

Untersuchung und Bewertung der Laichhabitate von Meerforellen (*Salmo trutta*) in der oberen Geeste und Grove

Masterthesis

zur Erlangung des akademischen Grades
Master of Science, M.Sc.
an der Hochschule Bremen
Fakultät 5 „Natur und Technik“
Neustadtswall 30, 28199 Bremen

eingereicht von

Lasse Rennebeck

am 10.12.2015

Eidesstattliche Erklärung

Die vorliegende Masterthesis wurde in der Fakultät 5 „Natur und Technik“ der Hochschule Bremen angefertigt und am 10.12.2015 eingereicht.

1. Prüfer: Prof. Dr. Heiko Brunken
2. Prüfer: Dr. Jens Salva

Ich erkläre hiermit ehrenwörtlich, dass:

1. ich die vorliegende Masterthesis selbstständig unter Anleitung verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe;
2. die Übernahme wörtlicher Zitate aus der Literatur/Internet sowie die Verwendung der Gedanken anderer Autoren an den entsprechenden Stellen innerhalb der Arbeit gekennzeichnet wurde;
3. ich meine Masterthesis bei keiner anderen Prüfung vorgelegt habe.

Ich bin mir bewusst, dass eine falsche Erklärung rechtliche Folgen haben wird.

Ort, Datum

Lasse Rennebeck

Anschrift des Verfassers:

Lasse Rennebeck
Lerchenstraße 6
26123 Oldenburg
Email: lasse.rennebeck@elbeweser.com
Mobil: 0157 3040 6863

INHALTSVERZEICHNIS

I	Abstract.....	III
II	Abbildungsverzeichnis	IV
III	Tabellenverzeichnis	VII
1	Einleitung.....	1
1.1	Veranlassung und Fragestellung	1
1.2	Forschungsstand zur Bewertung von Laichsubstraten.....	6
2	Untersuchungsgebiet.....	11
2.1	Die Geeste	11
2.2	Die Grove.....	16
2.3	Lage der Untersuchungsstrecken	18
3	Material und Methoden.....	24
3.1	Geländearbeit	24
3.1.1	Kartierung von potentiellen Laichhabitaten sowie Auswahl und Benennung der Probestellen.....	24
3.1.2	Laichplatzkartierung und Ablauf der Probenahmen	25
3.1.3	Sauerstoffmessungen des Interstitialwassers	26
3.1.4	Entnahme von Sedimentproben	29
3.1.5	Erfassung physikalisch-chemischer Gewässerparameter.....	30
3.1.6	Klimadaten und Wasserstandsmessungen	30
3.1.7	Bestimmung des Geschiebetransports	31
3.1.8	Elektrobefischungen.....	33
3.1.9	Ei- und Larvenkontrollen	33
3.1.10	Brütlingsbefischung	34
3.2	Laborarbeit	34
3.2.1	Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung	34
3.2.2	Bestimmung des Geschiebetransports	36
3.2.3	Bestimmung des Gehalts an organischer Substanz.....	36
3.2.4	Berechnung von Bewertungsparametern	36
3.3	Statistische Auswertungen	38
4	Ergebnisse.....	39
4.1	Lage von potentiellen Laichhabitaten und Probestellen	39

4.2	Klimadaten und Wasserstandsmessungen	42
4.3	Laichplatzkartierung	47
4.4	Elektrobefischungen	53
4.5	Sauerstoffmessungen	55
4.5.1	Sauerstoffgehalt potentieller Laichhabitats.....	55
4.5.2	Sauerstoffgehalt von Meerforellenlaichplätzen	57
4.6	Sedimentanalyse	62
4.6.1	Sedimentzusammensetzung von potentiellen Laichhabitats und Meerforellenlaichplätzen.....	62
4.6.2	Bewertungsparameter.....	66
4.6.3	Organische Substanz	70
4.7	Ei- und Larvenkontrollen	71
4.8	Brüttingsbefischung	74
4.9	Geschiebetransport.....	76
4.10	Physikalisch-chemische Gewässerparameter.....	78
5	Diskussion.....	82
5.1	Erste Voraussetzungen für eine natürliche Reproduktion	82
5.2	Substrateigenschaften der Laichhabitats.....	84
5.3	Sauerstoffversorgung der Laichhabitats	91
5.4	Zusammenfassende Bewertung und Ausblick	97
6	Zusammenfassung	107
7	Danksagung	111
8	Literaturverzeichnis	112
9	Anhangsverzeichnis.....	125
	Anhang	

I ABSTRACT

Elevated fine sediment inputs in streams are known to negatively impact aquatic ecosystems. The clogging of coarse gravel beds and salmonid redds with fines can reduce the inflow of well oxygenated stream water. This leads to the degradation of spawning grounds and inhibits the development and emergence of eggs and alevins.

Spawning grounds in the upper reach of the river Geeste, east of Bremerhaven in Northern Germany, were degraded by ditch cleaning and removal of coarse gravel in the 1960s and are now affected by high sediment loads from surrounding maize fields. However, gravel dominated areas can still be found. The Grove, a tributary stream of the Geeste, was also heavily modified and all spawning gravels were removed. Due to the introduction of gravel, the stream was revitalised but the quality of the artificial spawning grounds is probably reduced by the intrusion of fine sediments.

The aim of the study was to assess the habitat quality of gravel sections in both streams as suitable spawning grounds for sea trouts (*Salmo trutta*) by focusing on the amount of fines, other gravel quality indices and the amount of oxygen in interstitial water.

In the Geeste, substrate samples from gravel dominated areas as well as new and old redds showed high amounts of fine sediments, indicating a gravel composition not suitable for reproduction. Oxygen levels were also insufficient, thus no development to an alevin stage was found. Although substrate compositions of redds in the Grove were on average suitable for spawning, only one redd showed oxygen levels eligible for egg development. In three redds, however, alevins were found. Measurement artefacts, different fine sediment intrusions or groundwater influence could have caused inconsistency. Nevertheless, a significant correlation between gravel quality indices and oxygen level in interstitial water of all samples was given and alevins were only found in redds with highest gravel quality and oxygen supply. Despite poor frame conditions, the introduction of gravel in the Grove enabled a natural reproduction of sea trouts and gave the ditch-like section a more stream-like morphology.

II ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1:	Lage des Einzugsgebiets der Geeste in Norddeutschland (a) sowie der Verlauf der Geeste und ihrer Nebengewässer (b).	12
Abb. 2:	Fotos verschiedener Abschnitte der Geeste.	14
Abb. 3:	Fotos verschiedener Abschnitte der Grove.	17
Abb. 4:	Lage der Untersuchungsstrecken an a) Grove und b) Geeste.	19
Abb. 5:	Untersuchungsstrecken an a) Grove und b) Geeste mit kartierten potentiellen Laichhabitaten und Art der Landnutzung in der Umgebung.	20
Abb. 6:	Fotos der Untersuchungsstrecke an der Geeste.	21
Abb. 7:	Fotos der Untersuchungsstrecke an der Grove.	23
Abb. 8:	Vorrichtung zur Entnahme von Interstitialwasser.	27
Abb. 9:	Evaluierung der Vorrichtung zur Entnahme von Interstitialwasser im Laborversuch.....	28
Abb. 10:	Excavation-Core-Sampler zur Entnahme von Sedimentproben.	29
Abb. 11:	Mit Kies gefüllte Becher (250 ml) wurden in die Gewässersohle eingebracht, um verdriftendes Sediment zu sammeln.	32
Abb. 12:	Lage und Benennung der potentiellen Laichhabitate innerhalb der Untersuchungsstrecke an der Geeste, mit Angabe, an welchen Kiesbetten Proben entnommen wurden.	40
Abb. 13:	Lage und Benennung der potentiellen Laichhabitate innerhalb der Untersuchungsstrecke an der Grove, mit Angabe, an welchen Kiesbetten Proben entnommen wurden.	41
Abb. 14:	Tageswerte für Niederschlag und Lufttemperatur an der Wetterstation Bremervörde für den Zeitraum 01.10.2015 bis 30.04.2015.....	42
Abb. 15:	Temperaturverlauf der fließenden Welle an Geeste und Grove sowie Lufttemperatur für den Zeitraum 20.10.2014-07.04.2015.	43
Abb. 16:	Wasserstand am Start und Ende der Untersuchungsstrecke an der Geeste im Zeit-raum vom 03.11.2014 bis 08.04.2015.....	45
Abb. 17:	Wasserstand am Start und Ende der Untersuchungsstrecke an der Grove im Zeitraum vom 24.10.2014 bis 08.04.2015.	45
Abb. 18:	Fotos von niedrigen und hohen Wasserständen an der Geeste und Grove.	46
Abb. 19:	Diagramm mit Niederschlag-Tageswerte an der Wetterstation Bremervörde, eigenen Wasserstandsmessungen am Start der beiden Untersuchungsstrecken sowie dem Abfluss an der Köhlener Brücke.	47

Abb. 20:	Lage und Art der kartierten Laichplätze und Laichplatzversuche in der Geeste.....	50
Abb. 21:	Lage und Art der kartierten Laichplätze in der Grove.	51
Abb. 22:	Laichplätze an der Grove.	52
Abb. 23:	Ein Meerforellenrogner und –milchner aus der Grove.	55
Abb. 24:	Sauerstoffgehalt der fließenden Welle (O ₂ -W) und des Interstitialwassers (O ₂ -I) untersuchter potentieller Laichhabitats an Geeste.	56
Abb. 25:	Sauerstoffgehalt der fließenden Welle (O ₂ -W) und des Interstitialwassers (O ₂ -I) untersuchter potentieller Laichhabitats an Grove.	57
Abb. 26:	Sauerstoffgehalt der fließenden Welle und des Interstitialwassers von Meerforellenlaichplätzen an der Geeste (Mittelwerte).	59
Abb. 27:	Sauerstoffgehalt der fließenden Welle und des Interstitialwassers von Meerforellenlaichplätzen an der Grove (Mittelwerte).	59
Abb. 28:	Sauerstoffgehalt der fließenden Welle und des Interstitialwassers von Meerforellenlaichplätzen an der Geeste (Einzelwerte).	60
Abb. 29:	Sauerstoffgehalt der fließenden Welle und des Interstitialwassers von Meerforellenlaichplätzen an der Grove (Einzelwerte).	61
Abb. 30:	Kornsummenkurven aller potentieller Laichhabitats (A-Proben) in der Geeste und deren Mittelwert.	64
Abb. 31:	Kornsummenkurven aller potentieller Laichhabitats (A-Proben) in der Grove und deren Mittelwert.	64
Abb. 32:	Sedimentzusammensetzung der A-, B- und C-Proben (Mittelwerte) aus Geeste und Grove.	65
Abb. 33:	Box-Whisker-Plots für den Anteil an Sediment < 1 mm in den A-, B- und C-Proben aus Geeste und Grove.	66
Abb. 34:	Box-Whisker-Plots für den Anteil an Sediment < 2 mm in den A-, B- und C-Proben aus Geeste und Grove.	67
Abb. 35:	Box-Whisker-Plots für den Anteil an Sediment < 6,3 mm in den A-, B- und C-Proben aus Geeste und Grove.	67
Abb. 36:	Box-Whisker-Plots für das geometrische Mittel d _g der A-, B- und C-Proben aus Geeste und Grove.	68
Abb. 37:	Box-Whisker-Plots für den Fredle Index F _i der A-, B- und C-Proben aus Geeste und Grove.	69
Abb. 38:	Box-Whisker-Plots für den Sortierungskoeffizienten S ₀ der A-, B- und C-Proben aus Geeste und Grove.	70

Abb. 39:	Box-Whisker-Plots für den organischen Anteil TOC in den A-, B- und C-Proben von Geeste und Grove.	71
Abb. 40:	Meerforelleneier und –larven aus der Geeste und Grove.	74
Abb. 41:	Forellen (0+) pro m und befischtem Abschnitt in der Grove.....	76
Abb. 42:	Gesamtgewicht des Geschiebes pro Probestelle und Zeitraum, aufgetragen gegen den gefallenen Niederschlag pro Tag im entsprechenden Zeitraum.	77
Abb. 43:	Gewicht der einzelnen Fraktionen des Geschiebes pro Probestelle und Zeitraum, aufgetragen gegen den gefallenen Niederschlag pro Tag im entsprechenden Zeitraum an Geeste (links) und Grove (rechts).....	78
Abb. 44:	Leitfähigkeit und pH-Wert an Geeste und Grove im Zeitraum 19.10.2014 bis 08.04.2015.....	79
Abb. 45:	Sauerstoffgehalt der fließenden Welle und des Interstitialwassers an Geeste und Grove im Zeitraum 19.10.2014 bis 08.04.2015.	79
Abb. 46:	Anteile der Fraktionen < 2 mm der A-, B- und C-Proben (Mittelwerte) aus Geeste und Grove.	88
Abb. 47:	Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers von Meerforellenlaichplätzen an der Grove mit erfolgreicher Larvenentwicklung.	96
Abb. 48:	Eisenockerbelastung an der Grove.....	102
Abb. 49:	Feinsedimentquellen an Geeste und Grove.....	106

III TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1:	Zeichenerklärung für die Benennung von Kiesbetten, Laichplätzen und Probestellen.....	25
Tab. 2:	Korngrößenklassifikation nach DIN 18123 für die in dieser Untersuchung relevanten Korngrößen.	35
Tab. 3:	Maße und Zuordnung der kartierten Laichplätze und Laichplatzversuche innerhalb der Untersuchungsstrecke an der Geeste.	49
Tab. 4:	Maße und Zuordnung der kartierten Laichplätze innerhalb der Untersuchungsstrecke an der Grove.	49
Tab. 5:	Ergebnis der Meerforellenbefischungen an Geeste und Grove.	54
Tab. 6:	Durchschnittliche Sedimentbeschaffenheit potentieller Laichhabitate (A-Proben) in der Geeste und Grove.	63
Tab. 7:	Zusammenfassung der Mittelwerte aller Bewertungsparameter für die A-, B- und C-Proben aus Geeste und Grove.	70
Tab. 8:	Ergebnis der Ei- und Larvenkontrollen an Geeste und Grove.	73
Tab. 9:	Ergebnis der Brüttingsbefischung in Geeste und Grove am 09.06.2015.	75
Tab. 10:	Messergebnisse für Nitrat (NO_3), Nitrit (NO_2), Ammonium (NH_4), Phosphat (PO_4) und Eisen (Fe) am Start und Ende der Untersuchungsstrecken an Geeste und Grove.	81
Tab. 11:	Chemische Gewässergüteklassifikation nach LAWA für die Parameter Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Stickstoff sowie Ortho-Phosphat-Phosphor aus Geeste und Grove.	81
Tab. 12:	Spearman'sche Rangkorrelation für den Zusammenhang zwischen dem Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers und den Sedimentparametern der B- und C-Proben.	97
Tab. 13:	Visualisierung des Zusammenhangs zwischen Sedimentparametern, Sauerstoffgehalt und Ei-/Larvenentwicklung mittels Farbskala bei Laichplätzen der Grove.	99
Tab. 14:	Einschränkungen und ihre Auswirkungen auf die Reproduktion von Meerforellen in Geeste und Grove.	103

1 EINLEITUNG

1.1 Veranlassung und Fragestellung

Die Forelle (*Salmo trutta*) ist in Europa heimisch. Ihre nördliche Grenze bilden Island, Nord-Skandinavien und Russland. Nach Westen wird ihr Verbreitungsgebiet durch die europäische Küstenlinie und nach Süden durch die nördliche Küste des Mittelmeeres und des Schwarzen Meeres sowie dem Kaukasus begrenzt. Richtung Osten bildet der Ural bis zum Kaspischen Meer die Verbreitungsgrenze (Kottelat & Freyhof 2007). Zusätzlich wurde die Forelle ab 1852 in mindestens 24 Länder außerhalb Europas eingeführt, u.a. in USA, Kanada, Süd-Amerika, Ost-Russland, Süd-Afrika, Japan, Australien und Neuseeland, so dass sie in kurzer Zeit von einer europäischen, zu einer globalen Art wurde (Elliot 1994 in Klemetsen *et al.* 2003). Durch ihre ökologische Variabilität, Anpassung und Fähigkeit, neue Gewässer kolonisieren zu können, konnte sie sich schnell in den eingebrachten Ländern etablieren. So lange Wasserqualität und Temperatur angemessen sind und passendes Laichsubstrat vorhanden ist, kann sie sowohl Bäche, kleine und große Flüsse als auch Bergseen, Fjorde und Küstengewässer besiedeln (Klemetsen *et al.* 2003). Etwa 50 Unterarten wurden für diese polymorphe Art beschrieben (Behnke 1986 in Klemetsen *et al.* 2003; Hindar *et al.* 1991; Bernatchez 2001). Als „Meerforelle“ wird die anadrome Form der Forelle (*Salmo trutta*) bezeichnet. Sie lebt nicht dauerhaft in Fließgewässern oder Seen, wie die „Bachforelle“ oder „Seeforelle“, sondern zieht lediglich zum Laichen vom Meer in die oberen Bachläufe. Diese Form der Forelle ist weniger weit verbreitet als die Populationen des Binnenlandes. Sie kommt in Island, Skandinavien sowie Zuflüssen des Weißen Meeres, Tschoscha-Bucht und Nord- und Ostsee vor, als auch im Atlantik bis zum Rio Miño, der nördlichen Grenze Portugals (Klemetsen *et al.* 2003). Adulte Meerforellen leben gewöhnlich an der Küste und nahe des Ästuars ihres Geburtsgewässers (Kottelat & Freyhof 2007).

Der Laichvorgang findet bei *Salmo trutta* hauptsächlich zwischen Oktober und Dezember über einen Zeitraum von zwei bis drei Wochen statt (Crisp 1993; Armstrong *et al.* 2003). Durch schnelle Körperbewegungen und Schlagen mit dem Schwanz wirbelt das Weibchen (Rogner) beim Laichplatzbau das Wasser auf und gräbt so eine Kuhle in die kiesige Gewässersohle. Das ausgeschlagene Substrat wird von der Strömung abgetrieben und bildet hinter der Kuhle einen Hügel. Das Weibchen gibt einen Teil der Eier in die Kuhle ab, die

vom Männchen (Milchner) befruchtet werden. Die befruchteten Eier werden schließlich vom Weibchen mit Substrat bedeckt. Der Vorgang kann sich einige Male wiederholen, bis alle Eier abgegeben und eine Reihe von „Eitaschen“ angelegt wurden (Crisp 1989, 1993).

Laichplätze werden bevorzugt im Übergang vom Pool zur Rausche angelegt (Dirksmeyer 2008; Nika, Virbickas & Kontautas 2011). Durch die sich dort verringernde Wassertiefe wird die Strömungsgeschwindigkeit erhöht. Häufig befindet sich an dieser Stelle gröberes, für den Laichplatzbau besser geeignetes Substrat, welches zudem das optimale Jungfischhabitat darstellt. Außerdem ermöglicht die Strömung einen besseren Abtransport von Sediment beim Laichplatzbau sowie eine bessere Versorgung der Eier mit sauerstoffreichem Bachwasser (Armstrong *et al.* 2003). Die Strömungsgeschwindigkeit muss nach Crisp & Carling (1989) mindestens 15-20 cm/s betragen. Nach einer Literaturlauswertung kommen Louhi, Mäki-Petäys & Erkinaro (2008) bei (Bach-) Forellen auf bevorzugte Strömungsgeschwindigkeiten von 20-55 cm/s und Tiefen von 15-45 cm, Armstrong *et al.* (2003) auf etwa 50 cm/s und rund 30 cm Tiefe. Die Substratgröße in Laichplätzen von *Salmo trutta* beträgt nach Louhi *et al.* (2008) hauptsächlich zwischen 16-64 mm, was auf eine breite Akzeptanz verschiedener Korngrößen hindeutet.

Die Ausmaße des Laichplatzes sowie die Eiablagetiefe werden im Wesentlichen durch die Größe des Weibchens, aber auch durch die Sedimentzusammensetzung und Strömungsgeschwindigkeit beeinflusst (Ottaway *et al.* 1981; Crisp & Carling 1989). So ist auch eine Differenzierung von Bach- und Meerforellenlaichplätzen möglich: Meerforellen haben eine durchschnittliche Länge von 60-80 cm, aber auch über 100 cm können erreicht werden. Bachforellen haben zur Laichreife eine Länge von etwa 25-40 cm und sind nur selten über 60 cm groß (Dirksmeyer 2008). Dementsprechend erreichen auch die Laichplätze unterschiedliche Ausmaße. Bei Meerforellenlaichplätzen werden Längen (Kuhle und Hügel) von 200 cm und Breiten von 100-150 cm erreicht (Ingendahl *et al.* 1995; Dirksmeyer 2008). Der Eiablagetiefe wird eine besondere Bedeutung zugesprochen. Eier sind in größerer Tiefe besser geschützt und werden bei starken Strömungen seltener ausgewaschen. Allerdings steigt mit zunehmender Tiefe auch die Gefahr vor Ersticken durch eingespülte Sedimente (Crisp & Carling 1989; DeVries 1997; Soulsby, Malcolm & Youngson 2001a). Die Eiablagetiefe wurde von Ottaway *et al.* (1981) mit 3-22 cm und von Crisp & Carling (1989) mit durchschnittlich 8-26 cm angegeben, wobei Zusammenhänge mit der Größe des

Weibchens beobachtet wurden. DeVries (1997) und Dirksmeyer (2008) nennen 17 cm bzw. 12 cm als mittlere Eiablagertiefe für Meerforellen.

Die Eier und Larven entwickeln sich abhängig von der Temperatur über einen Zeitraum von vier bis fünf Monaten (Crisp 1988). Zum Schlupf kommt es nach rund 440 Tagesgraden, jedoch bleiben die Larven noch einige Zeit in der Gewässersohle und ernähren sich von ihrem Dottersack. Nach insgesamt etwa 850 Tagesgraden ist der Dottersack aufgezehrt und es kommt zur Emergenz, d.h. zum Aufschwimmen der Larven aus dem Laichplatz (Elliott 1984; Crisp 1988; Rubin 1998). Die Fische werden schließlich freischwimmend und beginnen mit der Nahrungsaufnahme (Crisp 1989).

Ab diesem Zeitpunkt werden die Meerforellen „Parr“ genannt. Nach wenigen Wochen bilden sie Reviere und verteidigen diese. Parr, welche keine Reviere z.B. durch Überbevölkerung oder Mangel an Versteckmöglichkeiten finden können, sterben gewöhnlicher Weise (Lahti *et al.* 2001; Klemetsen *et al.* 2003). In den ersten Lebensjahren wachsen die Parr und vergrößern ihre Reviere. Nach 1-3 Jahren werden sie zu so genannten Smolts und wandern ins Meer (Crisp 1989; Jonsson & L'Abée-Lund 1993; Byrne *et al.* 2004). Dort wachsen sie und werden geschlechtsreif. Wenn diese erreicht ist, wandern sie zum Laichen gewöhnlich wieder in das Flusssystem oder den Fluss in welchem sie aufgewachsen sind (Crisp 1989, 1996; de Leeuw, ter Hofstede & Winter 2007). Die Laichwanderung scheint dabei im Wesentlichen durch die Abflussmenge der Laichgewässer, aber auch durch die Wassertemperatur beeinflusst zu werden (Campbell 1977; Crisp 1989; Jonsson & Jonsson 2002; bij de Vaate *et al.* 2003).

Als anadrome Wanderfische und lithophile Laicher stellen Meerforellen besondere Ansprüche an ihr Habitat. Neben geeigneten Küsten- und Ästuarregionen als Lebensraum für adulte Meerforellen und einer longitudinalen Durchgängigkeit von der Flussmündung bis in die Oberläufe sind geeignete Laich- und Aufwuchshabitate für eine erfolgreiche Reproduktion entscheidend. Mit zunehmender Industrialisierung, Bevölkerungswachstum und Modernisierung der Landwirtschaft nahmen in besonderem Maße der Nutzungsdruck auf Fließgewässern und deren Degradation zu (Crisp 1989; Dudgeon *et al.* 2006; Geist 2011). Dadurch wurden Meerforellen in mehreren ihrer „Lebensabschnitte“ beeinträchtigt. Ihr starker Rückgang Ende des 19. Jahrhunderts lag zum einen an der steigenden Belastung der Fließgewässer durch kommunale und industrielle Abwässer, hauptsächlich aber an der

zunehmenden wasserbaulichen Regulierung der Flussläufe und ihrer Zuflüsse (ARGE Weser 1998; Schinegger *et al.* 2012). Durch Staustufen und Wasserkraftanlagen konnten Wanderfische nicht mehr ihre Laichgebiete erreichen. Die natürliche Fließgewässerdynamik und Strukturvielfalt wurde durch Flussbegradigungen und übermäßige Gewässerunterhaltung zerstört. Hinzu kam eine zunehmende Sandfracht, die zur Verstopfung (Kolmation¹) von Kiesbetten führte, sodass Laichhabitate ihre ursprüngliche Funktion nicht mehr erfüllen konnten (ARGE Weser 1998; Madsen & Tent 2000; Gerken 2006). In der Weser, einst eines der ertragreichsten Lachsflüsse² Mitteleuropas, brachen infolgedessen die Bestände zusammen. Die letzten Lachse und Meerforellen wurden vermutlich um 1925 im Unterlauf der Wümme, einem Nebenfluss der Weser, gefangen (Gerken 2006).

Mit einer stetigen Verbesserung der Wasserqualität und einer teilweisen Wiederherstellung der Durchgängigkeit konnte eine Erholung der Population eingeleitet werden. Wesentlich dazu beigetragen haben Besatzmaßnahmen und Projekte zur Renaturierung von begradigten Gewässerabschnitten und versandeten Laicharealen (ARGE Weser 1998). Durch Aktionsprogramme wie „Lachs 2000“ (Rhein), „Elblachs 2000“, der „Wiederansiedlung von Wanderfischen im Wesereinzugsgebiet“ durch die „Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser“ sowie Besatz- und Renaturierungsmaßnahmen durch Landesfischereiverbände und Angelsportvereine konnten Erfolge wie die regelmäßige Rückkehr laichbereiter Meerforellen in vielen Regionen Deutschlands verbucht werden (ARGE Weser 1998; Gerken 2006). Von einer nachhaltigen Verbesserung insgesamt kann allerdings noch nicht gesprochen werden, da die meisten Meerforellenpopulationen noch auf Besatz angewiesen sind. Adulte Tiere müssen gefangen, abgestriffen und deren befruchtete Eier in Brutanlagen aufgezogen werden. Die jungen Meerforellen werden schließlich in die Gewässer eingesetzt, wo sie ggf. ausreichend gute Habitatbedingungen zum Aufwachsen vorfinden.

Einer natürlichen Reproduktion, also einem vollständig funktionierenden Lebenszyklus, stehen demnach die Entwicklungsbedingungen für Eier und Larven im Kieslückensystem der Gewässersohle, dem hyporheischen Interstitial, entgegen (Kondolf 2000; Armstrong *et al.* 2003; Orghidan 2010). Die Entwicklungsbedingungen im Interstitial werden im Wesentlichen durch die Sauerstoffversorgung der Eier und Larven beeinflusst. Die Sauer-

¹ Definition (Velickovic 2005): “Colmation is a process which occurs when fine particles, transported by groundwater, are dammed in gaps of skeleton. These particles produce less porosity and permeability of porous medium while the density of the material sedimentation increases.”

² Lachse und Meerforellen wurden früher wahrscheinlich nicht immer genau unterschieden (Gerken 2006).

stoffversorgung ist wiederum abhängig von der Permeabilität der Gewässersohle, welche durch Anteil und Größe verschiedener Fraktionen bestimmt wird. Besonders Sand, bzw. „Feinsediment“ kann zur Kolmation des hyporheischen Interstitials führen und den Einstrom sauerstoffreichen Bachwassers reduzieren (McNeil & Ahnell 1964; Soulsby *et al.* 2001b; Greig, Sear & Carling 2005; Kemp *et al.* 2011).

Die Geeste ist ein mündungsnaher Nebenfluss der Weser und liegt damit im natürlichen Verbreitungsgebiet der Meerforellen. Die Gewässer des Geeste-Einzugsgebiets sind zwar überwiegend organisch geprägt, der Oberlauf der Geeste und Nebengewässer wie die Grove beginnen allerdings als Geestbäche, in denen natürlicherweise sandig-kiesige Gewässersohlen vorherrschen. Diese sind allerdings durch Gewässerausbau und -unterhaltung weitestgehend zerstört worden (Altmüller & Dettmer 1996). Im Geeste-Oberlauf sind noch einige natürliche Kiesvorkommen vorhanden. Diese werden jedoch durch hohe Sandfrachten großflächig überdeckt. In der Grove wurde in den Jahren 2007 und 2009 künstlich Kies eingebracht, um Laichareale für Meerforellen zu schaffen. Zur Stützung der Population werden seit 1991 Besatzmaßnahmen im Oberlauf der Geeste als auch in den Nebengewässern Grove und Frelsdorfer Mühlenbach durchgeführt. Ausgesetzte Jungfische wachsen in den Gewässern gut heran und Rückkehrer können durch die relativ gute Durchgängigkeit bis in die Oberläufe von Geeste und Grove aufsteigen und laichen. Die Renaturierungen in der Grove wurden zwar kurz nach der Umsetzung durch den Landesfischereiverband Weser-Ems e.V. auf ihre Tauglichkeit überprüft und eine natürliche Reproduktion festgestellt, jedoch ist ihre aktuelle Funktionsfähigkeit nicht bekannt. Dies gilt auch für die noch kiesgeprägten Gewässerabschnitte in der Geeste. Insgesamt wird vermutet, dass die Entwicklung von Eiern und Larven durch hohe Feinsedimenteinträge stark beeinträchtigt wird.

Gegenstand dieser Arbeit ist es, die Oberläufe von Geeste und Grove auf ihre Funktion als Reproduktionsort für Meerforellen zu überprüfen und zu bewerten. Dies soll im Wesentlichen über den Anteil an Feinsediment ($< 2 \text{ mm}$) in der Gewässersohle sowie der Sauerstoffversorgung der Eier und Larven im Laichplatz erfolgen. Folgende Fragen sollen beantwortet werden:

- Ziehen Meerforellen zum Laichen in die Oberläufe und nehmen sie die Laichhabitate an?

- Wie sind die Entwicklungsbedingungen in den Laichplätzen in Bezug auf den Anteil Feinsediment, weiterer Sedimentparameter sowie dem Gehalt an Sauerstoff im Interstitialwasser?
- Kommt es zu einer erfolgreichen Ei- und Larvenentwicklung im Interstitial?
- Kommt es zur Emergenz der Larven aus der Gewässersohle?

1.2 Forschungsstand zur Bewertung von Laichsubstraten

In einer natürlichen kiesgeprägten Gewässersohle sind i.d.R. mehrere Korngrößenklassen, von fein bis grob vertreten. Die groben Partikel geben dem Sediment Struktur („framework grains“), die feinen Bestandteile („matrix“) füllen die Zwischenräume (Kondolf 2000; Milan, Petts & Sambrook 2000). Die unterschiedlichen Korngrößen haben dabei verschiedene Einflüsse auf den Reproduktionserfolg von Salmoniden. Zu große Partikel können zu schwer sein, um von Meerforellen beim Laichplatzbau bewegt zu werden. Kondolf & Wolman (1993) geben an, dass der Mediandurchmesser von Kies bis zu 10 % der Körperlänge von Fischen betragen kann, um von ihnen noch bewegt werden zu können. Feinsedimente³ hingegen haben Einfluss auf die Entwicklung der Eier und Larven im Interstitial. Sie können die Zwischenräume von größeren Partikeln verstopfen und so den Einstrom von frischem, sauerstoffreichen Wasser verringern (u.a. McNeil & Ahnell 1964; Turnpenny & Williams 1980; Rubin & Glimsäter 1996; Heywood & Walling 2007). Zusätzlich wird der Abtransport von teils toxischen Stoffwechselprodukten aus den Eitaschen reduziert (Burkhalter & Kaya 1977; Rubin & Glimsäter 1996; Brunke & Gonser 1997). Zwischen Schlupf und Emergenz besteht besonderer Bedarf an Zwischenräumen für die Larven, da sie noch für einige Zeit im Laichplatz bleiben, wachsen und schließlich aus der Gewässersohle aufschwimmen müssen. Deswegen dürfen die Korngrößen zwischen 1-10 mm nicht zu stark vertreten sein (Phillips *et al.* 1975; Rubin 1998; Sternecker & Geist 2010).

³ Nach einer Studie von McNeil & Ahnell (1964), die einen Zusammenhang zwischen Inkubationserfolg und Feinsediment < 0,83 mm nachweisen konnten, wurde diese Korngröße in nachfolgenden Studien als wichtige Grenze angesehen. Sie richtete sich jedoch nach der Maschengröße der verwendeten Siebe und nicht nach einer signifikanten Korngröße (Kondolf 2000). Unter „Feinsediment“ werden heute allgemein die Korngrößen < 1 mm oder < 2 mm verstanden.

Sowohl in Labor- als auch Feldversuchen konnte eine Beziehung zwischen der Ei- und Larvenentwicklung von Salmoniden und dem umgebenden Sediment nachgewiesen werden (u.a. McNeil & Ahnell 1964; Young, Hubert & Wesche 1990; Rubin & Glimsäter 1996; Argent & Flebbe 1999). Kondolf (2000) und Milan *et al.* (2000) geben nach einer Literaturlauswertung für Feinsediment < 0,83 mm eine Obergrenze von rund 14 % an, um einen Emergenz-Erfolg von 50 % zu gewährleisten. Die Obergrenze für Feinsediment < 2 mm liegt nach ihnen bei bis zu 15 % und für < 6,35 mm bei etwa 30 %. Chapman (1988) geht in seinem Review bei Partikeln < 1 mm von einer Grenze von 15 % für geeignete Laichhabitats aus. Soulsby *et al.* (2001) rechnen für die Korngrößen < 2 mm ab einem Anteil von 15 % mit einer Einschränkung auf das Überleben von Salmonidenlarven. Heywood & Walling (2007) konnten schon bei 8 % (< 1 mm) ein Überleben von Salmonidenlarven von nur noch 50 % nachweisen. Sehr kleine Partikel wie Lehm und Ton können auch schon in geringen Mengen einen starken negativen Einfluss auf die Eientwicklung haben, da sie sich als dünne Schicht auf die Eier legen und so direkt die Sauerstoffaufnahme behindern (Lapointe *et al.* 2004; Julien & Bergeron 2006).

Da neben der Matrix auch das Gerüst für Laichhabitats von Bedeutung ist, reicht der Anteil von Feinsediment zur vollständigen Beschreibung und Bewertung nicht aus (Tappel & Bjornn 1983; Kondolf 2000). Aus diesem Grund werden aus dem gesamten Korngrößen-spektrum Kenngrößen abgeleitet, welche die Gewässersohle umfassender beschreiben sollen. Das geometrische Mittel d_g nach Lotspeich & Everest (1981) ist die Korngröße, welche die Sedimentprobe in zwei massengleiche Hälften teilt. Sie ist das Produkt der mittleren Korngrößen jeder Fraktion potenziert mit dem jeweiligen Massenanteil der Gesamtprobe in Perzentilen:

$$d_g = d_1^{w_1} \times d_2^{w_2} \times d_3^{w_3} \times \dots \times d_n^{w_n}$$

Diese Berechnung hat sich gegen die von Platts, Shirazi & Lewis (1979) mit

$$d_g = \sqrt{d_{16} \times d_{84}}$$

durchgesetzt, da sie das gesamte Korngrößen-spektrum besser beschreibt und nicht auf nur zwei Punkten der Verteilungskurve (das 16. und 84. Perzentil) basiert. Shirazi & Seim (1979) geben in einer Literaturlauswertung einen d_g von 12 mm an, um eine Larven-emergenz von 50 % zu erreichen, für 80 % Emergenz müssen es 15 mm sein. Einen hohen Reproduktionserfolg von Meerforellen konnten Rubin & Glimsäter (1996) ebenfalls bei

einem d_g von 15 mm feststellen. Nach Heywood & Walling (2007) muss der d_g für 50 % überlebende Larven mindestens 18 mm betragen.

Das d_g spielt eine wichtige Rolle bei der Beschreibung von Sediment. Allerdings können Proben mit sehr unterschiedlichen Feinsedimentanteilen den gleichen Wert für d_g haben, nämlich dann, wenn der Anteil grober und feiner Fraktionen in gleichem Maße zu- oder abnimmt. Aus diesem Grund sollte d_g nicht alleine, sondern zusammen mit der Größenverteilung („Sortierung“) einer Sedimentprobe zur Bewertung herangezogen werden (Lotspeich & Everest 1981). Der Sortierungskoeffizient S_o (Trask 1932 in Inman 1952) errechnet sich aus der Quadratwurzel des Quotienten, den man aus der Korngröße des 75. Perzentils geteilt durch die Korngröße des 25. Perzentils erhält:

$$S_o = \sqrt{\frac{D_{75}}{D_{25}}}$$

Die Korngröße der entsprechenden Perzentile wird aus einer Kornsummenkurve⁴ mit linearer Interpolation abgelesen (Kondolf 2000). Falls 50 % (25. bis 75. Perzentil) der Korngrößen einer Probe keinen verlässlichen Index für die Sortierung darstellen, können auch andere Intervalle, z.B. das 16. und 84. Perzentil verwendet werden (Shirazi & Seim 1981).

Bei einem S_o von 1 handelt es sich um eine gleichmäßig verteilte Probe. Ist der Wert > 1 , so ist die Probe ungleichmäßig verteilt. Zwischenräume von großen Partikeln sind durch kleinere aufgefüllt, die Permeabilität wird verringert. Somit verhält sich der S_o umgekehrt proportional zur Permeabilität. Der d_g hingegen verhält sich proportional zur Porengröße und Permeabilität. Nach Lotspeich & Everest (1981) lässt sich aus dem Verhältnis von d_g und S_o ein weiterer wichtiger Bewertungsparameter, der Fredle Index F_i , berechnen:

$$F_i = \frac{d_g}{S_o}$$

Bei Sediment mit nur einer Korngröße ist $F_i = d_g$, da der S_o gleich 1 ist. Proben mit dem gleichen Wert für d_g zeigen F_i -Werte kleiner als d_g bei steigendem Wert für S_o . Sedimente mit einem kleinen d_g sind weniger permeabel als solche mit großem d_g , da ihre Zwischenräume kleiner sind. Der Durchfluss von Interstitialwasser und die Emergenz von Larven kann somit beeinträchtigt werden, auch wenn der S_o dabei einen Wert von 1 aufweist. Au-

⁴ Bei der Kornsummenkurve werden die kumulierten Gewichtsprozente gegen die logarithmierten mittleren Korngrößen aufgetragen, die von den Sieben zurückgehalten werden.

ßerdem können auch Sedimente mit großem d_g nur schwach permeabel sein, wenn dabei der S_o groß ist und kleinere Partikel die Zwischenräume verstopfen. Somit ist der Fredle Index eine Kenngröße für sowohl Porengröße als auch relative Permeabilität, wobei die Fredle-Zahl mit zunehmender Porengröße und Permeabilität steigt (Lotspeich & Everest 1981). Chapman (1988) fasst für verschiedene Salmonidenarten zusammen, dass ein F_i von 2-4,5 eine Überlebenswahrscheinlichkeit von 50 % gewährleistet. Lotspeich & Everest (1981) nennen einen F_i von etwa 3,5, Heywood & Walling (2007) hingegen einen F_i von rund 6 für die gleiche Überlebenswahrscheinlichkeit.

Letzten Endes ist nicht die Sedimentzusammensetzung, sondern der Sauerstoffgehalt primär für die Entwicklung von Eiern und Larven entscheidend. Die Beschreibung des Sediments lässt allerdings Rückschlüsse auf die Permeabilität der Sohle und damit auf den Einstrom von sauerstoffreichem Bachwasser zu. Unter anderem konnten Rubin & Glimsäter (1996) sowie Heywood & Walling (2007) einen direkten Zusammenhang zwischen dem Sauerstoffgehalt im Interstitialwasser und den Sedimenteigenschaften aufweisen. In der Literatur finden sich unterschiedliche Angaben für den benötigten Sauerstoffgehalt bei der Ei- und Larvenentwicklung. Dies liegt u.a. an unterschiedlichen Messmethoden, Labor- oder Freilanduntersuchungen sowie der Wassertemperatur während der Entwicklung. Zudem steigt der Sauerstoffbedarf im Verlauf der Entwicklung vom Ei bis zum Dottersackstadium. Nach einer Literaturschau geben Louhi *et al.* (2008) für frühe Entwicklungsstadien bei Lachseiern einen Sauerstoffbedarf von nur 0,8 mg/l an, für fortgeschrittene Entwicklungsstadien bei Lachs- und Forelleneiern sind hingegen mehr als 7 mg/l nötig⁵. Ingendahl (2001) stellte eine erfolgreiche Emergenz von Meerforellen nur bei Laichplätzen fest, in denen der durchschnittliche Sauerstoffgehalt über 6,9 mg/l lag. Eine nur geringfügige Überlebenswahrscheinlichkeit für Eier bis zum Schlupf wurde durch Malcolm, Youngson & Soulsby (2003) bei mittleren Sauerstoffkonzentrationen von 7,6 mg/l gemessen. Bei hohen Konzentrationen von etwa 11,7 mg/l lag die Mortalität hingegen nahe Null. In einer weiteren Studie der Autoren wurde eine Überlebensrate von 0 % bei 4,2 mg/l, 24 % bei 5,2 mg/l sowie 10-72 % bei über 8,9 mg/l gemessen (Malcolm *et al.* 2004). Rubin & Glimsäter (1996) geben hingegen kritische Grenzwerte zwischen 7,7 mg/l und sogar 9,9 mg/l an. Mit zunehmender Tiefe im natürlichen Sediment nimmt der Sauer-

⁵ Nach Silver, Warren & Doudoroff (1963), Shumway, Warren & Doudoroff (1964) sowie Garside (1966) ähneln sich die Sauerstoffansprüche für die Ei- und Larvenentwicklung von Lachs- und Forellenarten stark, sodass auch Studien mit unterschiedlichen Salmonidenarten verglichen werden können.

stoffgehalt und damit auch die Überlebenswahrscheinlichkeit i.d.R. ab, sodass methodische Unterschiede zwischen Studien berücksichtigt werden müssen (Malcolm *et al.* 2004, 2008; Dirksmeyer 2008). In Laborversuchen werden zudem allgemein geringere letale Konzentrationen bestimmt, da sich die komplexen Bedingungen im Interstitial nicht hinreichend simulieren lassen (Crisp 1996). Dazu zählen u.a. Zehrungsprozesse in der Gewässersohle, Zu- oder Abnahme des Abflusses oder der Einstrom von (sauerstoffarmen) Grundwasser (Brunke & Gonser 1997; Ingendahl 2001; Malcolm *et al.* 2004; Krause *et al.* 2013). Dirksmeyer (2008) kam nach einer umfassenden Literaturlauswertung zu dem Schluss, dass die Entwicklungsbedingungen im Interstitial ab weniger als 7 mg Sauerstoff pro Liter kritisch werden und unter 5 mg/l mit keiner natürlichen Vermehrung von Lachsen und Meerforellen gerechnet werden kann. Zusätzlich weist er darauf hin, dass Eier bei reduzierter Entwicklungsintensität auch längere Zeiträume mit wesentlich niedrigeren Sauerstoffkonzentrationen überstehen können, allerdings ab dem Dottersackstadium schon bei kurzzeitigen Unterschreitungen das Gelege absterben kann.

Die Beschreibung von Laichhabitaten anhand von Sedimentparameter kann also nur zur Charakterisierung der Laichsubstrate und zur groben Einschätzung der Entwicklungsbedingungen und der Larvenemergenz dienen. Auf den Sauerstoffgehalt in der Gewässersohle, als primär entscheidende Einflussgröße bei der Ei- und Larvenentwicklung, kann dabei nur bedingt geschlossen werden. Dieser sollte als eigenständige Variable erfasst werden.

2 UNTERSUCHUNGSGBIET

2.1 Die Geeste

Der Quellbereich der Geeste liegt etwa 30 km östlich von Bremerhaven bei Hof Freitag und wird aus mehreren Gräben gebildet. Von dort fließt die Geeste über eine Strecke⁶ von etwa 40 km Richtung Westen und mündet im Bremerhavener Stadtgebiet in die Weser (Abb. 1). Ihr Einzugsgebiet hat eine Größe von etwa 340 km² (SBUV 2004). Politisch durchfließt sie in Niedersachsen die Landkreise Rotenburg (Wümme) und Cuxhaven sowie in Bremen das Stadtgebiet Bremerhavens. Dabei liegt sie größtenteils in der naturräumlichen Einheit Stader Geest sowie Wesermarschen. Nebengewässer aus nördlicher Richtung sind u.a. Markfleth, Große Beek, Sielgraben, Elmloher Randgraben und Quabbenbeek, Bederkesa-Geeste-Kanal, Untere- und Obere Wittgeeste, Scheidebach sowie Alfgraben. Aus südlicher Richtung fließen u.a. Geestemünder Markfleth, Seekanal, Grove sowie Frelsdorfer Mühlenbach in die Geeste.

Der Verlauf der Geeste beginnt etwa 15 m ü. NN. Der Quellbereich bis Hof Wurzelberg ist durch einen relativ geraden Verlauf gekennzeichnet, der sich, von Schwarzerlen gesäumt, durch intensiv genutztes Ackerland, Grünland sowie Mischwald zieht (Abb. 2). Von dort bis zur Einmündung des Frelsdorfer Mühlenbachs weist der Oberlauf ein Gefälle⁷ von 1,4 ‰ auf und fließt durch die Beverstedter Moorgeest (Schmidt 2008). Die Geeste hat im Oberlauf ursprünglich den Charakter des Fließgewässertyps 16 „kiesgeprägte Tieflandbäche“ (FGG Weser 2005) und besitzt noch weitestgehend ihren natürlichen Verlauf. Lediglich zwischen Hof Wurzelberg und der ersten Kreuzung mit den Bahngleisen ist der Verlauf begradigt und grabenähnlich. Danach schlängelt sie sich naturnah durch die schmale Aue, welche durch extensiv genutztes Feuchtgrünland, Feuchtbrachen, Auwald- und Moorresten sowie Bruchwäldern geprägt ist.

Der Mittellauf, ab der Köhlener Brücke (Landstraße 128 zw. Geestenseth und Köhlen) bis nach Bramel, ist größtenteils begradigt. Die ehemaligen Mäander sowie Altarme sind auf Luftbildern noch gut zu erkennen. Direkt anliegend überwiegt feuchtes Dauergrünland. Ab dem Bederkesa-Geeste-Kanal bis zur Mündung etwa 18,5 km unterhalb ist die Geeste Ge-

⁶ Hier genannte Fließgewässerlängen und Entfernungen wurden mit Esri ArcGIS und shape-files von open street map (OSM) bestimmt und grob gerundet.

⁷ ARGE Weser (1998) geben für den Oberlauf ein Gefälle von 3,0 ‰ an, allerdings wird die Ausdehnung des Gewässerabschnitts nicht klar definiert.

wässer erster Ordnung und gehört zum Elbe-Weser-Schifffahrtsweg. Die Verbindung zur Elbe wird überwiegend durch Sportbootfahrzeuge genutzt (SBUV 2004). Zwischen Frelsdorfer Mühlenbach und Scheidebach ist die Geeste dem Typ 11 „organisch geprägte Bäche“ und von dort bis etwa Bramel dem Typ 12 „organisch geprägte Flüsse“ zugeordnet. Hier fließt sie durch den Landschaftsraum Geestenniederung (FGG Weser 2005).

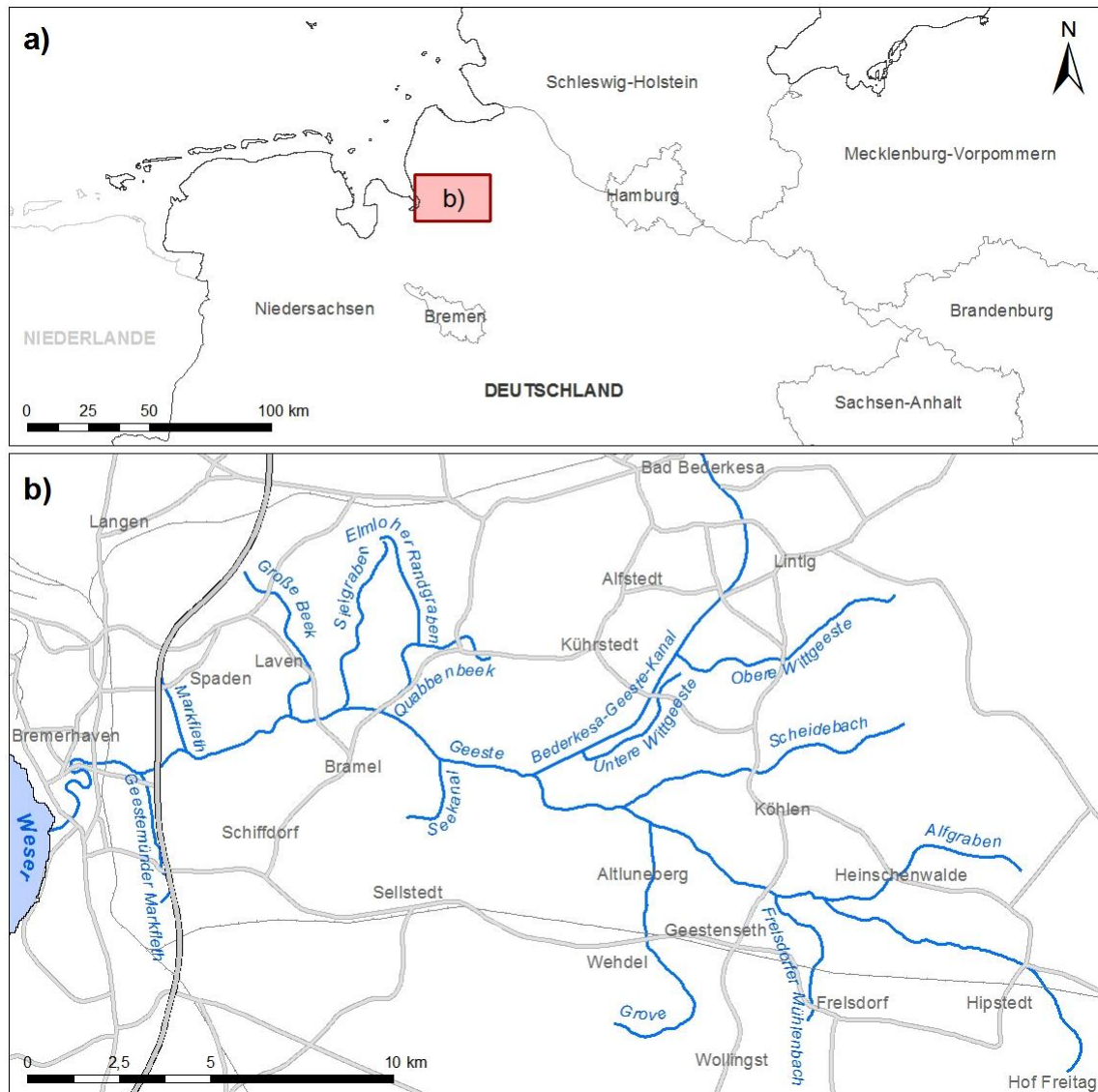


Abb. 1: Lage des Einzugsgebiets der Geeste in Norddeutschland (a) sowie der Verlauf der Geeste und ihrer Nebengewässer (b).

Kartenbearbeitung: L. Rennebeck, Kartengrundlage: OpenStreetMap, Lizenz CC BY-SA 2.0 (URL 1), bearbeitet; Administrative Grenzen: DIVA-GIS (URL 2), bearbeitet.

Von Bramel bis zur Mündung in die Weser gehört der Unterlauf schließlich zu Typ 22.3 „Flüsse der Marschen“ (FGG Weser 2005). Er fließt durch die naturräumliche Unterord-

nung Wesermarsch, die sich hier von der Weser aus weit ins Binnenland zieht (Schmidt 2008). Ein Tidesperrwerk, ca. 500 m oberhalb der ersten großen Mäanderschleife, trennt die letzten 5 km der Geeste ab. In diesem Bereich wird die Geeste von den Gezeiten beeinflusst. Bei Niedrigwasser fallen große Flächen des Gewässergrundes trocken, sodass Brackwasserwatten entstehen. Der Linienverlauf ist hier seit dem 18. Jhd. nahezu unverändert (SBUV 2004). Durch das Sperrwerk ist die biologische Durchgängigkeit eingeschränkt, allerdings kommt es täglich bei ausgeglichenem Wasserstand zu zusätzlichen Schleusungen, bzw. zum Öffnen der Sperrwerktoore. Das Sturmflutsperrwerk unter der Kennedybrücke, ca. 500 m oberhalb der Mündung, wird lediglich bei Sturmfluten > 1 m über dem mittleren Tidehochwasser geschlossen (Schmidt 2008).

Das Einzugsgebiet der Geeste wurde ehemals durch großflächige Niedermoore sowie einzelnen Hochmooren und Geestinseln geprägt. Weite Bereiche standen im Einfluss der Gezeiten, die einst bis zur Köhlener Brücke reichten (Schmidt 2008). Im Jahre 1858 begann der Bau des Bederkesa-Geeste-Kanals und ab 1890 wurden die ersten Deichabschnitte zwischen Mündung und Köhlener Brücke sowie die Schiffdorfer Stauschleuse (ca. 8,7 km oberhalb der Mündung) gebaut. Mit den ersten Meliorationsplänen wurden Niederungsflächen als Grünland genutzt und vermehrt Torf abgebaut. Die Geeste wurde teilweise begradigt, sodass eine erhöhte Tiefenerosion zu verstärktem Abfluss und Entwässerung beitrug. Dies hatte zur Folge, dass Seen wie der Ringstedter, Altluneberger oder Lavener See verlandeten. Der Sellstedter See ist heute das einzige größere natürliche Stillgewässer im Einzugsgebiet der Geeste (Schmidt 2008). Bis in die 1950er Jahre wurden weitere Begradigungen durchgeführt und das Gebiet weiter entwässert. Feuchtstandorte wie Moore und Sümpfe gingen stark zurück. Der Wasserstand der Geeste war bis auf $-0,4$ m ü. NN abgesenkt worden. Die landwirtschaftliche Bedeutung der Niederungsflächen nahm weiter zu und damit auch die Abhängigkeit von einem funktionierenden Entwässerungssystem. Mit dem Bau des Sturmflutsperrwerks und des Tidesperrwerks 1961 in Bremerhaven wurde der Geeste die natürliche Dynamik der Gezeiten genommen und die bis dahin regelmäßigen weiträumigen Überflutungen zurückgehalten (Schmidt 2008). Bis heute wurde die Geeste weiter begradigt und ausgebaut. Ihre Länge wurde so um etwa 9 km verkürzt. Über das Tidesperrwerk wird bei Tideniedrigwasser die Geeste entwässert und das Oberwasser dauerhaft auf $-0,8$ m ü. NN gehalten. So kann eine Mindesttiefe von 1,5 m für den Bootsverkehr im Elbe-Weser-Schiffahrtsweg gewährleistet werden. Der Wasserstand liegt da-

mit 1,3 m tiefer als vor dem Bau der Schiffdorfer Stauschleuse. Die Absenkung des Grundwasserspiegels beträgt im Mittel 0,7-1,5 m und es kam zu großräumigen Geländeabsackungen. Der Großteil der Geesteniederung wird landwirtschaftlich genutzt (85-90 %), wobei Intensivgrünland vorherrscht (Schmidt 2008).



Abb. 2: Fotos verschiedener Abschnitte der Geeste.

a) und b) Der Oberlauf nördlich von Hof Freitag, c) Der Oberlauf östlich von Hipstedt, d) Blick von einer Brücke (K144) nördlich von Hipstedt stromauf, e) Die Geeste an der Schiffdorfer Stauschleuse, f) Blick stromauf vom Tidesperrwerk in Bremerhaven. Fotos: L. Rennebeck, Aufnahmedatum: a), b), d) 15.04.2014, c) 18.06.2014, e) 19.10.2014, f) 01.11.2014.

Schutzgebiete, die die Geeste direkt durchfließt, sind die Landschaftsschutzgebiete „Hinz-Hölzer Bruch“ und „Obere Geeste“, das Naturschutzgebiet „Geesteniederung“ und das Schutzgebiet nach Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Richtlinie „Niederung von Geeste und Grove“ (URL 3). Das Naturschutzgebiet „Geesteniederung (NSG LÜ 297/CUX 013)“ hat eine Größe von rund 505 ha und reicht entlang der Geeste vom Oberlauf bei Heinschenwalde bis zum Mittellauf nahe dem Bederkesa-Geeste-Kanal. Es schließt die Mündungsbereiche der Nebengewässer Alfgraben, Scheidebach, Frelsdorfer Mühlenbach und Grove ein und ist Teil des FFH-Gebiets „Niederung von Geeste und Grove (DE 2418-331, URL 4). Das FFH-Gebiet hat eine Größe von rund 495 ha. Es umfasst neben Niederungsbereichen am Oberlauf im Landkreis Rotenburg (Wümme) auch den Verlauf der Grove. Als FFH-Art (Anhang II) wird das Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) aufgeführt (URL 4, URL 5).

Im Jahre 1995 wurde durch Rückdeichung des Polder Bramel ein 150 ha großes Überschwemmungsgebiet an der Geeste angelegt. Der Polder entstand bei großflächigen Entwässerungsmaßnahmen Ende der 1950 Jahre, allerdings kam es Ende der 1970er Jahre durch Geländeabsackungen des Niedermoorbodens zu ersten Deichbrüchen. Die landwirtschaftliche Nutzung des ursprünglichen Überschwemmungsgebiets wurde schließlich zu aufwendig, sodass der Polder durch drei Durchstiche zur Geeste geflutet wurde. Der Polder Bramel stellt heute einen wichtigen Lebensraum für Wasser-, Wat- und Wiesenvögel dar und beherbergt u.a. bedrohte Arten wie Fisch- und Seeadler sowie Fischotter (URL 6, URL 7).

Seit 2006 erarbeiten der BUND Landesverband Bremen e.V., BUND Regionalverband Unterweser e.V. und BUND Landesverband Niedersachsen e.V. Maßnahmen zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) im sogenannten „Modellprojekt Geeste“ (Kunze 2008). Konkrete strukturverbessernde Maßnahmen wurden allerdings noch nicht umgesetzt. Die Angelsportvereine Spaden, Sellstedt-Bramel, Wehdel und Köhlen-Frelsdorf sind Pächter der Fischereirechte für den Fischereibezirk vom Hipstedter Weg - Barchel bis zur Landesgrenze Bremen. Mit ihrem Zusammenschluss zur „Besatzgemeinschaft Geeste“ führen sie u.a. seit 1991 den Besatz von Meerforellen in der Grove, Geeste und dem Frelsdorfer Mühlenbach durch. Pro Jahr wurden bis zu 45.000 Meerforellen eingesetzt (pers. Mitt. Otten 2015). Der Landesfischereiverband Weser-Ems e.V. ist alleiniger Pächter der oberen Geeste.

2.2 Die Grove

Die Grove entspringt auf etwa 10 m ü. NN als Überlauf des Silbersees und wird zusätzlich durch mehrere Entwässerungsgräben gespeist (Abb. 3). Vom Silbersee fließt sie zunächst Richtung Osten und macht dann einen Bogen, um in nördlicher Richtung, zwischen Wehdel und Geestenseth vorbei, bei Altluneberg in die Geeste zu münden (Abb. 1). Die Grove hat eine Länge von etwa 9 km und weist nur ein geringes Gefälle auf. Im Oberlauf werden maximal 2 ‰ erreicht (ARGE Weser 1998). Das Gewässer zweiter Ordnung ist dem Fließgewässertyp 11 „organisch geprägte Bäche“ zugeordnet (FGG Weser 2005). Laut Faltblatt des Kreisverbands für Wasser- und Bodenverbände Beverstedt gehörte der Oberlauf ehemals zu Typ 16 „kiesgeprägte Tieflandbäche“ (Kreisverband WBV Beverstedt 2007). Bis zu den 1950er Jahren wurde auch die Grove begradigt (Schmidt 2008). Durch intensive Entwässerung und Gewässerunterhaltung liegt die Sohle heute 1-1,5 m tiefer als das umgebende Grünland (ARGE Weser 1998).

Das Fließgewässer ist Bestandteil des FFH-Gebiets „Niederung von Geeste und Grove“ URL 3. Die Grove wird seit 1995 durch den Angelsportverein Wehdel gepachtet, jedoch nicht befischt. Durch die „Besatzgemeinschaft Geeste“ werden schon seit 1991 Meerforellen zur Wiederansiedlung besetzt.

Ende 2007 initiierte die „Besatzgemeinschaft Geeste“ (Angelsportverein Wehdel) ein Gemeinschaftsprojekt zur praktischen Umsetzung der EG-WRRL an der Grove, an dem der BUND Unterweser e.V., der Kreisverband der Wasser- und Bodenverbände im Altkreis Wesermünde (Unterhaltungsverband 82 Geeste) und der Landesfischereiverband Weser-Ems e.V. beteiligt waren (Kunze 2008, pers. Mitt. Salva 2015).

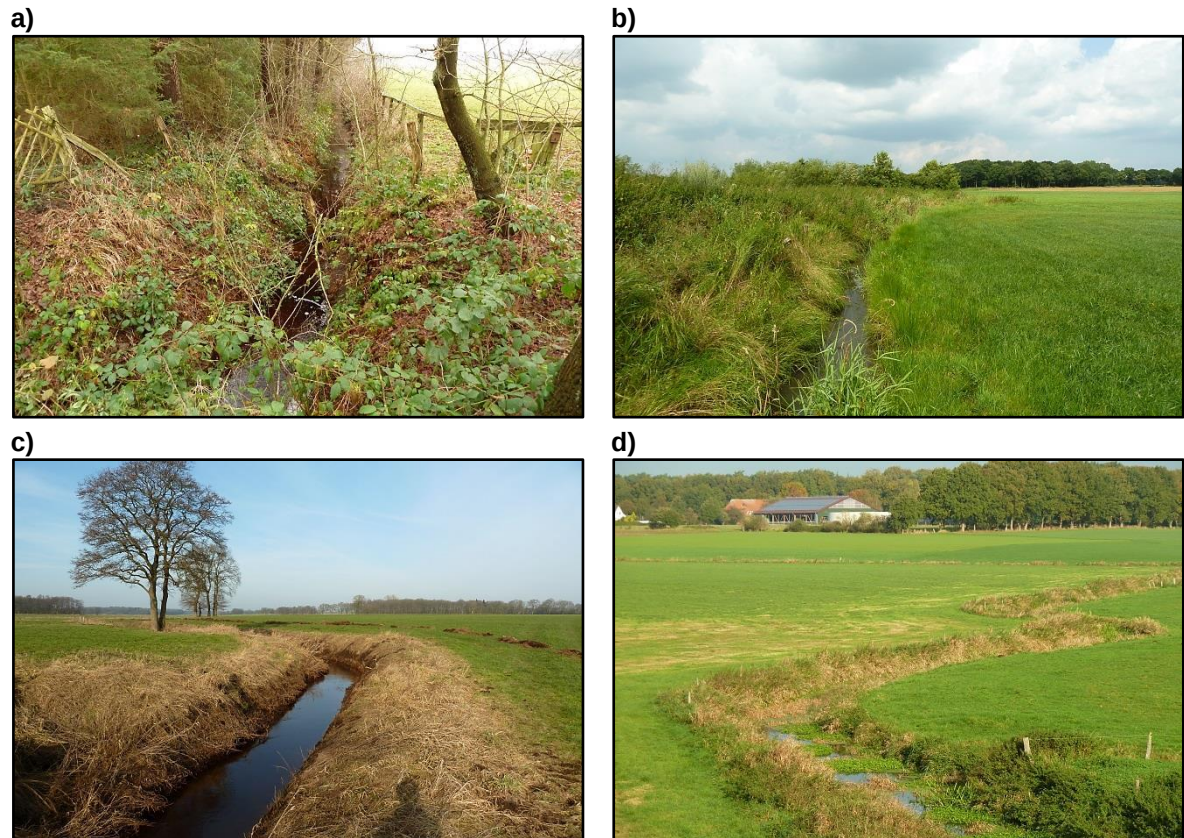


Abb. 3: Fotos verschiedener Abschnitte der Grove.

a) Beginn der Grove als Überlauf des Silbersees, von der Silberseestraße Richtung Osten aus betrachtet. b) Der 2009 renaturierte Abschnitt nord-westlich von Wollingst. c) Etwa 300 m weiter ist die Grove wieder stark eingeschnitten. d) Die Grove zwischen Wehdel und Geestenseth von den Bahngleisen aus Richtung Norden betrachtet. Fotos: L. Rennebeck, Aufnahmedatum: a) 18.12.2012, b) 31.07.2014, c) 14.02.2015, d) 19.10.2014.

Das Projekt hatte zum Ziel, einen strukturarmen Bereich der Grove durch Einbringen von Kies zu revitalisieren und so Lebensraum und Laichareale für Meerforellen und Neunaugen zu schaffen. Dafür wurden mit mehr als 200 t Hartsubstrat (80 % 8-32 mm, 20 % Überkorn) etwa 34 Kiesbetten mit einer Länge von jeweils 3-10 m und einer Schichtdicke von 30-40 cm angelegt (Kunze 2008, pers. Mitt. Salva 2014). Wenige Wochen später konnten bei einer Kontrollbefischung schon viele aufsteigende Meerforellen gefangen werden, die die Kiesbetten erfolgreich als Laichhabitat nutzten (Kreisverband WBV Beverstedt 2007). Im Jahre 2009 wurde eine weitere Renaturierungsmaßnahme mit gleicher Methodik etwas weiter unterhalb durchgeführt. Durch den Angelsportverein Wehdel, der Besatzgemeinschaft Geeste, dem Landesfischereiverband Weser-Ems e.V. und mit Unterstützung des NLWKN Brake wurden etwa 120 t Kies eingebracht (pers. Mitt. Otten).

2.3 Lage der Untersuchungsstrecken

Als Untersuchungsstrecken sollten Gewässerabschnitte gewählt werden, die ein potentielles Laichhabitat für Meerforellen darstellen und möglichst viele Meerforellen zum Laichplatzbau anlocken. Bei einer Untersuchung der ARGE Weser (1998) wurden südlich von Heinschenwalde mehrere 4-8 m lange Kiesbänke gefunden. Sie hatten eine Mächtigkeit von 10-20 cm, eine mittlere Korngröße von 3-40 mm und einen Sandanteil von 45-75 %. Außerdem wurden Kiesbänke östlich der Gemeinde Hipstedt ausfindig gemacht, die eine Mächtigkeit von mehr als 35 cm, eine mittlere Korngröße von 2-80 mm und einen Sandanteil von weniger als 5 % aufwiesen. Bei einer Voruntersuchung für diese Arbeit wurde der Oberlauf der Geeste von Hof Freitag bis nördlich von Hipstedt abgegangen und alle Kiesvorkommen kartiert. Es zeigte sich, dass kiesige Bereiche vor allem in einem etwa 700 m langen Abschnitt nördlich des Barcheler Wegs bei Hof Freitag regelmäßig zu finden sind, der auch von der ARGE Weser (1998) genannt wurde. Nach diesem Abschnitt überwog der Sandanteil, gröberes Substrat war nur selten und in geringem Anteil nachzuweisen und der Schlammanteil nahm zu. Der Sand war überwiegend mobil, was durch die wellenartige Oberflächenstruktur deutlich wurde. Die 1998 gefundenen Kiesbänke südlich von Heinschenwalde (ARGE Weser 1998) wurden nicht überprüft. Es wurde aufgrund der Beschreibung davon ausgegangen, dass es sich dabei nicht um ein bevorzugtes Laichhabitat handelt und der Bereich in den letzten Jahren noch weiter versandet war.

Da der Bereich der Geeste mit potentielltem Laichhabitat nördlich des Barcheler Wegs relativ kurz und zudem gut erreichbar war, wurde er vollständig als Untersuchungsstecke für diese Arbeit ausgewählt (Abb. 4, Abb. 5). Die Untersuchungsstrecke hat eine Länge von etwa 700 m und zeichnet sich durch einen relativ geraden Gewässerlauf aus, der erst ab Beginn des Waldes in einen mäandrierenden Verlauf übergeht (Abb. 6). Der Gewässerrand ist im oberen Drittel beidseitig mit Erlen bewachsen, weiter stromab fast nur auf der rechten Seite. Die Gewässerbreite liegt im Durchschnitt bei 1-1,2 m (Min. 0,8 m, Max. 3 m). Die Breitenvarianz ist gering und nimmt ab dem Feldweg zu. Die Gewässersohle weist besonders oberhalb der Feldwegüberfahrt (Rohrdurchlass) eine sehr geringe Tiefenvarianz auf (Tiefe 5-10 cm). Weiter unterhalb liegt die Tiefe zwischen 1-40 cm. Auf der Oberfläche überwiegt sandiges Substrat, welches immer wieder von Kies durchsetzt ist. Sandige Bereiche sind teilweise mobil (Sandriffel). Nach dem Rohrdurchlass bis zum Start der Untersuchungsstrecke werden die Kiesflächen größer und der Kiesanteil nimmt zu. Außer

einem kleinen Waldstück in der Mitte und etwas Grünland sowie Mischwald am rechten Gewässerrand im Süden wird die Untersuchungsstrecke von Maisacker umgeben. Der Acker ist nur durch einen sehr schmalen Uferrandstreifen vom Gewässer getrennt. Das Umland wird intensiv über Drainagerohre entwässert. Grabeneinmündungen sind im Bereich der Untersuchungsstrecke nicht vorhanden. In diesem Abschnitt wurde in den 1960er Jahren die erste Grundräumung durchgeführt und nachfolgend vermutlich nur selten wiederholt (pers. Mitt. Rademacher 2015). In den letzten 15 Jahren wurden nachweislich keine Grundräumungen mehr durchgeführt. Aktuell beschränkt sich die Gewässerunterhaltung auf punktuelle Gehölzpflegearbeiten sowie die Beseitigung von Abflusshindernissen (pers. Mitt. Schübel 2015).

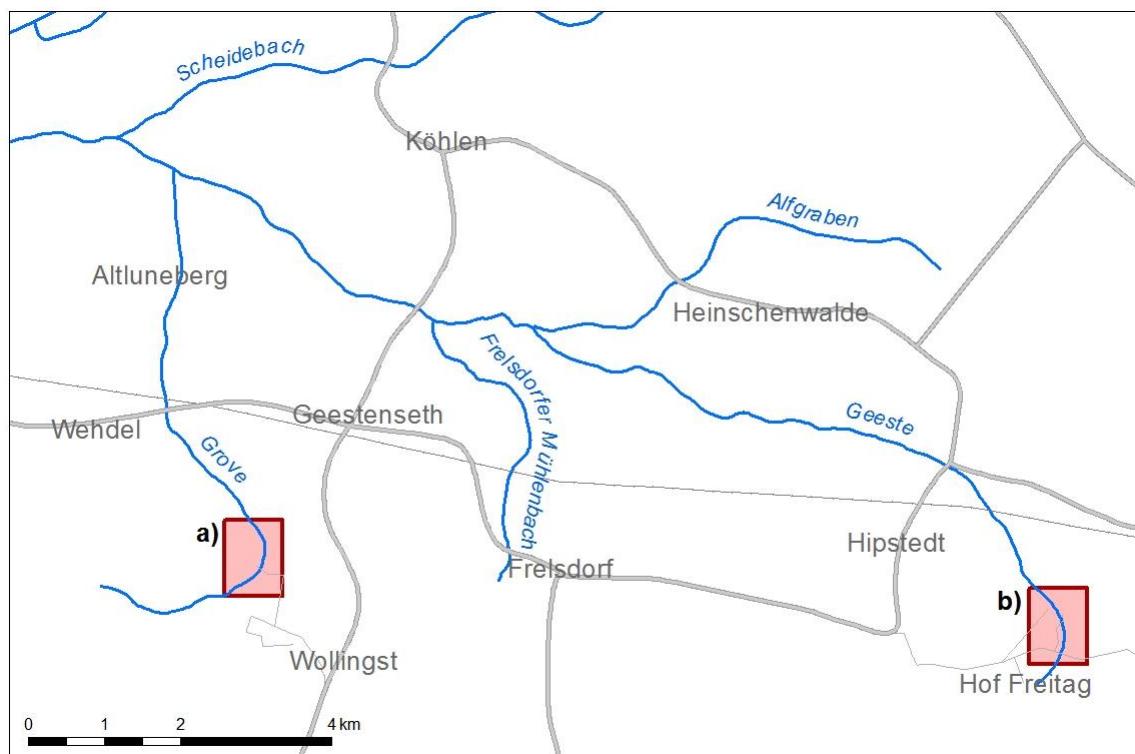


Abb. 4: Lage der Untersuchungsstrecken an a) Grove und b) Geeste.

Eine detaillierte Abbildung der Untersuchungsstrecken zeigt Abb. 5. Kartenbearbeitung: L. Rennebeck, Kartengrundlage: OpenStreetMap, Lizenz CC BY-SA 2.0 (URL 1), bearbeitet.

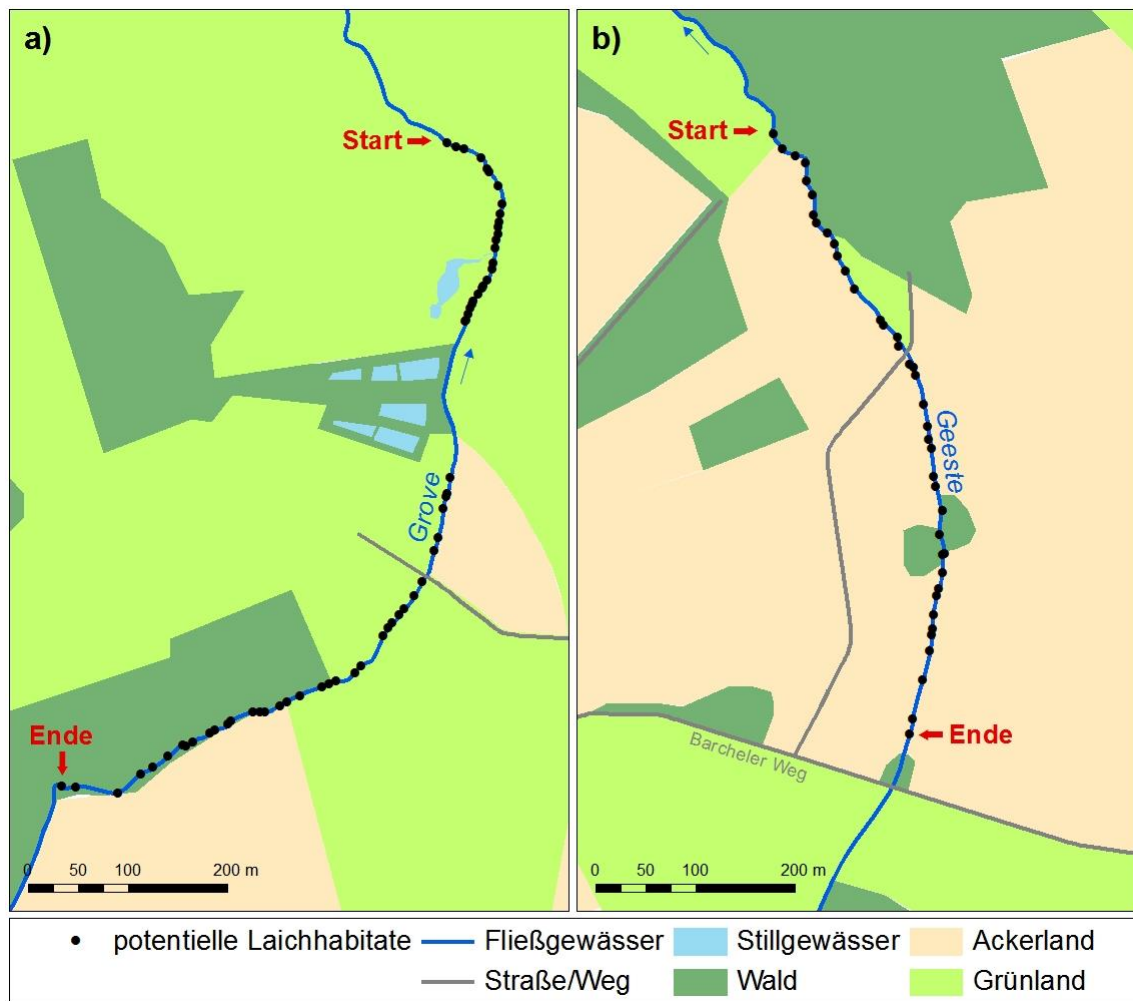


Abb. 5: Untersuchungsstrecken an a) Grove und b) Geeste mit kartierten potentiellen Laichhabitaten und Art der Landnutzung in der Umgebung.

Der 2009 renaturierte Grove-Abschnitt erstreckt sich etwa vom Start der Untersuchungsstrecke bis zu den Fischteichen, der 2007 renaturierte Abschnitt beginnt nach den Fischteichen und endet kurz nach dem Ende der Untersuchungsstrecke. Kartenbearbeitung: L. Rennebeck, Kartengrundlage: OpenStreetMap, Lizenz CC BY-SA 2.0 (URL 1), bearbeitet.

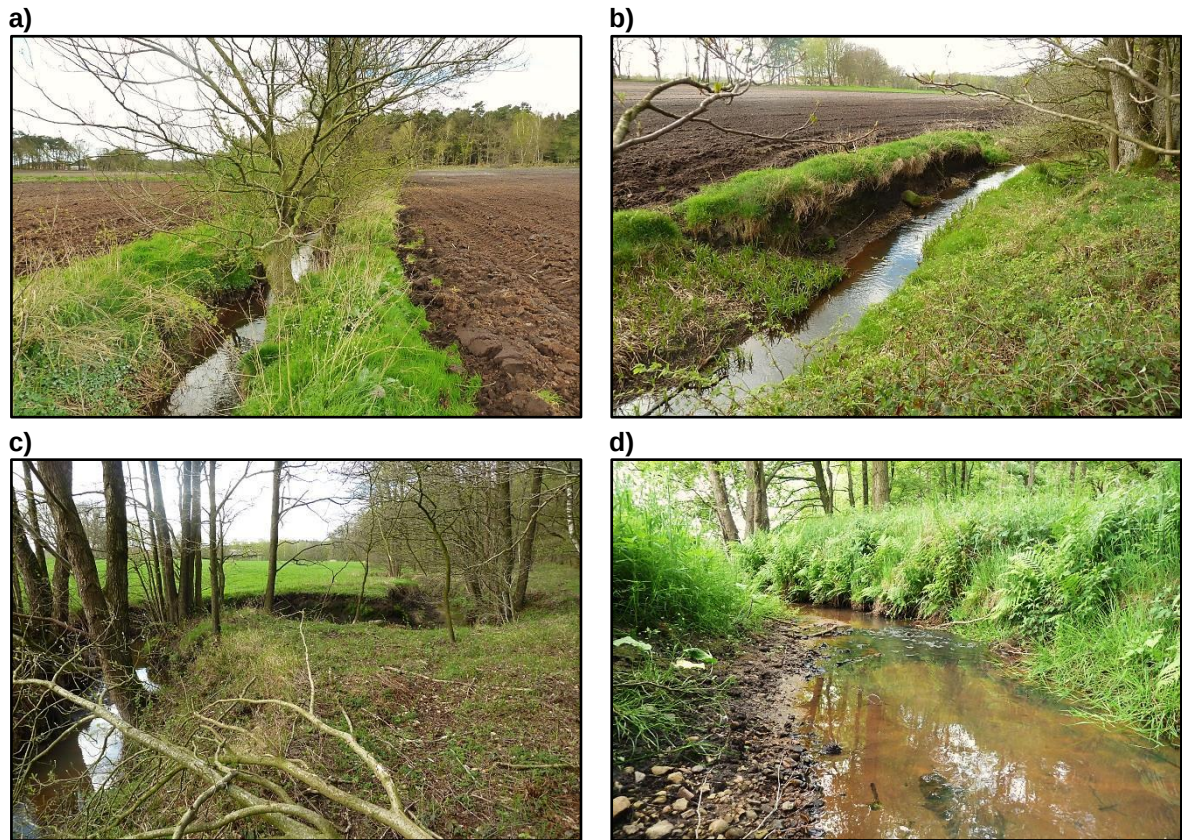


Abb. 6: Fotos der Untersuchungsstrecke an der Geeste.

a) Oberer Bereich der Untersuchungsstrecke zwischen zwei Maisäckern. b) Die Geeste kurz vor Beginn des großen Waldstücks. c) Der natürliche Gewässerverlauf entlang des Waldes. d) Die sandige Gewässersohle wird von natürlichem Kies durchbrochen. Fotos: L. Rennebeck, Aufnahmedatum: a), b), c) 15.04.2014, d) 09.06.2015.

Die Untersuchungsstrecke an der Grove befindet sich nord-westlich von Wollingst und erstreckt sich über die 2007 und 2009 renaturierten Bereiche (Abb. 4, Abb. 5). Sie hat, einschließlich des nicht renaturierten Abschnitts entlang der Fischteiche, eine Länge von etwa 940 m. Am oberen und unteren Ende der Strecke wurden jeweils drei Kiesbetten als „Puffer“ nicht mit eingeschlossen. Noch etwas weiter stromab befinden sich einige Bereiche mit feinem, natürlichem Kies. Innerhalb der Untersuchungsstrecke wechseln sich künstlich eingebrachte Kiesbetten mit sandigen oder schlammigen Abschnitten ab (Abb. 7).

Der obere Bereich entlang des Waldes hat einen grabenähnlichen Charakter. Die Linienführung ist gerade und tief eingeschnitten mit steil abfallenden Ufern. Links befindet sich eine Schneise für Hochspannungsleitungen mit brachliegendem Grünland und kleinen Büschen und Bäumen. Rechts ist die Grove mit Erlen und anderen Bäumen und Büschen gesäumt, die das Gewässer von Ackerland trennen. Bis zu den Fischteichen zieht sich die Grove nahezu ohne Baumbestand durch Grünland und entlang eines Maisackers, der durch

einen breiten Uferrandstreifen vom Gewässer getrennt ist. Bis dort ist das Gewässer etwa 1-1,5 m breit und 5-15 cm tief, Breiten- und Tiefenvarianz sind gering. Der nicht renaturierte Bereich ist etwa 1,5 m breit und 15 cm tief. Die Gewässersohle ist sandig bis schlammig und z.T. mit Wasserpflanzen bewachsen. Der Höhenunterschied zwischen Gewässersohle und Uferrand des 2009 renaturierten Bereichs ist nur noch gering. Dort ist die Grove etwa 1-2,5 m breit und 5-50 cm tief. Tiefer, meist etwas schlammige Bereiche wechseln sich mit flachen, schnell überströmten Kiesbetten ab. Auf der rechten Seite befindet sich Grünland, links ein Streifen aus Hochstauden, Röhricht, Büschen und Bäumen, dahinter extensiv genutztes Grünland und Weiden. Ein Rohdurchlass befindet sich bei der Kreuzung mit dem Feldweg. Im Bereich der Untersuchungsstrecke münden acht Gräben sowie die alte Grove und Auslässe der Fischteiche und des Stillgewässers in die Grove. Zusätzlich wird das Umland über Drainagerohre entwässert. Der Abschnitt wird aktuell nur nach Bedarf durch den Wasser- und Bodenverband Beverstedt unterhalten. Die Maßnahmen beschränken sich i.d.R. auf Gehölzpflegearbeiten sowie die Beseitigung von Abflusshindernissen. Im Herbst 2014 wurden in Zusammenarbeit mit dem ASV Wehdel und in Absprache mit der unteren Naturschutzbehörde des Landkreis Cuxhaven erstmalig Sandansammlungen zwischen den künstlichen Kiesbetten entfernt (pers. Mitt. Schübel 2015).

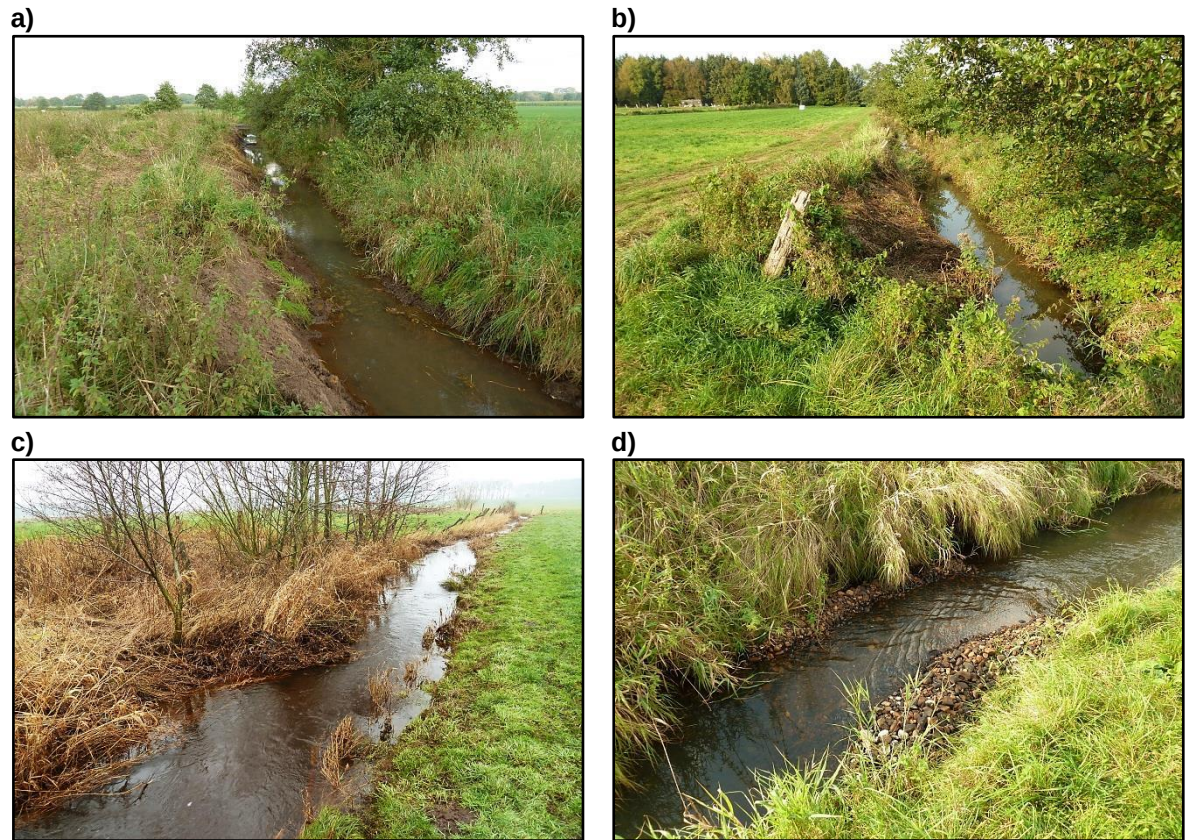


Abb. 7: Fotos der Untersuchungsstrecke an der Grove.

a) Oberer, 2007 renaturierter Bereich etwa 200 m vor Streckenende (Blick mit Fließrichtung). b) Blick vom Feldweg Richtung Norden. c) 2009 renaturierter Abschnitt etwa beim Auslass des Fließgewässers bei hohem Wasserstand. d) Ein im Jahre 2009 künstlich eingebrachtes Kiesbett. Fotos: L. Rennebeck, Aufnahmedatum: a), b), d) 20.09.2014, c) 26.01.2015.

3 MATERIAL UND METHODEN

3.1 Geländearbeit

3.1.1 Kartierung von potentiellen Laichhabitaten sowie Auswahl und Benennung der Probestellen

Vor Beginn der Laichsaison 2014 wurden alle Kiesbetten, bzw. kiesgeprägten Bachabschnitte im Bereich der Untersuchungsstrecken vermessen (Länge x Breite in m, Genauigkeit 0,1 m) und deren Mittelpunkt mittels GPS (etrex 30, Garmin Ltd, Schaffhausen, Schweiz) verortet. Die Begriffe „Kiesbett“ oder „kiesgeprägter Bachabschnitt“ beschreiben in dieser Arbeit einen Bereich der Gewässersohle, der sich durch gröberes Substrat von der überwiegend sandigen Gewässersohle abhebt und damit ein „potentielles Laichhabitat“ für Salmoniden darstellt. Als kiesgeprägter Bachabschnitt wurden Flächen angesehen, die zum Zeitpunkt der Begehung auf der Gewässersohle mehr als 50 % Sediment der Korngröße $> 2 \text{ mm}$ auf mindestens 1 m^2 aufwiesen. Der Anteil des Sediments $> 2 \text{ mm}$ wurde geschätzt.

An einem Teil der verorteten kiesgeprägten Bachabschnitte wurden Sauerstoffmessungen des Interstitialwassers durchgeführt und Sedimentproben genommen. Mit Hilfe dieser Proben (A-Proben, siehe Tab. 1) sollte der „Ist-Zustand“ der Gewässersohle erfasst werden, der mit Sauerstoffmessungen und Sedimentproben von Laichplätzen (B- und C-Proben) verglichen werden konnte. Bei anderen wissenschaftlichen Arbeiten wurden Proben der unbearbeiteten Gewässersohle zeitgleich mit Proben von frisch angelegten Laichplätzen genommen (z.B. Probenahme neben dem Laichplatz, Dirksmeyer 2008). Dies hat den Vorteil, dass die Proben vom gleichen Kiesbett stammen, zur gleichen Zeit entnommen wurden und sich so direkt vergleichen lassen. Voraussetzung dafür sind ausreichend große Kiesbetten, die in Geeste und Grove allerdings nicht vorhanden sind. Es wurde davon ausgegangen, dass Meerforellen den Großteil eines Kiesbettes bearbeiten würden und das Entnehmen einer unbearbeiteten Probe nicht mehr möglich sei. Aus diesem Grund sollte ein Probenset von potentiellen Laichhabitaten genommen werden, welches die allgemeine Situation des Gewässers widerspiegelte.

Die Probepunkte sollten zum einen über die gesamte Untersuchungsstrecke verteilt sein, zum anderen sollten für Meerforellen besonders geeignete Punkte ausgewählt werden. Ob ein Punkt als Laichplatz geeignet war, wurde rein subjektiv ohne festes Bewertungssystem

entschieden. Bei der Entscheidung flossen aber die Größe des kiesgeprägten Bachabschnittes und die geschätzte Menge und Zusammensetzung an Sediment > 2 mm auf der Gewässersohle ein. Sauerstoff- und Temperaturmessungen des Interstitialwassers und der fließenden Welle sowie Sedimententnahmen wurden im oberen Bereich der Kiesbetten durchgeführt, da diese Bereiche bevorzugt von Salmoniden zum Laichen aufgesucht werden (Valentine 1995; Dirksmeyer 2008; Nika *et al.* 2011). Die A-Proben wurden am 23.10.2014 an der Geeste und am 24. und 26.10.2014 an der Grove entnommen.

Tab. 1: Zeichenerklärung für die Benennung von Kiesbetten, Laichplätzen und Probestellen.

Zeichen	Bedeutung	Beispiel
GE	Geeste	
GR	Grove	
01, ..., 53	Nummer eines Kiesbetts, wobei Nummerierungen stets bachaufwärts (ab Start der Untersuchungsstrecke) erfolgten	GR-07 = das 7. Kiesbett innerhalb der Grove-Untersuchungsstrecke
/ (Schrägstrich) oder . (Punkt)	Trennung zur Nummerierung von Meerforellenlaichplätzen auf dem angegebenen Kiesbett, falls mehr als ein Laichplatz angelegt wurde	GR-07/1 = der 1. Laichplatz auf dem 7. Kiesbett der Grove GR-07/2 = der 2. Laichplatz auf dem 7. Kiesbett der Grove, wobei dieser an <i>gleicher</i> Stelle wie der 1. Laichplatz angelegt wurde GR-07.3 = der 3. Laichplatz auf dem 7. Kiesbett der Grove, wobei dieser an <i>anderer</i> Stelle als der 1. und 2. Laichplatz angelegt wurde
I, II, III, IV	Nummer eines Laichplatzes außerhalb der Untersuchungsstrecke	GE-I
A	Sedimentprobe eines potentiellen Laichhabitats vor der Laichsaison	GR-07-A
B	Sedimentprobe eines frischen Laichplatzes	GR-07/2-B
C	Sedimentprobe eines Laichplatzes nach der Larvenemergenz	GR-07/2-C

3.1.2 Laichplatzkartierung und Ablauf der Probenahmen

Während der Laichsaison wurden die Untersuchungsstrecken mehrmals abgegangen, um angelegte Laichplätze zu kartieren. Frische Laichplätze heben sich durch den hellen aufgeworfenen Kies deutlich von der sonst dunklen, mit Algen bewachsenen Gewässersohle ab und sind so leicht zu erkennen. Die Laichplätze wurden fotografiert, mittels GPS (etrex 30, Garmin Ltd, Schaffhausen, Schweiz) verortet und ihre Lage im Gewässer notiert. Länge und Breite der Laichkuhle und des Laichhügels wurden gemessen und die Wassertiefe vor dem Laichplatz, die maximale Wassertiefe in der Laichkuhle, die minimale Was-

sertiefe des Laichhügels sowie die Distanz zwischen der maximalen und minimalen Wassertiefe bestimmt.

Bachforellen, die sowohl in der Geeste als auch Grove vorkommen, legen ihre Laichplätze zur gleichen Zeit und i.d.R. gleichen Laichhabitaten an (Ottaway *et al.* 1981; Armstrong *et al.* 2003). Zum Teil beginnen Forellen auch einen Laichplatz zu schlagen und verlassen den Ort wieder, um an anderer Stelle ein geeigneteres Laichhabitat zur Eiablage zu finden (Chapman 1988; Klemetsen *et al.* 2003). Es wurden deshalb zunächst alle Laichplätze kartiert und vermessen. Über die Größe der Laichplätze, der Tiefenvarianz sowie der Größe der Steine in der Laichkuhle und auf dem Laichhügel wurden die Laichplätze schließlich Bachforellen, Meerforellen oder „Laichplatzversuchen“ zugeordnet.

An Meerforellenlaichplätzen wurden Sauerstoffgehalt und Wassertemperatur der fließenden Welle am Übergang von Laichkuhle zur Laichhügel gemessen. Anschließend wurde dort, wo die Eitasche vermutet wurde, Interstitialwasser entnommen und ebenfalls dessen Sauerstoffgehalt und Temperatur bestimmt. Danach wurde an gleicher Stelle eine Sedimentprobe entnommen, die entstandene Kuhle leicht glattgezogen und etwa 20 cm unterhalb der Probestelle ein farbiger Metallhering zur Markierung in den Laichplatz gesteckt. So konnte gewährleistet werden, dass weitere Probenahmen an gleicher Stelle durchgeführt wurden. Dazu zählten weitere Messungen des Sauerstoffgehalts und der Temperatur von fließender Welle und Interstitialwasser über den Zeitraum der Ei- und Larvenentwicklung sowie eine weitere Entnahme von Sedimentproben (C-Proben) nach der Larvenemergenz.

3.1.3 Sauerstoffmessungen des Interstitialwassers

Zur Entnahme von Interstitialwasser zur Sauerstoffmessung wurde eine einfache selbstgebaute Vorrichtung⁸ verwendet (Abb. 8). Sie bestand aus einem 500 mm langen Aluminiumrohr mit 8 mm Außen- und 5 mm Innendurchmesser. Das Rohr wurde am unteren Ende auf 5 mm zu gequetscht und mit 14 Löchern mit 1,5 mm Durchmesser versehen. Die Löcher befanden sich vom unteren Ende gesehen an zwei gegenüberliegenden Seiten auf 20, 30, 40 und 50 mm, bzw. um 90° versetzt auf 25, 35 und 45 mm (siehe Abb. 8 rechts). Ein

⁸ Eine standardisierte Methode zur Entnahme von Interstitialwasser existiert nicht. Verschiedene Methoden sind u.a. in Barnard & McBain (1994), Ingendahl (2001), Geist & Auerswald (2007), Dirksmeyer (2008) oder Pander, Mueller & Geist (2015) beschrieben.

Plastikschlauch mit 5 mm Außendurchmesser wurde bis zum ersten Bohrloch in das Aluminiumrohr gesteckt und mit Schrumpfschlauch und Gewebefband abgedichtet und gesichert. Am Ende des Schlauches wurde eine 120 ml Spritze angebracht.

Das Rohr konnte nun bis zur Markierung (150 mm) in die Gewässersohle bzw. den Laichplatz gesteckt und Interstitialwasser mit der Spritze herausgesaugt werden. Der Entnahmbereich lag somit durch die Bohrlöcher in einer Tiefe von 100 bis 130 mm. Es ist aber davon auszugehen, dass der tatsächliche Entnahmbereich größer und variabel war, da er in Abhängigkeit zur Permeabilität der Sohle steht. Das Probenvolumen von 120 ml war hingegen bei jeder Messung gleich. Die Spritze war groß genug, um nach Abziehen des Kolbens die Elektrode zur Sauerstoffmessung (Hach-Lange GmbH, Düsseldorf, Deutschland) direkt in das entnommene Wasser im Spritzenzylinder zu führen.

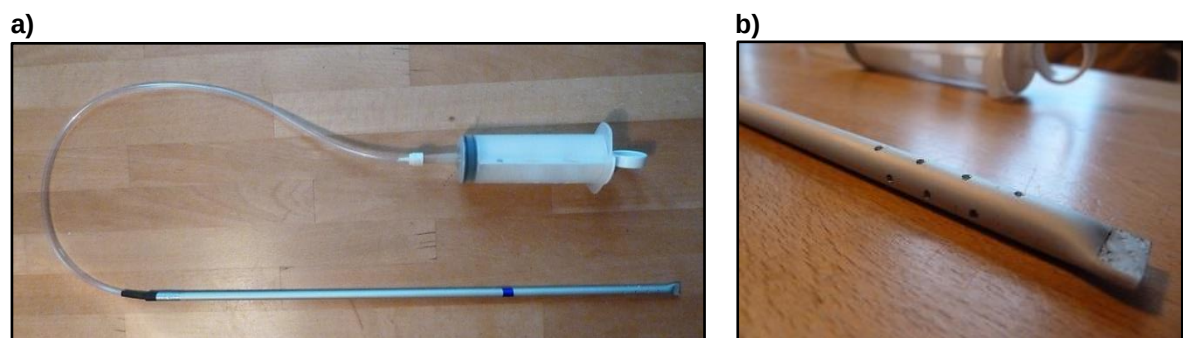


Abb. 8: Vorrichtung zur Entnahme von Interstitialwasser.

a) Vollständige Vorrichtung aus Rohr, Schlauch und Spritze. b) Detailaufnahme der Rohrspitze mit Bohrlöchern. Fotos: L. Rennebeck.

Durch das Aufziehen der Spritze und dem Einführen der Elektrode bestand die Gefahr, das Interstitialwasser mit Sauerstoff anzureichern und so einen Messfehler zu generieren. Anhand eines Laborversuchs wurde deshalb der Messfehler quantifiziert. Mit Hilfe von etwa 0,1 g Natriumdithionit wurde der Sauerstoffgehalt von 2 Liter Leitungswasser im Becherglas auf etwa 3 mg/l (etwa 40 % Sättigung) herabgesenkt und gewartet, bis der Sauerstoffgehalt relativ konstant blieb. Danach wurden abwechselnd 20 Sauerstoffmessungen direkt im Becherglas sowie nach der „Entnahme von Interstitialwasser“ im Spritzenzylinder gemessen und Sauerstoffgehalt (mg/l) sowie Temperatur notiert. Der Inhalt der Spritze wurde nach jeder Messung wieder zurück in das Becherglas gegeben, sodass das Volumen konstant blieb, allerdings eine künstliche Sauerstoffanreicherung verursacht wurde.

Die Messungen dauerten rund 50 Minuten. Dabei nahmen Sauerstoffgehalt (und Temperatur) mit beiden Messmethoden zu. In Abb. 9 wurden die Wertereihen (O_2 in mg/l) beider Messmethoden in einem Diagramm gegeneinander aufgetragen. Dabei wird ersichtlich, dass die im Spritzenzylinder gemessenen Sauerstoffwerte höher als die des Wassers im Becherglas waren. Die mittlere Zunahme des Sauerstoffgehalts durch das Messen im Spritzenzylinder betrug $0,14 \pm 0,05$ mg/l. Die maximale Differenz betrug 0,26 mg/l. Die mittlere Temperaturzunahme betrug $0,18 \pm 0,05$ °C (max. 0,3 °C).

Trotz eines signifikanten Unterschieds zwischen den beiden Messreihen des Sauerstoffgehalts (verbundener t-Test, $p < 0,001$) war die mittlere Differenz sehr gering. Der Messfehler, der sich durch Verwenden der Spritze ergab, wurde deshalb für diese Untersuchung als vernachlässigbar angesehen. Um den Fehler gering zu halten, wurde die Vorrichtung bei jeder Messung möglichst gleich benutzt und der Spritzenzylinder nach Möglichkeit nur am Spritzenrand angefasst, um eine Erwärmung gering zu halten.

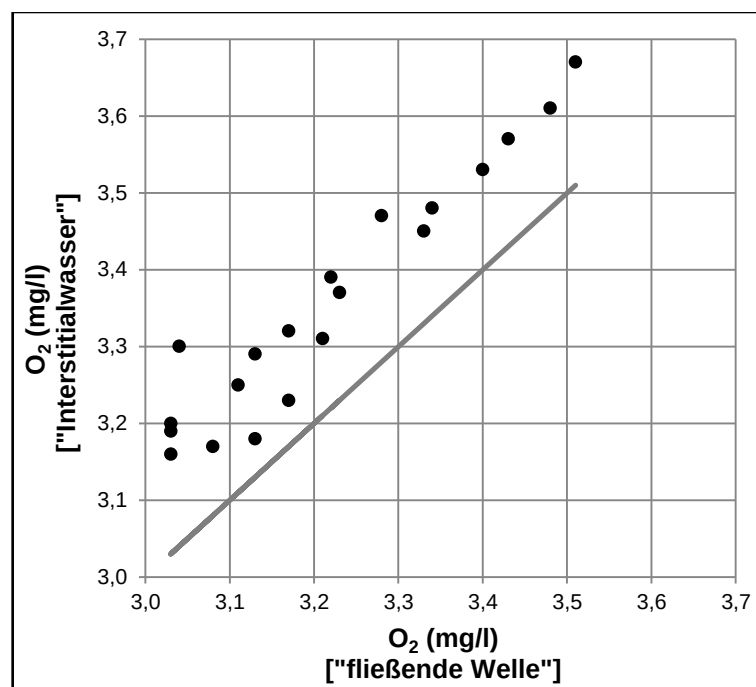


Abb. 9: Evaluierung der Vorrichtung zur Entnahme von Interstitialwasser im Laborversuch. Bei der Messung des Sauerstoffgehalts in der Vorrichtung wurden höhere Werte als ohne Vorrichtung erzielt (schwarze Punkte). Ohne Messfehler würden die Werte der grauen Linie folgen. Die Differenz zwischen beiden Messmethoden ist mit rund 0,18 mg/l allerdings gering und wurde als vernachlässigbar angesehen.

3.1.4 Entnahme von Sedimentproben

Für die Entnahme der Sedimentproben wurde ein selbstgebauter „Excavation-Core-Sampler“⁹ verwendet (Abb. 10). Als Entnahmerohr wurde ein Abflussrohr (KG-Rohr) mit 50 cm Länge und 15 cm Durchmesser benutzt. An das obere Ende des Rohres wurde die abgesägte Muffe geschraubt und ein Muffenstopfen als „Boden“ eingesetzt. Darin konnte eine Tüte zur Aufnahme der Probe eingesetzt werden. Ein angepasster weiterer Muffenstopfen zwischen dem Entnahmerohr und der angeschraubten Muffe vereinfachte das Überführen des Sediments in die Tüte.



Abb. 10: Excavation-Core-Sampler zur Entnahme von Sedimentproben.

Fotos: L. Rennebeck.

Am Ort der Sedimententnahme wurden zunächst Wassertiefe sowie Sauerstoffgehalt der fließenden Welle und des Interstitialwassers (siehe Abschnitt 3.1.3) gemessen. Anschließend wurde eine beschriftete Gefriertüte (6 Liter) in den Auffangbehälter des Samplers eingesetzt und der Sampler 15 cm tief in das Sediment gedrückt. Das Sediment im Inneren des Samplers wurde ggf. mit einer kleinen Schaufel gelockert und dann mit der Hand in den Auffangbehälter überführt. Die Sedimentproben wurden spätestens nach einem Tag bei -18 °C bis zur weiteren Probenanalyse eingefroren.

⁹ Beim Bau (Abmessungen) wurde sich am „McNeil-Sampler“ (McNeil & Ahnell 1964) orientiert. Weitere gängige Methoden zur Sedimententnahme werden u.a. in Grost, Hubert & Wesche (1991), Young, Hubert & Wesche (1991), Barnard & McBain (1994), Hames *et al.* (1996), Watschke & McMahon (2005), Dirksmeyer (2008), Schindler (2008) und Descloux *et al.* (2010) beschrieben und diskutiert.

3.1.5 Erfassung physikalisch-chemischer Gewässerparameter

Zur Bestimmung der chemischen Gewässerparameter Nitrat (NO_3), Nitrit (NO_2), Ammonium (NH_4), Phosphat (PO_4) und Eisen (Fe) wurden in unregelmäßigen Abständen (zw. 19.10.2014 und 08.04.2014) von Start und Ende der Untersuchungsstrecken Wasserproben genommen. Schraubgefäße (250 ml) wurden mit Bachwasser vollständig gefüllt, unter Wasser verschlossen und bis zur Probenanalyse (max. 12 h später) kühl gelagert. Die Probenanalyse wurde mit Aquamerck-Schnelltests (Nitrit und Ammonium) der Firma Merck KGaA (Darmstadt, Deutschland) bzw. JBL-Schnelltest (Nitrat, Phosphat und Eisen) der Firma JBL GmbH & Co. KG (Neuhofen, Deutschland) durchgeführt.

Leitfähigkeit, pH-Wert und Sauerstoffgehalt des Bachwassers wurden nach Möglichkeit bei jedem Gewässerbesuch am Start und Ende der Untersuchungsstrecken mit dem Multimeter HG40d multi und den entsprechenden Elektroden der Firma Hach-Lange GmbH (Düsseldorf, Deutschland) gemessen. Hinzu kommen Messungen des Sauerstoffgehalts des Interstitialwassers vom ersten und letzten Kiesbett der Untersuchungsstrecken. Die Entnahme von Interstitialwasser wurde in Abschnitt 3.1.3 beschrieben. Multimeter und Elektroden wurden vor Untersuchungsbeginn, bzw. zu Beginn jeden Mess-Tages (pH-Elektrode) kalibriert.

3.1.6 Klimadaten und Wasserstandsmessungen

Niederschlag- und Temperatur-Tageswerte wurden vom CDC FTP-Server des Deutschen Wetterdienstes für die Station Bremervörde (ID 704, ca. 40 km östlich von Bremerhaven), Zeitraum 01.10.2014-30.04.2015, heruntergeladen (URL 8). Sie wurden nachträglich mit eigenen Wasserstands- und Temperaturmessungen, Pegelmesswerten des NLWKN, Geschiebetransport, Meerforellenaufstieg und der Larvenentwicklung in Verbindung gesetzt.

Zur dauerhaften Temperaturmessung der fließenden Welle wurden Datenlogger (Tinytag Aquatic II) der Firma Gemini Data Loggers Ltd (Chichester, United Kingdom), verwendet. Sie wurden am 20.10.2014 am Start und Ende der Untersuchungsstrecken fest im Gewässer installiert und zeichneten die Temperatur alle 30 Minuten mit einer Genauigkeit von 0,001 °C auf. Da die Untersuchungsstrecke an der Geeste nachträglich verlängert wurde,

lag der Datenlogger letztendlich nicht am Start, sondern innerhalb der Untersuchungsstrecke (zwischen GE-09 und GE-10, Abb. 12).

Am 02.03.2015 wurden die Datenlogger vom Ende der Untersuchungsstrecken ausgewertet, um über die Temperatur einen ersten Eindruck über den Entwicklungsstand der Meerforelleneier zu bekommen. Am 07.04.2015 wurden die Datenlogger vom Start der Untersuchungsstrecken entnommen, deren Temperaturaufzeichnungen nachfolgend verwendet werden sollten. Allerdings konnte der Datenlogger aus der Grove nicht ausgewertet werden, sodass hier auf die kürzeren Aufzeichnungen vom Ende der Untersuchungsstrecke zurückgegriffen werden musste. Die 48 Einzelmessungen pro Tag wurden gemittelt und auf 0,1 °C gerundet.

Anhand von zwei „Pegeln“ am Anfang und Ende jeder Untersuchungsstrecke wurde der Wasserstand bei jedem Besuch vor Ort abgelesen und notiert. Bei den „Pegeln“ handelte es sich um Stäbe mit cm-Markierungen, wobei die 0-cm-Markierung an der Gewässersohle lag. Es handelte sich also um keine echten Pegel mit Pegelnullpunkt, sodass auch nur die Wassertiefe zwischen der Gewässersohle und des Wasserspiegels am Ort des Pegels abgelesen werden konnte (Genauigkeit 0,5 cm). Um Schwankungen des Wasserspiegels erkennen zu können, war diese Vorrichtung allerdings ausreichend. Zusätzlich wurden Abflussmesswerte des NLWKN von der Messstelle 4992106 (Geeste, Köhlener Brücke) ausgewertet (pers. Mitt. NLWKN 2015).

3.1.7 Bestimmung des Geschiebetransports

Die Kenntnis über die Menge und Korngröße an Sediment, welches als Geschiebe im Wasserkörper stromab transportiert wird, lässt eine Einschätzung über die Art der Versandung von Laichbetten zu. Zur Bestimmung des Geschiebetransports wurde eine Methode ähnlich der von Hedrick, Welsh & Hedrick (2005) angewendet. Dabei kamen als Sediment-Sammler Plastikbecher mit 250 ml Fassungsvermögen (etwa 5 cm Höhe, 10 cm Durchmesser) zum Einsatz, welche mit Kies von 10-25 mm Größe gefüllt wurden. Die kiesgefüllten Becher wurden in einen weiteren Becher eingesetzt, der zuvor in die Gewässersohle gegraben wurde (Abb. 11). So konnten die Becher leicht entnommen, geleert und wieder eingesetzt werden.



Abb. 11: Mit Kies gefüllte Becher (250 ml) wurden in die Gewässersohle eingebracht, um verdriftendes Sediment zu sammeln.

Fotos: L. Rennebeck.

Pro Untersuchungsstrecke wurden an vier Kiesbetten jeweils drei Becher nebeneinander am oberen Ende des Kiesbetts eingebracht. Die untersuchten Kiesbetten sollten grob über die Untersuchungsstrecken verteilt sein, die genaue Auswahl der Probepunkte war aber zufällig. An der Grove wurden die Becher am 01.11.2014 an den GPS-Punkten GR-11, GR-24, GR-42 und GR-58 eingesetzt. Sie wurden am 28.11.2014 (27 Tage), 17.12.2014 (19 Tage) und 06.01.2015 (20 Tage) geleert und wieder eingesetzt. An der Geeste wurden die Becher am 03.11.2014 an den GPS-Punkten GE-03, GE-16, GE-24 und GE-27 eingesetzt. Sie wurden am 27.11.2014 (24 Tage), 17.12.2014 (20 Tage) und 03.01.2015 (17 Tage) geleert und wieder eingesetzt. An Kiesbett GE-16 wurden die Becher nach dem zweiten Entleeren (18.12.2014) durch Meerforellen beim Laichplatzbau ausgegraben oder mit Kies bedeckt, sodass für diese Probestelle nur Daten aus den ersten beiden Zeiträumen zur Verfügung stehen.

Zum Entleeren wurde der Inhalt der drei Becher pro Kiesbett auf ein Sieb (2 mm Maschenweite) mit Auffangschale gegeben und der Kies mit einer Spritzflasche gesäubert. Der gesäuberte Kies wurde wieder auf die Becher verteilt und im Gewässer installiert. Das gesammelte Sediment wurde von der Auffangschale in beschriftete Schraubgefäße überführt und spätestens am nächsten Tag bei -18 °C bis zur weiteren Analyse im Labor eingefroren.

3.1.8 Elektrobefischungen

Elektrobefischungen zum Fang adulter Meerforellen sollten zum einen als Nachweis für den Meerforellenaufstieg durchgeführt werden. Zum anderen sollten Meerforellen in Zusammenarbeit mit dem Angelsportverein Wehdel e.V. abgestriffen werden, um mit künstlich aufgezogenen Meerforellen Besatzmaßnahmen durchführen zu können. Meerforellen nutzen in der Geeste und Grove erhöhte Wasserstände nach stärkeren Niederschlägen um die Oberläufe zu erreichen und ihre Laichplätze anzulegen. Diese Zeitpunkte sind also auch am besten dafür geeignet, Meerforellen mittels Elektrofischerei zu fangen (pers. Mitt. Salva 2014).

Elektrobefischungen wurden mit dem Gerät EFGI 650 der Firma Bretschneider (Chemnitz, Deutschland) durchgeführt. Es wurde stets gegen die Strömung gefischt. Nachdem die ersten Laichplätze angelegt wurden, wurde z.T. vom Ufer aus gefischt, um Laichplätze nicht zu beschädigen. Gefangene Meerforellen wurden zunächst in einem Korb im Gewässer gehältert und nach der Befischung einzeln entnommen, abgestriffen, gemessen (Standardlänge, cm below), fotografiert und anschließend ins Gewässer zurückgesetzt. Die gewonnenen Eier wurden direkt nach der Befischung in die Aufzuchtanlage des Angelsportvereins Oldenburg e.V. gebracht.

3.1.9 Ei- und Larvenkontrollen

Um den Entwicklungsstand und frühzeitiges Absterben der Eier sowie den Schlupfzeitpunkt der Larven verfolgen zu können, wurden die Laichplätze mehrmals überprüft. Zunächst wurden die Kontrollen an Laichplätzen durchgeführt, die nicht Gegenstand der Sediment- und Sauerstoffuntersuchungen waren (GE-14.2, GR-07.3 und GR-21). Dafür wurde mit einer Handschaufel der Laichplatz im Bereich der Eitasche kleinräumig aufgegraben, ein dahinter gehaltener feinmaschiger Kescher sollte ausgewaschene Eier und Larven auffangen. Die Kontrolle wurde abgebrochen, sobald lebende Eier oder Larven gefunden wurden. Nach dem Fund der ersten Larven wurden auch die anderen Laichplätze kontrolliert. Die Kontrolle war dort allerdings nur eingeschränkt durchführbar, da die Probenahmestellen für die Sediment- und Sauerstoffuntersuchungen nicht beeinträchtigt werden sollten. Die Laichplätze wurden, wenn möglich, nur kleinräumig hinter oder seitlich

der Probenahmestellen aufgedigelt. Aufgrund des destruktiven Eingriffs war eine quantitative Bestimmung des Bruterfolgs nicht möglich. Es sollte lediglich gezeigt werden, ob in den Laichplätzen eine natürliche Entwicklung bis hin zum Larvenstadium erreicht werden konnte.

3.1.10 Brütlingsbefischung

Um neben dem Schlupf der Larven auch deren Emergenz zu überprüfen, wurden am 09.06.2015 Elektrobefischungen an beiden Untersuchungstrecken im Bereich der Laichplätze durchgeführt. Die Befischungstrecken wurden in mehrere Abschnitte unterteilt: der erste Abschnitt erstreckte sich von etwa 30 m unterhalb des ersten Laichplatzes bis einschließlich des ersten Laichplatzes, die weiteren Abschnitte i.d.R. von Laichplatz zu Laichplatz und der letzte Abschnitt vom letzten Laichplatz bis etwa 30 m oberhalb. Gefangene Fische wurden je Abschnitt getrennt gezählt und vermessen und danach wieder in den jeweiligen Abschnitt zurückgesetzt. Forellen der Generation 0+ wurden auf den Millimeter genau vermessen (Standardlänge, mm below), ältere Forellen sowie andere Arten auf den Zentimeter (Standardlänge, cm below). Neunaugenlarven (Querder) wurden nicht entnommen sondern nur deren Präsenz je Abschnitt notiert.

3.2 Laborarbeit

3.2.1 Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung

Sedimentproben wurden aufgetaut und für mindestens 12 Stunden bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Anschließend wurden die vollständigen Proben mit einem neunteiligen Siebsatz und einer Siebmaschine (Firma Retsch GmbH, Haan, Deutschland) fraktioniert. Die Maschenweite der Analysesiebe (ISO 3310) betrug 63 mm, 20 mm, 10 mm, 6,3 mm, 2 mm, 1 mm, 0,63 mm, 0,2 mm und 0,063 mm.

Die Fraktionierung entsprach somit der Korngrößenklassifikation nach DIN 18123, welche einer logarithmischen Funktion zur Basis 10 folgt (Tab. 2). Die zusätzliche Fraktionierung von Grobsand und Mittelkies durch Siebe mit 1 mm bzw. 10 mm Maschenweite erlaubte

eine genauere Beschreibung der Korngrößenverteilung, die Berechnung von „Sediment < 1 mm“ sowie den Vergleich mit anderen Untersuchungen. Der Siebvorgang wurde bei hoher Intensität (80-90 %, Ausschlag 2 mm) und für 25 min durchgeführt. Die einzelnen Fraktionen wurden mit einer Genauigkeit von 0,1 g gewogen.

Tab. 2: Korngrößenklassifikation nach DIN 18123 für die in dieser Untersuchung relevanten Korngrößen.

Korngröße in mm		Bezeichnung	Symbol
von	bis		
0	0,063	Ton und Schluff	T und U
0,063	0,2	Feinsand	fS
0,2	0,63	Mittelsand	mS
0,63	2	Grobsand	gS
2	6,3	Feinkies	fG
6,3	20	Mittelkies	mG
20	63	Grobkies	gG
63	(>) 200	Steine	X (und Y)

Das Ergebnis einer Siebung wird u.a. durch Masse und Schüttvolumen der Probe sowie die Siebdauer bestimmt (DIN 66165). Bei großen Probenmengen muss die Siebdauer erhöht werden, um Fraktionen ausreichend aufzutrennen. Dabei muss die Probenmenge für die verwendeten Siebe geeignet sein. Bei Siebsätzen mit vielen Sieben muss beachtet werden, dass kleinere Korngrößen erst später fraktioniert werden als größere und die Siebdauer entsprechend angepasst werden muss. Zudem können sehr feine Fraktionen an gröberen haften bleiben. Die in dieser Arbeit untersuchten Proben waren größer als die empfohlenen maximalen Mengen für Siebgut und es wurde ein großer Siebsatz verwendet. Das Sieben einer vollständigen Probe für 20 Minuten oder das Sieben von zwei halben Proben für je 20 Minuten erzielte allerdings keinen nennenswerten Unterschied der Ergebnisse. Lediglich die Fraktionen < 0,2 mm schienen in größeren Fraktionen in geringen Anteilen lange haften zu bleiben. Da für die weitere Auswertung der Ergebnisse die Fraktionen < 1 mm, bzw. < 2 mm vorwiegend zusammengefasst werden, wurde dieser Analysefehler als vernachlässigbar angesehen. Die Siebdauer für vollständige Proben wurde daraufhin auf 25 Minuten festgelegt.

3.2.2 Bestimmung des Geschiebetransports

Die Proben wiesen durch das Spülen einen hohen Wassergehalt auf und wurden deswegen nach dem Auftauen zunächst für 48 Stunden bei 90 °C getrocknet. Es folgte eine Trocknung für mindestens 12 Stunden bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz. Anschließend wurden die Proben mit einem vierteiligen Siebsatz und einer Siebmaschine (Firma Retsch GmbH, Haan, Deutschland) fraktioniert. Die Maschenweite der Siebe betrug 1 mm, 0,63 mm, 0,2 mm und 0,063 mm. Der Siebvorgang wurde bei mittlerer Intensität (40-50 %, Ausschlag 2 mm) und für 10 min durchgeführt. Die einzelnen Fraktionen wurden mit einer Genauigkeit von 0,01 g gewogen.

3.2.3 Bestimmung des Gehalts an organischer Substanz

Die Bestimmung des Gehalts an organischer Substanz erfolgte nach DIN 19684. Die Fraktionen < 2 mm der Sediment- und Geschiebetransportproben wurden gemischt und etwa 10 g Probenmaterial entnommen. Die Proben wurden für 2 Stunden bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, im Exsikkator auf Raumtemperatur abgekühlt und mit einer Genauigkeit von 0,1 mg gewogen. Anschließend wurden die Proben für 4 Stunden im Muffelofen bei 550 °C verglüht, im Exsikkator abgekühlt und erneut auf 0,1 mg gewogen. Die Differenz des Probengewichts vor und nach dem Verglühen ergibt den Anteil der organischen Substanz (TOC, „total organic carbon“). Da davon ausgegangen wurde, dass bei den Sedimentproben die Fraktion < 2 mm stark schwankt (insbesondere zwischen A-, B- und C-Proben), wurde der TOC-Anteil der Fraktion < 2 mm anschließend wieder auf das Gesamtgewicht der Proben bezogen.

3.2.4 Berechnung von Bewertungsparametern

In dieser Arbeit sollen Feinsedimente < 1 mm, < 2 mm und < 6,3 mm betrachtet werden. Dafür werden die prozentualen Masseanteile der Fraktionen kleiner der genannten Grenzen addiert. Als weitere Bewertungsparameter werden das geometrische Mittel d_g nach Lotspeich & Everest (1981), der Sortierungskoeffizient S_o nach Trask (1932) und der Fredle Index F_i nach Lotspeich & Everest (1981) berechnet (siehe Abschnitt 1.2):

- geometrisches Mittel d_g :

$$d_g = d_1^{w_1} \times d_2^{w_2} \times d_3^{w_3} \times \dots \times d_n^{w_n}$$

d_{1-n} : mittlere Korngrößen jeder Fraktion

w_{1-n} : Massenanteil von der Gesamtprobe in Perzentilen

- Sortierungskoeffizient S_o :

$$S_o = \sqrt{\frac{D_{75}}{D_{25}}}$$

D_{75} : Korngröße des 75. Perzentils

D_{25} : Korngröße des 25. Perzentils

Um die Auswertung vieler Kornsummenkurven zu beschleunigen und Fehler beim Ablesen der Perzentile auf halblogarithmischem Papier zu vermeiden, wurden alle Perzentile über Funktionsverkettungen in Microsoft Excel 2010 automatisch berechnet.

- Fredle Index F_i :

$$F_i = \frac{d_g}{S_o}$$

Bei einigen Studien wurden Fraktionen > 63 mm oder > 100 mm für die Berechnung von Bewertungsparametern weggelassen (McNeil & Ahnell 1964; Adams & Beschta 1980; Lotspeich & Everest 1981). Zwar spielen große Steine eine wichtige Rolle als Gerüst in der Laichplatzstruktur (Kondolf 2000) und können im Bereich der Eitaschen überdurchschnittlich vertreten sein (Chapman 1988), jedoch können sie auch zu „fehlerhaften“ Bewertungsparametern führen. Schon ein größerer Stein kann einen großen Prozentsatz des Probengewichts ausmachen und dadurch den Anteil an Feinsediment „verringern“. Vereinzelt auftretende größere Steine sollten deswegen aus der Berechnung ausgeschlossen werden (Valentine 1995). Bunte & Abt (2001) empfehlen, die Grenze bei noch in jeder Probe präsenten Fraktion zu setzen. Bei dieser Untersuchung war die Fraktion 20-63 mm noch in

jeder Probe vorhanden. Steine > 63 mm kamen nur in acht, > 100 mm nur in einer von 80 ausgewerteten Proben vor. Aus diesem Grund werden die Bewertungsparameter in dieser Untersuchung ohne die Fraktionen > 63 mm berechnet. Ansonsten werden weiterhin die realen prozentualen Gewichtsanteile der neun betroffenen Proben aufgeführt.

3.3 Statistische Auswertungen

Der Test auf Normalverteilung nach Shapiro-Wilk ergab, dass einige Datenreihen einer Normalverteilung glichen, andere von einer Normalverteilung abwichen. Für die Signifikanztests mussten demnach sowohl parametrische Tests (t-Test, verbundener t-Test) als auch nicht-parametrische Tests (u-Test, Wilcoxon-Test) gewählt werden. An unterschiedlichen Stellen erhobene Daten (z.B. A- und B- Proben) wurden dabei als unabhängig, an gleichen Stellen erhobene Daten (z.B. B- und C-Proben, Sauerstoffmessungen an Laichplätzen) als abhängig betrachtet. Für Tests auf Korrelation wurde bei normalverteilten Daten mit linearem Zusammenhang der Korrelationskoeffizient nach Pearson, bei nicht normalverteilten Daten der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman angewendet. Das Signifikanzniveau wurde bei allen Berechnungen auf $\alpha = 0,05$ festgelegt. Falls im Folgenden für statistische Tests oder Korrelationen keine p-Werte angegeben wurden, so ist deren Signifikanz mit * für $p < 0,05$, ** für $p < 0,01$ und *** für $p < 0,001$ gekennzeichnet.

Bei Box-Whisker-Plots umfasst die Box die mittleren 50 % der Daten, der Median ist durch einen schwarzen Strich innerhalb der Box dargestellt. Die Whisker reichen bis zu den Minimal- bzw. Maximalwerten, haben aber maximal eine Länge des 1,5-fachen Interquartilabstandes. Werte außerhalb dieses Bereichs werden als Punkte dargestellt. Daten in Punktdiagrammen werden in einigen Fällen zur besseren Visualisierung mit Linien verbunden, die allerdings nicht den echten Verlauf der Werte widerspiegeln.

Die statistische Auswertung und Erstellen von Box-Whisker-Plots erfolgte mit dem Microsoft Excel Add-In WinSTAT 2012.1 sowie R Version 3.2.2.

4 ERGEBNISSE

4.1 Lage von potentiellen Laichhabitaten und Probestellen

Innerhalb der Untersuchungsstrecke an der Geeste wurden 40 potentielle Laichhabitats kartiert (Abb. 12). Sie hatten im Mittel eine Länge von 4,2 m und eine Breite von 1,0 m. Die Fläche betrug im Durchschnitt 4,7 m² (Anhang 1). An 17 der 40 potentiellen Laichhabitats (42,5 %) wurden Sauerstoffmessungen des Interstitialwassers durchgeführt und Sedimentproben entnommen. Diese Laichhabitats hatten im Durchschnitt eine Länge von 5,1 m, eine Breite von 1,2 m und eine Fläche von 6,4 m².

Innerhalb der Untersuchungsstrecke an der Grove wurden 63 potentielle Laichhabitats kartiert (Abb. 13). Sie hatten im Mittel eine Länge von 3,1 m, eine Breite von 1,1 m und eine Fläche von 3,5 m² (Anhang 2). Es wurden an 29 der 63 potentiellen Laichhabitats (46,0 %) Proben entnommen. Diese Laichhabitats hatten im Durchschnitt eine Länge von 3,7 m, eine Breite von 1,1 m und eine Fläche von 4,3 m². Im 2007 renaturierten Abschnitt wurden 37 Kiesbetten (GR-27 bis GR-63) kartiert und 15 beprobt (40,5 %). Auf den 2009 renaturierten Abschnitt vielen demnach 26 Kiesbetten (GR-01 bis GR-26), wovon 14 (53,8 %) beprobt wurden.

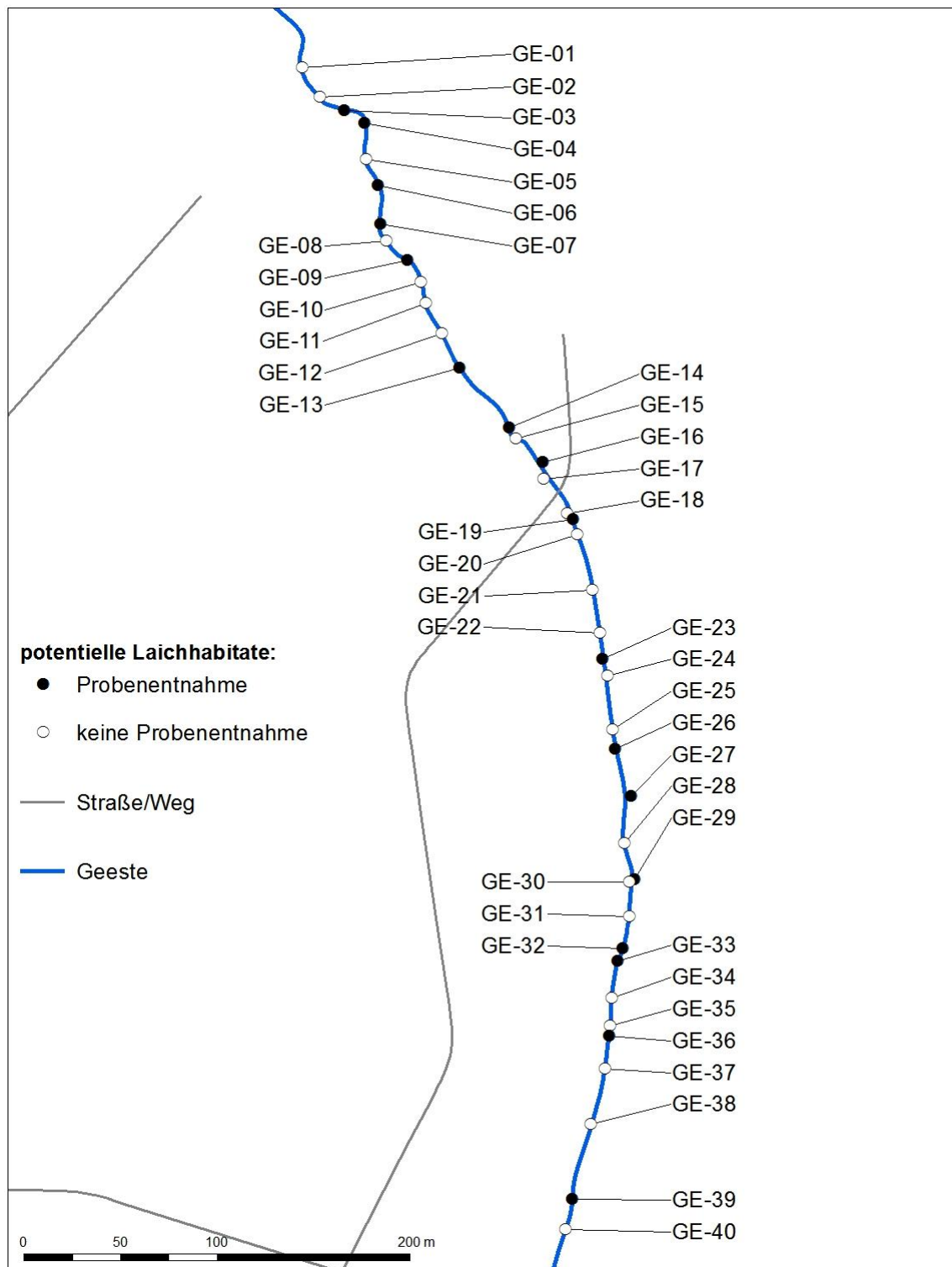


Abb. 12: Lage und Benennung der potentiellen Laichhabitate innerhalb der Untersuchungsstrecke an der Geeste, mit Angabe, an welchen Kiesbetten Proben entnommen wurden.
 Kartenbearbeitung: L. Rennebeck, Kartengrundlage: OpenStreetMap, Lizenz CC BY-SA 2.0 (URL 1), bearbeitet.

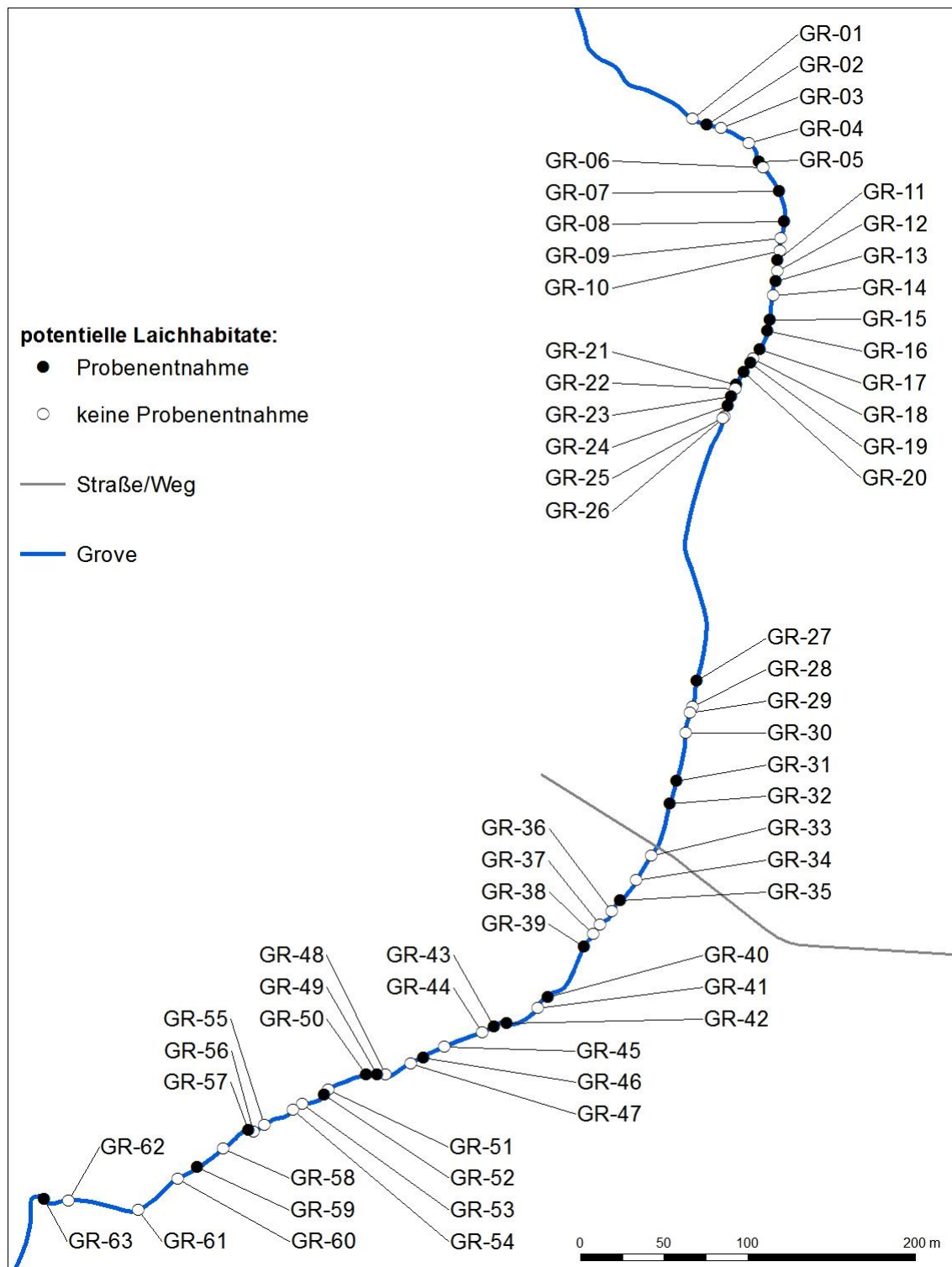


Abb. 13: Lage und Benennung der potentiellen Laichhabitate innerhalb der Untersuchungsstrecke an der Grove, mit Angabe, an welchen Kiesbetten Proben entnommen wurden.

Kartenbearbeitung: L. Rennebeck, Kartengrundlage: OpenStreetMap, Lizenz CC BY-SA 2.0 (URL 1), bearbeitet.

4.2 Klimadaten und Wasserstandsmessungen

Die Lufttemperatur an der Wetterstation Bremervörde sank von Anfang Oktober mit Werten von knapp 18 °C bis Anfang Dezember mit Werten von etwa -3 °C kontinuierlich (Abb. 14). Bis Mitte Februar lag die Temperatur durchschnittlich bei knapp 3 °C, wies allerdings auch starke Schwankungen von -3,4 °C bis 10,6 °C auf. Danach stieg die Temperatur wieder langsam an. Im angegebenen Zeitraum fielen insgesamt 428,7 mm Niederschlag, davon alleine 101,7 mm im Zeitraum 04.-25.12.2014, mit einem Tageshöchstwert von 23,8 mm am 22.12.2014. Weitere stärkere Niederschlagsperioden kamen Mitte Januar, Ende Februar und Ende März vor.

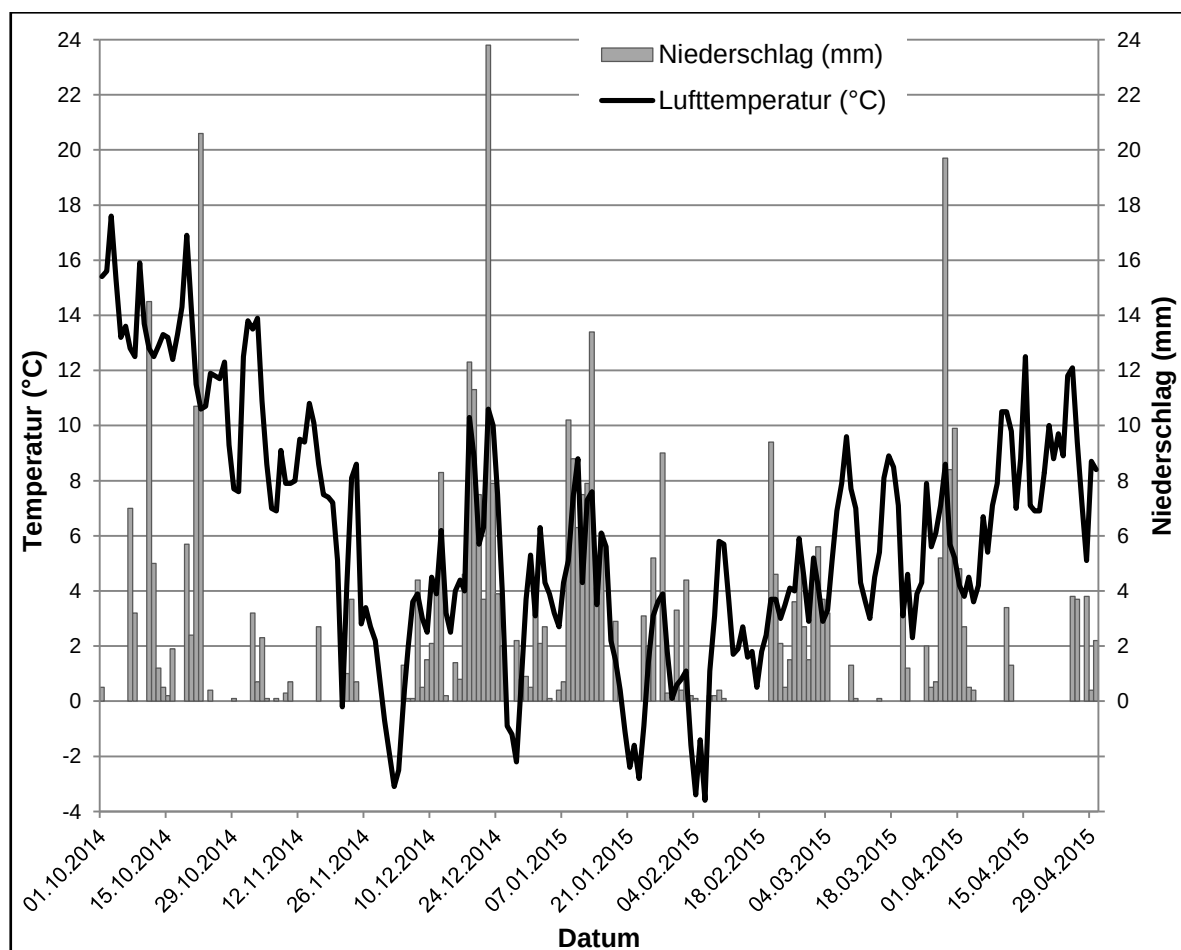


Abb. 14: Tageswerte für Niederschlag und Lufttemperatur an der Wetterstation Bremervörde für den Zeitraum 01.10.2014 bis 30.04.2015.

Datenquelle: Deutscher Wetterdienst (DWD), Stations-ID 704, URL 8.

Der Verlauf der Wassertemperatur an Geeste und Grove richtete sich nach der Lufttemperatur, wobei Schwankungen etwas zeitverzögert und weniger stark ausgeprägt waren (Abb. 15). Die Temperatur der fließenden Welle an der Geeste lag im Messzeitraum bei durchschnittlich 6 °C und reichte von 1,5-13,4 °C. Bis Anfang Februar ging die Temperatur immer weiter zurück und stieg dann wieder langsam an. Der Verlauf zeigt dabei stärkere Schwankungen. Auffällig ist ein Temperatursturz von 8,8 °C auf 1,6 °C innerhalb von sechs Tagen (23.-28.12.2014). In der Grove war der Temperaturverlauf mit einem Abstieg bis Anfang Februar ähnlich, war im Durchschnitt aber höher (7,3 °C, Geeste für diesen Zeitraum: 5,9 °C) und wies geringere Schwankungen auf (SD = 1,9°C, Geeste: SD = 2,8 °C). Maximal wurden in der Grove 11,7 °C, minimal 4,0 °C erreicht.

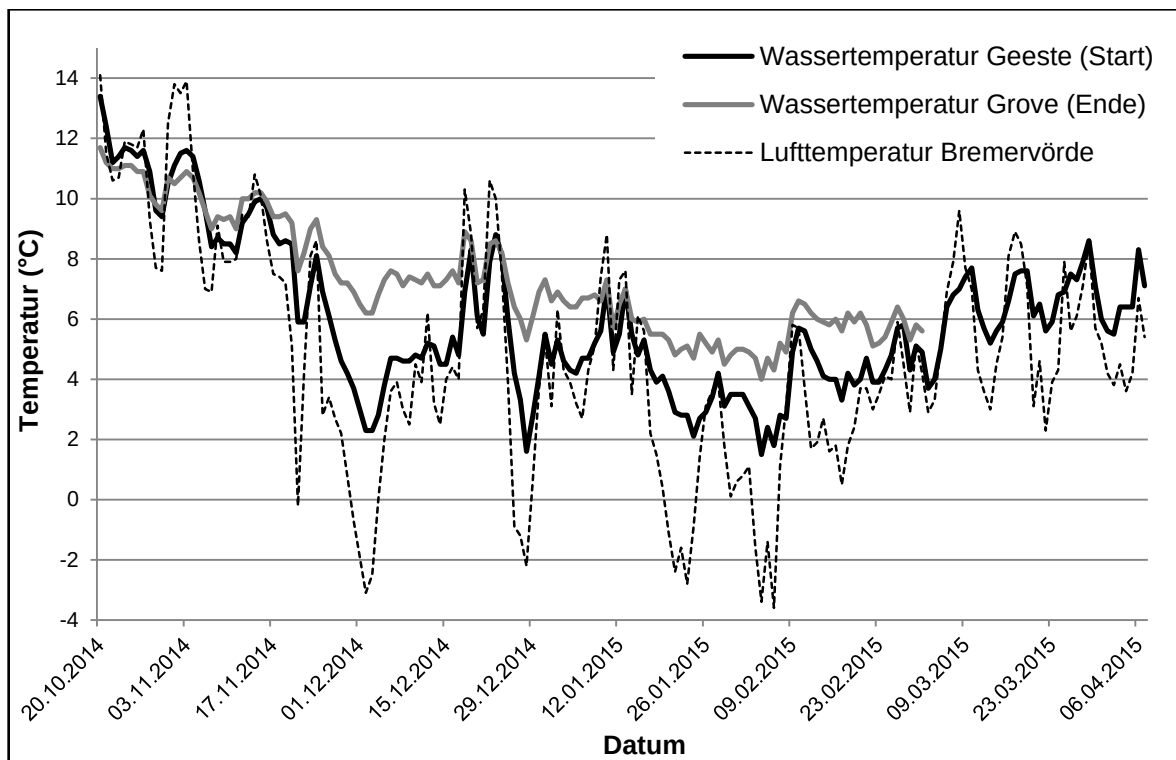


Abb. 15: Temperaturverlauf der fließenden Welle an Geeste und Grove sowie Lufttemperatur für den Zeitraum 20.10.2014-07.04.2015.

Da der Datenlogger zur Temperaturaufzeichnung am Start der Untersuchungsstrecke an der Grove nicht ausgewertet werden konnte, stehen nur Daten für einen kürzeren Zeitraum (bis 02.03.2015) und vom Ende der Untersuchungsstrecke zur Verfügung. Ein Vergleich der Daten von Start und Ende der Untersuchungsstrecke an der Geeste zeigte, dass sich die Werte nur geringfügig unterschieden und die Differenz vernachlässigbar ist. Datenquelle für „Lufttemperatur Bremervörde“: Deutscher Wetterdienst (DWD), Stations-ID 704, URL 8.

Vom 03.11.2014 bis 18.12.2014 waren die Wasserstände innerhalb der Untersuchungsstrecke an der Geeste mit Werten von 6-9,5 cm relativ gleichbleibend (Abb. 16, Abb. 18). Bis zum 24.12.2014 stiegen sie kurzzeitig stark an und erreichten ein Maximum von 41-45 cm. Danach fielen die Wasserstände wieder und blieben, abgesehen von einem weiteren Peak am 03.03.2015 (24-25 cm), bei Werten von etwa 10-20 cm. Die Werte von Start und Ende der Untersuchungsstrecke waren dabei immer etwa gleich. An der Grove betrugen die Wasserstände vom 24.10.2014 bis 18.12.2014 etwa 12-24 cm (Abb. 17). Ähnlich wie an der Geeste stieg der Wasserstand in den folgenden sechs Tagen stark an und erreichte am Start der Untersuchungsstrecke ein Maximum von 80 cm (24.12.2014, Abb. 18). Innerhalb von vier Tagen war dort der Wasserstand wieder um 54 cm gesunken. Die Schwankungen am Ende der Untersuchungsstrecke waren mit minimal 12 cm und maximal 27 cm wesentlich geringer. Bis zum Ende der Messungen wurden zwei weitere Peaks mit Werten von 48 cm (26.01.2015) und 51 cm (03.03.2015) beobachtet.

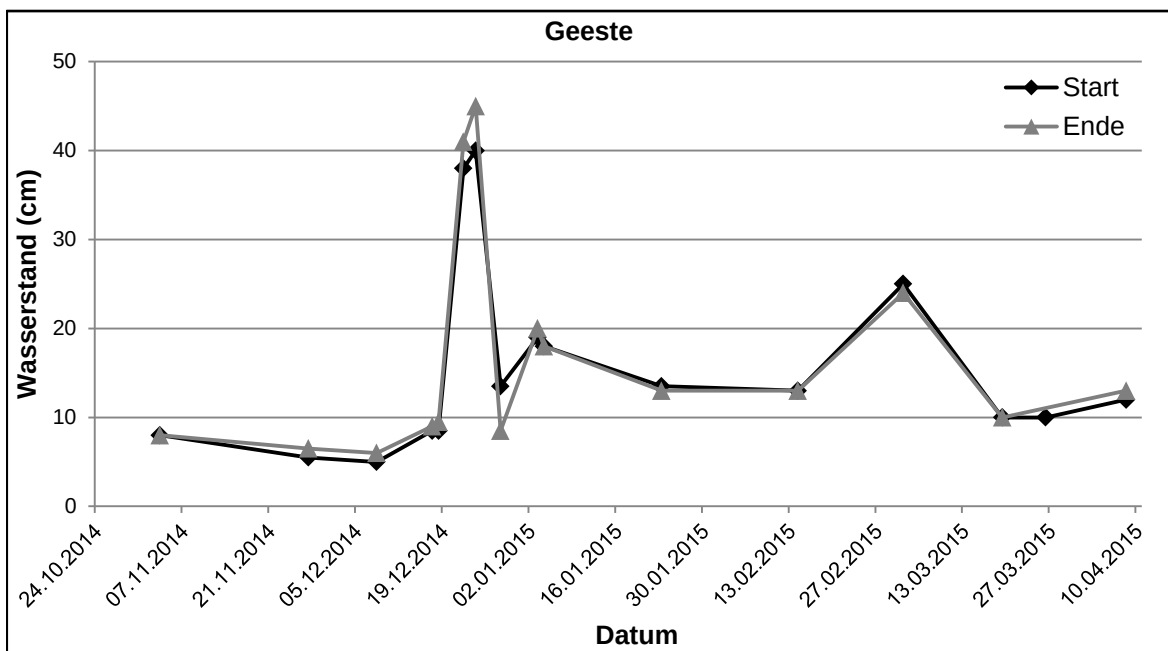


Abb. 16: Wasserstand am Start und Ende der Untersuchungsstrecke an der Geeste im Zeitraum vom 03.11.2014 bis 08.04.2015.

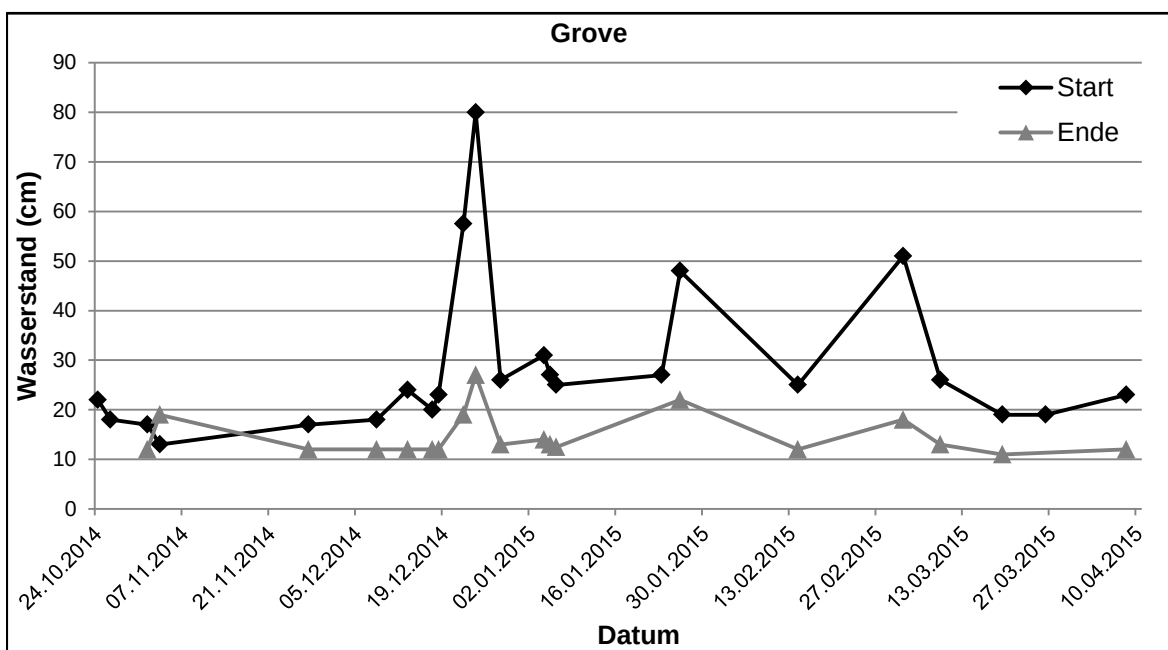


Abb. 17: Wasserstand am Start und Ende der Untersuchungsstrecke an der Grove im Zeitraum vom 24.10.2014 bis 08.04.2015.

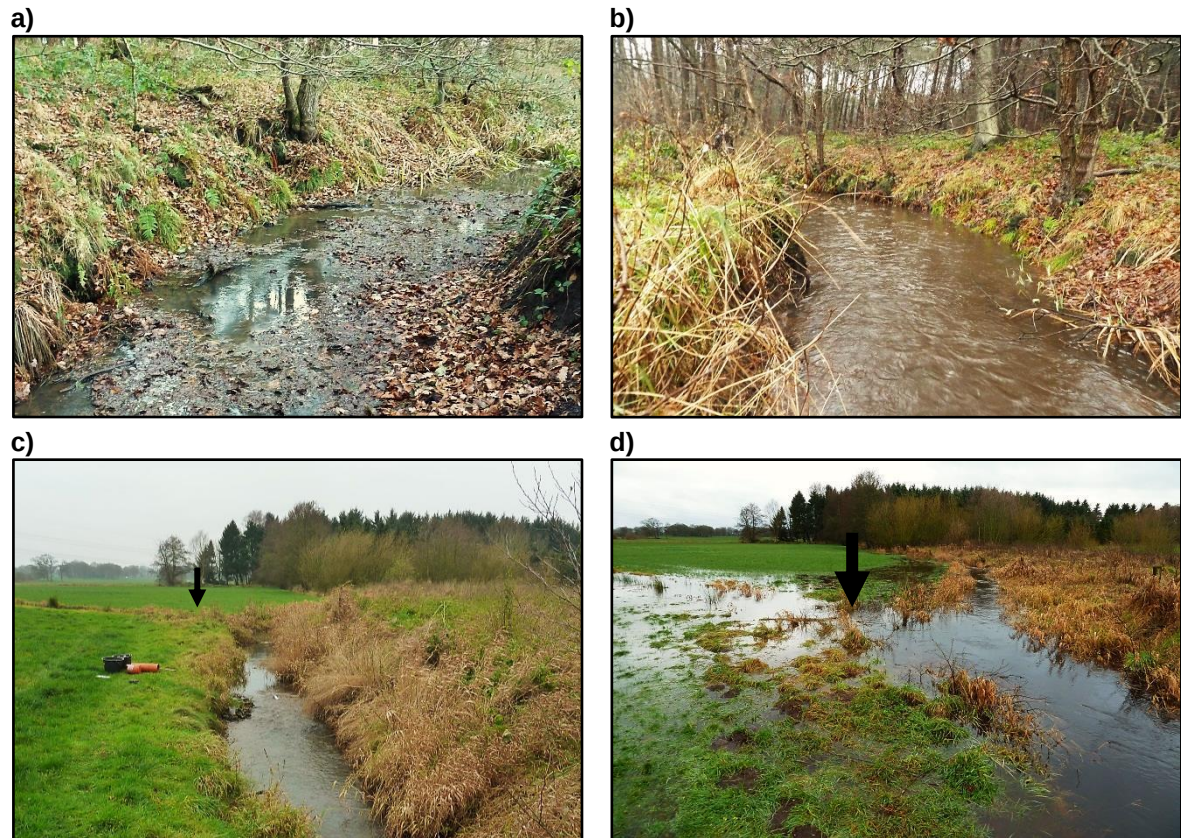


Abb. 18: Fotos von niedrigen und hohen Wasserständen an der Geeste und Grove.

a) Niedriger Wasserstand an der Geeste am 08.12.2014. Laub bleibt auf dem flach überströmten Kiesbett liegen. b) Die gleiche Kurve der Geeste (stromab fotografiert) am 22.12.2014 bei hohem Wasserstand. c) Niedriger Wasserstand an der Grove am 29.11.2014. Der schwarze Pfeil zeigt auf den Grabeneinlass. d) Bei hohem Wasserstand an der Grove am 24.12.2014 stand der Grabeneinlass (schwarzer Pfeil) unter Wasser und Teile der Wiesen waren überschwemmt. Fotos: L. Rennebeck.

Abflussdaten des NLWKN an der Köhlener Brücke zeigen einen ähnlichen Verlauf wie die eigenen Messungen im Bereich der Untersuchungsstrecken und den Niederschlagswerten aus Bremervörde (Abb. 19). Die logische zeitlich versetzte Abfolge der Peaks (erst Niederschlag, dann Wasserstand im Bereich der Untersuchungsstrecke und schließlich weiter stromab an der Köhlener Brücke) deuten darauf hin, dass die Abflussspitzen bei den eigenen Messungen erfasst wurden. Lediglich zwischen 07.-21.01.2015 wurde wahrscheinlich ein starkes Hochwasserereignis nicht aufgenommen.

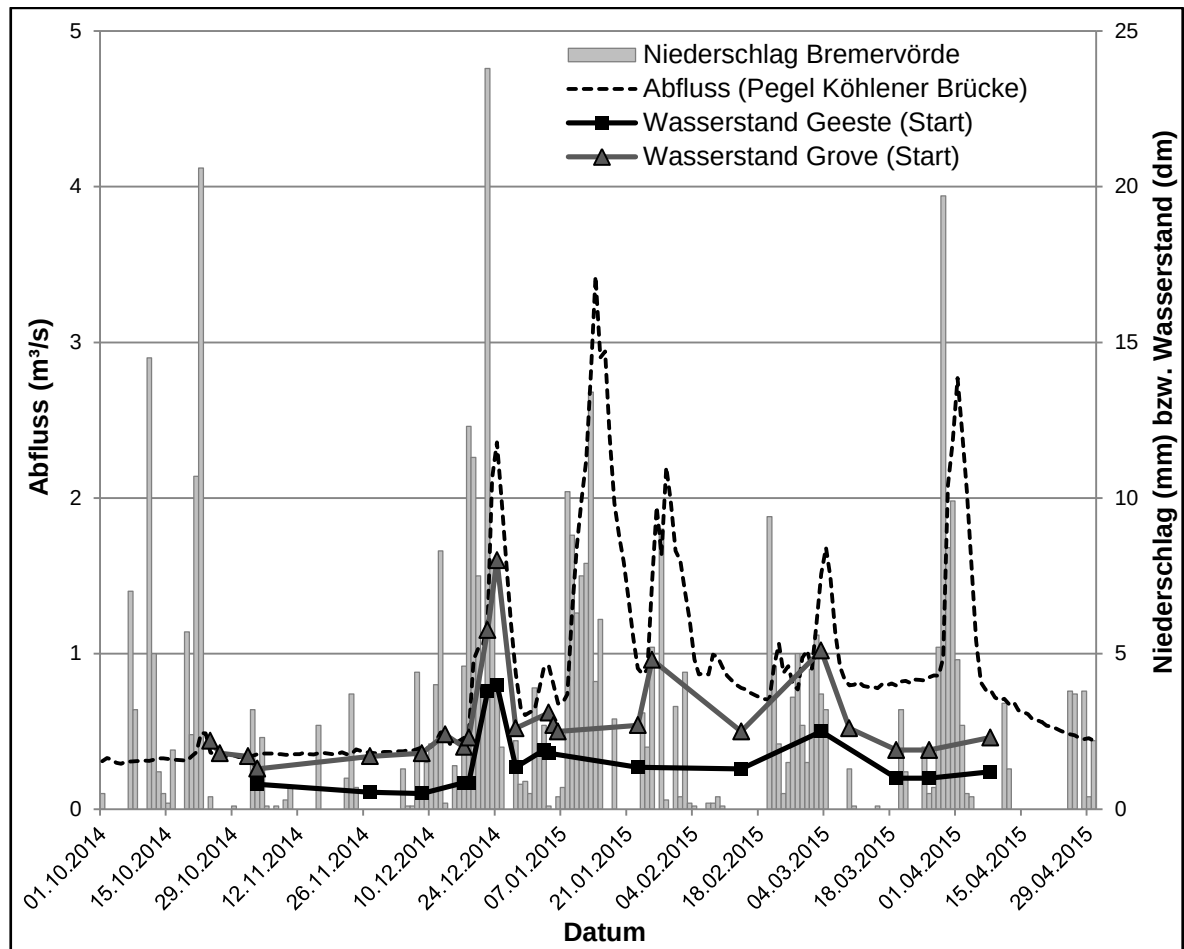


Abb. 19: Diagramm mit Niederschlag-Tageswerten an der Wetterstation Bremervörde, eigenen Wasserstandsmessungen am Start der beiden Untersuchungsstrecken sowie dem Abfluss an der Köhlener Brücke.

Datenquelle für „Niederschlag Bremervörde“: Deutscher Wetterdienst (DWD), Stations-ID 704, URL 8, „Abfluss (Pegel Köhlener Brücke)“: NLWKN (pers. Mitt. NLWKN 2015).

4.3 Laichplatzkartierung

Die erste von sieben Begehungen fand am 28.11.2014 statt, die letzte am 05.01.2015. Weitere Begehungen waren aus zeitlichen Gründen, oder aufgrund hoher Wasserstände nicht möglich. An der Geeste konnten insgesamt 12 Laichplätze oder Laichplatzversuche festgestellt werden (Tab. 3). Davon wurden neun Laichplätze Meerforellen und ein Laichplatz Bachforellen zugeordnet. Bei einem Laichplatz handelte es sich vermutlich nur um einen abgebrochenen Laichplatzbau, ein weiterer Laichplatz konnte nicht eindeutig Bach- oder Meerforellen zugeordnet werden. An acht Meerforellenlaichplätzen wurden Sauerstoffmessungen des Interstitialwassers durchgeführt und Sedimentproben entnommen. Ein

Laichplatz (GE-I) lag dabei etwas unterhalb der eigentlichen Untersuchungsstrecke, wurde aber in die Untersuchung aufgenommen. Laichplatz GE-14.2 wurden hingegen nicht untersucht, da er durch den Bau des dahinterliegenden Laichplatzes (GE-14.1) hätte verändert sein können. Der Laichplatz diene schließlich als „Kontroll-Laichplatz“ zur Beurteilung des Entwicklungsstandes von Eiern und Larven. Die Laichkuhle der untersuchten Laichplätze war im Durchschnitt 80 cm lang und 64 cm breit. Die mittlere Länge des Laichhügels betrug 130 cm, die Breite 76 cm. Die Laichplätze erstreckten sich nur über den unteren Bereich der Untersuchungsstrecke bis zur Feldwegüberfahrt (Abb. 20) und wurden erst Anfang Januar nachgewiesen.

Innerhalb der Untersuchungsstrecke an der Grove wurden 17 Meer- oder Bachforellenlaichplätze kartiert (Tab. 4, Abb. 22). Ein Laichplatz wurde Bach-, zwei weitere Bach- oder Meerforellen zugeordnet, alle anderen wurden von Meerforellen angelegt. Von 13 Meerforellenlaichplätzen wurden Proben entnommen. Allerdings kam es vor, dass schon vorhandene und beprobte Laichplätze später durch den Bau eines neuen Laichplatzes an gleicher Stelle zerstört wurden. Deshalb flossen schließlich nur Proben von neun Laichplätzen in diese Untersuchung ein. Ein Meerforellenlaichplatz (GR-21) wurde zunächst übersehen, deswegen nicht untersucht und diene später als „Kontroll-Laichplatz“. Sowohl die mittlere Länge der Laichkuhle (75 cm) als auch des Laichhügels (111 cm) untersuchter Laichplätze war kürzer als die der Laichplätze an der Geeste. Die Breite von Kuhle (72 cm) und Hügel (86 cm) war hingegen etwas größer. Alle Laichplätze wurden, mit einer Ausnahme (GR-27), im 2009 renaturierten Abschnitt angelegt (Abb. 21). Bei GR-27 handelt es sich um das unterste Kiesbett des 2007 renaturierten Abschnitts. Neben den Laichplätzen innerhalb der Untersuchungsstrecke wurden etwas unterhalb noch vier weitere Laichplätze bzw. Laichplatzversuche kartiert (Anhang 5).

Tab. 3: Maße und Zuordnung der kartierten Laichplätze und Laichplatzversuche innerhalb der Untersuchungsstrecke an der Geeste.

Maße in cm, V = Versuch, B = Bachforelle, M = Meerforelle, LP = Laichplatz, MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung, in fett: Laichplätze die im Rahmen dieser Arbeit untersucht wurden. Weitere Informationen in Anhang 4.

Datum Kartierung	Probe-stelle	Laichkuhle		Laichhügel		Lage der Kuhle auf Kiesbett	Datum Probenahme	Zuordnung
		Länge	Breite	Länge	Breite			
03.01.2015	GE-I	120	70	120	100	kein Kiesbett	04.01.2015	M
03.01.2015	GE-07	110	70	120	70	Mitte		V
03.01.2015	GE-08	70	35	45	60	kein Kiesbett		B oder M
03.01.2015	GE-09.1	70	70	160	90	Mitte	04.01.2015	M
03.01.2015	GE-09.2	50	20	30	40	Anfang		B
03.01.2015	GE-10	90	70	160	100	Mitte	04.01.2015	M
03.01.2015	GE-13	60	40	80	50	Mitte	04.01.2015	M
03.01.2015	GE-14.1	50	50	100	60	Mitte	04.01.2015	M
03.01.2015	GE-14.2	160	60	80	80	Anfang		M
03.01.2015	GE-15.1	80	70	90	70	Mitte	04.01.2015	M
03.01.2015	GE-15.2	60	60	80	60	Anfang	04.01.2015	M
03.01.2015	GE-16	110	80	250	80	Anfang	04.01.2015	M
MW _{untersuchte LPs} (n = 8):		80	64	130	76			
SD _{untersuchte LPs} (n = 8):		23	12	55	18			

Tab. 4: Maße und Zuordnung der kartierten Laichplätze innerhalb der Untersuchungsstrecke an der Grove.

Maße in cm, V = Versuch, B = Bachforelle, M = Meerforelle, LP = Laichplatz, MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung, in fett: Laichplätze die im Rahmen dieser Arbeit untersucht wurden. Weitere Informationen in Anhang 5.

Datum Kartierung	Probe-stelle	Laichkuhle		Laichhügel		Lage der Kuhle auf Kiesbett	Datum Probenahme	Zuordnung
		Länge	Breite	Länge	Breite			
28.11.2014	GR-03/1	120	70	160	80	Anfang	29.11.2014	M
28.11.2014	GR-07/1	50	50	110	80	Anfang	29.11.2014	M
28.11.2014	GR-08/1	40	50	50	50	Mitte		B
28.11.2014	GR-16/1	50	60	150	80	Anfang	29.11.2014	M
13.12.2014	GR-07/2	70	60	120	70	Anfang	13.12.2014	M
13.12.2014	GR-08.2	50	70	70	70	Anfang	13.12.2014	M
17.12.2014	GR-15	60	80	150	60	Anfang	17.12.2014	M
18.12.2014	GR-23/1	60	60	120	70	Anfang	18.12.2014	M
05.01.2015	GR-01	50	40	40	60	Mitte		B oder M
05.01.2015	GR-02	40	50	70	70	Mitte	05.01.2015	M
05.01.2015	GR-03/2	140	120	140	130	Anfang	05.01.2015	M
05.01.2015	GR-06	60	50	60	70	Mitte	05.01.2015	M
05.01.2015	GR-07.3	70	50	60	50	Mitte		B oder M
05.01.2015	GR-16/2	-	-	150	130	Anfang	05.01.2015	M
05.01.2015	GR-21	60	90	120	80	Anfang		M
05.01.2015	GR-23/2	100	100	170	100	Anfang	05.01.2015	M
05.01.2015	GR-27	80	45	70	70	Mitte	05.01.2015	M
MW _{untersuchte LPs} (n = 9):		75	72	111	86			
SD _{untersuchte LPs} (n = 9):		30	25	41	26			

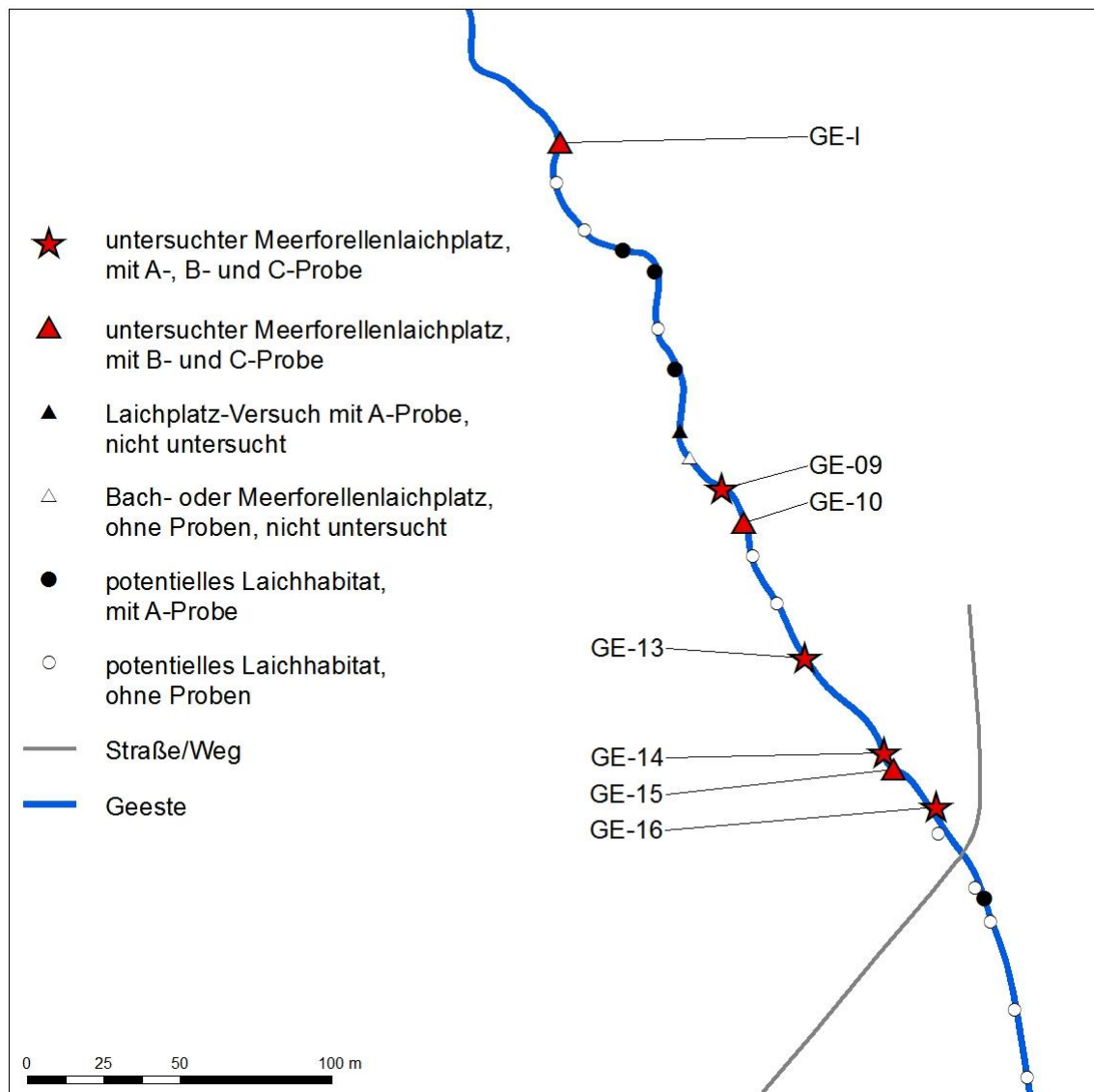


Abb. 20: Lage und Art der kartierten Laichplätze und Laichplatzversuche in der Geeste.

Laichplatz GE-I liegt knapp unterhalb der eigentlichen Untersuchungsstrecke, wurde aber trotzdem beprobt. Kartenbearbeitung: L. Rennebeck, Kartengrundlage: OpenStreetMap, Lizenz CC BY-SA 2.0 (URL 1), bearbeitet.

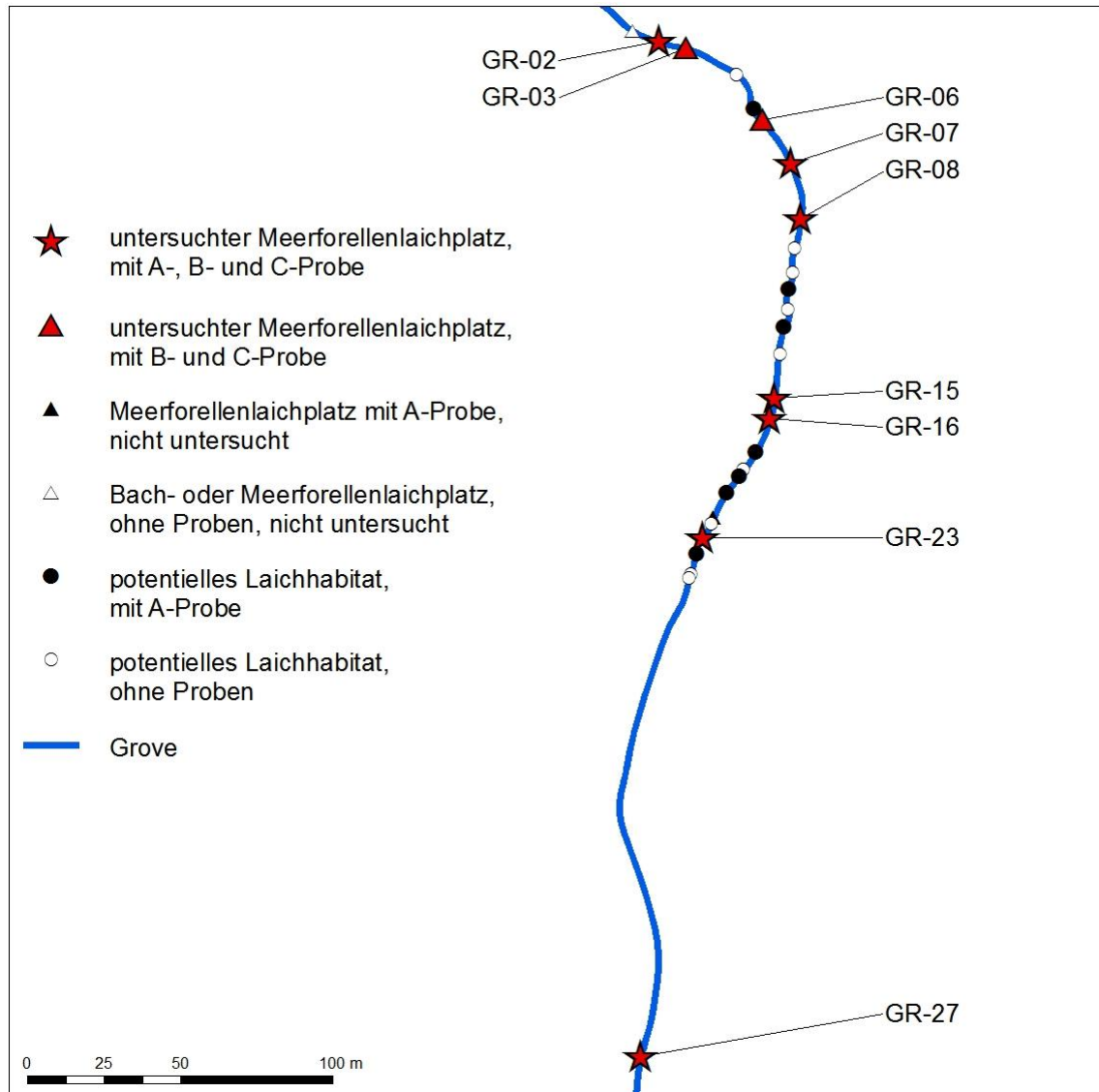


Abb. 21: Lage und Art der kartierten Laichplätze in der Grove.

Vier weitere Laichplätze, bzw. Laichplatzversuche wurden an drei Kiesbetten etwas unterhalb der Untersuchungsstrecke gefunden (Anhang 5). Kartenbearbeitung: L. Rennebeck, Kartengrundlage: OpenStreetMap, Lizenz CC BY-SA 2.0 (URL 1), bearbeitet.

a)



b)



Abb. 22: Laichplätze an der Grove.

a) Ein kleiner Laichplatz außerhalb der Untersuchungsstrecke (GR-III) an dem Laichkuhle und -hügel gut zu erkennen sind. b) Ein besonders großer Laichplatz (GR-16/2) bei dem die Laichkuhle in den oberhalb liegenden Pool übergeht und der Laichhügel bei normalem Wasserstand über den Wasserspiegel ragt. Der weiße Stab ist 1 m lang. Fotos: L. Rennebeck, Aufnahmedatum: a) 08.12.2014, b) 05.01.2015.

4.4 Elektrobefischungen

Während des sehr niedrigen Wasserstands an der Geeste wurde nicht mit einem Meerforelenaufstieg gerechnet und zunächst keine Elektrobefischung durchgeführt. Am 18.12.2014 hatte sich der Wasserstand leicht erhöht, sodass die erste Befischung durchgeführt wurde. Dabei wurde eine lange Strecke untersucht, die auch etwas tiefere Gewässerbereiche weit unterhalb der eigentlichen Laichhabitats mit einschloss. Allerdings konnten keine Meerforellen gefangen werden (Tab. 5). Bei deutlich erhöhtem Wasserstand am 22.12.2014 wurden schließlich neun Meerforellen an der Geeste, hauptsächlich im Bereich der Untersuchungsstrecke, gefangen. Dabei handelte es sich um vier Weibchen (Rogner) und fünf Männchen (Milchner).

An der Grove konnten schon am 13.12.2014, ebenfalls nach leichter Erhöhung des Wasserstands, die ersten sieben Meerforellen gefangen werden (Tab. 5). Zwei weitere folgten am 18.12.2014 und nochmals sieben bei sehr hohem Wasserstand am 22.12.2014 (Abb. 23). An der Grove wurden insgesamt sieben Rogner und acht Milchner gefangen. Ein Rogner wurde zweimal gefangen, was über Fotos zweifelsfrei festgestellt werden konnte. Die Rogner an Geeste und Grove waren im Durchschnitt 60,1 cm groß, die Milchner mit 55,7 cm etwas kleiner. Insgesamt konnten etwa 37.300 Eier gewonnen werden, die zur Aufzucht an den Angelsportverein Oldenburg e.V. übergeben wurden.

Tab. 5: Ergebnis der Meerforellenbefischungen an Geeste und Grove.

Insgesamt wurden 24 Meerforellen gefangen, davon eine zweimal. R = Rogner, M = Milchner, MW = Mittelwert, US = Untersuchungsstrecke.

Nr.	Gewässer	Datum	Streckenlänge (m)	Größe (cm)	Geschlecht R/M	abgestriffen
1	Grove	28.11.2014	820			keine Meerforellen gefangen
2	Grove	08.12.2014	370			keine Meerforellen gefangen
3	Grove	13.12.2014	920	69	R	ja
				58	M	ja
				73	R	ja
				39	R	ja
				55	R	nein, nicht reif
				53	M	ja
				37	M	nein
4	Grove	18.12.2014	615	55	R	ja
				56	M	ja
5	Geeste	18.12.2014	1220			keine Meerforellen gefangen
6	Grove	22.12.2014	1060	72	R	ja
				59	M	ja
				68	R	ja
				58	M	ja
				55	R	ja
				54	M	ja
				53	M	nein
7	Geeste	22.12.2014	985	65	R	ja, teilweise
				55	R	ja
				62	M	ja
				56	R	ja
				60	M	ja
				54	R	ja
				60	M	ja
				58	M	nein
				56	M	nein
			MW _R (n = 11*):	60,1	*Ohne Rogner (55 cm) vom 22.12.	
			MW _M (n = 13):	55,7	(Grove), da schon am 13.12. gefangen.	

Bemerkungen:

- 1 Abschnitt entlang der Fischeiche wurde nicht befischt (ca. 100 m).
- 2 Bis Beginn der US watend gefischt, danach vom Ufer aus nur in nicht vollständig einsehbaren Bereichen (Pools).
- 3 Die erste Meerforelle wurde kurz vor Start der US gefangen (ab GR-IV). Ca. 8.100 Eier gewonnen.
- 4 Watbefischung bis Anfang Fischeiche. Abschnitt entlang der Fischeiche wurde nicht befischt (ca. 100 m). Ab Ende Fischeiche vom Ufer aus befischt (Pools). Rogner wurde schon am 13.12.2014 gefangen und nun abgestriffen (ca. 500 Eier). Beide Meerforellen standen vor GR-15 mit frisch angelegtem Laichplatz (beprobt am 17.12.2014).
- 5 -
- 6, 7 Insgesamt konnten am 22.12.2014 (Befischung Grove und Geeste) 28.700 Eier gewonnen werden.
- 7 Ein Rogner konnte beim Abstreifen entkommen: nicht vollständig abgestriffen, kein Foto, Größe geschätzt (65 cm).

a)



b)



Abb. 23: Ein Meerforellenrogner und –milchner aus der Grove.

a) Rogner (69 cm, abgestriffen) vom 13.12.2014. b) Milchner (59 cm) vom 22.12.2014. Fotos: L. Rennebeck.

4.5 Sauerstoffmessungen

4.5.1 Sauerstoffgehalt potentieller Laichhabitate

Bei der Probenahme der potentiellen Laichhabitate an der Geeste ($n = 17$) lag der Sauerstoffgehalt der fließenden Welle bei durchschnittlich 6,2 mg/l. Dabei war eine Zunahme des Sauerstoffgehalts mit der Fließrichtung erkennbar (Abb. 24). Das am weitesten oberhalb liegende potentielle Laichhabitat GE-39 wies einen Wert von 5,0 mg/l (45,8 %) auf, das am weitesten stromab gelegene Laichhabitat GE-03 hingegen einen Wert von 7,0 mg/l (63,0 %). Der Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers an den gleichen Probestellen betrug im Mittel 0,6 mg/l. Bis auf 1,1 mg/l (9,9 %) an GE-03 lagen alle Werte unter 1 mg/l. An

drei Probestellen konnte kein Interstitialwasser entnommen werden, da die Gewässersohle zu kompakt war und sich beim Aufziehen der Spritze ein zu großer Unterdruck entwickelte.

An der Grove betrug der Sauerstoffgehalt der fließenden Welle im Durchschnitt 7,3 mg/l ($n = 29$). An GR-63 wurde mit 6,0 mg/l (54,8 %) der niedrigste Wert gemessen (Abb. 25). Mit der Fließrichtung nahm der Sauerstoffgehalt bis GR-27 (8,1 mg/l, 71,7 %) zunächst zu und ging dann bis GR-02 mit 7,1 mg/l (63,8 %) wieder leicht zurück. Der Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers lag im Mittel bei 1,7 mg/l. Die Spanne reichte dabei von 0,3 mg/l (GR-50) bis 5,5 mg/l (GR-32).

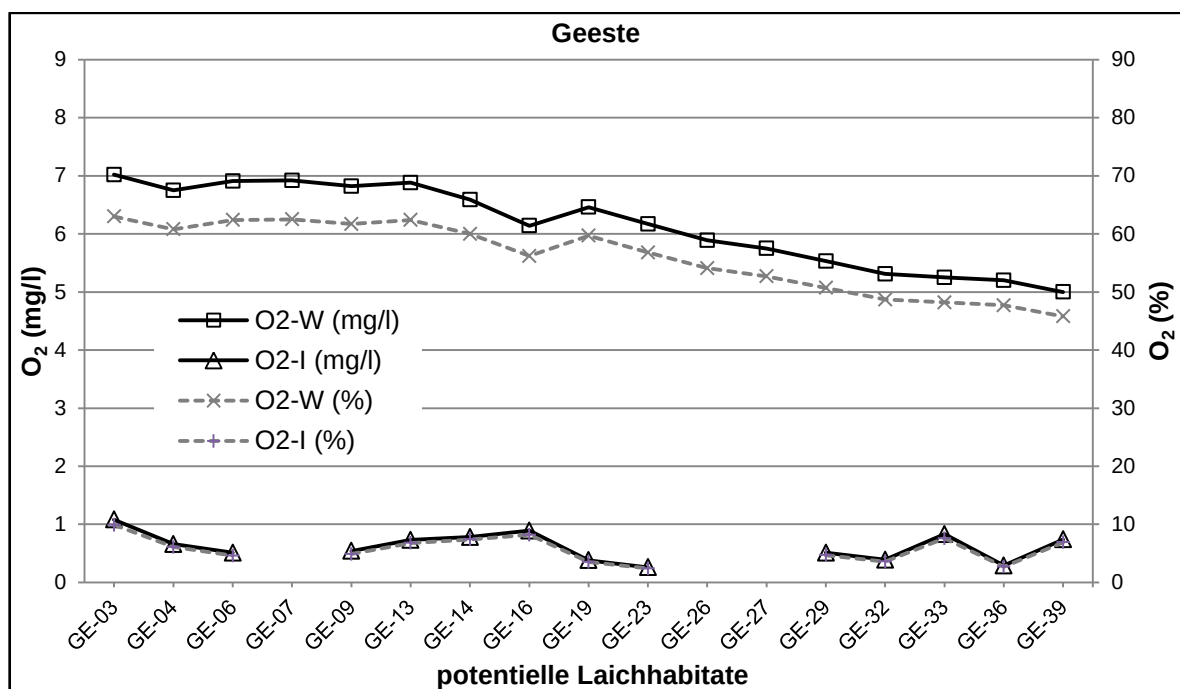


Abb. 24: Sauerstoffgehalt der fließenden Welle (O2-W) und des Interstitialwassers (O2-I) untersuchter potentieller Laichhabitate an Geeste.

Die Messungen ($n = 17$) fanden am 23.10.2014 statt. Die Abstände zwischen den Probestellen sind innerhalb der Untersuchungsstrecke unterschiedlich (siehe Abschnitt 4.1). Rohdaten: Anhang 7.

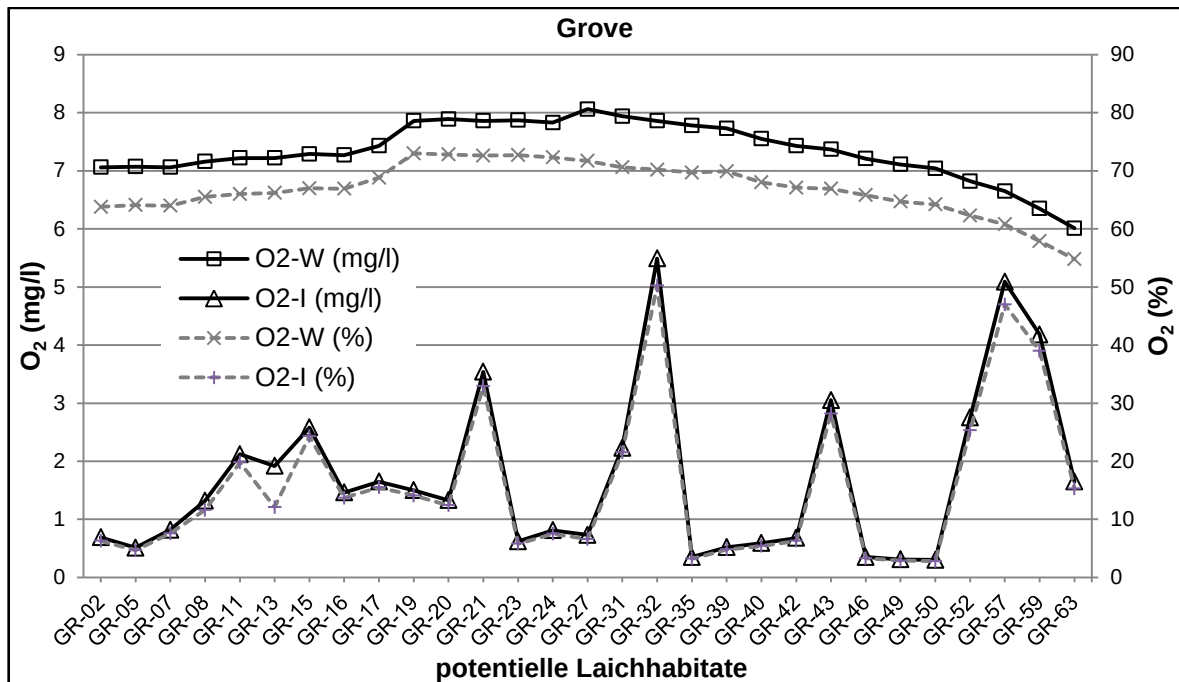


Abb. 25: Sauerstoffgehalt der fließenden Welle (O2-W) und des Interstitialwassers (O2-I) untersuchter potentieller Laichhabitate an Grove.

Die Messungen ($n = 29$) fanden am 24.10.2014 (GR-02 bis GR-26) bzw. 26.10.2014 (GR-27 bis GR-63) statt. Die Abstände zwischen den Probestellen sind in innerhalb der Untersuchungsstrecke unterschiedlich (siehe Abschnitt 4.1). Rohdaten: Anhang 7.

4.5.2 Sauerstoffgehalt von Meerforellenlaichplätzen

Während der Entwicklungsperiode der Meerforelleneier und -larven vom 04.01.2015 bis 08.04.2015 lag der Sauerstoffgehalt der fließenden Welle in der Geeste bei durchschnittlich 10,3 mg/l mit Sättigungen um 81 %. Der Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers von acht untersuchten Meerforellenlaichplätzen lag in diesem Zeitraum im Mittel bei 2,7 mg/l (21 %). Allerdings war eine Starke Abnahme des Sauerstoffgehalts innerhalb der ersten sechs Wochen erkennbar (Abb. 26). Lag der mittlere Sauerstoffgehalt bei den ersten Messungen am 04.01.2015 noch bei knapp 6 mg/l, so war er bis zum 14.02.2015 auf etwa 1,9 mg/l gesunken. Der geringste Durchschnittswert wurde bei den letzten Messungen (und Entnahmen der C-Proben) am 08.04.2015 mit rund 1,3 mg/l erreicht. Bei Betrachtung der Einzelmesswerte in Abb. 26 wird deutlich, dass eine große Streuung der Messwerte vorlag. Die Spanne war besonders groß bei der ersten Messung der frisch angelegten Laichplätze und reichte von etwa 2,3-10 mg/l. Bis zur letzten Messung wurde die Spanne geringer und reichte am 08.04.2015 von rund 0,6-2,9 mg/l. Bei den einzelnen Laichplätzen war über den

gesamten Untersuchungszeitraum eine deutliche Abnahme des Sauerstoffgehalts im Interstitialwasser erkennbar (Abb. 28). Allerdings war bei einigen Laichplätzen zeitweise auch eine Zunahme des Sauerstoffgehalts zu verzeichnen. Beispielsweise wurde an Laichplatz GE-16 nach einem starken Rückgang von über 10 mg/l auf etwa 2,2 mg/l innerhalb der ersten sechs Wochen ein Anstieg auf 4,6 mg/l nach weiteren 17 Tagen festgestellt.

An der Grove war der Sauerstoffgehalt der fließenden Welle vom 13.12.2014 bis 08.04.2015 mit durchschnittlich 9,4 mg/l (77 %) etwas geringer als in der Geeste. Der Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers von neun untersuchten Meerforellenlaichplätzen war in diesem Zeitraum im Mittel mit 5,6 mg/l (45 %) allerdings mehr als doppelt so hoch. Wie an der Geeste war über die Zeit ein deutlicher Rückgang des Sauerstoffgehalts erkennbar, der sich jedoch über den Untersuchungszeitraum relativ gleichmäßig vollzog (Abb. 27). Bei der ersten „gemeinsamen“ Messung aller Laichplätze am 05.01.2015 wies das Interstitialwasser im Mittel 6,9 mg Sauerstoff pro Liter auf, lag bei den nächsten beiden Messungen bei knapp über 5 mg/l und ging dann bis zur letzten Messung (und Entnahme der C-Proben) am 08.04.2015 auf 2,9 mg/l zurück. Die Einzelmesswerte zwischen den jeweiligen Laichplätzen unterschieden sich dabei sehr stark (Abb. 27, Abb. 29). Anders als an der Geeste war die Spanne bei der ersten (vollständigen) Messung mit Werten von 4,4-9,7 mg/l am geringsten. Bis zum 14.02.2015 gingen die Werte weiter auseinander und reichten von 0,5-9,5 mg/l. Danach glichen sich die Werte wieder leicht an. Die einzelnen Laichplätze weisen z.T. sehr unterschiedliche Sauerstoffentwicklungen auf (Abb. 29). Auch wenn über den Untersuchungszeitraum bei allen eine Abnahme des Sauerstoffgehalts zu verzeichnen war, so vollzog sich dieser teilweise in den ersten Wochen sehr schnell (GR-02, GR-06), über die gesamte Zeit relativ gleichbleibend (GR-03/2, GR-07/2) oder wies starke Schwankungen auf (GR-16/2, GR-27). Laichplatz GR-23/2 hob sich mit dauerhaft hohen Sauerstoffwerten, die erst spät deutliche Unterschiede zum Sauerstoffgehalt der fließenden Welle zeigten, von den anderen Laichplätzen ab (Abb. 29).

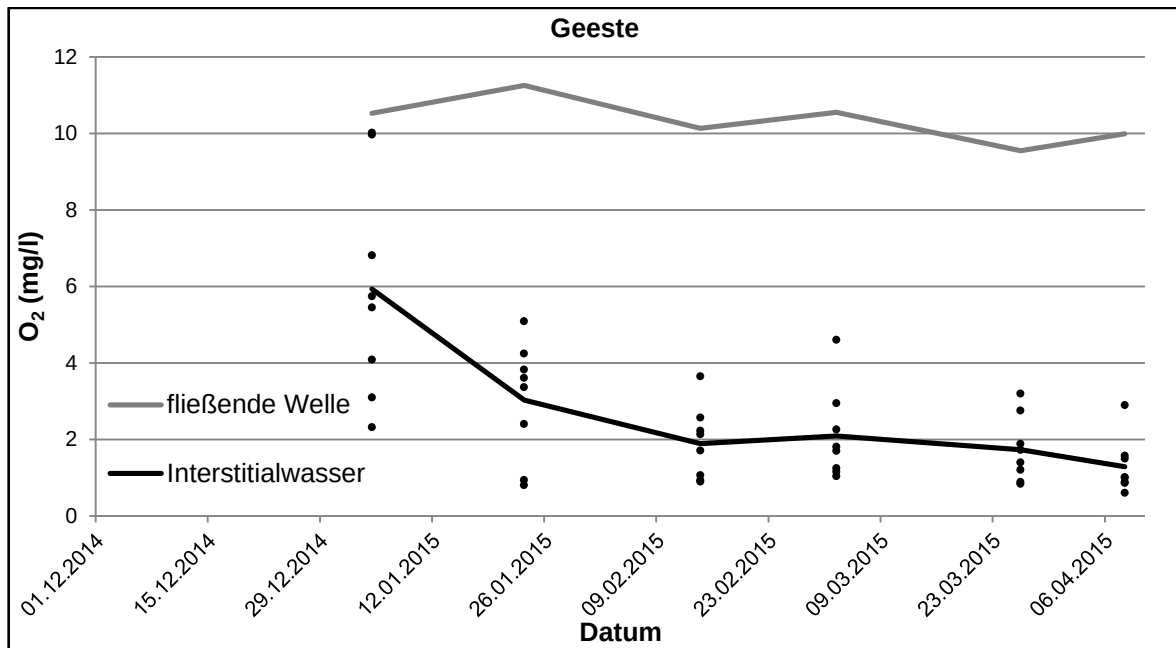


Abb. 26: Sauerstoffgehalt der fließenden Welle und des Interstitialwassers von Meerforellenlaichplätzen an der Geeste (Mittelwerte).

Die Linien stellen Mittelwerte der untersuchten Laichplätze dar (n = 8). Die Einzelmesswerte des Interstitialwassers sind als schwarze Punkte dargestellt. Rohdaten: Anhang 8.

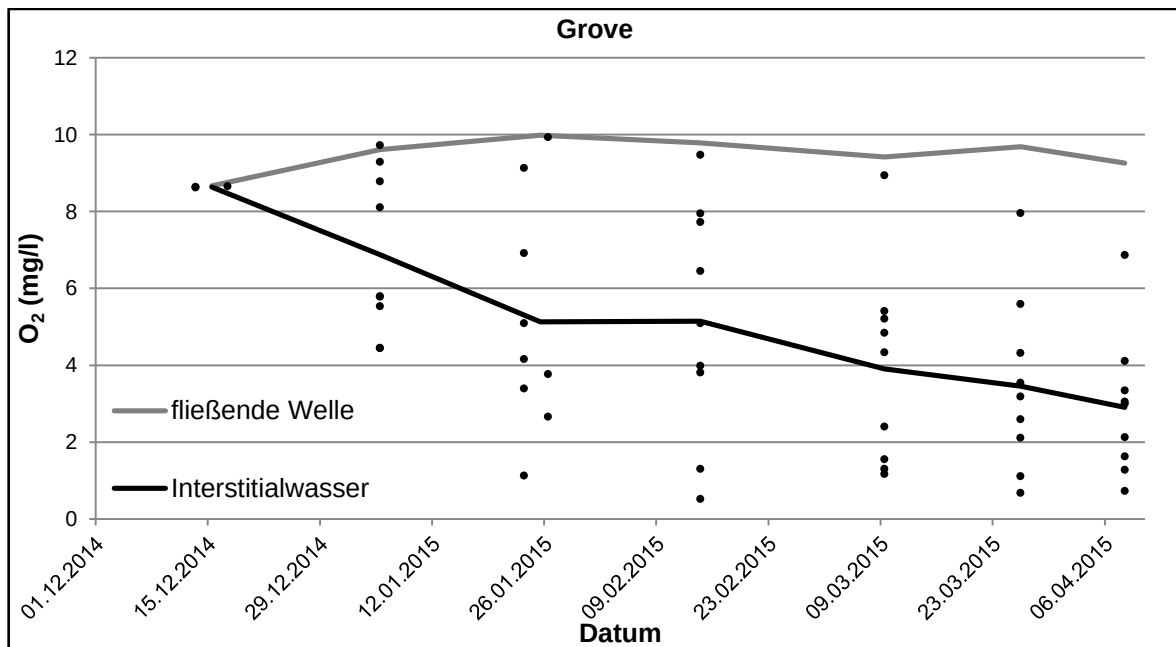


Abb. 27: Sauerstoffgehalt der fließenden Welle und des Interstitialwassers von Meerforellenlaichplätzen an der Grove (Mittelwerte).

Die Linien stellen Mittelwerte der untersuchten Laichplätze dar (n = 9, bzw. n = 3 für 13.12. und 17.12.2014. Für die Mittelwerte wurden die Ergebnisse vom 13.12. und 17.12.2014 sowie 23.01. und 26.01.2015 zusammengefasst.). Die Einzelmesswerte des Interstitialwassers sind als schwarze Punkte dargestellt. Rohdaten: Anhang 9.

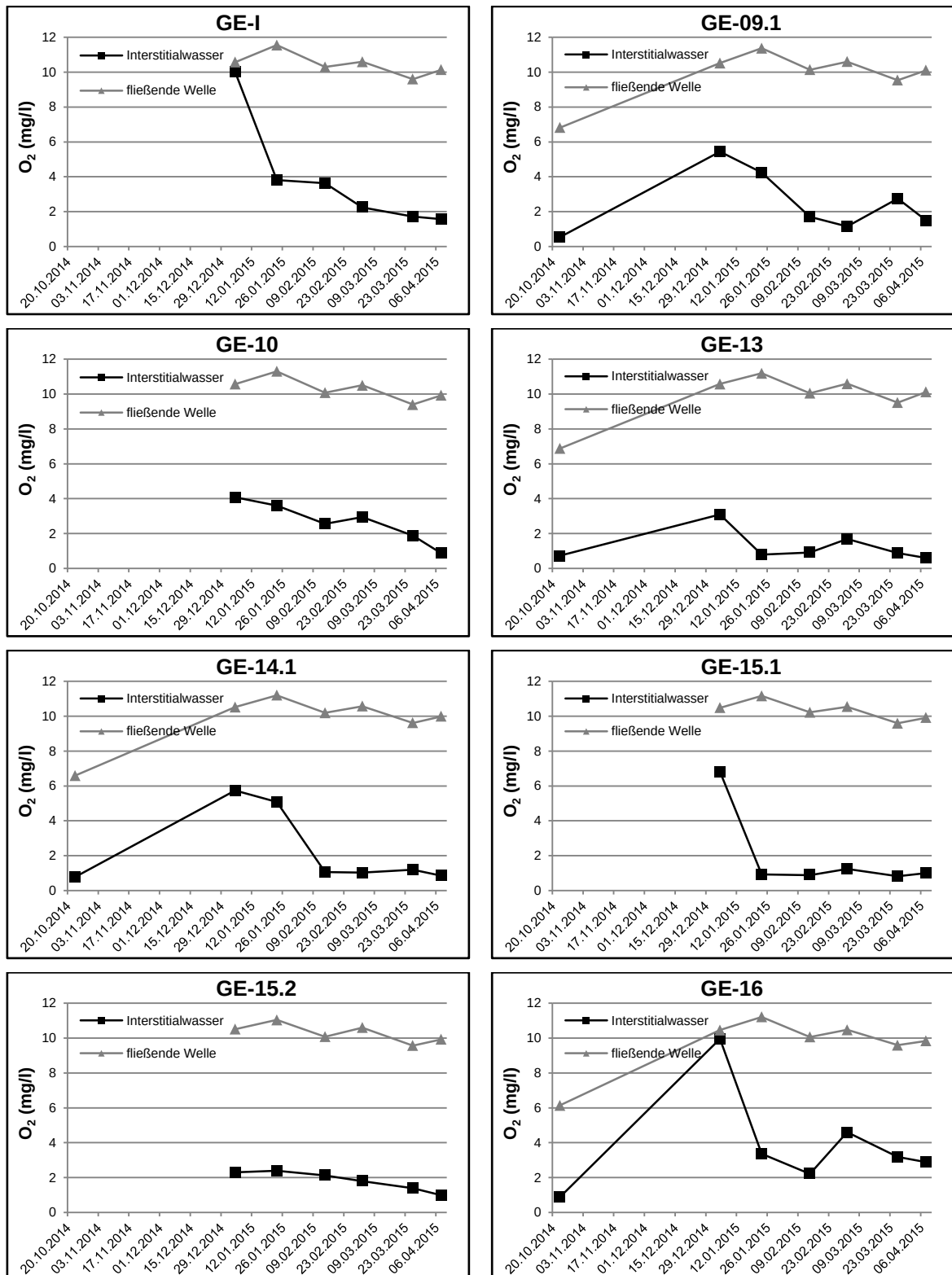


Abb. 28: Sauerstoffgehalt der fließenden Welle und des Interstitialwassers von Meerforellenlaichplätzen an der Geeste (Einzelwerte).

Falls verfügbar sind auch die Sauerstoffwerte bei der Entnahme der A-Proben (23.10.2014) angegeben. Rohdaten: Anhang 8.

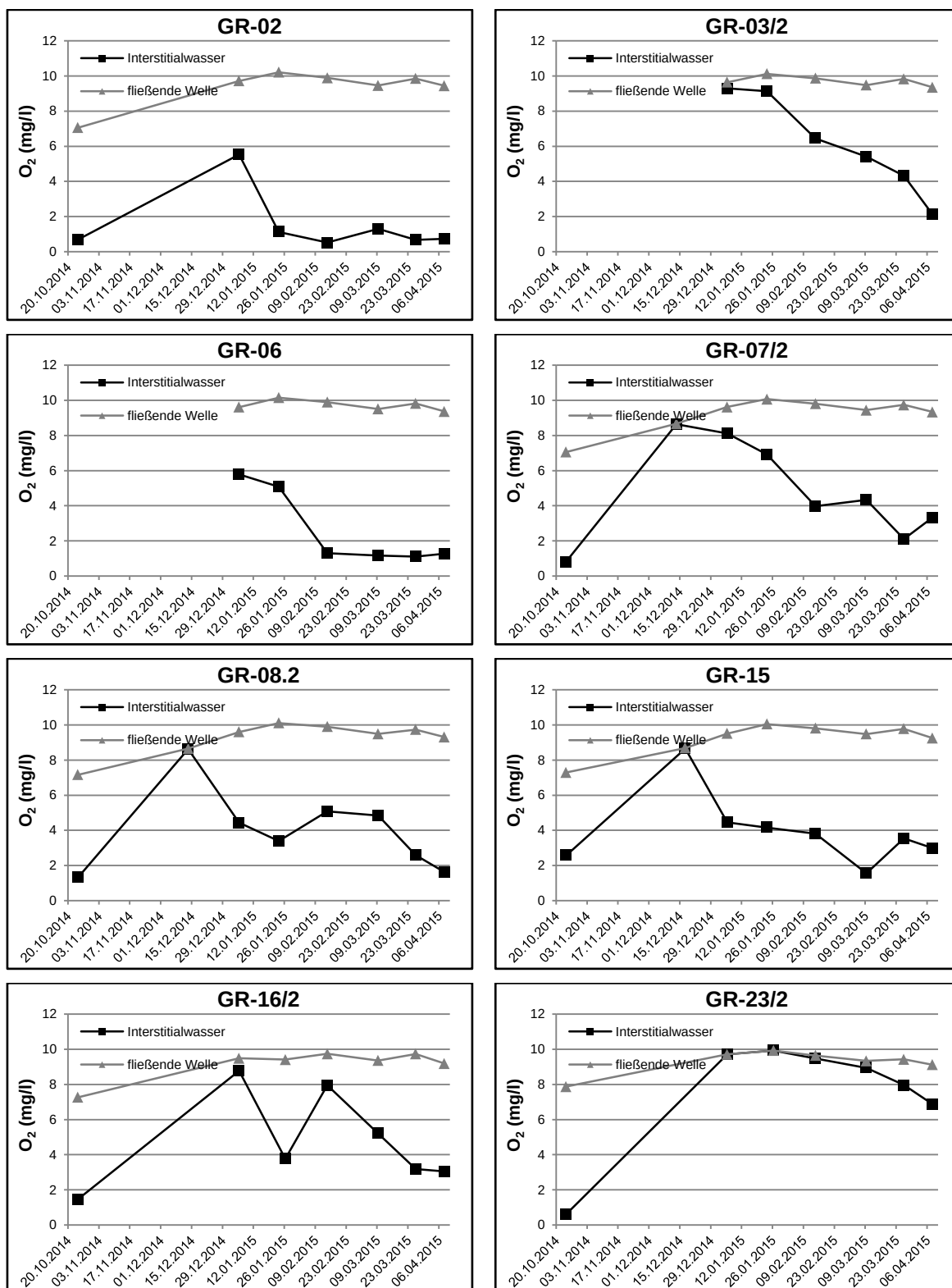


Abb. 29: Sauerstoffgehalt der fließenden Welle und des Interstitialwassers von Meerforellenlaichplätzen an der Grove (Einzelwerte).

Falls verfügbar sind auch die Sauerstoffwerte bei der Entnahme der A-Proben (24./26.10.2014) angegeben Fortsetzung auf der nächsten Seite. Rohdaten: Anhang 9.

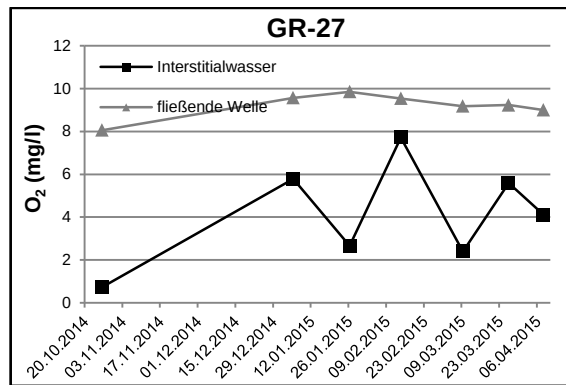


Abb. 29 (Fortsetzung)

4.6 Sedimentanalyse

4.6.1 Sedimentzusammensetzung von potentiellen Laichhabitaten und Meerforellenlaichplätzen

An der Geeste waren in den A-Proben 10 von 11 Fraktionen vertreten, wobei die Fraktion > 100 mm fehlte und die Fraktion 63-100 mm nur in zwei von 17 Proben vertreten war. Mit durchschnittlich 21 ± 10 % kam die Fraktion 0,2-0,63 mm am häufigsten vor, wobei die Spanne bei etwa 6-40 % lag (Tab. 6). Bei den Kiesfraktionen lagen die Anteile zwischen rund 10-19 %, alle weiteren Fraktionen bei unter 5 %. Kies der Größe 20-63 mm war ebenfalls sehr heterogen verteilt mit durchschnittlich 19 ± 13 % und einer Spanne von 1-47 %. Die Summe der Gewichtsprozent für alle Fraktionen < 2 mm betrug im Mittel etwa 35 %.

An der Grove waren alle untersuchten Fraktionen vertreten, 63-100 mm und > 100 mm allerdings nur in jeweils einer von 29 A-Proben mit je einem Stein. Es dominierten die Kiesfraktionen 10-20 mm und 20-63 mm mit rund 35 ± 11 % bzw. 36 ± 14 %, gefolgt von Mittelsand (0,2-0,63 mm) mit 11 ± 7 % und 6,3-10 mm mit 8 ± 4 % (Tab. 6). Alle weiteren Fraktionen waren mit weniger als 3 % vertreten. Die Anteile einzelner Fraktionen schwankten zwischen den A-Proben z.T. stark. Die Summe der Gewichtsprozent für alle Fraktionen < 2 mm betrug im Mittel rund 18 %.

Tab. 6: Durchschnittliche Sedimentbeschaffenheit potentieller Laichhabitate (A-Proben) in der Geeste und Grove.

min = Minimalwert, max = Maximalwert, MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung. Rohdaten: Anhang 10, Anhang 11.

		Korngröße (mm)										
		<0,063	0,063-0,2	0,2-0,63	0,63-1	1-2	2-6,3	6,3-10	10-20	20-63	63-100	>100
Geeste (n = 17)	min	0,22	1,26	6,31	1,43	2,56	7,23	4,81	8,60	1,22	0	0
	max	9,81	20,83	40,13	5,27	6,84	25,24	14,73	28,93	46,63	6,41	0
	MW	1,11	4,39	20,87	3,77	4,50	16,71	10,13	18,70	19,24	0,58	0
	SD	2,20	4,52	10,11	0,79	0,91	4,69	2,88	5,76	12,53	1,67	0
Grove (n = 29)	min	0,12	0,42	2,96	0,21	0,15	0,23	1,39	8,81	12,12	0	0
	max	1,22	4,33	28,10	6,24	4,21	5,64	15,54	47,50	78,69	13,98	7,16
	MW	0,44	1,86	10,89	2,51	1,94	2,59	8,30	34,58	36,16	0,48	0,25
	SD	0,23	1,06	6,53	1,58	1,20	1,59	4,34	11,46	13,72	2,55	1,31

Aus den Kornsummenkurven von Geeste und Grove (Abb. 30 und Abb. 31) werden die Unterschiede zwischen den Gewässern noch einmal deutlich. An der Geeste kommt vor allem Mittelsand vor. Fein- und Grobsand sind nur in kleinem Maße vorhanden, was an der geringen Steigung der Kurve in diesem Bereich ersichtlich ist. Die Kiesfraktionen sind relativ gleichmäßig in der Gewässersohle vertreten. An der Grove ist ebenfalls ein deutlicher Kurvenanstieg bei Mittelsand gegeben, wenn auch nicht so stark wie an der Geeste. Grobsand und Feinkies sind kaum vertreten. Ein deutlicher Anstieg ist bei Mittel- und Grobkies erkennbar, die den Hauptbestandteil der potentiellen Laichhabitate in der Grove bilden. Die Sedimentzusammensetzungen beider Gewässersohlen zeigen einen unimodalen Aufbau. Das Sediment der Geeste zeigt bei den Fraktionen 0,2-0,63 mm, 2-6,3 mm sowie 20-63 mm Peaks. Das Grove-Sediment weist Peaks bei den Fraktionen 0,2-0,63 mm sowie 20-63 mm auf.

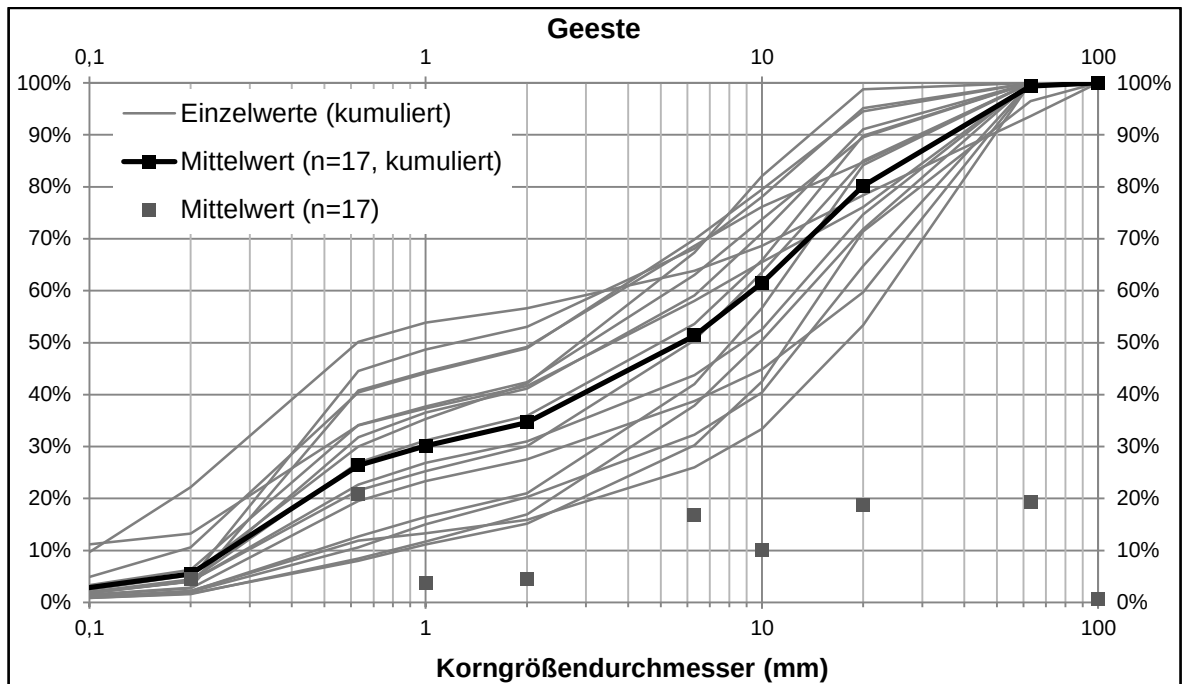


Abb. 30: Kornsummenkurven aller potentieller Laichhabitate (A-Proben) in der Geeste und deren Mittelwert.

Zusätzlich sind die nicht-kumulierten Mittelwerte der einzelnen Fraktionen aufgetragen.

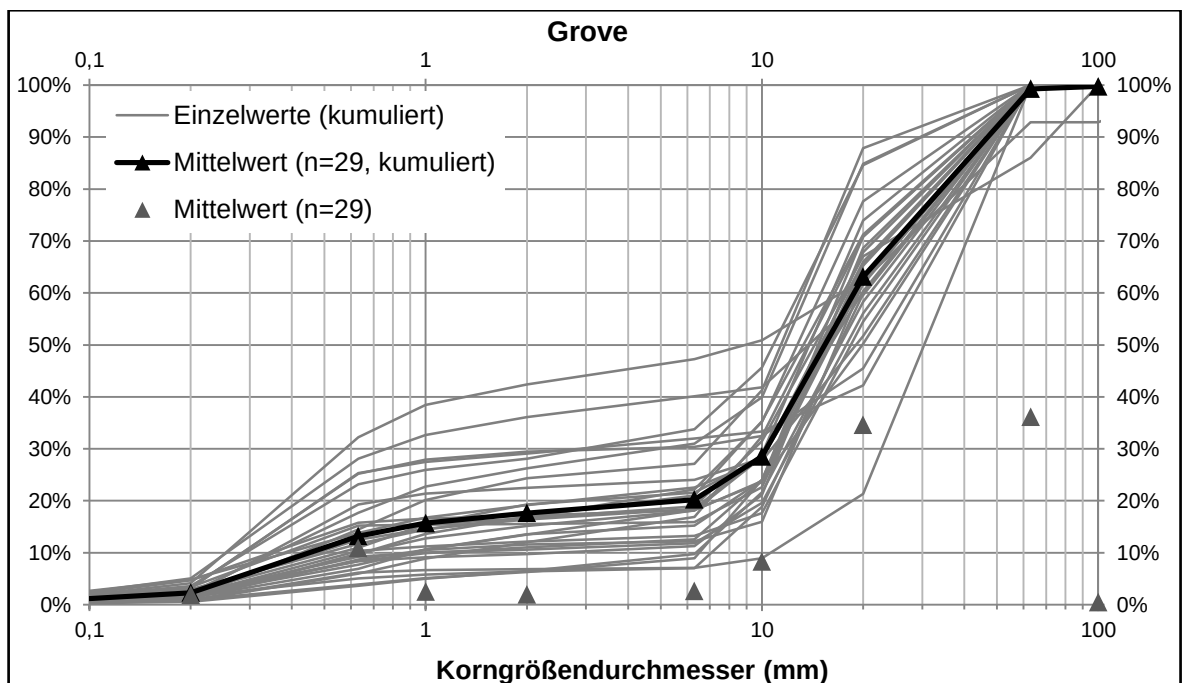


Abb. 31: Kornsummenkurven aller potentieller Laichhabitate (A-Proben) in der Grove und deren Mittelwert.

Zusätzlich sind die nicht-kumulierten Mittelwerte der einzelnen Fraktionen aufgetragen.

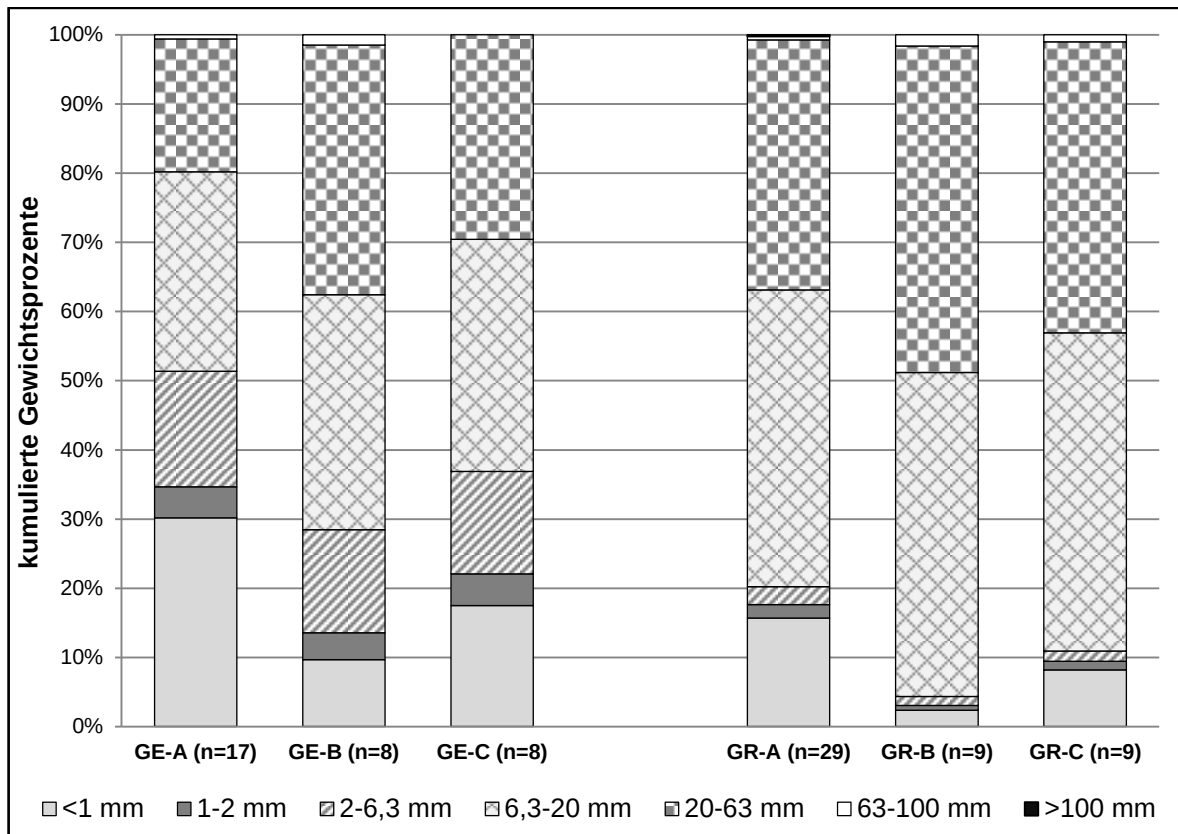


Abb. 32: Sedimentzusammensetzung der A-, B- und C-Proben (Mittelwerte) aus Geeste und Grove.

Die verschiedenen Fraktionen < 1 mm, sowie 6,3-10 mm und 10-20 mm wurden für diese Abbildung zusammengefasst.

Zwischen den A-, B- und C-Proben zeigte sich bei Geeste und Grove ein ähnliches Muster. War der Anteil der Fraktionen < 1 mm in den A-Proben noch sehr hoch, nahm er zu den B-Proben stark ab (Abb. 32). An der Geeste betrug die Abnahme rund 20 Prozentpunkte, an der Grove rund 13 Prozentpunkte. Bei den C-Proben war der Anteil der Fraktionen < 1 mm wieder leicht gestiegen, erreichte jedoch nicht den Wert der A-Proben. An der Geeste betrug die Zunahme 8, an der Grove 6 Prozentpunkte. Die Abnahme der Fraktionen < 1 mm wurde hauptsächlich durch eine Zunahme an Grobkies (20-63 mm) ausgeglichen. Sie änderte sich an der Geeste von 19 % (A-Proben) über 36 % (B-Proben) zu 30 % (C-Proben). An der Grove wurden Anteile von zunächst 36 % (A-Proben), dann 47 % (B-Proben) und schließlich 42 % (C-Proben) bestimmt. An der Geeste änderten sich alle anderen Fraktionen nur geringfügig. An der Grove zeigten auch die Fraktionen 1-2 mm und 2-6,3 mm eine stärkere Abnahme bzw. Zunahme, ihr Anteil war insgesamt betrachtet aber nur gering.

4.6.2 Bewertungsparameter

Wie oben schon beschrieben nahm die Fraktion < 1 mm sowohl in Geeste als auch Grove von der A- zur B-Probe stark ab und zur C-Probe wieder zu. In der Geeste betrug der Anteil im Mittel 30,1 %, 9,7 % bzw. 17,5 % und in der Grove 15,7 %, 2,4 % bzw. 8,2 %. Eine statistische Signifikanz war sowohl bei Geeste (Vergleich A-B: $p < 0,001$, B-C: $p = 0,007$) als auch Grove (A-B: $p < 0,001$, B-C: $p = 0,008$) gegeben (Abb. 33, eine Zusammenfassung der mittleren Bewertungsparameter für die A-, B- und C-Proben aus Geeste und Grove ist in Tab. 7 am Ende des Kapitels zu finden).

Dadurch, dass sich die Fraktionen 1-2 mm und 2-6,3 mm zwischen den A-, B- und C-Proben nur geringfügig änderten, wurden die Werte der Bewertungsparameter < 2 mm und $< 6,3$ mm im Wesentlichen durch die Ab- und Zunahme der Fraktionen < 1 mm beeinflusst. Für die Fraktionen < 2 mm ergaben sich für die A-, B- und C-Proben Werte von 34,6 %, 13,6 % und 22,1 % (Geeste) und 17,6 %, 3,1 % und 9,4 % (Grove). Für die Fraktionen $< 6,3$ mm ergaben sich für die A-, B- und C-Proben Werte von 51,4 %, 28,5 % und 38,9 % (Geeste) und 20,2 %, 4,3 % und 10,9 % (Grove). Auch hier waren die Unterschiede zwischen den A-, B- und C-Proben statistisch signifikant (Abb. 34, Abb. 35).

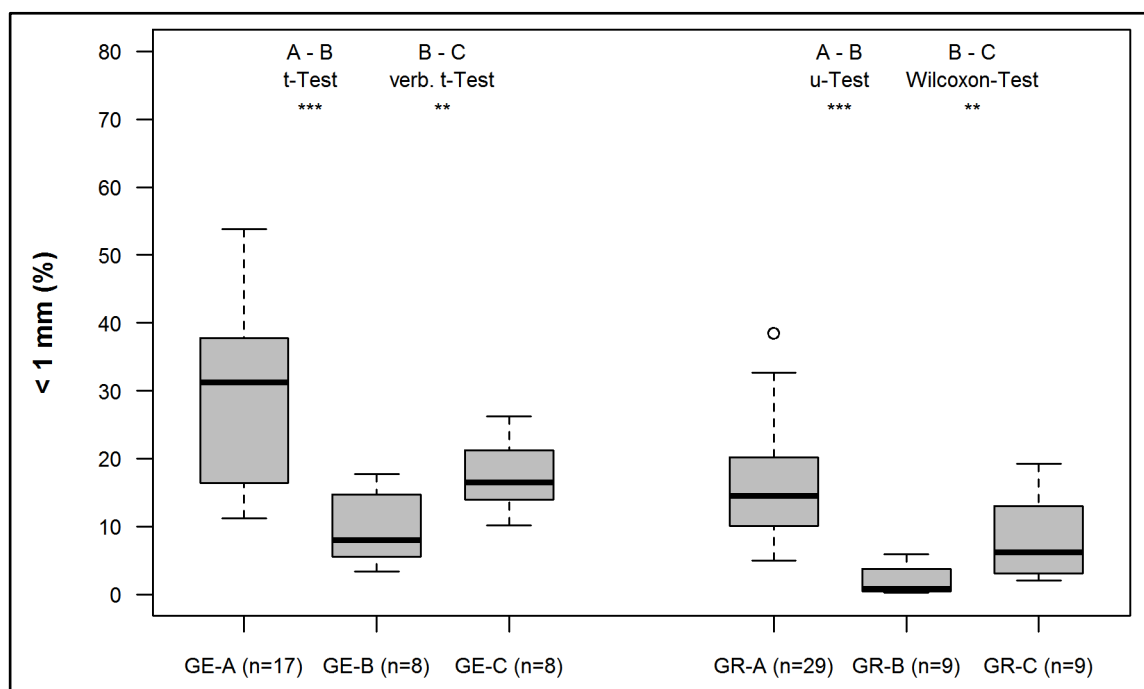


Abb. 33: Box-Whisker-Plots für den Anteil an Sediment < 1 mm in den A-, B- und C-Proben aus Geeste und Grove.

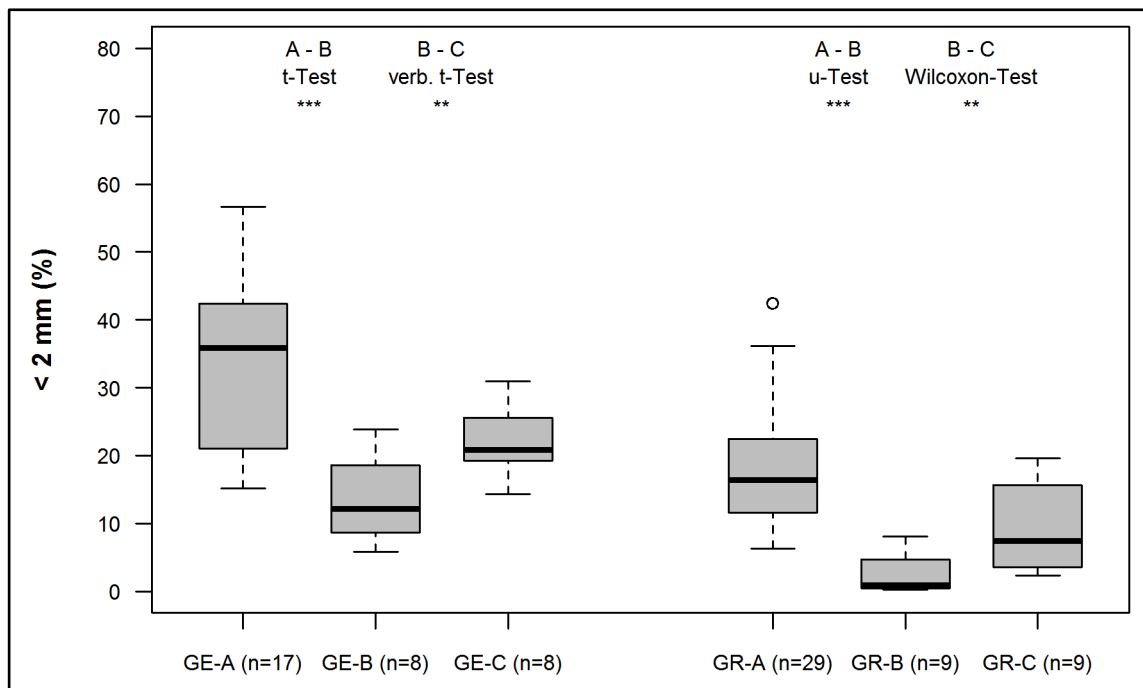


Abb. 34: Box-Whisker-Plots für den Anteil an Sediment < 2 mm in den A-, B- und C-Proben aus Geeste und Grove.

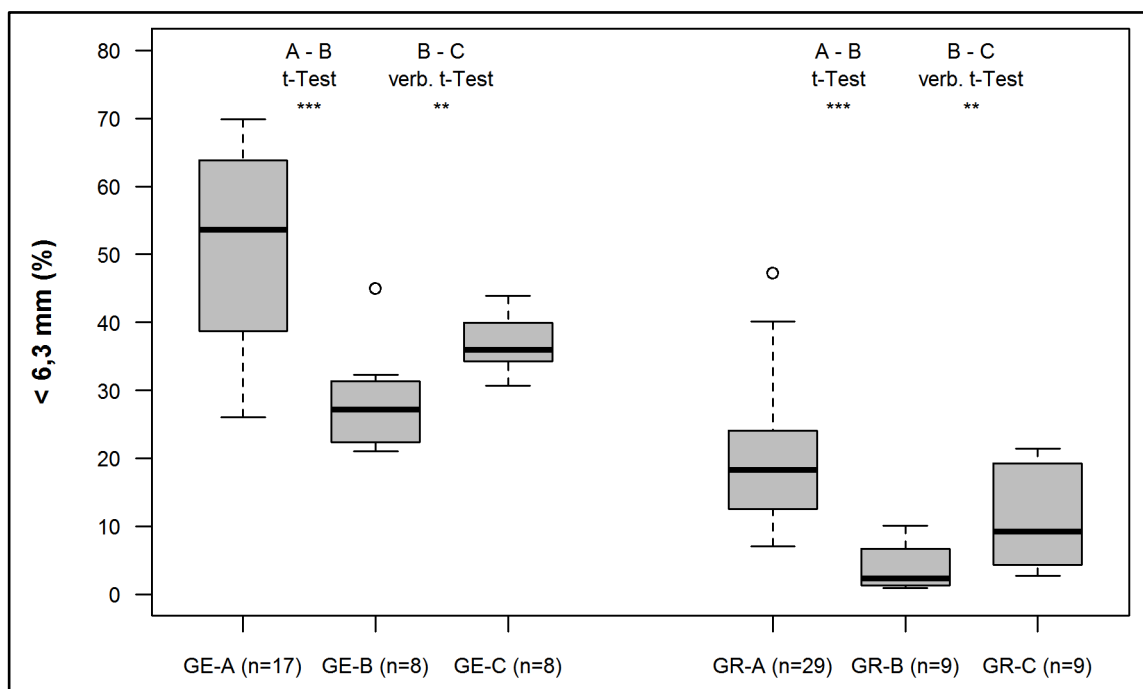


Abb. 35: Box-Whisker-Plots für den Anteil an Sediment < 6,3 mm in den A-, B- und C-Proben aus Geeste und Grove.

Das geometrische Mittel d_g lag bei den A-Proben der Geeste bei durchschnittlich 4,8 mm und erhöhte sich zu den B-Proben um mehr als das Doppelte (11,2 mm). Zu den C-Proben ging das d_g wieder auf 7,6 mm zurück. An der Grove war das d_g insgesamt deutlich höher als an der Geeste. Die A-Proben ergaben Werte von durchschnittlich 11,4 mm, die C-Proben 20,5 mm und die C-Proben 16,2 mm. Die Unterschiede zwischen den A- und B-, bzw. B- und C-Proben waren bei beiden Gewässern statistisch signifikant (Abb. 36).

Der Fredle Index F_i verhielt sich ähnlich dem geometrischen Mittel: Bei Beiden Gewässern war ein deutliche Zunahme von den A- zu B-Proben und eine leichte Abnahme von den B- zu C-Proben zu erkennen. Die F_i -Werte der Grove waren dabei insgesamt deutlich höher als an der Geeste (Abb. 37). Der F_i betrug für die A-/B-/C-Proben im Mittel 1,4/4,5/2,5 (Geeste) bzw. 6,1/12,4/9,7 (Grove). Auch hier waren die Unterschiede zwischen den Proben signifikant.

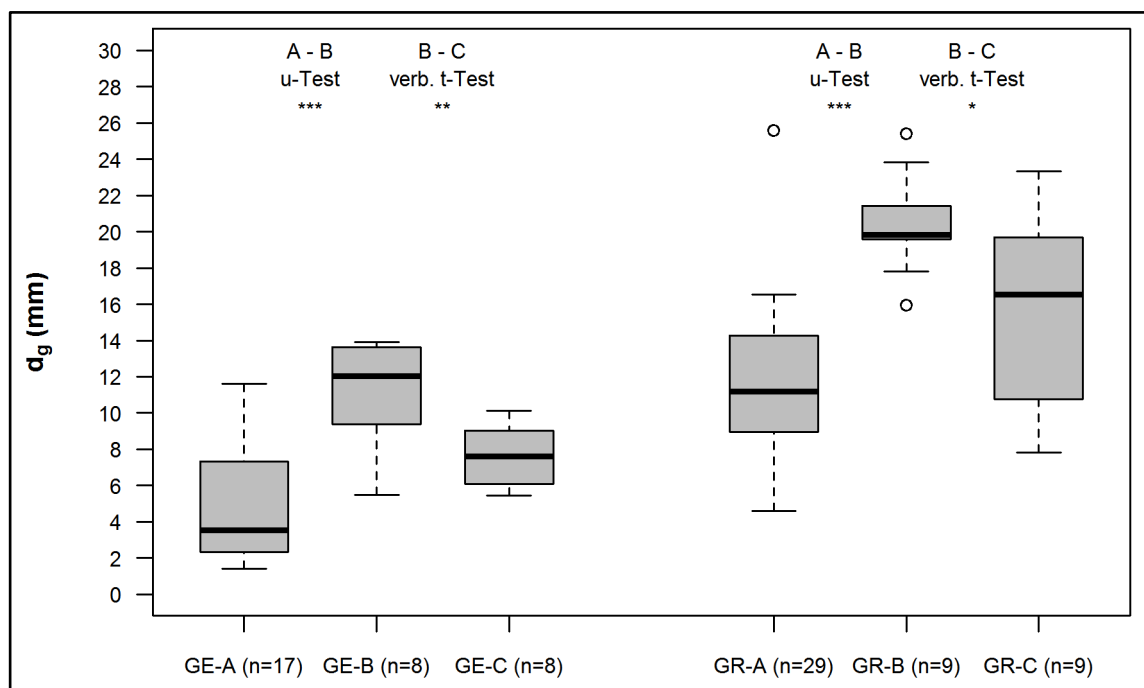


Abb. 36: Box-Whisker-Plots für das geometrische Mittel d_g der A-, B- und C-Proben aus Geeste und Grove.

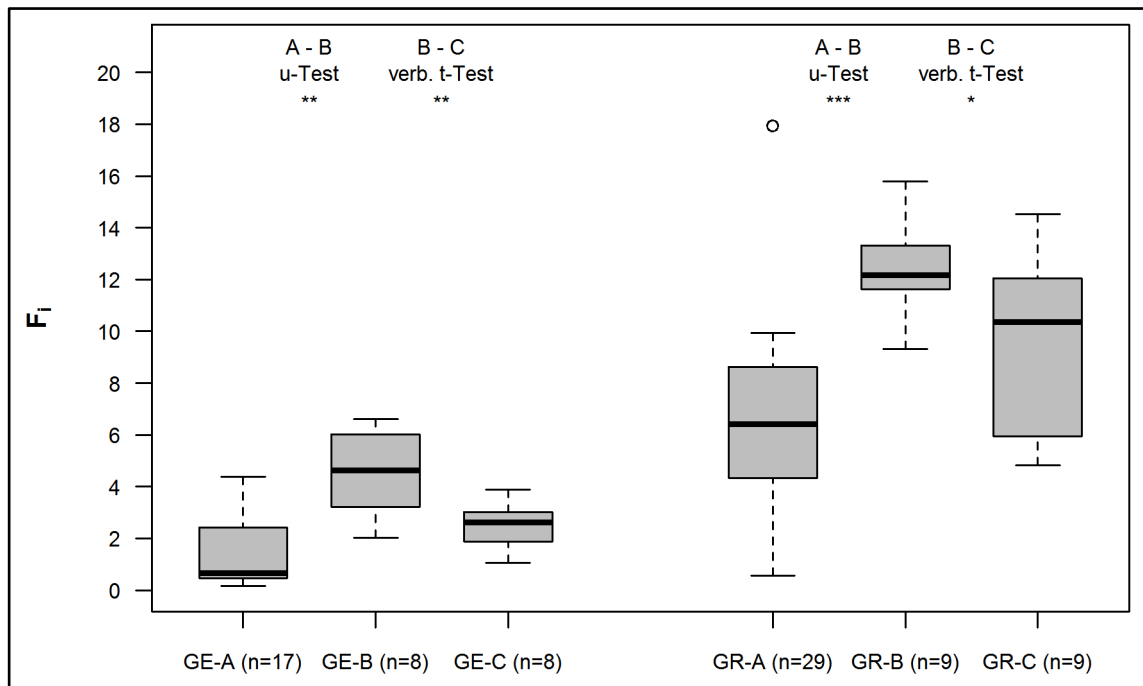


Abb. 37: Box-Whisker-Plots für den Fredle Index F_1 der A-, B- und C-Proben aus Geeste und Grove.

Der Sortierungskoeffizient S_0 ging von den A- zu B-Proben der Geeste von durchschnittlich 4,5 auf 2,5 signifikant zurück. Mit den C-Proben erhöhte sich der S_0 wieder auf 3,3, unterschied sich statistisch gesehen aber nicht von den Werten der B-Proben (Abb. 38). Der S_0 der A-Proben der Grove lag im Mittel bei 2,8 und ging mit den B- und C-Proben auf jeweils rund 1,7 zurück. Ein statistisch signifikanter Unterschied ist deshalb nur zwischen den A- und B-Proben gegeben (Abb. 38). Für den höheren Mittelwert der A-Proben waren vor allem einige besonders hohe S_0 -Werte verantwortlich. Der Median änderte sich zwischen den A-, B- und C-Proben der Grove hingegen kaum.

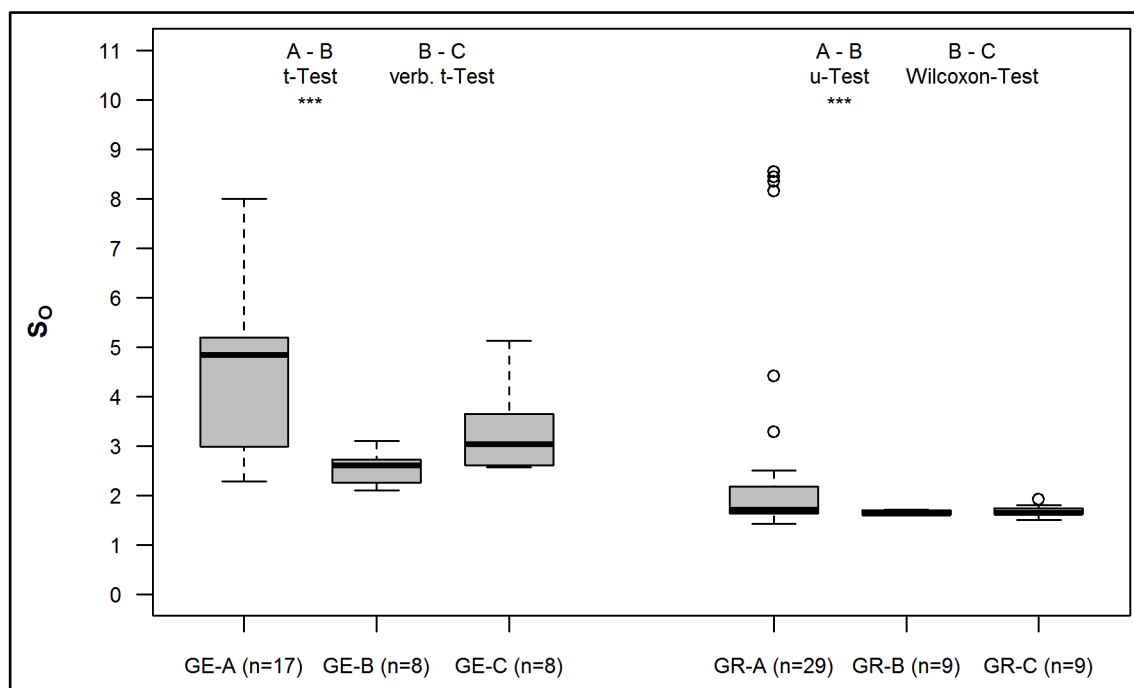


Abb. 38: Box-Whisker-Plots für den Sortierungskoeffizienten S_o der A-, B- und C-Proben aus Geeste und Grove.

Tab. 7: Zusammenfassung der Mittelwerte aller Bewertungsparameter für die A-, B- und C-Proben aus Geeste und Grove.

d_g = geometrisches Mittel, S_o = Sortierungskoeffizient, F_i = Fredle Index.

		< 1 mm (%)	< 2 mm (%)	< 6,3 mm (%)	d_g (mm)	S_o	F_i
Geeste	A (n=17)	30,1	34,6	51,4	4,8	4,5	1,4
	B (n=8)	9,7	13,6	28,5	11,2	2,5	4,5
	C (n=8)	17,5	22,1	36,9	7,6	3,3	2,5
Grove	A (n=29)	15,7	17,6	20,2	11,4	2,8	6,1
	B (n=9)	2,4	3,1	4,4	20,5	1,7	12,4
	C (n=9)	8,2	9,4	10,9	16,2	1,7	9,7

4.6.3 Organische Substanz

Der TOC-Anteil (am Gesamtgewicht der Sedimentproben) lag in den A-Proben der Geeste durchschnittlich bei rund $0,49 \pm 0,22$ %, in denen der Grove bei $0,44 \pm 0,18$ % (Abb. 39). Der Anteil in den B-Proben war bei beiden Gewässern deutlich niedriger (Geeste: $0,24 \pm 0,13$ %, Grove: $0,12 \pm 0,11$ %) und nahm mit den C-Proben wieder leicht zu (Geeste: $0,37 \pm 0,15$ %, Grove: $0,37 \pm 0,18$ %). Die Unterschiede zwischen den A- und B-Proben, bzw. B- und C-Proben waren bei beiden Gewässern signifikant (Abb. 39).

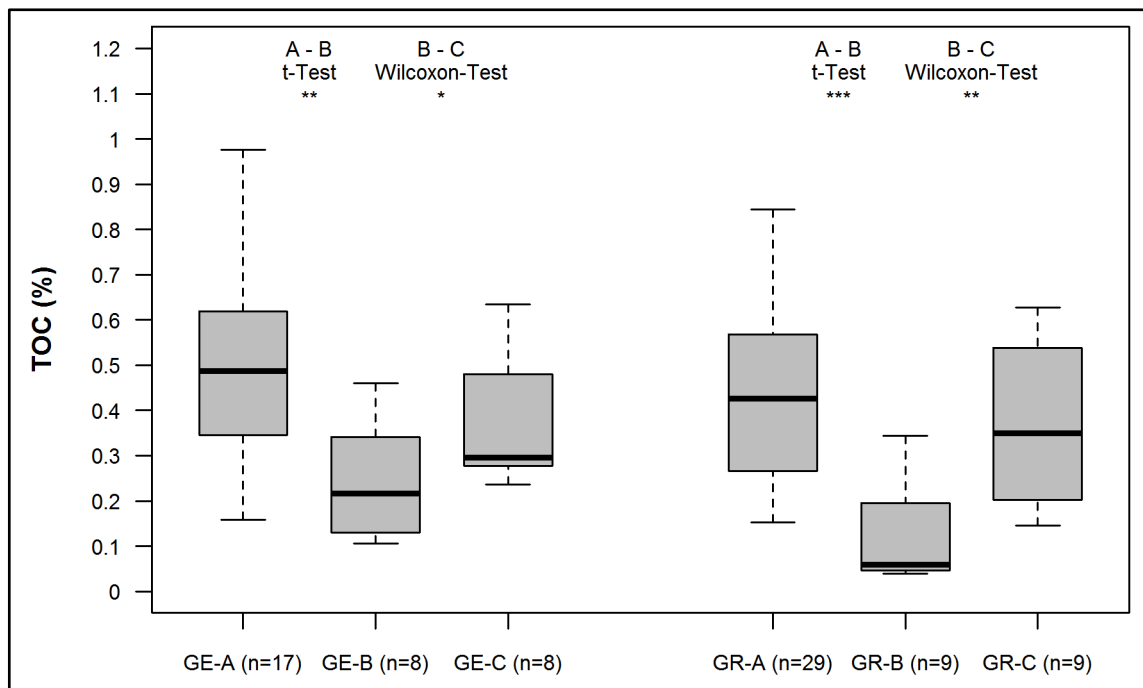


Abb. 39: Box-Whisker-Plots für den organischen Anteil TOC in den A-, B- und C-Proben von Geeste und Grove.

4.7 Ei- und Larvenkontrollen

An der Geeste wurde die erste Kontrolle am 03.03.2015 an Laichplatz GE-14.2 durchgeführt. Dabei wurden bei 102 gefundenen Eiern 92,2 % abgestorbene Eier festgestellt (Tab. 8). Aufgrund des hohen Anteils toter Eier wurde auch ein untersuchter Laichplatz überprüft (GE-10) bei dem 100 % der gefundenen Eier abgestorben waren (Abb. 40a). Bei zwei weiteren Kontrollen an Laichplatz GE-14.2 etwa zwei und vier Wochen später (19. bzw. 26.03.2015) wurden zwar überwiegend tote, aber auch lebende Eier nachgewiesen, die sich teilweise bis ins Augenpunktstadium entwickelt hatten. Am 26.03.2015 wurden auch alle anderen Laichplätze untersucht, jedoch konnten meistens gar keine Eier oder Larven nachgewiesen werden. Lediglich an Laichplatz GE-16 konnten von insgesamt 37 Eiern noch zwei lebende gefunden werden, die sich wie bei GE-14.2 im Augenpunktstadium befanden. Bei der Entnahme der C-Proben am 08.04.2015 fand die letzte „Kontrolle“ statt, jedoch konnte auch bei Laichplätzen die sonst zumindest wenige weit entwickelte Eier aufwiesen keine lebenden Eier oder Larven gefunden werden.

An der Grove wurden am 09.03.2015 zunächst die beiden nicht untersuchten Laichplätze GR-07.3 und GR-21 kontrolliert. An GR-07.3 konnten weder Eier noch Larven nachgewiesen werden. An GR-21 wurden hingegen 36 Eier gefunden, von denen 27 lebten (75,0 %) und sich im Augenpunktstadium befanden (Tab. 8, Abb. 40b). Zehn Tage später wurden an gleichem Laichplatz drei Larven mit einer Länge von etwa 25 mm nachgewiesen, deren Dottersack fast aufgezehrt war (Abb. 40c). Daraufhin wurden auch alle weiteren Laichplätze überprüft: An drei weiteren Laichplätzen wurden Meerforellenlarven gefunden, wobei die Larven bei Laichplatz GR-08.2 wahrscheinlich zum Bachforellenlaichplatz GR-08.1 gehörten. An Laichplatz GR-03/2 wurden abgestorbene und lebende Eier gefunden, an allen weiteren Laichplätzen nur abgestorbene Eier oder keine Eier bzw. Larven. Eine Woche später waren an GR-03/2 immer noch lebende Eier, aber keine Larven zu finden. An GR-16/2, wo zuvor nur tote Eier gefunden wurden, konnten allerdings frisch geschlüpfte Larven nachgewiesen werden. Bei GR-27 konnten wieder keine Eier oder Larven gefunden werden, allerdings war die Kontrolle aufgrund der Laichplatzstruktur sehr eingeschränkt. Bei Entnahme der C-Proben am 08.04.2015 wurden weder an GR-03/2 noch an GR-27 Meerforellenlarven nachgewiesen.

Tab. 8: Ergebnis der Ei- und Larvenkontrollen an Geeste und Grove.

LP = Laichplatz.

Geeste			
Nr.	Datum	Laichplatz	Bemerkungen/Entwicklungsstadium
1	03.03.2015	GE-14.2	102 Eier, davon 8 lebend (noch nicht im Augenpunktstadium).
2	03.03.2015	GE-10	114 Eier, davon 0 lebend (Abb. 40a).
3	19.03.2015	GE-14.2	9 Eier, davon 4 lebend. In einem Ei ist eine sich bewegende Larve erkennbar, bei den anderen Eiern sind keine Augen von Fischlarven zu sehen.
4	26.03.2015	GE-14.2	41 Eier, davon 3 lebend, keine Larven. Entwicklungsstadien der Eier unterschiedlich: in zwei keine Strukturen (Augen) erkennbar, das andere im Augenpunktstadium.
		GE-I	Keine Eier/Larven. Laichplatz stark versandet.
		GE-09.1	Abgestorbene Eier.
		GE-13	Keine Eier/Larven.
		GE-14.1	Keine Eier/Larven. LP schwer zu kontrollieren, ohne Probenahmebereich zu verändern.
		GE-15.1	Keine Eier/Larven. Austritt von Faulgasen beim Aufgraben.
		GE-15.2	Keine Eier/Larven.
		GE-16	37 Eier, davon 2 lebend (Augenpunktstadium).
5	08.04.2015	GE-14.1	Keine Eier/Larven.
		GE-14.2	Abgestorbene Eier.
		GE-16	Abgestorbene Eier (40-50).
Grove			
Nr.	Datum	Laichplatz	Bemerkungen/Entwicklungsstadium
1	09.03.2015	GR-07.3	Keine Eier/Larven.
	09.03.2015	GR-21	36 Eier, davon 27 lebend, Augenpunktstadium (Abb. 40b).
2	19.03.2015	GR-21	3 Larven. Dottersack noch schwach ausgebildet. Länge ca. 25 mm (Abb. 40c).
		GR-02	Keine Eier/Larven. Austritt von Faulgasen beim Aufgraben.
		GR-03/2	Abgestorbene und lebende Eier (nicht gezählt).
		GR-06	Abgestorbene Eier. Austritt von Faulgasen beim Aufgraben.
		GR-07/2	2 Larven. Dottersack noch schwach ausgebildet. Länge ca. 20 mm.
		GR-08.2	Abgestorbene Eier. Larven (ca. 18 mm) etwas unterhalb der vermuteten Eitasche gefunden, die vermutlich aber zu einem anderen (Bachforellen-)Laichplatz gehören.
		GR-15	Abgestorbene Eier.
		GR-16/2	Abgestorbene Eier.
		GR-23/2/	1 Larve. Länge ca. 15 mm (Abb. 40d).
		GR-27	Keine Eier/Larven. LP schwer zu kontrollieren, ohne Probenahmebereich zu verändern.
3	26.03.2015	GR-03/2	Abgestorbene und lebende Eier.
		GR-16/2	Larven gefunden (frisch geschlüpft).
		GR-27	Keine Eier/Larven. LP schwer zu kontrollieren, ohne Probenahmebereich zu verändern.
		GR-I	Abgestorbene Eier.
		GR-II	Abgestorbene Eier.
		GR-III	Keine Eier/Larven.
4	08.04.2015	GR-03/2	Abgestorbene Eier.
		GR-27	Keine Eier/Larven.

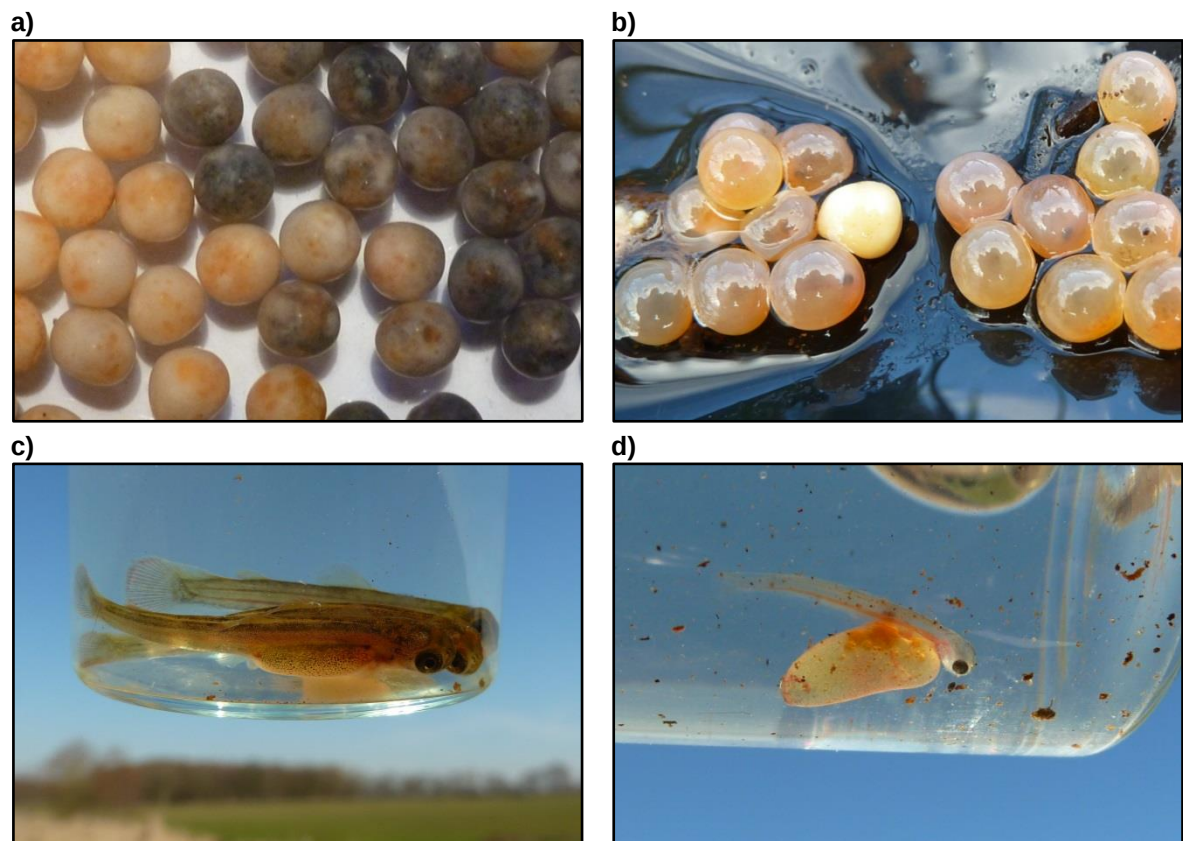


Abb. 40: Meerforelleneier und -larven aus der Geeste und Grove.

a) Abgestorbene Eier aus Laichplatz GE-10. b) Ein abgestorbenes Ei sowie lebende Eier, in denen die Augen von Meerforellenlarven zu erkennen sind (GR-21). c) Drei Meerforellenlarven (25 mm) aus Laichplatz GR-21. d) Eine frisch geschlüpfte Meerforelle (15 mm) aus Laichplatz GR-23. Fotos: L. Rennebeck, Aufnahmedatum: a) 03.03.2015, b) 09.03.2014, c), d) 19.03.2015.

4.8 Brütlingsbefischung

Bei der Brütlingsbefischung am 09.06.2015 wurden in der Geeste auf 330 m drei Forellen der Generation 0+ gefangen (Tab. 9). Sie hielten sich zwischen den Laichplätzen GE-I und GE-13 auf und waren im Durchschnitt 56,0 mm lang. Auch andere Fischarten waren nur in geringen Abundanzen vertreten, darunter der Neunstachlige Stichling (*Pungitius pungitius*, $n = 18$), Aal (*Anguilla anguilla*, $n = 3$) sowie zwei Forellen der Generation 1+ oder 2+ (Standardlänge 15 bzw. 18 cm, Anhang 12). Der Wasserstand war am Start der Untersuchungsstrecke mit 5,5 cm sehr niedrig und das Gewässer gut einsehbar. Es wurde von einem Fangerfolg von 60-80 % ausgegangen. Alle Fische waren sehr gut genährt. Auf der

Gewässersohle und besonders an dem häufig vorkommenden Totholz waren sehr viele Gammaridae zu finden.

An der Grove konnten auf 430 m insgesamt 165 Forellen der Generation 0+ gefangen werden (Tab. 9). Sie hatten im Durchschnitt eine Länge von 46,6 mm und kamen fast im gesamten befischten Bereich vor. Am häufigsten waren die Jungtiere allerdings zwischen den Laichplätzen GR-07 und GR-23 zu finden, wo zum Teil mehr als eine Forelle (0+) auf einem Meter Befischungsstrecke gefangen wurde (Abb. 41). Alle Fische befanden sich in einem sehr guten Zustand. Der Wasserstand war am Start der Untersuchungsstrecke mit 15 cm ebenfalls sehr niedrig, das Wasser jedoch leicht trüb. Der Fangerfolg wurde auf 50-60 % geschätzt. Neben den jungen Forellen wurden auch vier ältere Tiere (23-35 cm) gefangen. Außerdem kamen auf der befischten Strecke fünf weitere Fischarten sowie adulte Bachneunaugen (*Lampetra planeri*) und Querder (*Lampetra*) vor (Anhang 13). Die Bachneunaugen waren meist zu zweit oder zu dritt im Laichvorgang auf den Kiesbetten zu finden.

Tab. 9: Ergebnis der Brütlingbefischung in Geeste und Grove am 09.06.2015.

An der Geeste wurde insgesamt eine Strecke von 330 m elektrisch befischt. An der Grove erfolgte die Befischung über rund 430 m.

	Abschnitt			Forellen 0+	
	Nr.	von	bis	Anzahl	mittlere Größe (mm)
Geeste	1	30 m unterh. GE-I	GE-I	0	-
	2	GE-I	GE-09	2	56,5
	3	GE-09	GE-13	1	55,0
	4	GE-13	GE-14	0	-
	5	GE-14	GE-15	0	-
	6	GE-15	GE-16	0	-
	7	GE-16	30 m oberh. GE-16	0	-
gesamt/Durchschnitt:				3	56,0
Grove	1	30 m unterh. GR-02	GR-02	13	52,2
	2	GR-02	GR-03	2	42,0
	3	GR-03	GR-06	3	48,3
	4	GR-06	GR-07	8	45,3
	5	GR-07	GR-08	18	47,7
	6	GR-08	GR-16	77	46,2
	7	GR-16	GR-23	37	45,0
	8	GR-23	GR-27	7	47,1
	9	GR-27	30 m oberh. GR-27	0	-
gesamt/Durchschnitt:				165	46,6

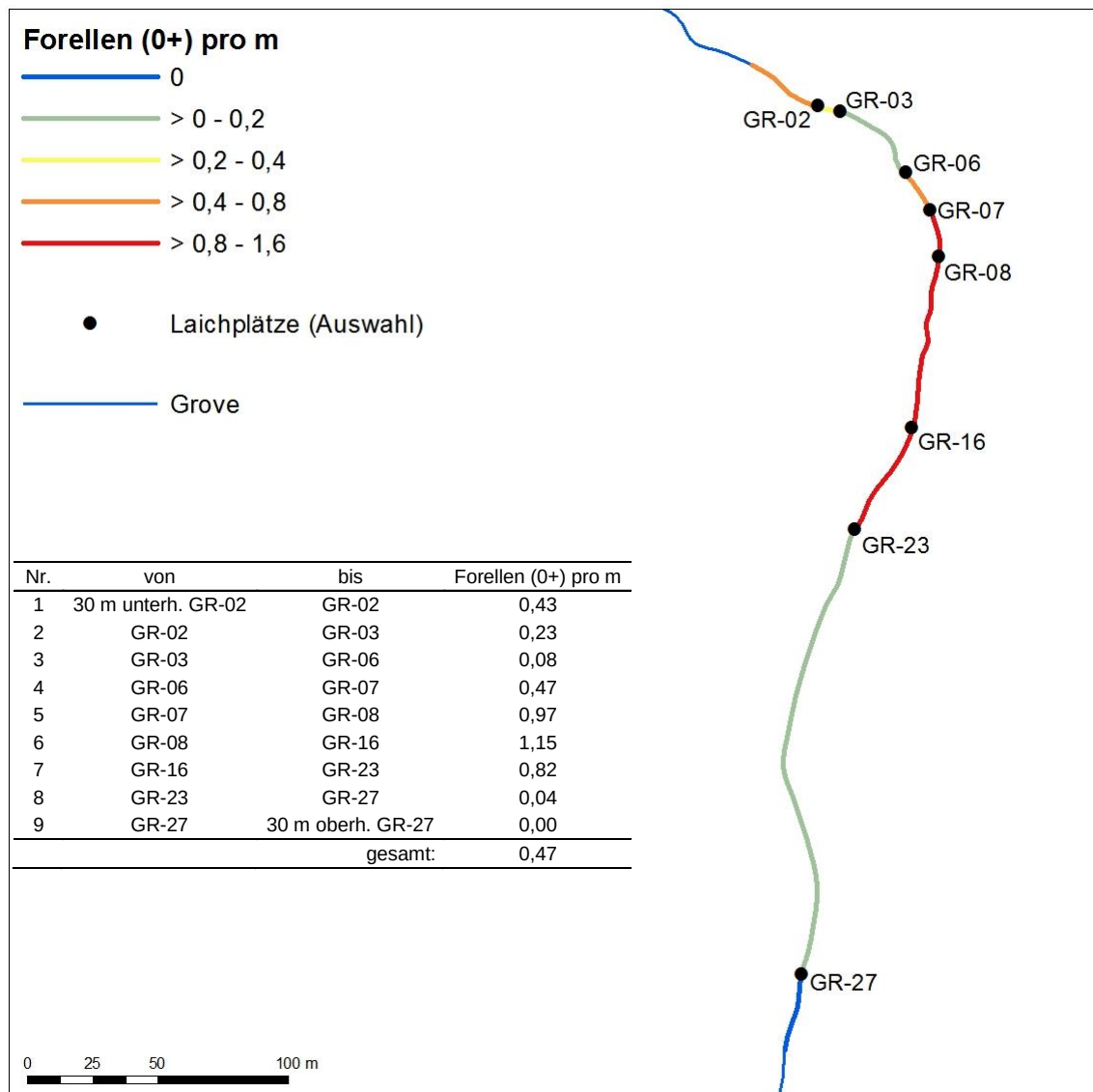


Abb. 41: Forellen (0+) pro m und befischtem Abschnitt in der Grove.

Kartenbearbeitung: L. Rennebeck, Kartengrundlage: OpenStreetMap, Lizenz CC BY-SA 2.0 (URL 1), bearbeitet.

4.9 Geschiebetransport

An der Geeste sedimentierten im Durchschnitt 78 g der Fraktionen < 2 mm in die Becher, wobei die Spanne von 6,2 g bis 332,8 g reichte (Anhang 14). Bei geringen Niederschlägen von rund 0,5 mm/Tag oder 1,2 mm/Tag sammelte sich im Mittel 8,6 g bzw. 12,3 g Sediment in den Bechern. Bei einer Vervierfachung des Niederschlags auf etwa 5,1 mm/Tag nahm die Menge an Sediment in den Bechern um das 21-fache (258,9 g) zu (Abb. 42). An der Grove sammelten sich im Mittel 103,6 g Sediment in den Bechern und damit mehr als

in der Geeste. Die Unterschiede zwischen den Messzeiträumen waren dabei geringer, innerhalb der Messzeiträume allerdings größer als in der Geeste (Abb. 42).

Den größten Anteil am Gesamtgewicht bildete in der Geeste die Fraktion 0,2-0,63 mm mit durchschnittlich 51,1 %, gefolgt von der Fraktion 0,063-0,2 mm (32,8 %). Bei Betrachtung der Niederschlagswerte wird deutlich, dass gerade Anteil und Gewicht der beiden genannten Fraktionen mit zunehmendem Niederschlag stieg (Abb. 43). Kleinere und größere Fraktionen zeigten in Verbindung mit der Niederschlagsmenge nur geringe Unterschiede. An der Grove war dieser Effekt ebenfalls zu erkennen, aber weniger stark ausgeprägt. Die Mittelwerte der einzelnen Fraktionen von Geeste und Grove waren über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet ähnlich (Anhang 14).

Der organische Anteil des Geschiebetransports war in der Geeste mit 25,6 % deutlich höher als an der Grove (9,2 %) und nahm über die Messzeiträume deutlich ab. In der Grove war erst eine deutliche Abnahme zwischen der zweiten und dritten Messung zu erkennen (Anhang 14).

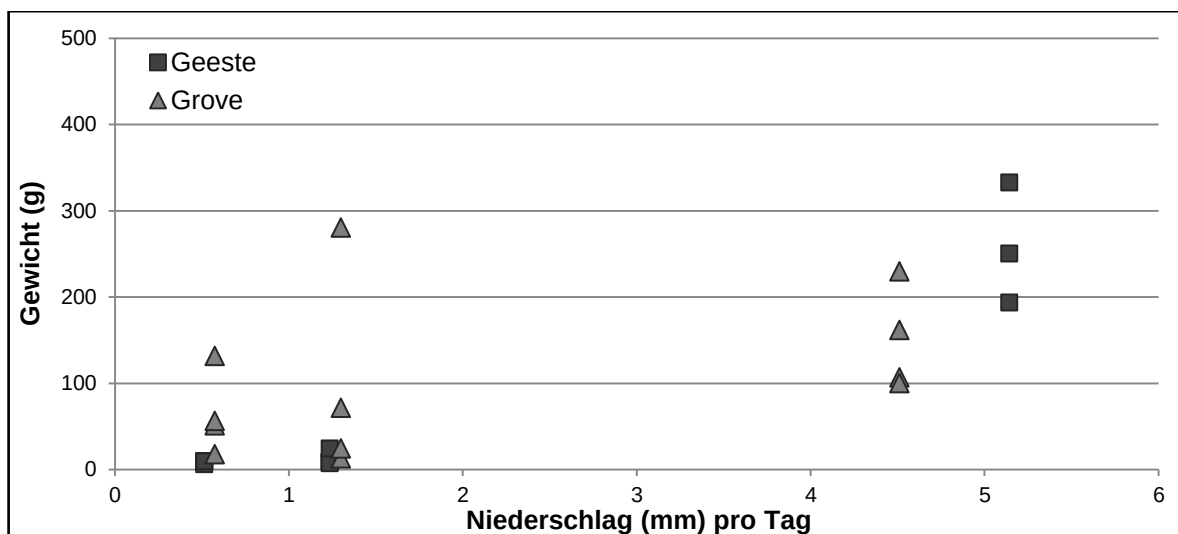


Abb. 42: Gesamtgewicht des Geschiebes pro Probestelle und Zeitraum, aufgetragen gegen den gefallen Niederschlag pro Tag im entsprechenden Zeitraum.

Zeiträume und Niederschlag/Tag Geeste: 03.11.2014-27.11.2014 (0,51 mm), 27.11.2014-17.12.2014 (1,24 mm), 17.12.2014-03.01.2015 (5,14 mm), Grove: 01.11.2014-28.11.2014 (0,57 mm), 28.11.2014-17.12.2014 (1,30 mm), 17.12.2014-06.01.2015 (4,51 mm). Datenquelle für „Niederschlag (mm) pro Tag“: Deutscher Wetterdienst (DWD), Stations-ID 704, URL 8.

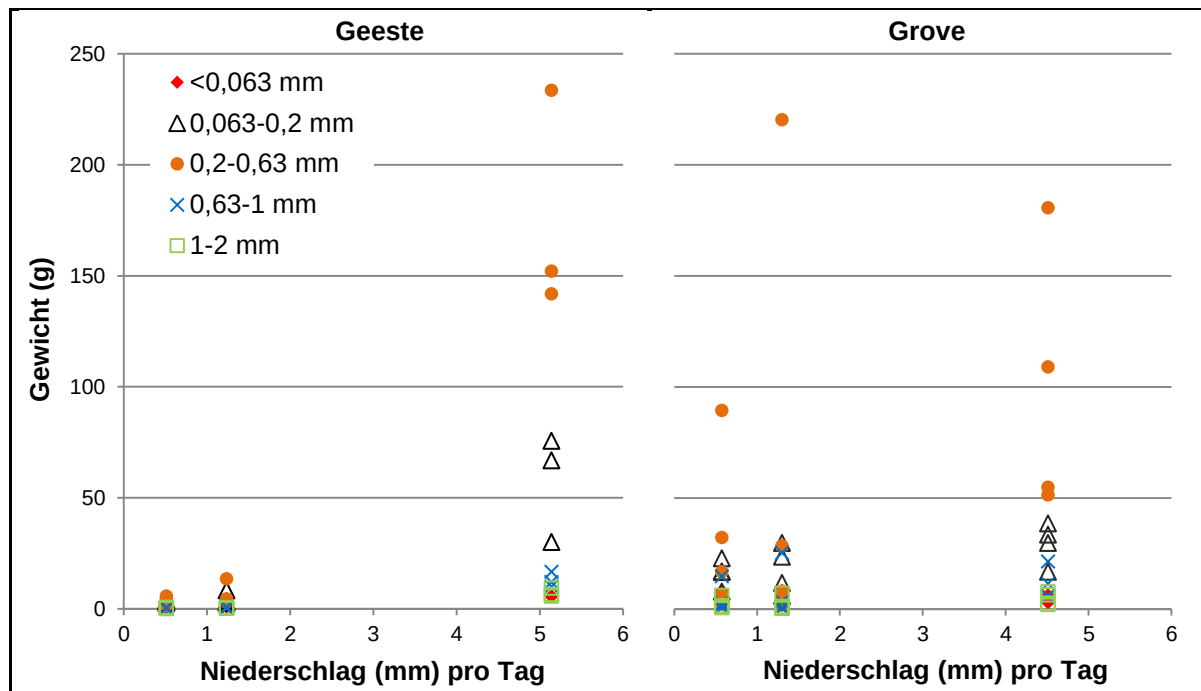


Abb. 43: Gewicht der einzelnen Fraktionen des Geschiebes pro Probestelle und Zeitraum, aufgetragen gegen den gefallen Niederschlag pro Tag im entsprechenden Zeitraum an Geeste (links) und Grove (rechts).

Datenquelle für „Niederschlag (mm) pro Tag“: Deutscher Wetterdienst (DWD), Stations-ID 704, URL 8.

4.10 Physikalisch-chemische Gewässerparameter

Die Leitfähigkeit betrug an der Geeste zwischen dem 19.10.2014 und 08.04.2015 421 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Mittelwert aus allen Einzelmessungen). An der Grove war die Leitfähigkeit mit durchschnittlich 544 $\mu\text{S}/\text{cm}$ etwas höher (Anhang 15). An der Geeste schwankten die Werte zwischen 250-528 $\mu\text{S}/\text{cm}$, wobei niedrigere Werte von Ende Dezember bis Anfang März auftraten (Abb. 44). An der Grove zeigte sich ein ähnlicher Verlauf mit einer Spanne von 342-648 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Der pH-Wert der Geeste betrug im Mittel 7,3 (6,82 bis 7,56) und an der Grove 7,4 (7,05 bis 7,92, Anhang 15). Der Verlauf war mit dem der Leitfähigkeit vergleichbar (Abb. 44).

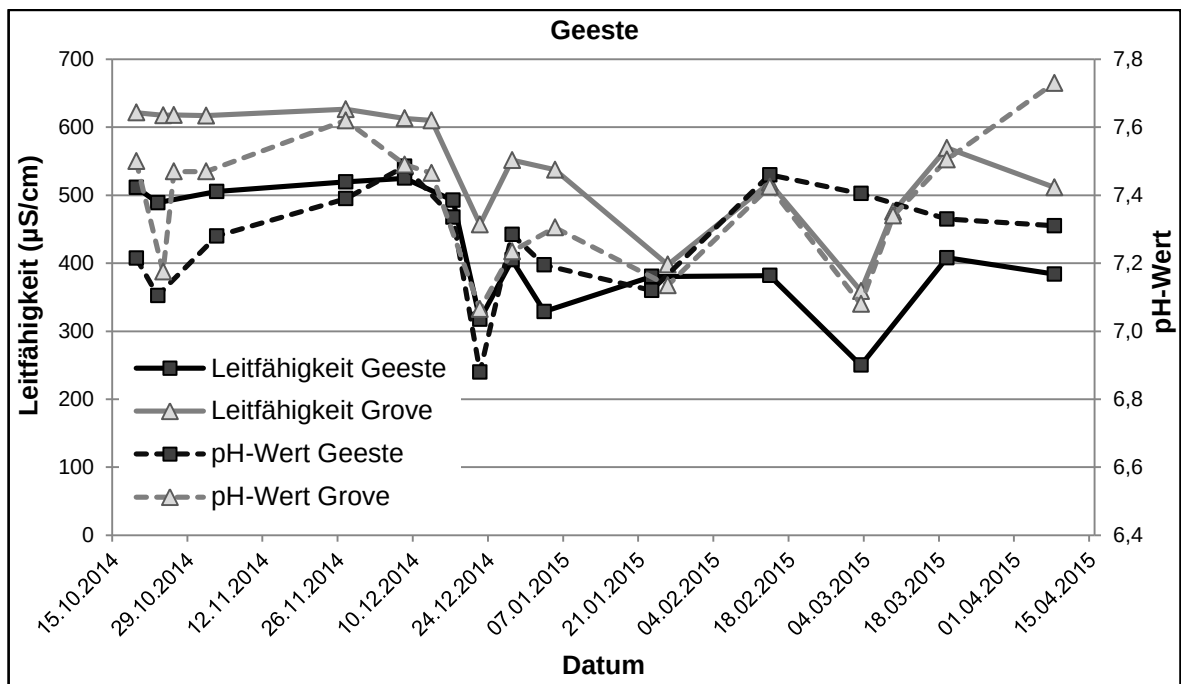


Abb. 44: Leitfähigkeit und pH-Wert an Geeste und Grove im Zeitraum 19.10.2014 bis 08.04.2015.

Die Punkte stellen Mittelwerte aus je zwei Messungen (Start und Ende der Untersuchungsstrecken) dar. Rohdaten: Anhang 15.

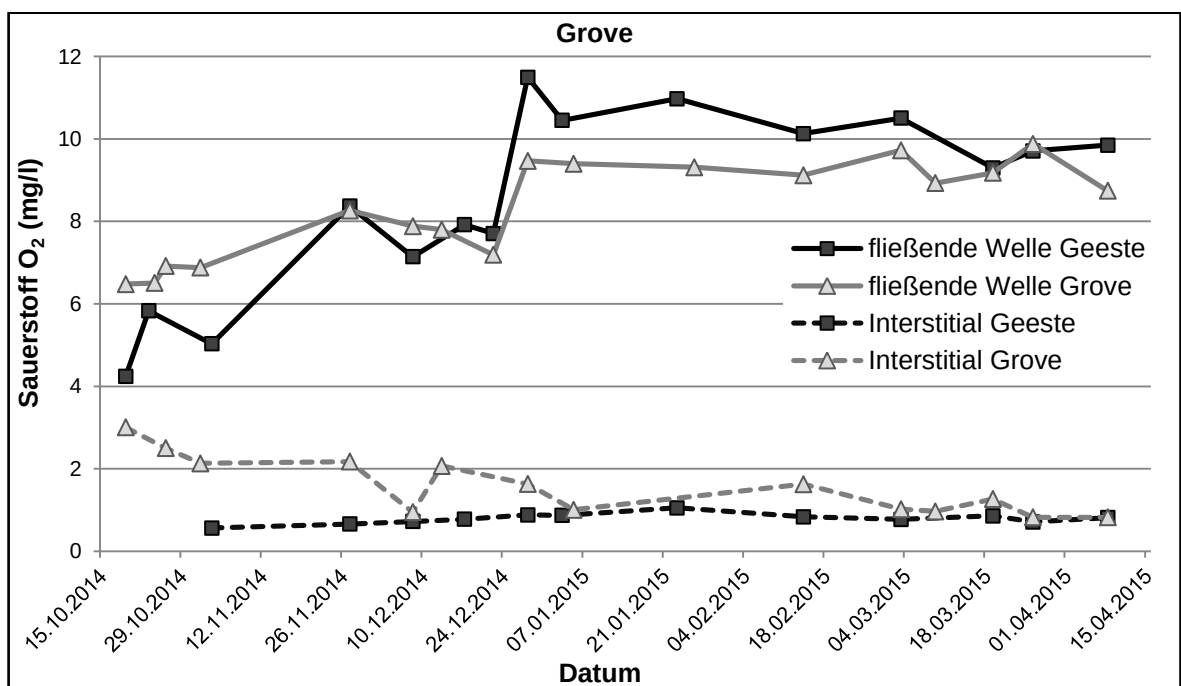


Abb. 45: Sauerstoffgehalt der fließenden Welle und des Interstitialwassers an Geeste und Grove im Zeitraum 19.10.2014 bis 08.04.2015.

Die Punkte stellen Mittelwerte aus je zwei Messungen (Start und Ende der Untersuchungsstrecken) dar. Rohdaten: Anhang 16.

Der Sauerstoffgehalt betrug an der Geeste im Mittel 8,5 mg/l. Allerdings traten große Schwankungen auf: zu Beginn der Untersuchung wurden am Ende der Untersuchungsstrecke nur 3,9 mg/l (38,8 %), am Start nur 4,6 mg/l (45,3 %) gemessen (Abb. 45, Anhang 16). Der Gehalt stieg im Verlauf immer weiter an und erreichte am 28.12.2014 am Start der Untersuchungsstrecke mit 11,9 mg/l (82,3 %) den höchsten gemessenen Wert. Danach ging der Sauerstoffgehalt wieder leicht zurück. An der Grove war der Sauerstoffgehalt mit 8,3 mg/l im Durchschnitt etwas geringer als in der Geeste. Die Spanne reichte von 5,2 mg/l am Ende der Untersuchungsstrecke zu Beginn der Messungen bis zu 10,1 mg/l am 28.12.2014 bzw. 19.03.2015 am Start der Untersuchungsstrecke. Der Sauerstoffgehalt nahm zunächst zu und blieb dann ab dem 28.12.2014 bei Werten um 9,3 mg/l (Abb. 45).

Der Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers an der Geeste war am Start und Ende der Untersuchungsstrecke mit 0,8 mg/l (6,4 %) sehr gering (Anhang 16) und es traten nur sehr geringe Schwankungen auf (Abb. 45). An der Grove war der Sauerstoffgehalt am Start mit 1,3 mg/l (11,6 %) und Ende mit 1,9 mg/l (16,0 %) ebenfalls gering, aber höher als an der Geeste. Zusätzlich kamen stärkere Schwankungen vor. Betrug der Sauerstoffgehalt am Start der Untersuchungsstrecke zu Beginn der Messungen noch 3,8 mg/l (38,8 %), wurden am 08.12.2014 nur 0,4 mg/l (3,3 %) gemessen. Im Durchschnitt war die Tendenz für den Messzeitraum leicht abnehmend (Abb. 45).

Die chemischen Gewässerparameter Nitrat (NO_3), Nitrit (NO_2), Ammonium (NH_4), Phosphat (PO_4) und Eisen (Fe) wurden am Start und Ende beider Untersuchungsstrecken an zehn Zeitpunkten bestimmt (Tab. 10). Bei Nitrat war eine starke Zunahme Ende Dezember zu verzeichnen. Zuvor lagen die Werte für Geeste und Grove bei etwa 1 mg/l, stiegen dann ab dem 22.12.2014 auf 80 mg/l an und gingen erst Ende Januar wieder leicht zurück. Nitrit und Phosphat zeigten ebenfalls ihr Maximum Mitte/Ende Dezember mit Werten bis 2 mg/l bzw. 1,2 mg/l in der Geeste und 0,3 mg/l bzw. 1,6 mg/l in der Grove. Ammonium konnte in der Geeste mit maximal 0,2 mg/l bestimmt werden, lag dort aber meistens und in der Grove immer unter der Nachweisgrenze. Der Eisengehalt der Geeste lag i.d.R. bei 0,8-1 mg/l, erreichte aber auch Werte von 1,6 mg/l. In der Grove wurden meistens Werte von 0,6-0,8 mg/l bestimmt.

Für den Untersuchungszeitraum stellen die Werte von Nitrat-Stickstoff laut der chemischen Gewässergüteklassifikation nach LAWA eine „hohe Belastung“ dar (Tab. 11, URL 9). Eine „erhöhte Belastung“ wurde durch Ortho-Phosphat-Phosphor festgestellt.

Tab. 10: Messergebnisse für Nitrat (NO₃), Nitrit (NO₂), Ammonium (NH₄), Phosphat (PO₄) und Eisen (Fe) am Start und Ende der Untersuchungsstrecken an Geeste und Grove.
NWG = Nachweisgrenze.

	Datum	NO ₃ (mg/l)		NO ₂ (mg/l)		NH ₄ (mg/l)		PO ₄ (mg/l)		Datum	Fe (mg/l)	
		Start	Ende	Start	Ende	Start	Ende	Start	Ende		Start	Ende
Geeste	19.10.2014	5	1	0,5	0,1	< NWG	0,2	0,4	0,1	23.10.2014	1	1
	03.11.2014	1	< 0,5	0,2	0,1	< NWG	0,2	0,2	0,2	03.11.2014	0,8	0,8
	27.11.2014	1	1	0,075	0,025	0,2	0,2	0,05	0,1	27.11.2014	1	1
	17.12.2014	10	20	0,4	2	0,2	< NWG	0,2	0,6	17.12.2014	0,8	1
	22.12.2014	80	80	0,2	0,15	< NWG	< NWG	1,2	1,2	22.12.2014	0,8	0,8
	28.12.2014	80	80	0,15	0,15	0,2	< NWG	0,4	0,4	28.12.2014	0,8	0,8
	23.01.2015	40	40	0,075	0,075	< NWG	< NWG	0,2	0,8	23.01.2015	1,2	1,6
	03.03.2015	10	10	0,025	0,025	< NWG	< NWG	0,4	0,4	03.03.2015	0,4	0,4
	19.03.2015	10	-	0,075	-	< NWG	-	0,4	-	19.03.2015	0,6	-
	08.04.2015	40	-	0,05	-	< NWG	-	0,2	-	08.04.2015	0,4	-
Grove	19.10.2014	1	< 0,5	0,05	0,025	< NWG	< NWG	0,05	0,2	23.10.2014	0,8	1
	03.11.2014	1	1	0,2	0,075	< NWG	< NWG	0,2	0,2	03.11.2014	0,4	1
	27.11.2014	1	1	0,05	0,025	< NWG	< NWG	0,05	0,2	27.11.2014	0,6	0,8
	13.12.2014	10	5	0,1	0,05	< NWG	< NWG	0,1	0,1	17.12.2014	0,4	0,8
	22.12.2014	80	80	0,3	0,2	< NWG	< NWG	1,6	1,2	22.12.2014	0,6	0,6
	28.12.2014	80	80	0,1	0,05	< NWG	< NWG	0,2	0,2	28.12.2014	0,6	0,8
	23.01.2015	80	80	0,1	0,075	< NWG	< NWG	0,2	0,2	23.01.2015	0,8	0,8
	03.03.2015	40	40	0,05	0,025	< NWG	< NWG	0,2	0,2	03.03.2015	0,2	0,4
	19.03.2015	20	-	0,05	-	< NWG	-	0,4	-	19.03.2015	0,4	-
	08.04.2015	40	-	0,05	-	< NWG	-	0,4	-	08.04.2015	0,8	-

Tab. 11: Chemische Gewässergüteklassifikation nach LAWA für die Parameter Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Stickstoff sowie Ortho-Phosphat-Phosphor aus Geeste und Grove.

Die Güteklassen gelten für den Messzeitraum 19.10.2014-08.04.2015. Die Werte ergeben sich aus dem doppelten Mittelwert aller Werte und den Umrechnungsfaktoren für Stickstoff- und Phosphorverbindungen.

		NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	PO ₄ -P
Geeste (n=18)	mg/l	12,8	0,15	0,21	0,27
	Güteklasse	III - IV	II - III	II	III
Grove (n=18)	mg/l	16,1	0,05	0,16	0,21
	Güteklasse	III - IV	II	II	III

5 DISKUSSION

5.1 Erste Voraussetzungen für eine natürliche Reproduktion

Die Laichwanderung von Meerforellen wird vor allem durch erhöhte Abflussmengen in den Zielgewässern veranlasst (Campbell 1977; Jonsson & Jonsson 2002). Aufgrund der langanhaltenden Trockenheit im September und November¹⁰ 2014 und den damit einhergehenden niedrigen Wasserständen wurde die überwiegende Zahl an Laichplätzen erst ab Mitte Dezember angelegt. In der Grove müssen Fische eine Sohlgleite bei der Bahnüberfahrt zwischen Wehdel und Geestenseth überwinden, was bei niedrigen Wasserständen erschwert wird (pers. Mitt. Otten 2014). Allerdings wurden am 28.11.2014 einige Meerforellenlaichplätze gefunden, obwohl sich der Wasserstand bis dahin noch nicht erhöht hatte. ARGE Weser (1998) gaben für den Fischeaufstieg in die Grove bis auf das Tidesperrwerk in Bremerhaven keine Hindernisse an. In der Geeste sind auf den ersten fünf Kilometern eine Reihe von Verrohrungen bis zu 13 m Länge vorhanden, deren Überwindbarkeit für Großsalmoniden in ARGE Weser (1998) als fraglich eingeschätzt wurde. Trotz Einschränkungen in der lateralen Durchgängigkeit von Geeste und Grove konnten mit dem Fang adulter Meerforellen sowie dem Nachweis von Meerforellenlaichplätzen die ersten notwendigen Schritte einer erfolgreichen natürlichen Reproduktion aufgezeigt werden. Demnach können besetzte Meerforellen in den Gewässern aufwachsen und sowohl den Abstieg ins Meer als auch den Aufstieg zurück in ihre „Geburtsgewässer“ bewältigen. Die Anzahl der von den Bauwerken zurückgehaltenen Fische bleibt allerdings unbekannt (Powers & Orsborn 1984; Kahler & Quinn 1998).

Ab dem 13.12.2014, nach den ersten stärkeren Niederschlägen (sowie einem Anstieg der Wassertemperatur), wurden schließlich die ersten Meerforellen in der Grove gefangen und weitere Laichplätze gefunden. An der Geeste erhöhte sich der Wasserstand erst nach den starken Regenfällen um Weihnachten 2014 deutlich, sodass danach erst Meerforellen gefangen und Laichplätze nachgewiesen werden konnten. Bei den potentiellen Laichhabitaten wurden bei niedrigen Wasserständen große Bereiche der Gewässersohle teilweise weniger als einen Zentimeter tief von Wasser überströmt. Zusätzlich erschwert wahrscheinlich die geringe Tiefenvarianz im oberen Bereich der Geeste den Aufstieg, da

¹⁰ Im September und November wurden nur 12,2 mm und 15,5 mm Niederschlag gemessen und damit 4,8-mal bzw. 4,4-mal weniger als das Mittel der Jahre 2007-2013 (Datenquelle: Deutscher Wetterdienst (DWD), Stations-ID 704, URL 8).

Meerforellen nicht von Pool zu Pool wandern können und nur wenige Versteckmöglichkeiten finden. In der Grove können Meerforellen auch bei niedrigem Wasserstand in den ausreichend tiefen Bereichen zwischen den Kiesbetten verweilen und sich damit in unmittelbarer Nähe zu den Laichhabitaten verstecken. Diese Situation trifft vor allem auf den unteren, 2009 renaturierten Bereich zu, in dem, mit einer Ausnahme, alle Laichplätze angelegt wurden. Die wenigen tiefen Stellen und Versteckmöglichkeiten im 2007 renaturierten Bereich könnten das Fehlen von Laichplätzen in diesem Abschnitt erklären (Crisp 1996; Armstrong *et al.* 2003; Nika *et al.* 2011). Durch die Änderung des Abflussregimes durch die intensive Entwässerung wird der Effekt noch verstärkt. Wasser wird aus dem Einzugsgebiet schnell in Geeste und Grove eingeleitet, sodass starke Abflussschwankungen mit sehr niedrigen Wasserständen während Trockenperioden und sehr hohen Wasserständen bei Starkregenfällen auftreten. Dadurch verkleinert sich das Zeitfenster für einen möglichen Aufstieg von adulten Meerforellen in die oberen Bachläufe. Neben dieser Art der verringerten Durchgängigkeit wird die Erosionsgefahr im Gewässer durch hohe Abflüsse verstärkt. In Trockenperioden wird durch niedrige Wasserstände zudem der Lebensraum für Fische und andere Lebewesen reduziert (Crisp 1993).

Während der Ei- und Larvenentwicklung kam es in Geeste und Grove weder zur Grundeisbildung noch überschritt das Wasser eine für Bachforelleneier letale Temperatur von 13 °C, sodass aus dieser Sicht keine Einschränkungen bestanden (Elliott & Elliott 2010). Da Schwankungen durch die Gewässersohle abgeschwächt und verzögert werden entspricht die in der fließenden Welle gemessene Temperatur zwar nicht genau der des Interstitialwassers, allerdings sind die Unterschiede über einen längeren Entwicklungszeitraum gering (Crisp 1990; Heywood & Walling 2007). Geht man davon aus, dass die Laichplätze in der Geeste zwischen dem 22.12.2014 und 05.01.2015 angelegt wurden, lag der Schlupfzeitpunkt nach 440 Tagesgraden zwischen dem 24.03.2015 und 02.04.2015. An der Grove wurden 440 Tagesgrade (berechnet ab dem 08.12.2014 und 05.01.2015) zwischen dem 16.02.2015 und 25.03.2015¹¹ erreicht. Dieser Zeitraum konnte für die Grove durch die Ei- und Larvenkontrollen bestätigt werden. Laichplätze mit positivem Larvennachweis waren bei dieser Untersuchung allerdings eine Ausnahme, was in erster Linie auf schlechte Entwicklungsbedingungen im Laichplatz zurückgeführt wird. In beiden Gewäs-

¹¹ Aufgrund des ausgefallenen Datenloggers lagen nur Temperaturwerte bis zum 02.03.2015 vor, sodass der Schlupfzeitpunkt bei Start am 05.01.2015 über eine lineare Trendlinie bestimmt wurde.

sen wurden hohe Feinsedimentanteile in der Gewässersohle sowie hohe Feinsedimenteinträge während der Entwicklungszeit festgestellt, was eine mangelhafte Sauerstoffversorgung der Eier und Larven im Interstitials verursachte.

5.2 Substrateigenschaften der Laichhabitate

Organisches und anorganisches Feinsediment ist ein natürlicher Bestandteil in Fließgewässern und stellt für einige Organismen Lebensraum und Nahrungsquelle dar. Dessen Erosion und Sedimentation ist ein wichtiger Prozess der Fließgewässerdynamik und trägt zur Heterogenität von Lebensräumen bei (Kemp *et al.* 2011). Durch anthropogene Veränderungen im Fließgewässer und dessen Einzugsgebiet, wie landwirtschaftliche Nutzung, Waldrohdung, Tagebau, Gewässerausbau und –unterhaltung, kann sich Erosion und damit der Feinsedimenteintrag allerdings stark erhöhen und vielfältige negative Effekte auf das Ökosystem haben (Wood & Armitage 1997; Walling & Fang 2003; Kemp *et al.* 2011). Die Landwirtschaft wird dabei als primäre Ursache für erhöhte Erosion angesehen (Walling & Fang 2003). Bei Salmonidenlaichplätzen führt Feinsediment zur Kolmation des hyporheischen Interstitials, wodurch der Zustrom an sauerstoffreichem Bachwasser reduziert wird und metabolische Abfallprodukte nicht aus dem Laichplatz abtransportiert werden können (McNeil & Ahnell 1964; Rubin & Glimsäter 1996). Dadurch kann die Ei- und Larvenentwicklung eingeschränkt und die Larvenemergenz blockiert werden (Sternecker & Geist 2010).

In den Kiesbetten der Geeste wurden sehr hohe Feinsedimentanteile festgestellt. Sedimente < 1 mm waren durchschnittlich mit rund 30 % im Sohlensubstrat vertreten, Sedimente < 2 mm mit rund 35 %. Beim Schlagen der Laichkuhlen wirbeln Meerforellen das Sohlensubstrat auf, sodass feinere Sedimente durch die Strömung fortgespült werden. Dadurch ergibt sich ein Reinigungseffekt, der die Entwicklungsbedingungen im Interstitial verbessert (Chapman 1988). Partikel < 1 mm werden nach Kondolf (2000) um rund ein Drittel durch Salmoniden reduziert. Die neu angelegten Laichplätze in der Geeste wiesen jedoch sogar zwei Drittel weniger Feinsedimente < 1 mm, als unbearbeitete Kiesbetten auf. Dies liegt vermutlich am hohen Gesamtanteil der Feinsedimente bei geringem Anteil an stabilisierenden Grobkies. Trotz des hohen Reinigungseffekts war der Feinsedimentanteil für die

Fraktionen < 2 mm in neu angelegten Laichplätzen mit durchschnittlich 14 % immer noch sehr hoch (10 % für < 1 mm). Nur zwei Laichplätze wiesen weniger als 10 % Feinsediment < 2 mm auf. Viele Autoren geben als kritische Grenzen für Feinsediment < 1 mm etwa 13 %, für Feinsediment < 2 mm etwa 15 % an (siehe Abschnitt 1.2 sowie Dirksmeyer 2008). Demnach ist die Eientwicklung in den Laichplätzen der Geeste schon kurz nach dem Anlegen stark eingeschränkt. Hinzu kommt ein hoher Sedimenteintrag in die Laichplätze über die Entwicklungszeit: Bis zur Entnahme der C-Proben hatte sich der Feinsedimentanteil für die Fraktionen < 2 mm fast verdoppelt (22 %). Nur Laichplatz GE-16 blieb mit 14,3 % Feinsediment < 2 mm knapp unterhalb der kritischen Grenze. Besonders zum Ende der Entwicklungszeit sind Salmonidenlarven auf konstant hohe Sauerstoffwerte und Lücken im Substrat angewiesen (Louhi *et al.* 2008; Sternecker & Geist 2010).

Zusätzlich zu den hohen Feinsedimentanteilen war auch Feinkies (2-6,3 mm) stark vertreten. Diese Fraktion kann zwar größere Poren für eine ausreichend gute Frischwasserversorgung bilden, jedoch sind die Poren für Larven zu eng, um aus der Gewässersohle zu emergieren und zu groß, um von ihnen noch bewegt zu werden (Rubin 1998). Die Fraktion 2-6,3 mm war in den Kiesbetten der Geeste mit rund 17 % vertreten und war bei neu angelegten sowie alten Laichplätzen nur knapp zwei Prozentpunkte geringer. Für die kumulierten Fraktionen $< 6,3$ mm ergaben sich demnach bei den A-, B- und C-Proben Anteile von 51 %, 29 % und 37 %. Kondolf (2000) und Milan *et al.* (2000) geben nach einer Literaturauswertung als Obergrenze für die Fraktionen $< 6,35$ mm etwa 30 % an. Demzufolge sind die Kiesbetten der Geeste im Hinblick auf den Feinsediment- und Feinkiesanteil für die Reproduktion von Salmoniden ungeeignet.

Als Folge der hohen Feinsediment- und Feinkiesanteile ergaben auch die weiteren Bewertungsparameter (geometrisches Mittel d_g , Sortierungskoeffizient S_o und Fredle Index F_i) keine Werte, die für gute Entwicklungsbedingungen sprechen. Das d_g erhöhte sich zwar durch Auswaschen von Feinsediment beim Laichplatzbau von 4,8 mm auf 11,2 mm, jedoch wird nach Shirazi & Seim (1979) die Mindestgrenze für eine Larvenemergenz von 50 % bei einem d_g von 12 mm gesehen. Heywood & Walling (2007) nennen für 50 % überlebende Larven einen d_g von mindestens 18 mm. Die C-Proben wiesen schließlich nur noch einen d_g von 7,6 mm auf. Der F_i , Quotient aus d_g und S_o und Kenngröße für Porengröße und relative Permeabilität, überstieg nur in neuen Laichplätzen mit einem Wert von 4,5 die optimistische Mindestgrenze von 3,5 für ein 50-prozentiges Überleben der Larven

(Lotspeich & Everest 1981). Den Bewertungsparametern zu Folge ist die Gewässersohle der Geeste zu feinkörnig und weist dadurch eine nur geringe Permeabilität auf.

Auch in den Kiesbetten der Grove wurden mit 17,6 % hohe Feinsedimentanteile (< 2 mm) festgestellt, die durch das Schlagen des Laichplatzes aber um fast 15 Prozentpunkte reduziert wurden. Bis zum Ende der Entwicklungszeit stieg der Anteil wieder auf 9,4 %. Damit war der Feinsedimentanteil über die gesamte Entwicklungszeit im Durchschnitt geringer, als die von anderen Autoren angegebene kritische Grenze von etwa 15 %. Bei Einzelbetrachtung der Laichplätze wurde die Grenze allerdings von GR-02, GR-08.2 und GR-27 überschritten.

Das Laichsubstrat wurde durch den bei der Renaturierung künstlich eingebrachten Mittel- und Grobkies charakterisiert. Dadurch war der d_g mit 11 mm in den A-Proben, bzw. 21 mm und 16 mm in den B- und C-Proben deutlich höher als in der Geeste und für Salmonidenlaichplätze nach Shirazi & Seim (1979) ausreichend. Auch der F_i deutete nicht auf eine für Salmoniden ungeeignete Gewässersohle hin. Mit Werten von 12,4 und 9,7 bei den B- und C-Proben war der Fredle Index deutlich über der von Lotspeich & Everest (1981) angegebenen Mindestgrenze von 3,5.

Die Unterschiede der Bewertungsparameter zwischen den A- und B-Proben sowie B- und C-Proben waren bei Geeste und Grove in fast allen Fällen signifikant. Dadurch wird zum einen der starke Einfluss des Laichplatzbaus durch Meerforellen auf die Gewässersohle deutlich. Andererseits ist auch ersichtlich, wie schnell und intensiv sich eine negative Entwicklung der aufgewerteten Areale in den Gewässern vollzieht. Die dafür primär entscheidende Ab- und Zunahme der Feinsedimente kann durch den Sortierungskoeffizienten nur bedingt verdeutlicht werden. Durch die Verwendung des 25. Perzentils werden die kleinen Fraktionen nicht hinreichend erfasst (Shirazi & Seim 1981).

Bei Auswertung der Siebanalyse müssen methodische Einschränkungen beachtet werden. Zum einen stimmt der Entnahmeort der A- und B-Proben in der Geeste nur in vier Fällen überein, sodass bei Einzelbetrachtung von Laichplätzen die natürliche heterogene Zusammensetzung der Gewässersohle berücksichtigt werden muss (Milan *et al.* 2000). Außerdem basieren die A-, B- und C-Proben je Standort nicht auf Mischproben, sondern lediglich auf eine Einzelprobe mit einem durchschnittlichen Trockengewicht von 4,2 kg. Bei anderen Untersuchungen wurden hingegen Mischproben mit Probengewichten von 10-24 kg ent-

nommen (Carling & Reader 1981; Crisp & Carling 1989; Dirksmeyer 2008). Shirazi & Seim (1979) empfehlen eine Probengröße von 5-10 kg, um verlässliche Werte für Sedimentparameter zu erhalten. Damit große Fraktionen angemessen repräsentiert werden, sollte der Durchmesser des Excavation-Core-Samplers zwei bis dreimal größer als die (regelmäßig) vorzufindende größte Fraktion sein und die größte Fraktion nicht mehr als 5 % der Gesamtprobe ausmachen (Valentine 1995). Demnach war der verwendete Sampler mit einem Durchmesser von 15 cm ausreichend groß, das Probengewicht aufgrund einer einzelnen Probe pro Laichplatz aber ggf. zu klein. Angesichts der relativ feinkörnigen Gewässersohle der Geeste und der künstlichen und damit gleichmäßig strukturierten Sohle der Grove wird jedoch davon ausgegangen, dass die Proben die Sedimentzusammensetzungen angemessen widerspiegeln (Shirazi & Seim 1981). Auch ein nennenswerter Verlust von Feinsedimenten bei der Probenentnahme konnte nicht beobachtet werden, da Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeit bei den Probenentnahmen gering waren.

Das Sohlensubstrat der Geeste und Grove zeigen einen unimodalen Aufbau (Abb. 30, Abb. 31, S. 64). Unimodale Verteilungen deuten auf Fraktionen unterschiedlicher Herkunft hin, die unterschiedliche Erosions- und Transporteigenschaften aufweisen (Bunte & Abt 2001). Kleinere Partikel (z.B. Sand) werden i.d.R. schon durch geringere Strömungsgeschwindigkeiten bewegt, als größere (z.B. Kies). Ist der Anteil kleinerer Partikel allerdings sehr hoch, so werden auch größere Partikel durch geringe Strömungsgeschwindigkeiten leichter bewegt (Wilcock, Pitlick & Cui 2009). Die Fraktionen zwischen 10-63 mm bilden in der Geeste die „framework grains“, die, aufgrund des hohen Feinsedimentanteils, der Sohle jedoch keine Stabilität verleihen können („matrix supported“, Kondolf 2000). Zudem wurde vermutlich ein Großteil des Grobsubstrats bei Grundräumungen in den 1960er Jahren entfernt. Ein weiterer Peak bei der Fraktion 0,2-0,63 mm stellt den Großteil der Matrix und die dominierende Fraktion in den Kiesbetten der Geeste dar. Betrachtet man die absoluten Mengen dieser Fraktion zwischen den A-, B- und C-Proben, so nahm diese durch den Laichplatzbau am stärksten ab (Abb. 46). Prozentual gesehen war die Abnahme der drei kleinsten Fraktionen mit rund 70 % allerdings fast gleich. Die Zunahme der Feinsedimente in den C-Proben war hingegen unterschiedlich: Die Fraktion 0,2-0,63 mm akkumulierte um fast 100 %, gefolgt von der Fraktion 0,063-0,2 mm mit rund 80 %. Nach Wood & Armitage (1997) wird Sand (0,2-0,5 mm) besonders leicht und schon bei niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten als Geschiebe mobilisiert.

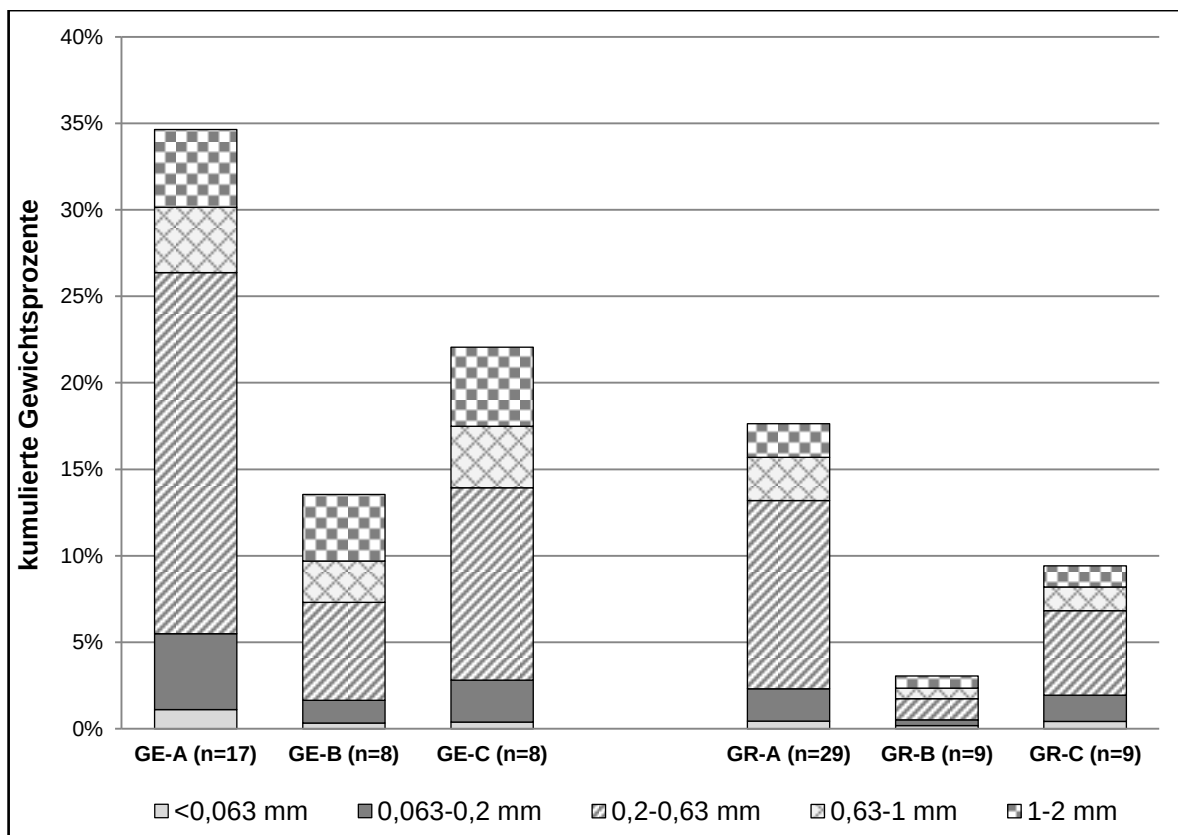


Abb. 46: Anteile der Fraktionen < 2 mm der A-, B- und C-Proben (Mittelwerte) aus Geeste und Grove.

Bei der Untersuchung des Geschiebetransports wurden insbesondere diese Fraktionen als mobil identifiziert. Dabei besteht ein Zusammenhang zwischen Abfluss und Sedimenttransport (Acornley & Sear 1999; St-Hilaire *et al.* 2005; Schindler Wildhaber *et al.* 2012). Bei höheren Niederschlägen (und damit stärkeren Abflüssen und Strömungsgeschwindigkeiten) nahm die Menge an Geschiebetransport und insbesondere der beiden genannten Feinsedimentfraktionen stark zu (Abb. 42, Abb. 43, S. 77). Die nötige Niederschlags- bzw. Abflussmenge zur Mobilisierung dieser Fraktionen kann jedoch aufgrund der wenigen Proben und den kurzen Untersuchungszeitraum nicht bestimmt werden. Außerdem sind keine Rückschlüsse auf die Menge des in die Laichplätze gespülten Sediments möglich. Soulsby *et al.* (2001b) gehen davon aus, dass eine vollständige Versandung von Laichplätzen innerhalb einer Woche, bzw. während eines einzigen mittleren bis starken Unwetters erfolgen kann. Vermutlich kann in der Geeste bei besonders starken Abflüssen aufgrund des hohen Feinsedimentanteils auch die Feinkies-Fraktion (2-6,3 mm) transportiert wer-

den, welche den dritten Peak der unimodalen Substratverteilung darstellt (Wilcock *et al.* 2009). Diese Fraktion wurde bei der Bestimmung des Geschiebetransports allerdings nicht berücksichtigt. Der höhere Anteil an organischer Substanz im Geschiebetransport der Geeste liegt in dem angrenzenden Baumbestand begründet. Die höchsten organischen Anteile traten während des Laubfalls im November auf. Danach ging der Anteil organischer Substanz stark zurück. In der Grove war durch den geringeren Baumbestand ein deutlich niedrigerer TOC-Gehalt festzustellen.

Die Bedeutung von stabilisierenden „framework grains“ (Kondolf 2000) wird auch beim Vergleich der Laichplatzstruktur zwischen Geeste und Grove deutlich. Die Ausmaße von Salmonidenlaichplätzen korrelieren i.d.R. positiv mit der Körperlänge der Weibchen (Crisp & Carling 1989). Diese waren in der Geeste mit 57,5 cm ($n = 4$) und in der Grove mit 61,6 cm ($n = 7$) etwas kleiner (wobei die Laichplätze nicht durch diese gefangenen und abgestrißenen Weibchen angelegt wurden). Die Laichplätze in der Geeste waren mit durchschnittlich 210 cm allerdings etwas länger als in der Grove (186 cm), wiesen dabei aber schwächer ausgeprägte Laichkuhlen und -hügel auf. Diese Unterschiede sind in diesem Fall eher auf die Substrateigenschaften, als auf die Größe der Weibchen zurückzuführen. Geht man von gleichen Strömungsgeschwindigkeiten während der Laichgeschäfte aus, so würde gröberes Substrat im Vergleich zu feinem weniger stark stromab transportiert werden. Zudem verteilt sich feineres Substrat stärker, wodurch der Laichhügel eine geringere Höhe aufweist: In der Grove wurde zwischen dem tiefsten Punkt der Kuhle und dem höchsten des Hügels im Schnitt 30,6 cm gemessen, in der Geeste lediglich 20,5 cm. Die Laichkuhle war bezogen auf die Wassertiefe vor dem Laichplatz in der Grove hingegen mit 9,5 cm etwas flacher als in der Geeste (12,1 cm), da gröberes Substrat von den Fischen schlechter aufgeworfen werden kann (Kondolf & Wolman 1993). Zwar wurde die Tiefenvarianz der Laichplätze während oder nach der Ei- und Larvenentwicklung nicht erneut gemessen, jedoch wurde beobachtet, dass sich die Struktur der Laichplätze während der Entwicklungsphasen in der Geeste wesentlich stärker veränderte. Nach den ersten höheren Wasserständen wurden diese stark eingeebnet, wohingegen die Laichplätze in der Grove noch lange ihre charakteristische Struktur behielten. Diese bewirkt einen Wasseraufstau vor dem Laichhügel, sodass sauerstoffreiches Bachwasser verstärkt zur Eitasche einströmen kann (Kondolf 2000). Fehlt stabilisierendes Grobsubstrat, kann die Struktur bei hohen Abflüssen durch Erosion verloren gehen und Eier aus dem Laichplatz ausgespült werden

(Ottaway *et al.* 1981; DeVries 2000; Schindler Wildhaber 2012). Durch die intensive Entwässerung des Grün- und Ackerlandes entlang der Geeste und Grove wird Regenwasser schnell in die Gewässer abgeleitet, sodass unnatürlich starke Abflüsse mit hoher Erosionskraft entstehen können (Crisp 1989, 1993).

Das bimodal aufgebaute Substrat der Grove zeigte einerseits einen Peak bei den Fraktionen 10-63 mm, also dem künstlich eingebrachten Kies. Des Weiteren zeigte sich ein Peak bei Mittelsand (0,2-0,63 mm, Abb. 31, S. 64). Mittelsand wurde in der Grove beim Laichplatzbau (bezogen auf den Anteil der A-Proben) um fast 90 % reduziert, gefolgt von Feinsand (0,063-0,2 mm) mit knapp 80 %. Von den B- zu C-Proben erhöhte sich die Menge der Fraktionen um 300 % bzw. 360 %. Mit der Bestimmung des Geschiebetransports konnte bestätigt werden, dass überwiegend diese Fraktionen auch in der Grove mobilisiert werden.

Die Art und Weise, wie Feinsedimente in der Gewässersohle akkumulieren, ist u.a. abhängig von der Strömungsgeschwindigkeit sowie der Größe und Zusammensetzung des Sohlensubstrats und der mobilen Feinsedimentfraktionen (Beschta & Jackson 1979; Brunke 1999; Rehg, Packman & Ren 2005; Velickovic 2005). Beschta & Jackson (1979) konnten zeigen, dass Sand (Median-Durchmesser 0,5 mm) bei geringen Strömungsgeschwindigkeiten nur flach in Kies (Median-Durchmesser 15 mm) eindringt, dort eine Schicht bildet und so verhindert, dass weiteres Sediment in tiefere Schichten eindringt. Bei höheren Strömungsgeschwindigkeiten und größeren Turbulenzen drang der Sand tiefer in das Sediment ein und bildete dort eine Schicht. Feinerer Sand (Median-Durchmesser 0,2 mm) hingegen bildete keine Schicht die das Eindringen von weiterem Sand verhinderte, sondern füllte die Zwischenräume des Kies vom Boden bis zur Oberfläche auf. Dies hat eine besondere Bedeutung für das Überleben von Eiern und Larven in Salmonidenlaichplätzen, da so Austauschprozesse zwischen Bach- und Interstitialwasser verringert werden (Brunke & Gonser 1997; Meyer, Sparkman & Klatte 2005). Bei dem hohen Anteil an Feinkies in der Geeste und einer überwiegenden Geschiebegröße von 0,2-0,63 mm ist zu vermuten, dass sich Feinsedimente in den Laichplätzen in einer oberflächennahen Schicht ablagerten. Da die Laichplätze allerdings auch noch nach dem Laichplatzbau hohe Feinsedimentanteile aufwiesen, führte eine zusätzliche Kolmation wahrscheinlich nur zu geringen Auswirkungen auf die ohnehin schon schlechten Entwicklungsbedingungen. Das in der Grove untersuchte Laichsubstrat war hingegen sehr grobkörnig und permeabel (hoher F_i). Der im Vergleich

zur Geeste deutlich geringere Sortierungskoeffizient ist auf den geringen Anteil an Feinkies zurückzuführen. Durch das Fehlen dieser Korngröße kann der Laichplatz wie eine Sedimentfalle fungieren, in der es zur tiefgreifenden Kolmation kommt. Dirksmeyer (2008) konnte bei künstlichen Kiesbetten trotz geringerer Feinsedimentanteile eine signifikant schlechtere Sauerstoffversorgung als bei natürlichen Kiesbetten feststellen. Als Ursache gab er ein Defizit der Korngrößen 1-10 mm an, wodurch eine intensive Kolmation in tieferen Schichten ermöglicht wurde. Da Landwirte an der Grove befürchteten, dass es durch die Renaturierung zu Aufstauungen und zur Vernässung der angrenzenden Wiesen kommt, musste für lagestabile Kiesbetten gesorgt werden. Aus diesem Grund wurde bewusst auf das Einbringen von Feinkies verzichtet (pers. Mitt. Salva 2015). Bei zukünftigen Renaturierungen sollte, wenn möglich, ein Kiesgemisch mit 10-20 % Feinkies verwendet werden (Dirksmeyer 2008).

5.3 Sauerstoffversorgung der Laichhabitate

Zwischen den Sauerstoffwerten der fließenden Welle und dem Interstitialwasser potentieller Laichhabitate konnte weder in der Geeste noch in der Grove eine Korrelation festgestellt werden (Geeste: $r_s = 0,20$, $p = 0,24$, Grove: $r_s = -0,03$, $p = 0,45$). Dies deutet auf fehlende Austauschprozesse zwischen Bachwasser und hyporheischen Interstitial hin. Auch über einen längeren Zeitraum setzten sich Schwankungen im Sauerstoffgehalt der fließenden Welle nicht in der Gewässersohle fort (Abb. 45, S. 79).

Das hyporheische Interstitial verbindet das Ökosystem des Fließgewässers mit dem des Untergrundes. Diese Übergangszone wird durch physikalische, chemische und biologische Austauschprozesse und Gradienten zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser charakterisiert (Brunke & Gonser 1997). Unter anderem nehmen Sauerstoffgehalt sowie Anzahl und Biomasse von Invertebraten mit zunehmender Tiefe i.d.R. ab (Strommer & Smock 1989). Kommt es zur Kolmation des Kieslückensystems werden Austauschprozesse abgeschwächt. Unter anderem verringert sich dadurch die Sauerstoffversorgung in tiefere Schichten, sodass sich anaerobe Zonen auch oberflächennah bilden können. Dies hat, neben der verringerten Größe der Zwischenräume, einen starken Einfluss auf die dort lebenden Invertebraten (Descloux, Datry & Usseglio-Polatera 2014). In zahlreichen Studien

konnte gezeigt werden, dass mit zunehmender Feinsedimentbelastung die Anzahl der in der Gewässersohle lebenden Organismen zurückgeht (u.a. Flecker & Allan 1984; Castro Vasconcelos & Melo 2008; Larsen & Ormerod 2010; Buendia et al. 2013; Descloux, Datry & Marmonier 2013). Dies hat wiederum Auswirkungen auf das Nahrungsangebot höherer Trophieebenen wie Fische (Henley *et al.* 2000; Kemp *et al.* 2011). Durch eine Studie von Ramezani et al. (2014) konnte gezeigt werden, dass in Gewässerabschnitten mit künstlichem Feinsedimenteintrag, sowohl Artenzahl und Abundanz von Invertebraten als auch die Abundanz von Forellen abnahm und sich ihr Zustand verschlechterte. Wurde Feinsediment aus dem Gewässer entfernt, so nahmen die Häufigkeit von Invertebraten und Forellen zu.

Der Sauerstoffgehalt der fließenden Welle in der Geeste wies während der Entwicklungszeit mit durchschnittlich 81 % keine hohe (temperaturabhängige) Sättigung auf, stellte aber mit dem absoluten Wert von 10,3 mg/l keinen limitierenden Faktor dar. Allerdings waren Austauschprozesse auch noch in neu angelegten Laichplätzen stark eingeschränkt, sodass sauerstoffreiches Bachwasser nicht tief in die Gewässersohle eindringen konnte. Bei der ersten Messung lag der Sauerstoffgehalt mit durchschnittlich 6 mg/l schon in einem kritischen Bereich (siehe Abschnitt 1.2 sowie Dirksmeyer 2008). Zwischen den Laichplätzen wurde allerdings bei der ersten Messung eine große Streuung der Sauerstoffwerte festgestellt. Zu diesem Zeitpunkt lag das Alter der Laichplätze zwischen 2-12 Tage, sodass bei einigen Laichplätzen schon eine fortgeschrittene Versandung möglich war. Zwei Laichplätze (GE-I und GE-16) wiesen im Vergleich zu den anderen Laichplätzen deutlich höhere Sauerstoffwerte auf (Abb. 26, S. 59). Ihr Alter war bei der ersten Messung vermutlich geringer, was an der Struktur und dem noch sehr lockeren Substrat ersichtlich war. Zudem zeigten sie deutlich geringere Feinsedimentanteile der Größe 0,063-0,2 mm und 0,2-0,63 mm. Bei der zweiten Messung war ihr Sauerstoffgehalt schon stark gesunken und unterschied sich mit weniger als 4 mg/l nicht mehr deutlich von den anderen Laichplätzen. Bei den weiteren Messungen bis zum Ende der Entwicklungszeit wurde die kritische Sauerstoffgrenze von 5 mg/l nicht mehr überschritten. Meerforellen scheinen in der Geeste zwar kurzfristig Laichplätze mit einer guten Sauerstoffversorgung schlagen zu können, jedoch nimmt deren Qualität schon innerhalb weniger Tage stark ab. Gerade zum Ende der Entwicklungszeit, wo der Sauerstoffbedarf für Salmonidenlarven steigt, konnte dieser nicht mehr gedeckt werden. Die in den Laichplätzen der Geeste gemessenen Sauerstoffwerte des

Interstitialwasser lassen demnach keine Reproduktion von Meerforellen zu. Dies konnte auch im Rahmen der Ei- und Larvenkontrollen gezeigt werden.

Von den untersuchten Laichplätzen in der Geeste wurde nur bei GE-16 eine Entwicklung bis zum Augenpunktstadium nachgewiesen. Dieser Laichplatz zeigte mit durchschnittlich 4,4 mg/l die besten Sauerstoffwerte sowie mit 14,3 % den geringsten Feinsedimentanteil < 2 mm. Zum Ende der Entwicklungszeit war die Sauerstoffversorgung aber für Schlupf und Entwicklung der Larven nicht ausreichend, sodass auch dieser Laichplatz vollständig abstarb. Bei „Kontroll-Laichplatz“ GE-14.2 konnte ebenfalls bei einem Ei das Augenpunktstadium erkannt werden, allerdings liegen für diesen Laichplatz keine Sediment- und Sauerstoffwerte vor. Zudem wurde bei GE-14.2 häufiger und intensiver nach Eiern und Larven gegraben, sodass vermutlich dadurch die Entwicklungsbedingungen künstlich verbessert und einige Eier in flachere Schichten umgelagert wurden. Es ist anzunehmen, dass die bei der Elektrofischung im Juni gefangenen Parris ebenfalls aus diesem Laichplatz stammen. Jedoch muss angemerkt werden, dass bei den untersuchten Laichplätzen Kontrollen nur sehr eingeschränkt durchgeführt werden konnten, da primär die Entwicklungsbedingungen beurteilt und eine künstliche Veränderung möglichst ausgeschlossen werden sollte. Bei einigen Laichplätzen wurden ggf. aus diesem Grund weder Eier noch Larven gefunden. Allerdings wird auch davon ausgegangen, dass es in vielen Laichplätzen aufgrund der schlechten Entwicklungsbedingungen schon frühzeitig zum Absterben des Geleges kam und sich die Eier bis zur ersten Kontrolle schon zersetzt hatten. Damit lässt sich auch das Austreten von Faulgasen aus einigen Laichplätzen ohne Ei-Nachweis erklären. Die Ei- und Larvenkontrollen geben schließlich nur Hinweise auf die mögliche Situation innerhalb eines Laichplatzes und lassen keine Rückschlüsse auf die reale Situation des gesamten Laichplatzes zu. Auch die Sediment- und Sauerstoffuntersuchungen geben nur Einblicke in einen kleinen Bereich der Laichplätze und können die natürliche Heterogenität nicht widerspiegeln. Eier werden beim Laichgeschäft zwar primär in kompakte Eitaschen abgelegt und vergraben, allerdings kann es auch auf natürliche Weise zum Abdriften einzelner Eier in andere Bereiche des Laichplatzes kommen. So könnten sich diese erfolgreich entwickeln, obwohl in der Eitasche selbst, bzw. in dem untersuchten Bereich, keine ausreichenden Entwicklungsbedingungen festzustellen sind (Chapman 1988; Kondolf 2000).

Das Wasser der fließenden Welle der Grove war während der Entwicklungszeit mit durchschnittlich 9,4 mg/l (77 %) zwar nicht sehr stark mit Sauerstoff angereichert, Einschränkungen in der Ei- und Larvenentwicklung bestehen bei diesen Werten jedoch nicht. Allerdings wurde der Einstrom ins Interstitial nach und nach reduziert, was sich in einer kontinuierlichen Abnahme des Sauerstoffgehalts in den Laichplätzen zeigte. Nach etwa der Hälfte der Entwicklungszeit ließ der durchschnittliche Sauerstoffgehalt in den Laichplätzen keine Larvenentwicklung mehr zu (Abb. 27, S. 59). Die Betrachtung des Mittelwerts aller Laichplätze kann der Situation an der Grove aber nicht gerecht werden, da sich die Sauerstoffverläufe der einzelnen Laichplätze wesentlich stärker unterschieden als an der Geeste. Einige Laichplätze wiesen eine sofortige starke Abnahme des Sauerstoffgehalts auf, bei anderen vollzog sich die Abnahme eher gleichmäßig über die Zeit der Untersuchung. Zum Teil waren auch starke Schwankungen des Sauerstoffgehalts bei Laichplätzen zu erkennen. Lediglich ein Laichplatz (GR-23/2) wies dauerhaft gute Sauerstoffwerte über 7 mg/l auf. Diese Unterschiede können sowohl auf unterschiedliche Sedimentationsprozesse von Feinsedimenten, der Gewässertopografie, als auch auf Einflüsse sauerstoffarmen Grundwassers zurückgeführt werden (Peterson & Quinn 1996; Soulsby *et al.* 2001a; Malcolm *et al.* 2004). Schwankungen treten dabei nicht nur zwischen Laichplätzen auf, sondern sind auch innerhalb eines Laichplatzes von Bedeutung. In der Regel ist eine Abnahme des Sauerstoffgehalts mit zunehmender Tiefe erkennbar, da der Einstrom von Bachwasser in tieferen Schichten ab- und der Grundwassereinfluss zunimmt (Ingendahl 2001; Dirksmeyer 2008). Zusätzlich treten Schwankungen auch auf horizontaler Ebene auf. Sie können ebenfalls über die Sedimentzusammensetzung und Grundwassereinströme, oder den Abbau organischer Substanz hervorgerufen werden (Coble 1961; Turnpenny & Williams 1980; Radtke 2010). Dabei können auch abgestorbene Meerforelleneier zu lokalen Sauerstoffdefiziten führen. Aufgrund der Entnahme von Interstitialwasser von nur einem Punkt und einem Tiefenniveau konnten in dieser Untersuchung keine Schwankungen innerhalb von Laichplätzen nachgewiesen werden. Außerdem konnte nicht gewährleistet werden, dass die Interstitialwasserentnahme genau aus dem Bereich der Eitasche erfolgte, sodass unter Umständen nicht die realen Entwicklungsbedingungen erfasst werden konnten. Durch das große Probenwasservolumen von 120 ml kann aber davon ausgegangen werden, dass die Messwerte eine relativ gute „Mischprobe“ von den Verhältnissen im Laichplatz darstellen. Bei Sauerstoffmessungen von nur wenigen Millilitern Interstitialwasser (z.B. Dirksmeyer

2008) haben kleinräumige Unterschiede vermutlich einen wesentlich stärkeren Einfluss. Bei den Laichplatzuntersuchungen von Dirksmeyer (2008) betrug die mittlere Standardabweichung von vier Sauerstoffsonden pro Probestelle zwischen 1,0 und 1,6 mg/l. Ähnliche Unterschiede müssen auch bei der Ergebnisinterpretation der vorliegenden Studie bedacht werden.

Obwohl an der Grove nur ein Laichplatz dauerhaft gute Entwicklungsbedingungen aufwies, konnten trotzdem noch bei zwei weiteren untersuchten Laichplätzen sowie dem „Kontroll-Laichplatz“ eine erfolgreiche Larvenentwicklung nachgewiesen werden. Diese Abweichung kann sowohl an den oben genannten methodischen Einschränkungen als auch am unterschiedlichen Sauerstoffbedarf von Eiern und Larven zu verschiedenen Entwicklungsstadien erklärt werden (Alderdice, Wickett & Brett 1958; Louhi *et al.* 2008). Mit zunehmendem Alter werden die Larven auch mobil, sodass sie aktiv in sauerstoffreiche Bereiche schwimmen können (Bishai 1962; Crisp 1993). Aus diesem Grund könnten, je nach Schlupfzeitpunkt, die Werte der letzten beiden Sauerstoffmessungen für die Larven irrelevant gewesen sein. Bei schlechten Entwicklungsbedingungen kann die Emergenz von Salmonidenlarven zudem vorzeitig stattfinden, wobei die Larven kleiner sind und mit unvollständig aufgezehrtem Dottersack aus der Gewässersohle aufschwimmen (Tappel & Bjornn 1983; Olsson & Persson 1986; Chapman 1988; Rubin 1998). So werden zwar die schlechten Entwicklungsbedingungen umgangen, allerdings ist deren Überlebenswahrscheinlichkeit im Bach durch die geringere Schwimmfähigkeit und erhöhtem Prädationsrisiko reduziert.

In Laichplatz GR-23/2 ging eine erfolgreiche Larvenentwicklung mit dauerhaft hohen Sauerstoffwerten einher (Abb. 47). In Laichplatz GR-07/2 wurden hingegen am 19.03.2015 weit entwickelte Larven gefunden, obwohl bei den beiden vorherigen Sauerstoffmessungen nur Werte von etwa 4 mg/l ermittelt wurden. In diesem Fall lag vermutlich der Bereich der Sauerstoffmessungen und der Eitasche nicht überein. Die Larven können zudem in höhere, sauerstoffreiche Sedimentschichten gewechselt sein.

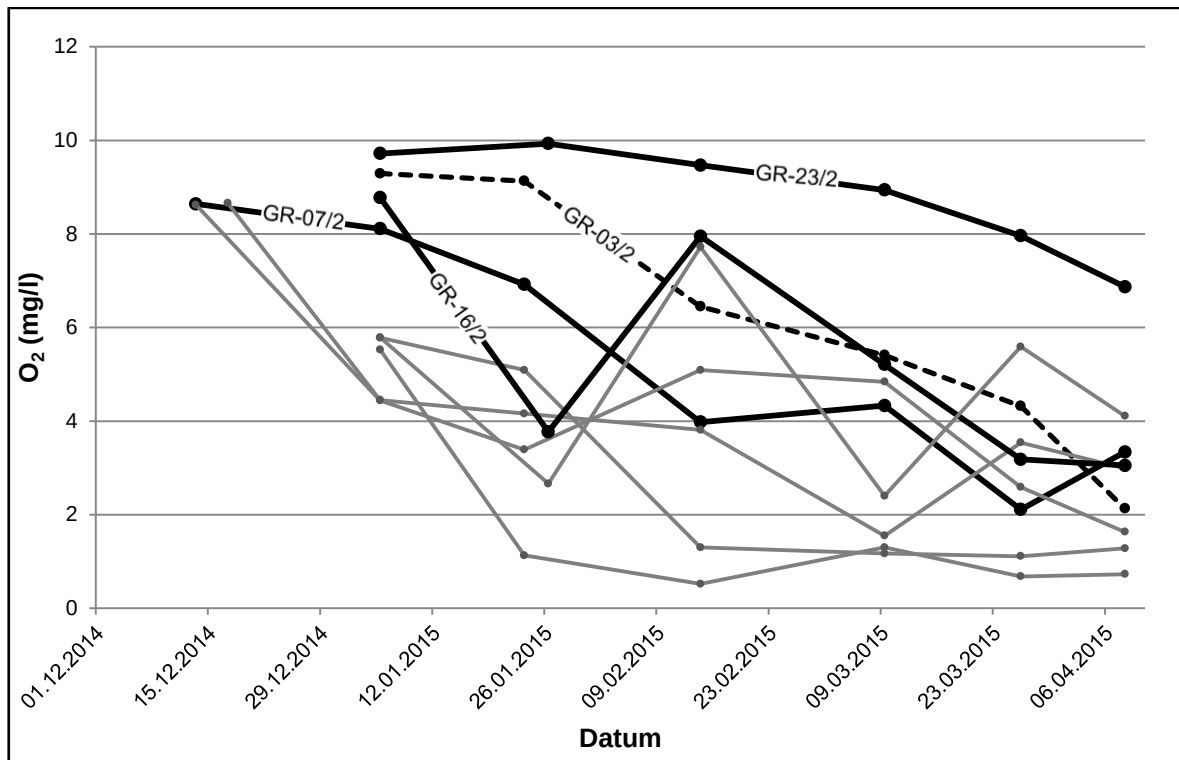


Abb. 47: Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers von Meerforellenlaichplätzen an der Grove mit erfolgreicher Larvenentwicklung.

Durchgängige schwarze Linie: Sauerstoffverlauf in Laichplätzen mit erfolgreicher Larvenentwicklung. Larven wurden am 19.03.2015 (GR-07/2, GR-23/2) und 26.03.2015 (GR-16/2) im Interstitial nachgewiesen. Gestrichelte schwarze Linie: kein Nachweis von Larven aber lebende Eier bis 26.03.2015. Graue Linien: kein Nachweis von lebenden Eiern oder Larven. Rohdaten: Anhang 9.

An GR-16/2 wurden frisch geschlüpfte Larven am 26.03.2015 nachgewiesen. Der Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers lag zu diesem Zeitpunkt allerdings nur bei etwa 3,2 mg/l (Abb. 47). Auch hier können kleinräumige Unterschiede eine Larvenentwicklung ermöglicht haben. Zu diesem Zeitpunkt waren die Larven noch zu jung, um aktiv sauerstoffarme Bereiche zu vermeiden. Abgesehen von der zweiten Messung am 26.01.2015 (3,8 mg/l) lagen alle gemessenen Sauerstoffwerte vor dem Larvennachweis auch über der kritischen 5 mg/l-Grenze. In frühen Entwicklungsstadien können Eier auch sehr niedrige Sauerstoffwerte tolerieren, sodass der geringe Sauerstoffwert Ende Januar nicht zwingend eine Entwicklungseinschränkung darstellte (Louhi *et al.* 2008).

Die erfolgreiche Larvenentwicklung an Kontroll-Laichplatz GR-21 kann auf gute natürliche Entwicklungsbedingungen zurückgeführt werden, da nur eine kleinräumige Eikontrolle bis zum Larvenfund durchgeführt wurde. Sauerstoffmessungen des Interstitialwassers Mitte Februar und Anfang März ergaben zudem Werte von 6,8 bzw. 7,9 mg/l. Demnach fand in der Grove voraussichtlich an vier Meerforellenlaichplätzen sowie einem Bachforellen-

laichplatz eine erfolgreiche Ei- und Larvenentwicklung statt. Durch die Brütlingsbefischung konnte zudem auch die Emergenz von Larven bestätigt werden. Da die Entwicklungsbedingungen jedoch nicht optimal waren, kann von einer hohen Mortalität bei Eiern und Larven ausgegangen werden (Alderdice *et al.* 1958; Sowden & Power 1985; Rubin & Glimsäter 1996; Youngson *et al.* 2004).

5.4 Zusammenfassende Bewertung und Ausblick

Eine Rangkorrelation nach Spearman zwischen dem Sauerstoffgehalt des Interstitialwasser und den Sedimentparametern der B- und C-Proben aus Geeste und Grove ergab in allen Fällen einen signifikanten Zusammenhang (Tab. 12). Bei hohen Anteilen an Sediment < 1 mm, < 2 mm oder < 6,3 mm wurden i.d.R. geringe Mengen an Sauerstoff im Interstitialwasser der Laichplätze gemessen. Das geometrische Mittel sowie der Fredle Index korrelierten hingegen positiv mit dem Sauerstoffgehalt. Bei dem Sortierungskoeffizienten war wiederum ein negativer Zusammenhang erkennbar, der bei Einzelbetrachtung der Grove jedoch nicht signifikant war.

Tab. 12: Spearman'sche Rangkorrelation für den Zusammenhang zwischen dem Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers und den Sedimentparametern der B- und C-Proben.

d_g = geometrisches Mittel, S_o = Sortierungskoeffizient, F_i = Fredle Index, TOC (total organic carbon) = Anteil der organischen Substanz.

	< 1 mm	< 2 mm	< 6,3 mm	d_g	S_o	F_i	TOC
gesamt (n=34)	-0,740	-0,713	-0,590	0,661	-0,400	0,603	-0,577
Signifikanz	***	***	***	***	**	***	***
Geeste (n=16)	-0,753	-0,812	-0,771	0,735	-0,497	0,744	-0,465
Signifikanz	***	***	***	***	*	***	*
Grove (n=18)	-0,697	-0,631	-0,631	0,589	-0,193	0,544	-0,620
Signifikanz	***	**	**	**		**	**

Einen sinkenden Sauerstoffgehalt im Interstitial bei steigendem Feinsedimentanteil konnte ebenfalls durch Turnpenny & Williams (1980) nachgewiesen werden. Bei Heywood & Walling (2007) wurde dieser Zusammenhang mit dem Feinsedimentanteil < 1 mm festgestellt. Zudem korrelierte die Überlebensrate von Eiern und Larven negativ mit Feinsediment (< 1 mm und < 2 mm), dem geometrischen Mittel und dem Fredle Index. Eine

verringerte Sauerstoffversorgung stellten auch Rubin & Glimsäter (1996) bei kleinerem geometrischen Mittel und Dirksmeyer (2008) mit zunehmendem Feinsedimentanteil ($< 1\text{ mm}$ und $< 2\text{ mm}$) fest. Bei Ingendahl (2001) korrelierte die Überlebensrate von Salmonidenlarven negativ mit dem Sortierungskoeffizienten.

Die in dieser Studie nachgewiesene Korrelation des Sauerstoffgehalts mit allen Sedimentparametern kann in den großen Unterschieden aller B- und C-Proben begründet liegen. In anderen Untersuchungen war die Akkumulation von Feinsedimenten und Abnahme des Sauerstoffgehalts über die Entwicklungszeit weit weniger extrem als in den Laichplätzen der Geeste und Grove, sodass geringere Sauerstoffwerte weniger verlässlich mit hohen Sedimenteinträgen in Verbindung gebracht werden konnten. Andere Autoren sahen fehlende Zusammenhänge in zusätzlich einwirkende Prozesse begründet. Dazu zählt insbesondere der Einstrom sauerstoffarmen Grundwassers in die Laichplätze (Sowden & Power 1985; Malcolm *et al.* 2003). Auch Malcolm *et al.* (2005) konnten dessen negativen Effekt auf den Sauerstoffgehalt im Interstitial und damit auf das Überleben von Lachslarven aufzeigen. Außerdem wirkt sich sauerstoffarmes Grundwasser negativ auf das Larvenwachstum aus (Youngson *et al.* 2004).

Zwar kann zwischen den drei Aspekten Sedimenteigenschaft, Sauerstoffversorgung und Larvenentwicklung bei dieser Untersuchung kein Zusammenhang auf statistischer Ebene gezeigt werden, jedoch wird deutlich, dass ein positiver Larvennachweis an der Grove nur bei Laichplätzen mit relativ guter Sauerstoffversorgung und guten Sedimentparametern erbracht wurde (Tab. 13). Auch an der Geeste wies der Laichplatz mit der am weitesten fortgeschrittenen Entwicklung die besten Sedimentparameter auf. Die Sedimentzusammensetzung der Laichhabitate in Geeste und Grove scheint damit der primär limitierende Faktor für eine natürliche Reproduktion zu sein. In welchem Maße Zehrungsprozesse oder der gewässerchemische Zustand bei der Larvenentwicklung eine Rolle spielt kann nicht abschließend beantwortet werden, soll im Folgenden aber diskutiert werden.

Tab. 13: Visualisierung des Zusammenhangs zwischen Sedimentparametern, Sauerstoffgehalt und Ei-/Larvenentwicklung mittels Farbskala bei Laichplätzen der Grove.

d_g = geometrisches Mittel, S_o = Sortierungskoeffizient, F_i = Fredle Index, O_2 = mittlerer Sauerstoffgehalt der Laichplätze von B- bis C-Proben.

Laichplatz	Sedimentparameter (C-Proben)						O_2	letzter Stand der Ei- und Larvenkontrollen
	< 1 mm (%)	< 2 mm (%)	< 6,3 mm (%)	d_g mm	S_o	F_i		
GR-23/2	2,05	2,48	3,65	19,7	1,6	12,0	8,82	Larven
GR-07/2	3,08	3,54	4,35	22,1	1,7	13,4	5,35	Larven
GR-16/2	6,21	7,40	9,18	19,4	1,7	11,3	5,32	Larven
GR-03/2	2,05	2,29	2,74	23,4	1,6	14,5	6,12	lebende Eier
GR-08.2	14,88	19,11	21,40	10,3	1,9	5,4	4,37	tote Eier
GR-15	7,77	8,95	10,15	16,5	1,7	9,5	4,17	tote Eier
GR-27	13,02	15,67	19,25	10,8	1,8	6,0	4,71	keine Eier
GR-06	5,57	5,69	6,65	15,5	1,5	10,4	2,62	keine Eier, Faulgase
GR-02	19,20	19,62	20,93	7,8	1,6	4,8	1,65	keine Eier, Faulgase

Der signifikant negative Zusammenhang zwischen TOC- und Sauerstoffgehalt im Interstitial erklärt sich in diesem Fall nicht durch erhöhte Zehrungsprozesse, sondern mit der reduzierten Permeabilität der Gewässersohle durch Feinsedimente und damit einhergehend auch mit dem Anteil organischer Substanz. Der durchschnittliche Anteil am Gesamtgewicht der Proben war mit maximal 0,5 % (A-Proben Geeste) zudem sehr gering. Bei diesen Mengen ist mit keinem nennenswerten Einfluss auf den Sauerstoffgehalt in der Gewässersohle zu rechnen (Ingendahl 1999; Dirksmeyer 2008). Olsson & Persson (1986) konnten in Laborversuchen eine deutliche Abnahme der Überlebensrate erst ab Torfanteilen von über 40 % nachweisen.

Neben einer hohen Belastung durch organische Substanz führen auch übermäßige Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft zu Sauerstoffdefiziten im Gewässer (Alabaster 1959; Crisp 1993). Im hyporheischen Interstitial (auch von Laichplätzen) kann es beispielsweise durch nitrifizierende Bakterien zum Verbrauch von Sauerstoff kommen (Pusch & Schwoerbel 1994; Krause *et al.* 2011, 2013; Sternecker, Cowley & Geist 2013). Zwar wurden in Geeste und Grove relativ hohe Nährstoffbelastungen festgestellt (Tab. 11, S. 81), da bei fast allen Laichplätzen aber mit einem schlechten Einstrom von Bachwasser gerechnet werden muss, kann von den Nährstoffwerten der fließenden Welle nicht auf die der Gewässersohle geschlossen werden. Ist der Wassereinstrom im Laichplatz gering, sinkt der Sauerstoffgehalt zum einen durch den Verbrauch bei der Eientwicklung. Zum anderen werden metabolische Abfallprodukte nicht ausgewaschen, sodass sich diese anreichern oder die Sauerstoffzehrung durch mikrobielle Prozesse noch verstärkt werden kann (Crisp 1993; Rubin & Glimsäter 1996; Greig, Sear & Carling 2007). Da diese Prozesse bei nied-

rigen Temperaturen aber nur eine untergeordnete Rolle spielen, ist in diesem Fall vermutlich von keinen negativen Einflüssen von Nitrat, Nitrit, Ammonium und Phosphat auf die Ei- und Larvenentwicklung im Laichplatz auszugehen. Im Frühjahr, ggf. schon zur Zeit der Emergenz, kann eine hohe Nährstoffbelastung Algenwachstum und damit eine „biologische Kolmation“ fördern. Übermäßiges Algenwachstum reduziert zudem potentiellen Lebensraum für Makrozoobenthos und damit auch das Nahrungsangebot für Salmoniden (Brunke 1999; Descloux *et al.* 2010). Zwar wurde im Untersuchungszeitraum kein übermäßiges Algenwachstum festgestellt, jedoch kann dies gerade an der Grove bei stärkerer Sonneneinstrahlung durch die niedrige Ufervegetation nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden. Ob die geringen Sauerstoffwerte in der Geeste von unter 4 mg/l ($< 40\%$, Abb. 45, S. 79) Mitte Oktober auf Zehrungsprozesse durch Nährstoffbelastungen zurückzuführen sind, kann nicht abschließend geklärt werden. Dennoch wird deutlich, dass in den Gewässern die Sauerstoffversorgung bei höheren Temperaturen (15-16 °C) für Forellen allgemein grenzwertig werden kann. Crisp (1993) gibt als Minimum eine Konzentration von 5-5,5 mg/l bzw. mindestens 80 % Sättigung an. Aus diesem Grund sollten in Geeste und Grove sowohl Sauerstoffsättigung als auch Wassertemperatur vor allem in den Sommermonaten regelmäßig überprüft werden, um die Eignung der Gewässer als Forellenbäche zu überprüfen.

Eine „chemische Kolmation“ kann durch die hohen Eisenwerte in beiden Gewässern verursacht werden. Im Boden liegt Eisen unter sauerstofffreien Bedingungen als Pyrit (FeS_2) vor. Bei intensiver Entwässerung sinkt der Grundwasserstand, sodass Luft in den Boden eindringen kann. Dadurch oxidiert der Schwefel, sodass Fe^{2+} frei wird und in die Gewässer gelangt (Prange 2005). Das gelöste Eisen Fe^{2+} hat eine direkte toxische Wirkung auf die im Gewässer lebenden Organismen. Artenzahl und Abundanz benthischer Invertebraten wird schon bei mehr als 0,3 mg Fe^{2+} pro Liter reduziert. Eier und Larven von *Salmo trutta* können Konzentrationen von mehr als 0,5 mg/l nicht überleben (Vuori 1995; Prange 2005). Unter basischen oder neutralen Verhältnissen, wie sie an Geeste und Grove bei pH-Werten von rund 7,3 bzw. 7,4 vorzufinden sind, wird ein Großteil des Fe^{2+} schnell zu unlöslichem Fe^{3+} (Eisenhydroxid) oxidiert und fällt als rotes „Eisenocker“ aus (Vuori 1995). Eisenocker ist nicht giftig, verschlechtert aber indirekt die Lebensbedingungen der Gewässerorganismen. Lebensraum und Nahrungsangebot für Makrozoobenthos werden durch Eisenausfällungen auf der Gewässersohle und Wasserpflanzen reduziert. Durch Eisenocker wird

zudem das Kieslückensystem verstopft, sodass der Einstrom sauerstoffreichen Bachwassers reduziert wird. Außerdem kann sich auf den Kiemen von Insektenlarven und Fischen sowie auf Fischeiern Eisenhydroxid ablagern oder Fe^{2+} direkt oxidieren. Dadurch wird die Sauerstoffaufnahme der Lebewesen verhindern, sodass diese ersticken (Vuori 1995). Peuranen *et al.* (1994) konnten bei einsömmrigen Bachforellen Schäden an den Kiemen feststellen, nachdem sie Eisenkonzentrationen (Fe^{2+} und Fe^{3+}) von 2 mg/l ausgesetzt waren.

Bei den gewässerchemischen Untersuchungen an Start und Ende der Untersuchungsstrecken wurden in der Grove Eisenkonzentrationen von bis zu 1 mg/l, in der Geeste sogar bis zu 1,6 mg/l festgestellt. Auch wenn dabei nicht zwingend eine direkte toxische Wirkung auf die Fische ausgeht, so wirkt sich das nahezu überall präsenste Eisenocker mit großer Wahrscheinlichkeit negativ auf die Flora und Fauna der Gewässer aus. Insbesondere sind flach überströmte Kiesflächen mit Eisenocker überzogen, da sich dort das Bachwasser mit Sauerstoff anreichert und so die Eisenoxidation begünstigt. Damit sind vor allem (potentielle) Laichplätze von einer „chemischen Kolmation“ betroffen. Auf Laichplatz GR-16/1 wurde schon 10 Tage nach dem Laichplatzbau ein dichter Eisenockerüberzug beobachtet (Abb. 48). Aufgrund der intensiven Entwässerung können die Eisenkonzentrationen zudem lokal stark erhöht sein. An der Grove wurde beispielsweise eine Eisenkonzentration von 10 mg/l nahe einem Drainageeinlass bestimmt (Abb. 48). Die Eisenkonzentration des eingeleiteten Grundwassers ist demnach noch weitaus höher. Solche Bereiche sind als Lebensraum für Forellen ungeeignet und unmittelbar unterhalb liegende Laichplätze von den Grundwassereinleitungen besonders betroffen.

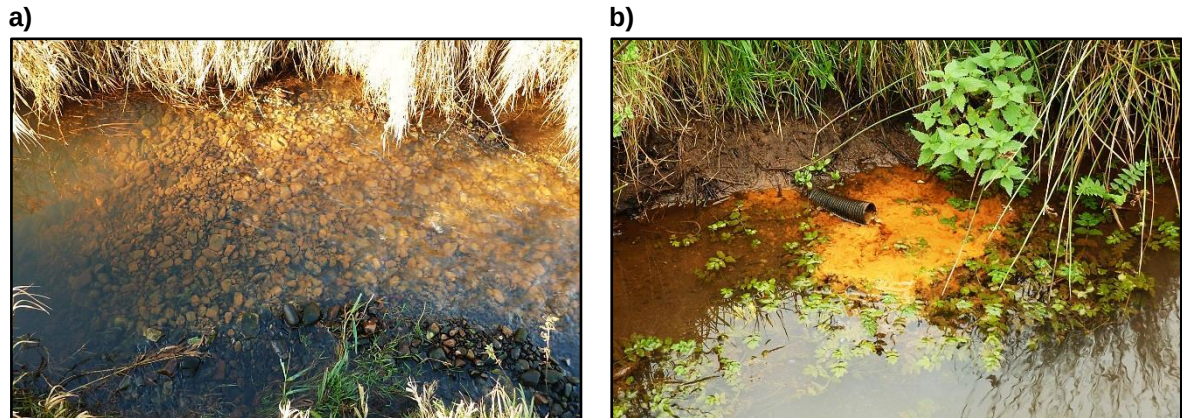


Abb. 48: Eisnockerbelastung an der Grove.

a) Eisnocker auf Laichplatz GR-16/1 am 08.12.2014. Bei der Kartierung nur 10 Tage vorher war das frisch aufgeworfene Substrat ohne jeglichen Überzug. b) Eisnocker an einem Drainageeinlass innerhalb der Untersuchungsstrecke (oberhalb GR-37, 26.10.2014). Hier wurden Eisenwerte von 10 mg/l bestimmt. Fotos: L. Rennebeck.

Mit der Untersuchung potentieller Laichhabitats sowie Meerforellenlaichplätzen konnte bestätigt werden, dass eine natürliche Reproduktion in Geeste und Grove aufgrund hoher Feinsedimentanteile nicht oder nur eingeschränkt möglich ist. Hinzu kommen weitere anthropogene Faktoren, die direkt limitierend auf die Reproduktion oder allgemein auf das Überleben von Forellen in den Gewässern wirken. Dazu zählen Einschränkungen der longitudinalen Durchgängigkeit, Änderung des Abflussregimes durch intensive Entwässerung oder hohe Nährstoff- und Eiseneinträge (Tab. 14).

Trotz der Einschränkungen konnte gezeigt werden, dass in einem anthropogen überprägten Bach eine natürliche Reproduktion nicht unmöglich ist. Durch eine einfache Renaturierungsmaßnahme konnten in der Grove Laichhabitats für Forellen wieder hergestellt werden, die auch noch nach sechs Jahren (bezogen auf den 2009 renaturierten Abschnitt) ohne nennenswerte Pflegemaßnahmen eine Larvenentwicklung zulassen können. Für die Funktionsdauer künstlicher Laichplätze sind die Stabilität des Substrats und die Feinsediment-einträge entscheidend (Hauer *et al.* 2013). Kurz nach der Renaturierung war eine natürliche Reproduktion mit Sicherheit deutlich erfolgreicher und nahm dann im Laufe der Jahre mit zunehmender Feinsedimentakkumulation ab. Beschta & Jackson (1979) konnten bei einem Versuch beobachten, dass in Kies akkumulierter Sand in einer Tiefe von mehr als 1 cm nicht mehr durch normale Strömungsprozesse ausgewaschen werden konnte. Ihnen zu Folge muss dafür auch der Kies mobilisiert werden, wie es z.B. bei Hochwasserereignissen der Fall ist. Dies kann auch durch den Laichplatzbau von Meerforellen erfolgen, weshalb

auch Salmoniden eine besondere Bedeutung für den Erhalt einer guten Substratqualität zugeschrieben wird (Chapman 1988).

Tab. 14: Einschränkungen und ihre Auswirkungen auf die Reproduktion von Meerforellen in Geeste und Grove.

Der Fokus liegt, abgesehen von den Querbauwerken, auf dem Bereich der Untersuchungsstrecken.

Einschränkung	Geeste	Grove	Auswirkung
Querbauwerke	Tidesperrwerk mehrere Rohrdurchlässe	Tidesperrwerk Sohlgleite	Auf- und Abstiegsbehinderung
intensive Entwässerung	Einmündung von Drainagerohren (und Gräben) in die Gewässer		Änderung des Abflussregimes (starke Abflussschwankungen mit sehr hohen und niedrigen Wasserständen): Auf-/Abstiegsbehinderung, erhöhte Erosionsgefahr von Laichplätzen, erhöhter Geschiebetransport. Absenken des Grundwasserspiegels: Eintrag von Eisen aus dem Einzugsgebiet, Verockerung der Gewässer, „chemische Kolmation“, Störung des Ökosystems insgesamt.
landwirtschaftliche Nutzung des Einzugsgebiet	intensive Landwirtschaft, primär Maisanbau	extensive Landwirtschaft, primär Grünland	hoher Eintrag von Feinsedimenten durch intensive Oberflächenerosion, vor allem bei Maisanbau in Verbindung mit fehlenden Uferrandstreifen: Kolmation der Gewässersohle und Laichplätze. Eintrag von Düngemitteln in das Gewässer: Gestörter Nährstoffhaushalt und Eutrophierung, ggf. Algenblüte („biologische Kolmation“) und erhöhte (mikrobielle) Sauerstoffzehrung.
Gewässerunterhaltung (ehemalig)	intensive Grundräumung vermutlich nur in den 1960er Jahren, danach nur Gehölzpflegearbeiten und Beseitigung von Abflusshindernissen	Ausbau zu einem grabenähnlichen Fließgewässer (Begradigung, Eintiefung, entfernen von Gehölzen)	Entnahme des Grobsubstrats und damit die Grundlage für die Reproduktion von Salmoniden, Eingriff in die natürliche Fließgewässerdynamik, Schaffen von strukturarmen Lebensräumen mit verringertem Angebot an Versteckmöglichkeiten für Jungfische und Lebensraum für Nährtiere. Auf-/Abstiegsbehinderung durch fehlende Tiefenvarianz in den oberen Bachläufen.
Gewässerunterhaltung (aktuell)	punktueller Gehölzpflegearbeiten und Beseitigung von Abflusshindernissen	punktueller Gehölzpflegearbeiten und Beseitigung von Abflusshindernissen nur nach Bedarf Entnahme von Sand zwischen den Kiesbänken (erstmalig Herbst 2014)	Eingriff in die natürliche Fließgewässerdynamik und Beseitigung von bachtypischen Strukturen wie Ufergehölze und Totholz: Förderung von Strukturarmut (z.B. Verhinderung von Auskolkungen und heterogenen Strömungsverhältnissen). Reduktion von Versteckmöglichkeiten und Lebensraum u.a. für Fische und Invertebraten. positiv: Reduktion von Feinsedimenten im Gewässer, Vorbeugen der Kolmation von Kiesbänken und Laichplätzen. negativ: erneute Erosionsgefahr des Aushubs vom Uferrand in das Gewässer, großflächige Zerstörung des Uferandes und der stabilisierenden Ufervegetation (hohe Erosionsgefahr, bzw. neue Feinsedimentquelle).

Ob sich der Zustand der Laichhabitats in der Grove in Zukunft weiter verschlechtern wird, sollte fortlaufend beobachtet werden. Ein statistischer Vergleich der Feinsedimentanteile und Bewertungsparameter der 2007 und 2009 renaturierten Abschnitte ergab allerdings keine signifikanten Unterschiede. Dies deutet darauf hin, dass in beiden Abschnitten die maximale Menge an Feinsediment eingetragen wurde und dieser Prozess weniger als sechs Jahre benötigte. Gegebenenfalls können durch Lockerung und Reinigung des Substrats mittels Rechen und Schaufel die Laichhabitats wieder aufgewertet werden (Meyer *et al.* 2008; Hauer *et al.* 2013). In der Geeste könnte die Zugabe von Grobsubstrat die Laichhabitats erheblich verbessern und damit eine natürliche Reproduktion ermöglichen sowie Aufwuchshabitats für Forellen schaffen (Palm *et al.* 2007; Barlaup *et al.* 2008). Das Beispiel der Grove macht deutlich, dass dabei auch Feinkies (2-6,3 mm) eine wichtige Rolle spielt, um Laichplätzen nicht die Funktion einer „Sedimentfalle“ zu geben (Dirksmeyer 2008). Das Anlegen von Kiesbänken wertet die Gewässerläufe zudem strukturell stark auf, schafft unterschiedliche Strömungsverhältnisse, bewirkt einen Sauerstoffeintrag, schafft Lebensraum für Makrozoobenthos und reaktiviert hyporheische Austauschprozesse (Hester & Gooseff 2010; Mueller, Pander & Geist 2014). Davon profitieren nicht nur Meerforellen, sondern das gesamte Ökosystem Bach. In der Grove wurde beispielsweise auch eine positive Wirkung auf Bachneunaugen nachgewiesen. Bei der Brütlingsbefischung im Juni 2015 wurde eine Vielzahl adulter Tiere auf den künstlichen Kiesbänken beim Laichen beobachtet. In den Detritusansammlungen in strömungsberuhigten Bereichen hinter den Kiesbänken wurden zudem große Mengen an Neunaugenlarven (Querder) gefunden. Damit ist der natürliche Reproduktionskreislauf für diese Art durch die Renaturierung auf kleinstem Raum ermöglicht worden. Innerhalb der Untersuchungsstrecke an der Geeste konnten hingegen weder adulte Neunaugen noch Querder nachgewiesen werden. Neben dem Anlegen von Laichhabitats (und dem intensiven Besatz von Jungfischen) ist auch der Zustand der Aufwuchshabitats entscheidend. Das Überleben nach der Emergenz bzw. von Forellenbesatz ist stark dichteabhängig und steht damit auch in Verbindung mit der Gewässerstruktur und dem Angebot an Versteckmöglichkeiten für die revierbildenden Tiere (Jenkins Jr. *et al.* 1999; Armstrong *et al.* 2003). Chapman (1988) argumentiert, dass hohe Feinsedimentanteile nicht zu einem Rückgang der Population führen, wenn hingegen das Angebot an Versteckmöglichkeiten für die Abundanz von Forellen ausschlaggebend ist. In der Grove stellen lediglich die renaturierten Abschnitte geeignete Aufwuchshabitats dar. In dem an-

sonsten grabenähnlichen Fließgewässer sind vor allem durch fehlende Ufergehölze sowie Wurzeln und Totholz im Bachlauf keine hohen Dichten zu erwarten (Keeley & Slaney 1996; Hendry *et al.* 2003; Krause *et al.* 2014).

Renaturierungen wie das Einbringen oder Säubern von Laichsubstrat bewirken allerdings nur eine kurzzeitige Verbesserung, wenn den Ursachen der Substratdegradation auf Ebene des Einzugsgebiets nicht entgegengewirkt wird (Pander, Mueller & Geist 2015). Die Quelle der Feinsedimente ist an der Geeste offensichtlich: Beim intensiven Maisanbau auf den angrenzenden Ackerflächen liegt der Boden über mehrere Monate ohne Vegetation brach und ermöglicht so eine extreme Oberflächenerosion. Aufgrund der fehlenden Uferrandstreifen können Sedimente direkt in das Gewässer eingeleitet werden (Abb. 49). An der Grove ist die Gefahr der Oberflächenerosion durch die angrenzende Grünlandwirtschaft weitaus geringer, aber dennoch präsent. Durch fehlende Ufergehölze ist der Gewässerrand instabil und leidet unter Vertritt durch Wildwechsel und Nutztiere. Auch die gut gemeinte Entnahme von Sand zwischen den Kiesbänken im Herbst 2014 förderte einen erneuten Feinsedimenteintrag während der folgenden Laichsaison. Neben der Gewässersohle wurden dabei auch große Teile der Uferböschung angeschnitten, die durch ihre starke Neigung für eine hohe Erosion prädestiniert sind (Abb. 49).

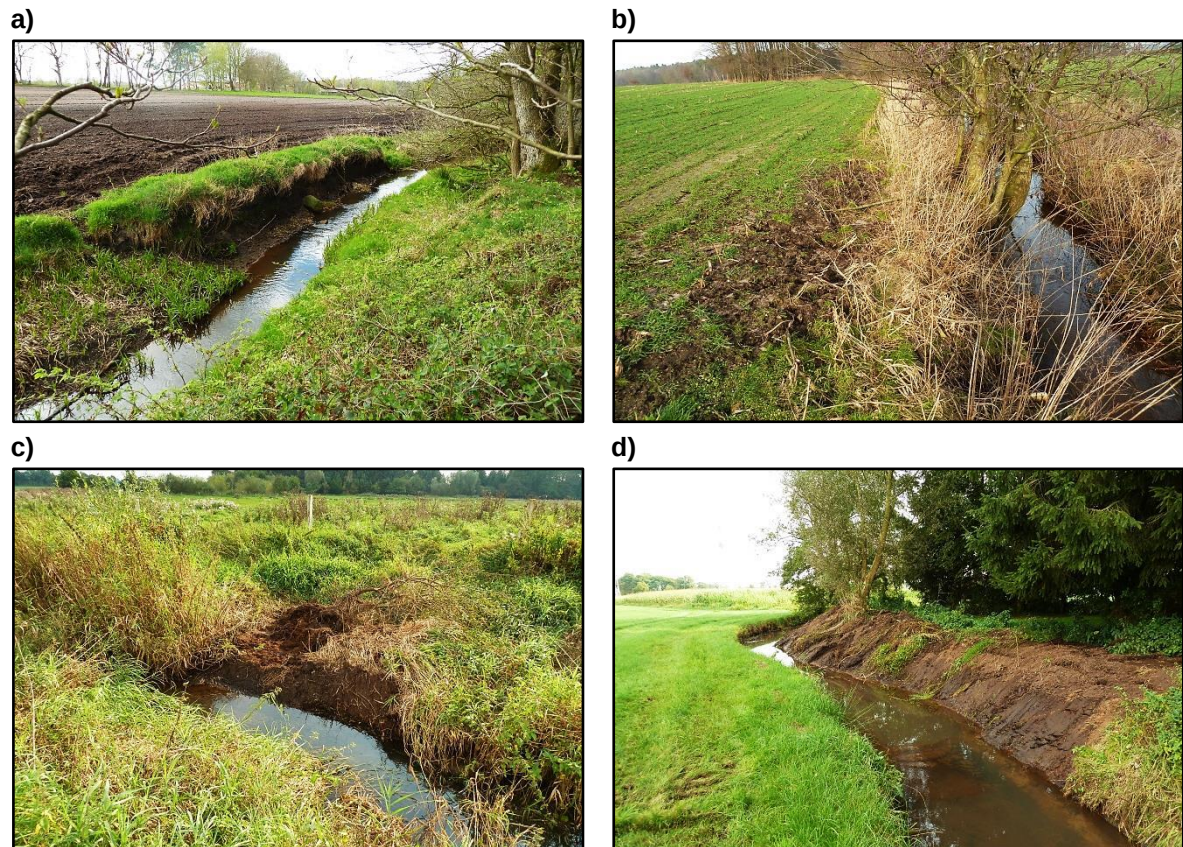


Abb. 49: Feinsedimentquellen an Geeste und Grove.

a) links ist ein Durchbruch in der Uferböschung zu erkennen, wodurch erodierte Sedimente direkt in die Geeste gelangen. Die weitere Uferböschung ist stark abbruchgefährdet. b) Oberflächenerosion auf einem Maisacker am linken Ufer der Geeste. c) Beseitigung von Ufergehölzen und Beschädigung des Gewässerrands im 2009 renaturierten Abschnitt der Grove. d) starke Uferbeschädigung entlang der Fischteiche an der Grove. Ähnliche Eingriffe waren auch im 2007 renaturierten Abschnitt zu finden. Fotos: L. Rennebeck. Aufnahmedatum: a) 15.04.2015, b) 14.02.2015, c), d) 20.09.2015.

In Geeste und Grove kann eine langfristige und nachhaltige Verbesserung der Laichhabitate und damit das Ziel einer sich selbst erhaltenden Meerforellenpopulation nur mit einer drastischen Reduktion des Feinsedimenteintrags einhergehen. Eine einfache und effektive Möglichkeit stellen Uferrandstreifen dar. Sie reduzieren den Eintrag von Feinsedimenten durch Oberflächenerosion, stellen eine Pufferzone zwischen landwirtschaftlichen Flächen und dem Gewässer dar, reduzieren so den Nährstoffeintrag und ermöglichen eine eigendynamische Entwicklung des Fließgewässers (Nerbonne & Vondracek 2001).

6 ZUSAMMENFASSUNG

Meerforellen sind für ihre Reproduktion auf kühle, schnell fließende Gewässer mit kieseligem Substrat angewiesen. Durch Schlagen mit dem Schwanz heben die Weibchen im groben Substrat eine Laichkuhle aus, legen ihre Eier hinein und bedecken diese mit Kies. Dadurch entsteht ein Laichplatz aus Laichkuhle und –hügel, indem sich die Eier und Larven über die Wintermonate entwickeln. Für eine erfolgreiche Entwicklung ist eine hohe Permeabilität des Kieslückensystems im Laichplatz nötig, damit frisches Bachwasser zu den Eiern und Larven gelangen kann und diese mit Sauerstoff versorgt sowie metabolische Abfallprodukte ausspült werden. Durch die Lücken im Kies können die geschlüpften Larven schließlich auch aus dem Laichplatz schwimmen, was als Emergenz bezeichnet wird.

Aufgrund von Gewässerausbau und übermäßiger Gewässerunterhaltung sind allerdings viele Laichhabitate zerstört worden oder weisen nicht mehr die nötige Substratqualität für eine erfolgreiche Reproduktion auf. Dabei spielen auch chemische Belastungen sowie ein hoher Eintrag von Feinsedimenten in die Gewässersohle eine Rolle. Als Feinsedimente werden i.d.R. organische und anorganische Partikel $< 2 \text{ mm}$ („Sand“) zusammengefasst. Als Hauptursache für ihren Eintrag in Fließgewässer wird die Oberflächenerosion von landwirtschaftlichen Flächen angesehen.

Feinsedimente können sich im Kieslückensystem der Laichplätze ansammeln und führen zu dessen Verstopfung („Kolmation“). Der Einstrom von frischem Bachwasser wird so reduziert und Eier und Larven nicht hinreichend mit Sauerstoff versorgt. Als Folge können ganze Gelege absterben oder Larven durch die verschlossenen Poren nicht emergieren. Bei Sauerstoffkonzentrationen von unter 5 mg/l ist mit keiner Entwicklung, bei Werten zwischen $5\text{--}7 \text{ mg/l}$ noch mit einer eingeschränkten Entwicklung von Eiern und Larven zu rechnen. Wenn der Feinsedimentanteil in Laichplätzen mehr als $10\text{--}15 \%$ beträgt, ist i.d.R. keine Reproduktion von Salmoniden mehr möglich.

Die Geeste, der letzten Nebenfluss der Weser, liegt im Zentrum des natürlichen Verbreitungsgebiets von Meerforellen. In ihrem Oberlauf sind noch natürliche Kiesvorkommen zu finden, wobei aber ein Großteil der Grobfractionen durch Gewässerunterhaltung Mitte der 1960er Jahre entfernt wurde. Hinzu kommt eine sehr hohe Feinsedimentbelastung, die vermutlich auf Erosion der umliegenden Maisäcker zurückzuführen ist. Auch die Grove, ein Nebenbach der Geeste, wurde in den letzten Jahrzehnten stark ausgebaut und durch

Unterhaltung die natürliche Kiessohle entfernt. Durch Renaturierungsmaßnahmen 2007 und 2009 wurde wieder einzelne Kiesbänke über mehrere hundert Meter in das Gewässer eingebracht und so Laichhabitats für Meerforellen geschaffen. Da in diesem Bereich überwiegend extensiv genutztes Grünland an die Grove angrenzt, ist die Gefahr von Feinsedimenteinträgen wesentlich geringer als an der Geeste.

Ziel der Untersuchung war es, die natürlichen Kiesvorkommen in der Geeste sowie die Renaturierungen in der Grove auf ihre Eignung als Laichhabitats für Meerforellen zu überprüfen. Der Fokus lag dabei auf die Substratzusammensetzung der Gewässersohle und der Laichplätze von Meerforellen sowie deren Sauerstoffversorgung während der Ei- und Larvenentwicklung in der Laichsaison 2014/2015. Begleitet wurden die Untersuchungen mit Ei- und Larvenkontrollen sowie Brütlingbefischungen.

Zur Entnahme von Kiesproben wurde ein Rohr ($\varnothing = 15 \text{ cm}$) verwendet, welches 15 cm tief in die Gewässersohle bzw. Laichplätze gesteckt und das darin enthaltene Sediment entnommen wurde. Mit Proben von der unbearbeiteten, kiesgeprägten Gewässersohle sollte die allgemeine Sedimentzusammensetzung in den Gewässern bestimmt werden („A-Proben“). Durch Proben von frischen Laichplätze („B-Proben“) und von Laichplätzen nach der Larvenemergenz („C-Proben“) sollte die Veränderung der Sedimentzusammensetzung durch den Laichplatzbau sowie durch Feinsedimenteinträge während der Entwicklungszeit erfasst werden. Sauerstoffmessungen des Interstitialwassers wurden an gleicher Stelle vor der Kiesentnahme sowie mehrmals von Laichplätzen während der Entwicklungszeit durchgeführt. Dafür wurde ein Rohr 15 cm tief in das Substrat gesteckt, etwa 120 ml Interstitialwasser mittels einer angeschlossenen Spritze entnommen und dessen Sauerstoffgehalt gemessen.

In der Geeste wurden insgesamt 17 A-Proben entnommen. Der durchschnittliche Feinsedimentanteil betrug 35 %. Der Anteil an Grobkies war gering. Das Interstitialwasser der A-Proben wies eine durchschnittliche Sauerstoffkonzentration von 0,6 mg/l bei Sauerstoffwerten der fließenden Welle von 6,2 mg/l auf. Der Feinsedimentanteil der B-Proben ($n = 8$) war mit rund 14 % deutlich geringer. Weitere Sedimentparameter (geometrisches Mittel, Fredle Index) zeigten, dass das Substrat verglichen mit den A-Proben gröber und permeabler war. Bei Entnahme der B-Proben wurde ein durchschnittlicher Sauerstoffgehalt von 6 mg/l im Interstitialwasser gemessen (fließende Welle: 10,3 mg/l). Die Spanne war

dabei mit Werten von 2,3-10 mg/l sehr groß. Bis zur Entnahme der C-Proben nahm der Sauerstoffgehalt aller Laichplätze stark ab und wies bei der letzten Messung einen mittleren Wert von 1,3 mg/l auf (0,6-2,9 mg/l). Der Feinsedimentanteil erhöhte sich bis dahin auf 22,1 %.

Bei 29 A-Proben aus der Grove wurde ein mittlerer Feinsedimentanteil von 18 % und ein Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers von 1,7 mg/l (fließende Welle: 7,3 mg/l) bestimmt. Der Feinsedimentanteil der B-Proben (n = 9) betrug lediglich 3,1 %. Die Sedimentparameter geometrisches Mittel und Fredle Index deuteten auf eine sehr grobe und hoch permeable Sedimentzusammensetzung der Laichplätze hin. Der durchschnittliche Sauerstoffgehalt im Interstitial frischer Laichplätze betrug 6,9 mg/l (4,4-9,7 mg/l) bei Sauerstoffwerten der fließenden Welle von rund 9,6 mg/l. Bei Entnahme der C-Proben war der Sauerstoffgehalt der Laichplätze auf durchschnittlich 2,9 mg/l gesunken. Bei allen Laichplätzen war eine Abnahme des Sauerstoffgehalts zu verzeichnen, wobei diese zwischen den Laichplätzen aber sehr unterschiedlich verlief. Bei einigen Laichplätzen war eine sehr schnelle oder gleichmäßige Abnahme erkennbar, bei anderen Laichplätzen traten auch zeitweise wieder Zunahmen des Sauerstoffgehalts auf. Der Feinsedimentanteil der C-Proben betrug im Mittel 9,4 %.

Aufgrund des hohen Feinsedimentanteils und –eintrags während der Entwicklungszeit sowie der geringen Permeabilität der Laichplätze ist die Gewässersohle der Geeste für eine Reproduktion von Meerforellen ungeeignet. Die Sauerstoffwerte im Interstitial lagen schon nach wenigen Wochen unter der kritischen Grenze von 5 mg/l. In nur einem der untersuchten Laichplätze wurde eine Eientwicklung bis zum Augenpunktstadium festgestellt, Larven wurden nicht gefunden. Bei einer Elektrofischung einige Monate nach der berechneten Larvenemergenz wurden lediglich drei Forellen der Generation 0+ gefangen, die sich vermutlich in einem künstlich beeinflussten „Kontroll-Laichplatz“ entwickeln konnten. Zur Aufwertung der Laichhabitate in der Geeste könnte Grobsubstrat eingebracht werden. Allerdings ist eine langfristige Verbesserung nur mit einer Reduktion der Feinsedimenteinträge und des Geschiebetransports im Gewässer möglich.

Nach den durchschnittlichen Feinsedimentanteilen und Sedimentparametern der B- und C-Proben ist die Gewässersohle der Grove für eine Reproduktion von Meerforellen geeignet. Allerdings waren die Unterschiede zwischen den Laichplätzen relativ groß. Bei drei der

neun untersuchten Laichplätze wurde die kritische Grenze von 15 % für Feinsedimente < 2 mm in den C-Proben überschritten. Die Sauerstoffversorgung lag während der Entwicklungszeit bei nur einem Laichplatz dauerhaft über 7 mg/l. Andere Laichplätze zeigten mitunter eine schnelle oder langsame Sauerstoffabnahme oder Ab- und Zunahmen mit mindestens einer Unterschreitung der Minimalkonzentration. In beiden Gewässern wirkt sich vermutlich auch die hohe Belastung mit Eisenocker negativ auf die Ei- und Larvenentwicklung aus. Trotzdem wurde bei drei Laichplätzen eine Entwicklung bis zum Larvenstadium nachgewiesen. Bei der Brütlingsbefischung in der Grove wurden schließlich 165 Forellen der Generation 0+ gefangen.

Schwankungen des Sauerstoffgehalts im Interstitial können auf Messungenauigkeiten, Einfluss sauerstoffarmen Grundwassers oder unterschiedliche Sedimentationsprozesse zurückzuführen sein. Aufgrund der hohen Permeabilität der Laichplätze in der Grove könnten diese evtl. auch wie eine Sedimentfalle fungieren, sodass eine tiefgreifende Kolmation ermöglicht wird. Durch die Zugabe von Feinkies könnte dieser Effekt verringert werden. In den Laichplätzen mit erfolgreicher Larvenentwicklung waren die Sauerstoffwerte dennoch überdurchschnittlich hoch und die Feinsedimentanteile gering. Eine statistische Auswertung zwischen Sauerstoffgehalt und Anteil an Feinsediment aller B- und C-Proben (aus Geeste und Grove) ergab zudem eine signifikante Korrelation ($p < 0,001$).

Durch eine einfache Revitalisierung konnten an der Grove Laichhabitate geschaffen werden, die auch nach sechs Jahren ohne nennenswerte Pflegemaßnahmen eine natürliche Reproduktion von Meerforellen zulassen. Auch wenn die Reproduktion in der untersuchten Laichsaison wahrscheinlich nicht sehr hoch war, kann von einer positiven Wirkung der künstlichen Kiesbänke ausgegangen werden. Durch die erhöhte Strömungs- und Strukturvielfalt wird das Bachwasser verstärkt mit Sauerstoff angereichert. Kiesbänke dienen als Aufwuchshabitate für junge Forellen, wohingegen die Gumpen zwischen den Kiesbänken den adulten Meerforellen beim Aufstieg Unterschlupf bieten. Auch Neunaugen profitieren von dem heterogenen Habitatangebot der Renaturierung.

7 DANKSAGUNG

Ich danke Dr. Jens Salva vielmals für die Möglichkeit, meine Masterarbeit bei ihm und dem Landesfischereiverband Weser-Ems e.V. anfertigen zu können, für die Unterstützung, die Geduld (es hat ja etwas länger gedauert...) und die Freiheiten bei der Bearbeitung des Themas. Ich habe es sehr genossen!

Für seine Begleitung und Begeisterungsfähigkeit, nicht nur während meiner Masterarbeit, sondern in der gesamten „ISTAB-Zeit“, bedanke ich mich vielmals bei Prof. Dr. Heiko Brunken. Mit seiner Art und Leidenschaft für die Natur hat er mich von der ersten Vorlesung an beeindruckt und mir auf unterhaltsamer Weise die Facetten der Biologie und die Faszination der Forschung näher gebracht.

Ohne die Hilfe Vieler hätte ich meine Masterarbeit in dieser Form nicht anfertigen können. Vielen Dank insbesondere an Tom Langbehn für die Hilfe beim Protokollieren, Kies schleppen und Tüten beschriften an den ersten Arbeitstagen im Gelände. Hoffentlich war es nicht das letzte Mal, dass wir zusammen Geländearbeiten durchgeführt haben! Danke an Jörg Otten für das Beantworten vieler Fragen vor Ort, die Hilfe bei Elektrobefischungen und seine Begeisterung für den Schutz von Meerforellen. Alexander Seggelke danke ich ebenfalls für seine Hilfe im Gelände und den regen Gedankenaustausch. Laura Große Ophoff sorgte für die nötige Ablenkung sowie einen freien Kopf und gab mir damit die Motivation, die Arbeit bis zum Ende mit Begeisterung zu schreiben.

Nur durch die Bereitschaft von Julian Wulf, Thomas Rennebeck und Lena Rennebeck, mir ihre Autos (auch über Monate!) zur Verfügung zu stellen, konnte ich Geländearbeiten flexibel durchführen sowie jede Menge Equipment und Proben durch die Gegend fahren. Vielen, vielen Dank!

Beim Zusammensammeln der Ausrüstung sowie beim Auswerten und Interpretieren von Proben standen mir Dr. rer. nat. Gert Weber, Dipl. Biol. Henning Harder, Anne Kellersmann, Irina Grotthaus und Bettina Vagt stets mit Rat und Tat zur Seite. Ilka Strubelt danke ich für ihre spontane Bereitschaft, mir einen Statistik-Crash-Kurs zu geben!

Ich danke von ganzem Herzen meinen Eltern Anke und Thomas Rennebeck für die finanzielle und seelische Unterstützung während meines Studiums sowie für ihre Geduld, Offenheit und den ermöglichten Freiraum in dieser Zeit!

8 LITERATURVERZEICHNIS

- Acornley R.M. & Sear D.A. (1999) Sediment transport and siltation of brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning gravels in chalk streams. *Hydrological Processes* **13**, 447–458.
- Adams J.N. & Beschta R.L. (1980) Gravel bed composition in Oregon coastal streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**, 1514–1521.
- Alabaster J.S. (1959) The effect of a sewage effluent on the distribution of dissolved oxygen and fish in a stream. *Journal of Animal Ecology* **28**, 283–291.
- Alderdice D.F., Wickett W.P. & Brett J.R. (1958) Some effects of temporary exposure to low dissolved oxygen levels on Pacific salmon eggs. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **15**, 229–250.
- Altmüller R. & Dettmer R. (1996) Unnatürliche Sandfracht in Geestbächen–Ursachen, Probleme und Ansätze für Lösungsmöglichkeiten–am Beispiel der Lutter. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* **16**, 222–237.
- ARGE Weser “Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser” (1998) Wiederansiedlung von Wanderfischen im Wesereinzugsgebiet - Überprüfung der Laichhabitate im Wesereinzugsgebiet (Teil 1). *Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser*, 57 p.
- Argent D.G. & Flebbe P.A. (1999) Fine sediment effects on brook trout eggs in laboratory streams. *Fisheries Research* **39**, 253–262.
- Armstrong J.D., Kemp P.S., Kennedy G.J.A., Ladle M. & Milner N.J. (2003) Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research* **62**, 143–170.
- Barlaup B.T., Gabrielsen S.E., Skoglund H. & Wiers T. (2008) Addition of spawning gravel - a means to restore spawning habitat of atlantic salmon (*Salmo salar* L.), and anadromous and resident brown trout (*Salmo trutta* L.) in regulated rivers. *River Research and Applications* **24**, 543–550.
- Barnard K. & McBain S. (1994) Standpipe to determine permeability, dissolved oxygen, and vertical particle size distribution in salmonid spawning gravels. *Fish Habitat Relationships Technical Bulletin Currents* **15**, 1–12.
- Behnke R.J. (1986) Brown Trout. *Trout* **27**, 42–47.
- Bernatchez L. (2001) The evolutionary history of brown trout (*Salmo trutta* L.) inferred from phylogeographic, nested clade, and mismatch analyses of mitochondrial DNA variation. *Evolution* **55**, 351–379.
- Beschta R.L. & Jackson W.L. (1979) The intrusion of fine sediments into a stable gravel bed. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **36**, 204–210.
- bij de Vaate A., Breukelaar A.W., Vriese T., De Laak G. & Dijkers C. (2003) Sea trout

- migration in the Rhine delta. *Journal of Fish Biology* **63**, 892–908.
- Bishai H.M. (1962) Reactions of larval and young salmonids to water of low oxygen concentration. *Journal du Conseil* **27**, 167–180.
- Brunke M. (1999) Colmation and depth filtration within streambeds: Retention of particles in hypoxic interstices. *International Review of Hydrobiology* **84**, 99–117.
- Brunke M. & Gonser T. (1997) The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology* **37**, 1–33.
- Buendia C., Gibbins C.N., Vericat D., Batalla R.J. & Douglas A. (2013) Detecting the structural and functional impacts of fine sediment on stream invertebrates. *Ecological Indicators* **25**, 184–196.
- Bunte K. & Abt S.R. (2001) Sampling surface and subsurface particle-size distributions in wadable gravel- and cobble-bed streams for analyses in sediment transport, hydraulics, and streambed monitoring. *USDA Forest Service General Technical Report RMRS-GTR-74*, 451 p.
- Burkhalter D.E. & Kaya C.M. (1977) Effects of prolonged exposure to ammonia on fertilized eggs and sac fry of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Transactions of the American Fisheries Society* **106**, 470–475.
- Byrne C.J., Poole R., Dillane M., Rogan G. & Whelan K.F. (2004) Temporal and environmental influences on the variation in sea trout (*Salmo trutta* L.) smolt migration in the Burrishoole system in the west of Ireland from 1971 to 2000. *Fisheries Research* **66**, 85–94.
- Campbell J.S. (1977) Spawning characteristics of brown trout and sea trout *Salmo trutta* L. in Kirk Burn, River Tweed, Scotland. *Journal of Fish Biology* **11**, 217–229.
- Carling P.A. & Reader N.A. (1981) A freeze-sampling technique suitable for coarse river bed-material. *Sedimentary Geology* **29**, 233–239.
- Castro Vasconcelos M. & Melo A.S. (2008) An experimental test of the effects of inorganic sediment addition on benthic macroinvertebrates of a subtropical stream. *Hydrobiologia* **610**, 321–329.
- Chapman D.W. (1988) Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society* **117**, 1–21.
- Coble D.W. (1961) Influence of water exchange and dissolved oxygen in redds on survival of steelhead trout embryos. *Transactions of the American Fisheries Society* **90**, 469–474.
- Crisp D.T. (1996) Environmental requirements of common riverine European salmonid fish species in fresh water with particular reference to physical and chemical aspects. *Hydrobiologia* **323**, 201–221.

- Crisp D.T. (1988) Prediction, from temperature, of eyeing, hatching and “swim-up” times for salmonid embryos. *Freshwater Biology* **19**, 41–48.
- Crisp D.T. (1989) Some impacts of human activities on trout, *Salmo trutta*, populations. *Freshwater Biology* **21**, 21–33.
- Crisp D.T. (1993) The environmental requirements of salmon and trout in fresh water. *Freshwater Forum* **3**, 176–202.
- Crisp D.T. (1990) Water temperature in a stream gravel bed and implications for salmonid incubation. *Freshwater Biology* **23**, 601–612.
- Crisp D.T. & Carling P.A. (1989) Observations on siting, dimensions and structure of salmonid redds. *Journal of Fish Biology* **34**, 119–134.
- Descoux S., Datry T. & Marmonier P. (2013) Benthic and hyporheic invertebrate assemblages along a gradient of increasing streambed colmation by fine sediment. *Aquatic Sciences* **75**, 493–507.
- Descoux S., Datry T., Philippe M. & Marmonier P. (2010) Comparison of different techniques to assess surface and subsurface streambed colmation with fine sediments. *International Review of Hydrobiology* **95**, 520–540.
- Descoux S., Datry T. & Usseglio-Polatera P. (2014) Trait-based structure of invertebrates along a gradient of sediment colmation: Benthos versus hyporheos responses. *Science of the Total Environment* **466-467**, 265–276.
- DeVries P. (1997) Riverine salmonid egg burial depths: review of published data and implications for scour studies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **54**, 1685–1698.
- DeVries P. (2000) Scour in low gradient gravel bed streams: patterns, processes, and implications for the survival of salmonid embryos. *Ph. D. Thesis, University of Washington*, 366 p.
- Dirksmeyer J. (2008) Untersuchung zur Ökomorphologie der Laichhabitats von Lachsen und Meerforellen in Deutschland. *Bibliothek Natur & Wissenschaft Band 18*, 201 p.
- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.-I., Knowler D.J., Lévêque C., et al. (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* **81**, 163–182.
- Elliot J.M. (1994) Quantitative Ecology and the Brown Trout. *Oxford University Press*, 286 p.
- Elliott J.M. (1984) Numerical changes and population regulation in young migratory trout *Salmo trutta* in a lake district stream, 1966-83. *Journal of Animal Ecology* **53**, 327–350.
- Elliott J.M. & Elliott J.A. (2010) Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo*

- salar, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *Journal of Fish Biology* **77**, 1793–1817.
- FGG Weser “Flussgebietsgemeinschaft Weser” (2005) Bewirtschaftungsplan Flussgebietseinheit Weser - Bestandsaufnahme 2005. *Flussgebietsgemeinschaft Weser*, 84 p.
- Flecker A.S. & Allan J.D. (1984) The importance of predation, substrate and spatial refugia in determining lotic insect distributions. *Oecologia* **64**, 306–313.
- Garside E.T. (1966) Effects of Oxygen in Relation to Temperature on the Development of Embryos of Brook Trout and Rainbow Trout. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **23**, 1121–1134.
- Geist J. (2011) Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological Indicators* **11**, 1507–1516.
- Geist J. & Auerswald K. (2007) Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology* **52**, 2299–2316.
- Gerken R. (2006) Wiederansiedlung von Lachs und Meerforelle im oberen Wümmegebiet: praktischer Arten-und Gewässerschutz an Bächen und Flüssen des Tieflandes. *Naturkundliche Schrifteihe, Band III*, 159 p.
- Greig S.M., Sear D.A. & Carling P.A. (2007) A review of factors influencing the availability of dissolved oxygen to incubating salmonid embryos. *Hydrological Processes* **21**, 323–334.
- Greig S.M., Sear D.A. & Carling P.A. (2005) The impact of fine sediment accumulation on the survival of incubating salmon progeny: implications for sediment management. *The Science of the Total Environment* **344**, 241–258.
- Grost R.T., Hubert W.A. & Wesche T.A. (1991) Field comparison of three devices used to sample substrate in small streams. *North American Journal of Fisheries Management* **11**, 347–351.
- Hames D.S., Conrad B., Pleus A. & Smith D. (1996) Field comparison of the McNeil sampler with three shovel-based methods used to sample spawning substrate composition in small streams. *Northwest Indian Fisheries Commission*, 39 p.
- Hauer C., Unfer G., Habersack H., Pulg U. & Schnell J. (2013) Bedeutung von Flussmorphologie und Sedimenttransport in Bezug auf die Qualität und Nachhaltigkeit von Kieslaichplätzen. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* **6**, 189–197.
- Hedrick L.B., Welsh S.A. & Hedrick J.D. (2005) A new sampler design for measuring sedimentation in streams. *North American Journal of Fisheries Management* **25**, 238–244.

- Hendry K., Cragg-Hine D., O'Grady M., Sambrook H. & Stephen A. (2003) Management of habitat for rehabilitation and enhancement of salmonid stocks. *Fisheries Research* **62**, 171–192.
- Henley W.F., Patterson M.A., Neves R.J. & Lemly A.D. (2000) Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: A concise review for natural resource managers. *Reviews in Fisheries Science* **8**, 125–139.
- Hester E.T. & Gooseff M.N. (2010) Moving beyond the banks: hyporheic restoration is fundamental to restoring ecological services and functions of streams. *Environmental Science & Technology* **44**, 1521–1525.
- Heywood M.J.T. & Walling D.E. (2007) The sedimentation of salmonid spawning gravels in the Hampshire Avon catchment, UK: implications for the dissolved oxygen content of intragravel water and embryo survival. *Hydrological Processes* **21**, 770–788.
- Hindar K., Jonsson B., Ryman N. & Ståhl G. (1991) Genetic relationships among landlocked, resident, and anadromous brown trout, *Salmo trutta* L. *Heredity* **66**, 83–91.
- Ingendahl D. (1999) Der Reproduktionserfolg von Meerforelle (*Salmo trutta* L.) und Lachs (*Salmo salar* L.) in Korrelation zu den Millieubedingungen des hyporheischen Interstitials. *Dissertation, Universität zu Köln*, 175 p.
- Ingendahl D. (2001) Dissolved oxygen concentration and emergence of sea trout fry from natural redds in tributaries of the River Rhine. *Journal of Fish Biology* **58**, 325–341.
- Ingendahl D., Marty A., Larinier M. & Neumann D. (1995) Die Charakterisierung von Laichplätzen des Atlantischen Lachses und der Meerforelle in einem Fluss der französischen Pyrenäen. *Limnologica* **25**, 73–79.
- Inman D.L. (1952) Measures for describing the size distribution of sediments. *Journal of Sedimentary Petrology* **22**, 125–145.
- Jenkins Jr. T.M., Diehl S., Kratz K.W. & Cooper S.D. (1999) Effects of population density on individual growth of brown trout in streams. *Ecology* **80**, 941–956.
- Jonsson B. & L'Abée-Lund J.H. (1993) Latitudinal clines in life-history variables of anadromous brown trout in Europe. *Journal of Fish Biology* **43**, 1–16.
- Jonsson N. & Jonsson B. (2002) Migration of anadromous brown trout *Salmo trutta* in a Norwegian river. *Freshwater Biology* **47**, 1391–1401.
- Julien H.P. & Bergeron N.E. (2006) Effect of fine sediment infiltration during the incubation period on Atlantic salmon (*Salmo salar*) embryo survival. *Hydrobiologia* **563**, 61–71.
- Kahler T.H. & Quinn T.P. (1998) Juvenil and resident salmonid movement and passage through culverts. *Final Research Report, Research Project T9903, Fisheries Research*

- Institute, University of Washington*, 46 p.
- Keeley E.R. & Slaney P.A. (1996) Quantitative Measures of Rearing And Spawning Habitat Characteristics For Stream-Dwelling Salmonids: Guidelines For Habitat Restoration. *Watershed Restoration Project No. 4, Ministry of Environment, Lands and Parks, Vancouver, Canada*, 32 p.
- Kemp P., Sear D., Collins A., Naden P. & Jones I. (2011) The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrological Processes* **25**, 1800–1821.
- Klemetsen A., Amundsen P.-A., Dempson J.B., Jonsson B., Jonsson N., O’Connell M.F., *et al.* (2003) Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* **12**, 1–59.
- Kondolf G.M. (2000) Assessing salmonid spawning gravel quality. *Transactions of the American Fisheries Society* **129**, 262–281.
- Kondolf G.M. & Wolman M.G. (1993) The sizes of salmonid spawning gravels. *Water Resources Research* **29**, 2275–2285.
- Kottelat M. & Freyhof J. (2007) Handbook of European Freshwater Fishes. *Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany*, 646 p.
- Krause S., Hannah D.M., Fleckenstein J.H., Heppell C.M., Kaeser D., Pickup R., *et al.* (2011) Inter-disciplinary perspectives on processes in the hyporheic zone. *Ecohydrology* **4**, 481–499.
- Krause S., Klaar M.J., Hannah D.M., Mant J., Bridgeman J., Trimmer M., *et al.* (2014) The potential of large woody debris to alter biogeochemical processes and ecosystem services in lowland rivers. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* **1**, 263–275.
- Krause S., Tecklenburg C., Munz M. & Naden E. (2013) Streambed nitrogen cycling beyond the hyporheic zone: Flow controls on horizontal patterns and depth distribution of nitrate and dissolved oxygen in the upwelling groundwater of a lowland river. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* **118**, 54–67.
- Kreisverband WBV Beverstedt (2007) Einbau von Kiesbänken in der Grove - Faltblatt. *Kreisverband der Wasser- und Bodenverbände im Altkreis Wesermünde, Beverstedt*, 2 p.
- Kunze H. (2008) WRRL-Umsetzung an der Unterweser: Modellprojekt Geeste - Abschlussbericht. *Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND) Landesverband Bremen e.V.*, 36 p.
- Lahti K., Laurila A., Enberg K. & Piironen J. (2001) Variation in aggressive behaviour and growth rate between populations and migratory forms in the brown trout, *Salmo trutta*. *Animal Behaviour* **62**, 935–944.

- Lapointe M.F., Bergeron N.E., Bérubé F., Pouliot M.-A. & Johnston P. (2004) Interactive effects of substrate sand and silt contents, redd-scale hydraulic gradients, and interstitial velocities on egg-to-emergence survival of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **61**, 2271–2277.
- Larsen S. & Ormerod S.J. (2010) Low-level effects of inert sediments on temperate stream invertebrates. *Freshwater Biology* **55**, 476–486.
- de Leeuw J.J., ter Hofstede R. & Winter H. V. (2007) Sea growth of anadromous brown trout (*Salmo trutta*). *Journal of Sea Research* **58**, 163–165.
- Lotspeich F.B. & Everest F.H. (1981) A new method for reporting and interpreting textural composition of spawning gravel. *USDA Forest Service Research Note PNW-369*, 11 p.
- Louhi P., Mäki-Petäys A. & Erkinaro J. (2008) Spawning habitat of Atlantic salmon and brown trout: general criteria and intragravel factors. *River Research and Applications* **24**, 330–339.
- Madsen B.L. & Tent L. (2000) Lebendige Bäche und Flüsse - Praxistipps zur Gewässerunterhaltung und Revitalisierung von Tieflandgewässern. *Edmund Siemers-Stiftung (Herausgeber), Hamburg*, 156 p.
- Malcolm I.A., Greig S.M., Youngson A.F. & Soulsby C. (2008) Hyporheic influences on salmon embryo survival and performance. *American Fisheries Society Symposium* **65**, 1–24.
- Malcolm I.A., Soulsby C., Youngson A.F. & Hannah D.M. (2005) Catchment-scale controls on groundwater-surface water interactions in the hyporheic zone: implications for salmon embryo survival. *River Research and Applications* **21**, 977–989.
- Malcolm I.A., Soulsby C., Youngson A.F., Hannah D.M., McLaren I.S. & Thorne A. (2004) Hydrological influences on hyporheic water quality: implications for salmon egg survival. *Hydrological Processes* **18**, 1543–1560.
- Malcolm I.A., Youngson A.F. & Soulsby C. (2003) Survival of salmonid eggs in a degraded gravel-bed stream: effects of groundwater-surface water interactions. *River Research and Applications* **19**, 303–316.
- McNeil W.J. & Ahnell W.H. (1964) Success of pink salmon spawning relative to size of spawning bed materials. *US Fish and Wildlife Service, Special Scientific Report-Fisheries No. 469*, 15 p.
- Meyer C.B., Sparkman M.D. & Klatte B.A. (2005) Sand seals in coho salmon redds: Do they improve egg survival? *North American Journal of Fisheries Management* **25**, 105–121.
- Meyer E.I., Niepagenkemper O., Molls F. & Spänhoff B. (2008) An experimental

- assessment of the effectiveness of gravel cleaning operations in improving hyporheic water quality in potential salmonid spawning areas. *River Research and Applications* **24**, 119–131.
- Milan D.J., Petts G.E. & Sambrook H. (2000) Regional variations in the sediment structure of trout streams in southern England: Benchmark data for siltation assessment and restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **10**, 407–420.
- Mueller M., Pander J. & Geist J. (2014) The ecological value of stream restoration measures: An evaluation on ecosystem and target species scales. *Ecological Engineering* **62**, 129–139.
- Nerbonne B.A. & Vondracek B. (2001) Effects of local land use on physical habitat, benthic macroinvertebrates, and fish in the Whitewater River, Minnesota, USA. *Environmental Management* **28**, 87–99.
- Nika N., Virbickas T. & Kontautas A. (2011) Spawning site selection and redd gravel characteristics of sea trout *Salmo trutta* in the lowland streams of Lithuania. *Oceanological and Hydrobiological Studies* **40**, 46–56.
- Olsson T.I. & Persson B.-G. (1986) Effects of gravel size and peat material concentrations on embryo survival and alevin emergence of brown trout, *Salmo trutta* L. *Hydrobiologia* **135**, 9–14.
- Orghidan T. (2010) A new habitat of subsurface waters: the hyporheic biotope. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* **176**, 291–302.
- Ottaway E.M., Carling P.A., Clarke A. & Reader N.A. (1981) Observations on the structure of brown trout, *Salmo trutta* Linnaeus, redds. *Journal of Fish Biology* **19**, 593–607.
- Palm D., Brännäs E., Lepori F., Nilsson K. & Stridsman S. (2007) The influence of spawning habitat restoration on juvenile brown trout (*Salmo trutta*) density. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **64**, 509–515.
- Pander J., Mueller M. & Geist J. (2015) A comparison of four stream substratum restoration techniques concerning interstitial conditions and downstream effects. *River Research and Applications* **31**, 239–255.
- Peterson N.P. & Quinn T.P. (1996) Spatial and temporal variation in dissolved oxygen in natural egg pockets of chum salmon, in Kennedy Creek, Washington. *Journal of Fish Biology* **48**, 131–143.
- Peuranen S., Vourinen P.J., Vuorinen M. & Hollender A. (1994) The effects of iron, humic acids and low pH on the gills and physiology of brown trout (*Salmo trutta*). *Annales Zoologici Fennici* **31**, 389–396.
- Phillips R.W., Lantz R.L., Claire E.W. & Moring J.R. (1975) Some effects of gravel mixtures on emergence of coho salmon and steelhead trout fry. *Transactions of the*

- American Fisheries Society* **104**, 461–466.
- Platts W.S., Shirazi M.A. & Lewis D.H. (1979) Sediment particle sizes used by salmon for spawning with methods for evaluation. *Corvallis Environmental Research Laboratory, Oregon, EPA-600/3-79-043*, 32 p.
- Powers P.D. & Orsborn J.F. (1984) Analysis of barriers to upstream fish migration. *Final Project Report, Albrook Hydraulics Laboratory, Pullman, Washington*, 127 p.
- Prange H. (2005) Ochre Pollution as an Ecological Problem in the Aquatic Environment - Solution Attempts from Denmark. *Edmund Siemers-Stiftung (Herausgeber), Hamburg*, 80 p.
- Pusch M. & Schwoerbel J. (1994) Community respiration in hyporheic sediments of a mountain stream (Steina, Black Forest). *Archiv für Hydrobiologie* **130**, 35–52.
- Radtke G. (2010) Emergence of brown trout (*Salmo trutta* M. *lacustris* L.) fry from artificial redds in the Trzebiocha stream (Northern Poland). *Limnological Papers* **5**, 39–48.
- Ramezani J., Rennebeck L., Closs G.P. & Matthaei C.D. (2014) Effects of fine sediment addition and removal on stream invertebrates and fish: a reach-scale experiment. *Freshwater Biology* **59**, 2584–2604.
- Rehg K.J., Packman A.I. & Ren J. (2005) Effects of suspended sediment characteristics and bed sediment transport on streambed clogging. *Hydrological Processes* **19**, 413–427.
- Rubin J.-F. (1998) Survival and emergence pattern of sea trout fry in substrata of different compositions. *Journal of Fish Biology* **53**, 84–92.
- Rubin J.-F. & Glimsäter C. (1996) Egg-to-fry survival of the sea trout in some streams of Gotland. *Journal of Fish Biology* **48**, 585–606.
- SBUV “Senator für Bau Umwelt und Verkehr” (2004) Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie im Land Bremen - Detaillierte Beschreibung der Gewässer mit Einzugsgebieten > 10 km². *Freie Hansestadt Bremen*, 112 p.
- Schindler M. (2008) Überprüfung des im Rahmen der EG-Wasserrahmenrichtlinie zugeordneten Leitbildes des sandgeprägten Tieflandsbaches mit Hilfe von hydrologischen und geomorphologischen Methoden. *Diplomarbeit, Georg-August-Universität zu Göttingen*, 98 p.
- Schindler Wildhaber Y. (2012) The impact of fine sediments in small rivers: Method development and effects on brown trout redds. *Dissertation, Universität Basel*, 157 p.
- Schindler Wildhaber Y., Michel C., Burkhardt-Holm P., Bänninger D. & Alewell C. (2012) Measurement of spatial and temporal fine sediment dynamics in a small river. *Hydrology and Earth System Sciences* **16**, 1501–1515.

- Schinegger R., Trautwein C., Melcher A. & Schmutz S. (2012) Multiple human pressures and their spatial patterns in European running waters. *Water and Environment Journal* **26**, 261–273.
- Schmidt A. (2008) Fließgewässerrenaturierung in der Geestenniederung: Eine Zustandserfassung und Untersuchung der Entwicklungsmöglichkeiten im Rahmen der EG-Wasserrahmenrichtlinie unter Berücksichtigung möglicher Klimaänderungen. *Diplomarbeit, Universität Bremen, Fachbereich 8*, 102 p., unveröffentlicht.
- Shirazi M.A. & Seim W.K. (1979) A Stream Systems Evaluation - An Emphasis on Spawning Habitat for Salmonids. *Corvallis Environmental Research Laboratory, Oregon, EPA-600/3-79-109*, 37 p.
- Shirazi M.A. & Seim W.K. (1981) Stream system evaluation with emphasis on spawning habitat for salmonids. *Water Resources Research* **17**, 592–594.
- Shumway D.L., Warren C.E. & Doudoroff P. (1964) Influence of oxygen concentration and water movement on the growth of steelhead trout and coho salmon embryos. *Transactions of the American Fisheries Society* **93**, 342–356.
- Silver S.J., Warren C.E. & Doudoroff P. (1963) Dissolved oxygen requirements of developing steelhead trout and chinook salmon embryos at different water velocities. *Transactions of the American Fisheries Society* **92**, 327–343.
- Soulsby C., Malcolm I.A. & Youngson A.F. (2001a) Hydrochemistry of the hyporheic zone in salmon spawning gravels: a preliminary assessment in a degraded agricultural stream. *Regulated Rivers: Research & Management* **17**, 651–665.
- Soulsby C., Youngson A.F., Moir H.J. & Malcolm I.A. (2001b) Fine sediment influence on salmonid spawning habitat in a lowland agricultural stream: a preliminary assessment. *The Science of the Total Environment* **265**, 295–307.
- Sowden T.K. & Power G. (1985) Prediction of rainbow trout embryo survival in relation to groundwater seepage and particle size of spawning substrates. *Transactions of the American Fisheries Society* **114**, 804–812.
- Sternecker K., Cowley D.E. & Geist J. (2013) Factors influencing the success of salmonid egg development in river substratum. *Ecology of Freshwater Fish* **22**, 322–333.
- Sternecker K. & Geist J. (2010) The effects of stream substratum composition on the emergence of salmonid fry. *Ecology of Freshwater Fish* **19**, 537–544.
- St-Hilaire A., Caissie D., Cunjak R.A. & Bourgeois G. (2005) Streambed sediment composition and deposition in a forested stream: spatial and temporal analysis. *River Research and Applications* **21**, 883–898.
- Strommer J.L. & Smock L.A. (1989) Vertical distribution and abundance of invertebrates within the sandy substrate of a low-gradient headwater stream. *Freshwater Biology* **22**, 263–274.

- Tappel P.D. & Bjornn T.C. (1983) A new method of relating size of spawning gravel to salmonid embryo survival. *North American Journal of Fisheries Management* **3**, 123–135.
- Trask P.D. (1932) Origin and environment of source sediments of petroleum. *Gulf Publishing Company, Houston, TX*, 323 p.
- Turnpenny A.W.H. & Williams R. (1980) Effects of sedimentation on the gravels of an industrial river system. *Journal of Fish Biology* **17**, 681–693.
- Valentine B.E. (1995) Stream substrate quality for salmonids: guidelines for sampling, processing, and analysis. *California Department of Forestry and Fire Protection*, 21 p.
- Velickovic B. (2005) Colmation as one of the processes in interaction between the groundwater and surface water. *Facta universitatis - series: Architecture and Civil Engineering* **3**, 165–172.
- Vuori K.-M. (1995) Direct and indirect effects of iron on river ecosystems. *Annales Zoologici Fennici* **32**, 317–329.
- Walling D.E. & Fang D. (2003) Recent trends in the suspended sediment loads of the world's rivers. *Global and Planetary Change* **39**, 111–126.
- Watschke D.A. & McMahon T.E. (2005) A lightweight modification of the McNeil core substrate sampler. *Journal of Freshwater Ecology* **20**, 795–797.
- Wilcock P., Pitlick J. & Cui Y. (2009) Sediment transport primer: estimating bed-material transport in gravel-bed rivers. *USDA Forest Service General Technical Report RMRS-GTR-226*, 84 p.
- Wood P.J. & Armitage P.D. (1997) Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* **21**, 203–217.
- Young M.K., Hubert W.A. & Wesche T.A. (1991) Biases associated with four stream substrate samplers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **48**, 1882–1886.
- Young M.K., Hubert W.A. & Wesche T.A. (1990) Effect of substrate composition and stock origin on the survival to emergence of brown trout: A laboratory study. *Northwest Science* **64**, 224–231.
- Youngson A.F., Malcolm I.A., Thorley J.L., Bacon P.J. & Soulsby C. (2004) Long-residence groundwater effects on incubating salmonid eggs: low hyporheic oxygen impairs embryo development. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **61**, 2278–2287.

Internetquellen

URL 1: <http://creativecommons.org/licenses/by-sa/2.0/> [30.06.2015, 11:17]

URL 2: <http://www.diva-gis.org/gdata> [30.06.2015, 11:30]

URL 3: http://www.umweltkarten-niedersachsen.de/GlobalNetFX_Umweltkarten/
[25.06.2015, 13:40]

URL 4: http://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/schutzgebiete/einzelnen_naturschutzgebiete/naturschutzgebiet-geesteniederung-42968.html [25.06.2015, 10:12]

URL 5: [http://www.bfn.de/0316_steckbriefe.html?&tx_n2gebiete_pi1\[bundeslandffh\]\[0\]=NI&tx_n2gebiete_pi1\[detail\]=ffh&tx_n2gebiete_pi1\[searchffh\]=Suche%20starten&tx_n2gebiete_pi1\[sitecode\]=DE2418331&tx_n2gebiete_pi1\[spid\]=4624](http://www.bfn.de/0316_steckbriefe.html?&tx_n2gebiete_pi1[bundeslandffh][0]=NI&tx_n2gebiete_pi1[detail]=ffh&tx_n2gebiete_pi1[searchffh]=Suche%20starten&tx_n2gebiete_pi1[sitecode]=DE2418331&tx_n2gebiete_pi1[spid]=4624) [25.06.2015, 9:51]

URL 6: http://www.bund-bremen.net/themen_und_projekte/naturschutz/flusslandschaft_geeste/niederung_sellstedter_see/rueckdeichung_polder_bramel/ [25.06.2015, 16:37]

URL 7: <http://www.natur-erleben.niedersachsen.de/karte/poi-9000000001-1195.html>
[25.06.2015, 16:24]

URL 8: ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/observations_germany/climate/daily/kl/
[20.05.2015, 16:13]

URL 9: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaesser/fluesse/ueberwachung-bewertung/chemisch> [12.11.2015, 08:53]

Persönliche Mitteilungen:

NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz), Betriebsstelle Stade, namentlich Klaus Rathjens: W- und Q-Daten vom Pegel Köhlener Brücke (Zeitraum 01.10.2014 bis 01.06.2015), per E-Mail vom 13.07.2015.

Otten, J.: 1. Vorsitzender des Angelsportverein Wehdel e.V.

Rademacher, C.: Landwirt an der oberen Geeste (Hof Freitag) und ehrenamtlicher Schaubeauftragter des Wasser- und Bodenverbandes Beverstedt, Telefonat am 18.11.2015.

Salva, J.: Fischereibiologe im Landesfischereiverband Weser-Ems e.V., Projektbetreuer und Zweitprüfer.

Schübel, K.: Verbandsingenieurin beim Wasser- und Bodenverband Beverstedt im Altkreis Wesermünde, E-Mail vom 18.11.2015.

Zitierte DIN-Normen:

DIN 18123, Ausgabedatum: 2011-04: Baugrund, Untersuchung von Bodenproben - Bestimmung der Korngrößenverteilung.

DIN 19684, Ausgabedatum: 2000-08: Teil 3: Bestimmung des Glühverlusts und des Glührückstands.

DIN 66165, Ausgabedatum 1987-04: Teil 1: Partikelgrößenanalyse; Siebanalyse; Grundlagen.

ISO 3310, Ausgabedatum 1982: Analysesiebe – Anforderungen und Prüfung – Teil 1: Analysesiebe mit Drahtgewebe.

9 ANHANGSVERZEICHNIS

Anhang 1: Benennung, Koordinaten und Größe der potentiellen Laichhabitate innerhalb der Untersuchungsstrecke an der Geeste.	126
Anhang 2: Benennung, Koordinaten und Größe der potentiellen Laichhabitate innerhalb der Untersuchungsstrecke an der Grove.	127
Anhang 3: Werte der Wasserstandsmessungen an Start und Ende der Untersuchungsstrecken an Geeste und Grove.....	128
Anhang 4: Maße, Zuordnung und weitere Informationen zu den kartierten Laichplätzen und Laichplatzversuchen an der Geeste.	129
Anhang 5: Maße, Zuordnung und weitere Informationen zu den kartierten Laichplätzen und Laichplatzversuchen an der Grove.	130
Anhang 6: Lage der Start- und Endpunkte der Elektrobefischungen an a) Grove und b) Geeste.	131
Anhang 7: Sauerstoffgehalt der fließenden Welle (O ₂ -W) und des Interstitialwassers (O ₂ -I) untersuchter potentieller Laichhabitate an Geeste und Grove.....	132
Anhang 8: Sauerstoffwerte der fließenden Welle und des Interstitialwassers von Meerforellenlaichplätzen an der Geeste.....	133
Anhang 9: Sauerstoffwerte der fließenden Welle und des Interstitialwassers von Meerforellenlaichplätzen an der Grove.	134
Anhang 10:Ergebnisübersicht der Sedimentanalyse aller Proben aus der Geeste.....	136
Anhang 11:Ergebnisübersicht der Sedimentanalyse aller Proben aus der Grove.....	137
Anhang 12:Gesamtergebnis der Brütlingsbefischung an der Geeste.	139
Anhang 13:Gesamtergebnis der Brütlingsbefischung an der Grove.	140
Anhang 14:Anteile der Korngrößenklassen je Probestelle und Zeitraum sowie Niederschlag pro Zeitraum bei der Bestimmung des Geschiebetransports an Geeste und Grove.	141
Anhang 15:Messwerte für Leitfähigkeit und pH-Wert am Start und Ende der Untersuchungsstrecken an Geeste und Grove.....	142
Anhang 16:Sauerstoffwerte von fließender Welle und Interstitialwasser von Kiesbetten am Start und Ende der Untersuchungsstrecken an Geeste und Grove.....	143

Anhang 1: Benennung, Koordinaten und Größe der potentiellen Laichhabitate innerhalb der Untersuchungsstrecke an der Geeste.

Kartierung, Vermessung und Probenahmen fanden am 23.10.2014 statt.

Nr.	Koordinaten		Länge (m)	Breite (m)	Länge*Breite (m²)	Probenahme
	X	Y				
GE-01	8,99811	53,48684	3,0	1,0	3,0	
GE-02	8,99825	53,48670	1,2	0,9	1,1	
GE-03	8,99844	53,48664	5,0	1,3	6,5	ja
GE-04	8,99860	53,48658	13,0	2,0	26,0	ja
GE-05	8,99861	53,48641	2,0	0,5	1,0	
GE-06	8,99870	53,48629	5,0	1,0	5,0	ja
GE-07	8,99872	53,48611	5,0	0,5	2,5	ja
GE-08	8,99877	53,48603	9,0	0,9	8,1	
GE-09	8,99893	53,48594	4,0	1,3	5,2	ja
GE-10	8,99904	53,48584	6,0	1,2	7,2	
GE-11	8,99908	53,48574	3,0	1,1	3,3	
GE-12	8,99920	53,48560	2,0	1,0	2,0	
GE-13	8,99934	53,48544	6,0	1,0	6,0	ja
GE-14	8,99973	53,48516	4,0	0,7	2,8	ja
GE-15	8,99978	53,48511	4,0	0,6	2,4	
GE-16	8,99999	53,48500	8,0	1,7	13,6	ja
GE-17	9,00000	53,48492	3,0	1,1	3,3	
GE-18	9,00018	53,48476	2,0	0,7	1,4	
GE-19	9,00023	53,48473	3,0	1,0	3,0	ja
GE-20	9,00026	53,48466	2,0	1,0	2,0	
GE-21	9,00038	53,48440	6,0	1,1	6,6	
GE-22	9,00044	53,48420	4,0	1,0	4,0	
GE-23	9,00046	53,48408	4,5	1,1	5,0	ja
GE-24	9,00050	53,48400	5,0	1,0	5,0	
GE-25	9,00054	53,48375	8,0	1,1	8,8	
GE-26	9,00056	53,48366	8,0	1,2	9,6	ja
GE-27	9,00068	53,48344	8,0	1,2	9,6	ja
GE-28	9,00063	53,48322	2,0	1,0	2,0	
GE-29	9,00071	53,48305	4,0	1,0	4,0	ja
GE-30	9,00067	53,48304	3,0	0,9	2,7	
GE-31	9,00067	53,48288	2,0	1,1	2,2	
GE-32	9,00062	53,48273	3,0	1,3	3,9	ja
GE-33	9,00058	53,48267	2,0	1,4	2,8	ja
GE-34	9,00053	53,48250	2,0	1,2	2,4	
GE-35	9,00052	53,48237	2,0	0,7	1,4	
GE-36	9,00051	53,48232	1,5	0,9	1,4	ja
GE-37	9,00048	53,48217	1,5	1,0	1,5	
GE-38	9,00037	53,48191	6,0	0,8	4,8	
GE-39	9,00022	53,48156	2,0	1,0	2,0	ja
GE-40	9,00017	53,48142	3,0	1,0	3,0	
Mittelwert (n = 40):			4,2	1,0	4,7	n = 17

Anhang 2: Benennung, Koordinaten und Größe der potentiellen Laichhabitate innerhalb der Untersuchungsstrecke an der Grove.

Kartierung, Vermessung und Probenahmen fanden am 24. und 26.10.2014 statt.

Nr.	Koordinaten		Länge (m)	Breite (m)	Länge*Breite (m²)	Probenahme
	X	Y				
GR-01	8,84077	53,49477	5,0	1,1	5,5	
GR-02	8,84090	53,49474	4,0	1,1	4,4	ja
GR-03	8,84103	53,49472	4,0	1,2	4,8	
GR-04	8,84128	53,49464	3,0	1,2	3,6	
GR-05	8,84137	53,49454	5,0	0,9	4,5	ja
GR-06	8,84141	53,49451	3,0	1,1	3,3	
GR-07	8,84155	53,49438	5,0	1,2	6,0	ja
GR-08	8,84160	53,49422	8,5	0,9	7,7	ja
GR-09	8,84157	53,49413	5,0	1,0	5,0	
GR-10	8,84156	53,49406	4,0	1,1	4,4	
GR-11	8,84154	53,49401	5,0	1,0	5,0	ja
GR-12	8,84154	53,49395	6,0	0,9	5,4	
GR-13	8,84152	53,49390	5,0	1,2	6,0	ja
GR-14	8,84150	53,49382	4,0	1,2	4,8	
GR-15	8,84147	53,49369	4,0	1,1	4,4	ja
GR-16	8,84145	53,49363	4,5	1,1	5,0	ja
GR-17	8,84138	53,49353	4,0	1,2	4,8	ja
GR-18	8,84132	53,49348	2,0	0,9	1,8	
GR-19	8,84130	53,49346	4,0	1,2	4,8	ja
GR-20	8,84124	53,49341	3,0	1,0	3,0	ja
GR-21	8,84117	53,49334	4,0	1,0	4,0	ja
GR-22	8,84116	53,49332	1,0	1,0	1,0	
GR-23	8,84112	53,49328	5,0	1,0	5,0	ja
GR-24	8,84109	53,49323	2,0	1,1	2,2	ja
GR-25	8,84106	53,49317	1,5	0,9	1,4	
GR-26	8,84105	53,49316	2,0	1,2	2,4	
GR-27	8,84082	53,49175	3,0	2,0	6,0	ja
GR-28	8,84078	53,49161	3,0	1,2	3,6	
GR-29	8,84076	53,49158	1,5	1,5	2,3	
GR-30	8,84072	53,49147	1,5	1,5	2,3	
GR-31	8,84064	53,49121	3,0	1,5	4,5	ja
GR-32	8,84058	53,49109	3,0	1,1	3,3	ja
GR-33	8,84041	53,49081	2,0	0,9	1,8	
GR-34	8,84028	53,49068	2,0	1,0	2,0	
GR-35	8,84013	53,49057	3,0	1,0	3,0	ja
GR-36	8,84006	53,49051	3,0	0,9	2,7	
GR-37	8,83995	53,49044	1,5	0,7	1,1	
GR-38	8,83989	53,49039	2,0	0,8	1,6	
GR-39	8,83981	53,49032	3,0	0,8	2,4	ja
GR-40	8,83948	53,49005	1,2	1,2	1,4	ja
GR-41	8,83939	53,48999	3,0	1,1	3,3	
GR-42	8,83911	53,48991	3,0	1,1	3,3	ja
GR-43	8,83900	53,48989	3,0	1,0	3,0	ja
GR-44	8,83889	53,48986	3,0	0,9	2,7	
GR-45	8,83855	53,48978	1,2	1,0	1,2	
GR-46	8,83836	53,48972	4,0	1,0	4,0	ja
GR-47	8,83825	53,48969	3,0	0,7	2,1	
GR-48	8,83802	53,48963	2,0	1,2	2,4	
GR-49	8,83795	53,48963	2,0	1,1	2,2	ja
GR-50	8,83785	53,48963	2,0	0,8	1,6	ja
GR-51	8,83751	53,48955	2,0	1,0	2,0	
GR-52	8,83747	53,48952	5,0	1,3	6,5	ja
GR-53	8,83727	53,48947	2,0	1,0	2,0	
GR-54	8,83719	53,48944	2,0	1,0	2,0	
GR-55	8,83693	53,48936	2,0	1,0	2,0	
GR-56	8,83683	53,48932	2,0	1,1	2,2	
GR-57	8,83679	53,48933	2,0	1,1	2,2	ja
GR-58	8,83656	53,48923	2,0	1,2	2,4	
GR-59	8,83633	53,48913	5,0	2,0	10,0	ja
GR-60	8,83615	53,48907	2,0	1,0	2,0	
GR-61	8,83580	53,48890	1,5	2,0	3,0	
GR-62	8,83517	53,48895	3,0	1,5	4,5	
GR-63	8,83495	53,48896	3,0	1,3	3,9	ja
Mittelwert (n = 63):			3,1	1,1	3,5	n = 29

Anhang 3: Werte der Wasserstandsmessungen an Start und Ende der Untersuchungsstrecken an Geeste und Grove.

Geeste				Grove			
Nr.	Datum	Wasserstand (cm)		Nr.	Datum	Wasserstand (cm)	
		Start	Ende			Start	Ende
1	03.11.2014	8	8	1	24.10.2014	22	-
2	27.11.2014	5,5	6,5	2	26.10.2014	18	-
3	08.12.2014	5	6	3	01.11.2014	17	12
4	17.12.2014	8,5	9	4	03.11.2014	13	19
5	18.12.2014	8,5	9,5	5	27.11.2014	17	12
6	22.12.2014	38	41	6	08.12.2014	18	12
7	24.12.2014	40	45	7	13.12.2014	24	12
8	28.12.2014	13,5	8,5	8	17.12.2014	20	12
9	03.01.2015	19	20	9	18.12.2014	23	12
10	04.01.2015	18	18	10	22.12.2014	57,5	19
11	23.01.2015	13,5	13	11	24.12.2014	80	27
12	14.02.2015	13	13	12	28.12.2014	26	13
13	03.03.2015	25	24	13	04.01.2015	31	14
14	19.03.2015	10	10	14	05.01.2015	27	13
15	26.03.2015	10	-	15	06.01.2015	25	12,5
16	08.04.2015	12	13	16	23.01.2015	27	-
				17	26.01.2015	48	22
				18	14.02.2015	25	12
				19	03.03.2015	51	18
				20	09.03.2015	26	13
				21	19.03.2015	19	11
				22	26.03.2015	19	-
				23	08.04.2015	23	12

Anhang 4: Maße, Zuordnung und weitere Informationen zu den kartierten Laichplätzen und Laichplatzversuchen an der Geeste.

n = 12, Maße in cm, WT = Wassertiefe, d = Tag, V = Versuch, B = Bachforelle, M = Meerforelle, LP = Laichplatz.

Datum Kartierung	Probestelle	WT _{vor Kuhle}	WT _{max Kuhle}	WT _{min Hügel}	Diff. WT _{vor Kuhle} - WT _{max Kuhle}	Diff. WT _{min Hügel} - WT _{max Kuhle}	Abstand WT _{max} - WT _{min}	Länge Kuhle	Breite Kuhle	Länge Hügel	Breite Hügel	Lage der Kuhle auf Kiesbett	Datum Probenahme	Alter _{min} (d bei Probenahme)	Alter _{max} (d bei Probenahme)	Zuordnung	Bemerkungen
03.01.2015	GE-I	17	38	6	21	32	80	120	70	120	100	kein Kiesbett	04.01.2015	2	12	M	Tiefe, langgestreckte Kuhle, hoher Hügel. An rechter Bachseite angelegt, in insgesamt sandigem Abschnitt ohne sichtbarem Kiesvorkommen. Sandfahne hinter Hügel (Länge Hügel geschätzt, nur auf 70 cm Länge Kies sichtbar). Wahrscheinlich nur wenige Tage alt, aber nicht älter als 28.12.2014. Koordinaten: X = 8,99813, Y = 53,48696
03.01.2015	GE-07	15	27	0	12	27	110	110	70	120	70	Mitte				V	Große Steine auf Hügel. An linker Bachseite angelegt. Allerdings sehr geringer Kiesanteil: Laichbett hat nur eine dünne Kiesauflage, darunter Schluffschicht. Kein Anzeichen für Eiablage.
03.01.2015	GE-08	20	23	12	3	11	60	70	35	45	60	kein Kiesbett				B oder M	Etwas vor GE-08 in sandigem Bereich angelegt.
03.01.2015	GE-09.1	9	18	7	9	11	70	70	70	160	90	Mitte	04.01.2015	2	12	M	Insgesamt flach, aber großflächiger Hügel. "Tiefe WT vor Kuhle" durch oberhalb liegenden Laichplatz beeinflusst.
03.01.2015	GE-09.2	15	17	7	2	10	50	50	20	30	40	Anfang				B	Eine kleine (< 35 cm) Forelle an Laichplatz gesehen. Laichplatz vor weiterem (älteren) Laichplatz angelegt.
03.01.2015	GE-10	12	24	6	12	18	140	90	70	160	100	Mitte	04.01.2015	2	12	M	Flacher, aber großflächiger Hügel.
03.01.2015	GE-13	22	30	15	8	15	60	60	40	80	50	Mitte	04.01.2015	2	12	M	Vermutlich M-LP. Hoher Sandanteil im Kiesbett, LP-Maße durch Strömung ggf. schon verändert.
03.01.2015	GE-14.1	14	26	7	12	19	60	50	50	100	60	Mitte	04.01.2015	2	12	M	Auf Hügel von weiterem Laichbett oberhalb angelegt. Kleine Kuhle, aber auch größere Steine auf Hügel.
03.01.2015	GE-14.2	34	40	14	6	26	100	160	60	80	80	Anfang				M	Kuhlengröße schwer abschätzbar, da keine klare Abgrenzung zu Pool oberhalb. Hügel durch weiteres Laichbett verändert.
03.01.2015	GE-15.1	29	36	15	7	21	70	80	70	90	70	Mitte	04.01.2015	2	12	M	Etwas unterhalb GE-15. Aufgrund des hohen Wasserstandes Ausdehnung schlecht sichtbar.
03.01.2015	GE-15.2	27	38	16	11	22	60	60	60	80	60	Anfang	04.01.2015	2	12	M	Aufgrund des hohen Wasserstandes Ausdehnung schlecht sichtbar.
03.01.2015	GE-16	20	37	11	17	26	80	110	80	250	80	Anfang	04.01.2015	2	12	M	Laichplatz wurde vor flachem Kiesbett angelegt, auf der sich der ausgehobene Kies vermutlich bei starker Strömung weit verteilt hat. Hügel nur schwach ausgeprägt.

Anhang 5: Maße, Zuordnung und weitere Informationen zu den kartierten Laichplätzen und Laichplatzversuchen an der Grove.

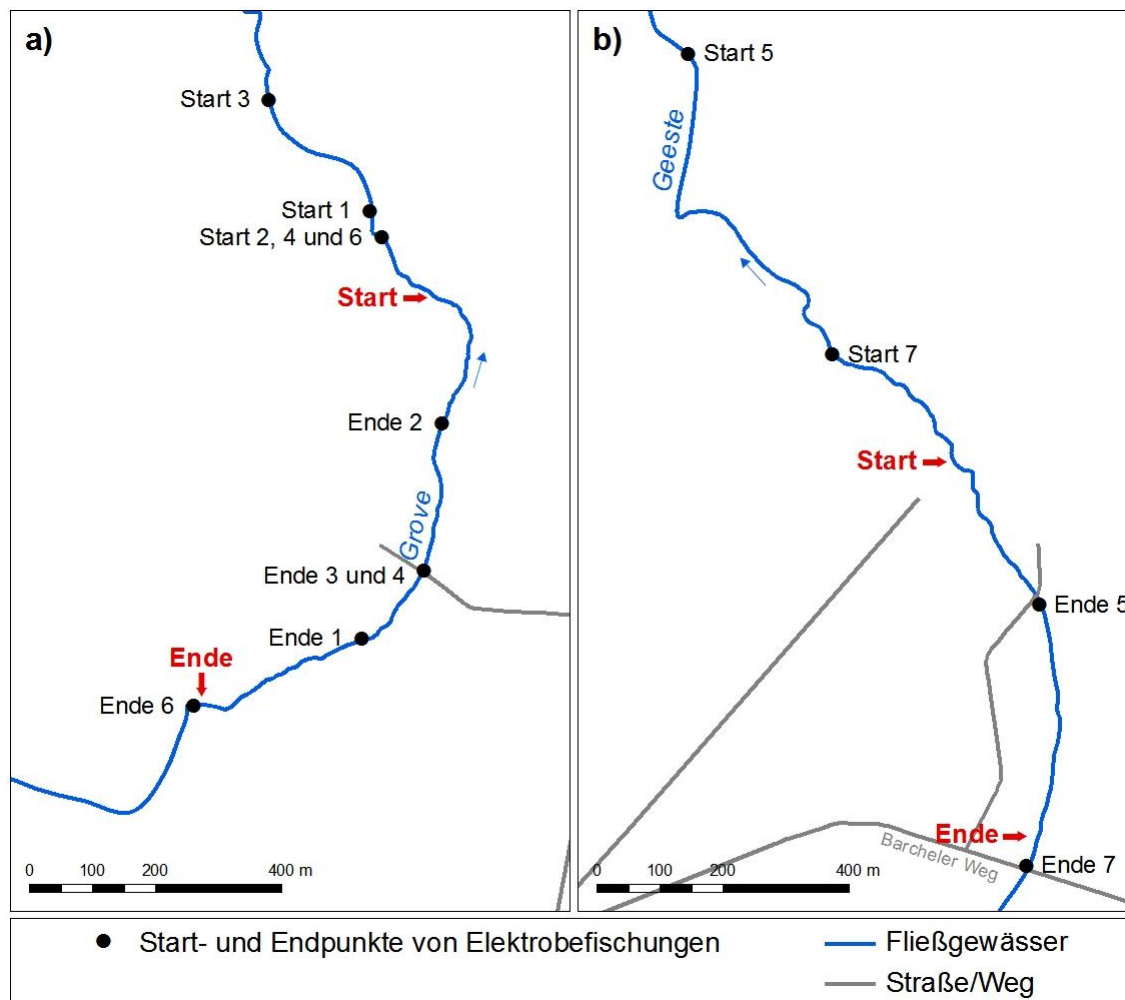
n = 22, Maße in cm, WT = Wassertiefe, d = Tag, V = Versuch, B = Bachforelle, M = Meerforelle, LP = Laichplatz.

Datum Kartierung	Probestelle	WT _{vor Kuhle}	WT _{max Kuhle}	WT _{min Hügel}	Diff. WT _{vor Kuhle} - WT _{max Kuhle}	Diff. WT _{min Hügel} - WT _{max Kuhle}	Abstand WT _{max} - WT _{min}	Länge Kuhle	Breite Kuhle	Länge Hügel	Breite Hügel	Lage der Kuhle auf Kiesbett	Datum Probenahme	Alter _{min} (d bei Probenahme)	Alter _{max} (d bei Probenahme)	Zuordnung	Bemerkungen
28.11.2014	GR-I							30	30							V oder B	Koordinaten: X = 8,83982, Y = 53,49520
28.11.2014	GR-II	16	26	8	10	18		50	40	50	40					B oder M	Koordinaten: X = 8,83994, Y = 53,49509
28.11.2014	GR-IV.1							30	30	20	30					V oder B	Koordinaten: X = 8,84021, Y = 53,49496
28.11.2014	GR-03/1	30	30	8	0	22		120	70	160	80	Anfang	29.11.2014	3	?	M	Kiesbett großflächig umgegraben aber keine deutliche LP-Struktur.
28.11.2014	GR-07/1	28	35	5	7	30		50	50	110	80	Anfang	29.11.2014	3	?	M	Deutliche Kuhle und Aufwurf von Kies mit Wasserstau ("Bilderbuch-Laichbett").
28.11.2014	GR-08/1	13	17	11	4	6		40	50	50	50	Mitte				B	Kleiner LP in feinerem Substrat (Mittelkies).
28.11.2014	GR-16/1	40	40	8	0	32		50	60	150	80	Anfang	29.11.2014	3	?	M	Deutlicher Aufwurf von Kies in "frisch gehakter" Rausche (Kies durch ASV Wedel an Rand gehakt, Stromstrich in Mitte, dort nun Laichhügel mit Wasserstau). Kuhle nicht deutlich erkennbar, Maße an hellem Kies geschätzt.
08.12.2014	GR-III		24	8		16		60	50	80	50					B oder M	Nur relativ kleine Steine auf Hügel (bis 5 cm), größere Steine in Kuhle. Koordinaten: X = 8,84000, Y = 53,49507
13.12.2014	GR-IV.2	25	40	8	15	32	60	110	40	120	60					M	M an LP gesehen. Deutliche Struktur von Kuhle (schmale Rinne) und Hügel.
13.12.2014	GR-07/2	30	36	8	6	28	80	70	60	120	70	Anfang	13.12.2014	1	5	M	Deutliche Kuhle und Aufwurf von Kies mit Wasserstau.
13.12.2014	GR-08.2	22	31	8	9	23	70	50	70	70	70	Anfang	13.12.2014	1	5	M	Deutliche Kuhle und Aufwurf von Kies. Zwei M in Laichkuhle gesehen und evtl. Laichvorgang unterbrochen.
17.12.2014	GR-15	25	32	8	7	24	70	60	80	150	60	Anfang	17.12.2014	1	4	M	Deutliche Kuhle und Aufwurf von Kies. M-Paar vermutlich am 18.12.2014 (Rogner auch am 13.12.2014) direkt vor LP gefangen.
18.12.2014	GR-23/1	30	34	9	4	25	60	60	60	120	70	Anfang	18.12.2014	?	?	M	Struktur undeutlich (gehakter Stromstrich mit Auswurf aufgefüllt, fast ebene Fläche auf Rausche. Kuhle mit mehreren kleinen Kühlen). LP vermutlich schon älter (Algen-/Eisenockerüberzug auf Rausche, aber nicht älter als 10 Tage), aber vorher nicht als solches erkannt.
05.01.2015	GR-01	31	33	25	2	8	50	50	40	40	60	Mitte				B oder M	U-förmiger Hügel um Kuhle.
05.01.2015	GR-02	26	41	24	15	17	40	40	50	70	70	Mitte	05.01.2015	1	14	M	LP am linken Gewässerrand (unter Schilf) angelegt.
05.01.2015	GR-03/2	40	51	12	11	39	110	140	120	140	130	Anfang	05.01.2015	1	6	M	LP über gesamte Bachbreite angelegt. Drei Meerforellen beim laichen beobachtet.
05.01.2015	GR-06	30	40	20	10	20	60	60	50	60	70	Mitte	05.01.2015	1	14	M	LP am linken Gewässerrand unter Schilf angelegt.
05.01.2015	GR-07.3	24	30	13	6	17	50	70	50	60	50	Mitte				B oder M	LP auf Hügel von LP 1 und 2 an linkem Gewässerrand angelegt. Vermuteter Platz der Eitasche von LP 2 nicht verändert.
05.01.2015	GR-16/2		50	-8		58	200			150	130	Anfang	05.01.2015	1	14	M	Kuhle nicht vom oberhalb liegendem Pool abgrenzbar oder evtl. vollständig mit Kies gefüllt. Hügel in 2 Stufen, Tiefe 1: 10 cm (dann Entfernung WT _{max} - WT _{min} = 140 cm, Tiefe 2: -8 cm.
05.01.2015	GR-21	28	33	11	5	22	60	60	90	120	80	Anfang				M	LP wurde zunächst für das auf GR-23 gehalten und deswegen nicht beprobt. Struktur undeutlich (gehakter Stromstrich mit Auswurf aufgefüllt, fast ebene Fläche auf Rausche.). LP vermutlich schon älter (leichter Algen-/Eisenockerüberzug auf Rausche), aber vorher nicht als solches erkannt.
05.01.2015	GR-23/2	42	50	10	8	40	100	100	100	170	100	Anfang	05.01.2015	1	14	M	Kuhle geht in Pool über, Maße schwer abschätzbar.
05.01.2015	GR-27	25	35	9	10	26	90	80	45	70	70	Mitte	05.01.2015	1	14	M	Kuhle besteht aus zwei kleineren hintereinander liegenden Kühlen

Anhang 6: Geeste.

Lage der Start- und Endpunkte der Elektrofischungen an a) Grove und b) Geeste.

Nr.	Gewässer	Datum	Koordinaten Start		Koordinaten Ende		Streckenlänge (m)
			X	Y	X	Y	
1	Grove	28.11.2014	8,83919	53,49600	8,83903	53,48990	820
2	Grove	08.12.2014	8,83947	53,49563	8,84093	53,49297	370
3	Grove	13.12.2014	8,83677	53,49758	8,84050	53,49087	920
4	Grove	18.12.2014	8,83947	53,49563	8,84050	53,49087	615
5	Geeste	18.12.2014	8,99181	53,49258	9,00020	53,48472	1220
6	Grove	22.12.2014	8,83947	53,49563	8,83500	53,48893	1060
7	Geeste	22.12.2014	8,99526	53,48829	8,99990	53,48100	985



Start- und Endpunkte von Elektrofischungen an a) Grove und b) Geeste.

Kartenbearbeitung: L. Rennebeck, Kartengrundlage: OpenStreetMap, Lizenz CC BY-SA 2.0 (URL 1), bearbeitet.

Anhang 7: Sauerstoffgehalt der fließenden Welle (O₂-W) und des Interstitialwassers (O₂-I) untersuchter potentieller Laichhabitate an Geeste und Grove.

Die Messungen fanden an der Geeste am 23.10.2014 und an der Grove am 24.10.2014 (GR-02 bis GR-26) bzw. 26.10.2014 (GR-27 bis GR-63) statt. An der Geeste konnte an drei Stellen kein Interstitialwasser entnommen werden.

	Probestelle	O ₂ -W (mg/l)	O ₂ -W (%)	O ₂ -I (mg/l)	O ₂ -I (%)
Geeste	GE-03	7,02	63,0	1,08	9,9
	GE-04	6,75	60,8	0,66	6,1
	GE-06	6,91	62,4	0,51	4,6
	GE-07	6,92	62,5	-	-
	GE-09	6,82	61,7	0,54	4,9
	GE-13	6,88	62,4	0,73	6,8
	GE-14	6,59	60,0	0,78	7,4
	GE-16	6,14	56,2	0,89	8,2
	GE-19	6,46	59,7	0,38	3,5
	GE-23	6,17	56,8	0,26	2,4
	GE-26	5,89	54,1	-	-
	GE-27	5,75	52,7	-	-
	GE-29	5,53	50,7	0,51	4,7
	GE-32	5,31	48,7	0,39	3,6
	GE-33	5,25	48,2	0,83	7,6
	GE-36	5,20	47,7	0,29	2,7
	GE-39	5,00	45,8	0,74	6,9
Mittelwert (n=17 bzw. n=14):		6,15	56,1	0,61	5,7
Standardabweichung (n=17 bzw. n=14):		0,68	5,9	0,23	2,2
Grove	GR-02	7,06	63,8	0,69	6,3
	GR-05	7,07	64,1	0,51	4,7
	GR-07	7,06	64,0	0,82	7,6
	GR-08	7,16	65,5	1,32	11,6
	GR-11	7,22	66,0	2,12	19,8
	GR-13	7,22	66,2	1,92	12,1
	GR-15	7,29	67,0	2,58	24,3
	GR-16	7,27	66,9	1,46	13,7
	GR-17	7,43	68,8	1,65	15,5
	GR-19	7,86	73,0	1,50	14,1
	GR-20	7,89	72,8	1,33	12,4
	GR-21	7,86	72,6	3,54	32,9
	GR-23	7,87	72,7	0,62	5,8
	GR-24	7,83	72,3	0,81	7,5
	GR-27	8,06	71,7	0,73	6,6
	GR-31	7,94	70,6	2,23	21,5
	GR-32	7,86	70,2	5,49	50,2
	GR-35	7,78	69,7	0,35	3,2
	GR-39	7,73	69,9	0,52	4,8
	GR-40	7,55	68,0	0,59	5,4
	GR-42	7,43	67,1	0,68	6,3
	GR-43	7,37	66,9	3,05	28,2
	GR-46	7,21	65,8	0,35	3,3
	GR-49	7,11	64,7	0,31	2,9
	GR-50	7,04	64,2	0,30	2,8
	GR-52	6,82	62,3	2,75	25,3
	GR-57	6,65	60,8	5,09	47,0
	GR-59	6,35	57,9	4,18	39,0
	GR-63	6,01	54,8	1,65	15,3
Mittelwert (n=29):		7,34	66,9	1,69	15,5
Standardabweichung (n=29):		0,49	4,4	1,41	13,0

Anhang 8: Sauerstoffwerte der fließenden Welle und des Interstitialwassers von Meerforellenlaichplätzen an der Geeste.

Probe- stelle	Probe	Datum	fließende Welle			Interstitialwasser		
			mg/l	%	°C	mg/l	%	°C
GE-I	A	keine A-Probe entnommen						
	B	04.01.2015	10,57	81,2	4,4	10,01	77,0	5,0
		23.01.2015	11,55	83,0	2,3	3,82	27,7	2,7
		14.02.2015	10,29	81,9	5,6	3,64	29,3	6,0
		03.03.2015	10,59	81,8	4,5	2,25	17,6	5,0
		26.03.2015	9,60	83,1	8,5	1,72	14,7	8,4
	C	08.04.2015	10,14	82,4	7,3	1,57	12,9	7,6
GE-09.1	A	23.10.2014	6,82	61,7	-	0,54	4,9	-
	B	04.01.2015	10,52	80,1	4,5	5,44	43,5	6,5
		23.01.2015	11,37	81,8	2,4	4,24	30,7	2,6
		14.02.2015	10,14	81,0	5,8	1,70	13,8	6,5
		03.03.2015	10,60	81,7	4,4	1,15	9,0	5,1
		26.03.2015	9,54	82,1	8,5	2,75	23,8	8,7
	C	08.04.2015	10,11	82,4	7,4	1,49	12,3	7,7
GE-10	A	keine A-Probe entnommen						
	B	04.01.2015	10,57	80,5	4,5	4,08	32,8	6,6
		23.01.2015	11,30	81,4	2,4	3,60	26,1	2,6
		14.02.2015	10,08	80,8	5,9	2,56	20,9	6,7
		03.03.2015	10,50	81,0	4,5	2,94	22,9	4,8
		26.03.2015	9,40	81,0	8,6	1,88	16,2	8,4
	C	08.04.2015	9,93	81,1	7,5	0,87	7,2	8,0
GE-13	A	23.10.2014	6,88	62,4	-	0,73	6,8	-
	B	04.01.2015	10,58	80,0	4,3	3,09	23,8	5,1
		23.01.2015	11,19	80,8	2,5	0,80	5,8	3,2
		14.02.2015	10,05	80,3	5,8	0,92	7,6	7,0
		03.03.2015	10,59	81,8	4,5	1,69	13,3	5,2
		26.03.2015	9,51	81,7	8,5	0,88	7,5	8,4
	C	08.04.2015	10,12	82,9	7,6	0,60	5,0	8,1
GE-14.1	A	23.10.2014	6,59	60,0	-	0,78	7,4	-
	B	04.01.2015	10,52	79,8	4,4	5,74	44,9	5,6
		23.01.2015	11,20	80,7	2,5	5,08	37,6	3,5
		14.02.2015	10,19	81,4	5,8	1,06	8,8	7,6
		03.03.2015	10,57	81,7	4,5	1,03	8,3	6,1
		26.03.2015	9,61	82,8	8,6	1,20	10,4	8,8
	C	08.04.2015	9,99	82,9	8,1	0,86	7,2	8,6
GE-15.1	A	keine A-Probe entnommen						
	B	04.01.2015	10,48	79,6	4,5	6,81	54,7	6,5
		23.01.2015	11,16	80,7	2,6	0,93	6,9	3,4
		14.02.2015	10,22	81,2	5,5	0,89	7,2	6,5
		03.03.2015	10,54	81,7	4,7	1,24	9,8	5,5
		26.03.2015	9,59	82,7	8,6	0,83	7,1	8,3
	C	08.04.2015	9,91	82,5	8,2	1,01	8,4	8,3
GE-15.2	A	keine A-Probe entnommen						
	B	04.01.2015	10,51	79,8	4,4	2,31	17,9	5,4
		23.01.2015	11,04	79,9	2,6	2,40	17,2	2,4
		14.02.2015	10,08	79,8	5,4	2,13	17,5	6,9
		03.03.2015	10,60	82,1	4,6	1,80	14,1	5,2
		26.03.2015	9,57	82,5	8,6	1,39	11,9	8,5
	C	08.04.2015	9,93	82,6	8,2	0,99	8,3	8,3
GE-16	A	23.10.2014	6,14	56,2	-	0,89	8,2	-
	B	04.01.2015	10,46	79,2	4,4	9,96	76,3	4,8
		23.01.2015	11,21	80,9	2,5	3,36	24,0	2,2
		14.02.2015	10,06	80,0	5,6	2,22	17,9	6,2
		03.03.2015	10,47	81,3	4,7	4,60	35,8	4,8
		26.03.2015	9,59	82,6	8,6	3,19	27,2	8,2
	C	08.04.2015	9,84	82,4	8,4	2,89	24,2	8,6

Anhang 9: Sauerstoffwerte der fließenden Welle und des Interstitialwassers von Meerforellenlaichplätzen an der Grove.

Messwerte von Laichplätzen, die später durch weitere Laichplätze zerstört wurden, sind in grau aufgeführt, werden aber in dieser Arbeit aber nicht näher analysiert.

Probe- stelle	Probe	Datum	fließende Welle			Interstitialwasser		
			mg/l	%	°C	mg/l	%	°C
GR-02	A	24.10.2014	7,06	63,8	-	0,69	6,3	-
	B	05.01.2015	9,72	75,8	5,5	5,53	43,2	5,6
		23.01.2015	10,21	76,9	4,1	1,13	8,4	3,6
		14.02.2015	9,89	79,4	6,0	0,52	4,2	6,3
		09.03.2015	9,46	78,5	7,9	1,30	10,8	8,3
		26.03.2015	9,85	84,6	8,5	0,68	5,7	8,2
		08.04.2015	9,44	85,6	12,0	0,73	6,4	10,7
	C	08.04.2015	9,44	85,6	12,0	0,73	6,4	10,7
GR-03/2	A	keine A-Probe entnommen						
	B1	29.11.2014	10,11	78,7	5,2	9,93	76,8	4,9
		08.12.2014	8,80	68,7	5,0	8,73	68,2	5,1
		17.12.2014	8,91	71,9	5,8	8,82	70,7	5,6
	B2	05.01.2015	9,64	75,4	5,6	9,29	72,5	5,6
		23.01.2015	10,12	76,4	4,2	9,13	67,7	3,5
		14.02.2015	9,87	78,5	5,6	6,45	51,9	6,1
		09.03.2015	9,48	78,5	7,8	5,41	45,2	8,2
		26.03.2015	9,83	84,5	8,6	4,32	36,9	8,4
		08.04.2015	9,35	85,1	12,1	2,13	19,0	11,2
	C	08.04.2015	9,35	85,1	12,1	2,13	19,0	11,2
GR-06	A	keine A-Probe entnommen						
	B	05.01.2015	9,61	75,3	5,7	5,78	45,3	5,7
		23.01.2015	10,15	76,4	4,1	5,09	38,1	3,9
		14.02.2015	9,90	79,1	5,8	1,30	10,6	6,8
		09.03.2015	9,51	78,9	7,9	1,17	9,7	8,2
		26.03.2015	9,82	84,6	8,7	1,11	9,5	8,4
		08.04.2015	9,37	85,7	12,3	1,28	11,4	11,1
	C	08.04.2015	9,37	85,7	12,3	1,28	11,4	11,1
GR-07/2	A	24.10.2014	7,06	64,0	-	0,82	7,6	-
	B1	29.11.2014	10,08	78,6	5,2	10,12	78,7	5,1
		08.12.2014	8,83	69,0	5,1	5,95	47,3	5,8
		13.12.2014	8,67	69,6	5,9	8,64	69,7	6,0
	B2	05.01.2015	9,62	75,3	5,7	8,11	63,5	5,7
		23.01.2015	10,07	75,9	4,2	6,92	51,6	3,8
		14.02.2015	9,81	78,7	6,0	3,98	32,7	7,0
		09.03.2015	9,44	78,2	8,1	4,33	36,5	8,5
		26.03.2015	9,74	84,0	8,7	2,11	18,1	8,5
		08.04.2015	9,34	85,5	12,3	3,34	30,0	11,4
	C	08.04.2015	9,34	85,5	12,3	3,34	30,0	11,4
GR-08.2	A	24.10.2014	7,16	65,5	-	1,32	11,6	-
	B	13.12.2014	8,65	69,9	6,2	8,62	69,6	6,2
		05.01.2015	9,60	75,3	5,8	4,44	34,8	5,8
		23.01.2015	10,11	76,1	4,1	3,39	25,3	3,9
		14.02.2015	9,90	79,3	6,0	5,09	41,4	6,6
		09.03.2015	9,49	79,1	8,1	4,84	40,8	8,6
		26.03.2015	9,73	84,2	8,9	2,59	22,1	8,4
		08.04.2015	9,31	85,7	12,5	1,63	14,8	11,9
	C	08.04.2015	9,31	85,7	12,5	1,63	14,8	11,9
GR-15	A	24.10.2014	7,29	67,0	-	2,58	24,3	-
	B	17.12.2014	8,69	70,3	5,8	8,66	69,2	5,5
		05.01.2015	9,51	74,7	5,8	4,45	34,9	5,8
		23.01.2015	10,05	75,6	4,2	4,16	30,7	3,4
		14.02.2015	9,81	78,8	6,0	3,81	31,0	6,6
		09.03.2015	9,48	79,4	8,3	1,55	13,1	8,6
		26.03.2015	9,78	84,7	8,9	3,54	30,4	8,6
	C	08.04.2015	9,25	85,5	12,7	2,99	27,3	11,8
GR-16/2	A	24.10.2014	7,27	66,9	-	1,46	13,7	-
	B1	29.11.2014	9,97	77,7	5,2	9,95	77,5	5,1
		08.12.2014	8,72	68,5	5,8	8,67	69,7	6,2
		17.12.2014	8,70	70,2	5,9	8,72	70,2	5,7
		05.01.2015	9,49	74,6	5,8	8,78	68,6	5,6
	B2	26.01.2015	9,41	71,8	4,2	3,77	29,0	4,5
		14.02.2015	9,74	78,4	6,1	7,95	64,4	6,4
		09.03.2015	9,36	78,7	8,5	5,21	43,7	8,4
		26.03.2015	9,73	84,4	8,9	3,18	27,4	8,6
		08.04.2015	9,19	85,7	12,8	3,05	27,8	11,8
	C	08.04.2015	9,19	85,7	12,8	3,05	27,8	11,8

Fortsetzung Anhang 9:

Probe- stelle	Probe	Datum	fließende Welle			Interstitialwasser		
			mg/l	%	°C	mg/l	%	°C
GR-23/2	A	24.10.2014	7,87	72,7	-	0,62	5,8	-
	B1	18.12.2014	8,09	69,6	8,8	7,93	69,1	9,0
	B2	05.01.2015	9,71	76,6	6,0	9,72	76,7	6,0
		26.01.2015	9,93	76,2	4,5	9,93	76,4	4,6
		14.02.2015	9,64	77,9	6,3	9,47	77,8	6,9
		09.03.2015	9,34	78,3	8,3	8,94	75,8	8,9
		26.03.2015	9,43	81,3	8,7	7,96	69,2	9,1
		C	9,12	83,1	12,1	6,87	64,1	13,1
GR-27	A	26.10.2014	8,06	71,7	-	0,73	6,6	-
	B	05.01.2015	9,57	75,6	6,1	5,79	45,6	5,9
		26.01.2015	9,85	76,0	4,6	2,66	20,6	4,8
		14.02.2015	9,54	77,2	6,3	7,72	63,1	6,8
		09.03.2015	9,18	77,7	8,7	2,40	20,6	9,4
		26.03.2015	9,23	80,1	9,0	5,59	47,4	8,7
	C	08.04.2015	9,00	82,4	12,3	4,11	36,9	11,3

Anhang 10: Ergebnisübersicht der Sedimentanalyse aller Proben aus der Geeste.

TOC = total organic carbon, d_g = geometrisches Mittel, S₀ = Sortierungskoeffizient, F_i = Fredle Index.

Probestelle	Korngrößenklassen											TOC	Bewertungsparameter					
	<0,063 mm (%)	0,063-0,2 mm (%)	0,2-0,63 mm (%)	0,63-1 mm (%)	1-2 mm (%)	2-6,3 mm (%)	6,3-10 mm (%)	10-20 mm (%)	20-63 mm (%)	63-100 mm (%)	>100 mm (%)		<1 mm (%)	<2 mm (%)	<6,3 mm (%)	d _g mm	S ₀	F _i
GE-I-B	0,27	0,50	4,69	2,75	4,86	17,20	11,38	23,00	35,35	0	0	0,25	8,21	13,06	30,27	10,8	2,6	4,1
GE-I-C	0,49	4,37	17,17	4,24	4,68	12,92	8,35	19,29	28,48	0	0	0,64	26,27	30,95	43,87	5,5	5,1	1,1
GE-03-A	0,53	4,70	24,80	5,27	6,84	25,24	14,73	16,67	1,22	0	0	0,49	35,30	42,14	67,38	2,3	4,2	0,6
GE-04-A	0,46	3,95	40,13	4,17	4,35	15,01	10,02	17,06	4,85	0	0	0,74	48,71	53,06	68,07	1,9	5,0	0,4
GE-06-A	0,23	1,91	10,58	3,72	4,55	21,02	14,71	27,44	15,85	0	0	0,18	16,44	20,99	42,01	6,1	2,5	2,4
GE-07-A	1,33	20,83	28,00	3,68	2,79	7,23	4,81	9,68	15,23	6,41	0	0,40	53,85	56,64	63,87	1,4	8,0	0,2
GE-09-A	0,28	1,42	6,31	3,16	3,99	15,10	12,23	28,93	25,09	3,48	0	0,35	11,17	15,17	30,27	8,9	2,3	3,9
GE-09-B	0,51	0,85	4,33	2,02	2,91	11,05	9,74	24,08	44,53	0	0	0,42	7,70	10,61	21,65	13,6	2,2	6,2
GE-09-C	0,59	1,18	7,63	4,11	5,45	15,63	10,62	23,72	31,07	0	0	0,36	13,51	18,96	34,59	8,6	2,8	3,0
GE-10-B	0,18	0,67	4,32	2,47	3,54	11,90	9,08	21,89	45,94	0	0	0,13	7,64	11,18	23,08	13,7	2,3	5,9
GE-10-C	0,31	2,03	12,78	4,66	4,59	12,21	8,53	23,88	31,03	0	0	0,28	19,77	24,36	36,57	7,4	3,5	2,1
GE-13-A	0,46	3,59	18,62	4,19	4,11	12,79	8,82	22,12	25,29	0	0	0,26	26,87	30,97	43,77	5,3	4,9	1,1
GE-13-B	0,28	4,26	8,80	2,42	3,72	12,79	7,86	18,79	41,07	0	0	0,18	15,77	19,49	32,28	9,2	3,1	3,0
GE-13-C	0,33	3,07	15,91	3,42	3,97	13,28	9,42	23,12	27,48	0	0	0,28	22,73	26,70	39,98	6,2	3,8	1,6
GE-14-A	0,41	1,63	8,54	4,48	5,22	12,03	8,15	24,35	35,21	0	0	0,61	15,05	20,27	32,30	9,1	3,0	3,0
GE-14-B	0,68	1,58	8,01	3,33	4,04	12,72	9,80	24,33	35,51	0	0	0,46	13,60	17,64	30,36	9,5	2,7	3,5
GE-14-C	0,57	1,72	8,29	3,88	5,12	15,84	11,30	26,99	26,29	0	0	0,60	14,45	19,58	35,42	7,8	2,6	3,0
GE-15.1-B	0,26	0,71	1,61	0,82	2,38	15,26	12,52	28,69	37,74	0	0	0,13	3,41	5,79	21,05	13,9	2,1	6,6
GE-15.1-C	0,35	2,57	8,91	3,05	4,66	14,44	9,69	12,46	43,87	0	0	0,31	14,88	19,54	33,97	9,5	3,2	2,9
GE-15.2-B	0,26	1,78	11,91	3,79	6,14	21,10	12,12	31,44	11,46	0	0	0,26	17,73	23,87	44,97	5,5	2,7	2,0
GE-15.2-C	0,29	3,22	12,17	2,54	3,86	17,76	12,93	32,84	14,39	0	0	0,28	18,21	22,08	39,83	5,9	2,6	2,3
GE-16-A	0,37	1,26	6,81	3,28	5,21	20,99	12,53	21,38	28,17	0	0	0,30	11,72	16,93	37,92	8,2	2,7	3,1
GE-16-B	0,14	0,26	1,69	1,36	3,34	17,34	10,22	16,51	37,20	11,96	0	0,11	3,45	6,78	24,12	13,3	2,6	5,1
GE-16-C	0,23	1,20	6,11	2,59	4,17	16,37	10,86	24,56	33,91	0	0	0,24	10,13	14,30	30,67	10,1	2,6	3,9
GE-19-A	0,58	2,14	16,79	3,82	4,24	11,17	6,12	14,84	40,30	0	0	0,52	23,33	27,57	38,74	7,3	4,8	1,5
GE-23-A	0,61	2,20	37,98	3,67	4,74	19,45	7,50	8,60	15,25	0	0	0,74	44,46	49,20	68,65	2,3	5,0	0,5
GE-26-A	9,81	3,41	20,88	3,23	4,35	16,34	7,50	10,60	23,88	0	0	0,98	37,34	41,69	58,03	2,7	7,0	0,4
GE-27-A	1,13	9,46	29,82	3,70	4,80	20,97	9,63	14,99	5,50	0	0	0,68	44,11	48,91	69,87	1,9	4,8	0,4
GE-29-A	1,33	4,94	27,84	3,63	4,65	20,63	10,77	15,73	10,48	0	0	0,62	37,74	42,39	63,02	2,6	5,2	0,5
GE-32-A	0,35	3,65	27,81	4,72	4,61	17,96	12,00	19,97	8,92	0	0	0,55	36,53	41,14	59,10	2,9	5,2	0,6
GE-33-A	0,33	3,75	17,51	3,70	4,76	20,39	13,07	21,50	14,99	0	0	0,35	25,29	30,06	50,45	4,4	3,9	1,1
GE-36-A	0,22	2,00	9,70	1,43	2,56	10,11	7,36	19,99	46,63	0	0	0,16	13,34	15,90	26,01	11,6	2,7	4,4
GE-39-A	0,41	3,76	22,75	4,27	4,71	17,71	12,24	23,96	10,18	0	0	0,37	31,19	35,91	53,62	3,5	5,2	0,7

Anhang 11: Ergebnisübersicht der Sedimentanalyse aller Proben aus der Grove.

Messwerte von Laichplätzen, die später durch weitere Laichplätze zerstört wurden, sind in grau aufgeführt, werden aber in dieser Arbeit aber nicht näher analysiert.

TOC = total organic carbon, d_g = geometrisches Mittel, S_o = Sortierungskoeffizient, F_i = Fredle Index.

Probestelle	Korngrößenklassen											TOC %	Bewertungsparameter					
	<0,063 mm (%)	0,063-0,2 mm (%)	0,2-0,63 mm (%)	0,63-1 mm (%)	1-2 mm (%)	2-6,3 mm (%)	6,3-10 mm (%)	10-20 mm (%)	20-63 mm (%)	63-100 mm (%)	>100 mm (%)		<1 mm (%)	<2 mm (%)	<6,3 mm (%)	d _g mm	S _o	F _i
GR-02-A	0,61	2,97	19,58	2,76	2,19	5,64	11,94	38,93	15,39	0	0	0,57	25,92	28,11	33,74	5,5	4,4	1,2
GR-02-B	0,18	0,87	2,30	0,37	0,30	1,07	11,77	32,84	50,28	0	0	0,07	3,73	4,03	5,10	19,7	1,7	11,6
GR-02-C	0,81	6,10	11,65	0,64	0,42	1,31	11,52	45,96	21,59	0	0	0,61	19,20	19,62	20,93	7,8	1,6	4,8
GR-03/1-B	0,19	0,29	1,16	0,28	0,35	1,01	7,42	39,16	50,16	0	0	0,08	1,91	2,26	3,27	21,7	1,6	13,3
GR-03/2-B	0,19	0,24	0,30	0,06	0,13	1,04	10,67	44,83	42,53	0	0	0,06	0,79	0,92	1,96	20,6	1,6	12,8
GR-03/2-C	0,28	0,49	1,08	0,20	0,24	0,45	4,30	37,43	55,53	0	0	0,15	2,05	2,29	2,74	23,4	1,6	14,5
GR-05-A	0,22	1,63	11,54	2,10	1,18	2,23	12,60	35,57	18,96	13,98	0	0,27	15,48	16,66	18,89	8,3	1,7	4,9
GR-06-B	0,12	0,23	0,38	0,04	0,07	1,45	13,58	44,44	39,69	0	0	0,04	0,77	0,84	2,29	19,6	1,6	12,2
GR-06-C	0,28	2,01	3,18	0,10	0,12	0,96	8,64	52,00	32,71	0	0	0,18	5,57	5,69	6,65	15,5	1,5	10,4
GR-07-A	0,35	0,88	13,24	5,69	4,21	2,77	14,12	46,61	12,12	0	0	0,52	20,16	24,37	27,14	6,7	2,5	2,7
GR-07/1-B	0,20	0,40	4,08	2,40	2,14	2,48	16,76	43,97	27,57	0	0	0,21	7,08	9,22	11,70	12,9	1,5	8,4
GR-07/2-B	0,09	0,08	0,06	0,02	0,03	0,73	9,65	35,94	53,42	0	0	0,05	0,24	0,27	1,00	23,8	1,6	14,6
GR-07/2-C	0,26	0,59	1,73	0,51	0,46	0,82	8,10	30,64	56,91	0	0	0,20	3,08	3,54	4,35	22,1	1,7	13,4
GR-08-A	0,61	1,77	8,59	4,47	3,86	2,28	6,79	31,97	39,66	0	0	0,59	15,44	19,30	21,58	10,9	2,0	5,5
GR-08.2-B	0,26	0,37	2,52	2,20	2,73	1,74	10,28	33,79	38,43	7,70	0	0,25	5,34	8,06	9,81	15,9	1,7	9,3
GR-08.2-C	0,57	1,35	8,45	4,52	4,22	2,30	8,29	37,14	33,17	0	0	0,63	14,88	19,11	21,40	10,3	1,9	5,4
GR-11-A	0,21	0,95	7,54	1,83	1,07	0,59	3,79	45,91	38,10	0	0	0,22	10,53	11,61	12,20	14,3	1,6	9,0
GR-13-A	0,38	1,45	8,51	0,88	0,95	1,11	4,35	36,88	45,51	0	0	0,35	11,21	12,16	13,27	14,7	1,7	8,7
GR-15-A	0,18	0,76	5,25	0,46	0,21	0,23	1,84	12,38	78,69	0	0	0,15	6,64	6,85	7,09	25,6	1,4	17,9
GR-15-B	0,12	0,15	0,10	0,03	0,06	0,80	6,12	30,84	54,79	7,01	0	0,06	0,39	0,45	1,25	25,4	1,6	15,8
GR-15-C	0,35	0,89	5,13	1,40	1,18	1,20	7,36	27,70	45,59	9,19	0	0,35	7,77	8,95	10,15	16,5	1,7	9,5
GR-16-A	0,12	0,65	5,21	2,93	3,11	4,87	15,54	38,40	29,18	0	0	0,28	8,90	12,02	16,88	11,8	1,7	6,8
GR-16/1-B	0,21	0,34	1,54	0,49	0,59	1,53	11,31	37,94	39,53	6,51	0	0,16	2,58	3,17	4,71	18,6	1,7	11,3
GR-16/2-B	0,23	0,38	2,15	0,85	1,05	2,01	9,95	31,85	51,53	0	0	0,20	3,62	4,67	6,68	19,8	1,7	11,7
GR-16/2-C	0,36	0,82	3,89	1,14	1,19	1,78	8,23	24,52	58,07	0	0	0,38	6,21	7,40	9,18	19,4	1,7	11,3
GR-17-A	0,30	3,09	11,80	0,21	0,15	0,33	6,73	42,67	34,72	0	0	0,22	15,41	15,56	15,88	11,2	1,6	6,9
GR-19-A	0,31	1,31	3,42	0,78	0,58	0,66	11,80	40,95	40,19	0	0	0,21	5,81	6,40	7,06	16,4	1,7	9,9
GR-20-A	0,74	4,33	23,01	4,60	3,45	3,98	1,70	17,79	40,40	0	0	0,84	32,68	36,13	40,11	5,9	8,2	0,7
GR-21-A	0,19	0,73	2,96	1,25	1,17	2,63	15,12	43,80	32,14	0	0	0,21	5,13	6,30	8,93	14,8	1,6	9,3
GR-23-A	0,36	1,58	6,43	1,53	1,11	1,54	11,43	46,93	29,10	0	0	0,40	9,90	11,01	12,55	12,4	1,5	8,2
GR-23/1-B	0,23	0,26	1,00	0,33	0,37	1,47	13,13	46,69	36,53	0	0	0,12	1,81	2,18	3,65	18,2	1,6	11,5
GR-23/2-B	0,09	0,13	0,14	0,04	0,07	0,40	10,84	44,35	43,94	0	0	0,04	0,40	0,47	0,86	21,4	1,6	13,3
GR-23/2-C	0,27	0,38	1,12	0,29	0,43	1,17	10,94	41,55	43,87	0	0	0,26	2,05	2,48	3,65	19,7	1,6	12,0
GR-24-A	0,55	1,85	10,09	2,13	1,77	2,05	10,54	44,96	26,06	0	0	0,74	14,62	16,39	18,44	9,9	1,6	6,4

Fortsetzung Anhang 11:

Probestelle	Korngrößenklassen											TOC %	Bewertungsparameter					
	<0,063 mm (%)	0,063-0,2 mm (%)	0,2-0,63 mm (%)	0,63-1 mm (%)	1-2 mm (%)	2-6,3 mm (%)	6,3-10 mm (%)	10-20 mm (%)	20-63 mm (%)	63-100 mm (%)	>100 mm (%)		<1 mm (%)	<2 mm (%)	<6,3 mm (%)	d _g mm	S _o	F _i
GR-27-A	0,39	0,96	8,36	3,89	3,35	4,08	14,30	35,91	28,77	0	0	0,54	13,61	16,95	21,03	10,0	1,9	5,3
GR-27-B	0,35	0,55	2,98	2,02	1,88	2,29	8,20	31,71	50,02	0	0	0,34	5,91	7,79	10,08	17,8	1,7	10,4
GR-27-C	0,65	1,11	7,69	3,57	2,65	3,58	11,36	38,36	31,04	0	0	0,54	13,02	15,67	19,25	10,8	1,8	6,0
GR-31-A	0,40	1,67	7,17	0,82	0,53	1,24	7,79	36,47	43,90	0	0	0,56	10,07	10,60	11,84	14,8	1,7	8,7
GR-32-A	0,13	0,42	3,06	1,37	1,50	3,23	11,94	36,66	41,69	0	0	0,24	4,99	6,49	9,71	16,5	1,7	9,7
GR-35-A	0,62	2,60	21,99	2,74	1,49	0,97	2,10	12,95	54,55	0	0	0,67	27,94	29,43	30,40	8,8	8,4	1,0
GR-39-A	0,80	2,34	22,17	2,15	1,60	2,92	1,39	8,81	57,82	0	0	0,58	27,46	29,06	31,98	9,0	8,5	1,1
GR-40-A	0,46	3,65	28,10	6,24	3,93	4,86	3,68	11,60	37,47	0	0	0,50	38,45	42,39	47,25	4,6	8,3	0,5
GR-42-A	0,45	1,39	5,88	2,86	2,94	4,68	5,57	26,43	49,80	0	0	0,43	10,58	13,52	18,20	14,4	1,8	7,9
GR-43-A	0,57	2,38	8,75	2,79	2,34	5,38	12,97	42,44	22,37	0	0	0,41	14,49	16,84	22,22	8,9	1,7	5,2
GR-46-A	1,22	3,58	9,03	2,92	2,39	3,39	5,17	24,01	48,28	0	0	0,66	16,75	19,14	22,53	11,2	2,1	5,2
GR-49-A	0,57	4,10	11,08	0,80	0,59	1,12	5,36	42,03	34,34	0	0	0,28	16,56	17,15	18,27	10,4	1,6	6,4
GR-50-A	0,30	1,56	17,43	2,06	1,12	1,56	4,14	33,50	38,32	0	0	0,36	21,36	22,48	24,04	9,5	2,2	4,3
GR-52-A	0,64	1,71	15,33	5,08	3,50	4,71	8,98	44,87	15,17	0	0	0,58	22,76	26,26	30,98	6,3	3,3	1,9
GR-57-A	0,37	1,92	6,07	0,75	0,63	1,54	9,86	47,50	31,37	0	0	0,20	9,10	9,73	11,27	13,2	1,5	8,6
GR-59-A	0,36	0,69	8,78	2,91	2,41	2,97	10,28	37,58	34,01	0	0	0,57	12,74	15,15	18,13	11,5	1,8	6,4
GR-63-A	0,44	1,01	5,46	3,78	2,87	1,65	8,76	38,42	30,46	0	7,16	0,50	10,69	13,56	15,21	11,9	1,7	7,2

Die Befischung fand am 09.06.2015 statt.

weitere Arten & Altersklassen	Abschnitt	Art	Standardlänge (cm)	Art	Anzahl	Standardlänge (Mittelwert, cm)
	1	Neunstachliger Stichling	4	Aal	3	45,3
	2	Forelle	15, 18	Forelle (0+)	3	5,6
		Aal	37	Forelle	2	16,5
		Neunstachliger Stichling	3, 6x4, 3x5, 2x6	Neunstachliger Stichling	18	4,6
	3	Aal	35			
		Neunstachliger Stichling	4, 2x5, 6			
	4	Aal	64			
	5	-				
	6	-				
7	Neunstachliger Stichling	7				

Anhang 13: Gesamtergebnis der Brütlingbefischung an der Grove.

Die Befischung fand am 09.06.2015 statt. Querder wurden nicht entnommen, gezählt oder vermessen.

Forellen (0+)	Standardlänge (mm)																															
	Abschnitt	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	63	Summe	
	1									1			1		1				2	2		2		1	1	1	1				13	
	2									2																					2	
	3							1						1													1				3	
	4				1	2						1				1			1	1			1								8	
	5							4	1		1		1	2	1		1	1	1		1		1		1	1				1	18	
	6	1	1	2	3	2	4	5	8		1		4	5	4	6	2	3	1	3	2		2	4	6	2	1	1	2	1	1	77
	7	2	2	3	1	1	1		1			2	2	4	2	1		1	5	3	3		2	1							37	
	8								1				1	1	1	1				1					1							7
9																															0	
	Summe:	3	3	5	5	5	5	10	11	5	7	9	12	11	5	4	3	9	10	6	3	8	9	4	3	3	4	1	1	1	165	

	Abschnitt	Art	Standardlänge (cm)	Art	Anzahl	Standardlänge (Mittelwert, cm)
weitere Arten & Altersklassen	1	Aal	27, 41, 44, 61	Aal	28	34,8
		Dreistachliger Stichling	3, 4	Bachneunauge	16	12,8
		Forelle	23	Dreistachliger Stichling	53	4,2
		Querder (<i>Lampetra</i>)		Forelle (0+)	165	4,7
	2	Aal	16, 17	Forelle	4	27,3
				Hecht	1	17,0
	3	Aal	53	Rotaugen	1	10,0
		Dreistachliger Stichling	3, 4, 5	Schleie	1	6,0
		Querder (<i>Lampetra</i>)				
		Schleie	6			
	4	Aal	13, 55			
		Dreistachliger Stichling	3, 4			
		Querder (<i>Lampetra</i>)				
	5	Aal	19			
		Bachneunauge	12			
		Dreistachliger Stichling	2, 4, 5			
		Querder (<i>Lampetra</i>)				
	6	Aal	21, 25, 27, 37, 45, 53, 61			
		Bachneunauge	5x13			
		Dreistachliger Stichling	2, 3, 5x4, 4x5			
		Forelle	23, 28, 35			
		Querder (<i>Lampetra</i>)				
	7	Aal	25, 26, 32, 35			
		Bachneunauge	12, 13			
		Dreistachliger Stichling	2x4			
		Querder (<i>Lampetra</i>)				
	8	Aal	22, 25, 26, 31, 37, 46, 55			
		Bachneunauge	2x12, 2x13, 14			
		Dreistachliger Stichling	4x3, 7x4, 7x5, 2x6			
		Querder (<i>Lampetra</i>)				
		Rotaugen	10			
	9	Bachneunauge	12, 2x13			
		Dreistachliger Stichling	6x4, 4x5			
		Hecht	17			
		Querder (<i>Lampetra</i>)				

Anhang 14: Anteile der Korngrößenklassen je Probestelle und Zeitraum sowie Niederschlag pro Zeitraum bei der Bestimmung des Geschiebetransports an Geeste und Grove.

Die Anteile der Korngrößenklassen sind Mittelwerte von drei Bechern je Probestelle. Datenquelle „Niederschlag“: Deutscher Wetterdienst (DWD), Stations-ID 704, URL 8.

	Probe- stelle	Datum		Niederschlag	Korngrößenklassen (mm), Werte in %					gesamt (g)	Glührückstand (%)	Glühverlust (%)	
		von	bis		<0,063	0,063-0,2	0,2-0,63	0,63-1	1-2				
Geeste	GE-03	03.11.2014	27.11.2014	12,3 mm/24 Tage (0,513 mm/Tag)	10,07	40,30	37,54	5,30	6,79	9,43	59,74	40,26	
	GE-16	03.11.2014	27.11.2014		12,67	35,23	44,15	4,30	3,65	9,31	63,85	36,15	
	GE-24	03.11.2014	27.11.2014		25,04	51,22	21,46	1,46	0,81	6,15	54,69	45,31	
	GE-27	03.11.2014	27.11.2014		7,08	26,32	59,30	3,81	3,49	9,46	62,75	37,25	
	GE-03	27.11.2014	17.12.2014	24,7 mm/20 Tage (1,235 mm/Tag)	9,50	38,69	47,48	2,93	1,41	8,53	66,99	33,01	
	GE-16	27.11.2014	17.12.2014		14,18	33,15	47,11	4,03	1,53	9,17	63,28	36,72	
	GE-24	27.11.2014	17.12.2014		13,19	36,25	45,69	3,06	1,81	7,20	62,30	37,70	
	GE-27	27.11.2014	17.12.2014		5,56	34,25	55,23	2,93	2,02	24,26	91,69	8,31	
	GE-03	17.12.2014	03.01.2015	87,4 mm/17 Tage (5,141 mm/Tag)	2,22	26,69	60,71	6,65	3,73	250,35	97,72	2,28	
	GE-24	17.12.2014	03.01.2015		2,82	15,51	73,27	5,13	3,28	193,57	97,29	2,71	
	GE-27	17.12.2014	03.01.2015		1,73	22,74	70,19	3,62	1,72	332,79	98,24	1,76	
	Mittelwert (n = 11):					9,46	32,76	51,10	3,93	2,75	78,20	74,41	25,59
	Standardabweichung (n = 11):					6,51	9,19	14,15	1,34	1,61	114,70	16,82	16,82
Grove	GR-11	01.11.2014	28.11.2014	15,5 mm/27 Tage (0,574 mm/Tag)	16,08	44,62	32,74	3,81	2,75	51,19	85,85	14,15	
	GR-24	01.11.2014	28.11.2014		12,10	44,80	35,52	4,02	3,56	17,68	78,89	21,11	
	GR-42	01.11.2014	28.11.2014		5,64	29,67	57,37	4,88	2,44	56,18	93,10	6,90	
	GR-58	01.11.2014	28.11.2014		3,21	12,87	68,08	11,21	4,63	131,41	95,75	4,25	
	GR-11	28.11.2014	17.12.2014	24,7 mm/19 Tage (1,300 mm/Tag)	11,78	41,81	40,01	4,81	1,59	71,28	88,70	11,30	
	GR-24	28.11.2014	17.12.2014		12,68	46,93	34,72	3,15	2,52	12,70	77,56	22,44	
	GR-42	28.11.2014	17.12.2014		13,37	48,47	33,00	3,67	1,49	24,24	87,12	12,88	
	GR-58	28.11.2014	17.12.2014		1,55	8,39	78,52	9,01	2,53	280,57	97,77	2,23	
	GR-11	17.12.2014	06.01.2015	90,2 mm/20 Tage (4,510 mm/Tag)	5,42	36,08	51,31	5,25	1,95	106,86	94,79	5,21	
	GR-24	17.12.2014	06.01.2015		3,19	18,36	67,41	7,10	3,94	161,73	96,60	3,40	
	GR-42	17.12.2014	06.01.2015		6,37	33,50	51,38	6,03	2,72	100,02	95,72	4,28	
	GR-58	17.12.2014	06.01.2015		1,23	7,31	78,76	9,31	3,40	229,38	98,19	1,81	
	Mittelwert (n = 12):					7,72	31,07	52,40	6,02	2,79	103,60	90,84	9,16
	Standardabweichung (n = 12):					4,95	14,85	16,80	2,48	0,90	81,29	6,87	6,87

Anhang 15: Messwerte für Leitfähigkeit und pH-Wert am Start und Ende der Untersuchungsstrecken an Geeste und Grove.

	Datum	Leitfähigkeit (µS/cm)		pH-Wert	
		Start	Ende	Start	Ende
Geeste	19.10.2014	512	511	7,15	7,28
	23.10.2014	511	467	7,18	7,03
	03.11.2014	515	496	7,33	7,23
	27.11.2014	523	516	7,44	7,34
	08.12.2014	528	522	7,56	7,41
	17.12.2014	502	483	7,27	7,40
	22.12.2014	326	309	6,82	6,94
	28.12.2014	411	399	7,25	7,32
	03.01.2015	337	321	7,09	7,30
	23.01.2015	385	376	7,13	7,11
	14.02.2015	386	378	7,54	7,38
	03.03.2015	250	250	7,53	7,28
	19.03.2015	411	405	7,34	7,32
	08.04.2015	379	389	7,29	7,33
	Mittelwert (n = 14):	427	416	7,28	7,26
Grove	19.10.2014	604	639	7,63	7,37
	24.10.2014	599	636	7,27	7,08
	26.10.2014	601	635	7,57	7,37
	01.11.2014	600	634	7,58	7,36
	27.11.2014	605	648	7,71	7,53
	08.12.2014	581	645	7,54	7,44
	13.12.2014	582	638	7,45	7,48
	22.12.2014	424	490	7,07	7,06
	28.12.2014	535	568	7,20	7,27
	05.01.2015	528	547	7,38	7,23
	26.01.2015	379	417	7,05	7,22
	14.02.2015	499	538	7,44	7,41
	03.03.2015	342	376	7,25	6,91
	09.03.2015	458	493	7,31	7,37
	19.03.2015	554	585	7,56	7,45
	08.04.2015	492	531	7,92	7,54
	Mittelwert (n = 16):	524	564	7,43	7,32

Anhang 16: Sauerstoffwerte von fließender Welle und Interstitialwasser von Kiesbetten am Start und Ende der Untersuchungsstrecken an Geeste und Grove.

	Datum	Sauerstoff O ₂ Fließende Welle				Sauerstoff O ₂ Interstitial			
		Start		Ende		Start		Ende	
		mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
Geeste	19.10.2014	4,57	45,3	3,91	38,8	-	-	-	-
	23.10.2014	6,81	61,0	4,85	43,2	-	-	-	-
	03.11.2014	5,53	52,0	4,53	42,3	0,54	5,2	0,58	5,5
	27.11.2014	9,07	72,9	7,67	59,2	0,49	4,0	0,83	6,7
	08.12.2014	8,03	62,1	6,26	47,8	0,80	6,3	0,64	5,0
	17.12.2014	9,19	72,9	6,65	51,8	0,83	6,6	0,72	5,8
	22.12.2014	7,81	68,0	7,60	65,8	-	-	-	-
	28.12.2014	11,87	83,5	11,12	77,8	0,81	5,9	0,95	7,0
	03.01.2015	10,74	82,3	10,16	77,5	0,86	6,7	0,88	6,9
	23.01.2015	11,49	83,6	10,46	75,6	1,05	7,7	-	-
	14.02.2015	10,48	84,1	9,78	77,2	0,77	6,3	0,90	7,2
	03.03.2015	10,61	81,5	10,40	81,7	0,86	6,8	0,68	5,4
	19.03.2015	9,63	84,0	8,97	78,0	0,86	7,6	0,85	7,5
	26.03.2015	9,71	83,3	-	-	0,71	6,1	-	-
	08.04.2015	9,53	78,1	10,17	82,8	0,86	7,1	0,77	6,3
Grove	19.10.2014	7,73	77,2	5,23	50,9	3,82	38,8	2,19	22,2
	24.10.2014	7,03	63,7	5,98	55,1	-	-	-	-
	26.10.2014	7,86	69,9	5,98	54,5	2,50	23,1	-	-
	01.11.2014	8,09	73,4	5,67	53,4	1,32	12,5	2,94	27,5
	27.11.2014	9,64	77,6	6,89	57,3	1,17	9,3	3,18	26,4
	08.12.2014	8,87	69,5	6,90	56,2	0,41	3,3	1,48	12,2
	13.12.2014	8,62	69,3	6,98	59,0	1,27	10,3	2,87	23,6
	22.12.2014	7,06	61,3	7,32	63,9	-	-	-	-
	28.12.2014	10,11	76,3	8,83	67,9	2,10	15,7	1,16	8,9
	05.01.2015	9,76	74,9	9,04	71,1	0,70	5,4	1,31	10,3
	26.01.2015	9,44	73,1	9,19	71,9	-	-	-	-
	14.02.2015	9,83	78,8	8,41	69,4	1,27	10,4	1,98	16,5
	03.03.2015	9,94	77,1	9,51	75,8	-	-	1,02	8,3
	09.03.2015	9,62	78,4	8,24	70,1	0,63	5,3	1,30	11,0
	19.03.2015	10,12	82,0	8,24	70,6	0,74	5,8	1,79	15,4
	26.03.2015	9,88	85,1	-	-	0,82	7,0	-	-
	08.04.2015	9,50	85,5	7,99	72,7	0,49	4,3	1,15	10,2