TEXTE
90/2013

Resilienzvermögen von Interstitialräumen verschiedener Gewässertypen bezüglich Kolmation

Umwelt Bundesamt

| TEXTE | 90/2013

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungskennzahl 363 01 387
UBA-FB 00001856

Resilienzvermögen von Interstitialräumen verschiedener Gewässertypen bezüglich Kolmation

von

Christiane Thurmann
Prof. Dr. T. Zumbroich
Zumbroich GmbH & Co. KG

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/resilienzvermoegen-von-interstitialraeumen
verfügbar.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

ISSN 1862-4804

Durchführung der Studie:	Zumbroich GmbH & Co. KG Breite Str. 21 53111 Bonn
Abschlussdatum:	Oktober 2012
Herausgeber:	Umweltbundesamt Wörlitzer Platz 1 06844 Dessau-Roßlau Tel.: 0340/2103-0 Telefax: 0340/2103 2285 E-Mail: info@umweltbundesamt.de Internet: http://www.umweltbundesamt.de http://fuer-mensch-und-umwelt.de/
Redaktion:	Fachgebiet II 2.4 Binnengewässer Stephan Naumann

Dessau-Roßlau, Dezember 2013

Kurzbeschreibung

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden Dynamik und Menge von Feinsedimenteinträgen an unterschiedlichen Fließgewässertypen sowie in unterschiedliche Fallentypen in Abhängigkeit von Einträgen aus Einträgen aus der Siedlungswasserwirtschaft untersucht.

An den drei untersuchten Fließgewässern Ahr (Rheinland-Pfalz), Morsbach (Nordrhein-Westfalen) und Nette (NRW) wurden zum Teil starke zeitliche und räumliche Schwankungen des Feinsedimenteintrages aufgezeichnet, die vorrangig durch Abflussschwankungen hervorgerufen wurden. Es lässt sich festhalten, dass sich in allen drei Fließgewässersystemen temporär Feinsedimentmengen im Interstitial ansammeln, die eine Schädigung Lebensgemeinschaften des hyporheischen Interstitials zur Folge haben (Grenzwert mehr als 10% Material <2mm). Eine dauerhaft wirksame Dekolmation nach deckschichtaufreißenden Hochwasserereignissen konnte nicht festgestellt werden.

Auf Basis der gewonnenen Daten wurde ein Schema entwickelt, anhand dessen verschiedene Fließgewässer hinsichtlich ihrer potentiellen Anfälligkeit für Kolmation klassifiziert werden können. Als wichtigste, die über die Einstufung bestimmende Faktoren wurden der Anteil an leicht mobilisierbarem Sohlmaterial, die Abflussvariabilität sowie die Feinsedimentbereitstellung im Einzugsgebiet identifiziert. Das stark vereinfachende Modell besitzt keine allgemeine Gültigkeit und bedarf einer Verifizierung bzw. Ergänzung durch weitere relevante Faktoren anhand weiterer Untersuchungen an verschiedenen Fließgewässertypen.

Abstract

Siltation of gravel beds through fine sediment infiltration is an important factor which increasingly leads to degradation of hyporheic zone ecosystem functions in rivers all over the world. In this research, different field techniques were employed to assess the amount of riverbed clogging in three different river types in Germany (Ahr in Rheinland-Pfalz, Morsbach and Nette in North Rhine-Westphalia). Laterally permeable sediment traps allowing seepage of water and sediment were installed in addition to usual sediment traps. Sediment input was measured at two- respectively four-week intervals. In order to confirm the results gained through the sediment traps, special field mapping methods were applied.

The aim of this research was to identify similar patterns or differences in fine sediment accumulation 1) within three river types characterized by different hydromorphological properties and 2) within the two different trap types.

In accordance with previous studies, temporal and spatial variations of fine sediment intrusion can be identified within all examined river types. These variations seem to be governed by hydrological regimes and flood water frequency. Whereas the two low mountain rivers showed very similar fine sediment intrusion rates, the lowland river showed a differing behavior with constantly high accumulation rates. Contrasting to previous results, an enduring washing out of siltation layers through storm events could not be observed.

It can be assumed, that in all rivers an accumulation of deleterious levels of fine sediments (exceeding the proposed 10% <2mm value) within the riverbed takes place at least temporarily.

A decision tree model was developed based upon the results of the study. It involves a simple and ap-proximate classification of different river types according to their sensitivity concerning siltation based upon factors such as the amount of easily erodible fine sediment within the catchment or the discharge variability. Still, the model needs to be verified by examination of additional river types.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis 5
Abbildungsverzeichnis 7
Tabellenverzeichnis 10
Abkürzungen 11
Zusammenfassung 12
1 Einleitung 21
2 Fragestellung 22
3 Ergebnisse der Literaturstudie 24
3.1 Feinsediment in Fließgewässern 24
3.2 Das hyporheische Interstitial 29
3.2.1 Sickerströmungen im Interstitial 32
3.2.2 Bedeutung der interstitiellen Austauschströmungen für Stoffumsatzprozesse 35
3.3 Kolmation 37
3.3.1 Dekolmation 41
3.3.2 Anthropogene Beeinflussung 42
3.3.3 Auswirkungen 44
4 Beschreibung des Untersuchungsprogramms 47
4.1 Sedimentfallenbeprobungen 47
4.2 Kolmationskartierung 48
4.3 Laboranalyse des Sediments 50
4.4 Statistische Auswertung 52
5 Vorstellung der Untersuchungsräume 53
5.1 Untersuchungsraum Ahr 53
5.2 Untersuchungsraum Morsbach 58
5.3 Untersuchungsraum Nette 61
6 Abflussgeschehen im Untersuchungszeitraum 66
7 Kurzcharakterisierung der Probenahmeintervalle 71
8 Ergebnisse der Sedimentfallenbeprobungen an Ahr, Morsbach und Nette 74
8.1 Gesamteintrag und Streuung des Eintrags 74
8.2 Gesamteintrag nach Probestellen 77
8.3 Eintragsmengen in Abhängigkeit der Abflussbedingungen 80

8.4 Vergleich der Eintragsmengen und -dynamik an Ahr, Morsbach und Nette 88
8.5 Einfluss von HW- Ereignissen auf die Kolmationsentwicklung 91
8.6 Eintragsunterschiede in den zwei Fallentypen 93
8.7 Anteil von Feinsediment im Interstitial 96
8.8 Eintrag organischer Feinsedimente 98
9 statistische Untersuchung der Zusammenhänge zwischen Feinsedimenteintrag und Abfluss 102
9.1 Eintrag verschiedener Fraktionen und Abfluss 105
10 Einteilung der Fließgewässertypen nach der Anfälligkeit für Kolmation 107
11 Bewertung der Methoden und Daten 110
11.1 Vorschläge für weiterführende Untersuchungen 111
12 Fazit und Ausblick 113
13 Literaturverzeichnis 116
14 Anhang 1

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Abhängigkeit von Erosion, Transport und Sedimentation verschiedener Korngrößen von der Fließgeschwindigkeit 25

Abbildung 2: schematische Skizze des hyporheischen Interstitials 30

Abbildung 3: Richtung der Sickerströmung in Abhängigkeit der Lagebeziehung von Grund- und Freiwasserspiegel zueinander 33

Abbildung 4: Interstitielle Fließbewegungen der Makro-, Meso- (A) und Mikroskala (B)..... 35

Abbildung 5: Phasen bei der Entwicklung eines inneren Kolmationshorizontes 38

Abbildung 6: Durchströmte (li) und nicht durchströmte Falle (re) vor dem Einbau 47

Abbildung 7: Siebturm (Retsch AS 200), bodenphyiskalisches Labor der Universität Bonn 51

Abbildung 8: Übersichtskarte Mittel- und Unterlauf der Ahr, Detailkarte der Probenahmestellen 54

Abbildung 9: Probenahmestelle A2 an der Ahr bei Niedrigwasser (Beginn von P1)..... 55

Abbildung 10: Probenahmestelle A2 an der Ahr bei leicht erhöhten Wasserständen (nach P1)..... 55

Abbildung 11: Variation der Trübung an der Ahr: nahezu kein Schwebstofftransport bei Niedrigwasser 56

Abbildung 12: Deutliche Trübung bei leicht erhöhten Wasserständen nach P1 an A2..... 56

Abbildung 13: Probestelle A1 D/ A1 ND..... 57

Abbildung 14: Probestelle A2 D/ A2 ND..... 57

Abbildung 15: Probestelle A3 D / A3 ND 57

Abbildung 16: Übersichtskarte Einzugsgebiet Morsbach und Detailkarte der Probenahmestellen 58

Abbildung 17: Sohlstruktur am Morsbach, Probenahmestelle M3 60

Abbildung 18: Probestelle M1 D/ M1 ND 60

Abbildung 19: Probestelle M2 D/ M2 ND 61

Abbildung 20: Probenahmestellen M3D/ M3 ND..... 61

Abbildung 21: vorherrschende Sohlstruktur, Nette 63

Abbildung 22: Übersichtskarte Einzugsgebiet Nette, Detailkarte der Probenahmestellen..... 64

Abbildung 23: Probestelle N1 D / N1 ND 64
Abbildung 24: Probestelle N2 D/ N2 ND 65
Abbildung 25: Probestelle N3 D/ N3 ND 65
Abbildung 26: Abflussganglinie an der Ahr im Jahr 2011 und im Beprobungszeitraum 68
Abbildung 27: Abflussganglinien an Ahr, Morsbach und Nette, Tagesmittelwerte 69
Abbildung 28: Sedimenteinträge nach Fraktionen, gemittelt über alle Probestellen, Ahr 75
Abbildung 29: Sedimenteinträge nach Fraktionen, gemittelt über alle Probestellen, Morsbach 75
Abbildung 30: Sedimenteinträge nach Fraktionen gemittelt über alle Probestellen, Nette 76
Abbildung 31: Anteile der vier Fraktionen am Gesamteintrag an Ahr, Morsbach und Nette 77
Abbildung 32: Mittlerer Gesamteintrag nach Probestellen an Ahr, Morsbach und Nette 79
Abbildung 33: Mittlerer Gesamteintrag nach Probenahmeintervallen, Ahr 82
Abbildung 34: stark ausgeprägte innere und äußere Kolmation an der Ahr nach Algenblüte in P6. Kolmationskartierung nach Schälchli (2002) 83
Abbildung 35: Mittlerer Gesamteintrag nach Probenahmeintervallen, Morsbach. 84
Abbildung 36: Anteile der Fraktionen am Gesamteintrag und Abflussganglinie, Morsbach 85
Abbildung 37: starke innere (rechts) und schwache äußere (links) Kolmation am Morsbach nach P2 85
Abbildung 38: Mittlerer Gesamteintrag nach Probenameintervallen, Nette 87
Abbildung 39: Anteile der Fraktionen am Gesamteintrag und Abflussganglinie, Ergebnisse der Kolmationskartierung, Nette 87
Abbildung 40: Gesamteinträge und Abflussmittelwerte für Ahr, Morsbach und Nette nach Probenahmeintervallen 90
Abbildung 41: Gegenüberstellung der Variabilitäten des Gesamt- und Feinsedimenteintrags (links) und des Abflusses (rechts) über den gesamten Untersuchungszeitraum 91
Abbildung 42: Eintragsdifferenz zwischen durchströmten und nicht durchströmten Fallen an Ahr, Morsbach und Nette 95

Abbildung 43: Feinsedimenteintrag und Anteil an Feinsediment im Interstitial, alle Fließgewässer 97

Abbildung 44: mittlere Einträge an organischem Feinsediment (anteilig und am gesamten FS- Eintrag) und Abflussmittelwerte 101

Abbildung 45: Regressionsgeraden für Parameter "Anteil Feinsediment im Interstitial" und "Abflussmaximum" für Ahr, Morsbach und Nette 104

Abbildung 46: Korrelation der Eintragsraten nach Fraktionen und Abflussmittelwerte für die Ahr, Morsbach und Nette 106

Abbildung 47: mögliches Bewertungsschema zur Einteilung von Fließgewässern entsprechend der Anfälligkeit für Kolmationserscheinungen 107

Abbildung 48: Abflussganglinien und Probenahmeintervalle an allen untersuchten Fließgewässern 2

Abbildung 49: Vergleichswerte zu minimal und maximal gemessenen Eintragsraten, verschiedene Studien aus Europa, USA und Kanada 9

Abbildung 50: Vergleichswerte zu minimalen, mittleren und maximalen Feinsedimentanteilen im Interstitial. Daten aus der vorliegenden Untersuchung schraffiert 10

Abbildung 51: Vergleichswerte zu Glühverlusten aus anderen Untersuchungen. Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung schraffiert 11

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Einteilung der Korngrößenklassen 24

Tabelle 2: 5- Stufige Bewertungsskala der inneren Kolmation mir den maßgebenden Indikatoren 49

Tabelle 3: Abflusszahlen für Ahr, Morsbach und Nette im Winterhalbjahr 2011/12 und 1964- 2007 für die Ahr 66

Tabelle 4: Abflusswerte für Ahr, Morsbach und Nette: Mittelwerte, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten aller Probenahmeintervalle 70

Tabelle 5: Probenahmeintervalle an der Ahr: Zeitraum und Kurzcharakterisierung 71

Tabelle 6: Probenahmeintervalle am Morsbach: Zeitraum und Kurzcharakterisierung 72

Tabelle 7: Probenahmeintervalle an der Nette: Zeitraum und Kurzcharakterisierung 73

Tabelle 8: Korrelationskoeffizienten (r) für den prozentualen Anteil an FS im Interstitial, Feinsediment- Eintragsrate und verschiedene Abflussparameter (minimaler, mittlerer, maximaler Abfluss, Abflusssumme und Standardabweichung der jew. Probenahmeintervalle) 102

Tabelle 9: Maximale Abflüsse, oberhalb derer der 10%-Grenzwert für Feinsediment im Interstitial überschritten wird 105

Tabelle 10: Rohdaten der Sedimentfallenbeprobungen, Ahr 3

Tabelle 11: Rohdaten der Sedimentfallenbeprobungen, Morsbach 4

Tabelle 12: Rohdaten der Sedimentfallenbeprobungen, Nette 5

Tabelle 13: Rohdaten für Glühverlustbestimmung, alle Gewässer 7

Tabelle 14: Quellen zu Vergleichswerten aus Abbildung 47 9

Tabelle 15: Quellen zu Vergleichswerten aus Abb. 48 10

Abkürzungen

AFS:	anorganisches Feinsediment
A1 bis A3:	Probenahmestellen 1 bis 3 an der Ahr
D:	seitlich durchströmte Falle
FS:	Feinsediment (<2mm)
GSG:	Gewässerstrukturgüte
HQ:	höchste Abflussmenge innerhalb eines Beobachtungszeitraumes
HW:	Hochwasser
MQ:	mittlerer Abfluss innerhalb eines Beobachtungszeitraume
n	Anzahl der in eine statistische Analyse eingehender Werte
ND:	nicht durchströmte Falle
NQ:	niedrigste Abflussmenge innerhalb eines Beobachtungszeitraumes
N1 bis N3:	Probenahmestellen 1 bis 3 an der Nette
M1 bis M3:	Probenahmestellen 1 bis 3 am Morsbach
OFS:	organisches Feinsediment
P1 bis 6:	Probenahmeintervalle 1 bis 6
RÜB:	Regenüberlaufbecken
SK:	Stauraumkanal
SKu:	Stauraumkanal mit untenliegender Entlastung
Stabw.:	Standardabweichung
MW:	Mittelwert (arithmetisches Mittel)

Zusammenfassung

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden drei verschiedene Fließgewässer hinsichtlich der Dynamik von Feinsedimenteinträgen ins Interstitial untersucht.

Zur umfassenden Bearbeitung der Fragestellung wurde zunächst eine Auswertung bestehender Literatur zum Thema Feinsedimenteinträge in Fließgewässerökosysteme vorgenommen. Ein gewisser Anteil von Feinsediment in der Gewässersohle ist integraler Bestandteil von Fließgewässerökosystemen, wobei in einem naturbelassenen Gewässer der Anteil an transportiertem Feinsubstrat zum Unterlauf hin zunimmt. Durch anthropogene Einträge, beispielsweise aus Anlagen der Siedlungswasserwirtschaft und hier insbesondere Regenentlastungsanlagen kann die natürliche Feinsedimentfracht mitunter erheblich gesteigert werden. Organische Feinsedimente stammen in naturnahen Gewässern vor allem aus allochthonen Quellen (Laub) sowie aus der autochthonen Primärproduktion (Algen). Diese Substrate sind bedeutsame Nahrungsgrundlagen für die in und auf der Bachsohle (Interstitial) lebenden Organismen. Der Anteil an organischem Feinsediment kann durch anthropogene Einträge stark gesteigert werden. Der Transport von Feinsediment im Gewässerökosystem ist unter anderem deshalb bedeutsam, weil wegen der hohen Adsorptionsfähigkeit insbesondere der tonigen und siltigen Fraktionen unter Umständen zugleich adsorbierte Schadstoffe transportiert und sedimentiert werden. Anorganische und organische Feinsedimente werden in Gewässersystemen zumindest zeitweise zurückgehalten, wobei das Interstitial ein wichtiges Zwischenspeicherkompartiment darstellt. Der Zyklus von Sedimentation und Resuspension hängt dabei stark vom Hochwasserregime ab. Die im Interstitial gespeicherte Feinsedimentmenge kann einen großen Anteil des Sedimentbudgets eines Fließgewässers ausmachen.

Das hyporheische Interstitial ist in vielerlei Hinsicht ein bedeutsames Kompartiment im Fließgewässerökosystem, da es Organismen des Makrozoobenthos und Biofilme beheimatet. Diese wiederum sind für zahlreiche Stoffumsatzprozesse verantwortlich. Je nach Anteil des Freiwassers, das das Interstitial durchströmt, können die im Interstitial ablaufenden Selbstreinigungsprozesse somit bedeutsam für das gesamte Selbstreinigungsvermögen des Fließgewässers sein. Die Bedeutung des Interstitials variiert jedoch von Fließgewässertyp zu Fließgewässertyp, da der Lebensraum z.B. in Gewässern mit groben Substraten sich über größere Räume erstreckt als in Gewässern mit feinerem Sohl- und Ufersubstrat. Des Weiteren entscheidet der Zustand des Interstitials über die Leistungsfähigkeit der hier ablaufenden Prozesse, da eine gute Durchströmung grundlegend für jegliche Stoffabbauprozesse ist. Die Durchströmung des Interstitials kann unter anderem durch übermäßige Feinsedimentablagerungen herabgesetzt werden, was wiederum zu einer Abnahme der Selbstreinigungsprozesse führt. Den Prozess der Abnahme der Porosität der Sohlsubstrate, der vor allem durch Ablagerung von anorganischen und organischen Feinsedimenten, aber auch durch biologische Prozesse (Algenwachstum) gesteuert wird, wird Kolmation genannt. Bestehende Kolmationshorizonte können während Hochwasserereignissen, die die oberste Schicht der Sohlsubstrate mobilisieren („deckschichtaufreißende Hochwasser“) aufgerissen und abgespült werden. Durch anthropogene Eingriffe wie Steigerung von Feinsedimenteinträgen, Gewinnung von Trinkwasser aus Uferfiltrat, Eingriffe in Hydrologie und Morphologie

können Kolmationserscheinungen gesteigert werden. Ergebnis ausgedehnter Kolmationserscheinungen ist eine Degradation von Fischbeständen, da zahlreiche Arten auf ein intaktes Interstitial zur Eiablage angewiesen sind. Des Weiteren leiden Organismen des Makrozoobenhtos unter mit Kolmation einhergehendem Sauerstoffmangel im Interstitial, sodass es insgesamt zu einer Einschränkung der Selbstreinigungsmechanismen kommt.

Aufbau der Untersuchungen

Sedimentfallenbeprobungen stellen einen wichtigen Teil des Untersuchungsprogramms der vorliegenden Untersuchungen dar. Dazu wurden mehrere Sedimentfallen mit einem der Bachsohle entsprechenden Normsubstrat versehen und über eine Zeitspanne von etwa 2 bis 4 Wochen sohlgleich in das Gewässerbett eingelassen. Hierbei wurden sowohl Fallen verwandt, die seitlich geschlossen sind, als auch solche, die laterale Sickerströmungen durch Perforationen der Seitenwände zuließen. Um eine direkte Vergleichbarkeit der Ergebnisse der beiden Fallentypen zu erlangen, wurden an jeder Probenahmestelle beide Fallentypen nebeneinander eingebaut.

Das in den Sedimentfallen gesammelte Sediment wurde im Labor des Geographischen Instituts der Universität Bonn hinsichtlich seiner Korngrößenverteilung und des Gehaltes an organischer Substanz untersucht.

Als weitere Verfahren wurden Kolmationskartierungen nach standardisierten Methoden durchgeführt.

Die gewonnenen Daten wurden statistisch untersucht, wobei besonderes Augenmerk auf die Beziehungen zwischen Sedimenteintrag und Abflussgeschehen gelegt wurde.

Untersuchungsräume

Als Untersuchungsräume wurden mit der Ahr ein LAWA Typ 9- Fließgewässer, mit dem Morsbach ein LAWA Typ 5- Gewässer und mit der Nette ein Gewässer in die Untersuchungen integriert. An Ahr und Morsbach herrschten dementsprechend grobe Substrate in der Sohle vor (vorwiegend Schotter und Kiese), an der Nette hingegen sandiges Substrat. Am etwa 2km langen untersuchten Gewässerabschnitt an der Ahr finden sich zwei Einleitungen aus Regenüberlaufbecken. Da beide Bauwerke bei Entlastungsereignissen zu einer Zunahme der Feinsedimenteinträge ins Gewässer führen, sollten potentielle Einflüsse aufgenommen werden. Auch an Morsbach und Nette befand sich je eine Einleitungsstelle aus einem RÜB innerhalb der untersuchten Gewässerabschnitte.

Abflussgeschehen

Da im Zuge von Abflussschwankungen Feinsediment mobilisiert oder sedimentiert wird, wurde das Abflussgeschehen im Untersuchungszeitraum an nahegelegenen Pegelmessstellen abgelesen und hinsichtlich seines Einflusses auf Feinsedimenteinträge untersucht. Das Abflussgeschehen innerhalb der Probenahmeintervalle wird somit als ein zentraler Steuerungsfaktor der Kolmationsdynamik angesehen

Da sich die Gewässer in unterschiedlichen naturräumlichen Einheiten befinden (Ahr und Morsbach: Mittelgebirge, Nette: Norddeutsche Tiefebene), beeinflussen

unterschiedliche Prozesse die Abflussbildung. So sind an Ahr und Morsbach deutlich stärkere Schwankungen des Abflusses zu verzeichnen. Somit ist der Variationskoeffizient über die Zeiträume P1-P6 ist an der Ahr am höchsten und beträgt über 100% des Mittelwertes. Zugleich ist an der Ahr die Spannweite der gemessenen Abflusswerte mit 60m³/s um ein Vielfaches größer als an Morsbach oder Nette. Auch die Abflüsse am Morsbach weisen bei einer Spannweite von etwa 9m³/s eine große Variabilität auf, da der Variationskoeffizient über 105% des Mittelwertes beträgt. Die Abflussschwankungen der Nette sind im Vergleich zu Ahr und Morsbach mit einer Spannweite von etwa 0,2m³/s und einem Variationskoeffizienten von 30% deutlich geringer.

Als Besonderheit des Abflussgeschehens ist zu erwähnen, dass die Beprobungen nach einer langanhaltenden (9 Monate) Trockenperiode in 2011 durchgeführt wurden. Im Beprobungszeitraum war das Abflussgeschehen im Vergleich zu den vorherigen Monaten deutlich stärker durch kurzzeitige Abflussspitzen und Hochwasserereignisse strukturiert.

Da mehrere Hochwasserereignisse in den Beprobungszeitraum fielen, konnten nicht immer alle Fallen wie geplant entnommen werden. Aus diesem Grund konnten auch nicht immer alle Fallen an allen Gewässern parallel entnommen werden, sodass sich manche Beprobungszeiträume an den verschiedenen Gewässern zeitlich überschneiden.

Ergebnisse

Der mittlere Gesamteintrag an der Ahr (gemittelt über alle Probenahmeintervalle und Probenahmestellen) beträgt ca. 236g, wovon je etwa 100g auf die gröbsten Fraktionen >2mm und 0,2- 2mm entfallen. Die feineren Fraktionen stellen 10 bis 30g der gemittelten Sedimenteinträge. Die Streuung der Daten ist hier geringer als bei den Grobfraktionen. Beim Gesamteintrag werden maximale Werte von über 1000g gemessen, wobei 3 der 17 Werte als Ausreißer klassifiziert, in der Analyse aber trotzdem mit betrachtet werden. Am Morsbach reicht die Spanne des Gesamteintrages von weniger als 10g bis zu über 2000g mit einem Mittelwert von 734g. Hiervon machen die gröbsten Fraktionen <2mm und 0,2-3mm mit je gut 300g die größten Anteile aus. Der Eintrag an Substrat feiner als 0,2mm liegt bei knapp 30g (0,063- 0,2mm) bzw. gut 20g für Material <0,063mm. Die Spannweite des Gesamteintrags an der Nette liegt bei einem Mittelwert von 490g zwischen 10 und 1100g (Abb. 8.1, unten). Die feineren Fraktionen sind mit gut 50g (0,063- 0,2mm) und knapp 20g (<0,063mm) am Eintrag beteiligt. Im Gegensatz zu Ahr und Morsbach ist an der Nette ein deutliches Maximum der Sandfraktion am Eintrag auszumachen.

Das Korngrößenspektrum der eingetragenen Sedimente unterscheidet sich an Ahr, Morsbach und Nette deutlich. An Ahr und Morsbach macht grobes Material <2mm und Material, das im ersten Waschsiebgang abgetrennt wurde (Fraktion 2mm-2cm, s. Kap. 4.3), jeweils knapp 50% der eingetragenen Sedimentmenge aus. Bei diesem Material handelt es sich nicht um Feinsediment. An der Nette hingegen beträgt der Anteil an grobem Material Material >2mm nur etwa 15%.

Die jeweils feineren Fraktionen stellen abnehmende Anteile am Gesamteintrag. Die Einträge der feinsten Fraktionen (0,063- 0,2mm und <0,063mm) ähneln einander an den drei untersuchten Gewässern stark und betragen jeweils zwischen 10 und

20%. An der Nette machen Mittel- und Grobsand mit gut 70% die höchsten Anteile der Einträge aus, wohingegen der Eintrag der Fraktion >2mm mit knapp 20% deutlich geringer ist.

In allen drei Fließgewässern werden relativ große Mengen an Feinsediment der Fraktion <2mm in die Fallen eingetragen. Ahr und Morsbach sind hinsichtlich der Feinsedimenteintragsmengen vergleichbar. Der Anteil an Feinsediment am Eintrag beträgt an beiden Fließgewässern durchschnittlich mehr als 50% des Gesamteintrags (Ahr: 140g absolut, Morsbach: 250g absolut). An der Nette ist der Eintrag an Feinsediment mit über 80% Anteil am Sediment (400g absolut) deutlich größer als an Ahr und Morsbach.

Im Folgenden werden Unterschiede zwischen einzelnen Probenahmestellen der verschiedenen Gewässer untersucht, wobei an der Ahr an Probenahmestelle 1 und Probenahmestelle 2 jeweils nur ein reduzierter Datensatz ausgewertet werden konnte. Die über alle Probenahmeintervalle gemittelten Gesamteintragsmengen schwanken an der Ahr zwischen <50g in der durchströmten Falle an Probestelle 2 und knapp 400g in der durchströmten Falle der Probestelle 3. An Probestelle A3 wurden bei beiden Fallentypen die höchsten Sedimenteinträge gemessen. An Falle A3D werden die höheren Einträge vor allem durch die gröbste Fraktion >2mm hervorgerufen. Betrachtet man nur das Feinsediment der Fraktion <2mm, so ist der Eintrag in die durchströmte Falle in A3 D wie auch an allen anderen Standorten deutlich geringer.

Am Morsbach schwankt der mittlere Gesamteintrag an den drei Probestellen zwischen etwa 600g an der ersten und etwa 1.100g an der zweiten Probestelle. An M2 ist die Einleitung aus dem Regenüberlaufbecken Breitenbruch für den höheren Sedimenteintrag von Bedeutung. Diese wurde in einer Untersuchung 2010/11 (PB ZUMBROICH/FH Köln) als ein Feinsedimenteintragsschwerpunkt eingestuft. Zumindest in der zweiten Untersuchungsperiode (P2) konnte hier ein Spülstoß mit hoher Feinsedimentfracht vor Ort beobachtet werden. Ob das eingetragene Feinsediment schon in so geringer Entfernung zur Einleitung sedimentiert wird, ist nicht klar. Die im Vergleich zu der oberhalb von M2 gelegenen Probestelle M1 deutlich höheren Einträge in die Sedimentfallen des Standortes M2 sprechen allerdings dafür. Auch an M3, die sich etwa 1km unterhalb der Einleitung befindet, ist eine auf die Einleitung zurückzuführende erhöhte Sedimentation denkbar.

Der Gesamteintrag in die durchströmten Fallen ist am Morsbach nur an der ersten Probestelle durchschnittlich geringer als in die nicht durchströmte Falle. Der höhere Sedimenteintrag an der Probestelle M2 in die durchströmte Falle wird vor allem durch Material der Fraktion >2mm hervorgerufen. Betrachtet man nur den Eintrag an Feinsediment, so liegen die Einträge in den Probestellen M2 D und M2 ND in einer ähnlichen Größenordnung. Gleiches gilt für die Fallen M3 D und M3 ND.

Insgesamt liegen die Einträge an allen Probestellen an der Nette nah beieinander. Die nicht durchströmte Falle der ersten Probestelle verzeichnet insgesamt die größten Eintragsmengen, was besonders auf hohe Feinsandeinträge zurückzuführen ist. Der Gesamteintrag ist in den durchströmten Fallen an allen Stellen deutlich geringer als in den nicht durchströmten Fallen. Die Differenz liegt an N1D/ N1 ND bei über 200g. Auch an N2 und N3 sind die Gesamteintragsmengen in den geschlossenen Fallen um 80 bis 100g höher, was einer Eintragssteigerung um 20% entspricht.

Für die absoluten Eintragsmengen konnten kaum signifikante Unterschiede zwischen den drei Probestellen der jeweiligen Gewässer festgestellt werden. An der Ahr kann wegen der ungenügenden Datenlage keine eindeutige Aussage getroffen werden.

Die Stelle M2 am Morsbach stellt eine Ausnahme dar. An M2 wurden im Vergleich zu M1 und M3 um bis zu 700g erhöhte Gesamteinträge festgestellt. Die verstärkte Sedimentation an M2 kann vermutlich direkt auf die durch die Einleitung aus dem RÜB (80m oberhalb M2) eingetragenen Sedimente erklärt werden. Ein weiterer Faktor, der zu einem hohen Sedimenteintrag an M2 beiträgt, ist verstärkte Ufererosion in diesem Abschnitt, die an M1 und M3 nicht in diesem Maße beobachtet wird. Ufererosion wird an M2 durch hohe Spitzenabflüsse nach Abschlägen am RÜB Breitenbach sowie den geringen Grad an Uferverbau begünstigt.

Auch wenn die Eintragsmengen an den verschiedenen Probestellen an der Nette in einer ähnlichen Größenordnung liegen, treten hinsichtlich der Anteile der Fraktionen am Eintrag an den verschiedenen Probestellen der Nette Variationen auf. An N2 wurde ein stark erhöhter Anteil der Fraktion <0,063mm von bis zu 30% des Eintrags festgestellt. Bei diesem und den oberhalb gelegenen Abschnitten handelt es sich um stark durch Breitenerosion geprägte Bereiche.

Somit kann Ufererosion als ein Faktor identifiziert werden, der am Morsbach FS-Eintragsmengen lokal steigert zu einer Verschiebung des Korngrößenspektrums führen kann. Auf anthropogen gesteigerte Ufererosion als Eintragspfad verweisen auch *Buddensiek* et al. (1993). Auch Einleitungen stellen am Morsbach einen FS-Eintragspfad dar, der wahrscheinlich schon in kurzer Distanz wirksam ist.

Betrachtet man zusätzlich die Abflussbedingungen und setzt diese mit den Eintragsmengen in Beziehung, ergibt sich folgendes Bild: An allen Gewässern sind die Eintragsmengen in beide Fallentypen und an alle Probenahmestellen in Probenahmeintervallen mit Abflussbedingungen, die über dem Durchschnitt liegen, höher als in Probenahmeintervallen mit geringen Abflüssen. Im Prinzip zeigen alle Gewässersysteme also ein ähnliches Verhalten, was die Dynamik von Sedimentablagerungen betrifft.

Es ist also festzuhalten, dass der Sedimenteintrag an allen untersuchten Fließgewässern signifikant vom Abflussgeschehen der jeweiligen Probenahmeintervalle abhängig ist. Unterschiedlich lange Expositionszeiten können die gemessenen Sedimenteinträge in einzelnen Fällen ebenfalls beeinflussen. Abflussschwankungen beeinflussen den Sedimenteintrag jedoch stärker als die durch Expositionsunterschiede zustande kommenden Unterschiede.

Die Abflussvariationen an der Nette sind im Vergleich zu Ahr und Morsbach sehr gering, da die Abflüsse stark durch den Kläranlagenüberlauf der Kläranlage Dülken überprägt und vereinheitlicht werden. Die gemessen an den Abflussmengen hohen Eintragsmengen an der Nette fallen daher besonders ins Auge. Maximale Gesamteinträge an der Nette betrugen etwa 800g, die in den Probenahmeintervallen P2 und P3 mit mittleren Abflüssen von etwa 0,15m³/s eingetragen wurden. Zum Vergleich wird P3 an der Ahr betrachtet. Auch hier wurden ca. 800g Sediment abgelagert, allerdings waren die mittleren Abflüsse von P3 an der Ahr mit 12 m³/s fast 10mal so hoch wie an der Nette. Insbesondere bei Niedrigwasser wurde an der Nette deutlich mehr Material in die Fallen eingetragen als an Ahr und Morsbach. Die

geringste gemessene Eintragsmenge an der Nette beträgt 130g (P4). An Ahr und Morsbach waren die minimal eingetragenen Mengen mit 6,21 (P4) und 8,01g (P3) deutlich geringer. An der Nette wurden also, trotz der im Vergleich zu Ahr und Morsbach sehr geringen Abflüsse, verhältnismäßig große Sedimentmengen transportiert und sedimentiert.

Die Hypothese eines stärker variierenden Sedimenteintrags bei höherer Abflussvariabilität kann im Prinzip bestätigt werden (Abb. 8.15). An der Ahr variieren sowohl Sedimenteinträge als auch die gemessenen Abflüsse am stärksten- angezeigt durch breite Interquartilabstände bzw. das Vorkommen zahlreicher Ausreißer, die in diesem Fall mit betrachtet werden.

Die Abflusswerte am Morsbach sind insgesamt deutlich geringer als die an der Ahr gemessenen Werte und insgesamt durch weniger Variationen gekennzeichnet. Die Variabilität des Sedimenteintrags ist am Morsbach ebenfalls hoch, jedoch geringer als an der Ahr.

An der Nette sind die Abflussschwankungen sowie Variabilitäten, gemessen an Ahr und Morsbach, gering. Gleichzeitig ist der Sedimenteintrag am wenigsten variabel (angezeigt durch den schmalsten Interquartilabstand. Zugleich liegt der Mittelwert des Eintrags trotz der geringen und monotonen Abflüsse auf ähnlichem Niveau wie die am Morsbach gemessenen Werte. Es wird deutlich, dass die Sedimentation an der Nette weniger vom Abfluss und dessen Schwankungsbreite abhängig ist als an den anderen beiden Fließgewässern. Mobile Sandablagerungen an der Sohle der Nette führen zu hohen Variationen im Eintrag sowie zu einem bei Betrachtung der geringen Abflussmengen überdurchschnittlich hohen Eintragsniveau. Die monotone Abflussganglinie an der Nette trägt dazu bei, dass die Sandablagerungen im Fließgewässer dauerhaft erhalten bleiben. Es wären mehrere Hochwasser größerer Magnitude vonnöten, die nach und nach die Sande ausspülen und somit wieder die von Kiesen dominierte Sohle herstellen könnten. Im untersuchten Abschnitt ist die Nette über weite Strecken begradigt. Diese Bereiche sind durch starke Seitenerosion sowie Uferabbrüche gekennzeichnet, die langfristig feines Material nachliefern werden.

Eine langfristige Dekolmation durch Hochwasserereignisse, bei denen die Deckschicht aufgerissen wird, kann in der vorliegenden Utnersuchung nicht festegestellt werden. Lediglich äußere Kolmationhorizonte konnten an Ahr und Morsbach durch die Hochwasser ausgeräumt werden, wohingegen innere Kolmationshorizonte bestehen blieben oder sich rasch nach dem Hochwasserereignis neu bildeten. Ob kurzfristig auch Dekolmation der inneren Kolmationshorizonte stattgefunden hat, kann hier nicht nachgewiesen werden, da die Fallen nicht direkt nach einem Ereignis entnommen wurden.

Trotzdem ist festzuhalten, dass gerade Hochwasserereignisse hoher Magnitude und geringer Frequenz einen entscheidenden Einfuss auf die Dynamik des Sedimenttransports ausüben. In dieser Untersuchung konnte beobachtet werden, dass nach einer mehrmonatigen Phase mit sehr geringen Abflüssen durch das erste auf diese Trockenphase folgende Hochwasserereignisse große, vorher akkumu-lierte Sedimentmengen mobilisiert und im System über bestimmte Strecken weitertransportiert werden können.

Für alle Gewässer wurde in den durchströmten Fallen ein geringerer Feinsedimenteintrag festgestellt. Insbesondere für die feinen Fraktionen der Ton- und Schlufffraktion sind die Eintragsmengen in den durchströmten Fallen durchweg geringer, was darauf hindeutet, dass diese Fraktionen eher innerhalb des Interstitials in horizontaler Richtung verlagert werden, wohingegen diese Transportmechanismen für gröbere Partikel weniger stark wirksam sind. Dies lässt sich auf das geringere Gewicht der Sedimente der Korngröße <0,2mm zurückführen. Feinste Partikel werden schon durch Strömungen mit geringen Fließgeschwindigkeiten mobilisiert, wohingegen die geringen Fließgeschwindigkeiten im Interstitial zum Transport der gröberen Partikel nicht ausreichen. Zudem ist bei gröberen Partikeln die Wahrscheinlichkeit einer Einkeilung im Porenraum des Interstitials größer. Weiter ist festzuhalten, dass durch horizontale Sickerströmungen in gleichem Maße, wie eine Ausspülung und lateraler Abtransport von Feinsediment vorgenommen werden kann, auch ein Eintrag stattfinden kann.

Bei der Untersuchung des organischen Feinsedimentanteils zeigt sich, dass der absolute organische Eintrag sich ähnlich wie der Feinsedimenteintrag verhält, also in abflussreichen Probenahmeintervallen höher als in Probenahmeintervallen mit geringen Abflüssen ist. In Probenahmeintervallen mit geringen Abflüssen wurden die geringsten Einträge an organischem Material in einer Größenordnung von 0,8g (Morsbach) bis 8g (Nette) bestimmt. An Ahr und Morsbach fallen die Minima in P4 (Ahr) bzw. P3 (Morsbach), die Probenahmeintervalle mit Eisbedeckung. In Probenahmeintervallen mit hohen Abflüssen steigt der organische Eintrag zusammen mit dem Feinsedimenteintrag. Es wurden dann maximale Werte von 14g (Ahr) bis 27g (Morsbach, Nette) gemessen. Der mittlere organische Eintrag ist an der Ahr mit 5,7g am geringsten und an der Nette mit 14,6g am größten. An der Nette ist der Eintrag an organischem FS über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg durchgehend relativ hoch.

Der relative organische Anteil ist immer dann erhöht, wenn der Feinsedimenteintrag gering ist, also in abflussarmen Probenahmeintervallen. In Niedrigwasserphasen wird weniger anorganisches Feinsediment sedimentiert und somit vermehrt OFS ins Interstitial angereichert.

Statistische Untersuchungen zu Zusammenhängen zwischen Feinsedimenteinträgen und Abflussbedingungen zeigen, dass an allen Gewässern enge statistische Zusammenhänge zwischen dem maximalen Abfluss und anderen Abflussparametern und der Feinsedimenteintragsrate bestehen. Weiter kann gezeigt werden, dass insbesondere für die Farktion 0,2 bis 2mm enge Korrelationen mit den Abflussmittelwerten bestehen, wohingegen die Zusammenhänge für die feineren Fraktionen 0,063-0,2mm und <0,063mm weniger eindeutig sind. Die steigenden Eintragsmengen der Fraktion 0,2 bis 2mm sind auf verstärkte Mobilisierung dieser Fraktionen durch höhere Abflüsse, einhergehend mit höheren Fließgeschwindigkeiten, zurückzuführen. Auch für die Fraktion 0,063- 0,2mm ist dies bedingt der Fall. Neben dem Abfluss scheinen zusätzliche Mechanismen den Eintrag dieser Fraktionen zu steuern, da die linearen Zusammenhänge zwischen Eintrag und Abfluss an allen Fließgewässern schwächer sind als für die gröberen Fraktionen. Der Eintrag der Tone und Schluffe korreliert an Ahr und Morsbach am schlechtesten mit den Abflussmittelwerten. Diese Beobachtung ist auf die Tatsache zurückzuführen, dass Tone und Silte in Suspension bleiben, sobald sie einmal mobilisiert wurden. Ihr Transport und Ab-

lagerung im Interstitial finden somit unter allen hydraulischen Bedingungen und selbst bei den geringsten Fließgeschwindigkeiten statt, solange die Deckschicht stabil bleibt.

Die im Rahmen dieser Untersuchung gewonnenen Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass folgende Einflussfaktoren starke Einflüsse auf die Tendenz zur Entwicklung von Kolmationserscheinungen haben:

- Anteil an leicht mobilierbarem Sohlmaterial
- Monotonie des Abflusses (HQ/MQ)
- Feinsedimentbereitstellung im Einzugsgebiet

Je nach Ausprägung dieser Faktoren können Fließgewässersysteme danach klassifiziert werden, wie groß die Wahrscheinlichkeit ist, dass Kolmationserscheinungen auftreten und inwiefern das System aus sich selbst heraus dazu in der Lage ist, diese auszuspülen. Das Modell umfasst nur wenige Faktoren, die relativ einfach und kostengünstig erhoben werden können. Inwiefern es auch auf andere Fließgewässer anwendbar ist, ist offen.

Anhand der Kernthesen, an denen sich die Arbeit orientiert, können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

These 1: Die Eintragsmengen an Feinsediment unterscheiden sich bei den drei verschiedenen Fließgewässertypen

- Die absoluten Eintragsmengen sind an der Ahr (LAWA Typ 9), am geringsten und am Morsbach, (LAWA Typ 5), am größten. Betrachtet man nur Feinsediment <2mm, sind an der Nette (Typ 16) die höchsten Einträge zu verzeichnen
- Der vom MUNLV (2006) vorgeschlagene kritische Grenzwert von 10% FS wird an allen untersuchten Gewässern zeitweise überschritten, am kiesgeprägten Tieflandsbach (Nette) jedoch am häufigsten. Langfristig ist davon auszugehen, dass an allen untersuchten Gewässern der 10%- Grenzwert nicht eingehalten wird.

These 2: Die Größenordnung des Feinsedimenteintrags ist von regionalen und lokalen hydromorphologischen Gegebenheiten abhängig

- Die Einträge ähneln sich an den drei Probestellen der drei untersuchten Gewässer (obwohl sowohl naturnahe als auch mehr oder weniger stark anthropogen überprägte Abschnitte beprobt wurden)
- An Morsbach und Nette sind an einzelnen Probenahmestellen in Bereichen mit anthropogen erhöhten hohen FS- Inputs (Ufererosion/ Einleitungen) höhere Einträge bzw. Verschiebungen des Korngrößenspektrums zu verzeichnen.

These 3: Der Sedimenteintrag ist vom Abflussgeschehen abhängig

- Hohe Abflussmittelwerte in einem Probenahmeintervall gehen an allen untersuchten Fließgewässern mit hohen FS- Einträgen einher.

- Hohe Abflussvariabilität führt insgesamt zu Ablagerung geringerer FS- Mengen und zu größerer Mobilität der Ablagerungen (Bsp.: fein- grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss Ahr)
- Besonderheit des kiesgeprägten Tieflandbachs Nette: trotz (gemessen an den Mittelgebirgsfließgewässern Ahr und Morsbach) sehr geringer Abflussvariabilität wird eine der an Ahr und Morsbach transportierten FS- Menge entsprechende Feinsedimentmenge transportiert und sedimentiert.

These 4: Hochwasserereignisse haben eine dekolmatierende Wirkung (s. Kap 8.5)

- Nach dem HW- Scheitel kommt es an allen FG zu einer raschen Neuablagerung von Feinsediment. Eine dekolmatierende Wirkung ist nur lokal für äußere, nicht für innere Kolmationsschichten nachweisbar.
- An der Nette reichen Abflussschwankungen nicht aus, um die im System vorhandene FS- Menge (die nicht leitbildkonform ist), auszuspülen.

These 5: es bestehen Eintragsunterschiede in durchströmte und nicht durchströmte Fallen

- Gesamteintragsmengen an FS in nahezu allen Fällen in den durchströmten Fallen geringer als in den seitlich geschlossenen Fallen (insbes. für Fraktionen <0,2mm) → horizontale Sickerströmungen bedeutsamer Faktor für Kolmationsdynamik

These 6: Der Eintrag organischer Feinsedimente variiert je nach Fließgewässertyp und weiteren Einflussfaktoren (allochthoner Eintrag/ autochthone Produktion)

- An der Nette und am Morsbach sind die höchsten organischen Einträge zu verzeichnen (14g bzw. 13g), die erhöhten Werte lassen sich vermutlich auf Einleitungen aus jeweils nahegelegener Kläranlageneinleitung zurückführen.

Da lokale Faktoren einen erheblichen Einfluss auf die Entwicklung von Kolmationshorizonten haben, können die im Rahmen dieser Studie gewonnenen Ergebnisse nicht ohne weiteres auf die Ebene eines Fließgewässerabschnittes oder auf die Ebene des Einzugsgebietes übertragen werden, da die Daten zu Kolmation in dieser Untersuchung auf der Mikro- bzw. Mesoskala aufgenommen wurden. Im Rahmen zukünftiger Untersuchungen könnten mehrere Untersuchungsräume auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Skalen untersucht werden, um ein umfassenderes Bild über Ablauf und Dynamik der Entwicklung von Kolmationshorizonten zu erlangen.

1 Einleitung

Seit mehreren Jahrzehnten zeigt sich der Trend einer qualitativen Verschlechterung von Fließgewässerzönosen. Erhöhter Feinsedimenteintrag aus dem Einzugsgebiet wird hierfür als eine der bedeutendsten Ursache angesehen (SHEN & JULIEN, 1993). Dieser führt zu Zunahme von Kolmation, worunter man die Selbstdichtung des Kieslückenraumes (Interstitial) von Fließgewässersohlen durch Feinsedimentablagerungen organischer bzw. anorganischer Natur versteht. Insbesondere Laichhabitate von Salmoniden werden auf diese Weise nachhaltig geschädigt. Das Problem ist weltweit relevant und wird sich vor dem Hintergrund der anthropogen gesteigerten Feinsedimenteinträge in Fließgewässer zukünftig intensivieren (Schindler Wildhaber et al., 2011).

Solchen negativen Einflussfaktoren soll die EU- Wasserrahmenrichtlinie entgegenwirken, die die Erhaltung und Wiederherstellung naturnaher Fließgewässer zum Ziel hat. Das Vorhandensein guter Bedingungen im Interstitial von Fließgewässern ist hierfür eine grundlegende Bedingung

Um ein besseres Verständnis von Feinsedimentbereitstellung sowie der Dynamik von Kolmation und Dekolmation zu erlangen, müssen die Prozesse des Feinsedimenttransports, -erosion und -ablagerung in Fließgewässern näher untersucht werden. Darüber hinaus müssen zukünftige Gewässerrenaturierungen stärker auf die Wiederherstellung des Interstitials zielen, insbesondere dort, wo dieses Ökosystem eine große Bedeutung für das Fließgewässerökosystem hat (Boulton et al., 2010). Dazu gehört neben der Beseitigung von Feinsedimentquellen im Einzugsgebiet die Beseitigung von im Gewässer zwischengespeicherten Feinsedimenten. Die genaue Kenntnis der Reaktionszeiten des Systems ist von großer Bedeutung zur Abschätzung des Erfolges von Renaturierungen (Hartwig et al., 2011). Vor diesem Hintergrund wurden seit den 60ern zahlreiche Studien zur Untersuchung des Feinsedimenteintrages in Fließgewässer durchgeführt, um dessen Ursachen, Ablauf und Folgen darzulegen.

Das vom Umweltbundesamt geförderte Forschungsprojekt zum Resilienzvermögen von Interstitialräumen verschiedener Gewässertypen bezüglich Kolmation (Förderkennzeichen: 363 01 387), bearbeitet durch das Planungsbüro Zumbroich, hat zum Ziel, Unterschiede in der Dynamik von Dichtung und Freispülung des Kieslückenraumes durch Feinsediment an drei verschiedenen Fließgewässertypen aufzuzeigen.

Basis der vorliegenden Untersuchung ist eine umfassende Literaturstudie, in der Ergebnisse von Untersuchungen zum Feinsedimenthaushalt verschiedener Fließgewässer ausgewertet wurden. Anhand der so gewonnenen Kenntnisse wurden die Hypothesen konkretisiert und ein entsprechendes Untersuchungsprogramm entwickelt.

2 Fragestellung

Die Untersuchung wurde an drei verschiedenen Fließgewässertypen zeitgleich und je-weils mit den gleichen Methoden durchgeführt. Da die durch die Bund-Länder-arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) ausgewiesenen Fließgewässertypen unterschiedlichen geologisch-klimatisch abgegrenzten Großräumen zugeordnet sind, unterscheiden sie sich hinsichtlich Tal- und Gerinnebettform, Abflussdynamik und somit auch der Art, Verteilung und Beschaffenheit des Sohlsubstrates (Kap. 5).

Als Untersuchungsobjekte wurden die Ahr in Rheinland-Pfalz sowie die Nette (im Nie-derrheingebiet) und der Morsbach in Nordrhein-Westfalen ausgewählt. Mit der Ahr und dem Morsbach sind zwei Fließgewässertypen der Mittelgebirge, mit der Nette ein Fließ-gewässertyp des Tieflandes in die Untersuchung einbezogen. Die Unterscheidung nach Tiefland- und Mittelgebirgsfließgewässer wird vor allem aufgrund des unterschiedlichen Reliefs und der daraus resultierenden unterschiedlichen Fließenergie vorgenommen.

Im Rahmen dieser Arbeit wird somit untersucht, ob Fließgewässer des Tieflandes - einhergehend mit geringerer Fließgeschwindigkeit/Strömung und größeren Anteilen an feinem Substrat in der Sohle stärker durch Kolmation gekennzeichnet sind und hinsichtlich des Auftretens von Kolmationserscheinungen ein geringeres Selbstreinigungspotential aufweisen als Fließgewässer der Mittelgebirge mit tendenziell gröberem Substrat und größeren Fließgeschwindigkeiten.

Die Untersuchung der Dynamik des Feinsedimenteintrages orientiert sich an folgenden Hypothesen:

- Die Größenordnung des Feinsedimenteintrages ist von lokalen/ regionalen hydromorphologischen Gegebenheiten abhängig. Es ist davon auszugehen, dass die Parameter Fließgewässertyp, Charakteristika und Nutzungen im Einzugsgebiet sowie Einleitungen auf die Feinsedimentbereitstellung Einfluss nehmen.
- Der Feinsedimenteintrag variiert mit der Abflussmenge
- Niederschlagsereignisse mobilisieren Feinsediment im Einzugsgebiet, sodass während hoher Abflüsse eine Zunahme der Feinsedimentfracht zu verzeichnen ist. In der abklingenden Hochwasserwelle kommt es zu vermehrter Ablagerung der durch hohe Abflüsse im Fließgewässer und durch Niederschläge im Einzugsgebiet mobilisierten Fracht in der Fließ-gewässersohle.
- Abflussspitzen können zu einer Freispülung des Porenraumes führen.
- Abflussschwankungen führen zu stärkerer Variabilität der Kolmation.
- In Tieflandsfließgewässern ist der Eintrag organischer Feinsedimente größer als in Mittelgebirgsgewässern.
- Der Feinsedimenteintrag in „durchströmten Fallen“ unterscheidet sich von dem in die „nicht durchströmten Fallen“. Da die durchströmten Fallen horizontale Sickerströmungen zulassen, kann es zu einem lateralen Ein- oder Austrag von Feinsediment kommen.

Zur Klärung dieser Fragestellung wurde die Substratzusammensetzung der drei Fließ-gewässertypen mit Hilfe von Sedimentfallenbeprobungen und Kolmationskartierungen untersucht.

Als Ergebnis wurden Unterschiede in Eintragsmengen und –dynamik an den drei unter-suchten Fließgewässern herausgearbeitet. Auf Basis der Ergebnisse wird ein Schema vorgeschlagen, anhand dessen Fließgewässer hinsichtlich der Anfälligkeit für Kolmati-onserscheinungen bewertet werden können.

3 Ergebnisse der Literaturstudie

Im folgenden Kapitel werden die Ergebnisse der Literaturstudie zur Relevanz von Feinsedimenteinträgen für den Sedimenthaushalt von Fließgewässern und Kolmation, die für die vorliegende Untersuchung von Bedeutung sind, dargestellt.

3.1 Feinsediment in Fließgewässern

In der vorliegenden Arbeit werden fluviale Sedimente entsprechend der in Tabelle 3.1 angegebenen Korngrößenklassifikation unterteilt. Mit dem Feinsediment wird nur ein Teil der Flussfracht näher betrachtet. Als Feinsediment (FS) werden mineralische oder organische Partikel der Größenklassen Ton, Schluff und Sand bezeichnet (Petts, 1988; Projekt Fischnetz+; Planungsbüro Zumbroich/ FH Köln, 2010/11; Tab. 1).

Tabelle 1: Einteilung der Korngrößenklassen

Korngröße [mm]	Bezeichnung		
<0,0002	Feinton	Ton	Feinsediment
0,0002-0,0006	Mittelton		
0,0006-0,002	Grobton		
0,002-0,0063	Feinschluff	Schluff	
0,0063-0,02	Mittelschluff		
0,02-0,063	Grobschluff		
0,063-0,2	Feinsand	Sand	
0,2-0,63	Mittelsand		
0,63-2,0	Grobsand		
2,0- 63	Tabellentext	Kies	Bodensekelett
>63	Tabellentext	Blöcke	

DYCK & PESCHKE, 1995, verändert

Andere Autoren verstehen unter Feinsediment fluviale Sedimente der Korngröße <0,063mm (Wilson, 2004). Um jedoch eine Vergleichbarkeit zu anderen Studien her-stellen zu können, wurde hier die oben genannte Definition gewählt.

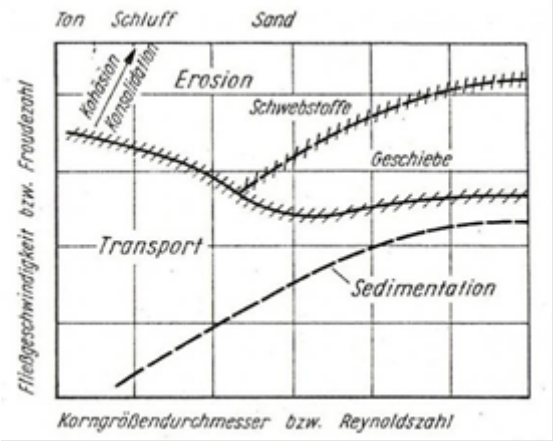
Die ineinander übergehenden Prozesse von Erosion, Transport und Sedimentation von fluvialen Sedimenten mit verschiedenen Korngrößen sind wenig verstanden und lassen sich wegen der Vielzahl einflussnehmender Faktoren (Korngrößenverteilung, Hochwasserfrequenz, ...) bislang kaum mathematisch beschreiben (Einstein, 1964; Shen & Julien, 1993).

Die Korngröße ist jedoch eine der wichtigsten Größen, welche die Mobilität der ins Gewässer eingetragenen Sedimente beeinflusst (Einstein, 1964), und die in vereinfachen-de empirische Modelle zur Darstellung der Übergänge zwischen Sedimentation und Erosion einfließt.

Als Beispiel sind Schleppkurven zu nennen, die aus der empirischen Schleppspannungsformel und empirischen Werten für die Widerstandsfähigkeit der Sohlsub-

strate abgeleitet werden. Die jeweilige Schleppspannung entspricht einer bestimmten Grenzwassertiefe bzw. einem Grenzdurchfluss. Führt ein Fließgewässer in einem Ab-schnitt weniger Wasser, findet keine Erosion von Substrat statt (Dyck & Peschke, 1995).

Abbildung 1: Abhängigkeit von Erosion, Transport und Sedimentation verschiedener Korngrößen von der Fließgeschwindigkeit



Quelle: DYCK & PESCHKE, 1995, verändert

Feinsedimente sind natürlicher Bestandteil aller Fließgewässersysteme. Art und Menge der Feinsedimentfracht eines Fließgewässersystems sind global jedoch sehr variabel und von einer Vielzahl von Einflussfaktoren abhängig. Je nach Charakteristika des Einzugsgebietes (Klima, Geologie, Erosions- und Verteilungsprozesse) und den Vorgaben des River-Contiuum-Konzeptes innerhalb eines Einzugsgebietes sind bestimmte Voraussagen möglich.

So nimmt im Längsverlauf der Anteil grober Geschiebe zugunsten der Schwebstoffe ab (Dyck & Peschke, 1995). Während in den Mittelgebirgsregionen anorganische Feinsedimente dominieren, wird in Flachlandfließgewässern der Anteil der organischen Schwebstoffe aus Oberflächenerosion und Bioproduktion im Fließgewässer selbst immer bedeutsamer (DVWK, 1997; Olley, 2002). Diese Muster können durch anthropogene Eingriffe stark überprägt werden.

anorganische und organische Feinsedimente

Nach ihrer chemischen Zusammensetzung werden Feinsedimente in organische (OFS = organische Feinsedimente) und anorganische, also mineralische Sedimente (AFS = anorganische Feinsedimente) unterteilt. AFS stammen aus der Verwitterung von Gesteinen im Einzugsgebiet und machen in den meisten Fließgewässern gewichtsmäßig den größten Anteil der Schwebstoffe aus (Niemann, 2001).

OFS hingegen sind biologischen Ursprungs. In nicht mit Abwässern belasteten Fließgewässern stammen OFS aus dem allochthonen Eintrag (Falllaub, Detritus) und aus der autochthonen Primärproduktion von Algen, Plankton und Biofilmen (DVWK, 1997). Der autochthone Anteil macht in den meisten aquatischen Ökosystemen den größten Anteil aus (Servais et al., 1999), wobei im Längsverlauf des

Fließgewässers sowie im jahreszeitlichen Verlauf Variationen der Anteile auftreten (Welton, 1980).

Der organische Anteil an Feinsediment in Fließgewässern wird als eine der wichtigsten den Lebensraum Fließgewässersohle kennzeichnenden Variablen angesehen, da die organischen Anteile der tonigen und siltigen Fraktionen biologisch abbaubar sind und somit eine grundlegende Rolle für den Sauerstoffhaushalt spielen. Weiterhin ist der Anteil der organischen Substanz im Sediment für die Abschätzung der Abwasserbelastung und daraus resultierender sauerstoffzehrender Bedingungen von Bedeutung (Schlichting & Blume, 1966).

Besonders hohe organische Anteile finden sich in Sedimenten von früher stark belasteten Fließgewässern, in Fließgewässern unterhalb bedeutender Abwassereinleitungen und im Ablauf großer Stauhaltungen und Seen, die dann aus abgestorbenem Plankton gebildet werden (Welton, 1980; Servais et al., 1999; Peart, 2003; MUNLV, 2006). Ein zu hoher Anteil organischer Sedimente kann über den mikrobiellen Abbau zu verstärkter Sauerstoffzehrung an der Sohle und somit insbesondere in Niedrigwasserphasen zu Verschlechterung der Bedingungen für Biota führen (Wood & Armitage, 1997; Servais et al., 1999; Bilotta & Brazier, 2008). Zugleich ist die organische Substanz des Feinsediments Nahrungsgrundlage vieler Organismen des Interstitials (Olley, 2002). Die räumlichen Muster der partikulären organischen Substanz sind für die Stoffumsatzaktivität und das Vorhandensein guter Bedingungen für Biota somit von großer Bedeutung (DVWK 1997; Niemann, 2001; Simon et al., 2003).

Eigenschaften von Feinsedimenten

Tonige und siltige Partikel verfügen über eine große spezifische Oberfläche, an der sich organische Schadstoffe, Nährstoffe wie Phosphor oder Stickstoffverbindungen und andere Schadstoffe, vor allem Schwermetalle, anlagern können (Dyck & Peschke, 1995; Spork, 1997; Wood & Armitage, 1997; Niemann, 2001). Beim Transport von Feinsediment kommt es somit zu einem erhöhten partikulären Transport von dieser Stoffe und schließlich zur Neuablagerung bzw. Zwischenspeicherung nährstoffreicher Sedimente (DVWK, 1997; Reid et al., 2000). Dem Element Phosphor kommt hierbei eine besondere Bedeutung zu, da dieses ein limitierender Nährstoff bei der Biomasseproduktion ist und es bei Phosphorüberangebot zu Eutrophierungserscheinungen kommt (MUNLV, 2006).

Bei der Betrachtung des Erosions-, Transport- und Sedimentationsverhaltens von Feinsedimenten ist zu berücksichtigen, dass sie im Gegensatz zu gröberem Sediment nicht nur durch die Gravitationskraft, sondern zusätzlich maßgeblich durch elektrostatische Oberflächenkräfte beeinflusst werden (Spork, 1997). Diese Kräfte setzen die Erosionsanfälligkeit dieser Sedimente herab und können zu einer Verfestigung des gesamten Sedimentkörpers führen (s. Kap. 3.4).

Feinsedimentquellen

Bei den Feinsedimentquellen fluvialer Systeme ist zwischen Quellen innerhalb des Fließgewässers selbst und Quellen außerhalb des Fließgewässers zu unterscheiden (Wood & Armitage, 1997). Der Anteil an FS aus Quellen im Fließgewässer selbst ist meist deutlich geringer als der aus dem Einzugsgebiet ins Gewässer gelangende Anteil (MUNLV, 2006).

Innerhalb des Fließgewässers kann insbesondere bei winterlichen Hochwasserereignissen durch Ufer-/Seitenerosion Material mobilisiert werden (Reid et al., 2000; Hartwig et al., 2011). Weitere Quellen innerhalb des fluvialen Systems sind Uferbänke und Stillwasserbereiche, aber auch in der Fließgewässersohle zwischengespeichertes Material (Wood & Armitage, 1997). OFS werden durch Zerfall von Makrophyten oder anderen Organismen ins Gewässer eingetragen (Jungwirth et al., 2003).

Vegetationslose oder landwirtschaftlich genutzte Flächen sind die wichtigsten Feinsedimentquellen im Einzugsgebiet. Hier wird Feinsediment entweder durch Rillen- oder flächenhafte Erosion mobilisiert und mit dem Oberflächenabfluss während Starkniederschlagsereignissen ins Fließgewässer eingetragen (DVWK, 1997). Bei solchen Ereignissen werden vor allem sehr feine Partikel der Ton- und Schlufffrakion des Oberbodens mobilisiert und in die Gewässer verfrachtet (Olley, 2002). Bei Trockenwetterabfluss gelangt wenig zusätzliche Feinsedimentfracht aus dem Einzugsgebiet ins Fließgewässer (Evans et al., 2003). OFS gelangen in bewaldeten Einzugsgebieten vor allem in Form von Falllaub und Totholz ins Gewässer (Jungwirth et al., 2003).

Während die Remobilisierung aus dem System selbst primär durch hydraulische Parameter wie Abfluss oder Fließgeschwindigkeit gesteuert wird, ist der Eintrag aus dem Einzugsgebiet von Faktoren wie Klima, Geologie und Landnutzung abhängig (DVWK, 1990) und je nach Beschaffenheit des Einzugsgebietes und den Transportmechanismen ins Fließgewässer sehr variabel (Wood & Armitage, 1997).

Der Feinsedimenteintrag in Fließgewässer wird durch direkte oder indirekte anthropogene Einflussnahme im Einzugsgebiet zum Teil erheblich gesteigert (Dyck & Peschke, 1995; Jones, 1997; Bond, 2002; Schindler Wildhaber et al., 2011). Intensive oder unangepasste landwirtschaftliche Nutzung des Einzugsgebietes wird in zahlreichen Studien als eine der bedeutendsten Quellen für AFS und OFS identifiziert (Shen, 1993; Wood & Armitage, 1997, Wallbrink et al., 2002; Ingendahl et al., 2009; Hartwig et al., 2011). In vielen Fließgewässern Mitteleuropas spielt darüber hinaus der Feinsedimenteintrag aus anthropogenen Einleitungen wie gereinigten kommunalen Abwässern, Straßenabflüssen, Dränungen oder Regenentlastungsanlagen eine große Rolle (Servais et al., 1999; Walters et al., 2003; Munlv, 2006; PB Zubroich/FH Köln, 2010/11). Schindler Wildhaber et al. (2011) schätzen, dass die Feinsedimentbelastung im alpinen Rheineinzugsgebiet infolge der kombinierten Effekte von Landnutzungswandel und Klimawandel bis 2100 um 200-300% zunehmen wird.

Transport und Sedimentation von Feinsediment

Der Schwellenwert, ab dem Transport von Feinsediment beginnt, ist von der Fließgeschwindigkeit und von der Korngrößenverteilung des umgebenden Substrates abhängig (Reid et al., 2000). Gut sortierte Sande beispielsweise sind sehr erosionsanfällig (Wood & Armitage, 1997; Bravard & Petit, 2009). Daher genügen in einem sandgeprägten Fließgewässer geringere Fließgeschwindigkeiten, um an der Sohle abgelagerte Sande in Bewegung zu setzen als in einem kiesgeprägten Gewässer, da hier die Sande im Fließschatten gröberer Partikel länger vor Erosion geschützt sind. Elektrostatische Kräfte zwischen Tonpartikeln können das Einsetzen der Erosion verzögern (Spork, 1997; Reid et al., 2000).

Die Sinkgeschwindigkeit ist für sehr feine, leichte Partikel gering und wird meist durch turbulente Strömungsbewegungen aufgehoben (Einstein, 1964). Der Transport der Feinstfraktionen ist dann von hydraulischen Parametern wie Fließgeschwindigkeit weitgehend unabhängig und sehr effizient (McConnahie & Petticrew 2004). Gröbere Partikel des Feinsediments (0,063-2mm) können auch als Sohlfracht transportiert werden. Ihr Transport ist dann von den oben genannten Parametern abhängig (DVWK, 1990).

Die höchsten Konzentrationen der Suspensionsfracht sind während des Anstiegs von Hochwasserwellen zu verzeichnen (Dyck & Peschke, 1995; DVWK, 1997; McConnahie & Petticrew, 2004; Wilson et al., 2004). Die Zunahme an toniger Suspensionsfracht mit dem Abfluss ist weniger auf die Zunahme der Erosionskompetenz des Fließgewässers zurückzuführen. Kennzeichen der so genannten „wash load“ ist, dass deren Vorkommen im Fließgewässer stark von der Anlieferung durch Erosion im Einzugsgebiet gesteuert wird. Diese wirkt selektiv und löst bevorzugt feine Bestandteile aus dem Bodenverband (Einstein, 1964; Reid et al., 2000). Die Tatsache, dass die Feinsedimentfracht eher von Eigenschaften des Einzugsgebietes abhängig und von hydraulischen Parametern unabhängig ist, erklärt auch, dass insbesondere in kleinen Einzugsgebieten mit einem hohen Anteil erodierbarer Oberflächen bei Starkniederschlagsereignissen die Suspensionsfracht gegenüber dem Abfluss und der Sohlfracht überproportional zunimmt (Reid et al., 2000; DVWK, 1997). Während eines Hochwasserereignisses verschieben sich die Anteile an organischer und anorganischer Fracht. Bei Niedrigwasser ist ein größerer Anteil OFS im Schweb angereichert (DVWK, 1997; Peart, 2003). Bei Hochwasser wird überproportional mehr AFS mobilisiert, sodass der organische Anteil geringer ist (Peart, 2003). Gleichzeitig wird in Hochwasserphasen ein breiteres Korngrößenspektrum in Suspension transportiert als in Niedrigwasserphasen.

Global werden stark variierende Werte zu Konzentrationen der Suspensionsfracht gemessen. Die Werte reichen von 0,2mg/l in Skandinavien bis hin zu mehreren g/l in China (Dyck & Peschke, 1995). In Nordrhein-Westfalen betragen durchschnittliche Feinsedimentfrachten in landwirtschaftlich geprägten Bächen 16 mg/l. Anthropogen kaum beeinflusste Waldbäche weisen eine weitaus geringere Feinsedimentbelastung auf (MUNLV, 2006). Die große Spannweite an gemessenen Feinsedimentkonzentrationen deutet auf die Komplexität der Bereitstellung, Zwischenspeicherung und des Transports von Feinsediment im fluvialen System hin (Dyck & Peschke, 1995; Spork, 1997; Peart, 2003).

Feinsediment wird sedimentiert, sobald die Transportkapazität des Fließgewässers geringer ist als die Absinkgeschwindigkeit der Partikel. Da in natürlichen Fließgewässern nahezu immer relativ hohe Strömungsgeschwindigkeiten gegeben sind und Feinstpartikel daher kaum absinken, macht die Schwebfracht gemessen an der Bettfracht nur einen geringen Anteil der Sedimente der Sohle aus (Einstein, 1964). Die vereinfachende Annahme jedoch, dass organische und anorganische Feinsedimente ausschließlich in Stillwasserbereichen sedimentiert werden, wurde mehrfach widerlegt (Reynolds, 1979; Graham, 1990; Wood & Armitage, 1997). Zum Teil ist dies auf Sedimentation der Suspensionsfracht in der laminaren Grenzschicht, in der die Fließgeschwindigkeit wegen Reibungskräften an der Sohle theoretisch auf einen Wert nahe 0 abgebremst wird, zurückzuführen. Der Einfluss der reibungsbedingten Sedimentation in der laminaren Grenzschicht ist praktisch jedoch sehr gering.

Trotzdem konnte in zahlreichen Studien eine zum Teil erhebliche Sedimentation von Feinsediment im Fließgewässer nachgewiesen werden. Diese ist vor allem auf Ablagerung von Feinsediment im Kieslückenraum der Sohle wegen der dort stark herabgesetzten Fließgeschwindigkeit zurückzuführen (s. Kap. 5).

Eine Vielzahl an Studien zeigt, dass gerade feine Sedimente in Fließgewässern nicht als einzelne Körner, sondern zu einem Anteil von bis zu 70% in größeren Aggregaten oder Flocken transportiert werden (DVWK, 1997; Spork, 1997; Petticrew & Arocena, 2003; McConnahie & Petticrew, 2004; Bilotta & Brazier, 2008). Flocken bilden sich häufig in Fließgewässern mit sehr aktiven mikrobiellen Biofilmen, da diese von einer schleimigen Schicht aus extrazellulären polymeren Substanzen umgeben sind (Spork, 1997; Findlay, 2010). Diese Substanzen können mehrere organische und anorganische FS- Partikel miteinander verkleben, sodass diese als größere Aggregate transportiert werden. Laut Petticrew & Rex (2006) und McConnahie & Petticrew (2004) nimmt die Wahrscheinlichkeit der Flockenbildung mit steigendem Eintrag an organischem Material ins Gewässer zu. Flockung führt zu einer Zunahme der mittleren Partikelgröße sowie der Größe und des Gewichts der transportierten Partikel. Insgesamt beschleunigen diese Faktoren die Sedimentation und Zwischenspeicherung von Partikeln (Spork, 1997; Graham, 1990; McConnahie & Petticrew, 2004). Außerdem wirken Anziehungskräfte zwischen den benthischen Biofilmen und den durch polymere Substanzen verklebten Flocken, sodass die Flocken eher an die Sohle gebunden und dort fixiert werden. Herkömmliche Modelle zum Feinsedimenttransport vernachlässigen den Faktor der Flockenbildung und die so hervorgerufene Beschleunigung der Sedimentation, sodass das Ausmaß der Zwischenspeicherung in oder auf der Fließgewässersohle unterschätzt wird (Spork, 1997; McConnahie & Petticrew, 2004; Wilson et al., 2004).

Es lässt sich festhalten, dass anorganische und organische Feinsedimente im Gewässer zumindest zeitweise zurückgehalten werden, wobei der Zyklus von Sedimentation und Resuspension vom Hochwasserregime beeinflusst wird (Jackson & Beschta, 1984; Wallbrink et al., 2002; Kozerski, 2003). Die im Interstitial gespeicherte Feinsedimentmenge kann einen großen Anteil des Sedimentbudgets eines Fließgewässers ausmachen (Schumm, 1977; Welton, 1980; Wilson et al., 2004).

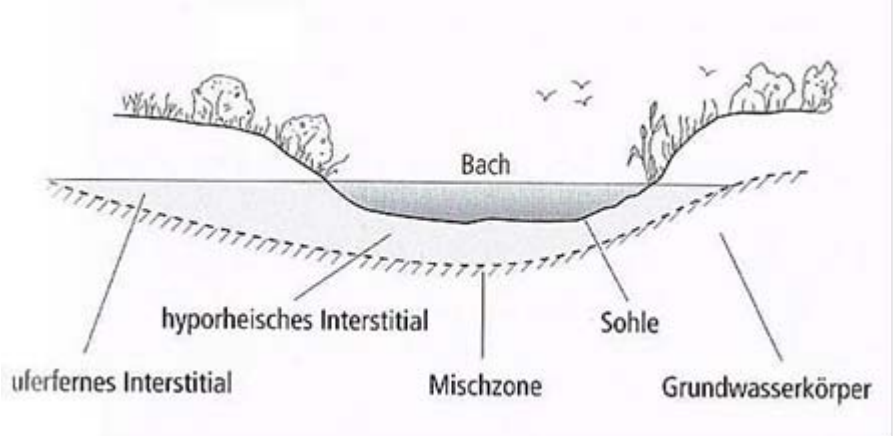
3.2 Das hyporheische Interstitial

Das hyporheische Interstitial ist ein aquatischer Lebensraum an der Sohle von Fließgewässern. Der Begriff setzt sich aus den Begriffen „Hypo“ ([gr.]: unter), „rhein“ ([gr.]: fließen) und „Interstitium“ ([lat.]: Zwischenraum) zusammen und umfasst die „gesättigten Sedimente im Sohl- und Uferbereich von Fließgewässern, in denen sich Grund- und Oberflächenwasser mischen“ (Borchardt et al., 2001, S. 5; Abb. 2). Als Übergangszone zwischen Aquifer und Freiwasser ist das Interstitial durch starke hydraulische, geochemische und biologische Gradienten gekennzeichnet (Bencala & Walters, 1993; White, 1993). Es bestimmt als Filtermedium über die Austauschprozesse zwischen den angrenzenden Biotopen (Niemann, 2001; Boulton et al., 2010).

Je nach Fließgewässertyp erstreckt sich das hyporheische Interstitial wenige Zentimeter bis zu 2m in die Tiefe und bis zu mehreren hundert Metern lateral in die Talaue (Saenger, 2001; Boulton et al., 2010). Das genaue Ausmaß ist vom Wasserstand des Fließgewässers und von der Korngrößenverteilung der Sohlsubstrate ab-

hängig (Schwoerbel, 1961; Triska et al., 1989; Niemann, 2001). In voralpinen Gebirgsflüssen mit grobem Sohlsubstrat ist die vertikale Ausdehnung mit bis zu 1m maximal (Naegeli & Uehlinger, 1997), in Mittelgebirgsfließgewässern mit 30cm geringer (Borchardt et al., 2001; Ingendahl et al., 2009).

Abbildung 2: schematische Skizze des hyporheischen Interstitials



Quelle: Jungwirth et al., 2003

In Gewässern mit feinem Sohlsubstrat ist von noch geringeren Werten auszugehen (Niemann, 2001). Die Größenausdehnung des Interstitials variiert innerhalb eines Fließgewässers im Längsverlauf sowie mit der Zeit. Diese räumlich-zeitliche Dynamik beeinflusst die Intensität der im Interstitial ablaufenden biogeochemischen und ökologischen Prozesse (Wondzell & Swanson, 1999).

Das hyporheische Interstitial spielt eine Schlüsselrolle im Ökosystem Fließgewässer, da es Primärproduktion und Nährstoffkreislauf grundlegend beeinflusst und als Senke für verschiedene Schadstoffe fungiert (Boulton et al., 2010, Kap. 3.3.1). Ein Rückhalt von Nähr- oder Schadstoffen im Interstitial ist jedoch nur dann gegeben, wenn das Interstitial eine gute Habitatqualität aufweist (Bencala & Walters, 1993).

Zur Erklärung und Beschreibung der im Interstitial ablaufenden Prozesse sind sowohl Methoden aus der Hydrogeomorphologie als auch aus der Ökologie notwendig. Da die Messung von Stoffflüssen im Interstitial im Gelände schwierig und meist nur kleinräumig durchführbar ist *(Schindler Wildhaber et al., 2011)*, wurden in den letzten Jahren neben Freilandversuchen auch zahlreiche Laborexperimente durchgeführt, um die entsprechenden Faktoren besser beobachten zu können. Eine direkte Übertragbarkeit solcher Modelle in die Realität ist jedoch selten gegeben (Boutlon et al;2010).

Bedeutung des Interstitials als Lebensraum

Die Relevanz des Interstitials als Lebensraum im Fließgewässerökosystem wurde in den 60er Jahren erkannt (Schwoerbel, 1961; Chutter, 1969; Jungwirth et al., 2003). Mit dem Hyporheos beheimatet das Intersitital eine Lebensgemeinschaft aus Kleinkrebsen, Milben und Makroinvertebraten, die in den oberen Kiesschichten der Sohlsubstrate Schutz suchen. Die Organismen des Hyporheos bilden laut Schwoerbel (1961) einen bedeutenden Anteil der Gesamtbesiedlung der Gewässer. Das vom Lichteinfall nahezu vollständig abgeschottete Hyporheos ist überwiegend durch

heterotrophe Prozesse gekennzeichnet und somit auf Zufuhr von Sauerstoff aus dem Freiwasser und organischer Verbindungen in Form von OFS angewiesen. 70% aller Organismen besiedeln die oberen 10 bis 30cm des Interstitials, in denen die Sauerstoffversorgung am besten ist. Mit der Tiefe nimmt die Individuendichte ab (Niemann, 2001; Ingendahl et al., 2009).

Unter dem Begriff Makrozoobenthos (MZB) wird die Lebensgemeinschaft der Gewässerbettoberfläche zusammengefasst, die vorwiegend durch heterotrophe, aber auch photoautotrophe Prozesse gekennzeichnet ist. Das Makrozoobenthos bildet die arten- und individuenreichste Fauna von Fließgewässerökosystemen (Strohmeier et al., 2005).

Die Organismen des Makrozoobenthos stellen ein wichtiges Glied in der Nahrungskette dar, da ihre Biomasse als Nahrungsgrundlage zahlreicher Fische dient. Verschiebungen der Makrozoobenthoszönose können gravierende Veränderungen im gesamten Fließgewässerökosystem, insbesondere im Fischbestand nach sich ziehen (Jungwirth et al., 2003; Strohmeier et al., 2005). Die Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Gesellschaft wird zur ökologischen Beurteilung von Fließgewässern herangezogen, da die Organismen meist sehr eng an bestimmte Habitatbedingungen gebunden sind und sensitiv auf Störungen im Fließgewässerökosystem reagieren (Vogt & Symader, 2002; Jungwirth et al., 2003; Strohmeier et al., 2005). Aus diesem Grund zählen zahlreiche Organismen des Makrozoobenthos zu Indikatorarten, die im Bewertungsverfahren der EU-Wasser-rahmenrichtlinie den ökologischen Gewässerzustand anzeigen. Insbesondere erhöhte Feinsedimenteinträge wirken sich negativ auf die Makrozoobenthosgesellschaft aus (Kap. 3.4.6).

Mikrobielle Biofilme stellen die Nahrungsgrundlage zahlreicher Organismen des MZB dar (Findlay, 2010). Sie bestehen aus Algen und Bakterien, die flächenhaft die Sohlsubstrate der Fließgewässer besiedeln, wobei in den obersten Sedimentschichten die größte Dichte an Mikroben auszumachen ist. Schon in 10cm Tiefe ist die mikrobielle Respirationsaktivität, die mit den in den Biofilmen ablaufenden heterotrophen Stoffumsätzen einhergeht, um 50% geringer (Pusch, 1996). Biofilme erzeugen durch Primär- und Sekundärproduktion organisches Material und stellen somit die Nahrungsgrundlage höherer trophischer Stufen dar. Organismen des MZB, die sich von kleinen Partikeln ernähren (Filtrierer) oder Biofilme abweiden, decken ihren Nahrungsbedarf hauptsächlich aus Mikroben des Biofilms (Findlay, 2010).

Das hyporheische Intersitial dient kieslaichenden Fischen als Kinderstube. Zur Gruppe der Interstitiallaicher gehören beispielsweise Äsche, Lachs und Bachforelle. Diese Arten legen ihre Eier in gut durchströmte Querbänke (Rauschen) und haben besonders hohe Ansprüche an die Sedimentstruktur. Dazu gehört, dass das Substrat locker, unverschlammt, gut durchströmt und während der vierwöchigen bis viermonatigen Entwicklungszeit der Larven stabil ist. Die Gruppe der Substratlaicher, der zum Beispiel Barbe und Nase angehören, legen ihre Eier oberflächlich auf kiesiges Sediment (Jungwirth et al., 2003; LFV Bayern, 2007).

Der Grad, zu dem die hyporheische Zone zur Gesamtrespiration des Fließgewässerökosystems beiträgt, hängt grundlegend von Zustand des Interstitials und dem Anteil des Gesamtabflusses ab, der durch das Interstitial fließt. In voralpinen Gebirgsflüssen kann die hyporheische Zone bis zu 80-96% zur Gesamtrespiration des Ökosystems beitragen. Auch in Wüstenfließgewässern Arizonas wurden Werte von 40-

50% ermittelt (Boulton et al., 2010). In Mittelgebirgsfließgewässern mit einem enger begrenzten Interstitial ist die Respiration des Interstitials von geringerer Bedeutung. Hier ist von Werten zwischen 6 bis maximal 40% auszugehen (Pusch, 1996; Ingendahl et al., 2009).

Es lässt sich zusammenfassen, dass der strukturelle Zustand des Interstitials die Zusammensetzung der gesamten Fließgewässerfauna maßgeblich beeinflusst, da Larven von Fischen zumindest zeitweise hier leben sowie die hier lebenden Biofilme und Organismen des Hyporheos anderen Organismen als Nahrung dienen (Buddensiek et al., 1993; Schälchli, 1993; Findlay, 2010; Hartwig et al., 2011). Da der Sauerstoffvorrat im Interstitial nur durch Nachlieferung aus der freien Welle erneuert werden kann, ist eine gute Durchströmung des Interstitials mit sauerstoffreichem Freiwasser für das Hyporheos von grundlegender Bedeutung (Bo et al., 2007; Boulton et al., 2010).

3.2.1 Sickerströmungen im Interstitial

In Gewässern mit intaktem Interstitial findet ein Austausch von Frei- und Grundwasser in den Sohlsubstraten statt. Jegliche Sickerströmungen im Interstitial sind mit Stoff-transport von gelösten oder partikulären Bestandteilen verbunden, die für das Hyporheos große Bedeutung haben *(*Niemann*,* 2001*)*. Als Austauschmechanismen sind Infiltration und Exfiltration zu unterscheiden. Als Infiltration bezeichnet man die Sickerströmung von Wasser der freien Welle ins Sohlsubstrat. Exfiltration ist der umgekehrte Prozess, d.h. das Ausströmen von Wasser aus dem Interstitial ins Freiwasser.

Neben den vertikalen Sickerströmungen sickert in horizontaler Richtung Wasser in Fließrichtung durch das Interstitial. Die Geschwindigkeit dieser Sickerströmung variiert stark, nimmt jedoch mit größerem Porenraum und zunehmender Fließgeschwindigkeit des Freiwassers zu. Die Geschwindigkeit der horizontalen Strömung beträgt in kleinen Mittelgebirgsfließgewässern in 45cm Tiefe weniger als 0,02m pro Stunde und kann in oberflächennahen Schichten bei entsprechend hohen Abflussmengen bis zu 1m pro Stunde erreichen *(*Niemann*,* 2001*)*.

Entlang des Längsverlaufs eines naturnahen Fließgewässers wechseln sich Infiltrations- und Exfiltrationsbereiche ab, wobei Richtung und Stärke des Austauschs räumlich und im jahreszeitlichen Verlauf variieren (Wondzell Swanson, 1999; Borchardt et al., 2001; Ingendahl et al., 2009).

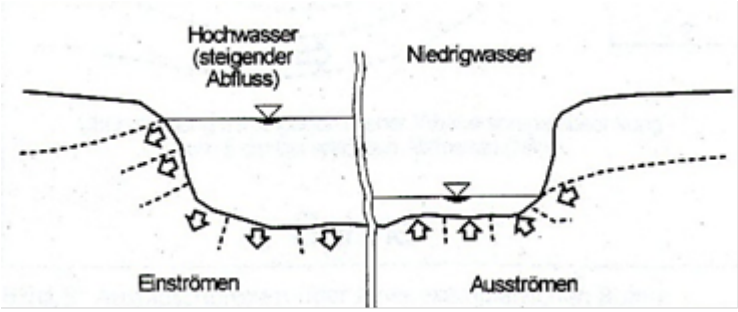
Einflussfaktoren der Makroskala

Auf Einzugsgebietsebene ist die Richtung der vertikalen Austauschbewegung vom vertikalen hydraulischen Gradienten abhängig, also der Lagebeziehung von Grund- und Freiwasserspiegel zueinander und den so erzeugten großräumigen Druckdifferenzen *(Schälchli, 1993; Niemann; 2001; Träbing et al., 2001).* Der vertikale hydraulische Gradient ist ein starker Indikator für Richtung und Intensität des Austauschs von Grund- und Freiwasser im Interstitial sowie für die hydraulische Leitfähigkeit der Flussbettsedimente (Boulton et al., 2010). Der Gradient ändert sich mit dem Wasserstand des Fließgewässers (Abb. 3), wobei sich der Wasserstand im Fließgewässer deutlich schneller ändert als das Niveau des Grundwasserspiegels. Dieser

reagiert mit deutlicher zeitlicher Verzögerung auf veränderte Wasserstände *(Schubert, 2002).*

Bei Hochwasser herrscht tendenziell Infiltration vor, da der Wasserspiegel im Gerinne gegenüber dem Grundwasserspiegel schneller ansteigt und es zu einem großen Potentialgefälle zwischen Frei- und Grundwasser kommt. Wegen der hohen Druckgradienten dringt bei Hochwasser das Oberflächenwasser tiefer ins Sohlsubstrat ein. Außerdem sind die vertikalen Austauschgeschwindigkeiten bei Hochwasser höher als bei Mittelwasser *(*Niemann, 2001; Saenger, 2001*).* Bei Niedrigwasser tritt häufiger Exfiltration auf, wenn der Grundwasserspiegel höher liegt als der Spiegel des Freiwassers (Träbing et al., 2001; Schubert, 2002; Derx et al., 2010). Sofern bei Niedrigwasser Infiltration auftritt, dringt diese nur in geringere Tiefen vor als bei Hochwasser (Saenger, 2001).

Abbildung 3: Richtung der Sickerströmung in Abhängigkeit der Lagebeziehung von Grund- und Freiwasserspiegel zueinander



Quelle: Träbing et al, 2011

Austauschmechanismen der Mesoskala

In Mittelgebirgsfließgewässern finden Austauschströmungen zwischen Interstitial und fließender Welle vor allem entlang von Querbank-Stillen-Abfolgen statt. Gefälle- und Druckgradienten, die durch Änderungen der Wasserspiegellage zur Sohle entstehen, bewirken ein Einströmen von Flusswasser ins Interstitial an der Luvseite von Querbänken und ein Ausströmen aus dem Interstitial an der Leeseite (Borchardt et al., 2001; Saenger, 2001; Hartwig et al., 2011; Abb. 4).

Insbesondere bei niedrigen und mittleren Abflüssen sind diese Austauschprozesse bedeutsam, da es dann zu einer starken Gefälleabnahme im Luv der Querbank und einer starken Gefällezunahme im Lee der Querbank mit den damit einhergehenden Druckgradienten kommt (Schälchli, 1993; Träbing et al., 2001).

An der gut durchströmten Stirnseite von Querbänken beträgt der Anteil von Oberflächenwasser im Interstitial bis in eine Tiefe von 20cm nahezu 100%, und ist an eine gute Sauerstoffversorgung gekoppelt. An der Leeseite hingegen ist der Anteil an Grundwasser im Interstitial höher und die Sauerstoffkonzentration dementsprechend geringer (Ingendahl et al., 2009; Hartwig et al., 2011). Neben der longitudinalen Gliederung des Interstitials lässt sich eine horizontale Gliederung feststellen.

In Prallhangbereichen beispielsweise ist die Infiltration größer, als im gegenüber gelegenen Gleithang. Die Fliehkräfte drücken das Wasser des Fließgewässers stärker zum Prallhang, sodass der Wasserspiegel hier leicht höher liegt als am gegenüberliegenden Gleithang. Somit ist der Druck auf das Interstitial ist im Prallhang höher, sodass es dort zu stärkerer Infiltration kommt, wohingegen am Gleithang eher Exfiltration vorherrscht (Träbing et al., 2001).

Austauschmechanismen der Mikroskala

Auch auf der Mikroskala finden Austauschprozesse zwischen Interstitial und Freiwasser statt. Diese werden durch die Sohlrauigkeit angetrieben. An exponierten Partikeln der Sohle kommt es im Luv zu einem Überdruck, also zu Infiltration, an der Leeseite zu einem Unterdruck mit Exfiltration (Abb. 4). Die so angetriebenen Sickerströme reichen nur in geringe Tiefe (Träbing et al., 2001). Neben der Intensität der Turbulenz sind sie auch vom Porendurchmesser des Substrates abhängig: je größer der Porendurchmesser, desto größer ist die mikroskalige Infiltrationsrate. Je heterogener das Sohlsubstrat zusammengesetzt ist und je größer die Sohlschubspannung, desto stärker sind Turbulenz- und Druckschwankungen nahe der Sohle, und desto größer sind Austauschraten zwischen Freiwasser und Interstitial (Nagaoka & Ohgaki, 1990; Träbing et al., 2001).

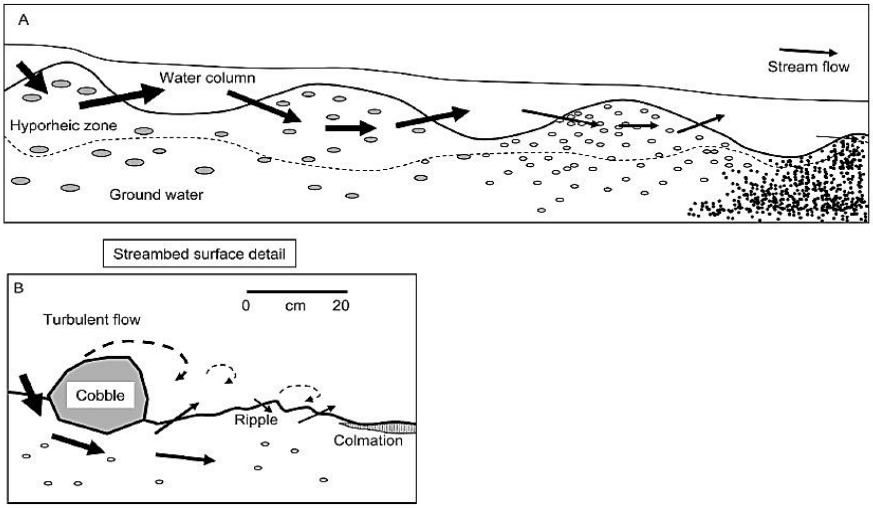
Konzeptionell lässt sich das Interstitial entsprechend der Intensität der Durchströmung in zwei Bereiche teilen, die nicht durch eine scharfe Grenze voneinander abgrenzbar sind (Triska et al., 1989; Träbing et al., 2001).

Der erste umfasst etwa die oberen zehn cm des Sohlsubstrates, welche vorwiegend unter dem Einfluss rauhigkeitsabhängiger Austauschprozesse (Formwiderstände einzelner Körner und Turbulenz) stehen. Diese Schicht enthält mehr als 98% Oberflächenwasser, wird schneller und intensiver durchströmt als die darunter liegenden Horizonte und reagiert somit schnell auf Änderungen der hydraulischen Bedingungen (Triska et al., 1989; Träbing et al., 2001). Wegen der guten Sauerstoffversorgung finden sich in dieser Schicht die meisten Organismen des Makrozoobenthos und Hyporheos.

Der unterhalb angrenzende zweite Bereich des Interstitials ist eher durch die großräumigen Austauschprozesse wie die tiefere Durchströmung von Rauschen-Stillen-Sequenzen geprägt. Hier liegt der Anteil an Oberflächenwasser bei 10 bis 98% (Triska et al., 1989). Die hydraulischen Bedingungen sind hier relativ konstant (Niemann, 2001; Träbing et al., 2001). Saenger (2001) und Ingendahl et al. (2009) messen in 45cm Tiefe 5% Oberflächenwasser.

Die relative Bedeutung beider Schichten ist stark abhängig von Faktoren Abfluss, Rauigkeit und longitudinaler Strukturierung der Sohle. Ein Anstieg der Abflussmengen führt zu einer Zunahme der Turbulenz an der Sohle und somit zu größeren Druckschwankungen an kleinen Hindernissen. Hohe Abflüsse verringern andererseits die Potentialgradienten zwischen zwei Pools und der dazwischen befindlichen Rausche, sodass die relative Bedeutung der tieferen, mesoskaligen Durchströmung des Interstitials abnimmt (Träbing et al., 2001).

Abbildung 4: Interstitielle Fließbewegungen der Makro-, Meso- (A) und Mikroskala (B)



Dicke Pfeile stehen für starke, dünne für schwache Austausströmungen; Quelle: Boulton et al., 2010, verändert.

3.2.2 Bedeutung der interstitiellen Austauschströmungen für Stoffumsatzprozesse

Der Stoffhaushalt des Interstitials unterscheidet sich in mehreren Punkten von dem des Freiwassers, wobei die oben beschriebenen Austauschbewegungen zwischen der fließenden Welle und dem Interstitial für den Stoffffluss zwischen Oberflächenwasser und Interstitial von großer Bedeutung sind.

Sauerstoff und Nährstoffe

Das hyporheische Interstitial weist hinsichtlich mehrerer Stoffe eine Pufferfunktion auf. Das zeigt sich beispielsweise daran, dass Temperaturschwankungen im Jahresverlauf geringer ausgeprägt sind als im Freiwasser. Der CO2-Gehalt hingegen ist im Interstitial wegen der dort stattfindenden heterotrophen Respirationsaktivität höher. Gleichzeitig ist die Sauerstoffkonzentrationen niedriger (Niemann, 2001).

Sauerstoff sowie organisches Material als Nahrungsquelle des Hyporheos gelangen nur über einsickerndes Freiwasser ins Interstitial (Nagaoka & Ohgaki, 1990). Das bedeutet, dass Sauerstoff- und Nährstoffversorgung mit der Intensität der Infiltration korrelieren (Triska et al., 1989). In den oberen Schichten des Interstitials, in denen Freiwasser den größten Anteil ausmacht, werden die die höchsten Sauerstoffkonzentrationen nachgewiesen (Saenger, 2001; Ingendahl et al., 2009).

Die Infiltration ist aber auch von der Korngrößenverteilung und von der Fließgeschwindigkeit des Freiwassers abhängig. Sie ist also in groben Substraten und bei hohen Fließgeschwindigkeiten größer als in feinen Substraten oder bei geringen Fließgeschwindigkeiten (Niemann, 2001). Somit lässt sich in Abhängigkeit von der

Zusammensetzung des Sohlsubstrates ein variierender Sauerstoffgehalt im Interstitial ausmachen.

Allgemein kann festgehalten werden, dass aus diesem Grund die Sauerstoffversorgung des Interstitials wegen der Dominanz grober Sohlsubstrate im Oberlauf bis in größere Tiefen reicht und besser ist als im Unterlauf. Die Werte reichen von bis zu 10mg/l in den obersten 10cm im Oberlauf bis zu 4mg Sauerstoff/l in 30cm Tiefe im Unter- und Mittellauf (Hartwig et al., 2011), wobei durch Variationen der Substratzusammensetzung starke Abweichungen auftreten können.

Selbstreinigungskraft

Zahlreiche Fließgewässer verfügen über eine große Selbstreinigungskraft, die auf die Fähigkeit der im Interstitial lebenden Organismen zurückzuführen ist, Schadstoffe, organisches Material oder Nährstoffe zurückzuhalten, umzubauen oder zu speichern. Das Selbstreinigungspotential ist vom Zustand und der Aktivität der Biofilme sowie der Intensität der im Interstitial ablaufenden ökologischen Prozessen abhängig (Nagaoka & Ohgaki, 1990; Niemann, 2001; Bo et al., 2007; Findlay, 2010).

Da das Sohlsubstrat langsam durchflossen wird, ergeben sich lange Kontaktzeiten von Wasser und den in den Biofilmen fixierten Mikroben, sodass zahlreiche Stoffumsatzprozesse ablaufen können. Indem Mikroben Schadstoffe sowie ansonsten nicht verwertbare anorganische Nährstoffe aufnehmen, allen voran im Wasser gelöste Stickstoff- und Phosphorverbindungen, machen sie diese durch die Umwandlung in mikrobielle Biomasse immobil, wirken somit als Senke für diese Stoffe (DVWK, 1997; Findlay, 2010). Schon in den obersten 20 Zentimetern der Sohlsedimente lässt sich eine erhebliche Konzentrationsabnahme von verschiedenen Schad- und Nährstoffen feststellen, was auf mikrobiellen Abbau dieser Stoffe zurückgeführt werden kann (Borchardt et al., 2001). Neben den Mikroben der Biofilme sind auch Organismen des Makrozoobenthos an Stoffumsetzungsprozessen an der Sediment-Wasser-Grenzschicht beteiligt (DVWK, 1997).

In kleinen Fließgewässern mit einem großen Anteil an benetzter Gewässerbettoberfläche und entsprechender biologischer benthischer Besiedlung findet der Stoffumsatz nahezu ausschließlich am und im Gewässerbett und dann vor allem in den Biofilmen statt (Nagaoka & Ohgaki, 1990; Niemann, 2001; Borchardt et al., 2001; Findlay, 2010).

Selbstreinigungsprozesse laufen bei hohen hydraulischen Gradienten, großem Ausmaß des Interstitials und großer hydraulischer Leitfähigkeit intensiver ab, da die mikrobiellen Biofilme unter diesen Bedingungen am aktivsten sind (DVWK, 1997). In sandgeprägten Fließgewässern sind wegen der geringeren Durchströmungsrate in einer gegebenen Tiefe häufig höhere Nährstoffkonzentrationen (Ammonium, Nitrit, Nitrat) und geringere Sauerstoffkonzentrationen festzustellen als in der gleichen Tiefe eines Kiesbettes (Buddensiek et al, 1993). Allerdings können schon 1-2cm mächtige Sandablagerungen auch in Kiesbetten rasch zu Sauerstoffdefiziten und einer Verschlechterung der Abbaubedingungen führen. In Gewässern mit geschädigtem Interstitial oder Biofilmen, werden Schadstoffe schneller mit der fließenden Welle abtransportiert (Niemann, 2001; Borchardt et al., 2001).

Bei der Beurteilung der ökologischen Relevanz des hyporheischen Selbstreinigungspotentials ist die Abschätzung des Anteils am Oberflächenwasser, welches das

Interstitial durchströmt, von Bedeutung. In den meisten Fällen ist der prozentuale Anteil des hyporheischen Abflusses am Gesamtabfluss gering und beträgt weniger als 1% (Niemann, 2001) bis ca. 3% (Borchardt et al., 2001). Auf der Mesoskala scheint der Nähr- und Schadstoffabbau im Interstitial also zunächst nur von geringer Bedeutung zu sein. Über längere Fließstrecken hinweg ist aber von einem deutlich größeren Einfluss auszugehen (Saenger, 2001).

3.3 Kolmation

Als Kolmation bezeichnet man Ablagerungen von Feinsediment in oder auf der porösen Fließgewässersohle (Schälchli, 1993). Kolmation ist ein Prozess, der zu Reduktion der Sohldurchlässigkeit, Verringerung des Porenraumes und Verfestigung der Kiessohle führt. Durch die Verringerung der hydraulischen Leitfähigkeit des Interstitials verursacht Kolmation eine Beeinträchtigung des Lebensraumes des Hyporheals (Rosenberry & Pitlick, 2009; Schälchli, 1993).

Kolmation verläuft in mehreren ineinander übergehenden Phasen (Abb. 5). Bei hohen Infiltrationsraten dringt Freiwasser zusammen mit der Suspensionsfracht in die Kiese der Sohle ein. Wegen der gegenüber den Bedingungen in der fließenden Welle stark reduzierten Fließgeschwindigkeiten im Interstitial setzt sich hier die Sedimentfracht ab, wobei zunächst primär gröbere Sande durch Einkeilung, aber auch feinere Partikel abgelagert werden.

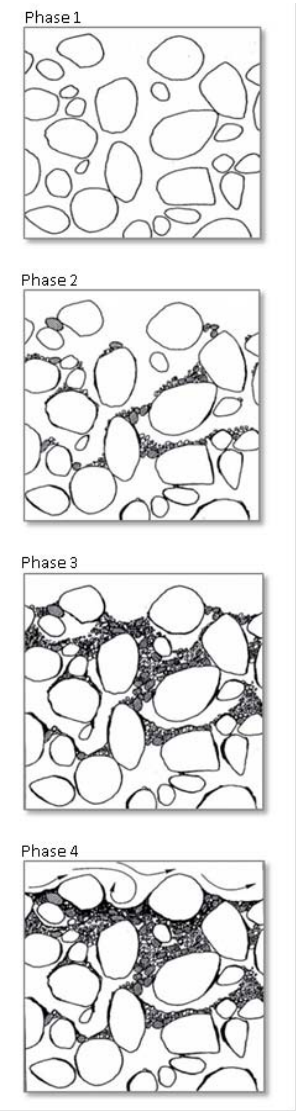
Es beginnt die Bildung eines inneren Kolmationshorizontes. In den folgenden Phasen werden zunehmend feinere Partikel im Interstitial abgelagert. Mit fortschreitendem Sedimenteintrag nimmt die Größe des Porenraumes und die Durchströmungsrate des Interstitials kontinuierlich ab, sodass auch der durch das Sickerwasser gesteuerte Sedimenteintrag immer mehr abnimmt. Eine vollständig kolmatierte Sohle schließlich ist so weit mit Feinsediment zugesetzt, dass keine Sickerbewegung mehr stattfindet.

Nach Schälchli (2002) sind insbesondere Tone und Silte mit Korngrößen <0,063mm für die Durchlässigkeitsabnahme verantwortlich, wohingegen reine Sandablagerungen die hydraulischen Gradienten im Interstitial nur geringfügig beeinträchtigen.

Kohäsive Anziehungskräfte zwischen Tonen und Silten führen zudem zu einer starken Verfestigung des Sedimentkörpers. Bei Vorhandensein einer inneren Kolmationsschicht kann es bei geringen Fließgeschwindigkeiten zur Ausbildung eines äußeren Kolmationshorizontes kommen (Schälchli, 1993; Schälchli, 1996).

Da die Fließgeschwindigkeiten in natürlichen, nicht gestauten Fließgewässern meist relativ hoch sind, kommt es selten zur Bildung äußerer Kolmationshorizonte. Außerdem werden äußere Kolmationsschichten von ansteigenden Abflüssen leicht remobilisiert. Innere Kolmation hingegen ist langlebiger und dominiert insbesondere in grobkiesigen Fließgewässern (Banscher, 1975; Schälchli, 1993).

Abbildung 5: Phasen bei der Entwicklung eines inneren Kolmationshorizontes



Quelle: Schälchli, 2002, verändert

Im Unterlauf finden sich größere Feinsedimentmengen im Interstitial als im Oberlauf (MILAN et al., 2000; HARTWIG et al., 2011, Abb. 4 (A)). Dies ist auf die unterschiedlich große Transportkapazität, Abflussvariabilität und Feinsedimentanlieferung aus dem Einzugsgebiet zurückzuführen. Durch lokale Einflussfaktoren wie Feinsedimenteinträge aus Zuläufen können jedoch erhebliche Schwankungen auftreten.

Kolmation kann auch in naturnahen Fließgewässern in geringem Ausmaß und über kurze Zeitspannen regelmäßig auftreten (Milan et al., 2000). Überall dort, wo hohe Infiltrationsraten gegeben sind, können sich Kolmationshorizonte bilden, sobald das Fließgewässer eine ausreichend hohe Feinsedimentfracht mit sich führt (Schälchli, 1993; Träbing et al., 2001; Schubert, 2002).

Auch in Uferbereichen werden wegen der dort geringeren Fließgeschwindigkeiten größere Feinsedimentmengen abgelagert als im Stromstrich (Welton, 1980), wobei

die im Interstitial abgelagerte Feinsedimentmenge in einem Querprofil um den Faktor 3 variieren kann (Schälchli, 1993). Kolmation ist ökologisch nicht bedeutsam, wenn ausreichend Ausweichrefugien, also nicht kolmatierte Bereiche auf der Mesoskala vorhanden sind. Dies ist in naturnahen Fließgewässern zumeist gegeben (Boutlon et al., 2010).

Steuerungsfaktoren

Folgende Faktoren steuern die Geschwindigkeit mit der sich Kolmationshorizonte bilden:

1. Wichtigste Voraussetzungen sind das *Vorhandensein von Feinsediment in der fließenden Welle und eine in die Sohle gerichtete Sickerströmung* (Schälchli, 2002), welche die durch die Schwerkraft angetriebene Sinkbewegung der Sedimentkörner verstärkt oder Sediment direkt ins Interstitial einträgt (Rosenberry & Pitlick, 2009). Wichtigster Steuerungsfaktor für die Intensität der Infiltration ist der hydraulische Gradient (Kap. 4.2). Je größer der hydraulische Gradient ist, desto stärker ist die in die Sohle gerichtete Sickerströmung und desto tiefer können Feinpartikel in die Sohle eindringen (Banscher, 1975; Schälchli, 1993; Rosenberry & Pitlick, 2009). Besonders in Prallhangbereichen oder an Stirnseiten von Rauschen ist die in die Sohle gerichtete Sickerströmung stark ausgeprägt, sodass in diesen Positionen ein stärkerer Feinsedimenteintrag in die Sohle stattfindet (Schälchli, 1993; Träbing et al., 2001; Schälchli, 2002; Schindler Wildhaber et al., 2011). In Stillen ist die Infiltrationsrate geringer. Trotzdem können sich auch hier bei abnehmender Transportkapazität ausgeprägte äußere Kolmationshorizonte bilden (Schälchli, 2002).
2. *Porosität/ Korngrößenverteilung des Sohlmaterials.* In Materialien mit sehr großen Porendurchmessern sind Durchströmungsrate, Eindringtiefe sowie der Gesamteintrag von Feinsediment deutlich größer als in Materialien mit kleinem Porendurchmesser und dementsprechend geringer Durchströmungsrate *(Schälchli, 1993;* MUNLV, 2006). Je größer der mittlere Korndurchmesser im Vergleich zum Korndurchmesser der Suspensionsfracht ist, desto tiefer dringen die feinen Partikel in das Filtermedium ein *(Rosenberry & Pitlick, 2009).* Ist der Porenraum zu groß, so werden Partikel nicht wirksam zurückgehalten, sondern zusammen mit dem Interstitialwasser wieder aus dem Interstital ausgespült.
3. *hydraulische Bedingungen, Fließgeschwindigkeit und Sohlschubspannung*. Beschta & Jackson (1979) stellen Beziehungen zwischen Fließgeschwindigkeit und Tiefe, bis in die Feinsediment ins Substrat eindringt, her. Bei hohen Fließgeschwindigkeiten wird mehr Material ins Interstitial eingetragen und der Kolmationshorizont bildet sich schneller. Weiter dringt das Feinsediment unter turbulenten Bedingungen mit hohen Fließgeschwindigkeiten gegenüber Bedingungen mit laminarem Fließen tiefer ins Intersitial ein (Banscher, 1975; Beschta & Jackson, 1979; Schälchli, 1993). Dominieren laminares Fließen/ geringe Fließgeschwindigkeiten, so werden die Sedimente eher an oder nahe der Oberfläche abgelagert, da das Interstitial dann nicht mehr so tief durchströmt wird (Beschta & Jackson, 1979; Wood & Armitage, 1997).
4. *Schwebstoffkonzentration*. Der Einfluss der Schwebstoffkonzentration in der fließenden Welle auf die Entwicklung von Kolmationshorizonten ist umstritten.

Generell ist, wie oben dargelegt, das Vorhandensein von Schwebfracht im Freiwasser die Bedingung für die Entstehung innerer Kolmationshorizonte. In mehreren Studien wurde eine stärkere und rascher ablaufende Kolmation mit Anstieg der Schwebstoffkonzentration in der fließenden Welle belegt (Banscher, 1975; Schälchli, 1993; Schubert et al., 2002; Kozerski, 2003). Andere Autoren hingegen gehen davon aus, dass die Schwebstoffkonzentration nicht der Hauptsteuerungsfaktor für die Kolmationsentwicklung ist (Lisle, 1989). Auch nach WILSON (2004) besteht kein proportionaler Zusammenhang zwischen Konzentration der Suspensionsfracht und Feinsedimenteinträgen ins Interstitial. Beide Autoren gehen also davon aus, dass neben der Schwebstoffkonzentration weitere Faktoren die Größenordnung der Feinsedimenteinträge ins Interstitial maßgeblich steuern. Schindler Wildhaber et al. (2011) betrachten den Einfluss der Schwebstoffkonzentration auf die Kolmationsentwicklung differenzierter. Demnach ist die Schwebstoffkonzentration immer dann hoch, wenn auch die Abflussmengen groß sind, also beispielsweise in Phasen mit erhöhten Abflüssen. Erhöhte Abflüsse bedingen neben einem Anstieg der Schwebfracht eine tiefere und intensivere Infiltration (Beschta & Jackson, 1979). Die Korrelation von hohen Schwebfrachten und erhöhten Ablagerungsmengen kann also als Scheinkorrelation interpretiert werden, da die höheren Ablagerungsmengen primär auf die während Hochwasserereignissen herrschenden hydraulischen Bedingungen zurückzuführen sind. Nicht die Höhe der Schwebstoffkonzentration ist der bestimmende Faktor der hohen FS- Gehalte, sondern die intensivere Durchströmung des Interstitials bei hohen Abflüssen.

Aufbau von Kolmationshorizonten

Gefrierkernbeprobungen zeigen, dass die Korngröße von Feinsedimentablagerungen im Interstitial mit der Tiefe abnimmt (Milan et al., 2000; Gibson et al., 2011; Hartwig et al., 2011, Schindler Wildhaber et al., 2011). Diese Beobachtung ist auf hydraulische Sortierung der Suspensionsfracht zurückzuführen. Da feinste Partikel schon bei gering erhöhten Abflüssen in Suspension übergehen oder dauerhaft in Suspension bleiben, kommen diese Korngrößen tendenziell zuerst an unkolmatierten Bereichen an und füllen die tiefer gelegenen Porenräume aus. Gröbere Partikel werden seltener transportiert bzw. brauchen länger, um über eine bestimmte Strecke hinweg transportiert zu werden. Sie kommen somit später in Porenräumen an, sodass sie nicht mehr in die bereits von feinen Partikeln belegten tiefen Porenbereiche vordringen können. Ergebnis dieser hydraulischen Sortierung ist, dass feinere Ablagerungen im Interstitial in größere Tiefe vordringen und älter sind als die darüber abgelagerten, zunehmend gröberen und jüngeren Ablagerungsschichten (Beschta & Jackson, 1979; Lisle, 1989; Gibson et al., 2011).

Der zweite Effekt, der die Abnahme der Korngröße von FS-Ablagerungen in Kiessohlen mit der Tiefe erklärt, ist der der Verkeilung/Brückenbildung. Mittel- und Grobsande verkeilen sich in den Porenräumen kiesiger Flussbetten in geringer Tiefe von etwa 5cm ineinander und können daraufhin nicht weiter in die Tiefe gelangen (Beschta & Jackson, 1979; Schälchli, 1993). Ihre Ablagerung geht dabei nicht mit einer deutlichen Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit des Interstitials einher *(Schälchli, 1993).* Feine Tone oder Silte können somit durch die verkeilten Sandkörner hindurch zunächst noch in größere Tiefen gelangen (="sekundäre Infiltration" Gibson et al., 2011). Ab einem gewissen Grenzwert kommt es zwischen den Sand-

körnern zu Ablagerungen feiner Tone und Silte (Beschta & Jackson, 1979). Erst dann setzt eine deutliche Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit der Sohle ein (Schälchli, 1993; Schälchli, 1996).

Kolmationshorizonte, die während Hochwasserereignissen entstehen, sind aus einem breiteren Korngrößenspektrum zusammengesetzt und enthalten einen höheren Anteil an gröberen Partikeln. Da sich die groben Partikel in geringer Tiefe des Kiesbettes verkeilen, findet die Ablagerung in Hochwasserphasen nahe der Oberfläche statt (Gibson et al., 2011). Die Ablagerungen aus Niedrigwasserphasen hingegen sind vor allem aus sehr feinen Partikeln aufgebaut (Welton, 1980; Acornley & Sear, 1999; Schindler Wildhaber et al., 2011).

Biologische Kolmation

Biologische Prozesse können Kolmation begünstigen oder hemmen. Ausgedehnte Algenteppiche führen zu einer Abnahme der Sickerströmung ins Interstitial und halten feinere Partikel zurück (Banscher, 1975; Welton, 1980). Große Detritusansammlungen können Schlämme bilden und auf der Sohle kolmatierend wirken (Schälchli, 1993; Strohmeier et al., 2005). Bedingungen für ausgeprägtes Algenwachstum sowie Verschlammung sind ein geringer Beschattungsgrad und eine hohe Nährstoffverfügbarkeit (Strohmeier et al. 2005; MUNLV, 2006). Der Eintrag von organischer Substanz in der Phase des Lachssterbens nach der Laichphase kann ebenfalls zu einem höheren Feinsedimenteintrag ins Interstitial beitragen, da diese die Bildung von Feinsedimentflocken begünstigt (Petticrew & Arocena, 2003; Petticrew & Rex, 2006*).* Einmal abgelagert kann eine Besiedlung durch mikrobielle Biofilme zu einer Stabilisierung der Feinsedimentablagerungen führen, da diese die Sedimente durch die abgesonderten extrazellulären polymerischen Substanzen verkleben.

3.3.1 Dekolmation

Unter bestimmten Bedingungen können die schwach durchlässigen Kolmationshorizonte aufgerissen und erodiert werden (=Dekolmation), was zu einem raschen Wiederanstieg der hydraulischen Leitfähigkeit des hyporheischen Interstitials führt (Schälchli, 1993; Niemann, 2001): Besonders während der Wintermonate wird im Interstitial abgelagertes Feinsediment häufiger erodiert und umgelagert, wobei das Material meist schon kurze Zeit später an geeigneten Stellen zur Ablagerung kommt (Welton, 1980). Folgende Prozesse können zu Dekolmation und Umlagerung von FS führen:

1. Aufreißen der Deckschicht. Der Grenzwert für das Einsetzen der Dekolmation ist das Erreichen der Sohlschubspannung, die zu einem Aufreißen der Deckschicht führt (Schälchli, 2002). Die Grenzwerte sind von Eigenschaften der Sohle sowie vom Abfluss abhängig und unterscheiden sich von Fließgewässer zu Fließgewässer sowie innerhalb eines Fließgewässers entlang des Längsverlaufs.
2. Exfiltration. Aufwärts gerichtete Sickerströmungen können zu Dekolmation führen, sofern der aufwärts gerichtete hydraulische Gradient groß genug ist, um das Gewicht der abgelagerten Partikel aufzuheben (Rosenberry & Pitlick, 2009; Milan et al., 2000).

3. Turbulente Resuspension (Carling, 1984). Da natürliche Kiesbetten hydraulisch rau sind, sind die Strömungen nahe an der Sohle sehr turbulent, also stark durch horizontalen Austausch geprägt. Diese turbulenten Strömungen können Feinmaterial bis zu einer Tiefe, die dem mittleren Korndurchmesser des Sohlsubstrates entspricht, wieder mit sich reißen, sodass es in oberflächennahen Schichten nicht zu einer Entwicklung ausgeprägter Kolmationshorizonte kommt (Carling, 1984). In darunter liegenden Schichten sind Feinsedimentablagerungen gut vor der Strömung geschützt und kommen dauerhaft zur Ablagerung, sofern die Deckschicht der Sohle nicht aufgerissen wird.

In Fließgewässern mit einer natürlichen Abflussdynamik ist eine von hydraulischen Verhältnissen und Feststoffdargebot abhängige Ganglinie von Kolmation und Dekolmation zu beobachten (Schälchli, 1993; Wilson et al., 2004, LFV Bayern, 2007). Wilson et al. (2004) konnten bei der Untersuchung von 4 Einzugsgebieten in Großbritannien im gleichen Untersuchungszeitraum von 27 Monaten kein gemeinsames Muster des Kolmationszyklusses feststellen, obwohl in allen 4 Einzugsgebieten ähnliche hydrologische Bedingungen gegeben waren. Diese Ergebnisse belegen die Vielzahl von Einflussfaktoren, die neben den hydrologischen Bedingungen die Entwicklung von Kolmationshorizonten steuern.

3.3.2 Anthropogene Beeinflussung

Durch anthropogene Eingriffe kann Kolmation verstärkt, flächenmäßig ausgedehnt oder zeitlich verlängert werden (Schälchli, 1993; Fuchs, 1997; Träbing et al., 2001; Schälchli, 2002). Als anthropogene Eingriffe, die zu einer Modifikation der natürlichen Austauschprozesse zwischen Interstitial und Freiwasser führen, sind zu nennen:

1. *Steigerung des Feinsedimenteintrages*. Durch Bodenerosion landwirtschaftlich genutzter Flächen, Dränungen, Einleitungen aus Rückhaltebecken, Straßenentwässerung oder andere Anlagen der Siedlungswasserwirtschaft können erhebliche Feinsedimentmengen in Gewässer eingetragen werden (DVWK, 1997; Borchardt et al.; 2001; Träbing et al., 2001). Laut MUNLV (2006) ist „das durch Bodenerosion ins Gewässersystem gelangte Sediment (...) hauptverantwortlich für die Kolmationserscheinungen im Interstitial." (MUNLV, 2006; S. 33). Auch Misch- und Trennwassereinleitungen können zu einer erheblichen Steigerung des Feinsedimenteintrags und Belastung des Interstitials führen. Da Kanalnetze und Kläranlagen nicht für Aufnahme großer Niederschlagsspitzen ausgelegt sind, wird bei Starkniederschlagsereignissen ein Teil des mit Niederschlagswasser verdünnten, ungereinigten Abwassers über Stauraumkanäle (SK) in die Gewässer abgeführt. In Stauraumkanälen wird bei Mischwasserabfluss Abwasser zwischengespeichert und bei hohen Abflussmengen ein Teil des Mischwassers ins Gewässer abgeführt. Entlastungsereignisse treten mit 30-40 Ereignissen pro Jahr in hoher Frequenz auf. Da diese große Mengen an Feinsediment sowie hohe Anteile organischer Fracht wie Abwasserschwebstoffe, Detritus und Algen enthalten, stellen diese einen im Zuge der Zunahme versiegelter Flächen immer bedeutsameren Eintragspfad für OFS dar (Schälchli, 1993; Niemann, 2001; Strohmeier et al., 2005). Gleiches gilt für den Eintrag durch Abspülung von

bebauten Flächen und Straßen (Geiger et al., 1994; DVWK, 1997, Niemann, 2001; Strohmeier et al., 2005; MUNLV 2006; Planungsbüro Zumbroich & FH Köln, 2010/2011). Anthropogen induzierte Uferabbrüche, die beispielsweise bei Renaturierungsmaßnahmen oder in Abschnitten mit verfallendem Uferverbau entstehen, können den Feinsedimenteintrag ins Fließgewässer stark erhöhen (Buddensiek et al, 1993).

2. *Eingriffe in die Hydrologie*: Verminderung von Hochwasserspitzen durch Rückhalt oder Verminderung des Abflusses in Restwasserstrecken führen zu einer Vereinheitlichung des jährlichen Hydrographen. Hochwasserereignisse, die zu Dekolmation führen, fehlen dann (Schälchli, 2002). Andererseits kann ein hoher Anteil an bebauten Flächen im Einzugsgebiet durch Reduktion der Zwischenspeicherung zu größeren Abflussspitzen höherer Frequenz führen. Derartige Extremabflüsse führen zu verstärkter Ufer-/ Sohlerosion und damit zu verstärkter Mobilisierung von Feinsediment im fluvialen System (Wood & Armitage, 1997). In Stauhaltungen tritt Kolmation wegen der extremen Abnahme der Fließgeschwindigkeit in besonders großem Ausmaß auf (Schälchli, 1993; DVWK, 1997). Entlastungsereignisse aus Anlagen der Siedlungswasserwirtschaft können nicht eindeutig bewertet werden. Wegen der hohen hydraulischen Belastung der Sohle können sie kurzfristig zu Ausspülung feiner Sedimente aus der Sohle führen *(Niemann, 2001).*

3. *Gewinnung von Trinkwasser aus Uferfiltrat* ist ein weiterer die Kolmation begünstigender Eingriff. Da im Bereich von Brunnen ein langanhaltender, künstlicher Infiltrationsbereich geschaffen wird, können hier besonders in mit Feinsedimenten belasteten Gewässern ausgedehnte, langlebige Kolmationshorizonte entstehen (Schubert, 2002).

4. *Eingriffe in Morphologie.* Begradigungen führen zu Tiefenerosion und somit zur Änderung der Lage von Freiwasser und Grundwasserspiegel zueinander, sodass großräumige In- oder Exfiltrationsmuster beeinflusst werden können (Schälchli, 1993; Träbing et al., 2001). Zudem fehlen in begradigten Abschnitten unregelmäßige Sohlstrukturen, die zu lokal variierenden Strömungsverhältnissen führen. Somit gibt es keine Bereiche, in denen die Kolmation örtlich begrenzt ist (Wondzell & Swanson, 1999).

   Strukturen wie Wehre, Schwellen oder Buhnen schaffen künstliche Infiltrations- und Exfiltrationsbereiche (Schälchli, 1993; Träbing et al., 2001). Im Luv solcher Strukturen entstehen wegen der starken, konstanten Infiltrationsströmung häufig stabile Kolmationshorizonte, deren Aufreißen durch das Bauwerk verhindert wird (Schälchli, 1993). Im Lee von Wehren hingegen führt hohe Turbulenz zu einer Ausspülung von Feinsediment und somit zu hoher Austauschintensität von Poren- und Freiwasser. Aus diesem Grund treten viele Jugendstadien kieslaichender Fische bevorzugt im Unterwasser von Wehren auf. Jedoch kann die gegenüber den natürlichen Bedingungen stark überhöhte räumliche und zeitliche Variabilität der Abflüsse insbesondere Organismen des Makrozoobenthos durch flächenhafte Abspülung nachhaltig schädigen (Träbing et al., 2001).

Die Ausführungen zeigen, dass die Kolmation von Fließgewässersohlen von zahlreichen zeitlich und räumlich variablen Einflussfaktoren beeinflusst wird und zusätz-

lich durch anthropogene Eingriffe erheblich überprägt werden kann. Die jeweilige Bedeutung der einzelnen Faktoren ist von Fließgewässer zu Fließgewässer sehr unterschiedlich und kann auch innerhalb eines Fließgewässers stark variieren.

3.3.3 Auswirkungen

Unter den direkt von einer guten Struktur des Interstitials abhängigen Arten sind zahlreiche in Anhang V der Wasserrahmenrichtlinie genannte Indikatorarten, die im Zuge des Bewertungsverfahrens zur Wasserrahmenrichtlinie den ökologischen Zustand von Fließgewässern anzeigen (Jungwirth et al., 2003).

Faktoren, die eine gute Habitatqualität im Interstitial kennzeichnen, sind die Größe des besiedelbaren Porenraumes, gute Durchströmung und somit gute Sauerstoff- und Nährstoffversorgung. Diese sind wesentlich vom Feinsedimentgehalt des Interstitials abhängig. Somit ist der Anteil an Feinsediment im Interstitial der in der Literatur am stärksten gewichtete Indikator, der den Lebensraum Interstitial beeinflusst *(Milan* et al., 2000). Kolmation kann die Habitatqualität des Interstitials in vielerlei Hinsicht herabsetzen, wobei für die verschiedenen Biota unterschiedliche Schädigungsfaktoren von Bedeutung sind.

Periphyton und Makrophyten bilden als Primärproduzuenten in den meisten Fließgewässerökosystemen die Basis der Nahrungskette (Wood & Armitage, 1997). Negative Effekte auf diese Organismen pflanzen sich in jede höhere trophische Stufe fort. Graham (1990) und Bilotta & Brazier (2008) konnten eine auf starke Sedimentation von Feinsediment zurückzuführende Abnahme des Nährwertes von Biofilmen nachweisen, der mit entsprechenden negativen Folgen für weidende Arten einhergeht.

Das Makrozoobenthos ist die nächsthöhere trophische Stufe, die durch Kolmation in vielerlei Hinsicht geschädigt wird. Die Abnahme des besiedelbaren Porenraumes sowie Veränderungen der Substratzusammensetzung sind als offensichtlichste Schadfaktoren zu nennen (Wood & Armitage, 1997). Sedimentation auf der Sohle führt zu einer Homogenisierung von Lebensräumen, wobei sich häufig schon nach geringmächtiger Übersandung oder Verschlammung Verschiebungen des Artenspektrums feststellen lassen (Chutter, 1969; Buddensiek et al., 1993; Strohmeier et al., 2005; Bo et al., 2007). Besonders litophile Arten reagieren auf hohe Sandeinträge oder instabiles Sohlsubstrat mit verstärkter Drift (Wood & Armitage, 1997), wohingegen kosmopolitische Arten oder an mobiles Substrat angepasste Neozoen profitieren (Walters et al., 2003). Artenverluste sind auch auf die schlechtere Nähr- und Sauerstoffversorgung im kolmatierten Interstitial zurückzuführen (Schälchli, 1993; Niemann, 2001). Kritische Sauerstoffbedingungen sind gegeben, wenn das Wasser im Interstitial einen Grenzwert von etwa 6mg/l unterschreitet (MUNLV, 2006). Durch verringerte Sickerströmungen oder Abbau organischer Substanzen kann es zu Sauerstoffmangel kommen.

Der Eintrag organischer Partikel ins Interstitial bildet grundsätzlich die Ernährungsgrundlage des Hyporheos. In natürlichen Fließgewässern ist der Eintrag organischer Partikel jedoch relativ gering (Petticrew & Rex, 2006). Eine Überlastung des Interstitials mit organischen Partikeln führt über deren aerobe bakterielle Zersetzung durch die heterotrophen Biofilme zu erhöhten biologischen Sauerstoff-

Zehrungsraten und kann besonders in Niedrigwasserphasen zu anaeroben Bedingungen führen.

Die Organismen des Interstitials reagieren besonders sensitiv auf Sauerstoffmangel, sodass schon geringe Defizite zu großen Individuenverlusten führen (Buddensiek et al., 1993; Niemann, 2001; Petticrew & Arocena 2003). Mischwassereinleitungen wirken sich besonders gravierend auf den Sauerstoffhaushalt aus, da sie Sauerstoffzehrung auf unterschiedlichen zeitlichen und räumlichen Skalen auslösen.

Zunächst tritt mit geringer zeitlicher Verzögerung nach dem Entlastungsereignis die unmittelbare Sauerstoffzehrung durch Abbau gelöster organischer Substanzen der fließenden Welle ein. Weiterhin kommt es nach wenigen Tagen zu Sauerstoffzehrung, die durch Abbau der sedimentierten partikulären Substanz entsteht. Diese ist um eine Größenordnung größer und stellt somit die „eigentliche Hauptbelastung für den Sauerstoffhaushalt im Gewässer“ dar (Niemann, 2001; S. 23). Durch die Verfrachtung der organischen Partikel kommt es auch unterhalb der Einleitungsstelle kurz-, mittel- und langfristig zu sauerstoffzehrenden Bedingungen (Fuchs, 1997; MUNLV, 2006).

Auch der seit vielen Jahren andauernde Rückgang der Fischpopulationen in ganz Europa ist unter anderem auf Kolmation zurückzuführen (Milan et al., 2000; LFV Bayern, 2007). Fischarten, die sich von Makrozoobenthos ernähren, fehlt die Nahrungsgrundlage, wenn das MZB von Kolmation betroffen ist. Kieslaichende Fischarten, die ihre Eier im Sohlsubstrat ablegen, sind durch Degradation der Laichplätze durch Kolmation stark beeinträchtigt. Zahlreiche Salmoniden laichen nur, wenn sie geeignete, flach überströmte Rauschen mit grobem kiesigem Substrat vorfinden (LFV Bayern, 2007; Bilotta & Brazier, 2008). Neben einem ausreichend hohen Sauerstoffgehalt muss auch eine ausreichende Sickerströmung für die Abfuhr der Stoffwechselprodukte der Larven über deren viermonatige Entwicklungsphase gegeben sein (Wood & Armitage, 1997). Bereits relativ kleine Feinsedimentmengen, selbst wenn sie nur für kurze Zeiträume von wenigen Wochen auf der Fließgewässersohle abgelagert werden, können die Eignung von Kiessohlen als Laichgewässer für Lachse erheblich herabsetzen (McConnahie & Petticrew, 2004; Wilson et al., 2004; Projekt Fischnetz+).

Laut LFV Bayern (2007) und Milan et al. (2000) lässt sich in natürlichen Fließgewässern ein Zyklus feststellen, innerhalb dessen Kieslaichplätze für kieslaichende Arten nutzbar bzw. unbrauchbar sind. Der Ausgangspunkt ist eine gut durchströmte, stabile Kiesbank. Die Habitatqualität der ursprünglich intakten Rausche verschlechtert sich mit zunehmender Kolmation fortschreitend, da mit der Durchströmungsgeschwindigkeit die Sauerstoffversorgung abnimmt. Die Zeitspanne, die bis zur vollständigen Degradation vergeht, hängt neben anderen Einflussfaktoren wie der Infiltrationsrate von der Schwebstoffkonzentration des Freiwassers ab. Diese wiederum schwankt stark und ist von der Hochwasserfrequenz sowie der Anlieferungsrate von Feinsediment aus dem Einzugsgebiet abhängig. Eine degradierte Schnelle kann durch Umlagerung des Sohlsubstrates während eines Hochwasserereignisses regeneriert werden. In Fließgewässern mit ausgeprägten Abflussschwankungen sind im Jahresverlauf längere Phasen mit intaktem Interstitial gegeben (LFV Bayern, 2007).

Einschränkung der Selbstreinigungsmechanismen:

Die im intakten Interstitial ablaufenden Selbstreinigungsmechanismen werden durch Kolmation vermindert oder vollständig unterbunden, da Biofilme bei unzureichender Sauerstoffversorgung inaktiv sind und keine Nähr- oder Schadstoffe aus dem Wasser herausfiltern. Weiterhin ist von Bedeutung, dass Schlämme und Feinsedimente im Fließgewässer als Schadstoffsammler fungieren (Strohmeier et al., 2005). Feinsedimente insbesondere der Tonfraktion binden adsorptiv Nährstoffe sowie Schadstoffe wie Pestizide oder Schwermetalle. Bei Feinsedimentverlagerungen kommt es zur Freisetzung dieser Nähr- und Schadstoffe, was zu Eutrophierung führen kann.

4 Beschreibung des Untersuchungsprogramms

4.1 Sedimentfallenbeprobungen

Zur Messung der in der Fließgewässersohle abgelagerten Feinsedimentmenge haben sich bislang keine generell anerkannten Methoden etabliert (Acornley & Sear, 1999; Bond, 2002; Wilson et al.; 2004; Schindler Wildhaber et al., 2011). In dieser Arbeit wurde auf mit einem definierten Normsubstrat gefüllte Sedimentfallen zurückgegriffen. Als Sedimentfallen wurden 13cm tiefe Plastikeimer mit einem Durchmesser von etwa 16cm, einer Oberfläche von 380cm² und einem Fassungsvermögen von 2,6l verwandt. Als Normsubstrat wurde Kies mit einem Korngrößendurchmesser von 20-32mm eingesetzt. In den drei Fließgewässern wurde das gleiche Normsubstrat verwandt, sodass der Porenraum der leeren Fallen vor dem Einbau immer gleich groß und die Datensätze aller Fließgewässer vergleichbar sind. Die Fallen wurden sohlgleich in die Fließgewässersohle eingegraben, um Verwirbelungen zu vermeiden.

Als Probenahmeintervall wurde eine Zeitspanne von zwei bis vier Wochen gewählt, da sich innerhalb dieser Zeiträume die durch Abflussschwankungen angetriebene Dynamik des Feinsedimenteintrags gut aufzeichnen lässt (Kozerski, 2003; Wilson et al., 2004; MUNLV, 2006; Niemann, 2001; Petticrew & Rex, 2006, Zimmermann & Lapointe, 2005).

An jedem Fließgewässer wurden jeweils drei Probestellen eingerichtet, wobei an jeder der Probestellen immer zwei Sedimentfallen nebeneinander eingebaut wurden. Bei der einen Sedimentfalle handelte es sich jeweils um eine nicht durchströmte und bei der zweiten jeweils um eine seitlich durchströmte Falle (Abb. 6). Für jedes Fließgewässer ergeben sich somit sechs Sedimentfallen, die nach den fünf bzw. sechs Probenahmeintervallen entnommen und ausgewertet werden.

Abbildung 6: Durchströmte (li) und nicht durchströmte Falle (re) vor dem Einbau

Quelle: Planungsbüro Zumbroich

nicht durchströmte Fallen: Die nicht durchströmten Fallen bestehen aus 2 ineinandergesteckten Eimern, die am Boden mit Löchern versehen sind (Abb. 4.1,

rechts). Die Löcher am Boden des inneren, mit Normsubstrat gefüllten Eimers werden mit einer Gaze (Maschenweite: 0,06mm) versehen, sodass Feinsediment gröber als 0,06mm beim Ausbau nicht nach unten entweichen kann. Beim Ausbau wird der innere aus dem äußeren Eimer gezogen und durch einen neuen, mit gereinigtem Normsubstrat gefüllten Eimer ersetzt.

durchströmte Fallen: Die seitlich durchströmten Fallen wurden jeweils in unmittelbarer Nähe der geschlossenen Fallen eingebaut. Dieser Fallentyp wurde verwandt, da die horizontale Sickerströmung im Interstitial als potentiell bedeutsamer Faktor für den Feinsedimenttransport angesehen wird. Laut *Ingendahl* et al. (2009) sind die obersten 15cm des Interstitials durch die intensivsten hydraulischen Austauschbewegungen gekennzeichnet. Auf die Ausbildung einer horizontalen Sickerströmung in grobporigem Material und deren Bedeutung für die Ablagerung von Feinsediment weisen auch Schälchli (1993), Niemann (2001) und Schindler Wildhaber et al. (2011) hin.

Die durchströmten Fallen bestehen aus drei ineinander gesetzten Eimern (Abb. 4.1, links). Auch hier werden die Eimer mit Löchern im Boden versehen. In den innersten Eimer wird die Gaze auf den Boden geklebt. Alle 3 Eimer werden zusätzlich mit einem Meißel mit seitlichen Löchern mit 10mm Durchmesser versehen. Verdreht man nun den inneren und den mittleren Eimer gegeneinander, sind die seitlichen Löcher verschlossen. Beim Einbau wird der innere Eimer mit Normsubstrat gefüllt und die ineinandergesetzen Eimer mit seitlich geöffneten Löchern ins Gewässer eingebracht. Beim Ausbau werden der innere und der mittlere Eimer so gegeneinander verdreht, dass die Löcher geschlossen sind und kein Feinsediment durch die seitlichen Löcher entweichen kann und in diesem Zustand aus dem Gewässer entnommen.

In den nicht durchströmten Fallen wird das gesamte Feinsediment, das im Beprobungszeitraum von oben in die Falle gelangt, gesammelt. Nur wenn Dekolmationsprozesse auftreten (Kap. 3.4.2), kann ein Teil des Feinsediments wieder ausgetragen werden. Da immer eine durchströmte neben einer nicht durchströmten Falle eingebaut wurde, lassen sich über die Differenz der Eintragsmengen Aussagen dazu treffen, wie viel Feinsediment innerhalb des Interstitials durch lateralen Transport aus der durchströmten Falle heraustransportiert wurde.

4.2 Kolmationskartierung

Ergänzend wurde an allen Fließgewässern zum Zeitpunkt der Entnahme der Sedimentfallen also jeweils am Ende der fünf bzw. sechs Probenahmeintervalle eine Kolmationskartierung in Anlehnung an das von Schälchli (2002) vorgeschlagene Verfahren durchgeführt. Dabei wurden an allen untersuchten Gewässern drei 200m lange Abschnitte kartiert, in denen auch die Sedimentfallenbeprobungen vorgenommen wurden, sodass die Ergebnisse beider Verfahren vergleichbar sind. Für die Auswertung wurde jeweils der Mittelwert der Kolmationsstufen der drei kartierten Strecken gebildet. Bei der Kolmationskartierung werden sowohl Verfahren zur Kartierung der inneren als auch zur Kartierung der äußeren Kolmation angewandt.

Kartierung der inneren Kolmation: Bei der Kartierung der inneren Kolmation werden vorzugsweise trockene Bänke ausgewählt. An einer möglichst ebenen Stelle

nahe des Wasserspiegels werden einige grobe Kiese der Deckschicht entfernt und die Struktur des darunter liegenden Lückenraumes beurteilt. Dieser wird vor allem auf das Vorhandensein von Grob- (Durchmesser größer als 1mm) und Feinporen (kleiner als 1mm) hin untersucht (Schälchli, 2002).

Die Kolmation wird entsprechend der Variablen Vorhandensein von Grob- und Feinporen und sichtbaren Anteilen der Korngrößenklassen Steine, Kies, Sand und kohäsivem Material (Ton, Silt) in 5 Klassen aufgeteilt:

Tabelle 2: 5- Stufige Bewertungsskala der inneren Kolmation mir den maßgebenden Indikatoren

Klasse	Bewertung	Indikatoren
1	Keine Kolmation	• Substrat grobkörnig (Steine, Kies) • Lückenraum grobporig • Nur wenig Sand- und keine kohäsiven Ablagerungen
2	Schwache Kolmation	• Substrat locker und breit abgestuft (Steine, Kies, Sand) • Keine kohäsiven Ablagerungen sichtbar (Silt, Ton) • Lückenraum grob- bis feinporig
3	Mittlere Kolmation	• Substrat leicht verfestigt • Kontaktfläche zu etwa ¼ mit kohäsiven Feinpartikeln verfüllt, übrige Kontaktfläche v.a. Sand, aber auch Kies und Steine • Lückenraum zu ¾ feinporig, bei kohäsiven Ablagerungen keine Poren sichtbar
4	Starke Kolmation	• Substrat deutlich verfestigt • Kontaktfläche etwa zur Hälfte mit kohäsiven Feinpartikeln verfüllt, übrige Kontaktfläche vorwiegend Sand • Örtlich noch feinporiger Lückenraum sichtbar
5	Vollständige Kolmation	• Substrat stark verfestigt, Kontaktfläche flächendeckend mit kohäsiven Feinpartikeln verfüllt • Kein Lückenraum sichtbar

Quelle: Schälchli, 2002

Zusätzlich wird der Gewässerabschnitt hinsichtlich weiterer Faktoren wie Morphologie, Sohlstrukturen, Verbau und anderen Eingriffe beurteilt, die die Kolmationsentwicklung beeinflussen können. (Vgl. Schälchli, 2002, S.15-16).

Die vorgeschlagenen Schritte nach Schälchli (2002) bieten einen umfassenden Bewertungsschlüssel für kiesgeprägte Fließgewässer der Mittelgebirge, sind jedoch auf Fließgewässer mit anderer Zusammensetzung des Sohlsubstrates weniger gut anwendbar. Insbesondere das Fehlen nicht überströmter Bänke sowie das Vorhandensein von feineren Substraten erschwert die Bewertung eines Fließgewässers nach SCHÄLCHLI. Da in der vorliegenden Untersuchung auch Fließgewässer der Niederungen mit stark abweichenden Sohlparametern untersucht werden, wurden die Parameter nach SCHÄLCHLI ergänzt. In Anlehnung an das Verfahren nach Strohmeier et. al (2005) wurden folgende ergänzende Untersuchungen durchgeführt:

Schaufelprobe. Fehlen trockene Kiesbänke im Gewässer, wird mit einem Spaten eine möglichst große Probe aus dem Gewässerbett, möglichst an der Stirnseite einer überströmten Bank und in einer Tiefenrinne, entnommen. Die Probe muss mög-

lichst schnell aus dem fließenden Wasser gehoben werden, um zu verhindern, dass feine Partikel ausgespült werden. Die Probe wird am Ufer auf den Feinsedimentgehalt hin untersucht, wobei die gleichen Parameter wie in Tabelle 4.1 beurteilt werden (STROHMEIER et. al. 2005). Bei höheren Abflüssen/ Fließgeschwindigkeiten liefert dieses Verfahren nur bedingt zuverlässige Ergebnisse, da es kaum möglich ist, die Probe aus dem Gewässer zu heben, ohne dabei Feinmaterial zu verlieren.

Sedimentfahne. Die Beurteilung des Kolmationsgrades wird durch Beurteilung der Sedimentfahne untermauert. Dazu wird mit dem Spaten oder Stiefel ein Bereich im Fließgewässer aufgewühlt und die Fahne aus aufgewirbeltem Sediment beurteilt (STROHMEIER et. al, 2005). Auch hier gilt, dass die Bewertung der Sedimentfahne besonders bei erhöhten Wasserständen oder trüben Abflüssen nur bedingt belastbare Ergebnisse liefert, da die Beurteilung stark von der Strömungsgeschwindigkeit abhängig ist.

Kartierung der äußeren Kolmation: Nach Schälchli (2002) werden folgende Parameter der äußeren Kolmation aufgenommen

1. Deckungsgrad (Anteil der Fließgewässerstrecke) und Mächtigkeit der Ablagerungen
2. Zusammensetzung (vor allem Unterscheidung nach Sand und Ton)
3. Abschätzung der Mobilisierbarkeit von Ablagerungen unter Berücksichtigung des Abflussgeschehens und der Schwebstoffzufuhr.

4.3 Laboranalyse des Sediments

Das in den Sedimentfallen gesammelte Sediment wurde nach dem Ausbau im Labor des Geographischen Instituts der Universität Bonn hinsichtlich seiner Korngrößenverteilung und des Gehaltes an organischer Substanz untersucht.

Siebung: Die Proben wurden zunächst über einem Sieb mit einer Maschenweite von 2cm gewaschen, um das Normsubstrat vom Feinsediment zu trennen („Waschsiebgang“). Sediment <2cm und das Spülwasser wurden in Eimern aufgefangen und über mindestens vier Stunden stehen gelassen. Mit Hilfe der Stokes’schen Gleichung zur Berechnung der Sinkgeschwindigkeiten von Partikeln in stehenden Fluiden kann errechnet werden, dass sich in 18°C warmem Wasser innerhalb von gut vier Stunden alle Partikel mit einer Dichte von Feldspat (Dichte 2,5g/cm3) bis zu einer Korngröße von 0,002mm abgesetzt haben (Dyck & Peschke, 1995).

Danach wurde das überstehende Wasser abgesaugt und das am Eimerboden zurückbleibende Sediment über Nacht bei 105°C getrocknet. In einem nächsten Schritt wurde das Sediment trocken gesiebt.

In Anlehnung an das Verfahren DIN 19683, Blatt 1 wurden für die Siebung zur Bestimmung der Körnung des Feinsubstrates vier Fraktionen gewählt: >2mm (Grobboden/Bodenskelett); 0,2-2mm (Mittel- und Grobsand); 0,062-0,2mm (Feinsand) und <0,063mm (Ton und Schluff). Zum Sieben wurden jeweils 200g Material für 20 Minuten in einen Siebturm gegeben (Abb. 7). Das maximal zulässige Gewicht von 200g muss eingehalten werden, um zu vermeiden, dass die Siebe sich mit Sediment zusetzen. Sofern sich nach dem ersten Siebgang trotz der Verwendung von Siebhil-

fen noch gröbere, verkrustete Partikelaggregate fanden, wurden diese vorsichtig mit einem Mörser zerdrückt und nochmals für 20 Minuten gesiebt.

Abbildung 7: Siebturm (Retsch AS 200), bodenphyiskalisches Labor der Universität Bonn

Quelle: Planungsbüro Zumbroich

Bestimmung des Glühverlustes: Zur Quantifizierung der organischen Substanz der Proben wurde der Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff ermittelt. Dieser Schritt wurde nur für die drei kleinsten Fraktionen (<0,063mm, 0,063-0,2mm und 0,2-2mm) vorgenommen. Dazu wurden jeweils 5g der getrockneten und gesiebten Proben in getrocknete Porzellantiegel gefüllt und über Nacht bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, im Exsikkator abgekühlt und gewogen (TG105). Daraufhin wurden die Proben für 24 Stunden in Anlehnung an das Verfahren nach Schlichting & Blume (1966) im Muffelofen bei 430°C geglüht, im Exsikkator abgekühlt und erneut gewogen (GG). Es wird eine Glühtemperatur von 430°C gewählt, um eine Vergleichbarkeit mit vorherigen Untersuchungen des PB Zumbroich (Liebenstein, 2011) herzustellen. Die vergleichsweise geringe Glühtemperatur von 430°C wurde darüber hinaus wegen des hohen Tongehaltes gewählt, da bei höheren Glühtemperaturen große Mengen an Kristallwasser freigesetzt werden, die das Ergebnis verfremden. Die Gewichtsdifferenz, die sich nach dem Glühen ergibt, entspricht dem Anteil der organischen Substanzen, die beim Glühen oxidieren (Schlichting & Blume, 1966; Barsch, 2000). Dabei wird davon ausgegangen, dass beim Glühen des Materials unter Luft bei 430°C der organische Anteil vollständig verbrennt und keine weiteren Veränderungen des anorganischen Anteils eintreten. Der Wert des Glühverlustes gibt dann den organischen Anteil hinreichend genau wieder.

4.4 Statistische Auswertung

Zur Charakterisierung des Sedimenteintrags der einzelnen Probenahmeintervalle der jeweiligen Fließgewässer werden Mittelwerte, Varianzen und Standardabweichungen angegeben. Um die Streuungen beiden unterschiedlich dimensionierten Variablen „Sedimenteintrag“ und „Abflussdiversität“ miteinander zu vergleichen, werden die absoluten Streuungsmaße mit Hilfe des Variationskoeffizienten relativiert (Ernste, 2011).

Die Daten zum Sedimenteintrag werden in Box-Plot-Diagrammen dargestellt, wobei die Höhe der Box den Bereich abbildet, in dem die mittleren 50% der Daten liegen. Sie ist als Streuungsmaß für die Daten zu interpretieren. Die Spannweite der gemessenen Werte wird durch die Whisker beschrieben. Werte, die unterhalb des 2,5-%-Quantils oder oberhalb des 97,5-%-Quantils liegen, werden als Ausreißer klassifiziert (Hirsch et al., 1993).

Regressions- und Korrelationsanalyse

Eine der in Kapitel 2 vorgestellten Hypothesen lautet, dass die Variablen Abflussmenge und Sedimenteintrag kovariieren. Genauer wird angenommen, dass hohe Werte des Abflusses mit hohen Werten des Sedimenteintrages einhergehen, dass also ein positiver Zusammenhang besteht. Zur Prüfung der Hypothese werden die Korrelationskoeffizienten für Abflussparameter und Sedimenteinträge berechnet. Die Stärke des linearen Zusammenhangs ist umso größer, je näher $|rxy|$ bei 1 liegt. $|rxy|<0{,}3$ bedeutet einen sehr geringen bis zweifelhaften, $|rxy|>0{,}7$ einen engen bis sehr engen Zusammenhang (Dyck & Peschke, 1995). Da der Korrelationskoeffizient sehr stark auf Ausreißer reagiert, ist bei der Korrelationsanalyse genau zu prüfen, ob Messfehler vorliegen (Ernste, 2011).

5 Vorstellung der Untersuchungsräume

Im Folgenden werden die drei Untersuchungsräume kurz hinsichtlich der naturräumlichen Gegebenheiten und weiterer, für die hier bearbeiteten Fragestellungen relevanter Charakteristika vorgestellt. Neben Ausbauzustand und Gewässerstrukturgüte wird dabei gezielt auf die Sohlstruktur sowie auf Charakteristika der Geschiebe- und Schwebstoffführung eingegangen, sofern dazu im Rahmen des vorgesehenen Untersuchungsrahmens Aussagen möglich sind.

Die Übersichts- und Detailkarten zeigen die Positionen der der Sedimentfallen, an denen auch die Kolmationskartierungen durchgeführt wurden, sowie die Positionen der Pegelstationen, deren Abflussdaten verwandt wurden.

5.1 Untersuchungsraum Ahr

Naturraum und Landnutzung: Die Ahr entspringt in der Eifel in Nordrhein-Westfalen und überquert bei Ahrdorf die Landesgrenze zu Rheinland-Pfalz. Von dort fließt sie nach Nordosten, um bei Remagen in den Rhein zu münden. Die Ahr ist etwa 80km lang und entwässert große Teile der Hoch- und Osteifel. Mit einem Niederschlagseinzugsgebiet von ca. 900km2 ist die Ahr einer der größten Flüsse der Eifel und überwindet von der Quelle auf 470m ü.NN bis zur Mündung ca. 420 Höhenmeter (Meyer, 1994).

Bei der Ahr handelt es sich um einen typischen Mittelgebirgsfluss im linksrheinischen Schiefergebirge. Die devonischen Schiefer und Sandsteine sind als gering ergiebige Kluftgrundwasserleiter zu bezeichnen. Die ganzjährig fallenden Niederschläge fließen meist an der Oberfläche ab und führen zur Herausbildung ganzjährig wasserführender, dynamischer Fließgewässer (Meyer, 1994).

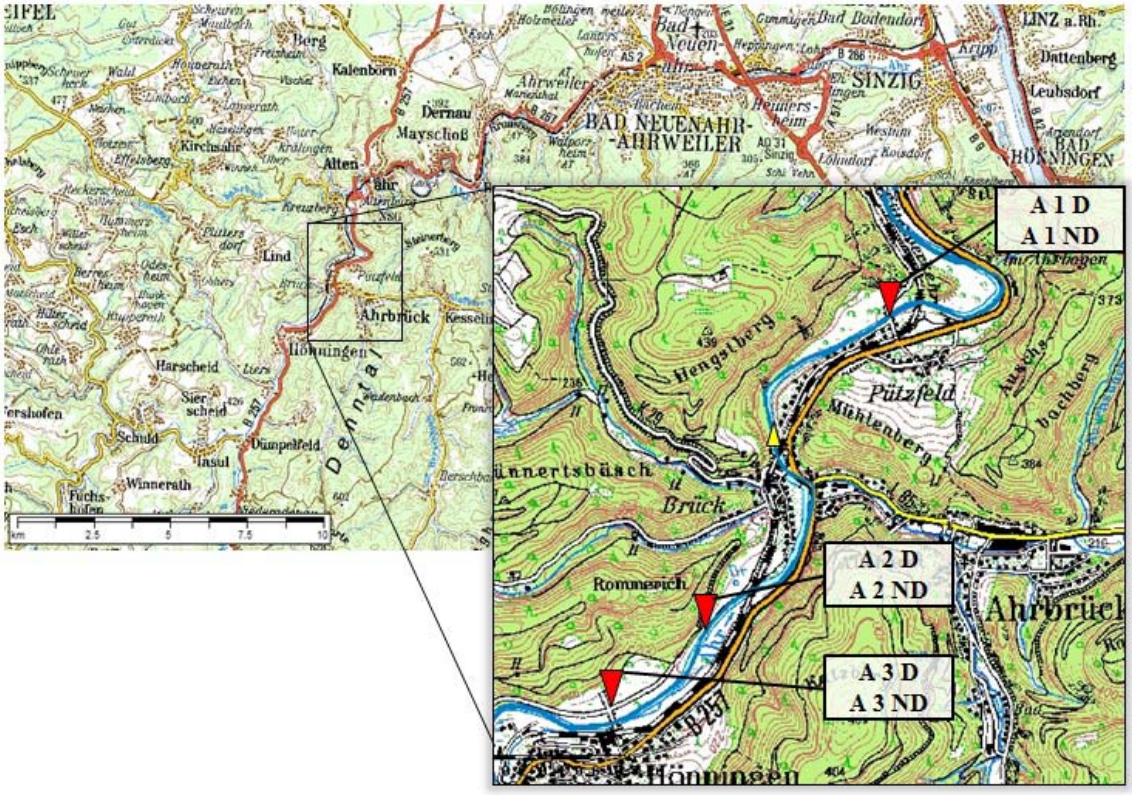
Das Einzugsgebiet der Ahr ist verhältnismäßig stark bewaldet. Insbesondere im untersuchten Abschnitt sind die Hänge mit Laub- oder Nadelwäldern bestanden. Die Auen werden als Grünland oder durch Siedlungs- und Verkehrsflächen genutzt. Im Oberlauf nimmt der Anteil an Grünland und Ackerflächen zu. Weinbau spielt am Mittellauf der Ahr oberhalb von Ahrbrück noch keine Rolle, erst unterhalb von Mayschoß sind die Talhänge großflächig mit Weinbauplantagen bedeckt, sodass hier mit einem erhöhten Eintrag aus FS- Erosion von diesen Flächen zu rechnen ist (Geoportal RLP).

Fließgewässertypologie: Nach LAWA-Typologie ist die Ahr ein silikatischer, fein- bis grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss (Typ 9) (Pottgiesser & Sommerhäuser, 2008). Im Mittel- und Unterlauf bildet die Ahr breite Auentäler aus, in denen sie von Talfuß zu Talfuß mäandriert (Meyer, 1994). Das Talbodengefälle beträgt 0,2 bis 0,6 Prozent. Als Sohlsubstrat herrschen grobe Substrate (Blöcke, Schotter) vor. Untergeordnet treten auch Kiese auf.

Das Interstitial ist in den durch eine regelmäßige Rauschen-Stille-Abfolge gekennzeichneten Typ 9- Fließgewässern gut ausgebildet, Feinsedimente lagern sich nur kleinräumig in strömungsberuhigten Bereichen ab (Pottgiesser & Sommerhäuser, 2008). Diese abwechslungsreiche Sohlstruktur führt zu kleinräumig vielfältigen Strömungsmustern mit schnellen Wechseln von turbulent und ruhig fließenden Abschnitten. Wegen der großen Substrat- und Habitatdiversität und des gut ausge-

bildeten Interstitials ist die Makrozoobenthospopulation von Typ 9-Fließgewässern im Referenzzustand sehr artenreich: neben strömungsliebenden Hartsubstratbesiedlern kommen auch Arten des Feinsediments im Uferbereich und Nebengerinnen vor. Im Oberlauf dominieren strömungsliebende Arten wie Bachforelle, Groppe und Lachs. Im Mittellauf kommen Äsche und Hasel, in Altarmen auch an Stillwasserbedingungen angepasste Arten vor (Pottgiesser & Sommerhäuser, 2008).

Abbildung 8: Übersichtskarte Mittel- und Unterlauf der Ahr, Detailkarte der Probenahmestellen



Die roten Dreiecke markieren die Positionen der Probenahmestellen, das gelbe Dreieck markiert die Postition des Landespegels Ahrbrück. Quelle: TK 50, Landesamt für Vermessung und Geobasisinformation RLP (2007)

Beschreibung des untersuchten Fließgewässerabschnittes

Die drei Probestellen an der Ahr wurden in einem gut 2km langen Fließgewässerabschnitt ober- und unterhalb von Ahrbrück eingerichtet. Hier sind die Ufer der Ahr meist schwach und mit vereinzelten Steinschüttungen befestigt. Nahe der Ortslage Ahrbrück oder in Bereichen nahe der Ahrtalstraße bzw. Ahrtalbahn ist die Ahr teilweise stark mit Mauerwerk befestigt.

Im untersuchten Fließgewässerabschnitt finden sich zwei Einleitungen aus Regenüberlaufbecken. Die erste davon findet sich nahe Hönningen etwa 50m unterhalb der Probestelle A3 und 50m oberhalb der Probestelle A2. Hierbei handelt es sich um das Regenüberlaufbecken Hönningen, an dem die Verbandsgemeinde Ahrweiler Einleitungsrechte besitzt. Als zweite Einleitungsstelle ist der SKu (Stauraumkanal untenliegend) Altenahr, im Zentrum Altenahrs gelegen, zu nennen (DIGIWAB MULEWF). Beide Bauwerke führen bei Entlastungsereignissen zu einer Zunahme

der Feinsedimenteinträge ins Gewässer (Kap. 3.3.2). Jedoch konnte im Laufe der Untersuchungen nicht ermittelt werden, ob eines der Bauwerke aktiv war.

In der Gewässerstrukturgütekartierung wurde der untersuchte Fließgewässerabschnitt im Bereich 1,2km oberhalb Ahrbrück und 300m unterhalb Ahrbrück als „stark verändert“ (GSG- Klasse 5) eingestuft. Daran schließen sich flussauf- und abwärts „deutlich veränderte“ Fließgewässerabschnitte (GSG- Klasse 4) an. Probestellen A1 und A3 sind der GSG- Klasse 4 zuzuordnen, Probestelle A2 befindet sich im Übergangsbereich von GSG- Klasse 4 zu 5 (geoexplorer-wasser.rlp.de). Die Sohle der Ahr ist im untersuchten Abschnitt durch grobe Geschiebe und Schotter gekennzeichnet, die meist gut sortiert und dachschindelartig ausgerichtet sind. Unterhalb dieser Deckschicht finden sich auch kiesige bis sandige Substrate. Das Sohlsubstrat wird bei Hochwasserereignissen in großem Umfang mobilisiert, wobei offen bleibt, über welche Strecken die Geschiebe bei Einzelereignissen transportiert werden. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung konnte ermittelt werden, dass schon bei moderaten Hochwasserabflüssen Geschiebe mit mehr als 10cm Durchmesser und einem Gewicht von 350g als Sohlfracht bewegt wurden (Kap. 8.5). Bei Mittel- oder Niedrigwasser ist davon auszugehen, dass kein oder nur in sehr geringem Umfang Transport von Sohlmaterial stattfindet. Insgesamt ist der Sohlzustand der Ahr im untersuchten Abschnitt als gut bis mäßig zu bezeichnen.

Abbildung 9: Probenahmestelle A2 an der Ahr bei Niedrigwasser (Beginn von P1)

Abbildung 10: Probenahmestelle A2 an der Ahr bei leicht erhöhten Wasserständen (nach P1)

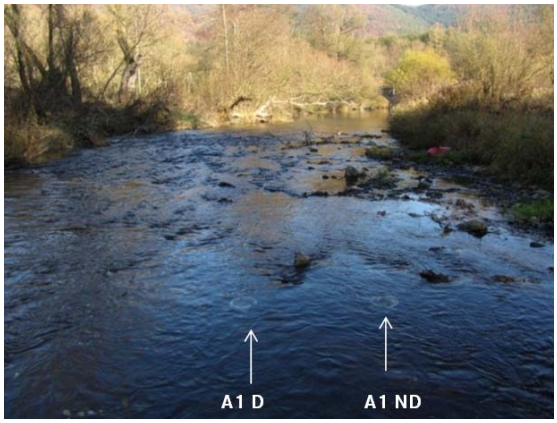
Abbildung 11: Variation der Trübung an der Ahr: nahezu kein Schwebstofftransport bei Niedrigwasser

Abbildung 12: Deutliche Trübung bei leicht erhöhten Wasserständen nach P1 an A2

Abbildung 9 bis 12: PB Zumbroich

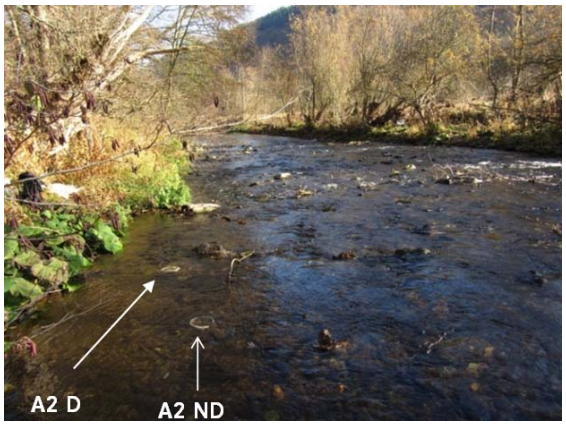
Die Schwebstoffkonzentration der Ahr wurde in der vorliegenden Untersuchung nicht direkt erhoben. Im Allgemeinen war jedoch während hoher Abflüsse eine stärkere Trübung des Gewässers sichtbar (Abb. 12). Die Zunahme der Trübung war dabei schon bei gering steigenden Pegeln, beispielsweise nach P1 bzw. zu Beginn von P2 deutlich sichtbar (Abb.10). Die Trübung war an der Ahr jedoch meist deutlich geringer ausgeprägt als am Morsbach (Kap. 5.2).

Abbildung 13: Probestelle A1 D/ A1 ND



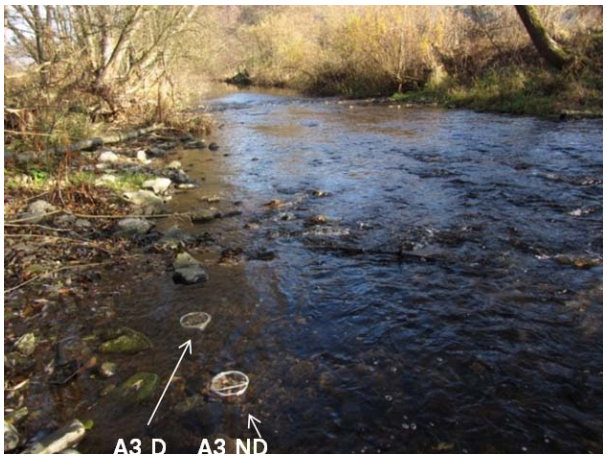
Aufnahme der Probestelle bei NNQ: flach überströmte Rausche in rel. naturnahem Bereich, am linken Ufer lokal Steinschüttungen. Sohlstruktur gut. Verortung: s. Abb. 8

Abbildung 14: Probestelle A2 D/ A2 ND



Aufnahme in Fließrichtung bei NNQ. Probestelle oberhalb einer Rausche. Mäßig bis starke Profileintiefung, eingeschränkte Auenüberflutung rechts. Sohlstruktur mäßig bis gut. Verortung: s. Abb. 8

Abbildung 15: Probestelle A3 D / A3 ND



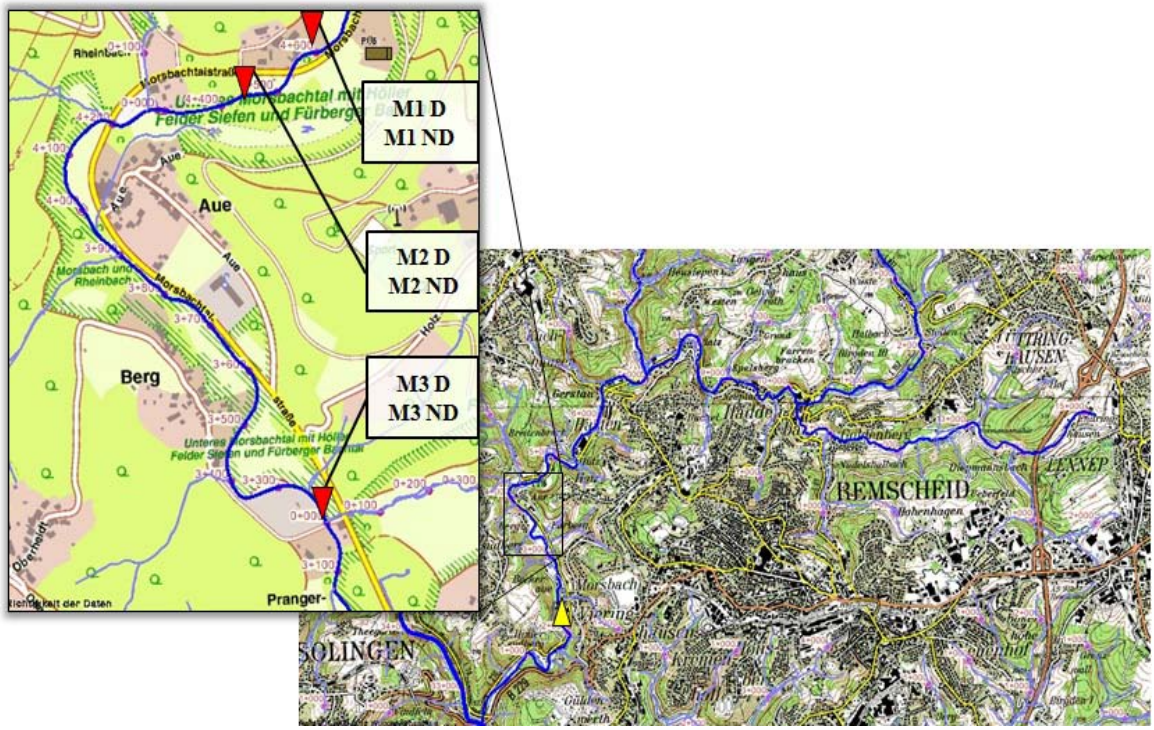
Aufnahme in Fließrichtung bei NNQ. Probestelle in einer Rausche, Uferbank links. Am rechten und linken Ufer teilweise Steinschüttungen. Mäßig bis starke Profileintiefung, eingeschränkte Auenüberflutung. GSG-Klasse: 4 (deutlich verändert) (geoexplorer-wasser.rlp.de). Sohlstruktur mäßig bis gut. Verortung: s. Abb. 8

5.2 Untersuchungsraum Morsbach

Naturraum und Landnutzung: Der Morsbach entspringt östlich von Remscheid auf 302m ü. NN. Von seiner Quelle fließt er über etwa 15km nach Südwesten der Wupper zu. Auf seinem Weg durch das nördliche bergische Land entwässert der Morsbach ein dicht besiedeltes Niederschlagseinzugsgebiet von knapp 50km2 (PB *Zumbroich*| FH Köln, 2010/11). Der Morsbach ist der Fließgewässerlandschaft des Silikatischen Grundgebirges zuzuordnen. Im Unterlauf des Morsbaches liegen die Talböden etwa 300m unter dem Niveau der Rumpffläche des sich hebenden Rheinischen Schiefergebirges. Im Pleistozän führte der Wechsel von Warm- und Kaltzeiten zur Ausbildung breiter Talböden und Terrassen am Talhang. Die Talböden, die sich seit der letzten Eiszeit in die Niederterrassen eingeschnitten haben, sind von 1-5m mächtigen Auenlehmablagerungen bedeckt *(Richter, 1996).* Die ganzjährig hohen Niederschläge, die geringe Durchlässigkeit des Untergrundes sowie die hohe Reliefenergie begünstigen eine rasche Abflussbildung und führen zur Herausbildung dynamischer Mittelgebirgsfließgewässer.

Das Einzugsgebiet des Morsbaches ist mit einem Anteil von Siedlungs- und Verkehrsflächen von 40% verhältnismäßig dicht besiedelt. 25% der Flächen werden als Acker- und Grünlandflächen genutzt, etwa 33% ist bewaldet. Entlang des Morsbaches bestehen zahlreiche Einleitungen aus der Siedlungswasserwirtschaft (PB Zumbroich & FH Köln, 2010/2011). In Abb. 16 ist das Regenüberlaufbecken (RÜB) Breitenbach als grünes Quadrat sowie die Position der Einleitungsstelle aus dem RÜB mit einem braunen Pfeil markiert.

Abbildung 16: Übersichtskarte Einzugsgebiet Morsbach und Detailkarte der Probenahmestellen



Die roten Dreiecke markieren die Positionen der Probenahmestellen, das grüne Rechteck/ braune Pfeil die Einleitungsstelle aus dem RÜB. Das gelbe Dreieck auf der Übersichtskarte zeigt die Position des Pegels Beckeraue. Quelle: Wupperverband (2000-2010): fluggs.de

Fließgewässertypologie: Der Morsbach ist ein grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach, was Typ 5 der LAWA-Typologie entspricht (Pottgiesser & Sommerhäuser, 2008). Je nach Quellentfernung kann die Talform von engen Kerb- über Mulden- bis hin zu Auentälern variieren. Am untersuchten Mittellauf des Morsbaches ist ein ca. 200m breites Auental ausgebildet. Als Sohlsubstrat herrschen grobe Schotter und vereinzelt Blöcke vor, nur in strömungsberuhigten Bereichen können sich auch Sande oder seltener Tone ablagern. Daher ist das Interstitial gut ausgebildet. Da ein naturnahes Typ 5-Fließgewässer eine enge Rauschen-Stille-Abfolge sowie zahlreiche Uferstrukturen wie Sturzbäume und Totholz aufweist, ist auch das Strömungsbild sehr vielfältig. Das Spektrum des Makrozoobenthos ist sehr artenreich. Es kommen hinsichtlich des Sauerstoffbedarfs und der Wassertemperatur sehr anspruchsvolle Arten vor, die meist an Grobschotter angepasst sind. Bei den Fischarten dominieren strömungsliebende Arten wie Bachforelle und Groppe. Wanderfische wie Lachse können in größeren Gewässern auftreten. Makrophyten treten in grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbächen wegen der zu lang anhaltenden Beschattung nur selten auf (Pottgiesser & Sommerhäuser, 2008).

Beschreibung des untersuchten Fließgewässerabschnittes

Am Morsbach wurde ein gut 2km langer Fließgewässerabschnitt im oberen Unterlauf nahe den Ortslagen Aue/ Berg untersucht.

Das gesamte Morsbachsystem ist stark anthropogen überprägt, sodass sich zahlreiche Einleitungsstellen entlang des Fließgewässers finden. Im untersuchten Abschnitt beispielsweise befindet sich etwa 50m oberhalb von Probestelle M2 eine Einleitungsstelle aus dem Regenüberlaufbecken Breitenbruch, wo in P2 bei sehr hohen Abflüssen ein stark mit Feinsedimenten belasteter Abschlag beobachtet werden konnte. Weiter unterhalb werden am Regenrückhaltebecken „Häuschen“ Trennwässer in den Morsbach eingeleitet. Hier konnte im Untersuchungszeitraum kein Abschlag beobachtet werden. Beide Anlagen werden vom Wupperveband betrieben (fluggs.wupperverband.de). Nähere Angaben zu Abschlagsereignissen sind mit der vorliegenden Datengrundlage nicht möglich.

Der Morsbach ist im untersuchten Abschnitt zumeist mäßig an beiden Ufern mit Steinschüttungen befestigt, nahe der Morsbachtalstraße sind die Ufer zum Teil stark befestigt. Der Morsbach wird im untersuchten Abschnitt als deutlich (GSG- Klasse 4) bis stark (GSG- Klasse 5) verändert eingestuft. In Bereichen, die durch verfallenden Uferverbau gekennzeichnet sind, kommt es zum Teil zu mäßiger bis starker Breitenerosion. Insbesondere an Probestellen M2 und M1 ist dies stellenweise der Fall.

Die Sohlstruktur des Morsbaches ist wie an der Ahr durch eine Deckschicht aus grobem Geschiebe (Schotter) gekennzeichnet. Unterhalb dieser Schicht, deren dachschindelartige Ausrichtung an trockenen Kiesbänken gut erkennbar ist, finden sich feinere Kiese und lockere Grobsande. Die Geschiebe sind durchschnittlich kleiner als an der Ahr, werden in Hochwasserphasen flächig umgelagert und sind bei Mittelwasser weitgehend stabil (Abb. 17). Entlang des untersuchten Abschnittes ist die Sohlstruktur meist als gut zu bezeichnen, da sich keine kohäsiven Kolmationshorizonte unter der Deckschicht finden. Eine Ausnahme hiervon bildet Probestelle M2, wo sich stellenweise größere Feinsediment- und Schlammablagerungen im Uferbereich finden.

Abbildung 17: Sohlstruktur am Morsbach, Probenahmestelle M3

Zu Beginn der Beprobungen bei Niedrig- oder Mittelwasser führte der Morsbach weitgehend klares Wasser mit geringer Schwebstoffkonzentration. Im Verlauf der Untersuchungen zeigte sich jedoch eine starke Schwankungsbreite der Schwebstoffkonzentration. In einzelnen Probenahmeintervallen, die meist durch hohe Abflüsse gekennzeichnet waren, waren extrem hohe Mengen an Schwebstoffen im Gewässer vorhanden. In P2 war dies in besonderem Maße der Fall. Da die hohen Abflüsse in P2 einem sehr trockenen Sommer und Herbst folgten (Kap. 6), fiel die Mobilisierung von Schwebfracht hier besonders extrem aus. Die Phasen mit hohen Schwebstoffkonzentrationen beschränkten sich jedoch nicht nur auf Hochwasserphasen. Auch in P4 war bei mittleren Abflussmengen eine außergewöhnlich starke Trübung festzustellen. Dies lässt darauf schließen, dass in zahlreichen Kompartimenten im Morsbachsystem leicht mobilisierbare Feinsedimente zwischengespeichert sind oder in dieses eingetragen werden können.

Abbildung 18: Probestelle M1 D/ M1 ND

Aufnahme in Fließrichtung bei MQ. Probestelle unterhalb einer Rausche. Am linken Ufer durchgehend Steinschüttungen. Potentielle Steigerung der Feinsedimentfracht durch starke Krümmungserosion am rechten Ufer. GSG-Klasse: 5 (stark verändert) (elwas-ims.nrw.de) Sohlstruktur mäßig bis gut. Verortung: s. Abb. 16

Abbildung 19: Probestelle M2 D/ M2 ND

Aufnahme gegen Fließrichtung bei MQ. Potentielle Steigerung der organischen und anorganischen FS-fracht durch Einträge aus RÜB Breitenbach (80m oberhalb der Probestelle) sowie durch verstärkte Krümmungserosion unterhalb der Einleitungsstelle. GSG-Klasse: 4 (deutlich verändert) Sohlstruktur mäßig bis schlecht (FS-Ablagerungen auf der Sohle am Ufer). Verortung: s. Abb. 16

Abbildung 20: Probenahmestellen M3D/ M3 ND

Aufnahme gegen Fließrichtung bei NNQ vor P1. Probestelle in flach überströmter Rausche. Rechts durchgehend, links vereinzelt Steinschüttungen. Mäßig bis starke Profileintiefung. Einflüsse durch erhöhten Feinsedimenteintrag aus RÜB Breitenbach möglich. GSG-Klasse: 4 (deutlich verändert, elwas-ims.nrw.de) Sohlstruktur gut bis mäßig. Verortung: s. Abb. 16

5.3 Untersuchungsraum Nette

Naturraum und Landnutzung: Die Nette entspringt nahe Dülken am Niederrhein in Nordrhein-Westfalen. Und fließt von dort nach Nordwesten. Nördlich von Nettetal ist sie durch intensiven Torfabbau im 17. und 18. Jahrhundert zu einer Nord-Süd verlaufenden Seenkette umgestaltet worden. Nach 28km mündet die Nette bei Wachtendonk in die Niers und entwässert ein Einzugsgebiet von gut 165km2. Zwischen Quelle auf 53m ü. NN und Mündung überwindet die Nette einen Höhenunterschied von 26m. Das Einzugsgebiet der Nette ist wegen starker Absenkungstendenzen durch hohe Grundwasserstände gekennzeichnet. Die Ausgestaltung der Fließgewässerlandschaft der Sander und sandigen Aufschüttungen fand im Pleistozän im Wechsel von Kalt- und Warmzeiten statt. In dieser Phase wurden 20-50m

mächtige Schuttkörper aus glaziofluvialen Sedimenten abgelagert. In den Warmzeiten führten insgesamt geringere sowie im Jahresverlauf wenig schwankende Abflussmengen einhergehend mit einer zunehmenden Stabilisierung der Ufer durch Vegetation dazu, dass sich die Fließgewässer des Niederrheins mäandrierend in ihre eigenen Ablagerungen einschnitten (*Klostermann*, 1988).

Fließgewässertypologie: Der Oberlauf der Nette wird bis zur Mündung in den Oberen Breyeller See durch die LAWA-Typologie als Kiesgeprägter Tieflandbach (Typ 16) ausgewiesen *(Pottgiesser & Sommerhäuser, 2008).* Fließgewässer dieses Typs durchfließen quartäre Jung- und Altmoränenlandschaften sowie ältere Flussterrassen in Kerb-, Auen- oder Muldentälern mit schwach gekrümmtem bis leicht mäandrierendem Verlauf. Die Strömungsdiversität ist im Referenzzustand groß, da zahlreiche lange, flach überströmte Schnellen und kürzere Pools aneinandergereiht sind. Ursprünglich bestand das Gewässerbett aus einem Mosaik aus groben und feinen Bestandteilen, die im Zuge der geologischen Entwicklung durch das fließende Wasser sortiert wurden. Kiese und grobe Sande wurden dabei meist nicht bzw. nur sporadisch transportiert, sodass diese eine Hauptkomponente der Gewässersohle darstellen. Neben Kiesen treten variierende Anteile an Sanden und Tonen in strömungsberuhigten Bereichen auf (*Buddensiek* et al., 1993). Wegen der großen Substrat- und Strömungsdiversität sind kiesgeprägte Tieflandbäche der dynamischste Fließgewässertyp des Tieflandes (Pottgiesser & Sommerhäuser, 2008). Das Talbodengefälle kann zwischen 0,3 und 2,5%, in Ausnahmen bis zu 5% betragen.

Beim Makrozoobenthos treten Arten der Quellregionen und Mittelläufe auf. Da flach überströmte Schnellen mit gut ausgebildetem Interstitial häufig auftreten, dominieren strömungsliebende, sauerstoffbedürftige Arten aus der Gruppe der Hartsubstratbesiedler. An Fischen dominieren kieslaichende, strömungsliebende Arten wie Bachneunauge, Bachforelle, Groppe, Elritze und Barbe.

Kurzbeschreibung des untersuchten Fließgewässerabschnitts

An der Nette wurde ein gut 1km langer Fließgewässerabschnitt nahe der Ortschaft Boisheim untersucht. In diesem Abschnitt befindet sich im Bereich der Probenahmestelle N2 eine Einleitung aus einem Regenüberlaufbecken, die im Untersuchungszeitraum nicht aktiv gewesen ist. Im untersuchten Abschnitt ist ein mit der Fließrichtung abnehmender Ausbaugrad festzustellen. An der am weitesten flussaufwärts gelegenen Probestelle N3 ist die Nette begradigt und beidseitig intensiv mit massiven Steinschüttungen befestigt. Ähnliches gilt auch für Probestelle N2, wo beide Ufer mit Steinschüttungen oder mit Holzverbau stark befestigt sind. Abschnitte, in denen der Uferverbau verfällt, sind durch starke bis mäßige Breitenerosion gekennzeichnet, was die Tendenz des Gewässers wiederspiegelt, seinen ursprünglichen, mäandrierenden Verlauf wiederherzustellen. Besonders deutlich ist diese Tendenz unterhalb von N3 zu beobachten. An Probestelle N3 zeigt sich ein anderes Bild. Dieser Bereich ist als weitgehend naturnah einzustufen, da Uferverbau, abgesehen von einem kurzen Abschnitt an einem unterhalb gelegenen Fischteich, weitgehend fehlt. Die Abfolge der GSG- Klassen 5 („stark verändert“) an Probestellen N2 und N3 hin zu 3 („mäßig verändert“) an N1 entspricht den oben geschilderten Beobachtungen.

Die Sohle der Nette ist über weite Strecken durch flächige Sandablagerungen gekennzeichnet. Kiese, die nach LAWA-Leitbild in kiesgeprägten

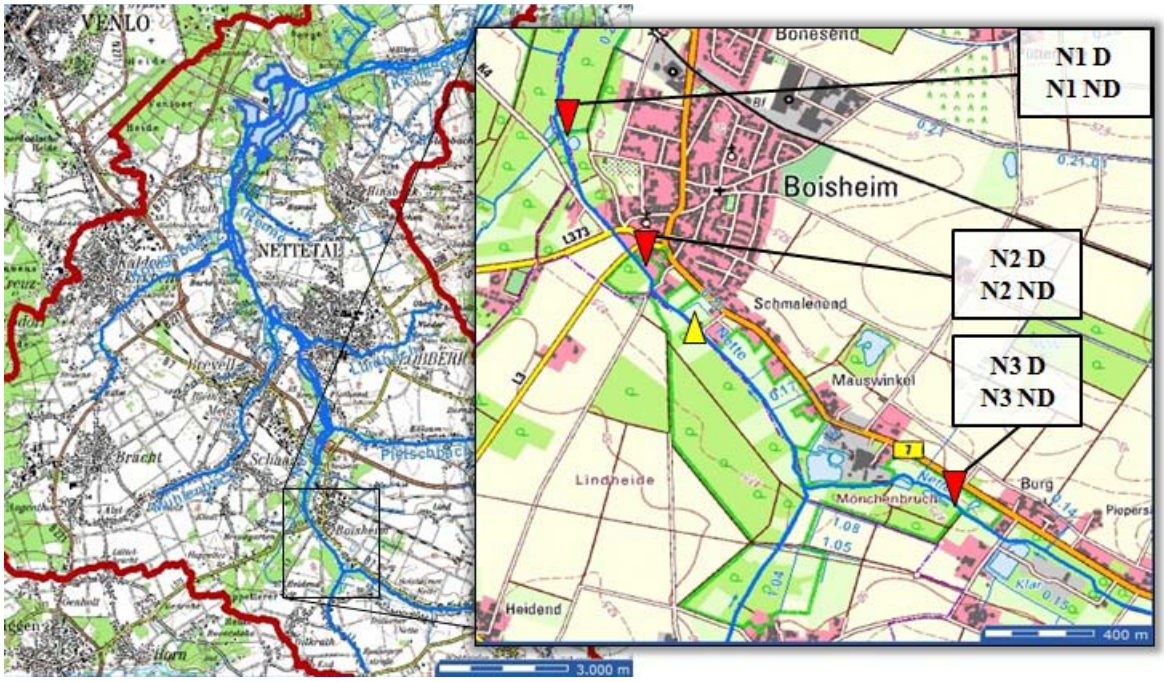
Tieflandsfließgewässern dominieren, sind an der Nette häufig durch mobile Sandfahnen bedeckt (Abb. 21).

Weiter ist auffällig, dass im Zuge von Abflussschwankungen vermehrt Sande mobilisiert und umgelagert wurden. Beide Prozesse spiegeln die Tendenz des Fließgewässers wider, auf erhöhten Sedimenteintrag bei gleichbleibender Transportkapazität mit Verringerung der Sohlrauigkeit (Verfüllung von Pools), Sedimentation, Verringerung der Fließtiefe und Vergrößerung des Querschnittes zu reagieren (Schumm, 1977). In ausgebauten Abschnitten herrscht daher monotone Sohlstruktur vor, sodass sich Kolmationshorizonte flächig entwickeln und keine unkolmatierten Ausweichrefugien vorhanden sind. Ähnliches wurde auch von Buddensiek et al. (1993) an der Lutter und Strohmeier (2005) in fränkischen sandgeprägten Fließgewässern beobachtet. Das Sohlmaterial ist sehr erosionsanfällig und mobil.

Abbildung 21: vorherrschende Sohlstruktur, Nette

Die Nette führte im untersuchten Abschnitt über den gesamten Beprobungszeitraum hinweg weitgehend klares Wasser ohne nennenswerten Schwebstoffgehalt. Jedoch führen Huminstoffe zu einer leichten bis starken Braunfärbung des Wassers. Diese konnte an Probestelle N3 besonders deutlich beobachtet werden.

Abbildung 22: Übersichtskarte Einzugsgebiet Nette, Detailkarte der Probenahmestellen



Quelle: Wupperverband (2000-2011): fluggs.wupperverband.de/netteverband

Abbildung 23: Probestelle N1 D / N1 ND

Aufnahme gegen Fließrichtung bei NQ. Natürliche Längsstrukturen wie Ufer- und Querbänke vorhanden, daher mäßige Strömungsdiversität und mäßig- gute Sohlstruktur. Kiese machen bis zu 30% der Sohlbedeckung aus, ansonsten dominieren Sande. GSG-Klasse 3 (mäßig verändert, nach elwas-ims.nrw.de). Verortung: Abb. 22

Abbildung 24: Probestelle N2 D/ N2 ND

Aufnahme gegen Fließrichtung bei MQ. Begradigte Strecke, beidseitig Holzverbau. Erhöhter Sedimenteintrag durch beidseitige mäßige bis starke Ufererosion möglich. Gewässerstrukurgüteklasse 5 (stark verändert, elwas-ims.nrw.de). Sohlstruktur mäßig. Verortung: Abb. 22

Abbildung 25: Probestelle N3 D/ N3 ND

Aufnahme gegen Fließrichtung bei MQ. Begradigte Strecke, Steinschüttungen oberhalb beidseitig. Erhöhter Feinsedimenteintrag und organische Belastung durch Kläranlageneinleitung 150m oberhalb von N3. Zusätzlich stellenweise mäßige bis starke Breitenerosion. GSG- Klasse 5 (stark verändert, nach elwas-ims.nrw.de). Verortung: Abb. 22

6 Abflussgeschehen im Untersuchungszeitraum

Im Zuge von Abflussschwankungen wird Feinsediment mobilisiert oder sedimentiert. Das Abflussgeschehen innerhalb der Probenahmeintervalle wird somit als ein zentraler Steuerungsfaktor der Kolmationsdynamik angesehen und im folgenden Abschnitt für die drei Fließgewässer dargestellt. Die Beprobungsstellen wurden in der Nähe von Landes- oder anderen Pegelstationen angelegt, sodass für alle drei Beprobungsstellen eines Fließgewässers Pegeldaten herangezogen werden.

Tab. 3 fasst die Abflusskennzahlen der untersuchten Fließgewässer zusammen. An der Ahr mit dem größten Einzugsgebiet beträgt der mittlere Abfluss 8m³/s. An der Nette mit dem kleinsten Einzugsgebiet ist der mittlere Abfluss mit 0,1m³/s um den Faktor 80 geringer als an der Ahr.

An der Nette, einem Fließgewässer des Tieflandes bildet sich weniger Oberflächenabfluss, da Grundwasserneubildungsprozesse und Versickerung bedeutsamer sind. Am Morsbach, der im Mittelgebirge gelegen ist, werden deutlich höhere mittlere Abflüsse gemessen, obwohl beide Fließgewässer ein Einzugsgebiet vergleichbarer Größe entwässern. Am Morsbach reagiert der Abfluss schnell auf Niederschläge, sodass die Abflussvariabilität sehr hoch ist. An der Ahr werden die Hochwasserspitzen im größeren Einzugsgebiet wegen verstärkter Retention auf längerem Laufweg abgeschwächt. Daher sind Abflussspitzen am Morsbach mit einem HQ/ MQ- Verhältnis von 8:1 extremer als an der Ahr mit einem Verhältnis von 5:1. Trotz des verhältnismäßig großen Einzugsgebietes sind die an der Ahr verzeichneten Abflussschwankungen recht groß, was auf eine geringe Retentionsleistung des Einzugsgebietes schließen lässt.

Tabelle 3: Abflusszahlen für Ahr, Morsbach und Nette im Winterhalbjahr 2011/12 und 1964- 2007 für die Ahr

	Ahr	Ahr (1964-2007)	Morsbach	Nette
Einzugsgebietsgröße oberhalb Pegel [km²]	746	746	46,3	34,78
NQ [m3/s]	0,4	0,7	0,1	0,08
MQ [m3/s]	8	10,7	2	0,1
HQ [m3/s]	59	85,8	6,2	0,3
MQ/NQ	26,8	15,5	8,8	1,6
HQ/MQ	5,51	7,9	7,7	2,6
Variationskoeffizient [%]	117		105	30

Datengrundlagen : Ahr: Landespegel Ahrbrück, Daten des LUWG RLP, abrufbar unter, hochwasser-rlp.de. Morsbach: Pegel des Wupperverbandes Beckeraue, Datenabfrage beim Wupperverband. Nette: Landespegel Boisheim, Datenabfrage beim LANUV NRW.

Am Beispiel der Ahr (Abb.26, Tab. 3) wird im Folgenden zunächst das Abflussgeschehen des Winterhalbjahres 2011/12 sowie der einzelnen Probenahmeintervalle vor dem Hintergrund langjähriger Abflusswerte (1964- 2007) charakterisiert. Weiter werden, ebenfalls am Beispiel der Ahr, die hydrologischen Bedingungen in 2011

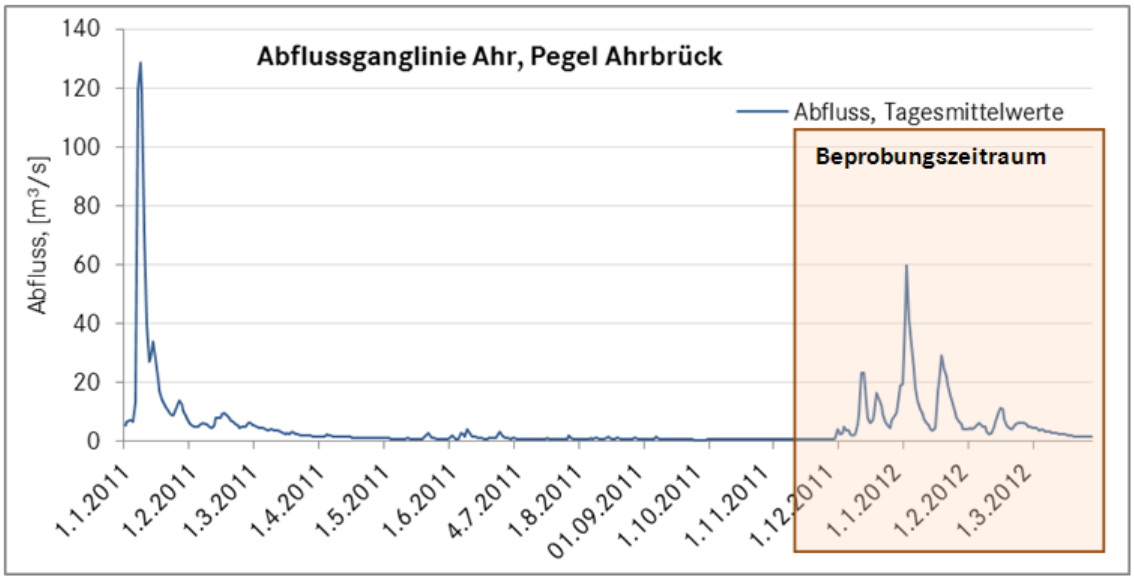
beschrieben, da die Hochwasserfrequenz im vor P1 liegenden Zeitraum die Feinsedimentfrachten der untersuchten Fließgewässer beeinflussen konnte (Abb. 27) Bei Vergleich der Abflussganglinien aller Fließgewässer (s. Abb. 48 auf S. 2 im Anhang) wird deutlich, dass die Abflussganglinien der drei Gewässer nahezu parallel verlaufen. Aus diesem Grund und weil das Abflussgeschehen an Ahr, Morsbach und Nette von den gleichen großräumigen klimatischen Mustern beeinflusst wird, ist davon auszugehen, dass die zur Ahr getroffenen Aussagen auch für Morsbach und Nette gültig sind.

Ahr: Der Zeitpunkt des Beginns der Beprobungen im November 2011 fiel in eine langanhaltende Trockenperiode mit sehr geringen Wasserständen (Abb. 27, oben). In P1 war der Wasserstand an der Ahr fast über das gesamte Intervall halb so groß wie das langjährige MNQ. In P2 und P3 hingegen liegen die Abflüsse deutlich über dem langjährigen Mittel, da hier eine rasche Abfolge mehrerer Hochwasserereignisse aufgezeichnet wurde. Gegen Ende der Untersuchungen sinken die Abflüsse kontinuierlich ab und es treten nur noch vereinzelt kleinere Hochwasserspitzen auf. Der Abfluss pendelt sich leicht unterhalb des Niveaus des MQ ein. Über den gesamten Probezeitraum war der mittlere Abfluss mit 8m³/s um etwa 3m³/s geringer als der langjährige Mittelwert.

Im Abflusshalbjahr 2011/12 wurde eine große Spanne hydrologischer Bedingungen aufgezeichnet, die weitgehend die typische Spannweite winterlicher Abflüsse repräsentieren. Die ersten vier Wochen der Aufzeichnungen sind nur bedingt repräsentativ, da sich nach langer Trockenheit extrem niedrige Wasserstände ergaben, die für das Winterhalbjahr ungewöhnlich sind. Der Quotient MQ/NQ ist im Winterhalbjahr 2011/12 somit deutlich größer als im durchschnittlichen Verlauf. Der Quotient aus HQ und MQ ist mit 5,5 in einer ähnlichen Größenordnung wie die langjährigen Daten.

Betrachtet man nun die hydrologischen Bedingungen, die in 2011 vor Beginn der Beprobungen aufgezeichnet wurden, so fällt auf, dass 2011 durch extrem niedrige Wasserstände gekennzeichnet war (Abb. 26). Nach einem ausgeprägten Hochwasserscheitel im Januar 2011 folgt eine lange Phase mit durchgehend außergewöhnlich niedrigen Wasserständen von weniger als 1m³/s. Ab März 2011 liegen die Wasserstände also deutlich unter dem langjährigen Mittelwert. Diese Beobachtung ist für die Interpretation der Ergebnisse zur Kolmationsdynamik von Bedeutung, da davon auszugehen ist, dass im Jahresverlauf bei konstant niedrigen Wasserständen größere Feinsedimentmengen in der Sohle akkumulieren konnten, ohne von Hochwasserereignissen remobilisiert und ausgetragen zu werden.

Abbildung 26: Abflussganglinie an der Ahr im Jahr 2011 und im Beprobungszeitraum

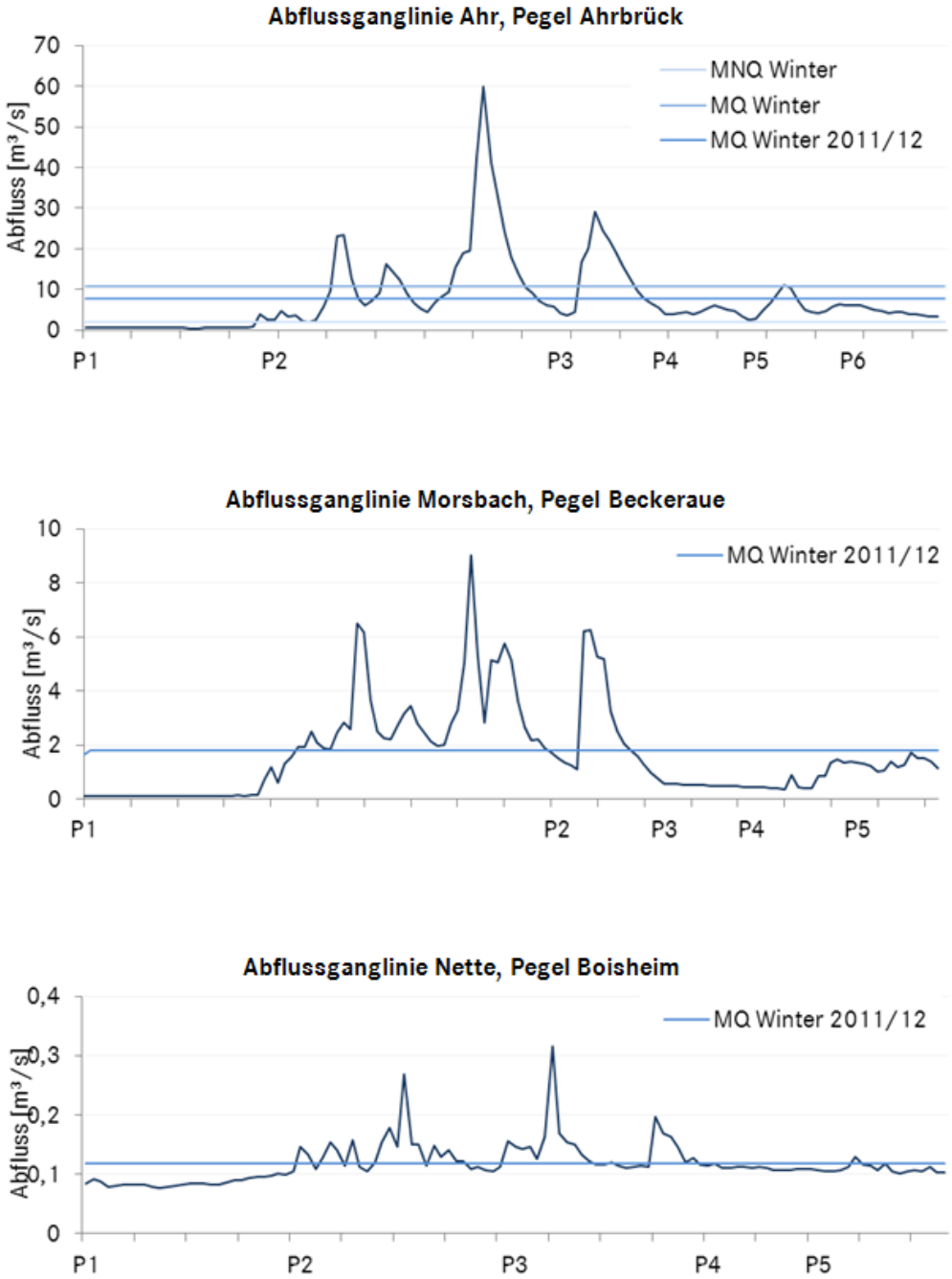


Datengrundlage: s. Tabelle 3

Morsbach: Am Morsbach lag der Mittelwert des Abflusses im Winterhalbjahr 2011/12 bei 2m³/s. P1 ist durch eine ausgesprochen hohe Abflussvariabilität gekennzeichnet (Abb. 27, Mitte). Ähnliches gilt für P2, das zwar deutlich kürzer als das erste, aber ebenfalls durch einen deutlich ausgeprägten Hochwasserscheitel gekennzeichnet ist. Innerhalb eines Tages steigt der Abfluss hier von einem auf 6m³/s an. In der 3. Probephase konnte nur ein Abflusswert aufgezeichnet werden, da der Pegel Beckeraue vom 1. bis zum 16. Februar zugefroren war (Wupperverband, mdl. Mitt.). Die fehlenden Werte wurden linear interpoliert. Der Abfluss war P3 wegen der Eisbedeckung sehr gering, wenig variabel und konzentrierte sich auf Bereiche im Stromstrich. In P4 ist der Abfluss weiterhin gering, nur gegen Ende der Beprobungspsphase setzt eine Steigerung des Abflusses ein. Da diese kurze Spitze Mittelwert und Standardabweichung anhebt, ist auch der Variationskoeffizient mit 50% hoch. In P5 liegt der Mittelwert mit 2m³/s wieder im Bereich des MQ 2011/12. Die Variation ist gemessen am Mittelwert wieder deutlich geringer, sodass der Variationskoeffizient nur noch 10% beträgt. P3+4 und P3+4+5 fassen die Variabilität eines längeren Zeitraumes zusammen und sind somit durch höhere Werte der Variabilität gekennzeichnet.

Nette: Die Abflussmengen an der Nette sind am geringsten. Minimale Werte betragen hier 0,07m3/s (vgl. Ahr: 0,4m3/s) und maximale Abflüsse 0,3m3/s (Ahr: 60m3/s). Der mittlere Abfluss über den Untersuchungszeitraum beträgt 0,12m3/s. Das Muster der Abflussganglinie ist mit denen von Ahr und Morsbach vergleichbar: auch hier ist Probenahmephase P1 durch konstant sehr geringe Abflüsse gekennzeichnet, wohingegen P2 und P3 durch höhere Abflüsse gekennzeichnet sind. Die Abflussschwankungen sind an der Nette sehr gering, in P4 sind die Abflüsse nahezu konstant. Das Abflussgeschehen ist an der Nette stark anthropogen überprägt und monoton, da ein Großteil des Abflusses aus dem Ablauf der Kläranlage Dülken stammt. Oberhalb des Auslasses der Kläranlage Dülken kommt es bei Trockenwetter nicht zu natürlicher Abflussbildung.

Abbildung 27: Abflussganglinien an Ahr, Morsbach und Nette, Tagesmittelwerte



Beginn der Probenahmeintervalle wird auf der x-. Achse wiedergegeben, Hilfslinien der x- Achse Markieren jeweils eine Woche. Datengrundlage s. Tab. 3

Vergleich der Abflussganglinien von Ahr, Morsbach und Nette

Tabelle 4 fasst die Mittelwerte und Variationskoeffizienten aller Probenahmeintervalle für Ahr, Morsbach und Nette zusammen. Probenahmeintervalle, in denen der Abfluss über dem jeweiligen Mittelwert des Winterhalbjahres 2011/12 liegen, sind grau hinterlegt.

Tabelle 4: Abflusswerte für Ahr, Morsbach und Nette: Mittelwerte, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten aller Probenahmeintervalle

	Probenahme-intervall	MW [m³/s]	Standardab-weichung [m³/s]	Variationskoeffi-zient [%]
Ahr	P1	0,74	0,74	100,74
	P2	13,26	12,22	92,16
	P3	13,46	8,24	61,24
	P4	4,43	0,94	21,25
	P5	6,36	2,43	38,16
	P6	4,44	0,97	21,96
	Ahr	7,86	9,21	117,17
Morsbach	P1	1,90	1,94	101,84
	P2	2,71	2,00	73,67
	P3	0,49	0,05	10,12
	P4	0,74	0,42	56,85
	P5	1,30	0,20	15,30
	P 3+ P4	0,61	0,32	25,16
	P4 + P5	0,81	0,43	52,65
	Morsbach	1,62	1,71	105,44
Nette	P1	0,09	0,01	9,41
	P2	0,14	0,03	23,87
	P3	0,14	0,04	29,14
	P4	0,11	0,00	2,98
	P5	0,11	0,01	6,72
	Nette	0,12	0,03	27,99

Der Variationskoeffizient über die Zeiträume P1-P6 ist an der Ahr am höchsten und beträgt über 100% des Mittelwertes. Zugleich ist an der Ahr die Spannweite der gemessenen Abflusswerte mit 60m³/s um ein Vielfaches größer als an Morsbach oder Nette (Abb. 27).

Auch die Abflüsse am Morsbach weisen bei einer Spannweite von etwa 9m³/s eine große Variabilität auf, da der Variationskoeffizient über 105% des Mittelwertes beträgt (s. Tab. 4). Die Abflussschwankungen der Nette sind im Vergleich zu Ahr und Morsbach mit einer Spannweite von etwa 0,2m³/s und einem Variationskoeffizienten von 30% deutlich geringer.

Inwiefern sich die unterschiedlichen Streuungsbreiten der Abflussdaten auf den Feinsedimenteintrag ins Interstitial auswirken, wird in Kapitel 8.3 dargestellt.

7 Kurzcharakterisierung der Probenahmeintervalle

Tabellen 5-7 zeigen die Dauer der einzelnen Probenahmeintervalle im gesamten Untersuchungszeitraum, der sich von November 2011 bis März 2012 erstreckt, an Ahr, Morsbach und Nette. Zusätzlich wird festgehalten, welche Bearbeitungsschritte im jeweiligen Probenahmeintervall durchgeführt werden konnten.

Ahr

An der Ahr konnten nur in P1 alle sechs Sedimentfallen entnommen werden. In P2 waren die Fallen der Stellen A1 und A2 wegen Hochwasser nicht zugänglich, sodass diese Fallen durch näher am Ufer gelegene Fallen ersetzt wurden. Jedoch konnten weder die ursprünglichen noch die Ersatzfallen in P3 und P4 aufgefunden werden, sodass davon auszugehen ist, dass diese während der Hochwasserspitzen aus dem Bett herauserodiert wurden.

Daher wurden die Fallen der Stelle A1 ab P4 komplett aufgegeben. Auch A2 D wurde aufgegeben, da der Nachbau der durchströmten Fallen sehr zeitintensiv ist. In P4, welches durch langanhaltende Kälte geprägt war, war die Ahr nahezu vollständig zugefroren. An A3 konnten die Fallen durch ein Loch im Eis trotzdem entnommen werden. Wegen der zahlreichen Ausfälle wurde die Beprobung an der Ahr um eine zusätzliche Probephase P6 ergänzt. Insgesamt stehen somit 17 Datensätze für die Auswertungen zur Verfügung. Wegen hoher Wasserstände konnte in P2, P3 und P5 keine Kolmationskartierung durchgeführt werden. In P4 waren die Uferbereiche mit Eis überdeckt, sodass auch hier eine Kartierung der Kolmation nicht möglich war.

Tabelle 5: Probenahmeintervalle an der Ahr: Zeitraum und Kurzcharakterisierung

Beprobungszeitraum		A1 D	A1 ND	A2 D	A2 ND	A3 D	A3 ND	Expositions-dauer	Besonderheiten/ Kolmationskartierung
P1	10. Nov-6. Dez							4 Wochen	(KK, Schaufelprobe/ Ufer)
P2	6. Dez-16. Jan							6 Wochen	A3 ND halb leergespült, KK
P3	16. Jan-31. Jan							2 Wochen	(KK, Schaufelprobe/ Ufer)
P4	31. Jan-13. Feb							2 Wochen	KK
P5	13. Feb-28. Feb							2 Wochen	KK
P6	28. Feb-12. März							2 Wochen	Starkes Algenwachstum, KK

Morsbach

Am Morsbach musste P1 verlängert werden, da während mehrerer Begehungen die Eimer bei hohen Wasserständen nicht entnommen werden konnten. Ab P2 wurde die Beprobungszeit auf 2 Wochen verkürzt, sodass die vorgesehenen 5 Beprobungen noch durchgeführt werden konnten. In P3 war der Morsbach nahezu vollständig mit Eis bedeckt. Die Eisschicht war Ufer besonders mächtig, sodass die Fallen darunter nicht entnommen werden konnten. An M3, die nahe an einer Brücke gelegen ist, konnten die Fallen durch ein Loch im Eis entnommen werden, wohingegen die Fallen von M1 und M2 erst in der darauffolgenden Begehung wieder zugänglich waren. In P4 war der Morsbach sehr trüb, sodass die Fallen an M2 nicht wiedergefunden wurden.

Daher wurden die Fallen an M2 für eine weitere Beprobungsphase im Gewässer belassen. Insgesamt ergeben sich 24 Datensätze. Aus den oben genannten Gründen konnte die Kolmationskartierung am Morsbach in P1, P2 und in P5 durchgeführt werden, wobei die Kartierung in P1 nicht zum Zeitpunkt der Entnahme durchgeführt wurde.

Tabelle 6: Probenahmeintervalle am Morsbach: Zeitraum und Kurzcharakterisierung

Beprobungszeitraum		M1 D	M1 ND	M2 D	M2 ND	M3 D	M3 ND	Expositions-dauer	Besonderheiten/ Kolmationskartierung
P1	5. Nov-15. Jan							9 Wo.	KK
P2	15. Jan-30. Jan							2 Wo.	KK
P3	30. Jan-12. Feb							2 Wo.	KK
P4	12. Feb.-27. Feb							2/4 Wo.	KK
P5	27. Feb-12.März							2/6 Wo.	Starkes Algenwachstum; KK

Nette

An der Nette traten lediglich an N1 D Verluste der durchströmten Falle auf. Diese war in P2 durch eine mobile Sandbank vollständig überdeckt worden, und konnte unter den Sandschichten nicht wiedergefunden werden.

Nachdem die Falle N1 D in P2 und P3 ersetzt und jeweils wieder übersandet wurde, wurde die Falle ab P4 aufgegeben. In P5 wurde die Falle N2 ND durch Passanten entfernt. Während der 5 Probenahmeintervalle konnten an der Nette 25 Proben entnommen werden.

Tabelle 7: Probenahmeintervalle an der Nette: Zeitraum und Kurzcharakterisierung

Beprobungszeitraum		N1 D	N1 ND	N2 D	N2 ND	N3 D	N3 ND	Expositionsdauer	Besonderheiten, Kolmationskartierung
P1	3. Nov-1. Dez							4 Wo.	(KK)
P2	1. Dez-30. Dez							4 Wo.	(KK)
P3	30. Dez-29. Jan							4 Wo.	(KK)
P4	29. Jan-12. Feb							2 Wo.	N2, N3 sehr flach überströmt; (KK)
P5	12. Feb.-27. Feb							2 Wo.	(KK)

Legende für Tabellen 7.1 bis 7.3

- Entnahme möglich
- Entnahme wegen Hochwasser nicht möglich/Abspülung
- Entnahme wegen Eisbedeckung nicht möglich→Verlängerung
- Entnahme wegen Trübung nicht möglich→ Verlängerung
- Falle übersandet
- Falle aufgegeben

8 Ergebnisse der Sedimentfallenbeprobungen an Ahr, Morsbach und Nette

In den folgenden Kapiteln werden die Ergebnisse der Sedimentfallenbeprobungen und Kolmationskarteirungen an Ahr, Morsbach und Nette dargestellt. In Kapitel 7.1 werden zunächst die Eintragsmengen und Korngrößenspektren betrachtet. Wesentlicher Teil dieser Untersuchung ist der Vergleich der Eintragsdynamik, die an den je drei Probestellen der untersuchten Fließgewässer in den jeweiligen durch spezifische Abflussbedingungen gekennzeichneten Probenahmeintervallen ermittelt wurde. In Kapitel 7.3 werden daher die Daten zum Sedimenteintrag vor dem Hintergrund der Abflussbedingungen in den jeweiligen Probenahmeintervallen dargestellt und untersucht, ob Variabilitäten beider Größen an den drei Fließgewässern jeweils vergleichbar sind. Die Daten zum Anteil der organischen Substanz am Eintrag werden in Kapitel 8.8 vor dem Hintergrund des Abflussgeschehens interpretiert.

8.1 Gesamteintrag und Streuung des Eintrags

Im Folgenden werden die Verteilungen der Sedimenteinträge nach den einzelnen Fraktionen für Ahr, Morsbach und Nette dargestellt (Abb. 28; Abb. 29; Abb. 30). Hierbei kommen Boxplotdiagramme zur Anwendung. Die Höhe der „Box“ markiert den Bereich, in dem die mittleren 50% der Daten liegen. Je höher die Box ist, desto weiter streuen die Daten. Die Box ist weiter in das obere und untere Quartil unterteilt, wobei die Grenze zwischen beiden Quartilen (Median) durch eine schwarze Linie markiert wird. Die „Antennen“ wiederum zeigen Werte an, die außerhalb der mittleren 50% der Daten liegen, die sich aber noch innerhalb eines Abstandes, der dem 1,5-fachen der Box entspricht, befinden. Werte jenseits dieser Antennen werden als Ausreißer klassifiziert.

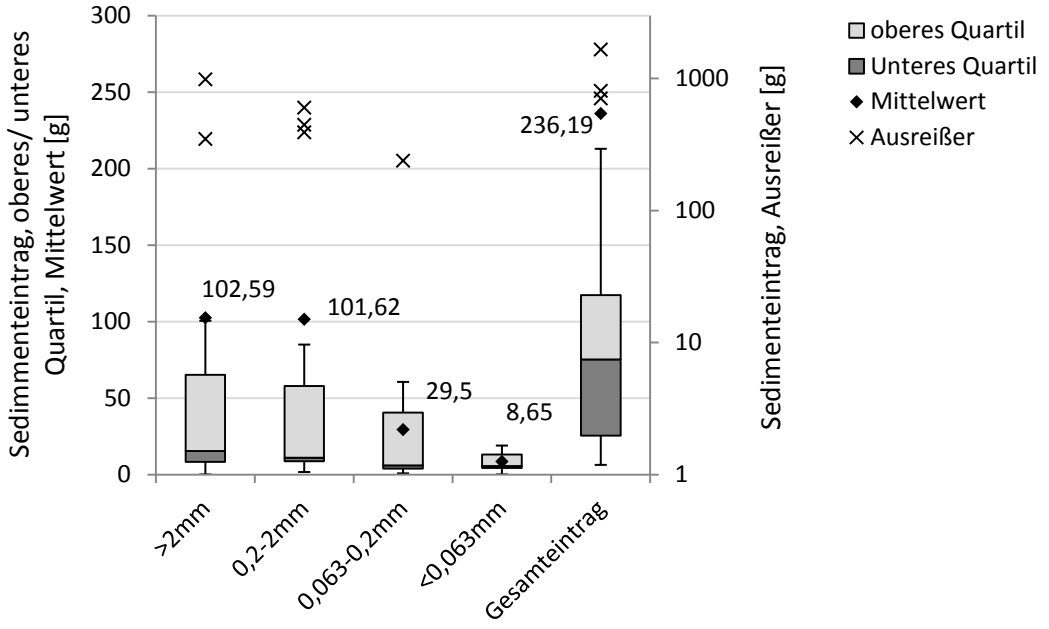
Ahr: Der mittlere Gesamteintrag (gemittelt über alle Probenahmeintervalle und Probenahmestellen) beträgt an der Ahr ca. 236g, wovon je etwa 100g auf die gröbsten Fraktionen >2mm und 0,2- 2mm entfallen (Abb. 28). Die feineren Fraktionen stellen 10 bis 30g der gemittelten Sedimenteinträge. Die Streuung der Daten ist hier geringer als bei den Grobfraktionen. Beim Gesamteintrag werden maximale Werte von über 1000g gemessen, wobei 3 der 17 Werte als Ausreißer klassifiziert, in der Analyse aber trotzdem mit betrachtet werden. Die hohen Ausreißer der groben Fraktionen <2mm und 0,2-2mm sowie des Gesamteintrags werden auf einer logarithmischen Skala dargestellt. Der Mittelwert bezieht diese Ausreißer ein und liegt deshalb außerhalb der mittleren 50% der Daten.

Morsbach: Die Spanne des Gesamteintrages reicht am Morsbach von weniger als 10g bis zu über 2000g mit einem Mittelwert von 734g (Abb. 29). Hiervon machen die gröbsten Fraktionen <2mm und 0,2-3mm mit je gut 300g die größten Anteile aus. Der Eintrag an Substrat feiner als 0,2mm liegt bei knapp 30g (0,063- 0,2mm) bzw. gut 20g für Material <0,063mm.

Nette: Die Spannweite des Gesamteintrags an der Nette liegt bei einem Mittelwert von 490g zwischen 10 und 1100g (Abb. 29). Die feineren Fraktionen sind mit gut 50g (0,063- 0,2mm) und knapp 20g (<0,063mm) am Eintrag beteiligt. Im Gegensatz

zu Ahr und Morsbach ist an der Nette ein deutliches Maximum der Sandfraktion am Eintrag auszumachen.

Abbildung 28: Sedimenteinträge nach Fraktionen, gemittelt über alle Probestellen, Ahr



Mittelwerte als Zahl angegeben. Da für Hochwasserereignisse nur vereinzelte Messwerte vorliegen, stechen diese als Ausreißer hervor. Da die Daten aus Hochwasserphasen jedoch mit in die Betrachtungen einbezogen werden sollen, werden diese in die Berechnungen der statischen Maßzahlen mit einbezogen.

Abbildung 29: Sedimenteinträge nach Fraktionen, gemittelt über alle Probestellen, Morsbach

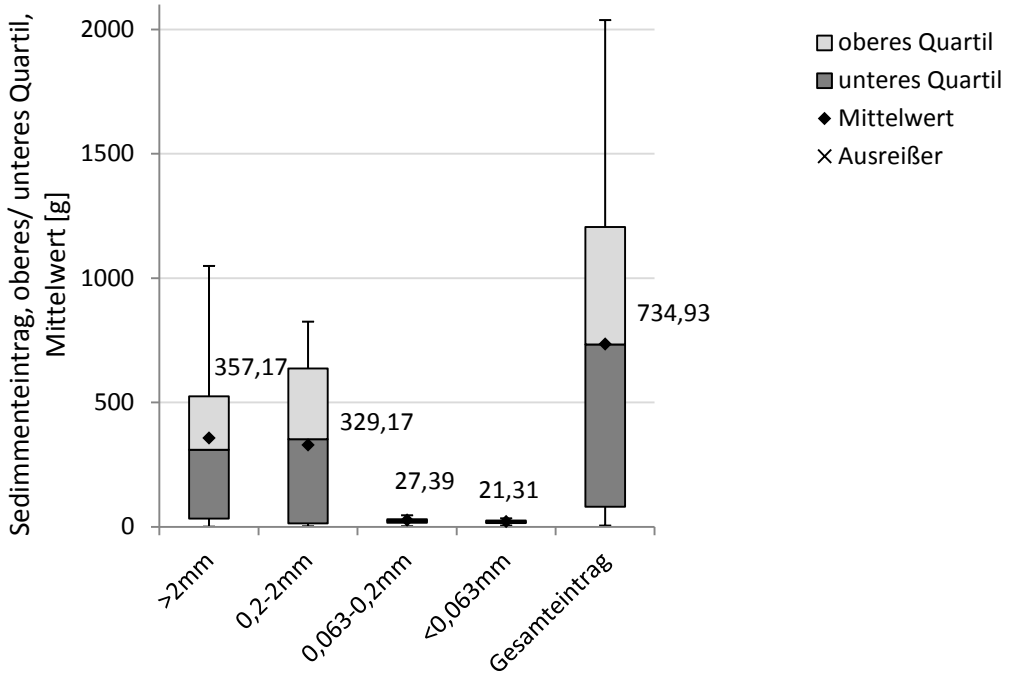
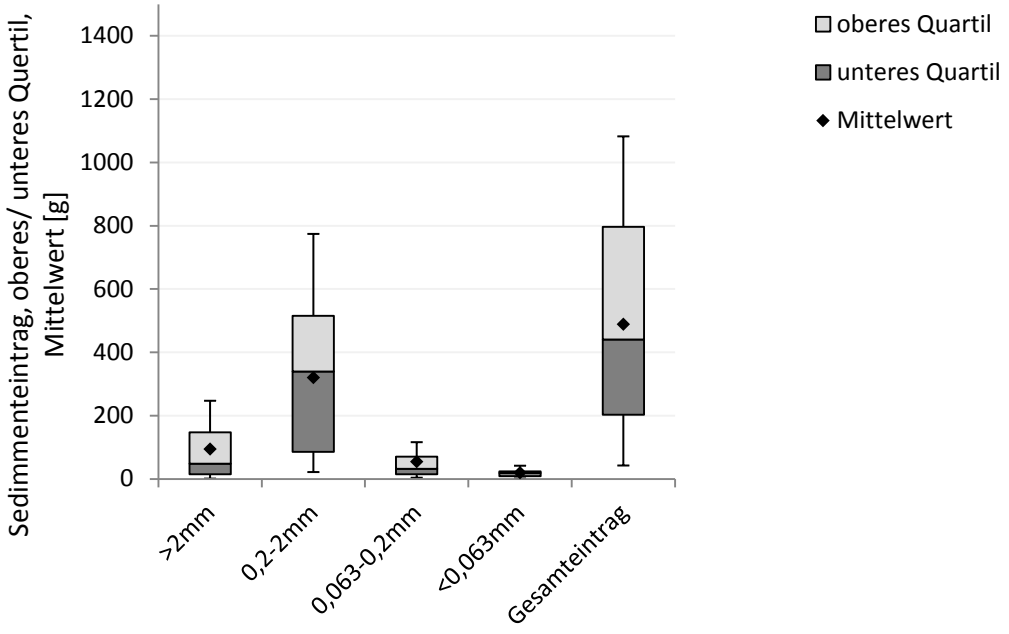


Abbildung 30: Sedimenteinträge nach Fraktionen gemittelt über alle Probestellen, Nette



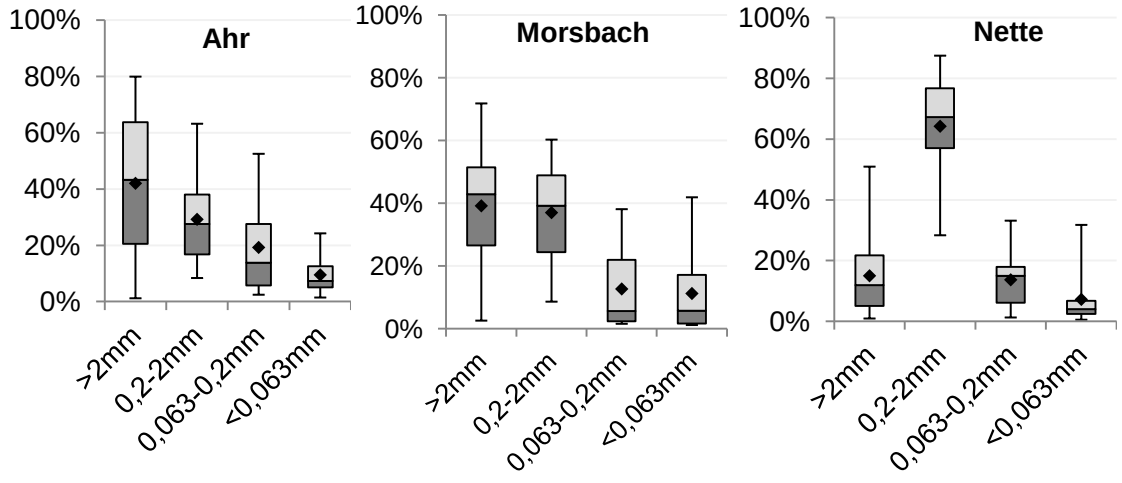
Vergleich des Anteils der Fraktionen am Eintrag

Das Korngrößenspektrum der eingetragenen Sedimente unterscheidet sich an Ahr, Morsbach und Nette deutlich (Abb. 31). An Ahr und Morsbach macht grobes Material <2mm und Material, das im ersten Waschsiebgang abgetrennt wurde (Fraktion 2mm-2cm, s. Kap. 4.3), jeweils knapp 50% der eingetragenen Sedimentmenge aus. Bei diesem Material handelt es sich nicht um Feinsediment. An der Nette hingegen beträgt der Anteil an grobem Material >2mm nur etwa 15%.

Die jeweils feineren Fraktionen stellen abnehmende Anteile am Gesamteintrag. Die Einträge der feinsten Fraktionen (0,063- 0,2mm und <0,063mm) ähneln einander an den drei untersuchten Gewässern stark und betragen jeweils zwischen 10 und 20%. An der Nette machen Mittel- und Grobsand mit gut 70% die höchsten Anteile der Einträge aus, wohingegen der Eintrag der Fraktion >2mm mit knapp 20% deutlich geringer ist.

In allen drei Fließgewässern werden relativ große Mengen an Feinsediment der Fraktion <2mm in die Fallen eingetragen. Ahr und Morsbach sind hinsichtlich der Feinsedimenteinträge vergleichbar. Der Anteil an Feinsediment am Eintrag beträgt an beiden Fließgewässern durchschnittlich mehr als 50% des Gesamteintrags (Ahr: 140g absolut, Morsbach: 250g absolut). An der Nette ist der Eintrag an Feinsediment mit über 80% Anteil am Sediment (400g absolut) deutlich größer als an Ahr und Morsbach (Abb. 31).

Abbildung 31: Anteile der vier Fraktionen am Gesamteintrag an Ahr, Morsbach und Nette



8.2 Gesamteintrag nach Probestellen

Abb. 8.3 zeigt die mittleren Einträge für die jeweils drei Probestellen jedes Gewässers unterteilt nach durchströmten und nicht seitlich durchströmten Fallen. Ist die Standardabweichung an einer Probestelle hoch, deutet dies auf starke Variation des Eintrags an dieser Stelle im untersuchten Winterhalbjahr hin.

Ahr: An der durchströmten Falle an Probestelle 1 (A1 D), der nicht durchströmten Falle an Probestelle 1 (A1 ND) sowie der durchströmten Falle an Probestelle 2 (A2 D) konnte jeweils nur ein Datensatz aus dem ersten Probenahmeintervall in die Auswertung einbezogen werden. Die über alle Probenahmeintervalle gemittelten Gesamteintragsmengen schwanken zwischen <50g in der durchströmten Falle an Probestelle 2 und knapp 400g in der durchströmten Falle der Probestelle 3. An Probestelle A3 wurden bei beiden Fallentypen die höchsten Sedimenteinträge gemessen. Die vergleichsweise große Streuung an A3 D ist darauf zurückzuführen, dass nur hier in allen Probenahmeintervallen Fallen entnommen werden konnten, wohingegen an Probestellen A1 und A2 nur einzelne Datensätze vorliegen, die keine Hochwasserereignisse umfassen. Die Daten für A1 D, A1 ND und A2 D sind somit nur bedingt repräsentativ (Abb. 32, oben).

Der Gesamteintrag in die durchströmten Fallen ist an den Probestellen A1 und A2 geringer als der Eintrag in die geschlossenen Fallen, nur an der dritten Probestelle ist es umgekehrt. Allerdings konnte an Probestellen 1 und 2 jeweils nur eine Probenserie entnommen werden, sodass die Datenbasis für eine für eine zuverlässige Aussage nicht ausreicht. An Falle A3D werden die höheren Einträge vor allem durch die gröbste Fraktion >2mm hervorgerufen. Betrachtet man nur das Feinsediment der Fraktion <2mm, so ist der Eintrag in die durchströmte Falle in A3 D wie auch an allen anderen Standorten deutlich geringer.

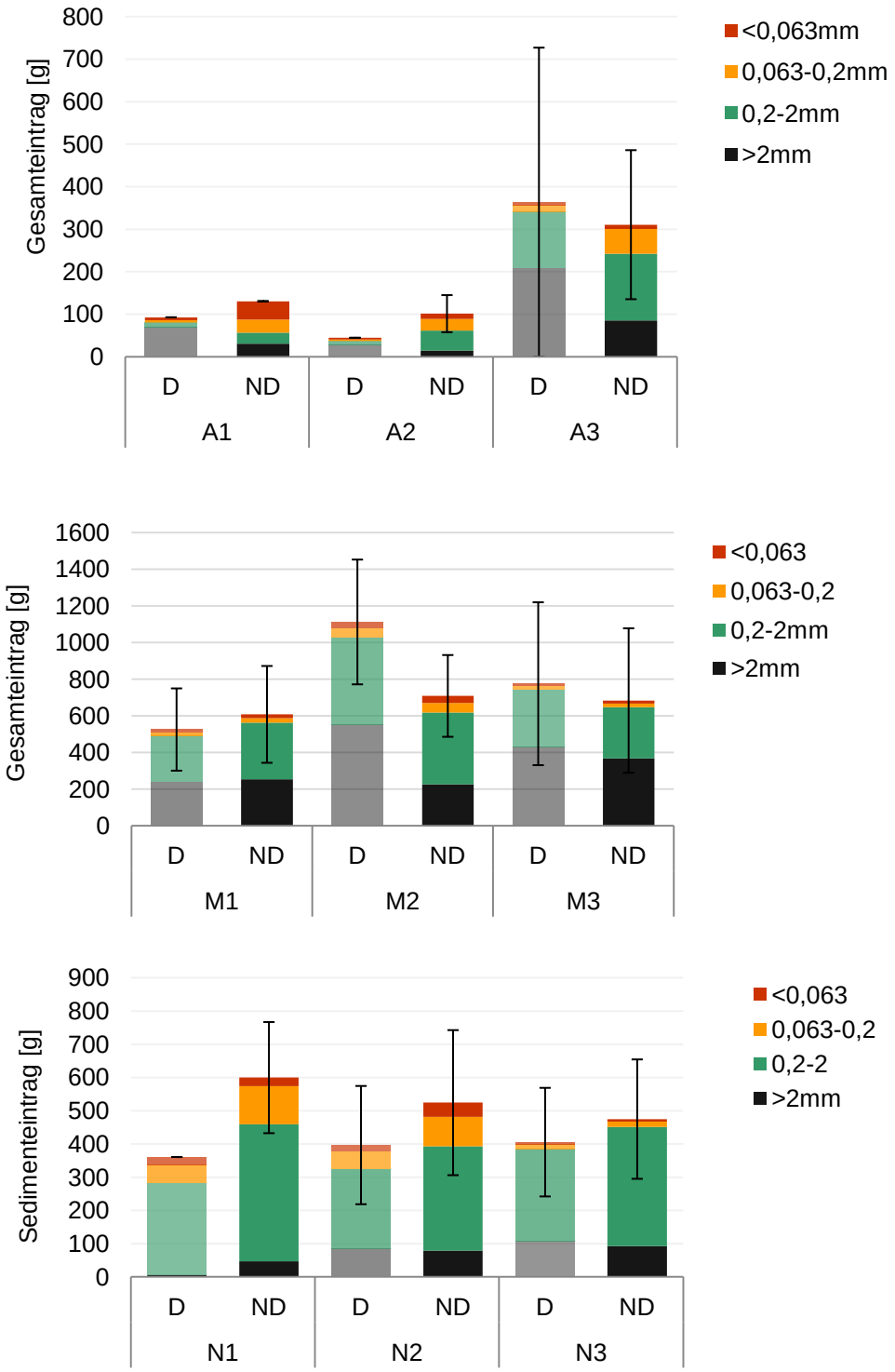
Morsbach: Der mittlere Gesamteintrag schwankt an den drei Probestellen zwischen etwa 600g an der ersten und etwa 1.100g an der zweiten Probestelle (Abb. 32, Mitte). An M2 ist die Einleitung aus dem Regenüberlaufbecken Breitenbruch für den höheren Sedimenteintrag von Bedeutung (Kap. 3.3.2/ Kap. 5.2). Diese wurde in einer Untersuchung 2010/11 (PB Zumbroich/FH Köln) als ein Feinsedimenteintrags-

schwerpunkt eingestuft. Zumindest in der zweiten Untersuchungsperiode (P2) konnte hier ein Spülstoß mit hoher Feinsedimentfracht vor Ort beobachtet werden. Ob das eingetragene Feinsediment schon in so geringer Entfernung zur Einleitung sedimentiert wird, ist nicht klar. Die im Vergleich zu der oberhalb von M2 gelegenen Probestelle M1 deutlich höheren Einträge in die Sedimentfallen des Standortes M2 sprechen allerdings dafür. Auch an M3, die sich etwa 1km unterhalb der Einleitung befindet, ist eine auf die Einleitung zurückzuführende erhöhte Sedimentation denkbar.

Der Gesamteintrag in die durchströmten Fallen ist am Morsbach nur an der ersten Probestelle durchschnittlich geringer als in die nicht durchströmte Falle (Abb. 32, Mitte). Der höhere Sedimenteintrag an der Probestelle M2 in die durchströmte Falle wird vor allem durch Material der Fraktion >2mm hervorgerufen. Betrachtet man nur den Eintrag an Feinsediment, so liegen die Einträge in den Probestellen M2 D und M2 ND in einer ähnlichen Größenordnung. Gleiches gilt für die Fallen M3 D und M3 ND.

Nette: Für die durchströmte Falle der ersten Probestelle (N1 D) liegt nur ein Wert vor. Insgesamt liegen die Einträge an allen Probestellen nah beieinander. Die nicht durchströmte Falle der ersten Probestelle verzeichnet insgesamt die größten Eintragsmengen, was besonders auf hohe Feinsandeinträge zurückzuführen ist. Der Gesamteintrag ist in den durchströmten Fallen an allen Stellen deutlich geringer als in den nicht durchströmten Fallen. Die Differenz liegt an N1D/ N1 ND bei über 200g. Auch an N2 und N3 sind die Gesamteintragsmengen in den geschlossenen Fallen um 80 bis 100g höher, was einer Eintragssteigerung um 20% entspricht.

Abbildung 32: Mittlerer Gesamteintrag nach Probestellen an Ahr, Morsbach und Nette



D: durchstömte Fallen (durchströmte Fallen: transparente Darstellung)

ND: nicht durchströmte Fallen

Vergleich der Einträge nach Probestellen an Ahr, Morsbach und Nette

Für die absoluten Eintragsmengen konnten kaum signifikante Unterschiede zwischen den drei Probestellen der jeweiligen Gewässer festgestellt werden. An der Ahr kann wegen der ungenügenden Datenlage keine eindeutige Aussage getroffen werden.

Die Stelle M2 am Morsbach stellt eine Ausnahme dar. An M2 wurden im Vergleich zu M1 und M3 um bis zu 700g erhöhte Gesamteinträge festgestellt (Abb. 8.3, Mitte), die mit einem erhöhten Anteil an Mittel- und Grobsand einhergehen. Die verstärkte Sedimentation an M2 kann vermutlich direkt auf die durch die Einleitung aus dem RÜB (80m oberhalb M2) eingetragenen Sedimente erklärt werden. Ein weiterer Faktor, der zu einem hohen Sedimenteintrag an M2 beiträgt, ist verstärkte Ufererosion in diesem Abschnitt, die an M1 und M3 nicht in diesem Maße beobachtet wird. Ufererosion wird an M2 durch hohe Spitzenabflüsse nach Abschlägen am RÜB Breitenbach sowie den geringen Grad an Uferverbau begünstigt.

Auch wenn die Eintragsmengen an den verschiedenen Probestellen an der Nette in einer ähnlichen Größenordnung liegen, treten hinsichtlich der Anteile der Fraktionen am Eintrag an den verschiedenen Probestellen der Nette Variationen auf. An N2 wurde ein stark erhöhter Anteil der Fraktion <0,063mm von bis zu 30% des Eintrags festgestellt (Abb. 8.3, unten). Bei diesem und den oberhalb gelegenen Abschnitten handelt es sich um stark durch Breitenerosion geprägte Bereiche.

Somit kann Ufererosion als ein Faktor identifiziert werden, der am Morsbach FS-Eintragsmengen lokal steigert zu einer Verschiebung des Korngrößenspektrums führen kann. Auf anthropogen gesteigerte Ufererosion als Eintragspfad verweisen auch Buddensiek et al. (1993). Auch Einleitungen stellen am Morsbach einen FS-Eintragspfad dar, der wahrscheinlich schon in kurzer Distanz wirksam ist.

8.3 Eintragsmengen in Abhängigkeit der Abflussbedingungen

Im folgenden Abschnitt wird untersucht, inwiefern Abflussbedingungen und Sedimenteintrag ins Interstitial an den drei Gewässern in den jeweiligen Probenahmeintervallen miteinander korrelieren. Dabei wird angenommen, dass ein bestimmter Durchfluss immer mit dem Transport einer dementsprechenden Sedimentmenge einhergeht (Kap. 3.1). Dazu werden jeweils die Mittelwerte des Sedimenteintrags an allen sechs Fallen jedes Gewässers für das jeweilige Probenahmeintervall gebildet. Zudem werden die Ergebnisse der Kolmationskartierungen kurz dargestellt. Auch bei der Kolmationskartierung wird der Mittelwert, der sich aus der Kartierung der drei Strecken an jedem Gewässer ergab, betrachtet.

Ahr

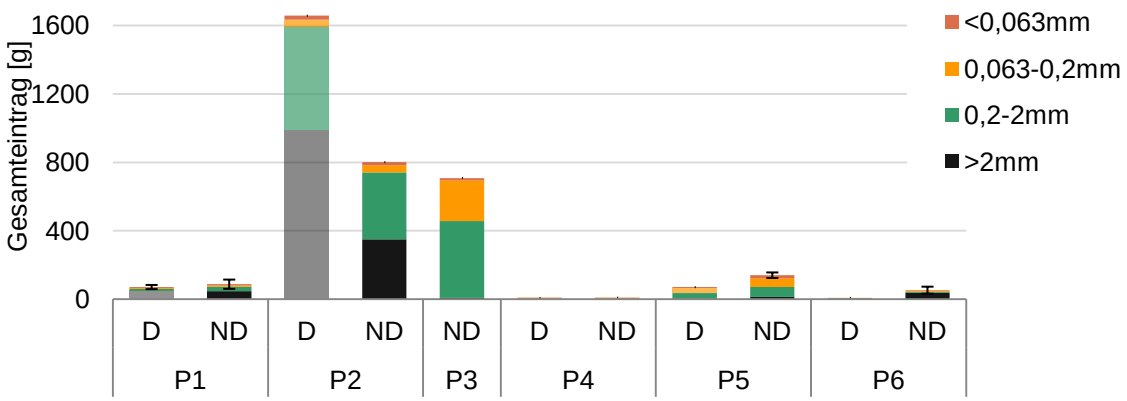
In Probenahmeintervall P1, welches durch geringe Abflüsse gekennzeichnet war, waren die Eintragsmengen an der Ahr gering (Abb. 33). In Probenahmeintervall P2, in dem mehrere Hochwasserspitzen auftraten, konnten nur eine durchströmte und eine geschlossene Falle ausgewertet werden. Beide Fallen enthielten deutlich größere Sedimentmengen als die in P1 gewonnenen Proben. Die große Differenz des Sedimenteintrags in die durchströmte (1600g) und in die geschlossene Falle (800g) weist auf eine hohe Variabilität der Sedimenteinträge auf insgesamt hohem Niveau

hin. Eine weitere denkbare Erklärung für die großen Eintragsunterschiede könnten generell auftretende Unterschiede im Eintrag in die durchströmten/ nicht durchströmten Fallen sein. In P3 und P4 kann die räumliche Dynamik nicht beurteilt werden, da jeweils nur eine Falle entnommen werden konnte. Die Einträge sind insbesondere in P4, als die Ahr zeitweise zugefroren war, deutlich geringer als in P2 und P3. In P5 und P6 liegen die Einträge in einer ähnlichen Größenordnung wie in P1. Es zeigt sich somit ein deutliches Muster hoher Einträge nach Hochwasserphasen. Wegen der geringen Datenverfügbarkeit können zwischen den durchströmten und den nicht durchströmten Fallen keine eindeutigen Unterschiede ausgemacht werden.

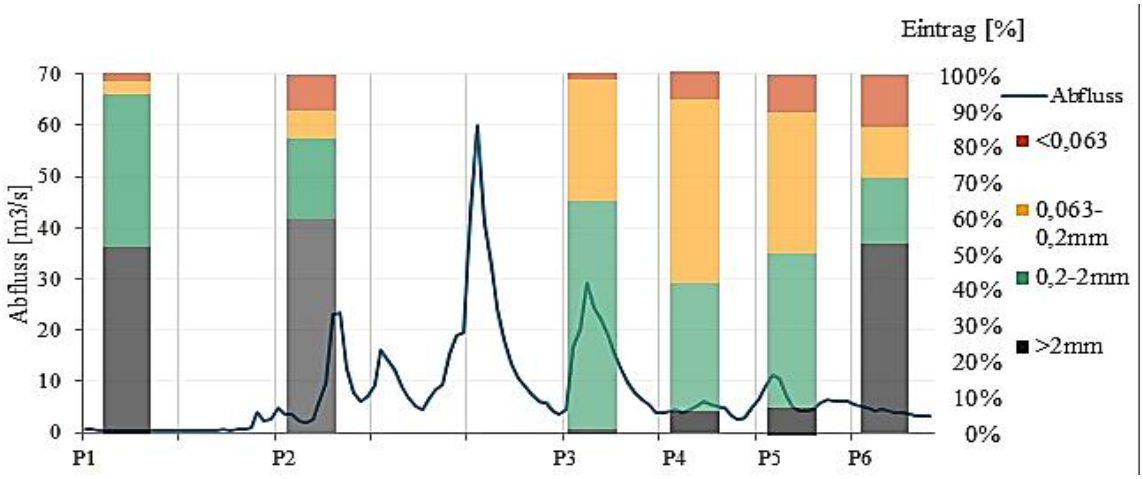
Auch der anteilige Eintrag der Fraktionen ändert sich mit dem Abfluss (Abb. 33). Beim Eintrag der gröbsten Fraktion (>2mm) zeigt sich kein einheitliches Muster. In P1, P2 und P6 macht diese Fraktion etwa 50% des Eintrags aus. Bei diesen Phasen handelt es sich sowohl um sehr abflussarme (P1, P6) als auch sehr abflussreiche Phasen (P2). Andere abflussreiche Phasen (P3) hingegen sind durch sehr geringe Einträge der gröbsten Fraktion gekennzeichnet. Der Eintrag von Sediment der Korngröße 0,2- 2mm zeigt kein eindeutiges Muster. Die Anteile schwanken zwischen 60% in P3 und etwa 20% in P2, die beide durch hohe Abflussspitzen gekennzeichnet waren. Die Einträge der Fraktion 0,063- 0,2mm sind in abflussreichen Phasen (P3, P5) oder in Phasen mit einer gewissen Abflussvariabilität (P4) höher als in Phasen mit geringen Abflüssen. Lediglich in P2, die durch sehr hohe Abflüsse gekennzeichnet war, verhält es sich anders: hier ist der Eintrag gering.

Über den gesamten Untersuchungszeitraum lässt sich eine nahezu kontinuierliche Zunahme der Anteile der Tone und Schluffe am Eintrag beobachten. Dies könnte auf eine Mobilisierung des Materials dieser Korngröße durch Ufererosion durch die winterlichen Hochwasser in P2 und P3 oder verstärkte Oberflächenerosion im Winterhalbjahr hindeuten.

Abbildung 33: Mittlerer Gesamteintrag nach Probenahmeintervallen, Ahr



Die Daten der durchströmten Fallen werden transparent dargestellt.



Innere Kolmation	(KK)	KK	(KK)	KK	KK	
Äußere Kolmation						

Die Pfeile markieren Zeitpunkte der jeweiligen Kolmationskartierungen

Farbschema Tabelle: keineK./ schwache K./ mittlere K./ starke K./ vollständige Kolmation /

~~KK~~: Kolmationskartierung nicht möglich, (KK): Kolmationskartierung mit Einschränkunegn möglich

Die ergänzend durchgeführten Kolmationskartierungen haben stark variierende Ergebnisse. In P1, nach der langen Phase mit extrem geringen Abflüssen, konnten im Uferbereich zum Teil ausgedehnte äußere Kolmationsschichten aus tonigem Substrat festgestellt werden. Die innere Kolmation konnte nach P1 bei hohen Was-

serständen an zwei der drei kartierten Abschnitte nur mit Hilfe der Schaufelprobe ermittelt werden und ergab einen geringen Kolmationsgrad.

Die so gewonnenen Ergebnisse sind jedoch nur bedingt repräsentativ, da bei diesem Verfahren ein großer Teil des feinen Materials abgespült wird. Gleiches gilt für die Ergebnisse der nach P3 durchgeführten Kartierung, wobei die geringen Kolmationsgrade hier auch auf die hohen Abflussspitzen in P2 und P3 zurückzuführen sein könnten, die zu einem Austrag der oberflächennahen Feinsedimentablagerungen geführt haben könnten. In P6 wurden ausgedehnte, oft stark verfestigte äußere Kolmationsschichten festgestellt, deren Auftreten vor allem auf biologische Kolmationsprozesse (Algenwachstum) zurückzuführen ist. Dieser Umstand sowie die geringen, wenig variablen Abflüsse förderten vermutlich auch die Ausbildung innerer Kolmationsschichten, die in dieser Phase deutlich ausgeprägt war (Abb. 34).

Abbildung 34: stark ausgeprägte innere und äußere Kolmation an der Ahr nach Algenblüte in P6. Kolmationskartierung nach Schälchli (2002)

Morsbach

Die Probenahmeintervalle P1 und P2 sind am Morsbach stellen die höchsten Einträge (Abb. 8.8). Beide sind durch Hochwasserereignisse und insgesamt sehr variable Abflüsse gekennzeichnet (Tab. 3; Abb. 27). Im Intervall P3 sind minimale Einträge zu verzeichnen. Es handelte sich um eine Kälteperiode, in der der Morsbach weitgehend zugefroren und durch äußerst geringe Abflüsse gekennzeichnet war. Hier konnten nur die Fallen des dritten Standortes entnommen werden, da an M1 und M2 die Fallen unter Eis lagen und nicht freigeschlagen werden konnten. Für P3, P4 und P5 werden die Fallen M2 D und M2 ND zusammen betrachtet. Vergleicht man die Einträge aus P3+4+5 mit denen aus P1, die über einen ähnlichen Zeitraum im Gewässer belassen wurden, so fallen große Unterschiede des Eintragsspektrums mit einer deutlichen Verschiebung zugunsten feiner Fraktionen in P3+4+5 auf.

Die Muster des variierenden Anteils der Fraktionen am Eintrag sind am Morsbach deutlicher zu erkennen als an der Ahr (Abb. 35). Grobe Fraktionen (>2mm) dominieren in den abflussreichen Probenahmeintervallen P1 und P2, wohingegen die feinsten Fraktionen in abflussreichen Phasen geringere Anteile ausmachen. Dieser Unterschied im Eintragsspektrum ist durch den überproportionalen Anstieg des

Transports gröberer Fraktionen mit steigendem Abfluss zu erklären. Die folgenden Phasen P3 bis P5 sind durch deutlich geringere Abflüsse und höhere Anteile feiner Fraktionen gekennzeichnet.

Wie an der Ahr kann auch am Morsbach über den gesamten Untersuchungszeitraum eine kontinuierliche Zunahme des Anteils feiner Fraktionen am Eintrag beobachtet werden. Diese Zunahme wird nicht nur für die Tone und Schluffe, sondern auch für die Feinsande festgestellt und könnte auch hier durch eine verstärkte Mobilisierung dieses Materials durch die winterlichen Hochwasserereignisse in P1 und P2 zu begründen sein.

Die Kolmationskartierungen ergeben am Morsbach schlechtere Werte der inneren Kolmation als an der Ahr. Selbst nach P1 und P2, in denen extreme Hochwasserspitzen zu verzeichnen waren, sind am Morsbach mittlere bis starke Kolmationsgrade zu verzeichnen (Abb. 37). Die äußere Kolmation hingegen ist meist nur schwach ausgebildet. Nach P5 sind sowohl innere als auch äußere Kolmation stark ausgeprägt, da durch starkes Algenwachstum eine große Menge feinen Materials bereitgestellt und an der Sohle fixiert wurde. Neben den insgesamt höheren Eintragsmengen bestätigen die Ergebnisse der Kolmationskartierungen, dass am Morsbach eine größere Feinsedimentmenge im System vorhanden ist, was häufiger zu einer Ausbildung von Kolmationshorizonten führt.

Abbildung 35: Mittlerer Gesamteintrag nach Probenahmeintervallen, Morsbach.

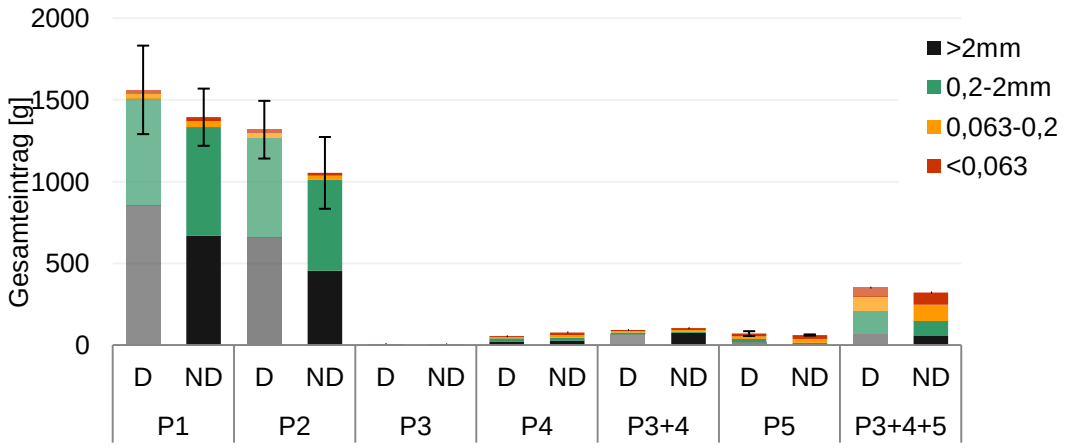
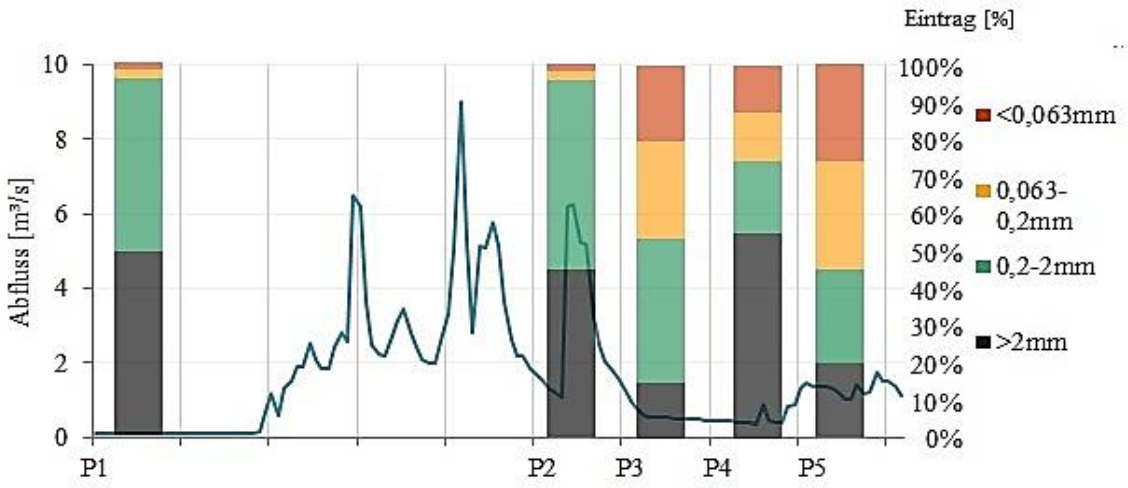


Abbildung 36: Anteile der Fraktionen am Gesamteintrag und Abflussganglinie, Morsbach



Innere Kolmation			KK	KK	
Äußere Kolmation					

Die Pfeile markieren Zeitpunkte der jeweiligen Kolmationskartierungen

Farbschema Tabelle: keineK./ schwache K./ mittlere K./ starke K./ vollständige Kolmation /

KK: Kolmationskartierung nicht möglich, (KK): Kolmationskartierung mit Einschränkungen möglich

Abbildung 37: starke innere (rechts) und schwache äußere (links) Kolmation am Morsbach nach P2

Nette

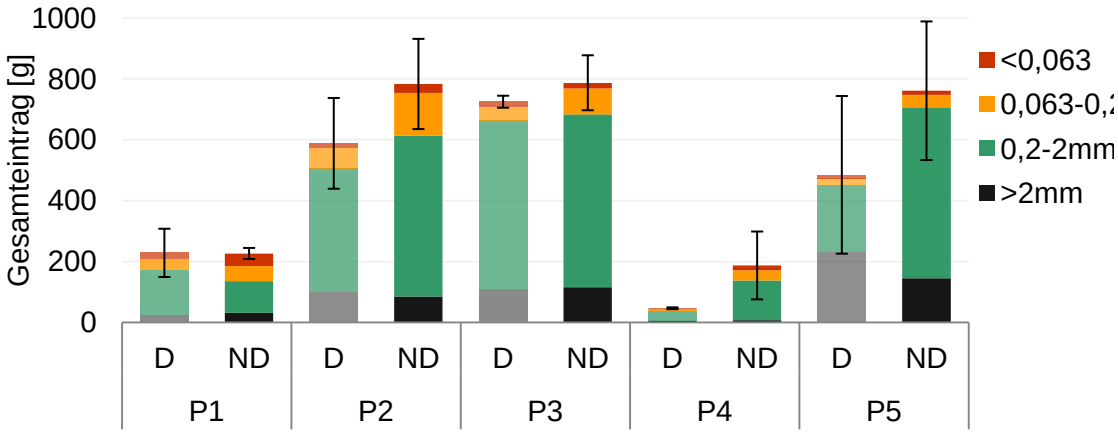
Die Einträge an der Nette schwanken zwischen 50g in P4 und etwa 1000g in P5. Auch hier sind in Probenahmeintervallen, in denen die Abflüsse vergleichsweise hoch waren (P2 und P3), höhere Einträge zu verzeichnen als in Probenahmeintervallen mit geringen Abflüssen (Abb. 38). Die Unterschiede im Gesamteintrag, die zwischen den verschiedenen Probenahmeintervallen auftreten, sind geringer als an Ahr und Morsbach. Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass die niedrigsten an der Nette gemessenen Werte mit 50 bis 200g deutlich höher sind als an Ahr und Morsbach, wo häufig weniger als 10g eingetragen wurden. Die höchsten an der Nette ermittelten Einträge liegen in einer ähnlichen Größenordnung wie an den beiden anderen Fließgewässern. Diese hohen Einträge deuten auf eine hohe Geschiebegrundlast im Fließgewässersystem der Nette hin, die sich vor allem aus Sanden zusammensetzt.

An der Nette ist das für den Morsbach bereits beschriebene Muster eines größeren Anteils grober Fraktionen in abflussstarken Probenahmeintervallen deutlich ausgeprägt, obwohl sich die Anteile zugunsten der Fraktion 0,2- 2mm verschieben. Der Eintrag an Material 0,2- 2mm ist konstant hoch und macht in allen Intervallen mehr als die Hälfte der Einträge aus. In abflussreichen Phasen (P2 und P3) steigt der relative Anteil dieser Fraktioen auf 80% an. Die Anteile der Fraktionen 0,063-0,2mm und <0,063mm zeigen das übliche Muster höherer Anteile am Eintrag nach abflussarmen Phasen.

Der Kolmationsgrad an der Nette wird hier mit der Klasse 3 bis 4 bewertet (Abb. 39), wobei die Einordnung in die Tabelle nach *Schälchli* (2002) nicht ohne weiterführende Erklärungen möglich ist. Da das Material nicht verfestigt und sehr locker ist, und kaum kohäsive Tone vorhanden sind, kann das Sohlmaterial nicht als kolmatiert bezeichnet werden. Andererseits ist das Material wegen des hohen Sandanteils sehr feinporig, sodass trotz des Fehlens großflächiger kohäsiver Ablagerungen eine Einstufung in Stufe 3 bis 4 gerechtfertigt erscheint. Insbesondere wenn in Uferbereichen ausgedehnte Algenteppiche beobachtet wurden, wurde der Kolmationsgrad schlechter bewertet (Abb. 8.13, rechts). Auch nach P2 und P3 wurde beobachtet, dass vorher eher durch Kiese dominierte Strecken durch flächige Sandablagerungen überdeckt wurden, was zu einer Abstufung führte.

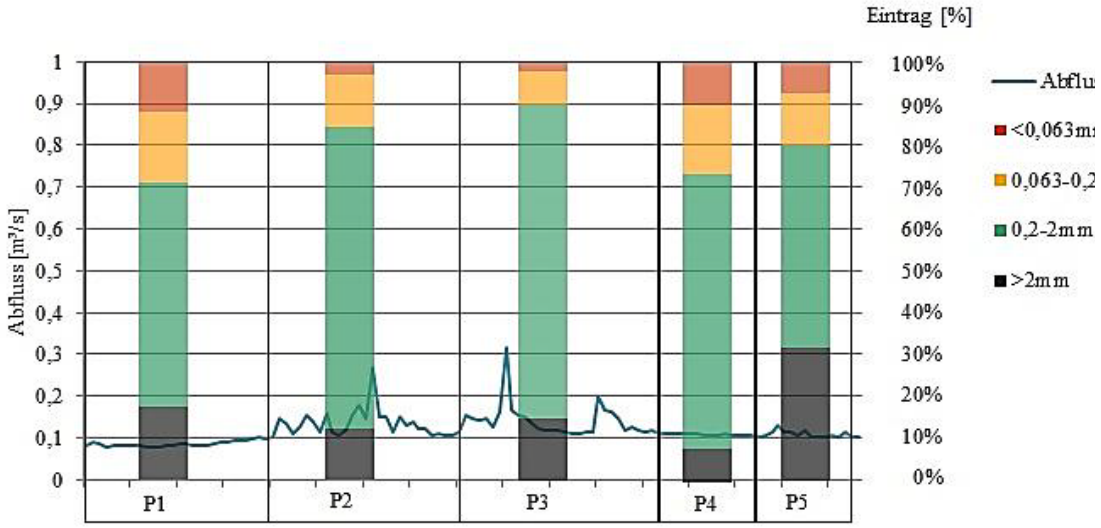
Abschließend ist festzuhalten, dass es sich bei den Feinsedimentablagerungen an der Sohle der Nette im Prinzip nicht um Kolmationshorizonte, die in der Kolmationskartierung nach Schälchli erfasst werden sollen, handelt. Hier ist eher von einem zu hohen Sandanteil in der Sohle zu sprechen, der zu Sandtreiben führt und wegen seiner großen Erosionsanfälligkeit für Biozönosen schädlich ist.

Abbildung 38: Mittlerer Gesamteintrag nach Probenameintervallen, Nette.



Daten der durchströmten Fallen transparent

Abbildung 39: Anteile der Fraktionen am Gesamteintrag und Abflussganglinie, Ergebnisse der Kolmationskartierung, Nette



Innere Kolmation	(KK)	(KK)	(KK)	(KK)	(KK)
Äußere Kolmation					

Die Pfeile markieren Zeitpunkte der jeweiligen Kolmationskartierungen

Farbschema Tabelle: keineK./ schwache K./ mittlere K./ starke K./ vollständige Kolmation /

~~KK~~: Kolmationskartierung nicht möglich, (KK): Kolmationskartierung mit Einschränkungen möglich / methodische Mängel

8.4 Vergleich der Eintragsmengen und -dynamik an Ahr, Morsbach und Nette

Es wurde gezeigt, dass der Sedimenteintrag an allen untersuchten Fließgewässern signifikant vom Abflussgeschehen der jeweiligen Probenahmeintervalle abhängig ist. Unterschiedlich lange Expositionszeiten können die gemessenen Sedimenteinträge in einzelnen Fällen ebenfalls beeinflussen. Abflussschwankungen beeinflussen den Sedimenteintrag jedoch stärker als die durch Expositionsunterschiede zustande kommenden Unterschiede.

Abbildung 40 fasst diese Ergebnisse für alle Gewässer zusammen. Es wird deutlich, dass der Sedimenteintrag an allen Fließgewässern in den Probenahmeintervallen, in denen Abflussmittelwerte zu beobachten waren, hoch war. Im Prinzip zeigen alle Gewässersysteme also ein ähnliches Verhalten, was die Dynamik von Sedimentablagerungen betrifft.

Die Abflussvariationen an der Nette sind im Vergleich zu Ahr und Morsbach sehr gering, da die Abflüsse stark durch den Kläranlagenüberlauf der Kläranlage Dülken überprägt und vereinheitlicht werden. Die gemessen an den Abflussmengen hohen Eintragsmengen an der Nette fallen daher besonders ins Auge. Maximale Gesamteinträge an der Nette betrugen etwa 800g, die in den Probenahmeintervallen P2 und P3 mit mittleren Abflüssen von etwa 0,15m³/s eingetragen wurden. Zum Vergleich wird P3 an der Ahr betrachtet. Auch hier wurden ca. 800g Sediment abgelagert, allerdings waren die mittleren Abflüsse von P3 an der Ahr mit 12 m³/s fast 10mal so hoch wie an der Nette. Insbesondere bei Niedrigwasser wurde an der Nette deutlich mehr Material in die Fallen eingetragen als an Ahr und Morsbach. Die geringste gemessene Eintragsmenge an der Nette beträgt 130g (P4). An Ahr und Morsbach waren die minimal eingetragenen Mengen mit 6,21 (P4) und 8,01g (P3) deutlich geringer. An der Nette wurden also, trotz der im Vergleich zu Ahr und Morsbach sehr geringen Abflüsse, verhältnismäßig große Sedimentmengen transportiert und sedimentiert, was auf die große Mobilität des Sohlmaterials hindeutet.

Die durchschnittlichen Einträge sind am Morsbach größer als an der Ahr. Abb. 40 verdeutlicht, dass dies vor allem auf Einträge in Hochwasserphasen zurückzuführen ist, die am Morsbach um 200- 500g höher liegen als an der Ahr. Die bei Niedrigwasser an Ahr und Morsbach gemessenen Eintragsmengen hingegen sind sehr ähnlich. Die höheren Einträge am Morsbach in Hochwasserphasen könnten auf größere Bedeutung der Ufererosion sowie Einträge aus dem RÜB zurückzuführen sein.

Variabilität von Sedimenteintrag und Abfluss

Eine Beziehung zwischen absoluten Sedimenteinträgen und der Abflussvariabilität lässt sich wegen der unterschiedlichen Geschiebedynamik und –charakteristik sowie voneinander abweichenden Abflussmengen und –geschwindigkeiten der drei Fließgewässer nicht herstellen.

Die Hypothese eines stärker variierenden Sedimenteintrags bei höherer Abflussvariabilität kann im Prinzip bestätigt werden (Abb. 8.15). An der Ahr variieren sowohl Sedimenteinträge als auch die gemessenen Abflüsse am stärksten- angezeigt durch breite Interquartilabstände bzw. das Vorkommen zahlreicher Ausreißer, die in diesem Fall mit betrachtet werden.

Die Abflusswerte am Morsbach sind insgesamt deutlich geringer als die an der Ahr gemessenen Werte und insgesamt durch weniger Variationen gekennzeichnet. Die Variabilität des Sedimenteintrags ist am Morsbach ebenfalls hoch, jedoch geringer als an der Ahr (Abb. 41).

An der Nette sind die Abflussschwankungen sowie Variabilitäten, gemessen an Ahr und Morsbach, gering. Gleichzeitig ist der Sedimenteintrag am wenigsten variabel (angezeigt durch den schmalsten Interquartilabstand. Zugleich liegt der Mittelwert des Eintrags trotz der geringen und monotonen Abflüsse auf ähnlichem Niveau wie die am Morsbach gemessenen Werte (Abb. 41).

Abbildung 40: Gesamteinträge und Abflussmittelwerte für Ahr, Morsbach und Nette nach Probenahmeintervallen

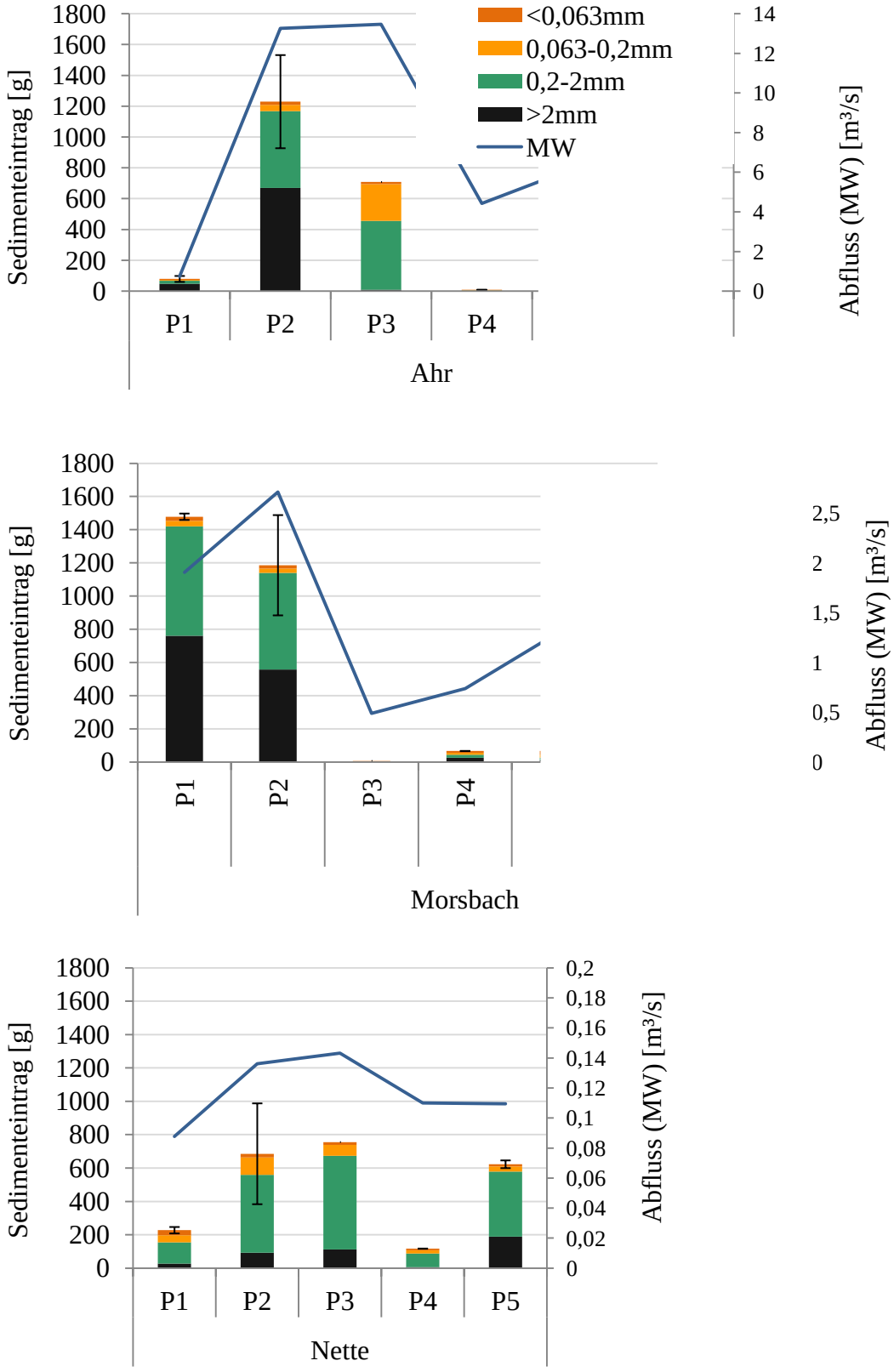
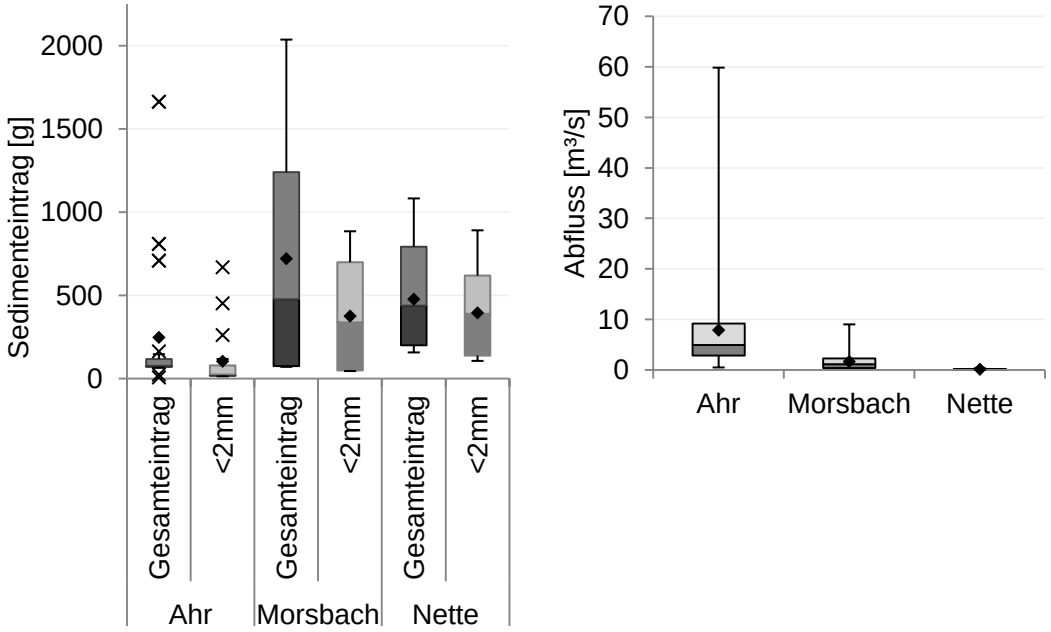


Abbildung 41: Gegenüberstellung der Variabilitäten des Gesamt- und Feinsedimenteintrags (links) und des Abflusses (rechts) über den gesamten Untersuchungszeitraum



Es wird deutlich, dass die Sedimentation an der Nette weniger vom Abfluss und dessen Schwankungsbreite abhängig ist als an den anderen beiden Fließgewässern. Mobile Sandablagerungen an der Sohle der Nette führen zu hohen Variationen im Eintrag sowie zu einem bei Betrachtung der geringen Abflussmengen überdurchschnittlich hohen Eintragsniveau. Die monotone Abflussganglinie an der Nette trägt dazu bei, dass die Sandablagerungen im Fließgewässer dauerhaft erhalten bleiben. Es wären mehrere Hochwasser größerer Magnitude vonnöten, die nach und nach die Sande ausspülen und somit wieder die von Kiesen dominierte Sohle herstellen könnten. Im untersuchten Abschnitt ist die Nette über weite Strecken begradigt. Diese Bereiche sind durch starke Seitenerosion sowie Uferabbrüche gekennzeichnet, die langfristig feines Material nachliefern werden.

8.5 Einfluss von HW- Ereignissen auf die Kolmationsentwicklung

Hochwasser werden hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Entwicklung von Kolmationshorizonten unterschiedlich bewertet. Zum einen wird bei Hochwasser das Interstitial schneller und tiefer durchströmt als bei Mittel- oder Niedrigwasser, sodass es zu verstärktem Eintrag von feinen suspendierten Sedimenten in tiefere Schichten der Sohle kommt, solange das Sohlsubstrat stabil bleibt. Sind die Abflüsse so hoch, dass sie zu Aufreißen der Deckschicht führen, kommt es zu einer Lösung von Kolmations-horizonten und einem raschen Anstieg der hydraulischen Leitfähigkeiten im Interstitial. Nach PB Zumbroich/ FH Köln (2010/11), *Niemann* (2001) und *Saenger* (2001) können an Mittlgebirgsfließgewässern schon bei mittleren Abflüssen Dekolmationsereignisse auftreten, die dann vermutlich auf erhöhte turbulente Resuspension aus oberflächen-nahen Sedimentschichten (Carling, 1984) zurückzuführen sind.

Die dekolmatierende Wirkung von Hochwasserereignissen konnte in dieser Untersu-chung nicht eindeutig nachgewiesen werden, auch wenn mehrere

Probenahmeintervalle mit deckschichtaufreißenden Hochwasserereignissen beprobt wurden. An der Ahr waren P2 und P3 durch hohe Hochwasserspitzen gekennzeichnet. An der Ahr wurde während des Hochwasserereignisses am 8. Januar (P2) die Deckschicht nachweislich aufgerissen. Der Transport von Sohlfracht wurde durch Geschiebe mit einem Durchmesser von 12cm und einem Gewicht von bis zu 350g angezeigt, die in P2 in die Fallen eingetragen wurden. Neben den groben Geschieben enthielten die Fallen, die am 14. Januar, also 6 Tage nach dem Scheitelabfluss von 60m³/s aus der Sohle entnommen wurden, mit bis zu 1600g maximale Sedimentmengen. Auch die Feinsedimenteinträge waren mit etwa 600g nach dem Hochwasserereignis maximal. Der stark ausgebildete äußere Kolmationshorizont, der an der Ahr nach P1 über weite Strecken beobachtet wurde, wurde jedoch durch das Hochwasser in P2/ P3 ausgeräumt.

Am Morsbach sind die Gesamt- und Feinsedimenteinträge in die Sedimentfallen nach den großen Hochwasserereignissen in P1 und P2 ähnlich hoch wie an der Ahr und stellen die maximal gemessenen Werte dar. Auch am Morsbach fanden sich nach P1 und P2 Geschiebe in den Fallen, die deutlich gröber als das Normsubstrat waren, sodass auch hier von einem Aufreißen der Deckschicht ausgegangen werden kann. Die Fallen am Morsbach wurden jeweils 6 bzw. 9 Tage nach den Hochwasserspitzen entnommen und enthielten trotzdem die höchsten gemessenen Sedimentmengen von bis zu 1.200g. Auch in den Kolmationskartierungen wurde nach den großen Hochwasser-abflüssen am Morsbach eine mittlere bis starke innere Kolmation festgestellt, wohingegen bei der äußeren Kolmation nach Hochwasserabflüssen in P1 und P2 geringere Kolmationsgrade festgestellt wurden als nach P5 mit geringen Abflüssen.

Der Theorie nach hätten Hochwasserereignisse dieser Größenordnung zu einem Auf-reißen der unter der Deckschicht befindlichen inneren Kolmationshorizonte und Aus-spülung der feinen Sedimente führen müssen. Der reinigende Effekt der Hochwasser-ereignisse kann jedoch entweder nur von kurzer Dauer gewesen sein oder nicht bis in Tiefen von 15-20cm gereicht haben. Wenn also durch die Ereignisse Dekolmation eingetreten ist, wurde diese durch Feinsedimentablagerungen nach dem Ereignis innerhalb weniger Tage (6 bis 9) wieder aufgefüllt. Dies gilt für alle Fraktionen. Der Anteil an Tonen und Silten ist in den Hochwasserproben zwar geringer, absolut gesehen wurden jedoch Ton- und Silteinträge gemessen, die in einer ähnlichen Größenordnung wie Werte anderer Proben liegen.

Eventuell kann an der Ahr wegen der im Vergleich zum Morsbach um 200 bis 500g geringeren Eintragsmengen in Hochwasserphasen von einer größeren Bedeutung der turbulenten Resuspension ausgegangen werden (Kap. 3.3.1), die bei stark turbulenten Hochwasserabflüssen Feinsediment aus den obersten Schichten des stabilen Sohl-substrates herauslöst.

Hochwasserereignisse, bei denen die Deckschicht aufgerissen wird, wirken also nur dann längerfristig dekolmatierend, wenn daraufhin nicht rasch wieder Neuablagerung der Feinsedimentfracht, die durch das Ereignis im Fließgewässer oder im Einzugsgebiet mobilisiert wurde, stattfindet. Lediglich äußere Kolmationhorizonte konnten an Ahr und Morsbach durch die Hochwasser ausgeräumt werden. Ob kurzfristig auch Dekolmation der inneren Kolmationshorizonte stattgefunden hat, kann hier nicht nachgewiesen werden, da die Fallen nicht direkt nach einem Ereignis entnommen wurden.

Trotzdem ist festzuhalten, dass gerade Hochwasserereignisse hoher Magnitude und geringer Frequenz einen entscheidenden Einfluss auf die Dynamik des Sedimenttransports ausüben (Evans et al., 2003). In dieser Untersuchung konnte beobachtet werden, dass nach einer mehrmonatigen Phase mit sehr geringen Abflüssen durch das erste auf diese Trockenphase folgende Hochwasserereignisse große, vorher akkumu-lierte Sedimentmengen mobilisiert und im System über bestimmte Strecken weiter-transportiert werden können.

8.6 Eintragsunterschiede in den zwei Fallentypen

Mehrfach wurde auf die Bedeutung horizontaler Sickerströmungen in Kiesbetten von Fließgewässern und deren Bedeutung für die Ablagerung von Feinsediment hingewiesen (Schälchli, 1993; Niemann, 2001; Ingendahl, 2009; Schindler Wildhaber et al., 2011). Bislang wurde die Bedeutung dieses Transportmechanismus für den Feinsedimenteintrag nicht quantifiziert. Durch parallelen Einbau durchströmter und nicht durchströmter Fallen wurden Unterschiede der Eintragsmengen, die durch die horizontalen Sickerströmungen im Interstitial entstehen, aufgedeckt.

Beim Vergleich der Daten aus durchströmten und nicht durchströmten Fallen fällt auf, dass der Gesamteintrag in die durchströmten Fallen häufig geringer ist (Abb. 42). Besonders für die feinen Fraktionen <0,063mm und 0,2- 0,063mm zeigen sich in den durchströmten Fallen durchgehend geringere Einträge. Am deutlichsten zeigt sich diese Tendenz an der Nette, wo der Eintrag in die geschlossenen Fallen bis zu 200g höher ist (Abb. 42). An Ahr und Morsbach ist der Unterschied weniger deutlich und weniger regelmäßig ausgeprägt.

An der Ahr sind zu Unterschieden der Einträge in durchströmte und geschlossene Fallen wegen der unzureichenden Datenlage keine eindeutigen Aussagen möglich. Die geringeren absoluten Eintragsmengen in den durchströmten Fallen sind an der Nette besonders gut zu beobachten. Auch am Morsbach ließ sich der geringere Anteil von Feinsediment in den durchströmten Fallen in 9 von 12 entnommenen Fallenpaaren bestätigen.

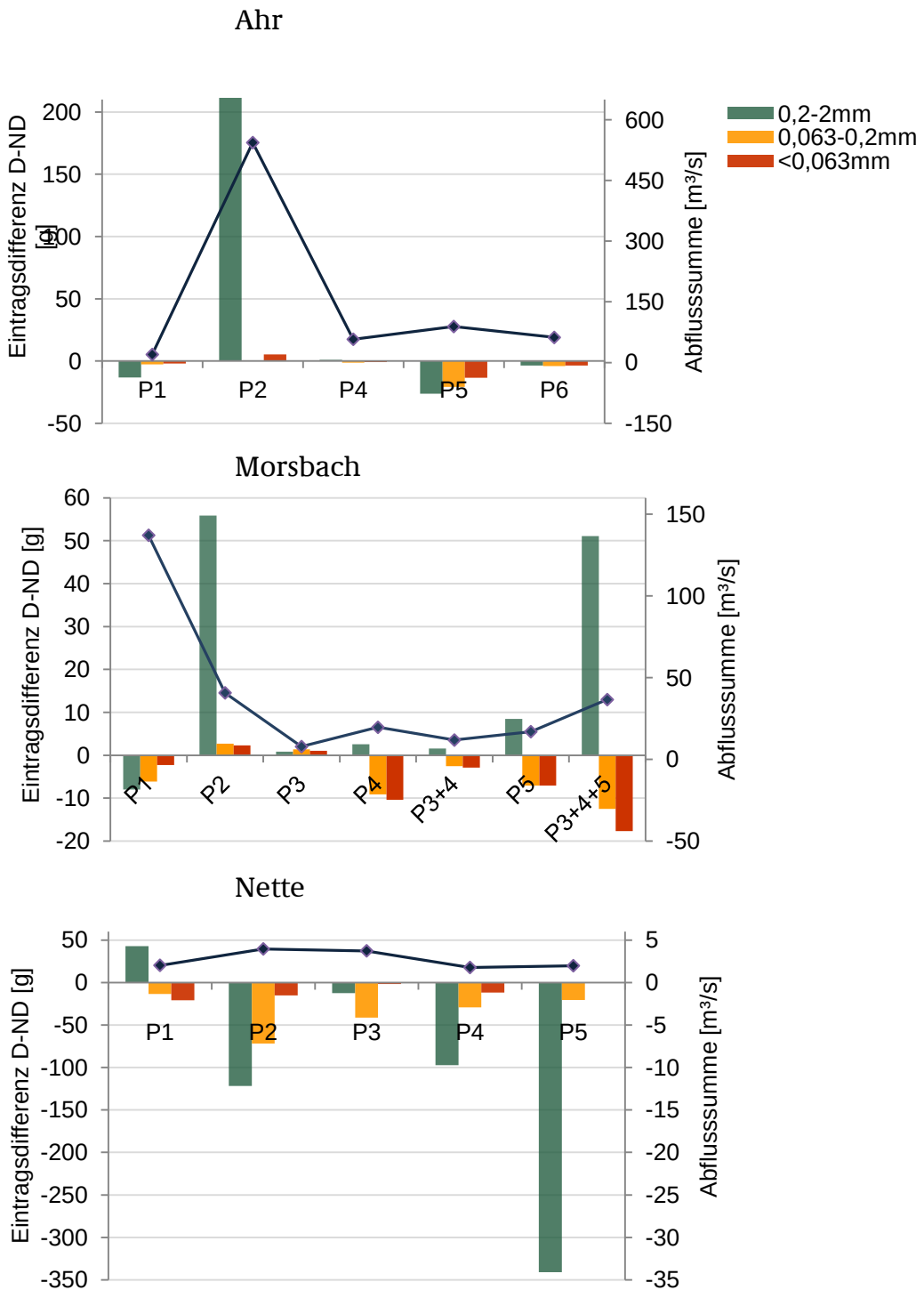
Zu den Gründen für die geringeren Einträge in die durchströmten Fallen können nur Vermutungen angestellt werden, wobei neben geomorphologischen methodische Erklärungsansätze denkbar sind. Letztere werden am Ende des Kapitels abgehandelt.

Es ist festzuhalten, dass sich der geringere Eintrag in die durchströmten Fallen am deutlichsten bei den feinsten Fraktionen (<0,063mm und 0,2- 0,063mm) zeigt. Abb. 8.16 zeigt die Eintragsdifferenzen zwischen durchströmten und nicht durchströmten Fallen, wobei negative Werte geringere Einträge in den durchströmten Fallen anzeigen. Maximale Differenzen werden an der Nette festgestellt, wo in P2 etwa 100g weniger Material der Fraktionen <0,2mm in der durchströmten Falle gemessen wurden.

Auch an Ahr und Morsbach zeigen sich nahezu durchgehend geringere Einträge der Feinstfraktionen in den durchströmten Fallen. Diese Differenzierung deutet darauf hin, dass Partikel der Ton- und Schlufffraktion eher innerhalb des Interstitials in horizontaler Richtung verlagert werden, wohingegen diese Transportmechanismen für gröbere Partikel kaum wirksam sind. Dies lässt sich auf das geringe-

re Gewicht der Sedimente der Korngröße <0,2mm zurückführen. Feinste Partikel werden schon durch Strömungen mit geringen Fließgeschwindigkeiten mobilisiert, wohingegen die geringen Fließgeschwindigkeiten im Interstitial zum Transport der gröberen Partikel nicht ausreichen. Zudem ist bei gröberen Partikeln die Wahrscheinlichkeit einer Einkeilung im Porenraum des Interstitials größer. Weiter ist festzuhalten, dass durch horizontale Sickerströmungen in gleichem Maße, wie eine Ausspülung und lateraler Abtransport von Feinsediment vorgenommen werden kann, auch ein Eintrag stattfinden kann.

Abbildung 42: Eintragsdifferenz zwischen durchströmten und nicht durchströmten Fallen an Ahr, Morsbach und Nette



Die Tatsache, dass der Austrag in den meisten Fallenpaaren dominiert, kann auf variierende Sedimentgehalte des Interstitialwassers zurückgeführt werden. Mit sich ändernder Intensität, Tiefe und Richtung der Sickerströmung im Interstitial sowie der mitgeführten Feinsedimentfracht wäre folgender Ablagerungs- und Freispülungszyklus denkbar: Während hoher Abflüsse findet Nettoablagerung statt. Die Sickerströmung reicht tiefer ins Interstitial hinein, und das Interstitial wird schnel-

ler durchströmt als bei Mittel- oder Niedrigwasser. Des Weiteren führt das Fließgewässer in Phasen mit hohen Abflüssen eine erhöhte Feinsedimentfracht mit sich. Diese wird ins Interstitial eingetragen und kommt dort zur Ablagerung, wobei zunächst grobe Sande und später zunehmend auch feine Bestandteile sedimentiert werden. Mit zunehmender Sedimentation im Interstitial nimmt die hydraulische Leitfähigkeit des Interstitials ab. Bei vollständiger Verfüllung des Kieslückenraumes können Sickerströmungen im Interstitial vollständig zum Erliegen kommen.

In der Phase abnehmender Abflüsse enthalten sowohl das Frei- als auch das Interstitialwasser weniger Feinsediment als in der Phase mit erhöhten Abflüssen. Es kommt zu Nettoaustrag von Feinsediment aus dem Interstitial. Bedingung dafür ist, dass das Sohlsubstrat nicht vollständig kolmatiert ist und noch eine gewisse horizontale Sickerströmung besteht. Bei ausreichender Durchströmung des Interstitials werden die bei höheren Abflüssen abgelagerten Tone und Silte aus dem Gerüst des Interstitials herausgespült. Die durch das Interstitialwasser resuspensierten Tone und Silte gelangen dann zusammen mit dem Interstitialwasser in Exfiltrationsbereichen ins Freiwasser. Der Austrag ist durch die erhöhte Transportkapazität des kaum mit Feinsediment belasteten Interstitialwassers zu begründen. Für gröbere Partikel ist dieser Transportmechanismus nicht wirksam, da diese zu schwer oder zu fest untereinander verkeilt sind. Zur Verifizierung dieses vorgeschlagenen Mechanismus wäre ein Abgleich der mit den durchströmten Fallen aufgenommenen Sedimenteinträge mit der Kolmationsentwicklung im umgebenden Substrat vonnöten, da sich hier ähnliche Tendenzen zeigen müssten.

Weiter sind methodische Erklärungsansätze für die geringeren Einträge in die durchströmten Fallen denkbar. Sofern das in den durchströmten Fallen eingebaute Normsubstrat deutlich feinkörniger als das natürliche Sohlsubstrat ist, ist von einer Zunahme der Durchströmungsgeschwindigkeit in den durchströmten Fallen auszugehen. Dieses gegenüber dem Zustand im natürlichen Substrat veränderte Ablagerungsmilieu könnte zu einem vermehrten Austrag von Feinsediment führen.

8.7 Anteil von Feinsediment im Interstitial

Da zur Beurteilung des Zustandes des Interstitials nicht die Gesamteintragsmengen an Sediment ausschlaggebend sind, sondern besonders der Anteil, den Material der Fraktionen <2mm Interstitial ausmacht, werden diese Werte im folgenden Kapitel verglichen (Abb. 43).

Zu Grenzwerten für Feinsedimentanteile im Interstitial, die die Emergenz von Lachseiern nachteilig beeinflussen, bestehen unterschiedliche Angaben. Für den Eintrag an Fein-sediment <2mm definiert das MUNLV (2006) einen Grenzwert von maximal 10% während der Laichperiode. Da die Untersuchungen in der Laichperiode der Lachse durchgeführt wurden, wird dieser Grenzwert von 10% an Material der Fraktion <2mm als Orientierungswert verwandt. Um zu überprüfen, ob dieser Grenzwert in den untersuchten Gewässern überschritten wurde, wird der Anteil, den Feinsediment der Fraktion <2mm im Interstitial ausmacht, prozentual am Gewicht des Normsubstrates in der Falle mit Hilfe der unten angegebenen Formel errechnet:

Mit: $FS_{<2mm}$ *= Anteil an FS<2mm im Interstitial [%]*
G_N *= Gewicht Normsubstrat [g]*
G_{FS} *= Gewicht Feinsediment <2cm [g]*

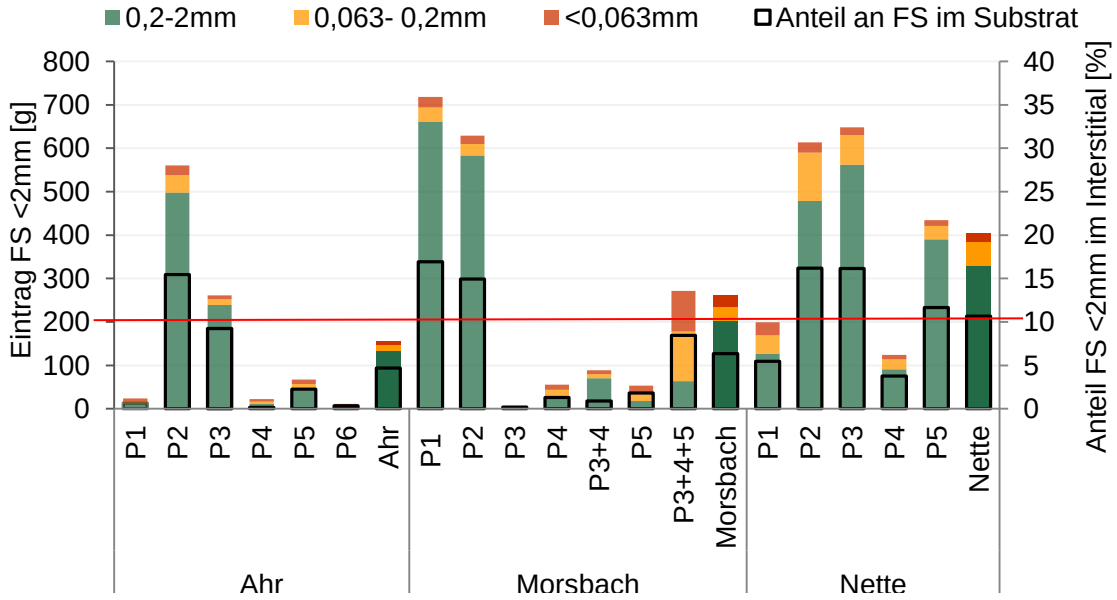
$G_{FS<2mm}$ *= Gewicht Feinsediment<2mm [g]*

$$FS_{<2mm} = \frac{100}{G_N + G_{FS}} * G_{FS<2mm}$$

Aus Abbildung 8.17 geht hervor, dass die Einträge an Feinsediment ein ähnliches Muster zeigen wie die Gesamteinträge. Probenahmeintervalle, in denen hohe Gesamteintragsmengen zu verzeichnen sind, sind auch durch hohe Feinsedimenteinträge gekennzeichnet. Die beim Gesamteintrag beobachteten Unterschiede zwischen Ahr/ Morsbach einerseits und Nette andererseits (maximale Gesamteinträge von 1600-1800g gegenüber 800g an der Nette) relativieren sich, wenn nur das Feinsediment betrachtet wird. Die maximalen Feinsedimenteinträge aller drei Fließgewässer liegen hier mit 600- 700g in einer ähnlichen Größenordnung.

An der Ahr sind mit etwa 150g die geringsten mittleren Feinsedimenteinträge zu verzeichnen. Am Morsbach werden im Mittel knapp 300g Feinsediment eingetragen. An der Nette sind die Feinsedimenteinträge mit durchschnittlich 400g am größten. Der Grenzwert des Feinsedimentanteils von 10% im Interstitial wird an der Nette in 3 von 5 Probenahmeinterivallen überschritten. An Ahr und Morsbach ist dies jeweils nur in einem bzw. zwei Probenahmeintervallen der Fall, sodass im Mittel der Grenzwert nicht erreicht wird. Da sich der vom MUNLV (2006) vorgeschlagene Grenzwert auf die mehrmonatige Laichperiode von Salmoniden bezieht, in der vorliegenden Untersuchung jedoch nur die Einträge aus wenigen Wochen betrachtet werden, ist davon auszugehen, dass die kritische Feinsedimentmenge auch an Ahr und Morsbach überschritten wird. Dies wird bei Betrachtung der Ergebnisse aus P1 und P3+4+5 am Morsbach deutlich. Beide Probenahmeintervalle waren mit 6 Wochen (P3+4+5) bis 9 Wochen (P1) länger als die übrigen Intervalle und sind durch höhere Feinsedimentgehalte gekennzeichnet. Die Vermutung liegt nahe, dass auch am Morsbach der kritische Eintrag von 10% FS erreicht würde, wenn die Fallen über die gesamte Laichperiode im Gewässer belassen würden.

Abbildung 43: Feinsedimenteintrag und Anteil an Feinsediment im Interstitial, alle Fließgewässer



Die rote Linie markiert den Grenzwert von 10% Feinsediment im Interstitial

8.8 Eintrag organischer Feinsedimente

Organische Partikel bilden die Nahrungsgrundlage der Biozönose des Interstitials. Sind die Einträge an organischem Feinsediment zu groß, kann es über den aeroben Abbau des organischen Kohlenstoffs zu Sauerstoffmangel kommen (Kap. 3.3). Insbesondere im Sommerhalbjahr in Phasen mit geringen Abflüssen und hohen Wassertemperaturen kann häufiger Sauerstoffmangel im Interstitial entstehen, wenn Kolmationshorizonte vorhanden sind (Niemann, 2001; MUNLV, 2006). Dies ist auf die schlechtere Durchströmung zurückzuführen, die mit einem geringeren Eintrag sauerstoffreichen ins Freiwassers ins Interstitial einhergeht.

Um den tatsächlichen Gehalt der Sohlsedimente zu ermitteln, wird der Glühverlust auf das Gewicht der jeweiligen Fraktion bezogen (Abb. 44). Der absolute organische Eintrag verhält sich ähnlich wie der Feinsedimenteintrag, ist also in abflussreichen Probenahmeintervallen höher als in Probenahmeintervallen mit geringen Abflüssen. In Probenahme-intervallen mit geringen Abflüssen wurden die geringsten Einträge an organischem Material in einer Größenordnung von 0,8g (Morsbach) bis 8g (Nette) bestimmt. An Ahr und Morsbach fallen die Minima in P4 (Ahr) bzw. P3 (Morsbach), die Probenahmeintervalle mit Eisbedeckung. In Probenahmeintervallen mit hohen Abflüssen steigt der organische Eintrag zusammen mit dem Feinsedimenteintrag. Es wurden dann maximale Werte von 14g (Ahr) bis 27g (Morsbach, Nette) gemessen. Der mittlere organische Eintrag ist an der Ahr mit 5,7g am geringsten und an der Nette mit 14,6g am größten. An der Nette ist der Eintrag an organischem FS über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg durchgehend relativ hoch.

Der relative organische Anteil ist immer dann erhöht, wenn der Feinsedimenteintrag gering ist, also in abflussarmen Probenahmeintervallen. In Niedrigwasserphasen wird weniger anorganisches Feinsediment sedimentiert und somit vermehrt OFS ins Interstitial angereichert (Welton, 1980). Maximale Werte betragen 16 bis 17% (Ahr, Morsbach) bzw. 8% an der Nette. Ein Grund hierfür kann in einer erhöhten biologischen Aktivität in abflussarmen Probenahmeintervallen zu suchen sein. Da der AFS- Eintrag in Hochwasserphasen gegenüber dem OFS- Eintrag überproportional zunimmt, ist der prozentuale Anteil an OFS im eingetragenen Feinsediment in Hochwasserphasen geringer. Diese Ergebnisse stimmen mit Daten von Peart (2003) und *Welton* (1980) überein.

An Ahr und Morsbach wurde bei der letzten Entnahme der Sedimentfallen (Morsbach: P5, Ahr: P6) eine starke Algenblüte festgestellt. Das Probenahmeintervall war nach einer langen Kälteperiode durch ansteigende Temperaturen und geringe Abflüsse gekennzeichnet. In beiden Fällen wurden in diesem Probenahmeintervall maximale Feinsedimentanteile von etwa 17% bei geringen AFS- und OFS- Einträgen ermittelt. Die Werte zeigen, dass autochthone Primärproduktion innerhalb weniger Tage zu einer erheblichen Steigerung der organischen Anteile der Sedimente im Interstitial führen kann. Auch an der Nette wurden nach P5 stark erhöhte organische Gehalte gemessen, die sich hier in hohen Gesamteinträgen niederschlagen. Die starke Algenblüte in allen drei Gewässern deutet auf eine Nährstoffbelastung der drei untersuchten Gewässer hin, die vor allem auf diffusen Eintrag von Stickstoff und Phosphor zurückzuführen sind (Strohmeier, 2005).

Die Daten zum organischen Feinsediment müssen vor dem Hintergrund mehrerer Einflussfaktoren interpretiert werden. Im Winterhalbjahr werden für organische Anteile des Substrates wegen verringerter autochthoner Biomasseproduktion durchschnittlich geringere Werte angegeben (Welton, 1980). Diese Beobachtung kann bei Betrachtung der Daten vom Morsbach bestätigt werden. Die hier erhobenen Daten können mit Daten aus einer Studie am Morsbach aus 2010/11 (PB Zumbroich/ FH Köln) verglichen werden. Der Beprobungszeitraum erstreckte sich in der Studie von 2010/11 über das Sommerhalbjahr und Teile des Winterhalbjahres (März-Nov). Die ermittelten mittleren organischen Anteile im Sediment sind mit 13% etwas höher als die in dieser Untersuchung im Winterhalbjahr 2011/12 gemessenen Werte, die am Morsbach bei durchschnittlich 10,7% lagen.

Es ist festzuhalten, dass in allen untersuchten Fließgewässern zeitweise hohe Einträge an organischem Feinsediment nachgewiesen wurden, die wegen ihres sauerstoffzehrenden Potentials kritisch zu bewerten sind. An der Nette sind mit durchschnittlich 14,6g im Untersuchungszeitraum die höchsten Einträge an organischem Feinsediment zu verzeichnen (Ahr: 5,7; Morsbach: 12,99). In Phasen mit geringen Abflüssen und dementsprechend geringen Eintragsmengen ist organisches Material relativ gesehen stärker im Substrat angereichert. An Ahr und Morsbach wurden bei Niedrigwasser zwischen 2 und 4g organischer Substanz nachgewiesen. An der Nette sind die Einträge an organischem Feinsediment bei Niedrigwasser mit bis zu 10g höher. In Phasen mit hohen Abflüssen und hohen Eintragsmengen hingegen nehmen Transport und Sedimentation anorganischen Materials überproportional zu, sodass der prozentuale Anteil organischen Materials in Hochwasserablagerungen geringer ist (Abb. 44).

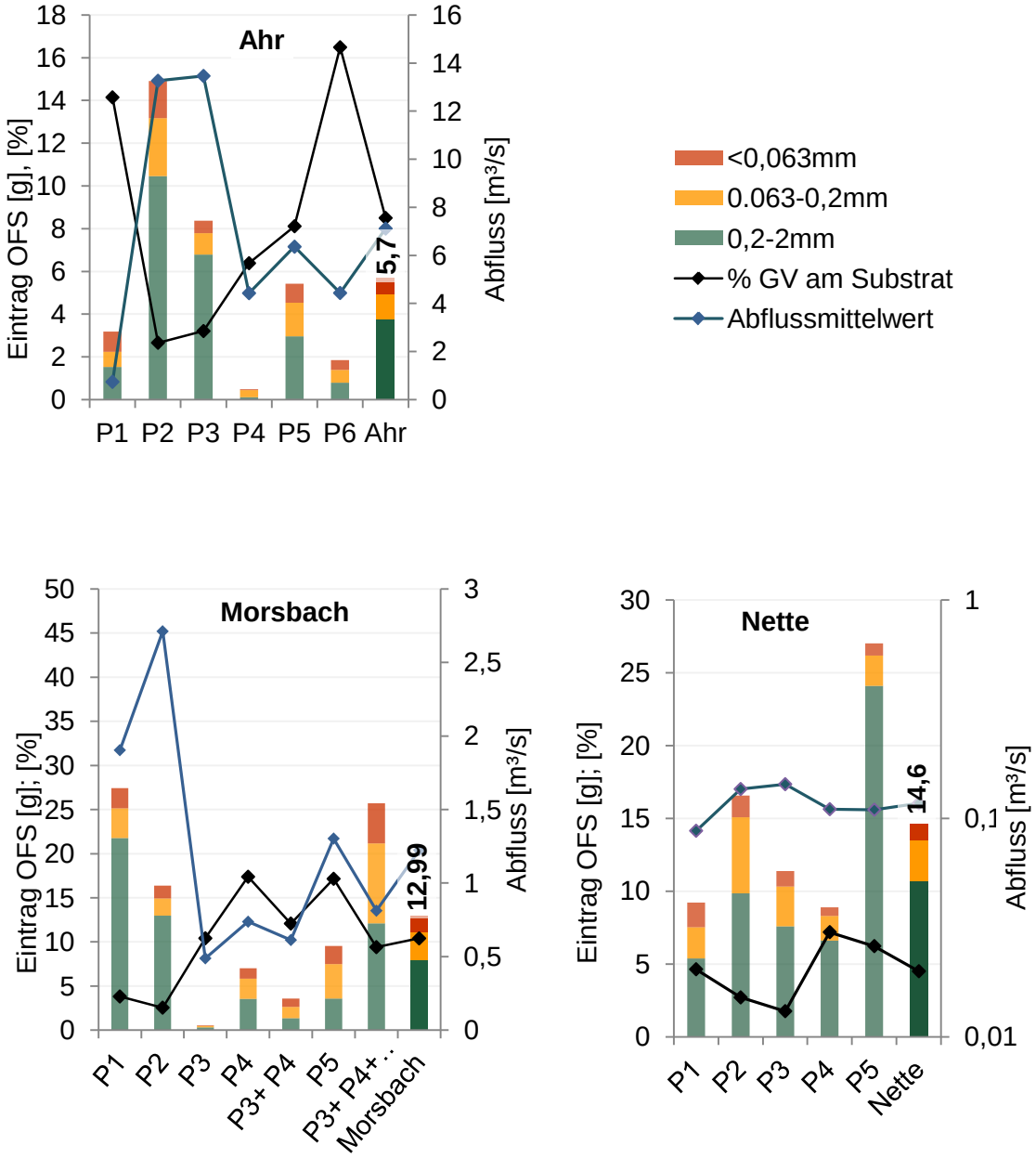
Ein Sauerstoffmangel im Interstitial konnte hier nicht direkt nachgewiesen werden. Jedoch ermittelt *Niemann* (2001) am Eifgenbach bei einem mittleren Gehalt von 6 bis 7g organischem Material in den obersten 15cm des Interstitials im Jahresverlauf mehrmals Sauerstoffdefizite, die zum Teil auf den Abbau dieser Substanzen zurückzuführen sind. Da die Werte des Eintrags organischer Partikel an allen Gewässern mit 5,9g (Ahr), 12,99g (Morsbach) und 14,6g (Nette) in einer ähnlichen Größenordnung oder über den von Niemann (2001) angegebenen Werten liegen, kann davon ausgegangen werden, dass es in allen untersuchten Gewässern im Jahresverlauf zu Phasen mit unzureichender Sauerstoffversorgung im Interstitial kommen kann. Wegen der flächigen Sandablagerungen an der Sohle der Nette ist Durchströmungsrate des Interstitials generell schlechter als an Ahr und Morsbach. Insbesondere in Niedrigwasserphasen ist daher von deutlich schlechteren Habitatbedingungen auszugehen. Darüber hinaus trägt die Kläranlage Dülken kontinuierlich zehrungsfähige Stoffe ins Gewässer ein. Daraus ergibt sich an der Nette tendenziell eine schlechtere Sauerstoffversorgung des Interstitials, sodass schon geringe Mengen an zehrungsfähigen Substanzen im Interstitial zu einer weiteren erheblichen Belastungsgröße werden können.

Der organische Anteil im Sediment setzt sich aus natürlichem und anthropogen eingetragenem Material zusammen, wobei offen bleibt, welche Anteile der hier gemessenen organischen Frachten aus welchem Kompartiment stammen. Besonders an Morsbach und Nette ist davon auszugehen, dass erhebliche organische Einträge aus Anlagen der Siedlungswasserwirtschaft zu verzeichnen sind. Am Morsbach liegt die Probenamestelle M2 kurz unterhalb des Regenüberlaufbecken

Breitenbruch, einem RÜB aus dem Mischsystem, an dem bei Starkniederschlagsereignissen Mischwasser ins Gewässer eingeleitet wird. Solche Abschläge sind stark mit Feinsediment mit besonders hohen organischen Anteilen belastet (Fuchs 1997; PB Zumbroich/FH Köln, 2010/11, Strohmeier et al., 2005). Im Probenahmeintervall P1 konnte hier ein Abschlagsereignis beobachtet werden. Gleichzeitig ist der absolute Eintrag an organischem Feinsediment in diesem Probenahmeintervall am höchsten. Auch die hohen Eintragsmengen in Probenahmeintervall P3+4+5 können auf die Einleitungsstelle oberhalb von M2 zurückzuführen sein, da es sich bei den entnommenen Fallen nur um Material aus den Fallen M2 D und M2 ND handelt, die sich kurz unterhalb des Überlaufes befinden.

Die Tatsache, dass schon Anfang März an Ahr und Morsbach bei nur gering gestiegenen Temperaturen eine ausgeprägte Algenblüte zu beobachten war, deutet auf eine Nährstoffbelastung der Gewässer hin. Auch an der Nette waren im Untersuchungszeitraum lückige Algenteppiche an den Ufern vorhanden. Es ist anzunehmen, dass es im Sommer bei hohen Temperaturen vermehrt zu Algenwachstum sowie verstärkter Sedimentation autochthonen organischen Materials kommen kann. Treffen hohe Wassertemperaturen und der hier nachgewiesene relativ hohe organische Anteil im Sediment aufeinander, ist eine Sauerstoffunterversorgung des Interstitials wahrscheinlich.

Abbildung 44: mittlere Einträge an organischem Feinsediment (anteilig und am gesamten FS- Eintrag) und Abflussmittelwerte



9 statistische Untersuchung der Zusammenhänge zwischen Feinsedimenteintrag und Abfluss

In Kapitel 8.3 wurde bereits gezeigt, dass zwischen Sedimenteintrag und den im Probenahmeintervall herrschenden Abflussbedingungen ein Zusammenhang besteht. Im folgenden Abschnitt wird statistisch untersucht, von welchen Abflussparametern der Eintrag von Sediment ins Interstitial hauptsächlich abhängig ist. Dabei ist festzuhalten, dass bestimmte Abflussparamter miteinander korrelieren. Hohe Abflusssummen und hohe Standardabweichungen gehen beispielsweise in den meisten Fällen mit hohen maximalen Abflüssen einher. Somit sind auch die Zusammenhänge zwischen den Sedimenteinträgen und den interdependenten Abflussparametern MW, Max, Summe und Stabw. ähnlich eng.

Tabelle 8: Korrelationskoeffizienten (r) für den prozentualen Anteil an FS im Interstitial, Feinsediment- Eintragsrate und verschiedene Abflussparameter (minimaler, mittlerer, maximaler Abfluss, Abflusssumme und Standardabweichung der jew. Probenahmeintervalle)

		Abflussparameter						
		Min	MW	Max	Summe	Stabw.	n-1	Ausreißer
Ahr	% FS Interstit.	0,0949	0,988***	0,988***	0,9603***	0,9846***	5	-
	FS-Eintragsrate	0,3369	0,9303***	0,8812***	0,7997**	0,8258**	5	-
				0,7958**	0,7144*		5	-
Morsbach	% FS Interstit.	0,5742	0,918***	0,9786***	0,6619	0,9703***	5	P1
	FS-Eintragsrate	0,3938	0,9579***	0,99***	0,8449**	0,9942***	5	P1
					0,7457*		5	
Nette	% FS Interstit.	0,5386	0,8436**	0,88**	0,8832**	0,8984**	4	-
	FS-Eintragsrate	0,5474	0,5413	0,4445	0,3897	0,1175	4	-

Signifikanzniveau: ***: α=1/ **: α=5/ *: α=10.

log.: graphische Analyse zeigt logarithmischen Anstieg. Linearer Zusammenhang wird jeweils zusätzlich in der 2. Zeile dargestellt. Ausreißer nicht in Analysen einbezogen.

Tabelle 8 fasst die Korrelationskoeffizienten verschiedener Parameter für die untersuchten Fließgewässer zusammen. Der minimale Abfluss und die Sedimenteinträge sind nicht korreliert, wohingegen für alle anderen Abflussparameter Korrelationen festgestellt werden, die in den meisten Fällen signifikant sind. In den meisten Fällen ergibt die Analyse lineare, positive Zusammenhänge. An den an Ahr, Morsbach und Nette gewonnenen Daten lässt sich somit nicht ablesen, ob ein gewisser Grenzabfluss zu Dekolmation geführt hat.

An der Ahr bestehen zwischen dem prozentualen Anteil an Feinsediment im Interstitial und den verschiedenen Abflussparametern sehr enge Zusammenhänge (Tab. 9.1). Geringe Abflüsse innerhalb eines Probenahmeintervalls gehen mit geringen

Anteilen an Feinsediment im Interstitial einher, wohingegen bei hohen Abflüssen die FS- Anteile linear zunehmen. Auch die mittlere tägliche Feinsedimenteintragsrate nimmt in Probenahmeintervallen mit hohen Abflussmaxima/-summen zu. Im Gegensatz zu den Anteilen an FS im Interstitial verläuft die Beziehung für die Eintragsraten und Abflusssummen/ Maxima jedoch nicht linear, sondern logarithmisch. Dies deutet darauf hin, dass bei sehr hohen Abflussspitzen ein Grenzwert erreicht wird, oberhalb dessen keine zusätzliche Steigerung der mittleren Eintragsraten mehr eintritt. Dies könnte dann der Fall sein, wenn bei hohen Abflüssen Material durch Dekolmationsprozesse zeitweise wieder aus den Fallen ausgespült wird oder wenn der Porenraum stark verfüllt ist und es aufgrund dessen zu abnehmenden Infiltrationsraten kommt.

Für die Untersuchung der Zusammenhänge zwischen Feinsedimenteintrag und Abflussparametern wurde am Morsbach P1 wegen der überdurchschnittlich langen Expositionszeit als Ausreißer klassifiziert und nicht in die Analysen einbezogen. Bei den Daten vom Morsbach bestehen enge signifikante Zusammenhänge zwischen den Abflussparametern MW, Max, Summe und Stabw. und dem Sedimenteintrag bzw. prozentualen Anteil an Feinsediment im Substrat. Es lässt sich also auch hier ein sehr hoher Anteil der Variation des Feinsedimentgehaltes auf die Variation des Abflusses zurückführen.

An der Nette korrelieren die Daten zu Abfluss und Sedimenteintrag im Allgemeinen schlechter als an Ahr und Morsbach. Für den prozentualen Anteil von Feinsediment im Interstitial lässt sich jedoch eine eindeutige Beziehung zum Abflussgeschehen feststellen. Für die Feinsedimenteintragsraten bestehen keine signifikanten oder nur schwache Zusammenhänge zum Abfluss. Dies ist vor allem auf den großen Einfluss der Werte aus P5, die deutlich über dem Durchschnitt lagen (s. Kap. 7.3), auf den Korrelationskoeffizienten zurückzuführen.

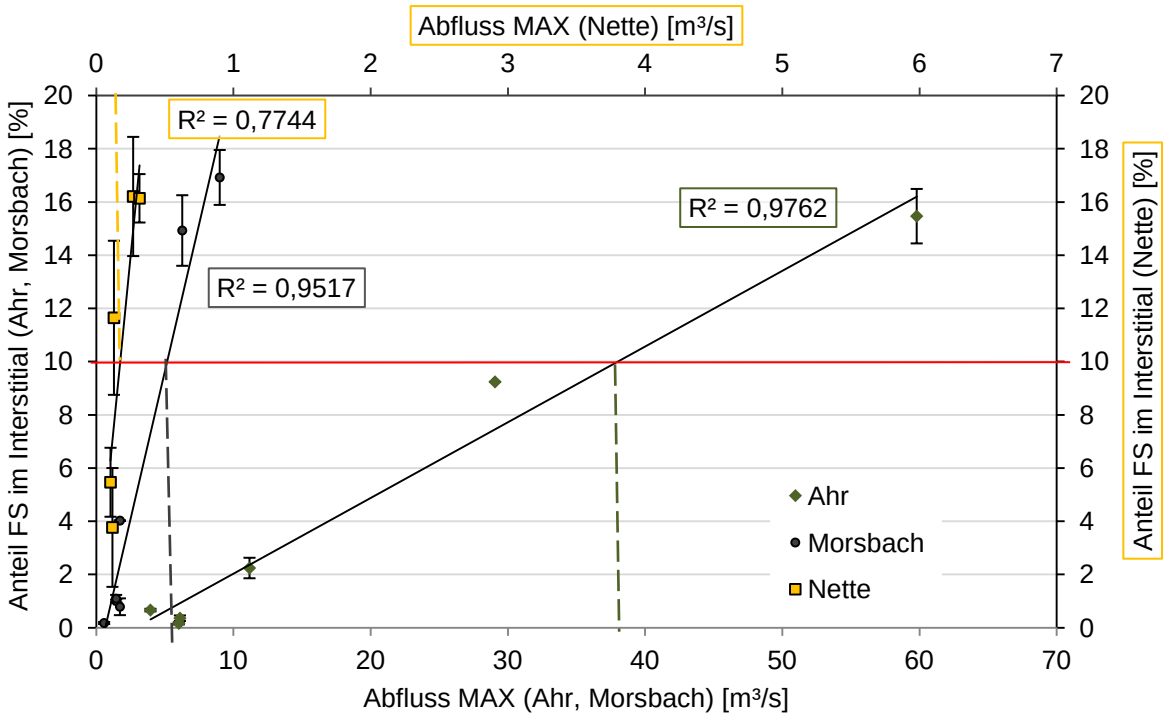
Abbildung 45 zeigt die Zusammenhänge zwischen dem maximalen Abfluss eines Probenahmeintervalls und dem damit einhergehenden Feinsedimentanteil im Interstitial für alle drei Fließgewässer. Die Abflussdaten der Nette werden zehnfach überhöht dargestellt. Für Ahr und Morsbach zeigt sich ein stark signifikanter Zusammenhang zwischen dem maximalen Abfluss eines Probenahmeintervalls und dem damit einhergehenden Anteil an Feinsediment im Intersitital. Für die Nette ist der Zusammenhang etwas schwächer als an Ahr und Morsbach.

Die unterschiedlichen Steigungen der Kurven zeigen an, wie schnell der Feinsedimentanteil mit dem Abfluss ansteigt. An der Nette nimmt der prozentuale Anteil an Feinsediment im Interstitial schon bei verhältnismäßig geringen Abflussspitzen von weniger als 1m³/s rasch auf über 16% zu. Am Morsbach werden im Interstitial ähnlich hohe maximale Feinsedimentanteile wie an der Nette erreicht, jedoch gehen die Maxima hier mit deutlich höheren Abflussmaxima von knapp 10m³/s einher. Gleiches gilt für die Ahr. Die maximal gemessenen prozentualen Anteile entsprechen den an Nette und Morsbach gemessenen Werten, sind jedoch mit deutlich höheren Abflussmaxima von über 60m³/s verbunden.

Aus den Kurven lässt sich ablesen, bei welchen Abflussmaxima der kritische Feinsedimentanteil von 10% im Interstitial überschritten wird (Q10% FS). An der Nette war dies der Fall, sobald in einem Probenahmeintervall die maximal gemessenen Abflüsse einen Wert von 0,17m³/s überschreiten. Am Morsbach wird ein Wert von

10% FS im Interstitial erreicht, wenn der maximale Abfluss im Probenahmeintervall 5m³/s überschreitet, an der Ahr sind maximale Abflüsse von etwa 38m³/s vonnöten (Abb. 45, Tab. 9).

Abbildung 45: Regressionsgeraden für Parameter "Anteil Feinsediment im Interstitial" und "Abflussmaximum" für Ahr, Morsbach und Nette



An der Ahr ist Q10%FS fast fünf Mal so groß wie MQ und wird nur einmal überschritten. Am Morsbach liegt der Abfluss etwas näher an MQ. Die Abflusswerte, die zum Überschreiten des 10%- Grenzwertes führen, liegen an der Nette sehr nahe am mittleren Abfluss. Wegen der geringen Abflussdiversität wurde der Grenzwert an der Nette trotzdem nur an vier Tagen (zwei Ereignissen) überschritten. Dennoch liegen die Abflussbedingungen an der Nette langfristig nahe am Grenzwert, sodass im gesamten Untersuchungszeitraum der kritische Feinsedimentanteil von 10% im Interstitial in drei Probenahmeintervallen überschritten wurde (Kap. 8.7). Da an der Nette Q10%FS am nächsten an MQ liegt, ist eine Überschreitung des Grenzwertes hier also am wahrscheinlichsten. Am Morsbach ist Q10%FS fast dreimal so groß wie MQ. Wegen der großen Abflussvariabilität und der größeren Spannweite der Abflüsse wird dieser jedoch trotzdem häufiger als an der Nette überschritten (vier Ereignisse im Untersuchungszeitraum). An der Ahr ist Q10%FS am weitesten von MQ entfernt, sodass eine Überschreitung hier am unwahrscheinlichsten ist.

Tabelle 9: Maximale Abflüsse, oberhalb derer der 10%- Grenzwert für Feinsediment im Interstitial überschritten wird

Q10% FS	MQ [m³/s]	Q10% FS/ MQ	Überschreitungstage (Ereignisse)
Ahr	38,10	7,86	4,85
Morsbach	5,17	1,78	2,90
Nette	0,17	0,117	1,45

9.1 Eintrag verschiedener Fraktionen und Abfluss

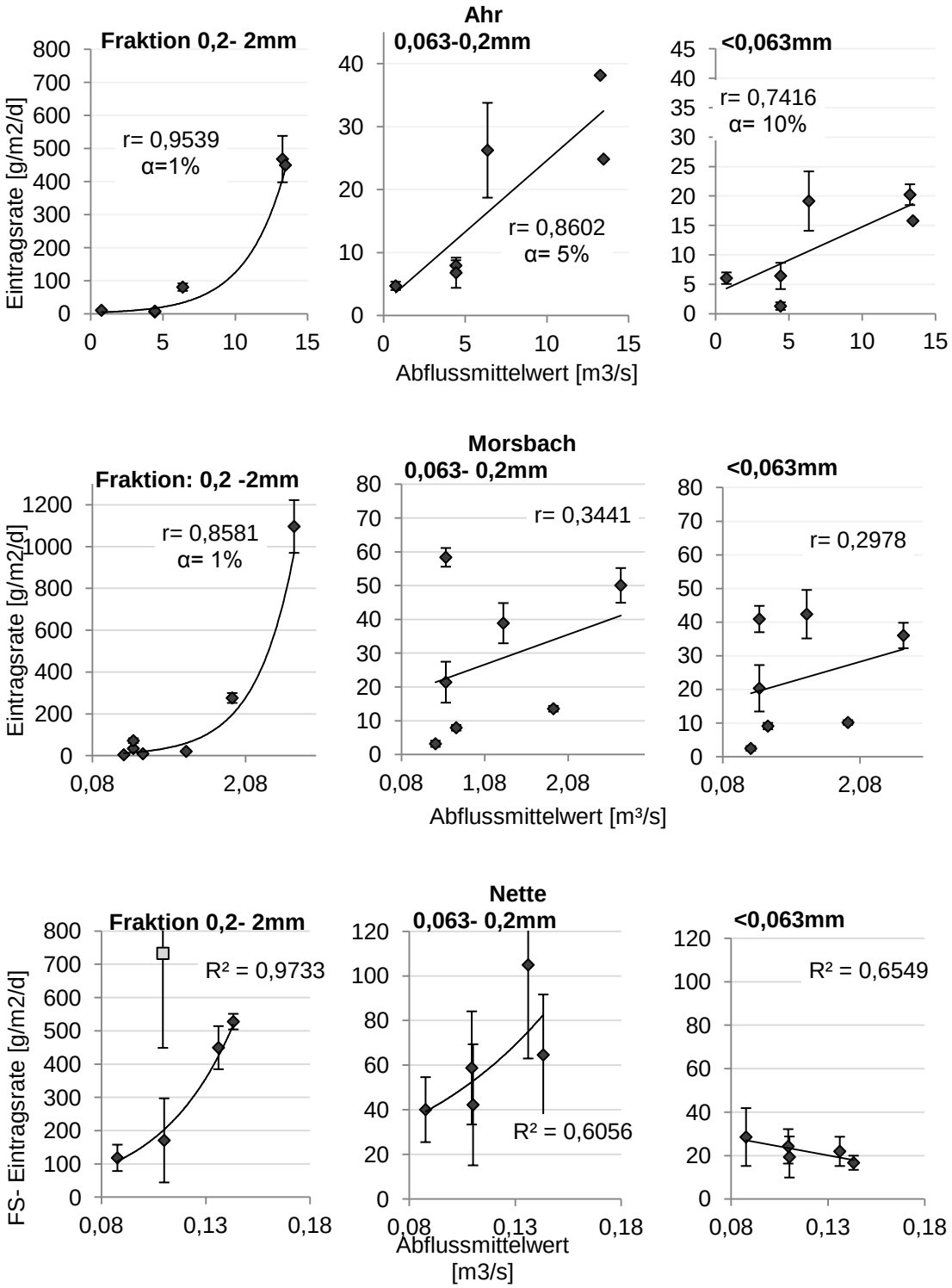
Nachdem in vorangehenden Abschnitt gezeigt wurde, dass der Feinsedimenteintrag mit den Abflussparamtern gut korreliert, wird nun untersucht, ob diese Beziehung für alle Fraktionen des Feinsediments gleichermaßen gültig ist. Abbildung 9.2 verdeutlicht, dass dies nicht der Fall ist und die Eintragsraten (Eintrag umgerechnet auf Tag und m³) der verschiedenen Fraktionen unterschiedlich gut mit den Abflussdaten korrelieren.

Für die gröbste Fraktion des Feinsediments (0,2- 2mm) werden an Ahr und Morsbach die stärksten Zusammenhänge ermittelt. An der Nette beeinflusst der Wert aus P5, der als Ausreißer einzuordnen ist, die Regressionsgerade stark. Abgesehen von diesem Wert sind auch an der Nette sehr starke signifikante Zusammenhänge zwischen dem Eintrag der Fraktion 0,2-2mm und den Abflussmittelwerten festzustellen.

Die Einträge der feineren Fraktionen korrelieren an allen drei Fließgewässern weniger gut mit dem Abfluss. An der Ahr ist der Zusammenhang zwischen Feinsandeinträgen (0,2-2mm) und Abfluss zwar immer noch stark, jedoch schwächer als für die Mittel- und Grobsande. Am Morsbach sind die Zusammenhänge zwischen den Abflussmittelwerten und den Eintragsmengen für die Fraktionen 0,063- 0,2mm und <0,063mm mit einem Korrelationskoeffizienten von je etwa 0,3 nur noch schwach. An der Nette liegt ein mittlerer linearer Zusammenhang für die Eintragsraten der Fraktionen 0,063-0,2mm vor. Für die Tone und Schluffe liegt an der Nette ein mittelstarker negativer Zusammenhang vor, also eine Abnahme der Eintragsraten mit Anstieg der Abflussmittelwerte.

Es lässt sich zusammenfassen, dass der Trend steigender Einträge mit steigenden Abflüssen für die Fraktion 0,2- 2mm an allen Fließgewässern besten nachgewiesen werden kann. Die steigenden Eintragsmengen sind auf verstärkte Mobilisierung dieser Fraktionen durch höhere Abflüsse, einhergehend mit höheren Fließgeschwindigkeiten, zurückzuführen. Auch für die Fraktion 0,063- 0,2mm ist dies bedingt der Fall. Neben dem Abfluss scheinen zusätzliche Mechanismen den Eintrag dieser Fraktionen zu steuern, da die linearen Zusammenhänge zwischen Eintrag und Abfluss an allen Fließgewässern schwächer sind als für die gröberen Fraktionen. Der Eintrag der Tone und Schluffe korreliert an Ahr und Morsbach am schlechtesten mit den Abflussmittelwerten. Diese Beobachtung ist auf die Tatsache zurückzuführen, dass Tone und Silte in Suspension bleiben, sobald sie einmal mobilisiert wurden. Ihr Transport und Ablagerung im Interstitial finden somit unter allen hydraulischen Bedingungen und selbst bei den geringsten Fließgeschwindigkeiten statt, solange die Deckschicht stabil bleibt.

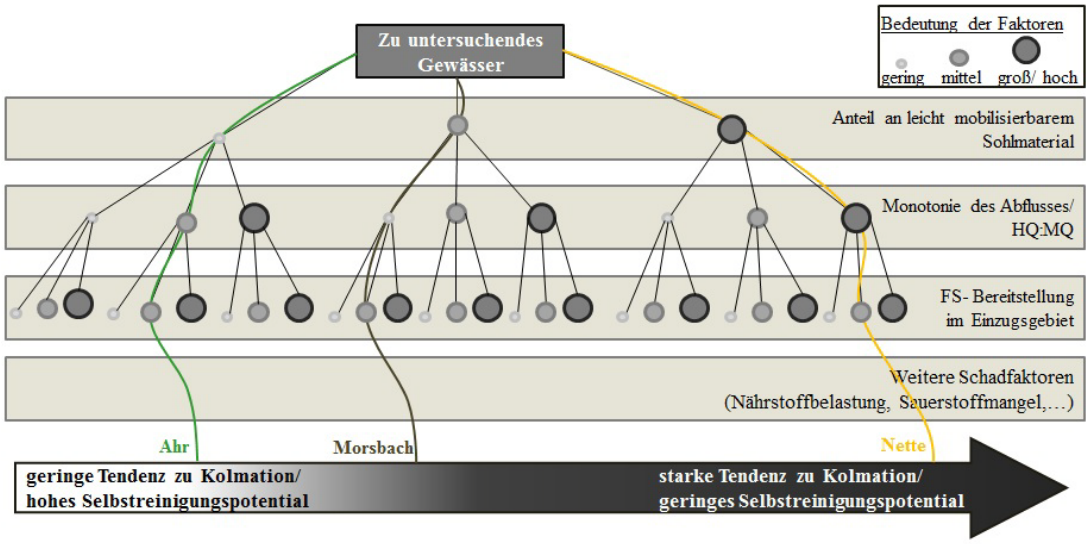
Abbildung 46: Korrelation der Eintragsraten nach Fraktionen und Abflussmittelwerte für die Ahr, Morsbach und Nette



Ahr: n=6; Morsbach: n=7; Nette: n=5

10 Einteilung der Fließgewässertypen nach der Anfälligkeit für Kolmation

Unter Berücksichtigung der Ergebnisse dieser Untersuchung lassen sich die verschiedenen Fließgewässertypen in einem einfachen Bewertungsschema hinsichtlich der Anfälligkeit für Kolmation klassifizieren. Es werden drei Faktoren, die für die Kolmationsentwicklung als bedeutsam angesehen werden, erfasst, wobei der Anteil an mobilem FS in der Sohle am stärksten gewichtet wird. Zusätzlich können, sofern erforderlich, weitere Faktoren in das Bewertungsschema eingebunden werden. Die hier untersuchten Gewässer werden abschließend wie in Abb. 47 dargestellt eingeordnet.



Ahr

Anteil an leichtmobilisierbarem Sohlmaterial: in den untersuchten Abschnitten gering, nur lokal Feinsedimentablagerungen im Uferbereich, im Stromstrich wegen hoher Fließgeschwindigkeiten keine Ablagerungen auf der Sohle. Da grobe Substrate dominieren, ist von einer eher großen Ausdehnung des Interstitials auszugehen. Die Durchströmung ist im groben Substrat intensiv, sofern keine ausgedehnten Kolmationshorizonte vorhanden sind. Mikroskalige Austauschprozesse bedeutsam, daher gute Sauerstoffversorgung.

Abflussvariabilität: groß (HHQ/ MQ= 5:1), da der untersuchte Abschnitt im Mittellauf liegt, gegenüber kleineren Fließgewässern/ Oberläufen leicht abgeschwächte Abflussvariabilität. Deckschichtaufreißende Hochwasser häufig (z.B. im Rahmen dieser Untersuchung in P2 beobachtet), sodass lokal vorhandene FS- Ablagerungen regelmäßig ausgespült werden. Die hohe Abflussvariabilität und gute Sohlstruktur bedingen, dass Kolmationshorizonte sich nur lokal entwickeln und zusätzlich durch

eine hohe zeitliche Dynamik gekennzeichnet sind. Turbulente Resuspension führt bei hohen Abflüssen zu FS- Austrag.

FS- Bereitstellung im Einzugsgebeit kann nicht abschließend beurteilt werden, in den untersuchten Abschnitten jedoch wegen breiter Auenflächen, Grünlandnutzung, und starkem Bewaldungsgrad vermutlich gering. Gewässerrandstreifen beidseitig mäßig bis gut ausgebildet. Im untersuchten Abschnitt keine signifikante Steigerung des FS- Eintrags durch Ufer- oder Breitenerosion.

Sonstige Schadfaktoren: mäßig- starke Nährstoffbelastung wird durch starke Algenblüten bei geringen Temperatursteigerungen und bei geringen Abflüssen angezeigt (P1 und P6). Sauerstoffzehrung in Niedrigwasserphasen wahrscheinlich. Schadstoffeinträge durch Ahrtalstraße wahrscheinlich.

Morsbach

Anteil an leicht mobilisierbarem Sohlmaterial: Über weite Strecken wenig Feinmaterial auf der Sohle, lokal im Untersuchten Abschnitt jedoch bedeutsame FS- Ablagerungen auf sowie in der Sohle vorhanden.

Abflussvariabilität sehr groß (HHQ/ MQ= 8:1), deckschichtaufreißende Hochwasser häufig, belegt durch zum Teil erheblichen Aus- bzw. Eintrag von Normsubstrat. Bei deckschichtaufreißenden Hochwassern kommt es zwar zu Austrag von in der Sohle abgelagertem Material. Da jedoch viel Feinsediment im System zwischengespeichert ist, kommt es örtlich zu großen Neuablagerungen.

FS- Bereitstellung im Einzugsgebiet: kann nicht abschließend beurteilt werden. Vermutlich mäßig bis groß, da Auen schmal und Hänge oft direkt an Gewässer gekoppelt. Gewässerrandstreifen meist mäßig bis gut ausgebildet, stellenweise entlang der Morsbachtalstraße jedoch auch sehr schmal. Lokal erhebliche Steigerung durch zahlreiche Einleitungen der Siedlungswasserwirtschaft und stellenweise starke Ufererosion.

Weitere Schadfaktoren: gegeben. Algenblüte zeigt Nährstoffbelastung an, sauerstoffzehrende Bedingungen im Interstitial zumindest zeitweise wahrscheinlich. Schadstoffeinträge durch Morsbachtalstraße wahrscheinlich.

Nette

Anteil an leicht mobilisierbarem Sohlmaterial: groß. flächige Sandablagerungen über weite Strecken, Sandanteil höher als im Leitbild. Die Nette als kiesgeprägter Bach des Tieflandes führt natürlicherweise größere Sandfrachten als Bäche anderer geologischer Einzugsgebiete, sodass generell von einer geringeren Größenausdehnung, Durchströmung des Interstitials auszugehen ist. Daher tendenziell schlechtere Sauerstoffversorgung und geringere Abbaurate von Schadstoffen. Trotzdem dominieren im Referenzzustand Kiese in der Sohle *(Pottgiesser & Sommerhäuser, 2008,* Kap. 5.3). Durch Faktoren wie Erosion von Acker- und bebauten Flächen, Begradigung oder Gewässerunterhaltung wurde die natürliche Sohlsubstratzusammensetzung dahingehend gestört, dass unnatürlich hohe Sandfrachten vorhanden sind. Ein dauerhaft erhöhter Sandeintrag hat zunächst eine Verfüllung von Pools, und schließlich Überdeckung der ursprünglichen Kiesbänke zur Folge (*Jackson & Beschta, 1984).* Beide Prozesse spiegeln die Tendenz des Fließgewässers wider, auf erhöhten Sedimenteintrag bei gleichbleibender Transportkapazität mit Verringe-

rung der Sohlrauigkeit (Verfüllung von Pools), Sedimentation, Verringerung der Fließtiefe und Vergrößerung des Querschnittes zu reagieren *(Schumm, 1977).* In ausgebauten Abschnitten daher monotone Sohlstruktur, sodass Kolmationshorizonte sich flächig entwickeln und keine unkolmatierten Ausweichrefugien vorhanden sind. Ähnliches wurde auch von *Buddensiek* et al. (1993) an der Lutter und *Strohmeier* (2005) in fränkischen sandgeprägten Fließgewässern beobachtet. Sohlmaterial sehr erosionsanfällig und mobil.

Abflussvariabilität: gering, Abfluss stark durch Abfluss aus Kläranlage Dülken geprägt (oberhalb nur sporadische, sehr geringe Abflüsse). Selbst wenn FS- Bereitstellung aus dem EZG zum Erliegen käme, würden die geringen Abflussspitzen zum Austrag des Materials an der Sohle langfristig nicht ausreichen.

FS- Bereitstellung im Einzugsgebiet: kann nicht abschließend beurteilt werden, vermutlich groß. Ufer- und Breitenerosion über weite Strecke bedeutsam, daher langfristige FS- Nachlieferung. Begradigung begünstigt Eintiefung und Tiefen- und Seitenerosion.

Weitere Schadfaktoren vorhanden. Starke Nährstoffbelastung unterhalb Kläranlage angezeigt durch Algenfilme am Ufer, große Mengen an feinem partikulärem organischem Material, zum Teil Schlämme. Geringe Abflüsse und hohe Wassertemperaturen machen häufiges Auftreten sauerstoffzehrender Bedingungen im Interstitial wahrscheinlich. Hinsichtlich der Gesamteintragsmengen ins Interstitial erweist sich die Nette als Tieflandsfließgewässer als stark anfällig für Kolmation, wobei anthropogen induzierte Uferabbrüche eine Steigerung der natürlicherweise vorkommenden Feinsedimentfrachten mit sich bringen. Sande führen zwar nicht zu einer ähnlich starken Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit der Sohlsubstrate wie es bei Tonen oder Schluffen der Fall ist (Schälchli, 1993). Wenn jedoch wie an der Nette große Mengen sedimentiert werden, können sich diese wegen ihres großen Gewichts nachteilig auf Fischeier auswirken (MUNLV, 2006).

Das hier angewandte Modell umfasst nur wenige Faktoren, die relativ einfach und kostengünstig erhoben werden können. Inwiefern es auch auf andere Fließgewässer anwendbar ist, ist offen. Weitere Studien an verschiedenen Fließgewässertypen sowie an Gewässern der hier untersuchten Typen sind vonnöten, um die Anwendbarkeit zu überprüfen. Zudem ist festzuhalten, dass es sich nur um eine vorläufige Einteilung handeln kann, die keine allgemeine Gültigkeit besitzt. In jedem Fall sind zusätzliche Erhebungen vonnöten, da lokale Einflussfaktoren im Längsverlauf einen erheblichen Einfluss ausüben können. Ähnliche Modelle könnten aber zur Anwendung kommen, um abzuschätzen, an welchen Fließgewässern Maßnahmen zur Behebung einer Kolmationsproblematik vordringlich umgesetzt werden sollten.

11 Bewertung der Methoden und Daten

Sedimentfallenbeprobungen: Die Untersuchung des Sedimenteintrags mit Sedimentfallen liefert gute Ergebnisse zur Abschätzung der Kolmationsdynamik in Abhängigkeit des Abflussgeschehens, sofern sie über ausreichend lange Zeiträume mit entsprechender Variation der hydrologischen Bedingungen durchgeführt wird. Die Daten wurden hier in einem relativ kurzen Zeitraum von etwa 4 Monaten mit großer Abflussvariabilität gewonnen. Es ist aber davon auszugehen, dass im jahreszeitlichen Verlauf im Zuge von Änderungen der biologischen/ hydrologischen Bedingungen Variationen der Kolmationsentwicklung auftreten. Die im Winterhalbjahr gewonnenen Daten sind somit nur be-dingt repräsentativ.

Die Untersuchungen wurden auf einer kurzen Strecke im Ober- bzw. Mittellauf der drei Fließgewässer durchgeführt. Inwiefern die Ergebnisse auf das gesamte Einzugsgebiet übertragen werden können, ist fraglich. Weitere Untersuchungen mit ausgeweiteten Untersuchungsnetz sind nötig, um Unterschiede der Kolmationsdynamik entlang des Längsverlaufes der verschiedenen Fließgewässertypen aufzudecken.

Die Daten, die mit durchströmten Fallen gewonnen werden, liefern prinzipiell realistischere Daten zum Feinsedimentgehalt des Interstitials, da sie eine natürliche Kiessohle besser darstellen als nicht durchströmte Fallen. Die Ergebnisse könnten weiter optimiert werden, wenn vertikal für Sediment und Wasser durchgängige Fallen verwandt würden, die Sickerströmungen sowie Feinsedimenttransport in die Tiefe zu ermöglichen. Die hier gewählte Herangehensweise kann darüber hinaus weiter verbessert werden, indem beispielsweise der Porenraum im Norm- und natürlichen Substrat weiter angeglichen wird (in der vorliegenden Untersuchung nicht zielführend, da drei Fließgewässertypen miteinander verglichen werden sollten, sodass überall das gleiche Normsubstrat eingesetzt wurde), sowie die Größe der Löcher in der seitlichen Umwandung anzupassen, um jegliche Veränderungen des Ablagerungsmilieus auszuschließen.

Im Verlauf dieser Untersuchung zeigte sich, dass das Gewässerbett an Ahr und Morsbach schon bei Abflüssen, die nur gering über dem Mittelwasser des Winterhalbjahres liegen, wegen der hohen Wasserstände nicht mehr betreten werden konnte. Die starke Trübung während hoher Abflüsse erschwert trotz ausreichender Markierungen der Probenahmestellen am Ufer das Auffinden der Fallen, sodass die Methode sich für die Beprobung großer Gewässer nur bedingt als geeignet erweist.

Die Daten sind vor dem Hintergrund der verschiedenen Fehlerquellen und Unsicherheiten zu interpretieren. Da sich jedoch die an den drei Fließgewässern gemessenen Einträge aus Hoch- und Niedrigwasserphasen um mehrere Größenordnungen unterscheiden und die Eintragsmengen aus Hoch- und Niedrigwasserphasen an den drei untersuchten Gewässern in einer ähnlichen Größenordnung liegen, werden die Daten für den Vergleich der verschiedenen Einzugsgebiete als hinreichend genau angesehen. Abb IV-I bis IV-III im Anhang zeigen, dass die hier ermittelten Daten mit Ergebnissen anderer Untersuchungen vergleichbar sind.

Kolmationskartierung: Die Kolmationskartierung bietet für kiesgeprägte Fließgewässer des Mittelgebirges ein sinnvolles Bewertungsschema, ist jedoch auf Fließgewässer des Tieflandes nur bedingt anwendbar. Weiter zeigte sich, dass die Kartie-

rung schon bei Wasserständen, die gering über dem winterlichen Mittelwasserstand liegen, nicht mehr zuverlässig durchführbar ist, da Kies- und Uferbänke überspült sind. Die ergänzenden Methoden (Strohmeier, 2005) liefern nur sehr bedingt verlässliche und reproduzierbare Ergebnisse.

Statistische Analysen: Für die Korrelationsanalysen (Kap.9) konnten nur wenige Wertepaare ausgewertet werden (Ahr: 6; Morsbach: 7; Nette: 5), wobei für die jeweiligen hydrologischen Bedingungen nur wenige Messwerte vorliegen (zwei Wertepaare aus HQ- Phasen, drei aus NQ/ MQ- Phasen). Es handelt sich bei den Korrelationsanalysen daher nicht um statistisch belastbare Darstellungen. Um alle möglichen Ausprägungen von Abfluss und Kolmationsentwicklung vollständig erfassen zu können, wäre die Aufnahme weiterer Wertepaare vonnöten. Trotzdem können die dargestellten Regressionsanalysen Trends dazu aufzeigen, wie die sich die verschiedenen Abflussbedingungen auf die Feinsedimenteinträge auswirken.

Die Vorhersagen zu Abflüssen, die zu dem kritischen Feinsedimenteintrag von 10% im Interstitial führen (Abb. 47), basieren auf einem statistischen Modell. Somit sind die Vorhersagen nur unter bestimmten Bedingungen, nämlich den in dieser Untersuchung gegebenen, gültig. Ändern sich Parameter, wie beispielsweise Feinsedimentinputs ins System, ist das Modell nicht mehr gültig.

11.1 Vorschläge für weiterführende Untersuchungen

Um ein genaueres Prozessverständnis zu erlangen, erweist sich die hier gewählte Herangehensweise mit Sedimentfallen, die über definierte Zeiträume im Gewässer belassen werden, nur bedingt als geeignet. Zur Einschätzung des Einflusses bestimmter Ereignisse wäre eine ereignisbezogene Entnahme der Sedimentfallen sinnvoller. Um beispielsweise herauszufinden, ob während eines bestimmten Grenzabflusses Dekolmation stattgefunden hat und innerhalb welchen Zeitraumes sich die Kolmationsschicht wieder neu bildet, müssten die Fallen unmittelbar nach diesem Abfluss entnommen werden, da sich innerhalb weniger Tage in der abklingenden Hochwasserwelle erneut große Feinsedimentmengen ansammeln.

Um mögliche Dekolmationsprozesse aufzudecken, könnten die Fallen vor dem Einbau neben dem Normsubstrat mit einer definierten und markierten Menge an Feinsediment, beispielsweise gefärbten Sanden, versehen werden. Nach dem Ausbau kann überprüft werden, ob nach einem bestimmten Ereignis Material ausgetragen und durch neues ersetzt wurde. Wenn markiertes Material das aus den präparierten Fallen ausgetragen wurde, in weiter flussabwärts wieder aufgefunden wird, wären nähere Aussagen zu Transferzeiten des Sediments möglich.

In den hier durchgeführten Regressionsanalysen wurde der Abfluss als einzige Wirkursache betrachtet, die den Sedimenteintrag in die Fallen steuert. Im offenen Fließgewässersystem ist dies nicht realistisch, was durch das Auftreten großer Ausreißer bei den Sedimenteintragsmengen belegt wird, die nicht durch die Abflussvariabilität erklärt werden können.

Die Erhebung zusätzlicher Parameter wäre zukünftigen Untersuchungen sinnvoll. Beispielsweise wäre ein Abgleich der Daten aus Sedimentfallen mit Messungen der Suspensionsfracht sowie Erosionsraten im Einzugsgebiet interessant. Messungen der Richtung und Intensität der interstitiellen Sickerströmung könnten weiter zur Er-

klärung der Variabilität der Feinsedimenteinträge ins Interstitial beitragen. Hierzu eignen sich Tracermessungen (*Niemann*, 2001), die nach verschiedenen Expositionsdauern der Fallen durchgeführt werden. Abschließend erscheint auch eine Erfassung von weiteren chemischen Parametern des Intersititalwassers sinnvoll, um die Auswirkungen bestimmter Kolmationsgrade auf die Lebensraumbedingungen im Interstitial näher abbilden zu können.

12 Fazit und Ausblick

Die Zusammenfassung der in Kapitel 8 dargestellten Ergebnisse orientiert sich an den in Kapitel 2 aufgestellten Hypothesen.

Die Eintragsmengen an Feinsediment unterscheiden sich bei den drei verschiedenen Fließgewässertypen

- Die absoluten Eintragsmengen sind an der Ahr, dem silikatischen, fein- bis grobmaterialreichen Mittelgebirgsfluss (Typ 9), am geringsten und am Morsbach, dem grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbach (Typ 5), am größten. Betrachtet man nur Feinsediment <2mm, sind an der Nette (Kiesgeprägter Tieflandbach, Typ 16) die höchsten Einträge zu verzeichnen (Kap. 8.1 und 8.7)
- Der vom MUNLV (2006) vorgeschlagene kritische Grenzwert von 10% FS wird an allen untersuchten Gewässern zeitweise überschritten, am kiesgeprägten Tieflandsbach (Nette) jedoch am häufigsten (s. Kap. 8.8). Langfristig ist davon auszugehen, dass an allen untersuchten Gewässern der 10%-Grenzwert nicht eingehalten wird.
- Vergleich Ahr und Morsbach: am grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbach (Morsbach) sind insgesamt höhere bis deutlich höhere Einträge nach HW zu verzeichnen (Kap. 8.1 und 8.5). Dies ist vermutlich auf größere FS- Verfügbarkeit im Morsbach- System (anthropogen induzierte Uferabbrüche/ Einleitungen) zurückzuführen.

Die Größenordnung des Feinsedimenteintrags ist von regionalen und lokalen hydromorphologischen Gegebenheiten abhängig

- Die Einträge ähneln sich an den drei Probestellen der drei untersuchten Gewässer (obwohl sowohl naturnahe als auch stark anthropogen überprägte Abschnitte beprobt wurden) (Kap. 8.2)
- An Morsbach und Nette sind an einzelnen Probenahmestellen in Bereichen mit hohen FS- Inputs (Ufererosion/ Einleitungen) höhere Einträge bzw. Verschiebungen des Korngrößenspektrums zu verzeichnen. (Kap. 8.2)

Der Sedimenteintrag ist vom Abflussgeschehen abhängig

- Hohe Abflussmittelwerte in einem Probenahmeintervall gehen an allen untersuchten Fließgewässern mit hohen FS- Einträgen einher (Kap. 8.3).
- Ahr und Morsbach (fein- grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss bzw. –bach): Zunahme an transportiertem Feinmaterial über den gesamten Untersuchungszeitraum gesehen (vmtl. durch verstärkte Mobilisierung des Feinmaterials durch die großen Hochwasserereignisse zu Beginn der Untersuchungen nach langer Phase mit Niedrigwasser) (Kap. 8.3)
- Hohe Abflussvariabilität führt insgesamt zu Ablagerung geringerer FS- Mengen und zu größerer Mobilität der Ablagerungen (Bsp.: fein- grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss Ahr) (Kap. 8.4)

- Besonderheit des kiesgeprägten Tieflandbachs Nette: trotz (gemessen an den Mittelgebirgsfließgewässern Ahr und Morsbach) sehr geringer Abflussvariabilität wird eine der an Ahr und Morsbach transportierten FS- Menge entsprechende Feinsedimentmenge transportiert und sedimentiert. Dies spricht für große Mobilität des von Sanden dominierten Sohlmaterials im kiesgeprägten Tieflandsbach (Kap. 8.4).

Hochwasserereignisse haben eine dekolmatierende Wirkung (s. Kap 8.5)

- Nach dem HW- Scheitel kommt es an allen FG zu einer raschen Neuablagerung von Feinsediment. Dekolmatierende Wirkung nur für äußere, nicht für innere Kolmationsschichten nachweisbar.
- Dekolmatierende Wirkung von deckschichtaufreißenden Hochwassern vor allem für äußere Kolmationshorizonte nachweisbar. Ansonsten schnelle Neuablagerung von FS, das während eines Ereignisses mobilisiert wird.
- An der Nette reichen Abflussschwankungen nicht aus, um die im System vorhandene FS- Menge (die nicht leitbildkonform ist), auszuspülen.

Eintragsunterschiede in durchströmte und nicht durchströmte Fallen (Kap. 8.6)

- Gesamteintragsmengen an FS in nahezu allen Fällen in den durchströmten Fallen geringer als in den seitlich geschlossenen Fallen→ horizontale Sickerströmungen bedeutsamer Faktor für Kolmationsdynamik
- Eintrag besonders für Fraktionen <0,2mm in durchströmten Fallen an allen Fließgewässern signifikant geringer→ selektiver Transport innerhalb des Interstitials im Zuge von Abfluss- und Durchströmungsschwankungen

Variierender Eintrag organischer Feinsedimente (s. Kap. 8.8)

- An der Nette und am Morsbach sind die höchsten organischen Einträge zu verzeichnen (14g bzw. 13g), vermutlich erhöht wegen Einleitungen aus Kläranlage
- Sauerstoffzehrende Bedingungen durch biologischen Abbau nicht direkt nachweisbar, aber wahrscheinlich (Vergleichswerte aus der Literatur, bspw. Niemann 2001)
- Starke Algenblüte im März an Ahr und Morsbach sowie dauerhafte lückige Algenteppiche an Nette deuten auf Nährstoffbelastung hin

Da die Ablagerung von Feinsediment im Interstitial als Schadfaktor für Fließgewässerzönosen angesehen wird, zielen zahlreiche Renaturierungsmaßnahmen auf die Beseitigung von Feinsedimentquellen im Einzugsgebiet ab. Zur Abgrenzung von Fließgewässern, in denen Maßnahmen zur Reduktion von Kolmationserscheinungen vermutlich in besonderem Maße vonnöten sind, kann das in Kap. 10 vorgeschlagene Klassifikationsschema herangezogen werden. Um den Zeitraum, in dem potentielle Verbesserungen solcher Maßnahme eintreten, besser beurteilen zu können, muss eine Abschätzung der Verweil- und Transferzeiten von Feinsedimenten in Fließgewässern vorgenommen werden.

Die Daten zu Kolmation wurden in dieser Untersuchung auf der Mikro- bzw. Mesoskala aufgenommen. Wegen des großen Einflusses lokaler Faktoren können

sie nicht ohne weiteres auf die Ebene eines Fließgewässerabschnittes oder auf die Ebene des Einzugsgebietes übertragen werden. Zukünftige empirische Studien sollten so ausgerichtet sein, dass sie die Vorhersagen, die durch konzeptuelle Modelle getroffen werden (bspw. Abb. 10.1), überprüfen. Studien, die mehrere Untersuchungsräume miteinander vergleichen und auf verschiedenen räumlichen Skalen durchgeführt werden, sind hierfür besonders geeignet. Insbesondere Daten, die die gesamte Abfolge hydrologischer Extreme innerhalb eines Jahresverlaufes abdecken, wären für weiterführende Untersuchungen interessant. Um die Auswirkungen verschiedener Kolmationsgrade auf die Biota des Interstitials abbilden zu können, wären in zukünftigen Untersuchungen neben der Erfassung von Sedimenteinträgen ins Interstitial die Erhebung ergänzender Daten beispielsweise zu chemischen Parametern im Wasser des Interstitials sowie biologische Erhebungen sinnvoll.

13 Literaturverzeichnis

Acornley, R.M. und D.A. Sear (1999): Sediment transport and siltation of brown trout (Salmo trutta L.) spawning gravels in chalk streams. In: Hydrological Processes 13, 447-458

Banscher, E. (1975): Beitrag zur Beurteilung von Kolmationserscheinungen an fließen- den Gewässern. Dissertation, TU Dresden.

Barsch, D. (2000): Messungen in fluvialen Systemen. Feld- und Labormethoden zur Erfassung des Wasser- und Stoffhaushaltes. Springer Verlag, Berlin.

Baumgartner, A. und H. J. Liebscher (1996□): Allgemeine Hydrologie – quantitative Hydrologie. Borntraeger, Berlin

Bencala, K. E. (1993): A perspective on stream-catchment-connections. Journal of the North American Benthological Society 12, 44-47.

Beschta, R. L. und W. L. Jackson (1979): The Intrusion of Fine Sediments into a stable gravel bed. In: Journal of the Fisheries Research Board of Canada, Vol. 36; No. 2, S. 204-210.

Bilotta, G. S. und R. E. Brazier (2008): Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. In: Water Research 42, 2849-2861.

Bo, T.; Fenoglio, S.; Malacarne, G.; Pessino, M. und F. Sgariboldi (2007): Effects of clogging on stream macroinvertebrates: An experimental approach. In: Limnologica 37, S. 186- 192.

Bond, N. R. (2002): A simple device for estimating rates of fine sediment transport along the bed of shallow streams. In: Hydrobiologia 468, 155- 161.

Boulton, A. J.; Datry, T.; Kasahara, T.; Mutz, M. und J. A. Stanford (2010): Ecology and management of the hyporheic zone: stream-groundwater interactions of running waters and their floodplains. In: Journal of the North American Benthological Society 29 (1), S. 26-40.

Borchardt, D.; Fischer, J. und R. Ibisch (2001): Struktur des hyporheischen Interstitials in Fließgewässern. In: Wasser und Boden 53/3, S. 5-10.

Bravard, J. P. und F. Petit (2009): Geomorphology of streams and rivers. In: Likens, G. E. (Eds.): River ecosystem ecology. Elsevier, Amsterdam.

Buddensiek, V.; Ratzbor, G. und K. Wächtler (1993): Auswirkungen von Sandeintrag auf das Interstitial kleiner Fließgewässer im Bereich der Lüneburger Heide. In: Natur und Landschaft 68, 2, S. 47-51.

Carling, P. A. (1984): Deposition of fine and coarse sand in an open work gravel bed. In: Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, Bd. 41, Vol 2, S.263-270.

Chutter, F. M. (1969): The effect of silt and sand on the invertebrate fauna of streams and rivers. In: Hydrobiologica 34, S. 57-76.

DVWK – Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (Hrsg.) (1997):

Wasserwirtschaftliche Bedeutung der Festlegung und Freisetzung von Nährstoffen durch Sedimente in Fließgewässern 115, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Kulturbau, Bonn.

DVWK – Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (Hrsg.) (1990): sediment transport in open channels- calculation procedures for the engineering Practice. Bulletin 17. Paul Parey Verlag, Hamburg.

Derx, J.; Blaschke, A.P. und G. Blöschl (2010): Three-dimensional flow patterns at the river-aquifer interface – a case stuy at the Danube. In: Advances in Water Resources 33, S. 1375-1387.

Dyck, S. und G. Peschke (1995□): Grundlagen der Hydrologie. Verlag für Bauwesen, Berlin.

Einstein, H. A. (1964): River Sedimentation. In: Chow, V. (Eds.): Handbook of applied hydrology. Mc Graw-Hill, New York.

Ernste, H. (2011): Angewandte Statistik in Geographie und Umweltwissenschaften. VDF Hochschulverlag, Zürich.

Ergebnisbericht Geländepraktikum F (2010/11) an der Universität Bonn: Einführung in Feldmethoden der Gewässeruntersuchung. Unveröffentlicht.

Evans, D. J.; Johnes, P. J. und D. S. Lawrence (2003): Suspended and bed load sediment transport dynamics in two lowland UK streams- storm integrated monitoring. In: Bogen, J.; Fergus, T. und D. Walling (Eds.): Erosion and Sediment Transport measurement in rivers: technological and methodological advances. IAHS Publication 283.

Findlay, S. (2010): Stream microbial ecology. In: Journal of the North American Benthological Society 29 (1), S. 170-181.

Fuchs, S. (1997): Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer – Aufgezeigt am Beispiel der Mischwasserbehandlung (Dissertation). In: Schriftenreihe des Institut für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (Hrsg.); Bd. 79, Oldenbourg Verlag, München.

Gibson, S.; Heath, R.; Abraham, D. und D. Schoellhamer (2011): Visualization and analysis of temporal trends of sand infiltration into a gravel bed. In: Water Resources Research 47, W12601, S. 1-11

Graham, A. A. (1990): Siltation of stone-surface periphyton in rivers by clay-sized particles from low concentrations in suspension. In: Hydrobiologia 199, S. 107-115.

Hartwig, M.; Theuring, P.; Rode, M. und D. Borchardt (2011): Suspended sediments in the Kharaa River catchment (Mongolia) and its impact on hyporheic zone functions. In: Environmental Earth Sciences; Special issue.

Hirsch, R. M.; Helsel, D. R., Cohn, T. A. und E. J. Golroy (1993): Statistical analysis of hydrological data. In: Maidment, D. R. (Eds.): Handbook of hydrology. Mc Graw-Hill, New York.

Ingendahl, D.; Borchardt, D.; Saenger, N. und P. Reichert (2009): Vertical hydraulic exchange and the contribution of hyporheic community respiration to whole

ecosystem respiration in the river Lahn (Germany). In: Aquatic sciences 71, 399-410.

Jackson, W. L. und R. L. Beschta (1984): Influences of increased sand delivery on the morphology of sand and gravel channels. In: Water Resources Bulletin 20, 4.

Jones, J. A. A. (1997): Global Hydrology. Processes, resources and environmental management. Longman, London.

Jungwirth, M.; Haidvogl, G.; Moog, O.; Muhar, S. und S. Schmutz (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien.

Klostermann, J. (1988): Quartär. In: Geologisches Landesamt NRW (Hrsg.): Geologie am Niederrhein. Krefeld.

Kozerski, H.-P. (2003): seston sedimentation in a lowland river (River Spree, Germany): their spatial and temporal variations and controlling factors. Hydrobiologia, 494, S. 51-55.

Liebenstein, D. (2011): Untersuchungen zum Feinsedimenthaushalt eines urban geprägten Mittelgebirgsgewässers am Beispiel des Morsbaches. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Bonn. Unveröffentlicht.

Lisle, T. E. (1989): sediment transport und resulting deposition in spawning gravels, North Coastal California. Water Resources Research 25, 6, S. 1303-1319.

McConnahie, J. L. und E. L. Petticrew (2004): Hydrological and biological event based variability in the fine-grained sediment structure of a small undisturbed catchment.In: Glosov, V.; Belyaev, V. und D. E. Walling (Eds.): Sediment Transfer through the fluvial system (Proceedings of the Moscow Symposium, August 2004), IAHS Publication 288, Oxfordshire.

Milan, D. J.; Petts, G. E. und H. Sambrook (2000): Regional variations in the sediment structure of trout streams in southern England: benchmark data for siltation assessment and restoration. In: Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems 10, S. 407-420.

Mills, C. F.; Bathurst, J. C. und P. F. Quinn (2008): A study of spatial scaling in suspended sediment yield along a rural river system – the River Eden, Cumbria, UK. In: Schmidt, J.; Cochrane, T.; Phillips, C.; Elliott, S.; Davies, T. und L. Basher (Eds.): Sediment Dynamics in Changing Environments. IAHS Publication 325, Wallingford/Oxfordshire.

MUNLV – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucher-schutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2006): Leitfaden zur wasserwirtschaftlich-ökologischen Sanierung von Salmonidenlaichgewässern in NRW, Düsseldorf.

Nagaoka, H. und S. Ohgaki (1990): Mass transfer mechanism in a porous riverbed. In: Water Resources 24, 4, S. 417-425.

Naegeli M. W. und U. Uehlinger (1997): Contribution of the hyporheic zone to ecosys-tem metabolism in a prealpine gravel-bed river. Journal of the North American Benthological Society 16, S. 794–804.

Niemann, A. (2001): Schädigung des hyporheischen Interstitials kleiner Fliessgewässer durch Niederschlagswassereinleitungen. Dissertation, Universität Essen.

Olley, J. M. (2002): Organic Carbon supply to a large lowland river and implications for aquatic ecosystems. In: Dyer, T.; Thomas, M. C. und J. M. Olley: The structure, function and management implications of fluvial sedimentary systems. IAHS Publication 276, Oxfordshire.

Peart, M. R. (2003): Carbon and nitrogen content of suspended matter in a Hong Kong drainage basin. In: Kronvang, B. (Eds.): The interactions between Sediments and Water. Hydrobiologia 494. Kluwer Academic Publishers.

Petticrew, E. L. und J. M. Arocena (2003): Organic matter composition of gravel-stored sediments from salmon-bearing streams. In: Kronvang, B. (Eds.): The interactions between Sediments and Water. Hydrobiologia 494. Kluwer Academic Publishers.

Petticrew, E. L. und J. F. Rex (2006): The importance of temporal changes in gravel-stored fine sediment on habitat conditions in a salmon spawning stream. In: IAHS Publications 306.

Petts, G.E. (1988): Accumulation of fine sediment within substrate gravels along two regulated rivers, UK. In: Regulated rivers research and management. 2: 141-153.

Planungsbüro Zumbroich und FH Köln (2010/2011): Untersuchungen zum Feinsedimenthaushalt des Morsbaches. Forschungsprojekt im Auftrag des Wupperverbandes. Unveröffentlicht.

Pusch, M. (1996): The metabolism of organic matter in the hyporheic zone of a moun-tain stream and its spatial distribution. Hydrobiologica 323, S. 107-118.

Reid, I.; Bathurst, J. C.; Carling, P.; Walling, D. E. und B. W. Webb (2000): Sediment erosion, transport and deposition. In: Thorne, C. R.; Hey, R. D. und M. D. Newson (Eds.): Applied fluvial geomorphology for river management. Wiley Verlag, Chichester.

Reynolds, C. (1979): Seston sedimentation. Experiments with Lycopodium spores in a closed system. In: Freshwater biology, Vol. 9, issue 1, S. 55-76

Richter, D. (19963): Ruhrgebiet und Bergisches Land zwischen Ruhr und Wupper. Sammlung geologischer Führer 55. Gebrüder Borntraeger, Berlin.

Rosenberry, D. O. und J. Pitlick (2009): Effects of sediment transport and seepage direction on hydraulic properties at the sediment-water-interface of hyporheic setting. In: Journal of Hydrology 373, S. 377-391.

Saenger, N. (2001): Austauschprozesse zwischen Fließgewässer und hyporheischer Zone. In: Wasser und Boden, 53/5, S. 11-18.

Schindler Wildhaber, Y.; Michel, C.; Burkhausen-Holm, P.; Baenninger, D. und C.Alewell (2011): Measurement of spatial and temporal fine sediment dynamics in a small river. In: Hydrology and Earth System Sciences Discussions 8, S. 11315-11355.

Schälchli, U. (1993): Die Kolmation von Fließgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsgrundlagen. Dissertation, ETH Zürich.

Schälchli U. (1996): Feinstoffeinlagerung in Deckschichten. Schriftenreihe des Österreichischen Wasser-und Abfallwirtschaftsverbandes (ÖWAV) 105, S. 77-89.

Schälchli, U. (2002): Kolmation – Methoden zur Erkennung und Bewertung. Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Zürich.

Schlichting, E. und H. P. Blume (1966): Bodenkundliches Praktikum. Verlag Paul Parey, Hamburg.

Schubert, J. (2002): Hydraulic aspects of riverbank filtration field studies. In: Journal of Hydrology 266, S. 145-161.

Schumm, S. A. (1977): The fluvial system. Wiley, New York.

Schwoerbel, J. (1961): Über die Lebensbedingungen und die Besiedlung des hyporheischen Lebensraumes. In: Archiv für Hydrobiologie 25, 2/3, S. 182-214.

Servais, P.; Garnier, J.; Demarteu, N.; Brion, N. und G. Billen (1999): Supply of organic matter and bacteria to aquatic ecosystems through waste water effluents. In: Water Redources 33, 16, S. 3521-3531.

Seydell, I.; Ibisch, R. B. und U. C .E. Zanke (2009): Intrusion of suspended sediments into gravel riverbeds: influence of bed topography studied by means of field and laboratory experiments. Adv. Limnol. 61, S. 67-85.

Shen, H. W. und P. Y. Julien (1993): Erosion and sediment transport. In: Maidment, D. R. (Eds.): Handbook of hydrology. Mc Graw-Hill, New York.

Simon, K. S. M.; Benfield, E. F. und S. A. Macko (2003): Food web structure and the role of epilithic biofilms in cave streams. In: Ecology 84, S. 2395-2406.

Slaymaker, O. (2003): The Sediment budget as conceptual framework and management tool. In: Kronvang, B. (Eds.): The Interactions between sediments and water. Reprinted from Hydrobiologica 949, Kluwer Academic Publishers, London.

Spork, V. (1997): Erosionsverhalten feiner Sedimente und ihre biogene Stabilisierung. In: Köngeter, J. (Hrsg.): Mitteilungen des Lehrstuhls und Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der EWTH Aachen 114.

Träbing, K.; Fischer-Antze, T. und A. Dittrich (2001): Wasserbaulich beeinflusste Austauschprozesse zwischen Oberflächen- und Porenwasser. In: Wasser und Boden 52/5, S. 19-24.

Triska, F. J.; Kennedy, V. C.; Avanzino, R. J.; Zellweger, G. W. und K. E. Bencala (1989): Retention and transport of nutrients in a third-order stream: channel processes. In: Ecology 70, Bd. 6, S. 1877-1892.

Vogt, C. und W. Symader (2002): Evaluation of small rivers by combining biological sampling with a structure analysis of river beds. In: Dyer, T.; Thomas, M. C.; und J. M. Olley: The structure, function and management implications of fluvial sedimentary systems. IAHS Publication 276, Oxfordshire.

Wallbrink, P.; Olley, J. M. und G. Hancock (2002): Estimating residence times of fine sediment in river channels using fallout 210Pb. In: The Structure, Function and Management Implications of fluvial sedimentary systems (Proceedings of an international symposium held at Alice Springs, Australia, September 2002). IAHS Publication 276, Oxfordshire.

Walters, D. M.; Leigh, D. S. und A. B. Bearden (2003): Urbanization, sedimentation and the homogenization of fish assemblages in the Etowah River Basin, USA. In:

Kronvang, B. (Eds.): The interactions between Sediments and Water. Hydrobiologia 494. Kluwer Academic Publishers.

Welton, J. S. (1980): Dynamics of sediment and organic detritus in a small chalk stream. In: Archiv für Hydrobiologie 90, 2, 162-181.

White, D. S. (1993): Perspectives on defining and delineating hyporheic zones. In: Journal of the north american benthological society 12, S. 61-69.

Wilson, A. J.; Walling, D. E.; und G. J. L. Leeks (2004): In-channel storage of fine sediment in rivers of southwest England. In: Glosov, V.; Belyaev, V. und D. E. Walling (Eds.): Sediment Transfer through the fluvial system (Proceedings of the Moscow Symposium, August 2004), IAHS Publication 288, Oxfordshire.

Wondzell, S. M. und F. J. Swanson (1999): Floods, channel change and the hyporheic zone. In: Water Resources Research 35, 2, S. 555-567.

Wood, P. J. und P. D. Armitage (1997): Biological effects of fine sediment in the lotic environment. In: Environmental Management 21, 2, S. 203-217.

Zimmermann, A. E. und M. Lapointe (2005): Intergranular flow velocity through salmonid redds: sensititivity to fines infiltration from low intensity sediment transport events. In: River research and applications 21, 8, S. 865-881.

Karten

Landesamt für Vermessung und Geobasisinformation Rheinland-Pfalz (Hrsg.)

(2007): TK 1:50000, Blatt L5506 Bad Münstereifel und Blatt L5508 Bad Neuenahr-Ahrweiler

Internetquellen

LFV Bayern – Landesfischereiverband Bayern e.V.(Hrsg.) (2007): Die Restaurierung von Kieslaichplätzen. http://www.lfvbayern.de/media/files/kieslaichdownloadlow.pdf; letzter Aufruf: 12.05.2012

Digitales Wasserbuch (DIGIWAB) des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten, Rheinland-Pfalz (MULEWF).http://www.geoportal-wasser.rlp.de/servlet/is/8469/; letzter Aufruf: 23.09.2012

Geoportal Rheinland-Pfalz–Kartendienst des Lenkungsausschusses Geodateninfrastruktur im Ministerium des Innern und für Sport des Landes Rheinland-Pfalz/ Zentrale Stelle Geodateninfrastruktur Rheinland-Pfalz Landesamt für Vermessung und Geobasisinformation Rheinland-Pfalz. http://www.geoportal.rlp.de; letzter Aufruf: 12.05.2012

Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz NRW. GIS-Tool für Abwasser, Gewässergüte, Grundwasser/Trinkwasser und Oberflächengewässer in NRW http://www.elwasims.nrw.de/ims/ELWAS-IMS/start.htm; letzter Aufruf: 12.05.2012

Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten RLP (Hrsg.): Kartendienst. http://www.geoexplorer-wasser.rlp.de ; letzter Aufruf: 01.05.2012

Pottgiesser, T. und M. Sommerhäuser (2008): Erste Überarbeitung Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen. http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/wrrl/wrrl_ftyp.htm; letzter Aufruf: 3. 5. 2012.

Projekt Fischnetz+, EAWAG, Institut MGU, Universität Basel (Hrsg.): Fischnetzinfo. http://www.fischnetz.ch; letzter Aufruf: 1.5.2012.

Strohmeier, P.; Bruckner, G.; Schlumprecht, H. und C. Strätz (2005): Untersuchungen über das Ausmaß und die Herkunft der Verschlammung, Versandung und Kolmation des Gewässerbodens in ausgewählten Fließgewässern in den oberfränkischen Einzugsgebieten des Mains und der Elbe. http://www.bezirk-oberfranken.de/fileadmin/5_Natur/fischerei/veroeffentlichungen.php; Letzter Aufruf: 12.05.2012

Wupperverband (2000-2010): FlussGebietsGeoinformationsSystem des Wupperverbandes ("FluGGS"),Geobasisdaten zum Einzugsgebiet der Nette. http://www.fluggs.de/ ; letzter Aufruf: 5.5.2012.

Wupperverband (2000-2011): FlussGebietsGeoinformationsSystem des Wupperverbandes ("FluGGS"), Geobasisdaten zum Einzugsgebiet der Wupper. http://fluggs.wupperverband.de/netteverband/initParams.do ; letzter Aufruf: 5.5.2012.

14 Anhang

I Abflussganglinien

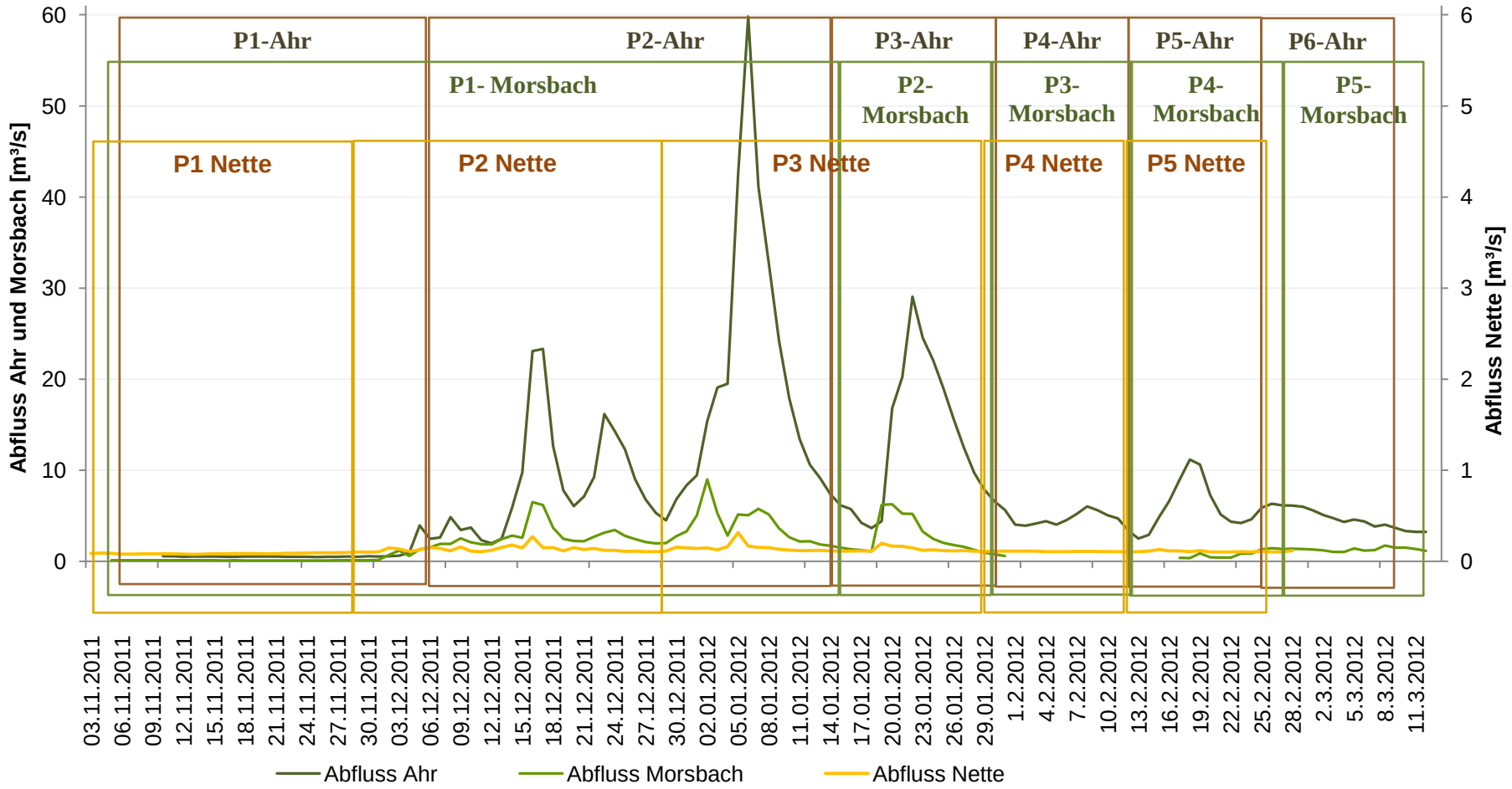
II Rohdaten der Sedimentfallenbeprobungen

III Rohdaten Glühverlust

IV Einordnung und Vergleich der Daten

I Abflussganglinien

Abbildung 48: Abflussganglinien und Probenahmeintervalle an allen untersuchten Fließgewässern



II Rohdaten der Sedimentfallenbeprobungen

Tabelle 10: Rohdaten der Sedimentfallenbeprobungen, Ahr

Probestellen-bezeichnung	Fraktion [mm]	Probenahmeintervall, Expositionsdauer [d]					
		P1, 28	P2, 35	P3, 14	P4, 14	P5, 14	P6, 14
A1 D	Gesamteintrag	92,74	F.f	F.f	F.f	F.f	F.f
	>2mm	69,38					
	0,2-2	11,16					
	0,063-0,2	5,35					
	<0,063	6,82					
A1 ND	Gesamteintrag	76,52	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.
	>2mm	50,04					
	0,2-2	9,81					
	0,063-0,2	7,09					
	<0,063	9,58					
A2 D	Gesamteintrag	44,6	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.
	>2mm	27,66					
	0,2-2	9,22					
	0,063-0,2	3,36					
	<0,063	4,41					
A2ND	Gesamteintrag	39,55	F.f.	F.f.	F.f.	162,95	23,39
	>2mm	15,48				84,44	9,82
	0,2-2	10,38				48,45	1,96
	0,063-0,2	5,96				16,6	5,94
	<0,063	7,86				13,46	5,67
A3D	Gesamteintrag	75,27	1663,65	F.f.	7,25	70,3	6,43
	>2mm	49,39	989,02		0,18	32,37	2,84
	0,2-2	17,78	603,67		3,27	28,98	1,77
	0,063-0,2	3,86	40,7		3,59	4,96	0,89
	<0,063	4,28	24,17		0,21	3,99	0,93
A3ND	Gesamteintrag	75,79	808,97	708,28	9,24	117,24	81,54
	>2mm	58	349,44	447,4	0,88	32,88	65,15
	0,2-2	7,85	392,32	239,27	2,34	50,95	8,74
	0,063-0,2	4,4	40,47	13,21	4,85	20,32	4
	<0,063	5,64	18,86	8,4	1,17	13,09	3,65
	n	6	2	1	2	3	3

Probestellen-bezeichnung	Fraktion [mm]	Probenahmeintervall, Expositionsdauer [d]

F.f.: Falle fehlt (entwendet/ abgespült)

Tabelle 11: Rohdaten der Sedimentfallenbeprobungen, Morsbach

Probestellen-bezeichnung	Fraktion [mm]	Probenahmeintervall, Expositionsdauer [d]				
		P1, 63	P2, 14	P3, 14	P4, 14	P5, 14
M1 D	Gesamteintrag	969,99	963,14	Eis	91,96	64,52
	>2mm	434,42	436,25		66,02	17,68
	0,2-2	497,94	491,28		10,52	13,51
	0,063-0,2	28,14	20,39		7,21	16,23
	<0,063	20,85	15,22		8,21	17,1
M1 ND	Gesamteintrag	1180,71	1081,32	Eis	103,96	66,72
	>2mm	525,61	412,39		74,19	5,08
	0,2-2	589,79	624,07		8,95	8,52
	0,063-0,2	37,97	26,96		9,73	25,18
	<0,063	26,02	17,9		11,09	27,94
M2 D	Gesamteintrag	1663,61	1321,12	Eis	Trübung	351,65
	>2mm	966,34	618,51			67,93
	0,2-2	648,76	641,84			140,34
	0,063-0,2	28,7	34,57			86,96
	<0,063	19,98	26,2			56,42
M2 ND	Gesamteintrag	1213,09	601,11	Eis	Trübung	321,67
	>2mm	411,06	210,08			58,86
	0,2-2	731	354,92			89,25
	0,063-0,2	36,48	20,48			99,46
	<0,063	24,67	15,63			74,1
M3 D	Gesamteintrag	2037,2	1668,97	7,52	54,34	106,01
	>2mm	1154,4	920,19	0,52	22,35	47,43
	0,2-2	824,67	700,26	2,79	19,52	25,72
	0,063-0,2	31,63	29,04	2,39	6,86	16,41
	<0,063	28,54	19,48	1,82	5,61	16,45
M3 ND	Gesamteintrag	1802,23	1478,11	4,9	77,52	56,55
	>2mm	1067,62	742,25	1,17	28,61	1,45
	0,2-2	674,57	686,89	1,93	16,95	13,82

Probestellen-bezeichnung	Fraktion [mm]	Probenahmeintervall, Expositionsdauer [d]				
	0,063-0,2	32,38	28,49	1,03	15,96	21,54
	<0,063	25,59	20,48	0,77	16	19,74
	n	6	6	2	4	6

Tabelle 12: Rohdaten der Sedimentfallenbeprobungen, Nette

Probestellen-bezeichnung	Fraktion [mm]	Probenahmeintervall, Expositionsdauer [d]				
		P1, 28	P2, 28	P3, 28	P4, 14	P5, 14
N1 D	Gesamteintrag	360,46	ü	ü	ü	ü
	>2mm	5,31				
	0,2-2	277,03				
	0,063-0,2	53,95				
	<0,063	24,52				
N1 ND	Gesamteintrag	212,28	938,16	964,79	444,02	438,91
	>2mm	12,81	47,25	151,3	20,03	3,95
	0,2-2	121,44	631,04	628,84	331,28	347,01
	0,063-0,2	47,09	221,04	165,63	72,41	69,52
	<0,063	31,71	38,64	19,02	20,3	18,43
N2 D	Gesamteintrag	270,66	822,25	752,41	42,34	118,58
	>2mm	48,28	179,98	163,65	3,25	28,91
	0,2-2	139,57	481,17	515,83	27,73	37,22
	0,063-0,2	50,21	119,21	54,2	6,08	30,83
	<0,063	33,42	18,21	18,73	5,28	21,62
N2 ND	Gesamteintrag	266,37	969,27	791,62	69,38	F.f.
	>2mm	21,13	157,91	134,59	3,29	
	0,2-2	75,71	599,07	558,79	21,64	
	0,063-0,2	88,57	173,47	70,65	22,44	
	<0,063	82,05	38,66	27,59	22,01	
N3 D	Gesamteintrag	52,18	467,99	696,67	50,69	850,47
	>2mm	20,82	19,05	55,13	7,89	432,94

Probestellen-bezeichnung	Fraktion [mm]	Probenahmeintervall, Expositionsdauer [d]				
	0,2-2	26,41	329,92	592,97	37,76	401,96
	0,063-0,2	3,69	17,94	33,77	3,81	11,29
	<0,063	1,85	10,34	14,8	1,23	4,28
N3 ND	Gesamteintrag	198,98	406,86	603,98	47,8	1082,41
	>2mm	61,16	52,5	62,95	0,92	287,63
	0,2-2	117,01	351,54	513,06	36,69	774,15
	0,063-0,2	12,21	26,55	19,34	7,59	13,39
	<0,063	8,46	10,77	8,63	2,6	7,24
	n	6	5	5	5	4

ü= übersandet, F.f.= Falle fehlt (entwendet)

III Rohdaten Glühverlust

Tabelle 13: Rohdaten für Glühverlustbestimmung, alle Gewässer

Bezeichnung der Probe	Fraktion [mm]	GV [%] P1	GV [%] P2	GV [%] P3	GV [%] P4	GV [%] P5	GV [%] P6
Ahr							
A1 D	0,2-2	18,57	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.
A1 D	0.063-0,2	16,71*	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.
A1 D	<0,063	16,07	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.
A1 ND	0,2-2	20,75	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.
A1 ND	0.063-0,2	15,91	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.
A1 ND	<0,063	15,13	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.
A2 D	0,2-2	12,2	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.
A2 D	0.063-0,2	14,39*	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.
A2 D	<0,063	14,89*	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.	F.f.
A2 ND	0,2-2	14,7	F.f.	F.f.	F.f.	6,28	27,4
A2 ND	0.063-0,2	13,04	F.f.	F.f.	F.f.	10,31	17,65
A2 ND	<0,063	14,54	F.f.	F.f.	F.f.	9,28	14,55
A3 D	0,2-2	9,76	2,1	2,83	2,39	7,25	5,92
A3 D	0.063-0,2	12,43*	6,67	7,64	5,43	12,45	14,75
A3 D	<0,063	13,18*	8,07	6,92	7,45	9,31	12,56
A3 ND	0,2-2	7,29	3,22	F.f.	5,22	7,25	23,43
A3 ND	0.063-0,2	12,75	7,44	F.f.	10,58	10,88	17,45
A3 ND	<0,063	13,91	8,03	F.f.	6,39	7,89	13,35
Morsbach							
M1 D	0,2-2	2,58	2,42	17,38	11,16	17,33	
M1 D	0.063-0,2	10,71	7,47	9,98	17,78	21,52	
M1 D	<0,063	10,03	5,95	7,78	11,14	10,8	
M1 ND	0,2-2	2,16	2,53	8,31	27,88	40,07	
M1 ND	0.063-0,2	10,39	7,8	9,1	22,3	22,59	
M1 ND	<0,063	9,72	7,68	6,5	10,81	10,9	
M2 D	0,2-2	2,1	2,14	Eis	Trübung	9,83	
M2 D	0.063-0,2	8,7	6,5	Eis	Trübung	9,09	
M2 D	<0,063	9,59	10,42	Eis	Trübung	7,06	
M2 ND	0,2-2	2,56	2,88	Eis	Trübung	11,24	
M2 ND	0.063-0,2	8,04	8,17	Eis	Trübung	10,36	
M2 ND	<0,063	9,42	7,71	Eis	Trübung	6,91	
M3 D	0,2-2	8,6	1,82	Eis	11,36	13,11	
M3 D	0.063-0,2	14,08	6,24	Eis	13,21	16,85	
M3 D	<0,063	8,75	6,67	Eis	9,33	9,11	
M3 ND	0,2-2	1,75	1,57	Eis	16,44	22,66	
M3 ND	0.063-0,2	10,21	7,66	Eis	17,28	17,55	

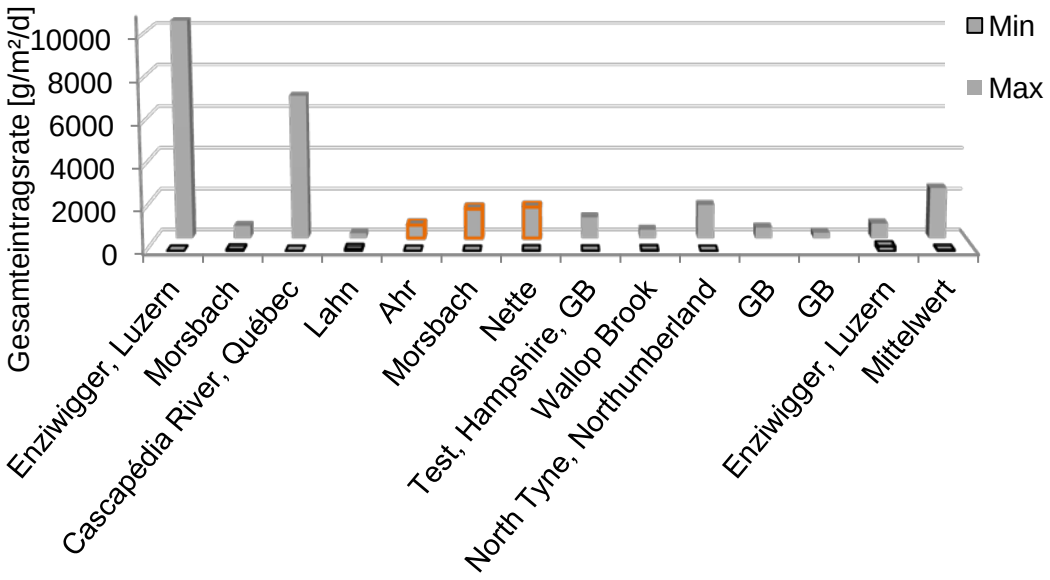
Bezeichnung der Probe	Fraktion [mm]	GV [%] P1	GV [%] P2	GV [%] P3	GV [%] P4	GV [%] P5	GV [%] P6
M3 ND	<0,063	9,02	7,1	Eis	10,41	9,53	
Nette							
N1 D	0,2-2	1,93	übersandet	übersandet	übersandet	übersandet	
N1 D	0.063-0,2	3,23	übersandet	übersandet	übersandet	übersandet	
N1 D	<0,063	5,51	übersandet	übersandet	übersandet	übersandet	
N1 ND	0,2-2	5,79	2,38	0,9	3,02	9,61	
N1 ND	0.063-0,2	6,56	1,63	1,36	2,46	3,89	
N1 ND	<0,063	5,29	3,6	4,28	4,38	5,1	
N2 D	0,2-2	3,72	0,68	0,9	5,33	12,25	
N2 D	0.063-0,2	3,74	1,58	1,99	8,39	9,47	
N2 D	<0,063	3,08	3,63	3,89	4,49	3,36	
N2 ND	0,2-2	6,99	1,72	1	20,06	F.f.	
N2 ND	0.063-0,2	5,65	1,38	2,89	15,83	F.f.	
N2 ND	<0,063	2,86	3,02	3,68	7,58	F.f.	
N3 D	0,2-2	2,35	3,23	2,38	3,35	1,68	
N3 D	0.063-0,2	5,2	8,95	7,23	4,2*	5,97	
N3 D	<0,063	8,05	11,35	9,43	5,6*	8,46	
N3 ND	0,2-2	4,77	2,28	1,58	4,54	1,16	
N3 ND	0.063-0,2	6,04	9,93	6,44	6,87	7,42	
N3 ND	<0,063	8,75	10,22	8,66	6,5*	9,22	

F.f.: Falle fehlt (entwendet)

IV Einordnung und Vergleich der Daten

IV-I Eintragsraten

Abbildung 49: Vergleichswerte zu minimal und maximal gemessenen Eintragsraten, verschiedene Studien aus Europa, USA und Kanada



Expositionsdauer von links nach rechts aufsteigend. Quellen: s. Tab. Xxxx

Tabelle 14: Quellen zu Vergleichswerten aus Abbildung 47

Untersuchungsgebiet	Referenz	Expositionsdauer
Enziwigger, Luzern	Schindler Wildhaber et al., 2011	1 Woche
Morsbach	Liebenstein, 2011	1 Woche
Cascapédia River, Québec	Zimmermann & Lapointe, 2005	nach Suspensionsevent
Lahn	Seydell et al, 2009	2 Wochen
Ahr	diese Untersuchung	2 bis 4 Wochen
Morsbach	diese Untersuchung	2 bis 9 Wochen
Nette	diese Untersuchung	2 bis 4 Wochen
Test, Hampshire, GB	Acornley & Sear, 1999	4 Wochen
Wallop Brook	Acornley & Sear, 1999	4 Wochen
North Tyne, Northumberland	Sear, 1993 (in: Acornley & Sear, 1999)	4 Wochen
GB	Wilson et al. (2004)	4 Wochen
GB	Welton (1980)	4 Wochen
Enziwigger, Luzern	Schinlder Wildhaber et al., 2011	16 Wochen

IV-II Anteil Feinsediment im Interstitial

Abbildung 50: Vergleichswerte zu minimalen, mittleren und maximalen Feinsedimentanteilen im Interstitial. Daten aus der vorliegenden Untersuchung schraffiert

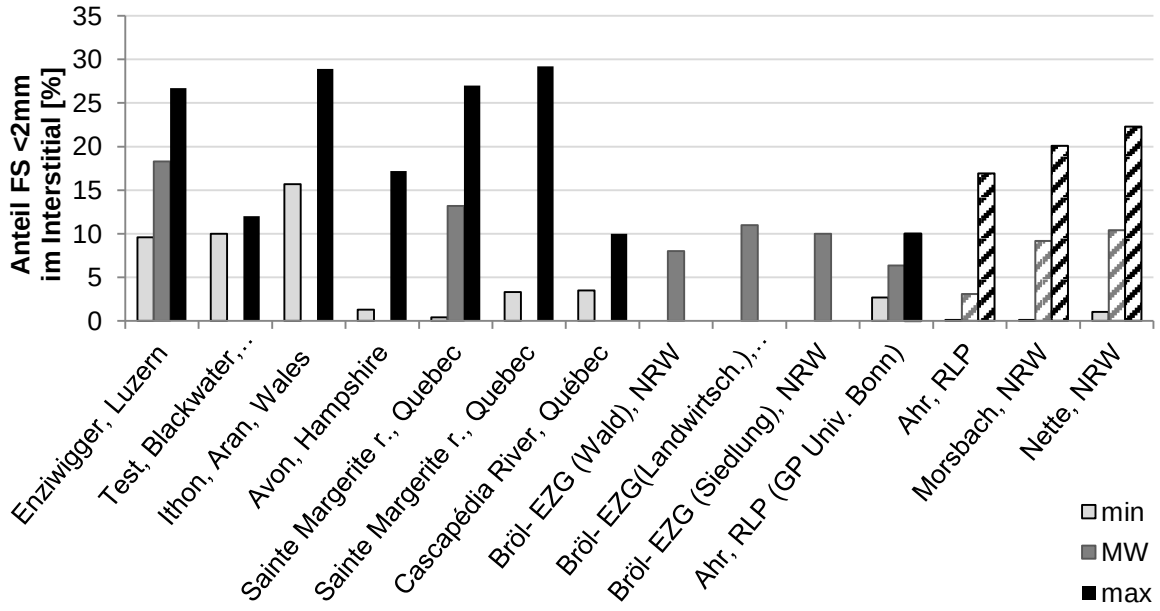
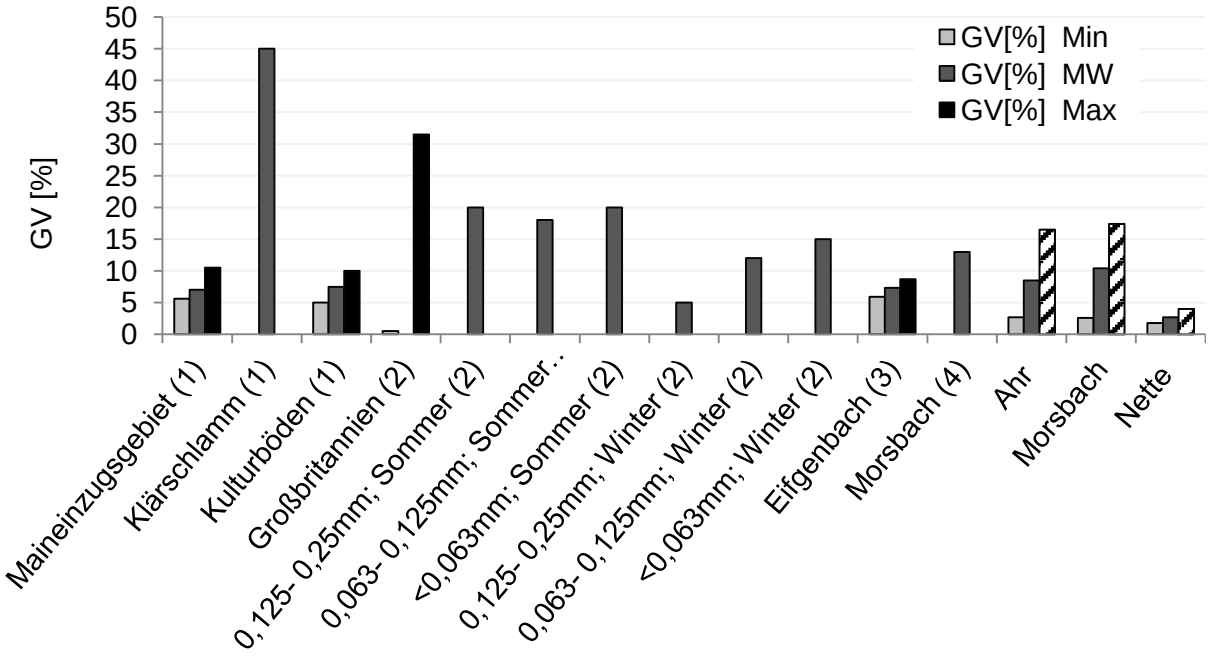


Tabelle 15: Quellen zu Vergleichswerten aus Abb. 48

Referenz	Untersuchungsgebiet
Schindler Wildhaber et al., 2011	Enziwigger, Luzern
Greig et al. (2005) (nach Schindler Wildhaber et al., 2011)	Test, Blackwater, Hampshire
Greig et al. (2005) (nach Schindler Wildhaber et al., 2011)	Ithon, Aran, Wales
Heywood & Walling (2007) (nach Schindler Wildhaber et al., 2011)	Avon, Hampshire
Levasseur et al. (2006) (nach Schindler Wildhaber et al., 2011)	Sainte Margerite river, Québec
Julien & Bergeron (2006) (nach Schindler Wildhaber et al., 2011)	Sainte Margerite river, Québec
Lisle (1989)	Coast Range, Californien
Zimmermann & Lapointe (2005)	Cascapédia river, Québec
MUNLV (2006)	Bröleinzugsgebiet, NRW
Ergebnisbericht GP Universität Bonn	Ahr (Unterlauf)
diese Untersuchung	Ahr (Mittellauf)
diese Untersuchung	Morsbach
diese Untersuchung	Nette

IV-II Organischer Anteil am Eintrag

Abbildung 51: Vergleichswerte zu Glühverlusten aus anderen Untersuchungen. Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung schraffiert



Quellen: (1): DVWK, 1997; (2): *Welton*, 1980; (3): *Niemann*, 2001; (4): PB *Zumbroich* & FH Köln, 2010/11