

SCHRIFTENREIHE

des Lehrstuhls Abfallwirtschaft und
des Lehrstuhls Siedlungswasserwirtschaft

13

Herausgeber:

Bauhaus-Universität Weimar
Fakultät Bauingenieurwesen
Lehrstuhl Abfallwirtschaft
Lehrstuhl Siedlungswasserwirtschaft

99423 Weimar, Coudraystraße 7

RHOMBOS-VERLAG • BERLIN

Bibliografische Information Der Deutschen Bibliothek

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

Die Wiedergabe von Gebrauchsnamen, Handelsnamen, Warenbezeichnungen usw. in diesem Werk berechtigt auch ohne besondere Kennzeichnung nicht zu der Annahme, daß solche Namen im Sinne der Warenzeichen- und Markenschutzgesetzgebung als frei zu betrachten wären und daher von jedermann benutzt werden dürfen.



© **2004 RHOmbOS-Verlag, Berlin**
Printed in Germany

Das Werk ist in allen seinen Teilen urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des Verlages unzulässig und strafbar. Das gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Einspeisung und Verarbeitung in elektronischen Systemen.

Umschlag: RHOmbOS-Verlag, Berlin

VK-Nr. 65 859
www.rhombos.de
verlag@rhombos.de

RHOmbOS-Verlag, Kurfürstenstr. 17, 10785 Berlin

Druck: dbusiness GmbH, Berlin, Eberswalde

ISBN 3-937231-41-2

Volker Erbe

**Entwicklung eines integralen
Modellansatzes zur
immissionsorientierten
Bewirtschaftung von
Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer**

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor - Ingenieur

an der Fakultät Bauingenieurwesen

der

Bauhaus-Universität Weimar

vorgelegt von

Dipl.-Ing. Volker Erbe

aus Siegburg

Weimar, Dezember 2003

Gutachter:

1. Prof. Dr.-Ing. Jörg Londong
2. Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Wolfgang Rauch
3. Prof. Dr.-Ing. habil. Jörg Kranawetterer

Tag der Disputation: 2. April 2004

Bauhaus-Universität Weimar, 2004

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Stoffflussanalyse und Immissionsprinzip	5
2.1	Systemanalyse.....	5
2.2	Immissionsprinzip	8
2.3	Immissionsorientierte Amplituden-Leitwert-Matrix.....	9
3	Bestehende Ansätze zur integrierten Simulation.....	13
3.1	Dynamische Kläranlagenmodelle für Mischwasserzulauf	15
3.2	Integrierte Modelle für Kanalnetz und Kläranlage	15
3.3	Modelle für Gewässer	19
3.4	Integrierte Modelle für Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer	23
3.5	Bekannte Defizite der integrierten Simulation	32
4	Ausgewählte Simulationsmodelle zur integrierten Simulation.....	35
4.1	Programmplattform	36
4.2	Simulation der Abflussbildung.....	38
4.3	Simulation des Abwassertransports.....	44
4.3.1	Hydraulik im Kanalnetz	45
4.3.2	Stofftransport und -umsatz im Kanalnetz	48
4.4	Simulation der Abwasserreinigung.....	57
4.5	Simulation der Gewässergüte	63
4.6	Modellverknüpfung und Schnittstellendefinition	72
5	Zielsetzung und Entwicklung eines Werkzeugs zur Maßnahmenplanung	79
5.1	Maßnahmen zur Begrenzung der Gewässerbelastung.....	80
5.1.1	Maßnahmen im Einzugsgebiet	81
5.1.2	Maßnahmen im Kanalnetz	83
5.1.3	Abflusssteuerung im Kanalnetz.....	84
5.1.4	Maßnahmen auf der Kläranlage.....	86
5.1.5	Maßnahmen im Gewässer	91
5.2	Bausteinwahl zur Maßnahmenplanung.....	93

6	Anwendung des entwickelten Modellansatzes	101
6.1	Beschreibung Einzugsgebiet Odenthal	101
6.1.1	Niederschlag.....	102
6.1.2	Gewässer Dhünn	104
6.1.3	Einzugsgebiet Gemeinde Odenthal	106
6.1.4	Kanalnetz und Bauwerke	109
6.1.5	Kläranlage.....	111
6.2	Defizitanalyse und Zieldefinition	115
6.3	Implementierung des Modellansatzes im Einzugsgebiet Odenthal.....	120
6.3.1	Niederschlags-Abfluss-Modell	120
6.3.2	Kanalnetzmodell	124
6.3.3	Kläranlagenmodell	136
6.3.4	Gewässergütemodell Dhünn.....	143
6.3.5	Modellintegration und Schnittstellen	151
6.4	Belastungsanalyse und Maßnahmenvorschläge	153
6.5	Szenarienanalysen zur Verbesserung der Güte der Dhünn.....	157
6.5.1	Variante A: Abkopplung versiegelter Flächen	157
6.5.2	Variante B: Erhöhung der Leistungsfähigkeit der Kläranlage.....	161
6.5.3	Variante C: Steuerung (RTC) von Kanalnetz und Kläranlage	166
6.5.4	Variante D: Dynamische Abflusssteuerung der Talsperre	172
6.6	Maßnahmenvorschläge für das Einzugsgebiet Odenthal/Dhünn	177
7	Bewertung des Modellansatzes und Ausblick	179
7.1	Datenverfügbarkeit und Kalibrierung	179
7.2	Entwicklungsstand von Prozessmodellen	182
7.3	Schnittstellen der Teilsysteme	185
7.4	Unsicherheits- und Risikoanalyse.....	187
7.5	Anwendungsgrenzen und Möglichkeiten des verwendeten Modellwerkzeugs	188
7.6	Ausblick	192
8	Zusammenfassung	196
9	Literatur	201
	Anhang	213

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1-1:	Systemabgrenzung für den immissionsorientierten Gewässerschutz.....	3
Abb. 2-1:	Systembilanzierung	5
Abb. 2-2:	Wasserflüsse in Siedlungen [LANGE, OTTERPOHL 2000]	7
Abb. 2-3:	Stickstofffluss im Abwasser [LANGE, OTTERPOHL 2000]	7
Abb. 2-4:	Amplituden-Grenzwerte für die Ammoniakkonzentration in der Dhünn.....	12
Abb. 3-1:	Wesentliche Elemente der integrierten Siedlungswasserwirtschaft.....	14
Abb. 3-2:	Schematische Darstellung des integrierten Modellkonzeptes zur Verknüpfung von Modellen zur Bestimmung von immissionsorientierten Leitwerten gemäß Amplituden-Leitwert-Matrix [HOPPE ET AL. 2004]	28
Abb. 4-1:	Komponenten des integrierten Modells [nach ALEX ET AL. 1999]	35
Abb. 4-2:	Wasserbilanzmodell für PLASKI [RISHOLT 2000].....	41
Abb. 4-3:	Definitionsskizze zu den maßgebenden Größen für die Berechnung des Abflusses in offenen Gerinnen.....	46
Abb. 4-4:	Modellbibliothek SIMBAsewer (SIMBA [®] Ver. 4.0-4.1)	48
Abb. 4-5:	Transport und Sauerstoffgebundene Umsetzungsprozesse im Kanalnetz (nach GARSDAL ET AL. 1995).....	49
Abb. 4-6:	Kompartiment im Kanalnetz [IFAK 2001B].....	50
Abb. 4-7:	Modellbibliothek von SIMBA [®] Ver. 4.0.....	62
Abb. 4-8:	Schnittstellen zwischen den Teilmodellen ALMEIDA0, RWQM1-constx, ASM1-NO2)	77
Abb. 4-9:	Editor für Modellschnittstellen.....	78
Abb. 5-1:	Der Weg zum „guten Zustand“ der Gewässer [LONDONG 1999B]	80
Abb. 5-2:	Gemessene Ammonium-Konzentration im Ablauf eines Belebungsbeckens bei Mischwasserzufluss	88
Abb. 5-3:	MSR-Strategien zur Optimierung der Kläranlage bei Mischwasserzufluss [SEGELKE 2002]	90
Abb. 6-1:	Das Dhünn-Gebiet unterhalb der großen Dhünn-Talsperre	101
Abb. 6-2:	Tagesniederschlag im Jahr 2001 für die Niederschlagsstationen Lindscheid (oben) und KA Odenthal (unten).....	103
Abb. 6-3:	Tagesganglinie O ₂ und Temperatur.....	105
Abb. 6-4:	Abfluss in der Dhünn 2001, Pegel Hummelsheim.....	106
Abb. 6-5:	Kanalnetz Einzugsgebiet KA Odenthal.....	107

Abb. 6-6:	Trockenwettertagesganglinie häusliches Schmutzwasser	109
Abb. 6-7:	Jahresganglinie Fremdwasser	109
Abb. 6-8:	Verfahrensschema KA Odenthal (Ist-Zustand)	112
Abb. 6-9:	Standardzulauf Q	113
Abb. 6-10:	Standardzulaufkonz. CSB	113
Abb. 6-11:	Standardzulaufkonz. NH ₄ -N	113
Abb. 6-12:	Standardzulaufkonz. oPO ₄	113
Abb. 6-13:	Temperatur Tagesminima im Belebungsbecken	114
Abb. 6-14:	Modellkonzept Abflussbildung	120
Abb. 6-15:	Trockenwettertagesganglinie Schmutzstoffe häusliches Abwasser	122
Abb. 6-16:	Eingabemaske Teileinzugsgebiet	124
Abb. 6-17:	Netzstruktur Kanalnetzmodell Odenthal	125
Abb. 6-18:	Vergleich gemessene und simulierte Trockenwetterganglinie Kläranlagenzulauf Nov. 2001	126
Abb. 6-19:	Durchfluss und Höhenstand Regenereignis 3.09.2001: A: Durchfluss Hauptsammler 1, B: Durchfluss Klärüberlauf RÜB Osenau, C: Höhenstand RÜ Dülmener Weg	127
Abb. 6-20:	Simulierte und gemessene CSB-Konzentration im Kläranlagenzulauf....	128
Abb. 6-21:	Frachtspitze KA Zulauf bei einsetzenden Regen	131
Abb. 6-22:	Änderung der Wasserzusammensetzung bei einsetzenden Regen	131
Abb. 6-23:	CSB-Konzentration im KA-Zufluss 06.11.2001	132
Abb. 6-24:	BSB ₅ -Konzentration im KA-Zufluss 06.11.2001	132
Abb. 6-25:	NH ₄ -N-Konzentration im KA-Zufluss 06.11.2001	133
Abb. 6-26:	Zufluss Kläranlage 03.09.2001 ff	133
Abb. 6-27:	Vergleich Modell mit und ohne Sed/Ero Effekte: Stoffkonzentration im Kläranlagenzufluss 03.09.2001 ff. - A: SS, B: XI	133
Abb. 6-28:	Entlastungswassermenge RÜ Schule 03.09.2001	134
Abb. 6-29:	Entlastung RÜ Schule 03.09.2001: NH ₄ -N-Konz.	134
Abb. 6-30:	Entlastung RÜ Schule 03.09.2001: CSB-Konz.	135
Abb. 6-31:	Entlastungswassermenge RÜB Osenau 03.09.2001	135
Abb. 6-32:	Entlastung RÜB Osenau 03.09.2001: SS-Konz.	135
Abb. 6-33:	Entlastung RÜB Osenau 03.09.2001: NH ₄ -N-Konz.	135
Abb. 6-34:	Kläranlagenmodell im Ist-Zustand	136

Abb. 6-35: CSB _{hom} -Konzentration Ablauf Sandfang	139
Abb. 6-36: Stickstoffkonzentration Ablauf Sandfang	139
Abb. 6-37: Vergleich Simulation zu Messwert NO ₃ -N Ablauf.....	140
Abb. 6-38: Vergleich Simulation zu Messwert NH ₄ -N Ablauf.....	140
Abb. 6-39: Zuflussganglinie Regenereignis 6.11.01	141
Abb. 6-40: Zulaufkonzentrationsganglinie CSB und NH ₄ -N Regenereignis 6.11.01	141
Abb. 6-41: Vergleich Simulation zu Messwert: Ammonium-Konz. Ablauf Belebung, Regenereignis 6.11.01	141
Abb. 6-42: Vergleich Simulation zu Messwert: TS-Gehalt Belebung, Regenereignis 6.11.01	141
Abb. 6-43: Vergleich simulierte CSB-Konzentration zu gemessener Trübung im Ablauf, Regenereignis 6.11.02	142
Abb. 6-44: Modellstruktur Dhünn (km 14,4 bis 11,7).....	144
Abb. 6-45: Modellstruktur Dhünn (km 11,7 bis 8,9).....	144
Abb. 6-46: Längsprofil des Modells der Dhünn.....	144
Abb. 6-47: Abfluss und Fließtiefe Pegel Hummelsheim am 31.05.2001	146
Abb. 6-48: Tracerdurchgangskurven am 31.05.2001	146
Abb. 6-49: Ammoniumkonzentration während des Tracerversuchs	151
Abb. 6-50: Darstellung des integrierten Modells in SIMBA [®]	152
Abb. 6-51: NH ₄ -N-Konz. Profil Dhünn Ist-Zustand	154
Abb. 6-52: NH ₃ -N-Konz. Profil Dhünn Ist-Zustand	154
Abb. 6-53: NO ₂ -N-Konz. Profil Dhünn Ist-Zustand	155
Abb. 6-54: O ₂ -Konz. Profil Dhünn Ist-Zustand.....	155
Abb. 6-55: NH ₃ -N-Konzentration im Gewässerabschnitt unterhalb der Einleitung KA Odenthal/RÜB Kläranlage	155
Abb. 6-56: Entlastungswassermenge Einleitstelle KA + RÜB KA.....	156
Abb. 6-57: Auswirkung der Abkopplung auf Entlastungswassermenge.....	159
Abb. 6-58: Auswirkung der Abkopplung auf NH ₄ -N-Konz. in der Entlastung	159
Abb. 6-59: Kläranlagenmodell im Ausbau-Zustand.....	163
Abb. 6-60: Vergleich Kläranlagenablaufkonzentration NH ₄ -N Ist- und Ausbauzustand.....	164
Abb. 6-61: Vergleich Kläranlagenablaufkonzentration NO ₂ -N Ist- und Ausbauzustand.....	164
Abb. 6-62: Ammoniakkonzentration in der Dhünn, Einleitung KA/RÜB KA	165

Abb. 6-63: Minimale Ammoniakkonzentration in der Dhünn, Einleitung KA/RÜB KA	165
Abb. 6-64: Nitritkonzentration in der Dhünn, Einleitung KA/RÜB KA	165
Abb. 6-65: Teilsystem mit gesteuerter Aktivierung von Kanalvolumen	167
Abb. 6-66: Gesamtemission aus Kanalnetz und KA für verschiedene RTC-Strategien	168
Abb. 6-67: Gesteuerte Systeme bei immissionsorientierter RTC-Strategie	170
Abb. 6-68: Kläranlagenzufluss bei integrierter Steuerung	172
Abb. 6-69: Entlastung aus RÜB KA bei integrierter Steuerung	172
Abb. 6-70: Änderung der Stoffkonzentration im Gewässer durch RTC: (A) Leicht abbaubarer Kohlenstoff und (B) Ammoniak	172
Abb. 6-71: Auswirkung verschiedener Vorlaufzeiten der Talsperrensteuerung	174
Abb. 6-72: Abfluss Pegel Hummelsheim mit und ohne Talsperrensteuerung	175
Abb. 6-73: NH ₃ -N-Konzentration im Gewässer mit Talsperrensteuerung	175
Abb. 6-74: O ₂ -Konzentration im Gewässer mit Talsperrensteuerung	176
Abb. 7-1: Informationsmanagement in der Wasserwirtschaft	180
Abb. 7-2: Grad der Unsicherheit [nach HARREMOËS 2003]	187
Abb. 7-3: Ausblick integrierte Simulation in der Siedlungswasserwirtschaft	194

Tabellenverzeichnis

Tab. 2-1:	Effekte durch Entlastungen in Fließgewässer [SCHILLING ET AL. 1997].....	9
Tab. 2-2:	Amplituden-Leitwert-Matrix für Sauerstoff.....	11
Tab. 2-3:	Amplituden-Leitwert-Matrix für Ammoniak.....	11
Tab. 2-4:	Amplituden-Leitwert-Matrix für Nitrit.....	11
Tab. 3-1:	Verfahrensweisen und Anwendungsbereiche einzugsgebietsweiter immissionsorientierter Nachweisverfahren für die Siedlungsentwässerung [NIEMANN 2001].....	20
Tab. 3-2:	Gegenüberstellung weitverbreiteter Gewässergütemodelle [RAUCH ET AL. 1998].....	22
Tab. 3-3:	Projekte zur integrierten Modellierung, erweitert nach ERBE ET AL. [2002B] und SEGELKE [2002]	
Tab. 4-1:	Vergleich kommerzieller Programmplattformen [RAUCH ET AL. 2001]....	36
Tab. 4-2:	Aufbau IWA-Matrix-Format.....	38
Tab. 4-3:	Trockenwetter-Schmutzfrachten gemessen am Kläranlagenzufluss.....	40
Tab. 4-4:	Schmutzfrachten für die Teilströme von Haushaltsabwasser.....	40
Tab. 4-5:	Verschmutzung des Regenwasserabflusses (ergänzt nach HOPPE, WEILANDT 2003A).....	44
Tab. 4-6:	Beispiele von Reibungsbeiwerten nach Strickler K_{ST}	46
Tab. 4-7:	Parametervorgaben Almeida-Modell.....	54
Tab. 4-8:	Prozessmatrix des Almeida-Modells Almeida-SE	
Tab. 4-9:	Prozesse des ASM1-NO2.....	61
Tab. 4-10:	Prozessgleichungen des ASM1-NO2.....	61
Tab. 4-11:	Zusätzliche Parameter des ASM1-NO2 gegenüber dem ASM1.....	62
Tab. 4-12:	Prozessmatrix des vollständigen RWQM 1.....	64
Tab. 4-13:	Prozessmatrix der verwendeten Teilmodelle des RWQM.....	68
Tab. 4-14:	Parameter und Wertebereiche des RWQM-constx-pH [REICHERT, VANROLLEGHEM 2001].....	71
Tab. 4-15:	Schnittstelle eines Kanalmodells mit Sedimentation/Erosion und den Modellen ASM 1 und DUFLOW.....	72
Tab. 4-16:	Ansätze zur Modellverknüpfung Kläranlage-Gewässer.....	73
Tab. 4-17:	Ansätze zur Modellverknüpfung Kanalnetz-Kläranlage.....	74
Tab. 4-18:	Ansätze zur Modellverknüpfung Kanalnetz-Gewässer.....	74

Tab. 4-19:	Sauerstoffgehalt im Entlastungsabfluss aus dem Kanalnetz	76
Tab. 5-1:	Ideales Schema zur Maßnahmenwahl [LONDONG 1999B]	79
Tab. 5-2:	Auswahl möglicher Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte, nach BWK [2001] und MANG [2002] verändert und ergänzt.....	81
Tab. 5-3:	Prozesse im Kanalnetz und deren Bedeutung an der Schnittstelle Kanalnetz/Kläranlage [LANGEFELD ET AL. 2002]	94
Tab. 5-4:	Anforderungen für problemorientierte integrierte Modelle [RAUCH 1998B].....	94
Tab. 5-5:	Bausteinwahl zur Maßnahmenplanung	
Tab. 6-1:	Dauerstufen und Wiederkehrzeiten der Niederschlagshöhen in mm an der Station Lindscheid [HOPPE, WEILANDT 2003].....	102
Tab. 6-2:	Chemisch-physikalische Eigenschaften des Wasserkörpers der Dhünn und Nebengewässer	105
Tab. 6-3:	Pegelkenndaten (1992-2002).....	106
Tab. 6-4:	Zum KA Odenthal entwässernde Flächen	107
Tab. 6-5:	Anschlussgröße KA Odenthal	108
Tab. 6-6:	Einzugsgebiete der Sonderbauwerke für den Ist-Zustand	110
Tab. 6-7:	Kenngrößen der Entlastungsbauwerke Ist-Zustand.....	111
Tab. 6-8:	Zulauf-Frachten im Ist- und Prognose-Zustand.....	113
Tab. 6-9:	Auslegungszuflüsse Kläranlage Ist- und Prognose-Zustand	114
Tab. 6-10:	Basis-Leitwerte für potenzielle Salmoniden-Laichgewässer und Extremwerte in der Dhünn bei Odenthal im Trockenwetter	116
Tab. 6-11:	Überprüfung der Leitwerte in der Dhünn unterhalb RÜ Schule	117
Tab. 6-12:	Überprüfung der Leitwerte in der Dhünn unterhalb Einleitung KA	117
Tab. 6-13:	Kenndaten des „measurement correction“ Blocks	121
Tab. 6-14:	CSB-Fraktionierung des häuslichen Abwassers für das Modell Almeida.....	122
Tab. 6-15:	Mittlere Schmutzstoffkonzentration im häuslichen Abwasser.....	122
Tab. 6-16:	Fraktionierung des Oberflächenabflusses für das Modell Almeida	123
Tab. 6-17:	Niederschlagskenndaten Ereignis vom 03.09.2001	127
Tab. 6-18:	Parameter für Sedimentation/Erosion Modell	129
Tab. 6-19:	Vorabbau im Kanalnetz	129
Tab. 6-20:	Zulauffraktionierung auf Basis von CSB_{hom} und NH_4-N	137
Tab. 6-21:	Parameter für Zulauffraktionierung auf Basis von CSB und NH_4-N	138
Tab. 6-22:	Verwendete Absetzparameter vorhandenes Nachklärbecken.....	139

Tab. 6-23: Im Modell berücksichtigte Nebenbäche der Dhünn.....	145
Tab. 6-24: Q/h-Kurven Sportplatz Odenthal und Pegel Hummelsheim	147
Tab. 6-25: Stoffkonzentrationen am Eingangsquerschnitt des Gewässermodells	148
Tab. 6-26: Stoffkonzentrationen Nebengewässer	149
Tab. 6-27: Temperatur und pH-Wert für das Gewässermodell	149
Tab. 6-28: Globalstrahlung für Köln.....	150
Tab. 6-29: Kalibrierung der Nitrifikation	151
Tab. 6-30: Auswirkung der Flächenabkopplung.....	160
Tab. 6-31: Bemessungswerte für den Kläranlagenablauf.....	161
Tab. 6-32: Volumen- und TS-Gehalt Verteilung der Kaskadenbecken.....	162
Tab. 6-33: Zulaufanteile und Schaltpunkte der Kaskadenstufen	162
Tab. 6-34: Verwendete Absetzparameter neues Nachklärbecken	163

Abkürzungen

η	Wirkungsgrad
A	Flächengröße des Mischsystems
ADM	Activated Digestion Model
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
ASM	Activated Sludge Model
AST	Abflusssteuerung
ATS	Flächengröße des Trennsystems
ATV	Abwassertechnische Vereinigung
A_u	Undurchlässige Fläche des Mischsystems
BB	Belebungsbecken
BSB ₅	Biologischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen
BWK	Bund der Wasser- und Kulturbauer
C	Konzentration
Cl	Chlorid
constx	Konstante Biomassekonzentration Gewässergütemodell
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DLB	Durchlaufbecken
DVWK	Deutsche Vereinigung für Wasser und Kulturbau
E	Einwohner in der Fläche
Ero.	Erosion
EU	Europäische Union
EVT	Evapotranspiration
EZG	Einzugsgebiet
F	Bodenfilter
FC	Fäkalkoliforme Keime
FGB	Fangbecken
fil	Als Index: filtriert
GEW	Gewässer
h	Höhenstand
H	Als Index: Hauptschluss
hom	Als Index: homogenisiert

imp	Als Index: impervious (undurchlässig)
IWA	International Water Association (vorher IAWPCR, IAWQ)
KA	Kläranlage
KAN	Kanalnetz
Konz.	Konzentration
K_{ST}	Reibungsbeiwert nach Strickler
LEITF	Leitfähigkeit
MNQ	Mittlerer Niedrigwasserabfluss im Gewässer
MQ	Mittlerer Abfluss im Gewässer
ms	Massenanteil gelöster Stoff
mx	Massenanteil partikulärer Stoff
N	Stickstoff/als Index: Nebenschluss
N_{anorg}	Anorganischer Stickstoff ($NO_x-N + NH_4-N$)
NA-Modell	Niederschlags-Abfluss-Modell
NH_3-N	Ammoniak-Stickstoff
NH_4-N	Ammonium-Stickstoff
NKB	Nachklärbecken
NO_2-N	Nitrit-Stickstoff
NO_3-N	Nitrat-Stickstoff
NO_x-N	Nitrat- plus Nitrit-Stickstoff
O_2	Sauerstoff
org.	organisch
part	Als Index: partikulär
perv	Als Index: pervious (durchlässig)
P_{ges}	Phosphor gesamt
PO_4-P	Orthophosphat
Q	Volumenstrom
Q_d	Drosselabfluss, bei dem der RÜ bzw. das Becken entlastet
Q_f	Mittlerer Fremdwasserabfluss
Q_g	Mittlerer gewerblicher Schmutzwasserabfluss
Q_h	Mittlerer häuslicher Schmutzwasserabfluss
q_r	Regenabflusssspende an dem Bauwerk

Q_s	Mittlerer Schmutzwasserabfluss
Q_t	Mittlerer Trockenwetterabfluss
QT	Quartal
r	Produktionsrate
RRB	Regenrückhaltebecken
RTC	Real Time Control
RÜB	Regenüberlaufbecken
RUE, RÜ	Regenüberlauf
RWQM	River Water Quality Model
Sed.	Sedimentation
SKO	Staukanal mit oben liegender Entlastung
SKU	Staukanal mit unten liegender Entlastung
SM	Schwermetall
T, Temp	Temperatur
TEF	Trübungseinheiten-Formazin
TIC	Total Inorganic Carbon
TKN	Total Kjeldahl Nitrogen (Ammonium + organischer Stickstoff)
TS	Trockensubstanz
TSD	Tausend
üNN	Über Normal-Null (Meeresspiegel)
v	Fließgeschwindigkeit
V	Volumen
Verz.	Verzweigung
V_F	Volumen der Flüssigphase
VG	Mittlerer Versiegelungsgrad von A
V_S	Volumen der Sedimentphase
VS	Spezifisches Beckenvolumen für das Gesamteinzugsgebiet
Wat.Sci.Tech.	Zeitschrift Water Science & Technology, IWA Publishing London
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Für Jonas und Johanna

Vorwort

In meiner Schulzeit gab es eine vielfach erzählte Anekdote: Ein besonders engagierter Physiklehrer versuchte seinen Schülern den Sinn der physikalischen Grundgesetze zu erläutern und rüttelte, den Satz „Archimedes, gib mir einen festen Punkt und ich hebe dir die Erde aus den Angeln“ ausrufend, an einem Betonpfeiler des Schulgebäudes. Damals war der Spruch für uns Schüler ein Grund zum Lachen. In meinem Studium der Verfahrenstechnik spielte der Ausruf des im dritten Jahrhundert vor Christus lebenden griechischen Gelehrten Archimedes „Gebt mir einen festen Punkt und ich werde die Erde aus den Angeln heben“ eine zentrale Rolle und ist auch für die von mir vorgelegte Dissertation von Bedeutung. Denn es sind die Bilanzen, die den „festen Punkt“ bei der Analyse von Prozessen und der Modellbildung darstellen. In der Verfahrenstechnik wird gelehrt, wie die in der mechanischen und chemischen Verfahrenstechnik ablaufenden Prozesse mit den Grundgesetzen der Mechanik und der Thermodynamik darzustellen und zu modellieren sind. Dies gelingt mit den in der Verfahrenstechnik bei definierten Randbedingungen und bekannten Eduktströmen ablaufenden Prozessen sehr gut.

Mit meinem beruflichen Engagement in der Siedlungswasserwirtschaft lernte ich jedoch schnell andere Gesetzmäßigkeiten kennen. Neben der Anwendung der physikalisch-chemischen Grundgesetze kamen auch Auslegungsformeln zum Einsatz, die empirisch aufgestellt wurden. Auf Anhieb stellte sich die Frage, ob dabei wirklich alles mit rechten Dingen zugeht und nicht zu viel „über den Daumen“ abgeschätzt wird. Nachdem ich die dynamische Kläranlagensimulation kennen gelernt hatte, ergab sich daraus die Motivation, den Ansatz der Kläranlagensimulation auf das gesamte System der Siedlungswasserwirtschaft auszuweiten, um Stoffflüsse analysieren und neue Maßnahmen planen zu können. Das Ergebnis meiner Beschäftigung mit dieser Thematik spiegelt sich in dieser Arbeit wider. Am Ende steht fest, dass die Siedlungswasserwirtschaft ohne die althergebrachten Erfahrungswerte nicht auskommt, sich aber neuen Planungswegen öffnen muss.

Dank

Der Dank gilt zuerst meiner Familie für die Freiräume zur Erstellung der Arbeit und meinen Eltern für die Unterstützung meiner Ausbildung.

Ich danke den Professoren Rauch und Kranawetterer für die Übernahme der Gutachten. Allen Kollegen beim Wupperverband und den vielen Fachkollegen danke ich für die angeregten Diskussionen und Beiträge zu meiner Arbeit.

Besonders danke ich Professor Londong für die Motivation zur und fachliche Begleitung während der Arbeit.

Development of an integrated modelling concept for immission-based management of sewer system, wastewater treatment plant and river

Introduction

Today's planning standards deal with the individual urban drainage components (sewer system, wastewater treatment plant and receiving water) separately, i.e. they are often designed and operated as single components. As opposed to this, an integral handling considers the drainage components jointly. This integrated approach is implicitly supported by the Water Framework Directive [EU 2000]. The goal set in the directive is to reach a good ecological status of all water bodies throughout the catchment, rather than prescribing certain design rules. Water protection policies conforming with the WFD aim at optimising river basin management with regard to ecological and economic criteria. This cannot be achieved with the management approach adopted to date, which is based on discharge standards for individual point sources not considering the impact from any other discharge point. Therefore, sustainable river basin management can only be established by adopting an integrated approach based on receiving water criteria. In order to put the integrated planning approach into practice, the engineer requires modelling tools for his work on the following essential steps of an integrated planning strategy:

1. Analysis of polluting substance fluxes and their causes
2. Selection of measures to reduce the system's deficiencies
3. Evaluation of the effects of the measures on river water quality

Over more than a decade, several integrated modelling approaches were developed and applied to different case studies. In the scientific world, the fundamental approaches of integrated modelling are well developed, nevertheless there still remain difficulties in integrated modelling [RAUCH ET AL. 2002]. In Germany the idea of immission-based integrated planning concepts is of increasing interest in science (e.g. SCHÜTZE ET AL. 2002A, ERBE ET AL. 2002, SEGELKE, 2002) and practice [BWK, 2001]. An overview on integrated modelling studies can be found in ERBE ET AL. [2002] and in table 3-3. An extended model setup and its application to the Odenthal case study is presented in this PhD thesis. Guidelines are required that help engineers in practice to use models for planning of measures related to urban drainage components, in particular when this involves the application of integrated modelling concepts to case studies. Such guidelines will contribute to this scientific idea becoming an accepted planning instrument also in practical application.

AN INTEGRATED MODELLING TOOL

Simulation tools can support a planner to find an ideal combination of measures to improve river water quality. After the specification of goals for the examined river models can help to analyse the existing system and to identify problematic situations. This is of particular importance when measurement data are not available. An important task of models during the planning process consists in the simulation of different measures in a scenario analysis. Through this planning step the most effective measure or combination of measures can be identified. There is a number of well known measures which can be applied to the catchment area, the sewer system and river for improving water quality and reducing hydraulic stress to the river community (e.g. source control of storm water, construction of retention tanks, real time control, upgrade of WWTP, improving river morphology, etc.). However, whilst each measure can have a positive effect on one subsystem, it can also be detrimental to another subsystem at the same time. In order to better understand the interactions between the various subsystems and in order to assess the effect of a single measure or of a combination of measures on water quality, different scenarios have to be simulated. As each measure has different objectives and different effects on the system, the processes influenced by the particular measure have to be identified. For this reason guidelines have to be provided on how the model has to be set up. Comparing with a modular construction system the tool has to be capable to model different measures applied to catchment area, sewer system, wastewater and stormwater treatment sites and to the river. In addition the following points have to be described in the guideline:

- relevant processes that are influenced by the chosen measure
- affection of single subsystems or the total system by the measure
- requirement of parallel or sequential modelling

The guideline is one of the key topics of this thesis described in chapter 5. Based on the idea to have a toolbox available, from which building blocks can be selected according to the needs of the modelling study and to the measures to be considered, the following key features are implemented in the modelling tool (Fig. 4-1):

- All models can be implemented in an open simulation environment (SIMBA). The comparison or extension of model approaches is possible in an easy way, using the well-known Petersen matrix notation as used also in the Activated Sludge Models (ASM) of the IWA.
- The process models used allow the dynamic calculation of the integrated system's state with regard to quantity and quality. Sewer and river hydraulics are modelled based on the diffusive wave approximation of the St. Venant

equations. Wastewater production is simulated with a water balance model for simulation of rainfall-runoff from surfaces. As the simulation environment has an open architecture, all process models can be easily modified.

- Simulations can be done in sequential as well as in truly parallel mode where all components of the urban drainage system are simulated simultaneously. This procedure is necessary in cases where a system feedback is necessary, for example, when modelling integrated real time control (RTC) strategies.

Case study

As the case study site for this project, the municipality of Odenthal (12,000 PE), North Rhine-Westphalia, Germany, was chosen (Fig. 6-5). Odenthal is one of the members of the Wupper Association, which is responsible for wastewater treatment, operation of dams and maintenance of surface waters in the natural basin of the Wupper river. This case study is characterised by a catchment area of 319 ha, a combined sewer system with four stormwater overflow tanks with volumes of 95 m³ to 1,500 m³ (total volume 3,150 m³), one retention tank and five combined sewer overflows (CSOs). The Odenthal WWTP has to be extended because of its insufficient nitrogen removal rate and because its effluent is discharged into the river Dhuenn, which has been classified as a potential stretch of salmon spawning water. Therefore, stringent requirements in terms of water quality are to be met. River flow is determined by an upstream dam controlling discharges from an upstream reservoir lake. Due to the average annual rainfall of 996 mm/a in the area of Odenthal, stormwater treatment is of particular importance.

The integrated model set up for this case study covers those parts of the sewer system draining to the WWTP, the WWTP itself and a 6 km reach of the river Dhuenn from Odenthal to the flow gauge Hummelsheim. Since detailed structural data were available, the system could be represented in a detailed way for simulation. The catchment area was subdivided into 56 subcatchments. The catchment is modelled with PLASKI, a water balance model (chapter 4.2). The total number of about 1,000 sewer sections had to be aggregated to 150 sections. The WWTP model is set up with primary and secondary settler and aeration tanks. The river model has 129 sections with measured cross sections. WWTP simulation is based on IWA's ASM 1, settling tanks are modelled with multi-layer models (chapter 4.4). River water quality simulation uses a submodel of the recently introduced IWA-RWQM 1 with constant biomass concentrations (chapter 4.5). Sewer process models are still under development. For this study, an ASM-like concept based on the modelling approach of ALMEIDA was used, together with expressions for model sedimentation and erosion processes of solid matter (chapter 4.3.2).

The model was calibrated with data gathered during an intensive quality and quantity measuring campaign in the course of a research project [ORTH ET AL. 2003]. Calibration of hydraulics is a prerequisite to simulation of quality processes. It was possible to calibrate hydraulics based on the existing data. Besides flow and level in the river, that were calibrated with data of flow gauges, dispersion was calibrated with data taken from a tracer experiment. An uniform substance (uranine) and a low concentrated active tracer (ammoniacchloride) were dosed to the river at the starting point of the modelled section and samples were taken downstream. Despite the complex model structure, calibration of hydraulics was satisfactory.

Calibration of quality proved to be more difficult. On the one hand there is a lack of data to describe quality in the existing system and, on the other hand, there are a lot of different processes with different parameters and variables. Due to an intensive measurement campaign and a large number of process data from a SCADA system, the WWTP-model was well calibrated, whereas sewer and river model could only be calibrated at certain points.

At the present state of the model development it can be stated that an integrated model concept with ASM-like models and pollutants for sewer system, treatment plant and river is practically available, but some issues need yet to be addressed in more detail:

- the inevitable lack of data for calibration
- the application of locally calibrated model data to complex sewer and river systems
- the selection of suitable models for dry weather and storm weather conditions, e.g. the Almeida model was originally developed for dry-weather conditions
- the lack of data on pollutant flow from impervious areas during rain weather

As a salmon spawning river, aquatic life in the river Dhuenn is very sensitive to high concentrations of free ammonia and nitrite. The evaluation concept applied here uses a matrix of amplitude values representing thresholds depending on duration time and frequency of occurrence (chapter 2.3; HOPPE ET AL. 2004). The frequency can be divided into three classes: short, medium, and long time. The duration time is also classified into three groups: seldom, medium, and often. The dose-effect matrix has to be adapted for the examined river according to the objectives defined for this river. The British „Urban Pollution Management (UPM) Manual” [FWR 1998] uses a similar concept to plan combined sewer overflows. In contrast to the concept presented by HOPPE ET AL. [2004] the UPM Manual uses fixed values.

The analyses of the existing system (chapter 6.4) was done by a 100 day simulation period from 01/06/01 to 09/09/01. This revealed that the most significant

river water quality problems can be observed at the joint discharge point of WWTP and the sewer system's largest retention tank (BKLA) and that relevant river quality problems are caused by combined sewer overflows. Lethal concentrations of free ammonia may occur locally.

For the Odenthal case study, it is the main interest to reduce river quality problems at the joint discharge point of WWTP and retention tank BKLA. Standard measures as well as RTC measures were analysed (chapter 6.5):

- Reduction of impervious area
- Extension of the WWTP
- Local and integrated control of sewer system and WWTP
- Control of discharge of river Dhuenn dam

Standard measures such as the extension of the WWTP have positive effect most notably for dry weather conditions. The WWTP is upgraded after studies revealed that base conditions can be improved relevantly. It will be put into operation by end of 2004. Measures based on RTC help to reduce problems still observed during rain events. This thesis focusses on measures based on RTC strategies (chapters 6.5.3 and 6.5.4). In order to assess the effect of the RTC-measures different single events were simulated. The results of the application of RTC strategies have to be assessed according to hydraulic and quality effects. A significant reduction of concentration peaks in the river by RTC measures is possible. So the danger of local oxygen deficits caused by easy degradable carbon and the occurrence of fish-toxic concentrations of free ammonia is reduced. Introduction of pollution based real time control strategies (PBRTC) has positive effects on peak concentrations of relevant river water quality parameters (immission point of view). According to the emission point of view it can be stated that also total discharge loads to from sewer system and WWTP can also be reduced by PBRTC. RTC proves to be a very effective measure to improve the treatment efficiency of existing systems. Nevertheless there is a need of installation of measurement devices and of process control systems. The cost of this installation has to be reflected in every special application case. In order to implement PBRTC, the development of reliable online quality measurements is recommended. Although measures based on RTC often need particular attention in the implementation stage (however, guidance on this is provided by means of a planning tool and by guidelines under development, see SCHÜTZE ET AL. 2004), the results of simulation studies can help to convince operators and authorities to support these measures.

Conclusions and outlook

The application of a detailed deterministic integrated simulation model for integrated planning of measures of river basin management applied to sewer system, WWTP and river constitutes a rather complex task. New model developments and increased availability of data on river catchments offer new potential of integrated modelling. The planning tools presented here assist in the implementation of immission-based planning of measures to improve water quality in everyday's planning practice. The tools can be used for an analysis of compounds fluxes in the wastewater system, for a comparison of the performance of various options of extending the system, and for a performance evaluation of integrated control.

However, there are still open questions which arise when working with complex models (chapter 7). Even with the availability of detailed data for the Odenthal case study, there still are uncertainties in the model results. The complexity of the process models to be applied and the level of detail in the system structure depend, on the one hand, on the measure that is examined and, on the other hand, also on the duration of the effects they cause. For example, detailed process and hydraulic models are required for a detailed assessment of the effects of RTC-based measures. Whilst the tool presented in the paper is appropriate for this task, it is, due to its complex structure, not suitable for a river basin wide planning of measures. The planning concept presented here provides new options of integrated modelling, in particular for the analysis of interactions between the various subsystems. Due to the open simulation environment used, new developments in the field of process modelling can be easily implemented.

Whilst integrated simulation of the urban wastewater system as presented in this paper represents a complex task on the one hand, it also allows to think of and to analyse future planning procedures in urban wastewater management prior to their implementation. It supports a systemwide approach to systemwide substance flux management, thus improving river water quality, going far beyond the conventional approach of thinking in sector-based and emission-based categories.

„All models are wrong, but some are useful“ [G.E.P. BOX 1979]

1 Einleitung

Die entscheidende Vorgabe für den weiteren Fortgang im Gewässerschutz erfolgte durch den Beschluss der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) im Dezember 2000 [EU 2000]. Das Kernziel der Richtlinie ist es,

einen „guten Zustand“ aller Oberflächengewässer und des Grundwassers

zu erreichen. Die Richtlinie basiert auf dem ganzheitlichen Ansatz für einen nachhaltigen Gewässerschutz. Sie will die rechtlichen und verwaltungsstrukturellen Voraussetzungen für eine flussgebietsumfassende Gewässerbewirtschaftung schaffen. Aus der Flussgebietsbetrachtung ergibt sich die Forderung nach dem Immissionsansatz zur Gewässerbewirtschaftung. Im Artikel 10 der EG-WRRL schlägt sich dies im kombinierten Immissions- und Emissionsansatz nieder.

Der Gewässerschutz erfordert Maßnahmen bei der Siedlungsentwässerung und der Abwasserreinigung, im und am Gewässer und im Einzugsgebiet des Gewässers. Um den in Deutschland bisher erreichten hohen Standard beim Gewässerschutz zu erhalten oder in einzelnen Fällen weiter zu verbessern, müssen die einzelnen Maßnahmen gegenseitig besser abgewogen und gesamtheitlich optimiert werden [LONDONG, RENNER 2000].

Dem gegenüber steht die Tatsache, dass aufgrund der immer detaillierter werdenden Kenntnisse über Vorgänge im Kanalnetz, in den Kläranlagen und in den Gewässern die Spezialisierung der Fachleute zugenommen hat. Diese Tendenz wird verstärkt durch die häufig vorzufindende Trennung der Zuständigkeiten für diese drei Bereiche. Ergebnis ist eine losgelöste Betrachtung der Systeme und ihre jeweilige Optimierung primär nach Kostengesichtspunkten des Teilsystems, obwohl eine Optimierung des Gesamtsystems Kanalnetz-Kläranlage-Gewässer geboten wäre.

Die integrale Betrachtung der Einzelsysteme Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer ist der zentrale Ansatz für die zukünftige ökologische Verbesserung der Gewässerqualität und die ökonomische Optimierung der Abwasserentsorgung. Die Erfordernis der integrierten Betrachtungsweise ist in der Fachwelt seit langem bekannt. Ein erster Meilenstein in dieser Entwicklung war die INTERURBA Tagung im Jahre 1992, die sich mit den Wechselwirkungen zwischen Einzugsgebiet, Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer beschäftigte. Die folgenden vier Prinzipien sollten bei zukünftigen Planungen Berücksichtigung finden [LIJKLEMA ET AL. 1993A]:

1. Maßnahmen zur Verbesserung von Kanalnetz und Kläranlage müssen im Zusammenhang mit dem Gütedefizit des Gewässers, das sich in Abhängigkeit seiner gewünschten Nutzungen ergibt, gesehen werden. Die angestrebte Güte muss sich an realistisch erreichbaren Zielen orientieren.
2. Ingenieure (Planer und Betreiber), Limnologen, Biologen und Umweltfachleute bringen ihr Wissen ein, um gemeinsam optimale Lösungen zu erarbeiten. Dies muss sowohl die Planung als auch die Ausführung und den Betrieb umfassen.
3. Es werden Wege aufgezeigt und beschrrieben, die es ermöglichen, aus dem Verhalten des Ökosystems Gewässer dezidierte Anforderungen an die unterschiedlichen Einleitungen aus dem System Kanalnetz-Kläranlage in die Gewässer zu formulieren.
4. Die gemeinsam erarbeiteten Lösungsvorschläge, die Kosten, die Wirksamkeit und die Risiken werden so aufbereitet, dass sie der Öffentlichkeit und der Politik verständlich werden.

LONDONG [1999] leitet daraus folgenden Denkansatz ab, der die Veranlassung für die Aufstellung eines integralen Modellansatzes für Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer darstellt:

Eine Verbesserung der Gewässer, die sowohl ökologisch als auch ökonomisch optimiert ist, ist auf dem bisher beschrriebenen Weg, der sich im Wesentlichen an Emissionsstandards und dem Stand der Technik und dadurch an isoliert voneinander betrachteten Einzelmaßnahmen orientiert, nicht zu erreichen.

Daher muss mit einem integralen, an Nachhaltigkeitskriterien ausgerichteten, Ansatz gearbeitet werden. Hierzu ist eine stoffstromorientierte Verknüpfung von Modellbetrachtungen notwendig.

Für das Gewässer, in das sowohl die Einleitung aus der Mischwasserbehandlung als auch die Einleitung aus dem Ablauf der Kläranlage erfolgt, ist einerseits die Gesamtemission interessant. Über diesen Aspekt ist von verschiedenen Autoren (z.B. BEVER, DURCHSCHLAG 1997; LIJKLEMA, TYSON 1993B; GRAAF 1993) berichtet worden. Andererseits müssen die Auswirkungen von Regenwasser-, Mischwasser- bzw. Abwassereinleitungen an der jeweiligen Einleitungsstelle im Gewässer betrachtet werden.

Die schon im Titel verwendete Bezeichnung „integral“ bezieht sich in der vorliegenden Arbeit auf die Systeme Einzugsgebiet, Kanalnetz, Kläranlage und Fließgewässer. Würde „integral“ konsequent auf alle gewässergüterrelevanten Vorgänge ausgeweitet, müssten auch die diffusen Einträge aus dem Gewässer-einzugsgebiet und die Wechselwirkungen mit dem Grundwasser mitbetrachtet werden. Eine Übersicht über die Teilsysteme gibt Abb. 1-1. Aus zwei Gründen werden diffuse Quellen und Grundwasser in dieser Arbeit jedoch nicht weiter

behandelt. Zum einen wird in dieser Arbeit ein Planungshilfsmittel für einen Ingenieur der Siedlungswasserwirtschaft entwickelt. Selbst in diesem Bereich ist es, wie bereits angeführt, schwierig, Fachkompetenz über alle Teilbereiche der Siedlungswasserwirtschaft zu bündeln. Zum anderen können nicht alle Prozesse aufgrund ihrer Komplexität in einem Schritt behandelt werden. Modellentwicklungen hinsichtlich der diffusen Einträge, insbesondere aus der Landwirtschaft, sind jedoch erforderlich, da in absehbarer Zukunft die Einträge aus Punktquellen minimiert sein werden und somit die über die Gewässer in Nord- und Ostsee eingeleiteten Frachten aus diffusen Quellen an Relevanz gewinnen werden.

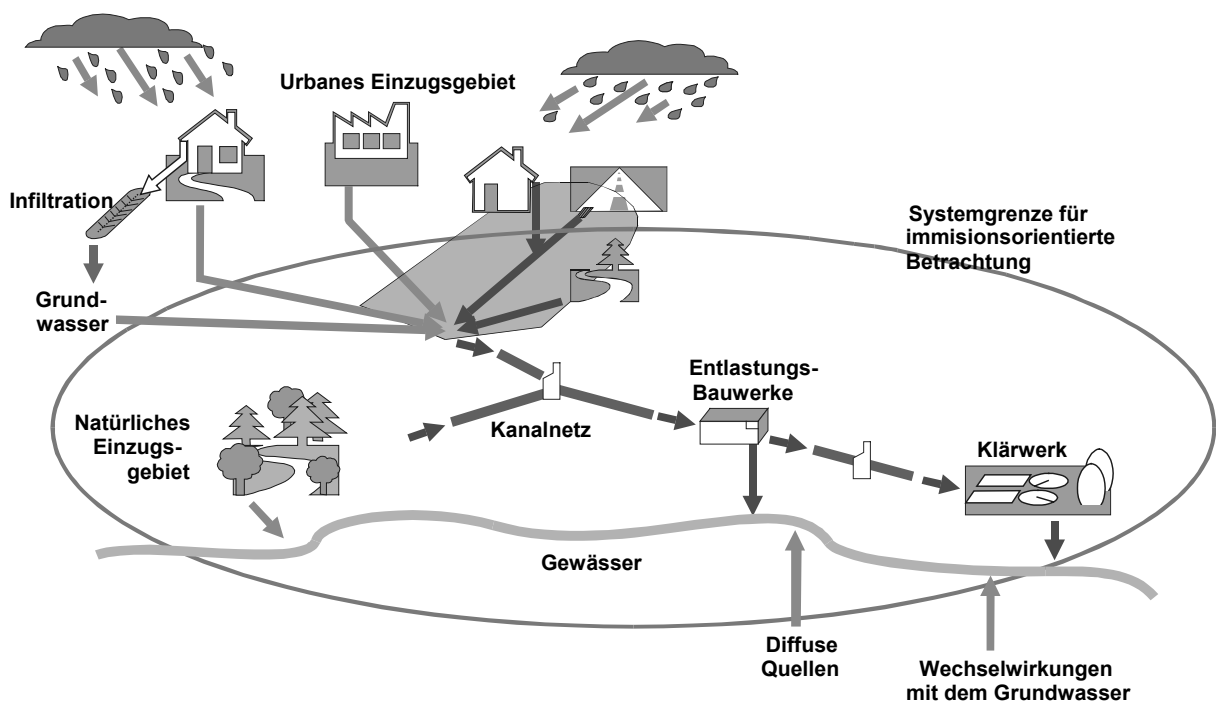


Abb. 1-1: Systemabgrenzung für den immissionsorientierten Gewässerschutz

Mit Hilfe eines integrierten Simulationsmodells wird dem für das Flussgebietsmanagement zuständigen Ingenieur ein Planungshilfsmittel an die Hand gegeben, das es ihm ermöglicht, Stoffeintragungspfade aus den verschiedenen wasserwirtschaftlichen Systemen in das Gewässer zu erkennen und die Wechselwirkungen zwischen den Einzelsystemen zu analysieren. Es wird somit die Voraussetzung für eine ganzheitliche Optimierung des Gesamtsystems geschaffen.

In der vorliegenden Arbeit wird ein solches Planungswerkzeug entwickelt und für das Gewässer Dhünn im Bereich der Entwässerung der Gemeinde Odenthal angewendet. Ziel ist es, dem planenden Ingenieur eine Anleitung zur Auswahl von verfügbaren Modellen orientierend an seiner Maßnahmenplanung zu geben, aber auch die Grenzen der Anwendung aufzuzeigen. Anhand der gewählten

Modellkombination soll er die Bewirtschaftungsstrategie für Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer ermitteln, welche die für den Gewässerschutz günstigste Lösung darstellt. Der in der Arbeit beschriebene Modellansatz eignet sich schwerpunktmäßig zur dynamischen Analyse von Einzelereignissen.

Zu Beginn der Arbeit wird der Immissionsansatz im Gewässerschutz näher vorgestellt. Bisher entwickelte Ansätze für eine integrierte Simulation, sowie die bestehenden Modellansätze für die einzelnen Teilsysteme und die für den vorliegenden Modellansatz ausgewählten, werden darauf folgend beschrieben. Zentraler Punkt der Arbeit ist dann die Anleitung zur Auswahl von Modellkomponenten orientierend an den im Rahmen der Systembewirtschaftung möglichen Maßnahmen. Nach der Anwendung der Systematik auf o.g. Gebiet werden dann die Anwendungsgrenzen und möglicher Entwicklungsbedarf aufgezeigt.

2 Stoffflussanalyse und Immissionsprinzip

2.1 Systemanalyse

Stoffbilanzierung und Systemanalyse gehören zum substanziellen Werkzeug eines Ingenieurs. Einerseits benötigt er Erkenntnisse aus der Systemanalyse, wenn er neue Anlagen plant bzw. neue Techniken entwickelt. Andererseits sind diese Erkenntnisse auch von zentraler Bedeutung, wenn er vorhandene Anlagen und Systeme optimiert betreiben bzw. bewirtschaften will.

Bevor eine Stoffbilanzierung durchgeführt werden kann, ist es erforderlich, den Bilanzraum abzugrenzen, um alle zu- und abfließenden Stoffströme definieren zu können. Danach gilt es, eine Stoffbilanzgleichung für einen festzusetzenden Zeitraum aufzustellen. Die Systemabgrenzung muss sich an der zu stellenden Fragestellung orientieren. Soll beispielsweise der Abfluss in einem Hauptsammler nach der Vereinigung zweier Nebensammler bilanziert werden, ist die Systemabgrenzung um den Vereinigungsschacht ausreichend. Sollen aber die Abflüsse aus einem Nebenfluss in einen Hauptstrom (bspw. Wupper und Rhein) bilanziert werden, muss das gesamte natürliche Einzugsgebiet des Flusses als Systemgrenze gewählt werden. Die Definition der ein- und austretenden Stoffströme fällt im ersteren Fall sehr leicht: Zufluss über Nebensammler 1 und 2 und Abfluss in den Hauptsammler. Alle drei Ströme lassen sich auch leicht über Messungen erfassen. Im zweiten Beispiel ist das schon weitaus schwieriger. Die Mündung des Nebenflusses stellt zwar eine definierte Schnittstelle dar, doch auch andere Abflüsse z.B. über das Grundwasser können von Bedeutung sein. Auch die Zuflüsse sind zahlreich: Regen, menschliche Ausscheidung und viele mehr. Hier ist es die „Kunst“ des Ingenieurs, die für die Fragestellung entscheidenden Stoffströme zu identifizieren. Die grundlegende Gleichung für die Stoffbilanzierung ist in allen Fällen gleich. Sie lässt sich aus Abb. 2-1 entwickeln.

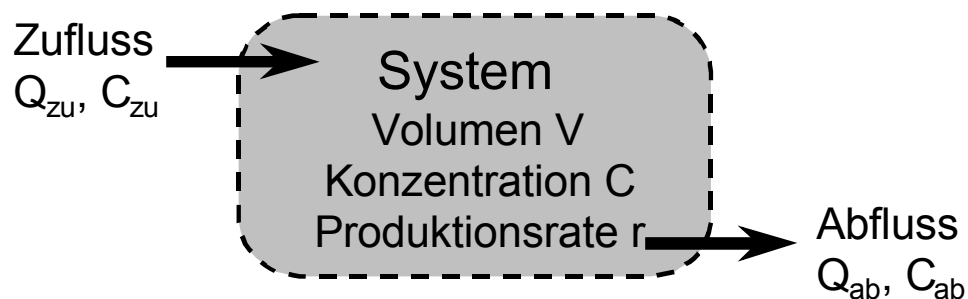


Abb. 2-1: Systembilanzierung

Die Bilanzgleichung erfolgt gemäß folgender Bilanz:

Speicherung = Zufluss - Abfluss + Produktion - Verbrauch

$$V \cdot \frac{dC}{dt} + C \cdot \frac{dV}{dt} = Q_{zu} \cdot C_{zu} - Q_{ab} \cdot C_{ab} + r \cdot V \quad (\text{Glg. 2-1})$$

Gerade für die Modellierung von Prozessen ist es unumgänglich, diese grundlegende Bilanzgleichung für jeden betrachteten Stoff aufzustellen. In der vorliegenden Arbeit wird diese Vorgehensweise immer wieder thematisiert werden.

Die Stoffflussanalyse gewinnt in der Siedlungswasserwirtschaft immer mehr an Bedeutung. Der Siedlungswasserwirtschaftler und Gesundheitsingenieur des 19. Jahrhunderts hatte die Maxime, alles in die Stadt gelangende Wasser schnell und sicher wieder abzuleiten und dabei die Forderungen der Hygiene strikt zu beachten. In der heutigen Zeit ist hiervon nur noch punktuell die Rede. Der Siedlungswasserwirtschaftler muss die Stoffströme erfassen und bilanzieren. Aus diesen Bilanzen ergeben sich Hinweise für unerwünschte Anreicherungen und notwendige technische und nicht-technische Eingriffe zur Vermeidung des Wiedereintritts von Schadstoffen in den menschlichen Bereich. Die Siedlungswasserwirtschaft könnte zukünftig auch als Stoffstromwirtschaft bezeichnet, aufgefasst und betrieben werden [HAHN 2000].

Ein Beispiel, wie eine Stoffstromanalyse den Ausgangspunkt für neue Strategien in der Siedlungsentwässerung setzen kann, ist die Bilanzierung von Wasserflüssen (Abb. 2-2) und Stickstoffflüssen (Abb. 2-3) in Siedlungsgebieten. Aus dieser Bilanzierung lässt sich erkennen, dass die Stickstoffeinträge in die Systeme der Siedlungswasserwirtschaft in hochkonzentrierter Form aus den menschlichen Urinausscheidungen stammen. Dieser konzentrierte Stickstoffstrom wird jedoch mit gering belasteten Stoffströmen vermischt. Am Ende muss der Stickstoff mit aufwendigen Reinigungstechnologien in der Kläranlage wieder eliminiert werden. Würde man hingegen eine Ressourcenkontrolle an der Quelle betreiben, würden hochbelastete Teilströme ausgeschleust und zur Behandlung bzw. Stoffwiedergewinnung an angepasste Reinigungstechnologien weitergeleitet. Die „Verschmutzung“ unbelasteter, aber mengenmäßig relevanter Teilströme könnte so vermieden werden.

Die Analyse und Beschreibung der Stofftransportphänomene ist entscheidend, um die verschiedenen Auswirkungen von Einleitungen in Gewässer auf die Gewässerqualität zu verstehen. Dazu gehört auch, nicht nur die Emissionen aus der Siedlungsentwässerung zu analysieren, sondern auch deren Auswirkungen im Gewässer.

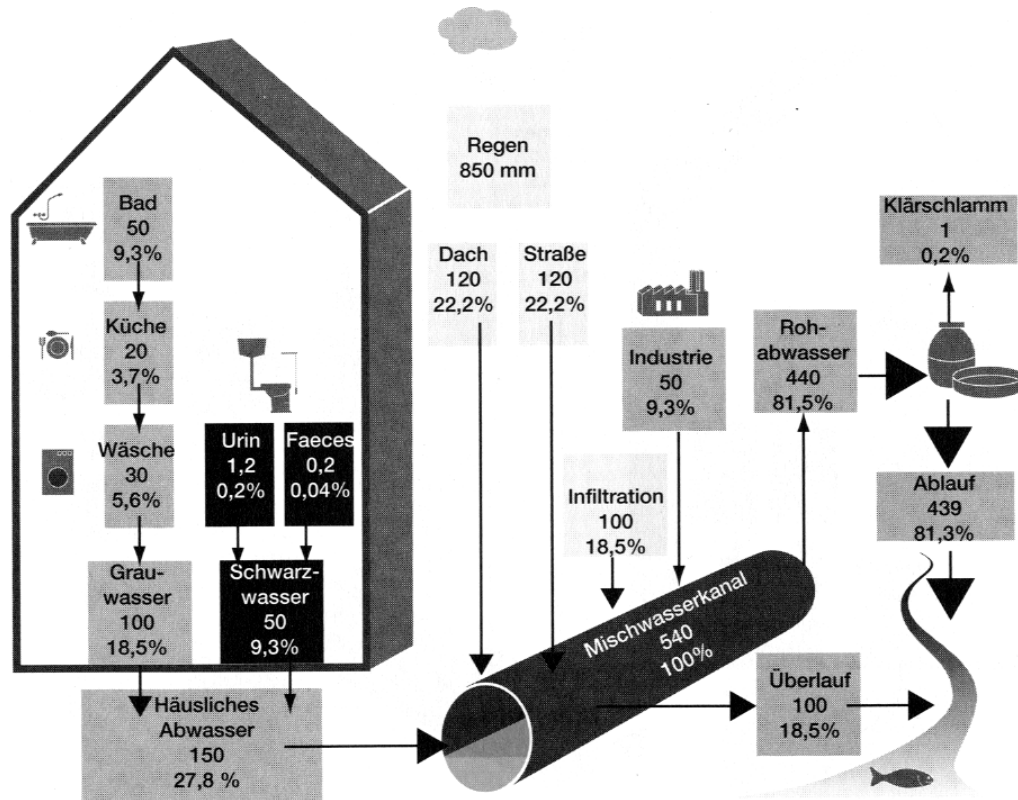


Abb. 2-2: Wasserflüsse in Siedlungen [LANGE, OTTERPOHL 2000]

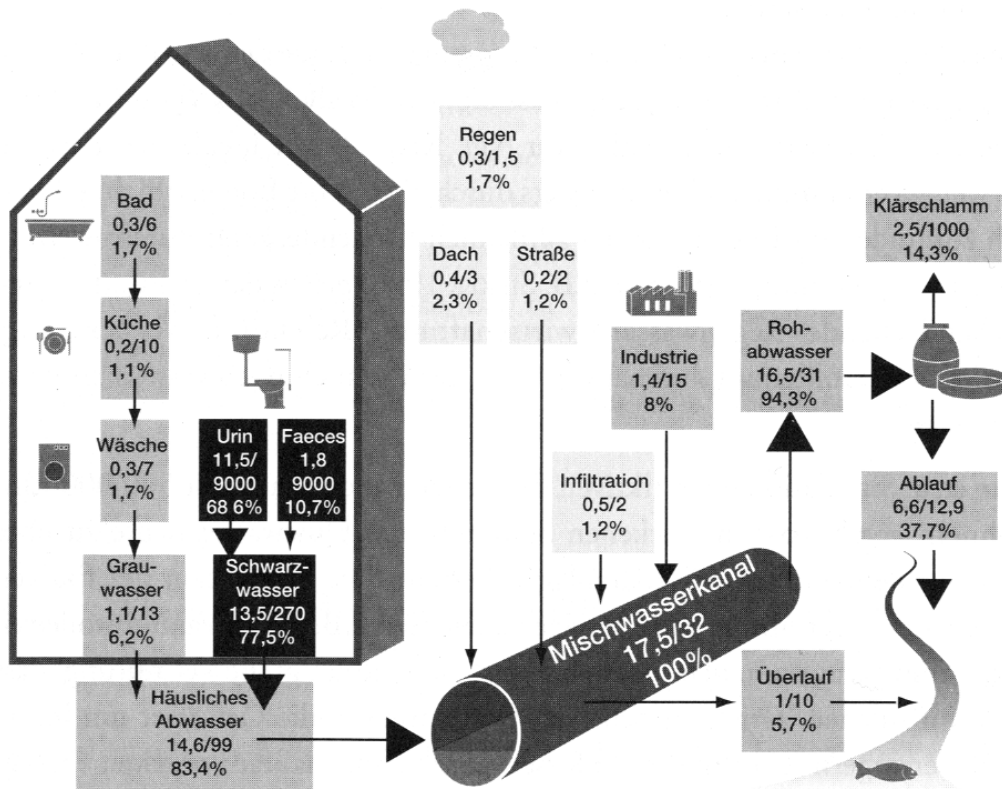


Abb. 2-3: Stickstofffluss im Abwasser [LANGE, OTTERPOHL 2000]

2.2 Immissionsprinzip

Die in der EU-WRRL vorgegebenen Qualitätsanforderungen im Zielsystem Gewässer entsprechen dem Immissionsprinzip. Dem gegenüber steht das Emissionsprinzip. Hier wird, bezogen auf ein lokales Einzugsgebiet für die verschiedenen Einleitungen aus der Siedlungsentwässerung, eine Vorgabe zur Dimensionierung orientierend an den geltenden Emissionsrichtlinien gemacht. Die Belastung des Gewässers ergibt sich aus der Aufsummierung der einzelnen Emissionen. Unberücksichtigt bleiben hingegen die Eigenschaften und Vorbelastungen des Fließgewässers. Dies kann dazu führen, dass eine Überlastung des Gewässers festzustellen ist, obwohl alle Bauwerke der Siedlungsentwässerung entsprechend den Regeln der Technik dimensioniert wurden.

Aufgabe des von der EU WRRL eingeführten Flussgebietsmanagements ist daher, aus Gewässersicht den Emittenten zulässige Frachten und Konzentrationen zuzuweisen. Das Gewässer muss dabei sorgfältig charakterisiert werden, um den vertretbaren Aufwand zu bestimmen, mit dem der bestmögliche Effekt für den Gewässerschutz erreicht werden kann.

Um die Einleitungen aus der Kanalisation und das Gewässer als ein zusammenhängendes System zu betrachten, wurde in Deutschland von einer BWK-Arbeitsgruppe ein Leitfaden entwickelt [BWK 2001]. Hier werden sowohl die Beeinflussung der Gewässer an einer Stelle durch oberhalb liegende Einleitungen als auch deren jeweiliger Zustand berücksichtigt. Der Leitfaden bietet eine Hilfe zur Entwicklung von Anforderungen sowohl hinsichtlich der Wassermenge, welche in das jeweilige Gewässer eingeleitet wird, als auch an die Inhaltsstoffe des Abwassers. Welche Art der Belastung maßgebend ist, hängt dabei von der Charakteristik des Fließgewässers ab. In BORCHARDT [1992] und SCHILLING ET AL. [1997] wird ein Vorschlag zur Klassifizierung der Fließgewässerbelastung in akute, verzögerte und akkumulative Effekte beschrieben (Tab. 2-1).

Akute Belastungen treten üblicherweise im Wasserkörper des Gewässers auf und werden zumeist von Mischwasserentlastungen verursacht. Akkumulative und chronische Belastungen treten eher im Gewässersediment auf und werden durch ständige Belastungen (z.B. Kläranlagenabläufe) oder nicht abbaubare Stoffe (z.B. Schwermetalle) verursacht. In dieser Arbeit wird schwerpunktmäßig auf chemische, physikalische und bio-chemische Effekte im Gewässer eingegangen. Die hygienische Belastung des Gewässers durch Bakterien, Viren und endokrine Stoffe wird zunehmend als bedeutender Einflussfaktor auf die Gewässerlebewesen registriert, wird aber im Rahmen dieser Arbeit nicht detailliert erläutert. In der Variantenuntersuchung zum Anwendungsfall Odenthal wird dieses Thema jedoch in einer Variante andiskutiert.

Tab. 2-1: Effekte durch Entlastungen in Fließgewässer 8
[SCHILLING ET AL. 1997]

Zeithorizont	Effekt	Indikator
akut (Stunden)	hydraulisch	Abfluss, Scherkraft, Erosion
	chemisch	toxische Substanzen (NH ₃) im Wasser
	physikalisch	suspendierte Stoffe, Trübung
	bio-chemisch	Sauerstoffzehrung im Wasser
	hygienisch	Bakterien, Viren
	ästhetisch	Geruch, Treibgut
verzögert (Tage, Wochen)	chemisch	toxische Substanzen (NH ₃ , NO ₂), Sohle
	bio-chemisch	O ₂ -Zehrung im Sediment durch org. Stoffe
	hygienisch	Bakterien, Viren im Sediment
	ästhetisch	Treibgut, Öl
akkumulativ, chronisch (Wochen – Jahre)	hydrologisch	Abflussregime, Morphologie
	chemisch	Schwermetalle, org. Substanzen, Sediment
	bio-chemisch	Sauerstoffzehrung (Eutrophierung)

2.3 Immissionsorientierte Amplituden-Leitwert-Matrix

Fließgewässer unterliegen natürlichen Schwankungen in ihrem hydraulischen Regime und Stoffhaushalt (z.B. Hochwässer, Niedrigwassersituationen, Schwankungen im O₂-Gehalt durch Primärproduktion und Abbauprozesse, sommerliche Erwärmung). Reagieren Organismen auf diese Schwankungen mit Individuenverlusten, so werden diese Schwankungen als Störung bezeichnet [HILDREW, GILLER 1992]. Da Phasen der Störung mit Phasen der Wiederbesiedlung unregelmäßig abwechseln, können akute und zeitverzögerte Individuenverluste durch Rekrutierung, Emergenz und eindriftende Organismen ausgeglichen werden. Das System befindet sich damit in einem dynamischen Gleichgewicht von Verlust und Wiederbesiedlung. Die Art und das Ausmaß der Reaktionen von Organismen auf physikalisch-chemische und hydraulische Störungen sind abhängig sowohl von deren Intensität als auch von zeitlichen Aspekten der Exposition (z.B. Dauer, Häufigkeit oder Anstiegskinetik). Ob Störungen jedoch nachhaltige Auswirkungen auf die Biozönose haben, ist abhängig von der Frequenz ihres Auftretens. Ist der Zeitraum zwischen zwei Störungen kürzer als die zur Wiederbesiedlung benötigte Zeitspanne, so kommt es zu einer allmählichen Verödung des betroffenen Gewässerabschnittes [CONNEL 1978].

Anthropogene Störungen wie Einleitungen der Misch- und Trennsysteme greifen in dieses dynamische Gleichgewicht des durch natürliche Störungen geprägten Ökosystems ein und können dieses nachhaltig verändern. Um eine Verschlechterung des ökologischen Zustandes zu vermeiden, dürfen anthropogene Störungen die Lage des Gleichgewichtes nicht verändern.

Eine derartige Vorgabe von Gewässerschutzzielen für zeitweise Einleitungen lag in der Vergangenheit Deutschland noch nicht vor. Es bestand jedoch die Möglichkeit, die emissionsbezogenen Normalanforderungen an Mischwassereinleitungen, die im ATV A-128 [ATV 1992] definiert sind, in weitergehende Anforderungen in Abhängigkeit von der Gewässersituation umzuwandeln. In Dänemark und Großbritannien werden bereits seit einiger Zeit immissionsorientierte Grenzwerte verfolgt. In Dänemark wird die für Fische letale Sauerstoffkonzentration einem erlaubten Wiederkehrintervall zugeordnet. Diese unterscheidet sich nach der Fischart und der Dauer der Exposition [HVITVED-JACOBSEN 1986]. In Großbritannien wird das "Urban Pollution Management (UPM)" [FWR 1998] angewendet. Hier stehen die Grenzwerte in Abhängigkeit von der Wiederkehrzeit und der Dauer der Belastung. Neben dem Sauerstoff ist die Konzentration von Ammoniak der entscheidende Parameter.

In Deutschland werden im BWK M3 [BWK 2001] erstmals immissionsorientierte Grenzwerte im vereinfachten Nachweisverfahren festgelegt. Für den Sauerstoffgehalt in der fließenden Welle ergeben sich 5 mg/l O₂, für Ammoniak ergeben sich 0,1 mg/l NH₃-N. Auch hier wird darauf hingewiesen, dass die ökologische Wirkung von Einleitungen in Abhängigkeit von Dauer und Intensität kritischer Konzentrationen zu bewerten ist.

Für die Ermittlung der Gewässerverträglichkeit wurden im Rahmen eines Forschungsvorhabens in Einzugsgebiet des Lachslaichgewässers Dhünn umfangreiche Gewässeruntersuchungen durchgeführt. Auf dieser Basis wurden immissionsorientierte Leitwerte abgeleitet [PODRAZA, HALLE 2002]. Diese Leitwerte basieren auf dem Dosisprinzip: Die zulässige Höhe der Konzentration, der ein Organismus ausgesetzt werden kann, ist von der Dauer und der Häufigkeit des Auftretens abhängig.

Es ist zwischen akut toxischen und chronischen Belastungen zu unterscheiden. Bei akut toxischen Belastungen wird schon bei kurzzeitigem Auftreten (< 1 Stunde) der Grenzkonzentration der Bestand signifikant reduziert. Eine Konzentration, die deutlich unter der akut toxischen liegt, kann bei einer entsprechend langen Expositionszeit dennoch ähnlich gravierende Folgen haben.

Diese Überlegungen führten u. a. zu der in Abb. 2-4 dargestellten Matrix, die die Anforderungen an maximal zulässige Ammoniakkonzentrationen im hier betrachteten Gewässer in Abhängigkeit von der Belastungsdauer darstellt. Analoge Matrizen wurden für Nitrit und Sauerstoff erstellt. In Tab. 2-2 bis Tab. 2-4 sind die Grenzwerte zusammengestellt. Nähere Erläuterungen finden sich in ORTH ET AL. [2003]. Im Diagramm sind zusätzlich dargestellt die Grenzwerte der EG-Fischgewässer-Richtlinie und des BWK M3.

Tab. 2-2: Amplituden-Leitwert-Matrix für Sauerstoff

Frequenz/Dauer	kurz (< 1 h)	mittel (1 - 6 h)	lang (> 6 h)
selten (< 0,5 n/a)	2,5 mg/l	4 mg/l	5 mg/l
mittel (0,5 n/a bis 4 n/a)	4 mg/l	5 mg/l	6 mg/l
häufig (> 4 n/a)	5 mg/l	6 mg/l	8 mg/l

Tab. 2-3: Amplituden-Leitwert-Matrix für Ammoniak

Frequenz/Dauer	kurz (< 1 h)	mittel (1 - 6 h)	lang (> 6 h)
selten (< 0,5 n/a)	0,2 mg/l	0,15 mg/l	0,1 mg/l
mittel (0,5 n/a bis 4 n/a)	0,15 mg/l	0,04 mg/l	0,02 mg/l
häufig (> 4 n/a)	0,1 mg/l	0,02 mg/l	0,002 mg/l

Tab. 2-4: Amplituden-Leitwert-Matrix für Nitrit

Frequenz/Dauer	kurz (< 1 h)	mittel (1 - 6 h)	lang (> 6 h)
selten (< 0,5 n/a)	2,30 mg/l	1,80 mg/l	1,00 mg/l
mittel (0,5 n/a bis 4 n/a)	1,50 mg/l	1,00 mg/l	0,50 mg/l
häufig (> 4 n/a)	0,30 mg/l	0,15 mg/l	0,05 mg/l

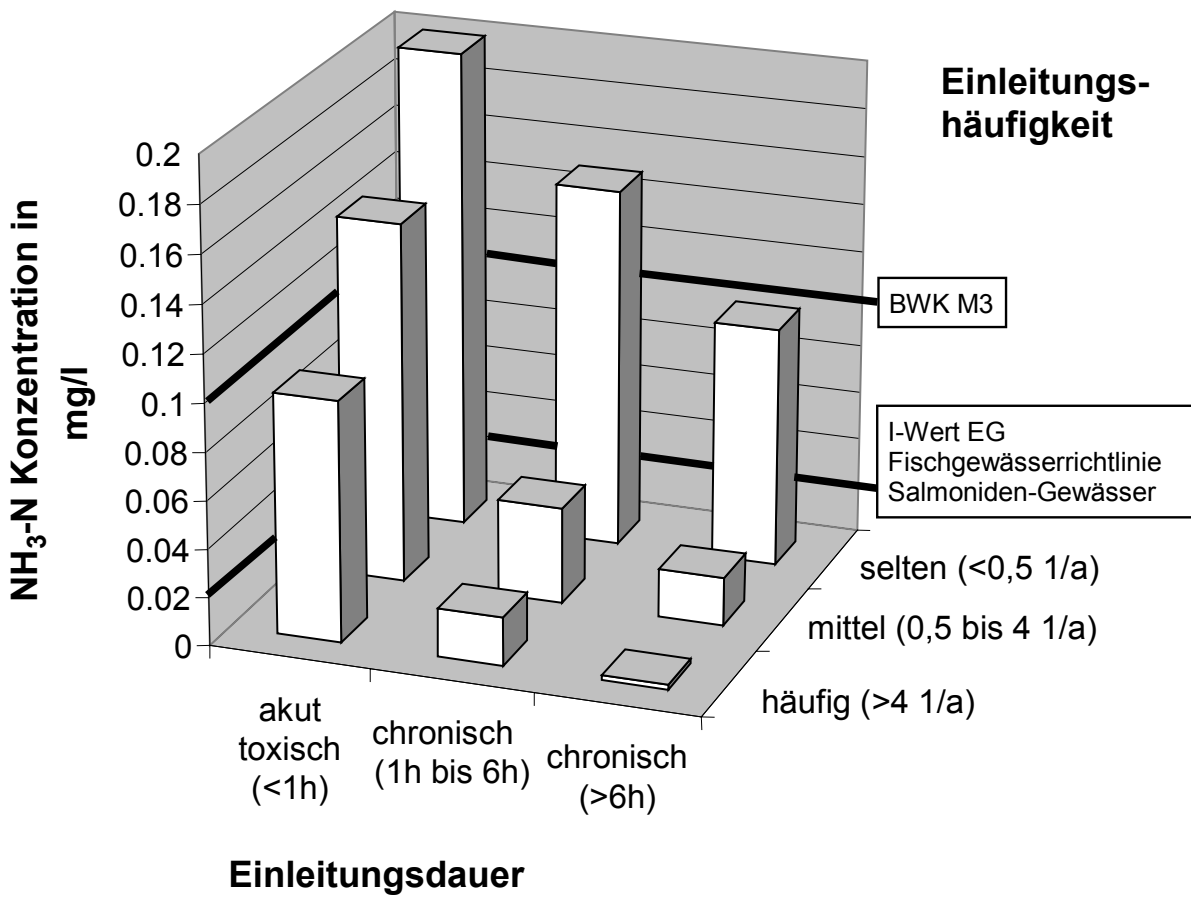


Abb. 2-4: Amplituden-Grenzwerte für die Ammoniakkonzentration in der Dhünn

3 Bestehende Ansätze zur integrierten Simulation

Mathematische Modelle für die einzelnen Systeme der Wasserwirtschaft wurden bisher unabhängig voneinander entwickelt. Dies hatte zur Folge, dass sowohl die Modelle an den Systemgrenzen als auch die Simulationsprogramme nicht kompatibel zueinander waren. Die Anforderungen an einen integrierten Modellansatz lassen sich ergänzt nach SCHÜTZE [1998] wie folgt formulieren:

1. Ausreichende Darstellbarkeit der gewässerschutzrelevanten Prozesse und Parameter.
2. Die verwendete Modellierungssoftware muss eine offene Struktur haben, so dass es dem Anwender möglich ist, die Modelle zu modifizieren und weiterzuentwickeln.
3. Die Modellierung der Prozesse in den Teilsystemen muss synchron ablaufen um einen Informationsaustausch zwischen den Teilmodellen bei der Simulation zu ermöglichen.
4. Die Implementierung von Steuerstrategien muss möglich sein. Wichtig sind hier auch Steuerstrategien, die auf Wechselwirkungen zwischen den Teilsystemen basieren.
5. Die Simulationsumgebung muss modular aufgebaut sein, um weitere Teilsysteme bzw. -prozesse mit in das Modell aufzunehmen.
6. Neben der Modellierung des integrierten Systems sollte die Möglichkeit bestehen, einen mathematischen Optimierungsalgorithmus zu implementieren.
7. Benutzerfreundlichkeit
8. Die Rechenzeit muss in Grenzen gehalten werden.
9. Das Simulationssystem sollte zu einem vertretbaren Preis bei gutem Support möglichst vielen Anwendern zugänglich sein.

Abb. 3-1 stellt die wesentlichen Elemente, Stoffströme und Informationsflüsse als Extrakt aus Abb. 1-1 dar. Bei der integrierten Modellierung wird zwischen zwei Vorgehensweisen unterschieden [ERBE ET AL. 2002B]:

- sequenzielle Modellierung des Gesamtsystems

Die sequenzielle Modellierung ist weit verbreitet, da in der Regel bestehende Modelle verwendet werden können. Die Berechnung und Erzeugung der Eingangs- und Ausgangsdaten in den jeweiligen Teilmodellen erfolgt nacheinander. Uneinheitlich definierte Parameter und Stoffgrößen sowie handwerkliche Schwierigkeiten aufgrund unterschiedlicher Datenformate erschweren hier die Durchführung der Modellierung.

- parallele Modellierung des Gesamtsystems

Bei der parallelen Modellierung werden alle Teilsysteme simultan in gleichen Zeitschritten berechnet. Diese Vorgehensweise bietet entscheidende Vorteile in Fällen, bei denen Informationen aus einem einzelnen Teilsystem in anderen Teilsystemen benötigt werden. Das klassische Anwendungsgebiet dieser Vorgehensweise ist die systemübergreifende Steuerung einzelner bzw. mehrerer Teilsysteme. Voraussetzung für diese Berechnungen ist die Schaffung einer interaktiven Plattform, welche die Parameterübergabe und gegebenenfalls die Übergabe von Steuerungsbefehlen teilsystemübergreifend durchführt. Diese Voraussetzungen erfüllen in der Regel nur offene Programmsysteme.

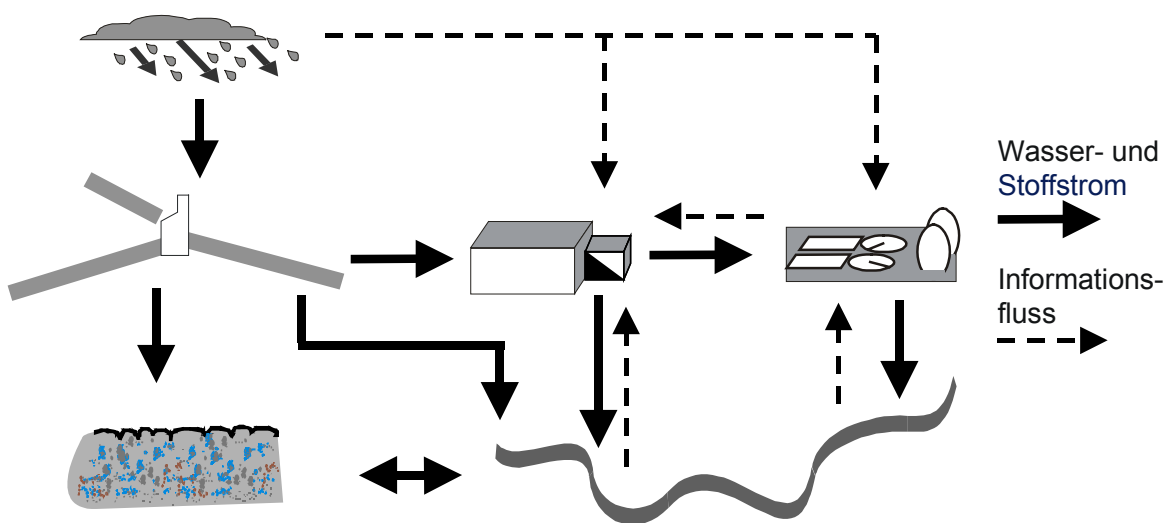


Abb. 3-1: Wesentliche Elemente der integrierten Siedlungswasserwirtschaft

Einen guten Überblick über bereits existierende Modellansätze für die einzelnen Teilsysteme, die z.T. auch in kommerzielle Software umgesetzt wurden, wird in SCHÜTZE [1998] gegeben. Aus der Erkenntnis der Notwendigkeit der integralen Betrachtungsweise heraus entstanden verschiedene Ansätze, die bestehenden Simulationswerkzeuge miteinander zu kombinieren. Ein Überblick über diese Ansätze wird in diesem Kapitel gegeben. Schwerpunkt liegt dabei auf den angewendeten Modellen und den Simulationsprogrammen sowie den wichtigsten Ergebnisaussagen. Bereits die dynamische Kläranlagensimulation lieferte erste Ansätze zur Simulation von Mischwasserzuläufen. Danach werden integrierte Modellansätze für die Teilsysteme Kanalnetz und Kläranlage beschrieben. Mit der aufkommenden Diskussion um die immissionsorientierte Planung in der Wasserwirtschaft gewinnen die Simulationsmodelle für das Teilsystem Gewässer an Bedeutung. Ein gesonderter Überblick wird ebenfalls gegeben. Abschließend werden bestehende Ansätze zur integrierten Simulation von Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer vorgestellt.

3.1 Dynamische Kläranlagenmodelle für Mischwasserzulauf

Mit der Einführung des Activated Sludge Model No. 1 (ASM 1) der IAWPRC, später IAWQ und heute IWA [HENZE ET AL. 1987], wurde es möglich, die biologischen Umsetzungsprozesse auf der Kläranlage dynamisch zu beschreiben. Die Anwendung beschränkte sich allerdings auf den Trockenwetterzustand. Die Nachklärbeckenmodelle basierten auf einem idealen Abtrennverhalten zwischen den Kompartimenten „Schlammbett“ und „Klarwasserüberstand“. Es wuchs die Erkenntnis, dass zur vollständigen Beschreibung der Abwasserreinigungsprozesse Modelle für die mechanischen Absetzprozesse weiter entwickelt werden müssen. Vordringlich war dies für die Nachklärbecken erforderlich, um die Auswirkungen der Schlammverlagerung aus dem Belebungsbecken, die Schlammeindickung und den Abtrieb von Feststoffen während Mischwasserzulauf besser beschreiben zu können. Ebenso war ein Modell für Vorklärbecken erforderlich, das das dynamische Verhalten der Vorklärung bei Mischwasserzufluss beschreibt.

Etwas zur gleichen Zeit wurden eindimensionale Schichtenmodelle der Nachklärung entwickelt. OTTERPOHL UND FREUND [1992] entwickelten ein 2-Komponenten-Modell, das für Makro- und Mikroflocken-Klassen unterschiedliche Absetzfunktionen definiert, wobei die Mikroflocken geringe Absetzgeschwindigkeiten aufweisen und für die Ablauftrübung maßgebend sind. TAKACS ET AL. [1991] verwenden einen doppelt-exponentiellen Ansatz, der für kleine Konzentrationen geringe Absetzgeschwindigkeiten liefert. Ebenfalls OTTERPOHL [1995] entwickelte ein Modell für Vorklärbecken, das die Veränderung der Abwasserzusammensetzung bei unterschiedlichen Durchflusszeiten berücksichtigt. Dies wird über Wirkungsgradfunktionen für die einzelnen Stoffgruppen realisiert.

3.2 Integrierte Modelle für Kanalnetz und Kläranlage

Modelle für die Teilsysteme Kanalnetz und Kläranlage entstanden zur Erfassung der Gesamtemission aus Kanalnetz und Kläranlage. Im Vordergrund standen hierbei die aus Kanalnetz und Kläranlage emittierten Frachten, nicht deren Auswirkungen im Gewässer. Die Modellansätze zur Ermittlung der Gesamtemission fanden Anwendung bei den Arbeiten der „Arbeitsgruppe Gesamtemission“ [HÄRTEL ET AL. 1995].

GEMINI basiert auf einer Verknüpfung des Modells MWSIM mit dem ASM 1 [BEVER, DURCHSCHLAG 1997]. MWSIM ist ein hydrologisches Langzeitsimulationsmodell für Mischwasserkanalisationsnetze. Die Simulation erfolgt sequenziell. Als wesentliche Schmutzstoffparameter werden CSB_{abbaubar} , $NO_3\text{-N}$ und $NH_4\text{-N}$ berücksichtigt. Die Simulation erfolgt in 4-Stunden Zeitschritten. Die Kläranlagensimulation wird mit dem Programm „Simulation aerober Be-