Institut für Wasserbau · Universität Stuttgart



Heft 93

Ulrich Kern

Transport von Schweb- und Schadstoffen in staugeregelten Fließgewässern am Beispiel des Neckars

Transport von Schweb- und Schadstoffen in staugeregelten Fließgewässern am Beispiel des Neckars

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

Vorgelegt von Ulrich Kern aus Hof

Hauptberichter:	Prof. DrIng. Bernhard Westrich
Mitberichter:	Prof. Dr. h.c. Helmut Kobus
	Prof. Dr. rer. nat. Ulrich Förstner

Tag der mündlichen Prüfung: 24. Juli 1997

Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart 1997

Heft 93 Transport von Schweb- und Schadstoffen in staugeregelten Fließgewässern am Beispiel des Neckars

von Dr.-Ing. Ulrich Kern

Eigenverlag des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart

D93 Transport von Schweb- und Schadstoffen in staugeregelten Fließgewässern am Beispiel des Neckars

Titelaufnahme der Deutschen Bibliothek

Kern, Ulrich:

Transport von Schweb- und Schadstoffen in staugeregelten Fließgewässern am Beispiel des Neckars / von Ulrich Kern. Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart. - Stuttgart: Inst. für Wasserbau, 1997

(Mitteilungen / Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart: H. 93) Zugl.: Stuttgart, Univ., Diss., 1997) ISBN 3-921694-93-0 NE: Institut für Wasserbau <Stuttgart>: Mitteilungen

Gegen Vervielfältigung und Übersetzung bestehen keine Einwände, es wird lediglich um Quellenangabe gebeten.

Herausgegeben 1997 vom Eigenverlag des Instituts für Wasserbau Druck: Sprint-Druck, Stuttgart

Vorwort

Langj ahrige Einleitungen schadstoffhaltiger kommunaler und industrieller Abw asser, die erst in den 70-er Jahren nennenswert zur uckgegangen sind, haben teilweise zu erheblichen Belastungen der Gew assersedimente mit umweltrelevanten Schadstoffen gef uhrt. Insbesondere in Flußstauhaltungen, Talsperren, Buhnenfeldern, Hafenbecken und sonstigen Stillwasserzonen sind zum Teil weit über den Grenzen liegende Konzentrationen an anthropogen eingetragenen Schwermetallen nachweisbar. Die f ur den Gew asserschutz alarmierenden Daten haben im verst arkten Maße Besorgnis über die gew asser okologischen Auswirkungen der Sedimentkontamination ausgel ost.

Im Rahmen der Forschungsf örderung des Landes Baden-W urttemberg durch das Projekt Wasser - Abfall - Boden (PWAB) wurde die wissenschaftliche Untersuchung der Mobilit at partikul arer Schadstoffe in den Gew assersedimenten gef ördert und entsprechende Mittel f ur ein mehrj ahriges Forschungsprogramm zur Verf ugung gestellt. Als Untersuchungsobjekt wurde der 12 km lange Abschnitt des Neckars zwischen den Staustufen Besigheim und Lauffen ausgew ahlt, da hier eine starke Sedimentation und auergew öhnlich hohe Schwermetallbelastungen vorlagen.

Die Quantifizierung und Modellierung der hydromechanischen, sedimentologischen und geochemischen Einflußfaktoren auf die Mobilit at der Gew assersedimente und die potentielle Remobilisierbarkeit der sedimentgebundenen Schwermetalle war die zentrale Aufgabenstellung der vorliegenden Dissertation. Durch gezielte Feldmessungen mit dem Meßschiff *Max Honsell* der Landesanstalt f ur Umweltschutz, mehrere Hochwassermeßkampagnen und erg anzende Laboruntersuchungen konnten wichtige Erkenntnisse über die Dynamik des Sediment- und Schadstofftransports in der Stauhaltung Lauffen gewonnen werden.

Durch die Dissertationsschrift wurde ein Grundstein gelegt zum Verst andnis und zur quantitativen Beschreibung der Schadstofftransportdynamik in einer Flußstauhaltung am Beispiel der Staustufe Lauffen am Neckar. Durch ereignisbezogene Schwebstoff- und Schadstoffbilanzierungen, die Auswertung und Analyse der bislang vorhandenen Meßdaten und umfangreiche eigene Feldund Labordaten konnten grundlegende Wechselwirkungen zwischen Strömung, Schwebstoff, Sediment und Schadstoff aufgezeigt und die problemrelevanten Prozesse mit einem räumlich und zeitlich hochauflösenden numerischen Modell beschrieben werden. Durch die Anwendung eines gekoppelten Schwebstoff- und Schadstofftransportmodells wurde ein wichtiger Fortschritt in der Modellierung des Transportverhaltens gelöster und partikulärer Schadstoffe in Fließgewässern erzielt.

Die Forschungsergebnisse beinhalten wichtige Aussagen und Schlußfolgerungen, die im Rahmen des praktischen Gew "asserschutzes umgesetzt werden k "onnen. Es sind konkrete Anhaltspunkte gegeben f "ur eine effektive Sediment "uberwachungsstrategie und die Entwicklung eines Leitfadens zur Bewertung des Remobilisierungsrisikos sedimentgebundener Schwermetalle. Untersuchungs- und Modellierungskonzept sind richtungsweisend und ausbauf "ahig f "ur ein modernes Sedimentmanagement.

Stuttgart, im September 1997

Bernhard Westrich

Danksagung

Diese Arbeit entstand in den Jahren 1991 bis 1997 w ahrend meiner T atigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut f ür Wasserbau der Universit at Stuttgart. In dieser Zeit bearbeitete ich unter anderem das Forschungsvorhaben *Mobilität von Schadstoffen in den Sedimenten staugeregelter Flüsse*, das vom Projekttr ager Wasser-Abfall-Boden des Landes Baden-W urttemberg gef ordert wurde und dessen Hauptergebnisse in diese Arbeit eingeflossen sind.

Herr Prof. Dr.-Ing. B. Westrich hat als Leiter der Versuchsanstalt und der mit Flußhydraulik und Feststofftransport befaßten Arbeitsgruppe einen sehr großen Anteil am Gelingen dieser Arbeit. Ihm danke ich ganz herzlich f`ur seine großz`ugige und tatkr`aftige Unterst`utzung, die st`andige Diskussionsbereitschaft und die Übernahme des Hauptreferates.

Bei Herrn Prof. Dr.h.c. H. Kobus, Ph.D. bedanke ich mich f^{*}ur die Übernahme des Koreferats. Ich bin ihm f^{*}ur die unter seiner Hochschullehrerschaft erfahrene ingenieurwissenschaftliche Fortbildung sehr verbunden.

Meinem zweiten Koreferenten, Herrn Prof. Dr. U. F[•]orstner, danke ich f[•]ur sein Interesse an dieser Arbeit und die kritische Durchsicht meines Manuskripts.

Ein besonderer Dank gilt allen Kolleginnen und Kollegen f[°]ur das angenehme Arbeitsklima. Pers [°]onlich m[°]ochte ich Herrn Dipl.-Ing. V. Sch[°]urlein erw[°]ahnen, der durch seine tatkr[°]aftige Mithilfe bei den experimentellen Arbeiten und den Naturmessungen zum Gelingen dieser Arbeit maßgeblich beigetragen hat. Allen studentischen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern danke ich f[°]ur ihre engagierte Mitarbeit.

Ein Dankesch ön richte ich auch an die Herren Dr.-Ing. H. Lensing, Dr.-Ing. O. Cirpka und Dipl.-Geo ökol. R. Hollerung f ür die intensive Durchsicht meines Manuskriptes.

Die wichtigste Unterst utzung habe ich durch meine Lebensgef ährtin Wilma Plass erhalten, die mich st ändig neu motiviert hat. Meinen Eltern danke ich daf ur, daß mir das Studium erm oglicht haben und auch damit den Weg zur Promotion.

Stuttgart, im September 1997

Ulrich Kern

Inhaltsverzeichnis

	Vorv	vort	Ι
	Dan	ksagung	II
	Abb	ildungsverzeichnis	V
	Tabe	llenverzeichnis	XII
	Non	nenklatur	XVI
1	Einf	ührung	1
	1.1	Motivation	1
	1.2	Zielsetzung	3
	1.3	Gliederung der Arbeit	4
2	Syst	emtheoretische Betrachtungen	6
	2.1	Flußstauhaltungen als Transportsysteme	7
	2.2	Systemeingang	7
	2.3	Transportsystem	8
	2.4	Modellgest utzte Systemanalyse	9
3	Gru	ndlagen des Stofftransportes	13
	3.1	Ausbreitung von Stoffen in Fließgewässern	14
	3.2	Schwebstofftransport	16
	3.3	Schadstofftransport	32
4	Strö	mungs- und Transportmodell	52

	4.1	Übersicht über bestehende Simulationsmodelle	. 52
	4.2	Zielsetzung	52
	4.3	Modellanforderungen und -konzeption	53
	4.4	Beschreibung des Simulationsmodells	56
5	Fall	studie: Stauhaltung Lauffen am Neckar	69
	5.1	Untersuchungsgebiet	69
	5.2	Auswertung von Vorinformationen	72
	5.3	Experimentelle Methoden	87
	5.4	Experimentelle Ergebnisse	98
	5.5	Numerische Simulation	117
	5.6	Risikobewertung einer Remobilisierung der sediment aren Schwermetalle	. 144
6	Fall	studie: Stauhaltungskette	147
	6.1	Eingangsdaten und -parameter	147
	6.2	Vergleich der Rechenergebnisse mit Naturdaten	150
	6.3	Bilanzierung und Analyse der Stoffströme	. 153
	6.4	Diskussion	157
7	Schl	ußfolgerungen und Ausblick	159
	7.1	Stauhaltungen als Senke und Quelle für Schweb- und Schadstoffe	. 159
	7.2	Numerische Simulation des Stofftransports	163
	7.3	Aspekte f ur den praktischen Gew asserschutz	. 165

Inł	Inhaltsverzeichnis V		
Lit	teraturverzeichnis	172	
A	Reaktionsstöchiometrien und Gleichgewichtskonstanten für das Modell HYDRAQL	190	
B	Schwebstoffkonzentrations-Abfluß-Beziehungen	192	
С	Ergebnisse der Stofffrachtbilanzierungen	194	
D	Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffizienten	200	
E	Grenzbetrachtungen zur Schadstoffretention in Stauhaltungen	201	
F	Autokovarianzfunktion der Abflußtageswerte	204	
G	Eigenschaften der generierten Abflußzeitreihen	205	
н	Extremwertstatistische Analyse	209	

Abbildungsverzeichnis

1.1	Flußstauhaltungen als (a) Senke und (b) Quelle von sorptiven Schadstoffen in der historischen Entwicklung	2
2.1	Systemkomponenten von Flußstauhaltungen als reaktive Transportsysteme	6
2.2	Systemeingangsfunktionen	7
2.3	Ablaufdiagramm f [°] ur eine Systemanalyse zur Untersuchung von Transportprozes- sen in Flußstauhaltungen unter Verwendung eines deterministischen Simulations- modells. Die im jeweiligen Arbeitsschritt zu bestimmenden Gr [°] oßen sind fett mar- kiert.	10
3.1	Relevante Prozesse f [*] ur die Transportdynamik von sorptiven Schadstoffen in Fluß- stauhaltungen	13
3.2	Schematische Darstellung der Wirkung von Advektion und Dispersion auf die Stoffausbreitung nach Einleitung eines Substanzpulses	15
3.3	Ableitung der Sohlschubspannung bei gleichf örmiger Strömung $(I = J_0 = I_E)$	17
3.4	Umströmung und Widerstandsbeiwert von Kugeln mit glatter Oberfläche als Funk- tion der Reynolds-Zahl des Korns und Angabe der in Flüssen für Schwebstoffe relevanten Bereiche, modifiziert nach [3]	19
3.5	Auswirkung der Konsolidierung auf (a) den Porenwasser überdruck, (b) die Roh- dichte und (c) die kritische Erosionsschubspannung in koh asiven Sedimenten	24
3.6	Vermischung an der Gew"assersohle (a) in der Natur und (b) im Modell, nach [292]	27
3.7	Vertikale Konzentrationsverteilung der Schwebstoffe im Wasserk örper für verschiedene Rouse-Zahlen, nach Gl. (3.2.16)	29
3.8	Schwebstofftransport bei gestautem Abfluß, nach [291, 292]	31
3.9	Geochemische Speziation von Schwermetallen, modifiziert nach [28]	36
3.10	Partikul ärer Schadstoffanteil als Funktion der Schwebstoffkonzentration für unter- schiedliche Verteilungskoeffizienten ($\log(K_d)$ mit K_d in 1kg^{-1}), nach Gl. (3.3.24).	38
3.11	Schematische Darstellung von Adsorptionsisothermen, nach [236]	40

Transportmechanismen für den Schadstofftransport und den Massentransfer von Schadstoffen zwischen Wasserkörper, Schwebstoffen und Sediment, modifiziert nach [220]
Poren- und Filmdiffusion am Beispiel eines Schwebstoffaggregats, nach [232] 45
Charakteristische Zeiten der Massentransferprozesse für einen Schadstoff mit einem Verteilungskoeffizienten von $10^4 1 \text{kg}^{-1}$ bei einer Fließstrecke von 11 km und einer Bezugshöhe im Flußbett von 1 mm
Kompartimente des Schadstofftransportmodells
Aufbau des numerischen Simulationsmodells
R [°] aumliche Diskretisierung im numerischen Modell
Ver anderung der Sedimentschichten durch Sedimentation und Erosion 62
Kompartimente und Prozesse des Schadstofftransportmodells
Flußlauf des schiffbaren Neckars
Lage der Probenahmestellen in der Stauhaltung Lauffen und der Farbenfabrik als vermeintlicher Hauptemittent f [°] ur Cadmium
Sohlh öhenver änderungen in der Stauhaltung Lauffen zwischen 1950 und 1994 73
Abflußf ullendiagramm f ur signifikante Hochwasser am Pegel Lauffen 74
Änderungen des Sedimentvolumens im Stauraum Lauffen (km 130 - km 125,2) zwischen 1950 und Okt. 1994
R'aumliches Muster der Sedimentbelastung mit Cd und Pb im Stauraum Lauffen. An den Erkundungsstellen markieren die ausgef ulten Kreise mit ihrem Radius die mittleren Konzentrationen und die offene Kreise die Maximalkonzentrationen in der Korngr ößenfraktion $d < 20 \mu$ m. Die Ordinate ist gegen über der Abszisse doppelt überh öht skaliert
Tiefe des Schichtwechsels z_{Sprung} zwischen den Jung- und Altsedimenten im Stau- raum Lauffen. Die St ärke der schwarz markierten Ringe dr ückt den Unsicherheits- bereich von z_{Sprung} aus, der aus der Segmentierung der analysierten Sedimentkerne resultiert. F ür Sondierungspunkte, an denen bereits die oberste Teilprobe als Alt- sediment interpretiert wird, kennzeichnen die grauen Kreise mit ihrem Radius die Tiefenlage der entsprechenden Probe. Die Kreuze markieren die Erkundungsstel- len, an denen keine "überm äßige Sedimentbelastung festgestellt wurde 81

5.8	(a) Dominante Cadmium-Spezies in Abh¨angigkeit von pH-Wert und Partikelkon- zentration, (b) Verteilungskoeffizient als Funktion des pH-Wertes: Feststoffkon- zentration 1,5 mg kg ⁻¹ ; $[Cd_{tot}]=1,12 \mu g l^{-1}$; K_d -Meßwerte nach [171]. Die K _d -Be- rechnungen in (b) wurden mit und ohne Eisenhydroxide (HFO) bzw. Calciumionen durchgef¨uhrt
5.9	Verteilungskoeffizienten f`ur Cadmium unter umweltrelevanten Milieubedingun- gen mit und ohne Ber`ucksichtigung von Eisenhydroxiden (HFO). Niedrigwasser: $C_s=0,02 \text{ kg m}^{-3}$, $[Ca^{2+}]=0\div120 \text{ mg }1^{-1}$, $[Cd]_{tot}=10 \text{ ng }1^{-1}$, Hochwasser: $C_s=2,0$ kg m^{-3} , $[Ca^{2+}]=0\div80 \text{ mg}1^{-1}$, $[Cd]_{tot}=1 \mu \text{g}1^{-1}$
5.10	Schema [•] uber die im Basis-, Schwebstoff- und Hochwasser-Meßprogramm ermit- telten Parameter
5.11	Versuchsaufbau zur Sinkgeschwindigkeitsmessung
5.12	Versuchsstand f [*] ur Erosionsversuche an Flußsedimenten
5.13	Analysenfehler als Funktion der Schwebstoffkonzentration
5.14	Prozentuale Summenh"aufigkeitsverteilungen des Schwebstoffvolumens als Funk- tion der Korngr"oße im logarithmischen Wahrscheinlichkeitsnetz (Meßstelle LN) 99
5.15	Medianwerte der Partikelvolumenspektren als Funktion der Schwebstoffkonzen- tration
5.16	Prozentuale Summenh aufigkeitsverteilung der Schwebstoffmasse als Funktion der Sinkgeschwindigkeit im logarithmischen Wahrscheinlichkeitsnetz (Meßstelle BN) . 101
5.17	Medianwerte der Sinkgeschwindigkeit als Funktion der Schwebstoffkonzentration . 101
5.18	Kritische Schubspannungen $\tau_{c,E}$ für den Beginn der Oberflüchenerosion und der Massenerosion als Funktion der Sedimentlagerungsdichte ρ_b
5.19	Schwebstoffkonzentrationen in der Stauhaltung Lauffen am 23.11.92, 03.03.94 und 08.03.94. Dargestellt sind L"angsprofile und die aus Querprofilaufnahmen er- mittelte Bandbreite der Schwebstoffkonzentration f"ur ausgew"ahlte Fließquerschnit- te
5.20	Sedimentationsstrom im Stauraum Lauffen als Funktion des Abflusses 105
5.21	Stofffrachten und Frachtbilanzen der Schwebstoffe, Cd, Cu, Pb und Zn f [*] ur die Hochwasser im Dez. 1993, Apr. 1994 und Jan. 1995. Positive Werte in den Bilan- zen zeigen eine Stofffreisetzung in der Stauhaltung an

5.22	Echogramm der Stauhaltung Lauffen (Bergfahrt am 06.10.1993, Schwingerfrequenz 210 kHz, Meßintervall 0,5 Hz, Schiffsgeschwindigkeit ca. 2,4 m s ^{-1}) 120
5.23	Berechnete Geschwemmsellinien nach Kalibrierung des Strömungsmodells im Ver- gleich zu Messungen an beiden Flußufern für Hochwasser im (a) Mai 1978, (b) Feb. 1990, (c) Dez. 1993 und (d) Apr. 1994
5.24	Pegelh öhe h_{Pegel} am Hilfspegel Besigheim und Abweichung $h_c - h_{Pegel}$ der berechneten Wasserspiegelh öhe von der Pegelkurve als Funktion des Abflusses
5.25	Vergleich zwischen gemessener und berechneter Sedimentretention im Stauraum Lauffen bei Variation der Dichte bzw. der Sinkgeschwindigkeit der Schwebstoffe $(d=20 \ \mu m, k=0,0018) \dots \dots$
5.26	Vergleich der gemessenen und berechneten Ver anderungen des Sedimentvolumens im Stauraum Lauffen zwischen 1950 und Okt. 1994 (km 130,0 - km 125,2) 125
5.27	Zeitliche Entwicklung in der Stauhaltung Lauffen f [*] ur folgende Parameter: (a) Ab- fluß, (b) Cd-Emission durch den vermeintlichen Haupteinleiter (nach [89, 99]), (c) berechnete sediment "are Cd-Konzentrationen im Vergleich zu Meßergebnissen f [*] ur die Tonfraktion oberfl [*] achennah entnommener Sedimentproben (nach [188]) und (d) berechnete Sedimentkontamination im Flußbett (Neckar km 128,2). Fett mar- kierte Bereiche in (b) verdeutlichen die Streubreite der Angaben zur Cd-Emission. 128
5.28	L'angsprofile der querschnittsgemittelten Strömungsgeschwindigkeiten in der Stauhaltung Lauffen für die Hauptzahlen des Abflusses (Pegel Lauffen/Neckar) 129
5.29	L'angsschnitt des Neckarsedimentes in der Stauhaltung Lauffen (M'arz 1988). Dar- gestellt sind (a) das Schichtenalter, (b) die kritische Erosionsschubspannung und (c) die Cd-Belastung des Sediments
5.30	Prozentuale Dauerlinien f [°] ur (a) den Abfluß und f [°] ur die betragsm [°] aßigen Differenz- betr [°] age aus den berechneten Transportraten im Zu- und Abstrom der Stauhaltung Lauffen f [°] ur folgende Parameter: (b) Schwebstoffe, (c) gel [°] ostes Cd und (d) schweb- stoffgebundenes Cd
5.31	(a) Bandbreite der Sohlschubspannung und (b) Nettoerosion im Stauraum Lauffen (km 130,0 bis km 125,2) als Funktion des Abflusses
5.32	Mittlere Cd-Konzentration im Sediment und prozentuale Cd-Retention in der Stauhaltung Lauffen als Funktion des Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffizienten für verschiedene, auf den Mittelwasserabfluß bezogene Damk öhlerzahlen Dq_{MQ} 135

5.33	Zuwachs der Sedimentmasse in der Stauhaltung Lauffen zwischen 1950 und 2094. Dargestellt sind die Ergebnisse der Simulation (1950 bis 1994) und von 10 Pro- gnoserechnungen (1994 bis 2094). Als Profildatensatz wurden Peilungen von 1989 verwendet, zur Abflußgenerierung die Abflüsse von 1950 bis 1994
5.34	Zuwachs der Sedimentmasse in der Stauhaltung Lauffen zwischen 1994 und 2094 als Funktion des kumulativen Abflußvolumens. Als Profildatensatz wurden Soll- profile (P50) oder Peilungen von 1989 (P89) verwendet, zur Abflußgenerierung die Abfl ⁻ üsse von 1950 bis 1994 (Q50-94) oder von 1978 bis 1994 (Q78-94) 142
5.35	Zuwachs der Sedimentmasse in der Stauhaltung Lauffen zwischen 1994 und 2094 als Funktion des Spitzenabflusses. Als Profildatensatz wurden Sollprofile (P50) oder Peilungen von 1989 (P89) verwendet, zur Abflußgenerierung die Abfl ⁻ üsse von 1950 bis 1994 (Q50-94) oder von 1978 bis 1994 (Q78-94)
5.36	Einflußfaktoren auf die Remobilisierung von Schwermetallen in Flußsedimenten . 144
6.1	Verlauf der berechneten minimalen und maximalen Wasserspiegellinie und der ge- messenen Geschwemmsellinie des Hochwassers vom Mai 1978 zwischen Deizisau und Lauffen
6.2	Vergleich der berechneten und "über Sohlpeilungen ermittelten Ablagerungsvolu- mina in den Stauhaltungen (1982)
6.3	Mittlere Sedimentbelastung mit Cd und Cr in den Stauhaltungen. Berechnungser- gebnisse im Vergleich zu Meßergebnissen untersuchter Sedimentkerne (K) [174, 217, 251], und oberflächennaher Sedimentproben (O) [98, 125]
6.4	Gesamtabfluß und -massen an Schwebstoffen, Cr und Cd aus den Zuflüssen 153
6.5	Aufschl usselung der abgelagerten Schweb- und Schadstoffmengen auf die Stau- haltungen
6.6	Herkunft der in den Stauhaltungen Poppenweiler und Lauffen zwischen 1950 und 1994 abgelagerten Mengen an Cadmium und Chrom
6.7	Verbleib des Cadmiums aus den Zuflüssen innerhalb der betrachteten Flußstrecke. Angegeben sind die Gesamtmasse des in der Stauhaltungskette abgelagerten Cad- miums, der prozentuale Anteil am Gesamtzustrom und die Aufschlüsselung der abgelagerten Schadstoffmasse auf die einzelnen Stauhaltungen

Abbildungsverzeichnis

6.8	Normierte Sohlschubspannungen in den Staur aumen als Funktion der 1982 in den Haltungen gespeicherten Sedimentvolumina unter extremen Abflußbedingungen. Für Niedrig- und Hochwasserabfluß wurden die Sohlschubspannungen über die unterstromige halbe Länge der Stauhaltungen gemittelt und anschließend mit der mittleren Schubspannung im Stauraum Lauffen normiert: $\tau_o(NQ,LAUF)=0,00172$ Pa, $\tau_o(HQ,LAUF)=23,6$ Pa
7.1	Schwebstofftransport in Flußstauhaltungen. (a) Abflußdauerlinie, (b) Speicherfunk- tion f ur Schwebstoffe
7.2	Einfluß der Stauwirkung auf den Sedimenttransport
7.3	Prozeßkette zur Remobilisierung von Schadstoffen aus Flußsedimenten 163
7.4	Ablaufschema zur Risikobewertung von kontaminierten Flußsedimenten 166
7.5	Einbindung von Simulationsmodellen in ein immissionsorientiertes Gew asserschutzkonzept 168
B.1	Schwebstoffkonzentration als Funktion des Abflusses an den Meßstellen BE und BN. N: Anzahl der Wertepaare, df: Anzahl der Freiheitsgrade, p: Irrtumswahr- scheinlichkeit f [°] ur den Korrelationskoeffizienten, Eta ² : Varianzanteil, der durch die Regression aufgekl [°] art wird, Eta ² _{adj} : Sch [°] atzwert f [°] ur Eta ²
B.2	Schwebstoffkonzentration als Funktion des Abflusses an den Meßstellen KN und LN. N: Anzahl der Wertepaare, df: Anzahl der Freiheitsgrade, p: Irrtumswahrscheinlichkeit für den Korrelationskoeffizienten, Eta ² : Varianzanteil, der durch die Regression aufgeklärt wird, Eta ² _{adj} : Schätzwert für Eta
F.1	Autokovarianzfunktion und Ged achtnis der Abflußtageswerte am Pegel Lauffen (1950-1994)
G.1	Empirische Verteilungsfunktionen der Jahresmittel- und Jahresspitzenwerte für den Pegel Lauffen (links: 1950-1994, rechts: 1950-1994). Dargestellt sind Mittelwerte und Standardabweichungen für die generierten Tagesabflüsse bei Simulation von 40 Zeitreihen á 45 Jahre (durchgezogene Linien) im Vergleich zur Meßreihe (ge- strichelte Linien)
G.2	Jahresg ange der mittleren Monatsabfl usse und der Standardabweichungen von Mo- natsmittel- und Tageswerten f ur den Pegel Lauffen (links: 1950-1994, rechts: 1978- 1994). Dargestellt sind Mittelwerte und Standardabweichungen f ur die generierten Tagesabfl usse bei Simulation von 40 Zeitreihen á 45 Jahre (durchgezogene Linien) im Vergleich zur Meßreihe (gestrichelte Linien)

- G.3 Übersicht "über den Verlauf statistischer Parameter und Verteilungsfunktionen die Tagesabfl"üsse am Pegel Lauffen im Zeitraum 1950-1994 bei Generierung einer 2000j "ährigen Zeitreihe. Dargestellt sind in der oberen Reihe die Summenh "aufigkeitsverteilungen der Abflußjahresmittelwerte und der Jahresspitzen sowie der jahreszeitliche Verlauf der mittleren Monatsabfl"üsse, der Standardabweichung der Monatsmittel und der Standardabweichung der Tageswerte. Die drei folgenden Reihen zeigen die Summenh "aufigkeitsverteilungen der mittleren und maximalen Monatsabfl "üsse sowie die Tagesmittel f"ur die einzelnen Monate.

Tabellenverzeichnis

3.1	Bindungszustand von Cadmium in den Neckarsedimenten der Stauhaltung Lauf- fen, nach [172]. Die Resultate der sequentiellen Extraktionen des anaeroben Sedi- ments mit den titrimetrischen Daten sind gegen übergestellt.	33
3.2	Gel oste und partikul are Schadstoffanteile im Wasserk orper und im Flußbett als Funktion des Verteilungskoeffizienten.	37
4.1	Parameter des Strömungs- und Transportmodells und Zahlenwerte für die Simula- tionsberechnungen in Kapitel 5 und Kapitel 6	68
5.1	Hauptkomponentenanalyse der Ergebnisse aus den Sedimentkernuntersuchungen. Angegeben sind die Kommunalit äten und die Hauptkomponentenladungen $\geq 0,45$ f ür die Meßgr ößen sowie, in der letzten Zeile, die durch die Hauptkomponenten erkl ärten Varianzanteile.	78
5.2	Mittelwerte $\bar{x}(J+A)$, Standardabweichungen $s(J+A)$ und Medianwerte $med(J+A)$ der Parameter im gesamten Sediment, Medianwerte im Jungsediment $med(J)$ und im Altsediment $med(A)$, Quotienten $med(A)/med(J)$ und Schwellenkonzentrationen C_{SW} zwischen Jung- und Altsediment $\ldots \ldots \ldots \ldots \ldots \ldots \ldots \ldots$	79
5.3	Ligandenkonzentrationen und Bindungskonstanten für das Adsorptionsmodell	83
5.4	Übersicht "über die bei Niedrigwasser (NQ) und Hochwasser (HQ) durchgef "ührten Naturmessungen und Laborexperimente (L)	87
5.5	Analysenmethoden	90
5.6	Nichtlineare Regressionen zwischen der Schwebstoffkonzentration C_s [g m ⁻³] und dem Abfluß [m ³ s ⁻¹] mit Angabe des Korrelarionskoeffizienten r und der Anzahl der Wertepaare n .	98
5.7	Statistische Kenngrößen der Korngrößenverteilungen. Angegeben sind die An- zahl <i>n</i> der untersuchten Proben, die geometrischen Mittel x_{geom} , Minima x_{min} und Maxima x_{max} für den Medianwert des Korndurchmessers sowie die Mittelwerte $\mu = \log(x_{geom})$ und Standardabweichungen <i>s</i> der log-Normalverteilungen der Parti- kelvolumenverteilungen.	99
5.8	Kennwerte der für Erosionsversuche eingesetzten Flußsedimente	102
5.9	Sedimentauflandungsraten $\Delta z/\Delta t$ f [•] ur den Stauraum Lauffen (Literaturvergleich).	106

5.10	Ergebnisse der Schwebstofffrachtbilanzen f [°] ur die Hochwasser im Dez. 1993, Apr. 1994 und Jan. 1995. Angegeben sind die Ereignisfrachten an den 4 Probenahme- stellen, die Frachtbilanzen Δm f [°] ur die Stauhaltung Lauffen und die durch einzelne Fehlerkomponenten verursachten Bilanzunsicherheiten ε (Erl [°] auterung siehe Text). Unten sind der Bilanzierungszeitraum t_{ges} (t_{start} bis t_{end}), das mittlere Zeitintervall Δt_S der Probenahme, die Scheitelabfl [°] usse Q_{nax} und die kumulativen Abflußvolu- mina V aufgef [°] uhrt
5.11	Repräsentativität der punktuellen Entnahme in den beprobten Fließquerschnitten am 14.04.1994. Angegeben sind die Wasserspiegelbreite B , die Position bei punk- tuellen Entnahme im Fließquerschnitt als relativer Abstand vom linken Ufer b/B , die punktuell gemessene (C_s^p) und die aus Mehrpunktmessung bestimmte quer- schnittsmittlere (C_s^q) Schwebstoffkonzentration und die relative Abweichung zwi- schen beiden Werten
5.12	Vergleich der aus Schwebstoffmessungen und Sohlpeilungen f [*] ur den Stauraum Lauffen aufgestellten Sedimentbilanzen. Positive Werte zeigen eine Nettoerosion im Untersuchungsgebiet an
5.13	Mittlere Belastung der Hochwasserschwebstoffe mit Cd, Cu, Pb und Zn 111
5.14	Erodierte Altsedimentanteile α_A im April 1994, nach Gl. (5.4.11). In zwei Berechnungen wurden die Mediankonzentrationen $med(x)$ bzw. die Konzentrationsmittelwerte \bar{x} der Schwermetallbelastung der Jung- und Altsedimente als repräsentativ betrachtet
5.15	Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffizienten, die bei Hochwasser in der fließen- den Welle ermittelt wurden, im Vergleich zu Literaturwerten. Angegeben sind K_d - Werte f [°] ur verschiedene Fließgew [°] asser (oben) und historische Vergleichswerte f [°] ur den Neckar (unten). Soweit nicht anders angegeben wurden alle K_d -Werte nach Filtration [°] uber Membranfilter der Porenweite 0,45 μ m bestimmt
5.16	Abweichung der Simulationsergebnisse von den gemessenen Geschwemmsellini- en nach Kalibrierung des Strömungsmodells. Angegeben sind die Anzahl n der Datenpunkte, die mittlere Abweichung $\bar{d}h$ und die extremale Abweichung dh _{ext} zwischen Modellrechnung und den Meßdaten
5.17	Übersicht "uber durchgef" uhrte Prognosesimulationen
6.1	Mittelwasserabfl'üsse und mittlere Belastung mit Cadmium und Chrom in der Ton- fraktion des Flußbetts f'ür die relevanten Zufl'üsse des Neckars zwischen Plochin- gen und Lauffen. Messungen von 1979 nach [98, 125, 165, 230]

6.2	Retentionswirkung der betrachteten Stauhaltungskette f`ur Schwebstoffe und parti- kul`are Schadstoffe aus den einzelnen Zufl`ussen (1950 bis 1994). Angegeben sind die prozentuale Schwebstoffretention sowie die Massen der abgelagerten Schweb- und Schadstoffe
C.1	Gel öste Parameter (Hochwasser im Dez. 1993)
C.2	Gel öste Parameter (Hochwasser im Apr. 1994)
C.3	Gel öste Parameter (Hochwasser im Jan. 1995)
C.4	Partikul are Parameter (Hochwasser im Dez. 1993)
C.5	Partikul are Parameter (Hochwasser im Apr. 1994)
C.6	Partikul are Parameter (Hochwasser im Jan. 1995)
D.1	Mittelwerte und Standardabweichungen der logarithmierten Schwebstoff/Wasser- Verteilungskoeffizienten f [°] ur die drei Hochwasser und f [°] ur die <i>n</i> insgesamt unter- suchten Proben

Nomenklatur

XVI

Staubauwerke:	DEIZ	Deizisau
	OESS	Oberesslingen
	ESSL	Esslingen
	OBTU	Obert ürkheim
	UNTU	Untert ⁻ urkheim
	CANN	Cannstatt
	HOFN	Hofen
	ALDI	Aldingen
	POPP	Poppenweiler
	MARB	Marbach
	PLEI	Pleidelsheim
	BEIH	Beihingen
	HESS	Hessigheim
	BESI	Besigheim
	LAUF	Lauffen

tiefgestellte

Indizes:

S	Schwebstoff
w	Schadstoff gel ost im Wasserk orper
р	Schadstoff partikul ar im Wasserk orper
b	Schadstoff in der Vermischungsschicht des Sediments

hochgestellte		
Indizes:	in	im Zustrom eines betrachteten Flußabschnitts
	out	im Abstrom eines betrachteten Flußabschnitts

Symbol	Einheit	Bedeutung
Α	m^2	Fließquerschnitt
b	m	Breite
С	$\mathrm{kg}\mathrm{m}^{-3}$	Volumetrische Massenstoffkonzentration (Spezifikation durch Indizes)
c(k)	-	Autokovarianzkoeffizient
$C_s(a)$	$\mathrm{kg}\mathrm{m}^{-3}$	Referenzkonzentration der Schwebstoffe
$C_{s,gr}$	$\mathrm{kg}\mathrm{m}^{-3}$	Tiefengemittelte ablagerungsfreie Grenzkonzentration der Schwebstoffe
c_D	-	Widerstandsbeiwert
c_f	-	dimensionsloser L'angsdispersionskoeffizient
Da	-	Damk ohlerzahl, $Da = ADV / t_{ADS}$
Da_{MQ}	-	Damk öhlerzahl bei Mittelwasserabfluß
D_m	$\mathrm{m}^2\mathrm{s}^{-1}$	molekularer Diffusionskoeffizient
D_{eff}	$\mathrm{m}^2\mathrm{s}^{-1}$	effektiver Diffusionskoeffizient in einem por ösen Medium
D_{eff}^c	$\mathrm{m}^2\mathrm{s}^{-1}$	effektiver Diffusionskoeffizient in einem por ösen Medium
- 5 5		in Gegenwart von Kolloiden
DOC	$\mathrm{kg}\mathrm{m}^{-3}$	Gehalt an gel östem organischen Kohlenstoff
D_x	$\mathrm{m}^2\mathrm{s}^{-1}$	Longitudinaler Dispersionskoeffizient
d_k	m	Korndurchmesser
d_{ch}	m	charakteristischer Korndurchmesser
Ė	$kg m^{-2} s^{-1}$	Erosionsrate
<i>f</i> _{DOC}	-	Massenanteil an gel östem organischen Kohlenstoff pro Trockenmasse
		Feststoff
foc	-	Massenanteil an partikul arem organischen Kohlenstoff pro Trockenmasse
		Feststoff
g	${ m ms^{-2}}$	Gravitationskonstante
HQ	$m^{3} s^{-1}$	H ochster Abfluß
h	m	Wassertiefe
h_{TK}	m	H ohe von Sohldeformationen
I_E	0/00	Energieh ohengef alle (Reibungsgef alle)
I_P	-	Plastizit atszahl
Iso	0/00	Sohlengefalle
J	$\mathrm{kg}\mathrm{s}^{-1}$	Massenstrom, Transportrate
K _{ads}	$1 kg^{-1}$	Langmuir-Adsorptionskonstante
$ ilde{K}_{ads}$	$(1 \mathrm{kg}^{-1})^n$	Freundlich-Adsorptionskonstante, n: Exponent der Isotherme
K_d	$1 kg^{-1}$	Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffizient
K_d '	$1 kg^{-1}$	Sediment/Wasser-Verteilungskoeffizient f ⁻ ur Sorption an die
		Vermischungsschicht
K_d^c	$1 kg^{-1}$	Kolloid/Wasser-Verteilungskoeffizient

K_d^{OC}	$1 kg^{-1}$	Sediment/Wasser-Verteilungskoeffizient der organischen Substanz
k	-	Empirische Konstante f'ur $G_{s,gr}$
k	-	Zeitverschiebung der Autokorrelation
k_1	${\rm kg}{\rm m}^{-2}{\rm s}^{-1}$	Kinetischer Parameter für die biogeochemische Konsolidierung
k_2	m^{-1}	Kinetischer Parameter für die bodenmechanische Konsolidierung
k_f	$\mathrm{ms^{-1}}$	hydraulische Leitf ahigkeit eines por osen Mediums
k _{st}	$m^{1/3} s^{-1}$	Manning-Strickler-Beiwert
k _{av}	s^{-1}	Geschwindigkeitskonstante des Schadstoffabbaus im Kompartiment v
k_t	s^{-1}	Geschwindigkeitskonstante der Schadstoffsorption an Schwebstoffe
k_t '	s^{-1}	Geschwindigkeitskonstante der Schadstoffsorption an der Flußsohle
L_{TK}	m	L ^{angenmaß von Sohldeformationen}
М	${\rm kg}{\rm m}^{-2}{\rm s}^{-1}$	Erosionskonstante
MHQ	$m^{3} s^{-1}$	Mittlerer h ochster Abfluß
MNQ	$m^{3} s^{-1}$	Mittlerer niedrigster Abfluß
MQ	$m^{3} s^{-1}$	Arithmetisches Mittel des Abflusses
NQ	$m^{3} s^{-1}$	Niedrigster Abfluß
n	-	Erosionsexponent
р	Pa	Druck
p_w	Pa	hydrostatischer Druck
Q	$m^{3} s^{-1}$	Abfluß
R_{hy}	m	hydraulischer Radius
Re_s	-	Reynolds-Zahl des Absinkvorgangs, $Re_s = (v_s d)/v$
Re^*	-	Feststoff-Reynolds-Zahl, $Re^* = (u_* d) / v$
Ś	${\rm kg}{\rm m}^{-2}{\rm s}^{-1}$	Sedimentationsrate
Sc	-	Schmidt-Zahl, $Sc = v/D_m$
T_n	Jahre	J ⁻ ahrlichkeit (Wiederholungszeitspanne in <i>n</i> Jahren)
t	S	Zeit
t _{ADS}	S	charakteristische Zeit der Adsorption
<i>t</i> _{ADV}	S	charakteristische Zeit der Advektion
t_D	S	charakteristische Zeit der Langsdispersion
t_E	S	charakteristische Zeit der Erosion
t_{ED}	S	charakteristische Zeit der externen Diffusion
t _{ID}	S	charakteristische Zeit der internen Diffusion
t_{PW}	S	charakteristische Zeit des Stofftransports mit dem
		Porenwasserfluß
t_S	S	charakteristische Zeit der Sedimentation
t_{TK}	S	charakteristische Zeit der Transportk orperbewegung
и	${ m ms^{-1}}$	Fließgeschwindigkeit in Fließrichtung

u_*	${ m ms^{-1}}$	Schubspannungsgeschwindigkeit an der Sohle, $u_* = \sqrt{\tau_0/\rho_w}$
u_a	${ m ms^{-1}}$	Abstandsgeschwindigkeit
u_E	${ m ms^{-1}}$	Geschwindigkeit der Sohleintiefung durch Erosion
u_f	${ m ms^{-1}}$	Filtergeschwindigkeit (Darcy-Geschwindigkeit)
u_S	${ m ms^{-1}}$	Geschwindigkeit der Sohlaufh öhung durch Sedimentation
Vs	${ m ms^{-1}}$	Sinkgeschwindigkeit in einem ruhenden Medium
V _{st}	${ m ms^{-1}}$	Sinkgeschwindigkeit in turbulenter Strömung
W	-	Wassergehalt
w_L	-	Fließgrenze
WP	-	Ausrollgrenze
x	m	Koordinate in Fließrichtung
У	m	Koordinate in der Schnittfläche senkrecht zur Fließrichtung
Z.	m	Geod atische H ohe
Zads	m	Adsorptionsh öhe in der Vermischungsschicht
Zmix	m	M ⁻ achtigkeit der mischungsaktiven Sedimentschicht (Einmischtiefe)
z_{mix}^{∞}	m	maximale Einmischtiefe
α	-	Verteilungsgrad der Schwebstoffkonzentration über die Wassertiefe
α	$Pa^{-0,5}$	Erosionsparameter
β	-	turbulente Schmidt-Zahl, $\beta = \varepsilon_m / \varepsilon_s$
δ	m	Dicke des diffusiven Grenzfilms
δ_v	m	Dicke der viskosen Unterschicht
$\mathbf{\epsilon}_{f}$	${\rm kg}{\rm m}^{-2}{\rm s}^{-1}$	Erosionsparameter
ϵ_m	$m^2 s^{-1}$	Diffusivit at des Impulses
ϵ_s	$m^2 s^{-1}$	Diffusivit at der Schwebstoffpartikel
$\mathbf{e}_{z,s}$	$m^2 s^{-1}$	Diffusivit at der Schwebstoffpartikel in vertikaler Richtung
γ	-	Reibungsbeiwert nach Darcy-Weisbach
Γ	$kgkg^{-1}$	Massenstoffkonzentration pro Trockenmasse Feststoff
κ	-	von Kármán-Konstante
ν	$m^2 s^{-1}$	kinematische Viskosit at
v_t	$\mathrm{m}^2\mathrm{s}^{-1}$	scheinbare turbulente Viskosit ät
φ	-	Porenanteil (Porosit ^a t)
$ ho_b$	$\mathrm{kg}\mathrm{m}^{-3}$	Rohdichte des Flußsediments (Lagerungsdichte)
ρ_d	$\mathrm{kg}\mathrm{m}^{-3}$	Trockendichte des Flußsediments, $\rho_d = \rho_b (1-\phi)$
ρ_k	$kg m^{-3}$	Korndichte des Flußsediments
ρ_s	$\mathrm{kg}\mathrm{m}^{-3}$	Dichte der Schwebstoffe
ρ_w	$\mathrm{kg}\mathrm{m}^{-3}$	Dichte des Wassers
τ	Pa	Schubspannung

τ_o	Pa	Sohlschubspannung
$ au_{c,E}$	Pa	kritische Erosionsschubspannung
$ au^o_{c,E}$	Pa	$\tau_{c,E}$ f'ur eine frisch abgelagerte Sedimentschicht
$ au_{c,E}^{\infty}$	Pa	$\tau_{c,E}$ einer Sedimentschicht nach abgeschlossener
		Konsolidierung
$ au_{c,S}$	Pa	kritische Sedimentationsschubspannung
ζ	-	Rouse-Zahl (Schwebstoffzahl), $\zeta = v_s / (\beta \kappa u_*)$

Kapitel 1

Einf[•]uhrung

1.1 Motivation

Ein großer Teil der Fließgew asser in Deutschland wurde in diesem Jahrhundert zu staugeregelten Flüssen ausgebaut. Die Motivation für die Stauregelung der Flüsse waren die Schiffbarmachung, die Erzeugung elektrischer Energie, der Hochwasserschutz und die Wasserversorgung [192]. Vor diesem Hintergrund ökonomischer und technischer Ziele wurden die Auswirkungen des Gew asseraufstaus meistens nur unvollst andig bedacht. Sie betreffen vor allem das Transportregime eines Flusses. Befand sich das freifließende Gew asser hinsichtlich der Geschiebe- und Schwebstoff ührung im Transportgleichgewicht, so wurde dies durch den Aufstau gravierend gest ört. Die Verringerung der Transportkapazit at der Fließgew asser hatte eine allm ahlich fortschreitende Verlandung vieler Staur aumen zur Folge [59].

Das Verlandungsproblem brachte neben seinen negativen Auswirkungen auf die ursprünglich mit der Stauregelung angestrebten Ziele vielerorts ein Kontaminationsproblem mit sich (Abb. 1.1a). Aufgrund der starken Sorptionsf ähigkeit vieler Schadstoffgruppen wird ein hoher Prozentsatz der in einen Fluß gelangenden Schadstoffmenge an feink örnige suspendierte Feststoffe angelagert und mit den Trägerpartikeln im Gewässer transportiert. Im Falle relevanter Schadstoffeinleitungen hatte die Ablagerung von Schwebstoffen eine *Akkumulation von umweltrelevanten Spurenstoffen in den Verlandungszonen (Geoakkumulation)* zur Folge. Solche Sedimentverunreinigungen sind beispielsweise im Einzugsgebiet des Rheins für gestaute Flußabschnitte von Neckar [87, 251], Main [266], Saar [19], Mosel [19], Agger [97], Wupper [229] und Ruhr [121] dokumentiert.

Im westlichen Teil Deutschlands wurde der Gew asserschutz vor allem zwischen 1950 und 1980 durch den Bau und die Modernisierung von Kl aranlagen vorangetrieben. Diese Maßnahmen hatten eine Verringerung der eingeleiteten Schadstoffmengen und eine Verbesserung der Wasserqualit at in den Fl ussen zur Folge. Die Qualit at der Sedimentablagerungen wurde hingegen nachhaltig beeintr achtigt, weil Schwermetalle und viele organische Schadstoffgruppen persistent sind. Die Frage nach der Bedeutung der kontaminierten Altsedimente als Quelle f ur Schadstoffe r uckte in den Vordergrund. Eine *Freisetzung von Schadstoffen aus verunreinigten Sedimenten* ist vor allem dann m oglich, wenn Teile der kontaminierten Flußsohle bei Hochwasser erodieren (Abb. 1.1b) oder durch Instandhaltungsmaßnahmen der Schiffahrtswege (z.B. Schlammbaggerungen) resuspendiert werden. Die Aufwirbelung von solchen Schadstoffdepots kann eine R uckl osung von Kontaminanten zur Folge haben.

Die Beurteilung des Gef"ahrdungspotentials f"ur das Gew"asser"okosystem, das von solchen Sedimentkontaminationen ausgeht, stellt heute eine wichtige wasserwirtschaftliche Aufgabe dar. Zur



Abb. 1.1: Flußstauhaltungen als (a) Senke und (b) Quelle von sorptiven Schadstoffen in der historischen Entwicklung

Bew "altigung dieser Aufgabe werden fundierte Kenntnisse "über das komplexe Transportverhalten von Schweb- und Schadstoffen in Flußstauhaltungen ben "otigt.

In der Literatur sind zahlreiche experimentelle und numerische Arbeiten zu finden, die einzelne Teilaspekte der Problematik einer Schadstoffakkumulation und -freisetzung in bzw. aus Gew assersedimenten betreffen.

Experimentell wurden die f^{*}ur den Schadstofftransport wesentlichen sedimenthydraulischen [104, 292, 304] und biogeochemischen Einzelprozesse [89, 232, 250], der Belastungsgrad von Gew^{*}assersedimenten [87, 188], die Bindungsformen der Schadstoffe in den Sedimenten [78, 172, 240, 287] und die f^{*}ur die Schadstoffmobilit^{*}at relevanten Einflußfaktoren [86, 103, 172, 211] untersucht. Nur wenig bekannt ist hingegen ^{*}uber die Transportdynamik von Schwebstoffen und partikul^{*}aren Schadstoffen in Stauhaltungen unter dem Zusammenwirken von hydrologischen, sedimenthydraulischen und stoffchemischen Einflußgr^{*}ößen.

Numerische Arbeiten befassen sich vorwiegend mit der Ausbreitung von Feststoffen [225, 276, 307] oder gel östen Wasserinhaltsstoffen [245, 273]. Partikul äre Schadstoffe wurden nur in wenigen Untersuchungen [198, 200] ber ücksichtigt. Die Dokumentationsfunktion von Gew ässersedimenten f ür Schadstoffemissionen in einem Flußabschnitt wird von keinem der heute verf ügbaren Str ömungs- und Transportmodelle ad äquat beschrieben. Dar über hinaus erstreckten sich die numerischen Berechnungen zum Schadstofftransport in Fl üssen bislang nur über kurze Simulationszeitr äume von wenigen Tagen oder Wochen. Langzeitsimulationen über viele Jahre liegen nur f ür den Tansport von Schwebstoffen vor [308]. Grundlegende Untersuchungen, die experimentelle und numerische Methoden gemeinsam zur Beurteilung des Verbleibs von partikul ären Schadstoffen in Flußstauhaltungen nutzen, fehlen bislang. Die vorliegende Arbeit versucht diese Lücke zu schließen. Sie stellt eine anwendungsorientierte Untersuchung zur Problematik der Akkumulation und Freisetzung von Feinsedimenten und partikul ären Schadstoffen in staubeeinflußten Flußstrecken dar.

1.2 Zielsetzung

Aus den zuvor genannten Defiziten lassen sich folgende Ziele für die vorliegende Arbeit definieren:

- 1. Ausarbeitung einer Strategie zur Verkn upfung experimenteller und numerischer Informationen, die eine modellgest utzte Analyse der Transportdynamik von Schweb- und partikul ären Schadstoffen erm oglicht,
- 2. Identifikation und Beschreibung der f[•]ur den Stofftransport relevanten Prozesse zur Erstellung eines vereinfachten Modellkonzeptes, das die wesentlichen Eigenschaften des Transportsystems Flußstauhaltung erfaßt,
- 3. Umsetzung des Modellkonzeptes in ein numerisches Simulationsmodell zur Beschreibung der Transportdynamik von Schweb- und partikul "aren Schadstoffen und zur Simulation der Dokumentationsfunktion der Gew" asssersedimente f "ur Schadstoffemissionen,
- 4. Anwendung der unter 1. aufgef ührten Strategie im Rahmen einer Fallstudie (Stauhaltung Lauffen/Neckar) mit dem Ziel, das Wirkungsgef üge aus hydraulischen, sedimentologischen und chemischen Prozessen unter wirklichkeitsnahen Randbedingungen f ür das hydrologische Regime und f ür den zeitlichen Verlauf der Emissionen experimentell und numerisch zu untersuchen und das von Sedimentaltlasten im Neckar ausgehende Gef ährdungspotential abzusch ätzen,
- 5. Beurteilung der Einsatzm öglichkeiten von Simulationsmodellen als Instrumente f ür wasserwirtschaftliche Fragestellungen, die in Zusammenhang mit der Sedimentqualit ät stehen,
- 6. Ableitung einer allgemein anwendbaren, methodischen Vorgehensweise zur Risikobewertung von kontaminierten Sedimenten in Flußstauhaltungen.

Mit Hilfe von zwei Fallstudien sollen folgende problemspezifische Fragen, die sich aus der Zielsetzung ableiten, untersucht werden:

Schwebstofftransport:

Existiert ein kritischer Abfluß, unterhalb dessen eine Stauhaltung verlandet und oberhalb dessen Sedimente ausgesp "ult werden? Wie groß ist dieser Abfluß gegebenenfalls und wie h"aufig wird er "uberschritten?

Strebt eine Flußstauhaltung in ihrer zeitlichen Entwicklung gegen einen morphologischen Gleichgewichtszustand? Wodurch wird dieser Zustand charakterisiert?

Schadstofftransport:

Ist es m'oglich, die Akkumulation von Schadstoffen in den Gew'assersedimenten aus den Emissionsmengen vorherzusagen? Wenn ja, welches sind hierf'ur die maßgeblichen Faktoren?

Stellt die Freisetzung von Schadstoffen aus den Sedimentaltlasten im Neckar eine akute Gefahr dar? Welches sind die bestimmenden Größen, die eine Freisetzung verursachen?

Welche Rolle spielen Flußstauhaltungen als reaktive Transportsysteme? Welchen Beitrag können numerische Transportmodelle zur Analyse solcher Transportsysteme, zur Bilanzierung der Stoffströme und zur Vorhersage zukünftiger Entwickungen leisten?

1.3 Gliederung der Arbeit

In Kapitel 2 werden systemtheoretische Betrachtungen zum Transport von Schweb- und Schadstoffen in Flußstauhaltungen angestellt. Das Transportsystem Flußstauhaltung wird in Teilbausteine zerlegt, die anschließend einzeln analysiert werden. Eine methodische Vorgehensweise zur Systemanalyse unter Verwendung eines deterministischen Rechenmodells wird vorgeschlagen.

Kapitel 3 faßt die theoretischen Grundlagen des Transports von Schwebstoffen und sorptiven Schadstoffen in Fließgew assern zusammen. Die maßgebenden physikalischen, sedimenthydraulischen und biogeochemischen Prozesse werden im einzelnen beschrieben und die Besonderheiten von Flußstauhaltungen aufgezeigt.

In Kapitel 4 wird ein deterministisches numerisches Modell vorgestellt, mit dem das Transportverhalten von sorptiven Schadstoffen in staugeregelten Flüssen beschrieben werden soll. Die Modellanforderungen, das Konzept und der Aufbau des Simulationsmodells werden detailliert erläutert.

In einer ersten Fallstudie (Kapitel 5) wird die Transportdynamik von Schwebstoffen und ausgew ahlten Schwermetallen, insbesondere Cadmium, in einer 11 km langen Einzelstauhaltung (bei Lauffen am Neckar) untersucht. Auf der Basis vorliegender Meßdaten werden die Entwicklung der Stauraumverlandung, die Schadstoffbelastung der Flußsedimente und die chemische Mobilisierbarkeit der Schwermetalle untersucht. Einen Arbeitsschwerpunkt stellen Stofffrachtbilanzierungen dar, die f ur transportrelevante Hochwasser in der Stauhaltung vorgenommen wurden. Weitere Ex-

1.3. Gliederung der Arbeit

perimente zielen auf die Identifikation von wichtigen Prozeßparametern ab. Die morphologische und schadstoff okologische Entwicklung der Stauhaltung Lauffen wird f ur die Zeit zwischen 1950 und 1994 auf der Basis vorliegender und erhobener Meßdaten numerisch untersucht. Zuk unftige Entwicklungstendenzen werden mit Prognoserechnungen aufgezeigt. Das Risiko einer Remobilisierung von Cadmium aus den kontaminierten Flußsedimenten wird von sedimenthydraulischer und von biogeochemischer Seite beurteilt.

Eine zweite Fallstudie (Kapitel 6) widmet sich dem Schweb- und Schadstofftransport in einer Stauhaltungskette. Der Verbleib von Schwebstoffen, Cadmium und Chrom wird im staugeregelten Neckar "uber eine Fließstrecke von 77 km untersucht. Dabei wird das numerische Str"omungs- und Transportmodell als Werkzeug zur Bilanzierung und Analyse der Stoffstr"ome eingesetzt.

In Kapitel 7 werden die aus wissenschaftlicher und praktischer Sicht bedeutsamen Schlußfolgerungen gezogen und ein Ausblick für einen immissionsorientierten Gewässerschutz gegeben.

Mit einer Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse schließt die Arbeit ab (Kapitel 8).

Kapitel 2

Systemtheoretische Betrachtungen

Die nat urlichen Strömungs- und Transportvorg ange in Flüssen sind sehr komplex, sie können nicht in allen Einzelheiten erfaßt werden. Die Systemtheorie hat sich als effektives Mittel zur vereinfachten Beschreibung vieler in der Natur ablaufenden Prozesse erwiesen.

Unter einem *Prozeß* wird nachfolgend ein Vorgang verstanden, der eine quantitative oder qualitative Ver anderung von Zustandsgr ößen mit der Zeit hervorruft. Ein Prozeß l'auft stets in einem System ab. Ein *System* ist eine gegen über seiner Umgebung (Umwelt) abgegrenzte Einheit. Das wesentliche Merkmal eines Systems besteht darin, daß es bestimmte Eingangssignale aufnehmen kann, diese verarbeitet, um dann entsprechende Ausgaben hervorzubringen. Diese Ausgaben (*Systemantworten*) h'angen in ihrer Form von den Eingaben und den Eigenschaften des Systems ab. Die Transformation der Systemeing ange in die Systemantworten wird durch Systemoperationen (*Systemübertragungsfunktionen*) charakterisiert [16, 61].

Die Analyse von Systemen beruht auf der Konstruktion vereinfachter Abbilder (Modelle) des wirklichen Systems. Ein *Modell* ist somit ein Konzept zur vereinfachten Darstellung (Abstraktion) eines komplexen Systems in der Natur. Bei der Modellierung wird Wert darauf gelegt, das Übertragungsverhalten des realen Systems ad aquat zu beschreiben und - je nach Komplexit at des Modells - die wesentlichen Systemeigenschaften wiederzugeben [61].



Abb. 2.1: Systemkomponenten von Flußstauhaltungen als reaktive Transportsysteme

2.1 Flußstauhaltungen als Transportsysteme

Ein staugeregelter Flußabschnitt wird durch die Staustufen in räumliche Einheiten, nämlich die Flußstauhaltungen, gegliedert. Jede einzelne Flußstauhaltung kann als reaktives Transportsystem aufgefaßt werden, das den flußaufwärts angrenzenden Flußabschnitt mit dem sich unterstrom anschließenden Flußabschnitt verbindet (Abb. 2.1). Betrachtet man den Transport von Schweb- und Schadstoffen, so sind die Systemeingangsfunktionen *I* durch den Zufluß und die Stofftransportraten im Zustrom definiert. Der Volumenstrom an Wasser und die Massenströme, die die Stauhaltung am unterstromigen Rand verlassen, stellen die Systemantwort *O* dar.

2.2 Systemeingang

Die wesentlichen Systemeingangsfunktionen f
ür die hier betrachtete Fragestellung sind der Abfluß und die Transportraten der Schwebstoffe und des betrachteten Schadstoffs (Abb. 2.2). Zus
ätzlich k
önnen bestimmte Milieufaktoren, z.B. der pH-Wert, andere Wasserinhaltsstoffe oder auch biologische Parameter von Bedeutung sein. Diese sind dann
über entsprechende Zeitfunktionen zu charakterisieren. Sie sollen in diesem Kapitel unber
ücksichtigt bleiben.



Abb. 2.2: Systemeingangsfunktionen

Abflüsse Q liegen meistens aus Pegelmessungen vor, oder sie können mit Hilfe von hydrologischen Niederschlags-Abfluß-Modellen berechnet werden. Im Falle prognostischer Modellrechnungen müssen Abflußzeitreihen mit hydrologischen Simulationsverfahren generiert werden.

Die Schwebstofftransportraten J_s werden durch den Vorrat und die Verf ügbarkeit von erosionsf ähigem Sedimentmaterial im Einzugsgebiet des untersuchten Flußabschnitts bestimmt. In vielen Fl üssen besteht eine enge Korrelation zwischen der Schwebstoffkonzentration und dem Abfluß [70]. In solchen F ällen kann die Schwebstofftransportrate mit Hilfe einer entsprechenden Konzentrations-Abfluß-Beziehung $C_s(Q)$ berechnet werden. Die einem Flußabschnitt zustr ömenden gel östen J und partikul ären J_p Massenstr öme eines sorptiven Schadstoffs werden durch die in das Gew ässer eingeleiteten Emissionsmengen bestimmt. Durch die Remobilisierung von schadstoffbelasteten Sedimenten im Einzugsgebiet können ebenfalls umweltrelevante Spurenstoffe in die fließende Welle gelangen. Die Phasenverteilung zwischen Lösung und Schwebstoffen hängt in komplexer Weise von der freigesetzten Menge an Schweb- und Schadstoffen sowie von weiteren Milieufaktoren ab.

2.3 Transportsystem

Eine Flußstauhaltung besteht aus zwei *räumlichen Einheiten*, dem Wasserk örper W und dem Flußbett S (Abb. 2.1). Ein Transfer von Schwebstoffen und sorptiven Schadstoffen durch die Stauhaltung hindurch erfolgt nur im durchströmten Wasserk örper. Er stellt die mobile Zone des Transportsystems dar. Das Flußbett als immobile Zone wirkt als Systemspeicher für die genannten Stoffe. Die Flußsohle kann als Ged achtnis des Systems für dessen Beaufschlagung mit partikul aren (Schad-) Stoffen in der Vergangenheit angesehen werden (*Dokumentationsfunktion der Sedimente*) [84].

Stoffflüsse finden einseitig gerichtet "über die Systemr"ander ober- und unterstrom statt sowie wechselseitig zwischen dem Wasserk"orper und dem Systemspeicher. Weitere Stoffaustauschprozesse erfolgen zwischen dem Wasserk"orper und der Atmosph"are oder zwischen dem Flußbett und dem Grundwasser. Solche Stofffl"usse k"onnen f"ur feink"ornige Feststoffe und sorptive Schadstoffe mit geringer Volatilit"at vernachl"assigt werden.

In der Flußstauhaltung finden bestimmte Transport-, Austausch- und Reaktionsprozesse P statt, die durch bestimmte Prozeßparameter p charakterisiert werden. F[•]ur einen bestimmten Systemeingang h[•]angt das System[•]ubertragungsverhalten F vor allem von diesen internen Prozessen ab. Viele der im System ablaufenden Prozesse sind hochgradig nichtlinear. Beispielhaft seien hier Sedimentation und Erosion genannt, die an Grenzbedingungen (kritische Schubspannungen) gekoppelt sind. F[•]ur Schwebstoffe und sorptive Schadstoffe ist daher auch das *Übertragungsverhalten nichtlinear*.

Zeitliche Schwankungen des System übertragungsverhaltens resultieren zum einen aus der Variabilit ät des Systemeingangs, die durch das hydrologische Geschehen und den Emissionsverlauf an Schadstoffen vorgezeichnet ist. Zum anderen ver ändert das Flußbett als Systemspeicher mit der Zeit seinen Zustand, z.B. infolge von Sedimentations- und Erosionsprozessen. Vor allem die morphologischen Ver änderungen der Flußsohle beeinflussen nachhaltig das Strömungsfeld in einer Stauhaltung. Solche Vorg änge haben R ückwirkungen auf das System übertragungsverhalten. Gleiche Systemeingangsfunktionen können daher unterschiedliche Systemantworten zur Folge haben (*zeitvariante Systemeigenschaft*).

Die Speicherfunktion des Flußbetts hat zur Folge, daß die Systemantwort nicht nur von dem Eingangssignal zu einem betrachteten Zeitpunkt abh angt, sondern auch von vorangegangenen Eingangssignalen. Die Vorgeschichte des Systems bestimmt also das Übertragungsverhalten mit (*dynamische Systemeigenschaft*). Zusammenfassend kann festgehalten werden: Eine Flußstauhaltung ist ein *nichtlineares, dynamisches, zeitvariantes, reaktives Transportsystem* f[•]ur Schwebstoffe und sorptive Schadstoffe.

2.4 Modellgest utzte Systemanalyse

Mathematische Modelle zur Simulation von Transportsystemen in der Umwelt können in Hinblick auf ihre Modellphilosophie in Black-Box-Modelle und kausale Modelle klassifiziert werden [130].

Black-Box-Modelle beinhalten eine rein mathematische Beschreibung des Übertragungsverhaltens nach systemtheoretischen Methoden, die im System ablaufenden Prozesse werden nicht ber ücksichtigt. Nur Black-Box-Modelle h öherer Ordnung sind dazu in der Lage, die oben spezifizierten komplexen Systemeigenschaften zu beschreiben [61]. Solche Modelle ben ötigen einen sehr großen Umfang an Naturdaten zu ihrer Kalibrierung. Sie erweitern nicht das Verst andnis über das Zusammenwirken der Einzelprozesse im System. Dar über hinaus sind Black-Box-Modelle nicht auf andere Transportsysteme übertragbar.

Kausale Modelle beschreiben die mechanistische Struktur des zu betrachtenden Systems. Sie spezifizieren dabei die in der Natur ablaufenden Gesetzm aßigkeiten entweder explizit (*White-Box-Modelle*) oder "uber empirische N"aherungsformeln (*Grey-Box-Modelle, konzeptionelle Modelle*). Kausale Modelle bieten die M"oglichkeit, das Übertragungsverhalten von Transportsystemen mit komplexen Systemeigenschaften zu beschreiben. Sie geben dar "uber hinaus Einblick in das systeminterne Wirkungsgef"uge [61, 130]. Ihre mathematische Formulierung kann deterministisch oder stochastisch sein [130].

Deterministische Modelle setzen voraus, daß das zuk ünftige Systemverhalten durch den aktuellen Systemzustand und durch den weiterf ührenden Verlauf der Eingangsfunktionen vollst ändig bestimmt ist [222].

Stochastische Modelle ber ücksichtigen zus atzlich Zufallseinfl üsse, die sich auf die zeitliche Entwicklung des Systems selber auswirken. Sie ben otigen zur Charakterisierung der entsprechenden Zufallsvariablen eine umfassende Grundlage an Meßdaten. Dar überhinaus verlangen sie einen wesentlich h öheren Rechenaufwand als vergleichbare deterministische Simulationsmodelle [222]. Aus diesen Gr ünden wird nachfolgend der Weg hin zu einem deterministischen Str ömungs- und Transportmodell verfolgt.

Dieser Weg gliedert sich in mehrere Teilschritte, die von der Entwicklung "über die Kalibrierung bis zur Anwendung des Simulationsmodells reichen. Abb. 2.3 veranschaulicht schematisch den methodischen Ablauf und gibt eine Übersicht "über die erforderlichen Informationen aus vorliegenden oder eigenen Experimenten.

Die im Transportsystem ablaufenden *Prozesse* bilden die Grundlage für die Entwicklung eines Simulationsmodells. Für den Stofftransport in Fließgewässern liegen entsprechende Grundlagen aus experimentellen Untersuchungen vor (Kapitel 3). Die Relevanz der Einzelprozesse für das



Abb. 2.3: Ablaufdiagramm f^{*}ur eine Systemanalyse zur Untersuchung von Transportprozessen in Flußstauhaltungen unter Verwendung eines deterministischen Simulationsmodells. Die im jeweiligen Arbeitsschritt zu bestimmenden Gr^{*}oßen sind fett markiert.

Gesamtsystem sollte durch einen Vergleich der Zeitskalen, auf denen die Prozesse ablaufen, untersucht werden. Darauf aufbauend kann der Abstraktionsschritt hin zu einem Modellkonzept erfolgen. Die aus Experimenten hervorgegangenen mathematischen Formulierungen können dann in das numerische Modell implementiert werden.

Sind die in der Literatur verfügbaren prozeßbeschreibenden Parameter auf verschiedene Systeme übertragbar, dann können sie direkt in das Rechenmodell übernommen werden. Andernfalls müssen die Modellparameter durch eigene Messungen ermittelt werden. Werden Labormethoden angewandt, so stellt die Übertragbarkeit auf die Feldskala eine weitere Problemklasse dar.

In Hinblick auf die vorliegende komplexe Fragestellung nach der Akkumulation und Freisetzung

von Schadstoffen in bzw. aus den Flußsedimenten sind einige Prozesse nicht hinreichend bekannt oder experimentell schwer zug"anglich. Hierzu z"ahlt z.B. das Erosionsverhalten von koh" asiven Sedimenten. Eine vollst andige *direkte Kalibrierung* aller Modellparameter ist daher zur Zeit nicht m" oglich.

Mit *Bilanzierungsexperimenten* am System kann das Übertragungs- und Speicherverhalten einer Stauhaltung untersucht werden. Beobachtet man die Ver anderung der im Flußbett gespeicherten Stoffmengen "uber die Zeit, so k"onnen Speichertermbilanzen aufgestellt werden. F"ur Feststoffe liefern Peilungen der Gew"assersohle eine entsprechende Datengrundlage. Altersdatierungen an Sedimentkernen oder Sedimentfallen geben Auskunft "uber die Verlandungsgeschwindigkeit einer Stauhaltung. Da die Stauraumverlandung ein vergleichsweise langsamer Prozeß ist, werden solche *Speichertermbilanzen* "uber l"angere Zeitintervalle (zumeist mehrere Jahre) aufgestellt.

Eine weitere Bilanzierungsmethode stellen *Stofffrachtbilanzen* dar. Die in die Flußstauhaltung einund ausströmenden Stofffrachten werden hierbei für ein definiertes Zeitintervall ermittelt und bilanziert.

Die unzureichende Genauigkeit von Bilanzierungsexperimenten stellt in der Praxis ein großes Problem dar. Sie wird dadurch beeinflußt, daß die Genauigkeit der Meßmethode h¨aufig im Bereich der zu bilanzierenden Massendifferenzen liegt.

Aussagekr aftige Bilanzierungsergebnisse erm oglichen eine *inverse Kalibrierung* der Parameter des Simulationsmodells, die der direkten Modellkalibrierung nachgeschaltet ist. Die Eindeutigkeit der Parameteridentifikation ist allerdings f ur den Fall, daß mehrere Modellparameter invers ermittelt werden m ussen, nicht notwendigerweise gew ahrleistet. Die mangelnde oder ungenaue Kenntnis der Prozeßparameter und die Unsicherheit in den Bilanzierungen beeintr achtigt ebenfalls die G ute der Modelleichung. Bei einer umfassenden Datenbasis sollte das kalibrierte Modell durch Vergleich mit weiteren Meßdaten, welche nicht f ur die Kalibrierung verwendet wurden, überpr uft werden (*Modellvalidierung*).

Bevor das kalibrierte und gegebenenfalls validierte Simulationsmodell angewendet werden kann, m'ussen die erforderlichen *Anfangs- und Randbedingungen* ermittelt werden.

Die Anfangsbedingungen sind durch den Systemzustand zu Beginn einer Simulation gekennzeichnet, und zwar sowohl im Wasserk örper W_0 als auch im Flußbett S_0 . Aufgrund seiner Ged achtnisfunktion ist im Normalfall das Flußsediment entscheidend f ur die Charakterisierung des Anfangszustandes des Systems. Genaue Kenntnis über die Zustandsgrößen im Wasserk örper ist nur in Ausnahmef allen erforderlich. Dies ist z.B. dann der Fall, wenn sich im betrachteten Flußabschnitt zum betreffenden Zeitpunkt gerade eine Schweb- oder Schadstoffwolke aufh alt.

Als *Randbedingungen* sind die Eingangsfunktionen der betrachteten Zustandsgrößen über den Simulationszeitraum zu ermitteln. Liegen hierzu keine Meßdaten vor, z.B. für prognostische Modellszenarien, so müssen entsprechende Zeitreihen generiert werden.

Bei der Anwendung des kalibrierten Simulationsmodells werden die Prozesse und die Prozeßparameter als bekannt vorausgesetzt. Das Modell kann als analytisches oder prognostisches Werkzeug zur Analyse des Systemverhaltens eingesetzt werden. Dabei können drei Teilaspekte hervorgehoben werden:

Erstens kann das *Systemübertragungsverhalten* in Abh'angigkeit von den Systemeingangsfunktionen analysiert werden. Hierbei sind zur Charakterisierung des Systemverhaltens die Bandbreite und die Eintrittswahrscheinlichkeit der Eingangsfunktionen zu ber ucksichtigen. Dauerlinien der Übertragungsfunktionen charakterisieren die Amplitude, das Zeitverhalten und die markanten Grenzwerte, die den Übergang einer Stauhaltung von einer Stoffquelle zur Stoffsenke gegen über Schweb- und Schadstoffen markieren.

Zweitens gibt das langfristige *Trendverhalten des Systemspeichers* das Systemverhalten unter Berücksichtigung der Eintrittswahrscheinlichkeit der Systemeingangsfunktionen wieder. Aus morphologischer Sicht ist hierbei die Verlandungsentwicklung einer Stauhaltung von Interesse. Insbesondere stellt sich die Frage nach einem morphologischen Gleichgewichtszustand, den das Transportsystem im Endstadium seiner Entwicklung anstrebt. Im Falle kontaminierter Sedimentablagerungen ist von Belang, ob und in welchem Ausmaß die Sedimentkontaminationen durch erosive Hochwasser freigelegt und resuspendiert werden. Aufgrund der geringen Ereigniswahrscheinlichkeit von extrem hohen Abflüssen sind hier ebenfalls Langzeitrechnungen erforderlich. Solche Simulationen können sowohl historischer als auch prognostischer Natur sein.

Drittens kann die *Empfindlichkeit des Systemverhaltens* gegen über bestimmten Einzelprozessen, Prozeßparametern oder den Anfangs- und Randbedingungen mit Hilfe von Sensitivit ätsstudien analysiert werden.

Nachfolgend wird der in Abb. 2.4 skizzierte Weg zur modellgest utzten Systemanalyse beschritten. Im nächsten Kapitel werden zunächst die theoretischen Grundlagen des Stofftransports erarbeitet.
Kapitel 3

Grundlagen des Stofftransportes

Im Zuge der Entwicklung des deterministischen Simulationsmodells ist es erforderlich, die im betrachteten Transportsystem ablaufenden maßgebenden Prozesse und Transportpfade zu identifizieren und zu beschreiben. Dies soll nachfolgend f ur den Transport von Schweb- und Schadstoffen in Flußstauhaltungen geschehen. Abb. 3.1 gibt eine entsprechende Übersicht über die f ur den Stofftransport relevanten Vorg ange.

Es werden zun achst die Gesetzm aßigkeiten der einzelnen Prozesse in dem Maße erl autert, wie es für das Verst andnis der folgenden Kapitel notwendig erscheint. Auf eine ausf ührliche Ableitung der zur quantitativen Beschreibung der Prozesse erforderlichen Gleichungen wird verzichtet; sie kann in der entsprechenden Fachliteratur nachvollzogen werden.

Im letzten Teil dieses Kapitels werden die Zeitskalen der unterschiedlichen Prozesse n¨aher beleuchtet. Aus dem Vergleich der charakteristischen Zeiten werden die Schlußfolgerungen f¨ur die Erstellung des numerischen Transportmodells gezogen.



Abb. 3.1: Relevante Prozesse f ur die Transportdynamik von sorptiven Schadstoffen in Flußstauhaltungen

3.1 Ausbreitung von Stoffen in Fließgewässern

3.1.1 Advektions-Dispersions-Gleichung

Die Ausbreitung eines gel östen oder partikul ären Wasserinhaltsstoffes in einer turbulenten Gerinnestr ömung kann mit Hilfe der *Advektions-Dispersions-Gleichung* oder *Transportgleichung* beschrieben werden. Sie kann aus einer Massenbilanz an einem ortsfesten Kontrollvolumen (Euler-Kontrollraum) abgeleitet werden (z.B. [124, 169]) und lautet in eindimensionaler Form:

$$\frac{\partial(AC)}{\partial t} + \frac{\partial(QC)}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} (AD_x \frac{\partial C}{\partial x}) + T$$
(3.1.1)

Die beiden Terme auf der linken Seite der Gleichung beschreiben die lokale und die advektive Änderung der Konzentration eines Wasserinhaltsstoffes. Die Terme rechts ber ucksichtigen die Konzentrations anderungen durch L angsdispersion, Quellen und Senken.

Mit *Advektion* wird die Bewegung eines Fluidpaketes und der darin befindlichen Wasserinhaltsstoffe mit der Strömung bezeichnet.

Die *Längsdispersion* ber ücksichtigt die Vermischung einer Konzentrationswolke mit dem umgebenden Wasser bei deren Verlagerung in Fließrichtung. Die Längsdispersion wird vor allem durch Gradienten der Strömungsgeschwindigkeit und durch Mischungsvorg ange in den Fließquerschnitten verursacht.

Abb. 3.2 veranschaulicht den Einfluß von Advektion und Dispersion auf die Ausbreitung für den Fall einer stoßartigen Stoffeinleitung.

Der *Quell-Senken-Term T* umfaßt den Zuwachs oder die Verringerung der Stoffkonzentration im Kontrollvolumen durch andere als die zuvor beschriebenen Prozesse. Beispielhaft können hier angeführt werden: seitliche Zuflüsse, der Stoffaustausch mit benachbarten Kompartimenten (Gewässersohle, Stillwasserzonen, Atmosphäre) und Konzentrations änderungen aufgrund biogeochemischer Reaktionen (Stoffumwandlungs-, Sorptions- und Abbauprozesse).

Die Anwendung der eindimensionalen Transportgleichung (3.1.1) ist auf Fernfeldprobleme beschr ankt, bei denen vertikale und laterale Konzentrationsgradienten nicht von Bedeutung sind. Vertikale Gradienten k önnen in tiefen, schwach durchstr ömten Stauhaltungen durch Temperaturschichtungen hervorgerufen werden. Laterale Konzentrationsgradienten treten unterstrom von einm undenden Nebenfl ussen oder seitlichen Einleitungen auf. Die G ultigkeit der eindimensionalen Behandlung ist in solchen F allen meßtechnisch oder mit geeigneten rechnerischen Ans atzen [226] zu pr üfen.



Abb. 3.2: Schematische Darstellung der Wirkung von Advektion und Dispersion auf die Stoffausbreitung nach Einleitung eines Substanzpulses

3.1.2 Längsdispersion

Zur Ermittlung des longitudinalen Dispersionskoeffizienten D_x liegen eine Vielzahl von empirischen Ans atzen vor (siehe [169, 226]). Nach FISCHER (1967) [75] kann der L'angsdispersionskoeffizient in Abh angigkeit von der Wasserspiegelbreite *b*, der Strömungsgeschwindigkeit *u*, der Sohlschubspannungsgeschwindigkeit u_* und der Abflußtiefe *h* folgendermaßen abgesch atzt werden:

$$D_x = c_f \frac{b^2 u^2}{u_* h}$$
(3.1.2)

Der dimensionslose L'angsdispersionskoeffizient c_f h'angt von einem dimensionslosen Quervermischungskoeffizienten und der Form des Geschwindigkeitsprofils ab. Im Gegensatz zu D_x ist c_f eine vom Gew'asser verh'altnism'aßig unabh'angige Gr'oße. FISCHER et al. (1979) [76] empfehlen den universellen Wert c_f =0,011 f'ur die Absch'atzung des L'angsdispersionskoeffizienten nach Gl. (3.1.2) in einem beliebigen Fluß. VAN MAZIJK (1996) [273] ermittelte f'ur den Rhein c_f -Werte zwischen 0,001 und 0,02. MUNDSCHENK & KRAUSE (1981) [195] haben f'ur den Neckar zwischen Obrigheim und Feudenheim bei Niedrigwasserabfluß L"angsdispersionskoeffizienten von $D_x = 18, 1 \div 93, 9 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ gemessen.

Gl. (3.1.2) erlaubt eine Interpretation der Mechanismen, die zur L'angsdispersion beitragen [76]. Erstens w achst die Dispersion mit den Geschwindigkeitsunterschieden innerhalb eines Fließquerschnitts an; Da die minimale Geschwindigkeit entlang der Berandung immer Null ist, kann die mittlere Strömungsgeschwindigkeit u als Maß für die Geschwindigkeitsunterschiede angesehen werden. Die Proportionalit at zu u^2 quantifiziert diesen Sachverhalt. Zweitens reduziert die Quervermischung die L'angsdispersion im Fluß; Die Quervermischungszeit w achst mit zunehmender Flußbreite *b* und mit abnehmendem Quervermischungskoeffizienten $\varepsilon_y \approx \text{konst } u_*h$ [76]. Somit tr agt der Faktor $\mathcal{B}/(u_*h)$ dieser Tatsache Rechnung.

3.2 Schwebstofftransport

3.2.1 Typisierung des Feststofftransportes

Die in einem Gewässer transportierten Feststoffe lassen sich in Abhängigkeit von ihrer Bewegungsform unterteilen [94]. Das *Geschiebe* wird an der Gewässersohle rollend, hüpfend und gleitend transportiert. Als *Schwebstoffe* (Suspensa) bezeichnet man Feststoffe, die durch Turbulenz in Schwebe gehalten werden. *Schwimmstoffe*, meist organischer Art, haben ein kleineres spezifisches Gewicht als Wasser und schwimmen demzufolge an der Wasseroberfläche.

Die Schwebstoffe sind in den gestauten und in vielen ungestauten Flüssen von herausragender Bedeutung. Nicht nur, daß die als Suspensionsfracht abgeführten Feststoffmengen viel größer als die infolge Schwimmstoff- und Geschiebefracht sind [219], sondern auch, daß die Schwebstoffe als Schadstoffträger eine signifikante Rolle für die Wasserqualität und deren ökologischen und biologischen Auswirkungen im aquatischen System spielen [1, 80]. Aus diesem Aspekt heraus wird sich diese Arbeit auf die Schwebstoffe beschränken.

Die Schwebstoffe können in Hinblick auf die Interaktion mit der Gewässersohle in zwei Fraktionen untergliedert werden, das suspendierte Bettmaterial und die Spülfracht [69]. Als *suspendiertes Bettmaterial* wird der Schwebstoffanteil bezeichnet, dessen Korngrößen auch in der Gewässersohle vertreten sind. Die *Spülfracht* umfaßt den feinkörnigen Anteil der Schwebstoffe, der nicht oder nur in geringen Mengen im Sohlmaterial enthalten ist. Solche Partikel stammen aus Bereichen oberhalb des gerade betrachteten Fließquerschnitts, durch den sie ohne Austausch mit dem Bettmaterial hindurchtransportiert werden. In frei fließenden Gewässern werden Partikel mit einer Korngröße unter 63 μ m als Spülfracht angesehen [292].

Die Stauregulierung von Fl'ussen unterbricht zum einen den Transport von suspendiertem Bettmaterial und von Geschiebe. Zum anderen ist die Ablagerung von zuvor als Sp'ülfracht abtransportierten feink ornigen Schwebstoffen als die Hauptursache der Verschlammung von Staur aumen anzusehen. Sie ist auch f'ur die Kontamination der Sedimentablagerungen verantwortlich [292].

3.2.2 Sohlschubspannung

Strömt ein Fluid an einem festen Medium vorbei, so wird infolge der Grenzflächenreibung und der Grenzflächenwiderstände eine Kraft von dem Fluid auf die feste Berandung ausgeübt. Diese Kraft bezeichnet man als *Wandschubspannung* oder - im Falle eines Gewässers - als *Sohlschubspannung* [304]. Durch Gleichgewichtsbetrachtungen an einem aus einem Gerinne geschnittenen Kontrollabschnitt (Abb. 3.3) läßt sich eine allgemeine Gleichung für die querschnittsgemittelte Wandschubspannung herleiten [39]. Die Schubspannung an der Gewässersohle ist demnach wie folgt definiert:

$$\tau_o = \rho_w g R_{hy} I_E \tag{3.2.3}$$

Als Sohlschubspannungsgeschwindigkeit wird bezeichnet:

$$u_* = \sqrt{\frac{\tau_o}{\rho_w}} = \sqrt{gR_{hy}I_E} \tag{3.2.4}$$

Die Schubspannung τ_o bzw. die Schubspannungsgeschwindigkeit u_* an der Sohle eines Gew assers sind die wesentlichen physikalischen Gr ößen, die die Kraftwirkung zwischen der Flußsohle und dem Fluid beschreiben. Sie beeinflussen die Massenstr öme an feink örnigen Partikeln, namentlich Sedimentation und Erosion, an dieser Grenzfl ache.



Abb. 3.3: Ableitung der Sohlschubspannung bei gleichf örmiger Strömung $(I = J_0 = I_E)$

3.2.3 Sedimentation

Sedimentation bezeichnet den Vorgang, bei dem sich in Bewegung befindliche Partikel zur Gew assersohle hin bewegen und zumindest zeitweise dort verweilen [292].

Sinkgeschwindigkeit

Die station "are Sinkgeschwindigkeit y von koh "asionslosen sph" arischen Partikeln in einem ruhenden Fluid berechnet sich aus dem Kr" aftegleichgewicht zwischen dem Str" omungswiderstand W und der um den Auftrieb verringerten Gewichtskraft G [233]:

$$W = c_D \frac{\rho_s}{2} v_s^2 d^2 \frac{\pi}{4} = G = (\rho_s - \rho_w) g d^3 \frac{\pi}{6}$$
(3.2.5)

Nach Umformung erh alt man f ur die terminale Sinkgeschwindigkeit:

$$v_s = \sqrt{\frac{4}{3} \frac{\rho_s - \rho_w}{\rho_w} \frac{gd}{c_D}}$$
(3.2.6)

In Gl. (3.2.6) ist der Widerstandsbeiwert c_D bei vorgegebener Kornform nur von der Reynolds-Zahl des Absinkvorgangs abh"angig:

$$Re_s = \frac{v_s d}{v} \tag{3.2.7}$$

d bezeichnet den Korndurchmesser und v die kinematische Viskosit ät. Je nachdem, ob das absinkende Partikel laminar (Re_s klein) oder turbulent (Re_s groß) umstr ömt wird, bestimmen entweder die Reibungskr äfte oder die Tr ägheitskr äfte den Str ömungswiderstand. F ür $_sRe$ 1 (schleichende Str ömung) leitet sich das Stokessche Gesetz ab: $q_D = 24/Re_s$ (Abb. 3.4). F ür gr ößere Reynolds-Zahlen existieren in der Literatur zahlreiche empirische Beziehungen zwischen c_D und Re_s [104, 304]. Eine von Olson vorgeschlagene Formel lautet [304]:

$$c_D = \frac{24}{Re_s} \sqrt{1 + \frac{3}{16}Re_s} \qquad \text{f``ur } Re < 100 \tag{3.2.8}$$

Gl. (3.2.8) reproduziert experimentell ermittelte Widerstandsbeiwerte mit hinreichend großer Genauigkeit f`ur $R_{g} \le 100$, das entspricht im Falle von Quarzkugeln ($\rho_{s} = 2650 \text{ kg m}^{-3}$) Teilchen mit einem Durchmesser von bis zu 800 μ m [304]. Der G`ultigkeitsbereich von Gl. (3.2.8) umschließt somit den f`ur den Transport von Schwebstoffen in Fließgew`assern relevanten Korngr`oßenbereich.



Abb. 3.4: Umströmung und Widerstandsbeiwert von Kugeln mit glatter Oberfläche als Funktion der Reynolds-Zahl des Korns und Angabe der in Flüssen für Schwebstoffe relevanten Bereiche, modifiziert nach [3]

Gl. (3.2.6) beschreibt in Verbindung mit Gl. (3.2.8) die Sinkgeschwindigkeit von isolierten impermeablen sphärischen Einzelpartikeln in einem ruhenden Fluid. Abweichend von diesen Voraussetzungen beeinflussen folgende Faktoren den Absinkvorgang unter nat ürlichen Bedingungen: die Partikelaggregation (Flockung), die Gestalt und Struktur von nat ürlichen Schwebstoffen und turbulente Strukturen der Strömung.

Flockung Die Aggregierung von Partikeln h'angt von der Kollisionsfrequenz und der Haftbarkeit (Kollisionswirksamkeit) der Partikel ab [236, 272]. Die Kollisionsfrequenz nimmt mit der Schwebstoffkonzentration und den Geschwindigkeitsgradienten zwischen den Partikeln zu. Diese werden in einem Fluß durch Strömungsturbulenzen oder unterschiedliche Sinkgeschwindigkeiten der Schwebstoffe hervorgerufen. F'ur die Koh'asion zwischen den Teilchen sind Partikelladungen, metallische und organische Bel'age auf den Teilchen (Coatings) sowie bakterielle Schleime, Polymere und Ausscheidungsprodukte verantwortlich. Einen Literatur'überblick hierzu gibt EISMA (1993) [70].

Die Aggregierung von Einzelpartikeln zu Flocken spielt vor allem in den Ästuarien eine große Rolle, wo Schwebstoffaggregate mit eine Größe von bis zu 1000 μ m gebildet werden können [272]. In Binnengewässern bilden sich aufgrund der geringeren Konzentrationen an Suspensa und an gelösten Stoffen im Vergleich dazu wesentlich kleinere Flocken [164].

Flockungsprozesse können zum einen mit Hilfe von numerischen Modellen simuliert werden [135, 162]. Zum anderen wurden empirische Formeln entwickelt, die den Einfluß von Flockungsprozessen in Korrekturterme für die Sinkgeschwindigkeit fassen [253]. Häufig [179, 272] findet die

von KRONE (1962) [149] f'ür einen Konzentrationsbereich von $C_s = 0, 3 \div 10 \text{ kg m}^{-3}$ entwickelte Potenzfunktion $v_s = k C_s^n$ Anwendung; k und $n = 0, 3 \div 4$ sind empirische Konstanten.

Habitus der Schwebstoffe Nat^urliche Schwebstoffe stellen Partikelaggregate mit por^oser Struktur und irregul^arer Gestalt dar. Vor allem die por^ose Struktur der Schwebstoffe f^uhrt bei gleicher Partikelmasse und gleichem Partikelquerschnitt gegen^uber impermeablen Kugeln zu einer Verringerung der Sinkgeschwindigkeit [262]. Die von einer Kugel abweichende Form der nat^urlichen Partikel kann in Gl. (3.2.6) durch einen Formbeiwert von 0,7 ber^ucksichtigt werden [104].

Turbulenz Die Sinkgeschwindigkeit in einer turbulenten Strömung v_{st} ist niedriger als diejenige im ruhenden Fluid, da der im turbulenten Strömungsfeld auftretende zus atzliche Impulsaustausch zwischen den Wasserteilchen einem Anstieg der inneren Reibung des Fluids entspricht [135]:

$$\frac{v_{st}}{v_s} = \sqrt{\frac{v}{v + v_t}}$$
(3.2.9)

Dabei bezeichnet v die molekulare kinematische Viskosit at und v die scheinbare turbulente Viskosit at des strömenden Fluids.

Ablagerungsfreie Grenzkonzentration

Eine Deposition von Suspensa erfolgt dann, wenn eine kritische Sedimentationsschubspannung $\tau_{c,S}$ unterschritten wird ($\tau_o < \tau_{c,S}$). Das bedeutet, daß die Transportkraft der Strömung nicht mehr dazu ausreicht, die jeweilige Partikelkonzentration in Schwebe zu halten [292]. Die *ablagerungs-freie Grenzkonzentration* $C_{s,gr}$ hängt vom Verhältnis aus der zur Suspension benötigten Arbeit pro Zeiteinheit und der über die Abflußtiefe gemittelten Produktionsrate an turbulenter Energie ab. Nach Umformung ergibt sich der Zusammenhang zwischen der kritischen Schubspannung für die Sedimentation $\tau_{c,S}$ und der ablagerungsfreien Grenzkonzentration wie folgt [297]:

$$\tau_{c,S} = \frac{\rho_s - \rho_w}{\rho_s} \frac{g h v_s C_{s,gr}}{k u}$$
(3.2.10)

Die kritische Sedimentationsschubspannung variiert zwischen 0,06 und 1,1 Pa [49, 149, 178]. Der empirische Faktor *k* betr agt f ür eine ebene, kornrauhe Sohle 0,0018 [297]. Transportbedingte Sohldeformationen bewirken eine Verst ärkung der turbulenten Vermischung. Der Faktor k und damit die ablagerungsfreie Grenzkonzentration kann in solchen F ällen unter gleichen Abflußbedingungen deutlich h öhere Werte als bei ebener Flußsohle erreichen.

Sedimentationsrate

Der experimentelle Befund, daß in einer turbulenten Strömung mit fester Berandung eine bestimmte Grenzkonzentration ablagerungsfrei transportiert werden kann, legt den Schluß nahe, daß die Sedimentationsrate nicht von der Schwebstoffkonzentration alleine, sondern von deren Differenz zur Grenzkonzentration in Sohln "ahe abh" angt. Die Sedimentationsrate S kann demnach aus dem Produkt aus der Sinkgeschwindigkeit und der Überschußkonzentration ($C_s(a) - C_{s,gr}(a)$) in der sohlnahen Referenzh" ohe *a* berechnet werden [292]:

$$\dot{S} = v_s [C_s(a) - C_{s,gr}(a)]$$
(3.2.11)

Die Referenzh ohe kann "uber den Medianwert der Kornverteilung gem aß $a = 2_{56}$ oder "uber die Abflußtiefe (a = 0,05h) abgesch atzt werden [69]. F ur die sohlnahe Konzentration $\zeta(a)$ existieren verschiedene semiempirische und stochastische Ans atze [7, 69, 96, 275]. Die sohlnahe Grenzkonzentration h angt bei beweglicher Sohle auf noch unbekannte Weise von den Sediment- und Str omungsparametern ab [292].

Ein weiterer Ansatz für die Quantifizierung der Sedimentationsrate geht auf Experimente mit kohäsiven Sedimenten zur ück [149, 205]:

$$\dot{S} = \begin{cases} C_s(a) v_s \left(1 - \frac{\tau_o}{\tau_{c,S}} \right) & \text{f"ur } \tau_b < \tau_{c,S} \\ 0 & \text{f"ur } \tau_b \ge \tau_{c,S} \end{cases}$$
(3.2.12)

Die Sedimentationsrate h"angt in Gl. (3.2.12) von der sohlnahen Schwebstoffkonzentration, der Sinkgeschwindigkeit und einer Sedimentationswahrscheinlichkeit ab, in die das Verh"altnis zwischen der Sohlschubspannung τ_o und der kritischen Sedimentationsschubspannung $\tau_{c,S}$ eingeht.

3.2.4 Erosion

Unter *Erosion* versteht man das Herauslösen von Feststoffpartikeln aus der Flußsohle infolge der auf sie wirkenden Strömungskräfte [292]. Maßgebend für den Massenstrom bei Erosion ist der Schubspannungs überschuß, welcher aus der Differenz zwischen der an der Sohle wirksamen und der für den Transportbeginn erforderlichen (kritischen) Sohlschubspannung resultiert. Diese *kritische Sohlschubspannung* $\tau_{c,E}$ charakterisiert die Haltekräfte zwischen den Sedimentteilchen. Sie ist deshalb ein Maß für die Erosionsstabilität eines Sedimentes. Da die Schubspannungsgeschwindigkeiten in einer turbulenten Strömung Schwankungen unterliegen und natürliche Flußsohlen räumlich heterogen aufgebaut sind, ist der Erosionsbeginn ein stochastischer Prozeß [304].

In Hinblick auf die Art der maßgebenden Haltekräfte zwischen den Sedimentpartikeln in einer Flußsohle unterscheidet man rollige Sedimente von kohäsiven Sedimenten [304].

In *rolligen (kohäsionsfreien) Sedimenten* ist die Schwerkraft bestimmend für den Erosionswiderstand einer Flußsohle. Der strömungsmechanische Zusammenhang für den Erosionsbeginn bei ebener Sohle wurde von SHIELDS (1936) [234] auf einer Kräftebilanz am Einzelkorn abgeleitet, in universeller Form dargestellt (Shields-Diagramm) und experimentell verifiziert. HÖFER (1984) [114] erweiterte das Shields-Diagramm für den Erosionsbeginn bei deformierter Gewässersohle.

In *kohäsiven* oder *bindigen Sedimenten* sind in erster Linie Oberflächenkräfte zwischen den Partikeln maßgebend für die Stabilität einer Flußsohle gegen den Strömungsangriff. Da die in den Flußstauhaltungen abgelagerten Sedimente bindig sind, werden nachfolgend die Eigenschaften und das Erosionsverhalten der kohäsiven Sedimente näher betrachtet.

Eigenschaften und Erosionsverhalten kohäsiver Sedimente

Koh asive Sedimente besitzen eine tonig-schluffige Textur mit zum Teil hohen organischen Anteilen. Den Hauptbestandteil bilden die Tonminerale, die bl attchenf ormige Kristalle mit einer Dicke von 2 bis 50 nm bilden. Diese Schichtsilikate verleihen den koh asiven Sedimenten eine hohe Plastizit at und Quellf ahigkeit [146].

OTSUBO & MURAOKA (1988) [202] und ZIMMERMANN (1992) [310] beschreiben die Erosion koh "asiver Sedimente als einen zweistufigen Prozeß: Zun "achst werden bei kritischen bis schwach "uberkritischen Str "omungsverh "altnissen Einzelk "orner oder kleinere Partikelaggregate aus der Gew "assersohle gerissen. Dies geschieht aufgrund des stochastischen Verhaltens der turbulenten Bewegung sowie der heterogenen Ablagerungsstruktur und -festigkeit. Bei diesem als *Oberflächenerosion* bezeichneten Vorgang ist die Erosionstiefe z_E gering ($z_E < 30 d_{90}$), und die Struktur der Sedimentoberfl "ache bleibt erhalten. Bei st "arkerem Str "omungsangriff erh "oht sich die Erosionsrate drastisch, da die mittlere Sohlschubspannung nunmehr kontinuierlich den Zusammenhalt der Sedimentoberfl "ache auseinanderreißen kann. Bei dieser *Massenerosion* werden große schollenartige Partikelverb "ande aus der Sohle gerissen, und es bilden sich tiefe Erosionsnester in der Sohle aus ($z_E > 30 d_{90}$). Beiden Erosionsformen ist gemeinsam, daß ein direkter Übergang zwischen dem Ruhezustand in die suspendierte Form stattfindet.

Erosionsformeln für kohäsive Sedimente

Verschiedene Formulierungen zur Beschreibung der Massenerosion von homogenen und geschichteten koh "asiven Sedimenten sind in [49] zusammengestellt. Die Erosionsrate von unkonsolidierten, frisch abgelagerten koh "asiven Sedimenten kann mehreren experimentellen Untersuchungen zufolge wie folgt angegeben werden [152, 204]:

$$\dot{E} = \begin{cases} \varepsilon_f \exp\left[\alpha(\tau_o - \tau_{c,E})^{1/2}\right] & \text{f`ur } \tau_b > \tau_{c,E} \\ 0 & \text{f`ur } \tau_b \le \tau_{c,E} \end{cases}$$
(3.2.13)

F ur nat urliche Sedimente liegt g zwischen 0,67 und 88 g m⁻² s⁻¹ und α zwischen 7,9 und 18,4 Pa^{-0,5} [177].

F'ur konsolidierte Sedimente mit koh'asiven Eigenschaften hat sich die folgende Erosionsformel bew ahrt [152]:

$$\dot{E} = \begin{cases} M \left(\frac{\tau_o - \tau_{c,E}}{\tau_{c,E}}\right)^n & \text{f`ur } \tau_b > \tau_{c,E} \\ 0 & \text{f`ur } \tau_b \le \tau_{c,E} \end{cases}$$
(3.2.14)

Wie in Gl. (3.2.13) kommt es in Gl. (3.2.14) nur dann zu einer Erosion an der Flußsohle, wenn die Sohlschubspannung τ_o der Strömung die kritische Erosionsschubspannung $\tau_{e,E}$ des kohäsiven Sediments überschreitet.

Der Erosionsbeiwert *M* beschreibt die Kinetik des Erosionsvorganges und variiert nach MEHTA (1988) [177] zwischen $1,6\cdot10^{-5}$ kg m⁻² s⁻¹ und $1,38\cdot10^{-3}$ kg m⁻² s⁻¹.

Der empirische Exponent *n* wurde in früheren Untersuchungen, die auf KRONE (1962) [149], PARTHENIADES (1965) [205] und KANDIAH (1974) [132] zurückgehen, gleich eins gesetzt. Dies bedeutet einen linearen Anstieg der Erosionsrate mit der Überschußschubspannung. Neuere Feld- und Labormessungen [129, 153] haben auch nichtlineare Zusammenh ange zwischen beiden Größen gezeigt, mit $n = 1 \div 4$.

Die kritische Erosionsschubspannung als Maß f`ur die Erosionsstabilit``at der Flußsohle ist eine sedimentspezifische Gr`oße. DELFT HYDRAULICS (1989) [49] geben f`ur koh``asive Sedimente aus Oberfl``achengew``assern $\mathfrak{A}_E = 0,09 \div 2,70$ Pa als Wertebereich an. Allerdings resultieren die meisten Literaturwerte aus Erosionsversuchen in Str``omungskan``alen oder Ersatzsystemen, bei denen das Erosionsverhalten von frisch abgelagerten oder oberfl``achennah entnommenen Sedimenten untersucht wurde. In nat``urlich gelagerten Sedimenten nimmt $\mathfrak{F}_{,E}$ normalerweise mit der Sedimenttiefe zu. McNEIL et al. (1996) [176] verwendeten Sedimentkerne f``ur Erosionsversuche. Sie fanden einen raschen Anstieg der kritischen Erosionsschubspannung von 0,1 Pa an der Sediment-Wasser-Grenze auf 5 Pa in nur 0,25 m Tiefe. Die Ursache f``ur den Anstieg von $\mathfrak{F}_{,E}$ mit der Sedimenttiefe liegt in der Konsolidierung der Ablagerungen.

3.2.5 Konsolidierung

Unter *Konsolidierung* oder *Konsolidation* im weiteren Sinne wird die Verfestigung von Sedimenten und B[°]oden verstanden. In Hinblick auf die Dynamik von Gew[°]assersedimenten bezeichnet die Konsolidierung im engeren Sinne die Erh[°]ohung des Erosionswiderstandes der Flußsohle, wie sie experimentell in Richtung zunehmender Sedimenttiefe festgestellt wurde [128, 129, 204].

Nach PARCHURE & MEHTA (1985) [204] k"onnen koh" asive Sedimente mit der Tiefe in drei Zonen untergliedert werden (Abb. 3.5c). In einer oberfl" achennahen Schicht von wenigen Zentimetern M" achtigkeit nimmt die kritische Erosionsschubspannung - ausgehend von einem kritischen Anfangswert $\tau_{c,E}^o$ - schnell mit der Sedimenttiefe zu. In einer Zone darunter steigt die Erosionsstabilit" at der Ablagerungen nur noch allm" ahlich an. Sie erreicht schließlich im tiefen Sediment



Abb. 3.5: Auswirkung der Konsolidierung auf (a) den Porenwasser überdruck, (b) die Rohdichte und (c) die kritische Erosionsschubspannung in koh asiven Sedimenten

ihr Maximum $\tau_{c,E}^{\infty}$. In Übereinstimmung dazu zeigen Erosionsversuche in den ersten Tagen nach Sedimentablagerung eine rasche und im sp"äteren Stadium eine langsame Zunahme der Erosionsstabilit" at [152].

Bodenmechanische Konsolidierung (Setzung)

Das Eigengewicht einer Sedimentschicht und die Auflast durch "überlagernde Sedimente führt zu einer *Kompaktion* oder *Setzung* von Sedimentablagerungen. Experimentelle Untersuchungen zur bodenmechanischen Konsolidierung liegen von EINSELE et al. (1974) [68], BEEN & SILLS (1982) [17], SILLS (1994) [237] und TOORMAN & HUYSENTRUYT (1994) [264] vor. Grundlegende theoretische Betrachtungen zur Setzung von Tonschichten stellten TERZAGHI & FRÖHLICH (1936) [254] an. GIBSON et al. (1967) [100] und BÜRGER (1996) [32] leiteten allgemeing "ultigere Differentialgleichungen ab, die die Entw" asserung von wasserges "attigten tonhaltigen B"oden beschreiben.

Ph'anomenologisch l'auft die bodenmechanische Sedimentkonsolidierung wie folgt ab (Abb. 3.5) [238]: Die Auflast infolge Sediment überdeckung hat in gering durchl'assigen Sedimenten zur Folge, daß der aktuelle Druck p im Porenwasser über den hydrostatischen Druck p_w hinaus ansteigt. Der Abbau des Porenwasser überdruckes $(p - p_w)$ erfolgt dadurch, daß freies Porenwasser, das nicht durch van der Waals Kr'äfte an die Kornmatrix gebunden ist, verdr'angt wird. Der Entw'ässerungsstrom erfolgt in Richtung abfallenden Druckes, also nach oben zur Sediment-Wasser-Grenze hin (Abb. 3.5a). Die Kinetik dieses Druckabbaus h'ängt haupts "achlich von der hydraulischen Leit-

3.2. Schwebstofftransport

f ahigkeit der Sedimente ab. Tiefere Sedimentschichten sind im allgemeinen st arker verfestigt als oberfl achennahe Ablagerungen. Die hydraulische Leitf ahigkeit nimmt daher bei homogener Korngr oßenzusammensetzung mit zunehmender Sedimenttiefe ab, so daß die oberfl achennahen Schichten schneller als die tieferen Schichten entw assern (Abb. 3.5a). Der vor übergehende Druckanstieg im Porenwasser bewirkt bei koh asiven Sedimenten zudem eine Lagever anderung der Bodenteilchen zur Verbesserung der inneren Kraft übertragung. Der Phase der Sedimententw asserung folgt die Phase der plastischen Verformung. Unter der Sedimentauflast findet eine weitere, irreversible Umlagerung des Korngef üges statt, die in Zeitr aumen von Wochen abl auft. Insgesamt wird die bodenmechanische Konsolidierung durch zwei Erscheinungen begleitet, einem mit der Entw asserung einhergehenden Anstieg der Lagerungsdichte (Abb. 3.5b) und einer zunehmend horizontalen Ausrichtung von Tonmineralien und Partikelaggregaten [2].

Biogeochemische Konsolidierung

Folgende biogeochemische Faktoren beeinflussen den Erosionswiderstand von Flußsohlen:

Flockung Zum Ausgleich der negativ geladenen Tonpartikel werden an deren Oberfläche hydratisierte Kationen angelagert. Die angelagerte Schicht hydratisierter Kationen besitzt eine positive Gesamtladung. Sie besteht formal aus zwei getrennten Teilen (*elektrolytische Doppelschicht*). Alle Faktoren, die eine Verringerung der Dicke der elektrolytischen Doppelschicht zur Folge haben, fördern eine Flockung. Dies sind vor allem die Konzentration der Lösung und die Wertigkeit der adsorbierten Kationen. In Sedimenten führt die Mineralisation der organischen Substanz zu einem Anstieg der Ionenstärke im Interstitial. Dadurch wird die Flockung ebenso begünstigt wie durch die setzungsbedingte Annäherung der Tonteilchen [146, 227].

Mineralfällung Der Abbau der organischen Substanz f[°]uhrt zu einer Zunahme der Ionenkonzentration, vor allem an Karbonat, im Porenwasser der Sedimentablagerungen. Werden die L[°]oslichkeitsprodukte von Mineralphasen [°]uberschritten, so kann eine Ausf[°]allung zu einer Zementierung im Sediment f[°]uhren [20].

Einfluß der biologischen Besiedelung (Benthos) Die benthischen Organismen können sowohl verfestigend als auch destabilisierend auf die Gewässersohle wirken [110, 111, 207]. Eine Sohlstabilisierung erfolgt durch die Verkittung, Verschleimung oder Vernetzung der Sedimentpartikel. Vor allem sessile Algen, z.B. Diatomeen, die auf der Gewässersohle leben, können dort dünne, hautartige Filme bilden. Dadurch wird die Sohlenoberfläche geglättet, und die Sedimentpartikel werden zu einem stabileren Kornverbund zusammengeschlossen. Beide Faktoren bewirken eine Sohlstabilisierung. HEINZELMANN (1992) [110] ermittelte für eine kohäsionslose Sandsohle einen Anstieg der kritischen Erosionsschubspannung um den 6,2fachen bzw. den 30,5fachen Wert durch Besiedelung. Eine Verminderung der Erosionsstabilität kann durch bewegliche Organismen erfolgen, die durch Grabevorgänge die Sedimentschichten auflockern. Solche Vorgänge sind vor allem in Wattsedimenten für die Sedimentstabilität von Bedeutung [168].

Konsolidierung und kritische Erosionsschubspannung

Die theoretischen und experimentellen Untersuchungen zur Konsolidierung von Sedimenten beschreiben den zeitlichen Verlauf der Setzung, des Porenwasser überdruckes und der Rohdichte oder der Porosit ät des Sediments. Weitere Untersuchungen hatten zum Ziel, konstitutive Beziehungen zwischen solchen Größen, die den Konsolidierungsgrad eines Sedimentes charakterisieren, und der kritischen Erosionsschubspannung von Sedimentablagerungen abzuleiten. KRIER (1983) [146] gibt eine entsprechende Übersicht über den Stand der Forschung zum damaligen Zeitpunkt. Er stellt eine starke Streubreite bei den verschiedenen Ans ätzen zur Berechnung der kritischen Erosionsschubspannung fest und bem ängelt das Fehlen einer umfassenden Theorie zur Erosionsstabilit ät von koh äsiven Sedimenten.

Neuere Untersuchungen von OTSUBO & MURUOKA (1988) [202] zeigen eine enge Korrelation zwischen dem Absinkverhalten, den rheologischen Eigenschaften und dem Erosionsbeginn von koh"asiven Sedimenten. MIGNIOT (1989) [180] leitete experimentell Potenzfunktionen zwischen der rheologischen Fließgrenze bzw. der undrainierten Scherfestigkeit und der Feststoffkonzentration ab sowie zwischen der kritischen Erosionsschubspannung und der Fließgrenze. JEPSEN et al. (1996) [128] beobachteten in Erosionsexperimenten eine exponentielle Abh"angigkeit zwischen der Erosionsrate und der Lagerungsdichte von Sedimenten. Im Gegensatz zu MIGNIOT (1989) [180] konnten WINTERWERP et al. (1993) [298] keinen signifikanten experimentellen Zusammenhang zwischen $\tau_{c,E}$ und der Sedimentdichte finden. BLACK (1994) [23] stellte eine hohe Korrelation zwischen dem Erosionswiderstand von "astuarinen Sedimenten und verschiedenen Indikatoren (Chlorophyll a, l"oslichen Kohlenhydraten und Adenosintriphosphat) f"ur benthische Organismen fest.

3.2.6 Turbulente Vermischung an der Flußsohle

Neben der Erosion und der Sedimentation kann es an der Gew asserschle zur hydrodynamisch bedingten Einmischung von Schwebstoffen und assoziierten Schadstoffen kommen (Abb. 3.6a). Voraussetzung hierf ur ist eine "uberkritische Schleppspannung, durch die die obersten Kornlagen in Bewegung gesetzt werden.

Bei schwach "uberkritischer Schubspannung wird der Einmischvorgang von der sohlnahen Turbulenz beherrscht. Die M"achtigkeit z_{nix} der Vermischungsschicht (engl. *surface mixed sediment layer, mixing layer*) kann "uber die "aquivalente Sandrauheit & der Flußsohle abgesch"atzt werden. Angaben "uber die "aquivalente Sandrauheit kornrauher Sohlen sind in der Literatur allerdings nicht einheitlich. Sie reichen von $k_s = 2 d_{ch}$ [302] "uber $k = 2 d_{90}$ [131] bis $k_s = 3 d_{90}$ [6, 274]. Dabei bezeichnet d_{90} den Korndurchmesser, der dem 90%-Perzentilwert der Korngr"oßensummenkurve des Bettmaterials entspricht und d_{ch} den charakteristischen Korndurchmesser des Sohlmaterials.

Bei stark "uberkritischer Schubspannung kommt es zur Umlagerung von Transportk" orpern an der Flußsohle, und es bildet sich eine wesentlich m"achtigere Vermischungsschicht aus. Die *Einmischtiefe* ist dabei mit der halben Transportk" orperh" ohe h_K gleichzusetzen [6].



Abb. 3.6: Vermischung an der Gewässersohle (a) in der Natur und (b) im Modell, nach [292]

In Hinblick auf die Kontamination des Gew asserbettes durch eine vorbeistreichende Schadstoffwolke ist nicht nur der Schubspannungs überschuß ($\tau_c - \tau_{c,E}$), sondern auch die Kontaktzeit der Schadstoffwolke mit der Gew asserschle entscheidend. Bei ausreichend langer Einmischzeit wird ein Gleichgewichtszustand erreicht, bei dem die eingemischten Partikel bis zur maximalen Einmischtiefe z_{mix}^{∞} in das Gew asserbett eingedrungen sind (Abb. 3.6b) [292]. Die Kinetik des Einmischvorgangs wurde bislang nicht hinreichend untersucht.

3.2.7 Gleichförmiger Schwebstofftransport

Transportkapazität und Transportformeln

Suspendierte Partikel beeinflussen den Energiehaushalt einer turbulenten Strömung. Sie entziehen der Strömung die Energie, die benötigt wird, um die Schwebstoffe in Suspension zu halten. Aus solchen Energiebetrachungen heraus wurde das Konzept der Transportkapazität abgeleitet. Unter der *Transportkapazität* wird die im Gleichgewichtszustand maximal mögliche Feststofftransportmenge bei unbegrenzter Feststoffzufuhr in ein Gewässer verstanden [11, 123, 206]. Die Transportkapazität ist demnach die physikalisch maximal mögliche Transportrate bei vorgegebenen hydraulischen Randbedingungen (Abfluß, Gefälle, Morphologie) und Sedimenteigenschaften.

Zur Berechnung der Transportrate bei Transportgleichgewicht wurden zahlreiche *Transportformeln* entwickelt: Diffusionsmodelle, Zwei-Schichten-Modelle und stochatische Ans¨atze. Sie unterscheiden sich in Hinblick auf die Vertikalprofile der Str¨omungsgeschwindigkeit, der vertikalen turbulenten Diffusivit¨at der Suspensa und der Schwebstoffkonzentration. Eine entsprechende Literatur¨ubersicht geben z.B. VETTER (1992) [282], EISMA (1993) [70] und DVWK (1988) [58]. Nachfolgend wird lediglich die Diffusionstheorie erl¨autert. Sie stellt die grundlegende Modellvorstellung f`ur den gleichf`ormigen Schwebstofftransport dar.

Diffusionstheorie und vertikale Konzentrationsverteilung

Die *Diffusionstheorie* [197, 231] geht davon aus, daß Schwebstoffe aufgrund ihrer gegen über Wasser höheren Teilchendichte das Bestreben haben abzusinken. Die turbulente Strömung wirkt dem Absetzvorgang entgegen; Aufwärtsgerichtete Turbulenzwirbel heben Fluidpakete mit hoher Schwebstoffkonzentration an, abwärtsgerichtete Turbulenzballen verlagern Flüssigkeit mit geringerer Teilchenkonzentration in Richtung Sohle. Dies bewirkt einen vertikalen Konzentrationsausgleich, der von der Turbulenzintensit ät und der Sinkgeschwindigkeit der Schwebstoffe abhängt.

Die vertikale Konzentrationsverteilung der Schwebstoffe erreicht in einer station ar-gleichf ormigen Str omung unter der Voraussetzung, daß der Absinkvorgang im Gleichgewicht mit der vertikalen turbulenten Diffusion steht, einen dynamischen Gleichgewichtszustand. Dieser kann mit Hilfe einer Advektions-Dispersions-Gleichung beschrieben werden, wobei die vertikale Komponente der Fließgeschwindigkeit und der turbulente Austausch in Fließrichtung vernachl assigt werden [104]:

$$C_s v_s + \varepsilon_{z,s} \frac{dC_s}{dy} = 0 \tag{3.2.15}$$

In Abh'angigkeit von weiterf'ührenden Annahmen hinsichtlich der Geschwindigkeits- und Schubspannungsverteilung sowie des vertikalen Diffusionskoeffizienten $\varepsilon_{z,s}$ f'ür die suspendierten Partikel resultieren verschiedene Formeln f'ür die vertikale Konzentrationsverteilung [257, 263, 282]. IPPEN (in ROUSE, 1937 [223]) und VANONI (1946) [277] formulierten die in der Literatur am h'aufigsten verwendete Konzentrationsverteilung, die durch Naturmessungen, unter anderem im Neckar [263], best'atigt wurde. Sie nahmen f'ür die Str'omungsgeschwindigkeit ein logarithmisches Vertikalprofil und f'ür die Schubspannung eine lineare Zunahme mit der Wassertiefe an, und leiteten daraus ab:

$$C_s(y) = C_s(a) \left(\frac{h-y}{y}\frac{a}{h-a}\right)^{\zeta}, \quad \text{mit} \quad \zeta = \frac{v_s}{\beta \kappa u_*}$$
 (3.2.16)

Gl. (3.2.16) beschreibt die Schwebstoffkonzentrationsverteilung bei Transportgleichgewicht "über die Fließtiefe bei bekannter Konzentration $C_s(a)$ in der sohlnahen Referenzh"ohe *a*. Der Exponent ζ wird als *Rouse-Zahl* oder *Schwebstoffzahl* bezeichnet. In ihn gehen die von Kármán-Konstante κ und die reziproke turbulente Schmidt-Zahl β ein.

Die von Kármán-Konstante ist ein Propotionalit ätsfaktor, der in die logarithmische Geschwindigkeitsverteilung über die Abflußtiefe nach Prandtl einfließt [285]. κ beträgt in klarem Wasser 0,4. In der Literatur wird die Auffassung vertreten, daß Suspensa die Turbulenz der Strömung dämpfen und sich κ dadurch verringert [113, 279, 288]. VETTER (1986) [281] konnte allerdings keinen signifikanten Einfluß der Schwebstoffe auf die von Kármán-Konstante feststellen.

Die *turbulente Schmidt-Zahl* stellt das Verh altnis zwischen dem Impuls- und Sedimentaustauschkoeffizienten dar. Es wird hier Gleichheit der turbulenten Impuls- und Schwebstoffdiffusion angenommen: $\beta=1$. Diese Annahme ist nur f ur kleine Partikel (d < 0, 1 mm) g ultig, die den turbulenten Schwankungsbewegungen gut folgen k onnen [142].

3.2. Schwebstofftransport

Die *Rouse-Zahl* ist proportional dem Verhältnis zwischen der Reynolds-Zahl des Kornes R_g und der Reynolds-Zahl der Schubspannungsgeschwindigkeit und des Kornes $Re_* = (u_*d)/v$. Sie drückt das Verhältnis zwischen der Schwerkraft und den turbulenten Austauschvorgängen aus. Bei kleinen Rouse-Zahlen ($\zeta << 1$) bestimmt die vertikale turbulente Durchmischung den Suspensatransport (hohe Transportkapazität). Die Schwebstoffe sind in diesem Fall nahezu gleichförmig über die Abflußtiefe verteilt (Abb. 3.7). Bei großen Rouse-Zahlen ($\zeta \ge 1$) wird der Transportprozeß durch das Absinken der Teilchen geprägt (geringe Transportkapazität), und die Partikelkonzentrationen steigen in Sohlnähe stark an. Für $Re \ge 2$ und $\beta \kappa = 0,4$ kann $\zeta_{gr} = 2,5 \div 4$ als Grenzbedingung zwischen dem Schwebstoff- und dem Geschiebetransport angegeben werden [278].



Abb. 3.7: Vertikale Konzentrationsverteilung der Schwebstoffe im Wasserk örper für verschiedene Rouse-Zahlen, nach Gl. (3.2.16)

3.2.8 Gestörtes Schwebstofftransportgleichgewicht

Ein gest örtes Transportgleichgewicht liegt vor, wenn Sedimentations- und Erosionsraten in einem Flußabschnitt unterschiedlich groß sind. Grundlegende Untersuchungen konzentrieren sich in diesem Fall auf die Ermittlung von Adaptionslängen. Unter einer Adaptionslänge versteht man die Fließstrecke, die - ausgehend von einer lokalen Störung des Transportungleichgewichts - zur vollen Entwicklung des Schwebstoffkonzentrationsprofils im Gleichgewichtszustand erforderlich ist [292]. Dabei wird zwischen Anpassungslängen bei überwiegender Erosion $\underline{I}_{A,E}$ und bei überwiegender Sedimentation $L_{A,S}$ unterschieden.

Die Bedeutung der Adaptionslängen liegt darin, daß für den Schwebstofftransport ein lokales Transportgleichgewicht nur dann angenommen werden darf, wenn die Adaptionslängen sehr viel kleiner sind als die Ausdehnung der morphologischen Sohlveränderungen im betrachteten Flußabschnitt. Eine Kenntnis der Anpassungslängen ist zudem wichtig für die Einrichtung repräsentativer Schwebstoffmeßstellen zur Bestimmung von Transportraten oder Frachtbilanzen. Die Anpassungslängen können unabhängig vom Ausmaß der Störung des Transportgleichgewichtes unter naturnahen Bedingungen ($v_s/u_* = 0, 1 \div 1$) über die Abflußtiefe abgeschätzt werden [292]:

$$L_{A,E}/h = 30 \div 50,$$
 $L_{A,S}/h = 50 \div 100$ (3.2.17)

Bei Abflußtiefen zwischen 3 und 10 m liegen die Anpassungslängen in Flüssen für Erosionsprozesse zwischen 100 und 500 m und für Sedimentationsprozesse zwischen 500 und 1000 m. Die kürzeren Anpassungslängen bei überwiegender Erosion werden dadurch verursacht, daß sich bei Erosion in unmittelbarer Sohlnähe stets die Gleichgewichtskonzentration $C_{s,gr}(a)$ einstellt. Dagegen führt die Tatsache, daß die Transportgeschwindigkeit vertikal in Richtung der Wasseroberfläche zunimmt, bei der Sedimentation zu einer großen Ausdehnung der Anpassungslänge [292].

3.2.9 Besonderheiten des Schwebstofftransportes in Flußstauhaltungen

Der Grundtyp einer Stauhaltung ist in Abb. 3.8 dargestellt. Bei niedrigen und mittleren Abflüssen treten rückgestaute Strömungsverhältnisse auf. Die Stauwurzel kennzeichnet dabei die Grenze zwischen der vom Rückstau unbeeinflußten *Fließstrecke*, auf der sich die Normalabflußtiefe h_N einstellen kann, und dem staubeeinflußten *Stauraum*. Die Lage der Stauwurzel hängt bei konstantem Wasserspiegel am Staubauwerk (*Normalstauhöhe*) lediglich vom Abfluß ab. Die Entfernung zwischen der Stauwurzel und dem Staubauwerk wird als *Staulänge* bezeichnet, der Wasserspiegelverlauf in diesem Bereich als *Staukurve*.

Ausgehend vom Normalabflußzustand mit Transportgleichgewicht oberstrom der Stauwurzel vollzieht sich die Verlandung in Fließrichtung wie folgt [192, 292]: Die Transportkapazit at der Strömung nimmt im Stauraum entlang der Staukurve stetig ab. Eine Nettosedimentation setzt unterstrom der Stauwurzel dort ein, wo die vorhandene Schwebstoffkonzentration die ablagerungsfreie Grenzkonzentration "uberschreitet. Die Abnahme der Sohlschubspannung in Richtung des Staubauwerks hat bei relativ hohen Schwebstoffkonzentrationen zun"achst eine Verst"arkung der Sedimentation zur Folge. Die Erosion von Sohlsubstrat verringert sich in gleicher Richtung kontinuierlich, bis schließlich die Schleppspannung an der Sohle die kritische Erosionsschubspannung der Flußsohle unterschreitet. Entsprechend kann ein Flußabschnitt partieller Sedimentation, in dem Depositions- und Erosionsprozesse stattfinden, von einem Abschnitt mit ausschließlicher Sedimentation unterschieden werden. Im Abschnitt totaler Sedimentation kann der Fluß als ein Absetzbecken betrachtet werden. Im Vergleich zu einem Stillgew asser verringert dabei die Turbulenz der Strömung die Geschwindigkeit der Schwebstoffkonzentrationen limitiert. Sie nimmt daher mit weiterer Ann"aherung an das Staubauwerk ab.

Die hydrodynamisch bedingte Ein- und Ausmischung an der Gew assersohle ist an eine Sohlbewegung infolge uberkritischer Schleppspannungen gekoppelt. Die M achtigkeit der Vermischungsschicht verringert sich daher unterhalb der Stauwurzel in Fließrichtung. Im unteren, erosionsfreien Abschnitt ist die Sohle glatt. Dort findet an der Gew assersohle keine Vermischung statt.



Abb. 3.8: Schwebstofftransport bei gestautem Abfluß, nach [291, 292]

Die L'ange des Flußabschnitts, in dem ausschließlich Sedimentation vorherrscht, h'angt von der Rouse-Zahl und von der Rauheit der Flußsohle ab. Sie ist im Regelfall deutlich k'ürzer als der Bereich partieller Sedimentation [291].

Die rückgestauten Flußstrecken besitzen eine Ausdehnung, die um eine bis zwei Größenordnungen größer ist als die Anpassungslängen $\underline{I}_{A,E}$ und $L_{A,S}$. Darüber hinaus sind die Fließquerschnitte in den meisten Flußstauhaltungen vergleichsweise gleichförmig. Daher kann für Flußstauhaltungen lokal näherungsweise ein Transportgleichgewicht angenommen werden [291]. Es wird dadurch auf einfache Weise möglich, die bodennahe Referenzkonzentration über Gl. (3.2.16) zu berechnen. Hingegen kann der Schwebstofftransport in Flußstauhaltungen keinesfalls über Transportformeln quantifiziert werden, da diese unter anderem gleichförmige Strömungs- und Transportbedingungen voraussetzen.

3.3 Schadstofftransport

3.3.1 Nomenklatur und Bedeutung von Sorptionsprozessen

Die Bezeichnungen, die die Wechselwirkungen zwischen der Wasserphase und den Festphasen kennzeichnen, sind in der Literatur nicht einheitlich. In dieser Arbeit wird der Begriff *Sorption* verwendet, wenn der Festlegungsvorgang an der partikul"aren Phase nicht gekl"art ist. Sorption kann Adsorption, Ausf"allung und Mitf"allung beinhalten. Unter *Adsorption* soll die Anlagerung eines Stoffs (*Adsorbat*) an die "außere Oberfl"ache und - im Falle por"oser Festoffe - auch an innere Oberfl"achen eines Feststoffs (*Adsorbens*) verstanden werden [249]. Der Begriff wird auch verwendet, um im Gegensatz zur Desorption die Richtung der Reaktion zu charakterisieren. Unter *Ausfällung* wird die Bildung von festen Mineralphasen verstanden. Sie tritt dann auf, wenn das Ionenaktivit"atsprodukt einen bestimmten Grenzwert, das L"oslichkeitsprodukt, "überschreitet [250]. Als *Mitfällung* wird der Vorgang bezeichnet, bei dem ein Stoff an einen Niederschlag gebunden wird, der im L"osungsmittel ohne den Niederschlag l"oslich w"are. Er f"ührt zur Bildung von Kopr"azipitaten [87].

Das Wasser und die Schwebstoffe sind die beiden wichtigsten Medien f^{*}ur den Transport von sorptiven Schadstoffen in Fließgew^{*}assern. Die Gasphase spielt f^{*}ur die im Regelfall schwach fl^{*}uchtigen Substanzen nur eine untergeordnete Rolle. Wasser und Schwebstoffe unterscheiden sich in ihrem Transportverhalten dadurch, daß sich die Schwebstoffe in den str^{*}omungsberuhigten Zonen ablagern. Die Sorptionsprozesse sind daher f^{*}ur den Verbleib vieler Schadstoffgruppen in den Fl^{*}ussen entscheidend. In staugeregelten Fließstrecken ist die Sorptionsf^{*}ähigkeit eine Voraussetzung f^{*}ur die Kontamination der Sedimentablagerungen in den Staur^{*}aumen.

F'ur Schwermetalle und f'ur organische Schadstoffe wurde das Sorptionsverhalten in nat'urlichen aquatischen Systemen eingehend untersucht. Übersichtsdarstellungen liegen von HART (1982) [109], ALLAN (1986) [1] und FÖRSTNER (1986) [80] vor.

In Hinblick auf die in dieser Arbeit pr`asentierten Fallstudien beschr`anken sich die weiteren Ausf`uhrungen auf die Schwermetalle, insbesondere auf Cadmium. Die f`ur den Neckar wichtigen Besonderheiten werden dabei herausgestellt.

3.3.2 Bindung von Schwermetallen an Schwebstoffe und in Sedimenten

Die *Feststoffe* in Gew assern bestehen aus Ton-, Quarz-, Karbonat- und Feldspatmineralien aus dem Gesteinsabrieb und aus B öden, organischen Substanzen unterschiedlicher Herkunft (u.a. Abwasserschwebstoffe, Humusstoffe, Algen, Bakterien) sowie aus Mineralneubildungen. Überz üge aus Eisen- und Manganhydroxiden bzw. organische Oberfl ächenfilme umh üllen die Schwebstoffkomponenten. In diesen besonders reaktiven Bereichen spielen sich die Wechselwirkungen mit gel östen und kolloidalen Schad- und Belastungsstoffen ab [91]. F ür die Anbindung der Schwermetalle an die Schwebstoffe spielen normalerweise Adsorptionsreaktionen die entscheidende Rolle. Vor al-

lem Fe(III)- und Mn(IV)-Oxidhydrate und organische Substanzen [44, 46, 108, 127, 163], aber auch Karbonate [93, 303] und Tonminerale [259] dienen als Adsorbentien.

Nach der Deposition der Schwebstoffe setzen in den *Sedimentablagerungen* Reduktionsvorg ange ein, die durch die mikrobielle Zersetzung organischer Substanzen ausgel ost werden. Die Abbauprozesse verlaufen sukzessiv, ihre Reihenfolge wird im wesentlichen durch die Energieausbeute der Reaktionen bestimmt. Sie beginnen mit einer heterotrophen Sauerstoffzehrung und f ühren "über die Mangan-, Nitrat-, Eisen- und Sulfatreduktion zur methanogenen Fermentation der in diesem Stadium noch abbaubaren Substanz. Die biochemische Sukzession in den Gew assersedimenten f ührt zur Ausbildung einzelner Redoxzonen, die sich anhand von Porenwasserinhaltsstoffen und von sekund aren Mineralneubildungen ansprechen lassen [250].

Diese *frühdiagenetischen Prozesse* in den Gew assersedimenten beeinflussen entscheidend die Mobilit at der Schwermetalle [286]. In der oberfl achennahen *oxischen Sedimentzone* k önnen Kupfer und Cadmium, die eine hohe Affinit at zur organischen Substanz besitzen [33, 34, 163], durch die Mineralisation der organischen Substanz mobilisiert werden. Im *postoxischen Milieu* dienen gel östes Nitrat und die im Feststoff vorliegenden Fe- und Mn-Oxidhydrate als terminale Elektronenakzeptoren f ür den Abbau der organischen Substanz. Die reduktive Aufl ösung der Oxidhydrate f ührt zu einer Freisetzung der Übergangsmetalle Fe, Mn, Co und Ni. Dagegen k önnen die Porenwasserkonzentrationen von Cd, Zn und Pb in Gegenwart von geringen Konzentrationen an Sulfidionen durch die F allung von sulfidischen Mineralen limitiert werden [286]. Im *sulfidischen Milieu* ist die Sulfatreduktion der dominierende mikrobielle Prozeß. Spurenmetalle werden als Sulfide gef allt und an bzw. in Fe(II)-Mineralen, Pyrit und organische Substanzen gebunden. Die geringe L öslichkeit der sulfidischen Minerale f ührt zu einer Immobilisierung von Spurenmetallen [119, 126, 240, 250].

Der Frage nach dem *Bindungszustand* der Schwermetalle in Flußsedimenten und Baggerschl¨ammen wurde in mehreren Untersuchungen nachgegangen [36, 78, 86, 88, 116, 172, 240]. SONG (1991) [239] f¨uhrte sequentielle Extraktionen an anaeroben Neckarsedimenten durch. Er fand Cadmium und Blei zu 80 % bis 90% in organisch-sulfidisch gebundener Form vor.

Bindungsform	Sequentielle	Titrimetrische
	Extraktionen	Experimente
Cadmiumsulfid	< 1 %	wenig
adsorbiert an Eisen(hydr)oxide	< 19 %	unwichtig
assoziiert mit Karbonaten	< 16 %	< 13 %
adsorbiert an organische Substanz	> 77 %	> 65 %
inkorporiert in Silikate	2 %	< 20 %
inkorporiert in Pyrit	2 %	< 20 %

Tab. 3.1: Bindungszustand von Cadmium in den Neckarsedimenten der Stauhaltung Lauffen, nach [172]. Die Resultate der sequentiellen Extraktionen des anaeroben Sediments mit den titrimetrischen Daten sind gegen übergestellt.

MARTIN et al. (1996) [172] schl⁻üsselten den organisch-sulfidisch gebundenen Cd-Anteil weiter auf. Sie wendeten zwei unterschiedliche, modifizierte sequentielle Extraktionsvorschriften und titrimetrische Experimente an. Übereinstimmend erbrachten die Methoden, daß mehr als zwei Drittel des Cadmiums organisch gebunden vorliegen; Cadmiumsulfid und die Inkorporation von Cd in Pyrit haben hingegen nur geringe Bedeutung f⁻ür die Festlegung von Cd in den Sedimenten des Neckars (Tab. 3.1). Dieser Befund steht im Gegensatz zu Untersuchungsergebnissen f⁻ür andere Fl⁻üsse, z.B. der Elbe [116]. Dort liegt das Cd im Flußbett vorwiegend in sulfidischer Form vor. Der Unterschied ist vermutlich auf die ⁻äußerst geringen Sulfidgehalte in den Neckarsedimenten zur⁻ückzuf⁻ühren [172].

3.3.3 Freisetzung von sedimentgebundenen Schwermetallen

Eine R⁻uckl⁻osung von feststoffgebundenen Spurenmetallen kann durch nat⁻urliche und synthetische Komplexbildner, Redoxver⁻anderungen und pH-Absenkungen ausgel⁻ost werden [78, 79].

Komplexbildner Erh öhte Konzentrationen an gel östen Anionen können durch Komplexierung zu einer verminderten Sorption betimmter Schwermetalle, wie z.B. Cadmium [37], führen. Aufgrund der geringen Lösungsfracht der Flüsse ist dieser Effekt zumeist vernachlässigbar. Eine Ausnahme stellen salzbelastete Gewässer undÄstuarien dar.

Die mobilisierende Wirkung, die k'unstliche Chelatbildner wie Nitrilotriacetat (NTA) und Ethylendinitrilotetraacetat (EDTA) auf Schwermetalle aus üben, wurde experimentell nachgewiesen [47, 48, 117]. Die Relevanz der synthetischen Komplexbildner in Hinblick auf die Schwermetallfreisetzung in Gew'ässern wird allerdings noch kontrovers diskutiert, da diese Stoffe dort in geringeren Konzentrationen als in den Experimenten vorkommen [92, 95] und unter nat ürlichen Bedingungen nur zu einem kleinen Anteil als freie S'auren vorliegen [133].

Redoxpotential und pH-Wert In der Literatur liegen zahlreiche Untersuchungen vor, die den Einfluß von Redoxpotential und pH-Wert auf die Freisetzung von Schwermetallen aus Gew assersedimenten beleuchten [29, 36, 103, 172, 188, 210, 211, 212, 213]. Die strömungsinduzierte Erosion und die Resuspension, z.B. durch Ausbaggerung oder Umlagerung von Schlammablagerungen, bringen die im Ruhezustand anoxisch gelagerten Sedimente in Kontakt mit Sauerstoff. Dadurch werden chemische Reaktionen ausgel öst, bei denen Azidit ät in Form von Protonen und Kohlens äure entsteht. Zu diesen Reaktionen z ählen die Oxidation von Pyrit (Gl. 3.3.18), Sulfiden (Gl. 3.3.19), reduzierten stickstoffhaltigen Verbindungen (Ammonium, Amine) oder organischen Substanzen (Gl. 3.3.20). Außerdem entsteht bei der Reaktion von Eisensulfiden mit Sauerstoff auch Fe(III), welches die Eisensulfide weiter oxidieren kann. Dabei entsteht wieder Azidit ät, ebenso wie durch die Hydrolyse von Fe(III) [36, 83, 103, 137].

In schwach gepufferten Systemen f[°]uhren die Oxidationsreaktionen zu einem Absinken des pH-Wertes. Die Versauerung f[°]uhrt dann durch Desorption und Aufl[°]osung von Mineralphasen zu einer R[°]uckl[°]osung von Schwermetallen [248, 250]. F[°]ur die Neckarsedimenten zeigen Experimente, daß bei einer Verschiebung von pH 6,0 nach pH 4,5 70% des partikul[°]aren Cadmiums freigesetzt werden [172]. In karbonatischen Fließgew assern wie z.B. dem Neckar fangen Pufferreaktionen die gebildeten Protonen ab (Gl. 3.3.21) und gew ahrleisten dadurch pH-Werte im Neutralbereich. Untersuchungen zur Mobilisierung von Schwermetallen unter pH-neutralen Bedingungen liegen von PETERSEN et al. (1996) [211, 213] und f ür Cd von PEIFFER et al. (1996) [210] vor. Beide Untersuchungen verwendeten Sedimentmaterial aus dem Neckar.

PETERSEN et al. stellen fest, daß maximal 2% der partikul ar gebundenen Schwermetalle bei pH 7,5 nach Kontakt mit oxischem Wasser in L'osung gehen. Sie f ühren die Freisetzung auf mikrobielle Vorg ange zur ück. F ür Cd stellen sie eine im Vergleich zu anderen Spurenmetallen verz ögerte R ückl osung fest. Die anf anglich gestellte Hypothese [211], daß die Freisetzung von Cd mit der Nitrifikation in Verbindung steht, konnte in sp äteren Laborexperimenten nicht verifiziert werden [213]. Das Ergebnis, daß die r ückgel östen Mengen an Cd und Zn nicht mit der mikrobiellen Aktivit at des verwendeten Wassers in den Versuchsans ätzen ansteigt, f ühren sie auf die Readsorption dieser Spurenmetalle zur ück.

PEIFFER et al. finden bei pH 7 eine Kopplung der Cd-Freisetzung mit der Sauerstoffzufuhr, der Oxidationsrate an künstlich dem Sediment zugemischtem Pyrit und der damit verbundenen Freisetzung an Calciumionen. Nitrat als Indikator für die Mineralisierung organischer Substanz war deutlich von der Cadmium-Freisetzung entkoppelt. Die Autoren machen die Verdrängung von Cadmium durch freigesetztes Calcium für die Remobilisierung von Cd aus Sedimenten verant-wortlich. Der vorgeschlagene Freisetzungsprozeß läuft in drei Schritten ab:

Schritt 1 - Protonenfreisetzung durch die Oxidation von reduzierten Verbindungen (Bsp. Pyrit, FeS) und organischer Substanz:

$$FeS_2 + 15/4O_2 + 5/2H_2O \rightarrow 2SO_4^{2-} + FeOOH + 4H^+$$
(3.3.18)

$$FeS + 9/4O_2 + 3/2H_2O \rightarrow SO_4^{2-} + FeOOH + 2H^+$$
 (3.3.19)

$$(CH_2O)_{106}(NH_3)_{16}(H_3PO_4) + 138O_2 \rightarrow 106 HCO_3^- + 16 NO_3^- + HPO_4^{2-} + 16 H_2O + 124 H^+$$
(3.3.20)

Schritt 2 - Freisetzung von Calciumionen durch die Aufl[•]osung von Kalzit (Pufferreaktion in karbonatischen Sedimenten):

$$CaCO_3 + H^+ \rightleftharpoons Ca^{2+} + HCO_3^-$$
(3.3.21)

Schritt 3 - Freisetzung von Cadmium als Folge einer Verdrängung von den Sorptionsplätzen (Oberflächenliganden L) durch Calciumionen in Lösung:

$$Ca^{2+} + LCd \rightleftharpoons Cd^{2+} + LCa$$
 (3.3.22)

Eine Mobilisierung von Cadmium ist demnach nicht nur im sauren Milieu, sondern auch unter kalkl"osenden Bedingungen im pH-Neutralbereich grunds" atzlich m"oglich.

3.3.4 Sorptionsmodelle

Sorptionsmodelle beschreiben die Verteilung von Stoffen zwischen Feststoffen und einer zweiten Phase (hier: Wasser). Ihnen liegt das Konzept der geochemischen Speziation zugrunde.

Konzept der geochemischen Speziation

Das *Konzept der geochemischen Speziation* ist in der Literatur eingehend beschrieben [21, 28, 81, 182]. Es besagt, daß ein chemisches Element in der aquatischen Umwelt in verschiedenen Erscheinungsformen (*Spezies*) auftreten kann. Abb. 3.9 veranschaulicht dies schematisch f⁻ür Schwermetalle im System Feststoff-L⁻ösung.



Abb. 3.9: Geochemische Speziation von Schwermetallen, modifi ziert nach [28]

In der *Wasserphase W* kann ein Metall als freies (hydratisiertes) Kation vorliegen oder in Form eines Komplexes gebunden sein. Eine Komplexierung in der Wasserphase kann durch anorganische und organische Liganden erfolgen.

In der *partikulären Phase P* kann ein Metall durch F^{*}allung oder Mitf^{*}allung in festen Mineralphasen gebunden sein oder an die Feststoffoberfl^{*}ache adsorbiert vorliegen. Eine adsorptive Bindung wird durch elektrostatische und vor allem durch chemische Wechselwirkungen hervorgerufen. Betrachtet man die Adsorption als einen rein (koordinations-) chemischen Prozeß, dann kann dieser als Metallkomplexierung an einer Feststoffoberfl^{*}ache ausgedr^{*}uckt werden. Diese Betrachtung wird sp^{*}ater bei den Oberfl^{*}achenkomplexmodellen vertieft.

Konzept des Verteilungskoeffizienten

Das Konzept des Verteilungskoeffizienten (K_d -Konzept) wird h"aufig benutzt, um die Adsorption organischer [134, 232, 284] und anorganischer Stoffe [82, 280] quantitativ zu beschreiben. Sei-

3.3. Schadstofftransport

ne theoretische Grundlage bildet die Übertragung des Nernstschen Verteilungsgesetzes bzw. des Henry-Dalton Gesetzes auf das System Feststoff-L"osung. Das *Nernstsche Verteilungsgesetz* besagt, daß das Verh"altnis der Konzentrationen eines sich zwischen zwei Phasen verteilenden Stoffes im Gleichgewicht bei gegebener Temperatur konstant ist [196]. Das *Henry-Daltonsche Gesetz* beschreibt als Spezialfall des Nernstschen Verteilungsgesetzes die Absorption von Gasen in Fl"ussigkeiten. Es sagt aus, daß die L"oslichkeit eines Gases bei konstanter Temperatur proportional seinem Partialdruck in der Gasphase ist [115].

Das K_d -Konzept geht davon aus, daß sich ein sorptiver Schadstoff im Austausch zwischen L"osung und Feststoff befindet:

$$\mathbf{W} \rightleftharpoons \mathbf{P} \tag{3.3.23}$$

Der Verteilungskoeffizient K_d in 1kg^{-1} beschreibt das Konzentrationsverh ältnis des Schadstoffs zwischen Feststoff und Lösung für den Fall, daß der Stoffaustausch einen dynamischen Gleichgewichtszustand (eq: Equilibrium) erreicht hat:

$$K_d = \frac{C_p^{eq}}{C_w^{eq}C_s}$$
(3.3.24)

 C_w bezeichnet die Gesamtkonzentration der gelösten Spezies, C_p die Gesamtkonzentration der adsorbierten Spezies des Schadstoffs und C_s die Feststoffkonzentration.

Tab. 3.2: Gel"oste und partikul"are Schadstoffanteile im Wasserk"orper und im Flußbett als Funktion des Verteilungskoeffi zienten.

	Wasserk orper	Flußbett
gel öste Anteile	$F_w = \frac{1}{1 + K_d C_s}$	$\tilde{F}_{w} = \phi \underbrace{\frac{1}{\phi + K_{d} (1 - \phi) \rho_{k}}}_{C_{PW}}$
partikul¨are Anteile	$F_p = \frac{K_d C_s}{1 + K_d C_s}$	$\tilde{F}_{p} = \frac{K_{d} (1 - \phi) \rho_{k}}{\phi + K_{d} (1 - \phi) \rho_{k}}$

Die Phasenverteilung eines Schadstoffs in einem Kontrollvolumen h"angt gem "aß Gl. (3.3.24) vom Verteilungskoeffizienten und von der Feststoffkonzentration ab. Die gel"osten und partikul"aren Schadstoffanteile berechnen sich nach den Formeln in Tab. 3.2. Dabei ist C_{PW} die Schadstoffkonzentration im Sedimentporenwasser, ϕ die Porosit" at und ρ_k die Korndichte des Flußbetts [40].

Abb. 3.10 veranschaulicht den Zusammenhang zwischen dem partikul ar gebundenen Anteil eines Stoffes und der Schwebstoffkonzentration für verschieden hohe Verteilungskoeffizienten. Betrach-

tet man den Kurvenverlauf für einen bestimmten K_d -Wert, so nimmt der partikul är gebundene Anteil eines Stoffes mit der Feststoffkonzentration zu, d.h. der Dichte an Adsorptionsplätzen in der Lösung. Nach HELLMANN (1996) [112] lassen sich umweltrelevante Schadstoffe hinsichtlich ihrer Sorptionstendenz in schwach ($K_d < 10^3$), mäßig ($K_d = 10^3 \div 10^5$) und stark sorptive Stoffe ($K_d > 10^5$) einordnen. Schwach sorptive Stoffe werden in Flüssen überwiegend gelöst transportiert, stark sorptive Stoffe überwiegend partikulär. Bei den mäßig sorptiven Stoffen schwankt die Phasenverteilung in Abhängigkeit von der Schwebstoffkonzentration im Gewässer. Die K_d -Werte von Schwermetallen liegen im Wasserkörper der Flüsse typischer Weise im Bereich $10^6 \div 10^6$ 1kg^{-1} (mäßig bis stark sorptiv, vgl. Tab. 5.15).



Abb. 3.10: Partikul arer Schadstoffanteil als Funktion der Schwebstoffkonzentration f ur unterschiedliche Verteilungskoeffi zienten ($\log(K_d)$ mit K_d in 1kg^{-1}), nach Gl. (3.3.24)

Nach dem K_d -Konzept kann ein experimentell bestimmter Verteilungskoeffizient auf verschiedene Adsorbens- und Gesamtadsorbatkonzentrationen "übertragen werden. Dabei m'üssen folgende Voraussetzungen erf'ullt sein [144]:

- (1) Das Metall muß vom Feststoff adsorbiert sein, es darf nicht ausgef allt sein.
- (2) Der Adsorptionsprozeß muß im Gleichgewicht sein.
- (3) Die Extrapolation darf nur im linearen Teil einer Adsorptionsisotherme erfolgen. Im Falle einer Langmuir-Isotherme (Abschnitt 3.3.4) muß die adsorbierte Metallkonzentration also wesentlich kleiner sein als die Adsorptionskapazit at des Adsorbens.
- (4) Die Komplexierung des Metalls in L'osung darf sich nicht ver andern, da der <u>K</u>-Wert eine Summenkonstante über alle Metallkomplexe und das freie Metallion darstellt.

Diese Voraussetzungen sind in nat ürlichen Gew ässern häufig nicht erf üllt:

3.3. Schadstofftransport

Ein Verteilungsgleichgewicht ist in der fließenden Welle vor allem bei starker Strömung oder wechselhaften chemischen Milieubedingungen, z.B. infolge von Stoffeinleitungen, nicht zu erwarten [85].

F⁻allungsreaktionen ⁻uberlagern die Adsorptionsprozesse von Schwermetallen in den anoxischen Gew⁻assersedimenten. Im Wasserk⁻orper kann es bei hohen pH-Werten zur Ausf⁻allung von Metallkarbonaten, -hydroxiden oder -silikaten kommen [299].

Eine nichtlineare Adsorptionsisotherme wird dadurch verursacht, daß die Adsorptionsplätze in ihrer Anzahl begrenzt sind oder eine unterschiedliche Affinität zum Adsorbat besitzen. Im Falle von heterogenen Feststoffoberflächen werden bei niedriger Adsorbatkonzentration die reaktiven Oberflächenstellen bevorzugt belegt. Bei höherer Adsorbatkonzentration stehen dann nur noch Liganden mit einer geringeren Affinität zur Adsorption zur Verfügung.

Die Zusammensetzung des Flußwassers ver "andert sich r"aumlich aufgrund von Einleitungen und zeitlich aufgrund von Abflußschwankungen und saisonalen Effekten. Durch solche Schwankungen kann die Komplexierung von Metallen in L"osung nachhaltig beeinflußt werden.

Adsorptionsisothermen

Der Zusammenhang zwischen der adsorbierten feststoffspezifischen Konzentration $\Gamma = C_p/C_s$ und der gel osten Konzentration eines Adsorbats wird grunds atzlich durch *Adsorptionsisothermen* beschrieben. Sie liefern eine Aussage über das Ausmaß der Adsorption im Gleichgewichtszustand in Abh angigkeit von der Adsorbatkonzentration bei sonst konstanten Bedingungen (Adsorbenskonzentration, pH-Wert, Temperatur, etc.). Für Böden und Sedimente werden häufig die Adsorptionsisothermen nach LANGMUIR (1918) [158] und FREUNDLICH (1907) [90] verwendet (Abb. 3.11):

Langmuir-Isotherme	$\Gamma = \frac{\Gamma_{max} K_{ads} C_w}{1 + K_{ads} C_w}$	(3.3.25)
Langmuir-Isotherme	$\Gamma = \frac{\prod_{max} K_{ads} C_w}{1 + K_{ads} C_w}$	(3.3.25)

Freundlich-Isotherme
$$\Gamma = \tilde{K}_{ads} C_w^n$$
 (3.3.26)

 K_{ads} und \tilde{K}_{ads} heißen Adsorptionskonstanten.

Bei der *Langmuir-Isotherme* ist das Ausmaß der Adsorption durch die maximale Konzentration an verf ugbaren Adsorptionsstellen Γ_{max} begrenzt. F ur hohe Adsorbatkonzentrationen strebt sie gegen den S attigungswert Γ_{max} (Abb. 3.11). Wie sp ater gezeigt wird, kann die Langmuir-Adsorptionsisotherme als stark vereinfachtes Oberfl achenkomplexmodell aufgefaßt werden [139, 144]. Sie beschreibt die Adsorption an homogenen Oberfl achen und ist daher f ur die Metallsorption an nat urliche Feststoffe von eingeschr ankter Bedeutung.

Die *Freundlich-Isotherme* kann theoretisch durch Integration "über ein Kontinuum an Langmuir-Gleichungen abgeleitet werden, deren Langmuir-Adsorptionskonstanten K_{ads} log-normalverteilt

sind [242]. Die Freundlich-Isotherme eignet sich daher sehr gut f`ur Feststoffe mit einer heterogenen Oberfl`ache. Als Spezialfall der Freundlich-Isotherme erh`alt man f`ur den Exponenten n=1 eine lineare Adsorptionsisotherme. Sie dr`uckt die G`ultigkeit des zuvor beschriebenen K_{4} -Konzeptes aus (Abb. 3.11).



Abb. 3.11: Schematische Darstellung von Adsorptionsisothermen, nach [236]

Die vorgestellten Isothermen beschreiben die Adsorption systemspezifisch. Die Eigenschaften des Feststoff-L'ösung-Systems gehen nicht ausdr'ucklich in die Isothermen ein. Experimentell f'ür ein Gew'asser ermittelte Isothermen k'önnen daher nicht auf andere Gew'asser 'übertragen werden.

Die Ausf ührungen in Abschnitt 3.3.3 haben gezeigt, daß Protonen und weitere Kationen wie z.B. Calcium mit Schwermetallen um die verf ügbaren Adsorptionsstellen konkurrieren können. Solche Konkurrenzreaktionen können weder mit dem K_d -Konzept noch mit Adsorptionsisothermen beschrieben werden, daf ur aber mit Oberflächenkomplexmodellen.

Oberflächenkomplexmodelle

Oberfl achenkomplexmodelle beschreiben die Adsorption als einen koordinationschemischen Prozeß. Die Adsorptionspl atze an der Oberfl ache werden wie komplexbildende Liganden in L osung behandelt. Die Adsorption wird dann mit dem Massenwirkungsgesetz beschrieben. Elektrostatische Effekte, die durch die elekrolytische Doppelschicht an den Feststoffoberfl achen vorgezeichnet sind, werden in Oberfl achenkomplexmodellen vernachl assigt [62, 63, 248, 249].

Beispielhaft soll nachfolgend die Adsorption eines zweiwertigen Metall-Kations Me²⁺ an nat ürliche Feststoffe mit einem Oberfl achenkomplexmodell beschrieben werden.

Die Tonminerale, Metalloxidhydrate und organischen Bestandteile auf den Feststoffoberfl"achen besitzen –OH Gruppen. Diese –OH Gruppen (\equiv S: engl. *surface*) verhalten sich amphoter, sie

wandeln sich in Abh" angigkeit vom pH-Wert durch Anlagerung oder Dissoziation von Protonen zu $-OH_2^+$ bzw. $-O^-$ Gruppen um:

$$\equiv S - OH + H^+ \quad \rightleftharpoons \quad \equiv S - OH_2^+ \tag{3.3.27}$$

$$\equiv S - OH \quad \rightleftharpoons \quad \equiv S - O^{-} + H^{+} \tag{3.3.28}$$

Eine Adsorption von Metall-Kationen erfolgt lediglich an einer negativ geladenen, deprotonierten Oberflächenstelle. Die Protonierungsreaktion nach Gl. (3.3.27) kann daher für Betrachtungen der Metalladsorption vernachlässigt werden. Es wird daher vereinfachend LH (L für Ligand) anstelle \equiv S – OH geschrieben. Mit LH könen neben –OH-Gruppen auch Aminogruppen (–NH₂) und Thiolgruppen (–SH) der organischen Bestandteile der Feststoffe gemeint sein.

In Oberfl'achenkomplexmodellen wird die heterogene Feststoffoberfl'ache durch eine begrenzte Anzahl von hypothetischen, sich gegenseitig nicht beeinflussenden Liganden modellhaft ersetzt. Beispielhaft soll die Adsorption eines zweiwertiges Metalls Me²⁺ an einen Oberfl'achenliganden L betrachtet werden, die zur Bildung eines einz "ahnigen (monodentaten) Oberfl'achenkomplexes, d.h. mit einer 1:1 St "ochiometrie, f" uhrt. Bleiben die Ladungen an der Feststoffoberfl'ache unber "ucksichtigt, so schreibt sich die Adsorptionsreaktion:

$$L + Me^{2+} \rightleftharpoons LMe$$
 (3.3.29)

Bei geringen Ionenst arken, wie sie in Binnengew assern normalerweise vorliegen, lautet das zu Gl. (3.3.29) geh orige Massenwirkungsgesetz:

$$K_{Me} = \frac{\{LMe\}}{\{L\}[Me^{2+}]}$$
(3.3.30)

In Gl. (3.3.30) werden feststoffbezogene Konzentrationen in geschweiften Klammern und volumenbezogene Konzentrationen in eckigen Klammern geschrieben. Die Adsorption von Hintergrundelektrolyten und der Einfluß des elektrostatischen Feldes auf die Adsorption werden vernachlässigt. Die Adsorptionskonstante K_{Me} wird auf eine ungeladene Adsorbensoberfläche bezogen (intrinsische Konstante) [249].

Es soll vereinfachend angenommen werden, daß die nicht mit Me^{2+} belegten Adsorptionspl^atze in der freien Form vorliegen. Eine Oberfl^achenkomplexierung durch weitere Kationen wird also ausgeschlossen. F^aur die Gesamtligandenkonzentration {L}_{ot} gilt dann folgende Bilanzgleichung:

$$\{L\}_{tot} = \{L\} + \{LMe\}$$
(3.3.31)

Einsetzen von Gl. (3.3.30) in Gl. (3.3.31) liefert nach Umformung:

$$\{LMe\} = \{L\}_{tot} \frac{K_{Me}[Me^{2+}]}{1 + K_{Me}[Me^{2+}]}$$
(3.3.32)

Da in w assriger L osung die freie und die totale Metallionenkonzentration proportional sind, beschreibt Gl. (3.3.32) eine Langmuir-Adsorptionsisotherme mit der Adsorptionskonstanten $K_{ads} =$ konst · K_{Me} und der Bindungskapazit at $\Gamma_{max} = \{L\}_{tot}$.

Reaktionsgeschwindigkeit der Adsorption

Reaktionskinetische Studien [106, 249] zeigen, daß der Adsorptionsvorgang von zweiwertigen Metallionen an Metallhydroxidoberfl"achen (Goethit, $\gamma - A_{2}O_{3}$) durch die Losl"osung der Wasserh"ulle, welche die Metallionen in L"osung umgibt, kinetisch bestimmt wird. Die Halbswertzeit des Dehydratisierungsschrittes betr"agt f"ur die meisten Spurenmetalle im Falle einer ungeladenen Adsorbensoberfl"ache weniger als 4 Minuten [249].

Die Halbwertszeiten f ur die Sorption von Schwermetallen an Schwebstoffe aus dem Rhein betr agt Minuten bis wenige Stunden [102]. Die Adsorption von Cd an Sedimente aus dem Neckar ist bei pH 7 nach ca. 1 Stunde abgeschlossen [171].

Der Befund, daß die Geschwindigkeit der Metalladsorption an nat ürliche Festoffe wesentlich langsamer erfolgt als an Metallhydroxide, kann vielf ältige Ursachen haben. Er f ührt insbesondere zur Frage, ob die Geschwindigkeit der Sortionsprozesse in der Natur durch die chemische Adsorptionsreaktion selbst oder durch den Massentransfer des Adsorbats zu den Sorptionsstellen bestimmt wird. Die Kinetik der Massentransferprozesse wird in Abschnitt 3.3.6 untersucht.

3.3.5 Lösungs- und Fällungsreaktionen

Die L'oslichkeit eines metallhaltigen Elektrolytes l'aßt sich allgemein durch folgende st'ochiometrische Reaktion beschreiben:

$$Me_m X_n(s) \rightleftharpoons m Me^{n+} + n X^{m-}$$
(3.3.33)

Dabei bezeichnet $Me_mX_n(s)$ die feste Mineralphase, Me^{n+} steht f`ur ein Metallkation und X^{n-} f`ur ein Anion in L``osung. Der Gleichgewichtszustand zwischen dem festen Niederschlag und der w``assrigen L``osung wird durch das *Eslichkeitsprodukt* K_{sp} charakterisiert. K_{sp} l``aßt sich bei kleinen Ionenst``arken ``uber die Konzentrationen des Metallkations [Me⁺] und des Anion [X^{m+}] ausdr``ucken:

$$K_{sp} = [Me^{n+}]^m [X^{m-}]^n$$
(3.3.34)

Der Zustand der S"attigung einer Elektrolytl"osung resultiert aus dem Vergleich des aktuellen *Io*nenaktivitätsproduktes IAP mit dem L"oslichkeitsprodukt. Im Falle geringer Ionenst"arken l"aßt sich das IAP n"aherungsweise "über die aktuellen (Index: act) Stoffkonzentrationen in der L"ösung ausdr"ücken:

$$IAP = [Me^{n+}]_{act}^{m} [X^{m-}]_{act}^{n}$$
(3.3.35)

Die L'osung ist 'übers' attigt f'ur IAP $>_{sp}K$ ges 'attigt f'ur IAP $= K_{p}$ und unters' attigt f'ur IAP $< K_{p}$. In Gegenwart von mehreren Anionen, die schwerl'osliche Metallsalze bilden, bestimmt derjenige Ligand mit dem niedrigsten L'oslichkeitsprodukt die L'oslichkeit des Metallions.

3.3.6 Charakteristische Zeitskalen der Massentransferprozesse

Auf den zur uckliegenden Seiten dieses Kapitels wurden die f ur den Transport von sorptiven Schadstoffen relevanten Prozesse beschrieben. Zur Beurteilung ihrer Relevanz im Gesamtsystem werden nun die charakteristischen Zeiten der Massentransferprozesse n äher beleuchtet.

Es werden zuerst die Gesetzm aßigkeiten zur Quantifizierung der Zeitskalen f ur die einzelnen Prozesse nacheinander betrachtet. Anschließend werden die charakteristischen Zeiten der verschiedenen Vorg ange miteinander verglichen. Dies geschieht beispielhaft f ur die Bedingungen, wie sie in den Stauhaltungen des Neckars vorliegen.

Abb. 3.12 gibt eine Übersicht "über die nachfolgend betrachteten Massentransferprozesse. Sie schließen die in diesem Kapitel erl"auterten und weitere, potentiell wichtige Vorg"ange [220, 232] ein. Hierzu z"ahlen: der Transport im Wasserk"orper (Advektion, Dispersion), der partikul"are Transport zwischen Wasserk"orper und Flußsohle (Sedimentation, Erosion), der diffusive gel"oste Transport in einem Grenzfilm "über Feststoffoberfl"achen (Filmdiffusion) und in por"osen Medien (Porendiffusion), der advektive Transport in der Flußsohle und der Transport durch Vermischungsprozesse in der Flußsohle (Bioturbation, turbulente Vermischung) [220].

Advektion im Wasserkörper Der Zeitmaßstab der Advektion t_{ADV} entspricht der mittleren Aufenthaltszeit eines Wasserteilchens in einem Flußabschnitt der L'ange L [40]:

$$t_{ADV} = \frac{L}{-u} \tag{3.3.36}$$

 t_{ADV} h'angt neben L von der mittleren Fließgeschwindigkeit \overline{u} auf der Fließstrecke ab und ist daher eine Funktion des Abflusses.

Längsdispersion Die charakteristische Zeit der L'angsdispersion *b* verh alt sich invers proportional zum longitudinalen Dispersionskoeffizienten:

$$t_D = \frac{L^2}{D_x} \tag{3.3.37}$$



Abb. 3.12: Transportmechanismen f[°]ur den Schadstofftransport und den Massentransfer von Schadstoffen zwischen Wasserk[°]orper, Schwebstoffen und Sediment, modifi ziert nach [220]

Sedimentation, Erosion Die Sedimentation von Schwebstoffen bewirkt einen Massentransfer von schwebstoffgebundenen Schadstoffen aus dem Wasser zur Flußsohle. Die Erosion hat umgekehrt eine Resuspension von partikul "aren Schadstoffen zur Folge. Der Zeitmaßstab der beiden Prozesse h"angt bei vorgegebener Bezugsh" ohe z nur von der Geschwindigkeit der Sohlaufh "ohung *subzw.* Sohleintiefung u_E ab. Beispielhaft kann f"ur die charakteristische Zeit der Erosion t_E geschrieben werden:

$$t_E = \frac{z}{u_E} = \frac{z\rho_b}{\dot{E}}$$
(3.3.38)

Eine Kopplung der Zeitmaßst abe der Transportvorg ange im Wasserk örper und im Sediment ist möglich über das Verhältnis aus der durch Advektion im Wasserk örper hervorgerufenen Schwebstofftransportrate $J_{s,ADV}$ und dem Sedimentationsstrom $J_{s,S}$:

$$\frac{J_{s,ADV}}{J_{s,S}} \approx \frac{uhbC_s}{v_s LbC_s} = \frac{h}{t_{ADV}v_s}$$
(3.3.39)

Setzt man dieses Verh"altnis gleich 1, so folgt f"ur die charakteristische Zeit der Sedimentation:

$$t_S = \frac{h}{v_s} = \frac{z \,\rho_b}{\dot{S}} \tag{3.3.40}$$

Filmdiffusion (externe Diffusion) Unter der Filmdiffusion versteht man den Transfer eines Adsorbats zwischen einer turbulenten "außeren Str"omung und einer Feststoffoberfl"ache f"ur den diffusionslimitierten Fall, in dem kein advektiver Transport senkrecht zur Oberfl"ache erfolgt [20]. Die charakteristische Zeit der Filmdiffusion t_{ED} w"achst mit der Dicke δ der diffusionskontrollierten Schicht (*diffusiver Grenzfilm*) "über der Feststoffoberfl"ache an und nimmt mit anwachsendem molekularen Diffusionskoeffizienten des Adsorbats ab [220, 232]:

$$t_{ED} \approx \frac{\delta^2}{2D_m} \tag{3.3.41}$$

Molekulare Diffusionskoeffizienten betragen typischerweise $10^{-10} \div 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ [27]. An der Sediment-Wasser-Grenze kann δ mit Hilfe der Schmidt-Zahl $Sc = \nu/D_m$, die das Verh"altnis aus Impuls- und Massendiffusivit"at ausdr"uckt [122], zur Dicke δ der viskosen Unterschicht in Beziehung gesetzt werden: $\delta = \delta_{\nu}/\sqrt[3]{Sc}$ [255]. Die Dicke der viskosen Unterschicht betr"agt $\delta = k_1\nu/u_*$ [224], wobei f"ur eine glatte Sohle $k_{\rm I} = 5$ und f"ur eine rauhen Sohle $k_{\rm I} = 11, 6$ angenommen werden kann [224, 256]. Betrachtet man Suspensa, so h"angt die Dicke des diffusiven Grenzfilms von den turbulenten Strukturen der Str"omung im Mikromaßstab ab. Nach SCHWARZENBACH (1993) [232] stellt der Durchmesser der Schwebstoffe in erster N"aherung ein geeignetes L"angenmaß f"ur δ dar.



Abb. 3.13: Poren- und Filmdiffusion am Beispiel eines Schwebstoffaggregats, nach [232]

Porendiffusion (interne Diffusion, Matrixdiffusion) Suspendierte und abgelagerte nat ürliche Feststoffe sind heterogen und por os aufgebaut (Abb. 3.13); mineralische Einzelk örner und Ton-

pl'attchen enthalten Mikroporen, sie aggregieren zusammen mit organischen Substanzen zu gr'oßeren Flocken und besitzen metalloxidische oder organische Überz'uge. Unter der Porendiffusion versteht man den diffusiven Massentransfer im Inneren von solchen por ösen Medien. Unter folgenden Annahmen haben WU & GSCHWEND (1986) [301] die Geschwindigkeit der Porendiffusion f'ur Schwebstoffe und FORMICA et al. (1988) [77] f'ur Flußsohlen modellhaft beschrieben. Das por öse Medium ist homogen aufgebaut, an den Adsorptionsstellen stellt sich ein Verteilungsgleichgewicht ein, die Sorption gehorcht einer linearen Adsorptionsisothermen. Die charakteristischen Zeiten, in denen der Massentransfer zwischen Außenl'ösung und dem Adsorbens zur H'alfte abgeschlossen ist, berechnen sich wie folgt [220, 232, 301]:

$$t_{ID} \approx \frac{ln2}{0,12} \frac{d^2}{D_{eff}} \qquad \text{f`ur Schwebstoffe} \qquad (3.3.42)$$

$$t_{ID} \approx \frac{z^2}{4D_{eff}} \qquad \text{f`ur eine Flußsohle} \qquad (3.3.43)$$

Der Durchmesser der Schwebstoffe d oder eine Bezugstiefe z im Sediment stellen die jeweiligen L'angenmaßst abe dar. Der effektive Diffusionskoeffizient Q_{ff} ber ucksichtigt, daß die Diffusionsgeschwindigkeit in einem por osen Medium durch das Kornger ust und durch die sorptionsbedingte Retardation des Adsorbats verringert wird:

$$D_{eff} = \frac{\phi f D_m}{\phi + K_d (1 - \phi) \rho_k}$$
(3.3.44)

 D_{eff} h'angt von der Korndichte ρ_k , einem mikroskopischen Verteilungskoeffizienten K_d , der Porosit ät ϕ und einem Porengeometriefaktor f ab. K_d beschreibt das lokale Sorptionsgleichgewicht im Inneren des por ösen Mediums. Die Porosit ät ϕ bezeichnet den Volumenanteil Wasser V am Gesamtvolumen V_{tot} des por ösen Mediums: $\phi = V_w/V_{tot}$ [232]. Der Porengeometriefaktor f ber ücksichtigt den geschl'angelt verlaufenden und daher l'ängeren Diffusionsweg zwischen zwei Punkten in einem Porenraum (Tortuosit ät) und die Behinderung der Diffusion durch Engp'ässe der Porenkan äle (Konstruktivit ät) [27]. Der Porengeometriefaktor kann "über die Porosit ät abgesch ätzt werden: $f = \phi^n$ mit $n = 1 \div 2$ [270]. BOUDREAU (1997) [27] gibt einen Vergleich "über empirische Formeln f'ur den Porengeometriefaktor. Die Gr'öße von effektiven Diffusionskoeffizienten h'ängt in starkem Maße von der Sorptionsst ärke des betrachteten Adsorbats ab. Bei einem Verteilungskoeffizienten von $10^4 1 \text{kg}^{-1}$ liegt D_{eff} in der Gr'ößenordnung $10^{-16} \div 10^{-15} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ [232].

Porendiffusion über Kolloide Unter nat ürlichen Kolloiden faßt man den Anteil an der organischen Substanz zusammen, der größer ist als organische Molek üle (> 2 nm), aber nicht über 0,45 μ m Filtration zur ückgehalten wird [220]. Nat ürliche Kolloide bestehen in Binnengew ässern haupts ächlich aus Humins äurepolymeren, die verschiedene funktionelle Gruppen tragen und zumeist negativ geladen sind [91]. Sie können Spurenmetalle und organische Schadstoffe binden [82, 232]. Der Schadstofftransport über Kolloide ist in Sedimenten von vergleichsweise großer Bedeutung, da das Porenwasser wesentlich mehr gelöste und kolloidale organische Substanzen enthält als das oxische Freiwasser [258]. Die charakteristische Zeit der durch nat ürliche Kolloide unterst ützen Porendiffusion eines Stoffes kann über Gl. (3.3.43) berechnet werden, wobei der Einfluß der Kolloide im effektiven Diffusionskoeffizienten D_{eff}^{c} ber ucksichtigt wird [220]:

$$D_{eff}^{c} = \frac{\phi f \left(D_{m} + D_{m}^{c} K_{d}^{c} C_{c} \right)}{\phi + K_{d} \left(1 - \phi \right) \rho_{k} + \phi K_{d}^{c} C_{c}} \qquad \text{mit} \qquad C_{c} = \frac{f_{DOC} (1 - \phi) \rho_{k}}{\phi + K_{d}^{OC} \left(1 - \phi \right) \rho_{k}}$$
(3.3.45)

In D_{eff}^c gehen zus atzlich zu den in Gl. (3.3.44) verwendeten Größen der Kolloid/Wasser-Verteilungskoeffizient K_d^c des betrachteten Schadstoffs sowie der molekulare Diffusionskoeffizient D_m^c und die Konzentration C_c der Kolloide ein. f_{DOC} bezeichnet den Massenanteil an gelöstem organischen Kohlenstoff (*DOC*) pro Trockenmasse Sediment und K_d^{OC} den Sediment/Wasser-Verteilungskoeffizienten der organischen Substanz. REIBLE (1991) [220] berechnet, daß die Porendiffusion in nat urlichen Sedimenten für extrem hydrophobe Schadstoffe (log $K_d > 6$) durch den kolloidalen Transport um mindestens eine Größenordnung beschleunigt wird und für Stoffe mit log $K_d^c \approx 4$ um mindestens 40%.

Advektiver Transport zum Grundwasser In Flußstauhaltungen herrschen im Oberwasser der Staubauwerke hydraulische Gradienten Δh zum umliegenden Grundwasser vor. Diese können je nach Stauh öhe mehrere Meter erreichen. Sie induzieren einen Infiltrationsstrom in den umliegenden Aquifer. Die Infiltrationsgeschwindigkeit wird dadurch limitiert, daß die Flußsohle in Staur aumen durch die Ablagerung und Konsolidierung von feink örnigen Sedimentablagerungen kolmatiert. Die hydraulischen Leitf ähigkeiten k_f betragen in konsolidierten Kolmationsschichten mit geringen Sandanteilen $2 \cdot 10^{-7}$ m s⁻¹ bis $5 \cdot 10^{-7}$ m s⁻¹ und in tonig-schluffigen Flußsohlen ohne Sandanteile 10^{-8} m s⁻¹ bis 10^{-7} m s⁻¹ [228]. Die hydraulischen Leitf ahigkeiten von sandigkiesigen Porengrundwasserleitern liegen um mehrere Gr
ößenordnungen über diesen Werten. Die Fließstrecke Δz , auf der das Potentialgef alle zwischen Fluß und Aquifer abgebaut wird, entspricht daher n"aherungsweise der M"achtigkeit der in den Staur"aumen abgelagerten Feinsedimente. Die Filtergeschwindigkeit u_f des Infiltrationsstroms kann "über das Darcy-Gesetz ($u_f = k_f \Delta h / \Delta z$) berechnet werden. Die zugeh örige Abstandsgeschwindigkeit betr agt $\mu \approx u_f/\phi$. Die charakteristische Zeit t_{PW} des advektiven Transports eines sorptiven Schadstoffs im Porenwasser durch eine Schicht der Mächtigkeit z wächst mit kleiner werdenden Abstandsgeschwindigkeiten und zunehmender Retardation des Schadstoffs durch Sorptionsprozesse an [220]:

$$t_{PW} = \frac{z}{u_a} \left(K_d \left(1 - \phi \right) \rho_k + \phi \right) \tag{3.3.46}$$

Advektion durch lokale Druckunterschiede Lokale Druckunterschiede entstehen bei einer deformierten Flußsohle, und zwar durch die unterschiedliche Anströmung in Luv und Lee von Transportkörpern. Die charakteristische Zeit des advektiven Transportes bei Durchsickerung eines Transportkörpers kann über Gl. (3.3.36) beschrieben werden. Die Filtergeschwindigkeit berechnet sich in diesem Fall wie folgt [220]:

$$u_f = k_f \frac{\Delta P_{TK}}{\rho_w g L_{TK}} \qquad \text{mit} \qquad \Delta P_{TK} = 0,25 \,\rho_w u^2 \left(\frac{h_{TK}}{h}\right)^{3/8} \tag{3.3.47}$$

Der Druckunterschied ΔP_{TK} zwischen der Anströmseite und dem Strömungsschatten eines Transportkörpers ist proportional zum dynamischen Druck $(0, 5 \rho_w u^2)$. Er hängt dar über hinaus von dem Verhältnis zwischen der Transportkörperhöhe_T/_K und der Abflußtiefe *h* ab. In Flüssen gilt dabei: $h/h_{TK} \le 0, 25 \div 0, 3$ [181, 292].

Bioturbation Hierunter versteht man die Mischungsprozesse, die durch die Tätigkeit von Organismen in den Sedimenten hervorgerufen werden. In marinen küstennahen Schlicksedimenten können die Porenwasserflüsse nahe der Sediment-Wasser-Grenze durch Bioturbation maximal um das 20fache gegenüber den molekular-diffusiven Flüssen verstärkt werden [20, 55]. In Binnengewässern ist die Tätigkeit des Makrozoobenthos im Vergleich dazu wesentlich geringer. Daher kann angenommen werden, daß der Zeitmaßstab der Bioturbation maximal eine Größenordnung kleiner ist als t_{ID} .

Turbulente Vermischung an der Flußsohle Die in Abschnitt 3.2.6 beschriebene Kornbewegung an der Flußsohle entspricht einem Vermischungsprozeß, der die Geschwindigkeit der Einlagerung von sorptiven Schadstoffen in die Gewässersohle und der Desorption von Schadstoffen aus der Flußsohle beeinflußt. Bei deformierter Sohle kann die charakteristische Zeit der turbulenten Vermischung über die Zeit abgeschätzt werden, die zur Verlagerung des Dünenkörpers um eine Transportkörperlänge I_{K} benötigt wird. Sie ergibt sich aus dem Verhältnis zwischen dem mobilen Dünenvolumen pro Breiteneinheit ($\alpha h_{TK} L_{TK} (1 - \phi)/2$) und dem volumetrischen Partikelstrom ($u_{TK} C_{TK} 2d$), der sich entlang der Sohle als Geschiebe bewegt:

$$t_{TK} = \alpha h_{TK} L_{TK} \frac{1 - \phi}{4 u_{TK} C_{TK} d}$$
(3.3.48)

Der Faktor $\alpha = 0,7$ ber ücksichtigt, daß nur 70% des Transportk örpervolumens mobil sind. In Gl. (3.3.48) wird gem "aß EINSTEIN (1950) [69] angenommen, daß die mobile Deckschicht des Transportk örpers nur zwei Kornlagen m "achtig ist. \mathcal{C}_K bezeichnet die Partikelvolumenkonzentration in dieser Schicht. REIBLE (1991) [220] und MOHRIG & SMITH (1996) [181] geben N "aherungsformeln f "ur \mathcal{C}_K und f "ur die Geschwindigkeit u_{TK} der Geschiebebewegung.

Vergleich der charakteristischen Zeitskalen

Die charakteristischen Zeiten der erläuterten Transportvorg ange werden für einen fiktiven Schadstoff mit einem molekularen Diffusionskoeffizienten von $D_m = 5 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ und einem K_d -Wert von 10^4 lkg^{-1} verglichen (Abb. 3.14). In Anlehnung an das Fallbeispiel in Kapitel 5 wird ein gestauter Flußabschnitt von 11 km Länge betrachtet. Die mittlere Aufenthaltszeit eines Wasserteilchens in der betrachteten Stauhaltung variiert zwischen fünf Tagen bei Niedrigwasser (NQ) und einer Stunde bei Hochwasser (HQ). Der Zeitmaßstab der Längsdispersion ist um zwei Größenordnungen größer als derjenige der Advektion.

Nimmt man f'ur die Sinkgeschwindigkeit der Schwebstoffe einen charakteristischen Wert von 10^{-5} m s^{-1} an, so ist die Sedimentation bei mittleren Strömungsgeschwindigkeiten von $u(MQ) = 0,2 \text{ m s}^{-1}$ um eine Größenordnung langsamer als der advektive Transport im Wasserkörper. Bei


Abb. 3.14: Charakteristische Zeiten der Massentransferprozesse für einen Schadstoff mit einem Verteilungskoeffi zienten von 10⁴ 1kg⁻¹ bei einer Fließstrecke von 11 km und einer Bezugshöhe im Flußbett von 1 mm.

einer sedimentativen Sohlaufh öhung von ca. 0,05 m pro Jahr berechnet sich "über Gl. (3.3.40) eine Bezugsh öhe von z=1 mm als L"angenmaß f"ur die Massentransferprozesse an der Flußsohle. Im Vergleich zur Sedimentation sind die erosiven Massenstr" ome um mehrere Gr"oßenordungen gr"oßer. Sie liegen typischerweise im Bereich von wenigen Millimetern pro Stunde.

F'ur die Sorption von Schadstoffen an Schwebstoffe stellt der diffuse Grenzfilm auf der Oberfl'ache der Suspensa kein großes Hindernis dar. Die Filmdiffusion l'auft selbst f'ur gr'oßere Schwebstoffaggregate mit einem Durchmesser von 100 μ m im Sekundenmaßstab ab. Die Porendiffusion ist f'ur Schadstoffe mit hohen Verteilungskoeffizienten im Vergleich zur Filmdiffusion ein langsamer Prozeß, dessen Zeitskala stark von der Gr'oße der Suspensa abh'angt. Bei einem effektiven Diffusionskoeffizienten von $5 \cdot 10^{-16} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ und einem mittleren Durchmesser der Schwebstoffe von 20 μ m betr'agt die charakteristische Zeit der internen Diffusion ca. 1 bis 2 Stunden. Die Existenz einer schnellen Sorption an der Oberfl'ache von Schwebstoffen und einer langsameren Sorption im Aggregatinneren wurde auf der Basis von Sorptionsexperimenten von BENJAMIN & LECKIE (1981) [18] postuliert.

Ähnlich wie f^{*}ur die Schwebstoffe berechnet l^{*}auft die Filmdiffusion an der Flußsohle um Gr^{*}oßenordnungen schneller ab als die interne Diffusion im Flußbett. F^{*}ur den diffusiven Grenzfilm ^{*}uber der Sediment-Wasser-Grenze resultieren in schwach turbulenter Str^{*}omung ($u_k(NQ) = 0,002 \text{ m s}^{-1}$) Abmessungen von mehreren 100 μ m. Bei stark turbulenter Str^{*}omung ($u_k(HQ) = 0,2 \text{ m s}^{-1}$) liegt δ in der Gr^{*}oßenordnung von wenigen Mikrometern. Die Sorption an der Oberfl^{*}ache der Flußsohle kann daher als spontan ablaufender Prozeß aufgefaßt werden. F^{*}ur die interne Diffusion im Flußbett wurde, Naturmessungen im Neckar folgend, davon ausgegangen, daß die Porosit at der Flußsohle direkt unterhalb der Sediment-Wasser-Grenze sehr hoch ist: $\phi = 0,72 \div 0,85$ [137, 173]. Selbst in solchen schwach konsolidierten Decksedimenten ben ötigt die Porendiffusion über die betrachtete mm-dicke Sedimentschicht charakteristische Zeiten im Bereich von einigen Jahren. Dies ist vor allem auf die Schadstoffretardation durch Sorption an Sedimentpartikel zur ückzuf ühren.

F'ur die advektiven Transportprozesse im Interstitial sind die Permeabilit'at der Sedimentschichten und die vorherrschenden Potentialgradienten von entscheidender Bedeutung. Der advektive Transport zum Grundwasser verl'auft bei hydraulischen Leitf ahigkeiten von 10^8 m s^{-1} bis 10^{-7} m s^{-1} , einer Stauh ohe von 8 m und einer M'achtigkeit der kolmatierten Flußsohle von 1 m langsam. Die Filtergeschwindigkeiten betragen etwa 2,5 bis 25 cm pro Jahr. Eine tiefgr"undige Kontamination der Flußsohle erfordert bei sorptiven Schadstoffen geologische Zeitr"aume. Die Migrationsgeschwindigkeit eines Schadstoffe mit $K_d = 10^4 1 \text{kg}^{-1}$ betr"agt ca. 1 mm pro Jahr.

Die Durchströmung von Transportkörpern hängt von den Abmessungen und der Permeabilität der Sohldeformationen sowie von den Strömungsbedingungen ab. Für $h_K = 0, 2$ m, $L_{TK} = 4$ m und $k_f = 10^{-4}$ m s⁻¹ resultieren bei einer Wassertiefe von 5 m Filtergeschwindigkeiten zwischen 3 mm pro Jahr bei Niedrigwasser und 4 mm pro Stunde bei stark erhöhtem Abfluß. Da die Flußsohle in den Verlandungszonen von gestauten Fließgewässern aus schluffig-tonigen Feinsedimenten mit einer vergleichsweise glatten Oberfläche besteht und die Strömung dort nur bei erhöhtem Abfluß überkritische Werte erreicht, trägt die Durchströmung von Transportkörpern in staubeeinflußten Flußabschnitten zum Schadstoffaustausch an der Sohle nur wenig bei.

Die Bioturbation l'auft in einem "ahnlichen Zeitmaßstab ab wie die molekulare Porendiffusion. Sie ist daher in Flußstauhaltungen im Vergleich zu anderen Massentransferprozessen von untergeordneter Bedeutung. Die turbulente Vermischung h"angt bei beweglicher Flußsohle nach Gl. (3.3.48) von der Gr"oße der Sohldeformationen und der Intensit" at der Sedimentbewegung ab. Im Falle ausgebildeter Transportk" orper von 0,5 m bei stark "überkritischer Str" omung betragen die charakteristischen Zeiten des Massentransfers f"ur z=1 mm ca. eine Stunde. Bei gestautem Abfluß ist die Sedimentbewegung gering und die Geschwindigkeit der hydrodynamischen Vermischung an der Gew"assersohle um Gr"oßenordnungen langsamer als in einem freifließenden Gew"asser.

3.3.7 Konsequenzen f[•]ur die modellhafte Beschreibung

Aus dem Vergleich der Zeitskalen folgt, daß der Massentransfer im Wasserk örper durch Advektion und Längsdispersion, die Sedimentation und die Erosion im Simulationsmodell ad aquat beschrieben werden müssen. In Hinblick auf die Sorptionsprozesse lassen sich folgende Schlußfolgerungen ziehen:

Die Massentransferprozesse zu den Feststoffoberflächen laufen wesentlich schneller ab als diejenigen innerhalb von por ösen Feststoffmatrizes. Die Porendiffusion in Schwebstoffaggregaten verläuft hierbei in einem ähnlichen Zeitmaßstab ab wie die Advektion. Die Kinetik der Matrixdiffusion in der Flußsohle hängt sehr stark von den Vermischungsvorgängen an der Sohle und damit von den Strömungsbedingungen ab. In gestauten Flußabschnitten mit geringer Transportkapazit at der Strömung ist die Schicht an der Flußsohle, die an Sorptionsprozessen beteiligt ist, geringmächtig.

Vergleicht man die "außere Berandung der Flußsohle und der Suspensa miteinander, so stellen Schwebstoffe bei einem charakteristischen Durchmesser von $d = 20 \,\mu\text{m}$ und einer geringen Konzentration von $C_s = 20 \text{ gm}^{-3}$ eine um etwa das 20fache gr"oßere nominelle Oberfl"ache zur Verf"ugung als die Flußsohle. Bei "ahnlichen Adsorptionseigenschaften von suspendierten und abgelagerten Feststoffen sind daher die Schwebstoffe bei Niedrig- und Mittelwasser maßgebend f"ur die Sorption von Schadstoffen in Stauhaltungen. Bei erh"ohtem Abfluß steigt vor allem durch turbulente Vermischung das am Schadstoffaustausch beteiligte Volumen der Flußsohle stark an.

F[°]ur die Adsorption an Schwebstoffe ist relevant, daß die Porendiffusion in einer [°]ahnlichen Zeitskala abl[°]auft wie die Advektion. Dieser Prozeß sollte daher nicht mit einem Gleichgewichtsansatz, sondern mit einem kinetischen Ansatz beschrieben werden.

Die Sorption von Schadstoffen an der Flußsohle wird durch eine Vielzahl von Einzelprozessen beeinflußt. Dabei sind die molekulare Diffusion im Sediment, der Porenwasserfluß durch hydraulische Gradienten zwischen Fluß und Grundwasser und die Bioturbation f^{*}ur den Massentransfer von geringer Bedeutung. Aufgrund des mangelhaften Kenntnisstandes erscheint es zum jetzigen Zeitpunkt nicht sinnvoll, zwischen den einzelnen Massentransferprozessen ^{*}uber und in der Flußsohle zu unterscheiden. Vielmehr empfiehlt sich ein einfacher kinetischer Austauschterm, der die verschiedenen Massentransferprozesse und die Sorptionskinetik beinhaltet. Das an den Sorptionsprozessen beteiligte Volumen der Flußsohle h^{*}angt dabei offensichtlich stark von der Ausbildung von Transportk^{*}orpern ab.

Die unterschiedlich schnelle Kinetik von Film- und Porendiffusion legt nahe, den Filmtransport und die Oberfl"achenadsorption getrennt von der Porendiffusion und der Adsorption in den por "osen Medien zu beschreiben [50]. Gegen eine solche getrennte Beschreibung der Sorptionsprozesse spricht die Tatsache, daß neben den Massentransferprozessen die Kinetik der Sorptionsreaktionen in unterschiedlichen Zeitskalen abl"auft. Eine Steigerung der Komplexit"at der Modellstruktur ist nur bei ausreichender Information "über die Geschwindigkeit aller stattfindenden Transport- und Reaktionsprozesse sinnvoll.

Innerhalb des im folgenden Kapitel erl'auterten Simulationsmodells wird aufgrund fehlender Meßdaten nur eine einstufige Kinetik zur Beschreibung der Sorptionsprozesse an den Schwebstoffen und der Flußsohle implementiert. Das Verteilungsgleichgewicht zwischen der L'ösung und den Festphasen wird dabei mit dem K_d -Konzept beschrieben. Aussschlaggebend hierf ür ist zum einen der vergleichsweise geringe numerische Aufwand, den die Realisierung eines K_d -Konzeptes innerhalb der Transportberechnung bereitet (lineares Gleichungssystem). Zum anderen haben experimentelle Untersuchungen zur Cd-Sorption an Neckarsedimenten ann ähernd linear verlaufende Adsorptionsisothermen geliefert [171]. Die Steigung der Isothermen und damit das Ausmaß der Cd-Festlegung waren allerdings stark pH-abh ängig [172]. Der Konkurrenzeinfluß von Protonen und Calciumionen auf die Cd-Sorption im Neckar wird getrennt von der Transportsimulation mit einem Oberfl ächenkomplexmodell untersucht (Abschnitt 5.2.3).

Kapitel 4

Strömungs- und Transportmodell

4.1 Übersicht "uber bestehende Simulationsmodelle

ESSER et al. (1986) [72], ZIELKE et al. (1996) [309], LfU (1996) [156] und BMU (1997) [24] geben Übersichten "über verf"ugbare G"utemodelle f"ur Fließgew "asser. Die dort aufgef" ührten Rechenmodelle beschreiben gr"oßtenteils die Ausbreitung von gel" osten Wasserinhaltsstoffen oder Schwebstoffen. Nur wenige Modelle simulieren den Transport von Schwebstoffen, gel" osten und partikul" ären Schadstoffen inklusive der Sorptionsprozesse. Solche Modelle betrachten h"aufig die H"ohenlage der Sedimentoberfl" äche als zeitlich unver "anderlich [193], oder sie ber "ücksichtigen den geschichteten Aufbau von Sedimenten nicht [198, 199] oder nur in grober Weise [4]. Die Konsolidierung von Sedimentablagerungen wird nur in wenigen F"allen [53, 65] beschrieben. Keines der existierenden Modelle ist bislang in der Lage, die Einlagerung von Schadstoffen in die Flußsohle mit hinreichend hoher vertikaler Aufl" osung der Sedimentschichten wiederzugeben.

Eine feinschichtige Aufl'osung des Flußbetts ist jedoch erforderlich, um die Dokumentationsfunktion der Flußsedimente gegen über Schadstoffemissionen im Langzeitverhalten wiedergegeben zu k'onnen. Besondere Bedeutung ist der vertikal aufgel'osten Aufschl'usselung der Flußsohle dadurch beizumessen, daß Hochwasserereignisse mehrere Dezimeter tief in die Ablagerungen erosiv einschneiden k'onnen und dabei die in den erodierten Sedimentschichten gespeicherten Schadstoffe resuspendieren.

4.2 Zielsetzung

Das Strömungs- und Transportmodell COSMOS (<u>CO</u>ntaminant and <u>S</u>ediment Transport <u>MO</u>delling <u>S</u>ystem) wurde mit dem Ziel erstellt, das Transportverhalten von sorptiven Schadstoffen in Fließgew ässern quantitativ zu beschreiben. Das Simulationsmodell wurde für Anwendungsfälle konzipiert, in denen der Verbleib von gel östen oder partikul ären Schadstoffen nach einer kurzzeitigen Stoßbelastung, z.B. Unfallsituation, Havarie oder Versp ülen von ausgebaggerten Sedimentaltlasten, oder bei einer dauerhaften Einleitung über Zeitr äume von bis zu einigen Jahrzehnten untersucht werden soll. Als Einsatzfeld des Rechenprogramms sind mittel- und großskalige Fließstrecken von typischerweise 10 km bis 200 km, wie z.B. eine Stauhaltungskette, vorgesehen. Nahfeldprobleme, bei denen Strömungs- und Vermischungsprozesse in vertikaler oder lateraler Richtung relevant sind, sollen mit dem erstellten numerischen Modell nicht untersucht werden. Für Fragestellungen, bei denen der Transport von Feststoffen und partikul är gebundenen Schadstoffen interessiert, spielt die Gew asserschle als Sediment- und Schadstoffspeicher eine entscheidende Rolle. Bei der Entwicklung des Simulationsmodells wurde daher besonderen Wert darauf gelegt, das Flußbett als eigenes Kompartiment im Modell zu beschreiben und die Austauschprozesse zwischen Sediment- und Wasserk örper zu ber ücksichtigen.

Die Grundlagen des Modells COSMOS gehen auf WESTRICH (1989) [293], WESTRICH & HAM (1990) [295] und WESTRICH et al. (1991) [296] zur ück. Das aus diesen Arbeiten hervorgegangene Stofftransportmodell wurde mit einem von KOHANE (1989) [143] erstellten Strömungsmodell verkn üpft und f ür die Fragestellungen in dieser Arbeit in großen Teilen erweitert und modifiziert [57, 294].

4.3 Modellanforderungen und -konzeption

Generell lassen sich wissenschaftliche, numerische und technische Anforderungen an Simulationsmodelle stellen [222].

Wissenschaftliche Anforderungen: Reduktion auf die f⁻ur die Problemstellung maßgeblichen Kompartimente, Programmvariablen und Prozesse; Dimensionalit⁻at; Adaption des Simulationsmodells an verf⁻ugbare Meßdaten (Kalibrierbarkeit der Modellparameter)

Numerische Anforderungen: Konsistenz, Konvergenz, Stabilit^{*}at und Genauigkeit des numerischen Verfahrens; effiziente Algorithmen

Technische Anforderungen: Handhabbarkeit; modularer Programmaufbau; Schnittstellen zur tabellarischen und graphischen Ausgabe; Programmdokumentation

Die nachfolgende Diskussion orientiert sich an den wissenschaftlichen Anforderungen, die aus der Zielsetzung für die Modellbildung resultieren. Zus ätzlich wird eine numerische Anforderung zur Steigerung der numerischen Effizienz gestellt (Berechnungsmodus).

Kompartimente In aquatischen Systemen stellen L'osungs- und Festphasen f'ur nicht- und schwachfl'uchtige Schadstoffe die wichtigsten Kompartimente dar. F'ur Fl'usse bietet sich in Hinblick auf die Schadstoffausbreitung eine weitere Differenzierung in den Wasserk orper als mobile, f'ur die Schadstoffausbreitung verantwortliche Zone und das Flußbett (immobile Zone) an (Abschnitt 2.3). Betrachtet man den Wasserk orper und die Flußsohle als homogen durchmischt, so k'onnen vier Kompartimente definiert werden (Abb. 4.1):

- Festphase im Wasserk örper (Schwebstoffe)
- L'osungsphase im Wasserk orper (Flußwasser)
- Festphase im Flußbett (Sedimentmatrix)
- L'osungsphase im Flußbett (Porenwasser, Interstitial)



Abb. 4.1: Kompartimente des Schadstofftransportmodells

In der Flußsohle ist der Volumenanteil Festphase innerhalb eines betrachteten Einheitsvolumens "ublicherweise um drei bis f"unf Gr"oßenordnungen gr"oßer als im Wasserk"orper. F"ur die Verteilung von sorptiven Schadstoffen im Flußbett bedeutet dies, daß die im Interstitial gel"osten Schadstoffanteile gegen "uber den an die Sedimentmatrix gebundenen Anteilen "außerst klein sind $\tilde{F}_w \approx 0$ (Tab. 3.2). Dar "uber hinaus hat der Vergleich der Zeitskalen der Massentransferprozesse in Abschnitt 3.3.6 gezeigt, daß der diffusive und advektive Transport von sorptiven Schadstoffen im Porenwasser im Vergleich zu den Vermischungsprozessen und der Sorption an der Sedimentoberfl"ache langsam ablaufen. Die L"osungsphase im Flußbett wird daher bei der Konzeption des Simulationsmodells nicht ber "ucksichtigt. Die Vernachl" assigung des Sedimentporenwassers ist f"ur nichtoder schwach adsorbierende Schadstoffgruppen nicht zul"assig.

Im Wasserk örper gew ährleistet die Turbulenz eine gute Durchmischung. Die feine Verteilung der Festphase als Dispersion im umgebenden Fluid bedeutet, daß die Austauschfl äche zwischen Schwebstoff- und Flußwasserkompartiment sehr groß ist. Der Stoffaustausch zwischen diesen beiden Kompartimenten und dem Flußbett beschr änkt sich hingegen r äumlich auf eine enge Kontaktzone an der Sediment-Wasser-Grenze. Eine oberfl ächennahe, durch angreifende Str ömungskr äfte durchmischte Schicht des Flußbetts (Vermischungsschicht) steht im Austausch mit den Kompartimenten des Wasserk örpers und kann von tieferen Bereichen des Flußbetts abgegrenzt werden.

Prozesse Nach Festlegung der Kompartimente lassen sich nun folgende Prozesse festschreiben, die das numerische Modell ber ücksichtigen muß:

• Simulation der Transportmechanismen, die die Verlagerung von gel"osten und partikul"ar gebundenen Schadstoffen im Wasserk"orper bestimmen (Str"omung, Schwebstofftransport)

4.3. Modellanforderungen und -konzeption

- Erfassung der Stoffaustauschvorg ange zwischen der gel osten Phase und den partikul aren Phasen (Schwebstoffe, Flußbett) durch geeignete sorptionskinetische Ans atze (E1 und E2 in Abb. 4.1)
- Quantitative Beschreibung des Stoffaustauschs durch Sedimentumlagerung an der Gew assersohle (E3 in Abb. 4.1)
- Simulation eines geschichteten Flußbetts in seiner zeitlichen Entwicklung unter Ber ucksichtigung der aus sedimenthydraulischer Sicht (Ver anderung der Erosionsstabilit at durch Sedimentkonsolidierung) und schadstoff okologischer Sicht (Sediment als Schadstoffspeicher) wichtigen Parameter und Prozesse
- R'uckwirkung der Sedimentumlagerung auf die Str'omung durch Anpassung der Geometrie der Fließquerschnitte. Hierbei wird vorausgesetzt, daß die morphologischen Ver anderungen an der Flußsohle gegen über der Zeitschrittweite so langsam vor sich gehen, daß der hydraulische und der sedimentologische Teil entkoppelt voneinander berechnet werden k'onnen.

Dimensionalität Die Strömungs- und Transportprozesse im Wasserkörper werden mit horizontal-eindimensionalen Ansätzen beschrieben. Die Motivation hierfür liegt erstens im Einsatzfeld des Modells (längere Fließstrecken). Zweitens steht nur eine begrenzte Fülle an Naturmeßdaten für eine Modellkalibrierung zur Verfügung, was den Einsatz höherdimensionaler Ansätze häufig nicht rechtfertigt. Drittens sind im Anwendungsfall die für die Schiffahrt ausgebauten Fließquerschnitte des Neckars vergleichsweise regulär, wenig komplex und in den morphologisch relevanten Flußabschnitten, den Stauräumen im Oberwasser der Wehre, zeitlich nahezu konstant und damit überflutungsfrei. Dort dominieren longitudinale und zeitliche Gradienten von Strömungsund Transporteigenschaften im Wasserkörper deutlich über den lateralen Gradienten innerhalb der Fließquerschnitte.

Der geschichtete Aufbau des Flußbetts wird in Form eindimensional-vertikaler Sediments "aulen realisiert. Jedes Kontrollvolumen, an dem der horizontale Stofftransport im Wasserk "orper berechnet wird, ist mit einer solchen Sediments "aule verkn "upft. Ein horizontaler Stoffaustausch zwischen benachbarten Sediments "aulen, wie z.B. der horizontale Transport stark verfl" ussigter Schlamm-schichten an der Sedimentoberfl" ache (engl. *fluid mud*), kann mit dem gew "ahlten Modellkonzept nicht beschrieben werden.

Berechnungsmodus Hydrologische Zeitreihen bestehen aus einer Abfolge von Niedrig- und Hochwasserperioden. Niedrigwasserperioden stellen vergleichsweise langfristige Zeitintervalle mit nahezu konstanten Abfluß- und Transportbedingungen dar. Hochwasserperioden sind zwar in der Regel von kurzer Dauer, sie besitzen jedoch große Bedeutung für die Stoffflüsse. Insbesondere für Simulationen über lange Zeitintervalle kann der Bedarf an Rechenzeit dadurch immens reduziert werden, daß lediglich die Hochwasserperioden instation är, Niedrigwasserperioden hingegen quasistation är berechnet werden. Quasistation är bedeutet hierbei, daß zwar die zeitliche Ver änderlichkeit der oberstromigen Randbedingungen in Form von Ganglinien ber ücksichtigt wird, jedoch die station ären Formulierungen der Differenzengleichungen numerisch gel öst werden. Zur Umsetzung dieser Vorstellung sind jeweils station äre und instation äre Programmmodule zu entwickeln.

4.4 Beschreibung des Simulationsmodells

Das numerische Modell besteht im wesentlichen aus vier Teilkomponenten (Abb. 4.2):

- (1) Das *Strömungsmodell* berechnet die beiden f[°]ur den Transport relevanten hydraulischen Gr[°]oßen Str[°]omungsgeschwindigkeit *u* und Wasserspiegelh[°]ohe *h* unter Ber[°]ucksichtigung der Gerinnegeometrie.
- (2) Das *Schwebstofftransportmodell* ermittelt anschließend die Schwebstoffkonzentrationen C_S im Modellgebiet für einen repräsentativen Korndurchmesser. Zusätzlich werden die Erosionsraten \dot{E} und die Sedimentationsraten \dot{S} bestimmt.
- (3) Das *Sedimentschichtenmodell* beschreibt die Neubildung von Sedimentschichten infolge Sedimentation oder deren Aufl⁻osung infolge Erosion, die Konsolidierung und Alterung von Sedimentschichten sowie die turbulente Einmischung von adsorbierenden Schadstoffen in die oberfl⁻achennahe Vermischungsschicht des Sedimentes. Die kritischen Erosionsschubspannungen der Sedimentschichten $\tau_{c,E}$ werden f⁻ur das Schwebstofftransportmodell zur Berechnung von Erosionsraten bereitgestellt. Die R⁻uckwirkung der Sedimentumlagerungsprozesse auf die Str⁻omungsverh⁻altnisse wird ber⁻ucksichtigt, indem Sohlh⁻ohenver⁻anderungen *dz* auf die Querprofildaten ⁻übertragen werden.
- (4) Das Schadstofftransportmodell berechnet f
 ür einen Schadstoff die gel
 östen und partikul
 ären Konzentrationen im Wasserk
 örper sowie die Schadstoffbelastung in der Vermischungsschicht des Flußsediments. Das Schadstofftransportmodell ist mit dem Sedimentschichtenmodell
 "uber den Massenaustausch von partikul
 "arem Schadstoff J zwischen Wasserk" orper und Vermischungsschicht verkn
 "upft."



Abb. 4.2: Aufbau des numerischen Simulationsmodells

Abb. 4.3 veranschaulicht das Modellnetz zur Simulationszeit *t*. Die Strömung wird an den Stützstellen x_i , i = 1, ..., n berechnet, die Fließquerschnitte mit bekannter Geometrie markieren. Die Transportberechnung für Schweb- und Schadstoffe erfolgt für Kontrollvolumina $g_i = 1, ..., n-1$. Eine Sedimentation von Schwebstoffen führt gegebenenfalls zur Bildung eines geschichteten Flußbetts. Im Kontrollvolumen e_i in Abb. 4.3 werden beispielsweise drei Sedimentschichten abgelagert. Dies führt zu einer Anhebung der Flußsohle vom Ursprungsniveau $z_{,0}$ am Anfang der Simulation auf die Höhenkote $z_{,t}$ zur Simulationszeit *t*.



Abb. 4.3: R^{*}aumliche Diskretisierung im numerischen Modell

In den folgenden Abschnitten werden die einzelnen Modellbausteine separat vorgestellt. Dabei werden die Differentialgleichungen in ihrer instation "aren Form erl" autert.

4.4.1 Strömungsmodell

Der instation äre Fließvorgang wird mit Hilfe der *Saint-Venant Gleichungen* beschrieben. Sie besitzen unter folgenden Annahmen G ültigkeit [41]: schwach gekr ümmte Stromf äden, daher hydrostatische Druckverteilung; geringes Sohlgef älle, so daß f ür den Neigungswinkel α gilt: sin $\alpha \approx \alpha$ und cos $\alpha \approx 1$; Inkompressibilit ät von Wasser ($\rho_v = \text{konst.}$); gleichf örmige Str ömungsgeschwindigkeit über den Fließquerschnitt; prismatische Gerinnegeometrie; G ültigkeit der f ür station äre Str ömungen abgeleiteten Reibungsans ätze auch bei instation ärer Str ömung. Es handelt sich bei den Saint-Venant Gleichungen um zwei partielle Differentialgleichungen, die vom Typ her hyperbolisch sind:

$$\underbrace{\frac{\partial A}{\partial t}}_{Speicherterm} + \underbrace{\frac{\partial Q}{\partial x}}_{\stackrel{T}{anderung}} = \underbrace{q_{zu}}_{Zuftusse}$$
(4.4.1)

$$\underbrace{\frac{\partial Q}{\partial t}}_{\substack{lokale\\\ddot{A}nderung}} + \underbrace{\frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{Q^2}{A}\right)}_{\substack{advektive\\\ddot{A}nderung}} + \underbrace{gA \frac{\partial h}{\partial x}}_{Druck} = \underbrace{-gA \left(I_E - I_{So}\right)}_{\substack{Sohlreibung,\\Gravitation}}$$
(4.4.2)

In der *Kontinuitätsgleichung* (4.4.1) bezeichnet $(\partial A/\partial t)$ den Speicherterm und $(\partial Q/\partial x)$ die Änderung des Volumenstroms in Strömungsrichtung. Der Term auf der rechten Seite der Gleichung beschreibt die Zunahme des Volumenstroms in Strömungsrichtung durch seitliche Zuflüsse.

Die Bewegungsgleichung (4.4.2) basiert auf dem Grundsatz der Impulserhaltung für ein Kontrollvolumen mit infinitesimaler Länge. Der erste Term auf der linken Seite berücksichtigt die zeitliche Veränderung des Massenflusses im Kontrollvolumen. Der zweite Term beschreibt die Änderung des Impulsflusses in Strömungsrichtung im Kontrollvolumen. Der dritte Term beinhaltet die auf das Kontrollvolumen wirkenden Druckkräfte. Der Term auf der rechten Seite der Gleichung enthält die Kraft infolge der Sohlreibung und die Gewichtskraftkomponente in Bewegungsrichtung, die proportional zum Sohlengefälle \underline{k}_o ist. Das Reibungsgefälle oder Energiehöhengefäll $\underline{e}I$ wird über den empirischen Reibungsansatz nach Manning-Strickler (Gl. 4.4.3) ausgedrückt [42]:

$$I_E = \frac{Q^2}{k_{st} A^2 R_{hy}^{4/3}}$$
(4.4.3)

F'ur voll turbulente Str'omungen ist der Reibungsbeiwert k eine Funktion der Sohlrauheit des Gerinnes und des hydraulischen Radius. Die geometrischen Gr'oßen (Fließquerschnitt, hydraulischer Radius) werden f'ur jeden Str'omungszustand mit Hilfe von Flußquerprofilen berechnet.

Numerisches Verfahren Die Approximation der Saint-Venant Gleichungen erfolgt 'über die Methode der finiten Differenzen [170]. Die partiellen Ableitungen in Gl. (4.4.1) und Gl. (4.4.2) werden nach dem Preissmann-Schema approximiert [41, 143]:

$$\frac{\partial f}{\partial t} = \frac{f_i^{t+\Delta t} + f_{i+1}^{t+\Delta t} - f_i^t + f_{i+1}^t}{2\Delta t}
\frac{\partial f}{\partial x} = \frac{\theta(f_{i+1}^{t+\Delta t} - f_i^{t+\Delta t})}{\Delta x} + \frac{(1-\theta)(f_{i+1}^t - f_i^t)}{x_{i+1} - x_i}
f = \frac{1}{2}\theta(f_{i+1}^{t+\Delta t} + f_i^{t+\Delta t}) + \frac{1}{2}(1-\theta)(f_{i+1}^t + f_i^t)$$
(4.4.4)

Der Wichtungsfaktor θ in Gl. (4.4.4) erlaubt, zwischen vollst andig expliziter (θ =0) und vollst andig impliziter (θ =1) Berechnungsweise zu variieren. Die numerische Stabilit at des Verfahrens ist f ür $0,55 \le \theta \le 1$ gew ahrleistet [41, 167]. Das Differenzenverfahren liefert in jedem Zeitschritt ein System nichtlinearer Gleichungen, das mit dem Newton-Verfahren [215] linearisiert wird. Die Koeffizientenmatrix der partiellen Ableitungen (Jacobi-Matrix) besitzt eine asymmetrische Bandstruktur. Sie wird in jedem Iterationsschritt aufgebaut. Zur Lösung des Gleichungssystems wird das Double-Sweep-Verfahren verwendet [41]. Eine ausf ührliche Beschreibung des Strömungsmodells liefert KOHANE (1989) [143].

Randbedingungen Zur L'osung der Saint-Venant Gleichungen sind zwei Randbedingungen erforderlich, die in das algebraische Gleichungssystem eingebunden werden. Im Falle unterkritischer Strömungen ist jeweils eine Randbedingung am oberen und am unteren Rand zu definieren [41, 143]. Als obere bzw. untere Randbedingung kann entweder eine Wasserspiegelh"ohe, der Abfluß oder eine Beziehung zwischen Abfluß und Wasserspiegelh"ohe vorgegeben werden.

4.4.2 Schwebstofftransportmodell

Der Transport von Schwebstoffen wird mit Hilfe der eindimensionalen Transportgleichung (4.4.5) f[°]ur Partikel mit einem charakteristischen Korndurchmesser beschrieben:

$$\underbrace{\frac{\partial C_s}{\partial t}}_{\substack{lokale \\ \ddot{A}nderung}} + \underbrace{u\frac{\partial C_s}{\partial x}}_{\substack{advektive \\ \ddot{A}nderung}} = \underbrace{\frac{1}{A}\frac{\partial}{\partial x}\left(AD_x\frac{\partial C_s}{\partial x}\right)}_{L^{cangsdispersion}} + \underbrace{\frac{1}{h}(\dot{E}-\dot{S})}_{\substack{Erosion, \\ Sedimentation}} + \underbrace{\frac{q^{zu}}{A}(C_s^{zu}-C_s)}_{Zuftusse}$$
(4.4.5)

Die beiden Terme auf der linken Seite der Transportgleichung beschreiben die lokale und die advektive Änderung der Schwebstoffkonzentration. Die Terme rechts ber ücksichtigen die Längsdispersion, Erosions- und Sedimentationsprozesse sowie seitliche Zuflüsse.

Der L'angsdispersionskoeffizient wird nach Gl. (3.1.2) berechnet.

Zur Berechnung des Erosionsmassenstroms wird Gl. (3.2.14) herangezogen, da die Flußsedimente im Neckar einen hohen Erosionswiderstand besitzen. Die in Gl. (3.2.14) erforderlichen kritischen Erosionsschubspannungen werden vom Sedimentschichtenmodell zur Verfügung gestellt.

Zur Quantifizierung der Sedimentationsrate dient Gl. (3.2.12). Dabei wird die Sinkgeschwindigkeit "über Gl. (3.2.6) in Verbindung mit Gl. (3.2.8) f"ür den Widerstandsbeiwert abgesch"atzt. Die kritische Sedimentationsschubspannung ist "über Gl. (3.2.10) in Abh"angigkeit von der Schwebstoffkonzentration zug"anglich. Schließlich muß zur Berechnung des sedimentierenden Massenstroms nach Gl. (3.1.2) noch eine Beziehung zwischen der querschnittsmittleren Schwebstoffkonzentration C_s und der f"ür die Sedimentation wesentlichen Konzentration in Sohln"ahe $\zeta(a)$ angegeben werden. Hierf"ür wird ein Konzentrationsausgleichskoeffizient α eingef"ührt:

$$\alpha \equiv \frac{C_s(a)}{C_s}, \qquad \alpha \ge 1 \tag{4.4.6}$$

Der Konzentrationsausgleichskoeffizient l'aßt sich unter Annahme eines lokalen Transportgleichgewichtes 'über die vertikale Konzentrationsverteilung nach Gl. (3.2.16) berechnen. Hierzu werden dimensionslose Wassertiefen $\tilde{y} \equiv y/h$ und $\tilde{a} \equiv a/h$ eingef ührt und Gl. (3.2.16) über die Abflußtiefe integriert. Daraus resultiert nach Einsetzen in Gl. (4.4.6) folgender Ausdruck für α :

$$\alpha = \frac{(1-\tilde{a})^{\zeta+1}}{\tilde{a}^{\zeta}} \left(\int_{\tilde{a}}^{1} \left(\frac{1-\tilde{y}}{\tilde{y}} \right)^{\zeta} d\tilde{y} \right)^{-1}$$
(4.4.7)

Im Falle langsam absinkender Schwebstoffe in einer hochturbulenten Strömung ist die Rouse-Zahl verschwindend klein ($\zeta \rightarrow 0$) und α erreicht mit 1 seinen unteren Grenzwert. Die Schwebstoffe sind dann gleichförmig über die Abflußtiefe verteilt, und die sohlnahe Schwebstoffkonzentration entspricht der mittleren. Im Falle schnell absinkender Partikel in einer geringturbulenten Strömung übersteigt die Partikelkonzentration in der bodennahen Referenzhöhe die über die Wassersäule gemittelte Schwebstoffkonzentration ($\alpha > 1$).

Die Ver anderung der Schwebstoffkonzentration durch seitliche Zufl usse wird durch den letzten Term auf der rechten Seite der Transportgleichung beschrieben. Der Zufluß pro L angeneinheit \tilde{q}^{u} und die Schwebstoffkonzentration C_s^{zu} im Zufluß m ussen als Ganglinie bekannt sein. Letztere kann auch aus dem zeitlichen Verlauf der Schwebstofftransportrate J_s^{zu} abgeleitet werden.

Numerisches Verfahren Die Schwebstofftransportgleichung ist nichtlinear, da innerhalb des Sedimentationsterms die kritische Sedimentationsschubspannung $\tau_{c,S}$ in Abh"angigkeit von der Schwebstoffkonzentration ausgedr"uckt wird. Die Differentialgleichung wird mit einem vollst"an-dig impliziten Differenzenverfahren approximiert [170]. Das resultierende nichtlineare Gleichungssystem wird iterativ mit dem Picard-Verfahren gel"ost. Gegen "über dem "üblicherweise f"ur nichtlineare Gleichungssysteme verwendeten Newton-Algorithmus besitzt die implementierte Picard-Iteration den Vorteil eines gr"ößeren Konvergenzradiusses. Daf"ur wird eine langsamere, lineare Konvergenzgeschwindigkeit in Kauf genommen [247].

Randbedingungen Am oberen Modellrand wird folgende Randbedingung verwendet:

$$Q(C_i - C_{zu}) - AD_x \frac{\partial C_i}{\partial x} = J_i$$
(4.4.8)

Hierbei bezeichnet C_{zu} die Stoffkonzentration, die in den Flußabschnitt einströmt und G die zu berechnende Stoffkonzentration am ersten Knotenpunkt. Unter J_i werden weitere Quell- und Senkenterme (Erosion, Sedimentation) zusammengefaßt.

Aufgrund der zweiten Ableitung im Dispersionsterm ist am unterstromigen Modellrand eine zus ätzliche Randbedingung erforderlich. Es bestehen hier prinzipiell zwei Möglichkeiten zur Behandlung der Randbedingung,

$$\frac{\partial C_i}{\partial x} = 0 \tag{4.4.9}$$

oder eine Transmissionsrandbedingung der Form

$$\frac{\partial^2 C_i}{\partial x^2} = 0. \tag{4.4.10}$$

REICHERT (1994) [222] empfiehlt f^{*}ur den advektionsdominierten Transport in Fl^{*}ussen die zweite Variante. Sie wurde daher im Schwebstofftransportmodell implementiert.

4.4.3 Sedimentschichtenmodell

Konzept des Schichtenmodells Das Sedimentschichtenmodell stellt eine Datenbank dar. Sie verwaltet für jedes Kontrollvolumen, für das eine Transportberechnung erfolgt, den Aufbau einer Sediments äule. Eine Sediments äule besteht aus einer vertikalen Abfolge von Sedimentschichten mit gewissen Sedimenteigenschaften. Prinzipiell bieten sich bei der numerischen Umsetzung zwei Möglichkeiten:

Modifiziertes Euler-Verfahren: Ausgehend von der Höhenlage der Sediment-Wasser-Grenze wird die Sedimentsäule nach unten hin in mehrere Kontrollvolumina aufgeteilt. Die Anzahl und Größe der Kontrollvolumina bleibt über die Simulationsdauer hinweg konstant. Erosions- und Sedimentationsvorgänge führen zu einer vertikalen Verschiebung des Bezugsniveaus. Es handelt sich deshalb nicht um eine klassische, sondern eine modifizierte Euler-Methode. Verschiebungen des Bezugsniveaus führen zu einer Lageveränderung der Kontrollvolumina. Die in ihnen gespeicherten Festund Schadstoffmassenanteile müssen dann unter Berücksichtigung der Massenerhaltung zwischen den benachbarten Kontrollvolumina aufgeteilt werden. Der in jedem morphologisch aktiven Zeitschritt erforderliche Massentransfer bewirkt ein unkontrolliertes numerisches 'Verschmieren' von Schichteigenschaften. Diese numerische Diffusion verstärkt sich mit zunehmender Simulationsdauer.

Lagrange-Verfahren: W'ahrend der Simulation ver andert sich die Anzahl der Sedimentschichten an einer St'utzstelle. Durch Sedimentation werden Ablagerungsschichten gebildet, durch Erosion werden sie wieder aufgel ost. Die Sediment- und Schadstoffmassen in den tieferliegende Sedimentschichten bleiben von den Sedimentumlagerungen an der Sedimentoberfl'ache unber uhrt (Schichterhaltung). Diese Schichten erfahren lediglich eine Lagever anderung hinsichtlich ihrer Entfernung von der Sediment-Wasser-Grenze. Der prim are Vorteil des Lagrange-Verfahrens liegt in der Schichterhaltung, eine unkontrollierte numerische Diffusion tritt nicht auf. Nachteilig wirkt sich aus, daß die Schichtenanzahl "über die Simulationsdauer hinweg variiert. Insbesondere muß ein 'Explodieren' der Schichtenanzahl vermieden werden. In Abh'angigkeit von gewissen Steuerparametern ist es deshalb beim Lagrange-Verfahren erforderlich, im Verlaufe einer Simulation mehrere benachbarte Sedimentschichten in einer Sediments aule zu einer Schicht zusammenzufassen.

Das modifizierte Euler-Verfahren zur Beschreibung einer geschichteten Flußsohle wird in der Literatur weitaus häufiger verwendet, vor allem bei reinen Sedimenttransportmodellen (z.B. [4, 54, 307]), als das Lagrange-Verfahren (z.B. [198]). Aufgrund des oben genannten Vorteils, der insbesondere bei Schadstofftransportberechnungen "über lange Zeitr"aume zum Tragen kommt, wurde bei der Modellbildung die Lagrange-Methode favorisiert und umgesetzt.

Schichtenbildung, -verwaltung und -auflösung, Einmischtiefe Jede Sedimentschicht einer Sediments "aule wird im Rechenmodell durch f "unf Parameter charakterisiert:

- *i*_b Index einer Sedimentschicht
- *t_b* Modellzeit seit Bildung einer Sedimentschicht (Schichtenalter)
- *z_b* Schichtm⁻achtigkeit
- $\tau_{c,E}$ kritische Erosionsschubspannung
- *m_b* partikul are Schadstoffmasse der Sedimentschicht

Am Simulationsbeginn wird eine nicht erodierbare Flußsohle als Anfangsbedingung vorgegeben. Der Index dieser untersten Sedimentschicht beträgt eins und erhöht sich fortlaufend in Richtung aufliegender Sedimentschichten.



Abb. 4.4: Ver anderung der Sedimentschichten durch Sedimentation und Erosion

Abb. 4.4 zeigt eine gegebene Schichtenfolge zum Zeitpunkt *t* und die möglichen Zustände, die sich nach Ablauf eines Zeitschritts Δt ergeben können. Das Zusammenwirken von Sedimentation, Erosion und Einmischung in die oberen Sedimentschichten bewirkt eine Nettoablagerung (Abb. 4.4a und Abb. 4.4b), Nettoerosion (Abb. 4.4c) oder eine reine Einmischung bei gleichförmigem

Transport (Abb. 4.4d). Die tieferen, in Abb. 4.4 grau markierten Bereiche des Sediments bleiben von den Austauschprozessen an der Sediment-Wasser-Grenze unber ührt.

Die Auflandungsh ohe bzw. Erosionstiefe Δ_{z_0} innerhalb eines Zeitintervalls Δt berechnet sich aus der Nettosedimentationsrate und der Lagerungsdichte ρ_b des Sediments:

$$\Delta z_b = \frac{1}{\rho_b} \int_t^{t+\Delta t} (\dot{S} - \dot{E}) dt$$
(4.4.11)

Im numerischen Modell wird vereinfachend angenommen, daß der Einmischvorgang einen Gleichgewichtszustand erreicht hat (Abb. 3.6b f'ür $t \to \infty$). Die Schadstoffmasse in der Vermischungsschicht wird 'über Gl. (4.4.14) berechnet. Sie umfaßt lediglich die partikul'ar gebundenen Schadstoffanteile, im Porenwasser gel'öste Schadstoffe bleiben unber ücksichtigt.

Zusammenfassen von Schichten Zur Reduktion der Schichtenanzahl wird eine ver anderliche Anzahl von *n* benachbarten Sedimentschichten derart zusammengefaßt, daß die Mächtigkeit der neu entstehenden Schicht z_b^{neu} eine gewisse Mindestschichtdicke $z_{b,min}$ nicht unterschreitet. Die charakteristischen Größen der zusammengefaßten Schicht resultieren für das Schichtenalter und für die kritische Erosionsschubspannung aus arithmetischer Mittelung, während die Schichtdicke und die in der Schicht gespeicherte Schadstoffmasse summarisch berechnet werden:

$$z_{b}^{neu} = \sum_{i=k}^{k+n} z_{b}(i), \quad \text{mit } z_{b}^{neu} \ge z_{b,min}$$

$$t_{b}^{neu} = \frac{1}{n} \sum_{i=k}^{k+n} t_{b}(i)$$

$$\tau_{c,E}^{neu} = \frac{1}{n} \sum_{i=k}^{k+n} \tau_{c,E}(i)$$

$$m_{b}^{neu} = \sum_{i=k}^{k+n} m_{b}(i) \quad (4.4.12)$$

Mit zunehmendem $z_{b,min}$ sinkt die vertikale Schichtenauff osung. Dies bedeutet einen Informationsverlust und beschleunigt zugleich die Simulation. In der praktischen Anwendung des Modells hat sich eine Mindestschichtdicke $z_{b,min}$ von 0,005 m bis 0,01 m als ausreichend erwiesen.

Sedimentkonsolidierung Die Sedimentkonsolidierung wird nach Gl. (4.4.13) beschrieben:

$$\tau_{c,E} = \tau_{c,E}^{0} + (\tau_{c,E}^{\infty} - \tau_{c,E}^{0}) \left[\underbrace{\theta \left(1 - e^{k_1 t}\right)}_{Alterung} + \underbrace{(1 - \theta) \left(1 - e^{k_2 \Delta z}\right)}_{Setzung} \right], \quad 0 \le \theta \le 1$$

$$(4.4.13)$$

Der Wertebereich der kritischen Erosionsschubspannung ergibt sich analog dem in Abb. 3.5c dargestellten Tiefenprofil aus der Erosionsstabilit at einer frisch abgelagerten Sedimentschicht $\mathcal{L}_{c,E}^{0}$ und einer maximal zul assigen kritischen Erosionsschubspannung $\mathcal{L}_{c,E}^{\circ}$. Der Verlauf von $\tau_{c,E}$ im Sediment innerhalb dieses Wertebereiches wird durch zwei Konsolidierungsterme bestimmt.

Der erste Term innnerhalb der eckigen Klammer ber "ucksichtigt die *Sedimentkonsolidierung durch biogeochemische Alterungsprozesse* (Abschnitt 3.2.5). In Gl. (4.4.13) wird angenommen, daß diese Form der Konsolidierung von der Zeitdauer t abh"angt, die seit Bildung einer Sedimentschicht vergangen ist. Die Kinetik der Konsolidierung wird durch eine Konsolidierungsrate k_1 beschrieben.

Der zweite Term in der eckigen Klammer erfaßt die *bodenmechanische Sedimentkonsolidierung*, die durch die Auflast "überlagernder Sedimente zu einer Kompaktion und Entw"asserung einer Sedimentschicht f"ührt (Abschnitt 3.2.5). In Gl. (4.4.13) h"angt die bodenmechanische Konsolidierung von der M"achtigkeit Δz der Sediment" überdeckung und dem Parameter <u>k</u> ab.

Der Wichtungsfaktor θ in Gl. (4.4.13) steuert die Relevanz der beiden Konsolidierungsterme. F^{*}ur $\theta = 1$ wird die Sedimentkonsolidierung alleine durch Alterungsprozesse vorangetrieben, f^{*}ur $\theta = 0$ nur durch Kompaktion.

4.4.4 Schadstofftransportmodell

Der Schadstofftransport wird mit einem Kompartimentmodell beschrieben, das mit den Modulen zur Simulation von Strömung, Schwebstofftransport und Sedimentschichtenbildung verknüpft ist. Das Schadstofftransportmodell berücksichtigt das Flußwasser (Konzentration C_w), die Schwebstoffe (C_p) und die Vermischungsschicht des Flußbetts (C_b) als aktive Kompartimente. Es wird jeweils eine Differentialgleichung für die Schadstoffkonzentrationen in diesen Kompartimenten aufgestellt. Das geschichtete Flußbett als inaktives Kompartiment steht in Form einer Datenbank, in der die in den Sedimentschichten eingelagerten Schadstoffmassen abgelegt sind, im Stoffaustausch mit der darüberliegenden Vermischungsschicht. Abb. 4.5 veranschaulicht die innerhalb und zwischen den Kompartimenten wirksamen Prozesse, die im Schadstofftransportmodell berücksichtigt werden.

Die Bestimmungsgleichungen zur Beschreibung der Schadstoffkonzentrationen in den aktiven Kompartimenten ergeben ein System gekoppelter linearer partieller Differentialgleichungen:

$$\frac{\partial C_w}{\partial t} + u \frac{\partial C_w}{\partial x} = J_{dw} \qquad -J_{wp} - J_{wb} + J_{aw} + J_{zw} + J_{bw}$$

$$\frac{\partial C_p}{\partial t} + u \frac{\partial C_p}{\partial x} = J_{dp} - J_s + J_e + J_{wp} + J_{ap} + J_{zp} + J_{bp} \qquad (4.4.14)$$

$$\frac{1}{h} \frac{\partial (C_b z_{mix})}{\partial t} = +J_s - J_e + J_{wb} + J_{ab} + J_{ib}$$



Abb. 4.5: Kompartimente und Prozesse des Schadstofftransportmodells

Die Terme auf der linken Seite der Gleichungen ber ücksichtigen die lokalen und advektiven Ver-"anderungen der Schadstoffkonzentrationen in den Kompartimenten. Die Terme rechts beschreiben den Einfluß von L"angsdispersion (J_{dw} , J_{dp}), Schadstoffdeposition (J_s) und -resuspension (J_e), Schadstoffsorption an Schwebstoffe (J_{wp}) und an die Vermischungsschicht (J_{wb}), Schadstoffabbau (J_{aw} , J_{ap} , J_{ab}) seitliche Zufl"usse (J_{w} , J_{zp}) und den Stoffaustausch mit tieferen Sedimentschichten (J_{ib}).

Längsdispersion Der L'angsdispersionsterm f'ur die im Wasserk örper des Flusses gel'öst (v = w) und partikul'ar gebunden (v = p) transportierten Schadstoffe lautet:

$$J_{dv} = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(A D_x \frac{\partial C_v}{\partial x} \right), \qquad \text{mit } v = w, p \tag{4.4.15}$$

Der Dispersionskoeffizient D_x geht aus Gl. (3.1.2) hervor.

Schadstoffdeposition Die Sedimentation von Schwebstoffen f[•]uhrt zu einer Einlagerung von partikul[•]ar gebundenen Schadstoffen in die Vermischungsschicht.

$$J_s = \frac{1}{h} \frac{SC_p}{C_s} \tag{4.4.16}$$

Die Schadstoffdeposition w achst mit ansteigender Sedimentationsrate \dot{S} und mit zunehmender Schadstoffbelastung der Schwebstoffpartikel C_p/C_s an.

Schadstoffresuspension Partikul'ar in der Vermischungsschicht gebundene Schadstoffe werden zusammen mit ihren Trägerpartikeln durch erosiven Angriff der Strömung resuspendiert. Diese Schadstofffreisetzung ist proportional zur Erosionsrate \dot{E} und zur Schadstoffbelastung $\Gamma_b = C_b/\rho_d$ in der Vermischungsschicht:

$$J_e = \frac{1}{h} \frac{\dot{E} C_b}{\rho_d} \tag{4.4.17}$$

 C_b bezeichnet die Schadstoffkonzentration pro Einheitsvolumen Sediment und $\rho_d = \rho_s (1 - \phi)$ die Trockendichte des Sediments.

Sorption an Schwebstoffe Der Stoffaustausch zwischen den im Flußwasser gel"osten und den schwebstoffgebundenen Schadstoffen wird "über einen linearen Austauschterm ber"ucksichtigt:

$$J_{wp} = k_t (K_d C_s C_w - C_p)$$
(4.4.18)

Der Verteilungskoeffizient K_d wird nach Gl. (3.3.24) formuliert, wobei als Feststoffkonzentration der Gehalt an Schwebstoffen in die Formel eingeht. Die Adsorptionsrate k_t bestimmt die Kinetik des Sorptionsprozesses. Gem aß Gl. (4.4.18) nimmt der Stoffaustausch mit wachsender Sorptionsrate und mit wachsender Abweichung vom Verteilungsgleichgewicht zu.

Sorption an die Vermischungsschicht Der Stoffaustausch zwischen dem Flußwasser und der Vermischungsschicht des Flußbetts wird ebenfalls als linearer Austauschterm ausgedrückt:

$$J_{wb} = \frac{z_{ads} k'_t}{h} (K'_d \rho_d C_w - C_b)$$
(4.4.19)

Im Gegensatz zur Sorption an Schwebstoffe wird der Verteilungskoeffizient K'_d nicht auf die Schwebstoffkonzentration, sondern auf die Trockendichte ρ_d der Vermischungsschicht normiert:

$$K'_d = \frac{C_b^{eq}}{C_w^{eq} \rho_d} \tag{4.4.20}$$

Die Sorptionsh öhe z_{ads} ber ücksichtigt die Tatsache, daß immer nur eine geringm ächtige Zone der Vermischungsschicht austauschwirksam ist. Es handelt sich hierbei um den oberfl ächennahen, mit dem Wasserk örper in Kontakt stehenden Bereich. Durch Sedimentumlagerung innerhalb der Vermischungsschicht wird diese austauschaktive Zone fortlaufend erneuert. Es gilt: $z_{ads} \leq z_{mix}$. Der Quotient z_{ads}/z_{mix} kann prinzipiell als eine Sorptionswahrscheinlichkeit aufgefaßt werden. Er bewirkt eine Verminderung der Austauschrate k'_t . Je geringm ächtiger die Sorptionsh öhe ist, desto langsamer geht der Austausch zwischen dem Flußwasser und der Vermischungsschicht vonstatten.

Schadstoffabbau F^{*}ur die Konzentrationsabnahme durch z.B. biologischen, photochemischen oder hydrolytischen Abbau eines Schadstoffs wird eine Kinetik erster Ordnung angenommen:

$$J_{av} = \begin{cases} -k_{av}C_v, & \text{mit } v = w, p \\ -\frac{z_{mix}}{h}k_{av}C_v, & \text{mit } v = b \end{cases}$$
(4.4.21)

 k_{av} bezeichnet die im Kompartiment v geschwindigkeitsbestimmende Abbaurate.

Seitliche Zuflüsse Analog zum Schwebstofftransportmodell dr'uckt J_{v} den Zustrom von Schadstoffen in gel'oster (v = w) bzw. schwebstoffgebundener Form (v = p) aus:

$$J_{zv} = \frac{q^{zu}}{A} (C_v^{zu} - C_v), \qquad \text{mit } v = w, p$$
(4.4.22)

Austausch mit inaktivem Sediment Die Auflandung bzw. der erosive Abtrag von Sedimenten sowie die Ver anderlichkeit der Einmischtiefe mit der Zeit verursachen einen Übertrag J_{ib} von Schadstoffmasse aus der Vermischungsschicht in das inaktive geschichtete Flußbett bzw. in umgekehrter Richtung.

Numerisches Verfahren Die Differenzenapproximation des linearen Differentialgleichungssystems (4.4.14) erfolgt, wie für das Schwebstofftransportmodell beschrieben, mit Hilfe eines einfachen impliziten Differenzenschemas. Das resultierende algebraische lineare Gleichungssystem besitzt eine Koeffizientenmatrix mit Bandstruktur und wird "über Gauß-Elimination [215] direkt gelöst.

Randbedingungen Die Randbedingungen werden in gleicher Weise behandelt wie f^{*}ur das Schwebstofftransportmodell beschrieben.

4.4.5 Modellparameter

In das Strömungs- und Transportmodell gehen Steuerparameter und Prozeßparameter ein. Die *Steuerparameter* beeinflussen den Programmablauf, die numerischen Verfahren und die Ein- und Ausgabeoptionen. Sie werden hier nicht im einzelnen aufgeführt. Die *Prozeßparameter* wirken sich auf die physikalisch-chemischen Prozesse aus, die in das Modell implementiert wurden. Sie sind in Tab. 4.1 aufgeführt.

Das vorgestellte Simulationsmodell kommt nachfolgend in zwei Fallstudien zum Einsatz. Im n"achsten Kapitel wird der Stofftransport in einer Einzelstauhaltung untersucht, in Kapitel 6 wird eine Stauhaltungskette betrachtet.

Tab. 4.1:	Parameter des Strömungs- und Transportmodells und Zahlenwerte für die Simulationsberechnun-
	gen in Kapitel 5 und Kapitel 6

Programmodul	Variable	Symbol	Wert	Dimension
Strömung				
Sohlreibung	Rauheitsbeiwert	k _{st}	33,5 bis 44	$m^{1/3}s^{-1}$
Schwebstofftransport				
Dispersion	Koeffi zient der Längsdispersion	ç	0,011	
Sedimentation	Dichte der Schwebstoffe	ρ_s	2490	kgm ⁻³
	Dichte von Wasser	ρ_w	1000	kgm ⁻³
	Korndurchmesser der Schwebstoffe	\mathbf{d}_k	20.10^{-6}	m
	Konstante f'ur $\mathbf{C}_{,gr}$	k	0,0018	
Erosion	Erosionsbeiwert	М	$7,5 \cdot 10^{-4}$	$\mathrm{kgm^{-2}s^{-1}}$
	Erosionsexponent	n	3,2	
Geschichtetes Flußsediment				
Einmischung	maximale Einmischtiefe	Z _{mix}	10^{-3}	m
Konsolidierung Erosionsstabilit [°] at				
	Anfangswert	$\tau^o_{c,E}$	1,25	Pa
	Endwert	$\tau^{\infty}_{c,E}$	10	Pa
	Wichtungsfaktor	θ	0,35	
	kinetische Konsolidierungsparameter			
	f`ur Alterung	kį	$1,16 \cdot 10^{-4}$	$\mathrm{kgm^{-2}s^{-1}}$
	f [*] ur Kompaktion	k	1,43	m^{-1}
	Rohdichte des Sediments	ρ_b	1450	kgm ⁻³
Schadstofftransport				
Sorption an Schwebstoffe	Adsorptionsrate	k _t	$2,77 \cdot 10^{-4}$	$\mathrm{kg}\mathrm{m}^{-2}\mathrm{s}^{-1}$
	Verteilungskoeffi zient	K_d	10^{-4}	$1 kg^{-1}$
Sorption an die				
Vermischungsschicht	Adsorptionsrate	\mathbf{k}_t'	0	$\mathrm{kgm^{-2}s^{-1}}$
	Verteilungskoeffi zient	K'_d	0	$1 kg^{-1}$
	Adsorptionsh ohe	Zads	0	m
	Trockendichte des Sediments	ρ_d	760	kgm ⁻³
Schadstoffabbau	Abbauraten (v=w,p,b)	k _{av}	0	s^{-1}

Kapitel 5

Fallstudie: Stauhaltung Lauffen am Neckar

Die Grundkonfiguration einer Einzelstauhaltung ist Gegenstand dieser Fallstudie. Als Modellstauhaltung dient der 11 km lange gestaute Abschnitt des Neckars zwischen Besigheim und Lauffen (Stauhaltung Lauffen). Er wurde aufgrund der hohen Schwermetallbelastung der im Stauraum abgelagerten Feinsedimente ausgewählt. Unter den Schwermetallen ist Cadmium an stärksten in den Ablagerungen angereichert. Cadmium steht daher als Leitsubstanz im Mittelpunkt der Studie.

Die Fallstudie zielt darauf ab, die Transportdynamik der genannten Stoffe in der Stauhaltung zu untersuchen und das Risiko einer Schwermetallfreisetzung aus den kontaminierten Neckarsedimenten beispielhaft f`ur Cadmium zu bewerten. Das in Kapitel 4 pr`asentierte Simulationsmodell soll dabei zur Systemidentifikation und als Vorhersagewerkzeug eingesetzt werden. Gem``aß der in Abb. 2.4 skizzierten Vorgehensweise ist eine Anwendung des Modells erst nach Kalibrierung der Modellparameter m``oglich. Hierf``ur sind umfangreiche Meßdaten erforderlich.

Das methodische Vorgehen gliedert sich daher in die folgenden Schritte: Zun achst wird das Untersuchungsgebiet vorgestellt. Anschließend erfolgt eine Bestandsaufnahme und Auswertung der für die Fragestellung relevanten Vorinformationen. In einem dritten Schritt werden einzelne Prozesse bzw. Prozeßparameter experimentell untersucht und Bilanzierungsexperimente am Transportsystem durchgeführt. Auf der Basis der vorhandenen und erhobenen Meßdaten wird das Strömungsund Transportmodell kalibriert und zur Analyse des Stofftransports eingesetzt. Schließlich wird das hydraulische und chemische Risiko einer Freisetzung von Schwermetallen aus den kontaminierten Neckarsedimenten bewertet.

5.1 Untersuchungsgebiet

5.1.1 Stauhaltung Lauffen am Neckar

Die Stauhaltung Lauffen liegt in der Mitte von 27 Staustufen, die den 202 km langen schiffbaren Abschnitt des Neckars zwischen Plochingen und Mannheim unterteilen (Abb. 5.1). Sie wird flußaufwärts bei Besigheim (Neckar km 136,8) und flußabwärts bei Lauffen (Neckar km 125,1) durch Staubauwerke begrenzt (Abb. 5.2). Die Normalstauhöhe am Wehr Lauffen beträgt 169,79 m+NN. Der Abfluß am Pegel Lauffen schwankt zwischen 14,1 m³ s⁻¹ und 1650 m³ s⁻¹, der mittlere Abfluß beträgt 88 m³ s⁻¹ [154]. Die Schwebstoffkonzentration liegt bei Lauffen im Mittel bei 33 g m⁻³, der jährliche Sedimentabtrag im Einzugsgebiet von 7916 km² Größe beträgt im Mittel 32 t km⁻² [31]. Im Unterwasser der Staustufe Besigheim mündet die Enz in den Neckar. Die Enz

entwässert ein Einzugsgebiet von 2230 km² Fläche. Sie liefert mit durchschnittlich 21 m³ s⁻¹ etwa ein Viertel des Neckarabflusses bei Lauffen.



Abb. 5.1: Flußlauf des schiffbaren Neckars

5.1.2 Historische Entwicklung am Neckar

Ausbau der Neckarwasserstraße Der Ausbau des Neckars zwischen Plochingen und Mannheim zur Großschiffahrtsstraße vollzog sich in drei Bauabschnitten, insgesamt wurden 27 Staustufen errichtet [64, 175, 235]: Der erste Bauabschnitt zwischen Mannheim und Heilbronn dauerte von 1921 bis 1935, er ist mit einer Länge von 114 km der längste der drei Abschnitte. Im zweiten Bauabschnitt (1935 und 1958) wurden auf der Strecke zwischen Heilbronn und Stuttgart zwölf



Abb. 5.2: Lage der Probenahmestellen in der Stauhaltung Lauffen und der Farbenfabrik als vermeintlicher Hauptemittent f^{*}ur Cadmium

Staustufen errichtet. In Lauffen wurde 1938 mit den Bauarbeiten begonnen, die Schiffahrtsschleuse von Lauffen wurde im Juli 1950 dem Betrieb 'übergeben. Der dritte Bauabschnitt zwischen Stuttgart und Plochingen wurde 1968 in Betrieb genommen.

Schwebstoffe Die Schwebstoff^{*}uhrung am mittleren Neckar und damit der Eintrag von Schwebstoffen in die Stauhaltung Lauffen hat sich vermutlich seit 1950 deutlich verringert. Hierbei spielen vor allem die Errichtung von 13 Staustufen oberstrom von Lauffen, der Ausbau von Kl^{*}aranlagen und der Bau von Regenr^{*}uckhaltebecken eine wichtige Rolle. Die Inbetriebnahme von biologischen Abwasserreinigungsstufen hat weiterhin zu einer deutlichen Reduktion der organischen Belastung des Neckars gef^{*}uhrt. Dadurch d^{*}urfte die Flockungstendenz der bei Niedrigwasser im Neckar transportierten Schwebstoffe abgenommen haben.

Schwermetalle (Bsp. Cadmium) Erh"ohte Schwermetallkonzentrationen wurden in den 1960er und zu Beginn der 1970er Jahre f"ur den mittleren Neckar festgestellt. Seitdem wurde vor allem der Kontaminationsgrad in den Flußsedimenten fortlaufend "überwacht [87, 89, 140, 184, 185, 187, 188, 189, 190, 191, 217, 221, 251]. Eine sprunghafte Zunahme der Cadmiumkonzentrationen in den Sedimentablagerungen wurde unterhalb der Einm"undung der Enz im Stauraum Lauffen festgestellt.

Als Hauptverursacher der auch im Freiwasser und in Fischen nachgewiesenen Cadmiumbelastung konnte eine Farbenfabrik identifiziert werden. Der Betrieb liegt nur wenige 100 m oberhalb der Enzm undung (Abb. 5.2), er produzierte damals schwermetallhaltige Pigmentfarbstoffe [89]. Das schwefelsaure Abwasser des Betriebes enthielt Cadmium fast ausschließlich in gel oster Form [99]. Die Anfang der 1970er in die Enz abgegebene Einleitungsmenge an Cd wird in [89] mit 10 bis 20 Tonnen pro Jahr beziffert. Genaue Einleitungsdaten liegen allerdings erst seit dem Jahr 1973 vor [99]. Die Inbetriebnahme einer Kl"aranlage in dem entsprechenden Fabrikationsbetrieb im Feb.

1973 führte zu einer drastischen Reduktion der Emissionsmenge [87]. Weitere betriebliche Maßnahmen und eine Verringerung der produzierten Pigmentmenge, bedingt durch gesetzliche Maßnahmen einerseits und die Verdrängung von cadmiumhaltigen Pigmentfarbstoffen durch Ersatzfarbstoffe andererseits [14, 15, 25, 265], bewirkten in der Folgezeit eine weitere Verringerung der Emission. Insgesamt können in Hinblick auf die eingeleitete Cadmiummenge drei Perioden unterschieden werden (Abb. 5.27b): eine Kontaminationsphase bis 1973, eine Phase der Emissionsreduktion zwischen 1973 und 1987 und eine Phase nach 1987, in der sich die Einleitungsmenge auf niedrigem Niveau stabilisiert hat. Von 1973 bis 1987 verringerte sich die Cd-Emissionsrate der Farbenfabrik um mehr als das 1000fache.

5.2 Auswertung von Vorinformationen

F[°]ur den betrachteten Flußabschnitt am Neckar liegen zahlreiche Untersuchungen vor, die verschiedene Aspekte des Stofftransports betreffen. F[°]ur die hier zu bearbeitende Fragestellung sind drei Gesichtspunkte von besonderer Bedeutung:

Die *morphologischen Veränderungen der Gewässersohle* geben Auskunft "über die zeitliche Entwicklung und die r"aumliche Verteilung der Sedimentablagerung im Untersuchungsgebiet (Abschnitt 5.2.1).

Die *Schwermetallkonzentrationen in den Sedimenten* charakterisieren den Belastungszustand des Systemspeichers (Abschnitt 5.2.2).

Die *chemische Mobilisierbarkeit der Schwermetalle* im Falle einer Sedimentresuspension ist zur Absch"atzung des Gefahrenpotentials der kontaminierten Flußsedimente von Bedeutung. Sie wird in Abschnitt 5.2.3 beispielhaft f"ur Cadmium mittels hydrochemischer Modellrechnungen untersucht, die auf Sorptionsexperimenten basieren.

5.2.1 Morphologische Veränderungen der Gewässersohle

Datengrundlage Die Morphologie der Flußsohle in der Stauhaltung Lauffen wurde in der Vergangenheit mehrfach von der Wasser- und Schiffahrtsverwaltung vermessen. Den Ausgangspunkt stellen die sogenannten Ausbauprofile (Sollprofile) aus dem Jahr 1950 dar. Sie dienten als Grundlage f ür den Ausbau des Neckars zur Großschiffahrtsstraße. Sohlpeilungen wurden seither in den Jahren 1972 (km 127,4 bis km 125,2) und 1974 (km 136,1 bis km 127,5) und in den Monaten M arz 1981, M arz 1984, Aug. 1989, Juni 1991, Aug. 1992, M arz 1994 und Okt. 1994 vorgenommen.

In den 1970er Jahren wurde die Gew asserschle per Stangenpeilung vermessen, sp ater mit Hilfe eines Peilschiffes. Die Ortung erfolgte dabei über Laserentfernungsmessung (Lara 10, Fa. Krupp Altas Elektronik) vom Peilschiff aus zu Hektometerpunkten an beiden Ufern. F ur die Lotung wurde ein 2-Frequenz-Echolot (Meßfrequenzen 33/210 kHz, Deso 20, Fa. Krupp Atlas Elektronik) eingesetzt [289].

Datenauswertung Die echographischen Meßwerte wurden "über die Wasserspiegelbreite integriert und daraus eine mittlere Sohlh"öhe im Querprofil berechnet. Das Produkt aus mittlerer Sohlh"öhe und Wasserspiegelbreite in den einzelnen Fließquerschnitten wurde "über den Flußabschnitt zwischen km 130 und km 125,2 zur Berechnung eines Sedimentvolumens integriert. Der Bereich der Fließstrecke oberstrom von km 130 blieb unber"ücksichtigt, da in diesem Abschnitt keine feink"örnigen Sedimente zur Ablagerung kommen.

Die "überstr"omte Grundfl"ache des Stauraums Lauffen betr"agt ca. 500 \cdot 10m². Ein Lotungsfehler von 0,01 m, wie er "über festem Grund (Beton) gemessen wurde [289], hat eine Unsicherheit von etwa 5 \cdot 10³ m³ in den Sedimentvolumenbilanzen zur Folge. Bei schlammiger Flußsohle muß allerdings mit einer Ungenauigkeit der Peilungsdaten von mehreren Zentimetern gerechnet werden [289].



Abb. 5.3: Sohlh öhenver anderungen in der Stauhaltung Lauffen zwischen 1950 und 1994

Sohlveränderungen im Längsprofil Abb. 5.3 zeigt die Ver anderungen der querschnittsgemittelten Sohlh ohen zwischen den aufeinanderfolgenden Echolotungen. Markante H ohenver anderungen der Flußsohle konzentrieren sich vor allem auf den staubeeinflußten Teil des Flußabschnitts unterstrom von km 130. Die größten Ver anderungen der Sohlgeometrie treten zwischen km 126 und dem Staubauwerk Lauffen (km 125,2) auf. Dort treten bei Niedrigwasser die geringsten und bei Hochwasser die h ochsten Str omungsgeschwindigkeiten auf (Abb. 5.28).

Besonders starke gew assermorphologische Ver anderungen haben im Zeitraum von 1950 bis 1973 stattgefunden (Abb. 5.3). In dieser Zeit tiefte sich der Neckar lokal im Bereich der Fließstrecke (km 136 bis km 130) ein. Im Stauraum kamen in dieser Periode Sedimente zur Ablagerung, die in Wehrn ale eine M achtigkeit von mehr als 2 m erreichten. Im Zeitraum nach 1973 wurde eine weitere Verlandung der Stauhaltung nur in der Periode M arz 1984 bis Aug. 1989 verzeichnet. Eine signifikante Eintiefung der Gew assersohle fand in den Zeitintervallen 1973 bis M arz 1981, M arz 1981 bis M arz 1984 und Aug. 1989 bis Juni 1991 statt. Zwischen den vier j ungsten Meßkampagnen sind in Abb. 5.3 nur geringf ugige morphologische Ver anderungen der Flußsohle erkennbar.

Volumenbilanzen der Sedimentablagerungen Hochwasserereignisse mit großen Abflußspitzen sind f⁻ur die Sedimentdynamik von entscheidender Bedeutung. Die zeitliche Volumen⁻anderung der Schlammablagerungen im Stauraum Lauffen (Abb. 5.5) wird daher zusammen mit den extremen Hochwasserereignissen im Untersuchungszeitraum interpretiert (Abb. 5.4).



Abb. 5.4: Abfußf ullendiagramm f ur signifi kante Hochwasser am Pegel Lauffen

Hochwasser verlaufen am Neckar in der Regel scharfgipflig und dauern normalerweise weniger als 3 Tage an. Ihr Abflußvolumen nimmt daher in Abb. 5.4 mit abnehmendem Bezugsabfluß Q_c steil zu. Der kumulative Abfluß ist für $Q = 300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ mit weniger als $400 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ gering. Eine Ausnahme stellt das Hochwasser vom März 1988 dar, bei dem die Schiffahrt am Neckar nahezu 4 Wochen lang eingestellt wurde. In dem Zeitraum, in dem der Abfluß 300 m³ s⁻¹ überstieg, pas-



Abb. 5.5: Änderungen des Sedimentvolumens im Stauraum Lauffen (km 130 - km 125,2) zwischen 1950 und Okt. 1994

sierte ein Wasservolumen von $1181 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ den Neckarpegel bei Lauffen. Die beiden höchsten Hochwasser wurden in den Jahren 1978 und 1990 registriert. Bei ann "ahernd gleichem Scheitelab-fluß von 1650 m³ s⁻¹ erreichte das HQ 05/78 mit $V(Q_c = 300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}) = 320 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ eine größere Abflußf "ulle als das HQ 02/90 mit $V(Q = 300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}) = 235 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Die beiden Hochwasserereignisse im Dez. 1993 und Apr. 1994 zeigen eine "ahnliche Charakteristik in ihrem Abflußf "ullenverlauf. Ihre Scheitelabfl" usse und Abflußvolumina sind fast gleich groß.

In Abb. 5.5 kann zwischen einem Zeitraum der Sedimentverlandung von 1950 bis 1973 und einem Zeitraum von 1973 bis 1994, in dem sich Sedimentation und Erosion abwechselten, unterschieden werden. In der Phase der Sedimentakkumulation kamen ca. $504 \cdot 10^3$ m³ an Sedimenten in der Stauhaltung Lauffen zur Ablagerung.

Im Zeitintervall 1973 bis M'arz 1981 ereignete sich das Maximalhochwasser vom Mai 1978. Das Erosionsvolumen überstieg das Sedimentationsvolumen um ca. $47 \cdot 10^3$ m³.

Erstaunlich hoch verlief die Sohleintiefung im darauffolgenden dreij ährigen Zeitraum. Zwar besaß das Hochwasser vom April 1983 eine vergleichsweise große Abflußf ülle von 371·10⁶ m³. Es war aber von deutlich geringerer H öhe als das vorangegangene Extremhochwasser und die Volumenkurven der beiden Ereignisse schneiden sich in Abb. 5.4 erst bei ca. 400 m³ s⁻¹. M öglicherweise waren andere Faktoren, wie z.B. eine geringe Schwebstoffzufuhr, f ür den starken Sedimentaustrag zwischen M ärz 1981 und M ärz 1984 entscheidend. Beim HQ 03/88 lagen die Schwebstoffkonzentrationen um das 6fache niedriger als beim HQ 05/78 [30]. Das große Erosionsvolumen zwischen 1981 und 1984 ist ein deutliches Indiz daf ür, daß das Hochwasser von 1978 nicht alle remobilisierbaren Sedimente ausr äumen konnte. Die starke Sohlauflandung zwischen 1984 und 1989 weist darauf hin, daß sich neben der H"ohe auch die Dauer eines Hochwassers auf den Schwebstofftransport auswirkt. W"ahrend des lang anhaltenden und nur allm"ahlich abfallenden HQ 03/88 sedimentierten offenbar große Mengen an Schwebstoffen in der Stauhaltung. Die Ursache hierf"ur liegt darin, daß bei m"aßig erh"ohten Abfl"ussen Schwebstoffe in hoher Konzentration in die Stauhaltung eingetragen werden und gleichzeitig der R"uckstau durch das Staubauwerk noch gegenw"artig ist (Abschnitt 5.4.5).

Das Katastrophenhochwasser vom Feb. 1990 r[°]aumte den gr[°]oßten Teil dieser Sedimentbildungen wieder aus, was durch die Echolotung vom Jun. 1991 belegt wird.

Im darauffolgenden Zeitraum bis zum Aug. 1992 ereignete sich kein größeres Hochwasser ($Q_{nax} = 450 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ am 22.12.91). Eine Sedimentation von nur 16 $\cdot 10^3 \text{ m}^3$ wurde für den Stauraum in dieser Zeit berechnet.

In den beiden jüngsten Perioden ereignete sich jeweils ein Hochwasser von ähnlicher Höhe und ähnlicher Abflußcharakteristik (vgl. Abb. 5.4). Das Weihnachtshochwasser 1993 erodierte die seit dem Extremhochwasser von 1990 abgelagerten Sedimente vollständig und tiefte sich in Schichten ein, die vor dem HQ 02/90 gebildet wurden.

Das Ereignis im Apr. 1994 hatte eine deutlich geringere Sohleintiefung zufolge als das vorangegangene. Offensichtlich hat das vorausgehende Hochwasser relativ gut konsolidierte Ablagerungsschichten freigelegt. Diese Hypothese wird best atigt, wenn man r uckwirkend die seit M arz 1984 erodierten und sedimentierten Sedimentvolumina aufsummiert und einander gegen überstellt. In dieser Zeit überstieg im Stauraum die Sohleintiefung (-182 ·10³ m³) die Sohlauflandung (+169 ·10³ m³) um 14 ·10³ m³.

5.2.2 Schwermetallbelastung der Neckarsedimente

Motivation, Zielsetzung MÜLLER (1991) [188] stellte lokal im Stauraum Lauffen einen sprunghaften Anstieg der Schwermetallkonzentrationen mit der Sedimenttiefe fest. Dieser Sprung ist darauf zur ückzuf ühren, daß die stark schwermetallhaltigen Ablagerungen aus der Hauptemissionsperiode (A: Altsedimente) von schwach kontaminierten Schichten (J: Jungsedimente) überdeckt werden. Eine Überlagerung der Altsedimente verringert ihr Erosionsrisiko. Daher ist es wichtig zu prüfen, ob sich diese Wechsellagerung aus Jung- und Altsedimenten flächendeckend über den Stauraum erstreckt und in welcher Sedimenttiefe gegebenenfalls der Konzentrationssprung erfolgt.

Weiterhin sollen charakteristische Schwermetallkonzentrationen f^{*}ur die Jung- und Altsedimenten sowie Schwellenkonzentrationen zwischen beiden Sedimenttypen ausgewiesen werden. Sie werden sp^{*}ater f^{*}ur die Auswertung der Stofffrachtbilanzen ben^{*}otigt (Abschnitt 5.4.7). Die Korrelationsstruktur und die Verteilung der Belastungsgr^{*}oßen im Stauraum Lauffen werden ebenfalls untersucht. Auf den Vergleich der gemessenen Schadstoffkonzentrationen mit Qualit^{*}atszielen, gesetzlichen Grenzwerten und nat^{*}urlichen Hintergrundwerten wird verzichtet. Eine entsprechende Auswertung liefern KERN & WESTRICH (1996) [141]. **Datengrundlage** Im Mai 1991 und im Dez. 1992 wurden Sedimentkerne in der Stauhaltung Lauffen mit einem Rammkolbenlot entnommen und auf allgemeine Kenngrößen und ihre Schwermetallbelastung in der Kornfraktion $< 20 \ \mu$ m analysiert. Die erste Sedimentbeprobung umfaßte 11 Sondierungspunkte mit insgesamt 84 untersuchten Proben bei einer Gesamtkernlänge von 29,8 m. Bei der zweiten Erkundung betrug die gekernte Strecke an insgesamt 10 entnommenen Sedimentkernen 15,6 m (199 Proben). Die Ergebnisse aus beiden Meßkampagnen sind dokumentiert [217, 251].

Datenauswertung Die Vorgehensweise bei der Datenauswertung gliederte sich in folgende Schritte [141]: Zuerst erfolgte eine Strukturierung der Datenmatrix (Datenreduktion). Die Meßgrößen wurden mit Hilfe einer Hauptkomponentenanlyse [9] gemäß ihrer korrelativen Beziehungen in statistisch voneinander unabhängige Gruppen, sogenannte Hauptkomponenten, klassifiziert. Unter den extrahierten Hauptkomponenten konnte eine identifiziert werden, die von umweltrelevanten Schwermetallen hochgeladen wurde. Sie diente als Indikator für die Schadstoffbelastung der Sedimentproben. Die standardnormalverteilten Faktorenwerte dieser Hauptkomponente wurden in einem zweiten Schritt dazu verwendet, um die Sprungstellen der Sedimentbelastung in den einzelnen Sedimentkernprofilen zu detektieren und Schwellenkonzentrationen zwischen den Jung- und Altsedimenten zu ermitteln. In einem dritten Schritt wurde die Trennschärfe der Schwellenkonzentrationen für die einzelnen Schwermetalle "überprüft. Die Schwellenkonzentrationen führten für Cr, Cu, Ni und Zn zu einer eindeutigen Trennung zwischen Jung- und Altsedimenten. Für Cd und Zn kam es zu einer bzw. zwei Überschneidungen. Schließlich wurden die Deckschichtmächtigkeiten aus den Positionen der Sprungstellen in den Sedimentkernen ermittelt.

Hauptkomponentenanalyse Dem Kaiser-Guttmann-Kriterium entsprechend [9] wurden 3 Hauptkomponenten (HK) mit Eigenwerten größer als eins ber ucksichtigt. Sie erklären insgesamt einen Anteil von 69 Prozent an der Gesamtvarianz des Datensatzes (Tab. 5.1). Der unaufgeklärte Varianzanteil geht auf Parameter mit geringen Kommunalitäten, insbesondere anorganischen Kohlenstoff C_{inorg} , zur uck. In Tab. 5.1 sind aus Gründen de Übersichtlichkeit nur die signifikanten Ladungen der Hauptkomponenten > 0,45 aufgeführt. Diese Ladungen sind als Korrelationswerte zwischen den extrahierten Hauptkomponenten und den Meßgrößen interpretierbar.

Die *erste Hauptkomponente (HK1)* wird von Schwermetallen aus anthropogenen Quellen (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn) hochgeladen. Diese Schwermetalle weisen erh öhte Konzentrationen in Proben mit hohen Gehalten an Schwefel und organischem Kohlenstoff auf, was durch die positiven Ladungen dieser Parameter für HK1 angezeigt wird. Die negativen Korrelationen dieser Parameter zum Sand- und Kiesgehalt deuten darauf hin, daß die analysierte Korngrößenfraktion $d < 20 \,\mu$ m keine homogene Grundgesamtheit darstellt. Eine plausible Erklärung hierfür ist die unterschiedliche Herkunft der unter Niedrig- und Hochwasserverhältnissen abgelagerten Feinpartikel.

Bei Niedrig- und Mittelwasser sedimentieren Feinsedimente. Sie stammen im wesentlichen aus dem Abwasser. Dies war in der Vergangenheit bei unzureichender biologischer Kl"arung reich an Proteinen (schwefelhaltige Aminos"auren) und anderen organischen Stoffen. Eingeleitete Schadstoffmengen werden bei geringer Wasserf"uhrung nur wenig verd"unnt. Zugleich beg"unstigt die l"angere Fließzeit auf der Transportstrecke die Sorption von gel"ost eingetragenen Schadstoffen. Bei kleineren Abfl"ussen sedimentierten daher w"ahrend der Periode starker Schadstoffemissionen fein-k"ornige hochkontaminierte Sedimente, die reich an (schwefelhaltigen) organischen Stoffen waren.

Bei Hochwasser werden Sedimente mit höheren Anteilen an Sand und Kies abgelagert. Die Schluffund Tonfraktion besteht aus Erosionsschwebstoffen. Diese stammen aus verschiedenen Quellen, wie z.B. Oberflächenabschwemmungen, Kanalnetzausspülungen und resuspendierten Gewässersedimenten. Das hohe Dargebot an Suspensa bei großer Wasserführung führt bei zeitlich konstanter Schadstoffemission zu eineren geringeren Belastung der feinkörnigen Partikel mit umweltrelavanten Spurenstoffen.

Die *zweite Hauptkomponente (HK2)* steht in Beziehung mit Eisen, Kobalt und Mangan. Sie dr'uckt den Gehalt an Tonmineralen, Eisen- und Manganhydroxiden aus. Diese Komponenten stammen "überwiegend aus nat urlichen Quellen. Sie zeigen keine signifikante Korrelation zu weiteren Meßgr"ößen.

Die *dritte Hauptkomponente (HK3)* faßt mit der Sedimenttiefe z und dem Gehalt an anorganischen Kohlenstoff C_{inorg} die beiden Parameter zusammen, die mit den "ubrigen Meßgr"oßen nahezu unkorreliert sind. C_{inorg} repr"asentiert den Gehalt an karbonatischen Festphasen, vor allem Kalzit und Dolomit. Die Kommunalit" at von 0,44 f"ur G_{norg} besagt, daß die drei Hauptkomponenten zusammen nur 44 % der Gesamtvarianz aufkl"aren. Daher sollte das gemeinsame Auftreten von G_{norg} und der Sedimenttiefe nicht "uberinterpretiert werden, zumal der Korrelationskoeffizient zwischen beiden Gr"oßen nur 0,20 betr"agt.

Parameter	Kommunalit ⁻ at	HK1	HK2	HK3
Tiefe z	0,70			0,82
d> 63µm	0,50	-0,71		
Corg	0,77	0,85		
C _{inorg}	0,44			0,55
S	0,72	0,74		
Co	0,89		0,94	
Fe	0,81		0,90	
Mn	0,75		0,80	
Cd	0,64	0,74		
Cr	0,84	0,89		
Cu	0,94	0,96		
Ni	0,91	0,90		
Pb	0,76	0,87		
Zn	0,85	0,92		
Varianz [%]	$\Sigma 68,5$	44,4	16,1	8,0

Tab. 5.1: Hauptkomponentenanalyse der Ergebnisse aus den Sedimentkernuntersuchungen. Angegebensind die Kommunalit äten und die Hauptkomponentenladungen ≥ 0.45 f ür die Meßgr ößen sowie,in der letzten Zeile, die durch die Hauptkomponenten erkl ärten Varianzanteile.

Sedimentbelastung F[°]ur die anthropogenen Schwermetalle aus HK1 sind die Standardabweichungen s(J+A) aus allen Sedimentproben "ahnlich hoch wie die Konzentrationsmittelwerte $\bar{x}(J+A)$ (Tab. 5.2). Die Konzentrationen dieser Elemente variieren also stark zwischen den einzelnen Sedimentproben. Diese Spurenmetalle sind im Altsediment A deutlich st[°]arker als im Jungsediment J angereichert: med(A)/med(J) > 1. Das Verh[°]altnis med(A)/med(J) ist dabei elementspezifisch. Cadmium zeigt von allen Spurenmetallen den st[°]arksten Konzentrationssprung.

Die eher geogenen Metalle aus HK2 sind relativ gleichf örmig im Sediment verteilt. Ihre Standardabweichungen s(J+A) in Tab. 5.2 sind gering. Die Quotienten med(A)/med(J) liegen nahe eins. In Jung- und Altsedimenten wurden f ür diese Elemente somit "ahnliche Konzentrationen gemessen.

Parameter	$\bar{x}(J+A)$	s(J+A)	med(J+A)	med(J)	med(A)	$\frac{med(A)}{med(J)}$	C _{SW}
d> 63µm [%]	33,4	21,3	26,1	45,3	18,3	0,40	n.b.
C _{org} [%]	3,89	2,20	4,25	2,16	5,11	2,4	n.b.
C _{inorg} [%]	2,34	0,44	2,32	3,03	2,23	0,73	n.b.
S [%]	0,275	0,172	0,270	0,165	0,340	2,1	n.b.
$Co [mg kg^{-1}]$	14,0	3,1	13,9	13,8	14,1	1,0	n.b.
Fe $[gkg^{-1}]$	35,4	6,8	36,5	38,0	36,3	0,96	n.b.
$Mn [mg kg^{-1}]$	556	153	532	552	512	0,93	n.b.
$Cd [mg kg^{-1}]$	23,2	28,3	13,8	2,41	35,0	15	21
$\operatorname{Cr}[\operatorname{mg} \operatorname{kg}^{-1}]$	511	431	415	123	809	6,6	612
Cu $[mg kg^{-1}]$	262	188	256	98,5	392	4,0	259
Ni [mg kg ⁻¹]	73,1	30,8	61,7	53,0	95,2	1,8	70
Pb $[mgkg^{-1}]$	237	179	210	86,5	309	3,6	205
$Zn [mg kg^{-1}]$	944	654	910	368	1407	3,8	940

Tab. 5.2: Mittelwerte $\bar{x}(J+A)$, Standardabweichungen s(J+A) und Medianwerte med(J+A) der Parameter im gesamten Sediment, Medianwerte im Jungsediment med(J) und im Altsediment med(A), Quotienten med(A)/med(J) und Schwellenkonzentrationen C_{SW} zwischen Jung- und Altsediment

n.b.: nicht bestimmt

Räumliche Verteilung Cadmium und Blei sind im Stauraum Lauffen unterschiedlich verteilt (Abb. 5.6). Für Cd zeigen zwei Sondierungen vor dem rechten Wehrfeld sehr hohe Konzentrationen. Blei ist im Bereich der Flußkrümmung bei km 127,0 und in Wehrnähe bei km 125,5 und km 125,4 stark angereichert. Die unterschiedliche räumliche Verteilung der Belastungsgrößen kann vielfältige Ursachen haben. Sicherlich spielt eine Rolle, daß die einzelnen Schadstoffe von unterschiedlichen Einleitern herrührten und die jeweiligen Emissionsmengen zeitlich stark schwankten. Letzteres traf auf die an der Enz bei Besigheim ansässige Farbenfabrik zu. Die chargenweise Herstellung von Pigmentfarbstoffen war laut Augenzeugen an der wechselnden Farbe des Enzzuflusses erkennbar. Die starke räumliche Variabilität der Schwermetallbelastung, mit z.T. sehr starken Konzentrationsunterschieden auf engem Raum, ist auch vor dem Hintergrund der nat ürlichen und anthropogenen Sedimentumlagerung zu bewerten. Umfangreiche Schlammbaggerungen fanden in den 1970er und 1980er Jahren im Stauraum Lauffen statt, vor allem zwischen km 127,2 und km 126,1 [141].



Abb. 5.6: R'aumliches Muster der Sedimentbelastung mit Cd und Pb im Stauraum Lauffen. An den Erkundungsstellen markieren die ausgef ulten Kreise mit ihrem Radius die mittleren Konzentrationen und die offene Kreise die Maximalkonzentrationen in der Korngr ößenfraktion $d < 20 \,\mu$ m. Die Ordinate ist gegen über der Abszisse doppelt "überh öht skaliert.

Mächtigkeit der Deckschichten An 12 der insgesamt 21 Sondierungspunkte wurde ein signifikanter, sprunghafter Anstieg der Schwermetallbelastung mit der Sedimenttiefe detektiert. 5 Sedimentkerne wiesen bereits in der obersten analysierten Sedimentprobe eine erh öhte Schadstoffbelastung auf. An 4 Erkundungspunkten blieben die HK1-Faktorenwerte "über die gesamte Sedimenttiefe hinweg unter ihrem Mittelwert. Es konnten in diesen schwach belasteten Sedimentproben also keine Altsedimentmerkmale nachgewiesen werden.

Die Sedimenttiefen, in denen ein sprunghafter Konzentrationsanstieg festgestellt wurde, sind in Abb. 5.7 als schwarze Ringe dargestellt. Die Tiefe des Schichtwechsels kann nur mit der Genauigkeit angegeben werden, mit der ein Sedimentkern in entsprechende Teilproben segmentiert wurde. Der Innenradius der Ringe markiert die Sedimenttiefe der untersten schwach belasteten Sedimentprobe, w"ahrend der Außenradius die Tiefenlage der obersten stark belasteten Probe kennzeichnet. Je weniger sich Innen- und Außenradius der schwarzen Ringe in Abb. 5.7 unterscheiden, desto



Abb. 5.7: Tiefe des Schichtwechsels z_{Sprung} zwischen den Jung- und Altsedimenten im Stauraum Lauffen. Die St ärke der schwarz markierten Ringe dr ückt den Unsicherheitsbereich von g_{prung} aus, der aus der Segmentierung der analysierten Sedimentkerne resultiert. F ür Sondierungspunkte, an denen bereits die oberste Teilprobe als Altsediment interpretiert wird, kennzeichnen die grauen Kreise mit ihrem Radius die Tiefenlage der entsprechenden Probe. Die Kreuze markieren die Erkundungsstellen, an denen keine "überm"aßige Sedimentbelastung festgestellt wurde.

präziser ist die Information über den Konzentrationswechsel zwischen Jung- und Altsediment.

An 17 Sondierungsstellen wurden aufgrund erh öhter Schadstoffkonzentrationen Altsedimentmerkmale ausgewiesen. An 7 Punkten liegt der Konzentrationssprung in einer Tiefe von mehr als 0,35 m. An 5 Erkundungsstellen betr ägt die Mächtigkeit der Deckschicht mindestens 0,04 m. An weiteren 5 Stellen wurden gar keine Decksedimente detektiert. An 7 der 10 zuletzt aufgef ührten Sedimentkerne ist die Sedimentauflage maximal 0,4 m mächtig.

An den beiden wehrnahen Sondierungsstellen mit extrem hoher Cadmiumbelastung (Abb. 5.6) liegt der Schichtwechsel in einer Sedimenttiefe von $0,63\div0,71$ m bzw. $0,37\div0,60$ m. Eine direkt benachbarte Bohrung reichte mit 0,21 m Tiefe nicht bis zum Altsediment. Zwei weitere Sedimentkerne im nahen Umfeld (km 125,35) zeigen den Konzentrationssprung ebenfalls ca. 0,60 m unterhalb der Sediment-Wasser-Grenze.

Es kann die Schlußfolgerung gezogen werden, daß in der N¨ahe des Staubauwerks die kontaminierten Altsedimente mit einer Deckschicht von ca. einem halben Meter `uberlagert sind. Im restlichen Stauraum ist die Deckschicht geringm¨achtiger oder gar nicht vorhanden.

5.2.3 Modellgest utzte Untersuchung der Cd-Sorption

Datengrundlage MARTIN (1994) [171] und PEIFFER (1996) [208, 209] untersuchten das Sorptionsverhalten von Cd an anoxischen Schlammproben aus dem Neckar. Durch Vorbehandlung wurde Carbonat und Sulfid aus dem Sediment entfernt. Dadurch wurden F¨allungsreaktionen ausgeschlossen. Die durchgef¨uhrten Titrationsexperimente charakterisieren die pH-abh¨angige Anbindung von Cadmium an die Feststoffe durch Adsorption an organische Substanz (Tab. 3.1). Als reaktive Oberfl'achenstellen werden Carboxyl-, Diamin- und Thiolgruppen des organischen Materials vermutet. Als Untersuchungsergebnisse liegen Titrationskurven und Adsorptionsisothermen vor.

Oberflächenkomplexmodell zur Cd-Sorption Aufbauend auf den experimentellen Ergebnissen wurde ein Adsorptionsmodell entwickelt. Es beschreibt die pH-abh"angige Adsorption von Cadmium an die reaktiven (organischen) Oberfl"achenliganden im Neckarsediment. Es ber "ucksichtigt dar "uber hinaus den Einfluß von Calcium als Konkurrenzkation auf die Cd-Adsorption (Gl. 3.3.22).

Die Oberfläche von nat urlichen Feststoffen besteht aus einem Kontinuum an reaktiven Oberflächenstellen (Liganden), die sich in ihren Adsorptionseigenschaften unterscheiden. Das Kontinuum an Adsorptionsplätzen wurde modellhaft ersetzt durch eine begrenzte Anzahl von hypothetischen Liganden. Dabei wurden folgende Annahmen getroffen:

- Als Liganden stehen nur einprotonige, schwache S``auren zur Verf``ugung. Die Liganden beeinflussen sich gegenseitig nicht.
- Zwischen den sorbierenden Metallionen und den Liganden werden nur monodendatische Komplexe, d.h. mit einer 1:1 St ochiometrie, gebildet.
- Elektrostatische Effekte werden nicht ber ucksichtigt.
- Alle protonierbaren Koordinationsstellen der Oberfl¨ache stehen f¨ur die Metalladsorption zur Verf¨ugung.

Der Mechanismus der Adsorption wird im Modell als Oberflächenkomplexierung, d.h. als überwiegend chemischer Prozeß, verstanden (Abschnitt 3.3.4). Es beinhaltet folgende Reaktionsgleichgewichte, wobei Ladungen an der Oberfläche einer Festphase in den Gleichungen unberücksichtigt bleiben und alle Gleichgewichte als Bildungsreaktionen formuliert sind:

1. S'aure/Base-Gleichgewicht des i-ten Oberfl'achenliganden (i=1,...,n):

$$L_i + H^+ \rightleftharpoons L_i H \qquad (5.2.1) \qquad \qquad K_{HLi} = \frac{[L_i H]}{[L_i][H^+]} \qquad (5.2.2)$$

2. Cadmiumkomplexierung durch den i-ten Liganden:

$$L_i + Cd^{2+} \rightleftharpoons CdL_i \qquad (5.2.3) \qquad \qquad K_{CdLi} = \frac{[CdL_i]}{[L_i][Cd^{2+}]} \quad (5.2.4)$$

- 3. Calciumkomplexierung durch den i-ten Liganden (Konkurrenzreaktion):
 - $L_i + Ca^{2+} \rightleftharpoons CaL_i \qquad (5.2.5) \qquad \qquad K_{CaLi} = \frac{[CaL_i]}{[L_i][Ca^{2+}]} \qquad (5.2.6)$

Parameteridentifikation Als Modellparameter mußten die Bindungskonstanten K_{HLi} , K_{CdLi} und K_{CaLi} sowie die Gesamtkonzentration an Liganden $L_{i,tot}$ im Sediment ermittelt werden. Die Identifikation der Modellparameter erfolgte anhand der zuvor genannten Laborexperimente. Es wurde dabei versucht, die Anzahl an Oberflächenliganden im Modell so klein wie möglich zu halten. Die Bestimmung der Parameter erfolgte in drei Schritten [171]:

Zuerst wurden die Konzentrationen und Bindungskonstanten der protonierten Liganden bestimmt. Hierzu wurden die Ergebnisse aus pH-Titrationen herangezogen, die an Sedimentsuspensionen (ohne Zugabe von Metallionen) durchgef ührt wurden.

Anschließend erfolgte die Identifikation der Bindungskonstanten f^{*}ur die Cadmium-Liganden-Komplexe anhand von pH-Tritrationen an Sedimentsuspensionen, denen zuvor definierte Mengen an Cadmium zudotiert worden waren.

Schließlich wurden die Bindungskonstanten K_{CaLi} ermittelt. Die experimentelle Basis waren Cd-Desorptionsexperimente, in denen Calciumionen als CaNO₃ in unterschiedlich hohen Konzentrationen den Suspensionen zugef ügt wurden.

Tab. 5.3 faßt die Ergebnisse der Parameteridentifikation zusammen. Die Ergebnisse der Laborexperimente konnten mit zwei Oberflächenliganden, deren Aziditätskonstanten bei $\log(K_{HL1})=4,75$ und $\log(K_{HL2})=7,01$ liegen, hinreichend gut reproduziert werden. Für den Liganden L1 liegt die Bindungskonstante für Cadmium fast eine Größenordnung höher als für Calcium. Die entsprechenden Bindungskonstanten des Oberflächenliganden L2 liegen noch weiter voneinander entfernt, wobei dessen Affinität zu Calcium höher erwartet wurde. Ein dritter Ligand mit einer Protonenbindungskonstante von $\log(K_{HL3})=10,09$ spielte für die Adsorption von Cadmium im relevanten Bereich pH<9 keine Rolle, er blieb daher unberücksichtigt.

Tab. 5.3: Ligandenkonzentrationen und Bindungskonstanten für das Adsorptionsmodell

Parameter	Ligand 1	Ligand 2
L_{tot} [μ mol g ⁻¹]	149	134
log(K _{HL})	4,75	7,01
$log(K_{CdL})$	4,32	5,40
log(K _{CaL})	3,50	2,50

Anwendung des Oberflächenkomplexmodells Das erstellte Oberflächenkomplexmodell wurde in das hydrochemische Gleichgewichtsmodell HYDRAQL [203] integriert. Die Hydroxidkomplexierung von Cadmium, die Adsorption von Cd an Eisenhydroxide und die Ausfällung von CdCQs wurden als weitere chemische Prozesse berücksichtigt. Die Bildung sulfidischer Mineralphasen wurden nicht zugelassen, da die Speziesverteilung im Freiwasserkörper und nicht im Sediment Ziel der Berechnungen war. Die Reaktionsstöchiometrien und Bildungskonstanten der einzelnen Spezies sind in Anhang A aufgelistet.

In einer ersten Anwendung des Modells wurde die Cd-Speziesverteilung in Abwesenheit von Cal-

cium als konkurrierendes Kation berechnet, und zwar in Abh"angigkeit der beiden Mastervariablen Feststoffkonzentration und pH (Abb. 5.8a). Die Feststoffkonzentration ist ein Maß f"ur die Konzentration an Oberfl"achenliganden. Der pH-Wert entscheidet "über den Protonierungsgrad der Adsorptionsstellen und damit "über deren Verf"ugbarkeit f"ur Cd.



Abb. 5.8: (a) Dominante Cadmium-Spezies in Abh'angigkeit von pH-Wert und Partikelkonzentration,
(b) Verteilungskoeffizient als Funktion des pH-Wertes: Feststoffkonzentration 1,5 mgkg⁻¹;
[Cdtot]=1,12 μg l⁻¹; K_d-Meßwerte nach [171]. Die K_d-Berechnungen in (b) wurden mit und ohne Eisenhydroxide (HFO) bzw. Calciumionen durchgef ührt.

Bei pH > 7,4 ist Cd "überwiegend an Eisenhydroxide bebunden. CdL₂ dominiert im Bereich zwischen pH 6,4 und 7,4. Bei niedrigeren pH-Werten bindet Ligand 1 den gr ößten Teil an Cadmium, falls die Feststoffkonzentration ausreichend hoch ist. Freies Cadmium in L "ösung (Cd²⁺) tritt dann auf, wenn deprotonierte Liganden nur in geringer Konzentration zur Verf "ugung stehen. Dies ist bei kleinen Feststoffkonzentrationen und niedrigen pH-Werten der Fall. Eine Ausf "allung von CdCO₃ spielt im Bereich umweltrelevanter Cadmiumkonzentrationen und pH-Werte keine Rolle.

F[°]ur den Verteilungskoeffizienten resultieren mit zunehmendem pH-Wert ansteigende Werte (Abb. 5.8b). Vernachl[°]assigt man die Eisenhydroxide (HFO, engl. *hydrous ferric iron*) als Adsorptionsstellen, so erreicht der Verteilungskoeffizient in Abwesenheit von Calciumionen bei der vorgegebenen
Cd-Konzentration von 1,12 μ g l⁻¹ (10 nM) einen oberen Grenzwert von etwa 40000 1kg⁻¹ (log K_d =4,60). Andernfalls nimmt der Verteilungskoeffizient im alkalischen Milieu weiter zu. In beiden F¨allen k¨onnen die experimentell ermittelten Verteilungskoeffizienten [171] von 2230 1kg⁻¹ (bei pH 5) und 15870 1kg⁻¹ (bei pH 7) gut reproduziert werden. Bei dem f¨ur den Neckar charakteristischen pH-Wert von 8 liefert das Adsorptionsmodell K_d -Werte von 34000 1kg⁻¹ (log K_d =4,53 ohne Eisenhydroxide) bzw. 100000 1kg⁻¹ (log K_d =5,00 mit HFO).

Sowohl die Parameteridentifikation als auch die zum Vergleich herangezogenen Verteilungskoeffizienten st ützten sich auf Experimente an sauerstofffrei gehaltenen Sedimentsuspensionen.

In einer zweiten Anwendung wurden mit dem thermodynamischen Gleichgewichtsmodell Verteilungskoeffizienten unter naturnahen Milieubedingungen im Wasserk örper des Neckars berechnet (Abb. 5.9), um Vergleichswerte zu den bei Hochwasser gemessenen Verteilungskoeffizienten (Abschnitt 5.4.7) zu bekommen. Dabei sollte auch das Freisetzungspotential von Cadmium durch Ca-Konkurrenz (Abschnitt 3.3.3) abgesch ätzt werden.

Die zur Identifikation der Modellparameter verwendeten Experimente wurden an anoxischen Sedimentsuspensionen durchgef "uhrt. Die Bindungseigenschaften der partikul" aren (organischen) Substanz ver "andern sich durch diagenetische Prozesse im Sediment. Sie k "onnen sich daher von denjenigen der Schwebstoffe im Freiwasser unterscheiden. Die Anwendung des thermodynamischen Gleichgewichtsmodells auf die Adsorptionsprozesse im Freiwasser ist daher nur eingeschr" ankt m"oglich. Die in Abb. 5.9 gezeigten Ergebnisse sind unter diesem Vorbehalt zu bewerten.



Abb. 5.9: Verteilungskoeffi zienten f^{*}ur Cadmium unter umweltrelevanten Milieubedingungen mit und ohne Ber^{*}ucksichtigung von Eisenhydroxiden (HFO). Niedrigwasser: C_s=0,02 kgm⁻³, [Ca²⁺]=0÷120 mg1⁻¹, [Cd]_{tot}=10 ng1⁻¹, Hochwasser: C_s=2,0 kgm⁻³, [Ca²⁺]=0÷80 mg1⁻¹, [Cd]_{tot}=1 μ g1⁻¹

Im Neckar liegen die pH-Werte ganzj ahrig und unabh angig vom Abfluß zwischen 7,6 und 8,2 [157]. Gem aß Abb. 5.8 tragen in diesem schwach alkalischen Bereich die Eisenhydroxidoberfl achen aufgrund ihrer hohen Bindungsst arke stark zur Festlegung von Cd bei. Unter Ber ucksichtigung von Eisenhydroxiden liegen die Verteilungskoeffizienten um eine halbe bis eine Gr oßenordnung h"oher als in dem Fall, bei dem die experimentell charakterisierten organischen Oberfl"achenpl"atze die Adsorption alleine bestimmen.

Bei einem Anstieg der Calciumkonzentration von 0 auf 80 mg 1^{-1} wird bei Niedrig- und Hochwasser nur wenig Cadmium von den Adsorptionsstellen verdr angt (Abb. 5.9). In Abwesenheit von Eisenhydroxiden macht die Cd-Freisetzung etwa 0,2 logarithmische K_d -Einheiten aus. In Gegenwart von Eisenhydroxidoberfl achen ist der Konkurrenzioneneffekt durch Ca noch geringer. Dies ist an der geringen Bandbreite der Ergebnisse in Abb. 5.9 erkennbar. Allerdings wurde eine Adsorptionskonkurrenz an den Fe-Hydroxidoberfl ächen oder deren Passivierung, z.B. durch organische Coatings, aufgrund mangelnder Daten im Modell nicht ber ücksichtigt.

Die Bandbreite, die sich aus den beiden Szenarien mit und ohne Ber ücksichtigung von Eisenhydroxiden ergibt, kann in erster N "aherung als m "ogliche Bandbreite der Verteilungskoeffizienten angesehen werden. Bei Niedrigwasser werden Verteilungskoeffizienten berechnet, die um 0,4 log-Einheiten unter den entsprechenden Werten f "ur Hochwasser liegen (Abb. 5.9). Da das Verh "altnis von Cadmiumkonzentration zu Adsorptionsoberfl "achen in beiden F "allen gleich war (ca. 0,56 mg Cd pro kg Schwebstoff), ist der Grund hierf "ur in der Calciumkonzentration zu suchen, die im Verh "altnis zu den Adsorptionsstellen bei Niedrigwasser deutlich gr "oßer ist als bei Hochwasser.

Resümee Im Neckar beg ünstigen die schwach alkalischen pH-Werte die Adsorption von Cadmium. Die berechneten Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffizienten liegen zwischen $10^4 \div 10^5$ 1kg^{-1} . In diesem K_d -Wertebereich kann der Stofftransport in L"osung f"ur Schwebstoffkonzentrationen < 100 g m⁻³, die im Neckar bei Mittel- und Niedrigwasser auftreten, nicht vernachl"assigt werden (Abb. 3.10). Bei erh"ohter Schwebstoffkonzentration (Hochwasser, $C_s > 100$ g m⁻³) "überwiegt der partikul"are Cd-Transport.

Die im Neckar auftretenden Schwankungen der untersuchten Milieufaktoren (pH-Wert, Schwebstoff-, Cd-, Ca-Konzentration) wirken sich nur wenig auf den K_d -Wert aus. Bei Hochwasser sind tendenziell etwas höhere K_d -Werte als bei Niedrigwasser zu erwarten. Eisenhydroxidoberflächen verstärken die Adsorption in einem gewissen, experimentell noch zu bestimmenden Ausmaß. Der von PEIFFER et al. (1996) [209, 210] vorgeschlagene Mechanismus zur Solubilisierung von Cadmium durch Calciumionen spielt im Bereich umweltrelevanter Konzentrationen eine untergeordnete Rolle. In Hinblick auf die numerischen Simulationen zum Cd-Transport im Neckar rechtfertigt die geringe Variabilität der K_d -Werte zum gegenwärtigen Kenntnisstand die Anwendung des K_d -Konzeptes. Die Sensitivität der Simulationsergebnisse auf den Verteilungskoeffizienten ist allerdings im oben angegebenen Wertebereich zu prüfen.

5.3 Experimentelle Methoden

5.3.1 Meßprogramme

Tab. 5.4 gibt eine Übersicht 'uber die durchgef'uhrten Labor- und Naturmessungen. Sie untergliedern sich in f'unf Meßprogramme:

Tab. 5.4:	Übersicht über die bei Niedrigwasser (NQ) und Hochwasser (HQ) durchgeführten Naturmessun-
	gen und Laborexperimente (L)

Meßprogramm	Zielsetzung	Тур
Basis	$C_s(Q)$ -Beziehungen	NQ, HQ
Schwebstoff	sedimenthydraulische Schwebstoffparameter (Korngr¨oßenverteilung, Sinkgeschwindigkeit)	NQ
Erosion	Erosionsstabilit at der Neckarsedimente	L
Trïube	Quervermischung von Enz und Neckar	NQ
	r aumlicher Verlauf der Sedimentation	
	Abflußabh"angigkeit der Schwebstoffretention	
Hochwasser	gel"oste und partikul"are Stoffkonzentrationen	HQ
	Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffizienten	

Das *Basismeßprogramm* hatte - in Kombination mit dem Hochwassermeßprogramm - zum Ziel, Schwebstoffkonzentrations-Abfluß-Beziehungen zu ermitteln. $C_s(Q)$ -Funktionen charakterisieren das Remobilisierungs- und Transportverhalten der Schwebstoffe im Flußeinzugsgebiet und gehen als Randbedingung in die numerischen Transportberechnungen ein. Die durchgef ührten Schwebstoffmessungen erstreckten sich auf den Zeitraum zwischen Nov. 1993 und M^{*}arz 1995.

Das *Schwebstoffmeßprogramm* zielte auf die Bestimmung der schwebstoffhydraulischen Parameter Korngröße und Sinkgeschwindigkeit ab. Aufgrund des großen zeitlichen Aufwandes erfolgten die Messungen nur unter Niedrigwasserbedingungen.

Im *Meßprogramm Erosion* wurden die kritischen Erosionsschubspannungen der Neckarsedimente in Abh'angigkeit von der Sedimentdichte anhand von Erosionsversuchen im Str'omungskanal ermittelt. Innerhalb des *Trübungsmeßprogrammes* wurden Flußl'angs- und Querprofile der Tr'ubung im Wasser mit Hilfe von Schiffsbefahrungen aufgezeichnet. Das Konzentrationsfeld der Schwebstoffe sollte Auskunft 'uber die Vermischung der Teilstr'ome aus Enz und Neckar und 'uber den Verlauf der Verlandung innerhalb der Stauhaltung geben. Dar uberhinaus wurde angestrebt, die Gesamtsedimentation in der Stauhaltung an Meßtagen mit unterschiedlichen Abflußbedingungen zu ermitteln.

Das *Hochwassermeßprogramm* beschr ankte sich auf extreme Abflußereignisse im Dez. 1993 (HQ 12/93), Apr. 1994 (HQ 04/94) und Jan. 1995 (HQ 01/95). Gel öste und partikul äre G üteparameter wurden im Zu- und Abstrom der Stauhaltung Lauffen gemessen, um daraus die in die Stauhaltung ein- und ausstr ömenden Stofffrachten zu bilanzieren. Im Mittelpunkt standen hierbei die Fragen nach der Erosionsleistung von Extremhochwassern und der damit verbundenen Schwermetallfreisetzung. Desweiteren sollten f ür ausgew ählte Spurenmetalle die Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffizienten ermittelt werden.

5.3.2 Untersuchung von Wasserproben

Probenahme Im Rahmen des Basis-, Schwebstoff- und Hochwasser-Meßprogramms wurden Wasserproben an folgenden Stationen entnommen (Abb. 5.2):

- BN: Neckarzufluß am Staubauwerk Besigheim (Neckar 136,8)
- BE: Enzzufluß nahe der Enzm⁻undung bei Besigheim (Br⁻ucke Enz km 0,22)
- KN: Kirchheimer Brücke (Neckar km 132,9)
- LN: Neckarabstrom an der Ortsbrücke Lauffen (Neckar km 124,9)

Das Beprobungsintervall betrug gewöhnlich 2 bis 3 Tage, es verkürzte sich bei Hochwasser auf 1 bis 2 Stunden. Die Entnahme der Wasserproben am Querschnitt BN erfolgte am Turbinenauslauf (bei Hochwasser von der Neckarbrücke). Ansonsten wurden Wasserproben mit Hilfe von Schöpfgeräten von Brücken aus nahe der Wasseroberfläche genommen und in 1 Liter Plastikflaschen aufbewahrt.

Das weitere Vorgehen gliederte sich in drei Schritte: vor-Ort Messung, Probenvorbereitung und chemische Analyse (Abb. 5.10).

vor-Ort Messung In direktem Anschluß an die Probenahme wurden der pH-Werte, die elektrische Leitf ahigkeit und die Wassertemperatur gemessen. Im Rahmen des Schwebstoffmeßprogramms wurden die Korngr ößenverteilung (Abschnitt 5.3.3) und das Absinkverhalten der Schwebstoffe (Abschnitt 5.3.4) untersucht.

Probenvorbehandlung Jede Wasserprobe wurde "uber s "aurebehandelte Celluloseacetat-Membranfilter der Porenweite 0,45 μ m filtriert (Fa. Sartorius, G "ottingen) und dadurch operational in den Filterr "uckstand und das Filtrat geteilt. Der Filterr "uckstand wird nachfolgend als partikul" are Phase (Index *p*) angesprochen, das Filtrat als gel "oste Phase (Index *w*). Es muß darauf hingewiesen werden, daß kolloidale Wasserinhaltsstoffe und Feinstpartikel < 0,45 μ m die verwendeten Filter passiert haben k "onnen. Anhand der Filterr "uckst" ande wurde der Gehalt an Schwebstoffen und an partikul" aren Metallen (Ca, Co, Li, Fe, Mn, Cd, Cu, Pb, Zn) bestimmt. 50 ml des Filtrates wurde in 50 ml Plastikflaschen umgef "ullt, mit konz. HNQ₃ (suprapur, Fa. Merck) auf pH<3 anges "auert"



Abb. 5.10: Schema "uber die im Basis-, Schwebstoff- und Hochwasser-Meßprogramm ermittelten Parameter

und auf die Schwermetallgehalte in L'osung (Fe, Mn, Cd, Cu, Pb, Zn) analysiert. Das restliche Filtrat (ca. 950 ml) wurde unbehandelt auf Anionen (Cl^- , SO_4^{2-} , S'aurekapazit'at) und auf Kationen ($Ca^{2+}, K^+, Mg^{2+}, Na^+$) analysiert. Alle Proben wurden bis zur Analyse bei 4 °C gelagert. Die chemische Analyse der Filtrate und Filterr'uckst'ande erfolgte am Hygieneinstitut der Universit'at Heidelberg.

Analytik der allgemeinen Parameter Tab. 5.5 gibt eine Übersicht "über die Analysenmethoden. Im allgemeinen kamen die Deutschen Einheitsverfahren (DEV) [74] zur Anwendung. Der Schwebstoffgehalt wurde gravimetrisch nach Filtration "über Celluloseacetat-Membranfilter mit 0,45 μ m Porenweite bestimmt. Zur Kontrolle der W"ageungenauigkeiten, die vor allem einer wechselnden Luftfeuchtigkeit in der Umgebungsluft zugeschrieben werden k"onnen, wurden die verwendeten Filter vor und nach der Filtration jeweils doppelt gewogen. Die beiden W"agungen erfolgten an zwei verschiedenen Tagen. Dar"überhinaus wurden aus jeder Filtercharge 10 Filter als Blindwerte hin- und r"ückgewogen.

Analytik der Metalle Mit Salpeters aure (65 %, suprapur der Fa. Merck) anges auertes, doppelt quarzdestilliertes Wasser wurde zum Herstellen der Eichstandards und zum Verd unnen der Proben bzw. Aufschlußl osungen verwendet. Zur Erstellung der Eichl osungen dienten Standardl osungen der Fa. Merck. Bei allen Standardl osungen lagen die Metalle entweder in wässriger L osung (Li, Na, K) oder in 0,5 M HNO₃ in einer Konzentration von 1000 mg 1^{-1} vor. Zum Aufschluß der Filterr uckst ande wurde Salpeters aure (65 %, suprapur der Fa. Merck) als Aufschlußmittel verwendet.

Die Metallanalyse erfolgte mittels Atomabsorptionsspekroskopie (AAS). Zum Einsatz kamen ein Varian SpektrAA-10/20 Spektrometer mit Flammentechnik f[°]ur Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na und Zn

Meßgröße	Abk [·] urzung	Meßprinzip
pH-Wert	pН	Direktpotentiometrie (Ger at WTW pH 91)
elektr. Leitf ⁻ ahigkeit	LF	Konduktometrie (Ger at WTW LF 91)
Schwebstoffe	C_s	gravimetrisch nach Filtration (0,45 μ m)
Chlorid	Cl ⁻	Maßanalyse nach MOHR (DEV D1)
Sulfat	SO_4^{2-}	komplexometrische Titration
		nach Kationenaustausch (DEV D5)
S ⁻ aurekapazit ⁻ at	SK	S ⁻ auretitration bis pH 4,3 (DEV H 7-1-2)
Kationen	-	Atomabsorptionsspektrometrie (siehe Text)

Tab. 5.5: Analysenmethoden

sowie ein Varian SpektrAA-300/400 Zeeman mit Graphitrohrtechnik f^{*}ur Cd, Co, Cu, Li und Pb.

Die mit Salpeters aure auf pH<3 anges auerten und in 50 ml-PE-Weithalsflaschen gek uhlt verwahrten *Filtrate* wurden direkt mittels Atomabsorptionsspektroskopie analysiert. Aufgrund der sehr niedrigen Cd- und Pb-Konzentrationen in Lösung, die i.d.R. unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen, wurden diese beiden Elemente für ausgew ählte Proben 10-fach bei der Analyse angereichert.

Die *Filterrückstände* wurden mit einem Mikrowellenger at (Fa. Floyd RMS-150) aufgeschlossen [141]. Die schwebstoffbeladenen Filter wurden hierzu vollst andig in Teflon-Aufschlußgef aße "uberf "uhrt und f" ur 24 h in 10 ml 65 % iger HNOstehengelassen. Die Aufschlußgef aße waren dabei mit Berstscheiben aus Teflon zugedeckt. Anschließend wurden die Aufschlußgef aße mit Schraubdeckeln verschlossen und jeweils zw "olf in einem Arbeitsgang in der Mikrowelle behandelt. Nach Beendigung des Mikrowellenaufschlusses und Abk "uhlen der Aufschlußgef" aße auf Raumtemperatur wurden die Aufschlußl "osungen in 250 ml Maßkolben quantitativ "überf "uhrt. Dabei wurden die Aufschlußgef" aße mit verd "unnter Salpeters" aure gesp "ult. Nach Auff "ullen der Maßkolben erfolgte die AAS-Analyse der unverd "unnten oder, falls erforderlich, der verd "unnten L" osungen.

Zur Qualit atskontrolle wurden bei jedem Mikrowellenaufschluß ein Blindfilter, ein Gef aß mit Standardreferenzmaterial und ein nur mit verd unnter Salpeters aure gef ulltes Gef aß mitbearbeitet und analysiert. Als Standardreferenzmaterial wurde 'Buffalo River Sediment' (No. 2704) des National Institute of Standard and Technology, Gaithersburg (MD), USA, verwendet. Die Wiederfindungsraten lagen f ur Calcium und Lithium unter 50 % und f ur die "ubrigen Metalle "uber 65 % [141].

5.3.3 Bestimung der Korngrößenverteilung

Die Korngrößenverteilung der Schwebstoffe wurde direkt nach der Entnahme von Schöpfproben im Feld ermittelt [141]. Als Meßgerät wurde der transportable Korngrößenanalysator PARTmaster L2 (Fa. Aucoteam, Berlin) in Verbindung mit einem Akkumulator (12 V/6,5 Ah) zur netzunabh angigen Stromversorgung eingesetzt. Das Meßger at arbeitet nach dem Schattenwurfprinzip, es detektiert Feststoffe mit Korndurchmessern zwischen 1,8 μ m und 250 μ m.

Versuchsdurchführung Sechs sp"ulmaschinenreine 100 ml Meßkolben wurden mit entgastem aqua dest. behutsam bis zur Eichmarke gef"ullt. Zuerst erfolgte eine dreifache Blindwertmessung. Hierzu wurde jeweils ein Meßkolben f"ur ca. 10 Sekunden "über Kopf gesch"uttelt und ca. 35 ml der Meßl" osung in das Probenvorratsgef "äß des Meßger" ätes umgef"ullt. Nach einem Probenvorlauf von ca. 10 ml zur Reinigung der Schlauchverbindungen und der Meßk" üvette erfolgte die Korngr" oßenbestimmung f"ur ein Meßvolumen von 20 ml. Bei Partikelzahlen "über 50/ml wurde das verwendete aqua dest. ersetzt und die Meßurge wiederholt. Zur Messung der Flußwasserproben wurde 1 ml des Probengutes mit einer Eppendorf-Pipette zum vorgelegten aqua dest. zugegeben, der Meßkolben verschlossen und die Meßl" osung einmal ca. 10 Sekunden "über Kopf vermischt. Anschließend erfolgte die Partikelanalyse wie zuvor f"ur die Blindwerte beschrieben, und zwar dreimal f"ur jede Probe. Als Meßergebnisse lagen Wertepaare aus Korndurchmesser und Partikelanzahl f"ur 64 Korngr" oßenklassen vor. Unter Annahme kugelf" ormiger Partikel wurden H"aufigkeitsverteilungen der Partikeloberfl" ache und des Partikelvolumens berechnet [141].

5.3.4 Bestimmung der Sinkgeschwindigkeit

Die Sinkgeschwindigkeitsverteilung der Schwebstoffe wurde im Neckar am Turbinenauslauf der Staustufe Besigheim ermittelt. Zum Einsatz kam eine von KOZERSKI (1991) [145] entwickelte in-situ S"aulenmethode, die durch Vergleich mit anderen Meßverfahren "überpr"uft wurde [216]. Die Versuchsapparatur besteht aus einem Tragegestell mit f"unf Absetzzylindern aus Glas (L"ange 0,4 m, Durchmesser 61 mm), Saugkapillaren (Innendurchmeser 1,5 mm) und einem Unterdruckbeh"alter, der eine 11 Glasflasche enth"alt und an eine Vakuumpumpe angeschlossen wird (Abb. 5.11).

Versuchsdurchführung Die Sedimentationszylinder wurden vorsichtig mit 1 Liter Flußwasser gef ullt, zur Minimierung von Verdunstungsverlusten mit einer Abdeckung verschlossen und in einer Wanne, die kontinuierlich mit Flußwasser aus ca. 1 m Wassertiefe durchstr omt wurde, temperiert. Die Absetzzeiten waren für die fünf Zylinder wie folgt gestaffelt: 5 min, 20 min, 1 h, 3 h und 24 h. Die Wassertemperatur wurde zu Versuchsbeginn protokolliert. Nach Ablauf der entsprechenden Absetzzeit wurde die Temperatur erneut gemessen und der Zylinderinhalt mit einer Saugkapillare bis zu einer definierten Wassertiefe von 0,3 m abgesaugt, die der Sinkstrecke entspricht. W"ahrend des Absaugens tauchte die Kapillare nur ca. 2 cm in die Suspension ein. Sie wurde mit dem fallenden Meniskus mitgef ührt. Dieses Vorgehen verhindert, daß an der Kapillar offnung entstehende Turbulenzen Partikel aus tiefen Bereichen des Zylinders hochwirbeln. Das abgesaugte Wasservolumen von insgesamt 0,877 Liter wurde in einer Probenflasche mit Unterdruckatmosph"are aufgefangen. Nach Resuspension der abgesetzten Partikel wurde das im Sedimentationszylinder verbliebene Volumen von 0,123 l in eine zweite Probenflasche "uberf"uhrt. Eine Schwebstoffanalyse erfolgte in beiden Teilproben gravimetrisch nach Filtration "uber Membranfilter der Porenweite 0,45 µm. Zur Kontrolle der Massenbilanz in den Absetzzylindern wurde parallel zur Sedimentationsanalyse eine Wasserprobe gravimetrisch auf ihren Schwebstoffgehalt untersucht. Die Versuchsauswertung bestand in der Transformation der Absetzkurve (Odenkurve) in ein Sinkgeschwindigkeitsspektrum, sie ist in [141] beschrieben.



Abb. 5.11: Versuchsaufbau zur Sinkgeschwindigkeitsmessung

5.3.5 Bestimmung der Erosionsstabilität der Neckarsedimente

Versuchsstand Die Erosionsstabilit at der Neckarsedimente wurde mit Hilfe des in Abb. 5.12 skizzierten Versuchsstands untersucht. Er besteht aus einem gestreckten Strömungskanal mit jeweils einem Beh alter im Zu- und Ablauf, die in Verbindung mit einem Tiefbeh alter als Wasserreservoir stehen. Zwei regelbare Pumpen mit einem Maximaldurchfluß von ca. 0,65 m³ s⁻¹ f ördern Wasser aus dem Tiefbeh alter in den Einlaufbeh alter. Die Förderleistung der Pumpen wird magnetischinduktiv "uberwacht. Ein Str"omungsgleichrichter vor dem Testgerinne hat die Aufgabe, Turbulenzstrukturen beim Durchtritt der Strömung aus dem Einlaufbehälter in den Strömungskanal aufzul'osen. Der Strömungskanal selbst hat eine L'ange von 19 m und eine Breite von 0,7 m. Am unterstromigen Rand des Kanals kann der Wasserspiegel mit einer Wehrklappe reguliert werden, bevor das Wasser über den Auslaufbeh alter wieder in den Tiefbeh alter zur ückgef ührt wird. In einer Entfernung von 15,5 m vom Einlaufbeh alter befindet sich eine kastenf örmige Aussparung im Boden des Strömungskanals, in die das Testsediment vor Versuchsbeginn eingebaut wird. Diese Sedimenttasche besitzt die Abmessungen L=0,6 m und b=0,3 m, ihre Tiefe kann mit Hilfe einer höhenverstellbaren Grundplatte pneumatisch verändert werden. Eine Sonde zur kontinuierlichen Messung der sohlnahen Schubspannungen befindet sich 0,2 m oberstrom der Sedimenttasche in der PVC-Sohle des Strömungskanals. Die Schubspannungssonde arbeitet nach dem Prinzip der Heißfilm-Anemometrie [107]. Im Falle hoher Sohlschubspannungen ($\tau_o > 2$ Pa) wurden Vertikalprofile der Strömungsgeschwindigkeit mit Prandtl-Rohren gemessen und daraus die Sohlschubspannungen ermittelt.



Abb. 5.12: Versuchsstand f ur Erosionsversuche an Flußsedimenten

Probenahme Testsedimente wurden im Oberwasser der Staustufe Lauffen (km 125,3; 2m vom rechten Ufer) mit einem Sedimentgreifer des Typs 'Van Veen' entnommen. Die Eindringtiefe des Greifers betrug bei der Probenahme ca. 0,2 m. Die Struktur der Sedimente wurde bei der Probenahme zerst ort. Der Neckarschlamm wurde in 10 Liter Plastikeimern bei 4°C bis zur Versuchsdurchf ührung gelagert. Aufgrund der feink örnigen Textur der Proben konnte auf eine Siebung der Sedimentproben verzichtet werden. Vor Beginn der Erosionsversuche wurden die Testsedimente homogenisiert und auf verschiedene Sedimentkennwerte untersucht.

Versuchsdurchführung Nach Absenken der pneumatischen Grundplatte wurde die Sedimenttasche mit dem homogenisierten Testsediment gef ullt und die Sedimentoberfl ache mit einer Aluminiumschiene in Strömungsrichtung abgezogen. Der Spalt zwischen Sediment und Kanalsohle wurde auf der Anströmseite zur Minimierung von Randeffekten mit einem wenige μ m-starken selbstklebenden Aluminiumband überklebt. Über einen Wasserschlauch wurde der Strömungskanal bei geschlossener Wehrklappe von unterstrom her vorsichtig bis zu einer Mindestwassertiefe von 0,1 m über der Sedimenttasche gef ullt. Dann wurden die Pumpen eingeschaltet, der Durchfluß langsam gesteigert und die Wehrklappe vor dem Auslaufbeh alter abgesenkt. W ahrend eines Erosionsexperiments wurde die Sohlschubspannung in H ohe der Sedimenttasche schrittweise in Intervallen von 15 bis 30 min gesteigert und die Schubspannung kontinuierlich über die Zeit aufgezeichnet. Da das Signalverhalten der Schubspannungsmeßsonde temperaturabh angig ist, wurde die Wassertemperatur w ahrend eines Versuchs überwacht. Eine Videokamera beobachtete das Erosionsverhalten des Sedimentes. Der Beginn der Oberfl achenerosion und der Massenerosion, welche eine Zerst orung des Sedimentmonolithen zur Folge hatte, wurde registriert und der aktuellen Sohlschubspannung zugeordnet [201].

Es wurden Erosionsversuche an drei Testsedimenten mit unterschiedlicher Lagerungsdichte durchgef ührt. Die Reproduzierbarkeit der Experimente wurde f ur ein Testsediment durch Dreifachbestimmung best ätigt.

5.3.6 Tr¨ubungs- und Schwebstoffmessungen in der Stauhaltung

Die Retentionseffizienz der Stauhaltung Lauffen für Schwebstoffe wurde für mittlere bis mäßig erhöhte Abflüsse mit Hilfe von Längs- und Querprofilmessungen der Trübung im Wasser - in Kombination mit Schwebstoffbestimmungen - ermittelt.

Versuchsdurchführung Trübungsmessungen wurden mit zwei Streulichtmeßsonden von Bord des Meßschiffs 'Max Honsell' aus durchgef ührt, einem kommerziellen Ger at (Variosens II, Fa. Impulsphysik, Hamburg) und einer im Eigenbau entwickelten Lichtleitersonde [13]. Beide Trübungsmeßsonden wurden an einem Zugseil des bugseitigen Auslegekrans montiert und in etwa 2 m Wassertiefe abgesenkt. Sie lieferten Ausgangsspannungssignale, die in digitale Signale umgewandelt und mit einer Meßfrequenz von 1 pro Sekunde auf einem PC gespeichert wurden. Die Schiffsposition wurde in Flußlängsrichtung anhand der Uferhektometer protokolliert. Der Abstand zu den Uferhektometern wurde mit einem Laserentfernungsmesser (Pulsar 50, Fa. IBEO, Hamburg) gemessen. Parallel zur elektronischen Meßwertaufnahme der Wassertrübung erfolgte die Entnahme von Wasserproben mit Hilfe einer Tauchpumpe aus ca. 2 m Wassertiefe. Aus der Filtration der Wasserproben "uber Membranfilter der Porenweite 0,45 μ m resultierten Schwebstoffkonzentrationen, die zur Kalibrierung der aufgezeichneten Meßsignale der Trübungssonden herangezogen wurden.

F'ur die Lichtleitersonde konnten die Spannungssignale aller Meßtage mit einer linearen Eichgeraden in Schwebstoffkonzentrationen transformiert werden [118]. Das Meßger at der Fa. Variosens erwies sich f'ur Schwebstoffgehalte unterhalb von 20 g m⁻³ als unempfindlich und wurde daher nur zur Auswertung h'oherer Tr'ubungswerte verwendet.

Die Aufzeichnung von Tr`ubungsquerprofilen war im oberstromigen Teil der Stauhaltung (km 136 bis km 132) erforderlich, um die Quervermischung der beiden Teilstr`ome von Enz und Neckar nach dem Zusammenfluß zu erfassen. F``ur Fließquerschnitte mit Konzentrationsgradienten wurde mit einem numerischen Stromr`ohrenmodell die Querverteilung der Str`omungsgeschwindigkeiten berechnet, um aus den Tr`ubungs- und Schwebstoffmeßwerten querschnittsrepr``asentative Konzentrationen und Transportraten zu ermitteln.

5.3.7 Ermittlung von Stofffrachtbilanzen bei Hochwasser

Stofffrachtberechnung

Stofffrachten wurden f[°]ur drei Hochwasser im Dez. 1993 (HQ 12/93), im Apr. 1994 (HQ 04/94) und im Jan. 1995 (HQ 01/95) ermittelt. Abfl[°]usse lagen aus Pegelaufzeichnungen f[°]ur die Meßstationen BE und LN vor. Der Abfluß des Neckars vor Einm[°]undung der Enz wurde durch Differenzbildung berechnet. Die Abflußwerte lagen in engeren Zeitintervallen vor als die Stoffkonzentrationen.

Die Stofffrachtberechnung erfolgte in vier Schritten: Zuerst wurde die Abflußzeitreihe an den Zeitpunkten, an denen nur Konzentrationswerte vorlagen, durch lineare zeitliche Interpolation erg anzt. Im zweiten Schritt wurde umgekehrt die Konzentrationszeitreihe vervollst andigt. Hierbei erfolgte im Falle zeitlich eng aufeinanderfolgender Meßwerte ($dt \le 6$ h) eine Zeitinterpolation. Im Falle einer gröberen zeitlichen Diskretisierung der Konzentrationsmeßwerte erfolgte die Interpolation der Zwischenwerte "über die Abfl"usse. Dieses Vorgehen lieferte vor allem an den R"andern der Bilanzierungszeitintervalle deutlich bessere Ergebnisse als eine zeitliche Interpolation. Im dritten Schritt wurde zu allen Zeitpunkten die Transportrate als Produkt aus Abfluß und Stoffkonzentration berechnet. Zuletzt wurde die Stofffracht durch numerische Integration der Transportraten "über den Bilanzierungszeitraum approximiert.

Fehleranalyse der Schwebstofffrachtbilanzen

Die Bilanzierung von Stofffrachten stellt eine Differenzenmethode dar, bei der das Resultat zahlenm aßig deutlich kleiner ist als die Ausgangswerte. Eine prozentual geringe Unsicherheit der Stofffrachten kann daher eine große Unsicherheit des Bilanzierungsergebnisses zur Folge haben. Für die Schwebstofffrachtbilanzen wurden deshalb die potentiellen Fehlerquellen quantifiziert. Hierzu zählen die Probenahmestrategie, die Schwebstoffanalyse und die Unsicherheit der Abflußmeßdaten. Hinsichtlich der Probenahmestrategie war zum einen die Repräsentativit at der punktuell entnommenen Wasserproben in den Fließquerschnitten zu prüfen. Zum anderen mußte die Unsicherheit, welche die diskontinuierliche Beprobung mit sich führte, abgesch atzt werden. Die einzelnen Fehlerkomponenten wurden wie nachfolgend beschrieben quantifiziert.

Vertikale Konzentrationsgradienten (Fehlergröße ε_V) Zur Berechnung von Schwebstofftransportraten wurde der Konzentrationswert der nahe der Wasseroberfläche entnommenen Schöpfproben als repräsentativ für das Tiefenprofil bzw. den Fließquerschnitt angesehen. Die Schwebstoffkonzentration kann jedoch an der Wasseroberfläche deutlich niedriger sein als im Mittel in der Wassersäule, was insbesondere für grobkörnige Partikel in einer schwach turbulenten Strömung der Fall ist. Unter Annahme einer logarithmischen Verteilung der Strömungsgeschwindigkeit und eines Rouse-Profils der Schwebstoffkonzentration über die Wassertiefe erfolgte eine Fehlerabsch atzung über folgende N aherungsformel [141]:

$$\epsilon_{V} = \frac{\left(\frac{1-\tilde{y}_{o}}{\tilde{y}_{o}}\right)^{\zeta} \frac{\sin(\pi\zeta)}{\pi\zeta}}{1+\sqrt{\frac{\lambda}{8}} \frac{1-f(\zeta)}{\kappa}} - 1 \qquad \text{f`ur } \zeta < 1 \qquad (5.3.7)$$

$$f(\zeta) = (1-\gamma) - \ln(2-\zeta) + \frac{1}{1-\zeta} + \frac{1}{2(2-\zeta)} + \frac{1}{24(2-\zeta)^{2}}$$

 ε_V quantifiziert für eine im Transportgleichgewicht befindliche Strömung die relative Abweichung zwischen der Schwebstofftransportrate pro Breiteneinheit, die sich "über eine oberfl"achennahe Einzelprobe ergibt und derjenigen, die aus vertikaler Integration des Geschwindigkeits- und Konzentrationsprofils "über die Abflußtiefe resultiert. ε h"angt von folgenden Parametern ab: dem Reibungsbeiwert λ f"ür die Gerinnerauheit, der relativen H"ohe der Probenahme "über Grund_oỹ der Rouse-Zahl ζ , der von Kármán Konstante $\kappa = 0,4$ und der Konstante $\gamma=0,5772$. Zur Fehlerabsch"atzung der Frachtbilanzen wurde ein "über Str"omungsberechnungen ermittelter Reibungsbeiwert von $\lambda = 0,0313 \pm 0,0039$, eine charakteristische Sinkgeschwindigkeit der Schwebstoffe von $v_s = 25 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ (Abschnitt 5.4.3) und eine Entnahmetiefe von $\tilde{y}_o=0,95$ zugrunde gelegt.

Laterale Konzentrationsgradienten (ε_L) Zur Überprüfung der Querschnittsrepräsentativit ät der Meßstellen erfolgte beim HQ 04/94 an den Probenahmestellen LN, BN und BE eine querschnittsorientierte Beprobung. Hierzu wurden an sechs Positionen im jeweiligen Querschnitt Schöpfproben entnommen und auf ihren Schwebstoffgehalt hin untersucht. Die Geschwindigkeitsverteilung in den Fließquerschnitten wurde aus der Querschnittsgeometrie abgeschätzt und daraus den einzelnen Meßstellen Abflußgewichte zugeordnet. Mit Hilfe dieser Abflußgewichte und der gemessenen Schwebstoffgehalte wurde eine querschnittsgemittelte Konzentration berechnet und mit der punktuellen Messung an der "ublichen Probenahmestelle verglichen.

Diskontinuierliche Probenahme (ε_I) Die diskontinuierliche Probenahmestrategie machte eine Interpolation der Meßwerte erforderlich, um die Datenl'ücken im zeitlichen Verlauf eines Hochwassers zu 'überbr'ücken. Die aus der Interpolation hervorgehende Unsicherheit wurde quantitativ abgesch atzt, indem die Schwebstofffrachtbilanzen ein erstes Mal unter Verwendung der H'alfte der Schwebstoffmeßwerte (B_h), ein zweites Mal mit dem komplement ar halbierten Datensatz (B_k) und ein drittes Mal mit dem vollst andigen Datensatz (B_r) berechnet wurden. Der Interpolationsfehler ε_I wurde 'über folgende Formel abgesch'atzt:

$$\varepsilon_I = 0, 5 \cdot (|B_h - B_v| + |B_k - B_v|)$$
(5.3.8)

Schwebstoffanalyse (ϵ_A) Ungenauigkeiten enstehen bei der W^{*}agung der Membranfilter, deren Gewicht in Abh^{*}angigkeit von der Luftfeuchtigkeit in der Umgebungsluft schwankt. F^{*}ur die 1389 untersuchten Wasserproben wurden die Membranfilter vor und nach der Feststoffseparation jeweils doppelt an zwei unterschiedlichen Meßtagen gewogen. Die Unsicherheit der Schwebstoffanalyse

wurde nach dem Gesetz der Fehlerfortpflanzung aus den Standardabweichungen der beiden Filtermassen innerhalb einer Doppelw ägung ermittelt. Der ermittelte Analysenfehler & nimmt prozentual mit ansteigender Schwebstoffkonzentration ab, da in gleicher Richtung die Belegung der Filter mit Feststoffen nach der Filtration zunimmt (Abb. 5.13). Mit Hilfe der Regressionsgleichung aus Abb. 5.13 wurde den gemessenen und interpolierten Schwebstoffkonzentrationen eine Fehlerkomponente zugeordnet. Durch Integration der Fehlerkomponenten "über den Bilanzzeitraum resultierte die Gesamtunsicherheit der Frachtbilanz.



Abb. 5.13: Analysenfehler als Funktion der Schwebstoffkonzentration

Abflußdaten (ε_Q) Die Genauigkeit von Schl'usselkurven, die zur Ermittlung von Abfl'ussen aus Pegelst'anden herangezogen werden, bel'auft sich im Bereich von etwa 10 % der Meßwerte (z.B. [166]). Der Einfluß ungenauer Abflußwerte auf die Hochwasserbilanzen der Schwebstofffrachten wurde in zwei getrennten Bilanzierungen abgesch'atzt. Dabei wurde die Abflußganglinie am Pegel Lauffen unver'andert 'übernommen, w'ahrend die Abfl'usse der Enz das eine Mal um 10 % verringert und das andere Mal um 10% erh'oht wurden.

5.4 Experimentelle Ergebnisse

5.4.1 Schwebstoffkonzentrations-Abfuß-Beziehungen

Tab. 5.6 gibt eine Übersicht 'über die Regressionsgleichungen der in Anhang B graphisch dargestellten Konzentrations-Abfluß-Beziehungen.

Tab. 5.6: Nichtlineare Regressionen zwischen der Schwebstoffkonzentration C_s [gm⁻³] und dem Abfluß [m³s⁻¹] mit Angabe des Korrelarionskoeffi zienten *r* und der Anzahl der Wertepaare *n*.

Regressionsgleichung	r	п
$C_s(BE) = 0.104 \cdot 10^{-3} Q^{1.482}$	0,849	375
$C_s(BN) = 0,578 \cdot 10^{-3} Q^{1,154}$	0,944	369
$C_s(KN) = 0.115 \cdot 10^{-3} Q^{1.328}$	0,927	283
$C_s(LN) = 0,029 \cdot 10^{-3} Q^{1,538}$	0,976	350

Enz An der Meßstelle BE wurden bei gleichem Abfluß deutlich niedrigere Schwebstoffkonzentrationen registriert als im Neckar. Die $C_s(Q)$ -Funktion der Meßstelle BE (Abb. B.1) zeigt zwei ausgeprägte, im Uhrzeigersinn verlaufende Hystereseschleifen im Bereich $Q < 300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Sie sind auf die Hochwasser im Apr. 1994 und Jan. 1995 zur ückzuf ühren. Das Extremereignis im Dez. 1993 besaß an der Enz eine Jährlichkeit von 100 [155]. Es hatte die erodierbaren Feststoffe im Einzugsgebiet ausgesp ült. Der Zeitraum zwischen dem HQ 12/93 und den nachfolgenden Hochwassern reichte offenbar nicht aus, um die Sedimentdepots wieder aufzuf üllen. Die hysteretischen Verl aufe sind somit Zeichen eines *materiallimitierten Schwebstofftransportes*.

Neckar An den Meßstellen BN, KN und LN ist die Schwebstoffkonzentration eng mit dem Abfluß korreliert. Die Mobilisierung von Schwebstoffen im Einzugsgebiet des Neckars wird folglich weitgehend durch die Strömungskräfte bestimmt (*schubspannungslimitierter Schwebstofftransport*) [141]. Bei Abflüssen oberhalb von 1000 m³ s⁻¹ weisen die $C_s(Q)$ -Beziehungen eine schwache Hysterese auf, die bei genauer Analyse für einzelne Hochwasser im Uhrzeigersinn verläuft (Abb. B.1, Abb. B.2). Es kann die Hypothese aufgestellt werden, daß in diesem oberen Abflußbereich die Erosion von Neckarsedimenten stattfindet und die Sedimentkonsolidierung das Hystereseverhalten versursacht.

Literaturvergleich Die Exponenten der $C_s(Q)$ -Beziehungen in Tab. 5.6 reichen für den Neckar von 1,328 bis 1,538. Sie sind wesentlich höher als diejenigen von Elbe (0,0639 bei Hitzacker), Rhein (1,282 bei Maxau; 0,612 bei Rees) und Weser (1,137 bei Intschede) [261]. Verglichen zu diesen Flüssen steigt also die Schwebstofführung des Neckars mit zunehmendem Abfluß am stärksten am. Eine Ursache hierfür ist die hohe Schwebstoffzufuhr aus dem lößreichen Flußeinzugsgebiet des Neckars. Daneben führt die Stauregelung des Neckars zu einer Akkumulation von Feinsedimenten in den Stauräumen, die bei Hochwasser teilweise resuspendiert werden.

5.4.2 Korngrößenverteilung der Schwebstoffe

Die Korngrößenverteilung der Schwebstoffe wurde im Neckar am Turbinenauslauf der Staustufe Besigheim (Station BN) und an der Ortsbrücke Lauffen (LN) sowie an der Enz vor Einmündung in den Neckar (BE) gemessen. Insgesamt wurden 95 Proben untersucht. An den Meßtagen lagen die Tagesabflüsse des Neckars am Pegel Lauffen zwischen 36 m³ s⁻¹ und 269 m³ s⁻¹.



Abb. 5.14: Prozentuale Summenh"aufi gkeitsverteilungen des Schwebstoffvolumens als Funktion der Korngr"oße im logarithmischen Wahrscheinlichkeitsnetz (Meßstelle LN)

Die Partikelvolumenverteilungen der untersuchten Proben verlaufen im logarithmischen Wahrscheinlichkeitsnetz linear bis schwach sigmoidal (Abb. 5.14) und besitzen eine "ahnliche Steigung. Sie k"onnen daher in erster N"aherung "über log-Normalverteilungen mit "ahnlichen Standardabweichungen beschrieben werden (Tab. 5.7). Der stufenf"ormige Kurvenverlauf am oberen Rand des Korngr"oßenspektrums wird durch die niedrige Partikelausbeute und die damit verbundene h"ohere Datenunsicherheit in diesem Bereich verursacht.

Tab. 5.7: Statistische Kenngrößen der Korngrößenverteilungen. Angegeben sind die Anzahl *n* der untersuchten Proben, die geometrischen Mittel x_{geom} , Minima x_{min} und Maxima x_{max} für den Medianwert des Korndurchmessers sowie die Mittelwerte $\mu = \log(x_{geom})$ und Standardabweichungen *s* der log-Normalverteilungen der Partikelvolumenverteilungen.

Stat	Station Partikelanzahl		Partikeloberfl"ache		Partikelvolumen			Volun	nen-NV			
	n	x _{geom}	<i>x_{min}</i>	x_{max}	x _{geom}	<i>x_{min}</i>	x_{max}	x _{geom}	<i>x_{min}</i>	x_{max}	μ	S
		[<i>µ</i> m]	[<i>µ</i> m]	[<i>µ</i> m]	[<i>µ</i> m]	[<i>µ</i> m]	[<i>µ</i> m]	[<i>µ</i> m]	[<i>µ</i> m]	[<i>µ</i> m]	[-]	[-]
BN	33	4,26	3,63	5,26	12,9	8,8	18,0	20,2	14,1	30,3	-4,69	0,32
BE	32	4,19	3,31	5,12	15,7	9,6	21,3	23,5	17,9	35,0	-4,62	0,33
LN	30	4,22	3,39	5,04	12,5	8,5	17,4	20,0	14,1	28,6	-4,69	0,33

Der Vergleich der Meßstationen in Tab. 5.7 zeigt für den Neckar bei Besigheim und Lauffen nahezu identische Ergebnisse. Die geometrischen Mittel des Korndurchmessers betragen dort 4,2 μ m für die Partikelanzahl, 12 μ m für die Partikeloberfläche und 20 μ m für das Partikelvolumen. An der Enz liegen die Mediankorndurchmesser der Partikeloberflächenspektren mit 16 μ m und der Partikelvolumenspektren mit 23,5 μ m etwas höher als im Neckar.

Der Mediankorndurchmesser verh"alt sich in Abb. 5.15 unabh angig von der Schwebstoffkonzentration. Die Hypothese, daß bei erh"ohten Abfl ussen gr"obere Kornanteile bzw. gr"oßere Schwebstoffflocken als bei normaler Wasserf "uhrung transportiert werden, wurde nicht best atigt. Hierf "ur lassen sich mehrere Gr"unde anf "uhren. Erstens ereignete sich an den Meßtagen kein gr"oßeres Hochwasser, so daß die vorgestellten Untersuchungsergebnisse keine Erosionsschwebstoffe ber"ucksichtigen. Zweitens erfolgte die Beprobung am Neckar im Unterwasser der Bauwerke. Partikelaggregate wurden zuvor beim Turbinendurchlauf oder beim Überstr"omen des Wehrs zerst"ort. Außerdem nimmt die Turbulenzintensit"at der Str"omung bei steigender Wasserf"uhrung zu. Dies f"ordert ebenfalls die Zerst"orung von Schwebstoffflocken.



Abb. 5.15: Medianwerte der Partikelvolumenspektren als Funktion der Schwebstoffkonzentration

5.4.3 Sinkgeschwindigkeit der Schwebstoffe

Die Sinkgeschwindigkeit der Neckarschwebstoffe wurde am Turbinenauslauf des Kraftwerks bei Besigheim in direktem Anschluß an die Probenahme vor Ort gemessen. Die insgesamt 24 Messungen erstreckten sich "uber den Zeitraum vom 01.06.1995 bis zum 20.03.96, die zugeh" origen Tagesabfl"usse variierten zwischen 36 m³ s⁻¹ und 239 m³ s⁻¹.

Die Sinkgeschwindigkeitsspektren an den verschiedenen Meßtagen verlaufen im logarithmischen Wahrscheinlichkeitsnetz (Abb. 5.16) "ahnlich, saisonale Einflüsse konnten nicht festgestellt werden [141]. Die größere Streubreite im Bereich hoher Sinkgeschwindigkeiten ist auf experimentelle



Abb. 5.16: Prozentuale Summenh auf gkeitsverteilung der Schwebstoffmasse als Funktion der Sinkgeschwindigkeit im logarithmischen Wahrscheinlichkeitsnetz (Meßstelle BN)

Unsicherheiten in diesen Fraktionen zur ückzuf ühren: Zum einen wird bei einer Absetzzeit im Minutenbereich das zum Absaugen der Wassers aule ben ötigte Zeitintervall bedeutsam, so daß die Absetzzeit zumindest f ür die Fraktion $y > 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ nicht mehr exakt angegeben werden kann. Zum anderen ist der Zuwachs an Schwebstoffmasse in der unterhalb der Sinkstrecke befindlichen Wassers aule bei kurzer Absetzdauer gering und daher gravimetrisch nur fehlerbehaftet nachweisbar.



Abb. 5.17: Medianwerte der Sinkgeschwindigkeit als Funktion der Schwebstoffkonzentration

Ähnlich wie f[°]ur die Kornvolumenverteilungen beschrieben sind auch die Sinkgeschwindigkeiten n[°]aherungsweise log-normalverteilt. Die Medianwerte der Sinkgeschwindigkeitsspektren liegen zwischen $15 \cdot 10^{-6}$ m s⁻¹ und $57 \cdot 10^{-6}$ m s⁻¹, das geometrische Mittel aus allen Median-

werten beträgt $x_{geom} = 25 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$. Für die log-Normalverteilungen können ein Mittelwert $\mu = \log(x_{geom}) = -4,60$ und eine Standardabweichung von s = 1,10 als charakteristische Werte angegeben werden.

Ein Anstieg der Mediansinkgeschwindigkeiten mit zunehmender Schwebstoffkonzentration ist in Abb. 5.17 nicht zu erkennen. Da bei mittleren und starken Hochwässern keine Sinkgeschwindigkeitsanalysen vorgenommen wurden, kann für höhere Abflüsse eine positive Korrelation zwischen der Sinkgeschwindigkeit und dem Schwebstoffgehalt nicht ausgeschlossen werden.

5.4.4 Erosionsstabilität der Neckarsedimente

Sedimentkennwerte Die f^{*}ur die Erosionsversuche verwendeten Testsedimente enthalten ^{*}uberwiegend schluffige Kornanteile (Tab. 5.8). Sie weisen mittlere plastische Eigenschaften auf und sind im Plastizit^{*}ätsdiagramm nach Casagrande als Ton mit organischen Beimengungen zu klassifizieren. Der Tonmineralbestand ist smektitisch und illitisch. Die Kationenaustauschkapazit^{*}ät KAK ist mit 265 mval kg⁻¹ hoch, wobei Calcium den Großteil der Austauscherpl^{*}ätze belegt.

Kornverteilung				austausch	bare Kationen	
Tonanteil	Т	[%]	15	$\rm H^+$	$[mval kg^{-1}]$	20
Schluffanteil	U	[%]	61	Ca^{2+}	$[mval kg^{-1}]$	206
Sandanteil	S	[%]	24	Mg^{2+}	$[mval kg^{-1}]$	31
Ungleichf ^{··} ormigkeitsgrad	U	[-]	42	K ⁺	$[mval kg^{-1}]$	4,9
Kr`ummungszahl	C _e	[-]	3,4	Na ⁺	$[mval kg^{-1}]$	2,6
				KAK	$[mval kg^{-1}]$	265
Materialeigenschaften				Tonminer	ale	
Korndichte	ρ_s	$[kg m^{-3}]$	2490	Smektit	[%]	50
Fließgrenze	W_L	[%]	70,7	Illit	[%]	38
Ausrollgrenze	W_P	[%]	32,5	Kaolinit	[%]	9
Plastizit¨atszahl	ŀ	[%]	38,2			
Organischer Kohlenstoff	Corg	[%]	3,94			

Tab. 5.8: Kennwerte der für Erosionsversuche eingesetzten Flußsedimente.

Erosionsverhalten Wie in Abschnitt 3.2.4 beschrieben setzte in den durchgef ührten Erosionsversuchen bei einer schrittweisen Steigerung der Sohlschubspannung zuerst eine Oberfl ächenerosion von Einzelk örnern und kleineren Partikelaggregaten ein. Hiervon war nur eine sehr d unne oberfl ächennahe Schicht im Millimeterbereich betroffen. Bei st ärkerer dynamischer Belastung des

Testsedimentes bildeten sich größere Erosionsnester aus. Die Massenerosion von großen Partikelverb"anden hatte eine Zerst"orung des Sedimentmonolithen zur Folge.



Abb. 5.18: Kritische Schubspannungen $\tau_{c,E}$ f^{*}ur den Beginn der Oberflächenerosion und der Massenerosion als Funktion der Sedimentlagerungsdichte ρ_b

Der Beginn der beiden beobachteten Erosionsformen war eng mit der Rohdichte der Testsedimente korreliert (Abb. 5.18). Die berechneten Regressionsgleichungen

Oberfl'achenerosion
$$\tau_{e,E} [Pa] = -13,9 + 0,0108 \rho_b [kg m^{-3}], r^2 = 0,95$$

Massenerosion $\tau_{c,E} [Pa] = -20,2 + 0,0158 \rho_b [kg m^{-3}], r^2 = 0,99$ (5.4.9)

sind allerdings aufgrund der geringen Zahl der durchgef ührten Erosionsexperimente (n=5) nur wenig signifikant und nur auf oberfl achennahe Flußsedimente mit breiiger bis fl ussiger Konsistenz anwendbar (Rohdichte $\rho_b = 1347 \div 1422 \text{ kg m}^{-3}$).

5.4.5 Tr¨ubungs- und Schwebstoffmessungen in der Stauhaltung

Tr'ubungs- und Schwebstoffmessungen wurden an f'unf Meßtagen durchgef uhrt: 23.11.92, 07.12.92, 02.03.94, 03.03.94, 08.03.94. Der Abfluß variierte zwischen 115 m³ s⁻¹ (08.03.94) und 274 m³ s⁻¹ (23.11.92) und war positiv mit der Schwebstoffkonzentration im Zustrom korreliert.

Konzentrationslängsprofil Die Stauhaltung Lauffen kann in Hinblick auf die Schwebstoffdynamik in zwei Flußabschnitte unterteilt werden (Abb. 5.19):



Abb. 5.19: Schwebstoffkonzentrationen in der Stauhaltung Lauffen am 23.11.92, 03.03.94 und 08.03.94. Dargestellt sind L'angsprofile und die aus Querprofilaufnahmen ermittelte Bandbreite der Schwebstoffkonzentration f'ur ausgew ahlte Fließquerschnitte

Im oberstromigen Abschnitt der Stauhaltung findet die Vermischung der beiden Teilströme aus der Enz und dem Neckar statt. Die Enz mündet bei km 136,7 am linken Neckarufer ein. Dort liegen nach dem Zusammenfluß die Schwebstoffkonzentrationen zunächst wesentlich niedriger als am rechten Ufer. Die vertikalen Balken in Abb. 5.19 verdeutlichen die lateralen Konzentrationsgradienten. Die an beiden Ufern gemessenen Konzentrationen nähern sich in Fließrichtung an. Die Quervermischung der Teilströme erfolgt bis unterstrom der Kirchheimer Neckarschlinge (km 130). Die Quervermischung wird in diesem engen Neckarbogen vermutlich durch Sekundärströmungen beschleunigt.

An den Vermischungsabschnitt schließt sich unterstrom der Stauraum als Sedimentationszone an. Dieses Ergebnis wird durch die echographischen Meßdaten best "atigt (Abb. 5.3). Ein Vergleich der Konzentrationsl" angsprofile in Abb. 5.19 zeigt, daß die Konzentrationsabnahme bei hohen Schwebstoffgehalten im Zustrom (Abfluß groß) deutlich steiler verl "auft als bei kleinen Konzentrationen (Abfluß klein): 23.11.92 > 03.03.94 > 08.03.94. In der gleichen Reihenfolge verschiebt sich der Ort der Hauptsedimentation tendenziell in Richtung oberstrom. Als Grund hierf "ur kann angef" uhrt werden, daß der R "uckstau durch das Bauwerk bei kleiner Wasserf "uhrung weiter flußaufw" arts reicht als bei großer.

Schwebstoffrückhalt Er steigt im Stauraum Lauffen oberhalb des Mittelwasserabflusses von 88,5 $m^3 s^{-1}$ steil mit dem Abfluß an (Abb. 5.20). Dies l'aßt sich folgendermaßen erkl'aren:

Bei kleineren Abfl'ussen ist die Transportkapazit at der Strömung in der Stauhaltung gering. Der Zustrom an Schwebstoffen ist dann ebenfalls gering. Er begrenzt die Sedimentation.

Bei m'aßig erh'ohter Wasserf uhrung werden dagegen gr'oßere Mengen an Schwebstoffen aus dem



Abb. 5.20: Sedimentationsstrom im Stauraum Lauffen als Funktion des Abflusses

Einzugsgebiet remobilisiert. Gleichzeitig ist die Stauwirkung noch in abgeschwächter Form wirksam (Abb. 5.28). Suspensa werden daher unter solchen Abflußbedingungen in größeren Raten im Stauraum abgelagert als bei Niedrig- und Mittelwasser. Es sei an dieser Stelle angemerkt, daß eine Extrapolation der Regressionskurve in Abb. 5.20 nicht zulässig ist, da bei weiterem Anstieg des Abflusses Erosionsprozesse die Sedimentation überlagern.

Dauerwerte des Abflusses am Pegel Lauffen zeigen, daß eine Wasserf ührung von $Q=274 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ an 353 Tagen im Jahr unterschritten wird [154]. Für diese Zeitspanne innerhalb eines Jahres kann der Gesamtsedimentationsstrom anhand der formulierten $\dot{S} = f(Q)$ -Regressionsbeziehung und der zeitlichen Ereignish "aufigkeit der Abfl" üsse berechnet werden. Hierzu wird die einem bestimmten Durchfluß entsprechende Sedimentationsrate mit der Ereignish "aufigkeit des Abflusses multipliziert. Aus der Summation aller Teilsedimentationsmengen resultiert f"ur die 353 Tage eine Ablagerungsmenge von ca. $25 \cdot 10^3$ t. Legt man eine mittlere Sedimentlagerungsdichte von 1450 kg m⁻³ [173] und eine Grundfl" ache des Stauraums von $500 \cdot 10^3$ m² zugrunde, so entspricht diesem Wert eine mittlere Sedimentauflandung von 0,034 m. Dieser Wert kann allerdings nicht als j"ahrliche Sohlauflandung verstanden werden, da die Perioden mit $Q>274 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ f"ur die Sedimentdynamik entscheidend sind.

Literaturvergleich Im Vergleich zur berechneten Sohlauflandung liefern Cs-137 Datierungen an Sedimentkernen in der Stauhaltung Lauffen tendenziell h"öhere Auflandungsraten (Tab. 5.9), die allerdings in j"ungerer Zeit r"uckl"aufig sind. Dabei muß ber"ucksichtigt werden, daß die Radiodatierungen eine mittlere Sohlauflandung liefern, in die auch ein Sedimentabtrag durch Erosion eingeht, und daß die Verlandungsgeschwindigkeiten im Stauraum r"aumlich stark schwanken [194]. Mit Hilfe von Sedimentsammlern, die vor "ubergehend an der Flußsohle ausgesetzt wurden, ermittelte MUNDSCHENK (1985) [194] vergleichsweise hohe Sedimentationsraten im Bereich von mehreren Dezimetern pro Jahr. Eine Übersch "atzung der Sohlauflandung ist allerdings bei dieser Methode wahrscheinlich, da die Sedimentfallen das sohlnahe Str"omungsfeld st"oren.

Methode	Bezugszeitraum	$\Delta z/\Delta t$	Ref.
		[cm Jahr ⁻¹]	
Tr ⁻ ubungsmessungen	Nov. 1993, M ⁻ arz 1994	3,4	-
Sedimentsammler	Juni - Okt. 1994	31 ÷ 92	[194]
Sedimentdatierungen	1955 - 1984	2,9 ÷>8,2	[194]
	1963 - 1973	16,5	[251]
	1973 - 1991	3,0	[251]
	1986 - 1992	8,0	[217]

Tab. 5.9: Sedimentaufandungsraten $\Delta z/\Delta t$ f^{*}ur den Stauraum Lauffen (Literaturvergleich).

5.4.6 Schwebstofffrachtbilanzen bei Hochwasser

Frachtbilanzen wurden f`ur drei Hochwasser - im Dez. 1993 (HQ 12/93), im Apr. 1994 (HQ 04/94) und im Jan. 1995 (HQ 01/95) - aufgestellt. Die ersten beiden Hochwasser erreichten am Pegel Lauffen mit 1350 m³ s⁻¹ und 1389 m³ s⁻¹ "ahnlich hohe Scheitelabfl"usse und mit 217·10 m³ und 195·10⁶ m³ "ahnliche hohe Abflußvolumina (Abb. 5.4). Beide Hochwasserwellen waren durch einen schnellen Anstieg und einen schnellen R"uckgang gekennzeichnet. Im Jan. 1995 wurde ein deutlich niedrigerer Scheitelwert (597 m³ s⁻¹) am Pegel Lauffen registriert. Das Abflußvolumen war bei diesem lange andauernden Ereignis "ahnlich groß (209·10⁶ m³) wie bei den beiden vorausgegangenen Hochwassern (Abb. 5.4). Die entsprechenden Abfluß- und Konzentrationsganglinien sind in [141] zusammengestellt.

Bilanzierungsergebnisse

Die Bilanzierungsexperimente (Tab. 5.10) liefern f^{*}ur die einzelnen Hochwasserereignisse folgende Ergebnisse:

HQ 12/93 Beim HQ 12/93 strömte über den Neckar ($107 \cdot 10^{\circ}$ t) etwa die doppelte Fracht an Schwebstoffen in die Stauhaltung Lauffen als über die Enz ($53 \cdot 10^{\circ}$ t), $196 \cdot 10^{3}$ t Schwebstoffe verließen die Stauhaltung im Bilanzierungszeitraum. Die Massendifferenz zwischen Abstrom und Zustrom in Höhe von $36 \cdot 10^{\circ}$ t wird als Nettoerosion interpretiert, da keine weiteren relevanten Zuflüsse oder Abflüsse innerhalb des untersuchten Neckarabschnitts liegen.

HQ 04/94 Im Apr. 1994 war das aus der Enz zugeströmte Wasservolumen nur halb so groß wie beim vorausgegangenen Ereignis. Enz (8150 t) und Neckar ($192 \cdot 10^3$ t) lieferten zusammen nahezu die Sedimentfracht, die nach Zusammenfluß an der Meßstelle KN ($204 \cdot 10^3$ t) gemessen wurde. An der Ortsbrücke Lauffen belief sich die Schwebstofffracht auf $228 \cdot 10^3$ t. Die erodierte Masse berechnet sich zu $28 \cdot 10^3$ t (Differenz LN-BN-BE) bzw. $24 \cdot 10^3$ t (Differenz LN-KN).

Tab. 5.10: Ergebnisse der Schwebstofffrachtbilanzen f[°]ur die Hochwasser im Dez. 1993, Apr. 1994 und Jan. 1995. Angegeben sind die Ereignisfrachten an den 4 Probenahmestellen, die Frachtbilanzen Δm f[°]ur die Stauhaltung Lauffen und die durch einzelne Fehlerkomponenten verursachten Bilanzunsicherheiten ε (Erl[°]auterung siehe Text). Unten sind der Bilanzierungszeitraum t_{ges} (t_{start} bis t_{end}), das mittlere Zeitintervall Δt_S der Probenahme, die Scheitelabflüsse Q_{max} und die kumulativen Abflußvolumina V aufgef[°]uhrt.

	Schwebstofffrachten [10 ³ t]				
	HQ 12/93	HQ 04/94	HQ 01/95		
Frachten					
BE	53	8	15		
BN	107	192	52		
KN	n.b.	204	69		
LN	196	228	67		
Frachtbilanzen					
Δm_1 =LN-(BE+BN)	36	28	0		
Δm_2 =LN-KN	n.b.	24	-2		
Unsicherheiten					
ϵ_V	0,2	0,1	0,5		
ϵ_L	n.b.	0,5	n.b.		
ϵ_I	8,5	1,4	0,7		
ϵ_A	<0,1	<0,1	0,1		
ϵ_Q	1,8	3,3	1,4		
Kenngrößen					
t _{start}	20.12.93 0:00	13.04.94 0:00	23.01.95 0:00		
t _{end}	23.12.93 9:00	16.04.94 0:00	30.01.95 0:00		
t_{ges} [h]	81	72	168		
Δt_S [h/Probe]	6,8	1,8	2,8		
$Q_{max}(LN) [m^3 s^{-1}]$	1350	1389	597		
$Q_{max}(BE) [m^3 s^{-1}]$	554	248	262		
$V(LN) [10^6 \text{ m}^3]$	217	195	209		
$V(BE) [10^6 \text{ m}^3]$	85	41	81		

n.b.: nicht bestimmt

HQ 01/95 Der geringere Scheitelabfluß des Neckars hatte zur Folge, daß beim Hochwasser im Jan. 1995 mit $52 \cdot 10^3$ t deutlich weniger Schwebstoffe aus dem Neckar in die Stauhaltung Lauffen eingetragen wurden als bei den beiden Ereignissen zuvor. Die "über Enz und Neckar eingestr" omte Fracht an Schwebstoffen lag mit $67 \cdot 10^3$ t "ähnlich hoch wie bei Kirchheim ($69 \cdot 10^3$ t) und entsprach derjenigen im Abstrom bei Lauffen. Somit war die Schwebstofffrachtbilanz im Jan. 1995 ausgeglichen, d.h. Erosion und Sedimentation waren im Bilanzierungszeitraum gleich groß.

Unsicherheit der Frachtbilanzen

Die einzelnen Fehlerfaktoren wirken sich unterschiedlich stark auf die Genauigkeit der Frachtbilanzen aus (Tab. 5.10):

Vertikale Konzentrationsgradienten (ε_V) Die vertikale Konzentrationsverteilung der Schwebstoffe, die bei der punktuellen Beprobungsstrategie vernachl"assigt wurde, ist f"ur die Genauigkeit der Bilanzen von geringer Bedeutung. F"ur die Schwebstofffrachtbilanzen der drei Hochwasser resultieren Abweichungen zwischen 0,1 t und 0,5 t (Tab. 5.10). Der Fehler ist beim HQ 01/95 am gr"oßten, weil die Abfl"usse und damit die turbulente Durchmischung bei diesem Ereignis geringer waren als beim HQ 12/93 und HQ 04/94.

In der Natur sind allerdings die f`ur die Fehlerabsch`atzung zugrunde gelegten Annahmen nicht erf`ullt. Effekte der Instationarit`at, Sohldeformationen und Sedimentumlagerungen beeinflussen die Vertikalprofile von Fließgeschwindigkeit und Schwebstoffkonzentration; die Sinkgeschwindigkeit der Schwebstoffe kann bei Hochwasser gr`oßer sein als in den Berechnungen angenommen. Dadurch kann der Fehler ε_V ansteigen. Die gute Vermischung der Wassermassen im Unterwasser von Bauwerken (Probenahmestellen BN und LN) wirkt sich g`unstig auf die Probenahmerepr`asentativit`at oberfl`achennah entnommener Einzelproben aus.

Laterale Konzentrationsgradienten (ε_L) Innerhalb der beprobten Fließquerschnitte konnten im Apr. 1994 nur schwache Gradienten der Schwebstoffkonzentration festgestellt werden [136]. Tab. 5.11 faßt die Ergebnisse zusammen; sie stellt die abflußgewichteten querschnittsmittleren Schwebstoffkonzentrationen C_s^q denjenigen Konzentrationen C_s^p gegen über, die an den sonst üblichen Entnahmestellen zur Einpunktbeprobung ermittelt wurden. Die berechneten Abweichungen zwischen den punktuellen und den mittleren Schwebstoffkonzentrationen liegen zwischen 0,7 und 1,6 %. Bei Hochrechnung dieser Ergebnisse auf das Gesamtereignis resultiert für das HQ 04/94 eine Unsicherheit von 500 t. Das entspricht einem Bilanzierungsfehler von lediglich 2 %.

Diskontinuierliche Probenahme (ε_I) Die Ungenauigkeit der Schwebstofffrachtbilanzen, die aus der Interpolation der Meßdaten resultiert, h"angt stark vom Zeitabstand der Beprobung ab (Tab. 5.10). Beim HQ 12/93 erfolgte die Entnahme der Wasserproben in vergleichsweise großen Zeitabst" anden von im Durchschnitt 8,5 Stunden. Eine Datensatzhalbierung hat eine Abweichung der Frachtbilanz von 8.500 t zur Folge, was einer relativen Abweichung von 23,6 % des Referenzwertes (36000 t) entspricht. Die beiden nachfolgenden untersuchten Hochwasser wurden in zeitlich wesentlich engerer Aufl" osung beprobt. Eine Halbierung des Datensatzes wirkt sich daher mit mittleren Abweichungen von 1400 t (HQ 04/94) und 700 t (HQ 01/95) weniger stark auf die Bilanzie-

5.4. Experimentelle Ergebnisse

Tab. 5.11: Repr'asentativit'at der punktuellen Entnahme in den beprobten Fließquerschnitten am 14.04.1994. Angegeben sind die Wasserspiegelbreite *B*, die Position bei punktuellen Entnahme im Fließquerschnitt als relativer Abstand vom linken Ufer b/B, die punktuell gemessene (C_s^p) und die aus Mehrpunktmessung bestimmte querschnittsmittlere (C_s^q) Schwebstoffkonzentration und die relative Abweichung zwischen beiden Werten.

Station	Breite	Meßpunkt		Querschnitt	Abweichung
	В	b/B C_s^p		C_s^q	$(C_s^q - C_s^p)/C_s^q$
	[m]	[-]	$[g m^{-3}]$	$[g m^{-3}]$	[%]
BE	65	0,50	228 (<i>b</i> / <i>B</i> =0,43)	231	1,6
			234 ($b/B=0,57$)		1,3
BN	78	0,42	992	984	0,7
LN	162	0,33	907	901	0,7

rungsergebnisse aus.

Schwebstoffanalyse (ϵ_A) Der Analysenfehler liegt f^{*}ur einen Schwebstoffgehalt von 100 g m⁻³ bei durchschnittlich 1 %, f^{*}ur 1000 g m⁻³ betr^{*}agt er im Mittel ca. 0,1 % (Abb. 5.13). Da bei Hochwasser sehr hohe Schwebstoffkonzentrationen auftreten, wird die G^{*}ute der Schwebstofffrachtbilanzen durch die Ungenauigkeit der Schwebstoffmessung kaum beeintr^{*}achtigt. Die Abweichungen in den Bilanzen betragen f^{*}ur die einzelnen Hochwasserereignisse maximal 100 t (Tab. 5.10).

Abflußdaten (ε_Q) Der Bilanzierungsfehler h'angt bei vorgegebener Abflußungenauigkeit von dem Unterschied der Schwebstoffkonzentrationen in den beiden Zufl'ussen ab. Beim HQ 12/93 waren die mittleren Schwebstoffgehalte im Neckar (813 g m⁻³) nur wenig h'oher als in der Enz (624 g m⁻³, Anhang C). Die angenommene 10% ige Unsicherheit der Abflußganglinie der Enz verursacht in der Schwebstofffrachtbilanz eine Unsicherheit von nur 5 % (1800 t). Beim HQ 04/94 gelangten "über den Neckar (1244 g m⁻³) Schwebstoffe in deutlich h'oheren Konzentrationen in die Stauhaltung Lauffen als "über die Enz (197 g m⁻³, Anhang C). Die Abfluß anderung wirkt sich st "ärker auf das Bilanzierungsergebnis aus (13 % bzw. 3300 t). Beim HQ 01/95 waren die Schwebstoffkonzentrationen im Neckar bei Besigheim (212 g m⁻³) fast doppelt so hoch wie in der Enz (133 g m⁻³). Absolut resultiert die geringste Beeinflussung der Bilanz (1400 t). Der relative Fehler ist jedoch h oher als beim HQ 12/93.

Die Vergleich der Fehlerkomponenten zeigt, daß die Genauigkeit der Bilanzen prim ar von der Unsicherheit der Abflußmeßwerte und vom zeitlichen Abstand der Schwebstoffbeprobung abh angt. Die Konzentrationsgradienten in den Fließquerschnitten sind gering. Sie wirken sich kaum auf die G ute der Frachtbilanzen aus. Die nahe der Wasseroberfl ache entnommenen Einpunktmessungen k onnen daher n aherungsweise als querschnittsrepr asentativ angesehen werden.

Durch Superposition der einzelnen Fehlerkomponenten l'aßt sich die Gesamtunsicherheit der Bilanzen mit ca. 10000 t f'ur das HQ 12/93, 5000 t f'ur das HQ 04/94 und 3000 t f'ur das HQ 01/95 absch'atzen (Tab. 5.12).

Ergebnisvergleich der Sohlmassen- und Schwebstofffrachtbilanzen

Tab. 5.12 faßt die Resultate der Schwebstofffrachtbilanzen zusammen und stellt sie den aus Sohlpeilungen hervorgegangenen Massenbilanzen f`ur den Stauraum Lauffen gegen`uber. Hierf`ur wurden die Sedimentvolumina aus Abschnitt 5.2.1 anhand des Medianwertes der Sedimentlagerungsdichte ($\rho_b = 1400 \pm 10 \text{ kg m}^{-3}$, *n*=85 Proben [173]) in Sedimentmassen umgerechnet.

Die Sohlmassen- und Schwebstofffrachtbilanzen lieferten f`ur das Hochwasser im Dez. 1993 eine st`arkere und im Apr. 1994 eine schw`achere Nettoerosion von Sedimentablagerungen im Stauraum Lauffen (Tab. 5.12). Die Abweichungen zwischen den Bilanzierungsergebnissen in Tab. 5.12 m`ussen vor dem Hintergrund der Genauigkeit der beiden Untersuchungsmethoden bewertet werden.

Die Fehlerkomponenten der Schwebstofffrachtbilanzen wurden bereits diskutiert. Die Unsicherheit der Sedimentmassenbilanzen kann nur grob abgesch atzt werden. Aus einem Lotungsfehler von 0,01 m resultiert eine Ungenauigkeit der Sedimentmasse von 7000 t, bezogen auf den Stauraum Lauffen (km 130 bis km 125,2). Realistisch d'urfte allerdings das Drei- bis F'unffache dieses Wertes sein. Die Ergebnisse aus beiden Bilanzierungsmethoden stimmen somit im Rahmen ihrer Genauigkeit "uberein.Über Schwebstoffmessungen konnten im vorliegenden Fall genauere Bilanzen als "uber die echographischen Sohlpeilungen aufgestellt werden.

Hochwasser	Frachtbilanz	Sohlmassenbilanz
	der Schwebstoffe	(Stauraum Lauffen)
	$[10^3 t]$	$[10^3 t]$
HQ 12/93	36±10	$45{\pm}28^{1}$
HQ 04/94	24 ± 5	$12{\pm}28^{1}$
HQ 01/95	2 ± 3	n.b.

 Tab. 5.12: Vergleich der aus Schwebstoffmessungen und Sohlpeilungen f
 ür den Stauraum Lauffen aufge stellten Sedimentbilanzen. Positive Werte zeigen eine Nettoerosion im Untersuchungsgebiet an.

n.b.: nicht bestimmt

1): gesch ätzte Unsicherheit bei einem Lotungsfehler von 0,04 m

5.4.7 Schwermetallfrachtbilanzen bei Hochwasser

In Anhang C sind die die Resultate der Messungen bei Hochwasser detailliert zusammengestellt. Tab. 5.13 zeigt die mittleren Schwermetallgehalte der bei Hochwasser transportierten Suspensa. Abb. 5.21 stellt die Bilanzierungsergebnisse graphisch dar.

Gelöster Transport F[°]ur Cd, Cu, Pb und Zn wurden in L[°]osung sehr niedrige Konzentrationen nahe bei oder unterhalb der Nachweisgrenzen gemessen. Die L[°]osungsfracht dieser Stoffe trug bei den

Station	Cd	Cu	Pb	Zn
	$[mg kg^{-1}]$	$[mgkg^{-1}]$	$[mgkg^{-1}]$	$[mgkg^{-1}]$
BE	1,67	78	68	247
BN	0,69	46	38	181
LN	1,29	59	48	205

 Tab. 5.13: Mittlere Belastung der Hochwasserschwebstoffe mit Cd, Cu, Pb und Zn

untersuchten Ereignissen weniger als 10 % zur Gesamtfracht bei (Anhang C). Eine nennenswerte R⁻uckl⁻osung von Schwermetallen fand bei keinem der untersuchten Hochwasser statt.

Partikulärer Transport Die in der Enz transportierten Schwebstoffe waren bei Hochwasser deutlich st arker mit Cd, Cu, Cb und Zn belastet als diejenigen aus dem Neckar (Tab. 5.13). Beispielsweise lagen die Cd-Gehalte der Suspensa mit durchschnittlich 1,67 mg kg⁻¹ in der Enz nahezu dreimal so hoch wie im Neckar vor Einm undung des Nebenflusses (Station BN). Offensichtlich liegen im Einzugsgebiet der Enz schadstoffbelastete Sedimente, die bei Hochwasser erodiert und verfrachtet werden.

Die partikul aren Schwermetallkonzentrationen variierten bei Hochwasser nur wenig (< Faktor 2). Dagegen stiegen die Schwebstoffkonzentrationen während eines Ereignisses um bis zum 100fachen des Ausgangswertes an. Die zeitlichen Verläufe der berechneten partikulären Schwermetalltransportraten und -frachten wurden daher stark durch den Schwebstofftransport bestimmt.

Frachtbilanzen Im Vergleich der drei Hochwasser (Abb. 5.21) waren die Stofffrachten des HQ 01/95 deutlich niedriger als f`ur die beiden Hochwasser zuvor, da im Jan. 1995 aus den Einzugsgebieten von Enz und Neckar wesentlich weniger Sedimente freigesetzt wurden. Die beiden Hochwasser im Dez. 1993 und Apr. 1994 hatten eine Freisetzung von Cd, Cu, Pb und Zn aus der Stauhaltung zur Folge. Obwohl die Nettoerosion mengenm aßig im Apr. 1994 geringer ausfiel als beim vorausgegangenen Hochwasser, war der Nettoaustrag an Cadmium und Blei beim HQ 04/94 h`öher. Das bedeutet, daß im Dez. 1993 schw acher kontaminierte Sedimente freigesetzt wurden als im Apr. 1994. Im Gegensatz zu diesen beiden Hochwasserereignissen ergeben sich f`ur das HQ 01/95 insgesamt neutrale Bilanzen zwischen den ein- und ausstr ömenden Stofffrachten der Schwermetalle.

Altsedimentanteil an der erodierten Sedimentmasse

Im Stauraum Lauffen wurde im Flußbett vielerorts eine Wechsellagerung aus hochbelasteten Sedimentschichten (A: Altsedimente) und schwach kontaminierten Decksedimenten (J: Jungsedimente) festgestellt (Abschnitt 5.2.2). Im folgenden wird der Frage nachgegangen, ob die Extremhochwasser im Dez. 1993 und Apr. 1994 nur die Deckschichten erodierten oder ob auch Altsedimente von der Erosion erfaßt und aus der Stauhaltung Lauffen ausgesp"ult wurden. Hierzu wurde angenommen, daß die Ablagerungsmengen von Schwebstoffen und Schadstoffen gegen"über den resus-



Abb. 5.21: Stofffrachten und Frachtbilanzen der Schwebstoffe, Cd, Cu, Pb und Zn f
ür die Hochwasser im Dez. 1993, Apr. 1994 und Jan. 1995. Positive Werte in den Bilanzen zeigen eine Stofffreisetzung in der Stauhaltung an.

pendierten Mengen vernachl'assigbar sind. F'ur diesen Grenzfall kann der Anteil an Altsediment α_A an der insgesamt erodierten Sedimentmasse n'aherungsweise 'uber folgenden Mischungsansatz berechnet werden:

$$\alpha_A = \frac{C_E - C_J}{C_A - C_J} \qquad \text{f'ur} \qquad G \le C_E \le C_A \tag{5.4.10}$$

Gl. (5.4.10) setzt voraus, daß die Schadstoffkonzentrationen in den Altsedimenten C_A und in den Jungsedimenten C_J jeweils konstant sind. C_E bezeichnet die Schadstoffbelastung der erodierten Sedimente. C_E entspricht dem Quotienten aus der erodierten Schadstoffmasse m_E zu der erodierten Masse an Sedimenten $m_{s,E}$. C_E kann "über die Schadstoff- und Schwebstofffrachten an den Probenahmestellen im Zu- und Abstrom der Stauhaltung abgesch" atzt werden:

$$C_E = \frac{m_E}{m_{s,E}} = \frac{m(LN) - m(BN) - m(BE)}{m_s(LN) - m_s(BN) - m_s(BE)}$$
(5.4.11)

Die α_A -Werte sind umso aussagekräftiger, je stärker sich die Jungsedimente von den Altsedimenten im Kontaminationsgrad unterscheiden. In der Stauhaltung Lauffen ist der Konzentrationsunterschied für Cadmium mit med(A)/med(J)=15 mit Abstand am größten (Tab. 5.2).

F[°]ur die Berechnungen nach Gl. (5.4.11) wurden einmal die Medianwerte und ein zweites Mal die Mittelwerte der Schwermetallkonzentrationen in den Jung- und Altsedimenten aus Tab. 5.2 verwendet. Die Berechnungsergebnisse sind in Anhang C detailliert aufgelistet. Tab. 5.14 faßt die wichtigsten Resultate f[°]ur das Ereignis im Apr. 1994 zusammen.

HQ 12/93 Das Hochwasser im Dez. 1993 erodierte Sedimente, deren Gehalte an Cadmium und Chrom etwa gleich groß sind wie diejenigen in den Jungsedimenten der Stauhaltung Lauffen ($C_E \approx C_J$, vgl. Anhang C). Das bedeutet, daß von der Erosion offensichtlich keine Altsedimente betroffen waren. F'ur Blei und Zink sind die Schwermetallgehalte im erodierten Sediment sogar deutlich niedriger als in den Jungsedimenten ($C_E < C_J$). Hierf'ur k'onnen mehrere Hypothesen aufgestellt werden: Die Schwermetallbelastung der Decksedimente verl'auft im Stauraum Lauffen r'aumlich ungleichf'ormig, gleiches trifft f'ur die hochwasserbedingte Erosionstiefe zu. Daher sind die f'ur die Jung- und Altsedimente verwendete Mediankonzentrationen m'oglicherweise nicht repr'asentativ f'ur die vorgenommene Absch'atzung. Eine weitere Ursache kann methodischer Art sein, da die Filterr'uckst'ande der Wasserproben mit anderen Probenvorbereitungs- und Analysentechniken untersucht wurden als die Sedimentkerne (unterschiedliche Extraktionseffizienz der Aufschlußverfahren, Kornseparation bei Sedimentproben).

HQ 04/94 Die durch Erosion erfaßten Sedimente waren mit Cd, Cu und Pb deutlich höher belastet als die Jungsedimente. Dies zeigt an, daß das Hochwasser einen Teil der stark mit diesen Schwermetallen kontaminierten Altsedimente ausräumte. Die Altsedimentanteile an der insgesamt erodierten Sedimentmenge sind in Tab. 5.14 zusammengestellt. Sie betragen für die drei Spurenmetalle zwischen 6,9 und 14,6 %, das sind absolut ca. 2000 bis 4000 t Altsediment. Im Gegensatz zu den übrigen Schwermetallen wird für Zink allerdings kein Altsedimentabtrag berechnet. Für Zn (und die übrigen Schwermetalle) beträgt der Konzentrationssprung zwischen den

Tab. 5.14: Erodierte Altsedimentanteile α_A im April 1994, nach Gl. (5.4.11). In zwei Berechnungen wurden die Mediankonzentrationen med(x) bzw. die Konzentrationsmittelwerte \bar{x} der Schwermetallbelastung der Jung- und Altsedimente als repräsentativ betrachtet.

	α _A (HQ 04/94) [%]						
	Cd	Cu	Pb	Zn			
med(x)	13,9	8,3	14,6	0,0			
⁻ x	6,9	7,4	12,0	0,0			

Jung- und Altsedimenten med(A)/med(J) etwa 4 (Tab. 5.2). Er ist damit deutlich kleiner als für Cd (med(A)/med(J)=15, siehe oben). Daher wird die Aussagekraft der genannten Erosionsmenge von 2000÷4000 t durch das unterschiedliche Ergebnis für Zink kaum in Frage gestellt.

5.4.8 Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffi zienten

Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffizienten wurden aus dem Verh"altnis der partikul"aren und gel"osten Spurenmetallkonzentrationen f"ur die drei untersuchten Hochwasser ermittelt. Tab. 5.15 faßt die wichtigsten der in Anhang D zusammengestellten Ergebnisse zusammen.

Es muß darauf hingewiesen werden, daß sich vor allem bei Hochwasser in der fließenden Welle mit großer Wahrscheinlichkeit kein Verteilungsgleichgewicht zwischen gel öster und partikul ärer Phase einstellen kann. Die Interpretation der ermittelten Konzentrationsverth ältnisse als Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffizienten ist daher streng genommen nicht zul ässig. Eine weitere Einschr änkung resultiert aus der operationalen Trennung "über $0,45 \,\mu$ m-Filter, da bei dieser Vorgehensweise Feinstpartikel die Membranfilter passieren k"onnen, was zu einer Übersch "atzung der gel" östen Stoffkonzentrationen f "ührt.

In Enz und Neckar steigen die K_d -Werte in der Reihenfolge $Zn \approx Cu < Cd < Pb < Mn < Fe$ an (Tab. 5.15). Bei Hochwasser wird Zink am wenigsten und Eisen am st ärksten an die Schwebstoffe gebunden. Das Muster der Verteilungskoeffizienten ist f ür die untersuchten Hochwasser an allen Meßstationen "ahnlich (Tab. 5.15).

In den Neckarsedimenten sind die Porenwasserkonzentrationen von sulfidbildenden Metallen extrem niedrig (nmol/l-Bereich) [137], [240]. Bei einer Erosion ist daher - verglichen zu den in der fließenden Welle gemessenen K_d -Werten - eine "überproportionale Freisetzung von partikul"aren Metallen zu erwarten. Eine entsprechende Erh"ohung der Verteilungskoeffizienten als Folge einer Sedimenterosion wurde nicht festgestellt. Vielmehr waren die K_d -Werte der Spurenmetalle im Dez. 1993 und Apr. 1994 "ähnlich hoch wie im Jan. 1995 (Anhang D).

Die in Enz und Neckar gemessenen K_d -Werte liegen im Bereich der Literaturangaben für andere Fließgewässer (Tab. 5.15). Dies war a priori nicht unbedingt zu erwarten, da sich die Literaturdaten auf Niedrigwasserabflüsse in den entsprechenden Flüssen beziehen. Bei geringer Wasserführung

Tab. 5.15: Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffi zienten, die bei Hochwasser in der fleßenden Welle ermittelt wurden, im Vergleich zu Literaturwerten. Angegeben sind K_d -Werte für verschiedene Fließgewässer (oben) und historische Vergleichswerte für den Neckar (unten). Soweit nicht anders angegeben wurden alle K_d -Werte nach Filtration über Membranfi lter der Porenweite 0,45 μ m bestimmt.

Gewässer	$\log \left(K_{d} \left[l kg^{-1} \right] \right)$						Ref.
	Fe	Mn	Cd	Cu	Pb	Zn	
Enz (Besigheim)	5,7	5,7	5,0	4,6	5,6	4,6	
Neckar (Besigheim)	5,8	5,6	4,7	4,4	5,3	4,5	
Neckar (Lauffen)	5,9	5,5	4,8	4,5	5,4	4,6	
Rhein ¹	-	-	4,5	4,4	5,3	4,6	[73]
Rhein (Village-Neuf) ²	-	-	4,5	4,9	5,2	5,1	[66]
Main	6,3	-	-	-	-	4,9	[82]
Glatt ³	-	-	-	-	5,8	4,9	[183]
Seine	-	-	5,3	5,0	-	-	[43], nach [218]
Mississippi	7,3	5,9	4,8	4,2	-	-	[267], nach [218]
StLorenz-Strom ⁴	5,6	6,8	5,2	5,1	-	-	[218]
unterer Neckar ⁵	5,5	4,5	4,1	4,7	4,7	4,5	[221]
unterer Neckar ⁶	5,5	4,2	4,1	4,2	4,7	4,3	[221]

-: keine Angabe

1): Mittelwert der logarithmierten Medianwerte aus den Jahren 1988, 1990 und 1995 an den Meßstellen Rekingen, Weil, Lauterburg, Koblenz, Bimmen, Lobith, Maassluis

- Mittelwert aus ≥ 16 Verteilungskoeffi zienten zwischen Jun. 1989 und Nov. 1994
- Mittelwert aus 12 Meßwerten zwischen Mai 1986 und M¨arz 1988 an den Meßstellen F¨allanden und R¨umlang
- 4): Filtration 'uber Glasfaserfi lter der Porenweite 1 μ m

5): Mittlere partikul are Konzentrationen in der Tonfraktion von Neckar-Sedimenten vom Okt. 1974 zwischen Gundelsheim und Feudenheim, mittlere gel öste Konzentrationen im Freiwasser zwischen März und Mai 1973 an der Meßstelle Heidelberg/Karlstor

^{6):} Partikul'are Konzentrationen aus Gesamtsedimentproben vom Okt. 1974, gel öste Konzentrationen im Freiwasser zwischen M'arz und Mai 1973

kann sich ein Verteilungsgleichgewicht aufgrund der l'angeren Fließzeiten leichter einstellen als unter den hier untersuchten Hochwasserbedingungen.

F'ur Fe und Mn liegen die vorliegenden Verteilungskoeffizienten im Vergleich sehr niedrig. Die erh'ohten Konzentrationen dieser Elemente in L'osung sind vermutlich auf die Aussp'ulung von Eisen und Mangan aus der unges' attigten Bodenzone mit dem Interflow bei Hochwasser zur 'uck-zuf' ühren.

Eine erstaunlich hohe Übereinstimmung besteht f'ur Cd, Cu Pb und Zn zu den charakteristischen Meßwerten f'ur den Rhein. Hier sind die Unterschiede zwischen den Datens'atzen sogar h'oher als die Standardabweichungen innerhalb eines einzelnen Datensatzes, die f'ur die einzelnen Schwermetalle zwischen 0,2 bis 0,5 $\log(K_d)$ -Einheiten liegen.

Mittlere gel"oste Schwermetallkonzentrationen liegen aus 1973 f"ur den Unterlauf des Neckars vor (Meßstation Heidelberg/Karlstor) [221]. Zusammen mit den Daten von Gesamtsedimentproben vom Okt. 1974 [221] k"onnen daraus Konzentrationsverh"altnisse berechnet werden (Tab. 5.15 unten). Es resultieren deutlich niedrige K_d -Werte. F"ur Cadmium betr"agt der berechnete Verteilungskoeffizient 13200 lkg⁻¹ (log K_d =4,12).

F'ur die Sorption von Cadmium an Sedimente aus dem Neckar wurde anhand von Adsorptionsisothermen bei pH 7 ein Sediment/Wasser-Verteilungskoeffizient von 15870 lkg⁻¹ (log K_d =4,20) ermittelt (Abb. 5.8) [171]. Die bei Hochwasser (ca. pH 7,8, vgl. Anhang C) in Enz und Neckar ermittelten K_d -Werte sind im Vergleich dazu eine halbe Gr'ößenordnung gr'ößer. Sie liegen genau in dem Bereich, der mit dem hydrochemischen Gleichgewichtsmodell f'ur Hochwasser berechnet wurde (Abb. 5.9).

Insgesamt konnte eine R'uckl'osung von Schwermetallen bei den untersuchten Hochwasserereignissen nicht festgestellt werden. In Hinblick auf die nachfolgenden Simulationen k'onnen f'ur Cadmium K_d -Werte im Bereich 10⁴ bis 10⁵ 1kg⁻¹ zugrundegelegt werden.

5.5 Numerische Simulation

In den vorausgegangenen Abschnitten wurde durch Auswertung vorliegender Messungen und durch eigene experimentelle Untersuchungen die Datengrundlage f^{*}ur die Kalibrierung und Anwendung des Simulationsmodells aus Kapitel 4 geschaffen.

Die in diesem Abschnitt vorgestellten numerischen Untersuchungen beziehen sich auf den staugeregelten Abschnitt des Neckars zwischen Besigheim nach Einm "undung der Enz in den Neckar (km 136,28) und dem Staubauwerk bei Lauffen (km 125,2). Es werden zun "achst die f"ur die Simulationen verwendeten Eingangsdaten und -parameter dargelegt. Anschließend wird das Simulationsmodell kalibriert. Schließlich werden die Ergebnisse aus historischen und prognostischen Simulationen pr"asentiert. Die historischen Berechnungen erstrecken sich "über den Zeitraum vom 01.11.1949 bis zum 30.06.1994, die Prognoserechnungen "über 100 Jahre (30.06.1994-30.06.2094).

5.5.1 Eingangsdaten und -parameter

Die in diesem Abschnitt erl¨auterten Eingangsdaten betreffen die Kalibrierungsl¨aufe und die historischen Simulationen. Auf Besonderheiten bei der Wahl der Eingangsdaten f¨ur die Prognoserechnungen wird in Abschnitt 5.5.4 eingegangen.

Anfangsbedingungen *Fließquerschnitte* lagen f`ur die Stauhaltung Lauffen im Abstand von 100 m aus mehreren Jahren vor. In Testsimulationen lieferten die einzelnen Profildatens¨atze zum Teil erhebliche Unterschiede in den Simulationsergebnissen [161]. Dies ist auf die starken morphologischen Ver¨anderungen in der Stauhaltung zur¨uckzuf¨uhren, die vor allem in der ersten H`alfte des Untersuchungszeitraums stattgefunden haben. Die Kalibrierung des Str¨omungsmodells an Naturdaten neuerer Hochwasser erfolgte mit Profildaten aus dem Jahr 1989. F`ur die historischen Langzeitsimulationen wurden die sogenannten 'Sollprofile' verwendet. Sie kennzeichnen den Zustand der Neckarsohle nach Ausbau zur Großschiffahrtsstraße. F`ur den Beginn der Simulationen wurde eine nicht-erodible Flußsohle angenommen.

Eingangsfunktionen *Abflußdaten* des Neckarpegels bei Lauffen standen f ur die Zeitspanne der Simulation als Tageswerte und f ur Hochwasserzeitr aume seit 1978 als Stundenwerte zur Verf ugung.

Die am oberstromigen Modellrand zustr`omenden *Schwebstoffkonzentrationen* wurden nach folgender Funktion aus den Abflußwerten berechnet:

$$C_{s}[\text{g}\,\text{m}^{-3}] = 0,115 \cdot Q^{1,33} + c_{MQ}(t) \frac{Q}{MQ} \qquad \text{mit } Q, MQ \text{ in } \text{m}^{3} \text{ s}^{-1}$$
(5.5.12)

Die Koeffizienten der C_s -Q-Beziehung wurden aus den an der Station KN durchgef ührten Schwebstoffmessungen übernommen (Tab. 5.6). Der zeitabh angige Summand $\underline{M}_Q(t)$ wurde eingef ührt, um die im Abschnitt 5.1 vermutete zeitliche Verringerung der Schwebstoff ührung des Neckars im Simulationszeitraum beschreiben zu k"onnen. In einer ersten Approximation wurde nur der Ausbau der Kl"aranlagen ber "ucksichtigt; der Schwebstoffr" uckhalt durch oberstromig gelegene Staustufen und Regenr "uckhaltebecken konnte aufgrund fehlender Meßdaten nicht eingerechnet werden. Der zeitliche Verlauf von $c_{MQ}(t)$ wurde aus dem Aufkommen an kommunalem Abwasser abgesch "atzt, daß ungekl" art, mechanisch und biologisch gekl" art in den mittleren Neckar eingeleitet wurde (Daten aus [243, 244]). Die aus kommunalem Abwasser stammende Schwebstoffmenge wurde anschließend mit Hilfe von Kennwerten f"ur die Feststoffgehalte in den drei Abwasserarten abgesch" atzt [22] und eine Schwebstoffkonzentration f"ur den mittleren Abfluß im Neckar berechnet. F"ur MQ(t) resultierte eine Verringerung von 7,5 g m⁻³ (1963) "über 2,3 g m⁻³ (1981) bis auf 2,0 g m⁻³ (1990).

F[°]ur den *Cd-Zustrom* in die Stauhaltung wurde der nahe der Enzm[°]undung gelegene ehemalige Cadmiumemittent als Alleinverursacher betrachtet. Dabei wurde angenommen, daß Cadmium nur in gel[°]oster Form in die Stauhaltung gelangt ist (Abschnitt 5.1.1). Eine Jahresfracht von 15 Tonnen Cd im Zustrom wurde f[°]ur die Zeit bis 1973 angenommen, dieser Wert liegt in der Mitte des in [89] angegebenen Bereiches. F[°]ur den Zeitraum nach 1973 wurden die in Abb. 5.27b dargestellten Emissionsdaten des Gewerbeaufsichtsamtes Stuttgart [99] verwendet. Innerhalb der einzelnen Jahre wurde mit einer zeitlich konstanten Cd-Emissionsrate gerechnet.

Berechnungsmodus Über den größten Teil des Simulationszeitraumes wurden die Strömung und der Stofftransport quasi-station ar berechnet, wobei die Zeitschrittweite in Anlehnung an die Abflußdaten einen Tag betrug. Im Falle stark instation arer und stark erhöhter Abflußverhältnisse wurde die Strömung quasi-station a¹ und der Stofftransport instation ar behandelt. Die Zeitschrittweite orientierte sich dabei an der Courant-Zahl $Cr = (u\Delta t)/\Delta x$ der Transportberechnung, wobei die Bedingung $Cr \leq 1$ eingehalten wurde.

Modellparameter Die verwendeten Werte f[°]ur die Modellparameter sind in Tab. 4.1 aufgef[°]uhrt. F[°]ur den Str[°]omungs- und Schwebstofftransport wurden die Parameter mit Hilfe von Naturdaten kalibriert bzw. eingegrenzt (Abschnitt 5.5.2).

Da in den Staur aumen des Neckars keine ausgeprägte Transportk orperbewegung erfolgt und die Oberfläche der Schlammablagerungen vergleichsweise glatt ist, wurde die Vermischungstiefe mit 10^{-3} m als geringmächtig angenommen.

F[°]ur die Simulation des Cadmiumtransportes wurden Sorptionsprozesse an der Gew[°]assersohle, der Schadstoffabbau sowie der Austausch mit Totwasserzonen ausgeschlossen. Als relevanter Prozeß f[°]ur die Sedimentkontamination mit Cadmium und anderen Schwermetallen im Stauraum Lauffen wurde die Adsorption von Cd an die im Wasserk[°]orper dispers verteilten Schwebstoffe und die anschließende Ablagerung der kontaminierten Schwebstoffe angesehen. Hierf[°]ur lassen sich zwei Gr[°]unde anf[°]uhren:

Erstens ist die hydrodynamische Vermischung der oberfl"achennahen Kornlagen unter schwach turbulenten Bedingungen bei Niedrigwasser sehr gering. Daher ist auch die Sorptionsh"ohe an der

¹Numerische Untersuchungen haben gezeigt, daß die Sohlschubspannungen aus quasi-station "arer Str" omungsberechnung selbst bei scharfgipfigen Flutwellen um maximal 8 % von denjenigen aus instation "arer Berechnung abweichen. Die geringe Abweichung ist auf die geringe Ausdehnung des betrachteten Flußabschnitts und die große Fortpfanzungsgeschwindigkeit der Hochwasserwellen (ca. 7 ms⁻¹) zur "uckzuf" ühren.

Gew assersohle sehr klein, sofern weitere Vermischungsprozesse (aufsteigende Gasblasen, Bioturbation) von untergeordneter Bedeutung sind. Die Adsorption an der Gew assersohle beschr ankt sich im wesentlichen auf die Kontaktfl ache an der Sediment-Wasser-Grenze, die unter Vernachl assigung von Sohldeformationen im Stauraum Lauffen ca. 130 m² pro Meter Flußl ange betr agt. Zum Vergleich berechnet sich eine nominelle Gesamtoberfl ache der Schwebstoffe pro Einheitsl ange Fluß von einem Meter zu ca. 1800 m², wenn man eine mittlere Schwebstoffkonzentration bei Niedrigwasser von ca. 20 g m⁻³ zugrunde legt und weiterhin annimmt, daß die Schwebpartikel einen Korndurchmesser von 20 μ m und kugelf ormige Gestalt besitzen.

Zweitens handelt es sich im vorliegenden Fall um eine kontinuierliche Schadstoffzugabe "über einen langen Zeitraum. Bei einer dauerhaften Einleitung erreicht der Kontaminationsgrad im Gew"asserbett mit der Zeit einen Gleichgewichtszustand, der durch die Einmischung einerseits und die Adsorption an der Gew"assersohle andererseits bestimmt wird. Unter Annahme station"arer Verh"altnisse und bei Vernachl"assigung einer Sediment "überdeckung infolge Sedimentation ersch"opft sich im Falle einer kontinuierlichen Einleitung das Retentionspotential der Gew"assersohle f"ur Schadstoffe im Langzeitverhalten. Hingegen werden "über den gesamten Emissionszeitraum unbelastete oder schwach belastete Schwebstoffe in den Stauraum eingesp"ult. Eine nachhaltige Schadstoffadsorption ist daher eher durch die Schwebstoffe als an der Gew"assersohle zu erwarten.

5.5.2 Modellkalibrierung

Die Eichung der in Tab. 4.1 aufgelisteten Modellparameter erfolgte in mehreren Schritten. Zuerst wurde der Rauheitsbeiwert der Flußsohle im Strömungsmodell angepaßt. Anschließend erfolgte die Kalibrierung des Schwebstofftransportmodells. Für die Modellparameter innerhalb des Schadstofftransportmodells wurde anstelle der Kalibrierung eine Sensitivit ätsanalyse durchgef ührt. Sie wird in Abschnitt 5.5.3 vorgestellt.

Kalibrierung des Strömungsmodells

Vorgehensweise Die Kalibrierung des Strömungsmodells hatte die Anpassung des Rauheitsbeiwerts nach Manning-Strickler k_{st} für den Flußabschnitt des Neckars zwischen Besigheim und Lauffen zum Ziel. Sie wurde in drei Teilschritten durchgeführt:

In einem *ersten Teilschritt* wurde die Gerinnerauheit im Flußabschnitt als konstant angenommen. Am unterstromigen Modellrand wurde f`ur die Wasserspiegelh`ohe das Stauziel von 169,79 m+NN im Oberwasser der Staustufe Lauffen (km 125,2) vorgegeben. Die Kalibrierung erfolgte bei station`arer Str`omungsberechnung anhand der Pegelkurve am Hilfspegel Besigheim (km 136,28) `uber ein Abflußspektrum von 148 m³ s⁻¹ bis 1650 m³ s⁻¹. Die Abweichung der numerisch berechneten Wasserspiegelh`ohe vom gemessenen Pegelstand diente f`ur jeden Abflußzustand als Eichkriterium.

Im *zweiten Teilschritt* wurde die Gerinnerauheit im Flußabschnitt variabel gehalten. Die Eichung des Rauheitsbeiwertes erfolgte anhand von Geschwemmsellinien, die f⁻ür signifikante Hochwas-

ser den Verlauf der maximalen Wasserspiegelh öhen im Untersuchungsabschnitt markieren. Die Stauh öhe am Wehr Lauffen wich bei den untersuchten Hochwassern vom Normalstau um bis zu $\pm 0,30$ m ab. Sie wurde daher in ihrem zeitlichen Verlauf vorgegeben. Die Strömung wurde "über eine Hochwasserwelle hinweg instation" ar berechnet und anschließend der Verlauf der höchsten Wasserspiegellage ermittelt. Dieser wurde mit den Geschwemmsellinien an beiden Ufern mit dem Ziel verglichen, die Abweichung der berechneten zu den gemessenen Höhen zu minimieren.

Im *dritten Teilschritt* wurde geprüft, ob die Pegelkurve bei Besigheim mit den räumlich variablen Rauheitsbeiwerten aus Schritt 2 reproduziert werden kann. Hierzu erfolgten quasi- und instation äre Strömungsberechnungen über das Spektrum bisher aufgetretener Abflüsse.

Ergebnisse der Kalibrierung Die Ergebnisse der Strömungskalibrierung sind umfassend dokumentiert [141, 150, 151].

Der *erste Kalibrierungsteilschritt* ergab f[°]ur den r[°]aumlich konstanten Manning-Strickler Beiwert einen optimalen Bereich zwischen 34,5 und 36,5 m^{1/3} s⁻¹.



Abb. 5.22: Echogramm der Stauhaltung Lauffen (Bergfahrt am 06.10.1993, Schwingerfrequenz 210 kHz, Meßintervall 0,5 Hz, Schiffsgeschwindigkeit ca. 2,4 m s⁻¹)

Der *zweite Teilschritt* machte deutlich, daß bei Hochwasser die Gerinnerauheit im Stauraum wesentlich geringer sein muß als im Bereich der Fließstrecke. Aus numerischen Untersuchungen [151] ging hervor, daß die r`aumlichen k_t -Unterschiede im Untersuchungsgebiet weniger durch die Überflutung von Vorl`andern im oberstromigen Abschnitt erkl`art werden, sondern vielmehr durch die Rauheit der Flußsohle. Echogramme von L`angsprofilbefahrungen best`atigen diesen Befund, sie verlaufen im oberstromigen Flußabschnitt deutlich unruhiger als im unterstromigen Teil der Stauhaltung (Abb. 5.22). Dies ist physikalisch darin begr`undet, daß die Akkumulation von Feinsedimenten im Stauraum zu einer Gl`attung der Flußsohle f`uhrt. Auf der Fließstrecke hingegen steht in einigen Bereichen die felsige Ursohle des Neckars an, und es k`onnen sich in diesem Bereich Transportk`orper infolge Geschiebebewegung ausbilden. Dar`uber hinaus ist die Kornrauheit der
tonig-schluffigen Ablagerungen im Stauraum wesentlich kleiner als die Kornrauheit der sandigen, kiesigen oder grobklastischen Flußschle im oberstromigen Abschnitt der Stauhaltung.

Eine Kalibrierung der Rauheitsbeiwerte mittels Parameteroptimierung lieferte f^{*}ur den untersuchten Flußabschnitt Rauheitsbeiwerte zwischen 15 und 75 m^{1/3} s⁻¹. Da eine solche Spannweite unrealistisch ist, wurde die Stauhaltung zur Kalibrierung in drei Teilabschnitte unterteilt, einen oberstromigen Abschnitt (\geq km131) mit konstantem Manning-Strickler Beiwert $k_{st,o}$, einen Übergangsbereich (km 131 bis km 129) mit linear ver"anderlichem k_{st} und einen unterstromigen Abschnitt (\leq km 129) mit konstanter Rauheit $k_{st,u}$. F^{*}ur den Bereich der Fließstrecke resultierte aus der Kalibrierung eine deutlich h^{*}ohere Rauheit ($k_{st,o}$ =33,5 m^{1/3} s⁻¹) als f^{*}ur den Stauraum ($k_{st,u}$ =44 m^{1/3} s⁻¹). Abb. 5.23 zeigt f^{*}ur vier Hochwasserereignisse den Vergleich zwischen berechneten und gemessenen Geschwemmsellinien. Die geringe Gerinnerauheit im Stauraum hat zur Folge, daß dort der Wasserspiegel deutlich flacher geneigt ist als im oberstromigen Abschnitt. Die mittlere Abweichung der Berechnungsergebnisse von den gemessenen Geschwemmsellinien liegt zwischen 0,07 m und 0,28 m. Lokal treten H^{*}ohenabweichungen von bis zu 0,66 m auf (Tab. 5.16).

Tab. 5.16: Abweichung der Simulationsergebnisse von den gemessenen Geschwemmsellinien nach Kalibrierung des Strömungsmodells. Angegeben sind die Anzahl n der Datenpunkte, die mittlere Abweichung dh und die extremale Abweichung dh_{ext} zwischen Modellrechnung und den Meßdaten.

Hochwasser	linkes Ufer			rechtes Ufer		
	п	\bar{dh}	dh _{ext}	п	\bar{dh}	dh _{ext}
HQ 05/78	18	0,28	0,66	18	0,20	0,47
HQ 02/90	31	0,15	-0,39	32	0,14	-0,41
HQ 12/93	4	0,15	-0,21	5	0,07	0,23
HQ 04/94	4	0,07	-0,11	4	0,09	0,21

Im *letzten Teilschritt* ergab die Überprüfung des kalibrierten Strömungsmodells, daß die berechneten Wasserspiegelhöhen von der Pegelkurve am Hilfspegel Besigheim im gesamten Abflußspektrum bis 1650 m³ s⁻¹ um weniger als 0,12 m abweichen (Abb. 5.24). Da Wasserstands-Abfluß-Beziehungen beim Durchgang einer Hochwasserwelle hysteretisch verlaufen (*Schlüsselkurve*), unterliegt die vorliegende Pegelkurve einer Unsicherheit. Instationäre Strömungsberechnungen für die im Schritt 1b untersuchten Hochwasser zeigen, daß die Unsicherheit der Pegelkurve unter transienten Strömungsverhältnissen am Hilfspegel Besigheim $\pm 0, 10$ m beträgt. Die Ergebnisse des Strömungsmodells liegen daher im Rahmen der Genauigkeit der Pegelkurve.

In Abb. 5.24 ist f'ur Abfl'usse oberhalb von 1400 ms^{-1} ein Abknicken der H'ohendifferenz ($h - h_{Pegel}$) zu erkennen. In diesem Abflußbereich ufert der Neckar im oberstromigen Teil des Untersuchungsgebiets aus. Die hydraulische Wirksamkeit und die Rauheit der 'uberstr'omten Vorl'ander k'onnen mit dem eindimensionalen Modellansatz nicht beschrieben werden. Solche Extremabfl'usse markieren daher die Anwendungsgrenze des verwendeten Str'omungsmodells.



Abb. 5.23: Berechnete Geschwemmsellinien nach Kalibrierung des Strömungsmodells im Vergleich zu Messungen an beiden Flußufern für Hochwasser im (a) Mai 1978, (b) Feb. 1990, (c) Dez. 1993 und (d) Apr. 1994

Kalibrierung des Schwebstofftransportmodells

Vorbemerkungen Gem aß Gl. (4.4.3) und Gl. (3.2.3) wirkt sich die Sohlrauheit direkt auf die Sohlschubspannungen und damit auf den Schwebstofftransport aus. Daher bildete die sorgf ältige Kalibrierung des Str omungsmodells die Grundlage f ur die Eichung des Schwebstofftransportmodells.

Die f'ur den Schwebstofftransport relevanten Parameter (Tab. 4.1) k'onnen in zwei Gruppen aufgeteilt werden:

Zur ersten Gruppe geh" oren die Prozeßparameter, die als bekannt voraus gesetzt werden bzw. aus Messungen vorliegen. Hierzu z"ahlen der dimensionslose L"angsdispersionskoeffizient e, die Dich-



Abb. 5.24: Pegelh öhe h_{Pegel} am Hilfspegel Besigheim und Abweichung $h_c - h_{Pegel}$ der berechneten Wasserspiegelh öhe von der Pegelkurve als Funktion des Abflisses

te von Wasser, der Korndurchmesser der Schwebstoffe und die Lagerungsdichte des Sedimentes.

Zur zweiten Gruppe der Modellparameter z"ahlen die eigentlich zu kalibrierenden Parameter, auf die die Simulationsergebnisse sehr sensitiv reagieren bzw. "über die sehr wenige Kenntnisse vorliegen. Als entsprechende Prozeßparameter sind hier zu nennen: F"ur die Sedimentation ρ_{k} und k, f"ur die Erosion M und n und f"ur die Konsolidierung $\mathcal{C}_{c,E}$, $\tau_{c,E}^{\infty}$, θ , k_1 und k_2 (Tab. 4.1). Aufgrund der Vielzahl der zu kalibrierenden Prozeßparameter kann eine Modelleichung hier nur eine Eingrenzung der Parameter erzielen.

Vorgehensweise Die Kalibrierung des Schwebstofftransportmodells erfolgte in zwei Teilschritten:

Im *ersten Teilschritt* wurden diejenigen Modellparameter eingegrenzt, welche die Sedimentation der Schwebstoffe beeinflussen. Hierzu z"ahlen der Faktor *k* der ablagerungsfreien Grenzkonzentration, der Korndurchmesser und die Dichte der Schwebstoffe. Die beiden zuletzt genannten Gr"oßen bestimmen nach Gl. (3.2.6) zusammen die Sinkgeschwindigkeit der Schwebstoffe. Der in Laborexperimenten an einer koh"asionsfreien, kornrauhen, ebenen Sohle ermittelte Wert k=0,0018 [297] wurde aus dem in Abschnitt 3.2.3 genannten Grund als unterer Grenzwert f"ur diesen Parameter betrachtet.

Die Kalibrierung der Sedimentationsparameter erfolgte anhand der in der Stauhaltung Lauffen durchgef ührten Trübungs- und Schwebstoffmessungen. Als Eichkriterium dienten die gemessenen Sedimentationsströme aus Abb. 5.20. Für die Eichung wurden k=0,0018 und der aus Feldmessungen (Abschnitt 5.4.2) ermittelte Korndurchmesser $d=20 \ \mu$ m vorgegeben. Variiert wurde die Schwebstoffdichte und damit die Sinkgeschwindigkeit der Schwebstoffe.

Im *zweiten Teilschritt* erfolgte die Anpassung der Erosionsparameter *M* und *n* aus Gl. (3.2.14) und der Konsolidierungsparameter $\tau_{c.E}^o$, $\tau_{c.E}^\infty$, θ , k_1 und k_2 aus Gl. (4.4.13). Zur Kalibrierung wurden

Langzeitsimulationen "über den Zeitraum zwischen 1950 und 1994 durchgef ührt. Das Eichziel bestand darin, die gemessenen Ver "anderungen des Sedimentvolumens zwischen zwei zeitlich aufeinanderfolgenden Sohlpeilungen (Abb. 5.5) m "oglichst gut mit dem Simulationsmodell nachzubilden. Dabei wurde darauf geachtet, daß die Schwebstoffkonzentrationen im Abstrom der Stauhaltung im Bereich von gemessenen Konzentrationen lagen und daß die Sedimentakkumulation und -erosion wie in der Natur beobachtet im Stauraum und nicht im Bereich der ungestauten Fließstrecke erfolgte.

Ergebnisse der Kalibrierung Im *ersten Teilschritt* lieferte das Simulationsmodell bei konstanter Sinkgeschwindigkeit Nettosedimentationsströme, die im Stauraum Lauffen mit zunehmender Wasserführung bis Q=300 m³ s⁻¹ ansteigen (Abb. 5.25). Dies stimmt qualitativ mit den Ergebnissen der Trübungs- und Schwebstoffmessungen aus Abschnitt 5.4.5 überein. Die Schwebstoffretention wurde allerdings bei kleinen Abflüssen überschätzt und bei großen unterschätzt. Die aus Messungen hervorgegangene Kurve in Abb. 5.25 ist über das betrachtete Abflußspektrum nur dann reproduzierbar, wenn ein starker Anstieg der Sinkgeschwindigkeit mit wachsendem Abfluß (bzw. zunehmender Schwebstoffkonzentration) zugrunde gelegt wird. Eine solche Abhängigkeit ist plausibel. Bei Niedrigwasser werden Schwebstoffe mit höheren organischen Anteilen transportiert, die abwasserbürtig sind oder autochton im Gewässer gebildet werden. Bei erhöhten Abflüssen werden Erosionsschwebstoffe transportiert, die mineralisch aufgebaut sind und eine höhere Sinkgeschwindigkeit besitzen als die Niedrigwasserschwebstoffe. Experimentell konnte eine positive Korrelation zwischen der Sinkgeschwindigkeit und dem Abfluß bzw. der Schwebstoffkonzentration für Abflüsse bis 239 m³ s⁻¹ allerdings nicht gefunden werden (Abb. 5.17).



Abb. 5.25: Vergleich zwischen gemessener und berechneter Sedimentretention im Stauraum Lauffen bei Variation der Dichte bzw. der Sinkgeschwindigkeit der Schwebstoffe ($d=20 \ \mu m, k=0,0018$)

In diesem Zusammenhang ist es auff allig, daß die in Abb. 5.25 zur Simulation verwendeten Sinkgeschwindigkeiten um mehr als eine Größenordnung über den Medianwerten der gemessenen Sinkgeschwindigkeitsverteilungen liegen (Abschnitt 5.4.3). Die Diskrepanz zwischen den experimentell ermittelten und numerisch erforderlichen Sinkgeschwindigkeiten verst ärkt sich, wenn man f ur k größere Wert als 0,0018 wählt. Folgende Erkl ärungsm öglichkeiten sind denkbar: Die gemessenen Sinkgeschwindigkeiten waren für die vorgenommene Modellkalibrierung nicht repräsentativ. Erstens fanden die Sinkgeschwindigkeitsmessungen und die Trübungsmessungen an unterschiedlichen Tagen statt. Zweitens liegt für den interessanten Bereich mit mäßig erhöhten Abflüssen oberhalb von 150 m 3 s⁻¹ nur eine Sinkgeschwindigkeitsmessung vor (Abb. 5.17). Wie oben erläutert, kann eine positive Korrelation zwischen wund Q bzw. C_s daher nicht ausgeschlossen werden. Drittens ist es denkbar, daß die Sinkgeschwindigkeit der Schwebstoffe innerhalb der Stauhaltung durch Flockungsprozesse stark zunimmt. Auch in diesem Fall wären die bei Besigheim vorgenommenen Sinkgeschwindigkeit gar nicht aussagekräftig für die Sedimentation im Stauraum Lauffen. Außerdem kann die Hypothese aufgestellt werden, daß für feinkörnige kohäsive Sedimente die Sinkgeschwindigkeit gar nicht relevant für die Sedimentation ist. Denkbar ist, daß die Turbulenz im Fluß Kollisionen zwischen den Schwebstoffteilchen und der Gewässersohle bewirkt und die Ablagerung von Feinsedimenten durch die Adhäsion von Schwebstoffen an der Sedimentsohle zustande kommt.

F'ur die weiterf'uhrende Modellkalibrierung und die Modellrechnungen wurde die im Flußsediment ermittelte Korndichte von 2490 kg m⁻³ als repr'asentative Schwebstoffdichte gew'ahlt und somit eine 'uber das Abflußspektrum hinweg konstante Sinkgeschwindigkeit von $320 \cdot 10^{-6}$ m s⁻¹ angenommen. Abb. 5.25 zeigt, daß f'ur diese Werte die Meßdaten hinreichend gut durch das Simulationsmodell reproduziert werden.

Im *zweiten Teilschritt* f'ührte die Kalibrierung der Erosions- und Konsolidierungsparameter insgesamt zu einer zufriedenstellenden Übereinstimmung zwischen den Simulationsergebnissen und den Sohlpeilungsdaten (Abb. 5.26). Die starke Verlandung des Stauraums zwischen 1950 und 1973 wurde vom Simulationsmodell sehr gut reproduziert und Perioden mit Sedimentauflandung bzw. -abtrag im weiteren zeitlichen Verlauf qualitativ als solche identifiziert. Gr"oßere Abweichungen zu den Meßdaten sind f"ur die Intervalle zwischen M"arz 1981 und M"arz 1984 sowie den darauffolgen-



Abb. 5.26: Vergleich der gemessenen und berechneten Ver anderungen des Sedimentvolumens im Stauraum Lauffen zwischen 1950 und Okt. 1994 (km 130,0 - km 125,2)

den Zeitraum bis Aug. 1989 erkennbar. Insbesondere konnte die starke Verlandung von $152 \cdot 10^3$ m³ Sediment bei der vorgegebenen Schwebstoff-Abfluß-Beziehung selbst bei künstlicher Unterdrückung von Erosionsprozessen nicht nachvollzogen werden.

Resümee Die Parameter des Schwebstofftransportes konnten auf der Basis der vorliegenden Untersuchungsdaten eingegrenzt werden. Eine umfassende Kalibrierung des Schwebstoffmodells macht zus atzliche Meßdaten erforderlich. Unklarheit besteht über die geschichtliche Entwicklung der Schwebstoffkonzentrationen, die Sinkgeschwindigkeiten und Sedimentationsraten bei größeren Abflüssen sowie über die Geschwindigkeit und das Ausmaß der Sedimentkonsolidierung. Diesen Defiziten kann entgegengestellt werden, daß der Modelleichung im zweiten Teilschritt eine Langzeitsimulation zugrunde lag. Die Simulationsergebnisse reagieren bei solchen Langzeitsimulationen sehr sensitiv auf kleine Veränderungen der Modellparameter. Die ermittelten Parameterwerte sind daher von vergleichsweise hoher Signifikanz für das untersuchte Tranportsystem. Mit ihnen soll nachfolgend die historische Entwicklung der Stauhaltung Lauffen aus morphologischer und schadstoffökologischer Sicht untersucht werden.

5.5.3 Historische Langzeitsimulation

Simulationsergebnisse im zeitlichen Verlauf

Abb. 5.27 zeigt die Ergebnisse der Simulation im zeitlichen Verlauf. Das hydrologische Regime (Abb. 5.27a) ist gekennzeichnet durch Perioden mit alternierend kleiner und großer Wasserf ührung. Ereignisse mit hohen Abflußspitzen sind in der zweiten H"alfte des Simulationszeitraums h"aufiger aufgetreten als in der ersten H"alfte.

Die M"achtigkeit der Sedimentablagerungen in Abb. 5.27d nimmt im Zeitraum von 1950 bis 1978 fast kontinuierlich zu. Ereignisse mit einer großen Wasserf"uhrung r"aumen in dieser Phase nur geringe Sedimentmengen aus. Als Ursachen hierf"ur k"onnen der geringe Sedimentvorrat und die nahezu verlandungsfreien Fließquerschnitte angef"uhrt werden.

Der Periode der Sedimentakkumulation schließt sich ein bis zum Simulationsende andauernder Abschnitt an, der durch einen zeitlichen Wechsel von Sedimentauflandung und -abtrag gekennzeichnet ist. Die Sedimentauflandung stellt einen zeitlich l`angerfristigen, allm`ahlichen Prozeß dar. Der erosive Abtrag von Sedimenten, der den Auflandungsprozeß unterbricht, erfolgt hingegen kurzfristig und koinzidiert zeitlich mit dem Auftreten einzelner Hochwasser.

Der rapide R^{*}uckgang der Cd-Emissionen zwischen 1973 und 1988 (Abb. 5.27b) brachte eine deutliche Verbesserung der Sedimentqualit^{*}at in den sich anschließend ablagernden Neckarsedimenten mit sich (Abb. 5.27c, d). Hierbei reagiert das numerische Modell spontan und vollst^{*}andig auf die Emissionsreduktion. Die berechneten sediment^{*}aren Cd-Konzentrationen gehen in Abb. 5.27c simultan mit der eingetragenen Cd-Fracht zur^{*}uck. Das Endniveau der Schadstoffbelastung liegt etwa drei Gr^{*}oßenordnungen unter dem Ausgangsniveau. Dies entspricht dem Ausmaß der Emissionsminderung.

5.5. Numerische Simulation

Die Meßergebnisse an oberflächennah entnommenen Sedimentkernen zeigen im Vergleich dazu eine verzögerte und im Ausmaß geringer ausfallende Verbesserung der Sedimentqualität (Abb. 5.27c). Die Ursache der Zeitverzögerung ist vermutlich das Ergebnis der Probenahme. Die analysierten Sedimentproben wurden mit einem Kastengreifer aus einer Tiefe von bis zu 0,1 m entnommen. Dabei wurden Sedimentschichten miterfaßt, die zu wesentlich früheren Zeitpunkten als dem Erkundungsdatum abgelagert worden sind.

Der Befund, daß sich die Sedimentbelastung mit Cadmium in der Natur abweichend von den Simulationsergebnissen in jüngerer Zeit nicht weiter verringert, läßt sich wie folgt erklären: In den Simulationen wurde die Farbenfabrik bei Besigheim als der einzige Cd-Einleiter angesehen. Die Cd-Emissionen aus diesem Betrieb wurden so wirksam reduziert, daß sie heute für die Cadmiumkonzentrationen im Neckar von untergeordneter Bedeutung sind. In jüngerer Zeit bestimmen andere Belastungsfaktoren den Cd-Gehalt der sich ablagernden Schwebstoffe, und zwar auf einem im Vergleich zur Hauptemissionsperiode niedrigen Konzentrationsniveau. Die Immissionssituation wird heute vermutlich weniger durch kommunale oder betriebliche Einleiter als vielmehr durch die Reaktivierung von cadmiumhaltigen Altsedimenten im Flußeinzugsgebiet geprägt.

Die Cd-Belastung sich bildender Sedimentschichten h"angt nicht nur von der St"arke des Schadstoffeintrags, sondern auch vom hydrologischen Geschehen ab. Bei einer konstanten Cadmiumtransportrate im Zustrom kommen unter Niedrigwasserbedingungen st"arker verunreinigte Schwebstoffe zur Ablagerung als bei erh"ohtem Abfluß, wenn der Emissionsstrom st"arker verd "unnt wird und die zur Adsorption an die Schwebstoffe verf "ugbare Verweilzeit in der Stauhaltung k "urzer ist (Abb. 5.27c). Die zeitliche Abfolge von niedrigen und erh"ohten Abfl "ussen f "uhrt zu einer feinschichtige Wechsellagerung von stark und schwach belasteten Sedimentschichten (Abb. 5.27d).

Als Folge der r[°]uckl[°]aufigen Emissionen bildet sich die experimentell an mehreren Sondierungspunkten in den Sedimenten gefundene Wechsellagerung aus (Abschnitt 5.2.2). Ablagerungsschichten, die vor 1973 abgelagert wurden und im Mittel stark belastet sind, werden von rezenten, vergleichsweise schwach kontaminierte Schichten [°]uberdeckt (Abb. 5.27d). Diese j[°]ungeren Decksedimente stellen eine Schutzschicht f[°]ur die Kontaminationsherde gegen den Str[°]omungsangriff dar. Ihre M[°]achtigkeit ist daher eine wichtige Gr[°]oße f[°]ur die Bewertung des Gef[°]ahrdungspotentials, das von den kontaminierten Altsedimenten ausgeht.

Abb. 5.27c zeigt, daß diese Schutzschicht durch Erosion bei extrem hoher Wasserf ührung beeintr achtigt wird. Die Hochwasser tragen die Deckschichten teilweise oder - wie in Abb. 5.27c f ür die Jahre 1978 und 1990 ersichtlich - sogar vollst andig ab und schneiden dann in die kontaminierten Altsedimente ein. Durch Überlagerung mit rezenten Decksedimenten kommt es nachfolgend zur Ausbildung einer Erosionsdiskordanz, d.h. einer erosionsbedingten Schichtl ücke. Die Existenz derartiger Erosionsdiskordanzen hatte MÜLLER (1991) [188] f ür Sedimentkerne postuliert, bei denen ein sprunghafter Anstieg der Schwermetallbelastung gefunden wurde (Abschnitt 5.2.2).

Die Hochwassersequenz seit 1978 hat insgesamt den Sedimentzuwachs in der Stauhaltung gestoppt. Dieses Ergebnis wird durch die echographischen Vermessungen untermauert (Abschnitt 5.2.1). Die Hochwasser haben daher einer nachhaltigen Überlagerung der Sedimentaltlasten entgegengewirkt bzw. die Ausbildung einer Sedimentauflage "über den Schadstoffdepots zumindest lokal verhindert.



Abb. 5.27: Zeitliche Entwicklung in der Stauhaltung Lauffen für folgende Parameter: (a) Abfluß, (b) Cd-Emission durch den vermeintlichen Haupteinleiter (nach [90, 100]), (c) berechnete sedimentäre Cd-Konzentrationen im Vergleich zu Meßergebnissen für die Tonfraktion oberflächennah entnommener Sedimentproben (nach [189]) und (d) berechnete Sedimentkontamination im Flußbett (Neckar km 128,2). Fett markierte Bereiche in (b) verdeutlichen die Streubreite der Angaben zur Cd-Emission.

Simulationsergebnisse im räumlichen Verlauf

Eine Analyse der Fließgeschwindigkeiten f`ur verschiedene Abfl`usse (Abb. 5.28) verdeutlicht die hohe Varianz der Str`omungsbedingungen im Untersuchungsgebiet. Unter Niedrig- und Mittelwasserbedingungen nimmt die Str`omungsgeschwindigkeit von Besigheim aus in Fließrichtung um mehr als die H`alfte des Ausgangswertes ab. Die Stauwirkung durch das Wehr bei Lauffen geht bei erh`ohten Abfl`ussen verloren. Beim HQ von 1650 ms⁻¹ werden sogar in Wehrn`ahe die h`ochsten Str`omungsgeschwindigkeiten erreicht. Insgesamt erstrecken sich die querschnittsgemittelten Fließgeschwindigkeiten `uber zwei Gr`oßenordnungen von etwa 0,02 ms⁻¹ bei NQ bis 2 m s⁻¹ bei HQ. Die zeitlichen Schwankungen der Str`omungskr`afte sind in der Stauhaltung wesentlich gr`oßer als die r`aumlichen bei einem bestimmten Abflußzustand.



Abb. 5.28: L'angsprofi le der querschnittsgemittelten Str'omungsgeschwindigkeiten in der Stauhaltung Lauffen f'ur die Hauptzahlen des Abflusses (Pegel Lauffen/Neckar)

Die Strömungsverhältnisse innerhalb der Stauhaltung beeinflussen den Schwebstofftransport. Auf der Fließstrecke oberhalb von km 130 lagern sich feinkörnige Sedimente nur vorübergehend ab, bis erhöhte Abflüsse sie wieder resuspendieren. Daher findet in diesem Flußabschnitt auf Dauer keine Sedimentakkumulation statt. Für den Stauraum wird eine starke Sedimentauflandung von 1 bis 2 m berechnet (Abb. 5.29).

Das Flußsediment ist schichtweise aufgebaut. Das Alter der Ablagerungen nimmt mit anwachsender Sedimenttiefe zu (Abb. 5.29a). Gleiches ist in Abb. 5.29b f[°]ur die kritischen Sohlschubspannungen zu erkennen. Sie erreichen bereits in einer Sedimenttiefe von wenigen Dezimetern sehr hohe Werte [°]uber 6 Pa. Dieser Anstieg der Erosionsstabilit[°]at der Sedimente ist eine Folge ihrer raschen Konsolidierung. Ohne Konsolidierung wird Modellrechnungen zufolge ein Großteil der Ablagerungen bei Hochwasser ausgesp[°]ult.



Abb. 5.29: Längsschnitt des Neckarsedimentes in der Stauhaltung Lauffen (März 1988). Dargestellt sind (a) das Schichtenalter, (b) die kritische Erosionsschubspannung und (c) die Cd-Belastung des Sediments.

Abb. 5.29c zeigt die Wechsellagerung von schwach und stark Cd-belasteten Altsedimentschichten in größerer Sedimenttiefe. Die nach der Hauptemissionsperiode abgelagerten Decksedimente speichern Cadmium in geringen Konzentrationen ($< 5 \text{ mg kg}^{-1}$).

Tendenziell nimmt die Sedimentverunreinigung in Fließrichtung ab. (Abb. 5.29c). Dies ist eine Folge der Adsorptionskinetik, die in den Simulationen mit einer Halbwertszeit von 1 Stunde relativ schnell war. Der Einfluß der Geschwindigkeit der Adsorption wird sp⁻ater im Detail untersucht.

Dauerlinien

Abb. 5.30 zeigt Dauerlinien in doppellogarithmischer Darstellung. Die logarithmische Skalierung der Zeit besitzt gegen über der linearen Skalierung den Vorteil, daß Zust ande mit einer geringen Ereigniswahrscheinlichkeit (Hochwasserperioden) gegen über dauerhaft vorherrschenden Zust anden (Niedrigwasserperioden) hervorgehoben werden.



Abb. 5.30: Prozentuale Dauerlinien f``ur (a) den Abflıß und f``ur die betragsm``aßigen Differenzbetr``age aus den berechneten Transportraten im Zu- und Abstrom der Stauhaltung Lauffen f``ur folgende Parameter: (b) Schwebstoffe, (c) gel``ostes Cd und (d) schwebstoffgebundenes Cd

Betrachtet man die Eintrittswahrscheinlichkeit von Hochwasserereignissen, so wird eine Wasserf ührung 500 m³ s⁻¹ in weniger als 1 % des betrachteten Zeitraums am Neckarpegel bei Lauffen überschritten. Ein Abfluß von 1000 m³ s⁻¹ besitzt eine Überschreitungswahrscheinlichkeit von 0,6% der Gesamtzeit (Abb. 5.30a).

F[°]ur Schwebstoffe wirkt der betrachtete Flußabschnitt in ca. 99% der gesamten Simulationszeit als Senke, d.h. in dieser Zeit ist die Schwebstofftransportrate im Abstrom der Stauhaltung geringer als im Zustrom. Nur in ca. 1 % der Zeit, das entspricht etwa 4 Tagen im Jahr, kommt es zu einem Nettoaustrag an Schwebstoffen, verursacht durch erosiv wirkende Hochwasser. Eine Überlagerung von Abb. 5.30a und Abb. 5.30b liefert einen kritischen Abfluß von $Q_c \approx 450 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ als Grenze zwischen Nettosedimentation und Nettoerosion. Dies entspricht dem 5fachen Mittelwasserabfluß am Pegel Lauffen.

Im Vergleich treten bei Nettoerosion um mehrere Größenordnungen höhere Transportraten auf als bei Nettosedimentation. Für ein effizientes Schwebstoffmonitoring bedürfen daher die Erosionsperioden einer wesentlich intensiveren Überwachung als die Zeitabschnitte mit sedimentativen Abflußbedingungen.

Gel öst eingetragenes Cadmium wird beim gew ählten Verteilungskoeffizienten ($k=10^4 \ 1 \ kg^{-1}$) w ährend der Passage durch die Stauhaltung in starkem Maße adsorbiert. Daher verh ält sich der betrachtete Flußabschnitt über 99,5% der Simulationszeit als Senke f ür gel östes Cadmium (Abb. 5.30c). Innerhalb dieser Zeit h ängt das Ausmaß der Adsorption vom Zustrom an Schwebstoffen und an gel östem Cadmium ab. Ein Nettofluß an gel östem Cadmium aus der Stauhaltung kann unter den Randbedingungen des Simulationslaufes nur unter erosiven Abflußverh ältnissen stattfinden. Als Prozesse sind die Resuspension von kontaminiertem Flußsediment und die nachfolgende Desorption von Cadmium wirksam.

In der Modellrechnung wurde angenommen, daß Cd nur gel öst in die Stauhaltung gelangt. Folglich wird in partikul ärer Form "über den gesamten Simulationszeitraum hinweg ein Nettoaustrag f"ür dieses Spurenmetall berechnet (Abb. 5.30d). Unter rein sedimentativen Bedingungen ist die Adsorption der einzige aktive Prozeß der Simulation, der zur Bildung von Cd_p f"ührt. Unter erosiven Bedingungen verst"ärkt sich die Quellfunktion der Stauhaltung durch die Erosion von schadstoffbelasteten Sedimenten. Dabei wird das Ausmaß der Cadmiumfreisetzung von der Erosionsrate, von dem Belastungsgrad der erodierten Flußsedimente und in geringem Maße von einer sich der Erosion anschließenden Cadmiumdesorption beeinflußt.

Der Bereich, den die Ordinatenwerte in Abb. 5.30 umspannen, nimmt in folgender Richtung zu:

$$Q \ll C_s \ll \mathrm{Cd}_w \ll \mathrm{Cd}_p$$

Dies bedeutet, daß der Schwebstofftransport sensitiv auf Abflußver anderungen reagiert und daß das Transportverhalten von Cd empfindlich von der Abfluß- und Schwebstoffdynamik abh angt.



Abb. 5.31: (a) Bandbreite der Sohlschubspannung und (b) Nettoerosion im Stauraum Lauffen (km 130,0 bis km 125,2) als Funktion des Abflusses

Bedeutung der Sedimentkonsolidierung

Wie im Abschnitt zuvor gezeigt wurde, stellen die transportrelevanten Hochwasser für das Transportverhalten von Schwebstoffen und partikulären Schadstoffen eine entscheidende Größe dar. Die erosive Wirkung von solchen Extremereignissen wird durch den Abflußganglinie und die Erosionsstabilität der abgelagerten Flußsedimente bestimmt. Nimmt man an, daß die kritische Erosionsschubspannung eine räumlich und zeitlich konstante Sedimentkenngröße darstellt und daß sich der Sedimentvorrat nicht mit der Zeit erschöpft, so ist ein eindeutiger funktionaler Zusammenhang zwischen der Erosionsrate und dem Abfluß zu erwarten, der für alle Hochwasser gleich ist. Dies ist jedoch in der Natur nicht der Fall. Der Verfestigungsgrad steigt i.d.R. mit zunehmender Sedimenttiefe an. In der Modellformulierung wurde versucht, "über einen einfachen Ansatz f"ur die Sedimentkonsolidierung (Gl. 4.4.13) diese Effekte zu ber "ücksichtigen. Abb. 5.31 verdeutlicht ihre Relevanz f"ur die Dynamik der Feinsedimente.

Die an der Flußsohle wirksamen Schubspannungen wachsen bei ansteigender Wasserf ührung stark an (Abb. 5.31a). Unter vollst ändig eingestauten Bedingungen, wie sie bei Mittel- und Niedrigwasser vorherrschen, liegen die Sohlschubspannungen im Stauraum Lauffen weit unter 1 Pa. Bei einem Abfluß von 1000 m³ s⁻¹ steigen die Sohlschubspannungen auf 8 bis 15 Pa an, für das *HHQ* von 1650 m³ s⁻¹ werden lokal Sohlschubspannungen von maximal 30 Pa berechnet. Mit steigendem Abfluß nimmt die Streubreite der Sohlschubspannung im Stauraum deutlich zu, insbesondere im Bereich Q > 1400 m³ s⁻¹.

Gem aß der im Simulationsmodell integrierten sedimenthydraulischen Modellkonzepte erfolgt Sedimentation (Gl. 3.2.12) bei unterkritischer und Erosion (Gl. 3.2.14) bei "überkritischer Schubspannung an der Flußsohle. Der Verlauf der Nettoerosion reagiert daher sehr empfindlich auf Abflußver anderungen. Eine Nettoablagerung wird f ur Abfl üsse < 450 Ås⁻¹ berechnet (Abb. 5.31b). Ein steiler Anstieg der Nettoerosion erfolgt oberhalb des 10fachen Mittelwasserabflusses (10 MQ=880 m³ s⁻¹).

In Abb. 5.31b kann jedem einzelnen Hochwassereignis jeweils eine Hysteresekurve zwischen der Nettoerosion und dem Abfluß zugeordnet werden. Betrachtet man einen Abflußzustand, so werden die schwach konsolidierten Decksedimente im frühen Stadium eines Hochwassers schneller erodiert als die stärker konsolidierten Sedimentschichten bei ablaufendem Hochwasser. Das Hystereseverhalten ist für die einzelnen Hochwasser unterschiedlich. Für den Hystereseverlauf sind die Form der aktuellen Hochwasserwelle und der Sedimentaufbau entscheidend. Der Sedimentaufbau wird durch die Vorgeschichte bestimmt. Dabei ist vor allem der zeitliche Abstand zu vorangegangenen Hochwasserereignissen eine wichtige Größe.

Sensitivitätsanalyse zur Cadmiumbelastung der Neckarsedimente

Vorgehensweise In einer Serie von Simulationsl"aufen wurde der Einfluß der Sorptionsparameter auf die Cd-Belastung der Sedimentablagerungen und auf die im Simulationszeitraum (01.01.1950 bis 30.06.1994) in der Stauhaltung akkumulierte Cd-Menge untersucht. Es wurden in allen Rechenl"aufen dieselben Anfangs- und Randbedingungen (Abschnitt 5.5.1) und identische Werte f"ur die Str"omungs- und Schwebstofftransportparameter verwendet (Tab. 4.1). Ver"andert wurde die St"arke (K_d -Wert) und die Geschwindigkeit (Rate k_t) der Adsorption: Der Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffizient wurde zwischen 10³ und 10⁶ 1kg⁻¹variiert. Es wurden drei unterschiedliche Adsorptionsraten vorgegeben: 1,65 · 10⁻³ s⁻¹, 1,93 · 10⁻⁴ s⁻¹ und 8,02 · 10⁻⁶ s⁻¹. Die entsprechenden charakteristischen Zeiten der Adsorption $t_{ADS} = 1/k_t$ belaufen sich auf 7 Minuten, 1 Stunde und 1 Tag. Diesen Zeiten k"onnen Damk"ohlerzahlen *Da* zugeordnet werden, die das Verh"altnis aus den charakteristischen Zeiten von Advektion und Adsorption beschreiben:²

$$Da = \frac{t_{ADV}}{t_{ADS}} \tag{5.5.13}$$

Die Fließzeit t_{ADV} zwischen dem Cd-Emittenten und dem Staubauwerk bei Lauffen und damit auch die Damk öhlerzahl hängen vom Abfluß ab. Sieht man für die Schadstoffakkumulation in der Stauhaltung den Mittelwasserabfluß MQ als charakteristischen Abflußzustand an, so können die unterschiedlichen Adsorptionsgeschwindigkeiten über die bei MQ vorherrschenden Damk öhlerzahlen Da_{MQ} ausgedrückt werden. Hohe Werte für D_{MQ} bedeuten eine schnelle Adsorption und entsprechen einer kurzen charakteristischen Zeit des Adsorptionsprozesses.



Abb. 5.32: Mittlere Cd-Konzentration im Sediment und prozentuale Cd-Retention in der Stauhaltung Lauffen als Funktion des Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffi zienten f
ür verschiedene, auf den Mittelwasserabfuß bezogene Damk
öhlerzahlen Da_{MO}

Spontane Adsorption In Abb. 5.32 entspricht Da_{MQ} =275 dem Fall einer extrem schnell ablaufenden Adsorption, deren charakteristische Zeit 275 mal k"urzer ist als die Verweilzeit eines Wasserteilchens im Untersuchungsabschnitt bei Mittelwasserabfluß. Die mittlere Cd-Konzentration im Neckarsediment und der in der Stauhaltung zur "uckgehaltene Cd-Anteil am Gesamtschadstoffzustrom steigen nichtlinear mit zunehmendem K_d -Wert an (Abb. 5.32).

Der Ursache der Nichtlinearit at wurde in Grenzbetrachtungen nachgegangen (Anhang E). Bei station arer Betrachtung ohne L'angsdispersion und Erosion h'angt die Cadmiumbelastung Gdin den

²Allgemeinen ist die mittlere Verweilzeit der Schwebstoffe im Wasserk örper des betrachteten Transportsystems entscheidend f ür das Ausmaß der Sorption. In Talsperren und Stillgew ässern ist daher nicht_{ADV}, sondern die charakteristische Zeit der Sedimentation t_S ausschlaggebend. In der betrachteten Flußstauhaltung erfolgt die Sedimentation nahe des unterstromigen Randes. Daher ist hier t_{ADV} ein geeigneter Zeitmaßstab.

sich ablagernden Sedimentschichten nur von der Konzentration an Schwebstoffen C_s^{in} und Cadmium Cdⁱⁿ im Zustrom und vom Verteilungskoeffizienten ab:

$$Cd_b = \frac{K_d}{1 + C_s^{in} K_d} Cd^{in}$$
(5.5.14)

Gem aß Gl. (5.5.14) existieren bei einer bestimmten Emissionssituation in Hinblick auf den Schadstofftransport zwei Grenzf alle: Bei dominantem Transport in der Wasserphase gilt $C_s^{in}K_d \ll 1$, und die Sedimentbelastung steigt linear mit wachsendem Verteilungskoeffizienten unabh angig von der Schwebstoffkonzentration an. Dominiert der partikul are Transport, so gilt $C_s^{in}K_d \gg 1$. Die sediment are Schadstoffkonzentration h angt in diesem Fall nicht mehr vom K-Wert ab. Sie verh alt sich invers proportional zur Schwebstoffkonzentration. In diesem Bereich nahezu vollst andiger Sorption wirken hohe Teilchenkonzentrationen verd unnend auf den Kontaminationsgrad der in einem Flußabschnitt transportierten und sich ablagernden Suspensa.

Im Neckar betragen die Schwebstoffkonzentrationen bei niedrigen bis leicht erhöhten Abflüssen 10 bis 300 g m⁻³(Anhang B). Für K_d -Werte zwischen 10^{3,5} und 10⁵ 1kg⁻¹ liegt $C_s^{in}K_d$ nahe eins und Gl. (5.5.14) bestätigt die in Abb. 5.32 gefundene Nichtlinearität.

F[°]ur die prozentuale Schadstoffretention og in der Stauhaltung liefern die Grenzbetrachtungen aus Anhang E folgende Gleichung:

$$\alpha_S = \alpha_{s,S} \underbrace{\frac{C_s^{in} K_d}{1 + C_s^{in} K_d}}_{F_p^{in}}$$
(5.5.15)

In Gl. (5.5.15) h'angt og von zwei Faktoren ab: $\alpha_{s,S}$ dr'uckt die St'arke des Schwebstoffr'uckhalts aus und kann daher als *sedimenthydraulischer Beitrag* zur Akkumulation von Schadstoffen in Gew'assersedimenten betrachtet werden (Anhang E). Der zweite Term F_p^{in} h'angt von dem Verteilungskoeffizienten und von der Schwebstoffkonzentration ab. Diese dient als Maß f'ur die Dichte an Sorptionsstellen im Wasserk'örper, die zur Aufnahme von Schadstoff aus der Wasserphase zur Verf'ugung stehen. F_p^{in} kann als *chemischer Beitrag* zur Schadstoffanreichung in Gew'assersedimenten angesehen werden. Der Term entspricht dem partikul'ar transportierten Schadstoffanteil f'ur den Fall, daß im Zustrom des Flußabschnitts ein Verteilungsgleichgewicht vorliegt (vgl. Tab. 3.2). Es gilt: $0 \le F_p^{in} \le 1$. Bei extrem starker Sorption ($C_s^{in}K_d >> 1$) erreicht F_p^{in} mit eins seinen Maximalwert. Dann ist $\alpha_S = \alpha_{s,S}$. In diesem Grenzfall wird die Schadstoffretention vollst'andig und direkt durch den Schwebstoffr'uckhalt des Gew'asserabschnitts bestimmt.

Der Cd-Anteil an der Gesamtemissionsmenge, der am Ende der Simulationszeit im Neckarsediment gespeichert ist, strebt in Abb. 5.32 f'ur hohe K_d -Werte gegen 10 %. Ber'ucksichtigt man die zuvor erl'auterten Betrachtungen, so entspricht dieser Wert n'aherungsweise dem in der Stauhaltung zur'uckgehaltenen Anteil an den insgesamt zwischen 1950 und 1994 zugestr'omten Schwebstoffen.

Einfluß der Adsorptionskinetik Die Adsorptionskinetik verlangsamt sich in Abb. 5.32 mit abnehmenden Damk öhlerzahlen. Für D_{MQ} =31 beträgt der Zeitmaßstab der Adsorption 1 Stunde. Dies

5.5. Numerische Simulation

entspricht der mittleren Verweilzeit des Wassers in der Stauhaltung Lauffen bei einem Abfluß von 1300 m³ s⁻¹[138]. Da die Einlagerung von Schadstoffen in das Flußsediment bei deutlich niedrigeren Abflüssen stattfindet, wirkt die Adsorptionskinetik für D_{MQ} =31 noch nicht limitierend für die Schadstoffakkumulation. Die Ergebnisse für D_{MQ} =31 und Da_{MQ} =275 sind daher sehr "ahnlich. Für D_{MQ} =1,2 wird das Adsorptionsgleichgewicht vor Sedimentation der Schwebstoffe im Stauraum Lauffen bei mittleren Abflüssen nicht erreicht, die Sedimentbelastung fällt daher geringer aus als bei einer schnelleren Adsorptionskinetik.

Vergleich mit Naturdaten F^{*}ur den Verteilungskoeffizienten von Cadmium im Neckar kann gem "aß Abschnitt 5.4.7 eine Bandbreite zwischen 10^4 und 10^5 1kg⁻¹ zugrunde gelegt werden. Laborexperimenten zufolge l^{*}auft die Cd-Adsorption an die Sedimente des Neckars innerhalb einer Stunde ab [171]. In Verbindung mit den aus Abb. 5.32 gewonnen Erkenntnissen folgt daraus, daß die Cadmiumbelastung der Sedimente in der Stauhaltung Lauffen weniger durch die Reaktionskinetik limitiert wird, sondern vielmehr durch den sedimenthydraulischen R^{*}uckhalt von Schwebstoffen, die im Verteilungsgleichgewicht mit der gel^{*}osten Phase stehen.

Mit diesen Meßwerten f'ur die St'arke und die Geschwindigkeit der Cadmiumsorption berechnet das Simulationsmodell f'ur den Stauraum Lauffen eine mittlere sediment are Cd-Konzentration von 17 mg kg⁻¹ f'ur K_d =10⁴ 1kg⁻¹ bis 100 mg kg⁻¹ f'ur K_d =10⁵ 1kg⁻¹ (Abb. 5.32). Im Vergleich dazu lieferten Sedimentsondierungen im Stauraum Lauffen einen Konzentrationsmittelwert von 13,8 mg kg⁻¹ und eine Mediankonzentration von 23,2 mg kg⁻¹ f'ur Cd (Tab. 5.2). Im Altsediment erreichten der Cd-Medianwert mit 40 mg kg⁻¹ und der Mittelwert mit 35 mg kg⁻¹ h'ohere Werte.

Die R[•]uckhalteeffizienz der Stauhaltung Lauffen, bezogen auf den Simulationszeitraum von 1950 bis 1994, kann ebenfalls aus Abb. 5.32 abgelesen werden. Sie bel[•]auft sich auf 1,5 bis 3 %, wenn man die Cd-Mediankonzentration aus allen Sedimentkernanalysen verwendet. Dieser Anteil insgesamt zugestr[•]omten Cadmiummenge ist heute in den schlammigen Ablagerungen gespeichert. Bei einer Cd-Jahresemission von 15 t w[•]ahrend der Kontaminationsphase berechnet sich daraus eine Cd-Masse von 5,4 ÷ 11 t, die in den Ablagerungen der Stauhaltung Lauffen gespeichert ist.

5.5.4 Prognoserechnungen

Mit Hilfe von numerischen Prognoserechnungen werden in diesem Abschnitt Tendenzen für die zukünftige Entwicklung der Stauhaltung Lauffen aufgezeigt. Das numerische Strömungs- und Transportmodell benötigt hierfür Abfluß- und Konzentrationsganglinien für den Zeitraum der Vorhersage als Eingangsfunktionen.

Generierung von Abflußtageswerten

Vorgehensweise F[°]ur die angestrebte Untersuchung zum Transport partikul[°]arer Stoffe sind die hydrologischen Extremwerte entscheidend. Die Generierung von Abflußwerten muß daher in zeitlich enger Diskretisierung als Stunden- oder Tageswerte erfolgen. Eine 45j[°]ahrige Meßreihe der Tagesabfl'usse (1949 bis 1994) steht f'ur den Pegel Lauffen am Neckar zur Verf'ugung. Sie bildet die Grundlage f'ur die durchgef uhrte stochastische Generierung von Abflußzeitreihen.

Die Auswahl des zu verwendenden Abflußgenerierungsmodells richtet sich in erster Linie nach der gewählten zeitlichen Diskretisierung. In Tagesabflußganglinien ist die Korrelation zwischen den Einzelwerten höher und variabler als bei längeren Betrachtungsintervallen. Es ist bei Tageswerten besonders schwierig, den schnellen Anstieg und das langsame Abklingen von Hochwasserwellen realitätsnah nachzubilden [148].

Zur Erzeugung von Abflußzeitreihen stehen prinzipiell abflußerzeugende und impulserzeugende Tageswertmodelle als hydrologische Verfahren zur Verf ugung [148]. W ahrend erstere die Abfl usse direkt generieren, liefern letztere zuerst Niederschlagsimpulse, die anschließend mit Hilfe einer Systemfunktion oder einer detaillierten hydrologischen Modellierung in Abfl usse umgeformt werden. Impulserzeugende Modelle besitzen den entscheidenden Vorteil, daß die zu generierenden Niederschlagsimpulse eine wesentlich einfachere Autokorrelationsstruktur besitzen als Abflußtageswerte [148].

F[°]ur die vorliegende Abflußzeitreihe am Pegel Lauffen (1950 bis 1994) betr[°]agt das Ged[°]achtnis der autokorrelierten Tageswerte 97 Tage (Anhang F). Das lange Ged[°]achtnis der Zeitreihe und die oben genannten Gr[°]unde f[°]uhrten zur Wahl eines impulserzeugenden Generierungsmodells f[°]ur Tagesab-fl[°]usse. Verwendet wurde das Modellpaket GENESIS (<u>GENE</u>ration of <u>SI</u>multaneous <u>Streamflows</u>; KRON, 1996 [148]), das auf einem von TREIBER (1975) [268] entwickelten Modell aufbaut. Das Generierungsmodell besteht aus zwei Bausteinen, einem stochastischen Teil zur Generierung der (Niederschlags-)Impulse und einem deterministischen Teil in Form einer Systemfunktion zur Transformation der Impulse in Tagesabfl[°]usse. Insgesamt sind 67 Modellparameter zu bestimmen. Auf eine weitergehende Modellbeschreibung soll an dieser Stelle verzichtet werden, sie kann den beiden genannten Arbeiten entnommen werden.

Eine wesentliche Grundlage der hier durchgef ührten Untersuchung ist die Annahme der Stationarit ät der vorliegenden Abflußzeitreihe. Dies bedeutet, daß weder Änderungen im zeitlichen Niederschlagsverhalten noch abflußver ändernde Maßnahmen im Einzugsgebiet innerhalb des Datensatzes aufgetreten sind. Die Häufung extremer Hochwasserereignisse in den letzten Jahren hat zu der Frage gef ührt, ob dieser Umstand als reiner Zufall oder als systematischeÄnderung des hydrologischen Regimes betrachtet werden muß (Instationarit ät in den Abflußzeitreihen). GIESECKE et al. (1995) [101] haben an 10 von 13 untersuchten Pegeln in Baden-Württemberg einen Anstieg des Hochwasserrisikos in den Wintermonaten seit Mitte der 1970er Jahre festgestellt, darunter auch an an den Neckarzuflüssen Enz (Pegel Pforzheim) und Rems (Pegel Neustadt). CASPARY & BARDOSSY (1995) [38] stellen die These auf, daß das häufigere und länger anhaltende Auftreten der Großwetterlage 'Westlage zyklonal' (Wz) in den Wintermonaten zu dem vielerorts beobachteten Anstieg des Extremabflußniveaus geführt hat. Im Gegensatz dazu kommt VIESER (1996) [283] nach Analyse von 11 Pegeln in Baden-Württemberg zu dem Ergebnis, daß die Zeitreihen der jährlichen Spitzenabflüßse keine signifikanten instation ären Komponenten enthalten.

F'ur den Pegel Lauffen ist seit 1978 eine H'aufung der in einem Jahr erzielten Abflußspitzen > 800 m³ s⁻¹ festzustellen (Abb. 5.27a). Ohne die Signifikanz und die zeitliche Lage eines m'öglichen Bruchpunktes in der Zeitreihe n'aher zu pr'üfen, soll angenommen werden, daß sich das mittlere

Verhalten der Zeitreihe gegebenenfalls zwischen den Abflußjahren 1977 und 1978 ge andert hat. F ur die numerischen Prognoserechnungen wurden daher zwei Serien von Abflußzeitreihen erzeugt. Die erste Serie Q50-94 basierte auf der vollst andigen Abflußmeßreihe am Pegel Lauffen (1950 bis 1994), F ur die zweite Serie Q78-94 wurde die Zeitreihe von 1978 bis 1994 herangezogen.

Ergebnisse der Abflußgenerierung Die G⁻ute der Abflußgenerierung wurde ⁻uberpr⁻uft, indem f⁻ur die gemessenen und die generierten Zeitreihen statistische Parameter und Verteilungsfunktionen berechnet und miteinander verglichen wurden. Hierbei wurde auf zweierlei Weise vorgegangen: Zuerst wurde eine gr⁻oßere Anzahl (n=40) von Ganglinien erzeugt, deren Dauer der jeweiligen Meßreihe entsprach. Hierbei war zu pr⁻ufen, ob die statistischen Kenngr⁻oßen der Meßwerte innerhalb der Schwankungsbreite derjenigen Kenngr⁻oßen liegen, die aus der Abflußgenerierung hervorgingen. Zweitens wurde eine sehr lange Ganglinie (2000 Jahre) generiert und mit der gemessenen Zeitreihe verglichen.

F[•]ur die vollst[•]andige und die partielle Abflußzeitreihe sind die Ergebnisse beider Kontrollmethoden in Anhang G zusammengestellt. Die Verteilungsfunktionen der Jahresmittel und -spitzen werden insgesamt gut vom Generierungsmodell wiedergegeben. In Abb. G.1 liegen allerdings die Meßwerte in einigen Bereichen außerhalb der Einh[•]ullenden der generierten Werte. Der Grund hierf[•]ur ist der sprunghafte Verlauf der aus Messungen hervorgegangenen Summenverteilungen. Er ist eine Folge der geringen Anzahl an Beobachtungsjahren.

F'ur die in Abb. G.2 dargestellten Jahresverl'aufe liegen die Kenngr'ößen der Meßwerte fast ausnahmslos innerhalb der durch die Generationsl'aufe festgelegten Intervalle. Die jahreszeitlichen Abflußschwankungen und die in den Wintermonaten beobachtete erh'öhte Varianz der Tagesabfl'usse werden somit durch das Generierungsmodell hervorragend nachvollzogen.

Bei der Serie Q78-94 f[°]uhrt das k[°]urzere Zeitintervall der gemessenen und generierten Tagesabfl[°]usse im Vergleich zu etwas schlechteren Ergebnissen (Abb. G.1, Abb. G.2). Die aus Abflußmessungen hervorgegangenen Verteilungsfunktionen verlaufen wegen der geringen Werteanzahl sprunghaft. Zudem sind die Intervalle, die durch die Einh[°]ullenden der generierten Werte umschlossen werden, gr[°]oßer als bei den Q50-94 Serien. Die Unsicherheit der Abflußgenerierung ist also bei den Q78-94 Zeitreihen gr[°]oßer. Insgesamt geben die erzeugten Werte allerdings die wesentlichen statistischen Eigenschaften der Meßwerte zufriedenstellend wieder.

Die G[°]ute der Abflußgenerierung best[°]atigt sich auch bei Vergleich der erzeugten 2000j[°]ahrigen Ganglinien mit den Meßdaten. Die Summenh[°]aufigkeitsverteilungen der Jahresmittelwerte und der Jahresspitzen sowie die saisonalen Schwankungen der Kenngr[°]oßen werden von dem Abflußgenerierungsmodell in ihrem Verlauf sehr gut nachgebildet (Abb. G.3, Abb. G.4).

Eingangsdaten für die Prognoserechnungen

Insgesamt wurden Prognoseberechnungen in vier Serien durchgef ührt. In den Simulationen wurden unterschiedliche Fließquerschnitte und Abflußzeitreihen verwendet (Tab. 5.17).

Serie	Profild	aten	Bezugszeitraum zur		
			Abflußgenerierung		
	Sollprofile	Peilung	1950-1994	1978-1994	
	1950	1989			
P50 Q50-94	Х		Х		
P50 Q78-94	Х			Х	
P89 Q50-94		Х	Х		
P89 Q78-94		Х		Х	

 Tab. 5.17: Übersicht über durchgef ührte Prognosesimulationen

Für die P50-Serien wurden die Neckarausbauprofile (Sollprofile) zugrunde gelegt. Dabei wurden die aus der historischen Simulation (1950 bis 1994) gebildeten Sedimentschichten als Anfangszustand für die Vorhersagerechnungen übernommen. Die ursprünglichen Höhenkoten der Profilpunkte in einem Fließquerschnitt wurden also vor den Prognosesimulationen um die berechneten Sohlauflandungen angehoben.

In den P89-Serien gingen die 1989 gepeilten Fließquerschnitte in die Simulationen ein. Zuvor erfolgte in denjenigen Fließquerschnitten eine Datenkorrektur, in denen die historische Berechnung auf der Basis der Sollprofile am Simulationsende eine Auflandung berechnet hatte. Zuerst wurden die H"ohenkoten der Profilpunkte um die berechnete Auflandungsh"ohe herabgesetzt. Anschließend wurden die in diesen Querschnitten rechnerisch gebildeten Sedimentschichten aus der Langzeitsimulation eingelesen. Die in der historischen Simulation berechneten Eigenschaften des Flußbetts wurden so als Anfangsbedingung f"ur die Prognoserechnungen "übernommen. Die H"ohe der Profilpunkte blieben bei dem Vorgang unver"andert.

Entsprechend Tab. 5.17 bildete entweder die Zeitreihe von 1950 bis 1994 (Serie Q50-94) die Grundlage zur Generierung von Abflußtageswerten oder diejenige von 1978 bis 1994 (Serie Q78-94). Aus den Tagesabfl⁻ussen lieferte Gl. (5.5.12) die f⁻ur die Simulationen erforderlichen Schwebstoffkonzentrationen, ein Zustrom an Schadstoff wurde nicht ber⁻ucksichtigt.

Alle Prognoseberechnungen erfolgten im quasistation ären Berechnungsmodus mit einer Zeitschrittweite von einem Tag, wobei die in Tab. 4.1 aufgelisteten Parameterwerte verwendet wurden.

Ergebnisse der Progroserechnungen

Die zeitliche Entwicklung der Sedimentablagerungen wird stark vom Abflußgeschehen beeinflußt (Abb. 5.33). Ein Wechsel von Sedimentationsperioden und Erosionsereignissen, wie er für den zur ückliegenden Zeitraum experimentell und numerisch gefunden wurde, ist den prognostischen Berechnungsergebnissen zufolge auch für die Zukunft zu erwarten.



Abb. 5.33: Zuwachs der Sedimentmasse in der Stauhaltung Lauffen zwischen 1950 und 2094. Dargestellt sind die Ergebnisse der Simulation (1950 bis 1994) und von 10 Prognoserechnungen (1994 bis 2094). Als Profi ldatensatz wurden Peilungen von 1989 verwendet, zur Abflußgenerierung die Abflüsse von 1950 bis 1994.

Alle Simulationen in Abb. 5.33 zeigen im Prognosezeitraum eine fortgesetzte Verlandung der Stauhaltung an. Nur in zwei der zehn durchgef ührten Rechenl aufen wurden Teile der 1994 existierenden Sedimente im Simulationszeitraum erodiert. In diesen Fällen waren Abfl usse oberhalb des bis heute am Pegel Lauffen beobachteten Maximalabflusses von $1650 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ wirksam. Wenn man die Simulationsergebnisse der Serie P50 Q50-94 zur Beurteilung zugrunde legt, ist das Risiko einer Remobiliserung von schwermetallbelasteten Altsedimenten im Neckar daher als relativ gering zu bewerten.

In der Langzeitentwicklung wirkt sich die Stauraumverlandung auf die Strömungsverhältnisse und auf den Sedimenttransport aus (Abb. 5.33). Bei konstantem Stauziel bedeutet eine Verlandung im Stauraum eine Reduktion der Fließquerschnitte. Dadurch werden bei gleichem Abfluß höhere Strömungskräfte erzielt. Dies hat eine Abschwächung der Verlandungsgeschwindigkeit bei niedrigen bis moderater Wasserführung und eine Erhöhung der Erosionsleistung bei Hochwasser zur Folge. Beides führt dazu, daß die Stauhaltung bei vorgegebenem Abflußregime nicht vollständig verlandet, sondern einem *dynamischen morphologischen Endstadium* entgegenstrebt.

Obwohl f[°]ur die stochastische Generierung der Abflußwerte dieselbe Meßreihe (1950 bis 1994) zugrunde lag, ist die Streubreite zwischen den Ergebnissen der 10 durchgef[°]uhrten Simulationsl[°]aufe in Abb. 5.33 hoch. Dies bedeutet, daß im morphologischen Endstadium in Abh[°]angigkeit vom zeitlichen Verlauf des Abflusses eine große Bandbreite an Verlandungszust[°]anden erzielt werden kann.

Dieser Befund wird durch die "ubrigen Modellszenarien best atigt (Abb. 5.34, Abb. 5.35). Betrach-

tet man eine bestimmte Simulationsserie, so decken die Simulationsl"aufe ein breites Spektrum an m"oglichen Entwicklungen ab. Die Zufallskomponente innerhalb des hydrologischen Geschehens wirkt sich sehr stark auf die Berechnungsergebnisse aus. Die Aussagekraft einer einzelnen Vorhersagerechnung ist daher gering. Der Einsatz von rein deterministischen Modellen als Prognosewerkzeuge ist zumindest nach den hier erzielten Ergebnissen nicht empfehlswert.

Im Vergleich der vier Simulationsserien wirkt sich die Wahl der Querprofildaten weniger sensitiv aus als das Abflußgeschehen (Abb. 5.34 und Abb. 5.35). Bei Verwendung der auflandungskorrigierten Sollprofile wurde nach einer Simulationsdauer von 100 Jahren generell eine etwas st arkere Stauraumverlandung berechnet als bei Verwendung der Fließquerschnitte aus dem Jahr 1989.



Abb. 5.34: Zuwachs der Sedimentmasse in der Stauhaltung Lauffen zwischen 1994 und 2094 als Funktion des kumulativen Abflißvolumens. Als Profi Idatensatz wurden Sollprofi le (P50) oder Peilungen von 1989 (P89) verwendet, zur Abflißgenerierung die Abflüsse von 1950 bis 1994 (Q50-94) oder von 1978 bis 1994 (Q78-94).

Abb. 5.34 zeigt, daß die zuk ünftige morphologische Entwicklung der Stauhaltung nicht vom kumulativen Abfluß der generierten Abflußzeitreihe abh ängt. Die entscheidende Größe ist vielmehr der Spitzenabfluß im Simulationszeitraum; er ist in Abb. 5.35 eng mit dem Massenzuwachs an Sediment über die 100 Jahre korreliert. Dies best ätigt erneut die signifikante Bedeutung von extremen Hochwasserereignissen f ür den Sedimenttransport. Mit ansteigendem Maximalabfluß nimmt der f ür die n ächsten 100 Jahre zu erwartende Sedimentzuwachs ab. Treten Abfl üsse oberhalb von ca. 2500 m³ s⁻¹ auf, muß sogar mit einer Verminderung der Schlammablagerungen in der Stauhaltung Lauffen gerechnet werden.

Mit Hilfe extremwertstatistischer Analysen wurde die Eintrittswahrscheinlichkeit dieses kritischen Abflusses $Q_c = 2500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ untersucht (Anhang H). Q_c liegt weit oberhalb bislang gemessenener Hochwasserspitzen. Zudem sind die beiden verwendeten Abflußzeitreihen mit 18 bzw. 45 Jahren relativ kurz. Eine Quantifizierung der J"ahrlichkeit von Q durch Extrapolation der Extremwertverteilungen in Abb. H.1 ist daher nicht zul"assig. Es k"onnen allerdings zwei Aspekte hervorgehoben

werden: Die J"ahrlichkeit von Q liegt deutlich "über 100 Jahren. Ein Nettoabtrag der Sedimentablagerungen ist daher f"ür die Zukunft sehr unwahrscheinlich.

Die Extremwertverteilungen in Abb. H.1 verlaufen flacher, wenn man nicht das vollst andige Datenkollektiv der Abfl usse seit 1950, sondern nur die Zeitreihe nach 1978 in der Extremwertanalyse ber ucksichtigt. Dies bedeutet, daß die Eintrittswahrscheinlichkeit signifikanter Abfl usse im Zeitraum 1978-1994 tendenziell h öher war als zwischen 1950 und 1994. Ein Anstieg der Hochwasserwahrscheinlichkeit vergr ößert nach Abb. 5.35 das Risiko einer Erosion der kontaminierten Neckarsedimente. Die Frage nach der Stationarit at von Abflußzeitreihen ist daher ein wichtiger Aspekt f ür die nachfolgend angestrebte Bewertung des Gef ährdungspotentials, das von den kontaminierten Sedimenten im Neckar ausgeht.



Abb. 5.35: Zuwachs der Sedimentmasse in der Stauhaltung Lauffen zwischen 1994 und 2094 als Funktion des Spitzenabflusses. Als Profi ldatensatz wurden Sollprofi le (P50) oder Peilungen von 1989 (P89) verwendet, zur Abflußgenerierung die Abfflusse von 1950 bis 1994 (Q50-94) oder von 1978 bis 1994 (Q78-94).

5.6 Risikobewertung einer Remobilisierung der sedimentären Schwermetalle

Eine Bewertung des Remobilisierungsrisikos der Schadstoffdepots in den Neckarsedimenten sollte sedimenthydraulische und hydrochemische Gesichtspunkte einbeziehen (Abb. 5.36).



Abb. 5.36: Einflußfaktoren auf die Remobilisierung von Schwermetallen in Flußsedimenten

5.6.1 Bewertung aus sedimenthydraulischer Sicht

Das Risiko einer hydraulischen Mobilisierung von kontaminierten Flußsedimenten wird durch die Exposition und Erosionsstabilit ät der Ablagerungen sowie durch die sohlnahen Schubspannungen bestimmt. Letztere sind die entscheidende Größe f ur das Erosionsverm ögen der Strömung.

Exposition der Altsedimente In der Stauhaltung Lauffen waren die kontaminierten Altsedimente in den Jahren 1991 und 1992 zu einem größeren Teil mit jüngeren Decksedimenten überlagert. Die Mächtigkeit der Decksedimente war an 7 von insgesamt 17 Sondierungsstellen, an denen eine erh"ohte Sedimentkontamination mit Schwermetallen nachgewiesen werden konnte, geringer als 0,4 m. An 7 weiteren Erkundungspunkten war sie m"achtiger als 0,35 m (Abb. 5.7). Die Hochwasser im Dez. 1993 und Apr. 1994, die sich im Anschluß an diese Sedimentsondierungen ereigneten, hatten eine Erosion im Stauraum zur Folge. Die vorhandene Sedimentauflage wurde dadurch reduziert bzw. teilweise sogar abgetragen.

Die Konzentrationen an Cd, Cu und Pb, die im Apr. 1994 im Unterwasser der Staustufe bei Lauffen gemessen wurden, weisen darauf hin, daß bei diesem Hochwasser Altsedimente stellenweise dem Strömungsangriff ausgesetzt waren. Die Menge an erodierten Altsedimenten betrug im Apr. 1994 2000÷4000 t. Das sind 8 bis 14 % der insgesamt bei diesem Hochwasser erodierten Sedimente (Tab. C.5).

Erosionsstabilität der Altsedimente F'ur unkonsolidierte Sedimente liegen die experimentell ermittelten kritischen Schleppspannungen bei $1 \div 2$ Pa (Abschnitt 5.4.4). F'ur die bodenmechanisch stark verfestigten Altablagerungen im Neckar sind deutlich h'öhere als die gemessenen Werte zu erwarten. TIPPNER et al. (1984) [260] leiteten aus den bodenphysikalischen Kenngr'ößen der Neckarsedimente kritische Erosionsschubspannungen von $4 \div 6$ Pa ab. Allerdings wurden die dort verwendeten Berechnungsans'atze f'ur Ablagerungen aus anderen Gew'ässern aufgestellt; sie sind nicht zweifelsfrei auf den Neckar 'übertragbar. Aus den Modellsimulationen leiten sich noch h'öhere kritische Schleppspannungen ab. Sie liegen f'ur die 'überdeckten Sedimente zwischen 5 und 10 Pa (Abb. 5.29, Abb. 5.31). Eine starke Konsolidierung der tiefer liegenden Sedimente wird auch durch die Hochwasserfrachtbilanzen belegt. Obwohl im Apr. 1994 der Hochwasserscheitel etwas h'öher war als im Dez. 1993, fiel die Erosion deutlich geringer aus als beim vorausgegangenen Ereignis (Tab. 5.10). Im Dez. 1993 wurden offensichtlich leichter erodierbare Sedimente abgetragen. Ohne an dieser Stelle eine endg "ultige Aussage "über die Erosionsstabilit" at der 'überdeckten Ablagerungsschichten treffen zu k'önnen, sind die Neckarsedimente im Vergleich zu Literaturwerten f'ur andere Fl'üsse [129, 147, 176, 241] außerordentlich erosionsstabil.

Erosionsvermögen der Strömung Die Nettoerosion setzt in der Stauhaltung mit einer zeitlichen Überschreitungsh"aufigkeit von 1 % oberhalb des 5fachen Mittelwasserabflusses (440 m³ s⁻¹) ein. Sie verst "arkt sich rapide beiÜberschreitung des 10fachen MQ (880 m³ s⁻¹). Bei dem h"ochsten bislang gemessenen Abfluß von 1650 m³ s⁻¹ erreichen die Sohlschubspannungen in der Stauhaltung Lauffen querschnittsmittlere Werte von 15 bis 30 Pa (Abb. 5.31). Diese liegen deutlich "über den zuvor genannten kritischen Schleppspannungen. F"ur die Erosionsleistung einer Hochwasserwelle ist daher die Ereignisdauer mitentscheidend.

Insgesamt ist f`ur die morphologische Entwicklung der Stauhaltung Lauffen die H`aufigkeit, Intensit`at und Dauer von Hochwasserereignissen entscheidend. Aus den Ergebnissen der Prognosesimulationen folgt, (Abschnitt 5.5.4) daß f`ur die Zukunft mit großer Wahrscheinlichkeit eine fortschreitende sich verlangsamende Stauraumverlandung zu erwarten ist. Das Risiko einer hydraulischen Remobilisierung der kontaminierten Neckarsedimente ist unter station`aren hydrologischen Bedingungen als gering einzustufen. Die Simulationsrechnungen auf der Basis der Abflußzeitreihe von 1978 bis 1994 haben allerdings gezeigt, daß das Erosionsrisiko bei ansteigender Hochwasserwahrscheinlichkeit zunehmen kann.

5.6.2 Bewertung aus hydrochemischer Sicht

Im Vergleich zu (pr aindustriellen) tonigen Sedimentgesteinen ist Cadmium in den Sedimenten des Neckars bei Lauffen unter den untersuchten Schwermetallen am st ärksten angereichert. Die Cd-Gehalte liegen in der Tonfraktion der Altablagerungen mit durchschnittlich 35 mg kg⁻¹ (Tab. 5.2) zwei Gr ößenordnungen "uber der nat "urlichen Hintergrundbelastung (0,3 mg kg¹) [269]. Sie "uber-schreiten die Grenzwerte der Kl "arschlammverordnung (AbfKl "arV vom 15.2.1992) [305] in gr ößerem Maße als die Konzentrationen der anderen Spurenmetalle. Gleiches trifft auch in Bezug auf die Pr "ufwerte zu, die in der dritten Verwaltungsvorschrift [10] zum Bodenschutzgesetz (BodSchG vom 24.06.1991 [52]) des Landes Baden-W "urttemberg verankert sind. Cadmium ist daher f "ur eine Gef "ahrdungsabsch "atzung im Untersuchungsgebiet von besonderer Relevanz.

Bindungszustand Cd liegt in den Neckarsedimenten "überwiegend in organisch gebundener Form vor. Aufgrund des extrem niedrigen L"oslichkeitsproduktes von Cadmiumsulfid (log $K_{sp}(CdS) = -27,0$ [250]) limitieren sehr geringe Konzentrationen an Sulfidionen im Porenwasser die L"oslichkeit von Cd in den Sedimentablagerungen (Abschnitt 3.3). Solange im Sediment anaerobe Bedingungen vorherrschen, ist eine Emission von Cd daher nicht zu erwarten. Die Schadstoffdepots sind deshalb aus chemischer Sicht als stabil zu bezeichnen, sofern sich die Milieubedingungen im Sediment nicht ver"andern.

Veränderungen des chemischen Milieus Die Cd-Sorption reagiert grunds atzlich sehr empfindlich auf Änderungen des pH-Werts. Im Neckar gew ährleistet das gute Pufferverm ögen unter allen Abflußbedingungen pH-Werte zwischen 7,6 und 8,2. Laborexperimente (Abb. 5.8) und die hydrochemischen Berechnungen in Abschnitt 5.2.3 zeigen, daß im schwach alkalischen Bereich keine nennenswerte R ückl ösung von Cadmium zu erwarten ist. Die Berechnungen ergeben bei pH 7,6 bis pH 8,2 Verteilungskoeffizienten zwischen 10^4 und 10^5 . Die bei Hochwasser in der fließenden Welle ermittelten K_d -Werte liegen am oberen Ende dieses Bereiches. F ür die erosiven Hochwasserwellen im Dez. 1993 und Apr. 1994 wurde keine R ückl ösung von Cadmium festgestellt.

Im Falle einer Erosion von kontaminierten Sedimenten ist die Gefahr einer chemischen Mobilisierung aus dem jetzigen Kenntnisstand heraus als gering zu bewerten. Allerdings ist das komplexe Sorptionsverhalten der Schwermetalle noch nicht umfassend untersucht.

Kapitel 6

Fallstudie: Stauhaltungskette

Nachdem in Kapitel 5 der Stofftransport in einer Einzelstauhaltung untersucht wurde, wird in dieser Fallstudie eine größere Fließstrecke (Stauhaltungskette) als Transportsystem betrachtet. Hierbei soll die Bilanzierung und Analyse der Schweb- und Schadstoffströme im 77 km langen Abschnitt des Neckars zwischen Plochingen und Lauffen (km 202,2 bis km 125,2, Abb. 5.1) mittels numerischer Simulationen erreicht werden. Es wird die Verlandung der insgesamt 14 Stauhaltungen auf dieser Flußstrecke im 45j¨ahrigen Zeitraum vom 01.11.1949 bis zum 31.10.1994 untersucht. Weiterhin wird beispielhaft für Cadmium und Chrom eine Stoffflußanalyse durchgef¨uhrt. Die beiden Spurenmetalle unterscheiden sich deutlich in ihren Emissionsmustern.

Nachfolgend werden zuerst die verwendeten Eingangsdaten und Modellparameter erl"autert. Anschließend wird die Plausibilit"at der Simulationsergebnisse durch Vergleich mit Naturdaten "überpr"uft. Zuletzt werden die Ergebnisse der numerischen Stoffflußanalyse vorgestellt und diskutiert.

6.1 Eingangsdaten und -parameter

Anfangsbedingungen Die r"aumliche Diskretisierung des Untersuchungsabschnitts erfolgte in Anlehnung an den Abstand der vorliegenden Querprofile aus dem Jahr 1989 ($\Delta x = 100$ m). Abweichend von den tats "achlichen Gegebenheiten wurde angenommen, daß der Ausbau des Neckars bis Plochingen bereits zu Beginn der Simulation abgeschlossen war. In der Stauhaltung Pleidelsheim wurde der Schiffahrtskanal nach der Bifurkation des Neckars (Abb. 5.1) nicht im Modell ber "ucksichtigt, da bei erh "ohten Abfl" ussen die Wassermengen gr"oßtenteils "über das Wehr Beihingen in den Altarm geleitet werden.

Interne Randbedingunen Die Normalstauh öhen im Oberwasser der Staubauwerke gingen als zeitlich konstante interne Randbedingungen in die Strömungsberechnungen ein.

Eingangsfunktionen *Abflußmeßwerte* standen f^{*}ur den Neckar bei Plochingen und f^{*}ur die im Untersuchungsabschnitt einm^{*}undenden Nebenfl^{*}usse K^{*}orsch, Rems, Murr und Enz f^{*}ur den Simulationszeitraum von 1950 bis 1994 zur Verf^{*}ugung. Sie lagen als Stundenwerte f^{*}ur die relevanten Hochwasser seit 1978 und als Tageswerte f^{*}ur den ^{*}ubrigen Zeitraum vor.

Die Schwebstoffkonzentrationen in den verschiedenen Zuflüssen wurden aufgrund fehlender Meß-

daten aus den entsprechenden Abflußmeßwerten folgendermaßen berechnet:

$$C_{s,x}[g\,\mathrm{m}^{-3}] = 0,115\,f_x\,\left(Q_x\frac{MQ_{KN}}{MQ_x}\right)^{1,33} \qquad \text{mit}\,Q,MQ,MQ_{KN}\,\text{in}\,\mathrm{m}^3\,\mathrm{s}^{-1} \tag{6.1.1}$$

Der Index *x* steht für die betrachtete Meßstelle. Der Faktor f_x ber ücksichtigt gewässerspezifische Abweichungen von der Schwebstoff-Abfluß-Beziehung, die am Neckar bei Kirchheim (Index *KN*) gemessen wurde (Tab. 5.6). Testrechnungen, in denen generell $f_x=1$ gewählt wurde, führten zu einer Unterschätzung der Verlandung der Stauräume. Für $x \not> 2$ resultierten unrealistisch hohe Schwebstoffkonzentrationen. Zur Generierung der Schwebstoffganglinien wurde für alle Zuflüsse $f_x=1,7$ verwendet. Ein f_x -Wert größer als eins ist durchaus sinnvoll. Bei mittleren Abflüssen führt die Sedimentation im staugeregelten Flußabschnitt zu einem Rückgang der Schwebstoff ührung in Fließrichtung. Sie wird nur durch die Schwebstoffzufuhr aus einm undenden Nebenflüssen erhöht. Bei hohen Abflüssen gelangen Schwebstoffe zusätzlich z.B. über Regenwasserentlastungen in hohen Konzentrationen direkt in den Neckar. Solche Schwebstoffquellen wurden in den Simulationen nicht explizit ber ücksichtigt.

Die *partikulären Schwermetallkonzentrationen* in den Zufl^{*}ussen wurde ^{*}uber die Sedimentbelastung des Neckars und seiner Nebenfl^{*}usse mit Schwermetallen abgesch^{*}atzt. Ein entsprechendes Sedimentschadstoffmonitoring erfolgte in den Jahren 1972 [12], 1979 [185, 186, 190], 1985 [187] und 1990 [188]. Aus den Untersuchungsergebnissen wurden gew^{*}asserspezifische Kennwerte f^{*}ur die Sedimentbelastung mit Cadmium und Chrom ermittelt (Tab. 6.1). Dabei wurden in einer ersten N^{*}aherung Ver^{*}anderungen der Schwermetallbelastung, die sich im zeitlichen Verlauf ergeben haben, nicht ber^{*}ucksichtigt. F^{*}ur die Simulationen wurde somit vereinfachend angenommen, daß die Schwermetallbelastung von Schwebstoffen und Flußbett identisch und ^{*}uber den Simulationszeitraum zeitlich konstant war. Der kleinere Nebenfluß K^{*}orsch, f^{*}ur den keine Schwermetallmessungen vorliegen, wurde als Schadstoffquelle f^{*}ur den Neckar vernachl^{*}assigt. Als Schwerpunkte der Schwermetallbelastung lassen sich gem^{*}aß Tab. 6.1 die Enz f^{*}ur partikul^{*}ares Cadmium und die Murr f^{*}ur Chrom ausweisen.

F'ur die Zufl'usse fehlten weiterhin Meßdaten 'uber *gölte Schwermetallkonzentrationen*. Prinzipiell standen zwei M'öglichkeiten zur Verf'ügung, diese Datenl'ücke zu schließen:

Variante 1: Unter Annahme eines Schwebstoff/Wasser-Verteilungsgleichgewichtes im Nebenfluß kann mit Hilfe des K_d -Wertes aus der Schwermetallbelastung und der Konzentration der Schwebstoffe die gel ost in den Flußabschnitt einströmende Schwermetallkonzentration berechnet werden.

Variante 2: Es wird nur der schwebstoffgebundene Schwermetallanteil ber ücksichtigt. Der Zustrom von gel östem Schadstoff wird vernachl ässigt. Wechselwirkungen zwischen der gel östen und partikul ären Phase werden durch einen hinreichend groß gew ählten Verteilungskoeffizienten unterdr ückt. Der Verbleib der partikul ären Schadstoffe im betrachteten Flußabschnitt h ängt dann nur noch von dem Transportverhalten der Tr ägerpartikel, also der Schwebstoffe, ab.

Obwohl Variante 1 eher die Gegebenheiten in der Natur widerspiegelt, wurde Variante 2 favorisiert. Sie besitzt den Vorteil, daß mit dem verf ugbaren Rechenmodell in einer Serie von Simulationen der

Tab. 6.1:	Mittelwasserabflusse und mittlere Belastung mit Cadmium und Chrom in der Tonfraktion des
	Flußbetts für die relevanten Zuflüsse des Neckars zwischen Plochingen und Lauffen. Messungen
	von 1979 nach [98, 125, 165, 230]

Gew ^{··} asser	MQ	Cd	Cr	
	$[m^3 s^{-1}]$	$[mgkg^{-1}]$	$[mgkg^{-1}]$	
oberer Neckar	45,7	7,47	222	
Koersch	0,75	k.A.	k.A.	
Rems	6,54	2,49	95	
Murr	5,87	0,96	769	
Enz	16,7	22,0	206^{1}	

k.A.: keine Angabe

1): Jahr 1983

Schadstoffbeitrag von einzelnen Nebenflüssen (oder auch Emissionsquellen) getrennt voneinander untersucht werden kann. Hierzu wird in einem Rechenlauf nur ein Zufluß mit Schadstoff befrachtet, und die Emissionen aus den übrigen Zuflüssen bleiben unberücksichtigt. Die Schadstoffströme, die aus den einzelnen Simulationsläufen resultieren, können linear superponiert werden. Dadurch können die Gesamtschadstoffströme im Untersuchungsgebiet näherungsweise berechnet werden.

Diese Vorgehensweise entspricht einem numerischen Tracerexperiment, bei dem die einzelnen Emissionsquellen sukzessiv markiert werden. Dadurch wird eine detaillierte Analyse der Schwebund Schadstoffströme auf einfache Weise möglich. Variante 2 ist allerdings korrekterweise nur dann anwendbar, wenn der Stofftransport in Lösung eine untergeordnete Rolle spielt (große K_{l} -Werte), oder wenn im untersuchten Transportsystem ein Verteilungsgleichgewicht zwischen gelöster und partikulärer Phase vorherrscht. Letzteres trifft näherungsweise zu, wenn auf der betrachteten Flußstrecke relativ homogene Schweb- und Schadstoffkonzentrationen und in Hinblick auf die Sorptionsgeschwindigkeit große Damköhlerzahlen (Niedrigwassersituationen) vorherrschen.

Simulationen, Modellparameter Insgesamt wurden jeweils f`unf Simulationen f`ur Cd und Cr durchgef`uhrt: In vier Rechenl`aufen wurden nacheinander die Nebenfl`usse Neckar, Rems, Murr und Enz einzeln mit Schadstoff befrachtet. Eine weitere Simulation ber`ucksichtigte die Schwermetallfrachten aus allen Zufl`ussen. Als Eingangsparameter wurden die in Tab. 4.1 aufgelisteten Werte verwendet. Der Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffizient betrug im allgemeinen $10^7 \ 1 \mbox{kg}^{-1}$. In der Simulation, in der der Beitrag der Enz zur Cd-Belastung untersucht wurde, konnten die Sorptionsprozesse aufgrund der bedeutsamen gel`osten Cd-Emissionen unweit der Enzm`undung nicht vernachl`assigt werden. Deshalb wurde hier f`ur gel`ostes Cadmium die Zuflußganglinie aus Abschnitt 5.5.3 und ein Verteilungskoeffizient von $10^4 \ 1 \mbox{kg}^{-1}$ zugrundegelegt.

Berechnungsmodus Alle Strömungs- und Transportberechnungen erfolgten quasi-station är. Die Zeitschrittweite wurde im Simulationszeitraum (01.11.1949 - 31.10.1994) als Funktion des Neckarabflusses im Zustrom berechnet. Sie variierte zwischen einem Tag für Q < 2MQ und einer Stunde für Q > 15MQ.

6.2 Vergleich der Rechenergebnisse mit Naturdaten

Das Strömungsmodell wurde in "ahnlicher Weise geeicht wie in Abschnitt 5.5.2 beschrieben [5]. Aufgrund der begrenzt vorhandenen Naturdaten wurde auf eine Kalibrierung der Modellparameter des Schweb- und Schadstofftransportmodells verzichtet. Zur Plausibilisierung der Simulationsergebnisse wurden die Berechnungsergebnisse mit Naturmeßdaten verglichen.

Strömung Abb. 6.1 veranschaulicht den Verlauf des Wasserspiegels im betrachteten Neckarabschnitt zwischen Plochingen und Lauffen unter Niedrig- und Hochwasserbedingungen. Bei Niedrigwasser wird der Wasserspiegel in den einzelnen Stauhaltungen durch die Normalstauh öhe an den Staubauwerken kontrolliert. Er fällt in Abb. 6.1 treppenförmig in Fließrichtung ab. Mit zunehmendem Abfluß gewinnen die Reibungsverluste der Strömung an Bedeutung. Die Wasserspiegelhöhe verliert dadurch ihr kaskadenförmiges Längsprofil. Sie erreicht bei extrem hoher Wasserführung im unterstromigen Teil des untersuchten Neckarabschnitts einen linienhaften Verlauf. Beim betrachteten Hochwasser vom Mai 1978 konnte die Normalstauhöhe an den Staubauwerken auch für den Hochwasserscheitel gehalten werden. Die Geschwemmsellinie konnte mit dem kalibrierten Strömungsmodell hinreichend gut nachgebildet werden (Abb. 6.1).



Abb. 6.1: Verlauf der berechneten minimalen und maximalen Wasserspiegellinie und der gemessenen Geschwemmsellinie des Hochwassers vom Mai 1978 zwischen Deizisau und Lauffen



Abb. 6.2: Vergleich der berechneten und "über Sohlpeilungen ermittelten Ablagerungsvolumina in den Stauhaltungen (1982)

Schwebstoffe Abb. 6.2 zeigt die berechneten Ablagerungsvolumina in den Stauhaltungen im Vergleich zu Auswertungen von Sohlpeilungen für das Jahr 1982 (Daten aus [251]). Für die Jahre 1985, 1989 und 1991 sind qualitativ ähnliche Ergebnisse in [141] zusammengestellt. Das numerische Modell identifiziert in Übereinstimmung mit den Meßdaten Lauffen, Poppenweiler und Hofen als die Stauhaltungen mit der stärksten Verlandungstendenz. Allerdings wird die Verlandung im oberstromigen und mittleren Teil der Stauhaltungskette vom Simulationsmodell im Vergleich zu den Meßdaten unterschätzt. Dies hängt vor allem damit zusammen, daß sich die Korngrößenverteilung in der Natur in Flußlängsrichtung von grobkörnigeren zu feinkörnigeren Schwebstoffen verschiebt. Die Modellannahme von Partikeln im Schluffbereich ist im oberstromigen Teil der Stauhaltungskette nicht zutreffend, wie Naturmessungen von MAYER (1988) [173] zeigen. Insgesamt wurde rechnerisch eine gute Übereinstimmung zu den Ergebnissen aus Sohlpeilungen erzielt.

Cadmium Das Schadstofftransportmodell berechnet f[°]ur den Neckar zwischen Plochingen und Besigheim vergleichsweise konstante sediment are Cadmiumkonzentrationen zwischen 5,0 mg kg⁻¹ und 7,6 mg kg⁻¹ und f[°]ur die Stauhaltung Lauffen eine deutlich h[°]ohere Cadmiumbelastung (23 mg kg⁻¹, Abb. 6.3a). Dieses Resultat stimmt mit den Ergebnissen aus Sedimentkernsondierungen (K 1984, K 1991) weitgehend [°]uberein. Sedimentproben, die 1979 mit einem Kastengreifer aus geringer Sedimenttiefe entnommen wurden, zeigen ebenfalls [°]ahnliche Cd-Konzentrationen wie die Simulationsergebnisse (O 1979). Deutliche Abweichungen sind in Abb. 6.3a f[°]ur die Cd-Belastung in den beiden Haltungen Deizisau und Esslingen sichtbar. Dort liegen die gemessenen Cd-Konzentrationen deutlich [°]uber den berechneten. Dies ist m[°]oglicherweise auf lokale Schadstoffeinleiter zur [°]uckzuf [°]uhren, die in der Simulation nicht ber [°]ucksichtigt wurden. Zus [°]atzlich muß die Repr[°]asentativit at der Meßwerte aufgrund des begrenzten Datenumfangs angezweifelt werden. Die Cadmiumkonzentrationen aus den beiden Meßkampagnen O 1985 und O 1990 liegen i.d.R. niedriger als die Vergleichswerte aus anderen Messungen und der Modellrechnung. Der R[°]uckgang der Cd-Belastung im oberfl'achennahen Sediment ist Folge der r'uckl'aufigen Cd-Emissionen im betrachteten Zeitintervall. In der durchgef uhrten Modellrechnung wurde er aufgrund fehlender Untersuchungsdaten nur f'ur gel'ostes Cd aus der Enz ber'ucksichtigt. Der Konzentrationsr'uckgang ist allerdings in der Natur auf eine Sedimentdeckschicht begrenzt, deren M'achtigkeit im Vergleich zur Gesamtablagerungsh"ohe gering ist. F'ur den Vergleich mit den Simulationsergebnissen eignen sich daher eher die Kernsondierungen als die in den Deckschichten gefundenen Konzentrationen.

Chrom Die Simulation liefert 'über die Stauhaltungskette hinweg ein relativ gleichf'örmiges L'angsprofil der sediment aren Chromkonzentrationen (Abb. 6.3b). Die berechnete Sedimentkontamination von im Mittel 200 mg kg⁻¹ liegt dabei innerhalb der Bandbreite der Meßdaten. Zieht man die an Sedimentkernen gewonnen Meßergebnisse als Vergleichswerte heran, so untersch'atzt das Modell die Chrombelastung der Sedimente im unterstromigen Abschnitt (Hessigheim, Lauffen). In den Sedimentdeckschichten sind die gemessenen Konzentrationen zwischen Pleidelsheim und Lauffen von 1979 bis 1985 zur ückgegangen. Dies deutet darauf hin, daß die Emmissionsraten f'ur Cr im Einzugsgebiet der Murr in diesem Zeitraum r'ückl'aufig waren.



Abb. 6.3: Mittlere Sedimentbelastung mit Cd und Cr in den Stauhaltungen. Berechnungsergebnisse im Vergleich zu Meßergebnissen untersuchter Sedimentkerne (K) [174, 217, 251], und oberflächennaher Sedimentproben (O) [98, 125]

6.3 Bilanzierung und Analyse der Stoffströme

Bilanzierung im Zustrom Im 45j ährigen Simulationszeitraum strömt insgesamt ein Wasservolumen von $108,3 \cdot 10^9$ m³ in den untersuchten Flußabschnitt (Abb. 6.4a). Diese Wassermenge stammt zu knapp zwei Drittel aus dem Neckar, zu einem Viertel aus der Enz und zu einem Achtel aus Rems, Murr und Körsch.

Der Zustrom an Schwebstoffen bel auft sich auf $18,26 \cdot 10^6$ t. Er teilt sich ahnlich auf wie das Wasservolumen (Abb. 6.4b).

F'ur Cadmium ist der gel'oste Eintrag durch den an der Enz ans assigen Haupteinleiter mit 357,8 t mehr als doppelt so groß wie der Zustrom in partikul arer Form (172,5 t, Abb. 6.4c,d). Obwohl die Enz nur 21,6 % zum Gesamteintrag an Schwebstoffen beitr agt, stammt schwebstoffgebundenes Cadmium zur H'alfte aus diesem Nebenfluß. Dies ist die Folge der hohen Cadmiumbelastung der Feststoffe aus dem Einzugsgebiet der Enz.

Die Masse an Chrom, die im betrachteten Zeitraum zuströmt, beläuft sich auf insgesamt 4243 t. Dabei erfolgt der Zustrom nur in schwebstoffgebundener Form. Die Murr liefert aufgrund ihrer höheren Chrombelastung mit 20,6 % einen erhöhten Anteil zur Gesamtschadstoffmenge (Abb. 6.4e).



Abb. 6.4: Gesamtabfuß und -massen an Schwebstoffen, Cr und Cd aus den Zuflussen



Abb. 6.5: Aufschl üsselung der abgelagerten Schweb- und Schadstoffmengen auf die Stauhaltungen

Tab. 6.2: Retentionswirkung der betrachteten Stauhaltungskette für Schwebstoffe und partikuläre Schadstoffe aus den einzelnen Zuflüssen (1950 bis 1994). Angegeben sind die prozentuale Schwebstoffretention sowie die Massen der abgelagerten Schweb- und Schadstoffe.

Zufluß	Schwebstoff		Cd_p	Cd_{w}	Cr_p
	[%]	$[10^3 t]$	[kg]	[kg]	[t]
Neckar	7,1	738	5500	0	164
Rems	7,0	178	440	0	169
Murr	2,0	23	20	0	17
Enz	9,2	366	8050	6050	75
insgesamt	7,1	1305	14010	6050	425

Bilanzierung der abgelagerten Sediment- und Schadstoffmassen Die in der Stauhaltungskette zwischen Plochingen und Lauffen gespeicherte Menge an Schwebstoffen beträgt am Ende der Simulation insgesamt ca. 1,3 Millionen Tonnen (Abb. 6.5a). Dies entspricht einem Anteil von 7,1 % der im Simulationszeitraum eingeströmten Schwebstoffe. Die Stauhaltung Lauffen weist hiervon mit 46 % die stärkste Verlandung auf, gefolgt von den Haltungen Hofen (19,9 %), Poppenweiler (17,1 %) und Hessigheim (8,5 %).

In den abgelagerten Sedimenten sind insgesamt 20,1 t Cadmium gespeichert. Dies kommt einem Schadstoffr ückhalt von 4,5 % gleich. Mehr als drei Viertel des sediment ären Cadmiums akkumuliert in der Stauhaltung Lauffen (Abb. 6.5b).

Das gebildete Sediment enh alt 274 t Chrom (6,5 %). Diese Schadstoffmasse teilt sich in ahnlicher Weise auf die Stauhaltungen auf wie die Ablagerungsmengen (Abb. 6.5c).

Immissionsbetrachtung Das Simulationsmodell kann dazu verwendet werden, die Herkunft der in den Stauhaltungen abgelagerten Schadstoffe zu analysieren. Abb. 6.6 veranschaulicht dies für die Haltungen Poppenweiler und Lauffen. In Poppenweiler stammen 76,5 % des im Flußbett eingelagerten Chroms und 80,6 % des sediment aren Cadmiums aus dem Neckar. Für die Stauhaltung Lauffen stellt die Enz den Haupteintragspfad für Cadmium (70,2 %) und Chrom (58,5 %) dar.



Abb. 6.6: Herkunft der in den Stauhaltungen Poppenweiler und Lauffen zwischen 1950 und 1994 abgelagerten Mengen an Cadmium und Chrom

Emissionsbetrachtung Neben dieser Immissionsbetrachtung ist auch eine emissionsbezogene Analyse vom Standpunkt der Nebenflüsse aus möglich. Mit einer Ausnahme (Enz als Cd-Quelle) wurde in den Rechenläufen nur ein Schadstoffzustrom in partikulärer Form berücksichtigt und eine Desorption der Schwermetalle unterbunden. Betrachtet man einen Zufluß, so ist deshalb der innerhalb der Stauhaltungskette retardierte Anteil an der eingeströmten Schadstoffmasse für Cadmium und Chrom gleich dem zurückgehaltenen Schwebstoffanteil.

A priori w urde man erwarten, daß diese Schwebstoffretardation mit der Lage der Zufl usse von ober- nach unterstrom hin (Neckar > Rems > Murr > Enz) abnimmt, da ja in gleicher Richtung eine immer k urzere Strecke zur Sedimentation von Schwebstoffen und assoziierten Schadstoffen zur Verf ugung steht. Dies ist jedoch nur im erosionsfreien Fall zutreffend. Unter realistischen Bedingungen k onnen bereits abgelagerte Sedimente wieder erodiert und aus dem Untersuchungsabschnitt verfrachtet werden. In Tab. 6.2 liegen die zur uckgehaltenen Schweb- und Schadstoffanteile f ur Neckar, Rems und Enz zwischen 7,0 % und 9,2 %. Sie sind deutlich h oher als f ur die Murr (2,0 %). Offensichtlich werden Sedimentablagerungen in den Stauhaltungen unterstrom der Murrm undung bei gr oßeren Abfl ussen ausger aumt.



Abb. 6.7: Verbleib des Cadmiums aus den Zuffüssen innerhalb der betrachteten Flußstrecke. Angegeben sind die Gesamtmasse des in der Stauhaltungskette abgelagerten Cadmiums, der prozentuale Anteil am Gesamtzustrom und die Aufschlüsselung der abgelagerten Schadstoffmasse auf die einzelnen Stauhaltungen
Im Gegensatz zu den "ubrigen Zufl"ussen wurde in der Enz nicht nur schwebstoffgebundenes, sondern auch gel"ostes Cadmium ber "ucksichtigt. Die stark erh "ohte Cd-Emission bis Mitte der 1970er Jahre (Abb. 5.27b) f"uhrte in der Stauhaltung Lauffen zu einer starken Adsorption von Cd. Die Sedimentation von verunreinigten Schwebstoffen hatte dort eine Einlagerung von ca. 6 t Cd im Sediment zur Folge (Tab. 6.2). Dieses Ergebnis steht in Übereinstimmung mit der Absch"atzung aus der Sensitivit"atsstudie zur Cd-Sorption in Abschnitt 5.5.3 (5,4 ÷ 11 t Cd).

Abb. 6.7 veranschaulicht am Beispiel von Cadmium die Verteilung der im betrachteten Flußabschnitt zwischen 1950 und 1994 zur "uckgehaltenen Massenanteile auf die einzelnen Stauhaltungen. Aus dem Neckar stammende Schwebstoffe und partikul" ären Schadstoffe kommen im Untersuchungsgebiet haupts "achlich in den Haltungen Hofen, Lauffen, Poppenweiler und Hessigheim zur Ablagerung (Abb. 6.7a). Die aus der Rems in den Neckar eingetragenen Schwebstoffe akkumulieren vornehmlich in Poppenweiler und Lauffen (Abb. 6.7b). Enz (Abb. 6.7c) und Murr (Abb. 6.7d) beliefern vor allem die Stauhaltung Lauffen mit Feinsedimenten und partikul" ären Schadstoffen und dar "über hinaus die im unterstrom des untersuchten Neckarabschnitts gelegenen Stauhaltungen.

6.4 Diskussion

Unter realit atsnahen Modellannahmen f ur fehlende Meßdaten lieferte das Simulationsmodell mit den Modellparametern aus Kapitel 5 plausible Resultate. Die Simulationsergebnisse stimmen mit den Naturdaten hinsichtlich der Menge und Schadstoffbelastung der Ablagerungen in den einzelnen Stauhaltungen des betrachteten Neckarabschnitts weitgehend "überein. Eine weitere Verfeinerung der durchgef ührten Untersuchung ist zuk "unftig dadurch m "oglich, daß die zeitliche Entwicklung der Emissionen ber "ucksichtigt werden.

Die Massenströme an Schweb- und Schadstoffen im Untersuchungsgebiet konnten mit dem numerischen Modell erfolgreich bilanziert werden. Die Retentionseffizienz der Stauhaltungskette für Suspensa beträgt im langzeitigen Mittel ca. 7 % (Tab. 6.2). Folglich wird der Großteil des partikulären Stoffeintrags über eine größere als die betrachte Flußstrecke verfrachtet oder im Untersuchungsgebiet nur vorübergehend zwischengespeichert. Nur 3 (Hofen, Poppenweiler, Lauffen) der insgesamt 14 Stauhaltungen machen 83 % der Rückhaltewirkung der Stauhaltungskette aus.

Die starke Verlandung der 3 Staur aume kann prinzipiell durch eine schlechte Durchströmung oder eine hohe Zufuhr an Schwebstoffen, z.B. aus einm undenen Nebenflüssen, hervorgerufen werden. Trifft ersteres zu, so ist die Verlandung eine Konsequenz der Überdimensionierung der Stauhaltungen beim Ausbau des Neckars. Das Strömungsfeld hängt nämlich bei gegebenem Abfluß primär von der Stauraumgeometrie und der Normalstauhöhe am Staubauwerk ab.

Zur Kl'arung der Frage wurden in einer weiteren Simulationsrechnung die mittleren Schubspannungen in den Stauhaltungen bei Niedrig- und Hochwasser berechnet (Abb. 6.8). Bei der Mittelung der Schubspanungswerte wurde nur die unterstromige H'alfte der einzelnen Stauhaltungen ber ucksichtigt, da die Verlandung nur die Staur aume und nicht die Fließstrecken der Flußstauhaltungen betrifft.



Abb. 6.8: Normierte Sohlschubspannungen in den Staur aumen als Funktion der 1982 in den Haltungen gespeicherten Sedimentvolumina unter extremen Abflußbedingungen. Für Niedrig- und Hochwasserabfluß wurden die Sohlschubspannungen über die unterstromige halbe Länge der Stauhaltungen gemittelt und anschließend mit der mittleren Schubspannung im Stauraum Lauffen normiert: $\tau_o(NQ,LAUF)=0,00172$ Pa, $\tau_o(HQ,LAUF)=23,6$ Pa.

Bei Niedrigwasserabfluß werden f^{*}ur Hofen und Poppenweiler die niedrigsten Str^{*}omungskr^{*}afte in Sohln^{*}ahe berechnet. Die Sohlschubspannungen sind jedoch im Stauraum Lauffen vergleichsweise hoch (Abb. 6.8). Die Str^{*}omungsbedingungen bei Niedrigwasser k^{*}onnen die unterschiedlich starke Verlandung der Stauhaltungen daher alleine nicht erkl^{*}aren.

Bei großer Wasserf ührung werden im Neckar bei Lauffen, Hofen und Poppenweiler die kleinsten Schubspannungen erzielt. Setzt man eine räumlich gleichf örmige Erosionsstabilit ät des Flußbetts voraus, dann werden die dort abgelagerten Sedimente bei Hochwasser weniger stark erodiert als in den "übrigen Stauhaltungen des mittleren Neckars. Die Stauraumverlandung kann daher vor allem als Folge einer unzureichenden Ausr"aumung der zwischenzeitlich in den Stauhaltungen gespeicherten Sedimente verstanden werden. Sie ist somit das Ergebnis der Flußmorphologie, der räumlichen Anordnung der Staubauwerke und der im Oberwasser dieser Bauwerke vorherrschenden Stauh" ohen. Diese Faktoren k"onnen durch entsprechende flußbauliche Maßnahmen beeinflußt werden. Die erzielten Berechnungsergebnisse legen daher nahe, daß der Verlandung und somit auch der Schadstoffakkumulation in Flußstauhaltungen durch eine optimale Dimensionierung beim Gew"asserausbau begegnet werden kann.

Kapitel 7

Schlußfolgerungen und Ausblick

7.1 Stauhaltungen als Senke und Quelle f[•]ur Schweb- und Schadstoffe

7.1.1 Schwebstoffe

Transportdynamik Der Schwebstofftransport in Flußstauhaltungen h
[•]angt maßgeblich vom Systemeingang (Abfluß, Schwebstoffkonzentration) und dem Zustand des Systemspeichers (Flußsohle) ab.

Der Abfluß als das Ergebnis des hydrologischen Geschehens im Einzugsgebiet ist der 'Motor' f'ur die Transportdynamik der Schwebstoffe (Abb. 7.1). Bei mittlerer und vor allem bei leicht erh"ohter Wasserf "uhrung, wenn die Schwebstoffzufuhr aus dem Einzugsgebiet zunimmt und der R"uckstau durch die Staubauwerke noch stark ausgepr"agt ist, lagern sich Feinsedimente in den Staur"aumen ab. Stark erh"ohte Abfl"usse r"aumen die Sedimentablagerungen teilweise oder vollst"andig wieder aus. Die Erosionsraten sind 100 bis 1000fach gr"oßer als die Sedimentationsraten bei kleineren Abfl"ussen. Ein kritischer Abfluß Q kennzeichnet den Übergang von der Stoffakkumulation zur -freisetzung. Die Überschreitungswahrscheinlichkeit von Q_c ist dabei sehr gering. In der betrachteten Neckarstauhaltung bei Lauffen erfolgte ein Schwebstoffaustrag oberhalb des 5fachen Mittelwasserabflusses mit einer Eintrittswahrscheinlichkeit von ca. 1 %, das sind 4 Tage im Jahr.

Die morphologische Entwicklung einer Stauhaltung ist das Ergebnis der zeitlichen Abfolge von Sedimentations- und Erosionsperioden. Sie kann durch Überlagerung der Abflußdauerlinie (Abb. 7.1a) mit der abflußabh angigen Sedimentspeicherfunktion (Abb. 7.1b) n aherungsweise bestimmt werden.

Die zuströmende *Schwebstoffkonzentration* bestimmt den Sättigungsgrad der Strömung hinsichtlich ihrer Transportkapazit at für Feststoffe. Sie stellt eine wichtige Größe für die Verlandungsgeschwindigkeit einer Stauhaltung dar. Schwebstoffkonzentrationen sind häufig eng mit dem Abfluß korreliert. Ihre Zeitreihen können allerdings instation äre Komponenten (Trends, Bruchpunkte) enthalten, die auf Veränderungen im Flußeinzugsgebiet zurückzuführen sind. Solche Veränderungen werden durch Umstellungen in der Landnutzung (z.B. Abholzung), den Bau und die Effizienzsteigerung von Kläranlagen und Retentionsräumen (Staubecken, Regenrückhaltebecken) oder durch Veränderungen im Versiegelungsgrad hervorgerufen.

Der Vorrat und die Verfügbarkeit an abgelagerten Feinsedimenten ist für die Erosionsleistung ei-



Abb. 7.1: Schwebstofftransport in Flußstauhaltungen. (a) Abflußdauerlinie, (b) Speicherfunktion für Schwebstoffe

nes Hochwassers mitentscheidend. Da in schlammigen Flußsedimenten der Erosionswiderstand normalerweise mit zunehmender Sedimenttiefe ansteigt, haben gleiche Sohlschubspannungen bei anlaufendem Hochwasser höhere Erosionsraten zur Folge als bei ablaufendem Hochwasser. Diese Materiallimitierung durch Konsolidierung kann als eine Ursache für das in Fließgewässern häufig beobachtete Hystereseverhalten von experimentell ermittelten Schwebstoffkonzentrations-Abfluß-Beziehungen angeführt werden.

Die Verlandungsentwicklung wirkt sich auf das Strömungsfeld einer Flußstauhaltung aus. Da die Normalstauh ohe am Staubauwerk konstant gehalten wird, bewirkt eine Sedimentablagerung im wehrnahen Stauraum eine Verringerung der durchflossenen Querschnitte. Bei gleichem Durchfluß werden dort höhere Strömungsgeschwindigkeiten erzielt als im ablagerungsfreien Fall. Im Langzeitverhalten ist daher die Retentionseffizienz einer verlandenden Stauhaltung für Schwebstoffe und partikul äre Schadstoffe rückl aufig. Eine Flußstauhaltung erreicht schließlich ein dynamisches morphologisches Endstadium, das langfristig keinen Trend einer weiterführenden Verlandung aufweist. Die Bandbreite der im Endstadium möglichen Verlandungszust ande hängt vom Konsolidierungsverhalten der abgelagerten Sedimente sowie von der zeitlichen Abfolge, Höhe und Dauer der Hochwasserereignisse ab.

Auswirkungen des Gewässeraufstaus Die Staubeeinflussung ist f[°]ur den Schwebstoffhaushalt in Oberfl[°]achengew[°]assern von entscheidender Bedeutung (Abb. 7.2).

In *ungestauten Fließgewässern* herrscht f[°]ur den Schwebstofftransport unter normalen Abflußbedingungen n[°]aherungsweise Transportgleichgewicht vor. Es kommen keine oder nur geringe Feststoffmengen zur Ablagerung. Der geringe Vorrat an abgelagerten Feinsedimenten f[°]uhrt dazu, daß die Erosionsraten bei Hochwasser ebenfalls klein sind.

Talsperren und *natürliche Stillgewässer* (Seen) haben die Wirkung eines Absetzbeckens. Sie stellen permanente Senken f^{*}ur Schwebstoffe dar. Ihr Schwebstoffr^{*}uckhalt entspricht im Falle einer totaten Sedimentation dem Gesamteintrag an Suspensa in das Gew asser.

In dieser Arbeit konnte gezeigt werden, daß sich *Flußstauhaltungen* zwischen den freifließenden Fl'üssen und den vollkommen gestauten Talsperren bzw. nat "urlichen Stillgew" assern einordnen. Wie zuvor erl"autert findet bei schwacher bis moderater Durchstr" omung in den Staur" aumen eine Sedimentation statt; bei Hochwasser werden abgelagerte Sedimente erodiert und ausgesp "ult. Flußstauhaltungen sind daher ein Zwischenspeicher f"ur Schwebstoffe und partikul" are Schadstoffe. Der Schwebstoffr" uckhalt, der langfristig zur Stauraumverlandung f"uhrt, betr" agt insgesamt nur wenige Prozent des Schwebstoffzustroms.



Abb. 7.2: Einfluß der Stauwirkung auf den Sedimenttransport

Planungskriterium für die Verminderung der Stauraumverlandung Die Beseitigung von Baggergut verursacht Folgekosten, vor allem wenn die Ablagerungen kontaminiert sind. Strategien zur Verminderung der Stauraumverlandung sind daher von wirtschaftlichem Interesse. Eine Maßnahme ist hierbei die Verminderung des Schwebstoffeintrages in die Fließgew asser z.B. durch Erosionsschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft.

Die Simulationen f^{*}ur die Stauhaltungskette des mittleren Neckars (Abschnitt 6.4) haben ergeben, daß die Verlandung und die damit verbundene Schadstoffakkumulation in den Staur^{*}aumen Folge einer unzureichenden Aussp^{*}ulung der Sedimentablagerungen bei Hochwasser sind. Die Transportkapazit^{*}at im Fluß sollte daher bei starker Wasserf^{*}uhrung groß genug sein, um die abgelagerten Feinsedimente auszur^{*}aumen. Diese Gr^{*}oße sollte daher als zus^{*}atzliches Planungskriterium in zuk^{*}unftige Baumaßnahmen einfließen, die auf die Stauregelung einer bislang ungestauten Fließstrecke abzielen.

Die Transportkapazit at des Flusses kann bei solchen Maßnahmen allerdings nur soweit gesteigert werden, daß die zu erwartenden Hochwasserwellen noch schadlos abgef ührt werden können. Die Gestaltung der Fließquerschnitte sowie die Anordnung und die Bemessung der Staubauwerke stellt daher ein Optimierungsproblem f ur diesen Zielkonflikt (Hochwasserschutz contra Verlandung) dar.

7.1.2 Schadstoffe

Schadstoffakkumulation

F[°]ur den station[°]aren, erosionsfreien Grenzfall einer spontan ablaufenden Sorption wurde eine N[°]aherungsformel (Gl. 5.5.15) zur Berechnung der Geoakkumulation von umweltrelevanten Spurenstoffen in den Flußsedimenten abgeleitet. Sie besagt, daß die Substanzanreicherung von der St[°]arke des Schadstoffeintrags, von sedimenthydraulischen und von chemischen Faktoren abh[°]angt. Der sedimenthydraulische Beitrag wurde als Schwebstoffretention durch Sedimentation identifiziert. Der chemische Beitrag ist durch den partikul[°]ar transportierten Schadstoffanteil definiert. Er steigt nichtlinear mit zunehmenden Werten f[°]ur den Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffizienten und die Schwebstoffkonzentration an.

Bei langsam ablaufender Sorption ist die Akkumulation von umweltrelevanten Spurenstoffen in der Flußsohle zus atzlich von der Geschwindigkeit der Schadstoffverteilung zwischen Festphase und Lösung abhängig. Sie spielte für die Anreicherung von Cadmium in den Neckarsedimenten bei Lauffen während der Periode starker Emissionen nur eine geringe Rolle. Dies konnte durch den Vergleich der charakteristischen Zeiten von Advektion und Adsorption nachgewiesen werden.

Schadstoffimmobilisierung (Schwermetalle)

In den anoxischen Flußsedimenten wird die L'öslichkeit vieler Schwermetalle in Gegenwart von Sulfidionen im Porenwasser durch die Ausf'ällung sulfidischer Festphasen limitiert. Dies kommt einer chemischen Immobilisierung der Schwermetalle gleich. Ein diffusiver oder advektiver Massentransfer aus den Sedimenten in den Wasserk örper oder ins Grundwasser geht bei 'überwiegend partikul'är gebundenen Substanzanteilen extrem langsam vonstatten (Abschnitt 3.3.6). Eine direkte Emission von Schwermetallen und anderen stark sorptiven Spurenstoffen aus den Ablagerungen ist bei einer station ären Lagerung der Sedimente daher von geringer Bedeutung, solange sich die Milieubedingungen dort nicht ver andern.

Schadstoffremobilisierung (Schwermetalle)

Die Remobilisierung von Schadstoffen aus dem kontaminierten Flußbett l'auft als zweistufige Prozeßkette ab (Abb. 7.3).

Stufe 1: Hydraulische Mobilisierung Der Schadstoffaustrag aus den kontaminierten Sedimenten findet durch Erosion bei stark erh öhter Wasserf ührung statt. Die Aufwirbelung von verunreinigten Ablagerungen bedeutet eine Reaktivierung der zuvor in den Sedimenten immobilisierten Schwermetalle.

Stufe 2: Chemische Mobilisierung Eine Aufwirbelung von anoxischen Feinsedimenten setzt im Wasserk örper Oxidationsprozesse in Gang. Diese können zu einer Labilisierung oder Rücklösung der Schadstoffe führen. Labilisierung bedeutet hierbei eine Umlagerung der partikulär gebundenen Stoffmengen von festeren zu schwächeren Bindungsformen, wie sie z.B. für Cadmium nachgewiesen wurde [172, 210]. Die Schadstofffreisetzung hängt in starkem Maße von den chemischen Milieubedingungen (pH, Komplexbildner, Schwebstoffkonzentration, um Adsorptionsplätze konkurrierende Kationen) ab. Für die in dieser Arbeit betrachteten Schwermetalle begünstigen vor allem niedrige pH-Werte die chemische Mobilisierung.



Abb. 7.3: Prozeßkette zur Remobilisierung von Schadstoffen aus Flußsedimenten

Die remobilisierten Schadstoffe k"onnen aquatische Lebewesen durch eine direkte Giftwirkung (*To-xizität*) oder durch eine Substanzanreicherung im Organismus (*Bioakkumulation*) sch"adigen. Die Schadwirkung h"angt dabei von der Bioverf" ugbarkeit der Schadstoffe ab. Diese ist f"ur die gel" osten Schadstoffanteile deutlich gr"oßer als f"ur die partikul" aren Anteile.

F^{*}ur den Neckar reicht die Prozeßkette der Schadstoffremobilisierung bei starkem Hochwasser nur bis zur ersten Stufe. Experimentell konnte f^{*}ur zwei Hochwasser eine Sedimenterosion, nicht aber eine R^{*}uckl^{*}osung von Schwermetallen festgestellt werden. Die chemische Remobilisierung von Cadmium wird im Neckar durch pH-Werte im schwach alkalischen Bereich verhindert. Die von PEIFFER (1996) [209, 210] festgestellte Cd-Freisetzung als Folge einer Konkurrenzadsorption durch Calciumionen in L^{*}osung wirkt sich im umweltrelevanten Konzentrationsbereich im Neckar kaum aus.

7.2 Numerische Simulation des Stofftransports

Das in dieser Arbeit vorgestellte Simulationsmodell beschreibt das Transportverhalten von sorptiven Schadstoffen in gestauten (und ungestauten) Fließgew assern. Es ist aufgrund der horizontaleindimensionalen Beschreibung des Stofftransports rechenzeitextensiv. Das Modell hat sich f ur die Simulation über l'angere Zeitr aume und größere Fließstrecken bew ahrt.

Obwohl der Umfang an verf ugbaren Meßdaten in den vorgestellten Fallstudien uberdurchschnittlich gut war, bestehen Unsicherheiten bei der Modellkalibrierung hinsichtlich der Modellparameter f ur Sedimentation, Konsolidierung und Erosion der koh asiven Sedimente.

Die verschiedenen Einsatzfelder des Modells betreffend hat die vorliegende Arbeit folgende Erfahrungen geliefert:

Systemidentifikation Die Interaktion der f[°]ur den Stofftransport in Flußstauhaltungen relevanten Prozesse kann mit dem Simulationsmodell unter zeitvarianten Eingangsfunktionen im Langzeitverhalten studiert werden. Eine Identifikation der wesentlichen Systemeigenschaften ist m[°]oglich durch Analyse (a) von Dauerlinien, die das Übertragungsverhalten des Transportsystems zeitbezogen charakterisieren, (b) der Evolution einer Flußsohle, die als systeminterner Speicher das langfristige Trendverhalten einer Flußstauhaltung wiederspiegelt und (c) der Systemempfindlichkeit gegen[°]über bestimmten Modellparametern, Rand- und Anfangsbedingungen.

Stoffstrombilanzierung und -analyse Die in Kapitel 6 vorgestellten Simulationen in einer Stauhaltungskette haben gezeigt, daß numerische Modelle einen wichtigen Beitrag zur Bilanzierung und Analyse von Schweb- und Schadstoffströmen in Flußgebieten leisten können. Mit emissionsbezogenen Modellszenarien kann der Verbleib von eingeleiteten Schadstoffen im Gewässer untersucht werden. Mit immissionsbezogenen Berechnungsszenarien können im Falle lokaler Belastungsschwerpunkte bei bekannten Emissionsmengen die verantwortlichen Emissionsquellen identifiziert und zielgerechte Emissionsminderungsstrategien ausgearbeitet werden.

Prognose Aufgrund der stochastischen Natur des hydrologischen Geschehens ist ein prognostischer Einsatz von deterministischen Strömungs- und Transportmodellen grundsätzlich nur in Kombination mit stochastischen Modellen zur Generierung von Abflußzeitreihen empfehlenswert. Die morphologische und damit auch die schadstoffökologische Entwicklung von gestauten Fließstrecken ist nur probabilistisch vorhersagbar. Die geringe Ereigniswahrscheinlichkeit der für den partikulären Stofftransport maßgeblichen Extremhochwasser macht eine große Anzahl an zu berechnenden Realisationen erforderlich, woraus ein Konfidenzintervall an möglichen Entwicklungen als Vorhersageergebnis resultiert (Abschnitt 5.5.4). Der große Rechenaufwand, der damit verbunden ist, begrenzt beim gegenwärtigen Leistungsstand der Computer den Einsatz von höherdimensionalen Strömungs- und Transportmodellen als Vorhersageinstrumentarien.

F[•]ur die Weiterentwicklung des vorliegenden Simulationsmodells stellen sich zuk[•]unftig folgende Aufgaben: Beschreibung des selektiven Schwebstofftransports zur Simulation der Kornklassierung in Stauhaltungsketten, Implementierung eines mechanistisch begr[•]undeten Modells f[•]ur die bodenmechanische Konsolidierung [32, 56, 100], Modellerweiterung um das Sedimentporenwasser als eigenes Kompartiment [27, 40], und Implementierung eines chemischen Mehrkomponentenmodells zur detaillierten Simulation von Komplexierungs- und Sorptionsprozessen [300].

7.3 Aspekte f"ur den praktischen Gewässerschutz

7.3.1 Überwachungs- und Meßstrategien

Die durchgef ührten Untersuchungen haben die herausragende Bedeutung von einzelnen Hochwasserereignissen best ätigt. In einer kurzen Zeitspanne des Jahres wird der Großteil der Stoffstr öme transportiert. F ür ein effizientes und kosteng ünstiges Monitoring von Schwebstoffen und überwiegend partikul är gebundenen Schadstoffen ist daher der Betrieb von Dauermeßstellen mit äquitempor ärer Beprobungsstrategie nicht ratsam. Bei vergleichbarem Aufwand liefern ereignisbezogene Meßkampagnen bei Hochwasser einen maximalen Gewinn an Information.

Die ereignisbezogene Bilanzierung von Stofffrachten hat sich in der vorliegenden Untersuchung als geeignete Methode zur Analyse der Transportdynamik von Schweb- und Schadstoffen bew "ahrt. In den durchgef "uhrten Untersuchungen konnten Schwebstofffrachten mit h"oherer Genauigkeit bilanziert werden als die aus Sohlpeilungen berechneten Ablagerungsmengen. In staugeregelten Fließgew "assern erweist sich hierbei von Vorteil, daß die transportierten Korngr" oßen der Schwebstoffe feink "orniger und gleichf" "ormiger verteilt sind als in vergleichbaren ungestauten Fl" ussen. Desweiteren sind im Unterwasser von Staustufen die Schwebstoffe im Fließquerschnitt infolge der guten Durchmischung relativ homogen verteilt, so daß eine Einpunktbeprobungsstrategie zul" assig ist. Die Repr" asentativit "at der Probenahme muß allerdings im Einzelfall "überpr" uft werden. Um die Unsicherheit der Stofffrachtbilanzen klein zu halten, sind zuverl" assige Abflußmeßwerte und eine zeitlich enge Meßstellenbeprobung, gegebenenfalls in Kombination mit einer kontinuierlichen Überwachung durch photoelektrische Tr"ubungsmessungen, erforderlich.

7.3.2 Risikobewertung von kontaminierten Flußsedimenten

Aufbauend auf den in dieser Arbeit gewonnenen Erkenntnissen kann die Aufgabe zuk unftiger Untersuchungen zur Risikobewertung von kontaminierten Flußsedimenten in sechs Teilziele gegliedert werden (Abb. 7.4): Bestandsaufnahme, Sedimenterkundung, Prozeßforschung, Bilanzierungsexperimente, Systemmodellierung, Risikobewertung.

Erforderlich ist zun "achst (*Stufe 1*) eine Aufarbeitung vorliegender Informationen, die den Zustand der Gew "assersedimente und die Dynamik von Schweb- und Schadstoffen im Untersuchungsgebiet betreffen (historische Bestandsaufnahme).

Mit der Sedimenterkundung (*Stufe 2*) sollen das Ausmaß der Verschlammung quantifiziert und die Ablagerungen sedimentologisch charakterisiert werden. Weiterhin ist das Schadstoffinventar und die "okologische Schadwirkung der Ablagerungen zu untersuchen.

Die Analyse der Einzelprozesse (*Stufe 3*) hat zum Ziel, das Prozeßverst andnis zu vertiefen und die relevanten Prozeßparameter zu bestimmen. Aus sedimenthydraulischer Sicht steht hierbei im Vordergrund, das Erosionsverhalten der Sedimente zu quantifizieren und daraus konstitutive Bezie-



Abb. 7.4: Ablaufschema zur Risikobewertung von kontaminierten Flußsedimenten

hungen zwischen den Erosionskenngrößen und dem Konsolidierungsgrad der Sedimente aufzustellen. Aus chemischer Sicht muß der Bindungszustand und die Remobilisierbarkeit der betrachteten Schadstoffe untersucht werden. Für Schwermetalle sind hier Elutionsversuche, Adsorptionsisothermen, titrimetrische und reaktionskinetische Studien zur Schadstofffreisetzung zu nennen.

Ist nur die technische Beseitigung der Sedimentablagerungen von Interesse, so können die in den ersten drei Stufen erhaltenen schadstofföckologischen Untersuchungsergebnisse mit Sedimentqualitätskriterien [84] verglichen werden, um daraus Richtlinien für die Entnahme und die Verwendung von Baggergut abzuleiten.

Soll der Verbleib der Schadstoffe im Gewässer beurteilt werden, so sind in der *Stufe 4* Bilanzierungsexperimente vorzunehmen. Morphologische Entwicklungen der Flußsohle können über Peilungsdaten aufgeschl üsselt und in Form von Volumen- und Massenbilanzen quantifiziert werden. Ereignisbezogene Stofffrachtbilanzen geben wichtige Informationen über die bei Hochwasser gegebenenfalls erodierten Schweb- und Schadstoffmengen.

Die in den ersten vier Stufen gewonnenen Informationen fließen gem aß Abb. 2.4 in die Systemmodellierung (*Stufe 5*) ein. Zus atzlich werden Abfluß- und Konzentrationsganglinien f ür die Simulationen ben otigt. Mit Hilfe von historischen und prognostischen Modellszenarien sowie Sensitivit atsstudien ist der Schweb- und Schadstofftransport zu untersuchen. Die Schwellenwerte, ab denen ein Stoffaustrag aus dem betrachteten Flußabschnitt einsetzt, sind auszuweisen. Langzeitige morphologische und schadstoff okologische Entwicklungen der Sedimentablagerungen sind in Abh angigkeit von den Abfluß- und Konzentrationsganglinien im Zustrom des Untersuchungsgebiets zu quantifizieren. Die Empfindlichkeit der Berechnungsergebnisse sollte unter Ber ücksichtigung der Daten- und Parameterunsicherheit untersucht werden.

Die durchgef ührten experimentellen und numerischen Untersuchungen werden schließlich zur Gefahrenabsch ätzung einer Schadstoffremobilisierung herangezogen (*Stufe 6*). Hierbei sollte das hydraulische Risiko einer Sedimenterosion und das chemische Risiko einer Schadstofffreisetzung bewertet werden.

7.3.3 Maßnahmen gegen eine Schadstoffremobilisierung aus Sedimenten

Die Entfernung von kontaminierten Gew assersedimenten durch Ausbaggern [8, 271] ist eine teure Maßnahme. Sie ist auch aus Gr unden des Gew asserschutzes nicht zu favorisieren, da beim Ausbaggern ungewollt Sedimente und damit Schadstoffe aufgewirbelt und im Gew asser verfrachtet werden. Aus sedimenthydraulischer und geochemischer Sicht ist vielmehr eine Sicherung solcher Sedimentaltlasten anzustreben.

Das Erosionsrisiko kann durch Hochwasserschutzmaßnahmen (Regenwasserversickerung, Entsiegelung von Fl'achen, R'uckhaltebecken,Überflutungsfl'achen, Steuerung der Staubauwerke, etc.) [159] sowie durch k'unstliche Sedimentverfestigung [45, 271] oder durchÜberlagerung [252, 271, 306], der kontaminierten Gew'assersedimente mit Decksedimenten reduziert werden.

Eine Verminderung einer Schadstoffemission aus den kontaminierten Sedimenten ist möglich durch eine geochemische Immobilisierung von Schadstoffen. Dabei werden in den Schlammablagerungen bestimmte chemische Milieubedingungen durch den Zusatz von mineralischen Additiven stabilisiert oder gezielt verändert [67, 83].

7.3.4 Immissionsorientiertes Gewässerschutzkonzept

In der Vergangenheit wurden die Einträge an Belastungs- und Schadstoffen in die Gewässer nach dem *Emissionsprinzip* mit Maßnahmen des technischen Gewässerschutzes gemindert. Als Resultat hat sich die Wasserqualität vieler Flüsse hinsichtlich organischer und xenobiotischer Belastun-

gen wesentlich verbessert. Der Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaften und die nachhaltige Sicherung "ökologischer Funktionen der Gew"asser"ökosysteme konnte allerdings vielfach nicht erreicht werden [26]. In gestauten Fließgew"assern spielt in diesem Zusammenhang die Speicherung und die Freisetzung von Schadstoffen in bzw. aus Flußsedimenten eine wichtige Rolle.

Zur Behebung der "okologischen Defizite in den Fließgew" assern steht eine Umorientierung hin zu einem *immissionsorientierten Gewässerschutz* in der Diskussion [26, 105, 160, 214]. Die bestehenden emissionsbezogenen ordnungsrechtlichen Auflagen sollen durch gew" asserbezogene Qualit" atsnormen (Qualit" atsziele) erg" anzt werden. Unter einer Umweltqualit" atsnorm wird dabei die Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer Schadstoffgruppe verstanden, die in Wasser, Sedimenten oder Biota aus Gr" unden des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht "überschritten werden darf [51]. Eine entsprechende Wasserrahmenrichtlinie wurde von der Kommission der Europ" aischen Gemeinschaft vorgeschlagen [51]; die Verabschiedung dieser EG-Richtlinie ist f"ur den Dez. 1997 vorgesehen. Sie sieht ein *kombiniertes Gewässerschutzkonzept* vor, das die beiden Strategien der Emissionsminderung und der Umweltqualit" atsziele miteinander vereinbaren soll.

Die Grundlage f^{*}ur die Umsetzung dieser Richtlinie bilden ^{*}ökologische und ^{*}ökotoxikologische Studien. Sie zielen darauf ab, das Belastungspotential von Flußstrecken in Bezug auf bestimmte Belastungs- und Schadstoffe zu quantifizieren und daraus entsprechende Qualit^{*}atsziele abzuleiten. Mit der Entwicklung von Sedimentqualit^{*}atskriterien wird momentan eine wichtige Grundlage in diese Richtung geschaffen [35].



Abb. 7.5: Einbindung von Simulationsmodellen in ein immissionsorientiertes Gew asserschutzkonzept

Abb. 7.5 verdeutlicht die Einbindung von numerischen Transportmodellen in ein immissionsori-

entiertes Gew asserqualit atsmanagement. Die Belastungssituation im Fließgew asser ist das Ergebnis der Emissionen durch die Gew assernutzer und der Verteilung der betrachteten Schadstoffe im Transportsystem. Ausgehend von diesem Istzustand der Gew asserverschmutzung ist es das Ziel des Schutzkonzeptes, die Emissionsrechte an die Gew assernutzer derart zu verteilen, daß die vorgegebenen Qualit atsziele im Gew asser eingehalten werden. Stofftransportmodelle - wie das in dieser Arbeit verwendete Simulationsmodell - erm oglichen die Verkn upfung von emissionsund immissionsbezogenen Daten. Sie dienen als Instrumentarien zur Ausarbeitung von Zielvorgaben f ur die Verteilung der Emissionsmengen im Flußgebiet. Anschließend k onnen diese als Emissionsrechte mit geeigneten Instrumenten der Umwelt okonomie oder des Umweltrechts z.B. mittels Emissionslizenzen oder -zertifikaten, an die entsprechenden kommunalen oder betrieblichen Schadstoffemittenten vergeben werden [71, 290]. Dieser Regelkreis wird solange durchlaufen, bis die Immissionssituation im Fluß den Qualit atszielen entspricht.

Kapitel 8

Zusammenfassung

In staugeregelten Fließgew assern ist die mit der Verlandung von Staur aumen einhergehende Akkumulation von sorptiven Schadstoffen ein weit verbreitetes Problem. Zur Beurteilung des Gefahrenpotentials, das von solchen Sedimentkontaminationen f ur das Gew asser okosystem ausgeht, sind grundlegende Kenntnisse über das Transportverhalten von Schweb- und Schadstoffen in Flußstauhaltungen erforderlich. Die vorliegende Arbeit leistet einen Beitrag zur Quantifizierung und zum besseren Verst andnis des Schweb- und Schadstofftransports in gestauten Fließgew assern. Sie st utzt sich auf theoretische, experimentelle und numerische Untersuchungen.

Nach der Einführung in die Problematik (Kapitel 1) werden in Kapitel 2 systemtheoretische Betrachtungen zum Transport von Schweb- und Schadstoffen in Flußstauhaltungen angestellt. Sie m'unden in einer Strategie, die auf eine modellgest utzte Analyse des Transportsystems abzielt. Dieser Methodik entsprechend werden in Kapitel 3 zun achst die theoretischen Grundlagen des Stofftransports erarbeitet. Darauf aufbauend wird in Kapitel 4 ein numerisches Modell konzipiert und erl"autert. Es simuliert den Transport von Schweb- und Schadstoffen im Fluß einschließlich des geschichteten Aufbaus der Flußsohle. Das Simulationsmodell kommt in zwei Fallstudien zur Anwendung. Eine erste Fallstudie (Kapitel 5) widmet sich dem Stofftransport in einer Einzelstauhaltung (Lauffen am Neckar). In einem umfangreichen Meßprogramm werden Einzelprozesse (Korngrößen und Absetzverhalten der Suspensa, Erosionsstabilit at der Sedimentablagerungen) untersucht und Stoffbilanzen (aus ereignisbezogenen Stofffrachten und aus der morphologischen Entwicklung der Flußsohle) aufgestellt. Auf der Grundlage der experimentellen und numerischen Untersuchungen wird das Risiko einer Schadstoffremobilisierung aus den Sedimentablagerungen beispielhaft für Cadmium bewertet. In einer zweiten Fallstudie (Kapitel 6) wird das Simulationsmodell zur Bilanzierung und Analyse von Stoffstr ömen in einer Stauhaltungskette eingesetzt. Als Modellstrecke dient der 77 km lange Abschnitt des Neckars zwischen Plochingen und Lauffen. In Kapitel 7 werden die aus wissenschaftlicher und praktischer Sicht wesentlichen Schlußfolgerungen gezogen.

Als wesentliche Ergebnisse der Arbeit lassen sich herausstellen:

Das Transportsystem Flußstauhaltung besteht aus zwei r'aumlichen Einheiten, dem Wasserk'örper (mobile Zone) und dem Flußbett (immobile Zone). Systemintern sind f'ur das Transportverhalten von partikul'aren Schadstoffen folgende Prozesse maßgebend: Advektion, Dispersion, Sedimentation, Konsolidierung, Erosion, Sorption und - bei 'überkritischer Str'omung - die turbulente Vermischung an der Flußsohle.

Das Systemverhalten von gestauten Fließstrecken ist für Schwebstoffe und sorptive Schadstoffe dynamisch, nichtlinear und zeitvariant. Es wird haupts achlich durch den Abfluß bestimmt. Bei

niedriger und besonders bei moderater Wasserf ührung akkumulieren die partikul ären Substanzen in den r ückgestauten Flußabschnitten. Bei hohen Abfl üssen werden sie durch Erosion teilweise oder vollst ändig ausgesp ült. In der Stauhaltung Lauffen markiert etwa der 5fache Mittelwasserabfluß die Grenze zwischen Stoffakkumulation und -austrag. Dieser Grenzabfluß Q_{gr} wird an durchschnittlich 4 Tagen im Jahr überschritten.

Die zeitliche Abfolge von Sedimentations- $(Q < Q_{gr})$ und Erosionsperioden $(Q > Q_{gr})$ bestimmt die Verlandungstendenz der Staur aume. Die Verlandungsgeschwindigkeit schwächt sich durch die Rückwirkungen der Sedimentablagerungen auf das Strömungsfeld allmählich ab. Langfristig strebt eine Flußstauhaltung einem dynamischen morphologischen Endstadium zu. Die Bandbreite möglicher Verlandungszust ande kann in diesem Endstadium groß sein. Die Verlandungsentwicklung von Stauhaltungen ist aufgrund der Zufallskomponente des hydrologischen Geschehens nur probabilistisch quantifizierbar.

Vor allem in der sp"aten Phase ihrer Entwicklung speichern Stauhaltungen Feinsedimente und partikul"are Stoffe "uberwiegend tempor"ar. Sie ordnen sich als Zwischenspeicher zwischen den ungestauten Fließgew "assern (keine Speicherwirkung) und den Talsperren bzw. Stillgew "assern (permanente Speicherwirkung) ein.

Die (Geo-)Akkumulation von Schadstoffen in den Ablagerungen h"angt auf komplexe Weise von den Emissionsmengen, der St"arke und Geschwindigkeit der Sorption und vom Sedimentr"uckhalt einer Stauhaltung ab. Aus vereinfachten Grenzbetrachtungen heraus wurde abgeleitet, daß die Sedimentbelastung mit zunehmendem Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffizienten bei sonst gleichen Bedingungen nichtlinear ansteigt. Langzeitsimulationen zur Cd-Akkumulation in den Neckarsedimenten best"atigten die gefundene Abh"angigkeit unter realit"atsnahen Randbedingungen.

Die Remobilisierung von Schadstoffen aus den Sedimentablagerungen l'auft in Flußstauhaltungen zweistufig ab. Sie wird ausgel ost durch die Erosion der Schadstoffdepots (hydraulische Mobilisierung). Anschließend können die chemischen Milieubedingungen im Freiwasser zu einer R'uckl'osung von Schadstoffen f'uhren (chemische Mobilisierung).

Hinsichtlich der Remobilisierung von Cadmium aus den Neckarsedimenten wurde bei zwei Hochwassern eine Sedimenterosion, nicht jedoch eine R'uckl'ösung von Cadmium beobachtet. F'ur die Unterbrechung der Prozeßkette ist die Carbonatpufferung im Neckar hauptverantwortlich. Sie gew ahrleistet schwach alkalische pH-Werte. Dies verhindert eine R'uckl'ösung von Cadmium im Neckar.

In dieser Arbeit wurde auf der Basis von Meßdaten die Strategie einer modellgest utzten Systemanalyse mit Hilfe von Langzeitsimulationen vollzogen. Das numerische Strömungs- und Transportmodell leistete unter realistischen Anfangs- und Randbedingungen einen wichtigen Beitrag zur Systemidentifikation, zur Bilanzierung und Analyse von Stoffströmen und - in Kombination mit einem stochastischen Modell - zur Prognose des Stofftransports. Es steht damit ein wichtiges Instrumentarium für wasserwirtschaftliche Fragestellungen in Zusammenhang mit Sedimentkontaminationen zur Verfügung. Ausblickend auf zuk unftige Gewässerschutzstrategien wird die Aufgabe solcher Simulationsmodelle im Rahmen eines immissionsbezogenen Gewässerschutzes aufgezeigt.

Literaturverzeichnis

- [1] R.J. Allan. The role of particulate matter in the fate of contaminats in aquatic ecosystems. *Environment Canada*, 142:01–128, 1986.
- [2] J.R.L. Allen. Principles of Physical Sedimentology. George Allen & Unwin, London, 1985.
- [3] J.R.L. Allen. Fundamental properties of fluids and their relation to sediment transport processes. In K. Pye (Hrsg.), *Sediment Transport and Depositional Processes*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 1994.
- [4] R.B. Ambrose, T.A. Wool & J.L. Martin. *The Water Quality Analysis Simulation Program, WASP5 Part A: Model Documentation*. Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Athens (GA), USA, 1993.
- [5] A. Amin. Numerische Strömungsberechnung für den Neckar zwischen Deizisau und Lauffen. Diplomarbeit, Institut für Wasserbau der Universit at Stuttgart, 1996.
- [6] A. Armanini. Non-uniform sediment transport: Dynamics of the active layer. J. Hydraulic Research, 5:611–622, 1995.
- [7] K. Ashida & M. Fujita. Stochastic model for particle suspension in open channels. *Jap. Soc. Civ. Eng.*, *J. Hydroscience and Hydraulic Engineering*, 4(2):21–46, 1986.
- [8] ATV. Umgang mit Baggergut. Merkblatt M 302, Abwassertechnische Vereinigung, Hennef, 1997.
- [9] K. Backhaus, B. Erichson, W. Plinke, C. Schuchard-Ficher & R. Weiber. *Multivariate Analysenme-thoden*. Springer Verlag, Berlin, 1987.
- [10] Umweltministerium Baden-Württemberg. Dritte Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten anorganischer Schadstoffe im Boden (VwV Anorganische Schadstoffe) vom 24. August 1993. Az.: 44-8810.30-1/46.
- [11] R.A. Bagnold. An approach to the sediment transport problem from general physics. Geological survey professional paper 422-i, U.S. Government Printing Office, Washington D.C., 1966.
- [12] K. Banat, U. Förstner & G. Müller. Schwermetall-Anreicherungen in den Sedimenten wichtiger Flüsse im Bereich der Bundesrepublik Deutschland - eine Bestandsaufnahme. Forschungsbericht, Laboratorium für Sedimentforschung der Universität Heidelberg, 1972.
- [13] B. Barzcewski & G. Schmid. Entwicklung und Anwendung eines feldtauglichen Lichtleiterfluorometers. Wissenschaftlicher Bericht 93/05 (HG 174), Institut f
 "ur Wasserbau, Universit"at Stuttgart, 1993.
- [14] K. B'atcher. Cadmium Auswirkungen gesetzlicher Beschr'ankungen auf den Einsatz in Produkten. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox., 7(2):102–109, 1995.
- [15] K. B'atcher, E. B'ohm & W. T'otsch. Untersuchung 'uber die Auswirkungen geplanter gesetzlicher Beschr'ankungen auf die Verwendung, Verbreitung und Substitution von Cadmium in Produkten. Forschungsbericht 104 08 320, Fraunhofer-Institut f'ur Systemtechnik und Innovationsforschung, Karlsruhe, 1992.

- [16] A. Becker & E. Glos. Grundlagen der Systemtheorie. Mitteilungen 32, Institut f
 "ur Wasserwirtschaft, Berlin, 1969.
- [17] K. Been & G.C. Sills. Self-weight consolidation of soft soils: An experimental and theoretical study. *Geotechnique*, 31(4):519–535, 1982.
- [18] M.M. Benjamin & J.O. Leckie. Multiple-site adsorption of Cd, Cu, Zn, and Pb on amorphous iron oxyhydroxide. J. Colloid Interface Sci., 79:209–211, 1981.
- [19] H. Bergmann, V. Breitung & W. Speer. Aktuelle Untersuchungen zur chemischen Gew"asserg"ute von Mosel und Saar. Deutsche gewässerkundliche Mitteilungen, 38(3):77–82, 1994.
- [20] R.A. Berner. *Early Diagenesis: A Theoretical Approach*. Princeton University Press, Princeton (NJ), USA, 1980.
- [21] M Bernhard, F.E. Brinkmann & P.J. Sadler (Hrsg.). *The importance of chemical 'speciation' in environmental processes*. Springer Verlag, Berlin, 1986.
- [22] J. Bever, A. Stein & H. Teichmann (Hrsg.). Weitergehende Abwasserreinigung. Oldenbourg Verlag, M'unchen, 1993.
- [23] K.S. Black. Microbiological factors contributing to erosion resistance in natural cohesive sediments. In N. Burt, R. Parker & J. Watts (Hrsg.), *Cohesive Sediments*, S. 231–244. J. Wiley and Sons, Chichester, 1997.
- [24] BMU. Stand und Einsatz mathematisch-numerischer Modelle in der Wasserwirtschaft. Studie (in Bearbeitung), BMU-Arbeitskreis 'Mathematische Flußgebietsmodelle', Bundesanstalt f
 ür Gew
 ässerkunde, Bundesministerium f
 ür Umwelt, Bonn, 1997.
- [25] E. B"ohm & K. Sch"afers. Maßnahmen zur Minderung des Cadmiumeintrags in die Umwelt. Bericht, Fraunhofer-Institut f"ur Systemtechnik und Innovationsforschung, Karlsruhe, 1990.
- [26] D. Borchardt. Integraler Gewässerschutz und Einzugsgebietsmanagement. In Lebensraum Gewässer - nachhaltiger Gewässerschutz im 21. Jahrhundert, S. 21, Heidelberg, 28./29. November 1996. L"anderarbeitsgemeinschaft Wasser und Wasserwirtschaftsverband Baden-W"urttemberg e.V.
- [27] B.P. Boudreau. *Diagenetic Models and their Implementation. Modelling Transport and Reactions in Aquatic Sediments.* Springer Verlag, Berlin, 1997.
- [28] A.C.M. Bourg. Speciation of heavy metals in soils and groundwater and implications for their natural and provoked mobility. In W. Salomons, U. F'orstner & P. Mader (Hrsg.), *Heavy metals - Problems* and solutions, S. 19–31. Springer Verlag, Berlin, 1995.
- [29] A.C.M. Bourg & J.P.G. Loch. Mobilization of heavy metals as affected by pH and redox conditions. In W. Salomons & W.M. Stigliani (Hrsg.), *Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments. Risk* Assessment of Delayed and Non-Linear Responses, S. 87–102. Springer Verlag, Berlin, 1995.
- [30] Bundesanstalt f`ur Gew`asserkunde (Hrsg.). Jahresbericht 1984, Teil I: Hydrologische undkologische Voraussetzungen zur Umlagerung von Baggergut in staugeregelten Bundeswasserstraßen. Eigenverlag, Koblenz, 1984.
- [31] Bundesanstalt f'ur Gew'asserkunde (Hr. Zieger), 1996. Ergebnisse des Schwebstoffmeßprogramms der BfG, Pers'onliche Mitteilung.

- [32] R. B'urger. *Ein Anfangs-Randwertproblem einer quasilinearen entarteten parabolischen Gleichung in der Theorie der Sedimentation mit Kompression*. Dissertation, Universit⁻at Stuttgart, 1996.
- [33] S.E. Cabaniss & M.S. Shuman. Copper binding by dissolved organic matter: I. Suwannee River fulvic acid equilibria. *Geochimica et cosmochimica acta*, 52:185–193, 1988.
- [34] W. Calmano, W. Ahlf & U. F'orstner. Study of metal sorption/desorption processes on competing sediment components with a multichamber device. *Environmental Geol. Wat. Sci.*, 11(1):77–84, 1988.
- [35] W. Calmano & U. F"orstner. Umweltverhalten von Sedimenten Grundlagen und Ziele eines Verbundforschungsprojektes. Wasserwirtschaft-Wassertechnik, 4:137–140, 1991.
- [36] W. Calmano, J. Hong & U. Förstner. Einfuß von pH-Wert und Redoxpotential auf die Bindung und Mobilisierung von Schwermetallen in kontaminierten Sedimenten. Vom Wasser, 78:245–257, 1992.
- [37] W. Calmano, S. Wellershaus & H. Liebsch. The Weser estuary: A study on heavy metal behaviour under hydrographic and water quality conditions. *Veröff. Inst. Meeresforsch., Bremerhaven*, 20:151– 182, 1985.
- [38] H.J. Caspary & A. B´ardossy. Markieren die Winterhochwasser 1990 und 1993 das Ende der Stationarit¨at in der Hochwasserhydrologie infolge von Klima¨anderung? Wasser und Boden, 3:18–24, 1995.
- [39] A.J. Chadwick & J.C. Morfett. Hydraulics in Civil Engineering. Allen & Unwin, London, 1986.
- [40] S.C. Chapra. Surface Water-Quality Modeling. Mc Graw-Hill, New York, 1997.
- [41] M.H. Chaundhry. Open-Channel Flow. Prentice Hall, Englewood Cliffs (NJ), USA, 1993.
- [42] V.T. Chow. Open Channel Hydraulics. Mc Graw-Hill, New York, 1959.
- [43] D. Cossa, M. Meybeck, Z. Idlafkih & B. Blombled. Étude pilote des apports en contaminants par la Seine. Rapport fi nal, Ifremer, 1994.
- [44] C.E. Cowan, J.M. Zachara & C.T. Resch. Cadmium adsorption on iron oxides in the presence of alkaline-earth elements. *Environmental Sci. Tech.*, 25(3):437–446, 1991.
- [45] M.J. Cullinane, L.W. Jones & P.G. Malone. Handbook for stabilization/solidification of hazardous waste. Epa/540/2-86/001, Hazardous Engineering Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati (OH), USA, 1986.
- [46] R.J. Davis-Colley, P.O. Nelson & K.J. Williamson. Copper and cadmium uptake by estuarine sedimentary phases. *Environmental Sci. Tech.*, 18:491–499, 1984.
- [47] F. Dehnad & U. F"orstner. Einfluß ausgew"ahlter organischer Komplexbildner auf die Sorption von Schwermetallen an Gew"assersedimente. Z. Wasser-Abwasser-Forsch., 21:46–50, 1988.
- [48] F. Dehnad & K.-H. Radeke. Beschreibung der Desorption von Zink aus Flußsedimenten mittles Freundlich- und Langmuir-Isothermen. Acta hydrochim. hydrobiol., 21(4):221–225, 1993.
- [49] Delft Hydraulics. Flow induced erosion of cohesive beds A literature survey. Report Z161-31, Delft Hydraulics, Delft, NL, 1989.

- [50] J.V. DePinto, T.L. Theis, T.C. Young & S.T. Leach. Predicting metals partitioning during resuspension events. In J.V. DePinto, W. Lick & J. Paul (Hrsg.), *Transport and Transformation of Contaminants near the Sediment-Water Interface*. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, 1995.
- [51] Kommission der Europ"aischen Gemeinschaft. Vorschlag der Kommission f"ur eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens f"ur Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, 1997. Konsultationsentwurf vom 27. Januar.
- [52] Regierung des Landes Baden-Württemberg. Gesetz zum Schutz des Bodens (Bodenschutzgesetz -BodSchG) vom 24. Juni 1991, 1991. GBI. 1991.
- [53] DHI. MIKE 11 'A Short Description'. Danish Hydraulic Institute, Hørsholm, DK, 1988.
- [54] DHI. MIKE 21 MT Mud Transport Module. Danish Hydraulic Institute, Hørsholm, DK, 1993.
- [55] M Dicke. Vertikale Austauschkoeffi zienten und Porenwasserfl
 ß an der Sediment/Wasser-Grenzfl
 äche. Bericht 155, Institut f
 ür Meereskunde, Christian-Albrechts-Universit
 ät, Kiel, 1986.
- [56] Th. Dreher, S. Al Zoubi, B. Westrich, A. Dunz & C.H. Hesse. Teilprojekt A1: Stochastische und deterministische Sedimentation. Zwischenbericht, Sonderforschungsbereich 404 'Mehrfeldprobleme in der Kontinuumsmechanik', Universit ät Stuttgart, 1997.
- [57] Th. Dreher, U. Kern & B. Westrich. Numerical modeling of long-term transport of suspended solids and Cadmium in a lock-regulated section of the Neckar River. In J. Gardiner (Hrsg.), *Hydra 2000 XXVIth IAHR Congress, Vol. 4: The hydraulics of water resources and their development*, S. 199– 204, London, 1995. T. Telford.
- [58] DVWK (Hrsg.). Feststofftransport in Fließgewässern Berechnungsverfahren für die Ingenieurpraxis. Schriftenreihe des Deutschen Verbandes f⁻ur Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. 87. Verlag Paul Parey, Hamburg, 1988.
- [59] DVWK (Hrsg.). Verlandung von Flußstauhaltungen Morphologie, Umweltaspekte und Fallbeispiele. Schriftenreihe des Deutschen Verbandes f
 ür Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. 105. Verlag Paul Parey, Hamburg, 1993.
- [60] S. Dyck. Angewandte Hydrologie, Teil 1. Verlag W. Ernst & Sohn, Berlin, 1995.
- [61] S. Dyck & G. Peschke. Grundlagen der Hydrologie. Verlag für Bauwesen, Berlin, 1995.
- [62] D.A. Dzombak & F.M.M. Morel. Adsorption of inorganic pollutants in aquatic systems. J. Hydraulic Engineering, 113:430–475, 1987.
- [63] D.A. Dzombak & F.M.M. Morel. Surface Complexation Modelling. J. Wiley and Sons, Chichester, 1990.
- [64] M. Eckoldt. Vom Werden der Neckarwasserstraße. Wasserwirtschaft, 48(6):150–154, 1958.
- [65] EDF. TELEMAC-3D. D'epartement Laboratoire National d'Hydraulique, Electricit'e de France, Chatou Cedex, 1994.
- [66] Eidg. Anstalt f
 "ur Wasserversorgung Abwasserreinigung und Gew
 "asserschutz (Prof. Dr. L. Sigg), 1996. Ergebnisse eines Schwermetallme
 ßprogramms am Rhein, Pers
 "onliche Mitteilung."
- [67] H. Eijsackers. How to manage accumulated contaminants. In W. Salomons & W.M. Stigliani (Hrsg.), Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments. Risk Assessment of Delayed and Non-Linear Responses, S. 309–329. Springer Verlag, Berlin, 1995.

- [68] G. Einsele, R. Overbeck, H.U. Schwarz & G. Uns old. Mass physical properties, sliding and erodibility of experimentally deposited and differently consolidated clayey muds (approach, equipment, and first results). *Sedimentology*, 21:339–372, 1974.
- [69] H.A. Einstein. The bed-load function for sediment transportation in open channel fbws. T.B. 1026, U.S. Dept. Agric., Soil Conserv. Serv., 1950.
- [70] D. Eisma. Suspended Matter in the Aquatic Environment. Springer Verlag, Berlin, 1993.
- [71] A. Endres. *Umwelt- und Ressourcenökonomik*. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, 1985.
- [72] W. Esser, D. Albrecht, H.C. Baumgart, H.H. Hahn, P.M. Hajek, Kalbfuß, M'üller, K. P'oppinghaus & G. Warg. Arbeitsbericht des ATV-Arbeitsausschusses 2.2 'Modellrechnungen in der Wasserg'utewirt-schaft'. *Korrespondenz Abwasser*, 34(6):670–677, 1987.
- [73] Expertengruppe 'Monitoring' der Internationalen Kommission zum Schutze des Rheins gegen Verunreinigung (IKSR). Bestimmung der Verteilungskoeffi zienten im L¨angsprofi l des Rheins, 1996. Papier Am 73/96.
- [74] Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker in Gemeinschaft mit dem Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut f
 ür Normung e.V. (Hrsg.). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung. Verlag Chemie, Weinheim, 1997.
- [75] H.B. Fischer. The mechanics of dispersion in natural streams. Amer. Soc. Civ. Eng., J. Hydraulic Division, 93(6):187–216, 1967.
- [76] H.B. Fischer, E.J. List, R.C.Y. Koh, J. Imberger & N.H. Brooks. *Mixing in Inland and Coastal Waters*. Academic Press, New York, 1979.
- [77] S.J. Formica, J.A. Baron, L.J. Thibodeaux & K.T. Valsaraj. PCB transport into lake sediments: conceptual model and laboratory simulation. *Environmental Sci. Tech.*, 22:1435–1440, 1988.
- [78] U. Förstner. Bindungsformen von Schwermetallen in Sedimenten und Schlämmen: Sorption/Mobiliserung, chemische Extraktion und Bioverfügbarkeit. Fresenius Zeitschrift für analytische Chemie, 316:604–611, 1983.
- [79] U. Förstner. Wechselwirkungen zwischen gelösten und festen Metallspezies in Binnengewässern. *Fresenius Zeitschrift für analytische Chemie*, 317:359–360, 1984.
- [80] U. Förstner. Solid/solution relations for contaminants in surface waters. In W. Bechteler (Hrsg.), Transport of Suspended Solids in Open Channels. Balkema Publ., Rotterdam, 1986.
- [81] U. Förstner. Changes in metal mobilities in aquatic and terrestrical cycles. In J.W. Patterson & R. Passino (Hrsg.), *Metals Speciation, Separation, and Recovery*, S. 3–26. Lewis Publishers, Chelsea, 1987.
- [82] U. Förstner. Contaminated sediments. In S. Bhattacharji, G.M. Friedman, H.J. Neugebauer & A. Seilacher (Hrsg.), *Lecture Notes in Earth Science 21*. Springer Verlag, Berlin, 1989.
- [83] U. Förstner. Non-linear response of metals from aquatic sediments. In W. Salomons & W.M. Stigliani (Hrsg.), Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments. Risk Assessment of Delayed and Non-Linear Responses, S. 247–307. Springer Verlag, Berlin, 1995.

- [84] U. Förstner, W. Ahlf & W. Calamo. Entwicklung von Qualitätskriterien für Gewässersedimente. In R. Wagner (Hrsg.), Wasserkalender, S. 92–114. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1990.
- [85] U. F'orstner, W. Calamo & J. Schoer. Verteilung von Spurenmetallen zwischen L'osung und Feststoffen - aktuelle Fragen der Gew'asserg ute-Praxis an die Sedimentforschung. *Vom Wasser*, 64:1–16, 1985.
- [86] U. F"orstner & W. Calmano. Bindungsformen von Schwermetallen in Baggerschl"ammen. Vom Wasser, 59:83–92, 1982.
- [87] U. F'orstner & G. M'uller. Schwermetalle in Filssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung. Springer Verlag, Berlin, 1974.
- [88] U. F¨orstner, V. Rath, J. Schoer & G. M¨uller. Chemische Extraktionsversuche an metallkontaminierten Sedimenten aus dem Neckar und aus dessen Zuflüssen. *Chemiker-Zeitung*, 105(6):175–179, 1981.
- [89] U. F^orstner & G.T.W. Wittmann (Hrsg.). *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer Verlag, Berlin, 1981.
- [90] H. Freundlich. Über die Adsorption in L'osungen. Z. phys. Chem., 57:385-470, 1907.
- [91] F.H. Frimmel & R.F. Christman (Hrsg.). Humic Substances and Their Role in the Environment. J. Wiley and Sons, Chichester, 1988. Dahlem-Konferenzen, Life Sci. Res. Rept. No. 41.
- [92] F.H. Frimmel, R. Grenz, E. Kordik & F. Dietz. Nitrioltriacetat (NTA) und Ethylendinitrilotetraacetate (EDTA) in Fließgew assern der Bundesrepublik Deutschland. Vom Wasser, 72:175–184, 1989.
- [93] C.C. Fuller & J.A. Davis. Processes and kinetics of Cd²⁺ sorption by a calcareous aquifer sand. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 51:1491–1502, 1987.
- [94] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (Hrsg.). *DIN-Taschenbuch 211: Wasserwesen*. Beuth Verlag, Berlin, 1996.
- [95] Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg (Hrsg.). Umweltdaten 1993/94. Eigenverlag, 1994.
- [96] M. Garcia & G. Parker. Entrainment of bed sediment into suspension. J. Hydraulic Engineering, 117(4):414–435, 1991.
- [97] G. Gellert, A. Stommel, G. Klinke & H. Kirch. R'uckl'osung von Schwermetallen aus stark belasteten Sedimenten eines Stausees und ihre biologisch akute sch"adigende Wirkung. Wasser und Boden, 3:131–136, 1992.
- [98] P. Gentner. Schwermetall- und Nährstoffkonzentration in den Sedimenten des Neckars unterhalb Tübingen bis Stuttgart-Aldingen sowie die Nebenflüsse Echaz, Erms, Aich, Lauter, Fils und Rems. Diplomarbeit, Institut für Sedimentforschung, Universität Heidelberg, 1992.
- [99] Gewerbeaufsichtsamt Stuttgart (Hr. Ungens), 1996. Pers onliche Mitteilung.
- [100] R.E. Gibson, G.L. England & J.L. Hussey. The theory of one-dimensional consolidation of saturated clays. 1. Finite non-linear consolidation of thin homogeneous layers. *Géotechnique*, 17:261–273, 1967.
- [101] J. Giesecke, A. B'ardossy & M. Hohloch. Untersuchung zur Stationarit der Extremabflusse an ausgew "ahlten Pegeln in Baden-W"urttemberg. Technischer Bericht 95/18, Institut f"ur Wasserbau, Universit "at Stuttgart, 1995.

- [102] C. Gl'uck-Macholdt & K.H. Lieser. Untersuchungen der Sorption von Schwermetallen an Schwebstoffen des Rheins mit Hilfe der Mikroautoradiographie. Vom Wasser, 70:255–264, 1988.
- [103] G. Gr"abe & F.H. Frimmel. Reaktion von Sedimenten unterschiedlicher Herkunft unter oxidierenden Bedingungen in Abh"angigkeit vom pH-Wert. *Acta hydrochim. hydrobiol.*, 24(4):161–167, 1996.
- [104] W.H. Graf. Hydraulics of Sediment Transport. Mc Graw-Hill, New York, 1971.
- [105] I.M. Griffi ths. River basin management in the United Kingdom. In Lebensraum Gewässer nachhaltiger Gewässerschutz im 21. Jahrhundert, S. 77–78, Heidelberg, 28./29. November 1996. L'anderarbeitsgemeinschaft Wasser und Wasserwirtschaftsverband Baden-W"urttemberg e.V.
- [106] P.R. Grossi, D.L. Sparks & C.C. Ainsworth. Rapid kinetics of Cu(II) adsorption/desorption on goethite. *Environmental Sci. Tech.*, 28(8):1422–1429, 1994.
- [107] G. Gust. Skin friction probes for field applications. J. Geophysical Research, 93(C11):14,121–14,132, 1988.
- [108] P.O. Harris & G.J. Ramelow. Binding of metal ions by particulate biomass derived from Chlorella vulgaris and S cenedesmus quadricauda. *Environmental Sci. Tech.*, 24:220–228, 1990.
- [109] B.T. Hart. Uptake of trace metals by sediments and suspended particulates: A review. *Hydrobiologia*, 91:299–313, 1982.
- [110] C. Heinzelmann. Hydraulische Untersuchung "über den Einfliß benthischer Diatomeenfilme auf Strömungswiderstand und Transportbeginn ebener Sandsohlen. Technische Berichte "über Ingenieurhydrologie und Hydraulik 48, Institut f"ur Wasserbau, TU Darmstadt, 1992.
- [111] C. Heinzelmann & S. Wallisch. Benthic settlement and bed erosion: A review. J. Hydraulic Research, 29(3):355–370, 1991.
- [112] H. Hellmann. Adsorption und Remobilisierung von organischen Schadstoffen in Gew assern Modelluntersuchungen, Ergebnisse aus der Praxis, Analytik -. Deutsche gewässerkundliche Mitteilungen, 40(3):125–132, 1996.
- [113] M. Hino. Turbulent fbw with suspended particles. Amer. Soc. Civ. Eng., J. Hydraulics Division, 89(HY4), 1963.
- [114] U. H"ofer. Beginn der Sedimentbewegung bei Gew"assersohlen mit Riffeln oder D"unen. Technische Berichte "über Ingenieurhydrologie und Hydraulik 32, Institut f"ur Wasserbau, TH Darmstadt, 1984.
- [115] A.F. Holleman & E. Wiberg. Lehrbuch der anorganischen Chemie. Verlag de Gruyter, Berlin, 1964.
- [116] J. Hong. Characteristics and mobilization of heavy metals in anoxic sediments of the Elbe River during resuspension/oxidation. Dissertation, TU Hamburg-Harburg, 1995.
- [117] J. Horst, D. Donnert & S.H. Eberle. Untersuchungen "uber den Stoffaustausch von Schwermetallen zwischen Sediment und Wasserphase unter dem Einfluß von Nitrilotriessigs"aure. Bericht KfK 4852, Kernforschungszentrum Karlsruhe, Karlsruhe, 1991.
- [118] O. Huber. Untersuchungen zur Sedimentation von Schwebstoffen in der Stauhaltung Lauffen/Neckar. Studentische Seminararbeit, Institut f^{*}ür Wasserbau, Universit^{*}ät Stuttgart, Stuttgart, 1997.
- [119] M.A. Huerta-Diaz & J.W. Morse. Pyritization of trace metals in anoxic marine sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 56:2681–2702, 1992.

- [120] J. Ihringer & W. Kron. Softwarepaket für Hydrologie und Wasserwirtschaft Anwenderhandbuch. Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Karlsruhe, 1993.
- [121] K.R. Imhoff. Flußsedimente Ausbaggerung der Ruhrstauseen. Wasser und Boden, 10:649–652, 1990.
- [122] F.P. Incropera & D.P. De Witt. Fundamentals of Heat and Mass Transfer. J. Wiley and Sons, Chichester, 1990.
- [123] T. Itakura & T. Kishi. Open channel fbw with suspended sediments. Amer. Soc. Civ. Eng., J. Hydraulics Division, 106(HY 8):1325–1343, 1980.
- [124] A. James (Hrsg.). An Introduction to Water Quality Modelling. J. Wiley and Sons, Chichester, 1993.
- [125] A. Jazdanian. Schwermetall- und N ahrstoffkonzentration in den Sedimenten des Neckars und seiner Nebenflusse: Neckar zwischen Poppenweiler und Bad Wimpfen sowie den Nebenflussen Murr, Schozach und Sulm. Diplomarbeit, Institut f ur Sedimentforschung, Universit at Heidelberg, 1992.
- [126] G.E. Jean & G.M. Bancroft. Heavy metal adsorption by sulfi de mineral surfaces. *Geochim. Cosmo-chim. Acta*, 50:1455–1463, 1986.
- [127] E.A. Jenne. Controls of Mn, Fe, Co, Ni, Cu and Zn concentrations in soils and water: the significant role of Mn- and Fe-oxides. Amer. Chem. Soc. Adv. Chem. Ser., 73:337–387, 1968.
- [128] R. Jepsen, J. Roberts & W. Lick. Effects of bulk density on sediment erosion rates. submitted to Water, Air and Soil Pollution, 1997.
- [129] C. Johansen, T. Larsen & O. Petersen. Experiments on erosion of mud from the danish wadden sea. In N. Burt, R. Parker & J. Watts (Hrsg.), *Cohesive Sediments*, S. 305–314. J. Wiley and Sons, Chichester, 1997.
- [130] S.E. Jørgensen. Integration of Ecosystem Theories: A Pattern. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1992.
- [131] J.W. Kamphuis. Determination of sand roughness for fixed beds. J. Hydraulic Research, 109(1):49–61, 1974.
- [132] A. Kandiah. Fundamental aspects of surface erosion of cohesive soils. Dissertation, Univ. of California, Davis (CA), USA, 1974.
- [133] F.G. Kari. Umweltverhalten von Ethylendiamintetraactat(EDTA) unter spezieller Berücksichtigung des photochemischen Abbaus. Dissertation, ETH Z^{*}urich, 1994.
- [134] S.W. Karickhoff. Organic pollutant sorption in aquatic systems. J. Hydraulic Engineering, 110(6):707–735, 1984.
- [135] F. K¨aser. Ein Rechenverfahren zur Beschreibung von Ausbreitungs-, Aggregations- und Sedimentationsvorgängen suspendierter Feststoffe in natürlichen Fließgewässern. Dissertation, Universit¨at Karlsruhe, 1980.
- [136] U. Kern. Sediment budget for a lock-regulated section of Neckar River at storm events. In J. Gardiner (Hrsg.), Hydra 2000 XXVIth IAHR Congress, Vol. 5: John F. Kennedy student paper competition, S. 73–78, London, 1995. T. Telford.

- [137] U. Kern & B. Westrich. Mobilit at von Schadstoffen in den Sedimenten staugeregelter Flüsse Zustand und Schadstoffpotential der Neckarsedimente (Abschlußbericht). Wissenschaftlicher Bericht 93/15 (HG 181), Institut für Wasserbau, Universit at Stuttgart, 1993.
- [138] U. Kern & B. Westrich. Mobilit at von Schadstoffen in den Sedimenten staugeregelter Fl usse Naturversuche in der Stauhaltung Lauffen, Modellierung und Absch atzung des Remobilisierungsrisikos kontaminierter Altsedimente (1. Zwischenbericht). Wissenschaftlicher Bericht 94/13 (HG 203), Institut f ur Wasserbau, Universit at Stuttgart, Stuttgart, 1994.
- [139] U. Kern & B. Westrich. Mobilit at von Schadstoffen in den Sedimenten staugeregelter Fl usse Naturversuche in der Stauhaltung Lauffen, Modellierung und Absch atzung des Remobilisierungsrisikos kontaminierter Altsedimente (2. Zwischenbericht). Wissenschaftlicher Bericht 95/10 (HG 218), Institut f ur Wasserbau, Universit at Stuttgart, Stuttgart, 1995.
- [140] U. Kern & B. Westrich. Sediment contamination by heavy metals in a lock-regulated section of the River Neckar. *Marine and Freshwater Research*, 46:101–106, 1995.
- [141] U. Kern & B. Westrich. Mobilit at von Schadstoffen in den Sedimenten staugeregelter Fl usse Naturversuche in der Stauhaltung Lauffen, Modellierung und Absch atzung des Remobilisierungsrisikos kontaminierter Altsedimente (Abschlußbericht). Wissenschaftlicher Bericht 96/23 (HG 237), Institut f ur Wasserbau, Universit at Stuttgart, Stuttgart, 1996.
- [142] K. Kikkawa & M. Ishikawa. Applications of stochastic processes in sediment transport. In M. Hino (Hrsg.), *Water Resources Publications*, S. 8–22. Littleton (CO), USA, 1980.
- [143] R. Kohane. Numerisches Modell zur instation "aren Hochwasserwellenberechnung in Fließgew" assern mit gegliedertem Querschnitt (Programmdokumentation AG1). Programmdokumentation 89/15 (HG 105), Institut f"ur Wasserbau, Universit" at Stuttgart, 1989.
- [144] V. Koß. Zur Modellierung der Metalladsorption im natürlichen Sediment-Grundwasser-System. Wissenschaftliche Schriftenreihe Umwelttechnik 1. Verlag K öster, Berlin, 1993.
- [145] H.-P. Kozerski. Estimation of sinking velocity of biogenic seston by means of an in-situ column method. *submitted to Aquatic Sciences*, 1991.
- [146] H. Krier. Erosionsbeginn bei koh asiver Wasserlaufsohle. Wasserbau Mitteilungen 22, TH Darmstadt, 1983.
- [147] B.G. Krishnappan & P. Engel. Critical shear stresses for erosion and deposition of fine suspended sediments in the Fraser River. In N. Burt, R. Parker & J. Watts (Hrsg.), *Cohesive Sediments*, S. 279–288. J. Wiley and Sons, Chichester, 1997.
- [148] W. Kron. Stochastische Simulation des Geschiebetransports am Zusammenfluß zweier Gew"asser. Heft 59, Institut f"ur Hydrologie und Wasserwirtschaft, Karlsruhe, 1996.
- [149] R.B. Krone. Flume studies of the transport of sediment in estuarine shoaling processes. Technical Report, Hydraulic Engineering Laboratory and Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California, Berkeley (CA), USA, 1962.
- [150] S. Kr'uger. Berechnungen mit einem numerischen Str'ömungsmodell f'ur die Stauhaltung Lauffen am Neckar. Entwurf, Institut f'ur Wasserbau, Universit'at Stuttgart, 1994.
- [151] S. Krüger. Eichung eines numerischen Strömungsmodells für die Stauhaltung Lauffen am Neckar. Diplomarbeit, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 1995.

- [152] C. Kuijper, J.M. Cornelisse & J.C. Winterwerp. Research on erosive properties of cohesive sediments. J. Geophysical Research, 94(C10):14,341–14,350, 1989.
- [153] T. Kusuda, T. Umita, K. Koga, T. Futawatari & Y. Awaya. Erosional processes of fine cohesive sediments. *Water Sci. Technol.*, 117:891–901, 1984.
- [154] Landesanstalt f'ur Umweltschutz Baden-W'urttemberg (Hrsg.). Deutsches Gevässerkundliches Jahrbuch, Rheingebiet, Teil I: Hoch- und Oberrhein. Abflußjahr 1994. Eigenverlag, Karlsruhe, 1994.
- [155] Landesanstalt f
 [°]ur Umweltschutz Baden-W[°]urttemberg (Hrsg.). Hochwasser Dezember 1993. Handbuch Wasser 2. Eigenverlag, Karlsruhe, 1994.
- [156] Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.). Untersuchung und Bewertung heute weltweit verfügbarer Gewässergütemodelle. Eigenverlag, Karlsruhe, 1996.
- [157] Landesanstalt f[°]ur Umweltschutz (Hr. Pint´er), 1996. Ergebnisse des G[°]utemeßprogramms der LfU, Pers[°]onliche Mitteilung.
- [158] I. Langmuir. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica, and platinum. J. Amer. Chem. Soc., 40:1361–1403, 1981.
- [159] L'anderbeitsgemeinschaft Wasser LAWA. Leitlinien f'ur einen zukunftsweisenden Hochwasserschutz, Hochwasser-Ursachen und Konsequenzen. Bericht, LAWA, 1995.
- [160] D.G. Lawrence. European community water policy. In Lebensraum Gewässer nachhaltiger Gewässerschutz im 21. Jahrhundert, S. 119, Heidelberg, 28./29. November 1996. L'anderarbeitsgemeinschaft Wasser und Wasserwirtschaftsverband Baden-W'urttemberg e.V.
- [161] C.-C. Li. Numerische Simulation des Cadmium-Transportes in der Stauhaltung Lauffen am Neckar. Diplomarbeit, Institut f
 "ur Wasserbau der Universit"at Stuttgart, 1997.
- [162] W. Lick, J. Lick & C.K. Ziegler. Flocculation and its effect on the vertical transport of fine-grained sediments. In B.T. Hart & P.G. Sly (Hrsg.), *Sediment/Water Interactions V*, S. 1–16. Kluwer Academic Publishers, 1992.
- [163] L.W. Lion, R.S. Altmann & J.O. Leckie. Trace-metal adsorption characteristics of estuarine particulate matter: evaluation of contribution of Fe/Mn oxide and organic surface coatings. *Environmental Sci. Tech.*, 16:660–666, 1988.
- [164] S.N. Liss, I.G. Droppo, D.T. Flannigan & G.G. Leppard. Floc architecture in wastewater and natural riverine systems. *Environmental Sci. Tech.*, 30(2):680–686, 1996.
- [165] F.J.P. L'opez. Schwermetall- und N"ahrstoffkonzentration in den Sedimenten des Neckars und seiner Nebenflüsse: Einzugsgebiet der Enz und die Fl"usse Lein und Zaber. Diplomarbeit, Institut f"ur Sedimentforschung, Universit"at Heidelberg, 1991.
- [166] K. Ludwig. Überprüfung der Fliessgeschwindigkeiten im Unteren Neckar bei Mittel- und Niedrigwasser. 2. Zwischenbericht, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1994.
- [167] D.A. Lyn & P. Goodwin. Stability of a general Preissmann Scheme. J. Hydraulic Engineering, 113(1):16–28, 1987.
- [168] H. Manzenrieder. Die biologische Verfestigung von Wattflächen aus der Sicht des Ingenieurs. Mitteilungen 79, Leichtweiss-Institut f
 "ur Wasserbau, Braunschweig, 1983.

- [169] M. Markofsky. *Strömungsmechanische Aspekte der Wasserqualität*. Schriftenreihe GWF Wasser, Abwasser, Heft 18. Oldenbourg Verlag, M⁻unchen, 1980.
- [170] D. Marsal. Finite Differenzen und Elemente. Springer Verlag, Berlin, 1989.
- [171] N. Martin. Untersuchungen zur pH-Abh angigkeit der Bindung von Cadmium an das Sediment der Staustufe Lauffen/Neckar. Diplomarbeit, Lehrstuhl f ur Hydrologie, Universit at Bayreuth, 1994.
- [172] N. Martin, I. Schuster & S. Peiffer. Two experimental methods to determine the speciation of Cadmium in sediment from the River Neckar. *Acta hydrochim. hydrobiol.*, 24(2):68–76, 1996.
- [173] H.-J. Mayer. Sedimentuntersuchungen im mittleren Neckar. Deutsche gewässerkundliche Mitteilungen, 32(1/2):27–34, 1988.
- [174] H.-J. Mayer, M. Tippner, U. Schleichert & D. M¨uller. Sedimentprofi luntersuchungen des Neckars (Bereich WSA Stuttgart). BfG-Bericht 0341, Bundesanstalt f¨ur Gew¨asserkunde, 1986.
- [175] R. Mayer. Ausbau der Neckarwasserstraße 1948-1958. Die Wasserwirtschaft, 48(6):142-149, 1958.
- [176] J. McNeil, C. Taylor & W. Lick. Measurements of erosion of undisturbed bottom sediments with depth. J. Hydraulic Engineering, 122(6):316–324, 1996.
- [177] A.J. Mehta. Laboratory studies on cohesive sediment deposition and erosion. In W. van Leussen (Hrsg.), *Physical Processes in Estuaries*, S. 427–445. Springer Verlag, Berlin, 1989.
- [178] A.J. Mehta & E. Partheniades. An investigation of the depositional properties of fbcculated fine sediments. J. Hydraulic Research, 12(4):361–381, 1975.
- [179] C. Migniot. Etude des propri ét és physiques de diff érents sediments très fins et de leur comportiment sous des actions hydrodynamiques. *La Houille Blanche*, 7:591–620, 1968.
- [180] C. Migniot. Tassement et rh'eologie des vases. Deuxième partie. La Houille Blanche, 2:95–111, 1989.
- [181] D. Mohrig & J.D. Smith. Predicting the migration rates of subaqueous dunes. Water Resources Research, 32(10):3207–3217, 1996.
- [182] J.J. Morgan & W. Stumm. Chemical processes in the environment, relevance of chemical speciation. In E. Merian (Hrsg.), *Metals and their compounds in the environment*. Verlag Chemie, Weinheim, 1991.
- [183] B. M'uller & L. Sigg. Interaction of trace metals with natural particle surfaces: Comparison between adsorption experiments and field measurements. *Aquatic Sciences*, 52(1):75–92, 1990.
- [184] G. M'uller. Cadmium in Schl'ammen alte und neue Probleme. Naturwissenschaften, 66:359–360, 1979.
- [185] G. M'uller. Die Schwermetallausbreitung der Sedimente des Neckars und seiner Nebenflüsse: Eine Bestandsaufnahme. *Chemiker-Zeitung*, 105(6):157–164, 1981.
- [186] G. M'uller. Sedimente als Kriterien f'ur den G'utezustand eines Gew'assers: Eine Bestandsaufnahme der Schwermetallbelastung des Neckars und seiner Nebenflusse. 1. Neckar-Umwelt-Symposium am 16. und 17. Feb., 1981.
- [187] G. M'üller. Schwermetallbelastung der Sedimente und Gew'asserg'ute des Neckars 1972-1979-1985: Ein Vergleich. In G. M'üller (Hrsg.), Heidelberger Geowissenschaftliche Abhandlungen Band 5: 2. Neckar-Umwelt-Symposium, 22.-23. Oktober 1986 in Heidelberg, S. 1–12, 1986.

- [188] G. M'uller. Ergebnisse der Untersuchung der Neckar-Sedimente in den letzten 20 Jahren Chronologie der Schwermetallbelastung. In G. M'uller (Hrsg.), *Heidelberger Geowissenschaftliche Abhandlungen Band 48: 3. Neckar-Umwelt-Symposium, 7.-8. Oktober 1991 in Heidelberg*, S. 1–15, 1991.
- [189] G. M'uller & U. F'orstner. Cadmium-Anreicherung in Neckar-Fischen. Naturwissenschaften, 60:258– 259, 1973.
- [190] G. M'üller & U. F'orstner. Die Schwermetallbelastung der Sedimente des Neckars und seiner wichtigsten Nebenflüsse: Eine Bestandsaufnahme. Bericht, Institut f'ür Sedimentforschung, Universit'ät Heidelberg, 1981.
- [191] G. M'uller & F. Prosi. Cadmium in Fischen des mittleren und unteren Neckars Ver anderungen seit 1973. Naturwissenschaften, 64:530–531, 1977.
- [192] P. M'uller. Transport und selektive Sedimentation von Schwebstoffen bei gestautem Abfluß. Mitteilungen 56, Institut f'ur Wasserbau, Universit'at Stuttgart, 1985.
- [193] S. M'uller. Vorstellung des ATV-Gew'asserg' utemodells. Berichte der ATV, 44:833-844, 1994.
- [194] H. Mundschenk. Über Auswirkungen von radioaktiven Ableitungen aus Kernkraftwerken in staugeregelten Fl'ussen am Beispiel des Neckars. *Deutsche gewässerkundliche Mitteilungen*, 29(3):76–86, 1985.
- [195] H. Mundschenk & W.J. Krause. Zur longitudinalen Dispersion in freifleßenden und staugeregelten Fl'ussen am Beispiel des Rheins und Neckars. *Deutsche gewässerkundliche Mitteilungen*, 25(1):1–12, 1981.
- [196] W. Nernst. Verteilung eines Stoffes zwischen zwei L"osemitteln und zwischen L"osungsmittel und Dampfraum. Z. phys. Chem., 8:110–139, 1891.
- [197] M.P O'Brian. Review of the theory of turbulent fbw and its relations to sediment-transportations. *Transactions, American Geophysical Union, Reports and Papers, Hydrology*, 14, 1933.
- [198] Y. Onishi. Sediment-contaminant transport model. Am. Soc. Civ. Eng., J. Hydraulics Division, 107(9), 1981.
- [199] Y. Onishi, R.J. Serne, E.M. Arnold, C.E. Cowan & F.L. Thompson. Critical review: Radionuclide transport, sediment transport, and water quality mathematical modeling and radionuclide adsorption/desorption mechanisms. Technical Report, Batelle Northwest Laboratories, Richland (WA), USA, 1981.
- [200] Y. Onishi & S.E. Wise. Mathematical model, seratra, for sediment-contaminant transport in rivers and its application to pesticide transport in four mile and wolf creeks in iowa. Technischer bericht, Batelle Northwest Laboratories, Richland (WA), USA, 1979.
- [201] A. Ording. Untersuchungen zum Erosionsverhalten von koh asiven Sedimenten im Strömungskanal. Diplomarbeit, Institut f ur Wasserbau, Universit at Stuttgart, 1994.
- [202] K. Otsubo & K. Muraoka. Critical shear stress of cohesive bottom sediments. J. Hydraulic Research, 114(10):1241–1256, 1988.
- [203] C. Papelis, K.F. Hayes & J.O. Leckie. HYDRAQL: A program for computation of chemical equilibrium composition of aqueous batch systems including surface complexation modeling of ion adsorption at the oxide/solution interface. Technical Report 306, Dept. Environmental Engineering and Science, Stanford University, Stanford (CA), USA, 1988.

- [204] T.M. Parchure & A.J. Mehta. Erosion of soft cohesive sediment deposits. J. Hydraulic Engineering, 111(10):1308–1327, 1985.
- [205] E. Partheniades. Erosion and deposition of cohesive soils. Amer. Soc. Civ. Eng., J. Hydraulics Division, HY 1:105–139, 1965.
- [206] E. Partheniades. Unified view of wash load transport and bed load transport. Amer. Soc. Civ. Eng., J. Hydraulics Division, HY9:1037–1057, 1975.
- [207] D.M. Paterson. Biological mediation of sediment erodibility: Ecology and physical dynamics. In N. Burt, R. Parker & J. Watts (Hrsg.), *Cohesive Sediments*, S. 215–230. J. Wiley and Sons, Chichester, 1997.
- [208] S. Peiffer. Der Beitrag mikrobieller und abiotischer Vorg¨ange zur Mobilisierung von Cadmium aus sulfi dischen Schl¨ammen infolge der Oxidation von Eisenoxiden. Abschlußbericht zum DFG-Forschungsvorhaben PE 438/1-1,1-2, Limnologische Forschungsstation, Universit¨at Bayreuth, 1996.
- [209] S. Peiffer. Umweltgeochemische Bedingungen der Entstehung und Oxidation von Pyrit in Gew
 assersedimenten. Habilitationsschrift, Fakult at f
 ür Biologie, Chemie und Geowissenschaften der Universit at Bayreuth, 1996.
- [210] S. Peiffer, I. Stubert & S. B'ar. Die Mobilisierung von Cadmium aus gut gepufferten, pH-neutralen Sedimenten infolge der Oxidation von Eisensulfi den. *Wasser und Boden*, 48(5):62–65, 1996.
- [211] W. Petersen, J. Hong, C. Willamowski & K. Wallmann. Release of trace contaminants during reoxidation of anoxic sediment slurries in oxic water. *Archiv für Hydrobiologie, Special issues: Advances in Limnology*, 47(2):295–305, 1996.
- [212] W. Petersen, K. Wallmann, P. Li, F. Schroeder & H.-D. Knauth. Exchange of trace elements at the sediment water interface during early diagenesis processes. *Marine and Freshwater Research*, 46:19–26, 1995.
- [213] W. Petersen, E. Willer & C. Williamowski. Remobilization of trace elements from polluted anoxic sediments after resuspension in oxic water. *submitted to Water, Air and Soil Pollution*, 1997.
- [214] I. Pint´er. Ans¨atze und Konzeption der LAWA. In Lebensraum Geüsser nachhaltiger Gewässerschutz im 21. Jahrhundert, S. 65, Heidelberg, 28./29. November 1996. L¨anderarbeitsgemeinschaft Wasser und Wasserwirtschaftsverband Baden-W¨urttemberg e.V.
- [215] W.H. Press, S.A. Teukolsky, W.T. Vetterling & B.P. Flannery. *Numerical Recipes in FORTRAN The Art of Scientific Computing*. Cambridge University Press, Cambridge, 1992.
- [216] D. Prochnow, C. Engelhardt & H. Bungartz. On the settling velocity distribution of suspended sediments in the spree river. Archiv für Hydrobiologie, Special issues: Advances in Limnology, 47(2):389– 400, February 1996.
- [217] H. Puchelt, Z. Berner & J. Sch"afer. Mobilit"at von Schadstoffen in den Sedimenten staugeregelter Fl"usse-Zustand und Schadstoffpotential der Neckarsedimente. Abschlußbericht, Universit"at Karlsruhe, Institut f"ur Petrographie und Geochemie, 1995.
- [218] B. Qu'emerais, K.R. Lum & C. Lemieux. Concentrations and transport of trace metals in the St. Lawrence River. Aquatic sciences, 58(1):52–68, 1996.
- [219] A.J. Raudkivi. Grundlagen des Sedimenttransports. Springer Verlag, Berlin, 1982.

- [220] D.D. Reible, K.T. Valsaraj & L.J. Thibodeaux. Chemodynamic models for transport of contaminants from sediment beds. In O. Hutzinger (Hrsg.), *The Handbook of Environmental Chemistry*, Band 2(F), S. 185–228. Springer Verlag, Berlin, 1991.
- [221] J. Reichert & U. De Haar (Hrsg.). Schadstoffe im Wasser Bd.1: Metalle. H. Boldt Verlag, Boppard, 1982.
- [222] P. Reichert. Concepts underlying a Computer Program for the Identifi cation and Simulation of Aquatic Systems. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG), D'ubendorf, CH, 1994.
- [223] H. Rouse. Modern conceptions of the mechanics of sediment suspension. *Transactions, Amer. Soc. Civ. Eng.*, 102:463–543, 1937.
- [224] H. Rouse (Hrsg.). Engineering Hydraulics. J. Wiley and Sons, Chichester, 1950.
- [225] P. Ruland. Numerische Simulation des Sedimenttransports unter Verwendung eines objektorientierten Geographischen Informationssystems. Mitteilungen 87, Institut f
 ür Wasserwirtschaft der RWTH Aachen, 1993. Academia, Sankt Augustin.
- [226] J.C. Rutherford. River Mixing. J. Wiley and Sons, New York, 1994.
- [227] H.P. Schachtschabel, P. and. Blume, G. Br'ummer, K.H. Hartge & U. Schwertmann. Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. F. Enke Verlag, Stuttgart, 1992.
- [228] U. Sch"alchli. Kolmations- und Sp"ulprozesse in Flußstauhaltungen. In Symposium Betrieb, Unterhalt und Modernisierung von Wasserbauten, Okt. 1992 in Garmisch-Partenkirchen, S. 251–259. Berichte der Versuchsanstalt Obernach und des Lehrstuhls f"ur Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU M"unchen, Band 73, 1992.
- [229] R. Schenk. Schwermetalle in aktuellen Sedimenten der Wupper. Deutsche gewässerkundliche Mitteilungen, 4(5):145–152, 1995.
- [230] C. Schmengler. Schwermetall- und N"ahrstoffkonzentration in den Sedimenten von Jagst und Kocher. Diplomarbeit, Institut f"ur Sedimentforschung, Universit"at Heidelberg, 1992.
- [231] W. Schmidt. Der Massenaustausch in freier Luft und verwandte Erscheinungen. Probleme der kosmischen Physik, 7, 1925.
- [232] R.P. Schwarzenbach, P.M. Gschwend & D.M. Imboden. *Environmental Organic Chemistry*. J. Wiley and Sons, New York, 1993.
- [233] G.J. Sharpe. Solving Problems in Fluid Dynamics. Longmann Scientific and Technical, Malaysia, 1994.
- [234] A. Shields. Anwendung der Ähnlichkeitsmechanik und der Turbulenzforschung auf die Geschiebebewegung. Mitteilungen 26, Preussische Versuchsanstalt f
 ür Wasser-, Erd- und Schiffbau, 1936.
- [235] R. Siebel. Anlagen des Wasserbaus in Baden-Württemberg Zweckbauten oder Kulturdenkmäler. Diplomarbeit, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 1995.
- [236] L. Sigg & W. Stumm. Aquatische Chemie. Teubner Verlag, Stuttgart, 1991.
- [237] G.C. Sills. Consolidation of cohesive sediments in settling columns. In N. Burt, R. Parker & J. Watts (Hrsg.), *Cohesive Sediments*, S. 107–120. J. Wiley and Sons, Chichester, 1997.

- [238] U. Smoltczyk. Grundbau Taschenbuch. Verlag Ernst und Sohn, Berlin, 1980.
- [239] Y. Song. Sediment Wasser Reaktionen in fluviatilen Ablagerungsbereichen Beispiel: Neckar. Diplomarbeit, Institut für Sedimentforschung, Universität Heidelberg, 1991.
- [240] Y. Song & G. M'uller. Biogeochemical cycling of nutrients and trace metals in anoxic freshwater sediments of the Neckar River, Germany. *Mar. Freshwater Res.*, 46:237–243, 1995.
- [241] V. Spork, P. Ruland & J. K öngeter. Polluted sediments in small reservoirs. In J. Gardiner (Hrsg.), Hydra 2000 XXVIth IAHR Congress, Vol. 4: The hydraulics of water resources and their development, S. 248–253, London, 1995. T. Telford.
- [242] G. Sposito. The Surface Chemistry of Soils. Oxford University Press, New York, 1984.
- [243] Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (Hrsg.). Gemeindestatistik 1986, Heft 3: Umweltverhältnisse in den Gemeinden 1975 bis 1984. Eigenverlag, Stuttgart, 1983.
- [244] Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (Hrsg.). Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 1983. Eigenverlag, Stuttgart, 1986.
- [245] G. Steinebach. Zur Ermittlung von j¨ahrlichen Stofffrachten in großen Fließgew¨assern am Beispiel der IKSR-Zahlentafeln 1991. Bericht BfG-0827, Bundesanstalt f¨ur Gew¨asserkunde, 1994.
- [246] S.L.S. Stipp, G.A. Parks, D.K. Nordstrom & J.O. Leckie. Solubility-product constant and thermodynamic properties for synthetic otavite, CdCO₃(s), and aqueous association constants for the Cd(II)-CO₂-H₂O system. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 57:2699–2713, 1993.
- [247] J. Stoer & R. Bulirsch. Numerische Mathematik. Heidelberger Taschenb ücher, Bd. 114. Springer Verlag, Berlin, 1990.
- [248] W. Stumm (Hrsg.). Aquatic Surface Chemistry. J. Wiley and Sons, Chichester, 1987.
- [249] W. Stumm (Hrsg.). Chemistry of the Solid-Water Interface. J. Wiley and Sons, Chichester, 1992.
- [250] W. Stumm & J.J. Morgan (Hrsg.). Aquatic Chemistry. J. Wiley and Sons, Chichester, 1996.
- [251] Regierungspräsidium Stuttgart. Altsedimente in den Stauhaltungen des Neckars. Stuttgart, 1993.
- [252] A. Sumeri. Confi ned aquatic disposal and capping on contaminated bottom sediments in Puget Sound. In Proc. of the WODCON XII, Dredging: Technology, Environmental, Mining, World Dredging Congress, May 2-5, 1989, Orlando (FL), USA, 1989.
- [253] C. Teisson. Cohesive suspended sediment transport : Feasibility and limitations of numerical modeling. J. Hydraulic Research, 29(6):755–769, 1991.
- [254] K. Terzaghi & O.K. Fröhlich. Theorie der Setzung von Tonschichten. Verlag Franz Deuticke, Leipzig, 1936.
- [255] L.J. Thibodeaux. Chemodynamics. J. Wiley and Sons, Chichester, 1979.
- [256] L.J. Thibodeaux. Environmental Chemodynamics. J. Wiley and Sons, Chichester, 1996.
- [257] M. Thiele. Suspended sediment vertical equilibrium distribution formulas and particle settling velocity spectra in open channel fbw. In Sam S.Y. Wang (Hrsg.), Advances in Hydro-Science and -Engineering, S. 1339–1344, 1993. Vol. 1, Part B.

- [258] E.M. Thurman. Organic Geochemistry of Natural Waters. Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 1985.
- [259] K.G. Tiller, J. Gerth & G. Br ummer. The relative affi nities of Cd, Ni, and Zn for different soil clay fractions and goethite. *Geoderma*, 34:17–35, 1984.
- [260] M. Tippner, H.-J. Mayer, V. Kirchesch, D. M'üller & U. Schleichert. Technische M'öglichkeiten und ökologische Voraussetzungen einer schadlosen Beseitigung von Baggergut durch Umlagerung in der Bundeswasserstraße Neckar. BfG-Bericht 0192, Bundesanstalt f'ür Gew"asserkunde, Koblenz, 1984.
- [261] M. Tippner & Ch. Zieger. Schwebstofftransport in den Bundeswasserstraßen (Übersicht). BfG-Bericht, Bundesanstalt f
 ür Gew
 ässerkunde, Koblenz, 1987.
- [262] H. Tödten. Das Absetzverhalten poröser Partikel im ruhenden Medium. Wasserwirtschaft, 77(5):236– 246, 1987.
- [263] H. T"odten & B. Vetter. Untersuchungen zum Schwebstofftransport in nat "urlichen Gerinnen. Wasserwirtschaft, 70(5):197–201, 1980.
- [264] E. Toorman & H. Huysentruyt. Towards a new constitutive equation for effective stress in self-weight consolidation. In N. Burt, R. Parker & J. Watts (Hrsg.), *Cohesive Sediments*, S. 121–132. J. Wiley and Sons, Chichester, 1997.
- [265] W. T'otsch. Cadmium Anwendung, Recycling und Ersatzprodukte. UWSF Z. Umweltchem. Ökotox., 2(4):226–230, 1990.
- [266] S. Trapp, R. Br'uggemann, W. Kalbfus & S. Frey. Organische und anorganische Stoffe im Main. Wasser-Abwasser, 133(10):495–504, 1992.
- [267] J.H. Trefry, T.A. Nelson, R.P. Tocine, S. Metz & T.W. Vetter. Trace metal fluxes through the Mississippi River delta system. Contaminant fluxes through the coastal zone: Rapports et proc ès-verbaux des réunions, Conseil international pour l'exploration de la mer, 186:277–288, 1986.
- [268] B. Treiber. Ein stochastisches Modell zur Simulation von Tagesabflüssen. Mitteilungen Heft 5, Institut f
 ür Wasserbau III, Universit
 ät Karlsruhe, 1975.
- [269] K.K. Turekian & K.H. Wedephol. Distributions of elements in some major units of the earth's crust. Geol. Soc. Amer., 72:175–192, 1961.
- [270] W.J. Ullmann & R.C. Aller. Diffusion coefficients in nearshore marine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 20:953–556, 1982.
- [271] USEPA. Remediation guidance document. Draft EPA/625/6-91/028, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC., 1993.
- [272] W. van Leussen. Estuarine Macroflocs and their role in Fine-grained Sediment Transport. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Directorate-General of Public Works and Water Management, National Institute for Coastal and Marine Management, Den Haag, NL, 1994.
- [273] A. van Mazijk. One-dimensional approach of transport phenomena of dissolved matter in rivers. Dissertation, Technical University Delft, NL, 1996.
- [274] L.C. van Rijn. Sediment transport. Part III : Bed forms and alluvial roughness. J. Hydraulic Engineering, 110(12):1733–1754, 1984.

- [275] L.C. van Rijn. Mathematical modeling of suspended sediment in nonuniform fbws. J. Hydraulic Engineering, 112(6):433–455, 1986.
- [276] L.C. van Rijn. *Mathematical modelling of morphological processes in the case of suspended sediment transport*. Dissertation, Delft University of Technology, 1987.
- [277] V.A. Vanoni. Transportation of suspended sediment by water. Amer. Soc. Civ. Eng., 111:67–102, 1946.
- [278] V.A. Vanoni. Sediment engineering. ASCE-manuals and reports, Amer. Soc. Civ. Eng., New York, USA, 1975.
- [279] V.M Vanoni. Transportation of suspended sediment by water. Paper no. 2267, Amer. Soc. Civ. Eng., 1944.
- [280] J.P. Vernet. Heavy Metals in the Environment. Elsevier, Amsterdam, 1991.
- [281] M Vetter. Velocity distribution and von-Karman-constant in open channel fbws with sediment transport. In S.Y. Wang, H.W. Shen & L.Z. Ding (Hrsg.), *Proc. Third Intern. Symp. on River Sedimentation.* School of Engineering, University of Mississippi, USA, 1986.
- [282] M. Vetter. Ein Beitrag zur Berechnung des Feststofftransports in offenen Gerinnen. Dissertation, Institut für Wasserwesen, Universitüat der Bundeswehr München, 1992.
- [283] H. Vieser. Stationarit at historischer Reihen extremer Hochwasser in Baden-W
 ürttemberg. Wasser und Boden, 48(8):50–54, 1996.
- [284] Th.C. Voice & J.W. Weber Jr. Sorption of hydrophobic compounds by sediments, soils and suspended solids - I. Theory and background. *Wat. Research*, 17:1433–1441, 1986.
- [285] Th. von Karman. Turbulence and skin friction. J. Aeronautical Sci., 1(1), 1934.
- [286] K. Wallmann. Die Fr\u00fchdiagenese und ihr Einfu\u03c3 auf die Mobilit\u03c4t der Spurenelemente As, Cd, Co, Cu, Ni, Pb und Zn in Sediment- und Schwebstoff-Suspensionen. Dissertation, TU Hamburg-Harburg, 1990.
- [287] K. Wallmann. Die L'oslichkeit und die Bindungsformen von Spurenmetallen in anaeroben Sedimenten. Vom Wasser, 78:1–20, 1992.
- [288] S.-Y. Wang. Variation of Karman-constant in sediment-laden fbw. Amer. Soc. Civ. Eng., J. Hydraulics Division, 107(HY4), 1981.
- [289] Wasser- und Schiffahrtsamt Stuttgart (Hr. Dr. Franzius), 1995. Pers onliche Mitteilung.
- [290] L. Wegehenkel. Koordinierung von Umweltg ütern und institutionelle Rahmenbedingungen. List-Forum, 13:205–228, 1985/86.
- [291] B. Westrich. Aspects of modelling suspended sediment transport in non-uniform fbws. In H.W. Shen (Hrsg.), *Movable bed physical models. NATO ASI Series C: Mathematical and physical sciences*, Band 312. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1987.
- [292] B. Westrich. Fluvialer Feststofftransport Auswirkungen auf die Morphologie und Bedeutung für die Gewässergüte. Schriftenreihe GWF Wasser, Abwasser, Band 22. Oldenbourg Verlag, M⁻unchen, 1988.

- [293] B. Westrich. Modelling of contaminant transport in rivers with emphasis on the interaction with movable boundaries. In S.S.Y. Wang (Hrsg.), Sediment Transport Modeling, Proceedings of the Intern. Symp., New Orleans (LA), USA, 1989.
- [294] B. Westrich & T. Dreher. Numerical compartment model for contaminant sediment mobility description in rivers. Arch. Hydrobiol. Sec. Issues Advanc. Limnol., 47:373–380, 1996.
- [295] B. Westrich, J.-M. Ham & Z. Zhang. Schadstofftransport in Fl'ussen unter besonderer Ber'ucksichtigung des Feststoffeinflusses (Zwischenbericht). Wissenschaftlicher Bericht 90/28 (HG 138), Institut f'ur Wasserbau, Universit'at Stuttgart, Stuttgart, 1990.
- [296] B. Westrich, J.-M. Ham & Z. Zhang. Schadstofftransport in Fl'ussen unter besonderer Ber'ucksichtigung des Feststoffeinflusses (Abschlußbericht). Wissenschaftlicher Bericht 91/16 (HG 147), Institut f'ur Wasserbau, Universit'at Stuttgart, Stuttgart, 1991.
- [297] B. Westrich & M. Juraschek. Flow transport capacity for hydraulic research. In XXI IAHR Congress, Vol. 3, S. 590–594, Melbourne, Australia, 1985.
- [298] J.C. Winterwerp, J.M. Cornelisse & C. Kuijper. Erosion of natural sediments from the Nederlands. model simulations and sensitivity analysis. Report of Cohesive Sediments Research 43, Delft Hydraulics, Rijkswaterstaat, 1993.
- [299] R. Wollast. Methodology of research in micropollutants Heavy metals. Water Sci. Technol., 14:107– 125, 1982.
- [300] T.M. Wood & A.M. Baptista. A model for diagnostic analysis of estuarine geochemistry. Water Resources Research, 29(1):51–71, 1993.
- [301] S. Wu & P.M Gschwend. Sorption kinetics of hydrophobic organic compounds to natural sediments. *Environmental Sci. Tech.*, 20(7):717–725, 1986.
- [302] M.S. Yalin. Mechanics of sediment transport. Pergamon Press, Braunschweig, 1972.
- [303] J.M. Zachara, C.E. Cowan & C.T. Resch. Sorption of divalent metals on calcite. *Geochim. Cosmo-chim. Acta*, 55:1491–1502, 1991.
- [304] U. Zanke. Grundlagen der Sedimentbewegung. Springer Verlag, Berlin, 1982.
- [305] G. Zartner-Nyilas, P. Deutsch & L. Roth. *Grenzwerte Kennzahlen zur Umweltbelastung in Deutschland und in der EG. Tabellenwerk*. ecomed Fachverlag, Landsberg, 1992.
- [306] A.J. Zeman, S. Sills, J.E. Graham & K.A. Klein. Subaqueous capping of contaminated sediments: annoted bibliography. NWRI Contribution No. 92-65, National Water Research Institute, Burlington (ON), Canada, 1992.
- [307] C.K. Ziegler & B. Nisbet. Fine-grained sediment transport in Pawtuxet River, Rhode Island. J. Hydraulic Engineering, 120(5):561–577, 1994.
- [308] C.K. Ziegler & B.S. Nisbet. Long-term simulation of fine-grained sediment transport in large reservoir. J. Hydraulic Engineering, 121(11):773–781, 1995.
- [309] W. Zielke, M. Markofsky & T. Blase. Numerische Modelle zur Simulation des Stoffhaushalts von Ästuarien. *Deutsche gewässerkundliche Mitteilungen*, 40(3):115–124, 1996.
- [310] E. Zimmermann. Ph'anomenologische Untersuchungen bei der Erosion einer koh'asiven Fließgew'assersohle. Wasserbau Mitteilungen 37, Wasserbau-Mitteilungen, TH Darmstadt, 1992.

Anhang A

Reaktionsstöchiometrien und Gleichgewichtskonstanten f^{°°}ur das Modell HYDRAQL

1. Karbonate

Spezies	H^+	Ca ²⁺	Cd^{2+}	CO_{3}^{2-}	logK	Ref.
HCO ₃₋	1	-	-	1	10.33	[246]
H ₂ CO ₃ (aq)	2	-	-	1	16.68	[246]
CdCO ₃ (s)	-	-	1	1	12.10	[246]
$CdCO_3^0$	-	-	1	1	3.00	[246]
$CdHCO_3^+$	1	-	1	1	11.83	[246]
$Cd(CO_3)_2^{2-}$	-	-	1	2	6.40	[246]

2. Hydroxide

Spezies	$\rm H^+$	Cd^{2+}	logK	Ref.
CdOH ⁺	-1	1	-10.10	[250]
Cd(OH) ₂ (aq)	-2	1	-20.40	[250]
$Cd(OH)_2(s)$	-2	1	-13.65	[250]

3. Adsorption an Eisenhydroxide (HFO)

Spezies	H^+	Cd^{2+}	>FeOH	Z	logK	Ref.
>FeOH ₂ ⁺	1	-	1	1	7.29	[63]
>FeO ⁻	-1	-	-1	-1	-8.93	[63]
>FeOCd ⁺	-1	1	-1	1	0.47	[63]

 $HFO = Fe_2O_3(1-3)H_2O$

Oberfl[•]ache: 600 nf/g

Adsorptionsstellen: 0.005 mol pro mol Fe

89 g HFO pro mol Fe (Werte nach DZOMBAK & MOREL, 1990 [63]) Grenzfl"achenmodell: konstante Kapazit"at

4. Adsorption an organische Liganden

Spezies	H^+	Ca ²⁺	Cd^{2+}	L_1	L_2	logK
HL ₁	1	-	-	1	-	4.75
HL ₂	1	-	-	-	1	7.01
CdL_1	-	-	1	1	-	4.32
CdL ₂	-	-	1	-	1	5.40
CaL ₁	-	1	-	1	0	3.50
CaL ₂	-	1	-	-	1	2.50

Oberfl'achenstellen: $[L_1] = 149 \,\mu \text{mol/g}, [L_2] = 134 \,\mu \text{mol/g}$

Anhang B

Schwebstoffkonzentrations-Abfluß-Beziehungen



Abb. B.1: Schwebstoffkonzentration als Funktion des Abflusses an den Meßstellen BE und BN. N: Anzahl der Wertepaare, df: Anzahl der Freiheitsgrade, p: Irrtumswahrscheinlichkeit f`ur den Korrelationskoeffi zienten, Eta²: Varianzanteil, der durch die Regression aufgekl`art wird, Eta² Sch`atzwert f`ur Eta²


Abb. B.2: Schwebstoffkonzentration als Funktion des Abflusses an den Meßstellen KN und LN. N: Anzahl der Wertepaare, df: Anzahl der Freiheitsgrade, p: Irrtumswahrscheinlichkeit für den Korrelationskoeffi zienten, Eta²: Varianzanteil, der durch die Regression aufgeklührt wird, Eta² Schützwert für Eta²

Anhang C

Ergebnisse der Stofffrachtbilanzierungen

HQ 12/93	(20	.12.1993	3 0:00	- 23.1	2.19	993 9	9:00) - g	elös	te P	hase
STOFFFRACHT	EN										
Meßstelle	t	Q	Cs	LF	pН	Ca	K	Mg	Na	Fe	Mn
	[h]	[10^6 m^3]	[1000 t]	[-]	[-]	[t]	[t]	[t]	[t]	[kg]	[kg]
BE	81	84.9	53.0	k.A.	k.A.	2158	360	451	832	4727	< 152
BN	81	131.6	107.0	k.A.	k.A.	5535	656	976	1363	6985	< 184
LN	81	216.5	196.0	k.A.	k.A.	8377	1116	1734	2569	11107	< 432
E-S=LN-BE-BN		0.0	36.0	k.A.	k.A.	683	100	306	375	-605	k.A.
(E-S)/LN [%]		0.0	18.4	k.A.	k.A.	8.2	9.0	17.7	14.6	-5.4	k.A.
Moßstelle	•	0	<u> </u>	64	<u></u>	Dh	7n		504	0	SK.
Meisstelle	гы Гы	[1046 m 42]	11000 41	Cu [ka]	Cu Ikal	FU [ka]			504	CI [4]	5r.
DE	01	[10.0 11.3]	[1000 l]	[K <u>9]</u>	200.0	[Kg]	[K9]		1970	009	
	01	04.9 121 G	107.0	< 4,20	209.9	< 42,0	< 400		1070	390	140
	01	131.0	107.0	< 0,00	299.0	< 00,0	< 701		4124	2252	300
	81	216.5	196.0	< 10,83	5/1.8	: 108,3	< 1229		0224	3479	604
E-S=LN-BE-BN		0.0	36.0	K.A.	62.4	K.A.	K.A.		230	229	94
(E-3)/LN [%]		0.0	18.4	K.A.	10.9	к.А.	к.А.		3.7	0.0	15.5
MITTLERE KON	IZEN	ITRATION	EN								
Meßstelle		Q	Cs	LF	pН	Ca	K	Mg	Na	Fe	Mn
		[m3/s]	[g/m³]	[µS/cm]	[-]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[µg/l]	[µg/l]
BE		291	624	264	7.79	25.4	4.24	5.31	9.79	55.6	< 1,79
BN		451	813	436	7.81	42.1	4.98	7.42	10.36	53.1	< 1,40
LN		743	905	376	7.84	38.7	5.15	8.01	11.87	51.3	< 2,00
BN+BE (Mischung)			739	369	7.81	35.5	4.69	6.59	10.14	54.1	< 1,55
Meßstelle		Q	Cs	Cd	Cu	Pb	Zn		SO4	CI	SK
		[m3/s]	[g/m³]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]		[mg/l]	[mg/l]	[mmol/l]
BE		291	624	< 0,05	2.47	< 0,5	< 5,39		22.0	11.8	1.70
BN		451	813	< 0,05	2.28	< 0,5	< 5,33		31.3	17.1	2.78
LN		743	905	< 0,05	2.64	< 0,5	< 5,68		28.7	16.1	2.79
BN+BE (Mischung)			739	< 0,05	2.35	< 0,5	< 5,35		27.7	15.0	2.36

Tab. C.1: Gel oste Parameter (Hochwasser im Dez. 1993)

Tab. C.2: Gel öste Parameter (Hochwasser im Apr. 1994)

HQ 04/94 (13.04.1994 0:00 - 15.04.1994 0:00) - gelöste Phase

Meßstelle	t	Q	Cs	LF	Ha	Ca	К	Ma	Na	Fe	Mn
	[h]	[10^6 m^3]	[1000 t]	[-]	[-]	[t]	[t]	[t]	[t]	[kg]	[kg]
BE	72	40.7	8.0	k.A.	k.A.	1188	171	303	325	7323	< 85
BN	72	154.3	192.0	k.A.	k.A.	7502	678	1158	1296	15265	< 383
LN	72	195.0	228.0	k.A.	k.A.	9348	858	1532	1719	23450	< 600
E-S=LN-BE-BN		0.0	28.0	k.A.	k.A.	659	9	71	98	861	k.A.
(E-S)/LN [%]		0.0	12.3	k.A.	k.A.	7.0	1.1	4.7	5.7	3.7	k.A.
Meßstelle	t	Q	Cs	Cd	Cu	Pb	Zn		SO4	CI	SK
	[h]	[10^6 m^3]	[1000 t]	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]		[t]	[t]	[10^3 mol]
BE	72	40.7	8.0	< 2,04	88.3	< 20,4	< 267		886	595	90
BN	72	154.3	192.0	< 7,72	245.8	< 77,2	< 842		5093	2297	465
LN	72	195.0	228.0	< 7,10	341.5	< 65,7	< 1116		6045	2901	565
E-S=LN-BE-BN		0.0	28.0	k.A.	7.4	k.A.	k.A.		65	9	10
(E-S)/LN [%]		0.0	12.3	k.A.	2.2	k.A.	k.A.		1.1	0.3	1.8
•											
			FN								

Meßstelle	Q	Cs	LF	pН	Ca	K	Mg	Na	Fe	Mn
	[m3/s]	[g/m³]	[µS/cm]	[-]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[µg/l]	[µg/l]
BE	157	197	301	7.79	29.2	4.19	7.43	7.97	179.8	< 2,08
BN	595	1244	417	7.81	48.6	4.39	7.50	8.40	98.9	< 2,48
LN	752	1169	405	7.82	47.9	4.40	7.85	8.81	120.2	< 3,08
BN+BE (Mischung)		1025	393	7.81	44.5	4.35	7.49	8.31	115.8	< 2,40
Meßstelle	Q	Cs	Cd	Cu	Pb	Zn		SO4	CI	SK
	[m3/s]	[g/m³]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]		[mg/l]	[mg/l]	[mmol/l]
BE	157	197	< 0,05	2.17	< 0,5	< 6,55		21.7	14.6	2.20
BN	595	1244	< 0,05	1.59	< 0,5	< 5,45		21.7	14.9	3.01
LN	752	1169	< 0,05	1.75	< 0,5	< 5,72		31.0	14.9	2.90
BN+BE (Mischung)		1025	< 0.05	1.71	< 0.5	< 5.68		30.7	14.8	2.84

	Tab. C.3:	Gel [°] oste	Parameter	(Hochwasser	im Jan.	1995)
--	-----------	-----------------------	-----------	-------------	---------	-------

HQ 01/95 (23.01.1995 - 30.01.1995 0:00) - gelöste Phase

STOFFFRACH	ΓΕΝ										
Meßstelle	t	Q	Cs	LF	pН	Ca	K	Mg	Na	Fe	Mn
	[h]	[10^6 m^3]	[1000 t]	[-]	[-]	[t]	[t]	[t]	[t]	[kg]	[kg]
BE	168	80.6	15.3	k.A.	k.A.	3197	304	680	1153	4712	172.4
BN	168	128.3	52.1	k.A.	k.A.	10304	549	1680	2791	5660	200.6
LN	168	208.9	66.7	k.A.	k.A.	15132	837	2538	4744	6683	377.8
E-S=LN-BE-BN		0.0	-0.7	k.A.	k.A.	1631	-17	178	800	-3689	4.88
(E-S)/LN [%]		0.0	-1.0	k.A.	k.A.	10.8	-2.0	7.0	16.9	-55.2	1.29
Meßstelle	t	Q	Cs	Cd	Cu	Pb	Zn		SO4	CI	SK
	[h]	[10^6 m^3]	[1000 t]	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]		[t]	[t]	[10^3 mol]
BE	168	80.6	15.3	< 1,20	144.6	< 12,1	< 454		1896	2156	351
BN	168	128.3	52.1	< 1,65	209.7	< 17,0	< 699		5045	5078	1139
LN	168	208.9	66.7	< 2,45	398.1	< 23,9	< 1120		7196	7861	1704
E-S=LN-BE-BN		0.0	-0.7	k.A.	43.7	k.A.	k.A.		255	627	214
(E-S)/LN [%]		0.0	-1.0	k.A.	11.0	k.A.	k.A.		3.5	8.0	12.5
MITTLERE KON	NZEN	ITRATION	EN								
Meßstelle		Q	Cs	LF	pН	Ca	K	Mg	Na	Fe	Mn
		[m3/s]	[g/m³]	[µS/cm]	[-]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[µg/l]	[µg/l]
BE		133	189	322	7.87	39.7	3.78	8.43	14.31	58.5	2.14
BN		212	406	564	7.72	80.3	4.28	13.10	21.76	44.1	1.56
LN		345	319	513	7.72	72.4	4.01	12.15	22.71	32.0	1.81
BN+BE (Mischung)			322	470	7.78	64.6	4.09	11.30	18.88	49.7	1.79

Meßstelle	Q	Cs	Cd	Cu	Pb	Zn	SO4	CI	SK
	[m3/s]	[g/m³]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mmol/l]
BE	133	189	< 0,015	1.79	< 0,15	< 5,63	23.5	26.7	4.36
BN	212	406	< 0,013	1.64	< 0,13	< 5,45	39.3	39.6	8.88
LN	345	319	< 0,011	1.91	< 0,11	< 5,36	34.5	37.6	8.16
BN+BE (Mischung)		322	< 0,014	1.70	< 0,14	< 5,52	33.2	34.6	7.13

ļ	
	<i>a</i> \
l	Ϋ́
I	2
l	2
l	5
ļ	ц.
ļ	Φ
I	<u> </u>
I	:0
I	
	Ľ.
ł	ت.
l	5
l	ğ
l	Ω
l	1
l	\sim
l	Q
I	Ö
ł	σ.
l	~
l	8
l	8
l	<u> </u>
l	1
l	\sim
l	1
l	3
l	2
l	
l	\frown
l	ž
l	\sim
	0
I	ന
I	ດົ
I	σ
I	-
I	പ്
I	
l	<u>.</u>
l	S
	U
	~
	2
	ル
	N
	\mathbf{a}
	\mathbf{Y}
	-
t	

_
ш
1
<u>'</u>
-
S
<
-
E
ш
ш
LL.
-
0
_
in

7

Meßstelle	+	Ø	Cs	Са	ပိ	-	Fe	Mn	Cd	C	qd	Zn
	[4]	0^6 m^3]	[1000 t]	Ξ	[kg]	[kg]	Ξ	Ξ	[kg]	[kg]	[kg]	Ξ
BE	81	84.9	53.0	318	651	1531	2007	53.5	91.1	4107	3708	13.8
BN	81	131.6	107.0	2717	1465	4233	3937	70.2	6.9.9	5933	4505	24.9
LN	81	216.5	196.0	4324	2610	7077	7050	130.9	240.1	13402	2666	48.0
mE=LN-BE-BN		0.0	36.0	1289	493	1313	1107	7.2	79.2	3362	1784	9.3
mE/LN [%]		0.0	18.4	29.8	18.9	18.5	15.7	5.5	33.0	25.1	17.8	19.4
MITTLERE K	ONZEN	TRATIO	NEN									
Meßstelle		σ	Cs	Ca	ပိ	:	Ъе Ге	Mn	Cd	Cu	Чd	Zn
		[m³/s]	[g/m³]	[I/gm]	[l/6rl]	[hgy]	[l/gm]	[I/gm]	[l/6rl]	[l/grl]	[l/6rl]	[l/grl]
BE		291	624	3.7	7.7	18.0	23.6	0.63	1.07	48.4	43.7	163
BN		451	813	20.7	11.1	32.2	29.9	0.53	0.53	45.1	34.2	189
LN		743	905	20.0	12.1	32.7	32.6	0.60	1.11	61.9	46.2	222
BN+BE (Mischung	(1		739	14.0	9.8	26.6	27.5	0.57	0.74	46.4	37.9	179

BE BN LN BN+BE (Mischung)

MITTLERE SCHWEBSTOFFBELASTUNG									
Meßstelle	Ca	ပိ		Fe	Mn	Cd	CC	qd	Zn
	[g/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[g/kg]	[g/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
BE	6.0	12.3	28.9	37.9	1.01	1.72	77.5	70.0	261
BN	25.4	13.7	39.6	36.8	0.66	0.65	55.5	42.1	232
LN	22.1	13.3	36.1	36.0	0.67	1.23	68.4	51.0	245
BN+BE (Mischung)	19.0	13.2	36.0	37.1	0.77	1.01	62.8	51.3	242
mittlere Konz. im erodierten Sediment [mg/kg]	35.8	13.7	36.5	30.7	0.20	2.20	93.4	49.5	258
ERODIERTER ALTSEDIMENTANTEIL	(Annahn	ne: keine	Sedimen	itation)					
						Cq	Сц	рb	Zn
						[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Jungsediment: Mediankonzentration						2.41	98.5	86.5	368
Altsediment: Mediankonzentration						35.00	392.0	309.3	1407
erodierte Altsedimentmenge [1000 t]						0.0	0.0	0.0	0.0
Anteil Altsediment am erodierten Sediment [%]						0.0	0.0	0.0	0.0

Altsediment:	Mediankonzentration
erodierte Altsedimei	ntmenge [1000 t]
Anteil Altsediment a	am erodierten Sediment [%]
Jungsediment:	mittlere Konzentration
Altsediment:	mittlere Konzentration
erodierte Altsedime	intmenge [1000 t]
Anteil Altsediment a	am erodierten Sediment [%]

354 1420 0.0 0.0

88.2 345.5 0.0 0.0

100.4 403.3 0.0 0.0

4.50 40.00 0.0 0.0

H	Q 04/94 (1	3.04.1994	- 00:0	15.04	.1994	0:0)) - part	ikuläre	Phase	0	
STOFFFRACHT	EN										
Meßstelle	0	Cs	Ca	ů		Ъe	Mn	Cd	Сп	Чd	Zn
	[h] [10^6 m^3]	[1000 t]	Ð	[ka]	[kd]	Ξ	[1]	[kg]	[kg]	[kg]	Ξ
BE	72 40 7	8.0	35	114	305	254	5.8	13.2	543	526	1.4
	72 154.3	192.0	7684	2386	6796	5938	94.9	136.5	7718	7165	29.0
	72 195.0	228.0	8504	2738	7779	7237	116.3	343.8	11695	11020	39.3
mF=I N-BF-BN	0.0	28.0	785	238	677	1045	15.6	194.0	3434	3329	8.9
mE/LN [%]	0.0	12.3	9.2	8.7	8.7	14.4	13.4	56.4	29.4	30.2	22.7
MITTLERE KON	VZENTRATIO	NEN									
Meßstelle	σ	Cs	Ca	ပိ		Ъe	Mn	Cd	υ	Ъb	Zn
	[s/ɛ]	[d/m ³]	[l/gm]	[l/6rl]	[l/6rl]	[I/gm]	[mg/l]	[l/6rl]	[l/g4]	[hg/l]	[//6/1]
BF	157	197	6.0	2.8	7.5	6.2	0.14	0.32	13.3	12.9	34
BN	595	1244	49.8	15.5	44.0	38.5	0.61	0.88	50.0	46.4	188
Z	752	1169	43.6	14.0	39.9	37.1	0.60	1.76	60.0	56.5	202
BN+BE (Mischung)		1025	39.6	12.8	36.4	31.7	0.52	0.77	42.3	39.4	156
MITTLERE SCH	HWEBSTOFF	BELASTUNC	(5								
Meßstelle			Ca	ပိ	[.]	ъе	Mn	Cd	Cu	Чd	Zn
			[g/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[g/kg]	[g/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
BE			4.4	14.2	38.0	31.7	0.73	1.65	67.7	65.6	175
NG			40.0	12.4	35.4	30.9	0.49	0.71	40.2	37.3	151
Z			37.3	12.0	34.1	31.7	0.51	1.51	51.3	48.3	172
BN+BE (Mischung)			38.6	12.5	35.5	31.0	0.50	0.75	41.3	38.5	152
mittlere Konz. im er	odierten Sedimer	nt [mg/kg]	28.0	8.5	24.2	37.3	0.56	6.93	122.7	119.0	319
ERODIERTER	ALTSEDIMEN	NTANTEIL	(Annahm	ie: keine	Sediment	tation)					
								Cd [ma/kn]	Cu [md/ka]	pb [ma/ka]	Zn [ma/ka]
lunacodiment.	Mediankon7	zentration						2.41	98.5	86.5	368
Alterdiment.	Mediankonz	zentration						35.00	392.0	309.3	1407
arodiarta Altsadimo	ntmende [1000 t]							3.9	2.3	4.1	0.0
Anteil Altsediment	am erodierten Se	diment [%]						13.9	8.3	14.6	0.0
.lundsediment	mittlere Kor	nzentration						4.50	100.4	88.2	354
Altsediment:	mittlere Kor	nzentration						40.00	403.3	345.5	1420
erodierte Altsedime	entmenge [1000 t]							1.9	10.1	3.3	0.0
Anteil Altsediment	am erodierten Se	ediment [%]						0.0	t	10.01	2.2

Tab. C.5: Partikuläre Parameter (Hochwasser im Apr. 1994)

	Н	2 01	/95 (23.01	.1995 -	30.01.	1995 0	- (00:	partikul	äre Phase	0		
STOFFFRACHTE	z											
Meßstelle	t	0	Cs	Са	ပိ	C:	Fe	Mn	PC	Cu	Рb	Zn
	1 [10^6 m^3	<u>_</u>	[1000 t]	Ð	[kg]	[kg]	Ξ	Ð	[kg]	[kg]	[kg]	[1]
BE 16	8 80.6	9	15.3	123	190	541	533	15.0	23.3	1334	961	3.6
BN 16	8 128.5	с С	52.1	2070	654	1779	1776	31.6	35.1	2310	1717	9.7
LN 16	8 208.5	ი	66.7	2358	870	2387	2357	43.9	50.4	3767	2697	13.2
mE=LN-BE-BN	0.0	0	-0.7	164	26	67	48	-2.7	-8.0	123	19	- i
me/LN [%]	0.0	0	-1.0	7.0	3.0	2.8	2.0	-6.2	-16.0	3.3	0.7	-1.0
MITTLERE KONZ	ENTRATION	٩EN										
Meßstelle	0	a	Cs	Ca	ပိ	C:	Fe	ЧN	PO	Cu	Pb	Zn
	s/ɛm]	<u> </u>	[g/m³]	[l/gm]	[l/6rl]	[hg/]	[l/gm]	[I/gm]	[hou]	[ha/]	[na/]	[na/]]
BE	135	ę	189	1.5	2.4	6.7	6.6	0.19	0.29	16.5	11.9	44
BN	212	2	406	16.1	5.1	13.9	13.8	0.25	0.27	18.0	13.4	76
	345	ب ب	319	11.3	4.2	11.4	11.3	0.21	0.24	18.0	12.9	63
BN+BE (Mischung)			322	10.5	4.0	11.1	11.1	0.22	0.28	17.4	12.8	64
MITTLERE SCHM	/EBSTOFFBI	ELA	STUNG									
Meßstelle				Са	ဗိ	Li	Fe	Mn	PO	C	Pb	Zn
				[g/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[g/kg]	[g/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[ma/ka]	[ma/ka]
BE				8.1	12.4	35.4	34.9	0.98	1.53	87.3	62.9	234
BN				39.8	12.6	34.2	34.1	0.61	0.67	44.4	33.0	186
LN				35.4	13.1	35.8	35.4	0.66	0.76	56.5	40.5	197
BN+BE (Mischung)				32.6	12.5	34.5	34.3	0.69	0.87	54.1	39.8	197
mittlere Konz. im erodi	erten Sediment [[mg/ki	9]	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
ERODIERTER AL	TSEDIMENT	LANT	EIL	(Annahme	:: keine Sec	limentation	(r					
									Cd	Cu	Чd	Zn
									[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Jungsediment:	Mediankonzen	Itratio	5						2.41	98.5	86.5	368
Altsediment:	Mediankonzen	Itratio	c						35.00	392.0	309.3	1407
	nenge [1000 1]								k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Anteil Aitsediment am	erodierten seain	nent ['	[%]						k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Jungsediment:	mittlere Konzei	sntratio	uo						4.50	100.4	88.2	354
Altsediment:	mittlere Konze	entratio	uc						40.00	403.3	345.5	1420
erodierte Altsedimentn	nenge [1000 t]								k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Anten Auseument and	eroalerten avun	nent	[o]						k.A.	k.A.	k.A.	k.A.

Tab. C.6: Partikuläre Parameter (Hochwasser im Jan. 1995)

Anhang D

Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffi zienten

 Tab. D.1: Mittelwerte und Standardabweichungen der logarithmierten Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffi zienten f
 ür die drei Hochwasser und f
 ür die n insgesamt untersuchten Proben.

Hochwasser			$\log (K_d$	[lkg ⁻¹])		
Station	Fe	Mn	Cd	Cu	Pb	Zn
HQ 12/93						
BE	$5,77{\pm}0,20$	$5,69{\pm}0,25$	n.b.	4,49±0,13	n.b.	$4,68{\pm}0,15$
BN	$5,86{\pm}0,13$	$5,56{\pm}0,19$	n.b.	$4,39{\pm}0,09$	n.b.	4,61±0,12
LN	$5,85{\pm}0,11$	5,41±0,23	n.b.	$4,41{\pm}0,08$	n.b.	$4,62{\pm}0,07$
HQ 04/94						
BE	5,15±0,33	$5,55{\pm}0,10$	n.b.	$4,49{\pm}0,15$	n.b.	$4,44{\pm}0,08$
BN	$5,50{\pm}0,31$	$5,20{\pm}0,31$	n.b.	$4,40{\pm}0,15$	n.b.	$4,30{\pm}0,14$
LN	$5,43{\pm}0,51$	$5,05{\pm}0,73$	$4,88{\pm}0,45$	$4,51\pm0,17$	$5,68{\pm}0,00$	$4,30{\pm}0,20$
HQ 01/95						
BE	$5,80{\pm}0,20$	5,71±0,24	$5,03{\pm}0,17$	$4,67{\pm}0,07$	$5,62{\pm}0,14$	4,64±0,12
BN	5,93±0,21	5,61±0,23	4,67±0,16	4,46±0,12	5,33±0,18	4,58±0,09
LN	$6,08{\pm}0,15$	$5,60{\pm}0,23$	4,80±0,13	$4,48{\pm}0,09$	$5,40{\pm}0,15$	$4,58{\pm}0,09$
insgesamt						
BE	$5,66{\pm}0,23$	5,69±0,23	$5,03{\pm}0,17$	$4,60{\pm}0,10$	$5,62{\pm}0,14$	$4,60{\pm}0,12$
BN	$5,82{\pm}0,22$	$5,56{\pm}0,23$	4,67±0,16	4,43±0,12	5,33±0,18	$4,52{\pm}0,11$
LN	$5,94{\pm}0,20$	$5,54{\pm}0,26$	4,81±0,18	$4,47{\pm}0,10$	$5,44{\pm}0,15$	$4,57{\pm}0,10$
Probenanzahl						
n(BE)	63	55	20	63	15	55
n(BN)	64	53	7	64	10	44
n(LN)	58	50	17	58	7	43

n.b.: nicht bestimmt

Anhang E

Grenzbetrachtungen zur Schadstoffretention in Stauhaltungen

Vereinfachend wird angenommen, daß das Transportverhalten eines Schadstoffs in einem Fluß nur durch folgende Prozesse gesteuert wird: Advektion, Sedimentation, Erosion und Adsorption an die im Fluß transportierten Schwebstoffe. Einem Flußabschnitt zuströmende Quantitäten des Schadstoffs (Index *in*) verlassen den Wasserkörper demnach auf drei Hauptpfaden: Sie akkumulieren nach Adsorption an sedimentierende Schwebstoffe im Gewässersediment (Index *b*) oder sie werden aus dem Kontrollabschnitt, gegebenenfalls nach Zwischenspeicherung im Sediment, ausgespült und sind im Abstrom (Index *out*) in gelöster (Index *w*) oder partikulärer Form (Index *p*) nachzuweisen.

Die Kontinuit atsgleichung für die Schwebstoffe in einem Flußabschnitt lautet in allgemeiner Form:

$$QC_s^{in} + \int_L \int_b (\dot{E} - \dot{S}) \, dy \, dx - QC_s^{out} = 0 \tag{5.0.1}$$

Dabei bezeichnen (QC_s^{in}) den in den betrachteten Kontrollabschnitt einströmende Massenstrom an Schwebstoffen und (QC_s^{out}) den ausströmenden Massenstrom, der Integralterm berücksichtigt die Veränderung der Schwebstofftransportrate durch Erosion und Sedimentation. Nach Einführung des Erosionsanteils $\alpha_{s,E}$ und des Sedimentationsanteils $\alpha_{s,S}$

$$\alpha_{s,E} \equiv \frac{\int_L \int_b \dot{E} \, dy \, dx}{Q \, C_s^{in}}, \qquad \alpha_{s,S} \equiv \frac{\int_L \int_b \dot{S} \, dy \, dx}{Q \, C_s^{in}}$$
(5.0.2)

resultiert aus Gl. (5.0.1) f'ur die Schwebstoffkonzentration C_s^{out} im Abstrom:

$$C_s^{out} = C_s^{in} \left(1 + \alpha_{s,E} - \alpha_{s,S}\right) \tag{5.0.3}$$

Die Bilanzgleichung für einen Schadstoff lautet:

$$QC^{in} + \int_L \int_b (\dot{E}\,\Gamma_b - \dot{S}\,\Gamma_p)\,dy\,dx - QC^{out} = 0$$
(5.0.4)

 Γ_p bezeichnet die Schadstoffbelastung der sedimentierenden Schwebstoffe und Γ_b diejenige der erodierenden Sedimentablagerungen. In Analogie zu den Schwebstoffen können der im Kontrollabschnitt zur Ablagerung kommende Schadstoffanteil α_S und der erodierende Anteil α_E definiert werden als:

$$\alpha_E \equiv \frac{\int_L \int_b \dot{E} \, \Gamma_b \, dy \, dx}{Q \, C_s^{in}}, \qquad \alpha_S \equiv \frac{\int_L \int_b \dot{S} \, \Gamma_p \, dy \, dx}{Q \, C_s^{in}}$$
(5.0.5)

Die Kontinuit atsgleichung (5.0.4) l'aßt sich analog zu Gl. (5.0.3) schreiben:

$$C^{out} = C^{in} \left(1 + \alpha_E - \alpha_S \right) \tag{5.0.6}$$

Das Übertragungsverhalten eines Flußabschnitts für Schwebstoffe wird in allgemeiner Form über Gl. (5.0.3) beschrieben, das für sorptive Schadstoffe über Gl. (5.0.6).

Spezialfall: Schnelle Adsorption bei überwiegender Sedimentation

Es soll die Schadstoffbelastung des Sedimentes und die Schadstoffretentionswirkung einer Stauhaltung bei bekannter Schadstoffeinleitung für eine typische Niedrigwassersituation untersucht werden. Hierzu werden folgenden Annahmen getroffen: Die Erosion im Flußabschnitt ist vernachlässigbar klein ($\alpha_{s,E} \approx 0$); der Sedimentationsstrom ist gering gegenüber dem Zustrom an Schwebstoffen ($\alpha_{s,S} << 1$); die Sorptionskinetik erfolgt im Vergleich zum advektiven Transport hinreichend schnell, so daß im gesamten Flußabschnitt für die Sorptionsprozesse ein Verteilungsgleichgewicht angenommen werden kann. $K_d = C_p/(C_w C_s) = \Gamma_p/C_w$.

Unter diesen Annahmen ist Γ_p im Kontrollabschnitt konstant, und die Kontinuit atsgleichung (5.0.6) liefert:

$$C^{in} = C^{out} + \Gamma_p \,\alpha_{s,S} C_s^{in} \tag{5.0.7}$$

Unter Ausnutzung des Verteilungsgleichgewichts l"aßt sich Gl. (5.0.7) zu Gl. (5.0.8) umformen:

$$C^{in} = \Gamma_p \left(\frac{1}{K_d} + C_s^{out} + \alpha_{s,S} C_s^{in} \right)$$
(5.0.8)

Setzt man die in Gl. (5.0.3) formulierte Schwebstoffmassenbilanz in Gl. (5.0.8) ein, so folgt:

$$C^{in} = \Gamma_p \left(\frac{1}{K_d} + C_s^{in} \right) \tag{5.0.9}$$

Die Schadstoffbelastung der sich bildenden Sedimentablagerungen entspricht derjenigen der absinkenden Sedimente ($\Gamma_b = \Gamma_p$). Sie kann nach Umformung von Gl. (5.0.9) zur einströmenden Schadstoffkonzentration C^{in} in Beziehung gesetzt werden:

$$\Gamma_b = \frac{K_d}{1 + C_s^{in} K_d} C^{in} \tag{5.0.10}$$

Im Falle einer schnellen Sorptionskinetik hängt die Schadstoffbelastung der sich ablagernden Schwebstoffe in Gl. (5.0.10) vom Verhältnis der Schadstoffemissionsstärke zum Abfluß des Gewässers (\dot{C}^n), von der Affinität des betrachteten Schadstoffs zur partikulären Substanz (\underline{K}) und von der Dichte an Adsorptionsplätzen im Wasserkörper (\dot{C}^n) ab. Gl. (5.0.10) lautet in dimensionsloser Form:

$$\frac{\Gamma_b}{K_d C^{in}} = \frac{1}{1 + C_s^{in} K_d}$$
(5.0.11)

Der in Bezug zur einströmenden Schadstofftransportrate in der Stauhaltung zur uckgehaltene Massenstrom an Schadstoffen, der durch α_S definiert ist, kann als *Schadstoffretentionseffizienz* des betrachteten Flußabschnitts betrachtet werden. Bei der durchgef uhrten Grenzbetrachtung folgt:

$$\alpha_S = \alpha_{s,S} \frac{C_s^{in} \Gamma_b}{C^{in}} \tag{5.0.12}$$

Setzt man Gl. (5.0.10) in Gl. (5.0.12) ein, so resultiert f'ur die Schadstoffretentionseffizienz:

$$\alpha_S = \alpha_{s,S} \frac{C_s^{in} K_d}{1 + C_s^{in} K_d}$$
(5.0.13)

Anhang F

Autokovarianzfunktion der Abflıßtageswerte

Die Autokovarianzfunktion charakterisiert die Autokorrelationsstruktur von Zeitreihen. Sie beschreibt den zeitlichen Zusammenhang der Meßwerte einer Zeitreihe in Abhängigkeit von der Zeitverschiebung k. Die einzelnen Autokovarianzkoeffizienten c(k) lauten:

$$c(k) = \frac{\frac{1}{n-k} \sum_{i=1}^{n-k} (x_i - \bar{x}) \cdot (x_{i+k} - \bar{x})}{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^{n} (x_i - \bar{x})} \qquad k = 0, 1, 2, \dots, n-1$$
(6.0.1)

 x_i ist der Abflußwert am Tag *i*, \bar{x} der Mittelwert aller Abflüsse und *n* die Tagesanzahl der Abflußmeßreihe. Die Autokovarianzfunktion ist ohne Zeitverschiebung maximal: c(0)=1. Als Ged achtnis *m* (engl. *memory*) bezeichnet man die Zeitverschiebung, für die der Autokovarianzkoeffizient auf einem 95 % Signifikanzniveau nicht mehr signifikant von Null verschieden ist. Ereignisse, die länger als *m* Tage zur ückliegen, haben keinen Einfluß mehr auf den aktuellen Abflußwert.

Abb. F.1 zeigt die Autokovarianzfunktion f ur den Neckarpegel bei Lauffen. Die Abflußzeitreihe von 1950 bis 1994 besitzt ein Ged achtnis von 97 Tagen. F ur gr oßere Verschiebungen (k > m) verl auft die Autokovarianzfunktion periodisch, was den Jahresgang der Abfl usse wiederspiegelt.



Abb. F.1: Autokovarianzfunktion und Ged achtnis der Abflußtageswerte am Pegel Lauffen (1950-1994).

Anhang G

Eigenschaften der generierten Abflıßzeitreihen



Abb. G.1: Empirische Verteilungsfunktionen der Jahresmittel- und Jahresspitzenwerte f
ür den Pegel Lauffen (links: 1950-1994, rechts: 1950-1994). Dargestellt sind Mittelwerte und Standardabweichungen f
ür die generierten Tagesabflüsse bei Simulation von 40 Zeitreihen
45 Jahre (durchgezogene Linien) im Vergleich zur Meßreihe (gestrichelte Linien).



Abb. G.2: Jahresg ange der mittleren Monatsabflusse und der Standardabweichungen von Monatsmittelund Tageswerten f ur den Pegel Lauffen (links: 1950-1994, rechts: 1978-1994). Dargestellt sind Mittelwerte und Standardabweichungen f ur die generierten Tagesabflusse bei Simulation von 40 Zeitreihen ´a 45 Jahre (durchgezogene Linien) im Vergleich zur Meßreihe (gestrichelte Linien).



Abb. G.3: Übersicht 'über den Verlauf statistischer Parameter und Verteilungsfunktionen die Tagesabflüsse am Pegel Lauffen im Zeitraum 1950-1994 bei Generierung einer 2000j ahrigen Zeitreihe. Dargestellt sind in der oberen Reihe die Summenh'aufigkeitsverteilungen der Abflußjahresmittelwerte und der Jahresspitzen sowie der jahreszeitliche Verlauf der mittleren Monatsabflüsse, der Standardabweichung der Monatsmittel und der Standardabweichung der Tageswerte. Die drei folgenden Reihen zeigen die Summenh'aufigkeitsverteilungen der mittleren und maximalen Monatsabflüsse sowie die Tagesmittel f'ür die einzelnen Monate.



Abb. G.4: Übersicht "über den Verlauf statistischer Parameter und Verteilungsfunktionen f"ur die Tagesabflüsse am Pegel Lauffen im Zeitraum 1978-1994 bei Generierung einer 2000j"ahrigen Zeitreihe. Dargestellt sind in der oberen Reihe die Summenh"aufi gkeitsverteilungen der Abflußjahresmittelwerte und der Jahresspitzen sowie der jahreszeitliche Verlauf der mittleren Monatsabflüsse, der Standardabweichung der Monatsmittel und der Standardabweichung der Tageswerte. Die drei folgenden Reihen zeigen die Summenh"aufi gkeitsverteilungen der mittleren und maximalen Monatsabflüsse sowie die Tagesmittel f"ur die einzelnen Monate.

Anhang H

Extremwertstatistische Analyse

Die J"ahrlichkeiten des kritischen Abflusses am Pegel Lauffen/Neckar von ca. 2500 m³ s⁻¹, der f"ur die 100j"ahrigen Prognoserechnungen (Abschnitt 5.5.4) den Umschlagpunkt zwischen Verlandung und Sedimentabtrag markiert, wurden mittels Extremwertanalysen berechnet. Hierf"ur kam das Programm EXTREM des IHW-Softwarepaketes [120] zum Einsatz. Die Parameter von 15 verschiedenen Verteilungsfunktionen wurden mit der Momentenmethode gesch"atzt und die G"ute der Anpassung der Verteilungsfunktionen an die vorliegenden Datenserien mit dem $n\omega^2$ -Test [60] bestimmt (Signifikanzniveau $\alpha = 5$ %). Anhand der Anpassungsg"ute erfolgte die Auswahl der beiden geeignetsten Wahrscheinlichkeitsverteilungen (log-Gamma- und Gumbel-Verteilung). Dabei fiel die Anpassung der kurzen Datenreihe stets schlechter aus als bei der Serie Q50-94.



Abb. H.1: J'ahrlichkeiten T_n der Tagesabflüsse f'ur den Pegel Lauffen/Neckar. Dargestellt sind die gemessenen Abflußjahresmaxima als 'Plotting Positions' und die Verl'aufe von zwei Wahrscheinlichkeitsverteilungen f'ur die beiden Serien 1950 bis 1994 (Q50-94) und 1978 bis 1994 (Q78-94)

Abb. H.1 veranschaulicht das Ergebnis der extremwertstatistischen Analysen in graphischer Form. Die H"aufung von stark erh"ohten Abflußmaxima im Zeitraum nach 1977 hat zur Folge, daß bei einem bestimmten Abfluß f"ur die Serie Q78-94 eine geringere J"ahrlichkeit berechnet wird als f"ur das l"angere Datenkollektiv. F"ur eine Abflußserie steigt die Abweichung zwischen den beiden Verteilungsfunktionen bei Abfl"ussen oberhalb der bislang beobachteten Werte deutlich an. Eine Extrapolation der Verteilungsfunktionen in Abb. H.1 bis zum kritischen Abfluß von 2500 m³ s⁻¹ ist nicht zul"assig.

Lebenslauf :

18. Dezember 1965	geboren in Hof
Schulische Ausbildung:	
August 1971 - September 1973	Besuch der Grundschule Pfaffendorf, Koblenz
Oktober 1973 - September 1974	Besuch der Hollin Meadows Elementary School, Alexandria (Va.), USA
Oktober 1974 - Juli 1975	Besuch der Grundschule Pfaffendorf, Koblenz
September 1975 - Juni 1984	Besuch des Staatl. Gymnasiums a.d. Asterstein, Koblenz
Bundeswehr:	
Juli 1984 - September 1985	Wehrdienst in der Augusta-Kaserne, Koblenz
Studium und Beruf:	
Oktober 1985 - März 1991	Studium der Geoökologie an der Universität
	Bayreuth
seit April 1991	Wissenschaftlicher Angestellter am Institut für Wasserbau an der Universität Stuttgart



Institut für Wasserbau **Universität Stuttgart**

Pfaffenwaldring 61 70569 Stuttgart (Vaihingen) Telefon (0711) 685 - 64717/64749/64752/64679 Telefax (0711) 685 - 67020 o. 64746 o. 64681 E-Mail: iws@iws.uni-stuttgart.de http://www.iws.uni-stuttgart.de

Direktoren Prof. Dr. rer. nat. Dr.-Ing. András Bárdossy Prof. Dr.-Ing. Silke Wieprecht

Vorstand (Stand 1.2.2008) Prof. Dr. rer. nat. Dr.-Ing. A. Bárdossy Prof. Dr.-Ing. R. Helmig Prof. Dr.-Ing. S. Wieprecht Prof. Dr.-Ing. habil. B. Westrich Jürgen Braun, PhD Dr.-Ing. H. Class Dr.-Ing. S. Hartmann Dr.-Ing. H.-P. Koschitzky PD Dr.-Ing. W. Marx Dr. rer. nat. J. Seidel

Emeriti

Prof. Dr.-Ing. habil. Dr.-Ing. E.h. Jürgen Giesecke Prof. Dr.h.c. Dr.-Ing. E.h. Helmut Kobus, PhD

Lehrstuhl für Wasserbau und Wassermengenwirtschaft Leiter: Prof. Dr.-Ing. Silke Wieprecht Stellv.: PD Dr.-Ing. Walter Marx, AOR

Lehrstuhl für Hydromechanik und Hydrosystemmodellierung

Leiter: Prof. Dr.-Ing. Rainer Helmig Stellv.: Dr.-Ing. Holger Class, AOR

Lehrstuhl für Hydrologie und Geohydrologie Leiter: Prof. Dr. rer. nat. Dr.-Ing. András Bárdossy Stellv.: Dr. rer. nat. Jochen Seidel

VEGAS, Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung

Leitung: Jürgen Braun, PhD Dr.-Ing. Hans-Peter Koschitzky, AD

Versuchsanstalt für Wasserbau

Leiter: apl. Prof. Dr.-Ing. habil. Bernhard Westrich

Verzeichnis der Mitteilungshefte

- 1 Röhnisch, Arthur: Die Bemühungen um eine Wasserbauliche Versuchsanstalt an der Technischen Hochschule Stuttgart, und Fattah Abouleid, Abdel: Beitrag zur Berechnung einer in lockeren Sand gerammten, zweifach verankerten Spundwand, 1963
- 2 Marotz, Günter: Beitrag zur Frage der Standfestigkeit von dichten Asphaltbelägen im Großwasserbau, 1964
- 3 Gurr, Siegfried: Beitrag zur Berechnung zusammengesetzter ebener Flächentragwerke unter besonderer Berücksichtigung ebener Stauwände, mit Hilfe von Randwert- und Lastwertmatrizen, 1965
- 4 Plica, Peter: Ein Beitrag zur Anwendung von Schalenkonstruktionen im Stahlwasserbau, und Petrikat, Kurt: Möglichkeiten und Grenzen des wasserbaulichen Versuchswesens, 1966

Prof. Dr.-Ing. Rainer Helmig

- 5 Plate, Erich: Beitrag zur Bestimmung der Windgeschwindigkeitsverteilung in der durch eine Wand gestörten bodennahen Luftschicht, und Röhnisch, Arthur; Marotz, Günter: Neue Baustoffe und Bauausführungen für den Schutz der Böschungen und der Sohle von Kanälen, Flüssen und Häfen; Gestehungskosten und jeweilige Vorteile, sowie Unny, T.E.: Schwingungs-
- 6 Seiler, Erich: Die Ermittlung des Anlagenwertes der bundeseigenen Binnenschiffahrtsstraßen und Talsperren und des Anteils der Binnenschiffahrt an diesem Wert, 1967

untersuchungen am Kegelstrahlschieber, 1967

- 7 Sonderheft anläßlich des 65. Geburtstages von Prof. Arthur Röhnisch mit Beiträgen von Benk, Dieter; Breitling, J.; Gurr, Siegfried; Haberhauer, Robert; Honekamp, Hermann; Kuz, Klaus Dieter; Marotz, Günter; Mayer-Vorfelder, Hans-Jörg; Miller, Rudolf; Plate, Erich J.; Radomski, Helge; Schwarz, Helmut; Vollmer, Ernst; Wildenhahn, Eberhard; 1967
- 8 Jumikis, Alfred: *Beitrag zur experimentellen Untersuchung des Wassernachschubs in einem gefrierenden Boden und die Beurteilung der Ergebnisse*, 1968
- 9 Marotz, Günter: Technische Grundlagen einer Wasserspeicherung im natürlichen Untergrund, 1968
- 10 Radomski, Helge: Untersuchungen über den Einfluß der Querschnittsform wellenförmiger Spundwände auf die statischen und rammtechnischen Eigenschaften, 1968
- 11 Schwarz, Helmut: Die Grenztragfähigkeit des Baugrundes bei Einwirkung vertikal gezogener Ankerplatten als zweidimensionales Bruchproblem, 1969
- 12 Erbel, Klaus: Ein Beitrag zur Untersuchung der Metamorphose von Mittelgebirgsschneedecken unter besonderer Berücksichtigung eines Verfahrens zur Bestimmung der thermischen Schneequalität, 1969
- 13 Westhaus, Karl-Heinz: Der Strukturwandel in der Binnenschiffahrt und sein Einfluß auf den Ausbau der Binnenschiffskanäle, 1969
- 14 Mayer-Vorfelder, Hans-Jörg: Ein Beitrag zur Berechnung des Erdwiderstandes unter Ansatz der logarithmischen Spirale als Gleitflächenfunktion, 1970
- 15 Schulz, Manfred: Berechnung des räumlichen Erddruckes auf die Wandung kreiszylindrischer Körper, 1970
- 16 Mobasseri, Manoutschehr: Die Rippenstützmauer. Konstruktion und Grenzen ihrer Standsicherheit, 1970
- 17 Benk, Dieter: *Ein Beitrag zum Betrieb und zur Bemessung von Hochwasser*rückhaltebecken, 1970

- 18 Gàl, Attila: Bestimmung der mitschwingenden Wassermasse bei überströmten Fischbauchklappen mit kreiszylindrischem Staublech, 1971, vergriffen
- 19 Kuz, Klaus Dieter: Ein Beitrag zur Frage des Einsetzens von Kavitationserscheinungen in einer Düsenströmung bei Berücksichtigung der im Wasser gelösten Gase, 1971, vergriffen
- 20 Schaak, Hartmut: Verteilleitungen von Wasserkraftanlagen, 1971
- 21 Sonderheft zur Eröffnung der neuen Versuchsanstalt des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart mit Beiträgen von Brombach, Hansjörg; Dirksen, Wolfram; Gàl, Attila; Gerlach, Reinhard; Giesecke, Jürgen; Holthoff, Franz-Josef; Kuz, Klaus Dieter; Marotz, Günter; Minor, Hans-Erwin; Petrikat, Kurt; Röhnisch, Arthur; Rueff, Helge; Schwarz, Helmut; Vollmer, Ernst; Wildenhahn, Eberhard; 1972
- 22 Wang, Chung-su: Ein Beitrag zur Berechnung der Schwingungen an Kegelstrahlschiebern, 1972
- 23 Mayer-Vorfelder, Hans-Jörg: Erdwiderstandsbeiwerte nach dem Ohde-Variationsverfahren, 1972
- 24 Minor, Hans-Erwin: Beitrag zur Bestimmung der Schwingungsanfachungsfunktionen überströmter Stauklappen, 1972, vergriffen
- 25 Brombach, Hansjörg: Untersuchung strömungsmechanischer Elemente (Fluidik) und die Möglichkeit der Anwendung von Wirbelkammerelementen im Wasserbau, 1972, vergriffen
- 26 Wildenhahn, Eberhard: Beitrag zur Berechnung von Horizontalfilterbrunnen, 1972
- 27 Steinlein, Helmut: Die Eliminierung der Schwebstoffe aus Flußwasser zum Zweck der unterirdischen Wasserspeicherung, gezeigt am Beispiel der Iller, 1972
- 28 Holthoff, Franz Josef: *Die Überwindung großer Hubhöhen in der Binnenschiffahrt durch Schwimmerhebewerke*, 1973
- 29 Röder, Karl: Einwirkungen aus Baugrundbewegungen auf trog- und kastenförmige Konstruktionen des Wasser- und Tunnelbaues, 1973
- 30 Kretschmer, Heinz: Die Bemessung von Bogenstaumauern in Abhängigkeit von der Talform, 1973
- 31 Honekamp, Hermann: *Beitrag zur Berechnung der Montage von Unterwasserpipelines*, 1973
- 32 Giesecke, Jürgen: Die Wirbelkammertriode als neuartiges Steuerorgan im Wasserbau, und Brombach, Hansjörg: Entwicklung, Bauformen, Wirkungsweise und Steuereigenschaften von Wirbelkammerverstärkern, 1974

- 33 Rueff, Helge: Untersuchung der schwingungserregenden Kräfte an zwei hintereinander angeordneten Tiefschützen unter besonderer Berücksichtigung von Kavitation, 1974
- 34 Röhnisch, Arthur: *Einpreßversuche mit Zementmörtel für Spannbeton Vergleich der Ergebnisse von Modellversuchen mit Ausführungen in Hüllwellrohren*, 1975
- 35 Sonderheft anläßlich des 65. Geburtstages von Prof. Dr.-Ing. Kurt Petrikat mit Beiträgen von: Brombach, Hansjörg; Erbel, Klaus; Flinspach, Dieter; Fischer jr., Richard; Gàl, Attila; Gerlach, Reinhard; Giesecke, Jürgen; Haberhauer, Robert; Hafner Edzard; Hausenblas, Bernhard; Horlacher, Hans-Burkhard; Hutarew, Andreas; Knoll, Manfred; Krummet, Ralph; Marotz, Günter; Merkle, Theodor; Miller, Christoph; Minor, Hans-Erwin; Neumayer, Hans; Rao, Syamala; Rath, Paul; Rueff, Helge; Ruppert, Jürgen; Schwarz, Wolfgang; Topal-Gökceli, Mehmet; Vollmer, Ernst; Wang, Chung-su; Weber, Hans-Georg; 1975
- 36 Berger, Jochum: Beitrag zur Berechnung des Spannungszustandes in rotationssymmetrisch belasteten Kugelschalen veränderlicher Wandstärke unter Gas- und Flüssigkeitsdruck durch Integration schwach singulärer Differentialgleichungen, 1975
- 37 Dirksen, Wolfram: Berechnung instationärer Abflußvorgänge in gestauten Gerinnen mittels Differenzenverfahren und die Anwendung auf Hochwasserrückhaltebecken, 1976
- 38 Horlacher, Hans-Burkhard: Berechnung instationärer Temperatur- und Wärmespannungsfelder in langen mehrschichtigen Hohlzylindern, 1976
- 39 Hafner, Edzard: Untersuchung der hydrodynamischen Kräfte auf Baukörper im Tiefwasserbereich des Meeres, 1977, ISBN 3-921694-39-6
- 40 Ruppert, Jürgen: Über den Axialwirbelkammerverstärker für den Einsatz im Wasserbau, 1977, ISBN 3-921694-40-X
- 41 Hutarew, Andreas: *Beitrag zur Beeinflußbarkeit des Sauerstoffgehalts in Fließgewässern an Abstürzen und Wehren*, 1977, ISBN 3-921694-41-8, vergriffen
- 42 Miller, Christoph: *Ein Beitrag zur Bestimmung der schwingungserregenden Kräfte an unterströmten Wehren*, 1977, ISBN 3-921694-42-6
- 43 Schwarz, Wolfgang: Druckstoßberechnung unter Berücksichtigung der Radial- und Längsverschiebungen der Rohrwandung, 1978, ISBN 3-921694-43-4
- 44 Kinzelbach, Wolfgang: Numerische Untersuchungen über den optimalen Einsatz variabler Kühlsysteme einer Kraftwerkskette am Beispiel Oberrhein, 1978, ISBN 3-921694-44-2
- 45 Barczewski, Baldur: Neue Meßmethoden für Wasser-Luftgemische und deren Anwendung auf zweiphasige Auftriebsstrahlen, 1979, ISBN 3-921694-45-0

- 46 Neumayer, Hans: Untersuchung der Strömungsvorgänge in radialen Wirbelkammerverstärkern, 1979, ISBN 3-921694-46-9
- 47 Elalfy, Youssef-Elhassan: Untersuchung der Strömungsvorgänge in Wirbelkammerdioden und -drosseln, 1979, ISBN 3-921694-47-7
- 48 Brombach, Hansjörg: *Automatisierung der Bewirtschaftung von Wasserspeichern*, 1981, ISBN 3-921694-48-5
- 49 Geldner, Peter: Deterministische und stochastische Methoden zur Bestimmung der Selbstdichtung von Gewässern, 1981, ISBN 3-921694-49-3, vergriffen
- 50 Mehlhorn, Hans: *Temperaturveränderungen im Grundwasser durch Brauchwassereinleitungen*, 1982, ISBN 3-921694-50-7, vergriffen
- 51 Hafner, Edzard: Rohrleitungen und Behälter im Meer, 1983, ISBN 3-921694-51-5
- 52 Rinnert, Bernd: Hydrodynamische Dispersion in porösen Medien: Einfluß von Dichteunterschieden auf die Vertikalvermischung in horizontaler Strömung, 1983, ISBN 3-921694-52-3, vergriffen
- 53 Lindner, Wulf: Steuerung von Grundwasserentnahmen unter Einhaltung ökologischer Kriterien, 1983, ISBN 3-921694-53-1, vergriffen
- 54 Herr, Michael; Herzer, Jörg; Kinzelbach, Wolfgang; Kobus, Helmut; Rinnert, Bernd: *Methoden zur rechnerischen Erfassung und hydraulischen Sanierung von Grundwasserkontaminationen*, 1983, ISBN 3-921694-54-X
- 55 Schmitt, Paul: Wege zur Automatisierung der Niederschlagsermittlung, 1984, ISBN 3-921694-55-8, vergriffen
- 56 Müller, Peter: Transport und selektive Sedimentation von Schwebstoffen bei gestautem Abfluß, 1985, ISBN 3-921694-56-6
- 57 El-Qawasmeh, Fuad: *Möglichkeiten und Grenzen der Tropfbewässerung unter be*sonderer Berücksichtigung der Verstopfungsanfälligkeit der Tropfelemente, 1985, ISBN 3-921694-57-4, vergriffen
- 58 Kirchenbaur, Klaus: *Mikroprozessorgesteuerte Erfassung instationärer Druckfelder am Beispiel seegangsbelasteter Baukörper*, 1985, ISBN 3-921694-58-2
- 59 Kobus, Helmut (Hrsg.): Modellierung des großräumigen Wärme- und Schadstofftransports im Grundwasser, Tätigkeitsbericht 1984/85 (DFG-Forschergruppe an den Universitäten Hohenheim, Karlsruhe und Stuttgart), 1985, ISBN 3-921694-59-0, vergriffen
- 60 Spitz, Karlheinz: Dispersion in porösen Medien: Einfluß von Inhomogenitäten und Dichteunterschieden, 1985, ISBN 3-921694-60-4, vergriffen
- 61 Kobus, Helmut: An Introduction to Air-Water Flows in Hydraulics, 1985, ISBN 3-921694-61-2

- 62 Kaleris, Vassilios: Erfassung des Austausches von Oberflächen- und Grundwasser in horizontalebenen Grundwassermodellen, 1986, ISBN 3-921694-62-0
- 63 Herr, Michael: *Grundlagen der hydraulischen Sanierung verunreinigter Porengrundwasserleiter*, 1987, ISBN 3-921694-63-9
- 64 Marx, Walter: *Berechnung von Temperatur und Spannung in Massenbeton infolge Hydratation*, 1987, ISBN 3-921694-64-7
- 65 Koschitzky, Hans-Peter: *Dimensionierungskonzept für Sohlbelüfter in Schußrinnen zur Vermeidung von Kavitationsschäden*, 1987, ISBN 3-921694-65-5
- 66 Kobus, Helmut (Hrsg.): *Modellierung des großräumigen Wärme- und Schadstofftransports im Grundwasser*, Tätigkeitsbericht 1986/87 (DFG-Forschergruppe an den Universitäten Hohenheim, Karlsruhe und Stuttgart) 1987, ISBN 3-921694-66-3
- 67 Söll, Thomas: *Berechnungsverfahren zur Abschätzung anthropogener Temperaturanomalien im Grundwasser*, 1988, ISBN 3-921694-67-1
- 68 Dittrich, Andreas; Westrich, Bernd: *Bodenseeufererosion, Bestandsaufnahme und Bewertung*, 1988, ISBN 3-921694-68-X, vergriffen
- 69 Huwe, Bernd; van der Ploeg, Rienk R.: *Modelle zur Simulation des Stickstoffhaushaltes von Standorten mit unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzung*, 1988, ISBN 3-921694-69-8, vergriffen
- 70 Stephan, Karl: Integration elliptischer Funktionen, 1988, ISBN 3-921694-70-1
- 71 Kobus, Helmut; Zilliox, Lothaire (Hrsg.): Nitratbelastung des Grundwassers, Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Grundwasser- und Rohwasserbeschaffenheit und Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers. Vorträge des deutschfranzösischen Kolloquiums am 6. Oktober 1988, Universitäten Stuttgart und Louis Pasteur Strasbourg (Vorträge in deutsch oder französisch, Kurzfassungen zweisprachig), 1988, ISBN 3-921694-71-X
- 72 Soyeaux, Renald: Unterströmung von Stauanlagen auf klüftigem Untergrund unter Berücksichtigung laminarer und turbulenter Fließzustände,1991, ISBN 3-921694-72-8
- 73 Kohane, Roberto: Berechnungsmethoden für Hochwasserabfluß in Fließgewässern mit überströmten Vorländern, 1991, ISBN 3-921694-73-6
- 74 Hassinger, Reinhard: *Beitrag zur Hydraulik und Bemessung von Blocksteinrampen in flexibler Bauweise*, 1991, ISBN 3-921694-74-4, vergriffen
- 75 Schäfer, Gerhard: *Einfluß von Schichtenstrukturen und lokalen Einlagerungen auf die Längsdispersion in Porengrundwasserleitern*, 1991, ISBN 3-921694-75-2
- 76 Giesecke, Jürgen: Vorträge, Wasserwirtschaft in stark besiedelten Regionen; Umweltforschung mit Schwerpunkt Wasserwirtschaft, 1991, ISBN 3-921694-76-0

- 77 Huwe, Bernd: Deterministische und stochastische Ansätze zur Modellierung des Stickstoffhaushalts landwirtschaftlich genutzter Flächen auf unterschiedlichem Skalenniveau, 1992, ISBN 3-921694-77-9, vergriffen
- 78 Rommel, Michael: Verwendung von Kluftdaten zur realitätsnahen Generierung von Kluftnetzen mit anschließender laminar-turbulenter Strömungsberechnung, 1993, ISBN 3-92 1694-78-7
- 79 Marschall, Paul: Die Ermittlung lokaler Stofffrachten im Grundwasser mit Hilfe von Einbohrloch-Meßverfahren, 1993, ISBN 3-921694-79-5, vergriffen
- 80 Ptak, Thomas: *Stofftransport in heterogenen Porenaquiferen: Felduntersuchungen und stochastische Modellierung*, 1993, ISBN 3-921694-80-9, vergriffen
- 81 Haakh, Frieder: *Transientes Strömungsverhalten in Wirbelkammern,* 1993, ISBN 3-921694-81-7
- 82 Kobus, Helmut; Cirpka, Olaf; Barczewski, Baldur; Koschitzky, Hans-Peter: Versucheinrichtung zur Grundwasser und Altlastensanierung VEGAS, Konzeption und Programmrahmen, 1993, ISBN 3-921694-82-5
- 83 Zang, Weidong: Optimaler Echtzeit-Betrieb eines Speichers mit aktueller Abflußregenerierung, 1994, ISBN 3-921694-83-3, vergriffen
- 84 Franke, Hans-Jörg: Stochastische Modellierung eines flächenhaften Stoffeintrages und Transports in Grundwasser am Beispiel der Pflanzenschutzmittelproblematik, 1995, ISBN 3-921694-84-1
- 85 Lang, Ulrich: Simulation regionaler Strömungs- und Transportvorgänge in Karstaquiferen mit Hilfe des Doppelkontinuum-Ansatzes: Methodenentwicklung und Parameteridentifikation, 1995, ISBN 3-921694-85-X, vergriffen
- 86 Helmig, Rainer: *Einführung in die Numerischen Methoden der Hydromechanik*, 1996, ISBN 3-921694-86-8, vergriffen
- 87 Cirpka, Olaf: CONTRACT: A Numerical Tool for Contaminant Transport and Chemical Transformations - Theory and Program Documentation -, 1996, ISBN 3-921694-87-6
- 88 Haberlandt, Uwe: *Stochastische Synthese und Regionalisierung des Niederschlages für Schmutzfrachtberechnungen*, 1996, ISBN 3-921694-88-4
- 89 Croisé, Jean: Extraktion von flüchtigen Chemikalien aus natürlichen Lockergesteinen mittels erzwungener Luftströmung, 1996, ISBN 3-921694-89-2, vergriffen
- 90 Jorde, Klaus: Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken, 1997, ISBN 3-921694-90-6, vergriffen
- 91 Helmig, Rainer: *Gekoppelte Strömungs- und Transportprozesse im Untergrund Ein Beitrag zur Hydrosystemmodellierung-*, 1998, ISBN 3-921694-91-4

- 92 Emmert, Martin: Numerische Modellierung nichtisothermer Gas-Wasser Systeme in porösen Medien, 1997, ISBN 3-921694-92-2
- 93 Kern, Ulrich: Transport von Schweb- und Schadstoffen in staugeregelten Fließgewässern am Beispiel des Neckars, 1997, ISBN 3-921694-93-0, vergriffen
- 94 Förster, Georg: Druckstoßdämpfung durch große Luftblasen in Hochpunkten von Rohrleitungen 1997, ISBN 3-921694-94-9
- 95 Cirpka, Olaf: Numerische Methoden zur Simulation des reaktiven Mehrkomponententransports im Grundwasser, 1997, ISBN 3-921694-95-7, vergriffen
- 96 Färber, Arne: Wärmetransport in der ungesättigten Bodenzone: Entwicklung einer thermischen In-situ-Sanierungstechnologie, 1997, ISBN 3-921694-96-5
- 97 Betz, Christoph: Wasserdampfdestillation von Schadstoffen im porösen Medium: Entwicklung einer thermischen In-situ-Sanierungstechnologie, 1998, ISBN 3-921694-97-3
- 98 Xu, Yichun: Numerical Modeling of Suspended Sediment Transport in Rivers, 1998, ISBN 3-921694-98-1, vergriffen
- 99 Wüst, Wolfgang: Geochemische Untersuchungen zur Sanierung CKWkontaminierter Aquifere mit Fe(0)-Reaktionswänden, 2000, ISBN 3-933761-02-2
- 100 Sheta, Hussam: Simulation von Mehrphasenvorgängen in porösen Medien unter Einbeziehung von Hysterese-Effekten, 2000, ISBN 3-933761-03-4
- 101 Ayros, Edwin: Regionalisierung extremer Abflüsse auf der Grundlage statistischer Verfahren, 2000, ISBN 3-933761-04-2, vergriffen
- 102 Huber, Ralf: Compositional Multiphase Flow and Transport in Heterogeneous Porous Media, 2000, ISBN 3-933761-05-0
- 103 Braun, Christopherus: Ein Upscaling-Verfahren für Mehrphasenströmungen in porösen Medien, 2000, ISBN 3-933761-06-9
- 104 Hofmann, Bernd: Entwicklung eines rechnergestützten Managementsystems zur Beurteilung von Grundwasserschadensfällen, 2000, ISBN 3-933761-07-7
- 105 Class, Holger: Theorie und numerische Modellierung nichtisothermer Mehrphasenprozesse in NAPL-kontaminierten porösen Medien, 2001, ISBN 3-933761-08-5
- 106 Schmidt, Reinhard: Wasserdampf- und Heißluftinjektion zur thermischen Sanierung kontaminierter Standorte, 2001, ISBN 3-933761-09-3
- 107 Josef, Reinhold:, Schadstoffextraktion mit hydraulischen Sanierungsverfahren unter Anwendung von grenzflächenaktiven Stoffen, 2001, ISBN 3-933761-10-7

- 108 Schneider, Matthias: Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen, 2001, ISBN 3-933761-11-5
- 109 Rathgeb, Andreas: Hydrodynamische Bemessungsgrundlagen für Lockerdeckwerke an überströmbaren Erddämmen, 2001, ISBN 3-933761-12-3
- 110 Lang, Stefan: Parallele numerische Simulation instätionärer Probleme mit adaptiven Methoden auf unstrukturierten Gittern, 2001, ISBN 3-933761-13-1
- 111 Appt, Jochen; Stumpp Simone: *Die Bodensee-Messkampagne 2001, IWS/CWR Lake Constance Measurement Program 2001*, 2002, ISBN 3-933761-14-X
- 112 Heimerl, Stephan: Systematische Beurteilung von Wasserkraftprojekten, 2002, ISBN 3-933761-15-8
- 113 Iqbal, Amin: On the Management and Salinity Control of Drip Irrigation, 2002, ISBN 3-933761-16-6
- 114 Silberhorn-Hemminger, Annette: Modellierung von Kluftaquifersystemen: Geostatistische Analyse und deterministisch-stochastische Kluftgenerierung, 2002, ISBN 3-933761-17-4
- 115 Winkler, Angela: Prozesse des Wärme- und Stofftransports bei der In-situ-Sanierung mit festen Wärmequellen, 2003, ISBN 3-933761-18-2
- 116 Marx, Walter: Wasserkraft, Bewässerung, Umwelt Planungs- und Bewertungsschwerpunkte der Wasserbewirtschaftung, 2003, ISBN 3-933761-19-0
- 117 Hinkelmann, Reinhard: Efficient Numerical Methods and Information-Processing Techniques in Environment Water, 2003, ISBN 3-933761-20-4
- 118 Samaniego-Eguiguren, Luis Eduardo: *Hydrological Consequences of Land Use / Land Cover and Climatic Changes in Mesoscale Catchments*, 2003, ISBN 3-933761-21-2
- 119 Neunhäuserer, Lina: Diskretisierungsansätze zur Modellierung von Strömungsund Transportprozessen in geklüftet-porösen Medien, 2003, ISBN 3-933761-22-0
- 120 Paul, Maren: Simulation of Two-Phase Flow in Heterogeneous Poros Media with Adaptive Methods, 2003, ISBN 3-933761-23-9
- 121 Ehret, Uwe: Rainfall and Flood Nowcasting in Small Catchments using Weather Radar, 2003, ISBN 3-933761-24-7
- 122 Haag, Ingo: Der Sauerstoffhaushalt staugeregelter Flüsse am Beispiel des Neckars - Analysen, Experimente, Simulationen -, 2003, ISBN 3-933761-25-5
- 123 Appt, Jochen: Analysis of Basin-Scale Internal Waves in Upper Lake Constance, 2003, ISBN 3-933761-26-3

- 124 Hrsg.: Schrenk, Volker; Batereau, Katrin; Barczewski, Baldur; Weber, Karolin und Koschitzky, Hans-Peter: *Symposium Ressource Fläche und VEGAS - Statuskolloquium 2003, 30. September und 1. Oktober 2003,* 2003, ISBN 3-933761-27-1
- 125 Omar Khalil Ouda: Optimisation of Agricultural Water Use: A Decision Support System for the Gaza Strip, 2003, ISBN 3-933761-28-0
- 126 Batereau, Katrin: Sensorbasierte Bodenluftmessung zur Vor-Ort-Erkundung von Schadensherden im Untergrund, 2004, ISBN 3-933761-29-8
- 127 Witt, Oliver: Erosionsstabilität von Gewässersedimenten mit Auswirkung auf den Stofftransport bei Hochwasser am Beispiel ausgewählter Stauhaltungen des Oberrheins, 2004, ISBN 3-933761-30-1
- 128 Jakobs, Hartmut: *Simulation nicht-isothermer Gas-Wasser-Prozesse in komplexen Kluft-Matrix-Systemen*, 2004, ISBN 3-933761-31-X
- 129 Li, Chen-Chien: Deterministisch-stochastisches Berechnungskonzept zur Beurteilung der Auswirkungen erosiver Hochwasserereignisse in Flussstauhaltungen, 2004, ISBN 3-933761-32-8
- 130 Reichenberger, Volker; Helmig, Rainer; Jakobs, Hartmut; Bastian, Peter; Niessner, Jennifer: *Complex Gas-Water Processes in Discrete Fracture-Matrix Systems: Upscaling, Mass-Conservative Discretization and Efficient Multilevel Solution,* 2004, ISBN 3-933761-33-6
- 131 Hrsg.: Barczewski, Baldur; Koschitzky, Hans-Peter; Weber, Karolin; Wege, Ralf: VEGAS - Statuskolloquium 2004, Tagungsband zur Veranstaltung am 05. Oktober 2004 an der Universität Stuttgart, Campus Stuttgart-Vaihingen, 2004, ISBN 3-933761-34-4
- 132 Asie, Kemal Jabir: Finite Volume Models for Multiphase Multicomponent Flow through Porous Media. 2005, ISBN 3-933761-35-2
- 133 Jacoub, George: Development of a 2-D Numerical Module for Particulate Contaminant Transport in Flood Retention Reservoirs and Impounded Rivers, 2004, ISBN 3-933761-36-0
- 134 Nowak, Wolfgang: Geostatistical Methods for the Identification of Flow and Transport Parameters in the Subsurface, 2005, ISBN 3-933761-37-9
- 135 Süß, Mia: Analysis of the influence of structures and boundaries on flow and transport processes in fractured porous media, 2005, ISBN 3-933761-38-7
- 136 Jose, Surabhin Chackiath: *Experimental Investigations on Longitudinal Dispersive Mixing in Heterogeneous Aquifers*, 2005, ISBN: 3-933761-39-5
- 137 Filiz, Fulya: Linking Large-Scale Meteorological Conditions to Floods in Mesoscale Catchments, 2005, ISBN 3-933761-40-9

- 138 Qin, Minghao: Wirklichkeitsnahe und recheneffiziente Ermittlung von Temperatur und Spannungen bei großen RCC-Staumauern, 2005, ISBN 3-933761-41-7
- 139 Kobayashi, Kenichiro: Optimization Methods for Multiphase Systems in the Subsurface - Application to Methane Migration in Coal Mining Areas, 2005, ISBN 3-933761-42-5
- 140 Rahman, Md. Arifur: *Experimental Investigations on Transverse Dispersive Mixing in Heterogeneous Porous Media,* 2005, ISBN 3-933761-43-3
- 141 Schrenk, Volker: Ökobilanzen zur Bewertung von Altlastensanierungsmaßnahmen, 2005, ISBN 3-933761-44-1
- 142 Hundecha, Hirpa Yeshewatesfa: *Regionalization of Parameters of a Conceptual Rainfall-Runoff Model*, 2005, ISBN: 3-933761-45-X
- 143 Wege, Ralf: Untersuchungs- und Überwachungsmethoden für die Beurteilung natürlicher Selbstreinigungsprozesse im Grundwasser, 2005, ISBN 3-933761-46-8
- 144 Breiting, Thomas: Techniken und Methoden der Hydroinformatik Modellierung von komplexen Hydrosystemen im Untergrund, 2006, 3-933761-47-6
- 145 Hrsg.: Braun, Jürgen; Koschitzky, Hans-Peter; Müller, Martin: Ressource Untergrund: 10 Jahre VEGAS: Forschung und Technologieentwicklung zum Schutz von Grundwasser und Boden, Tagungsband zur Veranstaltung am 28. und 29. September 2005 an der Universität Stuttgart, Campus Stuttgart-Vaihingen, 2005, ISBN 3-933761-48-4
- 146 Rojanschi, Vlad: *Abflusskonzentration in mesoskaligen Einzugsgebieten unter Berücksichtigung des Sickerraumes,* 2006, ISBN 3-933761-49-2
- 147 Winkler, Nina Simone: Optimierung der Steuerung von Hochwasserrückhaltebecken-systemen, 2006, ISBN 3-933761-50-6
- 148 Wolf, Jens: Räumlich differenzierte Modellierung der Grundwasserströmung alluvialer Aquifere für mesoskalige Einzugsgebiete, 2006, ISBN: 3-933761-51-4
- 149 Kohler, Beate: *Externe Effekte der Laufwasserkraftnutzung*, 2006, ISBN 3-933761-52-2
- 150 Hrsg.: Braun, Jürgen; Koschitzky, Hans-Peter; Stuhrmann, Matthias: VEGAS-Statuskolloquium 2006, Tagungsband zur Veranstaltung am 28. September 2006 an der Universität Stuttgart, Campus Stuttgart-Vaihingen, 2006, ISBN 3-933761-53-0
- 151 Niessner, Jennifer: *Multi-Scale Modeling of Multi-Phase Multi-Component Pro*cesses in Heterogeneous Porous Media, 2006, ISBN 3-933761-54-9
- 152 Fischer, Markus: *Beanspruchung eingeerdeter Rohrleitungen infolge Austrocknung bindiger Böden*, 2006, ISBN 3-933761-55-7

- 153 Schneck, Alexander: Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung der Belange der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes, 2006, ISBN 3-933761-56-5
- 154 Das, Tapash: The Impact of Spatial Variability of Precipitation on the Predictive Uncertainty of Hydrological Models, 2006, ISBN 3-933761-57-3
- 155 Bielinski, Andreas: Numerical Simulation of CO₂ sequestration in geological formations, 2007, ISBN 3-933761-58-1
- 156 Mödinger, Jens: Entwicklung eines Bewertungs- und Entscheidungsunterstützungssystems für eine nachhaltige regionale Grundwasserbewirtschaftung, 2006, ISBN 3-933761-60-3
- 157 Manthey, Sabine: *Two-phase flow processes with dynamic effects in porous media parameter estimation and simulation,* 2007, ISBN 3-933761-61-1
- 158 Pozos Estrada, Oscar: Investigation on the Effects of Entrained Air in Pipelines, 2007, ISBN 3-933761-62-X
- 159 Ochs, Steffen Oliver: Steam injection into saturated porous media process analysis including experimental and numerical investigations, 2007, ISBN 3-933761-63-8
- 160 Marx, Andreas: *Einsatz gekoppelter Modelle und Wetterradar zur Abschätzung* von Niederschlagsintensitäten und zur Abflussvorhersage, 2007, ISBN 3-933761-64-6
- 161 Hartmann, Gabriele Maria: Investigation of Evapotranspiration Concepts in Hydrological Modelling for Climate Change Impact Assessment, 2007, ISBN 3-933761-65-4
- 162 Kebede Gurmessa, Tesfaye: Numerical Investigation on Flow and Transport Characteristics to Improve Long-Term Simulation of Reservoir Sedimentation, 2007, ISBN 3-933761-66-2
- 163 Trifković, Aleksandar: Multi-objective and Risk-based Modelling Methodology for Planning, Design and Operation of Water Supply Systems, 2007, ISBN 3-933761-67-0
- 164 Götzinger, Jens: Distributed Conceptual Hydrological Modelling Simulation of Climate, Land Use Change Impact and Uncertainty Analysis, 2007, ISBN 3-933761-68-9
- 165 Hrsg.: Braun, Jürgen; Koschitzky, Hans-Peter; Stuhrmann, Matthias: VEGAS Kolloquium 2007, Tagungsband zur Veranstaltung am 26. September 2007 an der Universität Stuttgart, Campus Stuttgart-Vaihingen, 2007, ISBN 3-933761-69-7
- 166 Freeman, Beau: Modernization Criteria Assessment for Water Resources Planning; Klamath Irrigation Project, U.S., 2008, ISBN 3-933761-70-0

- 167 Dreher, Thomas: Selektive Sedimentation von Feinstschwebstoffen in Wechselwirkung mit wandnahen turbulenten Strömungsbedingungen, 2008, ISBN 3-933761-71-9
- 168 Yang, Wei: Discrete-Continuous Downscaling Model for Generating Daily Precipitation Time Series, 2008, ISBN 3-933761-72-7
- 169 Kopecki, Ianina: Calculational Approach to FST-Hemispheres for Multiparametrical Benthos Habitat Modelling, 2008, ISBN 3-933761-73-5
- 170 Brommundt, Jürgen: *Stochastische Generierung räumlich zusammenhängender Niederschlagszeitreihen*, 2008, ISBN 3-933761-74-3
- 171 Papafotiou, Alexandros: Numerical Investigations of the Role of Hysteresis in Heterogeneous Two-Phase Flow Systems, 2008, ISBN 3-933761-75-1
- 172 He, Yi: Application of a Non-Parametric Classification Scheme to Catchment Hydrology, 2008, ISBN 978-3-933761-76-7
- 173 Wagner, Sven: Water Balance in a Poorly Gauged Basin in West Africa Using Atmospheric Modelling and Remote Sensing Information, 2008, ISBN 978-3-933761-77-4
- 174 Hrsg.: Braun, Jürgen; Koschitzky, Hans-Peter; Stuhrmann, Matthias; Schrenk, Volker: VEGAS-Kolloquium 2008 Ressource Fläche III, Tagungsband zur Veranstaltung am 01. Oktober 2008 an der Universität Stuttgart, Campus Stuttgart-Vaihingen, 2008, ISBN 978-3-933761-78-1
- 175 Patil, Sachin: Regionalization of an Event Based Nash Cascade Model for Flood Predictions in Ungauged Basins, 2008, ISBN 978-3-933761-79-8
- 176 Assteerawatt, Anongnart: Flow and Transport Modelling of Fractured Aquifers based on a Geostatistical Approach, 2008, ISBN 978-3-933761-80-4

Die Mitteilungshefte ab der Nr. 134 (Jg. 2005) stehen als pdf-Datei über die Homepage des Instituts: <u>www.iws.uni-stuttgart.de</u> zur Verfügung.