

ANFORDERUNGEN AN DIE INTEGRIERTE MODELLIERUNG VON ENTWÄSSERUNGSSYSTEM UND KLÄRANLAGE

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

vorgelegt von

Dipl.-Ing. Ulla Leinweber

Kaiserslautern 2002

(D386)

Dekan:	Prof. Dr. W. Böhm
Vorsitzender der Prüfungskommission:	Prof. Dr.-Ing. G. Koehler
1. Berichterstatter:	Prof. Dr.-Ing. T.G. Schmitt
2. Berichterstatter:	Prof. Dr. P. Krebs

Tag der mündlichen Prüfung: 22.10.2002

ZUSAMMENFASSUNG

In vielen Ländern werden derzeit Simulationsmodelle miteinander gekoppelt, die zum einen Prozesse auf der Oberfläche und im Entwässerungssystem und zum anderen Prozesse in der Kläranlage nachbilden. Den Anlass hierfür stellte die Erkenntnis dar, dass eine getrennte Betrachtung und Optimierung der beiden Teile eines Abwassersystems nicht zwangsläufig zu aus Gewässersicht besten Lösungen führt. Da die Zusammenhänge sehr komplex sind, können Auswirkungen von Systemveränderungen, seien sie baulicher oder verfahrenstechnischer Art, nur mit Modellen im Vorfeld eingeschätzt werden. Die gemeinsame Simulation von Entwässerungssystem und Kläranlage wird mit dem Begriff „integrierte Modellierung“ beschrieben. Da der Einsatz der integrierten Modellierung in den Anfängen steckt, gibt es eine Vielzahl an offenen Fragen und Defiziten. Stichworte sind hier insbesondere die erforderliche Detailliertheit der Modellansätze sowie die zu betrachtenden Stoffparameter und die damit einhergehenden Unsicherheiten bei den Simulationsergebnissen.

Diese unbefriedigende Situation gab Anlass zu einer Zusammenstellung und Bewertung der Unsicherheiten, die bei der integrierten Modellierung bestehen. Im Vordergrund stand die Beurteilung unterschiedlicher Modellansätze und –parameter. Die Unsicherheiten wurden zunächst hinsichtlich der maßgebenden Größen Entlastungsverhalten und Kläranlagenablauf getrennt bewertet. Es zeigte sich, dass große Defizite hinsichtlich der Beurteilung der Auswirkungen von Modellansätzen und –parametern über die „Systemgrenze“ hinweg bestehen. Unter System wird hier einerseits das Entwässerungssystem und andererseits die Kläranlage verstanden.

Ausgewählte Unsicherheiten, wie z.B. die Auswirkungen unterschiedlicher Modellansätze und –parameter zur Simulation der stofflichen Prozesse auf der Oberfläche und im Kanal, wurden detailliert untersucht und beschrieben, was zu einem besseren Prozessverständnis beiträgt. Es wurde grundsätzlich nachgewiesen, dass eine Kopplung der verwendeten Modellansätze aus den Bereichen Entwässerungssystem und Kläranlage weitgehend zu nachvollziehbaren Ganglinien an allen maßgebenden Stellen im Abwassersystem führt. Es zeigten sich jedoch auch Schwächen bei der derzeit häufig gewählten Vorgehensweise. Die Simulation des chemischen Sauerstoffbedarfs als ein Parameter im Entwässerungssystem und die konstante Fraktionierung an der Übergabestelle zum Kläranlagenmodell, welches verschiedene CSB-Fraktionen als Eingangsgrößen benötigt, führt zu teilweise unplausiblen Ganglinien im Kläranlagenablauf. Es wurden zwei Lösungsansätze untersucht und festgestellt, dass die getrennte Simulation von partikulärem und gelöstem CSB entscheidende Vorteile insbesondere bei stark ablagerungsbehafteten Kanalnetzen aufweist.

Die integrierte Modellierung kann wertvolle Hinweise bei der Beurteilung unterschiedlicher Planungs- und Sanierungsvarianten im Abwassersystem hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Gewässerbelastung liefern. Die Arbeit verdeutlicht, welche Modellansätze und –parameter gewässerökologisch relevante Emissionen und die Kläranlagenablaufkonzentrationen maßgebend beeinflussen. In Abhängigkeit von der Zielsetzung müssen bei zukünftigen Simulationsstudien bisher häufig vereinfacht modellierte Prozesse, wie z.B. die Verdrängung gelöster Stoffe im Entwässerungssystem, detaillierter nachgebildet werden. Andere Prozesse dagegen können in bestimmten Anwendungsfällen vernachlässigt werden. So ist die detaillierte Nachbildung des Absetzverhaltens in den Regenbecken lediglich bei der Beurteilung langfristiger Wirkungen von Relevanz.

Danksagung

Herrn Prof. Dr.-Ing. T.G. Schmitt danke ich herzlich für die Möglichkeit, dieses Thema bearbeiten zu können sowie für die engagierte Betreuung und Förderung meiner wissenschaftlichen Arbeit und für die Übernahme des Hauptreferats. Herrn Prof. Dr. Krebs gilt mein besonderer Dank für die Übernahme des Koreferats sowie die Anregungen während der Bearbeitung dieser Dissertation.

Sehr herzlich bedanke ich mich bei allen meinen KollegInnen für die gute Zusammenarbeit und die freundschaftliche Atmosphäre am Fachgebiet. Insbesondere gilt mein Dank Frau Dr.-Ing. Antje Welker und Herrn Dr.-Ing. Joachim Hansen für die intensiven fachlichen Diskussionen sowie die konstruktiven Anmerkungen bei der Durchsicht des Manuskriptes. Herrn Dipl.-Ing. Martin Thomas danke ich für die erforderliche Programmweiterentwicklung.

Anteil am Zustandekommen dieser Arbeit hatten auch die ehemaligen studentischen Hilfskräfte Inka Kaufmann, Patrick Höhn und Michael Leidinger sowie zahlreiche Studierende, die durch Studien- und Diplomarbeiten wichtige Beiträge lieferten. Ihnen allen danke ich für die engagierte und zuverlässige Mitarbeit.

Mein herzlicher Dank gilt auch dem Laborteam, ohne das die Bewältigung der Proben nicht möglich gewesen wäre. Besonders bedanke ich mich bei Frau Alexandra Risch für die gute und angenehme Zusammenarbeit im Rahmen der Organisation der Laborarbeiten.

Schließlich gilt mein Dank den Betreibern der Kläranlage Mehlbach für ihre Hilfsbereitschaft.

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	1
1.1	Problemstellung.....	1
1.2	Ziele der Arbeit	2
1.3	Vorgehensweise.....	3
2	STAND DER DETAILLIERTEN SCHMUTZFRACHTMODELLIERUNG VON ENTWÄSSERUNGSSYSTEMEN.....	5
2.1	Phänomene während Mischwasserabfluss	6
2.2	Modellansätze bei der Schmutzfrachtsimulation	8
2.2.1	Teilsystem Oberfläche	8
2.2.2	Teilsystem Kanalnetz.....	9
2.2.3	Teilsystem Entlastungsbauwerk	11
2.3	Kriterien für die Auswahl von Modellansätzen.....	11
2.4	Beschreibung des ausgewählten Schmutzfrachtprogramms	13
2.4.1	Niederschlagsbelastung.....	13
2.4.2	Abflussbildung.....	14
2.4.3	Abflusskonzentration.....	14
2.4.4	Abflussberechnung im Kanalnetz	15
2.4.5	Stoffliche Vorgänge auf der Oberfläche	15
2.4.6	Stofftransport im Kanalnetz.....	16
2.4.7	Stoffliche Vorgänge in Entlastungsbauwerken	16
3	BESCHREIBUNG DER DERZEITIGEN SITUATION DER DYNAMISCHEN SIMULATION VON KLÄRANLAGEN	18
3.1	Phänomene während Mischwasserabfluss auf die Kläranlage	18
3.1.1	Vorgänge bei Trockenwetter- und Mischwasserabfluss	19
3.1.2	Einfluss des Mischwasserabflusses auf die Prozesse in Kläranlagen.....	19
3.2	Modellansätze bei der dynamischen Simulation von Kläranlagen	21
3.2.1	Belebtschlammmodelle.....	21
3.2.2	Vorklärbeckenmodelle	23
3.2.3	Nachklärbeckenmodelle.....	24
3.3	Beschränkungen der Modellansätze	26

//

3.4	Beschreibung der ausgewählten Modellansätze zur dynamischen Kläranlagensimulation	27
3.4.1	Belebtschlammmodell.....	28
3.4.2	Vorklärbeckenmodell	29
3.4.3	Nachklärbeckenmodell.....	29
4	BESCHREIBUNG DER DERZEITIGEN SITUATION DER INTEGRIERTEN MODELLIERUNG	32
4.1	Beschreibung nationaler und internationaler Untersuchungen.....	32
4.2	Fazit.....	38
5	MATERIAL UND METHODEN	40
5.1	Eingrenzung der betrachteten Unsicherheiten	40
5.2	Auswahl der Methodik und der Kriterien	41
5.3	Beschreibung der Vorgehensweise.....	45
5.4	Beschreibung des Einzugsgebietes und der Kläranlage	48
5.4.1	Entwässerungssystem	48
5.4.2	Kläranlage.....	51
5.5	Modellerstellung mit den Programmen KOSMO und SIMBA	54
5.5.1	Vorarbeiten für die Simulation des Entwässerungssystems	54
5.5.2	Vorarbeiten für die Simulation der Kläranlage	55
5.5.3	Kopplung der Programme KOSMO und SIMBA	56
6	MODELL- UND PARAMETERUNSICHERHEITEN BEI DER MODELLIERUNG – SCHWERPUNKT ENTWÄSSERUNGSSYSTEM.....	59
6.1	Darstellung des Kenntnisstandes und Auswahl von Varianten	59
6.1.1	Teilsystem Oberfläche	59
6.1.2	Teilsysteme Kanalnetz und Regenbecken.....	60
6.1.3	Fazit	61
6.2	Variante 1: Alternativer Modellansatz zur Simulation der stofflichen Prozesse auf der Oberfläche (2-Komponenten Methode).....	63
6.2.1	Auswirkungen auf das Entlastungsverhalten	64
6.2.2	Auswirkungen auf den Kläranlagenzulauf.....	67
6.2.3	Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf	67
6.2.4	Fazit	68

6.3	Variante 2: Variation der Modellparameter bei der Simulation der stofflichen Prozesse auf der Oberfläche bzw. im Kanalnetz.....	69
6.3.1	Auswirkungen der gewählten Modellparameter auf die Regenabfluss- und die Mischwasserabflusskonzentrationen	72
6.3.2	Auswirkungen auf das Entlastungsverhalten	75
6.3.3	Auswirkungen auf den Kläranlagenzulauf.....	78
6.3.4	Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf	79
6.3.5	Fazit	82
6.4	Variante 3: Variation des Transportverhaltens gelöster, schmutzwasserbürtiger Stoffe	82
6.4.1	Auswirkungen auf das Entlastungsverhalten und den Kläranlagenzulauf	83
6.4.2	Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf	84
6.4.3	Fazit	85
6.5	Variante 4: Variation der verwendeten Schmutzstoffparameter	86
6.5.1	Auswirkungen auf das Entlastungsverhalten	88
6.5.2	Auswirkungen auf den Kläranlagenzulauf.....	88
6.5.3	Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf	89
6.5.4	Fazit	90
6.6	Variante 5: Variation des Absetzverhaltens in den Durchlaufbecken.....	91
6.6.1	Auswirkungen auf das Entlastungsverhalten	91
6.6.2	Auswirkungen auf den Kläranlagenzulauf und -ablauf.....	92
6.6.3	Fazit	92
6.7	Zusammenfassung.....	92
7	UNSICHERHEITEN BEI DER MODELLIERUNG – SCHWERPUNKT SCHNITTSTELLE.....	94
7.1	Darstellung des Kenntnisstandes und Auswahl von Varianten	94
7.2	Variante 6: Variation der CSB-Fraktionierung an der Schnittstelle.....	97
7.2.1	Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf bei Variante 6a	101
7.2.2	Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf bei Variante 6b	102
7.3	Zusammenfassung.....	103

8	UNSIHERHEITEN BEI DER MODELLIERUNG – SCHWERPUNKT KLÄRANLAGE	104
8.1	Darstellung des Kenntnisstandes und Auswahl von Varianten	104
8.1.1	Teilsystem Vorklärung	104
8.1.2	Teilsystem Belebungsbecken	105
8.1.3	Teilsystem Nachklärung.....	106
8.1.4	Fazit	107
8.2	Variante 7: Variation der stöchiometrischen und kinetischen Parameter	109
8.2.1	Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf bei Variante 7a	114
8.2.2	Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf bei Variante 7b	117
8.2.3	Fazit	118
8.3	Variante 8: Alternativer Modellansatz zur Simulation der Prozesse in der Nachklärung	119
8.3.1	Auswirkungen während Trockenwetterzufluss.....	120
8.3.2	Auswirkungen auf die Kläranlagenablaufkonzentrationen während Mischwasserzufluss	122
8.3.3	Fazit	122
8.4	Zusammenfassung	123
9	ERKENNTNISSE AUS DEN SENSITIVITÄTSANALYSEN	124
9.1	Monatliche Entlastungsfrachten	124
9.2	Kriterium K1: Austrag akut wirkender Schmutzstoffe	126
9.3	Kriterium K2: Austrag langfristig wirkender Schmutzstoffe.....	129
9.4	Kriterium K3: Maximale Konzentrationen im Kläranlagenablauf	131
10	ANWENDUNG DES MODELLS IN EINEM KLEINEN EINZUGSGEBIET	136
10.1	Ziele und Vorgehensweise	136
10.2	Beschreibung der Messdatenerfassung	136
10.2.1	Messprogramm	136
10.2.2	Niederschlagsereignisse.....	137
10.2.3	Analyse der Messdaten	139
10.3	Modellierung des Entwässerungssystems	141
10.3.1	Beschreibung des Einzugsgebietes und des Entwässerungssystems	141
10.3.2	Modellerstellung und Kalibrierung.....	141

10.4	Modellierung der Kläranlage	144
10.4.1	Beschreibung des Verfahrenskonzeptes der Kläranlage.....	144
10.4.2	Belastungscharakteristik und Reinigungsleistung.....	145
10.4.3	Allgemeine Betriebsparameter während der Messphasen	147
10.4.4	Modellaufbau und Kalibrierung	150
10.5	Anwendung des gekoppelten Modells zur dynamischen Simulation von Regenereignissen.....	153
10.6	Zusammenfassung und Diskussion	156
11	ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN	158
12	LITERATUR.....	166

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 3-1:	Prozesse und Unzulänglichkeiten des Activated Sludge Models No.1	22
Tab. 4-1:	Übersicht über eine Auswahl an bisher durchgeführten Projekten im Bereich der integrierten Modellierung	37
Tab. 5-1:	Auswirkungen maßgebender Gewässerbelastungen und erforderliche Häufigkeit von Monitoringprogrammen /nach Lijklema et al., 1993/	42
Tab. 5-2:	Effekte durch Entlastungen in Fließgewässer /Schilling et al., 1997/	44
Tab. 5-3:	Kenndaten der gewählten Niederschläge und der Entlastungsereignisse.....	46
Tab. 5-4:	Wiederkehrhäufigkeiten (T_n) für die größten 30 min, 1h, 2h, 6h, 12h und 24h-Intervalle der betrachteten Niederschlagsereignisse.....	47
Tab. 5-5:	Kennzahlen der einzelnen Teileinzugsgebiete	49
Tab. 5-6:	Verschmutzung des Trocken- und Oberflächenabflusses	51
Tab. 5-7:	Eingangswerte für die Kläranlagenbemessung	52
Tab. 5-8:	Ergebnisse der Kläranlagenbemessung.....	53
Tab. 5-9:	Eingangsdaten für die Absetzwirkung in Durchlaufbecken.....	54
Tab. 5-10:	Zulauffraktionierung	56
Tab. 6-1:	Schwierigkeitsgrad bei der Auswahl von Modellansätzen und –parametern (ES) sowie Auswirkungen auf Entlastung und Kläranlagenzufluss.....	62
Tab. 6-2:	Zusammenstellung in der Literatur genannter Werte für die Parameter im Akkumulations-/Abtragsansatz	70
Tab. 6-3:	Übersicht über die in den Varianten verwendeten Modellparameter	72
Tab. 6-4:	Mittlere CSB-Konzentrationen je Ereignis im Regenabfluss bei den Varianten V0 und V2.....	73
Tab. 6-5:	Mittlere Ammoniumkonzentrationen je Ereignis bei den Varianten V0 und V2	75
Tab. 6-6:	CSB-Stoffeintrag von der Oberfläche bei zwei Regenereignissen, Varianten V0 und V2	76
Tab. 6-7:	CSB-Entlastungsfrachten [kg/Ereignis] am Becken- und Klärüberlauf des Beckens B10, Regen R28, Varianten V0 und V2	76
Tab. 6-8:	Übersicht über die in den Varianten V2e und V2f verwendeten Modellparameter	81
Tab. 6-9:	CSB-Fraktionierung an der Schnittstelle zwischen Entwässerungssystem und Kläranlage, gewählte Fraktionierung und Literaturwerte	87
Tab. 6-10:	Zusammenstellung der Auswirkungen unterschiedlicher Varianten im Entwässerungssystem auf Entlastung und Kläranlagenablauf.....	93
Tab. 7-1:	Verhältniswerte in Trockenwetter- und Mischwasserabflüssen im Zulauf zur Kläranlage (Stickstoffverbindungen).....	95
Tab. 7-2:	Schwierigkeitsgrad bei der Vorgehensweise an der Schnittstelle sowie Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf	96
Tab. 7-3:	Verhältniswerte in Trockenwetter- und Mischwasserabflüssen im Zulauf zur Kläranlage (Kohlenstoffverbindungen)	98
Tab. 7-4:	Einfluss der CSB-Zulauffraktionierung, Kenntnisstand nach Literaturrecherche.....	99
Tab. 7-5:	CSB-Fraktionierung an der Schnittstelle zwischen Entwässerungssystem und Kläranlage, Varianten V6a, V6b	101

Tab. 7-6:	CSB-Fraktionierung an der Schnittstelle zwischen Entwässerungssystem und Kläranlage, Varianten V6f und V6g	101
Tab. 7-7:	Zusammenstellung der Auswirkungen unterschiedlicher Varianten an der Schnittstelle auf den Kläranlagenablauf	103
Tab. 8-1:	Schwierigkeitsgrad bei der Auswahl von Modellansätzen und –parametern (KA) sowie Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf	108
Tab. 8-2:	Einfluss der stöchiometrischen und kinetischen Parameter, Kenntnisstand nach Literatur	111
Tab. 8-3:	Werte für die in den Varianten verwendeten stöchiometrischen und kinetische Parametern (Bezugstemperatur: 20°C)	113
Tab. 8-4:	Schwankungsbreite der Modellparameter im Nachklärbeckenmodell von Takács et al. /1991/	120
Tab. 8-5:	Zusammenstellung der Auswirkungen unterschiedlicher Varianten bei der Kläranlagenmodellierung auf das Entlastungsverhalten und den Kläranlagenablauf	123
Tab. 9-1:	Variantenübersicht	124
Tab. 9-2:	Mittlere AFS-Konzentrationen in verschiedenen Abflüssen	129
Tab. 10-1:	Übersicht über die Datengrundlage zur dynamischen Simulation des Entwässerungssystems und der Kläranlage Mehlbach	137
Tab. 10-2:	Kenndaten der gewählten Niederschlags- und der Entlastungsereignisse aus den Messdaten und der Schmutzfrachtsimulation	138
Tab. 10-3:	Konzentrationswerte im Trocken- und Regenwetterabfluss während des Regenereignisses 1 und während Trockenwetterabfluss	144
Tab. 10-4:	Belastungscharakteristik während verschiedener Zeiträume (24-h-MP)	146
Tab. 10-5:	Zuflusscharakteristik der Kläranlage Mehlbach, Juli/August	146
Tab. 10-6:	Mittlere Ablaufkonzentrationen	147
Tab. 10-7:	Charakterisierung der Schlammzusammensetzung und der Betriebsbedingungen	148
Tab. 10-8:	Ergebnisse der Kalibrierung	151
Tab. 10-9:	CSB-Fraktionierung und kinetische/ stöchiometrische Parameter	152
Tab. 11-1:	Zusammenstellung der Auswirkungen unterschiedlicher Varianten auf das Entlastungsverhalten und den Kläranlagenablauf	161
Tab. 11-2:	Auswirkungen unterschiedlicher Varianten auf die gewählten Kriterien	162

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Bild 2-1:	Stoffliche Prozesse in den Teilsystemen, unterschieden für partikuläre und gelöste Stoffe	7
Bild 2-2:	Vereinfachte Zusammenfassung der Ansätze und Auswahl der für diese Arbeit gewählten Modellansätze (schwarz markiert)	13
Bild 3-1	Absetzfunktionen: die Sedimentationsgeschwindigkeit wird als Funktion der Schlammkonzentration angegeben	31
Bild 5-1:	Niederschlagsereignisse im betrachteten Monat.....	46
Bild 5-2:	Häufigkeitsklassen der maximalen stündlichen Niederschläge innerhalb von 26 Jahren.....	47
Bild 5-3:	Übersicht über das Einzugsgebiet	49
Bild 5-4:	Trockenwettertagesgänge der verschiedenen Schmutzstoffe und des Abflusses	51
Bild 5-5:	Programmtechnische Verknüpfung der verwendeten Modelle	56
Bild 5-6:	Schematische Darstellung der beiden Systeme und der online-Fraktionierung an der Schnittstelle	57
Bild 5-7:	Fraktionierung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) und des Stickstoffes	58
Bild 6-1:	Ereignisspezifische CSB- und NH ₄ N-Entlastungsfrachten, Varianten V0 und V1	64
Bild 6-2:	Stündliche CSB- und NH ₄ N-Spitzenentlastungsfrachten je Ereignis, Varianten V0 und V1.....	65
Bild 6-3:	CSB- und NH ₄ N-Konzentrationsganglinien am Klärüberlauf des Beckens B10, Regen R25 und R28, Varianten V0 und V1	66
Bild 6-4:	CSB-Zulauffrachten zur Kläranlage, Regen R26 und R27, Varianten V0 und V1	67
Bild 6-5:	CSB-Zulauffrachten und NO ₃ N-(SNO-)Ablaufkonzentrationen, Regen R28, Varianten V0 und V1.....	68
Bild 6-6:	Auswirkungen unterschiedlicher Parameter auf das Stoffpotenzial auf der Oberfläche	73
Bild 6-7:	CSB-Konzentrationen im Kläranlagenzulauf bei Regen R28 und R27, Varianten V0 und V2c.....	74
Bild 6-8:	Ereignisspezifische CSB- und NH ₄ N-Entlastungsfrachten, Varianten V0, V2a, V2b und V2c.....	75
Bild 6-9:	Frachtganglinien am Klär- und am Beckenüberlauf des Beckens B10 bei Regen R28, Varianten V0 und V2	77
Bild 6-10:	Stündliche CSB- und NH ₄ N-Spitzenentlastungsfrachten je Ereignis, Varianten V0 und V2.....	78
Bild 6-11:	Niederschlagsverlauf, CSB- und NH ₄ N-Frachtganglinien im Kläranlagenzulauf, Varianten V0 und V2c, Regen R28.....	79
Bild 6-12:	CSB- und S _T -Konzentrationen im Kläranlagenablauf, V0 und V2c, Regen R28	80
Bild 6-13:	NH ₄ N- und NO ₃ -N-Konzentrationen im Kläranlagenablauf, V0 und V2c, Regen R28.....	80
Bild 6-14:	Ablaufkonzentrationen bei Regen R2, Varianten V0, V2e und V2f	81

Bild 6-15:	a) Ammonium-Konzentrationsganglinien am Klärüberlauf des Becken B10, Varianten V0 und V3, Regen R28 b) Ereignisspezifische NH ₄ N-Entlastungsfrachten, Varianten V0 und V3.....	83
Bild 6-16:	NH ₄ N-Frachtganglinie im Kläranlagenzulauf, Regen R26 und R28, Varianten V0 und V3.....	84
Bild 6-17:	NH ₄ N-Konzentrationen im Kläranlagenablauf, Regen R26 und R28, Varianten V0 und V3.....	85
Bild 6-18:	Ereignisspezifische CSB-Entlastungsfrachten, Varianten V0, V4a und V4b	88
Bild 6-19:	CSB-Frachtganglinien im Kläranlagenzulauf, Regen R28, Varianten V0 und V4	89
Bild 6-20:	CSB- und NO ₃ N-Konzentrationen im Kläranlagenablauf, Regen R28, Varianten V0 und V4b.....	90
Bild 6-21:	Ereignisspezifische CSB-Entlastungsfracht im Gesamtsystem und bei dem Durchlaufbecken B10, Varianten V0 und V5	91
Bild 6-22:	CSB-Frachten im Kläranlagenzulauf und NO ₃ N-Konzentrationen im Kläranlagenablauf, Regen R28, Varianten V0 und V5	92
Bild 7-1:	Ammoniumablaufkonzentrationen bei zwei Regenereignissen, Regen R28 und R32	96
Bild 7-2:	links: Nitratkonzentrationen im Kläranlagenablauf, Varianten V0 und V6a, Regen R25 rechts: Nitratkonzentrationen im Kläranlagenablauf, Varianten V0, V6f, V6g, Regen R28	102
Bild 7-3:	CSB- und NO ₃ N-Konzentrationen im Kläranlagenablauf, Varianten V0, V6b, Regen R25.....	102
Bild 8-1:	NH ₄ N- und NO ₃ N-Konzentrationen im Kläranlagenablauf, Varianten V0, V7a, Regen R28	114
Bild 8-2:	Schlammzusammensetzung bei Regen R28 (MW über jeweils 2 Tage), Varianten V0 und V7a (Konzentrationsangaben bei der Schlammzusammensetzung in g CSB/l)	115
Bild 8-3:	Ammonium- und Nitratbilanz während der ersten beiden Tage des Niederschlagsereignisses R28	116
Bild 8-4:	NH ₄ N- und NO ₃ N-Konzentrationen im Kläranlagenablauf, Varianten V0, V7b, Regen R28	117
Bild 8-5:	NH ₄ N-Konzentrationen im Kläranlagenablauf, Varianten V7b, V7c und V7d, Regen R25 und R28	118
Bild 8-6:	CSB-Ablaufkonzentration und mittlerer TS-Gehalt in unterschiedlichen Schichten des Nachklärbeckenmodells bei Trockenwetterzufluss	121
Bild 8-7:	CSB-Ablaufkonzentrationen, Varianten V0 und V8, Regen R28 und R26	122
Bild 9-1:	Monatliche CSB-Entlastungsfrachten bei den VariantenV0 bis V5	125
Bild 9-2:	NH ₄ N- und CSB-Entlastungsfrachten sowie Entlastungsabflüsse [l/s] bei den Regen R27 und R28 (Variante V0), Klärüberlauf des Beckens B10.....	126
Bild 9-3:	Maximale stündliche CSB-Frachten aus dem Gesamtsystem (Entwässerungssystem und Kläranlage)	127
Bild 9-4:	Maximale stündliche NH ₄ N-Frachten (Entwässerungssystem und Kläranlage)	128
Bild 9-5 :	AFS-Frachten im Monat (Entwässerungssystem und Kläranlage)	130
Bild 9-6 :	Maximale CSB-Konzentrationen im Kläranlagenablauf im betrachteten Monat.....	132

Bild 9-7 :	CSB-Konzentrationen im Kläranlagenablauf bei drei verschiedenen Varianten (Regen R28).....	132
Bild 9-8:	Zusammensetzung des CSB im Kläranlagenablauf während des Niederschlagsereignisses R28 (0,5 Tage nach Regenbeginn)	133
Bild 9-9 :	NH ₄ N-Konzentrationen im Kläranlagenablauf bei drei verschiedenen Varianten (Regen R28).....	134
Bild 9-10 :	Maximale NH ₄ N-Konzentrationen im Kläranlagenablauf im betrachteten Monat.....	135
Bild 10-1:	Niederschlagsverlauf und Kläranlagenzufluss während der Regenereignisse 1a und 1b.....	138
Bild 10-2:	Niederschlagsverlauf und Kläranlagenzufluss während des Regenereignisses 2.....	139
Bild 10-3:	Ganglinien der normierten Konzentrationen und Frachtsummenlinien für verschiedene Parameter, exemplarisch für Regenereignis 1a (c _m ..mittlere Konzentration bei TW, Q _m ..mittlerer Abfluss bei TW)	140
Bild 10-4:	Zulaufganglinien zur Kläranlage (Q, NH ₄ N).....	142
Bild 10-5:	Niederschlags-, Zufluss- und NH ₄ N-Konzentrationsverlauf während des Regenereignisses 1a.....	143
Bild 10-6:	Verfahrensschema der Kläranlage Mehlbach.....	145
Bild 10-7	Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken während Trockenwetter- und Mischwasserzufluss.....	149
Bild 10-8	Stickstoffkonzentrationen im Ablauf Belebung und Ablauf Nachklärung	153
Bild 10-9:	Niederschlagsverlauf, Zuflüsse und Zulaufmengen zur Kläranlage während des Regens 1a.....	154
Bild 10-10:	NH ₄ N-Konzentrationen im Kläranlagenablauf (Varianten V00 und V10), Regen 1 und 2	155

VERZEICHNIS HÄUFIG VERWENDETER ZEICHEN UND INDIZES

Zeichen	Bedeutung	Einheit
$A_{E,b}$	Summe aller befestigten Flächen eines Einzugsgebietes	ha
$A_{E,k}$	Fläche des kanalisierten bzw. durch ein Entwässerungssystem erfassten Einzugsgebietes	ha
Abs.St.	Absetzbare Stoffe	mg/l
AFS	Abfiltrierbare Stoffe	mg/l
ASM	Activated Sludge Model	
b_A	Zerfallsrate der autotrophen Bakterien	1/d
b_H	Zerfallsrate der heterotrophen Bakterien	1/d
B_R	Raumbelastung	kg BSB ₅ /(m ³ ·d)
B_{TS}	Schlammbelastung	kg BSB ₅ /kg TS
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen	mg/l
BÜ	Beckenüberlauf	
C	Konzentration	mg/l
c_t	Konzentration im Trockenwetterabfluss	mg/l
c_r	Konzentration im Regenabfluss	mg/l
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	mg/l
CSB _{fil}	Chemischer Sauerstoffbedarf in der filtrierte Probe	mg/l
CSB _{gel}	Gelöster chemischer Sauerstoffbedarf	mg/l
CSB _{hom}	Chemischer Sauerstoffbedarf in der homogenisierten Probe	mg/l
CSB _{part}	Partikulärer chemischer Sauerstoffbedarf	mg/l
E	Einwohner	
F	Fracht	
f_{ns}	Nicht absetzbarer Anteil der Feststoffe im Zulauf	
f_N	Stoßfaktor für die Stickstoffbelastung	
GV	Glühverlust	%
h_N	Niederschlagshöhe	mm
h_{Na}	Niederschlagshöhe	mm/min
i_{SI}	Stickstoffanteil der gelösten inerten organischen Stoffe	
i_{XI}	Stickstoffanteil der partikulären inerten organischen Stoffe	
ISV	Schlammindex	ml/g
k_1	Akkumulationsrate	1/d
k_2	Abtragsrate	1/mm

XIV

K_{NH}	Halbwertskoeffizient für die Ammoniumaufnahme	gNH_4-N/m^3
K_{OH}	Halbwertskoeffizient für die Sauerstoffaufnahme der heterotrophen Bakterien	gO_2/m^3
K_{OA}	Halbwertskoeffizient für die Sauerstoffaufnahme der autotrophen Bakterien	gO_2/m^3
K_S	Halbwertskoeffizient für das heterotrophe Wachstum	$gCSB/m^3$
k_s	Säurekapazität	mmol/l
KÜ	Klärüberlauf	
m	Mischverhältnis	
MP	Mischprobe	
N	Stickstoff	mg/l
N_{eff}	Effektivniederschlag	mm
N_{ges}	Gesamtstickstoff	mg/l
N_{org}	Organischer Stickstoff	mg/l
NH_4-N	Ammonium-Stickstoff	mg/l
NO_3-N	Nitrat-Stickstoff	mg/l
η	Absetzwirkung	
O_2	Sauerstoff	mg/l
P_0	Maximales Stoffpotenzial auf der Oberfläche	kg
Q_f	Fremdwasserabfluss	l/s
Q_{g24}	Gewerblicher Schmutzwasserabfluss	l/s
Q_{h24}	Häuslicher Schmutzwasserabfluss	l/s
Q_m	Mischwasserabfluss zur Kläranlage	l/s
$Q_{s,A131}$	85% Wert der Stundenspitzen des Schmutzwasserabflusses nach ATV-A 131 /1991/	l/s
Q_{t24}	Tagesmittelwert des Trockenwetterabflusses	l/s
Q_{tx}	Tagesspitze des Trockenwetterabflusses	l/s
RV	Rücklaufverhältnis	
r_h	Absetzparameter für Sinkgeschwindigkeit bei hohen Feststoffkonzentrationen	m^3/g
r_p	Absetzparameter für Sinkgeschwindigkeit bei niedrigen Feststoffkonzentrationen	m^3/g
SAK	Spektraler Absorptionskoeffizient	m^{-1}
SS	Suspended solids	mg/l
S_{ALK}	Alkalität	mol/ m^3
S_I	Inerte gelöste organische Stoffe	$g CSB/m^3$
S_{ND}	Gelöster abbaubarer organischer Stickstoff	$g N/m^3$

S_{NH}	Ammoniumstickstoff	$g\ N/m^3$
S_{NO}	Nitrat- und Nitritstickstoff	$g\ N/m^3$
S_O	Gelöster Sauerstoff	$g\ CSB/m^3$
S_S	Leicht abbaubares Substrat	$g\ CSB/m^3$
TKN	Kjehldahl-Stickstoff	mg/l
t_A	Aufenthaltszeit in Regenbecken	h
t_E	Eindickzeit	h
T_n	Wiederkehrhäufigkeit	a
t_{TS}	Schlammalter	d
TS	Trockensubstanzgehalt	g/l
μ	Wachstumsrate	$1/d$
$\mu_{A,max}$	Wachstumsgeschwindigkeit der autotrophen Biomasse	$1/d$
$\mu_{H,max}$	Wachstumsgeschwindigkeit der heterotrophen Biomasse	$1/d$
V_D	Für Denitrifikation genutztes Volumen des Belebungsbeckens	m^3
V_S	Spezifisches Volumen	m^3/ha
v_0	Theoretische maximale Absetzgeschwindigkeit	m/d
$v_{0,max}$	Praktische maximale Absetzgeschwindigkeit	m/d
w	Formfaktor	
w_s	Spezifischer Wasserverbrauch	$l/(E \cdot d)$
X_{BA}	Aktive autotrophe Biomasse	$g\ CSB/m^3$
X_{BH}	Aktive heterotrophe Biomasse	$g\ CSB/m^3$
X_I	Inerte partikuläre organische Stoffe	$g\ CSB/m^3$
X_{min}	Minimal erreichbare Feststoffkonzentration	mg/l
X_{ND}	Partikulärer abbaubarer organischer Stickstoff	$g\ N/m^3$
X_P	Partikuläre inerte organische Produkte, die beim Zerfall der Biomasse entstehen	$g\ CSB/m^3$
X_S	Biologisch langsam abbaubare Stoffe	$g\ CSB/m^3$
Y_H	Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse	$g\ CSB/g\ CSB$

1 EINLEITUNG

1.1 Problemstellung

Fließgewässer besitzen in unserer Gesellschaft einen hohen ökologischen, ökonomischen und kulturellen Wert. Zu ihrem Schutz sollten neben den diffusen Einleitungen, zum Beispiel aus der Landwirtschaft, auch die Belastungen aus kontinuierlichen und stoßartigen Abwassereinleitungen aus urbanen Räumen begrenzt werden. Hierzu zählen Kläranlagenabläufe sowie Niederschlagswassereinleitungen der Misch- und Trennkanalisation. Wasserbauliche Maßnahmen sind zur Förderung der Selbstreinigungskraft flankierend erforderlich.

Jede Planung siedlungswasserwirtschaftlicher Maßnahmen beeinflusst die Fließgewässerqualität. Insbesondere der in Deutschland nahezu abgeschlossene Bau von Kläranlagen hat zu einer deutlichen Verminderung der Gewässerbelastung geführt. Im Bereich der Niederschlagswasserbehandlung besteht nach wie vor Investitionsbedarf. Unter Niederschlagswasserbehandlung sind dezentrale Maßnahmen im Einzugsgebiet, z.B. Versickerung, zentrale Maßnahmen im Entwässerungssystem, z.B. Regenüberlaufbecken, aber auch die Mitbehandlung des Niederschlagsabflusses auf der Kläranlage zu verstehen. Neben dem vorhandenen Spielraum bei der Planung baulicher Maßnahmen werden neue Gedanken hinsichtlich des Betriebs diskutiert. Bisher wurden die einzelnen Komponenten Abwasserreinigung und Siedlungsentwässerung getrennt dimensioniert. Der Betrieb des Entwässerungssystems erfolgte i.d.R. mit statischen Regeln, die Kläranlagen wurde mit einem konstanten maximalen Zufluss betrieben. In den letzten Jahren wurden einige Pilotprojekte im Bereich der Steuerung des gesamten Abwassersystems durchgeführt. Ziel des dynamischen Betriebs und auch der Niederschlagswasserbehandlung ist eine Verminderung der Gewässerbelastung.

Es besteht ein Konsens darüber, dass die Maßnahmenwahl in Zukunft problemorientierter, das heißt unter Berücksichtigung der jeweiligen gewässerspezifischen Anforderungen, und kostenbewusster, das heißt am ökologischen Nutzen und am finanziell machbaren orientiert, erfolgen sollte.

Grundsätzlich können akkumulierende, verzögerte und kurzfristige Wirkungen unterschieden werden. Eine langfristige Beeinflussung der Gewässer durch Siedlungsgebiete erfolgt zum Beispiel durch den Schwermetalleintrag oder den Eintrag von Feststoffen. Unter kurzfristigen Auswirkungen werden unter anderem Sauerstoffdefizite in Folge eines stoßartigen Eintrags sauerstoffzehrender Stoffe verstanden.

Zur Quantifizierung langfristig wirkender Stoffe wurden in den letzten Jahren Stoffstrombilanzen erstellt und diese mit Messwerten abgeglichen.

Die Berechnung kurzfristig auftretender kritischer Situationen ist mit in den letzten 20 Jahren entwickelten Simulationsmodellen vorstellbar. Sie können zum Vergleich verschiedener Planungsvarianten im Vorfeld der baulichen Umsetzung zum Einsatz kommen.

Derzeit werden in vielen Ländern Simulationsmodelle aus den Bereichen Entwässerungssystem und Kläranlage miteinander gekoppelt, um verschiedene Planungs- und Betriebsvarianten im gesamten Abwassersystem miteinander vergleichen zu können. Die gewählten Vergleichskriterien umfassen neben den Kosten gewässerbezogene Aspekte.

Es werden zumeist vorhandene Programme für die Simulation der Prozesse auf der Oberfläche, im Entwässerungssystem und auf der Kläranlage verwendet, die ursprünglich für andere Anwendungszwecke entwickelt und für diese Fragestellungen in der Vergangenheit mit Erfolg eingesetzt wurden.

Es stellt sich bei der, häufig mit dem Begriff „integrierten Modellierung“ bezeichneten, Vorgehensweise die Frage, ob die verwendeten Werkzeuge für den neuen Anwendungsbereich geeignet sind. Bisher existieren wenige Arbeiten, in denen die grundsätzliche Eignung der Modellansätze für die neue Zielrichtung systematisch untersucht wurde. Es fällt auf, dass das Werkzeug „integrierte Modellierung“ in diversen praxisorientierten Untersuchungen dazu genutzt wurde, verschiedene Planungsszenarien miteinander zu vergleichen. Dagegen sind systematische, eher theoretische Veröffentlichungen, in denen auf mögliche Problemfelder hingewiesen wurde, sehr selten. Eine systematische Aufbereitung dieser Problemfelder existiert derzeit nicht.

1.2 Ziele der Arbeit

Bei der Simulation natürlicher Systeme bestehen wesentlich größere Unsicherheiten als bei anderen Modellierungsaufgaben, z.B. bei der Nachbildung eines Werkstoffverhaltens. Die Unsicherheiten nehmen zu, je größer der Betrachtungsbereich und je ausgeprägter die Dynamik der Prozesse ist. Damit einher geht eine Abnahme des Genauigkeitsanspruchs. Aufgrund der Komplexität der integrierten Modellierung von Entwässerungssystem und Kläranlage werden auch in Zukunft Unsicherheiten bestehen bleiben.

Diese Arbeit soll einen Beitrag leisten, bestehende Unsicherheiten bei der integrierten Modellierung besser einschätzen zu können. Eine Eingrenzung auf bestimmte Bereiche und auf ausgewählte Beurteilungskriterien ist erforderlich.

Im Vordergrund dieser Arbeit steht die Beantwortung der beiden im folgenden genannten Fragen:

- Sind die bisher verwendeten Modellansätze für den Anwendungsbereich „integrierte Betrachtung“ geeignet bzw. an welchen Stellen sind modifizierte Ansätze notwendig?
- Welche Modellansätze und Modellparameter haben einen Einfluss auf das Ergebnis bezüglich gewässerökologisch relevanter Emissionskriterien?

Im folgenden werden die Teilziele formuliert:

- Analyse bestehender Unsicherheitsbereiche
Es erfolgt eine systematische Zusammenstellung der Modell- und Parameterunsicherheiten im Bereich der integrierten Modellierung von Entwässerungssystem und Kläranlage. Einen Schwerpunkt stellt die Vorgehensweise an der Schnittstelle beider Teilsysteme dar.
- Auswahl maßgebender Unsicherheitsbereiche
Mithilfe einer Literaturrecherche und von im Vorfeld durchgeführten Simulationsstudien werden Unsicherheitsbereiche ausgewählt, die für die Ermittlung kritischer Situationen im Gewässer auch zukünftig von Interesse sein werden. Auch bei Durchführung aufwändiger Messkampagnen werden gewisse Unsicherheiten bestehen bleiben.

- Identifizierung von Problemfeldern und Aufzeigen von Lösungsansätzen
Ausgewählte Unsicherheitsbereiche werden mithilfe einer Sensitivitätsanalyse detailliert untersucht, um mögliche Probleme im Bereich der integrierten Modellierung zu identifizieren. Gegebenenfalls werden Lösungsansätze formuliert.
- Beurteilung der Auswirkungen unterschiedlicher Modellansätze und –parameter
Es wird das Ausmaß unterschiedlicher Modellansätze und –parameter auf ausgewählte Emissionskriterien dargestellt.

1.3 Vorgehensweise

Im einführenden Kapitel 2 wird zunächst der Stand der detaillierten Schmutzfrachtmodellierung von Entwässerungssystemen beschrieben. Die wichtigsten stofflichen Phänomene, die während Mischwasserzufluss auftreten, werden dargestellt. Anschließend werden existierende Modellansätze getrennt nach den Teilsystemen Oberfläche, Kanalnetz und Entlastungsbauwerk beschrieben und Kriterien für die Auswahl von Modellansätzen, die in dieser Arbeit zum Einsatz kommen, genannt. Am Ende des Kapitels erfolgt eine Beschreibung des ausgewählten Schmutzfrachtprogramms. Der Schwerpunkt liegt weniger auf den hydraulischen als auf den stofflichen Prozessen.

Das folgende Kapitel 3 beleuchtet den Stand der detaillierten Modellierung von Kläranlagen. Es werden existierende Modellansätze für die Nachbildung der Prozesse in der Vorklärung, dem Belebungsbecken und der Nachklärung beschrieben. Bestehende Defizite, die für die Simulation der Belastungssituation bei Mischwasserzuflüssen eine Rolle spielen können, werden genannt. Abschließend erfolgt eine Auswahl von Modellansätzen, die im Rahmen dieser Arbeit zur Anwendung kommen.

Kapitel 4 umfasst eine Analyse der wichtigsten nationalen und internationalen Untersuchungen im Bereich der integrierten Modellierung. Die bisherige Bandbreite der Zielsetzungen, Vorgehensweisen, eingesetzter Modellansätze etc. wird dargestellt.

Vor dem Einstieg in die Simulation erfolgt eine Beschreibung der gewählten Methodik und der Vorgehensweise in Kapitel 5. Es werden derzeit bei der integrierten Modellierung bestehende Unsicherheiten ausgewählt, die im Rahmen der Arbeit einer detaillierten Betrachtung unterzogen werden. Weiterhin wird begründet, weshalb eine Sensitivitätsanalyse herangezogen wird. Zur Auswertung von Sensitivitätsanalysen sind Kriterien erforderlich, deren Auswahl ebenfalls in diesem Kapitel dargelegt wird. Das fiktive Untersuchungsgebiet wird vorgestellt und die Modellerstellung der Ausgangsvariante erläutert.

Gegenstand der Kapitel 6 bis 8 ist die Analyse der Modell- und Parameterunsicherheiten bei der Simulation von Entwässerungssystemen und Kläranlagen sowie der Vorgehensweisen an der Schnittstelle der beiden Teilsysteme. Es erfolgt eine Festlegung diverser Varianten, mit deren Hilfe die Auswirkungen der gewählten Modell- und Parameterunsicherheiten auf die Emissionen detailliert untersucht werden. Die Auswirkungen auf das Entlastungsverhalten, den Kläranlagenzu- und –ablauf wird mithilfe von Ganglinien und Summenwerten betrachtet und mit Literatúraussagen und dem allgemeinen Kenntnisstand über die Vorgänge im Abwassersystem verglichen. Hierzu werden einzelne Regenergebnisse herangezogen.

Im Anschluss werden in Kapitel 9 die Ergebnisse der verschiedenen Varianten miteinander verglichen. Hierzu werden sowohl akute als auch langfristige gewässerorientierte Kriterien herangezogen.

Das Kapitel 10 enthält eine exemplarische Anwendung des Modells in einem kleinen Einzugsgebiet. Es wird ein Messprogramm vorgestellt mit dem sowohl Trockenwetter- als auch Regenwetterperioden beprobt wurden. Die Simulationsergebnisse werden an verschiedenen Stellen dargestellt und die Probleme der integrierten Modellierung exemplarisch für das Einzugsgebiet diskutiert.

Im abschließenden Kapitel 11 erfolgt eine Zusammenfassung und es wird ein Ausblick auf den bestehenden Forschungsbedarf im Bereich der integrierten Modellierung gegeben.

2 STAND DER DETAILLIERTEN SCHMUTZFRACHTMODELLIERUNG VON ENTWÄSSERUNGSSYSTEMEN

Schmutzfrachtberechnungsmethoden simulieren den Niederschlags-, Abfluss- und Stofftransportprozess. Eine Auflistung von Methoden zur Schmutzfrachtberechnung ist bereits 1985 in Euler et al. /1985/ zu finden. Darin wird der komplexe sog. „Schmutz-Niederschlags-Transport-Prozess“ in einzelne Phasen untergliedert. Diese sind räumlich getrennten Teilsystemen zugeordnet. Weiterhin werden zu dieser Zeit am Markt befindliche Verfahren und Modelle zusammengestellt und beschrieben. Es wurden solche Methoden ausgesucht, die möglichst unterschiedliche Ansätze bei der Beschreibung der Prozesse aufweisen. Es fällt auf, dass empirische Verfahren wie GAAP oder nach Pecher in der neueren Literatur nicht mehr zu finden sind, während sich deterministische Ansätze durchgesetzt haben, wenn auch nicht die in Euler et al. /1985/ beschriebenen Programme (QQS, Schlegel, SESIM). Stochastische Ansätze wurden in Euler et al. /1985/ nicht beschrieben und kommen auch heute nur in seltenen Fällen zur Anwendung /Scholz, 1995/. Weitere Übersichten über Schmutzfrachtberechnungsmethoden sind z.B. in ATV /1988/ und Jacobi /1988/ enthalten.

Seit den 90er Jahren kommen in Deutschland fast ausschließlich Schmutzfrachtprogramme zur Anwendung, die vergleichsweise einfache Modellansätze enthalten und wenige Modellparameter benötigen. Diese Tendenz ist sicherlich eng verbunden mit dem Erscheinen des ATV-Arbeitsblattes A 128 /1992/, welches in komplexeren Entwässerungssystemen zwar ein Nachweisverfahren und damit eine Schmutzfrachtmodellierung fordert, sich jedoch auf einen relativen Vergleich unterschiedlicher Sanierungsvarianten beschränkt. Als Vergleichsgröße dient in erster Linie die modellspezifische, im langjährigen Mittel entlastete CSB-Jahresfracht. Modellansätze für Akkumulation und Abtrag von Ablagerungen, Absetzwirkung in Kanälen und Speicherräumen sowie Ansätze für Spülstöße sind nur in Abstimmung mit der Aufsichtsbehörde zugelassen /ATV, 1992/.

In einigen Projekten kommen dennoch Programme mit detaillierteren Ansätzen zur Anwendung, z.B. MOUSE /DHI, 2000a/, KOSMO /Schmitt, 1991/. Hierbei fällt auf, dass eine Fokussierung auf einige wenige Modellansätze stattfand. Es erfolgt daher in den nächsten Abschnitten eine Beschreibung derjenigen Modellansätze, die in der Praxis vorwiegend zum Einsatz kommen. Dabei werden die Ansätze auf der Oberfläche, im Kanal und in Regenbecken getrennt beschrieben. Auf die unterschiedlichen Ansätze bei den reinen Abflussprozessen wird hier nicht näher eingegangen. Es wird auf die einschlägige Literatur verwiesen /u.a. ATV, 1988; Schmitt, 1985/.

Das im ATV-Arbeitsblatt A 128 /1992/ beschriebene Vorgehen hat vermutlich auch dazu geführt, dass in Deutschland während der letzten 10 Jahre, im Vergleich zu anderen Ländern (v.a. Dänemark, England, USA), relativ wenige Untersuchungen existieren, die sich mit der Kalibrierung von Schmutzfrachtmodellen beschäftigen haben. Erst seit 1998 werden wieder verstärkt Messprogramme durchgeführt und die Ergebnisse zur Modellkalibrierung verwendet /u.a. EG, LV, 1998; Frehmann et al., 2000b/.

2.1 Phänomene während Mischwasserabfluss

Ein Niederschlagsereignis verursacht auf der Oberfläche und im Entwässerungssystem eine ausgeprägte Dynamik, die sich sowohl auf die Abflüsse als auch auf die damit transportierten Schmutzstofffrachten auswirkt. Mit den heutzutage verfügbaren Modellen kann die Abflussdynamik relativ gut nachgebildet werden /IHH, 1994/. Der Schwerpunkt des Kapitels liegt auf einer kurzen Beschreibung der wichtigsten stofflichen Phänomene, wobei größtenteils auf weiterführende Literatur hingewiesen wird. Im Anschluss daran werden die Auswirkungen auf die Zusammensetzung des Mischwasserabflusses zusammengefasst.

Die Dynamik des *partikulären Stofftransportes* stellt den Schwerpunkt einer Vielzahl von Untersuchungen dar. Während sich bei Trockenwetter Schmutzstoffe auf der Oberfläche und im Kanalnetz ablagern, kommt es bei Regen zu einem Abtrag der partikulären Stoffe von der Oberfläche, einer Remobilisierung der abgelagerten Stoffe im Kanalnetz, einer Verdrängung des Trockenwetterabflusses und zu Absetzvorgängen in Regenbecken (Bild 2-1). Gegen Ende der Beckenentleerung kann es, herbeigeführt durch Spüleinrichtungen, zu einer Remobilisierung der abgelagerten Schmutzstoffe kommen.

Die einzelnen Phänomene sind mehr oder minder ausgeprägt in diversen Messkampagnen festgestellt worden. Die Prozesse auf der *Oberfläche* wurden u.a. von Paulsen /1987/, Alley /1981/ und Göttle /1978/ untersucht und detailliert beschrieben.

Das stoffliche Verhalten in *Mischwasserkanälen* wurde u.a. von Krauth /1979/, Geiger /1984/, Ristenpart und Uhl /1992/, de Vries /1993/ und Macke et al. /2002/ mithilfe von Messprogrammen nachvollzogen und die Zusammenhänge aufgezeigt. Dabei ist nachvollziehbar, dass bei steiler geneigten Kanalnetzen nur temporär Kanalablagerungen auftreten, während sie in flach verlaufenden Mischwassernetzen zum Teil dauerhaft festgestellt werden können. Von einem sog. Spülstoß wird gesprochen, wenn die Schmutzstofffracht dem Abflussvolumen vorausseilt. Der Zusammenhang wurde von diversen Autoren anschaulich mithilfe von abflussbezogenen Frachtsummenlinien dargestellt.

Im Vordergrund der Untersuchungen über das Transportverhalten in Mischwasserkanälen standen lange Zeit die partikulären Stoffe. Erst in den letzten Jahren wurde das Verhalten gelöster, sog. schmutzwasserbürtiger Stoffe näher untersucht. Aus diesem Grund werden einige vorhandene Messprogramme an dieser Stelle näher beschrieben. Es wird davon ausgegangen, dass als Folge einer stoßartigen Belastung des Entwässerungssystems durch ein Niederschlagsereignis eine Verdrängung gelöster Stoffe, die vorwiegend aus dem Schmutzwasser stammen, stattfindet. Theoretisch begründet wird das Phänomen mit der höheren Ausbreitungsgeschwindigkeit der Abflusswelle gegenüber der Transportgeschwindigkeit /Krebs und Kühn, 1999/. Grüning und Althoff /2000/ führten Messungen an einem Stauraumkanal durch. Der spektrale Absorptionskoeffizient (SAK) blieb zunächst auch nach dem anfänglichen Spülstoß der partikulären Stoffe auf mittlerem Trockenwetterniveau. Sie schlossen hieraus, dass Schmutzwasser verdrängt wurde. Auch im Zulauf zur Belebungsstufe von Kläranlagen wurden zu Beginn eines Regenereignisses erhöhte Ammoniumfrachten gemessen, die von Krauth /1995/ mit einer Verdrängung des Vorklärbeckeninhalts begründet wurde. Erstmals beschrieben wurde dieser Effekt von Gujer et al. 1982. Es ist jedoch vorstellbar, dass zusätzlich zu einer Verdrängung des Vorklärbeckeninhalts die Frachterhöhung zusätzlich durch das Phänomen der Wellenausbreitung im Kanalnetz verursacht wird.

Das *Absetzverhalten* von Durchlaufbecken und Stauraumkanälen mit untenliegender Entlastung wurde u.a. von Brombach und Michelbach /1997/ und Rietsch /2001/ detailliert untersucht. Rietsch /2001/ verweist auf die erforderliche Berücksichtigung von Remobilisierungsvorgängen. Im Zulauf zur Kläranlage wurden auch während der Entleerungsphase leicht erhöhte Frachten partikulärer Stoffe gemessen /Krauth und Schwentner, 1992/. Von Bruns /1999/ und Grüning und Althoff /2000/ wurde zudem beobachtet, dass in dieser Phase die gesamte Fracht der gelösten Stoffe den Wert bei Trockenwetter erneut übersteigt, was sich kritisch auf die Nitrifikationskapazität der Kläranlage auswirken kann. Dieser Fall kann aus dem derzeitigen Prozessverständnis nur eintreten, wenn es entweder zu einer Verdrängung der Ammoniumfrachten kommt oder aufgrund der Tageszeit stark verschmutztes Abwasser (hohe Konzentrationen) in den Becken gespeichert wird und dieses mit einem während der Beckenentleerung gegenüber Trockenwetter erhöhten Abfluss in Richtung Kläranlage weitergeleitet wird und dort zu einer erhöhten Frachtbelastung führt.

	Oberfläche	Kanal	Becken
Partikuläre Stoffe	Akkumulation während Trockenwetter	Ablagerungen während Trockenwetter	Absetzvorgänge
	Abtrag während Regenwetter	Remobilisierung während Mischwasserabfluss	Remobilisierung
		Stofftransport	Stoffaufteilung
		Stoffumsatz und -abbau	
Gelöste Stoffe	Eintrag von aus Atmosphäre ausgewaschener Stoffe	Verdrängung	Stoffaufteilung
		Stofftransport (advektiv)	
		Stoffumsatz und -abbau	

Bild 2-1: Stoffliche Prozesse in den Teilsystemen, unterschieden für partikuläre und gelöste Stoffe

In Bild 2-1 ist zu erkennen, dass bei dem Schmutztransport gelöster Substanzen weniger Prozesse zu berücksichtigen sind und die Kalibrierung von Modellen dadurch einfacher ist.

Die verschiedenen Phänomene auf der Oberfläche und im Entwässerungssystem haben zur Folge, dass sich die *mittlere Zusammensetzung* des Mischwasserabflusses von derjenigen des Trockenwetterabflusses unterscheidet. Es lassen sich folgende Beobachtungen zusammenfassen /Bertrand-Krajewski et al., 1995; Leinweber et al. 2001, Seyfried und Thöle, 1999/:

- Der Anteil partikulärer Stoffe ist im Mischwasserabfluss größer als im Trockenwetterabfluss
- Der Anteil leicht abbaubarere Stoffe ist im Mischwasserabfluss geringer
- Das Ammonium/TKN-Verhältnis ist im Mischwasserabfluss geringer
- Der k_s -Wert im Mischwasserabfluss ist niedriger
- Das TKN:BSB₅-Verhältnis ist im Mischwasserabfluss geringer

Durch die zeitlich stark variierende Intensität des Niederschlags, des dadurch veränderten Mischverhältnisses und der veränderten hydraulischen Bedingungen sowie durch den Zeitpunkt des Niederschlags (Tageszeit, vorangegangene Trockenperiode) ist es bereits in einem einzelnen Einzugsgebiet relativ schwierig den Verlauf allgemeingültig zu beschreiben. Unterschiedliche Einzugsgebietscharakteristika (u.a. Topographie, Art und Anzahl der Regenbecken) tragen darüber hinaus dazu bei, dass die Beschreibung eines typischen Konzentrations- oder Frachtverlaufs – wie sie für Trockenwetter in der Literatur zu finden sind – während eines Regenereignisses nahezu unmöglich ist. Dennoch lassen sich nach Krebs und Kühn /1999/ häufig beobachtete Phänomene in ihrer zeitlichen Abfolge zusammenfassen:

- Verdrängung gelöster, schmutzwasserbürtiger Stoffe
- Spülstoß bezüglich organischer Feststoffe
- Spülstoß bezüglich mineralischer Feststoffe

Damit geht eine über den Zeitraum des Mischwasserabflusses veränderliche Zusammensetzung einher.

2.2 Modellansätze bei der Schmutzfrachtsimulation

2.2.1 Teilsystem Oberfläche

Für die Akkumulation und den Abtrag von Schmutzstoffen auf befestigten Flächen haben sich empirische Ansätze durchgesetzt. Diese Ansätze gehen alle davon aus, dass mit zunehmender Trockenperiode eine Zunahme des Stoffpotenzials auf der Oberfläche einhergeht, wobei in der Regel eine obere Grenze dieses Stoffpotenzials angenommen wird. Der Stoffabtrag wird abhängig vom Niederschlagsvolumen und/oder dessen Intensität beschrieben /ATV, 1989/.

Sofern in Deutschland überhaupt Modellansätze zum Einsatz kommen, welche die Akkumulations-/Abtragsprozesse nachbilden, werden vielfach die beiden Exponentialgleichungen des „Storm Water Management Models“ (SWMM) /Huber und Dickinson, 1992/ verwendet (siehe Gleichungen 2.7 und 2.8), die auf dem von Alley et al. /1981/ vorgeschlagenen Ansatz basieren. Diese Gleichungen sind auch in dem hier verwendeten Schmutzfrachtprogramm KOSMO implementiert, ebenfalls werden sie z.B. in dem Programm KMEXT /van Wensen, 2001/ verwendet. Andere Programme, wie z.B. das Modul MOUSE TRAP des Programmpaketes MOUSE, erlauben eine detailliertere Modellierung. Es werden zwei Sedimentfraktionen auf der Oberfläche unterschieden - eine feine, in der Menge begrenzte und eine gröbere, unbegrenzte - sowie Akkumulations-/Abtragsprozesse für

gelöste Schmutzstoffe in den Straßeneinläufen /Crabtree et al., 1994; DHI, 2000b/. Von einigen Autoren wird die Existenz eines maximalen Stoffpotenzials in Frage gestellt /vgl. Paulsen, 1987; Alderink et al., 1990/.

Die Geschwindigkeit der *Stoffakkumulation* hängt u.a. von der Gebietsstruktur, dem Verkehrsaufkommen und der Jahreszeit ab. Der *Stoffabtrag* wird in der Regel ebenfalls durch eine Exponentialgleichung beschrieben. Er ist abhängig von der Niederschlagsintensität, der Abtragsrate und dem vorhandenen Stoffpotenzial. Die Abtragsgleichung wurde später um einen zweiten Koeffizienten (w) aufgrund von Messungen von u.a. Alley /1980/ und Göttle /1978/ ergänzt. Er besitzt keinen physikalischen Hintergrund. Seine Notwendigkeit ergibt sich aus der Tatsache, dass ohne die Verwendung des Formfaktors (Exponent der Abflussintensität) das Konzentrationsmaximum immer am Anfang des Oberflächenabflussgeschehens auftritt.

Andere Modellansätze für die Vorgänge auf der Oberfläche, wie z.B. ein modifizierter Linearspeicher oder eine modifizierte Einheitsganglinie /Euler et al., 1985/ werden derzeit in der Praxis der Modellanwendung nicht mehr angewendet.

Iossifidis /1985/ hat eine Vielzahl von Literaturstellen zu Akkumulation-/Abtragsansätzen in Modellen zusammengetragen. In der Literatur der letzten Jahre sind nur wenige neue Ansätze zu finden. Bryant et al. /1999/ z.B. schlagen vor, das unterschiedliche Verhalten verschiedener Kornfraktionen zu berücksichtigen. Die bisher verwendeten Ansätze führen für kleine Kornfraktionen zu plausiblen Ergebnissen. Sie seien jedoch für gröbere Partikel, Bryant et al. /1999/ geben eine Grenze von $> 400 \mu\text{m}$ an, nicht geeignet. Sie führen daher einen sog. „availability factor“ ein, um zu vermeiden, dass bei hohen Regenintensitäten der Abtrag unterschätzt wird.

Zusammenfassend ist zu den Ansätzen auf der Oberfläche zu sagen, dass für Akkumulation und Abtrag nahezu ausschließlich empirische Exponentialgleichungen in der Schmutzfrachtmodellierung verwendet werden. In der praktischen Handhabung werden häufig sowohl die Akkumulations- als auch die Abtragsrate bei der Langzeitsimulation für alle Stoffe und Einzugsgebiete identisch angesetzt.

Ein grundsätzlich anderer Ansatz ist die sog. Komponenten-Methode, bei der die Vorgänge auf der Oberfläche nicht modelliert werden. Es erfolgt lediglich eine volumenproportionale Überlagerung der Frachtkomponenten der einzelnen Teilströme (Schmutzwasser-, Fremdwasser-, Regenabfluss). Dieser Ansatz vernachlässigt somit den zeitlichen Verlauf der Stoffakkumulation vollständig und geht von mittleren Konzentrationen des Regenabflusses aus, die konstant über den Simulationszeitraum angesetzt werden. Diese Annahme wird damit begründet, dass sich die Fehleinschätzungen bei den Einzelereignissen im Mittel pro Jahr im relativen Vergleich aufheben /Schmitt, 1994/. Auf diesen Ansatz wird hier nicht näher eingegangen, es wird verwiesen auf Literaturstellen, wie z.B. Sieker et al. /1987/.

2.2.2 Teilsystem Kanalnetz

Der **Stofftransport im Kanalnetz** wird modelltechnisch bezogen auf alle Schmutzstoffparameter zumeist entweder als Pfropfenströmung simuliert oder die Transportstrecke wird als vollständig oder teildurchmischter Reaktor aufgefasst /ATV, 1988/. Alle Betrachtungsweisen zur Beschreibung des Transportes basieren auf der eindimensionalen Darstellung der Konvektions-Dispersions-Gleichung /vgl. Iossifidis, 1985/.

Es besteht grundsätzlich bei den genannten Betrachtungsweisen die Möglichkeit, den Beitrag von Kanalablagerungen zu berücksichtigen. Die Programme HAuSS /Jacobs, 1998/ und SWMM /Huber und Dickinson, 1992/ z.B. betrachten das Kanalnetz als Summe hintereinandergeschalteter volldurchmischter Reaktoren und können den Beitrag der Kanalablagerungen zur Mischwasserverschmutzung mit zusätzlichen Rechenalgorithmen berücksichtigen.

Das Phänomen der Kanalablagerungen auf die Mischwasserverschmutzung wird trotz seiner allgemein anerkannten großen Bedeutung, insbesondere bei flachen, ablagerungsbehafteten Kanalnetzen, in der Praxis der Schmutzfrachtmodellierung nur in Einzelfällen differenziert beschrieben /ATV, 1989/. In den meisten Anwendungsfällen erfolgt die Berücksichtigung der Kanalablagerungen pauschal über einer Erhöhung der mittleren Konzentration des Niederschlagsabflusses (bei Verwendung der Komponenten-Methode) oder über eine Erhöhung des Stoffpotenzials auf der Oberfläche (bei Verwendung der Akkumulations-/Abtragsmethode). Einige Schmutzfrachtmodelle mit hydrodynamischer Abflussberechnung versuchen die Sedimentations- und die Remobilisierungsvorgänge im Kanal mit hydraulischen Kriterien zu beschreiben /u.a. Iossifidis, 1985; Jacobs, 1998/. Hierfür ist eine detaillierte Netzdarstellung und ein damit einhergehender erhöhter Rechenaufwand erforderlich /ATV, 1989/.

Es existiert eine Vielzahl mathematischer Ansätze zur Beschreibung der Ablagerungs- und Remobilisierungsprozesse /u.a. Crabtree et al., 1995; Jacobs, 1998; Gent et al., 1996; Krauter und Beichert, 1996/. Häufig wird bei der Regenwettersimulation von der Vorstellung ausgegangen, dass sich je nach vorliegenden Fließverhältnissen und Partikeleigenschaften, die einem Systemelement zugeführten Feststoffe auf drei Transportpfade aufspalten: die Geschiebe-, Suspensa- und Spülfracht /Jacobs, 1998/. Zur Differenzierung, welcher Anteil der Feststofffracht mittels welchem Transportpfad durch die Haltung bewegt wird, ist eine Fraktionierung z.B. in Kornklassen erforderlich.

Eine Berücksichtigung dieses Phänomens ist mithilfe eines Modellansatzes für Pfropfenströmung möglich.

In Deutschland werden derzeit fast ausschließlich Schmutzfrachtprogramme eingesetzt, die den Kanal als volldurchmischten Reaktor auffassen und Ablagerungs- sowie Remobilisierungsprozesse vernachlässigen. Als Begründung hierfür kann angeführt werden, dass Schwierigkeiten bei der Durchführung von Messkampagnen bestehen /Gent et al., 1996/ und die Prozesse aufgrund der nicht homogenen Zusammensetzung der Schmutzstoffe noch immer wenig bekannt sind und dementsprechend die Unsicherheiten bei der Wahl der Modellansätze und -parameter und damit bei den Ergebnissen groß sind. An dieser Aussage haben auch neuere Untersuchungen zum Stofftransport im Kanal grundsätzlich nichts geändert /Jack et al., 1996; Ashley et al., 1999/. Es existieren nur wenige Untersuchungen, in denen gezeigt wurde, dass die Modellergebnisse die Beobachtungen widerspiegeln. Beispielhaft seien hier Mark et al. /1998/ erwähnt, in deren Untersuchung gezeigt wird, dass mit dem verwendeten Ansatz die ablagerungsbehafteten Stellen im Kanalnetz vorhersagbar sind. Es muss hierbei grundsätzlich bedacht werden, dass nur bei der Verwendung unterschiedlicher Transportarten für gelöste Stoffe und Feststoffe (unterteilt in verschiedene Kornfraktionen) Verdrängungseffekte gelöster Stoffe und Spülstöße organischer partikulärer Stoffe sowie mineralischer Partikel nachgebildet werden können.

Für **Umsetzungs- und Abbauprozesse** existieren unterschiedliche Modellansätze. Zum Beispiel enthält das Simulationsprogramm MOUSE Modellansätze, mit welchen der Abbau organischer Substanzen (CSB oder BSB), der bakterielle Umsatz, der Sauerstoffaustausch mit der Atmosphäre und der Sauerstoffverbrauch der Sedimente grundsätzlich nachgebildet werden kann /Crabtree et al., 1994/. Huismann /2001/ verwendet eine modifizierte Form des Modellansatzes des ASM3 um die biologischen Prozesse im Kanal – unterschieden nach Abwasser und Sielhaut - abzubilden. In Deutschland werden derzeit fast ausschließlich Schmutzfrachtprogramme verwendet, die von einem konservativen Stoffverhalten ausgehen. Ähnliches stellen Ahyerre et al. /1998/ in Frankreich fest.

2.2.3 Teilsystem Entlastungsbauwerk

Die Modellansätze zur Nachbildung der stofflichen Prozesse in Entlastungsbauwerken haben sich in den letzten Jahren nicht signifikant verändert. Noch immer wird in der Praxis der Schmutzfrachtmodellierung in den Bauwerken (Regenüberläufe, Regenüberlaufbecken) weitgehend von einer vollständigen Durchmischung ausgegangen, d.h. die Konzentration im Ablauf entspricht derjenigen im Zulauf. Innerhalb des Bauwerks tritt damit weder ein Konzentrationsunterschied in vertikaler noch in horizontaler Richtung auf.

Teilweise wird mithilfe empirischer Formeln in Durchlaufbecken eine *Absetzwirkung* berücksichtigt. Hierbei wird entweder ein Zusammenhang zwischen der Aufenthaltszeit und der Reduzierung der Verschmutzung verwendet /Schmitt, 1985/ oder es wird eine prozentuale Verringerung der Klärüberlaufkonzentration in Abhängigkeit der Beckengestaltung und hydraulischer Belastung vorgenommen /KOSIM, 1999/. Kollatsch /1995/ beschreibt einen Ansatz, bei dem die Absetzvorgänge durch die Eingabe einer mittleren Sinkgeschwindigkeit und über Absetzverfügbarkeiten der einzelnen Schmutzparameter berücksichtigt werden. Die abgesetzte Schmutzfracht wird während der Entleerungsphase eingemischt und führt z.B. beim AFS zu einer schlagartigen Erhöhung der Konzentration im Becken und damit auch im Ablauf des Beckens.

Detaillierte Messungen an Sonderbauwerken existieren nur sehr vereinzelt. Feldhaus und Arnold /1996/ untersuchten in einem Labormodell die Geschwindigkeit und die Stoffausbreitung und entwickelten ein zweidimensionales Berechnungsverfahren.

2.3 Kriterien für die Auswahl von Modellansätzen

Die Auswahl von Modellansätzen hängt direkt mit der **Zielsetzung** einer Untersuchung zusammen. Mit Einführung des ATV-Arbeitsblattes A 128 /1992/ in Deutschland erfolgte für den Normalfall (Normalanforderungen) eine Beschränkung der Anwendung von Simulationsmodellen auf den relativen Vergleich von Jahreswerten bei der Beurteilung unterschiedlicher Sanierungsvarianten. Somit ist die Verwendung komplexer Modellansätze in der Regel nicht erforderlich. Es wird davon ausgegangen, dass trotz der Fehleinschätzungen der Absolutwerte, die sich durch die vereinfachten Ansätze ergeben können, die Aussagen in der Relation richtig bleiben.

Liegt ein besonderes Schutz- oder Bewirtschaftungsbedürfnis vor, können weitergehende Anforderungen gestellt werden, die aus Immissionsbetrachtungen abgeleitet werden /ATV, 1992/. Diese Anwendung blieb in Deutschland auf wenige Anwendungsfälle beschränkt.

Mit Veröffentlichung am 22.12.2000 ist die EU-Wasserrahmenrichtlinie /Rat der Europäischen Union, 2000/ in Kraft getreten. Sie ist das Ergebnis einer Umorientierung der Wasser- und Gewässerschutzpolitik in Europa mit dem Ziel einer immissionsorientierten Betrachtungsweise. Eine erste konkrete Vorgehensweise zur Berücksichtigung des Immissionsprinzips in Deutschland enthält das BWK-Merkblatt M3 /BWK, 2001/. In das ATV-DVWK Merkblatt M 177 /2001/ wurden klärtechnische Maßnahmen explizit aufgenommen. Bei einem Vergleich unterschiedlicher klärtechnischer Maßnahmen ist die Berücksichtigung der stofflichen Vorgänge notwendig, da sonst der relative Vergleich nicht mehr stimmt. Werden im Rahmen integrierter Betrachtungen das Entwässerungssystem und die Kläranlage gemeinsam betrachtet, stellt sich ebenfalls die Frage, ob eine detaillierte Modellierung der stofflichen Prozesse auf der Oberfläche und im Entwässerungssystem zur korrekten Abbildung der Vorgänge in der Kläranlage und damit der Ablaufwerte wichtig wird.

Ein Blick über die Grenzen zeigt, dass in einigen Ländern konkrete Zielwerte im Gewässer vorgegeben werden. In Dänemark /vgl. House et al., 1993/ und England /FWR, 1998/ sind z.B. Sauerstoff- und Ammoniumkonzentrationen im Gewässer mit Modellen nachzuweisen. International besteht daher bereits seit einigen Jahren die Tendenz zu komplexeren Modellen, was zu einer verstärkten Weiterentwicklung der Modelle z.B. in Dänemark geführt hat. /Ahyerre, 1998/ gibt einschränkend zu bedenken, dass die Anwendungen von detaillierten Schmutzfrachtmodellierungen zumindest in Frankreich auf akademische Fragestellungen beschränkt bleibt.

Es lässt sich zusammenfassen, dass mit sich derzeit auch in Deutschland verändernden Zielsetzungen eine erhöhte Anforderung an die Genauigkeit der Modelle und eine Beurteilung von Absolutwerten einhergeht.

Die Auswahl von Modellansätzen hängt weiterhin mit dem **Stand des Wissens** über die Vorgänge zusammen. Es stellt sich grundsätzlich die Frage, ob bekannte Prozesse auch mit aufgenommen werden sollen, wenn sie im konkreten Einzugsgebiet nicht durch Messungen belegt werden. Ein größerer Detaillierungsgrad eines Modells ist nicht zwangsläufig eine Garantie für bessere Simulationsergebnisse. Mit der Anzahl der Modellparameter lässt sich zwar theoretisch die Ergebnisgenauigkeit erhöhen, aber der Aufwand der Kalibrierung steigt bzw. die Unsicherheiten nehmen zu, falls nur wenige Messdaten vorliegen.

Unter Berücksichtigung der derzeitigen Vorgehensweise in Deutschland werden im Rahmen dieser Arbeit zunächst relativ einfache Berechnungsansätze verwendet. Die Berücksichtigung von Akkumulation-/Abtragsansätzen und von Absetzprozessen in Becken erscheinen aufgrund der Zielsetzungen bei der integrierten Modellierung erforderlich und aufgrund der durchgeführten Messprogramme auch nachgewiesen. Modellansätze zur Nachbildung dieser Phänomene werden daher in dieser Arbeit bereits im Ausgangsmodell verwendet. Im Gegensatz hierzu werden die Modellansätze für die Prozesse im Kanalnetz als noch nicht genügend erforscht angesehen.

2.4 Beschreibung des ausgewählten Schmutzfrachtprogramms

Zur Anwendung kommt das detaillierte Schmutzfrachtmodell KOSMO (**K**ontinuierliche **S**chmutzfracht**M**odellierung), welches zu den hydrologisch-hydrodynamisch-deterministischen Modellen zählt /Schmitt, 1994/. Der hydrodynamische Baustein wird im Rahmen der Arbeit jedoch nicht verwendet. Dies ist in der Praxis bei Entwässerungssystemen gerechtfertigt, bei denen Rückstau, Fließumkehr etc. keinen Einfluss besitzen. Die Modellierung des Abflusses im Kanalnetz erfolgt unter Verwendung des hydrologischen Ansatzes von Kalinin-Miljukov. Es wird ein Akkumulations-/Abtragsansatz für die Berechnung der Verschmutzung des Niederschlagsabflusses verwendet. Im folgenden werden die Modellansätze beschrieben.

Bild 2-2 enthält eine vereinfachte Zusammenfassung der existierenden Modellansätze. Die im Ausgangsmodell gewählten stofflichen Ansätze sind schwarz markiert.

	Oberfläche	Kanal	Becken
Abfluss	Abflussbildung (Verdunstungs-, Mulden-, Versickerungsverluste)	hydrologisch	Abfluss- bzw. Volumenbilanz
	Abflusskonzentration (hydraulische und hydrologische Ansätze)	hydrodynamisch	vereinfacht hydrodynamisch
Stoffe	Komponenten-Methode	vollständige Durchmischung	vollständige Durchmischung
	Akkumulation-Abtrag	verschiedene Transportarten	Absetzprozesse
		Umsetzungs- und Abbauvorgänge	Umsetzungs- und Abbauvorgänge

Bild 2-2: Vereinfachte Zusammenfassung der Ansätze und Auswahl der für diese Arbeit gewählten Modellansätze (schwarz markiert)

2.4.1 Niederschlagsbelastung

Mit dem Schmutzfrachtmodell können sowohl Langzeitseriensimulationen durchgeführt als auch Einzelereignisse modelliert werden. In beiden Fällen muss vor der Verwendung des Programmpaketes KOSMO eine Trennung des Regenkontinuums in Einzelereignisse durchgeführt werden. Die Trennung erfolgt in Abhängigkeit von vorgegebenen Kriterien wie Regenpause und Mindestniederschlagshöhe. In einem weiteren Schritt wird das Modul „Voranalyse“ bzw. „Prescreening“ verwendet, welches vorbereitende Berechnungen für die eigentliche Abfluss- und Schmutzfrachtsimulation durchführt. Mithilfe dieses Moduls wird die „Vorgeschichte“ eines Regenereignisses erfasst und Daten wie Anfangs- und Muldenverluste und das Schmutzstoffpotenzial auf der Oberfläche in einer Datei abgelegt, aus der sie bei der anschließenden Simulation eingelesen werden.

2.4.2 Abflussbildung

Der Modellansatz zur Abflussbildung von befestigten Flächen berücksichtigt folgende Verlustarten:

- Verdunstungsverluste
- Benetzungsverluste und
- Muldenverluste

Es werden monatlich konstante Verdunstungswerte (0,5 ...3,4 mm/d) verwendet, durch die das Muldenverlustpotenzial in den Trockenperioden wieder hergestellt wird. Der Zustand der Oberfläche bei Ende des vorangegangenen Ereignisses wird dabei berücksichtigt. Die Benetzungsverluste werden konstant vorgegeben, es werden Verluste von 0,25 mm verwendet. Die Muldenverluste werden nach der Grenzwertmethode /vgl. ATV, 1986/ ermittelt, die in der Literatur ausführlich beschrieben ist.

Auf die Abflussbildung von unbefestigten Flächen wird nicht näher eingegangen, da sie sowohl üblicherweise bei der Schmutzfrachtberechnung als auch in dieser Arbeit vernachlässigt wird.

2.4.3 Abflusskonzentration

Unter Abflusskonzentration ist die Berechnung von Zuflussganglinien zum Kanalnetz unter Vorgabe der abflusswirksamen Niederschläge für bestimmte Einzugsgebietsflächen zu verstehen /ATV,1987/. Im Schmutzfrachtmodell KOSMO wird die Abflusskonzentration mit einem linear hydrologischen Verfahren, einer Kaskade von Linearspeichern, dargestellt. Damit können Translations- und Retentionsvorgänge berücksichtigt werden. In der Regel genügt es, die Anzahl der Speicher mit drei anzunehmen /ATV,1987/. Die Speicherkonstante k wird mithilfe der Fließzeit auf der Oberfläche ($t_a = 1...4$ min) sowie der Fließzeit im Kanal berechnet. Dieser Ansatz hat sich für Einzugsgebiete von Nebensammlern, bei denen in der Abflusskonzentration auch das Abflussverhalten der Kanäle enthalten ist, bewährt. Da bei der Schmutzfrachtberechnung mit einem Grobnetz gerechnet wird, ist diese Situation gegeben. Die Abflussganglinie für eine Teilgebietsfläche ergibt sich aus der Faltung der Systemfunktion mit dem Verlauf des Effektivniederschlages gemäß den folgenden Gleichungen:

$$q(m) = \sum_{j=1}^m i(j) \cdot u(n+1-j) \cdot \Delta t \quad (\text{Gleichung 2-1})$$

$$u(t) = \frac{1}{k \cdot (n-1)} \cdot \left(\frac{t}{k}\right)^{n-1} \cdot e^{-t/k} \quad (\text{Gleichung 2-2})$$

$$k = 0,25 \cdot (t_a + t_f) \quad (\text{Gleichung 2-3})$$

mit:

- i effektive Niederschlagsintensität [mm/min]
- u Systemfunktion
- k Speicherkonstante [min]
- $q(m)$ Abflussspende für den diskreten Zeitschritt m [mm/min]
- t_a Fließzeit auf der Oberfläche [min]
- t_f Fließzeit im Kanal

2.4.4 Abflussberechnung im Kanalnetz

Grundsätzlich kann in dem verwendeten Schmutzfrachtmodell KOSMO der Kanalabfluss detailliert in hydrodynamischer als auch in hydrologischer Berechnungsweise beschrieben werden. In dieser Arbeit wird der hydrologische Ansatz gewählt, da es sich um ein fiktives Gebiet mit einer einfachen Netzstruktur handelt. Die Berücksichtigung verfügbaren Kanalvolumens oder der Nachweis von Netzüberlastungen ist nicht erforderlich.

Die Berechnung erfolgt nach dem Ansatz von Kalinin-Miljukov mit Parameterschätzung nach Euler /1983/. Eine detaillierte Beschreibung ist in Engel /1994/ zu finden. Dabei wird jede Kanalstrecke als ein Speicher aufgefasst.

$$Q_A(t) = \frac{1}{k} \cdot V(t) \quad (\text{Gleichung 2-4})$$

mit:

$$k = L \cdot 0,8 \cdot D \cdot \frac{D}{1,25 \cdot Q_v} = 0,64 \cdot L \cdot \frac{D^2}{Q_v} \quad (\text{Gleichung 2-5})$$

$$L = \frac{Q_v}{2 I_s} \cdot \frac{D}{1,25 \cdot Q_v} = 0,4 \cdot \frac{D}{I_s} \quad (\text{Gleichung 2-6})$$

mit: k Retentionskonstante [-] D Durchmesser [m] I_s Sohlgefälle [-]
 L charakteristische Länge [m] Q_v Vollfüllungsleistung [m³/s]

aus /Engel, 1994/ bzw. /Euler, 1983/

2.4.5 Stoffliche Vorgänge auf der Oberfläche

Im Schmutzfrachtmodell KOSMO ist sowohl der Komponenten-Ansatz (2-Komponenten-Methode) implementiert als auch die Akkumulations-/Abtragsgleichungen wie sie z.B. von Alley et al. /1980a/ veröffentlicht wurden /zit. in Jacobs, 1998/. Bei der Abtragsgleichung wird aus in Kapitel 2.2.1 genannten Gründen ein zweiter Koeffizient (w), der als Exponent der Abflussintensität eingeführt wurde, verwendet (s. Gl. 2-8).

Bei der Verwendung von KOSMO wird derzeit meist auf einen Standardwert für die Akkumulationsrate k_1 von 0,12 d⁻¹ zurückgegriffen. Dieser Wert hat sich bei einem Modellvergleich in zwei Einzugsgebieten in Nordrhein-Westfalen bewährt /IHH, 1994/. Auch für die Abtragsrate k_2 und den Formfaktor w wird zumeist mit Standardwerten von 0,04 mm⁻¹ und 1,2 gerechnet.

Akkumulation:

$$P(t) = P_{max} - (P_{max} - P_{rest}) \cdot e^{-k_1 \cdot t} \quad (\text{Gleichung 2-7})$$

mit: $P(t)$ Schmutzmenge zur Zeit t [kg/ha]
 P_{max} theoretisch mögliches Stoffpotenzial [kg/ha]
 P_{rest} verbliebene Restverschmutzung [kg/ha]
 k_1 Akkumulationskonstante [1/d]

Abtrag:

$$\Delta P = P(t) \cdot (1 - e^{-k_2 \cdot q^w \cdot \Delta t}) \quad (\text{Gleichung 2-8})$$

mit: ΔP Stoffabtrag im Zeitintervall t [kg/ha]
 k_2 Abtragsrate [1/mm]
 $q(t)$ Abflussspende zur Zeit t [l/(s·ha)]
 w Formfaktor zur besseren Anpassung an gemessene Konzentrationsganglinien des Oberflächenabflusses [-]

2.4.6 Stofftransport im Kanalnetz

Zur Anwendung des Schmutzfrachtprogramms KOSMO muss das Entwässerungssystem als Grobnetz nachgebildet werden, was bedeutet, dass eine Hintereinanderschaltung diverser Haltungen mit Längen-, Durchmesser und Höhenangaben erfolgt. Die Modellierung des Stofftransportes im Kanalnetz erfolgt über einen Mischungsansatz, d.h. jede Haltung wird als vollständig durchmischter Reaktor angesehen (keine Advektion und Dispersion). Die aktuelle Konzentration berechnet sich aus der Zuflussfracht und der aktuellen Fracht in der Haltung, ggf. ergänzt um die eingetragene Fracht von der Oberfläche. Es werden keine unterschiedlichen Ansätze für gelöste und partikuläre Stoffe verwendet, damit bewegen sie sich mit derselben Geschwindigkeit (Fließgeschwindigkeit) fort. Es erfolgt keine Berücksichtigung der Umsetzungs- und Abbauprozesse.

2.4.7 Stoffliche Vorgänge in Entlastungsbauwerken

Die *Regenüberläufe* werden im Schmutzfrachtprogramm KOSMO als vollständig durchmischte Reaktoren beschrieben, was bedeutet, dass die Konzentration im Ab- und Überlauf derjenigen im Zulauf entspricht. Aus den Zu- und Abflussdaten können damit Frachten berechnet werden. Die Bilanzierung der Schmutzfrachten in den *Regenbecken* differenziert nach den folgenden Betriebszuständen: Füllungsphase, Überlaufphase und Entleerungsphase.

In der *Füllungsphase* werden Fang- und Durchlaufbecken als voll durchmischte Reaktoren beschrieben. Die aktuelle Beckenkonzentration während der Füllphase errechnet sich nach folgender Gleichung (Fangbecken und Durchlaufbecken):

$$C_B(t + \Delta t) = \frac{V_B(t) \cdot C_B(t) + 0,5 \cdot (Q_{ZB}(t) \cdot C_{ZB}(t) + Q_{ZB}(t + \Delta t) \cdot C_{ZB}(t + \Delta t)) - 0,5 \cdot \Delta t \cdot k_s \cdot V_B(t) \cdot C_B(t)}{V_B(t + \Delta t) \cdot (1 + 0,5 \cdot k_s \cdot \Delta t)} \quad (\text{Gleichung 2-9})$$

mit: C_B Konzentration im Becken (g/m³)
 V_B aktiviertes Beckenvolumen (m³)
 Q_{ZB} Beckenzufluss (m³/s)
 C_{ZB} Konzentration im Beckenzufluss (g/m³)
 k_s Sedimentationsrate (s⁻¹)

Die Sedimentationsrate k_s wird abhängig vom jeweiligen Füllungsgrad gegenüber der vorgegebenen Rate k_s^* bis zur Vollfüllung abgemindert. Damit soll der mit der Füllung

zunehmenden Beruhigung der Beckenströmung Rechnung getragen werden. Die in einem Zeitintervall an der Beckensohle abgelagerten Stoffe werden bilanziert.

$$k_s = k_s^* \cdot \frac{h_B(t)}{h_{B \max}} \quad (\text{Gleichung 2-10})$$

mit: k_s^* Sedimentationsrate nach Beckenfüllung (s^{-1})
 h_B Momentanwasserstand im Becken (m)
 $h_{B \max}$ maximal möglicher Beckenwasserstand (m)

Während der *Überlaufphase* werden Fang- und Durchlaufbecken unterschiedlich behandelt. Beim Fangbecken verändert sich die Beckenkonzentration allein aufgrund der Sedimentation.

$$C_B(t + \Delta t) = \frac{V_B(t) \cdot C_B(t) - 0,5 \cdot \Delta t \cdot k_s \cdot V_B(t) \cdot C_B(t)}{V_B(t + \Delta t) \cdot (1 + 0,5 \cdot k_s \cdot \Delta t)} \quad (\text{Gleichung 2-11})$$

Bei Durchlaufbecken hingegen wird die Verschmutzung des Zuflusses infolge wirkender Absetzmechanismen bei Durchströmen des Beckens reduziert. Die Konzentration $C_{K\ddot{u}}$ am Klärüberlauf ermittelt sich wie folgt:

$$C_{K\ddot{u}}(t = j \cdot \Delta t) = (1 - \eta) \cdot C_{ZB}(t = i \cdot \Delta t) \quad (\text{Gleichung 2-12})$$

mit: η Absetzwirkung bezüglich Schmutzstoffparameter
 $i \cdot \Delta t$ Zeitpunkt des Eintritts in das Becken
 $j \cdot \Delta t$ Zeitpunkt des Austritts über den Klärüberlauf

Wobei die Absetzwirkung mit folgender Regressionsgleichung bestimmt wird:

$$\eta = r_1 \cdot (1 - e^{-r_2 \cdot \sqrt{t_a}}) \quad (\text{Gleichung 2-13})$$

mit: r_1 Regressionskonstante 1 für Absetzwirkung
 r_2 Regressionskonstante 2 für Absetzwirkung
 t_a Aufenthaltszeit

Die Beckenentleerung beginnt sobald der Beckenwasserstand wieder die Höhe des tiefstgelegenen Überlaufs unterschreitet. Ab einer Füllung von 30% werden die sedimentierten Stoffe eingemischt und zur Kläranlage weitergeleitet /Schmitt, 1986/. Dies soll eine im praktischen Betrieb vielfach eingesetzte automatische Beckenreinigung, z.B. durch Wirbeljets, nachbilden.

3 BESCHREIBUNG DER DERZEITIGEN SITUATION DER DYNAMISCHEN SIMULATION VON KLÄRANLAGEN

Grundsätzlich werden in der Literatur stationäre Ansätze und dynamische Modelle unterschieden. Stationäre Ansätze beruhen auf der Annahme eines stationären Zustands, d.h. dass keine Zustandsänderungen über die Zeit stattfinden. Zustandsänderungen, z.B. Schwankungen im Tagesverlauf, werden mittels empirisch ermittelter Stoß- und Schwankungsfaktoren erfasst. Sie kommen seit Jahren zur Bemessung von Kläranlagen (Vorklärung, Belebungs-, Nachklärungs-) zur Anwendung. Zu nennen seien hier der Ansatz des ATV-Arbeitsblattes A 131 /1991/ und derjenige der Hochschulgruppe (HSG) /Böhnke, 1989/. Die beiden Verfahren basieren auf denselben allgemeinen Grundlagen, die in der einschlägigen Literatur detailliert erläutert sind /Kayser, 1983; Böhnke, 1989; ATV, 1991/. Mithilfe von Programmen, wie z.B. DENIKA können die stationären Ansätze auch verwendet werden, um nachzubilden, wie sich ein Belebungs- und Nachklärbecken nach einem gewählten Bemessungsansatz unter einem frei wählbaren Belastungszustand verhält. Mit dem HSG-Ansatz können neben einstufigen auch mehrstufige Anlagen bemessen werden. Viele stationäre Ansätze versuchen auch Zustandsveränderung zu berücksichtigen, indem Schwankungs- oder Stoßfaktoren eingeführt werden. Die Zustandsveränderungen selbst können nicht beschrieben werden /Schweighofer, 1997/.

Mithilfe dynamischer Kläranlagenmodelle können Zustandsänderungen, d.h. ein zeitvariantes Verhalten einer Abwasserreinigungsanlage, beschrieben werden. Es werden i. Allg. mathematische Modelle verwendet, die auf detaillierten Ursache – Wirkungsbeziehungen beruhen /Zettl, 2001/. Der Nomenklatur der Modellierung folgend, könnten diese als ‚deterministisch‘ bezeichnet werden. Im Vordergrund stehen – wie auch bei den stationären Ansätzen – Bilanzgleichungen für Stoffe, Massen und Energien /ATV, 1997a/. Der Anwendungsbereich von dynamischen Modellen ist vielfältig und umfasst sowohl die Planungsphase als auch die Betriebsoptimierung. Im Planungsstadium kommen dynamische Modelle zumeist als Ergänzung zu einem stationären Verfahren zum Einsatz, z.B. um verschiedene Verfahrensvarianten miteinander zu vergleichen oder um Störfallstrategien zu entwickeln. Eine ausführliche Darstellung zum Einsatz ist in diversen Veröffentlichungen enthalten, z.B. in /Londong, 1993; Dupont et al., 1994; Ladiges et al., 1998/.

Im Gegensatz zur Schmutzfrachtmodellierung hat sich bei der Kläranlagensimulation ein Modellansatz bzw. eine Gruppe von Modellansätzen international durchgesetzt.

In den nachfolgenden Kapiteln wird zunächst gezielt auf den Kläranlagenbetrieb bei Mischwasserbeschickung, der bei der integrierten Modellierung im Vordergrund steht, eingegangen. Hierbei werden auftretende Phänomene beschrieben. Anschließend werden die Modellansätze im Bereich der Kläranlagensimulation erläutert.

3.1 Phänomene während Mischwasserabfluss auf die Kläranlage

Der Mischwasserabfluss setzt sich zusammen aus einem Anteil Schmutzwasser, einem Teil Fremdwasser sowie dem durch oberirdischen Abfluss in das Kanalnetz gelangende Regenwasser. Zur Charakterisierung des Mischwasserabflusses ist nicht nur der Zeitpunkt der Mischwasserbelastung selbst, sondern insbesondere auch die Zeit zwischen den

Regenereignissen wesentlich. Daher werden im folgenden die Vorgänge auf der Oberfläche und im Kanalnetz nicht nur während des Regenereignisses sondern auch während Trockenwetterabfluss beschrieben.

3.1.1 Vorgänge bei Trockenwetter- und Mischwasserabfluss

Bei Trockenwetter kommt es zu Ablagerungen von vorwiegend partikulären Stoffen auf den befestigten Flächen und im Kanalnetz.

Der Mischwasserabfluss selbst kann basierend auf den Vorgängen in den Sammlern und den Speicherbauwerken in drei Phasen eingeteilt werden /ATV, 1997b/:

- Sammler- und Speicherbeckenfüllung zu Beginn des Mischwasserabflusses
- Speicherüberlauf während des Mischwasserabflusses
- Speicherentleerung zur Kläranlage am Ende des Mischwasserabflusses

Zu **Beginn des Mischwasserabflusses** kommt es zum Eintrag von Schmutzstoffen von der Oberfläche in das Kanalnetz. Die Vergrößerung des Abflusses führt zu einer Erhöhung der Fließgeschwindigkeit im Netz und damit zu einer Erhöhung der Schleppspannungen. Hieraus resultiert, dass die bei Trockenwetter im Netz abgelagerten Stoffe wieder aufgenommen werden, gleichzeitig kommt es zu einer Abspülung von Teilen der Sielhaut /Krauth, 1995/. Dies kann zu Beginn des Mischwasserabflusses zu einer Erhöhung von Stoffkonzentration und –fracht führen. Der Effekt ist bei kleinen Einzugsgebieten ausgeprägter als bei Einzugsgebieten mit langen Fließzeiten /ATV, 1997b/. Ein Teil der Frachtspitzen kann hierbei in Regenüberlaufbecken zurückgehalten werden.

Der Stoffvorrat, der durch Regenabfluss von der Oberfläche und aus dem Netz aufgenommen werden kann, ist begrenzt /ATV,1997b/. Aus diesem Grunde nehmen im **Verlaufe des Mischwasserabflusses** die Frachten wieder ab. Gleichzeitig kann es zu Entlastungen an Regenentlastungsbauwerken kommen, so dass die Frachten im Zulauf der Kläranlage z.T. geringer sind als die Frachten bei Trockenwetterabfluss. Die stark erhöhten Abflüsse führen in dieser Phase zusammen mit den hydraulischen Effekten im Netz zu Verdünnungsvorgängen und damit zu einer Verringerung der Stoffkonzentrationen.

Am **Ende der Mischwasserbelastung** werden die gefüllten Regenbecken wieder entleert, so dass es zu einer Verlängerung der erhöhten hydraulischen Belastung der Kläranlage kommt. Hierbei kann es zu einer erheblichen Frachterhöhung im Zulauf der Anlage kommen, da insbesondere gegen Ende der Beckenentleerung der sich in den Becken abgesetzte Schlamm ausgetragen wird.

3.1.2 Einfluss des Mischwasserabflusses auf die Prozesse in Kläranlagen

Bei der Beurteilung des Einflusses von Mischwasser auf die Prozesse in der Kläranlage müssen zwei Fälle unterschieden werden /Seyfried und Thöle, 1995/:

- Auswirkungen durch die erhöhten hydraulischen Belastungen
- Auswirkungen durch Veränderungen in der Abwasserzusammensetzung

Die wesentlichen Auswirkungen auf die Prozesse in der Kläranlage werden nachfolgend beschrieben.

Auswirkungen durch erhöhte hydraulische Belastungen der Kläranlage

Kläranlagen werden in der Regel auf eine hydraulische Belastung bei Mischwasserzufluss von $2 \cdot Q_s + Q_f$ bemessen. Die Erhöhung des Zuflusses bei Mischwasserbelastung von $Q_s + Q_f$ auf $2 \cdot Q_s + Q_f$ führt, neben Effekten in der mechanischen Reinigungsstufe wie beispielsweise einer Erhöhung des Rechen- und Siebgutfalls um den Faktor 5 bis 10 sowie einer Vergrößerung der Sandfanggutmenge /Kassner, 1987/, insbesondere zu gravierenden Auswirkungen auf die biologische Stufe einer Kläranlage, wobei der Prozess der Nitrifikation am stärksten betroffen ist.

Bei Anlagen mit Vorklärung kommt es zu Beginn der Mischwasserbelastung zu einer Verdrängung des relativ hochbelasteten Sandfang- und Vorklärbeckeninhaltes in die biologische Reinigungsstufe /Gujer et al., 1982; Londong, 1991/. Hierdurch entsteht im Zulauf der Biologie eine Ammoniumfrachtspitze, die - in Abhängigkeit von der gespeicherten Fracht und dem vorgeschalteten Volumen - bis zu der dreifachen Trockenwetterfracht ansteigen kann /Krauth, 1995/. Dies kann dazu führen, dass die zu nitrifizierende Ammoniumfracht das Maß dessen übersteigt, welches von den vorhandenen Nitrifikanten verarbeitet werden kann. Im Gegensatz zur Kohlenstoffelimination reagiert die Nitrifikation aufgrund der niedrigen Wachstumsgeschwindigkeiten der Nitrifikanten und der fehlenden Fähigkeit zur Anlagerung und Speicherung von Substraten gegenüber Stoßbelastungen wesentlich empfindlicher.

Gleichzeitig kommt es zu einer Verdrängung von Biomasse aus der Belebung und damit zu einer Schlammstapelung und zu einem Ansteigen des Schlammspiegels in der Nachklärung. Dies kann es zu einer deutlichen Verringerung des Reaktionspotentials in der Belebung führen, die - gemessen als TS_{BB} - bis zu 30% (bezogen auf den Trockenwetterfall) betragen kann. Durch das Ansteigen des Schlammspiegels wiederum kann es insbesondere bei flachen Nachklärbecken zum Abtreiben von Feststoffpartikeln und damit zu einer Erhöhung der Ablaufkonzentrationen sowohl für die Kohlenstoff- und Stickstoff- als auch für die Phosphorverbindungen kommen /Seyfried und Thöle, 1995/.

Auswirkungen durch Änderung der Abwasserzusammensetzung

Die Änderung der Abwasserzusammensetzung im Verlaufe der Mischwasserbelastung hat Auswirkungen auf die Prozesse der Denitrifikation sowie der biologischen Phosphorelimination /Seyfried und Thöle, 1995/. Während der Mischwasserbelastung kommt es zu einer Abnahme der Konzentration der gelösten Inhaltsstoffe und damit der leichtabbaubaren organischen Verbindungen. Hiermit erniedrigt sich der Gehalt der organischen Säuren und damit auch die Denitrifikationsleistung sowie ggf. die Phosphatrücklösung. Des Weiteren kann es bedingt durch das erhöhte Abflussvolumen zu einem Eintrag von Sauerstoff in die Denitrifikationszone und damit zu einem Rückgang der Nitrat-Abbauleistung kommen. Bei Anlagen mit geringer Pufferkapazität können durch den Eintrag von Regenwasser mit geringer Härte Probleme bei der Nitrifikation auftreten /ATV, 1997b/.

3.2 Modellansätze bei der dynamischen Simulation von Kläranlagen

Im Gegensatz zu stationären Ansätzen können mithilfe von dynamischen Kläranlagenmodellen Zustandsänderungen über die Zeit berücksichtigt werden. Bei der integrierten Modellierung steht die Nachbildung der Vorgänge infolge von Regenereignissen im Vordergrund. Zwar kann mithilfe von stationären Ansätzen ein erhöhter Zufluss als Belastungszustand berücksichtigt werden, sie sind jedoch nicht geeignet, ständig veränderte Belastungszustände angemessen nachzubilden. Eine sachgerechte Simulation von Zustandsänderungen ist bei der integrierten Modellierung von längeren Betrachtungszeiträumen zwingend erforderlich, da sich sowohl die Zuflussmengen, die Zuflusszusammensetzung als auch die Biozönose und zumeist die Betriebsführung (z. B. Rücklaufschlammregelung, Sauerstoffzufuhr) der Kläranlage phasenweise verändern. Nach Kroiss /1997/ ist es mithilfe der dynamischen Simulation möglich, die verschiedenen ‚Sicherheiten‘ z.B. gegen Ausschwemmung der Nitrifikanten, Durchbrechen der Ammoniumspitzen - also Situationen, die bei Mischwasserzufluss auftreten können - nachzubilden. Stationäre Ansätze sind daher für den Anwendungsbereich der integrierten Modellierung nicht geeignet. Im weiteren Verlauf des Kapitels werden verschiedene dynamische Belebtschlamm-, Vor- und Nachklärbeckenmodelle beschrieben.

3.2.1 Belebtschlammmodelle

Ein detailliertes Modell zur Beschreibung der Vorgänge in Belebungsanlagen wurde zwischen 1982 und 1987 von der „Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment“ der IAWPRC (International Association on Water Pollution Research and Control) entwickelt. Ziel der Gruppe war es, vorerst die damals existierenden Modelle durchzusehen und danach zu einem Konsens bezüglich des „einfachsten“ Modells zu finden, mit dem es möglich ist, das Verhalten einstufiger Belebtschlammssysteme mit Kohlenstoffabbau, Nitrifikation und Denitrifikation „realistisch“ vorherzusagen /Henze et al., 1987 in Nowak, 1997/. Liebeskind /1999/ gibt einen Überblick über diverse Arbeiten ab 1956, welche die Grundlagen für die mathematische Modellierung biologischer Abwasserreinigungsprozesse darstellen.

Das zunächst entwickelte Activated Sludge Model No.1 (ASM1) wurde und wird weiterentwickelt und es existieren zur Zeit drei Modellansätze, die im folgenden kurz beschrieben werden. Eine ausführliche Darstellung ist in IWA /2001/ enthalten.

Bei dem Activated Sludge Model No.1 (**ASM1**) sind zwei Eigenschaften hervorzuheben, die dieses Modell von anderen unterscheidet. Es ist zum einen konsequent auf bilanzierbare Größen - im wesentlichen CSB und Stickstoff - aufgebaut. Zum anderen wurde für die Beschreibung der Vorgänge eine Matrixform gewählt, in der 8 Umwandlungsprozesse und 13 Modellkomponenten enthalten sind. Die Matrixform besitzt den Vorteil, dass die Zusammenhänge sehr übersichtlich und damit gut nachvollziehbar sind und, dass relativ einfach zusätzliche Prozesse eingefügt werden können /Nowak, 1997/.

Mit dem entwickelten Modellansatz ASM1 können die in Tab. 3-1 genannten Prozesse simuliert werden. Von Nowak /1997/, Nowak und Svoldal /1998/, van Loosdrecht und Jetten /1999/ und Gujer et al. /1999/ werden einige Unzulänglichkeiten des ASM1 genannt, die in der Tabelle den einzelnen Prozessen zugeordnet wurden. Als grundsätzlichen Nachteil des ASM1 nennen Nowak und Svoldal /1998/ die Beschreibung des Kohlenstoffabbaus mithilfe

von drei kinetischen Prozessen, von denen nur zwei unter anoxischen Bedingungen langsamer verlaufen als unter aeroben. Damit kann der Kohlenstoffabbau bei unterschiedlichen Umweltbedingungen nicht genau erfasst werden.

Tab. 3-1: Prozesse und Unzulänglichkeiten des Activated Sludge Models No.1

Prozesse	Fehlende Zusammenhänge/ Unzulänglichkeiten
Aerobes und anoxisches Wachstum der heterotrophen Biomasse (C-Abbau und Denitrifikation)	<ul style="list-style-type: none"> - Limitierung des Wachstums bei Mangel an Ammonium und Alkalität - Bei Mangel an Ammonium können Mikroorganismen Nitrat aufnehmen
Zerfall der heterotrophen Biomasse	
Hydrolyse organischer partikulärer Verbindungen	<ul style="list-style-type: none"> - Hydrolyse unter anaeroben Bedingungen - schwere Ermittelbarkeit der kinetischen und stöchiometrischen Parameter
Hydrolyse organischer Stickstoffverbindungen	<ul style="list-style-type: none"> - schwere Ermittelbarkeit der kinetischen und stöchiometrischen Parameter
Ammonifikation	
Aerobes Wachstum der autotrophen Biomasse (Nitrifikation)	<ul style="list-style-type: none"> - Limitierung des Wachstums bei Mangel an Alkalität - Hemmkinetik - Einstufiger Prozess
Zerfall der autotrophen Biomasse	<ul style="list-style-type: none"> - Zerfallsraten sind unter anoxischen und aeroben Bedingungen deutlich geringer
Sonstige Prozesse	<ul style="list-style-type: none"> - Speicherung organischer Kohlenstoffverbindungen unter anoxischen und anaeroben Bedingungen

Als weiterer Nachteil des ASM1 wird von Nowak /1997/ genannt, dass die Stickstofffraktionierung im Zulauf sowie die Bilanzierung des Stickstoffs durch implizite (gelöster und partikulärer abbaubarer organischer Stickstoff) und explizite Modellkomponenten (an CSB-Fraktionen gebundene Stickstoff-Fraktionen) unübersichtlich ist. Nachteile, die alle ASM-Modelle betreffen sind im Kapitel 3.3 aufgelistet.

Eine Weiterentwicklung des ASM1 ist das 1995 publizierte „Activated Sludge Model No. 2“ (**ASM2**) /Henze et al, 1995/. Es berücksichtigt zusätzlich zum ASM1 noch diejenigen Zustandsgrößen und die Umwandlungsprozesse, die erforderlich sind, um die biologische Phosphorelimination angenähert zu beschreiben. Hierzu ist eine größere Anzahl an Modellparametern erforderlich als beim ASM1. Das ASM2 besteht aus insgesamt 19 Modellkomponenten und 17 bzw. 19 (einschließlich der chemischen Phosphorelimination) Umwandlungsprozessen. Nach ATV /1997a/ ist das ASM2 außerordentlich umfangreich und für die praktische Anwendung nur bedingt geeignet. Es wird heute u.a. genutzt, um Teilaspekte der biologischen Phosphorelimination zu simulieren. Thöle /1999/ hat das Modell für drei unterschiedliche Kläranlagen verwendet. Es stellte sich heraus, dass auf der Kläranlage Hildesheim (simultane Nitrifikation/ Denitrifikation im Umlaufbecken) die vermehrte biologische P-Elimination nur mit einer erheblichen Veränderung der im Technical Report zur Anwendung im ASM No.2 /Henze et al., 1995/ angegebenen kinetischen Parameter zu beschreiben war. Eine modifizierte Form des ASM2 wurde mit dem ASM2d

entwickelt /Henze et al., 1999/, in der die denitrifizierende Aktivität der phosphorakkumulierenden Organismen berücksichtigt wird.

Das **ASM3** beschreibt dieselben Prozesse wie das ASM1. Es ist auf demselben Prinzip hinsichtlich Matrixform und der Verwendung bilanzierbarer Größen aufgebaut wie die Vorgängermodelle. Ein Unterschied, verglichen mit dem ASM1, besteht in der Beschreibung der Speicherung von organischem Substrat und der Lyse mit Hilfe der endogenen Atmung. Das ASM3 wurde unter anderem erstellt, um zu verdeutlichen, dass die Realität des Belebtschlammprozesses modellmäßig auch in erheblich anderer Weise abgebildet werden kann als mit dem ASM1 /van Loosdrecht, 1998, zit. in Nowak und Svardal, 1998/.

Die Vorgehensweise bei der Modellerstellung, -kalibrierung und -verifikation wird u.a. von Zettl /2001/ und Hulsbeek et al. /2001/ detailliert beschrieben. Eine Übersicht über Messungen zur Charakterisierung der Schlammbiozönose und der Abwasserzusammensetzung geben folgende Publikationen: Kappeler und Gujer, 1992; Henze, 1992; Henze et al., 1995; Vanrolleghem et al., 1998a.

Die beschriebenen Modellansätze sind in diversen Programmen zur dynamischen Simulation von Kläranlagen enthalten (ARASIM, EWSIM, Biosedi, SIMBA), die neben Modellen zur Beschreibung der biologischen Stufe z.B. auch Modellansätze für die Vor- und Nachklärung umfassen.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die zur Verfügung stehenden Modellansätze in der Lage sind, die Vorgänge in Belebungsbecken gut nachzuvollziehen. Alle beschriebenen Modelle beinhalten keine Beschreibung der Transportprozesse.

3.2.2 Vorklärbeckenmodelle

Modellansätze für Vorklärbecken sollten in der Lage sein, die Sedimentationscharakteristiken sowie deren Geschwindigkeit und Intensität sowohl bei Trockenwetter- als auch bei Mischwasserzufluss zu simulieren, um Aussagen über die Feststoffelimination sowie Schlammanfall bzw. Feststoffverlagerungsprozesse ins Belebungsbecken treffen zu können. Die Beschreibung der Strömungsverhältnisse ist für die Simulation von Mischwasserereignissen von besonderer Bedeutung. Zur korrekten Nachbildung der Absetzvorgänge muss darüber hinaus die Dynamik der Abwasserfraktionierung berücksichtigt werden.

Für die Simulation der Vorgänge im Vorklärbecken liegen im Gegensatz zur Belebungsstufe keine Standardmodelle vor. Allgemein fand die Vorklärung bisher wenig Beachtung bei der Modellierung. In der Literatur existieren verschiedene theoretische Ansätze zur Beschreibung der Sedimentation und in den letzten Jahren wurden auch diverse Modellansätze beschrieben. Die vorhandenen Ansätze und Modelle lassen sich in empirische und mechanistische Ansätze unterscheiden.

Ein **empirischer Ansatz** für ein Vorklärbecken stellt einen Zusammenhang zwischen dem messbaren Zufluss oder der messbaren Aufenthaltszeit und der messbaren Absetzleistung her und drückt diesen mathematisch aus. Die tatsächlichen Vorgänge bleiben dabei weitgehend unberücksichtigt /Wolter, 1998/.

Mechanistische Ansätze beschreiben unterschiedlich exakt die tatsächlichen Vorgänge in Vorklärbecken. Sie lassen sich hinsichtlich der Sedimentation auf die Oberflächenbeschickung zurückführen und unterscheiden sich hauptsächlich im Grad der Berück-

sichtigung der Strömungsverhältnisse und Transportvorgänge. Es bietet sich eine Unterteilung in Rührkesselmodelle und hydrodynamische Modelle an. Rührkesselmodelle geben die Vorgänge vereinfacht durch die Anwendung einer Massenbilanzgleichung wieder. Hydrodynamische Modelle beschreiben mit hohem mathematischem Aufwand die Strömungsverhältnisse und Transportvorgänge / Wolter, 1998/.

Die Hydrodynamik wird zumeist durch einen oder mehrere Rührkessel vereinfacht wiedergegeben. Nach Wolter /1998/ ist der Aufwand für detaillierte hydrodynamische Ansätze bei der Vorklärbeckenmodellierung nicht zu rechtfertigen. Burkhart /2002/ zeigte exemplarisch an einigen gemessenen Ganglinien, dass eine Rührkesselkaskade in der Lage ist, die zu Beginn eines Regenereignisses auftretende Verdrängung von Trockenwetter aus der Vorklärung nachzubilden.

Anwendung der Modelle

Bei der Simulation von Kläranlagen kommen in Deutschland vorwiegend empirische Ansätze zur Modellierung der Vorgänge in der Vorklärung zur Anwendung. In einigen internationalen Studien wurde das Modell von Lessard und Beck /1988/, welches den mechanistischen Modellen zugeordnet werden kann, verwendet. Es berücksichtigt das Strömungsverhalten durch eine Rührkesselkaskade.

3.2.3 Nachklärbeckenmodelle

Eine zuverlässige Simulation von Kläranlagen ist nur möglich, wenn dem Modell des Belebungsbeckens ein – wenn auch einfaches – Nachklärbeckenmodell nachgeschaltet ist. Die Wirkungsweise von Nachklärbecken basiert ähnlich wie beim Vorklärbecken auf Sedimentation. Der Unterschied besteht jedoch darin, dass bei der Belebtschlammtrennung in Nachklärbecken ausschließlich flockende Partikel vorhanden sind. Es findet demnach keine Einzelkornsedimentation statt. Das Modell sollte folgende Anforderungen erfüllen /Freund et al, 1993/:

- Berechnung der Feststoffkonzentration im Ablauf
- Berechnung der Feststoffkonzentrationen im Rücklaufschlamm
- Abbildung der Speichervorgänge in der Nachklärung

Im folgenden werden die derzeit existierenden Modellansätze beschrieben. Nachklärbeckenmodelle werden üblicherweise in drei Gruppen eingeteilt: Konzeptionelle Modelle, eindimensionale und mehrdimensionale – meist zweidimensionale - Modelle. Analog der Unterteilung der Vorklärbeckenmodelle könnte auch zwischen empirischen (konzeptionellen) und mechanistischen (ein- und mehrdimensionalen) Modellen unterschieden werden.

Der Begriff **konzeptionelle bzw. empirische Modelle** beschreibt Modelle, die auf empirischen Ansätzen beruhen und nicht versuchen physikalische Prozesse mathematisch nachzubilden. In sehr einfachen Modellen wird von einem voll durchmischten Reaktor ausgegangen, aus dem alle Feststoffe in das Belebungsbecken zurückgeführt werden. Alternativ kann ein Feststoffabtrieb über einen einfachen Ansatz – entweder als Konstante oder proportional zum Zufluss - berechnet werden /Freund et al., 1993/. Es erfolgt keine

Schlammstorage bei diesen Modellen. Somit sind sie nur anwendbar, wenn die Schlammverlagerung keine Rolle spielt.

Häufig erfolgt bei konzeptionellen Modellen eine Unterteilung des Nachklärbeckens in die zwei Kompartimente Schlammbett und Überstand. Der Überstand wird meist durch zwei in Reihe geschaltete Rührkessel simuliert. Das Schlammbett wird häufig als einzelner Rührkessel angenähert, der teilweise durch ein Belebtschlammmodell nachgebildet wird, in dem Denitrifikationsprozesse berücksichtigt werden können /Siegrist et al., 1995/.

Eindimensionale bzw. mechanistische Modelle basieren auf der Flux-Theorie (Massenflusstheorie) /Kynch, 1952, zit. in Krebs, 1995/ für behindertes Absetzen. Es wird damit versucht, die in Nachklärbecken auftretenden physikalischen Prozesse (Absetzen und hydraulischer Transport infolge von Schlammabzug und Ablaufwassermenge) mathematisch zu beschreiben.

Eindimensionale Modelle gehen von vertikal durchströmten Reaktoren aus. Der Zufluss, beschrieben durch einen Volumenstrom und Konzentrationen, wird in der Zuflussschicht gleichmäßig verteilt und verdünnt. Der Fluss wird in eine Abwärtsströmung und eine Aufwärtsströmung unterteilt. Der vertikale Stofftransport wird durch den Transport mit dem Wasser (Advektionsfluss) und durch die Sedimentation der Partikel relativ zum Wasser (Sedimentationsfluss) beschrieben, wobei die Sedimentationsgeschwindigkeit eine Funktion der Schlammqualität (z. B. des Schlammindex) und der lokalen Schlammkonzentration ist /Krebs et al., 2000; Günthert et al. 1998/. Häufig wird bei den heute verwendeten eindimensionalen Modellen zwischen zwei unterschiedlichen Absetzfunktionen für Makroflocken einerseits und Mikroflocken andererseits unterschieden /Otterpohl und Freund, 1992; Härtel und Pöpel, 1992; Dupont und Henze, 1992/. Durch diese Aufteilung kann berücksichtigt werden, dass in Bereichen geringer Konzentrationen, in denen sich vorwiegend kleine, schlecht absetzbare Partikel befinden, eine geringe Absetzgeschwindigkeit auftritt. Diese ist maßgebend für die Ablauftrübung. Weiterhin wird in den meisten Modellansätzen berücksichtigt, dass in Bereichen hoher Konzentrationen eine starke Verringerung des Feststofffluxes bzw. der Sinkgeschwindigkeit stattfindet (z. B. in der Ω -Funktion von Härtel /1990/).

In Simulationsprogrammen erfolgt eine Einteilung des 1D-Beckens in horizontale Schichten, für die jeweils eine Feststoffbilanz durchgeführt wird.

Zweidimensionale Modelle basieren auf Erhaltungsgleichungen für die Wassermasse, den Impuls in beiden Achsrichtungen, die Turbulenzenergie, deren Dissipationsrate und die Feststoffe. Der Dichtefluss, der im Wesentlichen das Strömungsbild bestimmt, kann durch gekoppelte, partielle Differentialgleichungen beschrieben werden. Das Absetzen wird mit denselben Ansätzen beschrieben wie in eindimensionalen Modellen. Zusätzlich zu den Strömungs- und Absetzvorgängen sind die Partikel Diffusionsprozessen unterworfen, das heißt sie werden auch durch die Turbulenz, Gradienten der Geschwindigkeit und der Feststoffkonzentration „bewegt“ /Günthert et al., 1998/.

Während bei der eindimensionalen Modellierung lediglich das Volumen und die Oberfläche notwendig sind, müssen bei einem sinnvollen Einsatz von zweidimensionalen Modellen auch konstruktive Merkmale wie die Lage und die Ausbildung des Zu- und Ablaufs und die Beckenform bekannt sein, da sie die hydraulischen Verhältnisse beeinflussen.

Vergleich der Modellansätze

Konzeptionelle Modelle und eindimensionale Schichtenmodelle werden heute erfolgreich mit Belebtschlamm-Modellen gekoppelt, um die Schlammverlagerung zwischen Belebungs- und Nachklärbecken bei dynamischer Belastung zu beschreiben. Freund et al. /1993/ weisen darauf hin, dass bei der Simulation von Mischwasserbelastungen ein „detaillierteres“ Modell verwendet werden muss. Sie verglichen 1993 diverse Modelle und kamen zum Schluss, dass alle Schichtenmodelle den Verlauf des TS-Gehaltes im Belebungsbecken gut wiedergeben, jedoch nur das eindimensionale Modell nach Otterpohl und Freund /1992/ auch den Feststoffanteil im Ablauf realistisch berechnen konnte. Krebs /2001/ folgert nach dem Vergleich von drei unterschiedlichen eindimensionalen Schichtenmodellen, dass die grundsätzliche Dynamik der Schlamm Spiegelhöhe wiedergegeben wird und somit die Schlamm speicherung grundsätzlich richtig abgebildet wird. Die Konzentrationen im Rücklaufschlamm und im Ablauf dagegen werden v.a. in Phasen ausgeprägter Dynamik weniger gut wiedergegeben. Auch Günthert et al. /1998/ sind der Ansicht, dass einfache Schichtenmodelle zur Abschätzung der Schlammverlagerung zufriedenstellende Resultate liefern, wenn eine Kalibrierung und/ oder Verifizierung durchgeführt wird. Jedoch weisen auch sie auf die eingeschränkte Aussagekraft der modellierten Ablaufkonzentrationen hin.

Es lässt sich festhalten, dass die zu Beginn des Kapitels genannten Anforderungen von Einschichtenmodellen mit gewissen Abstrichen bei der Vorhersage der Ablaufkonzentrationen erfüllt werden. Nach Ansicht diverser Autoren kann die modellierte Ablaufqualität lediglich als Indiz für einen kritischen Belastungszustand dienen.

Mit mehrdimensionalen Modellen können die Auswirkungen der Turbulenz und der gegenseitigen Beeinflussung von Strömung und Schlamm berücksichtigt werden. Sie sind damit insbesondere bei Zuflussveränderungen z.B. infolge von Regenereignissen, grundsätzlich besser in der Lage Ablaufkonzentrationen vorherzusagen. Nachteilig wirkt sich der wesentlich größere Rechenaufwand und die Vielzahl der erforderlichen Modellparameter aus. Für bestimmte Einsatzbereiche, z.B. der Optimierung baulicher Details sind sie unumgänglich. Bis heute werden sie ausschließlich von spezialisierten Fachleuten angewendet.

3.3 Beschränkungen der Modellansätze

Trotz der grundsätzlich guten Eignung der vorhandenen Modellansätze zur Nachbildung der Prozesse einer mechanisch-biologischen Abwasserreinigungsanlage, werden in der Literatur einige Nachteile aller ASM-Modelle genannt. Die Beschränkungen der Modellansätze können wie folgt zusammengefasst werden:

- Der CSB-Ablaufwert aus der Nachklärung lässt sich nur annähernd vorhersagen. Je größer der Anteil des partikulären am gesamten CSB ist, desto ungenauer ist die Aussage. Die Genauigkeit hängt unmittelbar mit dem verwendeten Nachklärbeckenmodell zusammen. Bei Mischwasserzufluss kann dieses Problem verstärkt auftreten.
- Der Nitratgehalt kann nur relativ ungenau bestimmt werden. Die Nitratkonzentration im Ablauf ergibt sich aus einer Bilanzierung des Stickstoffs, die von diversen Größen (CSB-

Bilanz, Überschussschlammabzug) beeinflusst wird. Die Unsicherheit ist damit relativ groß, da sich die einzelnen Fehler addieren können /Nowak, 1997/.

- In die Modelle wurde die Alkalität als Modellkomponente aufgenommen, obwohl die Prozesse, insbesondere die Nitrifikation, nicht durch die Alkalität, sondern durch den pH-Wert beeinflusst werden. Im ASM1 wird vorausgesetzt, dass der pH-Wert konstant ist und im neutralen Bereich liegt /Henze et al, 1987/.
- Die Nitrifikation wird als einstufiger Prozess dargestellt, eine mögliche Hemmung der Nitritoxidation, wie sie bei Temperaturen ab 27° C auftreten kann, wird nicht nachgebildet /Nowak et al, 1995/.
- Mit den üblicherweise verwendeten Nachklärbeckenmodellen (konzeptionelle Modelle und eindimensionale Modelle) können die Ablaufkonzentrationen nur mit Einschränkungen abgebildet werden. Ein Schlammabtrieb durch auftretende Turbulenzen oder Kurzschlussströmungen wird nicht nachgebildet.

Es lässt sich zusammenfassen, dass die Kohlenstoffelimination wegen der Vielzahl an Substraten, die in dem Summenparameter CSB bzw. in den beiden abbaubaren Fraktionen zusammengefasst werden, mit den Modellen verglichen mit anderen Prozessen eher ungenau erfasst ist. Die Nitrifikation wird, unter der Verwendung eines einstufigen Prozesses, hinreichend genau abgebildet /Zettl, 2001/. Der Verlauf der Ammoniumkonzentration im Kläranlagenablauf lässt sich daher relativ zuverlässig nachbilden. Im Vergleich zur Simulation von Belebungsbecken hat die mathematische Modellierung von Nachklärbecken noch nicht die allgemeine Akzeptanz erreicht. Eine Nachbildung der Vorgänge in der Nachklärung ist nur mit Einschränkungen möglich, wodurch die modellierten Ablaufkonzentrationen aller partikulären Fraktionen mit Unsicherheiten behaftet sind.

3.4 Beschreibung der ausgewählten Modellansätze zur dynamischen Kläranlagensimulation

Die diversen Modellansätze zur Simulation der Vorgänge in der Vor- und Nachklärung sowie im Belebungsbecken werden im Rahmen der Arbeit u.a. verwendet, um die Einflüsse von Mischwasserzufluss auf die Ablaufwerte von Kläranlagen nachbilden zu können. Dieser Anwendungsbereich wird bei der Auswahl von Modellansätzen, die im Rahmen der Arbeit zur Anwendung kommen, berücksichtigt.

Vorab ist anzumerken, dass Anwendungen des ASM1 über einen „längeren“ Zeitraum, in dem auch Regenereignisse auftreten, nach wie vor eher selten sind. Systematische Untersuchungen über die Eignung der Modellansätze für den Lastfall Mischwasserzufluss fehlen entweder vollständig (Belebtschlammmodelle) oder sind zumindest selten (Vorklärbeckenmodelle). Eine Ausnahme stellen die Nachklärbeckenmodelle dar, für die Veränderungen infolge von Regenereignissen den interessanten Lastfall darstellen.

3.4.1 Belebtschlammmodell

Es existiert bisher keine Untersuchung, in der die grundsätzliche Anwendbarkeit der Modelle für den Fall Mischwasserbeschickung angezweifelt wird. Auch die teilweise genannten Anwendungsgrenzen:

- das Schlammalter sollte zwischen 3 und 30 Tagen liegen /IWA, 2001/,
- es sollte eine ausreichende Verfügbarkeit von Stickstoff, d.h. kein Nährstoffmangel bestehen /Zettl, 2001/

lassen vermuten, dass die Modelle für Mischwasserbeschickung geeignet sind. Infolge von Mischwasserzufluss tritt tendenziell eine Verkürzung des Schlammalters auf, welches i. Allg. jedoch nicht unter drei Tagen absinkt. Die Verfügbarkeit von Stickstoff geht während Mischwasserzufluss, insbesondere wenn dieser über einen längeren Zeitraum anhält, infolge der geringeren Konzentration im Regenabfluss zurück. Es wird jedoch davon ausgegangen, dass trotz dieser Verringerung der Stickstoffverfügbarkeit die Anwendungsgrenzen auch während Mischwasserzufluss eingehalten sind.

Zur Simulation der Prozesse in der Belebung wird im Rahmen dieser Arbeit das **ASM1** verwendet. Die Vorteile dieses Modellansatzes bestehen in der weltweiten Verbreitung und der damit einhergehenden großen Erfahrung bezüglich Modellgüte und Sensitivität einzelner Simulationsergebnisse bezüglich der Modellparameter. Die Entscheidung zu Gunsten dieses Modells und gegen das ASM2 fiel, da der Stoffparameter Phosphor im Rahmen der Untersuchung nicht näher betrachtet werden soll (s. Kap. 5). Außerdem gibt es derzeit noch wenig Erfahrungen über die kinetischen Parameter des ASM2. Gegen die Verwendung des ASM3 spricht, dass es noch mehr Freiheitsgrade durch die größere Anzahl an Modellkomponenten enthält, über diese noch wenig bekannt ist und sie damit - verglichen mit dem ASM1 - schwerer abschätzbar sind. Die Vereinfachungen beim Kohlenstoffabbau sind, trotz der veränderten Modellphilosophie, auch im ASM3 enthalten. Außerdem haben sich die Modellansätze im ASM2 und ASM3 noch nicht hinreichend in der Praxis bewährt. Es liegen kaum Veröffentlichungen hinsichtlich Sensitivitätsanalysen, Aufwand und Modellgüte vor.

Im Rahmen der Arbeit wird das dynamische Kläranlagensimulationsprogramm SIMBA 3.4⁺ verwendet. Das Programm enthält Modifikationen des Originalmodells ASM1, durch die einige der in Kapitel 3.2.1 genannten Schwächen behoben wurden:

- Veränderungen der Prozesse Wachstum der heterotrophen und autotrophen Biomasse des ASM1 (Prozess 1-3, vgl. Anhang 1), wodurch eine mögliche limitierende Wirkung durch die Alkalität berücksichtigt werden kann.
- Veränderung des Prozesses Hydrolyse organischer partikulärer Verbindungen (Prozess 7), wodurch auch die in Denitrifikationsbecken teilweise vorherrschenden anaerobe Bedingungen berücksichtigt werden können.
- Veränderung der Prozesse aerobes und anoxisches Wachstum der heterotrophen Biomasse (Prozesse 1 und 2), wodurch eine Begrenzung der $\text{NH}_4\text{-N}$ Abbauprozesse möglich ist und somit keine negativen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen auftreten können. Die Mikroorganismen sind somit in der Lage, Nitrat aufzunehmen, wenn kein $\text{NH}_4\text{-N}$ verfügbar ist.

Die verglichen mit dem ASM1 modifizierte Matrix ist im Anhang 1 dargestellt.

3.4.2 Vorklärbeckenmodell

Für die Zielsetzung dieser Arbeit wird die Verwendung von **empirischen Ansätzen** zur Modellierung der Prozesse in Vorklärbecken als ausreichend angesehen. Es wird das Modell von Otterpohl et al. /1994/ gewählt, da es eine dynamische Anpassung an die Abwassereigenschaften und das Absetzverhalten beinhaltet. Das Strömungsverhalten wird jedoch nur sehr grob modelliert. Konzentrationsverzögerung und Durchmischung werden berücksichtigt.

Modell von Otterpohl et al. /1994/

Zur Simulation der Vorgänge in der Vorklärung wird das in SIMBA implementierte Vorklärbeckenmodul basierend auf dem Modell von Otterpohl et al. /1994/ verwendet. Das Becken wird als ideal durchmischter Reaktor betrachtet. Eine hydraulische Pufferung des Abwasservolumenstroms sowie das Absetzen partikulärer Bestandteile (X-Fraktionen) wird in Abhängigkeit von der Durchflusszeit berücksichtigt. Der Reduktionsfaktor ergibt sich aus einer experimentell gewonnenen Kennlinie aufgetragen über die hydraulische Verweilzeit. Die Reduktion bezieht sich auf alle X-Fraktionen. Ein Sonderfall stellt der X_S -Anteil dar, weil hierin Stoffe kolloidal gelöst sind und sich somit in der Vorklärung absetzen können.

3.4.3 Nachklärbeckenmodell

Im Rahmen dieser Arbeit, bei der sowohl Trockenwetter- als auch Regenereignisse simuliert werden sollen, wird es als notwendig erachtet **eindimensionale Mehrschichtenmodelle** zu verwenden. Obwohl die Ablaufkonzentrationen nach Literaturaussagen auch mit diesen Modellen nicht exakt bestimmbar sind, sollen dennoch die Ablauffrachten zumindest tendenziell abbildbar sein. Dazu ist es notwendig, die Schlammverlagerung von der Belebung in die Nachklärung angemessen nachzubilden, weiterhin muss der Feststoffanteil im Ablauf variabel sein. Es wird davon ausgegangen, dass eine Berechnung des Feststoffanteils allein über eine Abhängigkeit vom Zufluss, wie sie in einigen konzeptionellen Modellen umgesetzt ist, nicht ausreicht, da kritische Situationen, z.B. infolge lang anhaltender Schlammverlagerung in die Nachklärung, nicht erkennbar sind. Komplexere Modelle (2-dimensionale-Modelle) erscheinen nicht sinnvoll, da sie ohne aufwändige Messprogramme und Kalibrierung keine zuverlässigeren Ergebnisse liefern als eindimensionale Modelle und die Rechenzeiten nach wie vor groß sind.

In der Programmversion SIMBA 3.4⁺ kann zwischen vier verschiedenen Nachklärbeckenmodellen gewählt werden, wobei zwei Ansätze den konzeptionellen Modellen zuzuordnen sind und zwei den eindimensionalen Modellen. Die oben beschriebenen Anforderungen (Schlammverlagerung und „dynamische“ Berechnung der Feststoffkonzentration im Ablauf) erfüllen lediglich die zwei eindimensionalen Schichtenmodelle nach Otterpohl und Freund /1992/ und nach Takács et al. /1991/, die im Rahmen der Arbeit verwendet werden.

Auf diversen Kläranlagen wurde gezeigt, dass mithilfe des Modellansatzes nach Otterpohl und Freund realistische Ablaufwerte auch bei Mischwasserzufluss errechenbar sind, ebenso wird der TS-Gehalt in der Belebung gut nachgebildet /Freund et al., 1993/. Auch mit dem Ansatz von Takács konnten die TS-Ablaufwerte und die TS-Konzentrationen in den einzelnen Schichten sowohl bei Trockenwetter als auch bei Regenereignissen gut nachgebildet werden /Takács et al., 1991; Krebs, 2001/.

Modell nach Otterpohl und Freund /1992/

Das Modell von Otterpohl und Freund /1992/ berücksichtigt zwei verschiedene Absetzfunktionen für Mikro- und Makroflocken. Die Aufteilung in Mikro- und Makroflocken ist abhängig vom TS-Gehalt in der Belebung, was auf dem beobachteten Zusammenhang beruht, dass bei geringen TS-Konzentrationen in der Belebung der Mikrofloccenanteil zunimmt. Es wird ein maximaler Anteil Mikrofloccen festgesetzt. Der Standardwert beträgt 0,04.

Die Sinkgeschwindigkeit der Makroflocken v_x berechnet sich als Funktion des Schlammvolumenindex und der Partikelkonzentration, weiterhin wird dabei das Phänomen der drastischen Verringerung der Sinkgeschwindigkeit in Bodennähe berücksichtigt. Der Ansatz hierfür basiert zum einen auf der Methode von Härtel (Ω -Funktion, Korrekturfunktion zur Reduzierung der Absetzgeschwindigkeit) /1990/ und wird in dem Nachklärbecken Block NK-OF durch eine sog. Schalfunktion \arctan in Abhängigkeit von der Partikelkonzentration berücksichtigt (vgl. Gleichung 3-1). Bei der Formel zur Berechnung der Sinkgeschwindigkeiten der Mikrofloccen wird ebenfalls die oben genannte Schalfunktion verwendet, die Absetzgeschwindigkeit wird grundsätzlich mit 0,01 m/h als konstant angenommen. Im Unterschied zum ursprünglichen Modell von Otterpohl und Freund /1992/ wird zur Berechnung der Sinkgeschwindigkeit auf eine \min -Funktion verzichtet und die Partikelkonzentration in der jeweils unterhalb liegenden Schicht verwendet /ifak, 1997/.

Der Vorteil des Modells von Otterpohl und Freund /1992/ besteht in der einfachen Parametrierung, da nur der Schlammvolumenindex, die abgeschätzte Feststoffkonzentration im Ablauf (TS/CSB) und der maximale Anteil Mikrofloccen festzusetzen sind. Gestützt wird der Zusammenhang zwischen dem Schlammvolumenindex und letztlich der Sinkgeschwindigkeit durch Untersuchungen von Wahlberg und Keinath /1988/.

Formel zur Berechnung der Sinkgeschwindigkeit der Makroflocken:

$$v_x = 24(17,4e^{-0,00581/ISV} + 3,391)e^{-(1,043-0,983e^{-0,00581/ISV})x_s} \arctan(k_a \frac{x_s - x_{max}}{\pi}) \quad (\text{Gleichung 3-1})$$

mit:	ISV	Schlammvolumenindex [ml/g]
	X_s	Partikelkonzentration [kg/m ³]
	X_{max}	maximale Partikelkonzentration [kg/m ³]
	k_a	Streckungsfaktor der Schalfunktion [-]

Modell nach Takács et al. /1991/

Auch in dem Modell von Takács et al. /1991/ wird das unterschiedliche Verhalten von Mikro- und Makroflocken berücksichtigt. Er verwendet hierzu eine Gleichung mit zwei exponentiellen Funktionen. In Bild 3-1 ist der Zusammenhang zwischen der Konzentration und der Sinkgeschwindigkeit verdeutlicht.

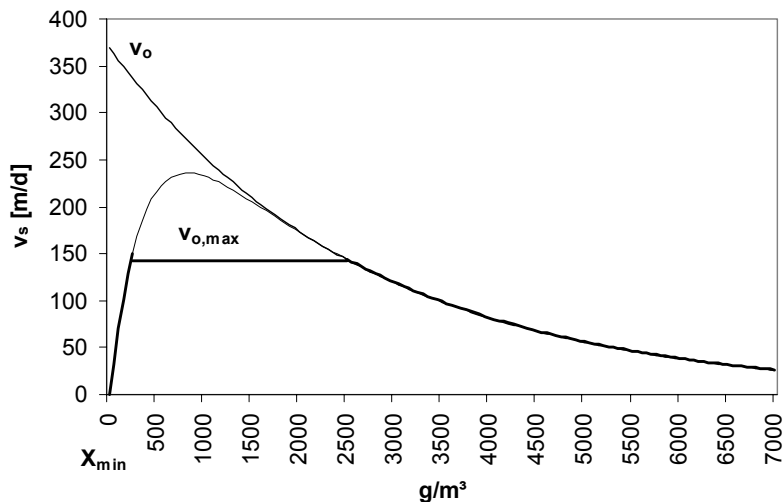


Bild 3-1 Absetzfunktionen: die Sedimentationsgeschwindigkeit wird als Funktion der Schlammkonzentration angegeben

Die Sinkgeschwindigkeit wird wie folgt berechnet:

$$v_s = v_0 \cdot e^{r_h(X_j - f_{ns} \cdot X_{in})} - v_0 \cdot e^{r_p(X_j - f_{ns} \cdot X_{in})} \quad ; \quad 0 \leq v_s \leq v_{0,max} \quad (\text{Gleichung 3-2})$$

mit:

- X_{in} Feststoffkonzentration im Zulauf [g/m^3]
- r_h Absetzparameter für Sinkgeschwindigkeit bei hohen Feststoffkonzentrationen [m^3/g]
- r_p Absetzparameter für Sinkgeschwindigkeit bei niedrigen Feststoffkonzentrationen [m^3/g]
- X_j Feststoffkonzentration in Schicht j [g/m^3]
- v_0 theoretische maximale Absetzgeschwindigkeit [m/d]
- f_{ns} nicht absetzbarer Anteil der Feststoffe im Zulauf [-]

Mithilfe dieser Doppelsexponentialfunktion wird berücksichtigt, dass in Bereichen niedriger sowie sehr hoher Konzentrationen die Sinkgeschwindigkeiten gering sind. Zusätzlich zu den Parametern müssen die praktische maximale Absetzgeschwindigkeit $v_{0,max}$ und die minimal erreichbare Feststoffkonzentration X_{min} im Ablauf festgelegt werden. Im Bereich hoher Konzentrationen überwiegt der Einfluss des ersten Exponentialterms in Gleichung 3-2, im Bereich geringer Konzentrationen gewinnt der zweite Term an Bedeutung.

4 BESCHREIBUNG DER DERZEITIGEN SITUATION DER INTEGRIERTEN MODELLIERUNG

Der Begriff „integrierte Modellierung“ wird in Deutschland zur Zeit unterschiedlich ausgelegt. Grundsätzlich wird darunter die Simulation mehrerer Teilsysteme der Siedlungswasserwirtschaft verstanden. Zumeist handelt es sich dabei um die Systemkomponenten Entwässerungssystem und Kläranlage, teilweise werden die Prozesse im Gewässer ebenfalls nachgebildet. Würde der Begriff „integriert“ oder „integral“ konsequent auf alle gewässergüterrelevanten Vorgänge bezogen, müssten auch die diffusen Einträge, z.B. von landwirtschaftlich genutzten Flächen, und die Wechselwirkungen mit dem Grundwasser mitbetrachtet werden /Erbe, 2000; Rauch et al., 2000/. Eine einheitliche Vorgehensweise oder Regelwerke existieren nicht, die Anwendung der integrierten Modellierung beschränkt sich in Deutschland derzeit auf einige Forschungsprojekte. Auch häufig in dem Zusammenhang verwendete Begriffe, wie z.B. Gesamtemissionen, sind nicht eindeutig definiert. International gesehen, erscheint die Situation ähnlich, wenn auch in England /FWR, 1998/ und im Ansatz des dänischen Gewässerschutzkomitees /zit. in House et al., 1993/ konkrete Immissionskriterien existieren, die teilweise lediglich mithilfe der integrierten Modellierung mehrerer Jahre nachweisbar sind.

Als maßgebenden Auslöser für die gemeinsame Modellierung verschiedener Teilsysteme, wird häufig der INTERURBA-workshop /Lijklema et al., 1993/ angeführt. Ein Ergebnis des Workshops war die Erkenntnis, dass eine Maßnahmenwahl (Regenbecken ja/nein etc.) bei der isolierten Betrachtung einzelner Teilsysteme nicht notwendigerweise zu einer Verbesserung des Gesamtsystems führt. Es wurden Defizite der unterschiedlichen Modellansätze aufgezeigt und vereinheitlichte Konzepte gefordert. Weiterhin wurde von diversen Autoren aufgezeigt, dass mit der bisherigen statischen Betriebsweise von Entwässerungssystem und Kläranlage die Potenziale des Gesamtsystems zur Verminderung der Gewässerbelastung nicht voll ausgeschöpft werden /u.a. Risholt et al., 2002/. Neue Impulse für Forschungsprojekte im Bereich der integrierten Modellierung ergeben sich durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie, in der eine Betrachtung auf der Ebene von Flusseinzugsgebieten gefordert ist und das Ziel die Erreichung eines zumindest guten Zustandes aller Gewässer ist. Diese Ziel kann letztlich nur erreicht werden, wenn alle Einträge in ein Gewässer wie auch die Charakteristika des Fließgewässers selbst berücksichtigt werden.

4.1 Beschreibung nationaler und internationaler Untersuchungen

Im folgenden wird ein Überblick über Projekte im Bereich der integrierten Modellierung von Entwässerungssystem und Kläranlage gegeben. Auf die teilweise verwendeten Gewässergütemodelle wird nicht näher eingegangen, da diese im Rahmen der Arbeit nicht betrachtet werden. Von Niemann /2001/, Fronteau /1999/ und Borchardt /1998/ wird die Problematik der Gewässergütesimulation ausführlich dargestellt.

In **Deutschland** erschien bereits Ende der 80er Jahre eine Studie von Durchschlag /1989/, in der die Auswirkungen unterschiedlicher Drosselabflüsse und Speichervolumina zur Kläranlage sowohl auf die Ablaufkonzentrationen als auch auf die Gesamtemissionen

untersucht werden sollten. Unter Gesamtemissionen wurde in dieser Arbeit die ins Gewässer gelangenden Frachten verschiedener Schmutzstoffe pro Ereignis aus Entwässerungssystem (Entlastung) und Kläranlage verstanden. Weitere Simulationsstudien mit vergleichbaren Zielsetzungen wurden von Otterpohl et al. /1994/, Bever und Durchschlag /1997/, Guderian et al. /1998/ publiziert. Die Komplexität der Modelle nahm im Lauf der Zeit zu. Es wurden ausschließlich Einzelereignisse simuliert. Während Durchschlag /1989/ die Vorgänge auf der Kläranlage stark vereinfacht abbildet, verwenden Guderian et al. /1998/ das Activated Sludge Model No. 1 sowie das 10 Schichten-Modell von Otterpohl und Freund /1992/ zur Modellierung der Nachklärung. Bei einigen der genannten Untersuchungen wurden fiktive Gebiete betrachtet. Teilweise wurden Plausibilitätsprüfungen anhand der auftretenden Phänomene durchgeführt. Otterpohl und Dohmann /1996/ kalibrierten das Kläranlagenmodell anhand gemessener Ablaufwerte.

In einem derzeit laufenden Projekt im Einzugsgebiet des Wupperverbandes wird die frei implementierbare Nutzeroberfläche MATLAB/SIMULINK gewählt und die hierin implementierten Modelle PLASKI, SIMBAsewer und SIMBA verwendet /ATV, 1999; Erbe et al., 2001/. Zusätzlich soll ein Gewässergütemodell implementiert werden, auf das hier nicht näher eingegangen wird. Das Programmsystem kam bereits in einigen Untersuchungsgebieten in Norwegen zur Anwendung /Risholt et al., 1999; König et al., 1999/. Ziel des Projektes des Wupperverbandes ist die Verminderung der Gewässerbelastung. Es wurden bisher neben Entlastungsfrachten auch Konzentrationsganglinien im Gewässer zur Beurteilung unterschiedlicher Planungsvarianten herangezogen. Derzeit werden Daten erhoben, die zur Kalibrierung verwendet werden sollen. Die Kalibrierung des Kläranlagen- und Kanalnetzmodells erfolgte bisher für Trockenwetter. In Vorabuntersuchungen wurden verschiedene Planungsvarianten miteinander verglichen, die aufgrund der fehlenden Kalibrierung lediglich qualitativen Charakter haben. Über konkret zur Anwendung kommende Modellansätze sowie über die Güte der Kalibrierung und Verifizierung liegen keine Veröffentlichungen vor. Grundsätzlich handelt es sich bei den implementierten Programmen um vergleichsweise detaillierte Ansätze mit durch die offene Programmieroberfläche gegebenen Einbaumöglichkeiten für weitere Modellansätze, wie z.B. Wechselwirkungen zwischen Sichelhaut und Abwasser. Dadurch sind die Rechenzeiten relativ lang, so dass die Analyse anhand von Einzelereignissen erfolgt. Im Entwässerungssystem wurden die Stoffparameter gelöster und partikulärer CSB sowie Ammonium modelliert. An der Schnittstelle zum Kläranlagenmodell erfolgt eine Fraktionierung der drei Stoffgruppen in die 13 Stoffgruppen des ASM1. Ein Modell zur Sedimentation und Resuspension für den partikulären CSB wurde zu Demonstrationszwecken verwendet.

Seggelke und Rosenwinkel /2000/ untersuchen derzeit den Einsatz der Online-Simulation von Kläranlagen vor dem Hintergrund der Reduzierung der Gewässerbelastung. Im Rahmen eines BMBF-Projektes werden verschiedene Szenarien (v.a. Erhöhung des Kläranlagenzuflusses) miteinander verglichen, um die Auswirkungen auf die Gesamtemissionen zu quantifizieren. Es wird davon ausgegangen, dass sich Gewässerbelastungen durch einen variablen Kläranlagenzufluss bei Mischwasser reduzieren lassen. Zur Einhaltung der Ablaufwerte ist es erforderlich, die jeweilige Kapazität der Kläranlage, die stark von der Historie der Anlagenvorbelastung abhängt, zu kennen. Sie verwenden das Programm KOSIM zur Generierung von Zulaufganglinien bei Regen. Basierend auf online-Simulationen der Kläranlage wird eine prädiktive Simulation zur Beurteilung verschiedener Szenarien

durchgeführt. Für bestimmte günstige Bedingungen und mit speziellen Regelungskonzepten wird gezeigt, dass auch bei vierfachem Trockenwetterzufluss strenge Ablaufgrenzwerte eingehalten werden.

Die Kalibrierung des Schmutzfrachtmodells erfolgt vereinfacht an Messwerten im Zulauf der Kläranlage. Es zeigt sich, dass mithilfe des verwendeten hydrologischen Modells sowohl die Tagesmittelwerte als auch der zeitlicher Verlauf verschiedener Stoffparameter gut nachgebildet werden können /Seggelke und Rosenwinkel, 2002/. Trotz Kalibrierung sind die Ergebnisse bei der Kläranlagensimulation bezüglich der Dynamik über einen langen Zeitraum noch nicht zufriedenstellend. Dies hängt mit der vorhandenen Verfahrensvariante, einem Umlaufgraben, zusammen.

Das Ziel der Arbeit von van Wensen /2001/ ist es, mit der Simulation eines gesamten Entwässerungssystems zu ermitteln, welche weitergehenden Maßnahmen in Bestandsgebieten signifikant zur Reduzierung der Gewässerbelastung beitragen können. Sie stellt verschiedene Kanalnetz- und Kläranlagensimulationsmodelle gegenüber und führt sowohl eine Kalibrierung als auch eine Verifizierung anhand von Messdaten durch. Dabei ergeben sich auch Aussagen über die Auswirkungen unterschiedlicher Modellansätze auf das Entlastungsverhalten und den Kläranlagenablauf. Die für diese Arbeit wichtigen Erkenntnisse aus der Untersuchung von van Wensen /2001/ werden in Kapitel 5 näher beschrieben.

In neueren Untersuchungen wird mit relativ aufwändigen Messprogrammen versucht, Schmutzfrachtmodelle zu kalibrieren /Frehmann et al., 2000b; van Wensen, 2001; Erbe, 2000/. Es zeigt sich, dass eine Nachbildung der Entlastungsganglinien möglich ist. Es gelang, den Abfluss stofflich und hydraulisch an 20 Einzelereignissen zu kalibrieren sowie zu verifizieren. Sie verwendeten einen Akkumulations-/Abtragsansatz zur Nachbildung der stofflichen Prozesse auf der Oberfläche /Frehmann et al., 2000a/.

Thöle /1999/ hat Kläranlagenmodelle bei Mischwasserzufluss kalibriert und grundsätzlich gezeigt, dass eine Nachbildung der Prozesse bei unterschiedlichen Kläranlagentypen möglich ist. Eine Kalibrierung der Vorgänge im Entwässerungssystem erfolgte im Rahmen dieser Untersuchung nicht. Die Zulaufganglinien zur Belebungsstufe der Kläranlage wurden gemessen, das heißt, sie waren nicht Ergebnis der Schmutzfrachtsimulation.

Die Programme PLASKI, SIMBAsewer und SIMBA kamen bereits in früheren Projekten in **Norwegen** zum Einsatz /Risholt et al., 1996; Risholt et al., 1999; Milina et al., 1999/. Zur Simulation der Prozesse auf der Oberfläche wurde das Programm PLASKI benutzt, ein hydrologisches Wasserbilanzmodell, welches Ansätze beinhaltet, mit denen die in Skandinavien relevanten Prozesse wie u.a. Schneefall und –schmelze etc. nachgebildet werden können. Die stofflichen Prozesse auf der Oberfläche werden mit einer Komponenten-Methode, d.h. mit konstanten Konzentrationen simuliert, dabei können je Flächenart unterschiedliche Verschmutzungen berücksichtigt werden. Im Projektgebiet Fredrikstad wurden Messungen an verschiedenen Pumpwerken sowie im Zu- und Ablauf der Kläranlage zur Kalibrierung der Modelle verwendet. Das Abwasser wird mittels chemischer Verfahren gereinigt. Der Schwerpunkt lag in der Modellierung der Phosphorverbindungen und der absetzbaren Stoffe. Es wurde ein hydrodynamischer Ansatz zur Nachbildung des Abflusses im Kanalnetz gewählt, der ein unterschiedliches Transportverhalten gelöster und partikulärer Stoffe ermöglicht. Das Entwässerungssystem wurde vereinfacht abgebildet. Das Verhalten gelöster Stoffe wird mithilfe eines Advektions-/Dispersionsansatzes modelliert, dasjenige der

partikulären Stoffe mithilfe eines Sedimentations-/Resuspensionsansatzes /ATV, 1999/. Da der pH-Wert und die Alkalität bei der chemischen Reinigung eine wichtige Rolle spielen, wurde bei der Simulation des Kanalnetzes ein Gleichgewichtsmodell implementiert. Risholt et al. (2002) werten die Kalibrierung der Abflüsse und der Konzentrationen in den Projektgebieten Fredrikstad und Ladehammernen sowohl bei Trockenwetter als auch bei Regenereignissen im Sommer als schlechter als im Winter, was auf die besonderen Witterungsverhältnisse in Norwegen zurückzuführen ist.

Aussagen zur Güte der Kalibrierung sind auch bei dem Untersuchungsgebiet Trondheim veröffentlicht. Die Nachbildung der Zuflussganglinien zur Kläranlage gelang im Projekt Trondheim gut, während gewisse Abweichungen bei der Kalibrierung der Konzentrationsganglinien (2h-MP) auftraten. Dies wurde v.a. damit begründet, dass die verschiedenen Abflussarten mit einer konstanten Verschmutzung berücksichtigt wurden.

Zwei Institute aus **Großbritannien** (WRc) und **Dänemark** (DHI) entwickelten im Rahmen des EU Projektes „Technology Validation Project“ (TVP) den sog. „Integrated Catchment Simulator (ICS)“. Es handelt sich dabei um eine graphische Benutzeroberfläche, die einen bidirektionalen Datentransfer erlaubt. In der derzeitigen Version sind die Programme MOUSE, STOAT und MIKE11 enthalten. Eine Langzeitsimulation ist zur Zeit nicht möglich. In mehreren Ländern wurde der entwickelte Ansatz verwendet. In einem Fallbeispiel wurde eine Kalibrierung des Kanalabflusses und des Stofftransportmodells im Kanal durchgeführt. Es zeigt sich, dass mithilfe eines Advektions-Dispersions-Ansatzes der Transport konservativer Substanzen im Kanalnetz gut nachgebildet werden kann. Im Rahmen der Kalibrierung wurden die Modellparameter Dispersionskoeffizient und betriebliche Rauigkeit festgelegt. Damit stimmen auch die gemessenen und simulierten NH_4N -Konzentrationsganglinien weitgehend überein. Die Nachbildung der CSB-Konzentrationsganglinie ist erheblich schlechter /Lindberg et al., 1999/. Umwandlungsprozesse im Entwässerungssystem konnten aufgrund kurzer Fließzeiten nachweislich vernachlässigt werden. Dudley und Tomicic /1998/ beschreiben die Fraktionierung der im Entwässerungssystem verwendeten CSB-Fraktionen in diejenigen, die vom Kläranlagenmodell benötigt werden.

Schütze /1998/ entwickelte in **England** SYNOPSIS und verwendete dabei eine erweiterte Version des Programms KOSIM (EWSIM) und koppelte dieses mit Modellansätzen von Lessard und Beck zur Simulation der Abwasserreinigungsprozesse /Lessard und Beck, 1988, Lessard und Beck, 1993/. Er verwendete Umrechnungsfaktoren an der Schnittstelle und untersuchte unterschiedliche lokale und integrierte Steuerstrategien (Schlammrückführung, Schlammabzug, variabler Kläranlagenzufluss).

Eine Forschergruppe in **Belgien** untersuchte die Anordnung von Speichervolumina im Entwässerungssystem und im Anschluss an die Vorklärung sowie verschiedene Betriebsstrategien auf der Kläranlage, u.a. ein veränderliches Rücklaufschlammverhältnis /Bauwens et al., 1996/. Es wurde eine Kläranlage mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination betrachtet. Als Kriterien zur Beurteilung verschiedener Planungs- und Betriebsvarianten wurden die Gesamtfrachten eines Jahres und die Sauerstoffkonzentration im Gewässer herangezogen. Zur Simulation des Entwässerungssystems wurde ein hydrologisches Modell mit einfachen Ansätzen zum Schmutztransport im Entwässerungssystem und der Komponenten-Methode verwendet. Ein Vorklärbeckenmodell basierend auf dem Modell von Lessard und Beck /1988/ wurde entwickelt. Es berücksichtigt

die Hydrolyse von langsam abbaubaren Kohlenstoffverbindungen (X_S) und enthält unterschiedliche Absetzgeschwindigkeiten je nach Art des Abwasserzuflusses. Das Absetzverhalten von Mischwasserzuflüssen ist besser als dasjenige von Trockenwetterzuflüssen. Die Simulation der biologischen Prozesse erfolgte mit dem ASM1 ohne Berücksichtigung der Vorgänge zur Stickstoffelimination. Die Vorgänge in der Nachklärung wurde mit dem Modell von Takács et al. /1991/ nachgebildet.

In neueren Veröffentlichungen aus Belgien v.a. von Meirlaen et al. /2002/ wird eine neue Simulationsplattform namens WEST beschrieben, mit der ein anderer Weg beschritten wird. Ziel war es, im Hinblick auf eine Langzeitbetrachtung eine „schnelle“ Simulation zu gewährleisten. Dies ist mit den vorhandenen detaillierten Modellen der Teilsysteme nicht möglich. Als Lösung werden sog. „mechanistic surrogate models“ - im folgenden Ersatzmodelle genannt - gesehen. Voraussetzung sind jedoch detaillierte Modelle für einzelnen Teilsysteme, die kalibriert und verifiziert werden müssen. Diese liefern virtuelle Daten, die zur Kalibrierung und Verifizierung der Ersatzmodelle erforderlich sind. Praktische Erfahrungen anhand von Fallbeispielen existieren bisher lediglich für die Modellierung des Abflusses in einem Gewässer. Hierbei kam zunächst ein hydrodynamischer Modellansatz zum Einsatz, anschließend wurde gezeigt, dass der resultierende Abfluss mit hintereinandergeschalteten Reaktoren mit ausreichender Genauigkeit nachgebildet werden konnte.

Eine systematischer Ansatz wird derzeit in den **Niederlanden** von Langeveld et al. /2002/ verfolgt, dessen Ziel es ist, die für die Kläranlagensimulation relevanten Prozesse im Entwässerungssystem herauszufinden. In ersten Untersuchungen kam er zur Erkenntnis, dass die biologischen und chemischen Prozesse nur in speziellen Fällen eine detaillierte Modellierung erfordern und der Sedimenttransport größerer Partikel ($>100 \mu\text{m}$) vernachlässigbar ist.

Tabelle 4.1 enthält eine Übersicht über einige der beschriebenen Untersuchungen. Der Schwerpunkt liegt auf den stofflichem Modellansätzen. Es wurden lediglich diejenigen Projekte ausgewählt, in denen Kalibrierungen durchgeführt wurden.

Tab. 4-1: Übersicht über eine Auswahl an bisher durchgeführten Projekten im Bereich der integrierten Modellierung

Gekoppelte Programme	PLASKI bzw. MOSI, SIMBAsewer SIMBA Plattform: MATLAB/SIMULINK	MOUSE STOAT Integrated Catchment Simulator (ICS):
Institute	ifak (Magdeburg) Universität Trondheim, SINTEF Trondheim Wupperversband Universität Essen u.a.	Danish hydraulic institute (DHI) WRc plc (Großbritannien) Urban Hydroinformatics Centre, Linköping North West Water u.a.
Modellansätze auf der Oberfläche	Komponenten-Methode bei PLASKI Bsp. Essen (MOSI): Akkumulations-/ Abtragsansatz	Bsp. Helsingborg: Komponenten-Methode Besonderheit: stark variierender Fremdwasseranteil
Modellansätze im Entwässerungssystem	Bsp. Essen: keine Sedimentation und Resuspension, keine biologisch/chemischen Prozesse Bsp. Fredrikstad: Stofftransportmodell für gelöste und partikuläre Stoffe (Sedimentation und Resuspension)	Bsp. Helsingborg: Advektion/ Dispersion Sedimentation/ Remobilisierung erforderlich biologische/ chemische Prozesse nicht notwendig
Stoffparameter	Bsp. Wupperversband: CSB_{gel} , CSB_{part} , Ammonium Bsp. Fredrikstad: P_{gel} , P_{part} , SS, pH, alkalinity	Helsingborg: CSB_{gel} , Ammonium, P_{tot} (geplant: CSB_{part})
Kalibrierung des Entwässerungssystems	Bsp. Trondheim, Zufluss Kläranlage Abfluss: 4 Ereignisse à 3-5 Tage: gut Qualität: SS, CSB , P_{tot} , Tagesmittel gut, beim Verlauf teilweise größere Abweichungen	Bsp. Helsingborg, Sundsvall: Transportverhalten gelöster konservativer Stoffe gut CSB nicht zufriedenstellend
Modellansätze im Teilsystem Kläranlage	Vorklärbeckenmodell von Otterpohl und Freund /1994/ ASM1 Nachklärung: Schichtenmodell von Otterpohl /1995/	Vorklärbeckenmodell von Lessard und Beck ASM1 und ASM2 Nachklärbeckenmodell von Takács
Kalibrierung des Teilsystems Kläranlage	Fredrikstad: als Gesamtsystem bei Trockenwetter kalibriert, erschwert durch Pumpen, P_{tot} relativ gut, SS sehr schwierig	Als Teilsystem kalibriert, mit gemessenen Zulaufganglinien

SS..suspended solids

4.2 Fazit

Die Betrachtung der verschiedenen nationalen und internationalen Studien zeigt eine signifikante Heterogenität. Im folgenden sind die Unterschiede bezogen auf bestimmte Kriterien zusammenfassend dargestellt.

Veranlassung

Die bisherigen Untersuchungen wurden aus unterschiedlichen Anlässen durchgeführt. Diese reichen von dem Vergleich verschiedener Planungsvarianten (z.B. Abkopplung, Regenbeckenvolumina, Kanalvolumenaktivierung) bis zur vergleichenden Beurteilung unterschiedlicher Betriebsvarianten (diverse lokale und globale RTC(real time control)-Strategien, teilweise mit variablem Kläranlagenzulauf)

Zielsetzung und Beurteilungskriterien

Ziel ist bei allen Untersuchungen eine Verbesserung der Gewässerqualität, wobei überwiegend Fließgewässer betrachtet wurden. Es kamen sowohl Emissions- als auch Immissionskriterien zum Einsatz. Die verwendeten Kriterien waren sehr unterschiedlich. Es wurden sowohl Frachten im Kläranlagenablauf und im Entlastungsabfluss in der Summe betrachtet, als auch Konzentrationsganglinien im Gewässer oder an den Einleitstellen.

Simulationszeiträume

Es wurden unterschiedliche Zeiträume betrachtet. Zumeist umfasste die Modellierung einzelne Niederschlagsereignisse oder mehrere aufeinanderfolgende Tage.

Betrachtete Stoffparameter

Bei der Modellierung des Entwässerungssystems wurden unterschiedliche Stoffparameter verwendet (z.B. CSB, BSB₅, NH₄N, TKN). Teilweise wurde der CSB getrennt in gelöster und partikulärer Form simuliert. Bei der Modellierung der Kläranlage kommt hauptsächlich das ASM1 zur Anwendung, bei der die Stofffraktionen vorgegeben sind, es sei denn es werden Prozesse vernachlässigt, wie z.B. die Stickstoffelimination.

Detaillierungsgrad der verwendeten Modelle bzw. Programme

Es existiert eine Vielzahl unterschiedlich detaillierter Modellansätze v.a. zur Simulation der Prozesse im Entwässerungssystem. In den bisher durchgeführten integrierten Betrachtungen kamen sowohl vergleichsweise „einfache“ Programme wie KOSIM als auch Programme mit einer Vielzahl implementierter und teilweise auch angewandeter Modellansätze wie MOUSE zum Einsatz. Die Tendenz geht hin zu offenen Programmieroberflächen, in die grundsätzlich alle vorhandenen – zumeist deterministischen - Modellansätze implementiert werden können. Frehmann et al. /2000/ erwarten neue Impulse durch hydrodynamische Schmutzfrachtberechnungen. Derzeit scheint die Auswahl des „passenden“ Modellansatzes die Schwierigkeit darzustellen. Bei der Modellierung der Prozesse in mechanisch biologischen Kläranlagen haben sich das ASM 1 und in Abhängigkeit der Fragestellung das ASM 2 auch bei der integrierten Modellierung durchgesetzt. Zur Nachbildung der Vorgänge in der Vor- und Nachklärung kommen unterschiedliche Modellansätze zur Anwendung.

Kalibrierung/Verifizierung

Eine vollständige Kalibrierung wurde in keinem der in der Literatur beschriebenen Projekte durchgeführt. Häufig erfolgte eine teilweise Kalibrierung einzelner Teilsysteme, wobei auch im Kanalnetz stoffliche Messdaten zumeist nur bei Trockenwetter vorliegen. Die Kalibrierung der Abflussvorgänge wurde in vielen Untersuchungen als ausreichend beschrieben. Zumeist wird betont, dass ein relativer Vergleich möglich ist /Risholt et al, 2002/. Erschwert wird die Kalibrierung bei der integrierten Modellierung im Vergleich zur Modellierung von Teilprozessen, z.B. biologische Prozesse in einem Kanalabschnitt, durch die Vielzahl an Modellparametern, auch bei „einfachen“ Berechnungsansätzen.

Sensitivitätsanalysen

Sensitivitätsanalysen bezogen auf Modellansätze oder –parameter sind in der Literatur bei Projekten, die sich mit der integrierten Modellierungen beschäftigen, selten dokumentiert. Es gibt daher kaum Aussagen darüber, welche Modellansätze sich als geeignet erwiesen haben. Eine Ausnahme stellt die Arbeit von van Wensen /2001/ dar.

Kopplungsansätze

Es existieren unterschiedliche Ansätze um bereits existierende Modelle bzw. Programme mit unterschiedlichen stofflichen Parametern miteinander zu koppeln. Die Überführung der unterschiedlichen Stoffparameter an der Schnittstelle ist vor allem abhängig von den im Entwässerungssystem verwendeten Parametern. Zumeist erfolgt keine unterschiedliche Fraktionierung bei Regen- und Trockenwetter. Ausnahmen stellen die Arbeiten von Thöle /1999/ und Leinweber et al. /1999/ dar.

Es zeigt sich, dass eine Vielzahl an Vorgehensweisen hinsichtlich Kopplungsansätze, betrachtete Stoffparameter und Simulationszeiträume bei der integrierten Modellierung existieren, was sich als Konsequenz aus den unterschiedlichen Zielsetzungen der einzelnen Projekte ergibt. Weiterhin kommen sehr unterschiedlich detaillierte Modellansätze zur Anwendung, was teilweise ebenfalls mit verschiedenen Beurteilungskriterien zusammenhängt. Es fällt auf, dass derzeit auch in Deutschland mit aufwändigen Messprogrammen versucht wird, die Modelle zumindest ansatzweise zu kalibrieren. Vanrolleghem et al. /1998b/ haben in einer Veröffentlichung Hinweise zur Konzeption und Durchführung von Messprogrammen gegeben. Von derselben Arbeitsgruppe (COST 682 working group on integrated modelling) wurden in Abhängigkeit der sich aus konkreten Gewässerproblemen ergebenden Zielgrößen unbedingt erforderliche Modellansätze genannt /Rauch et al, 1998/. Das heißt, dass neben einigen konkreten Erfahrungen durch diverse Projekte inzwischen auch gewisse Systematiken bzw. allgemeine Handlungsanleitungen existieren.

Ein bisher wenig untersuchter Bereich stellen systematische Sensitivitätsanalysen unterschiedlicher Modellparameter im Entwässerungssystem dar, die im Bereich der Kläranlagensimulation mehrfach durchgeführt wurden (vgl. Kapitel 5). Im Bereich der integrierten Modellierung ist die Auswirkung unterschiedlicher Modellparameter als auch –ansätze insbesondere über die Systemgrenzen hinweg weitgehend unbekannt.

5 MATERIAL UND METHODEN

In den vorangegangenen Kapiteln zeigt sich, dass nach wie vor erhebliche Unsicherheiten bei der integrierten Modellierung von Entwässerungssystem und Kläranlage bestehen. Da in der Vergangenheit insbesondere der Begriff Entwässerungssystem unterschiedlich weit gefasst wurde, werden an dieser Stelle zunächst die zwei Begriffe Abwassersystem und Entwässerungssystem, wie sie im Rahmen dieser Arbeit verwendet werden, definiert. Der Begriff Abwassersystem umfasst in dieser Arbeit das Entwässerungssystem und die Kläranlage. Unter Entwässerungssystem wird das Kanalnetz bzw. die Kanalisation und die Regenentlastungsbauwerke verstanden.

Im folgenden werden diejenigen Unsicherheitsbereiche beschrieben, die in dieser Arbeit detailliert betrachtet werden. Des Weiteren erfolgt die Auswahl der Untersuchungsmethodik und der Beurteilungskriterien sowie die Darlegung der Vorgehensweise.

5.1 Eingrenzung der betrachteten Unsicherheiten

Nach Plate /1992, zitiert in Schmitt-Heiderich, 1995/ entstehen Unsicherheiten aus Mangel an Informationen über den „wahren“ Naturzustand/ Naturvorgang. Plate unterscheidet strukturelle Unsicherheiten, Modell-, Parameter- und Daten-Unsicherheiten /Schmitt-Heiderich, 1995/. Es kann davon ausgegangen werden, dass *strukturelle Unsicherheiten*, darunter sind z.B. Abmessungen von Becken, Länge und Gefälle von Kanälen zu verstehen, aus den in Deutschland vorhandenen Unterlagen mit relativ hoher Zuverlässigkeit festgelegt werden können. Daher wird dieser Unsicherheitsbereich im folgenden ausgeklammert. Eine Ausnahme stellt in manchen Einzugsgebieten die Festlegung der befestigten Fläche $A_{E,b}$ dar, da ihre Ermittlung nicht immer mit der gebotenen Genauigkeit durchgeführt wird. Jedoch ist die Ermittlung heutzutage prinzipiell u.a. mit Luftbildern und terrestrischen Geländeaufnahmen möglich. Auf die *Daten-Unsicherheit* (Stichprobensicherheit) wird in dieser Arbeit ebenfalls nicht eingegangen. Der Schwerpunkt dieser Arbeit liegt zum einen auf Untersuchungen der **Modell-Unsicherheiten**, wobei ausschließlich bekannte Modellansätze verwendet werden, und zum anderen auf der **Parameter-Unsicherheit**.

In den Kapiteln 6 bis 8 werden die zwei Teilsysteme 'Entwässerungssystem' und 'Kläranlage' sowie die Schnittstelle zwischen beiden getrennt betrachtet und jeweils die maßgebenden Unsicherheitsbereiche bei den Modellansätzen und -parametern festgestellt.

Die Auswahl der näher zu untersuchenden Unsicherheiten erfolgt unter Berücksichtigung von zwei Kriterien:

- der *Schwierigkeitsgrad* bei der Auswahl von Modellansätzen sowie bei der Festlegung der konkreten Modellparameter
- die *Auswirkungen*, womit hierbei die Auswirkungen auf die im „Gesamtsystem“ relevanten Einleitstellen „Entlastung“ und „Kläranlagenablauf“ zu verstehen sind.

5.2 Auswahl der Methodik und der Kriterien

Im Rahmen dieser Arbeit wird eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Der Vorteil von Sensitivitätsanalysen zum Beispiel verglichen mit Monte-Carlo Analysen besteht in ihrer guten Anschaulichkeit. Nachteilig ist, dass es kein Konzept gibt, mit dem die Unsicherheiten des Ergebnisses bezüglich variabler Eingabedaten quantifiziert werden können /Schmitt-Heiderich, 1995/.

Da sehr unterschiedliche Parameter als auch Modellansätze miteinander verglichen werden, erscheint eine Änderung von Parametern um bestimmte Prozentwerte nicht sinnvoll. Es wird daher bei jeder Variante individuell entschieden, welcher Wertebereich bei den diversen Modellparametern zugrundegelegt wird. Die Festlegung erfolgt zunächst durch eine Literaturlauswertung. Nach der Simulation werden die resultierenden Konzentrations- und Frachtmittelwerte über bestimmte Zeiträume als auch die Ganglinienverläufe an verschiedenen Stellen im gesamten Abwassersystem auf Plausibilität geprüft und die Eingangswerte gegebenenfalls geändert. In den Kapiteln 6 bis 8 sind die letztlich gewählten Varianten beschrieben.

Kriterien

Zur Auswertung von Sensitivitätsanalysen sind Kriterien notwendig. Den Schwerpunkt dieser Arbeit bildet die Untersuchung der Sensitivität der Ergebnisse bezüglich ausgewählter Modellparameter und Modellansätze bei der integrierten Betrachtung von Entwässerungssystem und Kläranlage. In der Vergangenheit überwogen bei der integrierten Betrachtung von Entwässerungssystem und Kläranlage zwei unterschiedliche Ausrichtungen mit den entsprechenden Kriterien:

- Zum einen wurden die Gesamtemissionen aus Entwässerungssystem und Kläranlage betrachtet, z.B. anhand von CSB-, oder NH_4N -Frachten je Ereignis.
- Zum anderen wurde unter Einbeziehung eines Gewässergütemodells das Auftreten kritischer Zustände im Gewässer identifiziert, z.B. anhand kritischer NH_4N oder O_2 -Konzentrationen im Gewässer.

In dieser Arbeit wird ein Mittelweg gewählt. Da kein Gewässergütemodell verwendet wird, können die Auswirkungen in einem Gewässer nicht direkt betrachtet werden. Es sollen jedoch solche Emissionskriterien im Vordergrund stehen, die zu kritischen Situationen in Fließgewässern führen können.

Die aus Gewässersicht maßgebenden **Belastungen** wurden bereits 1993 im Rahmen des INTERURBA-Workshops zusammengestellt /Lijklema et al., 1993/. Tabelle 5-1 enthält diverse Stoffe sowie die Temperatur und den Abfluss geordnet nach ihrer Wirkung. Weiterhin wird für jede Belastungsart die Auswirkung auf die Umwelt genannt und die notwendige Häufigkeit von Monitoring-Programmen. Nicht für alle in der Tabelle genannten Verschmutzungsparameter erscheint die integrierte Modellierung das geeignetste Werkzeug. Sofern Durchschnittswerte ausreichend sind, z.B. bei den Nährstoffen, führt eine Bilanzierung zu demselben Ziel. Als aus Immissionsüberlegungen maßgebend und lediglich mit dem Werkzeug „integrierte Modellierung“ beurteilbar, haben sich in Mitteleuropa, neben der hydraulischen Belastung, in den letzten Jahren u.a. sauerstoffzehrende und toxisch wirkende Stoffe herauskristallisiert. Diese beiden werden im folgenden näher beschrieben.

Für die Sauerstoffzehrung verantwortlich sind v.a. Stoffe, die mithilfe des Summenparameters chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) erfasst werden. Sauerstoff ist als Energiequelle für alle heterotrophen Gewässerorganismen lebenswichtig. Sauerstoffzehrende Stoffe gelangen sowohl über Regenentlastungen als auch über Kläranlagenabläufe punktuell in die Gewässer. Es ist zu bedenken, dass sich der in Mischwasserentlastungen enthaltene CSB in seiner Zusammensetzung von demjenigen im Kläranlagenablauf unterscheidet. Der Umwelteinfluss aus Mischwasserentlastungen und aus Kläranlagenabläufen ist daher unterschiedlich.

Tab. 5-1: Auswirkungen maßgebender Gewässerbelastungen und erforderliche Häufigkeit von Monitoringprogrammen /nach Lijklema et al., 1993/

Belastungen	Umwelteinflüsse	Monitoring-Parameter			Ökologischer Einfluss*
		Fracht	Fraktionen	Häufigkeit	
1. Sauerstoffbedarf					
CSB aus	Regenentlastungen Kläranlagenabläufen	Sauerstoffzehrung Biomassenanreicherung	Ereignis Tag	gelöst, absetzbar, biolog. (nicht) abbaubar	jedes Ereignis 3,4 1,2,7
NH ₄ aus	Regenentlastungen Kläranlagenabläufen	Sauerstoffzehrung Biomassenanreicherung	Ereignis Tag	löslich	jedes Ereignis 3,4 1,2,7
2. Nährstoffe					
N _{ges} aus	Regenentlastungen, KA, Oberflächenabfluss	Anreicherung	Saison	gelöst, partikulär	Durchschnitts werte ausreichend 1,2,4,7
P _{ges} aus	Regenentlastungen, KA, Oberflächenabfluss	Anreicherung	Saison	gelöst, partikulär	Durchschnitts werte ausreichend 1,2,4,7
3. Giftstoffe					
NH ₄ (+Temperatur, +pH)		Giftig	-		jedes Ereignis 2,3,4
Metalle Akut		Giftig	Ereignis	(nicht) biologisch verfügbar	jedes Ereignis 2,3,4,7
		Giftig	Jahr		jedes Ereignis 2,3,4,7
Org. Mikroschadstoffe (akkumulierend)		Giftig	Jahr	gesamt	Durchschnitts werte ausreichend 2,3,4
4. Hygienische Verschmutzung					
Fäkale Bakterien		menschliche Gesundheit (Primäreinfluss) Biomasse (Sekundäreinfluss)	Ereignis	-	saisonale Statistiken 1,2,7
5. physikalische Faktoren					
Temperatur		Temperaturanstieg, Langzeit- Veränderungen			1,2,5,6
(suspendierte) Feststoffe		Ablagerung an der Gewässersohle, fischtoxisch	Ereignis	gesamt	jedes Ereignis 4,6
Strömung / hydraulisch		Drift, Morphologie	Ereignis	-	jedes Ereignis 2,4,7
Chlorid		Aufsalzung	Ereignis	gelöst	jedes Ereignis 2,5,7

* 1 Energetische Prozesse 2 Nahrungskette 3 Biodiversität 4 Schlüsselarten
5 genetische Diversität 6 Verteilung und Wanderungsverhalten 7 Entwicklung des Ökosystems

Mit dem Entlastungsabfluss gelangen große Mengen leicht abbaubarer Kohlenstoffverbindungen ins Gewässer. Sauerstoffdefizite führen bei Fischen mit abnehmender Konzentration zu Verhaltensänderungen, Fluchtverhalten, Lethargie und Letalität /Lammersen, 1997/.

Bereits 1993 wurde darauf hingewiesen, dass nicht die mithilfe des häufig herangezogenen Parameters CSB erfassten Stoffe für die akute Sauerstoffzehrung im Gewässer verantwortlich sind, sondern diejenigen, die mithilfe des biologischen Sauerstoffbedarf BSB /Lijklema et al., 1993/ erfasst werden. Schwerwiegender als Sauerstoffdefizite in der fließenden Welle können u.U. die Verhältnisse im Porenwasser des Interstitials (Lückensystem der Gewässersohle) auf die Gewässerbiozönose wirken. Das Interstitial und die oberflächennahen Sedimentschichten sind im Lebenszyklus vieler Gewässerorganismen von entscheidender Bedeutung als Lebensraum für Laich, Larven und Jungtiere. Letztlich können häufig auftretende Sauerstoffdefizite die Biodiversität beeinflussen und die Verdrängung von Schlüsselarten bewirken /Lijklema et al., 1993/.

Die im CSB erfassten Stoffe aus Kläranlagen wirken sich indirekt über eine Biomasseanreicherung auf die Ökologie aus und können nach Lijklema et al. /1993/ energetische Prozesse, die Nahrungskette und die Entwicklung des Ökosystems beeinflussen.

Im Bereich der Modellierung wird trotz der beschriebenen Problematik häufig der Parameter CSB betrachtet, was u.a. darauf zurückgeführt werden kann, dass die verbreiteten Kläranlagenmodelle auf einer CSB-Bilanz beruhen. Auch in dieser Arbeit ist dies der Grund, den CSB bei den Sensitivitätsanalysen zu betrachten. Die genannten Zusammenhänge werden bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt.

Zu den auf Gewässerorganismen toxisch wirkenden Stoffen zählt Ammoniak. Aufgrund der akuten Wirkung sind dabei Konzentrationsspitzen im Gewässer von besonderer Bedeutung. In welchem Maß Ammonium zu Ammoniak dissoziiert, hängt in erster Linie vom pH-Wert und der Temperatur des betroffenen Gewässers ab. Herrmann /1999/ verweist darauf, dass neben Ammonium auch der Austrag von organischem Stickstoff betrachtet werden sollte, da es im Gewässer zu einer Bildung von Ammonium und damit auch von Ammoniak kommen kann. Diese tritt jedoch um viele Stunden verzögert auf. Emissionsseitig ließe sich diese Belastung durch den ereignisspezifischen Frachtaustrag des Kjeldahl Stickstoffs (TKN) darstellen.

Metalle können sowohl akut als auch akkumulierend toxisch wirken. Im Rahmen von Schmutzfrachtberechnungen, Bilanzierungen oder Monitoring-Programmen wurden in der Vergangenheit unterschiedliche Schwermetalle (z.B. Blei, Kupfer) betrachtet, um mögliche Gewässerbeeinträchtigungen zu quantifizieren.

In Tab. 5-2 sind die Fließgewässerbelastungen nach ihrem Zeithorizont aufgetragen /Schilling et al., 1997/. Es können grundsätzlich Effekte unterschieden werden, die akut, verzögert und akkumulativ auftreten.

Tab. 5-2: Effekte durch Entlastungen in Fließgewässer /Schilling et al., 1997/

Zeithorizont	Wirkung	Einfluss auf das Gewässer
Akut (Stunden)	hydraulisch	Abfluss, Schubkraft, Sohlerosion
	chemisch	toxische Stoffe (NH ₃) im Wasserkörper
	physikalisch	suspendierte Stoffe
	bio-chemisch	Sauerstoffzehrung im Wasserkörper
	hygienisch	Bakterien, Viren
	ästhetisch	Geruch, Treibgut
Verzögert (Tage)	hydraulisch	Sedimentverlagerung
	chemisch	toxische Stoffe (NH ₃ , NO ₂)
	bio-chemisch	Sauerstoffzehrung im Sediment
	Hygiene	Bakterien, Viren im Sediment
	ästhetisch	Treibgut, Öl
Akkumulierend (Wochen, Jahre)	hydrologisch	Abflussregime, Morphologie
	chemisch	Schwermetalle, persistente org. Stoffe, anorg. /org. Sediment
	bio-chemisch	Sauerstoffzehrung, Eutrophierung

Unter Berücksichtigung des sachgerechten Einsatzbereiches von Simulationsmodellen und des Kenntnisstandes bezüglich der Wirkungen von Emissionen aus Regenentlastungen und Kläranlagen werden bei der Sensitivitätsanalyse sowohl akute als auch akkumulierende chemische und bio-chemische Wirkungen betrachtet.

Ein Vergleichskriterium stellen die **akut wirkenden Schmutzstoffe** dar. Die akute Wirkung in einem Gewässer ergibt sich aus kurzfristigen hohen Einträgen von Schmutzstoffen, die aus urbanen Flächen kommen und deren Belastung im Wasserkörper entsteht. Hierzu zählen z.B. die sauerstoffzehrenden Kohlenstoffverbindungen (erfasst als BSB₅ bzw. CSB) sowie der potenziell fischtoxisch wirkende Stoff Ammonium bzw. Ammoniak. Bezogen auf diese Stoffe werden - abgeleitet aus den zuvor genannten Zusammenhängen - die maximalen Frachten innerhalb eines „kurzen“ Zeitraums betrachtet, im Rahmen dieser Arbeit wird ein Zeitraum von einer Stunde gewählt.

Neben den akut wirkenden Schmutzstoffen sollen auch akkumulierend toxisch wirkende Stoffe betrachtet werden. Da eine Vielzahl möglicher Stoffe existiert, wird in dieser Arbeit ein Ersatzparameter verwendet. Es wird der AFS-Austrag aus dem Gesamtsystem als indirekter Parameter für den Austrag **langfristig wirkender Stoffe** herangezogen. Auf dem Weg über die Oberfläche in den Kanal erfolgt eine Anhebung des pH-Wertes, so dass gelöste Schwermetalle zum großen Teil an die Feststoffe und hierbei überwiegend an die feinen Partikel adsorbiert werden und in das Entwässerungssystem gelangen /Kühn und Gebhard, 1998/. Neben der rein mechanischen Wirkung von Feststoffen, insbesondere von Trüb- und Sinkstoffen, existieren chemische und biologische Wirkungen der an die Partikel gebundenen Substanzen. Da sich Schwermetalle und andere Schadstoffe bevorzugt an kleinste Partikel anlagern, werden mit den feineren Fraktionen der Feststoffe höhere Frachten dieser Substanzen ausgetragen und auf der Gewässersohle abgelagert. Die Höhe der Schwermetallakkumulation durch Mischwasserkanalisationen wird nach Borchardt /1992/ von diversen Autoren als toxikologisch bedenklich eingestuft. Schwermetalle sowie persistente organische Verbindungen werden hinsichtlich ihrer Wirkungsweise als

akkumulierend eingestuft und können auch mittels Bilanzierung über längere Zeiträume (Jahre) abgeschätzt werden. Im Rahmen dieser Arbeit werden die ausgetragenen AFS-Frachten über den Zeitraum von einem Monat herangezogen.

Weiterhin werden die **maximalen Kläranlagenablaufkonzentrationen** der Parameter CSB und NH_4N betrachtet, da diese nach den bestehenden gesetzlichen Bestimmungen im Ablauf der Kläranlage überwacht werden und sie für die Berechnung der Abwasserabgabe relevant sind.

Zusammenfassend seien an dieser Stelle die aus Immissionsüberlegungen abgeleitete Emissionskriterien genannt, die im Rahmen der Sensitivitätsanalyse herangezogen werden:

- **Gruppe K1: *akut wirkende Schmutzstoffe***
Kriterium: maximale Ammoniumfrachten [kg/h] und max. CSB-Frachten [kg/h]
Hintergrund: Fischtoxizität und Sauerstoffkonzentrationen im Gewässer

- **Gruppe K2: *langfristig / akkumulierend wirkende Schmutzstoffe***
Kriterium: AFS [kg/Monat]
Hintergrund: stellvertretend für langfristig wirkende Schadstoffe, z.B. Schwermetalle

- **Gruppe K3: *maximale Kläranlagenablaufkonzentrationen***
Kriterium: max. CSB- und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration [mg/l] als 1h-Mittelwert im Verlauf eines Monats
Hintergrund: Einhaltung der Überwachungswerte im Kläranlagenablauf

5.3 Beschreibung der Vorgehensweise

Die Sensitivitätsanalysen werden in einem fiktiven Einzugsgebiet durchgeführt, in dem die Abwasseranlagen nach den a.a.R.d.T. dimensioniert sind. Das zugrundeliegende 26 Jahre umfassende Niederschlagskontinuum basiert auf gemessenen Niederschlägen im südwestdeutschen Raum. Der Simulationszeitraum umfasst einen Monat und enthält mit den verwendeten Trennkriterien 4 entlastungsrelevante Regenereignisse. Der Monat Juni im Jahr 1961 wurde ausgewählt, da im Sommer markante Entlastungsereignisse auftreten. In Bild 5-1 und Tab. 5-3 sind der Niederschlagsverlauf und die Kenndaten der Niederschlags- sowie der Entlastungsereignisse aufgeführt.

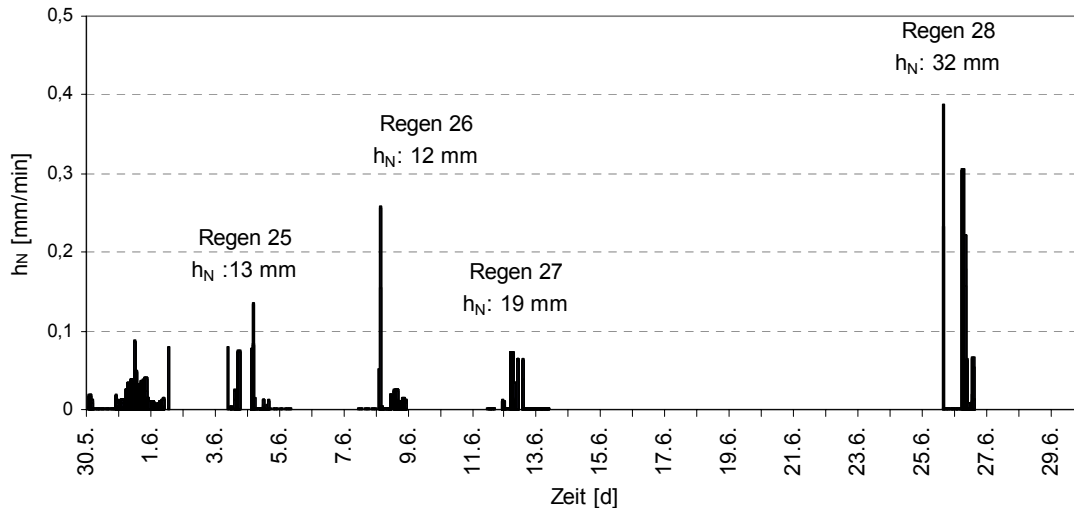


Bild 5-1: Niederschlagsereignisse im betrachteten Monat

Tab. 5-3: Kenndaten der gewählten Niederschläge und der Entlastungsereignisse

	Niederschlag		Entlastung	
	Höhe [mm]	Dauer [min]	Volumen [m ³]	Dauer* [min]
Regen R25	13,0	2.790	2.896	95
Regen R26	12,0	2.170	298	12
Regen R27	19,3	2.770	9.631	313
Regen R28	32,4	1.430	19.829	301

* die Dauer bezieht sich auf den Klärüberlauf des Beckens B10

Innerhalb des Niederschlagsereignisses R28 tritt mit 13,6 mm/h die größte stündliche Intensität innerhalb des betrachteten Monats auf. Eine Betrachtung der größten Intensitäten pro Stunde [mm/h], die innerhalb von 26 Jahren auftreten, zeigt, dass stündliche Intensitäten in der Größenordnung über 10 mm/h im betrachteten Kontinuum 68 mal auftreten. Das Ereignis R28 liegt bezogen auf dieses Kriterium an 35. Stelle. Die größte 60 Minuten Intensität beträgt im betrachteten Niederschlagskontinuum 48,8 mm/h und tritt im August 1968 auf.

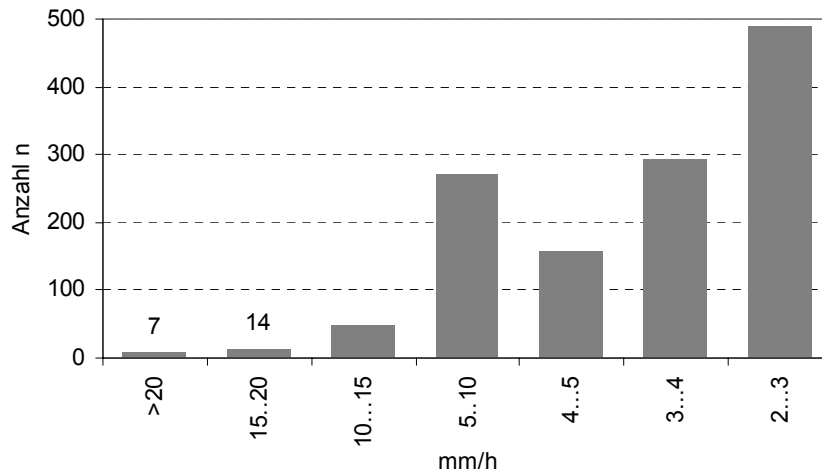


Bild 5-2: Häufigkeitsklassen der maximalen stündlichen Niederschläge innerhalb von 26 Jahren

Die maximale Niederschlagshöhe der anderen drei Regenereignisse beträgt in einem Zeitintervall von einer Stunde zwischen 3,7 und 4,4 mm/h und liegt damit in einer relativ häufig auftretenden Größenordnung (siehe Bild 5-2). Die folgende Tabelle enthält zur weiteren Charakterisierung der Niederschlagsereignisse im Juni 1961 diverse Dauerstufenbereiche.

Tab. 5-4: Wiederkehrhäufigkeiten (T_n) für die größten 30 min, 1h, 2h, 6h, 12h und 24h-Intervalle der betrachteten Niederschlagsereignisse

	30 min		1h		2h		6h		12h		24h	
	h_N [mm]	T_n [a]	h_N [mm]	T_n [a]	h_N [mm]	T_n [a]	h_N [mm]	T_n [a]	h_N [mm]	T_n [a]	h_N [mm]	T_n [a]
R25	2,67	0,1	4,02	0,2	4,88	0,2	7,39	0,1	10,56	0,1	12,19	0,1
R26	3,64	0,1	3,71	0,1	3,86	0,1	4,23	0,1	7,80	0,1	11,92	0,1
R27	2,21	0,1	4,41	0,2	8,80	0,3	12,03	0,2	17,61	0,2	18,76	0,2
R28	7,66	0,4	13,55	0,8	17,61	0,9	25,98	1,0	29,11	0,7	32,37	0,6

Die Auswertung nach ATV-A 121 (1985) mit den Bereichsgrenzen 60 min und 720 min /DWD, 1990/ zeigt, dass der gewählte Monat keine Wiederkehrzeiten T_n über 1 aufweist, d.h. er enthält keine ‚ungewöhnlichen‘ Ereignisse. Bei der Auswertung wird das gesamte Jahr (Januar bis Dezember), eine Korrektur nach Draschoff und die Plot-Formel $(L+0,2)/(N-0,4)$ verwendet. Mit Ausnahme von Regen R28 treten die betrachteten maximalen Intensitäten mit einer Wiederkehrzeit von $< 0,5a$ auf, das heißt, mehrmals jährlich. Der Regen R28 weist in allen gewählten Intensitäten die höchste Wiederkehrzeit auf.

Da mit dem verwendeten gekoppelten Modell keine echte Kontinuumsimulation möglich ist, wurde der betrachtete Monat in 6 Zeitabschnitte eingeteilt. Die Kläranlage wurde zunächst mit einem Trockenwettertagesgang eingefahren und der Zustand abgespeichert, anschließend wurde der Regen R25 mit der nachfolgenden Trockenperiode simuliert (Dauer: ca. 4 Tage), der Zustand wurde wiederum abgespeichert u.s.w.. Damit ist gewährleistet, dass die jeweiligen Niederschlagsereignisse auf eine ‚eingefahrene‘ Kläranlage treffen und

die Schlammzusammensetzung den „tatsächlichen“ Zuständen, die sich bei einer Kontinuumsimulation einstellen würden, entspricht.

Die Kriterien der Gruppe K1 beinhalten die maximalen stündlichen Frachten des gesamten Abwassersystems. Das verwendete Entwässerungssystem umfasst 2 Regenüberlaufbecken und 2 Regenüberläufe, das heißt es existieren, den Kläranlagenablauf eingerechnet, 5 Einleitstellen in das Gewässer. Um die maximalen Frachten zu berechnen, wurde der Zeitpunkt der maximalen stündlichen Entlastungsfracht innerhalb des Monats gesucht und die zeitgleich auftretenden Frachten am Kläranlagenablauf addiert. Das heißt, es wird vereinfacht davon ausgegangen, dass alle Regenentlastungsbauwerke in dasselbe Gewässer entlasten und die Entlastungsstellen nicht weit voneinander entfernt sind.

In den Kapiteln 6 und 7 werden teilweise Regenereignisse verwendet, die nicht im betrachteten Monat auftraten, um gezielt bestimmte Zusammenhänge zu verdeutlichen.

5.4 Beschreibung des Einzugsgebietes und der Kläranlage

5.4.1 Entwässerungssystem

Für die Simulation wird das Entwässerungssystem, welches im Rahmen der Erarbeitung des ATV-Arbeitsblattes A 128 verwendet wurde, zu Grunde gelegt. Es werden einige Vereinfachungen vorgenommen (Vernachlässigung eines Regenrückhaltebeckens und eines Außengebiets). Weiterhin wird die Einwohnerdichte erhöht, da eine Faulungsanlage berücksichtigt werden sollte und dies erst ab einer angeschlossenen Einwohnerzahl von 20.000 realistisch ist. Bei kleineren Einwohnerzahlen würde eine Stabilisierungsanlage gebaut werden, die aufgrund größerer Volumina auf Mischwasserzufluss weniger sensibel reagiert und daher von geringerem Interesse ist /vgl. Leinweber und Hansen, 2000/.

Das Netz besteht aus 9 Teilgebieten, die bis auf F21 im Mischsystem entwässert werden, einem mit dem Teilgebiet F13 verbundenen Gewerbegebiet und einem Industriebetrieb. Programmtechnisch in KOSMO bedingt sind das Gewerbegebiet, das Trenngebiet F21 und der Industriebetrieb als konstante Knotenzuflüsse eingefügt. Weiterhin sind in dem Netz zwei Regenüberläufe sowie zwei Regenüberlaufbecken angeordnet. Die Summe aller Haltungslängen umfasst rund 10,4 km. Die längste Fließzeit beträgt 41,9 min.

Das Einzugsgebiet umfasst eine Fläche von 197 ha mit einem mittleren Befestigungsgrad von 50 %. Die Einwohnerzahl beträgt 14.630, der Wasserverbrauch 147 l/(E·d). Der für die Kläranlage relevante Einwohnergleichwert wird über den Schmutzwasseranfall berechnet und beträgt 22.865 EW. Der Trockenwetterabfluss setzt sich demnach aus den Komponenten häusliches Schmutzwasser aus den einzelnen Teilgebieten, dem Gewerbegebiet, dem Industriebetrieb und dem Fremdwasser zusammen. Es wird von einer einheitlichen Verschmutzung der unterschiedlichen Schmutzwasseranteile ausgegangen, das Fremdwasser wird als unverschmutzt angenommen. Aufgrund der Größe des Einzugsgebietes wird von einem während des Tagesverlaufs schwankenden Trockenwetterabfluss ausgegangen.

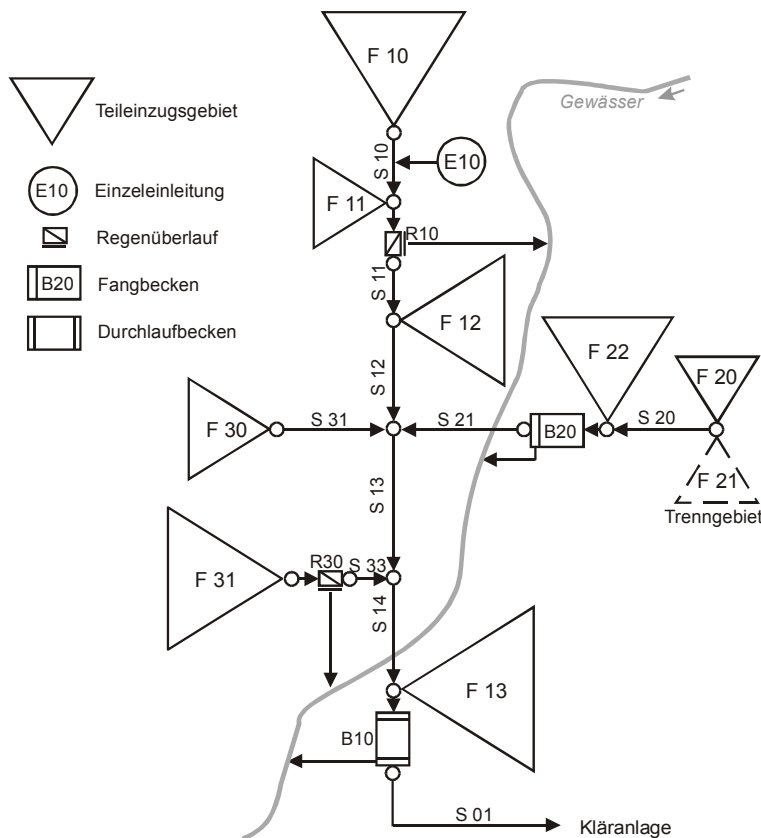


Bild 5-3: Übersicht über das Einzugsgebiet

Tab. 5-5: Kennzahlen der einzelnen Teileinzugsgebiete

Bezeichnung	Fläche $A_{E,k}$ [ha]	Befestigungsgrad [%]	Einwohner E	Fremdwasserzufluss [l/(s·ha $_{AE,k}$)]	Fließzeit [min]
F10	30	40	2.700	0,1	7
F11	12	35	1.080	0,1	4
F12	25	60	2.250	0,2	12
F13	40	70	400	0,1	18
F20	10	45	900	0,1	8
F21	10		1.000	0,1	
F22	25	55	2.250	0,04	12
F30	15	50	1.350	0,2	10
F31	30	45	2.700	0,1	25
Summen	197		14.630		

Die Abflüsse der Regenüberläufe werden auf Q_{krit} gedrosselt. Die Becken im Entwässerungssystem sind beide im Nebenschluss angeordnet. Das Becken B10 wird als Durchlaufbecken, das Becken B20 als Fangbecken angenommen. Die Drosselabflüsse an den Becken werden nach ATV-Arbeitsblatt A 128 /1992/ bzw. ATV-Merkblatt M 177 /2001/ bestimmt, wobei ein Auslastungswert der Kläranlage n von 2,4 gewählt wird. Hierdurch

werden die Erkenntnisse von Schleyen und Meißner /1999/ berücksichtigt, die aus Untersuchungen der Trockenwetterabflüsse bayrischer Kläranlagen und Kläranlagen des Ruhrverbandes abgeleitet wurden. Es hat sich gezeigt, dass im Unterschied zum Mischwasserabfluss Q_m die Größe des Trockenwetterabflusses Q_{t24} i.d.R. nicht direkt aus der Kläranlagenbemessung übernommen werden kann, da der dabei zugrunde gelegte Q_t -Wert als 85%-Wert der größten Stundenabflüsse bestimmt wurde und somit deutlich höher ist als der in ATV-A 128 benötigte, aus dem Jahresmittelwert errechnete Tagesmittelwert Q_{t24} . Der Drosselabfluss des letzten Beckens vor der Kläranlage Q_m ist damit identisch mit dem Mischwasserabfluss aus der Kläranlagenbemessung. Bei der Bemessung der fiktiven Kläranlage wird der Bemessungszufluss Q_m mit der Formel $Q_m = 2 \cdot Q_{s,A131} + Q_f$ berechnet.

Bezeichnung der Becken	Volumen [m ³]	Drosselabfluss, $2 \cdot Q_{s,A131} + Q_f$ [l/s]	Bezeichnung der Regenüberläufe	Drosselabfluss Q_{krit} [l/s]
B20	262	35	R20	175
B10	1374	197	R10	235

Aus der Einwohnerzahl und dem Wasserverbrauch ergibt sich ein häuslicher Schmutzwasserabfluss $Q_{h24} = 24,9$ l/s. Der Abfluss aus dem Gewerbegebiet Q_{g24} beträgt 12 l/s, von dem Industriegebiet werden 2 l/s eingeleitet. Hinzu kommt noch ein Fremdwasserabfluss von $Q_f = 22$ l/s, woraus sich ein Trockenwetterabfluss $Q_{t24} = 61$ l/s ergibt.

Während das Fremdwasser als unverschmutzt und konstant zufließend angenommen wird, ist der Schmutzwasseranteil mit einem Tagesgang verbunden. Der Tagesgang basiert auf dem SMUSI-Tagesgang KT03. Die Verschmutzung des Trockenwetterabflusses wird mit den Parametern CSB, BSB₅, AFS, NH₄-N und TKN beschrieben. Das Tagesmittel dieser Parameter ist in der folgenden Tabelle zusammengestellt. Anzumerken ist, dass für die Abflüsse aus Gewerbegebiet und Industriebetrieb die gleichen Verschmutzungskonzentrationen angenommen werden.

Die Tagesgänge der Verschmutzungsparameter basieren auf Messungen in Harlaching Geiger /1984/ und Düsseldorf-Oberkassel /LWA NRW, 1992/. Sie sind jedoch an den Q-Verlauf angepasst (ausgeprägte Spitze bei Stickstoff, relativ gleichmäßiger Verlauf bzgl. BSB₅ und CSB, AFS vergleichbar Q). Die Verläufe der Tagesgänge sind in Bild 5-4 dargestellt.

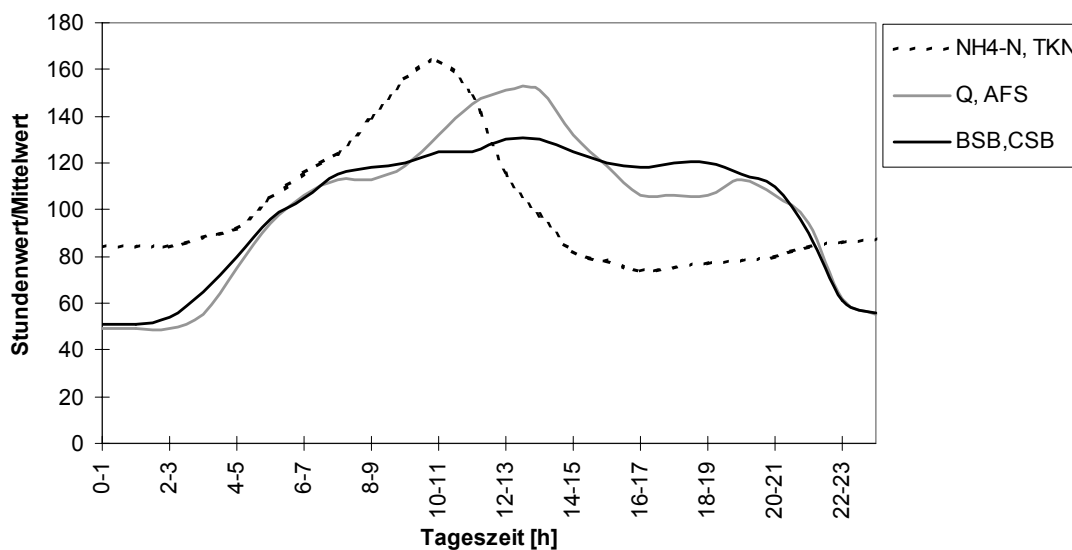


Bild 5-4: Trockenwettertagesgänge der verschiedenen Schmutzstoffe und des Abflusses

Die Simulation wird für die Schmutzstoffparameter CSB, BSB₅, TKN, AFS und NH₄N durchgeführt. Für diese sind somit eine Schmutzkonzentration bei Trockenwetterabfluss und ein maximales Stoffpotential bzw. eine mittlere Regenabflusskonzentration anzunehmen. Die mittlere Konzentration im Oberflächenabfluss ist anhand von Literaturwerten festgelegt (vgl. Anhang A3-3). Mit den in Tab. 5-6 angegebenen maximalen Stoffpotenzialen auf der Oberfläche resultieren bei einer Langzeitsimulation diese Konzentrationen im jährlichen Mittel. Die Trockenwetterkonzentrationen werden mit den einwohnerspezifischen Schmutzfrachten aus ATV-A 131 (1991) für Rohabwasser berechnet. Der Ammoniumwert ist abgeschätzt.

Tab. 5-6: Verschmutzung des Trocken- und Oberflächenabflusses

Parameter	mittlere Konzentration im Trockenwetterabfluss c_t	einwohnerspezifische Schmutzfracht	mittlere Konzentration im Oberflächenabfluss	max. Stoffpotenzial auf der Oberfläche, bezogen auf A_{red}
	[mg/l]	[g/(E·d)]	[mg/l]	[kg/ha]
CSB	520	120	120	35,1
BSB ₅	260	60	20	6,5
AFS	303	70	150	42,7
NH ₄ N	36,6	8,5	1	0,33
TKN	47,6	11	3	0,98

5.4.2 Kläranlage

Der Belebungsreaktor der Kläranlage wird nach dem HSG-Ansatz von 1993 /HSG, 1993/ und die Nachklärung mit dem ATV-Arbeitsblatt A 131 /1991/ dimensioniert. Die Bemessung erfolgte nach dem ATV-Arbeitsblatt von 1991, da die Erstellung des Modells und die ersten Rechenläufe bereits im Sommer 1999 durchgeführt wurden /Leidinger, 2000; Leinweber et al., 2000/. Es wird das Programmpaket DENIKA /ISAH, 1995/ verwendet. Als Eingangswerte

für die einwohnerspezifischen Belastungen werden die Standardwerte nach ATV-A 131 /1991/ herangezogen (vgl. Tab. 5-6 und Tab. 5-7). Die Anlage ist für ca. 23.000 Einwohnerwerte ausgelegt und ist damit der Größenklasse 4 zugeordnet.

Tab. 5-7: Eingangswerte für die Kläranlagenbemessung

Kennwerte				
E	14.630			
EW	22.860			
Abflüsse Q	l/s	m ³ /h	m ³ /d	
Q _{t24}	61,1	219,9	5.276	
Q _{s24}	38,9	139,9		
Q _f	22,2	79,9		
Q _{tx}	109,6	394,6		
Q _m	197,0	709,2	17.020	
Belastungen nach A 131				
	mit Vorklärung (t = 0,5 h)		ohne Vorklärung	
	[g/(E·d)]	[kg/d]	[g/(E·d)]	[kg/d]
BSB ₅	50	1.143	60	1.371
CSB	100	2.286	120	2.743
TS ₀	40	914	70	1.600
TKN	10	229	11	252
NH ₄ -N		176		193
org N		53		58
P	1,8	42	2,3	46

Auf die Bemessung von Anlagenteilen wie Rechen, Sandfang oder Schlammbehandlungsanlagen, sowie auf deren Modellierung wird hier verzichtet. Auch mögliche Rückbelastungen aus der Schlammbehandlung werden nicht berücksichtigt. Die wichtigsten Daten der Bemessung sind in Tab. 5-8 zusammengefasst. Als Aufenthaltszeit in der Vorklärung ist eine halbe Stunde angesetzt. Es handelt sich bei der Kläranlage um eine Anlage mit vorgeschalteter Denitrifikation. Der TS-Gehalt in der Belebung TS_{BB} beträgt 4 g/l, die Schlammbelastung 0,11 kg BSB₅/kg TS. Hieraus resultiert ein Schlammalter von 10,2 Tagen. Die Nachklärung wird als horizontal durchströmtes Rundbecken ausgeführt. Der Schlammindex beträgt 110 ml/g.

Die Dimensionierung erfolgt auf 12°C. Der Wert wird gewählt, da zum einen bezogen auf die Ablaufwerte, die im Rahmen der Arbeit im Vordergrund stehen, tiefe Temperaturen den kritischsten Lastfall darstellen und zum anderen bei dieser Temperatur die Überwachungswerte noch eingehalten werden müssen.

Tab. 5-8: Ergebnisse der Kläranlagenbemessung

		HSG-Ansatz bzw. ATV-A131
Vorklärung		
Aufenthaltszeit	[h]	0,5
Oberfläche	[m ²]	137
Volumen	[m ³]	200
Belebung		
Bemessungstemperatur	[°C]	12
Phosphorelimination	[-]	Fällung mit Al-Salze
Beckenanzahl	[-]	2
Volumen	[m ³]	2979
V _D /V _{BB}	[-]	0,35
Denitrifikation	[m ³]	1047
Nitrifikation	[m ³]	1933
TS _{BB}	[kg/m ³]	4,0
t _{TS}	[d]	10,2
O _{2 BB}	[mg/l]	2
B _R	[kg BSB ₅ /(m ³ ·d)]	0,38
B _{TS}	[kg/kg]	0,11
OB _{Betrieb}	[kg/d]	1576
Rezirkulation	[%]	245
NH ₄ -N _e	[mg/l]	0,7
NO ₃ -N _e	[mg/l]	7
P _e	[mg/l]	2
Nachklärung		
Beckenanzahl	[-]	2
Durchströmung	[-]	horizontal
Gesamtoberfläche	[m ²]	347,65
Durchmesser	[m]	21,42
Räumer	[-]	Schildräumer
h _{ges 2/3}	[m]	4,77
t _E	[h]	2
ISV	[ml/g]	110
RV	[-]	1

5.5 Modellerstellung mit den Programmen KOSMO und SIMBA

Das Entwässerungssystem wird mit dem Schmutzfrachtprogramm KOSMO erstellt. Die Beschreibung enthält Kapitel 2.4. Darüber hinaus ist festzuhalten, welche Parameter und Modellansätze in der Ausgangsvariante (V0) bei den einzelnen Prozessen verwendet werden.

5.5.1 Vorarbeiten für die Simulation des Entwässerungssystems

Ansätze auf der Oberfläche

Die Modellansätze und –parameter bei der Abflussbildung sind bereits in Kapitel 2.4.2 beschrieben. Bei den stofflichen Vorgängen auf der Oberfläche wurde in der Ausgangsvariante mit dem Modellansatz Akkumulation und Abtrag sowie mit den in Kapitel 2.4.5 genannten Standardparametern gerechnet. Dabei wird in einer Voranalyse unter Verwendung eines mehrjährigen Regenkontinuums das maximale Stoffpotenzial solange verändert bis sich im Jahresmittel die angestrebte mittlere Konzentration im Niederschlagsabfluss für den jeweiligen Stoffparameter einstellt (vgl. Tab. 5-6). Es wird davon ausgegangen, dass die Standardwerte der Akkumulations- und Abtragsparameter in KOSMO realistisch sind, da sie sich in anderen Einzugsgebieten (Düsseldorf-Oberkassel, Solingen-Viehbachtal) bei der Nachbildung gemessener CSB-, BSB₅ und AFS-Konzentrationsganglinien im Kanalnetz bewährt haben. Dieselben Parameter wurden für die Schmutzstoffe TKN und NH₄N verwendet.

Ansätze im Entwässerungssystem

Das Entwässerungssystem wird durch detaillierte Angaben zu Haltungslängen, -durchmessern und Höhenangaben nachgebildet. Mithilfe der in Tab. 5-5 angegebenen und als Ergebnis der Abflusssimulation sich ergebenden Fließzeiten wird eine Kontrolle durchgeführt.

Der Modellansatz zur Nachbildung der stofflichen Vorgänge in den Sonderbauwerken ist in Kapitel 2 erläutert. Das Absetzverhalten ist abhängig vom absetzbaren Anteil der einzelnen Schmutzstoffe (s. Tab. 5-9). In der Ausgangsvariante werden für die Parameter CSB, AFS und Ammonium die „Standardwerte“ aus KOSMO verwendet. Der theoretischen Absetzwirkung von 28% beim Parameter TKN liegt die Annahme zugrunde, dass eine Hälfte des TKN in organischer Form vorliegt und die andere Hälfte als NH₄N. Diese Annahmen beruhen auf Messungen von Krauth und Schwentner /1992/ im Ablauf Sandfang bei Mischwasserzufluss und von Seyfried und Thöle /1999/. Weiterhin wird davon ausgegangen, dass der organische Stickstoff zu 50% innerhalb von 2 Stunden absetzbar ist.

Tab. 5-9: Eingangsdaten für die Absetzwirkung in Durchlaufbecken

	r_1^* [-]	r_2^* [-]	Absetzwirkung $t_A = 2 \text{ h}$ [%]
CSB	0,32	0,70	20
AFS	0,80	1,63	72
TKN	0,35	1,14	28
NH ₄ -N	0,10	0,50	5

* Absetzparameter nach Gleichung 2-13

5.5.2 Vorarbeiten für die Simulation der Kläranlage

Die Kläranlage wird mit dem Programm SIMBA in ein Modell umgesetzt (vgl. Anhang 2). Nachdem alle Blöcke und Module eingefügt sind, wird die Anlage mit einem stationären Tagesgang eingefahren und mithilfe der Werte aus der stationären Bemessung „kalibriert“. Eine dynamische Kalibrierung ist bei der hier verwendeten fiktiven Anlage nicht möglich. Es wird jedoch ein Trockenwettertagesgang verwendet, um die Ablauf- und Schlammwerte auch bei dynamischer Beschickung auf Plausibilität zu prüfen. Die Zulaufdatei basiert auf den CSB-, TKN- und Ammoniumkonzentrationen aus Tab. 5-6. Die Nitratkonzentration im Zulauf der Kläranlage wurde mit 0 mg/l, der Sauerstoffgehalt mit 0,01 mg/l und die Alkalität mit 6 mmol/l angenommen.

Zur Simulation der Vorgänge in der *Vorklärung* wird das in SIMBA implementierte Vorklärbeckenmodul basierend auf dem Modell von Otterpohl et al. /1994/ verwendet. Das Modell ist in Kapitel 3.4.2 beschrieben.

Das *Belebungsbecken* ist in zwei getrennte Reaktoren für die Nitrifikation und Denitrifikation unterteilt. Die Rezirkulationsrate beträgt 1,42. Der Lufteintrag in das Nitrifikationsbecken wird mithilfe eines PID-Reglers geregelt, der den Sauerstoffgehalt auf den Sollwert von 1,5 mg/l regelt. Die Höhe des Schlammabzugs aus der Nachklärung ist abhängig vom Abwasservolumenstrom im Zulauf und beträgt jeweils 100%, was bedeutet, dass während Mischwasserzufluss mehr belebter Schlamm abgezogen und zurückgeführt wird als während Trockenwetterzufluss. Der Überschussschlammabzug (100m³/d) erfolgt sobald der TS-Gehalt im Ablauf der Nitrifikationszone den Wert von 4 g/l übersteigt. Wenn ein TS-Gehalt von 3,9 g/l in der Belebung erreicht ist, schaltet die Pumpe aus.

Das für die *Nachklärung* verwendete Modell nach Otterpohl und Freund /1992/ ist in Kapitel 3.4.3 ausführlich erläutert. Es werden die Standardparameter des Programms SIMBA verwendet.

Die Kläranlage wird zunächst mit einem stationären Tagesgang eingefahren, anschließend erfolgt eine „stationäre Kalibrierung“, worunter in diesem Fall ein Vergleich charakteristischer Schlammparameter und der Ablaufkonzentrationen aus der stationären Bemessung einerseits und der Simulationsergebnisse andererseits zu verstehen ist. Bei einer derartigen Vorgehensweise ist zu beachten, dass die stationäre Bemessung Sicherheiten enthält und basierend auf den 85%-Frachten erfolgt, während mithilfe der Simulation die „realen“ Verhältnisse wiedergegeben werden sollen. Es ist also keine exakte Übereinstimmung der Ablaufwerte (NH₄-N und NO₃-N), der Überschussschlammfrachten, des Schlammalters und der Schlammzusammensetzung anzustreben.

Im ersten Schritt werden die stöchiometrischen und kinetischen Parameter nach Bornemann et al. /1998/ sowie die von ihnen vorgeschlagene Zulauffraktionierung verwendet. Im Verlauf der „stationären Kalibrierung“ werden maximal zwei Werte der Zulauffraktionierung bzw. der biologischen Modellparameter gleichzeitig verändert. Die „Kalibrierung“ führt zu der in Tab. 5-10 dargestellten Zulauffraktionierung. Bei den kinetischen und stöchiometrischen Parametern ist lediglich eine Erhöhung des Ertragskoeffizienten der heterotrophen Biomasse Y_H gegenüber den Werten in Bornemann et al. /1998/ erforderlich.

Tab. 5-10: Zulauffraktionierung

X_I	% von CSB	20
X_S	% von CSB	40
S_S	% von CSB	15
S_I	% von CSB	10
X_{BH}	% von CSB	15
X_{BA}	mg/l	0,02
X_P	mg/l	0,02
i_{SI}	-	0,02
i_{XI}	-	0,03

5.5.3 Kopplung der Programme KOSMO und SIMBA

In Kapitel 4 ist die Problematik, die sich bei der integrierten Simulation von Kanalnetz und Kläranlage durch die erforderliche Kopplung von Programmen zur Simulation des Entwässerungssystems einerseits und der Kläranlage andererseits ergibt, beschrieben. Weiterhin wurden die in bisherigen Untersuchungen verwendeten Vorgehensweisen genannt. Innerhalb dieses Kapitels wird dargelegt, wie die Kopplung der Programme KOSMO und SIMBA erfolgt.

Um den für integrierte Betrachtungen notwendigen dynamischen Datenaustausch zu ermöglichen, wurde für das am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern vorhandene Programm KOSMO eine externe Software-Schnittstelle entwickelt.

Beide Programme interagieren über ein Component Object Model (COM), eine in den WINDOWS Betriebssystemen von Microsoft definierte Methode zur Kommunikation zwischen Programmen. Das Programm KOSMO wurde dazu in das Windows-Programm WINKOSMO integriert, das neben der Benutzeroberfläche eine COM-Schnittstelle zur Verfügung stellt, über die andere Programme mit dem KOSMO-Berechnungskern Daten austauschen können. SIMBA läuft als Applikation im Programmsystem MATLAB/SIMULINK von Mathworks. MATLAB stellt selbst eine COM-Schnittstelle zur Verfügung. Bineglied zwischen der Matlab-COM-Schnittstelle und den SIMBA-Blöcken zur Kläranlagensimulation sowie den Standard SIMULINK-Blöcken ist der Block WKC.

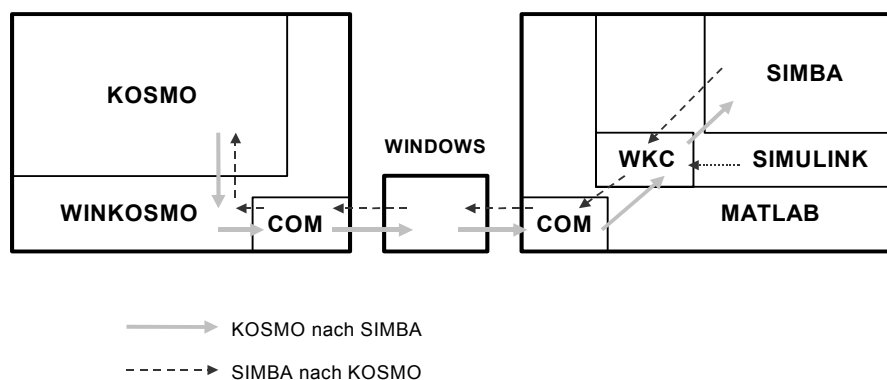


Bild 5-5: Programmtechnische Verknüpfung der verwendeten Modelle

Der Datenaustausch kann bidirektional erfolgen, d.h. beide Programmsysteme können Daten senden und empfangen. Im Rahmen dieser Arbeit wird lediglich die in Bild 5-5 hellgrau dargestellte Richtung verwendet. KOSMO sendet über WINKOSMO an dessen COM-Schnittstelle. Die Daten (z.B. Durchflüsse, Schmutzstoffkonzentrationen) werden vom Block WKC über die MATLAB COM-Schnittstelle abgefragt, aufbereitet und an die SIMBA-Simulationsblöcke weitergegeben. Der Datenaustausch erfolgt in äquidistanten Zeitschritten (z.B. 5 min). Im Zeitraum zwischen den Austauschvorgängen verhalten sich beide Programme autonom und ermitteln die Ergebnisse für den nächsten Austauschzeitpunkt. Die Eingangsdaten ändern sich in dieser Zeitspanne nicht. Das Programm, welches die Ergebnisse zuerst ermittelt hat, wartet auf das jeweils andere Programm, bis dieses ebenfalls den Austauschzeitpunkt erreicht hat, dann erfolgt der Datenaustausch. Damit wird gewährleistet, dass beide Programme zeitsynchron bleiben und die Simulationszeit ('Echtzeit') in beiden Programmen zum Zeitpunkt des Austauschs übereinstimmt.

Im Entwässerungssystem werden in der Ausgangsvariante (V0) diejenigen Parameter simuliert, die üblicherweise bei der Schmutzfrachtberechnung betrachtet werden: CSB, BSB₅, TKN, NH₄N und AFS. Das Programm SIMBA, basierend auf ASM1, dagegen benötigt diverse CSB- und N-Fractionen sowie weitere Parameter wie z.B. die Alkalität und den Sauerstoffgehalt. Die dadurch erforderliche (online-)Fraktionierung erfolgt an der Schnittstelle zwischen den beiden Modellen, wobei für die Fraktionierung im Trocken- und Regenwetterfall zunächst dieselbe prozentuale Aufteilung gewählt wurde. Mit Schnittstelle wird im Rahmen der Arbeit der Übergabepunkt zwischen der letzten Haltung des Kanalnetzes und dem Zulauf der Vorklärung bezeichnet, da auf die Simulation des Rechens und des Sandfangs verzichtet wird. Es ist davon auszugehen, dass in beiden Anlagenteilen lediglich eine Elimination mineralischer Stoffe erfolgt und die Bedeutung für die Kläranlagenablaufkonzentrationen damit gering ist. Die Einbindung des 'Fraktionierungstools' verdeutlicht Bild 5-6.

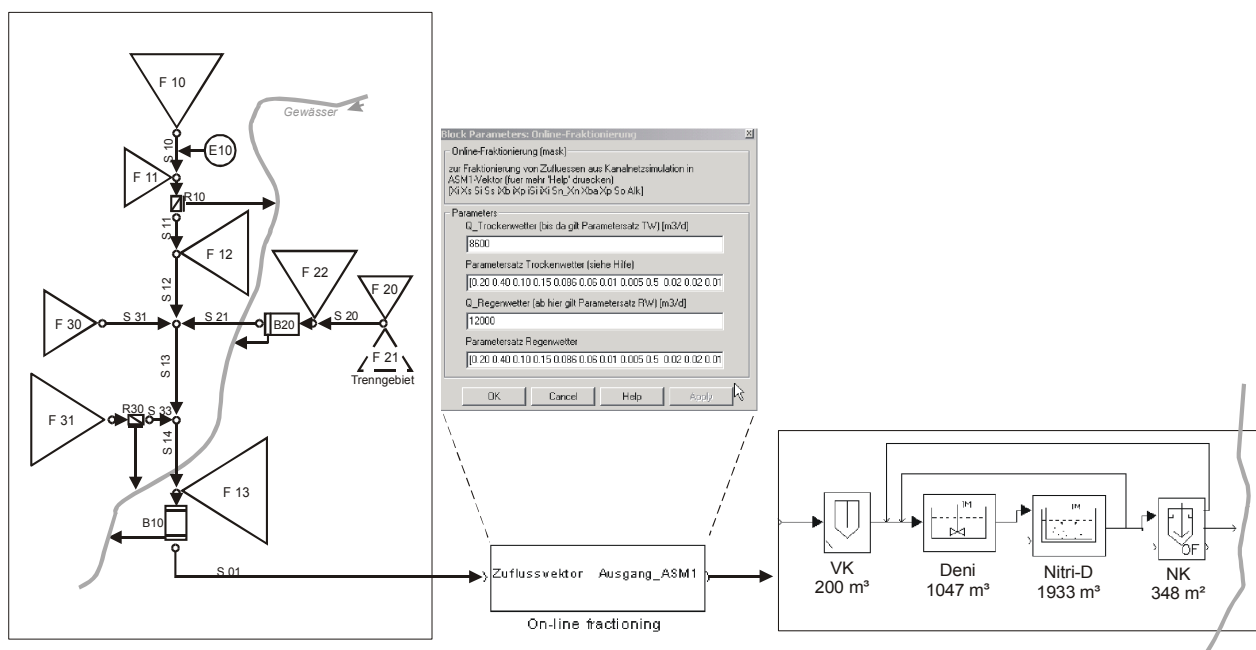


Bild 5-6: Schematische Darstellung der beiden Systeme und der online-Fraktionierung an der Schnittstelle

In Bild 5-7 ist dargestellt, wie die Aufteilung der im Entwässerungssystem modellierten Kohlenstoff- und Stickstoffparameter auf die im Kläranlagenmodell notwendigen Parameter erfolgt. Die prozentuale Aufteilung der CSB-Fractionen sowie die für die Aufteilung des TKN notwendigen Parameter i_{SI} und i_{XI} werden bei der stationären Kläranlagenkalibrierung festgelegt und sind in Kapitel 5.5.2 angegeben.

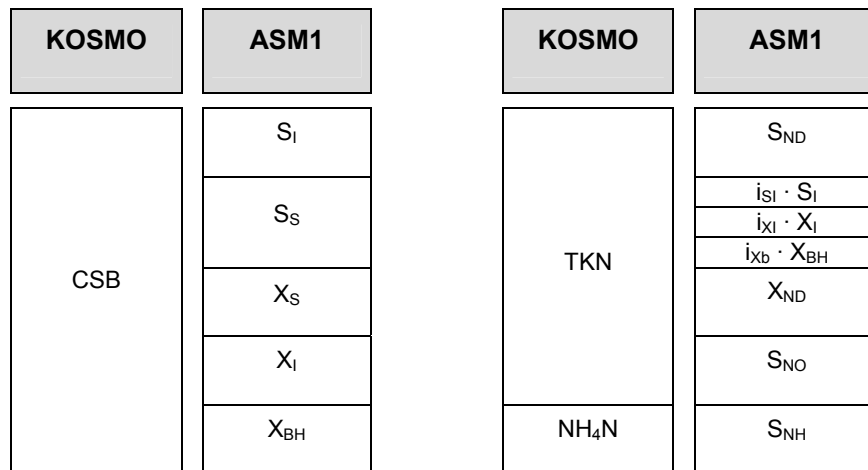


Bild 5-7: Fraktionierung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) und des Stickstoffes

Die Berechnung der beiden organischen Stickstofffraktionen erfolgt mit den folgenden Gleichungen:

$$S_{ND} = (TKN - NH_4N - i_{SI} \cdot S_I - i_{XI} \cdot X_S - i_{XB} \cdot X_{BH}) \cdot (S_{ND}/X_{ND}) \quad (\text{Gleichung 5-1})$$

$$X_{ND} = (TKN - NH_4N - i_{SI} \cdot S_I - i_{XI} \cdot X_S - i_{XB} \cdot X_{BH}) \cdot (1 - S_{ND}/X_{ND}) \quad (\text{Gleichung 5-2})$$

wobei : $S_{ND}/X_{ND} = 0,5$

Dabei wird berücksichtigt, dass im ASM 1 nicht alle organischen Stickstofffraktionen explizit als Modellparameter ausgewiesen werden. Ein Teil des organischen Stickstoffs wird als an die CSB-Fractionen S_I , X_I und X_{BH} gebunden abgebildet. Die Anteile werden mittels der Parameter i_{SI} , i_{XI} , i_{XB} eingegeben.

Zu den Parametern, die für das Activated Sludge Modell No.1 erforderlich sind, zählen die autotrophe Biomasse X_{BA} , die partikulären inerten organischen Produkte X_P , der gelöste Sauerstoff S_O und die Alkalität S_{alk} . Diese werden im Rahmen der Schmutzfrachtmodellierung nicht betrachtet und als konstant angenommen.

6 MODELL- UND PARAMETERUNSICHERHEITEN BEI DER MODELLIERUNG – SCHWERPUNKT ENTWÄSSERUNGSSYSTEM

6.1 Darstellung des Kenntnisstandes und Auswahl von Varianten

Die Modell- und Parameterunsicherheiten bei der Modellierung von Entwässerungssystemen werden in diesem Kapitel getrennt nach den Vorgängen in den Teilsystemen Oberfläche, Kanalnetz und Regenbecken betrachtet.

Der **Trockenwetterabfluss** wird in Tab. 6-1 ebenfalls aufgeführt. Sowohl die Erfassung als auch die modelltechnische Nachbildung der Abflussgröße und der Verschmutzung wird im tageszeitlichen Verlauf als relativ einfach eingeschätzt. Im Gegensatz zur konventionellen Schmutzfrachtsimulation mit dem Ziel, mittlere Jahresfrachten zu ermitteln, gewinnt – je nach konkreter Aufgabenstellung – der Tagesgang bei der integrierten Betrachtung an Bedeutung. Die Auswirkung auf den Kläranlagenzu- und -ablauf wird hoch eingeschätzt.

6.1.1 Teilsystem Oberfläche

Die Vorgänge auf der Oberfläche können in hydraulische und stoffliche Prozesse unterteilt werden. Der **Oberflächenabfluss** wird maßgebend beeinflusst vom Grad und der Art der befestigten Fläche, vom Niederschlagsgeschehen und den Verlustansätzen. Es wird davon ausgegangen, dass die Erfassung der Niederschlagsbelastung durch ein dichteres Netz an Niederschlagsgebern oder Radarmessungen in Zukunft verbessert wird. Auch die Messung von Abflüssen (zur Abschätzung der Modellparameter zur Abflussbildung und -konzentration) wird kontinuierlich weiterentwickelt, so dass der Schwierigkeitsgrad bei der Auswahl von Modellansätzen sowie bei der Festlegung der Modellparameter zur Nachbildung des Oberflächenabflusses als relativ einfach eingestuft wird (vgl. auch Arnbjerg-Nielsen und Harremoës, 1996/).

Der Verlauf der **Konzentrationen bzw. Frachten** im Oberflächenabfluss wird dagegen als messtechnisch schwer erfassbar eingeschätzt. Bereits die in diversen Messprogrammen gemessenen mittleren Konzentrationen in Oberflächenabflüssen schwanken in weiten Bereichen (vgl. Anhang 3). Bei der Modellierung kommen zwei Ansätze zur Anwendung: die 2-Komponenten-Methode und der Akkumulations-/Abtragsansatz. Exemplarisch sind in der Tab. 6-1 einige Modellparameter, die im Rahmen dieser Arbeit zur Anwendung kommen, genannt: die mittlere Konzentration im Regenabfluss c_r (2-Komponenten-Methode), das maximale Stoffpotenzial auf der Oberfläche P_0 , die Akkumulationsrate k_1 , die Abtragsrate k_2 und der Formfaktor w (exponentieller Akkumulations-/Abtragsansatz).

Die Sensitivität des Entlastungsverhaltens bezüglich unterschiedlicher Modellansätze und -parameter wurde in den letzten Jahren von zwei Autoren untersucht, auf deren Erkenntnisse im weiteren Verlauf der Arbeit detailliert eingegangen wird. Schmitt-Heiderich /1995/ stellte z.B. fest, dass die mittleren spezifischen CSB-Entlastungsfrachten in kg/ha bei der Verwendung unterschiedlicher Modellparameter im Akkumulations-/Abtragsansatz in weiten Bereichen schwanken. Weiterhin wurde im Rahmen eines Modellvergleichs in Nordrhein-Westfalen festgestellt, dass Programme mit einem Akkumulations-/Abtragsansatz in der Lage sind den zeitlichen Verlauf der Stoffkonzentration im Mischwasserabfluss von Einzelereignissen realitätsnah zu simulieren, während dies Programmen mit mehr integralen

Ansätzen bei dem ablagerungsbehafteten Kanalnetz in Düsseldorf-Oberkassel nicht gelang /IHH, 1994/.

Es lässt sich festhalten, dass bei den Modellansätzen zwei grundsätzlich unterschiedliche Vorgehensweisen Verwendung finden und diese wie auch die verwendeten Modellparameter, das simulierte Entlastungsverhalten beeinflussen. Ihre Auswirkung auf den Kläranlagenzulauf ist vermutlich geringer. Die Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf wurden bisher selten untersucht, so dass eine Beurteilung der Sensitivität nicht möglich ist.

6.1.2 Teilsysteme Kanalnetz und Regenbecken

Die Vorgänge im Kanalnetz werden ebenfalls in hydraulische und stoffliche Prozesse unterteilt. Wie bereits das reine Abflussverhalten auf der Oberfläche wird auch die Erfassung der **Abflüsse** im Entwässerungssystem mithilfe von Durchflussmessgeräten als grundsätzlich messbar eingeschätzt. Dallwig /1988, zit. in Uhl, 2000/ gibt Verkehrsfehler unter Betriebsbedingungen für verschiedene Durchflussmessverfahren zwischen 1% und 20% an. Diese Genauigkeit ist allerdings nur zu erreichen, wenn die Einbauorte sorgfältig ausgewählt werden und eine Kalibrierung erfolgt. Auch für problematische Stellen, z.B. Regenentlastungsleitungen, die unter Rückstau geraten können, stehen inzwischen Messverfahren zur Verfügung /Hassinger, 1999/. Die modelltechnische Nachbildung des Abflussverhaltens kann genügend genau durchgeführt werden. Es existieren Kriterien, wann vollständige oder teilweise vereinfachte hydrodynamische oder auch hydrologische Modellansätze empfohlen werden /Schmitt, 1985; ATV, 1994/.

Mit der messtechnischen Erfassung der **stofflichen Prozesse im Kanalnetz** sowohl bei Trockenwetter als auch bei Regenwetter haben sich mehrere Untersuchungen beschäftigt. Auch im Zulauf der Kläranlage wurde eine Vielzahl von Messprogrammen durchgeführt. Derzeit werden verstärkt on-line Messungen von Ersatzparametern wie dem spektralen Absorptionskoeffizient (SAK) /EG/ LV, 1998/ teilweise ergänzt um Trübungsmessungen /Nusch et al., 2001; Grüning und Althoff, 2000/ auch im Entwässerungssystem durchgeführt. Es ist jedoch nicht davon auszugehen, dass dies in allen Einzugsgebieten möglich sein wird. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass es unterschiedliche Transportarten gelöster und partikulärer Stoffe im Kanalnetz gibt. Diese sind jedoch noch immer nur mit immensem Aufwand messtechnisch erfassbar und können nicht verallgemeinert werden, da bisher keine deterministischen Zusammenhänge zwischen Einzugsgebiet und Vorgängen im Kanalnetz gefunden wurden. Sofern Modelle eingesetzt wurden, um die stofflichen Vorgänge im Entwässerungssystem nachzubilden, kamen diverse Ansätze zur Anwendung (vgl. Kapitel 2).

In einzelnen Einzugsgebieten zeigen sich bei der modelltechnischen Umsetzung insbesondere bei der Nachbildung des Transportverhaltens (teilweise) partikulär vorliegender Schmutzstoffe Probleme. Die Nachbildung des Transports gelöster Stoffe (Ammonium) gelang in einem EU-Projekt recht gut /Lindberg et al., 1999/, während die Simulation des Schmutzstoffparameters CSB nicht zufriedenstellend war. Eine systematische Sensitivitätsanalyse unterschiedlicher Modellansätze oder -parameter zur Nachbildung der Transportprozesse im Kanal ist nicht bekannt. Lediglich Gent et al. /1996/ stellten bei Verwendung des Programms MOSQUITO fest, dass sich die nur sehr schwer messbaren Parameter Sohlschubspannung und Absetzgeschwindigkeit am signifikantesten auf die

Simulationsergebnisse auswirken. Weiterhin zeigten sie, dass auch kleine Veränderungen von Modellparametern die Simulationsergebnisse erheblich beeinflussen können. Ein in zwei Einzugsgebieten in Nordrhein-Westfalen durchgeführter Modellvergleich zeigte, dass wirklichkeitsnahe Schmutzfrachtberechnungen möglich sind, wenn Gelegenheit zur Modellkalibrierung gegeben ist und diese mit dem nötigen Sachverstand und ausreichender Sorgfalt durchgeführt wird. Die Berechnung der entlasteten Stofffrachten bei Rückstau und Fließumkehr im Kanalnetz wird als Fazit aus der Untersuchung als eingeschränkt möglich eingestuft. Die Abweichungen zwischen den Berechnungs- und Messergebnissen lagen in einem flachen Kanalnetz im wesentlichen unter 30%, zum Teil betrug sie erheblich unter 15% /IHH, 1994/. Untersuchungen, in denen die Auswirkungen auf den Kläranlagenzu- und -ablauf untersucht wurden, sind nicht bekannt.

Über die Auswirkungen unterschiedlicher Modellansätze und –parameter bei den Umsetzungs- und Abbauprozessen liegen derzeit ebenfalls keine Untersuchungen vor. Nach einer ersten Einschätzung von Langeveld et al. /2002/ sind diese Prozesse nur in Einzelfällen für den Kläranlagenablauf von Bedeutung.

Mit der Erfassung der **stofflichen Vorgänge in Regenbecken** haben sich diverse Autoren beschäftigt. Der Aufwand zur Durchführung von Messprogrammen ist erheblich, da die Prozesse sehr schnell ablaufen und die Probennahme daher in kurzen Zeitintervallen und an mehreren Stellen gleichzeitig erfolgen muss. Die bisherigen Messprogramme hatten meistens zum Ziel, die Wirksamkeit bestimmter Anlagen herauszufinden. Eine Nachbildung der Prozesse mithilfe von Modellen fand selten statt, so dass keine Aussagen hinsichtlich der Auswirkungen unterschiedlicher Modellansätze und –parameter auf das Entlastungsverhalten und den Kläranlagenablauf abgeleitet werden können.

6.1.3 Fazit

Der Schwierigkeitsgrad bei der Auswahl von Modellansätzen und –parametern wird einerseits beeinflusst von dem grundsätzlichen Aufwand zur Durchführung von Messprogrammen und der dabei vorliegenden Erfahrung, sowie dem Kenntnisstand bezüglich der Eignung existierender Modellansätze zur Nachbildung der Prozesse (vgl. Tab. 6-1 „Auswahl von Modellansätzen“). Allgemein ist anzumerken, dass nach wie vor wenig Erfahrung bezüglich der Kalibrierung stofflicher Prozesse im Entwässerungssystem existieren, da geeignete Messdaten nur für spezielle Einzelfälle und dort auch nur in geringem Umfang vorliegen. Zudem sind die Daten größtenteils nicht allgemein zugänglich.

Die Auswirkungen der Unsicherheiten bei den Modellansätzen und –parametern bei der Simulation von Entwässerungssystemen auf den Kläranlagenablauf kann derzeit nicht beurteilt werden, da in der Literatur keine Sensitivitätsanalysen über die „Systemgrenzen“ hinweg gefunden wurden. Eine Ausnahme stellt lediglich die Arbeit von van Wensen /2001/ dar. Weiterhin untersuchen derzeit Langeveld et al. /2002/, welche Prozesse im Entwässerungssystem für die Kläranlagenmodellierung relevant sind. Aus diesem Grund wird an dieser Stelle versucht, die Auswirkung auf den Kläranlagenzulauf zu bewerten.

Die genannten Parameter in der 2. Spalte der Tab. 6-1 beziehen sich auf die im Rahmen der Arbeit verwendeten Modellansätze. Bei den anschließenden Sensitivitätsanalysen werden nur diejenigen Unsicherheitsbereiche betrachtet, bei denen der Schwierigkeitsgrad bei der Auswahl von Modellansätzen sowie bei der Festlegung der Modellparameter als schwer

eingestuft wird und deren Auswirkungen hoch eingeschätzt werden. Diese sind in Tabelle 6.1 grau markiert. Der Schwerpunkt der Arbeit liegt somit auf den stofflichen Prozessen, da diese als auch in Zukunft nur schwer bzw. mit erheblichem finanziellem Aufwand messbar eingestuft werden.

Tab. 6-1: Schwierigkeitsgrad bei der Auswahl von Modellansätzen und –parametern (ES) sowie Auswirkungen auf Entlastung und Kläranlagenzufluss

Unsicherheitsbereiche	Parameter/ Modell	Auswahl von Modellansätzen (○..leicht, +..mittel, ++ schwer)	Auswirkungen auf (○ gering, +..mittel, ++..groß ?...unbekannt)	
			Entlastungen	Kläranlagenzufluss
Trockenwetterabfluss				
Abfluss	E, w_s	○	+	++
Konzentration	c	○	+	++
Tagesgang	Tagesgang	○	+	++
Vorgänge auf der Oberfläche				
Abfluss	$N_{eff}, A_{E,b}$, Verlustansätze Abflusskonzentration	○..+	++	+
Konzentration bzw. Fracht	$N_{eff}, A_{E,b}$ je nach Ansatz: c_r, P_0, k_1, k_2, w	○..+ ++	++	?
Vorgänge im Kanal				
Abfluss	hydrologisch/ hydrodynamisch	○..+	++	+
verschiedene (stoffliche) Transportarten	*	++	++	?
Umsetzungs- und Abbauvorgänge	z.B. ASM-Modell	+	?	?
Vorgänge im Becken				
Hydraulik	Bilanzierung/ hydrodynamisch**	+	?	?
Absetzen und Remobilisierung	je nach Ansatz: η, r_2, r_1	++	?	?

* es existieren sehr viele unterschiedliche Ansätze mit diversen Modellparametern

** vereinfachte hydrodynamische Ansätze

Es wird darauf verzichtet, die Auswirkungen unterschiedlicher Modellansätze bei den Vorgängen im Kanalnetz detailliert zu untersuchen, da in diesem Bereich eine Vielzahl von Modellansätzen existiert. Eine klare Präferenz bestimmter Ansätze ist bisher nicht erfolgt. Gerade im Bereich des Feststofftransportes ist die Situation für eine detaillierte Modellierung nach wie vor besonders schlecht. In diesem Themenbereich ist die Berücksichtigung vieler

verschiedener Einzelprozesse aufgrund ihrer gegenseitigen Beeinflussung unabdingbar, d.h. es ist eine Vielzahl zeitgleicher Messungen diverser Parameter notwendig. Zusätzlich liegen wenige zuverlässige Daten zur Kalibrierung oder Verifizierung vor.

- ➔ Bei den nachfolgenden Sensitivitätsanalysen findet eine Fokussierung auf die Auswirkungen der stofflichen Vorgänge auf der Oberfläche und in den Regenbecken statt (Varianten 1, 2, 5). Eine Betrachtung der stofflichen Prozesse im Kanalnetz erfolgt in vereinfachter Form (Varianten 2, 3).

6.2 Variante 1: Alternativer Modellansatz zur Simulation der stofflichen Prozesse auf der Oberfläche (2-Komponenten Methode)

Im Gegensatz zur in den Kapiteln 2.4 und 5.5 beschriebenen Ausgangsvariante V0 wird bei Variante 1 die sog. 2-Komponenten-Methode verwendet, d.h. es wird mit konstanten Konzentrationen für den Niederschlagsabfluss c_r gerechnet. Sie ist als Alternative zur Akkumulations-/Abtragsmethode zu sehen und wird für die Untersuchung ausgewählt, da sie durch das ATV-Arbeitsblatt A 128 /1992/ als Berechnungsmethode zur Bestimmung der Jahresentlastungsfracht präferiert ist. Die gewählten Konzentrationen sind in Tabelle 5-6 in Kapitel 5.4.1 dargestellt. Für den Stoffparameter CSB wird z.B. eine Konzentration von 120 mg/l angenommen. Diese Konzentration ergibt sich im jährlichen Mittel auch in der Ausgangsvariante, so dass ein Vergleich möglich ist.

Kenntnisstand

Die Sensitivität des Entlastungsverhaltens bezüglich unterschiedlicher Modellansätze wurde in den letzten Jahren von zwei Autoren untersucht.

Schmitt-Heiderich /1995/ verwendet Einzelereignisse. Sein Kriterium sind die mittleren spezifischen CSB-Entlastungsfrachten in kg/ha. Bei Verwendung der 2-Komponenten-Methode, einer Variation der Konzentrationen im Niederschlags- und im Trockenwetterabfluss sowie einer Veränderung der Beckenvolumina resultieren mittlere Entlastungsfrachten zwischen 10 und 45 kg/ha. Bei der Verwendung des Akkumulations-/Abtragsansatzes und unterschiedlicher Modellparameter beträgt die Schwankungsbreite dagegen zwischen ca. 4 und 45 kg/ha. Auch hierbei variiert er neben den Modellparametern die Beckenvolumina. Die Trockenwetterkonzentration beträgt 0 mg/l. Ein direkter Vergleich zwischen den beiden Ansätzen erfolgte nicht.

In der Arbeit von van Wensen /2001/ liegen Ganglinien verschiedener Stoffparameter von drei bzw. vier Niederschlagsereignissen an zwei Stellen im Mischsystem vor. Zunächst betrachtet sie Ganglinien eines Teilsystems. Es zeigt sich deutlich, dass die Verwendung des Akkumulations-/Abtragsansatzes zur besseren Beschreibung der Ganglinien sowohl im Kanalnetz als auch im Entlastungsabfluss führt als die Verwendung der 2-Komponenten-Methode. Dabei fällt auf, dass die Frachtspitze gut nachgebildet wird, der Konzentrationsrückgang jedoch zu langsam erfolgt. Bei den Überlaufkonzentrationen zeigt sich eine Überschätzung insbesondere bei den ungelösten Stoffen. Dies wird als Folge der Vernachlässigung der Absetzwirkung im Becken gesehen. Weiterhin wird im Rahmen der Arbeit eine Langzeitseriensimulation mit 18 Ereignissen durchgeführt, die zu den im

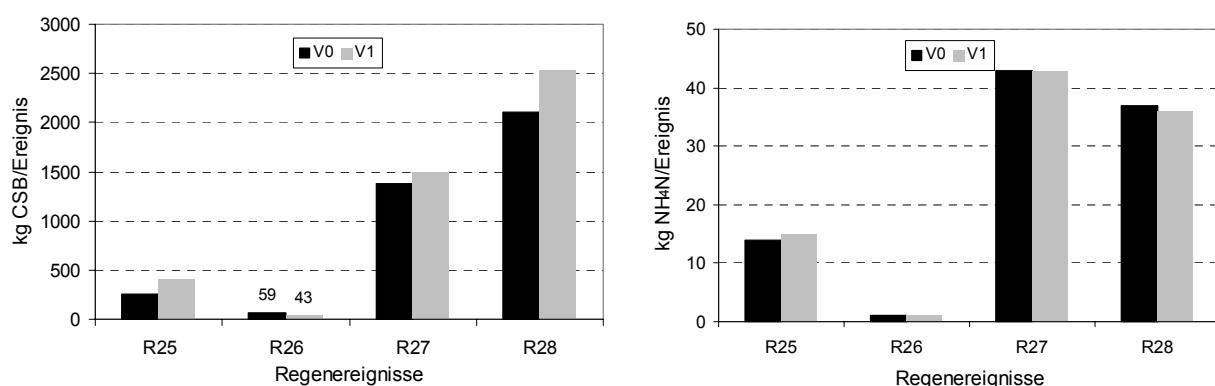
folgenden genannten Erkenntnissen führt. Es werden dabei die aus der Kalibrierung gewonnenen Modellparameter für das Akkumulations-/Abtragsmodell verwendet.

- Die 2-Komponenten-Methode führt nahezu bei allen Niederschlagsereignissen sowohl zu höheren CSB-Entlastungsfrachten je Ereignis als auch zu höheren maximalen CSB-Frachten je Ereignis
- Die 2-Komponenten-Methode führt auch im Kläranlagenzulauf sowohl zu höheren CSB-Frachtsummen (bei 15 von 18 Ereignissen) als auch zu höheren maximalen CSB-Frachten (13 von 18 Ereignissen). Die berechneten Differenzen sind jedoch wesentlich geringer als im Entlastungsabfluss.
- Die CSB- und TKN-Frachtganglinien im Kläranlagenzulauf weichen nur geringfügig voneinander ab
- Im Kläranlagenablauf treten lediglich Differenzen von 3% auf.

Die Ergebnisse hängen mit den betrachteten Niederschlagsereignissen zusammen, die alle relativ lang sind (20...1835 min) und große Niederschlagshöhen (10,6...44,9 mm) aufweisen.

6.2.1 Auswirkungen auf das Entlastungsverhalten

Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Simulationen zeigen, dass bei drei der vier betrachteten Niederschlagsereignisse die **CSB-Entlastungsfracht pro Ereignis** bei Variante 1 (2-Komponenten-Methode) höher ist als bei der Ausgangsvariante. Lediglich bei dem kleinsten Ereignis ist die entlastete Fracht bei Verwendung des Akkumulations-/Abtragsansatz größer (59 bzw. 43 kg/Ereignis). Bei Verwendung der 2-Komponenten-Methode resultieren bei Schmitt-Heiderich /1995/ über ein Jahr gemittelte spezifische Entlastungsfrachten zwischen 10 und 45 kg/ha, wobei Werte über 20 kg/ha bei mittleren Konzentrationen im Oberflächenabfluss von über 200 mg/l auftreten. Bei den im Monat Juni auftretenden Niederschlagsereignissen betragen die spezifischen Entlastungsfrachten



zwischen 1 und 22 kg/ha.

Bild 6-1: Ereignisspezifische CSB- und NH₄N-Entlastungsfrachten, Varianten V0 und V1

Die Simulationsergebnisse bestätigen den bekannten Zusammenhang, dass bei kürzeren Niederschlagsereignissen die Entlastungsfrachten mit der 2-Komponenten-Methode unterschätzt und bei längeren Ereignissen mit langen Entlastungsdauern überschätzt werden /vgl. Schmitt, 1994/. Diese Zusammenhänge treffen ebenfalls auf die Konzentrationen im

Regenabfluss zu, was sich auch in dem betrachteten Monat zeigt, in dem die Konzentrationen c_r zwischen 50 und 107 mg CSB/l schwanken. Beim Akkumulations-/Abtragsansatz wird die Fracht von der Oberfläche bei einer entsprechenden Niederschlagsintensität zu Beginn abgespült und führt in diesem Zeitabschnitt zu hohen Konzentrationen, während im weiteren Verlauf der Niederschlagsabfluss kaum noch verschmutzt ist. Je länger der Niederschlag dauert, desto mehr beeinflussen die geringen Konzentrationen „am Ende“ die mittleren Niederschlagsabfluss- und damit die Entlastungskonzentrationen je Ereignis. Je nachdem, ob ein Stoffparameter eher trocken- oder regenwetterbürtig ist, d.h. wie groß der Unterschied zwischen den Konzentrationen im Regen- und Trockenwetterabfluss ist, sind diese Zusammenhänge mehr oder weniger ausgeprägt. Auch dieser Zusammenhang ist an den Ergebnissen der beiden Schmutzstoffparameter CSB und Ammonium eindeutig zu erkennen.

Die Differenzen bei den CSB-Entlastungsfrachten betragen bei den gezeigten Ereignissen bis zu 64%, während sie in der Langzeitsimulation ca. 12% betragen. Die NH_4N -Entlastungsfrachten unterscheiden sich um max. 1 kg (7%).

Bisher seltener betrachtet wurden die Auswirkungen auf die **Spitzenwerte während eines Entlastungsereignisses**. In dieser Arbeit stehen die maximalen stündlichen Frachten [kg/h], die im Verlaufe eines Monats auftreten, im Vordergrund des Interesses. An dieser Stelle werden nun exemplarisch auch die Auswirkungen auf die Spitzenwerte [kg/h] innerhalb jedes der vier Regenereignisse, die in dem gewählten Monat auftreten, betrachtet. Dabei zeigt sich der erwartete Effekt, dass mit Ausnahme des Regens R25 die Maxima bei Variante 1 aufgrund des gleichmäßigeren Konzentrationsverlaufs geringer sind (vgl.

Bild 6-2). Die größten Unterschiede treten bei dem Niederschlagsereignis R28 auf.

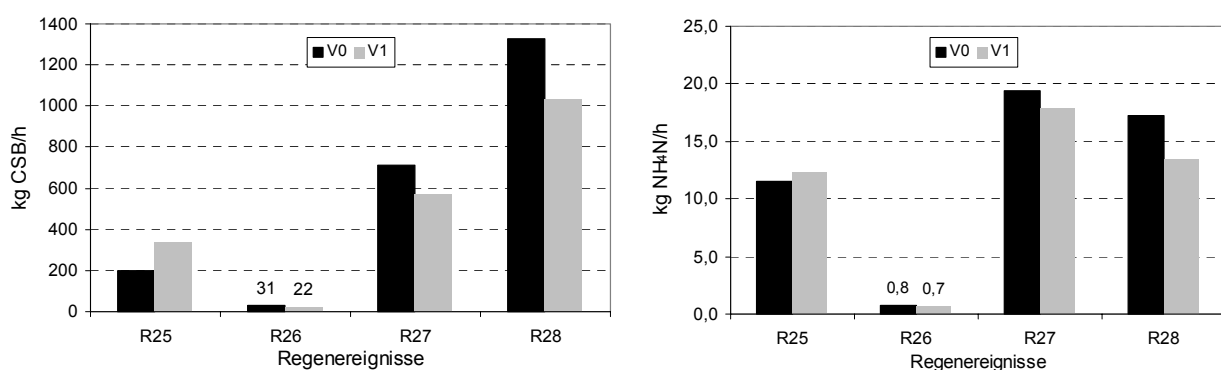


Bild 6-2: Stündliche CSB- und NH_4N -Spitzenentlastungsfrachten je Ereignis, Varianten V0 und V1

Die bei Regen R25 auftretenden höheren CSB-Spitzenfrachten bei Verwendung der 2-Komponenten-Methode lassen sich auf die geringe von der Oberfläche abgetragene Schmutzstoffmenge zurückführen. Der Stoffeintrag von der Oberfläche ist mit 4 kg CSB/ha sehr niedrig, was sich damit erklären lässt, dass die vorangegangene Trockenperiode relativ kurz war. Auch die mittlere Konzentration im Oberflächenabfluss beträgt lediglich 51 mg/l und ist damit wesentlich geringer als bei allen anderen betrachteten Ereignissen. Im Vergleich zu den Simulationen von van Wensen /2001/, wo die maximalen Frachten ebenfalls zumeist bei der Verwendung der 2-Komponenten-Methode auftreten, ist dies hier die Ausnahme. Es geht jedoch aus der Arbeit von van Wensen nicht eindeutig hervor, was unter maximaler Fracht zu verstehen ist.

Auch bei Ammonium treten Unterschiede bei den Entlastungsspitzen auf, die mit Ausnahme des Regenereignisses R28 geringer sind als beim CSB. Das Niederschlagsereignis R28 besitzt vergleichsweise große Intensitäten, was zu einem hohen Mischverhältnis und damit zu geringen mittleren NH_4N -Entlastungskonzentrationen sowohl bei Variante 0 als auch bei Variante 1 führt. Während die mittleren Entlastungskonzentrationen bei den Regen R25 bis R27 bei ca. 4,5 mg/l liegen, beträgt die mittlere Entlastungskonzentration bei Regen R28 2 mg/l (vgl. Bild 6-3). Die anfängliche Spitze bei Variante 0 resultiert, wie auch beim CSB, aus dem hier auch beim Ammonium angesetzten Oberflächenabtrag. Die Kombination aus geringem Mischverhältnis und hohem Oberflächenpotenzial zu Beginn des Ereignisses führt zu einem Unterschied von 22% bei den stündlichen NH_4N -Entlastungsfrachten. Zwar wurden in Messprogrammen Ammoniumspitzen gemessen, diese resultieren vermutlich jedoch eher aus einer Verdrängung des Trockenwetterabflusses im Kanalnetz denn aus einer Abspülung von der Oberfläche. Eine nähere Betrachtung dieser Prozesse erfolgt in Kapitel 6.4.

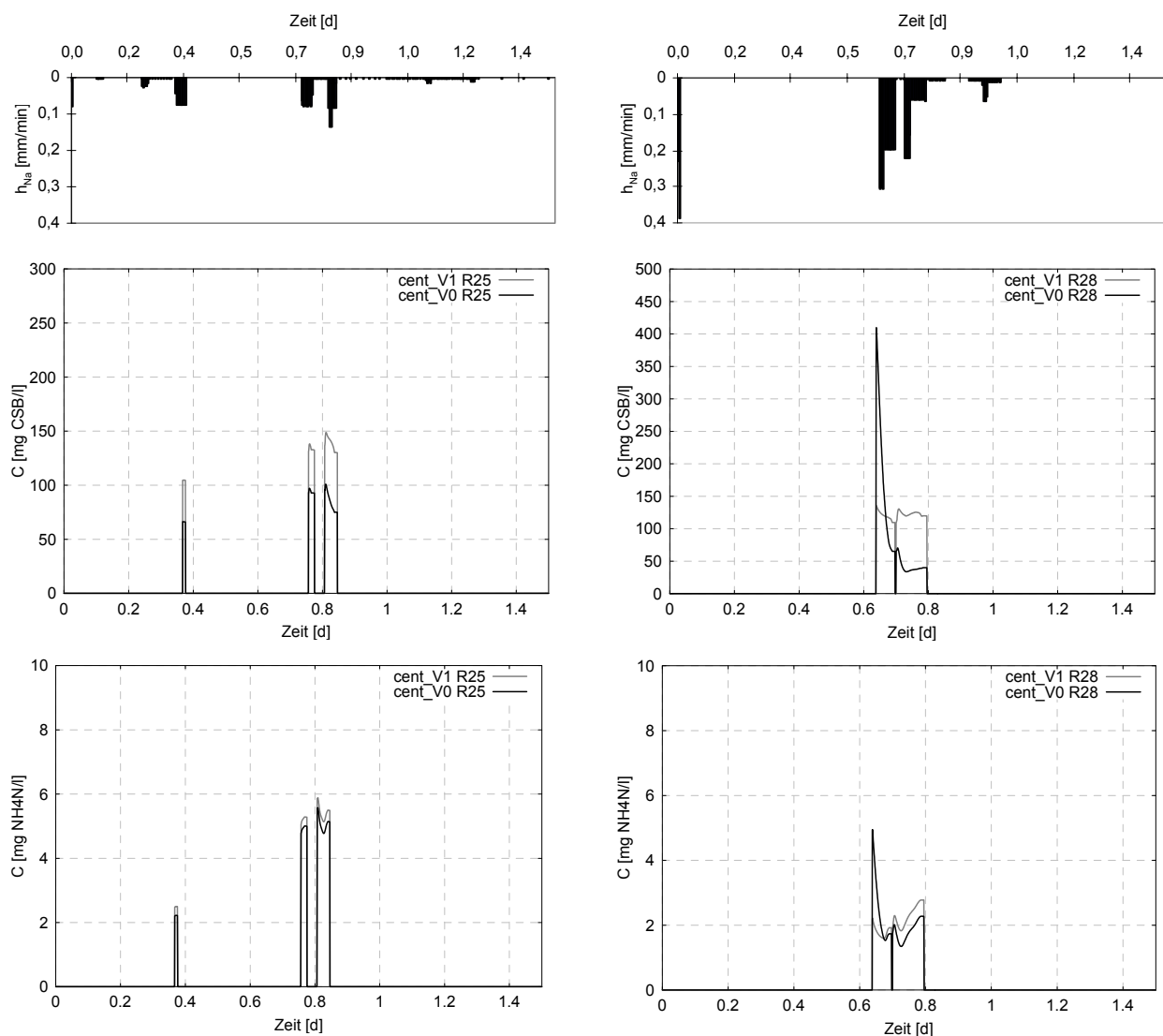


Bild 6-3: CSB- und NH_4N -Konzentrationsganglinien am Klärüberlauf des Beckens B10, Regen R25 und R28, Varianten V0 und V1

6.2.2 Auswirkungen auf den Kläranlagenzulauf

Die 2-Komponenten-Methode hat im Kläranlagenzulauf bei den gewählten Niederschlagsereignissen zur Folge, dass die Frachten gegenüber dem Akkumulations-/Abtragsansatz erhöht sind. Dies betrifft alle Ereignisse, also auch das relativ geringe Ereignis R26. Betrachtet man dagegen die täglichen Frachten, so sind bei den Ereignissen R26 und R28 am ersten Tag die Zulauffrachten bei der Verwendung des Akkumulations-/Abtragsansatzes höher (vgl. Bild 6-4 und Bild 6-5).

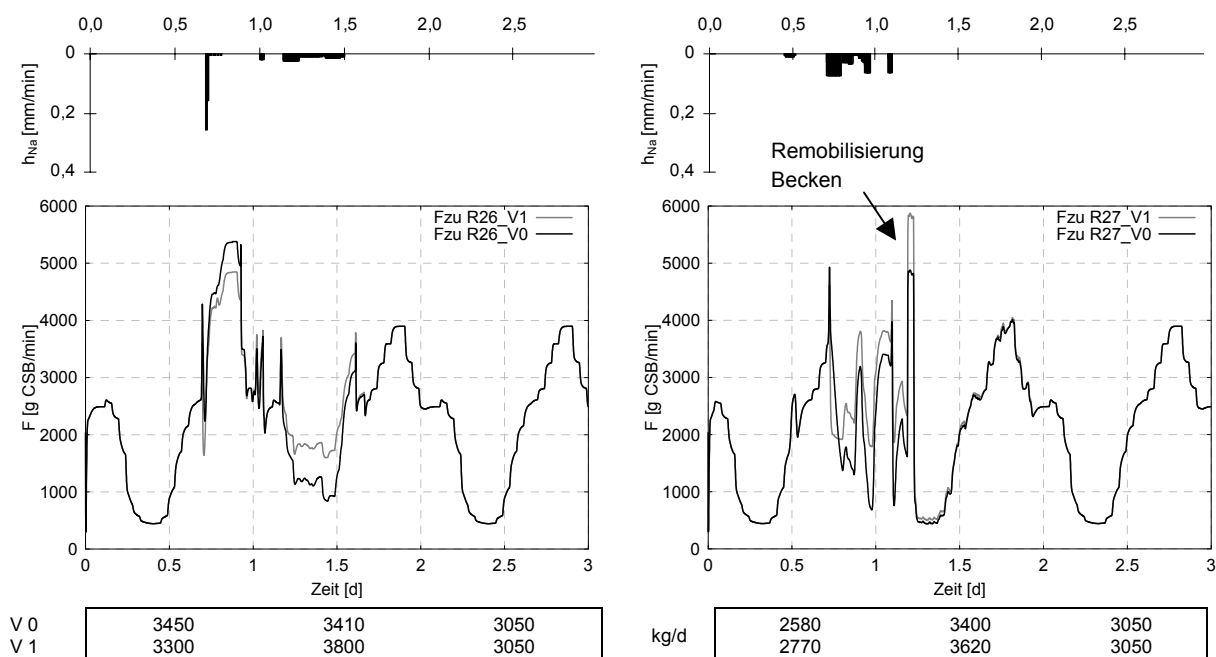


Bild 6-4: CSB-Zulauffrachten zur Kläranlage, Regen R26 und R27, Varianten V0 und V1

Ein Vergleich mit den Frachten bei Trockenwetter (2990 kg/d) zeigt eine Erhöhung von 20% (Regen R27, 2.Tag). Diese hohen Frachten bei Regen R27 am zweiten Tag, trotz hoher Regenintensitäten am ersten Tag, sind u.a. ein Resultat aus den stofflichen Vorgängen in den Becken (Absetzen und Remobilisierung), die bei der Variante 1 nicht verändert wurden. Bei langen Trockenperioden, hohem Stoffpotenzial auf der Oberfläche und ausreichend hohen Niederschlagsintensitäten werden bei Verwendung des Akkumulations-/Abtragsansatzes zu Beginn eines Ereignisses hohe Frachten in den Becken gespeichert und nach Regenende zur Kläranlage geleitet (siehe Regen R27, Bild 6-4). Die höchsten Zulauffrachten innerhalb eines halben Tages in diesem Monat treten bei Regen R26 am zweiten Tag auf (2250 kg/0,5d). Die maximalen Frachten treten bei diesem Regen auf Grund des geringen Mischverhältnisses auf. Ob diese gegenüber Trockenwetter erhöhten Frachten ein Problem für die Reinigungskapazität der Kläranlage darstellen, wird im folgenden Kapitel betrachtet.

6.2.3 Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf

Aussagen über die Entlastungsfrachten während eines Niederschlagsereignisses, sind – sofern die Definition eines Niederschlagsereignisses vollzogen ist – mit den Ergebnissen aus der Schmutzfrachtsimulation relativ einfach. Dagegen ist eine Abgrenzung des Zeitraums, in dem eine Beeinflussung des Kläranlagenablaufs durch ein Niederschlagsereignis stattfinden, schwierig. Eine derartige Abgrenzung ist bei der Betrachtung von ereignisbezogenen

Gesamfrachten erforderlich und kann die Ergebnisse maßgebend beeinflussen. Im Rahmen dieser Arbeit wird auf eine Betrachtung von Gesamfrachten pro Ereignis verzichtet. Es findet eine Interpretation der Ganglinienverläufe im Kläranlagenablauf über einen Zeitraum von drei Tagen ab Regenbeginn statt.

Bei der Betrachtung des Kläranlagenablaufs stehen die Parameter CSB, Ammonium und Nitrat im Vordergrund. Die CSB-Ablaufkonzentrationen werden durch die unterschiedlichen Modellansätze für die stofflichen Prozesse auf der Oberfläche lediglich geringfügig beeinflusst. Es zeigt sich eine direkte Abhängigkeit der CSB-Ablaufkonzentration und der S_I -Konzentration im Zulauf (vgl. Anhang 4, Bild A4-2).

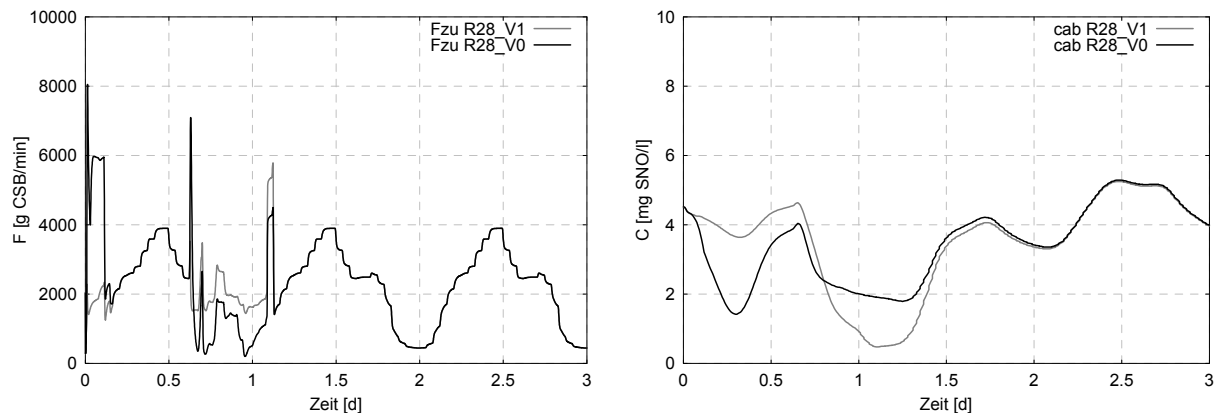


Bild 6-5: CSB-Zulauffrachten und NO₃N-(SNO-)Ablaufkonzentrationen, Regen R28, Varianten V0 und V1

Auch die Ammoniumablaufkonzentrationen sind quasi unbeeinflusst. Am ausgeprägtesten sind die Veränderungen beim Nitrat, jedoch bleiben auch bei diesem Parameter die Ablaufkonzentrationen im gesamten betrachteten Monat während Mischwasserzufluss unterhalb der Spitzenkonzentrationen bei Trockenwetter. Es zeigt sich ein deutlicher Zusammenhang zwischen den CSB-Frachten im Zulauf und den Nitratablaufkonzentrationen. Da im Zulauf der Kläranlage die ankommende CSB-Fracht in die diversen CSB-Fraktionen mithilfe einer konstanten Fraktionierung aufgespalten wird, bedeutet eine erhöhte CSB-Fracht automatisch eine erhöhte S_S -Fracht, die sich positiv auf die Denitrifikation auswirkt (vgl. Anhang 4, Bild A4-1).

Auch van Wensen /2001/ hat festgestellt, dass die Auswirkungen unterschiedlicher Modellansätze im Teilsystem 'Oberfläche' auf den Kläranlagenablauf gering sind und die Abweichungen im Bereich von bis zu 3% liegen. Die Abweichungen in dieser Untersuchung sind bezogen auf den Konzentrationsverlauf wesentlich höher. Betrachtet man jedoch die Ablaufrachten innerhalb der drei Tage, liegen die Abweichungen bei den CSB-Ablaufrachten ebenfalls bei ca. 3%. Bei den dreitägigen Nitratblaufrachten betragen die Differenzen innerhalb des betrachteten Monats maximal 8%, die täglichen Differenzen können jedoch bis zu 26% betragen (Regen R28 am 2.Tag).

6.2.4 Fazit

Ein Vergleich der Auswirkungen unterschiedlicher Modellansätze auf der Oberfläche auf das Entlastungsverhalten, den Kläranlagenzu- und -ablauf zeigt, dass die Unterschiede im Lauf des Fließweges abnehmen. Die ereignisspezifischen CSB-Entlastungsfrachten variieren um

bis zu 60% (Bandbreite: -17%...+60%). Die maximale stündliche Entlastungsfracht je Ereignis variiert im betrachteten Monat sogar um maximal 67% (Bandbreite: -31%...+67%). Die täglichen CSB-Zulauffrachten zur Kläranlage differieren lediglich um maximal 11% (Bandbreite: -6%...+11%). Der Grund hierfür ist die Beschränkung des Zuflusses zur Kläranlage auf den 2fachen Trockenwetterabfluss, während der Entlastungsabfluss in wesentlich größeren Bereichen schwankt. Im Kläranlagenablauf differieren die CSB-Ablaufmengen um ca. 3% innerhalb von drei Tagen.

Insgesamt ist festzuhalten, dass der Modellansatz zur Beschreibung der stofflichen Prozesse auf der Oberfläche für die Entlastungsmengen von großer Bedeutung ist.

Eine Betrachtung der Stickstoffablaufkonzentrationen im Kläranlagenablauf zeigt, dass größere Auswirkungen lediglich bezogen auf den Verlauf der Nitratablaufkonzentrationen festzustellen sind. Diese treten als Folge der unterschiedlichen CSB-Zulauffrachtganglinien auf. Da die Nitratablaufkonzentration mit der Verfügbarkeit der leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen S_S korrespondiert, und bei beiden Varianten die im Zulauf der Kläranlage ankommende CSB-Fracht in die diversen CSB-Fraktionen mithilfe einer konstanten Fraktionierung aufgespalten wird, ist der Zusammenhang nachvollziehbar. Zur exakten Nachbildung der Nitratablaufganglinie ist somit der zeitliche Verlauf der leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen S_S von großer Bedeutung.

6.3 Variante 2: Variation der Modellparameter bei der Simulation der stofflichen Prozesse auf der Oberfläche bzw. im Kanalnetz

In Kapitel 2.4 wurde bereits grundsätzlich auf den in der Ausgangsvariante verwendeten Akkumulations-/Abtragsansatz eingegangen. Da es sich um ein fiktives Einzugsgebiet und eine fiktive Kläranlage handelt, entsprechen die verwendeten Werte für die Akkumulationsrate, die Abtragsrate und das maximale Stoffpotenzial auf der Oberfläche zunächst den Standardwerten aus dem Schmutzfrachtprogramm KOSMO.

Enthält das verwendete Schmutzfrachtprogramm – wie das verwendete Programm KOSMO – keinen Modellansatz zur Nachbildung der Ablagerungs- und Remobilisierungsprozesse im Kanalnetz, können die Auswirkungen dieser Prozesse in ihrer Tendenz mit Hilfe der Modellansätze für die Oberfläche nachgebildet werden. Bei der Simulation ablagerungs-behafteter Kanalnetze müssen demzufolge höhere Stoffpotenziale auf der Oberfläche verwendet werden. Mit dieser Vorgehensweise werden die Auswirkungen von Ablagerungs- und Remobilisierungsprozessen in dieser Variante vereinfacht untersucht.

Kenntnisstand - Modellparameter

Bei der Simulation des Teilsystems 'Oberfläche' müssen bei der Verwendung des Akkumulations-/Abtragsansatzes zumeist vier Modellparameter festgelegt werden. Im folgenden Abschnitt wird zusammengefasst, welche Werte im Rahmen von Messprogrammen zu einer guten Übereinstimmung der simulierten mit den gemessenen Werten geführt haben.

In der Literatur sind hauptsächlich Konzentrationen im Regenabfluss entweder im Oberflächenabfluss selbst oder im Kanalabfluss eines Regenwasserkanals angegeben.

Es zeigen sich Schwankungsbereiche z.B. bei den mittleren CSB-Konzentrationen im Regenabfluss in Trennkanalesationen von 46 mg/l bis 179 mg/l (pro Ereignis, vgl. Anhang 3, Tab. 3-3). Göttle /1978/ hat in 10 Minuten-Mischproben CSB-Konzentrationen bis zu 966 mg/l gemessen. Dagegen liegen nur wenige Informationen in der Literatur vor, welche Stoffpotenziale pro Ereignis [kg/ha] auftreten (vgl. Anhang 3).

Tab. 6-2: Zusammenstellung in der Literatur genannter Werte für die Parameter im Akkumulations-/Abtragsansatz

		Maximales Stoffpotenzial kg/ha	Akkumulations- rate k_1 1/d	Abtragsrate k_2 1/mm	Formfaktor w -
Paulsen /1987/	CSB	4,4...12	0,0627...0,0786	0,84...0,95* ¹ 0,17/ 0,18 * ²	
	Abs.St.	230...800 l/ha	0,0576...0,0889	1,17...1,78* ¹ 0,3...0,34* ²	
de Vries /1993/	CSB	10		1,35* ³	
	AFS	35		1,7* ³	
Van Wensen /2001/ Anfangspotenziale	CSB	22,5/ 32	0,18	1	0,8
	AFS	23,8/ 22	0,15	0,5	0,6
	NH ₄ N	0,45/ 0,15	0,14	0,8	0
	TKN	1,4/ 0,7	0,16	0,5	0
Schmitt-Heiderich /1995/	CSB	0...200	0,01...0,2	0,05...1,0	
Iossifidis /1985/	AFS	4...15	0,25	0,4*	1,0/ 1,3 bzw. 0,8...2,0
Alley /1981/	N _{ges}	3,2	0,051	0,063	
	SS	560	0,027	0,13	
Göttle, 1978 zit. In de Vries, 1993	CSB	15			
Charbeneau et al. /1998/	AFS	1,5...139	0,016...0,12	0,02 (für h _{n,eff.} 10 mm)	
KOSMO, Standardwerte	CSB	37,6	0,12	0,04	1,2
	AFS	47,0	0,12	0,04	1,2

* umgerechnet, Angabe ursprünglich in 1/cm

*² Bester Einzelwert für alle Ereignisse

*¹ Mittelwert der Ereigniswerte

*³ Abtragskoeffizient für den zeitlichen Verlauf [-]

Bei der modelltechnischen Umsetzung wurden unterschiedliche Modellansätze und Modellparameter für das Akkumulations-/Abtragsverhalten verwendet /Paulsen, 1987; Alley, 1980; Göttle, 1978/. Mit der Bestimmung der einzelnen Parameter haben sich u.a. Alley /1980/ und Paulsen /1987/ beschäftigt. Die Tabelle 6.2 enthält eine Zusammenstellung von in der Literatur gefundenen Modellparametern sowie von maximalen Stoffpotenzialen auf der Oberfläche. Ein Vergleich der Werte ist nur bedingt möglich, da zwar in allen aufgeführten Literaturstellen Exponentialgleichungen mit einer Akkumulationsrate und einem maximalen Stoffpotenzial in der Akkumulationsgleichung und einer Abtragsrate in der Abtragsgleichung verwendet wurden, die Formeln aber nicht identisch sind. De Vries /1993/ verwendet z.B. einen, gegenüber dem in Kapitel 2 beschriebenen, modifizierten Ansatz. Er hat bei seinen Untersuchungen keinen Zusammenhang zwischen der einem Regen vorangegangenen

Trockenperiode und dem auf der Oberfläche vorhandenen Potenzial gefunden. Aus diesem Grund verwendet er keine Akkumulationsgleichung, so dass keine Akkumulationsrate angegeben ist. Weiterhin werden insbesondere bei der Abtragsgleichung teilweise unterschiedliche Einheiten verwendet (die Intensität wird teilweise in mm/min, teilweise in l/(s·ha) angegeben). Soweit die Einheiten angegeben waren, wurden sie umgerechnet.

Die Größe der Abtragsrate ist nach Paulsen /1987/ in hohem Maße abhängig von den betrachteten Niederschlägen. Je größer die Abflusssumme, desto kleinere Abtragskoeffizienten ergeben sich. Dies gibt er auch als Erklärung dafür an, dass die Werte von Alley /1981/ kleiner sind als die von ihm ermittelten (siehe Tabelle 6.2, absetzbare Stoffe, Abs.St. bzw. SS). Außerdem ist zu beachten, dass in Trennsystemen sowohl die mittleren Regenabflusskonzentrationen als auch die flächenspezifischen Frachten geringer sind als in Mischsystemen, in denen durch Abzug der Trockenwetterfracht ebenfalls Regenabflusskonzentrationen berechnet werden. Erklärt wird dies durch die in Mischsystemen remobilisierten Kanalablagerungen. Zum Beispiel zeigten die Messungen von de Vries /1993/ in zwei Teilsystemen des Braunschwieger Kanalnetzes, dass die mittlere CSB-Konzentration des Regenabflusses in dem Teilgebiet, welches durch ein Trennsystem entwässert wird, 68 mg/l beträgt, während die mittlere berechnete Konzentration für den Regenwasseranteil in einem im Mischsystem entwässerten Teilgebiet mit 349 mg/l wesentlich höher ist.

Kenntnisstand - Sensitivität

Schmitt-Heiderich /1995/ untersuchte die Auswirkungen unterschiedlicher Modellparameter des Akkumulations-/Abtragsansatzes auf das Entlastungsverhalten. Sein Kriterium sind die spezifischen Entlastungsfrachten in kg CSB/ha. Bei der Verwendung von Akkumulationsraten von 0,01...0,2 1/d und Abtragsraten von 0,05...1,0 1/mm sowie von maximalen Stoffpotenzialen zwischen 25 und 200 kg/ha resultieren mittlere Entlastungsfrachten zwischen 5 und ca.17 kg/ha ($c_t = 400$ mg/l; $V_s = 40$ m³). Er stellt mithilfe des Fehlerfortpflanzungsgesetzes fest, dass eine Fehleinschätzung des max. Potenzials sich am stärksten bemerkbar macht. Eine Fehleinschätzung um 20% führt zu einem relativen Fehler des Schmutzaustrages (bezogen auf den Schmutzfrachtanteil aus dem Regenwasser) von 20%. Die getrennte Fehleinschätzung der Akkumulations- und Abtragsrate um jeweils 20% bewirkt einen relativen Fehler von 12%. Werden alle drei Größen falsch eingeschätzt, ergibt sich ein Fehler von 30%.

Gewählte Modellparameter

Die Literaturrecherche ergab, dass die verwendeten Modellparameter in einem weiten Bereich schwanken. Das in dieser Untersuchung im Ausgangsmodell (Variante 0) verwendete maximale Stoffpotenzial von 37,6 kg CSB/ha erscheint im Vergleich zu den Literaturwerten zunächst relativ hoch. Mit den gewählten Akkumulations- und Abtragsraten im betrachteten Monat resultieren mittlere Regenabflusskonzentrationen pro Ereignis von maximal 107 mg/l (Variante 0). Die Werte werden als plausibel eingeschätzt.

In der ersten Variante erfolgt eine Erhöhung des maximalen Stoffpotenzials. Diese Größe beeinflusst nach Schmitt-Heiderich /1995/ am stärksten die Niederschlagsabflusskonzentrationen und damit die Entlastungskonzentrationen und -frachten (Variante 2a). Das heißt, es wird untersucht, wie sich ein verändertes Akkumulationsverhalten auswirkt.

Anschließend wird untersucht, wie sich eine erhöhte Abtragsrate und damit ein verändertes Abtragsverhalten auswirkt (Variante 2b). Den ungünstigsten Fall für die Entlastungsfrachten und den Kläranlagenablauf stellt voraussichtlich die Kombination eines hohen maximalen Stoffpotenzials, einer großen Akkumulationsrate und einer hohen Abtragsrate dar (Variante 2c).

Tab. 6-3: Übersicht über die in den Varianten verwendeten Modellparameter

		V0	V2a	V2b	V2c
Maximales Stoffpotenzial CSB	kg/ha	37,6	50,0	37,6	50,0
Maximales Stoffpotenzial AFS	kg/ha	47,0	65,0	47,0	65,0
Maximales Stoffpotenzial NH ₄ N	kg/ha	0,33	0,5	0,33	0,5
maximale Stoffpotenzial TKN	kg/ha	0,93	3,0	0,93	3,0
Akkumulationsrate k_1	1/d	0,12	0,12	0,12	0,24
Abtragsrate k_2	1/mm	0,04	0,04	0,08	0,08

Die Erhöhung des maximalen TKN-Stoffpotenzials ist im Vergleich zu den anderen Werten relativ hoch. Dies ist bedingt durch den relativ geringen Wert im Ausgangszustand und der Beobachtung, dass während bzw. zu Beginn eines Regenereignisses TKN-Konzentrationen auftreten können, die höher sind als die mittlere Trockenwetterkonzentration. Mit dem relativ stark erhöhten Wert sollen derartige „TKN- bzw. N_{org}-Spülstöße“ nachgebildet werden. Messungen von Kühn und Gebhard /1998/ im Dresdner Kanalnetz zeigen, dass neben dem CSB auch der TKN durch Remobilisierungsvorgänge im Kanalnetz zunimmt, dabei ist die Zunahme nicht auf Ammonium, sondern tendenziell eher auf den organischen Stickstoff zurückzuführen. Der Trockenwetteranteil an den remobilisierten Frachten ist bei Stickstoff erwartungsgemäß höher als beim CSB. Auch Urbaniak /1997/ hat während eines Regenereignisses eine Erhöhung der TKN-Frachten um 70% festgestellt. Gleichzeitig nahmen die CSB-Frachten um 140% zu. Eigene Messungen im Kläranlagenzulauf zeigen ebenfalls, dass der Ganglinienverlauf des organischen Stickstoffs eher mit den Ganglinien der teilweise partikulär vorliegenden Schmutzstoffe übereinstimmt als mit denjenigen gelöster Stoffe wie Ammonium. Auch Alley /1981/ verwendet in seiner Untersuchung für den Parameter N_{ges} einen relativ hohen Wert von 3,2 kg/ha.

6.3.1 Auswirkungen der gewählten Modellparameter auf die Regenabfluss- und die Mischwasserabflusskonzentrationen

Im folgenden Abschnitt wird zunächst untersucht, ob die gewählten Werte zu plausiblen mittleren Regenabflusskonzentrationen und zu plausiblen Mischwasserabflusskonzentrationen an verschiedenen Stellen im Entwässerungssystem führen. Bil 6-6 zeigt zunächst exemplarisch die Auswirkungen der 3 Varianten auf das Stoffpotenzial auf der Oberfläche für den Zeitraum von einem Monat. Es zeigt sich, dass bei kurzen Trockenperioden das maximale Potenzial nicht erreicht wird. Nach einer amerikanischen Zusammenstellung beträgt die längste Trockenperiode, um das maximale Stoffpotenzial auf Straßen zu erreichen, zwischen 10 und >50 Tagen /Heaney et al. 1999/. Bei den in dieser Arbeit

verwendeten Werten sind ca. 20 Tage erforderlich, um bei einer Akkumulationsrate von 0,12 1/d ein maximales Potenzial von 37,6 kg/ha aufzubauen.

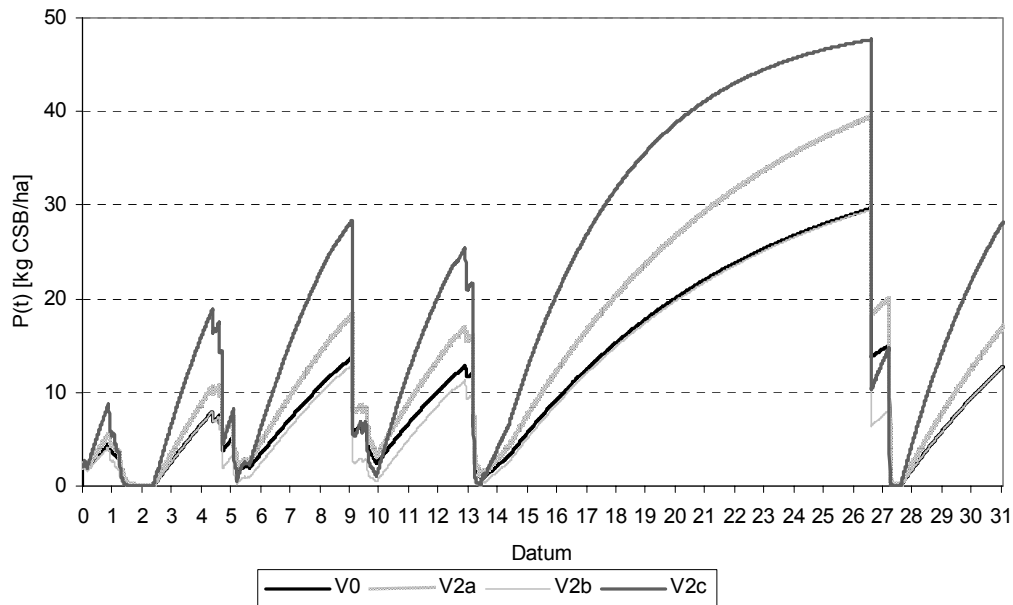


Bild 6-6: Auswirkungen unterschiedlicher Parameter auf das Stoffpotenzial auf der Oberfläche

Mit den gewählten Modellparametern ergeben sich die in Tab. 6-4 dargestellten mittleren CSB-Konzentrationen im Regenabfluss pro Ereignis. Es sind jeweils die kleinsten und größten mittleren Werte angegeben. Die maximalen Konzentrationen treten erwartungsgemäß bei der Variante 2c auf. Vergleicht man die Werte zum Beispiel mit den Messungen von de Vries /1993/, der für den Regenwasseranteil im Mischsystem eine mittlere Konzentration von 349 mg/l berechnete, erscheinen die Werte für ein im Mischsystem entwässertes Einzugsgebiet plausibel.

Tab. 6-4: Mittlere CSB-Konzentrationen je Ereignis im Regenabfluss bei den Varianten V0 und V2

	V0	V2a	V2b	V2c
Mittlere CSB-Konz. im Regenabfluss c_r	51...107	67...143	80...180	151...258

Neben den mittleren Konzentrationen ist auch der zeitliche Verlauf von Interesse. Während bei Regenentlastungen kurze Zeithorizonte interessieren (Minuten bis Stundenbereich), sind für die Ablaufkonzentrationen der Kläranlage eher Stunden- bis Tagesfrachten von Interesse. In den folgenden Bildern werden die Ganglinien für die beiden Extremvarianten 0 und 2c gegenübergestellt. Die maximalen Konzentrationen im Kläranlagenzulauf betragen bei Regen R28 bis zu 1.200 mg/l (1-h-Mittelwert). Vergleicht man diese Werte mit den Trockenwetterkonzentrationen (i.M. 520 mg/l) so zeigt sich, dass sie ca. 2,5 mal so hoch sind. Angesichts von durchgeführten Messungen im Zulauf von Kläranlagen bei Regenereignissen, bei denen in 1-h-MP Konzentrationen gemessen wurden, die ebenfalls bis zu 4 mal so hoch waren wie diejenigen bei Trockenwetter, erscheinen die Spitzenwerte

plausibel. Im Kanalnetz von Dresden wurden CSB-Konzentrationen von bis zu 3.500 mg/l gemessen /Lützner und Gebhard, 1998/.

An den Ganglinien im Kläranlagenzulauf in Bild 6-6 ist weiterhin zu erkennen, dass es bei Variante 2c zu einer Konzentrationserhöhung am Ende eines Niederschlagsereignisses kommt (Regen R28 $t=1,1d$). Das bedeutet, dass die von der Oberfläche bei Variante 2c recht zügig abgespülte Fracht teilweise in den Regenbecken zwischengespeichert wurde. Die Konzentrationen erreichen dabei bei Regen R27 600 mg/l. Konzentrationen in dieser Größenordnung wurden bei durchgeführten Messprogrammen ebenfalls gefunden.

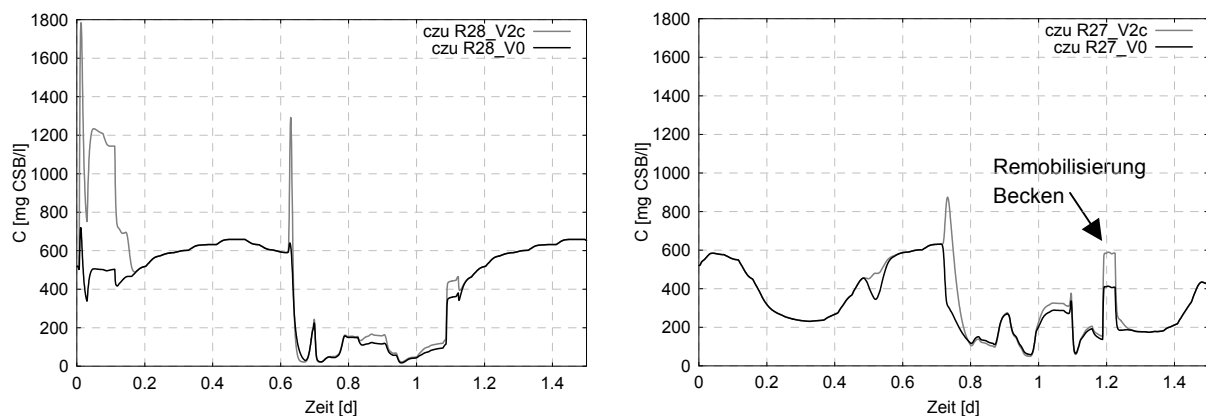


Bild 6-6: CSB-Konzentrationen im Kläranlagenzulauf bei Regen R28 und R27, Varianten V0 und V2c

Mit den gewählten Werten für die Akkumulations-/Abtragsparameter sowie für das verwendete maximale Stoffpotenzial (50 kg/ha) ergeben sich sowohl plausible mittlere Konzentrationen im Mischwasserabfluss als auch ein realistisch erscheinender zeitlicher Verlauf.

Auch beim Ammonium liegen die mittleren Konzentrationen im Regenabfluss bei allen Varianten in einem realistischen Bereich (siehe Tab. 6-5). Grottker /1987/ hat in Trennsystemen mittlere Konzentrationen von 2,3 mg/l gemessen. Van Wensen /2001/ hat für das Entwässerungssystem in Hildesheim mit mittleren NH_4N -Konzentration von 4,5 mg/l bzw. 8,5 mg/l (Ereignis im Dezember) gerechnet und damit eine gute Nachbildung der Ganglinien erreicht. Da beim Ammonium der Einfluss des Trockenwetterabflusses aufgrund seiner hohen Konzentration größer ist, scheint die mittlere Ammoniumkonzentration im Regenabfluss nur einen geringen Einfluss auf die simulierten Zulaufkonzentrationen bzw. -frachten zu besitzen. Von größerer Bedeutung erscheint der zeitliche Verlauf, der möglicherweise bei Regenbeginn zu erhöhten Frachten sowohl in den Entlastungen als auch im Kläranlagenzulauf führen kann, wodurch sich zum einen Probleme im Gewässer und zum anderen Probleme beim Ammoniumabbau in der Belebung ergeben können. Die Konzentrationen im Kläranlagenzulauf liegen bei den betrachteten Regenereignissen und den verwendeten Modellansätzen und -parametern alle unterhalb der Konzentrationen während Trockenwetter. Die Frachten im Kläranlagenzulauf werden in Kapitel 6.3.3 betrachtet.

Tab. 6-5: Mittlere Ammoniumkonzentrationen je Ereignis bei den Varianten V0 und V2

	V0	V2a	V2b	V2c
Mittlere NH ₄ N-Konz. im Regenabfluss mg/l	0,4...0,9	0,7...1,4	0,8...1,8	1,5...2,6

6.3.2 Auswirkungen auf das Entlastungsverhalten

Die Simulationen zeigen, dass bei fast allen Ereignissen die **CSB-Entlastungsfrachten pro Ereignis** bei den Variante 2a, 2b und 2c höher sind als bei der Ausgangsvariante V0. Die einzige Ausnahme stellt das Regenereignis R28 dar, bei dem die Erhöhung der Abtragsrate zu einer Verringerung der Entlastungsfracht verglichen mit der Ausgangsvariante führt. Dass die Erhöhung des Oberflächenpotenzials zu höheren Entlastungsfrachten führt, ist hierbei wenig überraschend. Die Konsequenzen einer erhöhten Abtragsrate sind dagegen nicht so eindeutig. Sicher ist, dass die Erhöhung zu einer größeren Abtragsfracht von der Oberfläche führt und damit auch höhere mittlere Konzentrationen im Regenabfluss zur Folge hat. Die Zusammenhänge werden im weiteren Verlauf des Kapitels erläutert.

In einer hier nicht näher beschriebenen Variante wird untersucht, wie sich die ausschließliche Erhöhung der Akkumulationsrate auswirkt und es zeigt sich, dass bei drei Ereignissen eine höhere Entlastungsfracht resultiert als bei der Erhöhung des maximalen Potenzials (V2a). Dies lässt sich mit der relativ kurze Trockenperiode, die diesen drei Ereignissen vorangegangen ist, erklären. Die Erhöhung der Akkumulationsrate führt zu einem schnelleren Anstieg des Stoffpotenzials auf der Oberfläche. Dies führt bei den ersten drei Ereignissen dazu, dass bei Regenbeginn die Erhöhung der Akkumulationsrate zu einem höheren Schmutzfrachtantrag führt als bei Variante 2a.

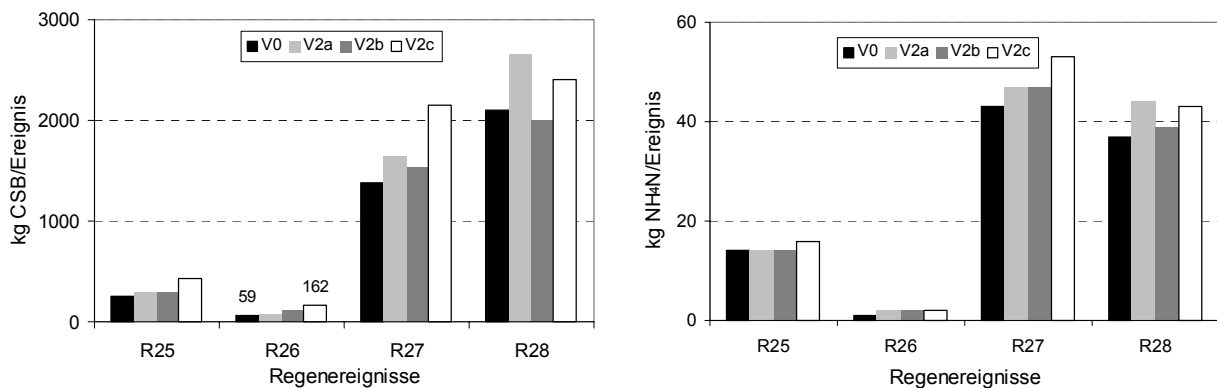


Bild 6-7: Ereignisspezifische CSB- und NH₄N-Entlastungsfrachten, Varianten V0, V2a, V2b und V2c

Die Differenzen bei den CSB-Entlastungsfrachten pro Ereignis betragen bei den gezeigten Ereignissen bis zu 70 %. Bei dem relativ „kleinen“ Ereignis R26 sind die Frachten bei Variante 2c sogar fast 3 mal so hoch wie bei Variante 0.

Tab. 6-6: CSB-Stoffeintrag von der Oberfläche bei zwei Regenereignissen, Varianten V0 und V2

CSB-Stoffeintrag von der Oberfläche		V0	V2a	V2b	V2c
Regen 25	kg/Ereignis	456	606	723	1364
Regen 28	kg/Ereignis	2984	3967	4075	5081

Bei dem Niederschlagsereignis R28 ist bei Regenbeginn bei Variante 2c das größte Potenzial auf der Oberfläche (anschließend V2a, V0, V2b) vorhanden, was zwar zu den höchsten CSB-Frachten im Regenabfluss führt, aber nicht dazu, dass auch die entlastete Fracht am größten ist.

Eine Betrachtung der CSB-Frachten am Klär- und am Beckenüberlauf bei dem Niederschlagsereignis R28 sowie der Frachtganglinien in Bild 6-8 verdeutlicht die Vorgänge. Während die Frachten am Klärüberlauf des Beckens B10 auch bei der Variante 2c am größten sind, wenngleich die Frachtzunahme wesentlich geringer ist als bei den anderen Ereignissen, verhält sich die Entlastungsfracht an dem Beckenüberlauf des Beckens B10 umgekehrt. Sie ist bei Variante 2c geringer als bei den Varianten 0 und 2a. Der Niederschlag R28 besteht aus einer anfänglichen Spitze, die mitsamt der abgetragenen Fracht - es wird nicht die gesamte auf der Oberfläche befindliche Fracht abgetragen - nahezu komplett gespeichert und zur Kläranlage geleitet wird (vgl. Bild 6-6). Die zweite Niederschlagsspitze führt zunächst zu einer Entlastung am Klärüberlauf, nur kurze Zeit später springt auch der Beckenüberlauf an. Da bei Variante 2c - wie auch bei der Variante 2b - das Potenzial auf der Oberfläche schneller als bei den anderen Varianten abgetragen und im Becken zwischengespeichert wird, sind die Entlastungsfrachten am Beckenüberlauf bei Variante 2c geringer als z.B. bei Variante 2a. Durch die erhöhte gespeicherte Fracht bei Variante 2c nimmt die Entlastungsfracht am Klärüberlauf ebenfalls zu. Da bei dem Niederschlagsereignis R28 relativ viel über den Beckenüberlauf entlastet, ist die gesamte Entlastungsfracht dennoch bei Variante 2c geringer als bei Variante 2a.

Tab. 6-7: CSB-Entlastungsfrachten [kg/Ereignis] am Becken- und Klärüberlauf des Beckens B10, Regen R28, Varianten V0 und V2

		V0	V2a	V2b	V2c
KÜ B10					
Regen R28	kg	1151	1452	1216	1472
BÜ B10					
Regen R28	kg	203	255	113	130

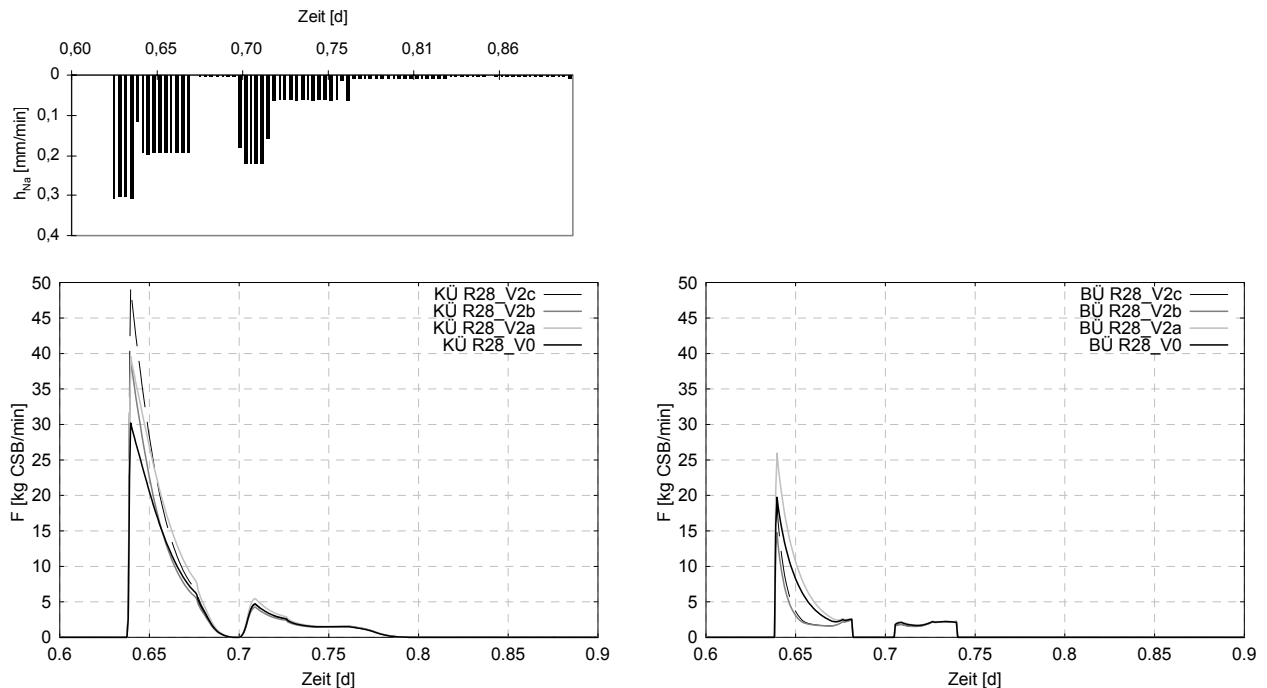


Bild 6-8: Frachtganglinien am Klär- und am Beckenüberlauf des Beckens B10 bei Regen R28, Varianten V0 und V2

Zusammengefasst bedeutet dies, dass die Veränderung des Akkumulationsvorgangs sowohl über eine Erhöhung des maximalen Stoffpotenzials auf der Oberfläche (Variante 2a) als auch über eine größere Akkumulationsrate zu einem verstärkten CSB-Frachtaustrag über die Entlastungen führt, da zu Beginn des Ereignisses mehr Potenzial auf der Oberfläche verfügbar ist. Die Konsequenzen der Beschleunigung des Abtragsvorganges dagegen sind nicht eindeutig vorhersehbar und sind abhängig von dem Niederschlagsverlauf und der Art der Regenüberlaufbauwerke.

Während die Auswirkungen auf die **Ammonium-Entlastungsfracht pro Ereignis** zwischen den Varianten 0 und 1 gering waren, ergeben sich durch die Veränderung der Modellparameter, die das Akkumulations-/Abtragsverhalten beschreiben, Unterschiede, die sich schon durch die verschiedenen Konzentrationen im Oberflächenabfluss angedeutet haben (vgl. Tab. 6-5)). Die Differenzen zwischen den einzelnen Varianten sind beim Ammonium jedoch weniger ausgeprägt, was sich auf den geringeren Einfluss des Oberflächenabflusses im Verhältnis zum Trockenwetterabfluss auf die Verschmutzung des Mischwasserabflusses zurückführen lässt. Bei dem Niederschlagsereignis R28 fällt auf, dass die Entlastungsfrachten pro Ereignis bei den Varianten 2a und 2c am größten sind. Das bedeutet, dass die Erhöhung des maximalen Potenzials eine größere Auswirkung hat als die Erhöhung der Abtragsrate (auch höher als Akkumulationsrate). Die größten Unterschiede treten wiederum bei Regen R26 auf, in dessen Verlauf die Entlastungsfrachten bei Variante 2c ungefähr doppelt so groß sind wie bei Variante 0. Hierbei ist anzumerken, dass beim Parameter Ammonium das Potenzial auf der Oberfläche prozentual stärker erhöht wurde als beim CSB. Die mittleren NH_4N -Entlastungskonzentrationen liegen bei Variante 2c zwischen 2,2 und 5,5 mg/l (R26 sogar 8,4 mg/l). Damit liegen die Ammonium-Entlastungskonzentrationen auch mit den erhöhten Frachten auf der Oberfläche verglichen mit gemessenen Werten in einem realistischen Bereich (vgl. Anhang 3, Tab. A3-4).

Wie bereits bei Variante 1 werden auch hier die Auswirkungen auf die **Spitzenwerte während eines Entlastungsereignisses** untersucht. Betrachtet man die Maxima [kg CSB/h] zeigt sich der erwartete Effekt, dass die Maxima bei den Varianten mit erhöhten Akkumulations- bzw. Abtragsparametern bzw. eines erhöhten Oberflächenpotenzials größer sind als bei Variante 0.

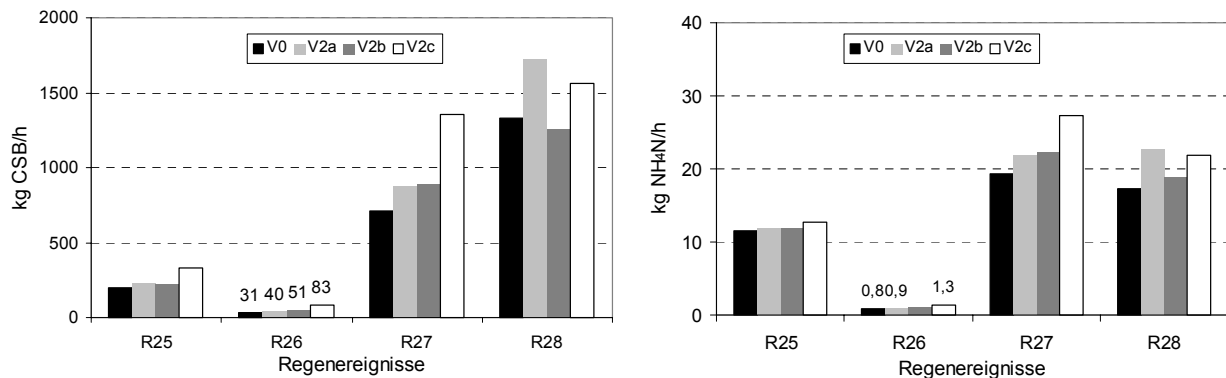


Bild 6-9: Stündliche CSB- und NH₄N-Spitzenentlastungsfrachten je Ereignis, Varianten V0 und V2

Während die Maxima bei den Regen R25 bis R27 von Variante 0 bis 2c kontinuierlich ansteigen, tritt bei dem Ereignis R28 - wie bereits bei den ereignisbezogenen Entlastungsfrachten - die maximale stündliche CSB-Entlastungsfracht bei Variante 2a und der geringste Wert bei Variante 2b auf. Die Erklärung hierfür ergibt sich aus der Beschreibung der Vorgänge während des Ereignisses (s.o.). Die größten Unterschiede treten – abgesehen von Regen R26 - bei dem Niederschlagsereignis R27 auf. Beim CSB sind die stündlichen Spitzenfrachten bei der Variante 2c fast doppelt so groß wie bei Variante 0, während beim Ammonium die Differenz mit maximal 40% bei Regen R27 geringer ist. Eine Ausnahme stellt auch hier der Regen R26 dar, bei dem die Differenzen größer sind.

6.3.3 Auswirkungen auf den Kläranlagenzulauf

Die Kläranlagenzulaufmengen sind bei den verschiedenen Varianten 2 gegenüber der Ausgangsvariante erhöht. Im folgenden werden die Auswirkungen der Variante 2c näher betrachtet. Die höchsten täglichen CSB-Zulaufmengen treten bei Regen R28 bei der Variante 2c mit 5100 kg/d auf. Bei diesem Ereignis waren hohe CSB-Zulaufmengen zu erwarten, da die mittleren Konzentrationen im Regenabfluss sehr hoch sind. Die Entlastungsfrachten sind jedoch verglichen mit den anderen Varianten nicht die größten. Die Frachtganglinie im Zulauf von Regen R28 verdeutlicht, dass bei der ersten „Regenspitze“ die abgetragene Fracht nicht entlastet sondern nach einer Zwischenspeicherung in den Regenbecken zur Kläranlage geführt wird. Weiterhin fällt auf, dass auch in der Phase der Beckenentleerung die CSB-Frachten bei Variante 2c gegenüber Variante 0 erhöht sind.

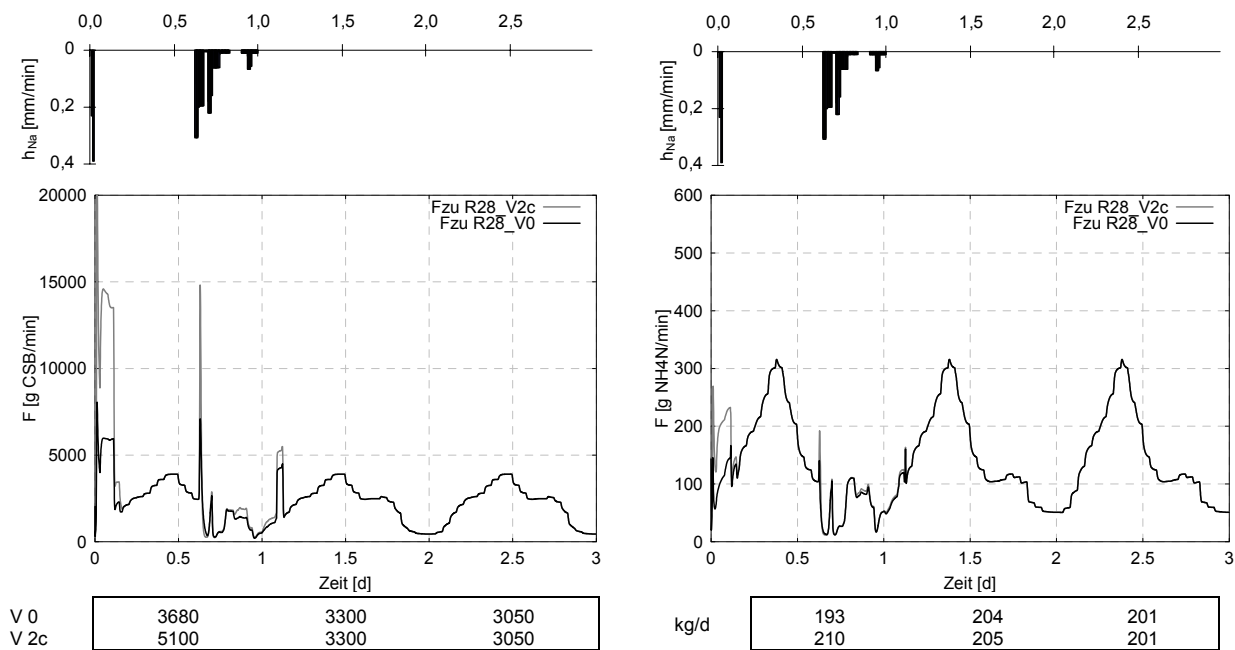


Bild 6-10: Niederschlagsverlauf, CSB- und NH_4N -Frachtganglinien im Kläranlagenzulauf, Varianten V0 und V2c, Regen R28

Auch die CSB-Zulauffrachten bei Regen R26 sind durch die erhöhten Stoffpotenziale und das veränderte Akkumulations-/Abtragsverhalten relativ stark beeinflusst. Zudem fällt der Regen in der Mittagszeit, in der die Zulauffrachten zur Kläranlage sowieso vergleichsweise hoch sind. Gegenüber Variante 0 erhöhen sich die täglichen Frachten bei Regen R26 um ca. 28%, bei Regen R28 beträgt die Zunahme der CSB-Frachten fast 40% (vgl. Anhang 4).

Die Auswirkungen der unterschiedlichen Modellparameter auf die Ammoniumfracht im Kläranlagenzulauf sind wesentlich geringer (siehe Bild 6-10). Der größte Unterschied tritt bei Regen R28 mit ca. 9 % auf. Bei Trockenwetter liegen die täglichen Ammoniumzulauffrachten bei ca. 200 kg/d, während sie bei Variante 2c mit 235 kg/d ca. 18% höher sind. Bei den TKN-Frachten im Zulauf ist die Frachtzunahme bei Variante 2c gegenüber Variante 0 größer, da die maximalen TKN-Oberflächenpotenziale stärker erhöht wurden als beim CSB. Die größte tägliche TKN-Frachtzunahme beträgt 44% und tritt bei Regen R28 auf.

6.3.4 Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf

Bei den Niederschlagsereignissen R26 und R28 wirken sich die erhöhten CSB-Zulauffrachten auf die CSB-Konzentrationen im Kläranlagenablauf aus (vgl. Bild 6-11 und Anhang 4). Die Ablaufkonzentrationen liegen zeitweise über 80 mg/l. Die erhöhten Konzentrationen sind nicht auf Probleme mit der Nachklärung oder dem aeroben Abbau zurückzuführen sondern lediglich auf die durch die Erhöhung der CSB-Frachten verbundene Erhöhung der S_1 -Frachten im Zulauf. Nach Beobachtungen von Deininger et al. /1994/ sowie Krauth /1995/ werden die CSB-Ablaufkonzentrationen durch Mischwasserbeaufschlagung nicht beeinflusst, sofern kein Feststoffabtrieb aus der Nachklärung auftritt. Ein Anstieg der gelösten CSB-Fractionen wurde demnach in Messungen nicht festgestellt.

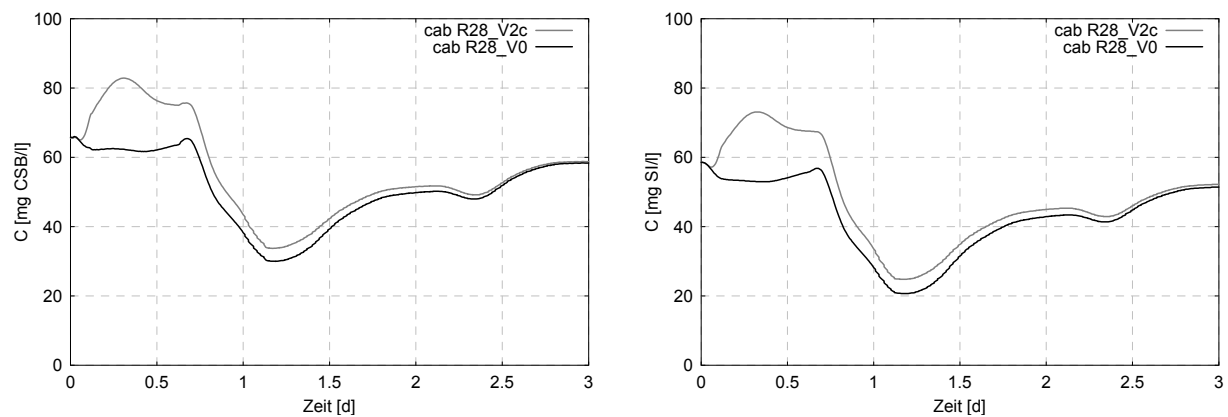


Bild 6-11: CSB- und S_I -Konzentrationen im Kläranlagenablauf, V0 und V2c, Regen R28

Die erhöhten Ammoniumzulaufmengen führen bei Regen R28 zu einem Anstieg der Ammoniumkonzentrationen im Kläranlagenablauf. Das heißt, Probleme in der Kläranlage infolge erhöhter Stickstoffmengen im Zulauf (v.a. organischer Stickstoff) sind vorstellbar.

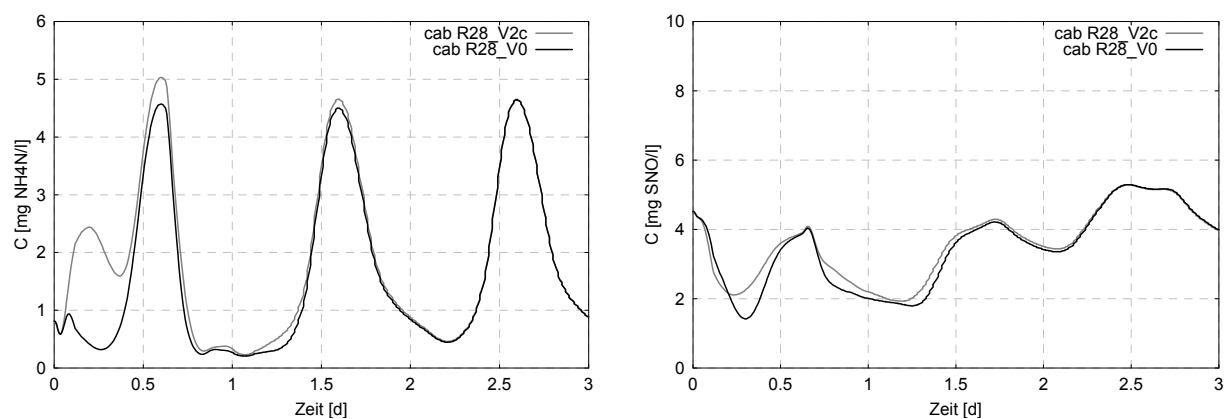


Bild 6-12: $\text{NH}_4\text{-N}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Kläranlagenablauf, V0 und V2c, Regen R28

Die Nitratablaufkonzentrationen liegen bei Regen R28 bei Variante 2c höher als bei der Variante 0. Hier überlagern sich mehrere Effekte. Zum einen sind die Ammonium- wie auch die TKN-Frachten im Zulauf erhöht, wodurch die Stickstoffelimination beeinflusst wird. Die Nitrifikation ist bekanntermaßen der sensibelste Prozess bei der Abwasserreinigung, da im Unterschied zur Entnahme der Kohlenstoffverbindungen neben einer sofortigen mikrobiellen Oxidation Anlagerungs- und Speichervorgänge und damit ein verzögerter Abbau nicht wirksam ist. In jeder Kläranlage bildet sich eine bestimmte Nitrifikantenpopulation aus, deren Umsatzleistung begrenzt und u.a. von der Ammoniumkonzentration im Belebungsbecken abhängig ist. In diesem Fall führen die höheren Stickstoffmengen im Zulauf zu erhöhten Ammoniumkonzentrationen im Ablauf.

Die im Vergleich zu Variante 0 höheren Nitratablaufkonzentrationen deuten darauf hin, dass mehr Nitrat gebildet wird, dieses jedoch nicht vollständig denitrifiziert wird. Dieser Effekt kann in der Realität bei Mischwasserereignissen auftreten und wird üblicherweise mit den abnehmenden Konzentrationen an leicht abbaubaren Stoffen v.a. bei lang andauernden Niederschlagsereignissen begründet /Erbe, 2000; Krauth und Schwentner, 1994; Seyfried und Thöle, 1995; Otterpohl und Dohmann, 1996/. Diese Begründung scheidet bei Variante 2c aus. Durch die an der Schnittstelle zwischen Entwässerungssystem und Kläranlage durchgeführte konstante Fraktionierung des CSB, erhöhen sich die S_S -Frachten im

Kläranlagenzulauf während Regenwetter prozentual in demselben Maße wie die CSB-Frachten. Dies deutet auf eine Unterschätzung der Nitratlaufkonzentrationen in Variante 2c hin.

Bei zwei in früheren Untersuchungen betrachteten Regenereignissen hatte die Erhöhung des Stoffpotenzials auf der Oberfläche sowie der Akkumulations- und Abtragsparameter geringere Nitratkonzentrationen im Kläranlagenablauf zur Folge /Leinweber et al., 2001/. Im Gegensatz dazu sind die Auswirkungen innerhalb des Betrachtungszeitraums sehr gering und teilweise gegensätzlich. Dies lässt sich durch die stärkere Erhöhung des TKN-Potenzials auf der Oberfläche erklären, wodurch erhöhte Stickstofffrachten zur Kläranlage gelangen. Gleichzeitig wurde das CSB-Potenzial auf der Oberfläche in Variante 2c weniger stark erhöht als in den vorangegangenen Simulationen. Im folgenden wird eine weitere Variante betrachtet, um den Zusammenhang zwischen der CSB- und der Stickstofffracht, die während eines Regenereignisses von der Oberfläche abgespült werden und damit das C:N-Verhältnis im Kläranlagenzulauf verändern können einerseits, und dem Kläranlagenablauf andererseits zu verdeutlichen.

Tab. 6-8: Übersicht über die in den Varianten V2e und V2f verwendeten Modellparameter

		V0	V2e	V2f
maximales Stoffpotenzial CSB	kg/ha	37,6	50,0	37,6
maximales Stoffpotenzial NH ₄ N	kg/ha	0,33	0,33	0,5
maximales Stoffpotenzial TKN	kg/ha	0,93	0,93	3,0
Akkumulationsrate k ₁	1/d	0,12	0,12/ 0,24	0,12/ 0,24
Abtragsrate k ₂	1/mm	0,04	0,04/ 0,08	0,04/ 0,08

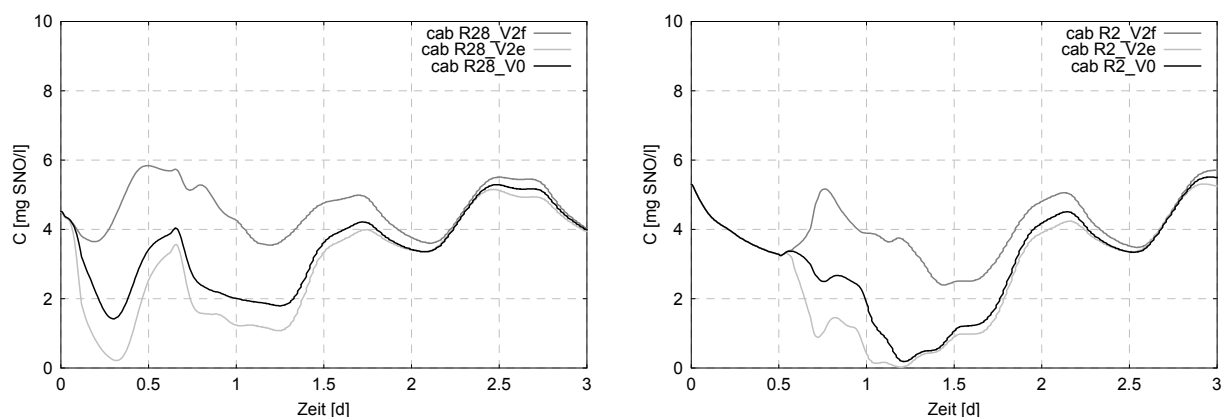


Bild 6-13: Ablaufkonzentrationen bei Regen R2, Varianten V0, V2e und V2f

Bei Variante 2e wurden lediglich die Modellparameter für den Stoffparameter CSB im Akkumulations-/Abtragsansatz verändert, während die Parameter für Ammonium als auch für TKN gegenüber Variante 0 unverändert bleiben (vgl. Tab. 6-8). Es wurde neben Niederschlag R28 ein weiterer Niederschlag betrachtet, der außerhalb des Monats Juni fiel (r2). Tendenziell bestätigt sich der bereits beschriebene Effekt. Die Nitratlaufkonzentrationen nehmen durch einen erhöhten CSB-Abtrag von der Oberfläche während eines Regenereignisses ab (V2e), während bei einer ausschließlichen Erhöhung der

Stickstofffrachten die Nitratblaufwerte zunehmen (V2f). Es zeigt sich damit, dass die Denitrifikation stark vom C:N-Verhältnis im Kläranlagenzulauf abhängt.

6.3.5 Fazit

Insgesamt zeigt die Variation der Modellparameter zur Beschreibung der stofflichen Vorgänge auf der Oberfläche bzw. im Kanalnetz, dass die Auswirkungen auf die Entlastung wesentlich größer sind als auf den Kläranlagenablauf. Während eine Veränderung des Akkumulationsprozesses durch ein erhöhtes maximales Stoffpotenzial auf der Oberfläche zu einer deutlichen Erhöhung der Entlastungsfrachten führt, sind die Auswirkungen der Beschleunigung des Abtragsprozesses abhängig vom Niederschlagsverlauf und der Art der Regenüberlaufbauwerke und damit wesentlich schwerer absehbar.

Die Betrachtung der Ganglinien im Kläranlagenzu- und -ablauf haben gezeigt, dass sich die täglichen CSB- und TKN-Zulauffrachten durch die in plausiblen Grenzen veränderten Modellparameter um bis zu 40% verändern können, dies aber bei einem Zufluss von $2 \cdot Q_{S,A131} + Q_f$ nicht zu gravierenden Problemen für die Kläranlage führt. Lediglich die Ammoniumablaufkonzentrationen können sich gegenüber Trockenwetter erhöhen.

Wichtig erscheint, dass infolge der gewählten Vorgehensweise folgende Effekte sichtbar werden:

- Durch die erhöhten CSB-Zulauffrachten zur Kläranlage infolge erhöhter Stoffpotenziale auf der Oberfläche und erhöhter Akkumulations- und Abtragsraten werden auch die S_S -Zulauffrachten beeinflusst, was in der Simulation zu einer verbesserten Denitrifikation führen kann. Eine Zunahme der S_S -Frachten während Mischwasserzufluss widerspricht den Beobachtungen. Es zeigt sich weiterhin, dass eine Verringerung der Nitratblaufkonzentrationen nur auftritt, wenn die Stickstofffrachten im Zulauf nicht zu stark zunehmen. Das Verhältnis zwischen CSB bzw. S_S und TKN im Zulauf ist somit von erheblicher Bedeutung.
- Die Konzentrationen der inerten, gelösten CSB-Fractionen (S_i) sind während des Mischwasserzuflusses höher als während Trockenwetterzufluss, wodurch die CSB-Ablaufkonzentrationen steigen. Dieser Effekt ist zumindest fragwürdig, da bisher in der Literatur keine entsprechenden Aussagen gefunden wurden.

6.4 Variante 3: Variation des Transportverhaltens gelöster, schmutzwasserbürtiger Stoffe

In Kapitel 6.3 wurde untersucht, wie sich eine Variation der Modellparameter, welche die stofflichen Prozesse auf der Oberfläche bzw. im Kanalnetz beschreiben, auf den Stoffaustrag in ein Gewässer auswirkt. Bei einem Regenereignis werden v.a. partikuläre Stoffe von der Oberfläche abgespült und im Kanalnetz remobilisiert, was zu einer Erhöhung der Entlastungsfrachten von teilweise partikulär vorliegenden Stoffen (z.B. CSB, TKN) führt. Als Folge einer stoßartigen Belastung des Entwässerungssystems durch ein Niederschlagsereignis wurde in Messungen ein weiteres Phänomen beobachtet: die Verdrängung gelöster Stoffe, die vorwiegend aus dem Schmutzwasser stammen. Die unterschiedlichen Transporteigenschaften von gelösten und partikulären Stoffen können sich sowohl auf das Entlastungsverhalten als auch auf den Kläranlagenablauf auswirken. Die

Entlastung des gelösten, schmutzwasserbürtigen Stoffes Ammonium kann in Fließgewässern Konzentrationsspitzen verursachen, wie Holzer und Krebs /1998/ gezeigt haben.

Im Rahmen dieser Arbeit wird ein vereinfachter Ansatz zur Nachbildung des Ausstoßes gelöster, schmutzwasserbürtiger Stoffe benutzt, da mit den verwendeten Modellansätzen zum Abflusstransport im Kanalnetz nicht ohne weiteres der Verdrängungseffekt im Netz nachgebildet werden kann. Es wird ein erhöhtes Ammoniumpotenzial auf der Oberfläche von 1 kg/ha gegenüber einem maximalen Potenzial von 0,33 kg/ha in Variante 0 angesetzt. Der Nachteil dieses Ansatzes besteht darin, dass bei Verwendung des Akkumulations-/Abtragsansatzes ein Zusammenhang zwischen der vorangegangenen Trockenperiode und dem verfügbaren Potenzial auf der Oberfläche zugrundegelegt wird, der bei diesem Phänomen nicht besteht. Andere Zusammenhänge, die offensichtlich bestehen, können dagegen nicht nachgebildet werden, wie z.B. der tageszeitliche Einfluss. Dieser führt dazu, dass ein Ereignis, welches am Morgen auftritt, wegen der im Kanalnetz und der Vorklärung vorhandenen höheren Fracht, zu größeren Problemen bei der Nitrifikation führt als Niederschlagsereignisse, die nachts auftreten. Die sich mit dem Ansatz ergebenden Konzentrationen müssen kritisch betrachtet werden und auf ihre Plausibilität überprüft werden. Falls sich herausstellt, dass der Effekt für die hier beobachteten Kriterien von Bedeutung ist, sollten in Zukunft Modellansätze verwendet werden, die in der Lage sind, die Verdrängungsvorgänge im Kanalnetz zu berücksichtigen.

6.4.1 Auswirkungen auf das Entlastungsverhalten und den Kläranlagenzulauf

Die Erhöhung des Ammonium-Stoffpotenzials auf der Oberfläche wirkt sich maßgeblich auf die Entlastungsfrachten aus. Es entlasten pro Ereignis bei Variante 3 ca. 70% mehr Ammonium als bei Variante 0. Noch größer sind die Unterschiede bei der Betrachtung kürzerer Zeiträume. In Bild 6-14 ist zu erkennen, dass es kurzzeitig zu Entlastungskonzentrationen von bis zu 16 mg/l kommt. In der Literatur wurden Werte von maximal 10,3 mg/l gefunden /Winter, 1988/. Da die Spitze jedoch sehr kurzzeitig auftritt, könnte sie, da die Beprobung von Entlastungen zumeist mit Mischproben (zwischen 10 Minuten und 1 Stunde) stattfindet, dennoch realistisch sein.

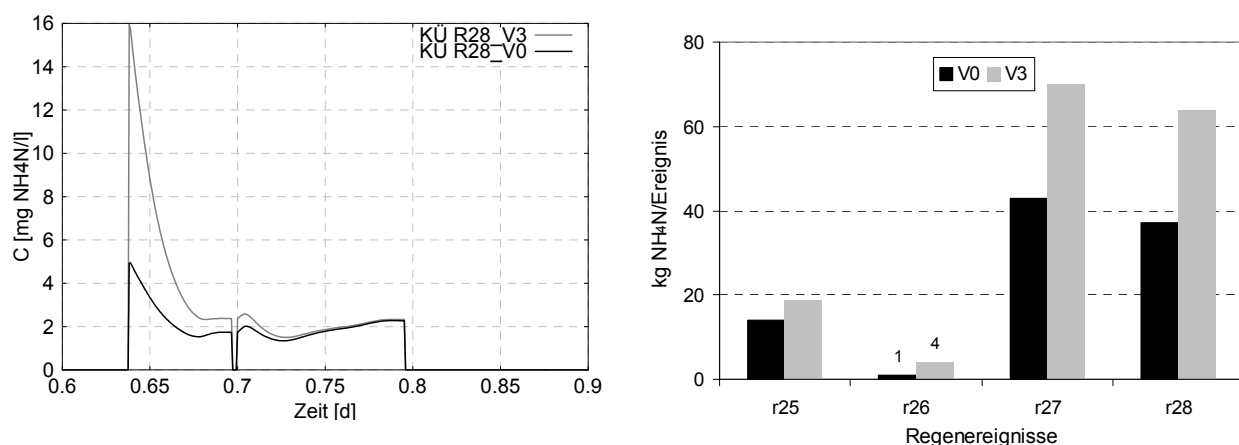


Bild 6-14: a) Ammonium-Konzentrationsganglinien am Klärüberlauf des Becken B10, Varianten V0 und V3, Regen R28

b) Ereignisspezifische NH₄N-Entlastungsfrachten, Varianten V0 und V3

Die veränderten Modellparameter wirken sich ebenfalls auf die Ammoniumfracht im Kläranlagenzulauf aus. Der größte Unterschied bei den täglichen Frachten tritt bei Regen

R28 mit ca. 20% auf. Zurückzuführen ist dies auf die Zwischenspeicherung der verdrängten Ammoniumfracht im Becken und der während der Beckenentleerung einsetzenden Weiterleitung der Fracht zur Kläranlage. Bei Trockenwetter liegen die täglichen Ammoniumzulaufmengen bei ca. 200 kg/d, während sie bei Variante 3 mit bis zu 235 kg/d ca. 18% höher sind. Urbaniak /1997/ stellte während eines Regenereignisses mit erhöhten Zuflüssen über 4 Stunden eine Zunahme der Ammoniumfrachten um 38% im Zulauf zur Vorklärung fest. Sie charakterisiert die Erhöhungen mithilfe des Stoßfaktors f_N , der in diesem Fall im Zulauf zur Belebung einem Wert von 2,3 entsprach. Der Stoßfaktor nach ATV-Arbeitsblatt A 131 /1991/ beschreibt die Veränderung der 2h-Spitze gegenüber dem 24-h Mittelwert während Trockenwetter. Wendet man diese Definition an, ergibt sich bei Regen R28 ein Stoßfaktor von 2,5. Dieser liegt somit in einer beobachteten Größenordnung (Mittelwert: 16,8 kg/2h).

Während des Niederschlagsereignisses R26 gelangen kurzzeitig Ammoniumfrachten zur Kläranlage, die höher sind als diejenigen während Trockenwetter (vgl. Bild 6-15). Das Phänomen der Verdrängung kann mit dem gewählten vereinfachten Ansatz tendenziell nachgebildet werden. Es hängt in der Realität von mehreren Faktoren ab. Hohe Ammoniumfrachten werden tendenziell eher tagsüber, nach einer längeren Trockenperiode und bei geringem Mischverhältnis zu Beginn eines Regens direkt zur Kläranlage verdrängt oder zwischengespeichert.

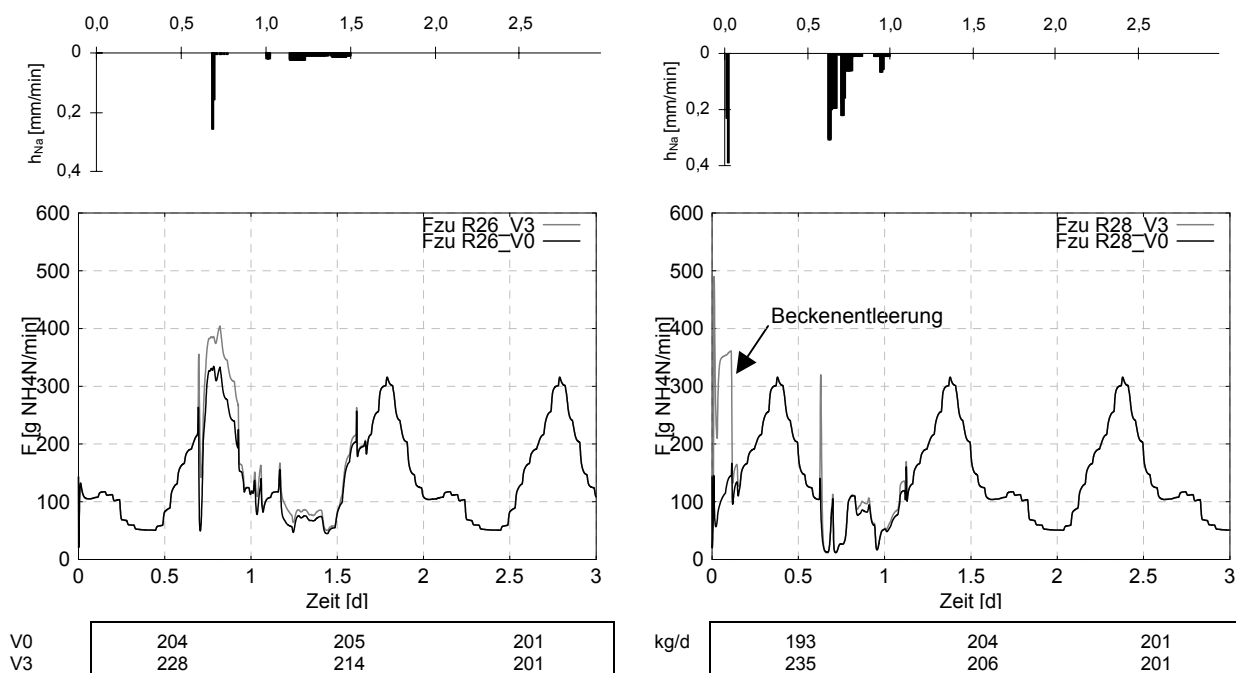


Bild 6-15: NH_4N -Frachtganglinie im Kläranlagenzulauf, Regen R26 und R28, Varianten V0 und V3

6.4.2 Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf

Die erhöhten Ammoniumzulaufmengen führen v.a. bei den Regen R28 und R26 zu erhöhten Ammoniumablaufkonzentrationen im Kläranlagenablauf. Das heißt, Probleme infolge der Verdrängung von Trockenwetterabflüssen in der Kläranlage können mit diesem Ansatz prinzipiell nachgebildet werden. Bei Regen R28 zeigt sich der Zusammenhang zwischen dem Trockensubstanzgehalt in der Belebung und der zufließenden Stickstofffracht. Obwohl

die zufließende Stickstofffracht lediglich zu Beginn des Niederschlagsereignisses erhöht ist und damit zu größeren Ablaufkonzentrationen führt ($t=0,2d$), ist eine weitere Erhöhung nach ca. 0,5 Tagen zu erkennen. Diese lässt sich auf eine gegenüber „normalen Trockenwetterverhältnissen“ geringeren TS-Gehalt in der Belebung und damit einer geringeren Nitrifikationskapazität zurückführen.

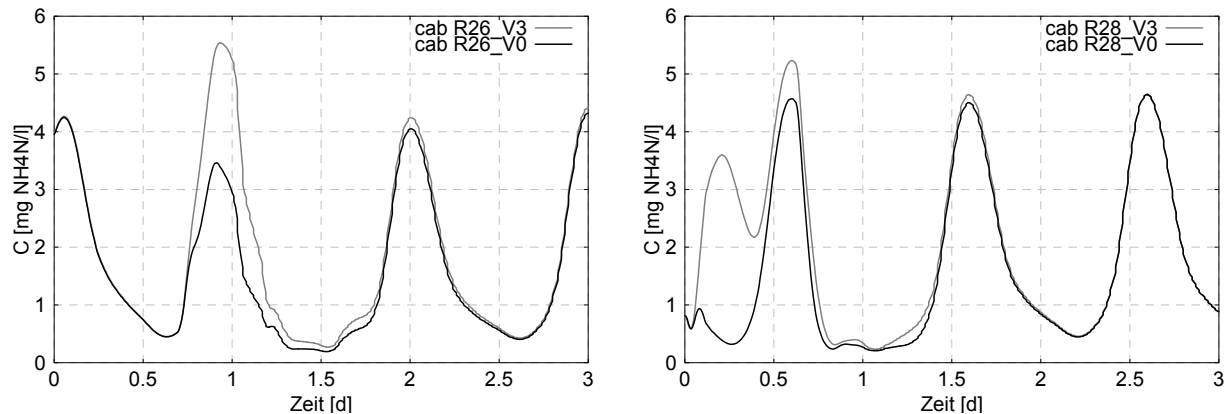


Bild 6-16: NH₄N-Konzentrationen im Kläranlagenablauf, Regen R26 und R28, Varianten V0 und V3

Bei dem Regenereignis R26 tritt der Regen zu einer Tageszeit auf, in der die Frachten auch bei Trockenwetter hoch sind. In der Simulation überlagern sich durch den vereinfachten Ansatz zwei Effekte: die hohen abgetragenen Ammoniumfrachten von der Oberfläche und die hohen Trockenwetterfrachten während der Morgenstunden. In der Realität wäre dieser Zusammenhang ebenfalls gegeben, da die im Kanal befindlichen Frachten während der Morgenstunden am höchsten sind und ebenfalls verdrängt würden. Die Ablaufkonzentrationen werden erwartungsgemäß stark beeinflusst.

6.4.3 Fazit

Es ist festzuhalten, dass der vereinfachte Modellansatz grundsätzlich in der Lage ist, die in der Literatur beschriebenen Phänomene bei Regenwetter nachzubilden, auch wenn er sehr vereinfacht auch beim Ammonium die Vorgänge vom Kanalnetz auf die Oberfläche verlagert. Die Auswirkungen auf das Entlastungsverhalten sind sehr groß, die ereignisbezogenen Ammoniumfrachten differieren um bis zu 70%. Auch im Kläranlagenzulauf können die täglichen Ammoniumfrachten bei Berücksichtigung der Verdrängungsprozesse um bis zu 20% höher liegen.

Es resultieren gegenüber Trockenwetter erhöhte Ammoniumkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage, die jedoch alle noch unterhalb der Mindestanforderungen von 10 mg/l bei Kläranlagen ab einer Größenordnung von 3 /AbwV, 2001/ liegen. Ein Vergleich der Maximalwerte mit online-Messungen von Otterpohl und Freund /1990/, bei denen Spitzenkonzentrationen bei Regen von bis zu 10 mg/l gemessen wurden, zeigt, dass die Simulationsergebnisse plausibel sind. Die von Otterpohl und Freund /1990/ untersuchte Kläranlage nitrifizierte während Trockenwetter vollständig. Die Ammoniumkonzentrationen lagen im Ablauf während Trockenwetter unter 0,5 mg/l. Auch Krauth und Schwentner /1992/ stellten bei gezielten Versuchen fest, dass erhöhte Ammoniumkonzentrationen zu Beginn eines Regenereignisses und während der Beckenentleerung auftraten.

6.5 Variante 4: Variation der verwendeten Schmutzstoffparameter

Die Veranlassung für diese Variante stellen – neben der grundsätzlichen Frage, welche Schmutzstoffparameter im Entwässerungssystem bei der integrierten Modellierung simuliert werden sollen (vgl. Kapitel 4) – einige in den vorangegangenen Rechenläufen zu Tage tretende Unplausibilitäten dar. Es wurde beobachtet, dass bei der Verwendung des CSB_{ges} bei der Simulation des Entwässerungssystems während des Niederschlagsereignisses neben den partikulären CSB-Fraktionen auch die gelösten CSB-Fraktionen S_I und S_S im Zulauf zur Kläranlage steigen. Dadurch wird zum einen die Denitrifikation während Mischwasserzufluss positiv beeinflusst, was in der Realität nicht der Fall ist, und zum anderen werden die CSB-Ablaufwerte überschätzt. Es gibt zwei Möglichkeiten dieses Problem zu lösen:

- Eine veränderliche CSB-Fraktionierung an der Schnittstelle (z.B. in Abhängigkeit vom Zufluss) (vgl. Variante 6)
- Die Simulation der partikulären und gelösten CSB-Fraktionen im Entwässerungssystem unter Berücksichtigung einer gegenüber Trockenwetter veränderten Aufteilung bzw. eines unterschiedlichen Verhaltens sowohl auf der Oberfläche als auch in den Regenbecken

In diesem Kapitel wird beschrieben, wie sich eine getrennte Simulation von partikulären und gelösten CSB-Fraktionen im Entwässerungssystem auswirkt. Es erfolgt vereinfacht eine Aufteilung des CSB analog der Nomenklatur des ASM1 in X-Fraktionen (ungelöst) und in S-Fraktionen (gelöst) /Henze et al., 1987/. Zunächst wird in Variante 4a lediglich ein unterschiedliches Absetzverhalten der gelösten und partikulären CSB-Fraktionen in den Regenbecken berücksichtigt. Anschließend wird in Variante 4b zusätzlich ein unterschiedliches Verhalten auf der Oberfläche angesetzt.

Bei **Variante 4a** wird davon ausgegangen, dass sich die gelösten CSB-Fraktionen (CSB-S) nicht absetzen, während sich die Absetzbarkeit der partikulären CSB-Fraktionen (CSB-X) verglichen mit der Absetzbarkeit des CSB_{ges} verbessert. Die Modellparameter zur Beschreibung des Absetzverhaltens des CSB-X in den Becken werden soweit erhöht, dass die jährlichen CSB_{ges} -Entlastungsfrachten ungefähr der Variante 0 entsprechen. Die theoretische Absetzbarkeit des CSB-X innerhalb von zwei Stunden beträgt in dieser Variante 27%.

Bei **Variante 4b** wird angenommen, dass sich das Verhältnis zwischen den gelösten und partikulären CSB-Fraktionen im Regenabfluss von demjenigen im Trockenwetterabfluss unterscheidet. Bei beiden Varianten wird zunächst eine Langzeitsimulation durchgeführt, um zu überprüfen, ob mit den gewählten Werten im Jahresmittel vergleichbare mittlere CSB_{ges} -Konzentrationen im Regenabfluss und CSB_{ges} -Jahresentlastungsfrachten resultieren.

Kenntnisstand – CSB-Fraktionierung

In der einschlägigen Literatur sind einige Angaben zur Zusammensetzung von Trockenwetterabflüssen zur Kläranlage bezüglich partikulärer und gelöster CSB-Fraktionen enthalten, seltener sind Angaben für Mischwasserabflüsse. Es wurden in der Literatur nur wenige Untersuchungen gefunden, die im Oberflächenabfluss CSB-X und CSB-S gemessen haben (vgl. Anhang 3). Es lässt sich festhalten, dass das Verhältnis CSB-X zu CSB in

Oberflächenabflüssen – hierunter werden sowohl Dach- und Straßenabflüsse als auch Trenngebietsabflüsse verstanden – sehr stark variiert, was möglicherweise auch auf unterschiedliche Messmethoden bei der Bestimmung des „gelösten“ bzw. „filtrierten“ CSB zurückgeführt werden kann. Es werden Werte von 0,3 /Bullermann et al., 1989/ bis 0,9 /Lainé et al., 1998/ angegeben. Gromaire et al. /1999/ haben bei Trockenwetter ein mittleres Verhältnis von partikulärem CSB zu CSB_{ges} von 0,66 festgestellt, während das Verhältnis in Straßenabflüssen 0,75 beträgt. Larsen et al. /1998/ fanden bei Messungen im Kanalnetz während Regenereignissen ein CSB:CSB-S-Verhältnis von ca. 7:1. Aus den Messwerten in Oberflächen- und Trockenwetterabflüssen kann nicht unmittelbar gefolgert werden, dass größtenteils partikuläre CSB-Fractionen von den befestigten Flächen abgespült werden. Aus Messungen im Kläranlagenzulauf oder in Mischsystemen dagegen lässt sich relativ eindeutig ableiten, dass eine Erhöhung der partikulären CSB-Fractionen während Regenereignissen stattfindet /Thöle, 1999/. Dies deutet darauf hin, dass die Erhöhung zumindest teilweise auf Vorgänge im Kanalnetz (Remobilisierung von Kanalablagerungen) zurückzuführen sind. Die Unsicherheiten, die sich als Folge der Messmethodik der „gelösten“ bzw. „filtrierten“ CSB ergeben, werden in Relation zu den anderen Unsicherheiten als gering eingeschätzt.

Gewählte Modellparameter

Der Standardparametersatz von Bornemann et al. /1998/ enthält im Zulauf zur Kläranlage ein Verhältnis von CSB-X zu CSB_{ges} von 0,80. In dieser Variante wird, wie in den vorangegangenen Varianten, bei Trockenwetter ein Verhältnis von 0,75 zugrundegelegt, d.h. es werden CSB-X-Konzentrationen von 390 mg/l und CSB-S-Konzentrationen von 130 mg/l zugrundegelegt. Tab. 6-9 gibt einen Überblick über die CSB-Fraktionierung in anderen sowie in dieser Untersuchung.

Tab. 6-9: CSB-Fraktionierung an der Schnittstelle zwischen Entwässerungssystem und Kläranlage, gewählte Fraktionierung und Literaturwerte

	Varianten 0, 1, 2	Varianten 4a und 4b	Erbe /2000/	Thöle /1999/*
X_I	0,20·CSB	0,27·CSB-X	0,15·CSB-X	0,23·CSB-X
X_S	0,40·CSB	0,53·CSB-X	$CSB-X - X_I - X_{BH} - X_{BA} - X_P$	$0,493 \cdot CSB-S + 0,576 \cdot CSB-X$
S_S	0,15·CSB	0,60·CSB-S	0,9·CSB-S	S_A gemessen, $S_F: 0,307 \cdot CSB-S - S_A$
S_I	0,10·CSB	0,40·CSB-S	0,1·CSB-S	0,2·CSB-S
X_{BH}	$CSB - X_I - X_S - S_S - S_I - X_{ba}$ entspricht ca.: 0,15·CSB	$CSB - X_I - X_S - S_S - S_I - X_{ba}$ entspricht ca.: 0,2·CSB-X	0,26·CSB-X	0,194·CSB-X

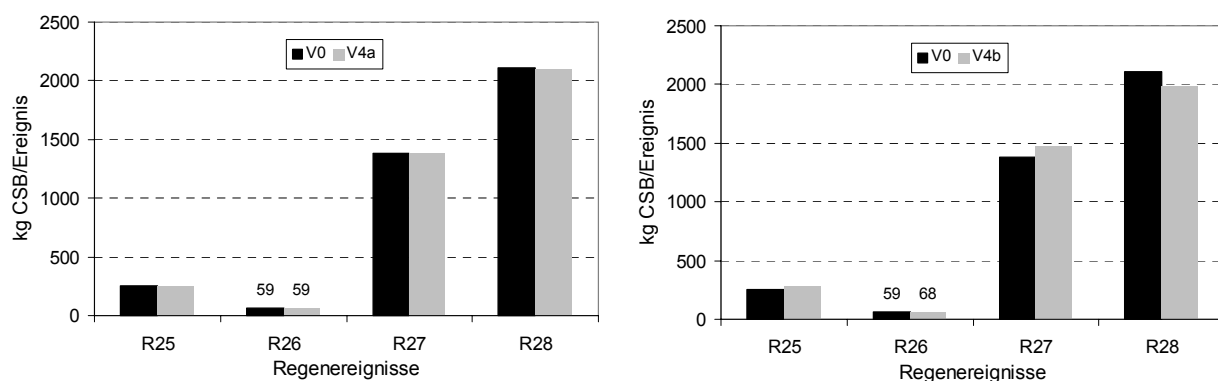
* Verwendung von ASM2, daher wird S_S unterteilt in S_A und S_F

Die Festlegung der Modellparameter für den Akkumulations-/Abtragsansatz in Variante 4b erfolgt ausgehend von der Vorstellung, dass gelöste Stoffe im Oberflächenabfluss nur in sehr geringem Umfang enthalten sind. Die entsprechenden Parameter werden in der Variante 4b für CSB-X und CSB-S so verändert, dass bei der Langzeitsimulation mittlere jährliche Konzentrationen im Regenabfluss von 117 mg/l CSB-X/l und 4 mg CSB-S/l und damit ein

mittleres jährliches CSB-X:CSB_{ges}-Verhältnis von 0,97 resultieren. Setzt man vereinfacht ein mittleres Mischverhältnis von $m = 7$ zugrunde ergibt sich ein Verhältnis CSB-X:CSB_{ges} im Mischwasserabfluss von 0,89, welches größer ist als dasjenige im Trockenwetterabfluss (0,75) und damit die Beobachtung, dass im Mischwasserabfluss der Anteil der partikulären CSB-Fractionen zunimmt, widerspiegelt.

6.5.1 Auswirkungen auf das Entlastungsverhalten

Bei den Varianten 4a und 4b gelangen dieselben CSB_{ges}-Stofffrachten von der Oberfläche ins Entwässerungssystem wie bei Variante 0. Die Absetzeigenschaften des CSB in den Becken wurden in der Variante 4a so verändert, dass die jährlichen Entlastungsfrachten ungefähr gleich sind. Auch bei den vier näher betrachteten Ereignissen sind die Entlastungsfrachten nahezu identisch. Da nur Veränderungen beim CSB vorgenommen werden, bleiben die NH₄N-Entlastungsfrachten unverändert. Bei Variante 4b ergeben sich maximale Abweichungen bei den ereignisspezifischen CSB-Entlastungsfrachten von 13%



(Regen R27).

Bild 6-17: Ereignisspezifische CSB-Entlastungsfrachten, Varianten V0, V4a und V4b

Auch die maximalen stündlichen CSB-Entlastungsfrachten verändern sich bei Variante 4a kaum. Bei Variante 4b beträgt der Unterschied bei Regen R28 z.B. 7%.

6.5.2 Auswirkungen auf den Kläranlagenzulauf

Die in **Variante 4a** untersuchte Veränderung des Absetzverhaltens in den Durchlaufbecken hat quasi keinen Einfluss auf die CSB-Zulauffrachten zur Kläranlage. Betrachtet man jedoch die gelösten und die partikulären CSB-Fractionen getrennt, wird deutlich, dass sich die gelösten CSB-Fractionen nicht in den Durchlaufbecken absetzen und daher auch nicht aufgewirbelt werden, was dazu führt, dass im Kläranlagenzulauf keine Erhöhung der CSB-S-Frachten während der Beckenentleerung auftritt.

Die in **Variante 4b** vorgenommene Variation wirkt sich auf die CSB-Zulauffrachten ebenfalls nur sehr gering aus. Bei Regen R28 führt die getrennte Betrachtung der partikulären CSB-X und CSB-S-Fractionen im Entwässerungssystem bei Variante 4b verglichen mit den Varianten 4a und 0 sowohl während Regenbeginn als auch während der Beckenentleerung zu einer Erhöhung der partikulären CSB-Frachten im Kläranlagenzulauf. In den ersten zwei Stunden kommen bei Variante 4b 567 kg/2h CSB-X zur Kläranlage, bei Variante 4a und 0 ca. 467 kg/2h, was einer Zunahme von 20% entspricht.

Die Variante 4b wirkt sich ebenfalls auf die CSB-S-Konzentrationen aus. Realitätsnäher ist, dass durch die getrennte Simulation der gelösten und partikulären CSB-Fractionen im Entwässerungssystem die gelösten, leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen S_S sowohl zu Beginn des Ereignisses als auch während der Beckenentleerung nicht mehr erhöht ist.

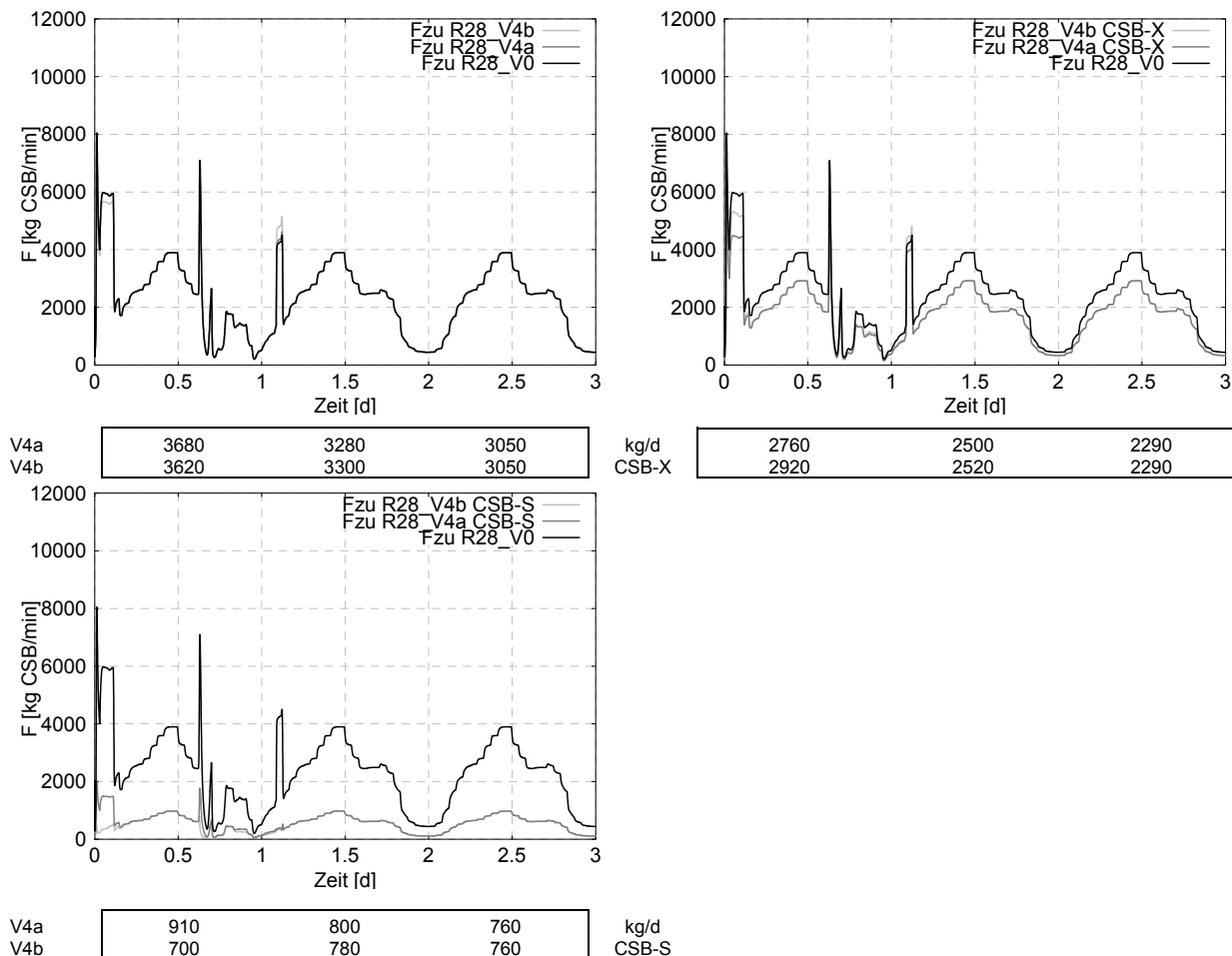


Bild 6-18: CSB-Frachtganglinien im Kläranlagenzulauf, Regen R28, Varianten V0 und V4

Bei Trockenwetter schwanken die S_S -Konzentrationen im Kläranlagenzulauf im Tagesverlauf zwischen 40 und 100 mg/l. Während des Mischwasserzuflusses verringern sich die Konzentrationen bei Variante 4b bei Regen R28 auf ca. 2...25 mg/l. Bei Variante 4a und 0 liegen die S_S -Konzentrationen während der ersten Spitze hingegen bei ca. 70 mg/l, was relativ hoch erscheint und nicht mit in der Literatur dokumentierten Beobachtungen übereinstimmt.

6.5.3 Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf

Die Variante 4a führt bereits im Kläranlagenzulauf kaum zu Veränderungen, entsprechend sind auch im Kläranlagenablauf keine Auswirkungen feststellbar. Die S_S -Zulauffrachten zwischen Variante 0 und 4a unterscheiden sich nur sehr geringfügig. Tageweise betrachtet liegen die Differenzen während der Phase der Beckenentleerung bei ca. 5%. Die S_S -Frachten im Zulauf liegen bei Regen nur selten unterhalb der Trockenwetterzulauffrachten.

In Variante 4b wird die unterschiedliche Zusammensetzung von Regenwetter- und Trockenwetterabfluss bezüglich partikulärer und gelöster Stoffe berücksichtigt. Die damit

einhergehenden verringerten CSB-S-Zulaufmengen wirken sich wie erwartet auf die Nitrat- und die CSB-Ablaufkonzentrationen aus. Dies führt verglichen mit Variante 0 zu höheren Nitrat- und CSB-Ablaufkonzentrationen (Bild 6-19).

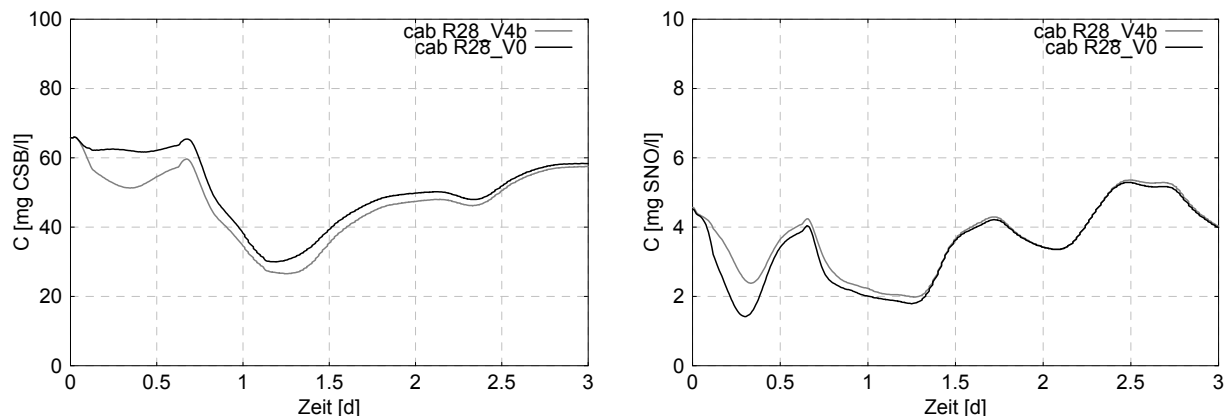


Bild 6-19: CSB- und NO_3N -Konzentrationen im Kläranlagenablauf, Regen R28, Varianten V0 und V4b

Auch die CSB-Ablaufkonzentrationen verändern sich infolge des unterschiedlichen Verhaltens der CSB-X und CSB-S Fraktionen auf der Oberfläche. Exemplarisch ist in Bild 6-19 die CSB-Konzentration im Ablauf während des Niederschlagsereignisses R28 dargestellt. Aufgrund der geringeren CSB-S-Frachten im Zulauf bei Variante 4b werden auch im Ablauf geringere CSB-Konzentrationen simuliert. Es scheint – trotz der gegenüber Variante 0 und 4a erhöhten CSB-X-Frachten im Zulauf - nicht zu einem Austrag der X-Fractionen zu kommen, d.h. es entstehen keine Probleme in der Nachklärung. Die Ammoniumablaufkonzentrationen sind quasi unbeeinflusst.

6.5.4 Fazit

Die alleinige Veränderung des Absetzverhaltens gelöster und partikulärer CSB-Fractionen in den Becken (Variante 4a) führt nicht zu einer Beeinflussung der CSB_{ges} -Entlastungsmengen. Die Auswirkungen auf die Entlastungsmengen bei Variante 4b sind nicht signifikant.

Festzuhalten bleibt, dass die Betrachtung des chemischen Sauerstoffbedarfs im Entwässerungssystem in zwei Fraktionen, einen partikulären und einen gelösten Anteil, trotz der offenkundig falschen Nachbildung der Vorgänge bei der Beckenentleerung bei den betrachteten Regenereignissen und Eingangsgrößen keinen Einfluss auf den Kläranlagenablauf hat (Variante 4a). Die remobilisierten Frachten in den Becken sind zu gering und werden in der Kläranlage weggepuffert. Ein Einfluss auf den Kläranlagenablauf besteht jedoch, wenn das Verhalten gelöster und partikulärer Stoffe auf der Oberfläche unterschiedlich modelliert bzw. eine unterschiedliche mittlere Zusammensetzung von Trocken- und Regenwetterabflüssen berücksichtigt wird (Variante 4b).

Insgesamt ist zu sagen, dass die getrennte Simulation von gelösten und partikulären CSB-Fractionen im Entwässerungssystem zu plausibleren Ganglinien sowohl im Kläranlagenzulauf als auch im Kläranlagenablauf führt. Das heißt, auch wenn die Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf und hier vor allem auf die Nitrat- und CSB-Ablaufkonzentrationen nicht signifikant sind, sollte v.a. bei ablagerungsbehafteten Kanalnetzen und

bei der Verwendung des Akkumulations-/Abtragsansatzes oder Modellansätzen, welche die Ablagerungs- und Remobilierungsprozesse im Kanalnetz nachbilden, im Rahmen der gekoppelten Simulation von Kanalnetz und Kläranlage mit zwei CSB-Fractionen im Kanalnetz gerechnet werden.

6.6 Variante 5: Variation des Absetzverhaltens in den Durchlaufbecken

Kenntnisstand

Die Wirksamkeit von Durchlaufbecken beruht auf den Prozessen Volumenstromaufteilung, Zwischenspeicherung und Sedimentation. Der jeweilige Eliminationsgrad ist v.a. abhängig von dem feststoffgebundenen Anteil der Schmutzstoffe und der Verteilung des feststoffgebundenen Anteil auf die Sinkgeschwindigkeiten /ATV-DVWK, 2001/. Umfangreiche Untersuchungen zum Absetzverhalten von Mischwasserinhaltsstoffen wurden von Brombach et al. /1992/ durchgeführt.

Beprobungen mehrerer Becken ergaben für die absetzbaren Stoffe mittlere Konzentrationswirkungsgrade zwischen 45 % und 80 %. Die Wirksamkeit der Anlagen ist erheblich von der Gestaltung des Durchlaufbeckens und der Zusammensetzung des Mischwassers abhängig. Um die Unsicherheiten bei den Absetzvorgängen in Durchlaufbecken zu berücksichtigen, wird in der Variante 5 davon ausgegangen, dass keine Sedimentation der betrachteten Schmutzstoffparameter stattfindet.

6.6.1 Auswirkungen auf das Entlastungsverhalten

Die Veränderung der Absetzeigenschaften wirkt sich lediglich auf Durchlaufbecken aus. Das Entlastungsverhalten des im Einzugsgebiet vorhandenen Fangbeckens und der Regenüberläufe wird nicht beeinflusst. Zudem sind nur diejenigen Stoffe betroffen, die zumindest teilweise in partikulärer Form vorliegen. Die CSB-Entlastungsfrachten pro Ereignis erhöhen sich aufgrund fehlender Absetzvorgänge verglichen mit Variante 0 im Gesamtsystem um max. 13%. Bei ausschließlicher Betrachtung des Durchlaufbeckens B10 tritt die größte Differenz bei dem Niederschlagsereignis R27 mit 17% auf. Die Veränderung der maximalen stündlichen CSB-Entlastungsfrachten liegen in einer vergleichbaren Größenordnung.

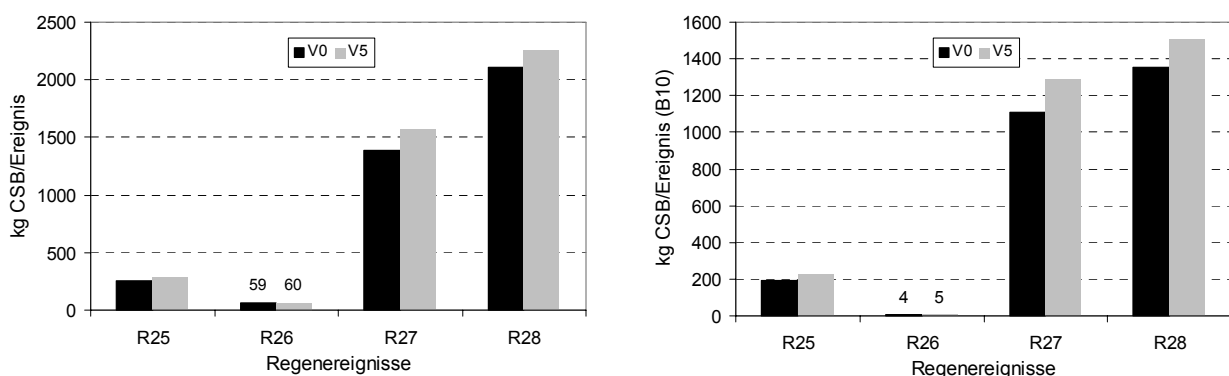


Bild 6-20: Ereignisspezifische CSB-Entlastungsfracht im Gesamtsystem und bei dem Durchlaufbecken B10, Varianten V0 und V5

6.6.2 Auswirkungen auf den Kläranlagenzulauf und -ablauf

Für das Regenereignis R28 sind exemplarisch die CSB-Zulaufmengen und die Nitratkonzentrationen in Bild 6-21 dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass bei Variante 5 keine Remobilisierung der im Becken abgelagerten Stoffe auftritt. Es gelangt daher, verglichen mit der Ausgangsvariante, während der Beckenentleerung sowohl eine geringere CSB-Fracht als auch weniger TKN bzw. N_{org} zur Kläranlage. Eine Beeinflussung des Kläranlagenablaufes ist dennoch nur in sehr geringem Umfang bei einzelnen Regenereignissen zu erkennen.

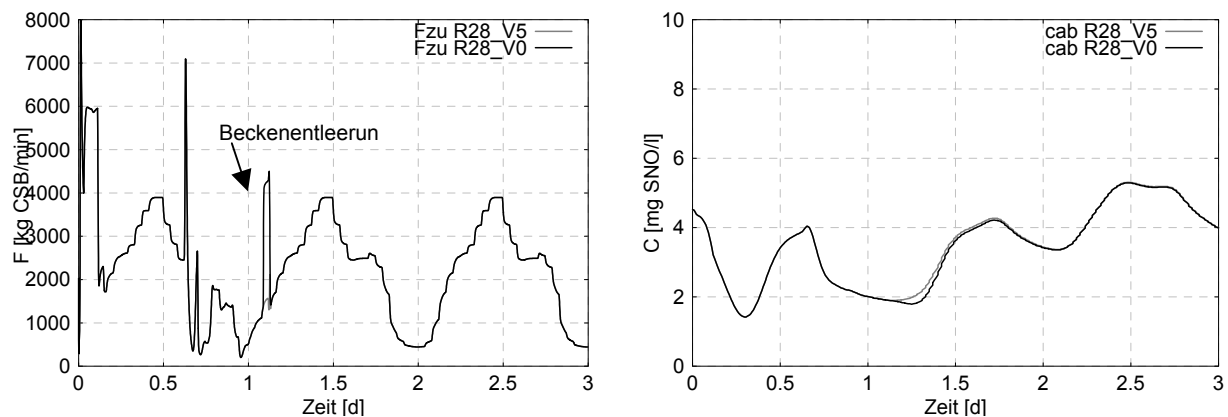


Bild 6-21: CSB-Frachten im Kläranlagenzulauf und NO_3N -Konzentrationen im Kläranlagenablauf, Regen R28, Varianten V0 und V5

6.6.3 Fazit

Unterschiedliche Annahmen für das Absetzverhalten in Durchlaufbecken haben mittlere Auswirkungen sowohl auf die ereignisbezogenen CSB-Frachten als auch auf die stündlichen CSB-Frachten im Entlastungsabfluss.

Die Vernachlässigung des Absetzverhaltens in Durchlaufbecken hat erwartungsgemäß zur Folge, dass kein Anstieg der CSB-Zulaufmengen während der Phase der Beckenentleerung auftritt. Dadurch vermindern sich zu diesem Zeitpunkt die Frachten aller CSB-Fraktionen im Vergleich zur Ausgangsvariante. Unterschiede im Kläranlagenablauf sind bei den betrachteten Niederschlagsereignissen trotz der relativ deutlich verminderten CSB-Zulaufmengen während der Beckenentleerung quasi nicht zu erkennen.

6.7 Zusammenfassung

Unterschiedliche Modellansätze und -parameter bei der Simulation des Entwässerungssystems wirken sich unterschiedlich stark auf die Konzentrationen im Entlastungsabfluss und im Kläranlagenablauf aus. Tab. 6-10 gibt einen Überblick über die Auswirkungen der detailliert betrachteten Unsicherheitsbereiche.

Die CSB-Konzentration bzw. -fracht im Entlastungsabfluss reagiert besonders sensitiv auf eine Variation der Modellparameter bei der Simulation der Prozesse auf der Oberfläche. Der Schmutzstoffparameter Ammonium wird am stärksten von dem vereinfachten Ansatz zur Nachbildung eines Verdrängungseffektes schmutzwasserbürtiger Stoffe im Kanalnetz beeinflusst. Verstärkte Bemühungen zur Erfassung und Modellierung der Absetz- und

Remobilisierungsprozesse in den Regenbecken scheinen hingegen auch für teilweise partikulär gebundene Stoffe nur bedingt erforderlich zu sein. Der Einfluss dieser Prozesse auf Schmutzstoffparameter, die sehr gute Absetzeigenschaften besitzen (z.B. AFS), bzw. von Stoffen, die an solche Stoffe adsorbiert sind, kann mit diesen Betrachtungen nicht beurteilt werden. Bei den meisten Fragestellungen, die bisher im Rahmen der „integrierten Modellierung“ bearbeitet wurden, standen derartige Stoffe jedoch nicht im Vordergrund.

Tab. 6-10: Zusammenstellung der Auswirkungen unterschiedlicher Varianten im Entwässerungssystem auf Entlastung und Kläranlagenablauf

	Auswirkungen auf				
	(- keine, ○ gering, +..mittel, ++..groß)				
	Konzentrationen im Entlastungsabfluss		Konzentrationen im Kläranlagenablauf		
	CSB	NH ₄ N	NH ₄ N	NO ₃ N	CSB
Alternativer Modellansatz zur Simulation der Prozesse auf der Oberfläche (2-K-M) (V1)	+	○	○	+	○
Variation der Modellparameter bei der Simulation der Prozesse auf der Oberfläche und im Kanal (V2)	++	○	+	++	+
Variation des Transportverhaltens gelöster schmutzwasserbürtiger Stoffe (V3)	-	++	++	○	-
Simulation der CSB-S und CSB-X Frachten im Entwässerungssystem (V4)	○	-	○-	+	+
Variation des Absetzverhaltens in Durchlaufbecken (V5)	○	-	-	-	-

Die Ammoniumkonzentrationen im Kläranlagenablauf reagieren insbesondere auf Stickstofffrachtstöße im Zulauf der Belebung sensitiv. Diese können entweder aus der Verdrängung des Vorklärbeckeninhalts oder des im Kanalnetz vorhandenen Schmutzwasserabflusses resultieren. Ein Ansatz zur Nachbildung von Verdrängungsprozessen scheint daher in Entwässerungssystemen, in denen dieser Effekt ausgeprägt auftritt, erforderlich.

7 UNSICHERHEITEN BEI DER MODELLIERUNG – SCHWERPUNKT SCHNITTSTELLE

7.1 Darstellung des Kenntnisstandes und Auswahl von Varianten

Der Begriff ‚Schnittstelle‘ bezeichnet in dieser Arbeit den Übergabepunkt der Daten zwischen der letzten Haltung des Kanalnetzes und dem Zulauf der Vorklärung. Da bei der Schmutzfrachtsimulation üblicherweise andere Schmutzstoffe modelliert werden als diejenigen, die für das Activated Sludge Model No.1 erforderlich sind, muss an der Schnittstelle sowohl eine Aufteilung von Schmutzstoffparametern (CSB und N) erfolgen als auch eine Ergänzung um Parameter (S_{ALK} , S_O) (vgl. Kapitel 3). Weiterhin muss der Temperaturverlauf vorgegeben werden. Zunächst wird im folgenden der derzeitige Kenntnisstand dargestellt. Anschließend erfolgt in Tab. 7-2 eine Einschätzung der einzelnen Unsicherheitsbereiche hinsichtlich der Schwierigkeit bei der Festlegung der Vorgehensweise. Weiterhin werden ihre Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf aufgrund des Kenntnisstandes eingeschätzt.

Bei der Fraktionierung an der Schnittstelle besteht grundsätzlich die Unsicherheit, ob die Aufteilung des Parameters CSB als auch des Stickstoffs in die einzelnen Fraktionen bei Trocken- und Regenwetter identisch ist. Im folgenden werden daher die Kenntnisse aus der Literatur über die Zusammensetzung von Mischwasser- und Trockenwetterabflüssen zusammengefasst.

Diverse Autoren stellten fest, dass die CSB-Konzentrationen im Mittel während Mischwasserzufluss abnehmen /u.a. Gromaire et al., 1999; Krauth und Schwentner, 1992/. Da die einzelnen **CSB-Fraktionen** nicht alle analytisch bestimmt werden können und im Rahmen von Simulationsstudien auch nicht zwingend bestimmt werden müssen, liegen nur wenige Aussagen über eine bei Regenwetter gegenüber Trockenwetter veränderte Fraktionierung vor. Die leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen (S_S) lassen sich mit Hilfe von Atmungsmessungen abschätzen. Der gelöste, inerte CSB (S_I) kann z.B. über eine CSB-Messung aus einer filtrierten Probe im Kläranlagenablauf abgeschätzt werden. Für die Zusammensetzung von kommunalem Abwasser geben diverse Autoren Schwankungsbereiche für die einzelnen Fraktionen an /u.a. Bornemann et al, 1998; IWA, 2001; Henze et al., 1992/. In bisherigen Simulationsstudien wurden zumeist die einzelnen Anteile prozentual auf den gemessenen CSB bezogen. Der Parametersatz zur Fraktionierung wurde dabei während des gesamten Simulationszeitraums – unabhängig von der Wetterlage - konstant gehalten. Thöle /1999/ dagegen bezieht zusätzlich den filtrierten CSB mit ein. Dies hat seiner Ansicht nach den Vorteil, dass die bei Mischwasserzufluss u.U. einsetzende Erhöhung des CSB_{hom} nicht zwangsläufig eine Erhöhung des leicht abbaubaren gelösten CSB nach sich zieht.

Diverse Messprogramme haben hinsichtlich der **Stickstoffverbindungen** gezeigt, dass sich das Verhältnis TKN:Ammonium bei Mischwasserzufluss gegenüber Trockenwetterzufluss verändert. Im Rahmen dieser Untersuchung wird davon ausgegangen, dass sowohl Ammonium als auch der Kjeldahl-Stickstoff (TKN) im Entwässerungssystem aufgrund ausreichender Kenntnisse modelliert werden können. Bei der Fraktionierung des Stickstoffs besteht demnach „lediglich“ noch die Unsicherheit, ob sich die Aufteilung auf den im ASM1 explizit ausgewiesenen gelösten (S_{ND}) und partikulären organischen Stickstoff (X_{ND})

verändert, sowie, ob sich die im ASM1 an einige CSB-Fractionen gebundenen organischen Stickstoffanteile bei Mischwasserzufluss gegenüber Trockenwetterzufluss verändern (Parameter i_{sl} , i_{xl} , i_{xb}). Abgesehen davon, dass über die unterschiedliche Zusammensetzung bezüglich der Stickstofffraktionen keine Untersuchungen bekannt sind, werden die Auswirkungen als nicht signifikant eingeschätzt und im Rahmen dieser Arbeit nicht näher untersucht. Bestätigt wird diese Einschätzung von Bever und Durchschlag/1997/, die feststellten, dass eine Erhöhung des Verhältnisses Ammonium: TKN_{gel} im Regenwasser zu keiner erkennbaren Veränderung der Ammoniumablaufkonzentrationen führt.

Tab. 7-1: Verhältniswerte in Trockenwetter- und Mischwasserabflüssen im Zulauf zur Kläranlage (Stickstoffverbindungen)

Parameter/ Verhältnis	Eigene Messungen ¹⁾		Literaturwerte ²⁾	
	Trockenwetter	Mischwasser	Trockenwetter	Mischwasser
NH ₄ N : TKN	-	0,6:1	0,66...0,85:1	0,53...0,63:1

¹⁾ die Werte basieren auf drei Regenereignissen

²⁾ basierend auf /Krauth et al., 1992; Gromaire et al., 1999, Geiger, 1984, Seyfried und Thöle, 1999/

Diverse eigene Messungen im Kläranlagenzulauf von zwei Kläranlagen als auch in einem Zulauf zu einem Regenüberlaufbecken während Trocken- und Regenwetter zeigten, dass die **Alkalität** während Mischwasserabfluss geringer ist als während Trockenwetterabfluss. Im Zulauf der zwei Kläranlagen beträgt die Alkalität während Trockenwetterzufluss im Mittel 6 mmol/l. Während Mischwasserzufluss liegen die Werte zwischen 2 und 3 mmol/l. Dem Originalmodell ASM1 fehlen beim heterotrophen und autotrophen Umsatz Monod-Terme zur Limitierung des Wachstums bei Mangel an Alkalität /Gujer et al., 1999/. In dem verwendeten Programm SIMBA wurden die Prozesse aerobes und anoxisches Wachstum heterotropher Bakterien sowie der Prozess aerobes Wachstum autotropher Bakterien verändert, so dass eine Limitierung durch Alkalität grundsätzlich nachgebildet werden kann. Leidinger /2000/ untersuchte die Verringerung der Alkalität bei Mischwasserzufluss von 2,0 bzw. 1,0 mmol/l gegenüber Trockenwetterabfluss von 6,0 mmol/l, die zu höheren S_S- und NH₄N-Konzentrationen im Kläranlagenablauf führte. Auch eine Verringerung der Alkalität zusätzlich zu einer veränderten Fraktionierung beeinflusst die Nitrifikation und führt zu geringfügig höheren Ammoniumkonzentrationen (+ 0,3 mg/l) /Leinweber et al., 2001/ während Mischwasserzufluss.

Die Größe der veränderten Ammoniumablaufkonzentrationen ist abhängig von der zulaufenden Ammoniumfracht, d.h. von der Tageszeit und den Tagesschwankungen sowie der Nitrifikationskapazität der Kläranlage. Den Zusammenhang verdeutlichen die zwei Ganglinien in Bild 7-1. Das Regenereignis R32 wurde herangezogen, da es den Einfluss eines nächtlichen Niederschlags im Gegensatz zu einem in den Morgenstunden auftretenden Ereignisses (R28) verdeutlicht. Infolge eines Regenereignisses in den Nachtstunden verringern sich die Ammoniumkonzentrationen im Kläranlagenablauf verglichen mit während Trockenwetterzufluss auftretenden Konzentrationen. Fällt der Niederschlag in den Morgenstunden können die Ammoniumkonzentrationen im Ablauf gegenüber Trockenwetter erhöht sein. Der Einfluss der Alkalität ist in beiden Fällen gering.

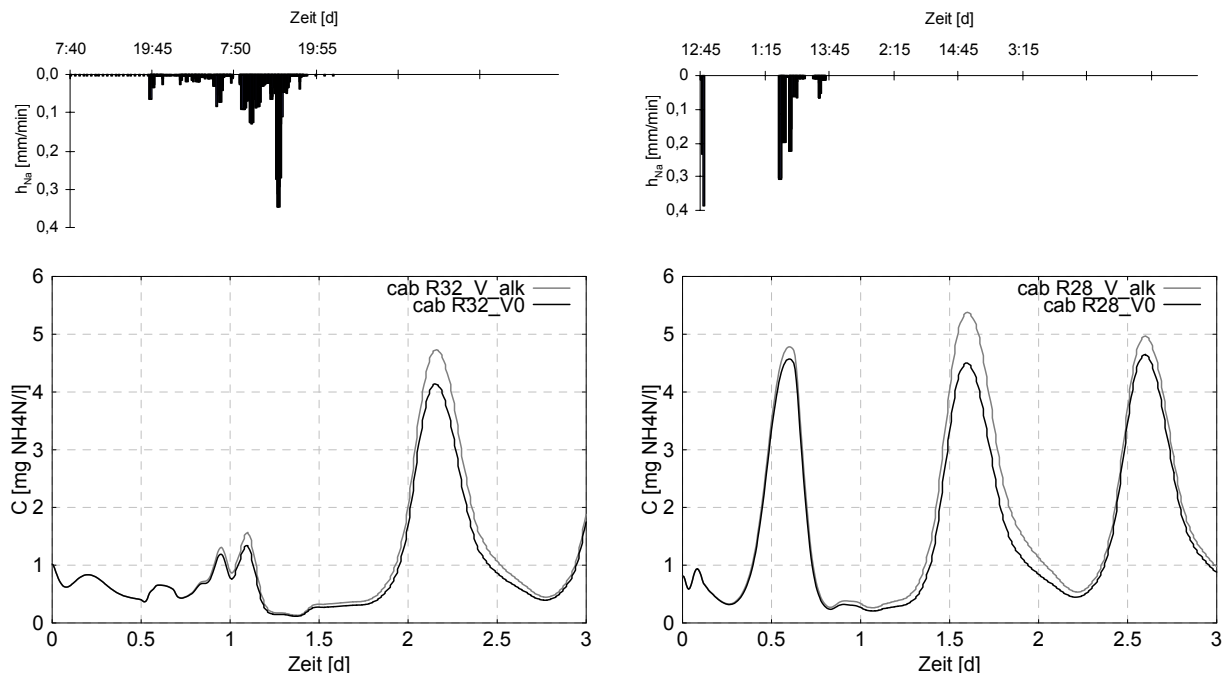


Bild 7-1: Ammoniumablaufkonzentrationen bei zwei Regenereignissen, Regen R28 und R32

Die Menge des **eingetragenen Sauerstoffs** in den Mischwasserabfluss hängt von hydraulischen Faktoren im Entwässerungssystem ab. Leidinger /2000/ untersuchte die Auswirkungen eines bei Mischwasserzufluss erhöhten Sauerstoffgehaltes im Zulauf der Kläranlage und stellte fest, dass der Einfluss vernachlässigbar ist, da durch das Mischen mit dem Rezirkulations- und Rücklaufschlamm die Sauerstoffkonzentrationen stark absinken und sowohl im Zulauf zur Denitrifikation als auch zur Nitrifikation bei beiden untersuchten Varianten ($S_O = 1$ bzw. 8 mg/l) nahezu identisch sind. Es treten lediglich geringe Veränderungen bei den S_S -, X_S - und NO_3N -Ablaufkonzentrationen auf. Simulationen mit dem in dieser Arbeit verwendeten System zeigen keine Auswirkungen.

Die Auswirkungen des bei Mischwasserzufluss auftretenden **Temperaturabfalls** wird in Kapitel 8 betrachtet.

Tab. 7-2: Schwierigkeitsgrad bei der Vorgehensweise an der Schnittstelle sowie Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf

Unsicherheitsbereiche	Parameter	Auswahl von Parametern (○ ..leicht, +..mittel, ++ schwer)	Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf (○ gering, +..mittel, ++..groß)
CSB-Fraktionierung	$S_I, S_S, X_I, X_S, X_{BH}$	+..++	+
N-Fraktionierung	$S_{NH}, S_{NO}, S_{ND}, X_{ND}$ sowie an C-Fractionen gebunden	○	○
Alkalität k_S	S_{ALK}	○	+
Gelöster Sauerstoff S_O	S_O	○	○
Temperatur		○	++

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass hinsichtlich der gewählten Kriterien ‚Auswahl von Parametern‘ und ‚Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf‘ im Vergleich zu den anderen Unsicherheiten an der Schnittstelle insbesondere die CSB-Fraktionierung von Interesse ist, sofern kontinuierliche Messungen der Temperatur und der Alkalität vorliegen und diese bei der Modellierung berücksichtigt werden.

- ➔ Im Rahmen dieser Arbeit wird eine Variation der CSB-Fraktionierung an der Schnittstelle detailliert untersucht (Variante 6).

7.2 Variante 6: Variation der CSB-Fraktionierung an der Schnittstelle

Kenntnisstand – Zusammensetzung von Mischwasserzuflüssen

Diverse Autoren gehen neben einer in Regenabflüssen verglichen mit Trockenwetterabflüssen geringeren Konzentration auch von einer unterschiedlichen Zusammensetzung des CSB von Trockenwetter- und Mischwasserabflüssen aus. Sie machen diese fest an unterschiedlichen CSB:BSB₅-Verhältnissen als auch unterschiedlichen **CSB_{fil}:CSB_{hom}-Verhältnissen** in Mischwasserabflüssen im Kläranlagenzulauf. Es lässt sich feststellen, dass das Verhältnis des partikulären zum gesamten CSB in Oberflächenabflüssen – hierunter werden sowohl Dach- und Straßenabflüsse als auch Trenngebietsabflüsse verstanden – sehr stark variiert. Während in Oberflächenabflüssen keine eindeutige Tendenz feststellbar ist, dass sich ihre Aufteilung in partikulären und gelösten CSB von derjenigen in Trockenwetterabflüssen unterscheidet, zeigt ein Vergleich von Kläranlagenzuflüssen während Trockenwetter- und Mischwasserzufluss eine deutliche Zunahme der partikulären Anteile am CSB_{ges} (vgl. Kapitel 6.5). Einige Studien enthalten lediglich qualitative Aussagen, welche die Tendenzen jedoch bestätigen. Bertrand-Krajewski et al. /1995/ zum Beispiel stellten fest, dass eine Zunahme mineralischer und absetzbarer Stoffe während Regenereignissen stattfindet.

Weiterhin fanden Bertrand-Krajewski et al. /1995/ heraus, dass das **CSB:BSB₅-Verhältnis** höher ist. Auch Servais et al. /1999/ beobachteten in zwei unterschiedlichen Einzugsgebieten bei über 30 Regenereignissen eine tendenziell während Regenwetter geringere Abbaubarkeit der Kohlenstoffverbindungen. In mehreren Untersuchungen konnte ein Rückgang der leicht abbaubaren gelösten Abwasserinhaltsstoffe bei Mischwasserzufluss festgestellt werden /u.a. Seyfried und Thöle, 1995, Otterpohl und Freund, 1990; Krauth und Schwentner, 1992/. Neben der veränderten „messbaren“ Zusammensetzung im Zulauf lassen auch unterschiedliche Reinigungsleistungen Rückschlüsse auf eine veränderte Zusammensetzung zu. Thöle /1999/ beobachtete z.B. während Mischwasserzufluss eine Abnahme der Denitrifikationsleistung, die mit einer schlechteren Verfügbarkeit des zufließenden Substrates korrespondiert. Tab. 7-3 enthält sowohl eigene Messwerte als auch Literaturangaben.

Tab. 7-3: Verhältniswerte in Trockenwetter- und Mischwasserabflüssen im Zulauf zur Kläranlage (Kohlenstoffverbindungen)

Parameter/ Verhältnis	Eigene Messungen ¹⁾		Literaturwerte ²⁾	
	Trockenwetter	Mischwasser	Trockenwetter	Mischwasser
CSB : S _S	-		16:1	29...49:1
CSB : CSB-S	-	2,6:1	3,5:1	2,0...2,4:1
CSB : BSB ₅	-	2,4:1	2,8:1	1,4...2,3:1

¹⁾ die Werte basieren auf drei Regenereignissen

²⁾ basierend auf /Geiger, 1984; Krauth und Schwentner, 1992; Gromaire et al., 1999, Seyfried und Thöle, 1999/

Ein Anstieg des partikulären CSB-Anteils bei Mischwasserzufluss lässt noch keine Aussage darüber zu, welche der in ASM1 verwendeten X-Fractionen steigt. Grundsätzlich können das alle X-Fractionen (X_I , X_S , X_{BH}) oder im Extremfall nur eine sein. Gezielte Untersuchungen sind nicht bekannt. Laut Krauth /1970/ weist ein Spülstoß mit einem Glührückstand von 45...61% einen deutlichen mineralischen Anteil auf. Kassner /1987/ ermittelte bei Mischwasserzufluss eine geringere Erhöhung der organischen als der mineralischen Schmutzfracht gegenüber Trockenwetterverhältnissen. Das würde bedeuten, dass die inerten partikulären CSB-Fractionen X_I gegenüber Mischwasser ansteigen. Thöle /1999/ verwendet zur Fraktionierung des inerten partikulären CSB (X_I) den partikulären CSB ($CSB_{hom} - CSB_{fil}$) und zur Fraktionierung des langsam abbaubaren CSB (X_S) neben einem Anteil des partikulären CSB auch einen Anteil des filtrierten CSB. Das heißt, das Verhältnis zwischen X_S und X_I bleibt über den Simulationszeitraum hinweg nicht zwingend konstant. Er erzielt damit in der Simulation eine realitätsnahe mittlere Überschussschlammproduktion.

Auf der Grundlage der genannten Tendenzen über die Zusammensetzung von Mischwasser- und Trockenwetterabflüssen werden in Variante 6 verschiedene Fraktionierungen festgelegt und ihr Einfluss auf ausgewählte Simulationsergebnisse überprüft (vgl. Kapitel 7.2).

Kenntnisstand - Sensitivität

Diverse Autoren haben den Einfluss der CSB-Zulauffraktionierung auf verschiedene Simulationsergebnisse untersucht. Bei den Untersuchungen wurde die Fraktionierung während des gesamten Simulationszeitraums verändert. Exemplarisch sind im folgenden die Ergebnisse von drei Untersuchungen beschrieben (vgl. Tab. 7-4, Autoren ¹⁾ bis ³⁾). Der Schwerpunkt liegt auf der Sensitivität der Kläranlagenablaufkonzentrationen. Liebeskind /1999/¹⁾ untersuchte die Auswirkungen der leicht abbaubaren CSB-Fraktion S_S sowie der inerten, partikulären CSB-Fraktion X_I . Sie stellte fest, dass zur Kalibrierung vor allem die Zulauffractionen S_S und X_I von Bedeutung sind. Petersen et al. /2002/²⁾ betrachteten im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse diverse CSB-Fractionen im Hinblick auf ihre Auswirkungen auf die S_{S-} , Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen im Ablauf sowie den Trockensubstanzgehalt. Lediglich eine Variation des langsam abbaubaren CSB X_S wirkte sich in ihrer Betrachtung zumindest die Nitratablaufkonzentrationen aus. Zettl /2001/³⁾ stellte bei der Variation der CSB-Fraktionierung fest, dass sich insbesondere das Verhältnis zwischen langsam abbaubarem CSB X_S zu inertem partikulärem CSB X_I sensitiv auf den Anteil der heterotrophen Biomasse X_{BH} im Belebtschlamm und mäßig sensitiv auf die NH_4N -Konzentrationen auswirkt. Die Nitratablaufkonzentrationen können stärker beeinflusst werden. Auch Bornemann et al. /1998/ geben qualitative Auswirkungen der einzelnen

Fraktionen an. Die biologisch inerten, partikulären organischen Stoffe X_I wirken sich auf den Schlammfall und die –zusammensetzung aus. Der biologisch schnell abbaubare CSB beeinflusst die Denitrifikation.

In der folgenden Tabelle ist der Einfluss diverser Fraktionierungen auf die Kläranlagenablaufkonzentrationen zusammengestellt. Die autotrophe Biomasse ist nicht aufgelistet, da sie nur mit einem sehr geringem Anteil im Zulauf vorhanden ist.

Tab. 7-4: Einfluss der CSB-Zulauffraktionierung, Kenntnisstand nach Literaturrecherche

	Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf	Anmerkungen
S_S	<ul style="list-style-type: none"> ••• • • 	<ol style="list-style-type: none"> ¹⁾ (zu Gunsten X_S) geringerer S_S → höhere Nitratlaufkonzentration; großer Einfluss, wenn limitierend ²⁾ geringerer S_S → etwas höhere NO_3N- und etwas geringere NH_4N-Konzentrationen ³⁾ (zu Lasten X_S) → Auswirkungen auf Schlammzusammensetzung, NO_3N- und NH_4N-Konzentrationen gering bis vernachlässigbar
S_I		beeinflusst CSB-Ablaufkonzentration
X_I	<ul style="list-style-type: none"> • - •• ○ 	<ol style="list-style-type: none"> ¹⁾ (zu Lasten X_S) beeinflusst Zusammensetzung des Belebtschlammes und t_{TS} (wenn TS_{BB} gleich) zunehmender X_I → weniger Nitrifikanten, NH_4N-Konzentration höher, NO_3N-Konzentrationen geringfügig höher ²⁾ geringerer X_I → geringerer TS_{BB}
X_S	<ul style="list-style-type: none"> ••• • - •• • - ••• • 	<ol style="list-style-type: none"> ¹⁾ keine näheren Aussagen ²⁾ geringerer X_S → etwas geringere S_S-, höhere NO_3N und etwas geringere NH_4N-Konzentrationen ³⁾ (zu Lasten X_I) beeinflusst Zusammensetzung des Belebtschlammes und t_{TS} → etwas geringere NH_4N- und geringere NO_3N-Konzentrationen (zu Lasten X_{BH}) beeinflusst Zusammensetzung des Belebtschlammes geringfügig
X_{BH}	○	¹⁾ (S_S, X_I und S_I fest) → kaum Einfluss auf die Ablaufkonzentrationen und auf den Anteil Biomasse im System

••• sehr hoch •• hoch • mäßig ○ gering

Die Fraktion inerte gelöster CSB (S_I) wurde in den beschriebenen Sensitivitätsanalysen nicht untersucht, da er über die Messung des filtrierten CSB im Kläranlagenablauf abgeschätzt werden kann. Ein mittlerer Anteil über den gesamten simulierten Zeitraum wurde bisher als ausreichend genau angesehen. Lediglich die Untersuchung von Thöle /1999/, die sich explizit mit Mischwasserzuflüssen beschäftigte, wies auf die Problematik der Fraktionierung über den gesamten CSB hin. Dabei bezieht er sich jedoch auf die bei Mischwasserzufluss auftretende Erhöhung des leicht abbaubaren gelösten CSB. Eine Fraktionierung der gelösten ASM1-Fraktionen über den filtrierten CSB hat jedoch auch Auswirkungen auf die CSB-Ablaufkonzentrationen, die zum größten Teil aus inertem gelösten CSB besteht.

Grundlegende Überlegungen

Aufbauend auf dem beschriebenen Kenntnisstand wird die Fraktionierung während Mischwasserzufluss im Zufluss zur Vorklärung systematisch verändert. Es lässt sich festhalten, dass eine Verschiebung der Zusammensetzung bei Mischwasserzufluss in Richtung erhöhter partikulärer Fraktionen stattfindet. Der prozentuale Rückgang der leicht abbaubaren CSB-Verbindungen konnte bei diversen Messkampagnen im Zulauf zur Belebung bzw. zur Vorklärung gezeigt werden. Eine Übertragung dieser Erkenntnisse auf die einzelnen CSB-Fraktionen, die im ASM1 verwendet werden, ist, wie die folgenden Erläuterungen verdeutlichen, nicht ohne weiteres möglich.

Es ist derzeit nicht eindeutig feststellbar, ob das veränderte $CSB_{\text{hom}} : CSB_{\text{fil}}$ Verhältnis lediglich auf den Rückgang leicht abbaubarer CSB-Verbindungen zurückgeführt werden kann, oder ob während Mischwasserzufluss auch ein prozentualer Rückgang des inerten, gelösten CSB stattfindet. Da auch ein Teil der X_S -Fraktionen durch die Messmethode des filtrierten CSB, selbst wenn eine Membranfiltration durchgeführt wird, erfasst wird, könnte auch ein Rückgang dieser „Teil“-Fraktion vorliegen. In welcher Größenordnung die einzelnen X-Fraktionen zunehmen, kann aus der Feststellung, dass eine Erhöhung des prozentualen Anteils der partikulären Fraktionen auftritt, aus den bisher durchgeführten Simulationen von Abwasserreinigungsanlagen nicht eindeutig gefolgert werden. Aus einigen Literaturstellen /Kassner, 1987; Krauth, 1970/ könnte abgeleitet werden, dass sich vor allem der Anteil der inerten, partikulären CSB-Fraktion X_I erhöht.

Wegen der genannten Unsicherheiten werden zwei unterschiedliche Varianten entwickelt und ihre Auswirkungen auf die Ablaufkonzentrationen hin untersucht. Es wird bei beiden Variationen davon ausgegangen, dass der CSB bei Regenwetter zu 15% in gelöster Form (S_S und S_I) vorliegt. Bei Trockenwetter beträgt der gelöste CSB-Anteil analog der Ausgangsvariante 25%.

- **Variante 6a: Verringerung des schnell abbaubaren, gelösten CSB (S_S)**

Es wird davon ausgegangen, dass der S_I -Anteil konstant bleibt und lediglich der S_S -Anteil abnimmt. Sowohl die inerten, partikulären (X_I) als auch die langsam abbaubaren CSB-Fraktionen (X_S) werden erhöht. Mit den festgelegten Prozentwerten ergibt sich ein etwas geringerer Anteil an heterotropher Biomasse (X_{BH}) im Zulauf. Der Einfluss des X_{BH} -Anteils auf die Simulationsergebnisse wird gering eingeschätzt.

- **Variante 6b: Zusätzliche Verringerung des inerten gelösten CSB (S_I)**

Neben der Verminderung des S_S Anteils wird auch die S_I -Fraktion vermindert. Die Aufteilung der X-Fraktionen entspricht der Variante 6a.

Die Variation des Parametersatzes für die Fraktionierung erfolgt in Abhängigkeit vom Zufluss. Bei Zuflüssen über 12.000 m³/d wird der jeweilige Parametersatz für Mischwasserzufluss verwendet, bei Zuflüssen, die den Wert 8.400 m³/d unterschreiten, wird der Parametersatz für Trockenwetter verwendet. Bei Zuflüssen, die zwischen den beiden Werten liegen, wird die Zulauffraktionierung linear interpoliert.

Die folgende Tabelle enthält die CSB-Fraktionierung bei den vorangegangenen Varianten 0, 1, 2 und 4 sowie die unterschiedlichen Prozentwerte für den Zeitraum der Mischwasserzuflussbeschickung bei den Varianten 6a und 6b.

Tab. 7-5: CSB-Fraktionierung an der Schnittstelle zwischen Entwässerungssystem und Kläranlage, Varianten V6a, V6b

	Variante 0	Variante 6a	Variante 6b
X_I	0,20·CSB	0,30·CSB	0,30·CSB
X_S	0,40·CSB	0,50·CSB	0,50·CSB
S_S	0,15·CSB	0,05·CSB	0,10·CSB
S_I	0,10·CSB	0,10·CSB	0,05·CSB
X_{BH}	CSB - X_I - X_S - S_S - S_I - X_{ba} entspricht ca.: 0,15·CSB	CSB - X_I - X_S - S_S - S_I - X_{ba} entspricht ca.: 0,05·CSB	CSB - X_I - X_S - S_S - S_I - X_{ba} entspricht ca.: 0,05·CSB

Die veränderte CSB-Fraktionierung wirkt sich aufgrund der implizit in den CSB-Fractionen enthaltenen organischen Stickstofffraktionen auf die zufließende TKN-Fracht aus. Die Differenz zwischen Variante 0 und 6a beträgt jedoch lediglich 1%.

7.2.1 Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf bei Variante 6a

Die vorgenommene Variation der Zulauffraktionierung in Abhängigkeit der Zuflussbedingungen wirkt sich lediglich kurzzeitig auf die Stickstoffablaufkonzentrationen aus. Dies entspricht den Ergebnissen der bisher durchgeführten Sensitivitätsuntersuchungen, die eine veränderte Fraktionierung jedoch während des gesamten Simulationszeitraums berücksichtigt haben. Es sind keine Veränderungen bei den CSB-Ablaufkonzentrationen festzustellen. Die Nitratkonzentrationen im Ablauf sind wie erwartet bei allen Niederschlagsereignissen im Betrachtungszeitraum wegen der geringeren leicht abbaubaren CSB-Verbindungen höher als bei Variante 0. Eine Erhöhung der Ammoniumablaufkonzentrationen ist dagegen nur bei zwei der vier Regenereignisse zu beobachten. In Bild 7-2 sind exemplarisch für Regen R25 die Nitratganglinien im Kläranlagenablauf dargestellt.

Wie bereits erwähnt ist derzeit unklar, welche der partikulären CSB-Fractionen des ASM1 sich bei Regenwetter erhöht. Im folgenden werden daher zwei weitere Varianten betrachtet, um die Zusammenhänge zwischen einer einseitigen Erhöhung der X_I - (Variante 6f) bzw. der X_S -Fraktion (Variante 6g) und den Ablaufkonzentrationen verdeutlichen zu können.

Tab. 7-6: CSB-Fraktionierung an der Schnittstelle zwischen Entwässerungssystem und Kläranlage, Varianten V6f und V6g

	Variante 0	Variante 6f	Variante 6g
X_I	0,20·CSB	0,40·CSB	0,20·CSB
X_S	0,40·CSB	0,40·CSB	0,60·CSB
S_S	0,15·CSB	0,05·CSB	0,05·CSB
S_I	0,10·CSB	0,10·CSB	0,10·CSB
X_{BH}	CSB - X_I - X_S - S_S - S_I - X_{ba} entspricht ca.: 0,15·CSB	CSB - X_I - X_S - S_S - S_I - X_{ba} entspricht ca.: 0,05·CSB	CSB - X_I - X_S - S_S - S_I - X_{ba} entspricht ca.: 0,05·CSB

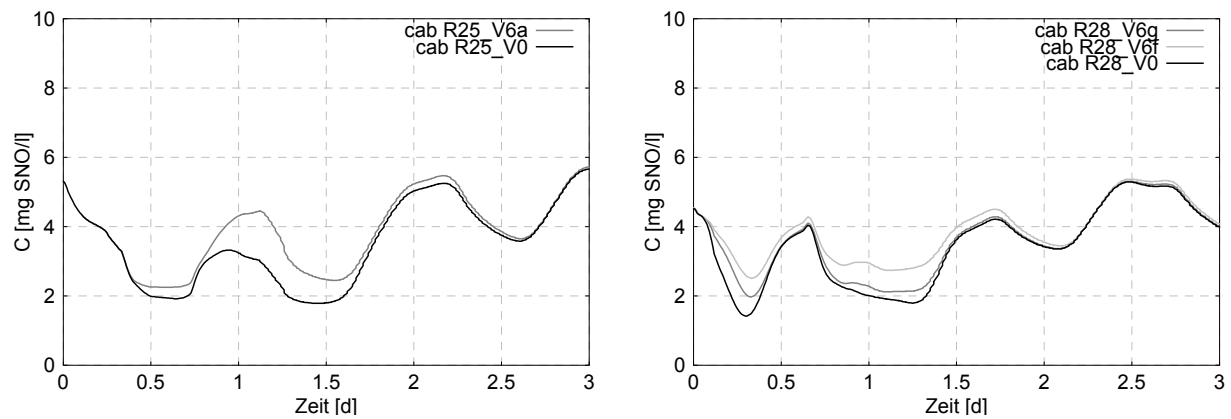


Bild 7-2: links: Nitratkonzentrationen im Kläranlagenablauf, Varianten V0 und V6a, Regen R25
rechts: Nitratkonzentrationen im Kläranlagenablauf, Varianten V0, V6f, V6g, Regen R28

Die Variationen beeinflussen auch bei den beiden „Extremvarianten“ hauptsächlich die Nitratkonzentrationen. Beide Varianten führen wegen des verringerten prozentualen Anteils an leicht abbaubarem CSB zu höheren Nitratkonzentrationen. Es zeigt sich, dass die Höhe der Nitratkonzentrationen auch davon abhängt, ob sich die partikulären CSB-Anteile eher aus langsam abbaubarem Substrat X_S oder aus inerten partikulären Stoffen X_I zusammensetzen. Je höher der Anteil an inertem, partikulärem CSB X_I desto höher sind aufgrund der veränderten Schlammzusammensetzung und der verringerten Bildung von leicht abbaubarem Substrat S_S aus langsam abbaubarem Substrat X_S die Nitratkonzentrationen (vgl. Bild 7-2). Eine Veränderung der CSB-Konzentrationen kann nicht festgestellt werden.

7.2.2 Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf bei Variante 6b

Die CSB-Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage nehmen aufgrund der verminderten zufließenden S_I -Frachten ab (vgl. Bild 7-3). Die Erhöhungen der Ammonium- und Nitratkonzentrationen sind im Vergleich zur Variante 6a geringer, da mehr leicht abbaubarer CSB für die Denitrifikation zur Verfügung steht. Bild 7-3 zeigt exemplarisch die Nitratkonzentrationen im Ablauf der Kläranlagen für ein Regenereignis.

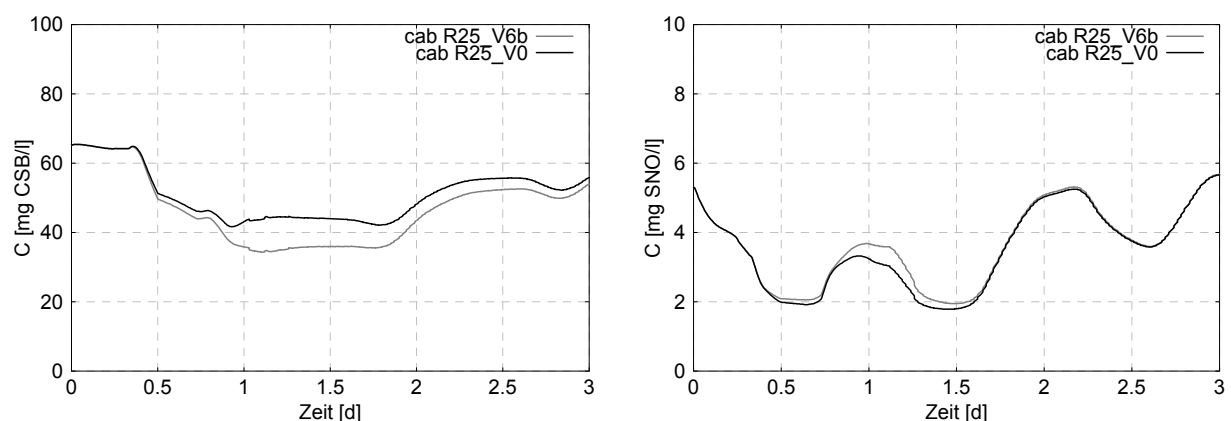


Bild 7-3: CSB- und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Kläranlagenablauf, Varianten V0, V6b, Regen R25

7.3 Zusammenfassung

Die Literaturrecherche verbunden mit eigenen Simulationsrechnungen im Vorfeld ergab, dass lediglich die CSB-Fraktionierung einer näheren Untersuchung bedarf. Die zunächst identifizierten Unsicherheitsbereiche Fraktionierung der Stickstoffverbindungen im Zulauf, die verringerte Alkalität und Temperatur sowie die voraussichtlich erhöhte Sauerstoffkonzentration spielen insgesamt eine untergeordnete Rolle.

In diversen Messprogrammen wurde festgestellt, dass sich die Zusammensetzung bei Mischwasserzufluss in Richtung erhöhter partikulärer Fraktionen verschiebt und ein prozentualer Rückgang der leicht abbaubaren CSB-Verbindungen stattfindet. Diese Erkenntnisse wurden bei der Auswahl der Varianten berücksichtigt.

Tab. 7-7: Zusammenstellung der Auswirkungen unterschiedlicher Varianten an der Schnittstelle auf den Kläranlagenablauf

	Auswirkungen auf (- keine, ○ gering, +..mittel, ++..groß)		
	Konzentrationen im Kläranlagenablauf		
	NH ₄ N	NO ₃ N	CSB
Variation der CSB-Fraktionierung an der Schnittstelle (V6)	○	+	+

Die durchgeführten Rechenläufe zeigen, dass eine alleinige Verringerung der leicht abbaubaren CSB-Verbindungen zu einer Erhöhung der Nitratkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage führt. Damit bestätigen sich die Ergebnisse von in der Literatur gefundenen Sensitivitätsanalysen. Es zeigt sich, dass die Höhe der Nitratkonzentrationen auch davon abhängt, ob sich die partikulären CSB-Anteile eher aus langsam abbaubarem Substrat X_S oder aus inerten partikulären Stoffen X_I zusammensetzen. Je höher der Anteil an inerten partikulären CSB-Verbindungen ist, desto höher sind die Nitratkonzentrationen. Die bisher durchgeführten Messprogramme lassen vermuten, dass dieser Fall nicht unwahrscheinlich ist.

Falls ein Rückgang der gelösten Verbindungen im Mischwasserzufluss auch eine Verringerung der inerten, gelösten CSB-Verbindungen bedeutet, wirkt sich dies erwartungsgemäß auf die CSB-Konzentrationen aus. Dieser Effekt ist umso deutlicher, je besser die Absetzwirkung der Nachklärung ist. Bei Anlagen mit einer gut funktionierenden Nachklärung liegt der CSB hauptsächlich in gelöster inerte Form vor.

8 UNSICHERHEITEN BEI DER MODELLIERUNG – SCHWERPUNKT KLÄRANLAGE

8.1 Darstellung des Kenntnisstandes und Auswahl von Varianten

Unsicherheiten bei der Modellierung von Abwasserreinigungsanlagen bestehen sowohl bei den Modellansätzen - hierbei sind die Modellansätze für die Prozesse in der Vorklärung, in Belebungsbecken und in der Nachklärung zu unterscheiden - als auch bei den erforderlichen Modellparametern.

Am Ende des Kapitels wird für jeden Unsicherheitsbereich der Schwierigkeitsgrad bei der Festlegung der Modellansätze und -parameter beurteilt (vgl. Tab. 8-1). Weiterhin werden die Auswirkungen bewertet, worunter im folgenden kurzfristige Veränderungen der Ablaufkonzentrationen zu verstehen sind. Auswirkungen auf die Schlammzusammensetzung, das Schlammalter und damit mittel- bis langfristig auch auf die Ablaufkonzentrationen sind in dieser Arbeit nur von untergeordnetem Interesse.

8.1.1 Teilsystem Vorklärung

Für die Vorklärung existieren diverse Modellansätze, die sich hauptsächlich in der Abbildung des Absetzverhaltens unterscheiden. Die Hydraulik wird zumeist durch einen oder mehrere Rührkessel vereinfacht wiedergegeben. Insgesamt ist die Eignung von Vorklärbeckenmodellen für den Einsatz der Simulation von Kläranlagen bei Mischwasserzuflüssen wenig untersucht. Daher wird im Vorfeld die grundsätzliche Eignung diverser existierender Vorklärbeckenmodelle anhand von der Literatur entnommener Messwerte im Zu- und Ablauf der Vorklärung untersucht und Schwachpunkte aufgezeigt /Burkhart, 2002/. Die in Tab. 8-1 angegebenen Auswirkungen unterschiedlicher Modellansätze und -parameter auf den Kläranlagenablauf sind als eine daraus abgeleitete erste Einschätzung zu sehen.

Die verschiedenen Ansätze zur Beschreibung der **Absetzvorgänge** wirken sich v.a. auf die partikulären Stoffe und somit – neben den partikulären organischen Stickstofffraktionen X_{ND} - vor allem auf die CSB-X-Fraktionen aus. Inwiefern sie auch einen Einfluss auf die CSB-Konzentration im Kläranlagenablauf besitzen, ist derzeit nicht untersucht und sehr schwer einschätzbar. Eine Veränderung der Stickstoffablaufwerte durch unterschiedliche Modellansätze und -parameter in der Vorklärung ist nur indirekt über eine möglicherweise veränderte Schlammzusammensetzung vorstellbar.

Burkhart /2002/ zeigte, dass sich eine Vernachlässigung der bei Mischwasserzufluss veränderten **Fraktionierung** besonders stark auf die Konzentrationen im Ablauf der Vorklärung auswirkt. Er verwendete in seinen Untersuchungen eine konstante Fraktionierung der zufließenden CSB-Verbindungen, die dazu führte, dass die simulierte Ablaufganglinie des gelösten CSB während des Regenereignisses erkennbar über den gemessenen Werten lag. Dies bestätigt einige Feststellungen in früheren Kapiteln. Da das Problem der unterschiedlichen Fraktionierung von Trocken- und Mischwasserzuflüssen im Rahmen der Arbeit bereits in Kapitel 7 behandelt wurde, wird auf eine nähere Erläuterung an dieser Stelle verzichtet.

Die Nachbildung der **Hydraulik** ist bei Mischwasserzufluss besonders wichtig, da sie zum einen zu einer Verdrängung der gelösten Verbindungen führt und über eine Veränderung der

Aufenthaltszeit die Absetzprozesse beeinflusst. Burkhart /2002/ zeigte exemplarisch an einigen gemessenen Ganglinien, dass eine Rührkesselkaskade in der Lage ist, die zu Beginn eines Regenereignisses auftretende Verdrängung von Trockenwetterabfluss aus der Vorklärung nachzubilden. Die Auswirkungen auf die Ablaufkonzentrationen bei unterschiedlichen Ansätzen zur Nachbildung der Hydraulik sind somit vermutlich eher gering.

8.1.2 Teilsystem Belebungsbecken

Bei der Simulation biologischer Abbauprozesse in Belebungsbecken hat sich das Modell ASM1 durchgesetzt. Modell- und Parameterunsicherheiten bei der Anwendung bestehen hinsichtlich der Zulauffraktionierung, die in Kapitel 7 detailliert betrachtet wurde, des Strömungsverhaltens, der Temperatur sowie der Festlegung der stöchiometrischen und kinetischen Parameter. Die Nachbildung verschiedener Regelstrategien bzw. Verfahrensführungen ist tendenziell eher den strukturellen Unsicherheiten zuzuordnen. Sie werden daher im Rahmen dieser Arbeit nicht näher behandelt. Es sei jedoch an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass verschiedene **Regelstrategien/ Verfahrensführungen** auf der Kläranlage (Sauerstoffeintrag, Rücklaufschlammregelung) und damit auch ihre korrekte Nachbildung im Modell große Auswirkung auf die Ablaufkonzentrationen und den TS-Gehalt im Belebungsbecken haben können /Lessard und Beck, 1993; Uhlenhut et al., 1999/. Die Strategien können jedoch relativ einfach mit den vorhandenen Daten auf der Kläranlage, durch Befragung des Personals und Beobachtung des Betriebs sowie im Rahmen der Kalibrierung ermittelt werden.

Das **Strömungs- und Durchmischungsverhalten** in Belebungsbecken stellt häufig eine Mischung des Verhaltens eines vollständig durchmischten Reaktors und eines Rohrreaktors dar. Die Beschreibung des Strömungsverhaltens erfolgt bei der Modellierung zumeist durch die Unterteilung des Beckens in mehrere hintereinandergeschaltete Einzelreaktoren mit idealer Durchmischung mit der erwünschten Folge, dass sich in den einzelnen Reaktoren unterschiedliche Substratkonzentrationen und damit Umsatzgeschwindigkeiten einstellen. Die Ermittlung des Durchströmungsverhaltens mit Hilfe von Tracermessungen, z.B. Lithiumchlorid, hat sich bewährt /u.a. Londong et al., 1998; Hermanns et al., 1999; Hunze, 1996/. Liebeskind /1999/ untersuchte in einer Sensitivitätsanalyse die Auswirkungen einer unterschiedlichen Anzahl an Reaktoren (Variation der Anzahl aerober Reaktoren zwischen 1 und 5) auf die Stickstoff- und Kohlenstoffablaufkonzentrationen. Sie stellte fest, dass dieser „Eingangsparameter“ die betrachteten Simulationsergebnisse nur wenig beeinflusst. Eine pauschale Annahme genügt demnach. Die Sensitivitätsanalyse von Petersen et al. /2002/ dagegen ergab, dass sich eine Reduktion von 24 auf 12 Reaktoren auf die Ammoniumablaufkonzentrationen nicht auswirkt, eine weitere Verringerung auf 8 jedoch zu signifikant höheren Ammoniumkonzentrationen führt. Sie verweisen darauf, dass eine falsch geschätzte Reaktoranzahl durch eine falsch geschätzte Wachstumsgeschwindigkeit der autotrophen Biomasse „ausgeglichen“ werden kann. Es ist festzuhalten, dass lediglich bei Kläranlagen mit ausgeprägten Längsbecken, Umlaufgräben oder Anlagen mit simultaner Nitrifikation und Denitrifikation eine unpassende Modellstruktur zu von der Realität signifikant abweichenden Ablaufkonzentrationen führen kann. In diesen Fällen muss das Strömungs- und Durchmischungsverhalten genauer untersucht werden, was mit Hilfe von Tracermessungen möglich ist. Bei der im Rahmen

dieser Arbeit betrachteten fiktiven Kläranlage mit vorgeschalteter Denitrifikation ist eine weitergehende Betrachtung dieser Unsicherheit nicht angezeigt.

Das Activated Sludge Model No. 1 weist durch seine Vielzahl an **kinetischen und stöchiometrischen Parametern** sehr viele Freiheitsgrade auf. Eine umfassende Beschreibung der einzelnen Parameter sind u.a. bei Müller /1997/, Nowak /1997/, Liebeskind /1999/, IWA /2001/ zu finden. Beim ASM 1 können acht Parameter als konstant angenommen werden /Henze et al., 1987/. Eine umfassende Literaturübersicht ist bei Zettl /2001/ zu finden. Einige Parameter sind über Messungen abschätzbar, wobei der erforderliche Aufwand sehr hoch sein kann. In Liebeskind /1999/ sind Angaben zum Aufwand zu finden. Über einige Parameter liegen derzeit keine sicheren Erkenntnisse vor (Korrekturfaktor für das Wachstum unter anoxischen Bedingungen η_g und Korrekturfaktor für die Hydrolyse unter anoxischen Bedingungen η_h). Eine pauschale Aussage über die Auswirkungen der kinetischen und stöchiometrischen Parameter auf die Simulationsergebnisse ist nicht möglich. Es wird zunächst davon ausgegangen, dass einige Parameter den Kläranlagenablauf erheblich beeinflussen, die Auswirkungen anderer dagegen vernachlässigbar sind. Eine detaillierte Betrachtung erfolgt in Kapitel 8.2.

Die Elimination von Substraten durch Mikroorganismen in Belebungsbecken wird u.a. durch die **Temperatur** beeinflusst. Die Reaktionsgeschwindigkeit steigt exponentiell mit der Temperatur an. Die autotrophen Bakterien sind bekanntermaßen temperaturempfindlicher als die heterotrophen. Im ASM1 wird die Temperatur über die z.T. temperaturabhängigen kinetischen Parameter berücksichtigt. Das heißt, in Abhängigkeit der Temperatur wird der Wert z.B. für die Wachstumsrate mithilfe einer Exponentialfunktion ermittelt. Die Temperaturkoeffizienten sind in dem Programm SIMBA gemeinsam mit den Werten für die stöchiometrischen und kinetischen Parameter in einer Datei hinterlegt. Durth /2000/ verweist darauf, dass bei der dynamischen Simulation im Gegensatz zur stationären Bemessung der Zusammenhang zwischen Abbau, Belastung, Durchmischung, Substratkonzentration und Temperatur berücksichtigt wird und schließt daraus, dass somit der Temperatureinfluss auf das gesamte Verfahren in sehr exakter Weise modelliert werden kann. Es ist davon auszugehen, dass sowohl die Ermittlung der Temperatur, die modelltechnische Umsetzung als auch die Berücksichtigung der Einflüsse im Modell relativ einfach sind. Durth /2000/ untersuchte, wie sich eine Temperaturabsenkung sowohl kurzfristig (auf die Ammoniumablaufkonzentrationen) als auch langfristig (auf die autotrophe Biomasse) auswirkt. In ihrem Beispiel erhöhen sich die Ammoniumablaufkonzentrationen bei einer Temperaturabsenkung von 10°C auf 6°C von ca. 2,2 mg/l auf ca. 6,2 mg/l, was als signifikanter Einfluss bezeichnet werden kann. Langfristig ist eine Abnahme der autotrophen Biomasse zu erkennen.

8.1.3 Teilsystem Nachklärung

Bei der Simulation von Nachklärbecken wird in Deutschland häufig das Modell von Otterpohl und Freund /1992/ verwendet. International kommt zumeist das Modell von Takács et al. /1991/ zur Anwendung. Bei beiden handelt es sich um eindimensionale Schichtenmodelle.

Unsicherheiten bei der Nachklärbeckenmodellierung bestehen hinsichtlich Sedimentation, Strömung und biochemischer Prozesse.

Zur Ermittlung der Absetzeigenschaften von Belebtschlamm, die maßgebend für die **Sedimentationsprozesse** sind, existieren diverse Bestimmungsmethoden. Eine Literaturübersicht ist in Ekama et al. /1997/ veröffentlicht. Die Modellparameter für die Absetzgleichungen bei ein- und bei mehrdimensionalen Modellansätzen sind somit grundsätzlich ermittelbar. Eine detaillierte Beschreibung ist u.a. in Wahlberg und Keinath /1988/ zu finden. Mit der Qualität der Absetzmodellierung von Belebtschlamm steht und fällt die Aussagekraft eines eindimensionalen Modells. Die Auswirkung auf die Ablaufkonzentration wird daher als hoch eingeschätzt. Sensitiv reagieren v.a. diejenigen Stoffparameter, die an Feststoffe gebunden sind: BSB_5 , CSB und organischer Stickstoff. Die Vorhersage der Ammoniumkonzentrationen und der gelösten CSB-Fraktionen ist von der Wahl der Modellansätze und –parameter bei der Nachklärbeckenmodellierung weitgehend unabhängig.

Der **Strömungsprozess** wird von Krebs /2001/ unterteilt in Stofftransport, Dichteeffekte, Turbulenz und Drehströmung. Diese Prozesse werden – mit Ausnahme des Stofftransportes - lediglich von mehrdimensionalen Modellen nachgebildet. Der Messaufwand zur Erfassung von Geschwindigkeits- und Feststoffverteilungen in Nachklärbecken ist relativ hoch. Die Ablaufkonzentrationen werden sowohl von den Absetz- als auch den Strömungsvorgängen beeinflusst. Während bei konstanten Zulaufverhältnissen vermutlich die richtige Nachbildung der Strömungsverhältnisse bei der Vorhersage der Ablaufqualität weniger von Bedeutung ist als die Nachbildung der Absetzprozesse, ist vorstellbar, dass sie bei dynamischen Belastungen in den Vordergrund tritt. Deininger et al. /1994/ stellten fest, dass eine Nachklärbeckenbemessung nach ATV-A 131 /1991/ u.U. sehr große Volumen ergibt, so dass derart bemessene Becken oft ein Vielfaches ihrer zulässigen Belastung aufnehmen, ohne dass es zu einer Verschlechterung der Ablaufqualität kommt. Bei einer Erhöhung des Zuflusses auf den zweifachen Trockenwetterabfluss wird daher häufig davon ausgegangen, dass es nicht zu Schlammabtriebserscheinungen kommt. Somit erscheint eine detaillierte Modellierung des Strömungsprozesses nicht erforderlich. Die Ansprüche an die Genauigkeit bzw. die Sensitivität der Ablaufkonzentrationen bezüglich dieser Prozesse nehmen jedoch bei Untersuchungen, die eine Erhöhung des Mischwasserzuflusses über den zweifachen Trockenwetterabfluss hinaus betrachten zu.

Unter **biochemischen Prozessen** sind bei der Nachklärbeckenmodellierung v.a. Denitrifikationsvorgänge zu verstehen. Ihre Abbildung ist lediglich bei konzeptionellen Modellen üblich und relativ leicht umsetzbar. Sowohl die Auswahl geeigneter Modellansätze und –parameter als auch die Auswirkungen sind in hohem Maße abhängig von der einzelnen Kläranlage. Eine generelle Beurteilung ist daher nicht möglich.

8.1.4 Fazit

Die Auswirkungen werden, soweit möglich, hinsichtlich der Stickstoff- und Kohlenstoffkonzentrationen im Kläranlagenablauf in Tab. 8-1 getrennt bewertet.

Es fällt zunächst auf, dass die Unsicherheiten, die im Rahmen der Vorklärbeckenmodellierung bestehen, eher als gering eingeschätzt werden. Da in diesem Bereich der Modellierung jedoch sehr wenige Untersuchungen bekannt sind, kann dies lediglich als erste Einschätzung angesehen werden. Die Unsicherheiten im Bereich der Fraktionierung wurden bereits in Kapitel 7 behandelt. Bei der Simulation des Belebungsbeckens erfüllen lediglich die kinetischen und stöchiometrischen Parameter beide gewählte Kriterien. Sie werden als

schwer ermittelbar eingestuft und können die simulierten Ablaufwerte stark beeinflussen. Im Bereich der Nachklärbeckenmodellierung werden die Auswirkungen unterschiedlicher Modellansätze für die Beschreibung des Absetzverhaltens untersucht.

Tab. 8-1: Schwierigkeitsgrad bei der Auswahl von Modellansätzen und -parametern (KA) sowie Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf

Unsicherheitsbereiche	Parameter	Auswahl von Modellansätzen und -parametern (○..leicht, +..mittel, ++ schwer)	Auswirkungen (kurzfristige) auf den Kläranlagenablauf (○ gering, +..mittel, ++..groß, ?...unbekannt)
Vorklärbecken			
Absetzverhalten		+	○ N ? C
Hydraulik	Anzahl Reaktoren	+	○ N ○ C
Fraktionierung (s. Kapitel 7)	Analog ASM1	+	○.....++ (s. Tab. 7.2)
Belebungsbecken			
Hydraulik/ Strömungsverhalten	Anzahl Reaktoren	+	○...+ ¹⁾
Fraktionierung (s. Kapitel 7)	u.a. X_I, X_S, S_S, S_I	+	○.....++ (s. Tab. 7.2)
stöchiometrische und -kinetische Parameter	u.a. $Y_H, \mu_{H,max}, K_{OH}$	+..++	○.....++ (s. Tab. 8.2)
Temperatur	variabel oder konstant	○	+...++ (N)
Nachklärbecken			
Sedimentation	je nach Ansatz: u.a. ISV, TS/CSB	+	++ (CSB, N_{org})
Strömung		+..++	○...++
Biologische Prozesse (v.a. Denitrifikation)		○...++	○...++
N.....Stickstoffverbindungen		C...Kohlenstoffverbindungen	

➔ Im Rahmen dieser Arbeit findet eine Fokussierung auf die Auswirkungen unterschiedlicher kinetischer und stöchiometrischer Parameter sowie der Modellansätze bei der Nachklärbeckensimulation statt.

8.2 Variante 7: Variation der stöchiometrischen und kinetischen Parameter

Kenntnisstand:

Das Activated Sludge Model No. 1 weist durch seine Vielzahl an kinetischen und stöchiometrischen Parametern sehr viele Freiheitsgrade auf. Der Schwerpunkt dieses Kapitels liegt zunächst in der Zusammenfassung der derzeitigen Kenntnisse darüber, welche Parameter sich in bisherigen Untersuchungen als sensitiv herausgestellt haben. Darüber hinaus werden ihre Auswirkungen näher beschrieben. Es werden vier Untersuchungen näher betrachtet (vgl. Tab 8-2, Autoren ¹⁾ bis ⁴⁾).

Liebeskind /1999/¹⁾ untersuchte die Sensitivität diverser kinetischer und stöchiometrischer Parameter. Sie verwendete dabei Schwankungsbereiche, die zum Teil deutlich über die angegebenen Bereiche nach Bornemann et al. /1998/ hinausgehen. Als Beurteilungskriterien verwendete sie die Ablaufkonzentrationen der Parameter CSB, NH_4N und NO_3N , sowie die Schlammzusammensetzung und die Änderung der Denitrifikationsrate. Als sensitiv stellten sich bei ihr die folgenden Parameter dar: die Wachstumsgeschwindigkeit der autotrophen Bakterien $\mu_{A,\text{max}}$, der Halbwertskoeffizient für die Ammoniumaufnahme K_{NH} , die Zerfallsrate der autotrophen Bakterien b_A , und der Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse Y_H . Für Umlaufgräben sah sie auch die Halbwertskoeffizienten für die Sauerstoffaufnahme der heterotrophen und autotrophen Bakterien K_{OH} und K_{OA} als sensitiv an. In der Untersuchung wurde der TS-Gehalt im Belebungsbecken konstant gehalten.

Uhlenhut et al. /1999/²⁾ untersuchten die Auswirkungen aller 24 kinetischen und stöchiometrischen Parameter, die im Programm SIMBA verwendet werden, auf alle im ASM1 definierten Stoffgruppen mit Ausnahme der partikulären organischen Produkte X_P , des gelösten Sauerstoffs S_O und der Alkalität S_{ALK} . Weiterhin betrachteten sie die Veränderungen der Summenparameter CSB und TKN und des TS-Gehaltes im Belebungsbecken TS_{BB} . Sie variierten die Standardwerte um jeweils $\pm 50\%$ und beurteilten die Auswirkungen nach einer Simulationsdauer von 90 Tagen. Neben den in Tab. 8-2 genannten Parametern wirkten sich bei Uhlenhut et al. /1999/ auch die Faktoren zur Verminderung der Hydrolyse und des Wachstums unter anoxischen Bedingungen η_h und η_g sensitiv auf die Nitratlaufkonzentrationen aus, die im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht von vorrangigem Interesse waren.

Petersen et al. /2002/³⁾ untersuchten ebenfalls die Sensitivität diverser stöchiometrischer und kinetischer Parameter auf die Konzentrationen der Parameter Ammonium, Nitrat und leicht abbaubarer Kohlenstoff im Ablauf und den Trockensubstanzgehalt. Sie beurteilten die Sensitivität mittels einer „relativen Sensitivitätsfunktion“ (RSF). Das heißt, die kinetischen und stöchiometrischen Parameter wurden schrittweise verändert, anschließend wurde die Auswirkung der Parameterveränderung auf die betrachteten Ablaufkonzentrationen bzw. den Trockensubstanzgehalt bewertet. Es zeigte sich, dass lediglich der Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse Y_H Auswirkungen auf die TS-Konzentration hat, während die Nitrat- und Ammoniumablaufkonzentrationen durch die Wachstumsgeschwindigkeit der autotrophen Biomasse μ_{maxA} stark beeinflusst werden. Laut Petersen et al. /2002/ wirkte sich die Zerfallsrate der heterotrophen Biomasse b_H sehr signifikant auf die Konzentration des leicht abbaubaren Kohlenstoffs im Ablauf aus. (s. Tab. 8-2).

Weitere Parameter, die einen signifikanten Einfluss auf die gewählten Kriterien besaßen, sind: die Wachstumsgeschwindigkeit der heterotrophen Bakterien $\mu_{H,max}$, der Halbwerts-koeffizient für heterotrophes Wachstum K_S und die Hydrolyserate k_h . Auch die kinetischen Parameter K_{NH} (Halbwerts-koeffizient für die Ammoniumaufnahme), b_A , K_{OA} und K_{OH} wurden zumindest bezogen auf einen Wert als sensitiv eingeschätzt. Der Ertragskoeffizient der autotrophen Biomasse Y_A , der Halbwerts-koeffizient für die Hydrolyse K_X und der Korrekturfaktor für das Wachstums unter anoxischen Bedingungen η_g wurden betrachtet und als nicht sensitiv eingeschätzt.

Zettl /2001/⁴⁾ führte Sensitivitätsanalysen für zwei Kläranlagen in Weinbaugemeinden durch. Sie verwendete kalibrierte Anlagemodelle und führte eine eindimensionale Sensitivitäts-analyse durch. Im Unterschied zu den meisten anderen Untersuchungen verwendete sie einen Zeitraum (acht Wochen während der Kampagne) ohne stationären Zustand.

In Tab. 8-2 sind diejenigen stöchiometrischen und kinetischen Parameter aufgelistet, die sich zumindest in einer der vier beschriebenen Sensitivitätsanalysen als sensitiv erwiesen haben. Zu beachten ist, dass die Sensitivitätsanalysen sehr unterschiedlich durchgeführt wurden. Während z.B. Liebeskind /1999/ individuelle Parametergrenzen festsetzt, verwenden Uhlenhut et al. /1999/ eine prozentuale Veränderung. Die Sensitivität einzelner stöchiometrischer und kinetischer Parameter ist weiterhin von den Belebtschlamm-charakteristika einer Anlage, wie z.B. dem Schlammalter, abhängig. Diese Charakteristika ergeben sich aus der jeweiligen Vorgeschichte (Niederschläge, Betriebsprobleme). Somit kann sich ein Parameter in einer Untersuchung als sensitiv erweisen und in einer anderen nicht sensitiv wirken. Müller /1997/ beschreibt exemplarisch die Abhängigkeit vom Schlammalter einerseits und der heterotrophen Wachstums- und Absterberate andererseits. Während bei niedrigem Schlammalter die Wachstumsrate sensitiv wirkt, ist sie bei höherem Schlammalter quasi ohne Einfluss, dagegen spielt die Absterberate eine wesentliche Rolle bei höherem Schlammalter.

Tab. 8-2: Einfluss der stöchiometrischen und kinetischen Parameter, Kenntnisstand nach Literatur

	Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf	Anmerkungen
Y_H	<ul style="list-style-type: none"> • - •• •• - ••• • - •• • 	<ol style="list-style-type: none"> 1) bei kleinem Ertragskoeffizient: höhere Nitrifikantenpopulation (bei konst. TS_{BB} höherer t_{TS}) → geringere NH_4N-Konzentrationen 2) größerer Ertragskoeffizient: signifikant geringere NH_4N-Konzentrationen, signifikant erhöhte NO_3N-Konzentrationen 3) größerer Ertragskoeffizient: höherer TS → signifikant verringerte S_S- und NH_4N-Konzentrationen, erhöhte NO_3N-Konzentrationen 4) größerer Ertragskoeffizient: Anteil der heterotrophen Biomasse wächst, mehr N inkorporiert, geringeres t_{TS}, Anteil an Nitrifikanten sinkt → höhere NH_4N-Konzentrationen
$\mu_{H,max}$	<ul style="list-style-type: none"> • • •• 	<ol style="list-style-type: none"> 1) bei sehr kleinen max. Wachstumsraten geht Biomassebildung zurück → erhöhte CSB-Ablaufkonzentrationen, mangelhafte Denitrifikation 2) kleinere $\mu_{H,max}$ → etwas höhere NO_3N-Konzentrationen 3) größere $\mu_{H,max}$ → verringerte S_S-Konzentrationen
K_{OH}	<ul style="list-style-type: none"> • • 	<ol style="list-style-type: none"> 2) größerer Halbwertskoeffizient → etwas geringere NO_3N-Konzentrationen 3) größerer K_{OH} → etwas geringere NH_4N-Konzentrationen
K_{OA}	<ul style="list-style-type: none"> • • 	<ol style="list-style-type: none"> 2) größerer Halbwertskoeffizient → etwas höhere NH_4N-Konzentrationen 3) größerer K_{OA} → etwas geringere NO_3N-, etwas erhöhte NH_4N-Konz.
b_H	<ul style="list-style-type: none"> • - ••• • - •• 	<ol style="list-style-type: none"> 1) gegenläufige Effekte bei geringer Zerfallsrate: geringe Nitrifikantenpopulation aber mehr NH_4N inkorporiert (bei konst. TS_{BB} sinkt t_{TS}) → höhere NH_4N-Konzentrationen, geringere Schwankungen bei NO_3N 2) quasi keine Auswirkungen auf NO_3N- und NH_4N-Konzentrationen 3) hohe b_H → signifikant höhere S_S-Konzentrationen 4) hohe b_H → weniger heterotrophe Biomasse damit weniger N inkorporiert.
b_A	<ul style="list-style-type: none"> •• ••• • ••• 	<ol style="list-style-type: none"> 1) bei geringer Zerfallsrate: mehr Nitrifikanten → geringere NH_4N-Konz. 2) hohe b_A → signifikant höhere NH_4N-Konzentrationen 3) hohe b_A → höhere NH_4N und geringere NO_3N-Konzentrationen 4) hohe b_A: Abnahme der Nitrifikanten (v.a. bei hohem t_{TS}) → höhere NH_4N-Konzentrationen, gleiche NO_3N-Konzentrationen
K_S	<ul style="list-style-type: none"> •• 	<ol style="list-style-type: none"> 3) hoher Halbwertskoeffizient → höhere S_S-Konzentrationen
$\mu_{A,max}$	<ul style="list-style-type: none"> •• ••• ••• ••• 	<ol style="list-style-type: none"> 1) - bei kleinen max. Wachstumsraten geht Biomassebildung zurück → höhere NH_4N-Konzentrationen, geringere NO_3N-Konzentrationen - hohe Wachstumsrate: Konkurrenz der heterotrophen und autotrophen Mikroorganismen um NH_4N → erhöhte CSB-Ablaufkonzentrationen - geringe Auswirkungen auf die Schlammzusammensetzung 2) kleinere max. Wachstumsrate → signifikant erhöhte NH_4N- und signifikant geringere NO_3N-Konzentrationen 3) größere max. Wachstumsrate → signifikant verringerte NH_4N- und signifikant erhöhte NO_3N-Konzentrationen 4) hohe max. Wachstumsrate → geringere NH_4N-Konz. (v.a. bei kurzen t_{TS})
K_{NH}	<ul style="list-style-type: none"> •• • • 	<ol style="list-style-type: none"> 1) höherer Halbwertskoeffizient → stärkere Schwankungen bei NH_4N-Konzentrationen 2) größerer Halbwertskoeffizient → erhöhte NH_4N-Konzentrationen 3) größerer Halbwertskoeffizient → etwas geringer NO_3N, etwas erhöhte NH_4N-Konzentrationen
•••	sehr hoch	<ul style="list-style-type: none"> •• hoch • mäßig

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass sich in den verschiedenen Untersuchungen weitgehend dieselben Parameter als sensitiv erwiesen haben. Auftretende Unterschiede sind hauptsächlich auf die verwendeten Wertebereiche bzw. die verschiedenen Auslastungsgrade und Betriebsstrategien der Kläranlagen zurückzuführen.

In der Literatur wurden nur sehr vereinzelt Aussagen darüber gefunden, ob sich die biologischen Parameter während Mischwasserzufluss gegenüber Trockenwetterverhältnissen verändern. Es besteht hier ein erhebliches Wissensdefizit.

Grundlagen

Die Wirkungen der in Tab. 8-2 als mindestens sensitiv eingestuft stöchiometrischen und kinetischen Parameter, insbesondere deren Relevanz während Mischwasserbeschickung, werden im folgenden näher beleuchtet. Im Gegensatz zu den im vorangegangenen Abschnitt beschriebenen Untersuchungen, die ausschließlich eindimensionale Sensitivitätsanalysen beinhalten, sollen im Rahmen dieser Arbeit mehrdimensionale Sensitivitätsanalysen durchgeführt werden, welche gezielt die Besonderheiten bei Mischwasserzufluss berücksichtigen. Um die Varianten in Grenzen zu halten, werden die Werte der Ausgangsvariante nur in Richtung einer „kritischeren“ Situation verändert.

Während Mischwasserzufluss wird von einer Verdrängung von Biomasse aus der Belebung in die Nachklärung ausgegangen, die zu einer deutlichen Verringerung des Reaktionspotenzials - gemessen als TS_{BB} - in der Belebung führt. Außerdem verkürzen sich die Aufenthaltszeiten während Mischwasserzufluss. Das heißt, ein zusätzliches langsames Wachstum der Bakterien kann während erhöhter hydraulischer Belastung eher kritisch sein als bei Trockenwetter. In den zitierten Sensitivitätsanalysen haben sich die Parameter $\mu_{H,max}$, b_H , Y_H als sensitiv erwiesen. Diese werden im folgenden variiert.

- Variante 7A: Abnahme der heterotrophen Biomasse im Belebungsbecken

Die heterotrophe Biomasse und damit das Reaktionspotenzial werden durch die maximale Wachstumsgeschwindigkeit $\mu_{H,max}$, die Absterberate b_H und den Ertragskoeffizienten Y_H bestimmt. Als kritisch wird angesehen, wenn das Wachstum der diversen heterotrophen Mikroorganismen und der Ertragskoeffizient gering sind und die Absterberate hoch ist. Das führt dazu, dass weniger Biomasse pro Menge verbrauchtes Substrat neugebildet wird. Petersen et al. /2002/ haben durch Messungen festgestellt, dass der Ertragskoeffizient Y_H bei Regen geringer ist als bei Trockenwetter (im Mittel ohne Regenereignisse: 0,62; im Mittel mit Regenereignissen: 0,42).

Während Mischwasserzufluss ist zu beobachten, dass es zu höheren Ammoniumkonzentrationen im Ablauf kommen kann als während Trockenwetter. Dieser Effekt wird durch die Schlammzusammensetzung bzw. den Anteil an Nitrifikanten beeinflusst. Die in der Tab. 8-2 genannten Auswirkungen werden bei der Auswahl der Parameter berücksichtigt. Die Anzahl der autotrophen Mikroorganismen und somit die Nitrifikationskapazität im Belebungsbecken wird bei weitgehender Nitrifikation - wie sie üblicherweise bei nitrifizierenden Anlagen erfolgt - außer durch die Stickstoffbelastung der Anlage und das Schlammalter vor allem durch die Zerfallsrate b_A beeinflusst. Die Zerfallsrate ist vor allem bei stark schwankenden Stickstoffbelastungen, wie sie bei Regen durch Stoßbelastungen auftreten können, von Bedeutung. Je höher sie ist, desto geringer ist die Masse an Nitrifikanten im Belebungsbecken und desto schlechter können Stoßbelastungen an nicht-oxidiertem Stickstoff zu Nitrat umgewandelt werden. Die maximale Nitrifikationsleistung ist

bei gegebener Nitrifikantenmasse von $\mu_{A,max}$ abhängig /Bornemann et al., 1998/. Obenaus und Rosenwinkel /1999/ passten bei einer online-Simulation als einzigen biologischen Parameter die Wachstumsrate der Nitrifikanten an, um die gemessenen Ammonium-Ablaufkonzentrationen nachfahren zu können (Bandbreite: 0,7...0,8 1/d). Dies erhärtet die Vermutung, dass dieser Parameter von besonderer Bedeutung ist.

- **Varianten 7B: Abnahme der autotrophen Biomasse im Belebungsbecken**

Die autotrophe Biomasse wird durch die maximale Wachstumsgeschwindigkeit $\mu_{A,max}$, die Absterberate b_A und den Halbwertskoeffizient K_{NH} bestimmt. Nowak /1997/ stellte bei Messungen fest, dass die aktuelle maximale Wachstumsrate bei Regen- und Tauwetterereignissen bis auf rund 60% des zu erwartenden Wertes zurückgeht (Hemmung). Als kritisch wird im Zusammenhang mit Mischwasserzufluss angesehen, wenn das Wachstum der autotrophen Mikroorganismen gering und deren Absterberate sowie der Halbwertskoeffizient groß sind.

In der Tabelle Tab. 8-3 sind die gewählten stöchiometrischen und kinetischen Parameter im Vergleich zur Ausgangsvariante dargestellt. Die Varianten 7B umfassen die Untervarianten 7b, 7c und 7d. Während bei der Variante 7c die kinetischen Parameter, die das Wachstum der autotrophen Bakterien beschreiben, verändert wurden, enthält die Variante 7d eine Abänderung der Zerfallsrate der autotrophen Bakterien.

Tab. 8-3: Werte für die in den Varianten verwendeten stöchiometrischen und kinetische Parametern (Bezugstemperatur: 20°C)

		V0	Variante 7A V7a	Varianten 7B		
				V7b	V7c	V7d
$\mu_{H,max}$	1/d	4	3	4	4	4
b_H	1/d	0,4	0,62	0,4	0,4	0,4
Y_H	gCSB/gCSB	0,68	0,4	0,68	0,68	0,68
$\mu_{A,max}$	1/d	0,9	0,9	0,7	0,7	0,9
K_{NH}	gNH ₄ N/m ³	0,5	0,5	0,7	0,7	0,5
b_A	1/d	0,15	0,15	0,17	0,15	0,17

Bei der Simulation des betrachteten Monats wird folgende Vorgehensweise gewählt: Die stöchiometrischen und kinetischen Parameter werden lediglich während Mischwasserzufluss angepasst, während Trockenwetter wird der Parametersatz der Variante 0 verwendet. Die Rücklaufschlamm- und Überschussschlammregelungen werden beibehalten. Im folgenden Kapitel werden, wie auch bei den Varianten zuvor, schwerpunktmäßig die Auswirkungen der veränderten kinetischen Parameter auf die Ablaufkonzentrationen der Parameter CSB, Ammonium und Nitrat betrachtet. Zur Verdeutlichung der auftretenden Prozesse wird zusätzlich die Schlammzusammensetzung betrachtet.

8.2.1 Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf bei Variante 7a

Bei Variante 7a wird die Wachstumsrate der heterotrophen Biomasse sowie der Ertragskoeffizient verringert und die Zerfallsrate erhöht. Dadurch verringert sich die Menge des im System befindlichen belebten Schlammes, was sich sowohl an der gegenüber Variante 0 geringeren Überschussschlammproduktion als auch an dem etwas geringeren TS-Gehalt in der Belebung bemerkbar macht (Δ : ca. 0,2 g/l). Auf die CSB-Ablaufwerte haben diese Veränderungen keine Auswirkungen. Die Stickstoffablaufwerte werden jedoch signifikant beeinflusst. Es fällt auf, dass die Auswirkungen nicht nur kurzfristig sind, sondern sich auch Tage nach dem Regenereignis noch auswirken. Weiterhin ist bei den Ganglinienverläufen in Bild 8-1 zu beobachten, dass bezüglich des Parameters Ammonium die Konzentrationen zunächst höher sind als bei der Variante 0 und anschließend geringer. Dieser Effekt ist unterschiedlich stark ausgeprägt bei allen Niederschlagsereignissen zu beobachten. Die Nitratlaufkonzentrationen entsprechen dagegen während Mischwasserzufluss ungefähr der Ausgangsvariante. Sie liegen im weiteren Verlauf jedoch höher.

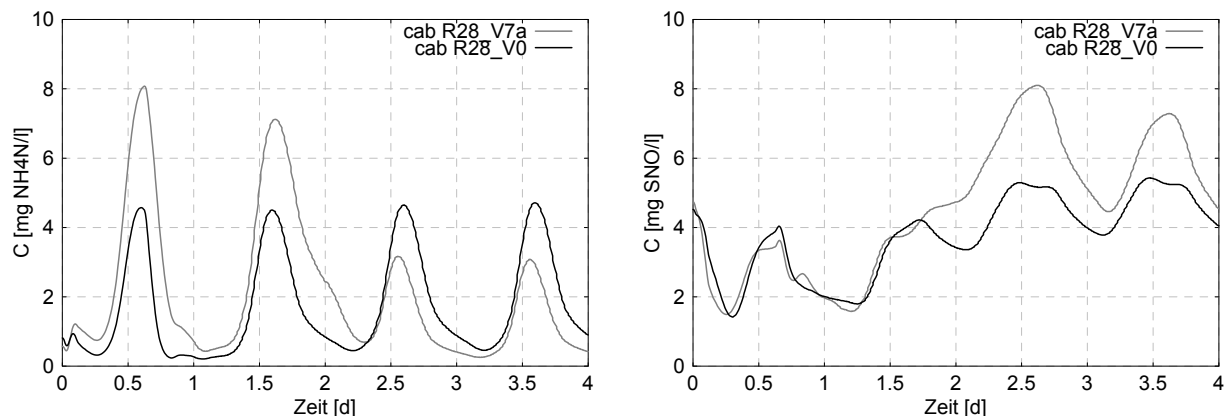


Bild 8-1: NH_4N - und NO_3N -Konzentrationen im Kläranlagenablauf, Varianten V0, V7a, Regen R28

Zur Erläuterung dieser Effekte wird sowohl die Schlammzusammensetzung als auch die dem Nitrifikationsbecken der Kläranlage zufließende Ammoniumfracht näher betrachtet. In

Bild 8-2 ist die Schlammzusammensetzung bei den Varianten 0 und 7a sowohl während des Regenereignisses R28 als auch einige Tage danach exemplarisch dargestellt. Die Dauer des Mischwasserzuflusses hält etwas länger als einen Tag an. Es wird dabei zwischen den ersten beiden Tagen des „Ereignisses“ mit den veränderten kinetischen und stöchiometrischen Parametern und den darauffolgenden zwei Tagen, die mit den Modellparametern der Ausgangsvariante gerechnet werden, unterschieden. Die X_S -, X_I - und X_P -Fraktionen sind hierbei von untergeordneter Bedeutung und daher in Bild 8-2 nur angedeutet bzw. nicht explizit dargestellt.

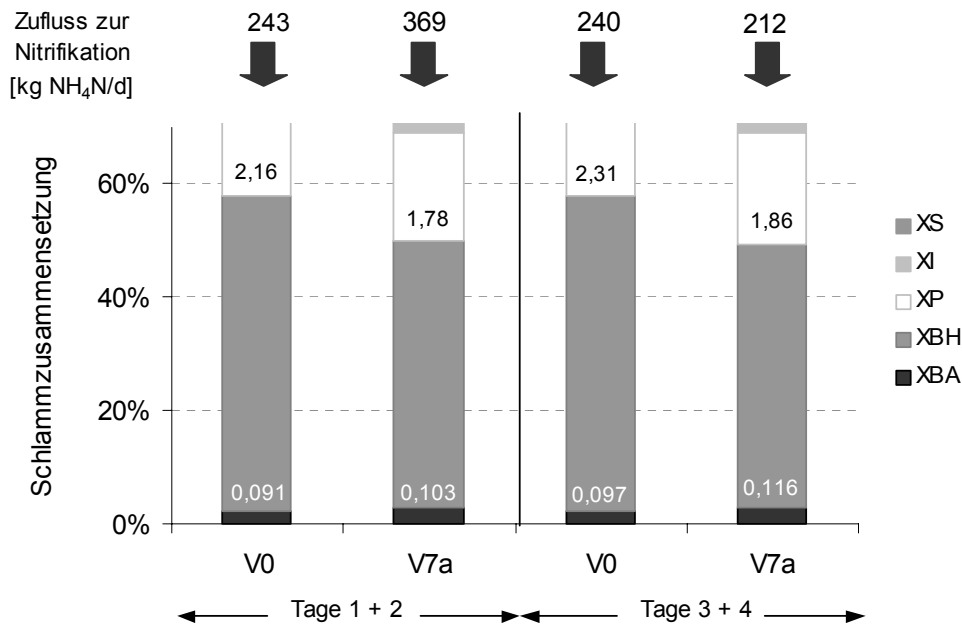


Bild 8-2: Schlammzusammensetzung bei Regen R28 (MW über jeweils 2 Tage), Varianten V0 und V7a (Konzentrationsangaben bei der Schlammzusammensetzung in g CSB/l)

Der Anteil der autotrophen Biomasse am belebten Schlamm als auch die absolute Anzahl an Nitrifikanten ist an allen vier Tagen bei Variante 7a höher. Dies lässt zunächst erwarten, dass die **Ammoniumkonzentrationen im Ablauf** immer unterhalb der Konzentrationen bei Variante 0 liegen. In Bild 8-1 ist jedoch zu erkennen, dass bei Variante 7a während der ersten beiden Tage mehr Ammonium über den Kläranlagenablauf ins Gewässer gelangt als bei der Ausgangsvariante. Es fällt auf, dass der Nitrifikationszone während der ersten beiden Tage bei Variante 7a relativ viel Ammonium zufließt (vgl. Bild 8-2). Während bei Variante 0 im Verlauf der ersten beiden Tage durchschnittlich 243 kg NH₄N/d in die Nitrifikationszone gelangen, sind dies bei Variante V7a 369 kg NH₄N/d. Das entspricht einer Zunahme von ca. 50%. Hierfür sind diverse Prozesse verantwortlich. Es wird in der Denitrifikationszone aufgrund des geringeren (anoxischen) Wachstums der heterotrophen Biomasse weniger Kohlenstoff (S_S) verbraucht. Dadurch wird im Nitrifikationsbecken vermehrt Sauerstoff und Volumen für den Kohlenstoffabbau benötigt und steht nicht mehr für die Nitrifikation zur Verfügung. Die Ammoniumfrachten im Ablauf des Nitrifikationsbeckens und auch im Kläranlagenablauf steigen. Verstärkt wird der Effekt dadurch, dass weniger Stickstoff inkorporiert und während der ersten beiden Tage kaum Überschussschlamm entnommen und damit weniger Stickstoff aus dem System entfernt wird. Die sehr geringe Überschussschlammmentnahme während Mischwasserbeschickung entspricht Erfahrungen aus der Praxis.

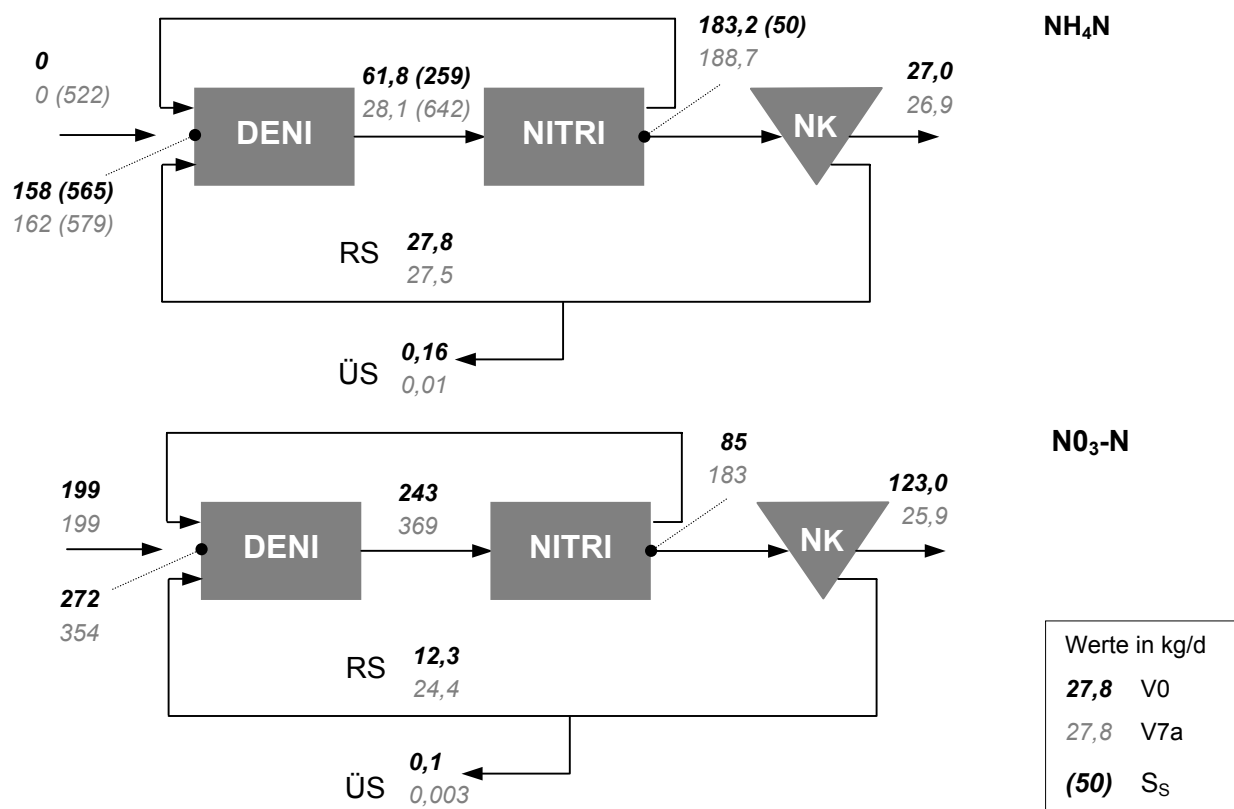


Bild 8-3: Ammonium- und Nitratbilanz während der ersten beiden Tage des Niederschlagsereignisses R28

Während der darauffolgenden zwei Tage erhöht sich die Menge an belebtem Schlamm und insbesondere an heterotropher Biomasse im System aufgrund der an Trockenwetterverhältnisse angepassten stöchiometrischen und kinetischen Parameter. Im anoxischen Becken wird wieder verstärkt denitrifiziert und dabei leicht abbaubarer Kohlenstoff S_S verbraucht. Es wird zusätzlich Stickstoff mit dem Überschussschlamm aus dem System entnommen. Tendenziell kann damit erklärt werden, weshalb die Ammoniumkonzentrationen zurückgehen. Die Größenordnung des Rückgangs ist überraschend hoch. Die Schlammzusammensetzung zeigt weiterhin, dass auch an den Tagen 3 und 4 noch vermehrt Nitrifikanten im Schlamm sind, die, verglichen mit der Ausgangsvariante, zu geringeren Ammoniumkonzentrationen im Kläranlagenablauf führen.

Die ungefähr gleichbleibenden **Nitratkonzentrationen im Ablauf** während der ersten beiden Tage ergeben sich durch zwei gegenläufige Effekte. Zum einen ist der Nitratabbau aufgrund der höheren S_S -Konzentrationen begünstigt, was zu geringeren Ablaufkonzentrationen führen müsste. Da die Nitrifikation aufgrund der im vorigen Abschnitt beschriebenen Vorgänge eingeschränkt ist, wird jedoch weniger Nitrat gebildet. An den beiden darauffolgenden Tagen entsteht im Nitrifikationsbecken mehr Nitrat durch die verbesserten Bedingungen für die Nitrifikation. Weiterhin steht im Vergleich zu den beiden vorangegangenen Tagen weniger S_S zur Verfügung, so dass weniger Nitrat durch die Denitrifikation abgebaut werden kann. Insgesamt führt dies ab dem zweiten Tag zu höheren Nitratkonzentrationen im Ablauf.

8.2.2 Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf bei Variante 7b

Bei Variante 7b wurde die maximale Wachstumsgeschwindigkeit $\mu_{A,max}$ verringert, der Halbwertskoeffizient K_{NH} erhöht und die Absterberate b_A heraufgesetzt. Es zeigt sich, dass die Ammoniumablaufwerte bei der Variante 7b während Mischwasserzufluss gegenüber der Variante 0 stärker schwanken. Die höchsten Ammoniumablaufkonzentrationen treten während des Regenereignisses R27 mit über 7 mg/l auf. Die CSB-Ablaufkonzentrationen werden wie erwartet nicht beeinflusst. Die Nitratablaufkonzentrationen sind zumeist etwas niedriger als bei der Ausgangsvariante 0. Das lässt sich auf die verringerte Nitrifikation zurückführen, wodurch weniger Nitrat entsteht (vgl. Bild 8-4). Die beobachteten Auswirkungen sind eher als kurzfristig zu bezeichnen. Nach ca. zwei Tagen Trockenwetterzufluss entsprechen die Ablaufwerte ungefähr wieder der Ausgangsvariante. Der Trockensubstanzgehalt in der Belebung entspricht demjenigen in Variante 0. Die Schlammzusammensetzung variiert auf Grund der vorgenommenen Veränderungen bei den autotrophen Mikroorganismen, die nur einen kleinen Anteil an der gesamten Menge an belebtem Schlamm besitzen, nur geringfügig.

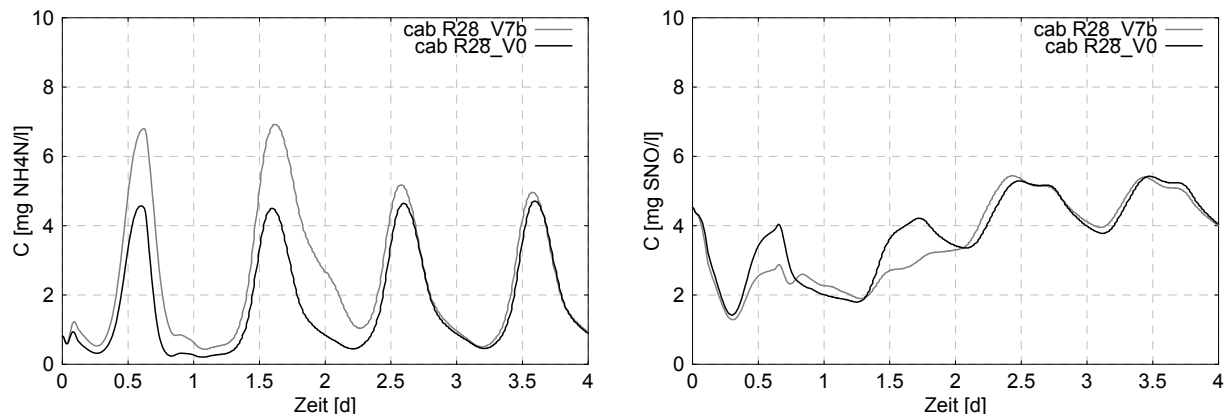


Bild 8-4: NH_4N - und NO_3N -Konzentrationen im Kläranlagenablauf, Varianten V0, V7b, Regen R28

Es zeigt sich, dass die Auswirkungen auf die Ammoniumablaufkonzentrationen relativ stark ausgeprägt sind, obwohl die kinetischen Parameter im Vergleich zu anderen Untersuchungen nicht besonders stark verändert wurden. Im folgenden wurde noch untersucht, ob sich die Parameter, die das Wachstum der autotrophen Biomasse beeinflussen oder ob sich die Parameter, die den Zerfall beschreiben, signifikanter auf die Ablaufkonzentrationen auswirken.

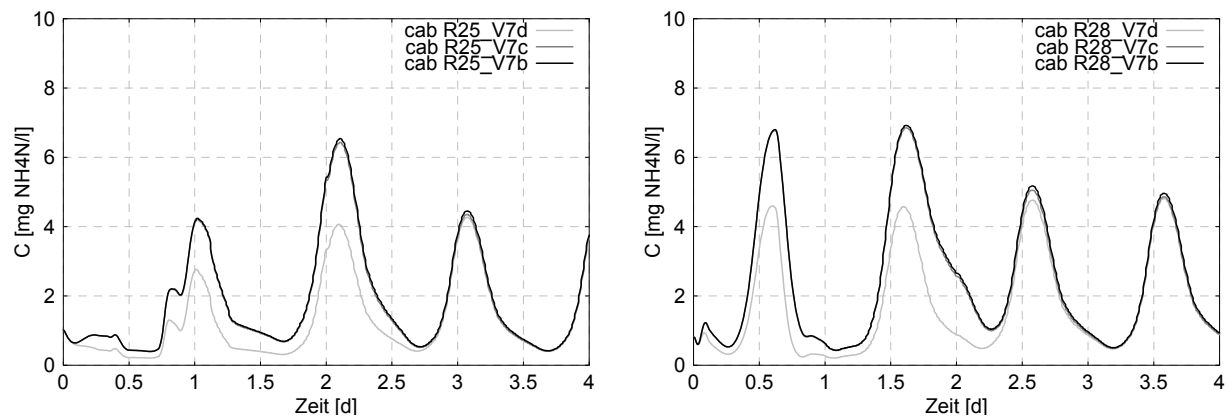


Bild 8-5: NH_4N -Konzentrationen im Kläranlagenablauf, Varianten V7b, V7c und V7d, Regen R25 und R28

Die Ablaufkonzentrationen, die sich bei einer auf 0,17 1/d erhöhten Absterberate ergeben, entsprechen ziemlich exakt den Ablaufkonzentrationen im Ausgangszustand. Exemplarisch sind in Bild 8-5 die Ammoniumablaufkonzentrationen bei den zwei Regenereignissen R25 und R28 dargestellt. Bei den in dieser Arbeit gewählten Zahlenwerten für die kinetischen Parameter, die sich auf die Masse der autotrophen Biomasse auswirken, zeigt sich, dass die gleichzeitige Veränderung der maximalen Wachstumsrate und des Halbwertscoeffizienten einen wesentlich stärkeren Effekt haben als die Veränderung der Absterberate. Die Auswirkungen auf die Nitratablaufkonzentrationen entsprechen den hier dargestellten Effekten auf die Ammoniumkonzentrationen (vgl. Anhang 4).

8.2.3 Fazit

Die vorgenommene Variation der kinetischen und stöchiometrischen Parameter bei Variante 7a führt dazu, dass während des erhöhten Zuflusses kaum Schlamm abgezogen werden kann. Dies ist bei Regenwetter in der Realität nicht unüblich. In der Simulationspraxis sind die kinetischen und stöchiometrischen Parameter ein Ergebnis der Kalibrierung, bei der z.B. die Schlammengen einbezogen werden. Mit den in den Varianten 7a und 7b verwendeten Modellparametern ergeben sich andere Schlammengen als in Variante 0, so dass bei einer integrierten Betrachtung von Entwässerungssystem und Kläranlage eine kontinuierliche Erfassung der abgezogenen Schlammengen und des TS-Gehaltes in der Belebung von großer Bedeutung ist. Die Unsicherheiten lassen sich mit relativ geringem Aufwand einschränken.

Insgesamt werden durch die vorgenommenen Variationen der kinetischen und stöchiometrischen Parameter v.a. die Stickstoffablaufwerte signifikant beeinflusst. Die ermittelten Veränderungen sind plausibel.

8.3 Variante 8: Alternativer Modellansatz zur Simulation der Prozesse in der Nachklärung

Kenntnisstand – Modellansätze und -parameter

Das Anliegen dieser Arbeit besteht in einer Beurteilung der Sensitivität in verschiedenen Bereichen der integrierten Modellierung. Bezüglich der Modellansätze bei der Nachklärbeckensimulation wurde bereits in Kapitel 3.4.3 eine Vorauswahl getroffen. Im Folgenden werden die Parameterunsicherheiten bei den Modellansätzen von Otterpohl und Freund /1992/ sowie Takács et al. /1991/ betrachtet.

Bei dem im Ausgangsmodell verwendeten Nachklärbeckenmodell von **Otterpohl und Freund /1992/** wird mit den Standardwerten gerechnet und damit plausible Ablaufwerte erzielt. Das Modell beinhaltet die bereits in Kapitel 3.4.3 genannten Modellparameter:

- Schlammvolumenindex (ISV)
- Mikrofloccenanteil und deren Absetzgeschwindigkeit
- Verhältnis Trockensubstanz zu CSB (TS/CSB)
- Zuflussschicht

Um die zu betrachtenden Varianten einzuschränken, werden einige Vorüberlegungen angestellt. Im Vergleich zu anderen im Rahmen der integrierten Modellierung erforderlichen Modellparametern sind der Schlammvolumenindex, das TS/CSB-Verhältnis sowie die Zulaufschicht vergleichsweise einfach und sicher zu ermitteln. Für den Mikrofloccenanteil geben Otterpohl und Freund /1992/ einen Bereich zwischen 0 und 4% an. Es besteht ein Zusammenhang zwischen dem Trockensubstanzgehalt in der Belebung und dem Mikrofloccenanteil. Die Absetzgeschwindigkeit wird mit einem konstanten Wert von 0,24 m/d angenommen. Auf eine Variantenuntersuchung wird daher an dieser Stelle verzichtet.

Als weiterer grundsätzlich für die Simulation von Mischwasserzuflüssen in Frage kommender Berechnungsansatz wird das eindimensionale Schichtenmodell von **Takács et al. /1991/** eingestuft. Das Modell umfasst die folgenden 5 Modellparameter:

- Absetzparameter (r_p und r_h)
- Theoretische und praktische max. Absetzgeschwindigkeit (v_0 , $v_{0,max}$)
- Nicht absetzbarer Anteil der Feststoffe im Zulauf (f_{ns})

Zu Festlegung der Modellparameter können entweder Absetzversuche oder eine Kalibrierung anhand von gemessenen und berechneten Ablaufwerten an realen Becken durchgeführt werden. Häufig wird eine Kombination dieser beiden Möglichkeiten gewählt. Die Parameter im Modell von Takács können größtenteils mithilfe von Absetzversuchen mit verschiedenen Belebtschlammkonzentrationen gemessen oder geschätzt werden. Eine Ausnahme stellt der Absetzparameter r_p dar, der bei /Takács et al., 1991/ mithilfe einer nicht-linearen Optimierung bestimmt wurde. Detaillierte Beschreibungen der experimentellen Ermittlung einzelner Parameter sind z.B. in Krebs /2001/ und Takács et al. /1991/ zu finden.

Da in dieser Arbeit eine fiktive Kläranlage betrachtet wird, kommen, wie bei dem Modell von Otterpohl und Freund, Standardwerte zur Anwendung. Die Standardwerte in SIMBA beruhen auf Untersuchungen von Pflanz /1969/(zit. in Takács et al., 1991). Die Tabelle 8.4 zeigt Modellparameter unterschiedlicher Untersuchungen. Pflanz /1969/ führte Absetzversuche

unter verschiedenen Randbedingungen durch und gibt Parameter für drei verschiedene Belastungssituationen an: niedrige (360 m³/h), mittlere (450 m³/h), hohe Zuflüsse (600 m³/h). In Tab. 8-4 sind Modellparameter angegeben, die zu einer guten Übereinstimmung zwischen Messungen und Rechnungen geführt haben. Bei der nachfolgenden Variante werden die Werte von Pflanz /1969/(zit. in Takács et al., 1991) für mittlere Belastungssituationen verwendet.

Tab. 8-4: Schwankungsbreite der Modellparameter im Nachklärbeckenmodell von Takács et al. /1991/

Parameter nach Gl. 3.2		Pflanz, 1969 (zit. in Takács et al., 1991)			Takács et al., 1991*	Grijspeerdt et al., 1995
		geringer	mittlerer Zufluss	hoher		
$V_{o,max}$	m/d	150,2	142,9	112,1	340	61...86,4
V_o	m/d	214,2	370	172,8	712	99...141
r_p	m ³ /g	$5,71 \cdot 10^{-3}$	$2,86 \cdot 10^{-3}$	$2,7 \cdot 10^{-3}$	$5,0 \cdot 10^{-3}$	$4,3...5,8 \cdot 10^{-4}$
r_h	m ³ /g	$3,64 \cdot 10^{-4}$	$3,78 \cdot 10^{-4}$	$3,9 \cdot 10^{-4}$	$4,26 \cdot 10^{-4}$	$0,96...2,23 \cdot 10^{-3}$
f_{ns}	-	$1,23 \cdot 10^{-3}$	$2,28 \cdot 10^{-3}$	$2,59 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$9,9 \cdot 10^{-2}...4,1 \cdot 10^{-1}$

*...basierend auf Thompson, 1988 (Burlington)

Kennnisstand - Sensitivität

Hupfer /2001/ verglich drei unterschiedliche Nachklärbeckenmodelle anhand folgender Beurteilungskriterien: Konzentration im Belebungsbecken und Rücklaufschlamm sowie der Schlamm Spiegelhöhe während Mischwasserzufluss. Die Simulationsergebnisse wurden mit Messwerten verglichen. Die Modelle wurden im Vorfeld kalibriert. Im folgenden wird auf die Erkenntnisse bezüglich der Modelle von Takács sowie Otterpohl und Freund eingegangen. Es zeigte sich, dass die Dynamik der Schlamm Spiegelhöhe auch während Mischwasserzufluss grundsätzlich abgebildet werden kann. Mit dem Modell von Otterpohl und Freund ergab sich in Phasen geringer Belastung eine Überschätzung und in Phasen hoher Belastung eine Unterschätzung der Schlamm Spiegelhöhe. Die Rücklaufschlammkonzentration konnte mit allen Modellen in Phasen ausgeprägter Dynamik weniger gut nachgebildet werden.

8.3.1 Auswirkungen während Trockenwetterzufluss

Das Kläranlagenmodell wird mit dem Nachklärbeckenmodell von Takács neu eingefahren. Anschließend wird ein Zeitraum von 10 Tagen sowohl mit einer stationären Belastung als auch mit einer dynamischen Belastung (Trockenwettertagesgang) simuliert und die Ergebnisse mit denjenigen der Ausgangsvariante verglichen. Es werden v.a. diejenigen Ablauf- und Schlammwerte betrachtet, die im Rahmen der „Kalibrierung“ im Vordergrund standen (vgl. Kapitel 5.4.3.2). Damit wird zunächst gezeigt, dass mit dem Nachklärbeckenmodell von Takács und den gewählten Modellparametern bei Trockenwetterzufluss vergleichbare Ergebnisse erzielt werden, wie bei Verwendung des Modells von Otterpohl und Freund.

Es zeigt sich, dass bei Verwendung eines stationären Trockenwetterzuflusses lediglich Unterschiede bei den CSB_{part} -Fraktionen im Ablauf der Nachklärung auftreten. Bei der Beschickung des Kläranlagenmodells mit einer dynamischen Belastung (Tagesgang) erfolgte eine detailliertere Betrachtung der Schichtung im jeweiligen Nachklärbeckenmodell. Es zeigten sich die folgenden Unterschiede bei der Verwendung des Modells von Tákacs im Vergleich zum Modell von Otterpohl und Freund:

- Die mittleren CSB_{part} -Ablaufkonzentrationen sind im Ablauf der Nachklärung höher.
- Die Dynamik des TS-Gehaltes in der Belebung TS_{BB} ist zeitlich etwas verschoben.
- Es stellt sich eine andere Schichtung im Nachklärbeckenmodell ein.

Bei der betrachteten fiktiven Kläranlage kann nicht beurteilt werden, welche CSB -Konzentrationen im Ablauf der Nachklärung der Wirklichkeit näher kommen. Aus der stationären Bemessung resultieren lediglich Stickstoffablaufkonzentrationen und Schlammwerte, die bei Verwendung beider Nachklärbeckenmodelle weitgehend übereinstimmen. In Bild 8-6 (linke Seite) sind die CSB -Ablaufkonzentrationen der Varianten 0 und 8 bei dynamischer Beschickung dargestellt. Diese deuten auf – bereits im Tagesverlauf auftretende – Schwankungen des Schlammspiegels bzw. des TS -Gehaltes in den oberen Schichten der Nachklärung hin. Eine hier nicht dargestellte Betrachtung des TS -Gehaltes in einzelnen Schichten der beiden Nachklärbeckenmodelle bestätigt diese Vermutung. Bild 8-6 (rechte Seite) zeigt die mittleren TS -Konzentrationen während Trockenwetterzufluss in den verschiedenen Schichten.

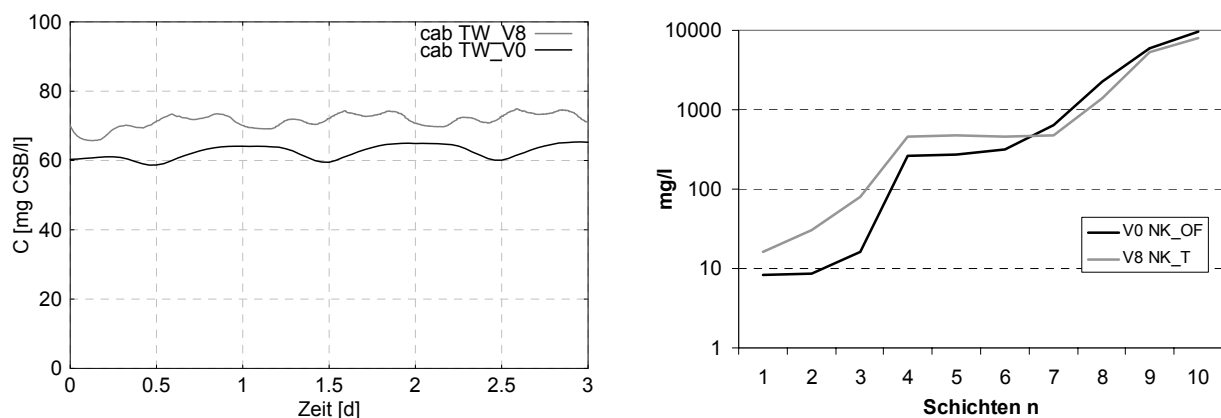


Bild 8-6: CSB -Ablaufkonzentration und mittlerer TS -Gehalt in unterschiedlichen Schichten des Nachklärbeckenmodells bei Trockenwetterzufluss

Die unterschiedliche Schichtung in der Nachklärung deutet auf ein anderes Absetzverhalten hin, tendenziell scheint die Absetzgeschwindigkeit bei dem Modell von Takács niedriger zu sein.

8.3.2 Auswirkungen auf die Kläranlagenablaufkonzentrationen während Mischwasserzufluss

Bei der Verwendung des Nachklärbeckenmodells von Takács treten auch bei Mischwasserzufluss höhere CSB-Konzentrationen im Ablauf der Nachklärung als bei Verwendung des Modells von Otterpohl und Freund auf. Bei länger anhaltenden Mischwasserzuflüssen gehen die CSB-Konzentrationen wieder zurück (vgl. Bild 8-7). Dieser Effekt zeigt sich bei beiden Modellansätzen. Das bedeutet, dass sich vor allem Änderungen der hydraulischen Belastung auf die Ablaufkonzentrationen der X-Fractionen auswirken. Dies bestätigt Aussagen von Krebs /2001/ und Hupfer /2001/, wonach bei Verwendung des Modells von Otterpohl und Freund der Schlamm Spiegel auch bei hydraulischen Veränderungen relativ wenig beeinflusst wird, während er im Modell von Takács wesentlich sensibler reagiert.

Auf eine Darstellung der Ammonium- und Nitratkonzentrationen im Ablauf der Nachklärung wird verzichtet, da auch bei Regenereignissen quasi keine Auswirkungen bestehen. Eine Beeinflussung der Stickstoffelimination wäre erst bei erheblichem Schlammabtrieb vorstellbar.

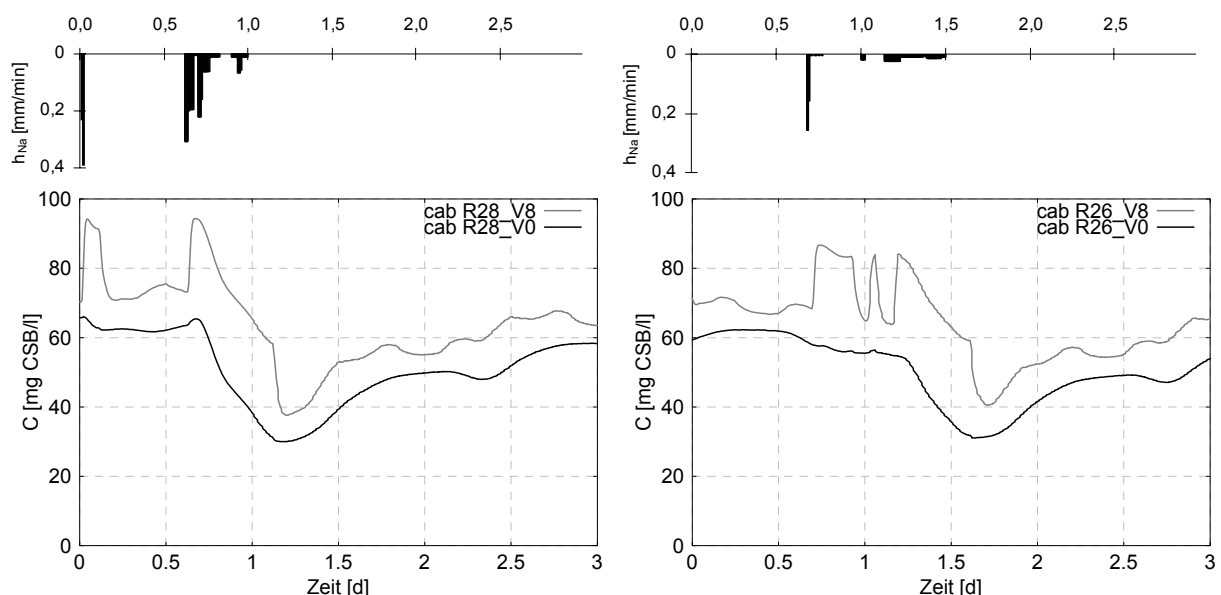


Bild 8-7: CSB-Ablaufkonzentrationen, Varianten V0 und V8, Regen R28 und R26

8.3.3 Fazit

Es lässt sich abschließend festhalten, dass der alternativ verwendete Modellansatz von Takács et al. /1991/ sowohl bei Trockenwetter als auch bei Mischwasserzufluss zu einem anderen Absetzverhalten im Nachklärbeckenmodell führt. Deutlich wird dies an unterschiedlichen TS-Gehalten in den einzelnen Schichten des Modells. Die Konzentrationen der X-Fractionen in den oberen Schichten beeinflusst die CSB-X-Konzentration im Ablauf der Nachklärung, so dass sich Unterschiede bei den CSB-Ablaufkonzentrationen ergeben.

Während bei Trockenwetter die CSB-Ablaufkonzentrationen bei Verwendung des Modells von Takács um einen relativ gleichbleibenden Wert höher sind, ist die Beeinflussung bei veränderlichen Zuflussbedingungen wesentlich ausgeprägter. Das deutet darauf hin, dass

zumindest bei Verwendung der jeweiligen Standardparameter das Nachklärbeckenmodell von Takács auf Mischwasserzufluss wesentlich sensibler reagiert.

Die Stickstoffablaufkonzentrationen werden bei den vorhandenen Randbedingungen von der Wahl des Nachklärbeckenmodells nicht beeinflusst.

8.4 Zusammenfassung

Als relevant für detaillierte Untersuchungen wurden zwei Unsicherheitsbereiche erachtet: die kinetischen und stöchiometrischen Parameter und die Ansätze bei der Nachklärbeckenmodellierung. Während die gewählten Modellparameter zur Beschreibung der biologischen Prozesse sich in erster Linie auf die Stickstoffablaufwerte auswirken, beeinflussen die betrachteten Nachklärbeckenmodelle die CSB-Ablaufkonzentrationen.

Auch wenn in der Praxis häufig keine analytische Bestimmung der kinetischen und stöchiometrischen Parameter erfolgt, können sie im Rahmen einer Kalibrierung mithilfe anderer Messgrößen zumindest eingeschätzt werden. Die Simulationen mit den unterschiedlichen Parametersätzen zeigt, dass eine kontinuierliche Erfassung der abgezogenen Schlammengen und des TS-Gehaltes in der Belebung von großer Bedeutung sein kann. Die Unsicherheiten ließen sich damit einschränken.

Tab. 8-5: Zusammenstellung der Auswirkungen unterschiedlicher Varianten bei der Kläranlagenmodellierung auf das Entlastungsverhalten und den Kläranlagenablauf

	Auswirkungen auf (- keine, ○ gering, +..mittel, ++..groß) Konzentrationen im Kläranlagenablauf		
	NH ₄ N	NO ₃ N	CSB
Variation der stöchiometrischen und kinetischen Parameter (V 7)	++	++	○-
Alternativer Modellansatz zur Simulation der Prozesse in der Nachklärung (Takács) (V 8)	○-	○-	++

9 ERKENNTNISSE AUS DEN SENSITIVITÄTSANALYSEN

Nachdem in den drei vorangegangenen Kapiteln ausgewählte Modell- und Parameterunsicherheiten hinsichtlich ihrer Auswirkungen jeweils im Vergleich zur Ausgangsvariante detailliert betrachtet und bewertet wurden, erfolgt nun eine Gegenüberstellung aller Varianten. Es werden die in Kapitel 5.2 aus Immissionsüberlegungen abgeleiteten Emissionskriterien herangezogen. In Tab. 9-1 sind die betrachteten Varianten zusammengestellt.

Tab. 9-1: Variantenübersicht

	Veränderungen gegenüber der Ausgangsvariante V0
Variante 1	2-Komponenten-Methode
Variante 2 (2a, 2b, 2c)	Variation des Stoffpotenzials auf der Oberfläche (v.a. CSB)
Variante 3	Variation des Transportverhaltens gelöster, schmutzwasserbürtiger Stoffe
Variante 4 (4a, 4b)	Getrennte Modellierung der gelösten und partikulären CSB-Fractionen bei der Schmutzfrachtsimulation
Variante 5	Variation des Absetzverhaltens in den Regenüberlaufbecken
Variante 6 (6a, 6b)	Variation der CSB-Fraktionierung an der Schnittstelle
Variante 7 (7a, 7b)	Variation der stöchiometrischen und kinetischen Parameter
Variante 8	Nachklärbeckenmodell nach Takács

9.1 Monatliche Entlastungsfrachten

In Anlehnung an die bisher in Deutschland übliche Vorgehensweise bei der Bemessung von Regentlastungen in Mischsystemen, werden zunächst die Auswirkungen der Varianten auf die **monatlichen CSB-Entlastungsfrachten** einander gegenübergestellt. In dem ATV-DVWK Merkblatt M 177 /2001/ wird der CSB als Leitparameter bei der Bearbeitung der „Normalanforderungen“ bezeichnet, der geeignet erscheint, diverse Einflüsse zu berücksichtigen. Bemessungs- und Nachweiskriterium bei der Dimensionierung von Regentlastungsanlagen ist eine rechnerische fiktive CSB-Jahresfracht, die mittlere Verhältnisse widerspiegelt. An dieser Stelle werden anstelle langjähriger mittlerer Werte diejenigen des im Rahmen der Arbeit herangezogenen Monats betrachtet. Es sollte dabei bedacht werden, dass die Schlussfolgerungen aus dem Vergleich der monatlichen CSB-Entlastungsfrachten nicht zwingend zu denselben Erkenntnissen wie eine Betrachtung der jährlichen Frachten führt.

Auf die Entlastungen wirken sich nur diejenigen Varianten aus, die Veränderungen der Modellparameter bei Modellansätzen im Entwässerungssystem beinhalten (Varianten 2) und die unterschiedliche Modellansätze im Entwässerungssystem miteinander vergleichen (Variante 1). In den Varianten 4a und 4b wurden zwar ebenfalls Veränderungen bei der Simulation des Entwässerungssystems vorgenommen, doch wirken sich diese

erwartungsgemäß nicht auf die Entlastungsfrachten aus. Dies liegt an der Wahl der Modellparameter für das Verhalten der getrennt simulierten gelösten und partikulären CSB-Fractionen, die bewusst so gewählt wurden, dass über einen längeren Betrachtungszeitraum dieselbe CSB-Fracht entlastet wie in der Ausgangsvariante. Dies bedeutet jedoch nicht, dass bei jedem einzelnen Niederschlagsereignis die ereignisspezifischen Entlastungsfrachten identisch sind (siehe Kapitel 6).

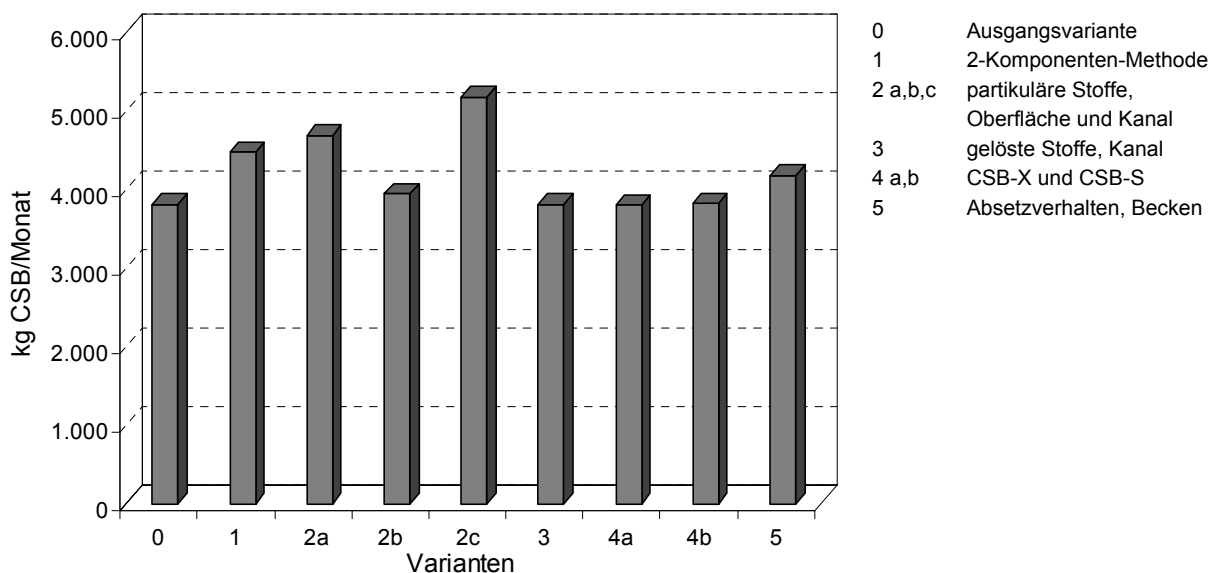


Bild 9-1: Monatliche CSB-Entlastungsfrachten bei den Varianten V0 bis V5

Es zeigt sich, dass die Auswirkungen auf die monatlichen Entlastungsfrachten bis zu 40% betragen und bei der Variante mit erhöhtem Stoffpotenzial auf der Oberfläche und hohen Akkumulations-/Abtragsparametern (Variante 2c) am größten sind. Die 2-Komponenten-Methode führt in dem betrachteten Monat zu höheren Entlastungsfrachten als der Akkumulations-/Abtragsansatz unter Verwendung der Standardwerte. Diese Tendenz spiegelt den bekannten Zusammenhang wieder, dass bei Entwässerungssystemen mit nach ATV-Arbeitsblatt A 128 (1992) bemessenen und gebauten Regenbecken die volumenstarken Niederschläge zur Hauptsache zum Gesamtentlastungsvolumen beitragen, was dazu führt, dass auch die entlastete Jahresfracht tendenziell überschätzt wird /ATV, 1989; Schmitt, 1994/.

Es wird weiterhin deutlich, dass sich die Berücksichtigung eines Absetzverhaltens in den Durchlaufbecken nicht signifikant auswirkt. In Variante 5 wurde unterstellt, dass keine Sedimentation in den Becken auftritt. Dies hat eine Erhöhung der monatlichen CSB-Entlastungsfracht im gesamten Entwässerungssystem von 10% zur Folge. Wird allein die Entlastungsfracht am Durchlaufbecken betrachtet, gelangt im betrachteten Monat 17% weniger CSB an dieser Stelle in das Gewässer.

9.2 Kriterium K1: Austrag akut wirkender Schmutzstoffe

Akute stoffliche Wirkungen resultieren, wie in Kapitel 5.2 erläutert wurde, in erster Linie aus der spezifischen Belastung mit organischen Kohlenstoffverbindungen und Ammonium (Ammoniak). Um aufzuzeigen, zu welcher Bandbreite an Aussagen die Verwendung unterschiedlicher Modellansätze und -parameter führen kann, werden die innerhalb eines Monats auftretenden stündlichen CSB- und Ammoniumfrachten des gesamten Abwassersystems herangezogen. Das verwendete Entwässerungssystem umfasst 2 Regenüberlaufbecken und 2 Regenüberläufe, das heißt es existieren, den Kläranlagenablauf eingerechnet, 5 Einleitstellen in das Gewässer. Um die maximalen Frachten zu berechnen, wurde der Zeitpunkt der maximalen stündlichen Entlastungsfracht innerhalb des Monats gesucht und die zeitgleich auftretenden Frachten am Kläranlagenablauf addiert. Das heißt, es wird vereinfacht davon ausgegangen, dass alle Regenentlastungsbauwerke in dasselbe Gewässer entlasten und die Entlastungsstellen nicht weit voneinander entfernt sind.

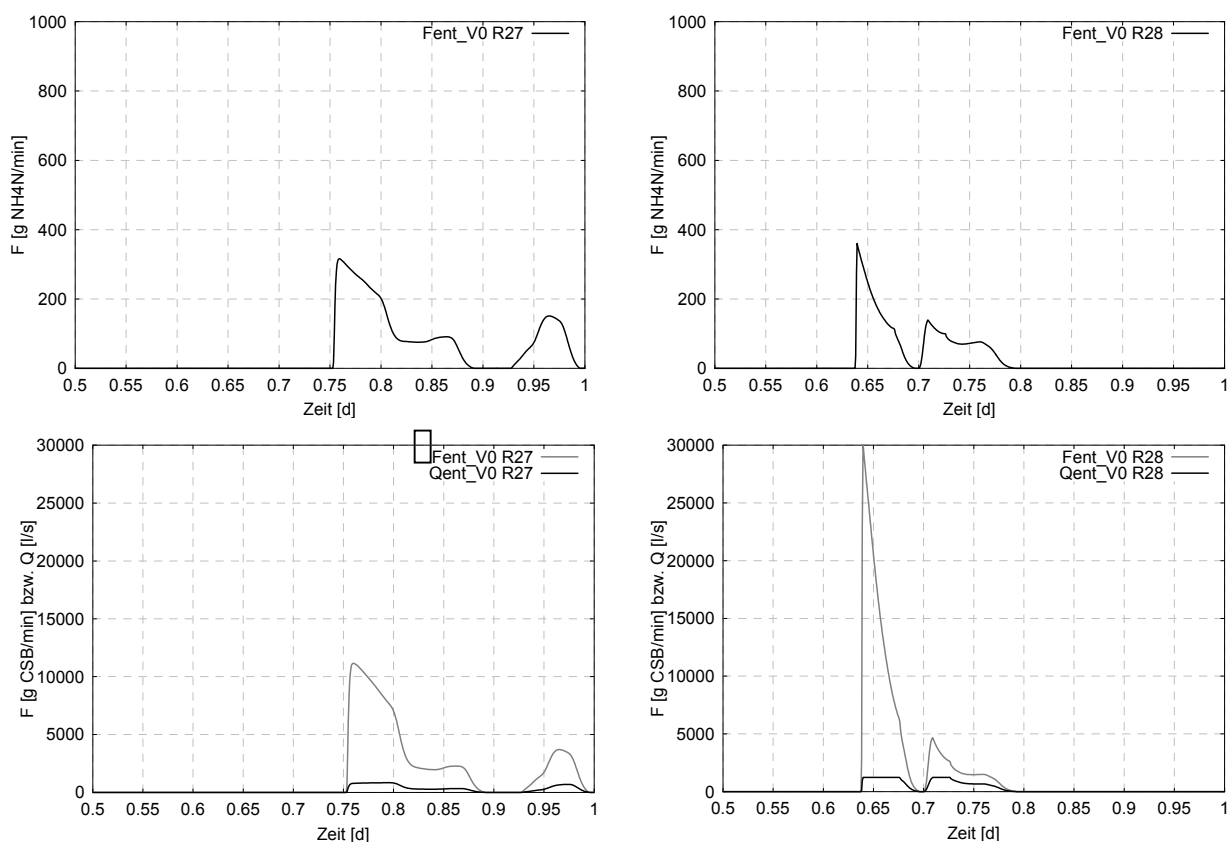


Bild 9-2: NH₄N- und CSB-Entlastungsfrachten sowie Entlastungsabflüsse [l/s] bei den Regen R27 und R28 (Variante V0), Klärüberlauf des Beckens B10

Die maximalen stündlichen CSB-Frachten (vgl. z.B. Bild 6-2) aus dem Entwässerungssystem im betrachteten Monat treten alle während des Regens R28 auf. Dieses Ereignis weist die höchsten Intensitäten auf, wodurch es zu den größten Entlastungsabflussspitzen kommt. Die Betrachtung des Stoffes Ammonium zeigt dagegen, dass die stündlichen Spitzenentlastungsfrachten bei fast allen Varianten während des Niederschlagsereignisses R27 auftreten. Bei diesem Regen sind die Entlastungsmengen zwar geringer, aber die NH₄N-Entlastungskonzentrationen mit anfänglich 7 mg/l höher. Im Gegensatz dazu sind die CSB-Entlastungskonzentrationen bei dem Ereignis R28 (Beginn: 400 mg/l) wesentlich höher als

bei dem Ereignis R27 (Beginn: 200 mg/l), was auf den vermehrten Abtrag von der Oberfläche zurückzuführen ist. In Bild 9-2 sind die Ganglinien zur Verdeutlichung dargestellt.

Es fällt auf, dass die **maximalen stündlichen CSB-Frachten** vorwiegend aus dem Entwässerungssystem stammen (vgl. Bild 9-3). Eine detaillierte dynamische Kläranlagen-simulation ist bezogen auf akute Sauerstoffdefizite in Fließgewässern nicht erforderlich.

Wichtig erscheint hier jedoch, dass die Vorgänge im Entwässerungssystem richtig nachgebildet werden, da bei den im Rahmen dieser Arbeit verwendeten Modellparametern und Modellansätzen Unterschiede von bis zu 65 % auftreten können. Die Extrema stellen hierbei einerseits die Verwendung der 2-Komponenten-Methode und der Berücksichtigung einer Absetzwirkung in Durchlaufbecken dar, die zu den kleinsten stündlichen Frachten führt und andererseits die Verwendung eines Akkumulations-/Abtragsansatzes mit relativ hohem Stoffpotenzial auf der Oberfläche, mit dem vereinfacht die Prozesse eines ablagerungs-behafteten Kanalnetzes nachgebildet werden sollten.

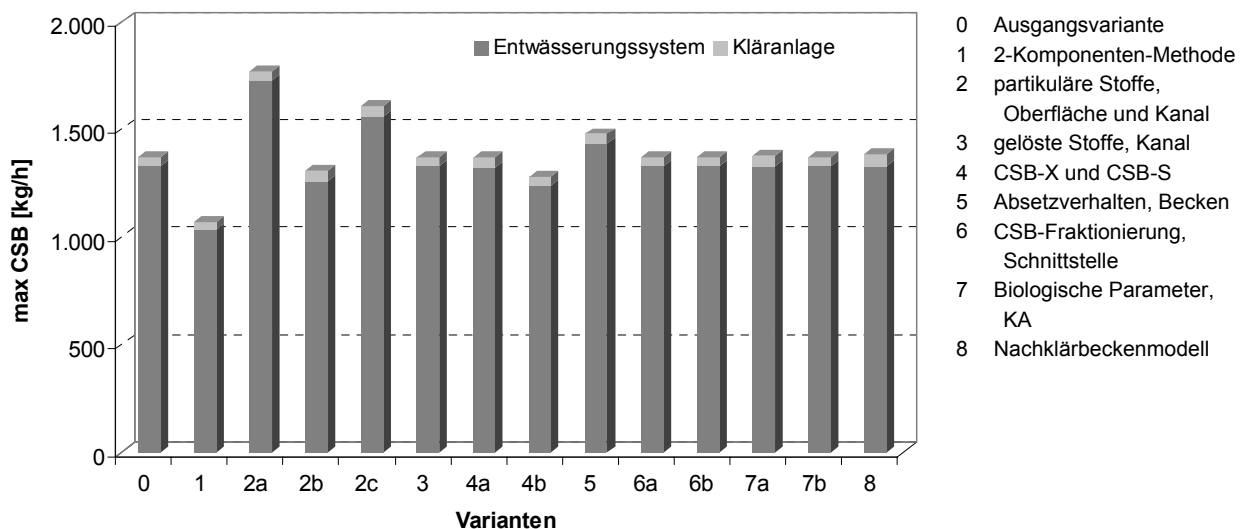


Bild 9-3: Maximale stündliche CSB-Frachten aus dem Gesamtsystem (Entwässerungssystem und Kläranlage)

Die geringsten Frachten im Kläranlagenablauf treten mit einer Abweichung von 11% verglichen mit Variante 0 bei Variante 4b (getrennte Betrachtung der partikulären und gelösten CSB-Fractionen im Entwässerungssystem) auf. Die größten Frachten ergeben sich bei der Verwendung eines anderen Nachklärbeckenmodells. Sie sind um ca. 30% höher als die stündlichen Frachten bei der Ausgangsvariante. Da durch die gewählte Vorgehensweise nicht die maximalen Kläranlagenablauffrachten innerhalb des Monats während Mischwasserzufluss in Bild 9-3 dargestellt sind, werden die im gesamten Verlauf des Mischwasserzuflusses auftretenden Maxima an dieser Stelle kurz erwähnt. Zeitgleich mit den maximalen stündlichen Entlastungsfrachten gelangen über den Kläranlagenablauf CSB-Frachten zwischen 39 kg/h (V4b) und 58 kg/h (V8) ins Gewässer. Bei Betrachtung des gesamten Zeitraums liegen die Spitzenwerte in den beiden Varianten bei 42 bzw. 67 kg/h.

Eine signifikante Fehleinschätzung des Beitrags des Kläranlagenablaufs aufgrund der Vorgehensweise kann somit ausgeschlossen werden.

Da der CSB im Kläranlagenablauf in erster Linie als inerter, gelöster CSB S_1 vorliegt, spielt er bezogen auf die akute Sauerstoffzehrung im Gewässer eine untergeordnete Rolle. Er hat ggf. eine verzögerte Wirkung durch den Austrag von langsam abbaubaren und „inerten“ organischen Verbindungen.

Auch die Betrachtung der **maximalen stündlichen Ammonium-Frachten** zeigt, dass die maßgebenden Emissionen, die möglicherweise zu toxischen Konzentrationen des Ammoniaks im Gewässer führen, aus dem Entwässerungssystem stammen. Die höchsten stündlichen Ammoniumfrachten von 40 kg/h gelangen bei Variante 3, bei der die Verdrängung des Ammoniaks im Kanalnetz vereinfacht nachgebildet wurde, über die Entlastungen ins Gewässer. Die stündliche Überlauffracht ist damit fast doppelt so hoch wie bei der Ausgangsvariante.

Die maximalen Ammoniumfrachten im Kläranlagenablauf schwanken bei den diversen Varianten zwischen 2,5 und 5,2 kg/h. Die Variation der stöchiometrischen und kinetischen Parameter (V7a und V7b) wirkt sich auf den Kläranlagenablauf am stärksten aus. Bei Variante 7a sind die Ablauffrachten doppelt so hoch wie bei der Ausgangsvariante. Auch bei der Variante 3 beträgt die Frachtdifferenz mehr als 20%. Die Zusammenhänge sind in den vorangegangenen Kapiteln ausführlich dargestellt.

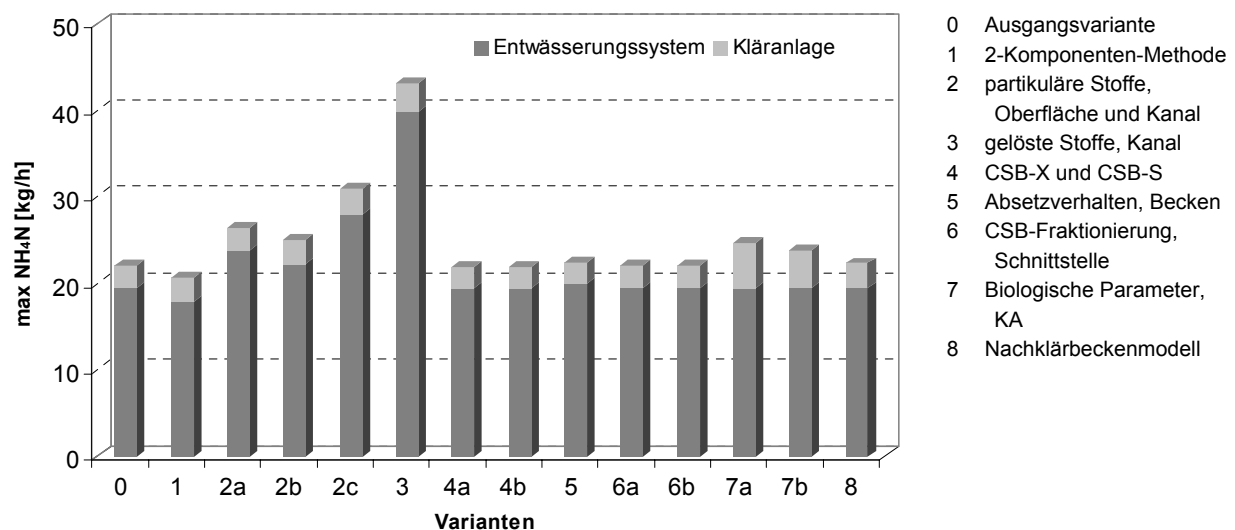


Bild 9-4: Maximale stündliche NH_4N -Frachten (Entwässerungssystem und Kläranlage)

Die Ammoniumkonzentrationen und –frachten im Kläranlagenablauf schwanken im Verlauf des ersten Tages des Niederschlagsereignisses R28 bei allen Varianten sehr stark (z.B. Bild 8-1). Die Ammoniumkonzentrationen im Kläranlagenablauf liegen zwischen 0,2 und 8 mg/l (V7a), was während Mischwasserzufluss zu Frachten zwischen 0,14 kg/h und 2,5 kg/h führt. Die in Bild 9-4 dargestellten Werte stellen jeweils die maximalen stündlichen Frachten dar. Sie treten zeitgleich mit den maximalen stündlichen Entlastungsfrachten auf. Eine korrekte

Berücksichtigung der Aufenthaltszeiten in der Kläranlage würde zum Zeitpunkt der Entlastung tendenziell zu niedrigeren Ablauffrachten führen. Da die Frachten aus der Kläranlage verglichen mit denjenigen aus dem Entwässerungssystem gering sind, ist diese Ungenauigkeit vernachlässigbar.

Die maximalen Konzentrationen wie auch die stündlichen Frachten im Kläranlagenablauf sind bei Variante 3 nochmals höher als bei Variante 2c, in der bereits durch das relativ stark erhöhte TKN-Potenzial auf der Oberfläche Ammoniumablaufkonzentrationen während des Mischwasserzuflusses resultierten, die höher sind als die Spitzenkonzentrationen während Trockenwetter.

9.3 Kriterium K2: Austrag langfristig wirkender Schmutzstoffe

Feststoffe werden in dieser Arbeit stellvertretend für akkumulierende anthropogene Schadstoffe, z.B. Schwermetalle, betrachtet. Zusätzlich können Trüb- und Sinkstoffe zu einer Verschlammung der Gewässersohle führen. Aufgrund der besonderen Bedeutung der Gewässersohle im Lebenszyklus verschiedener Arten kann sich der Verlust dieses Lebensraumes auch in größerem Maßstab auf die Populationsentwicklung und die ökologischen Funktionen des Gesamtsystems auswirken /Borchardt, 2000/.

Die Ermittlung der ausgetragenen Feststoffe erfolgt mit Hilfe des Parameters abfiltrierbare Stoffe (AFS) aus der Schmutzfrachtsimulation und der X-Fractionen aus der Kläranlagensimulation. Es werden alle aus dem Abwassersystem ins Gewässer eingetragenen Frachten innerhalb des Beobachtungszeitraums von einem Monat aufaddiert. Hierzu zählt der Kläranlagenablauf sowohl während Trockenwetter- als auch während Mischwasserzufluss und die Entlastungen.

Da der Parameter AFS in den vorangegangenen Kapiteln nicht betrachtet wurde, erfolgen an dieser Stelle einige Plausibilitätsbetrachtungen anhand von mittleren Konzentrationen in unterschiedlichen Abflüssen des Gesamtsystems (vgl. Tab. 9-2).

Tab. 9-2: Mittlere AFS-Konzentrationen in verschiedenen Abflüssen

AFS		Variante 0	Literatur *
mittlere Konzentration im Regenabfluss c_r	mg/l	63...134	52...339**
mittlere Konzentration im Entlastungsabfluss c_e	mg/l	50...210	36...210
mittlere KA- Ablaufkonzentration bei Trockenwetterzufluss	mg/l	7	8
mittlere KA- Ablaufkonzentration bei Mischwasserzufluss	mg/l	9	10

* nach Schäfer /1999/; Geiger und Hübner /1994/; Rödder /1997/; Grottker /1987/; Harremoes /1996/

** Messungen in der Trennkanalisation

In der Literatur werden mittlere ereignisbezogene AFS-Konzentrationen im Entlastungsabfluss zwischen 36 mg/l und 210 mg/l genannt (vgl. Anhang 3). Schäfer /1999/ stellte mittlere Ablaufkonzentrationen getrennt für Trocken- und Mischwasserzufluss auf der Kläranlage Karlsruhe zusammen, die in derselben Größenordnung liegen wie die Simulationsergebnisse.

Die höchsten Entlastungsfrachten im **Entwässerungssystem** treten bei der Variante 5 auf, bei der die Absetzeigenschaften u.a. der abfiltrierbaren Stoffe verändert wurden. Es wurde unterstellt, dass keine Absetzwirkung auftritt. Diese Variante ist als Extremfall anzusehen. Ein Vergleich der Variante 0 mit der Variante 2c weist ebenfalls noch eine Differenz von 40% auf.

Die Veränderungen der Modellansätze und –parameter in den Varianten 1 bis 7 wirken sich nur in sehr geringem Umfang auf den **Kläranlagenablauf** auf. Die Differenzen sind kleiner als 5%. Wird jedoch ein anderes Nachklärbeckenmodell verwendet, mit dem dieselben Stickstoffablaufwerte erzielt werden, kann sich dies sehr stark auf die ausgetragene AFS-Fracht auswirken. Mit dem Modell von Takács et al. /1991/ liegen die AFS-Frachten je Monat um das 2,5-fache über dem Wert, der sich bei der Verwendung des Modells von Otterpohl und Freund /1992/ ergibt.

Bei den durchgeführten Simulationsrechnungen gelangt in nahezu allen Varianten im betrachteten Zeitraum mehr AFS über die Entlastungen aus dem Entwässerungssystem in das Gewässer als über den Kläranlagenablauf (vgl. Bild 9-5). In Prozentwerten ausgedrückt, bedeutet dies, dass über die Klär- und Beckenüberläufe im betrachteten Monat ca. 65% der Gesamtemissionen ins Gewässer gelangen und über den Kläranlagenablauf ca. 35%.

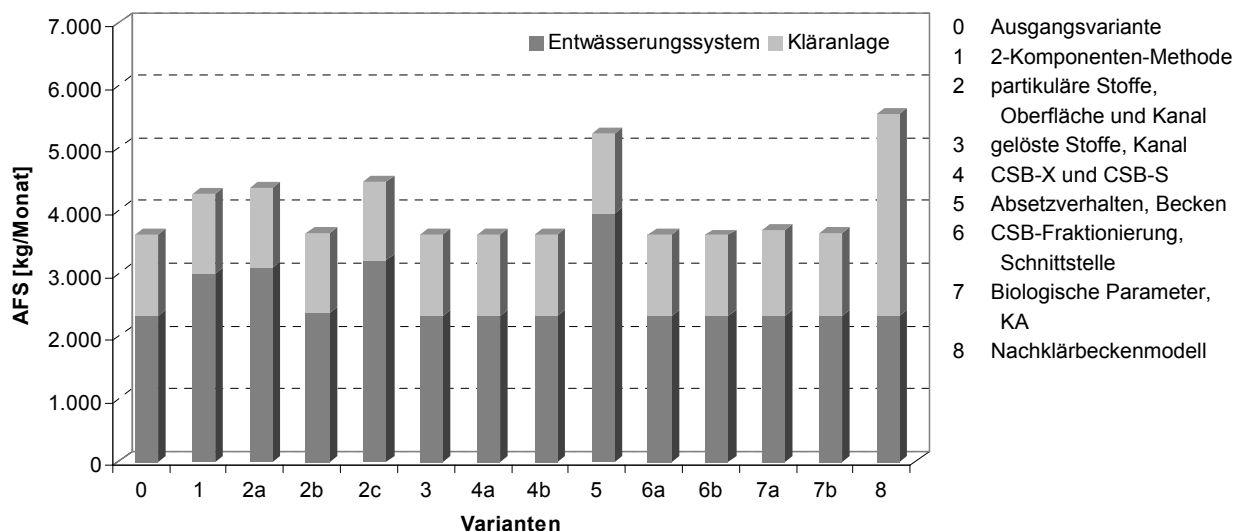


Bild 9-5 : AFS-Frachten im Monat (Entwässerungssystem und Kläranlage)

Das Verhältnis der über Mischwasserentlastungen einerseits und Kläranlagenabläufe andererseits ausgetragenen Frachten wird im folgenden mit bereits durchgeführten Bilanzierungsergebnissen verglichen. In der Vergangenheit wurde bei der Erstellung von Stoffstrombilanzen selten der Parameter AFS betrachtet. In vielen Untersuchungen stehen die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor oder die Schwermetalle im Vordergrund des Interesses. Eine Ausnahme stellt die Arbeit von Schäfer /1999/ dar. Im Einzugsgebiet der Kläranlage Karlsruhe stellte Schäfer /1999/ fest, dass 30% der AFS-Gesamtemissionen über den Klärüberlauf ins Gewässer eingetragen werden, der Austrag über den Beckenüberlauf war dort vernachlässigbar.

Bilanzierungsergebnisse werden von den verwendeten Konzentrationen und den zugrundeliegenden Wassermengen zum einen auf Seite der Mischwasserentlastungen und zum anderen auf Seite der Kläranlagenabläufe beeinflusst. In der Bilanzierung von Schäfer /1999/ liegt das Verhältnis der Konzentrationen im Kläranlagenablauf und im Entlastungsabfluss ungefähr in derselben Größenordnung wie in dieser Arbeit. Eine Betrachtung der Wassermengen zeigt jedoch Unterschiede. Die Entlastungsrate e im Einzugsgebiet Karlsruhe beträgt 20%. In dem Entwässerungssystem, welches dieser Arbeit zugrunde liegt, entlasten im Jahresmittel ca. 36 % der zugehörigen Regenabflusssumme. Die Entlastungsrate im betrachteten Monat ist mit 50% noch höher. Diese Verhältniswerte sind bereits ein Indiz dafür, dass in dem betrachteten Gebiet der Austrag über die Mischwasserentlastungen bedeutender ist als im Karlsruher Netz.

9.4 Kriterium K3: Maximale Konzentrationen im Kläranlagenablauf

Die maximalen Konzentrationen im Kläranlagenablauf werden vor dem Hintergrund der rechtlichen Regelungen in Deutschland betrachtet. Für das Einleiten von Abwasser ist eine Abgabe zu entrichten, deren Höhe sich nach der Schädlichkeit des Abwassers richtet. In der Abwasserverordnung /AbwV, 2001/ sind Anforderungen an die Ablaufkonzentrationen festgelegt, die für die Erteilung einer Einleiterlaubnis einzuhalten sind.

Das Kriterium K3 beinhaltet zum einen die **maximalen CSB-Konzentrationen** als 1h-Mittelwert innerhalb des Monats. Sie treten teilweise bei Regen R25 und teilweise bei Regen R28 auf. Bei genauerer Betrachtung fällt auf, dass eigentlich nur Konzentrationen über 67 mg/l interessant sind, da bereits unter Trockenwetterbedingungen die CSB-Ablaufkonzentrationen diesen Wert im Verlaufe des Tages annehmen. Die relativ hohen Konzentrationen von im Mittel ca. 62 mg/l während Trockenwetter sind auf den vergleichsweise hohen Anteil inerter gelöster Kohlenstoffverbindungen S_1 zurückzuführen.

Bei den Regen R25, R26 und R27 nehmen sogar bei Variante 2c (erhöhtes Stoffpotenzial auf der Oberfläche, erhöhte Akkumulations- und Abtragsrate) während der Dauer des Mischwasserzuflusses die CSB-Ablaufkonzentrationen gegenüber Trockenwetterzufluss ab. Dies bestätigt Aussagen von Krauth und Schwentner /1992/, die selbst bei erheblichen Stoßbelastungen im Ablauf der Nachklärung CSB-Messwerte fanden, die gegenüber den bei Trockenwetter erreichten Werten abnahmen.

Die insgesamt gering schwankenden Werte zeigen, dass sich die im Rahmen der Sensitivitätsanalyse betrachteten Unsicherheiten auf die maximalen CSB-Konzentrationen im Kläranlagenablauf kaum auswirken. Diese Schlussfolgerung gilt jedoch lediglich für Kläranlagen, bei denen keine Probleme mit Schlammabtrieb aus der Nachklärung bestehen.

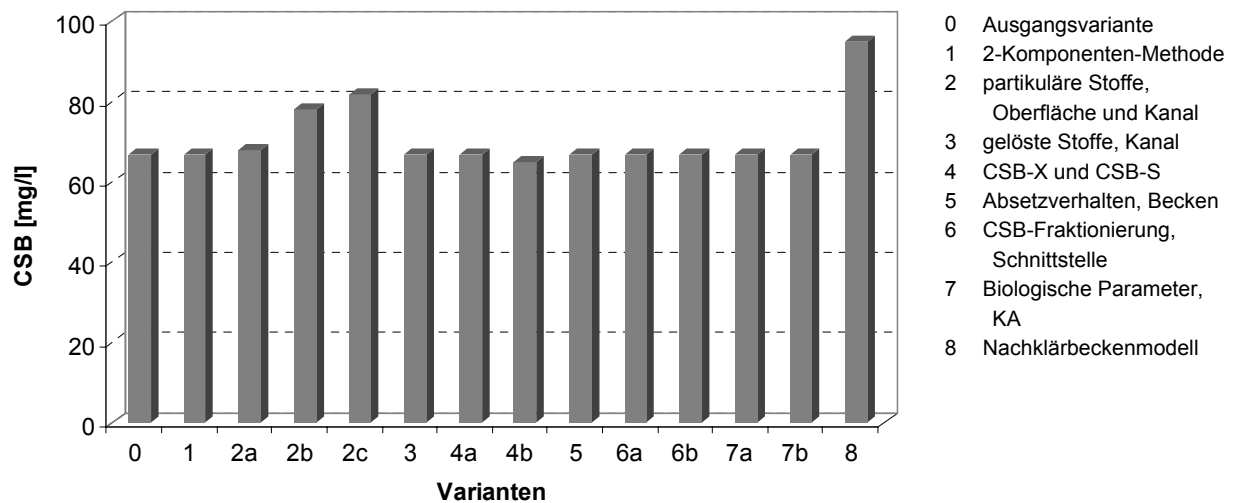


Bild 9-6 : Maximale CSB-Konzentrationen im Kläranlagenablauf im betrachteten Monat

Einen Ausnahme stellt das Regenereignis R28 dar, in dessen Verlauf es zu unterschiedlichen Ganglinienverläufen bei den verschiedenen Varianten kommt. Exemplarisch sind in Bild 9-7 die CSB-Ablaufkonzentrationen von drei Varianten dargestellt.

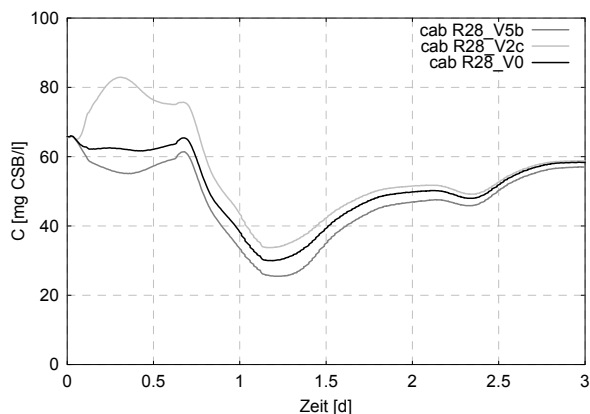


Bild 9-7 : CSB-Konzentrationen im Kläranlagenablauf bei drei verschiedenen Varianten (Regen R28)

Zur Erläuterung und zum Aufzeigen von Unterschieden bei den einzelnen Varianten wird die Zusammensetzung des CSB im Ablauf der Kläranlage bei dem Regenereignis R28 zum Zeitpunkt $t = 0,25$ Tage in Bild 9-8 betrachtet. Die Fraktionen langsam abbaubare organische Stoffe X_S und die autotrophe Biomasse X_{BA} sind quasi null ($< 0,2$ mg/l). Auch die restlichen X-Fraktionen sind im Vergleich zu den inerten gelösten CSB-Verbindungen S_I sehr gering, was bestätigt, dass keine der vorgenommenen Variationen zu einem maßgebenden Schlammabtrieb führt.

Die CSB-Ablaufkonzentration wird, wie erwartet, maßgebend von dem inerten gelösten Anteil S_I bestimmt (vgl. Bild 9-8). Dieser wiederum ist abhängig vom S_I -Anteil im Zulauf. Das heißt, Varianten bei denen zeitweise eine hohe CSB-Fracht zufließt (Variante 2b und 2c), wirken sich über den S_I -Anteil auf die CSB-Ablaufkonzentrationen aus. Eine Überschätzung der CSB-Konzentrationen im Ablauf kann somit bei stark ablagerungsbehafteten

Kanalnetzen und einer konstanten auf den Parameter CSB bezogenen Fraktionierung auftreten.

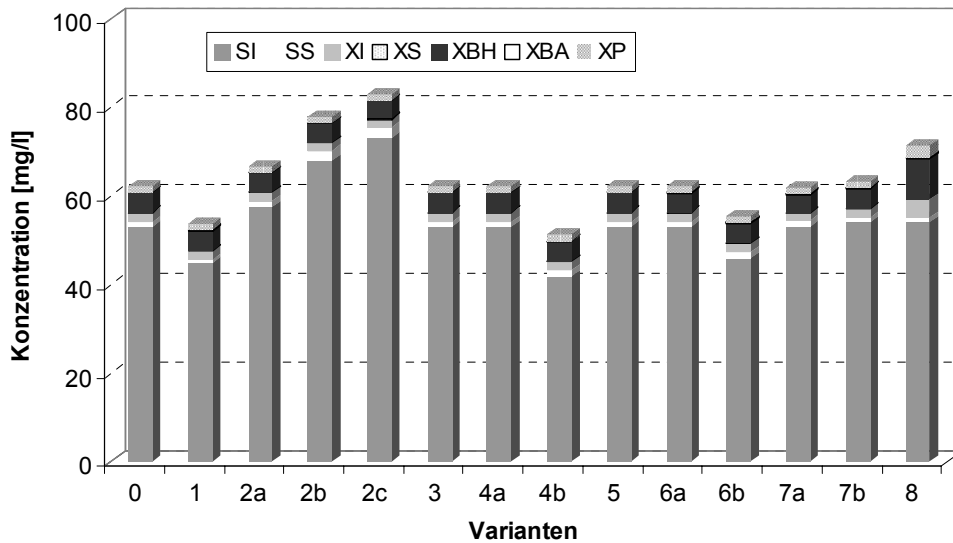


Bild 9-8: Zusammensetzung des CSB im Kläranlagenablauf während des Niederschlagsereignisses R28 (0,5 Tage nach Regenbeginn)

Durch die Berücksichtigung der unterschiedlichen Zusammensetzung von Trockenwetter- und Mischwasserabfluss – unabhängig davon, ob dies über eine getrennte Betrachtung gelöster und partikulärer CSB-Verbindungen im Entwässerungssystem (Variante 4b) oder über eine unterschiedliche Fraktionierung von Trockenwetter- und Mischwasserzuflüssen im Zulauf zur Kläranlage (Variante 6b) erfolgt – sind die CSB- als auch die S_I -Ablaufkonzentrationen geringer.

Die geringen CSB-Ablaufkonzentrationen bei der Verwendung der 2-Komponenten-Methode (Variante 1) resultieren aus den gleichmäßigeren Zulauffrachten, die zu ebenfalls weniger schwankenden CSB-Ablaufkonzentrationen führen.

Die **maximalen Ammoniumkonzentrationen** innerhalb des betrachteten Monats treten während des Regenereignisses R28 auf, wobei zu beachten ist, dass das Regenereignis bei einer kürzeren Grenzregenpause aus zwei Ereignissen bestehen würde. Die maximalen Konzentrationen treten zu Beginn des zweiten Teils des Niederschlagsereignisses auf (vgl. Bild 9-9).

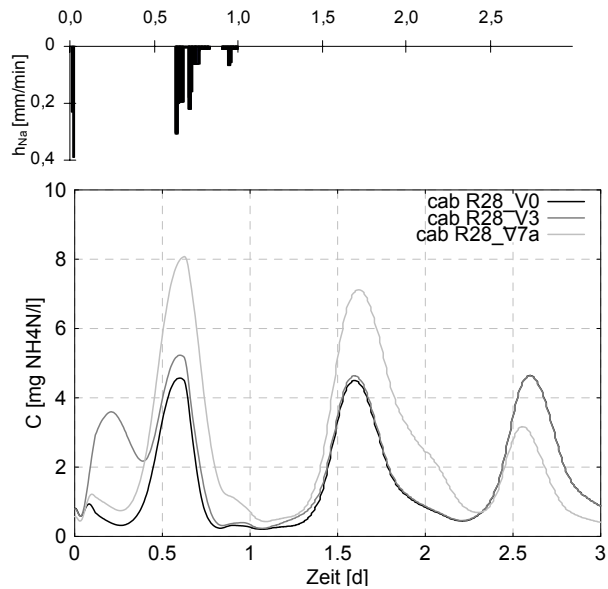


Bild 9-9 : NH_4N -Konzentrationen im Kläranlagenablauf bei drei verschiedenen Varianten (Regen R28)

Bei den Varianten 0, 1, 3 und 4 liegen die maximalen Konzentrationen mit ca. 4,5 mg/l in derselben Größenordnung wie während Trockenwetterzufluss. Die Sensitivitätsanalysen zeigen diverse regenwetterspezifische Randbedingungen, die zu erhöhten Ammoniumspitzenkonzentrationen führen. Neben der in Kapitel 7 kurz erläuterten Auswirkung der geringeren Alkalität im Verlauf des Mischwasserzuflusses, sind dies v.a. die in Variante 3 berücksichtigte Verdrängung der gelösten Stoffe aus dem Kanalnetz und die während Mischwasserzufluss veränderten stöchiometrischen und kinetischen Parameter (Varianten 7a und 7b). Es zeigt sich, dass sich auch kurzfristige Änderungen der kinetischen und stöchiometrischen Parameter nicht unerheblich auf die Ammoniumablaufkonzentrationen auswirken.

Das könnte darauf hindeuten, dass zur Nachbildung des zeitlichen Verlaufs der Ammoniumkonzentrationen im Ablauf der Nachklärung eher die biologischen Parameter in der Kläranlagensimulation von Bedeutung sind, als die Modellparameter und –ansätze bei Simulation des Entwässerungssystems.

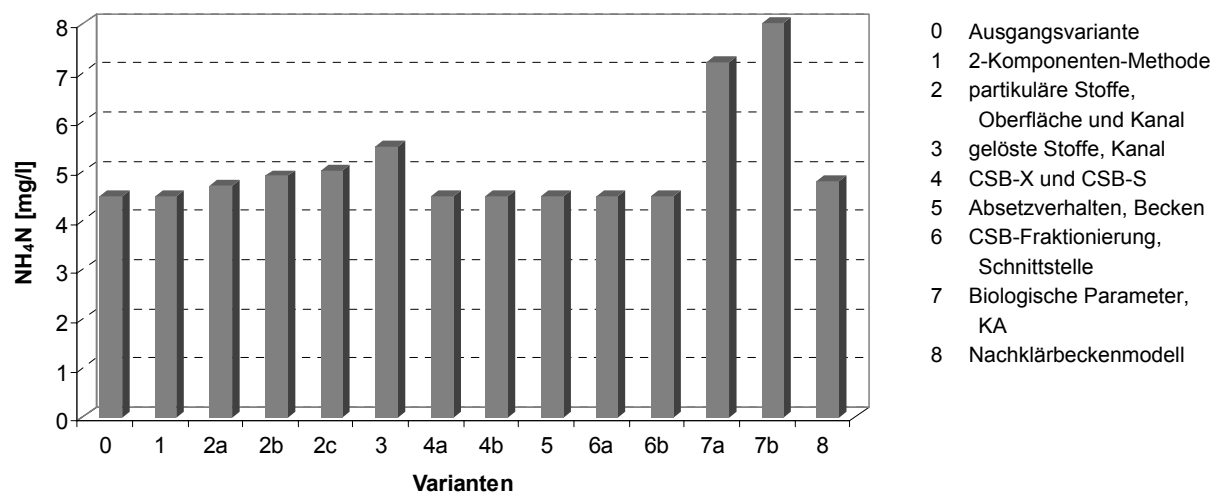


Bild 9-10 : Maximale NH₄N-Konzentrationen im Kläranlagenablauf im betrachteten Monat

Auch die in den Varianten 6a und 6b gegenüber Trockenwetterabfluss veränderte CSB-Fraktionierung im Mischwasserabfluss wirkt sich bei einigen Niederschlagsereignissen erhöhend auf die Ammoniumablaufkonzentrationen aus (vgl. Kapitel 7.2.1). Dies ist dem Bild Bild 9-10 nicht zu entnehmen, da die maximale Konzentration im gesamten Monat während Regen R28 auftritt und bei diesem Ereignis keine Erhöhung durch eine veränderte Fraktionierung auftrat.

10 ANWENDUNG DES MODELLS IN EINEM KLEINEN EINZUGSGEBIET

10.1 Ziele und Vorgehensweise

In diesem Kapitel kommt das gekoppelte Modell bestehend aus dem Schmutzfrachtsimulationsprogramm KOSMO und dem Kläranlagensimulationsprogramm SIMBA in einem realen Einzugsgebiet zur Anwendung. Es wird an einem kleinen Einzugsgebiet gezeigt, dass mithilfe des Modells bestimmte Phänomene im Entwässerungssystem und auf der Kläranlage auftreten und nachgebildet werden können. In bisherigen Untersuchungen wurden meist Messwerte im Zulauf der Vorklärung oder der Belebung für die Kläranlagensimulation benutzt. Relativ selten wurden mit Schmutzfrachtmodellen simulierte Ganglinien als Eingangsdaten verwendet /z.B. Schütze, 1998/. Ein Ziel der Modellanwendung besteht darin, zu klären, ob im betrachteten Einzugsgebiet die mithilfe der Schmutzfrachtsimulation erzeugten Ganglinien im Zulauf der Kläranlage insbesondere bei Niederschlagsereignissen für eine integrierte Simulation ausreichend genau sind.

Das erforderliche Messprogramm wurde so konzipiert, dass es auch für andere, nicht unbedingt wissenschaftliche Untersuchungen anwendbar ist. Das heißt, es wurde ein der ingenieurmäßigen Praxis angepasster Aufwand betrieben.

Neben der Betrachtung des Kläranlagenzulaufs bildet die Nachbildung des Kläranlagenablaufs einen weiteren Schwerpunkt. Hierbei soll untersucht werden, ob im betrachteten Einzugsgebiet Phasen mit Mischwasserzuflüssen mit derselben Fraktionierung und denselben kinetischen und stöchiometrischen Parametern wie Phasen mit Trockenwetterzuflüssen modelliert werden können.

Die Erkenntnisse aus den zuvor durchgeführten Sensitivitätsanalysen werden zur Kalibrierung des Modells und zur Durchführung der Simulationen genutzt.

10.2 Beschreibung der Messdatenerfassung

10.2.1 Messprogramm

Über einen Zeitraum von zwei Monaten wurde auf der Kläranlage Mehlbach, nördlich von Kaiserslautern, parallel zu den im Rahmen der Eigenüberwachung erhobenen Werten ein Messprogramm durchgeführt. Der erste Teil des Messprogramms erfolgte ausschließlich während Trockenwetterphasen im Mai 2001. Der zweite Teil der Beprobung wurde im Spätsommer Ende Juli/Anfang August durchgeführt und umfasste neben einem Trockenwettertagesgang drei Regenereignisse. Die wesentlichen Messparameter sind in Tab. 10-1 wiedergegeben. Zusätzlich wurde ein Niederschlagsgeber auf dem Kläranlagengelände aufgestellt, um die notwendige Datengrundlage für die Abflusssimulation zu erhalten. Laut Sitzmann /2001/ ist ein Niederschlagsgeber für eine Fläche von ca. 3 bis 5 km² ausreichend. Das gesamte kanalisierte Einzugsgebiet der Kläranlage umfasst weniger als 1 km². Während der Messkampagne im Mai 2001 konnten im Ablauf der Belebung mithilfe von online-Messgeräten die Ammonium- und Nitratkonzentrationen kontinuierlich erfasst werden. Im Spätsommer standen die online-Messgeräte nicht mehr zur Verfügung, so dass Stichproben genommen, die Proben auf der Kläranlage filtriert und im Labor der

Universität Kaiserslautern auf die für die Untersuchung wichtigen Stickstoffparameter analysiert wurden.

Tab. 10-1: Übersicht über die Datengrundlage zur dynamischen Simulation des Entwässerungssystems und der Kläranlage Mehlbach

Probenahmeort	Parameter	Probenart während TW	Probenart während RW
Zulauf	CSB _{hom}	24h-MP und Tagesgänge	1h-MP
	NH ₄ N	24h-MP und Tagesgänge	1h-MP
	TKN, NO ₃ N	24h-MP	1h-MP*
	AFS, GV, BSB ₅	24h-MP	1h-MP*
	k _s	Tagesgänge	1h-MP*
	S _s	Stichproben	Stichproben
	Q	kontinuierlich	kontinuierlich
Belebungsbecken	TS, oTS, ISV	Stichproben	Stichproben
	O ₂	kontinuierlich	kontinuierlich
	CSB/TS	Stichproben	Stichproben
	TKN/TS	Stichproben	Stichproben
Ablauf Belebung	NH ₄ N, NO ₃ N	kontinuierlich bzw. Stichproben	kontinuierlich bzw. Stichproben
Rücklaufschlamm	TS, NO ₃ N	Stichproben	Stichproben
Ablauf Nachklärung	CSB _{fil} , AFS,	24h-MP und Tagesgänge	1h-MP
	NO ₃ N, NH ₄ N	24h-MP und Tagesgänge	1h-MP

* Bestimmung erfolgte in ca. jeder zweiten 1-h-MP

10.2.2 Niederschlagsereignisse

Im Rahmen des Messprogramms wurden drei Ereignisse beprobt. Während der ersten Messphase bei Regen konnten zwei Niederschlagsereignisse (Regen 1a und 1b) erfasst werden, wenn man ein Regenereignis so definiert, dass ein Ereignis dann beendet ist, wenn die Becken zu Beginn eines erneuten erhöhten Zuflusses leer sind bzw. der Abfluss zur Kläranlage die Größe des Trockenwetterzuflusses erreicht. Während der Regen 1a vollständig beprobt wurde, konnten von dem Niederschlag 1b nur die ersten 9 Stunden Anfang erfasst werden. In der Tab. 5-3 ist der Beginn des ersten Regenereignisses aufgrund der gewählten Trennkriterien bei der Abflusssimulation bereits am 2.8.2001 um 23:35 Uhr. Da der lediglich fünf Minuten anhaltende geringe Niederschlag von ca. 0,1 mm keinen erhöhten Abfluss zur Folge hat, sprangen die Probennehmer nicht an (vgl. Bild 10-1). Das zweite Ereignis besteht aus zwei kurzen Niederschlagsphasen von jeweils ca. drei Stunden. Auffällig ist die lange Entleerungszeit der Stauraumkanäle bei der zweiten Regenphase. Hierzu ist grundsätzlich anzumerken, dass relativ viel Fremdwasser in das Entwässerungssystem gelangt.

Tab. 10-2: Kenndaten der gewählten Niederschlags- und der Entlastungsereignisse aus den Messdaten und der Schmutzfrachtsimulation

	Höhe [mm]	Dauer (einschließlich Entleerung)	Entleerungs- dauer	Beginn	Ende (einschließlich Entleerung)	Entastungs- volumen [m ³]
Regen 1a	6,8	14h 20min (26h 25min)	12h 05min	2.8. 23:35h	3.8. 13:55h (4.8. 02:00h)	Regen 1a + 1b: 1.665
Regen 1b	18,2	9h 15 min (27h 50min)	18h 35min	4.8. 03:10h	4.8. 12:25 (5.8. 07:00)	
Regen 2	4,6	40 min (13h 20min)	12h 40min	10.8. 17:10h	10.8. 17:50 (11.8. 6:30)	70

In den Bildern 10-1 und 10-2 sind der Niederschlags- und der Abflussverlauf sowie der jeweilige Zeitraum des Messprogramms im Zulauf dargestellt. Die Beprobung der anderen Probenahmeorte erfolgt unter Berücksichtigung der Aufenthaltszeiten in der Belebung und der Nachklärung. Die dem Regen 1a vorangegangene Trockenperiode betrug 9 Tage. Der letzte Niederschlag vor dem Ereignis 2 fiel am 8.8. mittags, das heißt nur 1,5 Tage vor dem betrachteten Ereignis. Damit sind die Ereignisse hinsichtlich der Tageszeit und des vorhandenen Stoffpotenzials auf der Oberfläche zu Regenbeginn unterschiedlich.

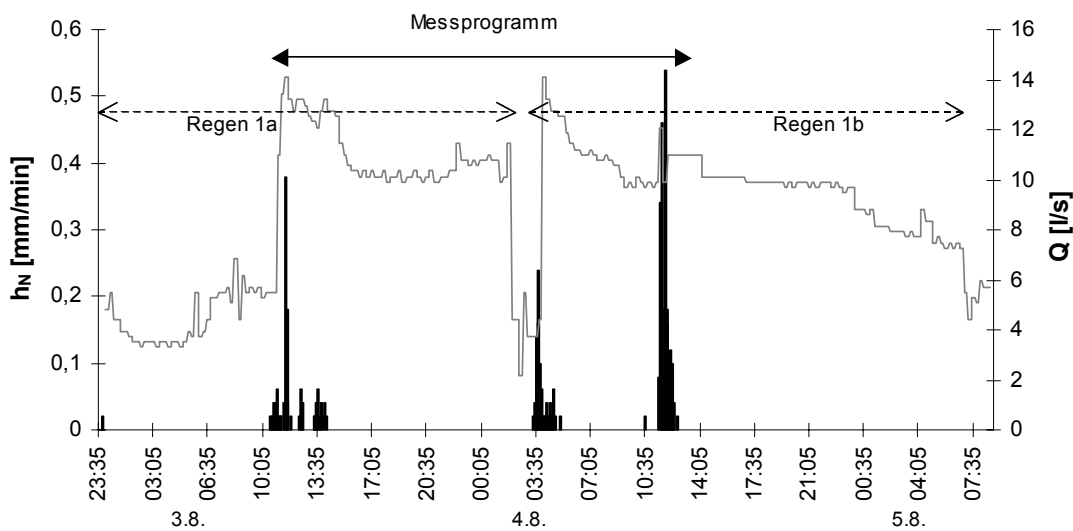


Bild 10-1: Niederschlagsverlauf und Kläranlagenzulauf während der Regenereignisse 1a und 1b

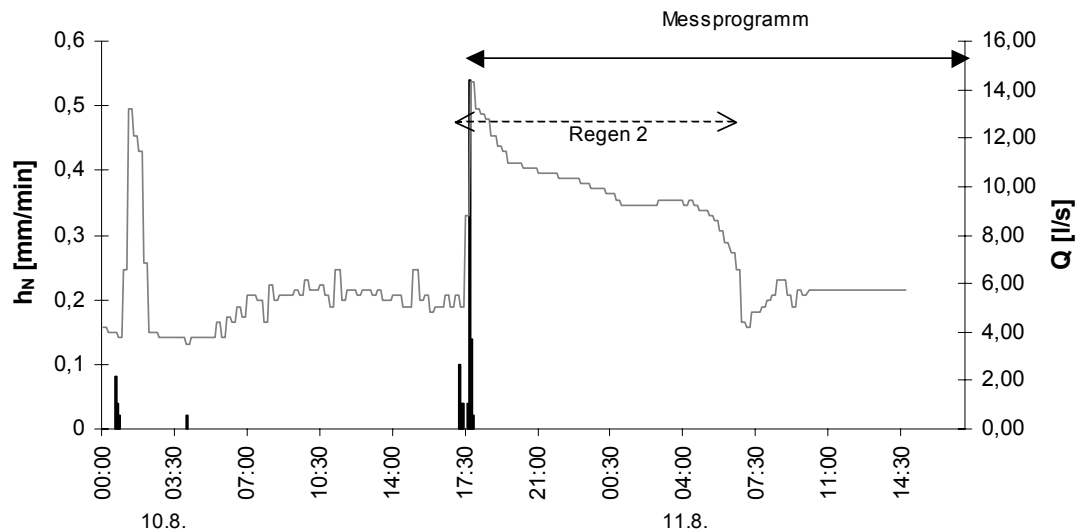


Bild 10-2: Niederschlagsverlauf und Kläranlagenzufluss während des Regenereignisses 2

10.2.3 Analyse der Messdaten

Die Messdaten wurden zunächst anhand von Verhältniswerten auf ihre Plausibilität überprüft. Es kann gleichzeitig festgestellt werden, ob sich die Zusammensetzung des Trocken- und Mischwasserabflusses im Mittel voneinander unterscheidet.

Es bleibt festzuhalten:

- Das $BSB_5:CSB$ -Verhältnis ist während Mischwasserzufluss bei allen Niederschlagsereignissen geringer als während Trockenwetterzufluss, d.h. der Anteil biologisch leicht abbaubarer Stoffe nimmt ab.
- Das $NH_4N:TKN$ -Verhältnis nimmt bei allen Niederschlagsereignissen während Mischwasserzufluss ab, d.h. der Anteil organischer Stickstoffverbindungen ist höher.
- Die Alkalität ist bei allen Niederschlagsereignissen während Mischwasserzufluss geringer.

Damit bestätigen sich im untersuchten Einzugsgebiet weitgehend die in Kapitel 2.1 bereits allgemein genannten Phänomene bei Regenwetter.

Weiterhin wurde der zeitliche Verlauf der Konzentrationen während der Niederschlagsereignisse betrachtet und hinsichtlich unterschiedlicher Kriterien analysiert. Zum einen wurden mittlere Konzentrationen c_m während Trockenwetterabfluss anhand der Messwerte für verschiedene stoffliche Parameter festgelegt, um den Verlauf der Konzentrationen während des Mischwasserabflusses in Relation zum Trockenwetterabfluss analysieren zu können (normierte Konzentrationen). Zum anderen wurden mit derselben Zielsetzung sog. Frachtsummenkurven erstellt.

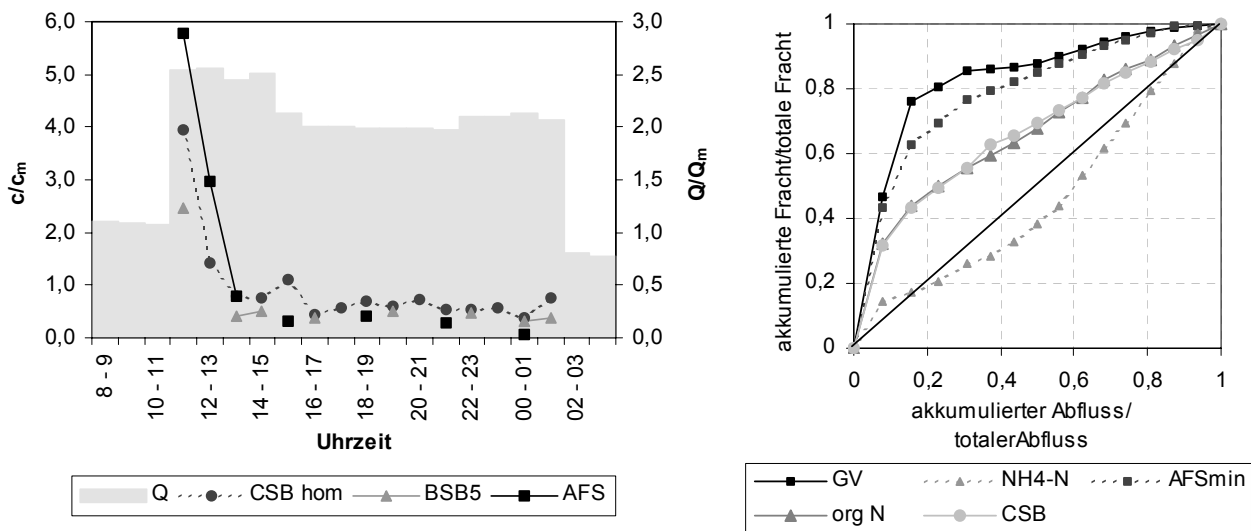


Bild 10-3: Ganglinien der normierten Konzentrationen und Frachtsummenlinien für verschiedene Parameter, exemplarisch für Regenereignis 1a (c_m ...mittlere Konzentration bei TW, Q_m ...mittlerer Abfluss bei TW)

Der Ganglinienverlauf während der beprobten Niederschlagsereignis führt zu folgenden Schlussfolgerungen:

- Bei Ereignis 1a ist ein Anstieg des Abflusses vor der Verdünnungswirkung durch Regenwasserabfluss erkennbar.
- Es ist ein Spülstoß bezüglich partikulärer Stoffe bei allen Niederschlagsereignissen erkennbar. Am ausgeprägtesten ist er bei dem ersten Ereignis, was mit der relativ langen vorangegangenen Trockenwetterperiode zusammenhängen kann.
- Eine Verdrängung gelöster trockenwetterbürtiger Stoffe ist in geringem Umfang nur bei dem Niederschlagsereignis 1a festzustellen (vgl. Bild 10-3). Die auftretende Fracht in der ersten Stunde des Ereignisses ist jedoch nur geringfügig höher als die üblicherweise zu diesem Zeitpunkt zufließende stündliche Fracht und überschreitet die im gesamten Tagesverlauf auftretenden maximalen stündlichen Frachten nicht.
- Die Dauer der vorangegangenen Trockenperiode beeinflusst die Zulauffrachten.
- Bei dem Ereignis 2 ist ein sehr ausgeprägter Beckenentleerungsstoß bezüglich der CSB-Frachten zu erkennen.

Bei den beprobten Niederschlagsereignissen konnten somit wesentliche in der Literatur beschriebene Phänomene bestätigt werden.

10.3 Modellierung des Entwässerungssystems

10.3.1 Beschreibung des Einzugsgebietes und des Entwässerungssystems

Das Einzugsgebiet, die Ortsgemeinde Mehlbach, gehört der Verbandsgemeinde Otterbach an, welche im Landkreis Kaiserslautern liegt. Die Verbandsgemeinde Otterbach wird im Flächennutzungsplan als ländlicher Raum bezeichnet. Die ursprünglich starke landwirtschaftliche Prägung ist in dem letzten Jahrzehnt auf 9 landwirtschaftliche Betriebe zurückgegangen, von denen 4 als Nebenerwerb betrieben werden. Die Gemarkung Mehlbach umfasst 9 km², die Fläche des kanalisierten Einzugsgebietes beträgt ca. 34 ha. Mehlbach hat nach Daten der Verbandsgemeindestatistik 2001 1.229 Einwohner. Die Ortsgemeinde besteht aus einem alten Kern und hat sich von diesem aus in nördliche Richtung entlang zweier Täler weiterentwickelt.

Im Rahmen eines am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern durchgeführten Projektes wurde eine detaillierte Erhebung der befestigten Flächen auf der Grundlage digitalisierter Katasterpläne durchgeführt. Bei der Erfassung der Hofflächen, Stellplätze, Zufahrten, Terrassen und Garagen wurden Luftbildaufnahmen herangezogen und Vorortbegehungen durchgeführt /Leinweber und Schmitt, 1998/.

Topographie

Die Geländeneigung in Mehlbach beträgt bis zu 12%, was sich bei den Sohlgefällen der Kanäle widerspiegelt (bis zu 9%). Es ist daher nicht davon auszugehen, dass sich in den Kanälen nennenswerte Ablagerungen bilden.

Entwässerungssystem

Mehlbach wird hauptsächlich im Mischsystem entwässert. Lediglich 6% der gesamten befestigten Fläche sind durch eine Trennkanalisation erschlossen. Es existieren zwei hintereinandergeschaltete Stauraumkanäle. Der nördliche Stauraumkanal ist mit einer obenliegender Entlastung ausgebildet, d.h. er wirkt wie ein Fangbecken im Hauptschluss. Das Entlastungsbauwerk am südlichen Ortsrand ist ein Stauraumkanal mit untenliegender Entlastung und Beckenüberlauf. Die Volumina der Stauraumkanäle betragen 100 bzw. 137 m³. Die Abflussbegrenzung erfolgt an beiden Stauraumkanälen über Waagedrosseln. Der Zufluss zur Kläranlage, die 1995 fertiggestellt wurde, wird auf den zweifachen Trockenwetterabfluss begrenzt. Der Trockenwetterabfluss wird mithilfe der Messungen im Kläranlagenzulauf auf 5,1 l/s bestimmt. Es wurde eine Plausibilitätskontrolle mit den Wasserverbrauchswerten durchgeführt, die den Wert bestätigte. Eine Übersicht über das Entwässerungssystem enthält Anhang 7.

10.3.2 Modellerstellung und Kalibrierung

Basierend auf den Kanalisations- und Bauwerksplänen erfolgt die Erstellung eines Grobnetzes. Der Trockenwetterabfluss wird als Tagesgang eingegeben, dabei werden für den Abfluss und die stofflichen Parameter (CSB, TKN, NH₄N), den Messungen im Kläranlagenzulauf entsprechend, unterschiedliche Ganglinien verwendet. Aufgrund der Topographie und der Netzstruktur wird ein hydrologischer Ansatz zur Simulation des Kanalabflusses gewählt. Auf die weiteren Modellansätze wird an dieser Stelle nicht näher eingegangen, da sie denjenigen im Ausgangsmodell des Kapitels 2.4 und 3.4 entsprechen.

Im Kläranlagenzulauf beträgt der mittlere tägliche Trockenwetterzufluss in der Woche vor dem ersten beprobten Regenereignis ca. 440 m³/d. Während des beprobten Tagesganges am 30./31.7.2001 gelangen 441 m³/d zur Kläranlage. Das heißt, der Tag spiegelt die mittleren Verhältnisse gut wider. Auch die Verschmutzung liegt in einer für Mehlbach üblichen Größenordnung. Ob der zeitliche Verlauf der Belastungen an diesem Tag ebenfalls den mittleren Verhältnissen entspricht, kann mit den vorliegenden Messwerten nicht abschließend beurteilt werden. Die beprobten Tagesgänge im Mai verlaufen aufgrund des hohen Fremdwasseranteils wesentlich gleichmäßiger.

Die Kalibrierung erfolgt an dieser Stelle anhand der gemessenen Konzentrationsganglinien im Zulauf zur Kläranlage. Mit dem Schmutzfrachtmodell ergibt sich bei Trockenwetter erwartungsgemäß eine gute Übereinstimmung der gemessenen mit den simulierten Werten. Exemplarisch sind in Bild 10-4 die Q- und NH₄N-Ganglinie dargestellt. Aufgrund der kurzen Fließwege ist weder mit einem nennenswerten Vorabbau noch mit einer Vergleichmäßigung der Ganglinien im Kanalnetz zu rechnen. Es erscheint daher bei einem kleinen Einzugsgebiet hinreichend genau, die gemessenen Ganglinien auf die jeweiligen Zuflussstellen ins Kanalnetz zu verlagern.

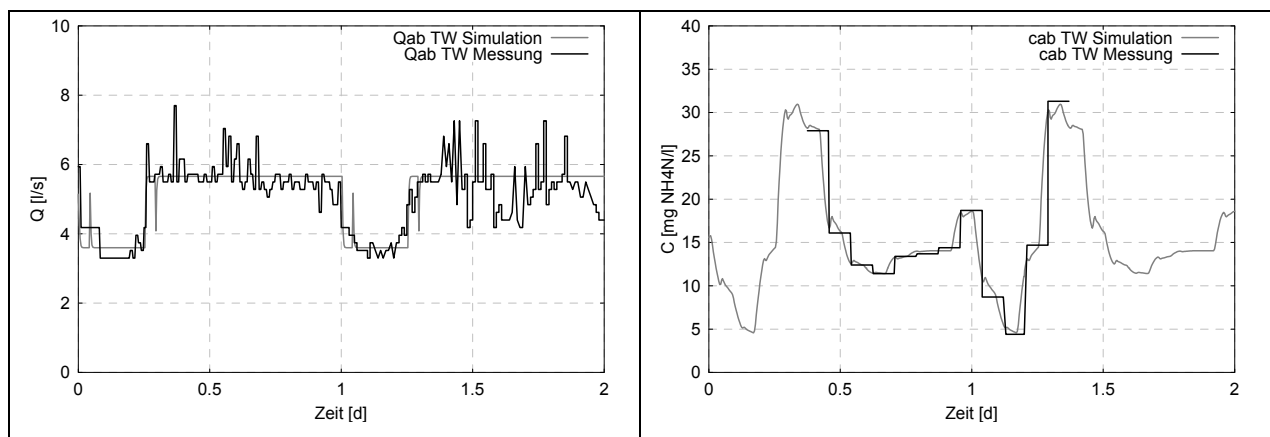


Bild 10-4: Zulaufganglinien zur Kläranlage (Q, NH₄N)

Der Konzentrationsverlauf des TKN wurde nicht im Tagesverlauf bei Trockenwetter gemessen. Es wird zunächst davon ausgegangen, dass der Verlauf demjenigen des Ammoniums bei Trockenwetter entspricht. Anhand der Ganglinien im Mischwasserzufluss zur Kläranlage wird diese Annahme überprüft.

Für die Kalibrierung der Modellparameter zur Nachbildung der stofflichen Prozesse bei Niederschlag wird das Regenereignis 1a herangezogen. Der Drosselabfluss an den Stauraumkanälen wird basierend auf den Abflussmessungen im Zulauf der Kläranlage bei Regenereignis 1a kalibriert. Dies ist möglich, da der Zufluss zur Kläranlage im feinen Gefälle erfolgt und die Entfernung mit ca. 400m relativ kurz ist. Die Ganglinien im Zulauf zur Kläranlage deuten darauf hin, dass der Abfluss sich nicht unabhängig vom Wasserstand im Stauraumkanal einstellt. Die „exakte“ Nachbildung der Abflüsse ist wegen ihrer Auswirkungen auf die Zulauffrachten und damit die Ablaufkonzentrationen der Kläranlage erforderlich. Es wird eine dreistufige Wasserstands-Abflussbeziehung verwendet und zunächst davon ausgegangen, dass sie den Ansprüchen der Kläranlagensimulation genügt. In Bild 10-5 sind exemplarisch die Abfluss- und Ammoniumganglinie in der Drossel bzw. im Zulauf der Kläranlage dargestellt.

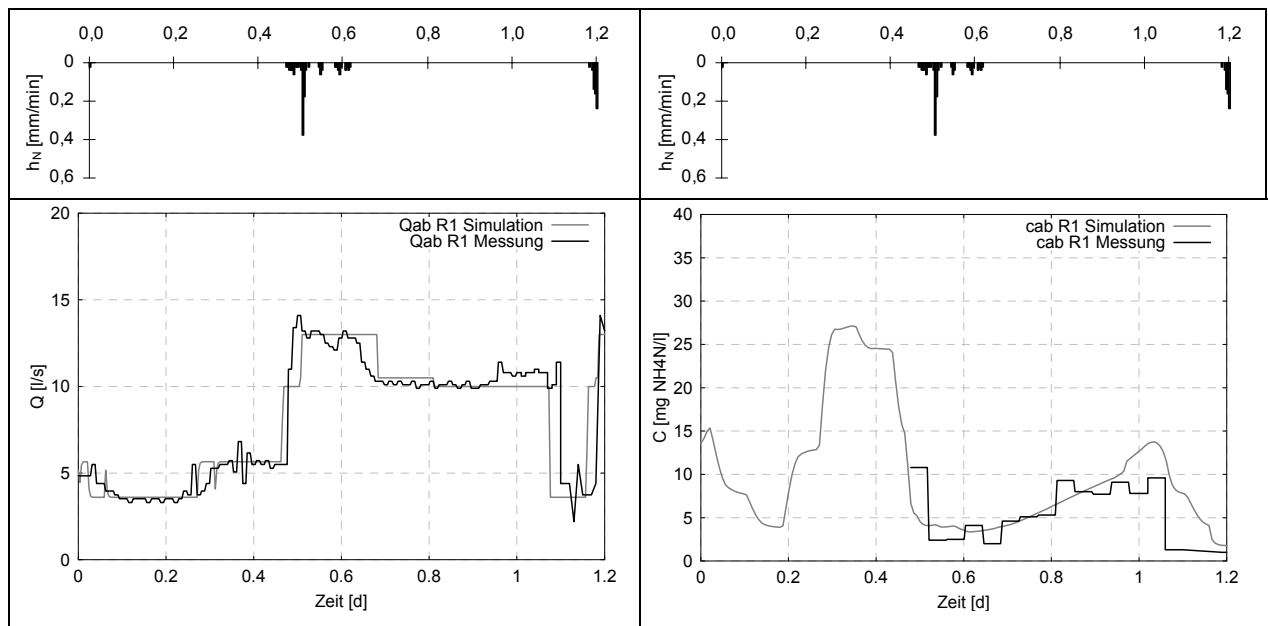


Bild 10-5: Niederschlags-, Zufluss- und NH_4N -Konzentrationsverlauf während des Regenereignisses 1a

Das Niederschlagsereignis 1a beginnt freitags um 10.00 Uhr und fängt mit relativ geringen Intensitäten an. Das führt dazu, dass die im Stauraumkanal gespeicherte Fracht aufgrund des geringen Mischverhältnisses bei Schmutzstoffen, die vorwiegend aus dem Trockenwetterabfluss stammen, z.B. Ammonium, zunächst relativ hoch ist. Da das Becken im Hauptschluss liegt, entspricht die Ablaufkonzentration zu jedem Zeitpunkt der Konzentration im Becken. Es erfolgt theoretisch während des Ereignisses eine kontinuierliche Abnahme der Konzentrationen im Becken. Während der Entleerungsphase steigt die Konzentration wieder an, da sich der Beckeninhalte mit dem zufließenden stärker verschmutzten Trockenwetterabfluss vermischt. Dieser Effekt ist deutlich an der Zulaufganglinie zu erkennen (vgl. Bild 10-5).

Gegenüber dem Trockenwettertagesgang müssen bei dem zur Kalibrierung herangezogenen Niederschlagsereignis 1a die mittleren Konzentrationen im Trockenwetterabfluss herabgesetzt werden (vgl. Tab. 10-3). Es zeigt sich, dass sich mit den Standardparametern (Akkumulations- und Abtragsparameter) eine relativ gute Übereinstimmung der gemessenen und simulierten Konzentrationsganglinien im Zulauf der Kläranlage ergibt. Eine Absetzwirkung in dem Stauraumkanal mit untenliegender Entlastung wird basierend auf den Messergebnissen nur in sehr geringem Umfang berücksichtigt.

Die Konzentrationen im Regenabfluss mussten gegenüber den Standardwerten herabgesetzt werden. Es wird zunächst von einer mittleren CSB-Konzentration im Oberflächenabfluss von 107 mg/l ausgegangen. In diversen Untersuchungen werden geringere Konzentrationen festgestellt, so dass der gewählte Wert von 64 mg CSB/l durchaus realistisch erscheint. Auch die Ammoniumkonzentration im Regenabfluss wird gegenüber den Standardwerten verringert. Bei den Parametern CSB und TKN tritt ein Spülstoß zu Beginn des Regenereignisses auf, was darauf hindeutet, dass der organische Stickstoff hauptsächlich in partikulärer Form vorliegt. Die Verifikation erfolgt mithilfe der anderen beiden beprobten Niederschlagsereignisse. Es werden dabei dieselben

Modellparameter zur Simulation der Vorgänge auf der Oberfläche und in den Becken sowie dieselben Trockenwettertagesgänge verwendet.

Tab. 10-3: Konzentrationswerte im Trocken- und Regenwetterabfluss während des Regenereignisses 1 und während Trockenwetterabfluss

		CSB	NH ₄ N	TKN
mittlere Konzentration im Trockenwetterabfluss c_t	mg/l	270/ 320*	13,6/ 15,6*	20
mittlere Konzentration im Regenabfluss c_r	mg/l	64	0,6	3,2
Maximales Potenzial auf der Oberfläche	kg	20	0,2	1,0

* erster Wert: Konzentration während der Trockenwetterphase, zweiter Wert: Konzentration während Regenwetterphasen

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass mit denselben Modellparametern bei den drei Niederschlagsereignissen eine zufriedenstellende Übereinstimmung bei den gemessenen und simulierten Zulaufganglinien resultierte. Lediglich die relativ hohe CSB-Fracht während der Beckenentleerungsphase während des zweiten Niederschlagsereignisses wird nicht in der gemessenen Höhe nachgebildet.

10.4 Modellierung der Kläranlage

10.4.1 Beschreibung des Verfahrenskonzeptes der Kläranlage

Die kommunale Kläranlage Mehlbach wurde 1995 in Betrieb genommen und ist für 1.400 EW zur gezielten Stickstoffentfernung einschließlich Denitrifikation ausgelegt. Der Schlamm wird im Belebungsbecken aerob stabilisiert. Derzeit sind rund 1.100 Einwohner angeschlossen. Die mittlere Belastung in den letzten Jahren lag im Jahresmittel bei rund 1.700 EW₆₀. Das ankommende Abwasser durchfließt zunächst eine Feinsiebanlage mit 5 mm Spaltweite und gelangt in einen belüfteten Sandfang. Es schließt sich ein Kombibecken mit außenliegender Belegung ($V = 420 \text{ m}^3$) und innenliegender Nachklärung ($A = 48 \text{ m}^2$, $V = 201 \text{ m}^3$) an. Das Nachklärbecken wurde mit einer Schlammvolumenbeschickung q_{sv} von $417 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ relativ vorsichtig bemessen. Der Sauerstoffeintrag erfolgt über am Boden verteilte Membranbelüfter. Die Belüftung erfolgt intermittierend über eine Zeit-Pausen Steuerung und wird während der Belüftungsphasen zusätzlich abgeschaltet, wenn der Sauerstoffgehalt im Becken einen bestimmten Wert überschreitet. Die Steuerung kann vom Klärpersonal je nach Auslastung der Kläranlage eingestellt werden. Der Rücklaufschlamm wird über ein oder zwei Pumpen mit einer Kapazität von jeweils 9 l/s ($778 \text{ m}^3/\text{d}$), je nach Zufluss, in die Belegung gefördert. Das heißt, bei Mischwasserzufluss wird ca. doppelt soviel Schlamm zurückgepumpt wie bei Trockenwetter. Das Verfahrensschema ist in Bild 10-6 dargestellt. Die Nachklärung ist vertikal durchströmt. Es erfolgt eine simultane Phosphorfällung durch Zugabe von Fällmittel (Fe III-Salz) im Ablauf des Belebungsbeckens. Das gereinigte Abwasser gelangt aus der Ablaufrinne des Nachklärbeckens in den Zulaufschacht der Schönungsteiche und von dort in den Mehlbach.

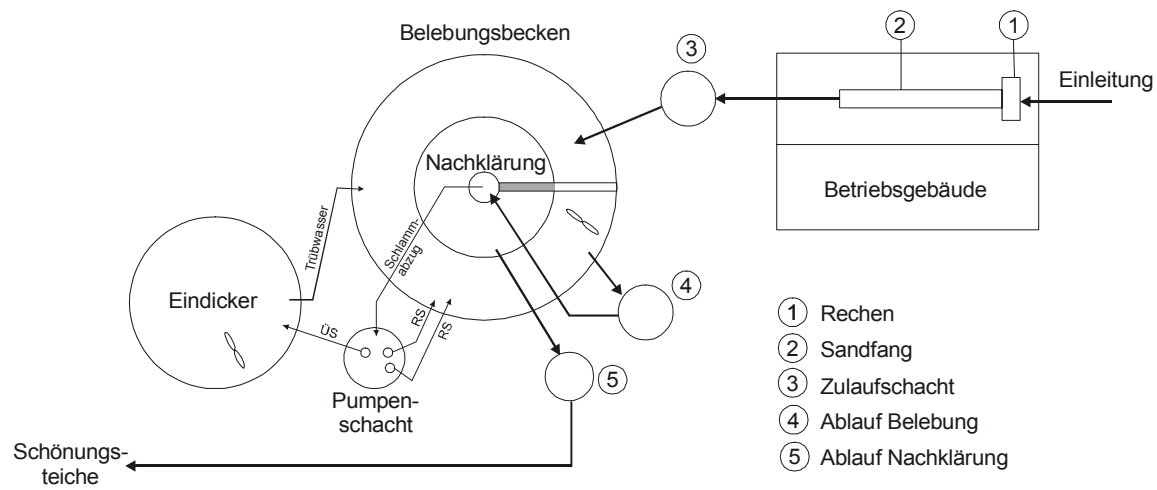


Bild 10-6: Verfahrensschema der Kläranlage Mehlbach

Sowohl im Zulauf (Schacht 3) als auch im Ablauf der Teiche werden die Volumenströme gemessen. Im Ablauf erfolgt dies mittels Venturigerinne und Ultraschallsonde, im Zulauf (nach dem Sandfang) durch eine induktive Durchflussmessung. Beide Abflussmessungen werden mittels Schreiber aufgezeichnet. Eine monatliche Bilanzierung der Zu- und Ablaufwassermengen zeigt eine weitgehende Übereinstimmung, so dass die Zulaufmessung als repräsentativ angesehen werden kann. Der Belebtschlamm wird in den Belebungsbecken aerob stabilisiert. Der anfallende Überschussschlamm (ca. 22 m³/d) wird in einen Voreindicker geleitet und ca. einmal im Monat abgeholt. Das Trübwasser wird direkt in die Belegung zurückgepumpt. Die weitere Schlammbehandlung findet auf der Zentralkläranlage Kaiserslautern statt.

10.4.2 Belastungscharakteristik und Reinigungsleistung

Die Belastungscharakteristik der Kläranlage Mehlbach wird für unterschiedliche Zeiträume betrachtet. Es liegen die ausgewerteten Daten der Betriebstagebücher der Jahre 1995/96 vor, die im Rahmen eines Projektes /Leinweber und Schmitt, 1998/ erhoben wurden. Weiterhin wird das Betriebstagebuch des Jahres 2000 ausgewertet. Es fällt auf, dass die zu behandelnden Abwassermengen im Jahr 2000 – sowie im Jahr 2001 – höher sind als diejenigen in den Jahren 1995 und 1996, während die Frachten nicht im gleichen Maße angestiegen sind. Dies ist auf den Anschluss von Brunnen im Ortsgebiet zurückzuführen.

An den einwohnerspezifischen Werten in Tab. 10-4 ist zu erkennen, dass die Zuflüsse konstant hoch sind und auch die Frachtbelastung höher ist als dies bei 1100 Einwohnern zu erwarten wäre. Es fällt dabei auf, dass insbesondere die organische Belastung hoch ist, während die Stickstoffbelastung eher im erwarteten Bereich liegt. Während der Messphase im Mai ist der Fremdwasseranteil aufgrund des nassen Frühjahrs noch sehr hoch. Ein Indiz hierfür sind die hohen Zulaufwassermengen. Die organische Belastung schwankt in der Messperiode sehr stark, die CSB-Frachten betragen zwischen 126 und 479 kg/d. Die Stickstoffwerte sind wesentlich ausgeglichener. Während der Messphase im Juli/August ist die Kläranlage wesentlich geringer belastet. Die Tendenz der geringeren Belastung in den Sommermonaten zeichnet sich auch im Jahr 2000 ab. Das C:N-Verhältnis liegt im Gegensatz zum Mai in einer üblichen Größenordnung.

Tab. 10-4: Belastungscharakteristik während verschiedener Zeiträume (24-h-MP)

	85%-Wert ¹⁾ bzw. Median ²⁾			ATV [l/(E·d)] bzw. [g/(E·d)]	Einwohnergleichwerte [EW]		
	95/96 ¹⁾	2000 ¹⁾	MK 5/2001 ²⁾ bzw. 8/2001		95/96	2000	MK 5/2001 bzw. 8/2001
Q [m ³ /d]	520	749	851/ 441	250	2080	2996	3404/ 1764
CSB [kg/d]	237	237	370/ 160	120	1975	1975	3083/ 1333
BSB ₅ [kg/d]	102	99	123/ 60	60	1700	1650	2050/ 1000
NH ₄ -N [kg/d]	10	13	10/ 7,2	8	1263	1613	1250/ 900
TKN [kg/d]			16/ 11,4	11			1455/ 1036
P _{ges} [kg/d]	2,5	3,3		2	1250	1650	-

MK...Messkampagne

Sowohl die Belastung als auch die Zusammensetzung des Zuflusses verändert sich während Regenwetter. Die CSB-Zulaufkraft ist im Mittel während Mischwasserzufluss höher als während Trockenwetterzufluss. Das CSB:BSB₅-Verhältnis steigt. Dagegen fällt auf, dass die Stickstoffbelastung relativ unbeeinflusst von der Witterung ist. Dies ist auf geringe Stickstoffkonzentrationen im Regen- und Fremdwasserabfluss zurückzuführen, die trotz der erhöhten Zuflussvolumina nicht zu einer Frachterhöhung führen.

In der Literatur wird von erhöhten Ammoniumfrachten während des Beginns der Mischwasserbeschickung berichtet. Dieser Effekt konnte in Mehlbach nicht beobachtet werden, wenngleich die Konzentration in der ersten Stunde des Niederschlagsereignisses 1a mit 10 mg/l höher ist als in den restlichen Mischproben. Jedoch treten bei demselben Niederschlagsereignis in der ersten Stunde des Mischwasserzuflusses erhöhte TKN-Frachten auf. Die Zulaufkraft betrug 1,9 g/h gegenüber ca. 0,5 g/h im Tagesmittel.

Tab. 10-5 Zuflusscharakteristik der Kläranlage Mehlbach, Juli/August

Datum	Zufluss [m ³ /d]	CSB [kg/d]	BSB ₅ [kg/d]	TKN [kg/d]	NH ₄ N [kg/d]	CSB:BSB ₅	BSB ₅ :TKN
31.7.2001 (TW)	441	160	60	11,4	7,2	2,6:1	4,9:1
3.8./4.8.2001 (Regen1)*	953	222	ca. 74	Ca. 12,4	5,4	3:1	6:1
10.8./11.8.2001 (Regen 2)	670	157	Ca. 62	Ca. 11,6	6,2	2,5:1	5,3:1

* Probennahme erfolgte insgesamt über 26 Stunden mit 2 Stunden Unterbrechung

Die Reinigungsleistung der Kläranlage Mehlbach ist als sehr gut zu bezeichnen. Die Stickstoffentfernung – sowohl die Nitrifikation als auch die Denitrifikation - erreicht einen Eliminationsgrad von über 90%. Die CSB-Ablaufwerte sind ebenfalls sehr gering. In den ersten Tagen des Monats Mai überschreiten die Ammoniumablaufkonzentrationen im Ablauf der Nachklärung zeitweise den Wert von 5 mg/l in der 2 Stunden Mischprobe. Dies lässt sich mit den vergleichsweise hohen Zulaufkräften und den relativ kurzen Belüftungsphasen im

Vergleich zu den unbelüfteten Phasen erklären. Während der Belüftungsphasen ist der Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken häufig kleiner als 1 mg/l. Eine Verlängerung der Belüftungszeiträume führt zu einer Verringerung der Ammoniumablaufkonzentrationen und einem Anstieg der Sauerstoffkonzentrationen in den belüfteten Phasen. Die veränderte Regelung ist auch an den Nitratlaufwerten deutlich zu erkennen.

Tab. 10-6: Mittlere Ablaufkonzentrationen

	1995	2000	Mai 2001	Juli/August 2001	Regen 1	Regen 2
CSB _{fi} [mg/l]	38	17,4	25,1	14	19 (17,2...22,6)	15 (11,8...18,1)
AFS [mg/l]	k.A..	k.A..	47,7	n.n.	66,7 (n.n....980)	6 (n.n....16)
BSB ₅ [mg/l]	14	3	-	-	-	-
NH ₄ -N [mg/l]	2,8	2,6	2,2 (3,3; 1,1)*	1,1	0,9	1,4
NO ₃ -N [mg/l]	11,2	2,6	0,9 (0,5; 1,4)*	2,0	1,7	1,9

n.n. nicht nachweisbar

* 1.Wert in der Klammer: Mittelwert vom 5.-7.5.2001, 2.Wert: 8.-10.5.2001

In der Messphase Ende Juli/Anfang August liegen die Ammoniumkonzentrationen im Ablauf der Nachklärung in der 2h-Mischprobe zeitweise bei 2 mg/l, meistens erreichen sie jedoch den Wert von 1 mg/l nicht. Die Nitratlaufkonzentrationen sind etwas höher, überschreiten jedoch den Wert von 3 mg/l zu keinem Zeitpunkt. Trotz der erwähnten erhöhten Stickstoffbelastung in der ersten Stunde des Niederschlagsereignisses kann eine Auswirkung auf die Ablaufkonzentrationen nicht festgestellt werden. Die Ammoniumkonzentrationen im Ablauf Nachklärung liegen auch während Mischwasserzufluss meistens unter 2 mg/l, zeitweise erreichen sie nach dem zweiten Regenereignis Werte bis zu 3,5 mg/l.

Signifikante Auswirkungen der Niederschlagsereignisse sind lediglich während des ersten Niederschlagsereignisses zu erkennen, bei dem es zeitweise zu AFS-Konzentrationen aufgrund von Schlammabtrieb von über 100 mg/l kommt.

10.4.3 Allgemeine Betriebsparameter während der Messphasen

Messphase im Mai

Schlamm

Während der Messphase im Mai waren ständig zwei Rücklaufschlammumpen in Betrieb, so dass ca. 1.560 m³/d Schlamm in das Belebungsbecken zurückgefördert wurden.

Belüftung

Die Belüftungsregelung wurde im Verlauf des Monats geändert. In der ersten Woche betrug die belüftete Phase 2,5 Stunden und die unbelüftete Phase 3 Stunden. Ab der zweiten Woche wurden die Zeiträume, in denen Sauerstoff eingetragen wurde, auf 3,5 Stunden erhöht. Die Umstellung zeigt sich in den 24h-Mischproben im Ablauf der Nachklärung sowie in den online gemessenen Ablaufwerten der Belebung. Am Tag vor der Umstellung

schwankten die Ammoniumkonzentrationen zwischen 3 und 7 mg/l. Leider fiel in dem Zeitraum die Nitratsonde aus, so dass über die Nitratkonzentrationen keine Messwerte vorliegen. Nach Verlängerung der Belüftungsphasen gingen die Ammoniumkonzentrationen signifikant zurück und erreichten in den belüfteten Phasen Werte nahe null. Die Nitratkonzentrationen schwankten zwischen nahezu 0 und 6 mg/l im Ablauf der Belebung.

Die Messphase im Juli/August wird ausführlicher dargestellt, da sie bei den Simulationen detailliert betrachtet wird.

Messphase im Juli/August

Das Schlammalter in der Anlage wird anhand der gemessenen TS-Gehalte in der Belebung und der abgezogenen Überschussschlammfracht bestimmt. Es errechnet sich ein für eine aerob stabilisierende Anlage sehr geringes Gesamtschlammalter von ca. 9 Tagen. Der Glühverlust von 60% deutet jedoch dennoch auf eine relativ weitgehende Mineralisierung hin. Der CSB-Gehalt im Belebtschlamm ist mit 1,5 gCSB/gTS überraschend hoch, wohingegen der Stickstoffgehalt im Belebtschlamm in einer üblichen Größenordnung liegt. Nowak /1997/ weist darauf hin, dass die Bestimmung des CSB mit Unsicherheiten behaftet ist. Der TS-Gehalt in der Belebung ist während der Messphase mit 2 g/l ebenfalls sehr gering. Der Überschussschlammabzug liegt in derselben Größenordnung wie während der Messphase im Mai, was darauf hindeutet, dass im Hinblick auf die aktive Biomasse im System zuviel Schlamm abgezogen wird. Da die Ablaufwerte jedoch eingehalten werden, weil die Zulaufbelastung gering ist, ist diese Betriebsweise aus Sicht des Betreibers – vor allem im Hinblick auf den relativ hohen Schlammvolumenindex und zeitweise auftretende Blähschlammprobleme - nachvollziehbar.

Temperatur

Während der beprobten Niederschlagsereignisse ist kein ausgeprägter Temperaturabfall im Zulauf erkennbar. Die Temperatur schwankt im Tagesverlauf während Trockenwetter zwischen ca. 15°C in den frühen Morgenstunden und ca. 20°C in der Mittagszeit. Während der ersten beiden beprobten Niederschlagsereignisse (1a und 1b) am 3. und 4.8.2001 schwankt die Temperatur geringfügiger zwischen 17 und 19°C. Am 11.8. werden minimale Werte bis zu 14°C im Kläranlagenzulauf gemessen (Regen 2).

Tab. 10-7: Charakterisierung der Schlammzusammensetzung und der Betriebsbedingungen

	MP 5/2001	7/8/2001	Regen 1	Regen 2
TS [g/l]	3,3	1,8	1,7	1,9
GV [%]	50	60	60	60
CSB/TS [gCSB/gTS]	1,2	1,5	1,5	1,2
N/TS [gTKN/gTS]	0,033	0,07	0,06	0,06
t _{TS} [d]	9	10		
Temp. [°C]	12	16	17...19	14...17

Schlamm

Über den gesamten Zeitraum der Trockenwetterbeobachtung war lediglich eine Rücklaufschlammpumpe in Betrieb, da der Zufluss unter $690 \text{ m}^3/\text{d}$ lag. Damit ergibt sich bei den im Jahresvergleich relativ geringen Zuflüssen von $440 \text{ m}^3/\text{d}$ ein vergleichsweise hohes Rückführverhältnis von 1,7. Während der Mischwasserzuflusszeiten waren zwei Pumpen in Betrieb. Es wurden über den gesamten Untersuchungszeitraum ca. $24 \text{ m}^3/\text{d}$ Überschussschlamm abgezogen. Lediglich während des ersten Niederschlagsereignisses am 3. und 4.8. wurde ca. 10% weniger Schlamm aus dem System entnommen.

Die Kläranlage wurde Ende Juli/ Anfang August mit einem Gesamtschlammalter von lediglich ca. 10 Tagen betrieben. Das aerobe Schlammalter wird mithilfe einer Auswertung der Sauerstoffmessungen im Belebungsbecken ermittelt, es beträgt ca. 6 Tage.

Belüftung

In der 2. Messphase wurde über einen Zeitraum von 3 Stunden belüftet, die unbelüftete Phase betrug 2,5 Stunden. Wie die Auswertung der gemessenen Sauerstoffganglinien gezeigt hat, ist während Trockenwetterzeiten von einem belüfteten Anteil von ca. 60% auszugehen. Während der belüfteten Phasen lag mit Ausnahme der Mittagsstunden der Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken fast ständig über 1 mg/l .

Die Sauerstoffganglinien im Belebungsbecken sind während der untersuchten Niederschlagsereignisse im August in Bild 10-7 dargestellt. Probleme mit der Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken traten nach dem zweiten Regenereignis bei wieder einsetzendem Trockenwetterabfluss auf. Über mehrere Belüftungsphasen, insgesamt ca. 1,5 Tage, lagen die Konzentrationen unter 1 bzw. $0,7 \text{ mg/l}$. Lediglich während der Nachtstunden wurde der Sollwert erreicht. Nach dem ersten Regenereignis erreichten die Konzentrationen den Ausschaltpunkt der Belüfteraggregate erst am 6.8. Da lediglich zwei Ereignisse beprobt wurden, können keine allgemeingültige Schlussfolgerungen gezogen werden.

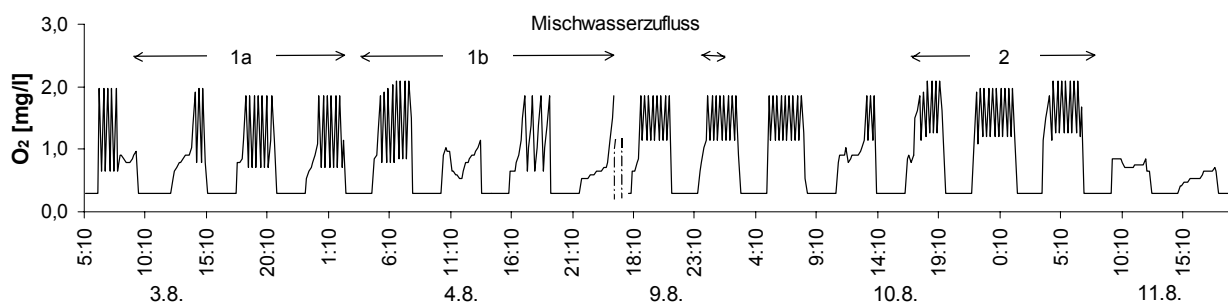


Bild 10-7 Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken während Trockenwetter- und Mischwasserzufluss

Ablaufkonzentrationen

Die ungenügende Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken während der belüfteten Phasen führte am 11.8. während der zwei Belüftungsphasen nach Regenende zu erhöhten Ammoniumkonzentrationen bis 6 mg/l im Ablauf des Belebungsbeckens. Leider lagen im weiteren Verlauf keine Messwerte mehr vor, um die Dauer der erhöhten Ablaufkonzentrationen feststellen zu können. Bei Regenereignis 1b wurde ebenfalls nicht lang genug beprobt um diesen Effekt feststellen zu können.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Kläranlage trotz des Verfahrenskonzeptes der aeroben Stabilisierung mit einem sehr geringen Schlammalter betrieben wird. Die Zulaufbelastungen überschreiten häufig die Bemessungsfrachten. Die Anlage ist daher geeignet für diese Untersuchung. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Kläranlage empfindlich auf den Lastfall Mischwasserbeschickung reagiert.

10.4.4 Modellaufbau und Kalibrierung

Das Kläranlagenmodell wird gemäß dem beschriebenen Verfahrenskonzept entwickelt (s. Anhang 6). Die Belüftung wird über eine Zeit-Pausen-Steuerung nachgebildet. Als Soll-Wert werden die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen bzw. beim Einfahren die gemittelten Sauerstoffkonzentrationen während des Belüftungszeitraums vorgegeben. Die Einstellung der gemessenen Sauerstoffkonzentrationen über eine Regelung hat sich bereits in der Arbeit von Thöle /1999/ als zweckmäßig erwiesen. Da im Rahmen dieser Arbeit der Schwerpunkt auf der Prüfung des verwendeten Modells liegt und nicht auf der Untersuchung unterschiedlicher Regelstrategien, kann diese Vorgehensweise als sachgerecht angesehen werden.

Bei der Simulation von intermittierend belüfteten Belebungsbecken ergeben sich gegenüber Anlagen, in denen die Nitrifikation und Denitrifikation getrennt ablaufen, einige Besonderheiten. Durch den schwankenden Sauerstoffgehalt laufen die Prozesse der Nitrifikation und Denitrifikation gegenläufig mit einer sich kontinuierlich ändernden Umsatzgeschwindigkeit ab. Die Monod-Beziehungen werden bei den schwankenden Konzentrationen in ihrem gesamten Kurvenverlauf durchlaufen, was die Kalibrierung einer Anlage mit einem derartigen Verfahrenskonzept erschwert. Nowak /1996/ empfiehlt, die maximale Wachstumsrate der Nitrifikanten soweit zu erhöhen, dass bei Sauerstoffkonzentrationen, die ein nicht limitiertes Wachstum erwarten lassen, dieses auch in der Simulation erreicht wird. Im Gegensatz dazu müssen die Halbwertskoeffizienten für die Ammoniumaufnahme K_{NH} und für die Sauerstoffaufnahme der autotrophen Biomasse K_{OA} abgesenkt werden, um bei geringen Substratkonzentrationen die Umsatzgeschwindigkeiten realitätsnah abbilden zu können. Thöle /1999/ hat mit einer verringerten Sterberate der Nitrifikanten eine gute Anpassung der Simulationsergebnisse an die Realität erzielt.

Im Rahmen der Arbeit wird auf eine stationäre Kalibrierung verzichtet und direkt eine dynamische Kalibrierung durchgeführt, das heißt es werden Tagesgänge verwendet. Diese Vorgehensweise wird nicht nur im Hinblick auf die Zielrichtung Mischwasserzufluss notwendig, sondern auch wegen des Verfahrenskonzeptes (intermittierende Belüftung) gewählt. Die dynamische Kalibrierung von intermittierend belüfteten Kläranlagen stellt sich vergleichsweise aufwändig dar /Thöle, 1999/, da sowohl die Sauerstoff- als auch die Stickstoffkonzentrationen erheblich schwanken.

Die Bemessung des vertikal durchströmten Nachklärbeckens erfolgte mit einer Schlammvolumenbeschickung von $417 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$. Dieser Ansatz setzt die Ausbildung eines geschlossenen Flockenfilters voraus. Da die Nachklärbeckenmodelle nicht in der Lage sind, einen Flockenfilter nachzubilden, wird um diesen Effekt nachzubilden, die Oberfläche des Beckens in der Simulation gegenüber der Realität erhöht. Es wird dabei eine Schlammvolumenbeschickung von $350 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ angenommen.

Während der Kalibrierung werden die gemessenen Zulaufganglinien bei Trockenwetter in einer Datei abgespeichert und diese als Zulaufbelastung verwendet. Das heißt an dieser Stelle erfolgt keine integrierte Modellierung, da die Rechenzeit zu hoch wäre. Zur Erzeugung des Einfahrzustandes und zur Kalibrierung führt diese Vorgehensweise jedoch zu keinem anderen Ergebnis als die gekoppelte Simulation.

Auf der Grundlage von Atmungsmessungen wird der leicht abbaubare Anteil S_s mit 10% des homogenisierten CSB angenommen. Der Anteil des gelösten inerten CSB S_i im Zulauf wird anhand der CSB_{fil} -Konzentrationen im Ablauf der Nachklärung zu ca. 4% bestimmt. Die übrigen CSB-Fractionen werden mithilfe der Simulation festgelegt.

Simulationsergebnisse der Kalibrierungsphase

Zur Kalibrierung der Kläranlage wird zum einen wegen der repräsentativeren Belastungscharakteristik und zum anderen wegen der zeitlichen Nähe zu den beprobten Regenereignissen der beprobte Trockenwettertagesgang Ende Juli/Anfang August herangezogen. Die Zulaufmengen sind in Tab. 10-5 angegeben. Wesentlich ist bei der Modellierung von intermittierend belüfteten Anlagen die Nachbildung der Sauerstoffkonzentrationen während der Belüftungsphase.

Ziel der Kalibrierung ist es, die Zulauffraktionierung mithilfe des Schlammabfalls, der Schlammzusammensetzung und der mittleren Ablaufkonzentrationen im Modell der Realität anzupassen. Die kinetischen und stöchiometrischen Parameter werden analog der Erkenntnisse von Nowak /1996/ und Thöle /1999/ variiert. Zur Kalibrierung dienen hierbei v.a. die Schwankungen der Stickstoffablaufkonzentrationen und die Mittelwerte im Ablauf der Belebung.

Im Nachklärbeckenmodell wird der Schlammvolumenindex (ISV) mit einem geringeren als dem Messwert berücksichtigt, da Blähschlamm nicht nachgebildet werden kann und die Ablaufwerte nicht darauf hindeuten, dass es zum Schlammabtrieb gekommen ist.

Tab. 10-8: Ergebnisse der Kalibrierung

	Messwerte*	Simulationsergebnisse
TS_{BB} [g/l]	1,8	1,8
ÜS [kg/d]	67	61
CSB/TS [gCSB/gTS]	1,5	1,5
N/TS [gTKN/gTS]	0,07	0,06
NH_4-N [mg/l]	1,1	1,1
NO_3-N [mg/l]	2,0	1,5
CSB_{gel} [mg/l]	14	19
CSB_{part} [mg/l]	n.n.	7

* Die angegebenen Schlammwerte berücksichtigen die fehlende Simulation der P-Fällung

Als Ergebnis der Kalibrierung ergibt sich die in Tab. 10-9 angegebene Fraktionierung. In der Tabelle sind ebenfalls die gegenüber den Standardwerten von Bornemann et al. /1998/ veränderten kinetischen und stöchiometrischen Parameter angegeben. Der inerte partikuläre

Anteil X_i wurde relativ hoch gewählt, damit die Schlammengen in der Simulation mit den Messwerten übereinstimmen.

Tab. 10-9: CSB-Fraktionierung und kinetische/ stöchiometrische Parameter

	Kommunales Abwasser *	MP 7/8/2001	Kinetische/ stöchio- metrische Parameter	Schwankungs breite 20°C**	MP 7/8/2001
S_i [%]	5...10	3	K_{NH} [gNH ₄ -N/m ³]	0,1...5,0	0,2
S_s [%]	10...30	10	K_{OA} [gO ₂ /m ³]	0,3...0,6	0,3
X_i [%]	10...30	30	K_{OH} [gO ₂ /m ³]	0,2...0,5	0,2
X_s [%]	30...60	47	$\mu_{A,max}$ [1/d]	0,3...1,5	1,1
X_{BH} [%]	5...25	10	k_h	1,0...10	3,0

* nach Henze, 1992; Liebeskind, 1999; ifak, 1997

** nach Bornemann et al., 1998; Liebeskind, 1999

Trotz der lediglich stichprobenartigen Beprobung des Ablaufes der Belebung ist in Bild 10-8 zu erkennen, dass die Schwankungen der Stickstoffkonzentrationen in der Simulation sowohl zeitlich als auch in ihrer Größenordnung mit den Messwerten übereinstimmen. Die Beprobung im Ablauf der Nachklärung erfolgte während Trockenwetter mittels 2h-Mischproben. Die in Bild 10-8 dargestellten Konzentrationsverläufe 'TW-Messung' sind daher gleichmäßiger als die kontinuierlich vorliegenden Konzentrationen aus der Simulation. Im Mittel beträgt die Ammonium-Ablaufkonzentration sowohl in der Simulation als auch in der Messung 1,1 mg/l. Der Vergleich gemessener und simulierter Nitratblaufwerte im Ablauf der Nachklärung weist eine zufriedenstellende Übereinstimmung auf. Probleme ergaben sich bei der Simulation durch die vergleichsweise langen unbelüfteten Phasen, in denen es zu anaeroben Zuständen kam und aufgrund von Hydrolysevorgängen leicht abbaubarer Kohlenstoff S_s aus langsam abbaubarem Substrat X_s gebildet wurde, welches nicht in die Biomasse eingebaut werden konnte. Dieser Effekt lässt sich auch mit einer extremen Veränderung der kinetischen und stöchiometrischen Parameter letztlich nicht vollständig ausschließen. Ob in der Realität ebenfalls anaerobe Zustände auftraten, kann nicht abschließend beantwortet werden. Es ist aufgrund der langen unbelüfteten Zeiten jedoch wahrscheinlich. In den Stichproben im Ablauf der Belebung lagen die Nitratkonzentrationen zumindest teilweise unterhalb der Nachweisgrenze.

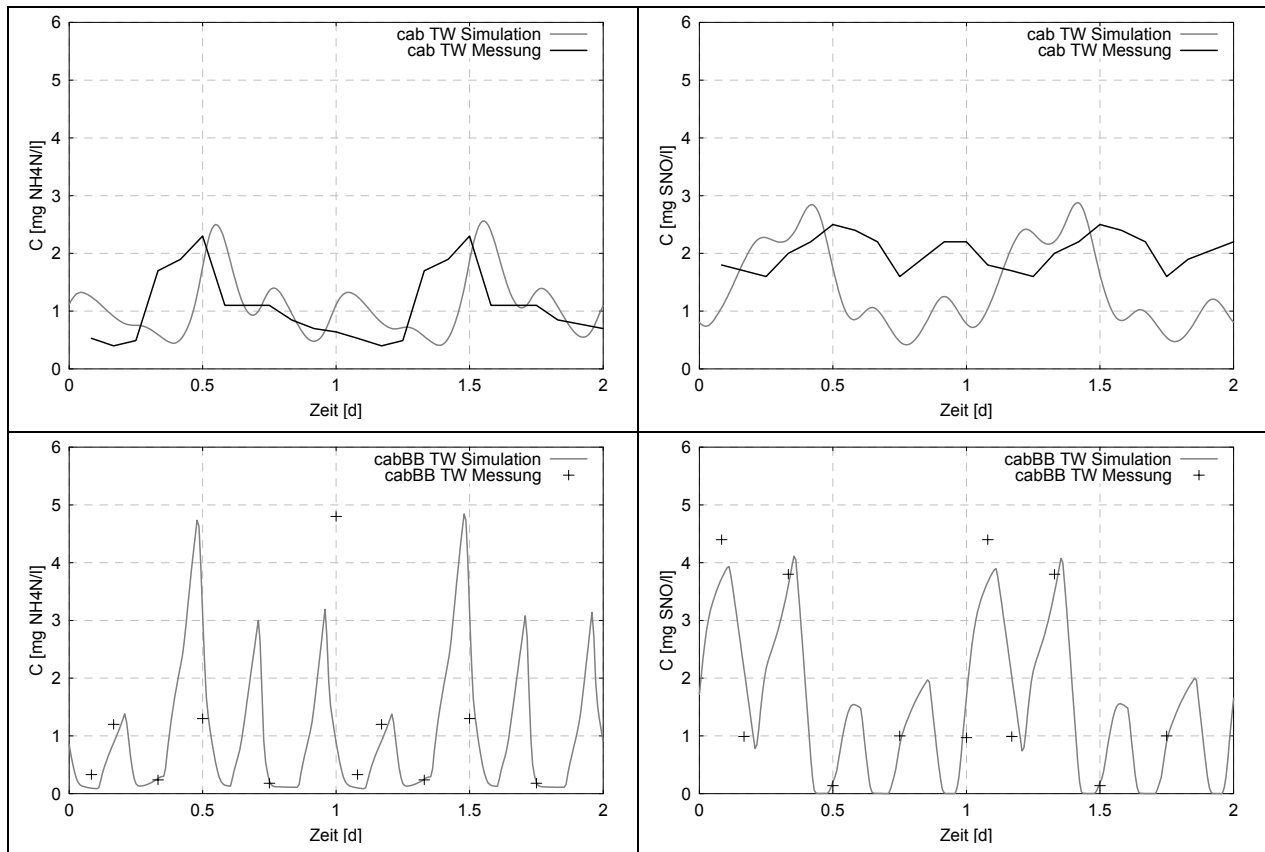


Bild 10-8 Stickstoffkonzentrationen im Ablauf Belebung und Ablauf Nachklärung

Zusammenfassend lässt sich nach der Kalibrierungsphase festhalten, dass die Schwankungen der Stickstoffablaufkonzentrationen infolge der intermittierenden Belüftung hinreichend genau nachgebildet werden können. Die Schlammzusammensetzung und der Schlammfall in der Simulation stimmen mit den Messwerten überein. Es ist also die Voraussetzung gegeben, eine dynamische Simulation des gesamten Abwassersystems über einen längeren Zeitraum durchzuführen.

10.5 Anwendung des gekoppelten Modells zur dynamischen Simulation von Regenerereignissen

Die Kopplung der beiden Programme KOSMO und SIMBA erfolgt wie in Kapitel 5.5.3 beschrieben. Es werden zunächst die Modellansätze und -parameter sowie die Erkenntnisse der Betriebsführung aus der Kalibrierung der beiden Teilsysteme verwendet, soweit sie für den Zeitraum zutreffen. Die Beurteilung der Güte der Modellierung erfolgt an zwei Stellen: im Zulauf und im Ablauf der Kläranlage. Der Schwerpunkt im Zulauf der Kläranlage liegt auf den Frachtganglinien der Parameter CSB, TKN und Ammonium, da sie für die Kläranlagenablaufkonzentrationen von großer Bedeutung sind. Im Kläranlagenablauf wird überprüft, ob die Ammonium- und Nitratkonzentrationen in ihrem zeitlichen Verlauf nachgebildet werden können. Die Güte wird mithilfe eines einfachen visuellen Vergleichs beurteilt.

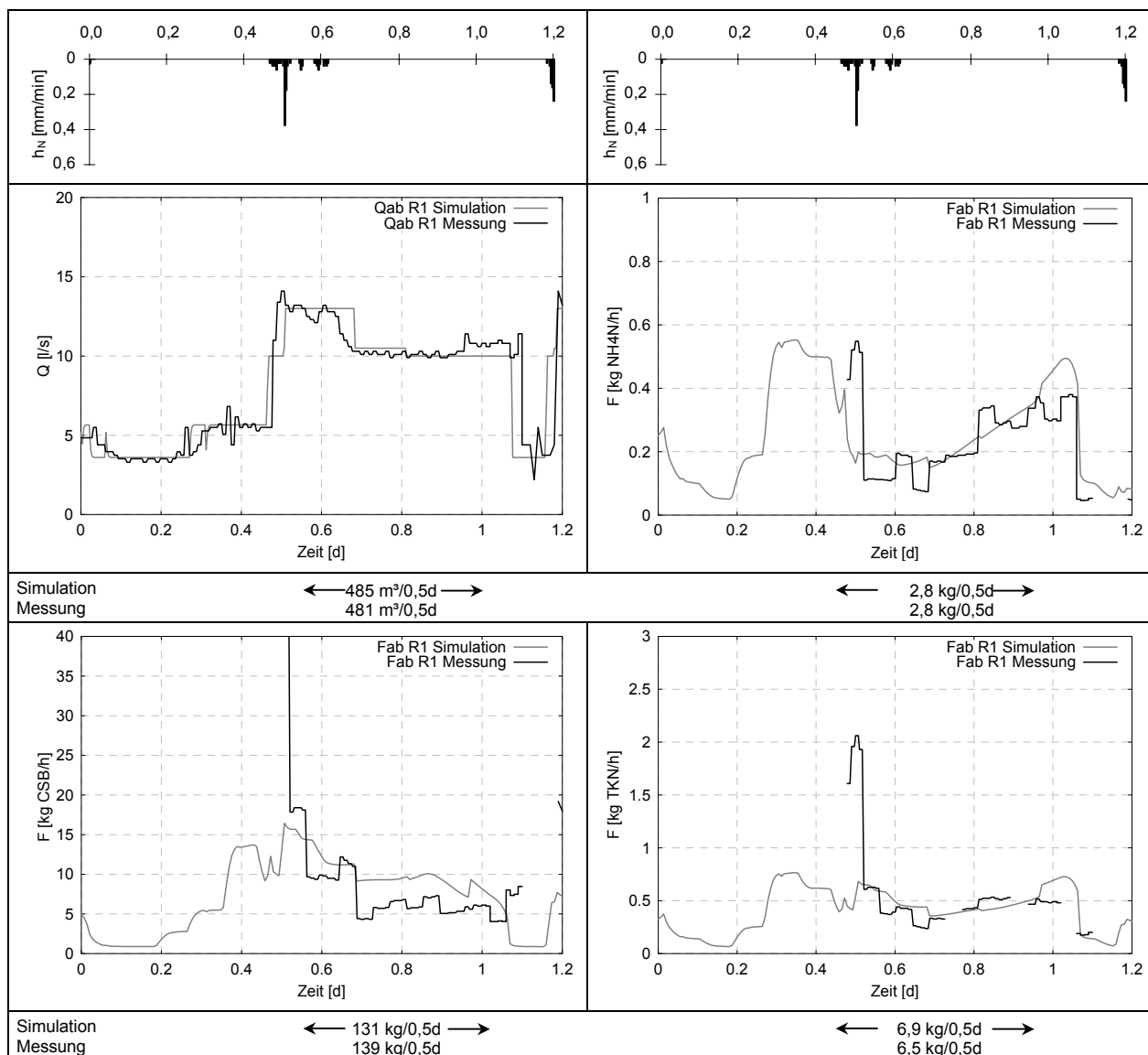


Bild 10-9: Niederschlagsverlauf, Zuflüsse und Zulauffrachten zur Kläranlage während des Regens 1a. Die Zulauffrachten während des ungefähr einen halben Tag anhaltenden Regenereignisses 1a stimmen weitgehend überein. Lediglich der Frachtstoß der teilweise partikulär vorliegenden Schmutzstoffe während der ersten Stunde des Niederschlagsereignisses R1a kann mit den verwendeten Modellparametern nicht nachgebildet werden. Die Modellparameter werden so gewählt, dass sie bei allen Ereignissen zu akzeptablen Ganglinien führen. Eine Überprüfung anhand der Regenereignisse 1b und 2 zeigt vergleichbare Übereinstimmungen zwischen Simulation und Messung. Die mithilfe der Schmutzfrachtsimulation gewonnenen Ganglinien werden zunächst als hinreichend genau angenommen.

In Bild 10-10 sind die Ammonium- und Nitratkonzentrationen im Kläranlagenablauf dargestellt. Es wird ein Zeitraum von 2 Tagen betrachtet. Eine Trennung wie im Zulauf in Regen 1a und 1b ist an dieser Stelle nicht sinnvoll. Bei Verwendung der kinetischen und stöchiometrischen Parameter sowie der Fraktionierung aus der Kalibrierung des Trockenwetterzeitraums werden v.a. die Nitratkonzentrationen im Ablauf der Belebung und Ablauf der Nachklärung während des Niederschlagsereignisses 1a unterschätzt ('Variante V10'). Auch der Verlauf der simulierten Ammoniumkonzentration im Ablauf ist nicht in vollem

Umfang zufriedenstellend. Die Betrachtung der mittleren Ablaufkonzentrationen zeigt eine leichte Überschätzung der Ammoniumkonzentrationen und eine etwas größere Unterschätzung der Nitratwerte.

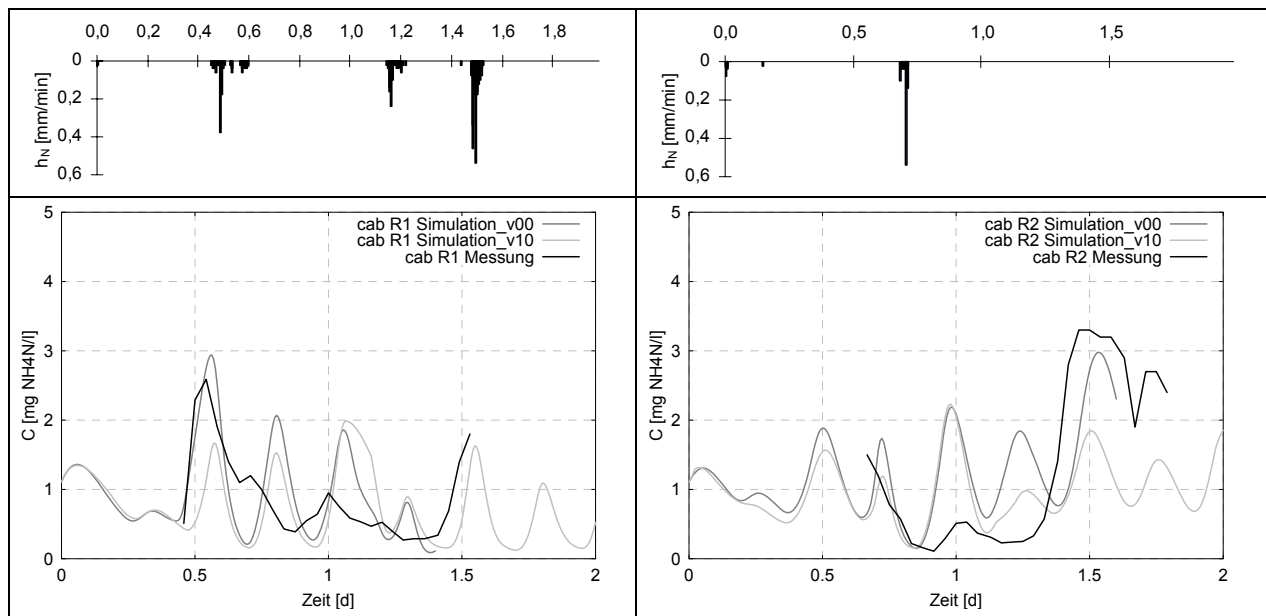


Bild 10-10: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Kläranlagenablauf (Varianten V00 und V10), Regen 1 und 2

Um auszuschließen, dass die aus der Schmutzfrachtsimulation resultierenden Zulaufganglinien für die Abweichungen verantwortlich sind, wird zunächst eine reine Kläranlagensimulation des Regenereignisses mit den gemessenen Ganglinien durchgeführt ('Variante V00'). Es zeigt sich, dass die etwas höhere Ammoniumkonzentration zu Regenbeginn besser nachgebildet wird, was vermutlich auf die ungenügende Nachbildung des TKN-Frachtstoßes im Zulauf bei Einsetzen des Niederschlags zurückzuführen ist. Bei den Nitratkonzentrationen im Ablauf ergibt sich keine Verbesserung. Dieselben Tendenzen können beim Regenereignis 2 beobachtet werden. Bei diesem Regenereignis treten keine erhöhten Ammoniumkonzentrationen zu Beginn, sondern erst nach Mischwasserzufluss auf. Diese Erhöhung, die unter anderem auf die geringen Sauerstoffkonzentrationen in der Belebung auch während der belüfteten Phasen zurückzuführen ist, kann mit den gemessenen Zulaufmengen ebenfalls besser modelliert werden. Die Schwankungen beim Ammonium sind in der Simulation nach wie vor zu stark ausgeprägt und die Nitratkonzentrationen zu gering.

Unstimmigkeiten zwischen simulierten und gemessenen Ablaufkonzentrationen können grundsätzlich unterschiedliche Ursachen haben. Es wird davon ausgegangen, dass die Verfahrensführung und die Temperatur in der Simulation auch während der Regenereignisse richtig nachgebildet wurden. Die Hydraulik bzw. die Strömungsverhältnisse in der Kläranlage Mehlbach sind von untergeordneter Bedeutung. Das Absetzverhalten in der Nachklärung dürfte für die Ammonium und Nitratlaufkonzentrationen unerheblich sein. Maßgebende Denitrifikationseffekte in der Nachklärung sind aufgrund der Nitratwerte im Ablauf ebenfalls eher unwahrscheinlich.

Im folgenden werden daher die nachstehenden beiden Unsicherheiten näher untersucht:

- Veränderte stöchiometrische und kinetische Parameter
- Getrennte Simulation der partikulären und gelösten CSB-Fractionen im Entwässerungssystem

Als Beurteilungskriterien werden die mittleren Konzentrationen und die Verläufe im Kläranlagenablauf herangezogen. Bei der Veränderung der kinetischen und stöchiometrischen Parameter werden die Besonderheiten des Kläranlagentyps und die Erkenntnisse aus den vorangegangenen Simulationen berücksichtigt. Dies führt zu der Überlegung, die Hydrolyserate zu verringern, um die Bildung leicht abbaubarer Kohlenstoffverbindung S_S aus X_S zu verlangsamen.

Die wichtigsten Erkenntnisse, die auf beide Regenereignisse zutreffen, werden im folgenden kurz zusammengefasst:

- ➔ Die Verringerung der Hydrolyserate führt zu der erwarteten höheren mittleren Nitratkonzentration im Ablauf. Der Verlauf der Ammoniumkonzentrationen ist tendenziell besser.
- ➔ Die getrennte Simulation der partikulären und gelösten CSB-Fractionen führt zu geringeren S_S -Frachten im Zulauf. Die Nitratkonzentrationen im Ablauf sind bei beiden Varianten jedoch nahezu identisch.

Die Beobachtung bei der zweiten Variante ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass der Anteil leicht abbaubarer CSB-Verbindungen aus dem Zulauf im Verhältnis zu demjenigen, der durch Hydrolyse in den anaeroben Phasen gebildet wird, nur sehr gering ist. Das bedeutet, dass bei einer intermittierend betriebenen Anlage mit langen unbelüfteten Phasen die getrennte Betrachtung der partikulären und gelösten CSB-Fractionen nicht so entscheidend ist.

10.6 Zusammenfassung und Diskussion

Es wurde eine integrierte Modellierung des Entwässerungssystems und der Kläranlage Mehlbach durchgeführt. Es zeigte sich, dass die Nachbildung der Trockenwetterganglinien mithilfe der Schmutzfrachtsimulation in einem kleinen Einzugsgebiet relativ einfach ist, während die Nachbildung von Regenereignissen erwartungsgemäß größere Probleme bereitet. In der Praxis der integrierten Modellierung erscheint eine Anpassung der Modellparameter für einzelne Ereignisse nicht praktikabel. Es wurde daher versucht, Modellansätze und -parameter bei der Simulation der Vorgänge auf der Oberfläche und im Entwässerungssystem zu verwenden, die bei allen Niederschlagsereignissen zu einer zufriedenstellenden Übereinstimmung der gemessenen und simulierten Ganglinien im Kläranlagenzulauf führen.

Zur Kalibrierung des Kläranlagenmodells wird ein Trockenwettertagesgang verwendet. Aufgrund der Betriebsweise der intermittierenden Belüftung mussten einige kinetische und stöchiometrische Parameter gegenüber den Standardwerten verändert werden. Hierzu wurden Erkenntnisse aus der Literatur verwendet. Es konnte festgestellt werden, dass bisher

wenige intermittierend belüftete Anlagen dynamisch simuliert wurden. Die Kalibrierung der Kläranlage Mehlbach zeigte, dass die Schwankungen der Stickstoffablaufwerte hinreichend genau nachgebildet werden können.

Die anschließende Simulation mehrerer Regenereignisse führte zu folgenden Erkenntnissen:

- Eine angemessene Nachbildung der Zulauffrachten erscheint wichtig für eine zufriedenstellende Modellierung der Konzentrationen im Kläranlagenablauf.
- Im Beispiel der Kläranlage Mehlbach trat zu Beginn des ersten Regenereignisses ein TKN-Frachtstoß auf, der zu kurzzeitig erhöhten Ammoniumkonzentrationen im Ablauf führt. Damit ist eine Nachbildung des stofflichen Verhaltens auf der Oberfläche und im Entwässerungssystem bei der integrierten Modellierung erforderlich. Die Verwendung mittlerer Konzentrationen im Regenabfluss wie in der 2-Komponenten-Methode und die Vernachlässigung des Absetzverhaltens in den Becken ist bei der integrierten Modellierung nicht ausreichend.
- Eine zufriedenstellende Simulation der Regenereignisse mit den kinetischen und stöchiometrischen Parametern und der Fraktionierung, wie sie aus der Kalibrierung von Trockenwetterzuflüssen resultierte, war nicht möglich.

Weiterhin lassen sich Empfehlungen an das Messprogramm formulieren, welches bei der betrachteten Betriebsweise vermutlich einer detaillierteren Beprobung bedarf.

- Der Zeitraum der Beprobung nach dem Regenereignis sollte mindestens einen Tag umfassen, da sich manche Effekte erst in der an die Mischwasserbeschickung anschließenden Phase mit Trockenwetterzufluss auftreten.
- Zusätzliche kontinuierliche Messungen des Schlammspiegels im Nachklärbecken, wie sie auf einigen größeren Kläranlagen vorhanden sind, tragen zu einem größeren Verständnis und damit einer besseren Modellierung der Prozesse in der Nachklärung bei.
- Messungen an den Regenentlastungen wie Höhenstandsmessungen im Becken bzw. die Erfassung des Entlastungsabflusses würden zur Plausibilitätsprüfung der Zulaufganglinien beitragen.

Sinnvoll sind auf jeden Fall zwei zeitlich getrennte Messphasen, um das zunächst erstellte Messprogramm ggf. auf die besonderen Randbedingungen des Einzugsgebietes und der Kläranlage anpassen zu können.

11 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Derzeit werden in vielen Ländern Simulationsmodelle aus den Bereichen Entwässerungssystem und Kläranlage miteinander gekoppelt, um verschiedene Planungs- und Betriebsvarianten im gesamten Abwassersystem miteinander vergleichen zu können. Hierbei werden zumeist vorhandene Programme oder Modellansätze für die Vorgänge auf der Oberfläche, im Entwässerungssystem und auf der Kläranlage verwendet, die ursprünglich für andere Fragestellungen entwickelt und in der Vergangenheit mit Erfolg eingesetzt wurden.

Die Literaturrecherche, insbesondere die Betrachtung bisher durchgeführter Arbeiten im Bereich der „integrierten Modellierung“, zeigt, dass eine Vielzahl an Vorgehensweisen hinsichtlich Kopplungsansätze, betrachtete Stoffparameter und Simulationszeiträume bei der integrierten Modellierung existieren. Weiterhin kommen sehr unterschiedlich detaillierte Modellansätze zur Anwendung. Von einer international zusammengesetzten Arbeitsgruppe (COST 682 working group on integrated modelling) wurden für, aus konkreten Gewässerproblemen abgeleitete, Zielgrößen unbedingt erforderliche Modellansätze genannt. Ähnliche Ansätze oder gar eine teilweise Umsetzung in Richtlinien oder Empfehlungen existieren auf nationaler Ebene nicht.

Die Zusammenstellung der Unsicherheitsbereiche bei der integrierten Modellierung und ihre Bedeutung für das Entlastungsverhalten einerseits und den Kläranlagenablauf andererseits deuten darauf hin, dass große Defizite hinsichtlich der Beurteilung von Auswirkungen der Unsicherheiten über die Systemgrenze hinweg bestehen. Das heißt, eine Einschätzung der Sensitivität des Kläranlagenablaufs im Hinblick auf unterschiedliche Modellansätze und -parameter im Bereich der Simulation des Entwässerungssystems ist derzeit nur mit großen Unwägbarkeiten möglich.

Es wird davon ausgegangen, dass die im folgenden genannten Unsicherheiten bei der integrierten Modellierung einer genaueren Untersuchung bedürfen. Auf diese treffen die beiden folgenden Eigenschaften zu. Zum einen bestehen für den Modellanwender erhebliche Schwierigkeiten bei der Auswahl von Modellansätzen und/ oder bei der Festlegung von Modellparametern. Zum anderen können die Auswirkungen auf die im „Gesamtsystem“ relevanten Einleitstellen „Entlastung“ und „Kläranlagenablauf“ nach einer ersten Einschätzung groß sein.

- Stoffliche Prozesse auf der Oberfläche (Modellansätze und -parameter), partikuläre Stoffe
- Stoffliche Prozesse im Kanal (Modellparameter), partikuläre und gelöste Stoffe
- Absetzverhalten in den Regenbecken (Modellparameter), partikuläre Stoffe
- CSB-Fraktionierung an der Schnittstelle
- Biologische Prozesse in der Belebung
- Sedimentation im Nachklärbecken

Mit Hilfe von Sensitivitätsanalysen wird ein Beitrag zur Beantwortung der folgenden Fragen geleistet.

1. Sind die bisher verwendeten Modellansätze für den Anwendungsbereich „integrierte Betrachtung“ geeignet bzw. an welchen Stellen sind detailliertere Ansätze notwendig?
2. Welche Modellansätze und Modellparameter wirken sich auf gewässerökologisch relevante Emissionskriterien aus?
3. Welche Modellansätze und –parameter wirken sich sensitiv auf die maximalen Konzentrationen im Kläranlagenablauf aus?

Zur Beantwortung der ersten Frage werden zunächst Plausibilitätskontrollen für einzelne Regenereignisse durchgeführt. Dabei werden Ganglinien an unterschiedlichen Stellen und mittlere Konzentrationen in unterschiedlichen Abflussarten betrachtet. Diese werden mit Literatúraussagen und dem allgemeinen Kenntnisstand über die Vorgänge im Abwassersystem verglichen und überprüft. Mithilfe der detaillierten Betrachtung konnte ein Beitrag zu einem besseren Systemverständnis der integrierten Modellierung bezüglich der Wirkungen unterschiedlicher Modellansätze und –parameter geleistet werden.

Eine eindeutige und abschließende Beantwortung der ersten Frage ist mit einer Arbeit nicht zu erreichen. Dazu ist die Aufgabenstellung zu komplex und eine Betrachtung unterschiedlicher Einzugsgebiete und Kläranlagen und damit eine breitere Datenbasis zur Absicherung der Aussagen erforderlich. Aus den durchgeführten Sensitivitätsanalysen lassen sich jedoch einige Problemfelder definieren.

Grundsätzlich ist zu sagen, dass eine Kopplung von Modellansätzen aus den Bereichen Entwässerung und Abwasserreinigung weitgehend zu nachvollziehbaren Ganglinienverläufen führt. Es bestätigen sich bekannte, häufig gemessene Zusammenhänge. Exemplarisch seien hier die im Entlastungsabfluss auftretenden mittleren ereignisspezifischen CSB- und Ammoniumkonzentrationen genannt und die bei Mischwasserzufluss zur Kläranlage auftretenden erhöhten Ammoniumkonzentrationen sowie die verringerten Nitratkonzentrationen im Kläranlagenablauf.

Aus dem Vergleich unterschiedlicher Modellansätze und –parameter **im Entwässerungssystem** können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- Erfolgt eine maßgebende Verdrängung gelöster schmutzwasserbürtiger Verbindungen kann dies durch Messprogramme vor allem im Entlastungsabfluss von Regenbecken oder Regenüberläufen festgestellt werden. Eine Modellierung der Prozesse ist in diesen Fällen erforderlich.
- Die Verwendung eines Modellansatzes für das Absetzverhalten in Regenbecken kann sich auf das Entlastungsverhalten auswirken. Für den Kläranlagenablauf ist er eher von untergeordneter Bedeutung.

Bei der detaillierten Betrachtung im Zuge der Sensitivitätsanalysen wurden einige Schwächen sichtbar, die auf die bisher häufig gewählte Vorgehensweise bei der integrierten Modellierung zurückgeführt werden können. In einer Vielzahl von Studien wurde der CSB als Parameter bei der Simulation des Entwässerungssystems gewählt und es erfolgte eine

konstante Fraktionierung an der Übergabestelle zur Kläranlagensimulation. Im folgenden wird auf zwei damit verbundene Problemfelder hingewiesen.

Während Mischwasserzufluss treten aufgrund von Abtragsvorgängen auf der Oberfläche und aufgrund von Remobilisierungsprozessen im Kanal erhöhte CSB-Konzentrationen im Kläranlagenzulauf auf. Dies ist mit Hilfe der Schmutzfrachtsimulation modellierbar. Durch die konstante Fraktionierung an der Schnittstelle führt dies bei der integrierten Modellierung zu einer Erhöhung aller CSB-Fractionen im Kläranlagenzulauf. Dies hat zwei Konsequenzen:

- Die Konzentrationen der inerten, gelösten CSB-Fractionen (S_I) im Kläranlagenzulauf während des Mischwasserzuflusses sind – zumindest zeitweise - höher als während Trockenwetterzufluss. Dies führt zu einer Erhöhung der CSB bzw. der S_I -Konzentrationen im Kläranlagenablauf. Derzeit ist nicht geklärt, ob eine Erhöhung der S_I -Konzentrationen während Regen tatsächlich auftritt.
- Die der Kläranlage zufließenden S_S -Zulauffrachten sind während Mischwasserzufluss erhöht, was zu einer Beeinflussung der Denitrifikation führen kann. Es zeigte sich hierbei jedoch, dass eine Verringerung der Nitratablaufkonzentrationen nur auftritt, wenn gleichzeitig die Stickstoffrachten im Zulauf nicht zu stark zunehmen. Das Verhältnis zwischen CSB bzw. S_S und TKN im Zulauf ist somit von erheblicher Bedeutung für die Nachbildung der Nitratkonzentrationen im Kläranlagenablauf.

Die Auswirkungen sind umso größer, je stärker ablagerungsbehaftet das Kanalnetz ist, was zu ausgeprägteren Schwankungen der CSB-Zulauffrachten und den damit verbundenen Problemen führt. Grundsätzlich kommen als Lösungsansatz zwei Vorgehensweisen in Frage. Entweder erfolgt eine getrennte Simulation von partikulären und gelösten CSB-Verbindungen im Entwässerungssystem oder an der Schnittstelle wird in Abhängigkeit der Zuflussverhältnisse unterschiedlich fraktioniert. Das heißt, bei Regenwetter wird eine andere prozentuale Aufteilung des CSB (prozentual mehr X-Fractionen) verwendet als bei Trockenwetter.

Vorzuziehen ist die getrennte Simulation der partikulären und gelösten CSB-Fractionen im Entwässerungssystem. Dies bedeutet jedoch nicht, dass eine Verwendung aller ASM1-Fractionen zwangsläufig zu „besseren“ Simulationsergebnissen führt. Für diese Vorgehensweise liegen zu wenig Kenntnisse über das Verhalten der einzelnen Fractionen im Entwässerungssystem vor, so dass letztlich doch der CSB_{ges} oder ggf. die partikulären und gelösten CSB-Fractionen als Summe betrachtet würden. Auch ist eine derartige Aufteilung nicht erforderlich, da biologische Prozesse im Entwässerungssystem in den meisten Fällen von untergeordneter Bedeutung sind.

Varianten im Bereich der Kläranlagenmodellierung können lediglich den Kläranlagenablauf beeinflussen. Aus dem Vergleich unterschiedlicher Modellansätze und –parameter werden folgende Schlussfolgerungen gezogen:

- Eine Variation der kinetischen und stöchiometrischen Parameter wirkt sich signifikant auf die Ablaufkonzentrationen und die Schlamm-mengen aus. Da in der Simulationspraxis diese Parameter ein Ergebnis der Kalibrierung darstellen, können die bestehenden Unsicherheiten eingegrenzt werden, wenn Messergebnisse vorliegen.
- Der Vergleich unterschiedlicher Nachklärbeckenmodelle (jeweils mit den Standardparametern) zeigt, dass die CSB-Ablaufkonzentrationen bei Verwendung des Modells

von Takács auf Zuflussschwankungen infolge von Regenereignissen stärker reagieren. Das Modell könnte damit geeigneter sein, Kläranlagen nachzubilden, bei denen Schlammabtrieb infolge von hydraulischen Belastungsschwankungen auftritt.

In der folgenden Tabelle sind abschließend zur Beantwortung der ersten Frage und als Überleitung zur zweiten Frage die Auswirkungen der untersuchten Varianten auf die Konzentrationsverläufe im Entlastungs- und Kläranlagenablauf dargestellt. Es wurden hier bewusst noch nicht die später betrachteten Kriterien gewählt, da diese für eine Plausibilitätskontrolle ungeeignet sind.

Tab. 11-1: Zusammenstellung der Auswirkungen unterschiedlicher Varianten auf das Entlastungsverhalten und den Kläranlagenablauf

	Auswirkungen auf				
	Konzentrationen im Entlastungsabfluss		Konzentrationen im Kläranlagenablauf		
	CSB	NH ₄ N	NH ₄ N	NO ₃ N	CSB
Alternativer Modellansatz zur Simulation der Prozesse auf der Oberfläche (2-K-M) (V 1)	+	○	○	+	○
Variation der Modellparameter bei der Simulation der Prozesse auf der Oberfläche und im Kanal (V 2)	++	○	+	++	+
Variation des Transportverhaltens gelöster schmutzwasserbürtiger Stoffe (V 3)	-	++	++	○	-
Simulation der CSB-S und CSB-X Fraktionen im Entwässerungssystem (V 4)	○	-	○-	+	+
Variation des Absetzverhaltens in Durchlaufbecken (V 5)	○	-	-	-	-
Variation der CSB-Fraktionierung an der Schnittstelle (V 6)			○	+	+
Variation der stöchiometrischen und kinetischen Parameter (V 7)			++	++	○-
Alternativer Modellansatz zur Simulation der Prozesse in der Nachklärung (Takács) (V 8)			○-	○-	++

- keine, ○ gering, +..mittel, ++..groß

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Unterschiede im Lauf des Fließweges abnehmen, d.h. die Differenzen bei den Entlastungen am größten sind. In Tab. 11-1 werden die Auswirkungen auf den Kläranlagenablauf dennoch teilweise als „groß“ bezeichnet. Die Beurteilung wurde bezüglich der Entlastungen einerseits und dem Kläranlagenablauf andererseits vorgenommen.

Für eine sachgerechte Nachbildung sowohl der Ammonium- als auch der Nitratkonzentrationen im Kläranlagenablauf während eines Niederschlagsereignisses und der Konzentrationsganglinien im Entlastungsabfluss spielen die Transportprozesse im Kanalnetz, die Wahl der im Kanalnetz simulierten stofflichen Parameter und die Fraktionierung an der Schnittstelle eine nicht unbedeutende Rolle. Weiterhin wurde gezeigt,

dass sich in realistischem Maße veränderte kinetische und stöchiometrische Parameter während Mischwasserzufluss erheblich auf die Stickstoffablaufkonzentrationen auswirken können. Insbesondere in diesem Bereich besteht jedoch Forschungsbedarf, da bisher wenige Untersuchungen bekannt sind, die sich gezielt mit den biologischen Parametern während Mischwasserzufluss beschäftigt haben.

Anschließend wurde untersucht, welche Modellansätze und –parameter sich auf gewässerökologisch relevante Emissionskriterien auswirken. Hiermit kann ein Beitrag zur zweiten Frage geleistet werden. Es wurden die in den verschiedenen Varianten simulierten Frachten an den Entlastungen und im Kläranlagenablauf addiert und einander gegenübergestellt. Herangezogen wurden sowohl akute als auch langfristige gewässerorientierte Kriterien. Tab. 11.2 enthält eine Zusammenstellung der Ergebnisse in tabellarischer Form. Dargestellt sind an dieser Stelle bereits die Auswirkungen auf die maximalen Kläranlagenablaufkonzentrationen, die anschließend erläutert werden.

Tab. 11-2: Auswirkungen unterschiedlicher Varianten auf die gewählten Kriterien

	Sauerstoffdefizit	Ammoniak- toxizität	Langfristige Wirkungen	Kläranlagen- ablaufkon- zentration	
	CSB [kg/h]	NH ₄ N [kg/h]	AFS [kg/Mon.]	max CSB	max NH ₄ N
Alternativer Modellansatz zur Simulation der Prozesse auf der Oberfläche (2-K-M) (V 1)	++	○	+	-	-
Variation der Modellparameter bei der Simulation der Prozesse auf der Oberfläche und im Kanal (V 2)	++	+	+	+	○
Variation des Transportverhaltens gelöster schmutzwasserbürtiger Stoffe (V 3)	-	++	-	-	+
Simulation der CSB-S und CSB-X Frachten im Entwässerungssystem (V 4)	-	-	-	-	-
Variation des Absetzverhaltens in Durchlaufbecken (V 5)	+	-	++	-	-
Variation der CSB-Fraktionierung an der Schnittstelle (V 6)	-	-	-	-	-
Variation der stöchiometrischen und kinetischen Parameter (V 7)	-	+	-	-	++
Alternativer Modellansatz zur Simulation der Prozesse in der Nachklärung (Takács) (V 8)	-	-	++	++	+

- keine.... ○ gering + ..mittel ++ ..groß

Aus dieser Tabelle ist nicht ersichtlich, ob die Auswirkung eher aus veränderten Entlastungs- oder Kläranlagenfrachten resultiert. Eine Einbeziehung dieser Beobachtungen enthalten die im folgenden Abschnitt beschriebenen Erkenntnisse. Es wird dabei auch darauf

eingegangen, welche Genauigkeitsansprüche an die Modellierung der Teilsysteme bei den einzelnen Kriterien existieren. Des Weiteren wird eine Vorgehensweise für zukünftige Simulationsstudien vorgeschlagen.

Bezogen auf **akute Wirkungen infolge sauerstoffzehrender Stoffe** im Entwässerungssystem sind die Entlastungen aus dem Entwässerungssystem eindeutig dominierend. Verstärkt wird diese Aussage noch durch die Art des chemischen Sauerstoffbedarfs, der im Kläranlagenablauf quasi inert ist, während in der Mischwasserentlastung leicht abbaubarer CSB enthalten ist. Das im betrachteten Monat auftretende intensivste Niederschlagsereignis führt zur maximalen stündlichen Entlastungsfracht.

Die Wirkung des CSB im Kläranlagenablauf wirkt verzögert und nicht zwingend direkt an der Einleitstelle. Es ist vorstellbar, dass CSB-Verbindungen bei langen Aufenthaltszeiten im Sediment über Hydrolyse verfügbar werden. Dieser Vorgang ist jedoch nur durch eine Kopplung der Simulationsmodelle für Entwässerungssystem und Kläranlage mit Gewässergütemodellen nachweisbar.

Sowohl verschiedene Modellansätze auf der Oberfläche (2-Komponenten-Methode/Akkumulation-Abtrag) als auch verschiedene Modellparameter bei der Anwendung der Akkumulations-/Abtragsmethode führen zu extrem unterschiedlichen Ergebnissen bezüglich der stündlichen CSB-Entlastungswerte. Die verwendete Spannweite bei den Akkumulations-/Abtragsparametern wurde in der Untersuchung relativ groß gewählt, um Ablagerungs- und Remobilisierungsprozesse im Kanalnetz vereinfacht abzubilden. Von geringerer Bedeutung erscheint die Absetzwirkung in den Becken.

- ➔ Um den „worst case“ für die akuten Wirkungen infolge sauerstoffzehrender Stoffe zu finden, scheint die Simulation des Entwässerungssystems mit den stärksten Niederschlagsereignisse eines Zeitraums zu genügen. Auch bei der Beurteilung diverser Planungsszenarien scheint damit eine Schmutzfrachtsimulation auszureichen.

Bezogen auf die **akuten Wirkungen infolge Ammoniumeintrag** in ein Gewässer sind ebenfalls die Entlastungen dominierend. Es fällt auf, dass nicht das intensivste Ereignis (Regen R28) zu den maximalen stündlichen Ammonium-Frachten führt.

Auch hier führen die verschiedenen Modellansätze im Entwässerungssystem zu unterschiedlichen Ergebnissen, wobei die Unterschiede hier etwas geringer sind, da Ammonium v.a. aus dem Trockenwetterabfluss stammt. Bezogen auf den Trockenwetterabfluss wurden keine Varianten betrachtet, da der Tagesgang mit relativ geringen Unsicherheiten behaftet ist. Entscheidend zur Vorhersage stündlicher Spitzenwerte ist dagegen, ob es eine Verdrängung im Kanalnetz gibt. Hier müssen, falls dieser Effekt in einem Entwässerungssystem nachgewiesen ist, evt. detailliertere Modellansätze verwendet werden. Es sind weitere Messprogramme erforderlich, die den Effekt bestätigen.

- ➔ Um den „worst case“ für akute toxische Wirkungen infolge kritischer Ammoniakkonzentrationen zu finden, scheint in vielen Fällen ebenfalls die Simulation des Entwässerungssystems zu genügen. Es ist jedoch fraglich, welche Niederschlagsereignisse zu kritischen Situationen führen, so dass eine Langzeitsimulation erforderlich erscheint.

Langfristige Wirkungen infolge des Eintrages von Schwermetallen, die an AFS adsorbiert sind, sind auf Emissionen aus Entwässerungssystem und Kläranlage ungefähr zu gleichen Teilen zurückzuführen. Auf die Kläranlagenablauffrachten wirken sich die unterschiedlichen Varianten – mit Ausnahme der Verwendung eines anderen Nachklärbeckenmodells - in dieser Untersuchung nicht aus. Diese Aussage ist jedoch nur unter der Voraussetzung gültig, dass bei der betrachteten Kläranlage keine Probleme mit Schlammabtrieb bestehen. Die Unterschiede infolge der unterschiedlichen Modellansätze und -parameter auf der Oberfläche sind nicht so gravierend. Lediglich die Nachbildung der Absetzvorgänge in Durchlaufbecken hat eine signifikante Erhöhung der Entlastungsfrachten zur Folge.

- ➔ Langfristige Wirkungen können voraussichtlich mit Bilanzen auf der Grundlage von mittleren Konzentrationen ebenfalls erfasst werden. Es kann eine Absicherung vor allem der Mengenverhältnisse mit einer Abflusssimulation, aus der die Entlastungsvolumina und die Zuflussvolumina zur Kläranlage ablesbar sind, erfolgen.

Den Hintergrund für die dritte Frage, welche Modellansätze und –parameter sich sensitiv auf die maximalen Konzentrationen im Kläranlagenablauf auswirken, stellen die rechtlichen Regelungen in Deutschland dar. Als Kriterium wurden die maximalen CSB- und Ammoniumkonzentration im Kläranlagenablauf innerhalb des betrachteten Monats herangezogen.

Bezogen auf die **maximalen CSB-Konzentrationen im Kläranlagenablauf** erweisen sich verschiedene Modellansätze im Entwässerungssystem und unterschiedliche Fraktionierungsansätze an der Schnittstelle als wenig sensitiv. Die Variationen bei den stöchiometrischen und kinetischen Parametern beeinflussen die maximalen Konzentrationen nicht. Als wichtigste Einflussgröße hat sich das Nachklärbeckenmodell herausgestellt.

Dagegen können die Modellansätze zur Beschreibung der stofflichen Vorgänge bezüglich gelöster, trockenwetterbürtiger Stoffe im Entwässerungssystem für die Vorhersage der **maximalen Ammoniumkonzentrationen im Kläranlagenablauf** entscheidend sein. Am empfindlichsten wirken sich jedoch Veränderungen bei den kinetischen und stöchiometrischen Parametern auf die Ammoniumablaufkonzentrationen und damit auch auf den stündlichen Spitzenwert aus. Es ist anzumerken, dass die verwendete Variation der kinetischen und stöchiometrischen Parameter relativ groß war. In realen Simulationsstudien können die verwendeten Werte mit Hilfe der erhobenen Schlammengen überprüft werden.

Die aus der Problematik der unterschiedlichen CSB-Fraktionen bei der Simulation des Entwässerungssystems und der Kläranlage abgeleiteten Varianten 4 und 6 wirken sich auf die betrachteten Kriterien quasi nicht aus. Diese Aussage lässt sich hinsichtlich der CSB-Kläranlagenablaufkonzentrationen jedoch eindeutig nicht verallgemeinern. Bei stark abgelagerungsbehafteten Kanalnetzen und Kläranlagen ohne Schlammabtrieb sind größere Differenzen zwischen den Varianten zu erwarten.

Mit der Anwendung des Modells in einem kleinen Einzugsgebiet wurden die Probleme in einem konkreten Anwendungsfall deutlich. Eine Nachbildung der Zu- und Ablaufganglinien der Kläranlage war während Trockenwetterphasen möglich. Die Schwankungen der Stickstoffkonzentrationen im Ablauf der Belebung und im Ablauf der Nachklärung, die sich

aufgrund der Betriebsweise der intermittierenden Belüftung ergeben, konnten zufriedenstellend modelliert werden. Während Regenwetterphasen traten dagegen diverse Abweichungen der Simulations- gegenüber den Messergebnissen auf. Eine aufwändigere Beprobung während Regenwetter ist erforderlich.

Die integrierte Modellierung von Entwässerungssystem und Kläranlage kann bei bestimmten Fragestellungen wertvolle Hinweise im Verlauf der Planungsphase und bei der Festlegung von Szenarien liefern. Es ist jedoch zu bedenken, dass die Ergebnisse v.a. im Bereich der Entlastungen sehr stark von den verwendeten Modellansätzen und –parametern abhängt. Eine Sensitivitätsstudie sollte daher – neben Messprogrammen - häufiger als bisher zum Einsatz kommen. Der klassische Einsatzbereich ist die integrierte Steuerung von Entwässerungssystem und Kläranlage. Bei der dynamischen Betriebsweise wird der Kläranlagenzufluss als variabel angesehen. Die Grenzen ergeben sich zumeist durch die Gefahr des Schlammabtriebs bei einer großen Zuflussänderung. Der maximal mögliche Zufluss kann mithilfe der integrierten Modellierung abgeschätzt werden. Voraussetzung hierfür ist eine zuverlässige Simulation der Konzentrationen im Kläranlagenablauf.

Aus dieser Arbeit kann zudem abgeleitet werden, welche Fragestellungen mit dem Werkzeug „integrierte Modellierung“ sinnvoll bearbeitet werden können. Befindet sich z.B. in dem betrachteten Einzugsgebiet ein Gewässer, bei dem häufig toxische Zustände infolge Ammoniakbildung auftreten, ist der Einsatz eines integrierten Modells nicht unbedingt erforderlich, da der Beitrag des Kläranlagenablaufs für diese Problematik vernachlässigbar ist.

Das Beispiel wie auch die vorangegangenen Beobachtungen zeigen, dass die integrierte Modellierung von Entwässerungssystem und Kläranlage bei diversen Aufgabenstellungen ein sinnvolles Werkzeug ist. Vor dessen Einsatz sollten jedoch die jeweils maßgebenden Gewässerbelastungen identifiziert werden.

12 LITERATUR

- Aalderink, R.H.; van Duin, E.H.S.; Peels, C.E.; Scholten, M.J.M. (1990): Some characteristics of run-off quality from a separated sewer system in Lelystad, The Netherlands, Fifth international Conference on urban storm drainage, Vol. 1, Suita, Osaka, Japan, 23.-27.7.1990, pp. 427 - 432
- AbwV (2001): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer in der Fassung der Bekanntmachung von 20.9.2001, BGBl. I Nr. 49 vom 28.9.2001, S. 2440
- Amt für Gewässerschutz und Wasserbau (agw) (1996): Die Verschmutzung von Regenwasser auf der Liegenschaft, 2. erweiterte Auflage
- Alley, W.M.; Ellis, F.W.; Sutherland, R.C. (1980a): Towards a more deterministic Urban Runoff-Quality Model, International Symp. on Urban Storm Runoff, University of Kentucky, Lexington KY
- Alley, W.M.; Smith, P. (1981): Estimation of Accumulation Parameters for Urban Runoff Quality Modelling, Water Resources Research, Vol. 17 No.6, pp. 1657 - 1664
- Arnbjerg-Nielsen, K.; Harremoës, P. (1996): The importance of inherent uncertainties in state-of-the-art urban storm drainage modelling for ungauged small catchments, Journal of hydrology 179, pp. 305 ff
- Ashley, R.M.; Hvitved-Jacobsen, T.; Bertrand-Krajewski, J.-L. (1999): Quo Vadis Sewer Process Modelling?, Wat. Sci. Tech., Vol.39, No. 9, pp. 9 ff
- ATV (1985): Niederschlag – Aufbereitung und Weitergabe von Niederschlagsregistrierungen, ATV-Arbeitsblatt A121, Abwassertechnische Vereinigung, St. Augustin
- ATV (1986): Die Berechnung des Oberflächenabflusses in Kanalnetzmodellen – Teil I: Oberflächenabfluss, Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.2.6: Hydrologie der Stadtentwässerung, gemeinsam mit dem DVWK, Korrespondenz Abwasser, Nr. 2, S. 157 ff
- ATV (1987): Die Berechnung des Oberflächenabflusses in Kanalnetzmodellen – Teil II: Abflusskonzentration, Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.2.6: Hydrologie der Stadtentwässerung, gemeinsam mit dem DVWK, Korrespondenz Abwasser, Nr. 3, S. 263 ff
- ATV (1988): Charakterisierung von Schmutzfrachtberechnungsmethoden – Anwendungsziele, Systemstruktur, Datenbasis, Ergebnisse, Ausgewählte Grundlagen für die Anwendung von Schmutzfrachtberechnungsmethoden, 4. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.9.3 „Schmutzfrachtberechnung“ im ATV-Fachausschuss 1.9 „Beurteilung und Behandlung des Regenwetterabflusses“, Korrespondenz Abwasser Nr. 1

- ATV (1989): Ausgewählte Grundlagen für die Anwendung von Schmutzfrachtberechnungsmethoden, 5. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.9.3 „Schmutzfrachtberechnung“ im ATV-Fachausschuss 1.9 „Beurteilung und Behandlung des Regenwetterabflusses“, Korrespondenz Abwasser Nr. 12
- ATV (1991): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5.000 Einwohnerwerten, ATV-Arbeitsblatt A 131, Abwassertechnische Vereinigung, St. Augustin
- ATV (1992): Richtlinien zur Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen, ATV-Arbeitsblatt A 128, Abwassertechnische Vereinigung, St. Augustin
- ATV (1994): Anforderungen an Niederschlag-Abfluss-Berechnungen in der Stadtentwässerung, ATV-Merkblatt M 165, Abwassertechnische Vereinigung, St. Augustin
- ATV (1997a): Simulation von Kläranlagen, 1. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.11.4 „Simulation von Kläranlagen“ im ATV-Fachausschuss 2.11 „Entwurf und Bau von Kläranlagen“, Korrespondenz Abwasser, Nr. 11, S. 2064 ff
- ATV (1997b): Auswirkungen der Mischwasserbehandlung auf den Betrieb von Kläranlagen Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.12.1 „Auswirkungen der Regenwasserbehandlung auf Kläranlagen“, ATV-Fachausschuss 2.12 „Betrieb von Kläranlagen“, Korrespondenz Abwasser, Nr. 8, S. 1419 ff
- ATV (1999): Aufbau eines dynamischen Modells zur integrierten Optimierung von Kanalnetz und Kläranlage, ATV-Forschungsfonds, Projekt 21/99 (Wupperverband und NTNU-Institut for Vassbygging, Trondheim)
- ATV-DVWK (2001): Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen – Erläuterungen und Beispiele, ATV-DVWK-Merkblatt M177, Juni 2001, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. Abwassertechnische Vereinigung, Hennef
- Ayherre, M. ; Chebbo, G. ; Tassin, B.; Gaume, E. (1998): Storm water quality modelling an ambitious objective? Wat. Sci. Tech. Vol. 37, No. 1, pp. 205-213
- Bauwens, W.; Vanrolleghem, P.; Smeets, M. (1996): An evaluation of the efficiency of the combined sewer - wastewater treatment system under transient conditions, Wat. Sci. Tech., Vol.33, No.2, pp. 199 ff
- Bertrand-Krajewski, J.L.; Lefebvre, M.; Lefai, B.; Audic, J.M. (1995): Flow and pollutant measurements in a combined sewer system to operate a wastewater treatment plant and its storage tank during storm events, Wat. Sci. Tech., Vol. 31, No.7, pp. 1 - 12
- Beudert, G. (1997): Gewässerbelastung und Stoffaustrag von befestigten Flächen in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet, Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Band 80
- Bever J.; Durchschlag, A. (1997): Minimierung der Gesamtemissionen aus Kanalnetz und Kläranlage mittels Simulationsrechnung, Korrespondenz Abwasser, Nr. 3, S. 449 ff
- Böhnke, B. (1989): Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung – Ergebnisse eines Erfahrungsaustausches der Hochschulen, Korrespondenz Abwasser, Nr. 9, S. 1046 ff

- Borchardt, D. (1992): Wirkungen stoßartiger Belastungen auf ausgewählte Fließorganismen“, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft- Universität - Gesamthochschule Kassel, Bd. 10
- Borchardt, D. (1998): Gewässergütemodellierung – Stand und Perspektiven, Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): Mathematische Modelle in der Gewässerkunde – Stand und Perspektiven, Beiträge zum Kolloquium am 15./16.11.1998 in Koblenz, Mitteilungen Nr. 19
- Borchardt, D. (2000): Gewässerbezogene Optimierung der Siedlungsentwässerung, Dresdner Berichte Band 16, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft Technische Universität Dresden
- Bornemann, C. et al. (1998): Hinweise zur dynamischen Simulation von Belebungsanlagen mit dem Belebtschlammmodell Nr. 1 der IAWQ, Korrespondenz Abwasser, Nr. 3, S. 455 ff
- Brombach, H.; Michelbach, S.; Wöhrle, C. (1992): Sedimentations- und Remobilisierungsvorgänge im Abwasserkanal, Schlussbericht von Teilprojekt 3 des BMFT-Forschungsprojektes “Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen und befestigten Flächen“ Phase I, Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Band 3
- Brombach, H.; Michelbach, S. (1997): Entlastungsaktivität und Rückhaltewirkung von Schmutzfrachten an Regenüberlaufbecken im Untersuchungsgebiet „Alb“, Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe – Stoffströme in der Urbanhydrologie – Kanalisation, Hrsg. T.G. Schmitt, Bd. 86
- Brunner, P.G. (1975): Die Verschmutzung des Regenabflusses im Trennverfahren, Berichte aus Wassergütemwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Heft 9, Schriftenreihe der Technischen Universität München
- Bruns, J. (1999): Dynamische Kopplung von Regenwasserbehandlung und Abwasserreinigung bei Mischwasserzufluss, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Bd. 151
- Bryant, G.; Grant, R.; Weatherbe, D; Berg, V. (1999): Humeceptor hydrology and non-point source pollution removal estimates, additional papers for Proceedings of 8th International conference of Urban storm drainage, 30.8.- 3.9.1999, Sydney, Australia, 1999
- Bullermann, M; Busweiler, U.; Klein, B; Rexroth, R.; Sell-Foro, W. (1989): Regenwassernutzung in privaten und öffentlichen Gebäuden - Qualitative und quantitative Aspekte, technische Anlagen, Schriftenreihe WAR, Band 40, Technische Hochschule Darmstadt
- Burkhart, M. (2002): Erprobung und Optimierung von Vorklärbeckenmodellen, Diplomarbeit am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, unveröffentlicht

- BWK (2001): Merkblatt M3: Ableitung von Anforderungen an Niederschlagswasser-einleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse; Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK) e.V., Düsseldorf, April 2001
- Charbeneau, R.J.; Barrett, M.E. (1998): Evaluation of methods for estimating stormwater pollutant loads, *Water Environment Research* Vol. 70, No. 7, pp. 1295 ff
- Crabtree, R.W.; Garsdal, H.; Gent, R.; Mark, O.; Dörge, J. (1994): MOUSETRAP - a deterministic sewer flow quality model, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 30, No. 1, pp. 107 - 115
- Crabtree, R.W.; Ashley R.M.; Gent R. (1995): MOUSETRAP: modelling of real sewer sediment characteristics and attached pollutants, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 31, No 7, pp. 43 ff
- De Vries, J. M. (1992): Verschmutzung des abfließenden Niederschlagswassers am Beispiel des städtischen Trenngebietes Braunschweig-Weststadt, *Mitteilungen des Leichtweiss-Institutes für Wasserbau der Technischen Universität Braunschweig*, Heft 120
- De Vries, J. M. (1993): Bestimmung des Schmutzfrachtpotenzials in flach verlegten Misch- und Trennsystemen infolge abfließenden Niederschlagswassers, *Mitteilungen, Leichtweiss-Institut für Wasserbau der Technischen Universität Braunschweig*, Heft 125
- Deining, A.; Rehbein, V; Wilderer, P.A. (1994): Untersuchungen zum Einfluss von Mischwasserzufluss auf die Leistungsfähigkeit von Nachklärbecken, *Korrespondenz Abwasser*, Nr. 2, S. 240 ff
- DHI (2000a): MOUSE – User guide, user manual
- DHI (2000b): MOUSE TRAP – User manual, Version 2000
- Dudley, J.; Tomicic, B. (1998): Integration of sewerage, sewerage works and receiving water models, *Application of models in water management; Proceedings Aquatech 1998*, Amsterdam, 24./25.9.1998
- Dupont, R.; Henze, M. (1992): Modelling of secondary clarifier combined with activated sludge model no. 1, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 25, No 6, pp. 285 ff
- Durchschlag, A. (1989): Bemessung von Mischwasserspeichern im Nachweisverfahren, *Schriftenreihe Stadtentwässerung und Gewässerschutz*, Nr. 3, Hrsg.: Prof. Dr.-Ing. F. Sieker, Hannover
- Durth, A. (2000): Einfluss von Temperatur, Anlagenkonfiguration und Auslastung auf die Ablaufkonzentrationen bei der biologischen Abwasserreinigung, *Schriftenreihe WAR*, TU Darmstadt, Bd. 126
- DWD (1990): Starkniederschlagshöhen für die Bundesrepublik Deutschland, Teil 1, 1951 – 1980, *Deutscher Wetterdienst*, Offenbach am Main, Selbstverlag
- EG/LV (1998): Abflusssteuerung unter Verwendung radargemessener Niederschläge, *Abschlussbericht zum F&E-Projekt*, Hrsg: Emschergenossenschaft/ Lippeverband. Essen

- Ekama, G.A.; Barnard, J.L.; Günthert, F.W.; Krebs, P.; McCorquodale, J.A.; Parker, D.S.; Wahlberg, E.J. (1997): Secondary settling tanks: theory, modelling, design and operation, IAWQ Scientific and Technical reports, No. 6
- Engel, N. (1994): Hydrologische Simulation der Abflusstransformation in Kanalisationsnetzen, Technische Berichte über Ingenieurhydrologie und Hydraulik, Institut für Wasserbau, TH Darmstadt, Nr. 52
- Erbe, V. (2000): Wechselwirkung von Kanalnetz und Kläranlage, ATV-Fortbildungskurs für Wassergütwirtschaft und Abwassertechnik K/1, S. 5-1 - 5-24, März 2000, Kassel
- Erbe, V., Frehmann, T.; Geiger, W.F.; Krebs, P.; Londong, J.; Rosenwinkel, K.-H.; Seggelke, K. (2001): Integrated modelling as an analysing and optimisation tool for urban watershed management, Proceedings of IWA 2nd World Water Congress, Berlin, 15.-19.10.2001
- Euler, G (1983): Ein hydrologisches Näherungsverfahren für die Berechnung des Wellenablaufs in teilgefüllten Kreisrohren, Wasser und Boden, Nr. 2, S. 85 ff
- Euler, G; Jacobi, D.; Heinzelmann, C. (1985): Die Berechnung des Schmutzfrachtabflusses aus Niederschlägen – Eine vergleichende Darstellung und Wertung der Modellansätze, Technische Berichte über Ingenieurhydrologie und Hydraulik, Institut für Wasserbau, Technische Hochschule Darmstadt, Heft Nr. 33
- Feldhaus, R.; Arnold, U. (1996): Hydrodynamische und hydrodynamisch-numerische Untersuchung der Strömungs- und Transportprozesse in Stauraumkanälen mit unten liegender Entlastung, Stoffaustrag aus Kanalisationen – Hydrologie bebauter Gebiete, Forschungsbericht, DFG, VCH Verlagsgesellschaft mbH, S. 114 ff
- Fischer, J. (1998): Einfluss von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose kleiner Fließgewässer im ländlichen Raum, Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft der Universität - Gesamthochschule Kassel, Bd. 19
- Förster, J.; Hermann, R. (1996): Eintrag und Transport von organischen Umweltchemikalien über verschiedene Dächer in das Kanalsystem, Forschungsbericht DFG „Stoffaustrag aus Kanalisation - Hydrologie bebauter Gebiete“
- Frehmann, T.; Mietzel, T.; Ustohal, P.; Geiger W.F. (2000a): Integrierte Modellierung von Kanalnetz und Kläranlage, 7. SIMBA-Anwendertreffen am 17./18.5.2000 in Magdeburg, ifak, Magdeburg (Hrsg.)
- Frehmann; T; Niemann, A.; Geiger, W. F. (2000b): Modellgestützte integrale Bewirtschaftung von Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer – reif für die Praxis?, 13. Fachtagung zur weitergehenden Abwasserreinigung als Beitrag zum Schutz von Nord- und Ostsee, 13./14.11.2000, Travemünde
- Freund, M.; Otterpohl, R.; Dohmann, M. (1993): Dynamische mathematische Modelle von Nachklärbecken - Übersicht und Vergleich, Korrespondenz Abwasser Nr. 5, S. 738 ff
- Fritzer, H. (1992): Gewässerbelastung durch Straßenabflüsse, Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten. Straßenforschung, Heft 406

- Fronteau, C. (1999): Water quality management of river basins and evaluation of the impact of combined sewer overflows using an integrated modelling approach, V.U.B.-Hydrologie, Laboratory of Hydrology and Center of Statistics and Operational Research, Vrije Universiteit Brussel, Nr. 34
- Foundation of Water Research (FWR)(1998): Urban Pollution Manual (UPM): A planning guide for the management of urban wastewater discharges during wet weather, 2nd edition, FR/CL 0002
- Geiger, W. F. (1984): Mischwasserabfluss und dessen Beschaffenheit – ein Beitrag zur Kanalnetzplanung, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Technische Universität München, Bd. 50
- Gent, R; Crabtree, B; Ashley, R. (1996): A review of model development based on sewer sediments research in the UK, Wat. Sci. Tech., Vol. 33, No. 9, pp. 1 ff
- Gollwer, A.; Schneider, W. (1979): Belastung des unterirdischen Wassers mit anorganischen Spurenstoffen im Gebiet von Straßen, gwf, Heft 10
- Göttle, A. (1978): Ursachen und Mechanismen der Regenwasserverschmutzung - Ein Beitrag zur Modellierung der Abflussbeschaffenheit in städtischen Gebieten, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Technische Universität München, Nr. 23
- Grijpspeerd K., Vanrolleghem, P.; Verstraete, W. (1995): Selection of one-dimensional sedimentation models for on-line use, Wat. Sci. Tech., Vol.31, No.2, pp.193 - 204
- Gromaire, M.C.; Chebbo, G.; Constant, A.; Tabuchi, J.P.; Desbordes, M. (1999): Suspended solids and organic matter in combined sewers: characteristics, sources and implication on CSO management, Proceedings of 8th International conference of Urban storm drainage, 30.8.- 3.9.1999, Sydney, Australia, Vol. 4, pp. 2050 - 2058
- Grottker, M. (1987): Regenwasserbehandlung in Trennsystemen, Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, Heft 66
- Grüning, H.; Althoff, M. (2000): Ermittlung des Austragsverhaltens von Regenbecken, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft der Universität Bochum – Online-Messungen in Kanalisationsnetzen, Bd. 38, S. 81 ff
- Guderian, J.; Durchschlag, A.; Bever, J. (1998): Evaluation of total emissions from treatment plants and combined sewer overflows, Wat. Sci. Tech. Vol. 37, No. 1, pp. 333 - 340
- Günthert, F.W.; Krebs, P.; Deininger, A. (1998): Theorie, Modellierung, Auslegung und Betrieb von Nachklärbecken - wissenschaftlicher und technischer Bericht der IAWQ, Korrespondenz Abwasser Nr. 3, S. 522 ff
- Gujer, W.; Krejci, V.; Schwarzenbach, R.; Zobrist, J. (1982): Von der Kanalisation ins Grundwasser – Charakterisierung eines Regenereignisses im Glattal, Gas – Wasser – Abwasser, Nr. 7, S. 298 ff
- Gujer, W.; Henze, M.; Takahashi, M.; van Loosdrecht, M. (1999): Activated sludge model no. 3, Wat. Sci. Tech., Vol. 39, No. 1, pp. 183 ff

- Harremoes, P; Johansen, N.B. (1996): Seeverschmutzung durch Nährstoffe aus der Regenentlastung, Korrespondenz Abwasser, Nr. 3, S. 196 ff
- Härtel, L. (1990): Modellansätze zur dynamischen Simulation des Belebtschlammverfahren. Schriftenreihe WAR, Band 47, Technische Hochschule Darmstadt
- Härtel, L. und Pöpel, H.J. (1992): A dynamic secondary clarifier model including processes of sludge thickening. Wat. Sci. Tech., Vol. 25, No.6, pp. 267 - 284
- Hassinger, R (1999): Messsysteme für Regenentlastungskanäle, Korrespondenz Abwasser, Nr. 9, S. 1360 -1365
- Heaney, J.P.; Pitt, R.; Field, R. (1999): Innovative urban wet-weather flow management systems, EPA/600/R-99/029, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH 45268
- Heinzmann, B. (1993): Beschaffenheit und weitergehende Aufbereitung von städtischen Regenabflüssen, VDI Fortschritte-Berichte, Reihe 15: Umwelttechnik, Nr. 113
- Henze, M. (1992): Characterisation of wastewater for modelling of activated sludge processes, Wat. Sci. Tech. Vol. 25, No. 6, pp.1 ff
- Henze, M.; Grady, C.P.L.Jr.; Gujer, W.; Marais, G.v.R.; Matsuo, T. et al. (1987): Activated Sludge Model No. 1, IAWPRC Scientific and Technical Report No.1, IAWPRC (jetzt IWA)
- Henze, M ; Gujer, W. ; Mino, T. ; Matsuo, T. Wentzel, M.C. ; Marais, G.v.R. (1995): Activated sludge model No. 2, IAWQ Scientific and technical report No.3, London, IAWQ (jetzt IWA)
- Henze, M ; Gujer, W. ; Mino, T. ; Matsuo, T. Wentzel, M.C. ; Marais, G.v.R.; van Loosdrecht, M.C.M. (1999): Activated sludge model No. 2d, Wat. Sci. Tech., Vol. 39, No. 1, pp. 165 ff
- Herrmann, T.; Bruns, C.; Gätje, B.; Ilgen, G. (1999): Urea – the Reason for Fish Kill after Overflow Events from Combined Sewers?, Proceedings of the 8th International Conference on Urban Storm Drainage, Sydney, Australia, S. 105 ff
- Hermanns, U.; Stein, A.; Schlegel, S. (1999): Kurzschlussströmungen in Belebungsbecken, Korrespondenz Abwasser, Nr. 1, S. 52 ff
- Holzer, P.; Krebs, P. (1998): Modelling the total ammonia impact of CSO and WWTP effluent on the receiving water, Wat. Sci. Tech., Vol. 38, No. 10, pp. 31-39
- House, M.A.; Ellis, J.B.; Herricks, E.E.; Hvitved-Jacobsen, T.; Seager, J.; Lijklema, L.; Aaldering, H.; Clifford, I.T. (1993): Urban drainage – impacts on receiving water quality, Wat. Sci. Tech., Vol.27, No.12, pp. 117-158
- HSG (1993): Bemessung der Belebungsbecken nach dem Ansatz der Hochschulgruppe, Korrespondenz Abwasser, Nr. 8, S. 1240 ff
- Huber, W.C.; Dickinson, R.E. (1992): Storm water management model – users manual, Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia 30613

- Huisman, J. L. (2001): Transport and transformation processes in combined sewers, Forschungsbericht der EAWAG, Schriftenreihe des Institutes für Hydromechanik und Wasserwirtschaft der ETH Zürich, Bd. 10
- Hulsbeek, J.J.W.; Kruit, J.; Roeleveld, P.J.; Van Loosdrecht, M.C.M (2001): A Practical Protocol for Dynamic Modelling of Activated Sludge systems, proceedings: Activated Sludge Modelling, Fifth Kollekolle Seminar, Environmental and Resources DTU, Technical University of Denmark
- Hunze, M. (1996): Simulation von Strömung, Transport und Reaktionskinetik in oberflächennahen Belebungsbecken, Korrespondenz Abwasser Nr. 12, S. 2155 - 2161
- Hupfer, D. (2001): Überprüfung der Anwendungstauglichkeit verschiedener Nachklärbeckenmodelle bei Mischwasserbelastung, Diplomarbeit, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover, unveröffentlicht
- IFAK (1997): Benutzerhandbuch SIMBA 3.2⁺, IFAK-Systeme GmbH
- IHH (1994): Die Berechnung des Schmutzfrachtabflusses aus Niederschlägen, Bewertung der Berechnungsmethoden anhand von Messungen, relativer und absoluter Vergleich der Berechnungsmethoden am Beispiel Düsseldorf-Oberkassel, TH Darmstadt, IHH Bericht Nr. 361/94, Oktober 1994
- ISAH (Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik) (1995): Programmbeschreibung DENIKA dynamisch, Universität Hannover
- Iossifidis, V. (1985): Die Rolle der Ablagerungen bei der Schmutzfrachtberechnung in Kanalisationsnetzen, Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Heft 43
- IWA (2001): Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d und ASM3, Scientific and technical report No.9 edited by IWA task group on mathematical modelling for design and operation of biological wastewater treatment, IWA publishing
- Jack, A.G. et al.(1996): The diversity of sewer sediments and the consequences for sewer flow quality modelling, Wat. Sci. Tech., Vol. 33, No.9, pp. 207 ff
- Jacobi D. (1988): Unterscheidungsmerkmale von Schmutzfrachtberechnungsmethoden, Korrespondenz Abwasser, Nr. 1, S. 37 ff
- Jacobs, J (1998): Quantifizierung der Wirkung von Kanalnetzbewirtschaftungsmaßnahmen mit Hilfe des detailliert hydrodynamischen Schmutzfrachtmodells HAuSS, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 84
- Jenewein, I; Schinner, M. (1982): Zur Frage der Zusammensetzung und möglichen Beeinflussung des Grundwassers von Regenabflüssen aus Hochleistungsstrassen am Beispiel der Brenner-Autobahn, Forum Städte-Hygiene, Heft 33
- Kappeler, J.; Gujer, W. (1992): Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characteristic of wastewater for activated sludge modelling, Wat. Sci. Tech. Vol. 25, No. 6

- Kassner, W. (1987): Regenbecken und Klärbetrieb, Planung, Bau und Betrieb von Regenentlastungen, Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, TU München, Bd. 75, S. 301 – 319
- Kayser, R. (1983): Ein Ansatz zur Bemessung einstufiger Belebungsanlagen für Nitrifikation –Denitrifikation, gwf Wasser – Abwasser, Heft 9, S. 419 ff
- Klein, H. (1982): Die Beschaffenheit der Niederschlagsabflüsse von Autobahnen, Wasserwirtschaft, Heft 2
- Kollatsch, D.T. (1995): Übergreifende Planung von Kanalnetz und Kläranlage unter Berücksichtigung kombinierter Kanalnetze, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Bd. 13
- König, A.; Saegrov, S.; Selseth, I.; Milina J.; Schilling, W.; Risholt, L. (1999): Total pollution discharge as a planning concept for urban pollution management, Proceedings of 8th International conference of Urban storm drainage, 30.8.- 3.9.1999, Sydney, Australia, Vol 3, pp. 1545 - 1552
- KOSIM-XL 6.1 (1999): Simulation von Mischwasserentlastungen, Mulden-Rigolen-Systemen und Regenrückhaltebecken, Anwenderhandbuch, Stand 3.5.1999, Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie (itwh) GmbH, Hannover
- Krauter, G. E., Beichert, J. (1996): Berechnungsansätze für die Feststofftransportkapazität in der Kanalisation, Stoffaustrag aus Kanalisationen – Hydrologie bebauter Gebiete, Forschungsbericht, DFG, VCH Verlagsgesellschaft mbH, S. 87 ff
- Krauth, Kh. (1970): Der Abfluss und die Verschmutzung des Abflusses in Mischwasserkanalisationen, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Bd. 45
- Krauth, Kh. (1979): Der Regenabfluss und seine Behandlung beim Mischverfahren, Stuttgarter Berichte, Bd. 66
- Krauth, Kh.; Schwentner, G. (1992): Einfluss von Stoßbelastungen bei Mischwasserzufluss auf die Ablaufqualität von Belebungsanlagen -Teilprojekt 6-, Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer in städtisch befestigten Flächen, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft, Universität Stuttgart, Bd. 6
- Krauth, Kh. (1995): Einfluss des Mischwassers auf mechanisch-biologische Kläranlagen. Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Band 73, pp. 439 ff
- Krebs, P. (1995): Success and shortcomings of clarifier modelling, Wat. Sci. Tech., Vol. 31, No.2, pp. 181 ff
- Krebs, P.; Kühn V. (1999): Dynamik in der Siedlungsentwässerung, 12. Fachtagung Weitergehende Abwasserreinigung als Beitrag zum Schutz von Nord- und Ostsee, 15.-16.11.1999
- Krebs, P.; Armbruster, M.; Rodi, W. (2000): Numerische Nachklärbecken-Modelle, KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, Nr. 7, S. 985 ff

- Krebs, P. (2001): Grundlagen und Anwendung der Modellierung von Nachklärbecken, Schriftenreihe des Institutes für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr München, Heft 78
- Kroiss, H. (1997): Problemlösung durch Modellbildung, Wiener Mitteilungen, Bd. 137, TU Wien, S. 237 ff
- Kühn, V.; Gebhard, V. (1998): Auswirkungen des Kanalnetzes auf die Abwasserbeschaffenheit, Wiener Mitteilungen, TU Wien, Bd. 145, S. 79 - 116
- Lainé, S.; Poujol, T.; Dufay, S.; Baron, J.; Robert, P. (1998): Treatment of rainwater by airflotation – filtration – UV disinfection to ensure that treated water is of bathing quality, Proceedings of Water Quality International, IAWQ 19th Biennial International Conference, 21.-26.6.1998, Vancouver, Canada, Book 8, pp. 95 ff
- Lammersen, R. (1997): Die Auswirkungen der Stadtentwässerung auf den Stoffhaushalt von Fließgewässern, Schriftenreihe Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Nr. 15, Hrsg.: Prof. Dr.-Ing. F. Sieker, Hannover
- Langeveld, J.G.; Clemens, F.H.L.R. ; van der Graaf, J.H.J.M. (2002): Interactions within the wastewater system: requirements for sewer processes modelling, eingereicht für die 3rd international conference Sewer Processes and Networks, 15-17 April 2002, Paris
- Larsen, T; Broch, K.; Andersen, M. R. (1998): First flush effects in an urban catchment area in Aalborg, Wat. Sci. Tech. Vol. 37, No. 1, pp. 257 ff
- Leidinger, M. (2000): Untersuchungen unterschiedlicher Steuerstrategien bei Mischwasserabfluss mit Hilfe der dynamischen Simulation von Kanalnetz und Kläranlage. Diplomarbeit am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, unveröffentlicht
- Leinweber, U.; Schmitt, T.G. (1998): Untersuchungen zur Versickerung und Regenwasserbehandlung in der Mischkanalisation ländlicher Gemeinden, Schlussbericht eines Projektes der Bundesstiftung Umwelt, unveröffentlicht
- Leinweber, U.; Hansen, J.; Thomas, M.; Schmitt, T.G. (1999): Integrated design of sewerage system and wastewater treatment plant, Tagungsband des 11th European sewage and refuse symposium, im Rahmen der IFAT 99 vom 04. - 08.5.1999 in München
- Leinweber, U.; Hansen, J.; Schmitt, T.G. (2000): Regelungsstrategien bei Mischwasserzufluss, Wasserwirtschaft Wassertechnik, Abwassertechnik (awt), S. 31 ff
- Leinweber, U.; Thomas, M.; Schmitt, T.G. (2001): Requirements on simulation models for an integrated approach, Proceedings of the Specialty Symposium of the World Water an Environmental Resources Congress, Urban Drainage Modeling, ASCE, 20.-24.5.2001, pp. 558 ff
- Lessard, P; Beck, M.B. (1988): Dynamic modelling of primary sedimentation, Journal of environmental engineering, Vol. 114, No. 4, pp. 753 - 769
- Lessard, P; Beck, M.B. (1993): Dynamic modelling of activated sludge process: A case study, Water Research, Vol. 27, No. 6, pp. 963 - 978

- Liebeskind, M. (1999): Parameter für die dynamische Simulation kommunaler Abwasserreinigungsanlagen, Schriftenreihe des Institutes Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, GWA, Band 171
- Lijklema, L. Tyson, J.M. ; Lesouef, A. (1993): Interactions between sewers, treatment plants and receiving waters in urban areas: a summary of the Interurba '92 workshop conclusions, *Wat. Sci. Tech.* Vol. 27, No. 12, pp. vii-x
- Lindberg, S.; Magnusson, P.; Hernebring, C.; Gustafsson, L. G.; Mark, O. (1999): An integrated RTC-strategie for the sewer system and WWTP in Helsingborg, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, 17. Bochumer Workshop „Mischwasser – quo vadis?“, Bd. 36
- Londong, J. (1991): Grenzen der Stickstoffelimination. *Korrespondenz Abwasser* 1991, S. 235 ff
- Londong, J.; Kollisch, G.; Alex, J.; Holthausen, E. (1998): Ein neuer Ansatz zur Ableitung von Modellstrukturen für die dynamische Simulation kommunaler Kläranlagen, *Korrespondenz Abwasser*, Nr. 4, S. 717 - 723
- Lützner, K.; Gebhard, V. (1998): Gemeinsame Betrachtung von Kanalnetz und Kläranlage zur Minimierung der Gesamtemissionen - Kanalnetz, Teilbericht 1, Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Bd. 88, S. 1 ff
- LWA NRW (1992): Projektmappe zum Messgebiet Düsseldorf-Oberkassel im Rahmen des Untersuchungsvorhabens „Berechnung des Schmutzfrachtabflusse aus Niederschläge – Bewertung von Schmutzfrachtberechnungsmethoden anhand von Messungen“, Stand Mai 1992, Auftraggeber: LWA NRW, interne Unterlagen
- Macke, E.; Hartmann, A; von Koerber, N. (2002): Zur Schmutzfracht von Regenwasser in großen, flach verlegten Mischwassernetzen, *Korrespondenz Abwasser*, Nr. 1
- Mang, J. (2002): Integrierte Planung von Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung mit Hilfe von Simulationsmodellen – Lösungsansätze und Handlungsanleitung, Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft Universität Kassel, Bd. 20
- Mark, O.; Hernebring, C., Magnusson, P. (1998): Optimisation and control of the inflow to a wastewater treatment plant using integrated modelling tools”, *Wat. Sci. Tech.* Vol. 37, No. 1, pp. 341 - 346
- Martin, K. (1995): Bilanzierung des Schadstoffrückhaltes am Regenüberlaufbecken Kläranlage Karlsruhe, Diplomarbeit an der Universität Karlsruhe, unveröffentlicht
- Meirlaen, J.; Huyghebaert, B.; Sforzi, F.; Benedetti, L.; Vanrolleghem, P. (2002): Fast, simultaneous simulation of the integrated urban wastewater system using mechanistic surrogate models, *Wat. Sci. Tech.* Vol. 43, No. 7, pp. 301-309
- Milina, J.; Lei, J.; Saegrov, S.; König, A.; Selseth, I.; Risholt, L.; Schilling, W.; Nilssen, O.; Ellingsson, A.; Alex, J.(1999): Maximation of pollution load interception, Tagungsband des 11. Europäisches Abwasser- und Abfallsymposium, im Rahmen der IFAT, 4.-8.5.1999, S. 59 ff

- Moffa, P.E. (1997): The Control and treatment of combined sewer overflows, 2nd edition, Wiley Europe
- Müller, V. (1997): Modellkalibrierung anhand der Ergebnisse von halbtechnischen Versuchen, Modellanwendung bei Planung und Betrieb von Belebungsanlagen, Wiener Mitteilungen, Bd. 137, S. 83 ff
- Niemann, A. (2001): Schädigung des hyporheischen Interstitials kleiner Fließgewässer durch Niederschlagswassereinleitungen, Schriftenreihe des Forums Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft, Universität Essen, Heft 15
- Nowak, O. (1996): Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebendem Industrieabwassereinfluss, Wiener Mitteilungen, Bd. 135
- Nowak, O. (1997): Ziele, Vorbedingungen und Grenzen der Anwendung der dynamischen Simulation, Modellanwendung bei Planung und Betrieb von Belebungsanlagen, Wiener Mitteilungen, Bd. 137, S. 83 ff
- Nowak, O.; Svardal, K. (1998): Die Modelle ASM1 und ASM3 im Vergleich, Vortrag bei 5.Simba Anwendertreffen, November 1998 in Gommern
- Nusch, S.; Maurer, P.; Scheer, M. (2001): Betriebserfahrungen zum Einsatz neuer online-Sonden zur dynamischen Echtzeitsteuerung von Kanal und Kläranlage, VDI-Berichte Nr. 1619
- Obenaus, F.; Rosenwinkel, K.-H. (1999): Kriterien zur Bewertung von Simulationsrechnungen, wwt, awt, Nr. 6, S. 27 - 30
- Otterpohl, R.; Freund, M. (1990): Die Beeinflussung der Reinigungsleistung von Kläranlagen durch Mischwasserzuflüsse, Auswertung und Interpretationen von Online-Messungen und -Analysen, Korrespondenz Abwasser, Nr. 8
- Otterpohl, R.; Freund, M. (1992): Dynamic models for clarifiers of activated sludge plants with dry and wet weather flows, Wat. Sci. Tech., Vol. 26, No.5-6, pp. 1391 ff
- Otterpohl, R.; Raak, M.; Rolfs, T. (1994): A mathematical Model for the efficiency of the primary Clarification, Submission for IAWQ Int. Conference, Budapest, July 1994
- Otterpohl, R.; Freund, M.; Sanz, J.P.; Durchschlag, A. (1994): Joint consideration of sewerage system and wastewater treatment plant, Wat. Sci. Tech., Vol. 30, No. 1, pp. 147 - 155
- Otterpohl, R.; Dohmann, M. (1996): Auswirkungen der Mischwasserbelastung auf Kläranlagen; DFG-Forschungsbericht Hydrologie bebauter Gebiete, Stoffaustrag aus Kanalisationen, VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim
- Paulsen, O. (1987): Kontinuierliche Simulation von Abflüssen und Stofffrachten in der Trennentwässerung, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, Bd. 62
- Petersen, B.; Gernaey, K.; Henze, M.; Vanrolleghem, P.A. (2002): Evaluation of an ASM1 model calibration procedure on a municipal-industrial wastewater treatment plant, Journal of Hydroinformatics, 04.01, pp. 15 - 38

- Pflanz, P. (1969): Performance on activated sludge secondary sedimentation basins, *Advances in Water Pollution Research* (edited by Jenkins S.H.), pp. 569 - 581, Pergamon Press, London
- Plate, E.J. (1992): Stochastic design in hydraulics: concepts for a broader application, *proceedings of the 6th IAHR Int. Symp. on Stochastic Hydraulics*, Taipei
- Rat der Europäischen Union (2000): Richtlinie 2000 / EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Billigung durch den Vermittlungsausschuss des Artikels 251 Absatz 4 EG-Vertrag am 18.7.2000
- Rauch, W.; Aldering, H.; Krebs, P.; Schilling, W.; Vanrolleghem, P. (1998): Requirements for integrated wastewater models - driven by receiving water objectives, *Wat. Sci. Tech.* Vol.38, No. 11, pp. 97-104
- Rauch, W.; Schilling, W.; Vanrolleghem, P.; Krebs, P. (2000): Integrated Urban Water Systems (IUWS) - an international postgraduate course, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 41, No. 2, pp. 67 - 74
- Rietsch, B. (2001): Stoffrückhaltung durch Mischwasserbehandlungsanlagen, 2. Saarländische Abwasser- und Abfalltage 15./16.5.2001
- Risholt, L.P.; Lindholm, O.; Schilling, W. (1996): Model requirements for total pollution discharge permits – the Norwegian situation, *Proceedings of 7th International Conference on Storm Drainage*, Hannover, Germany, 9-13.9.1996, pp. 1163 ff
- Risholt, L..P.; Schilling, W.; Alex, J. (1999): Towards integrated pollution based real time control of the wastewater system in Fredrikstad, Norway, *Proceedings of 8th International conference of Urban storm drainage*, 30.8.- 3.9.1999, Sydney, Australia, Vol 3, pp. 1562 - 1569
- Risholt, L. P.; Schilling, W.; Erbe, V.; Alex, J. (2002): Pollution based real time control of wastewater systems, *Wat. Sci. Tech.* Vol 45, No.3, pp. 219-228
- Ristenpart, E.; Uhl, M. (1992): Das Verhalten von Ablagerungen in Mischwasserkanälen, *Zeitschrift für Stadtentwässerung und Gewässerschutz*, Heft 20, S. 25 - 50
- Rödder, A. (1997): Wirkung und Bemessung von Rückhaltestrecken nach Regenentlastungen, *Schriftenreihe Schriftenreihe des Forums Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft*, Universität GH Essen, Heft 11
- Schäfer, M. (1999): Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten – Möglichkeiten, Probleme und Schlussfolgerungen, *Schriftenreihe des Institutes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe*, B. 97
- Schilling, W.; Bauwens, W.; Borchardt, D.; Krebs, P.; Rauch, W.; Vanrolleghem, P. (1997): On the Relation between Urban Wastewater Management Needs and Receiving Water Objectives, *XXVII IAHR Congress*, San Francisco, August 1997
- Schleypen, P.; Meißner, E.(1999): Abflüsse aus Kanalisationsgebieten und Zuflüsse zu kommunalen Kläranlagen bei Trockenwetter- und Regenwetterverhältnissen, *Korrespondenz Abwasser*, Nr. 1, S. 42 ff

- Schmitt, T.G. (1985): Der instationäre Kanalabfluss in der Schmutzfrachtmodellierung, Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Bd. 42
- Schmitt, T.G. (1986): Die Behandlung der Regenentlastungsbauwerke in der Schmutzfrachtmodellierung, Korrespondenz Abwasser, Nr. 4, S. 290 ff
- Schmitt, T. G. (1991): KOSMO - KOntinuierliche SchmutzfrachtMOdellierung - Modellbeschreibung, Ingenieurbüro Asal + Partner Kaiserslautern, bpi Kaiserslautern, Hannover, unveröffentlicht
- Schmitt, T.G. (1994): Detaillierte Schmutzfrachtberechnung nach ATV-Arbeitsblatt A 128, Korrespondenz Abwasser Nr. 12, S. 2212 ff
- Schmitt-Heiderich (1995): Vorfluterbelastung aus städtischen Einzugsgebieten unter Berücksichtigung von Unsicherheiten, Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft (IHW), Universität Karlsruhe (TH), Bd. 54
- Scholz, K. (1995): Stochastische Simulation urbanhydrologischer Prozesse, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Nr. 10, Hrsg.: Prof. Dr.-Ing. F. Sieker, Hannover
- Schulz, W.; Niemann, J.; Kleber-Lerchbaumer, U.; Kabbalo, H.P. (1992): Wirksamkeit von Regenbecken in Mischsystemen zur Beeinflussung des Transportes von anthropogenen Schadstoffen, Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Teilprojekt 5 (Uni München)
- Schütze, M.R. (1998): Integrated simulation and optimum control of the urban wastewater system, PhD-thesis, Environmental and Water Resources Engineering, Depart. of Civil Eng., Imperial College of Science, Technology and Medicine, London
- Schweighofer, P. (1997): Grenzen der stationären Bemessung, Wiener Mitteilungen, Bd. 137, TU Wien, S. 1 ff
- Seggelke, K.; Rosenwinkel, K.H. (2002): Einsatz der Online-Simulation von Kanalnetz und Kläranlage zur Regelung des Kläranlagenzuflusses, Dresdner Berichte, Bd. 19
- Seggelke, K.; Rosenwinkel, K.H. (2000): Online-simulation of the WWTP to minimise the total emissions of WWTP and sewer system, Proceedings INTERURBA II, Lisbon, Portugal, pp. 107 ff
- Servais, P.; Seidl, M.; Mouchel, J.-M. (1999): Comparison of parameter characterizing organic matter in a combined sewer during rainfall events and dry weather, Water Environment Research, No. 4, pp. 408 ff
- Seyfried, C.F.; Thöle, D. (1995): Einfluss des Mischwassers auf die Stickstoff- und Phosphorelimination. Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Band 78
- Seyfried, C. F.; Thöle, D. (1999): Gemeinsame Betrachtung von Kanalnetz und Kläranlage zur Minimierung der Gesamtemissionen, Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, „Stoffströme der Urbanhydrologie“, Bd. 87

- Siegrist, H.; Krebs, P.; Bühler, R.; Purtschert, I.; Röck, C.; Rufer, R. (1995): Denitrification in secondary clarifiers, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 31, No. 2, pp. 205 ff
- Sieker, F. (1987): Neue Aspekte der Bemessung von Mischwasserentlastungen - Teil II: Bemessung nach dem Prinzip der Zweikomponenten-Methode und der Langzeit-simulation, *Korrespondenz Abwasser* Nr. 6, S. 638 ff
- Sitzmann, D. (2001): Kanalisationsmesskampagne im Vorfeld der Kanalnetzbewirtschaftung, *Schriftenreihe Bochum*, Bd. 40 „Online-Messung in Kanalisationsnetzen, Erfahrungen und Möglichkeiten zur Abfluss- und Parametermessung“
- Stier, E. (1986): Untersuchungsprogramm an Regenüberlaufbecken - Zwischenbericht, *Korrespondenz Abwasser* Nr. 6, S. 521 ff
- Takács, I.; Patry, G.G.; Nolasco, G. (1991): A dynamic model of the clarification-thickening process, *Wat. Res.*, Vol 25, No. 10, pp. 1263 – 1271
- Thöle, D. (1999): Dynamische Simulation von Kanalnetz und Kläranlage zur Minimierung der Gesamtemissionen, *Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover*, Bd. 106
- Uhl, M. (2000): Messabweichungen und Messfehler, *Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft der Universität Bochum – Online-Messungen in Kanalisationsnetzen*, Bd. 38, S. 143 ff
- Uhlenhut, F.; Siefert, E., Schlaak, M.; Schuller, D. (1999): Sensitivitätsanalyse der Parameter des Simulationsprogramms SIMBA am Beispiel der Kläranlage Emden/Larrelt, *gwf Wasser Abwasser*, Nr.10, S. 704 ff
- Umweltbehörde, Amt für Umweltschutz, Fachamt für Gewässer- und Bodenschutz, Hamburg (1989): Belastung des Abflusses von Dachflächen - im Bereich der Freien und Hansestadt Hamburg, Bericht
- Urbaniak, S. (1997): Belastungsschwankungen und ihre Auswirkungen auf die Leistung von Abwasserreinigungsanlagen, *Mitteilungen des Institutes für Wasserwesen, Neubiberg*, Nr. 64
- Vanrolleghem, P.A.; Spanjers, H.; Petersen, B.; Ginestet, P.; Takács, I. (1998a): Estimation (combination of) Activated Sludge Model No. 1 parameters and components by respirometry, *Wat. Sci. Tech.* Vol.39, No.1, pp. 195 ff
- Vanrolleghem, P.; Schilling, W.; Rauch, W.; Krebs, P.; Aalderink, H. (1998b): Setting up measuring campaigns for integrated wastewater modelling, Accepted for Conference on Application of Models in Water Management, Sept. 24-25 1998 Amsterdam, The Netherlands
- Van Loosdrecht, M.C.M.; Jetten, M.S.M. (1998): Microbiological conversions in nitrogen removal, *Proceedings Water Quality International 1998, IAWQ 19th Biennial International Conference*, 21.-26.6.1998 in Vancouver, Kanada, pp. 1 - 8
- Van Wensen, J. (2001): Hydrologische Gesamtbetrachtung eines Entwässerungssystems, *Schriftenreihe Stadtentwässerung und Gewässerschutz*, Bd. 24, Hrsg.: Prof. Dr.-Ing. F. Sieker, Hannover

-
- Wahlberg, E.J.; Keinath, T.M. (1988): Development of settling flux curves using SVI, Journal WPCF, Vol. 60, No. 12, pp.1095 ff
- Wolter, Ch. (1998): Regelungs- und Steuerkonzepte der Vorklärung unter Einbeziehung der Vorfällung/ Flockung und Schlamhydrolyse, Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Bd. 91
- Xanthopoulos, C.; Hahn, H.H. (1992): Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluss, Abschlussbericht von Teilprojekt 2 des BMFT-Forschungsprojektes "Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen und befestigten Flächen" Phase I, Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Band 2
- Zettl, U. (2001): Einsatz der dynamischen Simulation als Bemessungshilfe für Kläranlagen in Weinbaugemeinden, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, Bd. 13

ANHANG

- A1 Modifizierte ASM1-Matrix
- A2 Modell der Kläranlage für die Sensitivitätsanalysen
- A3 Verschmutzung unterschiedlicher Abflussarten (Dachabflusses, Straßenabfluss, Entlastungsabfluss etc.)
- A4 Ganglinien
- A5 Kinetischen und stöchiometrische Parameter
- A6 Modell der Kläranlage Mehlbach
- A7 Übersicht über das Entwässerungssystem der Ortsgemeinde Mehlbach

Prozess	Stofffraktion								Prozesskinetik p [g/(d·m³)]					
	1 X _i	2 X _s	3 X _{BH}	4 X _{BA}	5 X _p	6 X _{ND}	7 S _i	8 S _s	9 S _o	10 S _{NH}	11 S _{NO}	12 S _{ND}	13 S _A	
1 Aerobes Wachstum heterotropher Bakterien			1				$-\frac{S_{NH}}{K_{NHNO} + S_{NH}} \cdot i_{XB}$	$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$	$-\frac{S_{NH}}{K_{NHNO} + S_{NH}} \cdot i_{XB}$	$-\frac{S_{NH}}{K_{NHNO} + S_{NH}} \cdot i_{XB}$		$-\frac{i_{XB}}{14}$	$\hat{\mu}_H \cdot \frac{S_s}{K_s + S_s} \cdot \frac{S_o}{K_{O,H} + S_o} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK,H} + S_{ALK}} \cdot X_{BH}$	
2 Anoxisches Wachstum heterotropher Bakterien			1				$-\frac{S_{NH}}{K_{NHNO} + S_{NH}} \cdot i_{XB}$		$-\frac{S_{NH}}{K_{NHNO} + S_{NH}} \cdot i_{XB}$	$-\frac{1-Y_H}{2,86 \cdot Y_H} \cdot \frac{K_{NHNO}}{K_{NHNO} + S_{NH}} \cdot i_{XB}$		$\frac{1-Y_H}{14} \cdot \frac{i_{XB}}{2,86 \cdot Y_H} \cdot 14$	$\hat{\mu}_H \cdot \frac{S_s}{K_s + S_s} \cdot \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_o} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK,H} + S_{ALK}} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot \eta_g \cdot X_{BH}$	
3 Aerobes Wachstum autotropher Bakterien				1			$-\frac{4,57-Y_A}{Y_A}$		$-\frac{1}{i_{XB}} \cdot \frac{1}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$		$-\frac{i_{XB}}{14} \cdot \frac{1}{7 \cdot Y_A}$	$\hat{\mu}_A \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot \frac{S_o}{K_{O,A} + S_o} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK,A} + S_{ALK}} \cdot X_{BA}$	
4 Zerfall heterotropher Bakterien		1-f _p	-1										$b_H \cdot X_{BH}$	
5 Zerfall autotropher Bakterien		1-f _p		-1									$b_A \cdot X_{BA}$	
6 Ammonifikation gelöster organischer Verbindungen					f _p				1				$k_a \cdot S_{ND} \cdot X_{BH}$	
7 Hydrolyse organischer partikulärer Verbindungen		-1											$k_{H1} \cdot \frac{X_s/X_{BH}}{K_x + X_s/X_{BH}} \cdot \left(\frac{S_o}{K_{O,H} + S_o} + \frac{1}{\eta_H} \cdot \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_o} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} + \frac{1}{\eta_{H,AN}} \cdot \frac{K_{O,AN}}{K_{O,AN} + S_o + S_{NO}} \right) \cdot X_{BH}$	
8 Hydrolyse organischer Stickstoffverbindungen						-1						1	$p_7 \cdot \frac{X_{ND}}{X_s}$	
Stöchiometr. Parameter	[g CSB/m³]								[g N/m³]				[mol/m³]	
Ertragskoeffizient heterotropher Biomasse: Y _H	Part. inerte organische Stoffe	Langsam abbaubares Substrat	Aktive heterotrophe Biomasse	Aktive autotrophe Biomasse	Part. inerte organische Produkte	Partikulärer abbaubarer organischer Stickstoff	Gelöste inerte organische Stoffe	Leicht abbaubares Substrat	Gelöster Sauerstoff (negativer CSB)	Ammoniumstickstoff	Nitrat- und Nitritstickstoff	Gelöster abbaub. org. Stickstoff	Alkalität	Kinetische Parameter heterotrophes Wachstum und Zerfall: $\hat{\mu}_H, K_s, K_{O,H}, K_{NO}, K_{ALK,H}, b_H, K_{NHNO}$ autotrophes Wachstum und Zerfall: $\hat{\mu}_A, K_{NH}, K_{O,A}, K_{ALK,A}, b_A$ Korrekturfaktor für anoxisches Wachstum: η_g und Hydrolyse unter anox. bzw. anaeroben Bed.: $\eta_H, \eta_{H,AN}$ Ammonifikation: k_a Hydrolyse: $k_H, K_x, K_{O,AN}$

Bild A 1: Prozesskinetik und Stöchiometrie für Kohlenstoffoxidation, Nitrifikation und Denitrifikation des Programms SIMBA (ASM1, modifiziert)

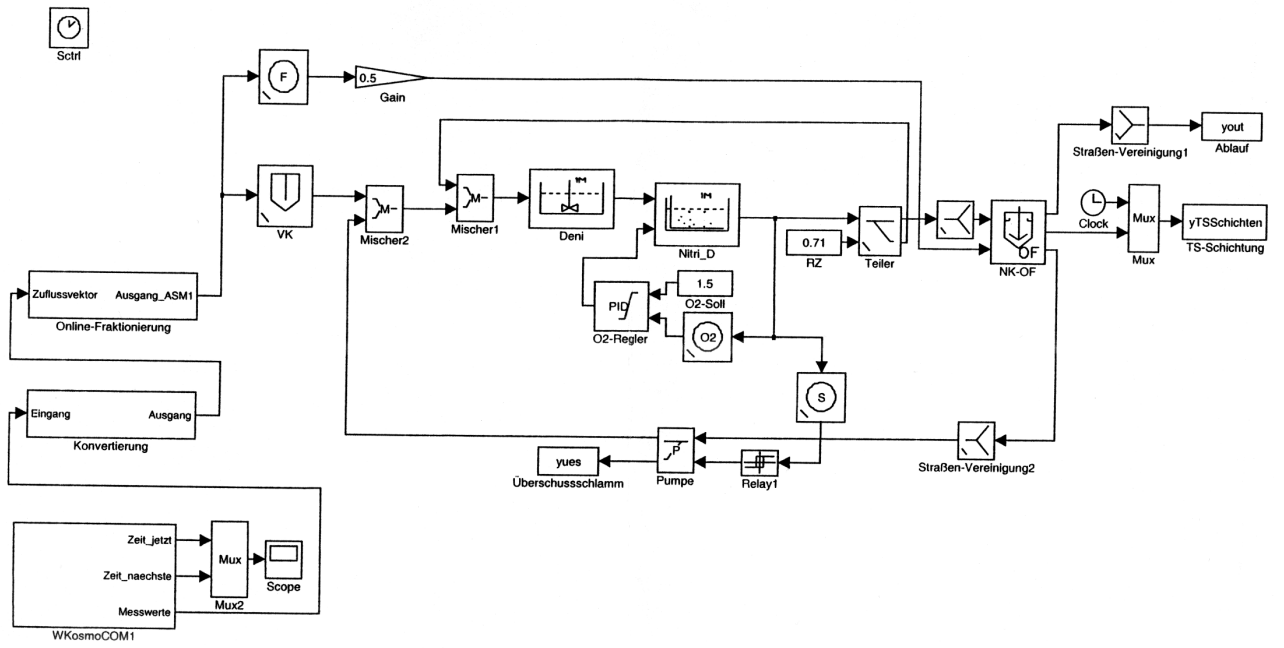


Bild A2-1: Modell der Kläranlage für die Sensitivitätsanalysen

Tab. A3-1: Verschmutzung des Dachabflusses [mg/l]

	CSB	BSB ₅	AFS	NH ₄ -N	NO ₃ -N	TKN	org.N	N _{ges}
Xanthopoulos (1992)	22	—	60	(4)	0,2	—	—	—
Bullermann et al. (1989)	CSB _{ges} : 22,0-88,0 CSB _{fil} : 16-54	—	—	—	ca. 8,0-12,0	—	—	—
Förster (1996)	—	—	43,2	—	—	—	—	—
agw (1996)	22	—	72 ^{TSS}	2,3	0,4	—	—	—
Umweltbehörde Hamburg (1989)	71,9	12,7	60,0	3,95	3,44	—	1,93	9,47
Gromaire et al.(1999)	CSB _{ges} : ca. 30 CSB _{part} : ca. 17	5	20 ^{SS}	—	—	—	—	—

Tab. A3-2: Verschmutzung des Straßenabflusses [mg/l]

	CSB	BSB ₅	AFS	NH ₄ -N	NO ₃ -N	TKN	org.N	N _{ges}
Beudert (1997)	—	—	—	0,57-1,3	1,55-2,68	—	—	—
Xanthopoulos (1992)	49	—	564	0,2	0,6	—	—	—
Adamietz (1982), zitiert in Fritzer (1992)	136,5	63,6	—	0,25	—	—	—	—
Klein (1982)	85,6-118,5	—	181,0- 252,0	0,51-0,89	—	—	—	—
Jenewein und Schinner (1982)	79,5	31,9	622	—	—	1,15	—	—
Gollwer und Schneider (1979)	101	—	—	2,0	—	—	—	—
agw (1996)	107	—	196 ^{TSS}	2,4	4,8	—	—	—
Paulsen (1987)	74,4	8,7	—	0,6	0,8	—	—	—
Gromaire et al. (1999)	CSB _{ges} : ca. 130 CSB _{part} ca. 96	35	95 ^{SS}	—	—	—	—	—

CSB_{part}: partikulärer CSB
 CSB_{fil}: filtrierter CSB

Tab. A3-3: Verschmutzung des Regenabflusses von Trennkanalisationen [mg/l]

	CSB	BSB ₅	AFS	NH ₄ -N	NO ₃ -N	TKN	org.N	N _{ges}
Heinzmann (1993)	179,0	23,0	83,0	2,4	1,1	5,4 ber.	3,0	6,5
Brunner (1975)	72,5	15,2	174	—	—	—	—	—
Göttle (1978) min. - max., Mischproben* MW, Mischproben*	7-966 118,5	1-104 11,5	5-999 153	0,01-10,8 1,015	0,6-20,0 3,78	ber: — 4,1	0,03-9,9 3,033	0,8-27,5 2,355
Paulsen (1987) (zwei Wohngebiete)	46,7/ 46,2	7,3/ 7,0	—	0,8/ 1,2	1,9/ 1,8	—	—	6,1/ —
de Vries (1992)	68	—	125	—	—	—	—	—
Harremoes (1996)	CSB _{ges} : 37 CSB _{gel} : 16	4,4	52	0,3	—	—	—	—
Grottker (1987)	91,0	14,9	339,0	2,31	1,825	—	—	—
Lainé et al. (1998)	CSB _{ges} : 990 CSB _{gel} : 95	—	—	—	—	—	—	—
Pfeifer et al. (1992), aus Xanthopoulos (1992)	47-120	—	130-250	0,8-0,9	—	—	—	—
gewählte Werte für den Oberflächenabfluss	120	20	150	1	—	3	—	—

— nicht angegeben

* ca. 10 Minuten MP MW Mittelwert

Tab. A3-4: Verschmutzung des Entlastungsabflusses an Regenentlastungsbauwerken [mg/l]

	CSB	BSB₅	AFS	NH₄-N	NO₃-N	N_{ges}¹⁾ bzw. TKN²⁾
Fischer (1998) (2 RÜBs)	34,4/ 40,2	28,4/ 30,9	134	1,7/ 2,06		
Rödder (1997) (KÜ/BÜ), Median	85,7/ 191,7	29,9/ 38,3	68,4/ 209,8	4,0/ 1,5	1,4/ 3,3	
Durchschlag (1989)	228	82		8,6	0,5	
Braunebach, zit. in Rödder, (1997)	99	33	89	4,4		
Geiger, Hübner (1994), zit. in Rödder (1997), Schwerte	45	36	36	3,3		
Geiger, Hübner (1994), zit. in Rödder (1997), Duisburg			124			
Uhl (1993) zit. in Rödder (1997)	116	24	135			
Schulz (1992b) zit. in Fischer (1998), Ingolstadt	130	DOC: 4,0		7,6	1,1	
Stier (1986) Kempten (2 RÜB's)	67,0/ 47,0					
Van Wensen (2001) MW pro Ereignis	192/133	55/ -	104/ 46	4,1/ 3,0		2) 16,8/ 4,4
Von...bis	ca. 100...400					ca. 10..25
Winter (1988), zit. in Mang (2001)	146...292	49...112		7,1...10,3	0,2...1,1	
Bruns (1999)			SS: ca. 15...105			2) 5 (max. 19)

Moffa (1997)			TSS			N_{tot}
Des Moines, Iowa		64	413			
Milwaukee, Wisconsin	264	59	321			4,9
New York City, New York						
Newton Creek	481	222	306			
Spring Creek	358	111	347			
Poissy, Frankreich	358	279	751			
Racine, Wisconsin	1005	158	551			
Rochester, New York		65	273			2,6
Syracuse, New York		64,3	306			2,83
Hartford, Connecticut	319	33	727	6,2 (NH ₃)		

* MW Mittelwert

Tab. A3-5: Frachten im Regenwasseranteil [kg/(ha·Ereignis)] bzw. [g/(ha·mm)]

	CSB	BSB ₅	AFS	NH ₄ -N	TKN	org. N	N _{ges}
Paulsen (1987) (TS)							
Wohngebiet [g/(ha·mm)]	140/ 430/ 1850	16/ 68/ 488		1/ 10/ 50			
Min./Mittel/Max.							
Straßen [g/(ha·mm)]	260/ 780/ 3980	17/ 116/ 1061		1/ 7/ 69			
Min./Mittel/Max.							
Schulz et al. (1992)							
[kg/(ha·Ereignis)]	0,29...6,31			0,05...0,52	0,05...0,65		
[g/(ha·mm)]	73...2178,9			11,8...217,0	11,8...258,5		
Beudert (1997)							
ber. nach Jahreswerten							
Straßen [kg/(ha·Ereignis)]			11,1 (SS)	0,031			
[g/(ha·mm)]			3769...4286 (SS)	6,99...7,97			
Dachflächen [g/(ha·mm)]	441-480			6,51...11,61			
Heinzmann (1994)							
Trenn.: [kg/(ha·Ereignis)]	0,072/ 1,231/		0,021/ 0,754/ 9,05	6·10 ⁻⁴ / 0,011/	ber.	0,0014/ 0,024/	0,005/ 0,052/ 0,344
Min./Mittel/Max. (1990)	15,552			0,0879		0,177	
Göttle (1978)							
[kg/(ha·Ereignis)]	1,98/ 25,98		3,37/ 54,5	NH ₃ -N	ber.		
Mittel/Max.		0,25/ 1,455		0,025/ 0,22	0,69	0,04/ 0,47	0,075/ 0,5
de Vries (1992)							
[kg/(ha·Ereignis)] 9,8mm	Max.: 10 kg/ha		9,02				
	7,8						
Charbeneau et al. (1998)							
[kg/(ha·Ereignis)]							
Min./Mittel/Max. 8mm			0,47/ 6,4/ 55				
Min./Mittel/Max. 40mm			10,0/ 33/ 72				

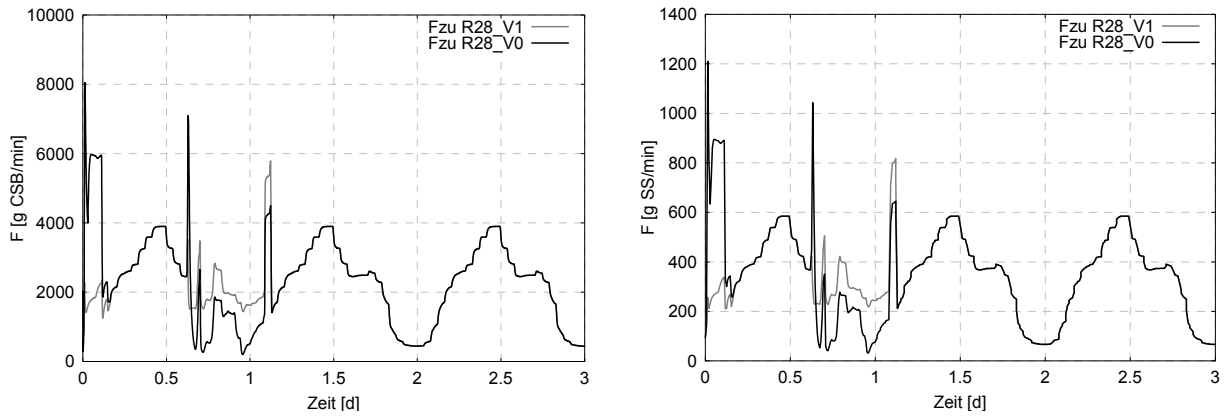


Bild A4-1: CSB und S_S -Kläranaulagenaufzuchten, Regen R28, Variante V0 und V1

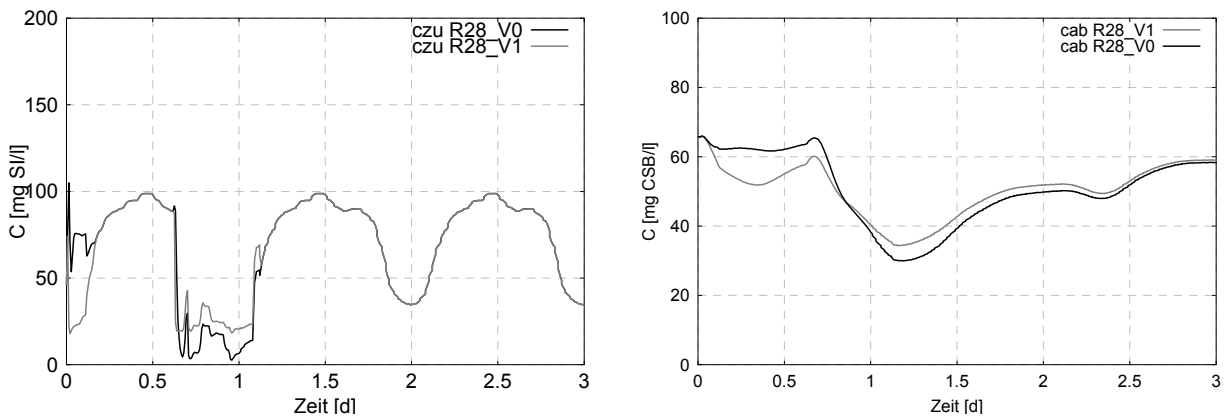
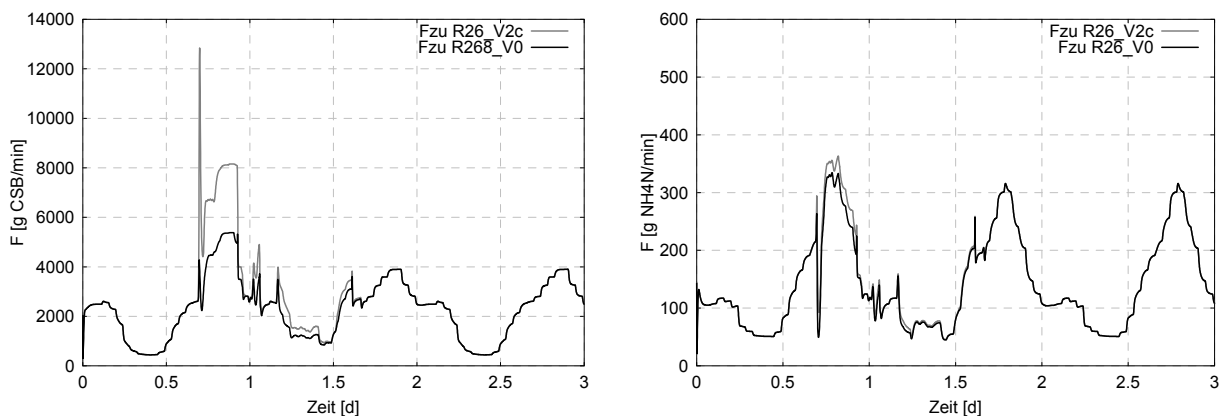


Bild A4-2: S_I -Kläranaulagenaufkonzentrationen und CSB Ablaufkonzentrationen, Regen R28, Variante V0 und V1



V 0	3450	3410	3050
V 2c	4400	3700	3050

Bild A4-3: CSB und NH_4N -Frachtganglinien im Kläranaulagenauf, Varianten V0 und V2c, Regen R26

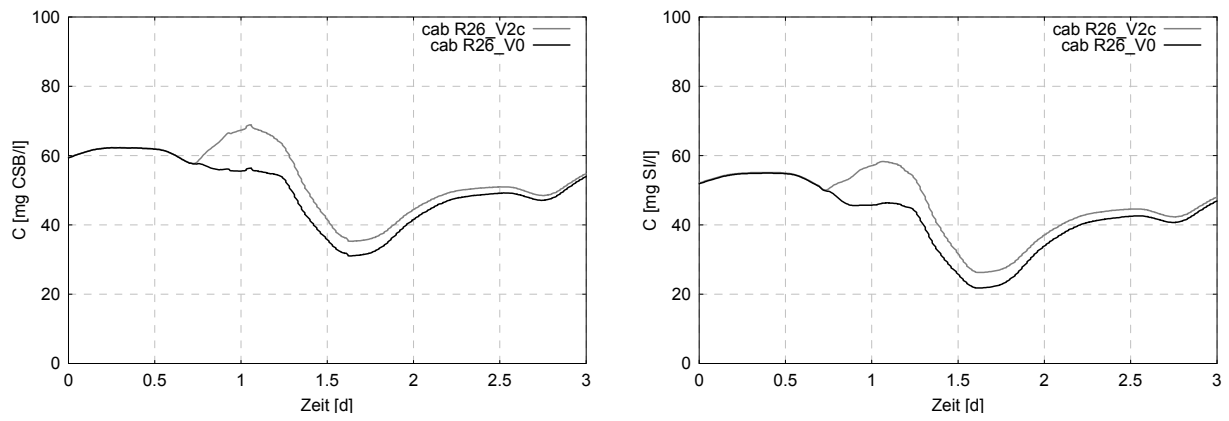


Bild A4-4: CSB und S_I-Konzentrationen im Kläranlagenablauf, Varianten V0 und V2c, Regen R26

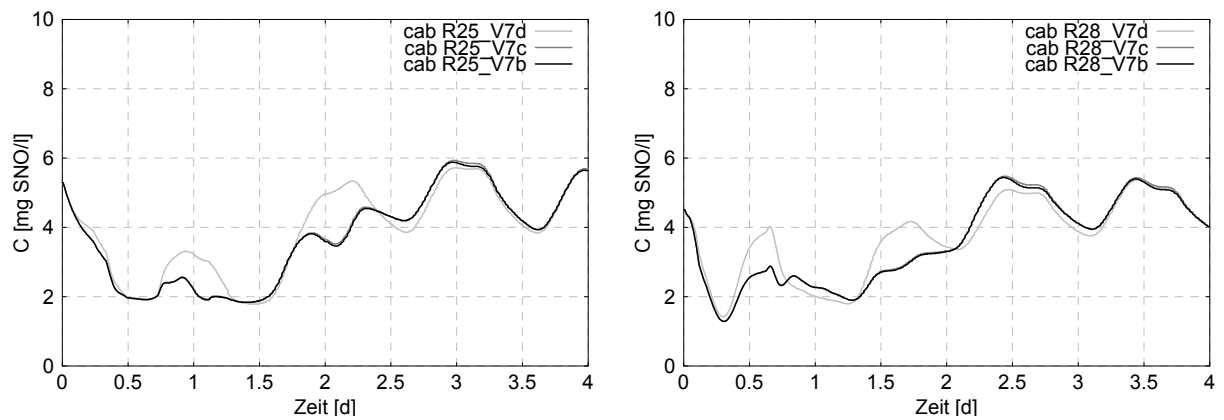


Bild A4-5: NO₃N-Konzentrationen im Kläranlagenablauf, Varianten 7b, 7c und 7d, Regen R25 und R28

Tab. A5: Schwankungsbereiche der in anderen Untersuchungen verwendeten kinetischen und stöchiometrischen Parameter

Parameter	Standardwert SIMBA 20°C	Bormemann, 1998	Liebeskind, 1999	Zettl, 2001	Uhlenhut, 1999	Petersen, 2002
Y_H	0.67	0,60 - 0,70	0,24 - 0,75	0,55 - 0,7		•
Y_A	0.24		!			-
i_{XB}	0.086		!			
i_{XP}	0.06	0,05 - 0,07	!			
f_p	0.08	0,07 - 0,1	!			
$\mu_{H,max}$	4	3 - 6	0,5 - 13,2			•
K_S	5	1 - 5	0,5 - 50			•
K_{OH}	0.2	0,2 - 0,5				•
K_{NO}	0.5					
b_H	0.4	0,3 - 0,5	0,10 - 0,75	0,3 - 0,5		•
b_A	0.15		0,01 - 0,15	0,1 - 0,2		•
η_g	0.8	0,4 - 1				-
η_h	0.6	0,5 - 0,7				
k_h	3	1 - 10				•
K_X	0.03					-
$\mu_{A,max}$	0.9	≤ 1.0	0,3 - 1,50	0,5 - 1,0		•
K_{NH}	0.5	0,1 - 0,7	0,10 - 5,00			•
K_{OA}	0.4	0,3 - 0,6				•
K_a	0.08					
$K_{ALK,H}$	0.1					
$K_{ALK,A}$	0.25					
$K_{O,AN}$	0.2					
$\eta_{H,AN}$	0.75	0,65 - 1				
$K_{NH,NO}$	0.1					

Die unteren drei Parameter sind keine Modellparameter des ASM1 sondern werden von dem Programm SIMBA benötigt
! für alle Belebtschlämme ungefähr gleich

+ / - 50%

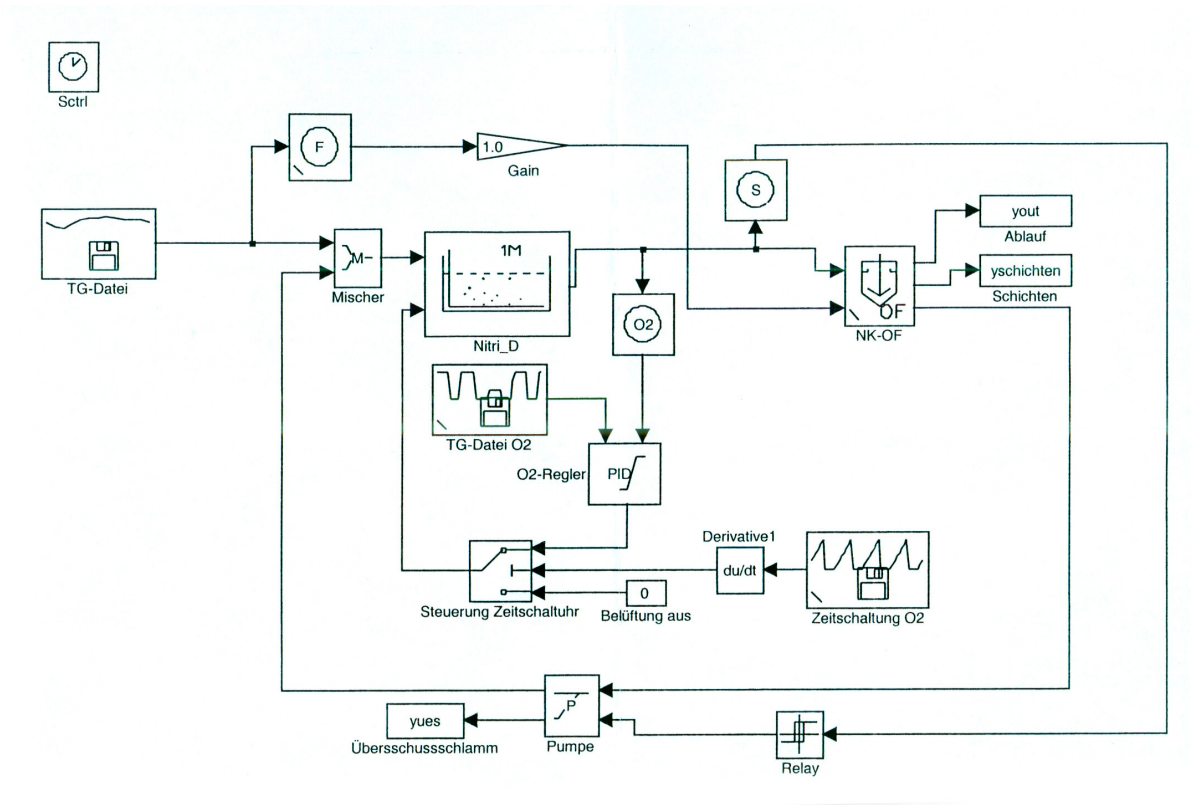


Bild A6-1: Modell der Kläranlage Mehlbach

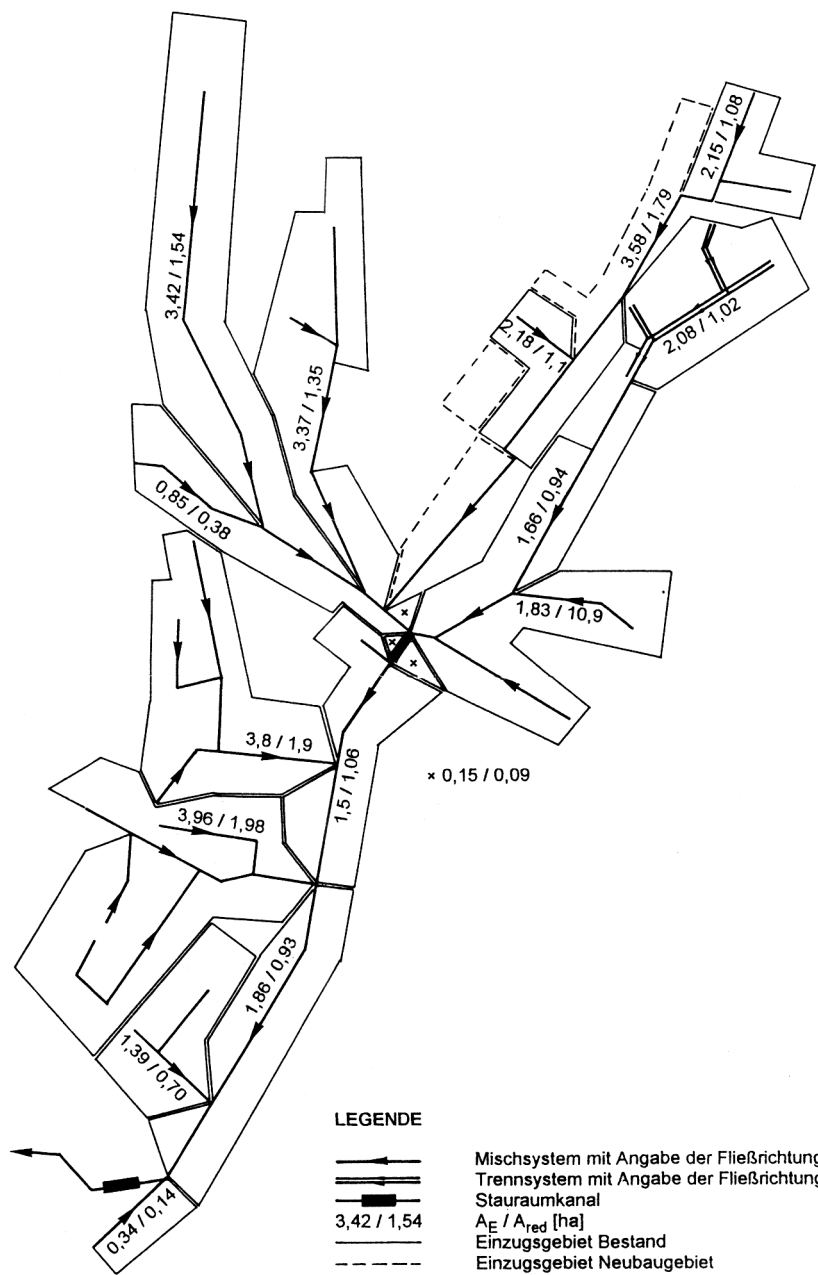


Bild A7-1: Übersicht über das Entwässerungssystem der Ortsgemeinde Mehlbach, ohne Maßstab

Lebenslauf

- 6.10.1969 geboren in Wiesbaden
- 1975 - 1981 Gesamtschule Wallrabenstein
- 1981 - 1988 Pestalozzischule Idstein/Taunus (Gymnasium)
- 1988 Abitur
- 1988 - 1990 Dresdner Bank Wiesbaden, Ausbildung zur Bankkauffrau
- 1990 - 1996 Studium des Bauingenieurwesens an der Universität Kaiserslautern
- 1996 Abschluss des Studiums als Diplom-Ingenieurin
- seit 1996 wissenschaftliche Mitarbeiterin im Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft des Fachbereiches ARUBI der Universität Kaiserslautern

