

Forschungsbericht FZKA-BWPLUS

**Mobilität von Schadstoffen in den Sedimenten
staugeregelter Flüsse –
Dynamik und Bilanzierung von Schwebstoffen und
Schwermetallen in einer Stauhaltungskette**

von

B. Westrich, I. Haag, U. Kern

Universität Stuttgart
Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft

Förderkennzeichen: PW 96 182

Die Arbeiten des Projektes "Wasser, Abfall, Boden" wurden mit Mitteln des Landes Baden-
Württemberg gefördert

März 2000

Danksagung

Wir danken dem Projektträger Wasser-Abfall-Boden (PWAB) für die finanzielle Förderung des Forschungsvorhabens. Darüber hinaus sind wir zahlreichen Personen zu Dank verpflichtet, die zum Gelingen dieses Projektes beigetragen haben:

- Für eine Besprechung zur Abstimmung der Vorgehensweise bei diesem Forschungsprojekt danken wir Herrn Hermening (WSA Stuttgart), Herrn Pintér (LfU), Herrn Störk und Frau Oppermann (beide RP Stuttgart), Herrn Schmidt von Herder (Gewässerdirektion Neckar), Frau Mözl (Ministerium für Umwelt und Verkehr Ba.-Wü.) und Herrn Dröge (BfG).
- Der Bundesanstalt für Gewässerkunde und der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg für die Bereitstellung von Abflußdaten.
- Herrn Kretschmer, Herrn Orth und der Besatzung des Tauchschiffes Frosch (WSA Stuttgart) für die Hilfe bei der Probenahme und bei der Ermittlung sohnaher Geschwindigkeitsprofile.
- Herrn Stork (LfU) und der Besatzung der Max Honsell für die Unterstützung bei der Probenahme.
- Den Herren Henner Hollert und Matthias Dürr (Universität Heidelberg) für die fruchtbare Kooperation und zahlreiche fachliche Diskussionen.
- Herrn Professor Gust, Herrn Dr. Müller und Herrn Henße von der TU Hamburg-Harburg für die Kooperation bei der Ermittlung sohnaher Geschwindigkeitsprofile.
- Frau Gebauer (ISWA, Universität Stuttgart) und Frau Simmank (VEGAS, Universität Stuttgart) für die Schwermetall- bzw. PCB-Analysen.
- Herrn Schürlein für die stete Unterstützung insbesondere bei der Planung und dem Bau des Erosionskanals und bei der Probenahme, sowie Herrn Heilmann und Herrn Hägele für die Hilfe bei der Schwebstoffprobenahme.
- Den Mitgliedern der Werkstatt der Versuchsanstalt insbesondere Herrn Laich und Herrn Eickhoff für die zahlreichen kleinen und großen Arbeiten.
- Den Diplomanden und wissenschaftlichen Hilfskräften für ihre zuverlässige Arbeit.

Verzeichnis der Abbildungen

Abb.		Seite
1.1	Modellentwicklung und Position der einzelnen Projektphasen innerhalb des iterativen Prozesses	3
1.2	Schema der Vorgehensweise zur Bewertung kontaminierter Gewässersedimente	5
2.1	Der stauregulierte Neckar zwischen Plochingen und Mannheim	6
2.2	Skizze der Stauhaltung Lauffen und Lage der Probenahmestellen	8
3.1	Lage und Kurzbezeichnung der Sondierungspunkte sowie Anzahl der an den jeweiligen Sondierungspunkten entnommenen Sedimentkerne	12
3.2	Schematische Darstellung des Gamma-Strahl-Dichtemeßsystems	13
3.3	Schema eines Atterbergzylinders zur Kornfraktionierung	16
3.4	Vergleich der mit Bariumchlorid und Ammoniumchlorid ermittelten Konzentrationen austauschbarer Kationen in Sedimentproben aus dem Neckar	18
3.5	Häufigkeitsverteilung der ermittelten Lagerungsdichten	22
3.6	Häufigkeitsverteilung ermittelter Wassergehalte	22
3.7	Vergleich zwischen dem theoretischen Zusammenhang von Wassergehalt und Lagerungsdichte und den Meßwerten	23
3.8	Korngrößenverteilung der untersuchten Sedimente im Dreieckskoordinatensystem nach DIN 4220	24
3.9	Zusammenhang zwischen medianem Korndurchmesser und Korngrößen-anteil < 20 µm bei den untersuchten Sedimenten	25
3.10	Zusammenhang zwischen medianem Korndurchmesser und Lagerungsdichte der untersuchten Sedimente	25
3.11	Tiefenprofile von Plastizitäts- und Konsistenzzahl an 3 Sedimentkernen	26
3.12	Plastizitätsdiagramm nach Casagrande (DIN 18 196)	26
3.13	Zusammenhang zwischen Feinkornanteil $d_{<20\ \mu\text{m}}$ und KAK	27

3.14	Tiefenabhängigkeit der KAK und des relativen Anteils der Austauschbelegung mit Ammonium	28
3.15	Box- und Whisker Plots der Schwermetallkonzentrationen und zugehörige Güteklassifikation nach LAWA. Dargestellt sind jeweils die 5-, 10-, 25-, 50-, 75-, 90-, und 95-Perzentile	34
3.16	Häufigkeitsverteilungen der Co- und Cd-Konzentrationen	35
3.17	Räumliches Muster der Cadmiumbelastung in den Sedimenten der Stauhaltung Lauffen	36
3.18	Tiefenprofile von Lagerungsdichte, Kornanteil < 20 µm und Cd-Konzentrationen in den Sedimentkernen 98L2K02 (oben) und 98L4K02 (unten)	38
3.19	Tiefenprofile der Zelltoxizität sowie der Konzentrationen von PCB-28, PCB-138 und Cd im Sedimentkern 98L4K02	41
3.20	Schematische Darstellung des SETEG-Systems	42
3.21	Seitenansicht eines an das SETEG-System montierten Sedimentkerns	43
3.22	Beziehung zwischen Durchfluß und Wandschubspannung im SETEG-System	46
3.23	Vergleich von theoretischem und gemessenem Erosionsbeginn bei Quarzsanden	47
3.24	Häufigkeitsverteilung der ermittelten kritischen Schubspannungswerte für einsetzende Massenerosion	48
3.25	Räumliches Muster der kritischen Erosionsschubspannungen in der Stauhaltung Lauffen	49
3.26	Tiefenprofile der Lagerungsdichte von zwei Sedimentkernen des Sondierungspunktes 98L4, sowie die zugehörigen Tiefenprofile der Cd-Belastung und der kritischen Erosionsschubspannung	50
3.27	Box- und Whisker-Plots der kritischen Erosionsschubspannungen innerhalb 10 cm mächtiger Tiefenzonen. Dargestellt sind die 5-, 10-, 25-, 50-, 75-, 90- und 95-Perzentile	51
3.28	HDS-Paket. Links (A) Gesamtpaket mit Sondenturm und Datenerfassung, rechts (B) Detailansicht des Heißfilm-Sondenturms	53
3.29	Lage und Kurzbeschreibung der Meßpunkte zur Ermittlung sohnaher Strömungsgeschwindigkeiten und Ausbringungszeitraum der Sonden	54

3.30	Gemessene Geschwindigkeitsverläufe während der Messung Lauffen 5. A: Originalwerte; B: Auf die oberste Sonde S5 (10 cm) normierte Meßwerte	55
3.31	Mittlere gemessenen Geschwindigkeiten während der Messung Lauffen 5 (9:30 – 12:00 Uhr) und aus S1, S2, S3 und S5 ermitteltes logarithmisches Geschwindigkeitsprofil	57
3.32	Zeitlicher Verlauf der berechneten Sohlschubspannungen (aus S1, S2, S3, S5) während der Messung Lauffen 5 und Schiffspassagen	58
3.33	Vorgehensweise bei der Untersuchung der Einflußfaktoren auf das Erosionsverhalten kohäsiver Neckarsedimente	65
3.34	Vergleich von Tiefenprofilen der Konzentrationen kolloidaler Kohlenhydrate mit den Tiefenprofilen der kritischen Erosionsschubspannung der Parallelkerne	66
3.35	Vertikalprofile von Lagerungsdichte und kritischer Erosionsschubspannung des Sedimentkernes 98L7K03	67
3.36	Beziehung zwischen kritischer Erosionsschubspannung und zugehöriger Lagerungsdichte	68
3.37	Vergleich der Vertikalprofile der Lagerungsdichten von je 2 Sedimentkernen der Sondierungspunkte 97L1 und 97L2	68
3.38	Beziehung zwischen kritischer Erosionsschubspannung und Konsistenz-zahl	69
3.39	Vergleich zwischen gemessenen und nach Zanke (1982) berechneten kritischen Erosionsschubspannungen für Sedimente mit $IC < 0$	70
3.40	Schematische Darstellug der Strategie zur integralen Bewertung kontaminierter Gewässersedimente	73
3.41	Klassifikation in Jung- und Altsedimente nach dem Kontaminationsgrad	76
3.42	Bandbreite der gemessenen kritischen Erosionsschubspannungen für einsetzende Massenerosion im Vergleich mit den in der Stauhaltung Lauffen auftretenden Sohlschubspannungen	78
4.1	Schema der Modellkonzeption bei der Quellkomponenten Mischungs-analyse (QKM)	81
4.2	Schema der Modellkonzeption bei der Untersuchung von Hochwasser-schwebstoffen mit Hilfe der QKM	84

4.3	Lage der Probenahmestellen an der Stauhaltung Lauffen	86
4.4	Vergleich der gemessenen Cadmiumkonzentrationen der Schwebstoffe im Zustrom und im Abstrom der Stauhaltung Lauffen	87
4.5	Box und Whisker Plot der prozentualen Residuen der 3 MS. Dargestellt sind die 10-, 25-, 50-, 75- und die 90-Perzentile sowie alle Ausreißer	90
4.6	Mit der QKM berechnete gegen gemessene Konzentrationen der 3 MS in den Schwebstoffen, die aus der Stauhaltung Lauffen abströmen	91
4.7	Abfluß und Schwebstoffkonzentration in Lauffen und berechnete Anteile der 3 QK an der gemessenen Schwebstoffkonzentration	92
4.8	Partikuläre Schwermetallfracht und berechnete Anteile der 3 QK	94
5.1	Lage der Probenahmestellen.	98
5.2	Abflußfüllendiagramm am Pegel Lauffen Neckar für das HQ 10/98 im Vergleich mit anderen signifikanten Hochwassern	100
5.3	Eichbeziehungen zwischen Trübung und Schwebstoffkonzentration sowie Parameter und Bestimmtheitsmaß der berechneten Regressionen.	102
5.4	Längsverlauf der für das HQ10/98 experimentell ermittelten Schwebstoff-gesamtfrachten im Neckar zwischen Deizisau und Lauffen.	105
5.5	Konzentrations-Abfluß-Beziehungen für zwei Hochwasser im Neckar bei Lauffen (N8)	112
6.1	Regression zwischen den Pegelständen an den Stationen Mannheim/ Rhein und Mannheim/Neckar	119
6.2	Abfluß (Q), Schwebstoffkonzentration (C), gelöste (w) und schwebstoffgebundene (p) Cd-Konzentration an der Neckarmündung bei Mannheim sowie Retention von Sedimenten und Cd in der untersuchten Flußstrecke für Szenario Z1 (rückläufige Cd-Eintrag nach 1990).	123
6.3	Vergleich zwischen den gemessenen und berechneten jährlichen Schwebstofffrachten an den Stationen (a) Deizisau, (b) Poppenweiler, (c) Lauffen und (d) Rockenau	125
6.4	Gelöste (w) und schwebstoff-gebundene (p) Cd-Konzentration an der Neckarmündung bei Mannheim sowie Retention von Cd in den Flußsedimenten ders untersuchten Neckarabschnitts für Szenario Z2 (konstante Cd-Einträge auch nach 1990).	127

6.5	Cd-Belastung der Sedimente in den Stauhaltungen des Neckars für die Jahre (a) 1985, (b) 1990 und (c) 1996. Berechnungsergebnisse für Szenario Z1 (rückläufige Cd-Einträge auch nach 1990) im Vergleich zu Messungen an oberflächennahen Sedimentproben	130
6.6	Cd-Belastung der Sedimente in den Stauhaltungen des Neckars für das Jahr 1996. Berechnungsergebnisse für Szenario Z2 (konstante Cd-Einträge nach 1990) im Vergleich zu Messungen an oberflächennahen Sedimentproben.	131

Verzeichnis der Tabellen

Tab.		Seite
2.1	Übersicht über den betrachteten Neckarabschnitt und dessen Nebenflüsse	7
3.1	Probenahmestellen und entnommene Sedimentkerne	11
3.2	Übersicht über das Meßprogramm zur physikochemischen und biologischen Charakterisierung der Neckarsedimente	13
3.3	Übersicht über die Ergebnisse der physikochemischen und biologischen Sedimentuntersuchung	21
3.4	Relative Belegung der Kationenaustauscherplätze. Vergleich der aus gemittelten Porenwasserkonzentrationen berechneten Werte mit den Meßwerten	28
3.5	Bestimmungsgrenzen der untersuchten Metalle	30
3.6	Soll- und Istwerte für die verwendeten Standardreferenzmaterialien	31
3.7	Reproduzierbarkeit der Ergebnisse der Schwermetallanalytik	32
3.8	Übersicht über die Ergebnisse der Metallkonzentrationen in der Kornfraktion < 20µm (147 Teilproben aus 9 Sedimentkernen)	33
3.9	Übersicht über die PCB-Konzentrationen in nativen Sedimentproben. (21 Teilproben aus 2 Sedimentkernen)	40
3.10	Mit unterschiedlichen Kombinationen der Meßebenen berechnete Mittelwerte der Rauigkeitslänge, Schubspannungsgeschwindigkeit und Sohlschubspannung für die Messung Lauffen 5 (9:30 – 12:00 Uhr)	57
3.11	In der Literatur diskutierte potentiell maßgebende Parameter für die Erosionsstabilität kohäsiver Gewässersedimente	62
3.12	Beschreibende Statistik der $\tau_{c,e}$ -Werte für verschiedene Datenkollektive	77
4.1	Konzentrationen der 3 Markierungsstoffe (Cd, Cu und Pb) in den 3 Quellkomponenten	88
4.2	Vergleich der über die Gesamtfracht gemittelten gemessenen MS-Konzentrationen und der aus der QKM berechneten MS-Konzentrationen im Abstrom der Stauhaltung Lauffen	88

4.3	Gesamte Schwebstoff- und partikuläre Schwermetallfracht während des HW 4/94 und die mit der QKM berechneten relativen Anteile der drei Quellkomponenten	89
5.1	Probenahmestellen am Neckar	97
5.2	Maximalabflüsse, Abflußfüllen und geschätzte Jährlichkeiten des untersuchten Hochwassers	101
5.3	Schwebstofffrachten und Frachtbilanzen für das Hochwasser HW10/98	104
5.4	Güte der Regressionen der Schwebstoffkonzentrationen auf die Abflüsse. Die Werte, die die jeweils höchste Güte anzeigen sind fett gedruckt.	105
5.5	Vergleich der Schwebstofffrachten mit unterschiedlichen Berechnungsmethoden während des HW 10/98	111
5.6	Vergleich der Schwebstofffrachten während unterschiedlicher Zeiträume.	112
6.1	Vergleich der Schwebstofffrachten während unterschiedlicher Zeiträume.	115
6.2	Zuflüsse des untersuchten Neckarabschnitts. Die letzte Spalte gibt an, ob ein Zufluß in der historischen (H) Simulation berücksichtigt wurde	116
6.3	Flußabschnitte, in denen der Neckar in den Schiffahrtskanal und den Altneckar verzweigt ist	117

Zusammenfassung

Primäres Ziel der vorliegenden Arbeit war es, die Mobilität kontaminierter Sedimente im Neckar zu untersuchen und das daraus resultierende Gefährdungspotential für das Fliegewässerökosystem zu bewerten. Hierzu wurden sowohl die abgelagerten Gewässersedimente in der Stauhaltung Lauffen tiefenorientiert untersucht als auch experimentelle Analysen der Schwebstoff- und Schadstofffrachten in der Stauhaltungskette zwischen Plochingen und Lauffen durchgeführt. Darüber hinaus wurde die sedimentäre Cadmiumbelastung für den Bereich der Bundeswasserstraße zwischen Plochingen und Mannheim mit Hilfe numerischer Modellsimulationen in ihrer historischen Entwicklung analysiert.

Zur umfassenden Bewertung des Gefährdungspotentials das von kontaminierten Gewässersedimenten ausgeht, wurde eine Strategie entworfen, mit der das Erosionsrisiko und die Sedimentqualität tiefenabhängig untersucht werden kann. Diese Strategie beinhaltet die störungsarme Probenahme von Sedimentkernen und eine radiometrische Methode zur zerstörungsfreien Bestimmung der Sedimentlagerungsdichte. Das Kernstück der Strategie bildet ein im Rahmen dieses Vorhabens entwickelter Strömungskanal, der es erlaubt die Erosionsstabilität nahezu ungestörter Sedimente bis in Tiefen von ca. 130 cm zu ermitteln.

Im tiefenabhängigen Erosionsverhalten der Sedimente in der Stauhaltung Lauffen spiegelt sich die Heterogenität der sedimentologischen Schichtung wider. Die kritischen Schubspannungen für einsetzende Massenerosion liegen zwischen ca. 0,5 und 10 Pa. Oberflächennahe Sedimente können zumeist bereits bei Schubspannungen kleiner 2 Pa erodiert werden, wohingegen sich mit zunehmender Sedimenttiefe eine schwache Tendenz zu höheren Erosionsschubspannungen ergibt. In 1 m Tiefe liegen die Erosionsgrenzwerte überwiegend zwischen 3 und 7 Pa. Hoch kontaminierte Altsedimente weisen mittlere kritische Schubspannungen für Massenerosion von ca. 6 Pa auf. Für die weniger belasteten jüngeren Sedimente liegt die mittlere kritische Erosionsschubspannung bei etwa 4 Pa. In der Stauhaltung treten bei einem fünfjährlichen Hochwasser Sohlschubspannungen von ca. 9 Pa auf, damit müssen alle Sedimente – einschließlich der gut konsolidierten Altablagerungen – als prinzipiell erosionsgefährdet eingestuft werden.

Die Belastung der in Lauffen abgelagerten Sedimente mit Schwermetallen und Polychlorierten Biphenylen sowie die daraus resultierende zelltoxische Wirkung ist stark variabel. Die Ablagerungen können in zwei Klassen unterteilt werden, hoch belastete Altsedimente, die vor 1973 gebildet wurden, und weniger belastete Jungsedimente. An einzelnen Sondierungsstellen stehen die Altsedimente direkt an der Sedimentoberfläche an, während an anderen Stellen bis in die Sondierungstiefen von ca. 1m nur mäßig belastetes Material vorgefunden wurde. An 3 der untersuchten Stellen wurde eine sprunghafte Zunahme der Belastung in Tiefen zwischen 20 und 75 cm festgestellt. Auf Grundlage der Dichteprofile und der Korngrößenverteilung in den einzelnen Tiefenzonen kann der Schluß gezogen werden, daß dieser abrupte

Anstieg der Schadstoffgehalte auf eine Erosionsdiskordanz zurückzuführen ist, die überlagerndes Jungsediment scharf von darunter liegendem Altsediment trennt.

Auf der Basis der Belastungssituation und der Erosionsgrenzwerte wurde das Gefährdungspotential in der Stauhaltung Lauffen beurteilt. Die lokal direkt an der Sedimentoberfläche anstehenden Altsedimente können infolge zukünftiger extremer Hochwasserereignisse reaktiviert und nach Unterstrom in weniger belastete Bereiche des Gewässers verfrachtet werden. Ob es zukünftig auch zur Freilegung und Erosion tiefer liegender verunreinigter Sedimentschichten kommt, hängt über die hier erhobenen Parameter hinaus von Erosionsraten sowie der zukünftigen Häufigkeit und Dauer extremer Abflüsse ab.

Darüber hinaus wurde die Erosionsstabilität auf ihren Zusammenhang mit unterschiedlichen Sedimenteigenschaften hin untersucht. Bei den kohäsiven, überwiegend schluffigen Feinsedimenten mit hohen Anteilen an organischer Substanz wurden keine signifikanten Korrelationen zwischen der Erosionsstabilität einerseits und den erhobenen Sedimentparametern (kolloidale Kohlenhydrate, TOC, Wassergehalt, KAK) andererseits gefunden. Lediglich die Konsistenzzahl, die wiederum das Resultat mehrerer Sedimenteigenschaften ist, ließ einen Zusammenhang mit dem Erosionsverhalten erkennen. Daraus ist zu folgern, daß das Erosionsverhalten der kohäsiven Neckarsedimente durch ein komplexes Wirkungsgefüge aus physikalischen, chemischen und biologischen Sedimentcharakteristika resultiert, das bisher noch nicht verstanden wird.

Das sohnnahe Strömungsfeld wurde mit Hilfe von Heißfilmsondentürmen (Prof. Gust TU Hamburg-Harburg) experimentell untersucht. Dabei zeigte sich, daß die sohnnahen Strömungskräfte erheblichen turbulenten Schwankungen unterliegen, die möglicherweise zu einem beständigen Wechsel zwischen Resuspension und Ablagerung oberflächlicher Sedimente führen. Die turbulenten Schwankungen zeigten allerdings keinen eindeutigen Zusammenhang mit dem Schiffsverkehr im Neckar.

Mit Hilfe einer Mischungsanalyse von Hochwasserschwebstoffen Unterstrom der Stauhaltung Lauffen wurde der Beitrag erodierter Sedimente zur Schwebstoff- und partikulären Schadstofffracht quantifiziert. Die Ergebnisse verdeutlichen, daß während des untersuchten Hochwasserereignisses im April 1994 offenbar Altsedimente remobilisiert wurden. Die unterstromige Schwebstoffgesamtfracht setzt sich wie folgt zusammen: Ca. 88 % (200 000 t) von Oberstrom eingetragene Schwebstoffe, ca. 10 % (23 000 t) erodierte gering belastete Jungsedimente und ca. 2 % (5 000 t) erodierte hoch belastete Altsedimente. Aufgrund ihres hohen Belastungsgrades kommt den erodierten Altsedimenten jedoch eine enorme Bedeutung hinsichtlich der partikulären Schadstofffracht zu. Die Remobilisierung von Altsedimenten ist beispielsweise für 38 % der gesamten unterstromigen Cadmiumfracht verantwortlich. Dieser Befund deckt sich mit Ergebnissen von Hollert et al. (im Druck) wonach die feststoffgebundene Toxizität im Neckar während Hochwasserereignissen zunimmt.

Schwebstofffrachtbilanzen für die Stauhaltungskette zwischen Plochingen und Lauffen verdeutlichen, daß während Hochwasser insbesondere die Stauhaltungen Lauffen, Poppenweiler und Hessigheim Quellen für den Schwebstofftransport darstellen. Offenbar sind diese Stauhaltungen, die im Zuge der Verlandung in früheren Jahren überwiegend als Schweb- und Schadstoffsenken fungierten, heute in einem Zustand des dynamischen Gleichgewichtes zwischen Sedimentation und Erosion. Während Hochwasserereignissen werden sie daher auch zu potentiellen Quellen für partikuläre Schadstoffe.

Mit der Implementierung und Validierung des numerischen Strömungs- und Transportmodells COSMOS für die gesamte Bundeswasserstraße Neckar wurde ein wichtiges Werkzeug für zukünftige Untersuchungen geschaffen, mit dem auch der Memoryeffekt der Sedimente berücksichtigt werden kann. Historische Modellrechnungen zum Schwebstoff- und Cadmiumtransport zwischen Plochingen und Mannheim verdeutlichen, daß in den Neckarsedimenten nach wie vor gewässerökologisch relevante Mengen an Cadmium gespeichert sind. Die Sedimentablagerungen konzentrieren sich auf den oberstromigen Bereich bis Lauffen, wobei sich die größten Sedimentpools in den Stauhaltungen Hofen, Poppenweiler und Lauffen gebildet haben. Die stark erhöhten Cadmiumbelastungen unterhalb der Enzmündung konnten mit der Simulation gut reproduziert werden. Die historische Modellrechnung verdeutlicht auch den starken Rückgang des Cadmiumaustrages aus dem Neckar. Heute liegt die mittlere Cadmiumbelastung der Neckarschwebstoffe bei Mannheim bei knapp 1 mg kg^{-1} mit weiterhin leicht abnehmender Tendenz.

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Feinkörnige, kohäsive Sedimente sind bevorzugte Träger von sorptiven Schad- und Belastungsstoffen wie Schwermetallen, diversen organischen Mikroschadstoffen und Phosphorverbindungen. Diese umweltrelevanten Substanzen werden mit den suspendierten Trägerpartikeln im Gewässer transportiert und in strömungsberuhigten Zonen abgelagert. Dies kann zur langfristigen Anreicherung persistenter Belastungs- und Schadstoffe an der Gewässersohle führen (Geoakkumulation). Die hieraus resultierenden Sedimentverunreinigungen sind in Deutschland für zahlreiche Talsperren, gestaute Flußstrecken und Fließgewässer mit Bühnenfeldern dokumentiert.

Der Neckar ist eines der großen Fließgewässer in Deutschland, in dem sich solche Sedimentkontaminationen finden. Für den gesamten schiffbaren Neckar sind hohe sedimentäre Schwermetallbelastungen seit den 70er Jahren umfassend dokumentiert. Einen der Kontaminationsschwerpunkte, speziell hinsichtlich der Schwermetalle Cadmium (Cd), Kupfer (Cu) und Blei (Pb), stellt dabei die Stauhaltung Lauffen dar (Förstner & Müller 1974, Reinhard & Förstner 1976, Salomons & Förstner 1984). Dies hat dazu geführt, daß sich in den vergangenen Jahren zahlreiche Untersuchungen mit dem Problem der belasteten Gewässersedimente im Neckar befaßt haben. Unter anderem wurde von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg ein Sedimentmonitoringprogramm initiiert, in dessen Rahmen die Konzentrationen von Spurenmetallen in oberflächennahen Sedimentschichten in regelmäßigen zeitlichen Abständen erfaßt werden. Diese Untersuchungen belegen, daß die Belastung der oberflächennahen, rezenten Sedimente in den vergangenen 30 Jahren sehr stark reduziert werden konnte (LfU 1997). Dieser Erfolg ist in erster Linie auf die Fortschritte auf dem Gebiet des technischen Gewässerschutzes zurückzuführen, die eine deutliche Reduktion bei der Emission von Schwermetallen und anderen Schadstoffen erbrachten.

Tiefenorientierte Sedimentuntersuchungen verdeutlichten allerdings, daß sich insbesondere in der Stauhaltung Lauffen in den tieferen Horizonten der Gewässersohle nach wie vor hochgradig verunreinigtes Material befindet (Müller 1991, Regierungspräsidium Stuttgart 1993). Dieses kontaminierte Material stammt offensichtlich aus einer Zeit, in der noch größere Mengen an Schad- und Belastungsstoffen in den Neckar und seine Nebenflüsse eingeleitet wurde (Altsedimente).

Vor diesem Hintergrund wurde vom Land Baden-Württemberg im Rahmen des „Projekts Wasser-Abfall-Boden“ (PWAB) ein Forschungsvorhaben gefördert, in dem das ökologische Gefährdungspotential der verunreinigten Sedimente im Neckar und insbesondere in der Stauhaltung Lauffen untersucht und bewertet werden sollte.

In der ersten Phase dieses Forschungsorhabens, die vom Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart in Zusammenarbeit mit weiteren Forschungseinrichtungen

durchgeführt wurde, wurde eine Bestandsaufnahme der Sedimente in der Stauhaltung Lauffen durchgeführt (Kern & Westrich 1993). Auf der Grundlage der Ergebnisse konnte eine Gefährdung des Grundwassers weitgehend ausgeschlossen werden. Eine mögliche Erosion hochbelasteter Sedimente durch den Strömungsangriff im Hochwasserfall wurde jedoch als möglich erachtet.

In der zweiten Phase des Projektes (Kern & Westrich 1996) wurde daher der Schwerpunkt auf die Bewertung des Remobilisierungsrisikos der Altsedimente im Neckar gelegt. Hierzu wurden einerseits die Untersuchungen im Bereich der Stauhaltung Lauffen intensiviert. Andererseits wurde der betrachtete Bereich auf die Stauhaltungskette zwischen Plochingen und Lauffen ausgedehnt.

Biogeochemische Untersuchungen der Altsedimente in Lauffen verdeutlichen, daß die Erosion und Resuspension der kontaminierten Sedimente zu einer chemischen Labilisierung und teilweisen Rücklösung der Schwermetalle führen kann (Peiffer et al. 1996, Martin et al. 1996, Kern et al. 1998). Dies steht im Einklang mit toxikologische Untersuchungen, denen zufolge Altsedimentsuspensionen ein hohes Schädigungspotential für Zellen aufweisen (vgl. Hollert & Braunbeck 1997). Mit Hilfe experimentell ermittelter Schwebstofffrachtbilanzen konnte gezeigt werden, daß während extremer Hochwasserereignisse erhebliche Sediment- und Schadstoffmengen erodiert und aus der Stauhaltung Lauffen ausgetragen werden (Kern 1995). Langjährige Feststoffbilanzen auf der Grundlage von Sohlpeilungen und detaillierte numerische Transportrechnungen belegen zudem, daß die Stauhaltung bis Ende der 70er Jahre kontinuierlich verlandete. Seit dieser Zeit befindet sie sich jedoch in einem dynamischen Gleichgewicht zwischen Sedimentation und Erosion, so daß nicht a priori von einer weiteren Überdeckung der hochbelasteten Altsedimente ausgegangen werden kann (Kern 1997). Dieser Befund wird auch durch den Rückgang der Baggermengen, bei nur geringer Variation der Fließquerschnitte untermauert (Hermening 1997). Die Modellsimulationen deuten zudem darauf hin, daß extreme Hochwasserereignisse tiefer liegende kontaminierte Altsedimente freilegen und reaktivieren können. Darüber hinaus verdeutlichen die Simulationsergebnisse, daß der Tiefenverlauf der Erosionsstabilität von maßgeblicher Bedeutung für die Sedimentspeicherung und somit für den Verbleib der sedimentgebundenen Schadstoffe ist (Kern & Westrich 1996).

Die für die Stauhaltungskette zwischen Plochingen und Lauffen durchgeführten Modellsimulationen erbrachten, daß zwischen 1950 und 1994 in den 14 Stauhaltungen insgesamt 1,3 Millionen Tonnen Schwebstoffe zurückgehalten wurden. Dies entspricht 7,1 % der insgesamt eingeströmten Schwebstoffe. In der Stauhaltung Lauffen wurden 46 % der insgesamt zurückgehaltenen Sedimentmenge gespeichert, in Hofen 19,1 % und in Poppenweiler 17,1 % (Kern & Westrich 1996, 1999). Dies verdeutlicht die enorme Bedeutung, die einzelnen Stauhaltungen bei der (Zwischen-) Speicherung von Sedimenten und der daran gebundenen Schadstoffe zukommt.

Die Ergebnisse der detaillierten Modellsimulationen für die Stauhaltung Lauffen haben gezeigt, daß die Schadstoffmobilität primär von der Erodierbarkeit der

Altsedimente abhängt. Für eine umfassende Risikobewertung ist daher in erster Linie die tiefenabhängige Erosionsstabilität der Sedimente in der Stauhaltung zu ermitteln.

Auf Grundlage der großräumigen Strömungs- und Transportberechnungen für die Stauhaltungskette zwischen Deizisau und Lauffen ist einerseits zu folgern, daß das verwendete Simulationsmodell auf den gesamten Bereich des staugeregelten Neckars anwendbar ist. Hierdurch wird auch eine Anbindung an den Rhein und die Bewertung des Neckars hinsichtlich der Stofffracht im Rhein möglich. Zum anderen erscheint es für eine Verifizierung der Modellergebnisse wünschenswert, experimentelle Schwebstofffrachtbilanzen für die 74 km lange Stauhaltungskette zwischen Deizisau und Lauffen aufzustellen.

Aus den Ergebnissen der Modellrechnungen leiten sich daher erneute experimentelle Untersuchungen ab. Aus den Befunden, die aus den zielgerichteten Untersuchungen zu erwarten sind, wird eine weitere Verbesserung der numerischen Strömungs- und Transportsimulationen möglich (Abb. 1.1). Der wasserwirtschaftlichen Praxis kann somit ein effizientes Werkzeug für ein modernes Sedimentqualitätsmanagement zur Verfügung gestellt werden.

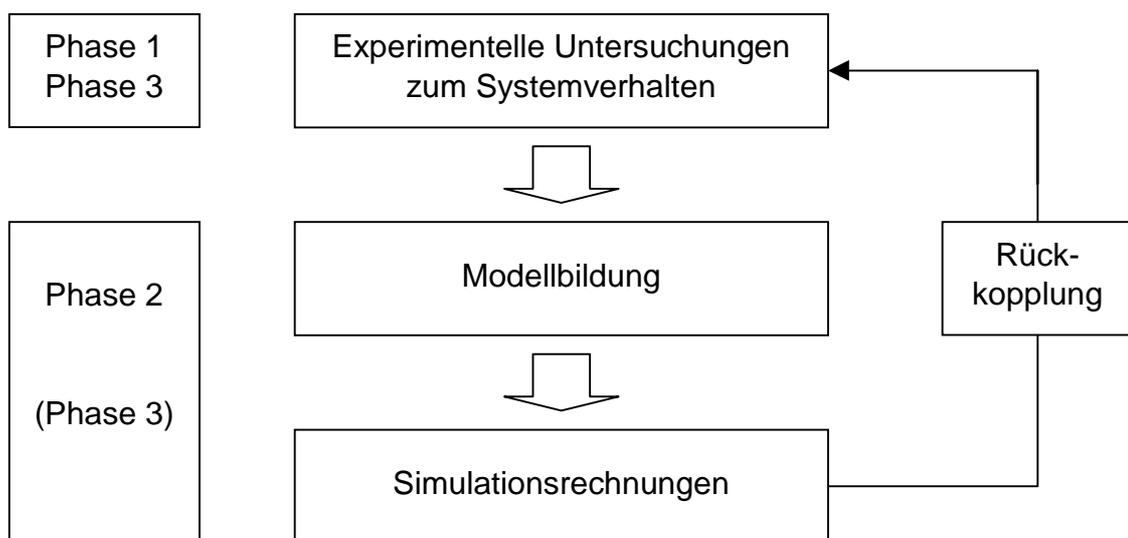


Abb. 1.1: Modellentwicklung und Position der einzelnen Projektphasen innerhalb des iterativen Prozesses.

1.2 Zielsetzung

In der hier vorliegenden Arbeit werden neue, geeignete Strategien zur Bewertung kontaminierter Sedimente erarbeitet. Die Entwicklung der Strategien soll zunächst auf Grundlage der konkreten Situation am Neckar und den Erkenntnissen der vorangegangenen Projektphasen erfolgen. Mit Blick auf die enorme Bedeutung, die Sedimentkontaminationen für die Gewässerqualität vielerorts haben, soll gewährleistet sein, daß diese Strategien gleichzeitig auf andere Gewässer mit ähnlichen Problemstellungen übertragbar sind.

Zur umfassenden Bewertung kontaminierter Gewässersedimente gilt es neben den bereits vorliegenden chemischen und ökotoxikologischen Bewertungskriterien ein sedimenthydraulisches Verfahren zu schaffen, mit dem das mechanische Remobilisierungsrisiko beurteilt werden kann. Dabei ist zu beachten, daß die relevanten Sedimente häufig in größerer Sedimenttiefe anstehen und es folglich notwendig ist, daß die entsprechenden Methoden tiefenorientiert einsetzbar sind. Die einzelnen Bausteine der chemischen, ökotoxikologischen und hydraulischen Bewertung sollen in geeigneter Form zusammengeführt werden.

Hierzu werden in diesem Forschungsvorhaben grundsätzlich 2 unterschiedliche Ansätze verfolgt (siehe auch Abb. 1.2):

- (1) abgelagerte Gewässersedimente werden hinsichtlich des Remobilisierungsrisikos und des ökologischen Gefährdungspotentials untersucht
- (2) Schweb- und Schadstoffbilanzen werden aufgestellt und speziell in Hinblick auf die Remobilisierung kontaminierter Gewässersedimente analysiert

Aus den Ergebnissen der beiden Ansätze kann eine Gesamtbewertung erfolgen (Abb. 1.2). Für die entsprechenden Untersuchungen kann einerseits auf bereits etablierte Verfahren zurückgegriffen werden. Andererseits müssen neue Methoden und Versuchsstände entwickelt werden, auf die in den nachfolgenden Kapiteln näher eingegangen wird.

Über die angeführten Ziele hinaus soll für die Stauhaltung Lauffen die von Müller (1991) Hypothese überprüft werden, deren zufolge oberflächennahe wenig kontaminierte Jungsedimente durch eine Erosionsdiskordanz von hochbelasteten Altsedimenten getrennt sind. Der Nachweis einer Erosionsdiskordanz kann dahingehend interpretiert werden, daß ein vergangenes Hochwasser in das Altsediment eingeschnitten hat und somit eine Remobilisierung des hochkontaminierten Materials stattgefunden hat.

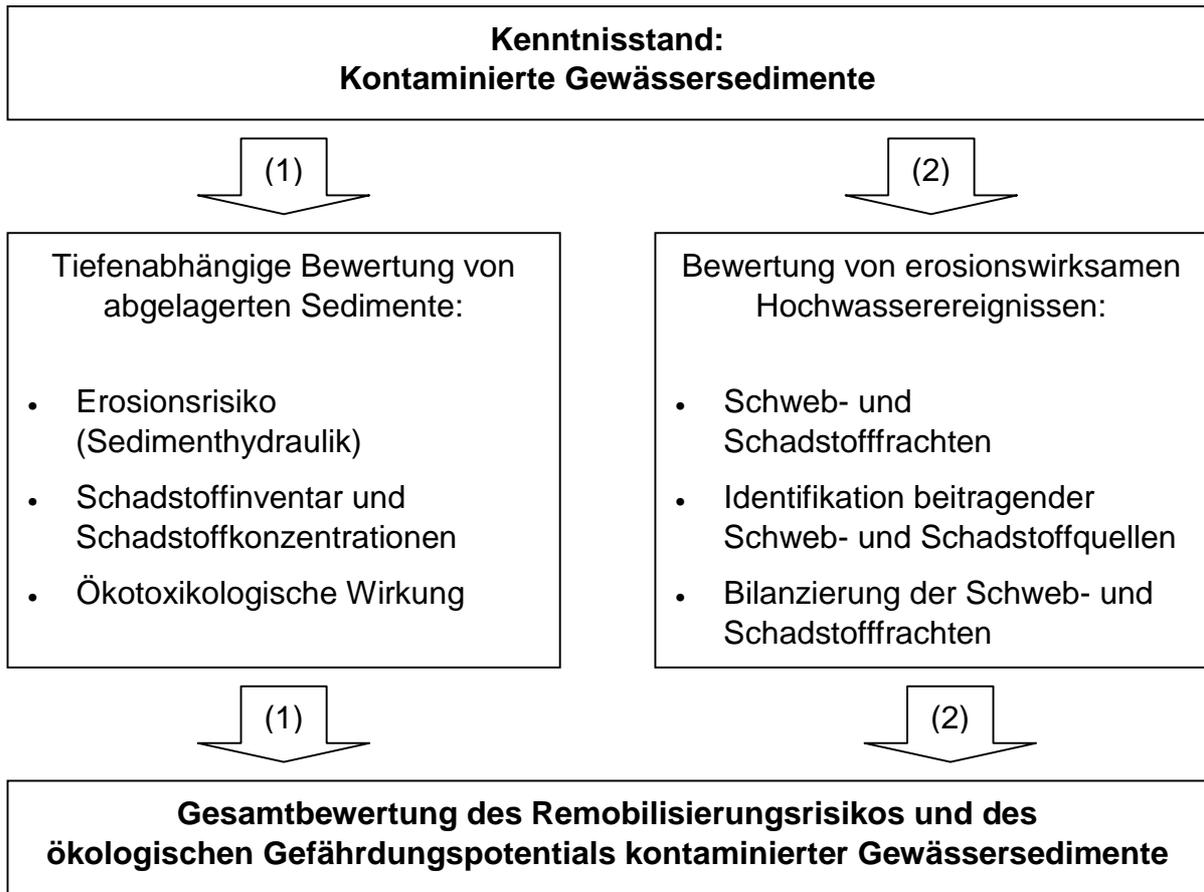


Abb. 1.2: Schema der Vorgehensweise zur Bewertung kontaminierter Gewässersedimente.

Mit Hilfe einer großräumigen Schwebstofffrachtbilanz sollen die für die Stauhaltung Lauffen vorliegenden Erkenntnisse auf die 74 km lange Stauhaltungskette zwischen Deizisau und Lauffen übertragen werden. Für diesen mit Modellsimulationen bereits untersuchten Flußabschnitt können dadurch die Beiträge von Nebenflüssen und einzelnen Stauhaltungen zur gesamten Schwebstofffracht ermittelt werden.

Über die experimentellen Arbeiten hinaus soll die historische Entwicklung der gelösten und partikulären Schwermetallfrachten im Bereich des gesamten schiffbaren Neckars mit Hilfe von Modellsimulationen nachvollzogen werden. Dadurch wird es möglich, die Auswirkungen der veränderten Emissionssituation auf die Gewässergüte zu beurteilen.

2 Das Untersuchungsgebiet

Der Neckar ist auf der 203 km langen Strecke zwischen Plochingen (Neckar km 202) und seiner Mündung bei Mannheim staugeregelt und schiffbar (Abb. 2.1). Die Stauregulierung erfolgte zwischen den Jahren 1921 und 1958 durch den Bau von insgesamt 27 Staustufen.

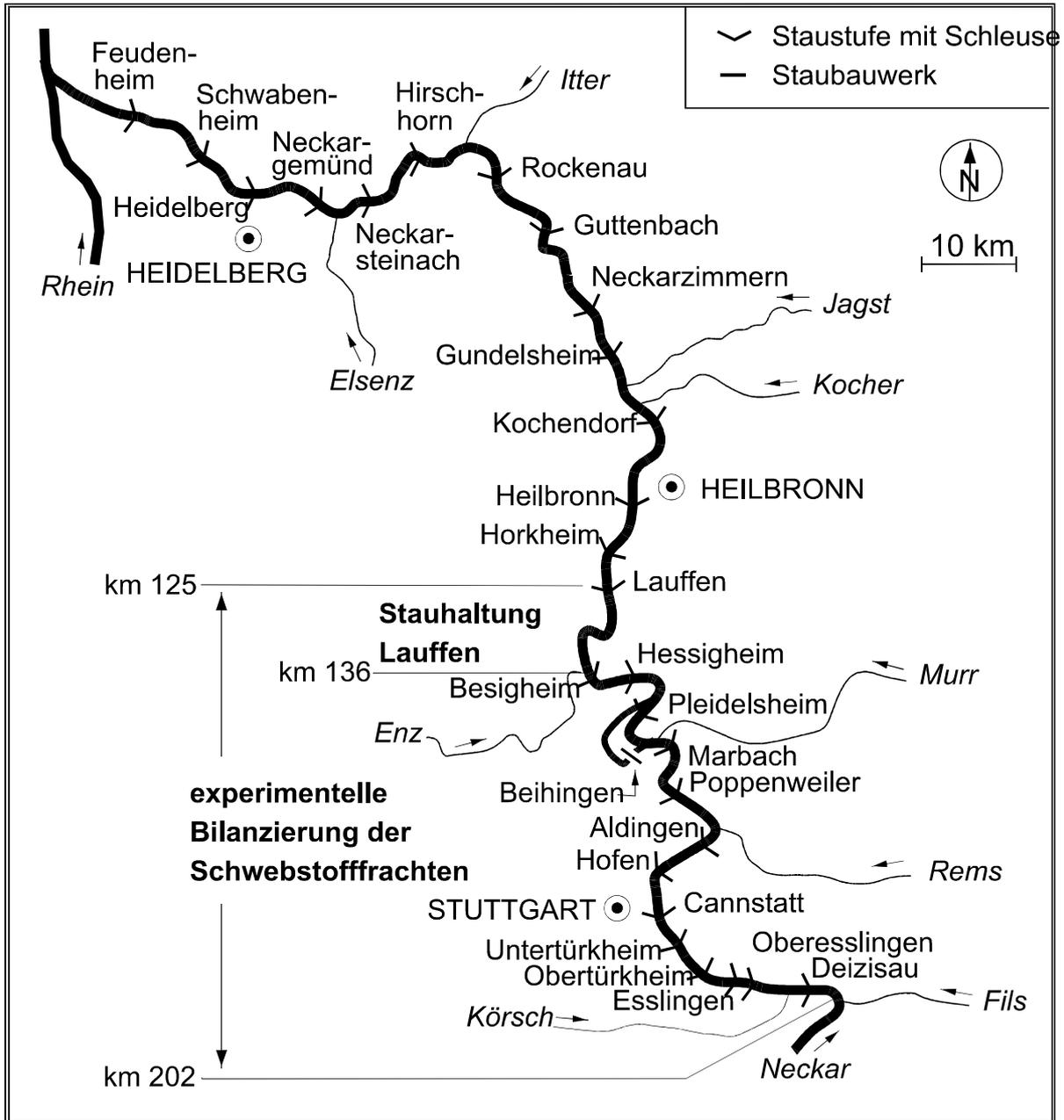


Abb. 2.1: Der stauregulierte Neckar zwischen Plochingen und Mannheim.

Bei Plochingen entwässert der Neckar bei einem mittlerer Abfluß von $46 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ein oberirdisches Einzugsgebiet von 3995 km^2 . Im weiteren Verlauf bis zur Staustufe Lauffen wächst der MQ vor allem durch die Nebenflüsse Rems, Murr und Enz auf $88 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ an (Tab. 1.1).

Tab. 2.1: Übersicht über den betrachteten Neckarabschnitt und dessen Nebenflüsse

Fluß	Lage am Neckar [km]	Pegel	Oberirdisches Einzugsgebiet am Pegel [km²]	MQ [m³ s⁻¹]
Neckar	202,2	Plochingen	3 995	45,9
	125,1	Lauffen	7 616	88,0
	60,7	Rockenau	12 710	134,0
Zuflüsse zwischen Plochingen und Lauffen				
Körsch	197,8	Denkendorf	127	1,3
Rems	170,5	Neustadt 3	567	6,9
Murr	156,4	Murr	505	5,9
Enz	136,7	Pforzheim	1 477	16,7
Zuflüsse zwischen Lauffen und der Mündung				
Zaber	124,7	Hausen	109	0,7
Schozach	115,9	Talheim	74	0,6
Lein	110,3	Frankenbach	116	0,6
Sulm	105,1	Erlenbach/Neckarsulm	121	0,9
Kocher	103,1	Stein	1 929	22,3
Jagst	100,8	Untergriesheim	1 826	19,0
Elz	81,1	Mosbach – Tiefer Weg	155	2,0
Itter	56,8	Eberbach	101	k.A.
Steinach	38,7	Heiligenkreuzsteinach	30	k.A.
Elsenz	34,2	Meckesheim	259	1,6
Schwarzbach	34,2	Eschelbronn	198	1,7

k.A.: keine Angabe

Bis zur Mündung des Flusses bei Mannheim steuern vor allem die Jagst und der Kocher große Abflußmengen bei. Hinsichtlich der Schwebstofffracht sind aber auch kleinere Flüsse wie die Elsenz aufgrund sehr hoher Schwebstoffkonzentrationen von Bedeutung.

Die Stauhaltung Lauffen liegt in der Mitte der 27 Neckarstauhaltungen, zwischen den Staustufen Besigheim (Neckar km 136,8) und Lauffen (Neckar km 125,1). Wenige Meter unterhalb der Staustufe Besigheim mündet die Enz in den Neckar, die mit ihrem mittleren Abfluß von $17 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ etwa ein Fünftel des Neckarabflusses bei Lauffen liefert (Abb. 2.2).

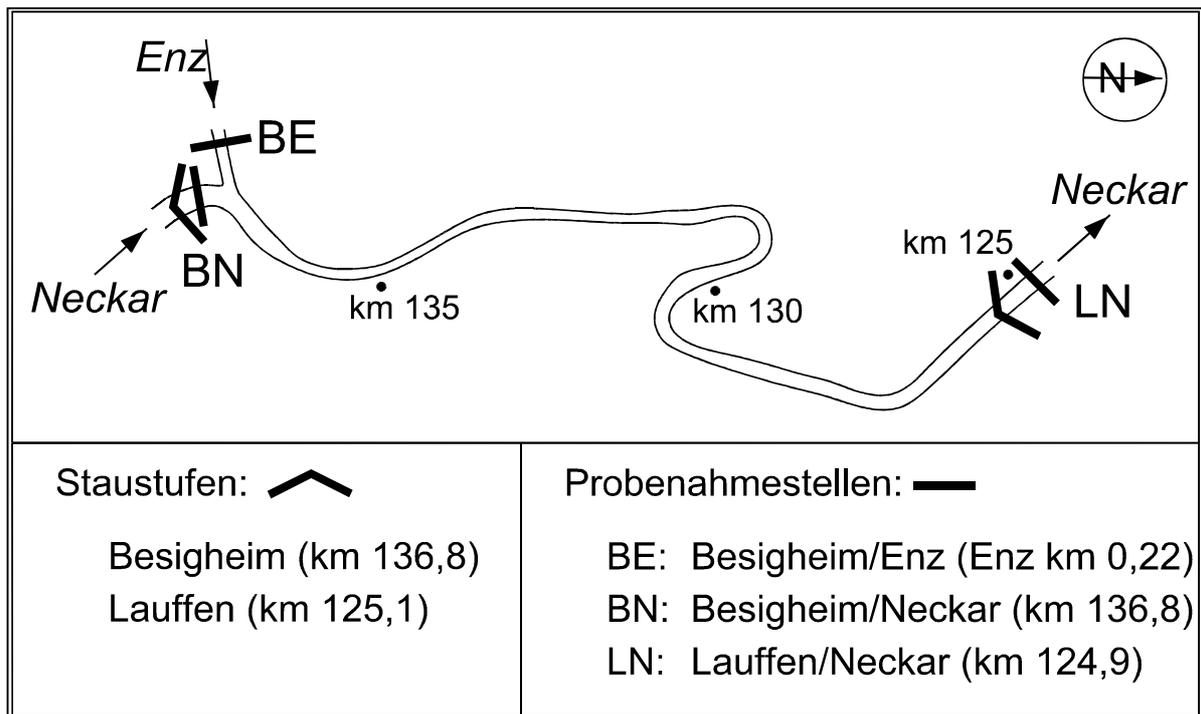


Abb. 2.2: Skizze der Stauhaltung Lauffen und Lage der Probenahmestellen.

In den Neckarsedimenten bei Lauffen treten vor allem Cd und in geringerem Maße Pb und Cu in sehr hohen Konzentrationen auf (vgl. Förstner & Müller 1974, Salomons & Förstner 1984). Die Verunreinigung der Sedimente in der Stauhaltung Lauffen rührt in erster Linie von einer Farbenfabrik in Besigheim an der Enz her. Diese leitete bis Mitte der 70er Jahre vor allem Cd in großen Mengen in die Enz bei Besigheim ein (Förstner & Wittmann 1981). Die Inbetriebnahme einer Kläranlage 1973, sowie die Reduktion der Produktion cadmiumhaltiger Farbpigmente führte zu einer drastischen Verringerung der Cd-Emissionen zwischen 1973 und 1987. Seither blieben die Emissionsmengen auf vergleichsweise niedrigem Niveau stabil. Dies führte zumindest an einigen Stellen zu einem geschichteten Sedimentaufbau, bei dem hochkontaminierte Altsedimente (vor 1973) durch weniger verunreinigte Jungsedimente überdeckt sind (vgl. Müller 1991, Kern & Westrich 1995). Für oberflächennahe Sedimente konnte innerhalb der Stauhaltung wie an anderen Stellen im Neckar während der letzten Jahrzehnte jedoch eine stetige Verbesserung hinsichtlich der Belastungssituation verzeichnet werden (LfU 1997).

3 Bewertung der in der Stauhaltung Lauffen abgelagerten Gewässersedimente

3.1 Ausgangssituation und Zielsetzung

Die Sedimente in der Stauhaltung Lauffen sind zum Teil hochgradig mit Schwermetallen - vor allem mit Cd - und mit organischen Mikroschadstoffen wie PCB's verunreinigt (Regierungspräsidium Stuttgart 1993). Das sehr heterogen aufgebaute Flußbett innerhalb des Staurooms weist an einigen Stellen einen sprunghaften Anstieg der Schwermetallkonzentrationen mit der Sedimenttiefe auf. Dieser Konzentrationssprung, der stark kontaminierte Altsedimente von weniger belasteten Jungsedimenten trennt, tritt in unterschiedlichen Tiefen auf (Müller 1991, Kern & Westrich 1995).

Wäßrige Eluate von kontaminierten Sedimenten aus der Staustufe – insbesondere tiefer gelegener Altsedimente – weisen ein hohes zelltoxisches Potential auf, das vermutlich primär durch Schwermetalle bedingt ist (Hollert & Braunbeck 1997). Dies deutet darauf hin, daß eine Resuspension der Sedimente eine erhebliche ökotoxikologische Wirkung im Freiwasser zur Folge haben kann. Dieser Befund wird durch Ergebnisse aus Laborexperimenten bekräftigt, die zeigen, daß eine Resuspension und die damit einhergehende Oxidation der Ablagerungen zur chemischen Labilisierung und teilweisen Rücklösung von Cd führen kann (Peiffer 1997).

Felduntersuchungen belegen, daß während extremer Hochwässer erhebliche Sedimentmengen erodiert und aus der Stauhaltung Lauffen ausgetragen werden können (Kern & Westrich 1997). Numerische Transportberechnungen deuten darauf hin, daß die hochkontaminierten Altsedimente durch solche Extremereignisse lokal freigelegt und möglicherweise reaktiviert werden. Darüber hinaus verdeutlichen die Simulationen, daß der Tiefenverlauf der Erosionsstabilität von maßgeblicher Bedeutung für die Sedimentspeicherung in der Stauhaltung und somit für den Verbleib der sedimentgebundenen Schadstoffe ist (Kern 1997).

Vor diesem Hintergrund scheint es dringend erforderlich, das Gefährdungspotential, das von den kontaminierten Sedimenten in der Stauhaltung Lauffen ausgeht, umfassend zu bewerten.

Aufgrund der hohen Affinität vieler Schad- und Belastungsstoffe zu feinkörnigen Partikeln und organischer Substanz stellen sich in vielen Gewässern, in denen sich feinkörnige Sedimente angereichert haben, ähnliche Probleme, wie sie im Neckar bei Lauffen vorliegen. Für eine adäquate Bewertung des Gefährdungspotentials dieser kontaminierten Sedimente ist die Beurteilung des Erosionsrisikos von vordringlicher Bedeutung. Bisher stehen jedoch keine zuverlässigen Verfahren zur Verfügung, mit denen die Erosionsstabilität kohäsiver Sedimente aus leicht zu ermittelnden Parametern mit ausreichender Genauigkeit vorhergesagt werden kann.

Aus der allgemeinen und der für Lauffen spezifischen Problemsituation leiten sich zwei Hauptziele ab:

- (1) Das im Falle von Lauffen konkret existierende Gefährdungspotential soll umfassend abgeschätzt werden
- (2) Es soll versucht werden, Anhaltspunkte dafür zu gewinnen, welche Faktoren für das Erosionsverhalten kohäsiver Sedimente relevant sind

Das zweite Ziel hebt darauf ab, in Zukunft das Erosionsverhalten kohäsiver, möglicherweise kontaminierter Gewässersedimente besser vorhersagen zu können, ohne daß hierzu für jeden Standort relativ aufwendige Erosionsversuche durchgeführt werden müssen.

Da sich die Sedimentkontaminationen häufig erst in größerer Tiefe befinden, mußte zunächst eine geeignete tiefenorientierte Probenahmetechnik entwickelt werden, in deren Anschluß das Sediment mit unterschiedlichen Methoden analysiert werden konnte. Im einzelnen sind bei den hier vorliegenden Fragestellungen Methoden zur Untersuchung:

- der physikochemischen und biologischen Eigenschaften
- des chemisch-ökologischen Zustandes und
- des Erosionsverhaltens

der Sedimente notwendig. Erst aus der Kombination der einzelnen Verfahren wird es möglich, die oben aufgeführten Ziele zu erreichen.

3.2 Sedimentprobenahme

Die weitgehend ungestörte Entnahme der zu untersuchenden Gewässersedimente erfolgt mit eigens hierfür konzipierten Stoßröhren (Länge 150 cm, Innendurchmesser 13,5 cm). Die mit diesem System gewonnen Sedimente können nach der Probenahme direkt zur Untersuchung des Erosionsverhaltens oder zur Segmentierung in Einzelproben verwendet werden.

Bei geringen Wassertiefen werden die Röhren mit Hilfe eines verlängerbaren Gestänges von Bord eines fest verankerten Bootes oder Pontons in das Gewässerbett eingedrückt. Anschließend werden die Stoßröhren mit einer Dichtung, welche durch ein Fallgewicht bedient wird, am Kopfende verschlossen. Die Sedimentkerne werden dann von Hand oder mit Hilfe einer Seilwinde vorsichtig geborgen. Die Entnahmeröhre werden unmittelbar nach der Bergung von unten mit einem Dichtungskolben verschlossen, mit dem das Sedimentmaterial später im Rohr vertikal verschoben werden kann. In Wassertiefen über 4 m erfolgt die Probenahme durch Taucher, die die Stoßröhren unter Wasser in die Gewässersohle eindrücken.

Bei hohem Eindringwiderstand ist es vorteilhaft, die Probenahmeverrichtung mit Gewichten zu beschweren.

Tab 3.1: Probenahmestellen und entnommene Sedimentkerne.

Sondierungspunkt	Kern	Beschreibung der Lage im Gewässer	Kernlänge [cm]
97L1	K1	Bei Neckar km 125,5 ; 10 m vom linken Ufer	105
	K2		126
	K3		84
97L2	K1	Bei Neckar km 126,1 ; 10 m vom linken Ufer	59
	K2		90
	K3		89
	K4		108
	K5		60
97L3	K1	Bei Neckar km 126,5 ; 10 m vom linken Ufer	70
	K2		94
	K3		104
97L5	K1	Bei Neckar km 127,0 ; 10 m vom linken Ufer	83
97L6	K1	Bei Neckar km 127,5 ; 10 m vom linken Ufer	55
98L1	K1	Bei Neckar km 125,19 ; 6 m von der Mole am rechten Ufer	72
	K2		67
	K3	Bei Neckar km 125,14 ; 6 m von der Mole am rechten Ufer	70
	K4		70
98L2	K1	Bei Neckar km 125,25 ; 17 m von der Mole am rechten Ufer	99
	K2		72
98L3	K1	Bei Neckar km 125,2 ; 40 m vom linken Ufer (Höhe Außenstelle WSA)	95
	K2		85
98L4	K1	Bei Neckar km 125,4 ; 89 m vom linken Ufer (Höhe Molenkopf)	75
	K2		86
98L5	K1	Bei Neckar km 125,5 ; 48 m vom linken Ufer 60 m vom linken Ufer	74
	K2		90
98L6	K1	Bei Neckar km 126,0 ; 47 m vom linken Ufer	66
98L7	K1	Bei Neckar km 127,0 ; 38 m vom linken Ufer 42 m vom linken Ufer 34 m vom linken Ufer	70
	K2		54
	K3		108

Mit der beschriebenen Technik wurden im Rahmen von zwei Probenahmekampagnen vom 1.10. bis 2.10.1997 und vom 23.3. bis zum 27.3.1998 an 12 Sondierungsstellen insgesamt 29 Sedimentkerne aus der Stauhaltung Lauffen entnommen. Bei der ersten Probenahmekampagne wurden wir dabei durch die Besatzung des Forschungsschiffes Max Honsell der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg unterstützt. Bei der zweiten Kampagne erfolgte die Entnahme der Proben mit Hilfe der Taucher des Tauchschiffes Frosch vom Wasser und Schiffsamt Stuttgart. Die Lage der Sondierungsstellen und ihre Kurzbezeichnung ist Abbildung 3.1 zu entnehmen. Detaillierte Angaben zur den einzelnen Kernen sind in Tabelle 3.1 enthalten.

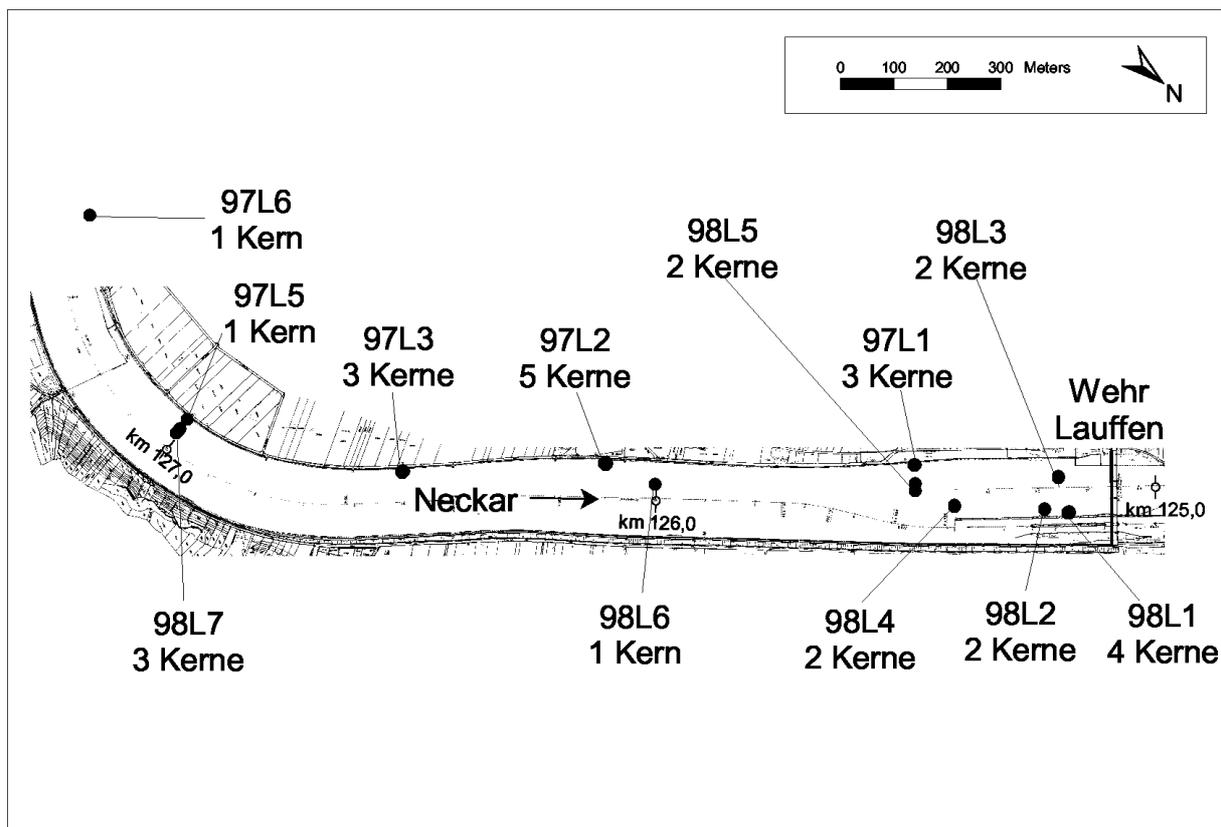


Abb. 3.1: Lage und Kurzbezeichnung der Sondierungspunkte sowie Anzahl der an den jeweiligen Sondierungspunkten entnommenen Sedimentkerne.

3.3 Physikochemische und biologische Eigenschaften der Sedimente

Das Erosionsverhalten kohäsiver Sedimente wird maßgeblich durch ihre physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften beeinflusst (siehe Kapitel 3.7.1). Um Aufschluß über diese Zusammenhänge zu erlangen, wurde ein Teil der in Tiefenzonen segmentiert und die hieraus erhaltenen Einzelproben mit verschiedenen Methoden charakterisiert. Tabelle 3.2 gibt einen Überblick über das physikochemische und biologische Meßprogramm. Jene verwendeten Methoden, die auf Eigenentwicklungen beruhen, werden nachfolgend erläutert.

Tab. 3.2: Übersicht über das Meßprogramm zur physikochmischen und biologischen Charakterisierung der Neckarsedimente.

Meßgröße	Gesamtzahl der Proben	Methodik
Lagerungsdichte (ρ)	2078	Gamma-Strahl-Dichtemeßgerät
Wassergehalt (WG)	129	Trocknung bei 105° C
Kornanteil < 20 μm ($d_{<20\mu\text{m}}$)	131	Schlämmung (Atterberg Zylinder)
Korngrößenverteilung	49	Sieben und Schlämmen (DIN 18123)
Kornrohichte (ρ_f)	3	Pyknometer (DIN 18121)
Fließgrenze (W_L)	45	DIN 18122
Ausrollgrenze (W_P)		
Plastizitätzzahl (I_P)		
Konsistenzzahl (I_C)		
Kationenaustauschkapazität (KAK)	131	Gleichgewichtsverfahren
Organischer Kohlenstoff (TOC)	131	TOC Analyzer
Kolloidale Kohlenhydrate	30	Warmwasserextraktion

3.3.1 Methoden

Berührungslose Ermittlung der Lagerungsdichte

Die zerstörungsfreie, tiefenprofilierende Dichtemessung erfolgt ohne weitere Probenvorbehandlung an den aus dem Gewässer entnommenen Sedimentkernen. Das hierzu verwendete γ -Strahl-Dichtemeßsystem ist in Abbildung 3.2 schematisch dargestellt. Detaillierte technische Angaben zum System sind Dreher (1997) und Scharf (1995) zu entnehmen.

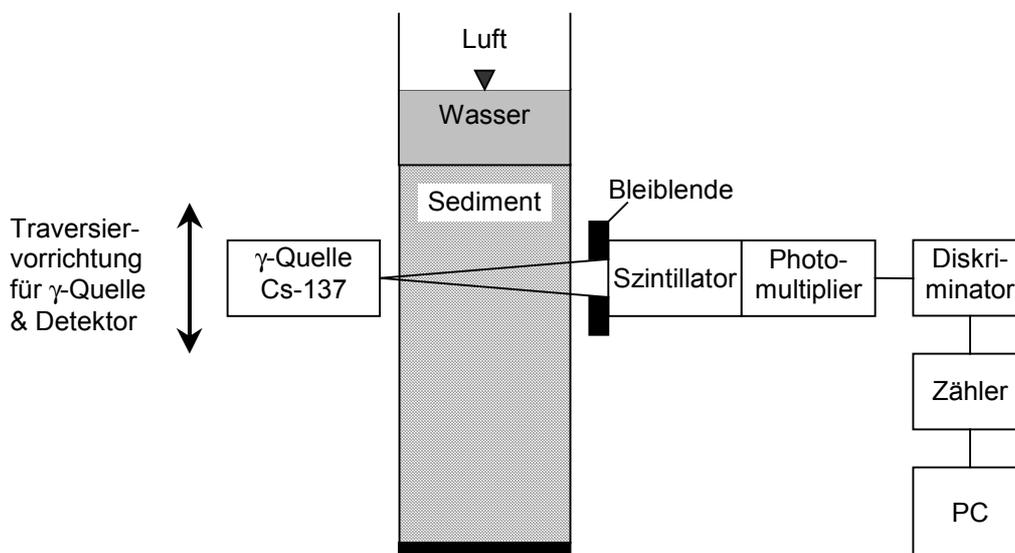


Abb. 3.2: Schematische Darstellung des Gamma-Strahl-Dichtemeßsystems.

Das Meßprinzip beruht auf der Erfassung der Schwächung, die γ -Strahlung beim Durchgang durch Materie erfährt. Die durch die Probe gelangenden γ -Quanten werden mit Hilfe eines Natriumjodidkristalls (Szintillator) in Lichtquanten umgewandelt und mit einem Photomultiplier in zählbare Stromimpulse überführt. Da die Schwächung der Strahlung bei der verwendeten Cs-137-Quelle (662 keV) nahezu ausschließlich auf Streuprozessen beruht, ist detektorseitig ein Diskriminator erforderlich, der die niederenergetische Streustrahlung ausfiltert. Die verbleibenden Zählimpulse werden am PC aufgezeichnet. Für eine höhere vertikale Auflösung der Dichteprofile wurde die Szintillatorfläche mit einer 4 cm starken Bleiblende auf eine Spaltbreite von 1 cm eingeengt. Während der Messung fährt das Dichtemeßsystem den Sedimentkern mit Hilfe einer automatisch gesteuerten Positioniereinrichtung schrittweise ab. Entsprechend der Spaltbreite der Bleiblende wurde eine Schrittweite von 1 cm gewählt. Die Zuverlässigkeit der Messung steigt mit der Quantenausbeute und folglich mit der Verweildauer in einer Meßebeane an. Die Verweildauer ist je nach den Erfordernissen frei wählbar. Bei den hier durchgeführten Versuchen wurde sie auf 5 Minuten festgesetzt, was in jedem Fall eine ausreichende Quantenausbeute sicherstellt.

Die mittlere Lagerungsdichte ρ einer Sedimentschicht ergibt sich aus der Anzahl der Zählimpulse I , die nach Durchstrahlung des Sediments innerhalb eines definierten Zeitintervalls beim Detektor eingehen:

$$\rho = \rho_f + \frac{-\frac{1}{k} \ln\left(\frac{I}{I_0}\right)}{1,1\rho_w - \rho_f} (\rho_w - \rho_f) \quad (3.1)$$

Weitere Parameter in Gl. (3.1) sind die mittlere Dichte der Sedimentfeststoffmatrix ρ_f (Kornrohddichte), die Dichte des Porenwassers ρ_w und die Anzahl I_0 der Zählimpulse bei Messung des leeren Entnahmerohrs. Der Parameter k ist eine Kalibrierungskonstante, die aus Referenzmessungen gegen das luft- und das wassergefüllte Rohr ermittelt wird. Die Kornrohddichte ρ_f kann über Pyknometermessungen bestimmt werden.

Gleichung (3.1) beruht auf der Annahme eines Zweiphasengemisches, das sich aus der Sedimentmatrix und dem Porenwasser zusammensetzt. Infolge von Gaseinschlüssen in biologisch aktiven Feinsedimenten kann es zu geringfügigen Fehlern bei der Ermittlung der Lagerungsdichte kommen. Der Fehler $\Delta\rho$ läßt sich als Funktion des relativen Anteils von Gaseinschlüssen x am Gesamtvolumen des Sediments ausdrücken:

$$\Delta\rho = x \cdot \rho_f \cdot \left(\frac{\rho_w - \rho_f}{1,1 \cdot \rho_w - \rho_f} - 1 \right) \quad (3.2)$$

Für die Neckarsedimente bedeutet dies, daß der aus Gaseinschlüssen resultierende Fehler bei einem Gasvolumen von 10% mit $0,018 \text{ g cm}^{-3}$ anzusetzen ist. Bei

Sedimentlagerungsdichten, die typischerweise zwischen 1,2 und 1,9 g cm⁻³ liegen, ist dieser Fehler jedoch von untergeordneter Bedeutung.

Die Qualität der Meßergebnisse wurde in zweifacher Weise überprüft. Zum einen wurden ausgewählte Sedimentkerne mehrmals hintereinander mit dem Dichte-Meßsystem untersucht. Hierbei wurde deutlich, daß sich die Ergebnisse von Mehrfachmessungen allenfalls geringfügig unterscheiden. Eine Lokalisierung einzelner, durch abrupte Dichtesprünge gekennzeichnete Tiefenhorizonte ist mit einer Genauigkeit von ±1 cm möglich. Zum andern wurde die gemessene Masse der Sedimentkerne mit der aus der Integration der ermittelten Dichten hervorgehenden Masse verglichen. Die aus der Integration des Dichteprofiles gewonnenen Massen stimmten bei einer mittleren Abweichung von ca. 3 % gut mit den Ergebnissen der Wägung überein.

Kornanteil < 20 µm

Die Abtrennung der Kornfraktionen, die den Äquivalentdurchmesser von 20 µm nicht überschreiten, erfolgte im Atterbergzylinder. Die Abtrennung wurde in erster Linie zur anschließenden Analyse der Spurenmetallgehalte in der Kornfraktion < 20 µm durchgeführt (siehe Kapitel 3.3). Bei gleichzeitiger Ermittlung des Wassergehaltes der nativen Sedimentprobe kann auch der Anteil der Kornfraktion an der Gesamtprobe näherungsweise ermittelt werden.

Die Abtrennung der Kornfraktion erfolgt nach dem STOKES'schen Gesetz. Demnach ist die Fallgeschwindigkeit kleiner Teilchen (< 60 µm) in Wasser eine Funktion der Teilchengröße. Die Absetzzeit t , nach der sich alle Partikel mit einem Äquivalentdurchmesser (angenommene Kugelform) $> d$ unterhalb des Entnahmequerschnittes befinden ergibt sich aus:

$$t = \frac{18 \cdot h \cdot \eta}{(\rho_f - \rho_w) \cdot g \cdot d^2} \quad (3.3)$$

In Gleichung (3.3) ist h die Fallstrecke, ρ_f und ρ_w die Dichte des Partikels bzw. des Wassers, g die Erdbeschleunigung und η die dynamische Viskosität von Wasser. ρ_w und η sind von der Wassertemperatur abhängig. ρ_f wurde auf Grundlage der Untersuchungen von Mayer (1988), die durch eigene Stichproben bestätigt wurden, mit 2,5 g cm⁻³ angesetzt.

Bei Sedimenten mit hohem Sandanteil werden die Kornfraktionen $> 63 \mu\text{m}$ zunächst durch Naßsiegung abgetrennt. Teilproben des nativen (oder zuvor gesiebten), feuchten Sediments (je nach Korngrößenverteilung 10 bis maximal 40 g) werden in 250 ml Erlenmeyer Enghalskolben eingewogen. Anschließend werden die Proben mit 200 ml 0,05 M Na₂P₄O₇-Lösung versetzt. Die Suspension wird für mindestens 2 Stunden automatisch geschüttelt. Durch die Belegung der Austauschplätze mit Natrium wird die Flockungstendenz herabgesetzt und eine Dispergierung von Partikelaggregaten erreicht.

Nach dem Schüttelvorgang wird die Suspension quantitativ in einen Atterbergzylinder überführt (Abb. 3.3). der Zylinder wird bis zur Füllmarke mit destilliertem Wasser aufgefüllt und verschlossen. Die Temperatur der Suspension wird gemessen und mit der sich hieraus ergebenden Viskosität und Dichte des Wassers wird die Absetzzeit gemäß Gleichung (3.3) berechnet. Danach wird die Suspension durch vorsichtiges Schwenken des Zylinders homogenisiert. Mit dem Abstellen des Zylinders auf dem Labortisch wird die Stoppuhr gestartet. Nach Ablauf der Absetzzeit wird der Stopfen des Atterbergzylinders geöffnet und exakt 200 ml der überstehenden Suspension werden durch die Ablaufvorrichtung in ein zuvor getrocknetes und gewogenes Becherglas überführt.

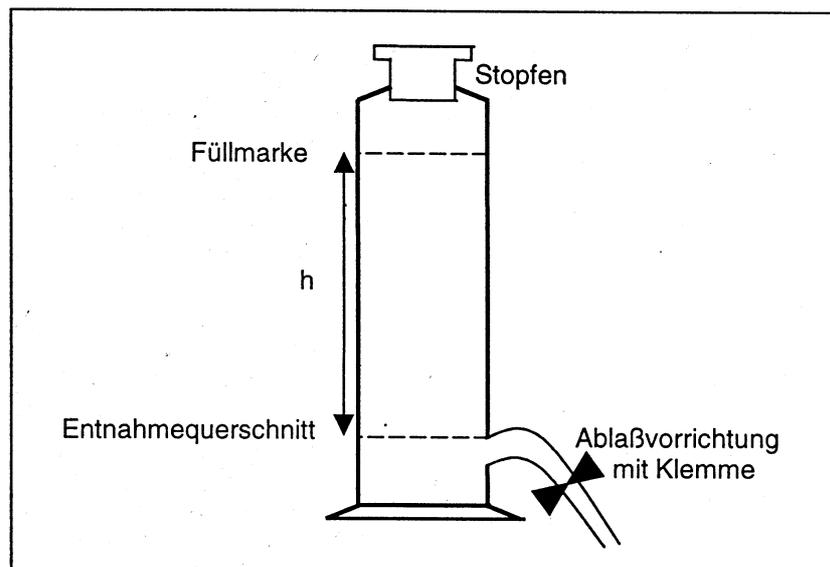


Abb. 3.3: Schema eines Atterbergzylinders zur Kornfraktionierung.

Die erhaltene Suspension wird im Trockenofen bei 105 °C eingedampft und steht anschließend zur Analyse des Spurenmetallgehaltes zur Verfügung. Der relative Anteil der Kornfraktion < 20 µm läßt sich aus der Trockenmasse der eingedampften Suspension ($Sed_{<20\mu m}$) und dem auf das Feuchtgewicht bezogenen Wassergehalt des nativen Sediments (WG) ermitteln:

$$d_{<20\mu m} [\%] = \frac{Sed_{<20\mu m} \cdot 3,5}{Sed_{<20\mu m} \left(1 - \frac{WG}{100}\right)} \cdot 100 \quad (3.4)$$

$Sed_{<20\mu m}$ wurde dabei noch um die Masse des zugegebenen Dispergierungsmittels korrigiert. Der Faktor 3,5 ergibt sich aus dem Verhältnis des Gesamtvolumens im Atterbergzylinder (700 ml) mit der abgelassenen Suspension (200 ml).

Da ein relativ großes Volumen aus dem Atterbergzylinder entnommen wird, wird mit den nach Gleichung 3.4 berechneten Werten der Anteil der Kornfraktion $< 20 \mu\text{m}$ leicht unterschätzt. Korrekte Ergebnisse könnten nur bei der Entnahme einer unendlich dünnen Wasserschicht direkt oberhalb des Entnahmequerschnittes gewonnen werden.

Ermittlung der Kationenaustauschkapazität (KAK)

Die Ermittlung der KAK erfolgte in Anlehnung an das von Trüby und Aldinger (1989) beschriebene Gleichgewichtsverfahren. Das Gleichgewichtsverfahren wurde gewählt, da dieses im Vergleich zu herkömmlichen Perkolationsverfahren einfacher zu handhaben ist und einen größeren Probandurchsatz ermöglicht.

Je 2,5 g der homogenisierten, getrockneten Sedimentprobe werden mit 50 ml 0,05 M BaCl_2 -Lösung versetzt. Die Suspension wird mehrmals geschüttelt und für mindestens 4 h stehen gelassen. Danach wird erneut geschüttelt und die klare, überstehende Lösung nach Absetzen der Festsubstanz in eine Probenflasche abdekantiert. Der Rückstand wird erneut mit 50 ml BaCl_2 -Lösung versetzt und geschüttelt. Nach weiteren 4 h wird die Suspension quantitativ durch ein Membranfilter in die entsprechende Probenflasche überführt. In der Probe werden die Konzentrationen von Na^+ , K^+ , Ca^{2+} und Mg^{2+} mit einem ICP OES bestimmt. Die Konzentration von NH_4^+ wird photometrisch nach DIN 38 406 ermittelt. Aus den Konzentrationen wird die KAK in mmol_c pro kg ofentrockener Sedimentprobe ermittelt.

Da in den anaeroben Sedimenten NH_4^+ -Konzentrationen in nicht zu vernachlässigender Höhe zu erwarten waren, wurde Ba^{2+} und nicht wie in der Bodenkunde üblich NH_4^+ als Extraktionsmittel verwendet. Da Bariumcarbonate eine geringere Löslichkeit als Calcium- und Magnesiumcarbonate aufweisen, wurde zunächst überprüft, ob es durch die Verwendung von Ba^{2+} zur Lösung von Ca^{2+} oder Mg^{2+} kommt, was zur Überschätzung der KAK führen würde. Hierzu wurden bei 6 Sedimentproben parallele Extraktionsversuche BaCl_2 und NH_4Cl durchgeführt.

In Abbildung 3.4 werden die Ergebnisse, die mit den beiden Extraktionsverfahren gewonnen wurden, miteinander verglichen. Hieraus wird deutlich, daß durch die Verwendung von Barium als Extraktionskation weder bei Calcium noch bei Magnesium eine systematische Überschätzung der austauschbaren Ionen stattfindet. Auf der Grundlage von thermodynamischen Gleichgewichtsüberlegungen müßte es zur Fällung von Bariumcarbonaten und zur entsprechenden Lösung von Calcium- und Magnesiumcarbonaten kommen. Daß es dennoch nicht zur Überschätzung von austauschbarem Calcium und Magnesium kommt, ist wohl darauf zurückzuführen, daß diese Fällungs- und Lösungsreaktionen sehr langsam vonstatten gehen. Folglich erscheint es möglich, die Konzentrationen austauschbarer Kationen mit Bariumchlorid zu bestimmen, ohne dabei einen systematischen Fehler zu begehen. Kalium wird durch die Extraktion mit Ammonium etwas stärker freigesetzt als durch die Extraktion mit Barium. Dies ist dadurch zu erklären, daß die Ammoniumionen im Gegensatz zu den Bariumionen in die Zwischenschichten von illitischen

Tonmineralen eindringen und das dort bevorzugt gebundene Kalium austauschen können (vgl. Evans 1992).

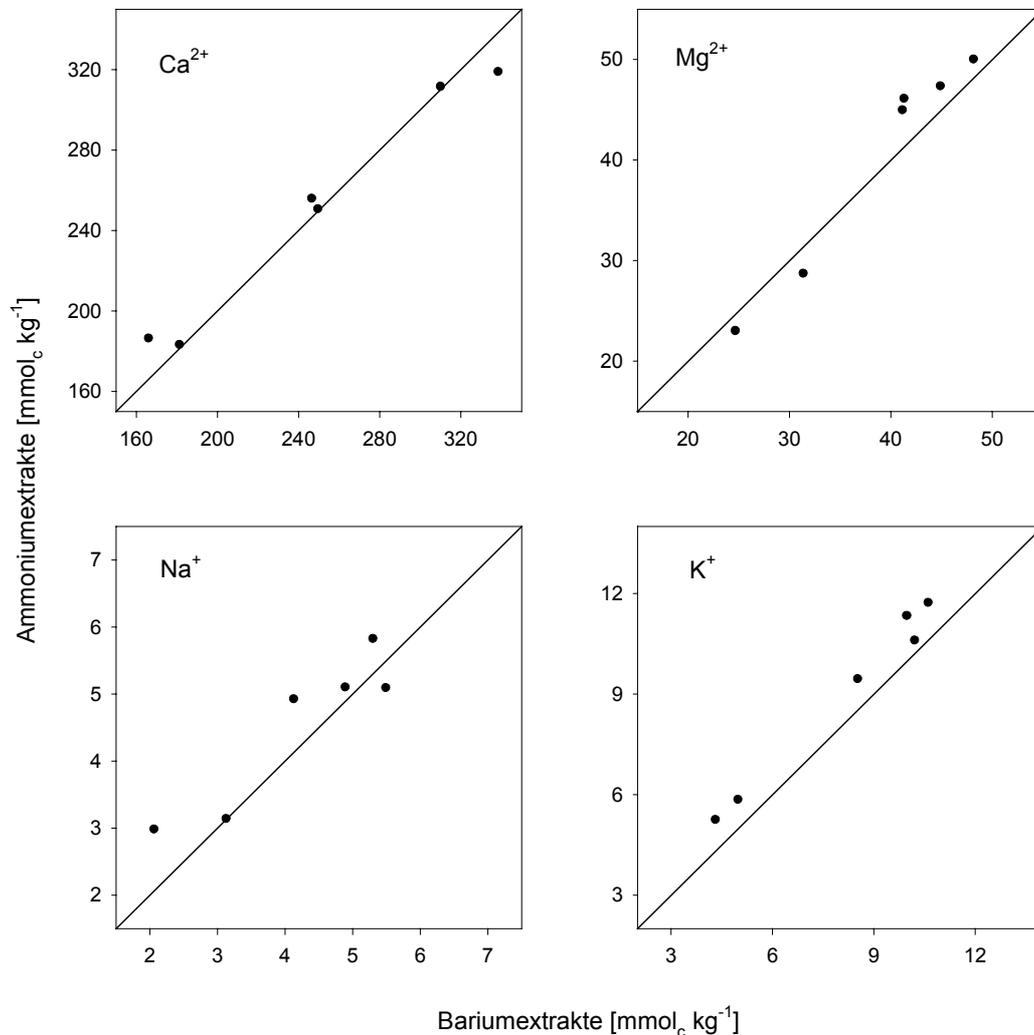


Abb. 3.4: Vergleich der mit Bariumchlorid und Ammoniumchlorid ermittelten Konzentrationen austauschbarer Kationen in Sedimentproben aus dem Neckar.

Ermittlung des organischen Kohlenstoffs (TOC)

Der Gehalt des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) wird an getrockneten, homogenisierten Sedimentproben in einem Total Carbon Analyzer der Firma Shimadzu (TOC-5000/5050) bestimmt. Hierzu wird an jeweils einer Teilprobe der Gehalt des anorganischen Kohlenstoffs (TIC) und des gesamten Kohlenstoffs (TC) ermittelt. Die TOC-Konzentration ergibt sich aus der Differenz der beiden Meßwerte.

Ermittlung kolloidaler Kohlenhydrate

Der Gehalt kolloidaler Kohlenhydrate gilt als indirektes Maß für die Konzentration Extrazellulärer Polymerer Substanzen (EPS), die für die Verkittung von Sedimentpartikeln und damit für die Kohäsion feinkörniger Gewässersedimente mit verantwortlich sind.

Zur Bestimmung des Gehaltes kolloidaler Kohlenhydrate werden diese zunächst durch Zentrifugation vom Sediment getrennt. Danach erfolgt die Ermittlung der Kohlenhydratkonzentration im Überstand mit der Anthron-Methode, einem photometrischen Verfahren.

Das Anthron-Reagenz ist am Abend (Lagerung bei 4 °C) zuvor oder 4 bis 5 h (Lagerung bei 20 °C) vor der Analyse anzusetzen und anschließend unter Lichtausschluß aufzubewahren. Zur parallelen Analyse von 13 Proben werden 200 mg Anthron in 100 ml H₂SO₄ konz. gelöst und anschließend mit 8 ml Ethanol und 30 ml Aqua bidest. versetzt.

Die Eichung erfolgt mit Glucose, dementsprechend werden die Ergebnisse als Glucoseäquivalente angegeben. Eine 10 g l⁻¹ Glucose Stammlösung ist bei 4 °C wenige Wochen haltbar. Aus der Stammlösung werden 4 Eichstandards angesetzt (2, 5, 10 und 20 mg l⁻¹). Danach werden je 2 ml der Standards wie der Probenüberstand nach der Zentrifugation behandelt und beim weiteren Analysengang mitgeführt

Die photometrisch gemessene Extinktion aller in einem Analysengang untersuchten Proben muß um die durch die Reagenzfarbe bedingte Extinktion korrigiert werden. Hierzu werden 2 ml Aqua bidest. wie der Probenüberstand nach der Zentrifugation behandelt und beim weiteren Analysengang mitgeführt.

Nach der Zentrifugation tritt im Probenüberstand noch eine leichte Färbung infolge gelöster organischer Substanzen und suspendierter Feinstpartikel auf. Hieraus resultiert eine Erhöhung der Extinktion, um die die einzelnen Proben korrigiert werden müssen. Hierzu werden 2 ml des Überstandes jeder Probe mit einer dem Reagenz entsprechenden Mischung aus H₂SO₄, Aqua bidest. und Ethanol versetzt und anschließend beim weiteren Analysengang mitgeführt.

Um den Gehalt kolloidaler Kohlenhydrate auf das Trockengewicht beziehen zu können ist es zunächst erforderlich, den Wassergehalt anhand einer Teilprobe nach Trocknung bei 105 °C gravimetrisch zu bestimmen.

In einem Analysengang werden ein Satz mehrerer Proben, die zugehörigen Blanks und Standards gleichzeitig untersucht. Um die Analysengenauigkeit zu erhöhen, werden mehrere Teilproben getrennt voneinander untersucht. Zunächst werden je etwa 100 mg des gründlich homogenisierten, frischen Sediments in 10 ml Aqua bidest. suspendiert. Die Probe wird für 2 Minuten im Ultraschallbad behandelt. Die dispergierte und homogenisierte Suspension wird anschließend 10 Minuten bei 4000 U min⁻¹ zentrifugiert. Hierdurch erfolgt die Abtrennung der kolloidalen Kohlenhydrate

von der Sedimentmatrix. Nach erfolgter Zentrifugation werden 2 ml des Überstandes in ein Glasvial überführt und 10 ml des Anthron-Reagenz zugegeben. Das Vial wird verschlossen und die Lösung anschließend gründlich durchmischt. Die Probe im verschlossenen Vial wird für exakt 6 Minuten im kochenden Wasserbad erhitzt. Danach wird die Lösung im Eisbad rasch abgekühlt (ca. 2 Minuten) und anschließend im Wasserbad (ca. 5 Minuten) auf 20 °C temperiert. Die Konzentrationsermittlung erfolgt möglichst rasch im Photometer bei 625 nm gegen Wasser. Die gebildeten Farbkomplexe sind nicht stabil, so daß eine rasche Photometermessung, etwa innerhalb 1 Stunde nach Beendigung der Reaktion empfohlen wird. Für die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse ist eine gründliche Homogenisierung der Sedimente von entscheidender Bedeutung.

Die für die Standards ermittelten Extinktionswerte werden um den Wert des Reagenzblanks korrigiert. Aus den korrigierten Werten wird eine Eichgerade erstellt. Die Extinktionswerte der einzelnen Proben werden um den Reagenzblank und den entsprechenden Trübungsblank korrigiert. Aus den korrigierten Werten lassen sich die Konzentrationen kolloidaler Kohlenhydrate (K) in Glucoseäquivalenten per Trockengewicht berechnen:

$$K = \frac{E_{\text{korr}}}{a \cdot \text{Einwaage} \cdot \left(1 - \frac{\text{WG}}{100}\right) \cdot 100} \quad (3.5)$$

In Gleichung 3.5 bedeuten:

K - Konzentration kolloidaler Kohlenhydrate in Glucoseäquivalent [mg g⁻¹]

E_{korr} - Korrigierter Extinktionswert der Probe

a - Steigung der Eichgeraden

Einwaage - Sedimenteinwaage (feucht) [mg]

WG - Wassergehalt der Sedimentprobe bezogen auf das Feuchtgewicht [%]

Die mit diesem Verfahren ermittelten Konzentrationen kolloidaler Kohlenhydrate weisen eine relativ große Ungenauigkeit auf. Bei der wiederholten Messung einer Probe wurden Standardabweichungen von 10 % ermittelt. Daher wurden alle Proben mindestens vierfach gemessen und der Mittelwert als Ergebnis angegeben.

3.3.2 Ergebnisse und Diskussion

Tabelle 3.3 gewährt eine Übersicht über die Ergebnisse der physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen.

Das arithmetische Mittel der für die **Lagerungsdichte** ermittelten Werte liegt mit 1,28 g cm⁻³ deutlich niedriger als der von Mayer (1988) für Lauffen angegebene Mittelwert von 1,43 g cm⁻³ und zugleich etwas höher als der von Kern & Westrich (1993) ermittelte Mittelwert von 1,23 g cm⁻³. Die Diskrepanz zwischen den von Mayer (1988) gegebenen Werten einerseits und den von Kern und Westrich (1993) sowie den bei vorliegender Untersuchung erhaltenen Werten liegt wohl darin begründet,

daß sich die Angaben von Mayer auf die gesamte Stauhaltung beziehen, während in den anderen beiden Untersuchungen bevorzugt die Sedimente im Rückstaubereich des Wehres Lauffen untersucht wurden. Im Einflußbereich der Staukurve liegen wesentlich feinere Sedimente, deren Lagerungsdichte im allgemeinen geringer ist als die grobkörniger Ablagerungen.

Tab. 3.3.: Übersicht über die Ergebnisse der physikochemischen und biologischen Sedimentuntersuchung.

Meßgröße	n	Mittelwert	Standard- abweichung	Minimum	Maximum
ρ [g cm ⁻³]	2078	1.28	0.13	1.01	1.91
WG _T [%]	129	111	48	28	349
d _{<20μm} [%]	131	58	19	13	94
d ₅₀ [μ m]	49	23	31	10	180
Tonanteil [%]	49	22	8.5	2	33
Schluffanteil [%]	49	61	11.3	23	78
Sandanteil [%]	49	17	17.6	2	75
WL [%]	45	99	18.8	49	135
WP [%]	45	41	6.0	26	53
IP [%]	45	57	13.5	23	82
IC [-]	45	-0.26	0.33	-1.25	0.16
KAK [mmol _c kg ⁻¹]	131	330	67	139	552
TOC [Gew. %]	131	4.8	1.15	1.6	8.1
Koll. Kohlenhydrate [mg g ⁻¹]	30	1.33	0.70	0.48	3.19

Abbildung 3.5 zeigt die Häufigkeitsverteilung der für die Lagerungsdichte ermittelten Werte. Hieraus wird ersichtlich, daß über 90 % der Werte zwischen 1,1 und 1,4 g cm⁻³ liegen. Nur wenige Messungen bei Kernen mit überwiegend sandigem Substrat erbrachten Lagerungsdichten von über 1,5 g cm⁻³. Die Werte < 1,1 g cm⁻³ sind zum überwiegenden Teil auf Messungen nahe der Sediment-Wassergrenzfläche zurückzuführen, bei denen ein Teil des Wassers mit erfaßt wurde.

Der auf das Trockengewicht der Proben bezogene mittlere **Wassergehalt** (WG_T) liegt bei 111 %. Die Häufigkeitsverteilung der Meßwerte zeigt ebenfalls eine ausgeprägte Schiefe, wobei das Gros der ermittelten Werte zwischen 28 und 155 % liegt. Vereinzelt treten jedoch extrem hohe Wassergehalte von bis zu 350 % auf (Abb. 3.6).

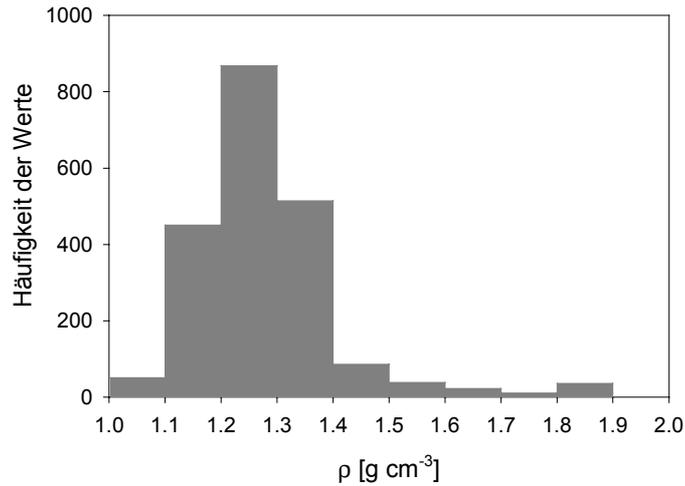


Abb. 3.5: Häufigkeitsverteilung der ermittelten Lagerungsdichten.

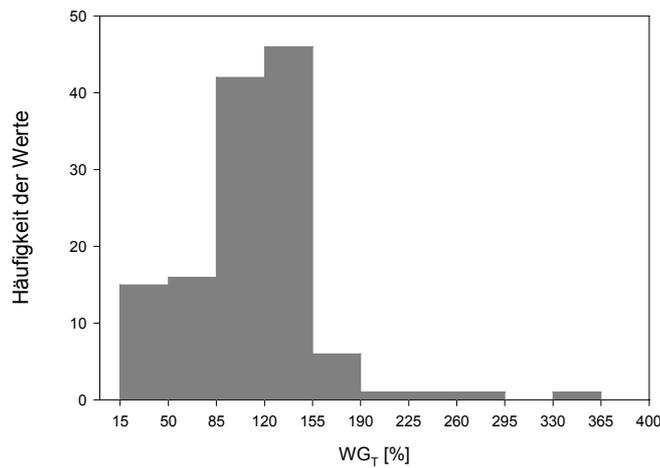


Abb. 3.6: Häufigkeitsverteilung ermittelter Wassergehalte

Bei Kenntnis der Kornrohichte ρ_f und der Dichte des Wassers ρ_w ist es möglich, die Lagerungsdichte eines porösen Mediums unter der Annahme einer vollständigen Wassersättigung des Porenraums direkt aus dem Wassergehalt (WG_T) zu berechnen. Die theoretische Lagerungsdichte ρ berechnet sich dann wie folgt:

$$\rho = \frac{\left(1 + \frac{WG_T}{100}\right) \cdot \rho_f \cdot \rho_w}{\frac{WG_T}{100} \cdot \rho_f \cdot \rho_w} \quad (3.6)$$

Auf der Grundlage eigener Messungen und der Untersuchung von Mayer (1988) kann für die Kornrohichte ein mittlerer Wert von $2,5 \text{ g cm}^{-3}$ verwendet werden.

Abbildung 3.7 zeigt den Vergleich der berechneten theoretischen Kurve mit den Meßwerten von 4 der untersuchten Sedimentkerne.

Der theoretisch erwartete Kurvenverlauf wird durch die Meßwerte im wesentlichen nachgezeichnet. Tendenziell liegen die Meßwerte jedoch unter der theoretischen Kurve. Dies ist vermutlich vor allem darauf zurückzuführen, daß in den biologisch aktiven Feinsedimenten Gase aus der anaeroben Zersetzung der organischen Substanz eingeschlossen sind. Diese Vermutung wird dadurch untermauert, daß die wenigen Meßpunkte hoher Lagerungsdichte, die an sandigem Material der Sedimentkerne 97L6K14 und 97L2k04 erhoben wurden, sehr nahe bei der theoretischen Kurve liegen. In diesen sandigen Sedimenten ist nicht mit dem Einschluß von Faulgasen zu rechnen. Daher wurde Gleichung 3.6 mit dem Gasgehalt als einzige unabhängige Variable an alle verfügbaren Meßwerte mit dem Verfahren der kleinsten Fehlerquadrate angepaßt. Die Berechnung erbrachte, daß die Summe der Meßwerte bei einem angenommenen volumetrischen Gasgehalt von 14% am besten beschrieben wird. Die sich hieraus ergebende theoretische Kurve wurde zum Vergleich ebenfalls in Abbildung 3.7 aufgenommen. Wenngleich außer dem Gasgehalt auch noch Meßungenauigkeiten, vor allem bei der Ermittlung des Wassergehaltes, für die Abweichungen von der theoretischen Kurve ohne Gaseinschlüsse verantwortlich sind, weist das Regressionsergebnis in Verbindung mit visuellen Befunden darauf hin, daß in den hier untersuchten biologisch aktiven Feinsedimenten Gaseinschlüsse eine nicht zu vernachlässigende Rolle spielen.

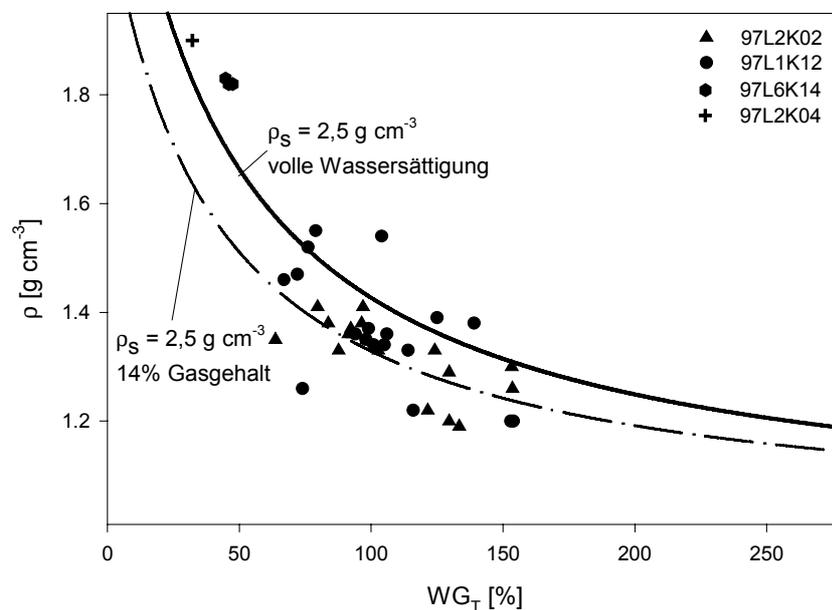


Abb. 3.7: Vergleich zwischen dem theoretischen Zusammenhang von Wassergehalt und Lagerungsdichte und den Meßwerten.

Hinsichtlich der **Korngrößenverteilung** des Sediments ist festzustellen, daß der überwiegende Anteil der Körner mit durchschnittlich 83 % der Ton- und

Schlufffraktion zuzuordnen ist. Der mediane Korndurchmesser liegt mit durchschnittlich 23 μm im Bereich von Grobschluff, wie er typischerweise in Lößablagerungen zu finden ist (Tab. 3.2). Dies deutet darauf hin, daß ein Großteil der hier untersuchten Sedimente aus der Abtragung lößhaltiger Böden herrührt. Aus Abbildung 3.8 wird ersichtlich, daß der überwiegende Teil der Sedimente den Bodenarten schluffiger Lehm (Lu), tonig schluffiger Lehm (Ltu) und lehmiger Ton (Ul) zuzuordnen ist. Einzelne Proben weisen bei Tongehalten von ca. 10 % höhere Sandgehalte von bis zu 75 % auf und sind als lehmiger Sand (Sl) zu klassifizieren.

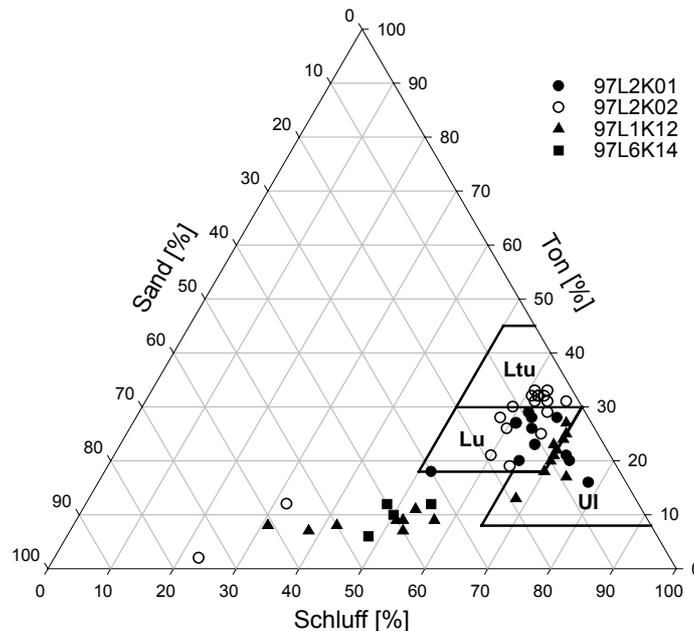


Abb. 3.8: Korngrößenverteilung der untersuchten Sedimente im Dreieckskoordinatensystem nach DIN 4220.

Die meisten Proben wurden nicht auf ihre Korngrößenverteilung sondern nur hinsichtlich des Feinkornanteils $< 20 \mu\text{m}$ ($d_{<20\mu\text{m}}$) untersucht. Abbildung 3.9 verdeutlicht, daß zwischen diesem und dem medianen Korndurchmesser (d_{50}) ein enger Zusammenhang besteht. Demzufolge kann auch der im Rahmen der Schwermetallanalyse ohnehin ermittelte $d_{<20\mu\text{m}}$ als Parameter angesehen werden, mit dem begrenzte Aussagen hinsichtlich der Korngrößenzusammensetzung möglich sind.

Abbildung 3.10 veranschaulicht, daß auch zwischen den ermittelten Lagerungsdichten der Sedimente und deren medianem Korndurchmesser zumindest ein loser Zusammenhang besteht. Dieser Zusammenhang ist darauf zurückzuführen, daß die Lagerungsdichte primär eine Funktion des Porenraumanteils ist. Dieser hängt neben der Verdichtung von der Korngrößenzusammensetzung ab, wobei gröberes, sandiges Material einen kleineren Porenraumanteil und entsprechend eine höhere Lagerungsdichte als schluffig toniges Material aufweist.

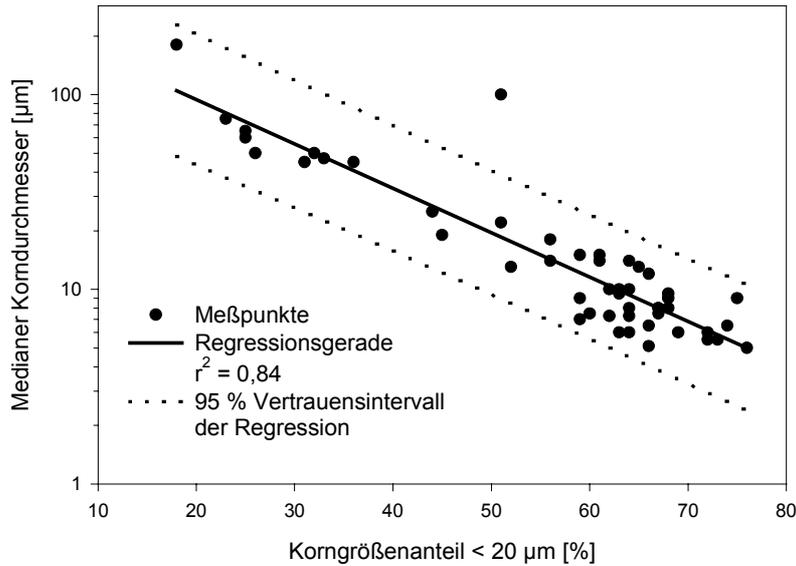


Abb. 3.9: Zusammenhang zwischen medianem Korndurchmesser und Korngrößenanteil < 20 µm bei den untersuchten Sedimenten.

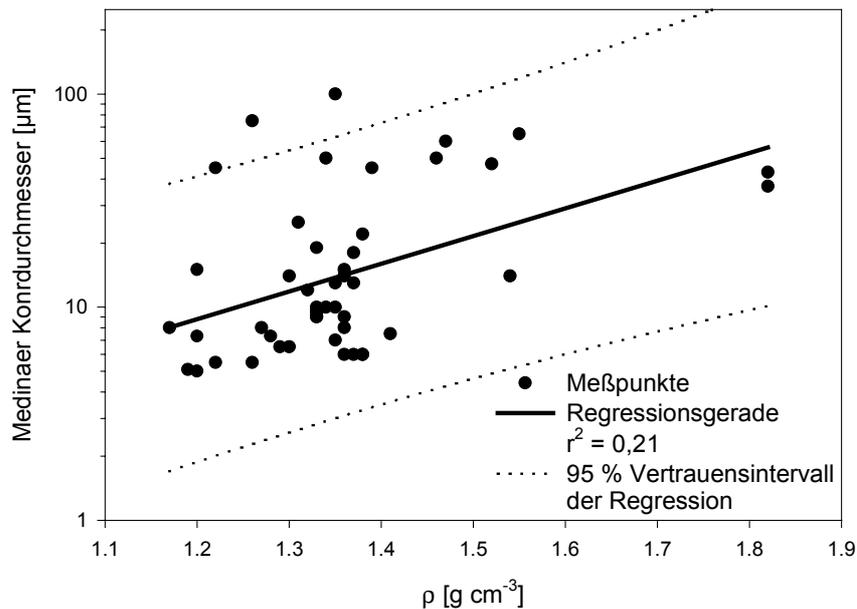


Abb. 3.10: Zusammenhang zwischen medianem Korndurchmesser und Lagerungsdichte der untersuchten Sedimente.

Der überwiegende Anteil der Sedimentproben ist von flüssiger **Konsistenz**, d.h. die Konsistenzzahl I_c ist negativ. Der natürliche Wassergehalt (WGT) liegt bei fast allen Proben über den für die Fließgrenze (WL) und Ausrollgrenze (WP) ermittelten Wassergehalten. Die Konsistenzzahlen sind nahe der Sedimentoberfläche am kleinsten. Hier sind alle Sedimentproben von flüssiger Konsistenz. Mit zunehmender Tiefe nähert sich die Konsistenzzahl dem Wert 0 an, so daß die Konsistenz im Übergangsbereich zwischen flüssig und breiig liegt (Abb. 3.11).

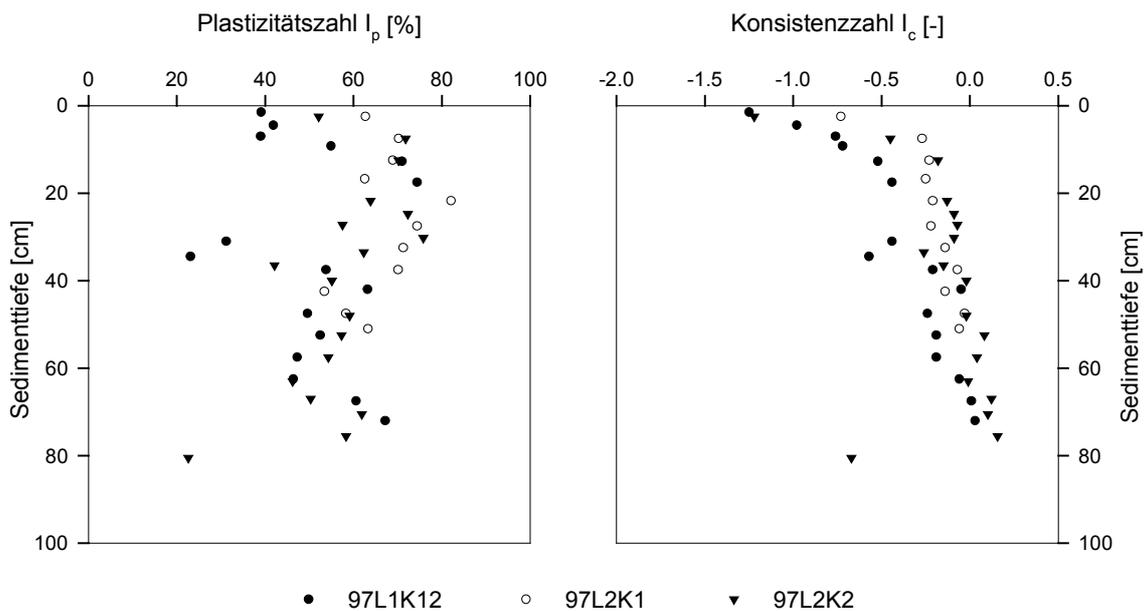


Abb. 3.11: Tiefenprofile von Plastizitäts- und Konsistenzzahl an 3 Sedimentkernen.

Die Plastizitätszahlen erreichen vergleichsweise hohe Werte, die fast alle über 40 % liegen (Abb. 3.11). Dies ist auf den hohen Schluff- und Tonanteil der untersuchten Sedimentproben zurückzuführen. In Abbildung 3.12 sind die Sedimentproben im Plastizitätsdiagramm nach Casagrande (DIN 18 196) dargestellt. Die untersuchten Proben weisen im allgemeinen W_L von über 50 % auf und liegen nahe der A-Linie. Gemäß DIN 18 196 sind die hier untersuchten Sedimente demzufolge als ausgeprägt plastische Tone bzw. als Tone mit organischen Beimengungen einzuordnen.

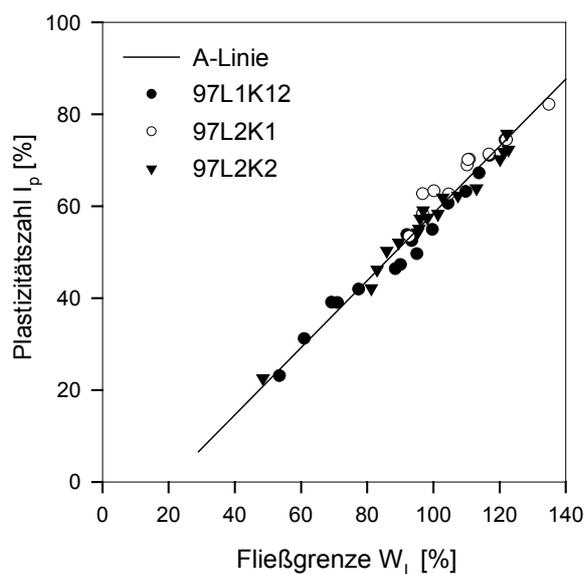


Abb. 3.12: Plastizitätsdiagramm nach Casagrande (DIN 18 196).

Die **Kationenaustauschkapazität** (KAK) liegt mit durchschnittlich 330 mmol_c pro kg Trockengewicht im Vergleich mit terrestrischen Böden sehr hoch (Tab. 3.1). Die Werte sind aber vergleichbar mit denen, die Weinberger (1994) für die Feinkornfraktion von Hochflutablagerungen des Neckars ermittelte. Die hohen KAK-Werte rühren aus dem hohen Anteil feinkörniger, mineralischer Substanz und organischer Bestandteile her. Auf der Grundlage der im Einzugsgebiet des Neckars vorherrschenden Böden ist zu folgern, daß in der Feinkornfraktion der Neckarsedimente hohe Gehalte von Dreischicht-Tonmineralien, vor allem Illite und Smekтите, vorliegen. Bei den aufgrund des Kalk-Kohlensäuregleichgewichts in den Sedimenten zu erwartenden pH-Werten um 8 haben diese Tonminerale KAK-Werte von 500 bis 1300 mmol_c kg⁻¹. Bei den hohen pH-Werten können zudem Oxide und Hydroxide erheblich mit zur KAK beitragen. Organische Bestandteile wie polyelektrolytische Huminstoffe weisen gerade bei pH-Werten > 7 KAK-Werte von bis zu 3000 mmol_c kg⁻¹ auf. Die Huminstoffe sind vorzugsweise in der Feinkornfraktion angereichert (Scheffer & Schachtschabel 1992). Insgesamt erscheint die KAK nicht tiefenabhängig zu sein (Abb. 3.14), sondern vielmehr - gemäß den obigen Ausführungen - primär an die Korngrößenzusammensetzung gekoppelt zu sein (Abb. 3.13).

Über die KAK hinaus wurden die relativen Anteile der einzelnen Elemente an der Austauscherbelegung ermittelt. Mit Ausnahme von Ammonium zeigt auch der prozentuale Anteil der Elemente an der Austauscherbelegung keine Tiefenabhängigkeit. Der relative Anteil von Ammonium, das nur unter nahezu anaeroben Verhältnissen stabil ist, steigt oberflächennah zunächst mit der Tiefe an und belegt ab etwa 20 cm zwischen 5 und 20 % der Austauscherplätze (Abb. 3.14).

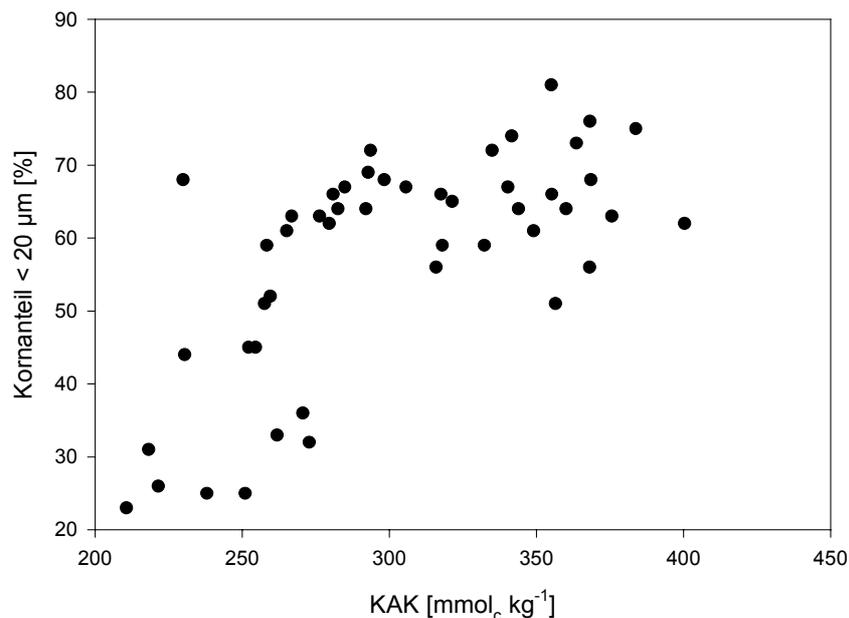


Abb. 3.13: Zusammenhang zwischen Feinkornanteil $d_{<20 \mu\text{m}}$ und KAK.

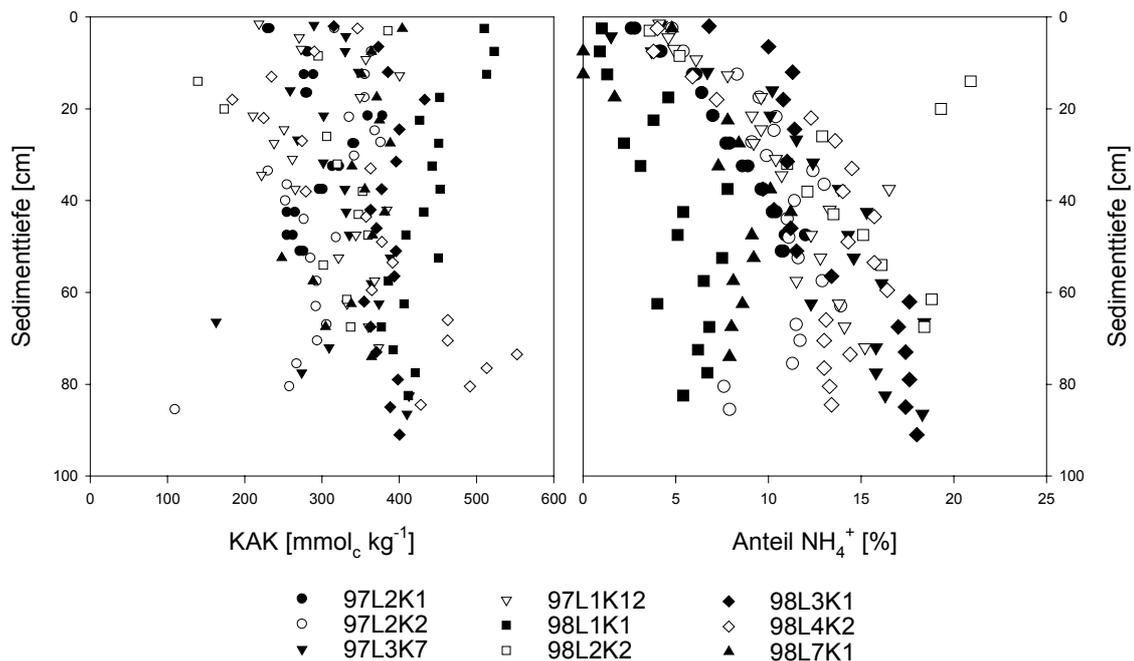


Abb. 3.14: Tiefenabhängigkeit der KAK und des relativen Anteils der Austauscherbelegung mit Ammonium.

Die bei einem chemischem Gleichgewicht zu erwartende prozentuale Austauscherbelegung kann mit Hilfe der Gaines-Thomas-Konvention (Appelo & Postma 1993) aus den Porenwasserkonzentrationen der einzelnen Kationen berechnet werden. Tabelle 3.4 zeigt einen Vergleich der aus den von Song (1991) für Lauffen gemessenen Porenwasserkonzentrationen berechneten Werte mit den gemessenen Werten.

Tab. 3.4: Relative Belegung der Kationenaustauscherplätze. Vergleich der aus gemittelten Porenwasserkonzentrationen berechneten Werte mit den Meßwerten.

Kation	Austausch- koeffizient Na/Kation	Porenwasser- konzentration* [mg l ⁻¹]	Relativer Anteil der Austauscherbelegung [%]			
			berechnet	gemessen		
				Mittelwert	Minimum	Maximum
Na ⁺		60,0**	1,5	1,4	0,7	3,1
K ⁺	0,20	13,7	1,0	1,8	0,9	4,1
NH ₄ ⁺	0,25	80,0	9,9	10,0	0	20,9
Ca ²⁺	0,4	29,4	72,4	78,4	60,8	89,5
Mg ²⁺	0,5	147,7	15,2	8,4	4,0	14,8

*Mittlere Werte nach Song (1991), **geschätzt.

Der Vergleich verdeutlicht, daß die ermittelte Austauschbelegung gut mit den nach gemessenen Porenwasserkonzentrationen zu erwartenden Werten übereinstimmt. Lediglich die Kaliumkonzentrationen am Austauscher sind etwas höher als erwartet. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, daß Kalium in den Zwischenschichten der im Neckar dominierenden Illite und Übergangstonminerale bevorzugt adsorbiert wird. Demzufolge kann der Natrium-Kalium-Austauschkoeffizient auch höhere Werte von bis zu 0,25 annehmen (Bruggenwert & Kamphorst 1982).

Der **TOC-Gehalt** liegt mit durchschnittlich 5 Gew. % relativ hoch und verdeutlicht den Einfluß der organischen Substanz auf Zusammensetzung, Konsistenz und Kationenbindungsvermögen der Neckarsedimente. Geht man - wie bei natürlicher organischer Substanz allgemein üblich - von einem mittleren Kohlenstoffgehalt von 50 % aus, so ergibt sich hieraus ein mittlerer Gesamtgehalt der organischen Substanz von 10 %. Dies ist etwas weniger als die 12,5 %, die Mayer (1988) als mittleren Glühverlust (= organische Substanz) für die Stauhaltung Lauffen ermittelte. Der Unterschied dürfte neben den methodischen Unterschieden darin begründet liegen, daß schlecht zersetzter Detritus häufig auch weniger als 50 % Kohlenstoff enthält.

Der Gehalt **kolloidaler Kohlenhydrate** stellt ein Maß für die Konzentration extrazellulärer Polymere (EPS) dar. Da nahezu alle Mikroorganismen solche EPS ausscheiden, gibt die Konzentration kolloidaler Kohlenhydrate auch Aufschluß über die mikrobielle Aktivität (Charaklis & Cooksey 1983). Die ermittelten Konzentrationen korrelieren erwartungsgemäß stark mit dem TOC-Gehalt und liegen im Bereich der Werte, die von Yalooop (1994) für oberflächennahe, biologisch aktive Feinsedimente angegeben werden. Dies legt den Schluß nahe, daß die mikrobiellen Schleime nicht nur an der Sedimentoberfläche, sondern auch in größerer Sedimenttiefe zur Kohäsion und der Plastizität des Sediments beitragen.

3.4 Chemisch-ökologischer Zustand der Sedimente

Zur chemisch-ökologischen Charakterisierung der Sedimente wurden die aus der Segmentierung von Sedimentkernen erhaltenen Einzelproben hinsichtlich ihres Gehaltes an Spurenmetallen analysiert. An ausgewählten Proben wurden zudem PCB-Konzentrationen und die zelltoxische Wirkung der Sedimente ermittelt.

3.4.1 Methoden

Spurenmetalle

Um den Korngrößeneffekt (Horowitz 1991) zu eliminieren wurde zunächst die Korngrößenfraktion < 20 µm mit der in Kapitel 3.3.1 erläuterten Methodik durch Schlämmung von der Gesamtprobe abgetrennt. Der anschließende Probenaufschluß erfolgte an der Kornfraktion < 20 µm. Lediglich ausgewählte Sedimentkerne wurden parallel auf ihren Spurenmetallgehalt in den Gesamtproben hin analysiert.

Zum Ansetzen von Standards, dem Verdünnen von Proben und Aufschlußlösungen wurde Reinstwasser aus einer Modulab-Anlage (Research Grade UF/Polishing

System, Fa. BioScience) verwendet. Für die Sedimentaufschlüsse wurden 65%ige Salpetersäure (Fa. Merck, Suprapur) und 30%iges Wasserstoffperoxid (Fa. Merck, Suprapur) eingesetzt. Die Eichstandards wurden mit Hilfe von Stammlösungen der Fa. Merck hergestellt.

Die definierten Massen der Kornfraktion < 20µm wurden in Gemischen aus gleichen Teilen der Salpetersäure und des Wasserstoffperoxids auf Ceranheizplatten einem Naßaufschluß unterzogen. Der Aufschluß wurde solange fortgesetzt bis in der Suspension nur noch ein weißer Niederschlag zu erkennen war, der auf nicht aufgeschlossene Silikate zurückzuführen ist. Die Aufschlußdauer betrug zwischen 12 und 18 Tagen.

Die so erhaltenen Proben wurden vor der Analyse über aschefreie Blaubandfilter der Fa. Schleicher & Schuell filtriert. Das Filtrat wurde mit Hilfe eines induktiv gekoppelten Plasma Emissionsspektrometers (ICP/OES) der Fa. Perkin Elmer in der chemischen Abteilung des Instituts für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart analysiert. Die Bestimmungsgrenzen für die untersuchten Elemente sind in Tabelle 3.5 aufgeführt. Diese ist eine Funktion der Probeneinwaage, die zumeist zwischen 1 und 2 g lag.

Tab. 3.5 Bestimmungsgrenzen der untersuchten Metalle

Element	Nachweisgrenze [µg l ⁻¹]	Bestimmungsgrenze [µg l ⁻¹]	Bestimmungsgrenze* [mg kg ⁻¹]
Ca	19	75	1,88 – 3,75
Mg	7	25	0,63 – 1,25
K	40	125	3,13 – 6,25
Fe	12	45	1,13 – 2,25
Mn	12	45	1,13 – 2,25
Cd	7	25	0,63 – 1,25
Co	4	15	0,38 – 0,75
Cr	6	20	0,50 – 1,00
Cu	6	20	0,50 – 1,00
Ni	11	30	0,75 – 1,50
Pb	16	50	1,25 – 2,50
Zn	7	25	0,63 – 1,25

*bei Sedimenteinwaagen von 2 bzw. 1g und dem üblichen Bezugsvolumen von 50ml.

Die verwendeten Chemikalien und Gefäße wurden auf ihre Reinheit untersucht, indem bei den Aufschlüssen Blindproben mitgeführt wurden, die genau wie die Proben behandelt wurden. In den Blindproben lagen die Konzentrationen aller zu bestimmender Metalle unter den Nachweisgrenzen, so daß eine wesentliche Beeinflussung der Analysenergebnisse durch Verunreinigungen auszuschließen ist. Zur Qualitätssicherung des Naßaufschlusses und der ICP-Analysen wurden das Standard Referenz Material 2704 (Buffalo River Sediment) des National Institute of Standard and Technology in Gaithersburg, USA, und das Referenz Material SL-1 (Trace Elements in Lake Sediment) des Analytical Quality Control Service der IAEA

in Wien verwendet. Die ermittelten Wiederfindungsraten sind in Tabelle 3.6 zusammengestellt.

Tab. 3.6: Soll- und Istwerte für die verwendeten Standardreferenzmaterialien.

	Hauptbestandteile					Spurenmetalle						
	Ca	Mg	K	Fe	Mn	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	[g kg ⁻¹]					[mg kg ⁻¹]						
	Buffalo River Sediment (SRM 2704) n = 4											
Sollwert	26	12	20	41	0,56	3,45	14	135	98,6	44,1	161	438
Istwert (Mittel)	24,6	11,6	14,7	37,9	0,56	4,25	13,0	131	85,3	46,5	155	501
Wiederfindung [%]	95	97	74	92	100	123	93	97	86	103	96	119
	SL-1 (IAEA) n = 2											
Sollwert					67,4	3,5	19,8	104	30	44,9	37,7	223
Istwert (Mittel)					62,5	3,6	19,0	109	17	51,0	50,5	223
Wiederfindung [%]					93	104	96	105	57	114	134	100

Für fast alle analysierten Metalle bewegen sich die ermittelten Wiederfindungsraten bei beiden Referenzmaterialien zwischen 75 und knapp über 100%. Auffällig ist die geringe Wiederfindungsrate, die für SL-1 bei Cu ermittelt wurde. Zudem sind die hohen Wiederfindungsraten für Pb bei SL-1 (134 %) ein Indiz für mögliche Analysenungenauigkeiten.

Um Hinweise auf die Varianz der Ergebnisse zu erhalten, die aus der Summe der nacheinander abfolgenden Schritte Kornabtrennung, Aufschluß und Analytik resultiert, wurden zwei Proben mehrfach analysiert. Hierzu wurden Greiferproben aus dem Neckar bei Lauffen verwendet, die vor der Aufteilung in Teilproben gründlich homogenisiert worden waren. Die Ergebnisse der Mehrfachuntersuchungen sind in Tabelle 3.7 summarisch zusammengestellt. Die Varianz der Ergebnisse ist bei den Elementen Cd, Pb und Zn höher als bei den anderen Metallen. Die Cd-Werte liegen jedoch nahe der Bestimmungsgrenze, so daß bei höheren Konzentrationen von einer größeren Präzision der Ergebnisse auszugehen ist.

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

In ausgewählten Sedimentproben wurden die Konzentrationen der 6 in DIN 38414-20 angegebenen PCB's (PCB-28, -52, -101, -138, -153, -180) bestimmt. Die PCB's wurden ohne vorherige Kornabtrennung aus je 5 g der gefriergetrockneten Proben extrahiert. Die Extraktion erfolgte mit Aceton als Extraktionsmittel in einer Soxhlet-Apparatur (Becker et al. 1988). Vor der Analyse wurden störende Verbindungen mit Hilfe des in DIN 38414-20 beschriebenen flüssigchromatographischen Verfahrens von den Extrakten abgetrennt.

Tab. 3.7: Reproduzierbarkeit der Ergebnisse der Schwermetallanalytik.

	Hautbestandteile					Spurenmetalle						
	Ca	Mg	K [g kg ⁻¹]	Fe	Mn	Cd	Co	Cr	Cu [mg kg ⁻¹]	Ni	Pb	Zn
	Greiferprobe von Neckar km 125,2 n = 9											
Median	59,2	16,9	17,9	38	0,511	3,0	13,0	90	86	96	86	413
25-Pezentill	58,6	16,6	17,4	37,6	0,511	2,8	12,0	84	83	89	78	399
75-Perzentill	59,4	17,1	18,2	38,8	0,516	3,0	13,0	62	89	97	87	481
Mittelwert	59,0	16,8	17,9	38,2	0,510	2,9	12,7	88	86	94	82	479
Standarabweichung	0,7	0,3	0,7	1,1	0,008	0,6	0,7	5	4	5	14	174
Variationskoeffizient [%]	1,1	1,6	4,1	2,9	1,5	22,3	5,6	5,5	4,0	5,0	16,8	36,3
	Greiferprobe von Neckar km 127,0 n = 6											
Median	60,3	15,7	18,2	39	0,501	3,0	13,0	88	77	96	84	469
25-Pezentill	59,4	15,5	17,8	38,6	0,492	2,0	13,0	87	75	92	64	403
75-Perzentill	51,2	16,0	18,4	39,3	0,509	3,0	13,0	89	78	98	91	504
Mittelwert	60,3	15,7	18,0	39,0	0,492	2,8	12,8	87	76	95	79	483
Standarabweichung	1,7	0,5	0,6	1,2	0,500	0,8	0,4	3	2	3	21	116
Variationskoeffizient [%]	2,8	3,1	3,2	3,0	3,0	29,9	3,2	3,1	2,9	3,6	27,3	23,9

Die Analyse erfolgte im analytischen Labor der Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung (VEGAS) am Gaschromatographen mit Elektroneneinfangdetektor (GC/ECD). Zur Eichung wurden Einzel- und Mischstandards der 6 untersuchten PCB's verwendet. Zur analytischen Qualitätssicherung wurde Octachlornaphthalin als interner Standard eingesetzt.

Zelltoxisches Schädigungspotential

Die Cytotoxizität acetonischer Extrakte der Sedimentproben wurde im Rahmen einer Kooperation mit den Projektnehmern des BW-Plus Projekts Ö 97 004 (HD Dr. Th. Braunbeck, Dipl. Biol. H. Hollert) am Zoologischen Institut der Universität Heidelberg durchgeführt.

Die Toxizitätstests wurden mit Hilfe der Zelllinie RTG-2 durchgeführt. Mit Hilfe des Farbstoffes Neutralrot wird festgestellt, bei welcher Verdünnung der acetonischen Sedimentextrakte 50% der verwendeten Zellen abgetötet sind. Die Toxizität wird als NR₅₀-Wert in mg ml⁻¹ angegeben. Je geringer der NR₅₀-Wert ist, desto höher ist also die ermittelte Toxizität. Für eine genaue Beschreibung des Analysengangs und der Auswertung wird auf Hollert und Braunbeck (1997) verwiesen.

3.4.2 Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Metallanalyse an der Kornfraktion < 20µm sind in Tabelle 3.8 im Überblick dargestellt.

Tab. 3.8: Übersicht über die Ergebnisse der Metallkonzentrationen in der Kornfraktion < 20µm (147 Teilproben aus 9 Sedimentkernen).

Meßgröße	Einheit	Median	Mittelwert	Standard- abweichung	Minimum	Maximum
Ca	[mg g ⁻¹]	56,4	56,5	8,8	27,5	82,1
Mg	[mg g ⁻¹]	16,7	16,6	2,9	8,4	40,5
K	[mg g ⁻¹]	17,5	17,8	2,3	10,3	26,9
Fe	[mg g ⁻¹]	35,7	35,5	4,8	18,9	50,4
Mn	[mg g ⁻¹]	0,467	0,488	0,121	0,242	0,978
Cd	[mg kg ⁻¹]	11,2	23,5	26,3	0,4	105,0
Co	[mg kg ⁻¹]	12,0	11,9	2,5	6,0	20,0
Cr	[mg kg ⁻¹]	164	469	447	64	1615
Cu	[mg kg ⁻¹]	137	248	189	39	726
Ni	[mg kg ⁻¹]	68	81	45	27	205
Pb	[mg kg ⁻¹]	116	172	129	35	649
Zn	[mg kg ⁻¹]	554	909	667	27	2834

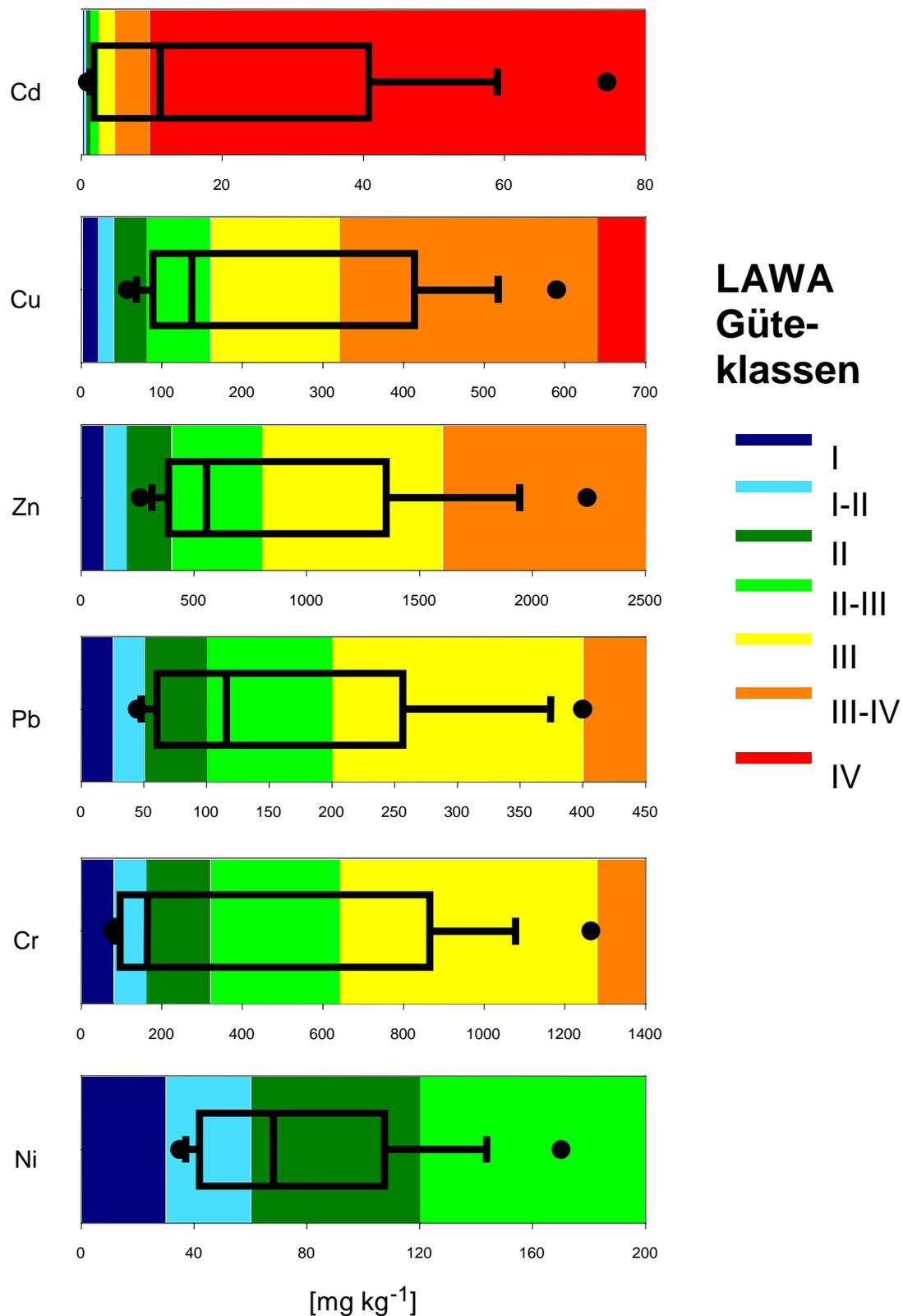


Abb. 3.15: Box- und Whisker-Plots der Schwermetallkonzentrationen und zugehörige Güteklassifikation nach LAWA. Dargestellt sind jeweils die 5-, 10-, 25-, 50-, 75-, 90-, und 95-Perzentile.

Um die durch die ermittelten Werte gekennzeichnete Belastungssituation der Sedimente besser einordnen zu können, sind diese für die 6 untersuchten anthropogenen Schwermetalle in Abbildung 3.15 in Form von Box-Plots vor dem Hintergrund der LAWA-Klassifikation (LAWA 1998) dargestellt. Nach LAWA ist das 50-Perzentil maßgebend für die Sedimentqualität. Hieraus wird deutlich, daß alle Schwermetalle in den Sedimenten der Staustufe Konzentrationen aufweisen, die über die angestrebte Güteklasse II hinausgehen. Bei Cadmium liegen mehr als 50 % der Befunde bei Konzentrationen, die der Güteklasse IV zugeordnet werden müssen. Bei Kupfer liegen mehr als ein Viertel der Werte im Bereich der Klasse III-IV. Bei Blei, Zink und Chrom werden ebenfalls Maximalkonzentrationen in der Güteklasse III-IV erreicht. Lediglich bei Nickel liegt das Gros der ermittelten Werte im Bereich der Güteklasse II oder besser.

Aus den Ergebnissen wird zudem deutlich, daß die Konzentrationen der anthropogenen Schwermetalle Cd, Cr, Cu, Pb und Zn erhebliche Schwankungen aufweisen. Auffällig sind die großen Differenzen zwischen medianen und mittleren Konzentrationen bei diesen Elementen (Tab. 3.6). Dies weist darauf hin, daß eine extrem schiefe bzw. bimodale Häufigkeitsverteilung vorliegt wie sie sich auch in den Box-Plots der Abbildung 3.15 widerspiegelt. Hierdurch wird deutlich, daß im Rahmen der Untersuchung sowohl wenig kontaminierte Jungsedimente als auch stark belastete Altsedimente erfaßt wurden. Daraus resultiert eine Häufigkeitsverteilung, wie sie in Abbildung 3.16 exemplarisch für Cd dargestellt ist. Ein großer Teil der Proben, der dem Jungsediment zuzuordnen ist, weist relativ geringe Cd-Konzentrationen unter 5 mg kg^{-1} auf. Der andere Teil der Proben, der primär den Altsedimenten zuzuordnen ist, weist hingegen stark schwankende und zum Teil sehr hohe Werte auf.

Im Gegensatz zu den anthropogenen Metallen haben jene Metalle, die nahezu ausschließlich aus natürlichen Quellen stammen (z.B. Co), monomodale Häufigkeitsverteilungen mit geringerer Schiefe (Abb. 3.16). Dies ist darauf zurückzuführen, daß ihre Konzentrationen in Jung- und Altsedimenten ähnlich hoch sind (Kern & Westrich 1995).

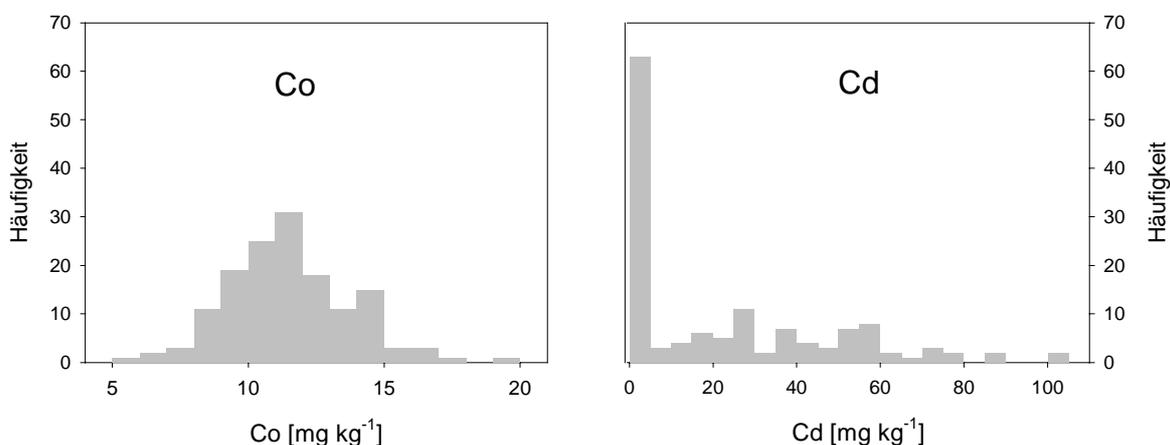


Abb. 3.16: Häufigkeitsverteilungen der Co- und Cd-Konzentrationen.



Abb. 3.17: Räumliches Muster der Cadmiumbelastung in den Sedimenten der Stauhaltung Lauffen.

Stellvertretend für die Sedimentbelastung mit anthropogenen Schwermetallen kann das Belastungsmuster mit Cd betrachtet werden, da die Konzentrationen der anderen Schwermetalle eng mit denen des Cd korrelieren (Kern & Westrich 1995, Kern 1997). Um das räumliche Belastungsmuster besser zu veranschaulichen, sind daher stellvertretend für alle anthropogenen Schwermetalle die innerhalb der Stauhaltung Lauffen ermittelten Tiefenprofile der Cd-Belastung in Abbildung 3.17 dargestellt.

Der Überblick verdeutlicht, daß die Sedimentbelastung und demzufolge der Sedimentaufbau innerhalb der Stauhaltung sehr heterogen ist. An den Sondierungspunkten 98L3 und 98L2 treten bereits in den obersten Sedimentproben Cd-Konzentrationen auf, die der Güteklasse IV zuzuordnen sind. Die Konzentration die nötig wäre um die Zielvorgabe – die Güteklasse II – zu erreichen wird also bereits an der Sedimentoberfläche um mehr als das 8fache überschritten. An diesen beiden Stellen liegen die Altsedimente offenbar an der Oberfläche frei.

An den Sondierungspunkten 97L1, 97L3 und 98L1 treten bis in die erreichten Sondierungstiefen nur mäßige Belastungen mit Cadmium auf. So daß davon auszugehen ist, daß an diesen Stellen nur Sediment erfaßt wurde, das nach 1973 zur Ablagerung gelangte.

An den Sondierungspunkten 98L2 und 98L4 treten hingegen in Tiefen von ca. 30 bzw. 25 cm sehr markante Konzentrationssprünge auf, die offenbar den abrupten Wechsel von überlagerndem Jungsediment zu unterlagerndem Altsediment markieren. Bei Kern 98L7K01 deutet sich dieser Konzentrationssprung mit dem untersten Segment bei ca. 75 cm an. Da keine tiefer liegenden Segmente untersucht werden konnten, läßt sich jedoch nicht zweifelsfrei klären, ob darunter wirklich altsedimenttypische Cadmiumkonzentrationen erreicht werden.

Der abrupte Anstieg von mäßigen Kontaminationsgraden zu sehr hohen Cadmiumkonzentrationen deutet auf eine Erosionsdiskordanz hin (vgl. Müller 1991). Diese Hypothese wird durch den Vergleich der Lagerungsdichten, der Feinkornanteile und der Cd-Belastungen untermauert (Abb. 3.18). Bei beiden aufgeführten Sedimentkernen – insbesondere bei 98L4K02 – gehen die abrupte Abnahme der Lagerungsdichte und die abrupte Zunahme des Feinkornanteils mit der sprunghaften Erhöhung der Sedimentbelastung einher. Das unterlagernde, hochkontaminierte Sediment weist infolge seiner Feinkörnigkeit eine geringe Lagerungsdichte auf. Der hohe Feinkornanteil der Altsedimente ist unter anderem darauf zurückzuführen, daß in der Zeit, in der diese zur Ablagerung gelangten, organische Flocken aus unzureichend geklärtem Abwasser einen hohen Anteil am Gesamtschwebstoff hatten (vgl. Kern & Westrich 1995). Diese organischen Bestandteile gelangen bei der hier verwendeten Fraktionierungsmethode in die Feinkornfraktion. Das Material, das direkt über dem Konzentrationssprung abgelagert wurde, hat eine sehr grobe Körnung und entsprechend eine hohe Lagerungsdichte. Nach oben hin nimmt die Lagerungsdichte sukzessive ab und der Feinkornanteil zu.

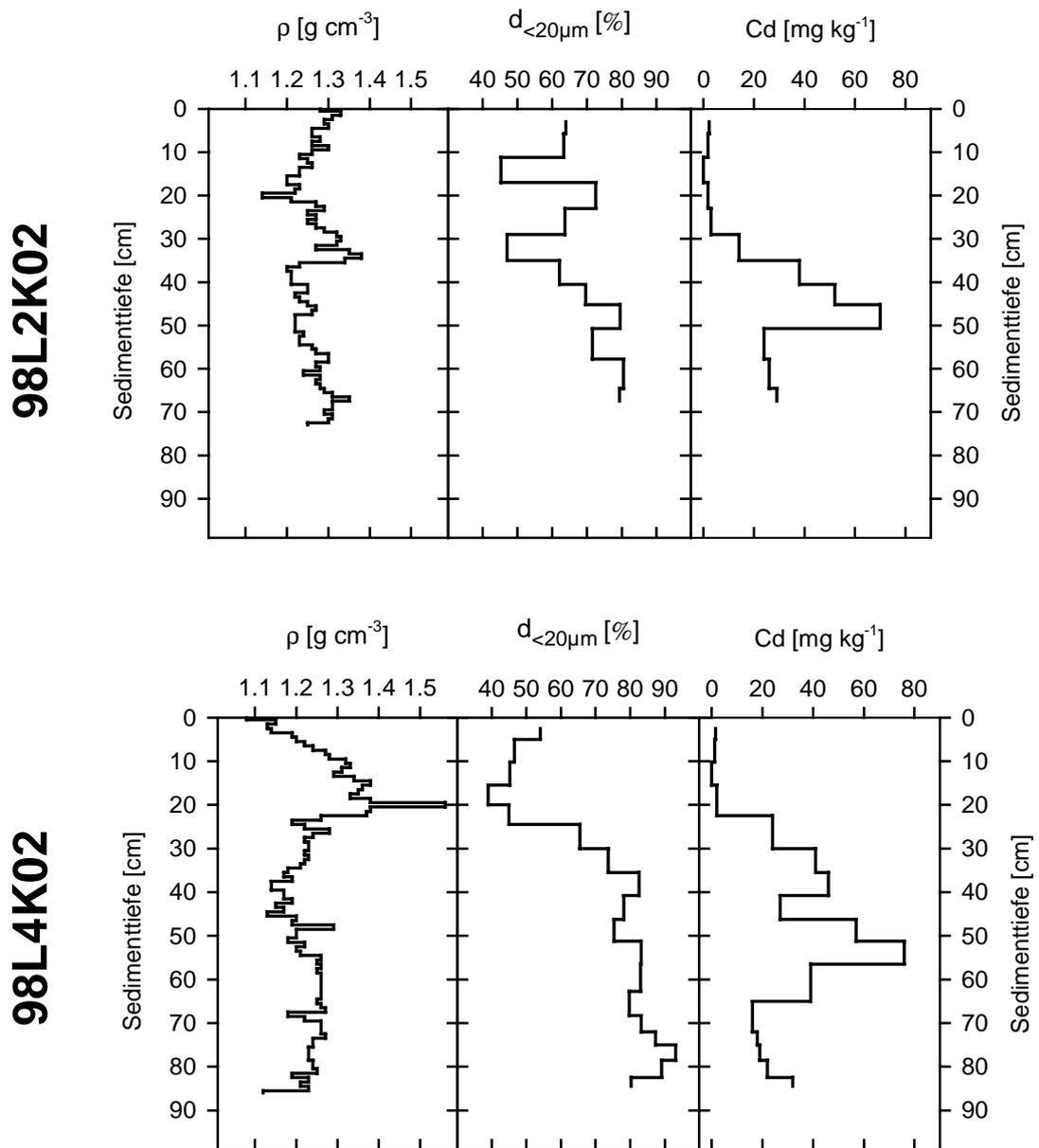


Abb. 3.18: Tiefenprofile von Lagerungsdichte, Kornanteil $< 20 \mu\text{m}$ und Cd-Konzentrationen in den Sedimentkernen 98L2K02 (oben) und 98L4K02 (unten).

Diese Schichtung ist durch die Erosion bei Hochwasser und die nachfolgende Sedimentation im abfallenden Ast eines Hochwassers zu erklären. Zunächst kommt es im ansteigenden Ast und während des Scheitels eines Hochwasserereignisses zur Tiefenerosion. Hierbei kann überlagerndes Jungsediment abgetragen werden und die Erosion bis in das hochbelastete Altsediment einschneiden. Im abfallenden Ast gelangen nach dem Übergang von Erosion zu Sedimentation zunächst grobkörnige Partikel zur Ablagerung. Mit der weiteren Verringerung von Abfluß und Sohlschubspannung wird sukzessive immer feineres Material abgelagert. Demzufolge kann davon ausgegangen werden, daß es sich bei den

Konzentrationsprüngen um eine echte Erosionsdiskordanz handelt, an der Sedimente mit sehr unterschiedlichem Alter direkt aufeinander liegen.

In Hinblick auf die in Zukunft zu erwartende Gefahr einer Remobilisierung ist es von besonderem Interesse die **zeitliche Entwicklung** der Sedimentkontamination im allgemeinen und die Tiefenlage der Erosionsdiskordanz im besonderen aufzuzeigen. Hierzu werden im Anhang die tiefenprofilierenden Befunde der Cadmiumbelastung aus 4 Untersuchungen von 1984 (BfG), 1991 (Müller), 1992 (Puchelt) und den hier vorgestellten Ergebnissen verglichen. Dabei ist zu beachten, daß 1991 die Kornfraktion $< 2 \mu\text{m}$ untersucht wurde, wohingegen bei allen anderen Untersuchungen die Schwermetallanalytik an der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ durchgeführt wurde. Hinsichtlich der qualitativen Tiefenprofile der Cd-Belastung sind jedoch vergleichende Aussagen möglich. Diesbezüglich ist nicht zu erkennen, daß es seit 1984 zu einer weitergehenden Überdeckung der Altsedimente gekommen ist. Vielmehr scheint die Tiefenlage des Belastungssprungs mehr oder weniger gleich zu bleiben. Dieser Befund deckt sich mit Modellrechnungen von Kern und Westrich (1996), wonach sich das Sedimentations- und Erosionsverhalten in der Stauhaltung seit Ende der 70er Jahre in einem dynamischen Gleichgewicht befindet. Demzufolge kommt es bei Hochwasserereignissen mit Abflüssen über $1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ zu Erosionserscheinungen, die in der jüngeren Vergangenheit durch die Auflandung zwischen den Hochwasserperioden in etwa ausgeglichen werden.

Die Belastung des Sediments mit den 6 in Tabelle 3.9 aufgeführten **polychlorierten Biphenylen (PCB)** wurde an insgesamt 21 Sedimentproben der Kerne 98L1K01 und 98L4K02 untersucht.

Die Konzentrationen aller untersuchten PCB's variieren über weite Bereiche. Die Medianwerte der Konzentrationen liegen durchweg tiefer als die Mittelwerte. Die Schiefe der Häufigkeitsverteilung ist darauf zurückzuführen, daß die überwiegende Zahl der Proben Jungsedimenten zuzuordnen ist, die auch eine geringere PCB-Belastung aufweisen. Die tiefer gelegenen Proben des Kerns 98L4K02 hingegen sind hochbelastetem Altsediment zuzuordnen (vgl. Abb. 3.19).

Die PCB-Konzentrationen weisen in Kern 98L4K02 ähnlich wie die Cd-Konzentrationen unterhalb 20 cm eine sprunghafte Zunahme auf. Dies ist in Abbildung 3.19 für 2 PCB's exemplarisch dargestellt. Bei Kern 98L1K01 liegen hingegen alle Werte auf einem relativ niedrigen Niveau, das keine sprunghaften Veränderungen aufweist. Hieraus ist zu schließen, daß die Sedimentablagerungen in der Stauhaltung Lauffen auch hinsichtlich PCB's in wenig kontaminierte Jungsedimente und stark belastete Altsedimente unterteilt werden können. Infolge einer Erosionsdiskordanz kommt es wie bei den Schwermetallen offenbar zu einer scharfen Trennung der Sedimente mit unterschiedlichen Kontaminationsgraden.

Auffällig ist darüber hinaus die sehr hohe Konzentration des Trichlorbiphenyls PCB-28 in der obersten Sedimentprobe. Auch für die untersuchten Tetra- und Pentachlorbiphenyle (PCB-52 und PCB-101) ergaben sich deutlich erhöhte Konzentrationen in der obersten Sedimentschicht, nicht jedoch für die höher

chlorierten PCB's (PCB-138 und PCB-180). Ähnliches, wenn auch auf deutlich niedrigerem Konzentrationsniveau, ergibt sich auch für den zweiten untersuchten Sedimentkern (siehe Anhang). Ein deutlich unterschiedliches Verhalten von PCB's in Abhängigkeit von ihrem Chlorierungsgrad in der Stauhaltung stellte bereits Müller (1993) fest.

Der Vergleich mit den Daten von Müller verdeutlicht, daß die für 98L4K02 unterhalb von 20 cm für die PCB's 28 und 101 ermittelten Werte im Bereich der Konzentrationen liegen, die 1993 für Altsedimente an einem Kern aus Lauffen ermittelt wurden. Die im Rahmen dieser Untersuchung ermittelten Werte für die höher chlorierten PCB's 128, 153 und 180 liegen sogar deutlich über den von Müller (1993) ermittelten Werten. Die Aussagekraft des Vergleichs wird allerdings dadurch eingeschränkt, daß die Untersuchungen von Müller sich auf 4 Segmente eines Sedimentkerns beschränkten.

Tab. 3.9: Übersicht über die PCB-Konzentrationen in nativen Sedimentproben. (21 Teilproben aus den Sedimentkernen 98L1K1 und 98L4K2).

Meßgröße	Einheit	Median	Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Maximum
PCB-28 2,4,4'- Trichlorbiphenyl	[µg kg ⁻¹]	5,2	32,4	46,3	0,2	170,8
PCB-52 2,2',5,5'- Tetrachlorbiphenyl	[µg kg ⁻¹]	5,4	7,4	8,5	0,1	29,4
PCB-101 2,2',4, 5,5'- Pentachlorbiphenyl	[µg kg ⁻¹]	8,2	20,1	20,0	0,0	48,6
PCB-138 2,2',3,4,4',5'- Hexachlorbiphenyl	[µg kg ⁻¹]	15,6	77,7	97,7	0,5	281,0
PCB-153 2,2',4,4',5,5'- Hexachlorbiphenyl	[µg kg ⁻¹]	37,0	60,6	68,2	0,2	246,2
PCB-180 2,2',3,4,4',5,5'- Heptachlorbiphenyl	[µg kg ⁻¹]	6,0	24,4	30,4	0,3	90,0

Aussagen zur räumlichen Verteilung der PCB-Belastung innerhalb der Stauhaltung sind auch auf Grundlage der vorliegenden Untersuchung nicht möglich. Allerdings legen die Befunde die Vermutung nahe, daß sich diese ähnlich wie das Belastungsmuster der anthropogenen Schwermetalle verhält.

Die **zelltoxische Wirkung** wurde für Mischproben aus mehreren Segmenten des Kerns 98L4K02 ermittelt, so daß die erzielte vertikale Auflösung schlechter ist als bei den Schadstoffkonzentrationen. Abbildung 3.19 verdeutlicht aber, daß das ermittelte zelltoxische Schädigungspotential an der Erosionsdiskordanz sprunghaft ansteigt. Der NR_{50} -Wert gibt dabei an, bei welcher Schwebstoffkonzentration 50% der Zellen geschädigt werden. Der NR_{50} -Wert ist in Abbildung 3.19 so aufgetragen, daß sich eine von links nach rechts zunehmende Toxizität ergibt. Der höhere Kontaminationsgrad hat also erwartungsgemäß auch eine deutlich erhöhte Cytotoxizität zur Folge. Zudem wird deutlich, daß die toxische Wirkung des verunreinigten Sediments nicht auf einen Einzelschadstoff zurückgeführt werden kann. Die integrale toxische Wirkung resultiert vielmehr aus dem Zusammenspiel eines Schadstoffpools, wobei auch hier nicht untersuchte Stoffe von Bedeutung sein können.

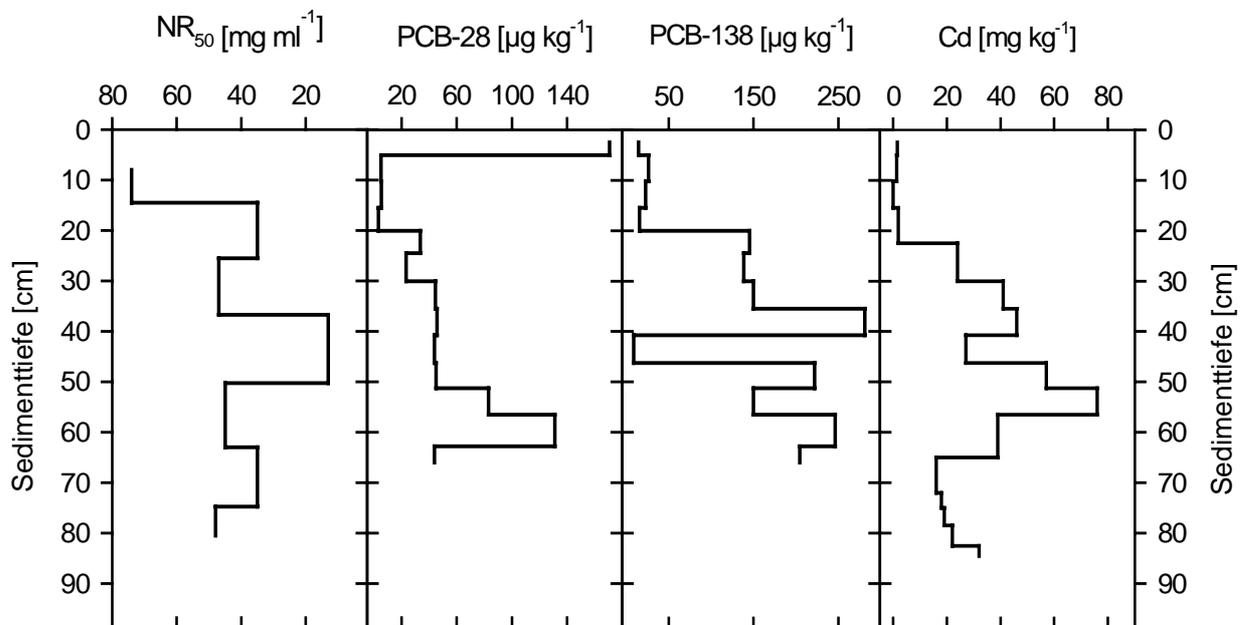


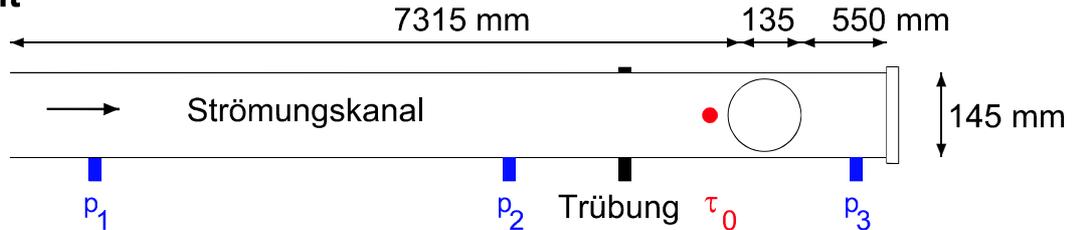
Abb. 3.19: Tiefenprofile der Zelltoxizität sowie der Konzentrationen von PCB-28, PCB-138 und Cd im Sedimentkern 98L4K02.

3.5 Erosionsverhalten der Sedimente

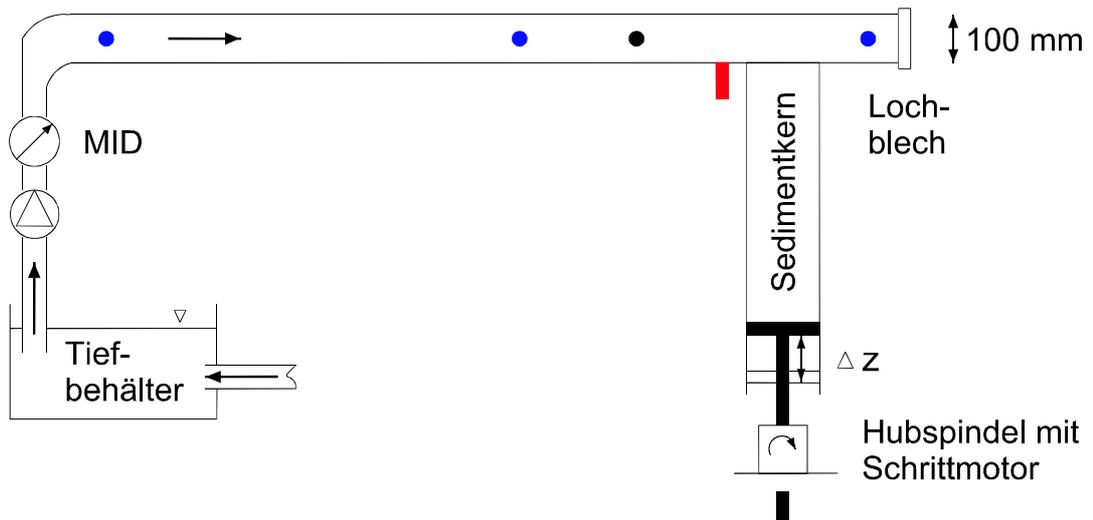
3.5.1 Methodik – das SETEG-System

Im Rahmen des Projektes wurde eigens ein Strömungskanal zur Ermittlung der tiefenabhängigen Erosionsstabilität von Gewässersedimenten – das SETEG-System – entwickelt. Das SETEG-System stellt eine Weiterentwicklung des von McNeil et al. (1996) vorgestellten Versuchsstands dar.

Aufsicht



Seitenansicht



Datenerfassung

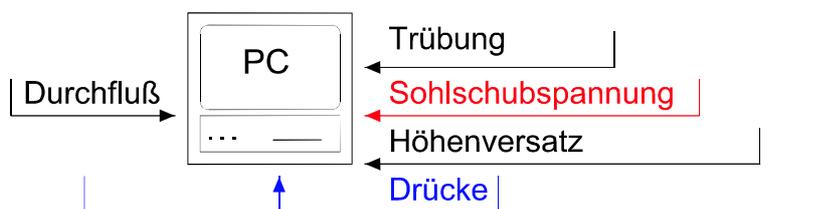


Abb. 3.20: Schematische Darstellung des SETEG-Systems.

Versuchsstand

Abbildung 3.20 zeigt den Aufbau des SETEG-Systems schematisch. Der Strömungskanal besitzt einen rechteckigen Fließquerschnitt (Breite 145 mm, Höhe 100 mm). Er wird mit Druckabfluß in einem geschlossenen Wasserkreislauf betrieben. Die verwendete Pumpe fördert einen Wasserstrom von maximal 60 l s^{-1} , der magnetisch-induktiv überwacht wird. Am Kanallende wird der Fließquerschnitt mit Lochblechen so reduziert, daß auch bei geringen Durchflüssen über die gesamte

Länge des Strömungskanals Druckabfluß vorherrscht. Drei Druckaufnehmer (P11, Hottinger Baldwin Meßtechnik) und eine Piezometerharfe erfassen die Druckverluste entlang des Strömungskanals, eine Heißfilmsonde (Standard Flush Surface Sensor 1237, TSI) mißt hochfrequent die Wandschubspannungen vor der Testfläche. Der Erosionsvorgang an der Testfläche wird mit einem Videoendoskop optisch überwacht und aufgezeichnet. Die für die Beprobung von Gewässersedimenten konzipierten Stoßröhren (Kapitel 3.2) werden von unten an die Sohle des Druckkanals gesetzt und mit dieser verschraubt. Eine Hubspindel verschiebt das Sedimentmaterial vertikal im Entnahmerohr (Abbildung 3.21). Die Schwebstoffkonzentration im Wasserkreislauf wird mit einem Laser-Trübungsmeßsystem (Laserdiode Flexpoint, Laser Components GmbH; Photodiode OPT301, Burr-Brown) überwacht. Alle Meßdaten werden am PC digital aufgezeichnet.

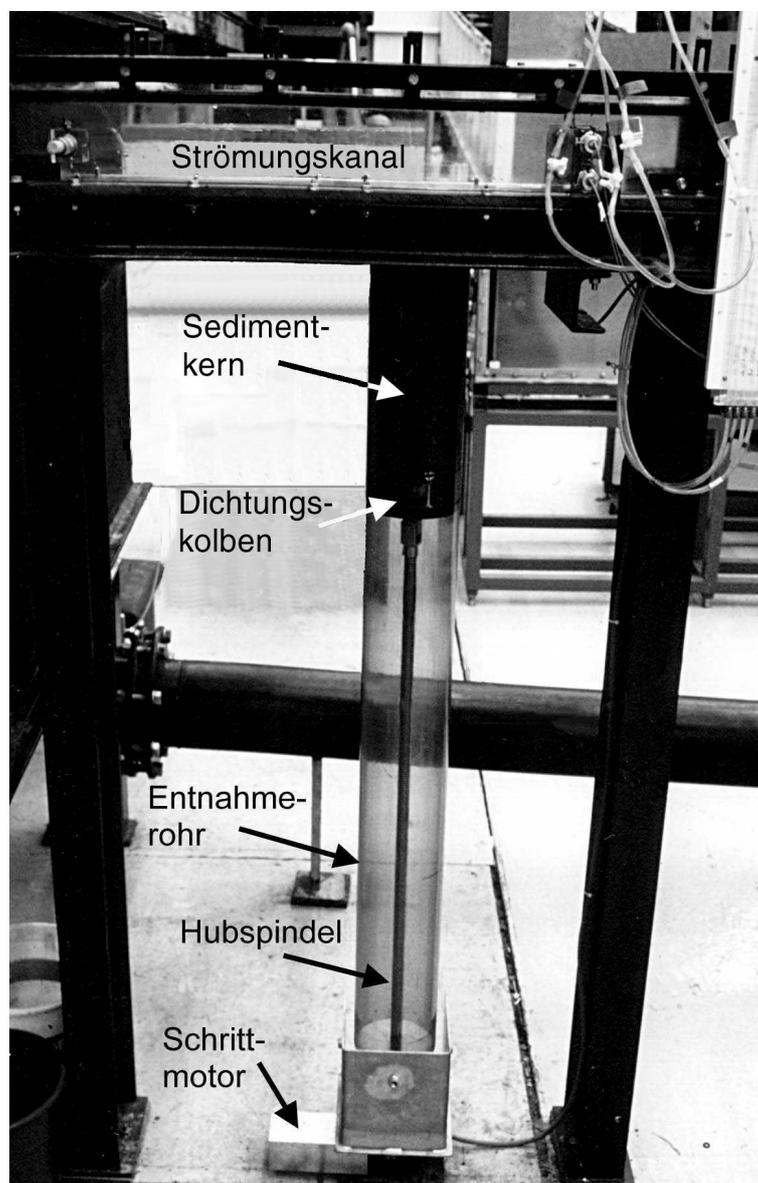


Abb. 3.21: Seitenansicht eines an das SETEG-System montierten Sedimentkerns.

Versuchsdurchführung

Zur tiefenabhängigen Ermittlung der kritischen Erosionsschubspannung werden die Sedimentkerne an den Strömungskanal montiert. Das Sediment wird mit Hilfe der Hubspindel solange nach oben gedrückt, bis die Sedimentoberfläche plan zur Sohle des Druckkanals verläuft. Bei unebener Sedimentsohle wird das Sediment über das Sohlniveau hinaus geschoben und das überstehende Material mit einer vom Ende des Laborgerinnes eingeführten Schneidevorrichtung sohlbündig abgeschnitten. Anschließend wird der Strömungskanal befüllt und gegebenenfalls der Sedimentüberstand mit dem Wasserstrom fortgespült. Dann wird die Sedimentschneide entfernt, so daß die ebene Sedimentoberfläche der Strömung ausgesetzt ist. Der Durchfluß wird schrittweise solange gesteigert, bis Feststoffaggregate flächig aus der Sedimentoberfläche gerissen werden und die Oberfläche dadurch spontan und nachhaltig zerstört wird. Der Beginn dieser Massenerosion kann visuell sehr gut detektiert werden. Dem kritischen Durchfluß, bei dem die Massenerosion beginnt, kann nach hydraulischer Kalibrierung des Strömungskanals ein kritischer Schubspannungswert ($\tau_{c,e}$) zugeordnet werden. Danach wird das Sedimentmaterial um die gewünschte Schrittweite nach oben verschoben und sohlbündig abgeschnitten, so daß die kritische Erosionsschubspannung für die entsprechende Sedimenttiefe ermittelt werden kann. Die beschriebene Vorgehensweise wiederholt sich für verschiedene Tiefenhorizonte, wodurch man das Vertikalprofil der kritischen Erosionsschubspannungen des untersuchten Sedimentkerns erhält. Die aktuelle Sedimenttiefe resultiert aus dem Höhenversatz der Hubspindel, der über die Schrittzahl des Motors elektronisch ausgewertet wird.

Hydrodynamik

Kohäsive Gewässersedimente besitzen erfahrungsgemäß kritische Erosionsschubspannungen, die zwischen 0,5 und 5 Pa liegen. Die Erosionsstabilität einer hochkonsolidierten kohäsiven Flußsohle kann den genannten Wertebereich sogar übersteigen. Entsprechend wurde das SETEG-System zunächst für Sohl Schubspannungen im Bereich von 0,5 bis 8 Pa konzipiert.

Ziel der hydrodynamischen Kalibrierung des Druckkanals war es, eine Beziehung zwischen dem Durchfluß als Stellgröße und der Wandschubspannung als Zielgröße aufzustellen. Hierzu wurden die Druckverluste im Strömungskanal zwischen den Drucksonden p_2 und p_3 für verschiedene Durchflüsse gemessen. Im Bereich der für die Kalibrierung verwendeten Durchflüsse zwischen 6 und 30 l s⁻¹ ist die Strömung im Kanal voll turbulent (Reynoldszahlen $Re \approx 4 \cdot 10^4$ bis $19 \cdot 10^4$). Für Rohre mit kreisrunden Querschnitten ist bekannt, daß nach einer Anlaufstrecke, die bei turbulenter Durchströmung maximal dem 40fachen Rohrdurchmesser entspricht, die Strömung voll ausgebildet ist (Eck 1966). Der äquivalente Rohrdurchmesser des verwendeten Rechteckquerschnitts beträgt $D = 118$ mm. Mit diesem Wert ergibt sich für das SETEG-System eine Anlaufstrecke von maximal 4,8 m. Die Distanz vom Zulauf zum Druckaufnehmer p_2 beträgt 6,15 m, die zur Testfläche 7,3 m. Im Bereich zwischen den Druckaufnehmern p_2 und p_3 kann somit von einer voll ausgebildeten turbulenten Strömung und der Anwendbarkeit der entsprechenden Gesetzmäßigkeiten ausgegangen werden.

Die erosionswirksame sohnnahe Strömungskraft einer turbulenten Scherströmung kann über die Wandschubspannung τ_0 bzw. die Sohlschubspannungsgeschwindigkeit v_0^* parametrisiert werden. Die Wandschubspannung kann als Funktion des Durchflusses Q , des Fließquerschnitts A , der Fluidichte ρ und des Reibungsbeiwertes λ formuliert werden:

$$\tau_0 = \frac{\lambda \cdot \rho}{8} \cdot \left(\frac{Q}{A}\right)^2 \quad (3.6)$$

Um den angestrebten Wertebereich für $\tau_0 \approx 0,5$ bis 8 Pa zu erreichen, wurde zunächst der bei gegebener Geometrie erforderliche Durchflußbereich unter der Annahme hydraulisch glatter Wandungen abgeschätzt (Gleichung 3.8 mit $k/D = 0$). Demnach wird im Strömungskanal eine Wandschubspannung τ_0 von $0,48$ Pa bei einem Durchfluß von 6 l s^{-1} erreicht, wohingegen 30 l s^{-1} für ein τ_0 von $8,46$ Pa ausreichen. Für das Kanalende wurden querschnittsverengende Lochbleche derart konzipiert, daß bei Durchflüssen zwischen 6 und 30 l s^{-1} innerhalb der gesamten Fließstrecke Druckabfluß vorherrscht. Daraufhin wurde die Wandschubspannung für verschiedene Durchflüsse aus den gemessenen Piezometerhöhenverlusten Δh zwischen p_2 und p_3 gemäß Gleichung 3.7 ermittelt:

$$\tau_0 = \frac{\Delta h \cdot \rho \cdot g \cdot D}{4 \cdot L} \quad (3.7)$$

Hierin bezeichnet D den äquivalenten hydraulischen Durchmesser des Strömungskanals und L den Horizontalabstand zwischen den Druckaufnehmern.

Aus den Experimenten wurde eine eindeutige Beziehung zwischen dem Durchfluß und der Wandschubspannung iterativ ermittelt. Hierzu wurden die Rauigkeitsbeiwerte λ für die Durchflüsse, für die die Wandschubspannungen experimentell ermittelt worden waren, nach der allgemeingültigen Colebrook-Formel errechnet:

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \cdot \log_{10} \left(\frac{k}{3,71 \cdot D} + \frac{2,51}{\text{Re} \cdot \sqrt{\lambda}} \right) \quad (3.8)$$

Nach Einsetzen von Gleichung 3.8 in Gleichung 3.6 erhält man für die Sohlschubspannung folgende Beziehung:

$$\tau_0 = \frac{\rho}{8} \cdot \left(\frac{Q}{A}\right)^2 \cdot \left[-2 \cdot \log_{10} \left(\frac{k}{3,71 \cdot D} + \frac{2,51}{\text{Re} \cdot \sqrt{\lambda}} \right) \right]^{-2} \quad (3.9)$$

Für die äquivalente Sandrauigkeit k des Kunststoffkanals wurde zunächst ein Schätzwert aus der Literatur zum Start der Iteration verwendet. Mit den nach Gleichung 3.8 errechneten λ -Werten wurde nach der Methode der kleinsten Fehlerquadrate die bestmögliche Anpassung von Gleichung 3.9 an die experimentell

ermittelten Wandschubspannungen gesucht, wobei die äquivalente Sandrauigkeit k die einzige unabhängige Variable ist. Die ermittelten äquivalenten Sandrauigkeiten wurden wiederum verwendet, um die λ -Werte anhand von Gleichung 3.8 zu bestimmen, die dann zur erneuten Optimierung der äquivalenten Sandrauigkeit mittels Gleichung 4 herangezogen wurden. Die Iteration wurde solange wiederholt, bis das Konvergenzkriterium $\Delta k < 10^{-8}$ erfüllt war. Für die äquivalente Sandrauigkeit des Erosionskanals ergab dies den Wert $k = 1,733 \cdot 10^{-5}$ m.

Abbildung 3.22 verdeutlicht, daß die experimentell ermittelten Wandschubspannungswerte durch die theoretische Beziehung sehr gut beschrieben werden. Die Wandschubspannungen können daher unter Zuhilfenahme der ermittelten äquivalenten Sandrauigkeit mit hoher Zuverlässigkeit direkt aus dem Durchfluß berechnet werden. Abbildung 3.22 veranschaulicht auch, daß die Annahme hydraulisch glatter Strömungsverhältnisse ($k/D = 0$) für geringe Durchflüsse gerechtfertigt ist. Die Abweichungen zur exakten Berechnung liegen dann im Bereich der Ungenauigkeit der experimentell ermittelten Wandschubspannungen. Bei zunehmender Reynoldszahl ist der Einfluß der Wandrauigkeit jedoch nicht mehr vernachlässigbar. Die hydraulisch glatte Approximation führt bei Durchflüssen oberhalb von 20 l s^{-1} zu einer erheblichen Unterschätzung der an der Kanalsohle wirksamen Schubspannungen.

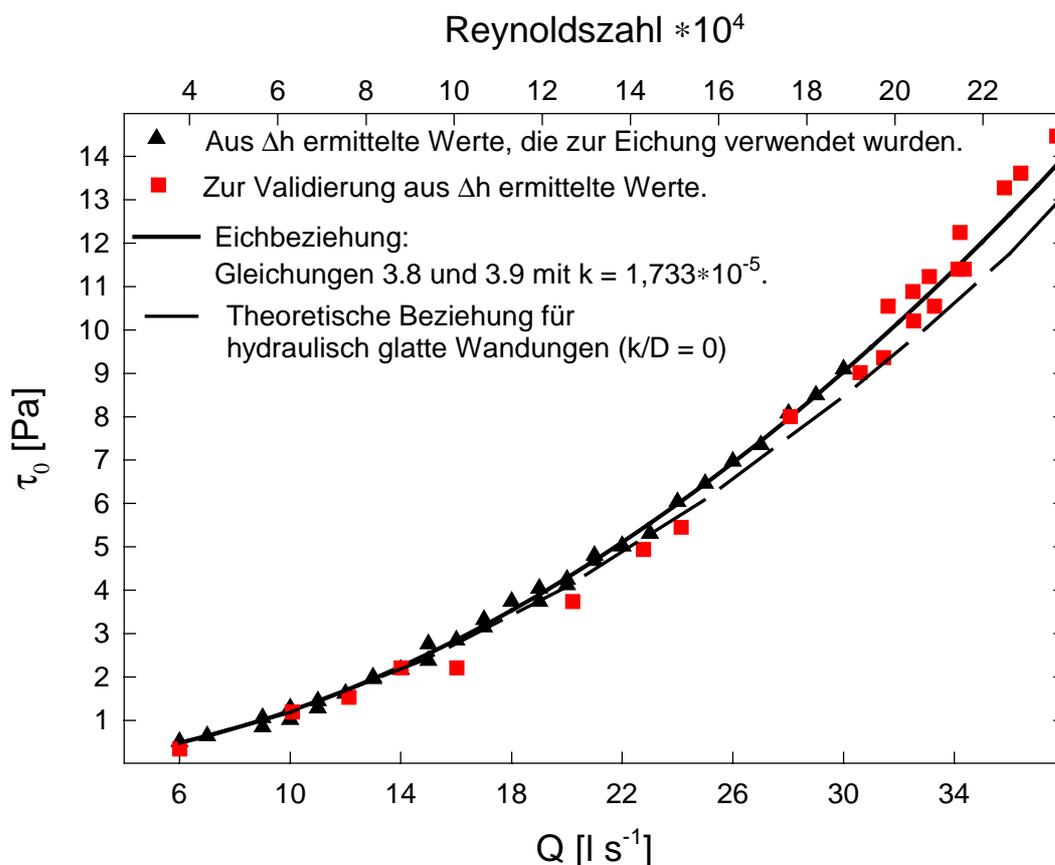


Abb. 3.22: Beziehung zwischen Durchfluß und Wandschubspannung im SETEG-System.

Die verwendeten theoretischen Beziehungen sind allgemeingültig, so daß die Anwendung des SETEG-Systems nicht auf den Bereich der hydraulischen Kalibrierung beschränkt ist. Im Laufe der Untersuchungen stellte sich heraus, daß bei der Untersuchung der Neckarsedimente Wandschubspannungen bis 12 Pa erzeugt werden mußten. Um die Eichbeziehung für den Bereich mit Durchflüssen über 30 l s^{-1} zu validieren, wurden aus den anhand der Piezometerharfe abgelesenen Druckverlusten die entsprechenden Wandschubspannungen ermittelt. Abbildung 3.22 verdeutlicht, daß die Eichbeziehung auch für Wandschubspannungen zwischen 9 und 14 Pa gültig ist. Die Streuung der zur Validierung aufgenommenen Meßpunkte ist auf die Ablesungenauigkeit an der Piezometerharfe zurückzuführen.

Neben der Berechnung über die Druckverluste wurden die Wandschubspannungen auch anhand der von Shields (1936) aufgestellten Beziehungen für den Erosionsbeginn von rolligen, sandigen Sedimenten überprüft. Hierzu wurde das Erosionsverhalten von Quarzsanden im Korngrößenbereich von 0,2 bis 3,15 mm im SETEG-System untersucht. Der für den Erosionsbeginn (= 50% der Partikel in Bewegung) ermittelte Wert wurde mit dem nach Shields zu erwartenden kritischen Wert verglichen. Abbildung 3.23 zeigt diesen Vergleich im dimensionslosen Shieldsdiagramm, wobei die Shieldskurve mit einer von Schröder (1985) vorgeschlagenen Formel berechnet wurde.

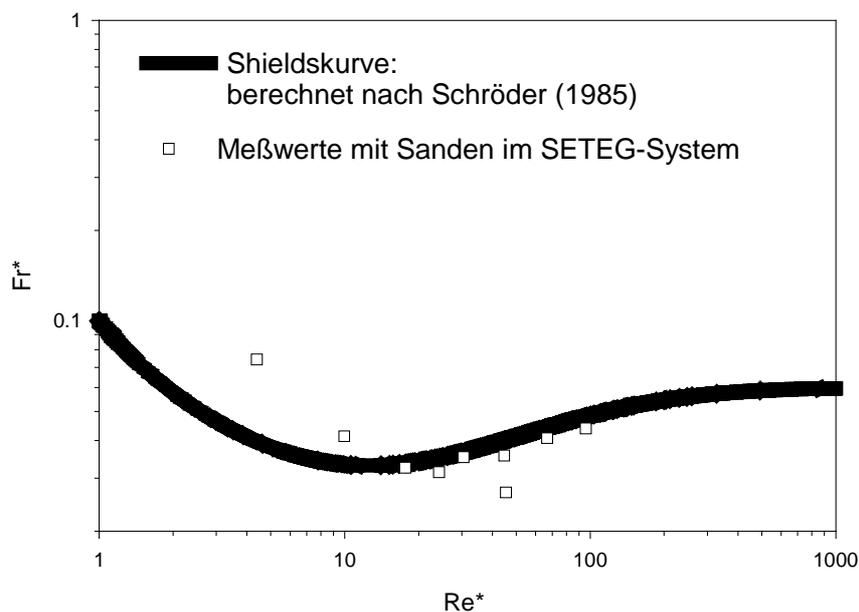


Abb. 3.23: Vergleich von theoretischem und gemessenem Erosionsbeginn bei Quarzsanden.

Aus der Abbildung wird deutlich, daß der theoretisch zu erwartende Verlauf durch die Meßwerte gut beschrieben wird. Bei großen Reynoldszahlen des Korns (Re^* , Korngrößen $> 1 \text{ mm}$) wird die zugehörige erweiterte Froudezahl des Korns (Fr^*) im SETEG-System eher unterschätzt. Bei kleinem Re^* (Korngröße $< 1 \text{ mm}$) wird Fr^* offenbar überschätzt. Diese Fehler sind wohl in erster Linie darauf zurückzuführen, daß es schwierig ist visuell zu detektieren, wann 50% der Körner in Bewegung sind.

3.5.2 Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt wurden 15 Sedimentkerne von 10 verschiedenen Sondierungspunkten hinsichtlich ihrer tiefenabhängigen Erosionsstabilität untersucht. Dabei wurden 464 Werte für die kritische Schubspannung bei einsetzender Massenerosion ($\tau_{c,e}$) erhoben. Die ermittelten Werte für $\tau_{c,e}$ variierten dabei zwischen 0,2 und 12,2 Pa. Der Mittelwert liegt bei 3,7 Pa.

Die Häufigkeitsverteilung aller ermittelten Werte ist in Abbildung 3.24 dargestellt. Hieraus wird deutlich, daß der überwiegende Teil der ermittelten $\tau_{c,e}$ -Werte kleiner als 6 Pa ist. Lediglich 8 Meßwerte (1,7 %) liegen über 9 Pa.

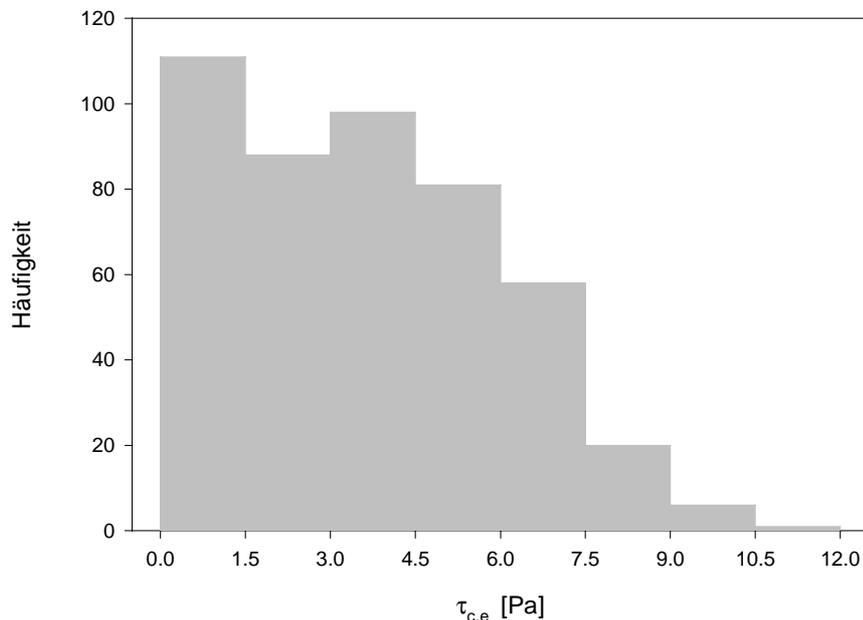


Abb. 3.24: Häufigkeitsverteilung der ermittelten kritischen Schubspannungswerte für einsetzende Massenerosion.

Abbildung 3.25 gewährt einen Überblick über die Tiefenprofile der kritischen Erosionsschubspannungen in der Stauhaltung Lauffen. Hieraus wird die enorme Heterogenität, die sich bereits im Belastungsmuster zeigte, deutlich. Die geringsten Erosionsgrenzwerte treten dabei zumeist in oberflächennahen Schichten auf. Da die Sedimentoberfläche vor den Erosionsversuchen zumeist intakt war, deutet dies darauf hin, daß die oberflächliche biogene Sedimentstabilisierung nur von untergeordneter Bedeutung ist. Mit zunehmender Tiefe ist häufig eine tendenzielle Zunahme von $\tau_{c,e}$ zu verzeichnen. Diese Tendenz wird jedoch von großen oft sprunghaften Änderungen überlagert. Die sprunghaften Änderungen sind nicht alleine durch Konsolidierungsprozesse zu erklären. Ihre Ursache liegt vermutlich in kleinräumigen Unterschieden der Sedimentstruktur.

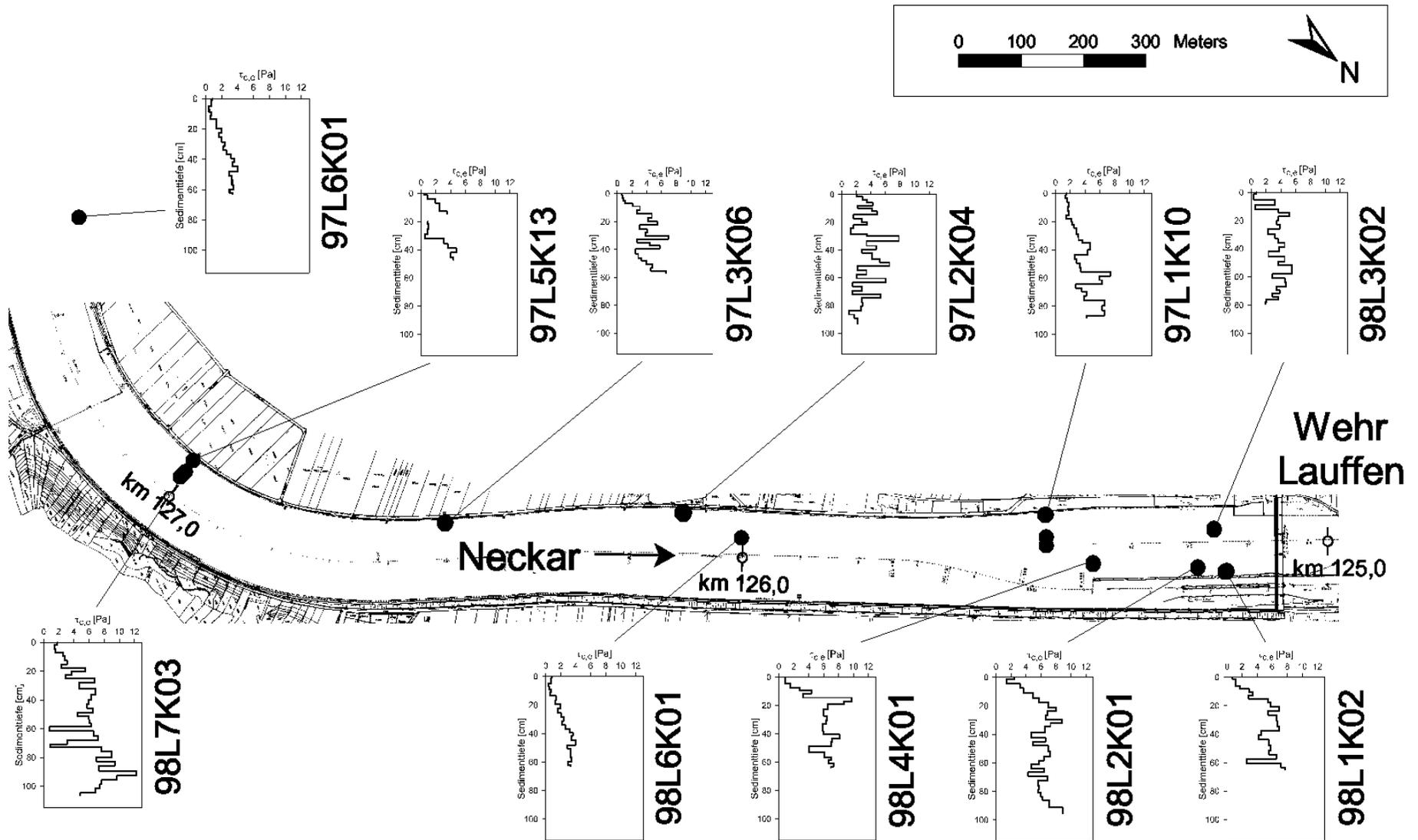


Abb. 3.25: Räumliches Muster der kritischen Erosionsschubspannungen in der Stauhaltung Lauffen

Aus Abbildung 3.26 wird ersichtlich, daß für den Sedimentkern 98L4K01 ein plötzlicher Anstieg der Erosionsstabilität beim Übergang von Jung- zu Altsediment vorliegt. Da diese Grenze offenbar durch eine Erosionsdiskordanz zustande kommt, die auch bei 98L4K01 durch eine plötzliche Abnahme der Lagerungsdichte gekennzeichnet ist, liegt hier Sedimentmaterial unterschiedlicher Zusammensetzung und unterschiedlichen Alters übereinander (vgl. Kapitel 3.4.2). Das feinkörnigere, wesentlich ältere - und daher stärker konsolidierte - unterliegende Material weist deutlich höhere $\tau_{c,e}$ -Werte auf als das aufliegende Jungsediment.

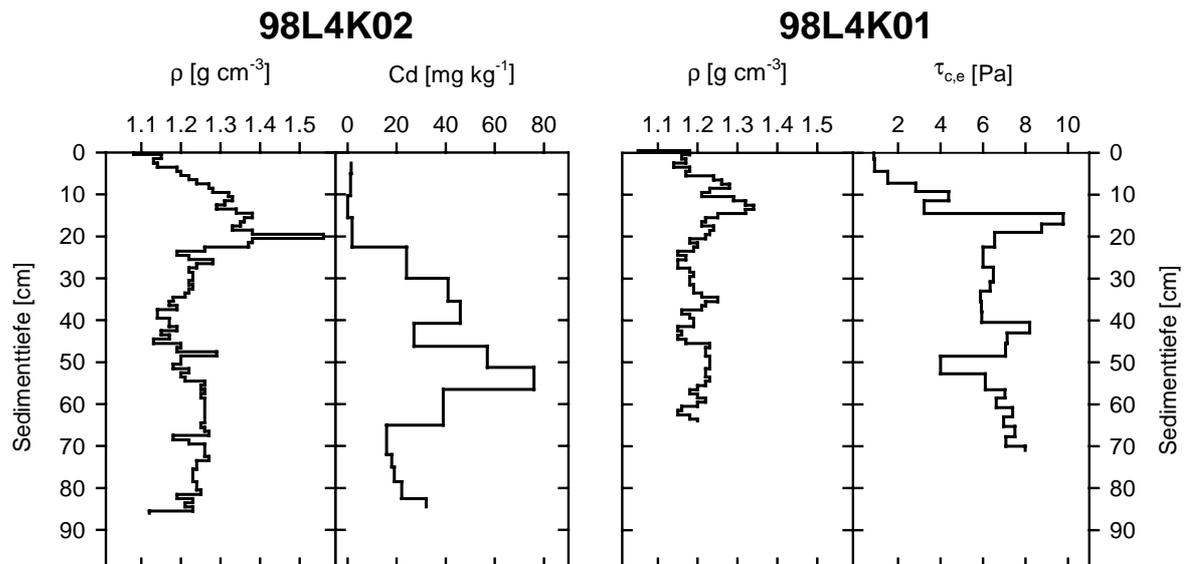


Abb. 3.26: Tiefenprofile der Lagerungsdichte von zwei Sedimentkernen des Sondierungspunktes 98L4, sowie die zugehörigen Tiefenprofile der Cd-Belastung und der kritischen Erosionsschubspannung.

Zur Erstellung von Abbildung 3.27 wurden alle ermittelten Werte für $\tau_{c,e}$ den Tiefenzonen zugeordnet, in denen sie ermittelt wurden. Die Abbildung verdeutlicht, daß die tendenzielle Zunahme der Erosionsstabilität mit der Sedimenttiefe von einer sehr großen Varianz der $\tau_{c,e}$ -Werte in den einzelnen Tiefenbereichen überlagert wird. Der Median der kritischen Erosionsschubspannungen steigt von ca. 1,5 Pa in den obersten 10 cm auf etwa 4,5 Pa im Tiefenbereich zwischen 30 und 40 cm an. In den darunterliegenden Tiefenzonen bleiben die Medianwerte nahezu konstant und schwanken zwischen 4 und 5 Pa. In den obersten 10 cm liegen drei Viertel der ermittelten $\tau_{c,e}$ -Werte unter 3 Pa. Unterhalb von 30 cm liegt das Gros aller ermittelten Werte dagegen zwischen 3 und 7 Pa.

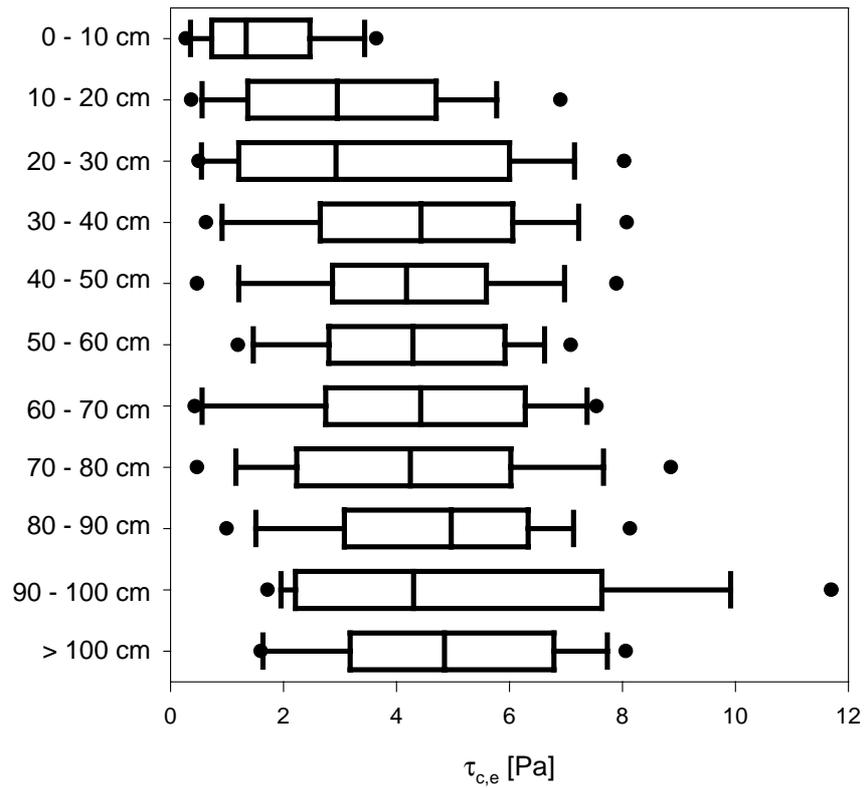


Abb. 3.27: Box- und Whisker-Plots der kritischen Erosionsschubspannungen innerhalb 10 cm mächtiger Tiefenzonen. Dargestellt sind die 5-, 10-, 25-, 50-, 75-, 90- und 95-Perzentile.

3.6 Sohl nahe Strömungsgeschwindigkeiten in der Stauhaltung Lauffen

3.6.1 Motivation

Mit Hilfe der in situ-Messung der sohl nahen Strömungsgeschwindigkeiten in der Stauhaltung Lauffen sollte einerseits Aufschluß über die räumliche und zeitliche Variabilität der wirksamen Strömungskräfte erlangt werden. Die räumliche Variabilität der sohl nahen Strömung kann dazu dienen, innerhalb der Stauhaltung Zonen auszuweisen, die dem Strömungsangriff besonders stark ausgesetzt sind. An diesen Stellen ist mit einem erhöhten Erosionsrisiko zu rechnen. Andererseits können die ermittelten mittleren Werte für die sohl nahen Strömungskräfte zur Eichung 2-Dimensionaler Strömungsberechnungen dienen.

Hinsichtlich der kurzfristigen zeitlichen Schwankungen der Strömungskräfte galt der Wirkung des Schiffsverkehrs besonderes Interesse. Es sollte überprüft werden, ob die Passage von Schiffen bzw. das Füllen der Schleusenammern zur kurzfristigen Erhöhung der sohl nahen Strömungskräfte führt. Dies könnte einen Resuspensions-Ablagerungs-Zyklus oberflächennaher Sedimente zur Folge haben, während dessen die Sedimente einem wiederholten Wechsel der Redoxverhältnisse ausgesetzt sind. Sofern es sich hierbei um schwermetallbelastete Sedimente handelt, ist zu erwarten, daß es während der Oxidationsphase zu einer Labilisierung und Rücklösung der Metalle kommt (vgl. Simpson et al. 1998, Song & Müller 1995). Der wiederholte Zyklus könnte somit zu einer kontinuierlichen, langsamen Freisetzung der Schwermetalle führen.

Darüber hinaus sollte überprüft werden, ob die verwendeten Meßgeräte zur Messung vertikaler Geschwindigkeitsprofile geeignet sind und somit zur Ermittlung der Sohl Schubspannungen im Neckar eingesetzt werden können.

3.6.2 Methoden

Die Messung der sohl nahen Strömungskräfte wurde im Rahmen einer Auftragsarbeit vom AB Meerestechnik der TU Hamburg – Harburg (Prof. Gust) durchgeführt. Hierbei kamen Heißfilmsondentürme (HDS-Paket) dieser Institution zum Einsatz.

Die hier verwendeten HDS-Pakete bestehen aus dem Sondenturm, einem Temperatursensor und einem Drucksensor, sowie einem Unterwasserkabel, zugehöriger Meßelektronik, Datenerfassung und Stromversorgung in einem druckfesten, wasserdichten Gehäuse (Abb. 3.28A). Der Sondenturm besteht aus 6 Heißfilmsonden, die in einen scheibenförmigen Sondenträger mit einem Durchmesser von 5 cm eingelassen sind (Abb. 3.28B). Der vertikale Abstand zwischen den Meßebenen kann frei gewählt werden. Er betrug bei den hier durchgeführten Messungen 2 cm.

Das verwendete Prinzip des Heißfilm-Anemometrie beruht auf dem erzwungenen Wärmeübergang eines aufgeheizten elektrischen Widerstands in einer Strömung. Wird die Temperatur des Heißfilms konstant gehalten, so ist die Anemometerbrückenspannung, die infolge des Wärmeübergangs auftritt, eine

Funktion der Anströmungsgeschwindigkeit und der Wassertemperatur. Die Meßgenauigkeit wird daher durch eine Kalibrierung innerhalb des zu erwartenden Temperaturbereichs und eine entsprechende Temperaturkompensation gewährleistet (Bruun 1995). Details hinsichtlich der verwendeten Apparatur sind Gust (1988) bzw. Gust & Müller (1999) zu entnehmen.



Abb. 3.28: HDS-Paket. Links (A) Gesamtpaket mit Sondenturm und Datenerfassung, rechts (B) Detailansicht des Heißfilm-Sondenturms.

Im Rahmen der zweiten Probenahmekampagne wurden vom 24. bis zum 26.3.1998 zwei der HDS-Pakete an sieben Stellen in der Stauhaltung Lauffen, jeweils über mehrere Stunden ausgebracht (Abb. 3.29).

Der Sondenturm wurde dabei von Tauchern des Tauchschiffes Frosch (Wasser und Schiffsamt Stuttgart) mit Hilfe eines Dorns (Abb. 3.28A) an der Gewässersohle befestigt. Der Dorn wurde so tief in das Sediment gedrückt, bis die Sohlplatte des Sondenturms mit der Gewässersohle bündig war. Der Turm wurde soweit möglich in Richtung der Hauptanströmung ausgerichtet. Um Störungen zu minimieren, wurde das wasserdichte Druckgefäß mit der Datenerfassung etwa 5 m unterstrom des Meßturms positioniert und die Verbindungskabel in das Sediment eingegraben. Während der Meßzeiten wurde der Schiffsverkehr protokolliert und die Schleusungen an der Staustufe in Lauffen ausgewertet.

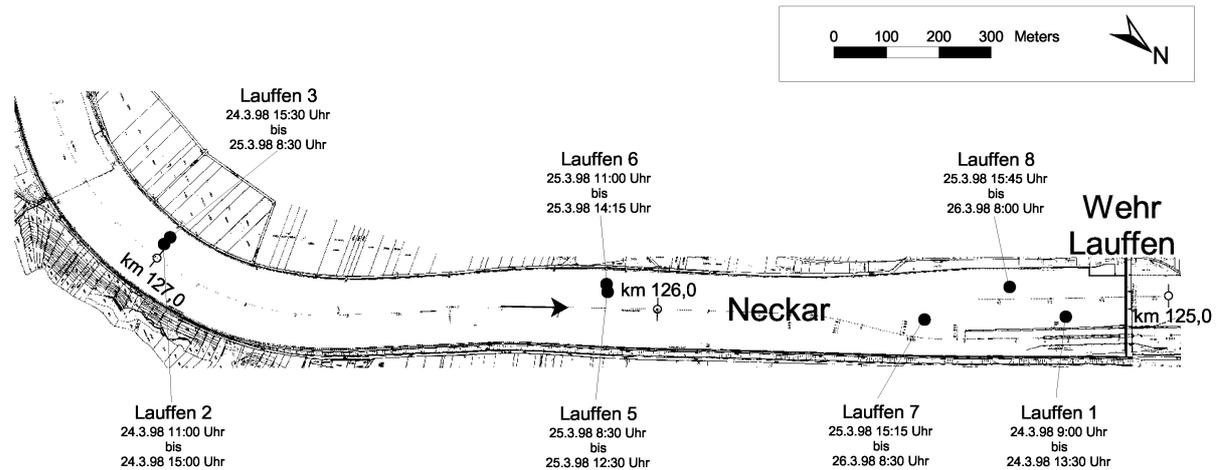


Abb. 3.29: Lage und Kurzbeschreibung der Meßpunkte zur Ermittlung sohnnaheer Strömungsgeschwindigkeiten und Ausbringungszeitraum der Sonden.

3.1.3 Ergebnisse und Diskussion

Während der Meßphase vom 24.3.98 bis zum 26.3.98 herrschten im Neckar bei Lauffen nahezu stationäre Abflußverhältnisse. Der Abfluß am Pegel Lauffen, nahm von $94 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ am 24.3. langsam auf $88 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ am 26.3. ab und bewegte sich somit im Bereich des langjährigen Mittelwasserabflusses ($\text{MQ} = 88 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Während des Meßzeitraumes passierten insgesamt 48 Schiffe die Schleuse bei Lauffen. Das entsprechende Schleusenprotokoll mit Angaben zur Fahrtrichtung und Tonnage der Schiffe findet sich im Anhang.

Im Anhang sind auch die Druck- und Temperaturverläufe sowie die Tangentialgeschwindigkeiten, die an den 6 übereinander angeordneten Heißfilmsonden (S1: unterste bis S6: oberste) gemessenen wurden, graphisch dargestellt. Zudem sind die Zeitpunkte, an denen Schiffe an den Meßpunkten vorüberfahren, vermerkt. Aus den Abbildungen wird deutlich, daß nur ein Teil der Geschwindigkeitsmessungen ausgewertet werden konnte. Bei den anderen Messungen haben Störungen, vor allem hinsichtlich des Wärmeübergangs, dazu geführt, daß die Originalmeßdaten als nicht eindeutig auswertbar erachtet wurden. Der Wärmeübergang wurde vor allem durch die Sedimentation feiner Schwebstoffe auf den Heißfilmsonden beeinflusst. Diese Sedimentation und die zum Teil stattfindende Resuspension von Schwebstoffflocken wurde durch Unterwasservideoaufnahmen dokumentiert.

Für die Berechnung der Sohlschubspannung über ein angenommenes logarithmisches Geschwindigkeitsprofil ergaben sich neben der Sedimentation auf den Sondenflächen weitere Probleme. Zum einen war die Lage der Meßflächen über

der Sohle nicht exakt definiert und zeitlich variabel. Dies wird in Abbildung 3.30 für die Messung Lauffen 5 verdeutlicht. Die Geschwindigkeiten, die in der Meßebeine S1 gemessen wurden, bewegen sich bis ca. 9:30 Uhr auf sehr niedrigem Niveau. Nach einer Phase erhöhter Turbulenz, die durch sprunghaft höhere Geschwindigkeiten an den Meßebenen S2 bis S5 angezeigt wird, verläuft die durchschnittliche Geschwindigkeit bei S1 auf einem deutlich höheren Niveau als zuvor. Dies ist offenbar darauf zurückzuführen, daß es infolge der erhöhten sohnahen Strömungskräfte zu einer Freilegung der zuvor unter einer Sedimentschicht begrabenen Meßsonde S1 kam.

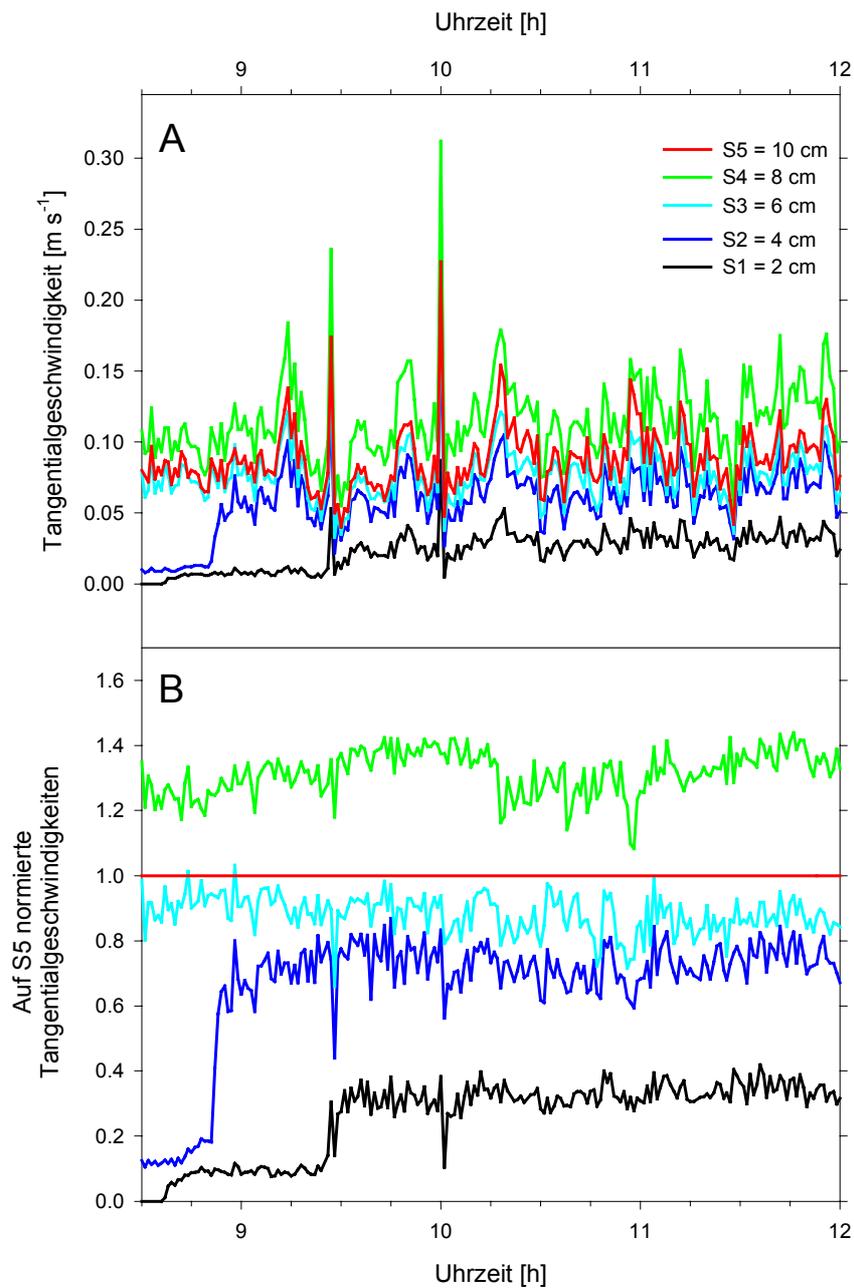


Abb. 3.30: Gemessene Geschwindigkeitsverläufe während der Messung Lauffen 5. A: Originalwerte; B: Auf die oberste Sonde S5 (10 cm) normierte Meßwerte.

Zudem nehmen bei dieser Messung, wie auch bei anderen Messungen, die ermittelten Tangentialgeschwindigkeiten nicht stetig mit der Höhe über der Sohle zu. Aus Abbildung 3.30B wird ersichtlich, daß die Meßwerte der Sonde S4 (8 cm) kontinuierlich höher liegen als jene der Sonde S5 (10 cm). Auch für die Meßebe S3 (6 cm) werden zeitweise höhere Werte als für S5 ermittelt.

Ein weiteres Problem hinsichtlich der Berechnung von Sohlschubspannungen aus vertikalen Geschwindigkeitsprofilen besteht darin, daß die Sohlenmorphologie in der Umgebung des Sondenturms nicht bekannt ist. Die Messungen können von kleineren Transportkörpern an der Gewässersohle beeinträchtigt werden und somit möglicherweise nicht repräsentativ für den untersuchten Gewässerabschnitt sein.

Trotz der angesprochenen Schwierigkeiten wurde anhand der Messung Lauffen 5 eine weitergehende Auswertung der Meßdaten unternommen.

Die Vertikalprofile der gemessenen Geschwindigkeiten v in den Höhen z wurden an das universelle logarithmische Geschwindigkeitsprofil nach Prandtl bzw. von Kàrmàn (zit. in Eck 1966) angepaßt. Demzufolge gilt:

$$v(z) = \sqrt{\frac{\tau_0}{\rho}} \cdot \frac{1}{\kappa} \cdot \ln\left(\frac{z}{z_0}\right) \quad (3.10)$$

Wobei ρ die Dichte des Wassers und κ ($= 0,4$) die Kàrmàn-Konstante ist. Die Formel wurde für die im Sinne der kleinsten Fehlerquadrate optimale Lösung mit den Prädiktorvariablen τ_0 (Sohlschubspannung) und z_0 (Rauhigkeitslänge) an die Meßwerte angepaßt.

Zur Auswertung wurden lediglich jene 5 mal 150 Meßwerte herangezogen, die am 25.3.98 zwischen 9:30 und 12:00 Uhr erhoben worden waren. Abbildung 3.31 zeigt die mittleren Tangentialgeschwindigkeiten in den 5 zur Verfügung stehenden Meßebenen während dieses Zeitraums. Hieraus wird deutlich, daß in der Ebene S4 eine sehr hohe mittlere Geschwindigkeit ermittelt wurde, die allenfalls unter Vernachlässigung von mindestens 2 weiteren Meßebenen in ein logarithmisches Geschwindigkeitsprofil eingepaßt werden kann. Das ebenfalls dargestellte berechnete logarithmische Geschwindigkeitsprofil ergibt sich aus der Anpassung der Meßwerte in den Ebenen S1, S2, S3 und S5. Für die Höhe über z wurde angenommen, daß die Sohlplatte des Sondenturms bündig mit der Sedimentoberfläche verlief. Hieraus ergibt sich für den Beobachtungszeitraum eine mittlere Sohlschubspannung von 0,23 Pa. In Tabelle 3.10 sind die Ergebnisse, die sich aus der Kombination anderer Meßebenen ergeben, zum Vergleich angegeben. Eindimensionale numerische Strömungsberechnungen erbrachten für die Neckar km 126,1 bei Mittelwasserabfluß ($88 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) querschnittsgemittelte Sohlschubspannungen von 0,1 Pa. Das unter Verwendung der Sonde S4 angepaßte Profil erbringt eine mittlere Sohlschubspannung von 0,7 Pa. Dieser Wert scheint bei einem Abfluß von ca. $90 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ deutlich zu hoch zu sein.

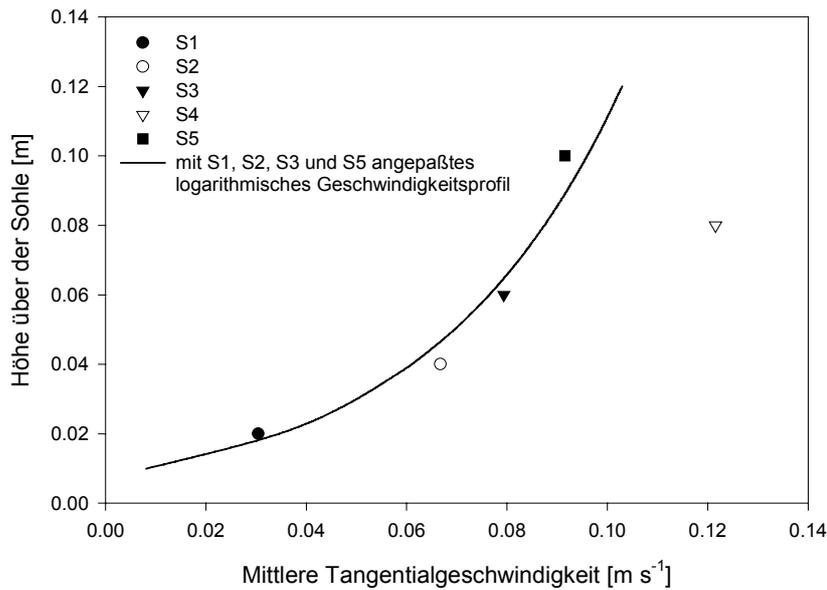


Abb. 3.31: Mittlere gemessenen Geschwindigkeiten während der Messung Lauffen 5 (9:30 – 12:00 Uhr) und aus S1, S2, S3 und S5 ermitteltes logarithmisches Geschwindigkeitsprofil.

Der aus den 3 Sonden S1, S2 und S4 ermittelte Wert kommt den Simulationsergebnissen sehr nahe. Aber auch der mit 4 Sonden ermittelte Wert liegt noch im Bereich der plausiblen Sohlschubspannungswerte. Für eine qualitative Untersuchung der zeitlichen Schwankungen, wurden nur die aus S1, S2, S3 und S5 ermittelten Sohlschubspannungen verwendet, da bei 4 Sonden die eventuell auftretenden Fehlmessungen einer einzelnen Sonde nicht zu sehr ins Gewicht fallen.

Tab. 3.10: Mit unterschiedlichen Kombinationen der Meßebenen berechnete Mittelwerte der Rauigkeitslänge, Schubspannungsgeschwindigkeit und Sohlschubspannung für die Messung Lauffen 5 (9:30 – 12:00 Uhr).

Zur Ermittlung verwendete Meßebenen	Aus den logarithmischen Profilen berechnete Werte		
	z_0 [m]	v_0^* [m s ⁻¹]	τ_0 [Pa]
S1, S2, S3 und S5	0,0081	0,0153	0,23
S2, S3 und S5	0,0033	0,0263	0,69
S1, S2 und S4	0,0132	0,0108	0,12

In Abbildung 3.32 ist der zeitliche Verlauf der so ermittelten Sohlschubspannungen aufgetragen. Hieraus wird deutlich, daß die sohnahen Strömungskräfte selbst bei nahezu konstanten Abflüßverhältnissen einer hohen zeitlichen Variabilität

unterliegen. Die Messung erbringt maximale Sohlschubspannungen von etwa 1,2 Pa und mehrere Spitzen, die bei ca. 0,5 Pa liegen. Vergleicht man diese Werte mit den kritischen Erosionsschubspannungen in Abschnitt 3.5, so wird deutlich, daß es selbst bei Mittelwasserabfluß durch turbulente Schwankungen zur temporären Resuspension oberflächennaher Sedimente kommen kann.

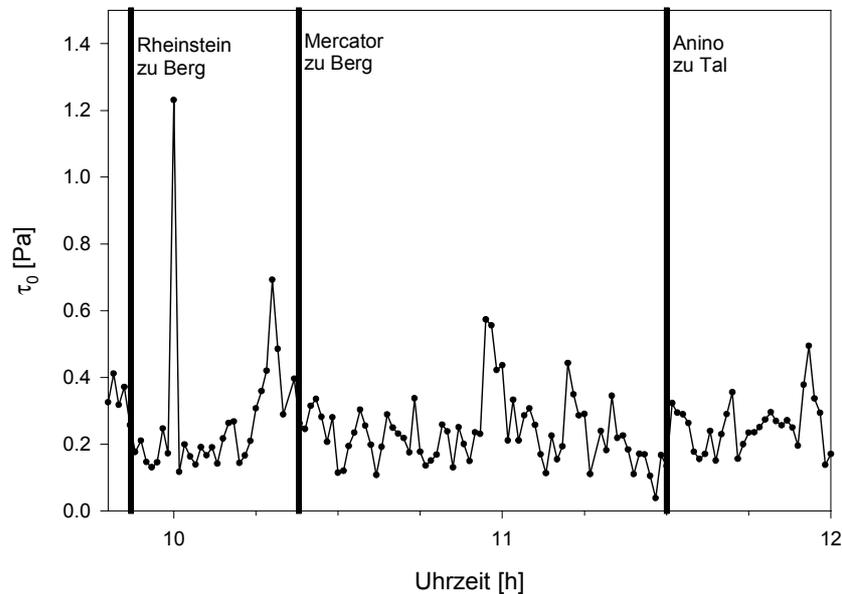


Abb. 3.32: Zeitlicher Verlauf der berechneten Sohlschubspannungen (aus S1, S2, S3, S5) während der Messung Lauffen 5 und Schiffspassagen.

Allerdings ist kein direkter Zusammenhang zwischen dem Schiffsverkehr und den maximalen Schubspannungswerten zu erkennen. Für sohlnahe Geschwindigkeiten ist ein solcher Zusammenhang lediglich bei der Messung Lauffen 7 festzustellen (siehe Anhang). Bei allen anderen Messungen ergibt sich kein unmittelbarer Zusammenhang zwischen Tangentialgeschwindigkeiten und der Passage von Schiffen. Im Zusammenhang mit dem Schiffsverkehr treten jedoch kurzfristige Druckschwankungen an den Meßstellen auf, die auf die Schwall- und Sunkwirkung bei der Schiffspassage zurückzuführen sind (siehe Anhang). Diese Befunde lassen vermuten, daß die durch den Schiffsverkehr induzierte Turbulenz in ihrer räumlichen Ausdehnung begrenzt ist. An jenen Meßpunkten, die weit außerhalb der Fahrrinne liegen, wirken sich diese Turbulenzen daher kaum auf die sohlnahen Geschwindigkeiten aus. In der Nähe der Schifffahrtstrinne – hier also nur an Meßpunkt Lauffen 7 – bedingt die durch den Schiffsverkehr erzeugte Turbulenz offenbar eine turbulente Schwankung der sohlnahen Strömungskräfte. Da für Lauffen 7 nur die Tangentialgeschwindigkeiten aus zwei Meßebenen zur Verfügung stehen, können diese Auswirkungen jedoch nicht in Form von Sohlschubspannungen quantifiziert werden.

Von einem bewertenden Vergleich zwischen den Geschwindigkeitsprofilen an verschiedenen Meßstellen wurde aufgrund der oben beschriebenen Probleme abgesehen.

Das HDS-Paket, das in Küstengewässern und bei der Ermittlung von Kräften, die auf Schiffskörper wirken, bereits erfolgreich eingesetzt wurde, erscheint zur Ermittlung der Sohlschubspannungen in Binnengewässern wie dem Neckar in seiner jetzigen Ausstattung nur bedingt geeignet. Eine Auswertung der Geschwindigkeitsprofile über die Annahmen eines universellen logarithmische Geschwindigkeitsprofil kann nur eine erste Annäherung sein. Eine weitergehende Auswertung, die auch die Berechnung von Schubspannungen ermöglicht, muß zusätzliche Informationen berücksichtigen, wie die das Mikrorelief, das die Meßstelle umgibt, zeitliche Veränderungen in der Höhenlage der Meßebenen und die eventuelle Schräganströmung der Heißfilmsonden. Diese Zusatzinformationen sind jedoch nur schwer zugänglich und erfordern einen erheblich größeren Meßaufwand. Zur Überprüfung des Geschwindigkeitsprofils sollten zudem unabhängige Messungen der zeitlich gemittelten Fließgeschwindigkeiten und -richtungen in größerer Höhe über der Sohle vorgenommen werden. Ein unmittelbarer Vergleich mit den Ergebnissen eines numerischen Strömungsmodells ist problematisch, da die Felddaten auf einer deutlich kleineren Skala gewonnen werden. Die Übertragbarkeit der Felddaten auf das Rechenmodell ist daher noch eine offene Frage.

3.7 Der Einfluß physikochemischer und biologischer Faktoren auf das Erosionsverhalten.

3.7.1 Kenntnisstand

Der interpartikuläre Zusammenhalt in einem feinkörnigen Sedimentkörper wird durch die elektrochemischen Eigenschaften der Partikel und die stabilisierende Wirkung biologischer Prozesse gesteuert. Darüber hinaus tragen Konsolidierungsprozesse wie die bodenmechanische Setzung und die Ausfällung von Mineralen zur Stabilisierung der Gewässersedimente bei.

Die massenbedingten van der Waal'schen Anziehungskräfte sowie elektrostatische Wechselwirkungen kommen vor allem bei Tonmineralen, Oxiden/Hydroxiden und den bei der Zersetzung organischer Substanz entstehenden organischen Makromolekülen zum Tragen. Die genannten Bestandteile stellen einen wesentlichen Anteil der feinkörnigen Sedimente. Der Zusammenhalt zwischen Tonmineralen und Oxiden/Hydroxiden wird maßgeblich von der Dicke der um die Partikel ausgebildeten elektrischen Doppelschicht beeinflusst. Die Dicke der abstoßend wirkenden elektrischen Doppelschicht hängt hauptsächlich von der Wertigkeit der zum Ladungsausgleich vorhandenen Ionen und der Ionenstärke der umgebenden Lösung ab. Je höher die Ionenstärke und der Anteil höherwertiger Ionen ist, desto stärker können die interpartikulären Anziehungskräfte zum Tragen kommen. Neben Massenanteil und Art der partikulären Ladungsträger ist also auch die Belegung der Ionenaustauscherplätze und der sich darin widerspiegelnde Chemismus der Porenlösung relevant für die kohäsiven Eigenschaften der Sedimente (vgl. Bolt 1982; Sposito 1984).

Die Besiedlung des Sediments kann prinzipiell sowohl destabilisierend als auch stabilisierend wirken. Eine destabilisierende Wirkung rührt in erster Linie von der Bioturbation durch die Meio- und Makrofauna im Sediment her (z.B. Grant & Daborn 1994). Zudem führt die mikrobielle Aktivität zur Entwicklung von Gasblasen, die zur Verminderung der Erosionsstabilität speziell in tieferen Sedimentschichten beitragen (McNeil et al. 1996). Die biogene Sedimentstabilisierung kann im wesentlichen auf die folgenden Faktoren zurückgeführt werden:

- Glättende und verbindende Oberflächenfilme benthischer Algen und Bakterien (Heinzelmann & Wallish 1991; Spork 1997)
- Netzwerke durch filamentöse Algen und Bakterien (Paterson & Daborn 1991)
- Verkittende Wirkung extrazellulärer polymerer Substanzen (EPS) (Dade et al. 1990; Paterson 1997)

Die Bildung von Oberflächenfilmen durch benthische Organismen ist auf die obersten Millimeter der Ablagerungen beschränkt. Filamentöse Netzwerke werden vor allem durch Cyanobakterien primär an der Sedimentoberfläche ausgebildet. Die Wirkung dieser beiden Effekte tritt daher zunächst an der Sedimentoberfläche auf. Wird die

ehemalige Oberfläche jedoch infolge fortschreitender Sedimentation bedeckt, so bleibt die stabilisierende Wirkung des Bewuchses im Sediment zumindest teilweise erhalten. In tiefen, trüben Gewässern, in denen infolge Lichtmangels die Sedimentoberfläche nicht von phototrophen Organismen besiedelt ist, können Oberflächenfilme allerdings nicht für die Sedimentstabilisierung verantwortlich gemacht werden.

Die EPS hingegen spielt eine entscheidende Rolle in der Ökologie aller Sedimentmikroorganismen (Characklis & Cooksey 1983; Hoagland et al. 1993). Dieser hauptsächlich aus Polysacchariden und Proteinen sowie in geringerem Maße aus Huminstoffen, Proteinen und Nukleinsäuren bestehende Schleim wird von nahezu allen, auch chemotrophen Mikroorganismen ausgeschieden (Costerton et al. 1987; Decho & Moriaty 1990). Daraus ist zu schließen, daß die EPS gerade auch in den mikrobiell häufig sehr aktiven, tieferen Schichten kohäsiver Sedimente ihre stabilisierende Wirkung entfalten können.

Die bodenmechanische Konsolidierung ist auf die Kompaktion infolge des Eigengewichtes und des Auflastdruckes überlagernder Sedimente zurückzuführen. Sie erzeugt eine Verminderung der Porosität und eine Erhöhung der Lagerungsdichte (Been & Sills 1982; Dreher 1997). Die interpartikulären Kräfte werden aufgrund der mechanisch bedingten Annäherung wirksamer, so daß die Verdichtung eine Stabilisierung der Sedimentablagerungen bewirkt.

Im Porenwasser der Sedimente kommt es durch die Mineralisierung organischer Substanz zu einem Anstieg der Ionenkonzentrationen, vor allem von (Hydrogen)Carbonat. Hierdurch können die Löslichkeitsprodukte einzelner Minerale, vor allem von Calcit, überschritten werden. Dies führt zur Mineralfällung und Zementierung und somit zur geochemischen Konsolidierung (Berner 1980).

Parameter zur Vorhersage des Erosionsverhaltens kohäsiver Sedimente

Bei den bisherigen Untersuchungen zum Erosionsverhalten bindiger Sedimente wurde versucht, einige oben beschriebene Prozesse und Faktoren mit Hilfe einzelner Sedimentparameter zu erfassen. Diese Parameter wurden im allgemeinen auf ihre Korrelation mit der kritischen Erosionsschubspannung oder der Erosionsrate hin untersucht. Tabelle 3.11 faßt die wichtigsten der in der Literatur diskutierten Sedimentkenngrößen zusammen.

Bodenmechanik: Mit abnehmender Korngröße nimmt die spezifische Oberfläche zu. In gleicher Richtung nimmt der relative Anteil von Tonmineralen und Oxiden/Hydroxiden mit strukturell bedingten Oberflächenladungen zu. Folglich wurde in vielen Arbeiten ein Zusammenhang zwischen Korngrößenverteilung oder Tongehalt einerseits und der kritischen Erosionsschubspannung andererseits dokumentiert (vgl. Krier 1983).

Auch die Plastizitätszahl wurde in frühen Untersuchungen mit der kritischen Erosionsschubspannung korreliert (z.B. Dunn 1959). Dieser Parameter wird im wesentlichen von der Korngrößenverteilung, der Art der Tonminerale und dem

Gehalt an gut zersetzter organischer Substanz bestimmt. Die gefundenen Korrelationen beruhen folglich auf den oben beschriebenen Effekten.

Tab. 3.11: In der Literatur diskutierte potentiell maßgebende Parameter für die Erosionsstabilität kohäsiver Gewässersedimente.

	Einflußfaktor - Prozeß	Parameter	Literatur
Bodenmechanik	unspezifisch	Korngrößenverteilung	Smerdon & Beasley 1966
	bodenmechanische Konsolidierung	Porosität, Wassergehalt und Lagerungsdichte	Garbrecht 1961; Jepsen et al. 1998; Vanoni 1975
	unspezifisch	Atterberggrenzen & Plastizität	Dunn 1959
Rheologie	unspezifisch	Scherfestigkeit	Abdel-Rahman 1963
	unspezifisch	Fließkurven & Fließgrenzen	Jones 1997; Mingnot 1989; Otsubo & Muraoka 1988
Chemie	Elektrochemie	Natrium-Adsorptionsverhältnis (SAR)	Arulanandan 1975
	unspezifisch	TOC	McNeil et al. 1996; Young & Southard 1978
Biologie	lebende Biomasse	ATP	Rhoads et al. 1978
	benthische Oberflächenfilme	Chlorophyll a	Black 1997; Grant & Gust 1987; Humann 1996
	EPS	Kolloidale Kohlenhydrate	Black 1997; Grant et al. 1986; Humann 1996

Als weitere bodenmechanische Mastervariablen werden der Wassergehalt, die Porosität und die Lagerungsdichte des Sediments diskutiert (z.B. Jepsen et al. 1998; Roberts et al. 1998; Krier 1983). Infolge der Entwässerung des Sediments bei der bodenmechanischen Konsolidierung geht diese mit einer Abnahme der Porosität und einer Zunahme der Lagerungsdichte einher. In dem verdichteten porösen Medium kommen die kohäsiven Oberflächenkräfte zwischen den Partikeln stärker zum Tragen. Bei natürlich gelagerten Sedimenten wird die konsolidierungsbedingte Verdichtung allerdings von wechselnden Korngrößenverteilungen und örtlichen Gaseinschlüssen überdeckt. Daher eignen sich Lagerungsdichte und Porosität nur bedingt dazu, das Erosionsverhalten natürlich gelagerter kohäsiver Sedimente vorherzusagen (Westrich et al. 1998).

Die angesprochenen bodenmechanischen Kenngrößen erlauben im allgemeinen eine grobe Klassifizierung der Gewässersedimente hinsichtlich ihres

Erosionsverhaltens. Sie sind jedoch nur wenig geeignet, die Erosionsstabilität natürlich gelagerter, über längere Zeit konsolidierter kohäsiver Sedimente zu beschreiben.

Die destabilisierende Wirkung von Gaseinschlüssen scheint von großer Bedeutung für die Erosionsstabilität zu sein (McNeil et al. 1996, Hauser 1999). Aufgrund fehlender Verfahren zur Quantifizierung des Gasgehaltes wurde dieser Effekt bislang jedoch nur qualitativ beschrieben.

Rheologie: Bei rheologischen Untersuchungen werden die Gewässersedimente ähnlich wie beim Erosionsvorgang dynamisch beansprucht. Alle rheologischen Methoden erfassen die Kohäsionskräfte jedoch integrativ. Sie sind also nicht dazu geeignet, die kausalen Ursachen für die Erosionsstabilität der Sedimente aufzuzeigen und den Beitrag von Einzelfaktoren zu quantifizieren.

Sowohl Otsubo & Muraoka (1988) als auch Migniot (1989) konnten eine enge Beziehung zwischen den durch Rotationsviskosimetrie erhaltenen Fließgrenzen der Sedimente und ihrer kritischen Erosionsschubspannung ableiten.

Auch die undrainierte Scherfestigkeit gibt Aufschluß über die Summe der im Sediment wirksamen Kohäsionskräfte (vgl. Zreik et al. 1998). Bei Sedimenten mit geringem Wassergehalt (hoher Lagerungsdichte) ist die Erosionsstabilität eng mit der Scherfestigkeit verknüpft (Abdel-Rahman 1963). Bei „flüssigen“ Sedimenten mit höherem Wassergehalt reagiert die Sedimentoberfläche mit elastischer Verformung auf örtliche Druckschwankungen, was den Kraftangriff der Strömung vermindert. Bei geringer Lagerungsdichte besteht daher ein enger Zusammenhang zwischen kritischer Erosionsschubspannung und dem Wassergehalt. Dazwischen existiert ein breiter Übergangsbereich, in dem beide Faktoren Einfluß auf die Erosionsstabilität haben. Zanke (1982) leitete aus diesen Überlegungen eine Formel ab, die sowohl den Wassergehalt bzw. die Lagerungsdichte als auch die Scherfestigkeit als Parameter für die kritische Erosionsschubspannung enthält.

Chemie: Der Natrium-Adsorptionskoeffizient (engl. sodium adsorption ratio: SAR) wird aus den Kationenkonzentrationen im Porenwasser ermittelt. Er gibt indirekt durch die Berechnung nach dem Verfahren von Gapon (1934) den zu erwartenden Anteil von Natrium auf den Austauschplätzen an. Mit dem SAR wird somit eine Parametrisierung der Flockungstendenz der Feinpartikel unternommen. Mit steigenden SAR-Werten, respektive zunehmender Natriumbelegung der Austauscher, nimmt die Erosionsstabilität der Sedimente ab (vgl. Arulanandan 1975). Bei hohen Hydrogencarbonat-Konzentrationen kann es jedoch zur Fällung von Erdalkalicarbonaten kommen, was zur Folge hat, daß der SAR die Natriumbelegung der Austauschplätze unterschätzt. Mit dem SAR wurde bisher eine indirekte und daher nur bedingt geeignete Kenngröße zur Parametrisierung der elektrochemischen Wechselwirkungen verwendet.

Der TOC-Gehalt ist ein unspezifischer Summenparameter für die durch organische Makromoleküle bewerkstelligte Kopplung mineralischer Partikel und die mikrobielle

Aktivität in der untersuchten Sedimentschicht. Allerdings werden bei der TOC-Analyse auch wenig zersetzte organische Bestandteile erfaßt, die die Kohäsion nachteilig beeinflussen. Zwischen dem TOC-Gehalt und dem Erosionsverhalten wurden folglich bisher allenfalls schwache Zusammenhänge festgestellt (vgl. Black 1997; McNeil et al. 1996; Westrich et al. 1998).

Biologie: Adenosintriphosphat (ATP) gilt als Indikator für die gesamte lebende Biomasse. Als solcher erfaßt er auch die Meio- und Makrofauna, die durch Bioturbation eine eher destabilisierende Wirkung auf das Sediment haben kann. Die tote Biomasse und speziell die unbelebten extrazellulären polymeren Substanzen, die auch zur biogenen Stabilisierung beitragen, werden durch ATP jedoch nicht erfaßt. Black (1997) folgert daher, daß ATP zwar unter definierten Laborbedingungen einen geeigneten Parameter zur Quantifizierung der biogenen Sedimentstabilisierung darstellt, nicht aber für natürliche Ablagerungen.

Der Photopigmentgehalt - speziell Chlorophyll a - ist eine Kenngröße für die Bewuchsdichte phototropher Algen an der Sedimentoberfläche. Für definierte Systeme, die von einer Art beherrscht werden, wurden enge Korrelationen zwischen Chlorophyllgehalt und der Erosionsstabilität gefunden (Humann 1996; Grant & Gust 1987). Die Photopigmentgehalte und die Stabilisierungswirkung variieren jedoch von Algenart zu Algenart erheblich. Zudem werden durch den Chlorophyllgehalt nur phototrophe Algen, nicht aber Bakterien erfaßt, die ebenfalls zur Sedimentstabilisierung beitragen können. Die Zusammenhänge für natürliche Algendecken mit heterogener Artenzusammensetzung sind daher im allgemeinen nur schwach ausgeprägt (z.B. Humann 1996)

Als eine wesentliche Ursache für die biogene Sedimentstabilisierung – auch an der Oberfläche – wird die unter dem Elektronenmikroskop beobachtete Verkittung einzelner Sedimentpartikel durch die EPS angesehen (z.B. Dade et al. 1990; Grant & Gust 1987; Holland et al. 1974; Paterson 1997). Die Konzentration kolloidaler Kohlenhydrate dient als rudimentärer Indikator für die EPS. In vielen Untersuchungen wurde eine positive Korrelation zwischen dem Gehalt an kolloidalen Kohlenhydraten und der kritischen Erosionsschubspannung ermittelt (z.B. Black 1997; Grant & Gust 1987; Humann 1996, Underwood & Paterson 1993).

3.7.2 Vorgehensweise

Die Strategie, die zur Untersuchung des Erosionsverhaltens und der gleichzeitigen Charakterisierung der kohäsiven Sedimente angewandt wurde, ist in Abbildung 3.33 schematisch dargestellt.

Die Entnahme von zwei oder mehreren Sedimentkernen pro Sondierungspunkt erfolgte mit der in Kapitel 3.2 beschriebenen Methodik.

Die Lagerungsdichte ist primär eine Funktion des Porenraumanteils, der von der Korngrößenverteilung und dem Verdichtungsgrad abhängt. Folglich kann anhand der

Dichteprofile überprüft werden, ob die an einem Sondierungspunkt entnommenen Kerne sedimentologisch ähnlich geschichtet sind und somit die wechselseitige Übertragung der an ihnen gewonnenen experimentellen Ergebnisse zulässig ist. Weiterhin können mit Hilfe des Dichteprofiles weitgehend homogen texturierte Tiefenzonen in den Sedimentkernen identifiziert werden. Bei nahezu gleichbleibender Korngrößenzusammensetzung gibt das Dichteprofil Aufschluß über den Konsolidierungsgrad, der mit dem Alter und der Erosionsstabilität der Sedimente verknüpft ist.

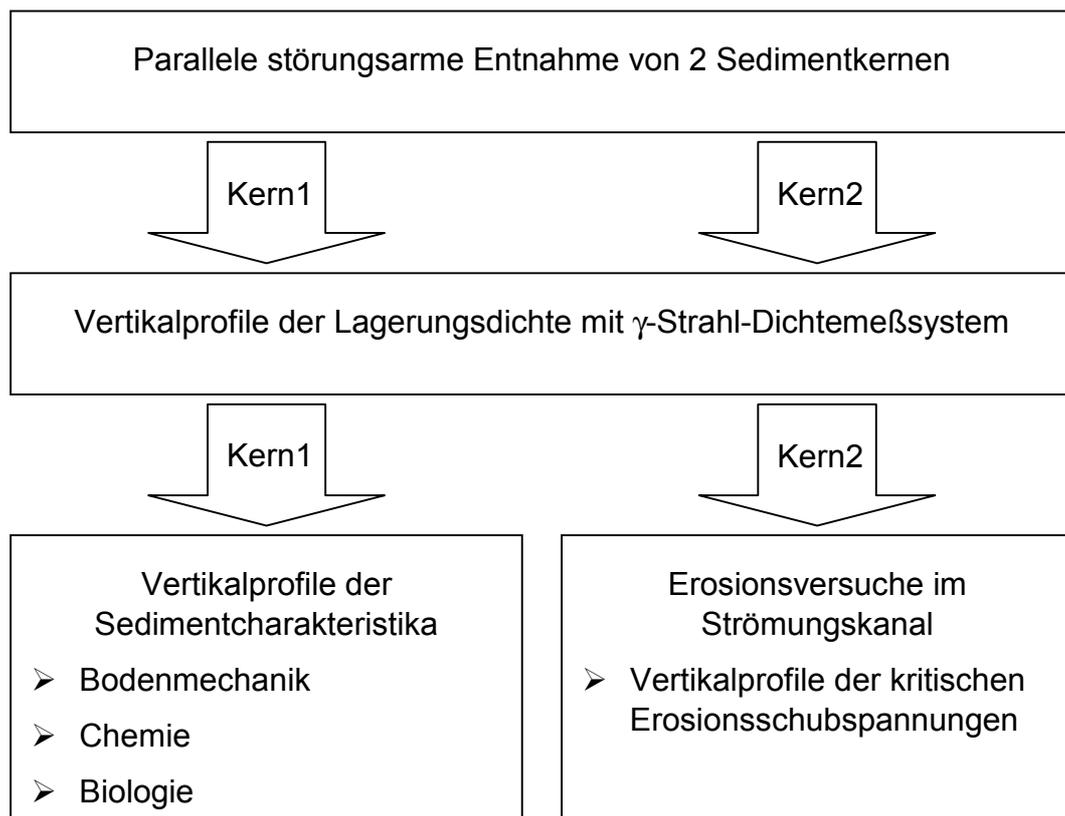


Abb. 3.33: Vorgehensweise bei der Untersuchung der Einflußfaktoren auf das Erosionsverhalten kohäsiver Neckarsedimente.

Zur weiteren Charakterisierung eines der Parallelkerne (Kern1 in Abbildung 3.33) werden die in Tabelle 3.1 aufgeführten Kenngrößen herangezogen. Die erhaltenen Tiefenprofile der Sedimentcharakteristika werden mit den Erosionsprofilen der Parallelkerne verglichen. Aus dem Vergleich können Rückschlüsse auf die Faktoren gezogen werden, die das Erosionsverhalten der Neckarsedimente beeinflussen.

3.6.2 Ergebnisse und Diskussion

Zwischen den einzelnen Probenahmestellen bestehen deutliche Unterschiede in den Vertikalprofilen der Lagerungsdichten, die auf die Variation der Ablagerungsbedingungen zurückzuführen sind. Die in unmittelbarer Nachbarschaft an einem Sondierungspunkt entnommenen Sedimentkerne zeigen hingegen zumeist sehr ähnliche Dichteprofile (vgl. Westrich et al. 1998). Demzufolge können für einen qualitativen Vergleich zwischen Sedimentcharakteristika und Erosionsstabilität Parallelkerne aller Sondierungspunkte herangezogen werden.

Im Anhang werden die Vertikalprofile von Lagerungsdichte und $\tau_{c,e}$ mit den Charakteristika der Parallelkerne verglichen. Aus den vergleichenden Tiefenprofilen wird deutlich, daß die Lagerungsdichte mit der Körnung des Sediments negativ korreliert. Der Feinsedimentanteil ist mit dem TOC-Gehalt, der KAK und dem Wassergehalt verknüpft. Eindeutige Beziehungen zwischen den erhobenen Sedimentcharakteristika und der Erosionsstabilität sind allerdings nicht zu erkennen. Allgemeingültige Rückschlüsse auf Faktoren, die das Erosionsverhalten steuern sind nicht möglich.

Abbildung 3.34 verdeutlicht, daß auch zwischen dem Gehalt kolloidalen Kohlenhydrate und der Erosionsstabilität kein einfacher monokausaler Zusammenhang besteht. Der Einfluß, den die EPS zweifellos auf die Erosionsstabilität hat, wird von anderen Faktoren überlagert, so daß aus den Untersuchungen keine eindeutigen Beziehungen abgeleitet werden können.

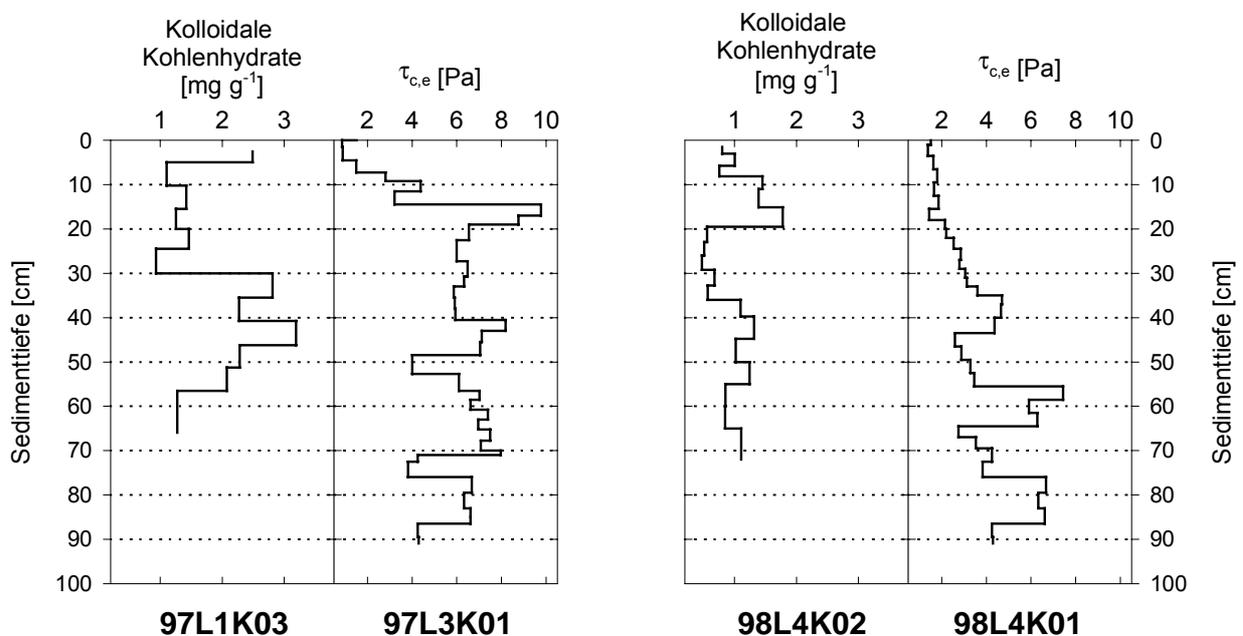


Abb. 3.34: Vergleich von Tiefenprofilen der Konzentrationen kolloidalen Kohlenhydrate mit den Tiefenprofilen der kritischen Erosionsschubspannung der Parallelkerne.

Einige der beobachteten sprunghaften Änderungen in der Erosionsstabilität sind auf die Wechsellagerung von Sedimentschichten mit stark unterschiedlicher Korngrößenverteilung zurückzuführen. Bei dem Sedimentkern 98L7K03 beispielsweise treten in Tiefen von 60 und 70 cm sehr hohe Lagerungsdichten und sehr niedrige Erosionsgrenzwerte auf (Abb. 3.35). Die erhöhte Lagerungsdichte ist durch die Grobkörnigkeit des Materials – die auch während der Erosionsversuche protokolliert wurde – in den entsprechenden Tiefen bedingt. Dieses grobe Material erodiert bereits bei wesentlich geringerer hydraulischer Belastung als feinkörniges Material, das ein höheres Maß an Kohäsion aufweist.

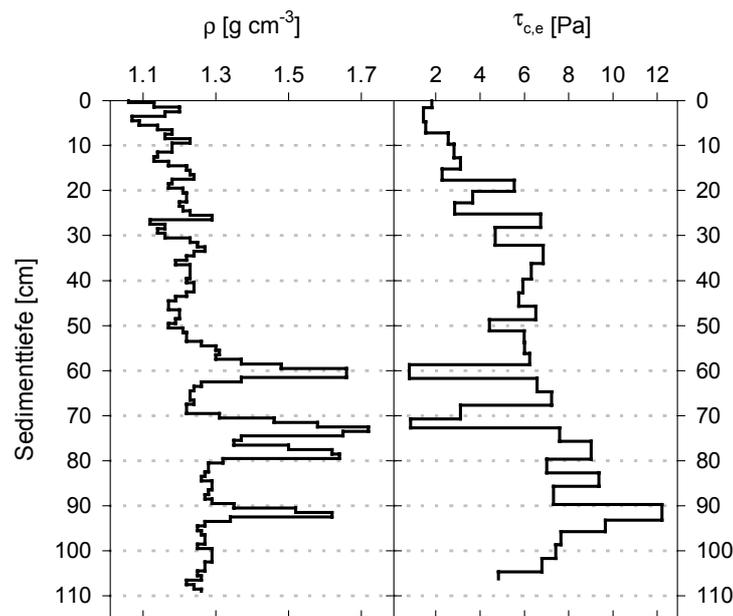


Abb. 3.35: Vertikalprofile von Lagerungsdichte und kritischer Erosionsschubspannung des Sedimentkernes 98L7K03.

In der Tiefe von 90 cm scheint der Meßwert für die kritische Erosionsschubspannung direkt an einem Schichtwechsel aufgenommen worden zu sein. Der Meßwert ist vermutlich einer Schicht zuzuordnen, die direkt unterhalb einer Erosionsdiskordanz liegt.

Aus diesen Beobachtungen ist zu schließen, daß das Erosionsverhalten der Sedimente in der Stauhaltung Lauffen unter anderem durch die jeweiligen hydrodynamischen Ablagerungsbedingungen bestimmt wird. Offenbar treten sedimentinterne Konsolidierungsprozesse zumindest teilweise deutlich hinter dem Einfluß der Ablagerungsbedingungen zurück. Die Lagerungsdichte scheint geeignet, einen groben Überblick über die Sedimentstruktur zu verschaffen und gegebenenfalls Zonen mit grobkörnigem, nicht kohäsivem Material zu identifizieren. Die Lagerungsdichte ist jedoch kein Parameter, der sich aufgrund einer korrelativen Beziehung zur Beurteilung des Erosionsverhaltens natürlicher Sedimente eignet (Abb. 3.36).

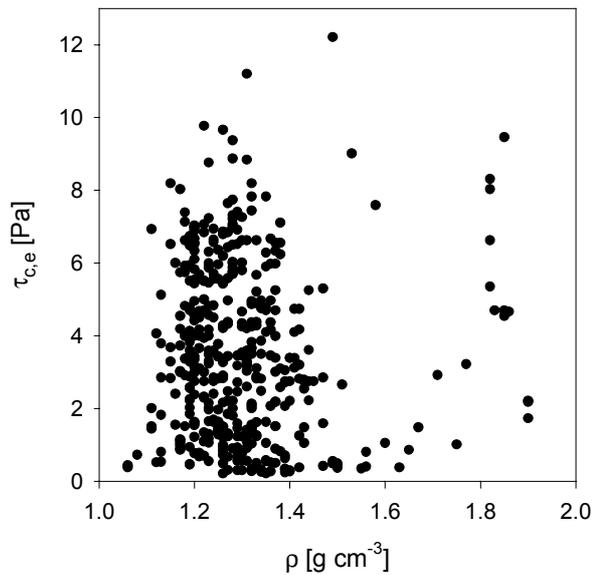


Abb. 3.36: Beziehung zwischen kritischer Erosionsschubspannung und zugehöriger Lagerungsdichte.

Für die Sondierungspunkte 97L1 und 97L2 wurden zudem die Erosionsgrenzwerte mit der Konsistenz der Teilproben verglichen. An beiden Sondierungspunkten standen dabei parallel entnommene Kerne mit sehr ähnlichen Dichteprofilen zur Verfügung (Abb. 3.37), so daß die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf jeden Fall gewährleistet ist.

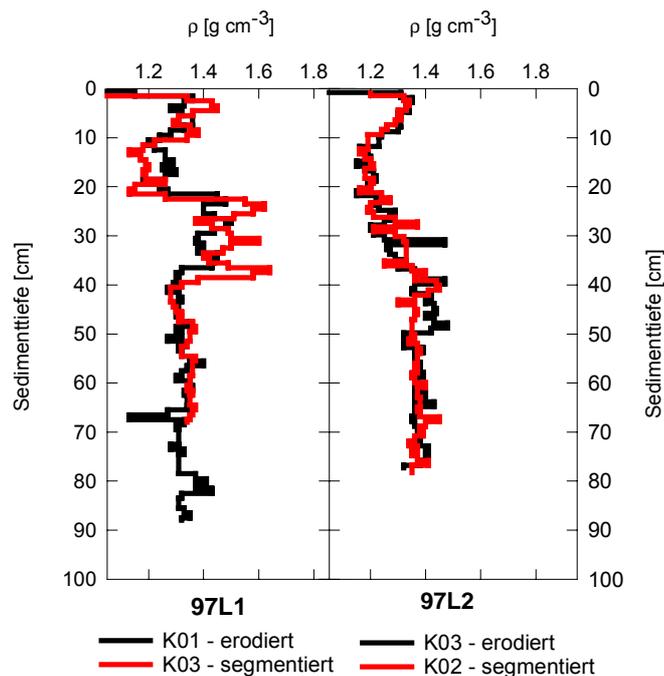


Abb. 3.37: Vergleich der Vertikalprofile der Lagerungsdichten von je 2 Sedimentkernen der Sondierungspunkte 97L1 und 97L2.

Im Anhang finden sich vergleichende Vertikalprofile von Fließgrenze, Ausrollgrenze, Plastizitätszahl und Konsistenzzahl mit der kritischen Erosionsschubspannung. Hieraus wird ein Zusammenhang zwischen der Konsistenz und dem Erosionsverhalten deutlich. Mit zunehmender Konsistenzzahl – d.h. mit zunehmend breiiger Konsistenz – nimmt die Erosionsstabilität zu (Abb. 3.38).

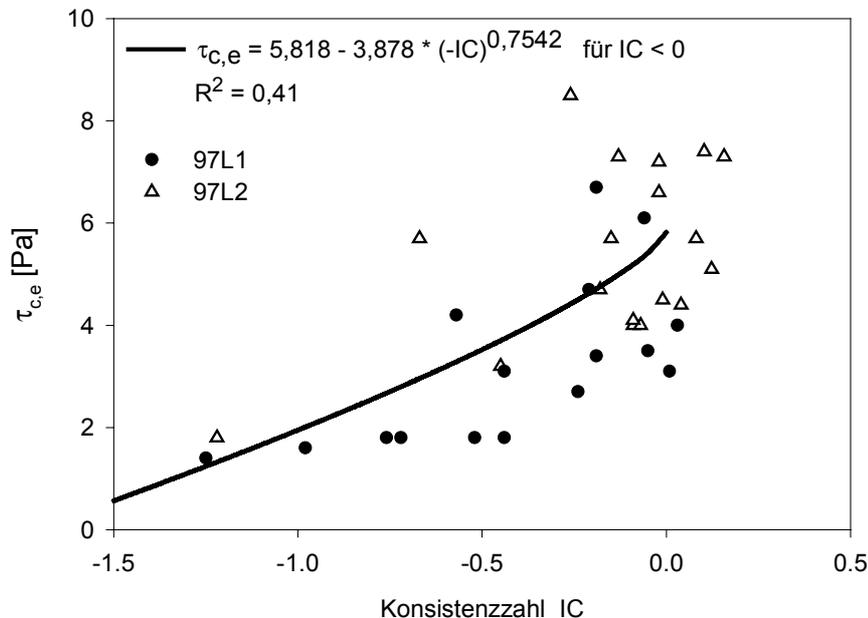


Abb. 3.38: Beziehung zwischen kritischer Erosionsschubspannung und Konsistenzzahl.

Die Potenzfunktion, die an die Meßwerte mit flüssiger Konsistenz ($IC < 0$) angepaßt wurde, erklärt 41 % der Gesamtvarianz der kritischen Erosionsschubspannung. Die Konsistenzzahl ist demzufolge der einzige der untersuchten Parameter, der zumindest eine semiquantitative Aussage hinsichtlich der Erosionsstabilität der Neckarsedimente erlaubt.

Nach Zanke (1982) läßt sich die kritische Sohlschubspannungsgeschwindigkeit $u_{c,e}^*$ für den Erosionsbeginn von Sedimenten mit flüssiger Konsistenz wie folgt berechnen:

$$u_{c,e}^* = 0,905 \cdot \left(\frac{\rho_B^2 - \rho_f^2}{\rho_B \cdot \rho_f} \cdot g \cdot \nu \right)^{\frac{1}{3}} \quad (3.11)$$

Wobei ν die kinematische Viskosität von Wasser ist, g die Erdbeschleunigung und ρ_B bzw. ρ_f die Lagerungsdichte des Sediments bzw. die Dichte des Wassers sind.

Entsprechend ergibt sich die kritische Erosionsschubspannung $\tau_{c,e}$ aus:

$$\tau_{c,e} = 0,819 \cdot \rho_f \cdot \left(\frac{\rho_B^2 - \rho_f^2}{\rho_B \cdot \rho_f} \cdot g \cdot v \right)^{\frac{2}{3}} \quad (3.12)$$

Die gemäß Gleichung 3.12 zu erwartenden kritischen Erosionsschubspannungen wurden für die Sedimentproben mit flüssiger Konsistenz berechnet. Abbildung 3.39 zeigt den Vergleich der so berechneten Werte mit den gemessenen Werten. Hierbei ist zu beachten, daß unterschiedliche Kriterien für den Erosionsbeginn angesetzt werden. Während im SETEG-System der Beginn der Massenerosion ermittelt wird, soll mit Gleichung 3.12 der Beginn der Oberflächenerosion ermittelt werden. Es ist also zunächst nicht überraschend, daß sich die Werte etwa um eine Größenordnung unterscheiden. Zwischen Meßwerten und berechneten Werten ergibt sich jedoch auch keine Korrelation, wie dies zu erwarten gewesen wäre.

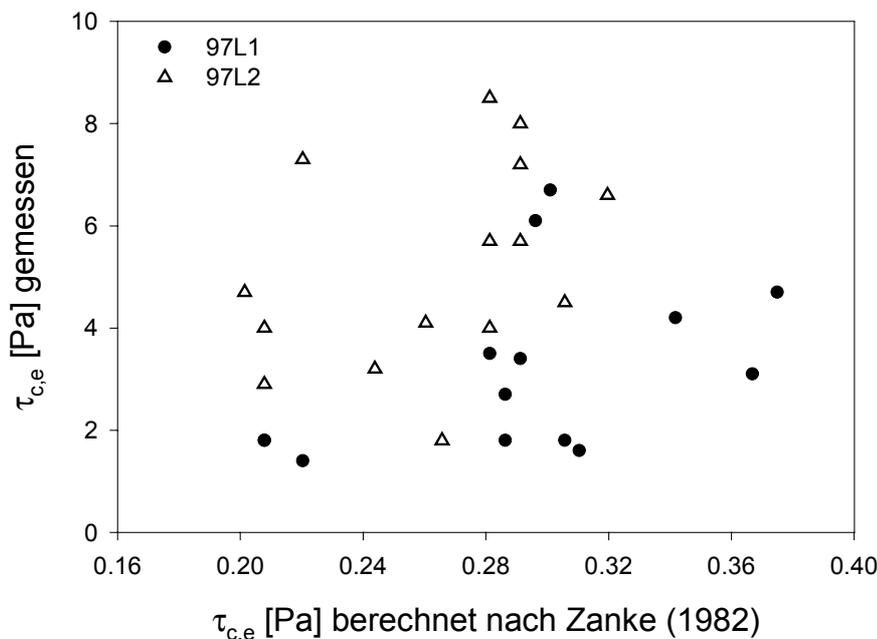


Abb. 3.39: Vergleich zwischen gemessenen und nach Zanke (1982) berechneten kritischen Erosionsschubspannungen für Sedimente mit $IC < 0$.

3.7.4 Schlußfolgerungen und Ausblick

Aus den Untersuchungen wird deutlich, daß ein Teil der Sedimenteigenschaften, die das Erosionsverhalten beeinflussen, durch die hydrodynamischen Ablagerungsbedingungen vorgegeben ist. Hier ist speziell der häufig sprunghafte Wechsel zwischen feinem, kohäsivem und grobkörnigem, weniger erosionsstabilem Material anzuführen. Mancherorts ist die durch den Wechsel der

Ablagerungsbedingungen erfolgte Schichtung eindeutig für sprunghafte Änderungen im Tiefenprofil der Erosionsstabilität verantwortlich. Neben der Korngrößenzusammensetzung sind allerdings eine Reihe anderer, schwer zugänglicher Faktoren für das Erosionsverhalten maßgebend.

Die erhobenen Sedimentparameter (Kolloidale Kohlenhydrate, TOC, WG, KAK) sind nur schwach mit der Erosionsstabilität korreliert. Die Ableitung der Erosionsstabilität aus einzelnen Größen ist daher nur bedingt möglich und mit großen Unsicherheiten behaftet.

Lediglich die Konsistenzzahl läßt eine signifikante Korrelation mit dem Erosionsverhalten erkennen. Die Konsistenz des Sediments wird von mehreren Faktoren, wie der Korngrößenzusammensetzung, elektrochemischen Größen und dem Gehalt biogener Schleime (EPS) bestimmt. Ein komplexes Wirkungsgefüge aus diesen und anderen physikalischen, chemischen und biologischen Einflußgrößen bestimmt offenbar auch das Erosionsverhalten der kohäsiven Neckarsedimente. Dieses Wirkungsgefüge kann mit einem Summenparameter wie der Konsistenzzahl erfaßt werden, so daß die Konsistenz ein Maß für die Erosionsstabilität darstellt. Mit diesem Summenparameter ist es allerdings nicht möglich, die zugrundeliegenden Ursachen zu identifizieren und deren Einfluß auf das Erosionsverhalten zu quantifizieren. Hierzu erscheint ein großer Datenpool spezifischer Einzelparameter erforderlich. Die multikausalen Beziehungen zwischen diesen Einzelparametern und dem Erosionsverhalten könnten dann mit Hilfe multivariater statistischer Verfahren analysiert werden. Hierfür sind die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung gewonnenen Daten allerdings nicht ausreichend.

3.8 Kombinierte Bewertung der Sedimente in der Stauhaltung Lauffen

3.8.1 Motivation

Wie in Abschnitt 3.5 gezeigt werden konnte, liegen in der Stauhaltung Lauffen hochkontaminierte Sedimente. Die Hauptschadstoffgruppe der Schwermetalle ist unter den chemischen Milieubedingungen, die in den abgelagerten Sedimenten vorherrschen, fest an die Sedimentmatrix gebunden. Daher ist bei stabiler Sedimentlagerung allenfalls mit sehr geringen Schadstoffemissionsraten aus den Ablagerungen zu rechnen; eine Gefährdung des Grundwassers ist nicht zu befürchten (vgl. Martin et al. 1996, Müller 1993).

Allerdings besteht die Gefahr, daß die hochgradig belasteten Sedimente durch den Strömungsangriff bei Hochwasser freigelegt und remobilisiert werden. Da die Feststoffmatrix durch ihren hohen Carbonatgehalt eine ausgeprägte pH-Pufferwirkung aufweist, ist infolge einer Resuspension und Oxidation der Sedimente nicht mit einem Abfallen der pH-Werte unter 7 zu rechnen (vgl. Kern & Westrich 1995). Daher ist im Falle der Erosion kontaminierter Sedimente nicht mit einer raschen quantitativen Rücklösung von Schwermetallen zu rechnen. Die Oxidation der Sedimente bewirkt jedoch bei Cd - und vermutlich auch bei anderen Schwermetallen – deutliche Veränderungen bezüglich der Festphasenspezifizierung: Die Cd-Bindung verschiebt sich hin zu labileren Bindungsformen, die vermutlich eine größere Bioverfügbarkeit aufweisen (Martin et al. 1996). Zudem kann es infolge der konkurrierenden Adsorption von freigesetztem Calcium zur teilweisen Rücklösung von Cd kommen (Peiffer et al. 1996). Dementsprechend weisen wäßrige Eluate kontaminierter Sedimente aus der Stauhaltung Lauffen ein sehr hohes zelltoxisches Schädigungspotential auf, so daß im Falle einer Remobilisierung der Sedimente mit einer Schädigung der aquatischen Lebensgemeinschaft zu rechnen ist (Hollert & Braunbeck 1997). Darüber hinaus können Teile des remobilisierten Materials im Laufe eines Hochwassers auf Überflutungsflächen abgelagert werden. Dort unterliegt das abgelagerte, kontaminierte Material nach Durchgang des Hochwassers terrestrischen Milieubedingungen. Speziell unter dem Einfluß organischer Komplexbildner (Huminstoffe) und niedrigeren pH-Werten können die Schwermetalle hier in hohem Maße pflanzenverfügbar werden. Was auf lange Sicht z.B. die landwirtschaftliche Nutzung der betroffenen Flächen beeinträchtigen kann.

Für eine adäquate Bewertung des Gefährdungspotentials, das insbesondere von den Altsedimenten in der Stauhaltung Lauffen ausgeht, stellt sich daher die Frage nach der Gefahr einer Remobilisierung der Sedimente.

3.8.2 Bewertungsstrategie

Zur integralen Bewertung der Gefährdung des Fließgewässerökosystems durch die kontaminierten Gewässersedimente in der Stauhaltung Lauffen ist es erforderlich, (1) das Erosionsrisiko und (2) das ökologische Gefährdungspotential der Gewässersedimente zuverlässig abzuschätzen. Dabei ist zu beachten, daß die verunreinigten Ablagerungen – in Lauffen und andernorts – häufig in einer Tiefe von

einigen Dezimetern anstehen. Aufgrund der Überdeckung mit weniger belastetem Material und der Konsolidierung sind diese Altsedimente weniger erosionsgefährdet als oberflächennahe Bereiche des Flußbetts. Felduntersuchungen in der Stauhaltung Lauffen haben allerdings gezeigt, daß einzelne extreme Abflußereignisse oder die Abfolge einer Hochwassersequenz Erosionstiefen von bis zu mehreren Dezimetern zur Folge haben können (Kern 1997). Darüber hinaus könnte die infolge von Klimaänderungen mögliche Häufung extremer Hochwasser (vgl. Caspary & Bårdossy 1995, Vieser 1996) zukünftig eine verstärkte erosive Ausräumung der Sedimentablagerungen bewirken. Daher muß im Rahmen einer integralen Bewertung der Sedimente sowohl die Erosionsstabilität als auch die Sedimentqualität tiefenabhängig untersucht werden. Um den genannten Anforderungen gerecht zu werden, wurde eine Strategie entwickelt, die in Abbildung 3.40 schematisch dargestellt ist.

Die Untersuchung der Gewässersohle erfolgt an Sedimentkernen, von denen mindestens zwei pro Sondierungspunkt entnommen werden. Jeweils einer der Sedimentkerne dient zur Bewertung des Erosionsrisikos und des ökologischen Gefährdungspotentials.

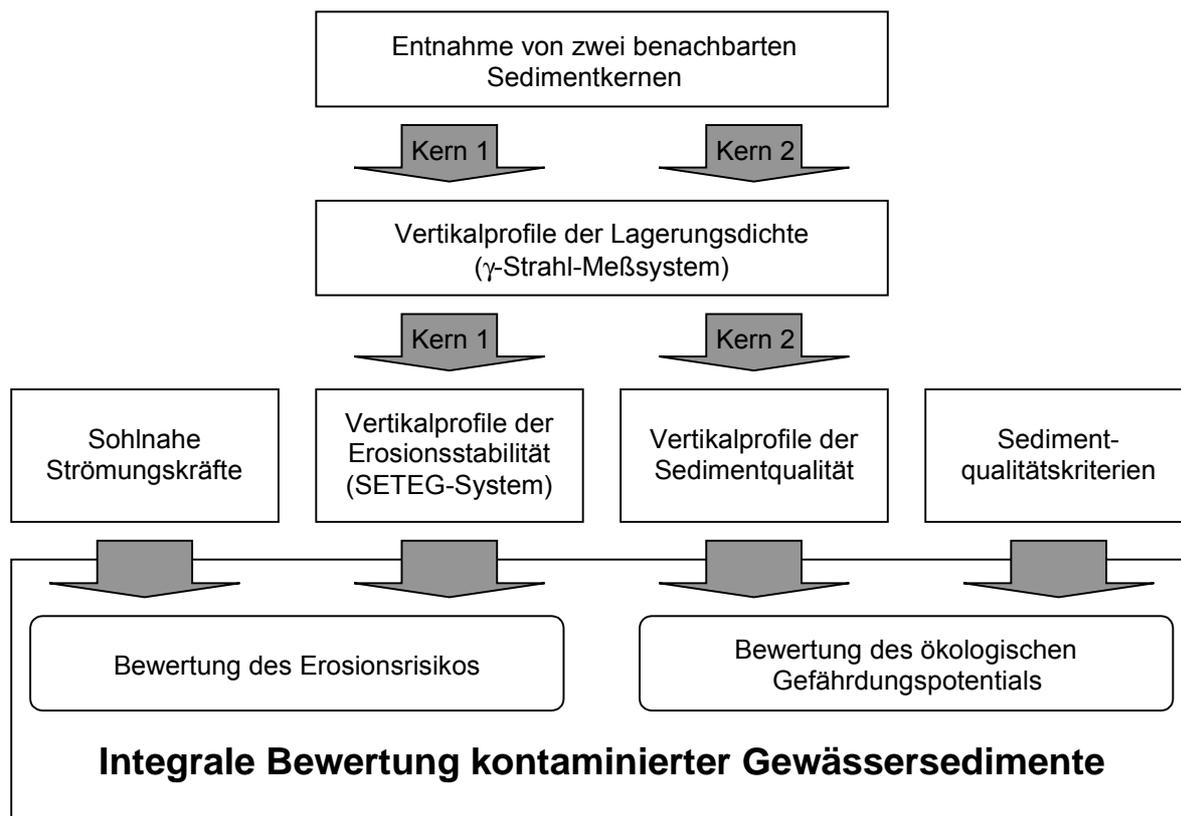


Abb. 3.40: Schematische Darstellug der Strategie zur integralen Bewertung kontaminierter Gewässersedimente.

An beiden Kernen werden zunächst die Vertikalprofile der Lagerungsdichte zerstörungsfrei ermittelt. Die Lagerungsdichte ist primär eine Funktion des Porenraumanteils, der von der Korngrößenverteilung und dem Verdichtungsgrad

abhängt. Folglich kann anhand der Dichteprofile überprüft werden, ob die an einem Sondierungspunkt entnommenen Kerne sedimentologisch ähnlich geschichtet sind und somit die wechselseitige Übertragung der an ihnen gewonnenen experimentellen Ergebnisse zulässig ist. Weiterhin können mit Hilfe des Dichteprofiles weitgehend homogen texturierte Tiefenzonen in den Sedimentkernen identifiziert werden. Bei nahezu gleichbleibender Korngrößenzusammensetzung gibt das Dichteprofil Aufschluß über den Konsolidierungsgrad, der mit dem Alter und der Erosionsstabilität der Sedimente verknüpft ist.

Anschließend wird an dem zur Beurteilung des Erosionsrisikos vorgesehenen Sedimentkern (Kern 1 in Abbildung 3.40) die Erosionsstabilität im SETEG-System tiefenprofilierend gemessen. Die experimentelle Ermittlung der Erosionsstabilität ist erforderlich, da für kohäsive Feinsedimente bislang noch keine allgemeingültigen, übertragbaren Beziehungen zwischen Sedimentkenngrößen und dem Erosionsverhalten existieren. Die im Gewässer wirksamen sohnahen Strömungskräfte können mit Hilfe numerischer Modellsimulationen auf der Basis von Naturmeßdaten zuverlässig ermittelt werden. Aus dem Vergleich der im Gewässer auftretenden Strömungskräfte mit den Erosionsgrenzwerten läßt sich ableiten, ob die untersuchten Sedimente grundsätzlich erosionsgefährdet sind. Das Erosionsrisiko hängt darüber hinaus von der Häufigkeit und Dauer ab, mit der die Erosionsgrenzwerte in dem Gewässer überschritten werden.

Der zur Bewertung des ökologischen Gefährdungspotentials vorgesehene Sedimentkern (Kern 2 in Abbildung 3.40) wird anhand einzelner Segmente tiefenprofilierend untersucht. Die Sedimentqualität wird durch den Gehalt von Einzelschadstoffen, deren Bioverfügbarkeit und ökologischer Schadwirkung charakterisiert, und zwar sowohl unter den im Sediment gegenwärtigen als auch im Falle einer Resuspension eintretenden Milieubedingungen. Die Bewertung des ökologischen Gefährdungspotentials erfolgt durch den Vergleich der Konzentration und Wirkung der Kontaminanten mit entsprechenden Sedimentqualitätskriterien, wie beispielsweise geogenen Hintergrundwerten oder Grenz- bzw. Richtwerten.

Die Methoden, die für die einzelnen Teilschritte erforderlich sind wurden bereits in den vorangegangenen Abschnitten erläutert.

Die gemeinsame, tiefenorientierte Beurteilung der Erosionsgefährdung und der ökologischen Auswirkungen im Falle der Erosion ermöglicht die Bewertung der von den kontaminierten Sedimenten ausgehenden Gefährdung des aquatischen Ökosystems. Gegebenenfalls ist aus den Ergebnissen ein weiterführender Handlungsbedarf abzuleiten.

3.8.3 Bewertung der Sedimente

Die vertikalen Dichteprofile von Sedimentkernen, die am selben Sondierungspunkt entnommen wurden, zeigen im allgemeinen ähnliche Verläufe. Daher erscheint es zulässig, die Ergebnisse, die an Parallelkernen gewonnen wurden, aufeinander zu übertragen.

Der chemisch-ökologische Zustand der Ablagerungen in der Stauhaltung Lauffen wurde bereits in Abschnitt 3.4 eingehend erläutert. Insgesamt weist die Schadstoffbelastung eine enorme räumliche Heterogenität auf. An 3 der 8 Probenahmestellen wurden bis in die Sondierungstiefen von ca. 80 cm nur mäßig erhöhte Belastungen detektiert. An 2 Sondierungspunkten stehen hochkontaminierte Sedimente direkt an der Sediment-Wasser-Grenzfläche an. An 3 weiteren Punkten konnte eine abrupte Zunahme der Belastung in Tiefen zwischen 20 und 70 cm nachgewiesen werden (siehe Abb. 3.17).

Cd weist in den kontaminierten Schichten Werte auf, die gemäß der LAWA-Klassifikation der höchsten Verunreinigungsstufe (Güteklasse IV) zuzuordnen sind. Vergleicht man die Schwermetallgehalte mit geogenen Hintergrundwerten, so ergibt sich in den Altsedimenten gegenüber den geogenen Hintergrundwerten eine mehr als 50fache Anreicherung von Cd (Haag et al. 1999). Zieht man den von Müller (1979) vorgeschlagenen Geoakkumulationsindex I_{geo} zur Klassifikation heran, so sind die Altsedimente als übermäßig belastet einzustufen (I_{geo} -Klasse 6).

Die acetonischen Extrakte der Altsedimente weisen ein hohes cytotoxische Potential auf, das zu einem Teil auf Schwermetalle zum anderen aber auch auf hydrophobere organische Mikroschadstoffe zurückzuführen ist (Abb. 3.19). Hinsichtlich der Bewertung der toxischen Wirkung im Falle einer Resuspension der Altsedimente ist die Toxizität wäßriger Eluate von besonderer Bedeutung (Ahlf 1995). Für solche wäßrigen Eluate von Altsedimenten aus der Stauhaltung Lauffen konnten Hollert und Braunbeck (1995) ebenfalls ein sehr hohes zelltoxisches Potential nachweisen. Die Untersuchung von Schwebstoffen zeigte, daß die Cytotoxizität während des Durchgangs eines Hochwassers deutlich anstieg und Werte erreichte, die im Bereich der abgelagerten Sedimente lagen (Hollert et al. 1999).

Auf Grundlage der chemischen und insbesondere der ökotoxikologischen Befunde ist zu folgern, daß von den Altsedimenten in der Stauhaltung Lauffen ein beträchtliches ökologisches Gefährdungspotential ausgeht.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zum tiefenabhängigen Erosionsverhalten der Sedimente in der Stauhaltung Lauffen wurden bereits in Kapitel 3.5 erläutert. Da im Zusammenhang mit einer Risikobewertung das Erosionsrisiko der Altsedimente von besonderem Interesse ist, wurde der Gesamtdatenpool nochmals getrennt für Jung- und Altsedimente ausgewertet.

Die Differenzierung zwischen Jung- und Altsedimenten erfolgte dabei auf zwei Wegen. Einerseits wurden die Ablagerungen nach ihrem Kontaminationsgrad

getrennt. Hierzu wurde für die Hauptkontaminanten Cd und Cu zunächst eine Schwellenkonzentration ermittelt. An den beiden Kernen mit deutlichen Konzentrationssprüngen wurden jeweils die Maximalkonzentrationen im Jungsediment und die Minimalkonzentrationen im Altsediment zur Bildung des Schwellenwertes gemittelt. Hierdurch ergaben sich für Cd und Cu Schwellenwerte von 10,8 bzw. 193 mg kg⁻¹. Die Unterteilung in Jung- und Altsedimentschichten erfolgte nach diesen Schwellenwerten: Jene Proben, bei denen zugleich die Konzentrationen von Cd und Cu höher als die jeweiligen Schwellenwerte lagen, wurden als Altsedimente klassifiziert. Jene, bei denen für beide Schwermetalle die Schwellenkonzentrationen unterschritten wurden als Jungsedimente (Abb. 3.41). Den Teilproben wurden anschließend Werte für $\tau_{c,e}$ aus den zugehörigen Parallelkernen zugeordnet. Hierzu wurde für $\tau_{c,e}$ jeweils der Mittelwert aus allen Meßwerten gebildet, die im entsprechenden Tiefensegment des Parallelkerns erhoben worden waren.

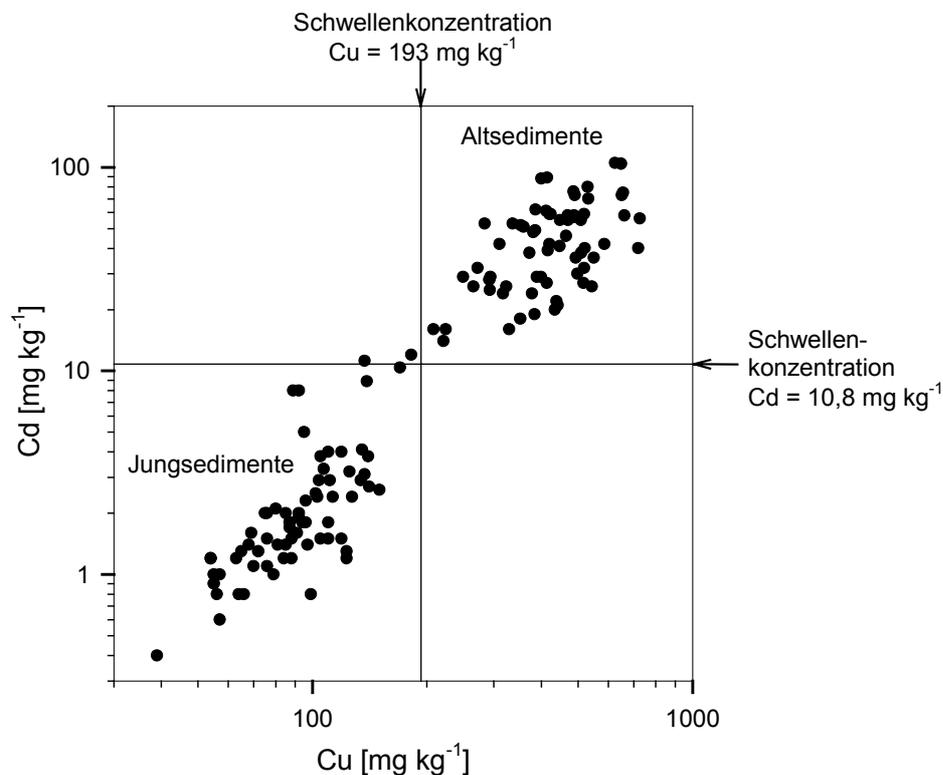


Abb. 3.41: Klassifikation in Jung- und Altsedimente nach dem Kontaminationsgrad.

Andererseits wurden an jenen beiden Sondierungspunkten, an denen eine Erosionsdiskordanz detektiert wurde (98L2 und 98L4) die $\tau_{c,e}$ -Werte unterhalb dieser Diskordanz herangezogen, um das Erosionsverhalten der Altsedimente zu charakterisieren.

Tabelle 3.12 gibt einen Überblick über die statistischen Werte, die sich für die einzelnen Datenkollektive ergeben. Die Zeile „Alle Werte“ bezieht sich dabei auf die

Mittelwerte, die einzelnen Segmenten zugeordnet wurden. Auffällig ist, daß der so ermittelte Median- bzw. Mittelwerte deutlich höher liegt, als jener, der sich aus allen Meßwerten zur Erosionsstabilität ergibt (vgl. Kapitel 3.5). Dies ist darauf zurückzuführen, daß an einigen Sondierungspunkten lediglich Tiefenprofile für $\tau_{c,e}$ erhoben wurden, nicht aber für die Schwermetallbelastung. Auf die Charakterisierung der Schwermetallbelastung wurde vorzugsweise an jenen Sondierungspunkten verzichtet, an denen relativ grobkörniges Sediment liegt. Dieses grobkörnige Material weist jedoch eine geringere Erosionsstabilität als das feinkörnige kohäsive Material auf.

Zudem wird deutlich, daß die Altsedimente erosionsstabiler sind als die Jungsedimente. Das Altsediment unterhalb der Erosionsdiskordanz weist im Mittel die größte Erosionsstabilität auf. Möglicherweise ist die Diskrepanz zwischen den unterschiedlichen Altsediment-Datenkollektiven darauf zurückzuführen, daß die kontaminierten Sedimente, die oberflächennah anstehen, teilweise in jüngerer Zeit umgelagert wurden. Die heute unterhalb der Erosionsdiskordanz vorzufindenden Altsedimente hingegen liegen vermutlich seit langer Zeit unverändert dort und sind entsprechend gut konsolidiert.

Tab. 3.12: Beschreibende Statistik der $\tau_{c,e}$ -Werte für verschiedene Datenkollektive.

Datenkollektiv	n	Median	Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Maximum
				[Pa]		
Alle Werte (Segmente)	110	4,7	4,6	2,0	0,6	8,5
Jungsedimente (Kontamination)	64	4,2	4,2	1,9	0,6	8,4
Altsedimente (Kontamination)	27	5,9	5,9	1,5	1,8	8,5
Altsedimente (Erosionsdiskordanz)	39	6,6	6,7	1,2	4,0	9,8

Zur Beurteilung des Erosionsrisikos müssen die experimentell ermittelten kritischen Erosionsschubspannungen mit den sohnahen Strömungskräften in der Stauhaltung Lauffen verglichen werden. Hierzu wurden die Sohlschubspannungen, die in Abhängigkeit vom Abfluß in der Stauhaltung Lauffen auftreten, mit Hilfe des numerischen Strömungs- und Transportmodells COSMOS (Kern & Westrich 1996) berechnet.

In Abbildung 3.42 ist der Vergleich zwischen den Erosionsgrenzwerten und den auftretenden Sohlschubspannungen graphisch dargestellt. Die angegebenen Wertebereiche spiegeln die räumliche Schwankungsbreite der Strömungskräfte und der sedimentären Erosionsgrenzwerte in der Stauhaltung wider. Die

Sohlschubspannungen (τ_0) liegen bis zum Fünffachen des Mittelwasserabflusses am Pegel Lauffen ($MQ = 88 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) unterhalb der kritischen Erosionswerte, so daß keine Erosion zu erwarten ist. Der mittlere Erosionsgrenzwert der Jungsedimente (ca. 4 Pa) wird bei Abflüssen von etwa $500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ erreicht. Bei Abflüssen zwischen 400 und $1100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ überlagern sich die Wertebereiche von τ_0 und $\tau_{c,e}$, so daß hier bei zunehmendem Abfluß mit einem Übergang von örtlicher zu flächenhafter Erosion zu rechnen ist. Alle untersuchten Sedimente – auch die gut konsolidierten Altsedimente mit maximalen $\tau_{c,e}$ -Werten von 10 Pa – sind bei Abflüssen oberhalb von $1100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ als prinzipiell erosionsgefährdet einzustufen. $1100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ entsprechen im Neckar bei Lauffen in etwa einem fünfjährlichen Hochwasser.

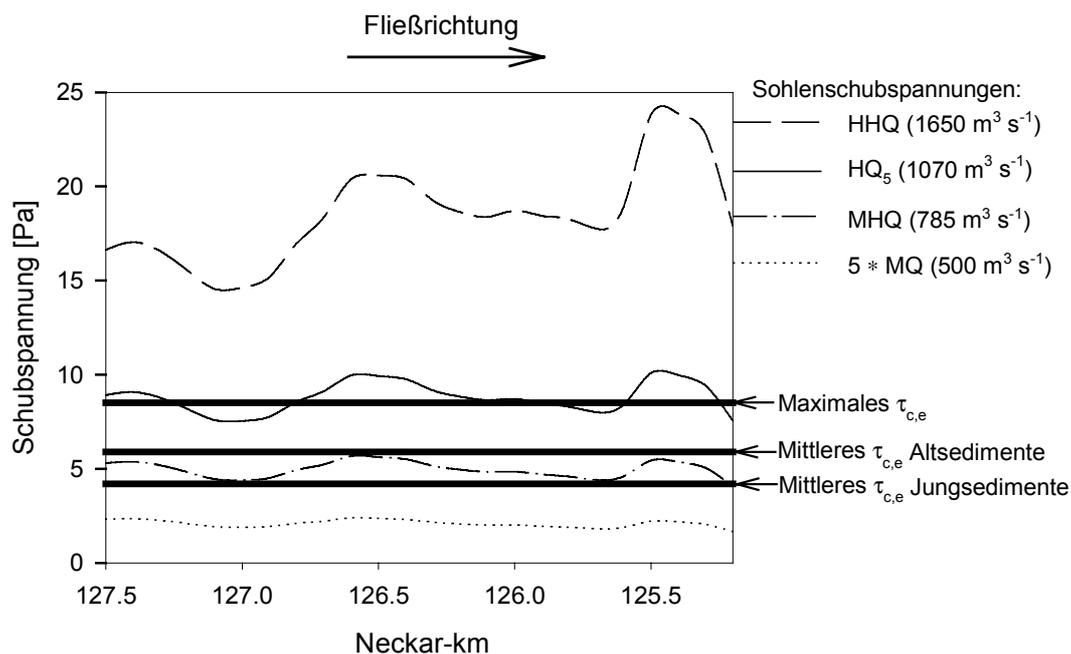


Abb. 3.42: Bandbreite der gemessenen kritischen Erosionsschubspannungen für einsetzende Massenerosion im Vergleich mit den in der Stauhaltung Lauffen auftretenden Sohlschubspannungen.

Auf Grundlage aller Untersuchungsergebnisse ist zu schließen, daß zumindest lokal stark kontaminierte Sedimente mit hohem ökologischen Gefährdungspotential oberflächennah anstehen. Diese können durch extreme Hochwasser remobilisiert und in schwächer belastete unterstromige Bereiche des Flußsystems verfrachtet werden. Dies steht im Einklang mit den Befunden, die sich aus der Untersuchung von Hochwasserschwebstoffen ergeben (vgl. Kapitel 4 und Kern & Westrich 1996). Demnach kommt es bei extremem Hochwasser zum Austrag kontaminierte Sedimente. Die hohen Schadstoffkonzentrationen auf den suspendierten Partikeln führen auch zur erhöhten Toxizität der Schwebstoffe während Hochwasserabflüssen (vgl. Hollert et al. 1999, Hollert & Braunbeck 1997).

Prinzipiell können auch tiefer liegende gut konsolidierte Altsedimente durch die Strömungskräfte, die bei Hochwasserereignissen auftreten, erodiert werden. Ob

diese tiefer liegenden Sedimentschichten zukünftig freigelegt und remobilisiert werden, hängt über die hier erhobenen Parameter hinaus in hohem Maße von der Häufigkeit und Intensität extremer Abflußereignisse ab.

4 Mischungsanalyse von Hochwasserschwebstoffen

4.1 Motivation

Aufgrund der Kontamination der in der Stauhaltung Lauffen akkumulierten Sedimentablagerungen kann deren Erosion und Resuspension bei Hochwasser die Belastung der unterstromigen Schwebstoffe erheblich vergrößern. Hierbei ist es von besonderem Interesse, ob und in welchem Maße die hochgradig kontaminierten Altsedimente innerhalb der Stauhaltung durch ein Hochwasser remobilisiert werden können. Um diese Fragen zu klären, wurde ein bereits früher untersuchtes Hochwasser vom April 1994 (HQ 4/94) mit Hilfe eines speziellen Mischungsansatzes erneut analysiert. Dieses Hochwasser wurde ausgewählt, weil es sehr dicht beprobt wurde und auf der Grundlage von Schwebstofffrachtbilanzen eine erhebliche Nettoerosion für die Stauhaltung ermittelt wurde (Kern 1997). Ziel der Mischungsanalyse war es: (1) zu überprüfen, ob es während des untersuchten Hochwassers zur Remobilisierung von Altsediment kam und (2), welchen Beitrag erodierte Jung- und Altsedimente zur Schwebstoff- und Schwermetallfracht Unterstrom der Stauhaltung Lauffen lieferten.

4.2 Die Quellkomponenten Mischungsanalyse (QKM)

Die hier vorgestellte Methodik der Mischungsanalyse beruht auf der sogenannten end-member mixing analysis (EMMA), die im Rahmen der Ökosystemforschung zur Ganglinienseparation in kleinen Fließgewässern entwickelt und angewandt wurde (vgl. Christophersen et al. 1990, Hooper et al. 1990). Dieses Verfahren wird hier als Quellkomponenten Mischungsanalyse (QKM) bezeichnet. Nachfolgend werden zunächst die theoretischen und mathematischen Grundlagen des Verfahrens in allgemeiner Form erläutert. In einem zweiten Schritt wird beschrieben, wie die QKM zur Auswertung von Schwebstoffuntersuchungen bei Hochwasserereignissen eingesetzt werden kann.

4.2.1 Theoretische und mathematische Grundlagen

Grundsätzlich wird bei der QKM davon ausgegangen, daß es sich bei den zu untersuchenden Umweltproben um Mischungen aus unterschiedlichen, a priori bekannten Quellkomponenten (QK) handelt. Ziel der QKM ist es, die gemessene Zusammensetzung dieser Umweltproben aus der Mischung der QK zu erklären und dadurch den Anteil der einzelnen QK an der Mischung zu quantifizieren.

Die Zusammensetzung der Umweltproben und der QK ist durch die Konzentrationen bestimmter Leitparameter (z.B. chemische Stoffe) definiert. Diese Leitparameter werden im Folgenden als Markierungsstoffe (MS) bezeichnet. Ein MS muß zwei Bedingungen erfüllen: (1) muß er sich bei der Mischung konservativ verhalten und (2) müssen seine Konzentrationen in den einzelnen QK unterschiedlich sein. Im hier verwendeten Sinne bedeutet konservativ, daß die Konzentration des MS in der Umweltprobe nur durch die Mischung selbst bedingt ist und keine anderen Prozesse diese Konzentration beeinflussen. Weiterhin wird bei der QKM zunächst davon

ausgegangen, daß die MS-Konzentrationen in den QK einem exakt definierten Wert entsprechen, diese also keine Variation aufweisen.

Die Vorstellung, die der QKM zugrunde liegt wird in Abbildung 4.1 schematisch erläutert.

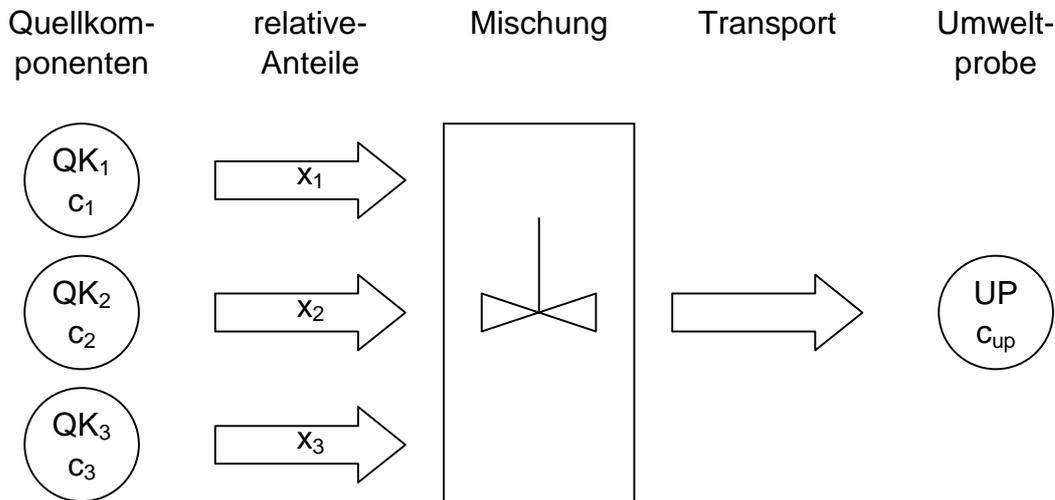


Abb. 4.1: Schema der Modellkonzeption bei der Quellkomponenten Mischungsanalyse (QKM).

In dem hier betrachteten Fall wird die Umweltprobe aus der Mischung von 3 QK erzeugt. Die relativen Anteile der Quellkomponenten QK₁, QK₂ und QK₃ an der Umweltprobe betragen respektive x₁, x₂ und x₃. Tragen keine weiteren QK zu der untersuchten Umweltprobe bei, so muß die Summe der relativen Anteile (x₁, x₂ und x₃) 1 ergeben. Zudem wird ersichtlich, daß keine der QK einen negativen Beitrag zur Mischung leisten kann. Für den allgemeinen Fall mit n QK gilt daher:

$$\sum_{i=1}^n x_i = 1 \quad (4.1)$$

und

$$x_i \geq 0 \quad (4.2)$$

Betrachtet man nun einen Markierungsstoff, der die beiden oben genannten Bedingungen erfüllt, so läßt sich dessen Konzentration in der Umweltprobe c_{up} aus den Mischungsanteilen der beitragenden QK berechnen. Für den allgemeinen Fall einer Mischung aus n QK gilt folglich:

$$c_{up} = \sum_{i=1}^n x_i \cdot c_i \quad (4.3)$$

Dabei ist c_i die Konzentration des MS in der i-ten QK und x_i der relative Anteil dieser QK an der Mischung. Gleichung 4.3 wird auch als Mischungsgleichung bezeichnet.

Eine solche Mischungsgleichung lässt sich für jeden MS aufstellen. Bei Kenntnis der Quellkomponenten sind die relativen Anteile x_i der QK die einzigen Unbekannten in diesen Mischungsgleichungen. Setzt man Gleichung 4.1 in Gleichung 4.3 ein, lässt sich eine Unbekannte (x_n) eliminieren und man erhält:

$$\frac{c_{up}}{c_n} - 1 = \sum_{i=1}^{(n-1)} x_i \cdot \left(\frac{c_i}{c_n} - 1 \right) \quad (4.4)$$

Zur exakten Lösung des Gleichungssystems sind also $(n - 1)$ Mischungsgleichungen mit $(n - 1)$ MS erforderlich. In anderen Worten: Tragen n QK zu der betrachteten Mischung bei, dann müssen zur Lösung des Gleichungssystems für mindestens $(n - 1)$ Markierungsstoffe die Konzentrationen in den Quellkomponenten und der Umweltprobe bekannt sein.

Ein lineares Gleichungssystem mit $(n - 1)$ Mischungsgleichungen in der Form von Gleichung 4.4 lässt sich am einfachsten in Matrixschreibweise ausdrücken:

$$\mathbf{c} = \mathbf{C}\mathbf{x} \quad (4.5)$$

Der Vektor \mathbf{c} beinhaltet die analog zu Gleichung 4.4 normierten Konzentrationen der MS in der Umweltprobe $\left(\frac{c_{up}}{c_n} - 1 \right)$. Die Quellkomponentenmatrix \mathbf{C} beinhaltet die

normierten Konzentrationen der MS in den jeweiligen Quellkomponenten $\left(\frac{c_i}{c_n} - 1 \right)$ und

der Vektor \mathbf{x} enthält die relativen Anteile x_i der einzelnen QK an der Mischung. Löst man das Gleichungssystem nach den gesuchten Werten in \mathbf{x} auf, so erhält man:

$$\mathbf{x} = \mathbf{C}^{-1}\mathbf{c} \quad (4.6)$$

Wobei \mathbf{C}^{-1} die Inverse der Matrix \mathbf{C} ist.

Wenn die untersuchte Umweltprobe eine exakte, streng konservative Mischung der betrachteten QK ist, erhält man für $x_{1...n}$ dieselbe Lösung unabhängig davon, welche Kombination von $(n - 1)$ MS verwendet wird. Bei der Untersuchung natürlicher Systeme handelt es sich jedoch nicht um exakte Mischungen. Dies ist dadurch bedingt, daß (1) die Konzentrationen der MS in den QK nicht exakt definiert sind, sondern eine bestimmte Variation aufweisen, (2) sich die MS bei der Mischung häufig nicht streng konservativ verhalten und (3) Ungenauigkeiten infolge von Meßfehlern auftreten.

Bei natürlichen Systemen hängen die Ergebnisse der Mischungsrechnung demzufolge von den verwendeten MS ab (vgl. Rice & Hornberger 1998). Um zuverlässige Ergebnisse zu gewährleisten, ist es daher anzustreben, möglichst viele MS in die Betrachtung einzubeziehen. Dies wird dadurch erreicht, daß jeder verfügbare und im Sinne der vorgenommenen QKM als konservativ anzusehende Stoff in einer

Mischungsgleichung betrachtet wird. Hierdurch erhält man ein überbestimmtes Gleichungssystem mit mehr als $(n - 1)$ Einzelgleichungen, das keine eindeutige Lösung hat. Unter Vernachlässigung von Gleichung 4.2 ergibt sich die im Sinne der kleinsten Fehlerquadrate optimale Lösung für \mathbf{x} aus den Gauss'schen Normalgleichungen (Draper & Smith 1981):

$$\mathbf{x} = (\mathbf{C}^T \mathbf{C})^{-1} \mathbf{C}^T \mathbf{c} \quad (4.7)$$

Wobei \mathbf{C}^T die transponierte Form der Matrix \mathbf{C} ist.

Die mathematisch optimale Lösung der Normalgleichungen kann einen negativen Wert für eines der Elemente x_i im Vektor \mathbf{x} ergeben – d.h. die in Gleichung 4.2 aufgestellte Bedingung wird nicht eingehalten – dies würde einen negativen Beitrag von einer der QK zur Mischung bedeuten. Da dies physikalisch widersinnig ist, wird der entsprechende relative Anteil in einem solchen Fall auf den kleinstmöglichen Wert, also gleich Null gesetzt und die optimale Lösung mit den verbleibenden Gleichungen errechnet. Ein entsprechendes Programm zur Lösung der Normalgleichungen wurde in Microsoft QuickBASIC® (Cooper 1988) entwickelt.

Die Formulierung und Lösung eines überbestimmten Gleichungssystems eröffnet eine zusätzliche Möglichkeit zur Qualitätskontrolle der durchgeführten QKM. Hierzu kann man die auf Grundlage der Lösung von Gleichung 4.7 berechneten Konzentrationen der einzelnen MS in der Umweltprobe (c_i^{ber}) mit den tatsächlich gemessenen Konzentrationen c_i^{gem} vergleichen. Stehen mehrere ($j = 1 \dots m$) Umweltproben zur Verfügung, die als Mischung derselben QK mit unterschiedlichen Mischungsanteilen erklärt werden, dann kann das multiple Bestimmtheitsmaß R^2 zur quantitativen Bewertung der QKM herangezogen werden (Chatterje & Price 1995):

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{j=1}^m (c_{i,j}^{\text{gem}} - c_{i,j}^{\text{ber}})^2}{\sum_{j=1}^m (c_{i,j}^{\text{gem}} - \overline{c_i^{\text{gem}}})^2} \quad (4.8)$$

Hierbei ist $\overline{c_i^{\text{gem}}}$ der Mittelwert der Konzentration des i -ten MS aus allen untersuchten Umweltproben. Das Bestimmtheitsmaß gibt an, welcher Anteil der beobachteten Gesamtvarianz in der Konzentration des MS durch das Mischungsmodell erklärt wird. Weichen die berechneten und gemessenen Werte für einen der verwendeten MS stark ab, d.h. R^2 wird klein, so verhält sich dieser MS entweder nicht konservativ oder es wurden nicht die richtigen bzw. zu wenige QK bei der Mischungsanalyse berücksichtigt. Diese zusätzliche Qualitätskontrolle ist daher von besonderer Bedeutung, da bei herkömmlichen Mischungsansätzen (Lösung nach Gleichung 4.4) solche Fehler nicht erkannt werden und dies zu Fehlinterpretationen führen kann.

4.2.2 Die Analyse von Hochwasserschwebstoffen mittels der QKM

Um zu quantifizieren, welchen Anteil unterschiedliche Quellkomponenten an den Schwebstoffen in einem Fließgewässer haben, wird ein begrenzter Fließgewässerabschnitt betrachtet. Hierbei sind die am unterstromigen Rand des betrachteten Abschnittes gewonnenen Schwebstoffproben die zu analysierenden Umweltproben. Sind innerhalb des untersuchten Abschnittes externe Quellen - wie beispielsweise der direkte Feststoffeintrag mit Landoberflächenabfluß - auszuschließen, so müssen diese Umweltproben aus einer Mischung von Oberstrom eingetragenen und innerhalb des betrachteten Abschnittes remobilisierten (erodierten) Sedimenten resultieren. Die potentiellen QK sind also: (1) der bzw. die Zuflüsse und (2) ein bzw. mehrere definierte Sedimentpools innerhalb des betrachteten Gewässerabschnitts. Dementsprechend müssen sich auch die Konzentrationen eines geeigneten MS in der unterstromigen Umweltprobe aus der Mischung der QK erklären lassen. Dieser Sachverhalt ist für einen Zufluß und zwei definierte Sedimentpools in Abbildung 4.2 schematisch dargestellt.

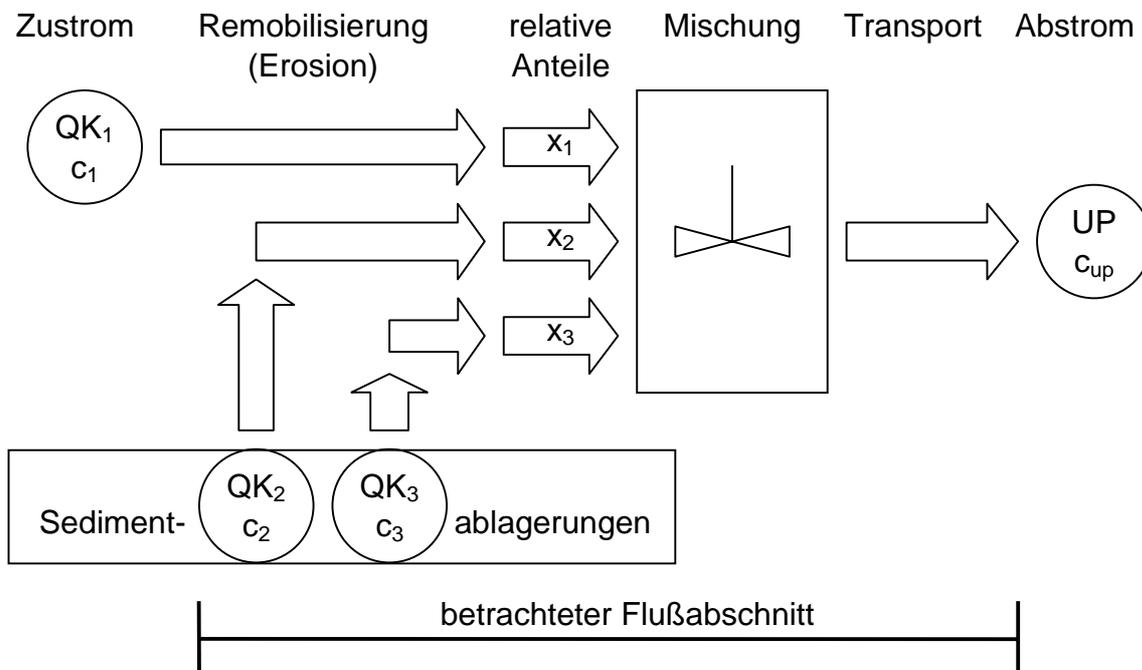


Abb. 4.2: Schema der Modellkonzeption bei der Untersuchung von Hochwasserschwebstoffen mit Hilfe der QKM.

Bei dieser Betrachtungsweise ist es unerheblich, ob es zur teilweisen oder vollständigen Sedimentation der von Oberstrom in den betrachteten Flußabschnitt eingetragenen Suspensa kommt. Im hypothetischen Extremfall einer vollständigen Sedimentation müßten die ausgetragenen Schwebstoffe zu 100% aus erodiertem Material bestehen. Hieraus wird deutlich, daß es bei Anwendung der QKM nicht erforderlich ist, Annahmen über das Transportverhalten Oberstrom eingetragener Suspensa zu treffen. Vielmehr ist es möglich, eventuell zeitgleich ablaufende Sedimentations- und Erosionsprozesse zu erfassen.

Als geeignete Markierungsstoffe können prinzipiell alle sedimentgebundenen Stoffe dienen, die sich konservativ verhalten und unterschiedliche Konzentrationen in den einzelnen QK aufweisen. Konservativ bedeutet hier, daß die feststoffgebundenen Konzentrationen dieser Stoffe keine Änderungen durch Interaktionen mit der Wasserphase, z.B. Lösung, Fällung, Ad- oder Desorption erfahren. Darüber hinaus dürfen die hier relevanten Prozesse der Erosion und Sedimentation nicht zu einer Fraktionierung hinsichtlich der sedimentgebundenen Konzentrationen der MS führen. Dies wäre z.B. der Fall wenn die Konzentrationen der MS korngrößenabhängig wären und es zu einer bevorzugten Erosion feinkörniger Partikel bzw. zu einer bevorzugten Sedimentation grober Partikel käme.

Bei der Untersuchung von Schwebstoffen besteht prinzipiell die Möglichkeit, ein in sich geschlossenes Hochwasserereignis in seiner Gesamtheit oder aber die während des Hochwassers entnommenen Einzelproben zu betrachten. Bei der Gesamtbetrachtung eines Hochwassers wird die Gesamtfracht der Schwebstoffe als eine Umweltprobe aufgefaßt. Hierbei gehen die frachtgemittelten Konzentrationen der MS in die Mischungsrechnung ein. Bei der Betrachtung von Einzelproben werden hingegen die momentanen Schwebstoffkonzentrationen bzw. der Massenfluß der Schwebstoffe als Umweltprobe aufgefaßt. Hier gehen die für die einzelnen Proben ermittelten Konzentrationen der MS in die Mischungsrechnung ein.

Als eine QK ist immer der Schwebstoffeintrag von Oberstrom anzusehen. Im untersuchten Abschnitt zufließende Nebenflüsse können je nach Fragestellung als weitere QK betrachtet werden oder mit dem Zustrom des Hauptflusses zu einer QK zusammengefaßt werden. Bei der Gesamtbetrachtung eines Ereignisses ergeben sich die Konzentrationen der MS aus den frachtgewichteten Konzentrationen in den Einzelproben. Da die Konzentrationen der MS in den Oberstrom entnommenen Proben zumeist zeitlich variabel sind, entsteht bei der QKM von Einzelproben das Problem der zeitlichen Zuordnung der im Zustrom entnommenen Proben zu den zu analysierenden Umweltproben im Abstrom. Ist die Transportgeschwindigkeit der Schwebstoffe im betrachteten Abschnitt bekannt, so ist es möglich, einzelne, Oberstrom entnommene QK-Proben den mit entsprechender Zeitverzögerung Unterstrom entnommenen Umweltproben zuzuordnen. Da es jedoch zur zeitweiligen Ablagerung und erneuten Resuspension von Suspensa kommen kann, ist die Transportgeschwindigkeit der Schwebstoffe nicht per se mit der des Wassers gleichzusetzen und dementsprechend schwierig zu ermitteln. Als Konzentration eines MS in der Zustrom-QK kann für alle Einzelproben näherungsweise die über das gesamte Hochwasser frachtgemittelte Konzentration eingesetzt werden. Dies ist jedoch nur dann zulässig, wenn die zeitliche Variabilität der MS-Konzentrationen in den Oberstrom entnommenen QK-Proben wesentlich geringer ist als in den Unterstrom entnommenen Umweltproben.

Als weitere QK kommen definierte Sedimentpools in Betracht, die sich in den MS-Konzentrationen deutlich voneinander unterscheiden. Zur Auswahl geeigneter QK müssen zusätzliche Informationen über das Erosionsgeschehen während des betrachteten Hochwassers herangezogen werden. Aus dem Vergleich von

Sohlpeilungen, die vor und nach dem Hochwasser durchgeführt wurden, lassen sich beispielsweise Aussagen über bevorzugte Erosionszonen und Erosionstiefen ableiten. Diese wiederum lassen Rückschlüsse über die als QK in Frage kommenden Sedimentpools zu. Diese QK sind jedoch in sich nicht völlig homogen, sondern die MS-Konzentrationen weisen auch innerhalb eines definierten Sedimentpools eine gewisse räumliche Variabilität auf. Als in der Mischungsrechnung maßgebend muß daher der Median oder der Mittelwert aller innerhalb einer QK gemessenen MS-Konzentrationen verwendet werden.

4.3 Anwendung der Quellkomponenten Mischungsanalyse auf die Stauhaltung Lauffen

Die QKM wurde zur Analyse eines Hochwassers eingesetzt, das die Stauhaltung Lauffen im April 1994 passierte. Die QKM beruhte auf Daten, die bereits von Kern & Westrich (1996) hinsichtlich Schwebstoff- und Schwermetallbilanzen ausgewertet wurden.

Während des Hochwassers wurden die Schwebstoffe sowohl im Abstrom (Meßstelle LN) als auch im Zustrom (Meßstellen BN und BE) quantitativ erfaßt und auf ihren Spurenmetallgehalt hin untersucht (Abb. 4.3). Zudem lagen aus den Jahren 1991 und 1992 - also vor dem betrachteten Hochwasser - Untersuchungsergebnisse über die Konzentrationen von Spurenmetallen im abgelagerten Sediment der Stauhaltung vor (Kern 1997).

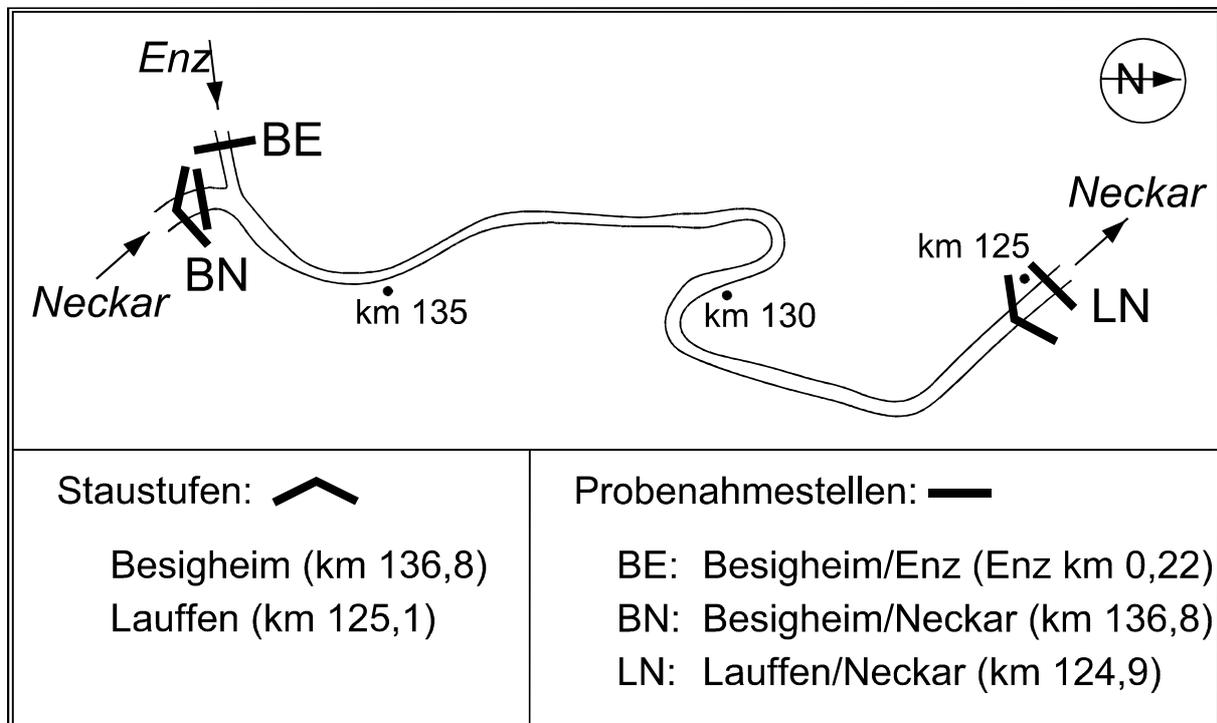


Abb. 4.3: Lage der Probenahmestellen an der Stauhaltung Lauffen.

Von den untersuchten Spurenmetallen wurden Cd, Pb und Cu als MS ausgewählt. Diese Elemente weisen deutliche Konzentrationsunterschiede zwischen den

unterschiedlichen QK auf (Tab. 4.1). Bei den erodierten Sedimenten ist aufgrund der stabilen pH-Verhältnisse im Neckar allenfalls mit einer marginalen Rücklösung dieser drei Schwermetalle zu rechnen (Kern & Westrich 1996, Peiffer 1997). Zudem beträgt die Aufenthaltszeit der suspendierten Partikel innerhalb des betrachteten Flußabschnitts im Hochwasserfall nur 1 bis 5 Minuten, so daß auch aus kinetischen Überlegungen heraus keine quantitativ meßbare Rücklösung möglich scheint. Die drei Elemente können demnach als weitgehend konservativ gelten. Als erste QK wurden die aus der Enz und dem Neckar zuströmenden Suspensa zusammengefaßt. Da die Konzentrationen der MS im Zustrom im Vergleich zum Abstrom nur unwesentlich variieren (vgl. Abb. 4.4), wurde auch bei der Betrachtung von Einzelproben auf die frachtgewichteten Mittelwerte der zuströmenden Schwebstoffe zurückgegriffen (Tab. 4.1).

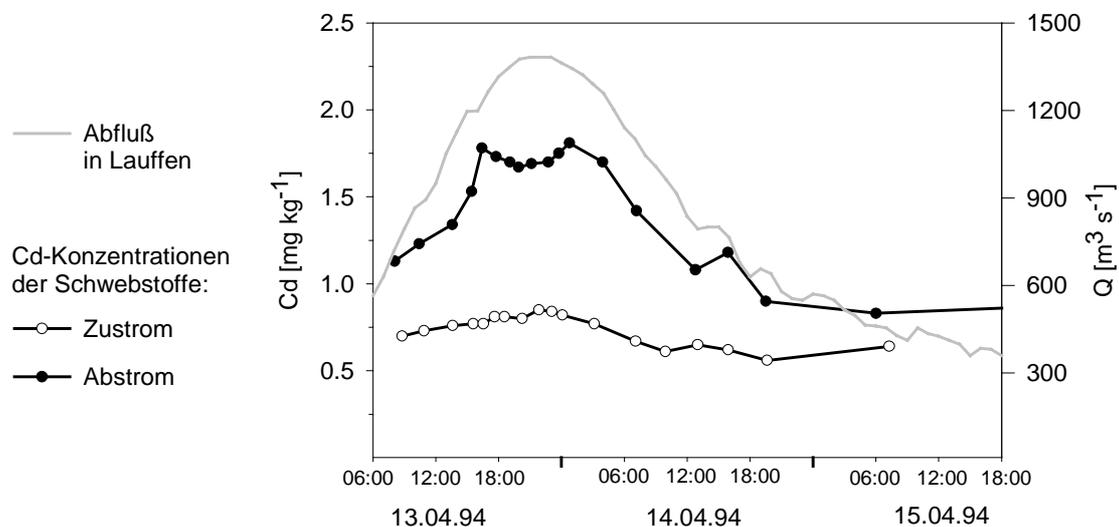


Abb. 4.4: Vergleich der gemessenen Cadmiumkonzentrationen der Schwebstoffe im Zustrom und im Abstrom der Stauhaltung Lauffen.

Hinsichtlich definierter Sedimentpools als weitere potentielle QK innerhalb der Stauhaltung Lauffen ist prinzipiell in die stark kontaminierten Altsedimente und in weniger verunreinigte Jungsedimente zu unterscheiden. Die Altsedimente sind zumeist unter den Jungsedimenten begraben und stehen einige Dezimeter unterhalb der Sedimentoberfläche an. Zur exakten Definition von Jung- und Altsedimenten siehe Kern (1997). Für eine nähere Eingrenzung der beiden Sedimentpools wurde der Sohlhöhendifferenzenplan, der von Kern & Westrich (1996) für das untersuchte Hochwasser erarbeitet wurde, ausgewertet. Hieraus wurde deutlich, daß es innerhalb der Stauhaltung Unterstrom von km 130 zur Erosion oberflächennaher Sedimente gekommen ist. Größere Erosionstiefen von bis zu 50 cm traten hingegen fast ausschließlich unmittelbar Oberstrom des Wehres zwischen km 125,5 und 125,2 auf. Dementsprechend wurde bei den meist oberflächennahen Jungsedimenten auf alle als Jungsediment definierten Proben zurückgegriffen, um die für die QKM maßgebenden medianen Konzentrationen der MS zu berechnen. Bei den Altsedimenten, der dritten QK, wurden hierzu nur jene Proben verwendet, die Unterstrom von km 125,5

entnommen wurden und nicht tiefer als 50 cm lagen. Die sich hieraus ergebenden maßgebenden Konzentrationen der MS sind in Tabelle 4.1 zusammengestellt.

Tab. 4.1: Konzentrationen der 3 Markierungsstoffe (Cd, Cu und Pb) in den 3 Quellkomponenten.

Markierungsstoff	Zufluß gewichteter Mittelwert	Jungsediment			Altsediment		
		Median	unteres Quartil	oberes Quartil	Median	unteres Quartil	oberes Quartil
Cd [mg kg ⁻¹]	0,75	2,41	1,6	6,7	27,0	23,5	34,7
Cu [mg kg ⁻¹]	41,3	98,5	61,7	118,7	383	361	457
Pb [mg kg ⁻¹]	38,5	86,5	60,7	111,2	246	222	280

In einem ersten Auswertungsschritt wurden die von Kern (1997) ermittelten Gesamtfrachten mit Hilfe der QKM untersucht. Hierzu wurde bei einer Berechnung angenommen, daß die abströmenden Schwebstoffe nur aus der Mischung von zuströmenden Suspensa und erodiertem Jungsediment zusammengesetzt sind. Bei einer zweiten Rechnung wurde erodiertes Altsediment als dritte potentielle QK mit berücksichtigt. In Tabelle 4.2 sind die Ergebnisse der beiden Rechengänge im Vergleich dargestellt.

Tab. 4.2: Vergleich der über die Gesamtfracht gemittelten gemessenen MS-Konzentrationen und der aus der QKM berechneten MS-Konzentrationen im Abstrom der Stauhaltung Lauffen.

Markierungsstoff	frachtgewichtete Konzentration im Abstrom			Abweichung berechnet - gemessen			
	gemessen [mg kg ⁻¹]	berechnet 2 QK [mg kg ⁻¹]	berechnet 3 QK [mg kg ⁻¹]	2 QK		3 QK	
				[mg kg ⁻¹]	[%]	[mg kg ⁻¹]	[%]
	Cd	1,51	1,26	1,45	-0,25	-16,6	-0,06
Cu	51,3	58,7	53,9	7,4	14,4	2,6	5,1
Pb	48,5	53,1	47,4	4,6	9,5	-1,1	-2,3

Aus dem Vergleich wird ersichtlich, daß die gemessenen Daten durch die Mischung aller 3 QK wesentlich besser erklärt werden als aus der physikalisch auch denkbaren

2-Komponentenmischung. Insbesondere zur Erklärung der partikulären Cd-Fracht erscheint ein Mischungsbeitrag der Altsedimente erforderlich. Die 2-Komponentenmischung ergäbe, daß etwa 70% der ausgetragenen Schwebstoffe aus dem Zustrom stammen und 30% erodiertes Jungsediment sind. Dies würde rechnerisch bedeuten, daß sich etwa ein Viertel der während des Hochwassers von Oberstrom eingetragenen Sedimente dauerhaft in der Stauhaltung abgelagert hätte, was physikalisch wenig plausibel erscheint. Vor diesem Hintergrund und in Anbetracht der Tatsache, daß die Meßwerte durch die 3-Komponentenmischung wesentlich besser erklärt werden, erscheint eine Erosion von Altsedimenten während des HW 4/94 sehr wahrscheinlich. Im Folgenden werden daher nur die Ergebnisse der 3-Komponentenmischung näher betrachtet.

Die auf Grundlage der 3-Komponentenmischung ermittelten Anteile der drei QK an der Gesamtfracht für die Schwebstoffe und die drei als MS verwendeten Schwermetalle sind in Tabelle 4.3 zusammengestellt. Dabei ist hervorzuheben, daß sich die Betrachtung nur auf suspendierte Feinsedimente bezieht, der Transport von grobkörnigem Geschiebe, der hinsichtlich der Schwermetallfracht ohnehin von marginaler Bedeutung ist, bleibt unberücksichtigt.

Tab. 4.3: Gesamte Schwebstoff- und partikuläre Schwermetallfracht während des HW 4/94 und die mit der QKM berechneten relativen Anteile der drei Quellkomponenten.

	Schwebstoffe		Cd		Cu		Pb	
	[%]	[1000 t]	[%]	[kg]	[%]	[kg]	[%]	[kg]
Zufluß	88,2	200	45,7	150,6	67,6	8 299	71,5	7 704
Jung-sediment	9,8	23	16,3	53,7	17,9	2 198	17,9	1 929
Alt-sediment	2,0	5	38,0	125,2	14,5	1 780	10,6	1 142
berechnet	100,0	228	100,0	329,5	100,0	12 277	100,0	10 775
Abweichung von Messung	-	-	-4,3	-14,3	+4,7	+582	-2,3	+245

Die Differenz zwischen der berechneten und der gemessenen partikulären Schwermetallfracht ergibt sich aus den bereits in Tabelle 4.2 aufgeführten Unterschieden zwischen berechneten und gemessenen Schwermetallkonzentrationen.

Bei den Ergebnissen ist hervorzuheben, daß jener Anteil der Schwebstofffracht im Abstrom der Stauhaltung, der dem Zufluß zugeschrieben wird, mit 200 000 Tonnen jener Schwebstoffmenge entspricht, die Kern (1997) als gesamte zuströmende Menge

angibt. Dementsprechend entspricht die gesamte erodierte Sedimentmasse mit 28 000 Tonnen der von Kern (1997) gemessenen Nettoerosion in der Stauhaltung Lauffen. Daraus kann geschlossen werden, daß während des betrachteten Zeitabschnitts im Rahmen der Meßgenauigkeit kein oder nur sehr wenig des von Oberstrom in die Stauhaltung eingetragenen suspendierten Sediments dauerhaft in der Stauhaltung abgelagert wurde.

Innerhalb der Stauhaltung erodiertes Jungsediment trägt ca. 10% zur gesamten Schwebstofffracht unterhalb der Stauhaltung bei, erodiertes Altsediment nur ca. 2%. Trotz des geringen Anteils des erodierten Altsedimentes an der Schwebstofffracht ist es aufgrund des hohen Kontaminationsgrades für 38% der partikulären Cd-Fracht verantwortlich zu machen. Insgesamt wird die partikuläre Cd-Fracht durch erodiertes Sedimentmaterial aus der Stauhaltung mehr als verdoppelt. Für Cu und Pb resultieren jeweils ca. 30 % der partikulären Fracht aus erodiertem Sedimentmaterial.

In einem zweiten Auswertungsschritt wurden die während des HW 4/94 entnommenen Einzelproben mit Hilfe der QKM analysiert. In Abbildung 4.6 werden die in den Einzelproben gemessenen Konzentrationen der drei MS mit den durch die QKM ermittelten Werten verglichen. In Abbildung 4.5 sind die prozentualen Abweichungen der berechneten Werte von den Meßwerten als Box-Plots dargestellt.

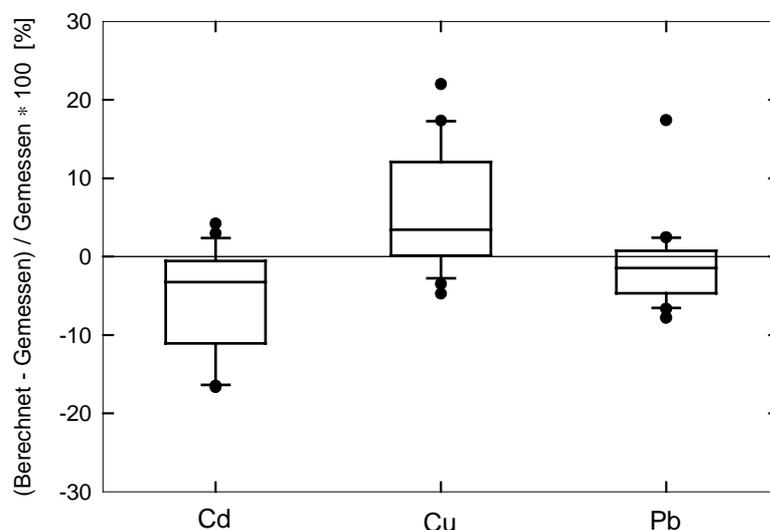


Abb. 4.5: Box und Whisker Plot der prozentualen Residuen der 3 MS. Dargestellt sind die 10-, 25-, 50-, 75- und die 90-Perzentile sowie alle Ausreißer.

Die Abbildungen verdeutlichen, daß die gemessenen Konzentrationen der drei Schwermetalle durch die QKM im allgemeinen gut wiedergegeben werden. Die QKM erklärt zwischen 89 und 75 % der Gesamtvarianz der 3 Schwermetalle (Werte in Abbildung 4.6).

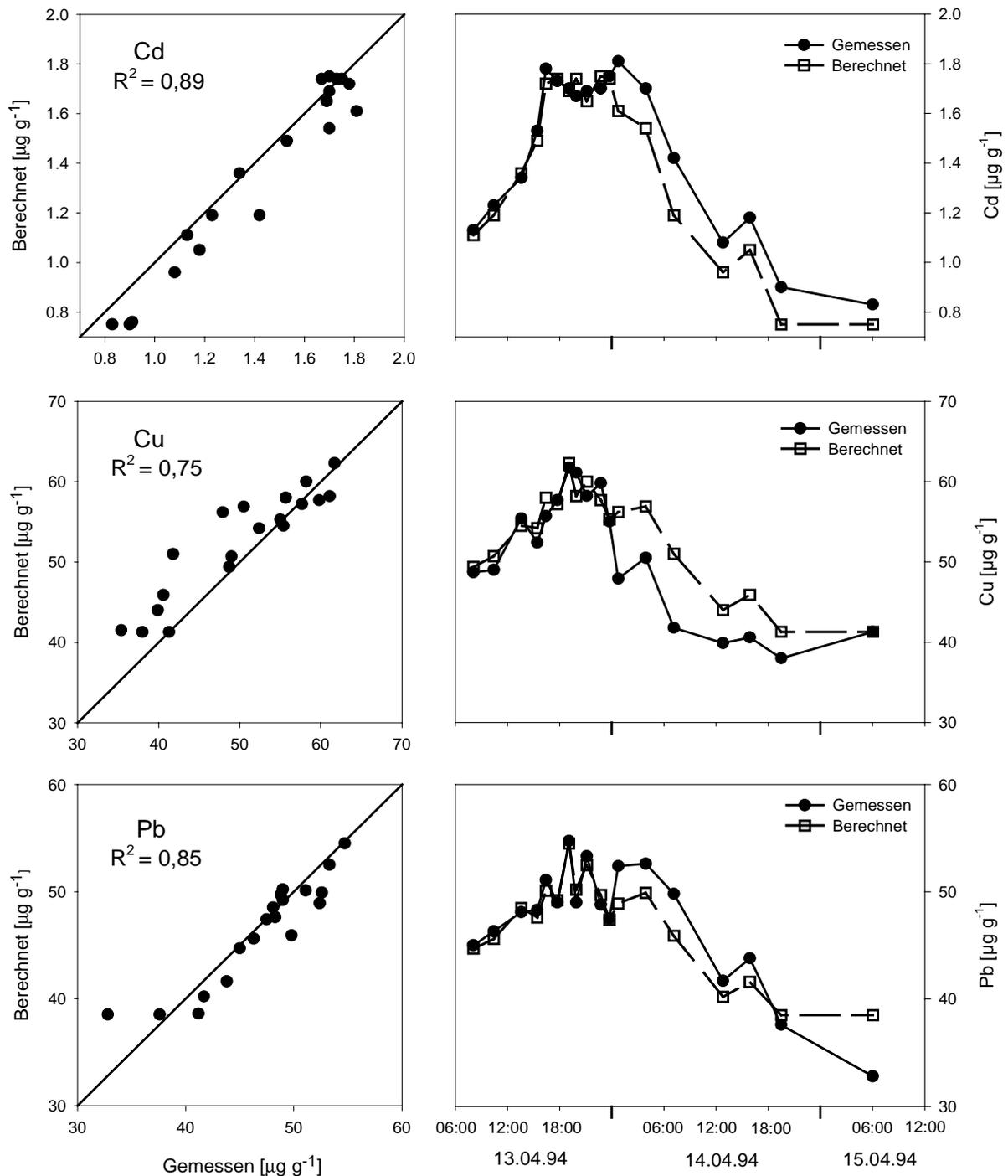


Abb. 4.6: Mit der QKM berechnete gegen gemessene Konzentrationen der 3 MS in den Schwebstoffen, die aus der Stauhaltung Lauffen abströmen.

Aus Abbildung 4.5 wird deutlich, daß die Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten Konzentrationen zumeist unter 10% liegen. Die Konzentrationen von Cd und Pb werden durch die QKM tendenziell unterschätzt, wohingegen die Cu-Konzentrationen überschätzt werden. Die Fehleinschätzungen treten vor allem im

abfallenden Ast des Hochwassers auf. Die Maximalkonzentrationen der Schwermetalle werden hingegen durch das mit der QKM ermittelte rechnerische Ergebnis gut nachgezeichnet (Abb. 4.6). Die rechnerischen Fehleinschätzungen lassen sich in erster Linie auf zwei Ursachen zurückzuführen: (1) sind die Konzentrationen der Markierungsstoffe in den Quellkomponenten nicht wie angenommen zeitlich konstant; (2) wurden die Cu-Konzentration bei einer der QK vermutlich etwas zu hoch angesetzt.

Insgesamt werden die Konzentrationsschwankungen der drei verwendeten Markierungsstoffe jedoch gut aus der konservativen Mischung der drei Quellkomponenten erklärt. Insbesondere die absoluten Konzentrationsmaxima, die aus ökologischer Sicht von besonderem Interesse sind, sind mit dem Mischungsansatz gut erklärbar.

Abbildung 4.7 zeigt die Ganglinie der Schwebstoffkonzentration im Abstrom der Stauhaltung Lauffen und die mit Hilfe der QKM berechneten Anteile der drei QK während des HW 4/94. Als Interpretationshilfe ist die an der Staustufe Lauffen gemessene Abflußganglinie ebenfalls dargestellt.

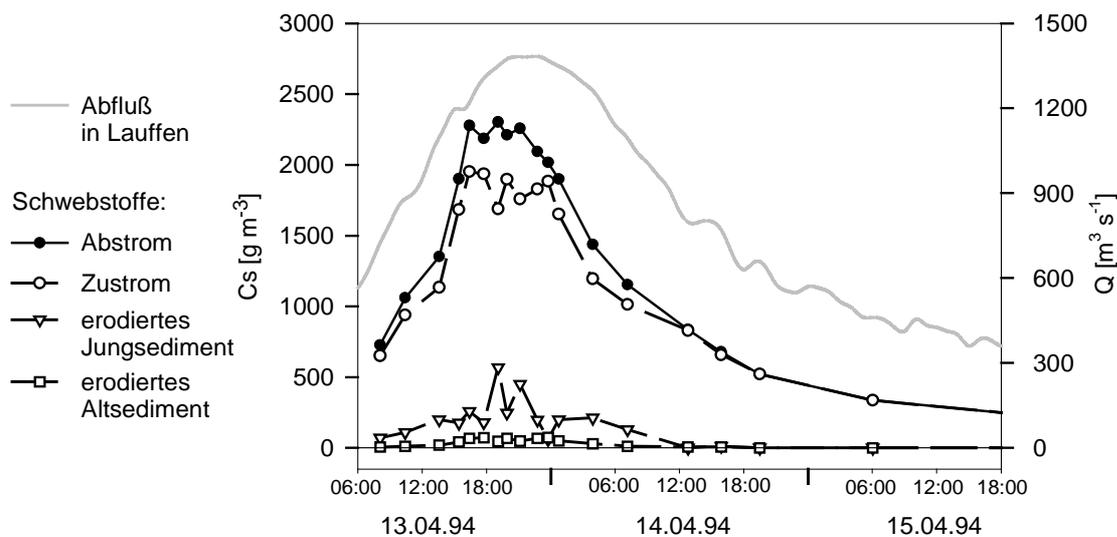


Abb. 4.7: Abfluß und Schwebstoffkonzentration in Lauffen und berechnete Anteile der 3 QK an der gemessenen Schwebstoffkonzentration.

Hieraus wird zunächst ersichtlich, daß die maximalen Schwebstoffkonzentrationen vor Durchgang des Abflußscheitels auftreten und bei gleichen Abflüssen im ansteigenden Ast der Abflußganglinie höhere Schwebstoffkonzentrationen auftreten als im abfallenden Ast. Die Abfluß-Konzentrations-Beziehung zeigt also eine Hysterese, die in dieser Form auf Materiallimitierung zurückzuführen ist (Asselmann 1997). Diese Materiallimitierung deutet auf eine Zunahme der Erosionsstabilität der abgelagerten Sedimente mit der Tiefe hin (Kern 1997).

Aus den Ergebnissen der QKM wird erwartungsgemäß deutlich, daß die Erosion von Sedimenten aus der Stauhaltung während des ansteigenden Astes und während des Scheitels der Abflußganglinie von nennenswerter Bedeutung für den Schwebstofftransport im Abstrom ist. Der Beitrag von Altsedimenten setzt erst später ein als der der Jungsedimente und ist während des gesamten Hochwassers von geringer Bedeutung für die Schwebstoffkonzentration im Abstrom. Im abfallenden Ast der Hochwasserganglinie werden hingegen keine Sedimente mehr aus der Stauhaltung mobilisiert.

Betrachtet man die partikuläre Fracht der Schwermetalle und den Anteil der drei QK an dieser, dann wird die besondere Bedeutung der Altsedimente deutlich (Abb. 4.8).

Insbesondere für die partikuläre Cd-Fracht ist die Bedeutung der Altsedimente hervorzuheben. Im ansteigenden Ast der Hochwasserganglinie sind etwa 50 % der Cd-Fracht auf die von Oberstrom stammenden Schwebstoffe zurückzuführen. Jung- und Altsedimente tragen jeweils etwa 25 % bei. Während der Zeit der maximalen Cd-Fracht im Abstrom sind die Altsedimente die wichtigste Quellkomponente. Ihre Mobilisierung ist in dieser Zeit für fast 50 % der Gesamtfracht verantwortlich zu machen. Dieses Ergebnis ist als zuverlässig einzustufen, da die QKM im Bereich des Scheitelabflusses die gemessenen Cd-Konzentrationen im Abstrom sehr gut erklärt (vgl. Abb 4.6). Erst mit dem starken Absinken der Gesamtfracht im abfallenden Ast der Hochwasserganglinie wird der Hauptanteil der Cd-Fracht wieder durch die Schwebstoffe aus dem Zustrom erklärt, die die Stauhaltung passieren.

Bei Kupfer und Blei verhalten sich die Beiträge der einzelnen Quellkomponenten zur partikulären Gesamtfracht sehr ähnlich. Bei beiden Schwermetallen trägt über die gesamte Zeit der zuströmende Schwebstoff den Hauptanteil an der Stofffracht im Abstrom. Während der Zeit der maximalen Cu- und Pb-Fracht tragen die beiden Sedimentquellkomponenten in der Summe etwas mehr als die Hälfte der Gesamtfracht. Bei Kupfer sind die erodierten Altsedimente kurzzeitig für maximal 25 % der Transportrate im Abstrom verantwortlich, bei Blei für 18 %. Im abfallenden Ast des Hochwassers verliert die Erosion zunehmend an Bedeutung für den partikulären Transport der beiden Schwermetalle.

Die Ergebnisse verdeutlichen, welche enorme Bedeutung die Erosion kontaminierter Gewässersedimente aus der Stauhaltung Lauffen für die Belastung der fließenden Welle mit partikulären Schwermetallen hat. Hätte die Erosion von Sedimenten aus der Stauhaltung Lauffen bei dem betrachteten Hochwasser verhindert werden können, wäre die partikuläre Cd-Gesamtfracht um über 50% reduziert worden. Bei Kupfer und Blei hätte noch eine Reduktion der Gesamtfracht um etwa ein Drittel bewirkt werden können. Noch drastischer stellt sich die Situation in Hinblick auf die maximalen partikulären Schwermetallkonzentrationen im Abstrom dar. Im Falle von Cadmium wären diese ohne die Erosion aus der Stauhaltung Lauffen um fast zwei Drittel geringer gewesen.

4.4 Bewertung der Quellkomponenten Mischungsanalyse und Ausblick

Die Ergebnisse verdeutlichen, daß die QKM ein wertvolles Werkzeug bei der weiterführenden Auswertung von partikelgebundenen Stoffflüssen sein kann.

Bei der Anwendung des Verfahrens ist jedoch darauf zu achten, daß die entsprechenden Voraussetzungen gegeben sind. Im einzelnen bedeutet dies vor allem, daß einerseits die relevanten Quellkomponenten identifiziert werden können und andererseits eine ausreichende Zahl geeigneter Markierungsstoffe zur Verfügung stehen.

Sind diese Voraussetzungen gegeben, wird es möglich, sowohl integrierende als auch zeitlich aufgelöste Informationen über die Remobilisierung von Feststoffen und assoziierten Schadstoffen aus den Sedimenten eines Flußabschnitt zu erlangen. Dadurch kann die Bedeutung von Erosionsprozessen für den Schweb- und Schadstofftransport quantitativ bewertet werden. Für integrierende, frachtgemittelte Aussagen bezüglich eines Hochwassers ist eine zeitlich enge Beprobung jedoch unbedingt notwendig. Besonders hervorzuheben ist zudem, daß die QKM eine quantitative Qualitätskontrolle der durchgeführten Mischungsanalyse ermöglicht, die eine wesentliche Verbesserung gegenüber herkömmlichen Mischungsansätzen darstellt.

Das hier vorgestellte Verfahren kann in Verbindung mit einer Hauptkomponentenanalyse weiter verbessert werden (vgl. Christophersen & Hooper 1992, Akerjord & Christophersen 1996, Haag 1997). Dies erscheint jedoch nur sinnvoll, wenn eine größere Anzahl verwendbarer MS zur Verfügung steht, die den Mischungsansatz auf eine breitere Basis stellt und eine Hauptkomponentenanalyse rechtfertigt.

5 Schwebstofftransport in der Stauhaltungskette zwischen Plochingen und Lauffen

5.1 Zielsetzung

Die Schwebstoffe im Neckar fungieren als Trägerpartikel für Schadstoffe wie Schwermetalle und sorptive organische Mikroverunreinigungen. Der weitaus größte Teil des Transportes dieser Schadstoffe erfolgt in partikelgebundener Form. Um Aufschluß über den Verbleib der feststoffgebundenen Verunreinigungen zu erlangen, kann daher zunächst das Transportverhalten der Schwebstoffe charakterisiert werden. Ein wichtiges Werkzeug hierbei sind Schwebstofffrachtbilanzen.

Mit den Naturmessungen zum Schwebstofftransport im Neckar wurden zwei Hauptziele verfolgt. Zum einen sollte ein Hochwasser hinsichtlich der Schwebstofffrachten zwischen Plochingen und Lauffen bilanziert werden. Der überwiegende Teil des Schwebstofftransports im Neckar findet konzentriert während Zeiten mit stark erhöhtem Abfluß statt (Kern 1997). Entsprechend ist eine detaillierte Untersuchung transportwirksamer Hochwasser unabdingbare Voraussetzung für Aussagen hinsichtlich des Transportverhaltens der Schwebstoffe. Aus der Frachtbilanz können Rückschlüsse auf die Hauptquellen und -senken für Schwebstoffe während Hochwasserereignissen gezogen werden.

Zum anderen sollten Schwebstoff-Abfluß-Beziehungen für den Neckar und seine Nebenflüsse aufgestellt werden. Diese Beziehungen bilden wichtige Eingangsparameter für numerische Modellrechnungen zum Sedimenttransport.

5.2 Methoden

5.2.1 Meßprogramme und Probenahmestellen

Die Untersuchungen zum Transportverhalten lassen sich prinzipiell in 2 Meßprogramme unterteilen. Im Routinemeßprogramm wurden unabhängig vom Abfluß in wöchentlichen bis zweiwöchentlichen Intervallen Wasserproben an den in Tabelle 5.1 und Abbildung 5.1 aufgeführten Meßstellen entnommen und auf ihren Schwebstoffgehalt hin untersucht.

Im Rahmen des Hochwassermeßprogramms wurde das Probenahmeintervall auf 5 bis 10 Stunden reduziert. Neben dem Schwebstoffgehalt wurde die Konzentration gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC), die elektrische Leitfähigkeit, der pH-Wert und weitere Parameter ermittelt, mit deren Hilfe sich die Wasserproben näher charakterisieren lassen (siehe Anhang). An den Meßstellen N1, R, M, N7, E und N8 wurden zudem Streulichtsonden eingesetzt, um den Trübungsgrad des Wassers kontinuierlich zu messen.

Die Entnahme der Wasserproben erfolgte mit Schöpfgeräten nahe der Wasseroberfläche. Bei den 3 beprobten Nebenflüssen sorgt die hohe Turbulenz

auch während Niedrigwasserzeiten für eine gute Durchmischung. Der Neckar wurde möglichst unterhalb der Staubauwerke beprobt, so daß der Durchgang durch die Turbinen bzw. der Wehrüberfall für eine homogene Durchmischung sorgten. Die ermittelten Schwebstoffgehalte können somit an allen Meßstellen als näherungsweise repräsentativ für den gesamten Fließquerschnitt angesehen werden.

Zur Ermittlung der Schwebstoffgehalte wurden die Proben über Celluloseacetat-Membranfilter (Fa. Sartorius, Göttingen) mit einer Porenweite von 0,45 µm filtriert. Die Schwebstoffkonzentrationen wurden anschließend über Wägung ermittelt. Für detaillierte Angaben hierzu wird auf Kern & Westrich (1996) verwiesen.

Tab. 5.1: Probenahmestellen am Neckar.

Probenahme- stelle	Symbol	Neckar km	Trüb- ung	Beschreibung der Probenahmestelle
Deizisau Neckar	N1	199,5	+	Im Auslauf der Turbinen, bei Hochwasser nach Wehrüberfall. Trübungsmessung im Oberwasser.
Obertürkheim Neckar	N2	189,5	-	Im Auslauf der Turbinen, bei Hochwasser nach Wehrüberfall.
Cannstatt Neckar	N3	182,8	-	Von Fußgängerbrücke ca. 200m unterhalb des Wehres.
Aldingen Neckar	N4	172,0	-	Im Auslauf der Turbinen, bei Hochwasser nach Wehrüberfall.
Remseck Rems	R	170,5	+	Von Fußgängerbrücke in Remseck ca. 300 m vor der Mündung in den Neckar.
Marbach Neckar	N5	159,0	-	Von der Fahrradbrücke zwischen Marbach und Benningen, ca. 400 m unterhalb des Wehres
Murr Murr	M	156,4	+	Von Fußgängerbrücke in Murr ca. 200 m vor der Mündung in den Neckar.
Hessigheim Neckar	N6	143,0	-	Im Auslauf der Turbinen, bei Hochwasser nach Wehrüberfall.
Besigheim Neckar	N7	136,8	+	Im Auslauf der Turbinen, bei Hochwasser von der Neckarbrücke. Trübungsmessung im Oberwasser.
Besigheim Enz	E	136,7	-	Von derENZbrücke (Bundesstraße) ca. 100 m vor der Mündung in den Neckar.
Lauffen Neckar	N8	125,2	+	Im Auslauf der Turbinen, bei Hochwasser nach Wehrüberfall. Trübungsmessung im Oberwasser.
Heidelberg Neckar	N9	26,1	-	Probenahme durch H. Hollert und M. Dürr (BW+ Projekt Ö 97 004).

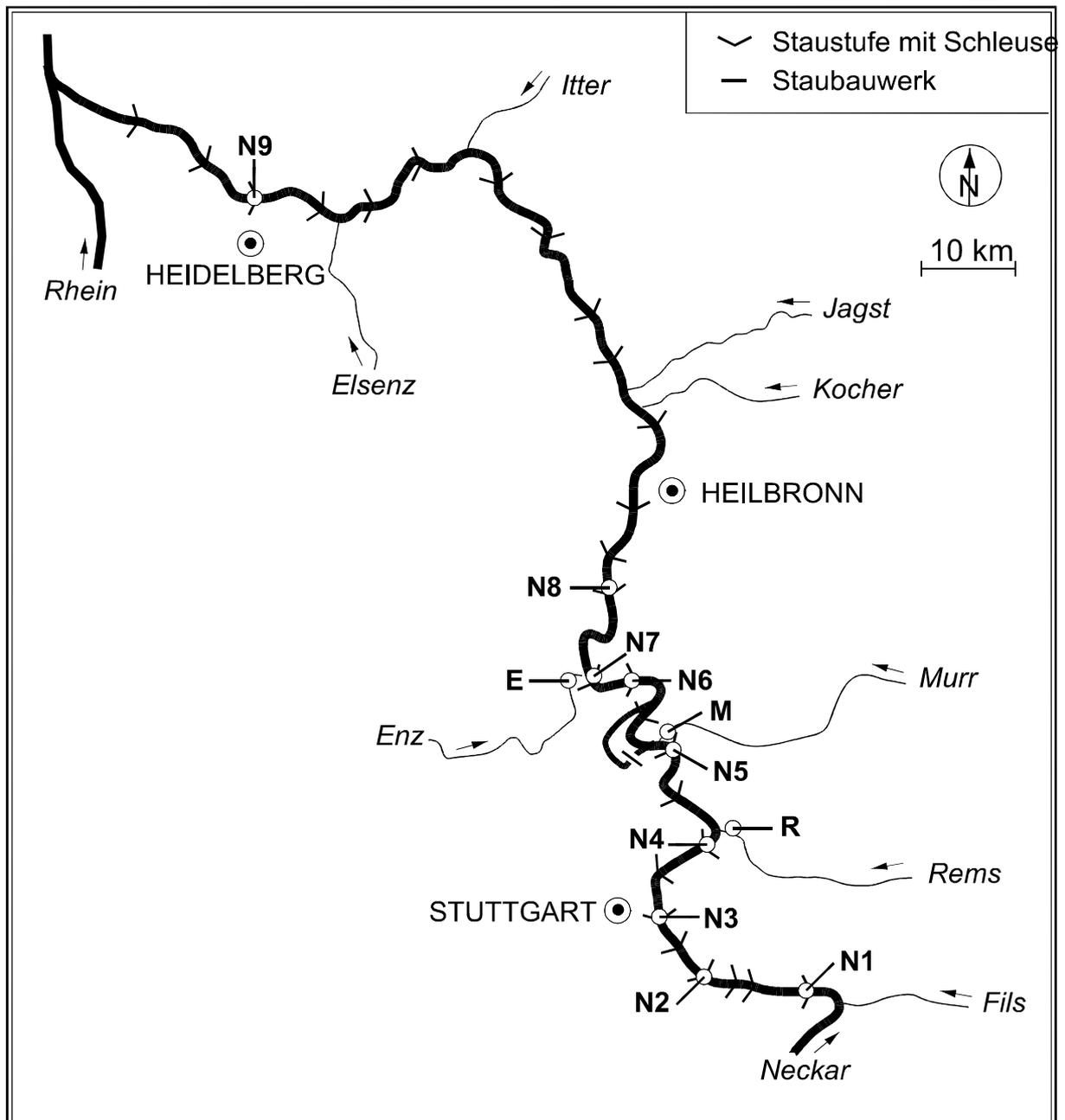


Abb. 5.1: Lage der Probenahmestellen.

5.2.2 Trübungsmessung

Die im Rahmen dieses Projekts am Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart entwickelten Trübungssonden, beruhen auf dem Prinzip der Nephelometrie. Die Geräte bestehen aus einer Lichtquelle, einem Lichtleiterkabel, einem Streulichtdetektor und einer Datenerfassungseinheit. Die Lichtquelle, von der intermittierende Lichtimpulse durch den Lichtleiter gesandt werden und die Datenerfassung sind in einer wetterfesten Kiste an Land untergebracht. Die Spitze des Lichtleiters wird mit Hilfe spezieller Halterungen so im Gewässer angebracht, daß der abgestrahlte Lichtkegel den Wasserkörper durchdringt, aber nicht bis an die Gewässersohle oder Wasseroberfläche reicht. An der Spitze des Lichtleiters befindet

sich ein Detektor, mit dem das rückgestreute Licht erfaßt wird. Die Intensität der Rückstreuung wird in frei wählbaren Zeitintervallen durch die Datenerfassungseinheit gespeichert.

Prinzipiell nimmt die Rückstreuung mit zunehmender Konzentration partikulärer Wasserinhaltsstoffe zu; die Rückstreuintensität ist also ein Maß für die Schwebstoffkonzentration. Die Rückstreuung wird außer durch die Konzentration der Schwebstoffe auch stark von der Farbe und der Korngrößenverteilung der Suspensa sowie vom Anteil organischer Substanz beeinflusst (Bley 1994). Daher erfolgte die Eichung der Trübungssonden vor Ort anhand der mit der Membranfiltration ermittelten Schwebstoffkonzentrationen.

5.2.3 Berechnung der Schwebstofffrachten

Für das untersuchte Hochwasser im Oktober/November 1998 (HW 10/98) wurden die Schwebstofffrachten mit Hilfe der gemessenen Konzentrationen und Abflußwerte ermittelt.

Meßdaten zum Abfluß lagen für die Meßstellen R, M, E, N8 und N9 vor. Für die Meßstellen N1 bis N6 wurden die Abflüsse unter Berücksichtigung der beiden Neckarpegel bei Plochingen (Neckar km 202,2) und bei Lauffen (Neckar km 125,2) sowie der Zuflüsse errechnet. Hierzu wurde zunächst die mittlere Fortpflanzungsgeschwindigkeit der Hochwasserwelle zwischen den beiden Pegeln ermittelt. Nachfolgend wurde den Neckarmeßstellen mit der entsprechenden zeitlichen Verzögerung der bei Plochingen gemessene Durchfluß zuzüglich der Wasserführung der Nebenflüsse zugeordnet. Da bei dieser Betrachtung die Wellenabflachung, kleinere Zuflüsse und eventuell vorhandene Ungenauigkeiten bei der Abflußmessung nicht berücksichtigt werden, stimmten die so für Lauffen berechneten Abflüsse nicht exakt mit den dort gemessenen Abflüssen überein. Um diesem Fehler Rechnung zu tragen, wurde aus der Differenz der in Lauffen gemessenen und für Lauffen berechneten Werte ein Korrekturfaktor ermittelt. Die Multiplikation der berechneten Werte mit diesem Faktor erbringt die in Lauffen gemessenen Werte. Um den entsprechenden Korrekturfaktor für die einzelnen Meßstellen zu erhalten, wurde der Quotient aus dem für Lauffen ermittelten Korrekturfaktor und der relativen Lauflänge zwischen Plochingen und Lauffen gebildet.

Hinsichtlich der Schwebstoffkonzentrationen lagen einerseits die über die Membranfiltration punktuell ermittelten Werte vor. Andererseits existierten für einige Meßstellen kontinuierliche Trübungsmessungen. Im Falle punktueller Messungen wurden diese in einem ersten Schritt einem der in stündlicher Auflösung vorliegenden Abflußwerte zugeordnet. In einem zweiten Schritt wurden die Konzentrationswerte interpoliert. Im Falle monoton steigender oder fallender Abflüsse erfolgte eine lineare zeitliche Interpolation. Lagen zwischen den beiden zur Interpolation herangezogenen Meßpunkten lokale Abflußextrema, so erfolgte die Interpolation der Zwischenwerte über die zugehörigen Abflüsse.

Lagen Trübungsmessungen vor, so wurde zunächst eine Eichbeziehung zwischen der durch Membranfiltration ermittelten Schwebstoffkonzentration und der Trübung ermittelt. Die Zuordnung der Schwebstoffkonzentrationen zu den Stundenwerten des Abflusses erfolgte dann über diese Eichbeziehung.

Nach der Interpolation der Konzentrationswerte wurden die Transportraten aus dem Produkt von Konzentration und Abfluß berechnet. Zuletzt wurde dann die Gesamtstofffracht während des Bilanzierungszeitraums durch die numerische Integration der Transportraten ermittelt.

5.3 Schwebstofffrachtbilanz für das Hochwasser im Oktober/November 1998

Das untersuchte Hochwasser erreichte bei Lauffen einen Spitzenabfluß von $1055 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ und ein Abflußfülle von 423 Mio. m^3 (Abb. 5.2). Damit war der Spitzenabfluß etwas geringer als der eines Hochwassers mit einer Wiederkehrwahrscheinlichkeit von 5 Jahren. Für die in der Bilanzierung ebenfalls betrachteten Nebenflüsse Murr und Enz erreichten die Spitzenabflüsse ähnliche Jährlichkeiten. In der Rems wurde dagegen ein Abflußmaximum von $212 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ gemessen, das im statistischen Mittel nur etwa alle 10 bis 15 Jahre dort auftritt (Tab. 5.2).

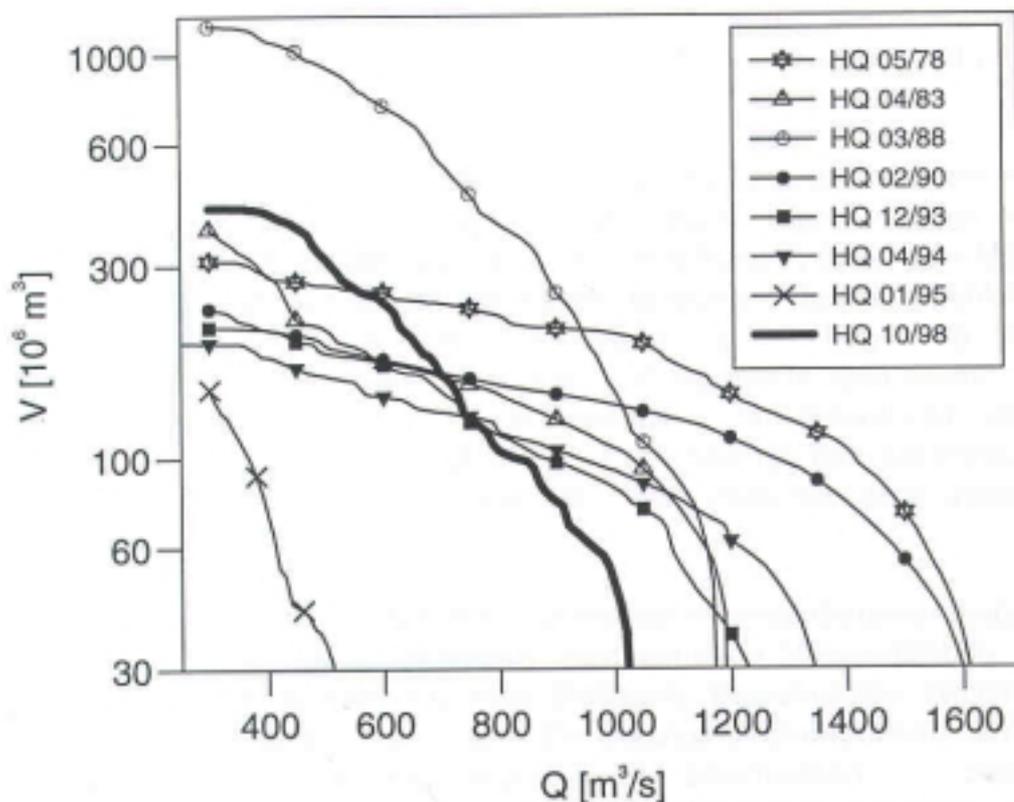


Abb. 5.2: Abflußfüllendiagramm am Pegel Lauffen Neckar für das HQ 10/98 im Vergleich mit anderen signifikanten Hochwassern

Tab. 5.2: Maximalabflüsse, Abflußfüllen und geschätzte Jährlichkeiten des untersuchten Hochwassers.

Fluß	Pegel	Q_{\max} [m ³ s ⁻¹]	$Q_{\text{fülle}}$ [Mio. m ³]	Jährlichkeit*
Neckar	Lauffen	1055	423	≅ 5
Rems	Neustadt	212	32	10 - 15
Murr	Murr	145	20	3 - 4
Enz	Pforzheim	270	90	5 - 7

*Geschätzt nach Gewässerkundlichem Jahrbuch 1994

5.3.1 Trübung

An den Meßstellen N1, N7, N8, R, M und E wurden Trübungssonden eingesetzt. Hierdurch sollte sichergestellt werden, daß die Zuverlässigkeit der Frachtbilanzen an den Rändern des Untersuchungsgebiets erhöht wird. Die Trübungssonden wurden im Laufe der Hochwassermeßkampagne regelmäßig überprüft, gegebenenfalls von Geschwemmsel befreit und je nach Wasserstand hinsichtlich ihrer Position im Wasserkörper optimiert. Die Trübungssonde an der Enz (E) wurde während des Meßeinsatzes mutwillig zerstört, so daß von dieser Meßstelle keine Trübungswerte zur Auswertung vorlagen.

Die Meßwerte, die mit einer zehnminütlichen Auflösung vorlagen, wurden zunächst auf Ausreißer und fehlerhafte Messungen hin untersucht. Hierzu wurden zunächst automatisch jene Werte eliminiert, die um mehr als 5 % vom laufenden Mittel, das aus den 6 Umgebungswerten berechnet wurde, abwichen. Bei der nachfolgenden Inspektion der Trübungsverläufe wurden zudem zeitlich begrenzte Bereiche eliminiert, während derer unplausibel hohe Trübungswerte gemessen wurden. Solche Fehlmessungen sind auf Geschwemmsel zurückzuführen das sich zwischenzeitlich an der Sonde verfängt oder dadurch bedingt, daß die Sondenspitze infolge des starken Rückgangs des Wasserspiegels zwischen zwei Inspektionen über die Wasseroberfläche geriet.

Nachfolgend wurden einzelnen Meßwerten Schwebstoffkonzentrationen zugeordnet, die mittels Membranfiltration an zeitgleich entnommenen Wasserproben ermittelt worden waren. Hieraus wurden für jede Meßstelle Beziehungen zwischen den gemessenen Trübungswerten und den Schwebstoffkonzentrationen aufgestellt. Diese Beziehungen wurden mit Regressionen beschrieben, in denen der Trübungswerte (Tr) als unabhängige Variable (Prädiktor) fungierte und die Schwebstoffkonzentration (Cs) die abhängige Variable (Zielgröße) darstellte. Hierfür wurden Potenzfunktionen mit 3 Parametern verwendet:

$$Cs = y_0 + a \cdot Tr^b \quad (5.1)$$

Potenzfunktionen mit Achsenabschnitt wurden verwendet, da auch in klarem Wasser ein geringer Streulichteffekt auftritt, dem durch einen positiven Achsenabschnitt Rechnung getragen werden kann. Die gewonnenen Beziehungen sind in Abbildung 5.3 zusammengestellt.

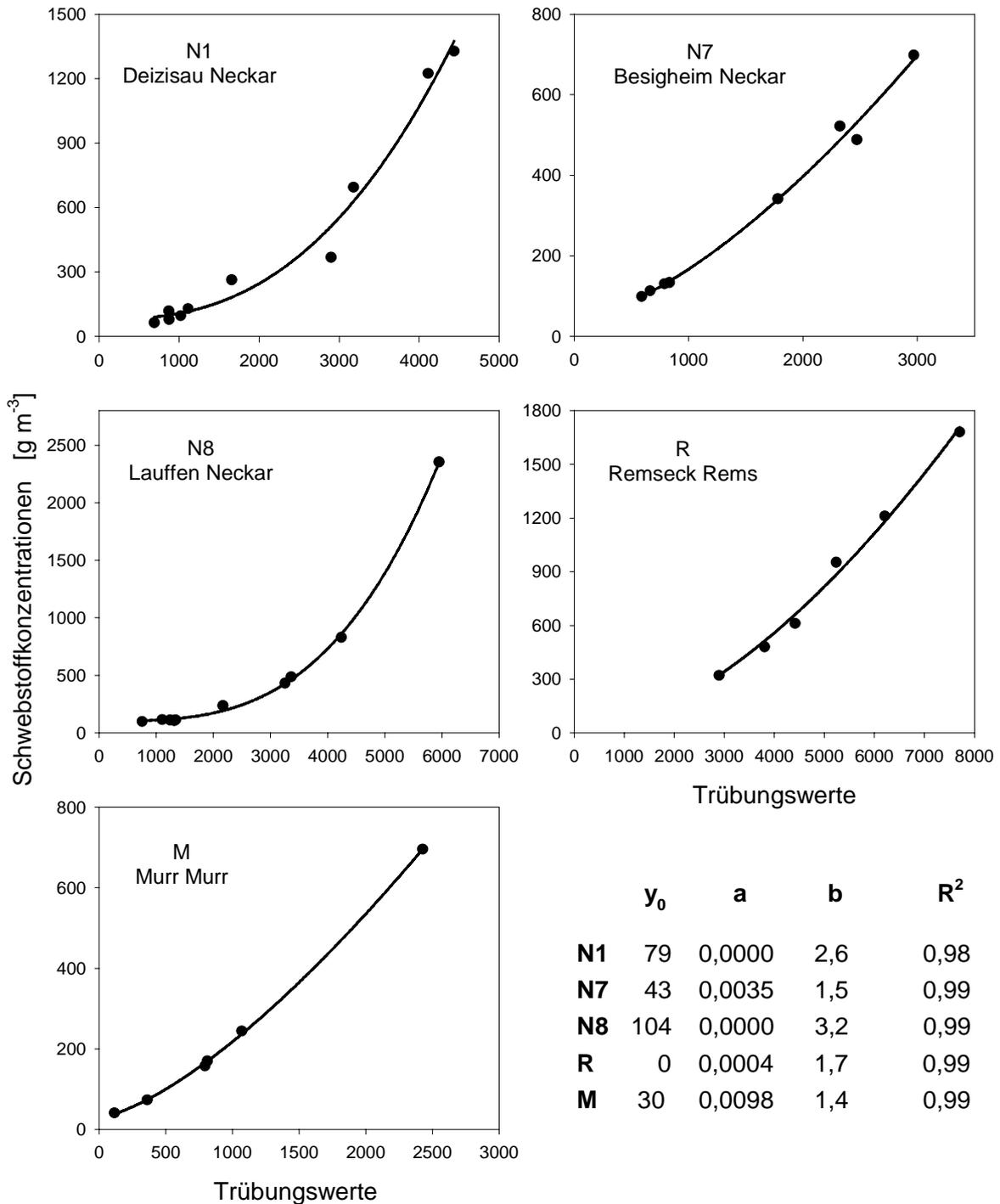


Abb. 5.3: Eichbeziehungen zwischen Trübung und Schwebstoffkonzentration sowie Parameter und Bestimmtheitsmaß der berechneten Regressionen.

Hieraus wird deutlich, daß an allen Meßstellen ein enger Zusammenhang zwischen Trübung und Schwebstoffkonzentration besteht, der durch die Regressionen gut beschrieben werden kann. Die spezifische Trübung nimmt bei hohen Schwebstoffkonzentrationen ab, d.h. die Steigung der Beziehung nimmt zu. Dies ist darauf zurückzuführen, daß bei zunehmender Partikelkonzentration der Effekt des multiple scattering (Van de Hulst 1981) verstärkt auftritt. Das bedeutet, daß rückgestreute Lichtquanten häufig mehrfach gestreut werden und dadurch oftmals nicht vom Detektor erfaßt werden. Diese Beobachtung deckt sich mit Ergebnissen, die Bley und Schmidt (1994) für Trübungsmessungen in einem kleinen Fließgewässer beschreiben.

Die gefundenen Eichbeziehungen wurden zur indirekten Ermittlung der Schwebstoffkonzentrationen verwendet. Dabei wurde darauf geachtet, daß dies nur in dem Konzentrationsbereich geschah, für den die Eichung aufgestellt wurde. Von einer Extrapolation über den Eichbereich hinaus wurde abgesehen, da dies zu erheblichen Fehleinschätzungen führen könnte.

5.3.2 Schwebstofffrachten

Als Bilanzierungszeitraum wurden für alle Meßstellen die 192 h zwischen dem 29.10.98 00:00 Uhr und dem 5.11.98 24:00 Uhr festgelegt. Die Ganglinien für Abfluß und Schwebstoffkonzentration für die Meßstellen, die die Bilanzierungsstrecke begrenzen, sind im Anhang dargestellt. Aus den kumulativen Darstellungen der Schwebstofffrachten wird deutlich, daß die Gesamtfracht durch die Beiträge des letzten Tages an allen Meßstellen nur noch unwesentlich erhöht wird. Das in gewisser Weise willkürliche Ende des Bilanzierungszeitraums beeinflusst das Gesamtergebnis also nur unwesentlich.

Die für den Bilanzierungszeitraum ermittelten Schwebstofffrachten sind in Tabelle 5.3 zusammengestellt. Hiernach wurden bei Deizisau 56 000 Tonnen Schwebstoffe in den schiffbaren Teil des Neckars eingetragen. Bei Lauffen verließen insgesamt 241 000 Tonnen Schwebstoffe die Bilanzierungsstrecke. Auf der 74 km langen Strecke zwischen Deizisau und Lauffen wurden alle relevanten Zuflüsse erfaßt. Daher kann die berechnete Frachtbilanz von 129 000 Tonnen als Nettoerosion in diesem Gewässerabschnitt interpretiert werden.

Zwischen Lauffen und Heidelberg (N9) wurden die Nebenflüsse - vor allem Jagst, Kocher und Elsenz - nicht erfaßt, so daß für diese Strecke keine Frachtbilanz aufgestellt werden konnte. Der nur geringe Zuwachs in der Gesamtfracht von 45 Mio. Tonnen ist aber vermutlich auf die Nebenflüsse zurückzuführen. Somit ist anzunehmen, daß im Neckar unterhalb der Staustufe Lauffen bis zur Mündung netto nur noch geringe Sedimentmengen erodiert wurden oder es sogar zu einer Nettosedimentation kam. Dies steht im Einklang mit den Befunden aus Sohlpeilungen, wonach in den Neckarstauhaltungen Unterstrom von Lauffen nur geringe Sedimentmengen liegen, die möglicherweise remobilisiert werden könnten.

Tab. 5.3: Schwebstofffrachten und Frachtbilanzen für das Hochwasser HW10/98.

Meßstellen	Frachten [10 ³ t]	Frachtbilanzen [10 ³ t]	Stauhaltungen im betrachteten Bereich
N1	56		
N2	63		Oberesslingen
		N2 – N1	Esslingen
			Obertürkheim
N3	76		Untertürkheim
		N3 – N2	Cannstatt
N4	74		Hofen
		N4 – N3	Aldingen
R	24		
N5	133		Poppenweiler
		N5 – (N4 + R)	Marbach
M	6		
N6	157		Pleidelsheim
		N6 – (N5 + M)	Hessigheim
N7	165		
		N7 – N6	Besigheim
E	26		
N8	241		
		N8 – (N7 + E)	Lauffen
		N8 – (N1 + R + M + E)	
N9	286		
		N9 – N8	(+ 45)

Aus den Teilbilanzen zwischen Deizisau und Lauffen wird ersichtlich, daß auf der 11,6 km langen Strecke der Stauhaltung Lauffen (N8-(N7+E)) mit 50 000 Tonnen die größte Sedimentmenge mobilisiert wurde (siehe auch Abb. 5.4). Dies ist deutlich mehr als die 36 000 t bzw. 24 000 t Nettoerosion, die Kern & Westrich (1996) für die Hochwasser HQ12/93 und HQ4/94 ermittelten. Diese beiden Hochwasser hatten mit 1250 bzw. 1389 m³ s⁻¹ deutlich höhere Scheitelabflüsse und mit jeweils rund 200 Mio. m³ wesentlich geringere Abflußvolumina als das HQ10/98 (Abb. 5.2). Die große Nettoerosion beim HQ10/98 kann einerseits auf die Vorgeschichte des Hochwassers zurückgeführt werden. In der langen Phase seit dem letzten vorangegangenen signifikanten Hochwasser im Februar 1997 konnten sich vermutlich große Mengen von Schwebstoffen ablagern, die zum Zeitpunkt des HQ10/98 nur wenig konsolidiert und dementsprechend leicht zu erodieren waren. Zum anderen ist es während des langen tailings der Hochwasserganglinie, bei dem der Abfluß zwischen 800 und 400 m³ s⁻¹ schwankte offenbar nicht zur Sedimentation gekommen. Vor dem

Hintergrund, daß das HQ1/95 bei wesentlich niedrigeren Abflüssen ($Q_{\max}=597\text{m}^3\text{s}^{-1}$) insgesamt eine ausgeglichene Schwebstofffrachtbilanz aufwies (vgl. Kern & Westrich 1996), scheint diese Annahme plausibel zu sein.

Eine vergleichbar hohe Nettoerosion wie im Bereich der Stauhaltung Lauffen ergibt sich mit 35 000 Tonnen für den 13 km langen Gewässerabschnitt zwischen Aldingen und Marbach (N5-(N4+R)). Der Großteil des aus diesem Gewässerabschnitt mobilisierten Sediments stammt vermutlich aus der Stauhaltung Poppenweiler, in der seit dem Ausbau des Neckars große Sedimentmengen akkumuliert sind (Holch 1980, Kern & Westrich 1996). Darüber hinaus tritt eine relativ hohe Nettoerosion noch im Bereich der Stauhaltungen Pleidelsheim und Hessigheim (N7 – N6) sowie in der Summe der Stauhaltungen Untertürkheim und Cannstatt (N6 – (N5 + M)) auf.

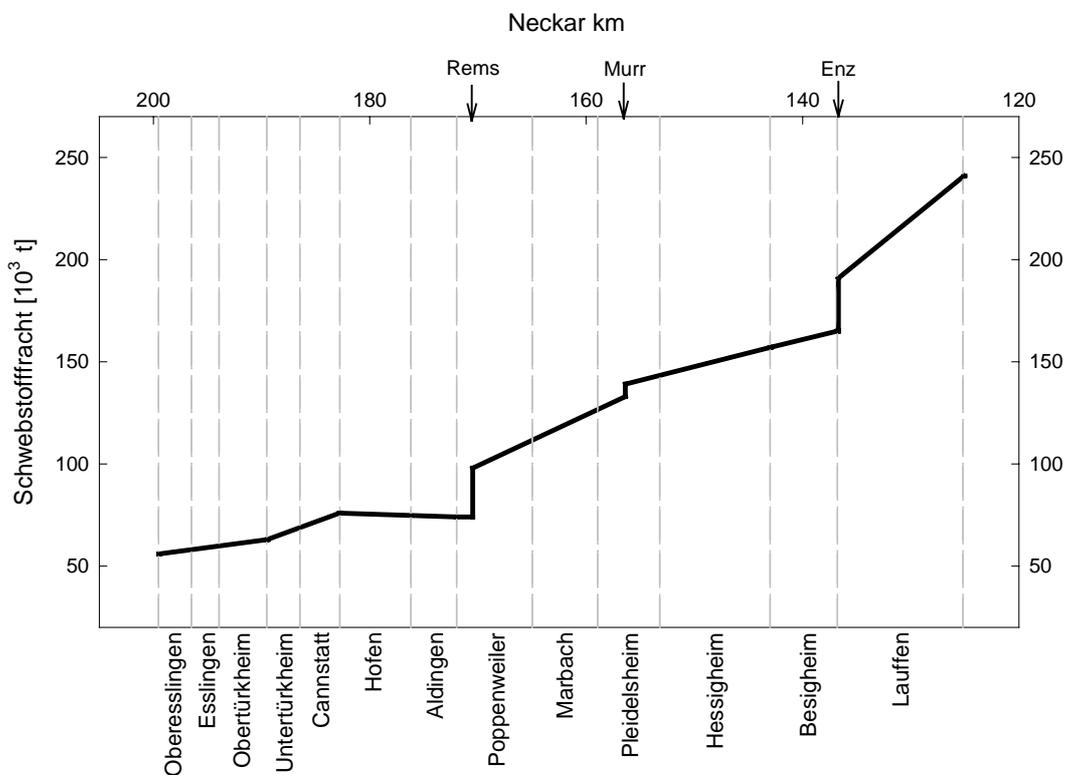


Abb. 5.4: Längsverlauf der für das HQ10/98 experimentell ermittelten Schwebstoffgesamtfrachten im Neckar zwischen Deizisau und Lauffen.

Modellrechnungen von Kern & Westrich (1996) erbrachten, daß zwischen 1950 und 1994 insgesamt rund 1,3 Mio. Tonnen Sediment in den 14 Stauhaltungen zwischen Plochingen und Lauffen akkumulierten. Rund 46 % der gesamten Sedimentmenge wurden in der Stauhaltung Lauffen zurückgehalten. Von den anderen Stauhaltungen lieferten Hofen (19,9%), Poppenweiler (17,1%) und Hessigheim (8,5%) einen wesentlichen Beitrag zur Sedimentretention. Über die genannten Stauhaltungen hinaus befinden sich im Neckar bei Obertürkheim und in geringerem Maße in den Stauhaltungen Untertürkheim und Cannstatt noch größere Mengen abgelagerter Sedimente (Regierungspräsidium Stuttgart 1993).

Aus den Schwebstofffrachtbilanzen wird deutlich, daß eine besonders hohe Nettoerosion für jene Bereiche ermittelt wurde, innerhalb derer die Stauhaltungen mit der Hauptretentionswirkung zu finden sind. Neben der Stauhaltung Lauffen wurden offenbar insbesondere aus der Stauhaltung Poppenweiler große Sedimentmengen ausgetragen. Eine bemerkenswerte Ausnahme bildet die Stauhaltung Hofen, für die trotz großer Mengen gespeicherten Sediments keine Nettoerosion ermittelt wurde. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, daß in Hofen während Hochwasserereignissen nur relativ geringe maximale Sohlschubspannungen auftreten, die nach Berechnungen von Karnahl (1998) unter denen der anderen Stauräume liegen.

Ähnlich wie dies für die Stauhaltung Lauffen belegt ist, liefern die Befunde Indizien dafür, daß die Stauhaltungen Poppenweiler und Hessigheim sich heute vermutlich auch in einem dynamischen Gleichgewicht zwischen Sedimentation und Erosion befinden. In den ersten Jahrzehnten nach dem Ausbau des Neckars akkumulierten in diesen Stauräumen große Sedimentmengen, die den Fließquerschnitt entsprechend verengten. Heute wird in diesen Bereichen bei Mittel- und Niedrigwasser offenbar nach wie vor Material akkumuliert. Infolge extremer Abflüsse wie bei dem untersuchten HQ10/98 können jedoch Teile der enormen Sedimentpools erodieren und aus den Stauhaltungen ausgetragen werden. So sind diese Stauhaltungen, die in den ersten Jahrzehnten nach dem Neckarausbau die größte Retentionswirkung für Schwebstoffe zeigten, heute vermutlich die Hauptquellen der Schwebstofffracht während Hochwassern. Im Gegensatz dazu scheint dieser Zustand eines dynamischen Gleichgewichts in der Stauhaltung Hofen bislang noch nicht erreicht zu sein. Vermutlich befindet sich der Stauraum in fortschreitender Verlandung, die nicht durch Erosionsphasen bei Hochwasser ausgeglichen wird.

Weitere Indizien für die Herkunft der Schwebstoffe ergeben sich aus den Konzentrations-Abfluß-Beziehungen an den einzelnen Meßstellen. Interessanter Weise ergeben sich für die Meßstellen N1, R und M Hysteresen, die entgegen dem Uhrzeigersinn verlaufen, für N7, E und N8 jedoch Hysteresen, die im Uhrzeigersinn verlaufen (siehe Anhang). Dies deutet darauf hin, daß im Neckar Oberstrom von Deizisau sowie in Rems und Murr der sogenannte Lag-Effekt dominiert. Das Abflußmaximum erreicht die Meßstellen vor den maximalen Schwebstoffkonzentrationen. Der Lag-Effekt ist darauf zurückzuführen, daß der Impulstransport und damit die Translation der Hochwasserwelle im Gewässer schneller von statten geht als der advektive Stofftransport. Dies bedeutet, daß die Fortpflanzungsgeschwindigkeit der Hochwasserwelle größer ist als die Fließgeschwindigkeit und der Transport der Suspensa (Prowse 1984). Folglich ist zu schließen, daß ein Großteil der Schwebstoffkonzentration an den Meßstellen N1, R und M auf Suspensa zurückzuführen ist, die über lange Strecken transportiert wurden.

An den Neckarmeßstellen bei Besigheim und Lauffen (N7, N8) und an der Enz (E) tritt die Konzentrationsspitze jedoch vor dem Abflußmaximum auf. Bei gleichen Abflüssen sind die Schwebstoffkonzentrationen im ansteigenden Ast des Hochwassers höher als im abfallenden Ast. Daher ist zu vermuten, daß bei diesen

Meßstellen der Effekt einer limitierten Stofffreisetzung über den Lag-Effekt dominiert (vgl. Kern & Westrich 1996). Das Phänomen der limitierten Stofffreisetzung ist an den hier untersuchten Meßstellen wohl in erster Linie darauf zurückzuführen, daß die Erosionsstabilität der Ablagerungen mit der Tiefe ansteigt. Die im Uhrzeigersinn verlaufenden Hysteresen deuten somit auch darauf hin, daß der Großteil des Schwebstofftransports an den 3 Meßstellen auf die Erosion wenige km Oberstrom der Meßstellen zurückzuführen ist, wohingegen der Transport über weite Strecken von untergeordneter Bedeutung zu sein scheint. Dieser Befund untermauert die Bedeutung der erosiven Materialfreisetzung in den Staustufen zwischen Deizisau und Lauffen.

Aus gewässerökologischer Sicht implizieren diese Befunde, daß die Sedimentqualität in den Stauhaltungen Poppenweiler, Hessigheim und Lauffen von besonderem Interesse ist. Das ökologische Gefährdungspotential der Sedimente im Lauffener Stauraum wurde in dieser und vorangegangenen Arbeiten bereits näher untersucht. Auch die Sedimente in der Stauhaltung Poppenweiler sind bekannter Maßen mit Schwermetallen und organischen Mikroschadstoffen verunreinigt (Müller 1993). Auf der Grundlage der hier berechneten Frachtbilanzen ist zu vermuten, daß eine Remobilisierung dieser Sedimentkontaminationen insbesondere dann wahrscheinlich ist, wenn erhöhte Abflüsse zukünftig häufiger oder über längere Zeiträume auftreten.

5.4 Konzentrations-Abfluß-Beziehungen und Schwebstofffrachten

Die Schwebstoffkonzentrationen in Fließgewässern korrelieren im allgemeinen gut mit den zugehörigen Durchflüssen in den betrachteten Fließquerschnitten. Die Konzentrationen der Suspensa steigen mit den Durchflüssen an. Da Schwebstoffkonzentrationswerte nur diskontinuierlich vorliegen, der Abfluß aber kontinuierlich gemessen wird, macht man sich den Zusammenhang zwischen Abfluß und Konzentration zunutze, um Schwebstofffrachten für längere Zeiträume zu berechnen. Die Schwebstofftransportrate ergibt sich demnach aus der Multiplikation der abflußabhängigen Schwebstoffkonzentration ($C_s(Q)$ in $g\ m^{-3}$) mit dem Abfluß (in $m^3\ s^{-1}$). Zur Berechnung von Jahresfrachten (F) in Tonnen werden im allgemeinen die mittleren Tagesabflüsse herangezogen, so daß sich folgende Berechnung ergibt:

$$F = 0,0864 \cdot \sum_{i=1}^{365} C_s(Q_i) \cdot Q_i \quad (5.2)$$

Hierbei ist Q_i der mittlere Abfluß des i -ten Tages. Die mathematische Beschreibung der Beziehung zwischen Abfluß und Konzentration also $C_s(Q)$ kann mit verschiedenen Regressionsmodellen erfolgen. Die Wahl des Regressionsmodells kann die Ergebnisse der Frachtberechnung maßgeblich beeinflussen (Jansson 1985). Zumeist erfolgt die Regression zwischen den gemessenen Wertepaaren ($Q(t_i), C_s(t_i)$) über eine Potenzfunktion mit 2 Parametern:

$$C_s = a \cdot Q^b \quad (5.3)$$

Zur Anpassung der Funktion an die Meßwerte wird zumeist die Methode der kleinsten Fehlerquadrate verwendet. Um gewöhnliche lineare Regressionsmodelle anwenden zu können, wird Gleichung 5.3 häufig durch Logarithmierung in eine lineare Form transformiert (vgl. Asselmann 1997):

$$\log_{10} C_s = \log_{10} a + b \cdot \log_{10} Q \quad (5.4)$$

Durch die Anpassung an die logarithmierten Wertepaare wird die Schwebstoffkonzentration im allgemeinen unterschätzt (vgl. Ferguson 1982, Jansson 1985, Cohn et al. 1992). Dies ist darauf zurückzuführen, daß in logarithmierter Form die positiven Abweichungen von der Ausgleichsgerade schwächer gewichtet werden als die negativen Abweichungen (siehe z.B. Asselmann 1997, S. 85 – 86).

In der Literatur werden neben der 2-Parameter-Potenzfunktion weitere Gleichungstypen zur Beschreibung der Konzentrations-Abfluß-Beziehungen von Schwebstoffen diskutiert. Am häufigsten werden hier einfache lineare Regressionen und 3-Parameter-Potenzfunktionen der Form

$$C_s = y_0 + a \cdot Q^b \quad (5.5)$$

genannt.

Im folgenden sollen daher die 3 genannten Regressionsmodelle hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit auf den Neckar sowie die Nebenflüsse Rems, Murr und Enz bewertet werden. Die 2-Parameter-Potenzfunktion wird dabei einerseits in ihrer ursprünglichen Form (Gl. 5.3) mit Hilfe eines nicht-linearen Regressionsmodells und andererseits mit einem linearen Regressionsmodell an die logarithmische Transformation (Gl. 5.4) angepaßt. Die Regressionen basieren auf den im Rahmen des Forschungsvorhabens gewonnenen Meßdaten, wobei für die Meßstellen N7, E und N8 auch die Daten aus dem Vorläuferprojekt (Kern & Westrich 1996) verwendet wurden. Die Güte der Anpassungen wurde mittels unterschiedlicher statistischer Größen vergleichend bewertet.

Hierzu wird zunächst für alle Regressionen das multiple Bestimmtheitsmaß R^2 bestimmt, das Auskunft darüber gibt, welcher Anteil der Gesamtvarianz der Schwebstoffkonzentrationen durch die Regression erklärt wird (siehe Gleichung 4.8). Das Bestimmtheitsmaß kann jedoch nicht zum Vergleich der unterschiedlichen Regressionsmodelle herangezogen werden, da diese infolge unterschiedlicher Parameterzahl unterschiedliche Freiheitsgrade aufweisen. Hierzu ist vielmehr das korrigierte Bestimmtheitsmaß R_a^2 geeignet, bei dessen Berechnung die Anzahl der Freiheitsgrade berücksichtigt wird (Chatterjee & Price 1995):

$$R_a^2 = 1 - \frac{n-1}{n-p-1} \cdot (1 - R^2) \quad (5.6)$$

Wobei n die Anzahl der Wertepaare und p die Anzahl der Regressionsparameter ist.

Als weiterer Kenngröße für die Adäquanz der Regressionen wurde die Störtermvarianz (S^2) berechnet:

$$S^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (Cs_i^{\text{ber}} - Cs_i^{\text{gem}})^2}{n - p} \quad (5.7)$$

Die Störtermvarianz gibt Aufschluß darüber, wie stark die Streuung der Meßwerte um die berechnete Regressionsbeziehung ist.

Als Maß für die Prognosefähigkeit der Regression wurde die sogenannte PRESS-Statistik (Predicted Residual Error Sum of Squares) berechnet. Hierbei wird die Regression jeweils unter Vernachlässigung eines Wertepaars berechnet. Dann wird für den vernachlässigten Punkt das Quadrat der Abweichung des berechneten Wertes vom gemessenen Wert ermittelt. Dies wird für alle Wertepaare wiederholt und letztlich die Summe der Abweichungsquadrate berechnet (vgl. Bãrdossy & Disse 1998):

$$\text{PRESS} = \sum_{i=1}^n (Cs_i^{\text{ber}^*} - Cs_i^{\text{gem}})^2 \quad (5.8)$$

Dabei ist $Cs_i^{\text{ber}^*}$ jener Wert, der für Q_i bei der Regression ohne das Wertepaar Cs_i/Q_i , ermittelt wurde.

Die entsprechenden Auswertungen werden in Tabelle 5.4 vergleichend gegenübergestellt. Die Meßwerte und die Regressionen sind im Anhang graphisch dargestellt. Aus den Vergleichen wird deutlich, daß die lineare Regression im allgemeinen nur ungenügend geeignet ist, um die Beziehungen zwischen Abfluß und Konzentration zu beschreiben. Speziell bei hohen Abflüssen werden die Schwebstoffkonzentrationen deutlich unterschätzt. Die lineare Regression der logarithmierten Werte beschreibt die Meßwerte zwar zumeist recht gut, aus den Abbildungen im Anhang wird aber deutlich, daß die Schwebstoffkonzentrationen mit dieser Regressionsform durchweg zu niedrig eingeschätzt werden. Zwischen der 2- und der 3-Parameter-Potenzfunktion besteht kaum ein Unterschied hinsichtlich der Güte der Regression. Zieht man die PRESS-Statistik als den maßgebenden Parameter für die Prognosefähigkeit einer Regression heran, so weisen die 2-Parameter-Potenzfunktionen meist sogar eine höherer Güte auf. Demzufolge erbringt eine Erweiterung der Regressionsgleichung auf ein Modell mit 3 Parametern keine Verbesserung in der Beschreibung der Meßdaten.

Die Eignung der Regressionen zur Berechnung von Frachten wurde darüber hinaus anhand des Hochwassers HW10/98 überprüft. Für die untersuchten Meßstellen wurden mit Hilfe der Regressionen und der Tagesabflüsse die Schwebstofffrachten

für den Zeitraum vom 29.10 bis zum 5.11.98 berechnet. In Tabelle 5.5 werden die Ergebnisse jenen aus Kapitel 5.3 gegenübergestellt. Aus dem Vergleich wird deutlich, daß sich erhebliche Unterschiede bei der Schwebstofffracht ergeben, je nachdem welches Berechnungsverfahren verwendet wird. An den Meßstellen N1, R, M und N7 werden die tatsächlichen Schwebstofffrachten durch die Berechnungen mittels der Potenzfunktionen recht gut wiedergegeben. An der Enz (E) und speziell im Neckar bei Lauffen (N8) ergeben sich bei Anwendung der Potenzfunktionen jedoch erhebliche Fehleinschätzungen, die sich bei N8 auf etwa 50 % belaufen.

Tab. 5.4: Güte der Regressionen der Schwebstoffkonzentrationen auf die Abflüsse. Die Werte, die die jeweils höchste Güte anzeigen sind fett gedruckt.

Meßstelle	Regressionsgleichung	R ²	R _a ²	S ²	PRESS
N1	$C_s=y_0+a*Q$	0,79	0,78	25057	955261
	$lgC_s=a+b*lgQ$	0,62	0,60		
	$C_s=a*Q^b$	0,96	0,96	4431	357015
	$C_s=y_0+a*Q^b$	0,96	0,96	4417	402875
R	$C_s=y_0+a*Q$	0,85	0,84	27541	1222917
	$lgC_s=a+b*lgQ$	0,78	0,77		
	$C_s=a*Q^b$	0,85	0,85	26984	2367365
	$C_s=y_0+a*Q^b$	0,86	0,85	26269	2404173
M	$C_s=y_0+a*Q$	0,81	0,80	6267	315963
	$lgC_s=a+b*lgQ$	0,85	0,84		
	$C_s=a*Q^b$	0,83	0,83	5499	330235
	$C_s=y_0+a*Q^b$	0,85	0,84	5064	227743
N7	$C_s=y_0+a*Q$	0,88	0,88	27483	10020743
	$lgC_s=a+b*lgQ$	0,86	0,86		
	$C_s=a*Q^b$	0,90	0,90	22994	8459490
	$C_s=y_0+a*Q^b$	0,90	0,90	22835	8487510
E	$C_s=y_0+a*Q$	0,79	0,79	7944	2544797
	$lgC_s=a+b*lgQ$	0,61	0,61		
	$C_s=a*Q^b$	0,87	0,87	4993	1581767
	$C_s=y_0+a*Q^b$	0,87	0,87	4834	1530493
N8	$C_s=y_0+a*Q$	0,90	0,90	28195	8227360
	$lgC_s=a+b*lgQ$	0,86	0,85		
	$C_s=a*Q^b$	0,93	0,92	21067	6260894
	$C_s=y_0+a*Q^b$	0,92	0,92	21694	6462441

Als eine der Hauptursache für die Diskrepanz zwischen den Berechnungsergebnissen ist auf die Hysterese der Schwebstoffkonzentrationen während des Durchgangs eines Hochwassers zu verweisen (siehe Anhang). Zudem variieren die Konzentrations-Abfluß-Beziehungen von Hochwasser zu Hochwasser stark. Hierbei ist z.B. die Periode vor dem untersuchten Hochwasser von großer Bedeutung: Ging dem Hochwasser eine lange Periode mit geringen bis leicht erhöhten Abflüssen voraus, so liegen in den Stauhaltungen große Mengen junger wenig verfestigter und daher leicht erodierbarer Sedimente, während des Hochwassers können sehr hohe Schwebstoffkonzentrationen auftreten. Tritt ein Hochwasser hingegen in kurzem zeitlichem Abstand zu einem vorhergehenden Hochwasser auf, so kommt die Materiallimitierung stärker zum Tragen, die Schwebstoffkonzentrationen werden bei gleichen Abflüssen geringer ausfallen.

Tab. 5.5: Vergleich der Schwebstofffrachten mit unterschiedlichen Berechnungsmethoden während des HW 10/98.

Meßstelle	Schwebstofffrachten [10^3 t]				Interpolation Kap. 5.3
	zugrundeliegende Regression				
	$C_s=y_0+a*Q$	$lgC_s=a+b*lgQ$	$C_s=a*Q^b$	$C_s=y_0+a*Q^b$	
N1	66	28	48	49	56
R	26	29	26	26	24
M	7	8	7	7	6
N7	184	111	151	154	165
E	25	11	19	18	26
N8	407	265	352	358	241

Um diesen Effekt zu verdeutlichen, sind in Abbildung 5.5 die Konzentrations-Abfluß-Beziehungen an der Meßstelle N8 (Lauffen) für zwei Hochwasser dargestellt. Das Hochwasser HW 4/94 folgte auf ein vergleichbares Hochwasser im Dezember 1993. Vor HW10/98 lag hingegen eine lange Zeitspanne mit geringen bis mäßig erhöhten Abflüssen. Die Abbildung verdeutlicht, daß während des HW 10/98 bei Abflüssen von ca. $1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ maximale Schwebstoffkonzentrationen auftraten, die beim HW 4/94 erst bei Abflüssen von $1300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ erreicht wurden. Andererseits ist beim HW 10/98 ein wesentlich steilerer Rückgang der Schwebstoffkonzentrationen mit abnehmendem Abfluß zu verzeichnen.

Dies ist neben der Vorgeschichte der Hochwasser auch auf den unterschiedlichen Verlauf der Hydrographen zurückzuführen. Während das HW4/94 nach Erreichen des Abflußmaximums relativ schnell abklang, fiel der Pegel beim HW10/98 wesentlich langsamer.

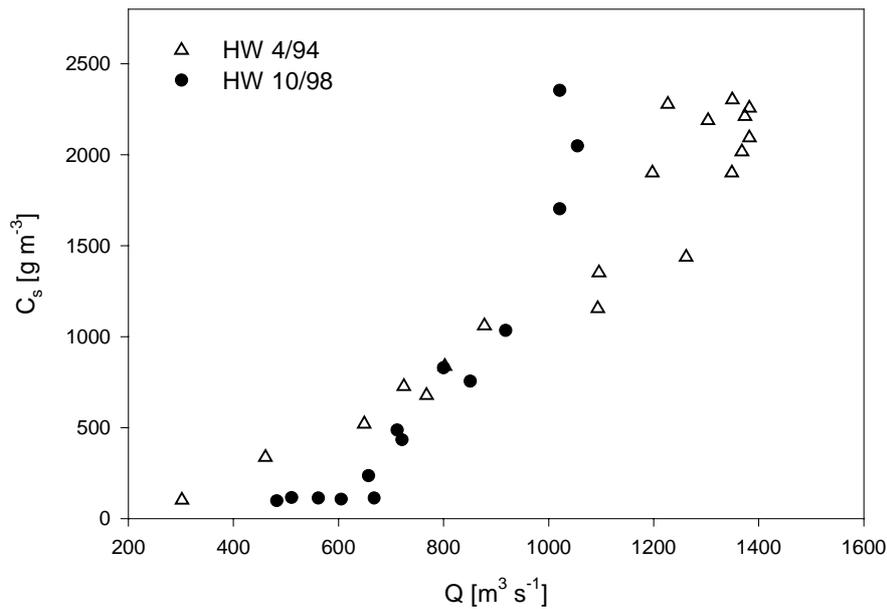


Abb. 5.5: Konzentrations-Abfluß-Beziehungen für zwei Hochwasser im Neckar bei Lauffen (N8).

Die Ausführungen verdeutlichen, daß die Berechnung von Schwebstofffrachten auf der Grundlage von Konzentrations-Abfluß-Beziehungen mit erheblichen Unsicherheiten behaftet ist. Für die Abschätzung der Frachten während Zeiten geringer Abflußdynamik erscheinen Regressionen mit Potenzfunktionen jedoch relativ gut geeignet zu sein. Für eine adäquate Ermittlung der Stofffrachten während Hochwasserereignissen ist eine zeitlich hoch auflösende Beprobung und eine Berechnung der Fracht über zeitliche Interpolation jedoch unabdingbar. Wie wichtig die exakte Erfassung einzelner transportwirksamer Hochwasser für die Ermittlung von Jahresfrachten ist wird auch aus Tabelle 5.6 deutlich.

Tab. 5.6: Vergleich der Schwebstofffrachten während unterschiedlicher Zeiträume.

	N7	E	N8
Gesamtfracht 1.11.97 bis 28.10.98 [10^3 t]	40	1	60
Gesamtfracht 29.10.98 bis 5.11.98 [10^3 t]	165	26	241

Die Frachten für das hydrologische Jahr 1998 ohne Berücksichtigung des HW 10/98, d.h. die Frachten vom 1.11.1997 bis einschließlich dem 28.10.1998 wurden auf der Grundlage der Regression mit der 2-Parameter-Potenzfunktion und der Tagesabflüsse berechnet. Hierbei wurden nur jene drei Meßstellen betrachtet, für die die Konzentrations-Abfluß-Beziehungen durch die zusätzlichen Messungen im Rahmen des Vorläuferprojekts sehr gut belegt waren. Während des Abflußjahres 1998 herrschte an den Meßstellen bis zum 28.10.98 durchgehend geringer bis mäßig erhöhter Abfluß. Der mittlere Abfluß in Lauffen lag während dieser Zeit mit $62 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$

unter dem langjährigen MQ von $88 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Der maximale Abfluß bei Lauffen betrug in dieser Zeit $201 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Der Vergleich verdeutlicht, daß in den 8 Tagen, die das Hochwasser andauerte, an den Meßstellen die Schwebstofffracht um ein Vielfaches höher war als in den 362 vorangegangenen Tagen. An den Neckarmeßstellen stammt der Großteil des Schwebstofftransports während Hochwasser aus der Erosion in der oberstromigen Stauhaltungskette. Dies verdeutlicht nochmals die Bedeutung einzelner Hochwasserereignisse speziell für die Mobilisierung von Sedimenten aus den Stauhaltungen des Neckars und der damit möglicherweise verknüpften Reaktivierung von Sedimentaltlasten.

6 Modellrechnungen zu Schwebstoff- und Cadmiumtransport im schiffbaren Neckar

6.1 Zielsetzung

Die mit dem Strömungs- und Transportmodell COSMOS von Kern (1997) durchgeführten Berechnungen zum Transport und Retentionsverhalten von Schwebstoffen und Schadstoffen im Neckar zwischen Plochingen und Lauffen haben gezeigt, daß solche Modellsimulationen ein wichtiges Werkzeug bei der Gewässergütebewirtschaftung sind. Um ein solches Managementwerkzeug für den gesamten schiffbaren Neckar zur Verfügung zu haben, wurde das Modell COSMOS auf den gesamten Bereich zwischen Plochingen und der Mündung bei Mannheim erweitert.

Primäres Ziel der Modellrechnungen war es den historischen Verlauf der Schwebstoff- und Cadmiumretention im Bereich des schiffbaren Neckars zwischen 1980 und 1996 zu beschreiben. Vor dem Hintergrund der relativ hohen Belastung der Neckarsedimente zielten die Simulationen auch darauf ab, den Beitrag des Neckars zur Cadmiumbelastung des Rheins zu quantifizieren. Mit dem hier entwickelten Modell soll es möglich werden, die zukünftige Belastung des Neckars mit Hilfe von Prognoseszenarien abzuschätzen.

6.2 Erweiterung des Modells COSMOS auf den gesamten schiffbaren Neckar

Die Untersuchungen beziehen sich auf den zur Wasserstraße ausgebauten, staugeregelten Abschnitt des Neckars zwischen Plochingen (km 202,0) und Mannheim (km 0, siehe Abb. 2.1). Dieser Flußabschnitt wird von 27 Staustufen untergliedert (Tab. 6.1). Die Höhendifferenz auf der Flußstrecke beträgt insgesamt etwa 150 m.

Zahlreiche Zuflüsse speisen den schiffbaren Neckar (Tab. 6.2). Am bedeutendsten sind hierbei der Neckar oberstrom von Plochingen sowie die Nebenflüsse Enz, Rems, Murr, Kocher und Jagst. Von den zahlreichen kleineren Zuflüssen konnten in der historischen Berechnung aufgrund fehlender Daten nicht alle berücksichtigt werden. Zudem liegen einige der verwendeten Pegel in größerer Entfernung zur Einmündung in den Neckar, woraus wesentliche Unterschiede zwischen der Einzugsgebietsfläche des Zuflusses und derjenigen des Pegels resultieren können. Tab. 6.2 unterstreicht dies z.B. für den Pegel Pforzheim/Enz.

Tab. 6.1: Staubauwerke am Neckar zwischen Plochingen und Mannheim.

Staubauwerk	Bezeichnung	Lage [Neckar km]	Normalstau [m+NN]
Deizisau	DEIZ	199,51	247,20
Oberesslingen	OESS	196,50	242,10
Esslingen	ESSL	193,93	236,20
Obertürlheim	OBTU	189,52	231,00
Untertürkheim	UNTU	186,45	222,65
Cannstatt	CANN	182,78	219,00
Hofen	HOFN	176,207	213,60
Aldingen	ALDI	171,99	206,80
Poppenweiler	POPP	165,00	203,20
Marbach	MARB	158,95	196,20
Beihingen	BEIH	153,20	190,20
Hessigheim	HESS	143,01	182,20
Besigheim	BESI	136,78	176,00
Lauffen	LAUF	125,17	169,70
Horkheim	HORK	119,90	161,41
Heilbronn	HLBN	113,59	154,04
Kochendorf	KOCH	107,20	150,80
Gundelsheim	GUND	93,86	142,80
Neckarzimmern	NZIM	85,95	138,60
Guttenbach	GUTT	72,21	133,00
Rockenau	ROCK	61,43	127,70
Hirschhorn	HIRS	47,74	121,70
Neckarsteinach	NSTE	39,30	116,40
Neckargemünd	NGMU	30,86	111,70
Heidelberg	HDBG	26,14	107,60
Wieblingen	WIEB	22,40	105,20
Ladenburg	LADE	12,20	96,50

Tab. 6.2: Zuflüsse des untersuchten Neckarabschnitts. Die letzte Spalte gibt an, ob ein Zufluß in der historischen (H) Simulation berücksichtigt wurde.

Zufluß	Lage am Neckar [km]	Bezeichnung des Pegels	Pegel -Nr.	A_E Pegel [km ²]	A_E Zufluß [km ²]	MQ [m ³ s ⁻¹]	H
Neckar	202,20	Plochingen	4270	3995	3995	45,7	X
Körsch	197,78	Denkendorf	4414	127	k.A.	1,34	
Rems	170,50	Neustadt-3	1470	567	581	6,93	X
Murr	156,43	Murr	4340	505	510	5,89	X
Enz	136,66	Pforzheim	4660	1477	2228	16,7	X
Zaber	124,66	Hausen	4430	109	k.A.	0,74	X
Schozach	115,90	Talheim	4440	74	k.A.	0,58	X
Lein	110,30	Frankenbach	1457	116	k.A.	0,62	X
Sulm	105,10	Erlenb-Sp., Neckarsulm	k.A.	121	k.A.	0,91	
Kocher	103,06	Stein	3465	1929	∑3795	22,3	X
Jagst	100,83	Untergriesheim	3470	1826	k.A.	19,0	X
Elz	81,14	Mosbach-Tiefer Weg	4421	155	k.A.	1,96	X
Itter	56,80	Eberbach	4560	101	k.A.	k.A.	X
Steinach	38,70	Heiligenkreuzsteinach	4570	30	∑540	k.A.	
Elsenz	34,19	Meckesheim	4600	259		1,59	X
Schwarzbach	(34,19)	Eschelbronn	4610	198		1,70	X

k.A.: keine Angabe

Zur Erweiterung des Modells COSMOS (Kern, 1997) wurden die Fließquerschnitte der Peilung aus dem Jahr 1989 (Quelle: Bundesanstalt für Wasserbau, Karlsruhe) plausibilisiert, aufbereitet und in das Modell implementiert. Der Stützstellenabstand der Fließquerschnitte beträgt $dx=100$ m. Die in Tab. 6.3 aufgeführten Verzweigungen des Neckars konnten in den Modellrechnungen nicht berücksichtigt werden. In den entsprechenden Flußabschnitten wurden Ersatzprofile eingefügt, um einen kontinuierlichen Wasserlauf zu gewährleisten.

Tab. 6.3: Flußabschnitte, in denen der Neckar in den Schiffahrtskanal und den Altneckar verzweigt ist.

Stauhaltung	von Neckar km	bis Neckar km
Oberesslingen	194,50	196,80
Esslingen	191,90	193,95
Marbach	157,45	159,00
Pleidelsheim	148,60	153,20
Besigheim	136,00	137,00
Lauffen	123,75	125,40
Horkheim	117,05	120,00
Heilbronn	110,60	114,20
Kochendorf	102,90	107,80
Schwabenheim	17,50	22,60
Feudenheim	4,90	12,30

6.3 Simulationsrechnungen mit COSMOS

6.3.1 Modellkalibrierung

Das Strömungsmodell wurde anhand von Geschwemmsellinien kalibriert, die für vier signifikante Hochwasser entlang der beiden Ufer von der Wasser- und Schiffahrtsverwaltung aufgenommen wurden. Die Anpassung der Gerinnerauheit war Gegenstand einer Diplomarbeit am Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart (Karnahl, 1998).

Für den Neckar zwischen Plochingen und Lauffen erfolgte bereits eine Kalibrierung des Modells COSMOS hinsichtlich des Schwebstofftransportes (Kern & Westrich, 1996). Für den Neckar unterstrom von Horkheim konnten von Seiten der Bundesanstalt für Gewässerkunde keine Sohlvolumenbilanzen oder Profildatensätze aus unterschiedlichen Jahren zur Verfügung gestellt werden. Von einer Langzeitkalibrierung des Schwebstofftransportmodells wurde daher abgesehen.

Anstelle einer Kalibrierung erfolgte für den Schweb- und Cd-Transport eine eingehende Plausibilisierung der Berechnungsergebnisse.

6.3.2 Historische Modellsimulation

Für die hydrologischen Jahre 1980 bis 1996 wurde der Transport von Schwebstoffen und Cadmium im staugeregelten Neckar zwischen Plochingen und Mannheim untersucht. Das Ziel der historischen Berechnung war es, den Eintrag von Schwebstoffen und Cadmium aus dem Neckar in den Rhein abzuschätzen.

Rand- und Anfangsbedingungen

Hierzu wurden folgende Annahmen getroffen:

1. Der Schwebstoffeintrag aus den Zuflüssen nimmt nach einer Potenzfunktion mit dem Abfluß des betrachteten Fließgewässers zu. Die Schwebstoffkonzentrationen können über eindeutige Schwebstoff-Abfluß-Beziehungen berechnet werden. Hystereseeffekte sind in erster Näherung vernachlässigbar.
2. Die Cadmiumbelastung der Schwebstoffe aus den Zuflüssen wird primär durch die Cadmiumgehalte in den oberflächennahen Schichten der Flußsohle des entsprechenden Gewässers bestimmt.
3. Der gelöste Cd-Eintrag aus den Zuflüssen steht im Verteilungsgleichgewicht zur partikulären Schwebstoffkonzentration. Das Verteilungsgleichgewicht kann über einen universellen Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffizienten beschrieben werden. Veränderungen im Sorptionsverhalten des Spurenmetalls, z.B. infolge räumlich unterschiedlicher Schwebstoffcharakteristika oder zeitlich wechselnder chemischer Milieubedingungen im Gewässer (pH-Schwankungen, etc.), spielen keine große Rolle.
4. Am Beginn der Simulation (1.11.1979) ist die Flußsohle des Neckars erosionsstabil und frei von Cadmium.

- *Randbedingungen für das Strömungsmodell*

Als oberstromige Randbedingung diente die Abflußganglinie des Neckars bei Plochingen. Die Abflüsse der im Untersuchungsabschnitt des Neckars einmündenden Nebenflüsse wurden an den entsprechenden Knotenpunkten als laterale Zuflüsse berücksichtigt.

Die 27 Staubauwerke im untersuchten Flußabschnitt (Tab. 6.1) stellen interne Randbedingungen für das Strömungsmodell dar. Es wurden die in Tab. 6.1 aufgelisteten Normalstauhöhen im Oberwasser der Staubauwerke als zeitlich konstante interne Randbedingungen für das Strömungsmodell verwendet.

Für den unterstromigen Modellrand standen Tageswerte des Wasserspiegels am Pegel Mannheim/Neckar seit 1984 für die Modellrechnungen zur Verfügung. Für den Modellzeitraum zwischen 1979 und 1984 wurden Pegelwerte der Station Mannheim/Rhein herangezogen. Die Wasserstände dieses Pegels wurden mit Hilfe einer linearen Regressionsgleichung transformiert (Abb. 6.1).

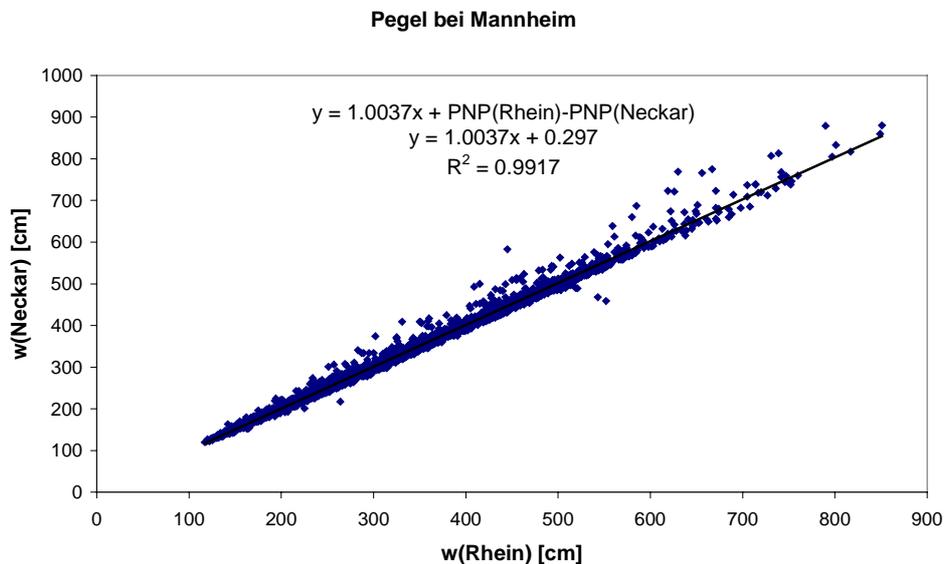


Abb. 6.1: Regression zwischen den Pegelständen an den Stationen Mannheim/Rhein und Mannheim/Neckar.

- *Randbedingungen für das Stofftransportmodell*

Eintrag an Schwebstoffen:

Die Schwebstoffkonzentrationen C_s aus den in den Neckar einmündenden Nebenflüssen wurden mit nichtlinearen Beziehungen der Form

$$C_s(t) \text{ [kg/m}^3\text{]} = (a + b \cdot Q(t)^c) / 1000 \quad (6.1)$$

aus den Abflußdaten Q [m^3/s] berechnet. Für alle Zuflüsse wurden für die Konstante a und den Exponenten c dieselben Werte ($a=0,02$, $c=1,78$) gewählt, die experimentell aus Naturdaten im Neckar bei Kirchheim hervorgegangen sind. Die Konstante b normiert die Abflußwerte der Zuflüsse auf den Abflußwert bei Kirchheim, für den der Pegel Lauffen maßgebend ist, über die Mittelwasserabflüsse:

$$b = f_z \cdot MQ/MQ(\text{Lauffen}) \quad (6.2)$$

Die flußgebietsspezifische Konstante f_z berücksichtigt die unterschiedliche Schwebstoffführung der Zuflüsse in Abhängigkeit von den petrographischen Einzugsgebietscharakteristika. Diese Konstante beträgt im allgemeinen eins, wurde aber geringfügig modifiziert, so daß die Schwebstoffkonzentration in den Zuflüssen realistische Maximalwerte von ca. $3,5 \text{ kg/m}^3$ erreichte. In den beiden Zuflüssen Lein und Elsenz, in deren Einzugsgebieten mächtige Lößlehmauflagen vorliegen, wurden bei Hochwasserereignissen deutlich höhere Schwebstoffkonzentrationen von bis zu 7 kg/m^3 gemessen (Barsch et al., 1989, Barsch et al., 1994). Entsprechend wurde f_z derart verändert, daß die Schwebstoffkonzentrationen beider Zuflüsse Maxima im Bereich des genannten Wertes erreichten.

Partikulärer Cd-Eintrag:

Die Cadmiumbelastung der Schwebstoffe aus den Zuflüssen wurde über die Kontamination der Feinkornfraktion $< 20 \text{ }\mu\text{m}$ der oberflächennahen Sedimentablagerungen im gesamten Flußlauf des Zuflusses abgeschätzt. Hierfür lagen Messungen des Instituts für Umweltgeochemie, Universität Heidelberg (Prof. G. Müller) aus den Jahren 1979, 1985 und 1990 vor. Für die drei Jahre wurden aus den Einzelwerten innerhalb eines Flußlaufes flußgebietsspezifische Mittel- und Medianwerte der Cd-Belastung der Feinsedimente berechnet. Zusätzlich konnten für die Enz eigene Messungen der partikulären Cd-Belastung der Schwebstoffe während der Hochwasser im Dez. 1993, April 1994 und Jan. 1995 verwendet werden (Kern, 1997). Im Anhang sind die partikulären Cd-Konzentrationen der einzelnen Zuflüsse im zeitlichen Verlauf dargestellt. Für fast alle Zuflüsse des schiffbaren Neckars sind die partikulären Cd-Gehalte seit 1979 drastisch zurückgegangen. Stark verunreinigt war Ende der 70er Jahre insbesondere die Enz mit Cd-Konzentrationen von $> 20 \text{ mg/kg}$ in der Feinkornfraktion, aber auch der Neckar oberhalb von Plochingen einschließlich der Fils (8 mg/kg).

Für die numerische Simulation wurde der schwebstoffgebundene Cd-Eintrag für die Zeit bis 1990 durch lineare Interpolation der Meßwerte berechnet. Hierzu wurden die Durchschnittswerte aus Median- und Mittelwerten zur Interpolation verwendet. In begründeten Ausnahmefällen wurde stattdessen der Cd-Konzentrationsmedianwert der Sedimentbelastung im Flußlängsverlauf verwendet. Der Medianwert stellt dann ein geeigneteres Lagemaß der Cd-Belastung dar als der Mittelwert, wenn vereinzelt extrem hohe Cd-Konzentrationen gemessen wurden und diese lokalen Spitzenbelastungen bei einem geringen Stichprobenumfang den Mittelwert stark beeinflussen. Dies war z.B. im Jahre 1990 im Flußlauf der Enz der Fall.

Für die Entwicklung der Cd-Sedimentbelastung der Zuflüsse zwischen 1990 und 1997 lagen keine Informationen vor. Es wurden zwei Szenarien untersucht:

- (Z1) Es wurde ein zeitlich linearer Rückgang der Cd-Konzentration seit 1990 in abgeschwächter Form angenommen. Der Gradient der Konzentrationsabnahme wurde in Abhängigkeit von der Entwicklung der Schadstoffentwicklung bis 1990 durch Extrapolation ermittelt.
- (Z2) Es wurde angenommen, daß die Cd-Belastung der Zuflüsse seit 1990 konstant geblieben ist.

Szenario Z1 kann hinsichtlich der Schadstoffentwicklung als realitätsnahe Variante, Szenario Z2 als pessimistische Variante, mit erhöhten Cd-Einträgen, angesehen werden.

Gelöster Cd-Eintrag:

Die gelösten Cd-Konzentrationen $Cd(w)$ in den Zuflüssen wurden mit Hilfe des Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffizienten $K_d=Cd(p)/Cd(w)$ berechnet. Eigene experimentelle Befunde erbrachten für die Enz und den Neckar zwischen Besigheim und Lauffen Verteilungskoeffizienten im Bereich zwischen $10^{4,5}$ L/kg und $10^{5,3}$ L/kg (Kern, 1997). In Anlehnung an diese Untersuchungsergebnisse wurde für alle Zuflüsse ein Verteilungskoeffizient von $K_d=10^{4,9}$ L/kg verwendet.

- *Anfangsbedingung für das Stofftransportmodell*

Für die Simulationen sind prinzipiell zwei verschiedene Anfangsbedingungen möglich:

- (A1) Es wird eine unkontaminierte, erosionsstabile Flußsohle vorgegeben.
- (A2) Es wird eine kontaminierte erodierbare Flußsohle vorgegeben.

Die Anfangsbedingung A1 entspricht nicht den Gegebenheiten in der Natur. Daher können die Berechnungsergebnisse insbesondere in der Anfangsphase der Simulation nur unter Einschränkung diskutiert werden.

Das Hauptproblem der Anfangsbedingung A2 liegt in der Wahl der kritischen Erosionsschubspannungen. Nimmt man eine horizontal und lateral gleichförmige Erodibilität der Flußsohle an und ordnet man der Flußsohle einen zu großen Erosionswiderstand zu, so bleibt das Sediment inaktiv und man erhält die Anfangsbedingung A1. Wird der Erosionswiderstand hingegen zu gering gewählt, so erodiert Sediment vor allem im Bereich der nicht staubeinflußten und daher stärker durchströmten Fließstrecken, in denen in der Realität gar keine kohäsiven,

kontaminierten Ablagerungen vorliegen. Das Dilemma ist nur durch Wahl räumlich variabler kritischer Erosionsschubspannungen zu lösen, wobei die Fließstrecken als erosionsstabil und die staubeeinflußten Sedimentationsräume als erosionslabil zu kennzeichnen sind. Der hiermit verbundene operationelle Aufwand ist allerdings sehr hoch und setzt eine gute Kenntnis des Untersuchungsgebietes voraus. Auf Simulationen mit der Anfangsbedingung A2 wurde daher verzichtet.

Berechnungsergebnisse

Abb. 6.2 zeigt die Ganglinien des Abflusses, der Schwebstoffkonzentration, der gelösten und schwebstoffgebundenen Cd-Gehalte bei der Neckarmündung in den Rhein sowie die Retention an Sediment und Cd im Modellgebiet.

Das Abflußregime ist gekennzeichnet durch starke zeitliche Fluktuationen, die das Aufeinanderfolgen von Niedrigwasser- und Hochwasserperioden kennzeichnen. Signifikante Hochwasser mit Scheitelabflüssen oberhalb von 1500 m³/s traten in den Abflußjahren 1983, 1988 und 1990 sowie im Dez. 1993 und April 1994 auf.

Die Schwebstoffkonzentrationen im Neckar bei Mannheim liegen bei durchschnittlicher Wasserführung deutlich unter 0,1 kg/m³. Während der zuvor genannten Hochwasser kann die Konzentration an suspendierten Feststoffen auf Werte zwischen 1,3 und 2,0 kg/m³ ansteigen. Somit sind gerade die signifikanten Hochwasser für Schwebstoffe und partikuläre Schadstoffe besonders transportrelevant.

Den Simulationsergebnissen zufolge erfolgte die Akkumulation feinkörniger Sedimente in der untersuchten Stauhaltungskette vor allem in der Zeit vor 1988. In dem nachfolgenden Zeitraum drückt der sägezahnartige Verlauf der Sedimentretention das zeitliche Aufeinanderfolgen von lang andauernden Sedimentationsperioden und kurzfristigen, erosiven Hochwasserperioden aus. Aufgrund der gewählten Anfangsbedingung A1 einer nicht erodiblen Flußsohle muß die starke Sedimentation in der Anfangsphase der Simulation als Artefakt bewertet werden.

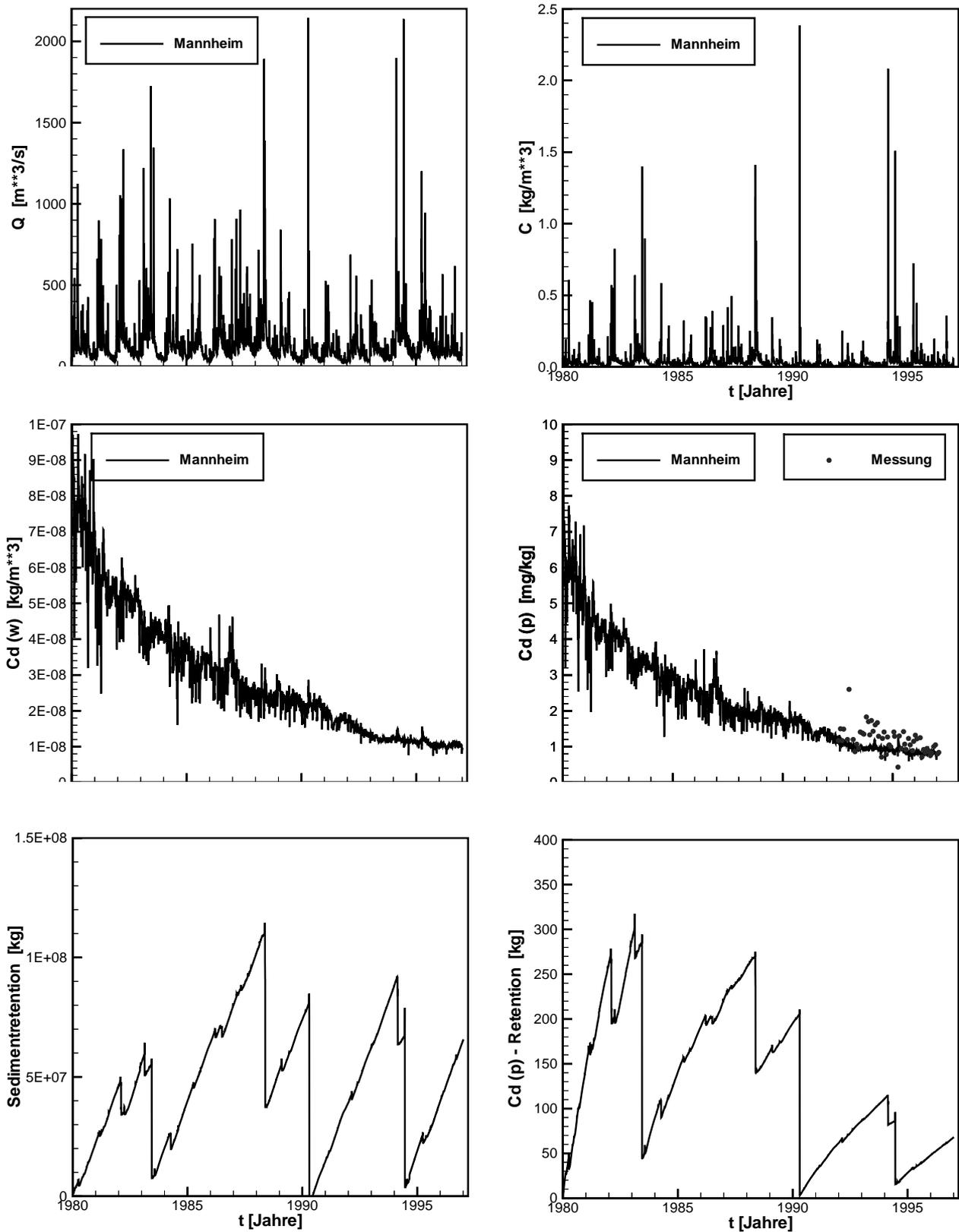


Abb. 6.2: Abfluß (Q), Schwebstoffkonzentration (C), gelöste (w) und schwebstoffgebundene (p) Cd-Konzentration an der Neckarmündung bei Mannheim sowie Retention von Sedimenten und Cd in der untersuchten Flußstrecke für Szenario Z1 (rückläufige Cd-Eintrag nach 1990).

Der Rückhalt von Cd in den Neckarstauhaltungen wird durch die Sedimentation einerseits und den zeitlich abnehmenden Kontaminationsgrad der Schwebstoffe andererseits beeinflusst. Im Vergleich zur Sedimentretention akkumulieren daher gerade in der Anfangsperiode der Simulation überproportional hohe Cd-Mengen in den Stauhaltungen. Betrachtet man die Sedimentationsperioden, so schwächt sich die Cd-Anreicherung in den Flußsedimenten mit fortschreitender Simulationsdauer immer weiter ab. Die Cd-Remobilisierung aus der Flußsohle durch signifikante Hochwasserereignisse ist in der späten Phase der Simulation tendenziell ebenfalls rückläufig. Zwar können lokal noch kontaminierte Altsedimente zumindestens teilweise erodiert werden, doch nimmt der Konsolidierungsgrad der Altsedimente und damit ihre Erosionsstabilität mit zunehmender Ablagerungsdauer im Modell zu. Ob dies in der Natur ebenfalls der Fall ist, bedarf allerdings noch einer experimentellen Überprüfung.

Vergleich der Berechnungsergebnisse mit Naturmessungen

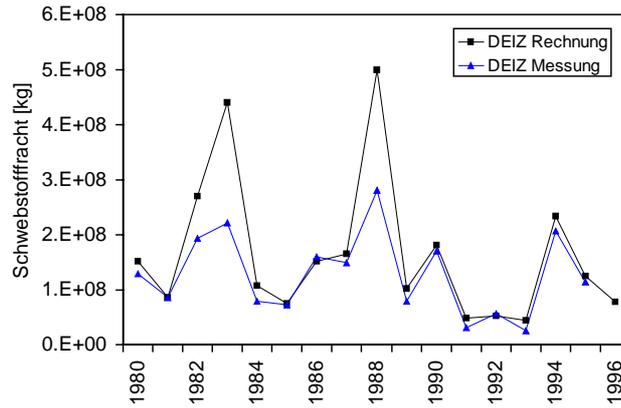
- *Schwebstoffführung*

Die Bundesanstalt für Gewässerkunde betreibt am Neckar vier Schwebstoffmeßstellen: Deizisau, Poppenweiler, Lauffen und Rockenau. An diesen Meßstellen wird die Schwebstoffkonzentration bei Niedrig- und Mittelwasser einmal täglich und bei Hochwasser mehrmals täglich gravimetrisch anhand von zeitlichen Punktproben bestimmt.

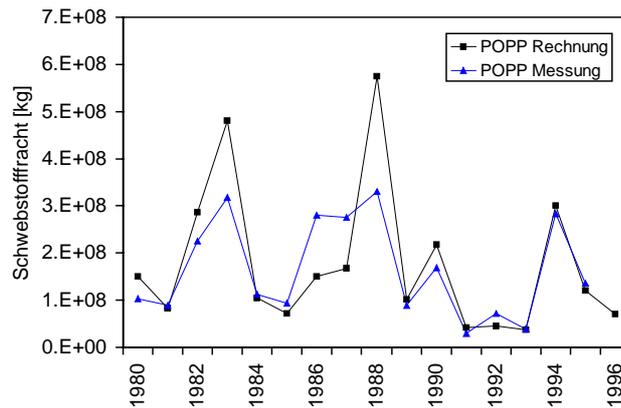
Abb. 6.3 zeigt den Vergleich zwischen gemessenen und berechneten Schwebstoffjahresfrachten. An allen vier Meßstellen werden die jährlichen Schwebstofffrachten stark vom Hochwassergeschehen beeinflusst. Hohe Schwebstofffrachten wurden in den Abflußjahren 1983, 1988 und 1994 transportiert, in denen Extremhochwasser beobachtet wurden.

Für Deizisau verdeutlicht der Vergleich zwischen Messung und Berechnung vor allem die Güte der für den Neckar verwendeten Zustromrandbedingung der Schwebstoffkonzentration. Der zeitliche Verlauf der gemessenen Jahresfrachten wird durch die Simulation in ihren wesentlichen Zügen nachvollzogen. Allerdings liegen die berechneten Jahresfrachten bei Trockenwetterjahren tendenziell unterhalb und in Hochwasserjahren, insbesondere 1983 und 1988, oberhalb der gemessenen Werte.

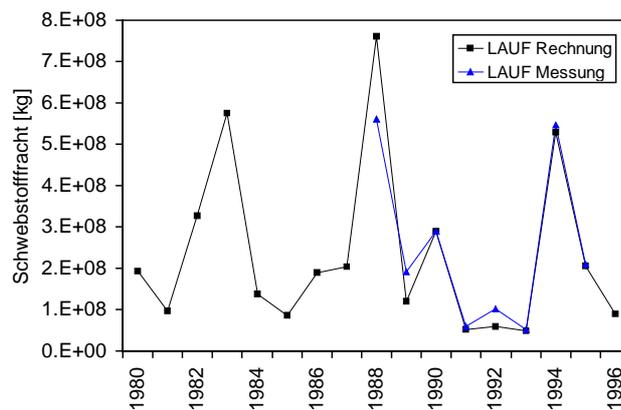
(a) Deizisau



(b) Poppenweiler



(c) Lauffen



(d) Rockenau

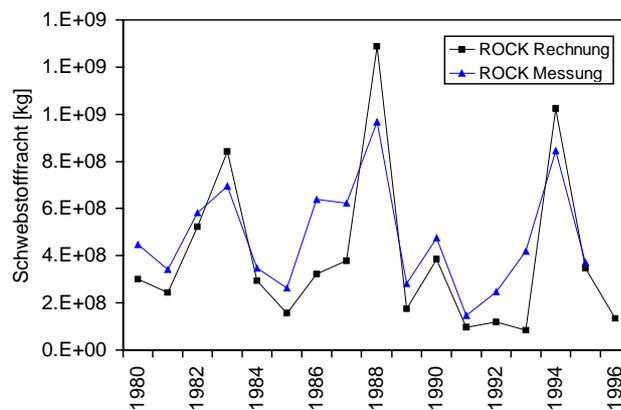


Abb. 6.3: Vergleich zwischen den gemessenen und berechneten jährlichen Schwebstofffrachten an den Stationen (a) Deizisau, (b) Poppenweiler, (c) Lauffen und (d) Rockenau.

Für Poppenweiler, Lauffen und Rockenau ist für abflußreiche hydrologische Jahre im Rahmen der Meßgenauigkeit der Schwebstoffgehalte eine gute Übereinstimmung zwischen berechneten und gemessenen Jahresfrachten erkennbar. Im Gegensatz dazu unterschätzt die Simulation tendenziell die Schwebstoffführung in den abflußarmen Jahren. Hierfür können prinzipiell mehrere Ursachen verantwortlich sein. Erstens ist es möglich, daß die Schwebstoffführung der Zuflüsse bei geringen Abflüssen unterschätzt wurde. Zweitens kann die zu geringe Schwebstoffführung Ausdruck dafür sein, daß die Modellparameter, welche den Sedimentationsprozeß (Korngröße, Schwebstoffdichte, Parameter k für ablagerungsfreie Grenzkonzentration) steuern, falsch gewählt wurden. Drittens ist denkbar, daß die autochtone Bildung von Seston im Gewässer, die infolge biologischer Prozesse stattfindet, bei einer größeren Fließstrecke nicht mehr außer Acht gelassen werden kann. Dieser Prozeß wird derzeit im Modell nicht berücksichtigt.

- *Cadmiumbelastung des Neckars bei Mannheim*

Untersuchungsdaten zur gelösten und partikulären Cd-Belastung des Neckars liegen seit den frühen 90er Jahren für die Stationen Poppenweiler, Kochendorf und Mannheim vor.

Die gelösten Cd-Gehalte liegen dabei fast immer unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/L. In Übereinstimmung dazu liefert die Simulation gelöste Cd-Konzentrationen, die bei Mannheim in den 90er Jahren zumeist unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen.

Die gemessenen partikulären Cd-Gehalte sind im Anhang zusammengestellt, wobei zusätzlich die Meßdaten im Rhein bei Mannheim dargestellt sind. Die Cd-Belastung der Schwebstoffe lag den Meßdaten zufolge zumeist bei Werten zwischen 0,5 und 2 mg/kg und insgesamt höher als im Rhein. An allen drei Meßstationen war die Verunreinigung der Suspensa mit Cd in den 90er Jahren tendenziell rückläufig. Dies ist anhand der negativen Steigungen der Regressionsgeraden erkennbar.

Abb. 6.2 und 6.4 zeigen den Vergleich zwischen den berechneten und gemessenen partikulären Cd-Belastungen des Neckars bei Mannheim. Bei Annahme rückläufiger Cd-Einträge nach 1990 (Szenario Z1, Abb. 6.2) liegen die Berechnungsergebnisse im unteren Bereich der Streubreite der gemessenen Konzentrationen. Der Gradient des Konzentrationsrückgangs stimmt qualitativ mit demjenigen der Meßwerte überein. In Anbetracht der Unsicherheit der Eingangsdaten für die Modellrechnung ist die Übereinstimmung zwischen Simulation und Naturmeßdaten als sehr gut zu bewerten.

Die Tendenz zur Unterschätzung der Cd-Konzentrationen in Abb. 6.2 kann mehrere Ursachen haben: Erstens liegen keine Cd-Konzentrationen in den Zuflüssen nach 1990 vor (Ausnahme: Enz). Die Extrapolation der Meßdaten über 1990 hinaus ist unsicher.

Möglicherweise verläuft der Rückgang der Cd-Einträge aus den Zuflüssen in der Natur weniger rasch als für die Simulation angenommen. Zweitens wurden in der Berechnung Cd-Quellen innerhalb des untersuchten Flußabschnitts nicht berücksichtigt. Es ist denkbar aber unwahrscheinlich, daß Cd-Emissionen noch heute in bedeutsamen Raten in den Neckar oder einen der zahlreichen kleinen, in der Simulation unberücksichtigten Zuflüsse, erfolgen. Drittens wurde der Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffizient mit $10^{4,9}$ L/kg in der Modellrechnung möglicherweise unterschätzt. Zur Klärung der Frage sind weitergehende Sensitivitätsuntersuchungen erforderlich.

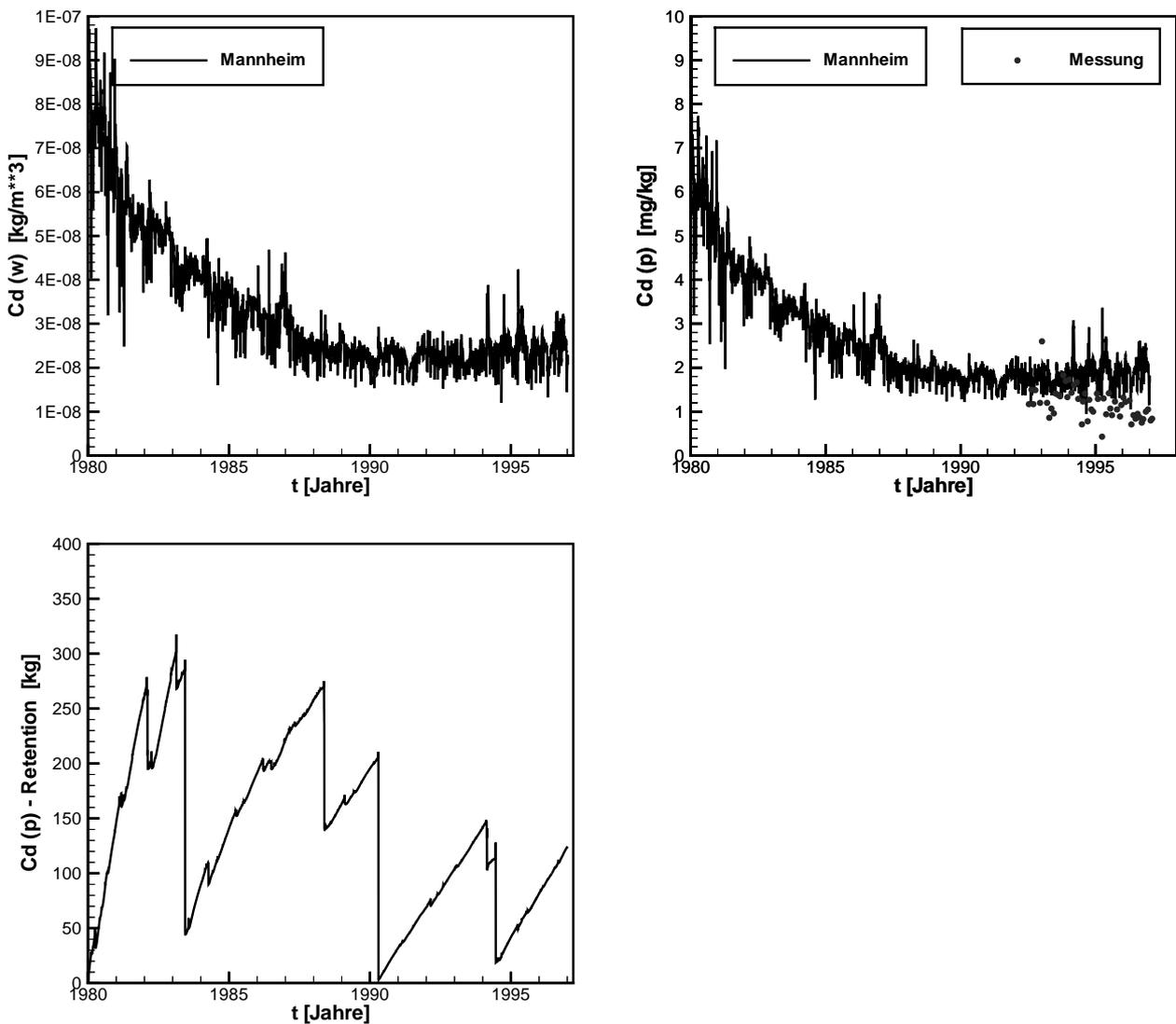


Abb. 6.4: Gelöste (w) und schwebstoff-gebundene (p) Cd-Konzentration an der Neckarmündung bei Mannheim sowie Retention von Cd in den Flußsedimenten des untersuchten Neckarabschnitts für Szenario Z2 (konstante Cd-Einträge auch nach 1990).

Nimmt man an, daß die Cd-Belastung der aus den Zuflüssen in den Neckar einströmenden Schwebstoffe seit 1990 konstant geblieben ist (Szenario Z2, Abb. 6.4), so stellen sich den Modellrechnungen zufolge in der jüngeren Vergangenheit Gleichgewichtskonzentrationen für Cd im Neckar bei Mannheim ein. Dieses Gleichgewicht wird durch eine mittlere partikuläre Belastung der Schwebstoffe von ca. $2,0 \pm 0,5$ mg/kg beschrieben, in Lösung liegen die Cd-Gehalte im Mittel bei ca. $24 \pm 0,5$ ng/l. Die Streubreite der Gleichgewichtskonzentrationen resultiert aus dem Verdünnungseffekt bei erhöhter Wasserführung. Diese Modellannahme führt zu einem Ergebnis, bei dem die bei Mannheim in der Schwebphase gemessenen Cd-Konzentrationen überschätzt werden.

- *Cadmiumbelastung der Neckarsedimente*

Abb. 5 und 6 zeigen die berechnete und die gemessene Cd-Belastung der Flußsohle im Vergleich für die beiden historischen Modellszenarien. Die Meßwerte der Sedimentkartierungen aus den Jahren 1985, 1990 (Gentner, 1992; Jazdanian, 1992, Gruber, 1992) und 1996 (LfU, 1997) beziehen sich auf die Fraktion $< 20\mu\text{m}$ in oberflächennah mit einem Kastengreifer entnommenen Sedimentproben. Aus den Rechenergebnissen wurde für die einzelnen Stauhaltungen die mittlere Cd-Belastung im Sediment berechnet, indem die im Flußsediment gespeicherte Cd-Masse durch die Masse der abgelagerten Sedimente dividiert wurde. Daher ist a priori zu erwarten, daß die Rechenergebnisse einen wesentlich glatteren Verlauf zeigen als die Ergebnisse der Sedimentsondierungen.

1985 (Abb. 6.5a): Die Meßwerte und die Berechnungsergebnisse liefern zwischen Deizisau und Besigheim Cd-Konzentrationen, die mit einer Ausnahme (Messung in Marbach) zwischen 1,5 und 2,5 mg/kg liegen. Ein sprunghafter Anstieg der sedimentären Cd-Belastung auf 4 mg/kg (Messung) bzw. 5,2 mg/kg (Rechnung) ist für die Stauhaltung Lauffen erkennbar, die unterstrom der Einmündung der Enz gelegen ist. Im Unterlauf des Neckars liefert die Sedimenterkundung in Fließrichtung stark rückläufige Konzentrationen. Im Gegensatz dazu verharren die berechneten Cd-Konzentrationen im unteren Neckar auf einem Niveau von knapp 3 mg/kg.

1990 (Abb. 6.5b): Die Meßwerte streuen im oberen Abschnitt des Neckars sehr stark. Die hohen Cd-Konzentrationen $> 5\text{mg/kg}$ sind auf den Einfluß lokaler Emittenten in diesem Flußabschnitt zurückzuführen. Die Ausreißer dokumentieren auch, daß die punktuelle Beprobungsstrategie nur wenig repräsentativ ist. Im Gegensatz zu den Meßergebnissen aus dem Jahr 1985 ist im Unterlauf des Neckars kein Rückgang der Sedimentbelastung festzustellen. Das Transportmodell liefert im oberen Flußabschnitt mit 1 bis $1,5\text{ mg/kg}$ und im unteren Flußabschnitt mit $1,5$ bis 2 mg/kg jeweils recht homogene Sedimentbelastungen. Die maximale mittlere Cd-Konzentration (4 mg/kg) wird erneut für die Ablagerungen in der Stauhaltung Lauffen berechnet.

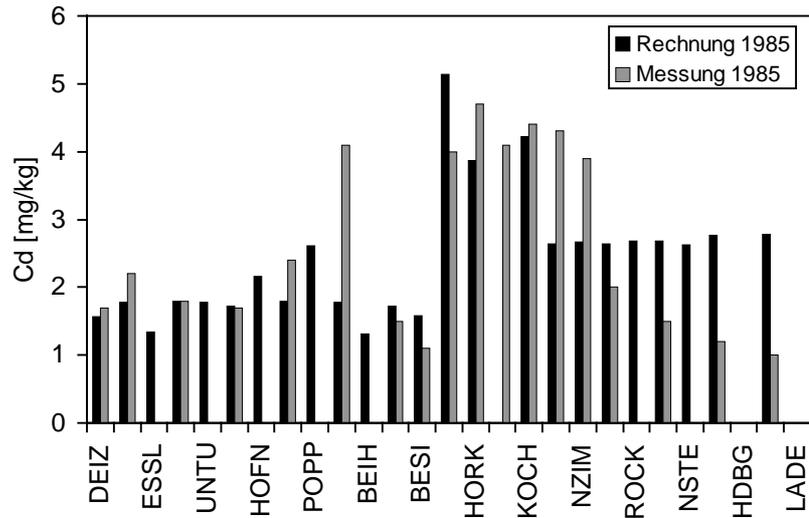
1996 bei Annahme rückläufiger Cd-Einträge nach 1990 (Abb. 6.5c): Die gemessenen und berechneten Cd-Gehalte stehen in guter Übereinstimmung zueinander. Es ergeben sich für den oberstromigen Flußabschnitt bis Besigheim Cd-Konzentrationen von nur noch $0,7$ bis $0,9\text{ mg/kg}$. Im Unterlauf des Neckars liegt die Cd-Belastung der Sedimente bei ca. 1 mg/kg oder etwas darüber. Das Konzentrationsmaximum beträgt etwa 2 mg/kg und liegt noch immer in der Stauhaltung Lauffen.

1996 bei Annahme konstanter Cd-Einträge nach 1990 (Abb. 6.6): Das Modell COSMOS liefert Cd-Konzentrationen, die vor allem im unterstromigen Abschnitt des Neckars deutlich über den gemessenen Cd-Werten liegen.

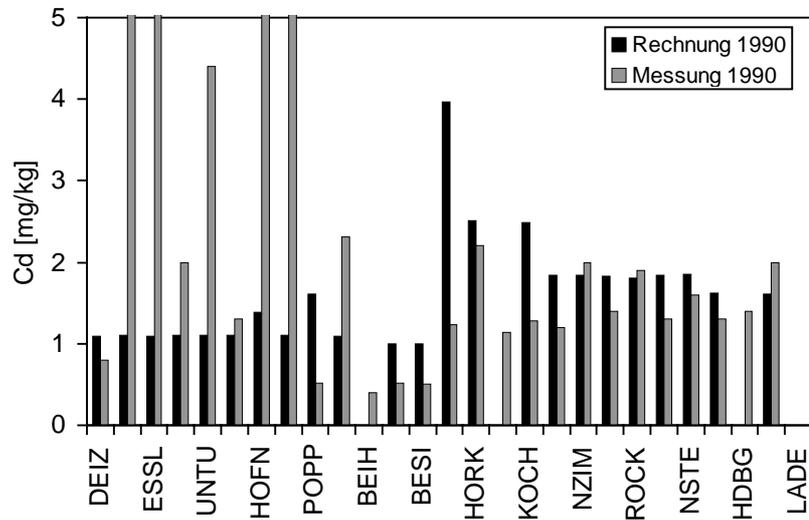
Insgesamt wird der Rückgang der Cd-Belastung in den Sedimenten des Neckars sowohl durch die Messungen als auch durch die Berechnungsergebnisse dokumentiert. Die Annahme, daß die Cd-Einträge aus den Zuflüssen in den Neckar auch nach 1990 rückläufig waren (realistisches Szenario), lieferte Resultate, die mit den Meßwerten in guter Übereinstimmung stehen. Das pessimistische Szenario, bei dem die partikulären Cd-Konzentrationen in den Neckarzuflüssen nach 1990 als konstant angenommen wurden, führte zu Ergebnissen, bei denen die Sedimentbelastung und die Cd-Konzentrationen der Schwebstoffe im Neckar bei Mannheim überschätzt wurde.

Für beide Szenarien ist der zeitliche Rückgang der Sedimentbelastung in Anhang für alle Stauhaltungen des schiffbaren Neckars dargestellt.

(a) 1985



(b) 1990



(c) 1996-Z1

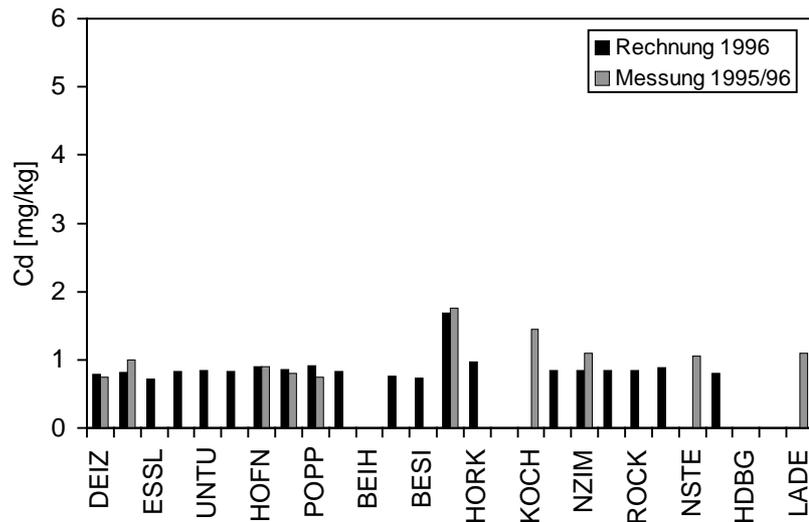


Abb. 6.5: Cd-Belastung der Sedimente in den Stauhaltungen des Neckars für die Jahre (a) 1985, (b) 1990 und (c) 1996. Berechnungsergebnisse für Szenario Z1 (rückläufige Cd-Einträge auch nach 1990) im Vergleich zu Messungen an oberflächennahen Sedimentproben.

1996-Z2

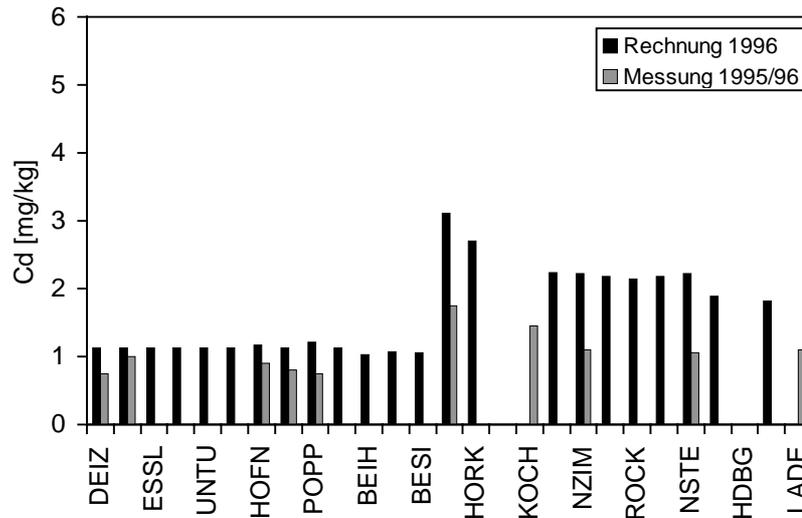


Abb. 6.6: Cd-Belastung der Sedimente in den Stauhaltungen des Neckars für das Jahr 1996. Berechnungsergebnisse für Szenario Z2 (konstante Cd-Einträge nach 1990) im Vergleich zu Messungen an oberflächennahen Sedimentproben.

Die numerischen Berechnungen verdeutlichen, daß die in den Neckarsedimenten gespeicherten Mengen an Cadmium einen aus Sicht der Gewässerökologie relevanten Schadstoffvorrat darstellen. Die kontaminierten Feinsedimente sind dabei im Flußlauf ungleichförmig verteilt. Die Sedimentablagerungen konzentrieren sich auf den oberstromigen Teil des Neckars bis Lauffen. Sedimente lagern sich vor allem in Poppenweiler, Hofen und Lauffen ab. Hohe Cadmiumkonzentrationen treten in den Altsedimenten des Neckars auf, vor allem unterstrom der Einmündung der Enz in den Neckar.

Die historischen Modellszenarien unterstreichen den starken Rückgang des Cd-Eintrags aus dem Neckar in den Rhein zwischen 1980 und 1996. Heute liegt die partikuläre Cd-Belastung des Neckars bei Mannheim bereits unterhalb von 1 mg/kg mit weiterhin leicht abnehmender Tendenz.

7 Schlußfolgerungen und Ausblick

Durch umfangreiche Maßnahmen des technischen Gewässerschutzes konnte in den letzten Jahren eine deutliche Verbesserung der Wasserqualität im Neckar und in anderen deutschen Flüssen erreicht werden. Vielerorts sind jedoch die Gewässersedimente noch hochgradig mit persistenten Schadstoffen belastet, die oftmals bereits vor Jahrzehnten in die Gewässer gelangten. Im Neckar trifft dies in erster Linie auf die Stauhaltung Lauffen zu. Die Sedimentaltlasten bergen ein Gefahrenpotential für das Gewässerökosystem und die angrenzenden Überflutungsflächen, hinter dem die heutige Belastung durch externe Stoffeinträge zurücktritt. Für eine nachhaltige Verbesserung der chemisch-ökologischen Gewässergüte sind daher neuartige Strategien für ein zukunftsweisendes Sedimentqualitätsmanagement dringend erforderlich.

Das bislang praktizierte Sedimentmonitoring beschränkt sich darauf, die Konzentrationen von Einzelschadstoffen im Bereich der Sedimentoberfläche zu erfassen. Die hierdurch gewonnenen Momentaufnahmen aus aufeinanderfolgenden Jahren ermöglichen es, die zeitliche Entwicklung der Belastung rezenter Sedimente zu dokumentieren. Allerdings kann auf Grundlage der gängigen Monitoringprogramme das Reaktivierungsrisiko der belasteten Sedimente und die summarische ökotoxikologische Wirkung aller sedimentassoziierten Verunreinigungen nicht beurteilt werden. Da die Altlasten vielerorts einige Dezimeter unter der Sedimentoberfläche liegen, ist hierfür eine Vorgehensweise notwendig, die das Erosionsrisiko und das ökologische Gefährdungspotential der Gewässersedimente tiefenabhängig bewertet.

Im Rahmen der hier vorliegenden Arbeit wurde eine Strategie erarbeitet, die dieser Zielsetzung gerecht wird. Diese Strategie beinhaltet Methoden zur störungsarmen Sedimentprobenahme, zur zerstörungsfreien Dichtemessung und zur tiefenabhängigen Ermittlung der Erosionsstabilität, die neu entwickelt und erprobt wurden.

Die Strategie wurde auf die Stauhaltung Lauffen am Neckar angewandt. In der Stauhaltung übersteigen die sohnahen Strömungskräfte bei extremen Hochwassern die kritischen Erosionsgrenzwerte aller abgelagerten Sedimente – auch die der hochgradig belasteten und gut konsolidierten Altsedimente. Diese Altsedimente stehen lokal direkt an der Sedimentoberfläche an und werden an diesen Stellen während zukünftiger Hochwasser mit sehr großer Wahrscheinlichkeit erodiert und nach Unterstrom transportiert. An anderen Stellen weist die Existenz einer Erosionsdiskordanz, die wenig belastetes Jungsediment von hoch belastetem Altsediment scharf trennt darauf hin, daß bereits frühere Hochwasserereignisse in die Altsedimente eingeschnitten haben. Größtenteils stehen die Altsedimente heute jedoch in einer Tiefe von einigen Dezimetern an. Ob es zu einer Remobilisierung großer Mengen von Altsediment kommt, hängt daher maßgeblich von der zukünftigen Häufigkeit extremer Hochwasser ab.

Auch die Ergebnisse einer Mischungsanalyse von Hochwasserschwebstoffen weisen darauf hin, daß während extremer Abflußereignisse Altsedimente aus der Stauhaltung Lauffen remobilisiert und ausgetragen werden. Die Mischungsanalyse verdeutlicht zudem, daß bereits geringe Mengen erodierten Altsediments erheblich zur Kontamination unterstromiger Schwebstoffe beitragen.

Hochwasserschwebstofffrachtbilanzen für die Stauhaltungskette zwischen Plochingen und Lauffen verdeutlichen, daß insbesondere die Stauhaltungen Lauffen, Poppenweiler und Hessigheim Quellen für den Schwebstofftransport im Hochwasserfall darstellen. Offenbar sind diese Stauhaltungen, die im Zuge der Verlandung in früheren Jahren überwiegend als Schweb- und Schadstoffsenken fungierten, heute in einem Zustand des dynamischen Gleichgewichtes zwischen Sedimentation und Erosion. Während Hochwasserereignissen werden sie daher auch zu potentiellen Quellen für partikuläre Schadstoffe. Aus gewässerökologischer Sicht implizieren die Befunde, daß zukünftig auch Aufmerksamkeit auf eine mögliche Remobilisierung kontaminierten Materials aus den Stauhaltungen Poppenweiler und Hessigheim gerichtet werden sollte.

Für den Neckar zwischen Plochingen und Mannheim wurde das Strömungs- und Transportmodell COSMOS erfolgreich implementiert und validiert. Mit Hilfe historischer Modellrechnungen wurde die Entwicklung des Schwebstoff- und Cadmiumtransports zwischen 1980 und 1996 erfolgreich beschrieben. Somit steht zukünftig ein zuverlässiges Werkzeug zur Quantifizierung von Transport- und Ausbreitungsvorgängen im Bereich der Bundeswasserstraße Neckar zur Verfügung, mit dem die Schadstoffspeicherung in den Sedimenten berücksichtigt werden kann. Damit ermöglicht das Modell zukünftig eine flußgebietsbezogene Bewertung der Beeinträchtigung der Gewässergüte durch kontaminierte Sedimente. Die numerischen Strömungs- und Transportsimulationen können dabei auf die experimentellen Befunde – insbesondere in der Stauhaltung Lauffen – aufbauen. Durch die Berücksichtigung der zeitlichen Variabilität des Abflusses und anderer Umwelteinflüsse wird es zukünftig möglich, die Wahrscheinlichkeit einer Schadstoffreaktivierung aus der Stauhaltung Lauffen und die Verteilung der remobilisierten Stoffe im Gewässerlauf vorherzusagen. Darüber hinaus kann mit Hilfe von Modellrechnungen der Beitrag kontaminierter Sedimente zur Belastung des Gewässers quantifiziert und mit den Einträgen aus externen Quellen verglichen werden.

Die Untersuchungen sollten zukünftig auf alle relevanten sedimentären Kontaminationsschwerpunkte ausgedehnt werden. Die Ergebnisse der experimentellen und numerischen Untersuchungen könnten dann die Grundlage für die Erstellung eines Risikokatasters für Gewässersedimente bilden. Hierin sollten – ähnlich wie im terrestrischen Bereich – die aquatischen Altlaststandorte hinsichtlich der Notwendigkeit und Dringlichkeit einer Sanierung klassifiziert werden. Ein solches Kataster sollte Entscheidungsgrundlage für ein zielgerichtetes Sedimentqualitätsmanagement sein, das einen effizienten Einsatz finanzieller Mittel zur Sicherung der Gewässergüte gewährleistet.

8 Literatur:

- Abdel-Rahman N. M. (1963) The Effect of Flowing Water on Cohesive Beds. Mitteilungen der VAW Zürich, Heft 56.
- Ahlf, W (1995): Ökotoxikologische Sedimentbewertung. UWSF – Z. Umwelchem. Ökotox., 7 (2), 84 – 91.
- Akerjord M.-A. & Christophersen N. (1996): Assessing Mixing Models within a Common Framework. Environ. Sci. Technol., 30, 2105 – 2112.
- Appelo C. A. J. & Postma D. (1993): Geochemistry, groundwater and pollution. Balkema, Rotterdam.
- Arulandanan K. (1975) Fundamental Aspects of Erosion of Cohesive Soils. *ASCE J. of the Hydraulics Divison*, **101** (HY3).
- Asselmann N. E. M. (1997): Suspended sediment in the river Rhine. The impact of climate change on erosion, transport and deposition. PhD thesis Universiteit Utrecht.
- Bårdossy A. & Disse M. (1998) Statistische Untersuchungen von Geschiebe- und Schwebstoffmessungen zur Minimierung des Meßaufwands. BfG-Kolloquium; Neue Entwicklungen in der Hydrometrie – Feststofftransport, 25./26.11.1998, Berlin.
- Barsch, D.; Mäusbacher, R.; Schukraft, G. & Schulte, A. (1989): Die Belastung der Elsenz bei Hoch- und Niedrigwasser. Kraichgau - Beiträge zur Landschafts- und Heimatforschung, Folge 11, 33-48.
- Barsch, D.; Gude, M.; Mäusbacher, R. & Schukraft, G. (1994): Feststoff- und Sedimentdynamik von Elsenz und Neckar bei Hochwasserabfluß. In Matschullat, G. & Müller, G. (Hrsg, 1994): Geowissenschaften und Umwelt. Berlin, 85-93.
- Becker H. G. O., Domschke G., Fanghänel E., Fischer M., Gewalt K., Mayer R., Pavel D., Schmidt H. & Schwetlick K. (1988): Organikum; Organisch-chemisches Grundpraktikum, VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin, 17. Auflage.
- Been K. & Sills G. C. (1982) Self-weight consolidation of soft soils: An experimental and theoretical study. *Geotechnique*, **31** (4), 519 – 535.
- Berner R. A. (1980) Early Diagenesis: A Theoretical Approach. Princeton University Press, Princeton.
- BfG (1994): Zur Ermittlung von jährlichen Stofffrachten in großen Fließgewässern am Beispiel der IKSR-Zahlentafeln 1991. Bericht BfG-0827, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

- BfG (1997): Vergleich von Schätzmethode n für jährliche Stofffrachten am Beispiel des IKSR-Meßprogrammes 1995. Bericht BfG-1078, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- Black K. S. (1997) Microbial factors contributing to erosion resistance in natural cohesive sediments. In Neville, B. et al. (Ed.): Cohesive Sediments. Chichester, Wiley, 231 – 244.
- Bley D. (1994) : Zur Anwendung der Trübungsmessung bei Schwebstoffuntersuchungen. Berlin, Freie Universität, Dissertation.
- Bley D. & Schmidt K.-H. (1994): Schwebstofffassung über Trübungsmessung in einem Wildbach (Lainbach / Oberbayern). In Barsch D. et al.: Messungen in fluvialen Systemen. Springer Verlag, Berlin, 159 – 172.
- Bolt G. H. (1982) Soil Chemistry. B. Physico-Chemical Models. Elsevier, Amsterdam.
- Bruggenwert M. G. M. & Kamphorst A. (1982): Survey on experimental information on cation exchange in soil systems. In Bolt G. H. (Hrsg.) Soil Chemistry, B. Physico-chemical models. Elsevier, Amsterdam.
- Bruun H. H. (1995): Hot-wire anemometry. Principles and signal analysis. University Press, Oxford.
- Caspar y, H. J., Bárdossy, A. (1995): Markieren die Winterhochwasser 1990 und 1993 das Ende der Stationarität in der Hochwasserhydrologie infolge von Klimaänderungen ? Wasser und Boden, 47 (3), 18 – 24.
- Characklis W. G. & Cooksey K. E. (1983) Biofilms and Microbial Fouling. *Advances in applied Microbiology*, **29**, 93 – 138.
- Chatterje S. & Price B. (1995): Praxis der Regressionsanalyse. Oldenbourg Verlag München, 2. Auflage.
- Christophersen N. & Hooper R. P. (1992): Multivariate Analysis of Stream Water Chemical Data: The Use of Principal Component Analysis for the End-Member Mixing Problem. *Water Resour. Res.*, 28 (1), 99 – 106.
- Christophersen N., Neal C., Hooper R. P., Vogt R. D. & Andersen S. (1990): Modelling Streamwater Chemistry as a Mixture of Soilwater End-Members – A Step to Second-Generation Acidification Models. *J. Hydrol.* 116, 307 – 320.
- Cohn T. A., Caulder D. L., Gilroy E. J., Zynjuk L. D. & Summers R. M. (1992): The validity of a simple statistical model for estimating fluvial constituent loads: An empirical study involving nutrient loads entering Chesapeake Bay. *Water Resources Research*, 28, 2353 – 2363.
- Cooper J. W. (1988): Microsoft QuickBASIC for Scientists: A Guide to Writing Better Programs. Wiley New York.

- Costerton J. W., Cheng K. J., Geesey G. G., Ladd T. I., Nickel J. C., Dagupta M. & Marie T. J. (1987) Bacterial biofilms in nature and disease. *Ann. Rev Microbiology*, **41**, 435 – 464.
- Dade W. B., Davis J. D., Nichols P. D., Nowell A. R., Thistle D., Trexler M. B. & White D. C. (1990) Effects of bacterial exopolymer adhesion on the entrainment of sand. *Geomicrobiology Journal*, **8**, 1 – 16.
- Decho A. W. & Moriaty D. J. W. (1990) Bacterial exopolymer utilization by a harpacticoid copepod: A methodology and results. *Limnology Oceanography*, **35**, 1039 – 1049.
- Draper N. R. & Smith (1981): Applied Regression Analysis. Wiley New York.
- Dunn J. S. (1959) Tractive Resistance of Cohesive Channels. *ASCE J. of the Soil Mechanics and Foundations Division*, **85** (SM 3).
- Dreher Th. (1997) Non intrusive measurement of particle concentration and experimental characterization of sedimentation. Universität Stuttgart. Sonderforschungsbereich 404, Bericht 97/34.
- Eck, B. (1966): Technische Strömungslehre. 7. Auflage, Berlin, Springer.
- Evans L. J. (1992): Alteration products at the earth's surface – clay minerals. In: Martini I. P. & Chesworth W. (Hrsg.) *Weathering, Soils and Paleosoils*. Elsevier Amsterdam, 107 – 125.
- Ferguson R. I. (1982): River loads underestimated by rating curves. *Water Resources Research*, **22**, 74 – 76.
- Förstner U. & Wittmann G. T. W. (Hrsg.) (1981): *Metal Pollution in the aquatic environment*. Springer-Verlag Berlin.
- Förstner U. & Müller G. (1974): *Schwermetalle in Flüssen und Seen. Ausdruck der Umweltverschmutzung*. Springer-Verlag Berlin.
- Gapon E. N. (1934) Theory of exchange adsorption. *Chemical Abstracts*, **28**, 4516.
- Garbrecht G. (1961) Erfahrungswerte über die zulässige Strömungsgeschwindigkeit in Flüssen und Kanälen. *Wasser und Boden*, 1961 (5).
- Gentner, P. (1992): *Schwermetall- und Nährstoffkonzentrationen in den Sedimenten des Neckars und seiner Nebenflüsse: Neckar unterhalb Tübingen bis Stuttgart-Aldingen sowie die Nebenflüsse Echaz, Erms, Aich, Lauter, Fils und Rems*. Diplomarbeit, Institut für Sedimentforschung, Heidelberg.
- Grant J., Bathmann U. V. & Mills E. L. (1986) The interaction between benthic diatom films and sediment transport. *Estuarine Coastal and Shelf Sciences*, **23**, 225 – 238.

- Grant J. & Gust G. (1987) Prediction of coastal sediment stability from photopigment content of mats of purple sulphur bacteria. *Nature*, **330**, 244 – 246.
- Grant J. & Daborn G. (1994) The effects of bioturbation on the sediment transport of an intertidal mudflat. *Netherlands J. of Sea Research*, **32** (1), 63 – 72.
- Gruber, C. (1992): Schwermetall- und Nährstoffkonzentrationen im Neckarabschnitt Gundelsheim-Feudenheim und den Zuflüssen Elsenz, Finkenbach, Itter und Elz. Diplomarbeit, Institut für Sedimentforschung, Heidelberg.
- Gust G. (1988): Skin friction probes for field applications. *Journal of Geophysical Research*, 93 (C11), 14,121 – 14,132.
- Gust G. & Müller V. (1999): Methode zur Bestimmung sohnaher Geschwindigkeitsprofile mittels Heißfilmtechnik. In DVWK: Methoden zur Erkundung, Untersuchung und Bewertung von Sedimentablagerungen und Schwebstoffen in Gewässern. DVWK-Schrift, Heft 128 (im Druck).
- Haag I. (1997): Hydrochemische Dynamik und Versauerungsmechanismen im Quellgebiet der Großen Ohe. Wasserhaushalt und Stoffbilanzen im naturnahen Einzugsgebiet Große Ohe, Heft 6, Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Grafenau.
- Haag I., Kern U. & Westrich B. (1999): Kombinierte Bewertung kontaminierter Gewässersedimente: Tiefenabhängige Messung von Erosionsrisiko und Sedimentqualität. *Wasser & Boden*, 51 (5), 42 – 47.
- Hauser A. (1999) Tiefenabhängiges Erosionsverhalten kohäsier Flußsedimente in Abhängigkeit physikochemischer und biologischer Sedimenteigenschaften. Diplomarbeit, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
- Heinzelmann C. & Wallish S. (1991) Benthic settlement and bed erosion. A review. *J. of Hydraulic Research*, **29**, 355 – 371.
- Hoagland K. D., Rosowski J. R., Gretz M. R. & Roemer S. C. (1993) Diatom extracellular polymeric substances: function, fine structure, chemistry, and physiology. *J. of Phycology*, **29**, 537 – 566.
- Holland A. F., Zingmark R. G. & Dean J. M. (1974) Quantitative evidence concerning the stabilization of sediments by marine benthic diatoms. *Marine Biology*, **27**, 191 – 196.
- Hollert, H., Braunbeck, Th. (1997): Ökotoxikologie in vitro – Gefährdungspotential in Wasser Sediment und Schwebstoffen. 1. Aufl., Karlsruhe, Landesanstalt für Umweltschutz, Projekt Angewandte Ökologie, Heft 21.
- Hollert, H., Dürr, M., Winn, N., Islinger, M. Färber, H., Haag, I., Kern, U., Karrasch, H., Erdinger, L. & Braunbeck, Th. (1999): Risk Assessment of a flood event, Part 1: Cyto-, genotoxicity and endocrine-disrupting potential of suspended matter. Poster auf der Internationalen SETAC-Tagung, Leipzig.

- Hollert, H., Dürr, M., Erdinger, L. & Braunbeck, Th. (im Druck): Cytotoxicity of settling particulate matter (SPM) and sediments of the Neckar river (Germany) during a winter flood. *Environ. Toxicol. Chem.*
- Hooper R. P., Christophersen N. & Peters N. E. (1990): Modelling Streamwater Chemistry as a Mixture of Soilwater End-Members – An Application to the Panola Mountain Catchment, Georgia, U.S.A. *J. Hydrol.* 116, 321 – 343.
- Horowitz A. J. (1991): A Primer ON Sediment-Trace Element Chemistry. 2nd Edition, Lewis Publishers, Chelsea.
- Humann K. (1996) Der Einfluß des Mikrophytobenthos auf die Sedimentstabilität und Schwebstoffbildung aus Sedimenten im Elbe-Ästuar. Dissertation, Fachbereich Biologie der Universität Hamburg.
- IKSR (1996): Bestimmung der Verteilungskoeffizienten im Längsprofil des Rheins. Papier Am 73/96 der Expertengruppe "Monitoring" der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins gegen Verunreinigung.
- Jansson M. B. (1985): Sediment Rating Curves of the Ljusnan at Funäsdalen. In Müller H. E. & Nippes K.-R. (Hrsg.) Problems in Regional Hydrology. Verlag Beiträge zur Hydrologie, Sonderheft 5 (1), 219 – 233.
- Jazdanian, A. (1992): Schwermetall- und Nährstoffkonzentrationen in den Sedimenten des Neckars und seiner Nebenflüsse: Neckar zwischen Poppenweiler und Bad Wimpfen sowie den Nebenflüssen Murr, Schozach und Sulm. Diplomarbeit, Institut für Sedimentforschung, Heidelberg.
- Jepsen R., Roberts J., Lick W. (1997) Effects of bulk density on sediment erosion rates. *Water, Air and Soil Pollution* **99**, 84-91.
- Jones T. E. R. (1997) A review of rheometric methods for use with fine sediments. In Neville, B. et al. (Ed.): *Cohesive Sediments*. Chichester, Wiley, 317 – 330.
- Kern U. & Westrich B. (1993): Mobilität von Schadstoffen in den Sedimenten staugeregelter Flüsse – Zustand und Schadstoffpotential der Neckarsedimente. Wissenschaftlicher Bericht 93/15 (HG 181), Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
- Kern, U., Westrich, B. (1995): Sediment Contamination by Heavy Metals in a Lock-Regulated Section of the River Neckar. *Mar. Freshwater Res.*, 46, 101 – 106.
- Kern U. & Westrich B. (1996): Mobilität von Schadstoffen in den Sedimenten staugeregelter Flüsse – Naturversuche in der Stauhaltung Lauffen, Modellierung und Abschätzung des Remobilisierung kontaminierter Altsedimente. Wissenschaftlicher Bericht 96/23 (HG 237), Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
- Kern, U., Westrich, B. (1997): Sediment Budget Analysis for River Reservoirs. *Water, Air and Soil Poll.*, 99, 105 – 112.

- Kern U. (1997): Transport von Schweb- und Schadstoffen in staugeregelten Fließgewässern am Beispiel des Neckars. Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, Mitteilungen 93.
- Kern, U. (1998): Contaminant and Sediment transport Modelling System (COSMOS), Version 1.0. Programmdokumentation Nr. 98/9 (VA 17), Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
- Krier H. (1983) Erosionsbeginn bei kohäsiver Wasserlaufsohle. In: Mock J. (Hrsg.) Wasserbau Mitteilungen, TH Darmstadt, Heft 22, 75 – 107.
- Kron, W. (1996): Stochastische Simulation des Geschiebetransports am Zusammenfluß zweier Gewässer. Mitteilung, Heft 59, Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Universität Karlsruhe.
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. Kulturbuchverlag Berlin GmbH.
- LfU – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1996): Schwermetalle in den Sedimenten der Fließgewässer Baden-Württembergs Handbuch Wasser 2 Bd. 24.
- LfU (1997): Beschaffenheit der Fließgewässer - Jahresdatenkatalog 1996. CD-ROM, Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe.
- Lopez, F.J.P. (1992): Schwermetall- und Nährstoffkonzentrationen in den Sedimenten des Neckars und seiner Nebenflüsse: Einzugsgebiet der Enz und die Flüsse Lein und Zaber. Diplomarbeit, Institut für Sedimentforschung, Heidelberg.
- Martin N., Schuster I. & Peiffer S. (1996) To experimental methods to determine the speciation of cadmium in sediment from the river neckar. Acta hydrochim. hydrobiol., 24 (2), 68 – 76.
- Mayer H.-J. (1988): Sedimentprofiluntersuchungen im mittleren Neckar. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 32, 27-34.
- McNeil, J., Taylor, C., Lick, W. (1996): Measurements of Erosion of Undisturbed Bottom Sediments with depth. In: Journal of Hydraulic Engineering, 122 (6), 316 – 324.
- Migniot C. (1989) Tassement rhéologie des vases. *La Houille Blanche* , 2, 95 – 111.
- Müller G. (1991): Ergebnisse der Untersuchung der Neckar-Sedimente in den letzten 20 Jahren – Chronologie der Schwermetallbelastung. Heidelberger Geowissenschaftliche Abhandlungen, Heft 48, 1 – 15.

- Müller G. (1993): Untersuchung der Neckar-Altsedimente und Bewertung ihres möglichen Einflusses auf die Gewässergüte und auf das Grundwasser. Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Stuttgart.
- Otsubo K. & Muraoka K. (1988) Critical shear stress of cohesive bottom sediments. *J. of Hydraulic Research*, **114** (10), 1241 – 1256.
- Paterson D. M. & Daborn G .R. (1991) Sediment stabilization by biological action: Significance for coastal engineering. In: Peregrine D. H. & Lovelesse J. H. (Eds.) *Developments in coastal engineering*. Bristol University Press, 111 – 119.
- Paterson D. M. (1997) Biological mediation of sediment erodibility: ecology and physical dynamics. In Neville, B. et al. (Ed.): *Cohesive Sediments*. Chichester, Wiley, 215 – 230.
- Peiffer S., Stubert I. & Bär S. (1996): Die Mobilisierung von Cadmium aus gut gepufferten, pH-neutralen Sedimenten infolge der Oxidation von Eisensulfiden. *Wasser & Boden*, 48 (5), 62 – 65.
- Peiffer S. (1997): Umweltgeochemische Bedeutung der Bildung und Oxidation von Pyrit in Gewässersedimenten. *Bayreuther Forum Ökologie*, Band 47.
- Regierungspräsidium Stuttgart (1993): Altsedimente in den Stauhaltungen des Neckars. Bericht der Abteilung V – Wasserwirtschaft, Stuttgart.
- Reinhard D. & Förstner U. (1976): Metallanreicherungen in Sedimenten aus Stauhaltungen des mittleren Neckars. In: Schmidt K. & Seilacher A. (Hrsg.) *Neues Jahrbuch für Geologie und Paläontologie*, 301 – 320.
- Rice K. C. & Hornberger G. M. (1998): Comparison of hydrochemical tracers to estimate source contributions to peak flow in a small, forested, headwater catchment. *Water Resour. Res.*, 34 (7), 1755 – 1766.
- Rhoads D. C., Yingst J. Y. & Ullman W. J. (1978) Seafloor stability in central Long Island sound. Part 1. Temporal changes in erodibility of fine-grained sediment. In: Wiley M. L. (Ed.) *Estuarine Interactions*. Academic Press, 221 – 244.
- Roberts J., Jepsen R., Gotthard D. & Lick W. (1998) Effects of Particle Size and Bulk Density on Erosion of Quartz Particles. *J. of Hydraulic Engineering*, **124** (12), 1261 – 1267.
- Salomons, W., Förstner, U. (1984): *Metals in the Hydrocycle*. Springer Verlag, Berlin.
- Scharf R. (1996) Small scale gamma-ray densitometer for in-situ measurements of two-phase void fraction in subsurface soils. *Technisches Messen*, **63** (5), 197 – 204.
- Scheffer F. & Schachtschabel P. (Hrsg.) (1992): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke Verlag, Stuttgart.

- Schmengler, C. (1992): Schwermetall- und Nährstoffkonzentrationen in den Sedimenten von Jagst und Kocher. Diplomarbeit, Institut für Sedimentforschung, Heidelberg.
- Schröder R. C. M. (1985): Vergleichbarkeit von Geschiebetransportformeln. *Wasserwirtschaft*, 75 (5), 217 – 221.
- Shields A. (1936): Anwendung der Ähnlichkeitsmechanik und der Turbulenzforschung auf die Geschiebebewegung. Berlin, Mitteilungen der Preussischen Versuchsanstalt für Wasser-, Erd- und Schiffsbau.
- Smerdon E. T. & Beasley R. P. (1966) Critical Tractive Forces in Cohesive Sediments. *ASCE J. of the Hydraulics Divison*, **94** (HY4).
- Song Y. (1991): Sediment-Wasser-Interaktionen in fluviatilen Ablagerungsbereichen – Beispiel Neckar. Diplomarbeit am Institut für Sedimentforschung, Universität Heidelberg.
- Song Y. & Müller G. (1995): Biogeochemical Cycling of Nutrients and Trace Metals in Anoxic Freshwater Sediments of the Neckar River, Germany. *Marine and Freshwater Research*, 46, 237 – 243.
- Spork V. (1997) Erosionsverhalten feiner Sedimente und ihre biogene Stabilisierung. Mitteilungen des Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, RWTH Aachen, Heft 114.
- Sposito G. (1984) *The surface chemistry of soils*. Clarendon Press, Oxford.
- Simpson S. L., Apte S. C. & Batley G. E. (1998): Effect of Short-Term Resuspension on Trace Metal Speciation in Polluted Anoxic Sediments. *Environmental Science and Technology*, 32, 620 – 625.
- Treiber, B. (1975): Ein stochastisches Modell zur Simulation von Tagesabflüssen. Mitteilungen Heft 5, Institut für Wasserbau III, Universität Karlsruhe.
- Trüby P. & Aldinger E. (1989): Eine Methode zur Bestimmung austauschbarer Kationen in Waldböden. - *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **152**, 301 – 306.
- Underwood G. J. C. & Paterson D. M. (1993) Recovery of intertidal benthic diatoms after biocide treatment and associated sediment dynamics. *J. of the Marine Biological Association of the UK*, **73**, 25 – 45.
- Van de Hulst H. C. (1981): *Light cscattering by small particles*. Dover Publishers, New York.
- Vieser, H. (1996): Stationarität historischer Reihen extremer Hochwasser in Baden-Württemberg. *Wasser und Boden*, 48 (8), 50 – 54.
- Weinberger I. (1994): Schwermetallbelastung von suspendierten Feststoffen in Enz und Neckar in Abhängigkeit von ihrem Absinkverhalten. Diplomarbeit am Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim.

- Westrich B., Kern U. & Haag, I. (1998) Mobilität von Schadstoffen in den Sedimenten staugeregelter Flüsse. In: Laudenklos P. & Horsch F. (Hrsg.) Diskussionskreise Wasser, Abfall, Boden - <http://bwplus.fzk.de/pwab/diskpwab98/>.
- Young R. A. & Southard J. B. (1978) Erosion of fine-grained marine sediments: seafloor and laboratory experiments. *Geological Society America Bulletin*, **89**, 663 – 670.
- Zanke U. (1982) Grundlagen der Sedimentbewegung. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York.
- Zreik D. A., Krishnappan B. G., Germaine J. T., Madsen O. S. & Ladd Ch. C. (1998) Erosional and Mechanical Strengths of Deposited Cohesive Sediments. *J. of Hydraulic Engineering*, 124 (11), 1076 – 1085.

Anhang

Inhalt:

- A: Lagerungsdichten
- B: Physikochemische Parameter
- C: Korngrößenverteilungen
- D: Konsistenzgrößen nach DIN 18 122
- E: Metallkonzentrationen in der Kornfraktion kleiner 20 µm
- F: Räumliches Muster der Schwermetallbelastung in der Stauhaltung Lauffen in den Jahren 1984, 1991, 1992 und 1997/98.
- G: Konzentrationen Polychlorierter Biphenyle
- H: Sohlnahe Geschwindigkeitsprofile und Schiffsprotokoll der Schleuse Lauffen
- I: Vertikalprofile physikochemischer Parameter im Vergleich mit kritischen Schubspannungen für Massenerosion
- J: Vertikalprofile der Konsistenzgrößen im Vergleich mit kritischen Schubspannungen für Massenerosion
- K: Hochwasserproben für das HQ 10/98
- L: Schwebstoffkonzentrationen und –frachten während des HQ 10/98
- M: Schwebstoffkonzentrations- Abflußbeziehungen
- N: Cadmiumkonzentrationen in den Sedimenten der Neckarzuflüsse
- O: Schwebstoffgebundene Cadmiumgehalte in Rhein und Neckar
- P: Berechnete Cadmiumbelastung der Neckarsedimente (1980 – 1996)
- Q: Liste der Veröffentlichungen seit 1996

97L1K1

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,0	1,02	0,02
1,0	1,15	0,02
2,0	1,36	0,02
3,0	1,33	0,03
4,0	1,28	0,02
5,0	1,32	0,02
6,0	1,36	0,02
7,0	1,36	0,01
8,0	1,33	0,01
9,0	1,28	0,02
10,0	1,24	0,02
11,0	1,20	0,01
12,0	1,22	0,02
13,0	1,26	0,02
14,0	1,26	0,01
15,0	1,29	0,01
16,0	1,25	0,02
17,0	1,30	0,02
18,0	1,26	0,02
19,0	1,18	0,02
20,0	1,24	0,01
21,0	1,27	0,02
22,0	1,45	0,02
23,0	1,48	0,02
24,0	1,40	0,03
25,0	1,40	0,02
26,0	1,44	0,03
27,0	1,50	0,03
28,0	1,48	0,02
29,0	1,44	0,03
30,0	1,38	0,02
31,0	1,37	0,02
32,0	1,40	0,02
33,0	1,38	0,03
34,0	1,45	0,02
35,0	1,44	0,02
36,0	1,43	0,04
37,0	1,32	0,02
38,0	1,30	0,02
39,0	1,31	0,01
40,0	1,29	0,03
41,0	1,27	0,02
42,0	1,31	0,01
43,0	1,32	0,01
44,0	1,31	0,02
45,0	1,31	0,02
46,0	1,30	0,01
47,0	1,31	0,01
48,0	1,35	0,02
49,0	1,30	0,02
50,0	1,32	0,02
51,0	1,27	0,02
52,0	1,34	0,02
53,0	1,31	0,01
54,0	1,32	0,01
55,0	1,35	0,02
56,0	1,40	0,01
57,0	1,34	0,02

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
58,0	1,32	0,02
59,0	1,30	0,02
60,0	1,35	0,02
61,0	1,36	0,02
62,0	1,33	0,02
63,0	1,34	0,03
64,0	1,34	0,02
65,0	1,36	0,02
66,0	1,27	0,02
67,0	1,13	0,02
68,0	1,33	0,01
69,0	1,30	0,02
70,0	1,31	0,02
71,0	1,31	0,03
72,0	1,31	0,01
73,0	1,28	0,02
74,0	1,33	0,01
75,0	1,31	0,01
76,0	1,31	0,02
77,0	1,31	0,02
78,0	1,31	0,03
79,0	1,37	0,01
80,0	1,41	0,02
81,0	1,37	0,02
82,0	1,43	0,02
83,0	1,32	0,02
84,0	1,31	0,02
85,0	1,31	0,02
86,0	1,33	0,01
87,0	1,35	0,02
88,0	1,32	0,01

97L1K2

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]	dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,1	1,04	0,02	58,1	1,29	0,02
1,1	1,36	0,07	59,1	1,31	0,02
2,1	1,37	0,02	60,1	1,30	0,02
3,1	1,47	0,04	61,1	1,33	0,02
4,1	1,42	0,02	62,1	1,35	0,02
5,1	1,23	0,06	63,1	1,36	0,02
6,1	1,22	0,02	64,1	1,31	0,03
7,1	1,19	0,02	65,1	1,31	0,02
8,1	1,17	0,02	66,1	1,29	0,02
9,1	1,17	0,02	67,1	1,29	0,01
10,1	1,17	0,02	68,1	1,27	0,03
11,1	1,19	0,03	69,1	1,30	0,03
12,1	1,17	0,02	70,1	1,34	0,02
13,1	1,17	0,01	71,1	1,32	0,03
14,1	1,18	0,02	72,1	1,31	0,02
15,1	1,16	0,01	73,1	1,30	0,02
16,1	1,16	0,02	74,1	1,31	0,02
17,1	1,17	0,03	75,1	1,30	0,01
18,1	1,13	0,01	76,1	1,32	0,01
19,1	1,12	0,02	77,1	1,33	0,02
20,1	1,15	0,03	78,1	1,32	0,03
21,1	1,25	0,04	79,1	1,32	0,03
22,1	1,36	0,06	80,1	1,27	0,03
23,1	1,48	0,06	81,1	1,25	0,02
24,1	1,54	0,02	82,1	1,27	0,03
25,1	1,48	0,06	83,1	1,30	0,03
26,1	1,44	0,04	84,1	1,34	0,02
27,1	1,42	0,05	85,1	1,37	0,03
28,1	1,37	0,01	86,1	1,36	0,02
29,1	1,39	0,03	87,1	1,36	0,02
30,1	1,44	0,04	88,1	1,38	0,05
31,1	1,51	0,04	89,1	1,37	0,06
32,1	1,52	0,04	90,1	1,32	0,02
33,1	1,44	0,06	91,1	1,28	0,03
34,1	1,34	0,04	92,1	1,26	0,02
35,1	1,29	0,01	93,1	1,26	0,05
36,1	1,27	0,01	94,1	1,28	0,02
37,1	1,25	0,03	95,1	1,28	0,03
38,1	1,25	0,04	96,1	1,29	0,02
39,1	1,30	0,02	97,1	1,30	0,03
40,1	1,27	0,02	98,1	1,28	0,03
41,1	1,29	0,02	99,1	1,25	0,01
42,1	1,28	0,02	100,1	1,26	0,02
43,1	1,30	0,03	101,1	1,27	0,03
44,1	1,33	0,02	102,1	1,25	0,02
45,1	1,33	0,02	103,1	1,28	0,02
46,1	1,31	0,01	104,1	1,33	0,03
47,1	1,33	0,02	105,1	1,31	0,03
48,1	1,28	0,03	106,1	1,33	0,04
49,1	1,32	0,02	107,1	1,28	0,02
50,1	1,32	0,02	108,1	1,31	0,02
51,1	1,35	0,01	109,1	1,33	0,01
52,1	1,32	0,01	110,1	1,31	0,03
53,1	1,34	0,02	111,1	1,33	0,02
54,1	1,32	0,02			
55,1	1,27	0,03			
56,1	1,37	0,02			
57,1	1,36	0,03			

97L1K3

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]	dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,0	1,00	0,02	58,0	1,40	0,02
1,0	1,07	0,03	59,0	1,30	0,02
2,0	1,34	0,13	60,0	1,41	0,04
3,0	1,46	0,03	61,0	1,37	0,03
4,0	1,42	0,03	62,0	1,35	0,01
5,0	1,36	0,03	63,0	1,34	0,02
6,0	1,31	0,04	64,0	1,35	0,02
7,0	1,31	0,02	65,0	1,36	0,02
8,0	1,39	0,07	66,0	1,40	0,02
9,0	1,40	0,02	67,0	1,35	0,03
10,0	1,34	0,04	68,0	1,34	0,01
11,0	1,25	0,07			
12,0	1,17	0,02			
13,0	1,18	0,02			
14,0	1,19	0,02			
15,0	1,20	0,01			
16,0	1,21	0,01			
17,0	1,20	0,02			
18,0	1,22	0,02			
19,0	1,20	0,02			
20,0	1,18	0,02			
21,0	1,16	0,01			
22,0	1,24	0,13			
23,0	1,47	0,09			
24,0	1,59	0,03			
25,0	1,60	0,02			
26,0	1,54	0,08			
27,0	1,45	0,02			
28,0	1,42	0,03			
29,0	1,46	0,03			
30,0	1,52	0,03			
31,0	1,57	0,02			
32,0	1,55	0,03			
33,0	1,52	0,05			
34,0	1,43	0,03			
35,0	1,42	0,03			
36,0	1,49	0,02			
37,0	1,54	0,04			
38,0	1,63	0,06			
39,0	1,49	0,06			
40,0	1,36	0,02			
41,0	1,30	0,02			
42,0	1,26	0,03			
43,0	1,29	0,02			
44,0	1,30	0,02			
45,0	1,30	0,02			
46,0	1,33	0,04			
47,0	1,33	0,02			
48,0	1,35	0,01			
49,0	1,37	0,03			
50,0	1,36	0,02			
51,0	1,33	0,02			
52,0	1,36	0,02			
53,0	1,35	0,02			
54,0	1,31	0,02			
55,0	1,37	0,03			
56,0	1,38	0,02			
57,0	1,36	0,01			

97L2K1

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,8	1,27	0,04
1,8	1,34	0,02
2,8	1,33	0,03
3,8	1,32	0,03
4,8	1,30	0,01
5,8	1,31	0,01
6,8	1,29	0,03
7,8	1,28	0,02
8,8	1,30	0,02
9,8	1,30	0,03
10,8	1,28	0,03
11,8	1,26	0,02
12,8	1,28	0,05
13,8	1,29	0,02
14,8	1,31	0,03
15,8	1,35	0,03
16,8	1,33	0,03
17,8	1,31	0,03
18,8	1,30	0,01
19,8	1,23	0,08
20,8	1,04	0,08
21,8	1,02	0,10
22,8	1,18	0,02
23,8	1,21	0,02
24,8	1,22	0,03
25,8	1,24	0,03
26,8	1,27	0,02
27,8	1,29	0,02
28,8	1,29	0,03
29,8	1,28	0,03
30,8	1,32	0,03
31,8	1,34	0,02
32,8	1,33	0,02
33,8	1,34	0,02
34,8	1,30	0,02
35,8	1,30	0,02
36,8	1,31	0,01
37,8	1,35	0,02
38,8	1,33	0,02
39,8	1,35	0,02
40,8	1,37	0,03
41,8	1,38	0,02
42,8	1,36	0,02
43,8	1,36	0,02
44,8	1,39	0,02
45,8	1,35	0,02
46,8	1,36	0,00

97L2K2

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]	dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,9	1,20	0,01	58,4	1,35	0,02
1,9	1,32	0,02	59,4	1,36	0,02
2,9	1,34	0,02	60,4	1,40	0,02
3,9	1,33	0,02	61,4	1,37	0,02
4,9	1,30	0,02	62,4	1,37	0,02
5,9	1,31	0,01	63,4	1,38	0,01
6,9	1,29	0,01	64,4	1,38	0,02
7,8	1,26	0,02	65,4	1,37	0,02
8,8	1,24	0,02	66,4	1,38	0,02
9,8	1,19	0,02	67,4	1,45	0,02
10,8	1,19	0,01	68,4	1,40	0,02
11,8	1,19	0,02	69,4	1,38	0,01
12,8	1,16	0,02	70,3	1,39	0,02
13,8	1,18	0,02	71,3	1,36	0,03
14,8	1,20	0,02	72,3	1,34	0,02
15,8	1,21	0,02	73,3	1,37	0,02
16,8	1,18	0,02	74,3	1,35	0,02
17,8	1,18	0,02	75,3	1,37	0,02
18,8	1,21	0,03	76,3	1,41	0,02
19,8	1,20	0,02	77,3	1,35	0,02
20,7	1,16	0,01	78,3	1,35	0,02
21,7	1,24	0,02			
22,7	1,27	0,02			
23,7	1,20	0,02			
24,7	1,19	0,02			
25,7	1,21	0,02			
26,7	1,29	0,02			
27,7	1,37	0,02			
28,7	1,21	0,01			
29,7	1,29	0,03			
30,7	1,32	0,01			
31,7	1,33	0,01			
32,6	1,33	0,01			
33,6	1,33	0,03			
34,6	1,33	0,02			
35,6	1,25	0,01			
36,6	1,35	0,02			
37,6	1,40	0,02			
38,6	1,36	0,01			
39,6	1,44	0,02			
40,6	1,45	0,03			
41,6	1,41	0,02			
42,6	1,36	0,02			
43,6	1,30	0,01			
44,6	1,36	0,02			
45,5	1,37	0,02			
46,5	1,36	0,02			
47,5	1,35	0,01			
48,5	1,35	0,01			
49,5	1,35	0,02			
50,5	1,36	0,01			
51,5	1,34	0,02			
52,5	1,37	0,02			
53,5	1,38	0,02			
54,5	1,37	0,02			
55,5	1,37	0,02			
56,5	1,36	0,03			
57,4	1,37	0,02			

97L2K3

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]	dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,3	1,04	0,01	58,3	1,39	0,02
1,3	1,31	0,02	59,3	1,37	0,02
2,3	1,35	0,03	60,3	1,36	0,02
3,3	1,33	0,02	61,3	1,36	0,02
4,3	1,34	0,02	62,3	1,40	0,02
5,3	1,30	0,02	63,3	1,36	0,04
6,3	1,31	0,02	64,3	1,43	0,01
7,3	1,31	0,02	65,3	1,36	0,01
8,3	1,30	0,03	66,3	1,38	0,02
9,3	1,24	0,02	67,3	1,35	0,02
10,3	1,23	0,03	68,3	1,36	0,02
11,3	1,23	0,03	69,3	1,38	0,02
12,3	1,16	0,02	70,3	1,37	0,02
13,3	1,19	0,02	71,3	1,38	0,03
14,3	1,20	0,01	72,3	1,37	0,02
15,3	1,15	0,02	73,3	1,41	0,01
16,3	1,18	0,01	74,3	1,40	0,02
17,3	1,21	0,01	75,3	1,41	0,02
18,3	1,22	0,03	76,3	1,38	0,02
19,3	1,19	0,02	77,3	1,32	0,09
20,3	1,20	0,02			
21,3	1,15	0,01			
22,3	1,22	0,02			
23,3	1,22	0,02			
24,3	1,23	0,01			
25,3	1,29	0,02			
26,3	1,27	0,02			
27,3	1,25	0,01			
28,3	1,20	0,02			
29,3	1,21	0,02			
30,3	1,25	0,02			
31,3	1,47	0,02			
32,3	1,26	0,02			
33,3	1,27	0,01			
34,3	1,29	0,02			
35,3	1,32	0,03			
36,3	1,30	0,02			
37,3	1,36	0,02			
38,3	1,39	0,02			
39,3	1,47	0,02			
40,3	1,36	0,02			
41,3	1,35	0,01			
42,3	1,42	0,02			
43,3	1,40	0,02			
44,3	1,43	0,02			
45,3	1,44	0,01			
46,3	1,40	0,02			
47,3	1,43	0,02			
48,3	1,48	0,02			
49,3	1,42	0,02			
50,3	1,32	0,03			
51,3	1,35	0,01			
52,3	1,32	0,02			
53,3	1,39	0,02			
54,3	1,36	0,02			
55,3	1,36	0,02			
56,3	1,38	0,02			
57,3	1,37	0,03			

97L2K4

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]	dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,0	1,02	0,02	58,0	1,40	0,02
1,0	1,09	0,02	59,0	1,37	0,02
2,0	1,23	0,02	60,0	1,37	0,02
3,0	1,32	0,03	61,0	1,34	0,02
4,0	1,35	0,02	62,0	1,36	0,02
5,0	1,35	0,01	63,0	1,35	0,02
6,0	1,33	0,01	64,0	1,41	0,03
7,0	1,33	0,02	65,0	1,37	0,01
8,0	1,31	0,01	66,0	1,39	0,02
9,0	1,30	0,02	67,0	1,35	0,02
10,0	1,25	0,02	68,0	1,33	0,02
11,0	1,28	0,01	69,0	1,42	0,02
12,0	1,20	0,03	70,0	1,40	0,02
13,0	1,22	0,02	71,0	1,42	0,02
14,0	1,21	0,02	72,0	1,40	0,02
15,0	1,24	0,02	73,0	1,48	0,02
16,0	1,23	0,01	74,0	1,48	0,02
17,0	1,25	0,01	75,0	1,45	0,01
18,0	1,26	0,02	76,0	1,45	0,02
19,0	1,22	0,01	77,0	1,47	0,02
20,0	1,22	0,02	78,0	1,42	0,02
21,0	1,23	0,01	79,0	1,41	0,02
22,0	1,25	0,02	80,0	1,42	0,01
23,0	1,26	0,03	81,0	1,43	0,02
24,0	1,28	0,02	82,0	1,43	0,02
25,0	1,21	0,02	83,0	1,51	0,02
26,0	1,21	0,03	84,0	1,60	0,02
27,0	1,26	0,01	85,0	1,63	0,02
28,0	1,32	0,02	86,0	1,75	0,02
29,0	1,36	0,01	87,0	1,86	0,02
30,0	1,21	0,02	88,0	1,88	0,03
31,0	1,33	0,03	89,0	1,91	0,03
32,0	1,31	0,02	90,0	1,91	0,03
33,0	1,32	0,03	91,0	1,90	0,01
34,0	1,31	0,02	92,0	1,89	0,02
35,0	1,32	0,02	93,0	1,89	0,02
36,0	1,35	0,02	94,0	1,90	0,03
37,0	1,36	0,02	95,0	1,90	0,02
38,0	1,40	0,02			
39,0	1,43	0,02			
40,0	1,41	0,01			
41,0	1,42	0,02			
42,0	1,41	0,02			
43,0	1,45	0,02			
44,0	1,40	0,02			
45,0	1,40	0,03			
46,0	1,38	0,02			
47,0	1,40	0,02			
48,0	1,47	0,03			
49,0	1,49	0,04			
50,0	1,37	0,02			
51,0	1,36	0,03			
52,0	1,38	0,03			
53,0	1,37	0,01			
54,0	1,36	0,02			
55,0	1,39	0,02			
56,0	1,39	0,03			
57,0	1,40	0,02			

97L2K5

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,5	1,27	0,02
1,5	1,33	0,01
2,5	1,33	0,01
3,5	1,34	0,02
4,5	1,36	0,02
5,5	1,34	0,01
6,5	1,31	0,02
7,5	1,33	0,02
8,5	1,17	0,01
9,5	1,20	0,02
10,5	1,20	0,02
11,5	1,21	0,02
12,5	1,19	0,02
13,5	1,23	0,02
14,5	1,26	0,02
15,5	1,20	0,01
16,5	1,22	0,02
17,5	1,17	0,01
18,5	1,22	0,02
19,5	1,37	0,02
20,5	1,31	0,02
21,5	1,28	0,03
22,5	1,25	0,03
23,5	1,28	0,01
24,5	1,32	0,02
25,5	1,31	0,02
26,5	1,31	0,02
27,5	1,34	0,01
28,5	1,35	0,02
29,5	1,38	0,02
30,5	1,36	0,02
31,5	1,35	0,02
32,5	1,34	0,03
33,5	1,36	0,02
34,5	1,40	0,03
35,5	1,33	0,03
36,5	1,42	0,02
37,5	1,43	0,02
38,5	1,36	0,02
39,5	1,31	0,03
40,5	1,36	0,03
41,5	1,37	0,02
42,5	1,40	0,02
43,5	1,39	0,03
44,5	1,32	0,02
45,5	1,32	0,02
46,5	1,35	0,02
47,5	1,40	0,02
48,5	1,54	0,03
49,5	1,42	0,04

97L3K1

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,0	1,30	0,03
1,0	1,33	0,03
2,0	1,25	0,05
3,0	1,24	0,02
4,0	1,30	0,02
5,0	1,24	0,04
6,0	1,25	0,02
7,0	1,32	0,05
8,0	1,38	0,02
9,0	1,33	0,05
10,0	1,25	0,03
11,0	1,18	0,03
12,0	1,20	0,03
13,0	1,33	0,09
14,0	1,40	0,02
15,0	1,42	0,04
16,0	1,52	0,05
17,0	1,38	0,18
18,0	1,21	0,02
19,0	1,18	0,02
20,0	1,21	0,03
21,0	1,19	0,02
22,0	1,22	0,03
23,0	1,20	0,03
24,0	1,28	0,13
25,0	1,45	0,03
26,0	1,37	0,16
27,0	1,08	0,10
28,0	1,04	0,16
29,0	1,24	0,03
30,0	1,14	0,09
31,0	1,01	0,02
32,0	1,09	0,09
33,0	1,23	0,02
34,0	1,23	0,03
35,0	1,27	0,04
36,0	1,36	0,02
37,0	1,41	0,04
38,0	1,30	0,03
39,0	1,26	0,02
40,0	1,29	0,02
41,0	1,27	0,03
42,0	1,21	0,10
43,0	1,54	0,04
44,0	1,41	0,04
45,0	1,19	0,03
46,0	1,06	0,02
47,0	1,13	0,02
48,0	1,13	0,01
49,0	1,19	0,01
50,0	1,24	0,02
51,0	1,24	0,02
52,0	1,19	0,02
53,0	1,20	0,01
54,0	1,20	0,02
55,0	1,22	0,01
56,0	1,27	0,03
57,0	1,30	0,02

97L3K2

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]	dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,9	1,31	0,02	58,9	1,29	0,02
1,9	1,39	0,02	59,9	1,33	0,02
2,9	1,32	0,03	60,9	1,41	0,03
3,9	1,21	0,02	61,9	1,16	0,02
4,9	1,26	0,02	62,9	1,02	0,02
5,9	1,26	0,02	63,9	1,37	0,02
6,9	1,30	0,02	64,9	1,56	0,03
7,9	1,35	0,02	65,9	1,72	0,03
8,9	1,31	0,02	66,9	1,73	0,02
9,9	1,25	0,02	67,9	1,76	0,03
10,9	1,23	0,01	68,9	1,67	0,03
11,9	1,26	0,01	69,9	1,30	0,02
12,9	1,19	0,01	70,9	1,21	0,03
13,9	1,35	0,02	71,9	1,12	0,02
14,9	1,40	0,02	72,9	1,47	0,03
15,9	1,54	0,02	73,9	0,95	0,01
16,9	1,32	0,03	74,9	1,24	0,02
17,9	1,40	0,02	75,9	1,40	0,03
18,9	1,31	0,02	76,9	1,52	0,03
19,9	1,23	0,02	77,9	1,42	0,02
20,9	1,19	0,02	78,9	1,53	0,03
21,9	1,36	0,02	79,9	1,47	0,02
22,9	1,41	0,02	80,9	1,13	0,01
23,9	1,38	0,02	81,9	1,15	0,02
24,9	1,29	0,02			
25,9	1,47	0,02			
26,9	1,53	0,02			
27,9	1,54	0,04			
28,9	1,31	0,02			
29,9	1,29	0,02			
30,9	1,51	0,03			
31,9	1,24	0,02			
32,9	1,16	0,02			
33,9	1,30	0,03			
34,9	1,42	0,02			
35,9	1,44	0,02			
36,9	1,32	0,02			
37,9	1,23	0,02			
38,9	1,26	0,02			
39,9	1,32	0,02			
40,9	1,41	0,03			
41,9	1,48	0,02			
42,9	1,34	0,01			
43,9	1,24	0,01			
44,9	1,19	0,02			
45,9	1,15	0,02			
46,9	1,27	0,03			
47,9	1,26	0,01			
48,9	1,29	0,02			
49,9	1,51	0,02			
50,9	1,23	0,02			
51,9	1,15	0,02			
52,9	1,24	0,02			
53,9	1,27	0,02			
54,9	1,26	0,02			
55,9	1,27	0,02			
56,9	1,25	0,02			
57,9	1,23	0,02			

97L3K3

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]	dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,5	1,11	0,02	58,5	1,38	0,03
1,5	1,31	0,02	59,5	1,40	0,01
2,5	1,44	0,03	60,5	1,39	0,02
3,5	1,43	0,02	61,5	1,14	0,02
4,5	1,37	0,02	62,5	1,14	0,02
5,5	1,35	0,02	63,5	1,12	0,01
6,5	1,37	0,01	64,5	1,02	0,02
7,5	1,34	0,02	65,5	1,06	0,02
8,5	1,33	0,02	66,5	1,11	0,01
9,5	1,32	0,02	67,5	1,01	0,02
10,5	1,29	0,01	68,5	1,19	0,02
11,5	1,25	0,02	69,5	1,45	0,03
12,5	1,30	0,02	70,5	1,48	0,03
13,5	1,34	0,02	71,5	1,57	0,01
14,5	1,28	0,02	72,5	1,58	0,02
15,5	1,30	0,01	73,5	1,56	0,02
16,5	1,25	0,01	74,5	1,53	0,03
17,5	1,33	0,02	75,5	1,56	0,02
18,5	1,39	0,03	76,5	1,52	0,02
19,5	1,40	0,02	77,5	1,41	0,02
20,5	1,42	0,03	78,5	1,26	0,02
21,5	1,40	0,02	79,5	1,25	0,02
22,5	1,36	0,03	80,5	1,22	0,01
23,5	1,36	0,03	81,5	1,22	0,01
24,5	1,27	0,01	82,5	1,26	0,02
25,5	1,33	0,02	83,5	1,26	0,03
26,5	1,40	0,03	84,5	1,25	0,02
27,5	1,32	0,02	85,5	1,24	0,01
28,5	1,34	0,02	86,5	1,27	0,02
29,5	1,39	0,02	87,5	1,27	0,04
30,5	1,31	0,02	88,5	1,25	0,02
31,5	1,28	0,02	89,5	1,28	0,02
32,5	1,24	0,02			
33,5	1,20	0,02			
34,5	1,28	0,01			
35,5	1,31	0,01			
36,5	1,24	0,02			
37,5	1,40	0,02			
38,5	1,49	0,02			
39,5	1,51	0,03			
40,5	1,31	0,02			
41,5	1,21	0,02			
42,5	1,18	0,01			
43,5	1,27	0,02			
44,5	1,37	0,02			
45,5	1,26	0,03			
46,5	1,36	0,02			
47,5	1,57	0,02			
48,5	1,55	0,02			
49,5	1,54	0,01			
50,5	1,32	0,01			
51,5	1,27	0,03			
52,5	1,35	0,02			
53,5	1,23	0,03			
54,5	1,36	0,02			
55,5	1,34	0,02			
56,5	1,35	0,02			
57,5	1,35	0,02			

97L5K1

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]	dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,0	1,01	0,02	58,0	1,32	0,02
1,0	1,21	0,02	59,0	1,30	0,02
2,0	1,35	0,01	60,0	1,30	0,01
3,0	1,31	0,02	61,0	1,28	0,02
4,0	1,26	0,02	62,0	1,25	0,02
5,0	1,20	0,01	63,0	1,27	0,02
6,0	1,26	0,01			
7,0	1,25	0,02			
8,0	1,29	0,02			
9,0	1,26	0,02			
10,0	1,29	0,02			
11,0	1,26	0,03			
12,0	1,27	0,02			
13,0	1,33	0,02			
14,0	1,33	0,03			
15,0	1,24	0,02			
16,0	1,32	0,02			
17,0	1,32	0,02			
18,0	1,28	0,02			
19,0	1,23	0,02			
20,0	1,28	0,02			
21,0	1,25	0,02			
22,0	1,35	0,02			
23,0	1,32	0,01			
24,0	1,31	0,02			
25,0	1,35	0,02			
26,0	1,40	0,02			
27,0	1,42	0,03			
28,0	1,34	0,02			
29,0	1,35	0,02			
30,0	1,35	0,02			
31,0	1,31	0,03			
32,0	1,33	0,02			
33,0	1,40	0,02			
34,0	1,37	0,02			
35,0	1,39	0,01			
36,0	1,39	0,02			
37,0	1,35	0,03			
38,0	1,31	0,03			
39,0	1,27	0,02			
40,0	1,33	0,02			
41,0	1,29	0,02			
42,0	1,31	0,02			
43,0	1,42	0,03			
44,0	1,34	0,02			
45,0	1,38	0,02			
46,0	1,32	0,03			
47,0	1,30	0,02			
48,0	1,31	0,03			
49,0	1,37	0,03			
50,0	1,36	0,02			
51,0	1,25	0,03			
52,0	1,25	0,02			
53,0	1,19	0,02			
54,0	1,25	0,02			
55,0	1,39	0,01			
56,0	1,40	0,02			
57,0	1,37	0,03			

97L6K1

dz Sedimentoberkante	Dichte Mittelwert	Dichte Std.Abw.
[cm]	[g/cm ³]	[g/cm ³]
0,0	1,02	0,02
1,0	1,17	0,02
2,0	1,32	0,02
3,0	1,45	0,02
4,0	1,52	0,02
5,0	1,62	0,01
6,0	1,64	0,02
7,0	1,67	0,02
8,0	1,69	0,02
9,0	1,72	0,03
10,0	1,73	0,03
11,0	1,77	0,03
12,0	1,82	0,02
13,0	1,84	0,03
14,0	1,84	0,02
15,0	1,84	0,02
16,0	1,88	0,03
17,0	1,86	0,02
18,0	1,85	0,02
19,0	1,85	0,02
20,0	1,85	0,04
21,0	1,87	0,03
22,0	1,86	0,03
23,0	1,81	0,02
24,0	1,83	0,03
25,0	1,81	0,02
26,0	1,81	0,03
27,0	1,82	0,03
28,0	1,82	0,02
29,0	1,82	0,02
30,0	1,81	0,03
31,0	1,83	0,02
32,0	1,81	0,02
33,0	1,82	0,04
34,0	1,82	0,02
35,0	1,83	0,03

98L1K2

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,5	1,06	0,01
1,5	1,10	0,01
2,5	1,14	0,01
3,5	1,21	0,01
4,5	1,23	0,01
5,5	1,23	0,01
6,5	1,23	0,01
7,5	1,24	0,01
8,5	1,26	0,01
9,5	1,26	0,01
10,5	1,26	0,01
11,5	1,26	0,01
12,5	1,21	0,01
13,5	1,25	0,01
14,5	1,28	0,01
15,5	1,26	0,01
16,5	1,24	0,01
17,5	1,27	0,02
18,5	1,26	0,01
19,5	1,31	0,01
20,5	1,30	0,01
21,5	1,32	0,01
22,5	1,30	0,01
23,5	1,31	0,01
24,5	1,28	0,01
25,5	1,24	0,01
26,5	1,18	0,01
27,5	1,17	0,01
28,5	1,17	0,01
29,5	1,15	0,01
30,5	1,13	0,01
31,5	1,15	0,01
32,5	1,23	0,01
33,5	1,22	0,01
34,5	1,24	0,01
35,5	1,20	0,01
36,5	1,21	0,01
37,5	1,20	0,01
38,5	1,18	0,01
39,5	1,19	0,01
40,5	1,18	0,01
41,5	1,19	0,01
42,5	1,18	0,01
43,5	1,22	0,01
44,5	1,24	0,01
45,5	1,23	0,01
46,5	1,22	0,01
47,5	1,21	0,01
48,5	1,21	0,02
49,5	1,23	0,01
50,5	1,22	0,01
51,5	1,23	0,01
52,5	1,24	0,01
53,5	1,32	0,01
54,5	1,32	0,01
55,5	1,30	0,01
56,5	1,30	0,01
57,5	1,32	0,01

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
58,5	1,32	0,01
59,5	1,59	0,01
60,5	1,47	0,01
61,5	1,33	0,01
62,5	1,30	0,01
63,5	1,31	0,01
64,5	1,28	0,01
65,5	1,28	0,01
66,5	1,30	0,01
67,5	1,34	0,01
68,5	1,33	0,01
69,5	1,22	0,01

98L1K3

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]	dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,0	1,01	0,01	58,0	1,27	0,01
1,0	1,13	0,02	59,0	1,29	0,01
2,0	1,20	0,02	60,0	1,32	0,01
3,0	1,25	0,01	61,0	1,32	0,01
4,0	1,25	0,02	62,0	1,28	0,01
5,0	1,26	0,01	63,0	1,29	0,01
6,0	1,27	0,01	64,0	1,27	0,01
7,0	1,28	0,02	65,0	1,13	0,01
8,0	1,27	0,02	66,0	1,22	0,02
9,0	1,28	0,01	67,0	1,25	0,02
10,0	1,26	0,01	68,0	1,24	0,02
11,0	1,25	0,01	69,0	1,26	0,01
12,0	1,27	0,01	70,0	1,23	0,01
13,0	1,20	0,01	71,0	1,27	0,01
14,0	1,22	0,01	72,0	1,30	0,01
15,0	1,24	0,01	73,0	1,28	0,01
16,0	1,23	0,01	74,0	1,28	0,01
17,0	1,29	0,02	75,0	1,25	0,01
18,0	1,29	0,01	76,0	0,74	0,01
19,0	1,28	0,01	77,0	1,29	0,01
20,0	1,27	0,01	78,0	1,28	0,01
21,0	1,22	0,01			
22,0	1,18	0,02			
23,0	1,15	0,01			
24,0	1,17	0,01			
25,0	1,24	0,01			
26,0	1,21	0,01			
27,0	1,24	0,01			
28,0	1,19	0,01			
29,0	1,21	0,01			
30,0	1,16	0,01			
31,0	1,17	0,01			
32,0	1,17	0,01			
33,0	1,23	0,01			
34,0	1,23	0,01			
35,0	1,21	0,01			
36,0	1,15	0,01			
37,0	1,20	0,01			
38,0	1,21	0,01			
39,0	1,18	0,02			
40,0	1,19	0,01			
41,0	1,30	0,02			
42,0	1,31	0,02			
43,0	1,27	0,01			
44,0	1,31	0,01			
45,0	1,32	0,01			
46,0	1,30	0,02			
47,0	1,31	0,01			
48,0	1,34	0,01			
49,0	1,36	0,02			
50,0	1,30	0,01			
51,0	1,34	0,01			
52,0	1,34	0,01			
53,0	1,31	0,01			
54,0	1,32	0,01			
55,0	1,31	0,01			
56,0	1,31	0,01			
57,0	1,27	0,01			

98L1K4

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]	dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,0	1,08	0,01	58,0	1,29	0,01
1,0	1,14	0,01	59,0	1,28	0,01
2,0	1,21	0,02	60,0	1,30	0,02
3,0	1,24	0,01	61,0	1,21	0,02
4,0	1,23	0,02	62,0	1,21	0,02
5,0	1,25	0,01	63,0	1,22	0,01
6,0	1,22	0,02	64,0	1,23	0,01
7,0	1,26	0,01	65,0	1,25	0,01
8,0	1,25	0,02	66,0	1,19	0,02
9,0	1,27	0,02	67,0	1,24	0,02
10,0	1,25	0,01	68,0	1,23	0,01
11,0	1,24	0,01	69,0	1,25	0,01
12,0	1,27	0,01	70,0	1,26	0,01
13,0	1,21	0,01	71,0	0,98	0,02
14,0	1,22	0,02	72,0	0,98	0,01
15,0	1,14	0,01	73,0	0,96	0,01
16,0	1,22	0,01			
17,0	1,23	0,01			
18,0	1,18	0,01			
19,0	1,24	0,01			
20,0	1,30	0,01			
21,0	1,23	0,02			
22,0	1,27	0,02			
23,0	1,28	0,01			
24,0	1,25	0,01			
25,0	1,28	0,02			
26,0	1,15	0,01			
27,0	1,17	0,01			
28,0	1,12	0,01			
29,0	1,12	0,01			
30,0	1,15	0,01			
31,0	1,16	0,01			
32,0	1,21	0,01			
33,0	1,23	0,01			
34,0	1,19	0,01			
35,0	1,20	0,02			
36,0	1,18	0,01			
37,0	1,13	0,01			
38,0	1,15	0,01			
39,0	1,20	0,01			
40,0	1,18	0,01			
41,0	1,24	0,02			
42,0	1,21	0,01			
43,0	1,19	0,01			
44,0	1,20	0,02			
45,0	1,26	0,02			
46,0	1,27	0,01			
47,0	1,31	0,01			
48,0	1,23	0,01			
49,0	1,27	0,02			
50,0	1,29	0,02			
51,0	1,30	0,01			
52,0	1,29	0,02			
53,0	1,28	0,01			
54,0	1,21	0,01			
55,0	1,24	0,01			
56,0	1,25	0,01			
57,0	1,28	0,01			

98L2K1

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]	dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,0	1,08	0,01	58,0	1,23	0,01
1,0	1,20	0,01	59,0	1,25	0,01
2,0	1,21	0,01	60,0	1,22	0,02
3,0	1,23	0,01	61,0	1,28	0,01
4,0	1,26	0,01	62,0	1,18	0,02
5,0	1,27	0,02	63,0	1,23	0,02
6,0	1,28	0,01	64,0	1,21	0,01
7,0	1,29	0,01	65,0	1,25	0,01
8,0	1,30	0,01	66,0	1,27	0,01
9,0	1,31	0,02	67,0	1,29	0,01
10,0	1,32	0,02	68,0	1,29	0,01
11,0	1,34	0,02	69,0	1,26	0,01
12,0	1,31	0,02	70,0	1,23	0,01
13,0	1,24	0,02	71,0	1,28	0,01
14,0	1,19	0,01	72,0	1,28	0,02
15,0	1,17	0,01	73,0	1,30	0,02
16,0	1,18	0,02	74,0	1,31	0,02
17,0	1,16	0,01	75,0	1,29	0,01
18,0	1,17	0,01	76,0	1,23	0,01
19,0	1,26	0,01	77,0	1,20	0,01
20,0	1,22	0,02	78,0	1,19	0,02
21,0	1,18	0,01	79,0	1,20	0,02
22,0	1,13	0,01	80,0	1,23	0,01
23,0	1,15	0,01	81,0	1,23	0,02
24,0	1,17	0,01	82,0	1,25	0,01
25,0	1,22	0,01	83,0	1,29	0,02
26,0	1,26	0,01	84,0	1,23	0,01
27,0	1,31	0,02	85,0	1,25	0,01
28,0	1,37	0,01	86,0	1,24	0,01
29,0	1,30	0,01	87,0	1,28	0,01
30,0	1,25	0,01	88,0	1,28	0,01
31,0	1,32	0,01	89,0	1,28	0,01
32,0	1,34	0,01	90,0	1,41	0,02
33,0	1,33	0,01	91,0	1,10	0,01
34,0	1,29	0,01	92,0	0,94	0,01
35,0	1,28	0,01	93,0	0,96	0,01
36,0	1,30	0,02	94,0	1,00	0,01
37,0	1,28	0,01	95,0	1,35	0,01
38,0	1,24	0,01	96,0	1,27	0,02
39,0	1,22	0,01	97,0	1,23	0,01
40,0	1,22	0,02	98,0	1,27	0,01
41,0	1,16	0,01	99,0	1,32	0,01
42,0	1,20	0,01	100,0	0,99	0,01
43,0	1,21	0,01	101,0	0,99	0,01
44,0	1,24	0,01	102,0	0,97	0,01
45,0	1,24	0,01			
46,0	1,24	0,02			
47,0	1,26	0,02			
48,0	1,32	0,01			
49,0	1,21	0,01			
50,0	1,25	0,01			
51,0	1,22	0,01			
52,0	1,26	0,02			
53,0	1,06	0,01			
54,0	1,27	0,01			
55,0	1,28	0,01			
56,0	1,27	0,01			
57,0	1,27	0,02			

98L2K2

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]	dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,0	1,00	0,01	58,0	1,27	0,01
1,0	1,05	0,01	59,0	1,30	0,01
2,0	1,28	0,01	60,0	1,30	0,01
3,0	1,33	0,02	61,0	1,27	0,01
4,0	1,31	0,01	62,0	1,28	0,01
5,0	1,29	0,02	63,0	1,24	0,02
6,0	1,30	0,02	64,0	1,28	0,01
7,0	1,26	0,01	65,0	1,27	0,01
8,0	1,26	0,01	66,0	1,28	0,02
9,0	1,28	0,02	67,0	1,29	0,02
10,0	1,26	0,01	68,0	1,31	0,01
11,0	1,30	0,01	69,0	1,35	0,01
12,0	1,26	0,01	70,0	1,31	0,02
13,0	1,23	0,02	71,0	1,31	0,01
14,0	1,25	0,02	72,0	1,29	0,02
15,0	1,26	0,01	73,0	1,31	0,01
16,0	1,23	0,02	74,0	1,30	0,02
17,0	1,03	0,01	75,0	1,25	0,01
18,0	1,16	0,01			
19,0	1,20	0,02			
20,0	1,23	0,01			
21,0	1,22	0,01			
22,0	1,14	0,01			
23,0	1,21	0,01			
24,0	1,27	0,01			
25,0	1,29	0,01			
26,0	1,25	0,01			
27,0	1,27	0,01			
28,0	1,25	0,01			
29,0	1,27	0,02			
30,0	1,29	0,01			
31,0	1,32	0,01			
32,0	1,33	0,01			
33,0	1,32	0,01			
34,0	1,27	0,02			
35,0	1,35	0,01			
36,0	1,38	0,01			
37,0	1,34	0,01			
38,0	1,23	0,02			
39,0	1,20	0,02			
40,0	1,21	0,01			
41,0	1,07	0,01			
42,0	1,21	0,01			
43,0	1,25	0,01			
44,0	1,25	0,01			
45,0	1,22	0,02			
46,0	1,23	0,02			
47,0	1,25	0,01			
48,0	1,27	0,01			
49,0	1,26	0,01			
50,0	1,22	0,01			
51,0	1,22	0,01			
52,0	1,22	0,01			
53,0	1,22	0,01			
54,0	1,24	0,02			
55,0	1,23	0,01			
56,0	1,23	0,01			
57,0	1,26	0,02			

98L3K1

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]	dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,0	1,00	0,01	58,0	1,12	0,01
1,0	1,07	0,01	59,0	1,18	0,01
2,0	1,16	0,01	60,0	1,23	0,02
3,0	1,21	0,01	61,0	1,23	0,01
4,0	1,23	0,01	62,0	1,22	0,01
5,0	1,23	0,01	63,0	1,20	0,01
6,0	1,20	0,01	64,0	1,23	0,01
7,0	1,19	0,02	65,0	1,22	0,01
8,0	1,17	0,01	66,0	1,20	0,02
9,0	1,17	0,01	67,0	1,19	0,01
10,0	1,11	0,01	68,0	1,20	0,02
11,0	1,14	0,01	69,0	1,24	0,01
12,0	1,13	0,02	70,0	1,24	0,01
13,0	1,10	0,01	71,0	1,22	0,01
14,0	1,09	0,01	72,0	1,22	0,01
15,0	1,14	0,01	73,0	1,21	0,02
16,0	1,18	0,01	74,0	1,21	0,02
17,0	1,16	0,01	75,0	1,21	0,01
18,0	1,18	0,01	76,0	1,25	0,01
19,0	1,16	0,02	77,0	1,26	0,01
20,0	1,27	0,01	78,0	1,24	0,02
21,0	1,22	0,02	79,0	1,22	0,01
22,0	1,17	0,01	80,0	1,20	0,01
23,0	1,21	0,01	81,0	1,23	0,01
24,0	1,22	0,02	82,0	1,22	0,01
25,0	1,21	0,01	83,0	1,21	0,01
26,0	1,23	0,01	84,0	1,17	0,01
27,0	1,25	0,01	85,0	1,18	0,01
28,0	1,26	0,01	86,0	1,23	0,02
29,0	1,26	0,01	87,0	1,22	0,02
30,0	1,25	0,02	88,0	1,23	0,02
31,0	0,79	0,01	89,0	1,22	0,02
32,0	0,51	0,01	90,0	1,21	0,01
33,0	1,05	0,01	91,0	1,25	0,02
34,0	1,17	0,01	92,0	1,27	0,01
35,0	1,17	0,02	93,0	1,25	0,01
36,0	1,14	0,01	94,0	1,23	0,01
37,0	1,22	0,01	95,0	1,14	0,02
38,0	1,21	0,01	96,0	0,84	0,01
39,0	1,22	0,01	97,0	0,42	0,01
40,0	1,04	0,01	98,0	0,34	0,01
41,0	0,84	0,01	99,0	1,01	0,01
42,0	1,15	0,02	100,0	1,02	0,01
43,0	1,15	0,01	101,0	1,00	0,01
44,0	1,15	0,01	102,0	1,30	0,02
45,0	1,22	0,01	103,0	0,98	0,01
46,0	1,23	0,01	104,0	1,18	0,08
47,0	1,19	0,01	105,0	0,87	0,49
48,0	1,19	0,01	106,0	-0,16	0,00
49,0	1,16	0,01			
50,0	1,14	0,01			
51,0	1,14	0,01			
52,0	1,13	0,01			
53,0	1,14	0,01			
54,0	1,19	0,01			
55,0	1,23	0,01			
56,0	1,18	0,02			
57,0	1,11	0,01			

98L3K2

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]	dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,0	1,01	0,01	58,0	1,18	0,01
1,0	1,21	0,01	59,0	1,16	0,01
2,0	1,40	0,01	60,0	1,18	0,01
3,0	1,40	0,01	61,0	1,21	0,02
4,0	1,55	0,02	62,0	1,21	0,02
5,0	1,65	0,01	63,0	1,21	0,01
6,0	1,82	0,02	64,0	1,20	0,02
7,0	1,69	0,01	65,0	1,17	0,01
8,0	1,43	0,01	66,0	1,23	0,02
9,0	1,31	0,01	67,0	1,24	0,01
10,0	1,25	0,01	68,0	1,23	0,01
11,0	1,24	0,01	69,0	1,21	0,01
12,0	1,17	0,01	70,0	1,20	0,01
13,0	0,81	0,01	71,0	1,22	0,01
14,0	1,05	0,01	72,0	1,21	0,02
15,0	1,12	0,01	73,0	1,19	0,01
16,0	1,13	0,01	74,0	1,16	0,01
17,0	1,14	0,01	75,0	1,15	0,01
18,0	1,14	0,01	76,0	1,20	0,01
19,0	1,14	0,02	77,0	1,25	0,01
20,0	1,16	0,01	78,0	1,26	0,02
21,0	1,16	0,01	79,0	1,32	0,02
22,0	1,12	0,02	80,0	1,32	0,02
23,0	1,21	0,01	81,0	1,32	0,01
24,0	1,27	0,01	82,0	1,25	0,01
25,0	1,13	0,02	83,0	1,41	0,01
26,0	1,17	0,01	84,0	1,27	0,01
27,0	1,13	0,01	85,0	1,35	0,02
28,0	1,09	0,01	86,0	1,23	0,01
29,0	1,21	0,01	87,0	0,99	0,02
30,0	1,26	0,01	88,0	1,00	0,01
31,0	1,24	0,01	89,0	0,97	0,01
32,0	1,23	0,01	90,0	0,96	0,01
33,0	1,21	0,01	91,0	0,93	0,01
34,0	1,24	0,01	92,0	0,98	0,02
35,0	1,24	0,01	93,0	1,41	0,01
36,0	1,23	0,01	94,0	1,22	0,03
37,0	1,23	0,01	95,0	0,77	0,62
38,0	1,25	0,02			
39,0	1,24	0,01			
40,0	1,26	0,02			
41,0	1,26	0,01			
42,0	1,23	0,01			
43,0	1,22	0,01			
44,0	1,22	0,01			
45,0	1,22	0,02			
46,0	1,22	0,02			
47,0	1,21	0,01			
48,0	1,20	0,01			
49,0	1,20	0,02			
50,0	1,23	0,02			
51,0	1,24	0,01			
52,0	1,24	0,01			
53,0	1,23	0,02			
54,0	1,23	0,01			
55,0	1,21	0,01			
56,0	1,21	0,02			
57,0	1,19	0,02			

98L4K1

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,0	1,18	0,01
1,0	1,16	0,01
2,0	1,17	0,01
3,0	1,14	0,01
4,0	1,18	0,01
5,0	1,17	0,01
6,0	1,24	0,02
7,0	1,26	0,01
8,0	1,28	0,01
9,0	1,23	0,01
10,0	1,21	0,01
11,0	1,29	0,01
12,0	1,32	0,01
13,0	1,34	0,01
14,0	1,32	0,01
15,0	1,25	0,01
16,0	1,22	0,01
17,0	1,21	0,01
18,0	1,24	0,01
19,0	1,23	0,01
20,0	1,22	0,01
21,0	1,18	0,01
22,0	1,20	0,01
23,0	1,19	0,01
24,0	1,15	0,01
25,0	1,17	0,01
26,0	1,15	0,01
27,0	1,15	0,01
28,0	1,18	0,01
29,0	1,19	0,01
30,0	1,18	0,01
31,0	1,18	0,01
32,0	1,19	0,01
33,0	1,19	0,01
34,0	1,21	0,01
35,0	1,25	0,01
36,0	1,22	0,01
37,0	1,21	0,01
38,0	1,16	0,02
39,0	1,18	0,01
40,0	1,19	0,01
41,0	1,19	0,01
42,0	1,15	0,01
43,0	1,16	0,01
44,0	1,15	0,01
45,0	1,17	0,01
46,0	1,23	0,01
47,0	1,22	0,01
48,0	1,22	0,02
49,0	1,23	0,01
50,0	1,23	0,02
51,0	1,23	0,01
52,0	1,22	0,01
53,0	1,22	0,01
54,0	1,23	0,01
55,0	1,22	0,02
56,0	1,20	0,01
57,0	1,18	0,01

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
58,0	1,20	0,01
59,0	1,22	0,01
60,0	1,20	0,01
61,0	1,16	0,02
62,0	1,15	0,01
63,0	1,18	0,01
64,0	1,20	0,01

98L4K2

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]	dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,0	1,04	0,01	58,0	1,25	0,01
1,0	1,08	0,01	59,0	1,26	0,01
2,0	1,08	0,01	60,0	1,25	0,01
3,0	1,15	0,01	61,0	1,26	0,02
4,0	1,13	0,01	62,0	1,26	0,02
5,0	1,14	0,01	63,0	1,26	0,01
6,0	1,19	0,01	64,0	1,26	0,01
7,0	1,20	0,01	65,0	1,26	0,01
8,0	1,22	0,01	66,0	1,26	0,01
9,0	1,24	0,01	67,0	1,25	0,02
10,0	1,27	0,02	68,0	1,26	0,01
11,0	1,28	0,01	69,0	1,27	0,01
12,0	1,32	0,01	70,0	1,18	0,01
13,0	1,33	0,01	71,0	1,22	0,01
14,0	1,31	0,01	72,0	1,26	0,02
15,0	1,29	0,01	73,0	1,26	0,01
16,0	1,34	0,01	74,0	1,26	0,01
17,0	1,38	0,02	75,0	1,27	0,01
18,0	1,36	0,01	76,0	1,24	0,02
19,0	1,35	0,02	77,0	1,24	0,01
20,0	1,33	0,01	78,0	1,23	0,01
21,0	1,38	0,02	79,0	1,23	0,02
22,0	1,56	0,01	80,0	1,23	0,01
23,0	1,38	0,02	81,0	1,24	0,01
24,0	1,37	0,01	82,0	1,24	0,02
25,0	1,26	0,01	83,0	1,25	0,01
26,0	1,19	0,01	84,0	1,19	0,02
27,0	1,22	0,01	85,0	1,23	0,01
28,0	1,28	0,01	86,0	1,21	0,01
29,0	1,24	0,01	87,0	1,23	0,01
30,0	1,22	0,01	88,0	1,12	0,01
31,0	1,23	0,01			
32,0	1,23	0,01			
33,0	1,22	0,01			
34,0	1,23	0,01			
35,0	1,22	0,01			
36,0	1,21	0,02			
37,0	1,18	0,01			
38,0	1,17	0,01			
39,0	1,19	0,02			
40,0	1,14	0,01			
41,0	1,14	0,02			
42,0	1,17	0,01			
43,0	1,17	0,01			
44,0	1,19	0,01			
45,0	1,15	0,01			
46,0	1,17	0,01			
47,0	1,13	0,01			
48,0	1,20	0,01			
49,0	1,19	0,01			
50,0	1,29	0,02			
51,0	1,20	0,01			
52,0	1,20	0,02			
53,0	1,18	0,01			
54,0	1,22	0,01			
55,0	1,20	0,01			
56,0	1,21	0,01			
57,0	1,26	0,02			

98L5K1

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,0	1,11	0,01
1,0	1,19	0,01
2,0	1,23	0,01
3,0	1,25	0,01
4,0	1,26	0,02
5,0	1,35	0,01
6,0	1,37	0,01
7,0	1,34	0,02
8,0	1,35	0,01
9,0	1,40	0,02
10,0	1,39	0,01
11,0	1,29	0,02
12,0	1,27	0,02
13,0	1,22	0,01
14,0	1,24	0,01
15,0	1,19	0,01
16,0	1,19	0,01
17,0	1,18	0,01
18,0	1,17	0,01
19,0	1,17	0,01
20,0	1,18	0,02
21,0	1,19	0,02
22,0	1,19	0,02
23,0	1,20	0,01
24,0	1,18	0,01
25,0	1,18	0,01
26,0	1,19	0,01
27,0	1,17	0,01
28,0	1,19	0,01
29,0	1,19	0,01
30,0	1,16	0,01
31,0	1,15	0,01
32,0	1,17	0,01
33,0	1,16	0,01
34,0	1,23	0,01
35,0	1,19	0,01
36,0	1,21	0,01
37,0	1,17	0,01
38,0	1,18	0,01
39,0	1,16	0,01
40,0	1,19	0,02
41,0	1,16	0,02
42,0	1,16	0,01
43,0	1,20	0,01
44,0	1,24	0,02
45,0	1,23	0,01
46,0	1,22	0,01
47,0	1,23	0,01
48,0	1,23	0,02
49,0	1,23	0,01
50,0	1,20	0,01
51,0	1,24	0,01
52,0	1,24	0,01
53,0	1,23	0,01
54,0	1,23	0,01
55,0	1,23	0,01
56,0	1,22	0,01
57,0	1,21	0,01

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
58,0	1,17	0,01
59,0	1,21	0,02
60,0	1,21	0,01
61,0	1,17	0,01
62,0	1,22	0,01
63,0	1,17	0,01
64,0	1,23	0,01
65,0	1,24	0,01
66,0	1,23	0,01
67,0	1,21	0,01
68,0	1,22	0,01
69,0	1,21	0,01
70,0	1,22	0,01
71,0	1,15	0,02
72,0	1,20	0,02
73,0	1,17	0,01
74,0	1,14	0,02
75,0	1,18	0,01

98L5K2

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]	dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,0	1,00	0,01	58,0	1,28	0,01
1,0	1,06	0,02	59,0	1,26	0,01
2,0	1,12	0,01	60,0	1,26	0,02
3,0	1,16	0,01	61,0	1,26	0,01
4,0	1,19	0,01	62,0	1,26	0,01
5,0	1,21	0,01	63,0	1,27	0,01
6,0	1,24	0,01	64,0	1,25	0,01
7,0	1,26	0,01	65,0	1,25	0,02
8,0	1,27	0,01	66,0	1,25	0,01
9,0	1,38	0,01	67,0	1,25	0,01
10,0	1,68	0,01	68,0	1,22	0,01
11,0	1,69	0,02	69,0	1,24	0,01
12,0	1,69	0,01	70,0	1,23	0,01
13,0	1,73	0,01	71,0	1,22	0,02
14,0	1,86	0,01	72,0	1,21	0,01
15,0	1,73	0,02	73,0	1,24	0,01
16,0	1,65	0,02	74,0	1,26	0,01
17,0	1,28	0,01	75,0	1,26	0,02
18,0	1,25	0,01	76,0	1,24	0,01
19,0	1,26	0,01	77,0	1,23	0,01
20,0	1,24	0,01	78,0	1,23	0,01
21,0	1,25	0,02	79,0	1,23	0,01
22,0	1,29	0,02	80,0	1,22	0,01
23,0	1,29	0,01	81,0	1,22	0,01
24,0	1,27	0,01	82,0	1,22	0,01
25,0	1,25	0,01	83,0	1,19	0,01
26,0	1,26	0,01	84,0	1,20	0,01
27,0	1,19	0,02	85,0	1,20	0,02
28,0	1,19	0,02	86,0	1,20	0,02
29,0	1,22	0,01	87,0	1,19	0,02
30,0	1,21	0,01	88,0	1,19	0,01
31,0	1,19	0,01	89,0	1,18	0,01
32,0	1,20	0,01	90,0	1,18	0,01
33,0	1,22	0,01	91,0	1,19	0,01
34,0	1,20	0,01	92,0	1,04	0,02
35,0	1,20	0,01	93,0	1,08	0,01
36,0	1,13	0,01	94,0	0,98	0,01
37,0	1,19	0,01	95,0	0,97	0,01
38,0	1,20	0,01			
39,0	1,22	0,01			
40,0	1,19	0,01			
41,0	1,20	0,01			
42,0	1,19	0,01			
43,0	1,17	0,02			
44,0	1,18	0,01			
45,0	1,19	0,01			
46,0	1,20	0,02			
47,0	1,20	0,01			
48,0	1,20	0,02			
49,0	1,21	0,01			
50,0	1,20	0,01			
51,0	1,22	0,01			
52,0	1,20	0,01			
53,0	1,17	0,01			
54,0	1,21	0,01			
55,0	1,20	0,02			
56,0	1,17	0,01			
57,0	1,26	0,01			

98L6K1

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,0	1,02	0,01
1,0	1,16	0,02
2,0	1,21	0,02
3,0	1,29	0,01
4,0	1,36	0,01
5,0	1,37	0,02
6,0	1,43	0,02
7,0	1,68	0,02
8,0	1,79	0,02
9,0	1,39	0,02
10,0	1,25	0,01
11,0	1,28	0,01
12,0	1,27	0,01
13,0	1,21	0,02
14,0	1,21	0,01
15,0	1,22	0,02
16,0	1,25	0,01
17,0	1,19	0,01
18,0	1,23	0,02
19,0	1,22	0,01
20,0	1,24	0,01
21,0	1,22	0,01
22,0	1,24	0,02
23,0	1,23	0,01
24,0	1,20	0,01
25,0	1,21	0,01
26,0	1,19	0,01
27,0	1,14	0,01
28,0	1,21	0,01
29,0	1,21	0,01
30,0	1,22	0,00
31,0	1,19	0,01
32,0	1,20	0,01
33,0	1,21	0,01
34,0	1,19	0,01
35,0	1,17	0,01
36,0	1,21	0,01
37,0	1,18	0,01
38,0	1,20	0,01
39,0	1,21	0,01
40,0	1,19	0,02
41,0	1,20	0,01
42,0	1,18	0,02
43,0	1,17	0,01
44,0	1,19	0,01
45,0	1,18	0,01
46,0	1,18	0,01
47,0	1,18	0,01
48,0	1,20	0,01
49,0	1,17	0,01
50,0	1,19	0,02
51,0	1,19	0,01
52,0	1,19	0,01
53,0	1,20	0,02
54,0	1,19	0,02
55,0	1,20	0,01
56,0	1,24	0,01
57,0	1,25	0,01

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
58,0	1,24	0,01
59,0	1,25	0,02
60,0	1,25	0,01
61,0	1,20	0,01
62,0	1,21	0,01
63,0	1,21	0,01
64,0	1,21	0,02
65,0	1,18	0,01
66,0	1,19	0,01
67,0	0,97	0,01
68,0	0,96	0,01
69,0	0,96	0,01

98L7K2

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,0	1,14	0,02
1,0	1,27	0,01
2,0	1,19	0,01
3,0	1,18	0,01
4,0	1,27	0,02
5,0	1,31	0,01
6,0	1,31	0,01
7,0	1,21	0,01
8,0	1,24	0,01
9,0	1,19	0,01
10,0	1,16	0,01
11,0	1,19	0,01
12,0	1,17	0,02
13,0	1,14	0,02
14,0	1,17	0,01
15,0	1,16	0,01
16,0	1,16	0,01
17,0	1,17	0,01
18,0	1,22	0,02
19,0	1,21	0,01
20,0	1,18	0,01
21,0	1,01	0,01
22,0	1,07	0,01
23,0	1,27	0,01
24,0	1,32	0,01
25,0	1,15	0,01
26,0	1,14	0,01
27,0	1,14	0,01
28,0	1,19	0,01
29,0	1,19	0,01
30,0	1,17	0,01
31,0	1,18	0,01
32,0	1,18	0,02
33,0	1,19	0,01
34,0	1,16	0,01
35,0	1,33	0,01
36,0	1,40	0,01
37,0	1,33	0,02
38,0	1,28	0,02
39,0	1,24	0,01
40,0	1,24	0,01
41,0	1,25	0,01
42,0	1,35	0,01
43,0	1,52	0,01
44,0	1,35	0,01
45,0	1,33	0,01
46,0	1,28	0,02
47,0	1,32	0,01
48,0	1,35	0,01
49,0	1,37	0,01
50,0	1,23	0,02
51,0	1,18	0,01
52,0	1,19	0,01
53,0	1,24	0,01
54,0	1,20	0,01
55,0	1,22	0,01
56,0	1,01	0,01
57,0	1,02	0,01

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
58,0	0,98	0,01
59,0	0,99	0,01
60,0	0,95	0,01
61,0	0,96	0,01
62,0	1,21	0,07
63,0	-0,13	0,14
64,0	-0,18	0,01
65,0	-0,18	0,01
66,0	-0,18	0,01
67,0	-0,19	0,01

98L7K3

dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]	dz Sedimentoberkante [cm]	Dichte Mittelwert [g/cm ³]	Dichte Std.Abw. [g/cm ³]
0,0	1,06	0,02	58,0	1,37	0,04
1,0	1,13	0,04	59,0	1,48	0,07
2,0	1,20	0,02	60,0	1,66	0,04
3,0	1,16	0,03	61,0	1,66	0,11
4,0	1,07	0,01	62,0	1,37	0,05
5,0	1,09	0,02	63,0	1,26	0,01
6,0	1,14	0,02	64,0	1,24	0,01
7,0	1,18	0,01	65,0	1,23	0,01
8,0	1,16	0,03	66,0	1,23	0,02
9,0	1,23	0,02	67,0	1,24	0,01
10,0	1,18	0,02	68,0	1,22	0,01
11,0	1,18	0,02	69,0	1,22	0,03
12,0	1,14	0,01	70,0	1,31	0,05
13,0	1,13	0,02	71,0	1,46	0,04
14,0	1,17	0,01	72,0	1,58	0,06
15,0	1,22	0,01	73,0	1,72	0,02
16,0	1,23	0,02	74,0	1,65	0,11
17,0	1,24	0,02	75,0	1,37	0,02
18,0	1,18	0,01	76,0	1,35	0,06
19,0	1,17	0,02	77,0	1,50	0,05
20,0	1,21	0,02	78,0	1,62	0,03
21,0	1,22	0,02	79,0	1,64	0,14
22,0	1,22	0,01	80,0	1,32	0,02
23,0	1,20	0,02	81,0	1,28	0,01
24,0	1,21	0,01	82,0	1,28	0,01
25,0	1,23	0,04	83,0	1,27	0,01
26,0	1,29	0,06	84,0	1,26	0,01
27,0	1,12	0,01	85,0	1,29	0,01
28,0	1,16	0,01	86,0	1,29	0,02
29,0	1,14	0,01	87,0	1,28	0,01
30,0	1,16	0,03	88,0	1,27	0,01
31,0	1,23	0,01	89,0	1,29	0,02
32,0	1,25	0,01	90,0	1,35	0,06
33,0	1,27	0,01	91,0	1,52	0,08
34,0	1,24	0,02	92,0	1,62	0,12
35,0	1,22	0,03	93,0	1,34	0,04
36,0	1,19	0,01	94,0	1,27	0,01
37,0	1,23	0,01	95,0	1,25	0,01
38,0	1,23	0,01	96,0	1,26	0,01
39,0	1,23	0,02	97,0	1,27	0,02
40,0	1,22	0,02	98,0	1,27	0,02
41,0	1,24	0,01	99,0	1,25	0,02
42,0	1,24	0,01	100,0	1,29	0,01
43,0	1,22	0,02	101,0	1,29	0,01
44,0	1,19	0,01	102,0	1,29	0,02
45,0	1,17	0,01	103,0	1,27	0,01
46,0	1,17	0,02	104,0	1,27	0,01
47,0	1,20	0,02	105,0	1,25	0,01
48,0	1,20	0,01	106,0	1,26	0,01
49,0	1,19	0,01	107,0	1,22	0,02
50,0	1,17	0,02	108,0	1,24	0,01
51,0	1,21	0,01	109,0	1,26	0,02
52,0	1,22	0,01			
53,0	1,22	0,02			
54,0	1,26	0,02			
55,0	1,30	0,02			
56,0	1,31	0,01			
57,0	1,30	0,02			

97L1K3

Minimale Tiefe (Segmente)	Maximale Tiefe (Segmente)	Mittelwert der Dichte (Segmente)	Kornanteil < 20 Mikrometer [%]	KAK [meq/kg]	TC [Gew. %]	IC [Gew. %]	TOC [Gew. %]	Wassergehalt bezogen auf das Trockengewicht [%]	
0	1,5	3	1,22	31	218	5,2	1,9	3,3	116
3	4,5	6	1,39	36	271	5,9	2,0	3,9	125
6	7	8	1,34	32	273	5,4	1,9	3,5	101
8	9,25	10,5	1,38	51	357	6,2	1,7	4,4	139
10,5	12,75	15	1,20	62	400	6,3	1,5	4,8	154
15	17,5	20	1,20	61	349	6,6	1,3	5,3	153
20	21,5	23	1,26	23	211	4,0	1,4	2,6	74
23	24,5	26	1,55	25	251	4,7	1,6	3,1	79
26	27,5	29	1,47	25	238	4,5	1,5	3,0	72
29	31	33	1,52	33	262	4,5	1,7	2,9	76
33	34,5	36	1,46	26	222	4,0	1,7	2,3	67
36	37,5	39	1,54	61	265	5,7	1,5	4,2	104
39	42	45	1,33	75	384	5,6	1,5	4,1	114
45	47,5	50	1,34	64	344	5,4	1,4	4,0	105
50	52,5	55	1,35	65	321	5,4	1,4	3,9	98
55	57,5	60	1,37	56	368	6,2	1,7	4,5	99
60	62,5	65	1,36	59	332	5,7	1,4	4,2	94
65	67,5	70	1,36	64	360	6,5	1,5	4,9	106
70	72	74		64	374	6,0	1,4	4,6	106

97L2K1

Minimale Tiefe (Segmente)	Maximale Tiefe (Segmente)	Mittelwert der Dichte (Segmente)	Kornanteil < 20 Mikrometer [%]	KAK [meq/kg]	TC [Gew. %]	IC [Gew. %]	TOC [Gew. %]	Wassergehalt bezogen auf das Trockengewicht [%]	
0	2,5	5	1,31	44	230	6,5	1,8	4,7	116
5	7,5	10	1,30	66	281	6,5	1,2	5,3	103
10	12,5	15	1,28	64	283	6,1	1,4	4,7	101
15	16,75	18,5	1,33	62	280	6,4	1,5	5,0	99
18,5	21,75	25	1,17	68	369	8,7	1,2	7,5	131
25	27,5	30	1,27	67	340	7,4	1,7	5,7	116
30	32,5	35	1,32	66	318	7,1	1,7	5,4	105
35	37,5	40	1,33	68	298	7,0	1,5	5,5	99
40	42,5	45	1,37	52	260	7,0	1,4	5,7	87
45	47,5	50	1,36	59	258	6,8	1,8	5,0	83
50	51	52		60	273	6,7	1,5	5,2	88

97L2K2

Minimale Tiefe (Segmente)	Maximale Tiefe (Segmente)	Mittelwert der Dichte (Segmente)	Kornanteil < 20 Mikrometer [%]	KAK [meq/kg]	TC [Gew. %]	IC [Gew. %]	TOC [Gew. %]	Wassergehalt bezogen auf das Trockengewicht [%]	
0	2,5	5	1,30	56	316	6,4	1,5	4,9	153
5	7,5	10	1,26	73	364	7,6	1,4	6,2	154
10	12,5	15	1,19	66	355	7,1	1,1	6,0	133
15	17,5	20	1,20	81	355	7,5	1,4	6,2	
20	21,75	23,5	1,22	72	335	7,0	1,4	5,6	122
23,5	24,75	26	1,20	76	368	6,9	1,5	5,5	130
26	27,25	28,5	1,33	63	376	6,1	1,4	4,7	103
28,5	30,25	32	1,29	74	342	6,8	1,5	5,3	130
32	33,5	35	1,33	68	230	7,3	1,7	5,6	124
35	36,5	38	1,33	45	255	6,3	2,0	4,3	88
38	40	42	1,41	45	252	6,5	2,0	4,6	97
42	44	46	1,35	63	276	6,8	1,6	5,2	
46	48	50	1,35	59	318	6,5	1,8	4,8	98
50	52,5	55	1,36	67	285	6,0	1,6	4,4	91
55	57,5	60	1,36	69	293	6,4	1,8	4,7	93
60	63	66	1,38	64	292	5,7	1,9	3,8	84
66	67	68	1,41	67	306	5,5	1,9	3,6	80
68	70,5	73	1,38	72	294	6,5	1,8	4,6	96
73	75,5	78	1,37	63	267	6,7	2,3	4,4	92
78	80,5	83	1,35	51	258	5,7	2,2	3,5	64
83	85,5	88		18	109	3,9	2,4	1,5	

97L3K2

Minimale Tiefe (Segmente)	Maximale Tiefe (Segmente)	Mittelwert der Dichte (Segmente)	Kornanteil < 20 Mikrometer [%]	KAK [meq/kg]	TC [Gew. %]	IC [Gew. %]	TOC [Gew. %]	Wassergehalt bezogen auf das Trockengewicht [%]	
0	1,75	3,5	1,34	20	289	5,7	2,0	3,7	42
3,5	4,25	5	1,24	21	331	6,5	1,3	5,2	45
5	7,5	10	1,29	28	330	6,3	2,0	4,3	38
10	12	14	1,26	37	347	6,5	2,1	4,4	41
14	16	18	1,41	27	259	4,9	2,2	2,6	28
18	21,5	25	1,31	28	302	6,0	2,2	3,8	29
25	26,75	28,5	1,52	36	268	5,5	2,4	3,1	33
28,5	31,75	35	1,32	41	302	5,8	1,9	4,0	30
35	37,5	40	1,32	43	330	6,0	1,4	4,6	33
40	42,5	45	1,33	30	331	5,6	1,6	4,0	35
45	47,5	50	1,30	25	335	7,2	1,8	5,4	33
50	52,5	55	1,23	32	388	8,2	1,4	6,8	32
55	58	61	1,30	38	364	6,3	1,5	4,8	57
61	62,5	64	1,18	20	374	6,7	1,6	5,1	69
64	66,5	69	1,69	13	163	3,7	2,1	1,6	31
69	72	75	1,21	23	309	4,2	2,0	2,2	48
75	77,5	80	1,47	17	274	6,7	1,8	4,9	34
80	82,5	85	1,14	40	413	9,5	1,4	8,1	63
85	86,5	88		63	410	6,4	1,7	4,7	113

98L1K1

Minimale Tiefe (Segmente)	Maximale Tiefe (Segmente)	Mittelwert der Dichte (Segmente)	Kornanteil < 20 Mikrometer [%]	KAK [meq/kg]	TC [Gew. %]	IC [Gew. %]	TOC [Gew. %]	Wassergehalt bezogen auf das Trockengewicht [%]
0	2,5	5	62	510	6,2	1,7	4,5	
5	7,5	10	48	523	6,0	1,9	4,2	
10	12,5	15	60	513	5,6	1,7	3,8	
15	17,5	20	58	452	6,1	1,9	4,2	
20	22,5	25	56	426	5,3	2,0	3,3	
25	27,5	30	54	451	5,7	1,9	3,8	
30	32,5	35	72	442	6,1	1,7	4,4	
35	37,5	40	69	453	5,8	1,8	4,1	
40	42,5	45	67	432	6,2	1,7	4,6	
45	47,5	50	60	408	6,0	1,6	4,4	
50	52,5	55	64	450				
55	57,5	60	61	386	5,7	2,0	3,7	
60	62,5	65	50	406	6,8	1,9	4,9	
65	67,5	70	56	377	4,9	1,5	3,4	
70	72,5	75	56	392	4,9	1,6	3,3	
75	77,5	80	69	421	4,9	1,4	3,5	
80	82,5	85	70	412	5,8	1,6	4,2	

98L2K2

Minimale Tiefe (Segmente)	Maximale Tiefe (Segmente)	Mittelwert der Dichte (Segmente)	Kornanteil < 20 Mikrometer [%]	KAK [meq/kg]	TC [Gew. %]	IC [Gew. %]	TOC [Gew. %]	Wassergehalt bezogen auf das Trockengewicht [%]	
0	3	6	1,22	64	385	6,3	1,9	4,4	146
6	8,5	11	1,28	63	295	6,1	2,1	4,1	150
11	14	17	1,22	45	139	5,6	1,8	3,9	53
17	20	23	1,17	72	173	5,9	1,8	4,1	105
23	26	29	1,26	64	306	5,8	1,7	4,1	109
29	32	35	1,31	47	320	6,0	1,7	4,2	93
35	38	41	1,25	62	352	7,5	1,9	5,5	104
41	43	45	1,20	70	347	5,9	2,0	3,9	112
45	47,5	50	1,24	79	360	6,6	2,0	4,6	122
50	54	58	1,23	72	302	6,5	2,1	4,5	103
58	61,5	65	1,28	80	332	5,9	1,8	4,1	101
65	67,5	70	1,30	79	337	6,0	1,9	4,0	94

98L3K1

Minimale Tiefe (Segmente)		Maximale Tiefe (Segmente)	Mittelwert der Dichte (Segmente)	Kornanteil < 20 Mikrometer [%]	KAK [meq/kg]	TC [Gew. %]	IC [Gew. %]	TOC [Gew. %]	Wassergehalt bezogen auf das Trockengewicht [%]
0	2	4	1,13	64	315	6,3	1,6	4,7	200
4	6,5	9	1,20	80	373	8,4	2,1	6,3	142
9	12	15	1,13	81	385	9,0	2,1	7,0	140
15	18	21	1,19	77	433	8,6	2,1	6,5	140
21	24,5	28	1,22	83	400	7,9	1,9	6,0	148
28	31,5	35	1,06	80	396	8,5	2,1	6,4	144
35	37,5	40	1,17	54	377	8,3	2,0	6,3	163
40	42	44	1,07	58	363	7,5	2,1	5,4	153
44	46	48	1,20	67	371	9,1	2,2	6,9	161
48	51	54	1,15	35	396	8,7	2,1	6,6	150
54	56,5	59	1,17	118	394	7,9	2,1	5,8	250
59	62	65	1,22	57	354	7,3	2,1	5,2	133
65	67,5	70	1,21	80	363	7,9	2,3	5,6	134
70	73	76	1,22	82	370	8,0	2,4	5,6	132
76	79	82	1,23	79	398	9,0	2,3	6,7	143
82	85	88	1,21	86	388	8,7	2,4	6,3	147
88	91	94	1,24	58	400	8,8	2,3	6,5	147

98L4K2

Minimale Tiefe (Segmente)		Maximale Tiefe (Segmente)	Mittelwert der Dichte (Segmente)	Kornanteil < 20 Mikrometer [%]	KAK [meq/kg]	TC [Gew. %]	IC [Gew. %]	TOC [Gew. %]	Wassergehalt bezogen auf das Trockengewicht [%]
0	2,5	5	1,10	54	346	6,4	1,7	4,7	178
5	7,5	10	1,21	46	290	6,0	1,8	4,2	123
10	13	16	1,31	45	235	5,0	2,0	3,0	81
16	18	20	1,35	39	184	4,1	1,5	2,6	57
20	22	24	1,40	45	225	5,0	1,6	3,4	66
24	27	30	1,25	65	274	6,2	1,8	4,4	86
30	33	36	1,22	74	363	7,8	2,0	5,8	122
36	38	40	1,18	82	279	8,0	2,2	5,9	141
40	43,5	47	1,16	78	357	8,6	2,2	6,4	138
47	49	51	1,20	75	377	8,4	1,8	6,6	138
51	53,5	56	1,20	83	391	7,7	2,0	5,6	139
56	59,5	63	1,25	83	365	7,4	2,2	5,2	128
63	66	69	1,26	80	463	7,6	2,1	5,5	146
69	70,5	72	1,23	83	463	7,0	2,2	4,7	139
72	73,5	75	1,26	87	552	7,1	2,0	5,1	145
75	76,5	78	1,24	93	513	7,2	2,3	4,9	164
78	80,5	83	1,24	89	492	7,4	2,0	5,4	149
83	84,5	86	1,22	80	428	7,2	1,6	5,5	142

98L7K1

Minimale Tiefe (Segmente)		Maximale Tiefe (Segmente)	Mittelwert der Dichte (Segmente)	Kornanteil < 20 Mikrometer [%]	KAK [meq/kg]	TC [Gew. %]	IC [Gew. %]	TOC [Gew. %]	Wassergehalt bezogen auf das Trockengewicht [%]
0	2,5	5		61	404	7,3	1,6	5,7	349
5	7,5	10		61	364	6,5	1,6	4,9	261
10	12,5	15		52	351	6,3	1,7	4,6	166
15	17,5	20		39	371	6,9	1,9	5,0	135
20	22,5	25		57	374	6,3	2,0	4,3	144
25	27,5	30		61	388	6,1	2,0	4,2	148
30	32,5	35		45	339	7,3	2,0	5,3	132
35	37,5	40		50	355	6,9	1,8	5,0	144
40	42,5	45		58	381	6,2	1,9	4,3	159
45	47,5	50		59	365	6,3	1,8	4,6	150
50	52,5	55		44	248	5,0	2,1	2,9	93
55	57,5	60		47	288	5,7	2,3	3,4	99
60	62,5	65		75	338	4,6	1,6	3,0	102
65	67,5	70		52	305	4,7	1,7	3,0	91
70	74	78		64	364	6,1	1,6	4,4	113

97L1K3

Minimale Tiefe (Segmente)		максимальная Тiefe (Segmente)	Mittelwert der Dichte (Segmente)	medianer Korndurchmesser [mm]	10-Perzentil d10 [mm]	60-Perzentil d60 [mm]	U d10/d60 [-]	Aerometer Anteil < 20 Mikrometer [Gew. %]	Tonanteil [%]	Schluffanteil [%]	Sandanteil [%]
0	1,5	3	1,22	0,0450	0,0025	0,053	21,20	30	9	57	34
3	4,5	6	1,39	0,0450	0,0023	0,058	25,22	31	9	52	39
6	7	8	1,34	0,0500	0,0028	0,060	21,43	29	7	53	40
8	9,25	10,5	1,38	0,0220	0,0016	0,033	20,63	48	13	68	19
10,5	12,75	15	1,20	0,0073	0,0015	0,012	8,00	68	22	70	8
15	17,5	20	1,20	0,0150	0,0010	0,024	24,00	57	18	70	12
20	21,5	23	1,26	0,0750	0,0035	0,090	25,71	23	8	31	61
23	24,5	26	1,55	0,0650	0,0035	0,075	21,43	24	7	38	55
26	27,5	29	1,47	0,0600	0,0032	0,070	21,88	24	8	42	50
29	31	33	1,52	0,0470	0,0018	0,058	32,22	33	11	53	36
33	34,5	36	1,46	0,0500	0,0023	0,060	26,09	25	9	51	40
36	37,5	39	1,54	0,0140		0,020		60	23	69	8
39	42	45	1,33	0,0090		0,014		69	25	70	5
45	47,5	50	1,34	0,0100		0,014		68	24	70	6
50	52,5	55	1,35	0,0130		0,018		62	21	70	9
55	57,5	60	1,37	0,0180	0,0010	0,027	27,00	53	17	74	9
60	62,5	65	1,36	0,0150		0,023		57	21	70	9
65	67,5	70	1,36	0,0140		0,021		59	20	70	10
70	72	74		0,0080		0,013		72	27	69	4

97L2K1

Minimale Tiefe (Segmente)		Tiefe (Segmente)	Mittelwert der Dichte (Segmente)	medianer Korndurchmesser [mm]	10-Perzentil d10 [mm]	60-Perzentil d60 [mm]	U d10/d60 [-]	Aerometer Anteil < 20 Mikrometer [Gew. %]	Tonanteil [%]	Schluffanteil [%]	Sandanteil [%]
0	2,5	5	1,31	0,0250	0,0010	0,045	45,00	47	18	52	30
5	7,5	10	1,30	0,0065		0,010		76	28	67	5
10	12,5	15	1,28	0,0073		0,012		73	29	62	9
15	16,75	18,5	1,33	0,0100	0,0011	0,016	14,55	66	23	66	11
18,5	21,75	25	1,17	0,0080	0,0013	0,012	9,23	76	21	72	7
25	27,5	30	1,27	0,0080	0,0015	0,011	7,33	78	16	78	6
30	32,5	35	1,32	0,0120		0,016		70	20	73	7
35	37,5	40	1,33	0,0095	0,0010	0,014	14,00	70	26	64	10
40	42,5	45	1,37	0,0130	0,0012	0,020	16,67	60	20	65	15
45	47,5	50	1,36	0,0090		0,016		66	27	61	12
50	51	52		0,0075		0,012		74	28	63	9

97L2K2

Minimale Tiefe (Segmente)	Tiefe (Segmente)	Tiefe (Segmente)	Mittelwert der Dichte (Segmente)	medianer Korndurchmesser [mm]	10-Perzentil d10 [mm]	60-Perzentil d60 [mm]	U d10/d60 [-]	Aerometer Anteil < 20 Mikrometer [Gew. %]	Tonanteil [%]	Schluffanteil [%]	Sandanteil [%]
0	2,5	5	1,30	0,0140		0,025		56	21	60	19
5	7,5	10	1,26	0,0055		0,009		79	31	62	7
10	12,5	15	1,19	0,0051		0,008		79	33	61	6
15	17,5	20	1,20								
20	21,75	23,5	1,22	0,0055		0,009		79	32	62	6
23,5	24,75	26	1,20	0,0050		0,008		82	32	63	5
26	27,25	28,5	1,33	0,0095		0,018		63	25	66	9
28,5	30,25	32	1,29	0,0065		0,010		80	33	63	4
32	33,5	35	1,33	0,0090		0,015		68	27	61	12
35	36,5	38	1,33	0,0190		0,028		52	19	64	17
38	40	42	1,41								
42	44	46	1,35	0,0100		0,017		65	26	60	14
46	48	50	1,35	0,0070		0,011		73	30	59	11
50	52,5	55	1,36	0,0080		0,014		69	28	58	14
55	57,5	60	1,36	0,0060		0,010		76	32	62	6
60	63	66	1,38	0,0060		0,010		77	31	67	2
66	67	68	1,41	0,0075		0,012		73	29	65	6
68	70,5	73	1,38	0,0060		0,010		76	32	61	7
73	75,5	78	1,37	0,0060		0,010		75	31	64	5
78	80,5	83	1,35	0,1000	0,0016	0,160	100,00	34	12	32	56
83	85,5	88		0,1800	0,0150	0,230	15,33	12	2	23	75

97L1K3

Tiefenzone			Nat. Wassergehalt	Fließgrenze	Ausrollgrenze	Plastizitätszahl	Konsistenzzahl
minmal	mitte	maximal	W	WL	WP	IP=WL-WP	IC
[cm]	[cm]	[cm]	[%]	[%]	[%]	[%]	(WL-W)/IP
0	1,5	3	118,2	69,2	30,1	39,1	-1,25
3	4,5	6	118,5	77,4	35,5	41,9	-0,98
6	7	8	100,8	71	32	39	-0,76
8	9,25	10,5	139,5	99,7	44,8	54,9	-0,72
10,5	12,75	15	154	117	46	71	-0,52
15	17,5	20	154,9	121,7	47,2	74,4	-0,44
29	31	33	74,7	61	29,8	31,2	-0,44
33	34,5	36	66,9	53,5	30,4	23,1	-0,57
36	37,5	39	103,5	92	38,2	53,8	-0,21
39	42	45	113,5	109,8	46,6	63,2	-0,05
45	47,5	50	107,2	95	45,4	49,6	-0,24
50	52,5	55	103,6	93,5	41,1	52,5	-0,19
55	57,5	60	99,4	90,1	42,9	47,3	-0,19
60	62,5	65	91,3	88,5	42,1	46,4	-0,06
65	67,5	70	103,8	104,4	43,8	60,6	0,009
70	72	74	111,8	113,8	46,6	67,2	0,03

97L2K1

Tiefenzone			Nat. Wassergehalt	Fließgrenze	Ausrollgrenze	Plastizitätszahl	Konsistenzzahl
minmal	mitte	maximal	W	WL	WP	IP=WL-WP	IC
[cm]	[cm]	[cm]	[%]	[%]	[%]	[%]	(WL-W)/IP
0	2,5	5	142,7	96,8	34,1	62,7	-0,73
5	7,5	10	129,9	110,9	40,6	70,2	-0,27
10	12,5	15	126,5	110,2	41,3	68,9	-0,23
15	16,75	18,5	120,6	104,7	42,1	62,6	-0,25
18,5	21,75	25	152,3	134,9	52,7	82,1	-0,21
25	27,5	30	139	122,1	47,8	74,4	-0,22
30	32,5	35	127,4	116,8	45,6	71,3	-0,14
35	37,5	40	116	110,5	40,4	70,1	-0,07
40	42,5	45	100,3	92,7	39,3	53,4	-0,14
45	47,5	50	98,7	96,8	38,5	58,3	-0,03
50	51	52	104,6	100,2	37	63,3	-0,06

97L2K2

Tiefenzone			Nat. Wassergehalt	Fließgrenze	Ausrollgrenze	Plastizitätszahl	Konsistenzzahl
minmal	mitte	maximal	W	WL	WP	IP=WL-WP	IC
[cm]	[cm]	[cm]	[%]	[%]	[%]	[%]	(WL-W)/IP
0	2,5	5	153,3	89,5	37,4	52,1	-1,22
5	7,5	10	153,6	121,3	49,5	71,8	-0,45
10	12,5	15	133,4	120,1	49,9	70,2	-0,18
15	17,5	20					
20	21,75	23,5	121,5	113	49,2	63,9	-0,13
23,5	24,75	26	129,6	122,7	50,4	72,3	-0,09
26	27,25	28,5	102,7	98,2	40,7	57,5	-0,07
28,5	30,25	32	129,6	122,2	46,3	75,8	-0,09
32	33,5	35	124,1	107,4	45,1	62,3	-0,26
35	36,5	38	87,7	81,2	39,1	42,1	-0,15
42	44	46	96,9	95,6	40,5	55,1	-0,02
46	48	50	98,2	96,9	37,8	59,1	-0,02
50	52,5	55	91,4	96	38,8	57,3	0,081
55	57,5	60	93	95,2	40,9	54,3	0,04
60	63	66	83,8	83	36,8	46,2	-0,01
66	67	68	79,7	85,9	35,6	50,3	0,123
68	70,5	73	96,4	102,8	40,8	61,9	0,103
73	75,5	78	92,3	101,4	43,1	58,3	0,157
78	80,5	83	63,7	48,5	25,9	22,6	-0,67

97L3K2

Tiefenzone			Hauptbestandteile			Referenzmetalle		Spurenmetalle						
minmal [cm]	mitte [cm]	maximal [cm]	Ca mg/g	Mg mg/g	K mg/g	Fe mg/g	Mn mg/g	Cd mg/kg	Co mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg
0	1,75	3,5	56,0	16,4	15,1	37,1	0,521		15	86	89	102	82	293
0	1,75	3,5	52,9	15,9	15,2	35,8	0,524	8,0	18	84	89	97	272	328
3,5	4,25	5	54,6	16,2	14,7	36,1	0,494		16	83	92	108	56	360
3,5	4,25	5	54,9	16,4	15,8	37,1	0,509	8,0	11	83	92	101	239	386
5	7,5	10	55,5	15,8	15,8	36,5	0,478	5,0	12	89	95	107	156	366
10	12	14	66,9	16,0	15,9	36,2	0,515		12	95	93	108	56	370
10	12	14	55,2	16,1	15,7	36,6	0,518		12	94	95	106	90	361
14	16	18	57,5	16,8	15,1	37,3	0,644		13	98	91	104	69	368
14	16	18	59,2	17,0	15,7	37,5	0,678		12	99	91	107	62	371
18	21,5	25	55,8	16,8	15,3	37,7	0,612		11	108	82	91	89	347
18	21,5	25	56,9	17,0	15,1	39,0	0,619		11	98	240	120	60	471
25	26,75	28,5	59,0	15,8	18,1	40,3	0,460		11	79	64	40	48	243
25	26,75	28,5	57,1	15,8	17,7	39,7	0,489		12	86	68	42	60	245
28,5	31,75	35	51,5	15,4	17,7	35,7	0,445		11	101	94	42	66	310
28,5	31,75	35	50,8	15,3	17,5	35,2	0,460	0,8	11	104	99	43	78	325
35	37,5	40	42,8	16,2	17,1	33,8	0,408	1,3	10	129	123	42	82	398
35	37,5	40	43,0	16,4	17,6	34,1	0,399	1,5	10	124	119	42	88	387
40	42,5	45	39,0	16,8	16,8	33,0	0,398	1,8	11	122	110	42	94	381
45	47,5	50	43,9	17,6	17,6	31,8	0,440	2,7	10	146	141	45	94	467
45	47,5	50	45,1	17,2	16,2	32,1	0,435	3,8	10	138	140	43	120	458
50	52,5	55	43,0	16,4	17,3	33,2	0,478	4,1	11	138	135	46	134	456
50	52,5	55	42,6	16,5	17,0	32,9	0,467	2,9	11	136	134	45	107	451
55	58	61	47,9	18,7	21,6	39,2	0,471	2,6	12	152	150	50	106	504
55	58	61	42,0	16,1	17,5	33,4	0,409	2,4	10	130	127	43	95	428
61	62,5	64	47,9	16,0	17,0	36,9	0,469	3,2	11	184	125	48	97	520
61	62,5	64	53,9	18,0	22,8	40,1	0,428	4,0	10	164	119	45	107	486
64	66,5	69	54,9	19,2	23,0	42,2	0,501	3,8	13	172	105	50	124	502
64	66,5	69	54,8	18,7	22,1	41,7	0,507	2,9	13	173	104	50	103	508
69	72	75	59,8	17,9	19,5	36,6	0,508	2,5	11	142	102	48	80	477
75	77,5	80	48,3	18,8	21,4	40,7	0,502	8,9	13	292	139	56	209	648
80	82,5	85	50,6	17,1	18,9	37,3	0,488	4,0	11	167	110	48	108	481
85	86,5	88	49,9	14,4	17,4	37,6	0,566	2,0	11	125	92	46	82	400

98L1K1

Tiefenzone			Hauptbestandteile			Referenzmetalle		Spurenmetalle						
minmal [cm]	mitte [cm]	maximal [cm]	Ca mg/g	Mg mg/g	K mg/g	Fe mg/g	Mn mg/g	Cd mg/kg	Co mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg
0	2,5	5	27,5	8,4	10,3	18,9	0,284	1,4	10	94	81	38	53	1290
5	7,5	10	80,4	22,9	24,5	50,4	0,473	1,4	12	117	97	50	51	718
10	12,5	15	54,6	15,8	19,8	34,6	0,422	1,8	9	96	94	37	57	458
15	17,5	20	63,5	14,7	19,5	36,3	0,459	1,1	9	87	76	36	48	397
20	22,5	25	53,8	15,5	17,1	37,6	0,711	0,9	9	85	55	34	47	356
25	27,5	30	50,0	13,4	19,5	30,6	0,301	1,4	8	84	68	34	47	348
30	32,5	35	46,5	15,4	15,5	32,0	0,496	1,4	9	79	85	33	51	396
35	37,5	40	49,0	16,4	15,0	33,4	0,455	1,5	9	81	88	35	51	410
40	42,5	45	40,5	11,6	17,6	26,5	0,255	1,0	7	64	55	28	35	258
45	47,5	50	51,4	14,8	17,8	28,5	0,375	1,8	8	97	87	32	51	462
50	52,5	55	67,0	19,8	17,9	39,0	0,530	3,1	11	116	137	43	77	554
55	57,5	60	62,9	18,7	16,2	33,6	0,483	3,3	9	108	107	43	77	554
60	62,5	65	62,2	18,0	22,2	34,4	0,359	2,1	8	110	80	35	61	465
65	67,5	70	32,8	10,6	13,8	23,7	0,242	1,2	6	72	54	27	43	272
70	72,5	75	48,7	16,4	18,6	38,3	0,441	1,8	11	94	87	41	60	382
75	77,5	80	46,4	16,9	18,1	38,6	0,436	1,6	10	88	91	39	57	37
80	82,5	85	48,5	16,0	15,5	36,8	0,437	1,3	10	75	72	37	51	331

98L2K2

Tiefenzone			Hauptbestandteile			Referenzmetalle		Spurenmetalle						
minmal [cm]	mitte [cm]	maximal [cm]	Ca mg/g	Mg mg/g	K mg/g	Fe mg/g	Mn mg/g	Cd mg/kg	Co mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg
0	3	6	60,1	17,0	19,0	35,8	0,433	2,3	10	111	96	39	53	468
6	8,5	11	61,6	15,8	17,8	33,1	0,456	1,8	10	103	96	37	53	469
11	14	17	52,5	15,9	18,7	32,0	0,382	1,9	9	104	92	36	53	516
17	20	23	82,1	17,0	18,5	33,4	0,406	1,7	9	95	87	36	51	483
23	26	29	68,2	16,5	18,8	31,2	0,393	2,9	9	125	111	39	67	557
29	32	35	60,9	18,2	18,5	34,2	0,447	14,0	13	318	221	65	138	887
35	38	41	69,8	19,0	19,2	32,8	0,429	38,0	10	898	372	68	227	1320
41	43	45	61,4	17,8	19,8	33,0	0,407	52,0	12	758	353	69	215	1140
45	47,5	50	67,6	20,6	18,2	34,7	0,446	70,0	14	1181	532	110	300	1504
50	54	58	64,1	18,2	17,8	31,4	0,405	24,0	9	732	378	62	190	1330
58	61,5	65	55,0	20,0	21,4	33,3	0,419	26,0	10	493	323	60	116	917
65	67,5	70	63,8	23,2	21,4	36,9	0,540	29,0	14	569	399	88	174	1084

98L3K1

Tiefenzone			Hauptbestandteile			Referenzmetalle		Spurenmaterie						
minmal [cm]	mitte [cm]	maximal [cm]	Ca mg/g	Mg mg/g	K mg/g	Fe mg/g	Mn mg/g	Cd mg/kg	Co mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg
0	2	4	49,8	15,1	16,2	31,9	0,428	12,0	13	291	182	64	140	891
4	6,5	9	59,4	14,2	14,4	27,2	0,432	38,0	10	981	509	105	246	2112
9	12	15	65,3	13,7	15,3	28,3	0,443	27,0	11	1017	516	103	232	2499
15	18	21	63,8	15,0	15,6	28,8	0,400	42,0	12	1260	586	118	318	2234
21	24,5	28	60,3	16,8	17,2	29,0	0,396	59,0	12	1230	518	115	373	1599
28	31,5	35	58,4	15,1	16,3	26,2	0,398	36,0	10	956	493	101	239	1997
35	37,5	40	71,7	18,9	18,5	32,9	0,505	36,0	14	1042	550	112	255	2359
40	42	44	65,9	17,9	18,1	34,6	0,544	30,0	14	896	497	108	227	2318
44	46	48	74,9	16,0	17,4	31,9	0,549	26,0	13	1079	543	111	224	2641
48	51	54	65,6	17,5	20,4	34,6	0,414	56,0	14	1466	726	144	398	2834
54	56,5	59	56,4	14,6	13,4	26,6	0,356	58,0	11	1199	469	101	396	1422
59	62	65	65,4	17,6	18,5	36,6	0,527	20,0	14	1056	434	93	232	1781
65	67,5	70	49,8	13,4	13,7	22,7	0,314	29,0	9	828	389	73	245	1344
70	73	76	71,6	17,8	18,1	33,5	0,616	21,0	13	868	442	89	223	1643
76	79	82	73,5	17,0	16,6	31,1	0,468	40,0	13	1387	719	118	359	2315
82	85	88	61,0	15,1	15,0	25,2	0,342	40,0	11	1303	521	94	375	1594
88	91	94	62,1	17,9	19,1	29,6	0,334	58,0	12	1615	662	121	543	1921

98L4K2

Tiefenzone			Hauptbestandteile			Referenzmetalle		Spurenmaterie						
minmal [cm]	mitte [cm]	maximal [cm]	Ca mg/g	Mg mg/g	K mg/g	Fe mg/g	Mn mg/g	Cd mg/kg	Co mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg
0	2,5	5	49,2	15,9	20,4	36,7	0,513	1,5	13	122	110	48	61	392
5	7,5	10	57,0	18,7	23,3	42,8	0,478	1,2	15	137	123	54	68	434
10	13	16	46,5	13,9	16,8	33,9	0,391	1,3	13	107	89	46	50	313
16	18	20	51,8	15,1	18,2	36,9	0,474	1,9	13	123	92	47	62	341
20	22	24												
24	27	30	57,6	14,0	16,3	34,1	0,491	24,0	12	700	317	74	192	1360
30	33	36	59,1	14,8	19,7	33,3	0,412	41,0	12	983	447	105	285	1760
36	38	40	58,3	14,0	16,5	30,5	0,366	46,0	12	937	465	105	268	1950
40	43,5	47	60,2	13,1	16,7	29,6	0,354	27,0	11	895	413	96	223	2100
47	49	51	49,6	16,3	19,2	29,1	0,327	57,0	12	1530	487	142	351	1590
51	53,5	56	56,9	15,8	18,3	31,6	0,335	76,0	13	1140	486	120	387	1410
56	59,5	63	59,1	16,0	17,8	31,8	0,350	39,0	12	1070	416	93	311	1410
63	66	69												
69	70,5	72	64,2	17,0	18,7	35,1	0,524	16,0	13	656	329	79	162	1320
72	73,5	75	64,7	15,5	16,8	32,6	0,516	18,0	12	706	352	78	153	1690
75	76,5	78	70,6	15,8	17,3	34,3	0,525	19,0	12	884	384	87	193	1910
78	80,5	83	67,7	14,8	17,7	32,0	0,456	22,0	12	955	438	93	207	1920
83	84,5	86	63,4	15,0	18,5	32,2	0,405	32,0	12	1070	518	107	262	1870

98L7K1

Tiefenzone			Hauptbestandteile			Referenzmetalle		Spurenmaterie						
minmal [cm]	mitte [cm]	maximal [cm]	Ca mg/g	Mg mg/g	K mg/g	Fe mg/g	Mn mg/g	Cd mg/kg	Co mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg
0	2,5	5	46,5	15,2	16,8	37,3	0,757	1,1	11	75	80	37	48	362
5	7,5	10	46,9	15,8	16,4	35,7	0,556	1,1	10	73	80	35	46	263
10	12,5	15	52,3	15,1	15,9	34,7	0,532	1,3	10	78	90	37	45	374
15	17,5	20	55,7	16,2	16,6	39,4	0,575	1,2	11	83	88	42	50	396
20	22,5	25	63,5	14,2	16,4	40,2	0,683	0,8	11	71	56	39	38	259
25	27,5	30	61,3	12,9	15,6	40,6	0,886	0,6	12	72	57	40	37	266
30	32,5	35	60,6	13,1	16,3	41,0	0,780	0,8	12	78	66	42	45	334
35	37,5	40	55,3	14,5	16,3	39,8	0,693	1,2	12	83	84	41	48	387
40	42,5	45	55,7	11,9	15,7	41,1	0,955	0,8	12	79	64	42	40	327
45	47,5	50	51,6	14,0	15,3	40,1	0,725	1,0	11	73	79	38	47	380
50	52,5	55	64,0	17,9	16,5	40,7	0,756	1,2	11	77	63	41	45	293
55	57,5	60	69,5	18,5	17,4	43,2	0,782	1,2	12	79	54	44	46	27
60	62,5	65	55,4	11,8	15,4	49,6	0,978	0,4	13	73	39	43	35	220
65	67,5	70	55,6	14,1	16,0	42,8	0,577	2,0	12	98	76	43	63	318
70	74	78	54,3	17,8	17,6	37,3	0,562	10,4	10	251	170	50	112	842

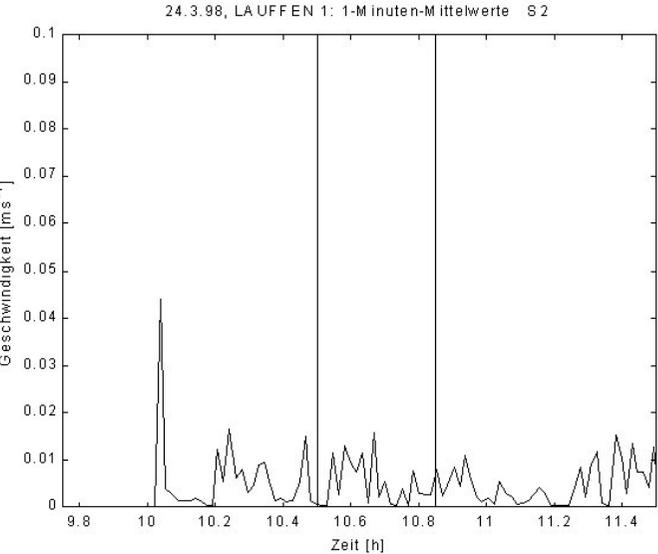
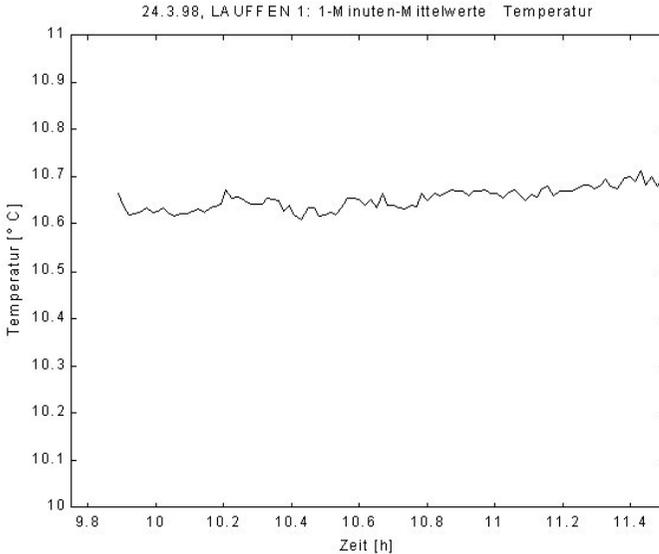
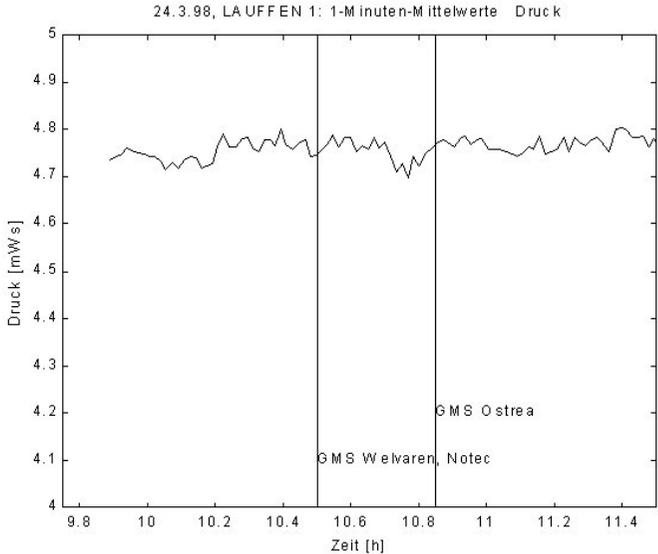
98L1K1

minimale Tiefe		maximale Tiefe	PCB 28 [µg/kg]	PCB 52 [µg/kg]	PCB 101 [µg/kg]	PCB 138 [µg/kg]	PCB 153 [µg/kg]	PCB 180 [µg/kg]
0	2,5	5	0,7	1,1	0,3	0,6	0,3	0,5
5	7,5	10						
10	12,5	15	0,6	0,9	0,2	0,5	0,2	0,3
15	17,5	20						
20	22,5	25	0,2	0,3	0,0	0,5	0,3	0,3
25	27,5	30						
30	32,5	35	0,3	0,3	0,4	0,7	0,4	0,5
35	37,5	40						
40	42,5	45	0,4	0,1	0,3	0,5	0,3	0,6
45	47,5	50						
50	52,5	55	0,4	1,0	0,5	1,6	0,6	1,0
55	57,5	60						
60	62,5	65	0,3	0,2	0,4	1,8	0,5	1,0
65	67,5	70						
70	72,5	75	0,3	0,2	0,4	1,4	0,6	0,8

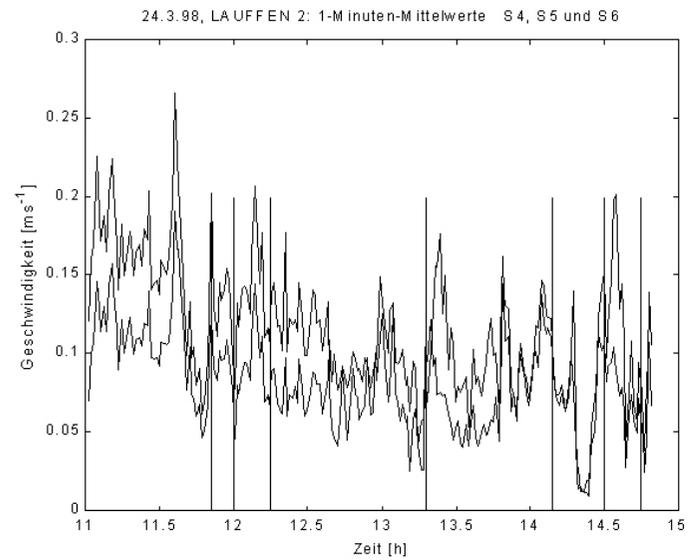
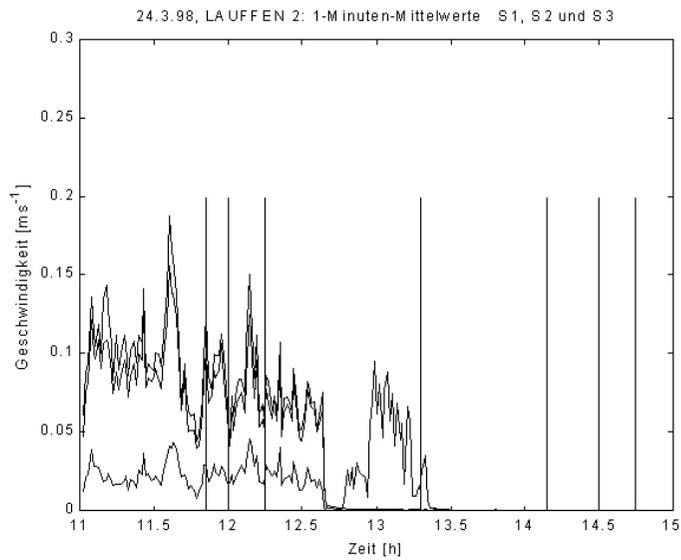
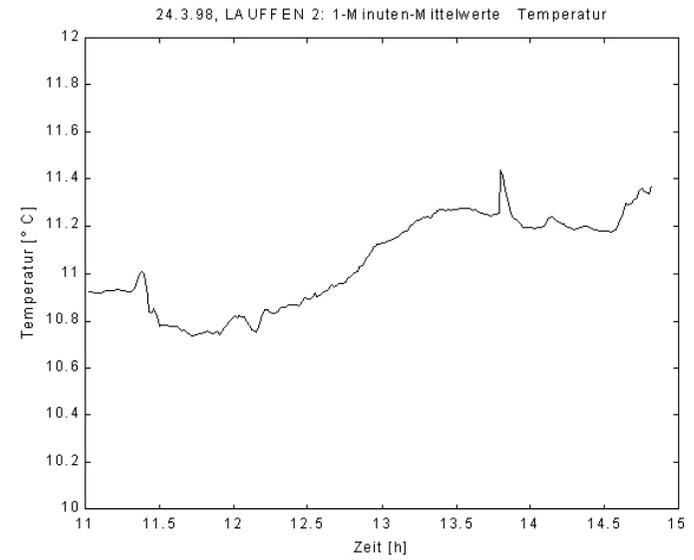
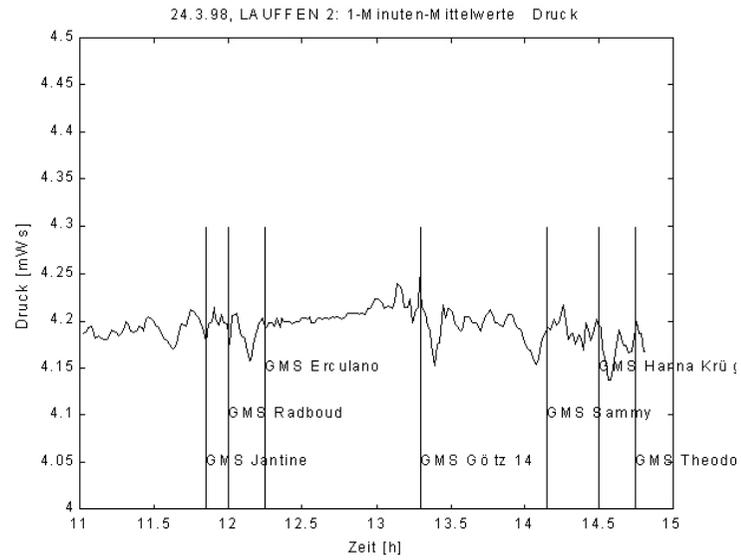
98L4K2

minimale Tiefe		maximale Tiefe	PCB 28 [µg/kg]	PCB 52 [µg/kg]	PCB 101 [µg/kg]	PCB 138 [µg/kg]	PCB 153 [µg/kg]	PCB 180 [µg/kg]
0	2,5	5	170,8	22,8	40,4	14,4	37,0	2,3
5	7,5	10	5,0	12,6	8,2	26,0	43,4	10,2
10	13	16	5,2	16,0	7,8	22,8	28,6	10,8
16	18	20	3,2	8,8	5,6	15,6	15,8	4,4
20	22	24	33,6	29,4	41,4	145,2	246,2	83,8
24	27	30	23,4	21,2	25,8	138,4	79,2	40,0
30	33	36	44,4	4,4	46,2	149,8	145,2	90,0
36	38	40	45,6	6,0	46,2	281,0	141,0	58,4
40	43,5	47	43,8	3,2	48,6	8,8	111,4	6,0
47	49	51	45,0	5,4	35,2	222,0	115,4	60,6
51	53,5	56	83,0	8,8	30,8	150,0	83,4	38,0
56	59,5	63	131,2	7,0	45,2	246,2	126,0	57,4
63	66	69	43,8	6,0	37,2	204,4	97,4	46,6

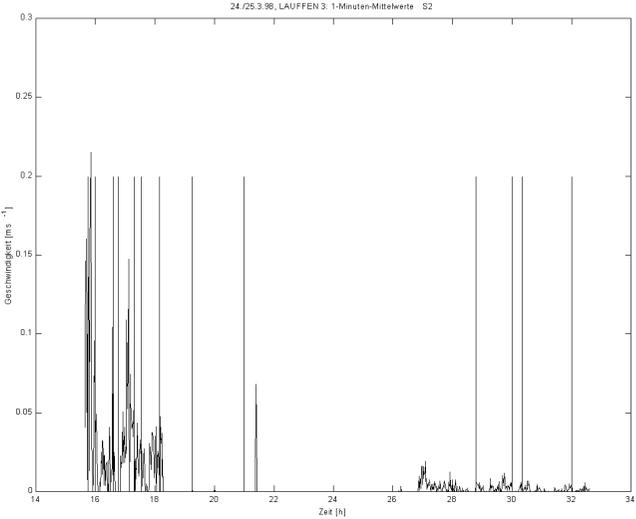
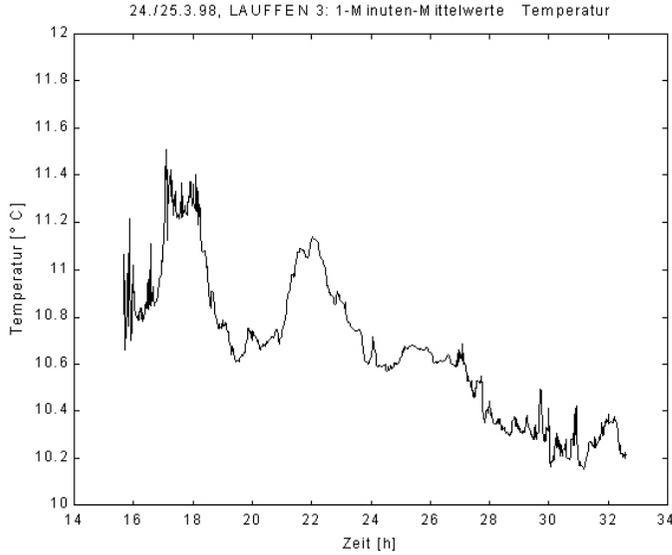
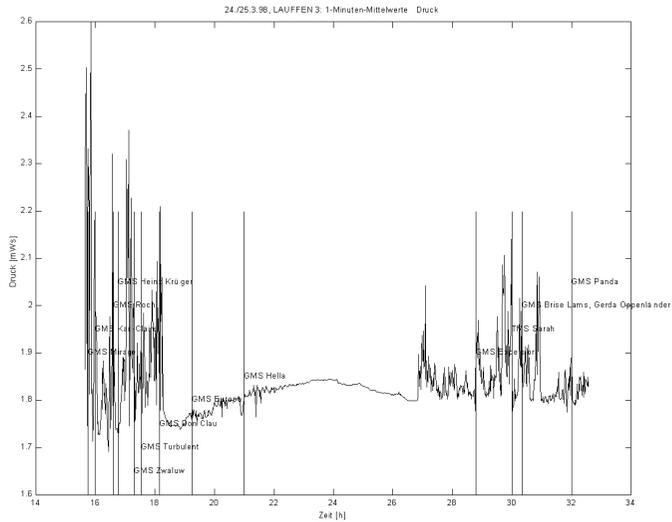
Lauffen 1



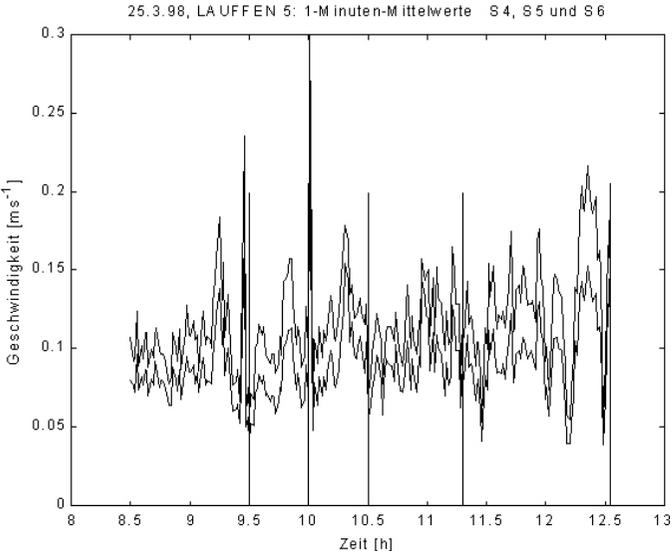
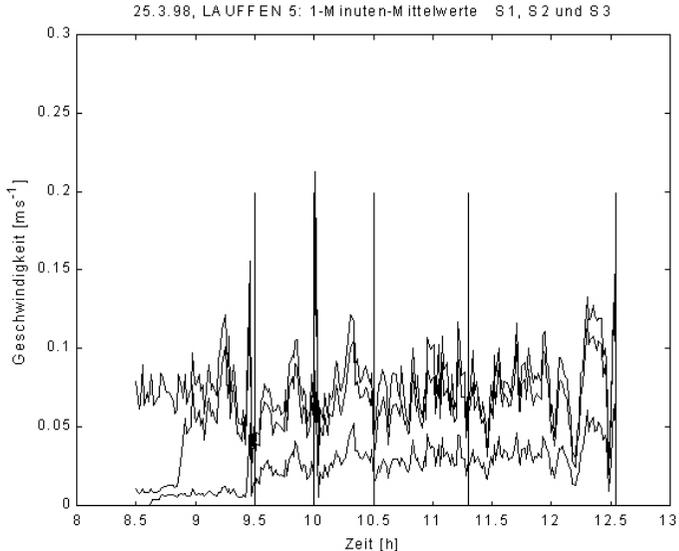
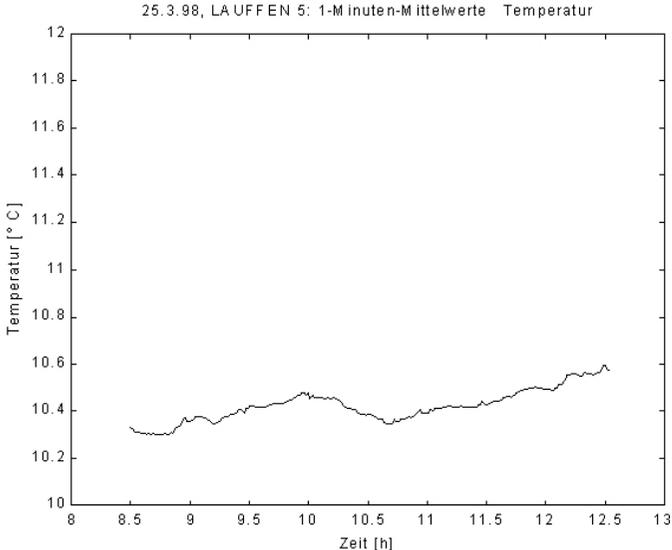
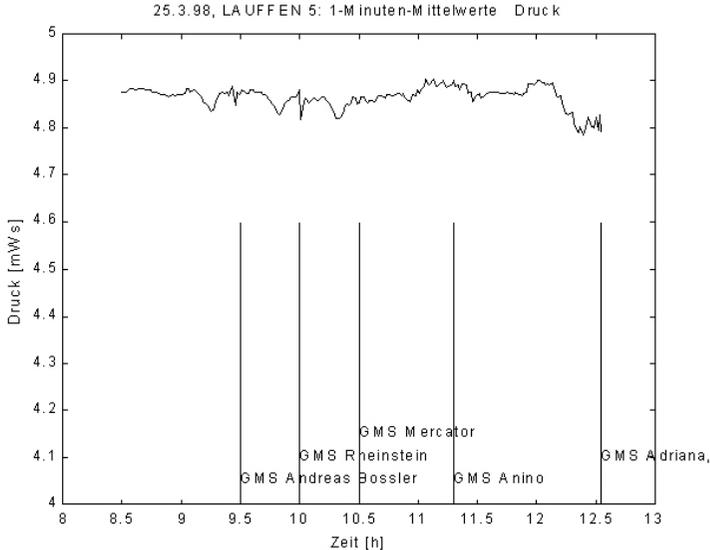
Lauffen 2



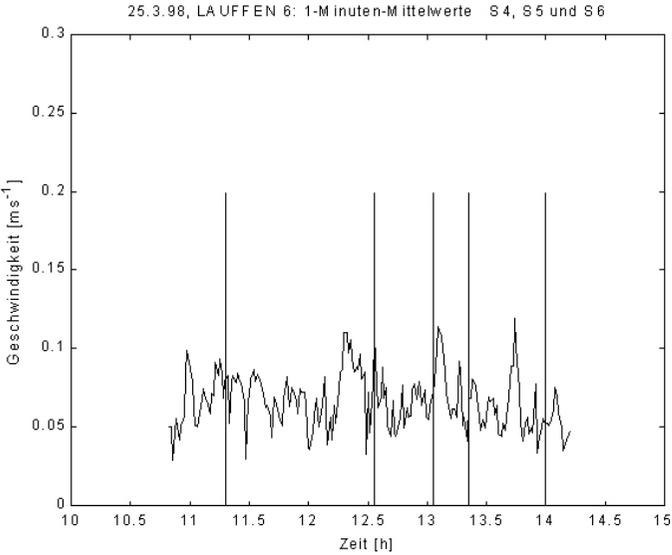
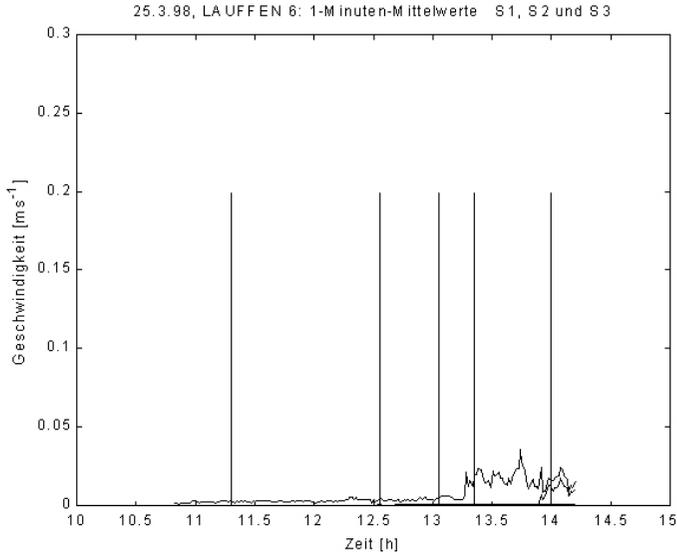
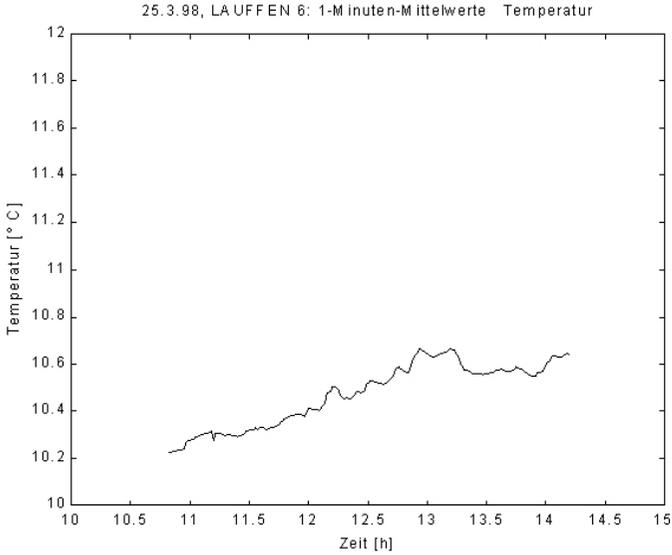
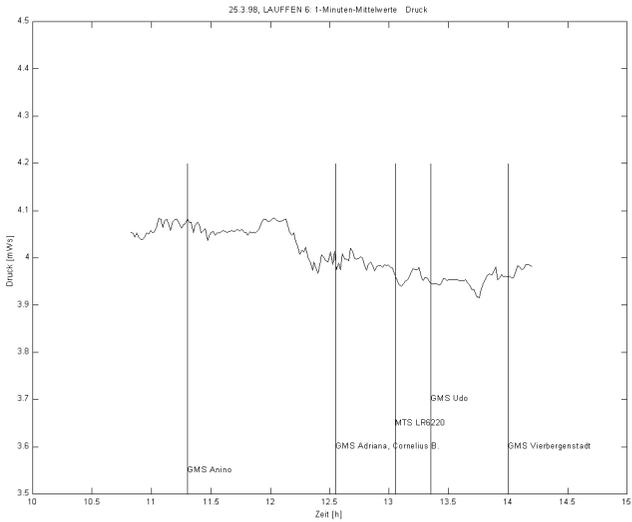
Lauffen 3



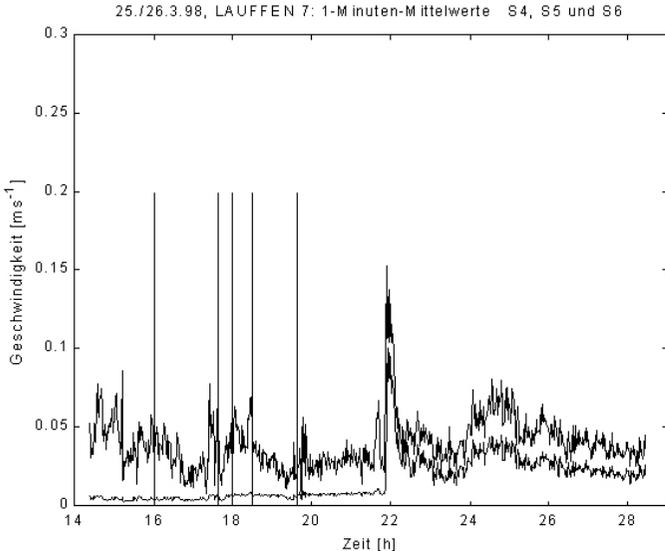
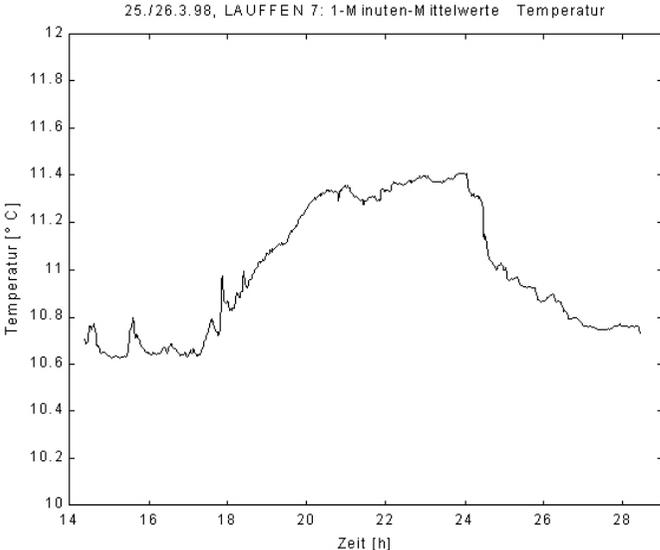
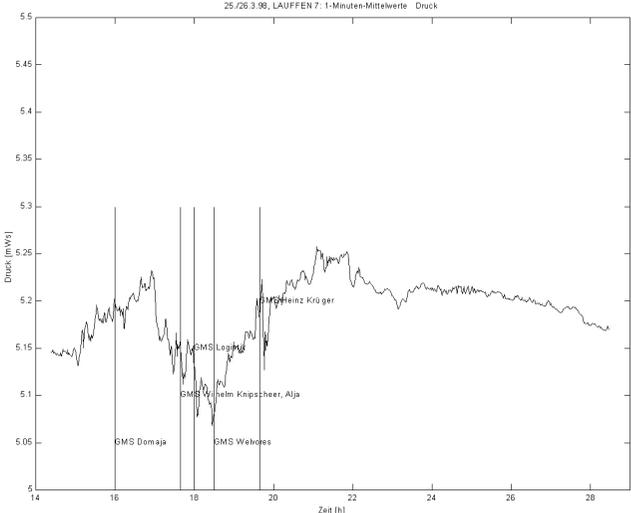
Lauffen 5



Lauffen 6



Lauffen 7



Schiffsverkehr in der Schleuse Lauffen
während der Ermittlung sohnaher Strömungskräfte

Richtung	Einfahrt Zeit	Ausfahrt	Art	Name	Länge [m]	Breite [m]
24.3.1998						
Berg	08:17	08:30	GMS	Edison	73	8,3
Tal	08:35	08:47	GMS	Wico	60	6,6
Berg	08:50	09:03	GMS	Rival	80	8,2
Berg	09:33	09:45	MTS	Vira	k.A	k.A
Tal	09:50	10:03	GMS	Samland	85	9,5
Berg	10:05	10:17	GMS	Welvaren	50	5,92
Tal	10:20	10:33	GMS	Notec	k:a	k:a
Tal	10:57	11:10	GMS	Ostrea	50	6,55
Berg	11:25	11:37	GMS	Jantine	k:a	k:a
Berg	11:55	12:07	GMS	Erculano	59	6,6
Tal	12:15	12:27	GMS	Radboud	73	8,2
Tal	13:30	13:44	GMS	Götz 14 (Cont	100	9,5
Berg	13:50	14:02	GMS	Sammy	95	9,5
Berg	14:22	14:34	GMS	Theodora	60	7,2
Tal	14:40	14:54	GMS	Hanna Krüger	105	10,5
Berg	15:00	15:15	GMS	Nelly-Maria	84,81	8,2
Tal	15:17	15:29	GMS	Titanic	80	9
Berg	15:32	15:45	GMS	Karl-Claire	96	9,5
Tal	15:57	16:10	GMS	Mirage	55	7,05
Berg	16:15	16:30	GMS	Heinz Krüger	105,1	11,03
Tal	16:50	17:04	GMS	Roch	k.A	k.A
Berg	17:10	17:24	GMS	Turbulent	67	8,2
Tal	17:30	17:43	GMS	Zwaluw	55,4	7,06
Berg	17:45	17:58	GMS	Don Clau	86	10,62
Tal	19:28	19:40	GMS	Europa	k.A	k.A
Berg	20:40	20:53	GMS	Hella	75	9,77
25.3.1998						
Tal	04:55	05:10	GMS	Excelsior	k.A	k.A
Berg	05:50	06:08	GMS	Brise Lams	67	8,2
Tal	06:10	06:22	TMS	Sarah	80	8,2
Tal	06:35	06:47	GMS	Gerda Oppen	86	10
Berg	07:40	07:53	GMS	Panda	k.A	k.A
Berg	09:04	09:15	GMS	Andreas Boss	100	10
Berg	09:37	09:52	GMS	Rheinstein	105	11
Berg	10:10	10:23	GMS	Mercator	77	7,2
Tal	11:30	11:44	GMS	Anino	k.A	k.A
Berg	12:14	12:27	GMS	Adriana	k.A	k.A
Tal	12:37	12:48	GMS	Cornelius B.	80	9,5
Berg	12:55	13:08	GMS	Udo	73	8,2
Tal	13:15	13:27	MTS	LR6220	k.A	k.A
Berg	13:35	13:47	GMS	Vierbergensta	80	8,2
Tal	16:13	16:25	GMS	Domaja	67	8,2
Berg	17:15	17:27	GMS	Wilhelm Knipps	k.A	k.A
Tal	17:45	17:57	GMS	Alja	90	9,5
Tal	18:15	18:27	GMS	Logistik	k.A	k.A
Tal	18:45	18:57	GMS	Welvores	50	5,92
Tal	19:53	20:07	GMS	Heinz Krüger	105	10,5

26.3.1998

Berg	06:57	07:10 GMS	Soro	55	7,05
Tal	07:20	07:33 GMS	Pourquoi	55	6,85

Tragfähigkeit	max. Tiefe
	[cm]

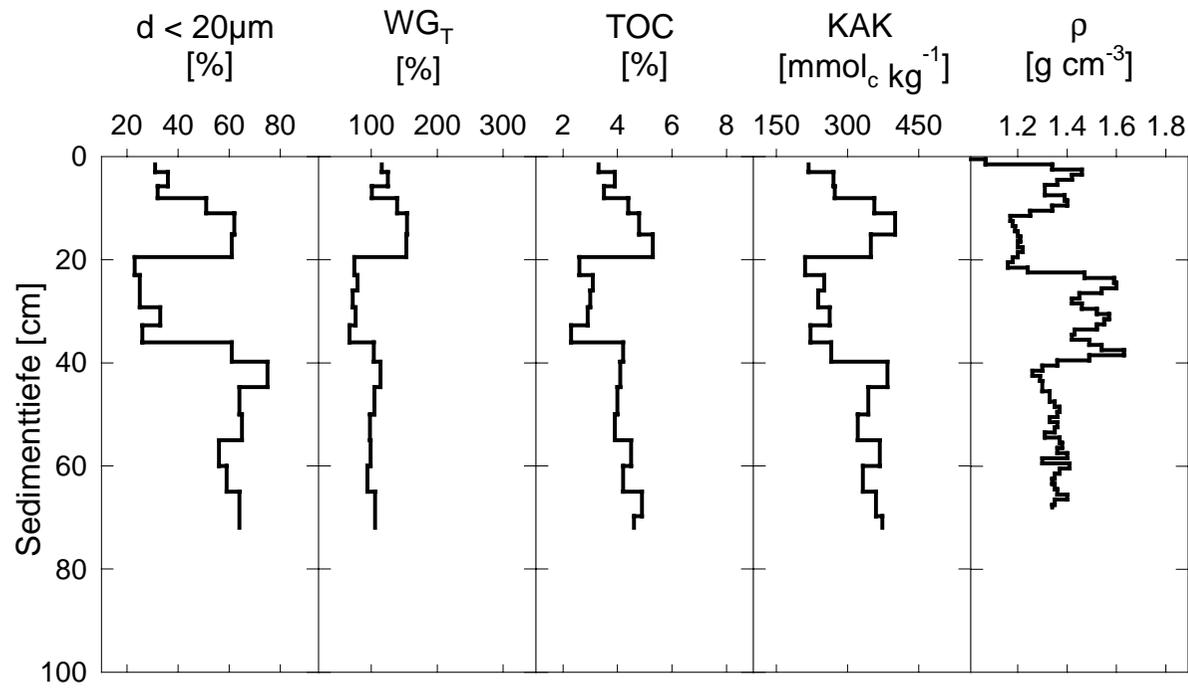
1081	217
677	253
1252	281
k.A	k.A
1534	282
471	252
k:a	k:a
524	251
k:a	k:a
687	272
1153	270
1857	272
1702	260
674	252
2473	316
1219	252
1100	250
1507	253
620	252
2510	317
k.A	k.A
839	237
614	260
1885	285
k.A	k.A
1280	267

k.A	k.A
907	252
1219	271
1470	262
k.A	k.A
1750	260
2640	322
815	260
k.A	k.A
k.A	k.A
1352	270
1127	275
k.A	k.A
982	230
872	252
k.A	k.A
1535	280
k.A	k.A
471	252
2473	316

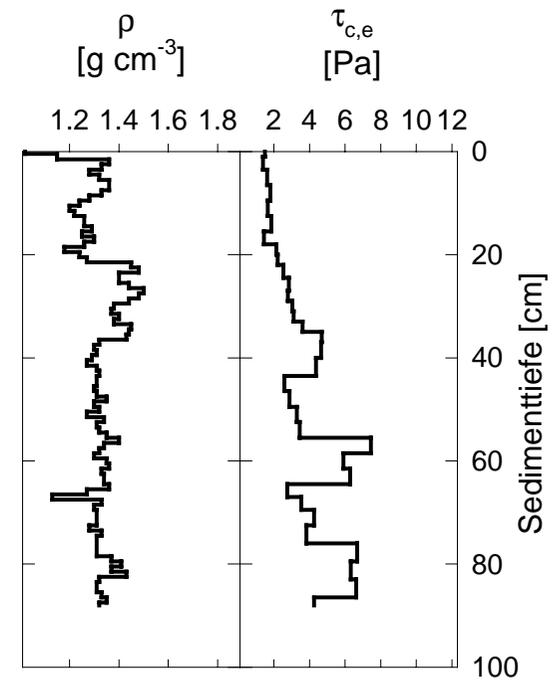
630
426

262
190

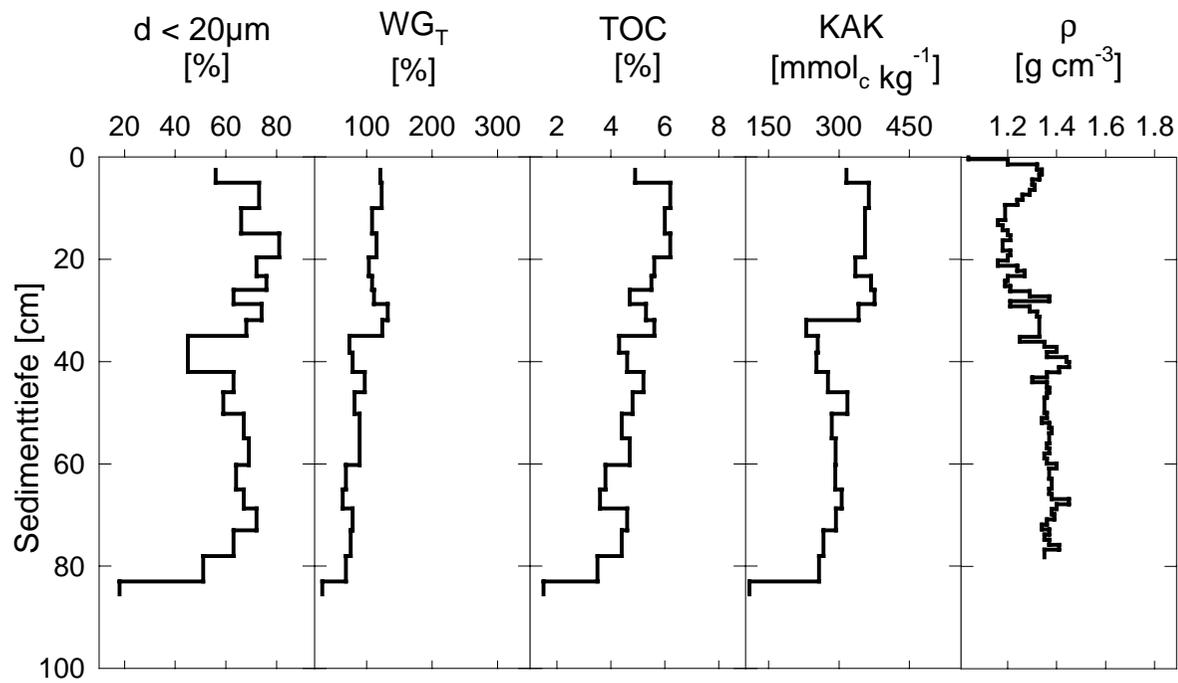
97L1K03



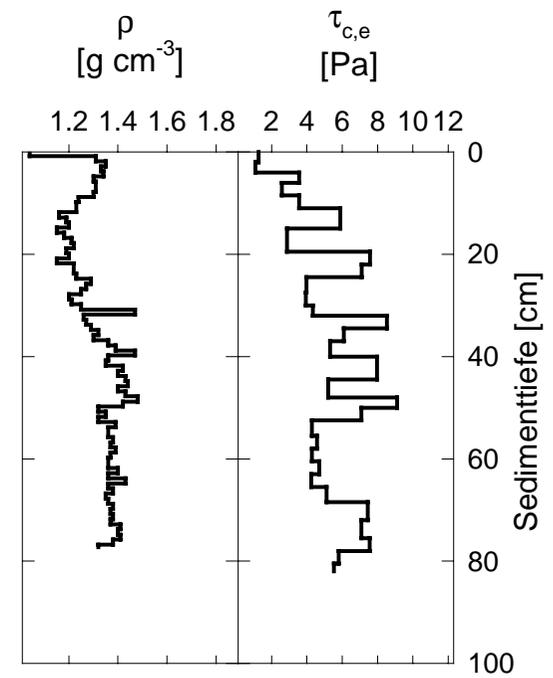
97L1K01



97L2K02

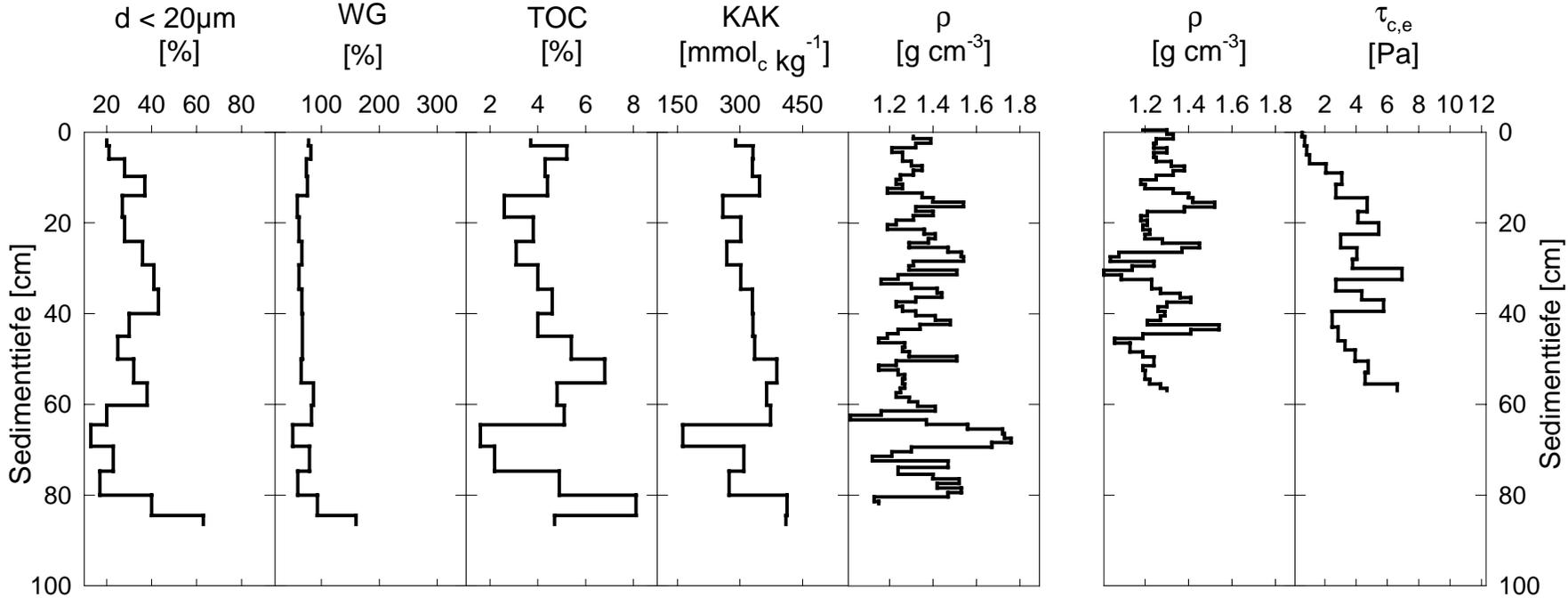


97L2K03

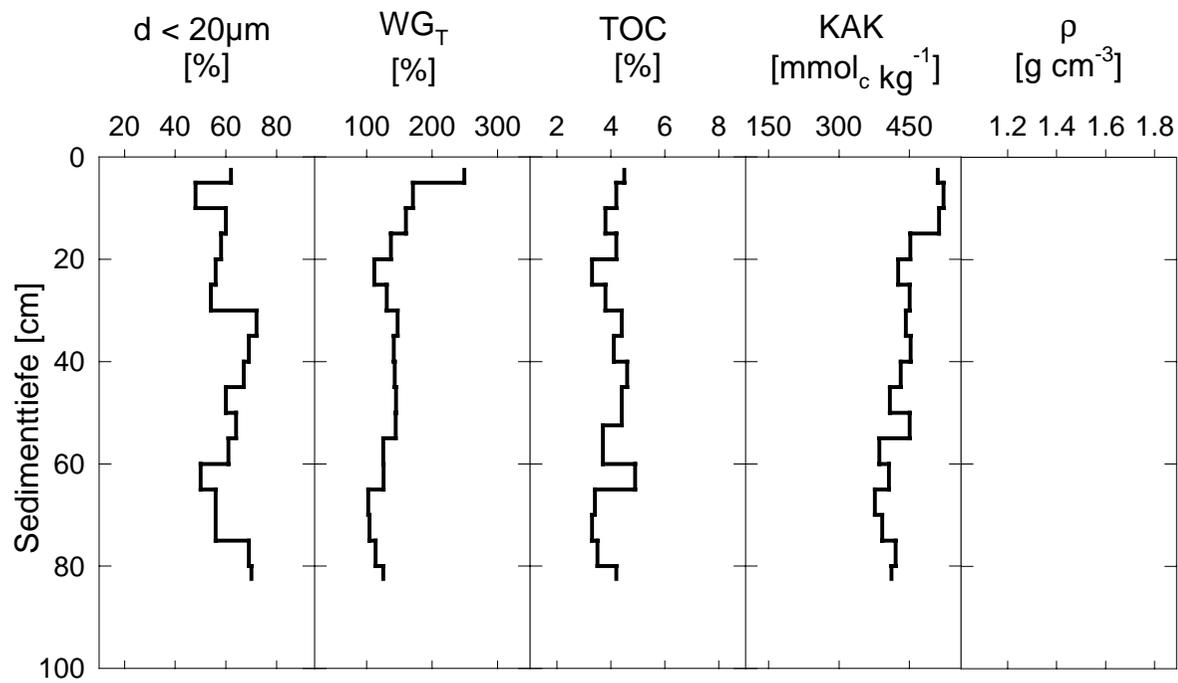


97L3K02

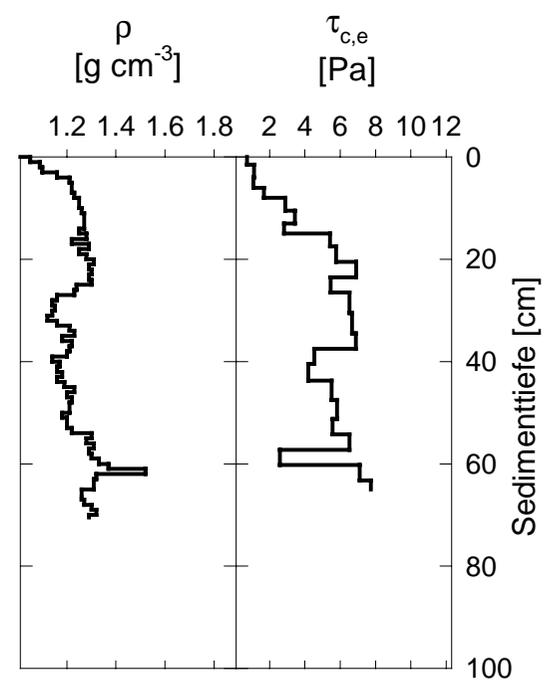
97L3K01



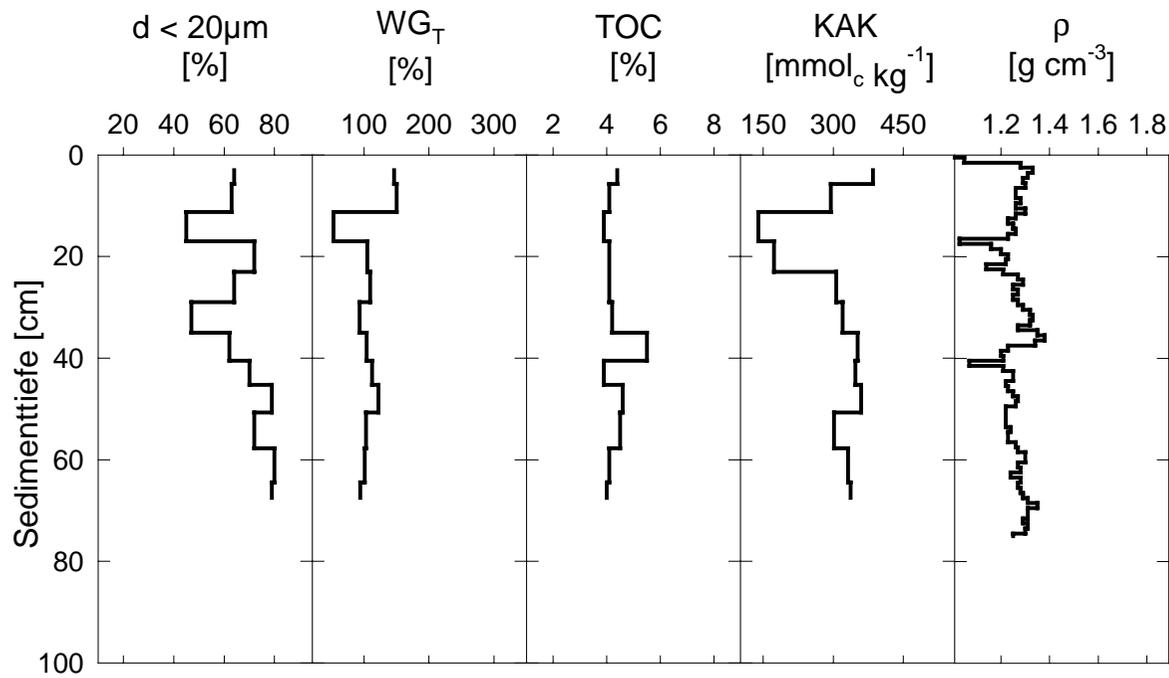
98L1K01



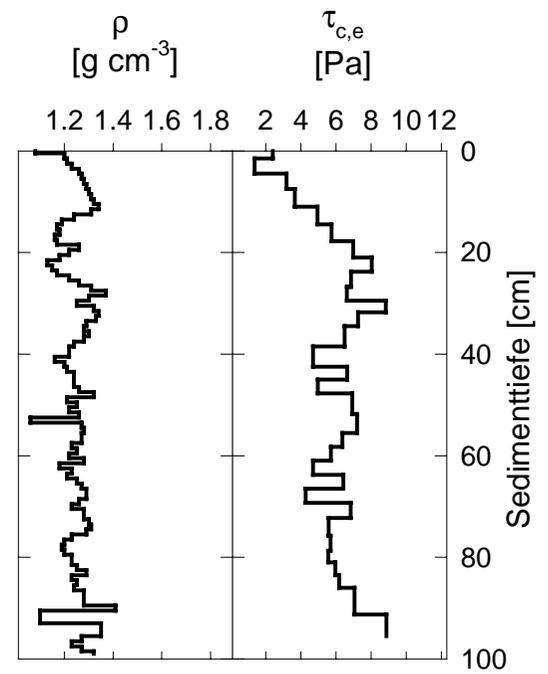
98L1K02



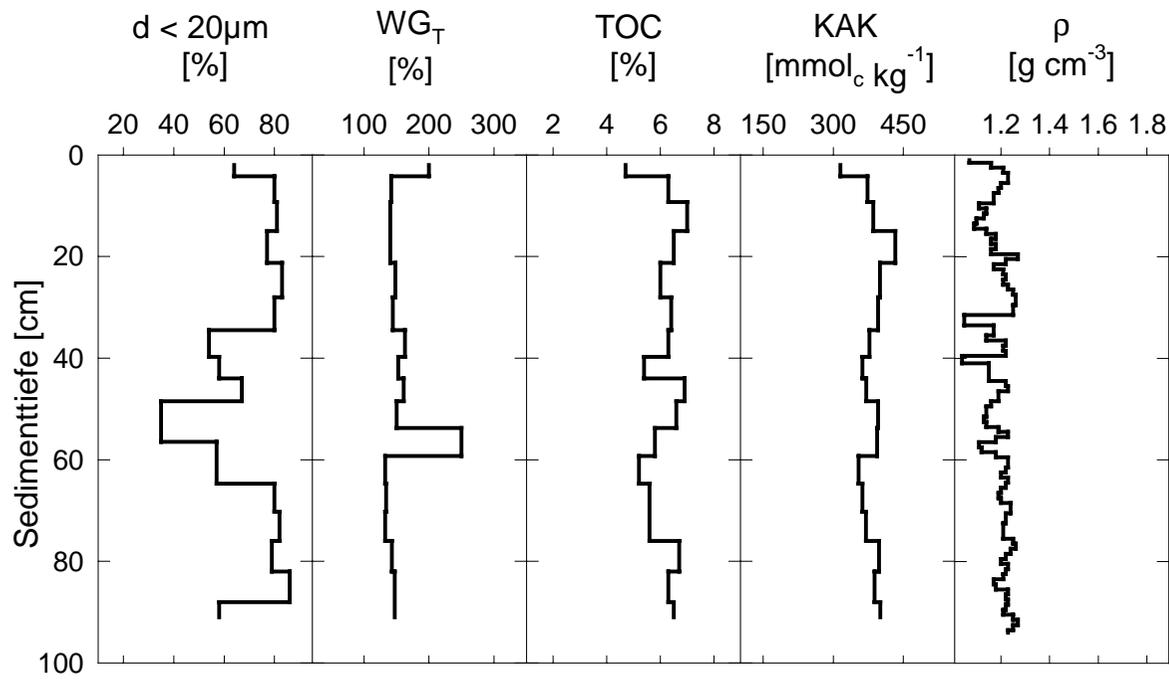
98L2K02



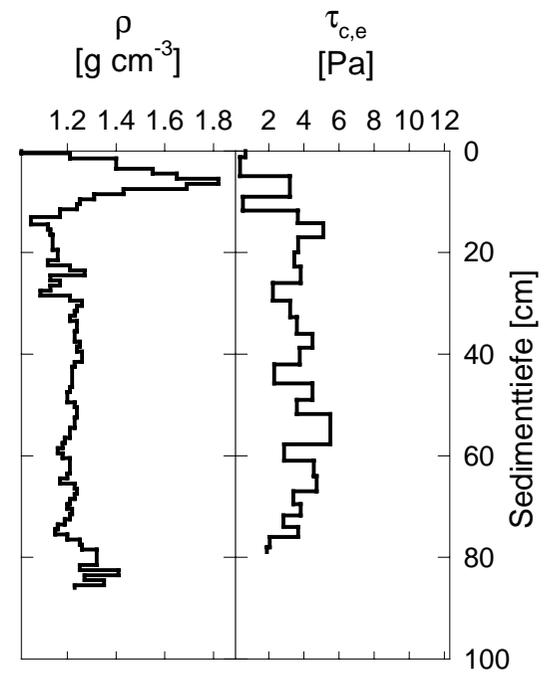
98L2K01



98L3K01

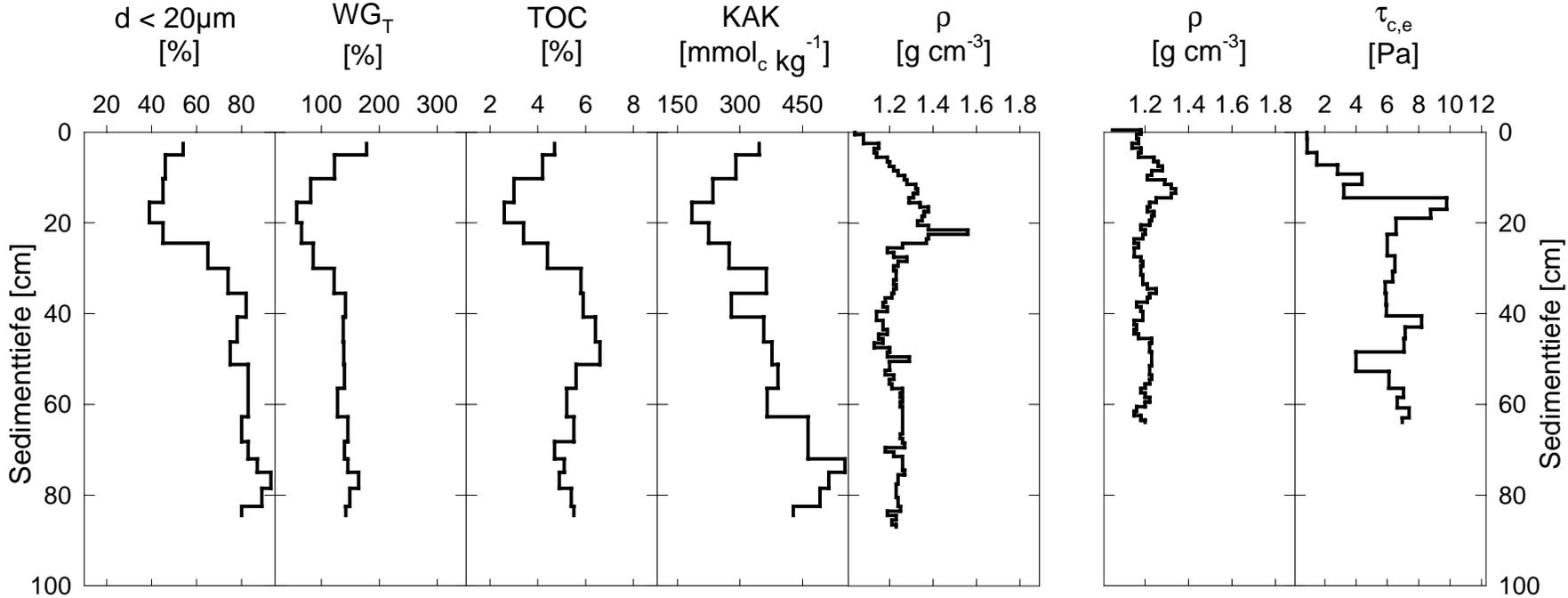


98L3K02

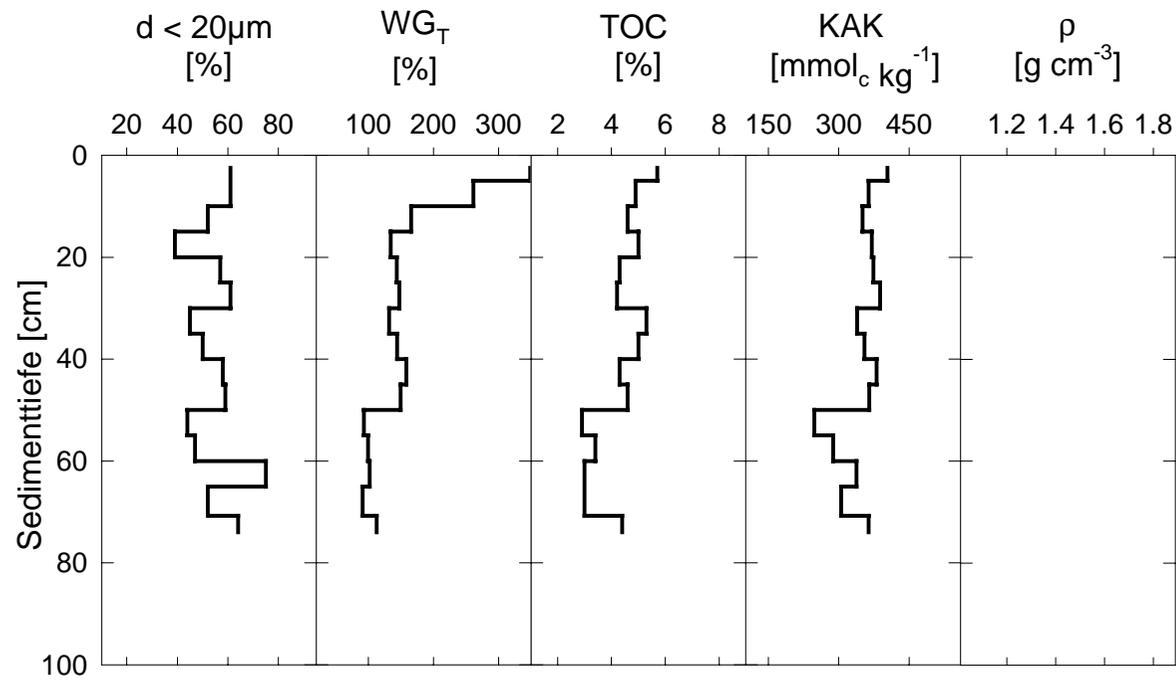


98L4K02

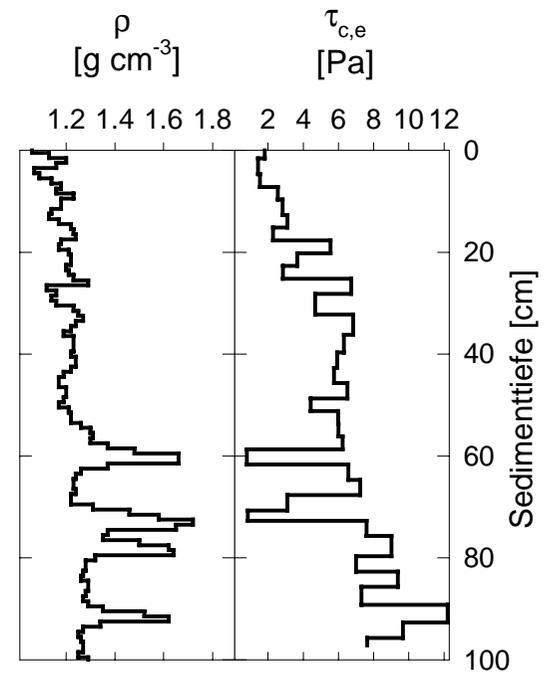
98L4K01



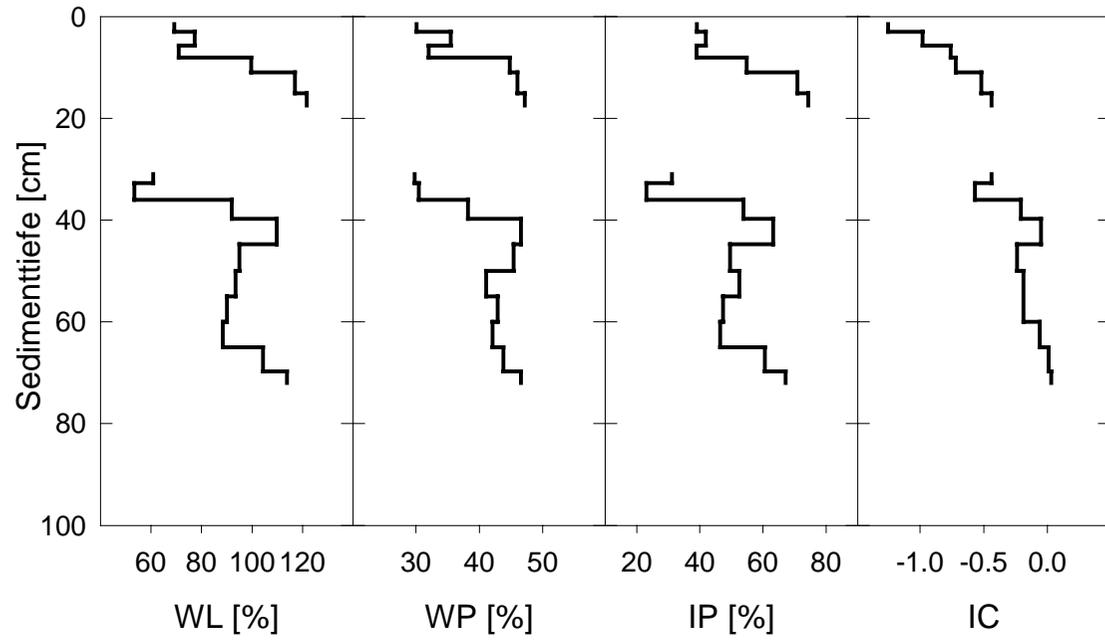
98L7K01



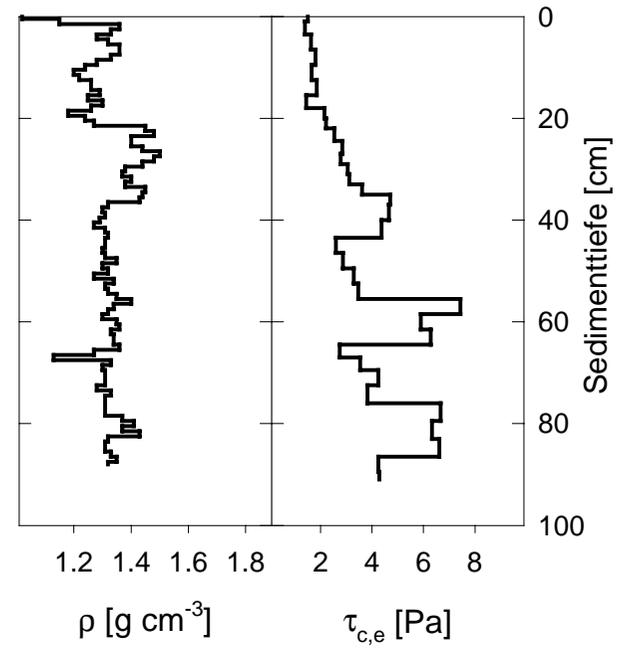
98L7K03



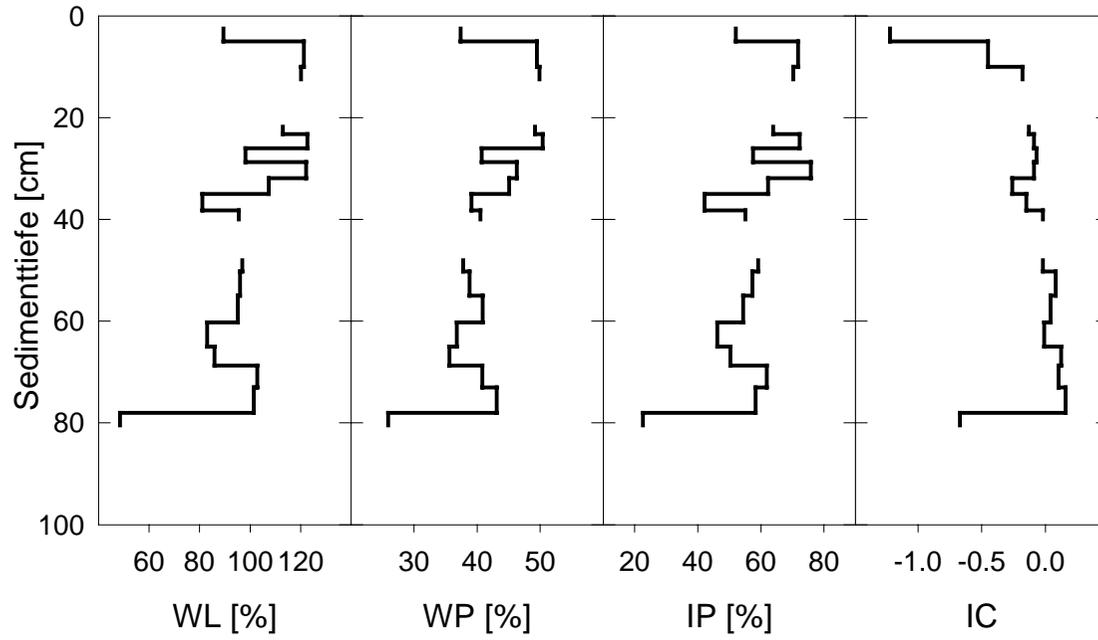
97L1K12



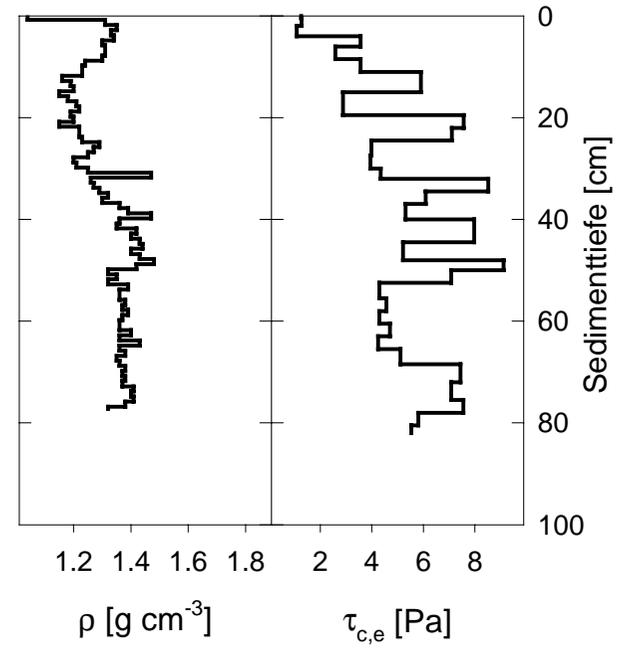
97L1K10



97L2K02



97L2K03



Deizisau Neckar N1

Datum	Zeit	Cs [mg/l]	LF [µS/cm]	Temp. [°C]	Ex 530	Ex 420	SAK 254	pH-Wert	DOC [mg/l]	Trübung Feld
29.10.1998	16:40	1327	424	10,5	1,095	1,232	1,194	7,7	7,3	4438
29.10.1998	20:45	1224	382	10,1	0,989	1,111	1,258	7,7	6,9	4113
30.10.1998	05:15	694	434	9,8	0,744	0,848	1,261	7,8	7,5	3180
30.10.1998	09:20	368	492	12,3	0,632	0,708	1,080	7,9	6,9	2901
30.10.1998	18:40	263	464	9,2	0,306	0,367	0,668	7,9	7,2	1660
31.10.1998	10:20	129	505	9,2	0,166	0,201	0,420	8,0	6,5	1114
1.11.1998	09:15	96	555	10,3	0,096	0,123	0,285	8,1		1021
1.11.1998	17:50	117	553	10,5	0,116	0,144	0,326	8,2	6,1	874
2.11.1998	10:35	78	504	8,7	0,120	0,154	0,353	8,2	5,4	878
3.11.1998	10:10	64	559	9,1	0,073	0,093	0,236	8,2	6,7	693

Obertürkheim Neckar N2

Datum	Zeit	Cs [mg/l]	LF [µS/cm]	Temp. [°C]	Ex 530	Ex 420	SAK 254	pH-Wert	DOC [mg/l]	Trübung Feld
29.10.1998	16:10	1416	420	10,8	1,180	1,333	1,268	7,7	7,1	
29.10.1998	21:15		380	10,3	1,164	1,299	1,389	7,7		
30.10.1998	05:40	799	435	10,4	0,750	0,861	1,290	7,8	7,7	
30.10.1998	09:45	687	475	11,6	0,720	0,821	1,251	7,8	7,3	
30.10.1998	19:00	385	460	9,4	0,453	0,538	0,907	8,0	7,6	
31.10.1998	10:45	157	507	9,3	0,193	0,236	0,478	8,1		
1.11.1998	09:40	87	560	9,9	0,111	0,138	0,316	8,2		
1.11.1998	17:25	147	548	10,3	0,146	0,177	0,370	8,2	6,0	
2.11.1998	11:05	103	484	9,1	0,142	0,181	0,408	8,2	6,0	
3.11.1998	10:40	62	548	9,1	0,076	0,100	0,279	8,2	5,4	

Cannstatt Neckar N3

Datum	Zeit	Cs [mg/l]	LF [µS/cm]	Temp. [°C]	Ex 530	Ex 420	SAK 254	pH-Wert	DOC [mg/l]	Trübung Feld
29.10.1998	15:50	1814	407	10,8	1,291	1,469	1,286	7,6	7,5	
29.10.1998	21:30	1521	381	10,3	1,312	1,455	1,472	7,7	6,2	
30.10.1998	05:55	850	425	10,3	0,882	1,024	1,489	7,8	7,3	
30.10.1998	10:05	713	471	11,5	0,772	0,882	1,321	8,0	7,8	
30.10.1998	19:25	471	467	9,8	0,558	0,651	1,045	7,9	7,4	
31.10.1998	11:00	181	500	9,4	0,201	0,244	0,502	8,0	6,6	
1.11.1998	09:55	96	558	10,1	0,083	0,100	0,268	8,1		
1.11.1998	17:05	129	545	10,2	0,143	0,177	0,362	8,2	5,8	
2.11.1998	11:20	90	483	9,1	0,155	0,198	0,420	8,2	5,4	
3.11.1998	11:05	54	536	9,1	0,084	0,110	0,296	8,2	5,8	

Aldingen Neckar N4

Datum	Zeit	Cs [mg/l]	LF [µS/cm]	Temp. [°C]	Ex 530	Ex 420	SAK 254	pH-Wert	DOC [mg/l]	Trübung Feld
29.10.1998	15:15	1613	372	11,1	1,342	1,571	1,374	7,6	7,2	
29.10.1998	21:50	1227	420	10,5	1,116	1,236	1,292	7,7		
30.10.1998	06:20	899	427	10,8	1,006	1,154	1,681	7,8	7,6	
30.10.1998	10:35	754	470	10,6	0,695	0,802	1,219	7,9	7,4	
30.10.1998	19:50	497	481	10,7	0,538	0,618	0,975	7,8	7,1	
31.10.1998	11:25	223	483	9,6	0,290	0,354	0,652	7,9		
1.11.1998	10:20	91	558	10,1	0,106	0,134	0,309	8,1		
1.11.1998	16:35	177	564	10,1	0,102	0,125	0,296	8,2	6,3	
2.11.1998	12:10	164	499	9,7	0,204	0,248	0,452	8,1	5,3	
3.11.1998	11:25	51	593	9,7	0,087	0,117	0,307	8,0	6,3	

Remseck Rems R

Datum	Zeit	Cs [mg/l]	LF [µS/cm]	Temp. [°C]	Ex 530	Ex 420	SAK 254	pH-Wert	DOC [mg/l]	Trübung Feld
29.10.1998	14:40	1680	251	10,8	2,046	2,398	1,810	7,6	11,8	7707
29.10.1998	22:10	1211	314	10,1	1,251	1,530	1,485	7,7	8,4	6211
30.10.1998	06:35	611	415	10,3	0,782	0,926	1,501	7,8	8,1	4416
30.10.1998	10:55	480	428	9,8	0,573	0,678	1,114	7,6	7,5	3808
30.10.1998	20:05	106	477	10	0,352	0,421	0,736	7,8	6,8	
31.10.1998	11:45	232	398	9	0,591	0,734	1,274	7,8		
1.11.1998	10:35	320	460	10,4	0,277	0,328	0,591	7,9		2900
1.11.1998	16:20	953	365	10,2	0,758	0,917	1,494	7,9	6,4	5238
2.11.1998	12:25	117	492	9,1	0,166	0,212	0,474	8,0	6,2	
3.11.1998	11:45	52	592	9,3	0,083	0,107	0,265	8,0	5,9	

Marbach Neckar N5

Datum	Zeit	Cs [mg/l]	LF [µS/cm]	Temp. [°C]	Ex 530	Ex 420	SAK 254	pH-Wert	DOC [mg/l]	Trübung Feld
29.10.1998	14:15	2543	294	11,3	2,368	2,702	1,644	7,5	9,8	
29.10.1998	22:40	1285	402	10,5	1,260	1,449	1,406	7,7		
30.10.1998	07:10	891	425	12,6	1,001	1,141	1,655	7,8	7,5	
30.10.1998	11:25	774	416	10	0,704	0,809	1,217	8,0	7,0	
30.10.1998	20:35	410	480	10,8	0,619	0,706	1,093	7,8	7,6	
31.10.1998	12:10	385	456	9,4	0,520	0,621	0,999	7,9		
1.11.1998	11:00	121	530	9,9	0,146	0,183	0,382	8,0		
1.11.1998	15:55	134	535	10	0,114	0,143	0,340	8,1	5,8	
2.11.1998	12:50	97	514	9,7	0,139	0,174	0,376	8,2	5,7	
3.11.1998	12:20		532	9,1	0,105	0,136	0,339	8,1	6,1	

Murr Murr M

Datum	Zeit	Cs [mg/l]	LF [µS/cm]	Temp. [°C]	Ex 530	Ex 420	SAK 254	pH-Wert	DOC [mg/l]	Trübung Feld
29.10.1998	13:40	696	255	10,7	0,905	1,156	1,649	7,6	14,0	2427
29.10.1998	22:55	555	344	9,6	0,684	0,854	1,369	7,6	12,6	
30.10.1998	07:20	235	453	10,9	0,325	0,418	1,000	7,8	10,6	
30.10.1998	11:45	170	457	9,3	0,401	0,501	1,055	7,9	9,3	813
30.10.1998	20:50	362	463	9,8	0,310	0,391	0,862	7,7	8,0	
31.10.1998	12:25	158	455	9,1	0,227	0,308	0,834	7,8		796
1.11.1998	11:15	244	396	9,9	0,319	0,422	1,012	7,9		1071
1.11.1998	15:45	303	363	9,7	0,439	0,562	1,255	7,9		
2.11.1998	13:05	73	516	8,6	0,116	0,161	0,483	8,0	7,5	362
3.11.1998	12:35	41	625	9	0,064	0,086	0,290	8,1	6,4	117

Hessigheim Neckar N6

Datum	Zeit	Cs [mg/l]	LF [µS/cm]	Temp. [°C]	Ex 530	Ex 420	SAK 254	pH-Wert	DOC [mg/l]	Trübung Feld
29.10.1998	13:00	2513	348	11,4	2,064	2,353	1,353	7,5	7,5	
29.10.1998	23:40	1459	376	10,5	1,344	1,558	1,483	7,6	6,9	
30.10.1998	09:43	770	499	10,1	0,870	0,990	1,465	7,7	7,0	
30.10.1998	12:10	888	404	10,1	0,871	0,993	1,459	7,7	7,4	
30.10.1998	21:20	545	495	11,4	0,635	0,714	1,100	7,8	7,4	
31.10.1998	12:50	380	468	9,6	0,490	0,575	0,946	7,9		
1.11.1998	11:50	139	524	10,1	0,194	0,243	0,498	8,0		
1.11.1998	15:20	147	511	9,7	0,160	0,202	0,440	8,0		
2.11.1998	13:30	127	512	9,8	0,152	0,193	0,419	8,1	5,5	
3.11.1998	13:10	105	528	9,2	0,145	0,183	0,396	8,1	6,4	

Besigheim Neckar N7

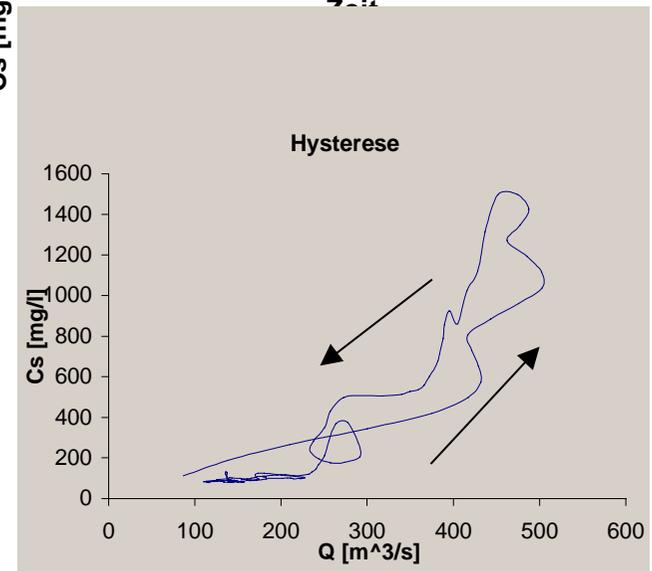
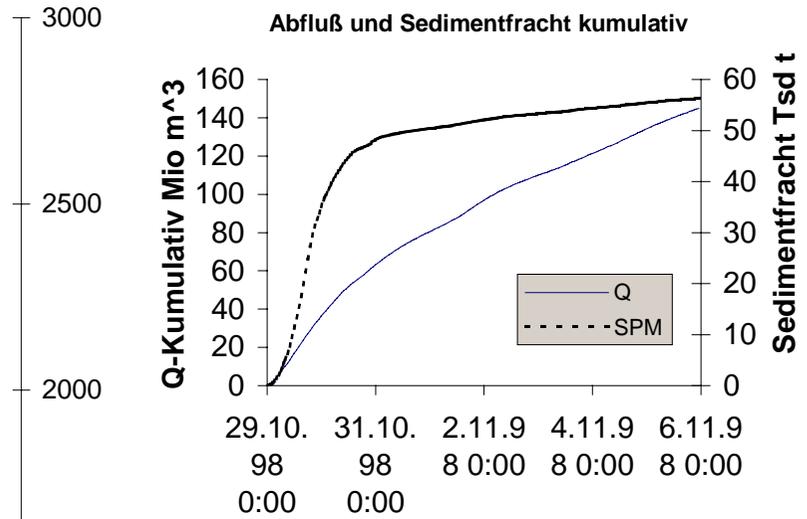
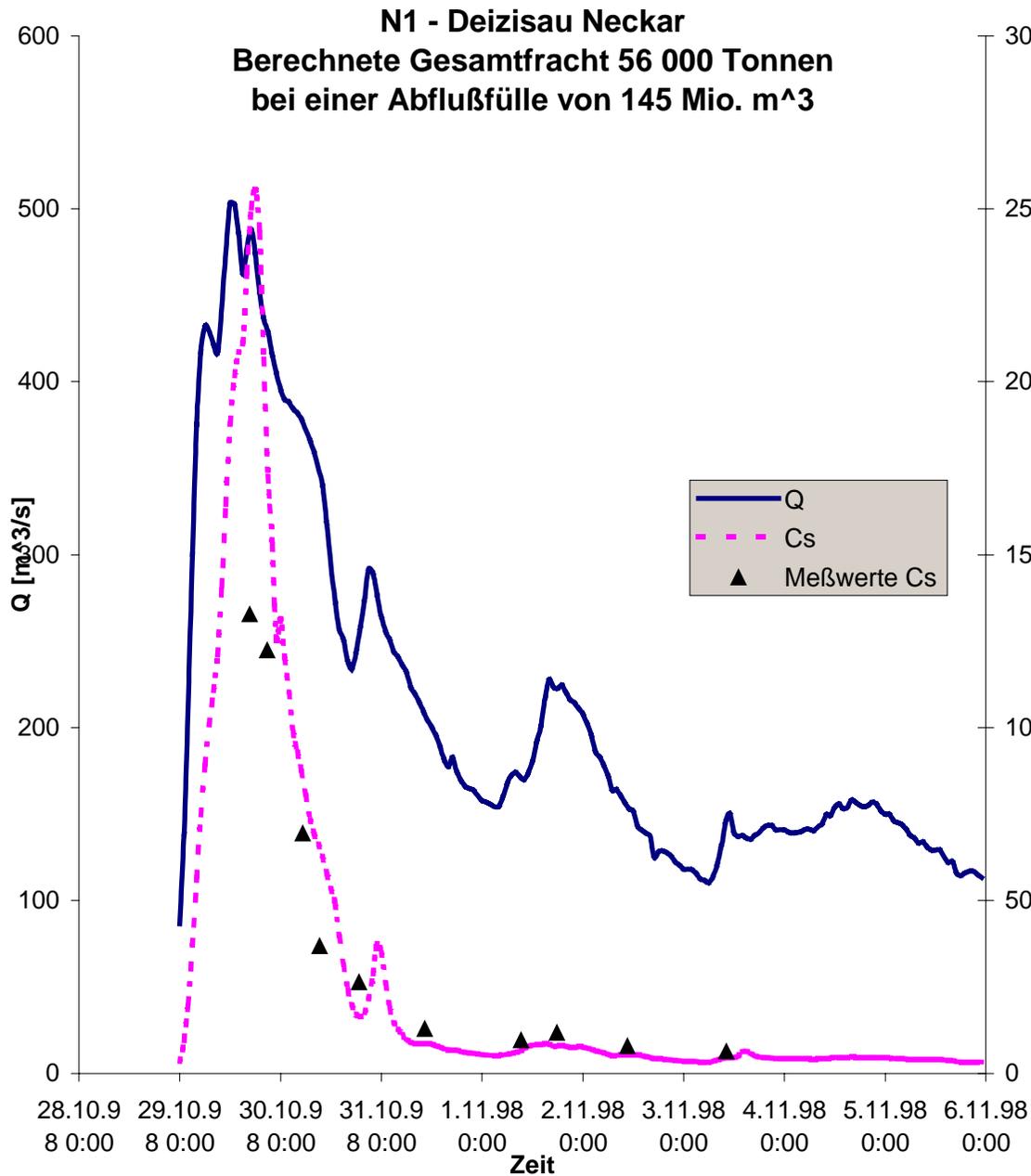
Datum	Zeit	Cs [mg/l]	LF [µS/cm]	Temp. [°C]	Ex 530	Ex 420	SAK 254	pH-Wert	DOC [mg/l]	Trübung Feld
29.10.1998	11:45	2054	423	11,2	1,587	1,741	1,342	7,4		
29.10.1998	19:38	1740	394	11,1	1,893	2,195	3,133	7,6	7,8	
29.10.1998	22:48	1453	442	10,7	1,266	1,450	2,139	7,5	7,3	
30.10.1998	03:25	1073	506	10,5	1,028	1,167	1,676	7,5	7,6	
30.10.1998	09:18	865	495	10,2	0,933	1,061	1,553	7,6	6,4	
30.10.1998	12:40	698	402	10,1	0,897	1,040	1,569	7,9	6,8	2970
30.10.1998	19:15	488	358	9,9	0,657	0,771	1,197	7,8	6,9	2472
30.10.1998	21:40	522	497	11,5	0,634	0,737	1,127	7,8	7,4	2324
31.10.1998	13:05	341	464	9,7	0,498	0,585	0,974	7,9		1782
1.11.1998	12:05	131	516	9,9	0,192	0,236	0,490	8,0		791
1.11.1998	14:10		498	9,6	0,187	0,227	0,473	8,0		779
2.11.1998	09:00	133	639	9,2	0,210	0,260	0,518	8,1	6,0	833
2.11.1998	13:45	113	516	9,8	0,150	0,194	0,420	8,1	5,4	665
3.11.1998	13:25	99	512	9,3	0,133	0,166	0,383	8,1	6,0	590

Besigheim Enz E

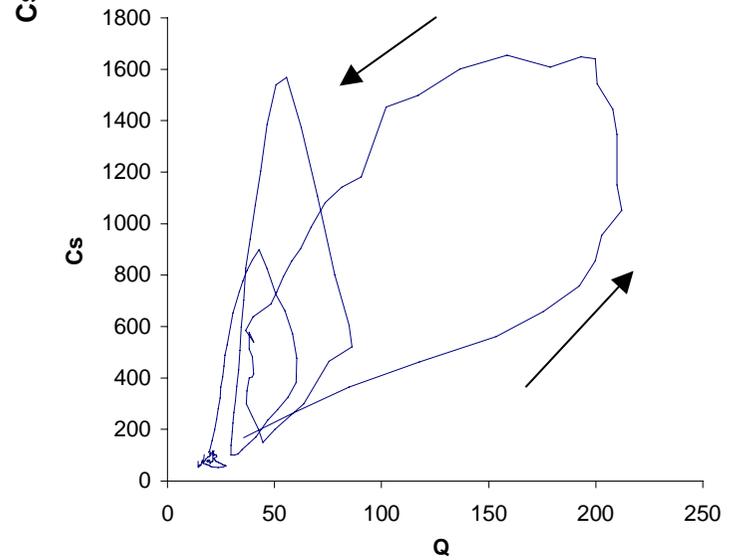
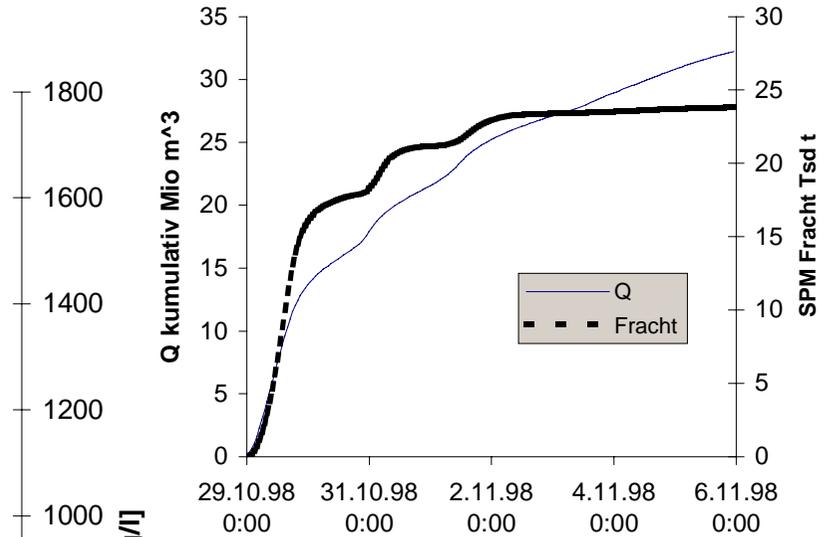
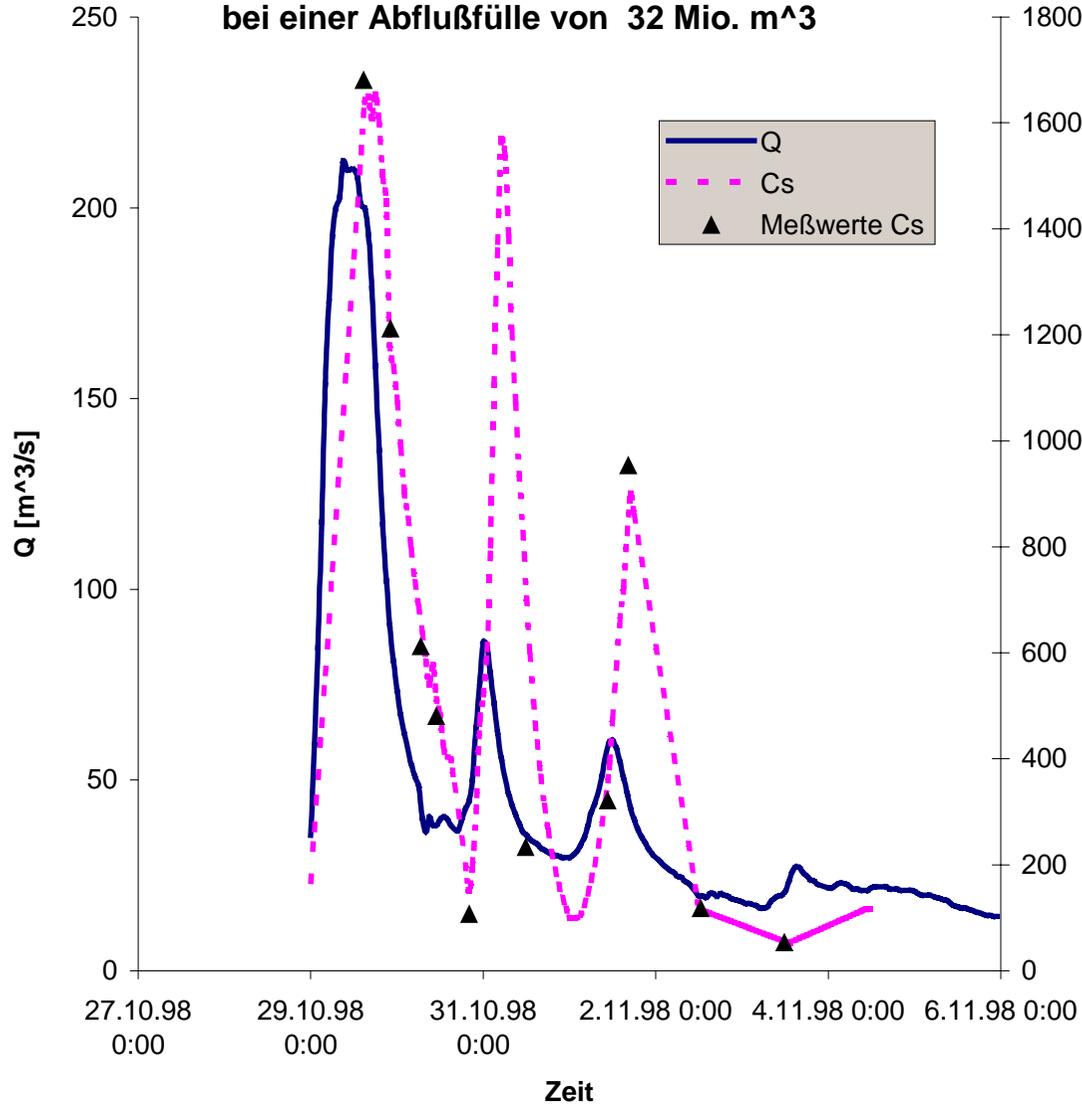
Datum	Zeit	Cs [mg/l]	LF [µS/cm]	Temp. [°C]	Ex 530	Ex 420	SAK 254	pH-Wert	DOC [mg/l]	Trübung Feld
29.10.1998	12:10	1066	265	11,6	0,648	0,750	7,008	7,4		
29.10.1998	19:28	566	272	10,4	0,542	0,682	1,411	7,4	13,0	
29.10.1998	22:38	410	250	10	0,542	0,682	1,411	7,5	12,9	
30.10.1998	03:35	300	244	9,4	0,424	0,540	1,177	7,5	12,3	
30.10.1998	08:55	143	273	8,7	0,223	0,307	0,842	7,6	11,5	
30.10.1998	12:55	98	228	9,1	0,147	0,206	0,658	7,9	10,3	
30.10.1998	17:25	113	317	9,1	0,130	0,174	0,553	7,9	8,8	
30.10.1998	21:55	319	305	9,8	0,177	0,220	0,535	7,8		
31.10.1998	13:20	169	282	8,7	0,148	0,182	0,457	7,7		
1.11.1998	12:20	156	289	9,6	0,107	0,128	0,326	7,8		
1.11.1998	14:30	80	273	9,5	0,057	0,075	0,261	7,7		
2.11.1998	09:10	44	311	8,2	0,062	0,090	0,332	7,8	6,3	
2.11.1998	13:55	41	243	8,7	0,057	0,082	0,305	7,9	6,1	
3.11.1998	13:40	25	270	8,6	0,030	0,044	0,191	7,8	4,6	

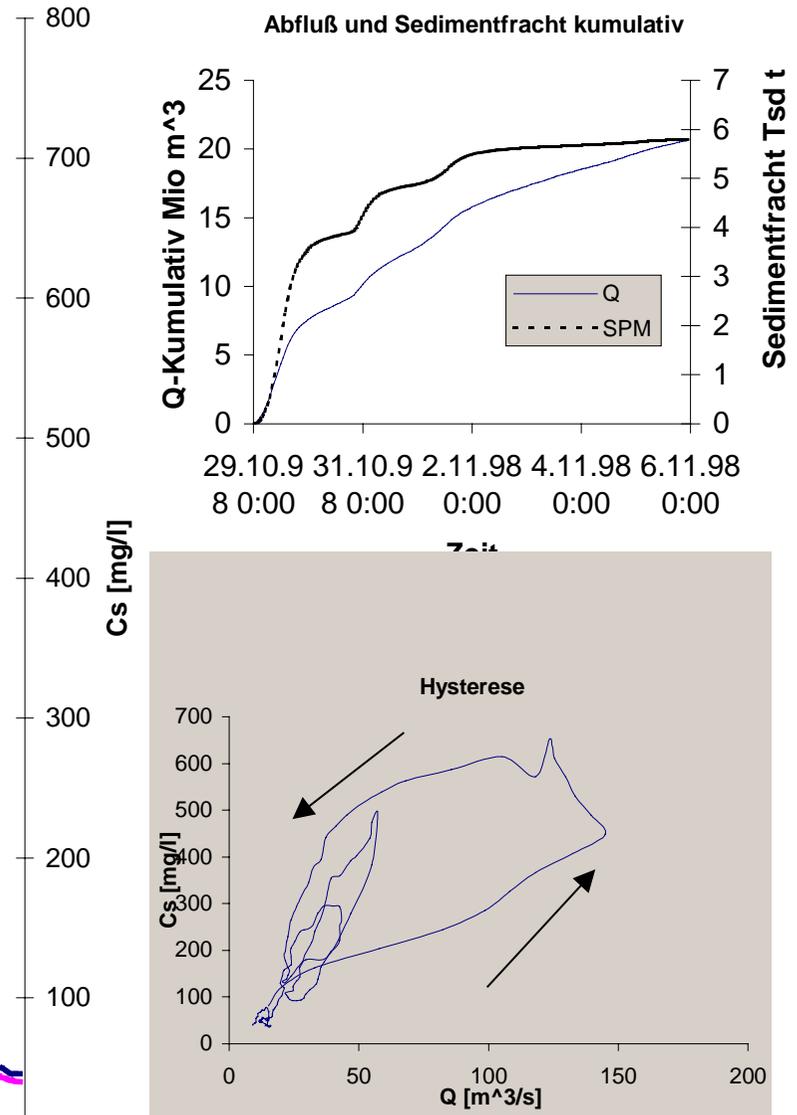
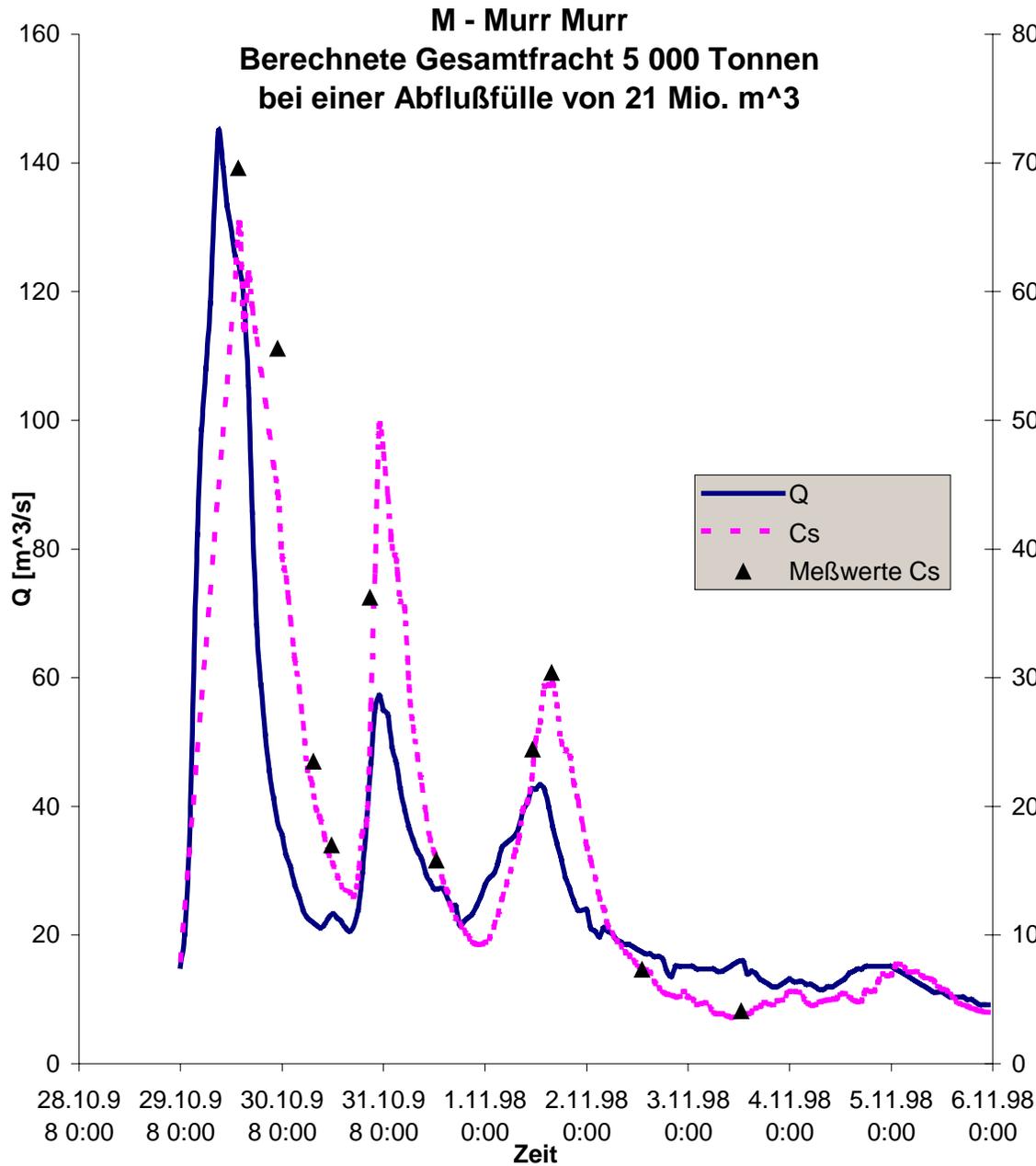
Lauffen Neckar N8

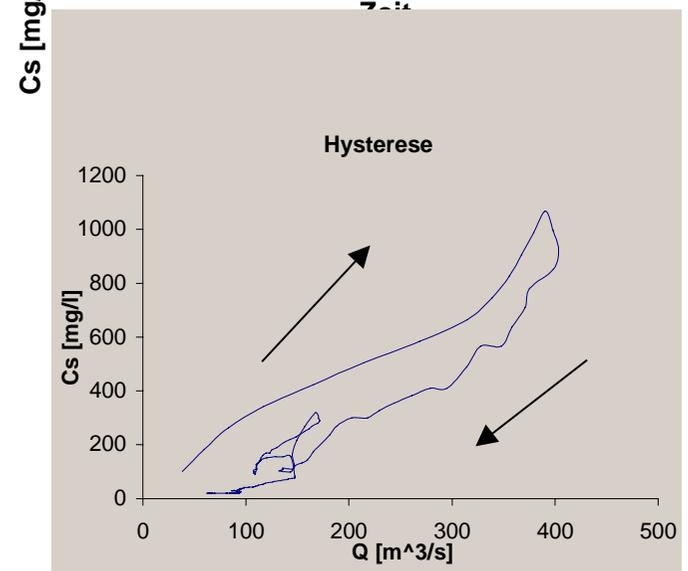
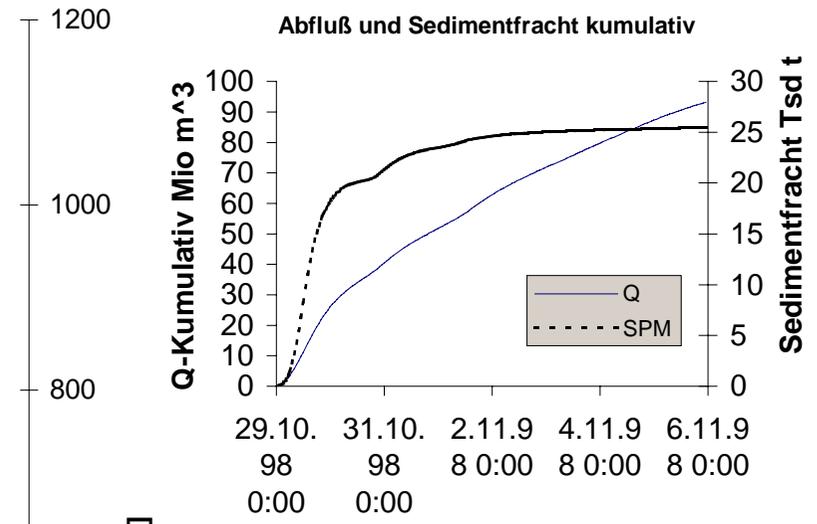
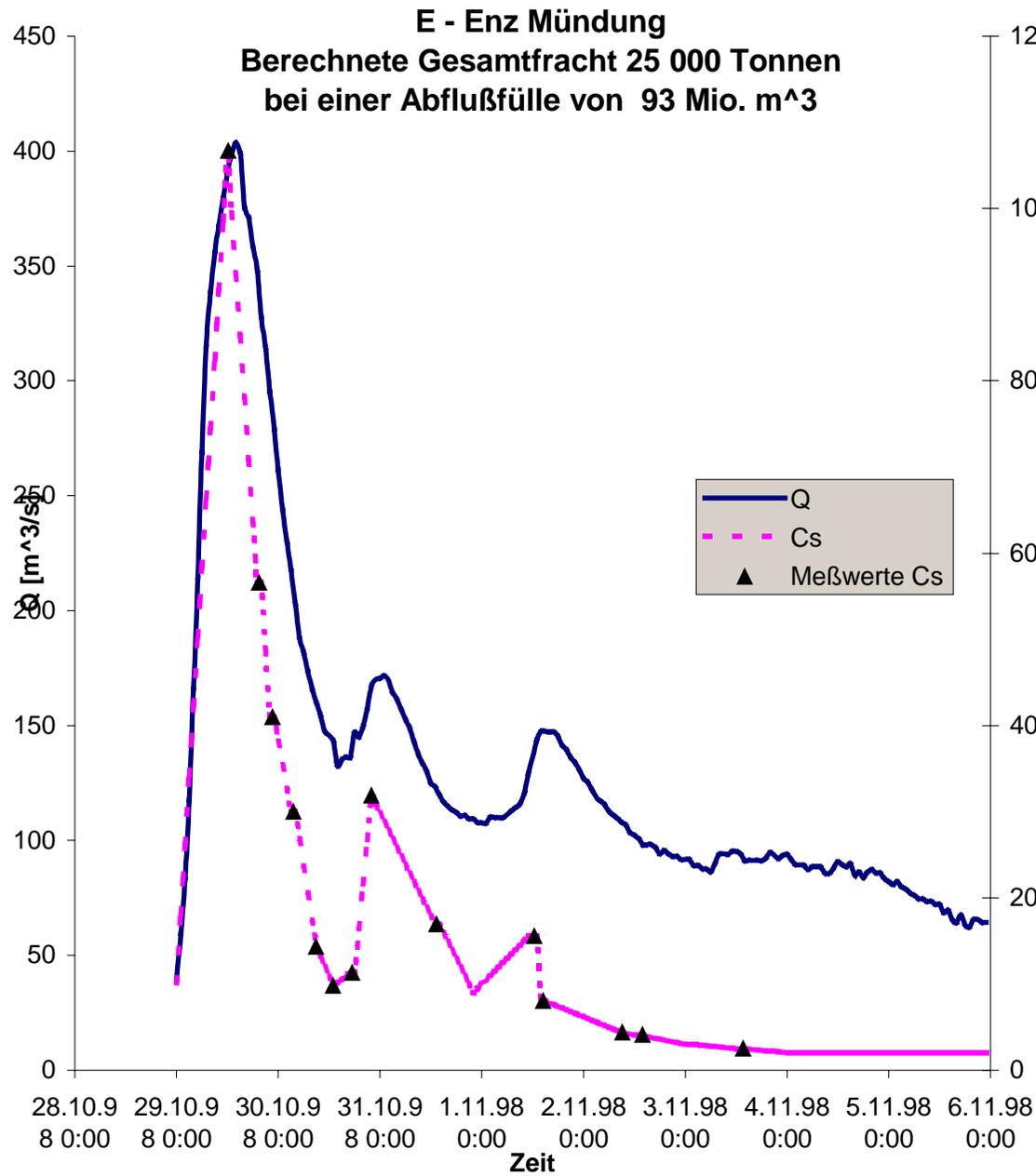
Datum	Zeit	Cs [mg/l]	LF [µS/cm]	Temp. [°C]	Ex 530	Ex 420	SAK 254	pH-Wert	DOC [mg/l]	Trübung Feld
29.10.1998	11:45	2353	410	11,8	1,571	1,695	1,486	7,7		5948
29.10.1998	19:05	2048	352	11,3	2,119	2,451	3,438	7,6	9,8	
29.10.1998	22:20	1702	370	11	1,522	1,770	2,670	7,5	10,0	
30.10.1998	03:10	1033	394	10,3	1,024	1,183	1,796	7,5	8,4	
30.10.1998	08:20	754	414	10	0,894	1,036	1,618	7,7	9,1	
30.10.1998	13:25	828	340	10,2	0,795	0,902	1,382	7,8	7,7	4242
30.10.1998	17:45	486	459	9,6	0,605	0,708	1,170	7,7	8,3	3363
30.10.1998	22:15	432	447	11,6	0,582	0,679	1,102	7,8	7,8	3256
31.10.1998	14:00	235	430	10	0,301	0,358	0,696	7,8		2167
1.11.1998	12:40	106	475	10,8	0,160	0,203	0,449	8,0		1320
1.11.1998	14:55	112	451	9,8	0,154	0,194	0,435	8,0		1344
2.11.1998	08:35	111	552	9,2	0,173	0,223	0,485	8,1	6,2	1247
2.11.1998	14:20	115	425	9,8	0,155	0,198	0,445	8,1		1108
3.11.1998	14:40	98	430	10,8	0,126	0,160	0,358	8,0	5,4	756



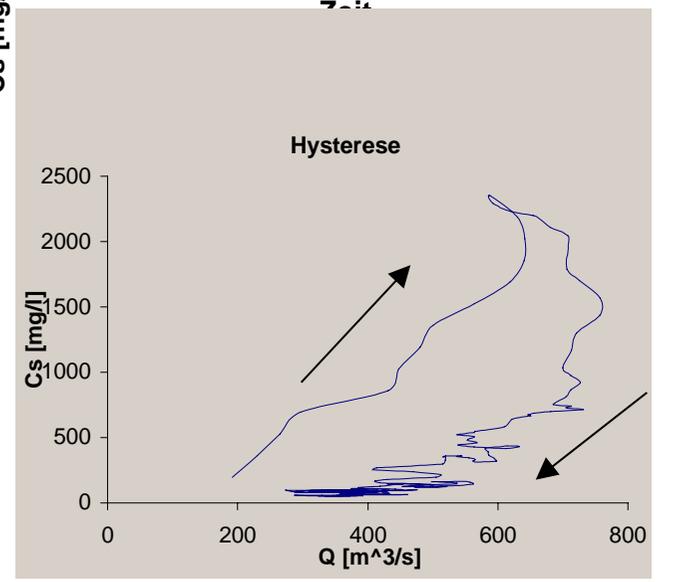
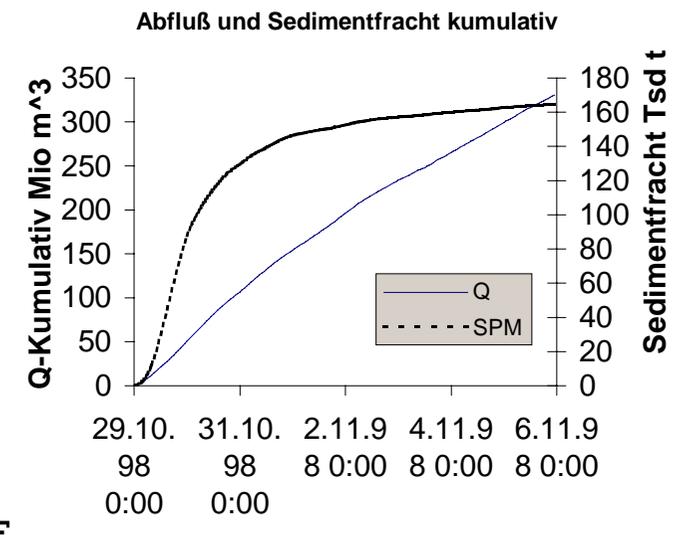
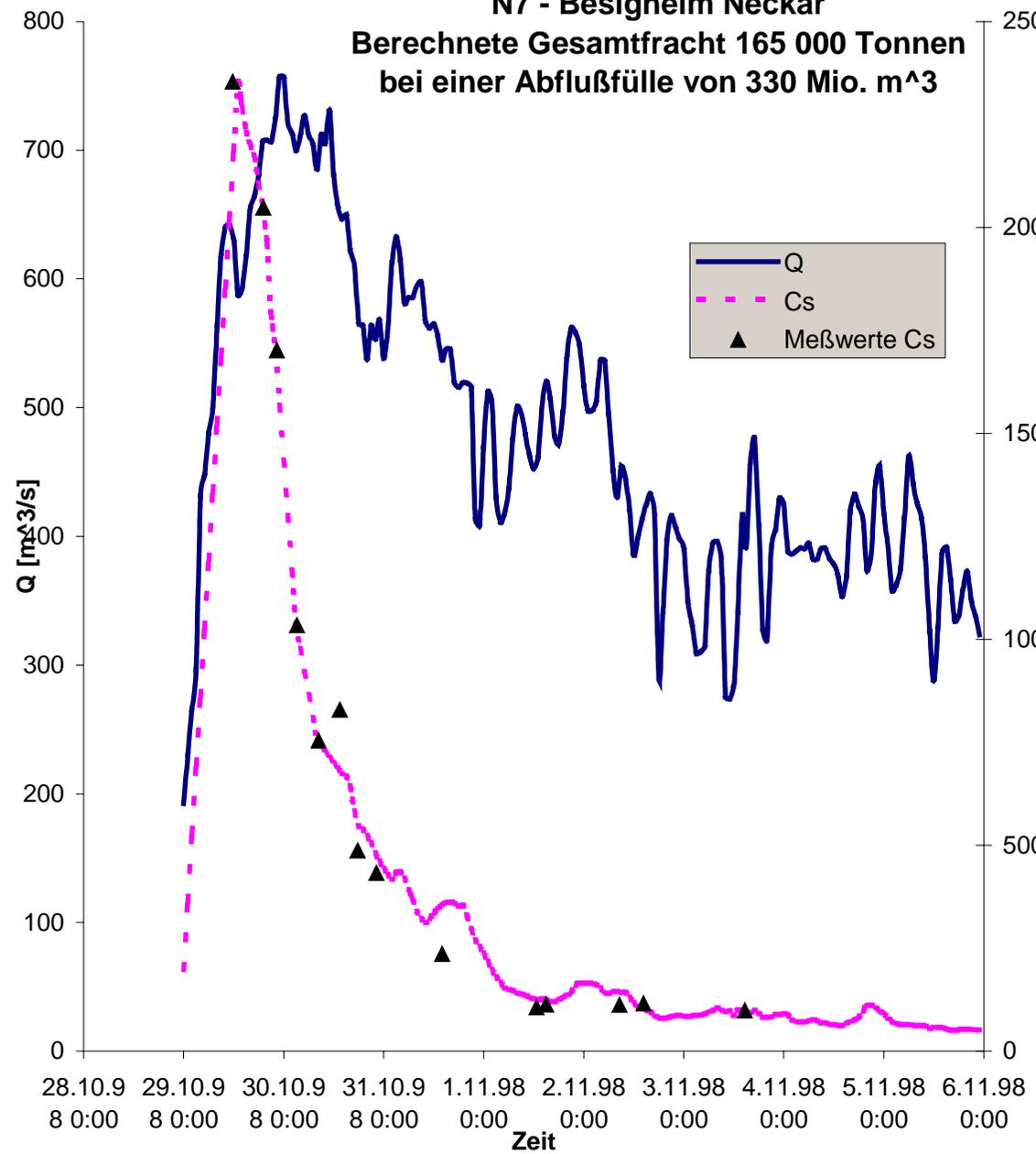
R - Rems Remseck
Berechnete Gesamtfracht 24 000 Tonnen
bei einer Abflußfülle von 32 Mio. m³

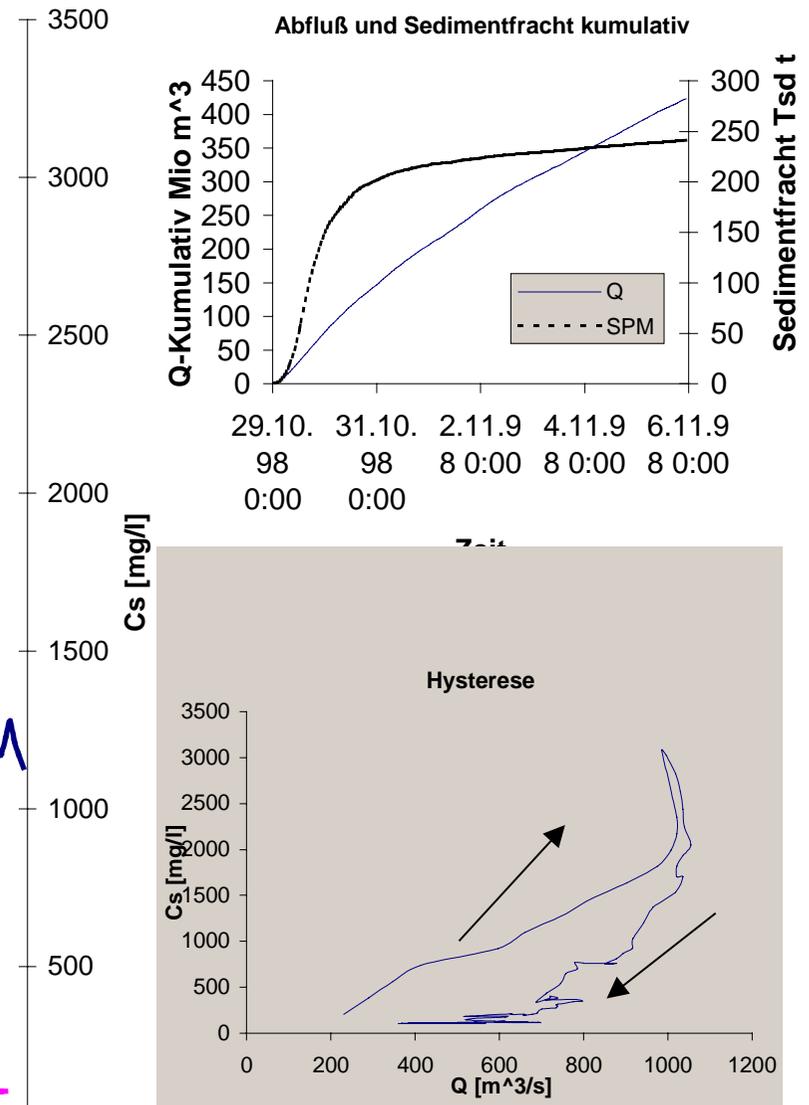
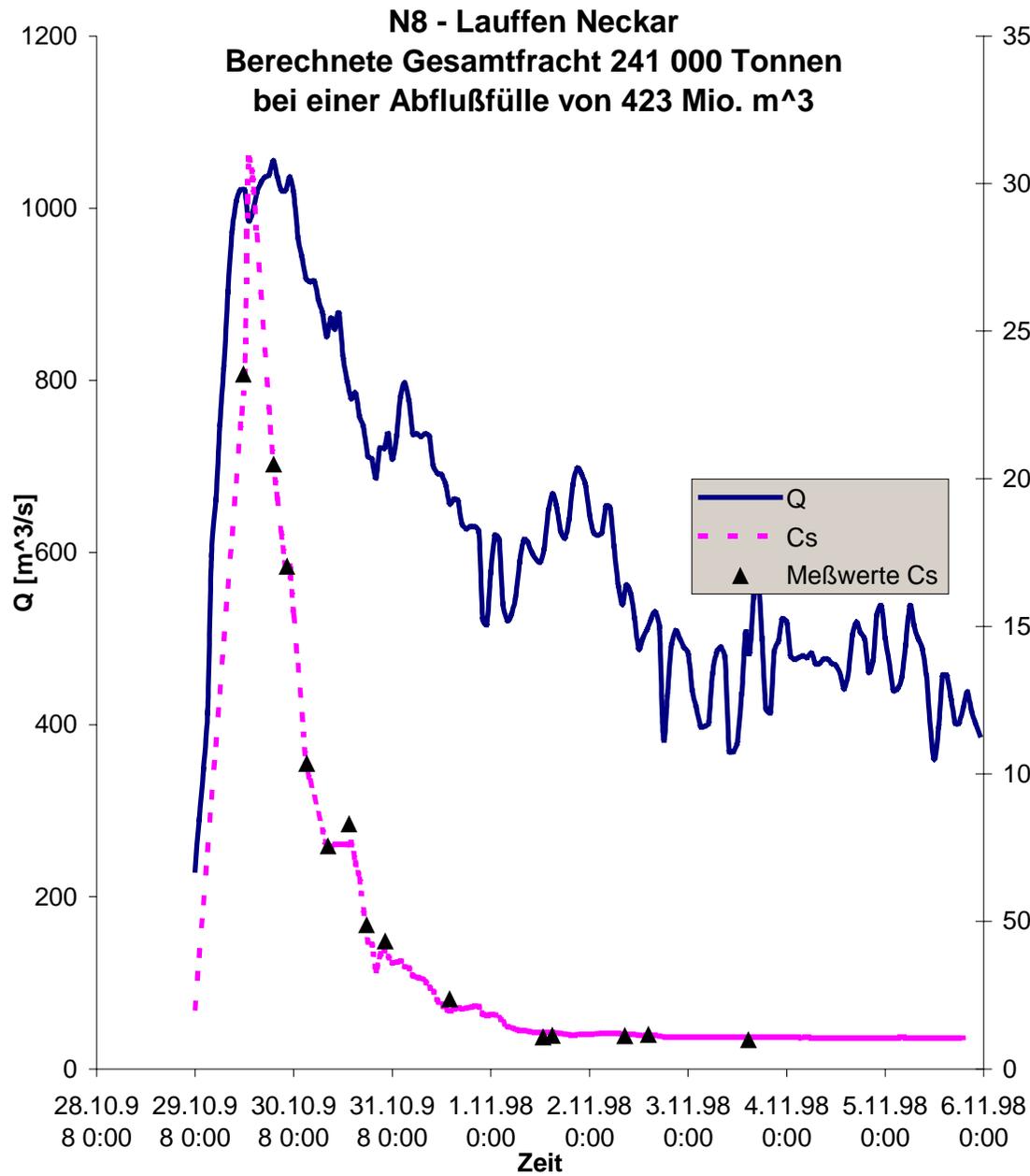




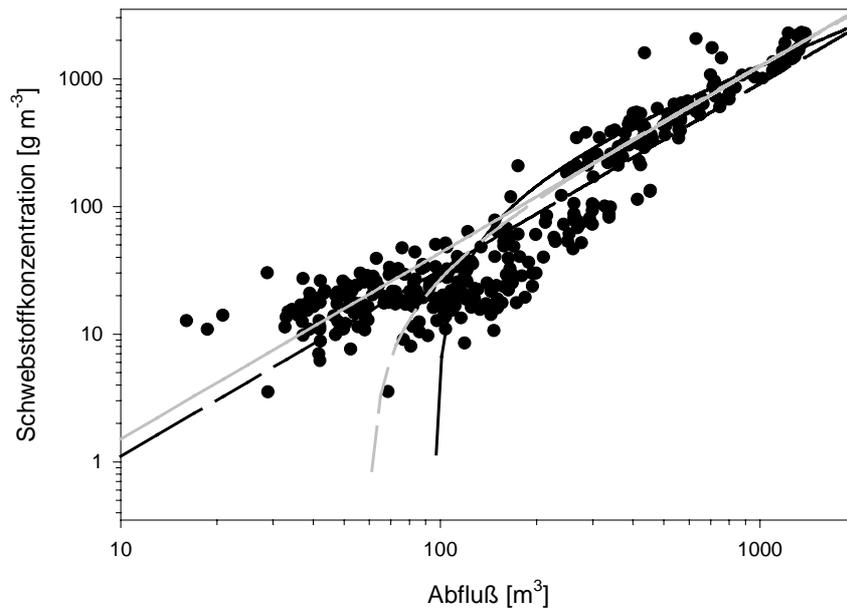
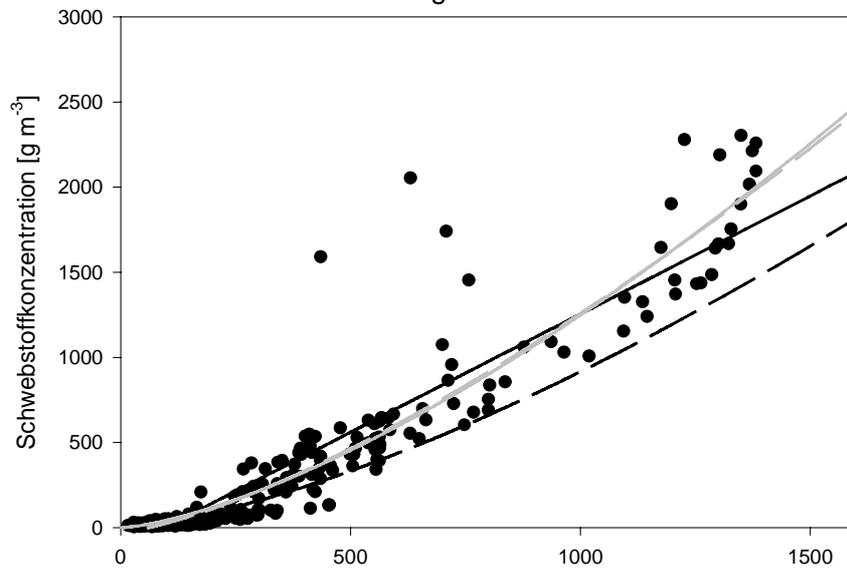


N7 - Besigheim Neckar
Berechnete Gesamtfracht 165 000 Tonnen
bei einer Abflußfülle von 330 Mio. m³



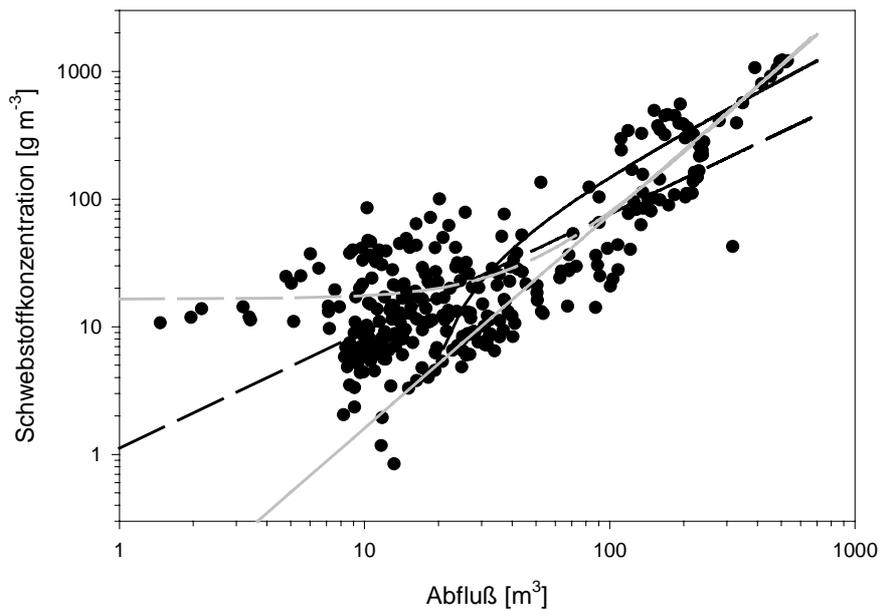
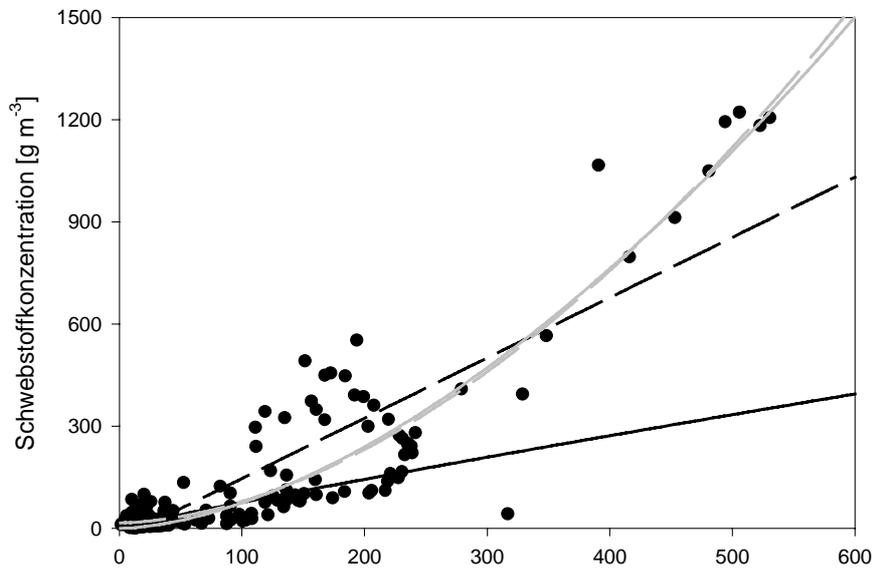


N7
Besigheim Neckar



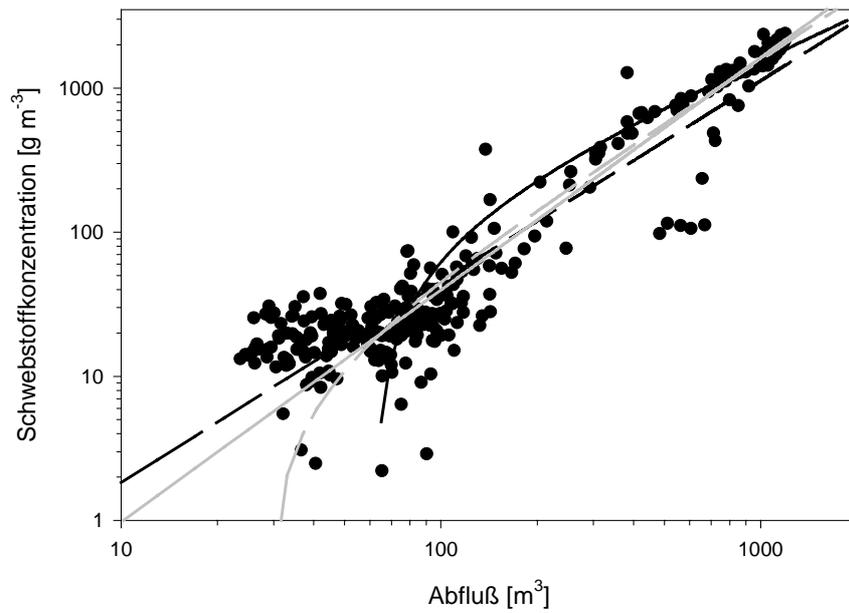
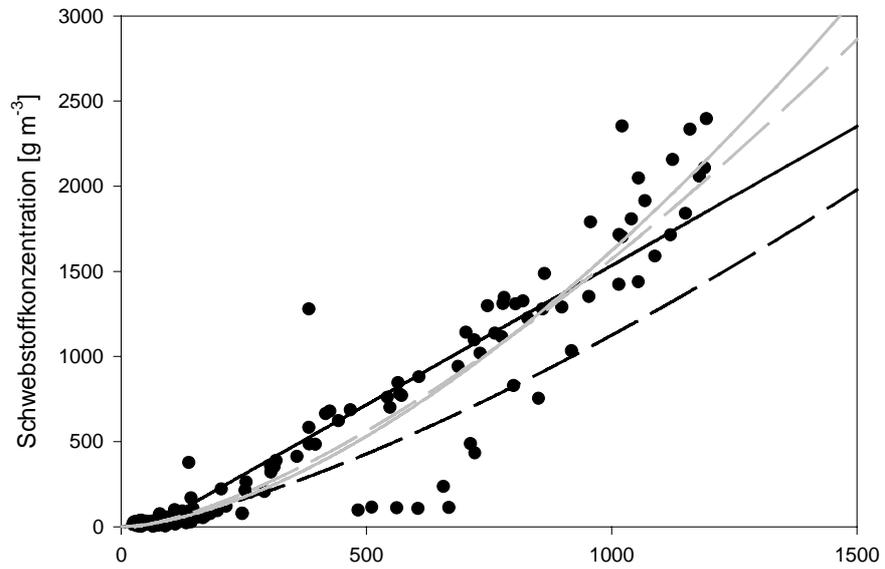
- Meßdaten
- $C_S = k + a * Q$
- - $\lg C_S = \lg a + b * \lg Q$
- $C_S = a * Q^b$
- - $C_S = k + a * Q^b$

B
Besigheim Enz



- Meßdaten
- $C_S = k + a * Q$
- - $\lg C_S = \lg a + b * \lg Q$
- $C_S = a * Q^b$
- - $C_S = k + a * Q^b$

N8
Lauffen Neckar



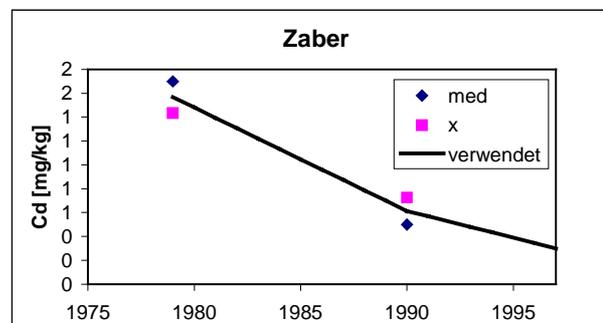
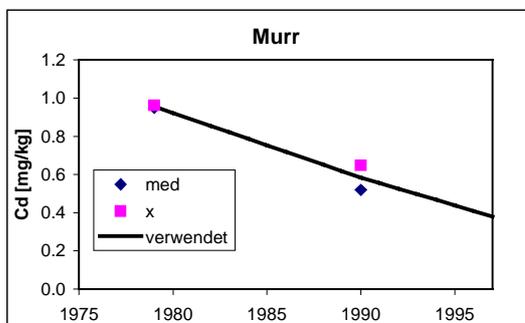
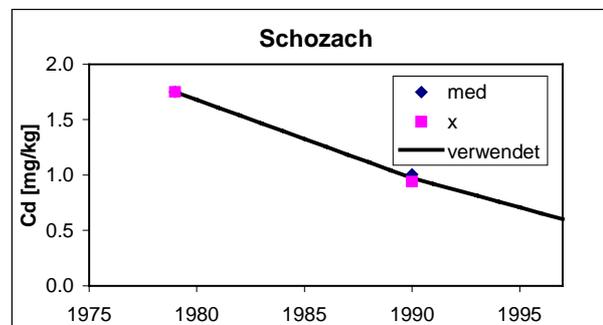
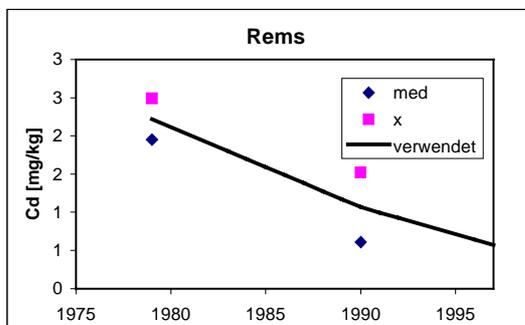
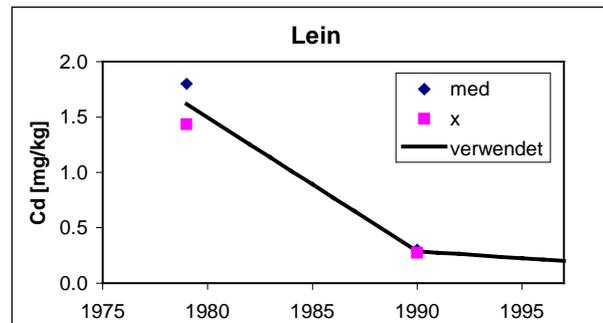
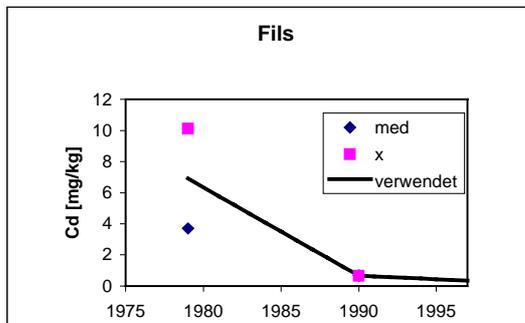
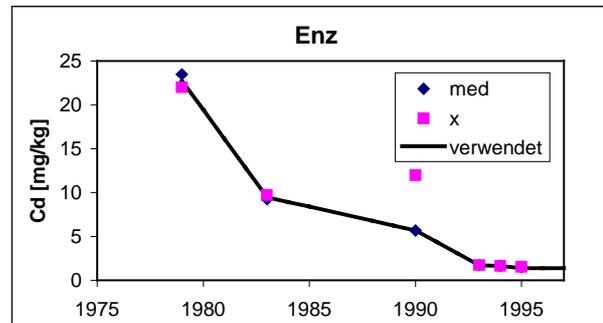
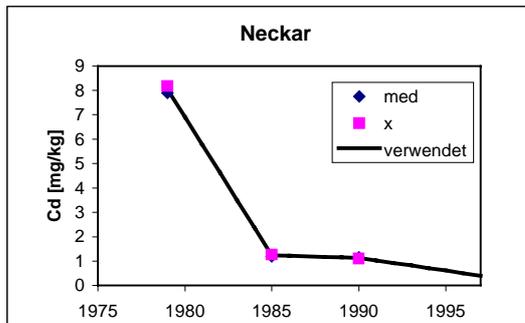
- Meßdaten
- $C_S = k + a * Q$
- - $\lg C_S = \lg a + b * \lg Q$
- $C_S = a * Q^b$
- - $C_S = k + a * Q^b$

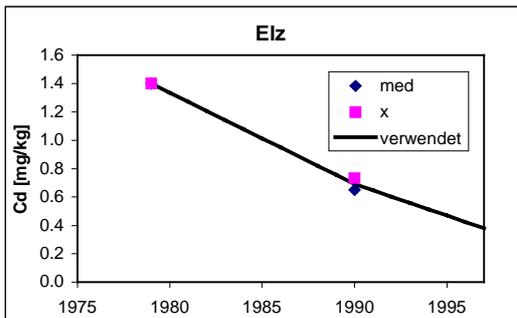
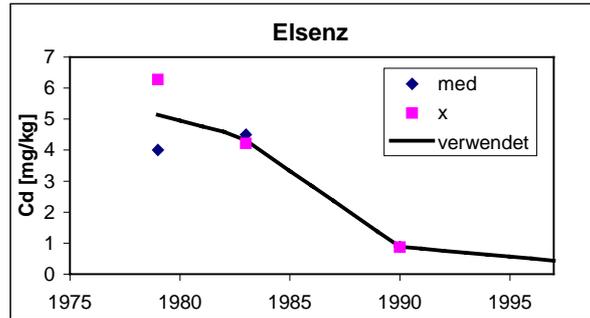
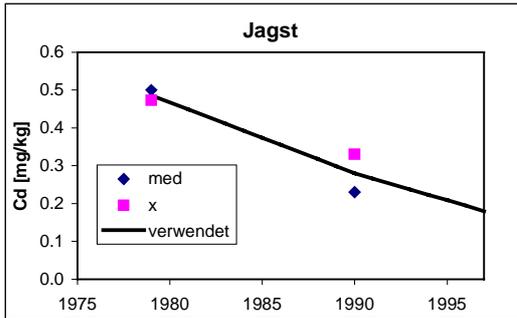
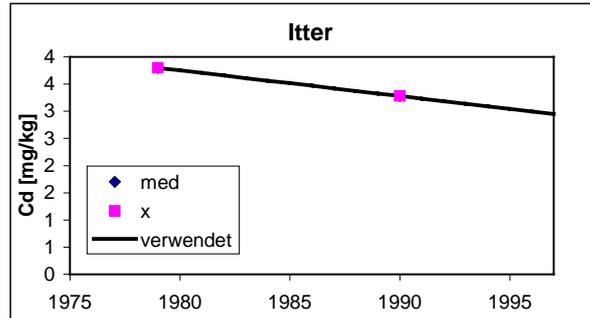
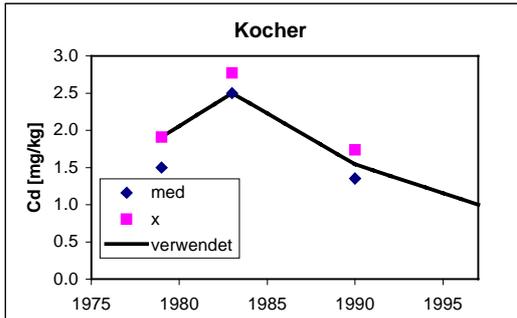
Legende:

med: Mediankonzentrationen in der Tonfraktion oberflächennaher Sediment-proben

x: Konzentrationsmittelwerte in der Tonfraktion oberflächennaher Sediment-proben

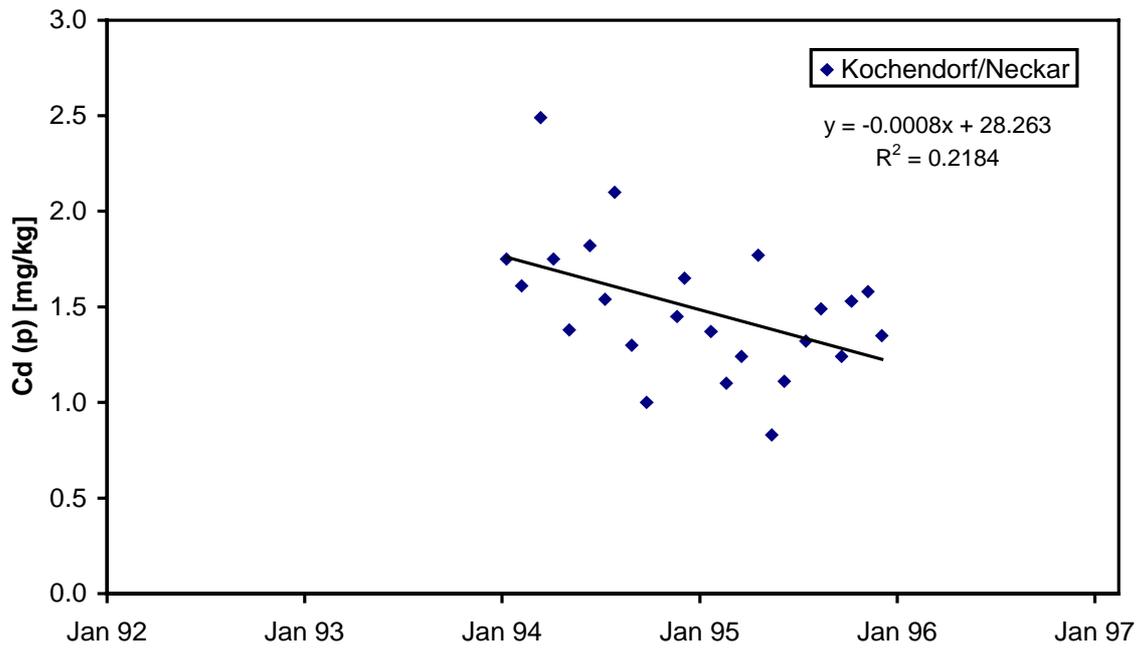
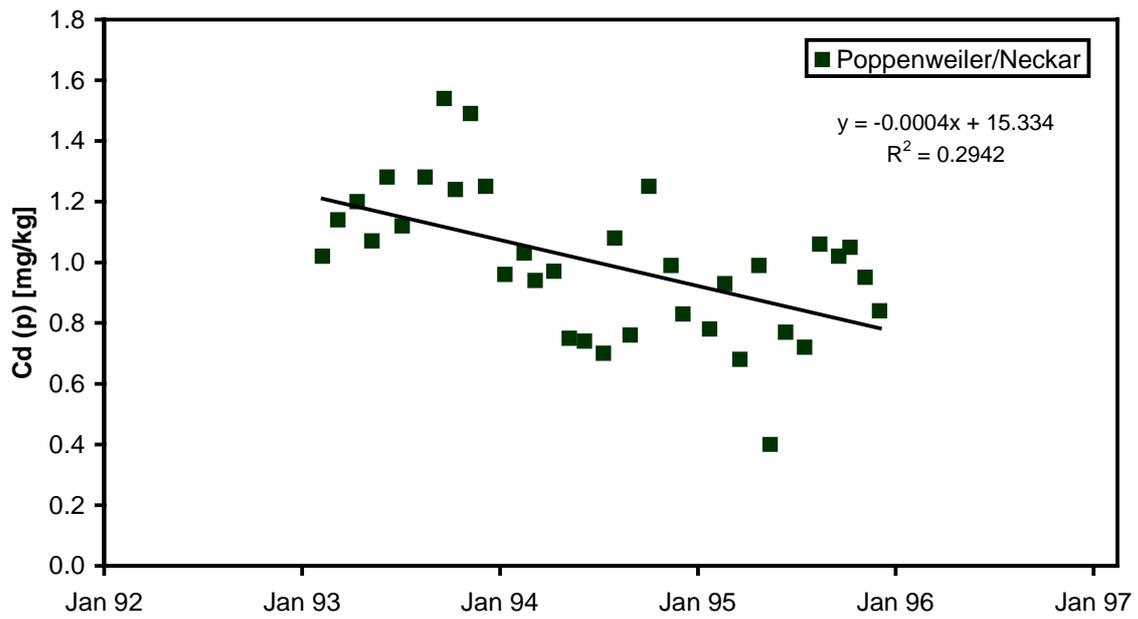
verwendet: Zeitreihe für die numerische Simulation

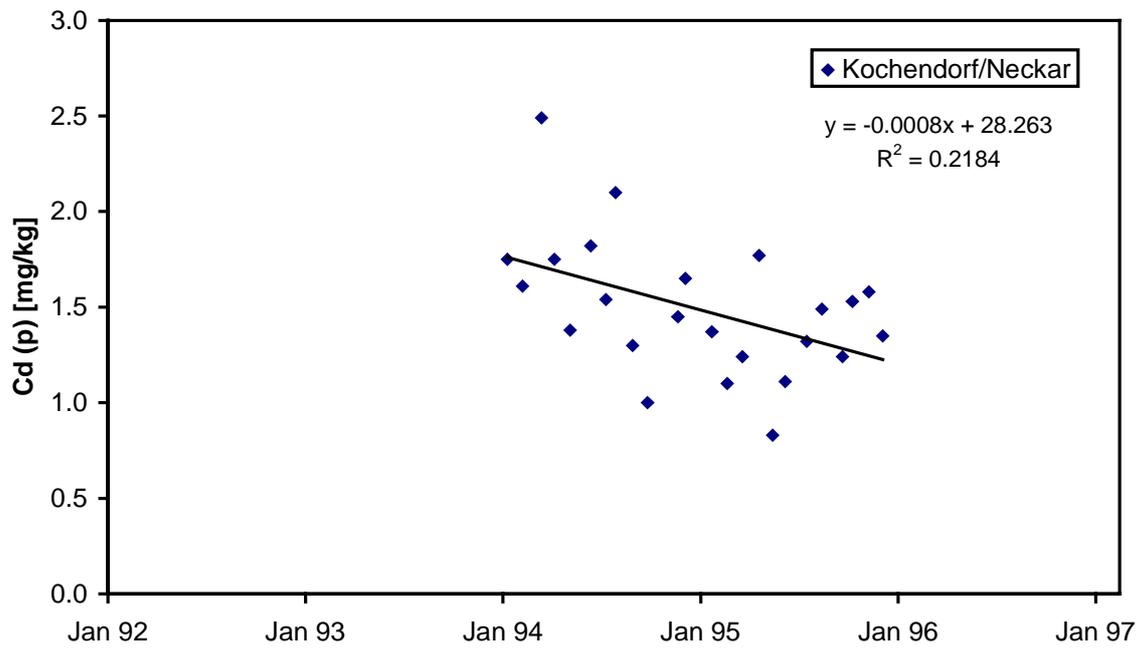
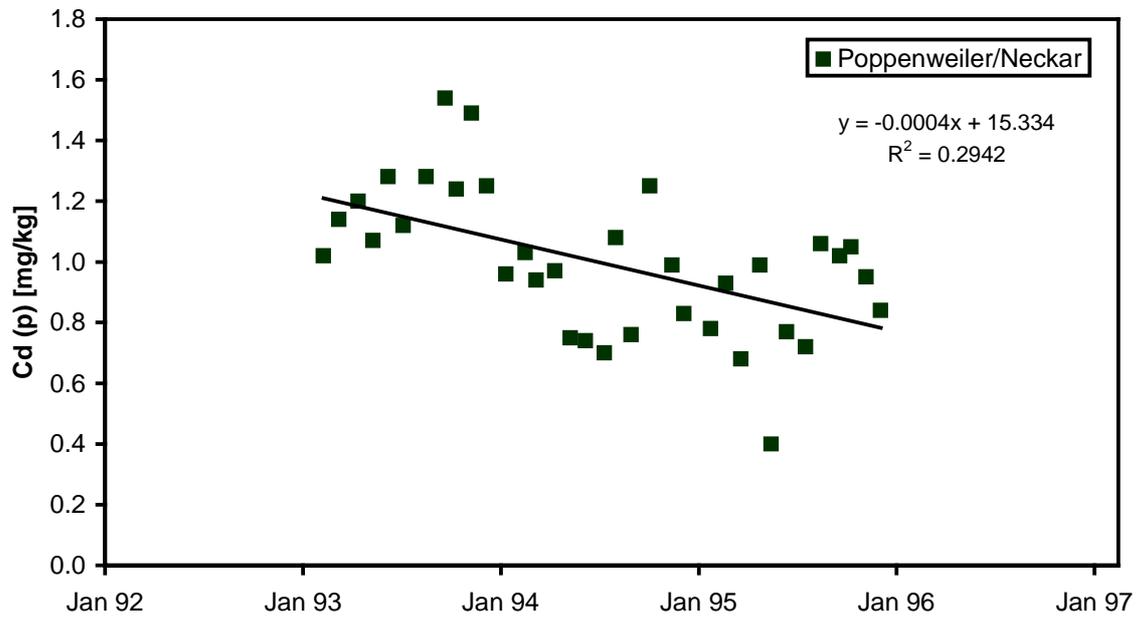


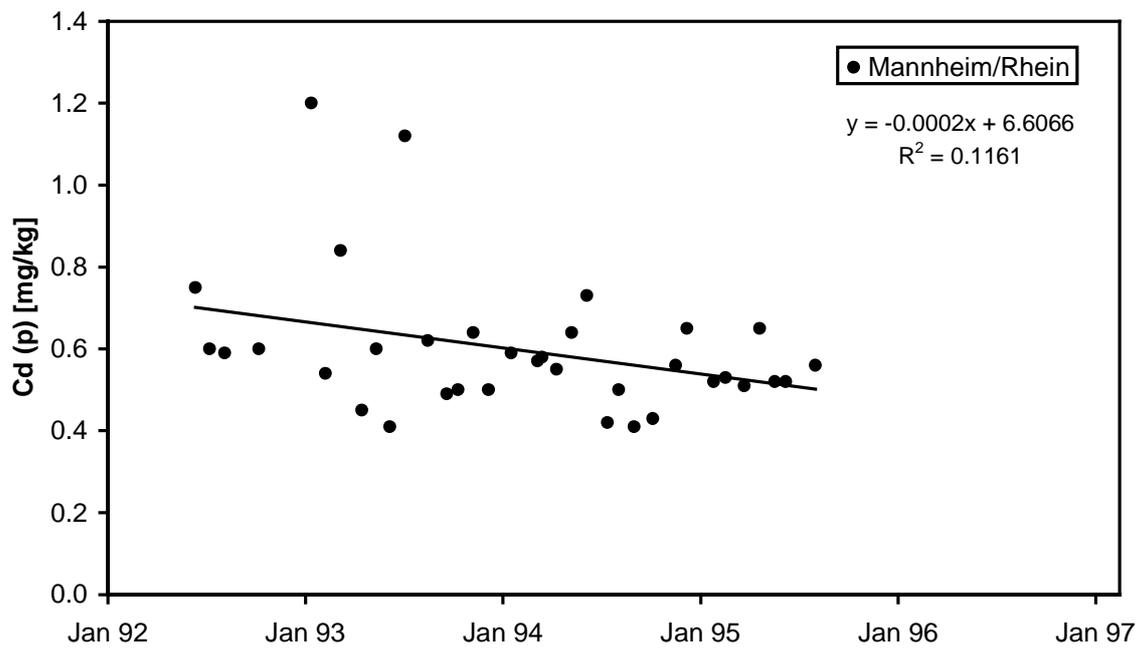
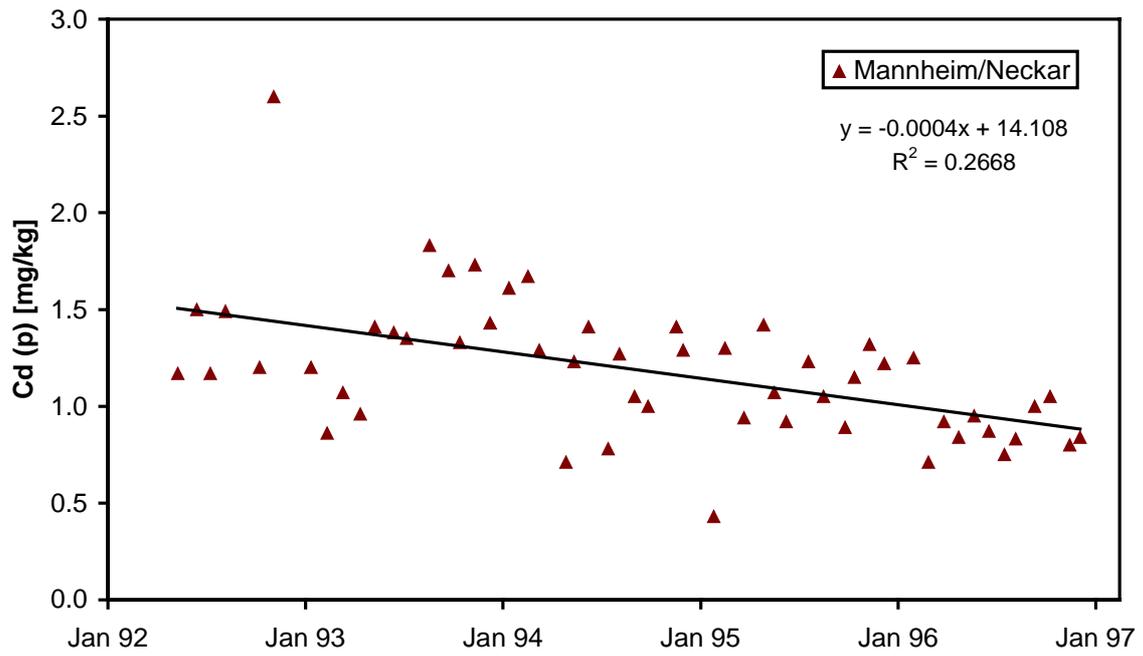


Quellangabe:

Sedimentuntersuchungen nach Gentner (1992), Jazdanian (1992), Gruber (1992), Lopez (1992), Schmengler (1992), ergänzt durch Meßwerte über die Cd-Belastung der Enz für die Hochwasser im Dez. 1993, Apr. 1994 und Jan. 1995 nach Kern (1997)

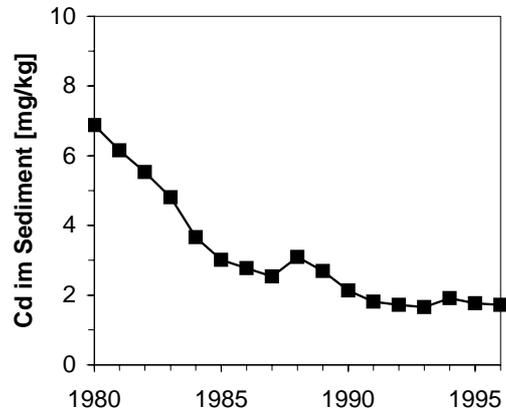




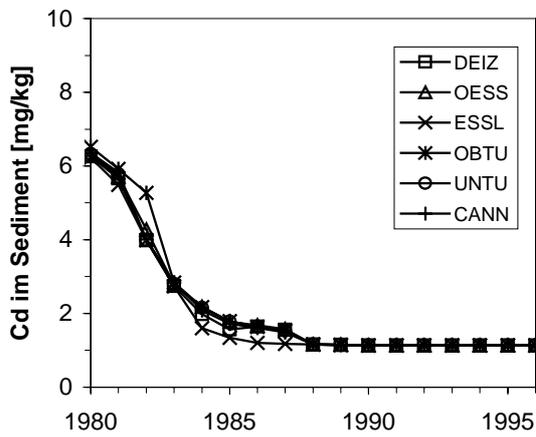


Cd-Belastung der Neckarsedimente für den Fall konstanter Cd-Einträge nach 1990

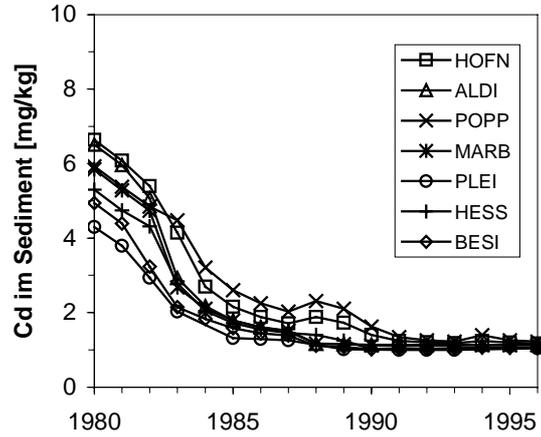
**(a) Bundeswasserstraße Neckar
km 202,0 - 0,0**



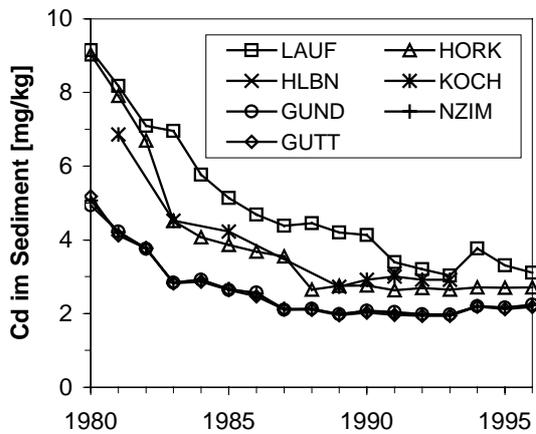
(b) Neckar km 202,0 - 182,8



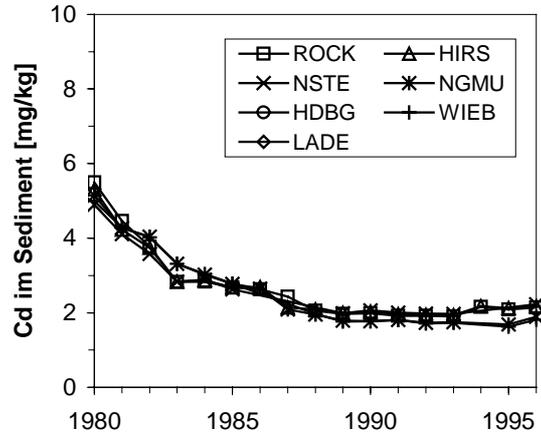
(c) Neckar km 182,8 - 136,8



(d) Neckar km 136,8 - 72,2

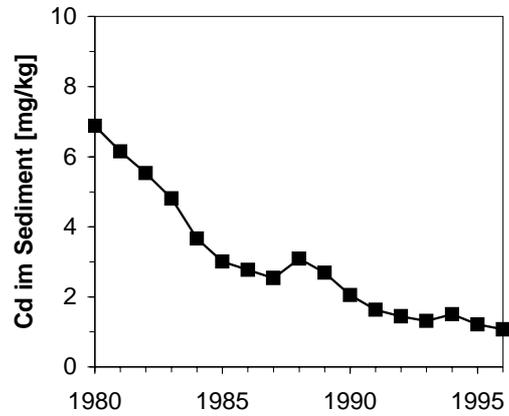


(e) Neckar km 72,2 - 12,2

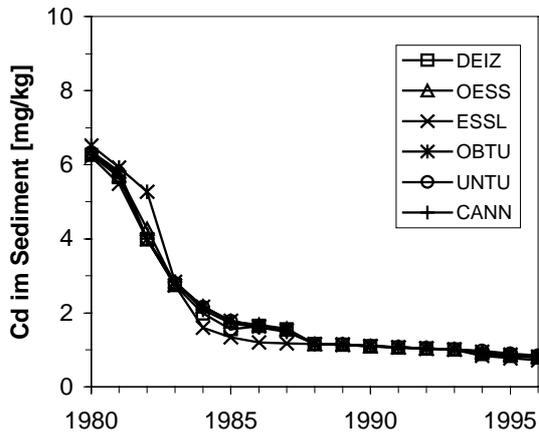


Cd-Belastung der Neckarsedimente für den Fall rückläufiger Cd-Einträge nach 1990

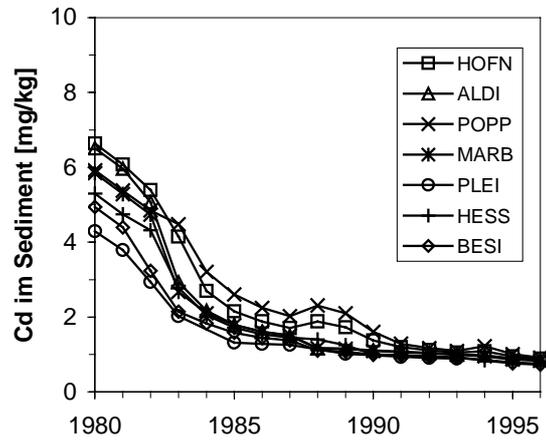
**(a) Bundeswasserstraße Neckar
km 202,0 - 0,0**



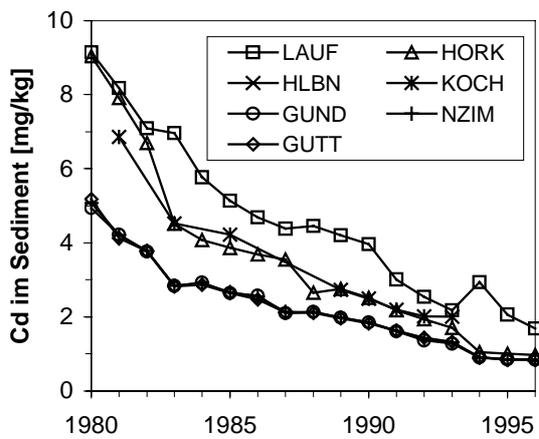
(b) Neckar km 202,0 - 182,8



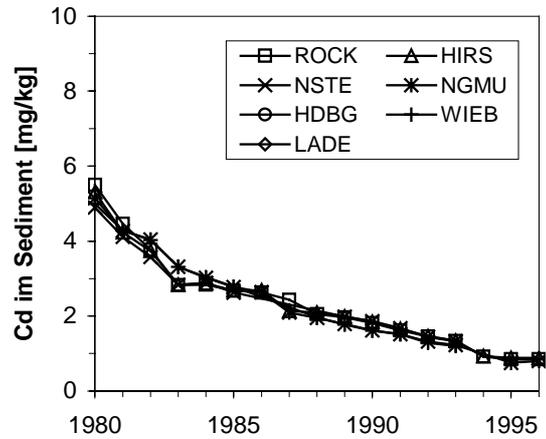
(c) Neckar km 182,8 - 136,8



(d) Neckar km 136,8 - 72,2



(e) Neckar km 72,2 - 12,2



- Haag, I., Kern, U. & Westrich B.: Kombinierte Bewertung kontaminierter Gewässersedimente: Tiefenabhängige Messung von Erosionsrisiko und Sedimentqualität. *Wasser und Boden* 51 (5), 42–47, 1999.
- Haag, I., Kern, U. & Westrich B.: Comprehensive assessment of contaminated fluvial sediments – erosion risk and ecological hazard. *Proceedings of the XXVIII IAHR congress, Graz 1999.*
- Haag, I., Kern, U. & Westrich B.: Assessing in-stream erosion and contaminant release by means of the end-member mixing analysis (EMMA). *IAHS-Publications* (in press).
- Haag, I., Kern, U. & Westrich B.: Erosion investigation and sediment quality measurements for a comprehensive risk assessment of contaminated aquatic sediments. *Science of the Total Environment* (submitted).
- Haag, I., Kern, U. & Westrich B.: Erosive Freisetzung von partikulären Stoffen aus Gewässersedimenten – Quantifizierung mit Hilfe der Quellkomponenten – Mischungsanalyse. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* (eingereicht).
- Hollert, H., Dürr, M., Winn, N., Islinger, M., Haag, I., Kern, U., Färber, H., Karrasch, H., Erdinger, L. & Braunbeck, Th.: Risk Assessment of a flood event, Part 1: Cyto-, genotoxicity and endocrine-disrupting potential of suspended matter. *Proceedings of the European SETAC Conference, Leipzig 1999.*
- Hollert, H., Dürr, M., Haag, I., Winn, N., Holtey-Weber, R., Kern, U., Färber, H., Westrich, B., Erdinger, L. & Braunbeck, T.: A combined hydraulic and in vitro bioassay approach to assess the risk of erosion and ecotoxicological implications of contaminated sediments in a lock-regulated river system. *Supplementband der BfG-Mitteilungen: International Symposium Sediment Assessment in European River Basins* (im Druck).
- Kern, U., Al Zoubi, S., Xu, Y. & Westrich, B. (1996): Sedimentdynamik in der Stauhaltung Lauffen am Neckar. In: Vischer, D. (Hrsg.): *Mitteilungen 142 der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich: Intern. Symp. Verlandung von Stauseen und Stauhaltungen, Sedimentprobleme in Leitungen und Kanälen, Zürich, 28./29. März 1996, Teil 1, S. 261-280.*
- Kern, U. & Westrich, B. (1996): Sediment Dynamics in a Lock-Regulated Section of the Neckar River. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 47, p. 455-460.
- Kern, U., Westrich, B., Kern, R., Erdinger, L. Dörr, I. & Weinberger, I. (1996): Schwermetallbelastung des Neckars bei Lauffen während signifikanter Hochwasserereignisse. *Jahrestagung der Fachgruppe Wasserchemie der Gesellschaft Deutscher Chemiker, Koblenz, 13.-15. Mai 1996.*

- Kern, U.; Peiffer, S. & Westrich, B. (1996): Zusammenhang zwischen dem Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffizienten und der transportdynamik von Cadmium im Neckar. Jahrestagung der Fachgruppe Wasserchemie der Gesellschaft Deutscher Chemiker, Koblenz, 13.-15. Mai 1996.
- Kern, U. (1997): Transport von Schweb- und Schadstoffen in staugeregelten Fließgewässern am Beispiel des Neckars. Mitteilungen 93 des Instituts für Wasserbau, Universität Stuttgart.
- Kern, U. & Westrich, B. (1997): Sediment Budget Analysis for River Reservoirs. *Water, Air and Soil Pollution* 99, p. 105-112.
- Kern, U.; Westrich, B.; Keller, M. & Hilden, M. (1997): Use and limitations of numerical models dealing with contaminant transport in rivers. Intern. Conf. On Contaminated Sediments, Rotterdam 7.-11.09.1997.
- Kern, U.; Li, C.C. & Westrich, B. (1998): Assessment of sediment contamination from pollutant discharge in surface waters. *Water Science and Technology* 37 (6-7), p. 1-8.
- Kern, U. & Westrich, B. (1999): Investigation of pollutant budgets by long-term numerical simulation: a case study on the Neckar river, Germany. In: Anagnostopoulos, P & Brebbia, C.A. (Ed, 1999): *Water Pollution V - Modelling, Measuring and Prediction*. WITPress, Southampton, p. 401-410.
- Kern, U., Haag, I., Schürlein, V., Holzwarth, M. & Westrich, B.: Ein Strömungskanal zur Ermittlung der tiefenabhängigen Erosionsstabilität von Gewässersedimenten: das SETEG-System. *Wasserwirtschaft* 89 (2), 1999.
- Westrich, B. & Kern, U. (1997): Reservoirs as sediment sources in sediment management. European Geophysical Society, XXII General Assembly, Vienna, 21.-25.04.1997.