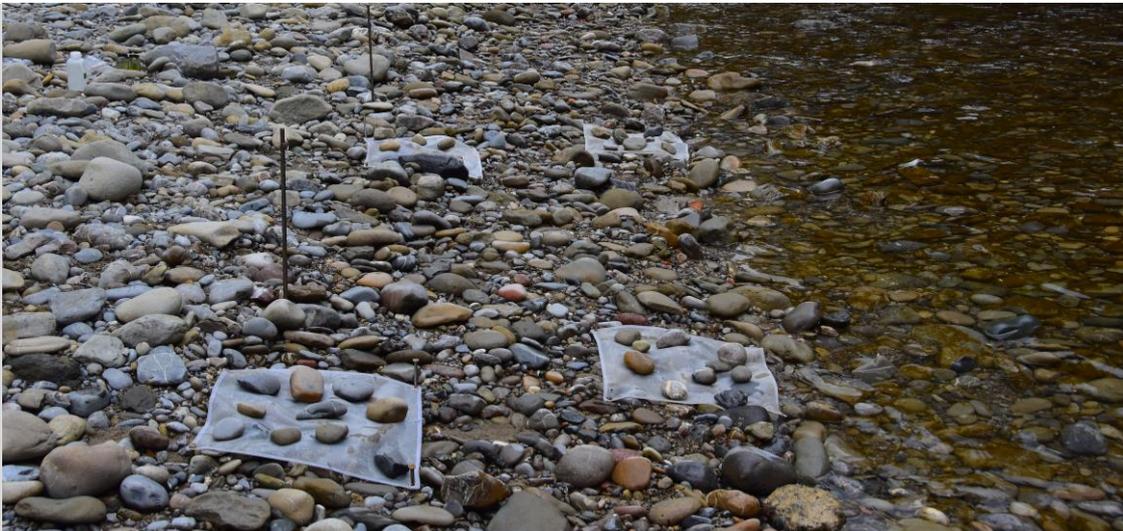


ZÜRCHER HOCHSCHULE FÜR ANGEWANDTE WISSENSCHAFTEN
DEPARTMENT LIFE SCIENCES UND FACILITY MANAGEMENT
INSTITUT UNR

Stranden von Makrozoobenthos infolge von Schwall und Sunk

Bachelorarbeit



von Olivier Kastenhofer
Bachelorstudiengang 2015
Umweltingenieurswesen
Abgabedatum 23.08.2018

Korrektor 1:

Dr. Diego Tonolla

ZHAW

Grüental

8820 Wädenswil

Korrektorin 2:

Nina Di Cugno

ZHAW

Grüental

8820 Wädenswil

Impressum

Autor

Olivier Kastenhofer

Titelbild

Strandungsnetze während der Sunkphase in der Wasserwechselzone an der Sitter SG.

Quelle: Diego Tonolla

Keywords

Makrozoobenthos, Makroinvertebraten, Strandung, Stranden, Wasserkraft, Sunk, Schwall

Zitiervorschlag

Kastenhofer, O.; (2018). *Stranden von Makrozoobenthos infolge von Schwall und Sunk*.
Bachelorarbeit. Wädenswil: Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften.

Institut

ZHAW Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften, Department Life Sciences und Facility
Management, Institut UNR

Wädenswil, August 2018

Abstract

In der Schweiz hat die Stromproduktion mittels Wasserkraft einen hohen Stellenwert. Über die Hälfte des Stromes wird auf diese Weise generiert. Entsprechend gross ist der Einfluss der zahlreichen Wasserkraftwerke auf Schweizer Fliessgewässer. Mit der Revision des Gewässerschutzgesetzes 2011 wurde beschlossen, die negativen Auswirkungen der Wasserkraftnutzung zu reduzieren. Nebst dem beeinträchtigten Geschiebehalt und der Fischgängigkeit, ist der Schwall-Sunk-Betrieb eine negative Folge, die sich auf verschiedene ökologische Funktionen und Prozesse, darunter auch die Strandung von Makrozoobenthos (MZB), negativ auswirken kann. Mithilfe von Flachnetzen und simulierten Schwall Szenarien an drei verschiedenen Fliessgewässern (Sitter, Hasliaare und Linth) in der Schweiz wurde das Ausmass dieser bisher wenig erforschten Strandung untersucht. Die abiotischen Parameter «Fliessgeschwindigkeit», «Distanz der schwallbenetzten Wasserwechselzone» und «Pegelrückgangsrates» haben gemäss einer multiplen linearen Regressionsanalyse einen Einfluss auf die Strandungsdichte des Makrozoobenthos. Dabei ist der Effekt, der von der Fliessgeschwindigkeit ausgeht deutlich am stärksten, gefolgt von der Distanz der schwallbenetzten Wasserwechselzone. Als Schwellenwert für das Strandungsrisiko des Makrozoobenthos stellten sich 0.18 m/s für die Fliessgeschwindigkeit und darüber 4.8 m für die Distanz der schwallbenetzten Wasserwechselzone heraus. Eine Analyse der gestrandeten Individuen auf Familienebene zeigte, dass die *Chironomidae* (Ordnung *Diptera*) am häufigsten strandeten (> 45% relativer Anteil). Ferner waren Individuen der EPT-Taxa (*Ephemeroptera*, *Plecoptera* und *Trichoptera*) relativ zahlreich in den Strandungsproben vertreten.

Electricity generation from hydropower is Switzerland's most important source of renewable energy. Accordingly, the ecological impact of hydroelectric power plants on Swiss rivers is quite important. The aim of the 2011 revision of the water protection law is to reduce these negative effects due to altered bedload budget, limited fish migration and hydropeaking. While the drift of macroinvertebrates because of hydropeaking has been investigated in several studies, the stranding of macroinvertebrates almost lacks in recent scientific research. This bachelor thesis aims to quantify macroinvertebrates stranding and to identify the related influencing abiotic factors by means of shallow nets, which have been placed in the wetted area of three different rivers (Sitter, Hasliaare and Linth) affected by hydropeaking. The results obtained showed that the stranding of macroinvertebrates is strongly influenced by the flow velocity. Furthermore, the extent of the wetted area and the flow falling rate influence the stranding. 0.18 m/s for the flow velocity and 4.8 m for the extent of the wetted area turned out as important thresholds for the stranding risk of macroinvertebrates. Amongst the stranded individuals, the family of the *Chironomidae* (*Diptera* order) showed the highest abundance (< 45% relative share). Further relatively well represented families were the *Ephemeroptera*, *Plecoptera* and the *Trichoptera*.

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis	4
1 Einleitung.....	5
2 Material und Methoden	9
2.1 Versuchsdesign	9
2.2 Beprobung der Strandungsdichte des Makrozoobenthos.....	12
2.3 Laboranalyse	14
2.4 Abiotische Parameter.....	14
2.5 Datenanalyse.....	15
3 Resultate	17
3.1 Strandungsdichte und Taxazusammensetzung.....	17
3.2 Multiples lineares Regressionmodell.....	19
4 Diskussion	26
4.1 Strandungsdichte und Taxazusammensetzung.....	26
4.2 Multiples lineares Regressionsmodell	28
4.3 Beurteilung Flachnetzmethode	30
4.4 Ausblick	31
I Literaturverzeichnis.....	32
II Abbildungsverzeichnis	36
III Tabellenverzeichnis	37
IV Anhang	38

Abkürzungsverzeichnis

ΔP_{\max}	Pegelanstiegsrate
ΔP_{\min}	Pegelrückgangsrate
ΔQ_{\max}	Schwallrate
ΔQ_{\min}	Sunkrate
μm	Mikrometer
AIC	Akaiikes Informationskriterium
BAFU	Bundesamt für Umwelt
BOKU	Universität für Bodenkultur Wien
bzw	beziehungsweise
ca.	zirka
cm	Zentimeter
EPT	Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera
evtl	eventuell
GschG	Gewässerschutzgesetz
GWh/a	Gigawattstunden pro Jahr
km	Kilometer
km ²	Quadratkilometer
Kubel	Kraftwerk Kubel
m ²	Quadratmeter
m ³ /s	Kubikmeter pro Sekunde
min	Minute
mm/min	Millimeter pro Minute
MW	Megawatt
MZB	Makrozoobenthos
p	p-Wert
Q _{Schwall}	Schwallabfluss
Q _{Sunk}	Sunkabfluss
r	Pearson-Korrelationskoeffizient
R ²	Bestimmtheitsmass
resp	respektive
sek	Sekunde
u.a	unter anderem
z.B.	zum Beispiel
ZHAW	Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften

1 Einleitung

Die Wasserkraft hat einen grossen Anteil an der Stromproduktion in der Schweiz. Rund 60 % des Stromes wird durch diese erneuerbare Ressource gewonnen und ist damit eine zentrale Säule der Schweizer Elektrizitätswirtschaft. Eine wichtige Funktion erfüllen dabei die Speicherkraftwerke, welche kurzfristig Spitzen- und Regelstrom produzieren können (Bundesamt für Energie, 2018b; Pfändler & Keusen, 2007). Die Wind- und Solarenergie basieren im Gegensatz zu den Speicherkraftwerken auf einer Produktion, die nicht an eine Nachfrage gekoppelt ist. Der Strom aus diesen Quellen kann durch Pumpspeicherkraftwerke zwischengespeichert werden. Deshalb, und um die durch den Atomsaustieg entstehenden Stromlücken zu schliessen, wird eine weitere Zunahme der Bedeutung von Speicherkraftwerken erwartet (Bruder, 2012; Bundesamt für Energie, 2018a). Als Folge dieser periodischen Stromproduktion, werden die Abflüsse der Fließgewässer künstlich erhöht oder reduziert. Diese unnatürlichen, regelmässigen und kurzfristigen Abfluss- und Pegelschwankungen werden als Schwall-Sunk bezeichnet (Tonolla, 2018). Eine typische Schwallganglinie, resp. ein Schwallszenario, setzt sich zusammen aus einer Sunk-, Anstiegs-, Schwall- und Rückgangsphase. Diese Phasen können beschrieben werden durch den Sunkabfluss Q_{Sunk} (m^3/s), die Schwallrate ΔQ_{max} ($\text{m}^3/(\text{s}\cdot\text{min})$) bzw. die Pegelanstiegsrate ΔP_{max} (mm/min), den Schwallabfluss Q_{Schwall} (m^3/s) und die Sunkrate ΔQ_{min} ($\text{m}^3/(\text{s}\cdot\text{min})$) bzw. die Pegelrückgangsrate ΔP_{min} (mm/min) (Steffen et al., 2015). Die möglichen Auswirkungen des Schwall-Sunk-Betriebes auf die Gewässerökologie sind vielfältig (für eine allgemeine Übersicht der Auswirkungen siehe z.B. Bruder et al., 2016; Young et al., 2011). Dazu gehören beispielsweise das Verdriften von Wasserorganismen (Schütling et al., 2018; Timusk et al., 2016; Young et al., 2011), das Stranden von Wasserorganismen (Nagrodski et al., 2012; Saltveit et al., 2001; Tanno et al., 2016; Young et al., 2011), die Beeinträchtigung von Fischlaichplätzen (Saltveit et al., 2001; Young et al., 2011) und Temperaturschwankungen (Zolezzi, et al., 2011).

2011 trat das revidierte Gewässerschutzgesetz (GschG) in Kraft. Nebst der Förderung von Revitalisierungen, sollen auch die negativen Auswirkungen der Wasserkraftnutzung reduziert werden (GSchG, SR 814.20). Um dies zu erreichen, sollen unter anderem die wesentlichen Beeinträchtigungen von Schwall und Sunk unterhalb von Wasserkraftwerken beseitigt, bzw. verhindert, der Geschiebehalt reaktiviert und die Fischgängigkeit wieder gewährleistet werden. Die erste Phase der Schwall-Sunk-Sanierung, die kantonale strategische Planung, wo unter anderem die sanierungspflichtigen Kraftwerke bestimmt wurden, ist bereits abgeschlossen worden. Die Phase 2, die Massnahmenplanung, welche ein Variantenstudium durch die Kraftwerkinhaber beinhaltet, ist seit 2015 im Gange (Tonolla et al., 2017). Im Rahmen dieser Schwall-Sunk-Sanierung wurde die Forschungsgruppe Ökohydrologie der Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften (ZHAW) vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) beauftragt, die Verdriftung von Makrozoobenthos (MZB) infolge von Schwall-Sunk zu untersuchen. Ziel ist es, einen neuen Indikator

und Schwellenwerte für die Beurteilung der Verdriftung des MZB zu ermitteln (Schütling et al., 2018). In einem ersten Schritt wurden Versuche in künstlichen Versuchsrinnen durch die BOKU (Universität für Bodenkultur Wien) durchgeführt. Dabei wurden unter kontrollierten Bedingungen die Auswirkungen der Abflussmenge und Pegeländerungsraten getestet und Schwellenwerte ermittelt. Diese Resultate und Werte dienten dann zur Formulierung von Schwellenwerten und als Grundlage für die Feldversuche der ZHAW in der Schweiz. Die Ergebnisse der Gerinneversuche deuteten darauf hin, dass das Driftverhalten von Makrozoobenthos stark mit dem Gesamtabfluss und der damit verbundenen Fliessgeschwindigkeit zusammenhängt. Das Verdriftungsrisiko ist gering bis 0.5 m/s, mässig zwischen 0.5 und 0.75 m/s und wird bei Fliessgeschwindigkeiten von über 0.75 m/s zusätzlich durch die Pegelanstiegsrate beeinflusst (Schütling et al., 2018). Infolge wurden an drei zu untersuchenden Flüssen in der Schweiz (Sitter, Hasliaare und Linth) an bestimmten Abschnitten vergleichbare hydrologische Bedingungen reproduziert. Das Probedesign für die Feldversuche wurde auf die Verdriftung des MZB ausgelegt, war aber auch für die Strandungsversuche relevant.

Nebst der Verdriftung ist das Stranden von MZB eine mögliche Folge des künstlichen Schwall-Sunk-Betriebes (Tanno et al., 2016). Während dem Schwall-Szenario steigen der Abfluss und der Pegel an, wodurch vorher trockene Bereiche temporär benetzt werden. Die Fläche, die immer wieder benetzt wird und trocken fällt wird als Wasserwechselzone bezeichnet und ist sowohl für terrestrische, als auch für aquatische Organismen ungeeignet, da diese in der trockenen Wasserwechselzone zurückbleiben, resp. stranden, und infolge austrocknen, gefrieren oder von Frassfeinden getötet werden können (Bruder, 2012). Bleiben der Schwall-Sunk-Betrieb und damit die Verdriftung und das Stranden längerfristig unnatürlich erhöht, kann die Makrozoobenthosgemeinschaft ausgedünnt werden und sich nicht standortgerecht entwickeln (Limnex, 2006). Während die Verdriftung und das Stranden von Fischen durch mehrere Studien untersucht wurde und immer noch wird, ist das Stranden von MZB ein wenig erforschter Bereich. Das Stranden von Fischen kann nicht direkt mit dem des MZB verglichen werden, da das Strandungsrisiko auch abhängig ist von den Eigenschaften und dem Verhalten der verschiedenen Wasserorganismen (Bruder, 2012). Das Stranden von MZB infolge von raschen Pegeländerungen wurde erstmals 1973 durch Kroger (1973) dokumentiert. Auch Perry & Perry (1986) konnten das Stranden von MZB belegen. Detaillierte Untersuchungen an Schwall-Sunk-Strecken sind allerdings rar (Bruder, 2012). Eine rezente Pilotstudie zum Stranden des MZB in der Schweiz wurde von Tanno et al. (2016) durchgeführt. Dabei wurde eine neuartige Methode getestet, die auf der Verwendung von Flachnetzen in der Wasserwechselzone basiert. Diese Methode diente als Grundlage für die Untersuchungen dieser Bachelorarbeit.

Das Stranden von MZB, ein möglicher biotischer Indikator zur Abschätzung von Schwall-Sunk-Effekten, wird durch verschiedene hydrologische Gegebenheiten und Parameter beeinflusst (Tabelle 1). Ein solcher Parameter ist das Schwall-Sunk-Verhältnis und berechnet sich als

Verhältniswert zwischen dem Schwallabfluss und dem Sunkabfluss (Pfaundler & Keusen, 2007). In der Studie von Tanno et al. (2016) stieg mit zunehmendem Schwall-Sunk-Verhältnis auch die Dichte (Individuen/m²) an gestrandetem MZB. Die Pegelanstiegsrate beschreibt die Geschwindigkeit der Zustandsänderung beim Wechsel von der Sunk- in die Schwallphase. Das Gegenteil wird durch die Pegelrückgangsrate ausgedrückt (Pfaundler & Keusen, 2007). Gemäss aktuellem Wissensstand, hergeleitet aus dem Strandungsverhalten von Jungfischen (z.B. Halleraker et al., 2003; Young et al., 2011), steigt das Strandungsrisiko von Organismen mit einer höheren Pegelrückgangsrate. Hinsichtlich MZB konnte dies durch Perry & Perry (1986) belegt werden, die Anzahl gestrandeter Individuen war höher mit zunehmender Pegelrückgangsrate. Tanno et al. (2016) fanden allerdings eine negative Korrelation der Pegelrückgangsrate und der Strandungsdichte von MZB. So strandeten bei einem langsameren Pegelrückgang signifikant mehr Individuen als bei einer schnelleren Rückgangsrate. Eine weitere wichtige hydraulische Grösse ist der Schwallabfluss. Dieser bezeichnet die Abflusshöhe, die ein Schwallimpuls erreicht (Pfaundler & Keusen, 2007). Eine höhere Strandungsdichte von MZB konnte durch Perry & Perry (1986) nachgewiesen werden, wenn der Schwallabfluss von Januar bis März vor den Messungen konstant hoch war, während Tanno et al. (2016) nur einen eher schwachen Effekt des Schwallabflusses auf die Strandungsdichte beobachteten.

Tabelle 1: Übersicht der verschiedenen Parameter mit ihrer bekannten Auswirkung gemäss Literaturrecherche auf die Strandungsdichte des MZB (Makrozoobenthos).

Parameter	Signif. Korrelation mit Strandungsdichte von MZB	Literatur
Pegelrückgangsrate	Positiv	(Perry & Perry, 1986)
	Positiv	(Kroger, 1973)
	Positiv	(Limnex, 2006)
	Negativ	(Tanno et al., 2016)
Gesamtabfluss	Positiv	(Perry & Perry, 1986)
Schwall-Sunk-Verhältnis	Positiv	(Tanno et al., 2016)
Mittlere Körperlänge des MZB im ständig benetzte Bereich	Positiv	(Tanno et al., 2016)

In dieser Arbeit wird das Stranden von MZB infolge von Schwall-Sunk-Betrieb untersucht, um weitere Kenntnisse über die Zusammenhänge zwischen den hydrologischen Bedingungen und dem Strandungsverhalten von MZB zu gewinnen. Dazu soll der Effekt von verschiedenen Parametern auf die Strandungsdichte analysiert werden. Mit diesen Kenntnissen soll das Stranden von MZB allenfalls als ergänzender Indikator dienen, um mögliche ökologische Beeinträchtigungen zu erfassen und Prognosen zur Wirkung von Sanierungsmassnahmen erstellen zu können. Dazu werden folgende Hypothesen aufgestellt:

H₀: Die Parameter Fliessgeschwindigkeit, Pegelanstiegs- und Rückgangsrage, Schwall-Sunk-Verhältnis, Neigung und Distanz der schwallbenetzten Wasserwechselzone sowie Wassertiefe während eines Schwall Szenarios haben, einzeln oder in Kombination, keinen signifikanten Einfluss auf die Strandungsdichte von Makrozoobenthos.

H₁: Die Parameter Fliessgeschwindigkeit, Pegelanstiegs- und Rückgangsrage, Schwall-Sunk-Verhältnis, Neigung und Distanz der schwallbenetzten Wasserwechselzone sowie Wassertiefe während eines Schwall Szenarios haben, einzeln oder in Kombination, einen signifikanten Einfluss auf die Strandungsdichte von Makrozoobenthos.

2 Material und Methoden

2.1 Versuchsdesign

Die Probennahmen und Feldmessungen erfolgten zwischen März und April 2018 an drei unterschiedlichen Fließgewässern mit täglichem Schwall-Sunk-Betrieb. An der Sitter bei Bruggen SG wurde der Fluss ca. 350 m nach dem Kraftwerk Kubel, an der Hasliaare bei Meiringen BE ca. 3 km nach dem Kraftwerk Oberhasli (KWO) und an der Linth bei Betschwanden GL ca. 3.6 km nach dem Kraftwerk Linth-Limmern (KLL) untersucht. Die Strandungsproben wurden parallel zu einem Driftversuch der ZHAW erhoben (Schütling et al., 2018). Dabei wurde jedes Fließgewässer an zwei aufeinanderfolgenden Tagen untersucht. Pro Tag wurden durch die jeweiligen Kraftwerke drei Schwall-Szenarien simuliert, welche am nächsten Tag unter den gleichen Bedingungen wiederholt wurden. Eine Übersicht mit detaillierten Daten zu den Gewässern, Kraftwerken und Versuchen bietet die Tabelle in Anhang 1.

An der Sitter wurden während den Schwall-Szenarien drei Gesamtabflüsse von 6, 10 und 18 m³/s simuliert (Abbildung 1). Die Schwall- sowie die Sunkraten ab Kraftwerk betragen 0.2, 0.4 und 0.8 m³/s min. Mit einem Basisabfluss von 2 m³/s resultierten so Schwall-Sunk-Verhältnisse ($Q_{\text{Schwall}}/Q_{\text{Sunk}}$) von 3, 5, und 9. Diese und die folgenden Werte beziehen sich auf die modellierten Werte. Die Untersuchungen fanden entlang einem ca. 300 m langen Abschnitt auf einer ausgeprägten Kies- und Sandbank statt. Die Gewässermorphologie am Untersuchungsabschnitt war wenig beeinträchtigt.

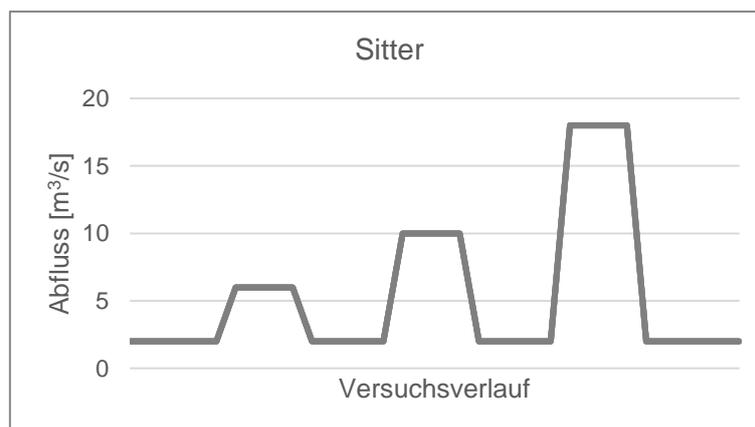


Abbildung 1: Drei Schwall-Szenarien an einem Versuchstag an der Sitter. Diese wurden am zweiten Untersuchungstag wiederholt. Der Abfluss entspricht dem Gesamtabfluss, zusammengesetzt aus dem Basisabfluss und der turbinieren Wassermenge.

Mit einem Basisabfluss von 3 m³/s wurden an der Hasliaare Gesamtabflüsse von 7, 11 und 19 m³/s simuliert (Abbildung 2). Das Schwall-Sunk-Verhältnis betrug dabei 2.3, 3.7 und 6.3 und die Schwall- sowie die Sunkrate ab Ausgleichsbecken ebenfalls 0.2, 0.4 und 0.8 m³/s min. Die

Gewässermorphologie am ca. 250 m langen Abschnitt der Hasliaare ist kanalisiert und entsprechen stark beeinträchtigt. Die Untersuchungen fanden aber ebenfalls auf einer relativ ausgeprägten Kiesbank statt.

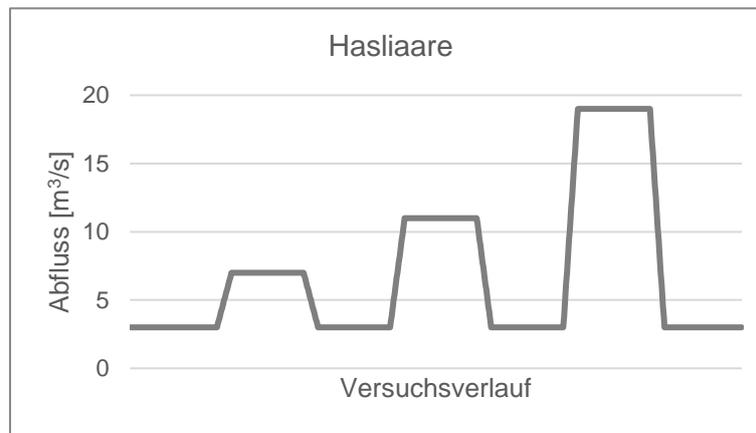


Abbildung 2: Drei Schwallsszenarien an einem Versuchstag an der Hasliaare. Diese wurden am zweiten Untersuchungstag wiederholt. Der Abfluss entspricht dem Gesamtabfluss, zusammengesetzt aus dem Basisabfluss und der turbinieren Wassermenge.

An der Linth konnten die gewünschten Abflussbedingungen nicht wie an der Sitter und Hasliaare reproduziert werden. Dies aus sicherheitstechnischen Gründen (zu hohe Fliessgeschwindigkeiten) und infolge von einem hohen Basisabfluss (Schneesmelze) während des Untersuchungszeitraumes. Alternativ wurde ein Schwallsszenario mit drei Gesamtabflüssen von jeweils $10 \text{ m}^3/\text{s}$ gewählt (Abbildung 3). Das Schwall-Sunk-Verhältnis war somit über alle Szenarien 2 und der Basisabfluss betrug $5 \text{ m}^3/\text{s}$. Die Schwallrate ab Ausgleichsbecken betrug 0.3 , 0.65 und $1.3 \text{ m}^3/\text{s min}$, während die Sunkrate bei jedem Szenario $0.5 \text{ m}^3/\text{s min}$ war. Der ca. 200 m kanalisierte und stark beeinträchtigte Untersuchungsabschnitt der Linth verfügte nur über eine sehr schmale und begrenzte Wasserwechselzone. Dadurch und durch die Grösse der Gesteinsbrocken wurde die Befestigung der Stradungsnetze erschwert.

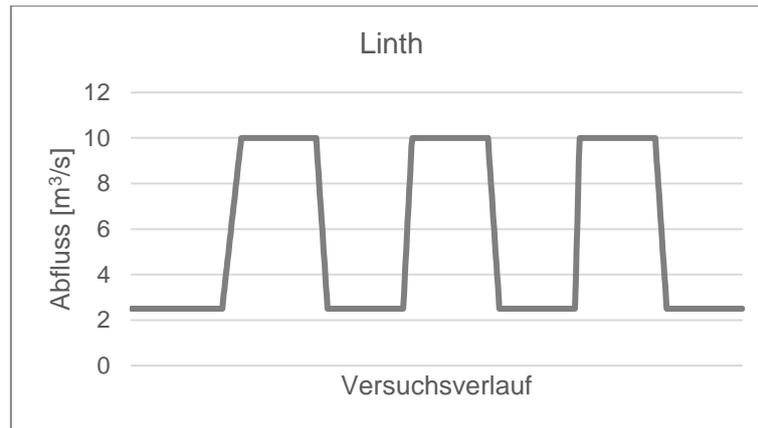


Abbildung 3: Drei Schwall Szenarien an einem Versuchstag an der Linth. Diese wurden am zweiten Untersuchungstag wiederholt. Der Abfluss entspricht dem Gesamtabfluss, zusammengesetzt aus dem Basisabfluss und der turbinieren Wassermenge.

Die hydrologischen Bedingungen während den Feldaufnahmen sollten eine Überprüfung der Resultate aus den Gerinneversuchen von Schütling et al. (2018) erlauben. In allen drei Untersuchungsabschnitten wurden deshalb ähnliche hydrologische Bedingungen reproduziert. Getestet wurden, gemäss einem zweidimensionalen instationären hydrodynamisch-numerischen Modell, drei vertikale Pegelanstiegsraten (Sitter und Hasliaare: 10 mm/min, 20 mm/min, 33 mm/min; Linth: 0.5 mm/min, 1 mm/min, 2 mm/min) und Abflüsse, welche zu mittleren Fliessgeschwindigkeiten von ungefähr 0.4 und 0.8 m/s (gemessen in 40 % der Wassertiefe von der Gewässersohle aus) führten. Infolge verschiedener hydrologischer Konditionen vor Ort, wie z.B. Schneefall oder Regen, und den betrieblichen Eigenschaften der einzelnen Kraftwerke, variierten der Basisabfluss und die Pegelrückgangsraten zwischen den Experimenten (Schütling et al., 2018).

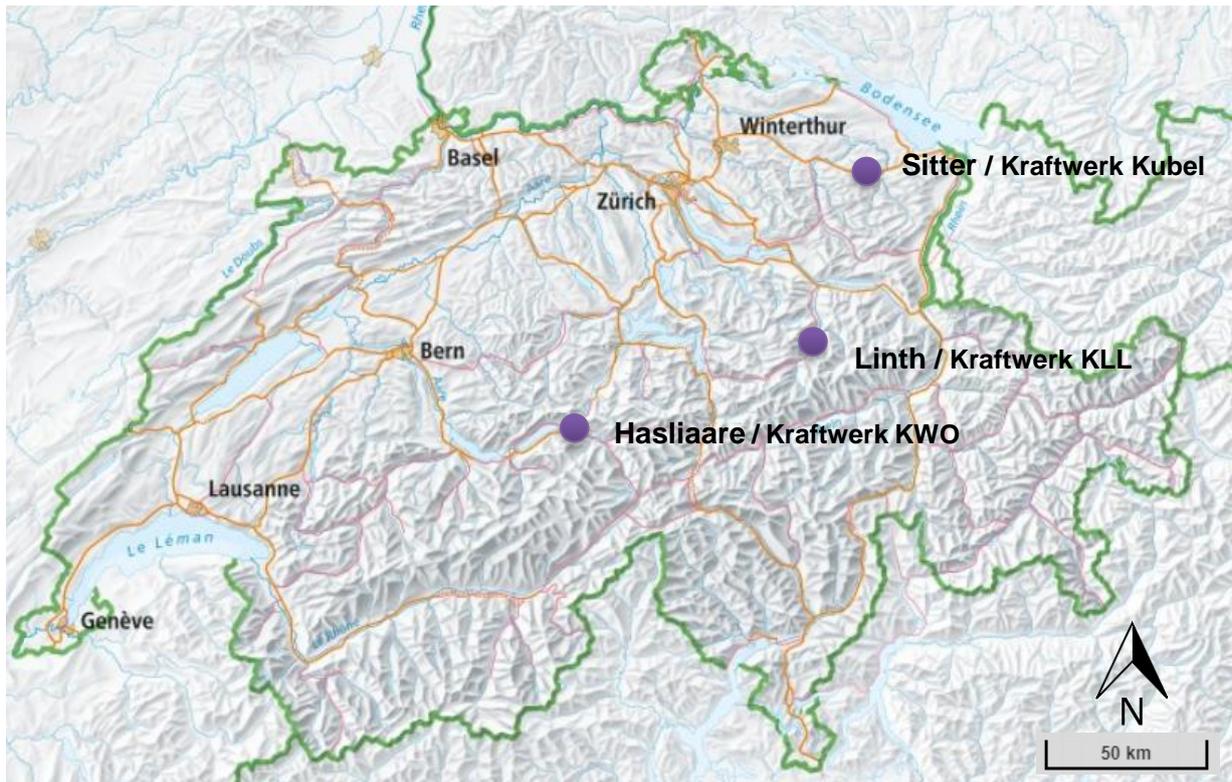


Abbildung 4: Übersichtskarte mit den drei untersuchten Fliessgewässern. An der Sitter bei Bruggen SG fanden die Untersuchungen am 15. und 16. März, an der Hasliaare bei Meiringen BE am 30. und 31. März und an der Linth bei Betschwanden am 7. und 8. April 2018 statt. Quelle: map.geo.admin.ch

2.2 Beprobung der Strandungsdichte des Makrozoobenthos

Um das Stranden von MZB quantitativ messen zu können, wurden Flachnetze in der Wasserwechselzone ausgelegt. Die verwendeten Flachnetze orientierten sich an der von Tanno et al. (2016) entwickelten Methode aus einer Pilotstudie, wobei die Kantenlänge um 2 cm verkürzt wurde. Die Maschenweite betrug 500 μm , die Kantenlänge der quadratischen Flachnetze 50 x 50 cm und die Fläche pro Netz entsprechend 0.25 m^2 . An den Ecken wurden Ösen angebracht, um die Netze in der Wasserwechselzone mit 13 cm Senkkopf-Stahlnägeln im Untergrund zu verankern.

Pro Untersuchungsabschnitt und Untersuchungstag wurden die Flachnetze an drei unterschiedlichen Beprobungsstandorten ausgelegt. Pro Beprobungsstandort wurden vier Flachnetze in gleichmässigem Abstand fixiert. Somit wurden je Beprobungsstandort 1 m^2 mögliche Strandungsfläche abgedeckt, resp. je Untersuchungsabschnitt total 3 m^2 . Pro Beprobungsstandort wurden Netz 1 und Netz 2 direkt an der Wasserlinie bei Sunk in einem Abstand von 2 m installiert. Netz 3 und Netz 4 wurden 1 m von dieser Wasserlinie entfernt, versetzt von den anderen Netzen, ebenfalls in einem Abstand von 2 m ausgelegt (Abbildung 5).

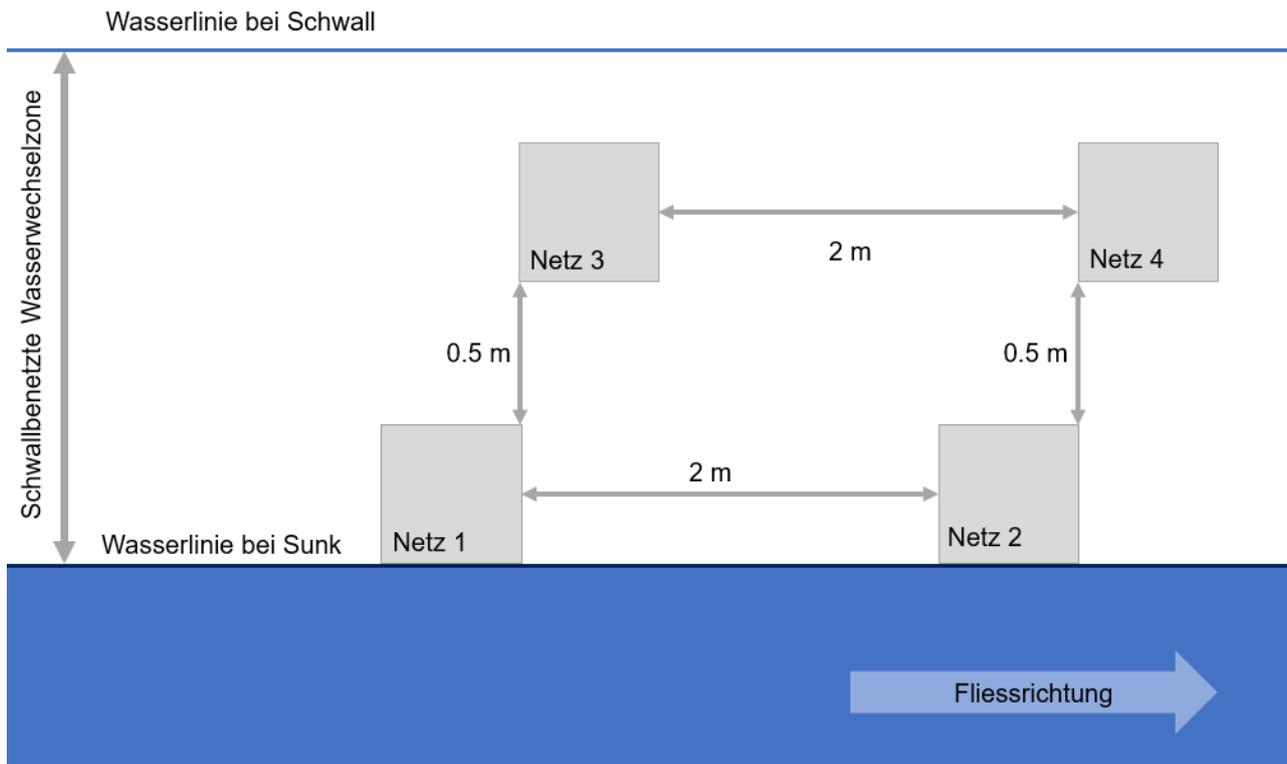


Abbildung 5: Versuchsanordnung mit den Strandungsnetzen in der Wasserwechselzone an einem Beprobungsstandort. Die Distanz zwischen der Wasserlinie bei Sunk und der Wasserlinie bei Schwall wird im Folgenden als «schwallbenetzte Wasserwechselzone» bezeichnet.

Auf jedes Flachnetz wurden zehn Steine der dominierenden Korngrösse gelegt, um die Rauigkeit zu erhöhen (Abbildung 7). Die Steine wurden vor den einzelnen Schwall Szenarien jeweils ab gespült, um vorgängig möglichen MZB, der die Proben verfälschen könnte, zu entfernen. Netze, die während der Schwallphase nicht oder nur teilweise benetzt waren, wurden entsprechend anteilmässig in der Datenanalyse berücksichtigt. Nach jedem Schwall Szenario wurden die Flachnetze und Steine über einer Plastikwanne ab gespült, verbleibender MZB mit Hilfe einer Pinzette gesammelt und anschliessend in Probenbehälter abgefüllt und bis zur Untersuchung im Labor mit Ethanol (90%) fixiert.



Abbildung 6: Benetzte Strandungsnetze während der Schwallphase. Quelle: Diego Tonolla

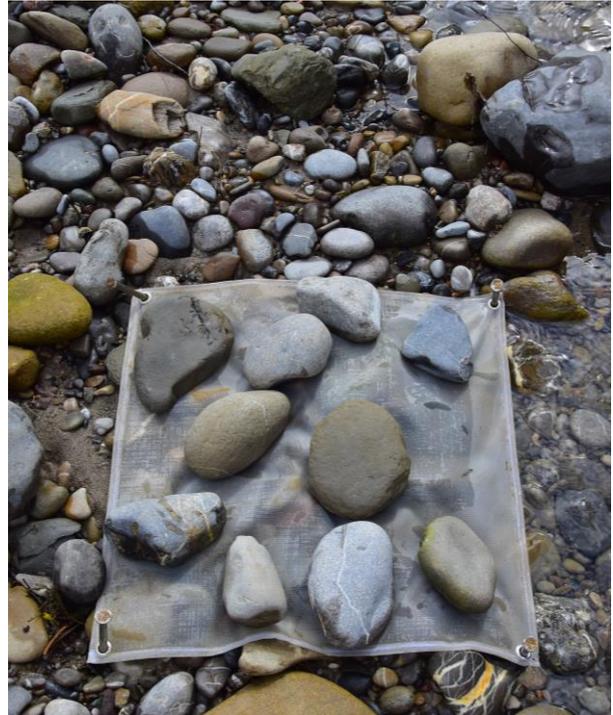


Abbildung 7: Strandungsnetz während der Sunkphase mit Steinen zur Erhöhung der Rauigkeit. Quelle: Diego Tonolla

2.3 Laboranalyse

Im Labor wurde das MZB in einem ersten Schritt vom organischen Material getrennt. Häutungsreste und stark verweste Individuen wurden nicht berücksichtigt und ebenfalls aussortiert. Anschliessend wurde das MZB mit einer Stereolupe auf Stufe Familie bestimmt. Dabei wurde die Taxaeinteilung nach Tachet et al. (2000) verwendet. Danach wurde die Strandungsdichte in Individuen/m² bestimmt.

2.4 Abiotische Parameter

Bei jedem Schwallscenario wurden folgende abiotische Parameter erfasst:

- Fließgeschwindigkeit [m/s] 3 cm über den Strandungsnetzen während der Schwallphase je Netz dreimal, jeweils nach 10, 30 und 50 min mit einem Handmessgerät Schiltknecht (MiniWater20, Genauigkeit $\pm 3\%$, Messbereich 0.03 – 0.10 m/s, Mittelwert über 30 s). Während einzelnen Schwallscenarios reichte es zeitlich nicht für drei Messungen. In diesen Fällen wurde der Mittelwert der Fließgeschwindigkeit mit zwei Messwerten gebildet.
- Wassertiefe [m] über den Strandungsnetzen während der Schwallphase, jeweils nach 10, 30 und 50 min

- Schwallbenetzte Wasserwechselzone [m] als Distanz zwischen der Wasserlinie bei Sunk und der Wasserlinie bei Schwall (Abbildung 5), gemessen mit einem Massband
- Neigung des Wasserwechselzone [°], gemessen mit einer Wasserwaagen-App

Weitere Parameter wurden im Rahmen der Drift-Versuche erhoben, resp. modelliert (Schütling et al., 2018) und für die Strandungsversuche zur Verfügung gestellt:

- Pegelanstiegs- und Pegelrückgangsrate (vertikal, [mm/min]) gemessen im Intervall von einer Minute mit einer Pegelsonde DCX-22 SG/VG CTD, Genauigkeit $\pm 0.05\%$ im Untersuchungsabschnitt. Für das Regressionsmodell wurden die gemessenen Pegelanstiegs- und Pegelrückgangsrate an Stelle der modellierten Schwall- und Sunkraten verwendet.
- Schwall- und Sunkrate [$\text{m}^3/\text{s min}$] modelliert
- Gesamt- und Basisabfluss sowie turbiniertes Abfluss [m^3/s] modelliert
- Schwall-Sunk-Verhältnis [$Q_{\text{Schwall}}/Q_{\text{Sunk}}$] modelliert

Aus diesen Parametern wurde eine Auswahl getroffen mit relevanten Parametern, welche für die multiple Regressionsanalyse verwendet wurde, um zu untersuchen, durch was das Stranden von MZB massgeblich beeinflusst wird.

2.5 Datenanalyse

Für die Datenanalyse wurden pro Schwallszenario die Mittelwerte der vier Netze jedes Beprobungsstandortes gebildet, dies sowohl für die Strandungsdichte des MZB als auch für die (Begleit-) Parameter. Um einen möglichen Zusammenhang zwischen den verschiedenen unabhängigen Parametern und dem abhängigen Parameter der Strandungsdichte des MZB aufzuzeigen, wurde eine multiple lineare Regressionsanalyse mit der Software R (RStudio Version 1.0.153) angewendet. In einem ersten Schritt wurden untereinander stark korrelierende unabhängige Parameter getestet und ausgeschlossen (Gesamtabfluss, Schwallrate, Sunkrate, turbiniertes Abfluss), um Multikollinearität zu vermeiden (McDonald, 2014) und so eine Vorwahl getroffen. Anschliessend wurde nach Mangiafico (2015) das Modell aus den relevanten unabhängigen Parametern (Fliessgeschwindigkeit, Pegelanstiegs- und Pegelrückgangsrate, Wassertiefe, schwallbenetzte Wasserwechselzone, Neigung der Wasserwechselzone, Schwall-Sunk-Verhältnis) mit der step-Funktion und dem Akaikes Informationskriterium (AIC) als wichtiges Selektionskriterium schrittweise erstellt. Parallel dazu wurden manuell schrittweise nach logischen Überlegungen, resp. unter Berücksichtigung von Erkenntnissen aus anderen Strandungsstudien, Modelle gebildet, getestet und mit den Regressionsmodellen verglichen, die mit der step-Funktion gebildet wurden. Zum Vergleich und zur Wahl des finalen Modells wurden der R^2 -Wert und der AIC-Wert berücksichtigt. Ausserdem wurde das finale Modell einem Anova-Test unterzogen. Der abhängige Parameter «Strandungsdichte Makrozoobenthos» und die unabhängigen Parameter

«Wasserwechselzone» und «Schwall-Sunk-Verhältnis» wurden auf Grund von nicht gegebener Normalverteilung für die Datenanalyse log₁₀-transformiert. Das Signifikanzniveau p für die statistischen Tests betrug 0.05. Das Vorgehen der Modellwahl ist ungefähr vergleichbar mit demjenigen von Tanno et al. (2016), angewendet in einer Pilotstudie zum Stranden von Makroinvertebraten. Dies sollte einen aussagekräftigen Vergleich der Ergebnisse aus der Pilotstudie und dieser Bachelorarbeit erlauben. Mögliche Unterschiede der mittleren Strandungsdichte zwischen den Untersuchungsabschnitten wurden mit einem Kruskal-Wallis-Test und anschliessendem Wilcoxon-Rangsummentest untersucht. Zusätzlich, um mögliche Schwellenwerte und Verhältnisse zu visualisieren, wurde ein Regressionsbaum mittels rekursiver Partitionierung und den Parametern aus dem multiplen Regressionsmodell erstellt.

3 Resultate

3.1 Strandungsdichte und Taxazusammensetzung

Die mittlere Strandungsdichte pro m^2 variierte teils deutlich zwischen und innerhalb der Untersuchungsabschnitten (Abbildung 8). Die Unterschiede der mittleren Strandungsdichte sind signifikant zwischen der Linth und der Sitter ($p = 0.0023$) und zwischen der Hasliaare und der Sitter ($p = 0.0412$). Keine signifikanter Unterschied konnte zwischen der Linth und der Hasliaare festgestellt werden ($p = 0.8122$). Die höchste mittlere Strandungsdichte über alle Schwallszenarien wurde an der Hasliaare nachgewiesen (18 Individuen/ m^2), gefolgt von der Linth (16 Individuen/ m^2) und der Sitter (7 Individuen/ m^2). Die höchste an einem Beprobungsstandort nachgewiesene Strandungsdichte betrug 53 Individuen/ m^2 (Hasliaare).

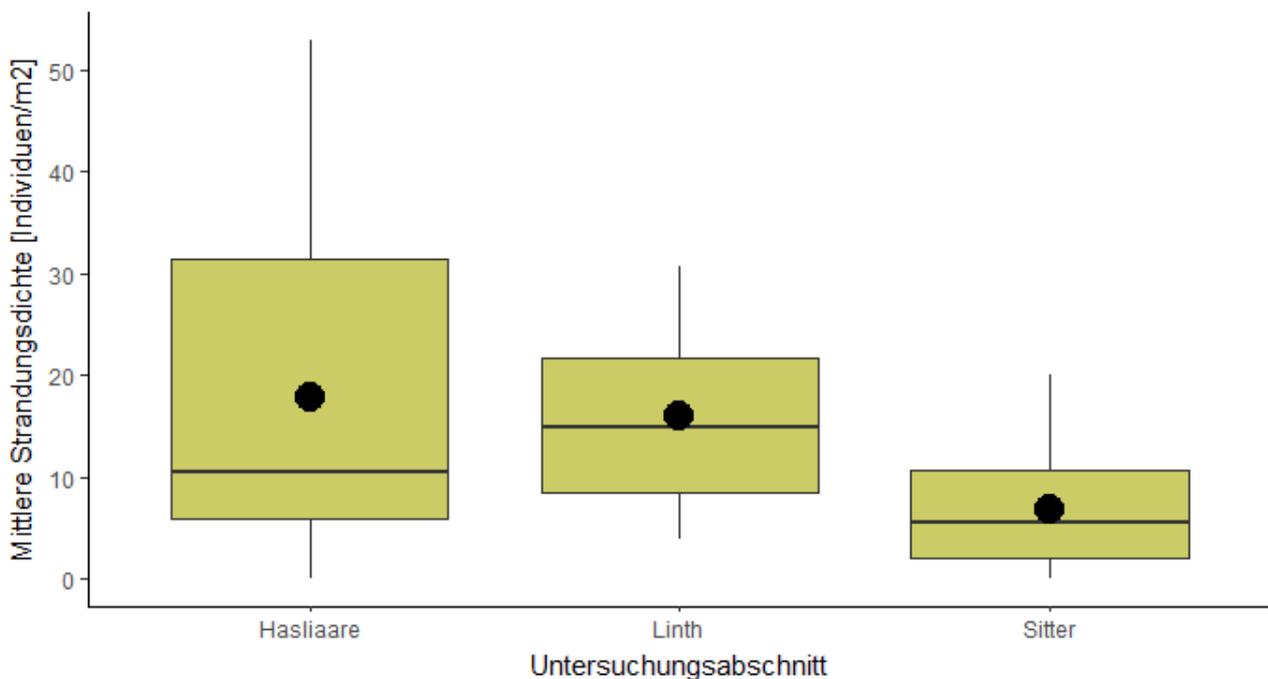


Abbildung 8: Verteilung der mittleren Strandungsdichte (Individuen/ m^2) pro Untersuchungsabschnitt. Der Median wird durch den schwarzen Strich (quer), der Mittelwert durch den schwarzen Punkt, Minimal- und Maximalwerte durch den unteren und oberen Whisker und die 25%- , resp. 75%-Quantile durch das untere und obere Ende der Box dargestellt. Die Anzahl Daten N beträgt pro Untersuchungsabschnitt 18.

Die totale Anzahl der gestrandeten Individuen pro Untersuchungsabschnitt variierte stark. Am meisten MZB wurde in den Strandungsnetzen an der Hasliaare gefunden (317 Individuen), gefolgt von der Linth (240 Individuen) und der Sitter (107 Individuen). Die mittlere Strandungsdichte pro individuellem Schwallszenario betrug an der Sitter 5, 6 und 9, an der Hasliaare 4, 13 und 37 und an der Linth 7, 14 und 19 Individuen/ m² (Abbildung 9).

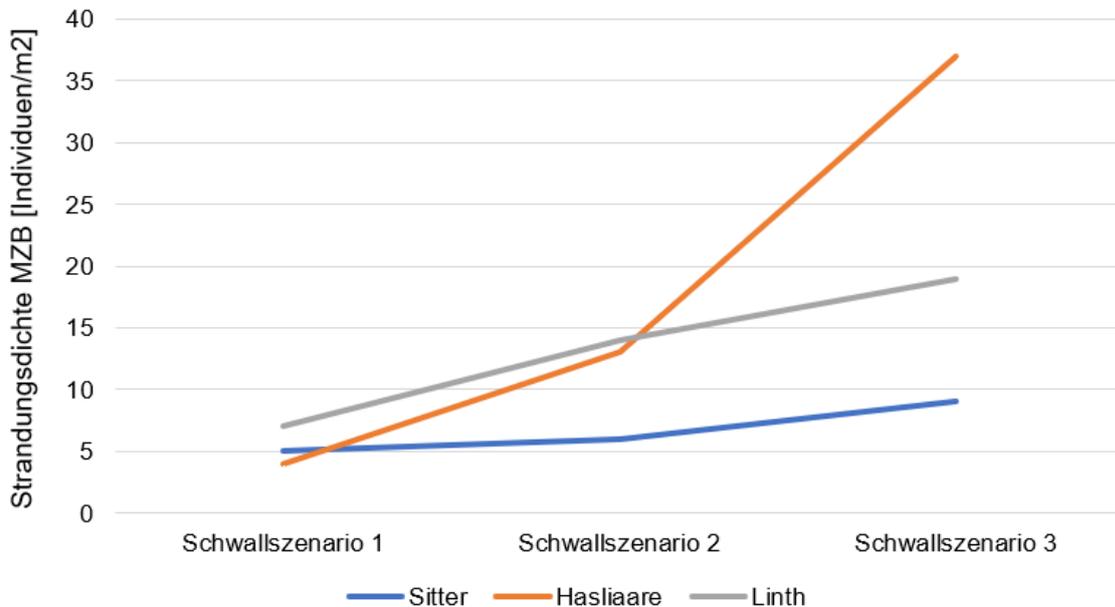


Abbildung 9: Entwicklung der mittleren Strandungsdichte (Individuen/m²) über die drei simulierten Schwallszenarien mit jeweils zunehmender Pegelanstiegs- und Rückgangsrate und zunehmenden Gesamtabfluss.

Innerhalb der Strandungsproben konnten die Individuen folgenden Familien zugeordnet werden:

Asellidae, Baetidae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Chloroperlidae, Leuctridae, Nemouridae, Perlodidae, Taeniopterygidae, Dytiscidae, Elmidae, Hydrophilidae, Lepidostomatidae, Leptoceridae, Limnephilidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Psychomyiidae, Rhyacophilidae, Ceratopogonidae, Chironomidae, Empididae, Limoniidae/Pediciidae, Psychodidae, Simuliidae, Stratiomyidae, Tipulidae

Ferner wurden Individuen der Unterklasse *Oligochaeta* und der Unterordnungen *Hydracarina* und *Gammaridae* gefunden, die nicht auf Stufe Familie bestimmt wurden. Somit konnten die gestrandeten Individuen insgesamt 30 verschiedenen Taxa zugeordnet werden.

An allen drei Untersuchungsabschnitten war die Familie der *Diptera* mit 47% (Sitter), 61% (Hasliaare) und 76% (Linth) am häufigsten vertreten (Abbildung 10). Neben den *Diptera* gehörten an der Linth die *Ephemeroptera* (7.5%) und *Plecoptera* (6.7%) zu den meistgestrandeten Ordnungen. Nur vereinzelt konnten die *Trichoptera* (0.8%) nachgewiesen werden. An der Sitter

strandeten abgesehen von den *Diptera* ausserdem *Oligochaeta* (18.7%), *Ephemeroptera* (13.1%) und *Trichoptera* (11.2%). Die *Plecoptera* (1.9%) gehörten an der Sitter zu den schwach vertretenen Ordnungen. An der Hasliaare waren die *Ephemeroptera* (17.1%), die *Plecoptera* (11.1%) und die *Trichoptera* (8.5%) nach den *Diptera* die häufigsten gefundenen Ordnungen. Die *Oligochaeta* waren an allen Gewässern, in unterschiedlicher Abundanz, gering bis stark vertreten. Die Ordnungen der *Amphipoda* und *Coleoptera* konnten fast ausschliesslich an jeweils einem Gewässer nachgewiesen werden (Linth und Sitter), allerdings in sehr geringer Anzahl Individuen.

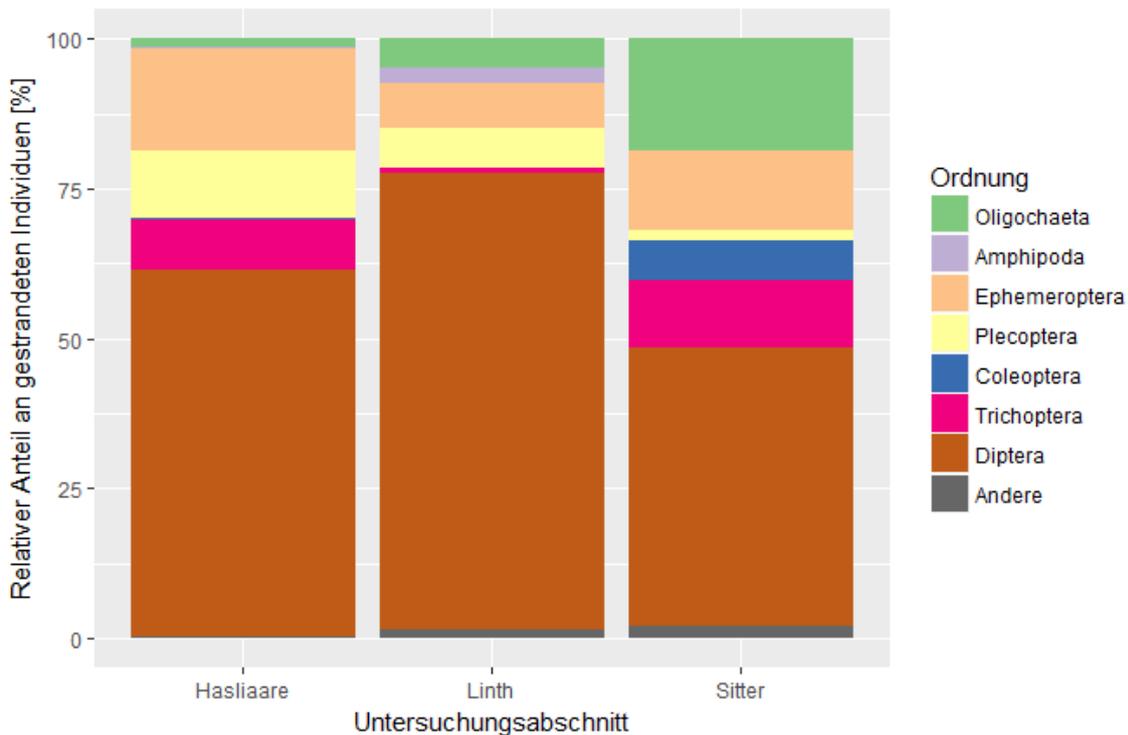


Abbildung 10: Übersicht der relativen Anteile an gestrandeten Individuen nach Ordnung pro Untersuchungsabschnitt.

3.2 Multiples lineares Regressionmodell

Nach dem schrittweisen Ausschluss der Parameter «Schwall-Sunk-Verhältnis», «Wassertiefe», «Pegelanstiegsrate» und «Neigung der Wasserwechselzone» bestand das finale Regressionsmodell aus den Parametern «Fliessgeschwindigkeit», «Schwallbenetzte Wasserwechselzone» und «Pegelrückgangsrage». Diese drei Parameter erklären zusammen 56% (bereinigtes R^2) der Varianzen der Strandungsdichte des MZB. Von diesen drei Parametern leisten gemäss einem Anova-Test die «Fliessgeschwindigkeit» ($p = 0.038$) und die «Pegelrückgangsrage» ($p = 0.004$) einen signifikanten Beitrag zur Regressionsgleichung des Modells (Tabelle 2). Die schwallbenetzte Wasserwechselzone lag mit $p = 0.080$ leicht über dem Signifikanzniveau, trug aber zur Modellgüte bei.

Tabelle 2: Übersicht der wichtigsten Kennwerte des multiplen Regressionsmodells. Aufgeführt sind auch zwei Gütemasse, die zur Modellselektion dienen; das Bestimmtheitsmass R^2 und der Wert von Akaikes Informationskriterium (AIC).

	Regressions- koeffizient	Korrelations- koeffizient	p-Wert	t-Wert	Standardfehler
Fliessgeschwindigkeit [m/s]	0.938	0.71	0.038*	2.131	0.4403
Schwallbenetzte Wasserwechselzone [m]	0.408	0.54	0.080.	1.790	0.2280
Pegelrückgangsrate [mm/min]	0.057	0.47	0.004**	3.062	0.0185
Signifikanzcodes	*** = 0, **=0.001, *=0.01, .=0.1				
R ² -Wert	multipel: 0.5827 bereinigt: 0.5576				
AIC-Wert	27.42				
p-Wert gesamtes Modell	1.441e ⁻⁰⁹				

Der stärkste Effekt auf die Strandungsdichte des MZB geht folglich von der Fliessgeschwindigkeit, gefolgt von der Distanz der schwallbenetzten Wasserwechselzone und der Pegelrückgangsrate aus. Die drei genannten Parameter korrelieren alle positiv mit der Strandungsdichte des MZB. Die Residuen des Modells sind normalverteilt, homoskedastisch und unverzerrt, weshalb die Annahmen des Regressionsmodells erfüllt werden. Der p-Wert für das gesamte Modell beträgt $1.441e^{-09}$.

Die aus dem Modell abgeleitete Regressionsgleichung lautet:

$$\begin{aligned}
 \log \text{Strandungsdichte MZB} \left[\frac{\text{Individuen}}{\text{m}^2} \right] &= 0.938 \times \text{Fliessgeschwindigkeit} \left[\frac{\text{m}}{\text{s}} \right] \\
 &+ 0.408 \times \log(\text{schwallbenetzte Wasserwechselzone [m]}) \\
 &+ 0.057 \times \text{Pegelrückgangsrate [mm/min]} + 0.294
 \end{aligned}$$

Die Korrelation zwischen der Fliessgeschwindigkeit und der Strandungsdichte des MZB ist positiv und der dazugehörige Korrelationskoeffizient beträgt 0.71 (Abbildung 11). Es ist die stärkste Korrelation zwischen den drei Parametern aus dem Regressionsmodell und der Strandungsdichte des MZB. Die Fliessgeschwindigkeit korrelierte ausserdem mit dem (modellierten) Gesamtabfluss ($r = 0.59$).

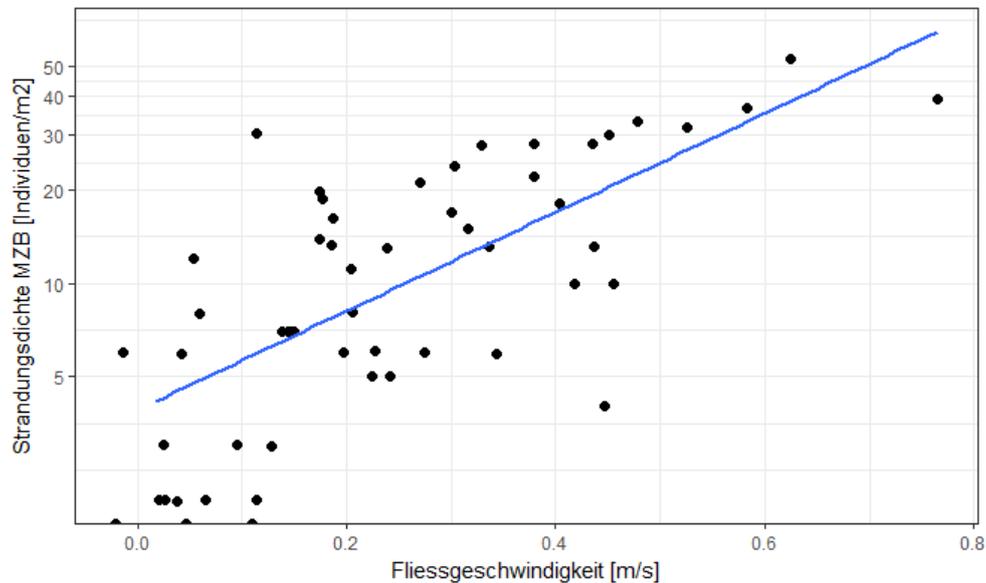


Abbildung 11: Streudiagramm mit der Regressionsgeraden (blaue Linie) und Zusammenhang zwischen der Strandungsdichte des MZB über alle Untersuchungsabschnitte und der Fliessgeschwindigkeit. Die y-Achse wird logarithmisch dargestellt. $N=54$. $r=0.71$.

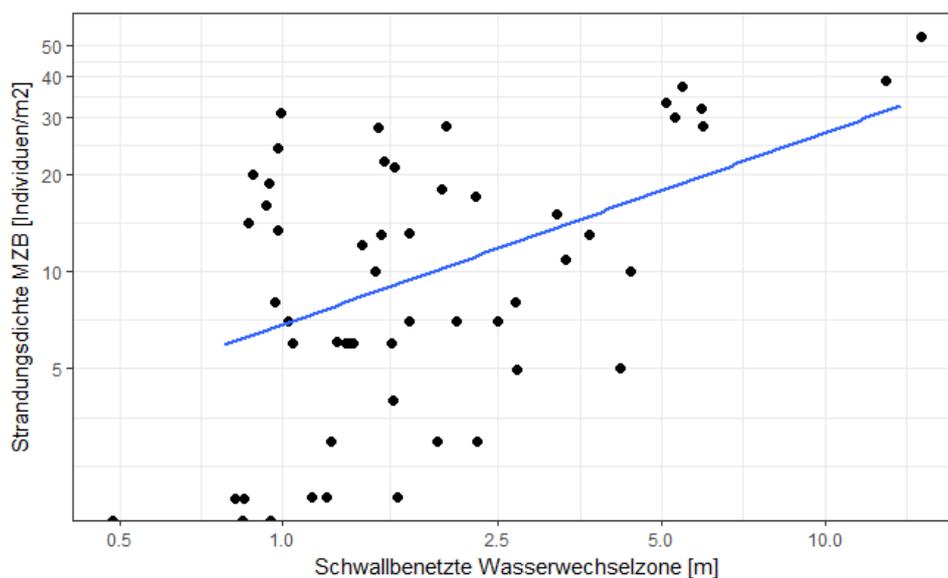


Abbildung 12: Streudiagramm mit der Regressionsgeraden (blaue Linie) und Zusammenhang zwischen der Strandungsdichte des MZB über alle Untersuchungsabschnitte und der schwallbenetzten Wasserwechselzone. Die x- und die y-Achse werden logarithmisch dargestellt. $N=54$. $r=0.54$.

Die Distanz der schwallbenetzten Wasserwechselzone korreliert ebenfalls positiv mit der Strandungsdichte des MZB mit einem Korrelationskoeffizienten von 0.54 (Abbildung 12). Der dritte Parameter im Regressionsmodell ist die Pegelrückgangsrate. Mit 0.47 hat diese die schwächste Korrelation aller Parameter mit der Strandungsdichte (Abbildung 13).

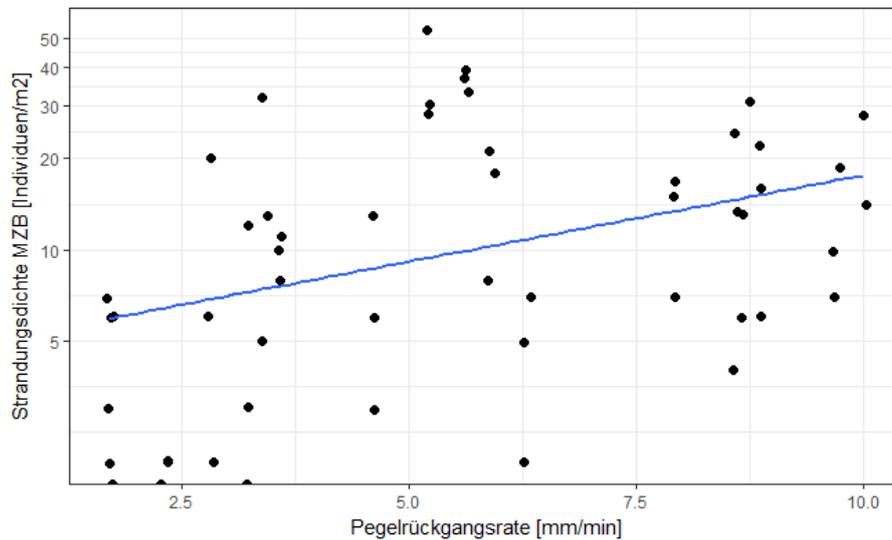


Abbildung 13: Streudiagramm mit der Regressionsgeraden (blaue Linie) und Zusammenhang zwischen der Strandungsdichte des MZB über alle Untersuchungsabschnitte und der Pegelrückgangsrate. Die y-Achse wird logarithmisch dargestellt. $N=54$. $r=0.47$.

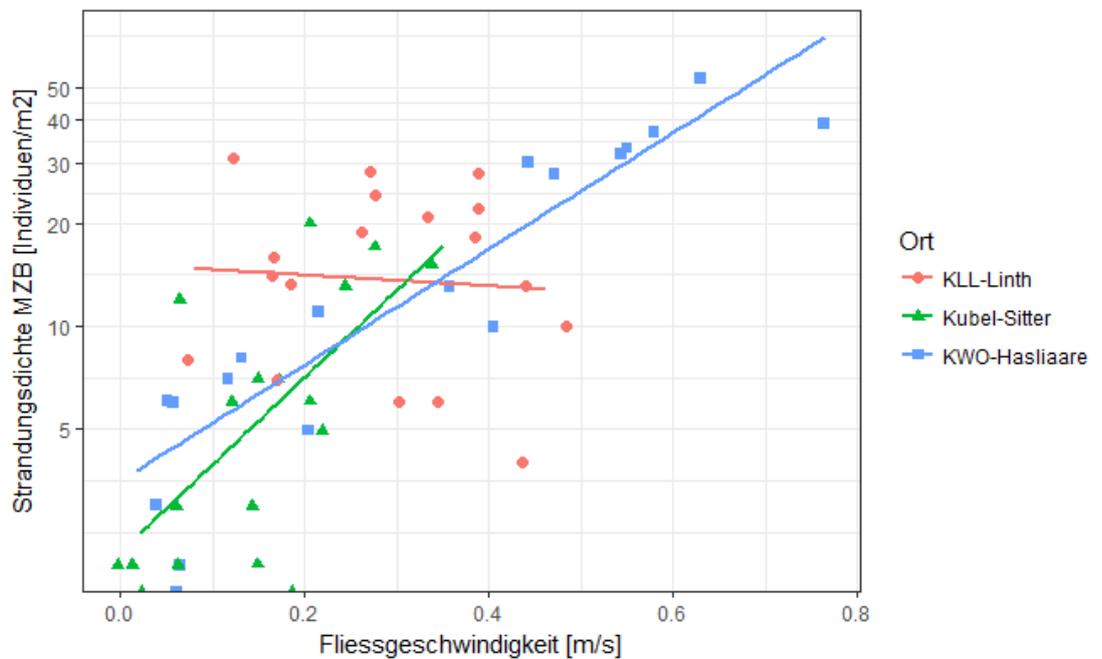


Abbildung 14: Korrelationsgeraden der Fließgeschwindigkeit mit der Strandungsdichte nach den einzelnen Untersuchungsabschnitten. Die y-Achse wird logarithmisch dargestellt. $N=54$. $r_{Sitter}=0.7$, $r_{Hasliaare}=0.89$ und $r_{Linth}=-0.07$.

An der Sitter und Hasliaare nimmt die Strandungsdichte des MZB mit zunehmender Fliessgeschwindigkeit zu. Eine leichte Abnahme der Strandungsdichte mit zunehmender Fliessgeschwindigkeit ist an der Linth erkennbar. Die Korrelationskoeffizienten zwischen den einzelnen Untersuchungsabschnitten betragen für die Hasliaare 0.89, für die Sitter 0.70 und für die Linth -0.07 (Abbildung 14).

Die Strandungsdichte des MZB nimmt mit zunehmender Distanz der schwallbenetzten Wasserwechselzone an allen Untersuchungsabschnitten zu. An der Hasliaare beträgt der Korrelationskoeffizient 0.94, an der Sitter 0.51 und an der Linth 0.02 (Abbildung 15).

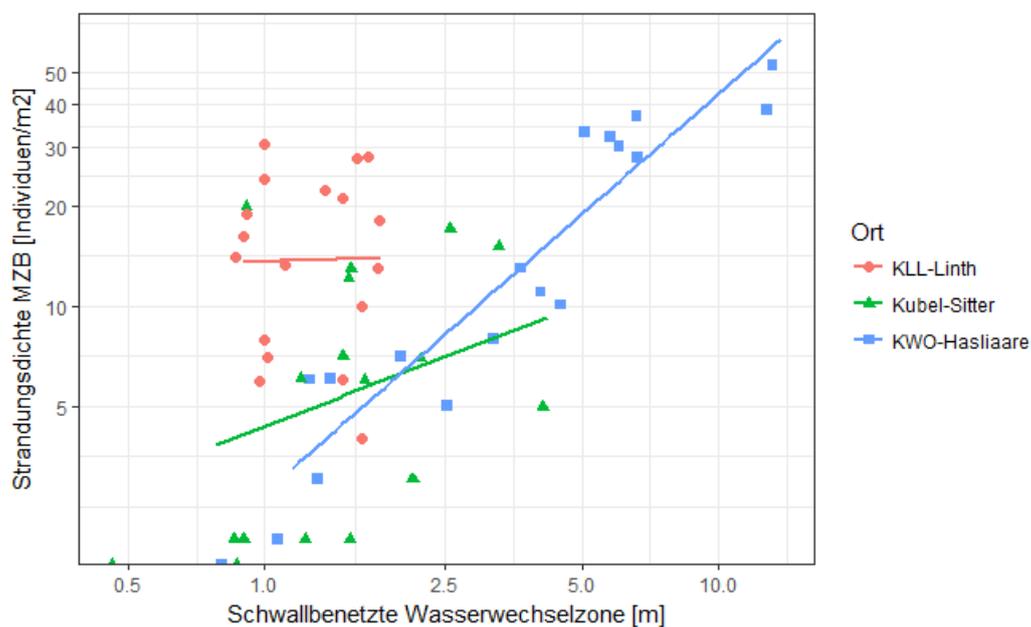


Abbildung 15: Korrelationsgeraden der schwallbenetzten Wasserwechselzone mit der Strandungsdichte nach den einzelnen Untersuchungsabschnitten. Die x- und die y-Achse werden logarithmisch dargestellt. $N=54$. $r_{Sitter}=0.51$, $r_{Hasliaare}=0.0.94$ und $r_{Linth}=0.02$.

An allen Untersuchungsabschnitten nimmt die Strandungsdichte des MZB mit zunehmender Pegelrückgangsrate zu. An der Hasliaare beträgt der Korrelationskoeffizient zwischen Strandungsdichte und Pegelrückgangsrate 0.87, an der Sitter 0.48 und an der Linth 0.06 (Abbildung 16).

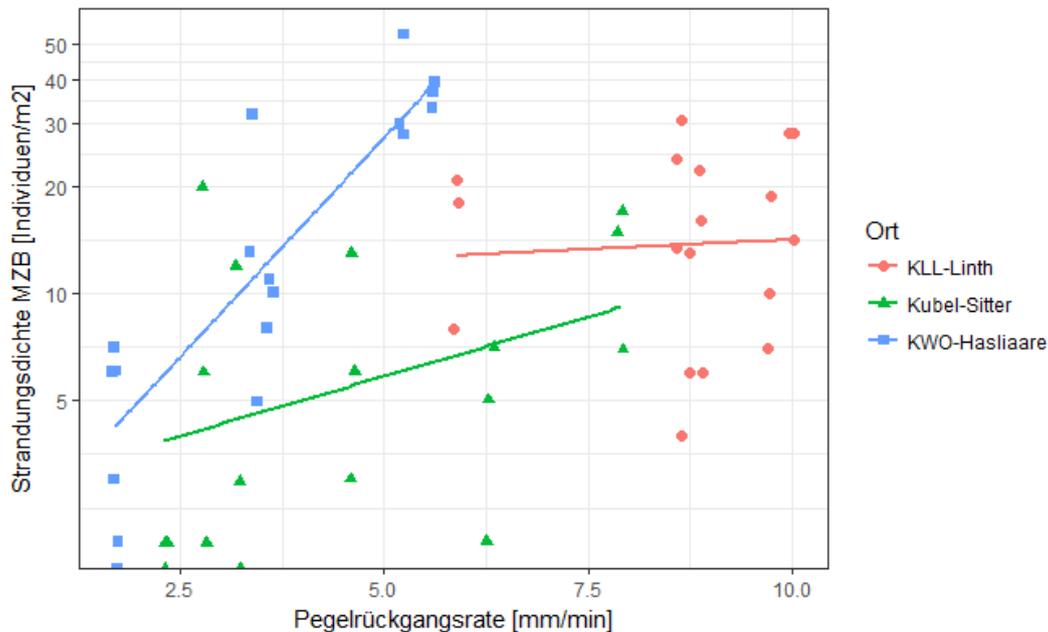


Abbildung 16: Korrelationsgeraden der Pegelrückgangsrate mit der Strandungsdichte nach den einzelnen Untersuchungsabschnitten. Die y-Achse wird logarithmisch dargestellt. $N=54$. $r_{Sitter}=0.48$, $r_{Hasliaare}=0.87$ und $r_{Linth}=0.06$.

Ein bedeutender Schwellenwert für die Fließgeschwindigkeit ist, gemäss einem Regressions-, resp. einem Entscheidungsbaumes, 0.18 m/s (Abbildung 17, Tabelle 3). Unter diesem Wert stranden zwischen 2.3 und 5.8 Individuen/m². Wird der Schwellenwert überschritten beträgt die Strandungsdichte des MZB zwischen 10.6 und 35.2 Individuen/m². Über dem Schwellenwert der Fließgeschwindigkeit von 0.18 m/s, lassen sich noch ein Schwellenwert für die Distanz der schwallbenetzten Wasserwechselzone (4.8 m) und ein Schwellenwert für die Pegelrückgangsrate (8.8 mm/s) modellieren (Tabelle 3).

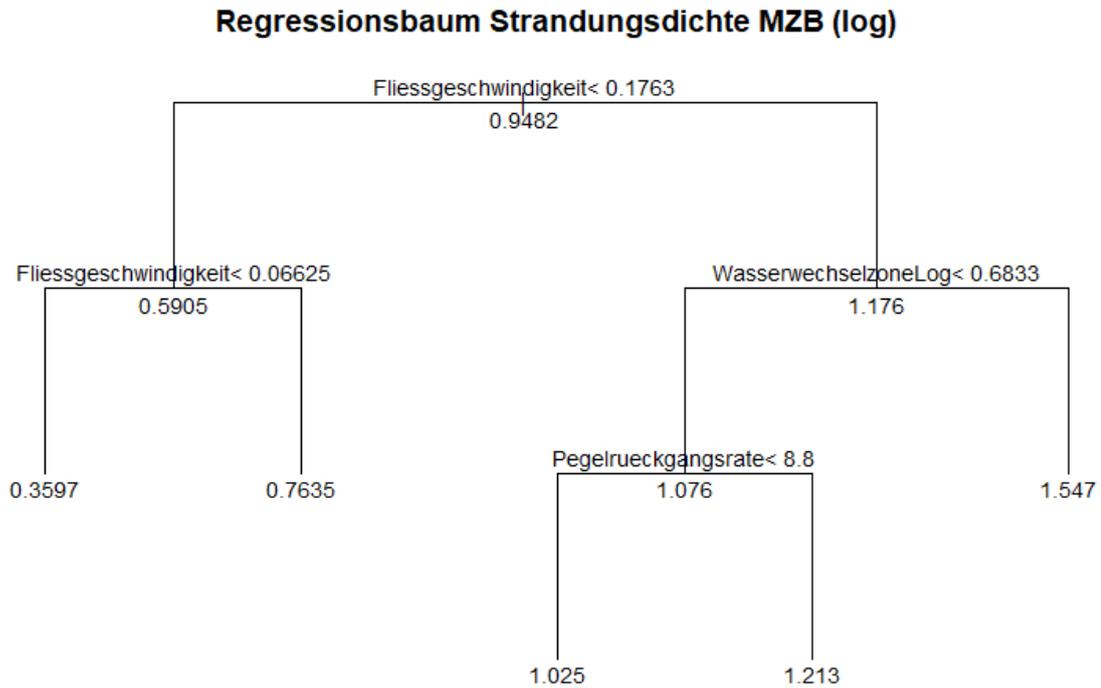


Abbildung 17: Regressionsbaum des multiplen Regressionsmodelles. Zusammen mit den Parametern sind die Schwellenwerte angegeben. Ist der Schwellenwert unterschritten, ist der linke Ast zu wählen, über dem Schwellenwert der rechte Ast. Am Ende jedes Astes steht die Strandungsdichte des MZB pro m². Zu beachten ist, dass die Parameter Strandungsdichte MZB und schwallbenetzte Wasserwechselzone logarithmiert wurden.

Tabelle 3: Vorschlag von möglichen Schwellenwerten für das Stranden von MZB, abgeleitet vom Regressionsbaum des Modelles mit gerundeten Werten (Abbildung 17).

Fließgeschwindigkeit [m/s]	Schwallbenetzte Wasserwechselzone [m]	Pegelrückgangsrate [mm/min]	Erwartete Strandungsdichte von MZB [Individuen/m ²]
< 0.18	Nicht relevant	Nicht relevant	2.3 – 5.8
≥ 0.18	< 4.8	< 8.8	10.6
≥ 0.18	< 4.8	≥ 8.8	16.3
≥ 0.18	≥ 4.8	Nicht relevant	35.2

4 Diskussion

4.1 Strandungsdichte und Taxazusammensetzung

Die mittlere Strandungsdichte des MZB nahm an allen Gewässern über die drei Schwall Szenarien betrachtet zu (Abbildung 9). Die höchste Strandungsdichte, nachgewiesen an der Hasliaare, betrug 53 Individuen/m² (Schwall Szenario 3) und war damit tiefer als die höchste Strandungsdichte, die durch Tanno et al. (2016) gemessen wurden (181 Individuen/m² an der Moesa). Mit 30 unterschiedlichen Taxa war auch die Diversität etwas geringer als bei Tanno et al. (2016), wo 48 verschiedene Taxa gefunden wurden. Diese Unterschiede könnten u.a. zustande gekommen sein, weil Tanno et al. (2016) mehr Fliessgewässer beprobt haben (14 Untersuchungsabschnitte an 10 verschiedenen Flüssen). Dabei wurden die Strandungsdichten unter anderem auch an der Sitter, Hasliaare und Linth erhoben. An der Sitter war die mittlere Strandungsdichte bei Tanno et al. (2016) rund fünfmal höher als bei den eigenen Untersuchungen. Dies ist überraschend, auch weil die Untersuchungen dieser Bachelorarbeit, als auch diejenigen von Tanno et al. (2016) jeweils im März stattfanden. Der Grund für den deutlichen Unterschied könnte die Länge der Schwallphasen sein, die bei Tanno et al. (2016) teils mehrere Stunden bis Tage dauerten. An der Hasliaare war die mittlere Strandungsdichte zwischen den beiden Studien im selben Bereich. Auch an der Linth sind die Werte für einen von drei von Tanno et al. (2016) durchgeführten Versuchen vergleichbar, allerdings wurde hier ein anderer Flussabschnitt untersucht. Zwei weitere Versuche am selben Fliessgewässer zeigten bis zu dreimal höhere Strandungsdichten. Der Vergleich ist jeweils mit der mittleren Strandungsdichte des dritten Schwall Szenarios, das am ehesten den Schwallabflüssen aus den Versuchen von Tanno et al. (2016) entspricht. Beim Vergleich muss aber berücksichtigt werden, dass die erwähnte Schwalldauer, der Versuchszeitpunkt, die Schwallabflüsse und die Schwall-Sunk-Verhältnisse zwischen dieser Arbeit und der Studie von Tanno et al. (2016) teils unterschiedlich waren.

Die auffällig hohen Anteile an *Chironomidae* innerhalb der gestrandeten Individuen an allen drei Untersuchungsabschnitten deckt sich mit Ergebnissen aus anderen Strandungsstudien, wo ebenfalls die *Chironomidae* innerhalb der gestrandeten Familien dominierten (Perry & Perry, 1986; Tanno et al., 2016). Unter dem verdrifteten MZB gehören die *Chironomidae* ebenfalls zu den Familien mit der höchsten Abundanz (Bruno et al., 2013; Bruno et al., 2010; Kroger, 1973; Perry & Perry, 1986; Timusk et al., 2016). Es ist möglich, dass die hohe Drift-Abundanz dieser Familie mit der hohen Strandungsdichte zusammenhängt. Tanno et al. (2016) konnten Unterschiede zwischen der Abundanz der *Chironomidae* im ständig benetzten Bereich und der Abundanz in den Drift- und Strandungsproben erkennen. Im ständig benetzten Bereich waren die *Chironomidae* anteilmässig schwächer vertreten, als in den Drift- und Strandungsproben. Vergleichbare Beobachtungen machten auch Fuller et al. (2018) und Kjærstad et al. (2018). Die *Chironomidae* scheinen also

anfälliger auf die Verdriftung und das Stranden als andere Familien. Möglicherweise auch, weil die *Chironomidae* durch ihr Habitus nicht an hohe Fließgeschwindigkeiten adaptiert sind und im Gegensatz zu beispielsweise *Plecoptera* im Larvenstadium über keine Laufbeine verfügen, die Bewegungsmöglichkeiten dadurch eingeschränkt sind und somit eher stranden oder sich nicht tiefer in das noch feuchte Sediment der Wasserwechselzone zurückziehen können (Pinder, 1986; Tachet et al., 2000). Tanno et al. (2016) deuteten die offene Frage an, ob das Stranden von MZB ein passiver Prozess ist, oder ob die temporär benetzten Flächen evtl. während der Schwallphase aktiv besiedelt werden. Ochsenhofer (2013) konnte in einem Versuch nachweisen, dass sich in wechselnd benetzten Zonen mit täglichem Schwall-Sunk-Betrieb keine standorttypische MZB-Fauna ausbildet kann, die aktive Besiedelung also eher gering ist. Die *Chironomidae* waren in der Untersuchung von Ochsenhofer (2013) allerdings die einzige Familie, die die Wasserwechselzone besiedelten und deren Abundanz zwischen der Wasserwechsel- und der benetzten Zone vergleichbar war. Auch dieser Zusammenhang könnte mitunter Hinweise auf die hohe Strandungsdichte der *Chironomidae* liefern. Die Ordnung der *Diptera*, allen voran die *Chironomidae*, sind (als Larven) eine wichtige Nahrungsquelle für Fische und andere Makroinvertebraten (Tachet et al., 2000). Eine allfällige Reduktion der Abundanz infolge von Stranden und Drift hätte somit möglicherweise Auswirkungen auf das Nahrungsgefüge.

Weitere relativ häufig gestrandete Ordnungen waren die *Ephemeroptera*, *Plecoptera* und *Trichoptera*. *Ephemeroptera* und *Plecoptera* waren auch in den Strandungsproben von Tanno et al. (2016) häufig anzutreffen. Grund dafür könnte sein, dass diese Ordnungen im ständig benetzten Bereich oft einen hohen Anteil der Taxazusammensetzung ausmachen. Dies war auch in der Untersuchung von Tanno et al. (2016) der Fall, wo die *Ephemeroptera*, *Plecoptera* und *Trichoptera* zusammen mit knapp 80 % Anteil die Taxazusammensetzung im ständig benetzten Bereich dominierten. Ein möglicher Zusammenhang könnte also zwischen der hohen Abundanz dieser Ordnungen im ständig benetzten Bereich und der relativ hohen Abundanz in der Strandungsproben bestehen. Ansonsten scheinen die Vertreter der *EPT*-Gruppe besser angepasst an höhere Fließgeschwindigkeiten als z.B. die erwähnten *Chironomidae* und weniger anfällig auf Verdriftung. Die drei Ordnungen verfügen (abhängig von der Art) über unterschiedliche morphologische Anpassungen wie z.B. Beine, Nachschieber, Krallen, Sicherungsfäden oder flachen Körperbau (Bauernfeind & Humpesch, 2001; Lubini et al., 2012; Waringer & Wolfram, 2011).

Während der Analyse im Labor wurden auffallend viele kleine bis sehr kleine Individuen gefunden. Die Körperlänge wurde nicht vermessen. Der Eindruck würde aber den Resultaten von Tanno et al. (2016) entsprechen, wo die Körperlänge des gestrandeten MZB (und des verdrifteten MZB) im Vergleich zum MZB im ständig benetzten Bereich signifikant kleiner war. Gleichzeitig war bei Tanno et al. (2016) die Körperlänge zwischen den verdrifteten und gestrandeten Individuen ähnlich. Auf Grund dieser Resultate wird vermutet, dass das Strandungsrisiko, als Folge von höherem

Verdriftungsrisiko, bei kleineren Individuen und Individuen in früher Larvenstadien grösser ist (Tanno et al., 2016).

4.2 Multiples lineares Regressionsmodell

Die Fliessgeschwindigkeit, der Parameter im Modell mit dem stärksten Einfluss auf die Strandungsdichte, wird durch verschiedene andere Parameter beeinflusst. Dabei ist sie vor allem vom Gesamtabfluss abhängig. Nimmt dieser während einem Schwallenszenario zu, steigt typischerweise die Fliessgeschwindigkeit, wodurch sich die hydraulischen Bedingungen ändern und die Schubspannung steigt (Gibbins et al., 2016). Die gemessenen Werte der Fliessgeschwindigkeiten über den Netzen korrelierten auch in den Strandungsversuchen vor allem mit dem Gesamtabfluss. Wird dieser Zusammenhang berücksichtigt, lassen sich die Resultate aus diesem Strandungsversuch mit denjenigen aus der Studie von Perry & Perry (1986) vergleichen, wo nach höheren Abflusswerten eine entsprechend höhere Strandungsdichte von MZB festgestellt werden konnte. Dabei muss aber beachtet werden, dass in jener Studie längere Schwallphasen untersucht wurden (mehrere Wochen), was sich z.B. auf die Besiedelung der benetzten Wasserwechselzone durch MZB ausgewirkt haben könnte. Verglichen dazu, stand dem MZB in den Versuchen dieser Bachelorarbeit sehr wenig Zeit zur möglichen Besiedelung oder Strandung zur Verfügung. Bei täglichem Schwall-Sunk-Betrieb kann sich in Wasserwechselzonen keine typische MZB-Fauna infolge von Besiedelung ausbilden (Ochsenhofer, 2013). Die längeren Schwallphasen bei Perry & Perry (1986) und die unterschiedliche Messmethode der Strandungsdichte (Sedimentproben) können die Unterschiede in der gemessenen Strandungsdichte miterklären (Strandungsnetze: bis. 53 Individuen/m²; Perry & Perry, 1986: bis 500'000 Individuen/m²). Zwischen der Verdriftung und der Strandung von MZB wird ein Zusammenhang vermutet (Gersich, 1980; Tanno et al., 2016). Unter dieser Annahme stranden bei höherem Drift auch mehr Individuen in der Wasserwechselzone. Die Verdriftung von MZB wird, ausser durch erhöhten Geschiebetrieb, auch durch die Fliessgeschwindigkeit (Beermann et al., 2018; Bond & Downes, 2003; C. Gibbins et al., 2007; Timusk et al., 2016) beeinflusst. Die Fliessgeschwindigkeit ist eine der geeignetsten hydraulischen Grössen um das Verhältnis zwischen Drift und Abfluss zu beschreiben (Gibbins et al., 2016). Inwiefern dies auch auf das Stranden von MZB anwendbar ist, wurde noch nicht untersucht. Da die Fliessgeschwindigkeit als einflussreicher Parameter auf die Strandungsdichte des MZB aus dem Regressionsmodell hervorging, wurde versucht, Schwellenwerte für das Strandungsrisiko von MZB vorzuschlagen (Tabelle 3). Erreicht oder überschreitet die Fliessgeschwindigkeit den Schwellenwert von 0.18 m/s stranden rund dreimal so viele Individuen pro m². Über diesem Wert existiert noch ein weiterer Schwellenwert für die Distanz der schwallbenetzten Wasserwechselzone. Überschreitet diese 4.8 m, nimmt das Strandungsrisiko nochmals deutlich zu.

Je weiter die Flachnetze im Wasser während der Schwallphase von der Wasser- oder Schwalllinie entfernt waren, resp. je grösser die Distanz der schwallbenetzten Wasserwechselzone, desto höher war die Strandungsdichte. Dieser Effekt war vor allem an der Hasliaare und der Sitter gut ersichtlich (Abbildung 15). An diesen beiden Gewässern ist die Wasserwechselzone an den Untersuchungsabschnitten relativ ausgeprägt. Die Linth ist an beiden Seiten stark kanalisiert und verfügt nur über schmale und teilweise begrenzte Wasserwechselzonen. Dies könnte miterklären, warum die Korrelation zwischen Strandungsdichte und Distanz der schwallbenetzten Wasserwechselzone für dieses Gewässer nur sehr schwach ist. Weiter wies die Linth die geringste mittlere Strandungsdichte auf (siehe Abbildung 8). Auch hier könnte ein Zusammenhang zur stark verbauten Uferlinie bestehen. Das Stranden von MZB wird vor allem an naturnahen Gewässerabschnitten erwartet, die über ausgeprägte Wasserwechselzonen verfügen und weniger an stark kanalisiertem Gewässern (Baumann & Klaus, 2003; Meile et al., 2005). Auch wenn die Hasliaare am Untersuchungsabschnitt stark kanalisiert war, konnten die Untersuchungen auf einer breiten Kiesbank innerhalb des kanalisiertem Gerinnes durchgeführt werden. In der Pilotstudie von Tanno et al. (2016) war die Ausdehnung der schwallbenetzten Wasserwechselzone (oder Distanz zu Sunklinie) ebenfalls ein signifikanter Parameter im Regressionsmodell mit einem allerdings negativen und eher schwachen Effekt.

Der Zusammenhang zwischen zunehmender Pegelrückgangrate und höherer Strandungsdichte konnte auch in anderen Strandungsstudien beobachtet werden (Kroger, 1973; Limnex, 2006; Perry & Perry, 1986). Aus Strandungsversuchen mit (Jung-)Fischen ging hervor, dass die Pegelrückgangrate ein wichtiger Faktor hinsichtlich dem Stranden ist und mit einer reduzierten Rückgangrate das Strandungsrisiko abnimmt (Halleraker et al., 2003; Tonolla et al., 2017; Young et al., 2011). Auch deshalb wird angenommen, dass sich dieser Parameter ähnlich auf die Strandungsdichte von MZB auswirkt. Kroger (1973) ging nach einem Versuch davon aus, dass Makroinvertebraten in Wasserwechselzonen bei einem schnellen Pegelrückgang nicht aktiv mit dem zurückgehenden Wasser migrieren können. Interessanterweise hatte die vertikale Pegelrückgangrate in der Pilotstudie von Tanno et al. (2016) den stärksten Einfluss aller Modellparameter auf das Stranden von MZB, allerdings war der Effekt negativ. Mit zunehmender Pegelrückgangrate strandeten weniger Individuen, als bei einem langsameren Pegelrückgang.

Das Stranden von Fischen und die Effekte, durch welche das Stranden beeinflusst wird, sind im Gegensatz zum Stranden von MZB deutlich besser untersucht. Die Parameter und Strandungsdichten zwischen Fischen und MZB sind aber schwer zu vergleichen und Vorsicht ist geboten, wenn man vom einen auf das andere schliesst. Das Verhalten und die Biologie sind sehr unterschiedlich. Selbst innerhalb des MZB gibt es zwischen den Arten grosse biologische und morphologische Unterschiede, die sich individuell auf das Strandungsverhalten auswirken können.

Diese Unterschiede können sich z.B. in der Möglichkeit der aktiven und gezielten Bewegung erkennbar machen.

Um den negativen Effekt der verschiedenen Parameter auf die Strandungsdichte zu reduzieren, kommen verschiedene bauliche und betriebliche Massnahmen in Frage (Bruder, 2012; Tonolla et al., 2017). Die Fliessgeschwindigkeit, resp. der Gesamtabfluss, sowie die Rückgangsraten können z.B. durch Beruhigungsbecken oder -kavernen, eine Direktableitung der Schwalls in ein grösserer Gewässer oder morphologische Aufwertungsmassnahmen gedämpft werden. Gleichzeitig können breitere Uferbereiche und Wasserwechselzonen aber auch das Strandungsrisiko erhöhen, wie das Regressionsmodell gezeigt hat. Die variablen Fliessgeschwindigkeit und Pegelrückgangsraten können ferner auch durch betriebliche Massnahmen (evtl. in Kombination mit baulichen Massnahmen) reduziert werden.

Durch die Regressionsanalyse konnte ein Modell mit drei unterschiedlich einflussreichen Parameter gebildet werden, die zusammen die Strandungsdichte von MZB beeinflussen und zur Güte des Modells beitragen. Allerdings war der p-Wert (0.080) des Parameters «Schwallbenetzte Wasserwechselzone» knapp über dem Signifikanzniveau, weshalb die Nullhypothese als Ganzes nicht abschliessend verworfen werden kann.

4.3 Beurteilung Flachnetzmethode

Der Einsatz der Flachnetze für die Messung der Strandungsdichte war erfolgreich und konnte nach Tanno et al. (2016) einfach umgesetzt werden. Die Herstellung der Netze ist durch ihren einfachen Aufbau relativ simpel. Durch die Verwendung von massiven Stahlnägeln war die Befestigung der Netze auch während der Schwallphase bei hohen Fliessgeschwindigkeiten gewährleistet. Einzig an der Linth, wo die Wasserwechselzonen durch grosse Steine (> 30cm) geprägt war, stellte sich das Befestigen der Netze als aufwändig dar, lies sich aber trotzdem umsetzen. Es kann hinsichtlich zukünftiger Versuchen in Betracht gezogen werden, die Anzahl an Steinen auf dem Netz zu erhöhen um die Rauigkeit noch weiter zu steigern. Trotz den zehn Steinen auf dem Netz, war die Oberfläche relativ glatt im Vergleich zur eigentlichen Wasserwechselzone. An den Steinen blieben teilweise grosse Mengen an Biomasse in Form von Algen und Wasserpflanzen hängen, in denen wiederum MZB gefunden wurde. Die Anzahl gestrandeter Individuen pro m² war in diesem Versuch teils doch deutlich tiefer als in anderen Strandungsstudien, was sich durch die verwendete Flachnetzmethode vielleicht mitbegründet lässt. Der Zeitaufwand, um ein Netz und die Steine abzuspülen, den MZB in die Probenbehälter abzufüllen und das Netz wieder zu fixieren, betrug rund 5 bis 10 min. Die Flachnetzmethode, die sich schon im Pilotversuch bewährt hat (Tanno et al., 2016), scheint eine gute Alternative zu den Sedimentproben (Kroger, 1973; Limnex, 2006; Perry & Perry, 1986).

4.4 Ausblick

Weiterführend würde es sich empfehlen, die Resultate aus dieser Arbeit mit den Ergebnissen aus den parallel geführten Driftversuchen der ZHAW zu vergleichen (Schütling et al., 2018). So kann z.B. die Verteilung der gestrandeten Taxa mit derjenigen des verdrifteten MZB verglichen werden um allfällige Zusammenhänge zwischen Drift und Strandung zu erkennen. Auch ein Vergleich mit der MZB-Zusammensetzung in der ständig benetzten Zone (Hess Sampler) bietet sich an. Die Ergebnisse aus der Pilotstudie von Tanno et al. (2016) deuteten darauf hin, dass das bei Schwall verdriftete MZB nach dem Schwallrückgang auch vermehrt strandet. Die Ergebnisse der Driftversuche der ZHAW standen beim Zeitpunkt der Bachelorarbeitabgabe noch aus. Um die Ergebnisse aus dieser Bachelorarbeit zu überprüfen, sollte die Flachnetzmethode an weiteren Gewässern angewendet (bestenfalls parallel zu Verdriftungsversuchen) und die Stichprobenzahl erhöht werden. Diese wurde in den Strandungsversuchen an den Umfang der Bachelorarbeit angepasst und lieferte signifikante Ergebnisse, könnte aber durch Erhöhung die Genauigkeit der Ergebnisse und des Modells verbessern.

I Literaturverzeichnis

- Bauernfeind, E., & Humpesch, U. H. (2001). Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie. Verlag des Naturhistorischen Museums Wien.
- Baumann, P., & Klaus, I. (2003). Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes. (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Hrsg.). Bern.
- Beermann, A. J., Elbrecht, V., Karnatz, S., Ma, L., Matthaei, C. D., Piggott, J., & Leese, F. (2018). Multiple-stressor effects on stream macroinvertebrate communities: A mesocosm experiment manipulating salinity, fine sediment and flow velocity. *Science of the Total Environment*, 610, 961–971.
- Bond, N. R., & Downes, B. J. (2003). The independent and interactive effects of fine sediment and flow on benthic invertebrate communities characteristic of small upland streams. *Freshwater Biology* 48, 455–465.
- Bruder, A. (2012). Bewertung von Massnahmen zur Beseitigung wesentlicher Beeinträchtigungen durch Schwall und Sunk. Grundlagen für den Vollzug.
- Bruder, A., Tonolla, D., Schweizer, S. P., Vollenweider, S., Langhans, S. D., & Wüest, A. (2016). A conceptual framework for hydropeaking mitigation. *Science of The Total Environment*, 568, 1204–1212.
- Bruno, M. C., Bruno, M., Mauro, C., & Luana, S. (2010). Short time-scale impacts of hydropeaking on benthic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 40(4), 281–290.
- Bruno, M. C., Siviglia, A., Carolli, M., & Maiolini, B. (2013). Multiple drift responses of benthic invertebrates to interacting hydropeaking and thermopeaking waves. *Ecohydrology* 6(4), 511–522.
- Bundesamt für Energie. (2018a). Energiestrategie 2050 nach dem Inkrafttreten des neuen Energiegesetzes.
- Bundesamt für Energie. (2018b). Schweizerische Gesamtenergiestatistik 2017. Bern.
- Bundesversammlung der Schweizerischen Eidgenossenschaft. Gewässerschutzgesetz, GSchG, vom 24. Januar 1991 (Stand am 1. Januar 2017), 814.20 § (1991).

- Fuller, R. L., Dennison, J., Swarr, G., Weichert, K., Griego, C., & Doyle, M. W. (2018). Impacts of Recreational Flow Releases on Macroinvertebrate Drift at Different Distances Downstream from Abanakee Dam, New York. *Northeastern Naturalist*, 25(2), 222–235.
- Gersich, F. M. (1980). Ecological Resilience of Benthic Insects Subjected to Power Peaking Cycles in the Clearwater River, Idaho. University of Idaho.
- Gibbins, C. N., Vericat, D., Batalla, R. J., & Buendia, C. (2016). Which variables should be used to link invertebrate drift to river hydraulic conditions? *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie* 187(3).
- Gibbins, C., Vericat, D., & Batalla, R. J. (2007). When is stream invertebrate drift catastrophic? The role of hydraulics and sediment transport in initiating drift during flood events. *Freshwater Biology* 52(12), 2369–2384.
- Halleraker, J. H., Saltveit, S. J., Harby, A., Arnekleiv, J. V., Fjeldstad, H. P., & Kohler, B. (2003). Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River Research and Applications* 19(5-6), 589–603.
- Kjærstad, G., Arnekleiv, J. V., Speed, J. D. M., & Herland, A. K. (2018). Effects of hydropeaking on benthic invertebrate community composition in two central Norwegian rivers. *River Research and Applications*, 34(3), 218–231.
- Kroger, R. L. (1973). Biological Effects of Fluctuating Water Levels in the Snake River, Grand Teton National Park, Wyoming. *The American Midland Naturalist*, 89(2), 478–481.
- Limnex. (2006). Schwallversuche in der Linth. Ökologische Auswirkungen von Schwalldämpfenden Massnahmen. Grundlagen zur Beurteilung und Verbesserung des Schwallbetriebes aus der Zentrale Linth der Kraftwerke Linth-Limmern. Z.H. Amt Für Umweltschutz, Kt. Glarus.
- Lubini, V., Knispel, S., & Vinçon, G. (2012). Plecoptera - Identification. CSCF & SEG.
- Mangiafico, S. S. (2015). An R Companion for the Handbook of Biological Statistics, version 1.3.2. Abgerufen am 14. Juli 2018 von https://rcompanion.org/rcompanion/e_05.html

- McDonald, J. H. (2014). Handbook of Biological Statistics (3rd ed.). (Sparky House Publishing, Hrsg.). Baltimore, Maryland. Abgerufen am 14. Juli 2018 von <http://www.biostathandbook.com/multipleregression.html>
- Meile, T., Fette, M., & Baumann, P. (2005). Synthesebericht Schwall/Sunk. Publikation des Rhone-Thur Projektes.
- Nagrodski, A., Raby, G. D., Hasler, C. T., Taylor, M. K., & Cooke, S. J. (2012). Fish stranding in freshwater systems: Sources, consequences, and mitigation. *Journal of Environmental Management*, 103, 133–141
- Ochsenhofer, G. (2013). Die makrozoobenthische Besiedlung von Uferhabitaten inneralpiner Flüsse unter Schwalleinfluss (Masterarbeit). Wien.
- Perry, S. A., & Perry, W. B. (1986). Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and stranding in the Flathead and Kootenai Rivers, Montana, USA. *Hydrobiologia*, 134(2), 171–182.
- Pfaundler, M., & Keusen, M. (2007). Veränderungen von Schwall-Sunk. Hydrologische Datenanalyse zur Charakterisierung von Schwall-Sunk Phänomenen in der Schweiz. (Bundesamt für Umwelt, Hrsg.). Bern.
- Pinder, L. C. V. (1986). Biology of freshwater Chironomidae. *Annual Review of Entomology*, 31(1), 1–23.
- Saltveit, S. J., Halleraker, J. H., Arnekleiv, J. V., & Harby, A. (2001). Field experiments on stranding in juvenile atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers: Research & Management* 17(4-5), 609–622.
- Schütling, L., Dossi, F., Tonolla, D., Di Cugno, N., Hauer, C., & Graf, W. (2018). Assessment of hydropeaking impacts on the drift of aquatic macroinvertebrates – Flume and field experiments. (Preliminary Report).
- Steffen, S., Tonolla, D., Bruder, A., & Vollenweider, S. (2015). Schwall und Sunk – ein kurzer Überblick. In *WasserWirtschaft* (pp. 6–20).
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., & Usseglio-Polatera, P. (2000). *Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie*. Paris: CNRS Editions.
- Tanno, D., Wächter, K., & Schmidlin, S. (2016). Stranden von Wasserwirbellosen bei Schwallrückgang – Ergebnisse einer Pilotstudie. *Wasser Energie Luft*, 108. Jahrgang, Heft 4.

- Timusk, E. R., Smokorowski, K. E., & Jones, N. E. (2016). An experimental test of sub-hourly changes in macroinvertebrate drift density associated with hydropeaking in a regulated river. *Journal of Freshwater Ecology*, 31(4), 555–570.
- Tonolla, D. (2018). Gewässernutzung durch Wasserkraft. *Unterrichtsunterlagen ZHAW*. Unveröffentlicht.
- Tonolla, D., Chaix, O., Meile, T., Zurwerra, A., Büsser, P., Oppliger, S., & Essyad, K. (2017). Schwall-Sunk – Massnahmen. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. (Bundesamt für Umwelt, Hrsg.). Bern.
- Waringer, J., & Wolfram, G. (2011). *Atlas der mitteleuropäischen Köcherfliegenlarven*. Erik Mauch Verlag.
- Young, P. S., Cech, J. . J., & Thompson, L. C. (2011). Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 21(4), 713–731.
- Zolezzi, G., Siviglia, A., Toffolon, M., & Maiolini, B. (2011). Thermopeaking in Alpine streams: event characterization and time scales. *Ecohydrology*, 4(4), 564–576.

II Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Drei Schwall Szenarien an einem Versuchstag an der Sitter.....	9
Abbildung 2: Drei Schwall Szenarien an einem Versuchstag an der Hasliaare	10
Abbildung 3: Drei Schwall Szenarien an einem Versuchstag an der Linth	11
Abbildung 4: Übersichtskarte mit den drei untersuchten Fliessgewässern	12
Abbildung 5: Versuchsanordnung mit den Strandungsnetzen in der Wasserwechselzone	13
Abbildung 6: Benetzte Strandungsnetze während der Schwallphase	14
Abbildung 7: Strandungsnetz während der Sunkphase	14
Abbildung 8: Verteilung der mittleren Strandungsdichte (Individuen/m ²)	17
Abbildung 9: Entwicklung der mittleren Strandungsdichte (Individuen/m ²)	18
Abbildung 10: Übersicht der relativen Anteile an gestrandeten Individuen nach Ordnung	19
Abbildung 11: Streudiagramm mit der Regressionsgeraden der Fliessgeschwindigkeit	21
Abbildung 12: Streudiagramm mit der Regressionsgeraden der Wasserwechselzone	21
Abbildung 13: Streudiagramm mit der Regressionsgeraden Pegelrückgangsrate	22
Abbildung 14: Korrelationsgeraden der Fliessgeschwindigkeit	22
Abbildung 15: Korrelationsgeraden der schwallbenetzten Wasserwechselzone.....	23
Abbildung 16: Korrelationsgeraden der Pegelrückgangsrate.....	24
Abbildung 17: Regressionsbaum des multiplen Regressionsmodelles	25

III Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht der verschiedenen Parameter.....	7
Tabelle 2: Übersicht der wichtigsten Kennwerte des multiplen Regressionsmodells	20
Tabelle 3: Vorschlag von möglichen Schwellenwerten	25

IV Anhang

- **Anhang 1:** Hydrologische Bedingungen (modelliert) während der einzelnen Versuche und Übersicht über Kraftwerkeigenschaften, Einzugsgebiete, Fliessgewässer und Untersuchungsabschnitte. Verändert nach Schütling et al. (2018). Weitere Quellen: Bundesamt für Umwelt BAFU

		Kubel-Sitter	KWO-Hasliaare	KLL-Linth
		15. & 16. März	30. & 31. März	7. & 8. April
Versuchsdetails	Basisabfluss [m ³ /s]*	2	3	5
	Gesamtabfluss gesamt [m ³ /s]*	6 / 10 / 18	7 / 11 / 19	10 / 10 / 10
	Pegelanstiegsrate [mm/min]*	10 / 20 / 33	10 / 20 / 33	5 / 10 / 20
	Schwall-Sunk-Verhältnis* [Q _{Schwall} /Q _{Sunk}]*	3 / 5 / 9	2.3 / 3.7 / 6.3	2 / 2 / 2
	Gesamtabfluss [m ³ /s]*	4 / 8 / 16	4 / 8 / 16	5 / 5 / 5
	Schwallrate [m ³ /s min]*	0.2 / 0.4 / 0.8 ab Ausgleichsbecken	0.2 / 0.4 / 0.8 ab Ausgleichsbecken	0.3 / 0.65 / 1.3 ab Kraftwerk
	Sunkrate [m ³ /s min]*	0.2 / 0.4 / 0.8	0.2 / 0.4 / 0.8	0.5 / 0.5 / 0.5
	Dauer Anstiegsphase [min]	20 / 20 / 20	20 / 20 / 20	17 / 8 / 4
	Dauer Rückgangsphase [min]	20 / 20 / 20	20 / 20 / 20	10 / 10 / 10
Kraftwerk	Kapazität [MW]	13.5	471	34.4
	Energieproduktion [GWh/a]	29	940	78.9
	Min. Basisabfluss [m ³ /s]	2	3.1	2.5
	Max. Gesamtabfluss [m ³ /s]	18	95	32
Fliessgewässer	Mittlerer Jährlicher Abfluss [m ³ /s]	10.68	32.16	12.22
	Höhe über Meer	585	599	590
	Grösse Einzugsgebiet [km ²]	257	456	194
	Hochwasserperiode	April - Juni	Mai - Oktober	Mai - August
	Geologie	Karbonatsedimente	Silikatsedimente	Karbonatsedimente
	Flussgebiet (Einzugsgebiet)	Rhein	Aare	Limmat
	Ordnungszahl Strahler	6	6	6
	Regimetyp ¹⁾	Nivo-pluvial pre-alpine	B-glacial	B-glacio-nival
Abflussregimenummer ¹⁾	8	2	4	

Untersuchungsabschnitt	Distanz Wasserrückgabe [km]	0.35	3	3.6
	Ökomorphologische Klassierung	Wenig beeinträchtigt	Stark beeinträchtigt	Stark beeinträchtigt
	Länge Untersuchungsabschnitt [m]	300	250	200
	Mittlere Sohlenbreite [m]	45	35	15
	Korngrösse D _m & D ₉₀ [mm]	28 & 52	-	54 & 125
	Anzahl Flachnetzproben ²⁾	60 (72)	66 (72)	64 (72)
	Mittlere Strandungsdichte pro m ²	5 / 6 / 9	4 / 13 / 37	7 / 14 / 19
	Höchste Strandungsdichte pro m ²	20	53	30.5

1) Einzugsgebietsgliederung Schweiz, Bundesamt für Umwelt

2) Anzahl Flachnetzproben abzüglich nicht benetzter Netze. Total wurden pro Untersuchungsabschnitt 72 Netze ausgelegt

* Bei den hydrologischen Grössen handelt es sich um die modellierten Werte. Die gemessenen Parameter sind in im Excel-File «Auswertung MZB» ersichtlich