



LAND
OBERÖSTERREICH



Feinsediment in den Flüssen Oberösterreichs

Auswirkungen von hohen Feinsedimentfrachten auf die aquatische Fauna, die Zielerreichung WRRL und die wasserwirtschaftliche Maßnahmenumsetzung

Sarah Höfler, Birgit Piberhofer, Christian Pichler-Scheder & Clemens Gumpinger

Wels, Juli 2018

Im Auftrag des Amtes der oberösterreichischen Landesregierung
Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft
Abteilung Wasserwirtschaft



blattfisch

Feinsediment in den Flüssen Oberösterreichs

Auswirkungen von hohen Feinsedimentfrachten auf die aquatische Fauna, die Zielerreichung WRRL und die wasserwirtschaftliche Maßnahmenumsetzung

Sarah Höfler¹, Birgit Piberhofer², Christian Pichler-Scheder¹ & Clemens Gumpinger¹

Im Freiland unterstützt von: Barbara Weidenhiller, Klaus Berg und Franziska Feichtinger

Fachliche Bearbeitung:

1)

blattfisch e.U.

Technisches Büro für Gewässerökologie
DI Clemens Gumpinger

blattfisch.at



4600 Wels | Gabelsbergerstraße 7
Tel: 07242/211592 | e-Mail: office@blattfisch.at
FN 443343 a (Landesgericht Wels)

2)

Amt der Oö. Landesregierung Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft Abteilung Umweltschutz

Goethestraße 86
4021 Linz
Telefon (+43 732) 77 20-136 43
E-Mail: us-goethe.post@ooe.gv.at

Im Auftrag des Amtes der oberösterreichischen Landesregierung

Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Wasserwirtschaft



Wels, Juli 2018

Inhalt

1	Einleitung	1
1.1	Fragestellung	1
1.2	Aufbau des Projekts	2
1.3	Grundlagen zum Thema Feinsediment	3
1.3.1	Definition Feinsediment	3
1.3.2	Bestandteile der Feinsediment-Fraktion	5
1.3.3	Zeitliche und räumliche Variabilität von Feinsedimenten in Gewässern	6
1.3.4	Zusammenfassung der Ist-Situation und der statistischen Analyse	7
2	Modul 1 - Auswirkungen des Feinsediments auf die Fließgewässer in Oberösterreich	11
2.1	Prozessanalyse	11
2.1.1	Methodik Prozessanalyse	11
2.1.2	Ergebnisse und Interpretation Prozessanalyse	12
2.2	Detailanalysen	29
2.2.1	Untersuchungsgebiet Innbach	29
2.2.2	Untersuchungsgebiet Trattnach	29
2.2.3	Fischökologische Einstufung der Gewässer	30
2.2.4	Probestellen im Detail	33
2.3	Hydromorphologie, Sedimenthaushalt und Einzugsgebietsparameter	36
2.3.1	Methodik Hydromorphologie, Sedimenthaushalt und Einzugsgebietsparameter	36
2.3.2	Ergebnisse und Interpretation Topografie und Nutzungen im Einzugsgebiet	41
2.3.3	Ergebnisse und Interpretation Hydromorphologie	45
2.3.4	Ergebnisse und Interpretation Wasserphysik	49
2.3.5	Ergebnisse und Interpretation Choriotope und Korngrößenanalysen	50
2.3.6	Ergebnisse und Interpretation Feinsediment vs. Sand	53
2.3.7	Resümee Hydromorphologie, Sedimenthaushalt und Einzugsgebietsparameter	55
2.4	Biologische Untersuchungen	56
2.4.1	Eierbrütungsversuche	56
2.4.2	Makrozoobenthos	60
2.4.3	Diskussion biologische Untersuchungen	74
2.4.4	Resümee biologische Untersuchungen	81
2.5	Chemische Analysen	86
2.5.1	Methodik Chemische Analysen	88
2.5.2	Ergebnisse und Interpretation	92
2.5.3	Resümee der chemischen Untersuchungen	131
3	Modul 2 - Risikoeinschätzung Feinsediment in Oberösterreich	133
3.1	Methodik	133
3.1.1	Bewertung der Sensibilität	133
3.1.2	Bewertung der Nutzungsintensität	134

3.1.3	Berücksichtigung der Feinsedimentthematik in der wasserwirtschaftlichen Planung	136
3.1.4	Zusatzinformation Feinsediment vs. Sand	136
3.2	Ergebnisse	137
3.2.1	Bewertung der Sensibilität	137
3.2.2	Bewertung der Nutzungsintensität	138
3.2.3	Berücksichtigung der Feinsedimentthematik in der wasserwirtschaftlichen Planung	139
3.2.4	Zusatzinformation Feinsediment vs. Sand	140
3.2.5	Mögliche Erweiterungen	141
4	Modul 3 – Wasserbauliche Maßnahmenstrategien	143
4.1	Methodik	143
4.2	Ergebnisse	143
4.3	Erkenntnisse hinsichtlich Maßnahmenumsetzung	147
4.3.1	Abfluss- und Sedimentsituation berücksichtigen	147
4.3.2	Großzügiger Gewässerkorridor, nat. Umlandanbindung & passende Gerinnebreite	148
4.3.3	Zulassen und Fördern von Dynamik	153
4.3.4	Wechselnde Gefällesituationen herstellen & Gefälle ausnützen	157
4.3.5	Integration Siedlungswasserwirtschaft und Landeskulturelle Wasserwirtschaft	158
4.3.6	Bündelung der Anstrengungen & Strategische Partner suchen	161
4.3.7	Abgestimmtes Monitoring umsetzen	162
4.3.8	Adaptierungs- und Erhaltungsmaßnahmen einplanen	163
4.3.9	Resümee Maßnahmenumsetzung	164
5	Zusammenfassung und Ausblick	165
5.1	Resümee Methodik	165
5.2	Resümee Prozessanalyse Ursachen für Feinsedimentbelastungen in Gewässern	165
5.3	Resümee Hydromorphologie, Sedimenthaushalt und Einzugsgebietsparameter	167
5.4	Resümee Auswirkungen auf die Biologie	169
5.5	Resümee Auswirkungen auf die chemischen Bedingungen	170
5.6	Resümee Feinsedimente in wasserwirtschaftl. Planung & Maßnahmenumsetzung	173
5.7	Ausblick und nächste Schritte	174
5.7.1	Fokus A - Landnutzung, Erosion	175
5.7.2	Fokus B - Wasserwirtschaftliche Praxis	175
6	Literaturverzeichnis	178
7	Anhang	189

1 Einleitung

Basierend auf dem Wissen aus unterschiedlichen österreichischen und internationalen Projekten, müssen menschliche Veränderungen im Sedimenthaushalt als eine der größten Herausforderungen im Bereich der Gewässerökologie, des Hochwasserschutzes und auch für die von den Gewässern abhängigen Wirtschaftszweige (Fischerei, Wasserkraft, etc.) gesehen werden (z.B. WATERS, 1995; OWENS et al. 2005; THURMANN & ZUMBROICH, 2013; KONDOLF et al. 2017). Gegenwärtig werden zu hohe Feinsedimentmengen neben hydromorphologischen Defiziten als die weltweit wichtigste Ursache für Fließgewässerdegradation angeführt (vgl. z.B. US EPA (Hrsg.), 2007 (USA); ZHAO et al., 2011 (China); HARRISON et al., 2007(Australien)).

Aufgrund intensiver menschlicher Nutzungen in den Einzugsgebieten und weitreichender hydromorphologischer Veränderungen haben sich das Sedimentaufkommen, die Sedimentzusammensetzung und der Sedimenttransport in vielen Gewässersystemen im Vergleich zur natürlichen Situation stark verändert. Neben dem Sedimentdefizit in den größeren Alpenvorlandflüssen, die mit einer unnatürlichen Eintiefung einhergeht, ist der erhöhte Feinsedimentanteil in vielen Gewässern zu einem drastischen Problem geworden.

Es ist damit zu rechnen, dass die Nichterreichung des guten ökologischen Gewässerzustandes laut Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, Richtlinie 2000/60/EG) in gewissen Regionen auf die Feinsedimentbelastung zurückzuführen ist. Außerdem stellt sie ein bedeutendes Erfolgshemmnis für hydromorphologische Verbesserungsmaßnahmen dar (siehe GUMPINGER et al, 2018).

Neben der WRRL gibt es weitere Direktiven der Europäischen Union für die dieses Thema von Relevanz ist. Hier sind neben der Hochwasserschutzrichtlinie (Richtlinie 2007/60/EG) und der Richtlinie hinsichtlich der Nutzung und Förderung erneuerbare Energien (Richtlinie 2009/28/EG) auch die Richtlinie über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik (Richtlinie 2008/105/EG) sowie der Entwurf der KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (vgl. 2006) für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Bodenschutz (KOM/2006/232) zu nennen.

In der Richtlinie über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik wird festgehalten, dass die Mitgliedsstaaten für die langfristige Trendermittlung jener prioritären Stoffe zu sorgen haben, die dazu neigen, sich in Sedimenten und/oder Biota anzusammeln (Art. 3 Abs. 3, RL 2008/105/EG). Mit der Novelle 2010 der Gewässerzustandsüberwachung (GZÜV) wurde die Verpflichtung zur Trendermittlung als Teil der überblicksweisen Überwachung in das Messsystem aufgenommen.

Die vorliegende Arbeit dient dazu, den sich aus unterschiedlichen Rechtsnormen ergebenden Verpflichtungen gerecht zu werden und die fachlichen Grundlagen zum Thema Feinsediment in Gewässerökosystemen auszubauen und Handlungsempfehlungen daraus abzuleiten. Die Studie erfolgt im Auftrag des Amtes der oberösterreichischen Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft. Dank gilt den dort verantwortlichen Personen, allen voran Dr. Peter Anderwald, Mag. Wolfgang Heinisch, DI Birgit Piberhofer und DI (FH) Helga Artelsmair, die die Wichtigkeit des Themas erkannt und damit dieses Projekt ermöglicht haben. Die Bearbeitung erfolgt durch das Technische Büro für Gewässerökologie (Blattfisch e.U., www.blattfisch.at) sowie das Umweltlabor des Amtes der Oö. Landesregierung (DI Birgit Piberhofer), das für die umfangreichen chemischen Analysen verantwortlich zeichnet.

1.1 Fragestellung

Dem Thema Feinsediment in Oberösterreich wurde bereits eine Studie gewidmet (vgl. HÖFLER & GUMPINGER, 2014a). Im Rahmen dieses Projektes wurden jedoch viele weitere Fragen aufgeworfen.

Die wichtigsten Fragestellungen die im vorliegenden Projekt bearbeitet werden sollen, sind daher:

- (1) Wie wirkt sich die Hydromorphologie bzw. die menschliche Überprägung derselben auf die Manifestation des Feinsedimentproblems in den Gewässern aus?
- (2) Wie verändert sich die aquatische Fauna (Makrozoobenthos und kieslaichende Fische) durch eine Feinsedimentbelastung?
- (3) Ergeben sich neben der physikalischen Änderungen im Sediment, durch die Kolmation, auch chemische Risiken durch die Speicherung von verschiedenen Stoffen in der Feinsedimentfraktion?
- (4) Kann das Risiko einer Feinsedimentbelastung bzw. einer Zielverfehlung laut WRRL mittels einer GIS-Analyse für die oberösterreichischen Fließgewässer abgeschätzt werden?
- (5) Welche Maßnahmenstrategien können speziell im Wasserbau und der Gewässererhaltung angewandt werden um eine Verbesserung bzw. zumindest keine Verschlechterung der Situation zu erreichen?

Über all diesen Fragen steht die Intention das Verständnis zu schärfen, dass es sich bei Bodenerosion, Hangwasserproblemen - wie sie zunehmend auftreten -, Verlandungen von Stauhaltungen, Schäden durch Ablagerungen im Hochwasserfall, Defizite in der aquatischen Fauna und Flora, Kosten in der Erhaltung der Straßenentwässerung oder von Retentionsbecken um ein- und denselben systemischen Problemkreis handelt, dessen Lösung eine äußerst interdisziplinäre Vorgehensweise voraussetzt.

1.2 Aufbau des Projekts

Wie bereits erwähnt, basiert das vorliegende Projekt auf dem Vorprojekt „Erhebung der Feinsedimentbelastung in oberösterreichischen Alpenvorland-Gewässern“ (vgl. HÖFLER & GUMPINGER, 2014a). In diesem wurde der Fokus auf eine Grundlagenrecherche zum Thema Feinsediment, die Erhebung des derzeitigen Ist-Zustandes im Alpenvorland sowie die Ursachenforschung über eine umfangreiche statistische Auswertung gelegt.

Die daraus gewonnen Erkenntnisse wurden nun vertieft. In der vorliegenden Studie werden die Auswirkungen des Feinsediments auf die Hydromorphologie, die Chemie und die Biotik (Fische und Makrozoobenthos) sowie die daraus resultierenden Effekte hinsichtlich der Zielerreichung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, Richtlinie 2000/60/EG) betrachtet. Dieses Wissen diente zur Entwicklung einer GIS-basierten Risikoanalyse. Abschließend werden Maßnahmenstrategien zur Verbesserung der Feinsediment-Situation dargelegt (Abb. 1).

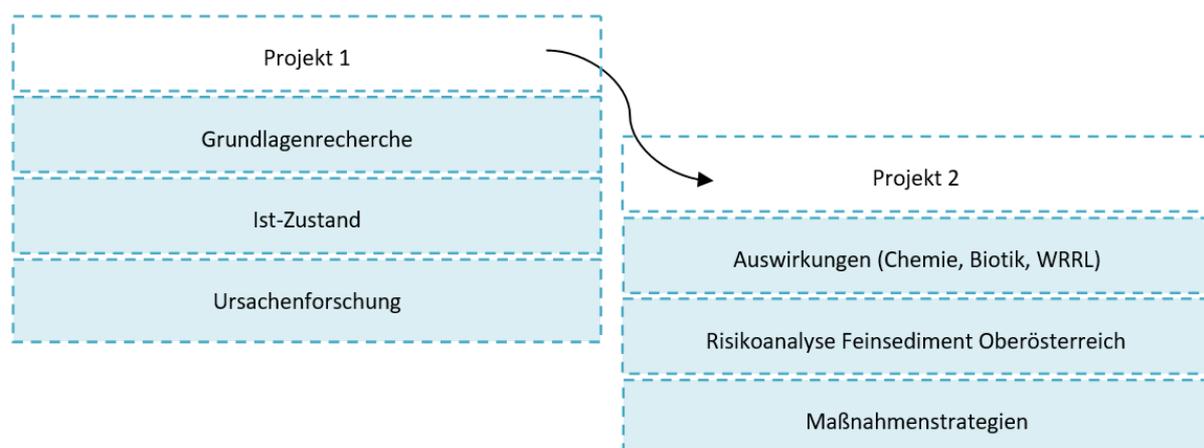


Abb. 1 Übersicht über den Projektaufbau.

1.3 Grundlagen zum Thema Feinsediment

Nachstehend finden sich die zusammengefassten Ergebnisse aus dem ersten Projekt (vgl. HÖFLER & GUMPINGER, 2014a) um den Gesamtüberblick über den derzeitigen Bearbeitungsstand zum Thema in Oberösterreich darzustellen.

1.3.1 Definition Feinsediment

Die in Gewässern transportierten Feststoffe werden in Geschiebe, Schweb- und Schwimmstoffe unterteilt. Während das Geschiebe an der Sohle und die Schwimmstoffe an der Oberfläche eines Fließgewässers bewegt werden, werden die Schwebstoffe in der fließenden Welle mittransportiert.

Ab welchem Zeitpunkt ein Teilchen als Geschiebe oder als Schwebstoff transportiert wird, hängt von der Fließgeschwindigkeit, der Schleppspannung und der Turbulenz aber auch von der Dichte und Form des Teilchens ab (vgl. z.B. MANGELSDORF & SCHEURMANN

, 1980; OWENS et al., 2005). Zur Ermittlung dieser kritischen Fließgeschwindigkeiten bzw. kritischen Sohlschubspannungen gibt es verschiedene Ansätze (z.B. Shields, Meyer-Peter, Hjulström (Abb. 2), Strickler).

Rein theoretische Sohlschubspannungsberechnungen für stationäre Verhältnisse bilden jedoch die Realität nicht in ausreichendem Maße ab. Die Verhältnisse für den Bewegungsbeginn und den Sedimenttransport sind sehr individuell und müssen für Geschiebeberechnungen und -modellierungen fallweise adaptiert werden. Verschiedene Ansätze für kritische Sohlschubspannungen beruhen vielfach auf der Betrachtung nur einer einheitlichen Korngröße, sind mit abnehmender Korngröße, bei Korngrößengemischen (vgl. WU, 2016) und durch biologische Komponenten wie Biofilme (vgl. PATERSON et al., 2008) mit deutlichen Unsicherheiten behaftet. Auch bilden sie Phänomene wie den sogenannten Hiding-Effekt, also den Schutz kleinerer Partikel vor Erosion durch größere Geschiebebestandteile, oder auch einen verzögerten Bewegungsbeginn durch die Kolmatierung oft nur unzureichend ab. Zusätzlich komplex ist das Zusammenspiel zwischen Sedimentation, also dem Moment wo aufgrund der Geschwindigkeit und der Turbulenzverhältnisse ein Teilchen aus der fließenden Welle an die Sohle gelangt, und der Remobilisierung, also des Bewegungsbeginns (vgl. z.B. WOOD & ARMITAGE, 1997; WATERS, 1995).

Als vereinfachte Annäherung für die Unterscheidung zwischen Schwebstoff und Geschiebe wird häufig ein Grenzkorndurchmesser im Bereich von 0,2 bis 1 mm angegeben (vgl. MANGELSDORF & SCHEURMANN, 1980; LEOPOLD, 1994).

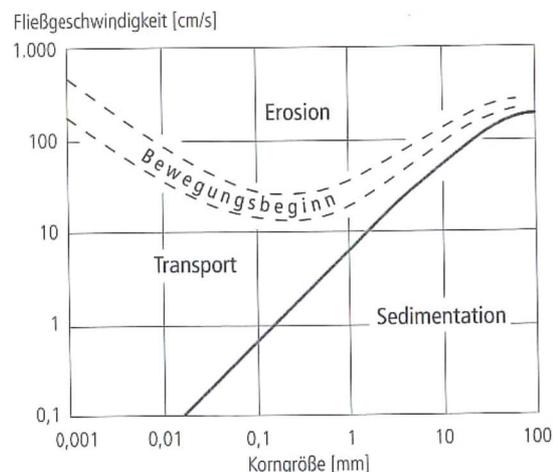


Abb. 2 Grenzwert für die Erosion und Sedimentation von unterschiedlich großen Kornteilen (verändert nach Hjulström 1935, in Ahnert 1996).

Aufgrund der Tatsache, dass Schwebstoffe leichter transportiert werden als Geschiebe, überwiegt im Normalfall die Schwebstofffracht die Geschiebefracht. Während in hochalpinen Bächen und Flüssen das Verhältnis zwischen Geschiebe und Schwebstoff noch 50:50 ausmachen kann, liegt es bei den meisten der Alpenflüsse im Bereich von 30:70. In Tieflandflüssen überwiegt dann der Schwebstofftransport bei weitem (vgl. MANGELSDORF & SCHEURMANN, 1980).

Neben dieser Unterscheidung auf Grund des Transportes ist auch eine Einteilung des Sediments nach Korngrößen möglich (vgl. ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSIINSTITUT, 2013: ÖNORM EN ISO 14688-1). An diese Einteilung angelehnt, werden auch die sogenannten Choriotope definiert, die das Sediment als ökologisches Habitat beschreiben (siehe Tab. 1).

Tab. 1 Definition der Korngrößenklassen und Choriotope.

Choriotope nach STEFFAN 1965 und BRAUKMANN 1987 & 1997	Korngröße [mm]	Klassen nach WENTWORTH 1922; BLOTT & PYE 2001 bzw. ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSIINSTITUT, 2013: ÖNORM EN ISO 14688-1:2013 11 15
Pelal	< 0,002	Ton
	0,002 - 0,063	Schluff
Psammal	0,063 - 0,2	Feinsand
	0,2 - 0,63	Mittelsand
	0,63 - 2	Grobsand
Akal	2 - 6,3	Feinkies
	6,3 - 20	Mittelkies
Mikrolithal	20 - 63	Grobkies
Mesolithal	63 - 200	Steine
Makrolithal	200 - 400	Blöcke
Megalithal	> 400	Blöcke und anstehender Fels

Aus den genannten Abgrenzungsmöglichkeiten ergibt sich die gängige Definition des Begriffs „Feinsediment“. In den meisten Arbeiten werden Partikel kleiner als 2 mm zu diesem Begriff gezählt (z.B. WOOD & ARMITAGE, 1997; OWENS et al., 2005; BUCHER, 2002; EDWARDS et al., 2007). Das heißt die Kornfraktionen Sand, Schluff und Ton werden in die Betrachtungen einbezogen. Wobei den Teilchen < 0,63 mm vor allem hinsichtlich der biogeochemischen Eigenschaften eine besondere Bedeutung zukommt. Nähr- und Spurenstoffe können in dieser Fraktion gespeichert und transportiert werden (vgl. OWENS et al., 2005; WOOD & ARMITAGE, 1997).

Aber auch die Sandfraktion hat für das Gewässerökosystem hinsichtlich der Kolmatierung, also der oberflächigen Versiegelung der Sohle und des Lebensraumes im Sohlsubstrat, des hyporheischen Interstitials, eine große Bedeutung. Deshalb wird diese Größenklasse in den Betrachtungen für das vorliegende Projekt mitberücksichtigt. Sand wird bei erhöhten Schleppkräften stoßweise und sohnnahe transportiert. Dabei geraten gut sortierte Sandfraktionen am schnellsten von allen Korngrößen in Bewegung (siehe Abb. 2). Die Bewegung der Sandfraktion stellt einen bisher wenig beachteten Übergangsbereich zwischen Schwebstoff- und Geschiebetransport dar und wird durch den sohnnahen Transport bei den Schwebstoffmessungen oftmals nicht erfasst (vgl. NACHTNEBEL et al., 1998; WOOD & ARMITAGE, 1997).

Je nach geologischem Untergrund und Einzugsgebietsbewirtschaftung können aber auch noch etwas größere Korngrößenklassen in ihrer Funktion als Stressor von Bedeutung sein. Speziell in granit- und

gneis-dominierten Gebieten wie dem Mühl- und Waldviertel sind Korngrößen zwischen 1 und 10 mm sehr präsent (HAUER et al., 2015a) (Abb. 3).

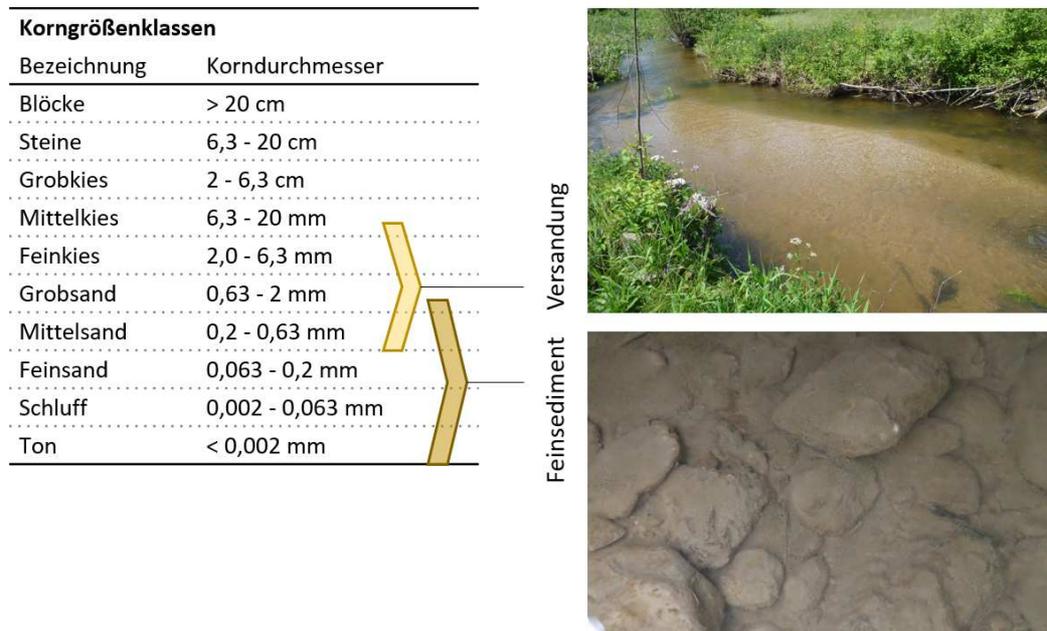


Abb. 3 Unterscheidung hinsichtlich Korngrößenfraktionen in Bezug auf die Belastungen durch Feinsediment und der sogenannten Versandung.

Dieses Phänomen wird als sogenannte „Versandung“ bezeichnet. Der feine Granitgrus ist ein typisches Verwitterungsprodukt in dieser geologischen Einheit und sein übermäßiges Vorhandensein resultiert im Prinzip aus denselben Ursachen wie jenes des Feinsediments. Diese Kornfraktion weist jedoch aufgrund der hohen Mobilität gänzlich andere Eigenschaften und damit Auswirkungen auf die aquatische Fauna auf. Während Ton, Schluff und Feinsand zur Verstopfung des Kieslückenraums und damit zu einer ungünstigen Sauerstoffversorgung im Interstitial führen, bilden die Sandfraktionen sehr mobile Bänke die bereits bei sehr niedrigen Wasserständen in Bewegung sind (HJULSTRÖM, 1935) und aufgrund dieser Mobilität sehr ungünstige Eigenschaften für die aquatische Fauna aufweisen (HAUER et al., 2015a). Während das Problem in Österreich zunächst für den Bereich der Böhmisches Masse erkannt wurde (HAUER et al., 2015), konnte im Rahmen der vorliegenden Studie das Phänomen lokal auch in Alpenvorland-Gewässern wie z.B. dem Innbach beobachtet werden, wobei dort feinere Sandfraktionen dominieren (Details siehe Kap. 2.3.5).

Obwohl die hydraulisch-physikalischen Vorgänge der beiden Phänomene, also die Transportprozesse und die Auswirkungen auf die Gewässersohle, sehr unterschiedlich sind, haben sie unterschiedliche aber beide jedenfalls deutlich negative Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft.

1.3.2 Bestandteile der Feinsediment-Fraktion

Je nachdem aus welchen Quellen die Feinsedimente stammen, bestehen sie zu unterschiedlichen Anteilen aus verschiedenen großen anorganischen und organischen Partikeln. Seit der industriellen Revolution werden von Menschen außerdem verschiedenste Chemikalien, Nähr- und Spurenstoffe in die Gewässer emittiert. Durch die große Oberfläche der feinen Partikel können Feinsedimente Spuren- und Nährstoffe adsorptiv binden. Bei Verlagerungen kann es auch nach langen Zeiträumen dann wieder zu einer Remobilisierung kommen, wodurch auch ältere Ablagerungen zu neuerlichen Emissionsquellen werden (vgl. auch SALOMONS & BRILS, 2004; OWENS et al., 2005).

So kann nicht nur die Quantität der Feinsedimente sondern auch deren Zusammensetzung infolge der Wirkung auf die aquatische Biozönose ein ökologisches Problem darstellen und auch negative Auswirkungen auf menschliche Ressourcen und Einrichtungen entfalten.

Speziell die Zusammensetzung zwischen anorganischen und organischen Anteilen ist entscheidend für chemische und biologische Prozesse. Die organischen Bestandteile sind zum einen Grundlage für das Nahrungsnetz. Andererseits ergibt sich durch deren Abbau aber auch die Gefahr von sauerstoffzehrenden Prozessen im Interstitial. Während anorganische Partikel natürlicherweise vor allem aus der Verwitterung der Gesteine stammen und zumeist überwiegen, bilden sich organische Bestandteile normalerweise allochthon vor allem aus Falllaub (Detritus) und autochthon aus der Primärproduktion im Gewässer. Besonders hohe organische Anteile entstehen aber speziell durch menschliche Eingriffe in das System. In dieser Weise belastete Sedimente finden sich in durch Flächeneinträge oder punktuelle Einleitungen organisch verunreinigten Gewässern und im Ablauf großer Stauhaltungen, Rückhaltebecken und Seen (vgl. THURMANN & ZUMBROICH, 2013).

Während in unseren Breiten im Fall hoher Schwermetallbelastungen (z.B. Zinn, Nickel, Cadmium, Blei) von Flüssen in Siedlungsgebieten wie auch bei den Nährstoffeinträgen seit den 1990er Jahren massive Reduktionen erreicht werden konnten (vgl. ZUMBROICH, 2011; HEINISCH, 2012), treten zunehmend neue, in der Regel nur sehr schwer nachweisbare Spurenstoffe (z.B. Hormone bzw. Hormonanaloga, Medikamenten- und Pestizidrückstände) auf. Diese Stoffe, deren Wirkweisen größtenteils noch nicht bekannt sind, können ebenfalls ans Sediment angelagert sein und mittransportiert werden (siehe z.B. UMWELTBUNDESAMT, 2004)(siehe Kap.2.5).

1.3.3 Zeitliche und räumliche Variabilität von Feinsedimenten in Gewässern

Der Transport von Feinsedimenten ist kein permanenter Vorgang sondern unterliegt ausgeprägten Schwankungen. Erosion und Akkumulation erfolgen zeitlich und räumlich heterogen (vgl. MANGELSDORF & SCHEURMANN, 1980; WOOD & ARMITAGE, 1997). Neben der hohen natürlichen Variabilität kommt es zusätzlich noch zu Überlagerungen verschiedenster Art durch menschliche Einflüsse.

Die ausschlaggebenden Größen für Erosion, Transport und Sedimentation sind in erster Linie der Abfluss und die damit zusammenhängenden Schleppspannungsverhältnisse. Daher erfolgt der Sedimenttransport naturgemäß in Phasen. Besonders ausgeprägt ist dies in den Oberläufen kleinerer Bäche, in denen 50 – 90 % des Sedimenttransportes eines Jahres innerhalb von wenigen Tagen oder Wochen während der Abflussspitzen erfolgen kann. Dieser Effekt wird geringer, je weiter flussab der Betrachtungsabschnitt liegt (vgl. SALOMONS & BRILS, 2004). NACHTNEBEL et al., 1998 haben jedoch selbst für die Donau festgestellt, dass 70 - 80 % der jährlichen Schwebstofffracht in nur 10 % der Zeit transportiert werden. Ähnliche Ergebnisse haben LEE & ZIEGLER (vgl. 2010) eruiert. In ihren Studien hat sich gezeigt, dass während dem größten 1 % der Abflüsse zwischen 73 % und 91 % der Sedimentfrachten transportiert werden und während der größten 10 % der Abflüsse 93 % bis 100 % des Sedimenttransportes stattfindet.

Der grundsätzliche Zusammenhang zwischen Abfluss- bzw. Niederschlagsereignissen und hohen Feinsedimentfrachten wird übereinstimmend durch viele Arbeiten bestätigt (vgl. SUTHERLAND et al., 2002; LARKIN et al., 1998; PRASUHN, 2009; INSTITUTE FOR WATER QUALITY AND WASTE MANAGEMENT, VIENNA UNIVERSITY OF TECHNOLOGY, 2005). Korreliert dann auch noch eine ungünstige Bodenbedeckung genau mit dem Zeitpunkt eines großen Niederschlagsereignisses, werden die größten Abtragsraten und damit Einträge ins Gewässer registriert (vgl. LEE & ZIEGLER, 2010; PRASUHN, 2009).

Der Schwebstofftransport weist also eine deutliche Jahresperiodizität auf. In den meisten Gewässern in Mitteleuropa sind die höchsten Konzentrationen und Frachten im Frühjahr, nach der Schneeschmelze, und im Sommer, aufgrund von Starkregenereignissen, zu erwarten. Damit einhergehend ist mit den

stärksten Kolmationserscheinungen nach stabilen Phasen im Spätsommer und am Ende des Winters zu rechnen (vgl. auch ZUMBROICH, 2011 und BUCHER, 2002). Speziell nach längeren stabilen Phasen treten dann bei neuerlichen erhöhten Wasserführungen durch die Remobilisierung des Feinsediments sehr hohe Frachten auf (vgl. EDER et al., 2014). So wurde beispielsweise festgestellt, dass aus Staubereichen remobilisierte Feinsedimente einen wesentlichen Anteil an den Schwebstofffrachten der Donau bilden (vgl. NACHTNEBEL et al., 1998).

Es gibt auch Hinweise, dass Feinsediment bei höheren Fließgeschwindigkeiten und Turbulenzen tiefer in das Sediment eindringt, während bei ruhigeren Bedingungen sich eher eine oberflächliche Ablagerung ausbildet, die auch schneller wieder mobilisiert werden kann (vgl. WOOD & ARMITAGE, 1997).

Darüber hinaus findet auch auf Überschwemmungsflächen ein teilweise nur temporärer Rückhalt von Feinsedimenten statt. Je länger keine Hochwässer aufgetreten sind und Partikel abgeschwemmt haben, desto höher ist also die verfügbare Menge an Sedimenten (vgl. BUCHER, 2002 und INSTITUTE FOR WATER QUALITY AND WASTE MANAGEMENT, VIENNA UNIVERSITY OF TECHNOLOGY, 2005). Dem gegenüber steht aber auch die Stabilisierung der abgelagerten Sedimente durch das Aufkommen von Vegetation.

Neben der grundsätzlichen Korrelation des Feinsedimenttransportes mit dem Abfluss ist aber anzumerken, dass oftmals die Feinsedimentwelle zeitlich unregelmäßig verschoben zu der Abflussganglinie auftritt. Es können also während des Durchgangs einer Hochwasserwelle zwei gleichen Abflüssen ganz verschiedene Schwebstoffkonzentrationen zugeordnet sein (MANGELSDORF & SCHEURMANN, 1980). NACHTNEBEL et al. (vgl. 1998) haben festgestellt, dass der Zusammenhang zwischen der Stärke eines Niederschlagsereignisses und dem Schwebstofftransport größer ist, als jener zwischen Abfluss und Schwebstofftransport.

Damit ergeben sich teilweise auch große Unterschiede der transportierten Feinsedimentmengen in den Flüssen zwischen verschiedenen Jahren.

In der grundsätzlichen Abfolge von Erosion und Sedimentation gibt es aufgrund der topografischen Ausprägung des Geländes und des hydrologischen Regimes ebenfalls räumliche Unterschiede. Stark idealisiert kann von überwiegender Erosion im Oberlauf, Gleichgewicht im Mittellauf und Aufschüttungen im Unterlauf ausgegangen werden. Infolge der naturräumlichen und topografischen Gegebenheiten können diese Sektionen aber auch mehrfach abwechseln.

Aktuell stellt sich aufgrund der menschlichen Eingriffe in das hydromorphologische Gefüge der Fließgewässer, die Situation weitaus fragmentierter dar, als dies im natürlichen Zustand der Fall wäre. Es kommt aufgrund des starken Wechsels zwischen Erosionsstrecken (z.B. Strecken mit Sedimentdefizit, stark kanalisierte Strecken) und Depositionsstrecken (z.B. Staubereiche, Restwasserstrecken) zu großen, lokalen Unterschieden in der Verteilung des Feinsediments im Gewässerlängsverlauf.

1.3.4 Zusammenfassung der Ist-Situation und der statistischen Analyse

Die konkreten Untersuchungen an 79 Untersuchungspunkten im oberösterreichischen Alpenvorland untermauern die Relevanz der Feinsedimentproblematik in den Gewässern in den intensiv genutzten mitteleuropäischen Kulturlandschaften. Die wichtigsten Erkenntnisse der ersten Studie sind:

- Circa ein Drittel der untersuchten Gewässerabschnitte sind stark durch Feinsediment beeinträchtigt (Abb. 4).
- Lediglich ein Fünftel bis ein Viertel der Gewässerabschnitte weist eine natürliche Substratzusammensetzung auf (Abb. 4).
- Eine gewisse Konzentration lässt sich bedingt durch die Topografie und die damit verbundene Nutzung auf die flachen und intensiv landwirtschaftlich genutzten Bereiche im Innviertel, im

Eferdinger Becken, im Bereich der Traun-, Alm- und Agerzuflüsse sowie im Gebiet um St. Florian und dem Südrand des Mühlviertel erkennen (Abb. 5)(siehe auch HÖFLER & GUMPINGER, 2012).

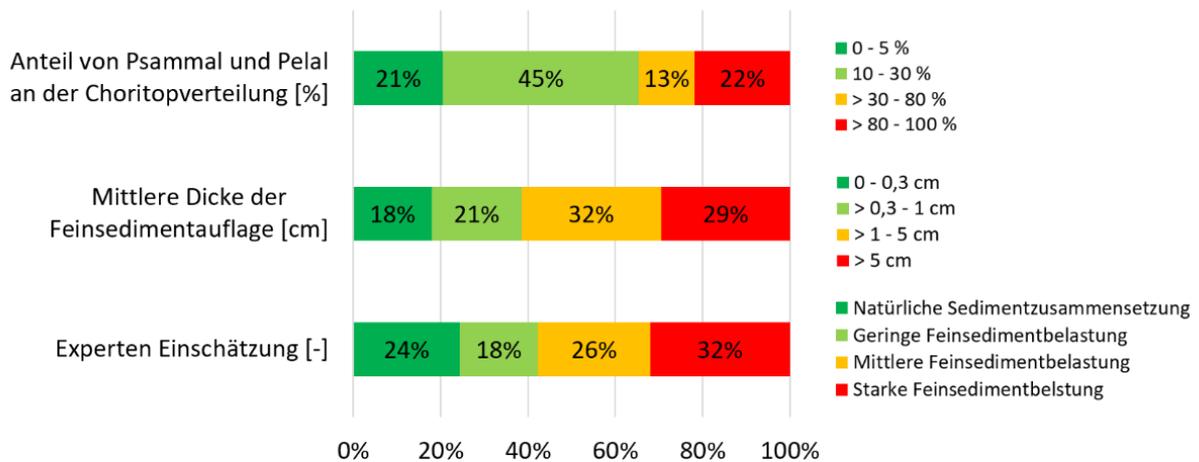


Abb. 4 Zusammenfassende Darstellung der Ist-Zustandsbewertung hinsichtlich Feinsedimentbelastung im ersten Projekt.

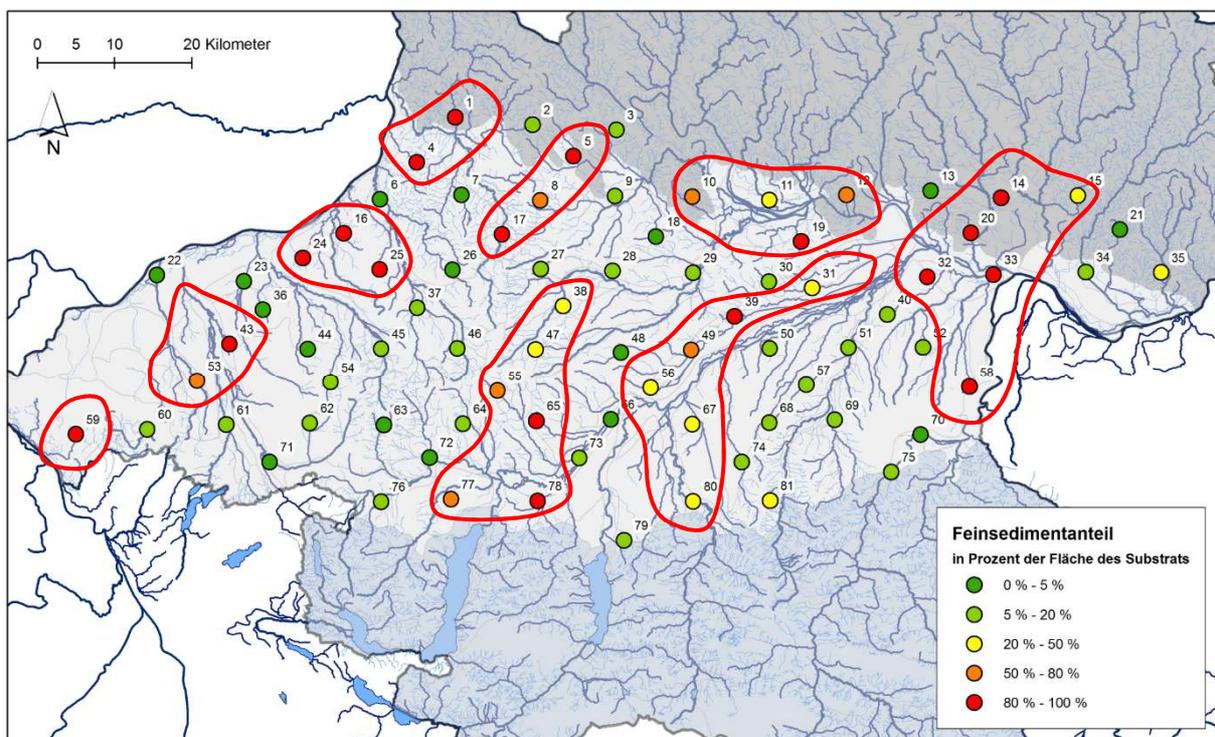


Abb. 5 Geografische Verteilung der Feinsedimentbelastung an Hand des Parameters „Flächenanteil von Schluff und Sand an der Substratauflage“ (rote Markierung ... optische Clusterung).

Zu den determinierenden Rahmenbedingungen lässt sich Folgendes zusammenfassen:

- Tendenzial weisen die Gewässerabschnitte mit einer hohen Feinsedimentbelastung im Vergleich zu jenen mit einer natürlichen Substratzusammensetzung im Durchschnitt eine geringere Breite und einen weniger gestreckten Verlauf auf. Darüber hinaus haben sie im Schnitt ein kleineres Einzugsgebiet und eine geringere Seehöhe am Untersuchungsstandort sowie eine geringere durchschnittliche Höhe und durchschnittliche Neigung im Einzugsgebiet. Statistisch signifikant ist jedenfalls, dass je höher das Einzugsgebiet im Durchschnitt gelegen und je größer die mittlere Geländeneigung im Einzugsgebiet ist, umso wahrscheinlicher herrscht eine geringe Feinsedimentbelastung vor.

- Bei einem Vergleich hinsichtlich der Anteile der Nutzungen im Einzugsgebiet der am besten und der am schlechtesten bewerteten Abschnitte wiesen die Gewässerabschnitte mit einer natürlichen Substratzusammensetzung im Vergleich zu jenen mit einer starken Feinsedimentbelastung tendenziell einen geringeren Anteil landwirtschaftlicher Nutzungen (49 % zu 65 %), einen höheren Anteil an Wald (39 % zu 26 %) sowie geringere Anteile an Siedlungs- und Verkehrsflächen auf. Bezieht man jedoch alle Werte in die statistische Analyse mit ein, konnte bei den sieben Nutzungskategorien in den Einzugsgebieten nur beim Verkehrsflächenanteil eine Korrelation mit allen vier Feinsedimentparametern festgestellt werden. Dies dürfte daher rühren, dass Infrastruktur generell mit einer intensiven menschlichen Nutzung im Einzugsgebiet korreliert. Es bestätigt aber auch was viele andere Arbeiten zu diesem Thema ebenfalls nahe legen. Nämlich, dass das Wege- und Straßennetz ein wichtiger Eintragspfad für Feinsedimente in das Gewässer ist.
- Sehr aussagekräftig hinsichtlich der Feinsedimentbelastung sind die entwickelten Parameter „Risikofaktoren Hydromorphologie“ und die Abschätzungsmatrix für die Schleppspannungsverhältnisse. Daraus kann abgeleitet werden, dass die lokalen hydraulischen Verhältnisse einen großen Einfluss auf die Feinsedimentbelastung an einem Aufnahmepunkt haben. Während sich bei kanalisierten und damit hinsichtlich der mittleren Fließgeschwindigkeit beschleunigten Bächen wenig Feinsediment ablagern kann, tritt es dort vermehrt auf, wo die Strömungsverhältnisse beruhigt sind. Beide beschriebenen Zustände entsprechen dabei nicht der Sedimentverteilung in einem natürlichen Gewässer.
- Hinsichtlich des Zustandes der Ufer zeigte das Fehlen eines Uferbegleitgehölzes, das Vorhandensein von Uferanbrüchen bzw. eine ausgeprägte Uferdynamik eine Korrelation mit der Feinsedimentbelastung. Der Schluss daraus ist einerseits, dass je härter verbaut ein Gewässer ist, umso weniger Feinsedimentbelastung ist zu erwarten. Dies liegt darin begründet, dass in verbauten, kanalisierten Gewässern durch die Verringerung der Breiten und Vergrößerung der Fließgeschwindigkeiten ein Rhithralisierungseffekt auftritt. Damit reduziert sich die Ablagerung von feinem Material in diesem Bereich. Andererseits stellen Uferanbrüche eine zusätzliche Eintragsquelle für Feinsedimente dar. Dazu ist anzumerken, dass die Gewässer heute aufgrund der anthropogenen Überformung oftmals unnatürlich eingetieft sind und einen geringen Uferbegleitsaum und damit Uferstabilisierung aufweisen. Daher brechen die Ufer ab und es kommt zu lokalen Feinsedimenteinträgen. Es ist davon auszugehen, dass die Gewässer im Naturzustand näher an der Böschungskante gelegen sind und die Ufer durch die Vegetation geschützt wurden. Dadurch kam es naturgemäß zu geringeren Einträgen durch Uferanbrüche aber auch zu häufigeren Überflutung der umliegenden Wälder und Feuchtwiesen. Dies geht immer auch mit einem erhöhten Austrag von Sediment und einer Deposition im natürlichen Gewässerumland einher. Die Lösung ist hier keinesfalls in der Verbauung zu suchen, sondern in der Herstellung einer naturnahen lateralen Verbindung zwischen Gewässer und Umland.
- Bei der Bewertung von sehr kleinen, anthropogen deutlich überprägten Zuflüssen muss unterschieden werden ob es sich dabei um offene Gräben oder Drainageeinleitungen handelt. Auf Grund der internationalen Literatur und den Beobachtungen im Freiland muss davon ausgegangen werden, dass speziell offene Gräben oder Rohreinleitungen aus oberhalb offenen Gräben wie Straßenabwassereinleitungen ein großes Problem darstellen, da sie die Erosionsherde im Umland direkt mit dem Gewässer verbinden. Problematisch bei Drainagen sind vor allem „Kurzschlüsse“, wie beispielsweise Kontrollschächte, durch die Oberflächenwasser und damit abgespültes Material in das System gelangen kann.
- Eine erste Annäherung mittels einer Regressionsanalyse an ein GIS-basiertes Vorhersagemodell für das Risiko einer Feinsedimentbelastung mittels der verfügbaren Daten (v.a. Digitales Höhenmodell, Einzugsgebietsabgrenzungen, Nutzungs- und Bodendaten) wies ein Bestimmtheitsmaß von

$R^2 = 0,563$ auf. Das heißt, dass die Feinsedimentmächtigkeit zu 56 % durch die Anwendung des dargestellten Modells vorhergesagt wird.

Unabhängig von der Auswahl der Stichprobe und den weiteren Rahmenbedingungen konnten im ersten Modul folgende Parameter als wesentlich für das Vorhandensein einer hohen Feinsedimentbelastung an einem Punkt in einem Fließgewässer identifiziert werden:

- (1) Geringe durchschnittliche Seehöhe im Einzugsgebiet
- (2) Geringe Seehöhe am Aufnahmepunkt
- (3) Geringe mittlere Neigung im Einzugsgebiet
- (4) Geringe Uferbegleitvegetation
- (5) Hohe Uferdynamik bzw.
- (6) Vorhandensein von Uferabbrüchen
- (7) Hohe Punkteanzahl bei den Risikofaktoren Hydromorphologie
- (8) Geringe Schleppspannung
- (9) Hoher Verkehrsflächenanteil im Einzugsgebiet

2 Modul 1 - Auswirkungen des Feinsediments auf die Fließgewässer in Oberösterreich

Dieses Modul zielt auf die genauere Betrachtung der Eintragswege und Prozesse im Gewässer sowie der Auswirkungen einer übermäßigen Feinsedimentbelastung auf die aquatischen Lebewesen ab. Es ist davon auszugehen, dass die Erreichung eines guten ökologischen Zustandes durch eine Feinsedimentbelastung aufgrund unterschiedlicher Mechanismen verhindert wird. Zu unterscheiden sind grob:

- Physikalische Einflüsse: Habitatverlust durch das Überdecken der natürlichen Choriotope-Verteilung; Verstopfen des Interstitials und damit Schädigung von Eiern und Larven der kieslaichenden Fische und der Makrozoobenthosfauna; Veränderung des Temperaturhaushalts von Gewässern; etc.
- Chemische Einflüsse: sauerstoffreduzierende Prozesse im Interstitial durch einen hohen organischen Anteil im Feinsediment; chemische Prozesse unter Sauerstoffabschluss ermöglichen eine Remobilisierung von Stoffen; Feinsedimente als Depot für Nährstoffe und Spurenstoffe; etc.

Die Identifikation der wichtigsten Einflussgrößen und der daraus resultierenden Schädigungen der aquatischen Fauna und Flora stellt die Basis für zukünftige Maßnahmenstrategien dar.

Ziel des Moduls ist eine vertiefende Beantwortung der folgenden Fragen:

- (1) Wie gelangen erhöhte Mengen an Feinsedimenten in Fließgewässer?
- (2) Wie ist die Feinsedimentfraktion zusammengesetzt und wie hängt die Korngrößenverteilung mit dem Einzugsgebiet zusammen?
- (3) Wie wirken Feinsedimente in welcher Hydromorphologie?
- (4) Wie wirkt sich eine erhöhte Feinsedimentfracht auf den Reproduktionserfolg von kieslaichenden Fischen aus?
- (5) Wie wirkt sich eine erhöhte Feinsedimentfracht auf die Makrozoobenthosfauna aus?
- (6) Wie sind die Feinsedimente chemisch charakterisiert? Gibt es umweltrelevante Stoffe, die sich im Feinsediment anreichern?

Die Beschreibung der Methodik erfolgt im Sinne der Verständlichkeit in den jeweiligen Unterkapiteln.

2.1 Prozessanalyse

2.1.1 Methodik Prozessanalyse

Um das Prozessverständnis hinsichtlich Erosion, Eintragswege in die Gewässer und Transport im Gewässer zu schärfen, wurden Aufnahmen bei Starkregenereignissen am 06.05.2015, am 26.05.2015 und am 09.06.2015 gemacht. Besonders geeignet um die Prozesse in der Landschaft zu beobachten sind Regen-Ereignisse im Frühsommer wenn Risikokulturen wie Mais, Soja oder Rüben noch einen geringen Bedeckungsgrad aufweisen. Des Weiteren wurden diesbezügliche Erkenntnisse aus anderen Projekten hier integriert (z.B. HÖFLER & GUMPINGER, 2012; HÖFLER & GUMPINGER, 2014b; HAUER et al., 2015a; HAUER et al., 2015b) bzw. Zufallsbeobachtungen aus anderen Freilandterminen mitaufgenommen. Eine Übersicht über die Untersuchungsstandorte findet sich in Abb. 6.

Ergänzend wurden einzelne Proben von, mit Feinsediment angereicherterem, Wasser entnommen. Daraus wurden Frachten bestimmt. Dabei handelt es sich naturgemäß nur um Momentaufnahmen. Für das Ereignis an der Flanitz wurden drei Proben über einen zeitlichen Verlauf entnommen.

Dieser Themenbereich wird ansonsten weitgehend deskriptiv bearbeitet und dient einer vertiefenden Annäherung an das Prozessverständnis. Insgesamt wurden 61 Einzelbeobachtungen in die Überlegungen miteinbezogen.

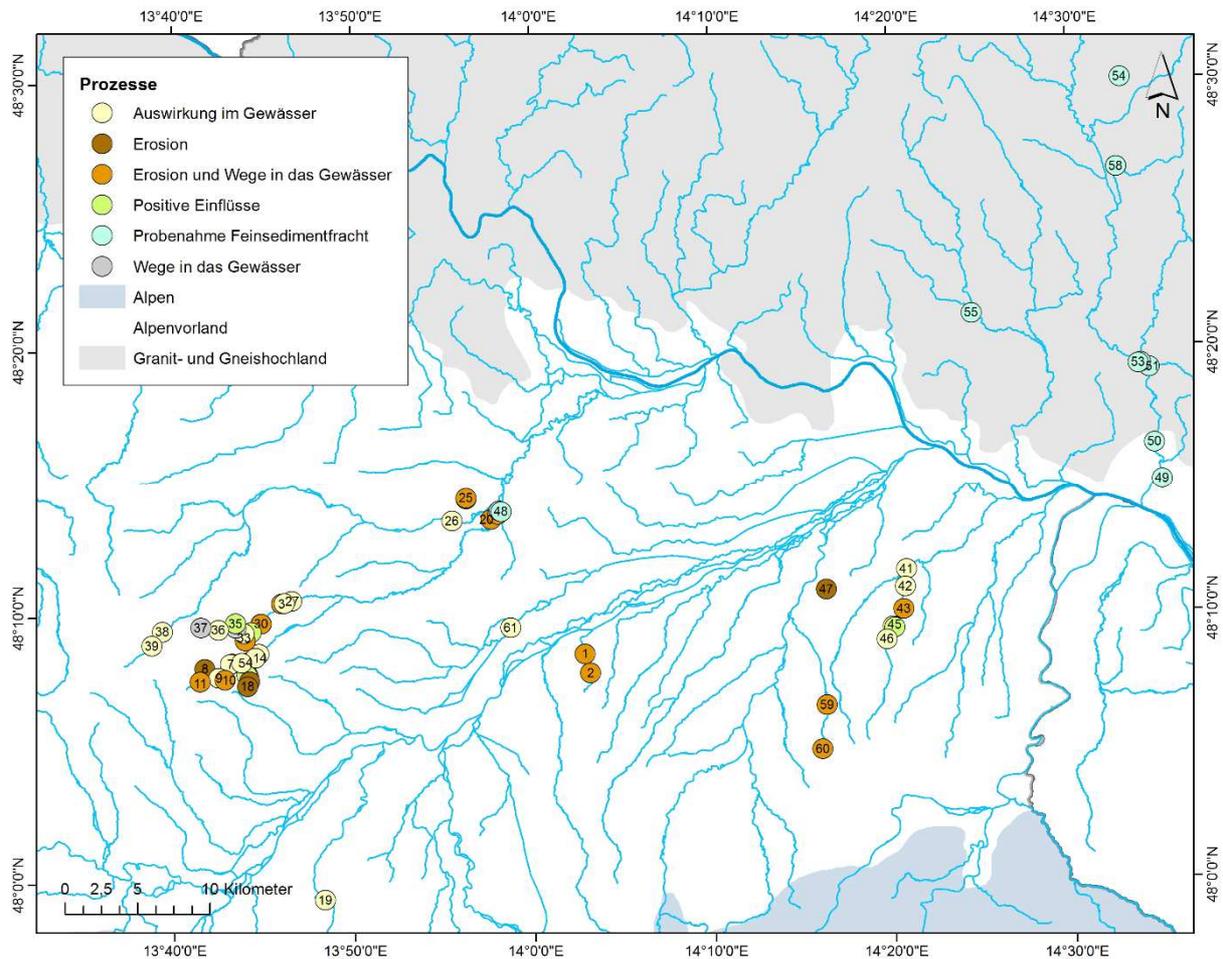


Abb. 6 Übersicht über die Untersuchungsstandorte zur Prozessanalyse.

2.1.2 Ergebnisse und Interpretation Prozessanalyse

2.1.2.1 Quellen und Erosionsprozesse

Wie aus zahlreichen Studien bekannt ist, bilden die zwei Aspekte Erosion und Vorhandenseins von Transportwegen die Grundbedingung für eine Feinsedimentbelastung im Gewässer (z.B. STROHMEIER & BRUCKNER, 2013).

Als Quellen für Feinsedimente kommen Erosionsherde außerhalb des Bachbettes und Quellen in den Gerinnen selbst in Betracht. Als erstes sollen die Quellen direkt im Bachbett betrachtet werden. Uferanbrüche sind auch in natürlichen Systemen als Quelle für Feinsedimenteinträge zu sehen. Was sich jedoch geändert hat, sind die hydraulische Beanspruchung vieler Gerinne und der Schutz der Ufer mittels der Vegetation.

Durch die gestreckte und steile Ausführung vieler Gräben, einem hohen und raschen Anstieg der Hochwasserwellen und eine anthropogen bedingte Strukturarmut kommt es zu einer Tiefenerosion mit einhergehenden unnatürlichen Uferanbrüchen (Abb. 7 und Abb. 8).

Zusätzlich fehlt oftmals an den Ufern eine natürliche Begleitvegetation, die durch ihr Wurzelwerk die Ufer vor einer übermäßigen Erosion schützt. Vielfach reichen landwirtschaftliche Flächen und Forste ohne natürlichem Arteninventar und Altersaufbau bis an die Gewässer heran. (Abb. 7 und Abb. 9).

Als weitere Quelle für hohe Trübefrachten bei ansteigenden Abflüssen ist auch die Remobilisierung von zuvor abgelagerten Sedimenten aus dem Bachbett zu nennen (vgl. z.B. EDER et al., 2014). Diese tritt aber naturgemäß nur dann wiederkehrend auf, wenn es immer wieder zu Einträgen von Material von außerhalb kommt.



Abb. 7 *Hydraulisch überlasteter Graben ohne Begleitgehölz und nachbrechenden Ufern (Punkt 15, 06.05.2015).*

Abb. 8 *Bis auf die Schlierkante tiefenerodiertes Gewässer aus einem stark durch Siedlungen geprägtes Einzugsgebiet (TRZ, 25.06.2015).*



Abb. 9 *Unnatürliche Ufererosion durch Grünlandnutzung bzw. Fichtenforst an den Ufern (Innbach Zufluss, Punkt 8, 06.05.2015).*

Zu den Quellen außerhalb des Gewässers sind vor allem landwirtschaftlich Nutzflächen, die bestimmte Voraussetzungen erfüllen, zu zählen.

Die Mischung aus Risikonutzungen, leicht erodierbare Bodentypen und ungünstigen Lagen führt zu hohen Abtragsraten. Dabei ist zu beobachten, dass verschiedene Entwicklungen zu einer erhöhten Erosion in den letzten Jahrzehnten geführt haben. In der Land- aber auch in der Forstwirtschaft bedingen die zunehmende Rationalisierung und Mechanisierung die Entfernung von Strukturelemente wie Hecken und Ufergehölzstreifen. Außerdem wurden erosionsanfällige Kulturen und Anbaumethoden forciert. Darüber hinaus führt die zunehmende Bodenversiegelung zu einem erhöhten direkten Oberflächenabfluss (vgl. u.a. BUCHER, 2001).

Als Hauptrisikokulturen sind hierbei Reihenkulturen Mais, Soja, Pferdebohnen und Hackfrüchte (z.B. Rüben, Kartoffeln, Feldgemüse) zu nennen (siehe z.B. WAGNER et al., 2009; AGES, 2011)(Abb. 10 bis Abb. 13). Diese Kulturfrüchte werden überwiegend erst seit den 1960 Jahren in Österreich in größerem Maßstab angebaut und haben seither einen rasanten Anstieg in den Produktionsmengen erfahren (v.a. für Industrie, als Futtermittel für die Fleischerzeugung und zunehmend auch zur Energiegewinnung). Hinsichtlich dieser Nutzungen ist als kritischer Zeitraum der Frühsommer von Mai bis Juli zu sehen, wenn starke Regenfälle auf eine ungünstige Bodenbedeckung treffen. Daneben muss jedoch ebenfalls erwähnt werden, dass auch aus jungen Getreidekulturen große Mengen an Erdmaterial ausgeschwemmt werden können, da es unter dem Blattwerk durch große Schlaglängen ebenfalls zu einer erheblichen Abträgen kommen kann (Abb. 11). Generell stellt der Ackerbau in topografischen Ungunstlagen, die früher als Grünland genutzt wurden, ein Problem hinsichtlich Erosion dar. Als ein kritischer Punkt in diesem Zusammenhang hat sich neben der Neigung die Schlaglänge herausgestellt (z.B. ZESSNER et al., 2014), die oftmals entscheidend ist, ob es zu großen Abtragsmengen kommt (Punkt 10).

Gebietsweise problematisch außerdem sind Weideflächen, auf denen durch einen zu hohen Viehdruck offene Flächen entstehen – speziell wenn diese Flächen dann auch noch direkt an ein Gewässer reichen (Abb. 14).



Abb. 10 Links: Massive Austräge aus einem Maisfeld (Punkt 21, 10.06.2015).

Abb. 11 Rechts: Auch aus Getreidefeldern werden größere Mengen Erdmaterial abgeschwemmt, dass sich im Bereich des Vorgewendes sammelt (Punkt 17, 06.05.2015).



Abb. 12 Links: Massive Ausschwemmungen aus einem Sojafeld (Punkt 3, 21.05.2015)

Abb. 13 Rechts: Massive Ausschwemmungen aus einem leicht geneigten Krautfeld (Punkt 21, 09.06.2015)



Abb. 14 Wildgehege mit offenem Boden und direktem Anschluss an das Gewässer (Punkt 2, Quelle: Doris).

Zwei konkrete Beispiele von problematischen Schlägen sollen die Vorgänge bei einem Starkregen illustrieren.

An einem kleineren Zufluss des Innbaches in der Nähe von Gaspoltshofen (Punkt 15) befand sich 2015 ein vergleichsweise kleiner Maisacker direkt neben einem begrabigten, ausgerissenen Feldgraben mit einem hohen Gefälle, der offenkundig stellenweise mit Steinen stabilisiert wurde. Der Maisacker an sich wies nur eine geringe Neigung auf, war jedoch in Richtung der Neigung bewirtschaftet (Abb. 15).

Beim Starkregenereignis am 06.05.2015 zeigte zum einen der Graben innerhalb weniger Minuten einen sprunghaften Anstieg des Abflusses. Zum anderen wurden aus dem Maisacker große Mengen an Erdmaterial ausgeschwemmt. Ein Teil davon gelangte in einen Erlenbruchwald der als Puffer fungierte womit es dort zur Materialdeposition kam. Über die dortigen Gräben gelangte weitgehend klares Wasser in den Bach. Der Großteil des Oberflächenabflusses des Feldes suchte sich seinen Weg aber über direkte Übertrittstellen in das Gewässer. In diesen Bereichen kam es auch zu großflächigen Uferanbrüchen (Abb. 16 bis Abb. 20).

Auch ein weiterer zufließender Graben führte eine äußerst hohe Feinsedimentfracht mit sich. An diesem befand sich darüber hinaus auch noch abgelagertes von Bau- bzw. Aushubmaterial, wodurch es zu weiteren Einträgen von Feinanteilen kam (Abb. 20).

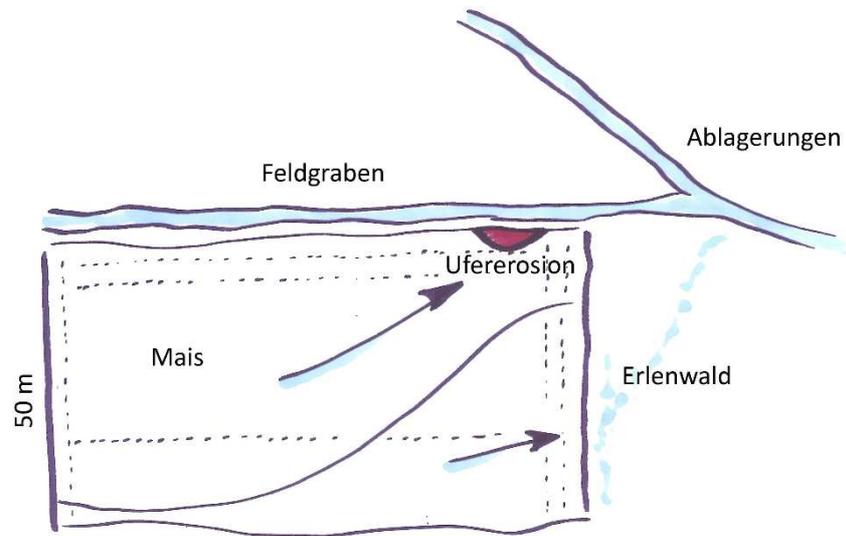


Abb. 15 Beispiel eines kleinen leicht geneigten Maisackers an einem Zufluss zum Innbach (Punkt 15).



Abb. 16 Situation am ersten Beispiel-Acker bei beginnendem Starkregen (Punkt 15, 06.05.2015).



Abb. 17 Links: Wasser fließt vom Acker teilweise in einen angrenzenden Erlenwald.

Abb. 18 Rechts: Im Erlenwald wird das Wasser in einem Grabensystem zumindest „vorgereinigt“.



Abb. 19 Links: Der Großteil des Feldes entwässert direkt in den Feldgraben inkl. großflächiger Ufererosion.

Abb. 20 Rechts: Beim Zusammenfluss der beiden Gräben wurde Erdmaterial abgelagert und gelangt ebenfalls in den Bach. Deutlich ersichtlich die hohe Feinsedimentfracht des Gewässers.

Als zweites Beispiel wurde ein sehr großer Schlag direkt am Oberlauf des Innbaches ausgewählt, der für diesen Bachabschnitt als eine der größten Quellen hinsichtlich Feinsedimenteinträge gesehen werden kann. Dieses Feld ist wie eine Arena ausgeformt, weist stellenweise ein vergleichsweise hohes Gefälle auf und ist mit einer Fläche von mehr als 7 ha als groß für die Lage im Hausruckviertler Hügelland zu bezeichnen. Die Abflüsse eines Gutteils des Feldes fließen an einem Punkt in der Nähe des Innbaches zusammen. An sich würden sie dort in der Geländesenke, die sich aufgrund der beiden Güterwege ausbildet, sammeln. Dort befindet sich jedoch ein direkter Durchlass in den Innbach, der unterhalb dieser Einleitung massive Feinsediment-Beeinträchtigungen aufweist (Punkt 11, Abb. 22 und Abb. 23).

Die Situation zeigt sich bei mehreren Besuchen in unterschiedlichen Jahren unverändert. Das Feld wird zumeist für Mais- oder Pferdebohnenanbau verwendet. Im Jahr 2015 wurde offenkundig versucht als Erosionsschutz im Senkenbereich auf einer kleinen Fläche Getreide anzubauen. Wenn jedoch Wasser einmal oberflächlich in Bewegung ist, ist es nur noch schwer aufzuhalten. Als Lösung würden nur eine großzügige Anlage eines Grünland- oder Waldbereiches in der Senke sowie vor allem der Verschluss des Durchlasses helfen. Die derzeitige Situation ist jedenfalls eindeutig als gravierende Gewässerverunreinigung zu sehen.

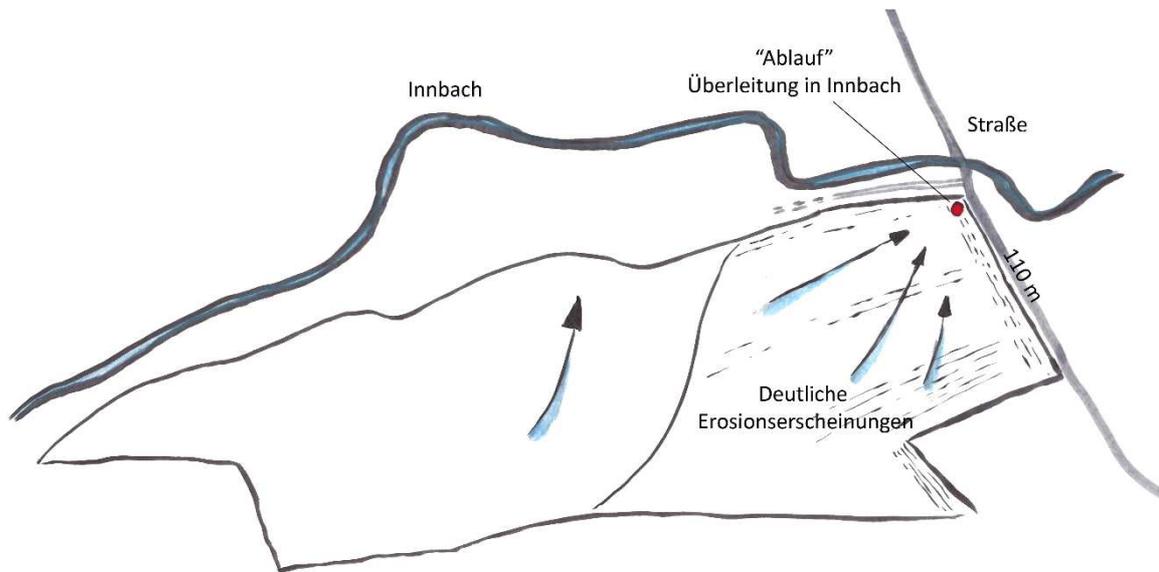


Abb. 21 Beispiel des großen Schlages am Innbach Oberlauf (Punkt 11).



Abb. 22 Übersicht über das zweite Beispiel eines Problemschlages, oranger Pfeil... Durchlass in den Innbach (Punkt 11, 06.05.2015).



Abb. 23 Innbach unterhalb der Einleitung vom Schlag (Punkt 11, 06.05.2015).

Zusammenfassend müssen als die Haupt-Risikofaktoren für hohe Abtragsraten von Schlägen die Länge des Schlages, der Bodentyp und die Kultur genannt werden (siehe dazu auch die allgemeine Bodenabtragsgleichung vgl. SCHWERTMANN et al., 1987). Hinsichtlich der Bodentypen liegt in Österreich eine sehr detailliert Erosionsbewertung auf Basis der IVEKOS-Daten vor (vgl. WPA & BAW, 2009a).

Bezüglich der Möglichkeiten zur Erosionsminderung wird auf die diesbezügliche Fachliteratur verwiesen (z.B. AGES, 2011). Bei den Begehungen konnten als eine wirksame Maßnahme zur Erosionsminderung das Vorhandensein einer Mulchschicht eruiert werden. Bereits eine dünne Mulchschicht verzögert die Ausbildung eines oberflächlichen Abflusses deutlich (Abb. 35) (siehe auch WPA, 2013). Nicht unberücksichtigt werden darf dabei, dass das Belassen einer Mulchschicht teilweise mit dem erhöhten Einsatz von Herbiziden einhergeht, da die Winterbegrünung nicht maschinell sondern chemisch vernichtet wird.

In steileren Lagen wird auch derzeit überwiegend versucht erosionsmindernd zu bearbeiten. Die Bewirtschaftung erfolgt dann quer zum Hang. Trotzdem finden sich oftmals Wege für das abfließende Boden-Wasser-Gemisch. Zunächst sammelt sich etwas Wasser in den Querrillen, beim Vorgewende / Trettacker kommt es dann oftmals zu einer Grabenerosion in Falllinie.

In diesen steileren Lagen ist eigentlich kein Ackerbau anzuraten. Da diese Forderung jedoch wenig Aussicht auf Berücksichtigung hat, muss zumindest sichergestellt werden, dass das Material auf der Fläche gesammelt wird. Ökologische Schäden in Bächen und teilweise enorme Kosten durch Schäden von Hangwasserereignissen für die öffentliche Hand, sind nicht tolerabel. Bezüglich der rechtlichen Situation in diesem Zusammenhang wurde eine Rechtsauskunft vom Amt der Oö. Landesregierung angeforderter (siehe Anhang).

Hinsichtlich des Bodenverlustes weisen auch zahlreiche Studien auf den dringenden Handlungsbedarf hin (vgl. z.B. WPA & BAW, 2009a).



Abb. 24 *Bereits eine dünne Mulchschicht reduziert die Erosion in einem Rübenfeld deutlich (Punkt 45, 26.05.2015).*

2.1.2.2 Eintragspfade ins Gewässer

Wie bereits aus den vorangegangenen Ausführungen ersichtlich wird, kann der Eintrag des erodierten Materials in die Gewässer entweder direkt an Übertrittsstellen erfolgen oder es bestehen weitläufigere Eintragspfade.

Direkte Übertrittsstellen ergeben sich wenn Ackerflächen oder andere erosionsgefährdete Nutzungen direkt bis an die Gewässer reichen (Abb. 19, Abb. 25 und Abb. 26). Diese Einträge sind natürlich als problematisch zu bezeichnen. Es ist aber davon auszugehen, dass diese nur für einen gewissen Teil der eingetragenen Mengen verantwortlich sind.

Diese Einträge sollen durch Uferschutzstreifen verhindert werden. Deren Wirksamkeit ist jedoch nur gegeben, wenn sie tatsächlich durchgängig vorhanden sind, eine leichte topografische Erhöhung darstellen, die oberflächlichen Abflüsse nicht zu groß sind und sie nicht durch Rohrdurchlässe oder Ähnliches konterkariert werden. Deren Implementierung hängt wesentlich mit den ökonomischen Möglichkeiten über Fördermodelle zusammen (vgl. WPA & BAW, 2009b).

Besser ist es den Oberflächenabfluss aus dem Feld bereits gering zu halten, da sich bewegendes Oberflächenwasser nur mehr schwer an Landschaftselementen zurückgehalten werden kann.



Abb. 25 *Links: Direkter Übergang von erodiertem Material in den Vallabach (Punkt 60, Quelle: Doris).*

Abb. 26 *Rechts: Erosionserscheinungen auf einem Acker nahe des Vallabaches (Punkt 59, Quelle: Doris).*

Die erheblicheren Mengen an Feinsediment kommen zumeist aus den kleinen Teileinzugsgebieten, deren Ableitungen durch die Uferschutzstreifen an den größeren Gewässern jedenfalls hindurchführen. Als indirekte Eintragspfade sind speziell offene Gräben anzusprechen, die zur Entwässerung land- und forstwirtschaftlicher Flächen dienen, aus Siedlungsflächen kommen oder für die Straßenentwässerung angelegt wurden.

Als ein Hauptgrund für gut gewartete Gräben, und damit wichtige Eintragswege, ist sicherlich das Straßennetz zu sehen (Abb. 27). Problematisch sind speziell leicht hängige Ackerflächen die noch gut und problemlos in Fallrichtung zu bewirtschaften sind und an einer mittelgroßen Verkehrsinfrastruktur enden, die mit einer guten Straßenentwässerung ausgestattet ist (Abb. 10, Abb. 12, Abb. 28 und Abb. 29).

Darüber hinaus sind bei der Eruierung von Eintragspfaden auch alte überschüttete Gräben zu berücksichtigen. Hier kommt es bei Starkregenereignissen ebenfalls zu Oberflächenabflüssen (Abb. 30).



Abb. 27 *Geräumter Straßengraben im Innbach-Gebiet (Punkt 37, 26.05.2015).*



Abb. 28 *Links: Komplette verfüllter Graben nach Starkregenereignis (Punkt 21, 10.06.2015).*

Abb. 29 *Rechts: Typische Situation bei Wilden Innbach: leichte Hanglage zu Landesstraße hin (Punkt 3, Quelle: Doris).*



Abb. 30 Zugeschütteter Graben, entlang dessen es während Starkregenereignissen zu oberflächlichen Abflüssen kommt (Punkt 34, 26.05.2015).

Stellt sich die Frage wie solche Einträge in offene Gräben verhindert werden können. Auch dabei helfen die Beobachtungen bei den Starkregenereignissen. Eine Möglichkeit zeigt sich bei der Beispielfläche 1 aus dem vorherigen Kapitel. Hier retentiert ein natürlicher Erlenbruchwald die Feinanteile, die aus der Ackerfläche ausgeschwemmt werden (Punkt 15, Abb. 18). Das heißt ein adäquater Uferbegleitsaum bzw. naturnahe Feuchtplächen die als Filter fungieren, sind dazu geeignet die Einträge deutlich zu reduzieren. Diese müssen jedoch richtig situiert und ausreichend dimensioniert sein. Und oftmals wäre es besser wenn sie bereits an den kleinen Zuflüssen situiert wären.

Bei dem sehr großen Erosionsereignis im Bereich Wallern und Umgebung Anfang Juni 2015, konnte beobachtet werden, wie durch einen Grünlandstreifen unterhalb eines Krautfeldes enorme Mengen an abgeschwemmten Bodenmaterial zurückgehalten werden konnten (Abb. 31 und Abb. 32). Zwischen den Grashalmen bildete sich eine 20 - 30 cm dicke Auflage an Erde.

Die triviale Zusammenfassung aus Sicht der Gewässerökologie ist somit, dass eigentlich nicht so sehr die Erosion entscheidend ist, sondern das Vorhandensein von Eintragungspfaden. Danach richtet sich, ob das Material in einem (Straßen-)Graben in das Gewässer weitergeleitet wird oder einfach am Hangfuß liegen bleibt und damit ohne Auswirkungen auf die Gewässer bleibt (Abb. 33). Diesbezüglich wäre eine Erhebung der Konnektivität der Agrarflächen, wie sie beispielsweise für die Schweiz vorliegt (vgl. PRASUHN et al., 2015), entscheidend für ein angepasstes Management.

Neben der Einbeziehung derjenigen, die das Land bewirtschaften und sich zu einem Großteil zumindest der Problematik einer übermäßigen Bodenerosion bewusst sind, wird es zukünftig wichtig sein den Straßenbau bzw. die Straßenerhaltung in die Thematik einzubeziehen. Hier dürften sich durch lokale Kleinmaßnahmen enorme Reduktionpotentiale hinsichtlich des Feinsedimenteintrages ergeben. Auch sind Gewässerrandstreifen nicht nur direkt an den Bächen sondern auch entlang von Entwässerungsgräben entscheidend. Auch mit Räumungen und Verschmutzungen nach Starkregenereignissen verbundene öffentliche Kosten und Aufwendungen könnten damit erheblich reduziert werden.



Abb. 31 Links: Massive Ausschwemmungen aus einem leicht geneigten Krautfeld (Punkt 21, 09.06.2015).

Abb. 32 Rechts: Das ausgeschwemmte Material sammelt sich in einer Grasfläche und gelangt so nur teilweise in den angrenzenden Straßengraben (Punkt 21, 09.06.2015).



Abb. 33 Material bleibt ohne Auswirkung auf Gewässer am Hangfuß entlang eines landwirtschaftlichen Weges ohne Entwässerungsgraben liegen (Punkt 35, 26.05.2015).



Abb. 34 Ähnliche Erosionserscheinungen und Lage eines Feldes wie auf Abb. 33 aber in diesem Fall gelangt das Material über einen Straßengraben in den nächstgelegenen Bach (21.05.2015).

2.1.2.3 Deposition und Transport im Gewässer

Die Einschätzung, dass die Feinsedimentbelastungssituation in den Fließgewässern Oberösterreichs stellenweise erheblich ist (Abb. 35), konnte durch das erste Modul (HÖFLER & GUMPINGER, 2014a) eindeutig belegt werden (Abb. 4).



Abb. 35 Ipfbach nach Starkregenereignis (Punkt 41, 26.05.2015).

Zahlreiche Meldungen aus der Bevölkerung, dass die Bäche nach Regenereignissen hohe Frachten an Feinsedimenten mitführen, verstärken das Bild. Um diesen Eindruck besser greifbar zu machen, wurden Proben von Wasser mit deutlichen Feinsedimentfrachten entnommen und der Feinsedimentgehalt in

der fließenden Welle bestimmt (Tab. 2). Teilweise wurden bei den Hochwasserwellen Gehalte um 2 g/l (2000 mg/l) festgestellt. Zur Illustration kann man daraus die Frachten an einem theoretischen Bach berechnen. Geht man beispielsweise von einem Hochwasserabfluss von 30 m³/sec aus, wie er in vielen mittelgroßen Alpenvorlandbächen mehrmals im Jahr vorkommen kann (z.B. Trattnach in Bad Schallerbach HQ₁=50 m³/s; BMLFUW, 2015b), ergibt sich eine Menge von 60 kg pro Sekunde. Das heißt innerhalb einer Stunde passieren rund 200 t an Feinmaterial einen fiktiven Querschnitt in einem solchen Beispielgewässer. Wobei dieses Rechenbeispiel die zeitliche Variabilität des Feinsedimenttransportes während einer Hochwasserwelle unberücksichtigt lässt. Vertiefende Information bezüglich Frachten lassen sich aus den hydrografischen Jahrbüchern gewinnen (z.B. BMLFUW, 2015b).

Tab. 2 Exemplarische Feinsedimentfrachten bei Starkregenereignissen in verschiedenen Gewässern.

Nr.	Gewässer	Probennummer	Datum	Uhrzeit	Ort	Wasserführung	Hydrologie Zusatzinfo	Feinsediment- gehalt [g/l]
1	Innbach		09.06.2015	12:45	Weg bei Hilling	HQ	abklingende Welle	2,02
2	Aist		31.05.2016	11:00	Baustelle Aist Unterlauf	HQ	eher abklingende Welle	1,45
3	Aist	1	31.05.2016	11:45	Brücke Engel	HQ	eher abklingende Welle	1,64
4	Kettenbach	2	31.05.2016	12:00	vor Mündung in die Aist	HQ	eher abklingende Welle	0,40
5	Waldaist	3	31.05.2016	12:10	bei Brücke oh. Zusammenfluss	HQ	eher abklingende Welle	0,52
6	Feldaist	4	31.05.2016	12:15	bei Brücke oh. Zusammenfluss	HQ	eher abklingende Welle	1,52
7	Etzenbach	5	31.05.2016	14:00	bei Brücker	HQ	abklingende Welle	0,31
8	Große Gusen		05.06.2016	15:45	Gallneukirchen Uferweg	HQ	Peak	0,47
9	Flanitz	1	06.06.2016	15:40	Muschelzucht Kefermarkt	HQ	anlaufende Welle	2,46
10	Flanitz	2	06.06.2016	17:15	Muschelzucht Kefermarkt	HQ	anlaufende Welle / Peak	4,16
11	Flanitz	3	06.06.2016	17:50	Muschelzucht Kefermarkt	HQ	Peak	1,46

Ein Faktum das im Zuge der vorliegenden Studie ebenfalls beobachtet werden konnte, ist, dass sich auch im Alpenvorland eine gewissen Aufteilung der Problemlage bezüglich Sand und den feineren Kornfraktionen ergibt (siehe Kap. 1.3.1). Während die Feianteile sowohl innere wie äußere Kolmatierung verursachen, bilden sich in manchen Gewässern mit diesbezüglichen geologischen Voraussetzungen auch im Alpenvorland mobile Feinsandbänke, die sich als äußerst ungünstiger Lebensraum für die gesamte aquatische Fauna erwiesen haben (Abb. 36 bis Abb. 38)(siehe Kap. 2.3.5).



Abb. 36 Mobile Sandbänke und Feinsediment in einem typischen Gewässer des Alpenvorlandes (Zufluss des Innbaches).



Abb. 37 Links: Mobile Sandbänke in einem Zufluss des Wilden Innbaches (Punkt 33, 26.05.2015).

Abb. 38 Rechts: Verteilung Sand zu kleinere Kornfraktionen in einer abgesetzten Probe des Materials $< 2\text{mm}$.

2.1.2.4 Lösungsansätze, Maßnahmenkonzepte

Wie in den vorangegangenen Kapiteln gezeigt werden konnte, ergibt sich die Feinsedimentproblematik aus dem Zusammenspiel verschiedener zumeist sehr individueller Faktoren, weshalb allgemein angelegte Förderprogramme nur teilweise wirken. Verbesserungen wurden sicherlich in der Erosionsreduktion durch Maßnahmen wie Winterbegrünungen oder Brachflächen erreicht (siehe z.B. MOSIMANN, 2003; PRASUHN, 2005; DIEBEL et al., 2008). Die Ansätze der „gute landwirtschaftliche Praxis“ sind wohl dazu geeignet die durchschnittlichen Hintergrundabträge zu reduzieren. Die oftmals relevanten Hot-Spot-Flächen werden dadurch aber nur unwesentlich entschärft (vgl. STROHMEIER & BRUCKNER, 2013). Diffiziler ist auch die Maßnahmenkonzeptionierung am weiteren Weg der Sedimente in der Landschaft, wenn es bereits zu Materialabschwemmungen gekommen ist. Vielfach wurde darauf hingewiesen, dass es diesbezüglich gezielte, integrative und einzugsgebietsbezogenen Instrumentarien braucht (vgl. z.B. ZESSNER, 2016; MAXTED et al., 2009; DIEBEL et al., 2008; INSTITUTE FOR WATER QUALITY AND WASTE MANAGEMENT, VIENNA UNIVERSITY OF TECHNOLOGY, AUSTRIA, 2005; OWENS et al., 2005).

DIEBEL et al., (vgl. 2008) haben sich mit der Verteilung von eintragsmindernden Maßnahmen in der Landwirtschaft beschäftigt. Die untersuchten Ansätze unterscheiden sich in zweifacher Hinsicht (Abb. 39): Erstens ob die Bemühungen aggregiert (aggregated) auf ein Einzugsgebiet fokussiert oder unabhängig von den Einzugsgebieten (dispersed) verteilt stattfinden und zweitens ob die Maßnahmen auf den Felder mit den höchsten Inputs stattfinden (targeted) oder zufällig verteilt über das gesamte Gebiet (random).

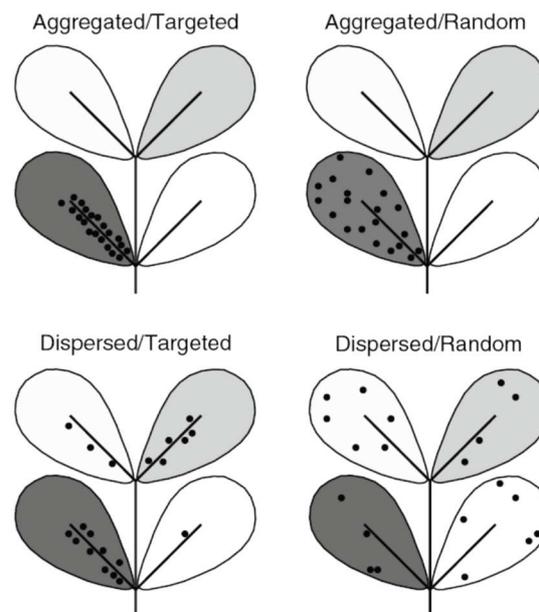


Abb. 39 Vereinfachte Darstellung der geografischen Verteilung der untersuchten Ansätze (schwarze Linien...Gewässernetz; die Einzugsgebiete sind je nach ihrem Beitrag zur Verunreinigung eingefärbt, je dunkler desto mehr Eintrag; schwarze Punkte...Maßnahmen)(Quelle: DIEBEL et al., 2008).

Zusammenfassend wird aufgrund der unterschiedlichen Szenarien und Parameter ein „aggregated / targeted“ Ansatz empfohlen, um den Nährstoffeintrag bzw. Sedimenteintrag in die Gewässer effizient zu reduzieren. Die Einzugsgebiete mit dem größten Verbesserungspotential müssen ausgewählt werden. In diesen müssen gezielte Maßnahmen geplant und umgesetzt werden. Am schlechtesten hat der „dispersed / random“ Ansatz abgeschnitten, der heute oft gängige Praxis ist (z.B. viele ÖPUL Programme). Wird eine „aggregating“ oder eine „targeting“ Komponente hinzugefügt, verbessert sich die Wirkung deutlich, wobei ein gezielter Einsatz („targeting“) mehr Verbesserung der Effizienz mit sich bringt, als eine Konzentration auf ein Einzugsgebiet („aggregated“) (vgl. DIEBEL et al., 2008). Diese

Erkenntnisse sollten bei der Umsetzung von Förderprogrammen oder Sanierungsprogrammen jedenfalls integriert werden.

STROHMEIER & BRUCKNER, 2013 schlagen beispielsweise einen einzugsgebietsbezogenen Fond vor, in den alle Institutionen, die an einer Reduktion des Problems interessiert sind, einzahlen und aus dem punktuellen Maßnahmen und auch Förder- bzw. Ausgleichzahlungen an die Landnutzer und Landnutzerinnen finanziert werden.

Darüber hinaus ist die verpflichtende Integration des Themas beispielweise in GE-RMs (Gewässerentwicklungs- und Risikomanagement-Konzepte) oder in Deutschland gängige UKs (Umsetzungskonzepte) sinnvoll. Wünschenswert wäre eine eingehende Bearbeitung der Thematik in den darin zumeist vorgesehenen Arbeitspaketen zum Thema Feststoffhaushalt, da das Ignorieren dieser Problemlage auch die anderen Ziele dieser Konzepte wie die hydromorphologische, gewässerökologische und erholungsplanerische Aufwertung der Gewässer deutlich konterkariert.

Darüber hinaus sind auch einzugsgebietsbezogene „Erosionsmanagement-Pläne“ vorstellbar, ähnlich wie sie lokal beispielsweise für die Hangwasser-Problematik erstellt werden – jedoch unter Einbeziehung weiterer Themen und in einer größeren Gebietskulisse.

Um einen Eindruck über mögliche Maßnahmen in solchen „Erosionsmanagement-Plänen“ zu gewinnen, werden nachstehend Maßnahmen exemplarisch für die beiden oben dargestellten Schlagbeispiele aufgezeigt (Abb. 40).

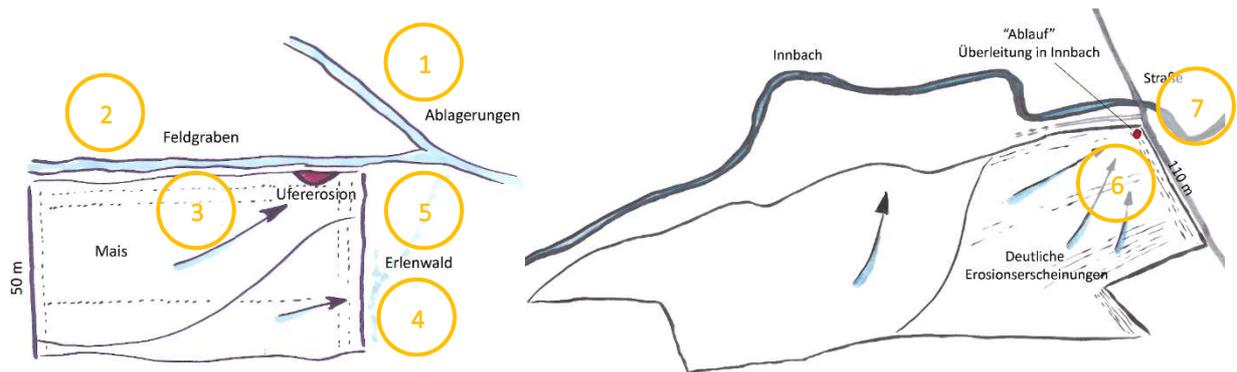


Abb. 40 Möglichkeit für Maßnahmen im Bereich der zwei dargestellten Beispielschläge.

Mögliche Maßnahmen sind (Abb. 40):

- (1) Ablagerungen von Feinmaterial im Abflussbereich hinterhalten und dementsprechende Vergehen auch behördlich ahnden.
- (2) Naturnahe Gestaltung des Feldgrabens inklusive Stabilisierungen durch naturnahe Strukturen um eine weitere Tiefenerosion zu verhindern.
- (3) Pufferstreifen zwischen Acker und Gewässer anlegen.
- (4) Erhalt des Erlenbruchwaldes.
- (5) Durch Einbauten im Gewässer die Ausuferung in Auwaldbereiche ermöglichen, in denen Sedimentfrachten abgelagert werden können.
- (6) Verschließen des Durchlasses innerhalb der gesetzlichen Rahmenbedingungen anordnen; Anlage einer kleinräumigen Sedimentationsfläche, entweder in Form eines Auwaldes oder einer begrünten Beckenstruktur, von der das abgeschwemmte Material gegebenenfalls auch wieder auf die Ackerfläche umgelagert werden kann.
- (7) Anlage einer Sedimentationsfläche bzw. Ermöglichung der Ausuferung im Auwaldbereich des Innbaches.

2.2 Detailanalysen

Während im ersten Teilprojekt 78 zufallsverteilte Standorte im gesamten oberösterreichischen Alpenvorland ausgesucht wurden und für die Prozessanalyse verschiedene zufällige Aufnahmen herangezogen wurden, liegt der Fokus im nachfolgenden Teil des aktuellen Projektes auf den zwei Einzugsgebieten von Trattnach und Innbach. Damit wird es möglich spezifischere Fragestellungen zu bearbeiten.

2.2.1 Untersuchungsgebiet Innbach

Das Einzugsgebiet des Innbach-Systems umfasst eine Fläche von 385,6 km² und erstreckt sich nordwestlich von Wels in der Molassezone des oberösterreichischen Hausruckviertels. Das etwa 53 km lange Hauptgewässer, entspringt in einer Seehöhe von ungefähr 600 m ü. A. in der Ortschaft Kohlgrube und wird überwiegend von Grubenwässern gespeist (ANDERWALD et al. 1995). Die Abschnitte des Epi- und Metarhithrals der Fließgewässerregionen nach HUET (1959) sind relativ kurz und werden von einem verhältnismäßig langen Hyporhithral-Abschnitt abgelöst. Kurz vor dem Zusammenfluss des Innbaches mit der Trattnach bildet er einen typischen Tieflandcharakter aus, der bis zur Mündung in die Donau bestehen bleibt (GUMPINGER & SILIGATO 2002).

Mit Ausnahme des Unterlaufs verfügt der Innbach über lange Abschnitte über eine zumindest naturnahe Laufausprägung. Die Uferböschungen der bestehenden Prallhänge sind allerdings beinahe ausnahmslos mittels ingenieurbioologischen Sicherungsmaßnahmen, Steinen oder Bauschuttschüttungen gesichert (BART & GUMPINGER 2007). Trotz der anthropogenen Überformung des Innbaches ist in seiner aktuellen Linienführung der Tieflandflusscharakter gut zu erkennen. Im Gegensatz zu vielen anderen Fließgewässern, wurde der Innbach - mit Ausnahme der letzten bereits erwähnten, etwa zehn Kilometer vor der Donaumündung - nicht begradigt. Er nimmt damit eine Sonderstellung unter den Gewässern, die landwirtschaftliche Intensivanbaugelände, wie in vorliegendem Fall das Eferdinger Becken entwässern, ein, die ein sehr großes ökologisches Potenzial mit sich bringt. Durch die bereits erwähnte Verbauung der Prallhänge wurde zwar die dynamische Umgestaltung des Gewässers drastisch reduziert und seine Linienführung konserviert aber kaum durch Mäanderdurchstiche oder Begradigungsmaßnahmen verändert. Die Uferverbauungen unterdrücken allerdings die für einen Tieflandfluss charakteristische, sukzessive laterale Verschiebung des Gewässerlaufes, der sich deshalb immer weiter eintieft und so künstlich im aktuellen Bett gehalten wird.

2.2.2 Untersuchungsgebiet Trattnach

Das Einzugsgebiet der Trattnach ist Teil des Innbach-Systems und wird ebenfalls dem Bereich des Hausruckviertler Hügellandes zugeordnet (vgl. FINK, MOOG & WIMMER, 2000). Vom Ursprung auf einer Meereshöhe von etwa 615 m fließt der Bach zunächst in gestrecktem und danach in gewundenem Verlauf Richtung Nordosten. Ab der Höhe der Ortschaft Hofkirchen ist die Trattnach massiv reguliert. Etwa auf gleicher Höhe wendet sich der Flussverlauf Richtung Osten, bis die Trattnach auf einer Seehöhe von 290 m in den Innbach mündet. Der Fluss überwindet auf einer Strecke von rund 47 km ca. 325 Höhenmeter und umfasst ein Einzugsgebiet von 196,4 km².

Die Trattnach ist morphologisch natürlicherweise nach WIMMER, WINTERSBERGER & PARTHL (2007) dem Typ 11-2-3 des Bayrisch-österreichischen Alpenvorlandes zuzuordnen. Dieser ist durch ein mittleres bis flaches Gefälle charakterisiert, das zusammen mit den typischen Sohlen- und Muldentälern zu einer gewunden bzw. mäandrierenden Morphologie führt. Damit einhergehend handelt es sich dabei um eher langsam fließende Gewässer, die durch wechselweise Steil- und Flachufer, unterspülte Uferanbrüche mit Totholzstrukturen und Wurzelstöcken sowie Kies- und Sandbänke geprägt sind. Ohne menschliche Einflussnahme wären eine hohe Breiten- und Tiefenvariabilität sowie eine sehr hohe Habitatvielfalt zu

erwarten. Durch ihre Größe und Lage wurden und werden diese Gewässer und ihr Umland jedoch auf vielfache Weise genutzt und überformt, so auch die Trattnach. Ihr Umland bietet durch die Topografie optimale landwirtschaftliche Produktionsstandorte sowie auch Flächen für menschlichen Siedlungsraum. Zur heutigen morphologischen Charakteristik sind vor allem die massive Begradigung und das hart verbaute Trapezprofil ab Hofkirchen zu erwähnen. Der ehemals pendelnde Flusslauf wurde dadurch zu einem kanalartigen Gerinne, das von keinem oder nur mehr von einem dünnen Gehölzstreifen begleitet wird (Abb. 41). Erst auf den letzten Kilometern unterhalb der Ortschaft Wallern bis zur Mündung sind der Verlauf wie auch die Ufervegetation wieder in einem naturnäheren Zustand.

Der mittlere Jahreswert für die Wasserführung wird am Pegel Bad Schallerbach, der ein Einzugsgebiet von etwa 184 km² Fläche repräsentiert, mit 2,28 m³/s angegeben (Messreihe 1977 – 2013) (BMLFUW, 2015b).



Abb. 41 *Regulierte und damit begradigte Restwasserstrecke der Trattnach bei Roith, oberhalb von Taufkirchen.*

2.2.3 Fischökologische Einstufung der Gewässer

Zoogeografisch kann das Innbachsystem dem „Bayerisch-Österreichischen Alpenvorland“ zugeordnet werden. Die relevanten Fischregionen sind dabei in den Oberläufen von Trattnach und Innbach die obere Forellenregion (Epirhithral), in den Mittelläufen zunächst die untere Forellenregion (Metarhithral) sowie anschließend die Äschenregion (Hyporhithral groß). Ab dem Zusammenfluss von Trattnach und Innbach bis zur Mündung in die Donau wird der Innbach der Barbenregion (Epipotamal mittel) zugeordnet (Abb. 42).

Daraus resultierend sind die in der Tab. 3 dargestellten Fischartenzusammensetzungen entsprechend der Leitbildzuordnung nach HAUNSCHMID et al. (2006) charakteristisch.

Bei unterschiedlichen Erhebungen des fischökologischen Zustandes zeigte sich ein sehr differenziertes Bild (siehe Abb. 42).

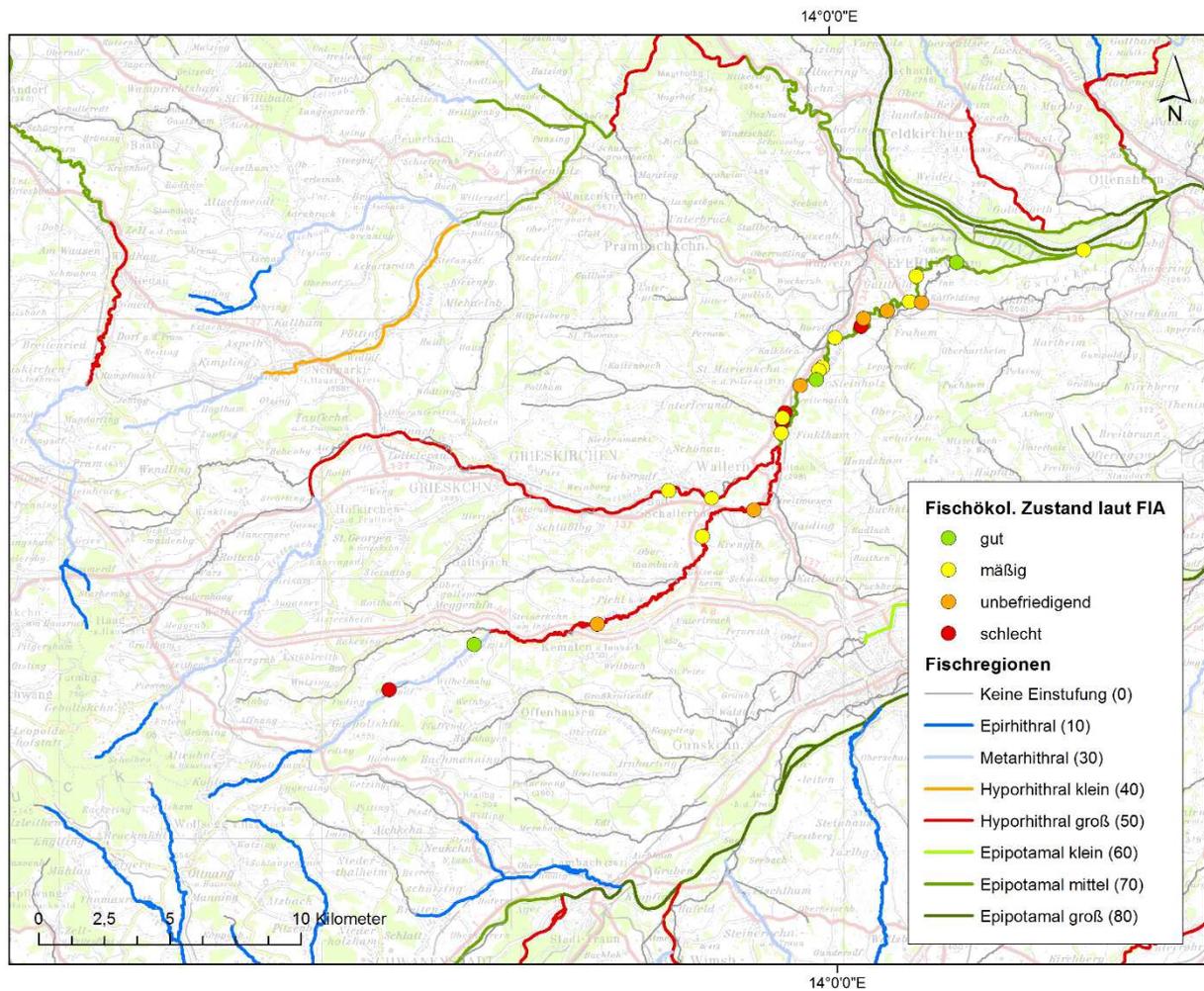


Abb. 42 Übersicht über die Fischregionen im Trattnach-Innbachsystem sowie diverse Befischungsergebnisse 2007 bis 2015 (Ergebnisse aus diversen Projektberichten).

Tab. 3 Fischartenzusammensetzung (nach HAUNSCHMID et al., 2006)(Epipotamal mittel Hörstorf bis Mündung ... adaptiertes Leitbild)

Fischart	Epirhithral	Metarhithral	Hyporhithral groß	Epipotamal mittel (Zusammenfluss bis Hörstorf)	Epipotamal mittel (Hörstorf bis Mündung)
Aalrutte (<i>Lota lota</i>)		s	l	b	b
Aitel (<i>Squalius cephalus</i>)		s	b	l	l
Äsche (<i>Thymallus thymallus</i>)		s	l	b	b
Bachforelle (<i>Salmo trutta</i>)	l	l	l	b	b
Bachscherle (<i>Barbatula barbatula</i>)		s	l	b	b
Barbe (<i>Barbus barbus</i>)			b	l	l
Bitterling (<i>Rhodeus amarus</i>)				s	s
Brachse (<i>Abramis brama</i>)					b
Elritze (<i>Phoxinus phoxinus</i>)		s	l	s	s
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)			s	b	b
Frauennerfling (<i>Rutilus pigus</i>)					s
Goldsteinbeißer (<i>Sabanejewia balcanica</i>)				s	
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)		s	b	b	b
Güster (<i>Blicca bjoerka</i>)					s
Hasel (<i>Leuciscus leuciscus</i>)			b	b	b
Hecht (<i>Esox lucius</i>)			s	s	b
Huchen (<i>Hucho hucho</i>)			b	s	b
Karausche (<i>Carassius carassius</i>)					s
Kaulbarsch (<i>Gymnocephalus cernuus</i>)					s
Kessler Gründling (<i>Romanogobio kesslerii</i>)					s
Koppe (<i>Cottus gobio</i>)	b	b	l	b	b
Laube (<i>Alburnus alburnus</i>)				b	b
Moderlieschen (<i>Leucaspius delineatus</i>)				s	s
Nase (<i>Chondostoma nasus</i>)			b	l	l
Nerfling (<i>Leuciscus idus</i>)					b
Neunauge (<i>Eudontomyzon mariae</i>)			s	s	s
Perlfisch (<i>Rutilus meidingeri</i>)					s
Rotauge (<i>Rutilus rutilus</i>)				s	b
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)				s	s
Rußnase (<i>Vimba vimba</i>)				s	s
Schied (<i>Aspius aspius</i>)				s	s
Schlammpeitzger (<i>Misgurnus fossilis</i>)					s
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)					s
Schneider (<i>Alburnoides bipunctatus</i>)			b	l	l
Schrätzer (<i>Gymnocephalus schraetser</i>)					s
Steinbeißer (<i>Cobitis elongatoides/taenia</i>)				s	s
Streber (<i>Zingel streber</i>)					s
Strömer (<i>Leuciscus souffia</i>)			b	s	
Weißflossengründling (<i>Gobio albipinnatus</i>)				s	s
Wels (<i>Silurus glanis</i>)					s
Zander (<i>Sander lucioperca</i>)					s
Zingel (<i>Zingel zingel</i>)				s	s
Zobel (<i>Ballerus sapa</i>)					s
Summe	2	8	17	28	41

l	Leitart
b	Begleitart
s	Seltene Begleitart

2.2.4 Probestellen im Detail

Insgesamt gibt es für die vorliegende Studie acht Probestellen, wobei nur an vier alle Untersuchungen, das heißt inklusive der biologischen, durchgeführt wurden (Tab. 4). Die Kriterien für die Auswahl der vier Detailstrecken waren einerseits Ähnlichkeiten in Höhenlage, Einzugsgebiet und Hydrologie, um diese Faktoren als Einflussgrößen zu reduzieren. Andererseits sollten die Strecken bezüglich der Feinsedimentbelastung und Morphologie differieren. Zwei Strecken sollten einen morphologisch eher überprägten Typus von Fließgewässer repräsentieren, zwei Strecken einen naturnahe, strukturreichen Typ. Darüber hinaus sollten die jeweils ähnlichen Strecken eine unterschiedliche Feinsedimentbelastung aufweisen. Die Probestrecken sind zusammenfassend in Abb. 43 und Tab. 4 dargestellt. Einen Eindruck der Probestrecken geben die Abb. 44 bis Abb. 51.

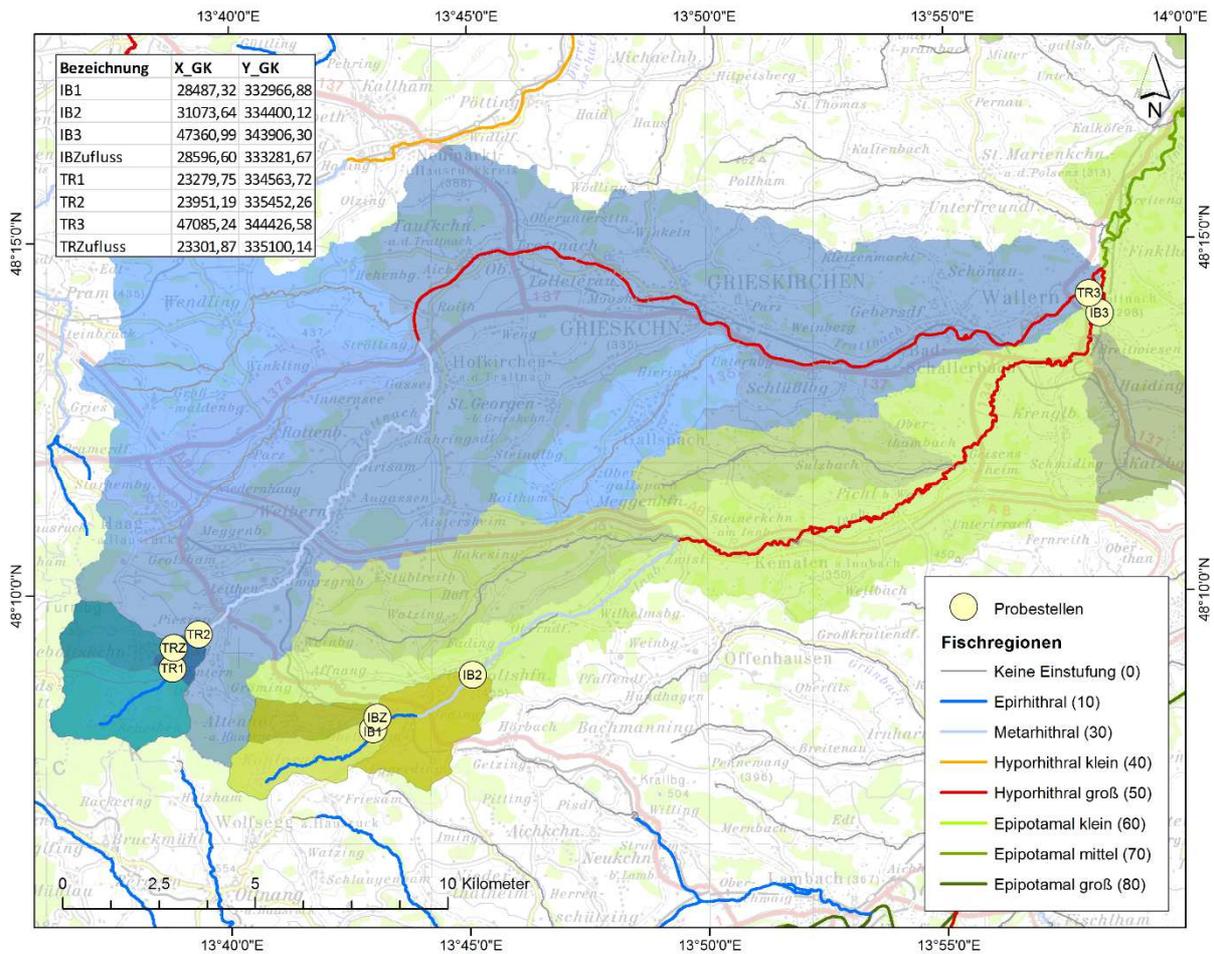


Abb. 43 Übersichtskarte über die acht Detail-Probestellen im Trattnach-Innbach-System.

Tab. 4 Übersicht über die Probestrecken in den Einzugsgebieten von Trattnach und Innbach (ER...Epirhithral, MR...Metarhithral, HR...Hyporhithral, anthr. ...anthropogen).

Bezeichnung	Gewässer	Biologische Untersuchungen	Chemische Untersuchungen	Beschreibung	Benetzte Breite [m]	Abschnittslänge [m]	Flusstyp (nach MONTGOMERY & BUFFINGTON, 1997)	Gewässerverlauf	Hydromorphologischer Zustand (aus Ufer- und Sohlodynamik nach BMLFUW, 2015a)	Gefälle des Abschnitts	Fischregion	Einzugsgebietsgröße [km ²]	Durchschnittliche Neigung im Einzugsgebiet [%]	Nutzungen im EZG
TR1	Trattnach	X	X	Regulierter Oberlauf, organische Belastungen, teilweise Beschattung	2	20	anhr. Flachbett-Typ	anhr. bedingt gestreckt	4	1,99 %	ER	6,4	24,29	stark durch forstliche Nutzung geprägt
TRZ	Trattnach		X	Eigentlich naturnaher Bereich der jedoch deutlich eingetieft ist, überwiegend beschattet	2	20	anhr. Flachbett-Typ	anhr. bedingt gestreckt	3	1,40 %	ER	3,3	19,13	für einen Oberlauf-Abschnitt sehr großer Siedlungsanteil
TR2	Trattnach	X	X	Naturnahe Hydromorphologie, gut strukturiert und durchgehend beschattet	2,5	25	Kolk-Furt-Typ	gewunden	1	1,03 %	MR	10,8	21,44	stark durch forstliche Nutzung geprägt
TR3	Trattnach		X	Regulierter Unterlauf, teilweise beschattet	10	100	anhr. Flachbett-Typ	anhr. bedingt pendelnd	3	0,05 %	HR	195,0	10,98	
IB1	Innbach	X	X	Naturnaher aber stark eingetiefter Bereich, teilweise beschattet	1,7	17	Kolk-Furt-Typ	gewunden	2	1,09 %	ER	4,3	15,33	großer Anteil von ackerbaulicher Nutzung und Siedlungsgebieten
IBZ	Innbach		X	Naturnahe gewundener Zufluss, überwiegend beschattet	1,3	13	Kolk-Furt-Typ	gewunden	1	1,06 %	ER	2,8	13,34	großer Anteil von ackerbaulicher Nutzung und Siedlungsgebieten
IB2	Innbach	X	X	Regulierter Bereich mit zahlreichen menschlichen Überprägungen, durchgehend beschattet	4	40	anhr. Flachbett-Typ	anhr. bedingt gestreckt	4	0,17 %	MR	13,5	13,35	großer Anteil von ackerbaulicher Nutzung und Siedlungsgebieten
IB3	Innbach		X	Gewundener, eingetiefter Bereich mit konservierter Uferlinie, überwiegend beschattet	8	80	anhr. Flachbett-Typ	anhr. bedingt pendelnd	3	0,11 %	HR	116,8	12,27	



Abb. 44 Links: Probestrecke IB1 24.06.2015.



Abb. 45 Rechts: Probestrecke IBZ 25.06.2015.



Abb. 46 Links: Probestrecke TR1 24.06.2015.



Abb. 47 Rechts: Probestrecke TRZ 25.06.2015.



Abb. 48 Links: Probestrecke IB2 28.09.2015.



Abb. 49 Rechts: Probestrecke TR2 24.06.2015.



Abb. 50 Links: Probestrecke IB3 25.06.2015.

Abb. 51 Rechts: Probestrecke TR3 25.06.2015.

2.3 Hydromorphologie, Sedimenthaushalt und Einzugsgebietsparameter

2.3.1 Methodik Hydromorphologie, Sedimenthaushalt und Einzugsgebietsparameter

Um vertiefend den Fragen nach den Einflussgrößen auf das Feinsedimentproblem und dessen Ausprägung nachzugehen, wurden unterschiedliche Untersuchungen durchgeführt. Nachstehend wird die Methodik vom Großen ins Kleine dargestellt.

Bei den jeweiligen Ergebnis-Kapiteln findet gleich eine fachliche Interpretation der Daten statt um die Bereiche thematisch nicht zu trennen. Ein Gesamt-Resümee bildet den Abschluss aller Kapitel.

2.3.1.1 Methodik Einzugsgebiet

Für die Einzugsgebiete von IB1, IB2, IBZ, TR1, TR2 und TRZ wurde eine detaillierte Analyse der Nutzungskategorien mittel GIS-Programm durchgeführt. Als Grundlage diente die vom Amt der Oö. Landesregierung zur Verfügung gestellte Nutzflächen-Ausweisung. Da diese auf der Flächenwidmung basiert, wird darin die Nutzung der landwirtschaftlichen Flächen nicht detaillierter aufgeschlüsselt (Ackerflächen, Grünland, usw.). Um hier genauere Aussagen zu generieren, wurden mittels optischer Sichtung Acker- und Grünlandflächen sowie weitere extensive Nutzungen unterschieden, da dies als entscheidend für die Erosion im Einzugsgebiet gilt. Insgesamt wurden die Einzugsgebiete nach den in der Tab. 5 dargestellten sieben Nutzungskategorien unterteilt. Darüber hinaus wurden Neigungs- und Höhenparameter aus dem digitalen Höhenmodell errechnet.

Tab. 5 Unterteilung der Nutzungskategorien in den Einzugsgebieten.

Nutzungskategorie	Bedeutung
E	Extensive Flächen, verbuschte Flächen
G	Gewässer
LW_A	Landwirtschaftliche Fläche, Acker
LW_E	Landwirtschaftliche Fläche, extensiv
LW_G	Landwirtschaftliche Fläche, Grünland
S	Siedlungsfläche
V	Verkehrsfläche
W	Wald

2.3.1.2 Methodik Hydromorphologie

Bezüglich der Hydromorphologie wurden unterschiedliche Parameter vor Ort aufgenommen. Unter anderem die Parameter nach dem Leitfaden Hydromorphologie (BMLFUW, 2015a), die flächenanteilige Choriotope-Verteilung (Tab. 1), verschiedene Sedimentationsfaktoren und Strukturparameter. Eine Übersicht über die Parameter findet sich in Tab. 8. Darüber hinaus wurde die bereits in mehreren anderen erprobte Feinsedimentklassifizierung, wie sie in Tab. 6 dargestellt ist, in den Projektstrecken angewandt.

Tab. 6 Feinsediment-Klassifizierung.

Klasse	Verbale Beschreibung der Feinsedimentbelastung
0	keine Angaben
1	Kein Feinsediment vorhanden
2	nur in strömungsberuhigten Bereichen natürliche Ablagerungen
3	über kleinere Bereiche im Bachbett Feinsedimentablagerungen
4	über größere Bereiche im Bachbett Feinsedimentablagerungen
5	dünnere, flächiger Überzug über dem noch ersichtlichen Grobsediment
6	dicker, flächiger Überzug über dem noch ersichtlichen Grobsediment
7	flächige Auflage über die gesamte Sohle - nur in steileren Passagen Grobsediment ersichtlich
8	gesamte Sohle besteht nur aus Feinsediment

2.3.1.3 Methodik Korngrößenanalysen

Bei allen acht Detail-Probestellen (Tab. 4) wurde an den zwei Terminen eine Choriotope-gewichtete Probenahme des Sediments durchgeführt. Das heißt es wurde zunächst eine Abschätzung der Choriotope-Verteilung vorgenommen, auf der basierend 10 Teilproben mit gleichem Volumen je nach Choriotope-Anteil entnommen wurden (10 % Flächenanteil Choriotope = 1 Teilprobe). Teilweise wurden auch Proben geteilt wenn die Choriotope-Verteilung dadurch besser repräsentiert war. Die Probenahme wurde immer von derselben Person durchgeführt um eine gewisse Kontinuität zu gewährleisten. Das Material wurde vor Ort vorgeseiht um die Fraktion < 2 mm Korndurchmesser für die chemischen Analysen zu gewinnen (Abb. 52).

Das feine Material (< 2mm) wurde anschließend im Labor des Amtes der Oö. Landesregierung getrocknet und gesiebt. Das Grobmaterial mit den verbleibenden Resten der feinen Fraktionen wurde ebenfalls getrocknet (Abb. 53) und anschließend ebenfalls gesiebt. Für den Siebdurchgang bei 2 mm wurde dieselbe Verteilung der entsprechenden Probe im Labor angenommen, sodass aus den zwei Teilsiebungen im Endeffekt eine Gesamtverteilung errechnet werden konnte. Insgesamt wurden die in der Tab. 7 dargestellten Fraktionen unterschieden.

Um weitere typische Größen wie D10, D50, usw. zu erhalten wurden die Daten in das Programm GRADISTAT übertragen (vgl. BLOTT & PYE, 2001), das diesbezüglich automatisierte Berechnungen durchführt. Die endgültig in die statistische Analyse eingeflossenen Größen finden sich in Tab. 8.

2.3.1.4 Methodik Statistik

Insgesamt ergaben sich damit 96 abiotische Parameter, die in eine statistische Analyse mittels SPSS eingebracht wurden (Tab. 8). Zunächst wurden einfache Korrelationsanalysen (nach Pearson sowie Kendall Tau b) durchgeführt um Zusammenhänge zu erkennen. Anschließend wurden die Aspekte noch weiter im Detail ausgewertet.



Abb. 52 Siebung vor Ort um die Fraktionen kleiner und größer 2 mm voneinander zu trennen.



Abb. 53 Trocknung der Proben zur anschließenden Siebung.

Tab. 7 Übersicht über die bei der Siebung unterschiedenen Kornfraktionen.

Nr.	Korndurchmesser	Klassifizierung
1	<0,063 mm	Schluff und Ton
2	0,063 - 0,125 mm	Feiner Feinsand
3	0,125 - 0,20 mm	Grober Feinsand
4	0,20 - 0,63 mm	Mittelsand
5	0,63 - 2,0 mm	Grobsand
6	2,0 - 6,3 mm	Feinkies
7	6,3 - 20,0 mm	Mittelkies
8	20,0 - 40,0 mm	Feiner Grobkies, Laichkies
9	40,0 - 63,0 mm	Grober Grobkies
10	> 63,0 mm	Steine

Tab. 8 Übersicht über die in der Gesamtanalyse berücksichtigten Parameter.

Kategorie	Parameter	Kürzel	Einheit
Allgemeines	Standort	A_Ort	TR1, TR2, etc.
	Gewässer	A_Gew	Trattnach, Innbach
	Datum Probenahme	A_Datum	Datum
	Probenahme-Turnus	A_PN	PN 1, PN2
	Morphologischer Flusstyp	A_morpFT	-
	Benetzte Breite	A_benB	m
	Gewässerbettbreite	A_GewB	m
	Maximale Tiefe	A_maxT	m
	Durchschnittliche Tiefe	A_meanT	m
	Flussverlauf	A_Verlauf	-
Hydromorphologie Leitfaden	Uferdynamik	HMZ_UD	1 (sehr gut) – 5 (schlecht)
	Sohldynamik	HMZ_SD	1 (sehr gut) – 5 (schlecht)
	Laufentwicklung	HMZ_Lauf	1 (sehr gut) – 5 (schlecht)
	Substratzusammensetzung	HMZ_Sub	1 (sehr gut) – 5 (schlecht)
	Strukturausstattung	HMZ_Struk	1 (sehr gut) – 5 (schlecht)
	Uferbegleitvegetation	HMZ_Veg	1 (sehr gut) – 5 (schlecht)
	Worst Case Ufer- und Sohldynamik	HMZ_UDSD	1 (sehr gut) – 5 (schlecht)
	Hydromorphologie Median	HMZ_Median	1 (sehr gut) – 5 (schlecht)
Sediment Freilandaufnahmen	Flächenanteil Megalithal	SZ_Mega	%
	Flächenanteil Makrolithal	SZ_Makro	%
	Flächenanteil Mesolithal	SZ_Meso	%
	Flächenanteil Mikrolithal	SZ_Mikro	%
	Flächenanteil Akal	SZ_Akal	%
	Flächenanteil Psammal	SZ_Psam	%
	Flächenanteil Pelal	SZ_Pelal	%
	Feinsediment-Einstufung	SZ_FS	Klassen 1 bis 8
Sedimentationsfaktoren	Uferanbrüche	SF_UferAnb	-
	Potential Ufermobilisierung	SF_UferPot	-
	Uferschutzstreifen	SF_UferStr	-
	Eintiefung	SF_Eintief	1=stark, 2=mäßig, 3=gering, 4=keine
Gewässerstruktur	Totholz	GS_Toht	1 (viel) – 4 (kein)
	Uferbewuchs	GS_UferVeg	1 (viel) – 4 (kein)
	Submerse Vegetation	GS_SubVeg	1 (viel) – 4 (kein)
	Potentielle Kieslaichplätze	GS_potLaich	1 (viel) – 4 (kein)
Wasserphysik	pH-Wert	PC_phWert	-
	Leitfähigkeit	PC_LF	µS/cm
	Temperatur	PC_Temp	°C
	Sauerstoff	PC_O2	mg/l
Sediment-Siebung Kennwerte	Sediment Name	S_Name	-
	Mean (log. FOLK & WARD, 1957)	S_Mean	φ
	Sorting (log. FOLK & WARD, 1957)	S_Sort	φ
	Skewness (log. FOLK & WARD, 1957)	S_Skew	φ
	Kurtosis (log. FOLK & WARD, 1957)	S_Kurt	φ
	Mean (log. FOLK & WARD, 1957)	S_CMean	Classes
	Sorting (log. FOLK & WARD, 1957)	S_CSort	Classes
	Skewness (log. FOLK & WARD, 1957)	S_CSkew	Classes
	Kurtosis (log. FOLK & WARD, 1957)	S_CKurt	Classes
	D10	S_D10	µm
	D50	S_D50	µm
	D90	S_D90	µm

Kategorie	Parameter	Kürzel	Einheit
	D90 / D10	S_D90D10	µm
	D90 – D10	S_D90_D10	µm
	D75 / D25	S_D75D25	µm
	D75 – D25	S_D75_D25	µm
	GRAVEL	S_Gr	%
	SAND	S_Sand	%
	MUD	S_Mud	%
	Verhältnis zwischen Mud und Sand	S_V_S_M	%
	Summe von Sand und Mud	S_SuM	%
	VERY COARSE GRAVEL	S_VCoaG	%
	COARSE GRAVEL	S_CoaG	%
	MEDIUM GRAVEL	S_MedG	%
	FINE GRAVEL	S_FinG	%
	VERY FINE GRAVEL	S_VFinG	%
	VERY COARSE SAND	S_VCoaS	%
	COARSE SAND	S_CoaS	%
	MEDIUM SAND	S_MedS	%
	FINE SAND	S_FinS	%
	VERY FINE SAND	S_VFinS	%
	VERY COARSE SILT	S_VCoaSi	%
	COARSE SILT	S_CoaSi	%
	MEDIUM SILT	S_MedSi	%
	FINE SILT	S_FinSi	%
	VERY FINE SILT	S_VFinSi	%
	CLAY	S_Clay	%
Topografie und Fischregion	Einzugsgebietsgröße	GIS_EZG	km ²
	Gefälle des Abschnitts	GIS_AbsSlope	%
	Fischregion	GIS_Fisch	ER, MR, HR
	Seehöhe am Aufnahmepunkt	GIS_AbsHoehe	m.ü.A.
	Durchschnittliche Seehöhe im EZG	GIS_EZGHoehe	m.ü.A.
	Durchschnittliche Neigung im EZG	GIS_EZGSlope	%
	Nutzungen im Einzugsgebiet	Extensive Flächen, verbuschte Fl.	N_VerbFl
Gewässer		N_Gew	m ²
Landwirtschaftl. Fläche, Acker		N_Acker	m ²
Landwirtschaftl. Fläche, extensiv		N_ExtLW	m ²
Landwirtschaftl. Fläche, Grünland		N_GL	m ²
Siedlungsfläche		N_Siedl	m ²
Verkehrsfläche		N_Verkehr	m ²
Wald		N_Wald	m ²
Extensive Flächen, verbuschte Fl.		N_PVerbuFl	%
Gewässer		N_PGew	%
Landwirtschaftl. Fläche, Acker		N_PAcker	%
Landwirtschaftl. Fläche, extensiv		N_PExtLW	%
Landwirtschaftl. Fläche, Grünland		N_PG_L	%
Siedlungsfläche		N_PSiedl	%
Verkehrsfläche		N_PVerkehr	%
Wald		N_PWald	%

2.3.2 Ergebnisse und Interpretation Topografie und Nutzungen im Einzugsgebiet

Für die Einzugsgebiete der sechs Probestellen in den Oberläufen liegen detaillierte Nutzungsdaten vor (Abb. 55). Die Teileinzugsgebiete unterscheiden sich dabei schon recht deutlich hinsichtlich der Nutzung (Abb. 56). Lediglich in den Einzugsgebieten der Probestellen TR1 und TR2 liegt der Waldanteil bei 50 % oder darüber. In allen anderen Stellen sind zumindest 8 % der Fläche als Siedlungsgebiet zu bezeichnen. Bei den drei Innbachstellen entwässern jeweils um die 40 % Ackerflächenanteil in das Gewässer.

Die topografischen Größen und die Nutzungen im Einzugsgebiet hängen statistisch naturgemäß voneinander ab (Abb. 54 und Abb. 55).

Speziell der Anteil der mittleren Korngrößen ist stark von der Einzugsstopografie und der Lage des Punktes im Längsverlauf abhängig. Je höher und je steiler die Probestrecke und das dazugehörige Einzugsgebiet, umso mehr mittlere Korngrößen sind vorhanden (z.B. S_{D75_D25} korreliert mit $GIS_AbsSlope$, $GIS_AbsHoehe$ und $GIS_EZGSlope$ signifikant und mit $GIS_EZGHoehe$ hoch signifikant ($p \leq 0,01$)). Im Gegenzug finden sich umso mehr Feinanteile, je geringer die Durchschnittshöhe des Einzugsgebiets und des Abschnitts ist und je größer die Fläche des Einzugsgebiets (S_VcoaS , S_CoaS und S_MedS korrelieren signifikant jeweils positiv mit GIS_EZG und negativ mit $GIS_AbsHoehe$ und $GIS_EZGHoehe$ ($p \leq 0,05$)).

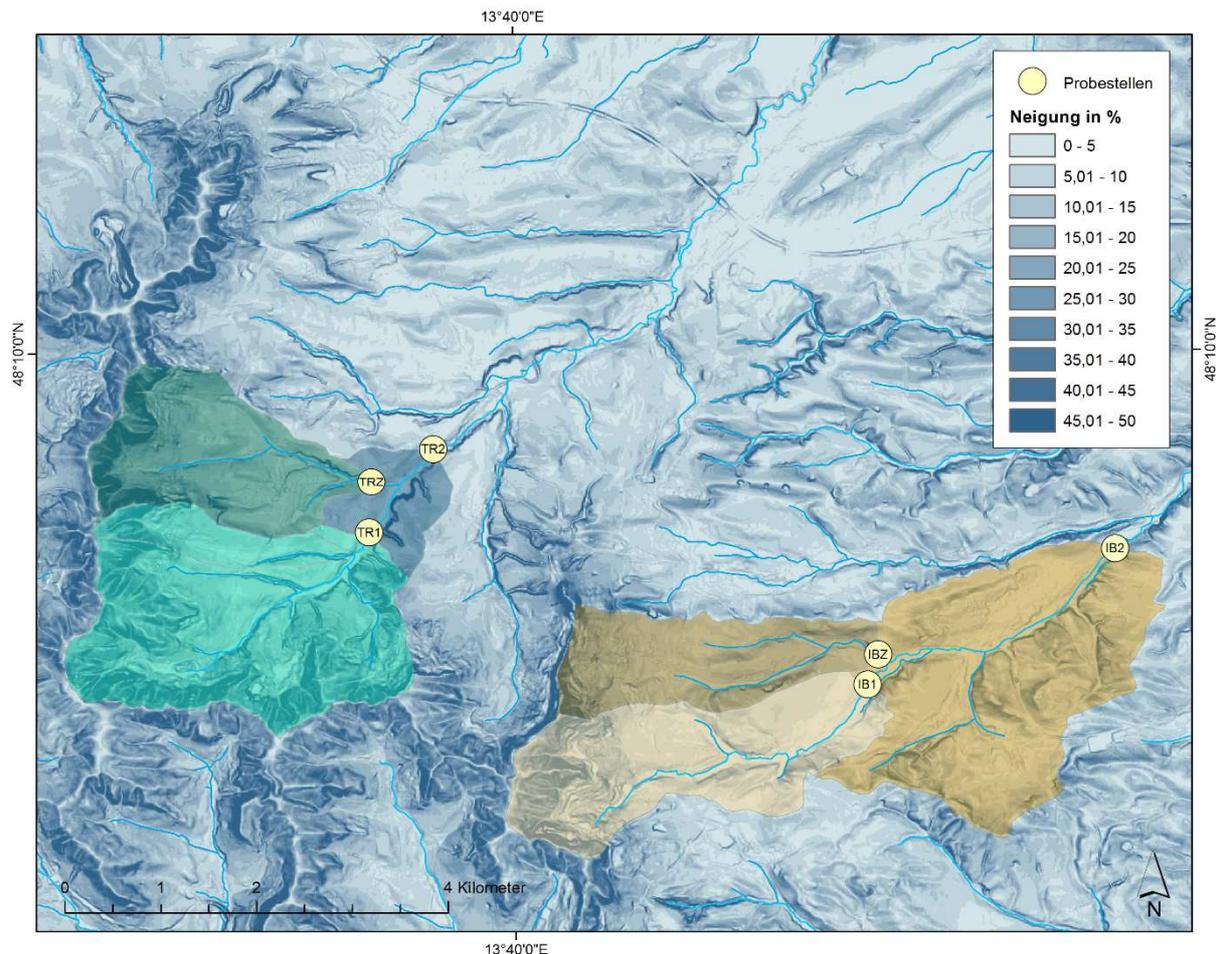


Abb. 54 Neigung (aus dem digitalen Höhenmodell) der Detailsinzugsgebiete der sechs flussaufwärtigen Probestellen.

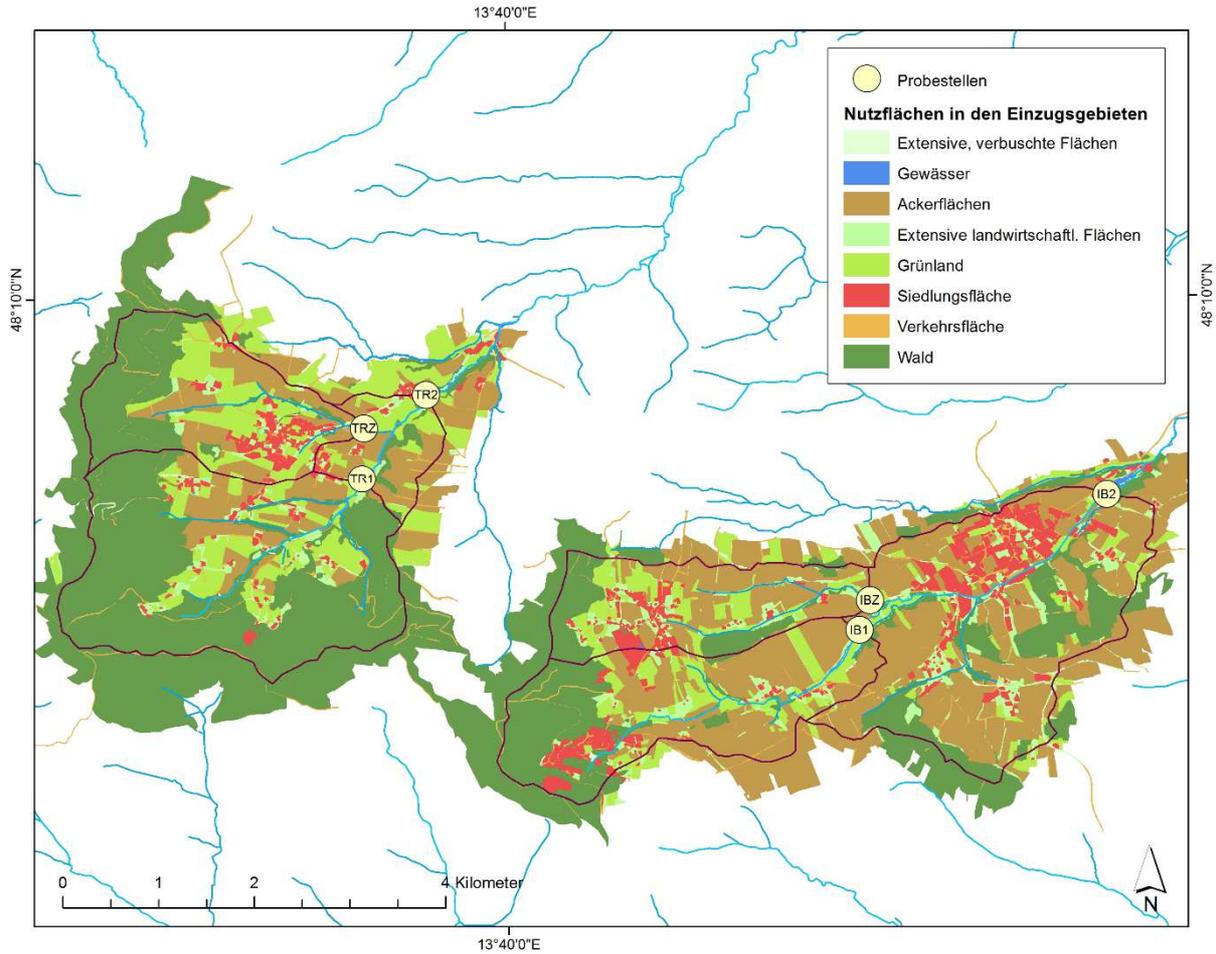


Abb. 55 Nutzungen in den Detailsinzugsgebieten der sechs flussaufwärtigen Probestellen.

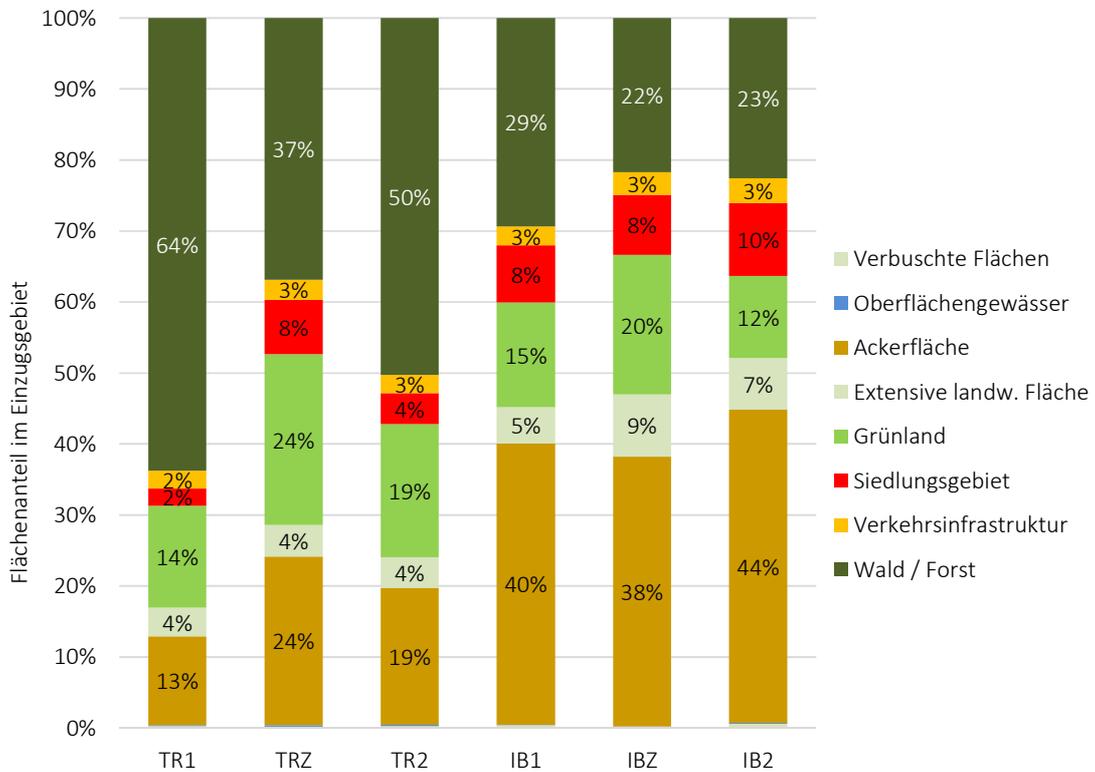


Abb. 56 Vergleich der Probestellen in den Oberläufen hinsichtlich der Landnutzung in den Einzugsgebieten.

Darin ist vordergründig die natürliche Änderung der Korngrößenverteilung im Längsverlauf abgebildet. Diese wird aber ganz deutlich von den menschlichen Nutzungen in den jeweiligen Einzugsgebieten überlagert, die logischerweise stark an die Topografie gebunden sind. Es ergeben sich fast durchgehend je nach Nutzung positive oder negative hoch signifikante Übereinstimmungen mit den Parametern aus dem Höhenmodell bzw. Parametern hinsichtlich Gewässergröße (Tab. 8).

Die Nutzungen im Einzugsgebiet zeigen folglich starke statistische Zusammenhänge mit der Sedimentzusammensetzung. Damit spiegelt sich einerseits die natürliche Längsveränderung wider; andererseits ist die menschliche Einflussnahme auf die Choritopverteilung von Makro-, Meso- und Mikrolithal sowie Akal abgebildet (Tab. 9).

Die Tatsache, dass vor allem die Anteile der mittleren Korngrößenklassen mit den Nutzungen in den Einzugsgebieten im Zusammenhang stehen, zeigt sich auch beim Vergleich mit der Korngrößenanalyse. Gute Parameter sind zum einen die Differenz zwischen D75 und D25 (S_{D75_D25} [μm]) und die sogenannte Kurtosis der Korngrößenverteilung. Als Kurtosis bezeichnet man die Wölbung einer Verteilung, das heißt wie flach oder spitz sie ausgeprägt ist. Sie wird in φ -Einheiten angegeben. Je kleiner der Wert umso flacher ist die Verteilung. Die Größe der Sortierung (S_{Sort}) gibt an wie gut sortiert die Probe ist. Je höher dieser Wert umso schlechter ist das Sediment sortiert.

Bei der Analyse der Einzugsgebiets-Nutzungen mit den Korngrößen-Parametern ergaben sich die nachstehenden Zusammenhänge. Dazu muss angemerkt werden, dass nur die sechs flussaufwärtigen Probestrecken zu den zwei Probenahmeterminen in die Analyse einfließen, da nur für diese eine exakte Aufteilung der Nutzungen vorliegt (N=12).

- Je mehr Ackerfläche sich im Einzugsgebiet befindet umso höher sind die Parameter S_{Sort} und S_{Kurt} ($p \leq 0,05$), umso geringer sind D10 ($p \leq 0,05$), D50 ($p \leq 0,01$) und S_{D75_D25} ($p \leq 0,01$) (siehe Abb. 57). Es findet sich joch signifikant weniger „Very coarse gravel“ (S_{VcoaG}) aber hoch signifikant mehr „Medium gravel“ (S_{MedG}) und unterschiedliche Schluffklassen.
- Je mehr Flächenanteil im Einzugsgebiet noch Grünland ist, umso höher sind D90 ($p \leq 0,01$), die Differenz D90-D10 ($p \leq 0,01$) und die Differenz D75-D25 ($p \leq 0,05$).
- Je mehr Siedlungsfläche sich im Einzugsgebiet befindet umso geringer ist D50 ($p \leq 0,05$) und wie bei den Ackerflächen weniger „Very coarse gravel“ und mehr „Medium gravel“ (jeweils $p \leq 0,05$).
- Ein hoher Anteil an Wald führt zu einer geringeren Kurtosis (Abb. 58), einem höheren D50 (Abb. 57) und, einem höheren Anteil an „Very coarse gravel“ und einem geringeren Anteil an „Medium gravel“ (jeweils $p \leq 0,05$). Außerdem findet sich mit einem hohen Waldanteil ein statistisch signifikanter geringerer Anteil an „Fine Silt“ ($p \leq 0,05$) in den Proben.
- Die Anteile an Gewässerfläche, extensiver Landwirtschaft und verbuschte Flächen haben aufgrund ihrer sehr spezifischen Ausweisung eine sehr geringe Aussagekraft.
- Auch der Anteil der Verkehrsflächen hat in der vorliegenden kleinen Stichprobe keine hohe Aussagekraft, da sich die Einzugsgebiete dahingehend nicht deutlich unterscheiden, da diese ja auch eher hinsichtlich des Unterschieds zwischen Acker- und Grünlandnutzung ausgewählt wurden.

Zusammenfassend bedeutet das, dass sich eine intensive ackerbauliche Nutzung bzw. eine intensive Siedlungsnutzung als Treiber für hohen Feinsedimentbelastungen angenommen werden können. Es reduziert sich mit der Intensivierung der menschlichen Nutzung der Anteil an mittelgroßen Korngrößenklassen zugunsten von sehr feinem (Feinsediment) und sehr grobem Material (Wasserbausteine).

Grundsätzlich stellt sich durch die Abhängigkeiten von Topografie und Nutzungen immer die Frage wie die natürliche Änderung der Substratzusammensetzung über den Längsverlauf ist und wie stark sie durch die menschlichen Nutzungen überlagert wird. Diesbezügliche Antworten zu finden, ist in der

komplett überprägten Kulturlandschaft nahezu unmöglich geworden und je nach Geologie und Hydrologie sehr individuell für jedes Gewässersystem zu sehen.

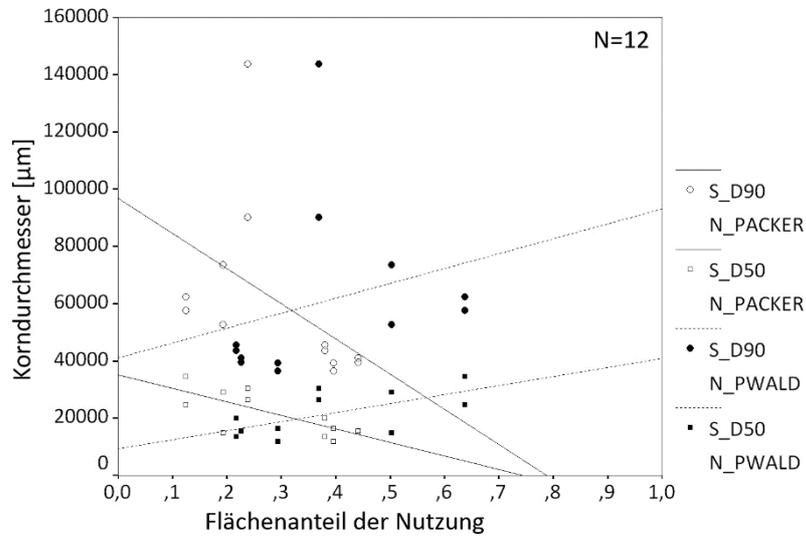


Abb. 57 D50 und D90 aufgetragen nach dem Anteil der Acker- und Waldnutzung [%] in den Einzugsgebieten.

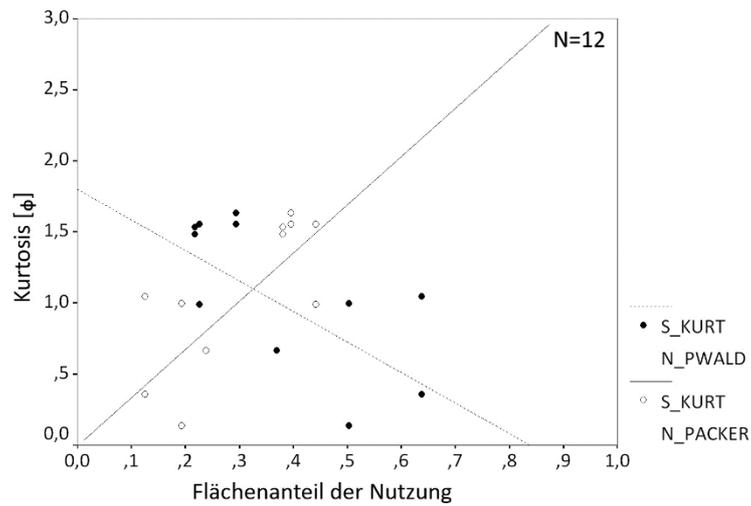


Abb. 58 Kurtosis der Korngrößenverteilung aufgetragen nach dem Anteil der Acker- und Waldnutzung [%] in den Einzugsgebieten.

Tab. 9 Übersicht über alle relevanten Korrelationen der Anteile der Nutzungen im Einzugsgebiet [%] mit anderen Parametern.

	A_DATUM	A_BENB	A_GEWB	A_MAXT	A_MEANT	HMZ_UD	HMZ_SD	HMZ_LAUF	HMZ_SUB	HMZ_STRU	HMZ_VEG	HMZ_UDSD	HMZ_MEDI	SZ_MEGA	SZ_MAKRO	
N_PVERBU	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	0,24 940 12	0,38 129 12	0,463 576 12	-0,293 411 10	0,417 231 10	0,425 168 12	0,623 030 12	0,521 350 12	0,296 062 12	0,517 005 12	0,301 342 12	0,521 062 12	0,484 111 12	0,148 646 12	-0,411 184 12
N_PGEW	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-0,001 997 12	0,274 390 12	0,632* 028 12	-0,353 318 10	-0,482 158 10	0,130 888 12	0,027 935 12	0,112 728 12	-0,091 778 12	0,161 617 12	0,192 550 12	0,162 728 12	0,193 548 12	0,377 227 12	0,470 123 12
N_PACKER	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	0,015 962 12	0,250 432 12	-0,035 913 10	-0,044 094 10	0,475 165 10	-0,197 539 12	-0,012 070 12	-0,101 754 12	0,539 070 12	-0,022 945 12	-0,747** 005 12	-0,101 754 12	-0,058 858 12	-0,430 163 12	-0,392 207 12
N_PEXTLW	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	0,111 974 12	0,056 864 12	-0,180 576 10	-0,223 536 10	0,444 199 10	-0,170 597 12	-0,201 332 12	-0,223 486 12	0,151 639 12	-0,067 838 12	-0,553 062 12	-0,223 486 12	-0,176 583 12	-0,412 183 12	-0,446 146 12
N_PGL	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-0,015 964 12	-0,537 072 12	-0,100 759 10	-0,104 775 10	-0,735* 015 10	-0,341 277 12	-0,620* 032 12	-0,453 139 12	-0,068 834 12	-0,293 356 12	0,068 838 12	-0,453 139 12	-0,284 372 12	0,310 327 12	0,654* 021 12
N_PSIEDL	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	0,017 958 12	0,296 351 12	0,091 778 10	-0,474 166 10	0,026 943 10	-0,070 828 10	-0,008 980 12	-0,018 956 12	0,570 053 12	0,150 642 12	-0,665* 018 12	-0,018 956 12	0,109 735 12	-0,160 820 12	-0,071 871 12
N_PVERKE	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	0,022 946 12	0,490 106 12	0,222 459 10	-0,208 423 10	0,189 600 10	0,199 534 12	0,114 725 12	0,140 665 12	0,255 423 12	0,372 234 12	-0,497 100 12	0,140 665 12	0,253 428 12	-0,119 714 12	-0,223 457 12
N_PWALD	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-0,013 969 12	-0,125 699 12	0,047 885 10	-0,147 536 10	-0,223 404 12	0,193 549 12	0,220 492 12	-0,519 084 12	0,064 844 12	-0,747** 005 12	0,220 492 12	0,111 731 12	0,323 306 12	0,194 546 12	0,546 12 12
N_PVERBU	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-0,543 088 12	0,112 728 12	0,876* 000 12	0,191 552 12	0,000 999 12	-0,008 979 12	0,297 349 12	0,167 803 12	0,054 824 12	0,577* 866 12	0,284 049 12	0,056 372 12	0,059 863 12	0,059 855 12	0,390 211 12
N_PGEW	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	0,435 157 12	-0,734* 007 12	-0,012 971 12	-0,347 269 12	-0,277 383 12	0,071 827 12	-0,079 807 12	0,297 348 12	0,216 499 12	0,099 758 12	0,104 027 12	0,635* 027 12	-0,244 445 12	0,148 324 12	-0,312 324 12
N_PACKER	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-0,885* 000 12	0,440 152 12	0,642* 024 12	0,572 052 10	0,394 205 12	0,385 217 12	-0,104 748 12	0,365 243 12	0,501 097 12	0,190 553 12	0,217 498 12	0,931** 000 12	0,525 080 12	-0,194 545 12	0,739* 006 12
N_PEXTLW	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-0,585* 046 12	0,761** 004 12	0,315 318 12	0,280 378 10	0,196 542 10	0,138 670 12	0,042 896 12	0,164 611 12	0,270 396 12	-0,078 809 12	0,843** 723 12	0,455 001 12	-0,176 137 12	0,355 585 12	0,257 297 12
N_PGL	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	0,397 201 12	-0,337 284 12	-0,647* 023 12	-0,210 513 12	-0,069 831 12	0,329 296 12	-0,256 421 12	0,268 399 12	0,348 344 12	0,469 609 12	0,747 111 12	0,497 825 12	0,253 698 12	0,223 399 12	0,312 021 12
N_PSIEDL	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-0,747* 005 12	0,204 525 12	0,527 078 12	0,414 181 12	0,247 440 12	0,003 080 12	0,517 983 12	0,639* 086 12	0,323 025 12	0,171 306 12	0,906** 000 12	0,535 073 12	-0,182 561 12	0,626* 029 12	0,269 021 12
N_PVERKE	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-0,557 060 12	0,446 147 12	0,534 074 12	0,115 721 10	-0,022 945 10	0,234 464 12	0,297 348 12	0,371 235 12	0,435 150 12	0,073 821 12	0,104 740 12	0,780** 003 12	0,401 196 12	-0,097 763 12	0,314 321 12
N_PWALD	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	0,764* 003 12	-0,376 226 12	-0,465 127 10	-0,489 107 10	-0,347 269 12	-0,496 101 12	0,134 678 12	-0,472 121 12	-0,619* 032 12	-0,240 453 12	-0,967** 000 12	-0,590* 043 12	0,225 483 12	-0,652* 021 12	0,14 12 12
N_PVERBU	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	0,285 242 12	0,219 493 12	0,338 283 12	-0,265 370 12	-0,434 159 12	-0,478 116 12	0,257 421 12	-0,469 124 12	0,501 355 12	-0,186 097 12	0,237 563 12	0,080 458 12	0,544 854 12	0,402 193 12	0,427 166 12
N_PGEW	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-0,560 058 12	-0,256 421 12	-0,682* 013 12	0,466 109 10	0,429 164 10	0,581* 047 10	-0,041 898 12	0,362 057 12	0,620* 032 12	0,385 217 12	-0,404 193 12	0,012 970 12	0,515 087 12	-0,431 162 12	-0,444 149 12
N_PACKER	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	0,589* 040 12	0,085 792 12	0,699* 011 12	-0,586* 045 12	-0,752* 005 12	-0,486 109 12	0,369 268 12	-0,459 134 12	0,316 317 12	-0,725** 008 12	-0,498 099 12	0,516 098 12	0,902 776 12	0,817** 001 12	0,776* 003 12
N_PEXTLW	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	0,451 141 12	0,155 631 12	0,610* 035 12	-0,441 152 12	-0,587 060 12	-0,463 129 12	0,040 901 12	-0,445 148 12	-0,602* 271 12	-0,348 038 12	-0,318 314 12	0,295 352 12	0,119 713 12	-0,609* 036 12	0,504 095 12
N_PGL	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-0,598 092 12	-0,481 131 12	-0,446 144 12	0,289 375 12	0,367 241 12	0,728* 008 12	0,718** 009 12	0,553 062 12	0,606 037 12	0,220 492 12	0,335 335 12	0,444 458 12	0,356 149 12	0,356 257 12	0,255 12 12
N_PSIEDL	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	0,351 264 12	-0,142 680 12	0,481 114 12	-0,479 115 12	-0,587* 045 12	-0,173 580 12	0,357 255 12	-0,146 851 12	-0,065 840 12	-0,459 133 12	-0,366 242 12	0,349 267 12	0,230 472 12	-0,633* 027 12	0,477 117 12
N_PVERKE	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	0,254 426 12	-0,005 988 12	0,404 193 12	-0,356 256 12	-0,465 128 12	-0,263 408 12	0,108 739 12	-0,246 441 12	-0,148 647 12	-0,428 165 12	-0,181 573 12	0,145 652 12	0,217 498 12	-0,510 090 12	0,480 106 12
N_PWALD	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-0,441 151 12	0,065 840 12	-0,578* 049 12	0,516 086 12	0,656* 021 12	-0,269 398 12	-0,319 312 12	-0,319 450 12	0,241 647 12	0,148 062 12	0,553 167 12	0,427 185 12	-0,411 548 12	-0,193 011 12	0,700* 100 12
N_PVERBU	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	0,378 225 12	0,253 427 12	0,048 881 12	0,274 389 12	0,222 488 12	0,371 235 12	0,064 842 12	0,256 422 12	0,256 422 12	0,256 422 12	0,736* 006 12	-0,739* 010 12	0,238 006 12	0,444 031 12	-0,693* 193 12
N_PGEW	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-0,303 339 12	-0,052 872 12	0,020 951 12	-0,243 447 12	-0,446 146 12	-0,442 150 12	-0,215 502 12	0,182 571 12	0,182 371 12	0,182 340 12	0,302 658 12	0,143 098 12	0,516 031 12	0,621* 038 12	0,803* 166 12
N_PACKER	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	0,534 073 12	0,178 581 12	-0,040 903 12	0,403 193 12	0,637* 026 12	0,677* 012 12	0,149 644 12	0,169 599 12	0,169 599 12	0,169 599 12	0,085 794 12	-0,800** 002 12	-0,915** 000 12	-0,974** 000 12	-0,978* 000 12
N_PEXTLW	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	0,394 205 12	0,143 657 12	-0,008 980 12	0,170 587 12	0,337 284 12	0,437 155 12	0,133 681 12	0,048 883 12	0,048 883 12	0,048 883 12	-0,026 935 12	-0,584* 046 12	-0,773** 003 12	-0,852** 000 12	-0,846* 001 12
N_PGL	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-0,352 262 12	-0,213 507 12	-0,111 685 12	-0,373 232 12	-0,285 369 12	-0,369 238 12	-0,066 839 12	0,068 835 12	0,068 835 12	0,591* 835 12	0,345 043 12	0,547 272 12	0,388 065 12	0,166 212 12	0,166 606 12
N_PSIEDL	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	0,389 211 12	0,132 682 12	-0,128 692 12	0,190 553 12	0,437 156 12	0,516 086 12	0,353 816 12	0,353 261 12	0,353 261 12	0,353 261 12	0,031 924 12	-0,788* 002 12	-0,808** 001 12	-0,901** 000 12	-0,943* 000 12
N_PVERKE	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	0,333 390 12	0,189 556 12	-0,070 829 12	0,018 955 12	0,129 690 12	0,309 329 12	0,141 861 12	0,349 286 12	0,349 286 12	0,349 286 12	0,282 375 12	-0,789** 002 12	-0,853** 000 12	-0,880** 000 12	-0,823* 001 12
N_PWALD	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-0,437 155 12	-0,125 700 12	0,090 781 12	-0,263 410 12	-0,528 077 12	-0,583* 047 12	-0,143 658 12	-0,228 480 12	-0,228 480 12	-0,228 480 12	0,078 810 12	0,747** 005 12	0,807** 002 12	0,919** 000 12	0,986* 000 12

2.3.3 Ergebnisse und Interpretation Hydromorphologie

Neben den großräumigen Einflussgrößen sollte auch noch vertiefend untersucht werden wie sich das Feinsedimentproblem bei verschiedenen hydromorphologischen Situationen auswirkt. Diesbezüglich haben sich aus der Datenanalyse drei Themenschwerpunkte herauskristallisiert:

- die Eintiefung bzw. hydraulische Überlastung von Gerinnen
- der Rhithralisierungseffekt durch Kanalisierungen und Verbauungen
- der Einfluss einer naturnahen Morphologie und natürlicher Strukturen

Ein Problemfeld im Zusammenhang mit dem Sedimenthaushalt ist die zunehmende Eintiefung vieler Gewässer durch hydraulische Überlastungen auf Grund der raschen Ableitung von Niederschlagswässern in diese, in Kombinationen mit den in der Vergangenheit durchgeführten Begradigungen. Dadurch kommt es zu einer unnatürlichen Sohl- und Ufererosion. Deutlich ersichtlich wird dies beispielsweise am untersuchten Trattnach-Zufluss der aus Geboltskirchen kommt (TRZ, Abb. 47) oder am Oberlauf des Wilden Innbaches (Abb. 9) bzw. an naturnahe regulierten Pram-Abschnitten (Abb. 119).

Neben dem zusätzlichen Eintrag von Feinsedimenten ist vor allem der dann verhinderte Austrag von Feinsedimentfrachten bei höheren Wasserführungen ins Umland als ein negativer Einflussfaktor dieser Entwicklung auf die Feinsedimentsituation zu sehen.

Auch in den statistischen Auswertungen schlägt sich dieser Zusammenhang in unterschiedlichen Korrelationen nieder. Zum einen zeigt sich, dass je größer die Gewässerbreite (A_GewB, A_benB) an den Probestrecken ist, umso mehr ins Wasser hängende Ufervegetation (GS_UferVeg, $p \leq 0,05$) festgestellt wurde. Dieser Parameter bildet auf Umwegen die Eintiefung des Gewässers ab. Das heißt, dass speziell kleine, begradigte Gewässer stark von der Eintiefung betroffen sind. Je weniger ins Wasser hängende Vegetation, d.h. je eingetiefter umso mehr Feinsedimentbelastung wurde festgestellt (SZ_FS, $p \leq 0,01$).

Um diese Ergebnisse zu verifizieren wurde in den acht Untersuchungsabschnitten auch die Eintiefung in vier Klassen kategorisiert (1 = deutliche Eintiefung, 2 = mäßige Eintiefung, 3 = geringe Eintiefung, 4 = natürlicher Umlandanschluss) und mit den Sedimentparametern in Zusammenhang gebracht (Abb. 59 und Abb. 60). Dieser Parameter korreliert signifikant negativ mit der Sohldynamik (HMZ_SD), der Bewertung der Substratzusammensetzung (HMZ_Sub) und den Choriotopeilen Mega- und Makrolithal (SZ_Mega, SZ_Makro) sowie der Einstufung der Sedimentsituation (SZ_FS) und damit auch dem Vorhandensein von potentiellen Laichplätzen (GS_PotLaich).

Die Schlussfolgerungen die aus dem Einfluss einer übermäßigen Ufererosion durch Eintiefung zu ziehen sind, finden sich in Kap. 4.

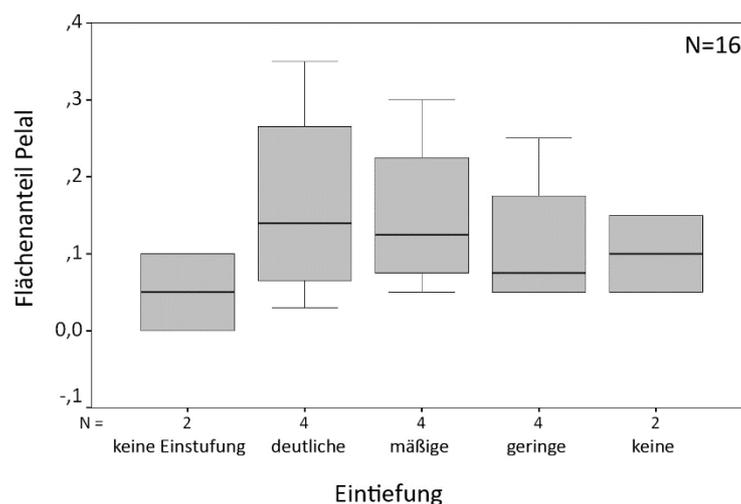


Abb. 59 Flächenanteil des Choriotops Pelal je nach Eintiefungsbewertung.

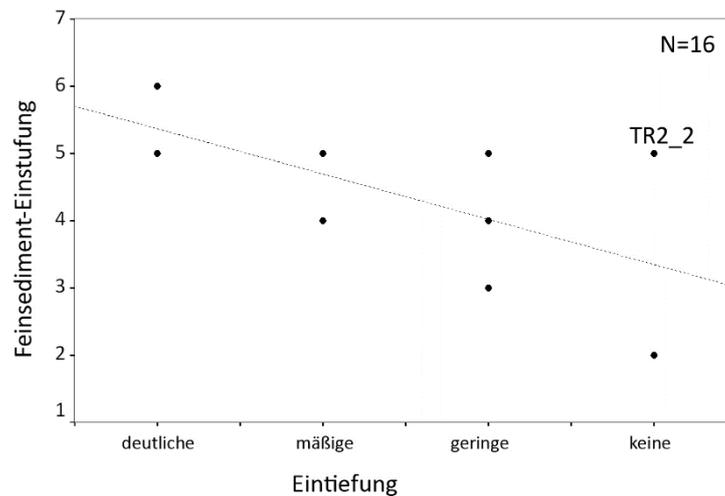


Abb. 60 Feinsedimenteinstufung (2...nur in strömungsberuhigten Bereichen natürliche Ablagerungen, 3...über kleinere Bereiche im Bachbett Feinsedimentablagerungen, 4...über größere Bereiche im Bachbett Feinsedimentablagerungen, 5...dünnere flächiger Überzug, 6...dicker flächiger Überzug)

Eine andere Tatsache, als die dargestellte Eintiefungs-Feinsediment-Korrelation, ergibt sich durch die Rhithralisierung in begradierten Abschnitten, in denen eine übermäßige Tiefen- und Seitenerosion mittels Sicherungen verhindert wird. Die dortigen hydraulischen Bedingungen gehen mit einer geringeren lokalen Feinsedimentbelastung einher. Die diesbezüglichen Erkenntnisse aus der ersten Studie konnten im jetzigen Untersuchungsdesign ebenfalls wieder nachgewiesen werden. So zeigt das lokale Gefälle des Abschnitts (GIS_AbsSlope) eine signifikante negative Korrelation mit der Einstufung der Substratzusammensetzung (1...sehr gut bis 5...schlecht). Ebenso zeigte sich eine signifikant negative Korrelation zwischen der maximalen Wassertiefe im Abschnitt (A_maxT) und dem Flächenanteil des Choriotops Pelal (SZ_Pelal). Das heißt je steiler und flacher überströmt das Substrat ist, umso höhere Schleppkräfte herrschen und umso weniger bleibt das feine Material liegen.

Besonders gut ersichtlich ist dies bei der Probestrecke TR1. Diese ist vollständig kanalisiert und weist ein hohes lokales Gefälle mit einer gesicherten Sohle auf, sodass es zu keiner weiteren Tiefenerosion kommen kann. Hier zeigt sich eine Substratverteilung mit großen Anteilen an den mittleren, ökologisch wertvollen Korngrößenklassen (siehe Kap.2.3.5).

Die Analyse wie sich eine naturnahe Morphologie bzw. eine natürliche Strukturausstattung auf die Feinsedimentsituation auswirken, zeigte unter Einbeziehung aller Fälle (N=16) nur sehr allgemeine Zusammenhänge. Beispielsweise, dass eine schlechte hydromorphologische Bewertung mit einem hohen Anteil großer Blöcke, die von den Verbauungsmaßnahmen stammen, einhergeht und, dass das Vorhandensein von Strukturgebern wie Totholz mit guten Bewertungen der Hydromorphologie korreliert (siehe dazu auch Kap. 4).

Erst der Schritt die Werte der zwei Probenahmeterminen getrennt voneinander zu betrachten und nur die oberen Einzugsgebiete miteinander zu vergleichen, die grundsätzlich von Natur aus alle eine ähnliche Morphologie haben müssten, brachte weitere Erkenntnisse. Es wird ersichtlich, dass es zu einer allgemeinen Akkumulation von Feinanteilen über den Sommer kommt (siehe Kap. 2.3.5), die jedoch unterschiedlich stark je nach Morphologie ausfällt. Sowohl bei den Sand- wie auch bei den Schluff-Fraktion zeigen sich - etwas unterschiedlich ausgeprägt aber dennoch - die gleichen Tendenzen (Abb. 61 und Abb. 62). Während bei der Untersuchung Ende Juni 2015 (PN1) tendenziell eher die hydromorphologisch besser bewerteten Abschnitte mehr mit Feinanteilen belastet waren als die hydromorphologisch schlechteren, zeigt sich die genau umgekehrte Entwicklung zum Ende des Sommers hin (PN2 Ende September 2015). Als Erklärung dafür könnte dienen, dass die höheren

Frühsommer-Wasserführungen die überprägten, begradigten Bereiche durch die höheren Schleppspannungen besser „gereinigt“ haben, während sie in den naturnahen Bereichen nicht so hohe Transportkräfte entwickeln und es dort eher zu einer Sedimentation kommt. Im Sommer, wenn eher konstante geringere Abflüssen dominieren, ergeben sich in den anthropogen überformten Bereichen höhere Sedimentationsraten während die Strukturen in den naturnäheren Bächen eine solche Akkumulation hintanhaltend. Das heißt in der vorliegenden Studie ergeben sich in den naturnahen Bereichen ausgeglichene Verhältnisse.

Grundsätzlich ist eine naturnahe Strukturausstattung jedenfalls als positiv zu bezeichnen, wie am Beispiel TR2 deutlich wird. Hier sind ebenfalls hohe Feinsedimentfrachten im Gewässersystem vorhanden aber sie verteilen sich aus ökologischer Sicht besser, da sie sich in strömungsberuhigten Bereichen sammeln und damit auch weiterhin andere Choriotope vorzufinden sind. Ähnlich stellt sich auch die Situation beim Innbachzufluss (IBZ) dar. Dieser ist jedoch vom Abfluss her kleiner und beginnt deshalb schon früher zu mäandrieren, wodurch er ein relativ geringes Gefälle und damit eine höhere Tendenz zur Sedimentation aufweist.

Um die Aussagen bezüglich Morphologie und Auswirkungen auf die Sedimentation zu festigen, wäre jedenfalls eine Ausdehnung der Stichprobe über mehr Stellen und über mehrere Jahre empfehlenswert.

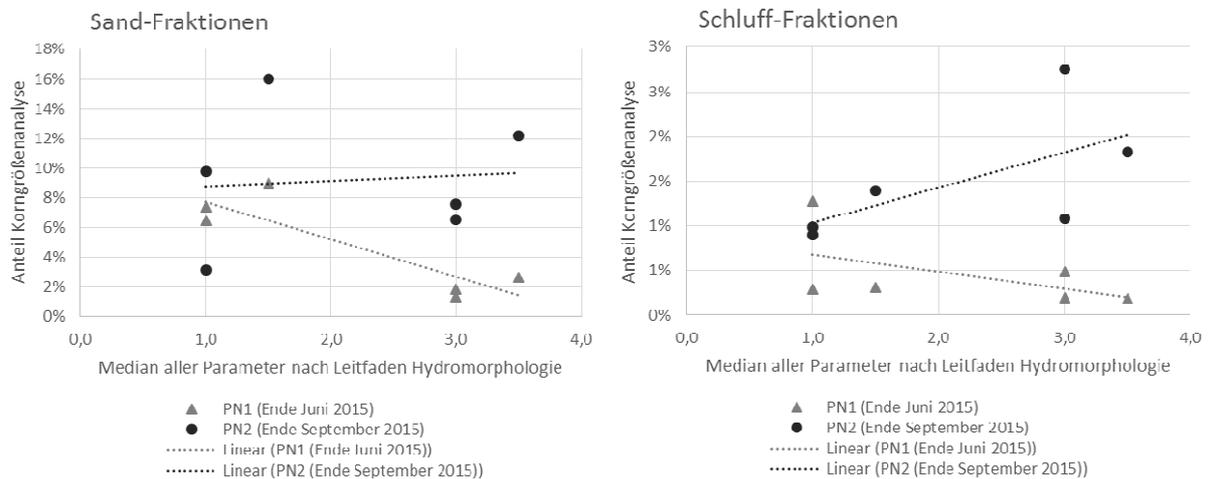


Abb. 61 Links: Anteil der Sand-Fraktionen in der Korngrößenanalyse in den sechs Oberlauf-Probestellen (TR1, TR2, TR2, IB1, IBZ und IB2) zu den zwei unterschiedlichen Probenahme-Terminen.

Abb. 62 Rechts: Anteil der Schluff-Fraktionen in der Korngrößenanalyse in den sechs Oberlauf-Probestellen (TR1, TR2, TR2, IB1, IBZ und IB2) zu den zwei unterschiedlichen Probenahme-Terminen.

Zusammengefasst sind hinsichtlich der Hydromorphologie besonders die folgenden Abschnitte gefährdet durch Feinsedimente degradiert zu werden (siehe auch Kap.4):

- gestaute Bereiche
- überbreit regulierte Abschnitte mit einer damit einhergehenden homogenen und reduzierten Schleppspannungsverhältnissen, speziell wenn das Gefälle über Querriegel abgebaut wird und so eine Aneinanderreihung kurzer „Staubereiche“ entsteht
- gestreckte, hydraulisch überlastete Bereiche ohne Sohl- und Ufersicherungen mit nicht übermäßig hohem Gefälle
- naturnahe Bereiche mit einem naturnahen Verlauf und daraus resultierendem geringeren Gefälle; Diese wirken zwar nicht als Quellen aber als Senken für oberhalb eingetragene Feinsedimente, speziell wenn es an Strukturen und einer natürlichen Dynamik mangelt. Bei einer natürlichen Strukturausstattung kommt es hingegen nicht zu einer so hohen Akkumulation über den Sommer.

Wenig gefährdet sind komplett verbaute, eng kanalisierte Bereiche mit einem vergleichsweise hohen Gefälle und einem damit einhergehenden Rhithralisierungseffekt. Diese weisen aber andere deutlich negative Bedingungen auf.

Besonders eine natürliche Strukturvielfalt hilft, zumindest noch bereichsweise, heterogene und damit ökologisch wertvolle Bedingungen zu erhalten.

2.3.4 Ergebnisse und Interpretation Wasserphysik

Ergänzend wurden bei den zwei Probenahmeterminen auch vier wasserphysikalische Parameter (Leitfähigkeit, Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt und pH-Wert) gemessen.

Die Leitfähigkeit korreliert mit verschiedensten Parametern, die die Probestellen hinsichtlich Lage im Längsverlauf, Intensität der menschlichen Nutzung und damit auch Feinsedimentaufkommen charakterisieren positiv (z.B. mit SZ_FS ($p \leq 0,05$), S_MedS ($p \leq 0,05$), S_FinS ($p \leq 0,05$) und negativ mit GIS_AbsS, GIS_AbsH, GIS_EZGH, GIS_EZGS (jeweils $p \leq 0,01$)). So ergeben sich auch mit allen Nutzungskategorien signifikante bzw. hoch signifikante positive oder negative Korrelationen je nachdem wie sie die Intensität der menschlichen Nutzung widerspiegeln. Das heißt die Leitfähigkeit stellt – wie generell bekannt – ein gutes Maß für die menschliche Einflussnahme auf ein Gewässer dar. Messungen während der Starkregenereignisse haben sich dabei nicht als zielführend erwiesen, da die Werte bei der anspringenden Hochwasserwelle - trotz hohen Trübungen - durch den Verdünnungseffekt keine bedeutenden Unterschiede zu den Messungen davor aufwiesen. Das heißt Leitfähigkeits-Messungen sind ein probates Werkzeug um Einflüsse und Unterschiede zwischen Zuflüssen bei normalen Wasserführungen zu erheben aber nicht geeignet Einträge bei Regenereignissen zu detektieren.

Beim Sauerstoff ergaben sich Korrelationen mit unterschiedlichen Korngrößenklassen. So ergab sich eine positive Korrelation ($p \leq 0,05$) mit dem Anteil von sehr feinem Kies (S_VfinG) sowie negative Korrelationen mit der sehr grobem, grobem und feinen Sandfraktion (S_VcoaS ($p \leq 0,01$), V_CoaS ($p \leq 0,05$), V_FineS ($p \leq 0,05$)).

Grundsätzlich ergab die Auswertung der diversen Korrelationen, dass der Sauerstoffgehalt zwar naturgemäß mit dem Messzeitpunkt (abhängig von der Temperatur siehe auch JUNGWIRTH et al., 2003) korreliert aber keine direkte statistische Abhängigkeit von der Lage der Messstelle im Längsverlauf des Gewässers besteht. Auch mit den Nutzungsanteilen im Einzugsgebiet konnte kein signifikanter Zusammenhang hergestellt werden. Der Sauerstoffgehalt dürfte viel eher von den lokalen Gegebenheiten abhängen und ist natürlich stark mit den anderen wasserphysikalischen Parametern gekoppelt (Leitfähigkeit, pH-Wert). Über diese logischen Zusammenhänge hinaus ist in der Statistik noch eine signifikant positive Korrelation des Sauerstoffgehaltes mit dem Trockenrückstand der Sedimentproben und dem AOX-Gehalt ($p \leq 0,05$) aufgefallen. Anderen Korrelationen mit nur geringfügig nachgewiesenen Substanzen kann keine Kausalität zugeordnet werden.

Gewisse Anzeichen deuten jedoch auch darauf hin, dass die Korngrößenzusammensetzung Einfluss auf die biologische Aktivität und damit den Sauerstoffgehalt nimmt (Abb. 63). Vor allem sandige Fraktionen stellen auch für den Biofilm einen ungünstigen Lebensraum dar und die organischen, feinen Anteile führen zu sauerstoffzehrenden Prozessen. Um hier jedoch gesicherte Aussagen treffen zu können, ist ein umfangreicheres, auf diese Thematik abgestimmtes, Untersuchungsdesign notwendig.

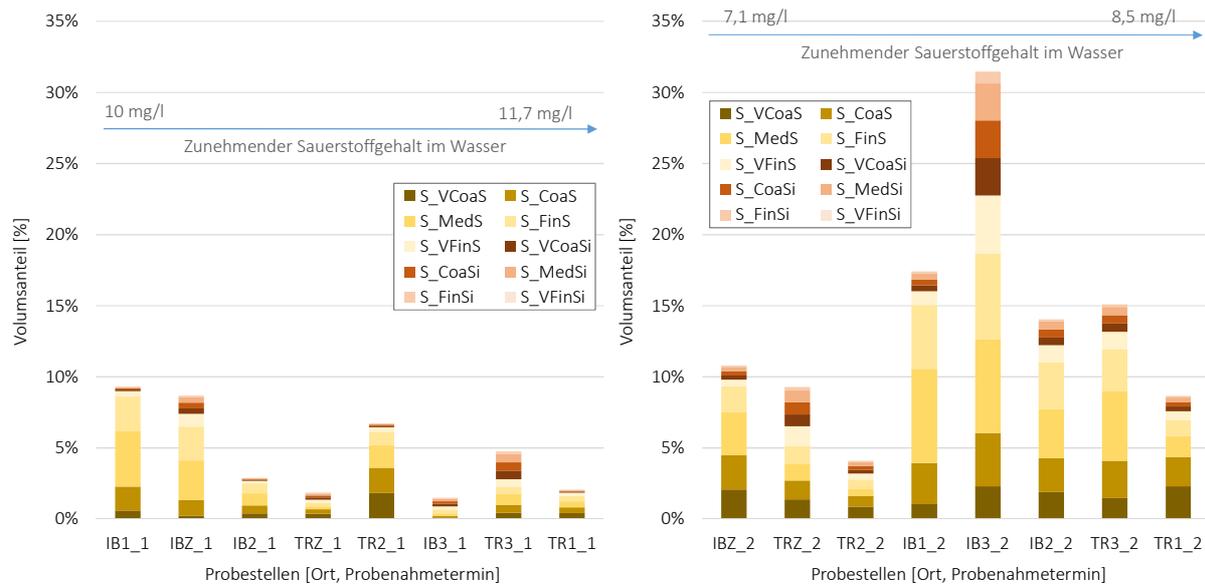


Abb. 63 Korngrößenverteilung (Sand (VCoaS...very coarse sand), Schluff (VFinSi...very fine silt)) sortiert nach dem Sauerstoffgehalt des Gewässers bei den beiden Probenahmeterminen (links...Juni 2015; rechts...September 2015).

2.3.5 Ergebnisse und Interpretation Choriotope und Korngrößenanalysen

Mit Hilfe der Korngrößenanalysen und der Verschneidung der Daten mit den anderen Parametern soll die Frage beantwortet werden, wie die Feinsedimentfraktion zusammengesetzt ist und von welchen Einflussgrößen die Korngrößenverteilung abhängt.

Grundsätzlich ist zu sagen, dass die unterschiedlichen das Feinsediment beschreibenden Parameter gut miteinander korrelieren. Die Choriotope-Abschätzung korreliert hoch signifikant bzw. signifikant mit diversen Parametern der Siebung. Das heißt eine gute flächenmäßige Choriotope-Abschätzung vor Ort produziert robuste Daten, die für weiterführende Analysen verwendet werden können. Der Vorteil dieser schnellen Experteneinschätzung ist, dass sie weit weniger aufwendig ist als eine Siebung.

Die nun schon in mehreren Projekten erprobte Feinsedimentklassifizierung (Tab. 6 auf S.37, siehe auch HÖFLER et al., 2016) korreliert ebenfalls hochsignifikant mit der Choriotope-Abschätzung für Pelal (SZ_Pelal, $p \leq 0,01$) (Abb. 64). Bei den Werten der Siebanalyse ergaben sich vor allem negative Korrelationen mit dem „Fine gravel“ ($p \leq 0,05$) und dem „Very fine gravel“ ($p \leq 0,01$) (Abb. 64). Das heißt diese feinen Schotterfraktionen die wichtige ökologische Funktionen erfüllen, verschwinden als erstes unter einer zunehmenden Feinsedimentüberdeckung. Die Klassifizierung ist jedenfalls geeignet eine schnelle Vor-Ort Abschätzung durchzuführen.

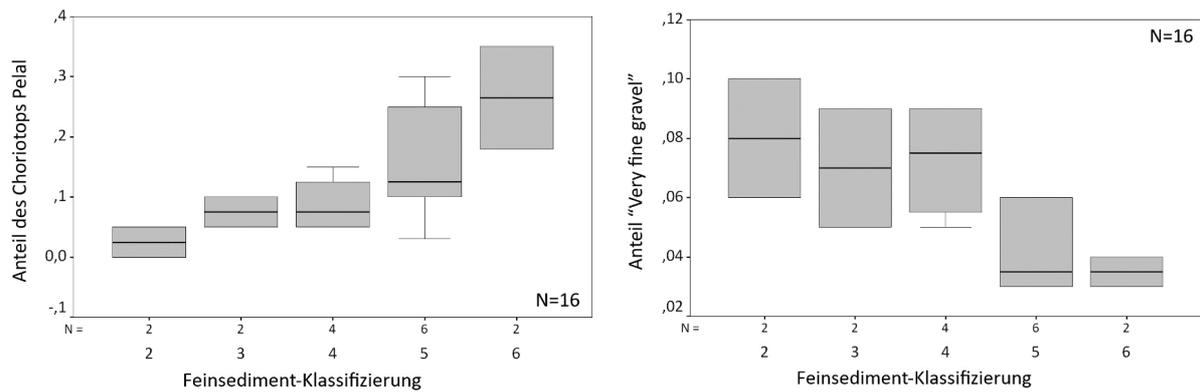


Abb. 64 Links: Zusammenhang zwischen Feinsediment-Klassen und dem Anteil des Choriotops Pelal.

Abb. 65 Rechts: Zusammenhang zwischen Feinsediment-Klassen und dem Anteil an „Very Fine Gravel“ in der Korngrößenverteilung.

Betrachtet man nun tiefergehend die Frage, nach der Veränderung der Korngrößenzusammensetzung im Längsverlauf, lässt sich in der vorliegenden Untersuchungskulisse ein Trend in Richtung feineren und gröbere Fraktionen Richtung flussab feststellen (Abb. 66, Abb. 67). Die geringeren Anteile an mittleren Korngrößen, die in den mittelgroßen Alpenvorlandgewässern generell beobachtbar ist, spiegeln sich in verschiedenen statistischen Zusammenhängen wider. Einige davon wurden bereits im Kap. 2.3.2 dargelegt. Weiter Beispiele sind die signifikant negative Korrelation zwischen D75-D25 und der mittleren Tiefe (A_MeanT) oder auch die signifikant positiv Korrelationen zwischen Gewässerbreite (A_BenB und A_GewB) und den verschiedenen Schluff-Fraktionen (S_VCoaS, S_CoaS und S_MedS).

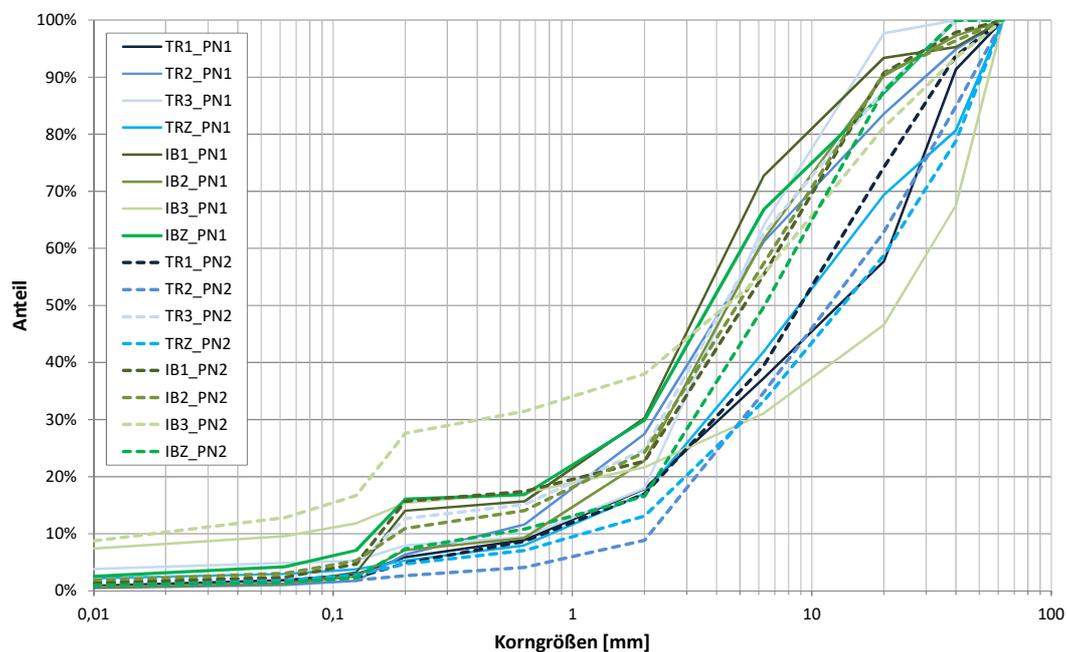


Abb. 66 Korngrößenverteilung nach Probestrecke und Probenahmeterrin (durchgezogen ... Juni 2015; strichliert ... September 2015).

Die vermehrten sehr groben Fraktionen in den Unterläufen dürften verschiedenen Einflüssen geschuldet sein. Zum einen sind darin die Wasserbausteine abgebildet, die zur Sicherung verwendet wurden. Einen Einfluss könnte auch die Tatsache haben, dass in den kanalartigen, eingetieften Unterlaufgerinnen die kleineren Schotterfraktionen vermehrt ausgezogen werden während die etwas größeren Steine noch liegen bleiben. Außerdem kommt es zu deutlichen Feinsediment-Ablagerungen in den Unterläufen.

Bei all diesen Tendenzen stellt sich die grundsätzliche Frage wieviel davon im Längsverlauf natürlich ist. Es ist davon auszugehen, dass naturgemäß nach unten hin die Sedimente durch die unterschiedlichen Transportprozesse (z.B. selektiver Transport, Abrieb, etc.) kleiner werden (JUNGWIRTH et al., 2003). Ebenso als gesichert kann aber auch die menschliche Einflussnahme auf die Korngrößenverteilung angenommen werden, die vor allem in erhöhten Anteilen an sehr groben und sehr feinen Fraktionen sichtbar wird.

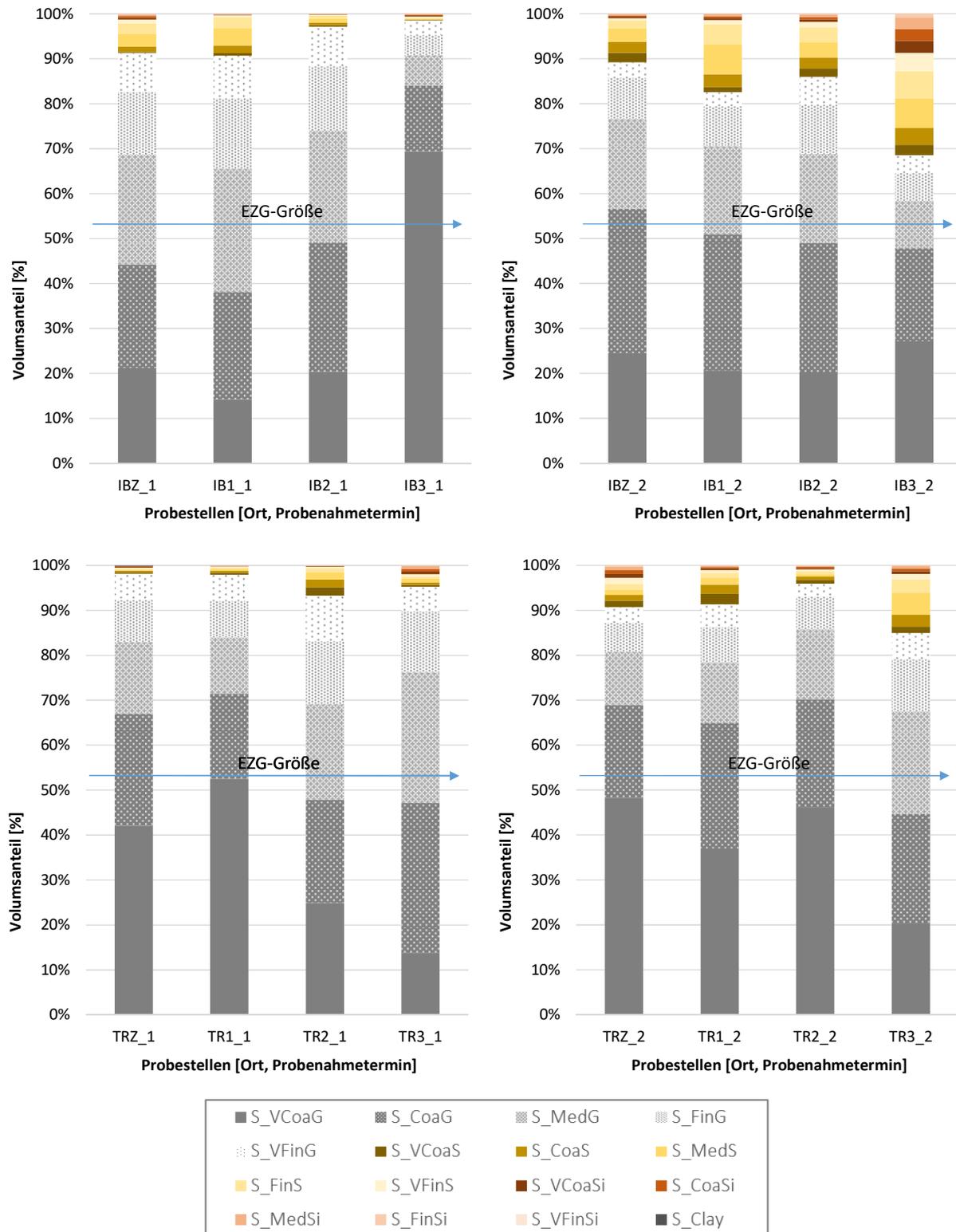


Abb. 67 Korngrößenverteilungen nach Gewässersystem, Probenahmetermin (links ... Juni 2015; rechts ... September 2015) und Einzugsgebietsgröße geordnet.

Was in der Abb. 67 ebenfalls ersichtlich wird, ist die Akkumulation, die über die Sommermonate stattfindet wie sie bereits im Kapitel 2.3.3 unter dem Gesichtspunkt der Hydromorphologie dargelegt wurde. Diese bildet sich auch in den signifikant positiven Korrelationen zwischen dem Anteil des Choriotops Pelal (SZ_Pelal) sowie des D10 (10 % der Partikel sind feiner als dieser Wert) und anderen Zusammenhängen mit dem Datum ab.

Speziell die kleineren Zuflüsse und die Unterläufe sind von dieser Akkumulation betroffen. Davon nicht betroffen sind, wie in Kap. 2.3.3 dargelegt, die naturnahen Bereiche von TR2 und IBZ. Tatsächlich scheinen vor allem TR3, IB2 und IB3 beim ersten Probenahme-Termin von den Frühsommer-Hochwässern „freigeputzt“ gewesen zu sein, und dann im Verlauf des Sommers 2015 stark zusedimentiert.

2.3.6 Ergebnisse und Interpretation Feinsediment vs. Sand

Die Annahme mancher Studien, dass das Verhältnis zwischen Sand und feineren Anteilen auch durch die Nutzungen determiniert wird (vgl. z.B. ZUMBROICH, 2011), erscheint grundsätzlich plausibel. Nach diversen statistischen Analysen konnte einzelne Trends diesbezüglich abgelesen werden. Beispielsweise ergab die statistische Auswertung der Daten, die im Rahmen der chemischen Analysen gewonnen wurden (Korngrößenklassen der Siebung der Feianteile < 2 mm), Zusammenhänge mit den Nutzungen in den Einzugsgebieten. So korreliert der eher grobkörnige Anteil 0,63 mm bis 2 mm hoch signifikant negativ mit dem Ackeranteil und signifikant negativ mit den Siedlungsflächenanteil sowie hoch signifikant positiv mit dem Waldanteil im Einzugsgebiet. Das heißt vor allem TR1 und TR2 weisen einen hohen Anteil dieser Fraktion auf. Die mittleren Sandfraktionen (Anteil 0,20 bis 0,63 mm und Anteil 0,125 bis 0,20 mm) korrelieren signifikant positiv mit dem Ackeranteil. Der feinste Anteil (Anteil < 0,063 mm) ist sehr dominant in den Standorten TRZ sowie IB3 und TR3 vertreten, die stark durch Siedlungsgebiete beeinflusst sind (siehe auch ZUMBROICH, 2011). Die tatsächliche Kausalität dieser Zusammenhänge zwischen Fraktionen und Nutzungen ist aufgrund der Stichprobengröße und unterschiedlichen geologischen und topografischen Verhältnisse nicht einwandfrei festzustellen. Als Tendenz können diese Ergebnisse aber allemal verstanden werden.

Grundsätzlich scheint es so, dass dieses Verhältnis zunächst vor allem geologisch bedingt ist (siehe Kap.2.1.2.3 und HAUER et al., 2015a). Beispielsweise wurden vermehrt Sandanteile vor allem in den Innbach-Proben festgestellt (Abb. 68). Ein Großteil des Einzugsgebiets des Innbaches liegt in der geologischen Einheit „Atzbach-Formation“, die als Gesteins-Hauptgruppe Sand ausgewiesen hat (Abb. 69).

Versucht man die Gesteins-Hauptgruppen hinsichtlich deren Verwitterungsprodukten bei den feinen Fraktionen zu unterteilen, kann man grob drei Gruppen unterscheiden. Je nach Geologie fallen die feinen Verwitterungsprodukte eher in die Kategorie Schluff/Ton (z.B. Mergel), Feinsand (z.B. Feinkorngranit, Atzbacher Formation) oder Grobsand/Feinkies (z.B. Grobkorngranite) (exakte Unterteilung siehe Kap. 3.1.4).

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass das Verhältnis von Sand zu Schluff und Ton vor allem von der Geologie abhängig ist. Diese Grundtendenz im Verhältnis wird weiters durch die den Nutzungen im Einzugsgebiet und die Lage im Längsverlauf überlagert. Dieses Verhältnis zwischen Sand und feineren Anteilen ist insofern von Relevanz, da sich daraus unterschiedliche Auswirkungen für das Sedimenttransportverhalten und damit die Gewässerökologie ergeben (siehe Kap. 1.3.1). Mobiler Sand stellt den denkbar ungünstigsten Lebensraum für Lebewesen dar, vor allem da Sand auch bereits bei geringen Wasserführungen in Bewegung gerät.

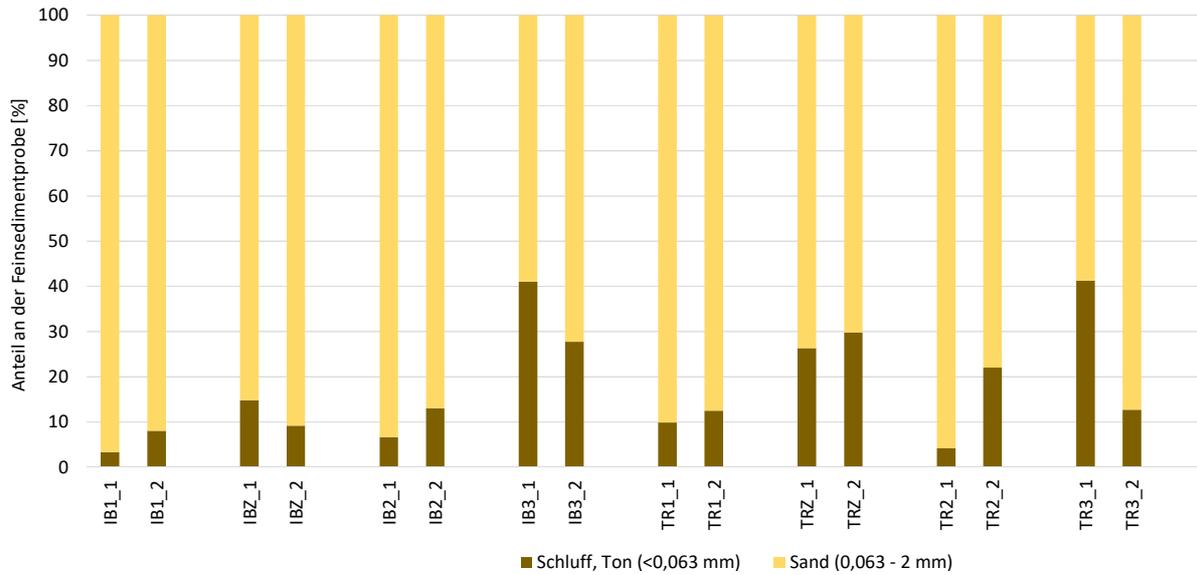


Abb. 68 Verteilung Sand (0,063 – 2 mm) zu feineren Anteilen (<0,063 mm) aus Siebung für die chemischen Analysen, jeweils an den zwei Probenahmeterminen.

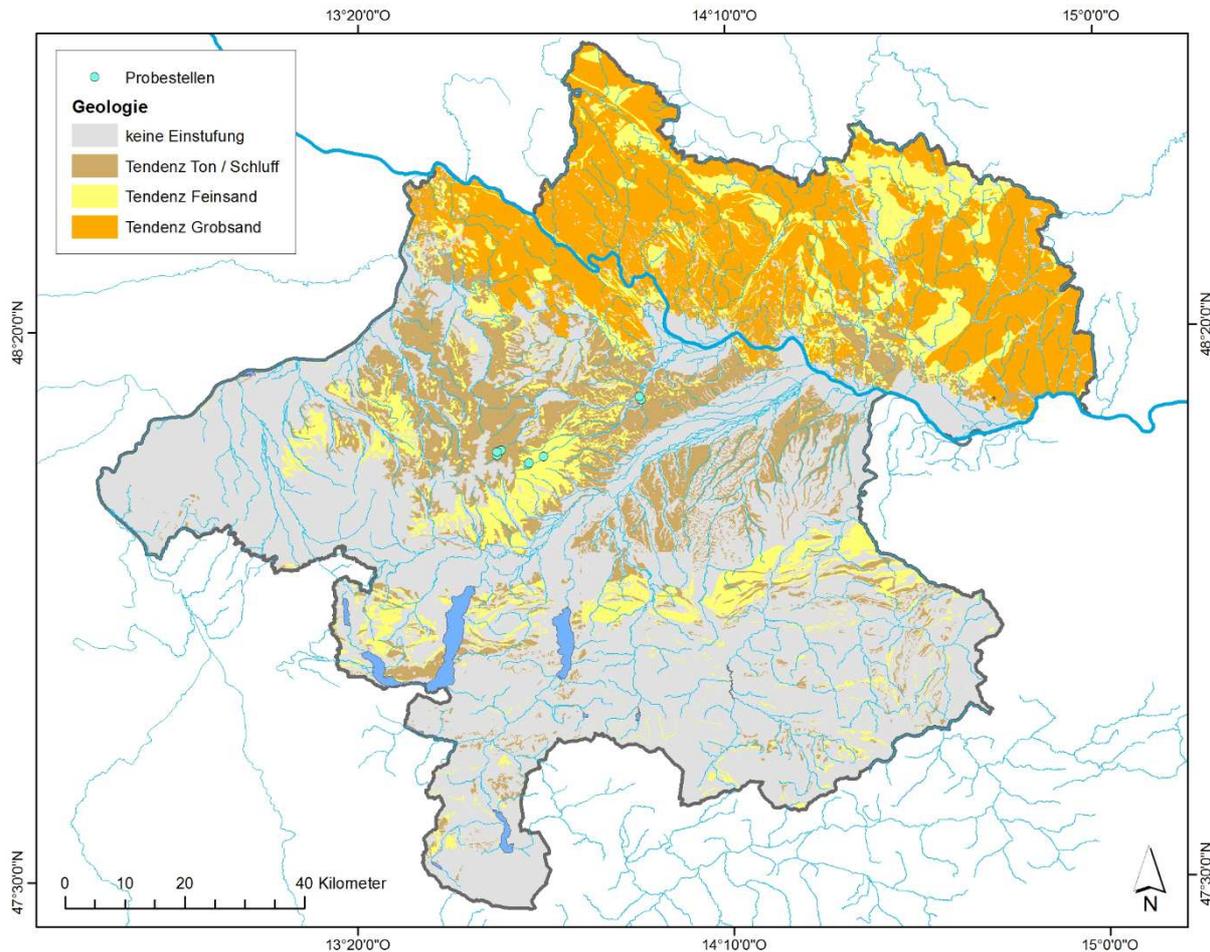


Abb. 69 Übersicht über die vermutliche Dominanz bei den feinen Korngrößen auf Grund der geologischen Hauptgruppen.

Auch chemische Eigenschaften sind an dieses Verhältnis geknüpft. So konnte bei der statistischen Auswertung der Parameter aus der Chemieuntersuchung (Kap. 2.5) ein Zusammenhang zwischen dem Verhältnis von Feinanteilen (< 0,063 mm, Massen%) zu Sand (0,063-2 mm, Fein- Mittel- und Grobsand) und manchen chemischen Elementen hergestellt werden. Beispielsweise korreliert der Anteil

< 0,063 mm signifikant negativ mit verschiedenen Parametern der Untersuchung des Eluats: z.B. DOC, N-Kjeldahl, NH₄-N, P gesamt, Bor oder Calcium.

2.3.7 Resümee Hydromorphologie, Sedimenthaushalt und Einzugsgebietsparameter

Resümierend lassen sich folgende Punkte festhalten:

- Eine intensive menschliche Nutzung in den Einzugsgebieten (v.a. Acker- und Siedlungsflächen) bildet sich in der Korngrößen- und Choriotop-Verteilung ab. Die dadurch erhöhten Feinsedimentbelastungen in den Gewässern dürfen als gesichert angenommen werden.
- Richtung flussab bzw. bei einer intensiveren menschlichen Einflussnahme reduzieren sich speziell die mittleren, ökologisch sehr wichtigen Korngrößen zugunsten ganz grober und ganz feiner Fraktionen (z.B. Kurtosis und D75-D25).
- Speziell in einer intensiv vom Menschen überprägten Hydromorphologie ist eine sehr deutliche Akkumulation von Feinsedimenten über den Sommer zu beobachten. In eher naturnahen Systemen kommt es zu keiner oder einer geringeren solchen Akkumulation.
- Eine wirklich naturnahe Morphologie bringt deutliche Vorteile mit sich. Es kommt zwar im Frühsommer zu stärkeren Ablagerungen dadurch, dass sich in den strukturierten Bereichen nicht so hohe Schleppspannungen ausbilden können. Dafür wird eine Akkumulation über den Sommer und eine flächige Auflage verhindert. Es bleiben trotz Feinsedimentbelastung heterogenere Habitat-Verhältnisse bestehen.
- Bei den Veränderungen der Sedimentzusammensetzung im Längsverlauf stellt sich die generelle Frage was davon natürlich ist. Natürliche Sediment-Leitbilder wären ein sehr wünschenswertes Instrumentarium, das aber vermutlich - wenn überhaupt - nur noch über die Analyse von weitestgehend unberührten Gesamtsystemen (Einzugsgebiet und Hydromorphologie) formuliert werden kann.
- Neben den Einzugsgebietsgrößen wirkt vor allem die lokale Hydromorphologie auf die tatsächliche Ausprägung der Problemlage vor Ort. Speziell die vielerorts gravierende Eintiefung der Gewässer mit der einhergehenden hydraulischen Überlastung und der unnatürlichen Ufer- und Sohlerosion stellen eine negative Entwicklung im Zusammenhang mit der Feinsedimentbelastung dar. Wenn Gewässer eng begradigt aber nicht gesichert wurden, tritt das beschriebene Phänomen auf, während es in eng begradigten, gesicherten Abschnitten zu einer Rhithralisierung und damit zu einem rascheren Weitertransport der feinen Fraktionen kommt. Überbreite oder abgetreppte Regulierungen stellen hingegen Sedimentationsbereiche für Feinsedimente dar. Das heißt auch die Art der Regulierung hat einen wesentlichen Einfluss auf die Ausprägung einer Feinsedimentbelastung.
- Je nach Geologie kommt es auch im Alpenvorland zu hohen Sandbelastungen, die mobile Bänke bilden. Dieses Phänomen kann normalerweise ausgeprägt im Bereich der Böhmisches Masse beobachtet werden (vgl. HAUER et al., 2015a) und zeigt etwas andere biologische Auswirkungen als die Belastung mit Schluff- und Tonfraktionen.
- Die Auswirkungen von Feinsediment auf den biochemischen Haushalt und damit die Selbstreinigungskraft der Gewässer bleibt noch ein offenes Thema. Inwieweit die biologische Aktivität und damit der Sauerstoffgehalt vom Feinsedimentanteil abhängt, sollte zukünftig noch vertiefend beobachtet werden. Jedenfalls ist nicht auszuschließen, dass in den vergangenen Jahren teilweise erhöhten organischen Belastungen nicht nur mit erhöhten Einträgen im Zusammenhang stehen. Dadurch, dass Sand und Feinsedimente an sich schlechte Lebensräume für Mikroorganismen darstellen, könnte deren vermehrtes Vorhandensein die biologische Selbstreinigungskraft des Gewässers hemmen.

2.4 Biologische Untersuchungen

Um die Auswirkungen des Feinsediments auf die aquatische Biozönose zu erheben, gelten die Makrozoobenthos-Fauna und Eier von kieslaichenden Fischen als gute Indikatoren (z.B. QUADRONI et al., 2016, HOLZER & HINTERHOFER, 2007). Deshalb wurden für diese beiden Tiergruppen Untersuchungsdesigns entwickelt.

2.4.1 Eierbrütungsversuche

2.4.1.1 Methodik Eierbrütungsversuche

Um die Frage zu klären, wie sich übermäßige Feinsedimentfrachten auf die rhithrale Fischfauna auswirken, wurden Whitlock-Vibertboxen (WV-Boxen) Ende November 2015 zunächst noch ohne Fischeier in Drahtboxen eingebracht. Die über die Boxen passenden Drahtkörbe sollten ermöglichen, dass sich das Substrat bis zum Einbringen der Eier wieder konsolidieren kann und die Manipulationen an der Sohle bei den weiteren Schritten gering gehalten werden können (Abb. 70).

Die Boxen an sich bestehen aus zwei übereinander liegenden Kammern, wobei in die obere flachere die Eier eingebracht werden. Nach dem Schlüpfen sollten die Larven in die zweite Kammer fallen und dort aufgrund der Größe der Löcher bis zum Aufbrauchen des Dottersackes verbleiben.

In den Strecken TR1 und TR2 sowie IB1 und IB2 wurden jeweils sechs Boxen eingebracht. Davon wurden jeweils zwei in gutem Substrat, vorzugsweise in der Nähe von bestehenden natürlichen Laichgruben verankert (Abb. 71). Zwei weitere wurden in definitiv für Bachforellen-Laich ungeeigneten Feinsediment-Choriotopen eingegraben. Die zwei letzten Boxen je Standort wurden als Referenz auf dem Sediment in der freien Welle verankert (Abb. 70).

Drei Wochen nach diesem ersten Schritt wurden in jede Box zwischen 55 und 100 Eier eingebracht (17.12.2015). Die Anzahl wurde notiert. Der Laich befand sich bereits im Augenpunkt-Stadium (Abb. 74) und stammte dankenswerterweise vom Fischereirevier Innbach, das jedes Jahr autochthone Bachforellen nachzüchten lässt. Es wurde versucht die bereits in den Boxen vorgefundenen Feinsedimentansammlungen so wenig wie möglich zu zerstören.



Abb. 70 Links: Verankerung und Drahtkorb mit befestigter WV-Box als Referenz in der freien Welle.

Abb. 71 Rechts: Guter WV-Boxen Standort in der Strecke TR2 (roter Pfeil) in unmittelbarer Nähe zu einer natürlichen Bachforellen-Laichgrube (blauer Pfeil).

Danach wurden an drei Kontrollterminen (21.12.2015, 30.12.2015 und 19.01.2016) die Eier und Larven auf die Mortalitätsraten bzw. den Entwicklungsfortschritt kontrolliert (Abb. 74). Dazu wurden alle lebenden und abgestorbenen Eier und Larven gezählt. Die überlebenden Individuen wurden wieder in die Boxen zurückgesetzt. Auch die Feinsedimentansammlung in den Boxen wurde erhoben. Am Ende wurden alle restlichen Fischlarven in den Bach entlassen.

2.4.1.2 Ergebnisse Eierbrütungsversuche

Die hier dargestellten Ergebnisse zeigen ein sehr homogenes Bild und sind damit wenig aussagekräftig (Abb. 72 und Abb. 73). Eine Aussage hinsichtlich Feinsedimenteinfluss ist daher schwierig.

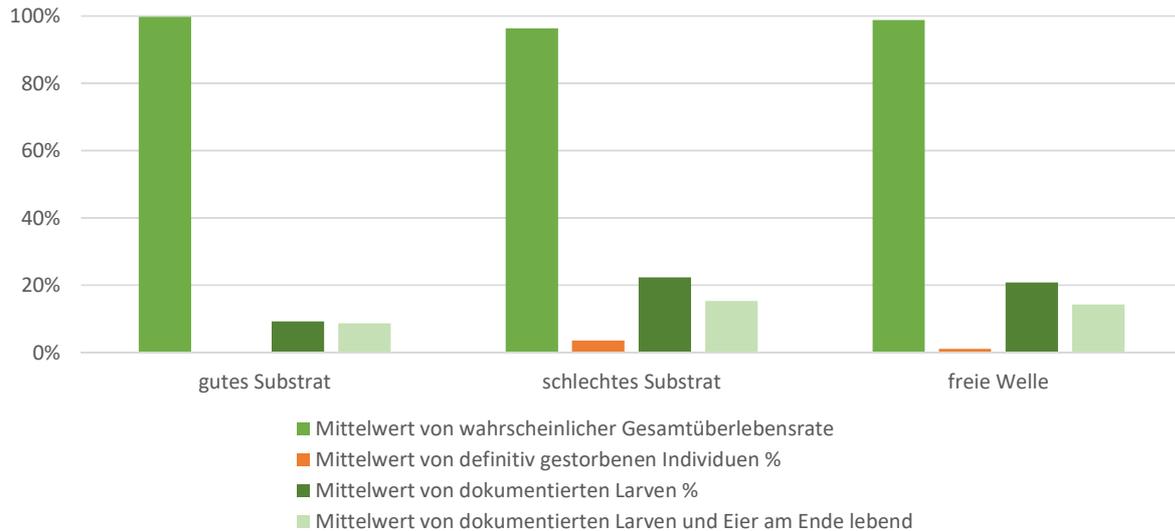


Abb. 72 Darstellung verschiedener Auswertungen hinsichtlich Überlebensrate in den Boxen, Mittelwerte der Probestrecke.

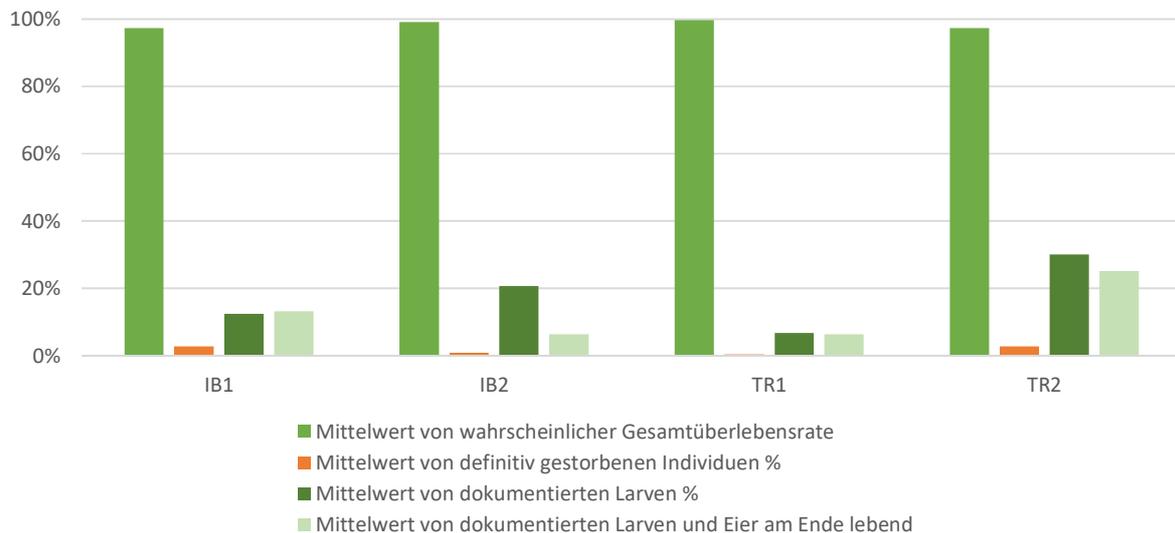


Abb. 73 Darstellung verschiedener Auswertungen hinsichtlich Überlebensrate in den Boxen, Mittelwerte nach Boxenstandort (gutes oder schlechtes Substrat bzw. freie Welle)..

Durch die dichten Kontrollintervalle und die eindeutige Feststellbarkeit von abgestorbenen Larven und Eiern kann mit hoher Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, dass die nicht aufgefundenen Larven in das Sediment bzw. Freiwasser geschwommen sind. Dies war möglich, da die Boxen zwar so konzipiert sind, dass die Larven durch die kleinen Löcher eigentlich in der unteren Box verbleiben sollten. Die Larven waren aber trotz Dottersack so klein, dass sie auch aus der unteren Box durch die kleinen

Löcher entkommen konnten. Die Boxen dürften grundsätzlich doch eher für größere Salmoniden ausgelegt sein. Außerdem füllte sich der untere Bereich sukzessive mit Feinsediment, wobei die Larven offensichtlich mitwanderten und so oben auf dieser Schicht überlebten (Abb. 73). Nur diejenigen Larven, die offensichtlich wirklich ungünstig zu liegen kamen, wurden im Feinsediment verschüttet und sind abgestorben (Abb. 74).

Es zeigten sich, sowohl zwischen den Probestrecken (Abb. 72) wie auch zwischen gutem und schlechtem Substrat bzw. freier Welle (Abb. 73), keine signifikanten Unterschiede. An den schlechten Standorten konnten etwas mehr abgestorbene Individuen festgestellt werden. Grundsätzlich war beobachtbar, dass in den Oberläufen aufgrund der Temperaturen, die Entwicklung langsamer vorstättenging.

In den Boxen im schlechten Substrat konnten etwas mehr Larven aufgefunden werden. Dies dürfte daran liegen, dass die Tiere durch die ungünstigen Umgebungsbedingungen die Boxen nicht so leicht verlassen konnten wie an den optimaleren Standorten.

Zusammenfassend muss gesagt werden, dass die Methodik nicht die gewünschten Ergebnisse brachte. Die WV-Boxen funktionieren auch unter suboptimalen Bedingungen aus fischereilicher Sicht gut, da auch der kleine Hohlraum, den sie im Substrat bereitstellen, für das Überleben der Larven reicht. Teilweise wurde auch durch die lokale Hydraulik der Boxen der Bereich freigespült (Abb. 78), wodurch die Überlebenschancen noch weiter stiegen. WV-Boxen können jedenfalls für nachhaltige fischereilicher Besatz-Maßnahmen mittels autochthonem Ei-Material empfohlen werden, nicht jedoch für die angedachte Methodik der Evaluierung des Feinsediment-Einflusses.



Abb. 74 Ausbringen der Eier in Box 5, Standort TR2 (17.12.2016).

Abb. 75 Bachforellen-Larve mit Dottersack bei Boxen-Kontrolle (19.01.2016).



Abb. 76 Zustand der Box 6 in der Strecke TR1 (19.01.2016).

Abb. 77 Verendete Larve in Box 5 in der Strecke TR1 (19.01.2016).



Abb. 78 Kontrolle am schlechtesten Standort, Strecke IB1, Box war freigelegt (30.12.2015).

Trotz der nicht aussagekräftigen Ergebnisse aufgrund der Methodik ist durch diverse Studien ein negativer Effekt von übermäßigen Feinsedimenteinträgen auf die Eier und die Larven von kieslaichenden Fischen eindeutig belegt (vgl. CORDONE & KELLEY, 1961; LISLE, 1989; LARKIN et al., 1998; SUTTLE et al., 2004; LEVASSEUR et al., 2005; OWENS et al., 2005).

2.4.1.3 Ergänzende Anmerkungen

Neben den wenig aussagekräftigen Ergebnissen der WV-Boxen lassen sich hinsichtlich der Qualität der Probestrecken für die potentielle Fischfauna aber weitere Aussagen aus den anderen aufgenommenen Daten ableiten.

Die Experteneinschätzung der potentiellen Laichplätze für Kieslaicher zeigte naturgemäß signifikant negative Korrelationen mit dem Anteil des Choriotops Pelal. Mit der Zunahme der Feinanteile über den Sommer wurden beim zweiten Aufnahmetermin Ende September auch die Situation hinsichtlich potentieller Laichplätze als deutlich schlechter bewertet.

Die in Abb. 42 dargestellten Befischungsergebnisse und die langjährige gewässerökologische Expertise in den zwei Systemen Innbach und Trattnach lassen auch den Schluss zu, dass in der Trattnach durch die großräumige Regulierung und der damit einhergehenden Rhithralisierung absurderweise noch bessere Bedingungen für Salmoniden und andere Kieslaicher wie Nasen herrschen (vgl. FISCHER et al., 2017). Die naturnahe Morphologie des Innbaches sowie die Nutzung und Geologie seines Einzugsgebietes bedingen eine starke Sedimentation von Feinanteilen, die die Bedingungen für die rheophile Fischfauna deutlich verschlechtert.

Hinsichtlich der besonderen Gefährdung der Forelle- und Äschenregion ergeben sich auch vertiefende Aussagen durch die Makrozoobenthos-Auswertungen (Kap.2.4.2).

2.4.2 Makrozoobenthos

2.4.2.1 Methodik

Das Makrozoobenthos (MZB) reagiert von den biologischen Qualitätselementen der Wasserrahmenrichtlinie am direktesten auf die lokalen Gegebenheiten im und am Sediment. Während es bei den Fischen zu Überlagerungen durch Besatz und Ausgleichswanderungen zwischen Habitaten kommt, bildet das MZB direkt die Situation an einem Punkt ab. Die Untersuchungen erfolgten in Form einer Mikrohabitataufnahme. Dabei wurden pro Probestrecke zehn Proben anteilmäßig von allen Choriotoptypen genommen und getrennt voneinander fixiert, um detaillierte Aussagen über die Verteilung des Makrozoobenthos je nach Struktur und Sedimentzusammensetzung zu ermöglichen.

Die Probenahmen erfolgten am 01.07.2015 mittels eines standardisierten Handnetzes mit einer Kantenlänge von 25 cm, die Maschenweite des 1,2 m langen Netzsackes betrug 500 µm. Entsprechend der im Vorfeld ermittelten Anzahl von Teilproben je Habitat wurde an insgesamt 10 Probepunkten pro Probestrecke das Sediment flussauf des Sammelnetzes auf einer Fläche von 25 x 25 cm durch Umwühlen beziehungsweise Abschaben gestört, wobei versucht wurde möglichst tief in den Gewässergrund einzudringen.

Von großen, nicht bewegbaren Blöcken und Steinplatten wurden die Organismen durch Abschaben der Oberfläche aufgesammelt. Große, bewegliche Steine wurden aus dem Bachbett entnommen und im Handnetz in der Strömung intensiv abgerieben, um auch festsitzende oder -klebende Organismen in die Probe zu spülen. Kleinere Sedimentfraktionen wurden durch intensive Störung der flussauf des Netzes gelegenen Probefläche bis in etwa 20 cm Tiefe besammelt.

Jede Habitatprobe wurde einzeln in ein Glasgefäß überführt und auf große, geschützte Organismen (wie etwa Großmuscheln, Krebse, Libellen- oder Steinfliegenlarven) hin untersucht, die gegebenenfalls vor der Fixierung des Probenmaterials zu entnehmen und in das Gewässer zurückzusetzen waren. Die verbleibenden Organismen wurden mitsamt dem angefallenen Substrat mit 96 %igem Ethanol fixiert, ins Labor transportiert und dort nochmals nachfixiert.

Die Probenaufarbeitung im Labor erfolgte unter Zuhilfenahme eines LEICA-Binokulars (S8APO) und eines ESCHENBACH-Mikroskops. Sämtliche Organismen wurden großgruppenweise voraussortiert und schließlich auf möglichst genaues taxonomisches Niveau hin determiniert. Die in Tab. 10 aufgelistete Bestimmungsliteratur fand hierfür Anwendung.

Individuen, die aufgrund ihres noch zu frühen Entwicklungsstadiums nicht näher als bis auf Gattungsniveau bestimmt werden konnten, wurden als „*Genus* sp. juv.“ verzeichnet.

Für manche Makrozoobenthosgruppen gibt es bis dato für das österreichische Verbreitungsgebiet noch keine verlässliche Bestimmungsliteratur bis auf Speziesniveau. Dazu zählen etwa die Larvenstadien der Dipterenfamilien Limoniidae, Pediciidae, Dixidae, Psychodidae, Muscidae, Stratiomyiidae, Ceratopogonidae und Empididae, die aktuell nur durch den zusätzlichen Fang von Imagines auf Artniveau bestimmt werden könnten und folglich in der Liste lediglich als „*Genus* sp.“ aufscheinen.

Eine nach den Mikrohabitatproben aufgeteilte Gesamtartenliste befindet sich im Anhang (Tab. 63).

Tab. 10 Bestimmungsliteratur für die Determination der Makrozoobenthosorganismen.

AMANN, E., C. M. BRANDSTETTER & A. KAPP (1994): Käfer am Wasser.

BAUERNFEIND, E. & U. H. HUMPECH (2001): Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie.

DOBSON, M. (2013): Identifying Invasive Freshwater Shrimps and Isopods.

-
- FRANK, C. (1995): Bestimmungsanleitung für heimische Süßwassermollusken.
-
- FREUDE, H., K. W. HARDE & G. A. LOHSE (1971): Die Käfer Mitteleuropas – Band 3: Adepaga 2, Palpicornia, Histeroidea, Staphyloidea 1.
-
- FREUDE, H., K. W. HARDE & G. A. LOHSE (1979): Die Käfer Mitteleuropas – Band 6: Diversicornia.
-
- GAVIRIA, E. (1997): Süßwasser-Oligochaeten.
-
- GRAF, W. & A. SCHMIDT-KLOIBER (2003): Plecoptera – Steinfliegen.
-
- JANECEK, B. (1999): Fauna Aquatica Austriaca – Taxonomie und Ökologie aquatischer wirbelloser Organismen – Teil V – Chironomidae (Zuckmücken) – Larven.
-
- LECHTHALER, W. & M. CAR (2004): Simuliidae – Key to Larvae and Pupae from Central and Western Europe.
-
- LOHSE, G. A. & W. H. LUCHT (1992): Die Käfer Mitteleuropas, Band 13 (2. Supplement-band).
-
- LUBINI, V., S. KNISPEL & G. VINCON (2000): Plecoptera – Bestimmungsschlüssel Schweiz.
-
- NILSSON, A. (1996): Aquatic Insects of North Europe – Volume 1 – Ephemeroptera, Plecoptera, Heteroptera, Neuroptera, Megaloptera, Coleoptera, Trichoptera, Lepidoptera.
-
- NILSSON, A. (1996): Aquatic Insects of North Europe – Volume 2 – Odonata, Diptera.
-
- PÖCKL, M. (1988): Bestimmungsschlüssel für Peracarida der österreichischen Donau.
-
- REUSCH, H. (1999): Larvenschlüssel der österreichischen Limoniidae und Pediciidae.
-
- SCHEDER, C. (2003): Die Simuliidenfauna Österreichs: Bestimmungsschlüssel für letzte Larvenstadien.
-
- SCHEDER, C. (2003): Die Simuliidenfauna Österreichs: Bestimmungsschlüssel für Puppen.
-
- SEITZ, G. (1998): Bestimmungsschlüssel für die Präimaginalstadien der Kriebelmücken Deutschlands.
-
- VALLENDUUK, H. J. & E. MOROZOVA (2005): *Cryptochironomus*. An identification key to the larvae and pupal exuviae in Europe.
-
- WARINGER, J. & W. GRAF (1997): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven.
-
- WEBB, C. J. & A. SCHOLL (1985): Identification of larvae of European species of *Chironomus* Meigen (Diptera: Chironomidae) by morphological characters.
-

Für die Berechnung der diversen Indices und des ökologischen Zustandes müssen in einem ersten Schritt alle Untersuchungsstrecken der entsprechenden Bioregion beziehungsweise biozönotischen Region zugeordnet sowie der saprobielle Grundzustand ermittelt werden. Alle hierfür benötigten Daten wurden dem Wasserinformationssystem Austria (wisa.bmlfuw.gv.at), basierend auf den Daten zum Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan 2015 (vgl. BMLFUW, 2015c), entnommen.

Die Datenauswertung erfolgte mittels der Auswertungssoftware „Ecoprof“, Version 4.0.0 (MOOG et al. 2013). Konkret wurden die folgenden Parameter analysiert, um ein umfassendes Bild von der ökologischen Situation zu erhalten:

- Zusammensetzung der Artengemeinschaften beziehungsweise Großgruppen
- Saprobienindex und Verteilung der saprobiellen Valenzen
- Längenzonale Einstufung nach biozönotischen Regionen und Vergleich der Regionsindices
- Verteilung der Ernährungstypen
- Analyse der EPT-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera)

Dank der habitatgewichteten Einzelproben in den vier Gewässerabschnitten lagen zwei unterschiedliche Datensets vor, die unabhängig voneinander ausgewertet wurden: Zum einen erfolgte eine getrennte Analyse der 40 Einzelproben, zum anderen wurden diese jeweils streckenweise

zusammengefasst (N=4), um den ökologischen Zustand abschätzen zu können. (Es kann sich hierbei tatsächlich nur um eine Abschätzung handeln, da erstens keine leitfadenskonforme MHS-Beprobung stattgefunden hat, zudem zweitens alle Probestrecken Einzugsgebietsgrößen unter 10 km² aufweisen und daher der Ansatz der multimetrischen Indices laut Leitfaden eigentlich nicht zulässig ist. Da die multimetrischen Indices aber im Gegensatz zum reinen Saprobienindex bestimmte Stressoren erkennen lassen, sollte auf diese – wenn auch nicht verbindliche – Zusatzinformation nicht verzichtet werden.) Die jeweils zehn Einzelproben-Datensätze wurden hierzu für jede der vier Gewässerstrecken gepoolt, die sich daraus ergebenden Gesamtindividuenzahlen jeweils verdoppelt (da bei einer herkömmlichen MHS-Beprobung 20 statt zehn Teilproben gezogen werden) und die daraus resultierenden Datensätze zur Berechnung des ökologischen Zustands der Einzelstrecken im Sinne der EU-Wasserrahmen-Richtlinie herangezogen.

Alle Daten wurden zunächst einzeln analysiert und dann in das Statistikprogramm SPSS überführt, um eine statistische Auswertung innerhalb der MZB-Daten wie auch in der Zusammenschau mit den anderen ermittelten Parameter (siehe Kap. 2.3.1.4) zu ermöglichen. Für die einzelnen Arten wurde als Wert für die statistischen Berechnungen ihre Dominanz innerhalb des beprobten Habitats herangezogen (gefundenen Individuen einer Art im Verhältnis zur gesamten Individuenanzahl in der Einzelprobe [%]).

2.4.2.2 Ergebnisse und Interpretation Makrozoobenthos

Allgemeine Aussagen

Die Makrozoobenthosgemeinschaften in den vier Probestrecken sind als auffallend individuenreich und divers zu beschreiben. Insgesamt wurden 26.500 Individuen gesammelt und bestimmt, die 142 Taxa aus 20 Großgruppen bzw. 52 Familien zuzuordnen waren. Die bei weitem individuenreichsten Taxa waren nicht näher bestimmbare Jugendstadien der Eintagsfliegengattung *Baetis* sp. (3.839 Individuen), juvenile Vertreter der Flohkrebsgattung *Gammarus* sp. (2.815 Individuen) sowie die Eintagsfliege *Baetis rhodani* (1.861 Individuen).

Besonders hervorzuheben sind im Artenspektrum, aufgrund ihrer Seltenheit bzw. Schutzwürdigkeit, die folgenden Arten, die in den jeweiligen Roten Listen (MALICKY 2009, REISCHÜTZ & REISCHÜTZ 2007) entweder in der Vorwarnstufe (NT), als „gefährdet“ (VU) oder als „vom Aussterben bedroht“ (CR) geführt werden: die Quellschnecke *Bythinella austriaca* (NT) sowie die Köcherfliegenarten *Chaetopteryx fusca/villosa* (VU), *Ecclisopteryx maddida* (NT), *Hydropsyche instabilis* (VU), *Odontocerum albicorne* (VU), *Potamophylax luctuosus* (VU), *Halesus radiatus* (VU), *Sericostoma flavicorne/personatum* (VU/CR) und *Silo pallipes* (VU). Die genannten Arten traten allesamt nur in Form einiger weniger Individuen in Erscheinung – die noch häufigste gefährdete Art war *Hydropsyche instabilis*, die in allen Strecken in Erscheinung trat und in Form von insgesamt 36 Individuen nachgewiesen werden konnte.

Analyse der Makrozoobenthos-Gesamtergebnisse auf Streckenebene

In Tab. 11 wird ein Überblick über die vier Probestrecken gegeben, wobei neben hydromorphologisch relevanten Parametern die maßgeblichen ökologischen Indices inklusive ökologischer Zustandsklasse sowie die Taxa- und Individuenzahlen angegeben werden.

In allen vier Abschnitten wurden vergleichbar hohe Taxazahlen dokumentiert, wobei in Strecke „Innbach 1“ mit 73 Taxa die geringste, in Strecke „Innbach 2“ mit 83 Taxa die höchste Vielfalt festgestellt wurde. Die höchsten Individuendichten fanden sich mit 14.942 Organismen pro m² in Strecke „Trattnach 1“, die geringsten mit 6.736 Individuen pro m² in Strecke „Innbach 1“. Insgesamt ist allen Abschnitten im Projektgebiet ein vielfältiges Artenspektrum zu attestieren, und auch die Produktivität ist überall als hoch zu beschreiben.

Die Ergebnisse zum Themenkreis „ökologischer Zustand“ sind unter den eingangs dargelegten Einschränkung zu verstehen. In drei Strecken wurde ein mäßiger ökologischer Zustand festgestellt, nur in Strecke „Trattnach 1“ konnte ein guter ökologischer Zustand dokumentiert werden. Ausschlaggebend für die Zielverfehlung war in allen drei Fällen der Multimetrische Index 2, der in Strecke „Innbach 2“ mit dem Indexwert 0,40 den geringsten Wert im Projektgebiet erreichte und direkt an der Grenze zwischen den Teilbewertungen „mäßig“ und „unbefriedigend“ zu liegen kam. Eine marginale Verschlechterung würde hier bereits zu einer Gesamtbewertung mit „unbefriedigend“ führen. In dieser Strecke wurde auch der höchste Saprobienindex sowie der niedrigste Wert für den Multimetrischen Index 1 festgestellt – es handelt sich also um die am stärksten beeinträchtigte der vier Probestrecken.

Tab. 11 Überblick über die vier MZB-Probestrecken (grau...Berechnungen aus der theoretischen MHS-Auswertung).

Strecke	Ufer- und Sohldynamik	Feinsediment Klassifizierung	Totholz	Submerse Vegetation	Taxa gesamt	Individuen pro m ²	Grundzustand	SI nach ZELINKA & MARVAN	(MMI 1)	(MMI 2)	(Zustandsklasse)
Trattnach 1 (TR1_1)	4	2	keines	mäßig	81	14.942	1,75	1,87 (gut)	0,67 (gut)	0,65 (gut)	Gut
Trattnach 2 (TR2_1)	1	2	mäßig	keine	81	8.445	1,75	1,77 (gut)	0,63 (gut)	0,56 (mäßig)	Mäßig
Innbach 1 (IB1_1)	2	4	mäßig	keine	73	6.736	1,75	1,73 (sehr gut)	0,60 (gut)	0,51 (mäßig)	Mäßig
Innbach 2 (IB2_1)	4	4	keines	keine	83	12.277	1,75	1,91 (gut)	0,51 (mäßig)	0,40 (mäßig)	Mäßig

In Abb. 79 sind die Individuendichten in den vier Probestrecken nach Großgruppen getrennt dargestellt. Hier sind einige Auffälligkeiten festzustellen: Die Oligochaeten traten in Strecke „Trattnach 1“ in deutlich geringeren Dichten auf als in den drei anderen. Die Amphipoden waren in Strecke „Trattnach 2“ gegenüber den anderen Abschnitten deutlich unterrepräsentiert. Die hohen Gesamtindividuumdichten in Strecke „Trattnach 1“ waren in erster Linie auf die Ephemeropteren zurückzuführen, die hier fast 50 % aller Organismen ausmachten und damit einen wesentlich höheren Anteil an der Zönose einnahmen als in den drei anderen Strecken. Die Coleopteren traten in allen Abschnitten in vergleichbaren, relativ hohen Dichten in Erscheinung, mit Ausnahme von „Innbach 2“, wo sie nur 1,5 % der Individuen stellten. Die bei weitem höchsten Dichten und Anteile der Dipteren wurden in Strecke „Innbach 2“ festgestellt, wo die Zweiflügler mehr als die Hälfte aller Organismen ausmachten. Plecopteren erreichten in der Trattnach in beiden Strecken nennenswerte Anteile, traten im Innbach aber nur in sehr geringer Zahl in Erscheinung. Die Trichopteren wiesen in Abschnitt „Trattnach 1“ ihre höchsten Dichten auf, ihr Anteil betrug hier aber nur weniger als 1 % an der Gesamtzönose. Auffällig waren weiters die vergleichsweise hohen Dichten der Nematomorphen in Abschnitt „Innbach 1“ sowie der Bivalven und Ostracoden in Strecke „Innbach 2“.

Das Verhältnis der Arten- und Individuenzahlen von Ephemeropteren, Plecopteren und Trichopteren (kurz: EPT-Taxa) zu den Dipteren im Allgemeinen und zu den Chironomiden im Speziellen erlaubt

Aussagen über die Belastung und die Strukturgüte eines Gewässerabschnitts. EPT-Taxa reagieren sehr sensitiv auf Veränderungen der Wasserqualität, insbesondere auch auf toxische Einflüsse. Weiters umfassen die drei Ordnungen Arten mit hohen Habitatansprüchen, und zwar im aquatischen wie im terrestrischen Bereich. Hohe Verhältniswerte zwischen EPT- und Dipterentaxa stehen daher für ungestörte, strukturreiche Gewässerabschnitte. In Tab. 12 sind die Verhältniszahlen für die vier Probestrecken vergleichend dargestellt. Im Innbach fallen sämtliche Werte zu Ungunsten der EPT-Taxa aus, die Dipteren überwiegen hier sowohl hinsichtlich der Diversität als auch hinsichtlich der Individuenzahlen deutlich. In der Trattnach dominierten im Gegensatz dazu in beiden Strecken die EPT-Taxa, was die Individuendichten betraf. Bei den Artenzahlen überwogen aber auch hier die Dipteren.

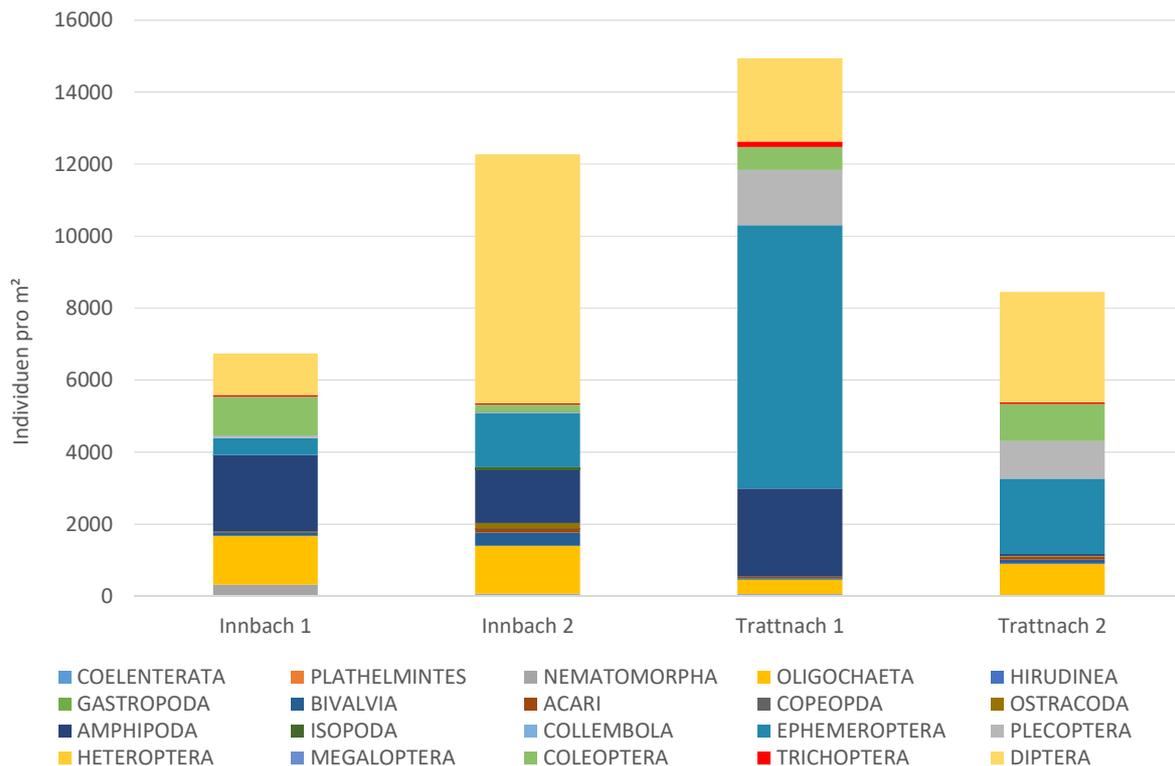


Abb. 79 Individuendichten nach Großgruppen in den vier Probestrecken.

Tab. 12 EPT-Kennzahlen in den vier Probestrecken. Rot gesetzte Werte: Verhältniszahlen zu Ungunsten der EPT-Taxa.

		EPT-Taxa	Diptera	Chironomidae	EPT/Diptera	EPT/Chironomidae
Innbach 1	Artenzahlen	15	32	24	0,47	0,63
	Ind./m ²	539,2	1150,4	977,6	0,47	0,55
Innbach 2	Artenzahlen	14	39	25	0,36	0,56
	Ind./m ²	1563,2	6920	6424	0,23	0,24
Trattnach 1	Artenzahlen	25	33	22	0,76	1,14
	Ind./m ²	8993,6	2316,8	2139,2	3,88	4,20
Trattnach 2	Artenzahlen	19	35	22	0,54	0,86
	Ind./m ²	3168	3064	2800	1,03	1,13

Die Netzdiagramme in Abb. 80 und Abb. 81 verdeutlichen die wesentlichen ökologischen Parameter in den vier Strecken grafisch. Zu den saprobiellen Valenzen ist festzuhalten, dass in allen Probeabschnitten die β-mesosaprobien Zeigerarten dominierten. Während in den Strecken „Innbach 1“ und „Trattnach 2“ die oligosaprobien Elemente an zweiter Stelle zu liegen kamen, waren es in der Strecke „Innbach 2“ die α-mesosaprobien. Insgesamt war in Strecke „Innbach 2“ die größte Abweichung vom saprobiellen

Referenzzustand, die größte Ablenkung des Graphen in Richtung höherer Belastungsstufen und damit die höchste saprobielle Beeinträchtigung im Projektgebiet festzustellen. Was die längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen betrifft, sind die vier Strecken einander sehr ähnlich. Alle Abschnitte haben ihren Schwerpunkt zwischen dem Meta- und dem Hyporhithral, wobei der Graph von Strecke „Trattnach 1“ die stärkste Verlagerung in Richtung Rhithral aufweist – und damit den deutlichsten Rhithralisierungseffekt. Bei der Zusammensetzung der Ernährungstypen fällt auf, dass de facto nur die Weidegänger und die Detritusfresser bestandsbildend in Erscheinung getreten sind, wobei erstere in der Trattnach von größerer Bedeutung sind als im Innbach. In drei Strecken wurden bei der potamalen Ernährungsgilde der Detritivoren höhere Valenzen festgestellt als bei der rhithralen Gilde der Weidegänger, nur in Strecke „Trattnach 1“ dominierten die rhithralen Ernährungstypen.

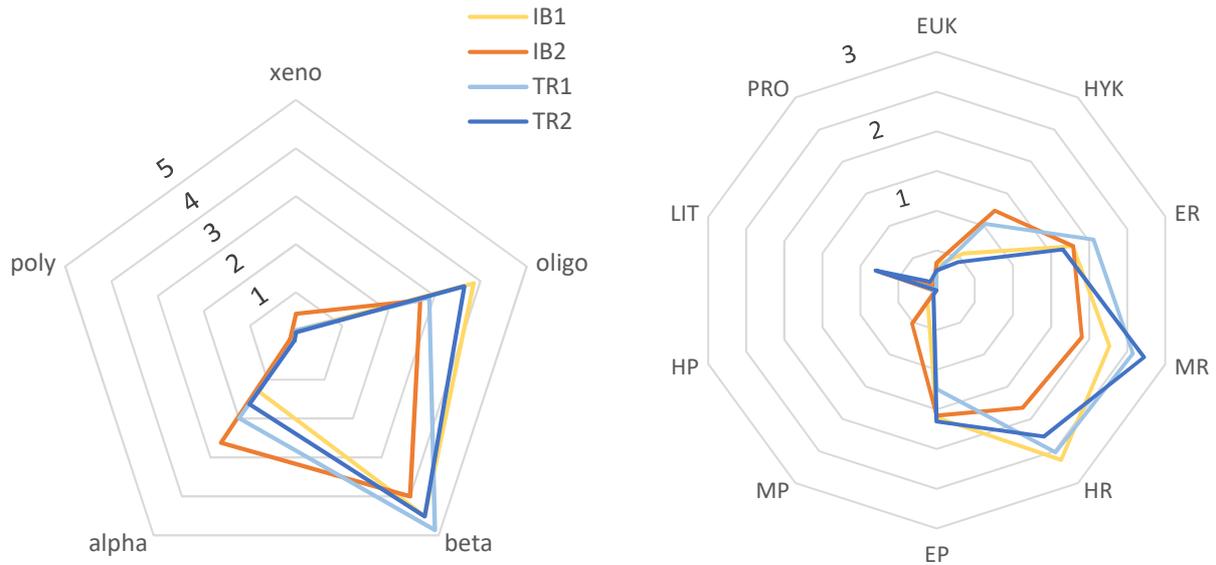


Abb. 80 Darstellung der saprobiellen Valenzen (links) und der längenzonalen Einstufung nach biozönotischen Regionen (rechts) in Form von Netzdiagrammen.

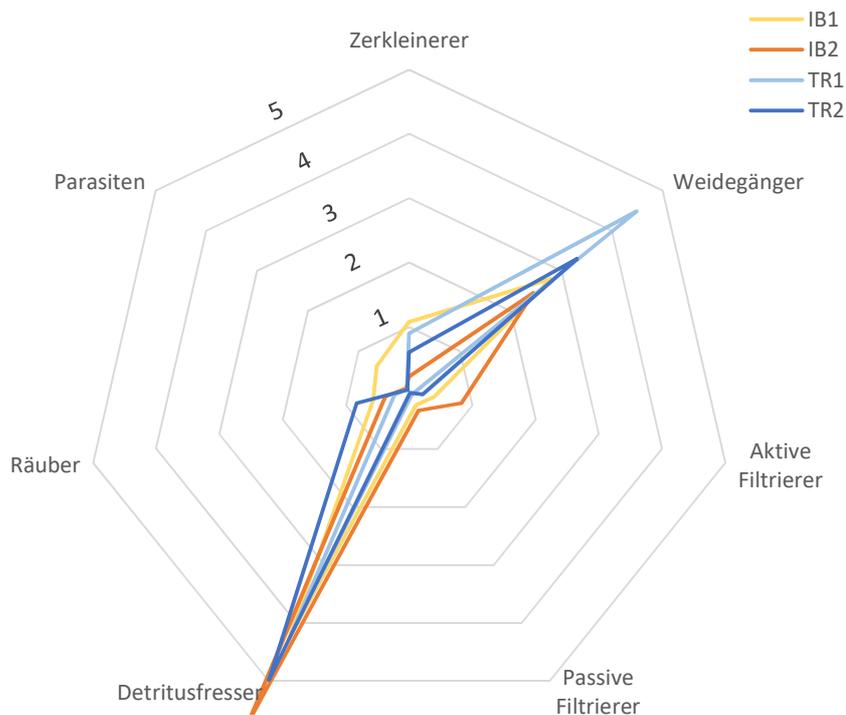


Abb. 81 Darstellung der Zusammensetzung der Ernährungstypen in Form eines Netzdiagramms.

Statistische Auswertung der Makrozoobenthos-Gesamtergebnisse auf Streckenebene

Es wurde zwar eine statistische Auswertung der vier Probestellen hinsichtlich der MZB-Parameter durchgeführt. Diese kann aber aufgrund des geringen Stichprobenumfangs lediglich als Trend gesehen werden. Beispielsweise sind Korrelationen der MZB-Parameter auf Streckenebene mit Choriotopeabschätzungen und Siebkurve stark durch Streckenauswahl determiniert. Beispielsweise korrelieren gröbere Choriotope hochsignifikant positiv mit der Seehöhe des Abschnitts, der durchschnittlichen Seehöhe im Einzugsgebiet und dem Waldanteil im Einzugsgebiet, das heißt ihr Vorhandensein ist stark durch die Lage des Abschnitts im Längsverlauf des Gewässers determiniert.

Nachstehend werden die wichtigsten Ansatzpunkte aus dieser ersten Analyse zusammengefasst. Vertiefende Aussagen wurden bei der nachfolgenden Auswertung auf Mikrohabitatebene möglich.

1. Der Saprobienindex nach Zelinka & Marvan korreliert signifikant positiv ($p \leq 0,05$) mit der Einstufung der Uferdynamik und des Totholzanteil. Das heißt je schlechter die Uferdynamik bewertet wurde und je weniger Totholz festgestellt wurde, umso höher und damit schlechter ist der Saprobienindex.
2. Die Ernährungstypen zeigen verschiedene Zusammenhänge mit dem Vorhandensein bestimmter Korngrößenklassen.
3. Die Gesamttaxazahl hängt hoch signifikant negativ mit dem abgeschätzten Psammal- und Pelal-Anteil zusammen.
4. Auch die Verteilung der Typen nach Regionsindex ergibt diverse Übereinstimmungen mit Substratverteilung.
5. Fast alle EPT-Parameter korrelieren positiv mit dem Vorhandensein von Mesolithal und anderen Parametern die in die in Richtung Grobsubstrat deuten (z.B. D90). Um zu überprüfen ob die Dominanz der EPT-Taxa generell von der Lage im Längsverlauf abhängig ist, wurde deren Korrelation beispielsweise mit der durchschnittlichen Höhe des Einzugsgebiets und der benetzten Breite des Abschnitts überprüft. Diesbezüglich ergaben sich keine Abhängigkeiten. Stattdessen wird ersichtlich, dass die EPT-Taxa offenkundig die Intensität der Umlandnutzung widerspiegeln (z.B. signifikant negative Korrelationen mit dem Acker- und Siedlungsanteil sowie signifikant positive mit dem Waldanteil im jeweiligen Einzugsgebiet).

Analyse der Makrozoobenthos-Ergebnisse auf Mikrohabitat-Ebene

Betrachtet man die Ergebnisse der Makrozoobenthos-Erhebungen nicht auf dem Niveau der vier Probestrecken, sondern auf jenem der 40 Mikrohabitat-Beprobungen, ergibt sich ein weit differenzierteres Bild der Situation. In Abb. 82 ist die Verteilung der saprobiellen Valenzen, die längenzonale Verteilung und die Zusammensetzung der Ernährungstypen für die 40 Einzelproben dargestellt, wobei deren Reihung zuerst nach den hydromorphologischen Bedingungen erfolgte (von natürlich nach naturfern), und innerhalb der Strecken nach Fließgeschwindigkeit und Substratverteilung (von langsam nach schnell bzw. von Pelal nach Mesolithal).

Die Grafik zeigt, dass bei natürlicher Morphologie, wie sie in Strecke „Trattnach 2“ vorliegt, unabhängig von der Korngröße und der Fließgeschwindigkeit in allen Teilproben mehr oder weniger die gleiche Verteilung von oligosaprobien, β -mesosaprobien und α -mesosaprobien festzustellen war, mit geringen Anteilen an Belastungszeigern in allen zehn Teilhabitaten. In Strecke „Innbach 1“, die sich zwar ebenfalls durch eine naturnahe Morphologie, aber zugleich durch eine hohe Feinsedimentbelastung auszeichnet, waren in den drei Teilproben, die durch eine geringe Strömungsgeschwindigkeit und mittlere Korngröße charakterisiert waren, deutlich höhere Anteile an Zeigern schlechterer Wassergüte

(also α -mesosaprobe und polysaprobe Elemente) festzustellen. In den rascher durchströmten Teilbereichen mit größerem Substrat war hier hingegen die gleiche Verteilung festzustellen wie in allen Teilabschnitten der natürlichen Strecke „Trattnach 2“. Ein ähnliches Bild war bei den Strecken „Trattnach 1“ und „Innbach 2“ zu erkennen, wobei in der hydromorphologisch am stärksten beeinträchtigten Strecke „Innbach 2“ die α -mesosaprobe Belastungszeiger auch in den stärker durchströmten Teilbereichen merklich höhere Anteile erreichten. In allen vier Probestrecken wurden außerdem die stärksten Belastungszeiger, also die polysaprobe Elemente, ausschließlich in den am langsamsten durchströmten Teilproben dokumentiert.

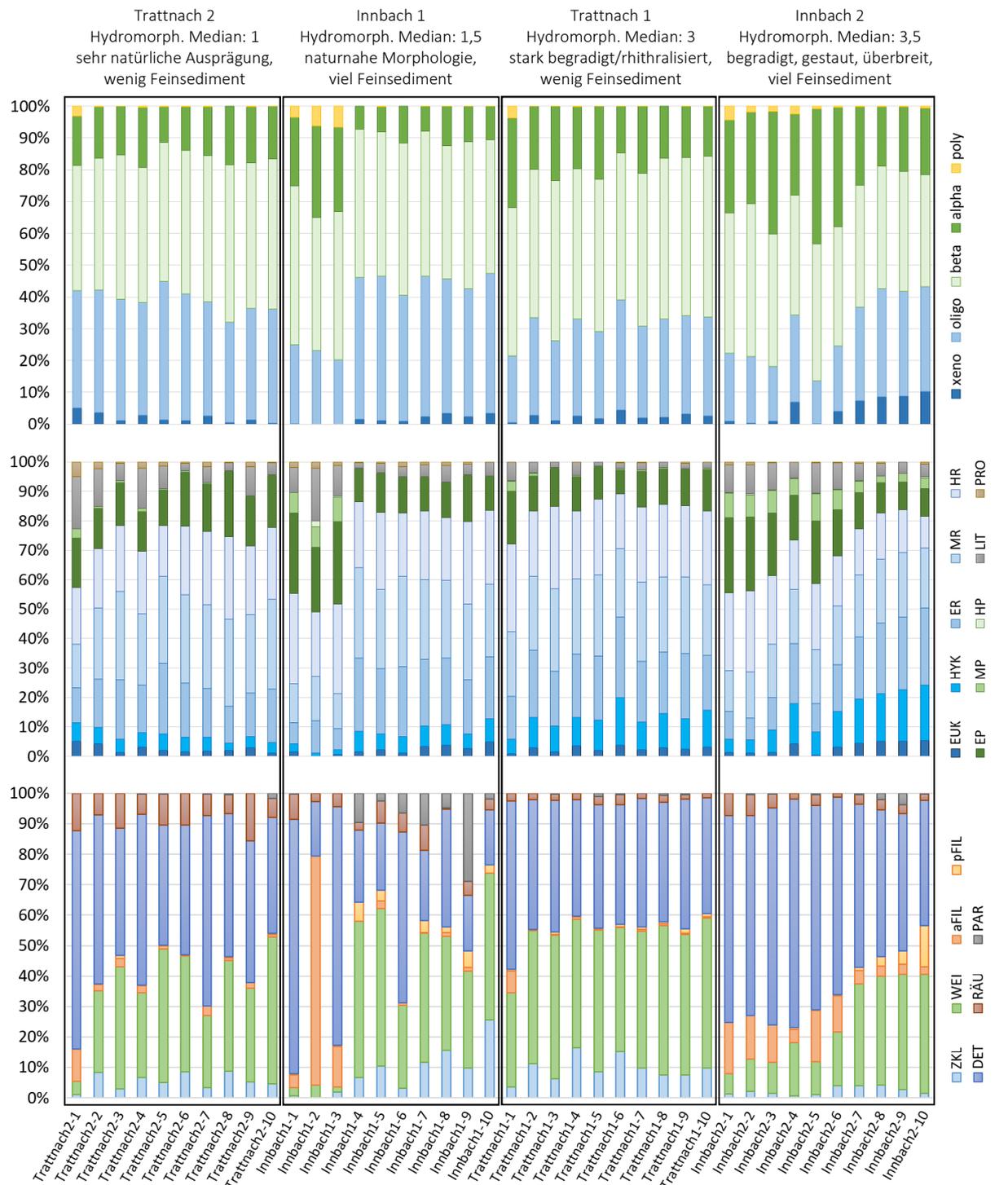


Abb. 82 Darstellung der Makrozoobenthosfauna nach saprobieller Zusammensetzung, Regionsindex und Ernährungstypen. Sortierung nach den Probestrecken und deren hydromorphologischen Zustand.

Was die längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen betrifft, war in den Strecken „Trattnach 2“, „Innbach 1“ und „Innbach 2“ ein sehr ähnliches Muster zu erkennen. In den langsam durchströmten Teilproben waren die potamalen und die Stillwasseranteile – sie erreichten dort zwischen 42 und 51 % – deutlich höher als in den rascher durchströmten. In der am stärksten feinsedimentbelasteten und hydromorphologisch überprägten Strecke „Innbach 2“ war dieses Phänomen am stärksten ausgeprägt und in den meisten Teilproben festzustellen. Ein hiervon deutlich abweichendes Muster zeigte hingegen die regulierte Strecke „Trattnach 1“, in der in allen Teilhabitaten nur sehr geringe potamale und litorale Anteile vorlagen, und zwar nur zwischen 10 % und 28 %.

Sehr große Unterschiede wurden hinsichtlich der Zusammensetzung der Ernährungsgilden zwischen den vier Strecken dokumentiert, wobei in den Strecken „Trattnach 2“, „Innbach 1“ und „Innbach 2“ zumindest ein ähnliches Grundmuster zu erkennen war. In diesen drei Strecken waren in den langsamer durchströmten Teilhabitaten die potamalen Ernährungsgilden (Detritusfresser und Filtrierer) außerordentlich stark repräsentiert, wobei Anteile bis zu 88 % erreicht wurden. Mit zunehmender Fließgeschwindigkeit und Korngröße nahmen die rhithralen Gilden (Weidegänger und Zerkleinerer) zu. Am deutlichsten war dieses Muster wieder in der am stärksten beeinträchtigten Strecke „Innbach 2“ festzustellen, in der die rhithralen Ernährungsgilden mit ansteigender Fließgeschwindigkeit und Korngröße stetig zunahm, aber in keinem Mikrohabitat mehr als 40 % Anteil erreichten. In den Strecken „Trattnach 2“ und „Innbach 1“ war dieses Muster nicht so deutlich zu erkennen, hier schwankten die rhithralen Gildenanteile in den rascher durchströmten Teilproben relativ stark. Einen klaren Kontrapunkt setzte aber auch bei diesem ökologischen Parameter die regulierte Strecke „Trattnach 1“, in der in fast allen Mikrohabitaten die rhithralen Ernährungsgilden relativ konstante Anteile zwischen 53 % und 59 % aufwiesen.

Betrachtet man die Verteilung der ökologischen Parameter unabhängig von der jeweiligen Strecke, sondern in Abhängigkeit von der Choriotope-Zuordnung, (Abb. 83) – gereiht auch hier innerhalb der Choriotope nach aufsteigender Fließgeschwindigkeit – zeigt sich folgendes Bild:

Die stärksten Belastungszeiger – also die polysaprobien Elemente – treten de facto nur in den feinsten Sedimenten in Erscheinung. Sie wurden in allen Psammal- und Pelal-Proben nachgewiesen, sowie in jenen Teilproben, die als Mischung aus größeren Substraten mit Feinsedimenten klassifiziert wurden. Auch die ebenfalls als Belastungszeiger zu verstehenden α -mesosaprobien Elemente waren in den feinsedimentreichen Mikrohabitaten tendenziell stärker vertreten als in den Bereichen mit größerem Substrat. Zeiger hoher Gewässergüte (xenosaprobien Elemente) wurden vermehrt in Teilproben mit größerem Sediment gefunden, wobei hier etwa beim Mikrolithal ein Trend zu steigenden Anteilen mit steigender Fließgeschwindigkeit festgestellt wurde. Bei den übrigen saprobiellen Valenz-Typen konnten keine klaren Muster festgestellt werden.

Ein sehr deutliches Verteilungsmuster war bei der längenzonalen Einstufung nach biozönotischen Regionen zu erkennen. Bei den feinsedimentbelasteten Mikrohabitaten – bei Pelal, Psammal und feinsedimentreichen Mischproben – traten mit 43–51 % die höchsten Anteile an potamalen und Stillwasserzeigern auf. In den größeren Substraten waren diese Anteile mit nur 10–30 % wesentlich geringer, zudem war ein deutlicher Trend zur Abnahme der Anteile bei steigender Fließgeschwindigkeit zu erkennen.

Ein ähnliches Muster war auch bei der Zusammensetzung der Ernährungstypen festzustellen. In den Mikrohabitaten mit hohem Feinsedimentanteil waren die Anteile der rhithralen Gilden verschwindend gering, während sie in den Teilproben mit größerem Substrat bis zu 74 % erreichten. Innerhalb der Choriotoptypen konnte hier aber kein klarer Trend in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit erkannt werden.

Auffallend in diesem Zusammenhang ist vor allem die Ähnlichkeit der Verteilungen in den Feinsediment-Habitaten und in jenen wo aufgrund monotoner hydraulischer Verhältnisse eine Mischung aus unterschiedlichen Korngrößenklassen inklusive Feinsedimenten vorlag.

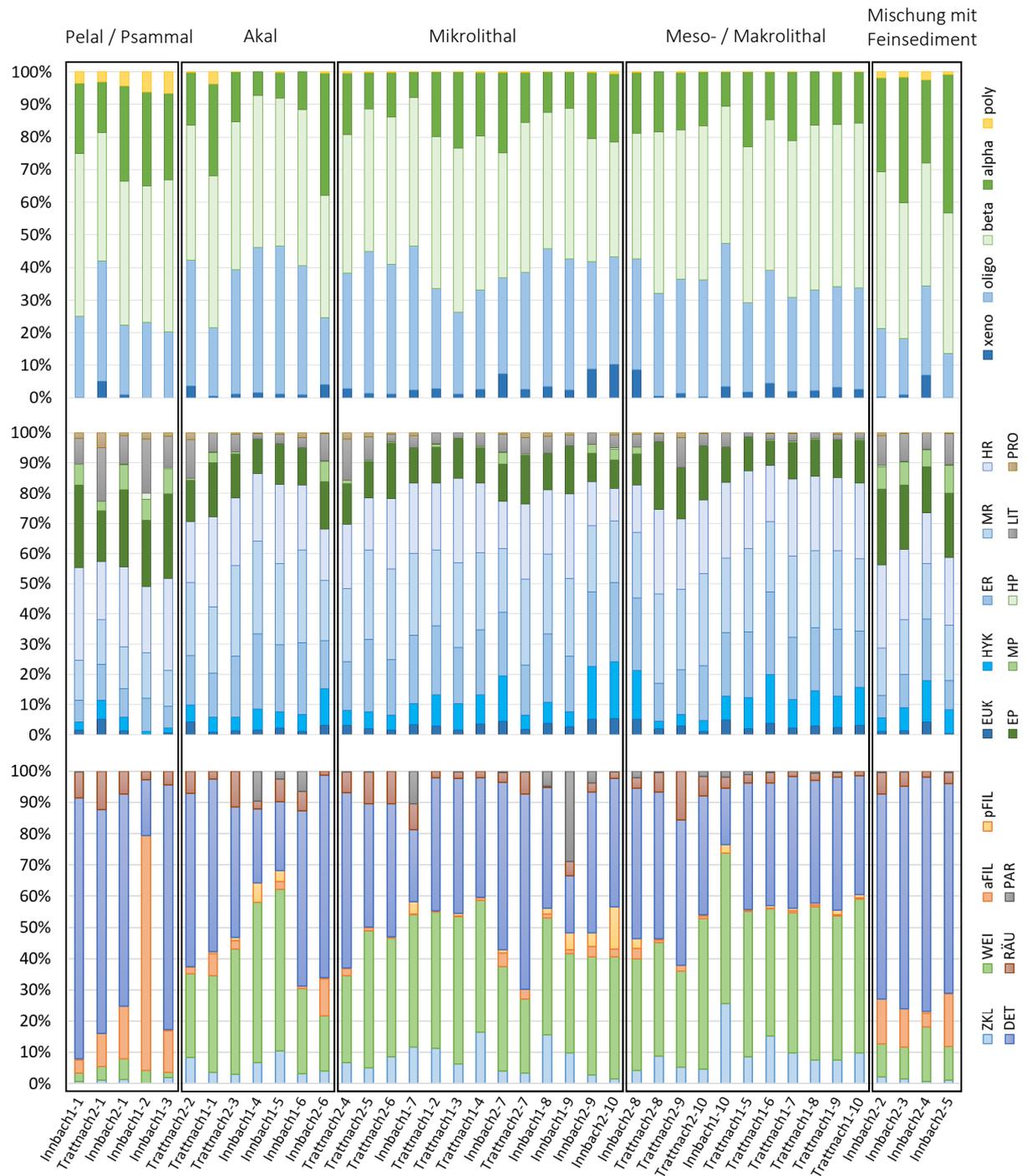


Abb. 83 Darstellung der Makrozoobenthosfauna nach saprobieller Zusammensetzung, Regionsindex und Ernährungstypen. Sortierung nach Choriotoptypen und innerhalb der Choriotope sortiert nach Fließgeschwindigkeit (links niedriger; rechts höher).

Statistische Analyse der biologischen Indices

Grundlage für die statistische Analyse der biologischen Indices in Abhängigkeit von den abiotischen Gegebenheiten war die Choriotope-Einstufung der 40 Einzelproben, für die vorab eine ordinale Reihung von 1 (sehr fein) bis 7 (grob) durchzuführen war. Zusätzlich zu den klassischen Sedimentgrößenklassen (Pelal, Psammal, Akal, Mikrolithal, Mesolithal und Makrolithal) war auch die nur in Strecke „Innbach 2“ auftretende Mischklasse verschiedener Korngrößenklassen mit Feinsedimenten („Mischung mit Feinsedimenten“) in der Skala einzuordnen. Aufgrund der großen Ähnlichkeit der biologischen Indices in diesen Mischproben mit den Indices in Proben, die sich nur aus Feinsedimenten zusammensetzten (Abb. 83), wurden die Mischproben auf der ordinalen Skala zwischen Pelal/Psammal und Akal gereiht.

In Tab. 13 sind die Korrelationen zwischen den biologischen Indices und den abiotischen Parametern mit den entsprechenden Signifikanzen im Überblick dargestellt. Folgende Abhängigkeiten konnten dargelegt werden:

1. Die Biodiversität, klassifiziert sowohl mit Hilfe des Shannon-Index als auch mit der Taxazahl, korreliert hochsignifikant positiv mit dem Choriotoptyp: Je gröber das Substrat ist, umso höher ist auch die Artenvielfalt im Mikrohabitat. Eine hochsignifikant negative Korrelation wurde mit den Feinsedimenteinschätzungen für die Gesamtstrecken festgestellt. Zusammenhänge wurden auch zwischen der Biodiversität und wasserphysikalischen Parametern nachgewiesen, und zwar (hoch)signifikant negative für pH-Wert und Leitfähigkeit, sowie hochsignifikant positive für den Sauerstoffgehalt. Auch hinsichtlich der Einzugsgebietsnutzung wurden hochsignifikante bzw. signifikante Zusammenhänge hergestellt: Je höher Anteil von Ackerland und Siedlungsgebiet im Einzugsgebiet, umso geringer ist die Biodiversität; das Gegenteil trifft auf den Anteil von Waldflächen zu.
2. Hochsignifikante Zusammenhänge haben sich beim Saprobienindex ergeben. Er stieg mit abnehmender Korngröße und Fließgeschwindigkeit und sank andererseits umso stärker, je besser die Hydromorphologie, die Strukturausstattung oder der Totholz-Anteil bewertet wurde. (So wurden etwa hochsignifikant positive Korrelationen mit dem hydromorphologischen Zustand des jeweiligen Abschnitts und mit diversen hydromorphologischen Einzelparametern laut Hydromorphologie-Leitfaden festgestellt; signifikant positiv korrelierte der Saprobienindex auch mit der Bewertung von Totholz. Wobei hier anzumerken ist, dass eine hohe Bewertung sowohl bei der Hydromorphologie wie auch beim Totholz einen umso schlechteren Zustand bedeutet – siehe Klassifizierung in der Tabelle.)
3. Von den fünf Saprobie-Klassen wurden bei dreien hochsignifikante Zusammenhänge mit dem Choriotoptyp des Mikrohabitats festgestellt, wobei die oligosaproben Zeiger positiv, die α -meso- und polysaproben Elemente negativ damit korrelieren. Bei den oligosaproben Anteilen wurde weiters eine hochsignifikante negative Korrelation mit dem hydromorphologischen Zustand dokumentiert – das bedeutet, dass mit besserer hydromorphologischer Bewertung auch die Zeiger hoher Gewässergüte anteilmäßig zunehmen. Eine ebenfalls hochsignifikante negative Beziehung war zwischen den Anteilen oligosaprober Zeigerarten und dem Verkehrsflächenanteil im Einzugsgebiet festzustellen. Besonders viele negative Korrelationen – allesamt hochsignifikant – wurden für die Anteile β -mesosaprober Elemente errechnet, und zwar für alle drei wasserphysikalischen Parameter (pH-Wert, Leitfähigkeit und Temperatur), sowie für die Anteile von Acker-, Siedlungs- und Verkehrsflächen. Das Gegenteil war für die Anteile von Waldflächen im Einzugsgebiet der Fall. Weiters korrelierten die β -mesosaproben Elemente hochsignifikant positiv mit der Seehöhe des Abschnitts, mit der durchschnittlichen Seehöhe und der durchschnittlichen Neigung im Einzugsgebiet. Für die α -mesosaproben Belastungszeiger errechnete sich eine hochsignifikante positive Abhängigkeit von der hydromorphologischen Bewertung, also ein Anstieg der Belastungszeiger mit abnehmender Strukturgüte. Dasselbe gilt für die wasserphysikalischen Parameter pH-Wert und Temperatur sowie für den Anteil von Verkehrsflächen im Einzugsgebiet. Bei den polysaproben Anteilen, also bei den stärksten Verschmutzungszeigern, wurde lediglich eine hochsignifikante negative Korrelation mit der Fließgeschwindigkeit festgestellt.
4. Beim Regionsindex wurden lediglich Zusammenhänge zu den Choriotoptypen und zur Fließgeschwindigkeit offengelegt, und zwar hochsignifikante negative. Je feinkörniger also das Mikrohabitat und je geringer die Fließgeschwindigkeit ist, umso höher ist der Regionsindex.
5. Die statistischen Zusammenhänge der Anteile der einzelnen biozönotischen Regionen mit den abiotischen Parametern sind mannigfaltig und sollen hier nur vereinfacht bzw. in ihren Grundzügen wiedergegeben werden. Im Wesentlichen sind zwei Gruppen voneinander zu unterscheiden: Von den hypokrenalen bis zu den metarhithralen Zeigern liegen positive Korrelationen mit den Choriotoptypen und mit der Fließgeschwindigkeit vor, bei den längenzonal folgenden Elementen (Epi-, Meta- und Hypopotamal sowie Litoral und Profundal)

sind diese Korrelation negativ. Die metarhithralen Elemente weisen zudem hochsignifikante negative Korrelationen mit den wasserchemischen Parametern und mit den Anteilen von Acker-, Siedlungs- und Verkehrsflächen im Einzugsgebiet auf, sowie hochsignifikante positive Korrelationen mit Seehöhe bzw. Neigung und Waldflächen im Einzugsgebiet. Die metapotamalen Elemente zeigen dasselbe Muster mit umgekehrten Vorzeichen.

6. Der Rhithron-Ernährungstypenindex zeigte eine hochsignifikante positive Korrelation mit der Choriotoptop-Klassifizierung und mit der Fließgeschwindigkeit: Je höher Strömung und die mittlere Korngröße des Substrats, desto höher die RETI-Indexwerte. Dieselben Beziehungen wurden zur Seehöhe des Abschnitts, zur durchschnittlichen Seehöhe im Einzugsgebiet und zur durchschnittlichen Neigung im Einzugsgebiet sowie zu den Anteilen der Waldflächen festgestellt. Hochsignifikant negativ korreliert der RETI hingegen mit den Anteilen von Siedlungs- und Verkehrsflächen sowie mit der Wassertemperatur. Alle diese Faktoren deuten auf einen Einfluss der Lage im Längsverlauf des Gewässers auf diesen Parameter hin.
7. Bei den Ernährungstypen war ein deutliches Muster zu erkennen: Die Weidegänger und die Zerkleinerer zeigten eine hochsignifikante positive Korrelation mit der Choriotoptop-Klasse und der Fließgeschwindigkeit sowie mit der Seehöhe, während für die Wassertemperatur und die Anteile der Verkehrsflächen im Einzugsgebiet eine negative Korrelation festzustellen war. Das Gegenteil war für die Filtrierer und die Detritusfresser der Fall: Hier wurde für die Verkehrsflächenanteile eine positive, für die Choriotoptypen und die Fließgeschwindigkeit eine negative Korrelation berechnet. Bei den Räubern und Parasiten konnte kein Zusammenhang zu den Mikrohabitaten festgestellt werden.
8. Die EPT-Indices zeigten allesamt sehr ähnliche Abhängigkeiten: positive Korrelationen mit den Choriotoptypen, der Fließgeschwindigkeit, der Seehöhe, der Neigung und den Anteilen an Waldflächen im Einzugsgebiet, und negative Korrelationen mit der Feinsedimentklassifizierung, den wasserphysikalischen Parametern und den Anteilen von Acker-, Verkehrs- und Siedlungsflächen.

Tab. 13 Übersicht über die Korrelationen (und entsprechenden Signifikanzen) zwischen den biologischen Indices und den abiotischen Parametern.

Werte für die gesamte Probestrecke gleich (N=4)

		STELL NR	CHOR NR2	FG NR	A10 HMZM	A18 FS	A19 TOHT	A20 UFVE	A21 SUBV	A22 POTL	A23 PH	A24 LF	A25 TEMP	A57 ABSH	A58 EZGH	A59 EZGS	A62 NACK	A65 NSIE	A66 NVER	A67 NWAL	
		Nominale Ordnung der 4 Probestrecken	Chorotopklassifizierung des Mikrohabitats (1=Peil bis 7=Meso-/Makroflthal)	Fließgeschwindigkeitsklasse des Mikrohabitats (1=sehr langsam bis 4=schnell)	Median des hydromorpholog. Zustandes laut Leitfaden (1=sehr gut bis 5=schlecht)	Feinsedimentklassifizierung (1=keines bis 8=flächig)	Totholz (1=viel bis 4=keines)	Ins Wasser reichende Ufervegetation (1=viel bis 4=keine)	Submerse Vegetation (1=viel bis 4=keine)	Potenitielle Kieslaichplätze (1=viel bis 4=keine)	Wasserphysikalische Parameter			Seehöhe des Abschnitts	Durchschnittliche Höhe im Einzugsgebiet	Durchschnittliche Neigung im Einzugsgebiet	Ackeranteil im Einzugsgebiet	Anteil Siedlungsfläche im Einzugsgebiet	Anteil Verkehrsfläche im Einzugsgebiet	Weidanteil im Einzugsgebiet	
SI Zelinka & Marvan	I2_SI	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-.092 .572 40	-.551** .000 40	-.477** .002 40	.409** .009 40	.152 .349 40	.384* .014 40	.019 .909 40	-.077 .635 40	.224 .165 40	.279 .081 40	.091 .576 40	.215 .182 40	-.246 .126 40	-.228 .157 40	-.154 .343 40	.153 .345 40	.186 .250 40	.338* .033 40	-.135 .408 40
	I4_ZUSTA	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	.058 .722 40	-.237 .140 40	-.187 .248 40	.451** .004 40	-.043 .791 40	-.476** .002 40	-.117 .086 40	-.275 .471 40	.091 .575 40	.125 .443 40	-.122 .453 40	.036 .824 40	-.068 .041 40	-.041 .803 40	.053 .745 40	-.053 .746 40	-.014 .933 40	.218 .177 40	.076 .640 40
SI Gesamtzustand	I5_DIVER	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	.582** .000 40	.557** .000 40	.394** .012 40	.215 .183 40	-.496** .001 40	-.098 .160 40	-.752 .002 40	-.052 .002 40	-.572** .002 40	-.485** .002 40	-.434** .005 40	-.215 .062 40	-.298 .018 40	.374* .019 40	.388* .008 40	.414** .008 40	-.366* .020 40	-.204 .207 40	.364* .021 40
	I7_XENO	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-.051 .754 40	.199 .218 40	.197 .223 40	.396** .011 40	.203 .208 40	.357* .024 40	.218 .177 40	.080 .625 40	.203 .208 40	.327* .040 40	.167 .302 40	.371* .019 40	-.377* .016 40	-.337* .034 40	-.257 .109 40	.246 .126 40	.299 .061 40	.471** .002 40	-.248 .127 40
Diversität S & W	I8_OLIGO	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	.065 .689 40	.439** .005 40	.348* .028 40	-.622** .000 40	-.131 .420 40	-.608** .000 40	.039 .813 40	.208 .197 40	-.267 .096 40	-.337* .033 40	-.033 .841 40	-.231 .152 40	.276 .084 40	.246 .126 40	.128 .432 40	-.127 .433 40	-.178 .271 40	-.439** .005 40	.098 .549 40
	I9_BETA	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	.157 .335 40	.215 .182 40	.206 .202 40	-.193 .232 40	-.455** .003 40	-.085 .600 40	-.618** .000 40	-.537** .000 40	-.269 .094 40	-.482** .002 40	-.491** .001 40	-.707** .000 40	.674** .000 40	.623** .000 40	.586** .000 40	-.560** .000 40	-.619** .000 40	-.667** .000 40	.595** .000 40
Saprobiele Einstufung	I10_ALPH	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-.065 .691 40	-.470** .002 40	-.365** .000 40	.595** .000 40	.231 .151 40	.555** .000 40	.190 .241 40	-.004 .982 40	.281 .079 40	.422** .007 40	.162 .318 40	.427** .006 40	-.449** .004 40	-.399* .011 40	-.281 .079 40	.270 .092 40	.339* .032 40	.597** .000 40	-.260 .106 40
	I11_POLY	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-.302 .059 40	-.678** .000 40	-.718** .000 40	.013 .938 40	.311 .051 40	-.065 .692 40	.065 .250 40	.186 .083 40	.278 .096 40	.267 .096 40	.310 .052 40	.208 .198 40	-.231 .151 40	-.263 .072 40	-.287 .065 40	.295 .088 40	.273 .357 40	.150 .075 40	-.284 .364* 40
RETI	I12_RET1	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	.109 .502 40	.804** .000 40	.719** .000 40	-.147 .365 40	-.322** .043 40	-.071 .663 40	-.436** .005 40	-.375* .017 40	-.192 .235 40	-.345* .029 40	-.346* .029 40	-.502** .001 40	.475** .002 40	.443** .004 40	.414** .008 40	-.396* .011 40	-.439** .005 40	-.478** .002 40	.420** .007 40
	I14_ZKL	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-.041 .800 40	.579** .000 40	.462** .002 40	-.146 .369 40	-.201 .214 40	-.478** .002 40	-.344** .030 40	-.063 .700 40	-.246 .127 40	-.233 .148 40	-.467** .002 40	.426** .006 40	.366* .020 40	.323* .042 40	-.297 .062 40	-.368* .023 40	-.465** .003 40	.332* .036 40	
Ernährungstypen	I15_WEI	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	.209 .195 40	.826** .000 40	.732** .000 40	-.031 .849 40	-.396** .011 40	-.433** .005 40	-.454** .003 40	-.240 .135 40	-.363* .021 40	-.435** .005 40	-.503** .001 40	.483** .002 40	.468** .002 40	.472** .002 40	-.458** .003 40	-.480** .002 40	-.421** .007 40	.481** .002 40	
	I16_AFIL	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-.276 .085 40	-.418** .007 40	-.505** .001 40	.027 .870 40	.314* .049 40	-.051 .755 40	.119 .464 40	.216 .180 40	.265 .098 40	.277 .083 40	.317* .046 40	.250 .120 40	-.266 .097 40	-.289 .071 40	-.307 .054 40	.311 .062 40	.297 .231 40	-.305 .056 40	
LZI	I17_PFIL	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-.369* .019 40	.179 .268 40	.319* .045 40	.126 .440 40	.395* .014 40	.033 .839 40	.068 .722 40	.173 .287 40	.379* .017 40	.371* .019 40	.365* .021 40	.276 .085 40	-.313* .049 40	-.348* .029 40	-.344* .025 40	.363* .029 40	.346* .127 40	.245 .029 40	-.345* .029 40
	I18_DET	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	.125 .444 40	-.638** .000 40	-.513** .001 40	.224 .165 40	.084 .608 40	.210 .194 40	.365* .020 40	.185 .254 40	.004 .978 40	.171 .292 40	.093 .567 40	.355* .024 40	-.321* .043 40	-.256 .111 40	-.192 .236 40	.168 .300 40	.234 .146 40	.409** .009 40	-.195 .227 40
Taxa Anzahl	I21_RAU	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	.380* .016 40	-.237 .141 40	-.257 .109 40	-.637** .000 40	-.208 .199 40	-.604** .001 40	.512** .002 40	.480** .001 40	-.501** .015 40	-.382* .015 40	-.048 .768 40	.042 .623 40	.080 .410 40	.134 .751 40	.052 .410 40	-.085 .603 40	-.065 .690 40	-.175 .281 40	.001 .998 40
	I22_PAR	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-.426** .006 40	.103 .528 40	.227 .159 40	-.197 .223 40	.331* .037 40	-.286 .074 40	-.075 .644 40	.190 .241 40	.301 .059 40	.200 .217 40	.343* .030 40	.061 .710 40	-.098 .549 40	-.173 .114 40	-.254 .087 40	.274 .199 40	.207 .646 40	-.075 .114 40	-.254 .114 40
Regionszuordnung	I24_LZI	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-.090 .580 40	-.718** .000 40	-.739** .000 40	-.211 .191 40	.168 .300 40	-.260 .106 40	.251 .118 40	.325* .041 40	.033 .839 40	.075 .647 40	.225 .162 40	.190 .316 40	-.163 .308 40	-.165 .191 40	-.211 .207 40	.204 .223 40	.197 .223 40	.069 .672 40	-.227 .159 40
	I26_TAXA	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	.529** .001 40	.524** .001 40	.399** .011 40	.137 .391 40	-.492** .001 40	.264 .099 40	.061 .709 40	-.330* .038 40	-.421** .007 40	-.362* .022 40	-.368* .011 40	-.253 .071 40	.289 .023 40	.369* .005 40	.439** .005 40	.451** .012 40	-.384* .029 40	-.103 .528 40	.438** .005 40
EPT - Indices	I27_EUK	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	.031 .851 40	.290 .070 40	.222 .169 40	.176 .277 40	.055 .737 40	.168 .300 40	.127 .434 40	.038 .818 40	.046 .776 40	.117 .471 40	.043 .791 40	.167 .304 40	-.162 .319 40	-.134 .410 40	-.093 .568 40	.085 .604 40	.116 .476 40	.217 .178 40	-.090 .582 40
	I28_HYK	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-.060 .714 40	.339* .032 40	.394* .012 40	.705** .000 40	.097 .554 40	-.703** .000 40	-.129 .428 40	-.316* .047 40	.281 .079 40	.334* .035 40	-.024 .883 40	.178 .273 40	-.236 .142 40	-.208 .197 40	-.074 .648 40	.078 .634 40	.129 .427 40	-.038 .006 40	-.038 .818 40
EPT - Indices	I29_ER	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	.004 .979 40	.657** .000 40	.612** .000 40	.099 .544 40	-.123 .451 40	.133 .415 40	-.290 .069 40	-.283 .076 40	-.080 .999 40	-.169 .622 40	-.227 .297 40	.194 .159 40	.174 .230 40	.188 .244 40	-.175 .279 40	-.191 .237 40	-.155 .338 40	.202 .211 40	
	I30_MR	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	.365* .020 40	.709** .000 40	.648** .000 40	-.382* .015 40	-.477** .002 40	-.274 .087 40	-.185 .254 40	-.196 .226 40	-.473** .002 40	-.548** .005 40	-.432** .005 40	-.485** .001 40	.525** .000 40	.529** .002 40	.482** .002 40	-.483** .002 40	-.502** .001 40	-.528** .000 40	.465** .003 40
EPT - Indices	I31_HR	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-.051 .709 40	-.128 .431 40	-.104* .511 40	-.251 .118 40	-.168 .301 40	-.217 .179 40	-.412** .008 40	-.244 .129 40	-.075 .646 40	-.253 .115 40	-.177 .275 40	-.344* .005 40	.344* .009 40	.279 .081 40	-.255 .112 40	-.322* .043 40	-.484** .002 40	.262 .078 40	
	I32_EP	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-.110 .499 40	-.668** .000 40	-.567** .000 40	-.125 .441 40	.219 .174 40	-.184 .256 40	.296 .064 40	.344* .030 40	.085 .603 40	.151 .351 40	.268 .094 40	.273 .088 40	-.248 .123 40	-.243 .131 40	-.272 .089 40	.263 .101 40	.267 .096 40	.172 .288 40	-.286 .074 40
EPT - Indices	I33_MP	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-.366* .020 40	-.770** .000 40	-.611** .000 40	.414** .008 40	.557** .002 40	.288 .072 40	.349* .027 40	.326* .040 40	.501** .001 40	.635** .000 40	.526** .000 40	.646** .000 40	-.672** .000 40	-.658** .000 40	-.602** .000 40	.595** .000 40	.631** .000 40	.679** .000 40	-.588** .000 40
	I34_HP	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	-.253 .115 40	-.245 .128 40	-.356** .024 40	.076 .640 40	.252 .117 40	.016 .923 40	.014 .931 40	.100 .539 40	.252 .117 40	.239 .138 40	.237 .142 40	.163 .316 40	-.190 .240 40	-.216 .180 40	-.224 .164 40	.232 .150 40	.216 .180 40	.141 .384 40	-.217 .178 40
EPT - Indices	I35_LIT	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	.033 .841 40	-.617** .000 40	-.747** .000 40	-.227 .158 40	.150 .354 40	-.272 .090 40	.466** .003 40	.460** .003 40	-.059 .719 40	.065 .691 40	.236 .142 40	.320* .044 40	-.259 .107 40	-.227 .160 40	-.260 .106 40	.238 .139 40	.260 .105 40	.188 .245 40	-.285 .074 40
	I36_PROF	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	.154 .342 40	-.427** .005 40	-.527** .000 40	-.527** .000 40	-.063 .701 40	-.528** .000 40	.339* .032 40	.395* .012 40	-.282 .078 40	-.230 .153 40	.057 .729 40	.034 .835 40	.044 .789 40	.059 .716 40	-.025 .877 40	.008 .963 40	.001 .995 40	-.164 .313 40	-.063 .701 40
EPT - Indices	I37_EPT1	Korrelation nach Pearson Signifikanz (2-seitig) N	.581** .000 40	.714** .000 40	.539** .000 40	.069 .672 40															

Ausweisung von Indikatororganismen

Um festzustellen, welche Taxa als Indikatoren für Feinsedimentbelastung herangezogen werden können, wurde die Choriotopklassifizierung mit der Dominanz der Taxa in den jeweiligen Choriotopen korreliert. In die Statistik wurden nur jene Taxa aufgenommen, die in mehr als 10 % der Teilproben aufgetreten sind (also in mindestens fünf Proben). Dies war bei 91 der insgesamt 142 nachgewiesenen Taxa der Fall. Zwischen den in Tab. 14 angeführten Taxa und der Choriotopklassifizierung wurden negative signifikante bis hochsignifikante Zusammenhänge festgestellt, das bedeutet, dass die Taxa am häufigsten in Choriotopen mit geringer Korngröße aufgetreten sind und daher als Feinsedimentzeiger bezeichnet werden können. Es handelt sich um insgesamt 18 Taxa, von denen sich bei sechs sowohl nach Pearson als auch nach Kendall Tau b hochsignifikante Korrelationen ergeben haben. In diese Gruppe fallen neben den deutlich vorherrschenden Chironomiden auch Vertreter der Oligochaeten, der Muscheln, der Krebstiere und der Schlammfliegen.

Tab. 14 Mit der Choriotopklassifizierung des Mikrohabitats negativ korrelierte Taxa = Feinsedimentzeiger.

Interne Nr	Art	Signifikanz Pearson	Signifikanz Kendall Tau b
49	Tubificidae Gen. sp. juv.	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
50	Enchytraeidae Gen. sp. juv.	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$
54	<i>Eiseniella tetraedra</i>	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,05$
62	<i>Pisidium</i> sp. juv.	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,01$
63	<i>Pisidium casertanum</i>	-	$p \leq 0,01$
66	Cyprididae Gen. sp.	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
68	<i>Gammarus roeseli</i>	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
94	<i>Sialis</i> sp. juv.	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
134	<i>Paratrissocladius excerptus</i>	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
136	<i>Micropsectra atrofasciata</i>	$p \leq 0,05$	-
138	<i>Micropsectra</i> sp. juv.	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$
152	<i>Microtendipes chloris</i> -Gr.	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,05$
153	<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i>	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
154	<i>Macropelopia nebulosa</i>	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,05$
156	<i>Demicryptochironomus vulneratus</i>	-	$p \leq 0,05$
170	<i>Odontomesa fulva</i>	-	$p \leq 0,01$
175	<i>Prodiamesa olivacea</i>	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,05$
186	<i>Bezzia</i> sp.	$p \leq 0,01$	-

Im Gegensatz dazu wurden bei den in Tab. 15 angeführten Taxa positive Korrelationskoeffizienten ermittelt, hier waren die größten Dominanzen in Choriotopen mit großer Korngröße festzustellen. Diese Arten sind demnach als Zeiger naturnaher Substratverteilungen im Rhithral zu verstehen. In dieser Gruppe wurden 28 Taxa identifiziert, von denen sich bei elf nach beiden statistischen Methoden hochsignifikante Zusammenhänge nachweisen ließen. Der größte Anteil der Grobsubstratzeiger war den Käfern zuzuordnen, gefolgt von lithorheobionten Chironomiden, Eintagsfliegen und Steinfliegen; daneben zählen auch Oligochaeten, Krebstiere, Köcherfliegen und Dipteren zu dieser Gruppe.

Tab. 15 Mit der Choriotopklassifizierung des Mikrohabitats positiv korrelierte Taxa = Grobsedimentzeiger.

Interne Nr	Art	Signifikanz Pearson	Signifikanz Kendall Tau b
58	Lumbriculidae Gen. sp. juv.	-	$p \leq 0,01$
67	<i>Gammarus fossarum</i>	-	$p \leq 0,05$
72	<i>Rhithrogena pictetii</i>	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,01$
78	<i>Baetis vernus</i>	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,01$
79	<i>Baetis rhodani</i>	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,01$
81	<i>Baetis</i> sp. juv.	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
84	<i>Ephemerella ignita</i>	-	$p \leq 0,05$
88	<i>Protonemura</i> sp. juv.	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,01$
89	<i>Protonemura</i> cf. <i>nitida</i>	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
91	<i>Leuctra</i> sp.	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
97	<i>Elmis maugetii</i> Ad.	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
98	<i>Elmis</i> sp. juv.	-	$p \leq 0,01$
100	<i>Esolus parallelepipedus</i> Ad.	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
105	<i>Limnius perrisi</i> Ad.	-	$p \leq 0,05$
106	<i>Limnius</i> sp. juv.	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
112	<i>Hydraena</i> sp. Ad. Weibchen	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
113	<i>Hydraena gracilis</i> Ad.	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
118	<i>Rhyacophila</i> s.str.	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
121	<i>Hydropsyche instabilis</i>	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
139	<i>Polypedilum convictum</i>	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,01$
147	<i>Brillia bifida</i>	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,01$
158	Orthoclaudiini COP	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$
163	<i>Eukiefferiella gracei</i>	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
164	<i>Eukiefferiella fittkaui/minor</i>	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,01$
171	<i>Cricotopus</i> sp.	-	$p \leq 0,01$
172	<i>Potthastia longimana</i>	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,01$
179	<i>Simulium vernum</i> -Gr.	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$
189	<i>Neolimnomyia</i> sp.	-	$p \leq 0,05$

2.4.3 Diskussion biologische Untersuchungen

Die durchgeführte Untersuchung mittels der, in Whitlock-Vibertboxen eingebrachten, Forelleneier lieferten bedauerlicherweise nicht die gewünschten aussagekräftigen Ergebnisse. Dies liegt hauptsächlich daran, dass die Boxen ihre angestrebte Funktion als geschützte Räume für die Eientwicklung hervorragend erfüllten.

Dementgegen stehen die äußerst detaillierten Aussagen aus den Mikrohabitat-Untersuchungen der Makrozoobenthosfauna.

Generell ist festzuhalten, dass die Individuendichten mit 6.736 bis 14.942 Organismen pro m² in allen vier Untersuchungsstrecken gerade in Anbetracht ihrer relativ kurzen Quellentfernung als sehr hoch zu beschreiben sind. Dank routinemäßig durchgeführter Makrozoobenthos-Untersuchungen im Projektgebiet können die im Rahmen der vorliegenden Studie festgestellten Individuendichten gut mit anderen Daten verglichen werden. Von der Abteilung Oberflächengewässerswirtschaft am Amt der Oberösterreichischen Landesregierung werden im Zuge des „Biologischen Untersuchungs-Programms“

(BUP) auch Strecken in den Oberläufen von Innbach und Trattnach untersucht (SCHAY et al. 2014). Im Falle der Trattnach ist die BUP-Untersuchungsstrecke praktisch deckungsgleich mit der Strecke „Trattnach 1“ der vorliegenden Untersuchung. SCHAY et al. (2014) haben hier bei den Erhebungen im Jahr 2011 eine ebenfalls hohe Individuendichte von 9.639 Tieren pro m² festgestellt, bei der vorliegenden Studie waren es mit 14.942 Organismen pro m² noch deutlich mehr. Die BUP-Strecke im Innbach-Oberlauf kommt zwischen den beiden Abschnitten „Innbach 1“ und „Innbach 2“ der aktuellen Untersuchung zu liegen – dasselbe gilt für die Individuendichten. In Strecke „Innbach 1“ wurden 6.736 Individuen pro m² gezählt, in der BUP-Strecke 8.213 Individuen pro m² und in Strecke „Innbach 2“ 12.277 Tiere pro m². Um die Produktivität in Relation zu anderen Gewässerstrecken derselben Bioregion einschätzen zu können, wurden die Individuendichten der vorliegenden Studie den Individuendichten aller im Rahmen des BUP in der Region „Bayerisch-österreichisches Alpenvorland und Flysch“ untersuchten Strecken gegenübergestellt. Es zeigt sich, dass die vier aktuellen Probestrecken auch im regionalen Vergleich als individuenreich anzusehen sind (Abb. 84).

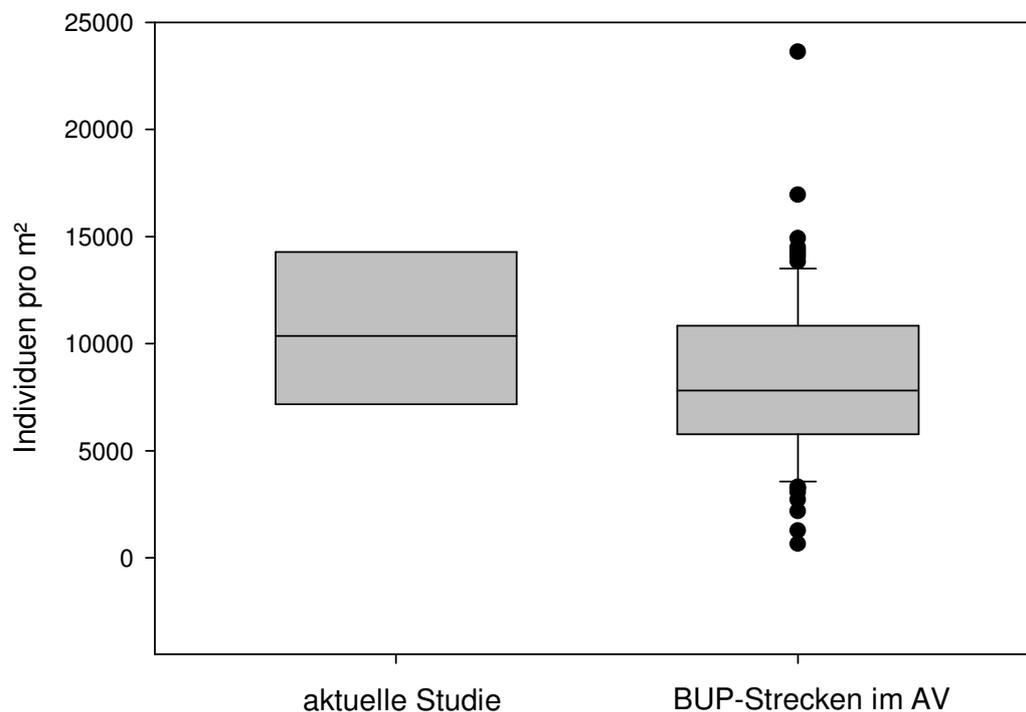


Abb. 84 Vergleich der Individuendichten in den Probestrecken der aktuellen Studie mit jenen in allen BUP-Messstrecken im der Region „Bayerisch-österreichisches Alpenvorland und Flysch“. Quelle: SCHAY et al. (2014).

Hinsichtlich der Großgruppenzusammensetzung unterschied sich die Strecke „Trattnach 1“ am deutlichsten von den anderen Abschnitten. So wurden hier deutlich weniger Oligochaeten, zugleich aber wesentlich mehr Ephemeropteren gesammelt. De facto erreichten die Eintagsfliegenlarven in dieser Strecke alleine beinahe doppelt so hohe Dichten wie in den drei anderen Strecken gemeinsam. Ausschlaggebend hierfür waren die großen Mengen an juvenilen Vertretern der Gattung *Baetis*, sowie die überaus hohen Dichten von *Baetis rhodani*, die hier in zehnmal höheren Quantitäten dokumentiert wurde als in den anderen Strecken zusammen. Diese Art zeichnet sich durch folgende Ansprüche aus: Sie hält sich bevorzugt auf moosbewachsenen Steinen oder flutenden Wasserpflanzen auf (BELLMANN 1988) und benötigt vergleichsweise hohe Strömungsgeschwindigkeiten zur Ernährung und Sauerstoffversorgung sowie Hartsubstrat zur Eiablage (FUCHS 1988). SCHMEDITJE (1995) bezeichnet sie als rheophil. Folglich ist ihre Dominanz in der begradigten Strecke „Trattnach 1“ durch die Ausstattung mit vergleichsweise grobem Substrat, die relativ hohe Fließgeschwindigkeit und den hohen Deckungsgrad der submersen Wasserpflanzen, allen voran der Wassermoose, zu erklären. Auffallend ist – neben der

generell geringen Individuendichten der Oligochaeten – auch die im Projektgebiet einzigartige Zusammensetzung dieser Großgruppe in Strecke „Trattnach 1“. Die Familie der Tubificiden, die in den anderen Strecken in großen Dichten in Erscheinung trat, kam hier nur mit wenigen Individuen vor, hingegen konnten ausschließlich hier Vertreter von *Rhynchelmis limosella*, *Propappus volki* und der Gattung *Nais* sp. nachgewiesen werden. Auch hier sind klare Zusammenhänge mit der oben beschriebenen Strukturausstattung zu erkennen. *Nais* sp. umfasst Arten mit starker Vegetationsbindung – sie leben von Algen und Kleinorganismen, die sich auf submersen Pflanzen bzw. zwischen deren Blättern und Stängeln aufhalten (WESENBERG-LUND, 1939). *Rhynchelmis limosella* wird von WILCKE (1967) als kaltstenotherm beschrieben und findet sich bevorzugt in grobporigem, offenem Interstitial, in hohen Dichten etwa im Schotter des Lech bei Augsburg (MAUCH, 1989). *Propappus volki* schließlich wird von SCHÖLL & BALZER (1998) als typischer Vertreter der Sandlückenfauna beschrieben, der zwar feinkörniges, aber stark durchströmtes Interstitial besiedelt. Die Trichopteren, die in keiner anderen Strecke in vergleichbar hohen Dichten auftraten, wurden hauptsächlich von Vertretern der Gattung *Rhyacophila* (s. str.) und von *Hydropsyche instabilis* gestellt. Erstere gelten als Bewohner schnellfließender, steiniger Gewässer (BURMEISTER, 1992), letztere als Rhithralart, die hohe Fließgeschwindigkeiten bevorzugt (SCHÖNBORN 1992). Die Plecopteren kommen zwar in der Strecke in ähnlichen Dichten vor wie in Strecke „Trattnach 2“, allerdings ist die Zusammensetzung hier eine völlig andere – in Strecke „Trattnach 1“ dominiert die Gattung *Protonemura* sp., die steinbesiedelnde Gebirgs- und Bergbacharten umfasst (BRAUKMANN 1987). Insgesamt ist in dieser Strecke ein außerordentlich deutlicher Rhithralisierungseffekt zu erkennen, der sich auch im auffallend niedrigen Regionsindex von 4,04 niederschlägt. Die in Tab. 14 als Feinsedimentzeiger ausgewiesenen Taxa sind in Strecke „Trattnach 1“ allesamt entweder im Vergleich zu den drei anderen Strecken deutlich unterrepräsentiert oder fehlen hier sogar zur Gänze.

Praktisch das genaue Gegenteil war in Strecke „Innbach 2“ zu beobachten. Hier machten Oligochaeten und Dipteren mehr als zwei Drittel aller gesammelten Individuen aus. Bei den Oligochaeten entfiel die überwiegende Mehrheit der Organismen auf die Familie der Tubificiden, die SCHÖLL & BALZER (1998) als typische Feinsubstratbewohner beschreiben, rheophile Arten wie die oben genannten fehlten hingegen gänzlich. Was die in Strecke „Trattnach 1“ so zahlreich auftretenden Eintagsfliegen betrifft, waren in Strecke „Innbach 2“ generell wesentlich geringere Dichten festzustellen, nämlich nur etwa ein Fünftel. Die rheophile Art *Baetis rhodani* trat zwar in Erscheinung, ihre Dichten waren hier aber 13mal geringer als in Strecke „Trattnach 1“. Außerdem traten hier deutlich weniger strömungsliebende Arten wie *Baetis fuscatius*, *Baetis vernus* oder *Centroptilum luteolum* zum Artenspektrum hinzu. Bei den Steinfliegen fehlte die Gattung *Protonemura* sp., die einzigen Vertreter der Großgruppe waren Tiere der detritivoren Gattung *Leuctra* sp., und auch diese traten nur als Einzelindividuen in Erscheinung. Von den in Tab. 14 als Feinsedimentzeiger ausgewiesenen Taxa wurden mit einer einzigen Ausnahme alle in dieser Strecke gefunden, zum überwiegenden Teil bestandsbildend, mitunter sogar dominant, etwa die Zuckmückengattung *Micropsectra* sp. (mit der Hauptart *Micropsectra atrofasciata*), die von JANECEK (1999) als typische Bewohnerin strömungsberuhigter, schlammiger Fließgewässerbereiche beschrieben wird.

Anhand dieser beiden Beispiele und der autökologischen Charakteristika der maßgeblichen Arten ist bereits grob zu erkennen, dass die statistisch anhand von 40 Einzelproben ermittelten Indikatortaxa für Feinsedimentbelastung offenbar auch gut für eine Beurteilung auf Streckenniveau verwendbar sind. Im Folgenden wird versucht, diese Anwendbarkeit detaillierter zu verifizieren.

Eine Beurteilung der Feinsedimentbelastung anhand charakteristischer Zeigerarten ist für die angewandte Gewässerökologie von großer Bedeutung, vor allem in Gewässern, in denen routinemäßig Makrozoobenthos-Untersuchungen durchgeführt werden und für die folglich entsprechendes Datenmaterial vorliegt. Gelingt es, besonders geeignete Indikatoren zu identifizieren, kann anhand von bereits vorliegenden Artenlisten und Individuendichten für die entsprechenden Gewässer eine erste Grobabschätzung der Feinsedimentbelastung erfolgen. Pionierarbeit auf dem Feld der Identifikation

solcher Indikatoren und einen wesentlichen Beitrag zur Entwicklung eines Feinsediment-Bewertungssystems auf Basis von Makrozoobenthosgemeinschaften haben EXTENCE et al. (2011) geleistet, die für das Vereinigte Königreich eine umfangreiche Liste feinsedimentsensitiver Taxa mit einer vierstufigen Zuordnungsskala (von „A“ = hochsensibel bis „D“ = höchst unsensibel) erstellt haben.

In Tab. 16 wurde die Verteilung der in Tab. 14 als Feinsedimentzeiger ausgewiesenen Taxa auf die vier Probestrecken verbildlicht. Hierzu wurden für jede Indikatorart die Zahlen der gesammelten Individuen in den einzelnen Strecken einander gegenübergestellt und nach absteigender Individuenzahl farblich markiert. Die höchsten Abundanzen wurden jeweils dunkelrot hinterlegt, die zweithöchsten hellrot, die dritthöchsten orangerot und die geringsten gelb. Wenn ein Taxon in einer Strecke gar nicht vorkam, wurde dies mit der Farbe Grün markiert. Ergänzend wurde für die einzelnen Taxa die jeweilige Sensitivitätseinstufung nach EXTENCE et al. (2011) angegeben.

Es zeigt sich auf den ersten Blick, dass die beiden oben beschriebenen Strecken „Trattnach 1“ und „Innbach 2“ die beiden Extreme der vier Probestrecken darstellen. Während in Strecke „Trattnach 1“ die Hälfte der Feinsedimentindikatoren gänzlich fehlte und die übrigen nur in untergeordneten Dichten (mit nur dritt- oder vierthöchsten Abundanzen) auftraten, erreichten elf der 18 Indikatortaxa in Strecke „Innbach 2“ die deutlich höchsten Dichten im Projektgebiet, weitere fünf die jeweils zweithöchsten. Die beiden anderen Strecken stehen zwischen diesen beiden Extremen, wobei in Strecke „Innbach 1“ noch etwas mehr Indikatortaxa die jeweils höchsten bzw. zweithöchsten Abundanzen erreichten als in Strecke „Trattnach 2“. Als Fazit kann festgestellt werden, dass die Feinsedimentzeiger deutlich unterschiedliche Belastungen in den vier Strecken indizieren, wobei sich eine klare Reihung nach abnehmender Feinsedimentzeigeranzahl wie folgt aufstellen lässt: 1.) Strecke „Innbach 2“ → 2.) Strecke „Innbach 1“ → 3.) Strecke „Trattnach 2“ → 4.) Strecke „Trattnach 1“.

Tab. 16 Individuenanzahl der in Tab. 14 als Feinsedimentzeiger klassifizierten Taxa in den vier Probestrecken. Einstufung nach EXTENCE et al. (2011): „-“ = keine Einstufung; „D“ = reagiert höchst unsensibel auf Feinsedimentbelastung. Bedeutung der Farben: **dunkelrot** = Strecke mit der größten Individuenanzahl dieses Taxons / **hellrot** = Strecke mit der zweitgrößten Individuenanzahl dieses Taxons / **orange** = Strecke mit der drittgrößten Individuenanzahl dieses Taxons / **gelb** = Strecke mit der viertgrößten Individuenanzahl dieses Taxons / **grün** = keine Individuen dieses Taxons in der Probestrecke.

	Einstufung nach EXTENCE et al. (2011)	Innbach 1	Innbach 2	Trattnach 1	Trattnach 2
Tubificidae Gen. sp. juv.	-	708	643	36	51
Enchytraeidae Gen. sp. juv.	-	6	48	0	0
<i>Eiseniella tetraedra</i>	-	0	15	0	0
<i>Pisidium</i> sp. juv.	D	41	214	18	53
<i>Pisidium casertanum</i>	D	23	10	3	0
Cyprididae Gen. sp.	-	1	94	0	11
<i>Gammarus roeseli</i>	-	17	30	0	2
<i>Sialis</i> sp. juv.	D	6	8	0	6
<i>Paratrissocladius excerptus</i>	-	101	198	2	35
<i>Micropsectra atrofasciata</i>	-	9	949	57	69
<i>Micropsectra</i> sp. juv.	-	0	1424	0	0
<i>Microtendipes chloris-Gr.</i>	-	0	49	0	0
<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i>	-	0	0	0	15
<i>Macropelopia nebulosa</i>	-	37	40	7	77
<i>Demicyptochironomus vulneratus</i>	-	7	6	1	2
<i>Odontomesa fulva</i>	-	16	2	0	0
<i>Prodiamesa olivacea</i>	-	166	276	117	42
<i>Bezzia</i> sp.	-	19	16	2	30

Diese Reihung, die sich aus der Verteilung der Indikatoren ergibt, ist in Abb. 85 anhand charakteristischer Fotos der Probestrecken im Uhrzeigersinn dargestellt. Es zeigt sich, dass die Reihung den optischen Eindruck der unterschiedlich stark ausgeprägten Feinsedimentbelastung an den vier Standorten sehr gut widerspiegelt. In Strecke „Innbach 2“ war zum Zeitpunkt der Makrozoobenthos-Erhebung die stärkste Feinsedimentbelastung zu erkennen, wobei hier die Ausbildung nicht mehr näher differenzierbarer Sedimentmischklassen mit hohem Feinsedimentanteil und das weitgehende Fehlen natürlicher Strukturelemente, die Habitatqualität noch zusätzlich geschmälert haben. In Strecke „Innbach 1“ war zwar eine deutliche Feinsedimentbeeinträchtigung zu erkennen, allerdings konnten sich hier dank der naturnahen Strukturausstattung noch sortierte Choriotope mit klar abgrenzbarer Korngröße erhalten. In Abschnitt „Trattnach 2“ war eine natürliche Strukturausstattung gegeben, Feinsediment trat nur im Strömungsschatten größerer Steine oder in strömungsberuhigten Buchten – also standorttypisch – in Erscheinung. In Strecke „Trattnach 1“ war Feinsediment schließlich gar nicht festzustellen, hier herrschten aufgrund des Rhithralisierungseffekts nur grobe Substratklassen vor.

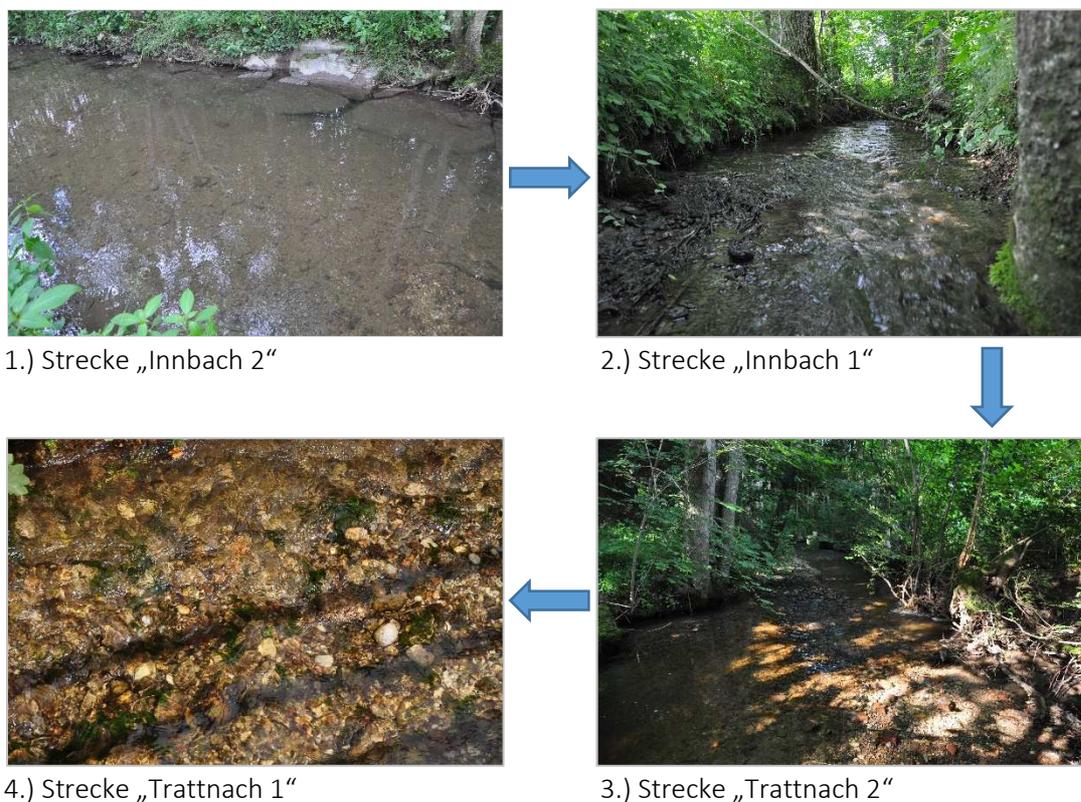


Abb. 85 Reihung der Probestrecken nach Anzahl der Feinsedimentzeiger laut Tab. 16 im Uhrzeigersinn, beginnend oben links.

Es ist davon auszugehen, dass die aussagekräftigsten Feinsedimentindikatoren jene sind, die in den am stärksten belasteten Abschnitten die höchsten Dichten erreichten. Neben nicht näher bestimmbar Jugendstadien von *Micropsectra* sp. und Vertretern der *Micropsectra atrofasciata*-Aggregation, die bevorzugt schlammige, strömungsberuhigte Bachabschnitte besiedeln (JANECEK 1999) und den ebenfalls im Schlamm lebenden Tubificiden sind hier vor allem folgende Taxa zu nennen: die Zuckmückenart *Prodiamesa olivacea*, ein Detritus- und Sedimentfresser (BAZZANTI 1991), der typischerweise Psammal mit einer Auflage von organischem Feinsediment besiedelt (FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER, 1993); die Zuckmückenart *Paratrissocladius excerptus*, die laut SAETHER (1976) im Sand und Schlamm von Bächen und Flüssen lebt und dort lange Röhren aus Sand und Detritus baut; Jugendstadien der Erbsenmuschel-Gattung *Pisidium* sp., die charakteristisch für langsam fließende Bereiche sind, in denen organisches Material sedimentiert, also etwa für Stau (OFENBÖCK et al. 2011).

Auffälligerweise finden sich von den 18 in der vorliegenden Studie ausgewiesenen Feinsedimentzeigern nur drei Taxa auch in der Einstufung von EXTENCE et al. (2011). Das ist darauf zurückzuführen, dass die Chironomiden, die die Hälfte unserer Indikatortaxa ausmachten, von EXTENCE et al. (2011) in ihrer Arbeit explizit nicht behandelt wurden. Als Grund hierfür geben sie an: „Chironomiden wurden in unser System nicht mit aufgenommen, weil sie auf Familienniveau als zu universell zu beschreiben sind und ein zu breites Spektrum von Umweltbedingungen abdecken, was für ihre Verwendung als Bewertungsinstrument hinderlich ist. Auf Artniveau wurden sie ausgeklammert, weil Chironomiden in üblichen Untersuchungen nicht näher als bis auf Unterfamilien- oder Gattungsniveau bestimmt werden“. Jene drei Taxa aus der vorliegenden Studie, für die eine Einstufung von EXTENCE et al. (2011) vorliegt, sind dort allesamt der Kategorie „D“ („reagiert höchst unsensibel auf Feinsedimentbelastung“) zugeordnet, es ist also trotz der geringen Überschneidung von einer guten Übereinstimmung zwischen den beiden Arbeiten auszugehen.

Hinsichtlich der Grobsedimentzeiger wurde dieselbe Herangehensweise gewählt wie bei den Feinsedimentindikatoren. In Tab. 17 sind all jene Taxa und ihre Häufigkeiten in den vier Probestrecken dargestellt, die laut Tab. 15 als Indikatoren für geringe Feinsedimentbelastung zu klassifizieren sind. Auch hier wurde anhand einer Farbskala die Häufigkeitsverteilung erkennbar gemacht, wobei die höchsten Abundanzen dunkelgrün, die geringsten gelb hinterlegt sind. Wurden keine Vertreter dieses Taxons in der Strecke gefunden, wurde dies mit der Farbe Grau markiert.

Hier war genau das gegenteilige Bild wie bei den Feinsedimentzeigern zu erkennen. In Strecke „Trattnach 1“ wurden die bei weitem meisten Grobsubstratzeiger angetroffen, und zwar sowohl hinsichtlich der Taxazahlen als auch hinsichtlich der Individuendichten. Die zweitstärkste Ausprägung wurde in Strecke „Trattnach 2“ festgestellt, in Abschnitt „Innbach 1“ waren nur noch von wenigen Indikatoren die höchsten Dichten festzustellen, in Strecke „Innbach 2“ von keinen. Somit ist die Reihung hinsichtlich der Grobsedimentzeiger genau gegenläufig zu jener der Feinsedimentzeiger: 1.) Strecke „Trattnach 1“ → 2.) Strecke „Trattnach 2“ → 3.) Strecke „Innbach 1“ → 4.) Strecke „Innbach 2“.

Die aussagekräftigsten Indikatoren für geringe Feinsedimentbeeinträchtigung – dadurch identifiziert, dass sie in den am geringsten mit Feinsedimenten belasteten Abschnitten die höchsten Dichten erreichten – waren in der vorliegenden Studie *Baetis rhodani* und nicht näher bestimmbare Jugendstadien von *Baetis* sp., deren Ansprüche an den Lebensraum bereits oben beschrieben wurden. An weiteren maßgeblichen Indikatoren sind zu nennen: die Zuckmückenart *Polypedilum convictum*, ein rheophiler Vertreter des sonst eher feinsedimentaffinen Tribus der Chironomini, der bevorzugt in steinigten Bächen und in Brandungszonen von Seen mit ausgeprägtem Wellenschlag anzutreffen ist (BOESEL 1985); die Steinfliegengattung *Leuctra* sp., die HUMPESCH (1984) wie folgt beschreibt: „Die Larve lebt vorwiegend in fließenden Gewässern. Die schmale, schlanke Gestalt und die geringe Größe befähigen das Tier vorzüglich zur Besiedelung der Moospolster und der Zwischenräume im Geröll des Gewässerbodens“; die Eintagsfliege *Ephemerella ignita*, eine rheophile Art (HOLM 1989), für die GRAUVOGL (1992) eine eindeutige Präferenz für Grobkies feststellen konnte; die Zuckmückenart *Eukiefferiella gracei*, eine typisch rhithrale und lithorheophile Vertreterin der Orthocladiinae (ORENDT 2002).

Von den 28 als Grobsedimentzeiger klassifizierten Taxa wurden elf auch von EXTENCE et al. (2011) eingestuft, und zwar sieben in die Kategorie „A“ (reagiert hochsensibel auf Feinsedimentbelastung), drei in die Kategorie „B“ (reagiert mäßig sensibel auf Feinsedimentbelastung) und eines in die Kategorie „C“ (reagiert mäßig unsensibel auf Feinsedimentbelastung). Auch hier kann eine gute Überstimmung zwischen den Bewertungsschemata attestiert werden.

Tab. 17 Individuenanzahl der in Tab. 15 als Grobsedimentzeiger klassifizierten Taxa in den vier Probestrecken. Einstufung nach EXTENCE et al. (2011): „–“ = keine Einstufung; „A“ = reagiert hochsensibel auf Feinsedimentbelastung; „B“ = reagiert mäßig sensibel auf Feinsedimentbelastung; „C“ = reagiert mäßig unsensibel auf Feinsedimentbelastung; Bedeutung der Farben: **dunkelgrün** = Strecke mit der größten Individuenanzahl dieses Taxons / **grün** = Strecke mit der zweitgrößten Individuenanzahl dieses Taxons / **blassgrün** = Strecke mit der drittgrößten Individuenanzahl dieses Taxons / **gelb** = Strecke mit der viertgrößten Individuenanzahl dieses Taxons / **grau** = keine Individuen dieses Taxons in der Probestrecke.

	Einstufung nach EXTENCE et al. (2011)	Innbach 1	Innbach 2	Trattnach 1	Trattnach 2
Lumbriculidae Gen. sp. juv.	-	70	30	160	444
<i>Gammarus fossarum</i>	-	450	156	337	21
<i>Rhithrogena pictetii</i>	-	14	0	81	0
<i>Baetis vernus</i>	B	43	15	58	16
<i>Baetis rhodani</i>	A	12	125	1682	42
<i>Baetis</i> sp. juv.	A	202	750	2397	490
<i>Ephemerella ignita</i>	A	6	46	303	552
<i>Protonemura</i> sp. juv.	A	0	0	86	7
<i>Protonemura</i> cf. <i>nitida</i>	-	0	0	533	0
<i>Leuctra</i> sp.	A	24	11	331	636
<i>Elmis maugetii</i> Ad.	-	41	18	78	0
<i>Elmis</i> sp. juv.	-	26	0	19	0
<i>Esolus parallelepipedus</i> Ad.	C	4	1	46	18
<i>Limnius perrisi</i> Ad.	-	10	6	9	1
<i>Limnius</i> sp. juv.	-	101	4	66	139
<i>Hydraena</i> sp. Ad. Weibchen	B	12	8	16	27
<i>Hydraena gracilis</i> Ad.	B	16	10	24	34
<i>Rhyacophila</i> s.str.	A	0	6	44	14
<i>Hydropsyche instabilis</i>	A	4	0	29	2
<i>Polypedilum convictum</i>	-	130	36	264	620
<i>Brillia bifida</i>	-	7	27	55	84
Orthoclaudiini COP	-	0	0	97	110
<i>Eukiefferiella gracei</i>	-	0	0	242	24
<i>Eukiefferiella fittkaui/minor</i>	-	0	0	15	0
<i>Cricotopus</i> sp.	-	0	0	72	6
<i>Potthastia longimana</i>	-	0	4	46	24
<i>Simulium vernum</i> -Gr.	-	3	13	27	5
<i>Neolimnomyia</i> sp.	-	0	0	22	3

Nach dieser generellen Plausibilitätsprüfung der Indikatortaxa sollen die Unterschiede zwischen den einzelnen Strecken in Bezug auf diese Taxa und die möglichen Ursachen dafür näher beleuchtet werden. In Abb. 86 sind die Anteile der Feinsedimentzeiger, der Grobsubstratindikatoren und der indifferenten Taxa (also jener Taxa, die keiner der beiden Gruppen zugewiesen wurden) an der jeweiligen Gesamtindividuenzahl dargestellt. Auffallend waren die großen Unterschiede zwischen den beiden Gewässern, während die beiden Strecken innerhalb eines Gewässers einander jeweils deutlich ähnlicher waren.

So fanden sich in Strecke „Innbach 2“ 17 der 18 Feinsedimentzeiger, in Strecke „Innbach 1“ waren es nur 14. In Strecke „Innbach 2“ erreichten elf dieser Taxa die jeweils höchsten Dichten im Projektgebiet, in Strecke „Innbach 1“ waren es nur vier. Noch wesentlich klarer werden diese Unterschiede, wenn Individuendichten bzw. Anteile an der Gesamtzönose in die Betrachtung miteinbezogen werden. In

Strecke „Innbach 2“ waren 52,4 % aller gesammelten Individuen den Feinsedimentindikatoren zuzurechnen, in Strecke „Innbach 1“ nur 27,5 %. Die Grobsubstratzeiger erreichten in Strecke „Innbach 2“ mit einem Anteil von nur 16,5 % ihr absolutes Minimum im Projektgebiet, in Strecke „Innbach 1“ lag mit 27,9 % ein wesentlich höherer Anteil vor.

Ein konträres Bild hingegen zeigt sich beim Vergleich mit den beiden Probestrecken in der Trattnach. In der Strecke „Trattnach 1“ dominieren mit 76,4 % sehr stark die Grobsediment-Indikatorarten, was dem deutlichen, durch die enge Regulierung entstehenden, Rhithralisierungseffekt geschuldet ist. Das vermutlich natürlichste Bild der Verteilung, in einem Bach dieser Höhenlage und biozönotischen Region, spiegelt hingegen die Strecke „Trattnach 2“ wider. Hier sind 62,9 % der Individuen den Indikatoren für grobes Sediment zuzuordnen, während 7,4 % zu den Feinsedimentindikatoren zu zählen sind. Ein Anteil dieser Gruppe von einigen Prozentpunkten ist wohl als natürlich zu betrachten, da Feinsediment- und Detritusansammlungen in beruhigten Bereichen zur natürlichen Habitatausstattung solcher Gewässer zu zählen sind. Auch sie bilden einen Teil der Vielfalt in naturnahen und strukturreichen Gewässern.

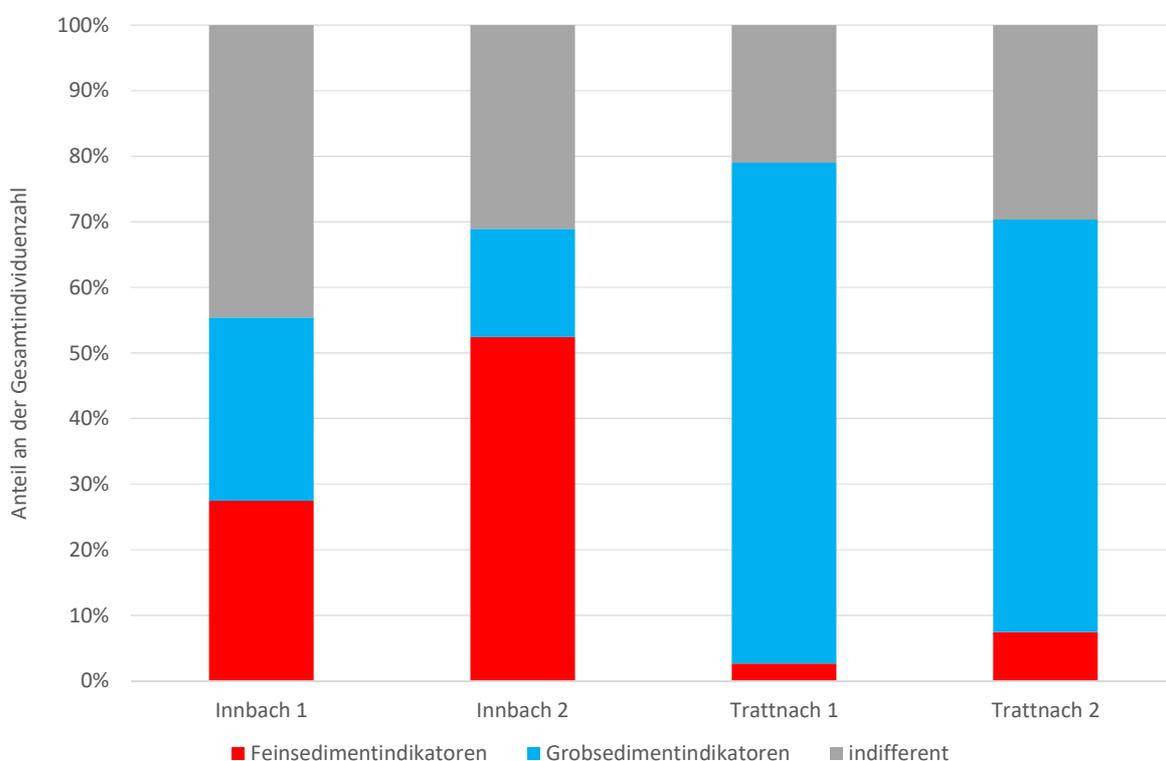


Abb. 86 Anteile der Feinsediment- und Grobsedimentindikatoren bzw. der indifferenten Taxa an der Gesamtindividuenzahl in der jeweiligen Probestrecke.

2.4.4 Resümee biologische Untersuchungen

2.4.4.1 Zusammenfassung der Unterschiede in den Probestrecken

Die vier Probestrecken unterscheiden sich hinsichtlich verschiedener Charakteristika, die sich neben der Feinsedimentbelastung ebenfalls in der MZB-Bewertung niederschlagen. Auch daraus wird erkennbar welche Faktoren für naturnahe Gewässerökosysteme notwendig sind.

Trattnach 1 liegt weit im Oberlauf, weist aber aufgrund der Kanalisierung einen stärker rhithral geprägten Charakter auf als er natürlicherweise zu erwarten wäre. Dank der geringen Beschattung und des groben Substrats tritt submerse Vegetation (z.B. Moos) auf, die die Artengemeinschaft der benthischen Invertebraten naturgemäß stark beeinflusst.

Die etwas weiter flussab gelegene Strecke Trattnach 2, weist eine ausgesprochen natürliche Morphologie mit Kolk- und Furt-Sequenzen auf. Ein standortgemäßer Gehölzsaum sorgt für eine durchgehende Beschattung. Da in der Auswertung der MZB-Fauna trotzdem vergleichsweise viele Stillwasserarten zu Tage traten, wurden weitere Einflussfaktoren flussauf erhoben. Dabei wurde ersichtlich, dass sich etwa 400 m flussauf ein Querbauwerk mit 3 m Stauhöhe befindet aus dessen Rückstaubereich diese Arten verdriftet worden sein dürften (Querbauwerk 6-68 im Wehrkataster; vgl. GUMPINGER & SILIGATO 2002).

Die obere der beiden Innbachstellen (Innbach 1) zeigt eine hohe Feinsedimentbelastung aber auch eine gute Strukturausstattung durch einen gewundenen Verlauf mit zahlreichen Wurzelbärten und anderen Strukturen. Dies führt trotz der hohen Feinanteile zu vergleichsweise diversen Habitatverhältnissen.

Die Strukturausstattung in der Strecke Innbach 2 ist dagegen vergleichsweise dürftig. Durch die überbreite Regulierung ergeben sich sehr monotone große flach überströmte Bereiche. In Kombination mit der hohen Feinsedimentfracht bilden sich somit keine richtigen Choriotope aus sondern es bleibt eine Mischung aus Mikrolithal und feineren Anteilen über weite Bereiche liegen. Darüber hinaus werden die Verhältnisse für die Biologie auch von diversen Einleitungen, aus dem Siedlungsgebiet von Gaspoltshofen und damit einhergehenden thermischen Belastungen, beeinflusst.

Die beschriebenen Unterschiede werden auch in den habitatgewichteten Einzelproben noch deutlicher ersichtlich (siehe Abb. 82).

2.4.4.2 Zusammenfassung der Tauglichkeit der Makrozoobenthos Indices und Indikatorarten im Zusammenhang mit Feinsediment

Bei der Analyse der unterschiedlichen MZB-Indizes, hinsichtlich ihrer Tauglichkeit eine etwaige Feinsedimentbelastung anzuzeigen, wurde bei den Mikrohabitatbeprobungen ersichtlich, dass der reine Saprobien-Index die Belastungssituation nicht abbildet. Die saprobiellen Klassen zeigt aber ein umso besseres Bild je besser die Hydromorphologie und die Strukturausstattung bewertet wurden. Die Saprobie-Klassen bilden vor allem gut die Intensität der Nutzungen im Einzugsgebiet ab.

Die Ernährungstypen-Verteilung hingegen macht besser die Unterschiede hinsichtlich Feinsedimentbelastung deutlich. Während Weidegänger und Zerkleinerer eher grobes Substrat bevorzugen, dominieren aktive Filtrierer und Detritusfresser bei einem hohen Feinsedimentanteil. Bei Räubern und Parasiten ergaben sich keine Zusammenhänge mit der Substratgröße.

Die Verteilung der Arten nach deren längszonaler Klassen-Zugehörigkeit ist sehr gut als Feinsediment-Indikator geeignet. Alle Choriotope weisen ein vergleichsweise homogenes Erscheinungsbild auf, von dem lediglich die feinen Choriotope und die Gemisch-Proben deutlich abweichen. Tendenziell leiden die Arten am meisten unter dem Feinsedimenteinfluss die dem Meta- und Hyporhithral zugeordnet sind. Das heißt die, mit dem Vorkommen der Äsche korrespondierenden Spezies, leiden insbesondere unter einem übermäßigen Eintrag von feinen Sedimentanteilen.

Die verschiedenen EPT-Indizes zeigen durch ihren Rückgang deutlich eine menschliche Beeinflussung an, unter anderem auch Belastungen durch Feinsediment. Fallen die Verhältniszahlen der EPT-Taxa mit Chironomiden und Dipteren unter 0,6 weist das – im vorliegenden Datenset – auf eine diesbezügliche Belastungssituation hin. Besonders hohe Verhältniszahlen zeigen im vorliegenden Fall ebenfalls eine veränderte Situation an (Rhithralisierung in „Trattnach 1“). Innerhalb der vorliegenden Daten kann wohl ein Verhältnis von rund 1 als am naturnächsten bezeichnet werden.

Um zu testen welche der dargestellten Indizes am besten die Sedimentsituation erklären, wurden lineare Regressions-Modelle für die unterschiedlichen Indikatorgruppen gerechnet. Als abhängige Variable wurde dabei jedes Mal die acht-teilige Sedimentklassifizierung herangezogen.

Alle Indizes-Gruppen zeigten einen hohen Erklärungswert für die Substratklasse. Wobei das R^2 bei der Regionsklassifizierung mit 0,834 am besten war, gefolgt von den Ernährungstypen mit $R^2=0,702$ und den Saprobieklassen. Das lineare Regressionsmodell diesbezüglich wies noch einen Erklärungswert von $R^2=0,545$ auf (Tab. 18 bis Tab. 20).

Darüber hinaus wurde beim Darstellen der Ernährungstypen klar, dass eine Substratklasse aus der Reihe fällt (Abb. 87). Dabei handelt es sich um das Choriotop Psammal (Nr. 4). Sand scheint tatsächlich als Lebensraum den ungünstigsten Zustand darzustellen (siehe auch Kap.2.3.6). Einschränkend muss die Stichprobengröße von lediglich $N=2$ angemerkt werden, wodurch hier lediglich tendenzielle Unterschiede abgelesen werden können.

Tab. 18 Modellzusammenfassung Abhängigkeit der Substratklasse von den Saprobie-Klassen (automatisch ausgeschlossen wurde die oligosaprobe Klasse).

Modell	R	R-Quadrat	Korrigiertes R-Quadrat	Standardfehler des Schätzers
1	,739 ^a	,545	,493	1,18

a. Einflußvariablen : (Konstante), I11_POLY, I9_BETA, I10_ALPH, I7_XENO

Tab. 19 Modellzusammenfassung Abhängigkeit der Substratklasse von den Ernährungstypen (automatisch ausgeschlossen wurden die Weidegänger).

Modell	R	R-Quadrat	Korrigiertes R-Quadrat	Standardfehler des Schätzers
1	,838 ^a	,702	,648	,99

a. Einflußvariablen : (Konstante), I22_PAR, I21_RAU, I16_AFIL, I18_DET, I17_PFIL, I14_ZKL

Tab. 20 Modellzusammenfassung Abhängigkeit der Substratklasse von der längenzonalen Einteilung.

Modell	R	R-Quadrat	Korrigiertes R-Quadrat	Standardfehler des Schätzers
1	,913 ^a	,834	,776	,79

a. Einflußvariablen : (Konstante), I36_PROF, I31_HR, I33_MP, I34_HP, I27_EUK, I28_HYK, I35_LIT, I29_ER, I32_EP, I30_MR

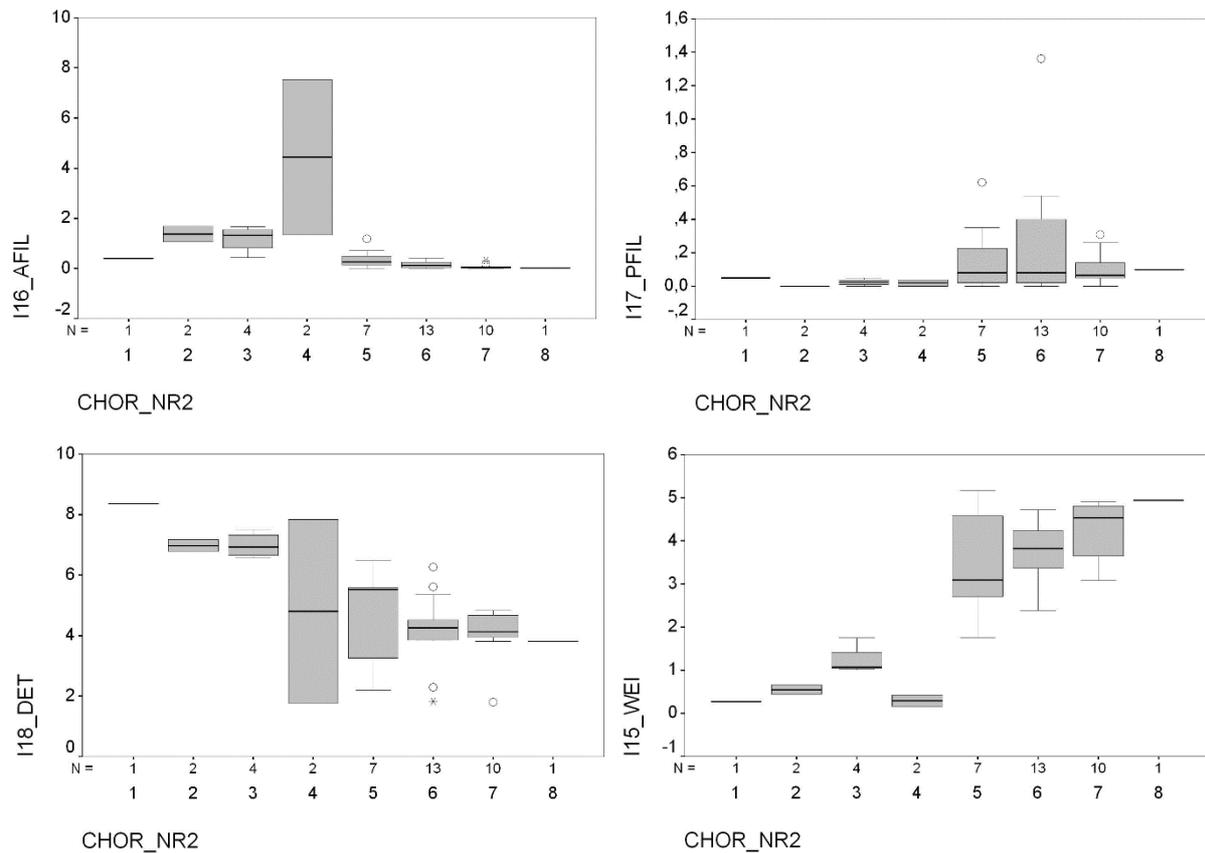


Abb. 87 Boxplots der Dominanz unterschiedlicher Ernährungstypen aufgeteilt nach den acht Korngrößenklassen (1...Pelal bis 8...Makrolithal; 4...Psammal=Sand)(aFil...aktive Filtrierer...links oben; pFil...passive Filtrierer...rechts oben; Det...Detritusfresser...links unten; Wie...Weidgänger...rechts unten).

Die eruierten Indikatorarten in Tab. 14 und Tab. 15. bezüglich Feinsediment und groben Sediment funktionieren sehr gut und können in Gewässer ähnlicher biozönotischer und hydromorphologischer Ausgangslage im Alpenvorland zur Bewertung bereits vorliegender Daten herangezogen werden. In die Gruppe der Feinsedimentzeiger fallen neben den deutlich vorherrschenden Chironomiden auch Vertreter der Oligochaeten, der Muscheln, der Krebstiere und der Schlammfliegen. Der größte Anteil der Grobsubstratzeiger war den Käfern zuzuordnen, gefolgt von lithorheobionten Chironomiden, Eintagsfliegen und Steinfliegen; daneben zählen auch Oligochaeten, Krebstiere, Köcherfliegen und Dipteren zu dieser Gruppe.

2.4.4.3 Zusammenfassung der wichtigsten Erkenntnisse aus den biologischen Untersuchungen

Die wichtigsten Erkenntnisse in Bezug auf die biologischen – vor allem Makrozoobenthos – Untersuchungen sind nachstehend zusammengefasst. Diese gelten naturgemäß für den in der vorliegenden Studie untersuchten Gewässertyp (hinsichtlich Größe, Bioregion, etc.).

1. Je mehr gröbere Anteile das Substrat aufweist, ist mit einer umso höheren Vielfalt in der Makrozoobenthosfauna zu rechnen. Intensive menschliche Nutzungen in den Einzugsgebieten und viel Feinsediment reduzieren die Biodiversität der Makrozoobenthosfauna.
2. Als wichtigste Faktor haben sich ein naturnaher Verlauf, inklusive einer naturnahen Breiten- und Tiefenvariabilität, und eine naturnahe Strukturierung, insbesondere das Vorhandensein von Totholz, herauskristallisiert. Sind solche Bedingungen gegeben, bilden sich auch trotz einer

gewissen Feinsedimentbelastung auf Grund der heterogenen hydraulischen Verhältnisse immer noch Choriotope mit größeren Korngrößenklassen aus (z.B. „Innbach 2“).

3. Stellt sich, durch die menschlich überprägten hydraulischen Bedingungen, eine fehlende Sortierung des Sediments ein und bildet sich ein Gemisch aus den unterschiedlichsten Korngrößenklassen aus, zeigt sich eine ähnliche benthische Fauna wie auf Pelal und Psammal Habitaten. Eine Sediment-Mischung über ganze Gewässerabschnitte stellt einen gewässerökologisch äußerst ungünstigen Zustand dar (siehe Abb. 82 und Abb. 83).
4. Die Begradigung und Verbauung von Gewässern führt je nach Ausführung und Gefällesituation zu recht unterschiedlichen Bedingungen, die sich auch gut in der benthischen Fauna abbilden.
 - a. Werden Strecken sehr eng reguliert und weisen ein vergleichsweise hohes Gefälle und eine Sohlsicherung auf, führt dies zu einem lokalen Rhithralisierungseffekt wie er sich beispielsweise in der Strecke „Trattnach 1“ zeigt. Gut zu bewertende EPT-Indices und eine dahingehende Verschiebung in den Klassen der Regionsverteilung sind die Folge. Diese Bereiche sind Transportstrecken, die trotz Feinsedimenteinträgen eine geringere Belastungssituation aufweisen, jedoch aufgrund der völlig unterbrochenen Umlandanbindung und der fehlenden Zwischenspeicherung zu einer Verschärfung in naturnahen Unterliegerstrecken führen.
 - b. Überbreit regulierte Strecken ohne Struktur führen zu sehr homogenen Verhältnissen ohne naturnahe Choriotope-Abgrenzung (z.B. „Innbach 2“). Im Zusammenspiel mit einer gegebenen Feinsedimentbelastung entsteht eine Mischung aus feinen und groben Anteilen, mit den unter Punkt 3 dargestellten Nachteilen für die Biozönose.
 - c. Wurden in solchen Abschnitten mit einem hohen Gefälle und einer engen Regulierung keine Sohlsicherungen eingebracht, besteht heute zumeist eine deutliche Eintiefung und damit einhergehende Feinsediment-Einträge aus der übermäßigen Ufererosion (z.B. Trattnach-Zufluss).

Die reine Bewertung der Ufer- und Sohldynamik laut Leitfaden (vgl. BMLFUW, 2015a) ist demnach unzureichend, um auf die biologischen Bedingungen und weitere Auswirkungen wie Eintiefung usw. zu schließen. Zumindest das lokale Gefälle, die Regulierungsbreite im Verhältnis zur natürlichen Breite, die Strukturausstattung, die Eintiefungstendenz und die Feinsedimentbelastung müssten jedenfalls mitabgeschätzt werden, um auf die, sich durch die Sedimentverhältnisse, für die aquatische Fauna ergebenden Bedingungen rückschließen zu können.

2.5 Chemische Analysen

Feinsedimente liegen im Wasser in fester Form vor und bestehen aus organischen Komponenten (Humus, Detritus, Wurzeln, etc.) und außerdem aus anorganischen Partikeln, die vorwiegend aus der Verwitterung der Gesteine stammen. Die Schluff- und Tonfraktion der Sedimente (Partikel mit einer Korngröße $< 0,063$ mm) haben eine größere spezifische Oberfläche als Sand, sodass Metalle, Nähr- und Spurenstoffe rasch an Sedimenten, die sich an ruhigen Gewässerstellen über einen längeren Zeitraum absetzen, adsorbiert werden können. Je stärker hydrophob eine chemische Verbindung ist, desto schlechter löslich ist sie in Wasser und desto eher adsorbiert sie an Sedimentpartikeln (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2010a). Aufgrund der Verschiebung dieser Stoffe von der Wasserphase hin zu den Sedimenten kommt es aufgrund geringer Kontaktzeiten mit dem Oberflächenwasser zu einer analytisch kaum nachweisbaren Anreicherung im Gewässer. Allerdings kann daher eine anthropogene Gewässerbelastung durch punktuelle oder diffuse Einleitungen über einen längeren Zeitraum durch Analyse der an das Sediment adsorbierten Spur- und Schadstoffen festgestellt werden.

Die ersten Untersuchungen zur Sedimentzusammensetzung und deren Schwermetallgehalt in Fließgewässern wurden in Oberösterreich bereits in den 1980er Jahren durchgeführt (vgl. z.B. MÜLLER & WIMMER, 1987). Diese und weitere Untersuchungen bezüglich der Schwermetallbelastung im Feinsediment und Porenwasser zeigten, dass die Anreicherung von Schwermetallen zum einen von der natürlichen geologischen Hintergrundkonzentration abhängig ist und es zum anderen aufgrund von kontinuierlichen Einleiten bzw. diffusen Einträgen zu einer Anlagerung von (Schwer-)Metallen im Feinsediment im Längsverlauf der untersuchten Gewässer kommen kann (vgl. ALBERING et al., 1999; BMFLUW, 2006).

Untersuchungen auf anthropogene Spur- und Schadstoffe in Feinsedimenten wurden aufgrund von gesetzlichen Vorgaben (WRRL, 2000/60/EG; QZV Chemie OG, BGBl. II Nr. 96/2006 idgF) in letzten Jahren in Österreich sowie den verschiedenen Mitgliedsstaaten der Europäischen Union durchgeführt (vgl. KOCH, 2002; BMLFUW, 2006; BMLFUW, 2007; MARTINEZ-CARRERAS et al, 2012).

Seitens der Europäischen Kommission wurden mit dem Ziel einer einheitlichen Vorgehensweise der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in den Mitgliedstaaten verschiedene Dokumente zur Probenahme, Probenvorbereitung und Analyse der Gewässer- und Sedimentproben erarbeitet (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2010a; EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2009; EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2010b). Richtlinien bzw. Grenzwertvorschriften zur Beurteilung der Sediment- und Wasserqualität gibt es auch auf internationaler Ebene (OSPAR, 2004; BUCHMANN, 2008).

Das vorrangige Ziel der in diesem Projekt durchgeführten chemisch-analytischen Untersuchungen ist es, das im Innbach- und Trattnachsystem vorhandene Feinsediment hinsichtlich chemischer Zusammensetzung und dem Vorkommen von Spur- und Schadstoffen zu charakterisieren. Der Einfluss der Landnutzung auf die Korngrößenverteilung innerhalb der Fraktion kleiner 2 mm, der Zusammenhang mit den organischen Anteilen (Glühverlust, C/N-Verhältnis, Nährstoffdepot) sowie bezüglich verschiedener Spuren- und Schadstoffe, die als Begleiterscheinung bzw. kurz- oder längerfristig gebunden an das Feinsediment auftreten können, werden erhoben. In das chemisch-analytische Untersuchungsprogramm der Feinsedimente werden neben der Routineanalytik (Glühverlust, Nährstoffe, etc.), eine Siebanalyse, (Schwer-)Metalle, gängige Pflanzenschutzmittel, Abwasserindikatoren, hormonell wirksame Substanzen sowie Industriechemikalien aufgenommen. Zusätzlich wurden auch Stichproben im Gewässer gezogen und auf die zuvor angeführten Parameter analysiert.

Nachstehend sind die im Oberflächenwasser und Sediment untersuchten Stoffe bzw. Stoffgruppen zusammengefasst:

Referenzparameter:

Glühverlust (GV), Trockenmasse (TS), Kohlenstoffgehalt (TC), gesamter organischer Kohlenstoff (TOC), gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), Kjeldhalstickstoff (NKj), Phosphor gesamt (Pges), ortho-Phosphat (o-PO₄-P), Ionen (Ca, Mg, Na, K, SO₄, NO₃, NH₄, NO₂, F, Cl), AOX.

(Schwer-)Metalle:

Aluminium (CAS-Nr. 7429-90-5), Arsen (CAS-Nr. 7440-38-2), Blei (CAS-Nr. 7439-92-1), Cadmium (CAS-Nr. 7440-43-9), Chrom (CAS-Nr. 7440-47-3), Eisen (CAS-Nr. 7439-89-6), Kupfer (CAS-Nr. 7440-50-8), Mangan (CAS-Nr. 7439-96-5), Nickel (CAS-Nr. 7440-02-0), Quecksilber (CAS-Nr. 7439-97-6), Selen (CAS-Nr. 7782-49-2), Silber (CAS-Nr. 7440-22-4), Uran (CAS-Nr. 7440-61-1), Vanadium (CAS-Nr. 7440-62-2), Zink (CAS-Nr. 7440-62-2).

PAK (16 EPA):

Naphthalin (CAS-Nr. 91-20-3), Acenaphthylen (CAS-Nr. 208-96-8), Acenaphthen (CAS-Nr. 83-32-9), Fluoren (CAS-Nr. 86-73-7), Phenanthren (CAS-Nr. 85-01-8), Anthracen (CAS-Nr. 120-12-7), Fluoranthren (CAS-Nr. 206-44-0), Pyren (CAS-Nr. 129-00-0), Benz(a)anthracen (CAS-Nr. 56-55-3), Chrysen (CAS-Nr. 218-01-9), Benz(b)fluoranthren (CAS-Nr. 205-99-2), Benz(k)fluoranthren (CAS-Nr. 207-08-9), Benz(a)pyren (CAS-Nr. 50-32-8), Indeno(123cd)pyren (CAS-Nr. 193-39-5), Dibenz(ah)anthracen (CAS-Nr. 53-70-3), Benzo(ghi)perylene (CAS-Nr. 191-24-2).

PCB:

PCB 28 (CAS-Nr. 7012-37-5), PCB 52 (CAS-Nr. 35693-99-3), PCB 101 (CAS-Nr. 37680-73-2), PCB 118 (CAS-Nr. 31508-00-6), PCB 153 (CAS-Nr. 35065-27-1), PCB 138 (CAS-Nr. 35065-28-2), PCB 180 (CAS-Nr. 35065-29-3).

BTEX:

Benzol (CAS-Nr. 71-43-2), Toluol (CAS-Nr. 108-88-3), Chlorbenzol (CAS-Nr. 108-90-7), Ethylbenzol (CAS-Nr. 100-41-4), m+p-Xylol (CAS-Nr. 108-38-3/106-42-3), o-Xylol (CAS-Nr. 95-47-6), 1,3-Dichlorbenzol (CAS-Nr. 541-73-1), 1,4-Dichlorbenzol (CAS-Nr. 106-46-7), 1,2-Dichlorbenzol (CAS-Nr. 95-50-1).

Pflanzenschutzmittel mittels GC/MS:

Hexachlorbenzol (CAS-Nr. 118-74-1), Lindan (CAS-Nr. 58-89-9), Alpha-HCH (CAS-Nr. 319-84-6), Beta-HCH (CAS-Nr. 319-85-7), c-Heptachlorepoxyd (CAS-Nr. 1024-57-3), Alpha-/ Beta-Endosulfan (CAS-Nr. 115-29-7), Dieldrin (CAS-Nr. 60-57-1), Endrin (CAS-Nr. 72-20-8), Pendimethalin (CAS-Nr. 40487-42-1), Aclonifen (CAS-Nr. 74070-46-5), 2,4'-DDE (CAS-Nr. 3424-82-6), Aldrin (CAS-Nr. 309-00-2), 4,4'-DDE (CAS-Nr. 72-55-9), 2,4'-DDT (CAS-Nr. 789-02-6), DDT gesamt, Heptachlor (CAS-Nr. 76-44-8), oxy-Chlordan (CAS-Nr. 27304-13-8), trans-Chlordan (CAS-Nr. 5103-74-2), cis-Chlordan (CAS-Nr. 5103-71-9), Fluroxypyrmeptyl (CAS-Nr. 81406-37-3), 4,4'-DDT (CAS-Nr. 50-29-3), tr-Heptachlorepoxyd (CAS-Nr. 145213-12-3), 4,4'-Methoxychlor (CAS-Nr. 72-43-5).

Pflanzenschutzmittel mittels HPLC/MS-MS:

2,6-Dichlorbenzamid (CAS-Nr. 2008-58-4), Desethylatrazin (CAS-Nr. 6190-65-4), Desisopropylatrazin (CAS-Nr. 1007-28-9), Fluroxypyr (CAS-Nr. 69377-81-7), Amidosulfuron (CAS-Nr. 120923-37-7), Metamitron (CAS-Nr. 41394-05-2), Metsulfuronmethyl (CAS-Nr. 74223-64-6), Thifensulfuronmethyl (CAS-Nr. 79277-27-3), Rimsulfuron (CAS-Nr. 122931-48-0), Triasulfuron (CAS-Nr. 82097-50-5), Metoxuron (CAS-Nr. 19937-59-8), Carbetamid (CAS-Nr. 16118-49-3), Monuron (CAS-Nr. 150-68-5), Metribuzin (CAS-Nr. 21087-64-9), Desethylterbutylazin (CAS-Nr. 30125-63-4), Simazin (CAS-Nr. 122-34-9), Bromacil (CAS-Nr. 314-40-9), Hexazinon (CAS-Nr. 51235-04-2), Metosulam (CAS-Nr. 139528-85-1), Atrazin (CAS-Nr. 1912-24-9), Monolinuron (CAS-Nr. 1746-81-2), Metobromuron (CAS-Nr. 3060-89-7), Chlortoluron (CAS-Nr. 15545-48-9), Primicarb (CAS-Nr. 23103-98-2), Primisulfuronmethyl (CAS-Nr. 86209-51-0), Buturon (CAS-Nr. 3766-60-7), Isoproturon (CAS-Nr. 34123-59-6), Metazachlor (CAS-Nr. 67129-08-2), Diuron (CAS-Nr. 330-54-1), Triflusulfuronmethyl (CAS-Nr. 126535-15-7), Metalaxyl (CAS-Nr. 57837-19-1), Sebuthylazin (CAS-Nr. 7286-69-3), Terbutylazin (CAS-Nr. 5915-41-3), Clomazon (CAS-Nr. 81777-89-1), Linuron (CAS-Nr. 330-55-2), Propazin (CAS-Nr. 139-40-2), Cyanazin (CAS-Nr. 21725-46-2), Ethofumesat (CAS-Nr. 26225-79-6), Dimethenamid (CAS-Nr. 87674-68-8), Chlorbromuron (CAS-Nr. 13360-45-7), Triadimefon (CAS-Nr. 43121-43-3), Prometryn (CAS-Nr. 7287-19-6), Terbutryn (CAS-Nr. 886-50-0), Pethoxamid (CAS-Nr. 106700-29-2), Alachlor (CAS-Nr. 15972-60-8), Flufenacet (CAS-Nr. 142459-58-3), Metolachlor (CAS-Nr.

51218-45-2), Neburon (CAS-Nr. 555-37-3), Orbencarb (CAS-Nr. 34622-58-7), Quizalofop-methyl (CAS-Nr. 76578-13-7), Prosulfocarb (CAS-Nr. 52888-80-9), Fluazifop-p-butyl (CAS-Nr. 79241-46-6), Deltamethrin (CAS-Nr. 52918-63-5), Pyridate (CAS-Nr. 55512-33-9), Clopyralid (CAS-Nr. 1702-17-6), Atrazin-desethyl-desisopropyl (CAS-Nr. 3397-62-4), Metazachlor OA (CAS-Nr. 1231244-60-2), Bentazon (CAS-Nr. 25057-89-0), Bromoxynil (CAS-Nr. 1689-84-5), 2,4-D (CAS-Nr. 94-75-7), Ioxynil (CAS-Nr. 1689-83-4), MCPA (CAS-Nr. 94-74-6), Dichlorprop (CAS-Nr. 120-36-5), Mecoprop (CAS-Nr. 7085-19-0), 2,4,5-T (CAS-Nr. 93-76-5), MCPB (CAS-Nr. 94-81-5), Fenoprop (CAS-Nr. 93-72-1), Fenoxaprop (CAS-Nr. 95617-09-7), Quizalofop (CAS-Nr. 76578-12-6), Dinosebacetat (CAS-Nr. 2813-95-8), Metolachlor ESA (CAS-Nr. 171118-09-5), Metolachlor OA (CAS-Nr. 152019-73-3), Metazachlor ESA (CAS-Nr. 172960-62-2), Alachlor ESA (CAS-Nr. 142363-53-9), N,N-Dimethylsulfamid (CAS-Nr. 3984-14-3).

PFT – HPLC/MS-MS:

PFBA (CAS-Nr. 602-94-8), PFPeA (CAS-Nr. 2706-90-3), PFBS (CAS-Nr. 375-73-5), PFHxA (CAS-Nr. 307-24-4), PFHpA (CAS-Nr. 375-85-9), PFHxS (CAS-Nr. 355-46-4), PFNA (CAS-Nr. 375-95-1), PFOS (CAS-Nr. 45298-90-6), PFDA (CAS-Nr. 83-89-6), KDONA, PFOA (CAS-Nr. 335-67-1), PFT-FOEA, FEDA (CAS-Nr. 75453-82-6)

Hormonwirksame Substanzen:

Iso-Nonylphenol (CAS-Nr. 84852-15-3), Bisphenol A (CAS-Nr. 80-05-7), 4-n-Nonylphenol (CAS-Nr. 104-40-5), 4-tert-Octylphenol (CAS-Nr. 140-66-9), 4-n-Octylphenol (CAS-Nr. 1806-26-4).

Abwasserindikatoren:

Acesulfam (CAS-Nr. 55589-62-3), Aspartam (CAS-Nr. 22839-47-0), Cyclamat (CAS-Nr. 139-05-9), Neotam (CAS-Nr. 165450-17-9), NHDC (CAS-Nr. 20702-77-6), Saccharin (CAS-Nr. 81-07-2), Sucralose (CAS-Nr. 56038-13-2), Bezafibrat (CAS-Nr. 41859-67-0), Carbamazepin (CAS-Nr. 298-46-4), Diclofenac (CAS-Nr. 15307-86-5), Fenofibrat (CAS-Nr. 49562-28-9), Bor (CAS-Nr. 7440-42-8)

2.5.1 Methodik Chemische Analysen

Die Probenahme, Probenvorbereitung sowie die chemische Untersuchung der Stoffe- bzw. Stoffgruppen werden in Anlehnung an OSPAR, 2004 sowie den Guidelines der Europäischen Kommission zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2009; EUROPÄISCHE KOMMISSION 2010a, EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2010b) bzw. nach den im Labor akkreditierten Normen durchgeführt.

An insgesamt acht Stellen wurden vom Technischen Büro für Gewässerökologie im Innbach- bzw. Trattnachsystem im Juni und September 2015 Feinsediment- bzw. Gewässerproben entnommen. Die Abbildung 41 zeigt die Probenstellen auf einer Übersichtskarte.

Um die Unterschiede in der Substratzusammensetzung zu minimalisieren, wurde die Feinfraktion durch Siebung < 2mm physikalisch normalisiert. Anschließend wurden bei der Auswertung bzw. Berechnung Co-Faktoren, wie zum Beispiel der Feinsedimentanteil < 0,063 mm für die anorganischen Bestandteile bzw. der TOC bei organischen Spurenstoffen, verwendet, um die geochemischen Unterschiede der Sedimentzusammensetzung zu vereinheitlichen.

Die Auswertung basiert auf den gesetzlichen Vorgaben bzw. recherchierter Richtwerte, die Interpretation und Plausibilitätsprüfung erfolgt außerdem durch Vergleich der Daten mit diversen Studien. Im folgenden Abschnitt werden die angewandten Methoden im Detail beschrieben.

2.5.1.1 Probenahme und Probenvorbereitung

Feinsediment:

Um den apparativen und personellen Aufwand in Grenzen zu halten, wurden die Proben händisch mit einer Kunststoffschaufel direkt im Uferbereich der Gewässer entnommen. Um homogene und repräsentative Proben zu erhalten wurden pro Probenstelle 10 Proben entnommen, gemischt und als

Einzelprobe weiterbehandelt. Das entnommene Material wurde in einem 10 L Eimer aufgeschlämmt, vor Ort über ein 2 mm Stahlsieb in ein 3 L Glasgebinde vorgesiebt

Im Labor wurde der wässrige Überstand der Proben abdekantiert und anschließend die nassen Feinsedimentproben bei einer Drehzahl (1000 U/min) von 10 min. zentrifugiert. Das überstehende Wasser wurde verworfen und das Feinsediment mittels Gefriertrocknungsanlage (Christ LSC plus bzw. Christ Alpha 1-4) bis zur Gewichtskonstanz getrocknet.

Mittels Laborsiebmaschine Retsch Vibro erfolgte eine Trockensiebung zur Korngrößenbestimmung mit Siebeinsätzen der Maschenweiten 0,63 mm, 0,2 mm, 0,125 mm, 0,063 mm. Um Querkontaminationen zu vermeiden, wurden für die Untersuchung der Proben auf (Schwer-) Metalle Kunststoffsiebe und für die übrigen Parameter Edstahlsiebe verwendet. Um untereinander vergleichbare Analyseergebnisse zu erhalten, wurde nur die Sedimentfraktion < 0,063 mm der chemischen Analytik unterzogen (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2010a; OSPAR, 2004).

Oberflächenwasser

Es wurden an beiden Probenahmeterminen Proben mittels Schöpfbecher im Gewässer entnommen und vor Ort in die Probengebinde abgefüllt. Für die Bestimmung des gelösten Anteils der Parameter wurden die Proben vor Ort außerdem durch ein Spritzenfilter mit der Porenweite von 0,45 µm filtriert.

2.5.1.2 Analytik

Alle Messungen erfolgten im akkreditierten Chemisch-Analytischen Labor des Landes Oberösterreich. Maßnahmen zur Qualitätssicherung wurden getroffen und dokumentiert. Nachfolgend werden die Methoden zur Bestimmung der verschiedenen Parameter erläutert. Die Messunsicherheit wird mit 20 % angegeben.

Referenzparameter:

- Trockenmasse: Die Bestimmung erfolgte durch Trocknung der Feinsedimente bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz.
- Glühverlust: Die bei 105 °C getrockneten Feinsedimentproben wurden bis zur Massenkonzanz bei 550 °C geglüht.
- Nährstoffgehalt (N_{kj} , Pges, NO_2-N , NO_3-N , NH_4-N , o- PO_4-P): Die Gesamtgehalte der Proben werden katalytisch sauer aufgeschlossen und die Parameter anschließend mittels CFA photometrisch bestimmt. Aus den durch ein Filter mit der Porenweite von 0,45 µm filtrierten Proben werden die gelösten Nährstoffe bestimmt.
- Gesamter bzw. organischer (gelöster) Kohlenstoffgehalt (TOC, TC, DOC): Zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoff (TOC) wurden die Feinsedimentproben bei 650 °C im kontinuierlichen Sauerstoffstrom zu CO_2 , welches mit einem NDIR-Detektor quantitative bestimmt wird, oxidiert. Der gesamte Kohlenstoff (TC) wurde durch direkte Messung bei 1000 °C erfasst. Die Wasserproben wurden für die TOC-Bestimmung angesäuert und homogenisiert bzw. für den DOC über 0,45 µm filtriert. Der gebundene Kohlenstoff wird nach Hochtemperatur-Oxidation mit einem NDIR-Detektor quantitativ bestimmt.
- Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX): Die vorbehandelten Sediment- und Wasserproben wurden mit Aktivkohle im Sauerstoffstrom verbrannt. Die dabei gebildeten Halogenwasserstoffe werden coulormetrisch quantifiziert.
- Ionen (K, Na, Ca, Mg, Cl, SO_4 , F): Die Kationen und Anionen wurden aus den Gewässerproben bzw. aus dem Eluat der Feinsedimente mittels Ionenchromatographie bestimmt.

(Schwer-)Metalle:

Die Bestimmung von Ag, As, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mg, Mn, Ni, Pb, Se, V, Zn aus dem geseibten Feinsediment erfolgte nach Königswasseraufschluss, die Quantifizierung der aus dem Feinsediment eluierbaren Anteile nach Filtration über ein Filter der Porenweite von 0,45 µm mittels ICP-MS. Von den Gewässerproben wurden die Gesamtgehalte nach einem Königswasseraufschluss und zusätzlich auch die löslichen Anteile nach Filtration mittels ICP-MS bestimmt.

PAK (Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) / PCB (Polychlorierte Biphenyle):

Die Feinsedimente wurden mit Bulkmaterial abgemischt, mittels beschleunigter Lösemittlextraktion unter Verwendung von Cyclohexan als Lösemittel extrahiert und anschließend wurden die 16 EPA-PAK sowie die 7 PCB direkt mittels GC-MS unter Verwendung von internen Standards quantifiziert. Die Gewässerproben wurden mit Cyclohexan im Scheidetrichter extrahiert und nach Zugabe interner Standards ebenfalls mittels GC-MS bestimmt.

BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylole):

Die Extraktion der Sediment- und Wasserproben erfolgte nach Zugabe eines internen Standards mit Methanol. Zur Quantifizierung wurde ein Headspace-GC-MS eingesetzt.

Pflanzenschutzmittel:

Die Parameter der Stoffgruppe Organochlorpestizide (Hexachlorbenzol, Lindan, Alpha-HCH, Beta-HCH, c-Heptachlorepoxyd, Alpha-Endosulfan, Dieldrin, Endrin, Beta-Endosulfan, Pendimethalin, Aclonifen, 2,4'-DDE, Aldrin, 4,4'-DDE, 2,4'-DDT, Heptachlor, oxy-Chlordan, trans-Chlordan, cis-Chlordan, Fluroxypyr-meptyl, 4,4'-DDT, tr-Heptachlorepoxyd, 4,4'-Methoxychlor) wurden aus den Feinsedimentproben, das mit Bulkmaterial abgemischt worden war, nach Zugabe eines internen Standards und anschließender beschleunigter Lösemittlextraktion (Extraktionsmittel: n-Hexan), Aufkonzentrierung und Lösemittelwechsel auf Ethylacetat mittels GC-MS bestimmt. Die Gewässerproben wurden mit einem internen Standard dotiert, mittels SPE extrahiert, eingeeengt und anschließend mittels GC-MS bestimmt.

Für die restlichen Pflanzenschutzmittel wurde ein Eluat aus den Feinsedimentproben hergestellt und dieses nach Filtration und Direkteinspritzung einmal nach positiver bzw. negativer Ionisierung mittels HPLC-MS/MS vermessen.

Industriechemikalien

- PFT (perfluorierte Tenside): Die perfluorierten Tenside wurden nach Dotierung mit einem internen Standard mittels Methanol aus den getrockneten Feinsedimentproben extrahiert und nach Anreicherung mittels HPLC-MS vermessen.
- 4-n-Nonylphenol, 4-n-Octylphenol, 4-tert-Octylphenol und Bisphenol A: Die hormonwirksamen Substanzen wurden aus den wässrigen Eluaten der Feinsedimente bzw. aus den Gewässerproben nach Filtration über ein Filter mit der Porenweite von 0,45 µm und Direkteinspritzung mittels HPLC-MS/MS quantifiziert.
- iso-Nonylphenole: Die Feinsedimente wurden mit Bulkmaterial abgemischt, mit einem internen Standard dotiert, die iso-Nonylphenole mittels beschleunigter Lösemittlextraktion mit Toluol extrahiert, die Gewässerproben wurden flüssig/flüssig mit Toluol extrahiert. Bei beiden Probenarten wurde anschließend mittels Turbovap angereichert und ein Cleanup mit Silicagel durchgeführt. Die quantitative Bestimmung erfolgte mittels GC-MS.

Abwasserindikatoren

Die Süß- und Arzneimittelwirkstoffe wurden aus den Eluatn der Feinsedimentproben, die Gewässerproben über ein Filter der Porenweite von 0,45 µm filtriert und mittels HPLC-MS/MS nach Direkteinspritzung bestimmt. Die Probenvorbereitung und Analyse von Bor erfolgte analog zu der der (Schwer-)Metalle.

2.5.1.3 Grenz-, Richt- und Orientierungswerte zur Qualitätsbeurteilung

Für die Bewertung der chemisch-analytischen Parameter der Feinsediment- und Wasserproben werden die Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG sowie der zugehörigen Tochterrichtlinien herangezogen, die mit der Novelle des Wasserrechtsgesetz 2006 sowie den erlassenen zugehörigen Verordnungen in österreichisches Recht umgesetzt worden ist.

In der Qualitätszielverordnung Chemie OG (QZV Chemie) sind für synthetische und nichtsynthetische Schadstoffe Umweltqualitätsnormen UQN festgelegt. Die darin angeführten untersuchten Stoffe wurden entsprechend der QZV Chemie ausgewertet und beurteilt.

Für diejenigen Stoffe, die nicht in der QZV Chemie geregelt sind, werden die in der Qualitätszielverordnung Ökologie (QZV Ökologie), der Trinkwasserverordnung (TWV), im Donau-Maas-Rhein-Memorandum (IAWD, 2008), in den Leitlinien zur vorläufigen Bewertung der PFC-Verunreinigungen in Wasser und Boden (BAYRISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, 2015) sowie im Vorschlag für die Revision der UQN des deutschen Umweltbundesamtes (UMWELTBUNDESAMT, 2015) und sonstigen Regulativen angeführten Grenz- bzw. Richtwerte herangezogen.

Für die Klassifizierung und Auswertung werden außerdem, Grenz- und Richtwerte für Böden als auch Richtwerte, die auf toxikologischen Messungen beruhen, von internationalen Guidelines zur Bewertung der Sedimentqualität verwendet. So sind in der Datenbank ETOX (UMWELTBUNDESAMT, 2008), den Guidelines for Identifying, Assessing and Managing Contaminated Sediments in Ontario (FLETCHER et al., 2008) als auch in den Screening Quick Reference Tables (BUCHMANN, 2008) für Metalle, Nährstoffe und prioritäre Stoffe toxikologische Richt- bzw. Orientierungswerte zur Beurteilung der Sedimentqualität festgelegt.

Aus Gründen der Übersichtlichkeit werden die festgelegten Grenz- und Richtwerte der im Rahmen dieses Projektes analysierten Parameter bei deren Auswertung zusammengefasst.

Bei der beschriebenen Bewertung und Diskussion ist zu berücksichtigen, dass im Rahmen dieses Projektes nur 2 Probenahmezyklen durchgeführt wurden, die statistische Stichprobe daher sehr klein ist und die gesetzlich festgelegten Qualitätskriterien nach den Vorgaben der WRRL im Jahresmittel für Gewässerproben berechnet aus mindestens 12 Beprobungen, gelten. Es ist somit nur eine Abschätzung der Grenzwertunter- bzw. –überschreitung bzw. des Qualitätszustandes des Gewässerzustandes nach WRRL für den Innbach und die Trattnach möglich, die – aufgrund der geringen Stichprobenanzahl – mit entsprechender Unsicherheit behaftet ist. Außerdem ist zu berücksichtigen, dass die Probenahmen am selben Gewässer teilweise an unterschiedlichen Tagen stattfanden, sodass über den Längsverlauf nur bedingt Aussagen getroffen werden können.

Die Untersuchung der Sedimente repräsentiert hingegen einen längeren Zeitraum. Diese unterliegen zwar auch dem jahreszeitlichen Verlauf, aber grundsätzlich geringeren Schwankungen. Es ist daher in diesem Fall möglich, weniger Probenahmezyklen durchzuführen, die trotzdem eine entsprechend hohe Aussagekraft ermöglichen.

2.5.1.4 Auswertung

Der Feinsedimentanteil < 0,063 mm wird in Massenprozent der Gesamtfraktion < 2mm bestimmt.

Die Analysenergebnisse werden für die relevanten untersuchten Parameter in Tabellen angeführt. Bei Parametern mit Analysenergebnisse kleiner der Bestimmungsgrenze (BG), werden die Ergebnisse in den Tabellen mit „<BG“ angegeben. Konnten Stoffe bzw. Stoffgruppen nicht nachgewiesen werden (Werte kleiner der Nachweisgrenze), wird dies in den Tabellen mit nicht nachweisbar, abgekürzt mit „n.n.“, angegeben. Zum Vergleich mit Grenz- und Richtwerten, wird in diesem Fall die BG mit 0,5 multipliziert.

Aus den Analysenergebnissen wurden Trockenmasse, Glühverlust, der Nährstoffgehalt bestimmt und der organische Anteil sowie die Verhältnisse von C/N errechnet. Zusätzlich wurde der Median der analysierten Parameter über die Probenstellen im Innbach- bzw. Trattnacheinzugsgebiet kalkuliert.

Betreffend der Spurenstoffanreicherung bzw. –belastung erfolgte die Auswertung in Anlehnung an die gesetzlich vorgeschriebenen Qualitätsanforderungen der QZV Chemie, der TWV, der QZV Ökologie, der IAWD, 2008 und sonstigen (inter-)nationalen Regulativen. Bei Angabe eines UQN als TEQ wurden die Analysenergebnisse zuerst mit dem von der WHO publizierten TEF (Toxizitätsäquivalenzfaktor) multipliziert und dieser Wert anschließend mit dem UQN verglichen (WHO, 2005).

Für Parameter, für die national keine Grenzwerte festgelegt sind, wurde eine toxikologische Risikobewertung nach FLETCHER et al, 2008 durchgeführt. Die Analysenergebnisse der organischen Spurenstoffe werden dabei auf den TOC-Gehalt bezogen. Die Berechnung der Richtwert-Konzentration entsprechend FLETCHER et al., 2008, erfolgt folgendermaßen:

Der TOC-Gehalt der Probe (%) wird mit dem in der Literatur angegebenen Wert für die festgestellte geringste toxikologische Auswirkung multipliziert. Dieser Wert wird mit dem Analysenergebnis verglichen. Bei Analysenergebnissen kleiner dem errechneten Richtwert kann davon ausgegangen werden, dass es trotz quantitativen Nachweis im Sediment zu keiner ökotoxikologischen Beeinträchtigung kommt. Wenn keine Daten von FLETCHER et al., 2008 vorlagen, wurden Interventionswerte von BUCHMANN, 2008 zur Berechnung herangezogen.

Zur Plausibilitätsprüfung und Feststellung, ob und welche Zusammenhänge es zwischen der Analytkonzentrationen im Gewässer, dem Gehalt und der Anreicherung in der Feinkornfraktion < 0,063 mm gibt, wurden lineare Regressionsanalysen sowie Korrelationsanalysen durchgeführt (OSPAR, 2003; EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2010a). Das Modell der linearen Korrelation wird in diesem Projekt für generelle Vorhersagen ab einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 65$ verwendet und in diesem Fall die beiden betrachteten Variablen als voneinander abhängig definiert.

2.5.2 Ergebnisse und Interpretation

2.5.2.1 Ergebnisse der Siebanalyse < 2 mm

Die im Zuge der Siebung der Feinsedimente im Labor erhaltenen Massenanteile < 2mm werden in der Tab. 21 zusammengefasst, der anschließend analysierte Feinsedimentanteil < 0,063 mm liegt bezogen auf die Fraktion von 2 mm an den acht Probenahmestellen in der Größenordnung zwischen 3,3 und 41,3 M%. Die höchsten Anteile wurde an der Stelle IB3 bzw. TR3 bei der ersten Probenahme im Juni (41,01 bzw. 41,26 M%) festgestellt, während im September bei beiden Stellen nur noch 27,73 bzw. 12,75 M% ermittelt wurden. Die geringsten Anteile der Fraktion < 0,063 mm werden im Sediment der Stellen IB1 (3,3 M%), IB2 (6,6 M%), TR1 (9,8 M%) und TR2 (4,26 M%) bei der Beprobung im Juni, bzw. im Rahmen der Beprobung im September bei den Stellen IBZ (9,2 M%) und IB1 (8,0 M%).

Entsprechend OSPAR, 2003 sollten die Analysen nur von Sedimenten mit einem Feinsedimentanteil > 10 % zur Datenauswertung bzw. –interpretation verwendet werden, da dadurch geringere Unsicherheiten zu erwarten sind. Im gegenständlichen Projekt ging es um eine Ersterhebung der Sedimentcharakterisierung bzw. –belastung mit Spurenstoffen im Innbach und der Trattnach. Außerdem wurde eine Normalisierung der Sedimente auf 0,063 mm durch Siebung durchgeführt wurde,

sodass im Rahmen der Studie alle chemischen Analysenergebnisse, auch diejenigen mit einem Feinsedimentanteil < 10 %, ausgewertet und interpretiert werden.

Tab. 21 Ergebnisse der Siebung < 2 mm in Massenprozent.

Messpunkt	Datum	< 0,063 (M-%)	0,125 - 0,063 (M-%)	0,20 - 0,125 (M-%)	"0,63 - 0,20 (M-%)	2 - 0,63 (M-%)
IBZ	24.06.2015	14,8	10,16	17,08	53,25	4,71
IB1	24.06.2015	3,31	4,32	12,64	69,18	10,55
IB2	24.06.2015	6,63	5,97	14,59	50,11	22,7
IB3	25.06.2015	41,01	15,2	13,15	20,62	10,02
IBZ	21.09.2015	9,19	4,36	7,58	46,63	32,24
IB1	21.09.2015	8,03	5,46	13,59	62,88	10,04
IB2	28.09.2015	13,04	8,48	15,82	40,18	22,48
IB3	28.09.2015	27,73	13	12,31	34,73	12,23
TRZ	25.06.2015	26,31	11,55	9,68	19,63	32,82
TR1	24.06.2015	9,84	10,96	11,44	33,84	33,91
TR2	24.06.2015	4,26	4,49	5,96	39,93	45,36
TR3	25.06.2015	41,26	11,87	3,74	27,79	15,33
TRZ	21.09.2015	29,77	14,64	10,27	20,26	25,06
TR1	21.09.2015	12,46	7,23	7,29	28,52	44,49
TR2	21.09.2015	21,99	10,63	12,22	19,85	35,31
TR3	28.09.2015	12,75	7,96	9,02	53,96	16,3

2.5.2.2 Chemische Zusammensetzung des Feinsedimentanteils < 0,063 mm

In der Tab. 22 sind die Messergebnisse der Innbach- und Trattnachbeprobungen für die Parameter Trockenmasse, Glühverlust, gesamter Kohlenstoffgehalt, organischer Kohlenstoffgehalt, Kjeldahl-Stickstoff, Phosphor und AOX im Detail angeführt.

Tab. 22 Zusammensetzung des Feinsediments im Innbach und der Trattnach

Messpunkt	Datum	TM (%)	GV (%)	TC (g/kg TS)	TOC (g/kg TS)	NKj (g/kg TS)	C/N	Pges (g/kg TS)	AOX (mg/kg TS)
IBZ	24.06.2015	71	7,7	42	38	2,86	13,3	0,82	21
IB1	24.06.2015	76	8,5	52	44	3,27	13,5	0,86	26
IB2	24.06.2015	75,2	13,4	60	53	3,96	13,4	1,1	26
IB3	25.06.2015	76,4	4,9	20	18	1,23	14,6	0,62	13
Median	Frühjahr	75,6	8,1	47	41	3,07	13,4	0,84	23,5
IBZ	21.09.2015	67,8	12,3	50	46	4,34	10,6	1,3	24
IB1	21.09.2015	62,2	19	95	90	5,55	16,2	0,9	37
IB2	28.09.2015	74	13,6	65	64	4,6	13,9	1,1	30
IB3	28.09.2015	75,8	5,8	27	22	1,93	11,4	0,63	13
Median	Herbst	70,9	12,95	57,5	55	4,47	12,3	1	27
TRZ	25.06.2015	72,6	6,6	46	26	1,64	15,9	0,71	17
TR1	24.06.2015	72,4	12,9	59	51	3,65	14,0	0,93	28
TR2	24.06.2015	77,7	13,1	68	53	4,01	13,2	0,94	33
TR3	25.06.2015	73,2	4,9	27	21	1,7	12,4	0,72	15
Median	Frühjahr	72,9	9,75	52,5	38,5	2,68	14,4	0,83	22,5
TRZ	21.09.2015	69,2	7,9	48	28	2,25	12,4	0,64	17
TR1	21.09.2015	61,3	22,6	120	100	6,75	14,8	1,1	55
TR2	21.09.2015	55,6	19,1	89	88	6,04	14,6	1	53
TR3	28.09.2015	75,1	6,5	36	24	2,38	10,1	0,73	15
Median	Herbst	65,25	13,5	68,5	58	4,21	13,8	0,87	35

Anhand der Massenanteile an organischen Bestandteilen wird unter Anwendung der EN ISO 14688-2:2004 + A1:2013 (ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSMINISTRIUM, 2013) der Feinsedimentanteil < 0,063 mm in organisches Feinsediment und mineralisches Feinsediment mit organischen Anteilen klassifiziert (siehe Tab. 23).

Tab. 23 ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSMINISTRIUM, 2013: ÖNORM EN ISO 14688-2:2013 11 15; eigene Darstellung).

Feinsediment	Organischer Anteil
	% der Trockenmasse (≥ 2 mm)
schwach organisch	2 - 6
mittel organisch	6 - 20
stark organisch	> 20

Das untersuchte Feinsediment weist demnach bei den acht Probenahmestellen vorwiegend schwach bis mittlere organische Anteile auf. Bei einer Probenahmestelle (TR1) wurde im zweiten Probenahmedurchgang eine vorwiegend organische Zusammensetzung (> 20 %) festgestellt. Eine (z.T. geringfügige) Zunahme der organischen Anteile über die Sommermonate ist bei allen acht Probenahmestellen festzustellen.

Ähnliches zeigt sich bei den Parametern Stickstoff sowie des Kohlenstoffgehalts: über die Sommermonate werden die beiden Parameter bei den Probenahmestellen TR1, TR2, TR3, TRZ, IB1, IB3 und IBZ angereichert. Der Phosphoranteil ist bei allen Probenahmestellen über beide Messperioden wesentlich konstanter. Nur bei einer Probenahmestelle (IBZ) wurde eine Anreicherung über die Sommermonate von 37 % festgestellt.

Das C/N-Verhältnis beschreibt die Gewichtsanteile von Kohlenstoff und Stickstoff in Böden, Wässern und Sedimenten. Es ist grundsätzlich ein Indikator für die Stickstoffverfügbarkeit für Pflanzen und Mikroorganismen (Tabelle 14). Je enger das Verhältnis ist, desto stickstoffreicher ist die organische Substanz. In mineralischen Böden beträgt es 14:1. Durch den mikrobiellen Abbau verengt sich das Verhältnis, sodass bei landwirtschaftlich stark genutzten Böden ein Verhältnis zwischen 8 und 10:1 in der Literatur angeführt wird (SCHEFFER ET AL, 2010). Im Gegensatz dazu wird in aquatischen System, wo Sediment, das vorrangig aus Plankton besteht, frisch abgelagert wurde, ein C/N-Verhältnis von 6 bis 9 angegeben (YOSHIKAZU, 2014). Proteine, die Basisbestandteile von Phytoplankton und Zooplankton haben ein C/N-Verhältnis von 5 bis 6. In der Tab. 24 sind die Literaturangaben zusammengefasst.

Die Sedimente weisen ein C/N-Verhältnis im Median zwischen 12 und 14 auf, welches sich im Laufe der beiden Probenahmezyklen bei beiden Einzugsgebieten geringfügig verkleinert. Würde man das C/N-Verhältnis des Feinsediments der beiden Einzugsgebiete mit den bekannten Bodenwerten vergleichen, entspräche es dem gängigen Verhältnis von Grünland- bzw. Ackerböden (Scheffer et al, 2010). Die für Gewässersedimente hohen Verhältnisse deuten auf eine Abschwemmung von Grünland- bzw. Ackerboden ins Gewässer hin.

Bei beiden Einzugsgebieten weisen die Probenahmestellen im Oberlauf eine deutlich stärkere Anreicherung der organischen Substanz, des Kohlen- und Stickstoff- sowie des Phosphorgehalts auf. Die Korrelationsanalyse ergab, dass der TOC als auch der N_{kj} signifikant negativ mit der benetzten Breite, der Einzugsgebietsgröße, mit dem Ackeranteil, sowie hochsignifikant negativ mit dem Siedlungsanteil korrelieren. Beide Parameter korrelieren hoch signifikant positiv mit dem Waldanteil.

Der Vergleich mit anderen in Österreich und international durchgeführten Studien weist für die Probenahmestellen am Innbach und der Trattnach eine durchschnittliche Sedimentzusammensetzung auf (BMLFUW, 2006).

Tab. 24 Folgende Angaben werden für das C/N-Verhältnis publiziert (Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2015; FIEDLER, 2001; SCHEFFER et al, 2010; AMT DER OÖ. LANDESREGIERUNG, 1993 (BZI); VON BERTRAB, 2012; YOSHIKAZU, 2014).

Boden	Quelle	C/N
Rohhumus	FIEDLER	26
Moder	FIEDLER	24
Mull	FIEDLER	10-15
Sande	LFL	10,4-12,6
Lehme	LFL	9,6-11,6
Schluffe	LFL	9,4-10,7
Tone	LFL	9,2-10,7
Acker	SCHEFFER et al / BZI 1993	14 / 8,3
Grünland	SCHEFFER et al / BZI 1993	11 / 8,9
Forst	SCHEFFER et al	21
Mais	SCHEFFER et al	55
Getreide	SCHEFFER et al	60-100
Gras	SCHEFFER et al	10-15
Sediment	VON BERTRAB	10,8-17,3
Sediment	YOSHIKAZU	6-9

Im Summenparameter AOX sind zahlreiche anthropogene und natürliche Organohalogenverbindungen zusammengefasst. Emittiert wird AOX durch Abschwemmungen von in der intensiv betriebenen Landwirtschaft eingesetzten halogenhaltigen Pestiziden und Wuchsstoffen, aus der Chemie- und Papierindustrie bzw. dem verarbeitenden Gewerbe, bei Verbrennungsprozessen (z.B. von Müll, fossilen Rohstoffe, Waldbrände, etc.), mikrobiellen und photochemischen Abbau sowie der Aufbringungen von belasteten Klärschlammen auf die Fläche. Natürlich synthetisierte AOX-Verbindungen sind beispielsweise das von Meeresalgen produzierte Methylchlorid bzw. Penicillin. Die halogenorganischen Verbindungen werden mikrobiologisch nur langsam abgebaut und können daher in hohem Maße akkumulieren. Ökotoxikologische Untersuchungen in den letzten Jahren ergaben widersprüchliche Ergebnisse, sodass nur aufgrund der gemessenen AOX-Konzentration und ohne Kenntnis der diesen Messwert verursachenden Substanzen keine weitergehenden Aussagen über die Umweltrelevanz möglich sind. Nichtsdestotrotz gibt der Parameter als Indikator bei einem längerfristigen Monitoring Aufschluss über eine anthropogene Belastung mit halogenorganischen Verbindungen im aquatischen Ökosystem (FOKUHL, 1999).

In den Sedimenten bei allen Probenahmestellen bei beiden Probenahmezyklen quantifiziert. Konzentrationen zwischen 13 und 55 mg/kg TS wurden bestimmt, wobei die höheren Konzentrationen in den Oberläufen beider Gewässer festgestellt wurden. Auch bei diesem Parameter zeigt sich bei den Messstellen IB1, IB2, TR1, TR2 eine signifikante Anreicherung über die Sommermonate, während bei den Messpunkten IB3, IB3, TRZ und TR3 keine Zunahme der AOX-Konzentration feststellbar ist (siehe Tab. 22). In den gezogenen Gewässerproben wurde AOX bei allen Probenahmestellen und zu beiden Beprobungsterminen unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze von 10 µg/L nachgewiesen. Der in der QZV Chemie festgelegte Grenzwert von 50 µg/L wurde wesentlich unterschritten.

Die Regressionsanalyse von TOC- und AOX-Gehalt ergibt einen signifikanten linearen Zusammenhang mit einem Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,92$. Auch zwischen dem Glühverlust und dem TOC-Gehalt zeigt sich ein eindeutiger linearer Zusammenhang (Abb. 88).

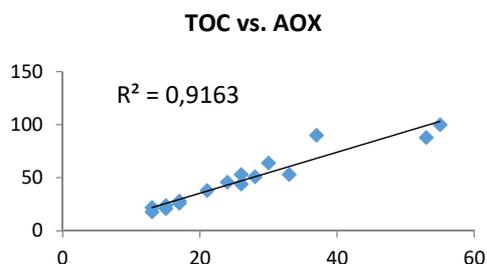


Abb. 88 Auszug aus der Regressionsanalyse von TOC und AOX.

Dies ist darauf zurückzuführen, dass die AOX – Komponenten zum einen eine „Untermenge“ der gesamten organischen Substanz sind und mit dieser in Wechselwirkung treten und damit bei der Biogenese von Huminstoffen und der Formation zu deren komplexen Verbindungen in allen Synthese- und Degradationsprozessen beteiligt sein können.

2.5.2.3 Analysenergebnisse der Spurenstoffe in den Gewässerproben und im Feinsediment

(Schwer-)Metalle:

Die Konzentration von industriell abgeleiteten Spurenstoffen, wie zum Beispiel Schwermetallen, ist weitgehend unabhängig von der Jahreszeit und wird von der Intensität der Abwassereinleitungen beeinflusst. Spurenstoffe, die eine große Affinität zur Partikelbindung besitzen, zeigen in ihren Konzentrationsverläufen – wie die Schwebstoffe – eine deutliche Abhängigkeit vom Abfluss bzw. von einzelnen Regenereignissen.

Metalle liegen, in Abhängigkeit der Schwebstoffkonzentration im Wasser und den pH-Werten, in Gewässern gelöst oder an Partikel gebunden vor. Je tiefer der pH-Wert ist und je geringer die Schwebstoffkonzentration, desto wasserlöslicher sind sie. Allerdings ist das Umweltverhalten der Metalle auch von anderen abiotischen Faktoren, wie z.B. der Wasserhärte, der Alkalität sowie den verfügbaren organischen Substanzen abhängig. Problematisch und ökotoxikologisch relevant sind für Gewässerorganismen die „frei“ vorliegenden Metalle, die anthropogen eingetragen werden, da sie in dieser Form toxisch für Wasserorganismen und Pflanzen wirken. Analytisch sind diese „freien Formen“ allerdings nur mit einem hohen Aufwand zu bestimmen, sodass für die gelösten Metalle Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Selen, Silber und Zink und deren Verbindungen in der QZV Chemie Qualitätskriterien festgelegt wurden. Für die zusätzlich untersuchten Metalle werden (inter-)nationale Grenz- bzw. Richtwerte zur Beurteilung herangezogen (Tab. 25).

Tab. 25 Grenz- und Richtwerte für Metalle im Gewässer und Sediment.

	Ag		Al		As		Cd		Cr	
	mg/L	mg/kg TS	mg/L	mg/kg TS	mg/L	mg/kg TS	mg/L	mg/kg TS	mg/L	mg/kg TS
GW	0,0001 ¹	3,2 ²	-	-	0,024 ¹	209 ²	0,00026 ¹	10 ²	0,009 ¹	445 ²
RW	0,03 ⁶	0,5 ³	-	-	-	6 ³ /8,59-263 ⁴	-	0,6 ³	-	26 ³ /100 ⁷
	Cu		Fe		Hg		Mn		Ni	
	mg/L	mg/kg TS	mg/L	mg/kg TS	mg/L	mg/kg TS	mg/L	mg/kg TS	mg/L	mg/kg TS
GW	0,0093 ¹	33 ²	-	-	0,000055 ¹	4,7 ²	-	-	0,0203 ¹	30 ²
RW	1,1 ⁴	16 ³ /87 ⁴	-	-	-	1 ⁷ /0,2 ⁷	-	460 ³	-	16 ³ /60 ⁸

	Pb		Se		U		V		Zn	
	mg/L	mg/kg TS	mg/L	mg/kg TS	mg/L	mg/kg TS	mg/L	mg/kg TS	mg/L	mg/kg TS
GW	0,0074 ¹	1050 ²	0,0053 ¹	0,016 ²	0,015 ⁵	-	-	-	0,053 ¹	37 ²
RW	0,01 ⁵	31 ³	2,5 ⁶	5 ⁷	0,00015 ⁶	0,66 ⁶ /1,931 ⁴	0,0024 ⁶	72 ⁶ /50 ⁷	0,0109	120 ³ /150 ⁸

¹:QZV Chemie; ²: BMFLUW, 2007; ³:FLETSCHER et. al, 2008; ⁴:UMWELTBUNDESAMT, 2015; ⁵:TWV; ⁶:NENDZA, 2003
⁷: ÖNORM L1075, 2004; ⁸:Ö. Bodengrenzwerte-VO; ⁹:BUCHMANN, 2008

Arsen findet man überall im Boden, es liegt gediegen oder als Mineral vor und wird in der Halbleiter- und Glasindustrie, in Holzschutzmitteln sowie als Legierungsbestandteil verwendet. Arsen reichert sich in der Nahrungskette an. Anthropogene Belastungen können sich auf das Wurzelwachstum von Pflanzen negativ auswirken.

Im Feinsediment ist Arsen in Konzentrationen von 2,6 bis 8,3 mg/kg TS enthalten. Zu beiden Probenahmeterminen wurden an den jeweiligen Probenahmestellen Konzentrationen in vergleichbarer Größenordnung im Feinsediment festgestellt (Tab. 26).

Tab. 26 Arsen – Analyseergebnisse im Innbach und der Trattnach

	Messpunkt	IBZ	IB1	IB2	IB3	IBZ	IB1	IB2	IB3
		24.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	28.09.	28.09.
As Sediment	mg/kgTS	5,40	4,48	4,21	3,20	8,3	6,44	5	2,65
As Eluat	mg/kgTS	0,09	0,06	0,12	0,03	0,136	0,096	0,067	0,045
As gesamt	mg/L	0,0014	0,0018	0,0012	<0,001	0,0019	0,0021	0,0011	<0,001
As filtriert	mg/L	0,0013	0,0013	<0,001	<0,001	0,0019	0,002	<0,001	<0,001
	Messpunkt	TRZ	TR1	TR2	TR3	TRZ	TR1	TR2	TR3
		25.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	21.09.	28.09.
As Sediment	mg/kgTS	4,00	6,01	5,58	3,18	3,79	7,62	6,46	2,64
As Eluat	mg/kgTS	0,09	0,12	0,42	0,05	0,085	0,097	0,157	0,044
As gesamt	mg/L	0,0016	<0,001	0,0011	<0,001	0,0023	0,0014	0,0017	0,0012
As filtriert	mg/L	0,0014	<0,001	<0,001	<0,001	0,0023	0,0013	0,0016	0,001

Geogen dürfte der erhöhte Arsengehalt im Oberlauf des Innbachs sowie der Trattnach bedingt sein. In der QZV Chemie wurde für Arsen kein UQN im Feinsediment festgelegt, aber im Zuge der Machbarkeitsstudie ein Bewertungskriterium von 209 mg/kg TS zum Schutz der benthischen Organismen hergeleitet (BMLFUW, 2007). Im Vorschlag des deutschen Umweltbundesamtes wird im Zuge der Revision der Umweltqualitätsziele ein UQN zum Schutz der benthischen Organismen (berechnet aus dem EqP) zwischen 8,59 – 263 mg/kg TS diskutiert (WENZEL et al., 2014). Diese beiden Schutzziele werden unterschritten. Der von FLETCHER et al., 2008 angegebene Richtwert von 6 mg/kg TS wird an den Stellen IBZ, IB1, TR1 und TR2 geringfügig überschritten.

In den Gewässerproben wurden im Filtrat als auch im Gesamtgehalt Arsenkonzentrationen im Bereich der Bestimmungsgrenze von 0,001 mg/L festgestellt. Der in der QZV Chemie festgelegte UQN in Höhe von 0,024 mg/L wird bei allen Gewässerproben unterschritten.

Die lineare Regression der Arsenkonzentration mit dem Feinsedimentanteil ergab keinen Hinweis, dass Arsen mit steigendem Feinsedimentanteil stärker angelagert wird. Es wurden jedoch direkt proportionale lineare Abhängigkeiten mit Bestimmtheitsmaßen R^2 zwischen 0,68 - 0,79 mit den Metallen Aluminium, Chrom, Eisen, Mangan, Nickel und Vanadium festgestellt (Auszug der

Regressionsanalyse, Abb. 89). Keine linearen Abhängigkeiten zeigen sich mit dem TOC-Gehalt, dem Glühverlust, Blei, Cadmium, Kupfer, Phosphor, Selen, Uran und Zink.

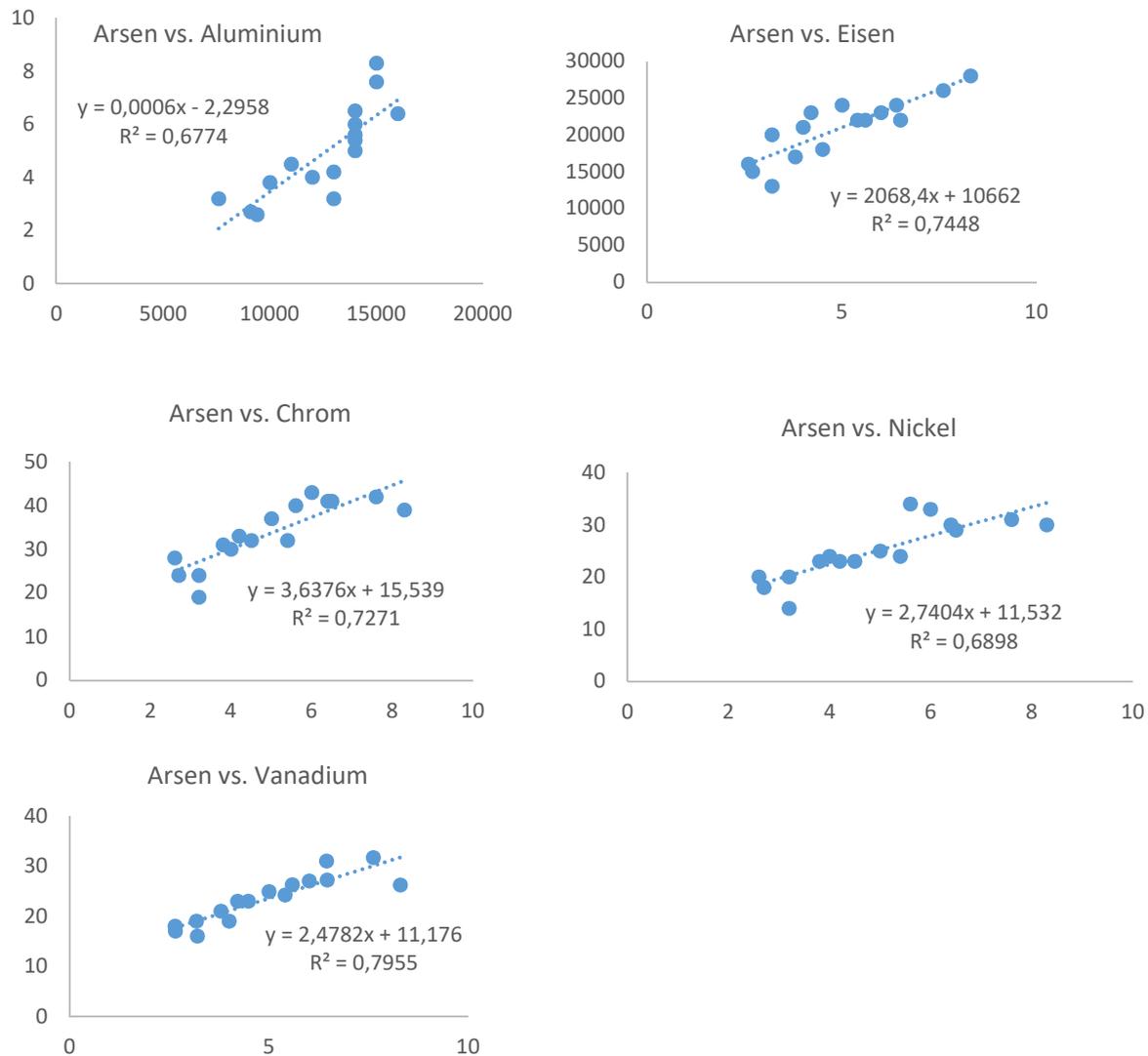


Abb. 89 Auszug aus der Regressionsanalyse von Arsen.

Bis vor ca. 20 Jahren wurde Blei vor allem vom Straßenverkehr emittiert, da es dem Kraftstoff als Antiklopfmittel zugesetzt worden war. Die heutigen Emissionen sind wesentlich geringer und werden v.a. von einigen Industriesparten (Metallverarbeitung, Akkumulatorenerzeugung, etc.), Bleigeschossen bzw. der Verbrennung fossiler Energieträger verursacht. Die Gewässerbelastung mit Blei resultiert vorwiegend aus der Ausschwemmung von bleihaltigen Böden bzw. der Lösung von Blei durch Regen- bzw. Trinkwasser aus Dachrinnen bzw. Wasserleitungen, etc.

In den Feinsedimenten wurden Bleigehalte zwischen 12,7 und 28,71 mg/kg TS quantifiziert, im Eluat wurde es mit maximal 0,02 mg/kg TS bestimmt (Tab. 27). Für Blei wird ein Kriterium von 1050 mg/kg TS im Feinsediment vom BMLFUW, 2007 hergeleitet, dieses wurde wesentlich unterschritten. Auch das von FLETCHER et. al. angegebene Bewertungskriterium in Höhe von 31 mg/kg TS wurde im untersuchten Sediment unterschritten.

In den filtrierten Gewässerproben wurde Blei im Innbach an den Stellen IB2 und IB3, in der Trattnach an der Stelle TR3 nur im zweiten Beprobungsdurchgang unterhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen. In 6 von 16 Proben wurde Blei im Gesamtgehalt unterhalb der Bestimmungsgrenze detektiert, davon viermal im Innbach und zweimal in der Trattnach an der Stelle TR3. Sowohl in den

filtrierten als auch den Gesamtproben des Innbachs und der Trattnach wird der in der QZV Chemie festgelegte UQN von 0,0074 mg/L unterschritten. Der im Trinkwasser festgelegte Grenzwert von 0,015 mg/L wurde bei allen Proben wesentlich unterschritten.

Tab. 27 *Blei – Analyseergebnisse im Innbach und der Trattnach*

	Messpunkt	IBZ	IB1	IB2	IB3	IBZ	IB1	IB2	IB3
		24.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	28.09.	28.09.
Pb Sediment	mg/kg TS	18,23	26,42	19,67	28,71	20,65	23,42	20,29	18,59
Pb Eluat	mg/kg TS	n.n.	n.n.	0,02	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Pb gesamt	mg/L	n.n.	<0,001	<0,001	n.n.	n.n.	n.n.	<0,001	<0,001
Pb filtriert	mg/L	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,001	<0,001
	Messpunkt	TRZ	TR1	TR2	TR3	TRZ	TR1	TR2	TR3
		25.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	21.09.	28.09.
Pb Sediment	mg/kg TS	14,24	21,15	23,15	13,19	17,21	22,66	19,90	12,70
Pb Eluat	mg/kg TS	n.n.	0,01	n.n.	n.n.	<0,01	<0,01	0,01	<0,01
Pb gesamt	mg/L	n.n.	n.n.	<0,001	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,001
Pb filtriert	mg/L	n.n.	<0,001						

Die lineare Regressionsanalyse ergab, dass Blei weder mit einem der untersuchten Metalle noch mit Feinsedimentanteil, dem TOC-Gehalt, dem Glühverlust oder Nährstoffen korreliert. Einen linearen Zusammenhang mit einem sehr geringen Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,28$ ergibt sich mit den Abwasserindikatoren Bor und Acesulfam. Dies ist plausibel, da Blei neben der atmosphärischen Deposition auch in geringen Konzentrationen aus Niederschlags- bzw. Abwassereinleitungen in die Gewässer eingetragen und dort im Sediment angereichert werden kann.

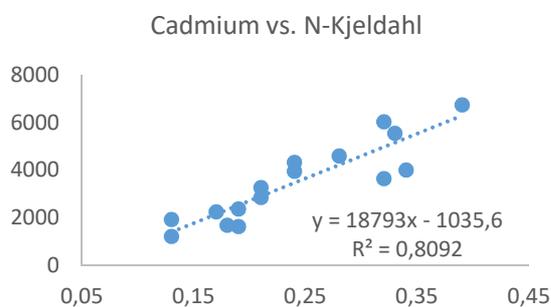
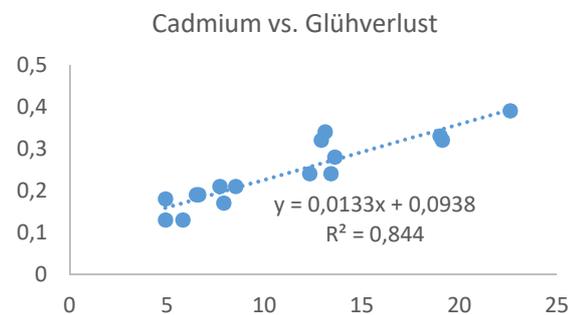
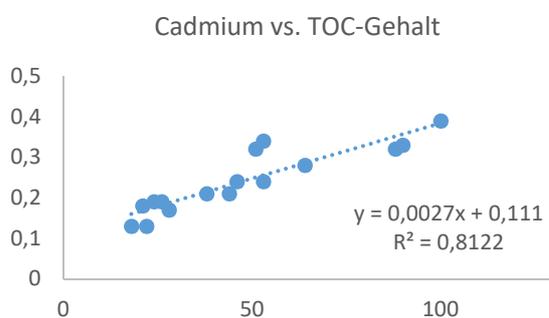
Cadmium kommt gebunden in verschiedenen Erzen und Gesteinen vor und wird vor allem durch Verbrennung fossiler Rohstoffe bzw. Brennholz, industrielle Produktionen und Aufbringung von Phosphatdüngern in die Umweltmedien eingetragen. Verwendet wird es unter anderem als Korrosionsschutz für verschiedene Legierungen, Batterien und Farbpigmente. Es wirkt hochtoxisch und lagert sich in Pflanzen in den Blattorganen ein.

Im Feinsediment wurde Cadmium in Konzentrationen zwischen 0,13 und 0,39 mg/kg TS quantifiziert. Im Eluat wurde Cadmium einmal knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze quantifiziert und viermal unterhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen. Für Cadmium im Feinsediment gilt ein Bewertungskriterium von 10 mg/kg TS (BMLFUW, 2007). Dieser Wert wurde wesentlich unterschritten. In den Gewässerproben war Cadmium weder im Filtrat noch in der aufgeschlossenen Gesamtprobe nachweisbar (Tab. 28).

Tab. 28 Cadmium – Analyseergebnisse im Innbach und der Trattnach

	Messpunkt	IBZ	IB1	IB2	IB3	IBZ	IB1	IB2	IB3
	Einheit	24.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	28.09.	28.09.
Cd Sediment	mg/kg TS	0,21	0,21	0,24	0,13	0,238	0,332	0,285	0,135
Cd Eluat	mg/kg TS	<0,01	n.n.	0,02	<0,01	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Cd gesamt	mg/L	n.n.							
Cd filtriert	mg/L	n.n.							
	Messpunkt	TRZ	TR1	TR2	TR3	TRZ	TR1	TR2	TR3
	Einheit	25.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	21.09.	28.09.
Cd Sediment	mg/kg TS	0,19	0,32	0,35	0,18	0,171	0,387	0,318	0,193
Cd Eluat	mg/kg TS	n.n.	<0,01	<0,01	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Cd gesamt	mg/L	n.n.							
Cd filtriert	mg/L	n.n.							

Die lineare Regressionsanalyse (Abb. 90) ergab eine direkte proportionale Abhängigkeit von Cadmium mit dem TOC-Gehalt ($R^2=0,81$), dem Glühverlust ($R^2=0,84$) und N_{Kj} ($R^2=0,81$). Weiters gibt es einen linearen Zusammenhang zwischen der Anreicherung von Aluminium ($R^2=0,66$), Chrom ($R^2=0,84$), Kupfer ($R^2=0,69$), Nickel ($R^2=0,80$), Selen ($R^2=0,87$) und Zink ($R^2=0,72$). Hingegen gibt es keinen linearen Zusammenhang der Anreicherung von Cadmium mit dem Feinsedimentanteil <0,063 mm, Eisen, Phosphor, Quecksilber, Mangan, Blei und Uran.



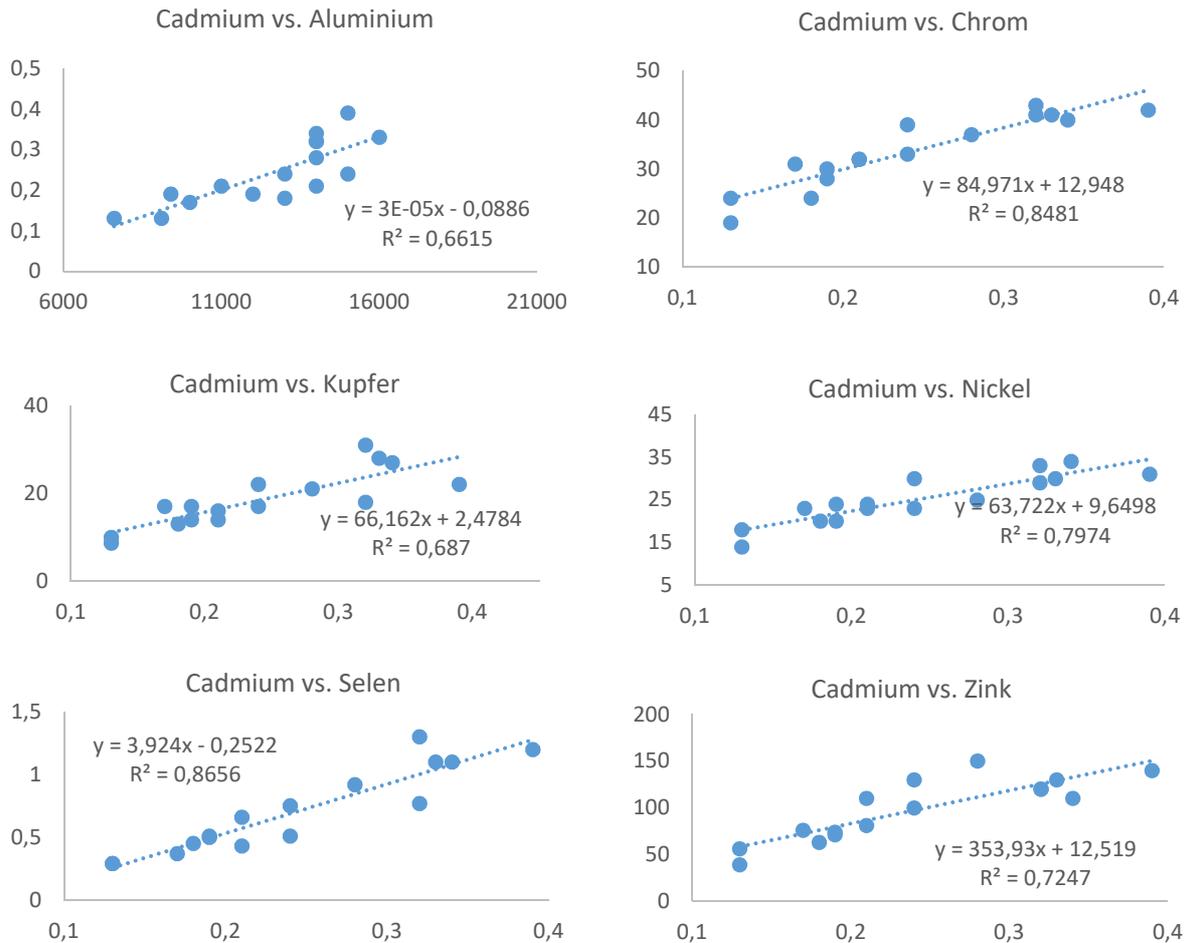


Abb. 90 Auszug aus der Regressionsanalyse von Cadmium.

Chrom liegt in der Natur gediegen bzw. in Erzen gebunden vor. In Österreich wird es vorwiegend von der Eisen- und Stahlindustrie, der Verbrennung fossiler Rohstoffe, der Zement- und Glasindustrie emittiert. Verwendet wird es unter anderem zur Herstellung von Edelstählen, Batterien als Beizmittel, Farbpigment oder als Fungizid. Die Toxizität ist abhängig von der Oxidationsstufe des Metalls: Cr(VI)-Verbindungen wirken stark toxisch.

Im Feinsediment wird Chrom in Konzentrationen von 18,51 bis 42,73 mg/kg TS bestimmt. Im Eluat wird es mit einer maximalen Konzentration von 0,03 mg/kg TS quantifiziert (Tab. 29). Das BMLFUW, 2007 gibt ein tentatives Qualitätskriterium für die benthische Lebensgemeinschaft in Höhe von 445 mg/kg an, die ÖNORM L 1075, 2004 ein Kriterium von 100 mg/kg. Beide Konzentrationen wurden wesentlich unterschritten. Von FLETCHER et al., 2008 wurde ein Bewertungskriterium in Höhe von 16 mg/kg TS abgeleitet, dieses wurde bei allen Feinsedimentproben überschritten, allerdings basieren die höheren Konzentrationen auf der geogenen Hintergrundbelastung. Chrom wird im Oberlauf der beiden Gewässer stärker akkumuliert.

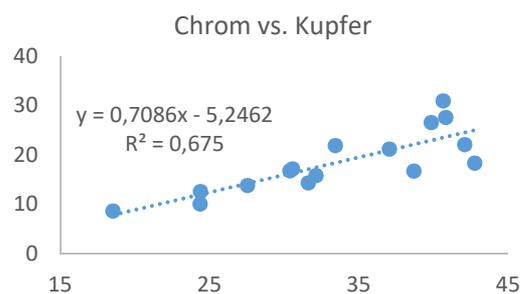
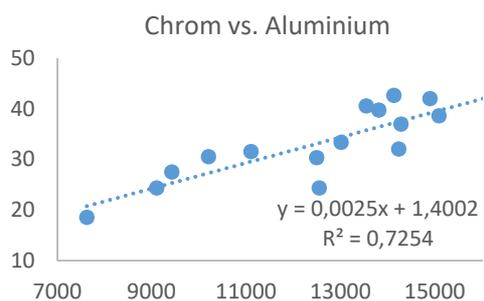
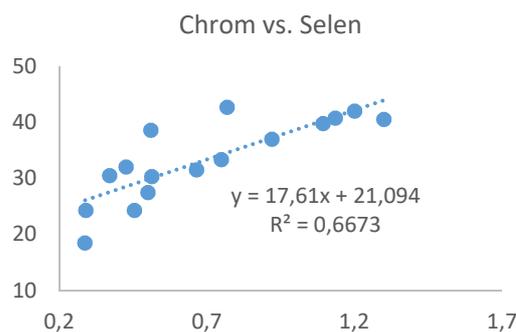
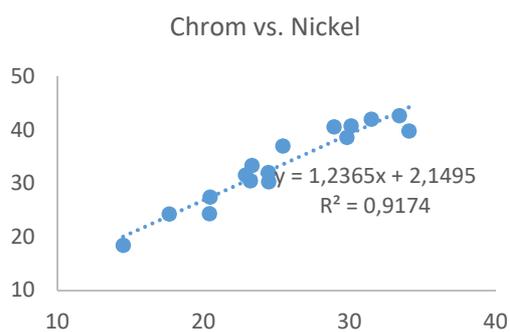
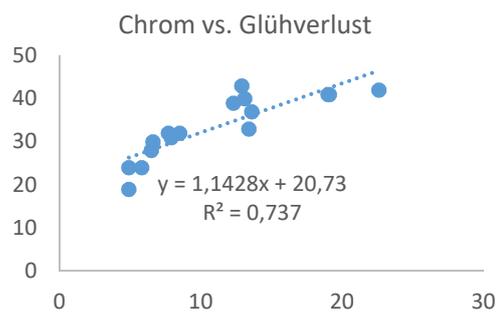
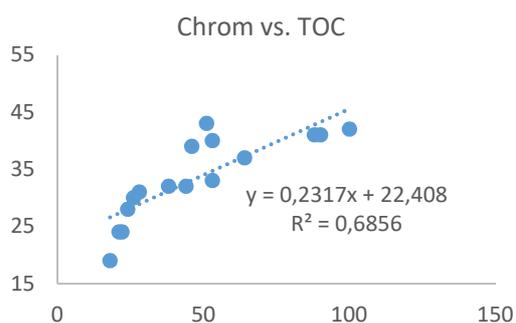
In den Gewässerproben (filtrierter Anteil und Gesamtgehalt) wurde Chrom in sehr niedrigen Konzentrationen, bei sechs Proben knapp oberhalb der analytischen Bestimmungsgrenze quantifiziert. Die maximale Konzentration betrug 0,0014 mg/L im Gesamtgehalt bzw. 0,0013 mg/L in der filtrierten Probe. Der in der QZV Chemie vorgeschriebene Grenzwert in der Höhe von 0,009 mg/L wird bei allen Gewässerproben unterschritten.

Tab. 29 Chrom – Analyseergebnisse im Innbach und der Trattnach

Messpunkt	IBZ	IB1	IB2	IB3	IBZ	IB1	IB2	IB3
Einheit	24.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	28.09.	28.09.
Cr Sediment	mg/kg TS	32,11	31,60	33,39	18,51	38,646	40,788	24,358
Cr Eluat	mg/kg TS	0,01	0,01	0,01	0,01	0,011	0,01	0,005
Cr gesamt	mg/L	<0,0005	0,001	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	0,00056
Cr filtriert	mg/L	<0,0005	0,00063	<0,0005	0,00059	<0,0005	<0,0005	<0,0005

Messpunkt	TRZ	TR1	TR2	TR3	TRZ	TR1	TR2	TR3
Einheit	25.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	21.09.	28.09.
Cr Sediment	mg/kg TS	30,36	42,73	39,83	24,37	30,534	42,059	27,509
Cr Eluat	mg/kg TS	0,01	0,02	0,02	n.n.	0,008	0,014	0,029
Cr gesamt	mg/L	0,0014	<0,0005	0,0013	<0,0005	0,001	<0,0005	<0,0005
Cr filtriert	mg/L	0,0013	0,00068	0,00089	<0,0005	0,001	0,00065	0,00078

Die lineare Regressionsanalyse ergab einen direkten proportionalen Zusammenhang mit einem Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,92$ mit dem Vorkommen von Nickel und lineare Abhängigkeiten vom TOC-Gehalt, dem Glühverlust, Aluminium, Arsen, Cadmium, Eisen, Kupfer, Selen, Vanadium und Zink (Abb. 91).



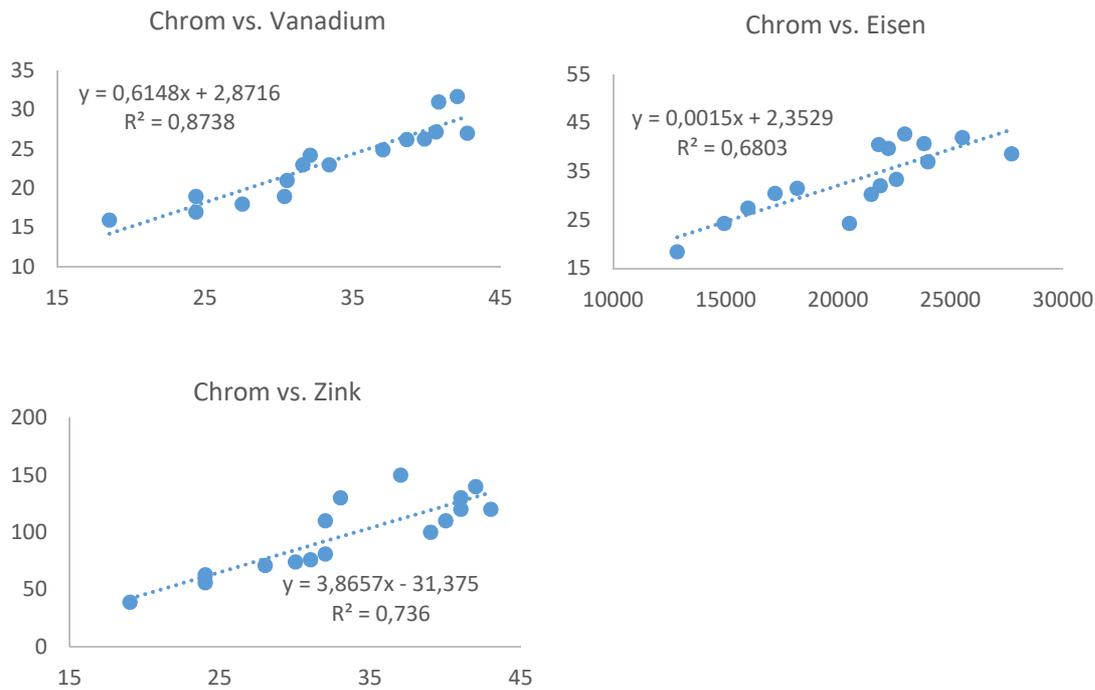


Abb. 91 Auszug aus der Regressionsanalyse von Chrom.

Kupfer kommt ubiquitär vor und liegt selten gediegen, aber sehr häufig in Erzen und Gesteinen gebunden vor. Es gelangt durch Verwitterung, biologische Prozesse und anthropogen in die Umwelt. Eingesetzt wird Kupfer vor allem in der Elektroindustrie, als Baumaterial, Fungi- und Biozid, Pigment und Katalysator. Es ist Bestandteil von Kupferproteinen und daher ein essentielles Spurenelement für Menschen, Tiere und Pflanzen. Bei Vorliegen in der ionischen Form kann Kupfer physiologische Wirkungen zeigen, die auf Algen, Pilze und Bakterien in geringen Dosen als starkes Gift wirken (vgl. RÖMPP, 2016).

Kupfer wurde im Feinsediment in Konzentrationen zwischen 8,67 und 30,94 mg/kg TS, im Eluat in Konzentrationen zwischen 0,04 und 0,26 mg/kg TS bestimmt. Für Kupfer ist in der QZV Chemie kein UQN im Sediment festgelegt, in der Machbarkeitsstudie des BMLFUW, 2007 wurde für die benthischen Organismen ein Kriterium von 33 mg/kg TS abgeleitet. Sowohl dieses Qualitätskriterium, als auch das von FLETCHER et al., 2008 angeführte Bewertungskriterium wurde unterschritten.

In dreizehn von sechzehn Gewässerproben wurde Kupfer im Gesamtheit in sehr geringen Konzentration zwischen 0,0006 bis 0,0037 mg/L quantifiziert, in drei Proben wurde Kupfer unterhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen. Im Filtrat wurde Kupfer in acht Proben in geringsten Konzentrationen quantifiziert, in sieben Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze detektiert und in einer nicht nachgewiesen. Der in der QZV Chemie festgelegte UQN in Höhe von 0,0093 mg/L wurde bei allen Gewässerproben wesentlich unterschritten.

Die Kupferkonzentration im Sediment verhält sich linear mit dem TOC-Gehalt ($R^2 = 0,69$), dem Glühverlust ($R^2 = 0,70$), dem N_{kj} ($R^2=0,66$) sowie den Konzentrationen von Cadmium ($R^2 = 0,69$), Chrom ($R^2 = 0,68$), Selen ($R^2 = 0,82$) (Abb. 92).

Tab. 30 Kupfer – Analyseergebnisse im Innbach und der Trattnach

	Messpunkt	IBZ	IB1	IB2	IB3	IBZ	IB1	IB2	IB3
		24.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	28.09.	28.09.
Cu Sediment	mg/kg TS	15,84	14,37	21,94	8,67	16,758	27,569	21,213	10,088
Cu Eluat	mg/kg TS	0,08	0,13	0,08	0,09	0,08	0,136	0,062	0,08
Cu gesamt	mg/L	0,0009	0,0037	0,0013	<0,0001	0,0006	0,0008	<0,0001	0,001
Cu filtriert	mg/L	0,0009	0,0024	<0,0001	<0,0001	n.n.	0,0001	<0,0001	<0,0001
	Messpunkt	TRZ	TR1	TR2	TR3	TRZ	TR1	TR2	TR3
		25.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	21.09.	28.09.
Cu Sediment	mg/kg TS	16,79	18,35	26,55	12,59	17,215	22,07	30,943	13,825
Cu Eluat	mg/kg TS	0,17	0,08	0,26	0,10	0,171	0,042	0,165	0,105
Cu gesamt	mg/L	0,0014	<0,0001	0,0016	0,0017	0,0015	0,0008	0,0006	0,0011
Cu filtriert	mg/L	0,0012	<0,0001	<0,0001	0,0015	0,0009	0,0007	0,0006	<0,0001

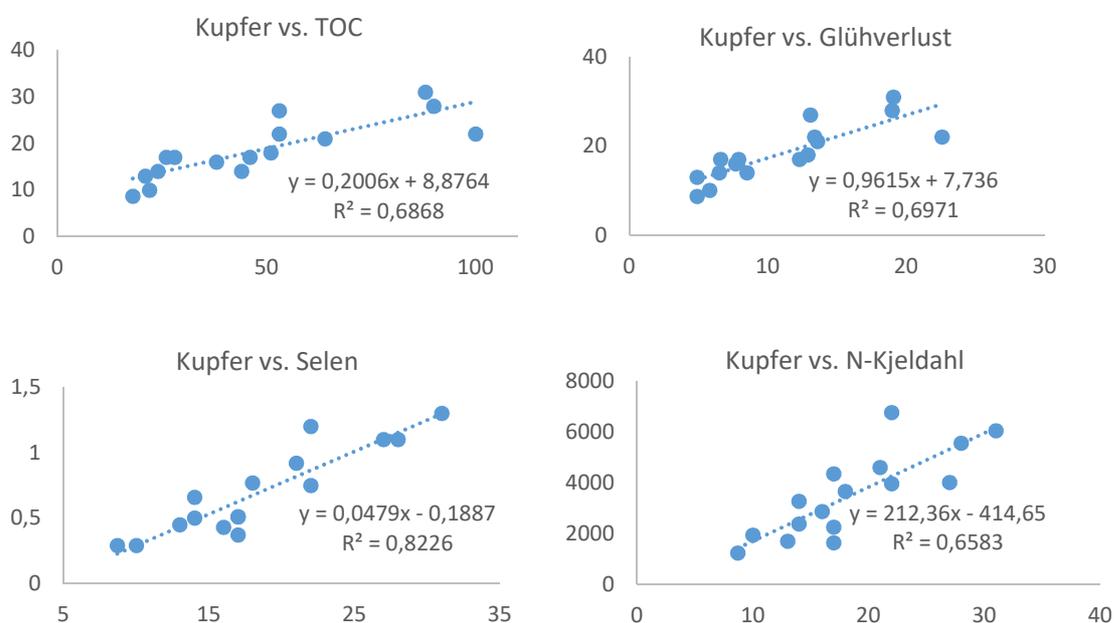


Abb. 92 Auszug aus der Regressionsanalyse von Kupfer.

Nickel ist weit verbreitet in der Natur, kommt hauptsächlich gebunden in Erzen, Gesteinen und in geringen Mengen als Mineral vor. In die Umwelt gelangt es vor allem durch Gesteinsverwitterung und anthropogene Aktivitäten, wie z.B. aus Emissionen der Stahl-, Eisen-, Elektronikindustrie, der Glas- und Keramikherstellung bzw. der Verwendung als Katalysator in der Lebensmittelindustrie. Für Pflanzen und Mikroorganismen ist es ein essentielles Spurenelement, einige Pflanzen können Nickel akkumulieren, die Anreicherung in Fischen ist dagegen gering. Nickel besitzt auch toxische Eigenschaften, wobei diese stark zwischen den einzelnen Arten schwanken und von abiotischen Faktoren abhängig sind (UMWELTPROBENBANK, 2017).

Im Feinsediment liegt Nickel in Konzentrationen zwischen 14,49 und 34,06 mg/kg TS vor. Das Eluat weist Konzentrationen von 0,03 bis 0,12 mg/kg TS auf (Tab. 31). Das abgeleitete Bewertungskriterium für Nickelkonzentrationen im Sediment wurde mit 30 mg/kg TS festgelegt (BMLFUW, 2007), von FLETCHER et al. wurden 16 mg/kg TS angegeben. In der Oö. BODENGRENZWERTE-VO ist ein Vorsorgewert von 60 mg/kg TS angegeben. Die beiden Richtwerte für Nickel im Sediment werden überschritten, der Grenzwert für

Boden wurde leicht eingehalten. Die Nickelkonzentration im Feinsediment ist im Oberlauf der beiden Gewässer höher, die Ursache dafür ist geogen bedingt. Negative Auswirkungen auf die Gewässerorganismen oder Pflanzen sind daher mit hoher Wahrscheinlichkeit auszuschließen.

Tab. 31 Nickel – Analyseergebnisse im Innbach und der Trattnach.

	Messpunkt	IBZ	IB1	IB2	IB3	IBZ	IB1	IB2	IB3
		24.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	28.09.	28.09.
Ni Sediment	mg/kg TS	24,44	22,87	23,30	14,49	29,797	30,088	25,418	17,642
Ni Eluat	mg/kg TS	0,04	0,05	0,07	0,05	0,056	0,052	0,047	0,031
Ni gesamt	mg/L	0,00054	0,0011	0,00073	0,00079	n.n.	n.n.	<0,0005	0,00061
Ni filtriert	mg/L	0,00053	0,00071	n.n.	0,00065	n.n.	n.n.	<0,0005	<0,0005
	Messpunkt	TRZ	TR1	TR2	TR3	TRZ	TR1	TR2	TR3
		25.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	21.09.	28.09.
Ni Sediment	mg/kg TS	24,44	33,39	34,06	20,39	23,203	31,477	28,925	20,445
Ni Eluat	mg/kg TS	0,07	0,10	0,13	0,05	0,051	0,07	0,102	0,047
Ni gesamt	mg/L	0,00066	0,00055	0,00077	0,0012	0,00061	n.n.	n.n.	0,0011
Ni filtriert	mg/L	0,0006	n.n.	0,00051	0,0011	n.n.	n.n.	n.n.	0,00094

In den Gewässerproben wurde Nickel gesamt in zehn von 16 Proben in Konzentrationen zwischen 0,0054 bis 0,0012 mg/L quantifiziert. In einer Probe (IB2) wurde Nickel unterhalb der Bestimmungsgrenze detektiert, in den restlichen Proben (IBZ, IB1, TR1, TR2) wurde Nickel gesamt nicht nachgewiesen. Von den filtrierten Proben wiesen sieben Proben Nickelgehalte zwischen 0,00051 bis 0,0011 mg/L auf, in zwei Proben (IB2, IB3) wurde Nickel unterhalb der Bestimmungsgrenze detektiert und in den restlichen Proben konnte Nickel nicht nachgewiesen werden. Der in der QZV Chemie festgelegte Grenzwert von 0,0203 mg/L wurde bei allen Probenahmestellen wesentlich unterschritten.

Die lineare Regressionsanalyse ergibt direkt proportionale Abhängigkeiten von der Aluminium-, Arsen-, Cadmium-, Chrom-, Eisen- und Vanadiumkonzentration (Abb. 93).

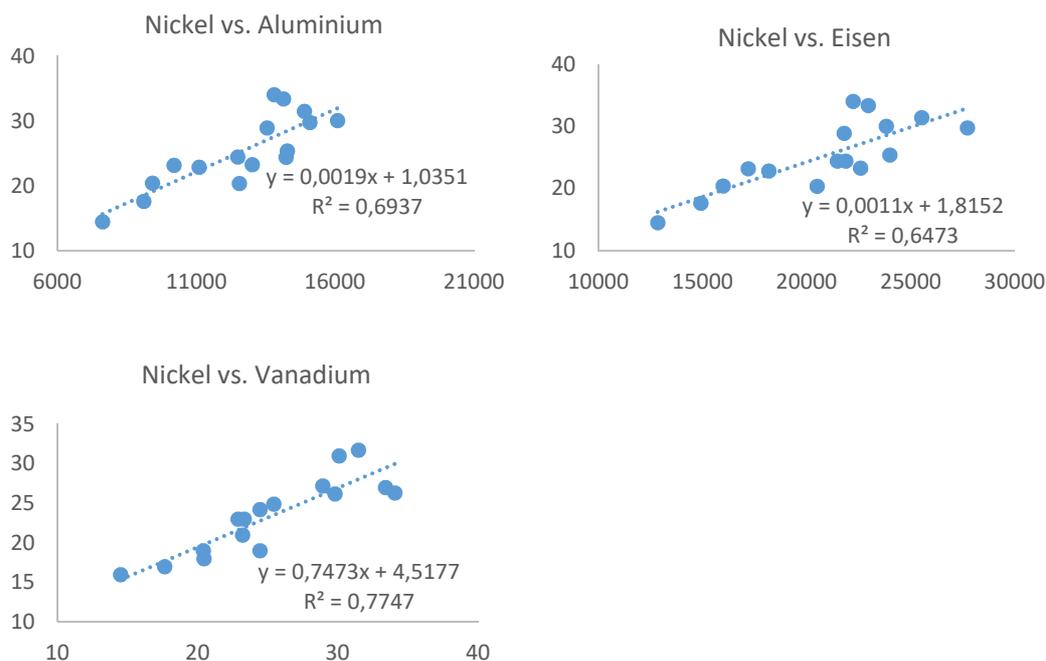


Abb. 93 Auszug aus der Regressionsanalyse von Nickel.

Quecksilberemissionen entstehen in Österreich vorwiegend aus der Verbrennung von fossilen Rohstoffen und Holz, sowie der Zement-, Stahl- und Eisenproduktion (UMWELTBUNDESAMT, 2016). Quecksilber ist ein giftiges Schwermetall, das bereits bei Raumtemperaturen stark toxische Dämpfe abgibt. Besonders toxisch sind organische Quecksilberverbindungen, die durch Biomethylierung zu Methylquecksilber entstehen und über die Nahrung aufgenommen werden.

Im Feinsediment der beiden Gewässer wurde Quecksilber in zehn von sechzehn Proben in sehr geringen Konzentrationen zwischen 0,06 und 0,096 mg/kg TS bestimmt (Tab. 32), in den restlichen Proben wurde Quecksilber unterhalb der Bestimmungsgrenze detektiert. Generell sind die festgestellten Konzentrationen nahezu bei allen Probenahmestellen in der gleichen Größenordnung.

Für Quecksilber wurde ein Bewertungskriterium im Sediment von 4,7 mg/kg TS abgeleitet (BMLFUW, 2007) bzw. ist in der ÖNORM L 1075, 2004 ein Richtwert von 1 mg/kg TS für Böden bzw. ein Belastungsverdacht im Boden ab 0,2 mg/kg TS genannt. Alle drei Kriterien werden bei allen Probenahmestellen wesentlich unterschritten. Der im Zuge von Bodenuntersuchungen (UMWELTBUNDESAMT, 2016) festgestellte Median in Grünland- bzw. Ackerböden in Höhe von 0,14 bzw. 0,16 wird ebenfalls wesentlich unterschritten.

Tab. 32 *Quecksilber – Analyseergebnisse im Innbach und der Trattnach.*

	Messpunkt	IBZ	IB1	IB2	IB3	IBZ	IB1	IB2	IB3
		24.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	28.09.	28.09.
Hg Sediment	mg/kg TS	0,06	0,09	0,09	<0,05	0,058	0,122	0,091	<0,05
Hg Eluat	mg/kg TS	n.n.							
Hg gesamt	mg/L	n.n.							
Hg filtriert	mg/L	n.n.							
	Messpunkt	TRZ	TR1	TR2	TR3	TRZ	TR1	TR2	TR3
		25.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	21.09.	28.09.
Hg Sediment	mg/kg TS	<0,05	0,08	0,07	<0,05	<0,05	0,096	0,072	<0,05
Hg Eluat	mg/kg TS	n.n.							
Hg gesamt	mg/L	n.n.							
Hg filtriert	mg/L	n.n.							

Quecksilber konnte weder in den Filtraten noch in den Gesamtgehalten der Gewässerproben nachgewiesen werden. Die Anreicherung von Quecksilber im Feinsediment (Abb. 94) ist direkt proportional dem TOC-Gehalt ($R^2=0,71$), dem Glühverlust ($R^2=0,65$) sowie der Mangankonzentration ($R^2=0,79$). Lineare Abhängigkeiten mit den anderen Parametern wurden nicht festgestellt.

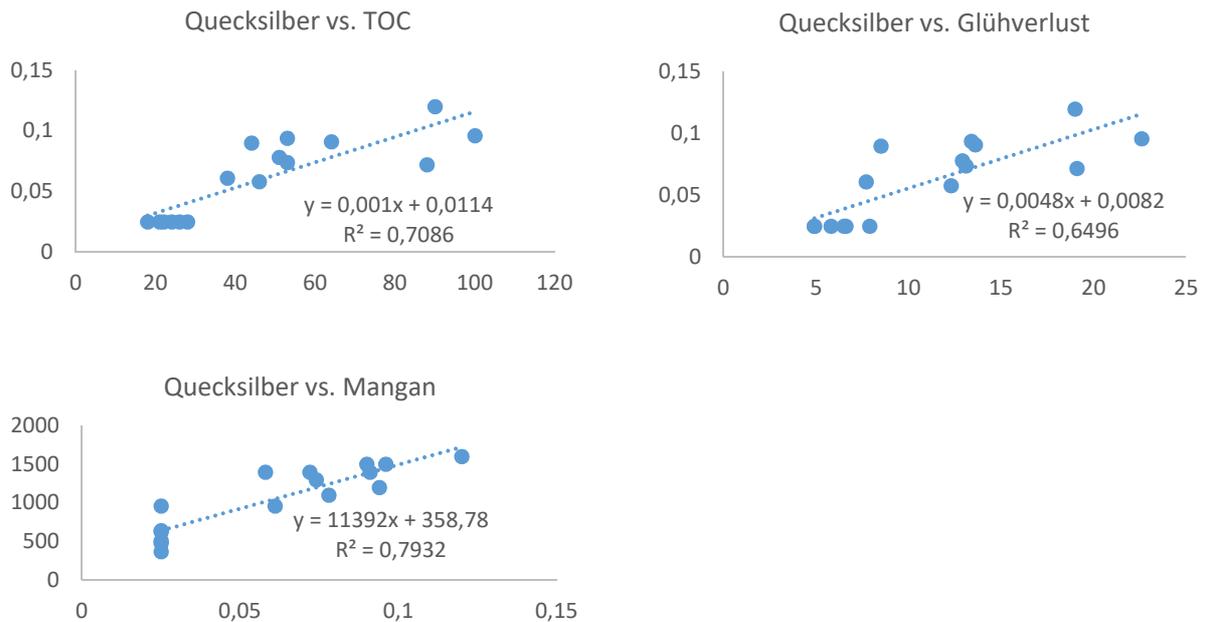


Abb. 94 Auszug aus der Regressionsanalyse von Quecksilber.

Gediegen als auch in vielen Mineralien, Erzen und Gesteinen kommt Selen in der Natur vor. Es wird in der Glas- und Elektronikindustrie, der Metallverarbeitung, in der Medizin, der Nahrungsmittelindustrie, in der Agrarwirtschaft, z.B. als Zusatz zum Milchviehfutter, sowie der chemischen Industrie eingesetzt. Selen wird bei der Verbrennung fossiler Rohstoffe emittiert. Neben der atmosphärischen Deposition gelangt es durch Gesteinsverwitterung, Bodenausschwemmung und Abwassereinleitungen in die Gewässer. Selen ist, wie Kupfer, für Tiere und Pflanzen als Bestandteil von Proteinen essentiell. Es wirkt jedoch auch toxisch für aquatischen und terrestrischen Organismen. Selen wird außerdem von einigen Tieren und Pflanzen angereichert und hat Biomagnifikationspotential (vgl. UMWELTDATENBANK, 2017)

Selen wurde im Feinsediment und im Eluat in allen Proben quantifiziert und liegt in Konzentrationen zwischen 0,29 bis 1,3 mg/kg TS im Feinsediment vor. Die höchste Konzentration wurde an der Stelle IB1 im zweiten Beprobungsdurchgang mit 1,3 mg/kg TS bestimmt. Im Eluat wurden Konzentrationen zwischen 0,01 und 0,12 mg/kg TS festgestellt. In der QZV Chemie ist kein Grenzwert für Selen im Feinsediment festgelegt, allerdings sollte als tentatives Bewertungskriterium die Addition von 0,016 mg/kg TS zur Hintergrundkonzentration herangezogen werden (BMLFUW, 2007). Die von BUCHMANN, 2008 angegebene Hintergrundkonzentration in Höhe von 0,29 mg/kg TS dürfte auch für Oberösterreich Gültigkeit besitzen, da vergleichbare Ergebnisse aus Bodenanalysen bekannt sind (vgl. AMT DER OÖ. LANDESREGIERUNG, 1993 (BZI)). Das daraus berechnete Bewertungskriterium von 0,306 mg/kg TS wird bei vierzehn von fünfzehn Probenahmestellen überschritten. Die höchsten Konzentrationen, die auch auf eine anthropogene Belastung schließen lassen (vgl. ÖNORM L 1075, 2004) werden im Oberlauf der beiden Gewässer (IB1, TR1, TR2) im zweiten Probenahmedurchgang festgestellt. Dies könnte auf eine Akkumulierung von Selen nach Niederschlagsereignissen in den Sedimenten hinweisen. Der in der ÖNORM L 1075, 2004 angeführte Richtwert von 5 mg/kg TS wird bei allen Probenahmestellen wesentlich unterschritten.

In den Gewässerproben war Selen weder im Gesamtgehalt noch im Filtrat nachweisbar.

Die lineare Regressionsanalyse ergibt direkt proportionale Abhängigkeiten mit dem TOC-Gehalt ($R^2 = 0,85$), dem Glühverlust ($R^2 = 0,83$), dem N_{kj} ($R^2 = 0,81$) sowie mit Cadmium ($R^2 = 0,87$), Chrom ($R^2 = 0,66$) und Kupfer ($R^2 = 0,82$).

Tab. 33 Selen – Analyseergebnisse im Innbach und der Trattnach.

	Messpunkt	IBZ	IB1	IB2	IB3	IBZ	IB1	IB2	IB3
		24.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	28.09.	28.09.
Se Sediment	mg/kg TS	0,43	0,67	0,75	0,29	0,51	1,135	0,92	0,29
Se Eluat	mg/kg TS	0,02	0,02	0,05	0,02	0,028	0,031	0,03	0,02
Se gesamt	mg/L	n.n.							
Se filtriert	mg/L	n.n.							
	Messpunkt	TRZ	TR1	TR2	TR3	TRZ	TR1	TR2	TR3
		25.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	21.09.	28.09.
Se Sediment	mg/kg TS	0,51	0,77	1,09	0,45	0,37	1,2	1,3	0,5
Se Eluat	mg/kg TS	0,03	0,04	0,07	0,02	0,027	0,12	0,067	0,035
Se gesamt	mg/L	n.n.							
Se filtriert	mg/L	n.n.							

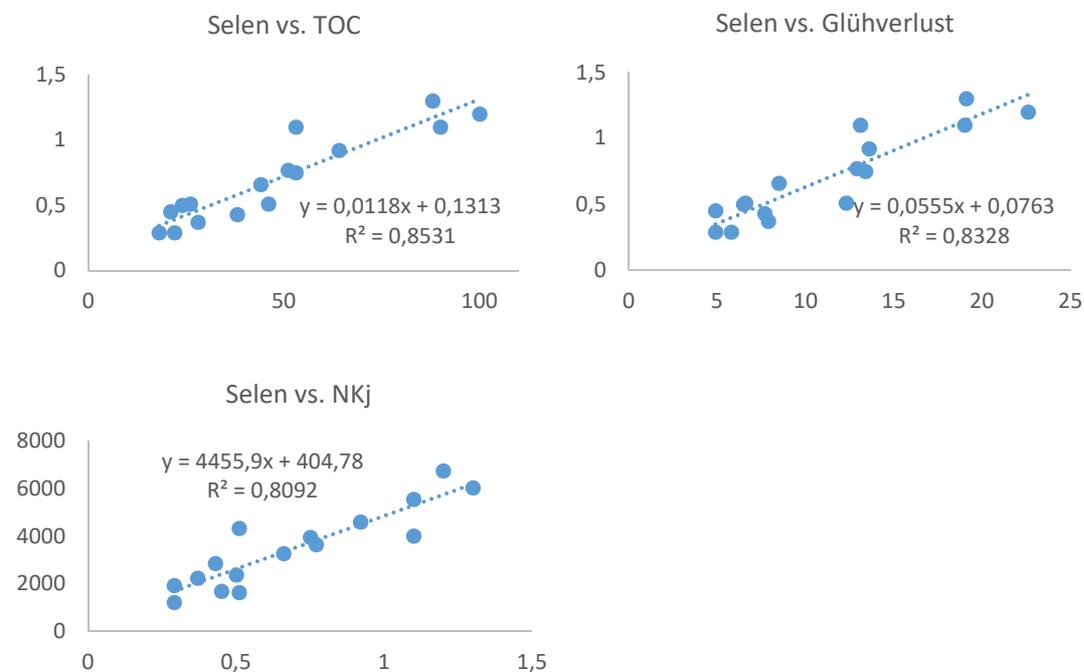


Abb. 95 Auszug aus der Regressionsanalyse von Selen.

Silber tritt in der Natur gediegen und sulfidisch gebunden in Erzen auf. Freie Silberionen wirken bakterizid, sodass Silber im medizinischen Bereich, in Form von nano-Silberpartikeln in Textilien, etc. eingesetzt wird. Obwohl Silber ein Edelmetall ist, geht es in der Umwelt zahlreiche Wechselwirkungen in Abhängigkeit des organischen Anteils, der Sulfidkonzentrationen, anderer Metallkonzentrationen (wie z.B. Eisen, Mangan) sowie des pH-Wertes ein. Vorwiegend werden Silberionen bei höheren pH-Werten an (organisches) Material binden bzw. in sulfidreicher Umgebung als Ag_2S ausfallen (UMWELTBUNDESAMT, 2008). Allerdings kann Silber auch kolloidal gebunden und dadurch auch im Gewässer verbreitet werden. Silber wird in Oberflächenwässern meist anthropogen beeinflusst, bioakkumuliert und es tritt Biomagnifikation in aquatischen Nahrungsketten auf (vgl. NENDZA, 2003).

Im Feinsediment wurde Silber in allen Proben nachgewiesen, konnte in fünf von sechzehn Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,08 mg/kg TS in sehr geringen Konzentrationen bis maximal

0,135 mg/kg quantifiziert werden (Tab. 34). Die Konzentrationen im Feinsediment variieren nur sehr gering zwischen den Probenahmestellen. Im Eluat des Feinsediments war Silber nicht nachweisbar. Als tentatives Bewertungskriterium für das Feinsediment wurde zum Schutz der benthischen Lebensgemeinschaft eine Silberkonzentration von 3,2 mg/kg TS vorgeschlagen (BMLFUW, 2007), welches bei allen Probenahmestellen wesentlich unterschritten wurde. Auch der von FLETCHER et al., 2008 festgelegte, strengere Schutzwert von 0,5 mg/kg TS wurde bei allen Probenahmestellen unterschritten. In den Gewässerproben konnte Silber nicht detektiert werden.

Die lineare Regressionsanalyse von Silber mit dem Feinsedimentanteil, der organischen Substanz sowie Eisen und Mangan ergab aufgrund der zu kleinen Datenmenge (n=5) keine plausiblen Ergebnisse.

Tab. 34 Silber – Analyseergebnisse im Innbach und der Trattnach.

	Messpunkt	IBZ	IB1	IB2	IB3	IBZ	IB1	IB2	IB3
		24.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	28.09.	28.09.
Ag Sediment	mg/kgTS	<0,08	<0,08	0,135	<0,08	0,095	0,088	<0,08	<0,08
Ag Eluat	mg/kgTS	n.n.							
Ag gesamt	mg/L	n.n.							
Ag filtriert	mg/L	n.n.							
	Messpunkt	TRZ	TR1	TR2	TR3	TRZ	TR1	TR2	TR3
		25.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	21.09.	28.09.
Ag Sediment	mg/kgTS	<0,08	0,09	0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08
Ag Eluat	mg/kgTS	n.n.							
Ag gesamt	mg/L	n.n.							
Ag filtriert	mg/L	n.n.							

Uran ist ein radioaktives Schwermetall, das weltweit in unterschiedlichen Konzentrationen natürlich in gebundener Form in Böden, Gesteinen und Mineralien vorkommt. Es ist außerdem ein Bestandteil des Phosphordüngers, von Farbpigmenten, Katalysatoren, Legierungen bzw. dient es der Erzeugung von Kernenergie. Die anthropogenen Emissionen können in die Gewässer eingetragen werden.

In allen Feinsedimentproben ist Uran quantifizierbar, die gemessenen Konzentrationen liegen zwischen 0,49 und 0,88 mg/kg TS. In den Gewässerproben wurde Uran im Gesamtgehalt bei der Hälfte der Proben nachgewiesen, bei der anderen Hälfte wurden Gesamtgehalte bis maximal 0,002 mg/L quantifiziert. Auch in den Filtraten konnte Uran in Konzentrationen zwischen 0,00059 und 0,0019 mg/L bestimmt werden (Tab. 35). Für Uran im Feinsediment ist kein UQN in der QZV Chemie festgelegt. Der in der TWV geregelte Parameterwert von 0,015 mg/L wurde in den Oberflächengewässerproben wesentlich unterschritten.

In Deutschland wurden für Uran Qualitätskriterien für Oberflächengewässer und deren Sedimente abgeleitet: für Oberflächengewässer gilt eine maximale zusätzliche Konzentration von 0,00015 mg/L, für das Sediment wurde ein Qualitätsziel von 0,66 mg/kg TS abgeleitet. Im Zuge der Revision der UQN wird ein Bewertungskriterium von 0,00044 mg/L für Oberflächengewässer und von 1,937 mg/kg TS vorgeschlagen (vgl. NENDZA, 2003; UMWELTBUNDESAMT, 2015). Aufgrund der relativ konstanten Anreicherung im Sediment dürften die in Innbach und Trattnach festgestellten Urankonzentrationen natürlichen Ursprunges sein. Beide Gewässer werden von Braunkohlelagerstätten gespeist.

Die lineare Korrelationsanalyse mit dem Parameter Phosphor (Uran ist in Phosphatdüngern enthalten und kann mit den Niederschlägen in die Gewässer eingetragen werden) ergab keinen Hinweis auf einen anthropogenen Einfluss durch Düngung. Die Analyse weist darauf hin, dass es einen linearen

Zusammenhang mit dem Aluminiumgehalt im Sediment ($R^2 = 0,28$) gibt. Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass sich Uran in Tonen anreichert und

In Studien wurde eine Korrelation der akuten Toxizität von Uran und seinen Verbindungen gegenüber Fischen und Kleinkrebsen mit der Wasserhärte festgestellt. Vor allem das sechswertige Uran ist die Verbindung, die in Süßwassersystemen vorhanden ist, und vermutlich am toxischsten auf die Organismen wirkt (UMWELTBUNDESAMT, 2015). Allerdings dürfte mit steigender Wasserhärte bzw. in Abhängigkeit vom pH eine geringere Bioverfügbarkeit durch die Komplexierung mit Carbonationen von Uran auftreten (NENDZA, 2003). Innbach- und Trattnach wiesen zum Zeitpunkt der Untersuchung eine Wasserhärte zwischen $^{\circ}\text{dH} = 16 - 18$ Grad, sowie einen pH-Wert im neutralen bis leicht alkalischen Bereich auf, sodass für Wasserorganismen, die an das natürliche System adaptiert sind, nur eine sehr geringe akute Toxizität aufgrund der geringfügig über dem Richtwert liegenden Konzentration von 0,66 mg/kg TS zu erwarten ist.

Tab. 35 Uran – Analyseergebnisse im Innbach und der Trattnach.

Parameter	Messpunkt	IBZ	IB1	IB2	IB3	IBZ	IB1	IB2	IB3
		24.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	28.09.	28.09.
U Sediment	mg/kgTS	0,62	0,77	0,68	0,49	0,7	0,881	0,731	0,613
U gesamt	mg/L	0,001	<0,001	0,0016	0,0015	0,0011	<0,001	0,002	0,0014
U filtriert	mg/L	0,00099	0,00084	0,0016	0,0015	0,0011	0,00073	0,0019	0,0014
Parameter	Messpunkt	TRZ	TR1	TR2	TR3	TRZ	TR1	TR2	TR3
		25.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	21.09.	28.09.
U Sediment	mg/kgTS	0,85	0,86	0,76	0,70	0,778	0,767	0,639	0,707
U gesamt	mg/L	<0,001	<0,001	<0,001	0,0013	<0,001	<0,001	<0,001	0,0014
U filtriert	mg/L	0,0009	0,00059	0,00073	0,0013	0,00081	0,00068	0,00075	0,0014

Die Regressionsanalyse ergibt keine Hinweise auf einen linearen Zusammenhang zwischen TOC-Gehalt, Feinsedimentanteil, Glühverlust oder anderen Parametern mit dem Metall Uran.

Vanadium ist ein essentielles Spurenelement für Pflanzen, Tiere und Organismen, das in Gewässern zumeist geogen beeinflusst ist. Es kann allerdings auch anthropogen eingetragen werden, da es als Legierungsbestandteil, Katalysator, Pigment und Nahrungsergänzungsmittel eingesetzt wird.

Die im Feinsediment bestimmten Konzentrationen an Vanadium liegen zwischen 16 und 31,7 mg/kg TS, die Eluate enthielten zwischen 0,017 und 0,1 mg/kg TS. Generell weisen die Sedimente in den Oberläufen der Gewässer höhere Konzentrationen auf. Vanadium liegt gelöst in Konzentrationen zwischen 0,0005 und 0,00098 mg/L vor, die Gesamtgehalte variieren zwischen 0,00054 und 0,0014 mg/L (Tab. 36). In der QZV Chemie ist kein Qualitätskriterium für das Sediment bzw. die Gewässerproben festgelegt. In Deutschland (vgl. NENDZA, 2003) wurde für Oberflächenwässer ein Qualitätsziel von 2,4 $\mu\text{g/L}$ zusätzlich zur Hintergrundkonzentration sowie für benthische Lebensgemeinschaften ein Bewertungskriterium von 72 mg/kg TS abgeleitet. In der ÖNORM L 1075, 2004 wird ein Richtwert in Höhe von 50 mg/kg TS genannt. Diese Zielwerte wurden sowohl im Innbach- als auch in der Trattnach wesentlich unterschritten.

Die lineare Regression zeigt, dass Vanadium mit dem TOC-Gehalt, dem Glühverlust, Aluminium, Arsen, Chrom, Eisen, Kupfer, Nickel und Zink sehr gute Korrelationen aufweist (Abb. 96). Dies deckt sich auch mit den Daten aus der Literatur (vgl. FOREGS), sodass auch die Vanadiumkonzentrationen, die im Oberlauf wesentlich höher als im Unterlauf der Gewässer sind, auf einen geogenen Ursprung zurückzuführen sind.

Tab. 36 Vanadium – Analyseergebnisse im Innbach und der Trattnach.

Parameter	Messpunkt	IBZ	IB1	IB2	IB3	IBZ	IB1	IB2	IB3
		24.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	28.09.	28.09.
V Sediment	mg/kg TS	24,2	23	23	16	26,2	31	24,9	17
V Eluat	mg/kg TS	0,03	0,04	0,04	0,04	0,051	0,048	0,033	0,047
V gesamt	mg/L	0,00076	0,00097	0,00078	0,0012	0,00096	0,0014	0,00054	0,001
V filtriert	mg/L	0,00056	0,0006	0,00051	0,0011	0,00098	0,0011	<0,0005	0,00085

Parameter	Messpunkt	TRZ	TR1	TR2	TR3	TRZ	TR1	TR2	TR3
		25.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	21.09.	28.09.
V Sediment	mg/kg TS	19	27	26,3	19	21	31,7	27,2	18
V Eluat	mg/kg TS	0,04	0,06	0,10	0,04	0,045	0,036	0,08	0,017
V gesamt	mg/L	0,00086	0,00094	0,00099	0,0011	0,0012	0,0017	0,0016	0,00095
V filtriert	mg/L	0,00087	0,00079	0,00067	0,00098	0,0012	0,0017	0,0014	0,00085

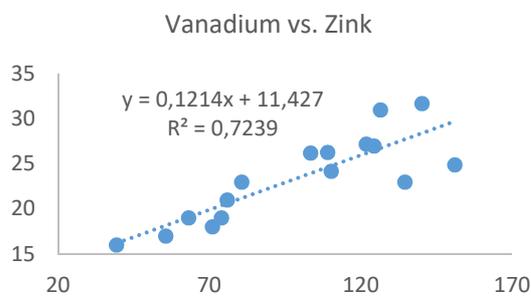
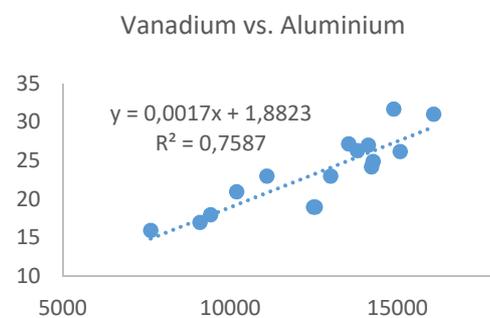
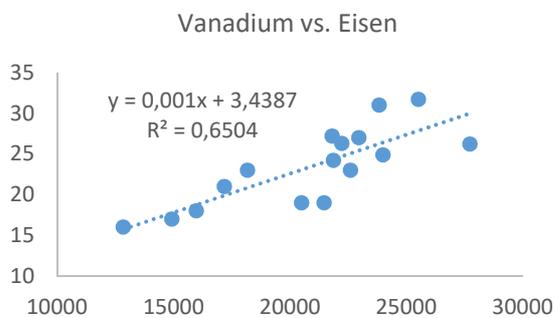
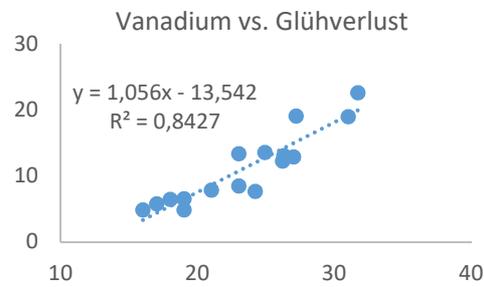
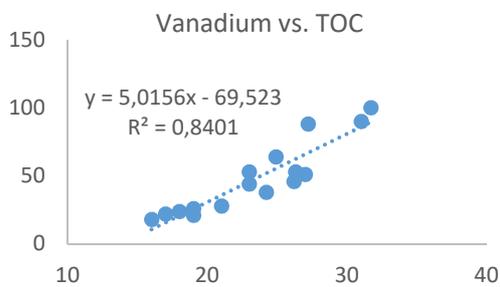


Abb. 96 Auszug aus der Regressionsanalyse von Vanadium.

Eines der häufigsten, vor allem in Erzen, vorkommenden Metalle ist Zink. Das Metall wird als Korrosionsschutz von Eisen- und Stahlprodukten, in Legierungen, in Batterien, in der Bauindustrie und der Agrar- und Lebensmittelindustrie eingesetzt. Für Menschen, Tiere und Pflanzen ist Zink ein essentielles Spurenelement. Es ist in vielen Enzymen und Bindeproteinen enthalten und für Mensch und Tier toxikologisch eher unbedenklich. Bei Pflanzen liegen Mangel und Überschuss in relativ weiten Bereichen, hohen Zinkbedarf haben v.a. Mais, Hopfen und Sojabohne (vgl. AMT DER OÖ. LANDESREGIERUNG, 1993 (BZl)). Durch die Aufbringung von Wirtschafts- und Mineraldünger können auf die Böden hohe Konzentrationen an Zink aufgebracht werden (vgl. UMWELTBUNDESAMT, 2005). In Gewässern ist die Toxizität von Zink abhängig vom pH-Wert, vom Gehalt der Komplexbildner (wie z.B. Huminstoffe) sowie der Bioverfügbarkeit, sodass geringe Konzentration bei Phytoplankton und Blaualgen eine Hemmung der Zellvermehrung bewirken können (UMWELTBUNDESAMT, 2001).

Zink liegt im Feinsediment in Konzentrationen zwischen 39,25 und 150,95 mg/kg TS und im Eluat zwischen 0,01 und 0,15 mg/kg TS vor (Tab. 37). Vom BMLFUW, 2007 wurde für Zink im Feinsediment ein Bewertungskriterium von 37 mg/kg TS basierend auf Tests mit Sedimentbewohnern hergeleitet. Von FLETCHER et al., 2008 wird für Zink ein Beurteilungskriterium von 120 mg/kg TS angegeben. Beide Bewertungskriterien werden vor allem in den Oberläufen bzw. den Zuflüssen der beiden Gewässer massiv überschritten. Zieht man den im Oö. Bodenschutzgesetz festgelegten Vorsorgewert von 150 mg/kg luftgetrockneten Boden als Bewertungskriterium heran, wird lediglich bei einer Messstelle (IB1) im zweiten Probenahmedurchgang eine geringfügige Überschreitung festgestellt. Allerdings gilt für Böden mit Zinkkonzentrationen von > 150 mg/kg TS ein belastungsverdacht (ÖNORM L 1075, 2004). Die Ergebnisse der Eluatanalysen können dahingehend interpretiert werden, dass unter pH-neutralen Bedingungen nur ein Bruchteil der Zinkkonzentration im Wasser löslich ist und der Großteil partikulär bzw. fest gebunden vorliegt.

In allen filtrierten Gewässerproben wird Zink in Konzentrationen zwischen 0,0011 und 0,0078 mg/L bestimmt, die Gesamtgehalte der Fließgewässerproben liegen zwischen 0,001 und 0,014 mg/L. Der in der QZV Chemie festgelegte UQN von 0,053 mg/L wird bei allen Probenahmestellen unterschritten.

Tab. 37 Zink – Analyseergebnisse im Innbach und der Trattnach.

Parameter	Messpunkt	IBZ	IB1	IB2	IB3	IBZ	IB1	IB2	IB3
		24.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	28.09.	28.09.
Zn Sediment	mg/kg TS	110,1	80,6	134,5	39,3	103,3	126,4	151	55,5
Zn Eluat	mg/kg TS	0,06	0,04	0,14	0,02	0,036	0,047	0,07	0,013
Zn gesamt	mg/L	0,0028	0,014	0,0052	0,0023	0,0026	0,0021	0,0014	0,0083
Zn filtriert	mg/L	0,0022	0,0078	0,0014	0,0011	0,0018	0,0013	0,0023	0,0033
Parameter	Messpunkt	TRZ	TR1	TR2	TR3	TRZ	TR1	TR2	TR3
		25.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	21.09.	28.09.
Zn Sediment	mg/kg TS	73,9	124,3	109,0	63,0	75,8	140,1	121,8	70,9
Zn Eluat	mg/kg TS	0,03	0,11	0,09	0,02	0,035	0,055	0,15	0,021
Zn gesamt	mg/L	0,0025	0,0028	0,0065	0,0045	0,0068	0,0042	<0,001	0,0047
Zn filtriert	mg/L	0,0016	0,0012	0,0022	0,0025	0,0025	0,0037	0,0014	0,0033

Die lineare Regressionsanalyse ergibt mit einem Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,71$ bzw. $R^2 = 0,7$ einen direkt proportionalen Zusammenhang zwischen organischem Anteil bzw. TOC-Gehalt des Feinsediments und der Zinkakkumulation (Abb. 97). Selbiges zeigt sich auch mit dem Stickstoffgehalt nach Kjeldhal ($R^2=0,73$). Mit Aluminium, Cadmium, Chrom als auch Eisen zeigt sich ein eindeutiger linearer Zusammenhang mit einem $R^2 = 0,69$, $R^2=0,72$, $R^2=0,74$ bzw. $R^2 = 0,67$.

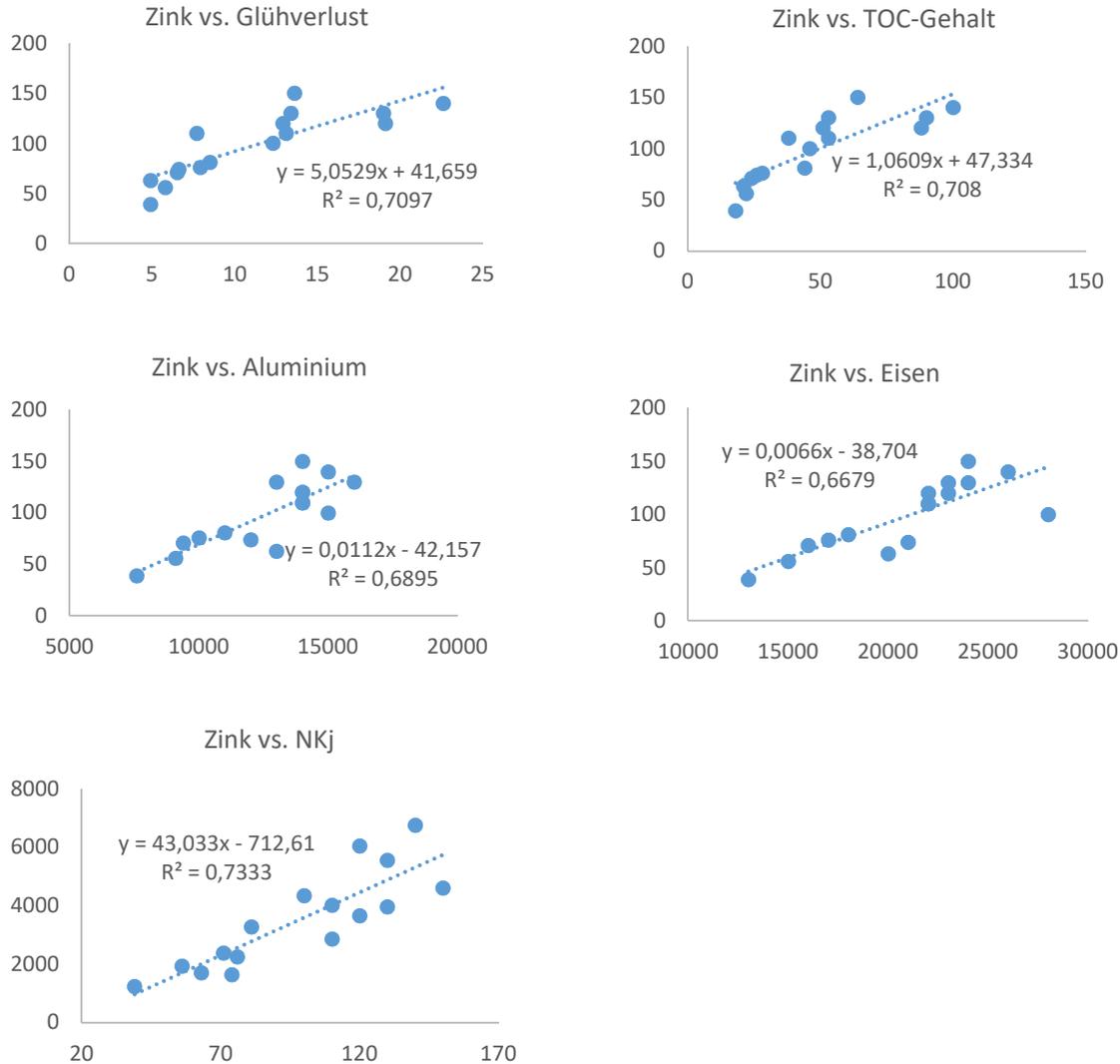


Abb. 97 Auszug aus der Regressionsanalyse von Zink

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK/PAH)

Durch Raffination, Weiterverarbeitung und Verbrennung fossiler Rohstoffe bzw. Energieträger werden unter anderem PAH gebildet, die ein hohes toxisches und kanzerogenes Potential besitzen und ubiquitär vorkommen. Unter natürlichen Bedingungen entstehen PAK durch Waldbrände und Vulkane und werden in die Atmosphäre emittiert. Gleichzeitig bilden sich PAK beim Abbau organischer Substanz, im Verlauf der Torf- und Kohlenentstehung sowie der Bildung von Erdöl im Zuge der Inkohlungsprozesse. Vor allem Kohlen und je nach Genese auch Rohöle, enthalten daher nennenswerte PAK-Anteile.

In Abhängigkeit der vorherrschenden Prozessbedingungen (z.B. Temperatur, Edukte, Verbrennungsdauer, etc.) entstehen unterschiedliche Einzelsubstanzen in unterschiedlicher Menge, und damit auch spezifische PAH-Muster. Die Gruppe der PAH umfasst mittlerweile über 150 Verbindungen, als Basis für Untersuchung und Bewertung werden die von der EPA in einer Liste zusammengefassten 16 PAH analysiert und bewertet (Tab. 38). Grenzwerte werden meist für die Summe der 6 höherkondensierten bzw. die 16-EPA - PAH vorgeschrieben bzw. wird in speziellen Fällen auch zusätzlich für Leitsubstanzen (wie z.B. Benz(a)pyren ein Grenzwert festgelegt).

Tab. 38 Grenz- und Richtwerte für PAH im Gewässer und Sediment.

	Naph		Ace		Acy		Flu		Phen	
	µg/L	mg/kg TS	µg/L	mg/kg TS	µg/L	mg/kg TS	µg/L	mg/kg TS	µg/L	mg/kg TS
GW	2 ¹	0,3 ²								
RW	2,4 ²	17 ⁴	0,32 ⁶	0,0067 ³		0,00587 ³	0,21 ⁶	0,19 ³ /0,21 ⁴	0,5 ⁶	0,56 ³ /31 ⁴
	Ant		FluA		Pyr		BaA		Chry	
	µg/L	µg/kg TS	µg/L	mg/kg TS	µg/L	mg/kg TS	µg/L	mg/kg TS	µg/L	mg/kg TS
GW	0,1 ¹	0,31 ²	0,0063 ¹	1,1 ²						
RW	0,1 ²	0,22 ³ /1,6 ⁴	0,1 ²	0,75 ³	0,0023 ⁹	0,49 ³ / 2,8 ⁹	0,002 ⁶	0,32 ³	0,34 ⁸	0,34 ³ /35 ⁴
	BbF		BkF		BaP		DBaH		BghiP	
	µg/L	mg/kg TS	µg/L	mg/kg TS	µg/L	mg/kg TS	µg/L	mg/kg TS	µg/L	mg/kg TS
GW	0,017 ¹	1,1 ²	0,017 ¹	1,6 ²	0,00017 ¹ /0,01 ⁵	2,9 ²	-	-	0,0082 ¹	0,13 ²
RW	0,03 ²	0,24 ³	0,03 ²	0,24 ³	0,05 ²	0,37 ³ /7 ⁴	0,0044 ¹⁰	0,06 ³	0,002 ²	0,17 ³
	I123P		Summe PAH							
	µg/L	mg/kg TS	µg/L	mg/kg TS						
GW	-	0,13 ²	0,41/0,1 ⁵	6 ⁷						
RW	0,002 ²	0,2 ³ /1,9 ⁴	-	4 ³ /40 ⁴						

¹:QZV Chemie; ²: BMFLUW, 2007; ³:FLETSCHER et. al, 2008, RW bezogen auf kg TOC; ⁴:BUCHMANN, 2008, bezogen auf kg TOC; ⁵:TWV; ⁶:JAHNEL et al, 2004; ⁷:BMFLUW, 2011; ⁸: KALF et al., 1995; ⁹: NENDZA, 2010; ¹⁰: US EPA, 1999

In der Tab. 39 bzw. Tab. 40 sind die Analysenergebnisse für die 16 EPA-PAH sowie deren Summe für die Sedimente der Frühjahrs- und Herbstbeprobung des Innbaches bzw. der Trattnach angeführt. Es wurden in den Sedimenten alle 16 EPA-PAH, mit Ausnahme von Dibenz(a,h)anthracen in der Herbstbeprobung bei den Messstellen IB1, IB3, TRZ und TR2 nachgewiesen. Grundsätzlich sind die gemessenen Konzentrationen sehr gering, die Messunsicherheit beträgt 15 %.

Eine signifikante lineare Korrelation mit dem TOC-Gehalt bzw. dem Glühverlust kann in beiden Gewässersystemen nicht festgestellt werden, auch mit den restlichen Parametern, die in die Korrelationsanalyse eingegangen sind, kann keine relevante Korrelation festgestellt werden. Dies könnte auch darauf zurückzuführen sein, dass die Adsorption der PAH-Verbindungen neben der organischen Substanz auch wesentlich von den physikochemische Parametern bzw. der anorganischen Sedimentzusammensetzung (Tongehalt, etc.) abhängen dürfte.

Die bekannten toxikologischen Richtwerte für die Einzelsubstanzen bzw. die Summer der 16 EPA-PAH in Bezug auf den TOC-Gehalt werden mit Ausnahme beim Parameter Acenaphthen wesentlich unterschritten (FLETCHER, 2008; BUCHMANN, 2008). Beim Parameter Acenaphthen kann unter Berücksichtigung der Messunsicherheit ebenfalls von einer Einhaltung des berechneten Richtwertes bei den Probenahmestellen IBZ und TRZ bei der Frühjahrsbeprobung ausgegangen werden.

Tab. 39 Analysenergebnisse für PAH im Feinsediment an den Probenahmestellen im Innbach.

Parameter	Einheit	IBZ	IB1	IB2	IB3	IBZ	IB1	IB2	IB3
		24.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	28.09.	28.09.
Acenaphthen	µg/kg TS	29	<15	21	<15	<15	<15	<15	<15
Acenaphthylen	µg/kg TS	<15	<15	<15	<15	<15	<15	<15	<15
Anthracen	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	15	14	<10
Benz(a)anthracen	µg/kg TS	<10	17	36	26	16	62	65	25
Benz(a)pyren	µg/kg TS	<15	<15	33	21	18	67	73	24
Benz(b)fluoranthen	µg/kg TS	13	24	52	30	24	75	91	30
Benz(k)fluoranthen	µg/kg TS	<10	<10	22	13	21	56	65	21
Benzo(ghi)perylene	µg/kg TS	<10	13	29	15	23	64	69	18
Chrysen	µg/kg TS	<10	16	38	24	19	62	82	28
Dibenz(ah)anthracen	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	n.n.	27	n.n.
Fluoranthen	µg/kg TS	50	63	110	76	66	150	140	52
Fluoren	µg/kg TS	48	10	21	15	32	23	14	<10
Indeno(123cd)pyren	µg/kg TS	<10	13	28	15	24	53	72	21
Naphthalin	µg/kg TS	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30
Phenanthren	µg/kg TS	110	55	110	87	100	94	69	24
Pyren	µg/kg TS	33	44	80	50	42	120	110	36
Summe 16 EPA-PAH	mg/kg TS	0,34	0,3	0,61	0,39	0,42	0,86	0,9	0,29

Tab. 40 Analysenergebnisse für PAH im Feinsediment an den Probenahmestellen der Trattnach.

Parameter	Einheit	TRZ	TR1	TR2	TR3	TRZ	TR1	TR2	TR3
		25.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	21.09.	28.09.
Acenaphthen	µg/kg TS	26	32	32	<15	<15	<15	<15	<15
Acenaphthylen	µg/kg TS	<15	<15	<15	<15	<15	<15	<15	<15
Anthracen	µg/kg TS	10	19	20	<10	<10	<10	<10	12
Benz(a)anthracen	µg/kg TS	67	68	110	18	51	25	74	66
Benz(a)pyren	µg/kg TS	32	50	100	16	36	33	80	70
Benz(b)fluoranthen	µg/kg TS	62	70	140	24	46	33	100	86
Benz(k)fluoranthen	µg/kg TS	27	29	60	10	30	30	65	62
Benzo(ghi)perylene	µg/kg TS	24	33	70	11	30	32	70	55
Chrysen	µg/kg TS	58	55	120	17	49	32	93	76
Dibenz(ah)anthracen	µg/kg TS	<10	<10	17	<10	n.n.	22	n.n.	35
Fluoranthen	µg/kg TS	220	410	250	37	110	67	140	120
Fluoren	µg/kg TS	43	91	37	<10	<10	<10	11	17
Indeno(123cd)pyren	µg/kg TS	29	35	74	13	39	32	68	58
Naphthalin	µg/kg TS	<30	35	<30	<30	<30	<30	<30	<30
Phenanthren	µg/kg TS	160	730	230	20	43	51	110	66
Pyren	µg/kg TS	140	240	180	28	82	50	110	92
Summe 16 EPA-PAH	mg/kg TS	0,92	1,9	1,5	0,21	0,55	0,44	0,94	0,83

Die Verteilung der einzelnen PAH in einer Probe ermöglicht eine Zuordnung zur anthropogenen Quelle (Li et al, 2011). Pyrogen entstandene PAH enthalten vorwiegend Moleküle mit höherem Molekulargewicht (4-6 Ring PAH), während petrochemische Verunreinigungen durch PAHs mit geringem Molekulargewicht (2-3 Ring PAH) indiziert werden. In der Abb. 98 sind die PAH-Anteile im

Sediment dargestellt. Vorwiegend setzen sich die Sedimente in den beiden Gewässern aus höher kondensierten PAHs zusammen, die aus der Verbrennung von flüssigen fossilen Rohstoffen bzw. Holz resultieren. Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass die höhermolekularen Verbindungen eher hydrophob und schwerer biologisch abbaubar sind, als die niederkondensierten 2- und 3-Ring-Verbindungen (vgl. YUYUN, 2015). Bei der Probenahmestelle IBZ im ersten Probenahmedurchgang weist der hohe Anteil an 3-Ring-PAHs auch auf Treibstoffverunreinigungen hin.



Abb. 98 PAH-Anteile (%) in den Sedimenten.

Die beiden anthropogenen PAH-Quellen „Verbrennung“ und „petrochemische Verunreinigung“ können auch aufgrund der errechneten Verhältnisse von Anthracen zur Summe Anthracen, Pyren bzw. Flouanthren zur Summe Flouanthren und Pyren sowie Benz(a)anthracen zur Summe Benz(a)anthracen und Chrysen und Indeno(1,2,3)pyren zur Summe Indeno(1,2,3)pyren und Benzo(ghi)perylen identifiziert werden (Li et al., 2011). In der nachstehenden Tab. 41 sind die charakteristischen Verhältnisse und ihre Zuordnung zur Quelle angeführt:

Tab. 41 Zuordnung von Verhältnissen einzelner PAH zur anthropogenen Quelle, nach Li et al., 2011).

Komponenten	Ratio	Quelle
Ant/(Ant+Phe)	< 0,1	Verbrennung von flüssigen Kraftstoffen
	> 0,1	Verbrennung von Schwerölen
FluA/(FluA+Pyr)	> 0,5	Verbrennung von Gras, Kohle, Holz
	0,4 - 0,5	Verbrennung von flüssigen Kraftstoffen
	< 0,4	petrogener Ursprung
I123P/(I123P+BghiP)	> 0,5	Verbrennung von Gras, Kohle, Holz
	0,2 - 0,5	Verbrennung von flüssigen Kraftstoffen und Holz, Kohle
	< 0,2	petrogener Ursprung
BaA/(BaA+Chry)	> 0,35	Verbrennung von Gras, Kohle, Holz
	0,2 - 0,35	Verbrennung von flüssigen Kraftstoffen und Holz, Kohle
	< 0,2	petrogener Ursprung

Die Ergebnisse der Berechnungen ergeben, dass die PAH in den Sedimenten vorwiegend aus der Verbrennung fossiler bzw. erneuerbarer Rohstoffe resultieren. Dies ist plausibel, da PAHs hauptsächlich über die atmosphärische Deposition bzw. an Partikel gebunden durch Niederschlagswässer in Gewässer und Sedimente eingetragen werden.

In den Gewässerproben wurden Phenanthren und Pyren während der Frühjahrsbeprobung an der Stelle TR2, sowie Naphthalin an den Stellen IB1, IB2, IB3, TR1 und TR3 während der Herbstbeprobung in geringen Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze quantifiziert. Alle anderen PAH konnten, mit Ausnahme von Acenaphthen an den Stellen IB3, TR2 und TR3 während der Frühjahrsbeprobung, sowie Dibenz(ah)anthracen an den Stellen IB2 und IB3 zum Zeitpunkt der Herbstbeprobung geringfügig oberhalb der Nachweisgrenze detektiert werden (Tab. 42 und Tab. 43).

Die Bestimmungsgrenze für die PAHs Fluoranthen, Benz(a)anthracen, Benz(a)pyren, Benz(b/k)fluoranthen, Benzo(ghi)perylen, Indeno(123cd)pyren in den Gewässern liegt über den in der QZV Chemie bzw. der TWV festgelegten, aber analytisch praktisch nicht bestimmbaren Grenzwerten. Für diese Parameter kann daher keine Beurteilung hinsichtlich Unter- bzw. Überschreitung unter Bezugnahme auf die QZV Chemie durchgeführt werden. Die Grenzwerte von Naphthalin, Acenaphthen, Anthracen und der Summe der PAH wurden bei allen Gewässerproben unterschritten. Bei den Parametern Fluoranthen, Benz(a)pyren und Benz(b/k)fluoranthen werden die vom BMFLUW, 2007 abgeleiteten Richtwerte von 100 ng/L, 50 ng/L bzw. 30 ng/L bei allen Proben unterschritten, sodass negative Auswirkungen auf den Gewässerzustand bzw. die benthische Lebensgemeinschaft mit hoher Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden können.

Tab. 42 Analysenergebnisse für PAH im Oberflächengewässer an den Probenahmestellen im Innbach.

Parameter	Einheit	IBZ	IB1	IB2	IB3	IBZ	IB1	IB2	IB3
		24.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	28.09.	28.09.
Acenaphthen	ng/L	<10	<10	<10	n.n.	<10	<10	<10	<10
Acenaphthylen	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Anthracen	ng/L	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30
Benz(a)anthracen	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Benz(a)pyren	ng/L	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20
Benz(b)fluoranthen	ng/L	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20
Benz(k)fluoranthen	ng/L	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20
Benzo(ghi)perylen	ng/L	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30
Chrysen	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Dibenz(ah)anthracen	ng/L	<30	<30	<30	<30	n.n.	<30	<30	n.n.
Fluoranthen	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Fluoren	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Indeno(123cd)pyren	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Naphthalin	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	11,7	18,3	17,1
Phenanthren	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Pyren	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Summe 16 EPA-PAH	ng/L	<250	<250	<250	<250	<250	<250	<250	<250

Tab. 43 Analysenergebnisse für PAH im Oberflächengewässer an den Probenahmestellen der Trattnach.

Parameter	Einheit	TRZ	TR1	TR2	TR3	TRZ	TR1	TR2	TR3
		25.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	21.09.	28.09.
Acenaphthen	ng/L	n.n.	<10	<10	n.n.	<10	<10	<10	<10
Acenaphthylen	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Anthracen	ng/L	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30
Benz(a)anthracen	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Benz(a)pyren	ng/L	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20
Benz(b)fluoranthren	ng/L	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20
Benz(k)fluoranthren	ng/L	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20
Benzo(ghi)perylen	ng/L	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30
Chrysen	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Dibenz(ah)anthracen	ng/L	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30
Fluoranthren	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Fluoren	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Indeno(123cd)pyren	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Naphthalin	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	19,4	<10	10,9
Phenanthren	ng/L	<10	<10	12,9	<10	<10	<10	<10	<10
Pyren	ng/L	<10	<10	13,3	<10	<10	<10	<10	<10
Summe 16 EPA-PAH	ng/L	<250	<250	<250	<250	<250	<250	<250	<250

Bei der prozentuelle Zusammensetzung der Einzelsubstanzen dominieren in den Gewässerproben im Vergleich zu den Feinsedimenten die 2- und 3-Ring-Verbindungen mit einem überdurchschnittlich hohen Anteil bis zu 90 % (Abb. 99). Der Unterschied zwischen den Anteilen der niedermolekularen PAH im Sediment bzw. in den Wasserproben ist auf das unterschiedliche chemische Verhalten bzw. die leichtere biologische Abbaubarkeit dieser Gruppe zurückgeführt werden. Die niedermolekularen PAH lösen sich eher im Wasser als die höher kondensierten, hydrophoberen, die leichter an (organischen oder mineralischen) Partikeln (wie z.B. Ton) adsorbieren. Bei den Probenahmestellen TR2 und TR3 im Herbst weist die Zusammensetzung der niederkondensierten PAH nur einen Anteil zwischen 32 und 40 % auf, die PAHs setzen sich vorwiegend aus höherkondensierten PAH zusammen. Dies könnte daher auf Einleitungen von Straßenwässer, die Abriebpartikel der Reifen, etc. enthalten, zurückzuführen sein.

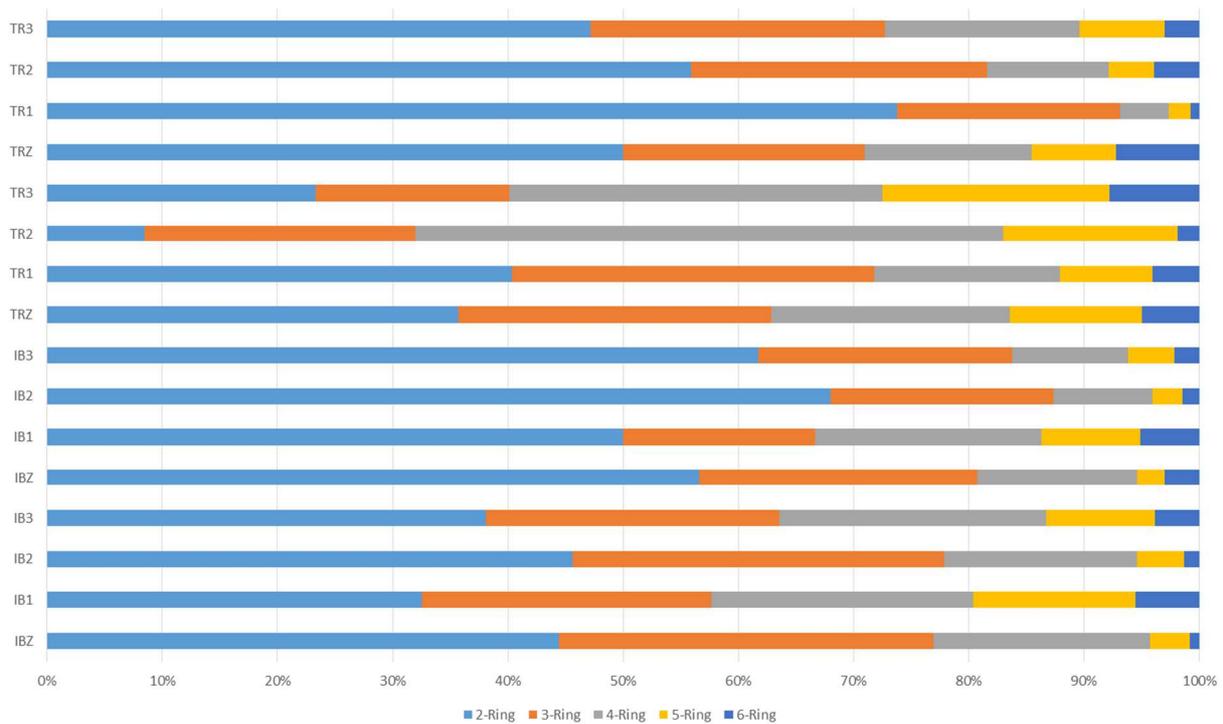


Abb. 99 PAH-Anteile (%) in den Gewässerproben.

Die Berechnung der Ratios zur Identifizierung der anthropogenen Quellen (siehe auch Tab. 41) ergibt für die Gewässerproben zum Zeitpunkt der Probenahme vorwiegend Einträge durch die Verbrennung fossiler und erneuerbarer Rohstoffe. Die Verhältnisse geben keinen Hinweis auf Verunreinigung durch eine direkte Einleitung von Schwerölen bzw. Kraftstoffen in die Gewässer.

Zur Identifizierung, ob die im Oberlauf der Trattnach bzw. des Innbachs vorhandenen Kohlelagerstätten einen zusätzliche Einfluss auf die PAH-Anreicherung im Sediment bzw. in den Gewässern haben, wurden nach der Beprobung der Sedimente noch eine Wasserprobe beim Ursprung der Trattnach sowie zwei Feststoffproben (Haldenmaterial und Feststoffprobe aus dem Gisela-Stollen) gezogen. In allen drei Proben sind PAH-Verbindungen nachweisbar bzw. quantifizierbar, allerdings sind die PAH-Muster unterschiedlich zu denjenigen der Gewässer- bzw. Sedimentproben im Oberlauf. In den Proben des Gewässers als auch des Haldenmaterials dominieren 2- und 3-Ring – Verbindungen, in der Braunkohle die höhermolekularen Kerne (Abb. 100). Nach Kalkulierung der PAH-Verhältnisse und deren Bewertung nach Tab. 41 (vgl. Li et al., 2011) wird als eindeutige Quelle für die PAHs in den Gewässer- als auch Feststoffproben Kohle identifiziert. Das in geringen PAH-Konzentrationen hältige Lagerstättenwasser beeinflusst zusätzlich die PAH-Anreicherung im Sediment bzw. im Gewässer.

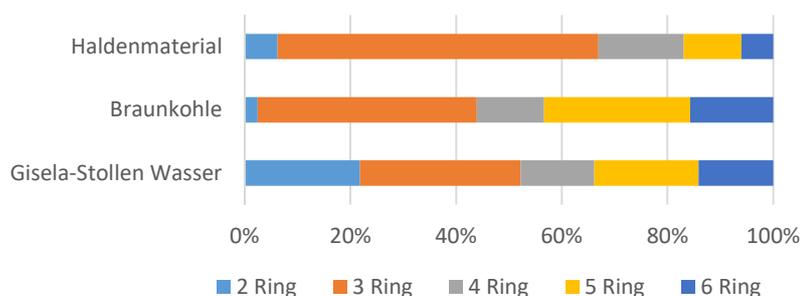


Abb. 100 PAH-Anteile in den Lagerstättenproben.

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Polychlorierte Biphenyle sind Mischungen chlorierter Kohlenwasserstoffe, die seit den 30 Jahren intensiv industriell genutzt wurden. Sie kommen ubiquitär vor, da sie aufgrund ihrer chemischen und thermischen Stabilität lange Zeit als Weichmacher in Lacken, Dichtungsmassen, Kunststoffen und als Hydraulikflüssigkeiten verwendet wurden, mittlerweile wurde der Einsatz in den meisten Staaten verboten. Ihre Abbaubarkeit ist vom Chlorierungsgrad abhängig. In Summe gibt es derzeit 209 Kongenere, die sich in den chemischen Eigenschaften geringfügig unterscheiden. Die PCB adsorbieren in Gewässern an organische Partikel, Sedimente und Gewebe. Die Lipophilie der Verbindungen und ihre Anreicherung in Biota steigen mit dem Chlorierungsgrad. Sie gelten als cancerogen.

Zur Bestimmung der PCB-Summen-Konzentration müsste man alle Kongenere bestimmen, was aus praktischen Gründen nicht möglich ist. Es werden daher im EU-Raum als Marker die Kongenere PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153 und PCB 180 untersucht. Die zur Beurteilung relevanten Grenzwerte sind in der Tab. 44 angeführt.

Tab. 44 Grenz- und Richtwerte für PCB im Gewässer und Sediment

	PCB 28		PCB 52		PCB 101		PCB 118	
	µg/L	mg/kg TS	µg /L	mg/kg TS	µg /L	mg/kg TS	µg /L	mg/kg TS
GW	-	-	-	-	-	-	-	0,000065 ¹
RW	0,0005 ²	0,02 ²						
	PCB 138		PCB 153		PCB 180		Summe PCB	
	µg/L	mg/kg TS	µg /L	mg/kg TS	µg /L	mg/kg TS	µg /L	mg/kg TS
GW	-	-	-	-	-	-	-	-
RW	0,0005 ²	0,02 ²	0,0005 ²	0,02 ²	0,0005 ²	0,02 ²	0,0005 ²	0,07 ³ /0,02 ⁴

¹:QZV Chemie – bezogen auf kg TEQ lt. WHO 2005; ²: Oberflächengewässerverordnung (OGewV), 2016; ³:FLETCHER et al, 2008; ⁴: VROM, 1999 – für Boden;

In den Stichproben der Oberflächengewässer konnten die sieben PCB-Kongenere weder bei der Frühjahrs- noch bei der Herbstbeprobung nachgewiesen werden. Die Nachweisgrenze errechnete sich zu 0,0003 µg/L.

Im Sediment waren die PCB 28, 101, 118 bei der Probenahmestelle IBZ bei der Herbstbeprobung unterhalb der Bestimmungsgrenze nachweisbar. Das PCB 52 wurde bei keiner Probenahmestelle nachgewiesen. Die PCB 138, 153 und 180 konnten bei einigen Probenahmestellen knapp oberhalb der Nachweisgrenze detektiert werden. In der Tab. 45 sind die Analysenergebnisse angeführt.

In der QZV Chemie sind die PCB in der Parametergruppe Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen zusammengefasst. Der UQN ist in der QZV Chemie mit 0,0065 µg/kg TEQ für die gesamte Parametergruppe angegeben. Von den angeführten sieben PCBs ist nur das mono-ortho-PCB 118 den Dioxinverbindungen ähnlich, sodass für das PCB 118 in der QZV Chemie ein Grenzwert festgelegt ist. Der zur Berechnung erforderliche TEF für das PCB 118 entspricht einem Wert von 0,00003. Unter Verwendung der halben Bestimmungsgrenze (5 µg/kg errechnet sich ein Beurteilungswert von 0,00015 µg/kg TEQ für das PCB 118. Der Grenzwert lt. QZV Chemie wird daher für diesen Parameter bei weitem unterschritten.

In Deutschland (OGewV, 2016) wurden 2016 für alle 7 angeführten Kongenere Grenzwerte im Gewässer vorgeschrieben, die in der gegenständlichen Studie zur Bewertung herangezogen wurden. Diese

Grenzwerte als auch der in den Niederlanden für Boden festgelegte Grenzwert (vgl. VROM, 1999) wurden in allen untersuchten Proben bei weitem unterschritten.

Die ökotoxikologische Bewertung unter Bezugnahme auf FLETCHER et al, 2008 und Verwendung des bestimmten TOC-Gehalt der Feinsedimentproben ergibt, dass die Richtwerte, auch bei Analyseergebnissen kleiner der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,035 mg/kg TS für die Summe der PCB, wesentlich unterschritten werden. Damit können negative Auswirkung auf benthische Organismen aufgrund der nachgewiesenen PCB-Kongenere mit hoher Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden und die nachgewiesenen PCB-Kongenere als Hintergrundkonzentration für die beiden Gewässersysteme bestimmt werden.

Tab. 45 PCB-Gehalte in den Feinsedimenten.

Messpunkt	Datum	Einheit	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180	Summe PCB
IBZ	24.06.2015	mg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
IB1	24.06.2015	mg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
IB2	24.06.2015	mg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,010	<0,010	<0,010	<0,035
IB3	25.06.2015	mg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,010	n.n.	n.n.	<0,035
IBZ	21.09.2015	mg/kg TS	<0,010	n.n.	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,035
IB1	21.09.2015	mg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
IB2	28.09.2015	mg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,010	<0,010	<0,010	<0,035
IB3	28.09.2015	mg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,010	<0,010	<0,010	<0,035
TRZ	25.06.2015	mg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,010	n.n.	n.n.	<0,035
TR1	24.06.2015	mg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
TR2	24.06.2015	mg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,010	<0,010	<0,010	<0,035
TR3	25.06.2015	mg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,010	n.n.	<0,010	<0,035
TRZ	21.09.2015	mg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
TR1	21.09.2015	mg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
TR2	21.09.2015	mg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
TR3	28.09.2015	mg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,010	<0,010	<0,010	<0,035

Leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe (BTEX)

Bei den BTEX handelt es sich um einen Summenparameter leichtflüchtiger Kohlenwasserstoffe, der die Chemikalien Benzol, Toluol, Ethylbenzol sowie das o-, p- und m-Xylol beinhaltet. Die Komponenten kommen natürlich in Öl-, Gas- und Kohlelagerstätten vor. Natürlich emittiert werden sie von Vulkanen und Waldfeuern. Anthropogene Quellen sind Emissionen von Kraft- und Treibstoffen, Erdölraffinerien sowie industrielle Anlagen zur Produktion von Lacken, Adhäsiven, kosmetischen und pharmazeutischen Produkten. Die BTEX-Komponenten sind die weltweit am häufigsten produzierten Chemikalien (vgl. LEUSCH & BARTKOW, 2010). Aufgrund der chemisch-physikalischen Eigenschaften liegen die BTEX vorwiegend gasförmig vor und werden vom Menschen inhalativ aufgenommen. Sie können aber auch durch industrielle Prozesse bzw. Treibstoffemissionen ins Oberflächen- bzw. Grundwasser gelangen. Aufgrund der geringen Hintergrundkonzentration in Wasser, der schnellen Verdampfung sowie dem raschen biologischen Abbau ist das generelle Risiko für die aquatische Lebensgemeinschaft eher gering. Akut toxische Effekte auf Mikroorganismen, Algen und Fische werden von LEUSCH & BARTKOW, 2010 ab einer Konzentration von 1 mg/L beschrieben. In der Tab. 46 sind die Grenz- und Richtwerte für die BTEX zusammengefasst.

Tab. 46 Grenz- und Richtwerte für BTEX im Gewässer und Sediment.

	Benzol		Ethylbenzol		Chlorbenzol	Toluol	
	µg/L	mg/kg TS	µg /L	mg/kg TS	µg /L	µg /L	mg/kg TS
GW	10 ¹	-	10 ¹	-	-	10 ¹	-
RW	-	1 ³ /0,95 ⁶	90 ⁵	0,03 ⁴	1 ²	-	47 ³ /0,01 ⁴
	m/p-Xylol		o-Xylol		1.2-Dichlorbenzol	1.3-Dichlorbenzol	
	µg/L	mg/kg TS	µg /L	mg/kg TS	µg /L	µg /L	
GW	10 ¹	-	10 ¹	-	-	-	
RW	-	18 ³ /14 ⁴	-	9,3 ³ /14 ⁴	1,7 ⁵	-	
	1.4-Dichlorbenzol		BTEX				
	µg/L		µg /L	mg/kg TS			
GW	-		-	6 ⁷			
RW	26 ⁵		-	-			

¹:QZV Chemie; ²: OGEWV, 2016; ³: BAUMANN, 2008; ⁴:VROM, 1999 – für Boden; ⁵: CCME, 1999; ⁶: DE BRUIJN, 1999 – bezogen auf Standardboden; ⁷: Deponieverordnung (DVO)

Neben den BTEX wurden in den Gewässerproben auch die Chlorbenzole analysiert. Die Analyseergebnisse im Feinsediment sowie im Gewässer sind in den Tab. 47 und Tab. 48 zusammengefasst. Der Summenparameter BTEX wurde in allen Proben nachgewiesen. Viermal wurden Werte geringfügig über der Bestimmungsgrenze bei der Probenahmestelle IBZ und IB1 sowie TR1 und TR2 im Rahmen der Herbstbeprobung festgestellt.

Benzol wurde bei der Frühjahrsbeprobung bei keiner Probenahmestelle, bei der Herbstbeprobung nur im Innbach nachgewiesen. Ethylbenzol, Toluol sowie die Xylole wurden in allen Proben nachgewiesen. Bestimmt werden konnten Ethylbenzol sowie die Xylole bei der Herbstbeprobung im Innbach bei den Stellen IBZ und IB1 sowie in der Trattnach bei den Messstellen TR1 und TR2. Toluol wurde in allen Proben nachgewiesen und war bei der Herbstbeprobung bei den Stellen TR1 und TR2 quantifizierbar.

Tab. 47 BTEX-Ergebnisse der Sedimentproben im Innbach- und Trattnachgebiet.

Messpunkt	Datum	BTEX (mg/kg TS)	Benzol (mg/kg TS)	Ethylbenzol (mg/kg TS)	Toluol (mg/kg TS)	m+p-Xylol (mg/kg TS)	o-Xylol (mg/kg TS)
IBZ	24.06.2015	<0,45	n.n.	<0,08	<0,09	<0,1	<0,11
IB1	24.06.2015	<0,45	n.n.	<0,08	<0,09	<0,1	<0,11
IB2	24.06.2015	<0,45	n.n.	<0,08	<0,09	<0,1	<0,11
IB3	25.06.2015	<0,45	n.n.	<0,08	<0,09	<0,1	<0,11
IBZ	21.09.2015	0,49	<0,08	0,14	<0,09	0,15	0,12
IB1	21.09.2015	0,55	<0,08	0,15	<0,09	0,16	0,14
IB2	28.09.2015	<0,45	<0,08	<0,08	<0,09	<0,1	<0,11
IB3	28.09.2015	<0,45	<0,08	<0,08	<0,09	<0,1	<0,11
TRZ	25.06.2015	<0,45	n.n.	<0,08	<0,09	<0,1	<0,11
TR1	24.06.2015	<0,45	n.n.	<0,08	<0,09	<0,1	<0,11
TR2	24.06.2015	<0,45	n.n.	<0,08	<0,09	<0,1	<0,11
TR3	25.06.2015	<0,45	n.n.	<0,08	<0,09	<0,1	<0,11
TRZ	21.09.2015	<0,45	n.n.	<0,08	<0,09	<0,1	<0,11
TR1	21.09.2015	0,76	n.n.	0,16	0,26	0,17	0,14
TR2	21.09.2015	0,65	n.n.	0,19	0,11	0,2	0,16
TR3	28.09.2015	<0,45	n.n.	<0,08	<0,09	<0,1	<0,11

Die BTEX-Komponenten, die signifikant positiv mit dem TOC-Gehalt bzw. dem Glühverlust korrelieren, akkumulieren über die Sommermonate in den Feinsedimenten.

Tab. 48 Analysenergebnisse für BTEX im Oberflächengewässer an den Probenahmestellen.

Parameter	Einheit	IBZ	IB1	IB2	IB3	IBZ	IB1	IB2	IB3
		24.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	28.09.	28.09.
Benzol	µg/L	<0,5	<0,5	n.n.	n.n.	<0,5	<0,5	<0,5	n.n.
Toluol	µg/L	<0,3	<0,3	<0,3	n.n.	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
Chlorbenzol	µg/L	n.n.							
Ethylbenzol	µg/L	n.n.	<0,2	n.n.	n.n.	n.n.	<0,2	<0,2	n.n.
m+p-Xylol	µg/L	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
o-Xylol	µg/L	<0,2	<0,2	<0,2	n.n.	<0,2	<0,2	<0,2	n.n.
1.3-Dichlorbenzol	µg/L	n.n.							
1.4-Dichlorbenzol	µg/L	n.n.							
1.2-Dichlorbenzol	µg/L	n.n.							
Parameter	Einheit	TRZ	TR1	TR2	TR3	TRZ	TR1	TR2	TR3
		25.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	21.09.	28.09.
Benzol	µg/L	<0,5	<0,5	n.n.	n.n.	<0,5	<0,5	<0,5	n.n.
Toluol	µg/L	<0,3	<0,3	<0,3	n.n.	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
Chlorbenzol	µg/L	n.n.							
Ethylbenzol	µg/L	n.n.	<0,2	n.n.	n.n.	n.n.	<0,2	<0,2	n.n.
m+p-Xylol	µg/L	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
o-Xylol	µg/L	<0,2	<0,2	<0,2	n.n.	<0,2	<0,2	<0,2	n.n.
1.3-Dichlorbenzol	µg/L	n.n.							
1.4-Dichlorbenzol	µg/L	n.n.							
1.2-Dichlorbenzol	µg/L	n.n.							

Die in der QZV Chemie festgelegten Grenzwerte wurden in den Sediment- als auch Gewässerproben wesentlich unterschritten. Die Richtwerte für Sediment und Boden werden teilweise geringfügig überschritten. Allerdings weist die Auswertung der BTEX-Profile sowie der Vergleich mit den Mustern der in der Nähe der Braunkohlelagerstätte gezogenen Wasser- und Feststoffproben eindeutig darauf hin, dass sowohl Innbach- als auch Trattnach natürliche, aber sehr geringe Hintergrundkonzentrationen an BTEX enthalten.

Die ökotoxikologischen Richtwerte im Feinsediment in Abhängigkeit des TOC-Gehalts für die Parameter Benzol, Toluol, Xylole (vgl. BAUMANN, 2008) wurden wesentlich unterschritten.

Pflanzenschutzmittel

23 Pflanzenschutzmittel wurden mit der GC-MS untersucht und wurden weder in den Gewässer- noch in den Feinsedimentproben nachgewiesen.

Im Feinsediment des Innbachs wurden von den mittels HPLC-MS/MS untersuchten 77 Pflanzenschutzmittel insgesamt 16, in der Trattnach 12 inklusive ihrer Metaboliten nachgewiesen bzw. quantifiziert (Tab. 49 und Tab. 50), die Mehrzahl der Komponenten wurde bei der Beprobung im Juni bestimmt.

Dicamba ist das einzige Herbizid, das in allen Feinsedimentproben quantifiziert wurde. Bestimmt wurden Konzentrationen zwischen 1,3 bis maximal 19 µg/kg TS (siehe Abb. 101).

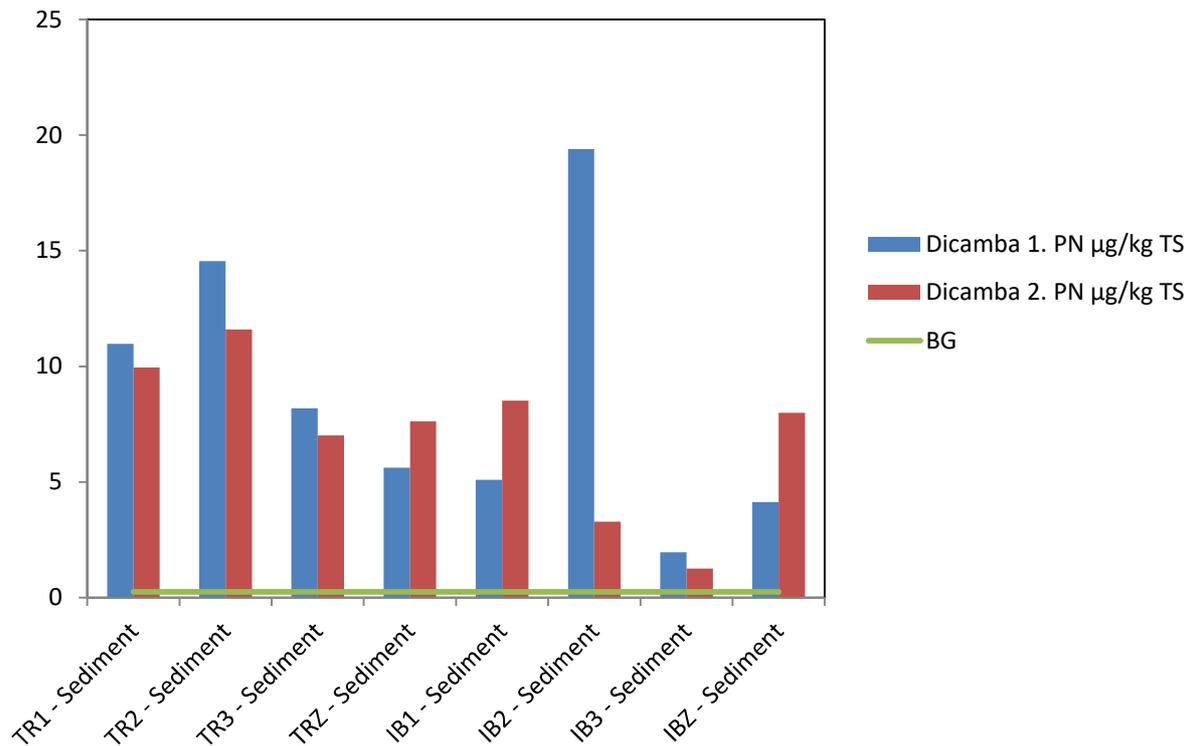


Abb. 101 Dicambakonzentrationen im Feinsediment.

Dicamba ist in Österreich zum Zeitpunkt der Berichtserstellung als Herbizid in 53 Pflanzenschutzmitteln zugelassen (AGES, 2017; verfügbar unter: www.ages.at). Es wird zum einen als Wuchsstoffpräparat zur Bekämpfung von Wurzelunkräutern im Acker- und Gemüsebau (z.B. Maiskulturen, Spargel, Soja, ...) sowie als Unkrautvernichter im Zierpflanzenbau (z.B. Rasen) eingesetzt, wo es häufig auch als Kombinationsprodukt anderer Pflanzenschutzmittel, wie z.B. 2,4-D, Mecoprop, etc. und Dünger verwendet wird.

Von den 77 mittels HPLC-MS/MS untersuchten Pflanzenschutzmitteln (Tab. 49 und Tab. 50) wurden Bentazon, Desethylatrazin, Pendimethalin und 2,4-D in den Gewässerproben nachgewiesen bzw. quantifiziert (Tab. 49 und Tab. 50). Dicamba, das bei allen Feinsedimentproben quantifizierbar war, wurde in keiner Gewässerprobe nachgewiesen, sodass davon auszugehen ist, dass sich Dicamba, das vor allem durch Niederschlagsereignisse nach der Aufbringung in die Gewässer eingetragen wird, im Feinsediment anreichert.

Aufgrund der anionischen Form von Dicamba angenommen, dass es sehr mobil im Boden ist. Grundsätzlich liegt es entweder mineralisiert oder biologisch abgebaut vor. Höhere Dissipationsraten werden unter aeroben Bedingungen vorgefunden. Dicamba ist nach der Aufbringung auf den Boden äußerst mobil und weist, abhängig von der Bodenstruktur, eine Halbwertszeit von 3-136 Tagen auf. Generell wird Dicamba bei höherer Temperatur, höherem Wassergehalt und höherem organischem Gehalt schneller abgebaut. In Untersuchungen wurde nachgewiesen, dass bei einem pH-Wert < 6 ein höherer Prozentsatz von Dicamba an Partikel adsorbiert als bei einem höheren pH-Wert. Bei pH-Werten > 6 werden weniger als 5 % adsorbiert, im Gegensatz dazu bei einem pH-Wert von 2 ca. 40 % adsorbiert. Die beiden wesentlichen Faktoren für das Auswaschen von Dicamba aus Böden sind die Quantität des Niederschlags und die Zeit zwischen Aufbringung und Niederschlag (vgl. NISHIMURA et al. (2015)).

Tab. 49 Nachgewiesene bzw. quantifizierte Pflanzenschutzmittel in den Innbach-Sedimentproben.

		IBZ	IB1	IB2	IB3	IBZ	IB1	IB2	IB3
Parameter	Einheit	24.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	28.09.	28.09.
Atrazin	µg/kg TS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
Bentazon	µg/kg TS	n.n.	n.n.	<0,2	0,25	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Desethylterbutylazin	µg/kg TS	<0,2	<0,2	n.n.	0,51	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
2,6-Dichlorbenil	µg/kg TS	<0,5	n.n.	n.n.	<0,5	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dicamba	µg/kg TS	4,1	5,1	19	2	8	8,5	3,3	1,3
Diuron	µg/kg TS	<0,3	n.n.	n.n.	n.n.	<0,3	n.n.	n.n.	n.n.
Flufenacet	µg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	1,41	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Metazachlor	µg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	<0,5	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Metazachlor ESA	µg/kg TS	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Metolachlor	µg/kg TS	0,33	0,39	0,33	0,46	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Metolachlor ESA	µg/kg TS	0,62	0,7	0,71	<0,5	0,52	<0,5	<0,5	<0,5
Metolachlor OA	µg/kg TS	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
N,N-Dimethylsulfamid	µg/kg TS	n.n.	n.n.	<0,7	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Terbutylazin	µg/kg TS	0,73	<0,5	<0,5	4	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5

Tab. 50 Nachgewiesene bzw. quantifizierte Pflanzenschutzmittel in den Trattnach-Sedimentproben.

		TRZ	TR1	TR2	TR3	TRZ	TR1	TR2	TR3
Parameter	Einheit	25.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	21.09.	28.09.
Atrazin	µg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,3	<0,3	<0,3
Bentazon	µg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	0,24	n.n.	n.n.	n.n.	<0,2
2,6-Dichlorbenil	µg/kg TS	n.n.	<0,5	<0,5	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dicamba	µg/kg TS	5,6	11	15	8,2	7,6	9,9	12	7
Diuron	µg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,3
Metolachlor	µg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	0,61	n.n.	1	n.n.	n.n.
Metolachlor ESA	µg/kg TS	<0,5	<0,5	<0,5	0,53	n.n.	n.n.	n.n.	<0,5
Metolachlor OA	µg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	<0,5	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Metribuzin	µg/kg TS	n.n.	<0,35	0,35	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
N,N-Dimethylsulfamid	µg/kg TS	n.n.	n.n.	<0,7	n.n.	<0,7	n.n.	<0,7	n.n.
Terbutryn	µg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,25	n.n.	n.n.	n.n.
Terbutylazin	µg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	5,1	n.n.	n.n.

Industriechemikalien

13 von 16 Feinsedimentproben wurden auf kurz- und langkettige perfluorierte Tenside untersucht. Quantifizierbar war das Tensid PFBA bei beiden Beprobungen an der Probenstelle TR2 mit einer maximalen Konzentration von 0,0997 mg/kg TS, sowie bei der zweiten Beprobung in einer Konzentration von 0,065 mg/kg TS an der Stelle TRZ. In Studien wurde festgestellt, dass sich die perfluorierten Tenside (PFOS, PFOA) dann im Sediment anreichern, wenn das Sediment entweder hohe organische Anteile, hohe Eisenkonzentrationen oder einen entsprechenden Ton- und Schluffanteil enthält (Ferrey, 2012). Die im Rahmen der Studie festgestellten Konzentrationen liegen unter den Grenz- bzw. vorgeschlagenen Richtwerten.

Die Gewässer- und Feinsedimentproben wurden zusätzlich auf endokrin wirkende Substanzen und Weichmacher untersucht. Die Substanzen 4-n-Nonylphenol, 4-n-Octylphenol, 4-tert-Octylphenol und Bisphenol A wurden weder in den Gewässer- noch in den Sedimentproben nachgewiesen.

Das Isomerengemisch iso-Nonylphenole war, trotz der geringen Wasserlöslichkeit, bis auf die Proben der Stellen IB1 und TR1 im ersten Probenahmedurchgang in allen Wasserproben nachweisbar. Quantifiziert werden konnte iso-Nonylphenole im zweiten Probenahmedurchgang in den Gewässerproben der Stellen IB3, TR1 und TR2 mit einer maximalen Konzentration von 88 ng/L. Die festgestellten Konzentrationen liegen unter dem UQN bzw. dem geringsten Wirkungsschwellenwert von 0,3 µg/L (QZV Chemie; HERRCHEN et al., 2000).

Aufgrund der Lipophilie der iso-Nonylphenole werden diese vorwiegend an Sediment- bzw. Schwebstoffpartikel gebunden. Für Sediment werden Anreicherungsfaktoren von 103 -104 genannt. Die Testergebnisse der zahlreichen Studien zum aeroben und anaeroben Abbau der Nonylphenole sind stark widersprüchlich und der Abbau ist von vielen Faktoren wie Temperatur, Verweildauer, Schlammbehandlung usw. abhängig (HLNUG, 2011). Das Isomerengemisch war in allen Feinsedimentproben nachweisbar. Quantifiziert wurde es im Innbachsystem an fünf von acht Probenahmestellen, wobei die maximale Konzentration an der Stelle IBZ mit 537 µg/kg TS im zweiten Probenahmedurchgang festgestellt wurde. Über die Sommermonate sind iso-Nonylphenole im Innbach-Feinsediment angereichert worden. Die Messungen in der Trattnach ergaben ein ähnliches Bild: in sechs der acht Proben wurden iso-Nonylphenole quantifiziert. Die Probe der Stelle TR1 wies im ersten Probenahmedurchgang eine maximale Konzentration von 818,4 µg/kg TS iso-Nonylphenol auf. Bei beiden Beprobungen wird über den Gewässerverlauf eine Abnahme der Konzentration im Feinsediment festgestellt.

Tab. 51 Iso-Nonylphenol – Ergebnisse in den Gewässer- und Sedimentproben.

Messpunkt	Einheit	GW	IBZ	IB1	IB2	IB3	IBZ	IB1	IB2	IB3
Datum			24.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	28.09.	28.09.
Iso-Nonylphenole	ng/L	300 ¹	<50	n.n.	<50	<50	<50	<50	<50	74
Iso-Nonylphenole	µg/kg TS	39 ² 1400 ³	102,7	162,8	<75	<75	537	437,5	94,9	<75
Messpunkt	Einheit	GW	TRZ	TR 1	TR2	TR3	TRZ	TR1	TR2	TR3
Datum			25.06.	24.06.	24.06.	25.06.	21.09.	21.09.	21.09.	28.09.
Iso-Nonylphenole	ng/L	300 ¹	<50	n.n.	<50	<50	<50	55	88	<50
Iso-Nonylphenole	µg/kg TS	39 ² 1400 ³	85,6	818,8	<75	<75	97,2	217,2	79,4	83,8

¹:QZV Chemie; ²:EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2003; ³:BUCHMANN, 2008

Für das Feinsediment wird unter Anwendung des Equilibrium Partitioning Modells ein PNEC aus dem UQN des Oberflächenwassers von 39 µg/kg TS errechnet (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2003). Die aus der Kalibration errechnete Bestimmungsgrenze für iso-Nonylphenol liegt bei 70 µg/kg TS, die Nachweisgrenze bei 23 µg/kg TS. Bei allen Proben, in denen iso-Nonylphenol quantifiziert werden konnte, wurde der PNEC um mind. 100 % überschritten. In den SQUIRTS wird ein TEL (threshold effect level) von 1,4 mg/kg TS, der auf Messungen mit standardisierten Bioassays basiert, angegeben (vgl. BUCHMANN, 2008). Diese Konzentration wurde bei allen Proben unterschritten.

Die Korrelationsanalyse ergab nur eine signifikante Abhängigkeit mit dem C/N-Verhältnis. Die iso-Nonylphenole lagern sich mit steigendem C/N-Gehalt verstärkt im Feinsediment an. Dies weist auf Pestizidabschwemmungen von landwirtschaftlichen Nutzflächen und Grünland hin, da die Oberläufe der beiden Gewässer nur gering mit kommunalen bzw. industriellen Abwasser belastet werden (siehe auch nachstehenden Punkt Abwasserindikatoren).

Abwasserindikatoren

Verschiedene Stoffe werden in Kläranlagen nur unzureichend bis gar nicht abgebaut und können daher sehr gut als Abwassertracer eingesetzt werden, um Aussagen hinsichtlich der Abwasserbelastung des Gewässers treffen zu können. Dazu zählen v.a. Süßstoffe, Arzneimittel und Bor. Im Rahmen des gegenständlichen Projektes wurden die gängigsten Süßstoffe sowie Arzneimittel in den Gewässer- und Feinsedimentproben untersucht.

Von den sieben untersuchten Süßstoffen wurden Acesulfam, Cyclamat und Saccharin in nahezu allen Gewässer- bzw. Sedimentproben nachgewiesen bzw. quantifiziert (Tab. 54, Tab. 53).

Im Oberflächenwasser wurde Acesulfam bei der Frühjahrsbeprobung mit einer maximalen Konzentration von 0,18 µg/L in der Trattnach, an der Stelle TR3 sowie mit 0,1 µg/L im Innbach, an der Stelle IB3 festgestellt. Im Mittel wurden 0,05 µg/L Acesulfam im Oberflächengewässer gemessen. Auch im Feinsediment konnte Acesulfam nachgewiesen bzw. quantifiziert werden. Die maximale Konzentration von 1,1 µg/kg TS wurde beim Feinsediment der Stelle TR3 während der Frühjahrsbeprobung gemessen. Durchschnittlich weist das Sediment eine Konzentration von 0,49 µg/kg TS auf.

Tab. 52 Süßstoffe im Oberflächenwasser.

Messpunkt	Datum	Acesulfam (µg/l)	Aspartam (µg/l)	Cyclamat (µg/l)	NHDC (µg/l)	Neotam (µg/l)	Saccharin (µg/l)	Sucralose (µg/l)	Bor (µg/l)
GW		1000 ¹ / 1 ²	1000 ¹ / 1 ²	1 ²	1 ²	1 ²	1 ²	1 ²	10 ³
Bestimmungsgrenze		<0,02	<0,04	<0,03	<0,02	<0,03	<0,02	<0,075	<10
IBZ	24.06.2015	<0,02	n.n.	<0,03	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<10
IB1	24.06.2015	0,058	n.n.	<0,03	n.n.	n.n.	0,031	n.n.	14
IB2	24.06.2015	0,035	n.n.	<0,03	n.n.	n.n.	<0,02	n.n.	10
IB3	25.06.2015	0,1	n.n.	0,038	n.n.	n.n.	0,022	n.n.	19
TRZ	25.06.2015	<0,02	n.n.	<0,03	n.n.	n.n.	<0,02	n.n.	<10
TR1	24.06.2015	<0,02	n.n.	<0,03	n.n.	n.n.	<0,02	n.n.	10
TR2	24.06.2015	0,02	n.n.	<0,03	n.n.	n.n.	<0,02	n.n.	<10
TR3	25.06.2015	0,18	n.n.	<0,03	n.n.	n.n.	0,022	n.n.	22
IBZ	21.09.2015	0,029	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	10
IB1	21.09.2015	0,04	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	19
IB2	28.09.2015	0,035	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,044	n.n.	10
IB3	28.09.2015	0,075	n.n.	0,16	n.n.	n.n.	0,041	n.n.	17
TRZ	21.09.2015	0,038	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,057	n.n.	12
TR1	21.09.2015	0,027	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,022	n.n.	15
TR2	21.09.2015	0,027	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,073	n.n.	13
TR3	28.09.2015	0,13	n.n.	<0,03	n.n.	n.n.	0,023	n.n.	31

¹: STOLTE et al., 2013; ²: IAWD, 2008; ³: KOPPE & STOZEK, 1999;

Cyclamat wurde mit einer maximalen Konzentration von 0,038 µg/L bei der Frühjahrs- und mit 0,16 µg/L bei der Herbstbeprobung in der Gewässerprobe IB3 quantifiziert. Im ersten Probenahmedurchgang wurde es im Innbach- und Trattnachsystem nachgewiesen, im Herstdurchgang konnte es nur noch bei den Stellen IB3 sowie TR3 unterhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen werden. Im Mittel wurden 0,037 µg/L im Oberflächenwasser gemessen. In den Feinsedimentproben wurde Cyclamat insgesamt dreimal im Rahmen der Erstbeprobung bestimmt, wobei eine maximale Konzentration von 0,9 µg/kg TS an der Stelle IB2 festgestellt wurde. Die Konzentrationen im Feinsediment der Trattnach lagen maximal

bei 0,69 µg/kg TS. Im Gegensatz zu den Oberflächenwasserproben konnte Cyclamat im Feinsediment bei der Herbstbeprobung an den Stellen IB3 und TR3 nicht nachgewiesen werden. Durchschnittlich wurde eine Konzentration von 0,02 µg/kg TS im Feinsediment ermittelt.

Saccharin konnte mit Ausnahme der Stellen IBZ (Frühjahrs- und Herbstbeprobung) sowie IB1 (Herbstbeprobung) in allen Gewässerproben nachgewiesen bzw. teilweise auch quantifiziert werden. Die höchste Konzentration mit 0,073 µg/L wurde in der Stichprobe der Stelle TR2 bei der Herbstbeprobung festgestellt. Im Durchschnitt wurde eine Konzentration von 0,023 µg/L in den Gewässerproben errechnet. In den Feinsedimentproben wurde Saccharin nur während der Herbstbeprobung an den Stellen IBZ, IB1, TRZ, TR2 nachgewiesen sowie einmal an der Stelle TR1 mit einer Konzentration von 0,63 µg/kg TS quantifiziert. Es ist davon auszugehen, dass Saccharin ebenfalls wie Acesulfam und Cyclamat über Siedlungsabwässer in die Gewässer eingetragen wurde, da das Herbizid Triflursulfuron, dessen Metabolit Saccharin ist, nicht in den Proben nachweisbar war.

Tab. 53 Süßstoffe im Sediment.

Messpunkt	Datum	Acesulfam (µg/kg TS)	Aspartam (µg/kg TS)	Cyclamat (µg/kg TS)	NHDC (µg/kg TS)	Neotam (µg/kg TS)	Saccharin (µg/kg TS)
Bestimmungsgrenze		<0,2	<0,4	<0,3	<0,2	<0,3	<0,2
IBZ	24.06.2015	n.n.	n.n.	<0,3	n.n.	n.n.	n.n.
IB1	24.06.2015	0,42	n.n.	<0,3	n.n.	n.n.	n.n.
IB2	24.06.2015	0,3	n.n.	0,9	n.n.	n.n.	n.n.
IB3	25.06.2015	0,51	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
TRZ	25.06.2015	0,72	n.n.	<0,3	n.n.	n.n.	n.n.
TR1	24.06.2015	0,53	n.n.	0,43	n.n.	n.n.	n.n.
TR2	24.06.2015	0,44	n.n.	0,69	n.n.	n.n.	n.n.
TR3	25.06.2015	1,1	n.n.	<0,3	n.n.	n.n.	n.n.
IBZ	21.09.2015	0,35	n.n.	<0,3	n.n.	n.n.	<0,2
IB1	21.09.2015	n.n.	n.n.	<0,3	n.n.	n.n.	<0,2
IB2	28.09.2015	0,54	n.n.	<0,3	n.n.	n.n.	n.n.
IB3	28.09.2015	0,25	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
TRZ	21.09.2015	n.n.	n.n.	<0,3	n.n.	n.n.	<0,2
TR1	21.09.2015	0,26	n.n.	<0,3	n.n.	n.n.	0,63
TR2	21.09.2015	n.n.	n.n.	<0,3	n.n.	n.n.	<0,2
TR3	28.09.2015	0,51	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

In einer 2015 durchgeführten österreichischen Studie an kleinen Gewässern wurden Acesulfamgehalte zwischen 0,012 und 1,7 µg/L festgestellt (CLARA & SCHEFFKNECHT, 2015). Vom Bundesministerium für Gesundheit wurde 2014 eine Untersuchung der österreichischen GZÜV-Grundwasser- und Trinkwassermessstellen auf Pharmazeutika und Abwasserindikatoren durchgeführt. Die dabei maximal festgestellte Acesulfamkonzentration im Grundwasser lag bei 2,1 µg/L, im Trinkwasser bei 0,35 µg/L (BMG, 2015). Diese Konzentrationen liegen laut BMG, 2014 bei weitem unter den abgeleiteten humantoxikologisch bedenklichen Werten bei Aufnahme von 2 L Trinkwasser pro Tag (54 mg/L für einen 60 kg schweren Erwachsenen bzw. 12 mg/L für einen 5 kg schweren Säugling). Der von der IAWD, 2008 vorgeschlagene Richtwert von 1 µg/L für Süßstoffe im Trinkwasser wurde bei allen drei Parametern und bei allen 16 Proben unterschritten. Und unter Anwendung des von BUCHELI, 2012 publizierten Bewertungsschemata können die im Innbach- und der Trattnach festgestellten Süßstoffkonzentrationen als „nicht besorgniserregend“ eingestuft werden. Trotzdem ist den nachgewiesenen bzw. quantifizierten Stoffen eine gewisse Aufmerksamkeit zu widmen, da sie einen

Hinweis auf eine anthropogene Verunreinigung geben und langfristig in das Grund- und Trinkwasser gelangen könnten.

Ökotoxikologische Kurzzeittests an Klärschlamm, Wasserflöhen und Grünalgen von STOLTE et al., 2013 ergaben einen NOEC von 1000 mg/L für Acesulfam, Cyclamat und Saccharin. Aussagen, inwieweit sich eine Kombination der drei verschiedenen Süßstoffe auf Wasser- und Bodenorganismen auswirken könnte, sind aufgrund der fehlenden wissenschaftlichen Daten derzeit nicht möglich.

Die Ergebnisse der Arzneimitteluntersuchung sind in der Tab. 54 zusammengefasst. In den Gewässerproben wurden weder Bezafibrat noch Fenofibrat nachgewiesen. In den Stichproben des Oberflächenwassers wurde Carbamazepin einmal bei der Herbstbeprobung an der Stelle IB3 knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze quantifiziert. In den Gewässerproben wurde Diclofenac bei der Herbstbeprobung einmal bei der Probenahmestelle IB1 in einer Konzentration von 0,17 µg/L bestimmt und bei allen anderen Probenahmestellen nachgewiesen.

Die vier gängigen Arzneimittel Bezafibrat, Fenofibrat, Carbamazepin und Diclofenac konnten in den Sedimentproben nicht quantifiziert werden. Bezafibrat und Fenofibrat wurden in keiner Probe nachgewiesen. Carbamazepin wurde im Feinsediment insgesamt sieben Mal nachgewiesen (in beiden Probenahmezyklen an der Probenahmestelle TR3, IB3 und IBZ, bei der Frühjahrsbeprobung nur bei der Stelle IB2). Diclofenac wurde im Feinsediment bei der Frühjahrsbeprobung bei keiner Probenahmestelle nachgewiesen, beim zweiten Beprobungsdurchgang im Herbst bei sieben von acht Probenahmestellen knapp oberhalb der Nachweisgrenze.

Tab. 54 Arzneimittelrückstände im Wasser und Sediment.

Probentyp		Oberflächenwasser - Stichprobe				Sediment			
Stelle	Datum	Beza- fibrat (µg/l)	Carbama- zepin (µg/l)	Diclo- fenac (µg/l)	Feno- fibrat (µg/l)	Beza- fibrat (µg/kg TS)	Carbama- zepin (µg/kg TS)	Diclo- fenac (µg/kg TS)	Feno- fibrat (µg/kg TS)
GW				0,05 ¹					
BG		<0,03	<0,03	<0,05	<0,1	<0,3	<0,3	<0,5	1
IBZ	24.06.2015	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,3	n.n.	n.n.
IB1	24.06.2015	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
IB2	24.06.2015	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,3	n.n.	n.n.
IB3	25.06.2015	n.n.	<0,03	n.n.	n.n.	n.n.	<0,3	n.n.	n.n.
TRZ	25.06.2015	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
TR1	24.06.2015	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
TR2	24.06.2015	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
TR3	25.06.2015	n.n.	<0,03	n.n.	n.n.	n.n.	<0,3	n.n.	n.n.
IBZ	21.09.2015	n.n.	n.n.	<0,05	n.n.	n.n.	<0,3	<0,5	n.n.
IB1	21.09.2015	n.n.	n.n.	0,17	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
IB2	28.09.2015	n.n.	n.n.	<0,05	n.n.	n.n.	n.n.	<0,5	n.n.
IB3	28.09.2015	n.n.	0,032	<0,05	n.n.	n.n.	<0,3	<0,5	n.n.
TRZ	21.09.2015	n.n.	n.n.	<0,05	n.n.	n.n.	n.n.	<0,5	n.n.
TR1	21.09.2015	n.n.	n.n.	<0,05	n.n.	n.n.	n.n.	<0,5	n.n.
TR2	21.09.2015	n.n.	n.n.	<0,05	n.n.	n.n.	n.n.	<0,5	n.n.
TR3	28.09.2015	n.n.	<0,03	<0,05	n.n.	n.n.	<0,3	<0,5	n.n.

¹: MAAK, 2014;

Diclofenac wird als Analgetikum bei Schmerzen und Entzündungen in der Human- und Veterinärmedizin eingesetzt. Es wird derzeit auf der Beobachtungsliste der Europäischen Kommission geführt. Aufgrund der möglichen, aber nicht akut toxischen Auswirkungen auf Fische und Vögel wird in Deutschland ein UQN von 0,05 µg/L im Jahresmittel vorgeschlagen (MAACK & SCHUDOMA, 2014). Unerklärlich ist, dass Diclofenac, im Gegensatz von Carbamazepin, das im Herbst in ähnlichen Konzentrationen wie im Frühjahr festgestellt wurde, nur bei der Herbstbeprobung bestimmt werden konnte. Dies könnte einerseits auf Verdünnungseffekte, andererseits aber auch auf Verschleppungen bzw. Kreuzkontaminationen durch die Verwendung des Arzneimittels im Herbst schließen lassen. Da Diclofenac bei der Probenahmestelle IB1 im Gewässer mit 0,17 µg/L bestimmt, aber das Arzneimittel im Sediment an der gleichen Stelle und zum selbigen Zeitpunkt nicht nachgewiesen werden konnte, wird eine Kreuzkontamination vermutet. Damit erklärbar wären auch die positiven Diclofenac-Nachweise bei allen anderen Proben am 21.9.15.

Bor, das ebenfalls wie Acesulfam, als kommunaler Abwassertracer gilt, war in allen Gewässerproben quantifizierbar. Bor liegt zur Gänze gelöst in den Gewässerproben vor, da die Analyse der filtrierten und unfiltrierten, dafür aufgeschlossenen Proben vergleichbare Ergebnisse brachte. Es wurden Gesamtgehalte zwischen 8 und 31 µg/L gemessen. Im Median wurden 14 µg/L in den Gewässerproben festgestellt. Die Regressionsanalyse mit den Konzentrationen des Süßstoffes Acesulfam in den Gewässerproben ergab eine lineare Regression mit $R^2 = 0,63$ (Abb. 102). Auch in den Feinsedimentproben und deren Eluaten war Bor in geringen Konzentrationen quantifizierbar, allerdings ergab die Regressionsanalyse in diesem Fall keine lineare Regression mit Acesulfam.

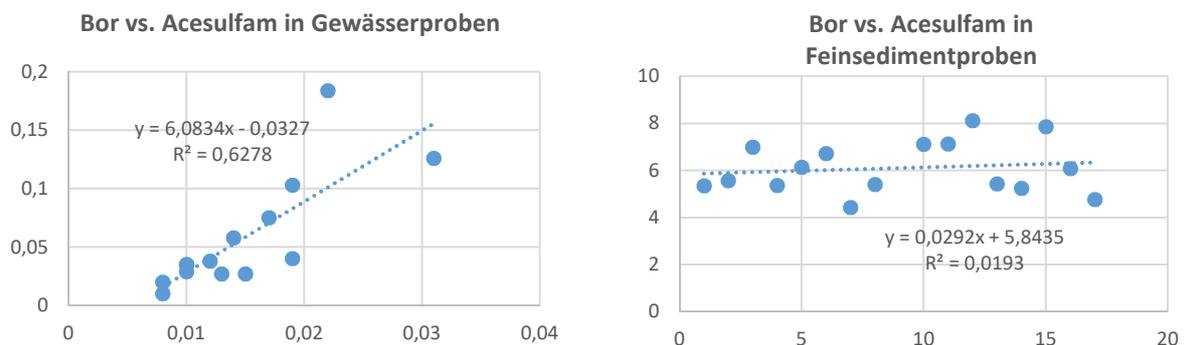


Abb. 102 Regressionsanalyse von Bor und Acesulfam.

Zur Bewertung der kommunalen Abwasserbelastung der beiden untersuchten Gewässer wird der Vorschlag von CLARA & SCHEFFKNECHT, 2015 übernommen und die strengeren Grenzwerte aus der Grundwasserbewertung herangezogen. Demnach gelten Proben mit Gehalten $<0,02$ µg/L Acesulfam als unbelastet, Proben mit Gehalten zwischen 0,02 und 0,2 µg/L Acesulfam und Carbamazepingehalten zwischen 0,001 bis 0,01 µg/L als gering belastet. Proben mit höheren Konzentration gelten als mit Abwasser beeinflusst. Oberflächengewässer mit Borkonzentrationen von 10 µg/L gelten als mit Abwasser unbelastet (KOPPE & STOZEK, 1999). Bei der maximal festgestellten Borkonzentration von 31 µg/L an der Probenahmestelle TR3 wird zu den Probenahmezeitpunkten nach KOPPE & STOZEK, 1999 ein Abwasseranteil im Gewässer von ca. 15 % errechnet.

Zusammenfassend ergibt sich daraus, dass die zwölf Probenahmestellen im Oberlauf der beiden Gewässer zum Zeitpunkt der Beprobungen nur gering mit kommunalen Abwasser aus Siedlungen belastet waren. Die beiden Probenahmepunkte TR3 und IB3 zeigen im Vergleich zu den anderen eine geringfügig höhere kommunale Abwasserbelastung, da beide Stellen im Unterlauf der Gewässer liegen und von mehreren bekannten Kläranlagenableitungen beeinflusst werden.

2.5.3 Resümee der chemischen Untersuchungen

Im Rahmen dieses Projektes wurden nur 2 Probenahmezyklen durchgeführt, die statistische Stichprobe ist daher sehr klein und die gesetzlich festgelegten Qualitätskriterien nach den Vorgaben der WRRL gelten im Jahresmittel für Gewässerproben berechnet aus mindestens 12 Beprobungen. Es ist somit nur eine Abschätzung der Grenzwertunter- bzw. –überschreitung bzw. des Qualitätszustandes des Gewässerzustandes nach WRRL für den Innbach und die Trattnach möglich, die – aufgrund der geringen Stichprobenanzahl – mit entsprechender Unsicherheit behaftet ist. Außerdem ist zu berücksichtigen, dass die Probenahmen am selben Gewässer teilweise an unterschiedlichen Tagen stattfanden, sodass über den Längsverlauf nur bedingt Aussagen getroffen werden können.

Die Untersuchung der Sedimente repräsentiert hingegen einen längeren Zeitraum. Diese unterliegen zwar auch dem jahreszeitlichen Verlauf, aber grundsätzlich geringeren Schwankungen. Es ist daher in diesem Fall möglich, weniger Probenahmezyklen durchzuführen, die trotzdem eine entsprechend hohe Aussagekraft ermöglichen.

Die chemischen Analysen der Gewässer- und Feinsedimentproben im beprobten Einzugsgebiet und deren Evaluierung zeigen, dass

- es zahlreiche Ursachen für die Akkumulierung der diversen Substanzen in den Feinsedimenten gibt. Die Geologie der Flusseinzugsgebiete, Landnutzung, das Einzugsgebiet, Erosion, Bodenverdichtung und Deposition prägen wesentlich die Gewässer- und Sedimentzusammensetzung. Die Anreicherung gewisser anthropogenen Spurenstoffe ist abhängig vom Ton-, Schluff-, dem organischen Anteil sowie physikalisch-chemischen Parametern, wie z.B. dem pH-Wert, der Temperatur.
- die Feinsedimentzusammensetzung (TOC, P, N_{kj}, Trockenmasse, Glühverlust) zwischen den einzelnen Probenahmestellen stark variiert. Im Median weist das Feinsediment folgende Gehalte auf:
 - i. TOC: 45 g kg⁻¹ TS
 - ii. P_{ges}: 880 mg kg⁻¹ TS
 - iii. N_{kj}: 3,5 g kg⁻¹ TS
 - iv. Glühverlust: 10,4 %
- die Kontamination mit Spurenstoffen bei allen acht beprobten Stellen in beiden Probenahmezyklen sehr gering ist. Nur vereinzelt werden Spurenstoffe über der Bestimmungsgrenze quantifiziert. Die Umweltqualitätsziele (UQN) für die Gewässerproben bzw. Richtwerte der Schwermetalle, PAH, PCB, BTEX, Pestizide, Abwasserindikatoren und Industriechemikalien in den Feinsedimenten, werden mit Ausnahme einzelner Parameter, zum Zeitpunkt der Probenahmen unterschritten;
- einige persistente organische Verbindungen (PCB) trotz bestehender jahrelanger Einsatzverbote in Österreich bzw. der EU, nach wie vor in den Kompartimenten Gewässer bzw. Sediment in geringsten Konzentrationen nachgewiesen können; die Analysenergebnisse geben allerdings keinen Hinweis auf eine konkrete Verwendung der bereits verbotenen Stoffe. Die Ursachen für deren Nachweis im Gewässer bzw. der Akkumulierung in den Sedimenten sind ubiquitäres Vorkommen, geringe Biodegradation, Ferntransport und natürliche Deposition;
- Selen, Zink, Quecksilber, Chrom, Cadmium, Arsen, Kupfer, Vanadium, AOX, BTEX mit steigendem TOC-Gehalt im Sediment akkumulieren;
- es im Gewässerlängsverlauf in beiden untersuchten Gewässersystemen zu einer Konzentrationsabnahme im Feinsediment bei den Parametern Schwermetalle, BTEX sowie PAK kommt. Dies ist, wie exemplarisch im Kapitel des Parameters PAH dargestellt, auf die geologischen Bedingungen sowie Einleitung und anschließende Verdünnung der Wässer der ehemaligen Braunkohlelagerstätten im Oberlauf der Gewässer zurückzuführen;

- diffuse bzw. punktuelle Einleitungen führen zu einer verstärkten Akkumulierung von Spurenstoffen im Sediment, sodass bei entsprechender Nachforschung, Verunreinigungen bestimmten Verursachern zugeordnet und direkt bei der Quelle abgestellt werden können. Vor allem Niederschläge führen zu Herbizid- (z.B. Dicamba) und Nährstoffeinträgen (P, N) aus der Landwirtschaft bzw. der Flächenpflege in die Gewässer sowie deren Akkumulierung im Feinsediment. Ursachen dafür dürften v.a. (unsachgemäße) Aufbringung, Bodenverdichtung, zu geringer Abstand bzw. direkter Verbindung zu den Gewässern, etc. sein;
- die Analysenergebnisse können als Referenz für das gesamte beprobte Einzugsgebiet herangezogen werden. Bei einer etwaigen Übertragung der Daten auf andere als die untersuchten Gewässer bzw. Regionen sind u.a. folgende Parameter zu bedenken: Geologie, diverse Einleitungen, Landschaftsprägung- und Landnutzung, Morphologie, Wasserführung, da es ansonsten zu Mißinterpretationen kommen könnte;

um allgemeine Aussagen bezüglich der Auswirkung der Feinsedimentmenge bzw. dessen chemischer Zusammensetzung und Spurenstoffeinlagerung auf die Gewässerorganismen zu ermöglichen, müssten in einem weiteren Schritte die erhaltenen Daten aus der chemischen Analyse jedenfalls mit den Biotadaten verschnitten werden.

3 Modul 2 - Risikoeinschätzung Feinsediment in Oberösterreich

Bereits in der Überblicksstudie (vgl. HÖFLER & GUMPINGER, 2014a) wurde ein erster Versuch unternommen ein erhöhtes Feinsedimentbelastungsrisiko mittels statistischer und GIS-basierter Analysen zu verorten. Die Hypothese ist, dass bestimmte Gewässerstrecken aufgrund ihrer Hydromorphologie, der menschlichen Überprägung oder auch der Zugehörigkeit zu bestimmten Fischregionen ein erhöhtes Risiko einer Zielverfehlung unter anderem durch eine Feinsedimentbelastung aufweisen. Ziel ist daher eine grobe flächendeckende Einstufung dieses Risikos für die Gewässer des oberösterreichischen Alpenvorlandes. Diese Abschätzung über die Anzahl der gefährdeten Strecken stellt ein planerisches Entscheidungsinstrument und die Basis für zielgerichtete Maßnahmenprogramme dar.

3.1 Methodik

Das GIS-Modell beruht auf drei Schritten, für deren Bewertung wiederum verschiedene Parameter herangezogen werden, die über eine definierte Formel miteinander verschnitten werden (siehe Abb. 103).

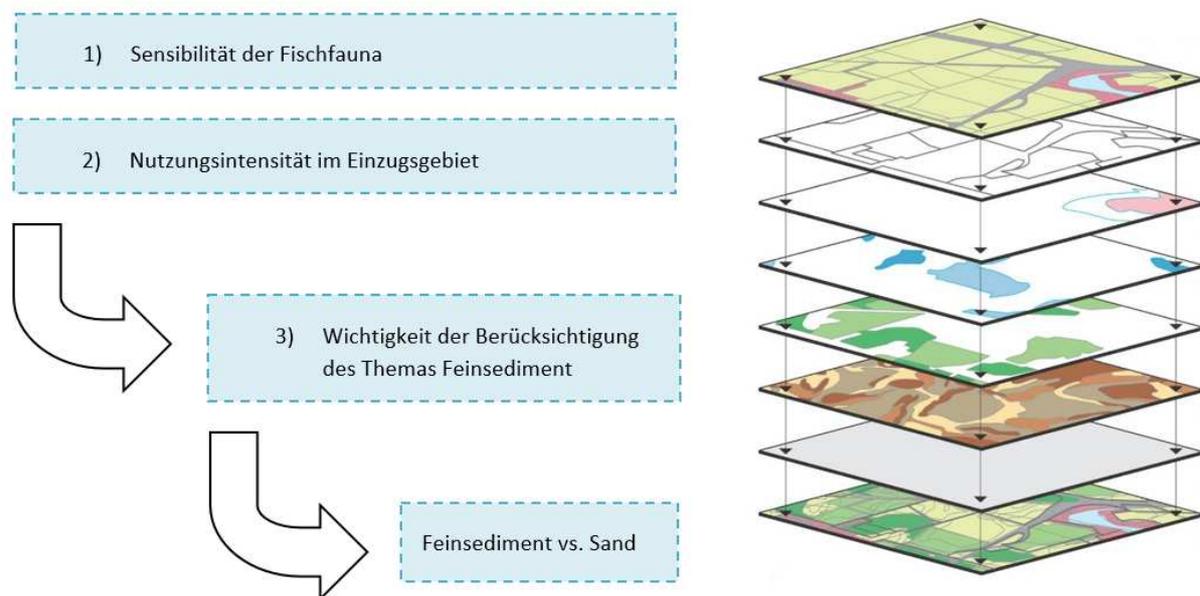


Abb. 103 Schematische Darstellung der Zusammenführung der Daten zur Risikoeinschätzung.

3.1.1 Bewertung der Sensibilität

Als Ausgangspunkt für diese Bewertung wurde der Layer mit der Information hinsichtlich der Fischregion herangezogen. Daraus wurde zunächst das relevante Gewässernetz extrahiert. Das heißt das Netz wurde um Ausleitungskanäle (EZGKlass = 9) und Verbindungsstücke in Seen bereinigt. Die restlichen Abschnitte wurden nach dem in der Tab. 55 dargestellten Schema kategorisiert.

Diese Vorgehensweise basiert auf einer Betrachtung der Fischartenleitbilder und dem daraus abzuleitenden Risiko einer Zielverfehlung im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie bei einer etwaigen Feinsedimentbelastung. Es handelt sich dabei um eine Experteneinschätzung in Bezug auf die Empfindlichkeit der unterschiedlichen Fischarten.

Die Fischzönose als Indikator wurde deshalb gewählt weil sie zumeist für Zielverfehlungen bezüglich der Wasserrahmenrichtlinie verantwortlich ist und durch die Leitbilder ein leicht zu bearbeitendes Parameterset zur Verfügung steht.

Zwei Dinge fallen in der Kategorisierung auf. Zum einen wurden die Fischzönosen im Hyporhithral klein und groß im Alpenvorland weniger sensibel bewertet als in den Alpen oder im Bereich der Böhmisches Masse. Dies liegt daran, dass hier an sich zumeist feinere Kornfraktionen auf Grund der Geologie zu erwarten sind und damit einhergehend die Fischartenzusammensetzung auch robuster gegen diese Einflüsse ist, als in den stark Grobkorn dominierten Bereichen.

Zum anderen wurden die Epipotamal mittel Bereiche sensibler als die Epipotamal klein und groß Bereiche eingestuft. Dies ergibt sich ebenfalls aus der Betrachtung der Fischartenzusammensetzung, die bei den mittelgroßen Epipotambereichen stärker noch durch Kieslaicher charakterisiert ist und damit anfälliger für Feinsedimentbelastungen sein dürfte. Dies liegt am hydromorphologischen Umstand, dass je kleiner der Abfluss schon bei stärkerem Gefälle ein mäandrierender Bachlauf auftritt. Die als Epipotamal klein eingestuften Gewässer bewegen sich somit zumeist schon stark mäandrierend in ihrem eigenen Alluvion und sind damit auch natürlicherweise stärker durch Feinsedimente geprägt.

Tab. 55 *Tabelle Sensibilitäts-Matrix je nach Fischregion und Bioregion (1...wenig sensibel auf Feinsedimente, 2...mittlere Sensibilität hinsichtlich Feinsedimente, 3...hohe Sensibilität hinsichtlich Feinsedimente, -...diese Kombinationen gibt es in Oberösterreich nicht).*

	Bioregion J (Bayerisch- Österreichisches Alpenvorland und Flysch))	Bioregion M (Kalkvoralpen)	Bioregion K (Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse)
Epi- und Metarhithral (10-30)	3	3	3
Hyporhithral klein (40)	2	-	3
Hyporhithral groß (50)	2	3	3
Epipotamal klein (60)	1	-	1
Epipotamal mittel (70)	2	2	-
Epipotamal groß (80)	1	-	1

3.1.2 Bewertung der Nutzungsintensität

Die Neigung der Gewässer zu einer Feinsedimentbelastung wird im vorliegenden Fall über die Nutzungen im Einzugsgebiet abgeleitet. Dieser Parameter integriert gut die Topografie und den Grad der menschlichen Einflussnahme. Es wurde daher davon abgesehen, die Neigung in den Einzugsgebieten extra hinauszunehmen. Das Shapefile bezüglich der Nutzungen enthält für Oberösterreich 2,75 Millionen Einzelpolygon. Diese wurden nach ihren Nutzungen laut der in Tab. 56 dargestellten Vorgehensweise in fünf Stufen eingeteilt.

Für eine Bewertung der Nutzungsintensität nach Gewässerabschnitten wurden zunächst die Einzugsgebiete nach der RoutelID zusammengeführt um eine geeignete Größeneinheit zu erhalten. Für diese 543 Teileinzugsgebiete wurde ein Mittelwert aus den gerasterten Nutzungsklassen errechnet (mean_Nutz). Dieser Wert wurde anschließend auf das vorbereitete Gewässernetz mittels räumlicher Analyse übertragen. Diese, danach natürlich als Kommazahlen vorliegende, Einstufung wurde wiederum in fünf Klassen umgewandelt (Tab. 57).

Das heißt die Nutzungen wurden nicht von Einzugsgebiet zu Einzugsgebiet aggregiert sondern es wurden nur die im Umland des jeweiligen Abschnittes liegenden Flächen dem Abschnitt zugeordnet. Da jedoch die großen Gewässer ohnehin keiner Bewertung unterzogen wurden, handelt es sich dabei um eine brauchbare Annäherung.

Tab. 56 Einteilung der Nutzungen in fünf Klassen (1...wenig intensiv bis 5...intensive menschliche Nutzungen mit entsprechende Auswirkungen auf den Sedimenteintrag).

Bezeichnung	ID	Nutz_Klasse
Fels- und Geröllfläche	8	1
Feuchtgebiet	9	1
Feuchtgebiet (rechtlich Wald)	10	1
fließendes Gewässer (Wasserlauf)	11	1
fließendes Gewässer (Wasserlauf) (rechtlich Wald)	12	1
Gewässerrandfläche	20	1
Gewässerrandfläche (rechtlich Wald)	21	1
Gletscher	22	1
Krummholzfläche	23	1
stehendes Gewässer (Wasserfläche)	28	1
verbuschte Fläche	33	1
vegetationsarme Fläche	31	1
vegetationsarme Fläche (rechtlich Wald)	32	1
Alpe	3	2
Friedhof	15	2
Garten	16	2
Garten (rechtlich Wald)	17	2
Wald	36	2
Wald (rechtlich nicht Wald)	37	2
Dauerkulturanlage oder Erwerbsgarten	6	3
Dauerkulturanlage oder Erwerbsgarten (rechtlich Wald)	7	3
Freizeitfläche	14	3
Verkehrsrandfläche	34	3
Verkehrsrandfläche (rechtlich Wald)	35	3
Schienenverkehrsanlage	27	4
Abbaufäche, Halde oder Deponie	1	4
Abbaufäche, Halde oder Deponie (rechtlich Wald)	2	4
Forststraße	13	4
Weingarten	38	4
landwirtschaftlich genutzt - Acker, Wiese oder Weide	24	4
landwirtschaftlich genutzt - Acker, Wiese oder Weide (rechtlich Wald)	25	4
Betriebsfläche	4	5
Betriebsfläche (rechtlich Wald)	5	5
Gebäude	18	5
Gebäudenebenfläche	19	5
Parkplatz	26	5
Straßenverkehrsanlage	29	5
Straßenverkehrsanlage (rechtlich Wald)	30	5

Tab. 57 Erneute Klassifizierung der durchschnittlichen Nutzungsintensität im Einzugsgebiet.

Mean_Nutz	Klasse
< 2,00	1
2,01-3,00	2
3,01-3,30	3
3,31-3,60	4
3,61-4,00	5

3.1.3 Berücksichtigung der Feinsedimentthematik in der wasserwirtschaftlichen Planung

Abschließend wurden die zwei beschriebenen Parameter mittels Matrix auf das Endergebnis zusammengeführt (Tab. 58). Die Einteilung erfolgt in vier Klassen. Eine Bezeichnung mit 0 bedeutet, dass für diese Gewässer keine Einschätzung vorliegt. Es handelt sich dabei um Gewässer, die von vorneherein ausgeschieden wurden (z.B. große Flüsse laut NGP (vgl. BMLFUW, 2015c) oder auch solche die keiner Fischregion zugeordnet sind. Aus der Bewertung genommen wurden die großen Flüsse (Donau, Inn, Salzach, Traun, Enns), da bei diesen eine sehr individuelle Betrachtungsweise des Themas Sediment notwendig ist. Die anderen Abschnitte wurden mit den Kategorien 1 bis 4 bewertet. Klasse 3 und 4 bezeichnen dabei Gewässer, bei denen das Thema Feinsediment einer besonderen bzw. einer sehr hohen Aufmerksamkeit im Zuge der wasserwirtschaftlichen und gewässerökologischen Planung und Maßnahmenumsetzung bedarf.

Tab. 58 Verschneidungsmatrix für die finale Einschätzung der Wichtigkeit des Themas Feinsediment für die wasserwirtschaftliche Planung und Maßnahmenumsetzung im jeweiligen Gewässer (0...keine Einstufung, 1...Berücksichtigung weniger wichtig, 2...Berücksichtigung wichtig, 3...Berücksichtigung sehr wichtig).

		Sensibilität			
		-	0	1	2
Nutzungsintensität im EZG	1	0	1	1	1
	2	0	1	1	1
	3	0	1	2	2
	4	0	2	2	3
	5	0	2	3	4

3.1.4 Zusatzinformation Feinsediment vs. Sand

Als zusätzlicher Aspekt wurde auf Basis des Geologie-Shapefiles eine Einteilung getroffen wo eher mit Feinsediment, Feinsand oder Grobsand bei den feinen Sedimentanteilen zu rechnen ist (Tab. 59, siehe dazu auch Kap. 2.3.6).

Dieser Aspekt ist insofern relevant da sich dadurch unterschiedliche Transportbedingungen und ökologische Auswirkungen ergeben. Die Daten wurden dabei derzeit nicht mit den Gewässerdaten verschnitten sondern dienen nur als optische Orientierungshilfe.

Tab. 59 Einteilung des Auftretens der dominierenden Feinanteile nach den geologischen Hauptgruppen.

Klasse	Dominanz bei den Feinanteilen des Sediments	Zugeordnete Litho-Hauptgruppen
0	keine Einstufung	k.A.; Amphibolite; Aplite; Bänder-Hartschiefer/Mylonit; Bauxit; Blockwerk; Brekzie; Dolomit, Dolomit-Sandstein; Fleckenmergel; Gangquarz; Geschiebe, Schutt; Granitoid; Grobbrekzie, ka; Kalkstein-Brekzie; Karbonatbrekzie; Kersantit; Kieselkalk; Kiesekalkstein; Kieselschiefer; Kohle; Konglomerat; Konglomerat, Sandstein, Mergel; Leptinit; Marmor; Nadel-Porphyr; Pegmatit; Porphyrit; Quarzit-Diorit; Quarzit; Quarzitkonglomerat; Quetschschiefer; Radiolarit; Rauhacke; Sand, Schluff; Sandstein, Mergel; Schiefer; Tuffstein; Tonbrekzie; Titanfleckendiorit; Talkschiefer; Siltstein, Mergel, Kalkstein; Serpentin; Schutt; Kiessand (weil nicht eindeutig => alle Flusstäler usw.); Plassenkalk; Kalkstein; Kalkstein zT bituminös; Kalkstein, Dolomit; Kalkstein, Mergelkalk; Kalksandstein; Mergel(kalk); Mergelkalk
1	eher Schluff, Ton	Kalkmergel; Lehm; Mergel; Mergel, Schiefer; Tonmergel; Tonschiefer; Tonstein; Ton; Schluff; Zementmergel
2	eher feine Sande	Diorit, Feinkorngranit, Feinsand, Gneis, Granat-Cordierit-Sillimanitgneis, Granit-Schiefergneis, Grandiorit, Kinzingit, Mürlsandstein; Mergel, Sand; Mergel,

Klasse	Dominanz bei den Feinanteilen des Sediments	Zugeordnete Litho-Hauptgruppen
		Sandstein; Migmatit; Mylonit, Mylonit-Diaphorit; Mylonit-Phyllonit; Quarz-Kiessand; quarzsand; Quarzsandstein; Sand; Sandstein; Zweiglimmergranit; Granit (nur wenn Feinkorngranit)
3	eher grobe Sande und Feinkies	Gneisgranit (Grobkorngneis); Granit-Grobkorngneis, Grobkorngneis, Grobkorn-Perlgneis, Grobkorngranit; Kristallingrus; Perlgneis; Perlgneis/Migmatit-Schiefergneis; Perlgneis-Schiefergneis; Schiefergneis-Intrusivbrekzie; Schiefergneis; Granit (Vermischungszone)

3.2 Ergebnisse

Das Ergebnis ist hier vor allem das fertige Shapefile mit den jeweils in eigenen Spalten hinterlegten Attributen. Im Folgenden soll nur kurz auf die Zwischenergebnisse eingegangen werden.

3.2.1 Bewertung der Sensibilität

Insgesamt wurden 5800 km Fließgewässer einer Bewertung unterzogen (siehe Methodik Kap. 3.1.1). Von diesen konnte 34 % keine Sensibilitätseinstufung zugeordnet werden, da den Gewässern in den derzeitigen öffentlichen Datengrundlagen entweder keine Fischregion zugeordnet ist oder sie aus anderen Gründen ausgeschlossen wurden (Abb. 104). Die Fischfauna von 44 % der Strecken weist nach dem angewandten Schema eine hohe Sensibilität gegenüber Feinsedimenteinträgen auf.

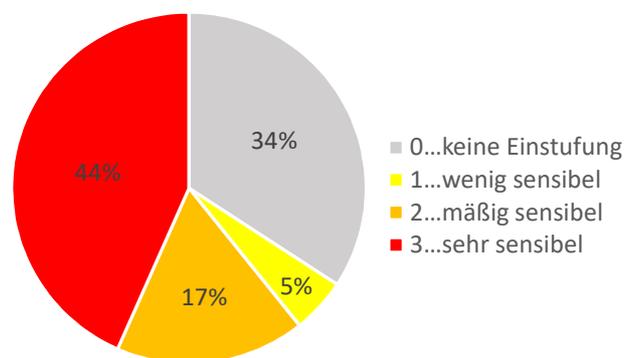


Abb. 104 Anteil der Länge an Gewässerabschnitten je nach der Sensibilität der Fischfauna.

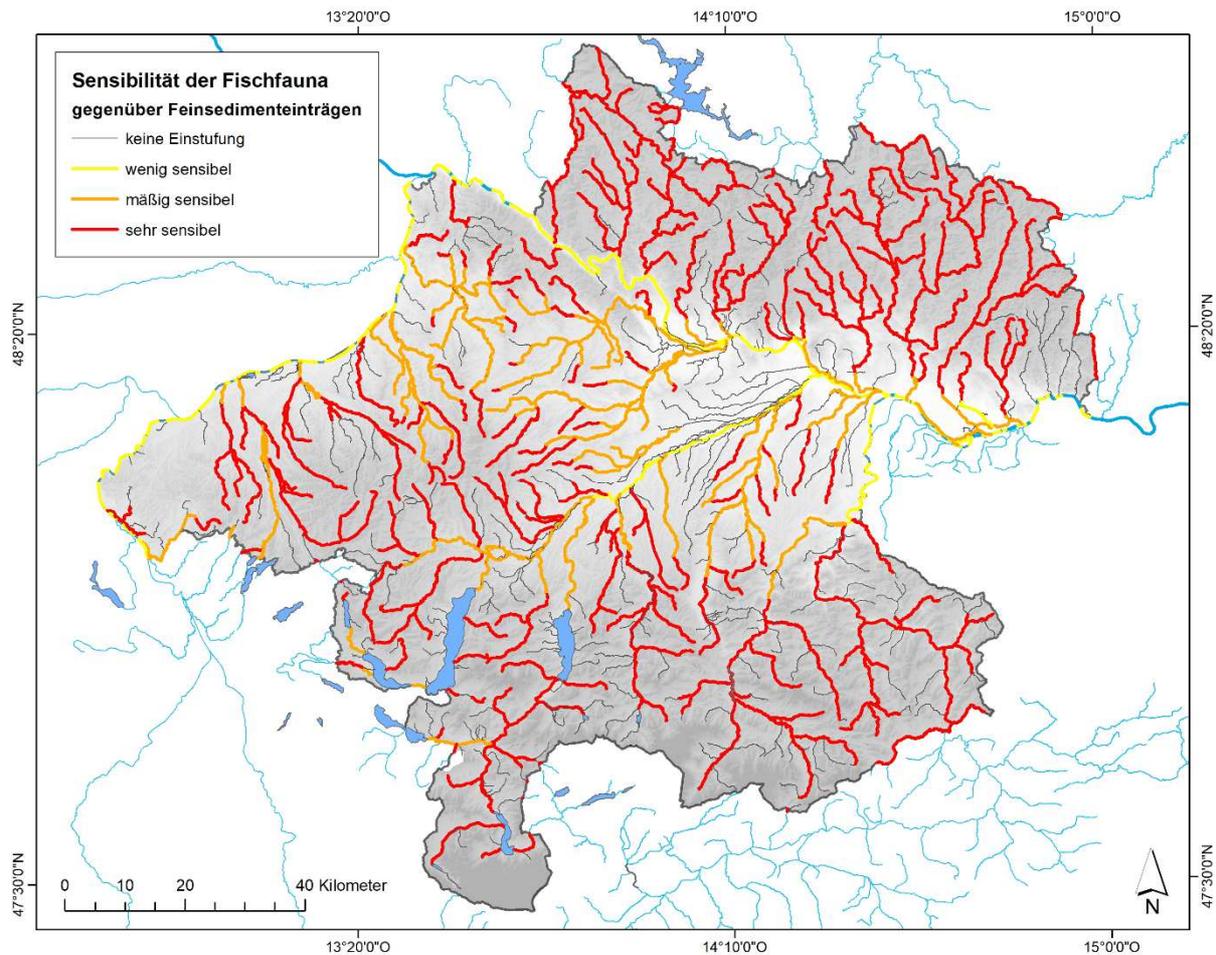


Abb. 105 Kartografische Darstellung der Sensibilitätseinstufung der Fischfauna.

3.2.2 Bewertung der Nutzungsintensität

Die, aus den Nutzungen der den Gewässerabschnitten zugeordneten Einzugsgebiete resultierende, Nutzungsintensität nach Gewässerlänge ist in Abb. 106 dargestellt (Methodik Kap. 3.1.2). Laut dieser Bewertung entwässern 19 % der Gewässerabschnitte aus sehr intensiv menschlich genutzten Einzugsgebieten, 26 % aus intensiv genutzten. Somit unterliegt zumindest die Hälfte der oberösterr. Gewässer in ihren Einzugsgebieten einer sehr intensiven Einflussnahme durch den Menschen, was in Veränderungen der Hydrologie, des Sedimenthaushalts und auch der Stoffeinträge mündet.

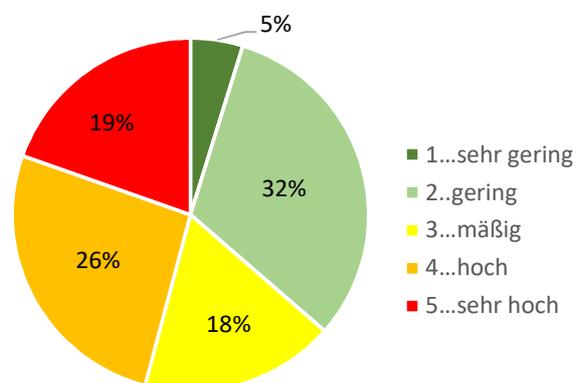


Abb. 106 Anteil der Länge an Gewässerabschnitten, denen die jeweilige Nutzungsintensität ihres Umlandes zugeordnet wurde.

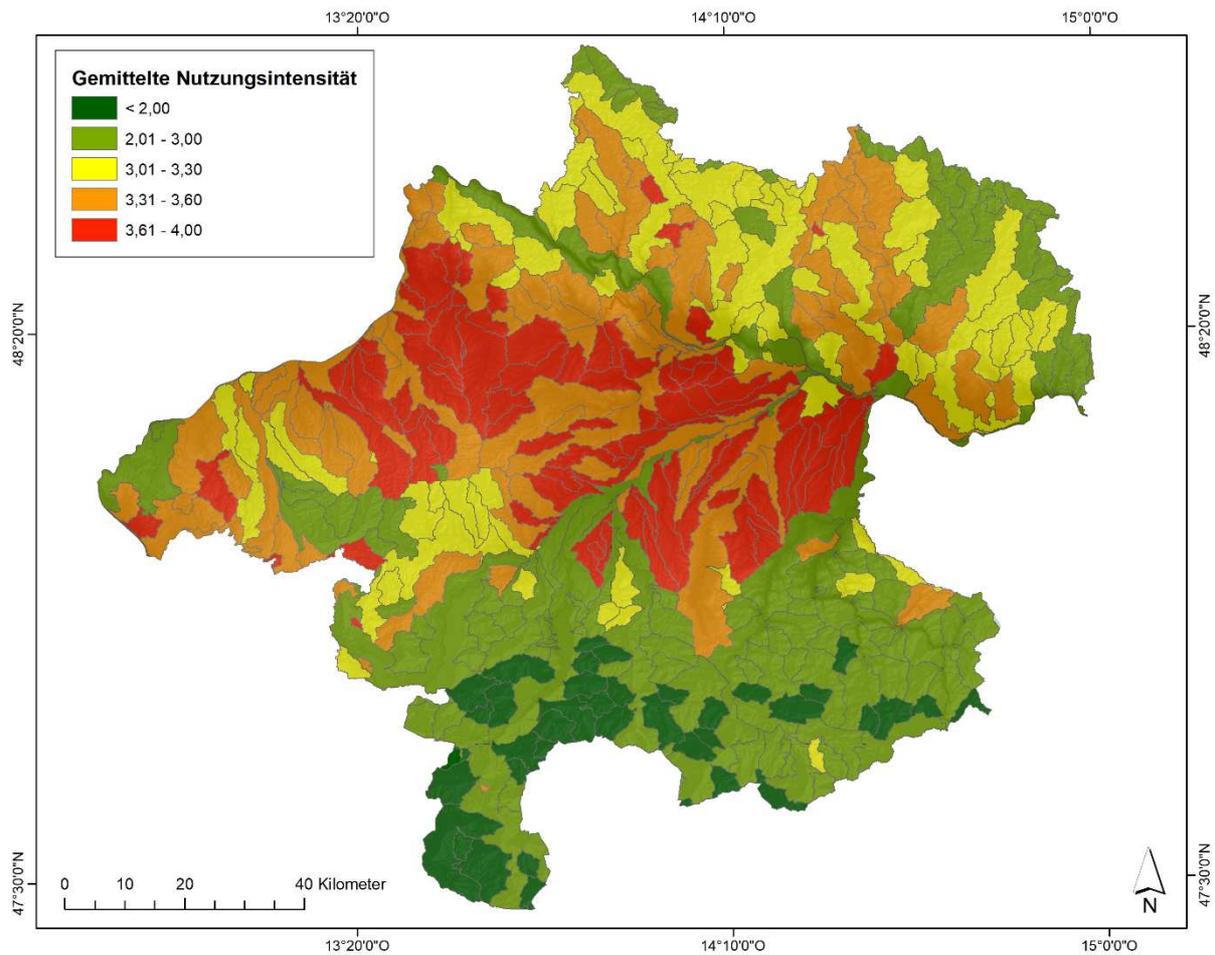


Abb. 107 Kartografische Darstellung der Nutzungsintensität und damit der Wahrscheinlichkeit einer Feinsedimentbelastung.

3.2.3 Berücksichtigung der Feinsedimentthematik in der wasserwirtschaftlichen Planung

Werden die Sensibilität der Fischfauna und die Nutzungsintensität in den Einzugsgebieten, als Maß für die Wahrscheinlichkeit von Einträgen, zusammengeführt, ergibt sich hinsichtlich der Wichtigkeit der Berücksichtigung des Themas Feinsediment in der wasserwirtschaftlichen Planung und Maßnahmenumsetzung das in den Abb. 108 und Abb. 109 dargestellte Bild.

Insgesamt konnten 40 % der Strecken bei dieser Vorgehensweise nicht bewertet werden, da es sich dabei entweder um „Große Flüsse“ handelt, die aus den oben genannten Gründen ausgeschlossen wurden, oder um solche Flüsse und Bäche die in keine Fischregion eingestuft sind.

Die weitere Verteilung zeigt, dass die Feinsediment-Problematik eigentlich in den den meisten bewerteten Strecken zum Thema gemacht werden muss.

Diese Strecken sind vor allem die kleinen und mittelgroßen Gewässer im Alpenvorland und in Teilen der Böhmisches Masse, wobei dort wie in Kap. 2.3.6 beschrieben das Thema Versandung teilweise in den Vordergrund rückt.

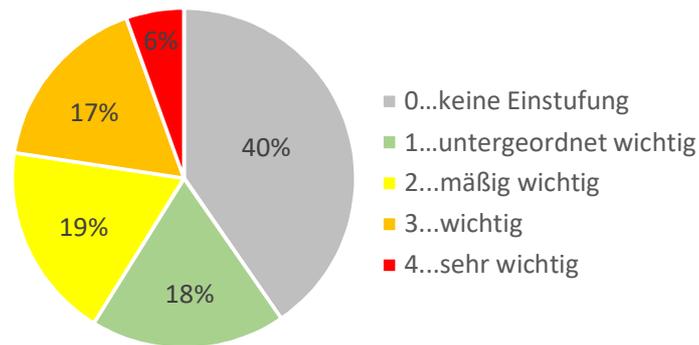


Abb. 108 Anteil der Länge an Gewässerabschnitten je nach der Wichtigkeit der Berücksichtigung des Themas Feinsediment in der Planung und Maßnahmenumsetzung.

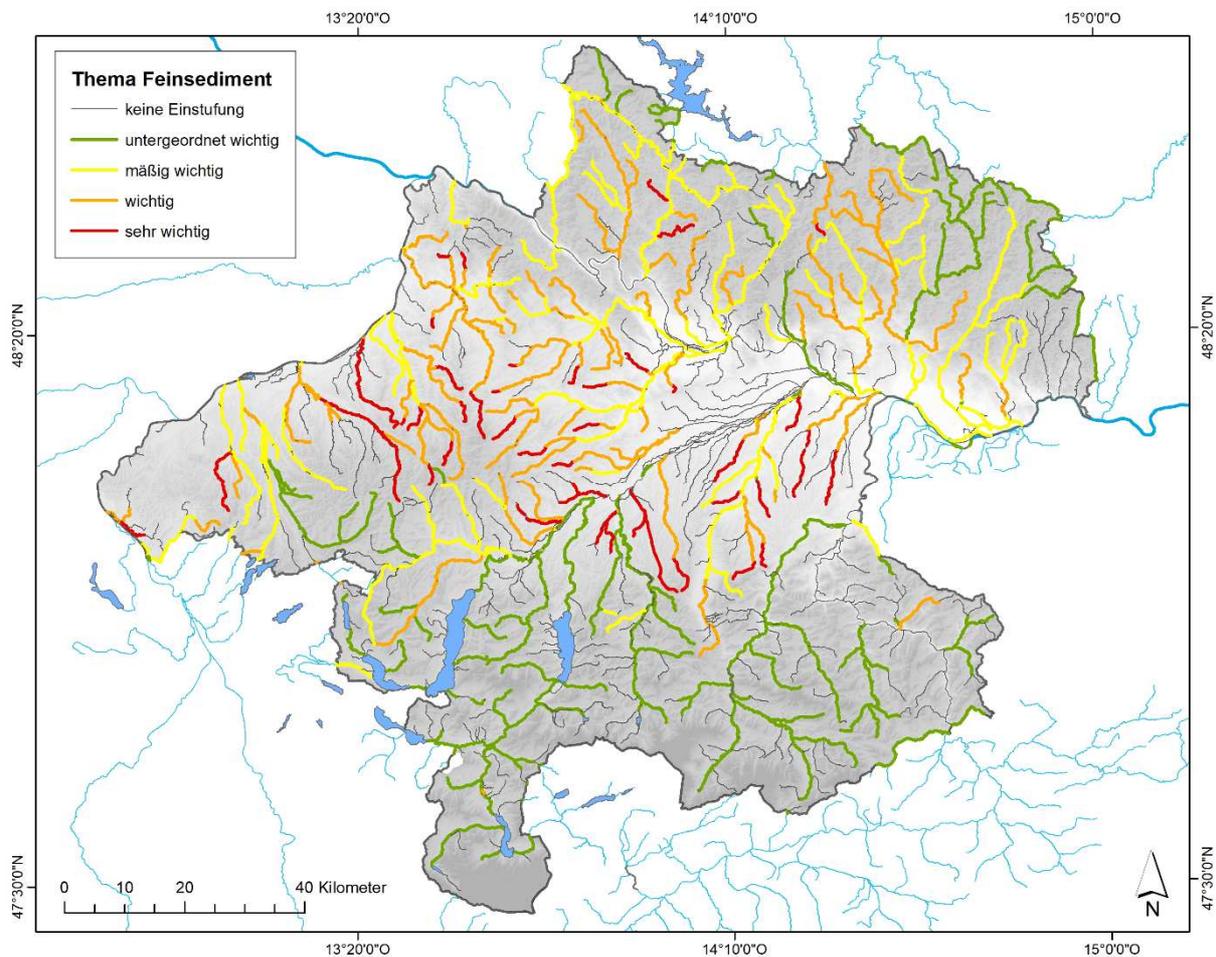


Abb. 109 Kartografische Darstellung der der Wichtigkeit der Berücksichtigung des Themas Feinsediment in der Planung und Maßnahmenumsetzung.

3.2.4 Zusatzinformation Feinsediment vs. Sand

Die Einstufung der geologischen Formationen hinsichtlich ihrer Neigung zur Bildung von Feinsedimenten, Feinsanden bzw. Grobsanden während der Verwitterungs- und Erosionsprozesse brachte, dass in Abb. 110 dargestellte Ergebnis. Es zeigt, dass bereits natürlicherweise über weite Bereiche des Hausrucks des nördlichen Traunviertels und des südlichen Rand des Mühlviertels eine Neigung dazu besteht, dass sehr feine Anteile als Verwitterungsprodukte in die Gewässer gelangen.

Neben Teileinzugsgebieten im Mühlviertel sind darüber hinaus auch im Alpenvorland geologische Formationen zu finden, die eine Neigung zur Bildung von feinen Sanden als Abbauprodukte aufweisen.

Große Mengen an den Grobsand- und Feinkiesfraktionen sind in den Gewässern in vielen Bereichen des Mühlviertels und des Sauwaldes zu erwarten, wobei es hier eben durch die auch vorkommenden Feinkorngranitformationen lokal sehr deutliche Unterschiede geben kann (vgl. HAUER et al., 2015a).

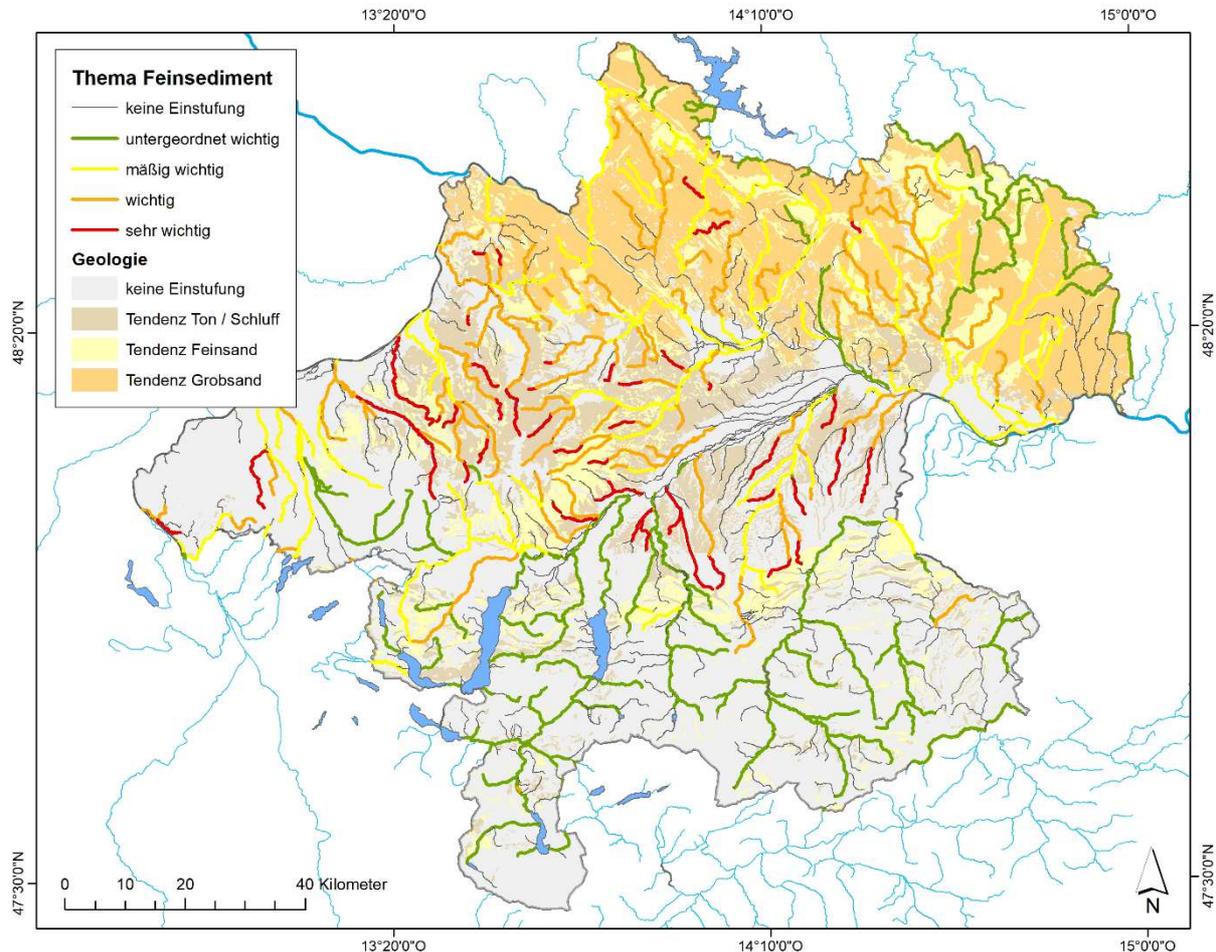


Abb. 110 Kartografische Darstellung der Zusatzinformation Geologie.

3.2.5 Mögliche Erweiterungen

Die dargestellten Ergebnisse bilden eine Entscheidungsgrundlage für die wasserwirtschaftliche Planung und die Maßnahmenumsetzung. Möchte man detaillierte Aussagen bezüglich der tatsächlichen Wahrscheinlichkeit von hohen Feinsedimentationsraten, müsste man weitere Faktoren speziell der lokalen Hydromorphologie einfügen.

Neben den Daten hinsichtlich Restwasserstrecken, Staubereichen von Querbauwerken und der Einschätzung der lokalen Hydromorphologie wären hier vor allem Daten bezüglich der lokalen Gefällesituation interessant.

Bezüglich der Bewertung der Hydromorphologie laut Leitfaden (vgl. BMLFUW, 2015a) ist davon auszugehen, dass speziell Gewässer deren Uferdynamik mit 2 bis 3 bewertet wurde einer besonderen Gefährdung unterliegen. Da diese Gewässer zwar oft noch einen naturnahen Gewässerverlauf aufweisen durch die Ufersicherungsmaßnahmen aber im Lauf konserviert wurden. Die damit einhergehende flache Gefällesituation und die oftmals auftretenden Eintiefungstendenzen führen zu

einer vermehrten Belastung durch Feinsedimente. Zusätzlich von Interesse ist die Strukturausstattung, die wie in mehreren Kapiteln bereits beschrieben entscheidend zur Choriotopausbildung beiträgt.

Über die Daten der Querbauwerke (Absturzhöhe, Sohlgefälle und Gewässerbreite) könnte man zudem auf deren Rückstaubereiche schließen, in denen es naturgemäß zu besonders hohen Sedimentationsraten kommt.

Mit diesen Überlegungen verbunden wäre grundsätzlich ein Einbeziehen der lokalen Gefällesituation im Zusammenhang mit den Abflussverhältnissen eine gute Parameterkombination für die Einschätzung der lokalen Hydraulik und damit des Sedimentationsverhaltens.

Aber unabhängig davon wie viele Parameter man in die Überlegungen miteinbezieht, kann es sich bei diesen großflächigen Modellen immer nur um generelle Planungshilfen handeln. Wie auch die internationale Literatur zeigt (z.B. PRASUHN, 2009; STROHMEIER & BRUCKNER, 2013), braucht es zur tatsächlichen Erarbeitung von Gegenmaßnahmen kleinräumige und flächenscharfe Erosionsmanagementpläne (siehe auch Kap. 4.3).

4 Modul 3 – Wasserbauliche Maßnahmenstrategien

Das dritte Modul dient dazu die theoretischen Erkenntnisse auch in konkrete Handlungsanleitungen umzulegen. Ziel ist es für die, mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in der Praxis befassten Personen, Bautypen, Methoden und besonders zu beachtende Punkte zusammenzufassen, um erhöhten Feinsediment-Frachten in der wasserbaulichen Umsetzungspraxis adäquat zu begegnen.

4.1 Methodik

Die Ableitung der Strategien für die wasserbauliche Umsetzungspraxis erfolgt aus den Erkenntnissen aus den vorangegangenen Kapiteln. Darüber hinaus wurden in Oberösterreich bereits umgesetzte Maßnahmen erfasst und ausgewählte Maßnahmenstandorte sowie regulierte Vergleichsstrecken im Detail kartiert (insgesamt 25 Strecken)(Abb. 111).

Die in Oberösterreich umgesetzten gewässerökologischen Aufwertungs-Maßnahmen wirken sich unterschiedlich auf den Sedimenthaushalt aus (siehe auch GUMPINGER, HÖFLER & SCHEDER, 2018).

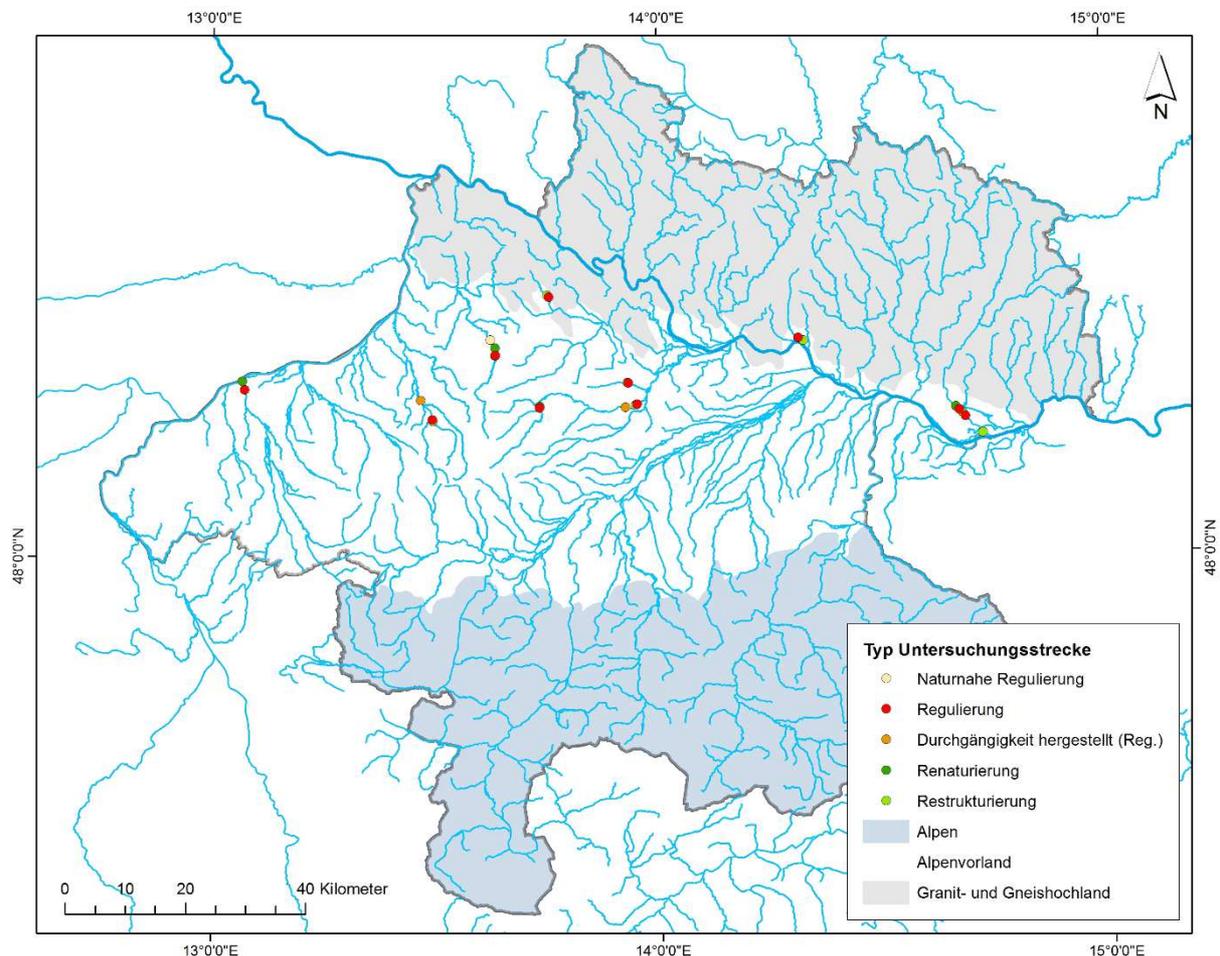


Abb. 111 Übersicht über die untersuchten Standorte hinsichtlich Feinsediment und Maßnahmenumsetzung.

4.2 Ergebnisse

Betrachtet man die regulierten und ökologisch aufgewerteten Standorte (n=25) im Vergleich, zeigen sich trotz der relativ kleinen Stichprobe bereits eindeutige statistische Zusammenhänge. Lokal gesehen ist die Länge des Maßnahmenstandortes (berechnet als Verhältnis zur Gewässerbreite) nicht so sehr ausschlaggebend für die hydromorphologische Qualität der Maßnahme an sich. Vielmehr ist der

Korridor (Gewässer inklusive Umland), der dem Fließgewässer in der Breite zugestanden wird, entscheidend für eine hydromorphologisch vielfältige und damit ökologisch wertvolle Gestaltung.

Sowohl die Breiten- und die Tiefenvariabilität wie auch die durchschnittliche Tiefe zeigten in der vorliegenden Bearbeitung positive Korrelationen mit verschiedenen Parametern in Richtung einer hohen ökologischen Wertigkeit (Abb. 112). Das heißt die Ausbildung von Tiefstellen, variable Wassertiefen und Gewässerbreiten unterscheiden naturnahe Verhältnisse von den Regulierungen.

Totholz korreliert mit verschiedenen Parametern hoch signifikant, die einen positiven, d. h. naturnahen hydromorphologischen Zustand abbilden. Ebenfalls ergibt sich eine positive Korrelation mit dem Vorhandensein von potenziellen Laichplätzen. Außerdem besteht zwischen Totholz und maximaler Tiefe und der Variabilität der Tiefe ein hoch signifikante Korrelation ($p \leq 0,01$), welche ebenfalls mit einer positiven Sedimentbeschaffenheit und -dynamik und dem Laichplatzangebot statistisch in Verbindung gebracht werden kann. Durch die hydraulische Wirkung ist es mitverantwortlich für heterogenen Habitatverhältnisse (Abb. 112 und Abb. 113).

Eine schlechte Umlandanbindung korreliert negativ mit allen wesentlichen Parametern, die eine gute hydromorphologische und damit ökologische Qualität anzeigen.

Von den ausgewählten Fällen lässt sich an zehn Standorten ein direkter örtlicher Vergleich zwischen Regulierung und Maßnahmenstandort ziehen. Dabei ist festzustellen, dass die Maßnahmenumsetzung im Schnitt zu einer Erhöhung der Breiten-Variabilität um das 5- bis 10-Fache bzw. der Tiefen-Variabilität um das 2- bis 4-Fache geführt hat. Die Variabilität wird dabei als Verhältnis der Spannweite zwischen minimalem und maximalem Wert im Verhältnis zum durchschnittlichen Wert errechnet. Die durchschnittlichen Tiefen und Breiten sind hingegen annähernd gleich geblieben.

Unter Einbeziehung aller fünf Parameter des Leitfadens für die hydromorphologische Zustandsbewertung (BMLFUW, 2015a) führten die ökologischen Aufwertungen im Schnitt zu einer Verbesserung um ein bis zwei Klassen.

Ein etwas differenzierteres Bild ergibt sich bei der Einschätzung der Feinsedimentsituation, da sich diese durch Renaturierungsmaßnahmen durchaus verschlechtern kann. Wurde grundsätzlich eine Feinsedimentbelastung im Gesamtsystem attestiert, zeigten sich unabhängig davon, ob es sich um eine Regulierung oder eine morphologisch aufgewertete Strecke handelt auch negative Auswirkungen auf einzelne Fließgewässerabschnitte. Die verschiedensten Parameter, die die Feinsediment-Situation abbilden, zeigten mit den meisten Größen, die die lokale Hydraulik beschreiben - unabhängig ob renaturiert oder reguliert -, signifikante Korrelationen (siehe auch HÖFLER & GUMPINGER, 2014a).

Es ist evident, dass zumeist durch die gewässerökologische Verbesserungs-Maßnahmen das Gefälle reduziert, die Breiten etwas erhöht und somit hydraulisch begründet die Sohlschubspannungsverhältnisse in Richtung einer erhöhten (Fein-)Sedimentation verändert werden. Im Gegenzug können strukturelle Einbauten flächige Feinsedimentablagerungen in ihrer räumlichen Ausdehnung reduzieren. Vor allem der Parameter Totholz zeigte hier deutliche Wirkungen in Richtung heterogener Choritopausbildung (Abb. 113).

Signifikant positiv korreliert in den untersuchten Fällen das Vorhandensein von Blöcken mit der Feinsedimentbelastung ($p \leq 0,01$). Dies resultiert daraus, dass Sohlschwellen und andere technische Gewässereinbauten lokal ungünstige Bedingungen verursachen, z.B. Rückstaubereiche bei aufgelösten Rampen, und sich diese Kombination in den Daten wiederfindet. Einzelne Blöcke können - leitbildkonform verwendet - durch Veränderung der Rauigkeit und Turbulenz in einem Fließgewässer die Feinsedimentablagerungen aber lokal reduzieren.

Manchmal besteht jedoch in den umgesetzten Maßnahmen die Tendenz, im Vergleich zum Naturzustand, eine gewisse „Überstrukturierung“ vor allem mit nicht leitbildkonformen Struktursteinen zu forcieren. Große Steinblöcke wären an sich nur in alpinen Bächen und in den Flachbettstrecken des

Mühlviertels typisch. Sinnvoller für die Gewässerökologie und auch leitbildkonformer ist in den meisten Fließgewässern jedenfalls der Einsatz von Totholz.

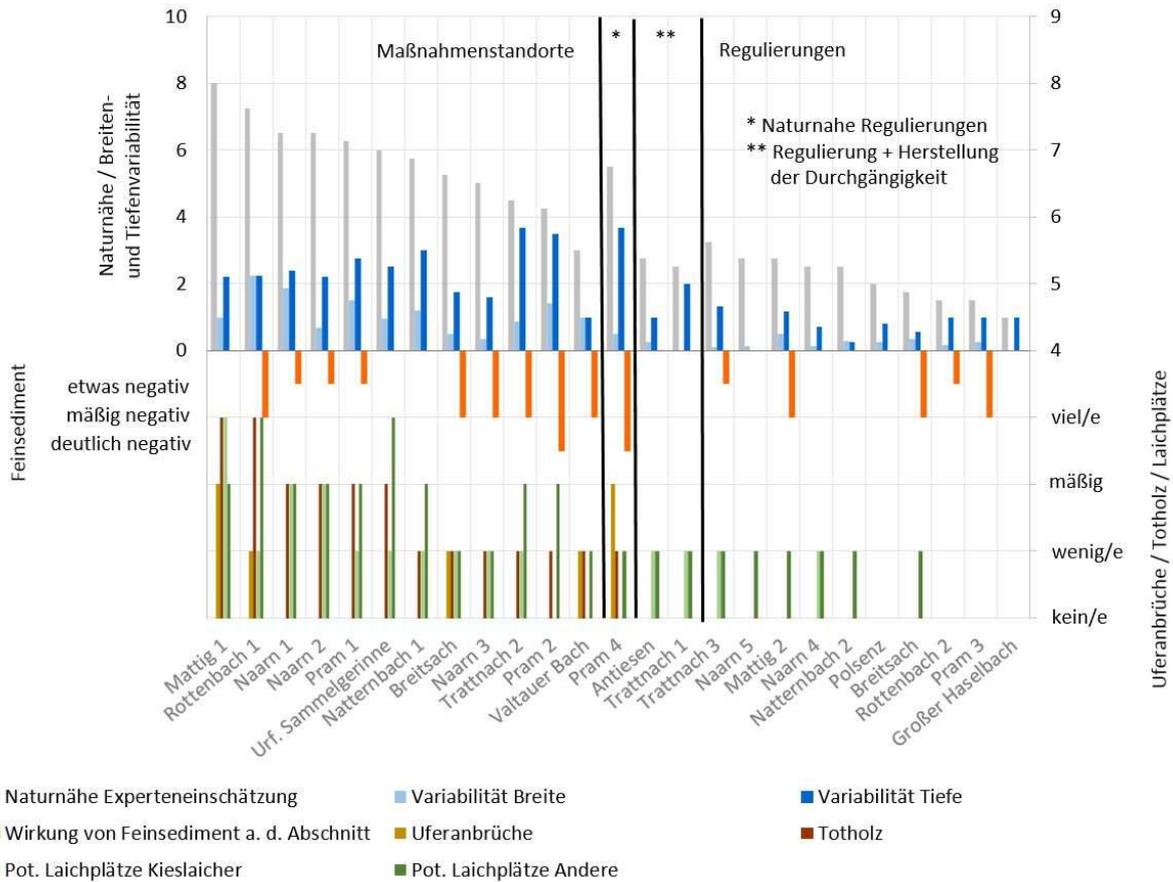


Abb. 112 Zusammenfassende Darstellung verschiedener Parameter an den 25 Detailstandorten.

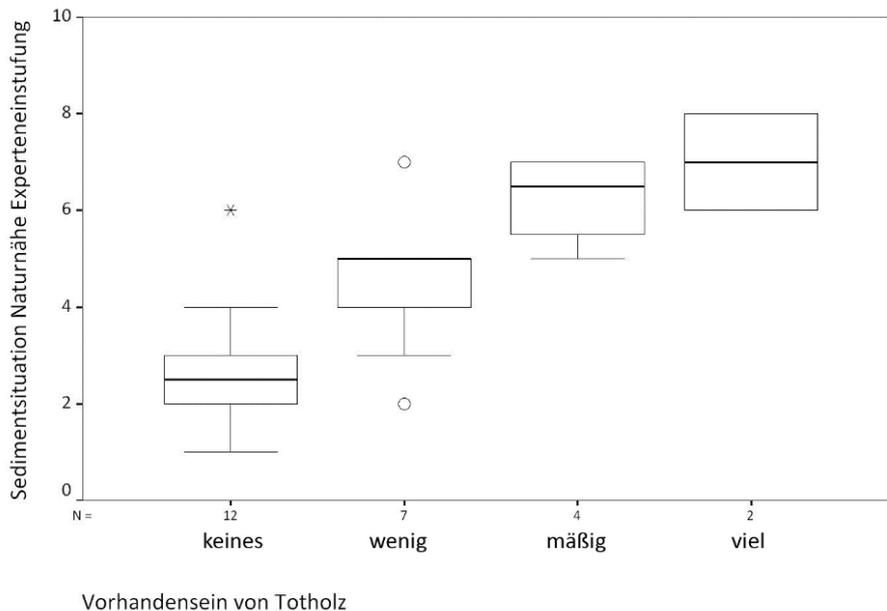


Abb. 113 Zusammenhang zwischen dem Vorhandensein von Totholz und der von Experten eingeschätzten Naturnähe des Sedimenthaushalts (1...naturfern, 10...natürlich).

An Einzelbeispielen wie der Mattig oder dem Rottenbach (Abb. 114 und Abb. 115) zeigt sich, dass bei ausreichend großzügigen und dynamischen Maßnahmen inklusive Einbeziehung des

Gewässerumlandes trotz Feinsedimentbelastungen, die Selbstreinigungskraft des Gewässers ausreicht um wieder Bereiche mit wertvollen Choriotopen entstehen zu lassen.

Ein Thema, das bei den vorangegangenen Untersuchungen (HÖFLER & GUMPINGER, 2014A) statistisch signifikante Zusammenhänge mit der Feinsedimentsituation zeigte, sind Uferanbrüche. In der vorliegenden Stichprobe ergab sich zwar direkt keine Korrelation zwischen Uferanbrüchen und der Feinsedimentsituation, sie sind jedoch nichtsdestotrotz als eine Eintragsquelle zu sehen. Dies gilt speziell dort wo aufgrund von fehlender Uferbegleitvegetation und einer starken Eintiefung die Ufer zu unnatürlich großen Abbrüchen neigen, was oftmals in naturnahe regulierten Strecken der Fall ist (z.B. Pram Abb. 119 bzw. Kap. 1.3). Die Lösung ist hier keinesfalls in der Verbauung zu suchen, sondern in der Herstellung einer naturnahen lateralen Verbindung zwischen Gewässer und Umland.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Maßnahmen zum Teil noch immer erhebliche Defizite vor allem in Bezug auf die mittel- bis längerfristige morphologische Entwicklung im Sedimenthaushalt, der Dynamik und in der Umlandanbindung im Vergleich zum Naturzustand aufweisen (Abb. 117, Abb. 118), jedoch durch die Eingriffe lokal deutliche Verbesserungen im Vergleich zur Regulierung erreicht wurden. Eine gute ökologische Maßnahme zeichnet sich durch ein hohes Maß an Dynamik, einem hohen Anteil an natürlichen Strukturen (leitbildkonform zumeist Totholz) und einen guten Umlandanschluss aus (Abb. 112). Oft ist dies ein Kompromiss aus Leitbildkonformität und Vielfalt (z.B. Abb. 115).



Abb. 114 Links: Renaturierung im Unterlauf der Mattig mit Öffnung lateraler Geschiebeherde und dynamischer Entwicklung.

Abb. 115 Rechts: Abschnittsweise leitbildkonforme Renaturierung des Rottenbaches mit einer sehr flachen Umlandanbindung.



Abb. 116 Links: Renaturierung der Pram im Bereich Riedau; Durch großzügigere Platzverhältnisse und angepasste Strukturierung bilden sich trotz Feinsedimentbelastung wertvolle Choriotope aus.

Abb. 117 Rechts: Restrukturierung (Struktursteine im Hintergrund) der Pram in Riedau; Durch die eingeschränkten Platzverhältnisse können nur kleinräumige Verbesserungen erreicht werden. An der flächigen Feinsedimentbelastung ändert sich so nur wenig.



Abb. 118 Links: Restrukturierung an einem kleinen Bach im Innviertel – mehr Eigendynamik würde bessere ökologische Effekte nach sich ziehen.

Abb. 119 Rechts: Abgebrochene Ufer durch eine unnatürliche Eintiefung an einem naturnahe regulierten Abschnitt der Pram.

4.3 Erkenntnisse hinsichtlich Maßnahmenumsetzung

Aus den dargestellten Ergebnissen lassen sich die nachstehenden Punkte für eine erfolgreiche Umsetzungspraxis für ökologische Verbesserungsmaßnahmen an kleinen und mittleren Gewässern unter dem Einfluss einer vielerorts gegebenen Feinsedimentbelastung ableiten. Größere Gewässer (z.B. Donau, Inn, Salzach, Traun, Enns) bedürfen hinsichtlich der Geschiebesituation einer sehr individuellen Analyse um hier Voraussagen bezüglich der Maßnahmenentwicklung treffen zu können.

4.3.1 Abfluss- und Sedimentsituation berücksichtigen

Warum ist das wichtig?

Bei der Konzipierung von gewässerökologischen Verbesserungsmaßnahmen wird oftmals auf die lokale Situation fokussiert. Der historische Flussverlauf wird im Rahmen der Definition des Leitbildes (siehe MUHAR, 1994) erhoben und vorhandenen wirtschaftliche und infrastrukturelle Zwangspunkte berücksichtigt. Ob sich jedoch eine Maßnahme positiv entwickelt, hängt wesentlich davon ab wie die Abflussdynamik und die Sedimentsituation durch Veränderungen im gesamten Einzugsgebiet überprägt sind. So erreichen Projekte oft die Grenzen der Wirksamkeit speziell im Zusammenhang mit dem Sedimenthaushalt. Teilweise besteht ein Defizit an größerem Geschiebe infolge des Rückhaltes bereits in den Oberläufen und hinter zahlreichen Querbauwerke bzw. es herrscht ein Überschuss an Feinsedimenten. Das verändert den sich ausbildenden Flusstyp und damit die möglichen morphologischen Elemente wie Schotterbänke. Die Wiederherstellung von historischen Referenz-Bedingungen inklusive der damit einhergehenden dynamischen Prozesse ist oftmals schlichtweg unmöglich, da Änderungen beispielsweise in den Einzugsgebieten oder im Wasserhaushalt irreversibel sind (BOULEAU & PONT, 2015; KAIL et al. 2015).

Wie kann das gewährleistet werden?

Bei der Entwicklung des operationalen Leitbildes sind die auf die Strecken wirkende Abfluss- und Sedimentdynamik als wesentliche Faktoren mitzuberücksichtigen. Traditionelle Regimeformeln und Profilberechnungen müssen unter den geänderten Rahmenbedingungen interpretiert werden. Fehlen die Kraft des Wassers und ist die Sedimentzusammensetzung völlig verändert, sind die nachstehenden Punkte umso wichtiger. Herrscht in einem Gewässer eine ausgeprägte Feinsedimentproblematik, muss

wohl abseits des Leitbildes auch ein höheres Gefälle und eine gewisse „Überstrukturierung“ als tolerabel angesehen werden, um die Ergebnisse für die Ökologie zu optimieren.

4.3.2 Großzügiger Gewässerkorridor, nat. Umlandanbindung & passende Gerinnebreite

Warum ist das wichtig?

Die Berücksichtigung der Vierdimensionalität der Gewässer, speziell der Gewässer-Umland-Verbindung und der zeitlichen Dynamik, ist entscheidend für den Erfolg von Maßnahmen (Abb. 145).

Zu unterscheiden ist grundsätzlich die Breite des Gewässerkorridors, also das Gewässerbett inklusive der umliegenden flach angebundenen Auflächen und die Breite des Gewässerbettes an sich.

Für den Gewässerkorridor gilt auf Basis der untersuchten Fallbeispiele, dass für die ökologische Qualität von Maßnahmen nicht so sehr die Länge der renaturierten Strecke sondern die Breitenausdehnung des Gewässerkorridors entscheidend ist. Je näher die Korridorbreite an den natürlichen Raumbedarf des Gewässers herankommt, desto höher wird die ökologische Wertigkeit des Gewässerabschnittes infolge eigendynamischer Entwicklung sein.

Im Rahmen verschiedener Studien zur Festlegung eines anwendbaren Raumbedarfes von Fließgewässern wurde zusammenfassend festgestellt, dass als Mindestbreite für den Gewässerkorridor das 3 bis 7-Fache der Gerinnebreite veranschlagt werden muss (vgl. HABERSACK et al., 2008; LEOPOLD, 2005; HÖFLER, 2010).

Die Umlandflächen sind unter anderem entscheidend als Sedimentationsflächen, „Totholzlieferant“, und Ausstand bei Hochwässern. Gewässerrenaturierung müssen immer auch Au-Renaturierungen sein. In der Au lagert sich Feinmaterial ab. So können Renaturierungsprojekte auch einen positiven Effekt auf die weiträumigere Feinsedimentsituation haben.

Betrachtet man das reine Gewässerbett, gilt es die Planung in Richtung natürlichen Breitenausbildung zu konzipieren. Grundsätzlich bildet das Gewässer - wenn keine Ufersicherungen vorgegeben werden - ohnehin eine auf Abflussdynamik und Sedimentverfügbarkeit ausgelegte Gerinneform aus. Vom Menschen vorgegebene reine Gerinnebett-Aufweitungen, ohne Berücksichtigung der natürlichen Regimebreiten, führen bei mangelndem eigendynamisches Entwicklungspotenzial des Gewässers und Geschiebedefizit, zu sehr homogenen, oftmals großflächig Feinsediment-belasteten und damit ökologisch wenig wertvollen Verhältnissen (z.B. EBERSTALLER et al., 2014). In überbreiten Regulierungsprofilen können zudem durch (Fein)-Sedimentablagerungen Problemen für den Hochwasserschutz entstehen.

Wie kann das gewährleistet werden?

Entscheidend ist, sich vor der Planung von Renaturierungsmaßnahmen mit dem, zur Verfügung stehenden Flusskorridor und den Sedimentverhältnissen auseinanderzusetzen und die Maßnahmen darauf abzustimmen (vgl. vorheriger Punkt und z.B. PIÉGAY et al., 2005). Grundsätzlich gilt: Das Gerinne nur ungefähr vorgeben und jedenfalls nicht überbreit ausführen. Dynamische Prozesse sollten die Gerinnebreite ausformen. So viel Umlandflächen wie möglich in die Gewässermaßnahme einbeziehen und höhenmäßig natürlich wieder an das Gewässer anbinden, sodass mehrfache Überflutungen im Jahr möglich sind.

Positive Beispiele:

Mündung Gurtenbach: Dem Gurtenbach wurde im Mündungsbereich wieder eine Fläche zur dynamischen Entwicklung bereitgestellt. Die Umlandflächen stehen auch als Überflutungsflächen zur Verfügung (Abb. 120 bis Abb. 122).



Abb. 120 Gurtenbach-Unterlauf und Mündung in den Inn vor Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen (Quelle: BERG & GUMPINGER 2007).



Abb. 121 Gurtenbach-Mündung: links... 2006 und rechts: 5 Jahre nach der Renaturierung 2015 (Quelle: doris.ooe.gv.at).



Abb. 122 Entwicklung der Gurtenbach-Mündungsstrecke von 2010 (Abschluss der Bauarbeiten, links oben) über 2012 (rechts oben) bis 2013 (unten) (Quelle: Gregor Riegler, Gewässerbezirk Braunau).

Krems Oberaudorf: Im Bereich Oberaudorf wurde an der Krems ein Nebenarmsystem angelegt. Die Flächen im Bereich des Gewässerkorridors sind als Sedimentations- und Auwaldflächen ein wichtiges Element des Gesamtsystems Gewässer (Abb. 123 und Abb. 124).



Abb. 123 Krems Unterlauf bei Ansfelden / Oberaudorf: links...1992, Mitte...2001, rechts...2016 (Quelle: doris.ooe.gv.at).



Abb. 124 Beidseitig angebundener Nebenarm bei Oberaudorf (links) und Hauptgerinne der Kreams mit Holzbuhen und Totholzstrukturen (rechts).

Naarn Hauswiesen: Die Naarn wurde im Laufe der letzten 150 Jahre massiv reguliert und in ihrem Lauf verändert (Abb. 125 und Abb. 126). Bei der Maßnahme Hauswiesen gelang es zwar nur in räumlich sehr eingeschränktem Ausmaß eine gewässerökologische Verbesserung zu erreichen (Abb. 126 bis Abb. 128). Als sehr positiv ist jedoch die flache Anbindung der Umlandflächen zu bewerten, die ein Absedimentieren von feinen Korngrößen ermöglicht (Abb. 128 und Abb. 129). Außerdem wird die Maßnahme sehr gut von Erholungssuchenden angenommen.



Abb. 125 Naarn im Bereich Hauswiesen – Karte Schütz-Müller 1787 (größerer Maßstab im Vergleich zu nachstehenden Abbildungen (Quelle: doris.ooe.gv.at))



Abb. 126 Naarn Hauswiesen: links... Franziszeischer Kataster – alter Lauf noch ersichtlich (um 1825); rechts... vor Renaturierung und vor Agrarzusammenlegung 2001 (Quelle: doris.ooe.gv.at).



Abb. 127 Naarn Hauswiesen: links... 2016 (Quelle: doris.ooe.gv.at) und rechts... 2017 (Quelle: Google).



Abb. 128 Blick in die Maßnahme Hauswiesen an der Naarn (2016).



Abb. 129 Absedimentiertes Feinmaterial auf den Umlandflächen der Maßnahme Hauswiesen (2016).

4.3.3 Zulassen und Fördern von Dynamik

Warum ist das wichtig?

Die besten Maßnahmen sind jene bei denen die Eigendynamik des Flusses zur Ausbildung von ökologisch wertvollen Strukturen herangezogen wird. An ungeschützten Ufern und hydraulisch wirksamen Elementen wie Totholz entwickeln sich die interessantesten Habitate und vor allem auch eine große Habitatdiversität.

Eigendynamische Prozesse können aber nur genutzt werden wenn die Abflussdynamik sowie der Sediment- und Totholznachschub eine naturnahe Ausprägung aufweisen. Sind dynamische Defizite vorhanden, ist das künstliche Einbringen von hydraulisch wirksamen Strukturen (v.a. Totholz) von entscheidender Bedeutung für die Heterogenität und damit ökologische Wertigkeit.

Fehlen solche Elemente, die eine sich verändernde Habitatausstattung im Gewässer initiieren, bilden sich bei einer gegebenen Feinsedimentbelastung monotone, verschlammte Gerinne aus.

Wie kann das gewährleistet werden?

- Grundsätzlich sollten bei gewässerökologischen Aufwertungsmaßnahmen die Ufer nicht gesichert werden. Aus hochwasserschutztechnischer Sicht sowie zur Wahrung von Grundgrenzen sind Sicherungen stellenweise nicht zu vermeiden. Auch bei einem eingeschränkten Gewässerkorridor gilt: notwendige wasserbauliche Sicherungen am Korridor-Rand verdeckt einbauen bzw. möglichst rau verlegen, sodass auch sie zu einer strukturelle Aufwertung beitragen. Der schlechteste Fall sind durchgehend an der Uferlinie gesicherte Gerinne, damit werden mit hohem finanziellen Einsatz entscheidende Potentiale vergeben.
- Es müssen genug hydraulisch wirksame Elemente im Gewässer und auch im Hochwasserabflussbereich wo die Kraft des Wassers wirkt, vorhanden sein bzw. ansonsten eingebracht werden. Das Einbringen bzw. Belassen von Totholz sollte bei zu künftigen Maßnahmen eine noch wichtigere Rolle spielen. Da dies auch ein gewisses Gefahrenpotenzial im Zusammenhang mit Hochwassersituationen birgt, sollte ein projektbezogenes Totholzmanagement für Gewässersanierungen etabliert werden. Als besonders wirksame Strukturgeber seien etwa großzügige Totholz- oder Stein-Holz-Verbundelemente (sog. Chevrons) genannt. Riesige Totholzansammlungen (sog. Log jams) sind in natürlichen Gewässer häufig und können sogar zur Veränderung des Gewässerlaufes führen. In anthropogen überformten Gewässern erfordern Totholzstrukturen jedenfalls eine regelmäßige

Instandhaltung. Struktursteine sind hingegen wartungsexensiver aber eigentlich nur in Steilstufen natürlich vorhanden und sollten daher in allen anderen Flusstypen möglichst sparsam eingesetzt werden.

- Hat die Analyse ergeben, dass das Gewässer noch eine hohe natürliche Abflussdynamik aufweist, sollte nicht ein komplett neues Gerinne hergestellt werden, sondern die Ausformung dem Gewässer selbst überlassen werden. Gegebenenfalls unterstützt durch hydraulische Initialmaßnahmen wie Öffnen der Ufersicherung, Ausheben eines Initialgerinnes und Einbringen von ausreichend großen Lenkelementen. Sicherungen sollten wie beschrieben im Hinterland erfolgen (siehe Beispiel Drau Obergottesfeld).
- Ist eine leitbildkonforme Gestaltung nicht möglich, so sollte darauf geachtet werden, dass im zu bearbeitenden Gewässerabschnitt ein Maximum an naturnaher Struktur- und damit Habitatvielfalt erreicht wird.

Positive Beispiele:

Krems bei Ritzlhof: An der Krems bei Ritzlhof wurden die Ufersicherungen entfernt und lenkende Holzelemente eingebracht. Seither hat sich trotz der eingeschränkten Größenausdehnung der Maßnahme ein heterogenes Biotop aus Fließgewässer und dazugehörigen terrestrischen Lebensräumen ausgebildet (Abb. 130 und Abb. 131). Sicherungen erfolgen erst im Hinterland.

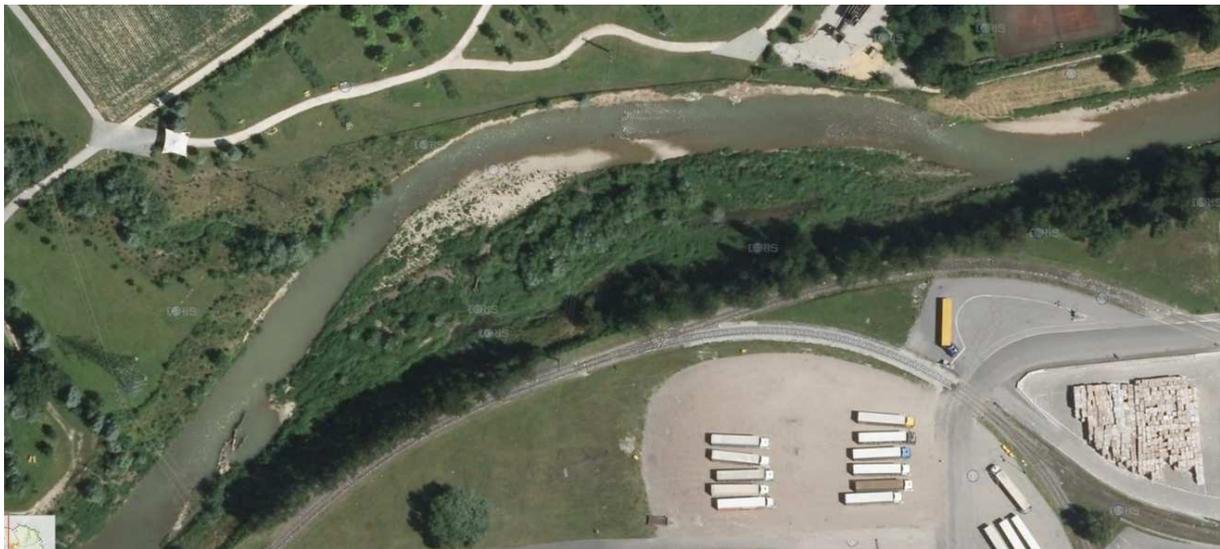


Abb. 130 Aufweitung der Krems bei Ritzlhof/Nettingsdorf mit Anbindung des Gamsbaches (2013) (im Nordwesten) (Quelle: doris.ooe.gv.at).



Abb. 131 Blick Richtung flussauf in die Maßnahme Ritzlhof an der Krems (2018).

Drau Obergottesfeld (Kärnten): Auf Basis einer langjährigen Erfahrung mit Flussrenaturierungen an der Drau hat man bei der Maßnahme Obergottesfeld auf eine rein eigendynamische Entwicklung des Gewässers gesetzt. Dies ist nur möglich, da die Drau noch ein naturnahes Abfluss- und Sedimentregime aufweist. Es wurden als Initialmaßnahmen die Ufer geöffnet, einige wenige Lenkelemente eingebracht und Initialgerinne hergestellt. Als Hinterlandsicherung wurden verdeckte orthogonale Bühnen eingebracht. Im Verlauf weniger Jahre hat sich im flussaufwärtigen Abschnitt bereits wieder ein dynamisches Furkationssystem eingestellt (Abb. 132 und Abb. 133). Der Prozess setzt sich jetzt Richtung flussab fort.



Abb. 132 Übersicht über die Maßnahme Obergottesfeld an der Drau (Fließrichtung von Süd nach Nord).



Abb. 133 Blick in Richtung flussab in die Maßnahme Obergottesfeld an der Drau (2018).

Krems Astlmühle: Bei der Astlmühle an der Krems ergab sich im Jahr 2016 die Möglichkeit einen zweiten Gewässerarm wiederherzustellen. Ergänzend wurde das Umland abgesenkt (Abb. 134 und Abb. 135). Notwendige Ufersicherungen wurden großteils aus Wurzelstöcken hergestellt (Abb. 136). Wurzelstöcke und Tothholzelemente fungieren als hydraulisch wirksame Strukturen (Abb. 137).

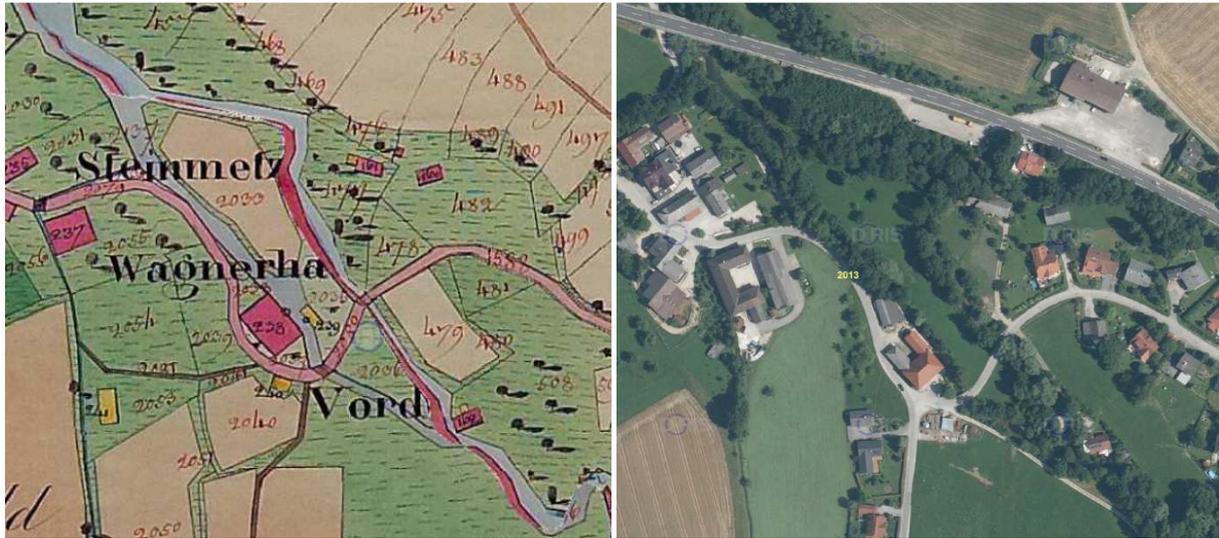


Abb. 134 Bereich Astlmühle an der Krems: links... Franziszeischer Kataster (um 1825) und rechts... 2013 (Quelle: doris.ooe.gv.at).



Abb. 135 Bereich Astlmühle an der Krems: links... 2016 (Quelle: doris.ooe.gv.at) und rechts... 2017 (Quelle: Google).



Abb. 136 Blick Richtung fluss auf zur sogenannten Astmühle (2018).



Abb. 137 An einem eingebauten Wurzelstock bei der Maßnahme Astmühle hat sich Schwemmholz gesammelt und führte zu einer ökologisch sehr wertvollen Habitatvielfalt (2018).

4.3.4 Wechselnde Gefällesituationen herstellen & Gefälle ausnützen

Warum ist das wichtig?

Die lokale Hydraulik und vor allem deren Diversität sind die entscheidenden Faktoren hinsichtlich der Ausprägung des Substrates. Neben den beschriebenen Strukturen sind dafür vor allem die Gewässerbettbreite und das Gefälle entscheidend.

Wie kann das gewährleistet werden?

Speziell bei erhöhten Feinsedimentbelastungen empfiehlt es sich variable Gefällesituationen anzustreben, sodass sich sowohl Sedimentationsbereiche wie auch schnellfließende Abschnitte mit größerem Substrat ausbilden können.

Das im Abschnitt gegebene Gefälle muss maximal ausgenutzt werden. Vorhandene künstliche Gefällestufen (z.B. Brückensicherungen, aufgelöste Rampen, Querbauwerke) – auch wenn diese für die Fauna passierbar sind – sind, wo es möglich erscheint, aufzulösen. Ansonsten können die Rückstau- und damit Feinsedimentationseffekte hinter solchen Bauwerken die Bemühungen stark konterkarieren (siehe auch SCHEDER et al., 2016).

4.3.5 Integration Siedlungswasserwirtschaft und Landeskulturelle Wasserwirtschaft

Warum ist das wichtig?

Feinsedimente gelangen über vielfältige Eintragswege in die Gewässer, umso wichtiger ist die Berücksichtigung von verschiedenen Einleitungen im Bereich von gewässerökologischen Aufwertungsmaßnahmen und auch flussauf davon. Generell sind Rückhalte- bzw. Vorreinigungs-Maßnahmen an Drainagen, offenen Gräben, Straßen- und Siedlungsentwässerungen wichtige Ergänzungen zu den Maßnahmen direkt in den Gewässern.

Derzeit werden Zuleitungen im Maßnahmenbereich zumeist einfach wieder bis zum Gewässer durchgezogen, dabei können Maßnahmen zum Rückhalt von Sediment- und Nährstoffen aus diesen Einleitungen sehr gut in die Planungen integriert werden.

Wie kann das gewährleistet werden?

Rückhaltemaßnahmen sind im gesamten Verlauf von solchen Einleitungen sinnvoll. Es gibt zwei grundsätzliche Ansatzpunkte:

Einerseits können alternative Konzepte beispielsweise der Regenwasserversickerung (z.B. Rain Gardens, siehe Kap. 5.7.2.1), Retention von Straßenwässern oder die stellenweise Auflösung von Drainagen schon weiter oben in den Teileinzugsgebieten umgesetzt werden.

Andererseits kann am Ort des Zutritts von solchen Einleitungen in Renaturierungs-Maßnahmen etwas getan werden um diese Wässer von Feinsedimenten und Nährstoffen zu reinigen. Im Uferbereich sollten dafür Sickerflächen bzw. Feuchtgebiete vorgesehen werden (siehe z.B. OSBORNE & KOVACIC, 1993).

Positive Beispiele:

Wolfertsrieder Bach (Bayern): Bei der Planung der umfassenden Renaturierung des Wolfertsrieder Baches im Bayerischen Wald wurde zum einen eingeplant, dass der alte Bachlauf nicht gänzlich verfüllt sondern lediglich mittels mehrerer Rückhaltemaßnahmen adaptiert wird. Somit können über dieses Gerinne zukünftig zutretende Drainagenwässer über Feuchtflächen und einen kiesigen Filterkörper gereinigt und dosiert in das Gewässer gelangen (Abb. 138 und Abb. 139). Andererseits werden kleinere zufließende Grabensysteme über ein aus einem Absetzbecken und einer Filterfläche (ähnlich einer Pflanzenkläranlage) bestehendes Filtersystem geführt (Abb. 140). Damit können Nährstoffe, andere Verunreinigungen und Feinsedimente effektiv vor dem Gewässer rückgehalten werden.

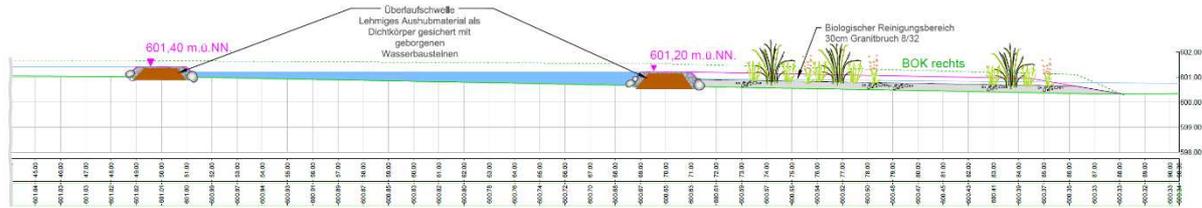


Abb. 138 Schnitt durch einen geplanten Filterbereich am Wolfertsrieder Bach (Copyright: IB Humer und blattfisch e.U.).

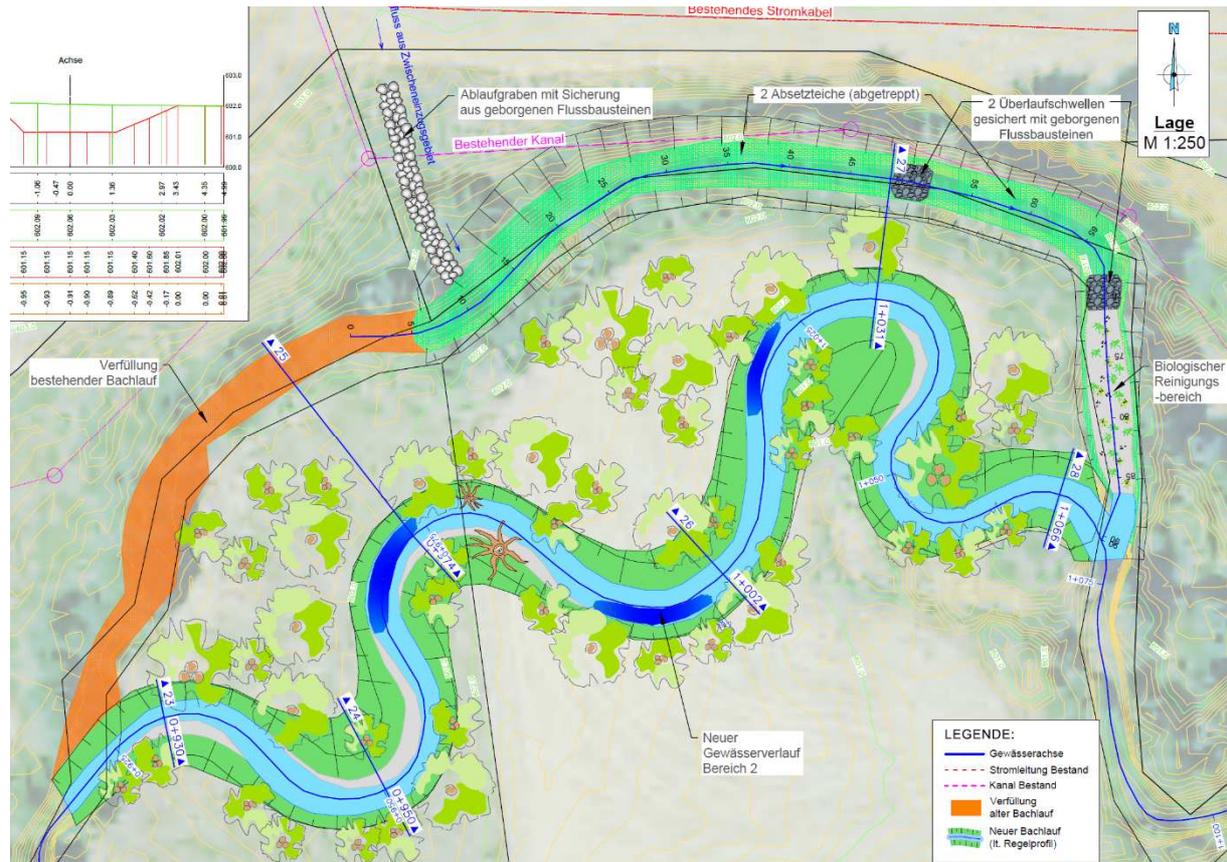


Abb. 139 Das regulierte alte Bachbett des Wolfertsrieder Baches wird nach der Renaturierung als Filterbereich für zutretende Drainagenwässer genutzt (Copyright: IB Humer und blattfisch e.U.).

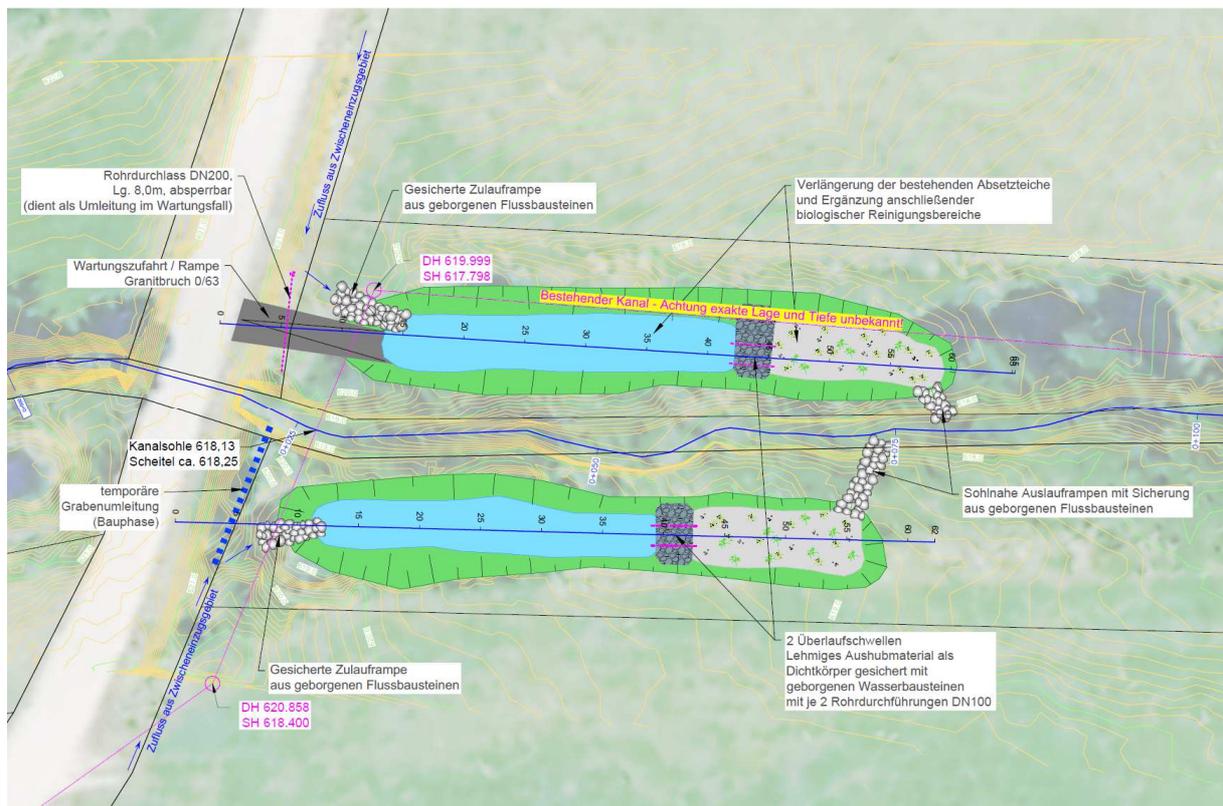


Abb. 140 Kombinierte Filterbereiche für zwei Grabensysteme am Wolfertsrieder Bach (Copyright: IB Humer und blattfisch e.U.).

Großdrainage Maltsh: An der Maltsh an der österreichische-tschechischen Grenze wurden zwar keine größeren gewässerökologischen Verbesserungsmaßnahmen gesetzt, es handelt sich aber an sich noch um ein sehr naturnahes System. An zwei Beispielen ist im Bereich Stiegersdorf sehr gut der Unterschied zwischen einer gänzlich künstlichen Anbindung einer Großdrainage und einer naturnahen über eine Feuchtwiese ersichtlich (Abb. 141). In einem solchen vergleichsweise kleinräumigen Bereich werden Feinsedimente und Nährstoffe gut zurückgehalten und es entstehen ökologisch höchst wertvolle Feuchthabitate.



Abb. 141 Großdrainagen Einleitungen an der Maltsh: links... konventionell direkt in das Gewässer; rechts... über eine Feuchtwiese im Uferbereich, wo Feinsedimente und Nährstoffe zurückgehalten werden.

4.3.6 Bündelung der Anstrengungen & Strategische Partner suchen

Warum ist das wichtig?

Die Mittel für gewässerökologische Verbesserungsmaßnahmen sind beschränkt. Teilweise werden langjährige Förderschienen nicht mehr dotiert. Es braucht daher einerseits eine Fokussierung auf die aussichtsreichsten Maßnahmenstandorte und es müssen zweitens neue Wege für die Realisierung gefunden werden.

Wie kann das gewährleistet werden?

Vor allem im Hinblick auf die optimale Nutzung finanzieller Ressourcen empfiehlt es sich auf qualitativ hochwertige Maßnahmen an ökologisch neuralgischen Stellen zu fokussieren, an denen ausreichend Platz zur Verfügung steht. Ein Fokus auf die großen und mittelgroßen Gewässer kann möglicherweise im Verhältnis mehr für die Gesamtsituation bringen, als die in Relation kostenintensive Umsetzung an kleinen Gewässern.

Neben dieser örtlichen Fokussierung braucht es auch eine themenübergreifende Bündelung der Kräfte. Es sollten daher auch kommunale Akteure abseits der üblichen Partner bezüglich Hochwasserschutz gesucht werden. Das können Infrastrukturerhalter, die Land- und Forstwirtschaft ebenso sein wie Tourismus und Erholungsnutzung.

Um die Vorteile ökologischer Maßnahmen besser darstellen zu können, wäre es sinnvoll vermehrt den Nutzen im Rahmen der sogenannten Ökosystem-Dienstleistungen (Ecosystem services; z.B. Böck et al. 2018 oder BRAUMAN et al. 2014) zu quantifizieren.

Positive Beispiele für die Erholungsnutzung:

Diverse Beispiele von den Landesgartenschauen: In den letzten Jahren hat es sich etabliert, dass im Zuge der Landesgartenschauen gewässerökologische Verbesserung für die angrenzenden Flüsse umgesetzt werden. Beispiele dafür sind die Vöckla in Vöcklabruck, die Krems in Kremsmünster oder auch die bereits erwähnte Maßnahme Ritzlhof an der Krems.

Urfahrner Sammelgerinne: Im sogenannten Urfahrner Sammelgerinne werden alle im Linzer Stadtteil Urfahr Richtung Donau zufließenden Gewässer hinter dem Donau-Damm gesammelt und abgeleitet. Es handelt sich damit um ein deutlich menschlich überprägtes System, das komplett ausgepflastert war. Im Zuge mehrerer Umsetzungsschritte wurden ein naturnahes Flussbett und natürliche Sturkturen im bestehenden Korridor geschaffen (Abb. 142). Damit entstand sehr wertvoller Naherholungsraum für die umliegende Stadtbevölkerung.



Abb. 142 Revitalisierter Bereich des Urfahrner Sammelgerinnes.

4.3.7 Abgestimmtes Monitoring umsetzen

Warum ist das wichtig?

Um für zukünftige Maßnahmenumsetzungen Lehren ziehen zu können und auch Adaptierungs- und Managementmaßnahmen (siehe Kap. 4.3.8) umsetzen zu können, braucht es ein angepasstes und längerfristiges Monitoring. Es sollte die Alterung und Degradation von Maßnahmen längerfristig überwacht werden, um eine optimale Wirkung und damit auch einen optimalen Mitteleinsatz gewährleisten zu können.

Wie kann das gewährleistet werden?

Ein adäquates gewässerökologisches Monitoring der Maßnahmen zeichnet sich grundsätzlich durch die richtige Auswahl der Qualitätselemente, ein geeignetes Monitoringdesign und eine fachlich fundierte Interpretation der Ergebnisse aus (siehe auch GUMPINGER et al., 2016).

Das Qualitätselement Fische ist geeignet um Änderungen über die Zeit und Ausstrahleffekte abzubilden. Bei direkten Standortvergleichen ist die MZB-Gemeinschaft aussagekräftiger, da es durch die geringere Mobilität und die hohe Arten-Diversität gut geeignet ist, Unterschiede im Substrat, eine bestehende Feinsedimentbelastung oder andere kleinräumige Defizite abzubilden.

Grundsätzlich sind zur Erfolgskontrolle Zeitreihen besser geeignet als Streckenvergleiche. Außerdem ist es wichtig die Ergebnisse der Einzelindizes detailliert zu analysieren, sowohl um Verbesserungen wie auch Verschlechterungen richtig interpretieren zu können. Auch wenn es zu keinem Klassensprung in der Gesamtbewertung des ökologischen Zustandes kommt, können Verbesserungen ersichtlich werden. Unterschiede ergeben sich häufig in der Artenzusammensetzung und durch oft sehr erfreuliche Einzelnachweise seltener Arten in den neu gestalteten Bereichen.

Hinsichtlich der Erfolgskontrolle wäre im Hinblick auf das Gesamtsystem Gewässer inklusive Umland ein standardisierter integrativer mittel- bis langfristiger Monitoringansatz aus Hydromorphologie (inkl. Sediment) und aquatischer sowie terrestrischer Ökologie erstrebenswert.

4.3.8 Adaptierungs- und Erhaltungsmaßnahmen einplanen

Warum ist das wichtig?

Die Wirksamkeit der Maßnahmen unterliegt auch einer zeitlichen Dynamik. Einerseits brauchen die Gewässerbereiche einige Zeit zur Konsolidierung bis sie ihre volle Wirkung erzielen. Andererseits unterliegen die Maßnahmen einem gewissen Alterungsprozess, speziell wenn sie nur einen geringen Grad an Dynamik aufweisen. Totholzstrukturen lösen sich beispielsweise langsam auf oder Feinsedimentanlandungen degradieren die Standorte. Es ist davon auszugehen, dass angesichts der Feinsedimentsituation in vielen Gewässern solche Erhaltungsmaßnahmen notwendig werden, wenn es nicht gelingt die Einträge zu reduzieren oder die Renaturierungen so großzügig zu gestalten, dass sie eigendynamisch langfristig funktionieren.

Wie kann das gewährleistet werden?

Um der Degradation entgegenzuwirken, helfen die beschriebene dynamische Ausgestaltung sowie ein angepasstes Monitoring inklusive eines Management-Konzepts, das bereits im Vorfeld mitgedacht wird. Es empfiehlt sich beispielsweise das Miteinplanen von Sedimentationsflächen, die geräumt werden können. Fallweise sind auch ergänzende Maßnahmen in den Oberläufen eine Option (z.B. natürliche Auwaldflächen als Sedimentpuffer wiederherstellen).

Positive Beispiele:

Kleine Mühl – Sedimentationsflächen: Neben einer Entnahme von Feinsedimenten und einer begleitenden Gewässerstrukturierung wurden an der Kleinen Mühl zwei Sedimentationsflächen angelegt, auf denen sich feines Material ablagern soll und dann im Trockenen entnommen werden kann (Abb. 143). Die Räumung der Bereich und die Dokumentation dieser Räumungen wurden in der Planung und im Bewilligungsverfahren bereits berücksichtigt.



Abb. 143 Teilweise überflutete Sedimentationsfläche an der Kleinen Mühl flussab von Peilstein.

4.3.9 Resümee Maßnahmenumsetzung

An kleinen und mittleren Gewässern gilt es, für eine erfolgreiche Maßnahmenumsetzung, die Fließgewässer als Gesamtsystem zu erfassen und möglichst leitbildkonform zu renaturieren. Wo dies wegen der eingeschränkten Rahmenbedingungen nicht möglich ist, sollten die Habitatvielfalt, die bestmögliche Umlandanbindung und eine dynamische Gestaltung im Vordergrund stehen (Abb. 148). Zur Abmilderung des Feinsedimentproblems gilt es, Zwangspunkte zu vermeiden, vielfältige Gefällesituationen zu ermöglichen, die lokale Turbulenz durch Strukturgeber zu erhöhen und das Umland abzusenken, um Sedimentationsflächen zu schaffen und damit die „Sediment-Selbstreinigungskraft“ der Gewässer wiederherzustellen (Abb. 115 und Abb. 116). Es dürfen nicht bloß neue technische Gerinne entstehen, die nicht mehr gestreckt, sondern in Bögen verlegt sind. Es gilt, die Sediment-Selbstreinigungskraft der Gewässer wieder zu ermöglichen und Strukturen als Initialmaßnahmen für die Eigenentwicklung einzubringen.

5 Zusammenfassung und Ausblick

5.1 Resümee Methodik

Die Feinsedimentklassifizierung (Tab. 60) hat sich, beim Abgleich mit den Siebanalyse-Ergebnissen als gute Feldmethode bestätigt. Die flächenanteilige Choriotopeabschätzung funktioniert ebenfalls gut. Sie versagt jedoch wenn sich aufgrund der monotonen hydraulischen Verhältnisse keine Choriotope mehr ausbilden, was auch beispielsweise zu Problemen bei der Choriotopeabschätzung für das Multihabitat-Sampling führen kann. Die Einteilung sollte daher um eine Kategorie „keine typischen Choriotope ausgebildet“ erweitert werden (Tab. 61).

Tab. 60 Feinsediment-Klassifizierung.

Klasse	Verbale Beschreibung der Feinsedimentbelastung
0	keine Angaben
1	Kein Feinsediment vorhanden
2	nur in strömungsberuhigten Bereichen natürliche Ablagerungen
3	über kleinere Bereiche im Bachbett Feinsedimentablagerungen
4	über größere Bereiche im Bachbett Feinsedimentablagerungen
5	dünnere, flächiger Überzug über dem noch ersichtlichen Grobsediment
6	dicker, flächiger Überzug über dem noch ersichtlichen Grobsediment
7	flächige Auflage über die gesamte Sohle - nur in steileren Passagen Grobsediment ersichtlich
8	gesamte Sohle besteht nur aus Feinsediment

Tab. 61 Definition der Choriotope.

Choriotope nach STEFFAN 1965 und BRAUKMANN 1997	Korngröße [mm]	Klassen nach WENTWORTH 1922 und BLOTT & PYE 2001
Pelal	< 0,063	Ton und Schluff
Psammal	0,063 - 2	Sand
Akal	2 - 20	Grobsand und Feinkies bis Mittelkies
Mikrolithal	20 - 63	Grobkies
Mesolithal	63 - 200	Steine
Makrolithal	200 - 400	Blöcke
Megalithal	> 400	Blöcke und anstehender Fels
keine typischen Choriotope ausgebildet	Mischung	Mischung

Die derzeitige Methodik bezüglich Hydromorphologie, nämlich die Erhebung der Ufer- und Sohldynamik (inkl. teilweise ergänzende Parameter) laut Leitfaden (vgl. BMLFUW, 2015a) braucht jedenfalls Ergänzungen. Zumindest

- das lokale Gefälle,
- die Regulierungsbreite im Verhältnis zur natürlichen Breite,
- die Strukturausstattung,
- die Eintiefungstendenz bzw. die Umlandanbindung

- und die beschriebene Feinsedimentbelastung müssten jedenfalls mitabgeschätzt werden, um auf die sich durch die Sedimentverhältnisse für die aquatische Fauna ergebenden Bedingungen rückschließen zu können.

5.2 Resümee Prozessanalyse Ursachen für Feinsedimentbelastungen in Gewässern

Die erhöhten Feinsedimentfrachten resultieren aus dem Zusammenspiel verschiedener Ursachen (Abb. 144). Die wichtigsten sind zusammengefasst:

- A) Ein wesentlicher Faktor des Problems ist die erhöhte Erosion in den Einzugsgebieten. In der Landwirtschaft haben seit den 1960er Jahren stark erosionsgefährdeten Kulturen (z.B. Mais, Soja) deutlich zugenommen, die Bearbeitungsmethoden wurden intensiviert und Landschaftselemente und extensive Strukturen zurückgedrängt. Darüber hinaus wurden die forstlichen Nutzungen ebenfalls intensiver und auch der große Zuwachs an Siedlungsgebieten und Infrastrukturflächen hat die erosiven Prozesse erhöht. Niederschläge werden nicht mehr lange in der Landschaft rentiert, Gräben und kleine Gewässer sind durch die Einleitungen aus versiegelten Flächen hydraulisch überlastet und neigen zu einer unnatürlichen Tiefen- und Seitenerosion.
- B) Eine erhöhte Erosion an sich verursacht noch keine Probleme, wenn das Material in lokalen Senken und entlang von Landschaftselementen zurückgehalten wird. Neben der Erosion wurden aber auch die Eintragspfade aus der Fläche in die Gewässer, durch die intensive menschliche Nutzung ebenfalls deutlich mehr. Durch Drainagen, land- und forstwirtschaftliche Gräben, Einleitungen aus Siedlungen und vor allem „verbesserte“ Straßenentwässerungen, speziell entlang der mittelgroßen Infrastruktur (Landstraßen, etc.), bestehen zahlreiche Eintragspfade, über die auch Material von weit entfernten Erosionsherden direkt in die Gewässer verfrachtet wird (siehe auch STROHMEIER & BRUCKNER, 2013).
- C) Die Effekte des Klimawandels verstärken die Problemlage zusätzlich. Vermehrt auftretende lokale Starkregenereignisse, verminderte Abflüsse im Sommer (siehe auch HAUER et al., 2015a), eine Reduktion des Schneefalls im Vergleich zum Regen und der durch die Versiegelung und Drainage generell verursachte schnelle Abfluss in die Gewässer, haben negative Einflüsse auf die Erosion und den Sedimenttransport. Dabei ist damit zu rechnen, dass geringfügige Änderungen bei den Niederschlägen weitreichende Änderungen im Sedimenthaushalt zur Folge haben, die aktuell noch schwer abzuschätzen sind (vgl. LU et al., 2013).
- D) In den Gewässern trifft die erhöhte Feinsedimentfracht oftmals auf veränderte hydromorphologische und hydraulische Bedingungen, die ihrerseits die Situation verschärfen. Vereinfacht dargestellt hat der Mensch zum einen gestaute Bereiche geschaffen, in denen Feinsediment abgelagert wird. Zum anderen sind weite Bereiche unserer Gewässer strukturell verarmt und durch die Kanalisierung zu monotonen Gerinnen verändert, in denen Feinsedimente großflächig die gröberen Sedimente überlagern können. Andere Bereiche weisen aufgrund ihrer Begradigung und der Verbauung eine deutliche Rhithralisierung auf. Dort werden Feinsedimente rasch in gestaute oder naturnahe Abschnitte weitertransportiert.
- E) Nicht zu unterschätzen ist auch die Reduktion der lateralen Verbindung der Gewässer mit ihrem Umland und die damit einhergehende verminderte Ablagerung von Feinsedimenten in den (ehemaligen) Auflächen. Unter natürlichen Bedingungen bilden die Gewässer eine ökologische Einheit mit ihrem Umland. Während Hochwässern, in welchen auch der höchste Feinsedimenttransport stattfindet (vgl. MANGELSDORF & SCHEURMANN, 1980), wird das Feinmaterial in den Auen abgelagert (vgl. OWENS et al. 2005) und bildet dort wertvolle Auböden. Dieser Teil des Sedimentkreislaufes ist durch Hochwasserschutzmaßnahmen, Kanalisierungen und die oftmals zu beobachtende anthropogen bedingte Eintiefung der Gewässer in weiten Bereichen nicht mehr intakt (Abb. 145).

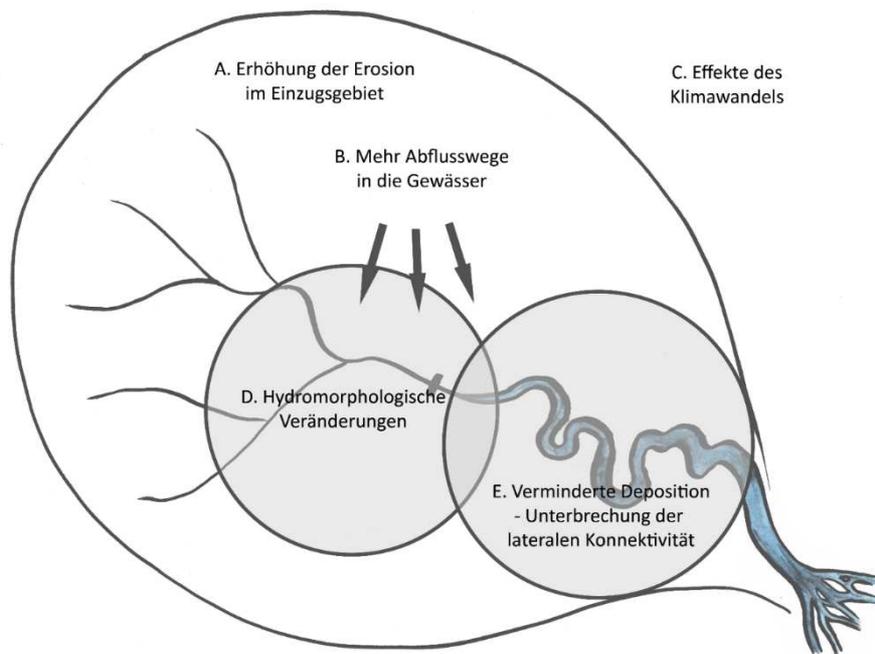


Abb. 144 Schematische Zusammenfassung des Ursachenkomplexes für erhöhte Feinsedimentfrachten in den Gewässern in intensiv genutzten Kulturlandschaften.

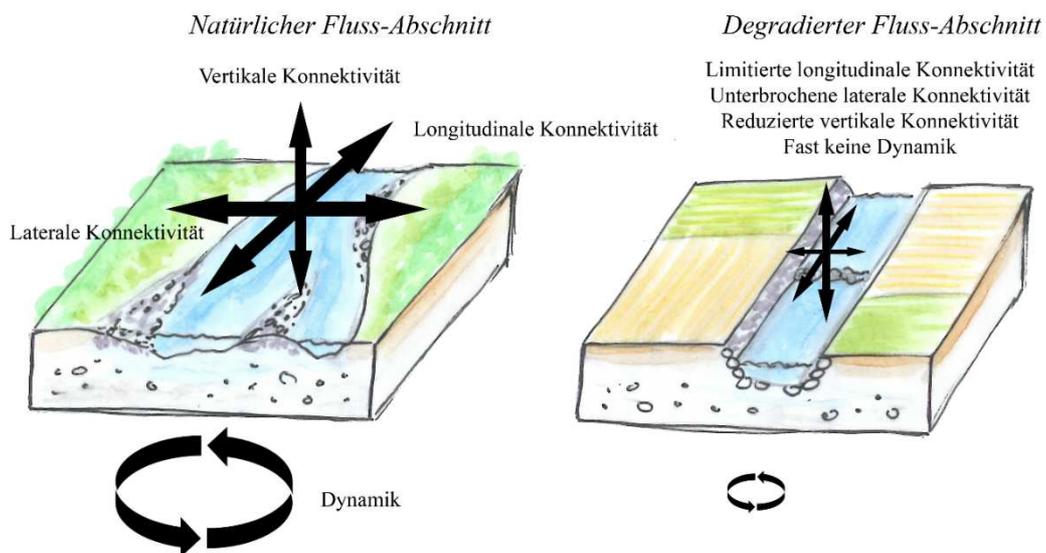


Abb. 145 Vergleich eines natürlichen und eines degradierten Fluss-Abschnittes hinsichtlich der vier Dimensionen (eigene Darstellung in Anlehnung an VANNOTE et al. 1980, WARD & STANFORD 1983, JUNGWIRTH et al. 2003).

5.3 Resümee Hydromorphologie, Sedimenthaushalt und Einzugsgebietsparameter

Für die abiotischen Rahmenbedingungen hinsichtlich des (Fein-) Sedimenthaushalt auf den verschiedenen Ebenen, können folgende Zusammenhänge aus den Daten abgelesen werden:

Einzugsgebietsebene:

- **Geologie und Bodenaufbau:** Die Geologie und damit die Bodenbildung haben enormen Einfluss auf die Ausprägung des Feinsedimentproblems in den Gewässern. Das gilt schon für kleinräumige Unterschiede, wie beispielsweise für den Innbach und die Trattnach beschrieben. Je nach

Geologie kommt es auch im Alpenvorland zu erhöhten Sandfrachten, die mobile Bänke bilden. Dieses Phänomen kann normalerweise ausgeprägt im Bereich der Böhmisches Masse beobachtet werden (vgl. HAUER et al., 2015a) und zeigt etwas andere biologische Auswirkungen als die Belastung mit Schluff- und Tonfraktionen.

- Korngrößenverteilung im Längsverlauf und menschliche Veränderungen derselben: Eine intensive menschliche Nutzung in den Einzugsgebieten (v.a. Acker- und Siedlungsflächen) bildet sich in der Korngrößen- und Choriotope-Verteilung ab. Menschlich verursachte Feinsedimentbelastungen in den Gewässern dürfen als gesichert angenommen werden. Richtung flussab bzw. bei einer intensiveren menschlichen Einflussnahme reduzieren sich speziell die mittleren, ökologisch sehr wichtigen Korngrößen zugunsten ganz grober und ganz feiner Fraktionen.

Bei den Veränderungen der Sedimentzusammensetzung im Längsverlauf stellt sich die generelle Frage was davon natürlich ist. Natürliche Sediment-Leitbilder wären ein sehr wünschenswertes Instrumentarium, das aber vermutlich nur sehr aufwendig - weil lokal sehr angepasst - ausgearbeitet werden könnte.

Flussabschnittsebene:

Die lokale Hydraulik ist entscheidend für die tatsächliche Ausprägung der Problemlage vor Ort. Diese wird wesentlich von der hydromorphologischen Ausprägung der Gewässerabschnitte determiniert. Zusammengefasst sind besonders die folgenden Abschnitte gefährdet durch Feinsedimente degradiert zu werden:

- Gestaute Bereiche
- Überbreit regulierte Abschnitte (inkl. Strukturangel) mit einer damit einhergehenden homogenen und reduzierten Schleppspannungsverhältnissen, speziell wenn das Gefälle über Querriegel abgebaut wird und so eine Aneinanderreihung kurzer „Staubereiche“ entsteht. In solchen Abschnitten herrschen sehr homogenen Verhältnissen ohne naturnahe Choriotope-Abgrenzung.
- Gestreckte, hydraulisch überlastete Bereiche ohne Sohl- und Ufersicherungen. Wurden in solchen Abschnitten mit einem hohen Gefälle und einer engen Regulierung keine Sohlsicherungen eingebracht, besteht heute zumeist eine deutliche Eintiefung und damit einhergehende Feinsediment-Einträge aus der übermäßigen Ufererosion.
Der vielerorts gravierenden Eintiefung der Gewässer muss zukünftig jedenfalls mehr Beachtung geschenkt werden.
- Naturnahe Bereiche mit einem naturnahen Verlauf und daraus resultierendem geringeren Gefälle. Diese wirken zwar nicht als Quellen aber als Senken für oberhalb eingetragene Feinsedimente.

Es sind demnach speziell kleine und mittelgroße Gewässer in intensiven Kulturlandschaften betroffen, die eine geringere Transportkapazität aufweisen.

Wenig gefährdet sind komplett verbaute, eng kanalisierte Bereiche mit einem vergleichsweise hohen Gefälle und einem damit einhergehenden Rhithralisierungseffekt. Diese weisen aber andere negative Bedingungen auf. Diese Bereiche sind Transportstrecken, die trotz Feinsedimenteinträgen eine geringere Belastungssituation aufweisen, jedoch aufgrund der völlig unterbrochenen Umlandanbindung und der fehlenden Zwischenspeicherung zu einer Verschärfung in (naturnahen) Unterliegerstrecken führen.

Lokale Ebene / Mikrohabitatebene:

Die kleinräumige Hydraulik – vor allem durch Strukturen wie Totholz – ist neben den größeren Rahmenbedingungen dann vor allem dafür verantwortlich ob bei einer gegebenen Feinsedimentbelastung zumindest noch Teilbereiche frei von Feinanteilen bleiben und so eine gewisse

ökologische Vielfalt gewährleistet ist oder eben nicht. Darüber hinaus ist sie auch verantwortlich wie sich das Feinsediment über das Jahr akkumuliert. Speziell einer intensiv vom Menschen überprägten strukturarme Morphologie ist eine sehr deutliche Akkumulation von Feinsedimenten über den Sommer zu beobachten. In eher naturnahen Systemen ist diese deutlich geringer.

5.4 Resümee Auswirkungen auf die Biologie

Feinsedimentbelastungen wirken sich auf allen trophischen Ebenen eines Gewässerökosystems negativ aus. Die vorliegenden Daten lassen sogar vermuten, dass durch die negativen Auswirkungen auf den Biofilm die Selbstreinigungskraft der Gewässer abnimmt. Eine vertiefende Bearbeitung dieser Thematik wäre jedenfalls sinnvoll.

Als sehr gute Indikator-Gemeinschaft hat sich das Makrozoobenthos herausgestellt. Sowohl die Verteilung funktionaler Gruppen wie auch auf der Ebene von Indikatororganismen (siehe Tab. 62), ist es sehr gut geeignet, bestehende Feinsedimentbelastungen wie auch andere hydromorphologische Defizite zu eruieren und zu bewerten.

Es lässt sich feststellen, dass je mehr gröbere Anteile des Substrats vorhanden sind, mit einer umso höheren Vielfalt in der Makrozoobenthosfauna zu rechnen ist. Intensive menschliche Nutzungen in den Einzugsgebieten und viel Feinsediment reduzieren die Biodiversität der Makrozoobenthosfauna.

Als wichtigste determinierende Faktor für eine naturnahe MZB-Zusammensetzung haben sich ein naturnaher Verlauf, inklusive einer naturnahen Breiten- und Tiefenvariabilität, und eine naturnahe Strukturierung, insbesondere das Vorhandensein von Totholz, herauskristallisiert. Sind solche Bedingungen gegeben, bilden sich auch trotz einer gewissen Feinsedimentbelastung auf Grund der diversen hydraulischen Verhältnisse immer noch Choriotope mit größeren Korngrößenklassen aus.

Stellt sich durch die menschlich überprägten hydraulischen Bedingungen eine fehlende Sortierung des Sediments ein und bildet sich ein Gemisch aus den unterschiedlichsten Korngrößenklassen aus, zeigt sich eine ähnliche benthische Fauna wie auf Pelal und Psammal Habitaten. Strukturlose, überbreite Gerinne in denen sich eine Sediment-Mischung über ganze Gewässerabschnitte ausbildet, stellen einen gewässerökologisch äußerst ungünstigen Zustand dar. Die ökologisch wichtigen mittleren Korngrößen (z.B. Laichkies) sind dann zwar noch vorhanden, durch die Mischung mit den Feinanteilen jedoch nicht verfügbar.

Für die negativen Auswirkungen von Feinsediment auf die Fischfauna, vor allem in den Oberläufen, liegen zahlreiche Studien vor. Die Whitlock-Vibert-Boxen, wie in der vorliegenden Studie angewendet, sind jedoch für die Untersuchung dieser Thematik nicht geeignet.

Zusammenfassend ist jedenfalls davon auszugehen, dass menschlich verursachte hohe Feinsedimentfrachten die Zielerreichung der WRRL konterkarieren indem sie die unterschiedlichen Qualitätselemente negativ beeinflussen.

Tab. 62 Mit der Choriotopklassifizierung des Mikrohabitats negativ korrelierte Taxa = Feinsedimentzeiger.

Interne Nr	Art	Signifikanz Pearson	Signifikanz Kendall Tau b
49	Tubificidae Gen. sp. juv.	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
50	Enchytraeidae Gen. sp. juv.	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$
54	<i>Eiseniella tetraedra</i>	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,05$
62	<i>Pisidium</i> sp. juv.	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,01$
63	<i>Pisidium casertanum</i>	-	$p \leq 0,01$
66	Cyprididae Gen. sp.	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
68	<i>Gammarus roeseli</i>	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
94	<i>Sialis</i> sp. juv.	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
134	<i>Paratrissocladius excerptus</i>	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
136	<i>Micropsectra atrofasciata</i>	$p \leq 0,05$	-
138	<i>Micropsectra</i> sp. juv.	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$
152	<i>Microtendipes chloris</i> -Gr.	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,05$
153	<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i>	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,01$
154	<i>Macropelopia nebulosa</i>	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,05$
156	<i>Demicryptochironomus vulneratus</i>	-	$p \leq 0,05$
170	<i>Odontomesa fulva</i>	-	$p \leq 0,01$
175	<i>Prodiamesa olivacea</i>	$p \leq 0,01$	$p \leq 0,05$
186	<i>Bezzia</i> sp.	$p \leq 0,01$	-

5.5 Resümee Auswirkungen auf die chemischen Bedingungen

Trotz der vergleichsweise geringen Stichprobe konnten in der vorliegenden Studie umfangreiche Daten bezüglich verschiedenster Stoffe gesammelt werden. Die wichtigsten Ergebnisse sind:

- Die Sedimente weisen ein C/N-Verhältnis im Median zwischen 12 und 14 auf, welches sich im Laufe der beiden Probenahmezyklen bei beiden Einzugsgebieten geringfügig verkleinert. Würde man das C/N-Verhältnis des Feinsediments der beiden Einzugsgebiete mit den bekannten Bodenwerten vergleichen, entspräche es dem gängigen Verhältnis von Grünland- bzw. Ackerböden (SCHEFFER et al., 2010). Die für Gewässersedimente hohen Verhältnisse deuten auf eine Abschwemmung von Grünland- bzw. Ackerboden ins Gewässer hin.
- Die Anreicherung gewisser anthropogener Spurenstoff ist abhängig vom Ton-, Schluff-, dem organischen Anteil sowie physikalisch-chemischer Parametern, wie z.B. dem pH-Wert oder der Temperatur.
- Die Kontamination mit Spurenstoffen war bei allen acht beprobten Stellen in beiden Probenahmezyklen gering.
- Einige persistente organische Verbindungen (PCB) konnten, trotz bestehender jahrelanger Einsatzverbote in Österreich bzw. der EU, nach wie vor in den Kompartimenten Gewässer bzw. Sediment in geringsten Konzentrationen nachgewiesen werden.
- Selen, Zink, Quecksilber, Chrom, Cadmium, Arsen, Kupfer, Vanadium, AOX, BTEX akkumulieren mit steigendem TOC-Gehalt im Sediment.
- In beiden Gewässern sind die geologischen Bedingungen sowie Einleitung von Wässern der ehemaligen Braunkohlelagerstätten im Oberlauf sehr bestimmend für die chemische Zusammensetzung. Dies gilt vor allem für Schwermetalle wie Cadmium, Chrom, Quecksilber, etc.

- Darüber hinaus weisen aber auch bei beiden Einzugsgebieten die Probenahmestellen im Oberlauf eine deutlich stärkere Anreicherung der organischen Substanz, des Kohlen- und Stickstoff- sowie des Phosphorgehalts auf (Abb. 146).
- Weiters führen Niederschläge zu Herbizid- (z.B. Dicamba, Metolachlor ESA) und Nährstoffeinträgen (P, N) aus der Landwirtschaft bzw. der Flächenpflege in die Gewässer sowie anschließend zu deren Akkumulierung im Feinsediment (Abb. 146).
- Zusammenfassend bedeutet das, dass auf die Oberläufe v.a. im Frühsommer sehr stark die Kombination aus Feinsedimenteinträgen und damit assoziierten Pflanzenschutzmittel wirkt. Diese Einträge treffen dabei sehr sensible Ökosysteme, die eigentlich auch eine große Bedeutung als Rückzugsorte für die aquatische Fauna und Flora hätten (BIGGS et al 2017; HÖFLER et al. 2017). Deshalb sind Maßnahmen bereits in den Oberläufen von besonderer Wichtigkeit.
- Es kann jedenfalls abgeleitet werden, dass die intensive Landnutzung inklusive dem Anbau von Risikokulturen wie Mais, Soja, etc. zu deutlichen Einträgen von Feinsediment und weiteren assoziierten Stoffen führt.
- Darüber hinaus werden punktuellen Einleitungen beispielsweise aus Siedlungen gut in den chemischen Parametern abgebildet (z.B. Acesulfam, Cyclamat und Saccharin) (Abb. 146).

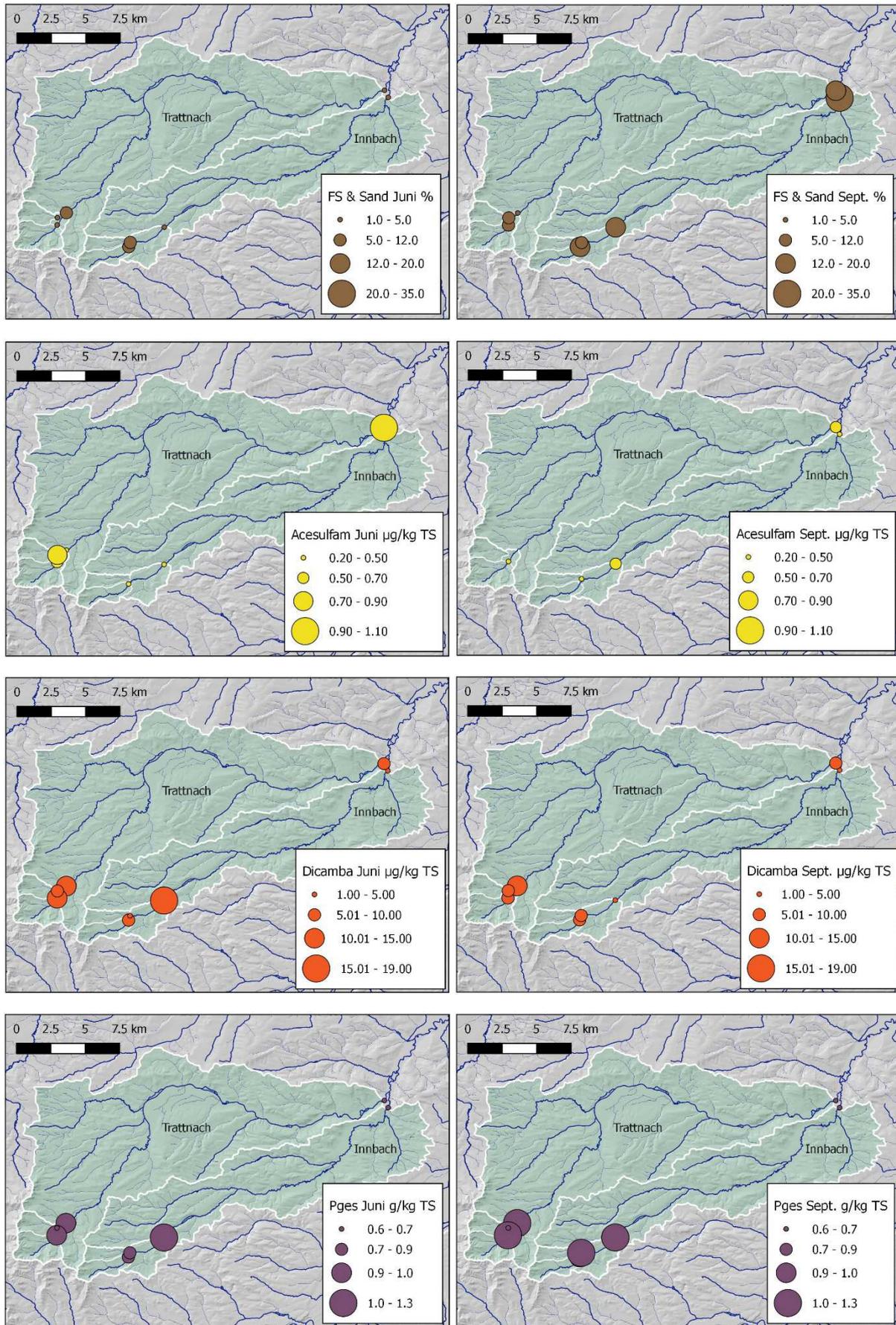


Abb. 146 Darstellung der Verteilung einiger gemessener Parameter in den Einzugsgebieten (links...Juni 2015; rechts...September 2015).

5.6 Resümee Feinsedimente in wasserwirtschaftl. Planung & Maßnahmenumsetzung

Eine GIS-basierte Einschätzung der Wichtigkeit des Themas Feinsedimente funktioniert aktuell nur auf einer groben Skala (Abb. 147). Möchte man die Ergebnisse dazu verwenden abschnittsgenaue Aussagen über das Risiko einer Feinsedimentbelastung und damit einer Zielverfehlung im Sinne der WRRL zu treffen, braucht es eine Herangehensweise, die zumindest die lokale Gefällesituation und die wichtigsten hydromorphologischen Einflüsse wie Staustrecken, Naturnähe und idealerweise auch die Breitenverhältnisse im Vergleich zum Naturzustand sowie die Eintiefungstendenz einbezieht.

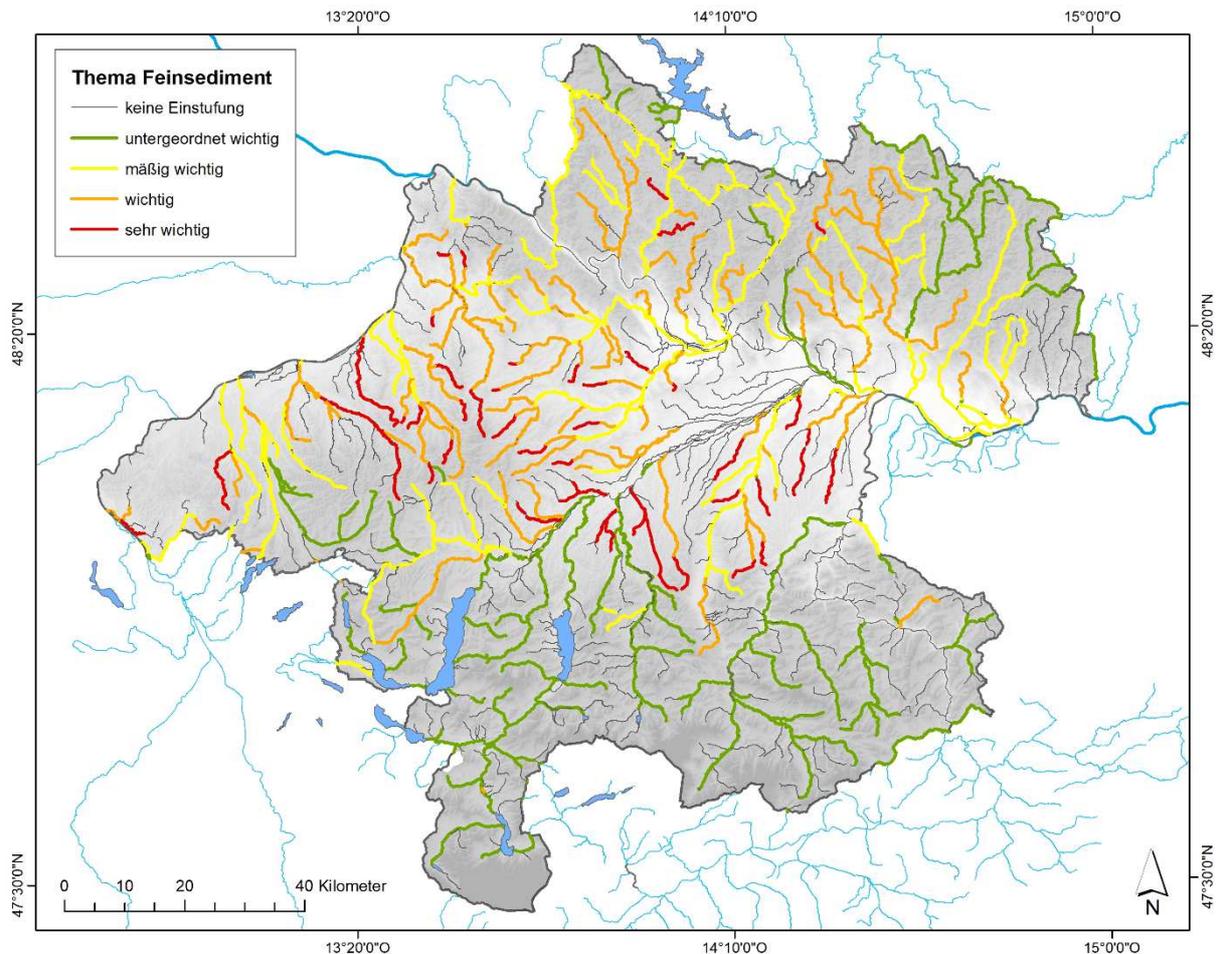


Abb. 147 Kartografische Darstellung der der Wichtigkeit der Berücksichtigung des Themas Feinsediment in der Planung und Maßnahmenumsetzung.

Für die wasserbauliche Umsetzungspraxis gilt: Eine gute ökologische Maßnahme – im Speziellen auch unter Einfluss einer erhöhten Feinsedimentfracht – zeichnet sich durch ein hohes Maß an Dynamik, einem hohen Anteil an natürlichen Strukturen (leitbildkonform zumeist Totholz) und einen guten Umlandanschluss aus. Oft ist diese ein Kompromiss aus Leitbildkonformität und Vielfalt.

Die wichtigsten Punkte bei der Maßnahmenumsetzung sind kurz zusammengefasst (Abb. 148):

- (1) Abfluss- und Sedimentsituation berücksichtigen
- (2) Ausreichende Breitenausdehnung und naturnahe Verbindung zum Umland (wieder-) herstellen: Auwaldbereiche einbeziehen, Sedimentationsflächen in der Planung mitdenken
- (3) Dynamik zulassen und fördern: ungesicherte Ufer und Totholz als wesentliche Elemente; notwendige Sicherungen verdeckt am Korridorrand einbringen
- (4) Wechselnde Gefällesituationen schaffen und das zur Verfügung stehende Gefälle jedenfalls ausnutzen.

- (5) Einleitungen / Siedlungswasserwirtschaft und Landeskulturelle Wasserwirtschaft einbeziehen - Themen wie z.B. Straßenbau und -erhaltung (v.a. hinsichtlich Entwässerung) und Siedlungswasserbau in die Planung und Umsetzung integrieren.
- (6) Bündelung der Anstrengungen an Standorte wo großzügige Maßnahmen möglich sind. Mitstreiter suchen. Starke Partner sind z.B. die Erholungsnutzung und der Tourismus. Damit werden auch andere Förderschienen möglich.
- (7) Geeignetes Monitoring mit konkreten Resultaten hinsichtlich Verbesserungspotential vorsehen.
- (8) Mittelfristig muss mit Management- und Adaptierungs-Maßnahmen an manchen Standorten gerechnet werden. Dies sollte in der Planung bereits berücksichtigt werden.

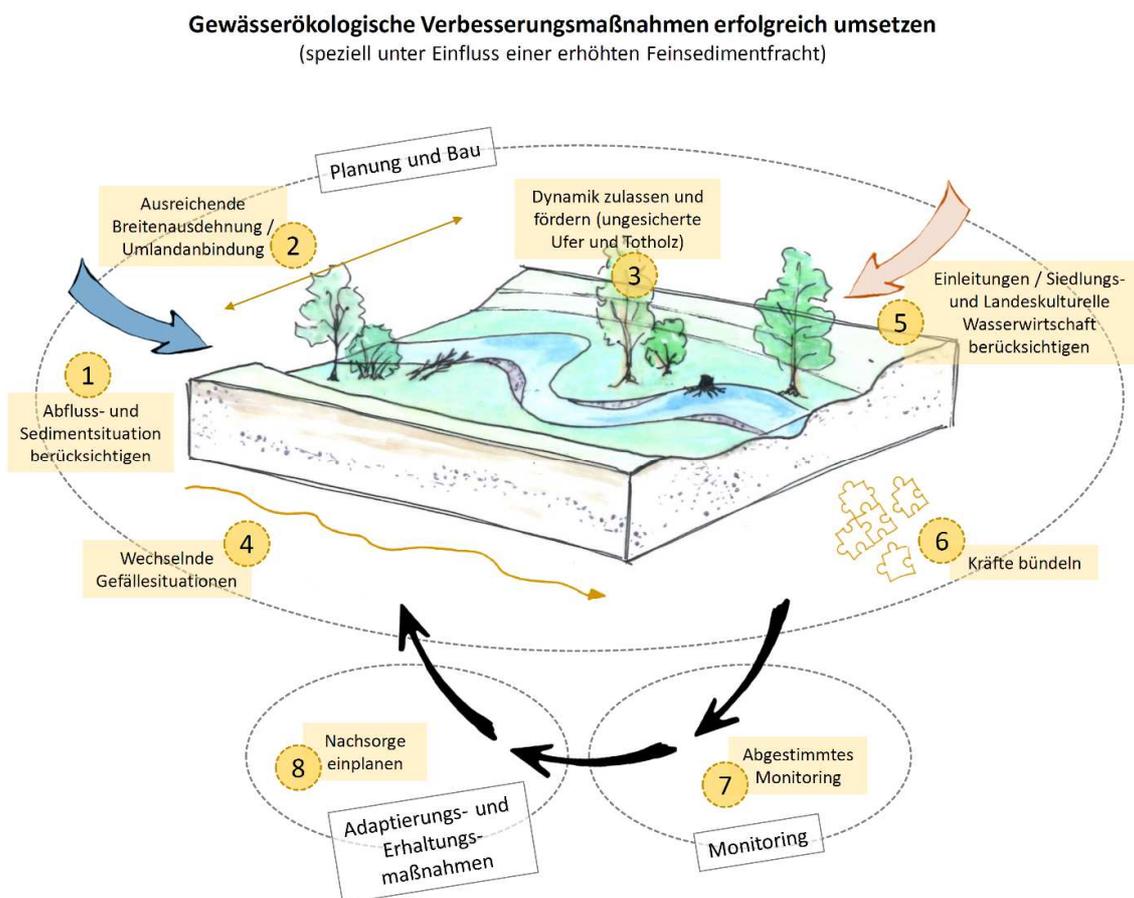


Abb. 148 Schematische Darstellung der wichtigsten Schritte für eine erfolgreiche wasserbauliche Maßnahmenumsetzung.

5.7 Ausblick und nächste Schritte

Die generelle Analyse des Feinsediment-Problems in Oberösterreich ist mit der vorliegenden Arbeit bereits weit gediehen. Die Ergebnisse führen zu mehreren möglichen Ansatzpunkten für weitere Schritte zu diesem Thema. Nachstehend werden Handlungsoptionen je nach Fokus und damit auch Finanzierungsmöglichkeiten bzw. mögliche Partner aufgezeigt.

Entlang der Zuständigkeiten erscheint es sinnvoll vom grundsätzlichen Ansatzpunkt zukünftiger Maßnahmen zwischen den Feinsedimentquellen (Fokus A) und den Abflusswegen, über die sich Feinsedimente im System bewegen, (Fokus B) zu unterscheiden.

5.7.1 Fokus A - Landnutzung, Erosion

Der erste Schritt ist die Entstehung von Feinsedimenteinträgen bereits an der Quelle zu verhindern bzw. in den ersten Metern des Transports, diesen einzubremsen oder zu stoppen. Da für die Erosion hauptsächlich sogenannte Hot-Spot Flächen verantwortlich sind, müssen diese eruiert werden und punktgenaue Maßnahmen entwickelt werden, um den größtmöglichen Erfolg zu erzielen (siehe Kap. 2.1.2.1, Kap. 2.1.2.2 und Kap. 2.1.2.4). Dazu bräuchte es fachübergreifende „Erosions- und Sedimentmanagementpläne“. Mittels GIS-Tools (z.B. PhosFate, GeoWEPP) können Hot-Spot Flächen und Eintragspfade auf einem detaillierten Niveau für Teileinzugsgebiete berechnet werden. Die Ergebnisse müssen jedenfalls im Freiland durch eine Begehung verifiziert werden, da Drainagen, Durchlässe etc. im Höhenmodell keine Berücksichtigung finden. Daraus wird ein maßgeschneidertes Maßnahmenbündel entwickelt. Die Umsetzung könnte mittels Bodenwasserschutzberatung, ÖPUL-Förderprogrammen, etc. organisiert werden.

Verschiedensten Studien (vgl. ZESSNER et al. 2016; ZESSNER et al. 2014; DIEBEL et al. 2008) haben gezeigt, dass ein gezielter Ansatz wesentlich bessere Ergebnisse bringt als ein flächiges Gießkannen-Prinzip.

Als erster konkreter Schritt wäre die Auswahl einer oder weniger überschaubarer Pilotregionen sinnvoll (z.B. Innbach Oberlauf). Bereits von Beginn an sollten die Bodenwasserschutzberatung, die LandbewirtschafterInnen, die Straßenerhaltung und Gemeinden beteiligt werden.

Neben einem eigenständigen Management-Tool könnte das Thema auch in bestehende Werkzeuge besser eingebunden werden. Die sogenannten GE-RMs (Gewässerentwicklungs- und Risikomanagement-konzepte) wären diesbezüglich eine gute Möglichkeit. Derzeit fokussiert das darin vorgesehene Modul Feststoffhaushalt jedoch zumeist nur auf die Geschiebesituation und -bewirtschaftung im Gewässer selbst. Das Thema Feinsediment und Einträge findet laut Leitfaden nur mittelbar über den Zustand der biologischen Qualitätskriterien Eingang (siehe BMFLUW, 2017). Die GE-RMs müssten in Richtung Feinsediment- und Nährstoffströme weiterentwickelt werden und auch mit diesbezüglichen Umsetzungstools und Fördermitteln hinterlegt werden.

Strategische Partner: Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Straßenerhaltung, Raumplanung, Gemeindeverwaltungen, Bodenwasserschutz-Beratung, Wasserwirtschaft (Flussbau, Hochwasserschutz), Gewässergüteaufsicht/Gewässerökologie, Grund- und Trinkwasserwirtschaft, Naturschutz

5.7.2 Fokus B - Wasserwirtschaftliche Praxis

5.7.2.1 Fokus B1 - Eintragswege ins Gewässer

Die Wege der Feinsedimente sind vielfältig, ebenso die Ansatzpunkte für zukünftige Verbesserungsansätze. Unterschieden werden können diese vor allem hinsichtlich der beteiligten Stakeholder.

- Siedlungswasserwirtschaft & Infrastrukturentwässerung: Als ein wichtiger Eintragspfad konnten Straßen- und Siedlungsentwässerungen identifiziert werden. Zunächst muss dieses feine Fließwegenetz erhoben werden, danach können Verbesserungsmaßnahmen geplant und umgesetzt werden. Mögliche Ansatzpunkte sind alternative großzügige Regenwasserbewirtschaftungs-Systeme, die den Rückhalt und die Vorreinigung in der Fläche fördern. Global haben manche Städte die Wertigkeit bereits erkannt und setzen auf Konzepte wie „Rain Gardens“ (z.B. in Chicago) oder andere kleine Rückhalteeinrichtungen wie „Rainaway“ (Niederlande), um nur wenige zu nennen. Diese urbanen Feuchflächen können auch zur Erholungsnutzung dienen und werden mit fortschreitendem Klimawandel noch wesentlich wichtiger werden. Darüber hinaus sollten, analog zu höherrangiger Infrastruktur, auch an

mittelgroßen Straßen Gewässerschutzeinrichtungen in Form von kleinen Retentionsbecken oder Ableitungen in die Fläche anstatt langer Grabensysteme angelegt werden. Diesbezüglich würde sich eine Maßnahmenentwicklung und vor allem konkrete Best-Practice Umsetzungen zur Fortführung anbieten.

Strategische Partner: Gemeindeverwaltungen, Straßenerhaltung, Raumplanung, Siedlungswasserwirtschaft, Gewässergüteaufsicht/Gewässerökologie, Hochwasserschutz, Bodenwasserschutz-Beratung, Grund- und Trinkwasserwirtschaft, Erholungsnutzung

- Landeskulturelle Wasserwirtschaft: Angesichts der sich verschärfenden Trockenheit werden sich in näherer Zukunft auch die Rahmenbedingungen für den Rückbau landeskultureller Einrichtungen wie Drainagen anders darstellen. Es wird zunehmend wichtiger das Wasser – und damit auch die Sedimente und Nährstoffe – in der Landschaft zu halten. Pilotprojekte für den teilweisen Rückbau von Drainagen in Bereichen wo dies möglich ist (z.B. in Randbereichen von Gewässern und Wäldern, in extensivierten Gebieten, etc.) wären ein effektiver Ansatz um mehrere Probleme zeitgleich zu reduzieren.

Strategische Partner: Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Bodenwasserschutz-Beratung, Grund- und Trinkwasserwirtschaft, Gewässergüteaufsicht, Naturschutz, Erholungsnutzung

- Flussbau, Renaturierungen: Wie in Kap. 4.3.5 bereits dargelegt sollten Einleitungen bei gewässerökologischen Verbesserungs-Maßnahmen jedenfalls mitberücksichtigen werden. Auch diesbezüglich wären sowohl Informationsveranstaltungen wie auch Pilotprojekte hilfreich.

Strategische Partner: Gewässergüteaufsicht/Gewässerökologie, Wasserwirtschaft (Flussbau, Hochwasserschutz), Bodenwasserschutz-Beratung, Straßenerhaltung, Raumplanung, Gemeindeverwaltungen, Naturschutz, Erholungsnutzung

5.7.2.2 Fokus B2 - Auswirkungen im Gewässer

Die Auswirkungen im Gewässer sind aufgrund vieler Studien vergleichsweise gut belegt. Drei mögliche Ansatzpunkte für nächste Schritte sind:

- Wissenstransfer / Wissensvermittlung: Es wurde bereits viel Wissen aus den Projekten rund um Erosion und Feinsediment im Gewässer gesammelt. In einem nächsten Schritt sollte dieses Wissen an die jeweiligen AkteurInnen weitergetragen werden. Das ist mittels verschiedener Tools möglich. Beispielhaft genannt seien:
 - Leitfaden Wasserbau und Feinsediment: Aus dem vorliegenden Bericht kann mit vergleichsweise geringem Aufwand ein Leitfaden für die wasserbauliche Praxis entwickelt werden (Kap. 4 bzw. Kap. 5.6).
 - Workshops mit Stakeholdern: z.B. Amtssachverständigen, Gewässerbezirken, Landnutzern, Straßenerhaltern, Feuerwehren,... Entwicklung eines Workshop-Formats, indem die Themen Erosion, Hangwasserthematik und Gewässererhaltung bzw. Gewässerökologie verknüpft werden und so auch die AkteurInnen aus den unterschiedlichen Fachbereichen vernetzt werden. Von speziellem Interesse v.a. für Gemeinden aber auch Straßenerhalter usw. wären sicher auch Vorträge hinsichtlich rechtlicher Situation (z.B. bezüglich Maßnahmenplanung, Materialentsorgung), Kosten von Rückhalt in der Fläche vs. Entsorgung von erodiertem Material sowie Zuständigkeiten.
 - Anschauungs-Modell Erosion und Auswirkungen im Fluss: Zur Unterstützung der Wissensvermittlung sowohl für fachliche AkteurInnen wie auch z.B. in Schulen (Landwirtschaftliche Fachschulen u.a.) wäre ein Modell indem Erosion und ihre Folgen sowie Maßnahmen dagegen realitätsnahe dargestellt werden können.

Strategische Partner: Gewässergüteaufsicht/Gewässerökologie, Wasserwirtschaft (Flussbau, Hochwasserschutz), Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Bodenwasserschutz-Beratung, Straßenerhaltung, Raumplanung, Gemeindeverwaltungen, Grund- und Trinkwasserwirtschaft, Naturschutz, Erholungsnutzung, Wasserkraftnutzung

- Sediment-Leitbilder: Was nach wie vor offen bleibt ist die Frage wieviel Feinsedimentanteil bzw. welche Sedimentzusammensetzung die jeweils natürliche ist. Das ist je nach Geologie und Flusstyp (v.a. Gefälle) sehr unterschiedlich. Ein grobes Einstufungstool wäre sehr hilfreich um eine tatsächliche Problemlage besser erkennen und einschätzen zu können.

Solche Sediment-Leitbilder abzugrenzen ist jedenfalls sehr aufwändig, weil die Situation sich zumeist sehr kleinräumig unterscheidet (siehe z.B. Sandanteile Trattnach und Innbach aufgrund der Geologie Kap. 2.3.6) und das Aufspüren von natürlichen Referenzsituationen wird für manche Flusstypen in Mitteleuropa nahezu unmöglich sein.

Strategische Partner: Wasserwirtschaft (Flussbau, Hochwasserschutz), Wissenschaft (z.B. CD-Labor für Sedimentforschung und -management), Wasserkraftnutzung

- Verfeinerung Prognosetool: Zum eine ist es möglich das GIS-Prognosetool mittels weiterer abiotischer Kennwerte zu verfeinern. Speziell Werte zur kleinräumigen Hydromorphologie sind dafür notwendig: lokale Gefällesituation, Regulierungsbreite im Verhältnis zu natürlichen Breite, Eintiefungstendenz, etc.

Andererseits können auch die eruierten MZB-Zeigerorganismen dazu genutzt werden, die Feinsedimentsituation in Oberösterreich besser einschätzen zu können. Dafür müssten die Erkenntnisse mittel GIS auf die gesamten vorhandenen Daten bezüglich Makrozoobenthos (v.a. GZÜV) umgelegt werden. Neben dem Ist-Zustand könnte man dadurch auch eventuell – je nach Datenlage – auch einen zeitlichen Verlauf abbilden.

Strategische Partner: Gewässergüteaufsicht/Gewässerökologie, Wasserwirtschaftliche Planung, Naturschutz, Wasserkraftnutzung

5.7.2.3 Fokus B3 - Wege der Feinsedimente aus dem Gewässer

Wenig untersucht wurden bisher die Rolle der Auflächen und vor allem deren massiver Verlust in den letzten rund 200 Jahren, für den Sediment- und Nährstoffhaushalt der Gewässer in Oberösterreich. Weiters gibt es auch keine konkrete Bewertung von Auwaldrenaturierungen, speziell auch ihr Beitrag im Hinblick auf die zukünftig notwendige Klimawandelanpassung. Projekte, die sich diesem Thema widmen, werde dazu beitragen, dass die öffentliche Wertigkeit solcher Maßnahmen steigt. Wasser in der Region zu halten, naturnaher Hochwasserschutz und die Wirkung von Auwäldern für das Mikroklima sind Themenfelder die jedenfalls an Bedeutung gewinnen werden.

Strategische Partner: Gewässergüteaufsicht/Gewässerökologie, Wasserwirtschaft (Flussbau, Hochwasserschutz), Forstwirtschaft, Grund- und Trinkwasserwirtschaft, Naturschutz, Erholungsnutzung, Wasserkraftnutzung

6 Literaturverzeichnis

- AGES - ÖSTERREICHISCHE AGENTUR FÜR GESUNDHEIT UND ERNÄHRUNGSSICHERHEIT (Hrsg.)(2011): Bodenschutz durch umweltgerechte Landwirtschaft. Broschüre, 31 S..
- ALBERING, H. J., VAN LEUSEN, S. M., MOONEN, E. J., HOOGEWERFF, J. A., & KLEINJANS, J. C. (1999): Human health risk assessment: A case study involving heavy metal soil contamination after the flooding of the river Meuse during the winter of 1993-1994. - in: Environmental Health Perspectives, 107(1), 37.
- AMT DER OÖ. LANDESREGIERUNG (Hrsg.)(1993): Oberösterreichischer Bodenkataster, Bodenzustandsinventur 1990-1993 (BZI).
- ANDERWALD, P., B. BACHURA, H. BLATTERER, H.-P. GRASSER, R. BRAUN, W. MAIR, B. NENING, G. SCHAY & K. TAUBER (1995): Trattnach und Innbach - Untersuchungen zur Gewässergüte. Stand 1992 - 1994. - Amt der Oö. Landesreg. (Hrsg.): Gewässerschutz Bericht 11, Linz, 137 S..
- BART, U. & C. GUMPINGER (2007): Sanierung des Innbaches zwischen dem Zusammenfluss mit der Trattnach und der Mündung in die Donau. Ist-Zustandserhebung und Potenzial für eine dynamische Entwicklung. – Bericht im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung der Oö. Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft – Gewässerbezirk Grieskirchen, Wels, 29 S..
- BAYRISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2015): Leitlinien zur vorläufigen Beurteilung von PFC-Verunreinigungen in Wasser und Böden, Jänner 2015.
- BAYRISCHES LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (LFL), (2015): Humus Merkblatt, Institut für Ökologischen Landbau, 5. Auflage.
- BAZZANTI, M. (1991): Sandy bottom macroinvertebrates in two moderately polluted stations of the River Treia (Central Italy): structural and functional organization. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 27, No. 3, pp. 287-298). EDP Sciences.
- BELLMANN, H. (1988): Leben in Bach und Teich: Pflanzen u. Wirbellose d. Kleingewässer. Mosaik Verlag. München. 285 S..
- BIGGS, J., VON FUMETTI, S. & KELLY-QUINN, M. (2017): The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. – in: *Hydrobiologia* 793, 3–39.
- BLOTT, S.J. & K. PYE (2001): GRADISTAT: A Grain Size Distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. Technical Communication. – in: *Earth Surf. Process. Landforms* 26, S. 1237-1248. DOI: 10.1002/esp.261.
- BÖCK, K., POLT, R. & L. SCHÜLTING (2018): Ecosystem Services in River Landscapes. – in: S. Schmutz, J. Sendzimir (eds.), *Riverine Ecosystem Management, Aquatic Ecology Series 8*, DOI:10.1007/978-3-319-73250-3_21. S.413-433.
- BOESEL, M. W. (1985): A Brief Review of the Genus *Polypedilum* in Ohio, With Keys to Known Stages of Species Occurring in Northeastern United States (Diptera, Chironomidae).
- BOULEAU G. & D. PONT (2015): Did You Say Reference Conditions? Ecological and Socio-economic Perspectives on the European Water Framework Directive. in: *Environmental Science and Policy*, Elsevier, 2015, 47, S.32-41. DOI:10.1016/j.envsci.2014.10.012.
- BRAUKMANN U. (1997): Zoozoologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. [Zoological and sapro-biological contributions to a general typology for brooks]. *Archiv für Hydrobiologie Beiheft* 26:1-355.

- BRAUKMANN (1987): In: Moog, O. & R. Wimmer (1990): Grundlagen zur typologischen Charakteristik österreichischer Fließgewässer. - Wasser und Abwasser 34, 55 - 211.
- BRAUMAN, K., VAN DER MEULEN, S. & J. BRILS (2014): Ecosystem Services and River Basin Management. – in: J. Brils et al. (eds.): Risk-Informed Management of European River Basins, The Handbook of Environmental Chemistry. DOI:10.1007/978-3-642-38598-8_10. S.265-295
- BUCHMANN (2008): NOAA Screening Quick Reference Tables: NOAA OR&R Report 08-1, Seattle WA, Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, 34 S..
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT / UMWELTBUNDESAMT (2006): Wassergüte in Österreich – Jahresbericht 2006, 15 Jahre Umsetzung der Wassergüte-Erhebungsverordnung.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2007): Strategie für ein stoffangepasstes Gewässermonitoring (Machbarkeitsstudie).
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (BMLFUW) (Hrsg.) (2015a): Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung von Fließgewässern. Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (BMLFUW) (Hrsg.) (2015b): Hydrografisches Jahrbuch von Österreich 2013, 121. Band – Daten und Auswertungen. Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (BMLFUW) (Hrsg.) (2015c): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015 – Entwurf. Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (BMLFUW) (Hrsg.) (2017): Leitfaden Gewässerentwicklungs- und Risikomanagement-Konzepte (GE-RM). Vorläufige Fassung 2017. Wien. 52 S. + Anhang.
- BURMEISTER, H. (1992): Trichoptera. Informationsberichte d. Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft 2/88, S.185-227.
- CLARA, M. & C. SCHEFFKNECHT (2015): Schadstoffe in der Umwelt, Pflanzenschutzmittel in kleinen Gewässern, Bericht UI-07/2015.
- CORDONE, A.J. & D.W. KELLEY (1961): The Influences of Inorganic Sediment on the aquatic Life in Streams. - in: California Fish and Game "Conservation of Wildlife through Education" Vol. 47 April 1961, Number 2, S. 189-228.
- DIEBEL, M. W., MAXTED, J. T., NOWAK, P. J. & M. J. VANDER ZANDEN (2008): Landscape Planning for Agricultural Nonpoint Source Pollution Reduction I: A Geographical Allocation Framework. - in: Environmental Management (2008) 42, S.789-802.
- EBERSTALLER J., FRANGEZ C. & M. HAIDER (2014): LIFE+ "Mostviertel-Wachau" Monitoring Flussaufweitungen Ybbs. Wien.
- EDER A., EXNER-KITTRIDGE M., STRAUSS P. & G. BLÖSCHL (2014): Re-suspension of bed sediment in a small stream – results from two flushing experiments. – in: Hydrology and Earth System Sciences 18: S.1043-1052.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2009): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance document No. 19, Guidance on surface water chemical monitoring under the Water Framework Directive, Technical Report - 2009 – 025.

- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2010a): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance document No. 25, Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive, Technical Report 2010-041.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2010b): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Technical Guidance für deriving Environmental Quality Standards, Draft version 5.0, 29. January 2010.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (Hrsg.)(2003): Technical Guidance Document on Risk Assessment EUR 20418 EN/2.
- EXTENCE A., C., P. CHADD, R., ENGLAND, J., J. DUNBAR, M., J. WOOD, P. & D. E. TAYLOR (2013): The Assessment of fine sediment accumulation in rivers using macro-invertebrate community response. *River Res. Applic.*, 29: 17–55. doi:10.1002/rra.1569.
- FIEDLER, H.J. (2001): Böden und Bodenfunktionen in Ökosystemen, Landschaften und Ballungsgebieten, Expert Verlag.
- FINK, M. H., O. MOOG & R. WIMMER (2000): Fließgewässer-Naturräume Österreichs. - Umweltbundesamt Wien, Monographien Bd. 128, 100 S. + Anhang.
- FISCHER, A., F. LUMESBERGER-LOISL, K. BERG & C. GUMPINGER (2017): Evaluierung der Lebensraumqualität und des Migrationsverhaltens von Nase und Barbe am Beispiel des Unterlaufs der Trattnach. – Im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Oberflächengewässerswirtschaft, Wels, 95 S..
- FLETCHER, R., WELSH, P., FLETCHER, T. (2008): Guidelines for Identifying, Assessing and Managing Contaminated Sediments in Ontario: An Integrated Approach, Mai 2008.
- FOKUHL, I. (1999): Halogenorganische Verbindungen in Umweltkompartimenten: Untersuchungen über Zusammensetzung, Herkunft und Verbleib des AOX in Umweltwasserproben (Dissertation).
- FOLK, R.L. & W.C. WARD (1957) Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. – in: *Journal of Sedimentary Petrology* 27: S.3-26.
- FOREGS: Geochemical Atlas of Europe, Statistische Daten verschiedener Analysen; verfügbar unter: <http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/article.php?id=15> [10.06.2018].
- FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (Hrsg.)(1993): Fließgewässertypologie. Ecomed-Verlag, Landsberg, Germany. 226 S..
- FUCHS, U. (1988): Langjährige Populationsentwicklung benthischer Wirbelloser in einem konventionell unterhaltenen und einem naturnah ausgebauten Bereich des Gießbachs in Karlsruhe (Doctoral dissertation). 103 S..
- GRAUVOGL, M. (1992): Substratumpräferenzen von *Elmis maugetii* Latr., *Oulimnius tuberculatus* Müll., *Limnius volckmari* Panz.(Coleoptera, Elmidae), *Leuctra geniculata* Steph.(Plecoptera) und *Ephemerella ignita* Poda (Ephemeroptera)(Insecta aquat). *Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen* (München), 41, 1-6.
- GUMPINGER, C. & S. SILIGATO (2002): Wehrkataster des Innbaches und seiner Zuflüsse. - i. A. des Amtes der OÖ. Landesregierung, Abt. Wasserwirtschaft / Gewässerschutz. 2 Bände, Wels, zus. 635 S.
- GUMPINGER, C., S. HÖFLER & C. PICHLER-SCHEDER (2018): Ökologische Aufwertungsmaßnahmen in oberösterreichischen Gewässern - eine Bilanz. - Planung, Umsetzung, Erfolge, Probleme. – i.A. des

- Amtes der Oö. Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Wasserwirtschaft, Wels, 101 S..
- HABERSACK H., HAUER C., SCHOBER B., DISTER E., QUICK I., HARMS O., WINTZ M., PIQUETTE E. & M. DÖPKE (2008): CRUE Research Report No I-3: Flood risk reduction by PReserving and restOring river Floodplains (PRO_Floodplain). Vienna, Rastatt, Strasbourg.
- HAUER, C., HÖFLER, S., DOSSI, F., FLÖDL, P., GRAF, G., GRAF, W., GSTÖTTENMAYR, D., GUMPINGER, C., HOLZINGER, J., HUBER, T., JANECEK, B., KLOIBMÜLLER, A., LEITNER, P., LICHTNEGER, P., MAYER, T., OTTNER, F., RIECHL, D., SPORKA, F., WAGNER, B., HABERSACK, H. (2015a): Feststoffmanagement im Mühlviertel und im Bayerischen Wald. Endbericht. Studie im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, gefördert durch das BMLFUW und das Interreg Programm Bayern – Österreich 2007 - 2013. Wien, 391 S. + Anhang.
- HAUER, C., HÖFLER, S., DOSSI, F., FLÖDL, P., GRAF, G., GRAF, W., GSTÖTTENMAYR, D., GUMPINGER, C., HOLZINGER, J., HUBER, T., JANECEK, B., KLOIBMÜLLER, A., LEITNER, P., LICHTNEGER, P., MAYER, T., OTTNER, F., RIECHL, D., SPORKA, F., WAGNER, B., HABERSACK, H. (2015b): Feststoffmanagement im Mühlviertel und im Bayerischen Wald. Maßnahmenkatalog. Studie im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, gefördert durch das BMLFUW und das Interreg Programm Bayern – Österreich 2007 - 2013. Wien, 67 S.
- HAUNSCHMID, R., G. WOLFRAM, T. SPINDLER, W. HONSIG-ERLENBURG, R. WIMMER, A. JAGSCH, E. KAINZ, K. HEHENWARTER, B. WAGNER, R. KONECNY, R. RIEDMÜLLER, G. IBEL, B. SASANO & N. SCHOTZKO (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie Österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. – Schriftenreihe des BAW 23, Wien, 105 S..
- HEINISCH, W. (2012): Nährstoffprobleme in Oberflächengewässern. - Vortrag auf der Wasserschutztagung 29.11.2012.
- HERRCHEN, M., MÜLLER, M., & STORM, A. (2000): Ableitung von Zielvorgaben für prioritäre Stoffe zum Schutz von Oberflächengewässern. Abschlussbericht Umweltbundesamt, Berlin.
- HESSISCHES LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, UMWELTSCHUTZ UND GEOLOGIE (HLNUG) (Hrsg.) (2011): Bewertung von Stoffen/Stoffgruppen, Pkt. 6.09 Alkylphenole, 21.6.2011.
- HJULSTRÖM, F. (1935): The morphological activity of rivers as illustrated by rivers Fyris. - in: Bulletin of the Geological Institution of the University Uppsala 25. - zit. nach Ahnert, F. (1996).
- HÖFLER S. (2010): Definition und Sicherung des Raumbedarfs von Fließgewässern. - Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- HÖFLER S., SCHEDER C., GUMPINGER C., PIBERHOFER B. & C. HAUER (2016): Current status, sources and effects of fine sediments in Upper Austrian streams. – In: Wieprecht S., Haun S., Weber K., Noack M. & C. Terheiden (Ed.): Proceedings of the 13. Int. Symposium on River Sedimentation (Stuttgart, 19. – 22. September 2016), S.873-879.
- HÖFLER, S. & C. GUMPINGER (2012): Erhebung der „hydromorphologisch sehr guten“ Gewässerstrecken in Oberösterreich. – Modul 2: Gewässer mit einer Einzugsgebietsfläche zwischen 10 und 100 km². – Bericht im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Oberflächengewässerswirtschaft, Wels, 273 S.
- HÖFLER, S. & C. GUMPINGER (2014a): Erhebung der Feinsedimentbelastung in oberösterreichischen Alpenvorland-Gewässern - Inklusive Literaturstudie zum Thema Feinsediment in

- Gewässerökosystemen. - Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft, Wels, 106 S. + Anhang.
- HÖFLER, S. & C. GUMPINGER (2014b): Ergänzende Kartierung des hydromorphologischen Zustandes ausgewählter Gewässer in Oberösterreich. – Bericht im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft, Wels, 286 S.
- HOLM, A. (1989): Ökologischer Bewertungsrahmen Fließgewässer (Bäche) für die Naturräume der Geest und des östlichen Hügellandes in Schleswig-Holstein. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege des Landes Schleswig-Holstein. 46 S. + Anhang.
- HOLZER G. & M. HINTERHOFER (2007): Einsatz von Erbrütungsboxen (Cocons) zur Überprüfung des Bachforellenaufkommens im Nationalpark Thayatal. Wien. 34 S..
- HUET (1959): Profiles and biology of western European streams as related to fish management. – Trans. Am. Fish. Soc. 88, S. 155-163.
- HUMPESCH, U.H. (1984): Bodenstruktur und tierische Besiedlung einheimischer Fließgewässer – Österreichs Fischerei, 37, S.235-238.
- IAWD - INTERNATIONALE ARBEITSGEMEINSCHAFT DER WASSERWERKE IM DONAUEINZUGSGEBIET (2008): Donau-Maas und Rhein-Memorandum.
- INSTITUTE FOR WATER QUALITY AND WASTE MANAGEMENT, VIENNA UNIVERSITY OF TECHNOLOGY, AUSTRIA (Hrsg.)(2005): Nutrient Management in the Danube Basin and its Impact on the Black Sea. – daNubs Final Report, Project Duration: 01.02.2001 – 31.1.2005, 69 S..
- JANECEK, B. (1999): Fauna Aquatica Austriaca – Taxonomie und Ökologie aquatischer wirbelloser Organismen – Teil V – Chironomidae (Zuckmücken) – Larven.
- JUNGWIRTH M., HAIDVOGEL G., MOOG O., MUHAR S. & S. SCHMUTZ (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Wien.
- KAIL, J., K. BRABEC, M. POPPE & K. JANUSCHKE (2015): The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: A meta-analysis. – in: Ecological Indicators 58, S.311-321.
- KALF, D.F., CROMMENTHUIJN, G.H., POSTHUMUS, R., PLASSCHE & E.J. VAN DE (1995): Integrated Environmental Quality Objectives for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH), RIVM Rapport 659101018, Bilthoven.
- KOCH, M (2002): Quellenermittlung von Schadstoffen in kommunalen Abwässern und Sedimenten. Dissertation an der Fakultät III – Prozesswissenschaften – der Technischen Universität Berlin, 198 S. + Anhänge.
- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (Hrsg.)(2006): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Bodenschutz und zur Änderung der Richtlinie 2004/35/EG (KOM/2006/232). – Brüssel, 32 S..
- KONDOLF, G.M., SCHMITT, R., DARBY, S., CARLING, P., ARIAS, M., BIZZI, S., CASTELLETTI, A., COCHRANE, T., GIBSON, S., KUMMU, M., OEURNG, C., RUBIN, Z. & T. WILD (2017): Changing sediment budget of the Mekong: Cumulative threats and management strategies for a large river basin. – in: Science of The Total Environment. 625. 10.1016/j.scitotenv.2017.11.361.
- KOPPE, P., & STOZEK, A. (1999): Kommunales Abwasser. Vulkan-Verlag GmbH.

- LARKIN, G.A., SLANEY, P.A., WARBURTON, P. & A.S. WILSON (1998): Suspended Sediment and Fish Habitat Sedimentation in Central Interior Watersheds of British Columbia. - in: Watershed Restoration Management Report No. 7, 1998.
- LEOPOLD L.B. (2005): A view of the river. Harvard University Press. Cambridge, London. 1st Paperback edition. Originalausgabe 1994.
- LEOPOLD, LUNA B. (1994): A View of the River. - Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, 298 S..
- LEUSCH, F. & M. BARTKOW (2010): A short primer on benzene, toluene, ethylbenzene and xylenes (BTEX) in the environment and in hydraulic fracturing fluids, Griffit University – Smart Water Research Center, 17.11.2010.
- LEVASSEUR, M., BERGERON, N. E., LAPOINTE, M. F. & F. BÉRUBÉ (2006): Effects of silt and very fine sand dynamics in Atlantic salmon (*Salmo salar*) redds on embryo hatching success. - in: Can. J. Fish. Aquat. Sci. 63: S. 1450–1459.
- LI, A., TANABE, S., JIANG, G., GIESY, J.P. & P. LAM (2011): Persistent Organic Pollutants in Asia: Sources, Distributions, Transport and Fate, Elsevier, 842 S..
- LISLE, T.E. (1989): Sediment Transport and Resulting Deposition in Spawning Gravels, North Coastal California. - in: Water Resources Research, Vol. 25, No. 6, S. 1303-1319.
- LU X.X., RAN L.S., LIU S., JIANG T., ZHANG S.R. & J.J. WANG (2013): Sediment loads response to climate change: A preliminary study of eight large Chinese rivers. In: International Journal of Sediment Research 28 (2013), S.1-14.
- MAACK, G. & D. SCHUDOMA (2014): EQS Datasheet: Environmental Quality Standards Diclofenac (DRAFT).
- MALICKY, H. (2009): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs, Teil 3: Flusskrebse, Köcherfliegen, Skorpione, Weberknechte, Zikaden. 494 S..
- MANGELSDORF, J. & K. SCHEURMANN (1980): Flußmorphologie. – Ein Leitfaden für Naturwissenschaftler und Ingenieure. R. Oldenburg Verlag GmbH, München.
- MARTINEZ-CARRERAS N., KREIN A., GALLART F., IFFLY J., HISSLER C., PFISTER L., HOFFMANN L., OWENS P. (2012): The Influence of Sediment Sources and Hydrologic Events on the Nutrient and Metal Content of Fine-Grained Sediments (Attert River Basin, Luxembourg). - in: Water Air Soil Pollut (2012), 223, S. 5685-5705.
- MAXTED, J. T., DIEBEL, M. W. & M. J. VANDER ZANDEN (2009): Landscape Planning for Agricultural Non-Point Source Pollution Reduction. II. Balancing Watershed Size, Number of Watersheds, and Implementation Effort. - in: Environmental Management (2009) 43, S.60-68.
- MONTGOMERY, D.R. & J.M. BUFFINGTON (1997): Channel-reach morphology in mountain drainage basins. – in: Geological Society American Bulletin, 109, S.596-611.
- MOOG, O., HARTMANN, A., SCHMIDT-KLOIBER, A., VOGL, R., & KOLLER-KREIMEL, V. (2013): ECOPROF–Version 4.0. Software zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern nach WRRL.
- MOSIMANN, T. (2003): Erosionsgefährdung und Schutz der Böden durch die Bewirtschaftung im Kanton Basel-Landschaft. Monitoring 1982 - 2002. Amt für Umweltschutz und Energie (AUE), Liestal. 32 S.
- MUHAR, S. (1994): Stellung und Funktion des Leitbildes im Rahmen von Gewässerbetreuungskonzepten. – Wiener Mitteilungen, Band 120, S.135-158.

- MÜLLER, G. & WIMMER W. (1987): Schwermetallgehalte in Sedimenten Oberösterreichischer Fließgewässer, Amtlicher Oberösterreichischer Wassergüteatlas, 14.
- NENDZA, M. (2003): Entwicklung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 293 S..
- NISHIMURA, J., GAZZO, K., BUDD, R. (2015): Environmental Fate and Toxicology of Dicamba, California Department of Pesticide Regulation, Sacramento, 265..
- OFENBÖCK, T., GRAF W., HARTMANN A., HUBER T., LEITNER P., STUBAUER I., MOOG O. (2011): Abschätzung des ökologischen Zustandes von Stauen auf Basis von Milieufaktoren. i.A. des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion Wasser, Abteilung VII/1. 100 S..
- ORENDT C. (2002): Biozönotische Klassifizierung naturnaher Flussabschnitte des nördlichen Alpenvorlandes auf der Grundlage der Zuckmücken-Lebensgemeinschaften (Diptera: Chironomidae). - in: Lauterbornia 44: S.121-140.
- OSBORNE, L. L., & KOVACIC, D. A. (1993): Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. – in: Freshwater biology, 29(2), 243-258.
- OSPAR (2004): OSPAR/ICES Workshop on the evaluation and update of background reference concentrations (B/RCs) and ecotoxicological assessment criteria (EACs) and how these assessment tools should be used in assessing contaminants in water, sediment, and biota. Final Report verfügbar auf der OSPAR website.
- ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSIINSTITUT (Hrsg.)(2004): ÖNORM L 1075: 2004 07 01; Grundlagen für die Bewertung der Gehalte ausgewählter Elemente in Böden.
- ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSIINSTITUT (Hrsg.)(2013): ÖNORM EN ISO 14688-1: 2013 15 11; Geotechnische Erkundung und Untersuchung - Benennung, Beschreibung und Klassifizierung von Boden - Teil 1: Benennung und Beschreibung (ISO 14688-1:2002).
- ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSIINSTITUT (Hrsg.)(2013): ÖNORM EN ISO 14688-2: 2013 15 11; Geotechnische Erkundung und Untersuchung - Benennung, Beschreibung und Klassifizierung von Boden - Teil 2: Grundlagen der Bodenklassifizierungen (ISO 14688-2:2004 + Amd 1:2013).
- OWENS, P. N., BATALLA, R. J., COLLINS, A. J., GOMEZ, B., HICKS, D. M., HOROWITZ, A. J., KONDOLF, G. M., MARDEN, M., PAGE, M. J., PEACOCK, D. H., PETTICREW, E. L., SALOMONS, W. & N. A. TRUSTRUM (2005): Fine-Grained Sediment in River Systems: Environmental Significance and Management Issues. - in: River Research and Applications (2005), 21, S. 693–717.
- PATERSON, D.M., ASPDEN, R.J., VISSCHER, P.T., CONSALVEY, M., ANDRES, M., DECHO, A.W., STOLZ, J. & P.R. REID (2008): Light-dependant biostabilisation of sediments by stromatolite assemblages. - in: PLoS One, Vol. 3, No. 9, 2008, p. e3176. DOI: 10.1371/journal.pone.0003176.
- PIEGAY H., DARBY S.E., MOSSELMAN E. & N. SURIAN (2005): A review of techniques available for delimiting the erodible river corridor: a sustainable approach to managing bank erosion. River research and application 21: S.773 – 789.
- PRASUHN, V. (2005): Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Erosion. - in: Schriftenreihe der FAL Nr. 57, S. 108-119.
- PRASUHN, V. (2009): Ergebnisse eines Langzeit-Monitorings von Bodenerosion in der Schweiz. - Tagungsbeitrag zu: Jahrestagung der DBG, Kommission VI, 5.-13. September 2009, Bonn.

- PRASUHN, V., ALDER, S., LINIGER, H.P. & K. HERWEG (2015): Gewässeranschluss erosionsgefährdeter Flächen. Tagungsbeitrag zur Jahrestagung der DBG, Kommission VI, 5.-10. September 2015, München.
- REISCHÜTZ, A., & P. L. REISCHÜTZ (2007): Rote Liste der Weichtiere (Mollusca) Österreichs. na.
- RÖMPP (2016): LEXIKON CHEMIE, Online-Version 4.0, Abfrage vom 9.1.16, Georg Thieme Verlag KG, Stuttgart.
- SAETHER, O. A. (1976): Revision of *Hydrobaenus*, *Trissocladius*, *Zalutschia*, *Paratrissocladius*, and some related genera (Diptera: Chironomidae). - in: Bull Fish Res Board Can.
- SALOMONS, W. & J. BRILS (Hrsg.)(2004): Contaminated Sediments in European River Basins. - Report des European Sediment Research Network, 80 S..
- SCHAY G. et al. (2014): Biologischen Untersuchungs-Programm BUP. Amt der Oö. Landesregierung, Abteilung Gewässerschutz.
- SCHEDER, C., D. CSAR & C. GUMPINGER (2016): Renaturierung Leitenbach, Sandbach und Aschach - Biologisches Gesamt-Monitoring. Ergebnisdarstellung der Untersuchungen 2015 und Synthesebericht über alle bisherigen Erhebungen im Projektgebiet. - Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Oberflächengewässerswirtschaft / Gewässerschutz, Wels, 154 S.
- SCHIEFFER et al. (2010): Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Aufl., neubearb. und erw. Aufl., Springer Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.
- SCHMEDITJE, U. (1995): Ökologische Grundlagen für die Beurteilung von Ausleitungsstrecken: Beziehungen zwischen der sohnahen Strömung, dem Gewässerbett und dem Makrozoobenthos in Fließgewässern. na.
- SCHÖLL, F., & BALZER, I. (1998): Das Makrozoobenthos der deutschen Elbe 1992-1997. - in: Lauterbornia, 32; S.113-129.
- SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie. G. Fischer. 504 S..
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W. & M. KAINZ (1987): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. 2. Auflage, Ulmer Verlag, Stuttgart.
- STEFFAN AW. (1965): Zur Statik und Dynamik im Ökosystem der Fließgewässer und zu den Möglichkeiten ihrer Klassifizierung. [Static and dynamic in fluvial ecosystems and possibilities to their classification]. Tüxen R. (ed.). Biosoziologie.- Bericht über das 4. Internationale Symposium der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde, Den Haag, S.65-118.
- STOLTE, ST., STEUDTE, S., HELGE SCHEBB, N., WILLENBERG, I., & P. STEPNOWSKI (2013): Exotoxicity of artificial sweeteners and stevioside, Environmental International 60, September 2013, p. 123-127, DOI: 10.1016/j.envint.2013.08.010.
- STROHMEIER, P. & G. BRUCKNER (2013): Sedimentmanagement in Gewässereinzugsgebieten. Beispiel Ökosystem Wiesent. - Bericht für den Bezirk Oberfranken und das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bayreuth, 222 S..
- SUTTLE, K. B., POWER, M. E., LEVINE, J. M. & C. MCNEELY (2004): How Fine Sediment in Riverbeds impairs Growth and Survival of juvenile Salmonids. - in: Ecological Applications, Nr. 14 (4), S. 969-974.

- THURMANN, CH. & T. ZUMBROICH (2013): Resilienzvermögen von Interstitialräumen verschiedener Gewässertypen bezüglich Kolmation. - UBA-Texte 90/2013, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau-Roßlau, 122 S. + Anhang.
- UMWELTBUNDESAMT GMBH (Hrsg.) (2004): Untersuchung von Donasedimenten und Schwebstoffen auf ausgewählte organische Stoffe. - Berichte BE-249, Wien, 90 S..
- UMWELTBUNDESAMT GMBH (Hrsg.) (2008): ETOX – Informationssystem Ökotoxikologie und Umweltqualitätsziele, Web-Datenbank, Stand Jänner 2017.
- UMWELTBUNDESAMT GMBH (Hrsg.) (2015): Revision der Umweltqualitätsnormen der Bundes-Oberflächengewässerverordnung nach Ende der Übergangsfrist für Richtlinie 2006/11/EG und Fortschreibung der europäischen Umweltqualitätsziele für prioritäre Stoffe, Texte 47/2015, Juni 2015.
- UMWELTBUNDESAMT GMBH (Hrsg.) (2016): Umsetzung des Minamata-Übereinkommens über Quecksilber in Österreich. Datengrundlagen/Monitoring 2016. REP-0578. 55 S..
- UMWELTPROBENBANK (2017): betrieben vom deutschen Umweltbundesamt; verfügbar unter: <https://www.umweltprobenbank.de> [20.05.2017].
- US EPA (1999): National Recommended Water Quality Criteria Correction EPA822-Z-99-001. Office of Water.
- US EPA (2007): National Water Quality Inventory. Report to Congress. EPA 841-R-07-001.
- VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R. & C.E. CUSHING (1980): The river continuum concept. – in: Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37: S.130-137.
- VON BERTRAB, M.G., (2012): The impact of deposited fine sediment on benthic macroinvertebrates in small headwater streams in Luxembourg, Inaugural-Dissertation.
- VROM (1999). Environmental quality standards in The Netherlands: A review of environmental quality standards and their policy framework in The Netherlands, Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, Directorate General for Environmental Protection.
- WAGNER, K., JANETSCHKE, H. & J. NEUWIRTH (2009): FLOODRISK II - Vertiefung und Vernetzung zukunftsweisender Umsetzungsstrategien zum integrierten Hochwasserschutz. WP 9: Raumordnung/Raumnutzung, TP 9.5 Landwirtschaft und Hochwasser. Wien.
- WARD J.V. & J.A. STANFORD (1983): The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. - in: Fontain T.D. & S.M. Bartell (Hrsg.): Dynamic of Lotic Ecosystems. Ann. Arbor. Science: S.29-42.
- WATERS, T.F. (1995): Sediment in Streams: Sources, Biological Effects, and Control. - American Fisheries Society, 251 S..
- WENTWORTH C.K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. - in: Journal of Geology 30: S.377-392.
- WESENBERG-LUND, C. (1939): Biologie der Süßwassertiere. Springer Verlag. Wien. 817 S..
- WILCKE, D. (1967): Oligochaeta. in: Tierwelt Mitteleuropas Band 1, Lief. 7a: S. 1-162.
- WIMMER, R., H. WINTERSBERGER & G. A. PARTHL (2007): Fließgewässertypisierung in Österreich. Hydromorphologische Leitbilder. - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, interaktive DVD-Rom, Wien.

- WOOD, P.J. & P.D. ARMITAGE (1997): Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment. - in: Environmental Management Vol. 21, No 2, S. 203-217.
- WPA BERATENDE INGENIEURE & BAW BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.)(2009a): Abschätzung Bodenabtrag in Österreich - Datenintegration in IVEKOS Datenbank, Wien, 16 S..
- WPA BERATENDE INGENIEURE & BAW BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.)(2009b): Effektivität von Gewässerrandstreifen zum Schutz von Oberflächengewässern, Wien, 160 S..
- WPA BERATENDE INGENIEURE (Hrsg.)(2013): Qualitative Evaluierung von Zwischenbegrünungen für den Gewässerschutz. - Bericht im Auftrag des BMLFUW, Wien, 37 S. + Anlagen.
- WU W. (2016): Mixed cohesive and noncohesive sediment transport: A state of the art review. – in: Wieprecht et al. (Hrsg.): Proceedings of the 13th international Symposium on River Sedimentation, Stuttgart Germany, 19.-22. Sep. 2016, S. 9-18.
- YOSHIKAZU SAMPEI et al., (2001): C/N ratios in sediment core from Nakaumi Lagoon, southwest Japan – usefulness as an organic source indicator, Geochemical Journal, Vol. 35, S. 189-205.
- YUYUN C., RUI, J., & Y. SHENGKE (2015): Distribution and Source of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Water Dissolved Phase, Suspended Particulate Matter and Sediment from Weihe River in Northwest China, International Journal of Environmental Research and Public Health, p. 14148-14163, 12(11).
- ZESSNER M., HEPP. G., KUDERNA M., WEINBERGER C., GABRIEL O. & G. WINDHOFER (2014): Konzipierung und Ausrichtung übergeordneter strategischer Maßnahmen zur Reduktion von Nährstoffeinträgen in oberösterreichische Fließgewässer. i.A. des Amtes der Oö. Landesregierung, 108 S..
- ZESSNER M., HEPP. G., ZOBOLI O., MANONELLES O.M., KUDERNA M., WEINBERGER C., & O. GABRIEL (2016): Erstellung und Evaluierung eines Prognosetools zur Quantifizierung von Maßnahmenwirksamkeiten im Bereich der Nährstoffeinträge in oberösterreichische Oberflächengewässer. i.A. des Amtes der Oö. Landesregierung, 115 S. + Anhang.
- ZUMBROICH, T. (2011): Untersuchungen zu Feinsedimenten im Einzugsgebiet Morsbach (AFS-Morsbach). - Vortrag AG-Morsbach, Buchenhofen, 03.03.2011.

Rechtliche Grundlagen:

- CANADIAN WATER QUALITY GUIDELINES FOR THE PROTECTION OF AQUATIC LIFE (CCME) 1999: Guidance on the Site-Specific Application of Water Quality Guidelines in Canada: Procedures for Deriving Numerical Water Quality Objectives (Kanada).
- DEPONIEVERORDNUNG (DVO): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien, BGBl. II Nr. 39/2008 idgF.
- OBERFLÄCHENGEWÄSSERVERORDNUNG (OGewV): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer BGBl. I S. 1373 idgF. (Deutschland).
- OÖ BODENGRENZWERTE-VO: Verordnung der Oö. Landesregierung betreffend Bodengrenzwerte, LGBl. Nr. 50/2006 idgF.
- QUALITÄTSZIELVERORDNUNG (QZV) CHEMIE OBERFLÄCHENGEWÄSSER: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des Zielzustandes für Oberflächengewässer, BGBl. II Nr. 96/2006 idgF.

QUALITÄTSZIELVERORDNUNG (QZV) ÖKOLOGIE OBERFLÄCHENGEWÄSSER: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG), BGBl. II Nr. 99/2010 idgF.

RICHTLINIE 2000/60/EG (i.d.g.F): des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.

RICHTLINIE 2007/60/EG (i.d.g.F): des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken.

RICHTLINIE 2008/105/EG (i.d.g.F): des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG

RICHTLINIE 2009/28/EG (i.d.g.F): des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG.

TRINKWASSERVERORDNUNG (TWV): Verordnung des Bundesministers für soziale Sicherheit und Generationen über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, BGBl. II Nr. 304/2001 idgF.

7 Anhang

E-Mail Beantwortung der Abteilung Anlagen-, Umwelt- und Wasserrecht zum Thema Feinsedimenteinträge in Gewässer.

Amt der Oö. Landesregierung
Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft
Abteilung Anlagen-, Umwelt- und Wasserrecht
4021 Linz • Kämtnerstraße 10 - 12



Geschäftszeichen:
AUWR-2014-57317/16-Lab/May

Bearbeiter: ORR Mag. Gunter Labner
Tel: (+43 732) 77 20-12141
Fax: (+43 732) 77 20-213409
E-Mail: auwr.post@ooe.gv.at

www.land-oberoesterreich.gv.at

Dipl.-Ing. Sarah Höfler

Linz, 8. August 2016

– **Dipl.-Ing. Sarah Höfler;**
wasserrechtliche Möglichkeiten
bezüglich Feinsediment –
Rechtsauskunft

Sehr geehrte Frau Dipl.-Ing. Höfler!

Unter Bezugnahme auf das bereits erfolgte Telefonat versuche ich nochmal kurz die für ihr Anliegen wesentlichen rechtlichen Bestimmungen darzustellen. In der Anlage übersende ich Ihnen zusätzlich die Präsentation „Hangwassermanagement aus rechtlicher Sicht“, die von meinem Kollegen Mag. Lunz am 21. Oktober 2014 vorgetragen wurde.

Sie sprechen in Ihrer Anfrage flächige, diffuse, jedoch auch punktuelle Quellen für das Feinsediment an (zB. Grabenerosionen von Ackerflächen, hydraulische überlastete Waldgräben mit keiner standorttypischen Ufervegetation, Abträge von größeren Geländearbeiten). Durch den Eintrag von Feinsedimenten können massive negative Auswirkungen auf die Gewässer, Gewässerökologie und insbesondere die Fische verursacht werden.

Soweit ich unserem Telefonat entnehmen konnte, wollen sie vor allem wissen, welche Sanktionsmöglichkeiten und Vorschreibungsmöglichkeiten die verschiedenen Gesetze ermöglichen, um die von Ihnen beschriebenen negativen Einflüsse auf Gewässer hintanzuhalten.

Ich versuche im Folgenden die aus meiner Sicht wirksamsten Instrumente zusammen zu fassen:

Eine wesentliche Bestimmung findet sich im § 39 Wasserrechtsgesetz 1959 (WRG 1959), der eine Änderung der natürlichen Abflussverhältnisse untersagt.

§ 39 Abs.1 WRG lautet: „Der Eigentümer eines Grundstückes darf den natürlichen Abfluss der darauf sich ansammelnden oder darüber fließenden Gewässer zum Nachteile des unteren Grundstückes nicht willkürlich ändern.“

Sind Änderungen im Sinne des § 39 WRG 1959 vorgenommen worden, kann der Betroffene bei der Wasserrechtsbehörde die Durchführung eines wasserpolizeilichen Verfahrens nach § 138 WRG 1959 und die Beseitigung dieser Änderung beantragen und ein Verwaltungsstrafverfahren nach dem Wasserrechtsgesetz durchgeführt werden.

Werden die negativen Einflüsse durch Schutz- und Regulierungswasserbauten nach § 41 WRG 1959 oder durch bewilligungspflichtige Bauten im 30-jährlichen Hochwasserabflussbereich nach § 38 WRG 1959 verursacht, kann bei bewilligungslosen Bauten die Durchführung eines

Strafverfahrens nach § 137 WRG 1959 und die Durchführung eines wasserpolizeilichen Verfahrens nach § 138 WRG 1959 beantragt werden.

Weiters wird auf § 3 des Aktionsprogrammes Nitrat verwiesen, der grundsätzlich nur das Ausbringen von stickstoffhaltigen Düngemitteln auf stark geneigten landwirtschaftlichen Nutzflächen regelt.

Er lautet:

„§ 3 (1) Das Ausbringen von stickstoffhaltigen Düngemitteln und von Klärschlamm auf einem Schlag, der in dem zur Böschungsoberkante des Gewässers angrenzenden Bereich von 20 m eine durchschnittliche Neigung von mehr als 10% aufweist, darf nur unter Einhaltung der Abs. 2 bis 4 erfolgen.

(2) Das Ausbringen stickstoffhaltiger Düngemittel – ausgenommen Stallmist und Kompost – in derartigen Hanglagen hat bei einer Gesamtstickstoffgabe von mehr als 100 kg Stickstoff in feldfallender Wirkung pro ha jedenfalls in Teilgaben zu erfolgen. Unmittelbar vor dem Anbau dürfen stickstoffhaltige Düngemittel bis höchstens 100 kg Stickstoff in feldfallender Wirkung pro ha ausgebracht werden und sind gemäß § 7 Abs. 4 einzuarbeiten.

(3) Bei Kulturen mit besonders später Frühjahrsentwicklung (Rübe, Kartoffel und Mais) gilt zusätzlich zu den in Absatz 2 genannten Bestimmungen Folgendes:

1. der Hang zum Gewässer ist durch Querstreifeneinsaat, Quergräben mit bodendeckendem Bewuchs oder sonstige gleichwertige Maßnahmen so in Teilstücke zu untergliedern, dass eine **Abschwemmung des Düngers vermieden** wird oder,
2. zwischen der zur Düngung vorgesehenen Ackerfläche und dem Gewässer hat ein mindestens 20 Meter breiter gut bestockter Streifen vorhanden zu sein oder,
3. der Anbau hat quer zum Hang oder mit anderen **abschwemmungshemmenden Anbauverfahren** (zB Schlitzsaat) zu erfolgen, oder
4. die Flächen sind über den Winter bestockt zu halten.“

Diese Regelungen haben jedoch neben einer Verringerung des Stickstoffeintrages auch zur Folge, dass insgesamt der Hangwasserabfluss vermindert wird und somit auch weniger Erdreich mit abgeschwemmt werden kann.

In § 5 des Aktionsprogramm Nitrat werden Bedingungen für das Ausbringen von stickstoffhaltigen Düngemitteln auf landwirtschaftlichen Nutzflächen in der Nähe von Wasserläufen normiert.

§ 5 lautet:

„(1) Bei der Düngung auf landwirtschaftlichen Nutzflächen entlang von Oberflächengewässern ist

1. ein direkter Eintrag von Nährstoffen in oberirdische Gewässer durch Einhaltung eines im Folgenden angeführten Abstandes zwischen dem Rand der durch die Streubreite bestimmten Ausbringungsfläche und der Böschungsoberkante des jeweiligen oberirdischen Gewässers zu vermeiden und
2. dafür zu sorgen, dass kein Abschwemmen in oberirdische Gewässer erfolgt.
Wenn eine natürliche Böschungsoberkante nicht eindeutig erkennbar ist, so ist der im Folgenden angeführte Abstand zwischen dem Rand der durch die Streubreite bestimmten Ausbringungsfläche und der Anschlaglinie des Wasserspiegels bei Mittelwasser zuzüglich weiterer drei Meter einzuhalten.“

Abhängig von der Art des Gewässers (fließend/stehend) finden sich im zweiten Absatz des § 5 des Aktionsprogramms Nitrat ganz konkrete Abstandsbestimmungen, die von 2,5 bis 20,0 m reichen.

Ein Verstoß gegen die Bestimmungen des Aktionsprogrammes Nitrat kann gemäß § 137 WRG 1959 geahndet werden.

Eine weitere wichtige Maßnahme, die eine Verminderung des Abtrages von Erdreich bewirken kann, findet sich im § 27 des Oö. Bodenschutzgesetz, der die Vorschreibung eines Bodenverbesserungsplanes gegenüber dem Nutzungsberechtigten ermöglicht und lautet: „Die Behörde hat dem Nutzungsberechtigten des Bodens mittels Bescheid die Vorlage eines Bodenverbesserungsplanes binnen einer angemessenen Frist aufzutragen, wenn

1. bei Bodenuntersuchungen (§§ 22, 23 und 25) eine Überschreitung von Prüfwerten gemäß § 24 Abs. 2 Z. 2 und in der anschließenden einzelfallbezogenen Prüfung eine Beeinträchtigung der Bodengesundheit und das Erfordernis von Maßnahmen zur Bodenverbesserung festgestellt wird oder sonst eine Beeinträchtigung der Bodengesundheit (z.B. **flächenhafte Erosion**, flächenhafte Bodenverdichtung) festgestellt wird sowie (Anm: LGBl.Nr. 100/2005)

2. unter Bedachtnahme auf sonstige öffentliche Interessen und im Hinblick auf die Ausdehnung des belasteten Bereiches die Verbesserung der Bodengesundheit notwendig ist.“

Als bodenverbessernde Maßnahmen im Sinne der Abs. 2 und 4 kommen insbesondere in Betracht:

- Erweiterung, Verbesserung oder Festlegung der Fruchtfolge;
- Zwischenfruchtanbau;
- Untersaatenanbau in Maiskulturen;
- Reduktion des Anbaues von Mais und Hackfrüchten in Hanglagen;
- Bodenbearbeitungsformen wie Minimalbodenbearbeitung und Bearbeitung quer zum Hang;
- technische Maßnahmen zur Verbesserung der Bodenstruktur;
- Verminderung des Bodendruckes durch Einsatz bodenschonender Maschinen;
- Verringerung der Feldlängen in Hanggebieten durch Grünstreifen;
- zeitliche und mengenmäßige Beschränkung der Ausbringung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln;
- bodendeckende Bepflanzung;
- Anlage von Windschutzgürtel und Schaffung von Grünbrache;
- Mindestpflege von Schipisten;
- Beschränkung bzw. Verbot von Schneebindemitteln und Kunstschnee;
- verstärkte Kalkausbringung;
- Zufuhr organischer Substanz.

Grundsätzlich steht die Gesundheit des Bodens im Blickpunkt dieser Bestimmung aber zumindest indirekt kann dadurch auch eine Verringerung der Abschwemmungen in Gewässer bewirkt werden. Verstöße gegen einen Bodenverbesserungsplan können auch verwaltungsstrafrechtlich geahndet werden.

Bei massiven Gewässerverunreinigungen könnte sich die Frage stellen, ob durch die Übertretung einer der obigen Verwaltungsvorschriften und die dadurch ausgelösten Wirkungen für die Natur und insbesondere Gewässer auch Straftatbestände nach dem Strafgesetzbuch verwirklicht worden sind. So ist nach den §§ 180 ff Strafgesetzbuch strafbar, wer entgegen einer Rechtsvorschrift oder einem behördlichen Auftrag ein Gewässer, den Boden oder die Luft so verunreinigt oder sonst beeinträchtigt, dass dadurch

1. eine Gefahr für das Leben oder einer schweren Körperverletzung (§ 84 Abs. 1) eines anderen oder sonst für die Gesundheit oder körperliche Sicherheit einer größeren Zahl von Menschen,
2. eine Gefahr für den Tier- oder Pflanzenbestand in erheblichem Ausmaß,
3. eine lange Zeit andauernde Verschlechterung des Zustands eines Gewässers, des Bodens oder der Luft oder
4. ein Beseitigungsaufwand oder sonst ein Schaden an einer fremden Sache, an einem unter Denkmalschutz stehenden Gegenstand oder an einem Naturdenkmal, der 50.000,-- Euro übersteigt.

Auch zivilrechtliche schadenersatzrechtliche Folgen können durch ein Abschwemmen und Erosion ausgelöst werden. Bereits einige Male hat sich auch der Oberste Gerichtshof mit Schadenersatz wegen bodenerosionsfördernder landwirtschaftlicher Bearbeitung und diesbezüglichen Unterlassungsklagen beschäftigt (vgl. OGH vom 07.03.2006, 1Ob11/06h). In diesem Urteil finden sich auch folgende Aussagen: „Der vermehrte Anbau von Kulturpflanzen mit später Bodendeckung, so vor allem von Mais, bewirkt eine starke Zunahme der Erosion. Die Erosion verdoppelt sich ungefähr, wenn der Mais in Falllinie statt quer zum Hang angebaut wird.“ und „Eine Bewirtschaftung des Grundstücks quer zum Hang hätte die Erosion verringert“. Aus diesem Grund fordert auch die Landwirtschaftskammer in ihren Fortbildungsveranstaltungen immer wieder auf eine erosionsmindernde Bewirtschaftung zu achten. Abgeleitet wird dies aus § 39 WRG 1959 und § 364 Allgemeines Bürgerliches Gesetzbuch (ABGB).

§ 364 ABGB lautet:

„Der Eigentümer eines Grundstückes kann dem Nachbarn die von dessen Grund ausgehenden Einwirkungen durch Abwässer, ... insoweit untersagen, als sie das nach den örtlichen Verhältnissen gewöhnliche Maß überschreiten und die ortsübliche Benutzung des Grundstückes wesentlich beeinträchtigen. Unmittelbare Zuleitung ist ohne besonderen Rechtstitel unter allen Umständen unzulässig.“

Oft sind die Probleme aber auch das Ergebnis einer falschen Raumplanung. Grundsätzlich hat die Raumplanung das Ziel das Risiko von Naturgefahren zu vermeiden und zu verringern. Gemäß §18 Abs. 7 Oö. Raumordnungsgesetz (Oö. ROG 1994) hat die Gemeinde bei der Erlassung, Änderung oder regelmäßigen Überprüfung des Flächenwidmungsplanes festgelegte Planungen des Bundes und des Landes zu berücksichtigen; solche Planungen sind überdies im Flächenwidmungsplan ersichtlich zu machen; dies gilt für festgelegte Flächennutzungen aufgrund des WRG 1959 und Nutzungsbeschränkungen (wie Bannwälder, ..., Gefahrenzonenpläne gemäß Forstgesetz 1975 sowie festgelegte Hochwasserabflussgebiete).

Gemäß § 21 Abs. 1 Oö. ROG dürfen als Bauland nur Flächen vorgesehen werden, die sich auf Grund der natürlichen und der infrastrukturellen Voraussetzungen für die Bebauung eignen. Flächen, die sich wegen der natürlichen Gegebenheiten (wie Grundwasserstand, Hochwassergefahr, Steinschlag, Bodenbeschaffenheit, Lawinengefahr) für eine zweckmäßige Bebauung nicht eignen, dürfen nicht als Bauland gewidmet werden. Auch bei der Bauplatzbewilligung nach der Oö. Bauordnung sind die Naturgefahren zu berücksichtigen. Bei Planungsfehlern kann eine eventuelle Haftung der Gemeinden denkbar sein.

Und auch im Forstrecht finden sich Regelungen, die sich mit Hangwasser zumindest indirekt auseinandersetzen. § 6 des Forstgesetz (ForstG) nennt als Aufgabe der forstlichen Raumplanung unter anderem, dass die Schutzwirkung, das ist insbesondere der Schutz vor Elementargefahren und schädigenden Umwelteinflüssen sowie die Erhaltung der Bodenkraft gegen Bodenabschwemmung und -verwehung, Geröllbildung und Hangrutschung, bestmöglich zur Geltung kommt. Zur Erreichung der Ziele der forstlichen Raumplanung muss insbesondere darauf Bedacht genommen werden, dass in Gebieten, in denen dem Schutz- und Wohlfahrtswirkungen des Waldes eine besondere Bedeutung zukommt, auch vorhanden sein soll.

Die forstliche Raumplanung umfasst gemäß § 7 ForstG unter anderem die Darstellung von wildbach- oder lawinenbedingten Gefahrenzonen und die Planung der Neuaufforstung auf hierzu heranstehenden Flächen sowie der Aufforstung zum Zwecke des Windschutzes, der Landschaftsgestaltung und der Verbesserung des Wasserhaushaltes, insbesondere in unterbewaldeten Gebieten. Im Gefahrenzonenplan sind die wildbach- und lawinengefährdeten Bereiche und deren Gefährdungsgrad sowie jene Bereiche darzustellen, für die eine besondere Art der Bewirtschaftung oder deren Freihaltung für spätere Schutzmaßnahmen erforderlich ist. Auch hier hatte der Gesetzgeber offensichtlich Gewässer in Form von Wildbächen im Auge, in die Fläche geht er dabei nur bei Lawinen.

§ 16 ForstG verbietet dezidiert die „Waldverwüstung“, bei der der Waldboden einer offenbaren Rutsch- oder Abtragungsgefahr ausgesetzt wird.

Die Bestimmungen für Schutz- (§ 21) und Bannwald (§ 27) sowie das Verbot von Kahlhieben (§ 58) jeweils ForstG, sind wesentliche Instrumente für die Bewahrung des Waldes als Schutz gegen Erosionen.

Ich hoffe, ich konnte einige Ihrer Fragen beantworten und Ihnen weiter helfen. Im Grunde muss man sich aber immer den konkreten Einzelfall ansehen und gesondert beurteilen.

Für eventuelle weitere Fragen stehe ich gerne zur Verfügung.

Freundliche Grüße
Für den Landeshauptmann
Im Auftrag:

Mag. Gunter Labner

Hinweise:

Dieses Dokument wurde amtssigniert. Informationen zur Prüfung der elektronischen Signatur und des Ausdrucks finden Sie unter:

<https://www.land-oberoesterreich.gv.at/thema/amtssignatur>.

Wenn Sie mit uns schriftlich in Verbindung treten wollen, richten Sie Ihr Schreiben bitte an das Amt der Oö. Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft / Abteilung Anlagen-, Umwelt- und Wasserrecht, Kärntnerstraße 10 - 12, 4021 Linz, und führen Sie das Geschäftszeichen dieses Schreibens an. Damit Sie bei einer Vorsprache die für Sie zuständigen Ansprechpartner sicher antreffen, empfehlen wir Ihnen eine telefonische Terminvereinbarung.

Sie erreichen uns optimal mit öffentlichen Verkehrsmitteln (Fahrplanauskunft: www.ooevg.at)

