

Potenzialstudie Erlabach-Unterlauf

von St. Valentin bis zur Mündung in die Donau



blattfisch



Verbund

Potenzialstudie Erlabach-Unterlauf

von St. Valentin bis zur Mündung in die Donau

Autoren:

Ulrike Bart, Christoph Graf, Christian Pichler-Scheder, Sarah Höfler,

Irene Pilz & Clemens Gumpinger

unter Mitarbeit von Romana Niedermayr

DWS-Hydro-Ökologie GmbH

blattfisch e.U.

Technisches Büro für Gewässerökologie
DI Clemens Gumpinger

blattfisch.at 

4600 Wels | Leopold-Spitzer-Straße 26
Tel: 07242/21 15 92 | e-Mail: office@blattfisch.at
FN 443343 a (Landesgericht Wels)

Auftraggeber

Niederösterreichische Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft

Niederösterreichischer Landesfischereiverband

Verbund AG

Wels, August 2022

Inhalt

| | | |
|--------|---|----|
| 1 | Einleitung | 1 |
| 1.1 | Projektgebiet..... | 1 |
| 1.2 | Aktueller ökologischer Zustand des Erlabach-Unterlaufes laut Nationalem Gewässerbewirtschaftungsplan..... | 2 |
| 2 | Modul 1 – Hydromorphologie | 5 |
| 2.1 | Methodik..... | 5 |
| 2.1.1 | Totholzstrukturen | 5 |
| 2.1.2 | Breiten- und Tiefenerosion | 5 |
| 2.1.3 | Breiten- und Tiefenvarianz..... | 6 |
| 2.1.4 | Feinsedimentbelastung | 7 |
| 2.1.5 | Kolmatierung..... | 8 |
| 2.1.6 | Substratdiversität..... | 8 |
| 2.1.7 | Strömungsdiversität..... | 9 |
| 2.1.8 | Rückstau | 9 |
| 2.1.9 | Uferverbauung..... | 9 |
| 2.1.10 | Uferschutzstreifen..... | 10 |
| 2.1.11 | Querbauwerke..... | 11 |
| 2.2 | Ergebnisse | 12 |
| 2.2.1 | Totholzstrukturen | 12 |
| 2.2.2 | Breiten- und Tiefenerosion | 14 |
| 2.2.3 | Breiten- und Tiefenvarianz..... | 15 |
| 2.2.4 | Feinsedimentbelastung | 16 |
| 2.2.5 | Kolmatierung..... | 19 |
| 2.2.6 | Substratdiversität..... | 21 |
| 2.2.7 | Strömungsdiversität..... | 22 |
| 2.2.8 | Rückstau | 23 |
| 2.2.9 | Uferverbauung..... | 23 |
| 2.2.10 | Uferschutzstreifen..... | 29 |
| 2.2.11 | Querbauwerke..... | 30 |
| 3 | Modul 2 – Hydrologie..... | 34 |
| 3.1 | Wasserrechte..... | 34 |
| 3.1.1 | Bewässerungen..... | 34 |
| 3.1.2 | Teichanlagen..... | 35 |

| | | |
|-------|--|-----|
| 3.1.3 | Wasserentnahmen – Nutzwasser..... | 36 |
| 3.1.4 | Wasserkraftanlagen | 36 |
| 3.1.5 | Besondere Wasserbenutzung – Stauanlagen | 37 |
| 3.2 | Analyse der Pegeldata | 37 |
| 3.3 | Ausleitungen | 40 |
| 3.3.1 | Starmühler Wehr | 41 |
| 3.3.2 | Ausleitung Remserbach..... | 41 |
| 3.3.3 | Wasserkraftanlage Hasenöhl Holding GmbH (Godamühle)..... | 42 |
| 3.3.4 | Wasserkraftanlage Weindl..... | 42 |
| 3.3.5 | Ausleitung Hochwasserentlastungsgerinne | 42 |
| 3.3.6 | Übersicht über die durchgeführten Abflussmessungen | 43 |
| 3.4 | Ökologische Bedeutung des Remserbaches..... | 44 |
| 4 | Modul 3 – Biologische Qualitätskomponenten | 55 |
| 4.1 | Qualitätselement Fische..... | 55 |
| 4.1.1 | Fischhabitatkartierungen | 55 |
| 4.1.2 | Fischbestand..... | 56 |
| 4.1.3 | Analyse und Fazit..... | 64 |
| 4.2 | Qualitätselemente Makrozoobenthos und Phytobenthos | 80 |
| 4.2.1 | Probestrecken | 80 |
| 4.2.2 | Methodik..... | 87 |
| 4.2.3 | Ergebnisse..... | 88 |
| 4.2.4 | Phytobenthos..... | 95 |
| 4.2.5 | Diskussion..... | 98 |
| 4.3 | Vorkommen der Gemeinen Flussmuschel (<i>Unio crassus</i>) | 102 |
| 5 | Zusammenfassung und Analyse der Module 1 bis 3 | 104 |
| 6 | Ersatzmodul E5 – Feinsedimenteinträge aus dem Einzugsgebiet des Erlabaches | 107 |
| 6.1 | Methodik..... | 107 |
| 6.1.1 | Risiko Bodenerosion..... | 107 |
| 6.1.2 | Eintragswege, Übertrittsstellen..... | 109 |
| 6.1.3 | Risiko für Feinsedimenteinträge | 109 |
| 6.1.4 | Zusätzliche Aspekte | 110 |
| 6.1.5 | Eruierung prioritärer Maßnahmengebiets | 110 |
| 6.2 | Ergebnisse | 110 |
| 6.2.1 | Risiko Bodenerosion..... | 110 |
| 6.2.2 | Eintragswege, Übertrittsstellen..... | 114 |

| | | |
|--------|---|-----|
| 6.2.3 | Risiko für Feinsedimenteinträge | 116 |
| 6.2.4 | Zusätzliche Aspekte | 116 |
| 6.2.5 | Eruierung Prioritärer Maßnahmengebiets | 118 |
| 6.3 | Resümee..... | 119 |
| 7 | Modul 4 – Leitbild und Maßnahmenkonzept | 121 |
| 7.1 | Leitbild | 121 |
| 7.2 | Maßnahmenkatalog..... | 130 |
| 7.2.1 | Lineare Maßnahmentypen | 130 |
| 7.2.2 | Punktuelle Maßnahmentypen..... | 133 |
| 7.2.3 | Maßnahmen im Einzugsgebiet..... | 134 |
| 7.3 | Maßnahmenbereiche | 147 |
| 7.3.1 | Besonders wirksame Bereiche für lineare und punktuelle Maßnahmen | 147 |
| 7.3.2 | Besonders wirksame Bereiche für flächige Maßnahmen zum Feinsedimentrückhalt | 148 |
| 7.4 | Zusammenfassung und weitere wichtige Aspekte | 151 |
| 8 | Modul 5 – Evaluierung Renaturierung „Hasenöhr“ | 153 |
| 9 | Modul 6 – Wasserkraftanlage Gutenhofen..... | 155 |
| 10 | Literatur | 158 |
| 11 | Anhang..... | 164 |
| 11.1 | Anhang: Taxalisten Makrozoobenthos..... | 164 |
| 11.2 | Anhang: Taxalisten Phytobenthos..... | 167 |
| 12 | Fotodokumentation..... | 169 |
| 12.1 | Abschnitt 1 - Wasserkraftanlage Breuer bis Starmühler Wehr | 169 |
| 12.2 | Abschnitt 2 – Erlabach-Hauptgerinne von Starmühler Wehr bis Godamühle | 171 |
| 12.3 | Abschnitt 3 – Mühlbach von Starmühler Wehr bis Godamühle..... | 172 |
| 12.4 | Abschnitt 4 – Bereich Godamühle..... | 174 |
| 12.5 | Abschnitt 6 – WKA Weindl bis St. Pantaleon | 177 |
| 12.6 | Abschnitt 7 – Durch St. Pantaleon | 178 |
| 12.7 | Abschnitt 8 – Durch die Au – Teil 1 | 180 |
| 12.8 | Abschnitt 9 – Durch die Au – Teil 2 | 181 |
| 12.9 | Zuflüsse | 183 |
| 12.9.1 | Donau Nebengerinne 1 | 183 |
| 12.9.2 | Engelbergbach | 184 |
| 12.9.3 | Donau Nebengerinne 2..... | 184 |
| 12.9.4 | Aubach..... | 185 |

1 Einleitung

Das Büro blattfisch e. U. wurde von der Abteilung Wasserwirtschaft des Amtes der Nö. Landesregierung mit der Erstellung einer Potenzialstudie des Erlabach-Unterlaufes beauftragt. Im Zuge dieser Studie sollen das gewässerökologische Potential des Erlabaches zwischen St. Valentin (Gutenhofen) und der Mündung in die Donau erhoben werden und die Möglichkeiten in Hinblick auf die Zielerreichung laut WRRL eruiert werden.

1.1 Projektgebiet

Der Erlabach entspringt zwischen Kleinraming und Behamberg und fließt dann nach Norden Richtung Donau. Ursprünglich mündete er im Gemeindegebiet von St. Pantaleon in die Donau. Im Zuge der Donauregulierung im 19. Jahrhundert wurde der Erlabach in den ursprünglichen Donaulauf umgelegt und seine Mündung wurde schließlich beim Bau des Donaukraftwerks Wallsee-Mitterkirchen mit Hilfe eines künstlichen Gerinnes in den beim Kraftwerkbau bei Wallsee abgetrennten, ursprünglichen Donaulauf gezogen

Das untersuchte Gebiet umfasst den Erlabach vom Kraftwerk Breuer (Mühle zu Hofkirchen) bis zur Mündung in den Altarm Wallsee. Von den Zuflüssen wurden die Mündungsbereiche ebenfalls miteinbezogen (Abb. 1). Der Gewässerlauf wurde in 100 m lange Abschnitte unterteilt, die im Zuge einer Kartierung begangen wurden. Die Kartierungstätigkeiten fanden von Ende März bis Anfang April 2021 statt.

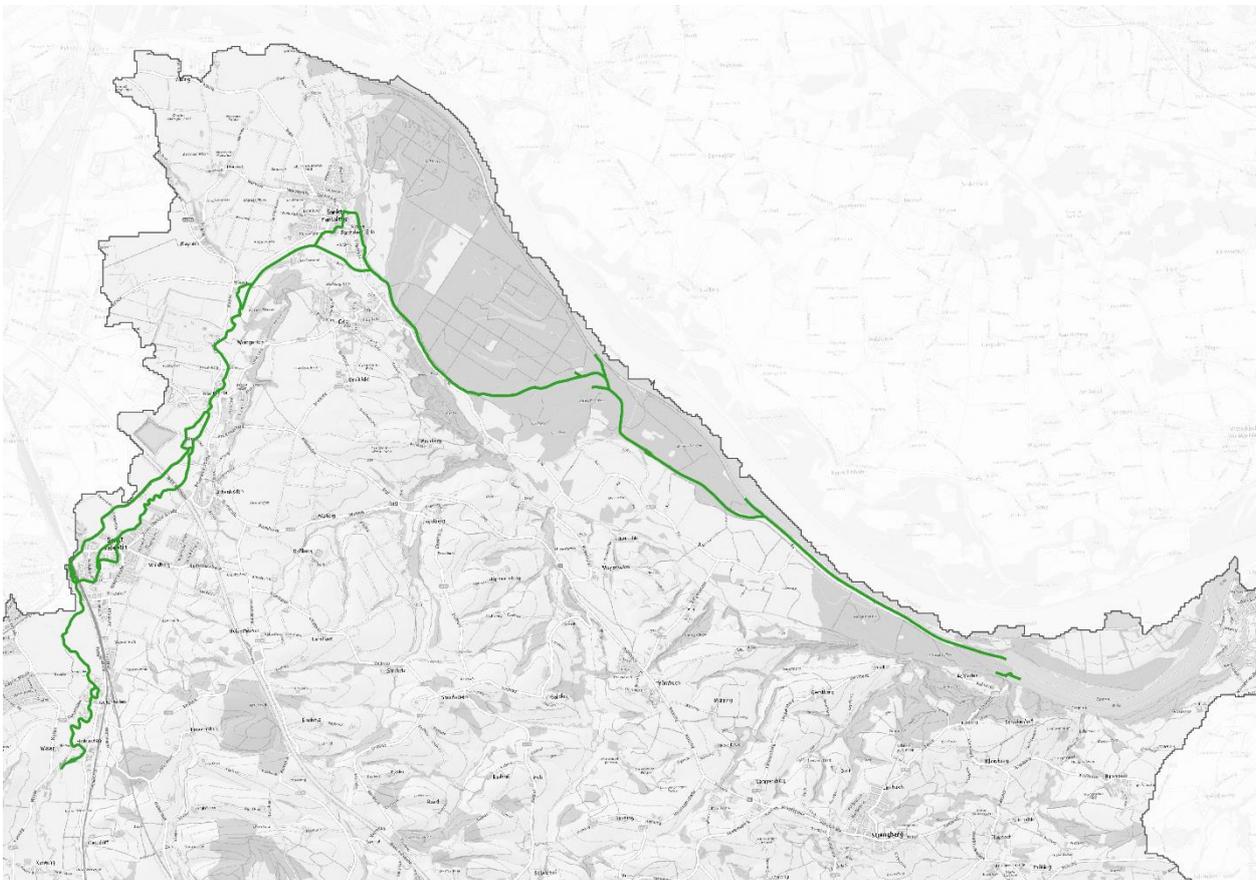


Abb. 1 Projektgebiet im Unterlauf des Erlabaches.

1.2 Aktueller ökologischer Zustand des Erlabach-Unterlaufes laut Nationalem Gewässerbewirtschaftungsplan

Das Projektgebiet umfasst die Wasserkörper mit den Nummern 408780010 und 408780011 sowie einen Teil des Wasserkörpers 408780012 (Abb. 2). Laut dem zum Zeitpunkt der Berichtsverfassung noch gültigen Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan 2015 (NGP) (Quelle: Wasserinformationssystem Austria, WISA) haben die betroffenen Wasserkörper die in Tab. 1 angegebene Zustandsbewertung. Der Altarm Wallsee (408780010) weist einen befriedigenden (3) ökologischen Zustand auf, wohingegen der flussaufwärts anschließende Wasserkörper 408780011 den schlechten (5) und der oberste Wasserkörper (408780012) den unbefriedigenden (4) Zustand aufweist.

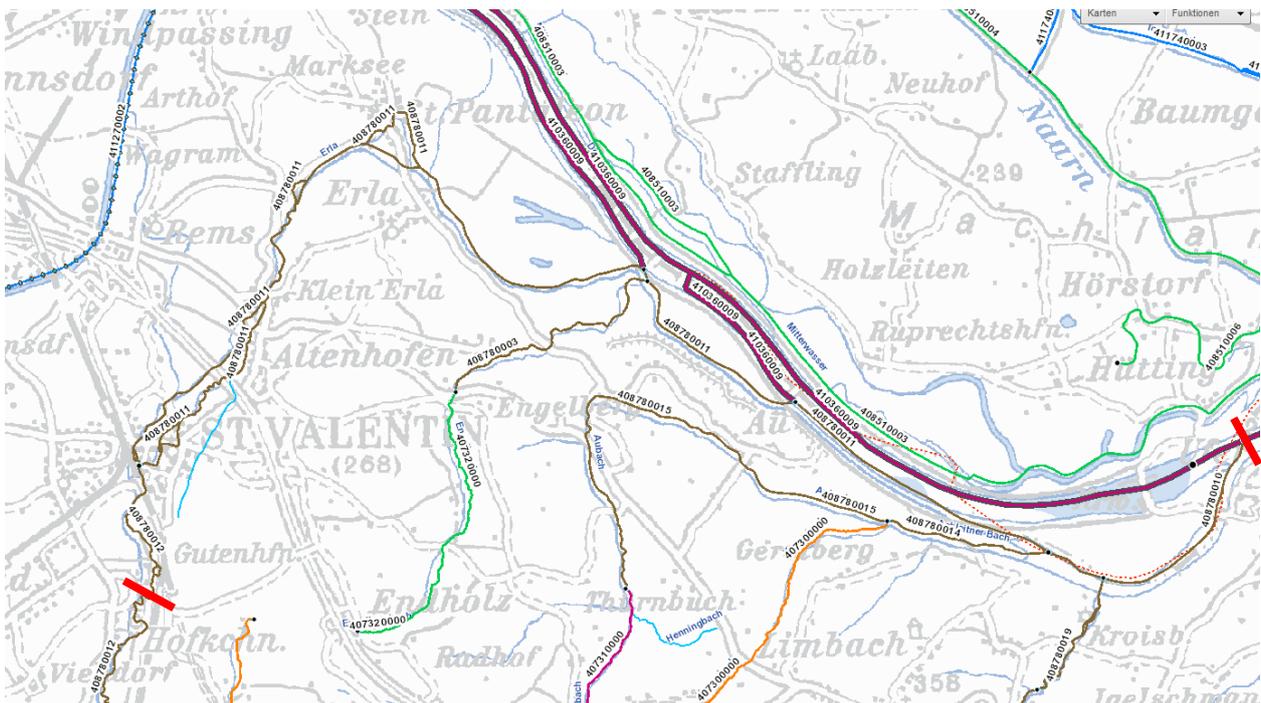


Abb. 2 Ausschnitt des Projektgebietes (rote Markierungen) inklusive der Wasserkörpereinteilung aus dem Wasserinformationssystem Austria (WISA), Quelle: maps.wisa.bmlrt.gv.at/gewaesserbewirtschaftungsplan-2015).

Etwas anders stellt sich die Zustandsbewertung im Entwurf zum NGP 2021 dar (Tab. 2). Der ökologische Zustand (in Tab. 2 grün hinterlegt) des Wasserkörpers 408780010 (=Altarm Wallsee) verschlechtert sich um eine Klasse von mäßig (3) auf unbefriedigend (4), wohingegen sich der Zustand des Wasserkörpers 408780011 um zwei Klassen von schlecht (5) auf mäßig (3) verbessert. Der Wasserkörper 408780012 bleibt unverändert im unbefriedigenden Zustand. Die Beurteilung des ökologischen Zustandes anhand der Fische zeigt beim Wasserkörper 408780011 eigentlich die Klasse unbefriedigend (4) und trotzdem ist der ökologische Zustand dieses Wasserkörpers mit mäßig (3) bewertet. Nach Auskunft von Frau Mag. Gisela Ofenböck vom Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus lässt sich diese Diskrepanz durch ein fehlendes Update des Datenblattes erklären und die Einstufung des ökologischen Zustandes mit mäßig (3) ist korrekt, da Befischungsdaten aus dem Jahre 2019 vorliegen, die den mäßigen Zustand zeigen. Damit kommt es also im Wasserkörper 408780011 zu einer Verbesserung des ökologischen Zustandes um zwei Klassen.

Tab. 1 Zustand der betroffenen Wasserkörper laut NGP 2015 (Quelle: WISA).

| | WK 408780010 | WK 408780011 | WK 408780012 |
|--|---|---|---|
| Messung Fische | - | 5, schlecht | 4, unbefriedigend |
| Messung Phytobenthos | - | 3, mäßig | - |
| Messung Makrozoobenthos | - | 3, mäßig | - |
| Messung Makrophyten | - | - | - |
| Zustand Biologie hinsichtlich stofflicher Belastung | 3, mäßig | 3, mäßig | 3, mäßig |
| Zustand Biologie hinsichtlich hydromorph. Belastung | 3, mäßig | 3, mäßig | 3, mäßig |
| Zustand nationale Schadstoffe | 2, gut | 2, gut | 2, gut |
| Überschreitung national geregelter Schadstoffe | - | - | - |
| Ökologischer Zustand | 3, mäßig | 5, schlecht | 4, unbefriedigend |
| Bewertungstyp Ökologischer Zustand | B, Gruppierung | A, Messung | A, Messung |
| Chemischer Zustand (ohne ubiquitäre Schadstoffe) | 1, gut | 1, gut | 1, gut |
| Bewertungstyp chemischer Zustand (ohne ubiquitäre Schadstoffe) | B, Gruppierung | A, Messung | A, Messung |
| Überschreitung Prioritäre Schadstoffe | - | - | - |
| Chemischer Zustand in Bezug auf ubiquitäre Schadstoffe | 3, nicht gut | 3, nicht gut | 3, nicht gut |
| Bewertungstyp chemischer Zustand | C, Belastungsanalyse | C, Belastungsanalyse | C, Belastungsanalyse |
| Überschreitung ubiquitäre Schadstoffe | Quecksilber und Quecksilberverbindungen | Quecksilber und Quecksilberverbindungen | Quecksilber und Quecksilberverbindungen |
| Weniger strenges Umweltziel | - | - | - |
| Gesamtzustand (ohne ubiquitäre Schadstoffe) | 3, mäßig | 5, schlecht | 4, unbefriedigend |

Tab. 2 Zustand der betroffenen Wasserkörper laut Entwurf NGP 2021 (Quelle: WISA).

| | WK 408780010 | WK 408780011 | WK 408780012 |
|--|---|---|---|
| Messung Fische | 4, unbefriedigend | 4, unbefriedigend | - |
| Messung Phytobenthos | - | - | - |
| Messung Makrozoobenthos | - | - | - |
| Messung Makrophyten | - | - | - |
| Zustand Biologie hinsichtlich stofflicher Belastung | 3, mäßig | 3, mäßig | 3, mäßig |
| Zustand Biologie hinsichtlich hydromorph. Belastung | 4, unbefriedigend | 3, mäßig | 4, unbefriedigend |
| Zustand nationale Schadstoffe | 2, gut | 2, gut | 2, gut |
| Überschreitung national geregelter Schadstoffe | - | - | - |
| Ökologischer Zustand | 4, unbefriedigend | 3, mäßig | 4, unbefriedigend |
| Bewertungstyp Ökologischer Zustand | A, Messung | A, Messung | A, Messung |
| Chemischer Zustand (ohne ubiquitäre Schadstoffe) | 1, gut | 1, gut | 1, gut |
| Bewertungstyp chemischer Zustand (ohne ubiquitäre Schadstoffe) | B, Gruppierung | B, Gruppierung | B, Gruppierung |
| Überschreitung Prioritäre Schadstoffe | - | - | - |
| Chemischer Zustand in Bezug auf ubiquitäre Schadstoffe | 3, nicht gut | 3, nicht gut | 3, nicht gut |
| Bewertungstyp chemischer Zustand | C, Belastungsanalyse Quecksilber und Quecksilberverbindungen, Bromierte Diphenylether (p-BDE) | C, Belastungsanalyse Quecksilber und Quecksilberverbindungen, Bromierte Diphenylether (p-BDE) | C, Belastungsanalyse Quecksilber und Quecksilberverbindungen, Bromierte Diphenylether (p-BDE) |
| Überschreitung ubiquitäre Schadstoffe | | | |
| Weniger strenges Umweltziel | - | - | - |
| Gesamtzustand (ohne ubiquitäre Schadstoffe) | nicht ausgewiesen | nicht ausgewiesen | nicht ausgewiesen |

2 Modul 1 – Hydromorphologie

2.1 Methodik

Um den Erlabach hydromorphologisch zu charakterisieren wurde das Projektgebiet zwischen dem Kraftwerk Breuer und der Mündung in den Altarm Wallsee detailliert kartiert. Bei der Kartierung wurden für jeden einzelnen 100 m langen Abschnitt die hier im Anschluss aufgezählten Parameter erhoben.

2.1.1 Totholzstrukturen

Unter Totholz werden abgestorbene Gehölze oder Teile davon im Gewässer verstanden. Natürlicherweise wäre der Eintrag von Totholz in das Gewässer durch Wald und Ufergehölze sehr groß (Absterbeprozesse, Ufererosion, Hangrutschungen, Wind- und Schneebruch, Biberaktivität, etc.). Aufgrund der flächendeckenden Nutzung und Pflege des Gewässerumfeldes fällt aber aktuell wesentlich weniger Totholz an - ja im Gewässer befindliches Totholz wird im Rahmen von Gewässerunterhaltungen aus Gründen des Hochwasserschutzes entnommen. Totholz hat aber wichtige ökologische Funktionen, denn es ist als Makrozoobenthosnahrung und -lebensraum, aber auch für die dynamische Eigenentwicklung eines Gewässers von enormer Bedeutung. Eintrag, Weitertransport, Ablagerung und Abbau sind ständig wirkende Prozesse innerhalb eines intakten und dynamischen Fließgewässers. Totholzstrukturen haben vielfältige Wirkungen auf die Gewässerdynamik, da sie nicht nur selbst ein Strukturelement sind, sondern die Strömung lenken und damit neue Strukturelemente schaffen. Wenn Totholz im Gewässer also zumindest eine gewisse Zeit lang lagestabil ist, dann beeinflusst es die Strömung. Es führt zu einer Strömungsdifferenzierung im Gewässerbett, es staut Sedimente und fördert die Bildung von Schlamm-, Sand- und Schotterbänken, es führt zu Erosionsprozessen an Sohle und Ufer und trägt damit wesentlich zur Breiten-Tiefenvarianz bei. Das Vorhandensein von Totholzstrukturen erlaubt zudem Rückschlüsse auf das Lebensraumangebot für Tiere und Pflanzen. Wo sich Totholz befindet sind auch Fische vorhanden, denn Fische sind eng an Gewässerstrukturen gebunden, weil sie Unterstände, Deckung und strömungsgeschützte Ruhebereiche brauchen (Gebler, 2005).

Beim Parameter „Totholzstrukturen“ wurde für jeden Abschnitt die Menge der vorhandenen Totholzstrukturen nach den in Tab. 3 angebenen Kategorien erhoben.

Tab. 3 Kategorien der Totholzstrukturen.

| Totholzstrukturen | Beschreibung |
|--------------------------|--|
| viele | Große Anzahl an Totholzstrukturen im Gewässer. |
| mäßige | Mäßige Anzahl an Totholzstrukturen im Gewässer |
| geringe | Geringe Anzahl an Totholzstrukturen im Gewässer. |
| keine | Keine Totholzstrukturen im Gewässer vorhanden. |

2.1.2 Breiten- und Tiefenerosion

2.1.2.1 Breitenerosion

Unter Breitenerosion wird die Erosion an beiden gegenüberliegenden Ufern verstanden und sie darf nicht mit der Prallhangerosion verwechselt werden. Breitenerosion tritt vor allem in anthropogen

veränderten Gewässerbetten auf, da das Gewässer die Tendenz hat durch beidseitige Ufererosion zu einem ausgewogenen Breiten-/Tiefenverhältnis zu kommen.

Für die Erhebung des Parameters „Breitenerosion“ wurden die in Tab. 4 angegebenen Kategorien verwendet.

Tab. 4 Kategorien der Breitenerosion

| Breitenerosion | Beschreibung |
|-----------------------|---|
| stark | Mehr als 50 % der Ufer des Kartierungsabschnitts sind von Breitenerosion geprägt. |
| schwach | Schwache Erosionsprozesse an den Ufern des Kartierungsabschnittes erkennbar. |
| keine | Keine Ufererosion im Kartierungsabschnitt erkennbar. |

2.1.2.2 Tiefenerosion

Die Tiefenerosion ist ein Maß für Eintiefungs- bzw. Erosionsprozesse der Gewässersohle über die Zeit. Ein anthropogen verändertes Gewässerbett hat bei zu geringer Gewässerbreite und keiner Möglichkeit zur Breitenvarianz die Tendenz, sich Geschiebe zur Auslastung des Transportvermögens aus dem Gewässerbett zu holen. Dies führt zur Tiefenerosion und zu rückschreitender Erosion. Die Tiefenerosion wirkt sich in Folge auch durch seltenere und geringere Überflutungsereignisse und Grundwasserabsenkungen negativ auf die gewässerbegleitende Au aus.

Für die Erhebung des Parameters „Tiefenerosion“ wurden die in Tab. 5 angegebenen Kategorien verwendet.

Tab. 5 Kategorien der Tiefenerosion

| Tiefenerosion | Beschreibung |
|----------------------|--|
| stark | Starke Tiefenerosion über mehr als 50 % des Kartierungsabschnitts erkennbar. |
| schwach | Schwache Tiefenerosion im Kartierungsabschnitt erkennbar. |
| keine | Keine Tiefenerosion im Kartierungsabschnitt erkennbar. |

2.1.3 Breiten- und Tiefenvarianz

Breiten- und Tiefenvarianz sind gute Parameter um die Natürlichkeit und morphologische Heterogenität eines Abschnittes zu beurteilen. Vor allem die Tiefenvarianz ist ein gutes Maß für die Vielfalt der Gewässerstrukturen (Jungwirth et al., 2003).

2.1.3.1 Breitenvarianz

Bei diesem Parameter wird die Häufigkeit und das Ausmaß des Wechsels der Querprofilbreite auf Höhe des Wasserspiegels dokumentiert. Die Breitenvarianz ist ein guter Indikator für die Natürlichkeit eines Gewässers und sie wurde für jeden einzelnen 100 m-Abschnitt nach den in Tab. 6 angeführten Kategorien erhoben.

Tab. 6 Kategorien der Breitenvarianz.

| Breitenvarianz | Beschreibung |
|-----------------------|---|
| groß | Vielfacher Wechsel der Gewässerbreite. |
| mäßig | Vielfach deutliche, aber insgesamt nur mäßige örtliche Unterschiede in den Gewässerbreiten. |
| gering | Vereinzelt deutlicher, aber insgesamt nur geringer Wechsel der Gewässerbreiten. |
| keine | Kein Wechsel der Gewässerbreite. |

2.1.3.2 Tiefenvarianz

Die Erhebung der Tiefenvarianz erfolgt durch optische Einschätzung und es werden nur deutlich erkennbare Tiefenunterschiede berücksichtigt. Es wurden die in Tab. 7 angeführten Kategorien verwendet.

Tab. 7 Kategorien der Tiefenvarianz.

| Tiefenvarianz | Beschreibung |
|----------------------|--|
| groß | Vielfacher Wechsel der Wassertiefe. |
| mäßig | Vielfach deutliche, aber insgesamt nur mäßige örtliche Unterschiede in den Wassertiefen. |
| gering | Vereinzelt deutlicher, aber insgesamt nur geringer Wechsel der Wassertiefen. |
| keine | Kein Wechsel der Wassertiefe. |

2.1.4 Feinsedimentbelastung

Unter Feinsedimentbelastung wird in dieser Untersuchung die Belastung der Sohle mit Partikeln mit einer Größe unter 0,2 mm Korndurchmesser verstanden. Im Erlabach besteht, wie in fast allen Fließgewässern der intensiv genutzten Kulturlandschaft im Alpenvorland, eine vom Menschen verursachte, erhöhte Feinsedimentfracht. Die Feinsedimente legen sich auf dem Grobgeschiebe ab beziehungsweise verfüllen den Kieslückenraum. Die Ursachen sind ein Zusammenspiel aus erhöhten Einträgen aus dem Gewässerumland und verminderten Austrägen aus dem Gewässer sowie strukturellen Defiziten (Höfler et al., 2018).

In der Tab. 8 sind die Kategorien für die Feinsedimentbelastung angegeben.

Tab. 8 Kategorien der Feinsedimentbelastung.

| Feinsedimentbelastung | Beschreibung |
|------------------------------|--|
| sehr groß | 96-100 % des sichtbaren Sohlsubstrates besteht aus Partikeln <0,2 mm |
| groß | 71-95 % des sichtbaren Sohlsubstrates besteht aus Partikeln <0,2 mm |
| mäßig | 21-70 % des sichtbaren Sohlsubstrates besteht aus Partikeln <0,2 mm |
| gering | 1-20 % des sichtbaren Sohlsubstrates besteht aus Partikeln <0,2 mm |
| keine | 0 % des sichtbaren Sohlsubstrates besteht aus Partikeln <0,2 mm |

2.1.5 Kolmatierung

Unter Kolmatierung wird in dieser Untersuchung die innere Kolmatierung, also die Verstopfung der Poren und Verminderung der Durchlässigkeit des Gewässerbodens durch Ablagerung von Schwebstoffen verstanden. Die Kolmatierung (auch Kolmation) bewirkt einerseits eine Reduktion der Sohdurchlässigkeit und andererseits eine Verringerung des Porenraumes bei gleichzeitiger Verfestigung des Sohlsubstrates. Eine innere Kolmation der Sohle kann auch in auf den ersten Blick wenig feinsedimentbelasteten Gewässerabschnitten beobachtet werden. Oft ist schottriges Sediment ohne Feinsedimentauflage vorhanden, jedoch ist der Lückenraum mit Feinsediment verstopft. Bei einer derart „verbackenen“ Sohle kommt es selbst bei Hochwasserereignissen zu keiner oder kaum einer Sohlumlagerung und die Feinsedimente werden aus den Poren nicht mehr ausgespült. Dies führt zur Verminderung von Austauschprozessen zwischen Oberflächen- und Grundwasser. Dadurch werden neben der Puffer- und Filterfunktion des Kieslückenraumes (Interstitial), vor allem auch dessen Funktion als Lebens-, Fortpflanzungs- und Entwicklungsraum für die Gewässerfauna massiv beeinträchtigt.

Bei der Erhebung der Kolmatierung wurden die in Tab. 9 angegebenen Kategorien verwendet.

Tab. 9 Kategorien der Kolmatierung.

| Kolmatierung | Beschreibung |
|--------------|---|
| > 50 % | Mehr als 50 % der Sohle im Kartierungsabschnitt ist kolmatiert. |
| 10-50 % | 10 bis 50 % der Sohle im Kartierungsabschnitt ist kolmatiert. |
| keine | Im Kartierungsabschnitt ist keine Kolmatierung der Sohle erkennbar. |

2.1.6 Substratdiversität

Bewertet wird das räumliche Nebeneinander von verschiedenen Sohlsubstraten in relativ großen Bereichen der Sohle nach den in Tab. 10 angeführten Kategorien. Es geht hier nicht um die Erfassung von feinen und feinsten Substratdifferenzierungen auf kleinstem Raum, sondern um relativ grobe und auffällige Substratunterschiede. Die Substratdiversität ist näherungsweise ein Maß der morphologischen Dynamik eines Gewässers, denn die Diversität mineralischer Substrate ist umso größer, je größer die morphologische Dynamik, Aktivität des Gewässers und das Substratangebot sind (LANUVA, 2012). Die Substratdifferenzierung entsteht indem das Geschiebe vor allem bei Hochwasser transportiert wird und dann nach je nach Körnung bei unterschiedlichen Strömungsgeschwindigkeiten wieder abgelagert wird.

Tab. 10 Kategorien der Substratdiversität.

| Substratdiversität | Beschreibung |
|--------------------|--|
| groß | Vielfacher und deutlicher Wechsel der Substratart. |
| mäßig | Mehrmaliger Wechsel der Substratart, Substratunterschiede sind zumeist gering. |
| gering | Vereinzelt deutlicher, aber insgesamt nur geringer Wechsel der Substratart. |
| keine | Völlig gleichförmige Substratart. |

2.1.7 Strömungsdiversität

Für die Bestimmung der Strömungsdiversität wird die Anzahl und der Umfang der vorkommenden Strömungsbilder herangezogen (Tab. 11). Es wird die Diversität und räumliche Differenzierung der an der Wasseroberfläche optisch erkennbaren Strömungsunterschiede erhoben. Die Grundlage stellen Anzahl und Umfang der sogenannten Strömungsbilder dar, die den Charakter der Wasserspiegelfläche beschreiben. Die Strömungsdiversität ist ein Zeiger für die hydraulisch, sedimentologisch und biologisch wirksame Gliederung und die strukturelle Differenziertheit des Gewässerbettes, denn Strömungsbilder sind das Ergebnis des Zusammenspiels von Strömungs- und Tiefenunterschieden der Gewässersohle (LANUVA, 2012).

Tab. 11 Kategorien der Strömungsdiversität.

| Strömungsdiversität | Beschreibung |
|----------------------------|---|
| groß | Vielfacher und deutlicher Wechsel der Fließgeschwindigkeit. Mindestens drei unterschiedliche Strömungsbilder, davon mehr als zwei im großen Umfang. |
| mäßig | Mehrmaliger Wechsel der Fließgeschwindigkeit. Drei unterschiedliche Strömungsbilder, davon zwei nur im geringen Umfang. |
| gering | Vereinzelt deutlicher, aber insgesamt nur geringer Wechsel der Fließgeschwindigkeit. Zwei unterschiedliche Strömungsbilder, davon eines nur im geringen Umfang. |
| keine | Kein Wechsel der Fließgeschwindigkeit. Nur ein Strömungsbild. |

2.1.8 Rückstau

Als Rückstau gilt die Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit im Oberwasser eines Bauwerkes (z. B. Querbauwerk, Verrohrung oder Durchlass) im Vergleich zum Unterwasser. Die Verringerung der Fließgeschwindigkeit verursacht unter anderem verstärkte Sedimentation und verschlechtern das Strukturbildungsvermögen des Gewässers. Lauf- und bettbildende Prozesse kommen vollständig zum Erliegen und durch die verstärkte Sedimentation kommt es zu einer Verringerung der natürlichen Substratvielfalt und damit zu Habitatverlust.

Die Erhebung der Rückstau erfolgte für jeden 100 m-Anschnitt nach den in Tab. 12 angeführten Kategorien.

Tab. 12 Kategorien des Rückstaus.

| Rückstau | Beschreibung |
|-----------------|---|
| kein | Kein Rückstau im Kartierungsabschnitt vorhanden. |
| < 10 % | Die Rückstaustrecke umfasst weniger als 10 % der Abschnittslänge. |
| 10 - 50 % | Die Rückstaustrecke umfasst 10 – 50 % der Abschnittslänge. |
| > 50 % | Die Rückstaustrecke umfasst mehr als 50 % der Abschnittslänge. |

2.1.9 Uferverbauung

Als Uferverbauung gelten alle eingebrachten Materialien und Bauwerke zum Schutz der Ufer vor Erosion. Die Uferverbauung kann dabei nur den Böschungsfuß betreffen oder sich weiter nach oben

über die Uferböschung erstrecken. Uferverbauung schränkt die Verlagerungsfähigkeit des Gewässers ein und eine natürliche Gewässerdynamik ist nicht möglich.

Die Uferverbauung wurde nach den in Tab. 13 angegebenen Kategorien für das linke und das rechte Ufer getrennt erhoben.

Tab. 13 Kategorien der Uferverbauung

| Uferverbauung | Beschreibung |
|----------------------|--|
| keine vorhanden | Keine Uferverbauung im Kartierungsabschnitt vorhanden. |
| vorhanden | Uferverbauung im Kartierungsabschnitt vorhanden. |

2.1.10 Uferschutzstreifen

Die unmittelbar ans Gewässer anschließenden Flächen werden oft ab der Böschungsoberkante intensiv genutzt, sei es für Ackerbau, als Grünland, als Weg oder Straße aber auch durch Anrainer. Uferschutzstreifen, also ungenutzte Flächen mit naturnahem und standorttypischem Bewuchs beidseitig des Gewässers, sind daher besonders wichtig, um die Auswirkungen der Umlandnutzung auf das Gewässer zu reduzieren. Uferschutzstreifen haben mehrere Funktionen und Wirksamkeiten: Gewässerstruktur, Lebensraum für Tiere und Pflanzen, Biotopvernetzung, Abstands-, Puffer- und Filterwirkung, Stoff- und Energiehaushalt, Landschaftsbild, Wasserrückhalt (Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), 2014).

Mit dem Wissen der Feinsedimentproblematik in beinahe allen Bächen und Flüssen der intensiv genutzten Kulturlandschaft im Alpenvorland, wurde bei der Kartierung des Erlabaches das Hauptaugenmerk auf die Funktion des Uferschutzstreifens als Puffer und Filter gelegt. Wie durch zahlreiche Studien belegt, bilden die Erosion und das Vorhandensein von Eintrittspfaden die Grundbedingungen für die Feinsedimentbelastung im Gewässer (z. B. Strohmeier & Bruckner, 2013).

Als Quellen für Feinsediment kommen Erosionsherde außerhalb des Bachbettes in Betracht. Durch eine funktionierende natürliche Begleitvegetation können diese Quellen reduziert werden. Bei den Quellen außerhalb des Gewässers sind vor allem landwirtschaftliche Nutzflächen zu nennen. Die Mischung aus Risikonutzungen, leicht erodierbaren Bodentypen und ungünstigen Lagen führt zu sehr hohen Abtragsraten. Dabei ist zu beobachten, dass verschiedene Entwicklungen in den letzten Jahrzehnten zu einer erhöhten Erosion geführt haben. In der Land- aber auch in der Forstwirtschaft bedingen dies die zunehmende Rationalisierung und Mechanisierung aber auch die Entfernung von Strukturelementen wie Hecken und Ufergehölzstreifen. Außerdem wurden erosionsanfällige Kulturen und Anbaumethoden forciert. Darüber hinaus führt die zunehmende Bodenversiegelung zu einem erhöhten direkten Oberflächenabfluss. Direkte Übertrittsstellen ergeben sich, wenn erosionsgefährdete Nutzungen direkt bis an die Gewässer Böschungen reichen. Diese Einträge können durch funktionsfähige Uferschutzstreifen verhindert oder zumindest reduziert werden, wenn sie tatsächlich durchgehend vorhanden sind und eine leichte topografische Erhöhung darstellen (Höfler et al., 2018).

Der Uferschutzstreifen wurden nach den in Tab. 14 angeführten Kategorien für das linke und das rechte Ufer getrennt erhoben.

Tab. 14 Kategorien des Uferschutzstreifens.

| Uferschutzstreifen | Beschreibung |
|--------------------------------------|---|
| gut funktionierend | Es ist ein Uferschutzstreifen vorhanden, der die Einträge aus dem Umland verhindert oder stark minimiert. |
| eingeschränkt funktionierend | Es ist ein Uferschutzstreifen vorhanden, der die Einträge aus dem Umland zumindest reduziert. |
| sehr gering funktionierend / fehlend | Es ist kein oder nur ein schmaler Uferschutzstreifen vorhanden, der die Einträge aus dem Umland kaum bis gar nicht reduzieren kann. |

2.1.11 Querbauwerke

Zusätzlich zu der Kartierung der 100 m langen Abschnitte wurden alle angetroffenen Querbauwerke erhoben. Als Querbauwerke wurden alle künstlichen Einbauten im Gewässerbett, die eine Barriere darstellen, aufgenommen. Dabei wurden die in Tab. 15 angeführten Querbauwerkstypen unterschieden und es wurden der bauliche Zustand (Tab. 16), die flussauf- und flussabwärtige Passierbarkeit für die Fischfauna (Tab. 17 und Tab. 18) und die geschätzte Fallhöhe erhoben.

Tab. 15 Querbauwerkstypen.

| Bauwerkstyp |
|----------------------------------|
| Sohlschwelle (geneigt, 0,2-0,7m) |
| Sohlrampe (geneigt, >0,7 m) |
| Sohlgurt (0,2m) |
| Steilwehr (>0,7 m) |
| Sohlstufe (0,2 – 0,7m) |
| Rohdurchlass/Verrohrung |

Tab. 16 Baulicher Zustand des Querbauwerks.

| Zustand |
|---------------------|
| sehr gut |
| gut |
| baufällig |
| weitgehend zerstört |

Tab. 17 Passierbarkeit des Querbauwerks für flussaufwärts wandernde Fische.

| Passierbarkeit | Beschreibung |
|--------------------------|--|
| passierbar | Das Bauwerk ist für die gesamte Fischfauna und sämtliche in Frage kommenden Altersstadien ganzjährig uneingeschränkt passierbar. |
| eingeschränkt passierbar | Der Aufstieg ist in günstigen Umständen für die gesamte Fischfauna möglich, unter weniger günstigen Umständen nur für Arten mit gutem Schwimmvermögen oder adulte Tiere. |
| weitgehend unpassierbar | Der Aufstieg ist stark eingeschränkt und nur für bestimmte Arten oder Größenklassen oder nur zeitweise möglich. |
| unpassierbar | Das Bauwerk ist für die gesamte Fischfauna, mit Ausnahme sehr leistungsfähiger Einzelexemplare, generell unpassierbar. Eine vereinzelte Passage ist selten, aber nicht ausgeschlossen. |

Tab. 18 Passierbarkeit des Querbauwerks für flussabwärts wandernde Fische.

| Passierbarkeit | Beschreibung |
|--------------------------|--|
| passierbar | Das Bauwerk ist für die gesamte Fischfauna und sämtliche in Frage kommenden Altersstadien ganzjährig uneingeschränkt passierbar. |
| eingeschränkt passierbar | Der Abstieg ist unter ungünstigen Umständen, beispielsweise in Niederwasserzeiten behindert, im Großteil des Jahres aber problemlos möglich. |
| weitgehend unpassierbar | Der Abstieg ist nur unter sehr günstigen Abflussbedingungen, also zeitlich eingeschränkt möglich. |
| unpassierbar | Das Bauwerk ist für die gesamte Fischfauna unpassierbar. Lediglich bei Hochwasser besteht die Möglichkeit der Abwanderung oder Abschwemmung. |

2.2 Ergebnisse

2.2.1 Totholzstrukturen

Größtenteils weist der Erlabach in seinem Verlauf nur geringe (57 %) beziehungsweise gar keine Totholzstrukturen (31 %) auf. Dem gegenüber stehen lediglich zwei Prozent des Erlabach-Verlaufes mit einer mäßigen Totholzausstattung (Abb. 3). Dabei handelt es sich um vier 100-m-Abschnitte. Ein Abschnitt befindet sich im Aubereich in Strengberg. Hier handelt es sich um einen Abschnitt mit mehreren ins Wasser gestürzten Bäumen (Abb. 4) und kleinen Totholzansammlungen. Hier zeigt sich trotz der hohen Feinsedimentbelastung lokal im Bereich dieser Totholzstrukturen eine offene schottrige Sohle und eine gute Substratdifferenzierung durch die, von dieser Struktur verursachte Strömungsdiversität. Dieser Bereich zeigt also die enorme Wichtigkeit von Strukturen im Gewässer. Auch die beiden Abschnitte bei Klein-Erla etwa auf Höhe der JK Beton Kirchwegger GmbH zeigen aufgrund der guten Strukturen (Abb. 5) zumindest lokal eine besser Substratdiversität und geringere Feinsedimentbelastung. Ähnliches gibt für den Abschnitt in St. Valentin unterhalb des Starmühler Wehrs, bei dem es sich eigentlich um den als Umgehungsgerinne ausgeführten Fischaufstieg handelt.

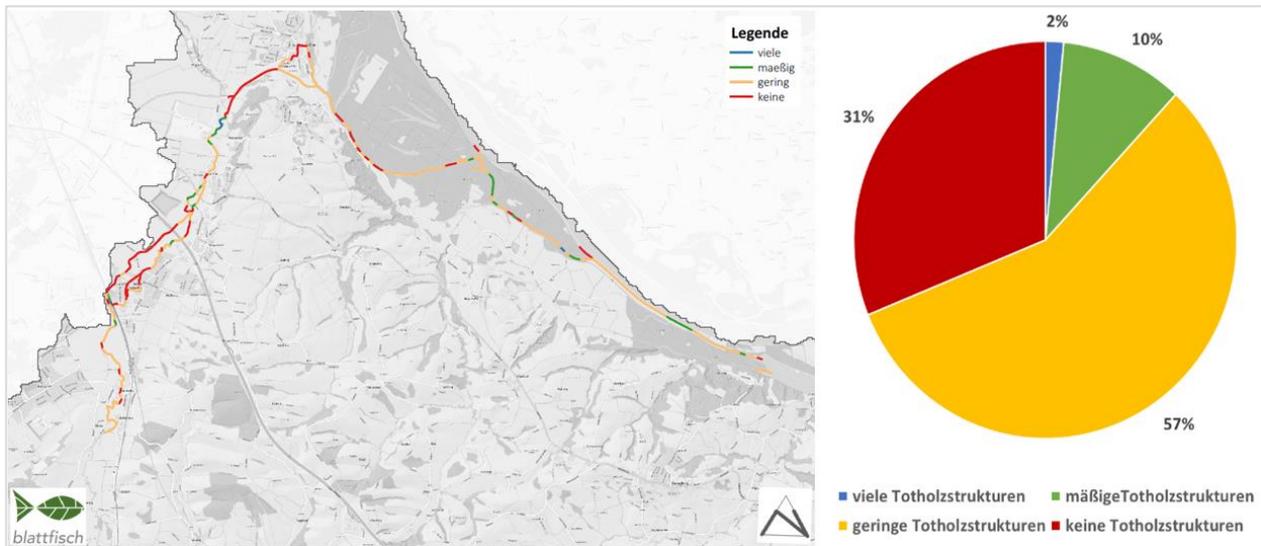


Abb. 3 Links: Überblick der Totholzstrukturen im Erlabach-Unterlauf. Rechts: Anteilsmäßige Verteilung der Totholzstrukturen im Gewässer.



Abb. 4 Mehrere ins Wasser gestürzte Bäume im Erlabach in Strengberg.



Abb. 5 Totholzstrukturen im Erlabach bei Klein-Erla.

2.2.2 Breiten- und Tiefenerosion

Sowohl die Anzeichen für Breitereosion (Abb. 6) also auch die für Tiefenerosion (Abb. 8) sind im Erlabach-Projektgebiet schwach bis fehlend. Lediglich im Mündungsbereich des in den Altarm Wallsee einmündenden Zuflusses Aubach (Harbach) konnte eine starke Tiefenerosion festgestellt werden (Abb. 7). Das Profil des Erlabaches ist zwar über weite Teile des Projektgebietes eingetieft, aber im Zuge der Kartierung konnten nur schwache Anzeichen für eine aktive Tiefenerosion gefunden werden. Ähnliches gilt für die Breitereosion. Das Gewässer befindet sich in einem relativ stabilen Zustand und es kommt zu keinen massiven Erosionsprozessen. Lediglich in Teilen des Auwaldbereiches konnten ganz schwache Anzeichen einer Breiten- und Tiefenerosion vorgefunden werden.

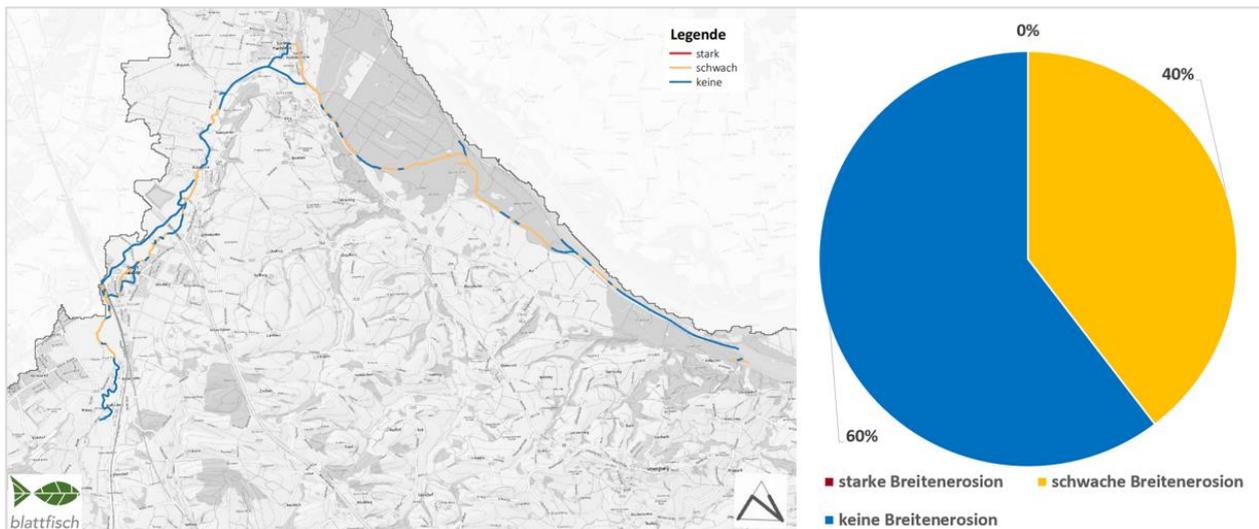


Abb. 6 Links: Überblick der Intensität der Breitereosion im Erlabach-Unterlauf. Rechts: Anteilige Verteilung der Breitereosionen im Gewässer.



Abb. 7 Starke Tiefenerosion des Aubaches.

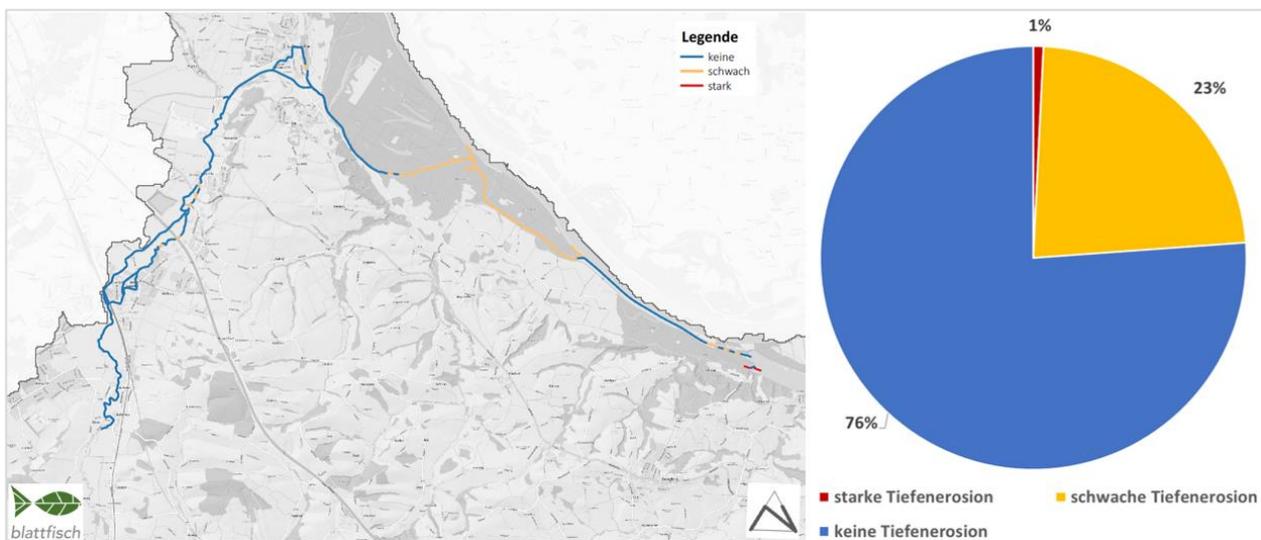


Abb. 8 Links: Überblick der Tiefenerosionen im Erlabach-Unterlauf. Rechts: Anteilige Verteilung der Tiefenerosionen im Gewässer.

2.2.3 Breiten- und Tiefenvarianz

Breiten- und Tiefenvarianz sind Indikatoren für eine naturgemäße Energieumwandlung im Gewässer und eine hohe Varianz ist ein Zeiger der Naturnähe. Der Erlabach variiert in seiner Breite größtenteils nur geringfügig (61 % der Lauflänge) bis gar nicht (24 %) (Abb. 9). Auch die Tiefenvarianz zeigt ein ähnliches Bild (Abb. 10). Großteils ist der Erlabach von einer geringen (62 %) bis fehlenden Tiefenvarianz (24 %) geprägt.

Die geringe bis fehlende Breiten- und Tiefenvarianz ist der fehlenden Strukturausstattung und geringen Geschiebeumlagerung des Gewässers geschuldet, denn Strukturen führen zu Erosions- und Sedimentationsprozessen, die auf die Breiten- und Tiefenvarianz unmittelbare Auswirkungen haben.

Lediglich wenige Abschnitte (4 %), vor allem im Au-Bereich weisen eine große Breitenvarianz auf wobei zu erwähnen ist, dass die Breitenvarianz hier im Bereich der „Renaturierung Hasenöhr!“ durch die Anlage von Buchten künstlich erhöht ist (siehe dazu Kap.8).

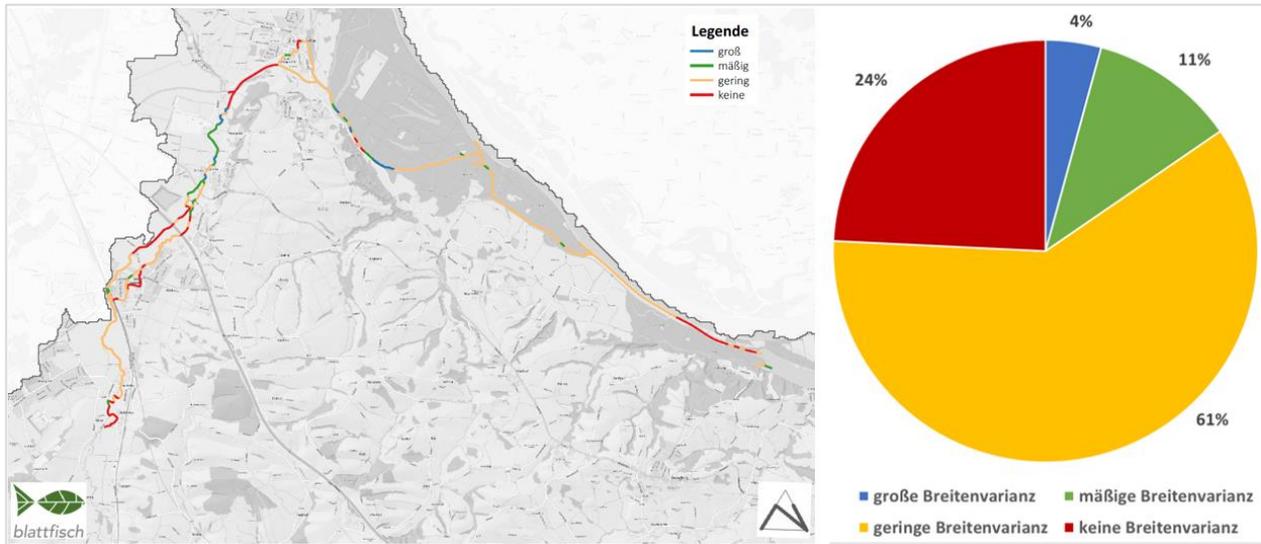


Abb. 9 Links: Überblick der Breitenvarianz im Erlabach-Unterlauf. Rechts: Anteilige Verteilung der Breitenvarianz im Gewässer.

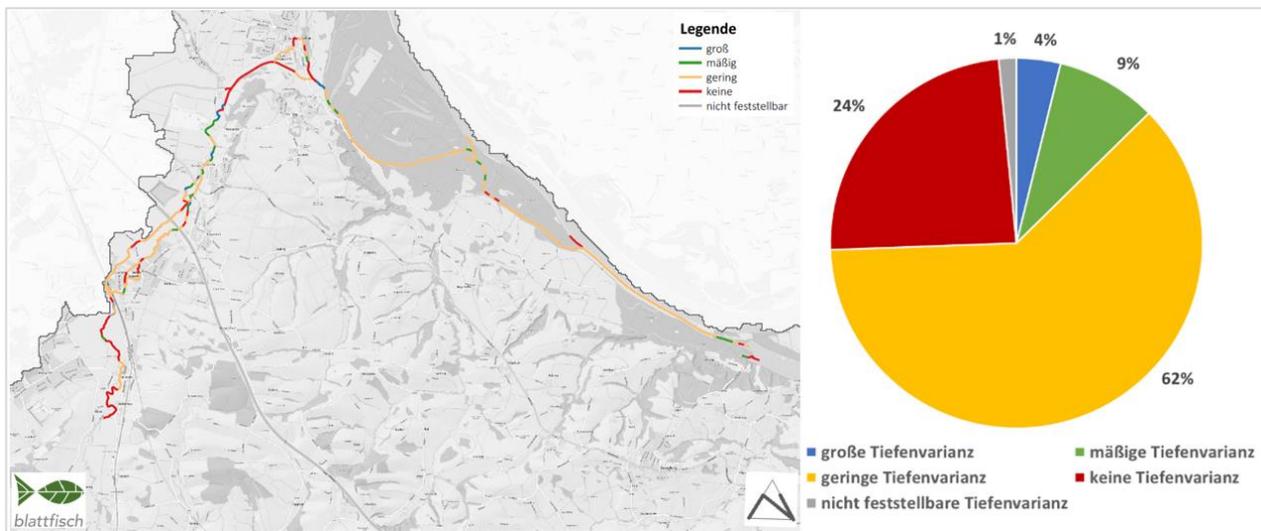


Abb. 10 Links: Überblick der Tiefenvarianz im Erlabach-Unterlauf. Rechts: Anteilige Verteilung der Tiefenvarianz im Gewässer.

2.2.4 Feinsedimentbelastung

Der Erlabach zeigt sich als ein massiv mit Feinsediment belastetes Gewässer (Abb. 11). Beinahe die Hälfte des Gewässers, nämlich rund 46 % der Lauflänge, weisen eine Feinsedimentbedeckung von zumindest 70 % bis hin zu 100 % der Sohle auf.

Die stärksten Belastungen zeigen sich im Au-Bereich bei Erla und in den durch Wasserkraftwerke rückgestauten Bereichen bei Gutenhofen. Die sehr starke Feinsedimentbelastung im Auwaldbereich bei Erla (Abb. 13 bis Abb. 15) steht sicherlich im Zusammenhang mit dem geringen Gefälle in diesem Bereich. Ursprünglich mündete der Erlabach bei St. Pantaleon in die Donau und wurde im Zuge des

Kraftwerksbaus künstlich bis nach Wallsee verlängert. Der Längenschnitt zeigt hier eine Abnahme des Gefälles, was eine stärkere Feinsedimentablagerung zur Folge hat. Zusätzlich kommt es in diesem Bereich auch zu höheren Feinsedimenteinträgen bei Donau-Hochwasserereignissen, da dann das feinsedimentführende Wasser aus Donau in diesen Bereich eingetragen bzw. rückgestaut wird. Wie Abb. 12 gut erkennen lässt, ist dieser Bereich sowohl bei HQ₃₀ als auch bei HQ₁₀₀ durch die Donau überflutet.

Diese Betrachtung ist zunächst eine rein vergleichende, die außer Acht lässt, dass auch natürlicherweise je nach Gefällesituation und anderen natürlichen Einflüssen wie z.B. Biberdämmen, Lebensräume in Fließgewässern unterschiedlich stark von feinen Sedimentfraktionen geprägt werden. Auch die Biozönose ist unterschiedlich an das Vorhandensein von Feinsedimente angepasst. Generell gilt: je potamaler ein Ökosystem ist, umso natürlicher sind höhere Feinsedimentfrachten. Speziell in Ober- und Mittelläufen ergeben sich aber erhebliche Probleme für die Biozönose durch menschlich erhöhte Feinsedimentanteile.

Es hat sich gezeigt, dass speziell überbreit regulierte Abschnitte und Abschnitte mit einem naturnahen Längsverlauf aber fehlenden Strukturen sowie Stau stark negativ durch Feinsedimentauflagen beeinflusst sein können. Dies impliziert, dass das Thema der reduzierten Schlepkräfte und der damit einhergehenden verstärkten Sedimentation auch bei Renaturierung Beachtung finden muss.

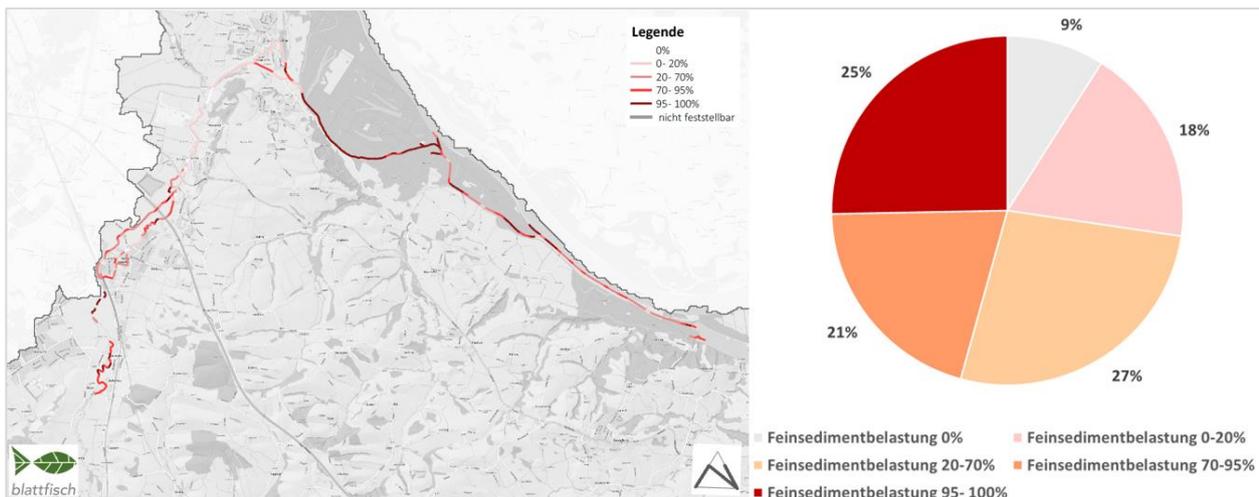


Abb. 11 Links: Überblick der Feinsedimentbelastung im Erlabach-Unterlauf. Rechts: Verteilung der flächenmäßigen Feinsedimentbelastung im Gewässer.

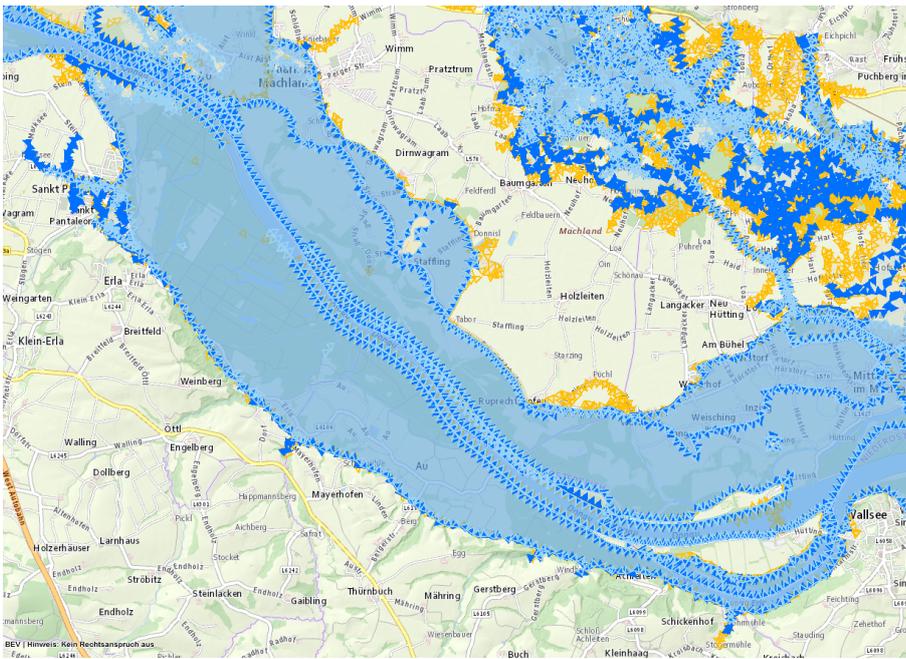


Abb. 12 Hochwasseranschlagslinien im Aubereich zwischen St. Pantaleon und Wallsee (Hellblaue Zickzacklinie = Anschlaglinie HQ30, dunkelblaue, gezackte Linie = Anschlaglinie HQ100).



Abb. 13 Feinsedimentauflage im Erlabach im Aubereich etwa 200 m flussauf der Mündung in den Altarm Wallsee.



Abb. 14 *Feinsedimentauflage im Erlabach im Aubereich bei Oberau.*



Abb. 15 *Feinsedimentauflage im Erlabach im Bereich der Renaturierung „Hasenöhrl“.*

2.2.5 Kolmatierung

Die Sohle des Erlabaches ist in seinem Verlauf beinahe gänzlich kolmatiert (Abb. 18). Auch die Bereiche in denen die oberflächlichen Feinsedimentablagerungen gering sind, ist die Sohle trotzdem stark verfestigt und der Kieslückenraum verfüllt. Die Kolmation der Sohle des Erlabaches wird durch die

Einleitung der Tunnelwässer des Siebertunnels wahrscheinlich noch verstärkt. Die Einleitung der Tunnelwässer erfolgt an zwei Stellen. Die größere Menge wird in Gutenhofen direkt in den Erlabach eingeleitet und ein kleinerer Teil wird in die sog. Kreuzrunse eingeleitet, die schließlich knapp oberhalb der A1-Brücke in den Mühlbach mündet. Durch die Einleitung der mineralisch belasteten Tunnelwässer kommt es zu einer starken Versinterung der Sohle. Unter Versinterung versteht man die Ausfällung von Kalziumkarbonat (Kalk) aus der fließenden Welle und dessen krustenbildende Ablagerung auf der Gewässersohle. Im Zuge einer Untersuchung durch die Abteilung Wasserwirtschaft des Amtes der NÖ. Landesregierung konnte laut telefonischer Auskunft von Herrn DI Axel Tschinkowitz diese Verkrustung der Sohle durch Versinterung im Erlabach in St. Pantaleon festgestellt werden. Seiner Meinung nach kommt es vor allem bei niedriger Wasserführung und hohen Temperaturen zu einem verstärkten Algenwachstum in der regulierten Strecke oberhalb des Teilungsbauwerkes in St. Pantaleon. Das verstärkte Algenwachstum führt zu einer CO₂-Verknappung und diese wiederum hat zur Folge, dass der Kalk nicht in Lösung gehalten werden kann und ausfällt.

Am 22.2.2022 fand außerdem eine Besichtigung durch die Autorin, Frau DI Bart, gemeinsam mit dem Obmann des Fischereireviere Erlabach DII/2, Herrn Franz Zeiser, statt. In der Strecke flussab des Teilungsbauwerkes in St. Pantaleon fanden zu diesem Zeitpunkt Bauarbeiten zur Adaptierungen des Gefälles des Erlabaches statt. Daher konnte die Versinterung der Sohle an einer Abbruchkante etwa 180 m flussab des Teilungsbauwerkes sehr gut dokumentiert werden. Wie in Abb. 16 gut erkennbar, ist die Verkrustung der Gewässersohle mit einer Dicke von etwa 9 cm enorm. Die gesamte Sohle des Erlabaches zeigte bis zum Teilungsbauwerk diese Versinterung (Abb. 17).



Abb. 16 Freigelegte Versinterung an der Abbruchkante ca. 180 m flussab des Teilungsbauwerkes.



Abb. 17 Versinterung der Gewässersohle des Erlabaches in St. Pantaleon.

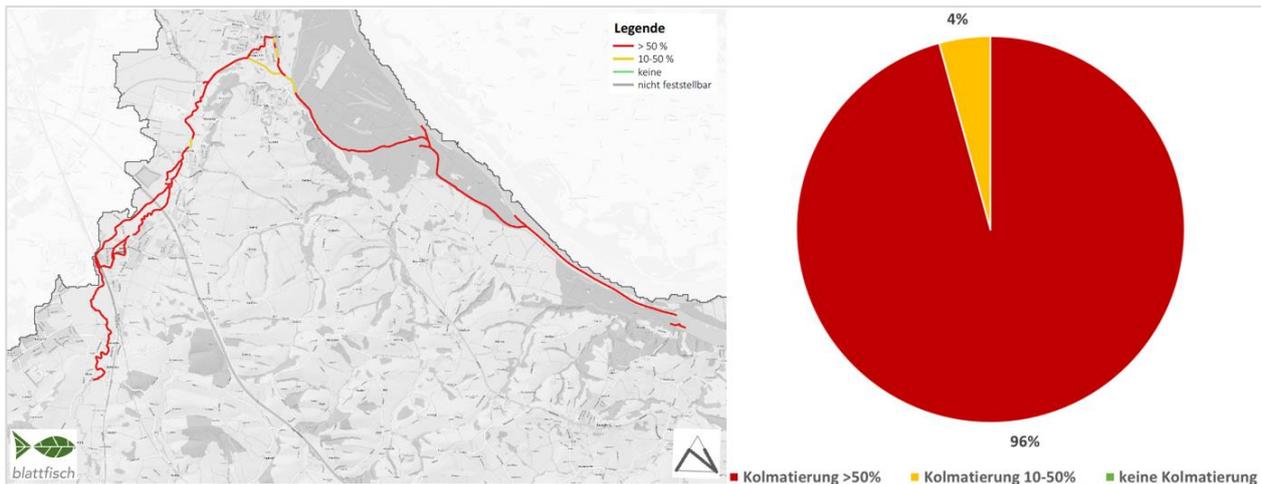


Abb. 18 Links: Überblick der Kolmatierung im Erlabach-Unterlauf. Rechts: Anteilige Verteilung der Kolmatierung im Gewässer.

2.2.6 Substratdiversität

Der Erlabach zeigt in seinem Verlauf hauptsächlich eine geringe bis fehlende Substratdiversität (82 % der untersuchten Abschnitte) und eine große Substratdiversität ist in keinem der kartierten Anschnitte zu finden (Abb. 19). Durch die menschlich überprägten hydraulischen Bedingungen und strukturellen Defizite kommt es zu keiner Sortierung des Sediments und es bildet sich ein mehr oder weniger homogenes Gemisch aus unterschiedlichen Korngrößenklassen aus. Derartige Sedimentmischungen sind eigentlich über den gesamten Erlabachlauf im Untersuchungsgebiet zu beobachten und stellen einen gewässerökologisch äußerst ungünstigen Zustand dar, da die ökologisch wichtigen mittleren Korngrößen zwar vorhanden, aber durch die Mischung mit Feinsedimenten nicht verfügbar sind (Höfler et al., 2018). Dies stellt für die Gewässerfauna sehr ungünstige Lebens- und Fortpflanzungsbedingungen dar.

Die wenigen Gewässerabschnitte, die zumindest eine mäßige Substratdiversität aufweisen, zeichnen sich oft dadurch aus, dass sie irgendeine Art von Struktur aufweisen. Dabei kann es sich um Totholz, Steine, Wurzeln der Ufergehölze, einen Prallhang, eine geschwungenere Linienführung oder einfach auch nur Zivilisationsmüll handeln. Dies zeigt die enorme Bedeutung von Strukturelementen im Gewässerbett, denn oft reichen schon kleine Strukturen, die dann zu einer Substratdifferenzierung durch veränderte Strömungsverhältnisse führen.

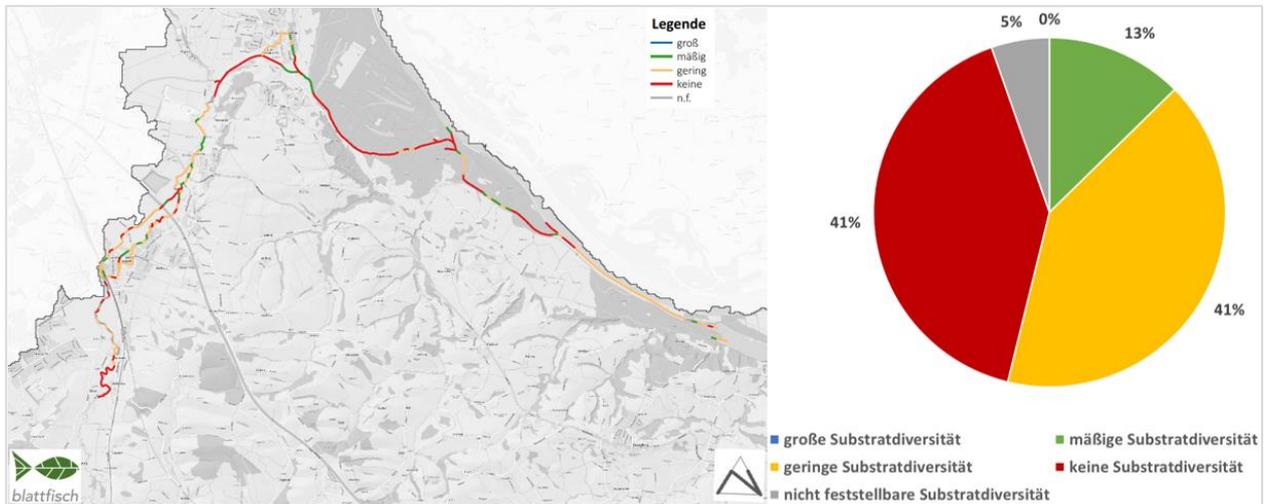


Abb. 19 Links: Überblick der Substratdiversität im Erlabach-Unterlauf. Rechts: Verteilung der Substratdiversität im Gewässer.

2.2.7 Strömungsdiversität

Der Erlabach weist in seinem Verlauf fast durchgehend geringe bis fehlende Strömungsdiversität auf (Abb. 20). Eine große Strömungsdiversität konnte in keinem Abschnitt, eine zumindest mäßige nur in wenigen Abschnitten dokumentiert werden. Unterschiedliche Strömungsbilder entstehen durch die strukturelle Differenziertheit des Gewässerbettes und somit ist die Strömungsdiversität wie die Substratdiversität eng mit dem Vorhandensein von Strukturen verbunden.

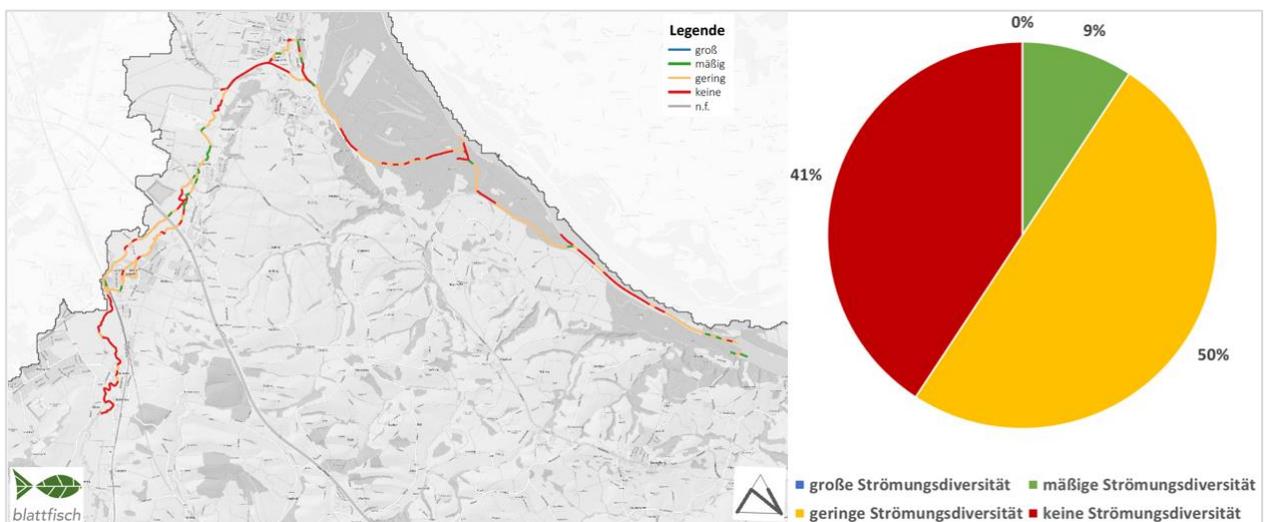


Abb. 20 Links: Überblick der variierenden Strömungsdiversität im Erlabach-Unterlauf. Rechts: Verteilung der Strömungsdiversität im Gewässer.

2.2.8 Rückstau

Von den untersuchten Abschnitten sind 18 % rückgestaut (Abb. 21). Die längsten Rückstaubereiche finden sich oberhalb von St. Valentin flussauf des Starmühler Wehrs, beim Kraftwerk Ströbitzer und beim Kraftwerk Breuer. Wie in Kap. 9 genauer beschrieben soll die Wasserkraftanlage Breuer „Mühle zu Hofkirchen“ in Gutenhofen aufgelassen werden. Auch der Betrieb der Wasserkraftanlage Ströbitzer wurde mittlerweile eingestellt. Bei beiden Anlagen wurde der Stau gelegt und die Entwicklung der ehemals rückgestauten Abschnitte soll beobachtet werden. Somit könnten also, bei beibehalten der Situation oder besser noch durch den Rückbau der Wehranlagen in Zukunft zwei große rückgestaute Abschnitte wegfallen.

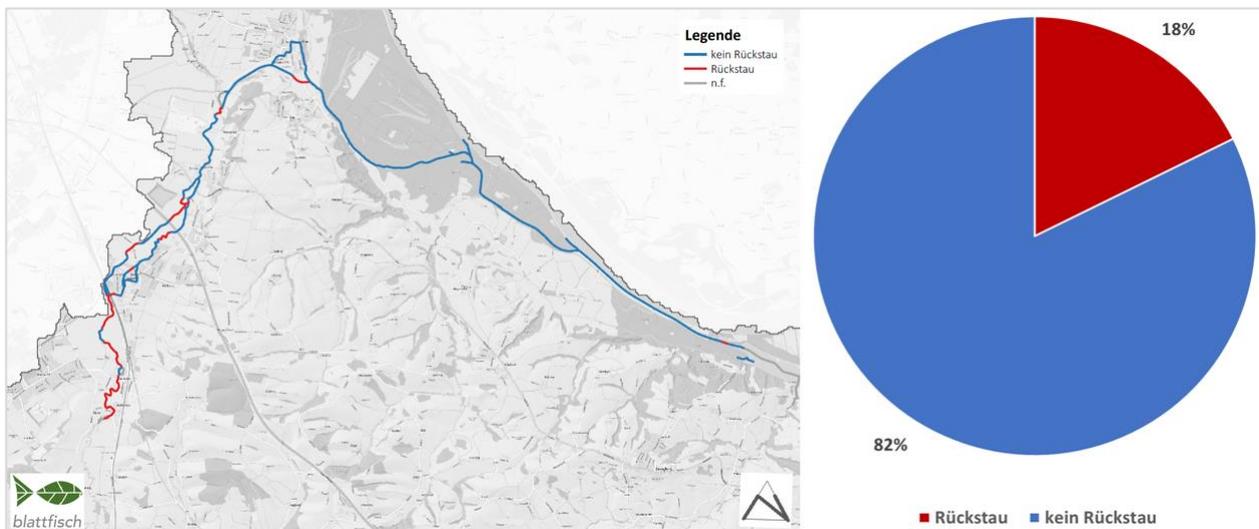


Abb. 21 Links: Überblick der Rückstau-Bereiche im Erlabach-Unterlauf. Rechts: Anteile der Rückstau an der Gewässerlänge.

2.2.9 Uferverbauung

Die Ufer der untersuchten Abschnitte des Erlabaches sind sowohl links- als auch rechtsseitig zu etwa 45 % verbaut (Abb. 22 und Abb. 23). Durchgehend verbaut ist der Bereich flussauf der Mündung des Erlabaches in den Altarm Wallsee (Abb. 24 und Abb. 25) und jener zwischen dem Teilungsbauwerk in St. Pantaleon und der Wehranlage Weindl (Abb. 26 und Abb. 27). In den Siedlungsbereichen bei St. Pantaleon, Klein-Erla und St. Valentin zeigt sich ebenfalls ein hoher Verbauungsgrad (Abb. 28 bis Abb. 33). Die anderen Abschnitte zeigen lediglich lokale Uferverbauungen wie Prallufersicherungen. Etwas mehr als die Hälfte der Ufer des Erlabaches sind gar nicht verbaut - so zeigen sich etwa die Abschnitte zwischen Wasserkraftanlage Ströbitzer und Starmühler Wehr sowie große Teile in der Au unverbaut.

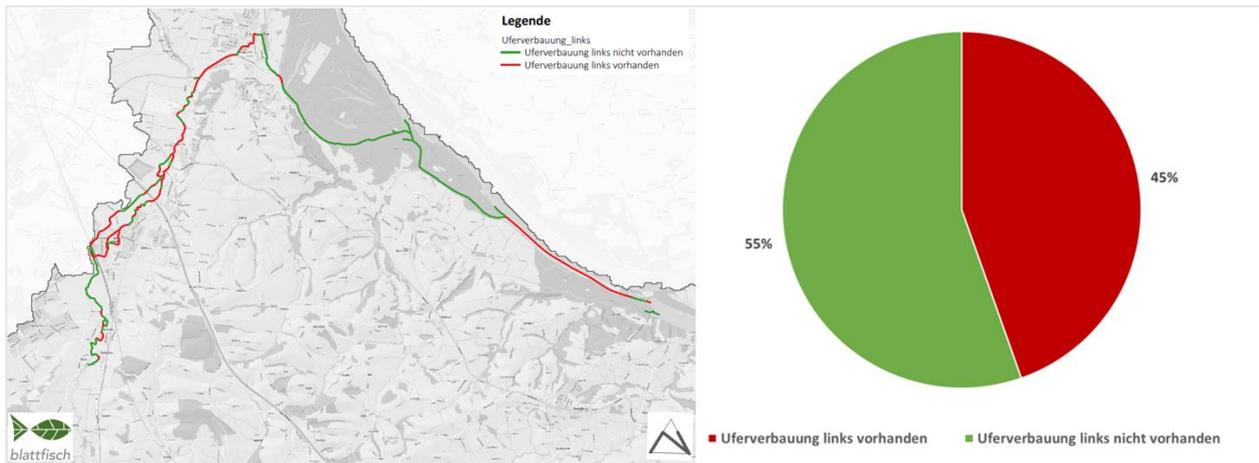


Abb. 22 Links: Überblick der Uferverbauung linksseitig im Erlabach-Unterlauf. Rechts: Anteile der linksseitigen Uferverbauung an der Gewässerlänge.

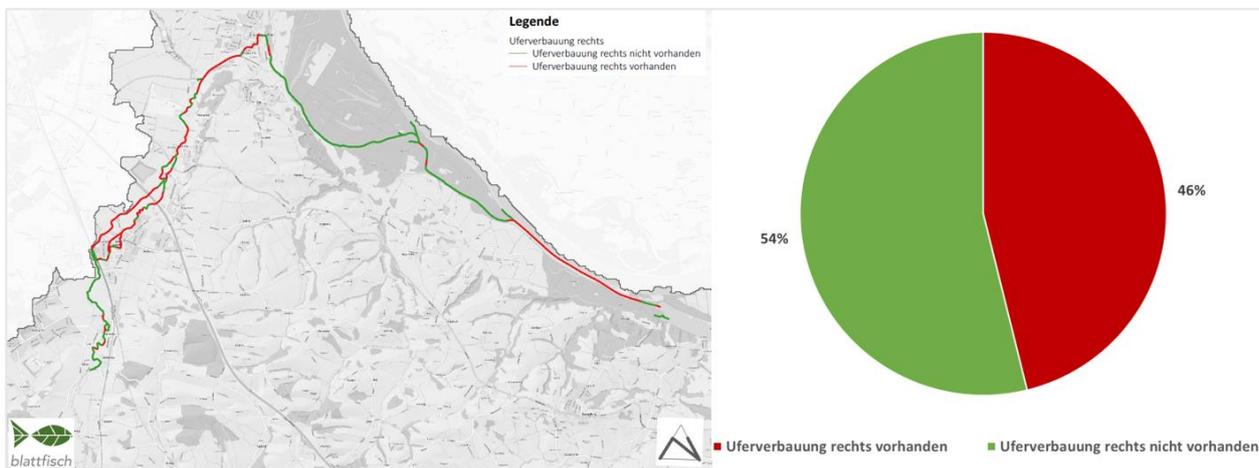


Abb. 23 Links: Überblick der Uferverbauung rechtsseitig im Erlabach-Unterlauf. Rechts: Anteile der rechtsseitigen Uferverbauung an der Gewässerlänge.



Abb. 24 Regulierter Erlabachlauf flussauf der Mündung in den Altarm Wallsee.



Abb. 25 Beidseitig verbautes Ufer im Abschnitt flussauf der Erlabach-Mündung in den Altarm Wallsee.



Abb. 26 Verbautes Bachbett des Erlabaches zwischen dem Teilungsbauwerk in St. Pantaleon und dem Kraftwerk Weindl.



Abb. 27 Reguliertes Profil der Restwasserstrecke des KW Weindl.



Abb. 28 *Hart verbauter Erlabach durch St. Pantaleon.*



Abb. 29 *Erlabach durch St. Pantaleon mit gesicherten Ufern.*



Abb. 30 Hart verbaute Ufer im Erlabach bei Stögen.



Abb. 31 Verbauung des Erla-Mühlbaches in St. Valentin.



Abb. 32 *Erlabach in St. Valentin.*



Abb. 33 *Erlabach in St. Valentin.*

2.2.10 Uferschutzstreifen

Der Erlabach zeigt lediglich bei 11 % bis 14 % seiner Strecke einen gut funktionierenden orographisch links- beziehungsweise rechtsseitigen Uferschutzstreifen (Abb. 34 und Abb. 35).

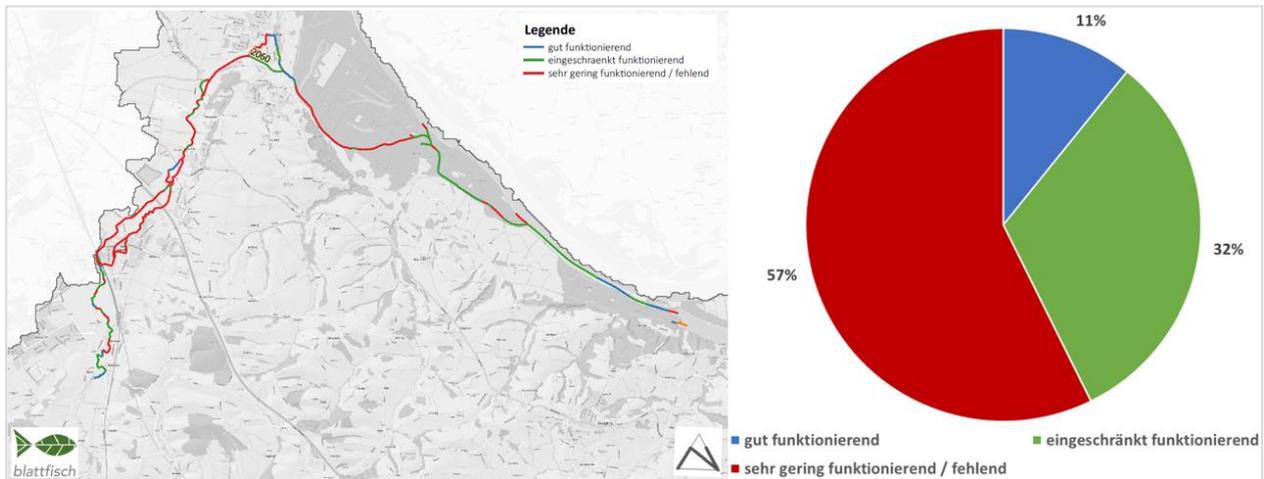


Abb. 34 Links: Überblick der Uferschutzstreifen orographisch links im Erlabach-Unterlauf. Rechts: Anteile der Gewässerlänge mit linksseitigem Uferschutzstreifen.

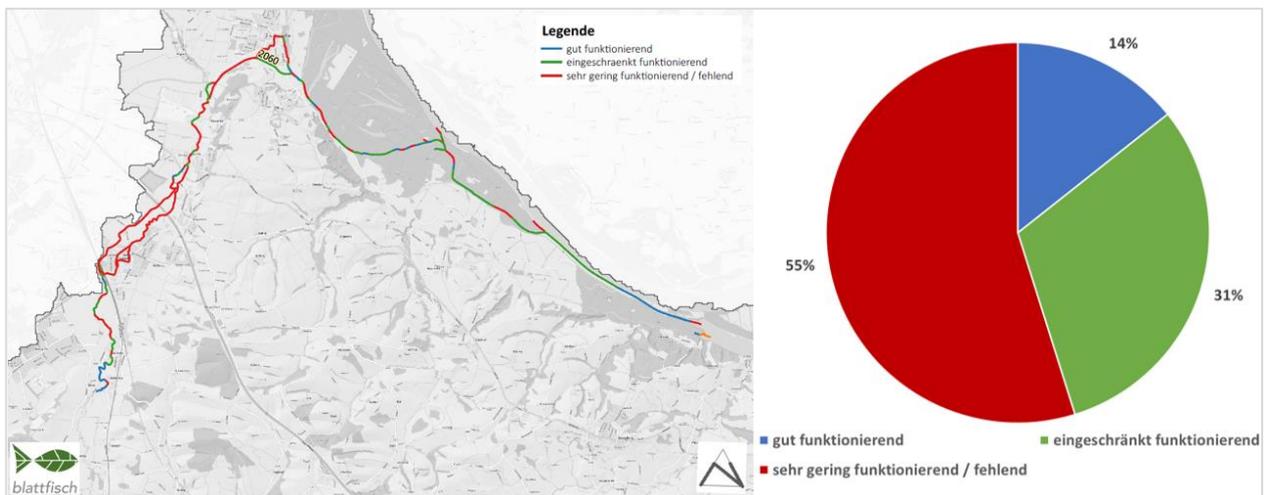


Abb. 35 Links: Überblick der Uferschutzstreifen orographisch rechts im Erlabach-Unterlauf. Rechts: Anteile der Gewässerlänge mit rechtsseitigem Uferschutzstreifen.

2.2.11 Querbauwerke

Insgesamt gibt es laut eigener Erhebung im Zuge der Kartierung und den zur Verfügung gestellten vorhandenen Daten 37 Querbauwerke im Erlabach-Unterlauf erhoben. Tab. 19 gibt einen Überblick über die an den Querbauwerken aufgenommenen Parameter. Der Großteil von ihnen ist in einem guten baulichen Zustand. Von den 37 Querbauwerken sind 19 unpassierbar und vier weitgehend unpassierbar für die flussaufwärts wandernden Fische. Für die flussabwärts wandernden Fische sind zehn Querbauwerke unpassierbar und 12 eingeschränkt passierbar. Das Querbauwerk 10 konnte bei der Kartierung aufgrund der Unbegehbarkeit des Privatgrundstückes nicht erhoben werden. Laut den vom Land NÖ zur Verfügung gestellten Daten ist hier aber ein Querelement vorhanden.

Während der Bearbeitung der vorliegenden Studie wurde die Querbauwerk Nummer 5 und Nummer 9 (siehe Abb. 36) in St. Pantaleon Anfang des Jahres 2022 passierbar umgebaut. Bei den Wasserkraftwerken Breuer (Wasserkraftanlage Gutenhofen, Mühle zu Hofkirchen) und Ströbitzer (Nummer 33 und Nummer 32 in Abb. 36) ist einer Niederlegung des Wasserrechtes vorgesehen (siehe dazu auch Kap. 9).

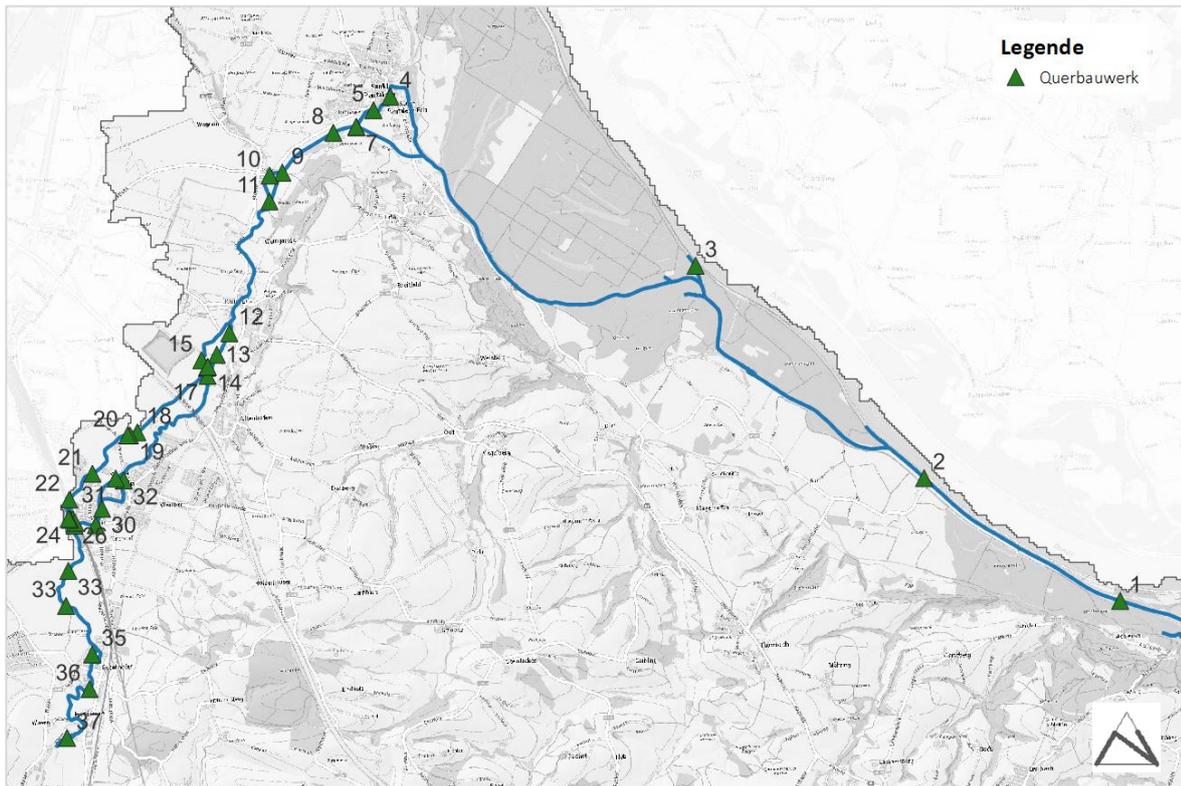


Abb. 36 Erhobene Querbauwerke im Erlabach-Unterlauf.

Tab. 19 Aufgenommene Parameter der erhobenen Querbauwerke.

| Laufende Nummer | Typ | Durchgängigkeit flussaufwärts | Durchgängigkeit flussabwärts | Fallhöhe |
|-----------------|---------------------------|-------------------------------|------------------------------|-------------|
| 1 | Sohlschwelle | eingeschr. passierbar | passierbar | 1,0m - 1,5m |
| 2 | Sohlgurt | passierbar | passierbar | 0,1m - 0,5m |
| 3 | Rohrdurchlass, Verrohrung | unpassierbar | passierbar | 0,1m - 0,5m |
| 4 | Sohlschwelle | unpassierbar | eingeschr. passierbar | 0,5m - 1,0m |
| 5*) | Sohlstufe | unpassierbar | eingeschr. passierbar | 0,1m - 0,5m |
| 6 | Steilwehr | unpassierbar | unpassierbar | 2,0m - 2,5m |
| 7 | Rohrdurchlass, Verrohrung | passierbar | passierbar | <0,1m |
| 8 | Sohlstufe | eingeschr. passierbar | eingeschr. passierbar | 0,1m - 0,5m |
| 9*) | Sohlrampe | unpassierbar | eingeschr. passierbar | 1,0m - 1,5m |
| 10 | n. e. | n. e.. | n. e. | n. e. |
| 11 | Steilwehr | unpassierbar | unpassierbar | 2,0m - 2,5m |
| 12 | Sohlgurt | passierbar | passierbar | <0,1m |
| 13 | Sohlstufe | eingeschr. passierbar | eingeschr. passierbar | 0,1m - 0,5m |
| 14 | Sohlrampe | unpassierbar | weitgehend unpassierbar | 0,5m - 1,0m |
| 15 | Steilwehr | unpassierbar | unpassierbar | 2,0m - 2,5m |
| 16 | Rohrdurchlass, Verrohrung | unpassierbar | unpassierbar | 2,5m - 3,0m |

| Laufende Nummer | Typ | Durchgängigkeit flussaufwärts | Durchgängigkeit flussabwärts | Fallhöhe |
|------------------------|------------------------------|--------------------------------------|-------------------------------------|-----------------|
| 17 | Sohlstufe | unpassierbar | passierbar | 1,0m - 1,5m |
| 18 | Sohlschwelle | eingeschr. passierbar | eingeschr. passierbar | <0,1m |
| 19 | Sohlrampe | eingeschr. passierbar | eingeschr. passierbar | 0,1m - 0,5m |
| 20 | Steilwehr | unpassierbar | unpassierbar | 2,0m - 2,5m |
| 21 | Sohlgurt | eingeschr. passierbar | eingeschr. passierbar | 0,1m - 0,5m |
| 22 | Sohlgurt | passierbar | passierbar | 0,1m - 0,5m |
| 23 | Rohrdurchlass, Verrohrung | eingeschr. passierbar | Eingeschr. passierbar | <0,1m |
| 24 | Sohlstufe | weitgehend unpassierbar | weitgehend unpassierbar | 0,1m - 0,5m |
| 25 | Sohlgurt | weitgehend unpassierbar | weitgehend unpassierbar | <0,1m |
| 26 | Sohlstufe | unpassierbar | unpassierbar | 0,1m - 0,5m |
| 27 | Sohlgurt | eingeschr. passierbar | eingeschr. passierbar | <0,1m |
| 28 | Sohlrampe | unpassierbar | unpassierbar | 1,5m - 2,0m |
| 29 | Steilwehr | unpassierbar | passierbar | 1,0m - 1,5m |
| 30 | Sohlstufe | unpassierbar | unpassierbar | 0,5m - 1,0m |
| 31 | Sohlschwelle | weitgehend unpassierbar | passierbar | 0,1m - 0,5m |
| 32 | Sohlrampe | weitgehend unpassierbar | eingeschr. passierbar | 0,5m - 1,0m |
| 33 | Sohlrampe | unpassierbar | eingeschr. passierbar | 0,5m - 1,0m |
| 34 | Sohlstufe | unpassierbar | weitgehend unpassierbar | 0,5m - 1,0m |
| 35 | Sohlstufe | eingeschr. passierbar | eingeschr. passierbar | <0,1m |
| 36 | Steilwehr | unpassierbar | unpassierbar | 1,5m - 2,0m |
| 37 | Steilwehr | unpassierbar | unpassierbar | 2,0m - 2,5m |

*) Das Querbauwerk war zum Zeitpunkt der Kartierung noch unpassierbar. Anfang 2022 wurde eine Fischaufstiegshilfe errichtet.

Tab. 20 Einstufung der Durchgängigkeit der erhobenen Querbauwerke nach dem niederösterreichischen 3-Stufigen System.

| Laufende Nummer | Durchgängigkeit flussaufwärts | Fallhöhe |
|------------------------|--------------------------------------|-----------------|
| 1 | eingeschr. passierbar | 1,0m - 1,5m |
| 2 | passierbar | 0,1m - 0,5m |
| 3 | nicht passierbar | 0,1m - 0,5m |
| 4 | nicht passierbar | 0,5m - 1,0m |
| 5*) | nicht passierbar | 0,1m - 0,5m |
| 6 | nicht passierbar | 2,0m - 2,5m |
| 7 | passierbar | <0,1m |
| 8 | eingeschr. passierbar | 0,1m - 0,5m |
| 9*) | nicht passierbar | 1,0m - 1,5m |
| 10 | n. e. | n. e. |
| 11 | nicht passierbar | 2,0m - 2,5m |
| 12 | passierbar | <0,1m |
| 13 | eingeschr. passierbar | 0,1m - 0,5m |

| Laufende Nummer | Durchgängigkeit flussaufwärts | Fallhöhe |
|------------------------|--------------------------------------|-----------------|
| 14 | nicht passierbar | 0,5m - 1,0m |
| 15 | nicht passierbar | 2,0m - 2,5m |
| 16 | nicht passierbar | 2,5m - 3,0m |
| 17 | nicht passierbar | 1,0m - 1,5m |
| 18 | ingeschr. passierbar | <0,1m |
| 19 | ingeschr. passierbar | 0,1m - 0,5m |
| 20 | nicht passierbar | 2,0m - 2,5m |
| 21 | ingeschr. passierbar | 0,1m - 0,5m |
| 22 | passierbar | 0,1m - 0,5m |
| 23 | ingeschr. passierbar | <0,1m |
| 24 | ingeschr. passierbar | 0,1m - 0,5m |
| 25 | ingeschr. passierbar | <0,1m |
| 26 | Nicht passierbar | 0,1m - 0,5m |
| 27 | ingeschr. passierbar | <0,1m |
| 28 | nicht passierbar | 1,5m - 2,0m |
| 29 | nicht passierbar | 1,0m - 1,5m |
| 30 | nicht passierbar | 0,5m - 1,0m |
| 31 | ingeschr. passierbar | 0,1m - 0,5m |
| 32 | nicht passierbar | 0,5m - 1,0m |
| 33 | nicht passierbar | 0,5m - 1,0m |
| 34 | nicht passierbar | 0,5m - 1,0m |
| 35 | ingeschr. passierbar | <0,1m |
| 36 | nicht passierbar | 1,5m - 2,0m |
| 37 | nicht passierbar | 2,0m - 2,5m |

*) Das Querbauwerk war zum Zeitpunkt der Kartierung noch nicht passierbar. Anfang 2022 wurde eine Fischaufstiegshilfe errichtet.

3 Modul 2 – Hydrologie

3.1 Wasserrechte

Aus dem Wasserinformationssystem NÖ (www.noel.gv.at) wurden jene Wasserrechte herausgesucht, die zu Veränderungen des Abflusses oder der Fließgeschwindigkeiten führen. Darunter fallen folgende Nutzungen:

- Bewässerungen
- Teichanlagen
- Versorgungsanlagen – Nutzwasser
- Besondere Wasserbenutzungen - Stauanlagen
- Wasserkraftanlagen

3.1.1 Bewässerungen

Im Wasserinformationssystem NÖ sind im Projektgebiet neun Wasserentnahmen aus dem Erlabach zu Bewässerungszwecken eingetragen (Tab. 21). Alle dienen der Bewässerung von landwirtschaftlichen Flächen. Der Bewässerungsbedarf landwirtschaftlicher Kulturen nimmt durch den Klimawandel stetig zu und wird meist in Zeiten überdurchschnittlich langer Trockenperioden oder bei Kulturarten, die eine zusätzliche Bewässerung benötigen, schlagend. Problematisch ist an diesen Wasserentnahmen, dass sie meist in den trockenen und heißen Sommermonaten erfolgen, in denen im Fluss Niederwasser vorherrscht. Der Erhalt der ökologischen Mindestwasserführung, also jener Abflussmenge in einem Gewässer, die mindestens erforderlich ist, um den guten ökologischen Zustand zu erreichen, kann durch die zusätzlichen Entnahmen gefährdet sein. Der Klimawandel und die damit verbundene Wasserknappheit führen nun an immer mehr Tagen dazu, dass diese ökologische Mindestanforderung nicht mehr gegeben ist. Die Art und der Umfang der Wasserentnahme sind bei den in Tab. 21 angeführten Bewässerungen unterschiedlich geregelt und in manchen Fällen ist keine Entnahmemenge angegeben. Aus gewässerökologischer Sicht wäre eine Überprüfung der Wasserrechte zur Bewässerung dringend angeraten, da sich die hydrologischen Voraussetzungen in den letzten Jahren geändert haben und nicht klar ist, ob die Wassermengen ökologisch überhaupt noch verträglich sind. Zudem ist nicht bei allen Wasserrechten klar, ob sie tatsächlich noch konsumiert werden. Langfristig, sollten Bewässerungsanlagen nur mehr mit bei höheren Abflüssen entnommenem und gespeichertem oder bei Niederschlägen gesammeltem Wasser betrieben werden.

Ein weiteres nicht zu unterschätzendes Thema sind illegale Wasserentnahmen aus dem Erlabach. Bei den Kartierungsarbeiten im März und April 2021 wurden bei an den Erlabach angrenzenden Privatgärten einige Pumpen zur Wasserentnahme vorgefunden. Es ist anzunehmen, dass diese Wasserentnahmen illegal erfolgen, da im Wasserbuch keine Einträge dazu gefunden werden konnten. Zudem ist davon auszugehen, dass die Anzahl derartiger Wasserentnahmen im Hochsommer noch höher ist. Abgesehen davon, dass diese Wasserentnahmen illegal erfolgen, können sie in Summe vor allem im Hochsommer die ökologische Funktionsfähigkeit des Erlabaches gefährden.

Tab. 21 Wasserentnahmen aus dem Erlabach für Bewässerungen laut dem Wasserinformationssystem NÖ.

| Postzahl | Typ | Subtyp | Berechtigter |
|----------|-------------|---------------------------------|-------------------------------|
| AM-2187 | Bewässerung | Landwirtschaftliche Bewässerung | Schrattbauer Franz und Maria |
| AM-7 | Bewässerung | Landwirtschaftliche Bewässerung | Weindl Theresia und Ferdinand |
| AM-2168 | Bewässerung | Landwirtschaftliche Bewässerung | Wahl Stefan und Maria |
| AM-24 | Bewässerung | Landwirtschaftliche Bewässerung | Geiblinger Franz |
| AM-1584 | Bewässerung | Landwirtschaftliche Bewässerung | Weber August |
| AM-25 | Bewässerung | Landwirtschaftliche Bewässerung | Gmeiner Emilie und Gottfried |
| AM-5851 | Bewässerung | Landwirtschaftliche Bewässerung | Zeiser Franz und Gertraud |
| AM-5641 | Bewässerung | Landwirtschaftliche Bewässerung | Wallner Hermann |
| AM-11 | Bewässerung | Landwirtschaftliche Bewässerung | Schnetzinger Johann |

3.1.2 Teichanlagen

Im Projektgebiet befinden sich laut dem Wasserinformationssystem NÖ acht Teichanlagen, für die eine Wasserentnahme aus dem Erlabach erfolgt (Tab. 22). Bei drei Anlagen ist eine Nutzung als Fischteich angegeben, bei den restlichen – mit Ausnahme des Teiches Mayrhuber – ist nur in der textlichen Beschreibung der Anlage eine Fischteichnutzung beschrieben. Beim Teich Mühlhofer/Warsch und beim Teich Fuchshuber ist keine Dotationsmenge angegeben, wobei der Teich Fuchshuber zumindest teilweise aus Quellen gespeist wird, die Rückleitung aus dem Fischteich erfolgt aber jedenfalls in den Erlabach.

Des Weiteren gibt es auch noch zahlreiche andere Teichanlagen im Einzugsgebiet, die zwar kein Wasser direkt aus dem Erlabach entnehmen aber doch ebenfalls einen Einfluss haben können. In den Daten des Berichtsgewässernetzes sind im Einzugsgebiets des Erlabaches 157 stehende Gewässer verzeichnet, abzüglich von rund 30-35 Augewässern im Umland der Donau bleiben damit circa 120-130 Teichanlagen übrig, von denen viele wahrscheinlich mehr oder weniger oft Instandgehalten werden.

Die direkt aus dem Erlabach entnommenen Dotationswassermengen für die Fischteichanlagen sind gering und daher als ökologisch eher unproblematisch einzustufen. Anlagen zur Fischhaltung können aber trotzdem Auswirkungen auf die Wassergüte und Ökologie des Erlabaches haben, da das Ablaufwasser durch Futtermittel, Kalk, Düngemittel, Ausscheidungsprodukte, Medikamente und Desinfektionsmittel belastet sein kann. Es kann dadurch zu problematischen toxischen Einträgen oder Nährstoffanreicherungen im Gewässer kommen. Dies ist im Speziellen der Fall wenn Teiche gereinigt werden und das Material nicht im Trockenen entnommen wird sondern mobilisiert und mit der fließenden Welle abtransportiert wird. Die Teichanlagen sind an sich Feinsedimentsenken wobei sie durch die Remobilisierung des Materials zu problematischen Quellen werden. Eine gezielte Zusammenarbeit mit Teichbesitzern kann daher auch ein Ansatzpunkt für die Reduzierung von Feinsedimenten im System sein. Auch hohe Wassertemperaturen infolge der Aufwärmung im stehenden Wasservolumen der Teichanlage können bei der Rückleitung in den Erlabach höchst unerwünschte Aufwärmungseffekte nach sich ziehen.

Tab. 22 Wasserentnahmen aus dem Erlabach für Teichanlagen laut dem Wasserinformationssystem NÖ.

| Postzahl | Typ | Subtyp | Berechtigter | Umfang |
|----------|-------|------------|---|--------------|
| AM-1588 | Teich | Unbestimmt | Mayrhuber Maximilian | keine Angabe |
| AM-4225 | Teich | Fischteich | Nöbauer Leopold und Elfriede | 0,2 l/s |
| AM-2010 | Teich | Unbestimmt | Nußbaumer Friedrich | 18 l/s |
| AM-811 | Teich | Fischteich | Mühlhofer Elisabeth, Warsch Christine u. Wolfgang | keine Angabe |
| AM-5360 | Teich | Fischteich | Lettner Karl | 3 l/s |
| AM-3228 | Teich | Unbestimmt | Pillgrab Johann | 2 l/s |
| AM-2768 | Teich | Unbestimmt | Rott Werner | 0,2 l/s |
| AM-2581 | Teich | Unbestimmt | Fuchshuber Rudolf, Walter und Wilhelm | keine Angabe |

3.1.3 Wasserentnahmen – Nutzwasser

Im Projektgebiet befinden sich laut dem Wasserinformationssystem NÖ 13 Nutzwasserentnahmen. Bei den Nutzwasserentnahmen ist davon auszugehen, dass sie im Gegensatz zu den Wasserentnahmen für Bewässerungszwecke, weniger Wasser aus dem Erlabach entnehmen und daher aus gewässerökologischer Sicht eher unproblematisch sind. Der mittlere Wasserbedarf beträgt in Österreich derzeit etwa 130 l pro Einwohner und Tag und der Nutzwasseranteil davon beträgt rund 30 % (Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, 2021).

Tab. 23 Nutzwasserentnahmen aus dem Erlabach laut dem Wasserinformationssystem NÖ.

| Postzahl | Typ | Subtyp | Berechtigter |
|----------|-------------------|------------|-------------------------------|
| AM-1016 | Versorgungsanlage | Nutzwasser | Müller Josef |
| AM-1019 | Versorgungsanlage | Nutzwasser | Sindhuber Franz |
| AM-1018 | Versorgungsanlage | Nutzwasser | Schnetzinger Franz |
| AM-1012 | Versorgungsanlage | Nutzwasser | Firnberger Karl |
| AM-299 | Versorgungsanlage | Nutzwasser | Dr. Sallinger Michaela |
| AM-1011 | Versorgungsanlage | Nutzwasser | Pfarre St.Valentin |
| AM-1015 | Versorgungsanlage | Nutzwasser | Dumbacher Maria und Sylvester |
| AM-1569 | Versorgungsanlage | Nutzwasser | Stöckler Karl |
| AM-1023 | Versorgungsanlage | Nutzwasser | Paireder Karl und Anna |
| AM-1007 | Versorgungsanlage | Nutzwasser | Brdicka Wenzel |
| AM-1020 | Versorgungsanlage | Nutzwasser | Schafelner Maria |
| AM-1014 | Versorgungsanlage | Nutzwasser | Huemer Viktor |
| AM-1017 | Versorgungsanlage | Nutzwasser | Mitterlehner Rudolf |

3.1.4 Wasserkraftanlagen

Wasserkraftanlagen stellen eine erhebliche Belastung der Hydromorphologie eines Fließgewässers dar, beeinflussen den Geschiebe- und Feststoffhaushalt, beeinträchtigen die Durchgängigkeit für Gewässerorganismen und haben zahlreiche andere negative Folgen.

Laut dem Wasserinformationssystem NÖ sind im Projektgebiet fünf Wasserkraftanlagen vorhanden (Tab. 24). Die Wasserkraftanlage Wagner (Furtmühle) ist aber nicht mehr vorhanden und es fehlt

offenbar nur die formale Löschung des Wasserrechtes. Während der Kartierungsarbeiten im Frühjahr 2021 waren die Wasserkraftanlagen Breuer, Ströbitzer und Weindl (Mühlsteger) in Betrieb. Die Wasserkraftanlage Breuer (Mühle zu Hofkirchen) und auch die Wasserkraftanlage Ströbitzer sollen in naher Zukunft entfernt werden und entsprechende Projekte sollen hier ausgearbeitet werden. Bei beiden Wasserkraftanlagen sind die Stau aktuell gelegt (siehe dazu auch Kap. 9).

Die Wasserkraftanlage Hasenöhr Holding GmbH (Godamühle) ist aktuell ebenfalls nicht in Betrieb. Aktuell laufen Anpassungsmaßnahmen entsprechend dem 2. Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (siehe dazu auch Kap. 3.3.3).

Tab. 24 Wasserkraftanlagen im Erlabach laut dem Wasserinformationssystem NÖ.

| Postzahl | Name | Typ | Subtyp | Berechtigter |
|----------|--|-----------|----------------------|--|
| AM-276 | WKA Breuer Anton, Mühle zu Hofkirchen | Kraftwerk | Unbestimmt | Breuer Anton |
| AM-296 | WKA Wagner Johann u.a., Furtmühle | Kraftwerk | Ausleitungskraftwerk | Wagner Johann und Roman und weitere |
| AM-277 | WKA Ströbitzer Alois, Mühle in Gutenhofen | Kraftwerk | Unbestimmt | Ströbitzer, Alois |
| AM-22 | WKA Hasenöhr Holding GmbH, Godamühle | Kraftwerk | Ausleitungskraftwerk | Hasenöhr Holding GmbH |
| AM-6 | WKA Weindl Josef u. Rosmarie, Mühlsteger | Kraftwerk | Ausleitungskraftwerk | Weindl Josef und Rosmarie |

3.1.5 Besondere Wasserbenutzung – Stauanlagen

Im Projektgebiet gibt es drei Stauanlagen, deren ökologische Auswirkungen mit jenen einer Wasserkraftanlage vergleichbar sind (Kap. 3.1.4).

Tab. 25 Stauanlagen im Erlabach laut dem Wasserinformationssystem NÖ.

| Postzahl | Typ | Subtyp | Berechtigter |
|----------|---------------------------|------------|--|
| AM-5 | Besondere Wasserbenutzung | Stauanlage | Wassergemeinschaft am Radterteich |
| AM-300 | Besondere Wasserbenutzung | Stauanlage | Hasenöhr, Karl und Elfriede |
| AM-3 | Besondere Wasserbenutzung | Stauanlage | Stadtgemeinde St. Valentin und Prehofer Rochus |

3.2 Analyse der Pegeldata

Künstliche Abflussschwankungen wirken sich erheblich auf Fische, Makrozoobenthos und andere Organismen im Gewässer aus.

In Abb. 37 finden sich Beispiele für eindeutig detektierte künstliche Abflussschwankungen, deren Muster auf die Verursachung durch Wasserkraftnutzung hindeutet. Im Zuge der Forschungsprojektes SuREmMa+ der Universität für Bodenkultur in Wien konnten laut telefonischer Auskunft von Herrn DI Greiml Franz derartige Abflussschwankungen beim Pegel St. Pantaleon festgestellt werden, deren Ursprung eindeutig anthropogen ist und mit Wasserkraftnutzung zusammen hängt. Kraftwerksbedingte Abflussschwankungen passieren sehr viel schneller als bei einem natürlichen

Hochwasser und Gewässerorganismen sind an diesen raschen Wechsel nicht angepasst. Am stärksten betroffen von diesen anthropogenen Abflussschwankungen ist im Flussbett die Wasserwechselzone, die während des Schwall unter Wasser steht und bei Sunk wieder trockenfällt. Beim Trockenfallen können die Organismen nicht schnell genug in tiefere Gewässerbereiche ziehen und stranden. Besonders Fischbrut und Jungfische bevorzugen flache Uferbereiche und gehen auf diese Art zugrunde. Zudem verstärkt dieser regelmäßig erzwungene Ortswechsel die Verluste aus Prädation durch aquatische und terrestrische Fressfeinde, da die Deckung fehlt. Außerdem kann es durch den erhöhten Energiebedarf zu einem verminderten Wachstum kommen (Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, 2008). Zudem kommt es aber auch zu weiteren Effekten wie verstärkte Abtrift oder Schäden an Eiern und Larven von Fischen.

Keines der im Projektgebiet befindlichen Wasserkraftwerke hat einen Schwallbetrieb genehmigt. Im Projektgebiet befindet sich nur eine Pegelmessstelle in St. Pantaleon (HZB-Nummer 209247). Um mögliche Schwall-Sunk-Ereignisse detektieren zu können, wurden die Abflussdaten für das Jahr 2017 mit einem Messintervall von fünf Minuten verwendet. Die Daten wurden im Excel aufbereitet, bereinigt und anschließend in das Softwareprogramm „SPSS Statistics“ importiert. Zur graphischen Darstellung der Daten wurde der Diagrammtyp „Liniendiagramm“ gewählt, welcher sich für den An- und Abstieg von Messwerten über kurze Zeiträume hinweg besonders gut eignet. Die Diagramme visualisieren die täglichen Abflussschwankungen mit den gemittelten stündlichen Abflusswerten. Die jeweiligen Niederschlagsmengen, die nur in Tagessummen zur Verfügung stehen, wurde in der linken, oberen Ecke des Diagrammfeldes eingefügt. Die eindeutig künstlich hervorgerufenen Abflussschwankungen (Abb. 37) waren durchaus massiv. Die Amplituden schwankten innerhalb einer Stunde im Extremfall um das Hundertfache (28. 12. 2017). In der Regel dauerten die Schwall-Sunkereignisse zwei bis drei Stunden.

Im Projektgebiet befanden sich laut den analysierte Pegeldaten aus dem Jahr 2017 drei aktive Wasserkraftanlagen (WKA), die diese Abflussschwankungen verursachen könnten, nämlich das Kraftwerk Weindlmühle, das Kraftwerk Ströbitzer und das Kraftwerk Breuer (Abb. 38). Bei einem vom Büro blattfisch e. U. im Zuge eines anderen Projektes im Jahr 2021 durchgeführten Dotationsversuch beim Starmühlerwehr im Ortsgebiet von St. Valentin wurden ebenfalls unerklärliche Abflussschwankungen beobachtet. Daher liegt es nahe, dass diese Schwankungen entweder durch das Kraftwerk Ströbitzer oder das Kraftwerk Breuer verursacht wurden. Beim Kraftwerk Ströbitzer ist bekannt, dass die Betriebs-Regelung händisch erfolgt und daher eine derartige Auswirkung grundsätzlich möglich wäre. Beide Kraftwerksbetreiber haben jedoch bei persönlichen Gesprächen eine Niederlegung des Wasserrechtes in Aussicht gestellt und betreiben ihre Wasserkraftanlagen aktuell gar nicht mehr. Daher ist davon auszugehen, dass diese Wasserspiegelschwankungen künftig nicht mehr auftreten werden. Die Beobachtung und Analyse der Pegeldaten ist aber auch künftig anzuraten.



Abb. 37 Beispiele für detektierte künstliche Abflussschwankungen im Jahr 2017 beim Pegel St. Pantaleon.



Abb. 38 Lage der im Jahre 2017 aktiven Wasserkraftanlagen im Projektgebiet und Lage des Pegels St. Pantaleon.

3.3 Ausleitungen

Im Projektgebiet erfolgen an fünf Stellen relevante Ausleitungen, die zu längeren Restwasserstrecken im Erlabach führen (Abb. 39).

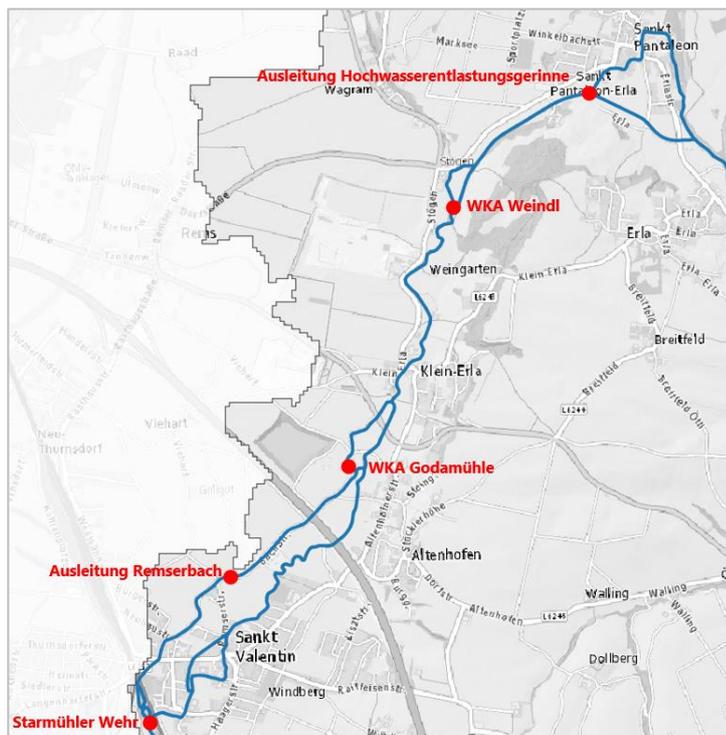


Abb. 39 Hydromorphologisch relevante Ausleitungen aus dem Erlabach im Projektgebiet.

3.3.1 Starmühler Wehr

Im Zuge des Ausbaues der ÖBB-Westbahnstrecke im Abschnitt Haag-St. Valentin wurden der Erlabach und der Mühlbach verlegt. Bei dieser Verlegung wurde auch die sogenannte Starmühler-Wehranlage adaptiert, die nach Realisierung nicht mehr der Wasserbenutzung dient, sondern nun nur mehr als Regulierungsbauwerk fungiert. Dieses Teilungsbauwerk besteht aus einem Streichwehr, einem Leerschuss und einer Dotiereinrichtung für den Fischaufstieg. Der Abfluss in das linke Gewässerbett, bei dem es sich laut NGP (Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan) um das Erlabach-Hauptgerinne handelt, ergibt sich im Wesentlichen aus der Dotation der Fischaufstiegshilfe. Im eisenbahnrechtlichen Bewilligungsbescheid vom 12. Juni 1996 ist eine Mindestdotation von 17 l/s und darüber hinaus eine Dynamisierung von 12% bis 14% des natürlichen Abflusses vorgesehen.

Die aktuelle Dotationsaufteilung beim Starmühlerwehr ist aus ökologischer und auch fischereilicher Sicht nicht zielführend und auch nicht nötig, da am Mühlbach laut Wasserbuch ohnehin keine Wasserkraftnutzung stattfindet. Eigentlich sollte der Hauptanteil des anfallenden Wassers im Hauptgewässer bleiben, weshalb die Überlegung überprüft wird, den Mühlbach künftig mit einer geringeren Wassermenge zu dotieren.

Von den Verfassern dieses Berichtes wurde im Auftrag der Stadtgemeinde St. Valentin ein Projekt für die zukünftige Wasseraufteilung ausgearbeitet (Bart & Gumpinger, 2021).

3.3.2 Ausleitung Remserbach

Im Stadtgebiet von St. Valentin wird beim sogenannten Raderteichwehr der Remserbach dotiert. Eine von den Verfassern dieses Berichtes am 9. Juni 2021 durchgeführte Abflussmessung ergab im Remserbach einen Abfluss von 36 l/s. Laut dem Antwortschreiben des Amtes der Nö. Landesregierung, Gruppe Baudirektion, Abteilung Hydrologie und Geoinformation vom 4. Jänner 2016 mit dem Kennzeichen BD3-Q-3/1703-2012 an die Bezirkshauptmannschaft Amstetten liegt der Abfluss im Remserbach laut Durchflussmessungen im Zeitraum von 1987 bis 2015 zwischen 9,3 und 126,6 l/s.

In der Niederschrift (Aktenkennzeichen AMW2-WA-17113/002, BH Amstetten, Fachgebiet Anlagenrecht) der Verhandlung vom 05. August 2019 wird angeführt, dass die Ausleitung in den Remserbach Bewässerungszwecken und der Dotation von Fischeichen dient. Laut dem Wasserinformationssystem NÖ gibt es aus dem Remserbach zwei Wasserentnahmen für Bewässerungen (Tab. 26) und zwei Fischeichanlagen (Tab. 27).

Tab. 26 Wasserentnahmen aus dem Remserbach für Bewässerungen laut dem Wasserinformationssystem NÖ.

| Postzahl | Typ | Subtyp | Berechtigter | Umfang |
|----------|-------------|---------------------------------|--|--|
| AM-5418 | Bewässerung | Landwirtschaftliche Bewässerung | Lehermayr Christian, Hochmeister Gerhard, Schrattbauer Heidelinde, Schlögelhofer Josef, Hochmeister Leopoldine, Lehermayr Maria, Schrattbauer Maria, Mag. Essl Johann Josef | 17,2 l/s, 25800 m ³ /a von 1.6. – 31.8. von 19:00 – 10:00 Uhr des folgenden Tages |
| AM-1798 | Bewässerung | Landwirtschaftliche Bewässerung | Rosenberger Josef | 390 l/min (6,5 l/s) |

Tab. 27 Wasserentnahmen aus dem Remserbach für Teichanlagen laut dem Wasserinformationssystem NÖ.

| Postzahl | Typ | Subtyp | Berechtigter | Umfang |
|----------|-------|--------------|-------------------------|--|
| AM-5434 | Teich | Fischteich | Bruckschwaiger Brigitte | 2 l/s |
| AM-4225 | Teich | Unbestimmt*) | Geiblinger Karl | keine genaue Angabe, bei NQ max. 50% der Wasserführungsmenge |

*) in der textlichen Beschreibung der Anlage als Fischteichanlage bezeichnet

3.3.3 Wasserkraftanlage Hasenöhrl Holding GmbH (Godamühle)

Die Wasserkraftanlage ist aktuell nicht in Betrieb und seitens der Bezirkshauptmannschaft Amstetten wurde eine Restwasserabgabe von 190 l/s als Anpassungsmaßnahme zum 2. Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan gefordert. Ein entsprechendes Projekt wurde der Behörde vom Konsensinhaber im Jahr 2021 auch vorgelegt. Seitens der Fischerei wurde in der Stellungnahme des Obmanns Franz Zeiser beanstandet, dass es bei gelegtem Stau, also wenn die Wasserkraftanlage nicht in Betrieb ist, keine Restwasserfestlegung für den Mühlbach gibt und es dadurch - wie auch schon in der Vergangenheit - zum Trockenfallen des Mühlbaches kommen könnte. Vom Amtssachverständigen für Wasserbau werden diese Bedenken nicht geteilt, da er auf Basis des Abflusswertes für das NQ_T von über 200 l/s (laut Pegel St. Pantaleon), das Trockenfallen des Mühlbaches für unwahrscheinlich erachtet. Zudem merkt er an, dass es sich beim Mühlbach um ein künstliches Gerinne handelt und daher das Hauptgerinne als vorrangig zu betrachten ist. Aus fachlicher Sicht ist dazu anzumerken, dass der Mühlbach trotzdem eine gewisse ökologische Wertigkeit hat und das Trockenfallen vermieden werden soll.

3.3.4 Wasserkraftanlage Weindl

Die Wasserkraftanlage Weindl ist in Betrieb und hat mit dem Bescheid mit dem Kennzeichen AMW2-WA-10201/004 vom 18.8.2021 die wasserrechtliche Bewilligung für die Errichtung einer Fischmigrationshilfe in Form eines Beckenpasses zur Herstellung der Durchgängigkeit der Mühlbacheinmündung in den Erlabach erhalten. Hier ist eventuell angedacht, dass der Mühlbach aufgrund seiner besseren morphologischen Ausgestaltung und Wasserführung nach Errichtung der Fischaufstiegshilfe künftig den eigentlichen Wasserkörper des Erlabaches bilden soll. Die durchgehend gepflasterte Restwasserstrecke im Erlabach soll dann als Hochwasserentlastungsgerinne, allerdings mit einer Mindestwasserdotation von 8 l/s geführt werden, welche bereits baulich umgesetzt ist. Ob diese Lösung zielführend ist, kann aber erst nach Umsetzung der Organismenpassierbarkeit und auf Basis weiterer Untersuchungen festgelegt werden. Die Herstellung der Durchgängigkeit am Kraftwerk selbst ist bis 1.12.2027 vorgesehen.

3.3.5 Ausleitung Hochwasserentlastungsgerinne

Im Erlabach befindet sich im Gemeindegebiet von St. Pantaleon ein Teilungsbauwerk. Bei der wasserrechtlichen und naturschutzrechtlichen Verhandlung am 3.6.2019 wurde von der NÖ Umweltschutzbehörde für das Entlastungsgerinne eine Mindestdotationswassermenge von 15 l/s vorgeschrieben. Die Dotationswassermenge wurde von den Verfassern dieses Berichtes mit einem Abflussmessgerät am 17.5.2021 gemessen, zu diesem Zeitpunkt betrug sie 25 l/s.

Laut mündlicher Auskunft des Obmanns des Fischereireviers Erlabach DII/2, Herrn Franz Zeiser, gelangen bei hohen Wasserführungen Fische in das Entlastungsgerinne und müssen dann nach Abklingen des Hochwassers geborgen werden, weil die Wassertiefen durch Anlandungen in manchen Bereichen zu gering sind und somit ein Rückwandern der Fische nicht möglich ist.

3.3.6 Übersicht über die durchgeführten Abflussmessungen

Da die Restwassersituation bei den oben beschriebenen Ausleitungen nicht bekannt ist, wurden die Abflüsse mit einem akustischen, digitalen Doppler-Messgerät durchgeführt. Eine Messung des Abflusses war aber nur bei der Ausleitung des Remserbaches (Abb. 40) und bei Ausleitung beim Hochwasserentlastungsgerinne (Abb. 41) zielführend (Tab. 28). Beim Starmühler Wehr läuft aktuell ein Projekt zur Anpassung der Restwassermenge und die Wasserkraftanlage Godamühle war zum Zeitpunkt der Untersuchung nicht in Betrieb. Auch bei der Wasserkraftanlage Weindl läuft aktuell ein Projekt zur Herstellung der Organismenpassierbarkeit. Daher wurde bei diesen Anlagen auf eine Abflussmessung verzichtet.

Tab. 28 Ergebnisse der Abflussmessung im Remserbach und im Hochwasserentlastungsgerinne.

| Standort | Datum | Erhobener Abfluss |
|------------------------------|------------|-------------------|
| Remserbach | 09.06.2021 | 36 l/s |
| Hochwasserentlastungsgerinne | 17.05.2021 | 25 l/s |

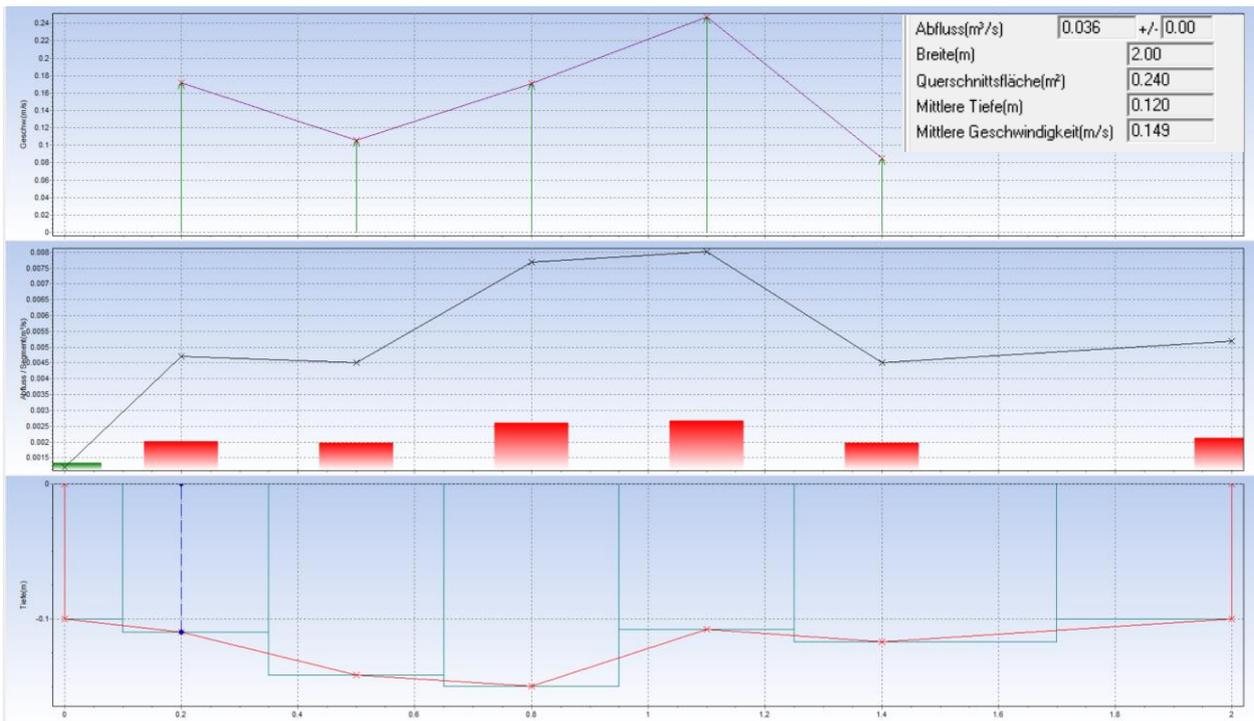


Abb. 40 Ergebnis der Abflussmessung im Remserbach

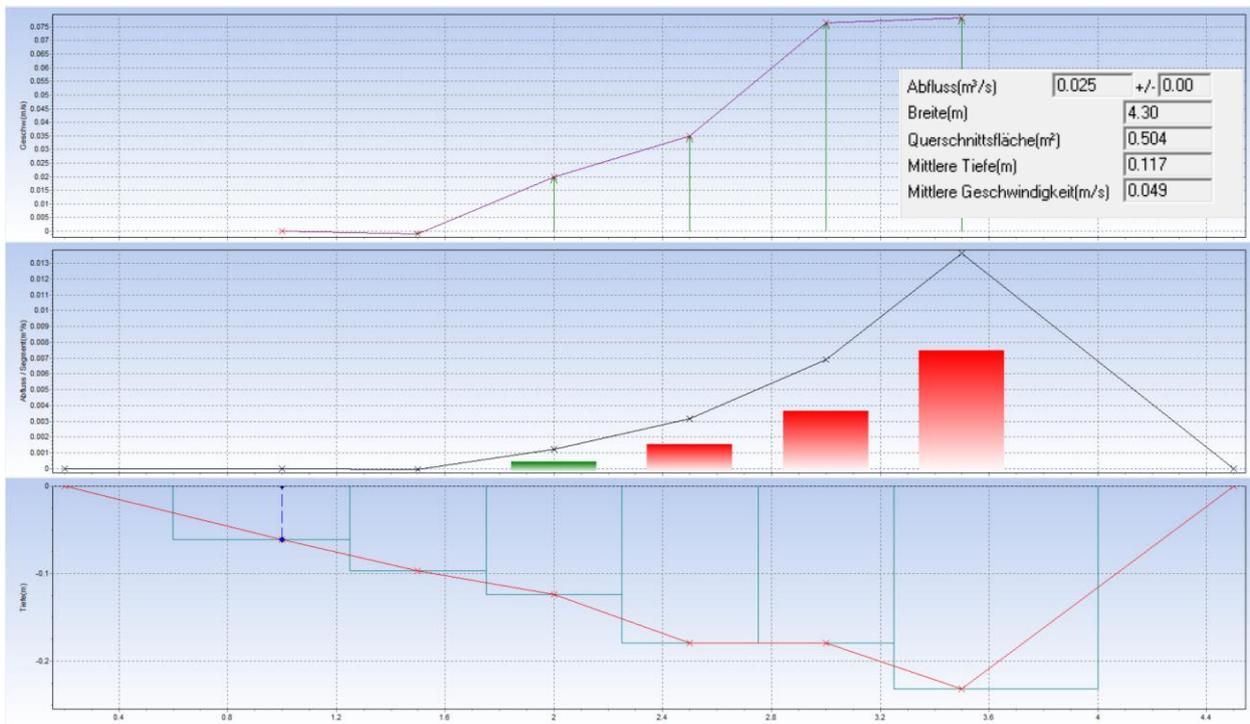


Abb. 41 Ergebnis der Abflussmessung im Hochwasserentlastungsgerinne.

3.4 Ökologische Bedeutung des Remserbaches

Der Remserbach (laut Gewässernetz Erlabachüberleitung) ist etwa 6,3 Kilometer lang. Er wird im Stadtgebiet von St. Valentin bei der Stauanlage der „Wassergenossenschaft am Raderteich“ aus dem Erlabach dotiert (siehe dazu auch Kap. 3.3.2). Laut Gewässernetz im NÖ Atlas (atlas.noe.gv.at) mündet er bei Raad in den Oberwasserkanal des Kraftwerks St. Pantaleon (gelbe Linie in Abb. 42). Tatsächlich verläuft er aber parallel zum Oberwasserkanal bis zum Kraftwerk St. Pantaleon (gelb strichlierte Linie in Abb. 42). Die Ausleitung in den Remserbach dient laut Wasserbuchauszug (Wasserinformationssystem NÖ) seit 1958 Bewässerungszwecken und der Dotation von Fischteichen. Zur „Instandhaltung“ des Remserbaches ist gemäß den Eintragungen im Wasserbuch eine jährliche Räumung erforderlich, die auch durchgeführt wird. Beispielsweise fand im Jahr 2021 die Räumung vom 18. – 20 November statt.

Auf der Karte der Franziszeischen Landesaufnahme, hergestellt zwischen 1809 und 1818 (Quelle: mapire – maps.arcanum.com) ist der Remserbach zu erkennen und sein Verlauf ähnelt dem aktuellen (Abb. 42).

Der Remserbach wurde Ende April 2021 überblicksmäßig begangen um seine ökologische Funktion grob abschätzen zu können. Die Ausleitung aus dem Erlabach erfolgt mithilfe eines betonierten Bauwerkes (Abb. 43 und Abb. 44) mit einem eingebauten Absperrschütz. Von hier bis zur Brücke der Westautobahn (A1) verläuft der Remserbach als weitgehend naturnaher und unverbauter Bachlauf mit einem durchgehenden beidseitigen Gehölzstreifen (Abb. 45). Von der A1-Brücke bis zur Bundesstraßen-Brücke (B1) ändert sich an seinem Aussehen wenig und er verläuft dann bis nach Rems ebenfalls weitgehend naturnah und unverbaut (Abb. 47). In diesem Abschnitt wurde ein Biberdamm (Abb. 48) gefunden und viele Bäume sind mit einem Drahtgeflecht vor Biberbiss geschützt. Durch Rems hindurch ist der Remserbach größtenteils sehr hart verbaut und ein kurzes Stück sogar verrohrt (Abb. 49). Nach der Verrohrung stellt er sich wieder als offener Bachlauf dar (Abb. 50). Ab Rems verläuft

das Gewässer relativ naturnah bis es bei Raad dann im 90-Grad-Winkel Richtung Norden abbiegt und etwa 300 m weit in Betonhalbschalen geführt wird. Anschließend an diesen Bereich verläuft das Gewässer dann wieder in einem naturnahen Gerinnebett parallel zum Oberwasserkanal (Abb. 52). Auf Höhe der Deponie Hasenöhrl wirkt der Bachlauf aber relativ frisch gestaltet (Abb. 54). Anschließend verläuft er dann bis zur Fischteichanlage Bruckschwaiger in einem naturnahen Bachlauf (Abb. 54). Ab der Fischteichanlage ist er dann verrohrt (Abb. 55) und mündet dann beim Kraftwerk Pantaleon in den Oberwasserkanal.

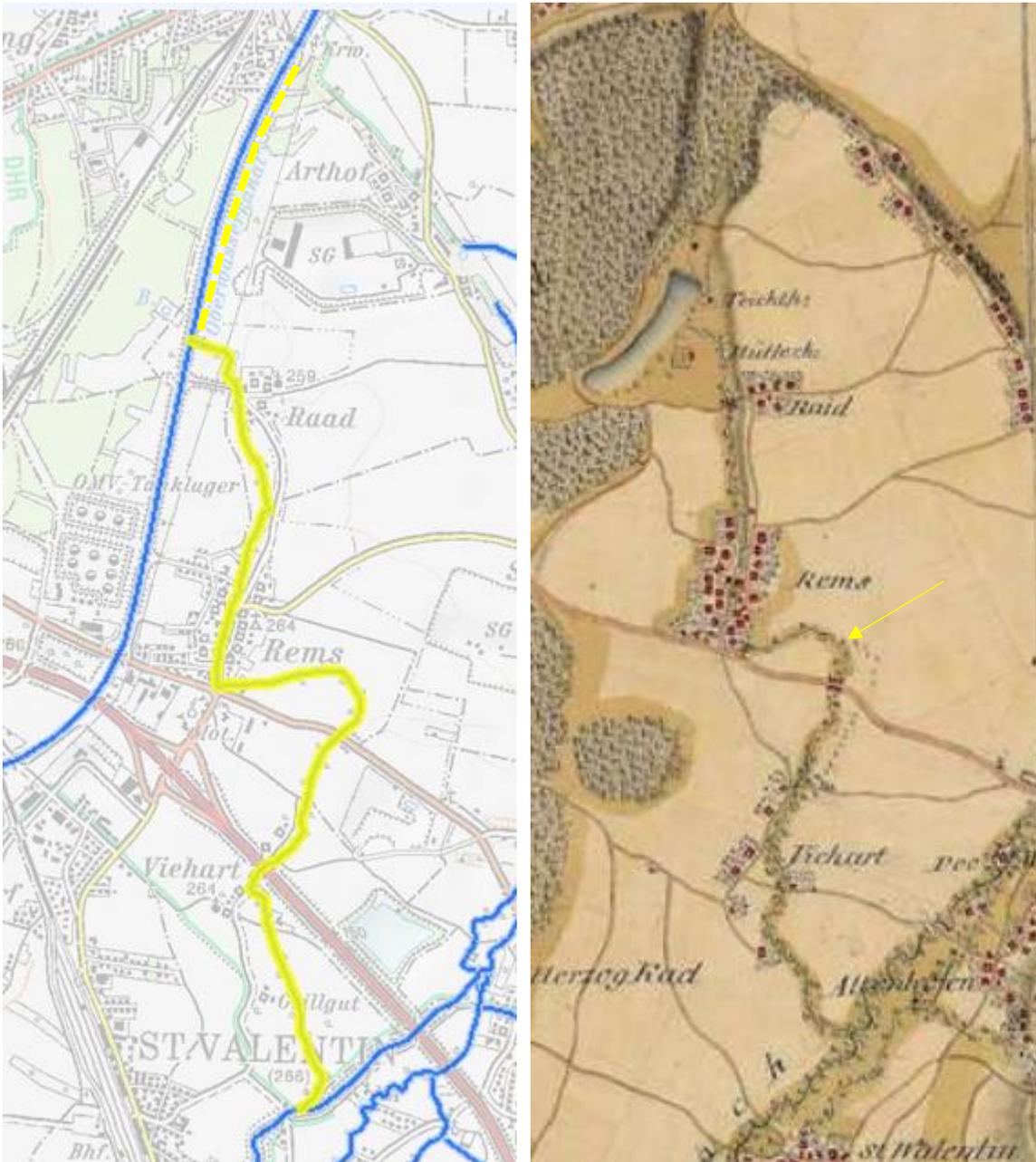


Abb. 42 Aktueller Verlauf des Remserbaches (gelb markiert), (links) und Auszug aus der Josephinischen Landesaufnahme (1773-1781), (rechts).



Abb. 43 Aus dem betonierten Dotationsbauwerk kommender Remserbach (blauer Pfeil = Fließrichtung).



Abb. 44 Blick in das Einlaufbauwerk (blauer Pfeil = Fließrichtung).



Abb. 45 Aussehen des Remserbach zwischen seiner Ausleitung und der A1-Brücke.



Abb. 46 Der Remserbach zwischen A1-Brücke und B1-Brücke.

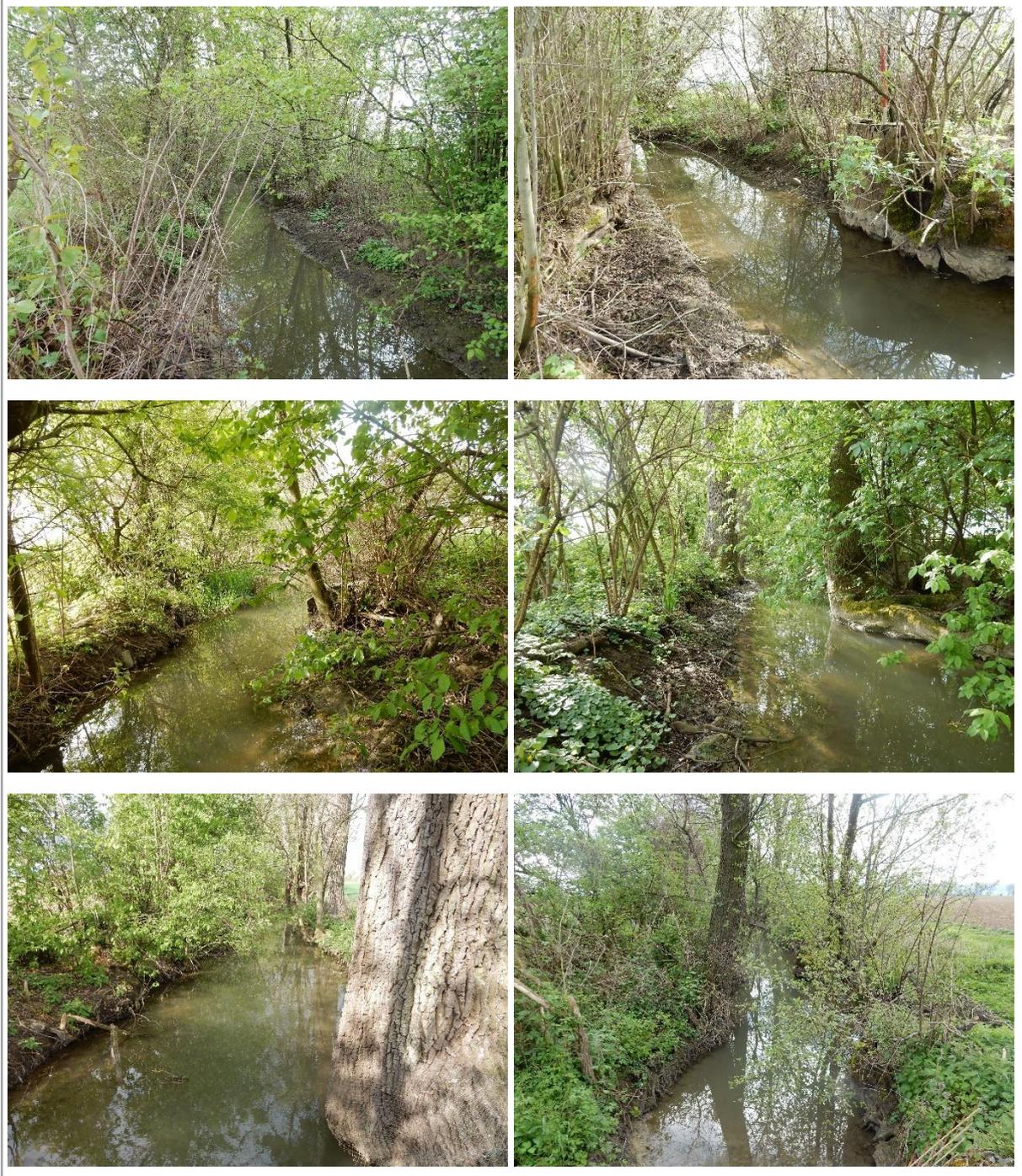


Abb. 47 Remserbach zwischen B1-Brücke und Rems.



Abb. 48 Biberdamm im Remserbach im Abschnitt zwischen B1-Brücke und Rems.



Abb. 49 Hart verbauter Remserbach durch Rems bis zur Verrohrung.



Abb. 50 *Remserbach flussab der Verrohrung in Rems.*



Abb. 51 *In Betonhalbschalen verlegter Remserbach bei Raad parallel zum Oberwasserkanal.*



Abb. 52 *Blick in den Remserbach flussab des in Halbschalen verlegten Abschnittes.*



Abb. 53 *Der Remserbach im Bereich der Deponie Hasenöhrl.*



Abb. 54 *Der Remserbach zwischen der Deponie Hasenöhrl und der Fischteichanlage Bruckschwaiger.*



Abb. 55 *Beginn der Verrohrung des Remserbaches im Bereich der Fischteichanlage Bruckschwaiger.*

Der Remserbach ist über seinen gesamten Verlauf von einer hohen Feinsedimentbelastung geprägt (Abb. 56) und die Sohle weist eine dicke Schlammschicht auf. In Bereichen mit höherer Fließgeschwindigkeit zeigt sich zwar kiesig/schottriges Sohlsubstrat, das aber eine hohe innere Kolmation (Ablagerung von Feinpartikeln im Porenraum und Verfestigung des Sohlsubstrates) aufweist (Abb. 57).



Abb. 56 Feinsedimentbelastung im Remserbach.





Abb. 57 Kolmatiertes Sohlsubstrat in Bereichen mit höheren Fließgeschwindigkeiten.

Wie bereits in Kap. 3.3.1 erwähnt, soll es beim Starmühler Wehr künftig eine andere Wasseraufteilung geben. Bei dieser Neuregelung wird dem Erlabach-Hauptgerinne der Hauptteil des ankommenden Wassers zugeschlagen. Da aus dem Hauptgerinne die Dotation für den Remserbach ausgeleitet wird und dieser Erlabachabschnitt bis dato mit sehr wenig Restwasser dotiert wurde, kam es in der Vergangenheit zu fischgefährdenden Situationen, die durch die die Ausleitung noch verschärft wurden. Bei einer ausreichenden Dotation des Erlabach-Hauptgerinnes – wie sie ja geplant ist – spricht nichts dagegen den Remserbach auch aus ökologischen Gründen weiterhin zu dotieren, denn auch wenn das Gewässer eigentlich nur für Bewässerungszwecke und zur Dotation von zwei Fischteichanlagen ausgeleitet wird, hat es trotzdem eine ökologische Wertigkeit. Das Gewässer selbst und sein über längere Abschnitte durchgehendes Uferbegleitgehölz stellen ein wichtiges Biotopverbundsystem dar, das vielen Tieren und Pflanzenarten sowohl Lebensraum als auch einen Wanderkorridor zur Verfügung stellt. Derartige Biotopverbundsysteme sind in unserer Kulturlandschaft enorm wertvoll und unbedingt zu erhalten und zu fördern. Auch können durch eine fischpassierbare Anbindung des Remserbaches an den Erlabach und einer entsprechenden abschnittsweisen Strukturierung zur Entschärfung der Feinsedimentbelastung neue Lebensräume für Jung- und Kleinfische aber auch Muscheln entstehen. Im Erlabach konnten nämlich bei den im Zuge des vorliegenden Projektes durchgeführten Kartierungsarbeiten sowohl Leerschalen als auch lebende Exemplare der geschützten Gemeinen Bachmuschel (*Unio crassus*) gefunden werden.

Um künftig die ökologischen Funktionsfähigkeit des Remserbaches sichern zu können, ist eine Anpassung und Modernisierung des Wasserrechtsbescheides dringend anzuraten. Sowohl die eingetragenen Wasserrechte und die dazugehörigen Wasserausleitungen sind zu evaluieren, als auch die Notwendigkeit der alljährliche Räumung ist zu hinterfragen.

4 Modul 3 – Biologische Qualitätskomponenten

4.1 Qualitätselement Fische

4.1.1 Fischhabitatkartierungen

Insgesamt wurden bei der Habitatkartierung 258 einhundert Meter lange Abschnitte erfasst und der Anteil relevanter Fischhabitats an der Gewässerfläche in diesen Abschnitten eingeschätzt. Zuvor wurden 13 verschiedene für die Fischfauna des Erlabaches relevante Habitats festgelegt. Gemäß der natürlichen Ausprägung aufgrund der physikalischen Grundvoraussetzungen weisen für Fische relevante Strukturen in verschiedenen Gewässertypen und -abschnitten bei unterschiedlichen Anteilen unterschiedliche Häufigkeiten auf. So gilt beispielsweise eine Schotterbank im Epirhithral erst bei einem hohen Anteil als häufig, weil die Struktur natürlicherweise dort sehr häufig auftritt. Im Epitpotamal gelten Schotterbänke schon bei geringerem Anteil als häufig, da diese dort unter natürlichen Bedingungen weniger häufig auftreten als in anderen Fischregionen. Gleichmaßen gilt dies natürlich auch für andere Fischhabitats. Die anteilmäßige Häufigkeit, wie sie bei der Abschätzung vor Ort zur Anwendung kam, ist Tab. 29 zu entnehmen.

Tab. 29 Für den Erlabach relevante Fischhabitats und deren Häufigkeit bei unterschiedlichen Anteilen an der Gewässerfläche.

| Nr. | Habitat | Häufigkeit |
|-----|-----------------------|----------------------------|
| 1 | Feinsedimentbank | |
| 2 | Furten | |
| 3 | Blöcke | Hoher Anteil (>15 %) |
| 4 | Kolke | Mäßiger Anteil (6 - 15 %) |
| 5 | Unterspülte Ufer | Geringer Anteil (1 - 5 %) |
| 6 | Totholz | Kein Anteil (0 - <1%) |
| 7 | Rinner | |
| 8 | Schotterbank | Hoher Anteil (>20 %) |
| 9 | Stillwasserbereiche | Mäßiger Anteil (6 - 20 %) |
| 10 | Flachwasserbereiche | Geringer Anteil (1 - 5 %) |
| 11 | flach abfallende Ufer | Kein Anteil (0 - <1%) |
| 12 | Submerse Vegetation | Hoher Anteil (>40 %) |
| | | Mäßiger Anteil (21 - 40 %) |
| 13 | Getauchte Vegetation | Geringer Anteil (1 - 20 %) |
| | | Kein Anteil (0 - <1%) |

Die überwiegende Mehrheit der kartierten Abschnitte wies keinen oder nur einen geringen Anteil der zuvor definierten Habitats auf. Mit Ausnahme von Feinsedimentbänken waren alle Habitats in mehr als 90 % der Gewässerfläche nicht oder nur in einer geringen Häufigkeit vertreten. Insgesamt waren in 79 % der kartierten Gewässerfläche keine nennenswerten Anteile von Fischhabitats vorzufinden, nur 1,7 % der Gewässerfläche wies einen hohen Anteil an Fischhabitats auf (Abb. 58).

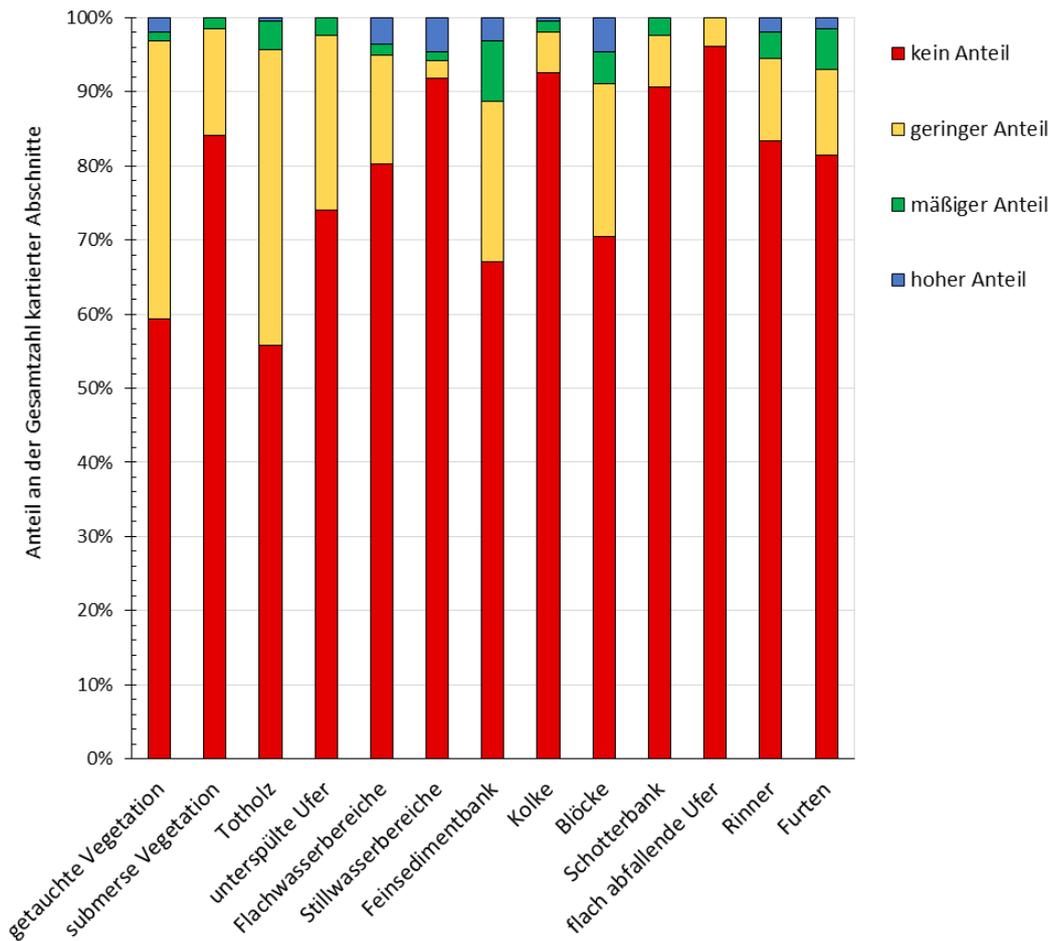


Abb. 58 Anteilige Häufigkeit der Fischhabitats an der kartierten Gewässerfläche.

4.1.2 Fischbestand

4.1.2.1 Fischartenleitbilder

Der Erlabach liegt im Untersuchungsgebiet in der Fischbioregion „Bayrisch-Österreichisches Alpenvorland“ (Haunschmid et al., 2006). Von der Mündung in die Donau bis etwa Flusskilometer (Flkm) 3,3 ist der Erlabach der biozönotischen Region „Epipotamal groß“ (Barbenregion) zuzuordnen. Das zugehörige Leitbild umfasst 39 Fischarten und eine Neunaugenart, wobei Barbe (*Barbus barbus*) und Nase (*Chondrostoma nasus*) die Leitarten darstellen. Von Flkm 3,3 bis etwa Flkm 20,8 ist der Erlabach der biozönotischen Region „Epipotamal mittel“ zuzuordnen. Nach dem entsprechenden Leitbild sind in diesem Bereich ursprünglich 27 Fischarten und eine Neunaugenart beheimatet. Leitarten sind Aitel (*Squalius cephalus*), Barbe, Nase und Schneider (*Alburnoides bipunctatus*). Ab Flkm 20,8 bis etwa Flkm 29,3 liegt der Erlabach gemäß der natürlichen Fischregionenabfolge im Hyporhithral groß (Äschenregion). Das Leitbild dazu beinhaltet 16 Fisch- und eine Neunaugenart. Leitarten in dieser Region sind Aalrutte (*Lota lota*), Äsche (*Thymallus thymallus*), Bachforelle (*Salmo trutta fario*), Bachschmerle (*Barbatula barbatula*), Elritze (*Phoxinus phoxinus*) und Koppe (*Cottus gobio*) (Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT), 2019 (Tab. 30).

Tab. 30 Fischartenleitbilder im Erlabach im Untersuchungsgebiet (Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT), 2019a); Einstufung laut Roter Liste der gefährdeten Fische Österreichs (Wolfram & Mikschi, 2007) und Anhang laut FFH-RL (Rat der Europäischen Gemeinschaften, 1992)(Rat der Europäischen Gemeinschaften, 1992). l: Leitart; b: Häufige Begleitart; s: Seltene Begleitart.

| Fischart | Wissenschaftliche Bezeichnung | Hyporhitthal groß | Epipotamal mittel | Epipotamal groß | Rote Liste | FFH-Anhang |
|---------------------------|------------------------------------|-------------------|-------------------|-----------------|------------|---------------------|
| Aalrutte | <i>Lota lota</i> | l | b | b | VU | |
| Aitel | <i>Squalius cephalus</i> | b | l | b | LC | |
| Äsche | <i>Thymallus thymallus</i> | l | b | s | VU | V |
| Bachforelle | <i>Salmo trutta fario</i> | l | b | s | NT | |
| Bachschmerle | <i>Barbatula barbatula</i> | l | b | s | LC | |
| Barbe | <i>Barbus barbus</i> | b | l | l | NT | V |
| Bitterling | <i>Rhodeus amarus</i> | - | s | s | VU | II |
| Brachse | <i>Abramis brama</i> | - | - | b | LC | |
| Elritze | <i>Phoxinus phoxinus</i> | l | s | b | NT | |
| Flussbarsch | <i>Perca fluviatilis</i> | s | b | b | LC | |
| Frauennerfling | <i>Rutilus virgo</i> | - | - | s | EN | II, V |
| Goldsteinbeißer | <i>Sabanejewia balcanica</i> | - | s | - | EN | II |
| Gründling | <i>Gobio gobio</i> | b | b | b | LC | |
| Hasel | <i>Leuciscus leuciscus</i> | b | b | b | NT | |
| Hecht | <i>Esox lucius</i> | s | s | b | NT | |
| Huchen | <i>Hucho hucho</i> | b | s | b | EN | II, V |
| Karause | <i>Carassius carassius</i> | - | - | s | EN | |
| Kaulbarsch | <i>Gymnocephalus cernua</i> | - | - | s | LC | |
| Koppe | <i>Cottus gobio</i> | l | b | s | NT | II |
| Laube | <i>Alburnus alburnus</i> | - | b | b | LC | |
| Moderlieschen | <i>Leucaspius delineatus</i> | - | s | - | EN | |
| Nase | <i>Chondrostoma nasus</i> | b | l | l | NT | |
| Nerfling | <i>Leuciscus idus</i> | - | - | s | EN | |
| Perlfisch | <i>Rutilus meidingeri</i> | - | - | s | EN | II, V |
| Reinanke | <i>Coregonus sp.</i> | - | - | s | - | |
| Rotaugen | <i>Rutilus rutilus</i> | - | s | b | LC | |
| Rotfeder | <i>Scardinius erythrophthalmus</i> | - | s | s | LC | |
| Rußnase | <i>Vimba vimba</i> | - | s | s | VU | |
| Schied | <i>Leuciscus aspius</i> | - | s | b | EN | II, V |
| Schleie | <i>Tinca tinca</i> | - | - | s | VU | |
| Schneider | <i>Alburnoides bipunctatus</i> | b | l | s | LC | |
| Steinbeißer | <i>Cobitis elongatoides</i> | - | s | s | VU | II |
| Steingressling | <i>Romanogobio uranoscopus</i> | - | - | s | CR | II |
| Sterlet | <i>Acipenser ruthenus</i> | - | - | s | CR | |
| Streber | <i>Zingel streber</i> | - | - | s | EN | II |
| Strömer | <i>Telestes souffia</i> | b | s | s | EN | II |
| Ukrainisches Bachneunauge | <i>Eudontomyzon mariae</i> | s | s | s | VU | II |
| Weißflossengründling | <i>Romanogobio vladykovi</i> | - | s | - | LC | II |
| Wels | <i>Silurus glanis</i> | - | - | s | VU | |
| Wildkarpfen | <i>Cyprinus carpio</i> | - | - | s | EN | |
| Zander | <i>Sander lucioperca</i> | - | - | s | NT | |
| Zingel | <i>Zingel zingel</i> | - | s | s | VU | II |
| Zobel | <i>Ballerus sapa</i> | - | - | s | EN | |
| Gesamt | | 17 Arten | 28 Arten | 40 Arten | - | 16 FFH-Arten |

Legende zu Tab. 30:

- FFH...Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU (RICHTLINIE 92/43/EWG vom 21. Mai 1992):
 II Art gelistet in Anhang II der FFH-RL (Arten, für die Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen)
 IV Art gelistet in Anhang IV der FFH-RL (streng zu schützende Tier- und Pflanzenarten)
 V Art gelistet in Anhang V der FFH-RL (Arten, deren Entnahme und Nutzung Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein können)
- Gefährdungsstatus nach Wolfram & Mikschi (2006), Rote Liste der Fische Österreichs & IUCN
 RE regional ausgestorben oder verschollen (regionally extinct)
 CR vom Aussterben bedroht (critically endangered)
 EN stark gefährdet (endangered)
 VU gefährdet (vulnerable)
 NT Gefährdung droht (near threatened)
 LR geringes Risiko (lower risk)
 LC nicht gefährdet (least concern)
 DD Datenlage für eine Einstufung nicht ausreichend (data deficient)
 NE nicht eingestuft, es handelt sich meist um verbreitete und reproduzierende Neobiota (not evaluated)

4.1.2.2 Befischungsstellen und -daten

Im Projektgebiet liegen vom Jahr 2006 bis zum Jahr 2019 Daten aus 22 im Erlabach und im Zufluss Moosbach durchgeführten Befischungen vor (Berg, 2014; Kuhn & Petz-Glechner, 2020a, 2020b; Mitterlehner, 2006, 2013; Schabuss, 2016, 2019; Zornig, 2008, 2009). Die neuesten Untersuchungen fanden im Rahmen der Fischartenkartierung im Erlabach und im Moosbach im Jahr 2019 statt. Die in diesem Projekt befisheten Stellen befinden sich in der flussaufwärtigen Hälfte des aktuell zu untersuchenden Abschnitts des Erlabaches. Eine Stelle befindet sich außerdem im Moosbach, jenem Zufluss, der bei St. Pantaleon orographisch links in den Erlabach mündet. Aus dem mittleren und unteren Teil des Erlabaches liegen Daten aus Befischungen vor, die im Zuge der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) erhoben wurden, wobei die neuesten Daten ebenfalls aus dem Jahr 2019 stammen. Bei den Stellen mit den Nr. 18 und 19 sowie Nr. 20 und 21 handelt es sich um dieselben Strecken, die in verschiedenen Jahren befishet wurden (Tab. 31 und Abb. 59). Somit liegen im Erlabach ein enges Netz an Befischungsstellen und eine umfangreiche und aktuelle Datengrundlage betreffend der Fischfauna vor.

Tab. 31 *Befischungsstellen im Erlabach und im Moosbach.*

| Nr. | Gewässer | Befischung | Jahr | Bearbeiter |
|-----|----------|--|------|----------------------------|
| 1 | Erlabach | Fischartenkartierung Erlabach DII/1 - Strecke 1 | 2013 | Ingenieurbüro Mitterlehner |
| 2 | Erlabach | Fischartenkartierung Erlabach DII/1 - Strecke 2 | 2013 | Ingenieurbüro Mitterlehner |
| 3 | Erlabach | Fischartenkartierung Erlabach DII/1 - Strecke 3 | 2013 | Ingenieurbüro Mitterlehner |
| 4 | Erlabach | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 1 | 2006 | Ingenieurbüro Mitterlehner |
| 5 | Erlabach | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 2 | 2006 | Ingenieurbüro Mitterlehner |
| 6 | Erlabach | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 3 | 2006 | Ingenieurbüro Mitterlehner |
| 7 | Erlabach | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 4 | 2006 | Ingenieurbüro Mitterlehner |
| 8 | Erlabach | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 5 | 2006 | Ingenieurbüro Mitterlehner |
| 9 | Moosbach | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 6 | 2006 | Ingenieurbüro Mitterlehner |
| 10 | Erlabach | Fischartenkartierung Erlabach DII/1 - Strecke 2 | 2019 | Umweltgutachten Petz OEG |
| 11 | Erlabach | Fischartenkartierung Erlabach DII/1 - Strecke 3 | 2019 | Umweltgutachten Petz OEG |
| 12 | Erlabach | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 1 | 2019 | Umweltgutachten Petz OEG |
| 13 | Erlabach | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 2 | 2019 | Umweltgutachten Petz OEG |
| 14 | Erlabach | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 3 | 2019 | Umweltgutachten Petz OEG |
| 15 | Erlabach | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 4 | 2019 | Umweltgutachten Petz OEG |
| 16 | Erlabach | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 5 | 2019 | Umweltgutachten Petz OEG |
| 17 | Moosbach | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 6 | 2019 | Umweltgutachten Petz OEG |
| 18 | Erlabach | GZÜV Erla Strengberg (FW30900287) | 2008 | Profisch OG |
| 19 | Erlabach | GZÜV Erla Strengberg (FW30900287) | 2009 | Profisch OG |
| 20 | Erlabach | GZÜV Erla Strengberg (FW30900637) | 2016 | Profisch OG |
| 21 | Erlabach | GZÜV Erla Strengberg (FW30900637) | 2019 | Profisch OG |
| 22 | Erlabach | GZÜV Erla Mitterkirchen im Machland (FW30901197) | 2014 | blattfisch e.U. |

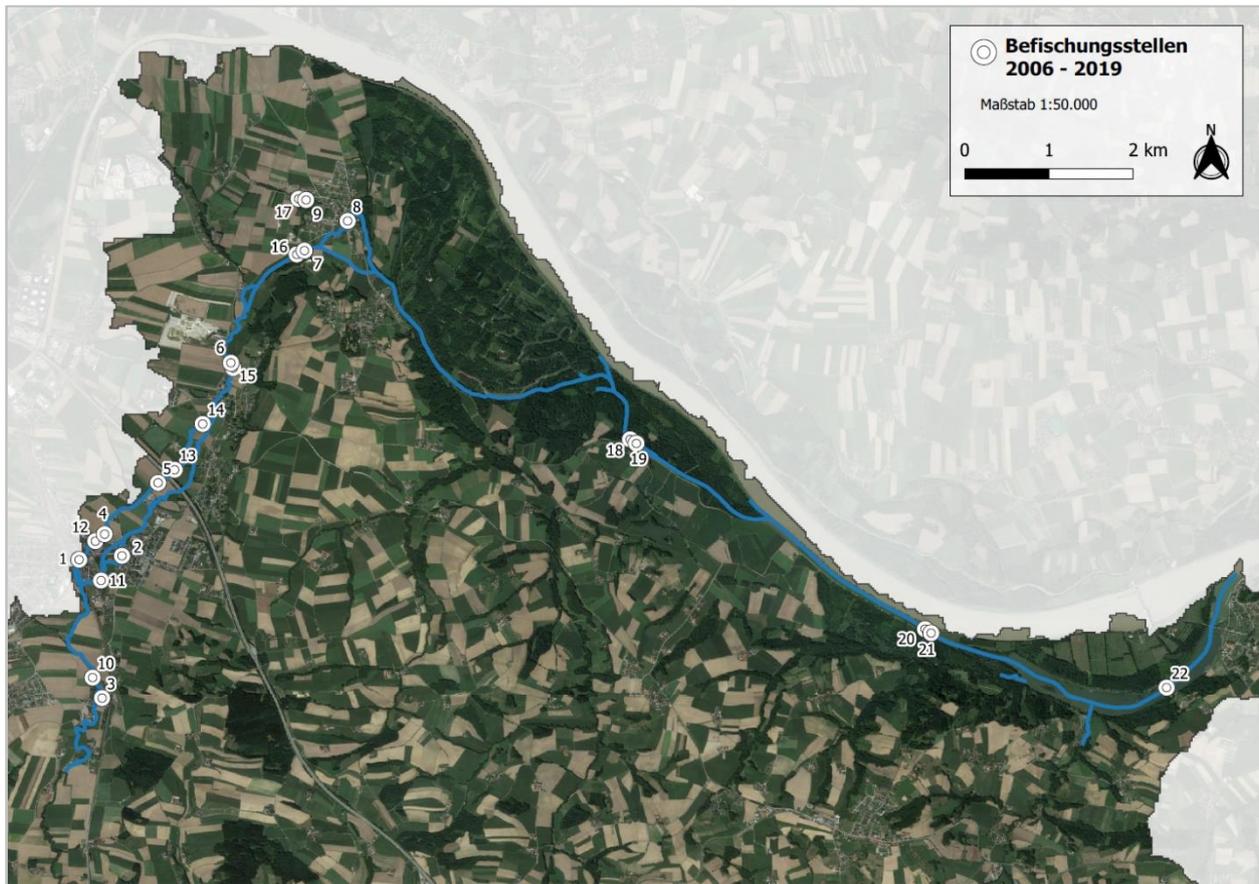


Abb. 59 Befischungsstellen von 2006 bis 2019. Die Stellen mit der Nr. 18 und 19 sowie der Nr. 20 und 21 sind identisch und hier nur aus Gründen der besseren Darstellung nicht an derselben Stelle verortet.

4.1.2.3 Befischungsergebnisse und fischökologischer Zustand

Aus den Ergebnissen der Fischbestandserhebungen geht im gesamten Erlabach eine im Vergleich zur potentiell natürlichen Situation stark verarmte Artengemeinschaft hervor. So lassen sich im oberen Projektgebiet aktuell lediglich elf Arten nachweisen, wobei zwei davon – nämlich der Dreistachelige Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) und die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) – nicht heimisch sind (allochthon). Gute und stabile Bestände gibt es dort derzeit nur von Aitel, Bachschmerle, Bitterling, Elritze, Gründling, Koppe und Schneider. Die Bachforelle ist über das gesamte Projektgebiet nachzuweisen, allerdings handelt es sich um einen äußerst geringen Bestand. Aufgrund der fischereiwirtschaftlichen Relevanz der Bachforelle ist außerdem unklar inwieweit es sich bei den Fängen um Besatzfische handelte, wobei zumindest im Fischereirevier Erlabach DII/2 laut den Bewirtschaftern seit dem Jahr 2018 kein Besatz mehr getätigt wird. Eine natürliche Reproduktion auf niedrigem Niveau und in Folge ein geringer Bestand der Bachforelle ist daher zumindest in vereinzelt Bereichen noch vorzufinden.

In den Abschnitten, die im Hyporhithral liegen, fehlen die Leitarten Aalrutte und Äsche vollständig, im Epipotamal mittel und groß sind die Leitarten Barbe und Nase maximal anhand von vereinzelt Fängen nachzuweisen. Diese beschränken sich außerdem auf den Unterlauf des Erlabaches, wobei die beiden Arten im mittleren und oberen Projektgebiet fast vollständig fehlen (der Nachweis einer einzigen Barbe liegt in der Stelle Nr. 11 vor).

Gänzlich erloschen sind im oberen Projektgebiet auch die Bestände von zuvor typischen und seltenen Begleitarten wie etwa jene von Hasel, Hecht, Huchen oder auch Laube. Vereinzelt nachzuweisen sind noch Flussbarsch, Rotauge; und Hecht und Hasel im Unterlauf. Ein Ukrainisches Bachneunauge trat als Einzelfund bei einer 2019 durchgeführten Bestandsbergung auf (pers. Mitt. Zeiser).

Im Unterlauf sind weitere, teils donautypische Arten nachgewiesen worden, wie etwa Nerfling oder Weißflossengründling, was den Einfluss der ichthyozönotischen Verhältnisse der Donau verdeutlicht. Im Unterlauf selbst, also im Wallseer Altarm, wurde darüber hinaus mit 19 Arten die größte Vielfalt nachgewiesen, was eben einerseits auf den Einfluss der Donau, andererseits auf die Veränderung der Fischregion von Epipotamal mittel zu Epipotamal groß zurückzuführen ist. Teilweise dominieren im Unterlauf neobiotische Grundelarten, die in der Donau inzwischen sehr häufig vorkommen, wie etwa die Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*), die Fischzönose recht deutlich. Außerdem sind im Unterlauf noch weitere Neozoen und nicht heimische Arten vorzufinden, etwa Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*) oder Marmorierte Grundel (*Proterorhinus marmoratus*).

Die Artnachweise in allen Befischungsstrecken sind in Tab. 33 dargestellt.

Betreffend Bestandsdichten und Biomasse sind vor allem im oberen Teil des Projektgebietes teilweise sehr hohe Werte von bis zu 40.000 Individuen (Ind.) und 1.200 kg pro Hektar vorzufinden, wobei die Biomasse vom Aitel dominiert wird. Zum Unterlauf hin nehmen Fischdichte und Biomasse tendenziell ab (Tab. 32).

Der fischökologische Zustand gemäß Fish Index Austria (FIA) (Haunschmid et al., 2006) schwankt in den einzelnen Befischungsstrecken zwischen schlecht und mäßig (Abb. 60), wobei – sofern der schlechte oder unbefriedigende Zustand nicht aus der geringen Biomasse resultierte – vor allem die Defizite betreffend Artenzusammensetzung sowie Populationsstruktur der Leit- und typischen Begleitfischarten ausschlaggebend für die Verfehlung des guten Zustandes sind.

Der jüngst festgestellte beste fischökologische Zustand herrscht in der Stelle Nr. 11 vor, wobei die Bewertung des Zustandes hier eine Detailnote von 2,97 ergab, was dem mäßigen Zustand entspricht, dem guten Zustand (Detailnote von 1,50 – 2,49) aber schon relativ nahe kommt. Zuvor wurde im Jahr 2006 in der Strecke mit der Nr. 8 bereits eine bessere Detailnote von 2,70 erreicht. Da es sich dabei aber um eine nicht leitfaden-konform befischte Strecke handelte, ist diese Bewertung nicht relevant. In der überwiegenden Mehrheit der Strecken liegt die Detailbewertung allerdings deutlich über der Note 3,00 und der fischökologische Zustand tendiert eher zum unbefriedigenden als zum guten Zustand (Tab. 32).

Betrachtet man die zeitliche Entwicklung des Fischbestandes bzw. des fischökologischen Zustandes im Erlabach so ergaben sich seit dem Jahr 2006 weder Verbesserungen noch wesentliche Verschlechterungen. Schon bei den damals durchgeführten Bestandserhebungen traten wenige Arten teils in hoher Dichte auf und Defizite waren in ähnlicher Art und Weise festzustellen wie bei den zuletzt durchgeführten Befischungen. Abundanzen und Biomassewerte waren ähnlich hoch wie heute und wiesen ähnliche Schwankungsbreiten innerhalb der verschiedenen Befischungsstrecken auf. Arten mit spezielleren Ansprüchen an den Lebensraum wie etwa die rheophil-rheoparen und lithophilen Leitarten bzw. Begleitarten Äsche, Barbe und Nase fehlten schon damals vollständig. So wurde auch schon im Jahr 2006 nie ein besserer als der mäßige fischökologische Zustand festgestellt. Vereinzelt traten aber damals noch seltene Arten wie Huchen, Rußnase oder Rotfeder in Erscheinung. Da es sich aber wiederum nur um Einzelfänge handelte, war schon im Jahr 2006 eigentlich nicht mehr von Beständen dieser Arten zu sprechen.

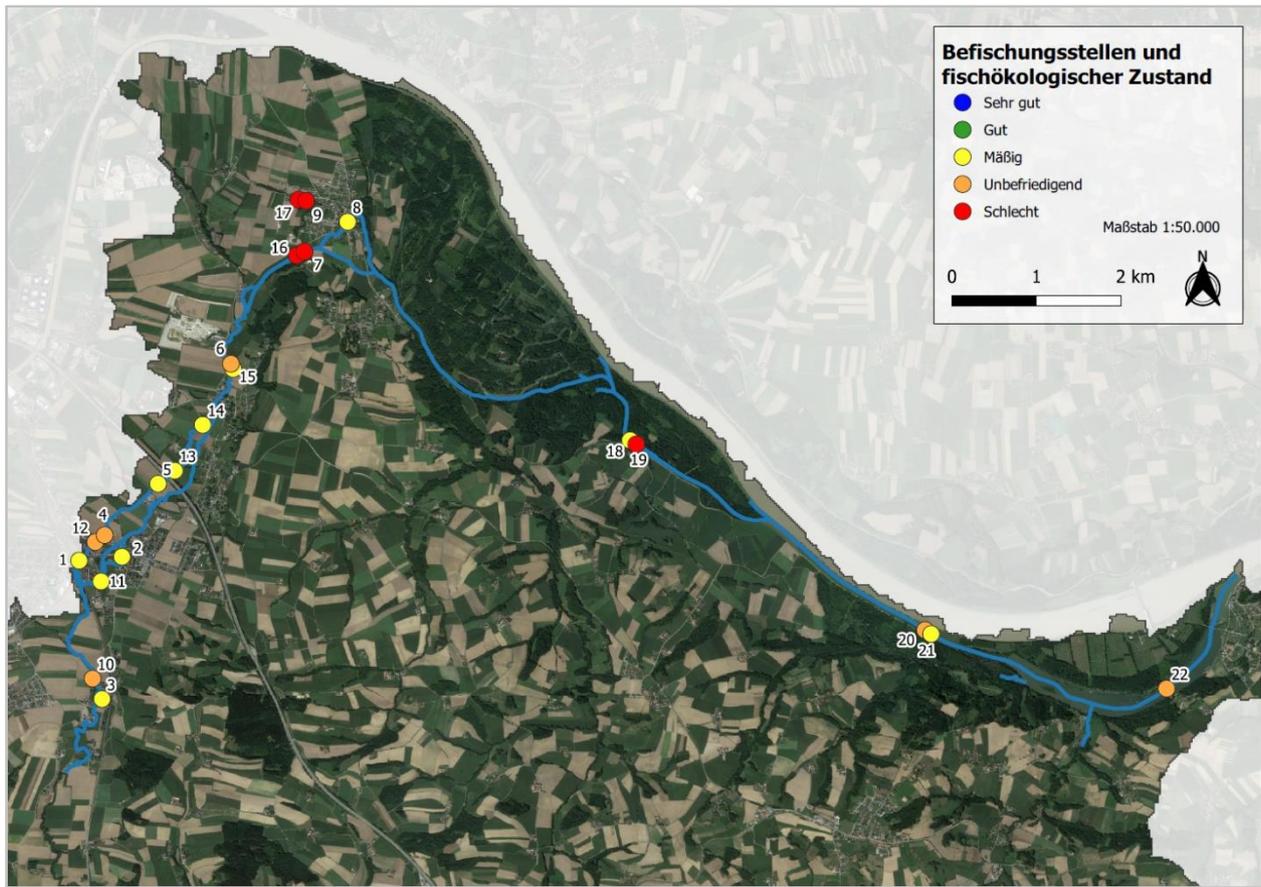


Abb. 60 Vorherrschender fischökologischer Zustand in den einzelnen Befischungsstellen.

Tab. 32 Befischungstrecken, dort ermittelte Abundanzen und Biomassewerte und der vorherrschende fischökologische Zustand laut FIA (Detail und Endbewertung) (Haunschmid et al., 2006). Für die Befischungen des Ingenieurbüros Mitterlehner liegen in den Berichten betreffend FIA nur die Endbewertungen vor.

| Nr. | Befischung | Jahr | Bearbeiter | Abundanz | Biomasse | Arten-zusammen-setzung | FRI | Altersaufbau | FIA gesamt | Fischökologischer Zustand |
|-----|--|------|---------------------------|----------|----------|------------------------|------|--------------|------------|---------------------------|
| 1 | Fischartenkartierung Erlabach DII/1 - Strecke 1 | 2013 | Ingenieurbüo Mitterlehner | 15 550,0 | 224,1 | - | - | - | 3,35 | Mäßig |
| 2 | Fischartenkartierung Erlabach DII/1 - Strecke 2 | 2013 | Ingenieurbüo Mitterlehner | 5 625,0 | 94,9 | - | - | - | 3,27 | Mäßig |
| 3 | Fischartenkartierung Erlabach DII/1 - Strecke 3 | 2013 | Ingenieurbüo Mitterlehner | 2 303,0 | 568,2 | - | - | - | 3,36 | Mäßig |
| 4 | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 1 | 2006 | Ingenieurbüo Mitterlehner | 6 708,0 | 133,2 | - | - | - | 3,80 | Mäßig |
| 5 | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 2 | 2006 | Ingenieurbüo Mitterlehner | 5 646,0 | 485,1 | - | - | - | 2,80 | Mäßig |
| 6 | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 3 | 2006 | Ingenieurbüo Mitterlehner | 1 042,0 | 87,7 | - | - | - | 4,00 | Unbefriedigend |
| 7 | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 4 | 2006 | Ingenieurbüo Mitterlehner | 511,0 | 3,1 | - | - | - | 4,60 | Schlecht |
| 8 | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 5 | 2006 | Ingenieurbüo Mitterlehner | 19 440,0 | 505,4 | - | - | - | 2,70 | Mäßig |
| 9 | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 6 | 2006 | Ingenieurbüo Mitterlehner | 1 983,0 | 8,3 | - | - | - | 5,00 | Schlecht |
| 10 | Fischartenkartierung Erlabach DII/1 - Strecke 2 | 2019 | Umweltgutachten Petz OEG | 5 938,0 | 440,0 | 3,60 | 3,00 | 4,20 | 3,80 | Unbefriedigend |
| 11 | Fischartenkartierung Erlabach DII/1 - Strecke 3 | 2019 | Umweltgutachten Petz OEG | 22 976,0 | 1 242,6 | 3,10 | 1,00 | 3,60 | 2,97 | Mäßig |
| 12 | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 1 | 2019 | Umweltgutachten Petz OEG | 27 928,6 | 303,4 | 3,90 | 1,00 | 4,10 | 3,51 | Unbefriedigend |
| 13 | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 2 | 2019 | Umweltgutachten Petz OEG | 36 655,2 | 291,4 | 3,30 | 2,00 | 3,90 | 3,38 | Mäßig |
| 14 | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 3 | 2019 | Umweltgutachten Petz OEG | 13 542,3 | 118,8 | 3,40 | 1,00 | 3,80 | 3,19 | Mäßig |
| 15 | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 4 | 2019 | Umweltgutachten Petz OEG | 40 003,6 | 154,2 | 3,40 | 1,00 | 3,40 | 2,99 | Mäßig |
| 16 | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 5 | 2019 | Umweltgutachten Petz OEG | 9 081,9 | 19,4 | 3,40 | 1,00 | 3,90 | 5,00 | Schlecht |
| 17 | Fischartenkartierung Erlabach DII/2 - Strecke 6 | 2019 | Umweltgutachten Petz OEG | 1 966,5 | 8,2 | 3,80 | 1,00 | 3,70 | 5,00 | Schlecht |
| 18 | GZÜV Erla Strengberg (FW30900287) | 2008 | Profisch OG | 732,8 | 100,0 | 3,20 | 2,00 | 4,10 | 3,47 | Mäßig |
| 19 | GZÜV Erla Strengberg (FW30900287) | 2009 | Profisch OG | 342,1 | 9,0 | 3,70 | 3,00 | 4,50 | 5,00 | Schlecht |
| 20 | GZÜV Erla Strengberg (FW30900637) | 2016 | Profisch OG | 1 160,7 | 28,4 | 3,80 | 1,00 | 4,30 | 4,00 | Unbefriedigend |
| 21 | GZÜV Erla Strengberg (FW30900637) | 2019 | Profisch OG | 1 994,7 | 52,2 | 2,60 | 2,00 | 3,90 | 3,12 | Mäßig |
| 22 | GZÜV Erla Mitterkirchen im Machland (FW30901197) | 2014 | blattfisch e.U. | 4 369,1 | 34,2 | 3,20 | 3,00 | 4,20 | 4,00 | Unbefriedigend |

Tab. 33 Artnachweise bei den vorliegenden Befischungen im Erlabach und im Moosbach. Allochthone Arten sind in roter Schriftfarbe dargestellt.

| Nr. | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | |
|---------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|---|
| Gewässer | Erlabach | Moosbach | Erlabach | Moosbach | Erlabach | Erlabach | Erlabach | Erlabach | Erlabach | |
| Jahr | 2013 | 2013 | 2013 | 2006 | 2006 | 2006 | 2006 | 2006 | 2006 | 2019 | 2019 | 2019 | 2019 | 2019 | 2019 | 2019 | 2019 | 2008 | 2009 | 2016 | 2019 | 2014 | |
| Aitel | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x |
| Bachforelle | x | x | x | x | x | x | x | - | - | x | x | x | x | x | x | - | - | - | - | x | x | - | - |
| Bachschmerle | x | x | x | x | x | x | x | x | - | x | - | x | x | x | x | x | x | - | - | - | x | - | - |
| Barbe | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | x | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | x | - |
| Bitterling | - | - | - | - | - | - | - | x | - | - | - | x | x | x | x | x | - | - | - | - | x | x | x |
| Brachse | - | - | - | - | - | - | - | x | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | x |
| Elritze | - | - | - | - | x | - | - | x | - | - | x | x | x | x | x | x | x | - | - | x | - | - | - |
| Flussbarsch | - | - | - | - | x | - | - | x | - | - | - | - | - | - | - | - | - | x | x | x | x | x | x |
| Gründling | x | x | x | x | x | - | - | x | - | x | x | x | x | x | x | x | - | x | - | x | x | x | x |
| Güster | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | x |
| Hasel | - | - | - | - | - | - | - | x | - | - | - | - | - | - | - | - | - | x | x | x | x | - | - |
| Hecht | - | - | - | - | - | - | - | x | - | - | - | - | - | - | - | - | - | x | x | - | - | - | x |
| Huchen | - | - | - | - | x | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Kaulbarsch | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | x |
| Koppe | x | x | x | x | x | x | x | x | - | x | x | x | - | x | x | x | - | x | x | x | x | x | - |
| Laube | - | - | - | - | - | - | - | x | - | - | - | - | - | - | - | - | - | x | - | - | - | - | x |
| Nase | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | x | x | x |
| Nerfling | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | x | x | x |
| Rotauge | - | - | - | - | x | - | - | x | - | x | x | - | x | - | - | - | - | x | - | x | x | x | x |
| Rotfeder | - | - | - | - | x | - | - | x | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | x |
| Rußnase | - | - | - | - | - | - | - | x | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | x |
| Schied | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | x |
| Schneider | x | - | - | - | x | x | - | x | - | - | x | - | x | x | x | x | - | x | x | - | - | - | - |
| Weißflossen-gründling | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | x | - |
| Blaubandbärbling | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | x | x | - | - | - | - |
| Dreistacheliger Stichelng | x | x | - | - | - | - | - | - | x | - | - | - | - | - | - | - | x | x | x | - | - | - | - |
| Goldfisch | x | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Kesslergrundel | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | x | - | - | - | - | x |
| Marmorierte Grundel | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | x | x | x | x | x | x |
| Nackthalsgrundel | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | x |
| Schwarzmund-grundel | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | x | - | x | x | x | x |
| Regenbogenforelle | - | - | - | - | - | - | - | - | - | x | x | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Artenzahl | 8 | 6 | 5 | 5 | 11 | 5 | 4 | 15 | 2 | 7 | 9 | 7 | 8 | 8 | 8 | 7 | 4 | 14 | 9 | 10 | 15 | 19 | |

4.1.3 Analyse und Fazit

Was das biologische Qualitätselement Fische betrifft ist die vorliegende Datengrundlage jedenfalls ausreichend und aktuell genug, um aussagekräftige Ergebnisse über die Fischfauna im Erlabach zu bekommen und dementsprechend Maßnahmen für die Verbesserung des Zustandes ableiten zu können. Vor allem aus dem Bereich, der dem Epipotamal mittel zuzuordnen ist, liegt eine umfangreiche und aktuelle Datengrundlage vor. Lediglich die letzten verfügbaren Daten aus dem unmittelbaren Unterlauf des Erlabaches (Wallseer Altarm) aus dem Jahr 2014 sind schon etwas veraltet. Aufgrund der gleichbleibenden morphologischen und hydrologischen Situation ist aber nicht davon auszugehen, dass seit dem Zeitpunkt der Erhebung wesentliche Veränderungen in der Fischzönose auftraten. Es ist daher nach Ansicht der Verfasser derzeit nicht notwendig, weitere Aufnahmen bezüglich des Fischbestandes im Erlabach durchzuführen. Allenfalls wäre eine neuerliche Erhebung des Fischbestandes im Wallseer Altarm anzudenken, um aktuelle Daten über das dort vorherrschende Wiederbesiedelungs- bzw. Aufwanderungspotential zu erhalten.

Der Fischbestand zeichnet sich in großen Teilen des Erlabaches gegenwärtig durch das Vorkommen sehr weniger Fischarten mit teils dichtem Bestand aus. Dies dokumentiert einerseits also die ausgeprägte Artenverarmung, andererseits aber die hohe Produktivität des Gewässers. Eine Ausnahme bildet der Unterlauf, also der Wallseer Altarm, wobei das hohe Artenspektrum dort weitestgehend auf den Einfluss der Donau als unmittelbaren Vorfluter zurückgeht.

Die Dominanz und das Massenvorkommen einiger weniger Fischarten, die gegenüber Veränderungen ihrer Lebewelt und anthropogenen Einflüssen eher unempfindlich reagieren, etwa Aitel, Gründling, Bachschmerle oder Schneider, zeigen ganz eindeutig die vorherrschenden hydromorphologischen Defizite und den Mangel an Fischhabitaten auf. Viele Arten die während ihres Lebenszyklus speziellere Ansprüche an den Lebensraum stellen und während ihrer Entwicklung Habitate mit verschiedensten Bedingungen benötigen, etwa rheophile Kieslaicher, sind aus dem Erlabach nahezu gänzlich verschwunden – obwohl historisch sicherlich ein Vorkommen bestand. So ist aktuell für einzelne Entwicklungsstadien vieler Fischarten nur noch eine verschwindend geringe Anzahl an geeigneten Habitaten vorhanden. Die wenigen vorhandenen Habitate sind schnell besetzt, die geringe Tragfähigkeit (carrying capacity) des Ökosystems ist schnell erreicht und es kann bei vielen Arten daher nicht zu einer Ausprägung von stabilen Beständen kommen (Wallace & Fletcher, 2001). Was sich im Fischbestand schon abzeichnet, unterstreichen auch die Daten aus der Fischhabitatkartierung. So ist im überwiegenden Teil der kartierten Abschnitte nur ein geringer oder gar kein Anteil an relevanten Fischhabitaten vorhanden. Breiten-, Tiefen-, Strömungs-, Struktur- und in Folge die Habitatvariabilität des Gewässers sind über weite Bereiche außerordentlich gering. Die niedrige Variabilität ist vorwiegend das Resultat aus Regulierung und Verbauung, die im Zuge der Begradigung aus Hochwasserschutzgründen umgesetzt wurden. Dadurch wurde die natürliche Dynamik des Gewässers unterbunden, bestehende Habitate qualitativ degeneriert und hochwertige Habitate können nicht mehr entstehen, wodurch sich auch der Fischbestand im Sinne einer natürlichen Situation nicht verbessern kann (Abb. 61 und Abb. 62).



Abb. 61 *Abschnitte wie diese weisen kaum Breiten-, Tiefen- und Strömungsvarianz auf und dienen daher nur wenigen Fischarten – vor allem jenen mit geringen Ansprüchen – als Lebensraum.*



Abb. 62 *Regulierter Abschnitt mit gepflasterter Sohle, der für viele Fischarten keinerlei Lebensraum bietet.*

Neben der Begradigung ist vor allem die intensive energiewirtschaftliche Nutzung im Erlabach für die Habitatdegradierung und für die schlechten Fischbestände verantwortlich zu machen. Durch den Einstau von Gewässerabschnitten flussauf der Wehranlagen gehen Lebensräume für viele Fischarten verloren. Aufgrund der zahlreichen Ausleitungskraftwerke bestehen im Erlabach zudem viele Restwasserstrecken. In vielen Fällen sind diese im Sinne einer ökologischen Verträglichkeit zurzeit nur mit unzureichenden Wassermengen dotiert (siehe dazu Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (QZVO) (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), 2018) (Abb. 63). Zu gering dotierte Restwasserstrecken stellen für viele Fischarten und Entwicklungsstadien keinen Lebensraum zur Verfügung, gleichzeitig fungieren sie aufgrund der geringen Wassertiefen für viele Arten oftmals auch als Wanderhindernis, wodurch deren flussaufwärtige Ausbreitung unterbunden wird.



Abb. 63 *Kaum dotierte Restwasserstrecken im Erlabach.*

Wasserkraftwerke verringern aber nicht nur die Habitatquantität und -qualität, die Wehranlagen stellen darüber hinaus für Fische für gewöhnlich auch unüberbrückbare Wanderhindernisse dar (Abb. 65). Gerade im Fall des Erlabaches hat neben den oben genannten Faktoren sehr wahrscheinlich die Unterbindung der Längspassierbarkeit maßgeblich zum Verschwinden der Bestände der beiden Leitarten Barbe und Nase beigetragen. Beide Arten gelten als Mittelstreckenwanderer (Haunschmid et al., 2006) und unternehmen zur Ausbreitung oder zur Erreichung ihrer Laichplätze zum Teil lange Wanderungen. Fast 50 % der im Projektgebiet bestehenden Querbauwerke sind betreffend der flussaufwärtigen Durchwanderbarkeit für Fische aktuell als vollständig unpassierbar einzustufen, weniger als 10 % können als passierbar für die gesamte Fischfauna und alle Altersstadien angesehen werden (Abb. 64). Für das Verschwinden ganzer Bestände sind aber schon einzelne, unpassierbare Querbauwerke an ungünstigen Positionen ausreichend, wobei hier beispielhaft der Unterlauf der Steyr und die schon seit dem 16. Jahrhundert von der Enns her unpassierbare Mündung genannt werden kann. Barben-, Huchen-, Nasen- oder auch Strömerbestände sind dort aufgrund der Unterbrechung des Kontinuums schon seit langem gänzlich verschwunden (Ratschan, 2011; Ratschan et al., 2017).

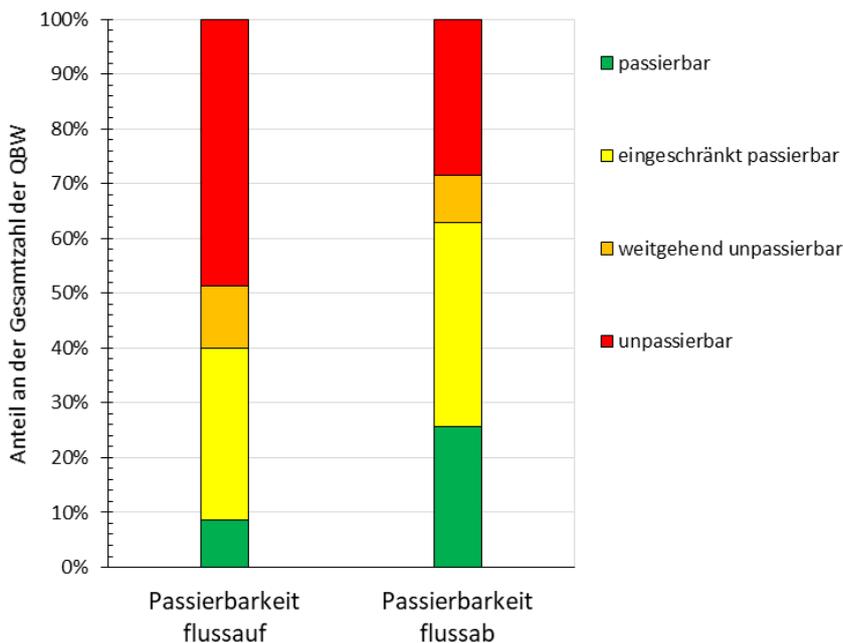


Abb. 64 *Passierbarkeit der Querbauwerke im Erlabach für Fische.*



Abb. 65 Für Fische unpassierbare Querbauwerke im Erlabach.

Gerade ab St. Pantaleon und flussauf davon ist der Erlabach durch Querbauwerke stark fragmentiert. Die meisten davon sind als für Fische unpassierbar einzustufen und aktuell nicht mit Fischwanderhilfen ausgestattet. Fischarten, die besonders empfindlich auf die Unterbrechung des Längskontinuums reagieren, wie eben Barbe oder Nase, können sich daher auch nicht mehr bis in diese Bereiche ausbreiten. Zumindest im Unterlauf bis nach St. Pantaleon schränken nur wenige Querbauwerke die Fischwanderungen ein bzw. sind diese zumindest für Adultfische vieler Arten sicherlich passierbar, womit dort grundsätzlich ein hohes Potential für die Wiederbesiedelung vorherrschen würde (Abb. 66 und Abb. 67).

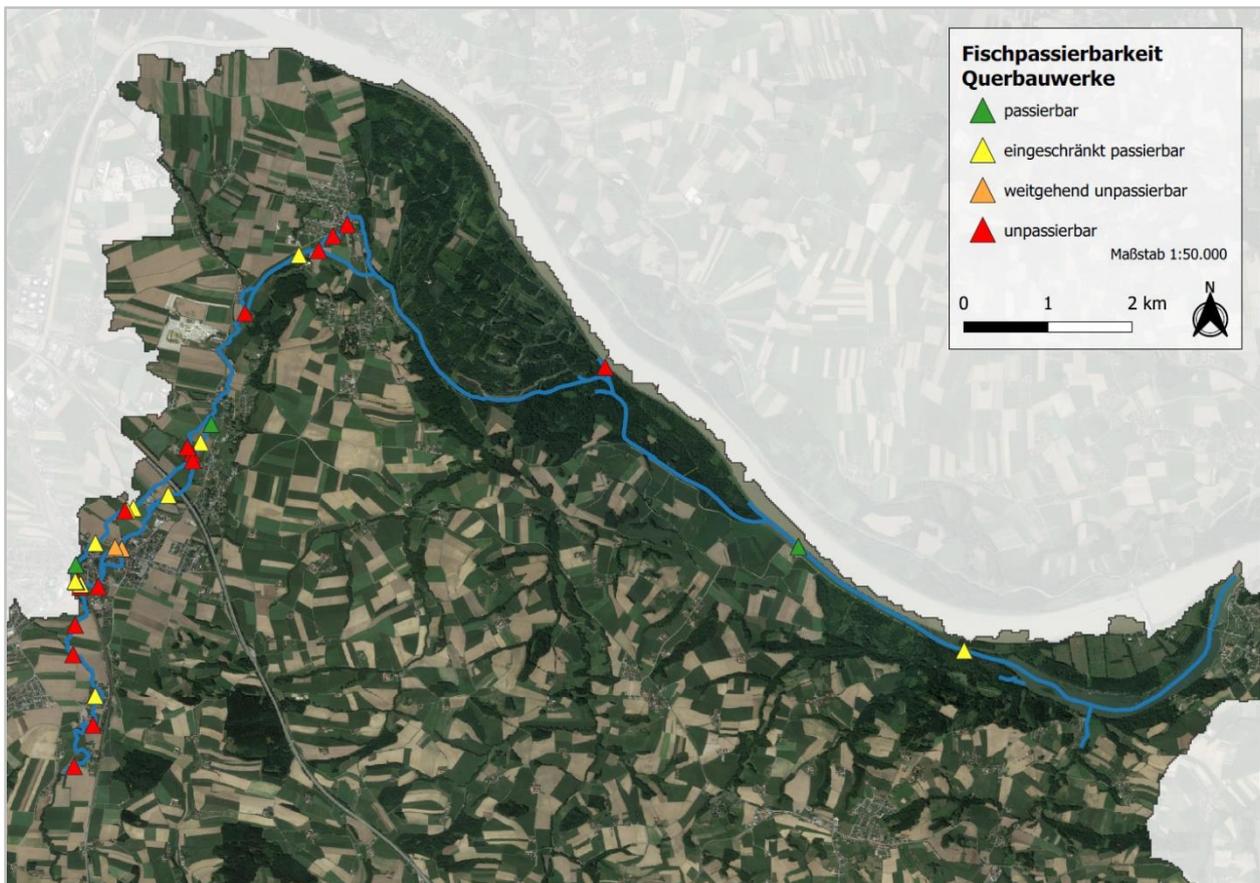


Abb. 66 Querbauwerke im Erlabach und deren flussaufwärtige Passierbarkeit für Fische.



Abb. 67 *Erstes Wanderhindernis flussauf der Mündung in den Wallseer Altarm. Für adulte Barben und Nasen ist eine Passage hier zumindest bei bestimmten Wasserführungen zu bewältigen.*

Nicht nur die Wasserkraftnutzung, die Unterbrechung der Längspassierbarkeit und die direkte Zerstörung der Habitate durch die Regulierung des Gewässers haben negative Folgen für die Fischbestände. Auch der Anstieg der Feinsedimentanteile am Substrat in anthropogen überprägten Gewässersystemen ist ein zunehmendes Problem und scheint sich immer weiter negativ auf Fischbestände auszuwirken (Höfler & Gumpinger, 2014; Höfler et al., 2018). Feinsedimente gelangen vorwiegend durch Ausschwemmung aus intensiver land- und forstwirtschaftlicher Umlandnutzung und aufgrund fehlender Uferbegleitstreifen in Gewässer (Höfler et al., 2018) (Abb. 68).



Abb. 68 *Potentielle Feinsedimentquelle aus dem Umland des Erlabaches.*

Mit der Zeit akkumulieren diese Feinsedimente im Gewässer und können nur unter hydrologischen Extrembedingungen, wie etwa starken Hochwässern, wieder auf natürlichem Wege abtransportiert werden. Herrschen für längere Zeit keine erhöhten Abflüsse vor, so überlagern die feinen Fraktionen den Schotterkörper der Gewässersohle und verstopfen allmählich das Kieslückensystem (Interstitial). Bereiche mit dicken Feinsedimentauflagen bieten für viele Fischarten und Entwicklungsstadien zudem nur wenig adäquaten Lebensraum. Im Erlabach ist übermäßig viel Feinsediment vorhanden und daher diese Feinsedimentproblematik intensiv (Abb. 69).



Abb. 69 *Mächtige Feinsedimentauflage im Unterlauf des Erlabaches.*

Besonders für Kieslaicher, die ihre Eier direkt ins Sohlsubstrat ablegen – sogenannte Interstitiallaicher wie etwa Äschen, Forellen oder Huchen – stellen größere Mengen an Feinsedimenten am Gewässersubstrat ein erhebliches Problem dar. Im Substrat abgelegte Eier sind auf Frischwasserzufuhr angewiesen, was nur in einem lückig geschichteten Schotterkörper gewährleistet ist. Im Substrat befindliche Eier und Larven werden von sich ablagernden Feinsedimenten umschlossen und sterben in der Folge aufgrund von Sauerstoffmangel schnell ab. Bei Äscheneiern erhöht bereits ein Feinsedimentanteil von 15 % am Laichsubstrat die Mortalitätsraten signifikant (Hübner, 2003). Aber auch bei manchen Substratlaichern, die ihre Eier auf und nicht direkt im Substrat ablegen, wandern die Larven nach dem Schlupf in den Schotterkörper und durchlaufen eine Phase in der sie sich im Interstitial aufhalten (Dürregger et al., 2018). Sie sind daher ebenso stark, lediglich in einer späteren Entwicklungsphase, von der Feinsedimentproblematik betroffen, wie Interstitiallaicher. Eine funktionsfähige Reproduktion wird dadurch stark eingeschränkt, schlimmstenfalls sogar gänzlich unterbunden, wodurch für den Erhalt von Beständen nicht mehr ausreichend Jungfischaufkommen vorherrscht.

Eine vergleichbare Feinsedimentproblematik ist auch in anderen Flüssen zu beobachten, zum Beispiel im Innbach in Oberösterreich. Dort ist eine ähnliche Artenverarmung wie im Erlabach festzustellen, welche neben der starken Fragmentierung des Lebensraumes vorwiegend auf den übermäßigen Eintrag von Feinsedimenten und die daraus entstehende oben beschriebene Problematik zurückzuführen ist (Graf et al., 2021). Andere Flüsse wie die Trattnach oder die Krems weisen trotz teils hoher Feinsedimenteinträge abschnittsweise noch relativ gute Barben- und Nasenbestände auf

(Fischer et al., 2017; Friedrich et al., 2013), was sehr wahrscheinlich auf einen Sekundäreffekt durch die starke Begradigung und damit Rhithalisierung zurückzuführen ist. Daraus entsteht die paradoxe Situation, dass Feinsedimente aufgrund der erhöhten Schleppkraft in stark begradigten Abschnitten eher abtransportiert werden, als dass sie sich ablagern (Höfler et al., 2018). In der Folge wird das Interstitial des Schotterkörpers von Feinsedimenten frei gehalten und fungiert weiterhin als hochwertiges Laichsubstrat für Kieslaicher, was eine funktionierende Eientwicklung und Reproduktion ermöglicht (Abb. 70). Da der Erlabach in den regulierten Abschnitten aber vorwiegend in einem überbreit regulierten Profil vorliegt, ist die Strömungsgeschwindigkeit und damit die Schleppkraft bei einem Abfluss zwischen Nieder- und Mittelwasserführung für ähnliche Effekte aber zu gering.



Abb. 70 Links: Stark regulierter Bereich in der oberösterreichischen Kreams. Rechts: Dort befindliches Sohsubstrat ohne problematischen Feinsedimentanteil (Friedrich et al., 2013).

Nicht zu vernachlässigen sind auch die immer weiter steigenden Temperaturen in heimischen Gewässern durch den fortschreitenden Klimawandel. Davon betroffen sind vor allem kalt-stenotherme Rhithal-Arten wie Bachforelle, Äsche, Huchen oder Koppe. Eurytherme Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt im Potamal aufweisen, sind gegenüber höheren Temperaturen unempfindlicher, ja können sogar davon profitieren, weil sich dadurch ihre Verbreitungsgebiete erweitern können. Im Erlabach scheint es, als würde derzeit noch kein Temperaturproblem vorherrschen, auch weil von kalt-stenothermen Arten wie etwa der Koppe immer noch teils hohe Bestände vorzufinden sind. Um den Einfluss der Wassertemperatur auf die Fischfauna abschätzen zu können, würden aber nur vertiefende Untersuchungen, etwa Dauermessungen mittels Sonden, Klarheit bringen. Präventiv ist jedenfalls die Etablierung einer Beschattung des Gewässers durch ausreichend dimensionierte Gewässerrandstreifen aus Gehölzen anzuraten. Gewässerrandstreifen sorgen nicht für den Rückhalt von Feinsedimenten, die Beschattung des Gewässers hat in der Regel zur Folge, dass sich der Wasserkörper weniger schnell erwärmt.

Der aktuelle fischökologische Zustand ist aufgrund der oben beschriebenen Defizite schlecht bis mäßig. Dass abschnittsweise der mäßige Zustand vorliegt, bedeutet aber auch, dass der Grundstock, also ein gewisser Fischbestand und eine bestimmte Artengemeinschaft, und damit das Potential für die Erreichung des guten Zustandes durchaus vorhanden sind.

Beispielhaft ist hier die Befischungsstelle mit der Nr. 2 (Fischartenkartierung Erlabach DII/1 - Strecke 3, (Kuhn & Petz-Glechner, 2020a)) zu nennen. Ergänzt man hier bei der Bewertung des fischökologischen Zustandes das erhobene Artenspektrum um die Leitart Nase mit einer mäßigen Populationsstruktur und würde sich die Populationsstruktur der Barbe von unbefriedigend zu mäßig verbessern, so würde

bereits knapp der gute Zustand vorliegen (mit einer Detailbewertung von 2,43). Bringt man also die aktuell fehlenden Leitarten und einige typische Begleitarten in bestandsbildenden Zahlen zurück und verbessert sich naturgemäß dadurch deren Populationsstruktur, so wäre der gute fischökologische Zustand durchaus zu erreichen. Voraussetzung dafür sind natürlich die Wiederherstellung der Längsdurchwanderbarkeit, durch den Bau funktionsfähiger Fischwanderhilfen und durch die Erhöhung der Dotationswassermengen in den Restwasserstrecken, sowie die großflächige Schaffung geeigneter Fischhabitate.

Die Ausweisung als erheblich veränderter Wasserkörper (Heavily modified waterbody; HMWB) hätte nur wenig Auswirkung auf die Zieldefinition. Auch bei einem HMWB ist das obligatorisch gute ökologische Potential nur zu erreichen, wenn sich selbst erhaltende Bestände eines wesentlichen Teils der Leit- und Begleitarten vorliegen, die außerdem eine ausreichende Populationsgröße aufweisen und deren Lebensraum ausreichend vernetzt ist (Eberstaller et al., 2015; Gumpinger, 2018). Sich selbst erhaltende Bestände liegen nach Eberstaller et al. (2015) vor, sofern alle Altersstadien nachweisbar sind und ein mäßiger Altersaufbau nach Haunschmid et al. (2006) auszuweisen ist. Da wie oben gezeigt der gute Zustand durch die Rückkehr von Barbe und Nase mit einem mäßigen Altersaufbau zu erreichen wäre, ist eine Ausweisung als HMWB nicht zielführend, weil dies an der Umsetzung von geeigneten Maßnahmen nichts ändern würde und eine Vergeudung des bestehenden Potentials wäre. Darüber hinaus geht eine Wiederbesiedelung durch die derzeit fehlenden Leitarten im Zuge der Sanierung des Gewässers mit hoher Wahrscheinlichkeit auch mit der Besiedelung durch andere im Leitbild beinhaltete Arten einher, was zur weiteren Verbesserung der fischökologischen Situation führen würde.

Wie zuvor bereits erwähnt, wäre aufgrund der wenigen und arten- und altersselektiv passierbaren Querbauwerke im Unterlauf eine Wiederbesiedelung des Erlabaches durch die Leitarten Barbe und Nase oder auch durch andere Arten bis zu einem gewissen Punkt durchaus möglich, auch weil durch die Anbindung an die Donau und die dort vorkommenden Bestände grundsätzlich sicherlich ein ausreichend großes Potential vorhanden wäre. Dennoch ist eine Wiederbesiedelung aktuell nicht nachzuweisen.

Zum einen ist dies sicher der unzureichenden Habitatqualität und -quantität zuzuschreiben, womit schlichtweg einfach kein Lebensraum vorhanden ist, der zu besiedeln wäre. Zum anderen ist aber bislang noch unklar, inwieweit sich der Unterlauf des Erlabaches in seiner derzeitigen Form, nämlich als Donaualtarm, der in Folge des Kraftwerkbaus Wallsee entstand, auf die Auffindbarkeit der eigentlichen Mündung auswirkt (Abb. 71). So ist von den Fischen nicht zu erwarten – im Speziellen nicht von den rheophilen Leitarten – dass sie den etwa drei Kilometer langen Altarm bis zur Mündung des Erlabaches durchwandern, nicht nur weil der Altarm für sie keinen adäquaten Lebensraum bietet, sondern auch weil die Lockströmung aus der eigentlichen Erlabach-Mündung im weitläufigen Altarm vermutlich „verpufft“ und für von der Donau einwandernde Fische nicht gut wahrnehmbar ist.



Abb. 71 *Mündung des Erlabaches in den Wallseer Altarm.*

Um die Auffindbarkeit der Mündung zu evaluieren ist zunächst im Unterlauf eine Migrationsuntersuchung mittels mobilem Fischwehr mit integrierter Reuse zu empfehlen. So kann abgeschätzt werden, ob eine Wiederbesiedelung in Anbetracht der Tatsache, dass der Wallseer Altarm zwischen Mündung und Donau liegt, trotzdem stattfinden könnte oder ob der Erlabach für die Fische gar nicht auffindbar ist.

Nach fachlicher Ansicht wären unter optimierten Bedingungen, also im Zuge einer umfangreichen Sanierung des Gewässers, aber zumindest ein Teil der aktuell im Leitbild des Epipotamal mittel angegebenen Arten wieder als Rückkehrer im Erlabach zu erwarten (Tab. 34).

Wiederbesiedlungspotential weisen jedenfalls Barbe, Flussbarsch, Hasel, Hecht, Laube, Nase, Rotaugen und Weißflossengründling auf. Sie sind entweder bereits vereinzelt und abschnittsweise im Erlabach nachzuweisen und/oder verfügen für eine Wiederbesiedelung über ausreichend gute Bestände in der Donau oder im Wallseer Altarm. Fraglicher ist die Rückkehr von Aalrutte, Steinbeißer und Zingel. So kommt der Steinbeißer mit relativ guten Beständen in vielen Gewässern auf der gegenüberliegenden Flusseite, also im nördlich der Donau gelegenen Machland vor (Berg et al., 2015b, 2015a; C. Graf & Gumpinger, 2020). Ob eine Zuwanderung aus diesen Gebieten auch unter optimierten Habitatbedingungen stattfindet, bleibt allerdings fraglich, auch weil für den Steinbeißer der begradigte Hauptstrom der Donau möglicherweise ein unüberwindbares Wanderhindernis darstellt. Ein Bestandsaufbau durch Initialbesatz mit Tieren aus dem genannten Bereich – sofern deren Entnahme die dortigen Bestände nicht schädigt – kann aber erfolgreich sein und sollte jedenfalls versucht werden. Von Aalrutte und Zingel sind in der Donau selbst relativ gute Bestände zu vermuten. Alle drei Arten können daher unter Vorbehalt als potentielle Rückkehrer angenommen werden. Rotfeder, Rußnase und Schied hingegen wurden im Wallseer Altarm nachgewiesen. Von ihnen ist daher möglicherweise eine Wiederbesiedelung des Erlabaches zu erwarten. Als seltene Begleitarten kamen diese Arten ohnedies auch unter natürlichen Bedingungen nur vereinzelt vor und bildeten nur geringe Bestände.

Keine eigenständige Rückkehr ist aktuell von Äsche, Goldsteinbeißer, Huchen, Moderlieschen und Strömer zu erwarten. Vor allem bei Äsche, Huchen und Strömer fehlt das Wiederbesiedlungspotential vollständig. So ist eine Wiederbesiedelung aus der Donau ausgeschlossen, weil dort wahrscheinlich keine nennenswerten Bestände vorhanden sind, aber auch im Hyporhitthal des Erlabaches sind keine Bestände dieser Arten mehr anzutreffen. Das Moderlieschen besiedelt als ausgeprägt stagnophile Art sehr kleine Stillgewässer, die in Hochwasserabflussbereichen bei intakter Dynamik immer wieder trocken fallen und wiederbenetzt werden (Kottelat & Freyhof, 2007; Landmann, 1984). Da ringsum die Donau sowie um den Erlabach selbst solche Bereiche kaum bzw. gar nicht mehr vorhanden sind, ist kein Wiederbesiedlungspotential dieser Fischart vorhanden. Beim Goldsteinbeißer können Zweifel angemerkt werden, ob dieser den Erlabach historisch gesehen überhaupt jemals besiedelt hat. So beschränkt sich das Vorkommen in Oberösterreich auf die Einzugsgebiete von Aist und Aschach. Überlappende Vorkommen mit dem Steinbeißer, etwa in der Naarn oder in der Flutmulde, sind in Oberösterreich nicht bekannt (Berg et al., 2015b, 2015a; C. Graf & Gumpinger, 2020), jedoch in anderen Bundesländern, etwa im Kamp in Niederösterreich (Csar et al., 2010; Lumesberger-Loisl & Gumpinger, 2015) oder im Sulzbach in der Steiermark (Zauner & Ratschan, 2004). Ein künftiger Nachweis des Goldsteinbeißers im Erlabach ist ohne künstliches Zutun sehr unwahrscheinlich. Ähnlich zum Steinbeißer könnte aber auch mit dem Goldsteinbeißer im Sinne des Artenschutzes ein Wiederansiedelungsprojekt versucht werden, sofern dafür Tiere aus Beständen entnommen werden, die eine Entnahme ohne Schädigung tragen könnten.

Tab. 34 *Aktuell nachgewiesene Arten, Arten die als potentielle Rückkehrer erwartet werden können und Arten von denen auch unter optimierten Bedingungen keine Wiederbesiedelung zu erwarten ist. Es handelt sich lediglich um heimische und im Leitbild des „Epipotamal mittel“ angeführte Arten. x: Aktuell in bestandsbildenden Zahlen vorhanden; (x): Aktuell bereits vereinzelt und abschnittsweise nachzuweisen; [x]: Ausschließlich im Wallseer Altarm nachgewiesen; (-): Kein aktueller Nachweis vorhanden.*

| Fischart | Wissenschaftliche Bezeichnung | Epipotamal mittel | Aktuell nachweisbar | Potentielle Wiederbesiedelung | Keine Wiederbesiedelung zu erwarten |
|---------------------------|------------------------------------|-------------------|---------------------|-------------------------------|-------------------------------------|
| Aalrutte | <i>Lota lota</i> | b | - | (x) | - |
| Aitel | <i>Squalius cephalus</i> | l | x | - | - |
| Äsche | <i>Thymallus thymallus</i> | b | - | - | (-) |
| Bachforelle | <i>Salmo trutta fario</i> | b | x | - | - |
| Bachschmerle | <i>Barbatula barbatula</i> | b | x | - | - |
| Barbe | <i>Barbus barbus</i> | l | - | (x) | - |
| Bitterling | <i>Rhodeus amarus</i> | s | x | - | - |
| Elritze | <i>Phoxinus phoxinus</i> | s | x | - | - |
| Flussbarsch | <i>Perca fluviatilis</i> | b | - | (x) | - |
| Goldsteinbeißer | <i>Sabanejewia balcanica</i> | s | - | - | (-) |
| Gründling | <i>Gobio gobio</i> | b | x | - | - |
| Hasel | <i>Leuciscus leuciscus</i> | b | - | (x) | - |
| Hecht | <i>Esox lucius</i> | s | - | (x) | - |
| Huchen | <i>Hucho hucho</i> | s | - | - | (-) |
| Koppe | <i>Cottus gobio</i> | b | x | - | - |
| Laube | <i>Alburnus alburnus</i> | b | - | (x) | - |
| Moderlieschen | <i>Leucaspis delineatus</i> | s | - | - | (-) |
| Nase | <i>Chondrostoma nasus</i> | l | - | [x] | - |
| Rotauge | <i>Rutilus rutilus</i> | s | - | (x) | - |
| Rotfeder | <i>Scardinius erythrophthalmus</i> | s | - | [x] | - |
| Rußnase | <i>Vimba vimba</i> | s | - | [x] | - |
| Schied | <i>Leuciscus aspilus</i> | s | - | [x] | - |
| Schneider | <i>Alburnoides bipunctatus</i> | l | x | - | - |
| Steinbeißer | <i>Cobitis elongatoides</i> | s | - | (-) | - |
| Strömer | <i>Telestes souffia</i> | s | - | - | (-) |
| Ukrainisches Bachneunauge | <i>Eudontomyzon mariae</i> | s | - | (x) | - |
| Weißflossengründling | <i>Romanogobio vladkovi</i> | s | - | (x) | - |
| Zingel | <i>Zingel zingel</i> | s | - | (-) | - |
| Gesamt | | 28 Arten | 8 Arten | 12 Arten | 8 Arten |

Die oben angeführten Überlegungen betreffen ausschließlich den Bereich, der sich im Epipotamal mittel befindet. Was jenen Bereich des Erlabaches betrifft, der im Hyporhithral liegt, so ist der gute fischökologische Zustand unter den aktuell vorliegenden Voraussetzungen auch durch die Wiederbesiedelung durch Barbe und Nase nicht zu erreichen. Zunächst sind im Rahmen dessen was derzeit möglich ist, Maßnahmen zur Verbesserung zu ergreifen. Ist dann auch unter optimierten Bedingungen keine Verbesserung des fischökologischen Zustandes zu beobachten, wäre anzudenken, den Bereich als HMWB auszuweisen. Das aber auch nur dann, wenn aufgrund der Nutzung des Gewässers und des Umlandes weitere Verbesserungsmaßnahmen nur mehr eingeschränkt umgesetzt werden können. Durch die Umsetzung hydromorphologischer Aufwertungsmaßnahmen und Wiedervernetzung der Lebensräume, ist immerhin das gute ökologische Potential zu erreichen. Ohne die Umsetzung von Maßnahmen zur Verbesserung der Fischlebensräume ist aber auch in diesem Bereich nicht mit der Erreichung des guten Potentials zu rechnen – die Ausweisung als HMWB bedeutet also keinesfalls, dass auf Maßnahmen verzichtet werden kann.

Nach dem Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), 2017a) ist der Wallseer Altarm als Unterlauf des Erlabaches eingestuft (Wasserkörpernummer (WK-Nr.) 408720010), wobei hier das Leitbild des Epipotamal groß gültig ist. Der Wallseer Altarm (Abb. 72) ist allerdings der verbliebene Rest des ehemals bestehenden Donaulaufes, der im Zuge des Kraftwerkbaus Wallsee umgelegt wurde.

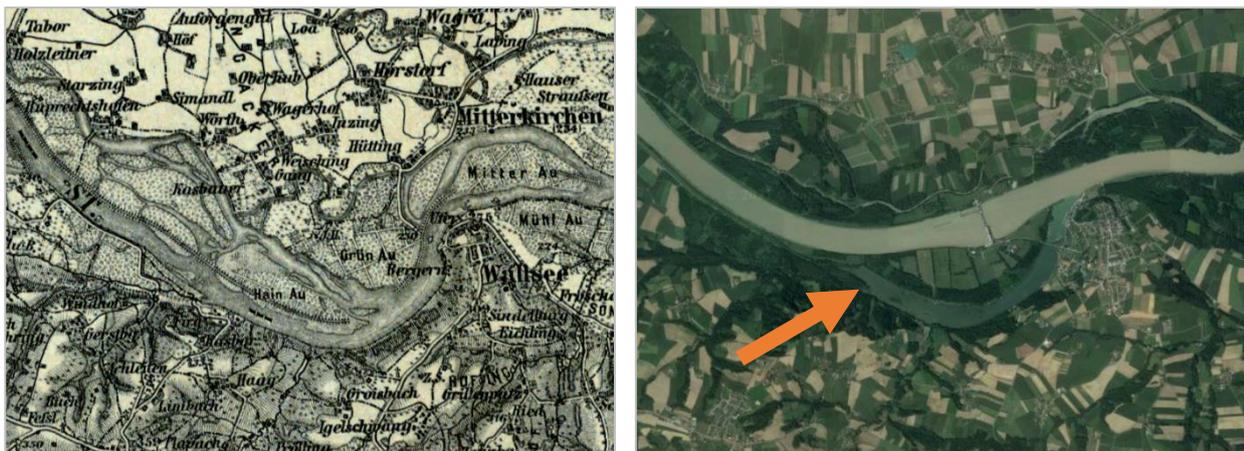


Abb. 72 Links: Historischer Lauf der Donau aus der 3. Landesaufnahme (1877) (<https://www.doris.at/>). Rechts: Aktueller Lauf der Donau und Wallseer Altarm (Oranger Pfeil zeigt die aktuelle Erlabach-Mündung)

Der Unterlauf in seiner Ausprägung als Altarm entspricht in seiner fischfaunistischen Zusammensetzung aktuell eher einem Stillgewässer als dem Epipotamal groß, zumal das Leitbild des Epipotamal groß auf lotischen und nicht auf lentischen Gewässersystemen basiert. Aufgrund der geringen Dotation aus dem Erlabach ist der Altarm aber quasi nicht durchströmt. So sind dort die beiden im Leitbild angeführten, rheophilen Leitarten Barbe und Nase in bestandsbildenden Zahlen nicht zu erwarten. Bei einer Ausweisung als Fließgewässer, das dem Epipotamal zugehörig ist, kann im Unterlauf der vorgegebene Referenzzustand laut Leitbild und somit der gute fischökologische Zustand in der vorliegenden Situation keinesfalls erreicht werden. Aus fachlicher Sicht ist die Einstufung im NGP daher durchaus kritisch zu hinterfragen.

Aktuell liegt dort laut den Befischungen im Rahmen der GZÜV (Berg, 2014) ein unbefriedigender fischökologischer Zustand vor. Zu beachten ist, dass zum Zeitpunkt der Befischung im Jahr 2014 noch das Leitbild des Epipotamal mittel angewendet wurde, aktuell gilt für den Wallseer Altarm bzw.

Unterlauf des Erlabaches jenes des Epipotamal groß (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), 2017b). Da bei der Bewertung damals das Biomasse K.O.-Kriterium aktiv war und daher der unbefriedigende Zustand errechnet wurde, würde eine Bewertung unter Anwendung des Leitbildes im Epipotamal groß letztlich keine anderen Ergebnisse und somit keine Zustandsveränderung ergeben. Die Detailbewertung würde sich, lässt man das Biomasse K.O.-Kriterium außer Acht, allerdings geringfügig von 3,68 auf 3,33 verbessern, was dann bereits einem Klassensprung zum mäßigen Zustand bedeuten würde.

Aufgrund der hydromorphologischen Ausprägung und um den guten Zustand zu erreichen, wäre eine Neueinstufung des Unterlaufes als eigener WK und eine Leitbildadaptierung anzudenken, wobei als Basis das aktuell gültige adaptierte Leitbild der Donau (Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT), 2019a) sowie jenes des Epipotamal groß herangezogen werden kann. Für die Fischfauna der Donau ist der Wallseer Altarm sicherlich ein sehr wertvolles Habitat. Vor allem stagnophile Arten und Arten, die in irgendeinem Stadium des Lebenszyklus Stillgewässerbereiche besiedeln, also der Strömungsgilde rheophil b zugehörig sind, finden in der regulierten Donau zumeist nur noch sehr wenig Lebensraum. Ein Vorschlag für ein adaptiertes Leitbild für den Wallseer Altarm ist in Tab. 35 aufgelistet. Berechnet man den fischökologischen Zustand unter Anwendung dieses vorgeschlagenen Leitbildes mit den im Rahmen der GZÜV erhobenen Daten (Berg, 2014) in der Theorie neu, so würde unter Ausschluss des Biomasse K.O.-Kriteriums aufgrund des vorhandenen Artenspektrums bereits ein guter fischökologischer Zustand vorherrschen (Tab. 36). Voraussetzung für die tatsächliche Erreichung des guten Zustandes wäre aber auch dort die Etablierung höherer Fischbestände und damit einhergehend die Steigerung der Fischbiomasse, etwa durch die Schaffung von für Fische attraktiven Lebensräumen und Strukturelementen. Eine Adaptierung des Leitbildes bildet also kein Ausschlusskriterium für die Umsetzung von Maßnahmen.

Auch eine zusätzliche Ausweisung des Unterlaufes als HMWB würde wiederum an der Zielsetzung nichts verändern, da auch für die Erreichung des guten ökologischen Potentials zwingend eine Mindestfischbiomasse von 50 kg/ha (Haunschmid et al., 2006) vorherrschen muss (Eberstaller et al., 2015).

Tab. 35 Aktuell gültiges Leitbild, Leitbild der Donau und vorgesehene Leitbildadaptierung für den Unterlauf des Erlabaches in seiner heutigen Form als Wallseer Altarm.

| Fischart | Wissenschaftliche Bezeichnung | Epipotamal groß (Standard) | Donau adaptiert Linzer Becken bis Machland Linz- | Leitbild adaptiert für Wallseer Altarm nach blattfisch e.U. |
|---------------------------|------------------------------------|----------------------------|--|---|
| Aalrutte | <i>Lota lota</i> | b | b | s |
| Aitel | <i>Squalius cephalus</i> | b | b | b |
| Äsche | <i>Thymallus thymallus</i> | s | s | - |
| Bachforelle | <i>Salmo trutta fario</i> | s | s | - |
| Bachscherle | <i>Barbatula barbatula</i> | s | s | - |
| Barbe | <i>Barbus barbus</i> | l | l | s |
| Bitterling | <i>Rhodeus amarus</i> | s | b | b |
| Brachse | <i>Abramis brama</i> | b | l | l |
| Donaukaulbarsch | <i>Gymnocephalus baloni</i> | - | s | s |
| Elritze | <i>Phoxinus phoxinus</i> | b | s | - |
| Flussbarsch | <i>Perca fluviatilis</i> | b | b | l |
| Frauennerfling | <i>Rutilus virgo</i> | s | s | - |
| Giebel | <i>Carassius gibelio</i> | - | b | b |
| Glatttick | <i>Acipenser nudiventris</i> | - | s | - |
| Gründling | <i>Gobio gobio</i> | b | s | s |
| Güster | <i>Blicca bjoerkna</i> | - | b | b |
| Hasel | <i>Leuciscus leuciscus</i> | b | l | s |
| Hausen | <i>Huso huso</i> | - | s | - |
| Hecht | <i>Esox lucius</i> | b | l | l |
| Huchen | <i>Hucho hucho</i> | b | l | - |
| Karassche | <i>Carassius carassius</i> | s | b | s |
| Kaulbarsch | <i>Gymnocephalus cernua</i> | s | s | s |
| Kesslergründling | <i>Romanogobio kesslerii</i> | - | s | - |
| Koppe | <i>Cottus gobio</i> | s | s | - |
| Laube | <i>Alburnus alburnus</i> | b | l | l |
| Moderlieschen | <i>Leucaspis delineatus</i> | - | s | s |
| Nase | <i>Chondrostoma nasus</i> | l | l | s |
| Nerfling | <i>Leuciscus idus</i> | s | l | b |
| Perlfisch | <i>Rutilus meidingeri</i> | s | s | - |
| Reinanke | <i>Coregonus sp.</i> | s | - | - |
| Rotauge | <i>Rutilus rutilus</i> | b | b | l |
| Rotfeder | <i>Scardinius erythrophthalmus</i> | s | s | b |
| Rußnase | <i>Vimba vimba</i> | s | b | s |
| Schied | <i>Leuciscus aspius</i> | b | b | b |
| Schlammpeitzger | <i>Misgurnus fossilis</i> | - | s | - |
| Schleie | <i>Tinca tinca</i> | s | s | b |
| Schneider | <i>Alburnoides bipunctatus</i> | s | s | - |
| Schrätzer | <i>Gymnocephalus schraetser</i> | - | b | - |
| Seelaube | <i>Chalcalburnus mento</i> | - | s | - |
| Semling | <i>Barbus balcanicus</i> | - | s | - |
| Sichling | <i>Pelecus cultratus</i> | - | s | - |
| Steinbeißer | <i>Cobitis elongatoides</i> | s | s | s |
| Steingressling | <i>Romanogobio uranoscopus</i> | s | s | - |
| Sterlet | <i>Acipenser ruthenus</i> | s | s | - |
| Sternhausen | <i>Acipenser stellatus</i> | - | s | - |
| Streber | <i>Zingel streber</i> | s | b | - |
| Strömer | <i>Telestes souffia</i> | s | s | - |
| Ukrainisches Bachneunauge | <i>Eudontomyzon mariae</i> | s | s | - |
| Waxdick | <i>Acipenser gueldenstaedtii</i> | - | s | - |
| Weißflossengründling | <i>Romanogobio vladkovi</i> | - | b | s |
| Wels | <i>Silurus glanis</i> | s | b | s |
| Wildkarpfen | <i>Cyprinus carpio</i> | s | s | s |
| Zander | <i>Sander lucioperca</i> | s | b | s |
| Zingel | <i>Zingel zingel</i> | s | b | s |
| Zobel | <i>Ballerus sapa</i> | s | b | s |
| Zope | <i>Ballerus ballerus</i> | - | b | - |
| Gesamt | | 40 Arten | 55 Arten | 30 Arten |

Tab. 36 Fischökologischer Zustand bewertet mit dem vorgeschlagenen, adaptierten Leitbild für den Wallseer Altarm aus Tab. 35. Für die Bewertung wurden die Daten aus der GZÜV von (Berg, 2014) verwendet.

| | | | | | |
|--|---|----------------|-------------------------|----------------------|---------------|
| Fluss: | Erlabach | | Datum: | 25.09.2014 | |
| Standort: | Wallseer Altarm (Erlabach Unterlauf) | | | | |
| adaptiertes Leitbild: | Adaptiert nach blattfisch e.U. (2021) ID: - | | | | |
| Fischregionsindex: | 6,4 | | | | |
| Zustandsbewertung | | | | | |
| Bestandsdaten: | Abundanz Ind/ha | Biomasse kg/ha | | | |
| | 4431,5 | 35,360 | | | 4 |
| 1. Artenzusammensetzung & Gilden | Leitbild | Aktuell | Anteil/Differenz | Teilbewertung | Gesamt |
| Arten | | | | | 1,3 |
| Leitarten | 5 | 5 | 100 | 1 | |
| Typische Begleitarten | 8 | 6 | 75 | 1 | |
| Seltene Begleitarten | 17 | 4 | 24 | 2 | |
| Ökologische Gilden | | | | | 2,0 |
| Strömung | 5 | 4 | 1 | 2 | |
| Reproduktion | 6 | 5 | 1 | 2 | |
| Artenzusammensetzung & Gilden | | | | | 1,3 |
| 2. Dominanz | Leitbild | Aktuell | Differenz | Bewertung | Gesamt |
| Fischregionsindex | 6,4 | 6,4 | 0,00 | 1 | 1,0 |
| 3. Altersaufbau | Leitbild | Aktuell | Anteil | Teilbewertung | Gesamt |
| Leitarten | 5 | 5 | 100 | 2,2 | |
| Typische Begleitarten | 8 | 6 | 75 | 3,5 | |
| Altersaufbau | | | | | 2,6 |
| Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien | | | | | 1,93 |

Eine Neueinstufung des Wallseer Altarms im NGP und eine Leitbildadaptierung würde an der schlechten Anbindung des Erlabaches an die Donau und der bestehenden Situation zur Auffindbarkeit für Fische nichts ändern und zur Zielerreichung im Abschnitt flussauf der derzeitigen Mündung in den Wallseer Altarm nichts beitragen. Was also den Bereich betrifft, der aus hydromorphologischer und historischer Sicht als eigentlicher Unterlauf des Erlabaches zu bezeichnen ist, wäre als langfristige Maßnahme die Umlegung bzw. Neuanlage des Flusslaufes sicherlich zielführender, um eine Wiederbesiedelung von Barbe und Nase bzw. weiteren Arten zu initiieren. Würde man den Lauf verlegen, sodass der Erlabach direkt in die Fließstrecke der Donau flussab des Kraftwerkes Wallsee mündet, könnte der Unterlauf einerseits wiederum als Epipotamal mittel eingestuft werden, wodurch die Zielerreichung erleichtert wird. Andererseits wäre die Mündung dann für aus der Donau einwandernde Fische sehr wahrscheinlich viel leichter auffindbar als unter den derzeit vorliegenden Bedingungen. Darüber hinaus würde sich die in den Wallseer Altarm eingebrachte Feindsedimentfracht verringern, wodurch allfällige Baggerungen zukünftig seltener durchgeführt werden müssten.

Eine Verbesserung der Fischlebensräume im Unterlauf ist aber auch bei einer Verbesserung der Anbindung an die Donau unumgänglich und könnte im Zuge einer Umlegung des Laufes zeitgleich umgesetzt werden. Ohne die umfassende Schaffung geeigneter Lebensräume ist eine nachhaltige Wiederbesiedelung bzw. die Re-Etablierung von Beständen vieler Fischarten nicht zu erwarten. Weitere Fließstrecken des Erlabaches könnten nach dem Vorbild von anderen Gewässerrenaturierungen, wie etwa jenen an der Naarn im Unterlauf, morphologisch aufgewertet werden (Abb. 73).



Abb. 73 Links: Morphologische Aufwertungsmaßnahme im Unterlauf der Naarn. Rechts: Der Fluss wurde nach Entfernung der Ufersicherung innerhalb der bestehenden Dämme in einen pendelnden Lauf gelegt (aus (Graf & Gumpinger, 2020)).

In der Naarn etwa ist das gleiche Leitbild gültig wie im Erlabach, jedoch können in den aufgewerteten Bereichen dort deutlich mehr Arten und ein guter fischökologischer Zustand, der zum Teil sogar nahe am sehr guten Zustand liegt, festgestellt werden. Durch morphologische Aufwertungen in dieser Art und Weise entsteht mehr Strömungs- und Tiefenvariabilität, wodurch deutlich mehr für Fische attraktive Habitate geschaffen werden. In regulierten Bereichen ist die Fischartengemeinschaft hingegen mit jener des Erlabaches vergleichbar, wobei wiederum vor allem anpassungsfähige Arten wie Aitel, Gründlinge oder Schneider dominieren (Graf & Gumpinger, 2020).

Allerdings ist die Naarn im Unterlauf auf zehn Kilometer Länge für Fische nahezu ohne Einschränkungen frei durchwanderbar, was auch die Bedeutung dieses Aspektes für die Fischfauna unterstreicht. Die Wiederherstellung der Durchgängigkeit ist neben morphologischen Aufwertungsmaßnahmen also unausweichlich, um auch im Erlabach eine Verbesserung des fischökologischen Zustandes herbeizuführen.

Aufgrund des höheren Abflusses, welcher etwa dem 6- bis 8-fachen des Erlabaches entspricht, weist die Naarn aber eine deutlich höhere Lockströmung in den unterliegenden Hüttinger Altarm auf. Darüber hinaus ist dieser Altarm weniger weitläufig und durch die Dotation aus der Flutmulde generell besser durchströmt als der Wallseer Altarm. Die Auffindbarkeit der Mündung ist daher sicherlich deutlich besser als beim Erlabach. Somit dient die Naarn zwar als gutes Beispiel für den Erfolg von morphologischen Aufwertungsmaßnahmen, ist aber nur bedingt mit dem Erlabach vergleichbar.

Der schlechte Populationszustand bzw. die Absenz vieler Leit- und Begleitarten im Erlabach ist wie in vielen Gewässern einem kumulativen Effekt zuzuschreiben, der aus der negativen Beeinflussung durch verschiedene Faktoren hervorgeht. Um eine Verbesserung im Fischbestand zu erzielen sind bei der Umsetzung von Maßnahmen jedenfalls alle Faktoren zu berücksichtigen. Da es sich bei Verbesserungsmaßnahmen um einen iterativen Prozess handelt, ist bei Umsetzung gleichzeitig auch immer eine Evaluierung durchzuführen, um die Umsetzung und die Maßnahmen im laufenden Prozess jederzeit anpassen und optimieren zu können. Um eine nachhaltige Verbesserung der fischökologischen Situation im Erlabach zu erzielen ist kurzfristig oberste Priorität jedenfalls die Wiederherstellung der flussaufwärtigen Längsdurchgängigkeit und die umfassende Schaffung geeigneter Fischlebensräume. Langfristig ist auch die Verbesserung der Auffindbarkeit der Mündung zielführend, wodurch das Wiederbesiedlungspotential für Leit- und Begleitarten aus der Donau massiv verbessert werden kann. Um eine funktionierende Reproduktion für Kieslaicher zu gewährleisten, wird es darüber hinaus unumgänglich sein, Feinsedimentquellen im Umland ausfindig zu machen und den Eintrag von Feinsedimenten drastisch zu reduzieren.

4.2 Qualitätselemente Makrozoobenthos und Phytobenthos

4.2.1 Probestrecken

Im Rahmen dieser Potenzialstudie wurden hinsichtlich der Qualitätselemente Makrozoobenthos und Phytobenthos im Erlabach-Unterlauf zwei Probestrecken mit deutlich unterschiedlichen Charakteristika untersucht (Abb. 74).

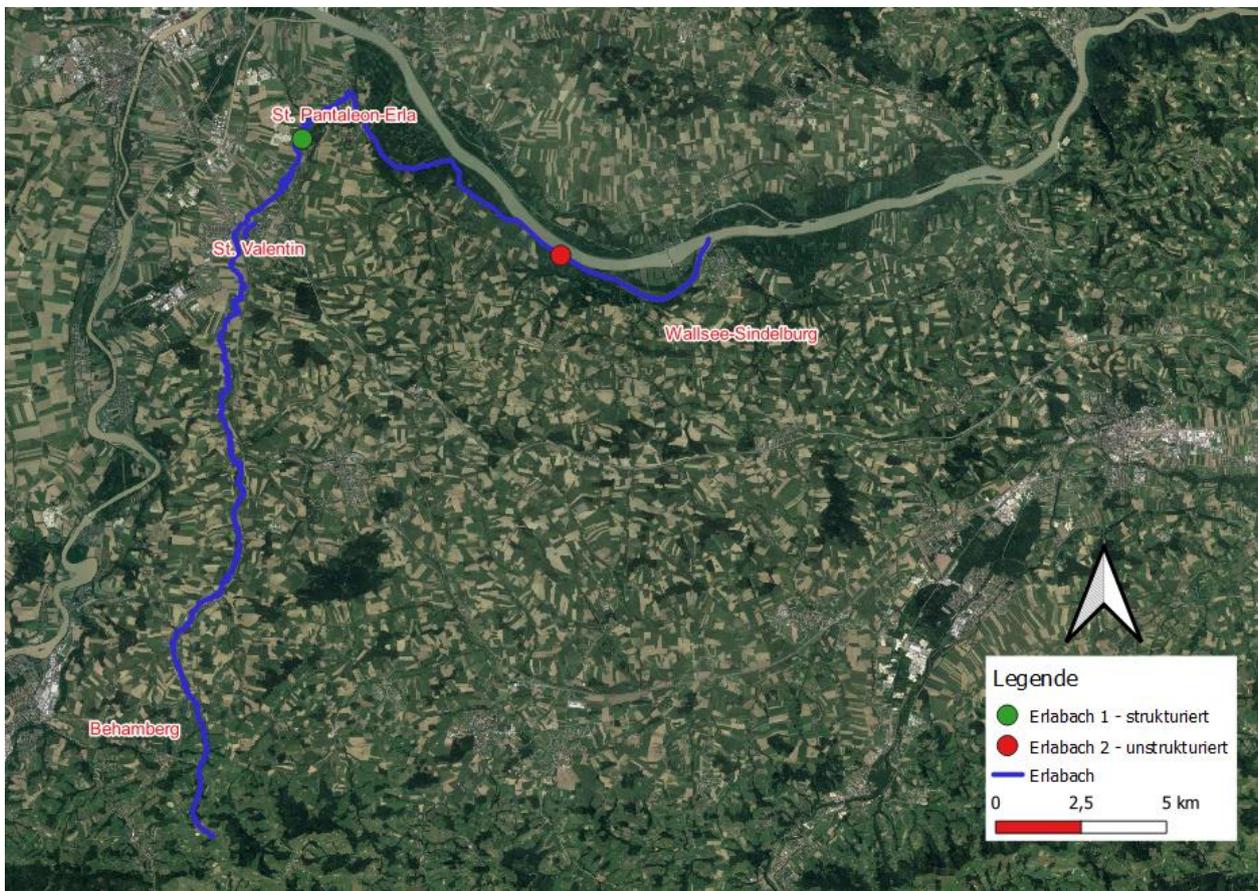


Abb. 74 Übersichtskarte der Probestrecken "Erlabach 1 - strukturiert" und "Erlabach 2 - unstrukturiert".

4.2.1.1 Probestrecke „Erlabach 1 – strukturiert“

Die Probestrecke „Erlabach 1 – strukturiert“ befindet sich am nördlichen Ende der Ortschaft Klein-Erla (Abb. 75). Es handelt sich um einen vergleichsweise gut strukturierten Abschnitt mit mäßiger Breiten- und guter Tiefenvarianz sowie heterogener Substratzusammensetzung und großer Strömungsdiversität (Abb. 76). Das Sohlsubstrat besteht zum Großteil aus Mikrolithal und Akal, in den langsam durchflossenen Uferbereichen und im Kieslückenraum hat sich Feinsediment abgelagert (Tab. 37) Mesolithal ist nur vereinzelt in Bereichen mit starker Strömung zu finden. Vereinzelt treten emerse Makrophyten auf. Die naturnahen Ufer sind beidseitig von Gehölzen gesäumt, die zu einem hohen Beschattungsgrad führen. Das Umland wird von landwirtschaftlich genutzten Flächen dominiert. Weitere Informationen können dem Probenahmeprotokoll in Tab. 38 entnommen werden.



Abb. 75 Probestrecke „Erlabach 1 – strukturiert“.



Abb. 76 Detailfoto der Probestrecke „Erlabach 1 – strukturiert“.

Tab. 37 Flächenanteile der Habitate und Anzahl der Einzelproben (EP) in der Probestrecke „Erlabach 1 – strukturiert“.

| | | MINEROGENE HABITATE – Prozent Deckung (Summe = 100%) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|----------------------------------|--|----|--------------------|----|------------------------|----|----------------------|----|----------------------|----|------------------|----|---------------------|----|-------------|----|--------------|----|-----------------|----|------------------|----|--|
| | | Hygropetrische Stellen | | Megalithal > 40 cm | | Makrolithal > 20-40 cm | | Mesolithal > 6-20 cm | | Mikrolithal > 2-6 cm | | Akala > 0,2-2 cm | | Psammal > 6 µm-2 mm | | Psammopelal | | Pelal < 6 µm | | Argillal < 6 mm | | nicht zuordenbar | | |
| | | □ | | x | | □ | | □ | | □ | | □ | | □ | | □ | | □ | | □ | | □ | | |
| | | % | EP | % | EP | % | EP | % | EP | % | EP | % | EP | % | EP | % | EP | % | EP | % | EP | % | EP | |
| | rein minerogenes Substrat | □ | | | | | | 5 | 1 | 45 | 9 | 20 | 4 | 10 | 2 | | | | | | | | | |
| ORGANISCHE HABITATE % Deckung Summe anteilig | Mikro-Algen | □ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Makro-Algen | □ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Submerse Makrophyten | □ | | | | | | | 20 | 4 | | | | | | | | | | | | | | |
| | Emerse Makrophyten | □ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Lebende Pflanzenteile | □ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Xylal | □ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | CPOM | □ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | FPOM | □ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Genist (Debris) | □ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Abwasserbakt. & -pilze, Sapropel | □ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

Tab. 38 Probenahmeprotokoll für die Probestrecke „Erlabach 1 – strukturiert“.

| ALLGEMEINE ANGABEN | | | |
|---|--|--|-------------------------|
| Gewässername | Erlabach | Koordinaten: Länge | 14,551187 |
| Untersuchungsstelle | Erlabach 1 - strukturiert | Koordinaten: Breite | 48,198608 |
| Datum und Entnahmezeit | 07.09.2021, 14:45 | Flusskilometer [km] | 16,8 |
| Auftraggeber | Landesregierung Nö. | Seehöhe [m] | 280 |
| Auftragnehmer | blattfisch e.U. | Flussgebietseinheit | Donau |
| Probenehmer | Pilz | Flussordnungszahl | 4 |
| Gemeinde | St. Pantaleon-Erla | Einzugsgebietsgröße [km ²] | 119 |
| MAKROZOOBENTHOS | | | |
| Bioregion | Bayerisch-österreichisches Alpenvorland | Saprobieller Grundzustand | 1,75 |
| MORPHOLOGISCHE DATEN | | | |
| Mittlere Gewässertiefe [m] | 0,4 | Maximale Gewässertiefe [m] | 0,3 |
| Gewässerbreite [m] | 6 | | |
| Uferaufbau linkes Ufer | naturnah | Uferaufbau rechtes Ufer | naturnah |
| Uferneigung linkes Ufer | mäßig steil | Uferneigung rechtes Ufer | mäßig steil |
| Uferbewuchs linkes Ufer | Bäume, Sträucher | Uferbewuchs rechtes Ufer | Bäume, Sträucher |
| Umland | Ackerland | Schutzwasserbauliche Maßnahmen | nein |
| Einleitungen oberhalb | keine | See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle | nein |
| HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN | | | |
| Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s] | 0,5 | Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s] | 0,7 |
| Strömungsbild | heterogen | | |
| PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND | | | |
| Wassertemperatur [°C] | 16 | pH-Wert | 7,96 |
| O ₂ -Sättigung [%] und O ₂ -Gehalt [mg/l] | 127,2 % / 10,24 mg/l | Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹] | 719 |
| WETTER | | | |
| Wetterlage vor Probenahme | Trockenperiode | Niederschlag bei Probenahme | trocken |
| Lufttemperatur bei Probenahme [°C] | 23 | Lichtverhältnisse bei Probenahme | bedeckt |
| Windverhältnisse bei Probenahme | windstill | Bewölkung [%] bei Probenahme | 70 |
| HYDROGRAPHIE AKTUELL | | | |
| Beschreibung der Abflusssituation | MQ | Bezugspegel | St. Pantaleon |
| Tendenz der Wasserführung (längerfristig) | gleichbleibend | | |
| ORGANOLEPTISCHER BEFUND | | | |
| nicht mineralische Trübe | nein | Schwimm- und Schwebstoffe | nein |
| Verfärbung | nein | Geruch (Wasser) | nein |
| Schaumbildung | nein | erkennbare Grobverunreinigung | nein |
| REDUZIERTER BED. LENITISCH (< 0,25 m/s) | | | |
| Faulschlamm mit aerober Oberschicht | nein | Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung) | < 25 % |
| Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht | nein | Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung | nein |
| REDUZIERTER BED. LOTISCH (0,25 – 0,75 m/s) | | | |
| Faulschlamm mit aerober Oberschicht | nein | Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung) | < 50 % |
| Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht | nein | Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung | nein |
| REDUZIERTER BED. LENITISCH > 0,75 m/s) | | | |
| Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung) | - | Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung | - |
| AUFWUCHSBEFUND | | | |
| Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar | nein | Wimperntier-Kolonien frei sichtbar | nein |
| Schwefelbakterien frei sichtbar | nein | | |

4.2.1.2 Probestrecke „Erlabach 2 – unstrukturiert“

Die Probestrecke „Erlabach 2 – unstrukturiert“ (Abb. 77) befindet sich kurz vor der Mündung in die Donau.

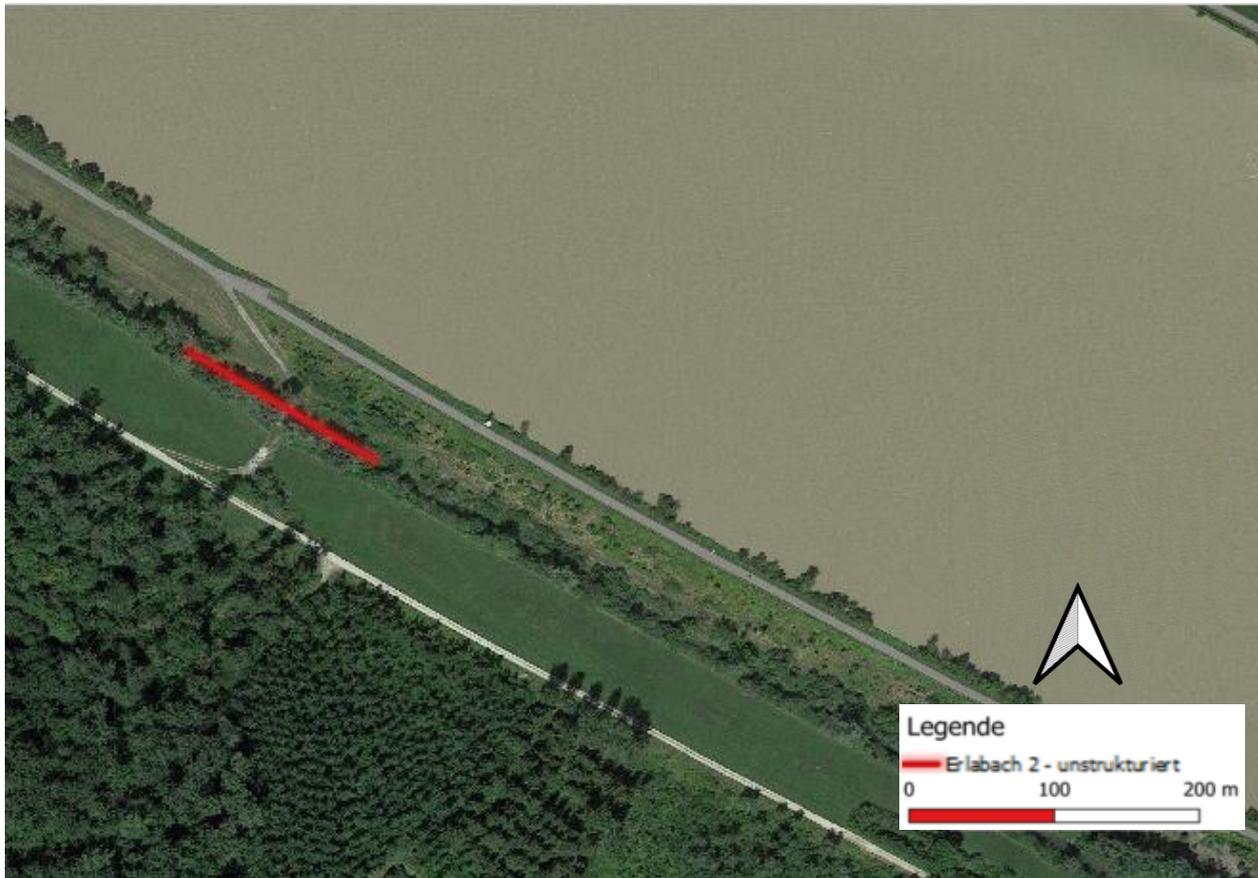


Abb. 77 Probestrecke „Erlabach 2 – unstrukturiert“.

Es handelt sich um einen geradlinig regulierten Abschnitt mit fehlender Breiten- und kaum vorhandener Tiefenvarianz sowie sehr geringer Strömungsdiversität (Abb. 78). Das Sohlsubstrat im untersuchten Abschnitt besteht – vor allem im Randbereich – zum überwiegenden Teil aus Feinsediment (Psammopelal), was zu einer teils starken Verschlammung mit Faulgasbildung führt. Zur Mitte des Fließgewässers hin findet sich vereinzelt grobkörnigeres Material, vor allem Mikro- und Mesolithal (Tab. 39). Aufgrund der starken Trübe und der damit einhergehenden eingeschränkten Sichttiefe lässt sich keine Aussage zu vegetationsökologischen Verhältnissen im Gewässer treffen. Die teils verbauten bis naturnah gestalteten, steil abfallenden Ufer sind beidseitig von einem schmalen Gehölzstreifen gesäumt, der jedoch nur einen geringen Beschattungsgrad bedingt. Das Umland ist geprägt von Grünflächen. Weitere Informationen zur Probestrecke 2 sowie den physikalisch-chemischen Parametern können dem Probenahmeprotokoll in Tab. 40 entnommen werden.



Abb. 78 Detailfoto der Probestrecke „Erlabach 2 – unstrukturiert“.

Tab. 39 Flächenanteile der Habitate und Anzahl der Einzelproben (EP) in der Probestrecke „Erlabach 2 – unstrukturiert“.

| | | MINEROGENE HABITATE – Prozent Deckung (Summe = 100%) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|--|--|----|-----------------------|----|---------------------------|----|-------------------------|----|-------------------------|----|---------------------|----|---------------------------|----|------------------|----|-----------------|----|--------------------|----|-----------------------|----|
| | | Hygropetri- sche Stellen | | Megalithal > 40 cm | | Makrolithal > 20-40 cm | | Mesolithal > 6-20 cm | | Mikrolithal > 2-6 cm | | Akala > 0,2-2 cm | | Psammal > 6 µm-2 mm | | Psammo- pelal | | Pelal < 6 µm | | Argillal < 6 mm | | nicht zu- ordenbar | |
| | | □ | | x | | □ | | □ | | □ | | □ | | □ | | □ | | □ | | □ | | □ | |
| | | % | EP | % | EP | % | EP | % | EP | % | EP | % | EP | % | EP | % | EP | % | EP | % | EP | % | EP |
| rein minerogenes Substrat | □ | | | | | 10 | 2 | 20 | 4 | 20 | 4 | | | | | 50 | 10 | | | | | | |
| ORGANISCHE HABITATE % Deckung Summe anteilig | Mikro-Algen | □ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Makro-Algen | □ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Submerse Makrophyten | □ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Emerse Makrophyten | □ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Lebende Pflanzenteile | □ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Xylal | □ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | CPOM | □ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | FPOM | □ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Genist (Debris) | □ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Abwasserbakt. & -pilze, Sapropel | □ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

Tab. 40 Probenahmeprotokoll für die Probestrecke „Erlabach 2 – unstrukturiert“.

| ALLGEMEINE ANGABEN | | | |
|---|--|--|-------------------------|
| Gewässername | Erlabach | Koordinaten: Länge | 14,653229 |
| Untersuchungsstelle | Erlabach 2 - unstrukturiert | Koordinaten: Breite | 48,167866 |
| Datum und Entnahmezeit | 07.09.2021, 17:45 | Flusskilometer [km] | 5,5 |
| Auftraggeber | Landesregierung Nö. | Seehöhe [m] | 280 |
| Auftragnehmer | blattfisch e.U. | Flussgebietseinheit | Donau |
| Probenehmer | Pilz | Flussordnungszahl | 4 |
| Gemeinde | St. Pantaleon-Erla | Einzugsgebietsgröße [km ²] | 116 |
| MAKROZOOBENTHOS | | | |
| Bioregion | Bayerisch-österreichisches Alpenvorland | Saprobieller Grundzustand | 1,75 |
| MORPHOLOGISCHE DATEN | | | |
| Mittlere Gewässertiefe [m] | 1,0 | Maximale Gewässertiefe [m] | 1,5 |
| Gewässerbreite [m] | 7 | | |
| Uferaufbau linkes Ufer | verbaut | Uferaufbau rechtes Ufer | verbaut |
| Uferneigung linkes Ufer | mäßig steil | Uferneigung rechtes Ufer | steil |
| Uferbewuchs linkes Ufer | Bäume, Sträucher | Uferbewuchs rechtes Ufer | Bäume, Sträucher |
| Umland | Grünland | Schutzwasserbauliche Maßnahmen | Ja |
| Einleitungen oberhalb | nein | See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle | nein |
| HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN | | | |
| Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s] | 0,2 | Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s] | 0,3 |
| Strömungsbild | laminar | | |
| PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND | | | |
| Wassertemperatur [°C] | 16,7 | pH-Wert | 7,68 |
| O ₂ -Sättigung [%] und O ₂ -Gehalt [mg/l] | 93,6 % / 6,05 mg/l | Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹] | 633,4 |
| WETTER | | | |
| Wetterlage vor Probenahme | Trockenperiode | Niederschlag bei Probenahme | Trocken |
| Lufttemperatur bei Probenahme [°C] | 21 | Lichtverhältnisse bei Probenahme | bedeckt |
| Windverhältnisse bei Probenahme | windstill | Bewölkung [%] bei Probenahme | 30 |
| HYDROGRAPHIE AKTUELL | | | |
| Beschreibung der Abflusssituation | MQ | Bezugspegel | St. Pantaleon |
| Tendenz der Wasserführung (längerfristig) | gleichbleibend | | |
| ORGANOLEPTISCHER BEFUND | | | |
| nicht mineralische Trübe | nein | Schwimm- und Schwebstoffe | nein |
| Verfärbung | nein | Geruch (Wasser) | nein |
| Schaumbildung | nein | erkennbare Grobverunreinigung | nein |
| REDUZIERTER BED. LENITISCH (< 0,25 m/s) | | | |
| Faulschlamm mit aerober Oberschicht | nein | Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung) | < 25 % |
| Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht | ja | Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung | nein |
| REDUZIERTER BED. LOTISCH (0,25 – 0,75 m/s) | | | |
| Faulschlamm mit aerober Oberschicht | nein | Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung) | < 50 % |
| Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht | nein | Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung | nein |
| REDUZIERTER BED. LENITISCH > 0,75 m/s) | | | |
| Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung) | - | Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung | - |
| AUFWUCHSBEFUND | | | |
| Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar | nein | Wimperntier-Kolonien frei sichtbar | nein |
| Schwefelbakterien frei sichtbar | nein | | |

4.2.2 Methodik

4.2.2.1 Makrozoobenthos

Um Aussagen über die Lebensraumeignung für wirbellose Gewässerorganismen treffen und die Probestrecken hinsichtlich ihrer Gewässergüte und anderer ökologisch relevanter Parameter miteinander vergleichen zu können, wurde im Erlabach eine Beprobung nach der Methode des Multi-Habitat-Samplings (Moog, 2004) durchgeführt, bei der in jeder der beiden Strecken auf einer Länge von circa 100 Metern eine Kartierung der vorhandenen Mikrohabitate erfolgte und entsprechend der Habitatverteilung 20 Teilproben mit einer Fläche von jeweils 25 x 25 cm gezogen wurden. Zum Einsatz kam ein standardisiertes Handnetz mit 500 µm Maschenweite und einer Netzsacklänge von 120 cm (Abb. 79). Die Probenahme und Auswertung wurde gemäß Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente – Teil A2 Makrozoobenthos (Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT), 2019b) durchgeführt.



Abb. 79 Handnetz mit 500 µm Maschenweite und 120 cm Netzsacklänge.

Die Proben wurden mit 96%igem Ethanol fixiert und ins Labor transportiert. Die Bestimmung der Tiere erfolgte auf möglichst hohem taxonomischen Niveau, wobei generell das Artniveau angestrebt wurde. Bei juvenilen, nicht auf Artniveau bestimmbar Exemplaren wurde je nach Entwicklungsgrad eine Bestimmung auf dem Gattungs-, bei frisch geschlüpften Eilarven auch lediglich auf dem Familienniveau durchgeführt. Für die Auswertung der ökologischen Indices wurde die Software Ecoprof 5.0.4 (Moog et al., 2018) verwendet.

4.2.2.2 Phytobenthos

Die Arbeiten wurden nach folgenden Vorgaben des BMLRT durchgeführt:

Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente – Teil A3 Phytobenthos (Version Nr.: A3-01k_PHB; Herausgabe: Juni 2018): Felderhebung, Probenahme, Probenaufbereitung und Ergebnisermittlung.

Die Bewertung des ökologischen Zustandes des Algenaufwuchses erfolgte nach den wasserrahmenrichtlinienkonformen biologischen Methoden, welche auf der Abweichung vom jeweiligen Referenzzustand basieren und vom BMLRT veröffentlicht wurden.

Das Berechnungsverfahren basiert beim Qualitätselement Phytobenthos auf den drei Modulen Saprobie, Trophie und Referenzarten. Dafür gehen grundsätzlich alle Algengruppen einschließlich der Cyanoprokaryota (Blaualgeln) in die Bewertung ein. Kieselalgen und alle restlichen Algengruppen (als „Nicht-Kieselalgen“ zusammengefasst) gehen jeweils im Verhältnis 1:1 in die Bewertung ein. Ausnahmen bilden jene Proben, in denen die Artenliste der Nicht-Kieselalgen weniger als vier auf Artniveau bestimmte Taxa enthält, oder der Anteil der nicht auf Artniveau bestimmten Taxa innerhalb der Nicht-Kieselalgen in Summe 50 % überschreitet. Die Phytobenthos-Gesamtbewertung würde sich in diesem Fall auf die Kieselalgen beschränken.

Für die Gesamtbewertung des Phytobenthos wurden die drei Module nach dem Worst-Case-Prinzip verschnitten, d.h. es ist grundsätzlich die schlechteste Bewertung ausschlaggebend und bestimmt damit die PHB-Gesamtbewertung. Zu einer Aufwertung des Gesamtergebnisses kann es allerdings kommen, wenn nur eines der drei Module eine Klasse schlechter eingestuft ist und der EQR-Wert dieses Moduls nur um maximal 0,03 EQR-Einheiten unter der Grenze zur nächsthöheren Zustandsklasse liegt. In diesem Fall wird dieses Modul um eine Klasse aufgewertet.

Die Berechnungen wurden mit dem Programm Ecoprof (aktuelle Version: 5.0) durchgeführt, das vom BMLRT zur Verfügung gestellt wird.

4.2.3 Ergebnisse

4.2.3.1 Makrozoobenthos

4.2.3.1.1 Probestrecke „Erlabach 1 – strukturiert“

In der rasch durchflossenen, vergleichsweise gut strukturierten Strecke „Erlabach 1“ auf Höhe von Klein-Erla wurden insgesamt 1.303 Individuen gesammelt, das entspricht einer Dichte von 1.042,4 Individuen pro m². Die Köcherfliegen und die Wasserkäfer waren die bei weitem dominanten Großgruppen und machten gemeinsam mehr als zwei Drittel aller gesammelten Tiere aus (Abb. 80).

Es wurden 42 Taxa aus 23 Familien bzw. aus neun Großgruppen dokumentiert. Bei den Köcherfliegen war *Cheumatopsyche lepida* mit knapp 250 Individuen pro m² die häufigste Art (und zugleich auch insgesamt die individuenreichste Art in der Probestrecke). Der häufigste Wasserkäfer war *Elmis maugetii*, der mit knapp 190 Tieren pro m² in Erscheinung trat und damit hinsichtlich der Individuendichten insgesamt auf Platz zwei zu liegen kam. Die dritthäufigste Art war mit 116 Tieren pro m² der Bachflohkrebs (*Gammarus fossarum*), gefolgt von der Köcherfliegenart *Hydropsyche incognita*, dem Wasserkäfer *Riolus cupreus* und der Kriebelmücke *Simulium equinum*. Diese sechs Arten machten gemeinsam zwei Drittel der gesamten Zönose aus.

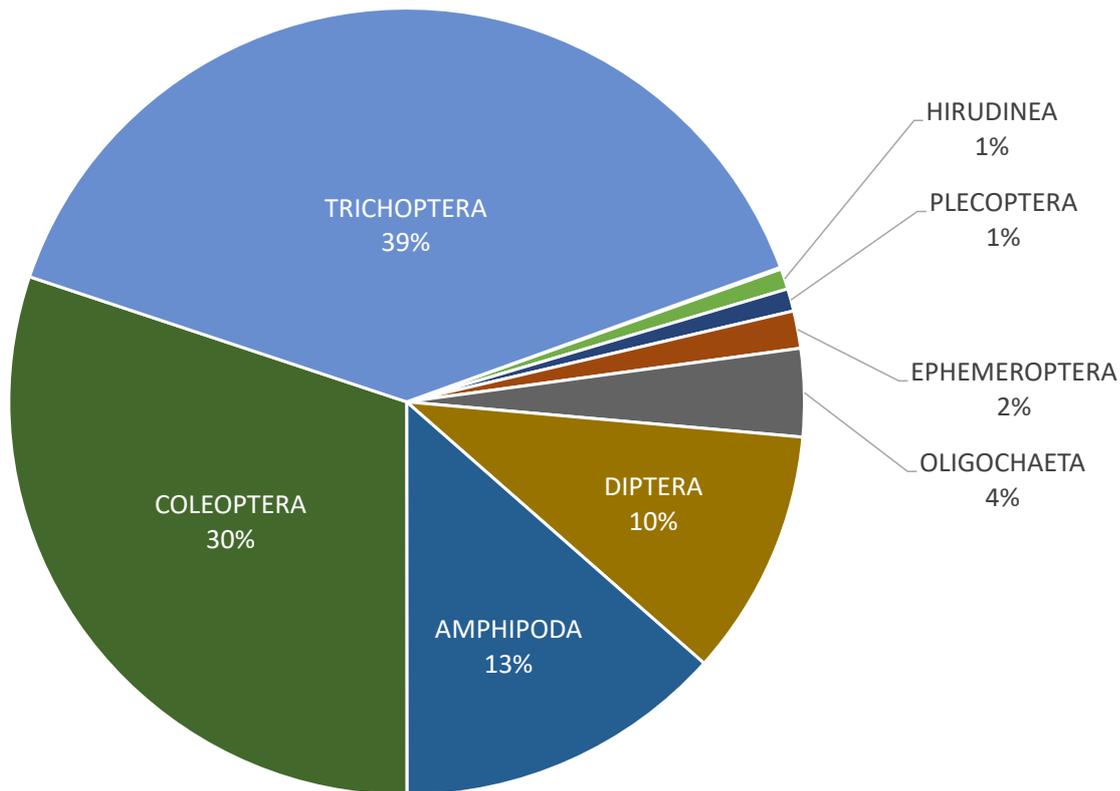
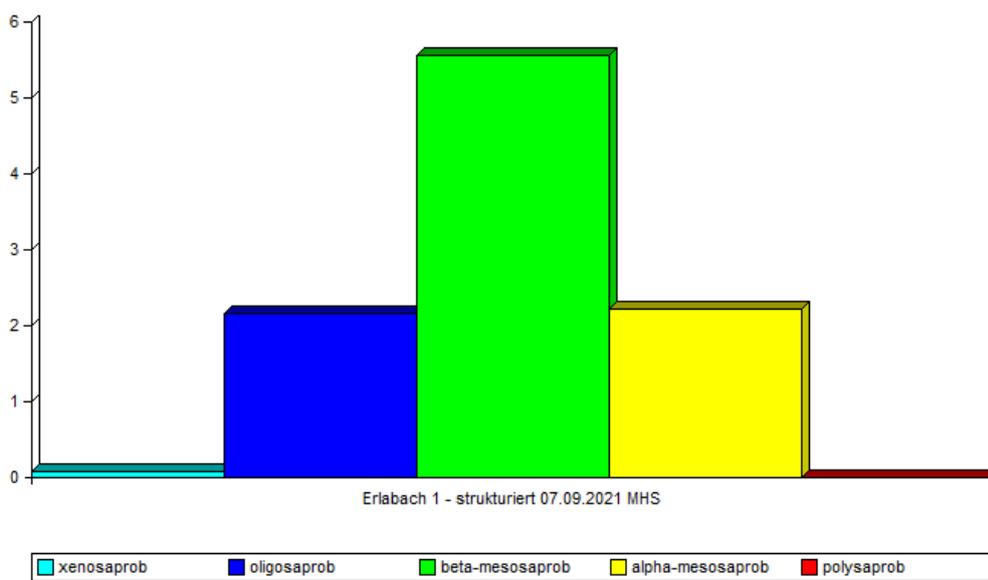


Abb. 80 Verteilung der in Probestrecke „Erlabach 1“ gesammelten Individuen auf Großgruppenniveau.

Aus artenschutzfachlicher Sicht sind vier Köcherfliegenarten hervorzuheben, die alle in der Roten Liste der Köcherfliegen Österreichs (Malicky, 2009) (Malicky, 2009) als „gefährdet“ („vulnerable“) geführt werden: *Cheumatopsyche lepida*, *Hydropsyche incognita*, *Tinodes unicolor* und *Lepidostoma basale* – die beiden letzteren wurden in der Probestrecke allerdings nur in Form von Einzelindividuen nachgewiesen. Ebenfalls erwähnenswert ist der Nachweis der seltenen Steinfliegenart *Leuctra geniculata*, die auf Donauzuflüsse Nieder- und Oberösterreichs beschränkt sein dürfte (W. Graf, 1999).

In Abb. 81 ist die beinahe spiegelsymmetrische Verteilung der saprobiellen Valenzen dargestellt. Der Schwerpunkt liegt klar auf den β -mesosaprobe Elementen, oligosaprobe und α -mesosaprobe Zeiger nehmen dahinter noch nennenswerte Anteile von jeweils etwa 20 % ein, xenosaprobe Arten fehlen beinahe völlig, polysaprobe zur Gänze. Aus dieser Verteilung errechnet sich ein Saprobienindex von $1,98 (\pm 0,021)$, der merklich über dem saprobiellen Grundzustand von 1,75 zu liegen kommt und damit eine erkennbare stoffliche Belastung indiziert.

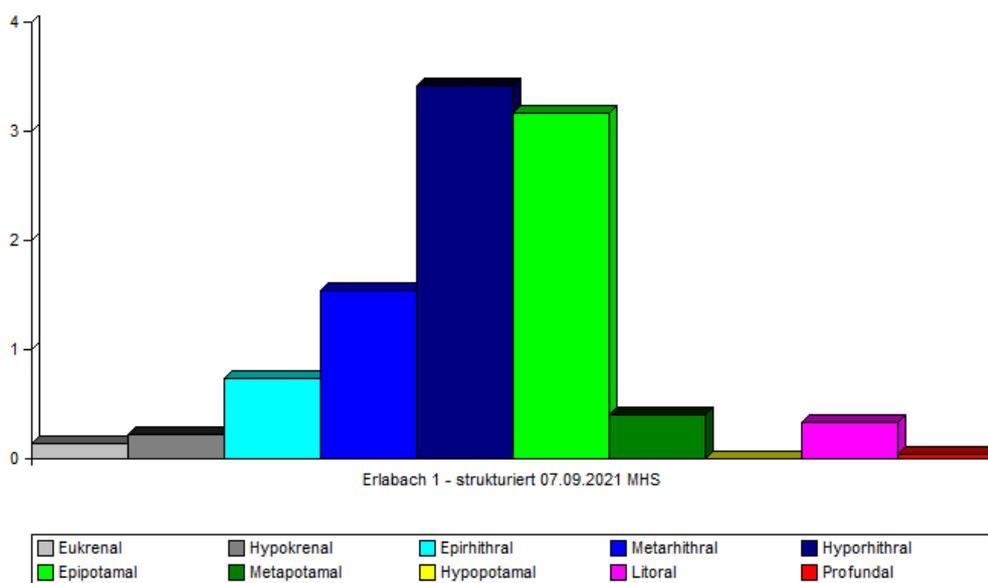


Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2018 - Version 5.0

Abb. 81 Verteilung der saprobiellen Valenzen in Probestrecke „Erlabach 1“.

Abb. 82 zeigt die längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen. Die größten Anteile nehmen hyporhithrale und epipotmale Elemente ein, alle anderen Regionen sind deutlich geringer repräsentiert.



Auswertung quantitativ, standard

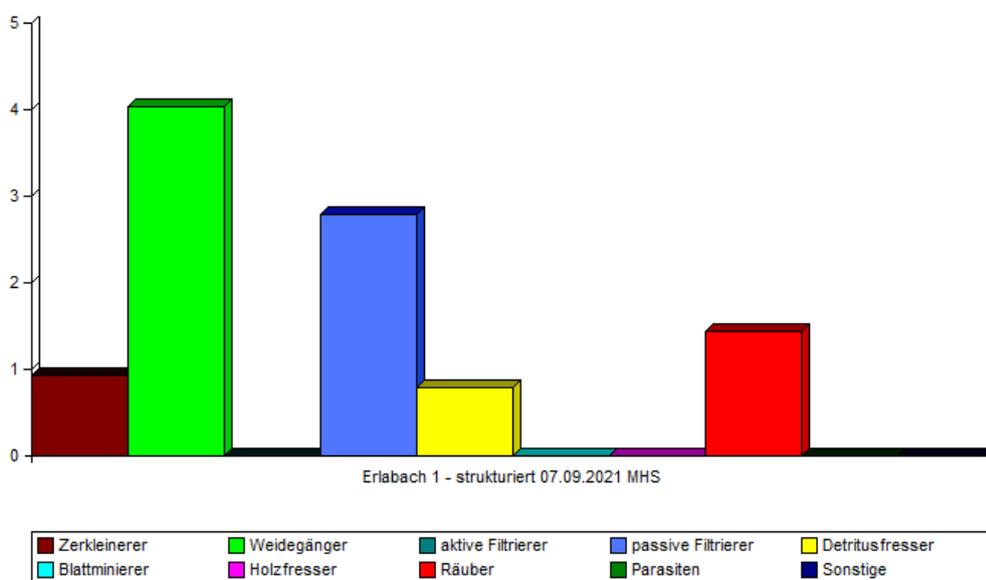
© ECOPROF 1995-2018 - Version 5.0

Abb. 82 Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen in Probestrecke „Erlabach 1“.

Der gewichtete Regionsindex LZI verortet die Strecke mit einem Wert von 5,27 im Hyporhithral am beginnenden Übergang zum Epipotamal. Laut Wasserinformationssystem Austria (WISA) ist der projektgegenständliche Wasserkörper 408780011 der Region „Epipotamal mittel“ zuzuordnen, der nur wenige Kilometer flussaufwärts anschließende Wasserkörper 408780012 (die Grenze liegt beim Ausleitungswehr in St. Valentin) dem Hyporhithral. Die längenzonale Einstufung, die sich aus der

Artenzusammensetzung ergibt, entspricht somit genau den natürlichen Standortgegebenheiten. Hinsichtlich dieses Faktors konnte also keinerlei Beeinträchtigung festgestellt werden.

Bei der Zusammensetzung der Ernährungstypen (Abb. 83) fällt die Dominanz der Weidegänger – bedingt durch die hohe Zahl an Klauenkäfern – ebenso auf wie der hohe Anteil an passiven Filtrierern, der den zahlreichen Köcherfliegenlarven aus der Familie der Hydropsychidae und den Kriebelmückenlarven geschuldet ist. Der Potamon-Ernährungstypen-Index PETI errechnet sich auf den Wert 0,42 – die potamalen Ernährungstypen sind demnach schwach unterrepräsentiert.



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2018 - Version 5.0

Abb. 83 Zusammensetzung der Ernährungstypen in Probestrecke „Erlabach 1“.

Das Verhältnis der Arten- und Individuenzahlen der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (kurz: EPT-Taxa) zu den Diptera im Allgemeinen und zu den Chironomiden im Speziellen erlaubt Aussagen über die Belastung und die Strukturgüte eines Gewässerabschnitts. Die 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 natürliche, unbelastete und ökologisch funktionsfähige Gewässerabschnitte.

Wie die Kennzahlen in Tab. 41 belegen, ist das Artenverhältnis zwischen den EPT- und den Dipteren-Taxa ausgewogen, gegenüber den Chironomiden überwiegen die EPT-Taxa hingegen deutlich. Was die Individuenzahlen betrifft, dominieren die EPT-Taxa klar gegenüber den Dipteren und massiv gegenüber den Chironomiden. Dieser Parameter belegt also eine naturnahe Zönose.

Zur Ermittlung des ökologischen Zustands anhand der Makrozoobenthos-Gemeinschaften werden die drei Teilparameter Saprobienindex, Multimetrischer Index 1 und Multimetrischer Index 2 nach dem Worst-Case-Ansatz miteinander verschnitten (Tab. 42).

Tab. 41 EPT-Taxa-Kennzahlen in Probestrecke „Erlabach 1“.

| | Ephemeroptera | Plecoptera | Trichoptera | EPT gesamt | Diptera | Chironomidae | EPT/ Diptera | EPT/ Chironomidae |
|---------------------------|---------------|------------|-------------|---------------|---------|--------------|-----------------|----------------------|
| Arten | 7 | 2 | 6 | 15 | 14 | 6 | 1,07 | 2,50 |
| Individuen/m ² | 16,00 | 9,60 | 409,60 | 435,20 | 105,60 | 15,20 | 4,12 | 28,63 |

Der Saprobienindex übersteigt den saprobiellen Grundzustand zwar deutlich – die Klassengrenze zwischen „gut“ und „mäßig“ liegt für diesen Parameter bei einem Grundzustand von 1,75 aber erst bei 2,21. Folglich ist die stoffliche Belastung mit „gut“ zu bewerten.

Die beiden Werte für die Multimetrischen Indices liegen sehr nahe am Wert 0,60, dem unteren Grenzwert für den guten Zustand, wobei der Multimetrische Index 1 mit dem Wert 0,61 gerade noch mit „gut“ zu bewerten ist, der Multimetrische Index 2 mit 0,59 gerade nicht mehr. Bei Ergebnissen, die derart knapp an einem Grenzwert zu liegen kommen, tritt für die Bewertung des ökologischen Zustands eine Sonderregelung in Kraft: Wenn nur ein Modul zu einer schlechteren Bewertung führen würde als die beiden anderen und der betreffende Index-Wert den Grenzwert um höchstens 0,02 unterschreitet, bleibt dieses Modul unberücksichtigt. Für den vorliegenden Fall bedeutet das, dass aufgrund der marginalen Unterschreitung der Klassengrenze der mit „mäßig“ beurteilte Multimetrische Index 2 nicht bewertungsrelevant ist und sich aus den beiden übrigen Modulen insgesamt ein (wenn auch äußerst knapper) guter ökologischer Zustand ergibt.

Tab. 42 Ökologischer Zustand auf Basis der detaillierten MZB-Methode in Probestrecke „Erlabach 1“.

| | | |
|---------------------------------|---|-------------------|
| Bioregion | AV – Bayerisch-österreichisches Alpenvorland (11) | |
| Grundzustand | 1,75 | |
| Bezugsbasis | Referenz | |
| Innere Differenzierung | EZ-KI 1 | |
| Spez. Gewässertyp/Typausprägung | | |
| SI (Zelinka & Marvan) | 1,98 | gut (good) |
| Multimetrischer Index 1 | 0,61 | gut (good) |
| Multimetrischer Index 2 | 0,59 | mäßig (moderate) |
| Versauerungsindex | - | |
| Ökologische Zustandsklasse | | gut (good) |

4.2.3.12 Probestrecke „Erlabach 2 – unstrukturiert“

In der feinsedimentbelasteten, kaum strukturierten Strecke „Erlabach 2“ wurden 569 Organismen gesammelt, was einer Dichte von 455,2 Individuen pro m² entspricht. Die beiden Großgruppen mit den höchsten Anteilen an der Zönose waren beide den Krebstieren zuzurechnen, nämlich die Amphipoden oder Flohkrebse, die mehr als die Hälfte aller Tiere stellten, und die Isopoden oder Asseln mit einem Anteil von 15 % (Abb. 84).

Es wurden hier fast genau gleich viele Taxa wie in Probestrecke „Erlabach 1“ nachgewiesen, nämlich 41, die 18 Familien bzw. elf Großgruppen zuzuordnen waren. Die bei weitem individuenreichste Art war der zu den invasiven Neozoen zählende Höckerflohkrebs (*Dikerogammarus villosus*), der mit gut 230 Tieren pro m² in Erscheinung trat, gefolgt von der ebenfalls nicht heimischen Wasserassel *Jaera istri* mit knapp 70 Individuen pro m². Mit dem nur in Form eines Einzelindividuum dokumentierten Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) wurden drei Neozoen-Taxa in der Probestrecke nachgewiesen, die gemeinsam zwei Drittel der gesamten Zönose ausmachten.

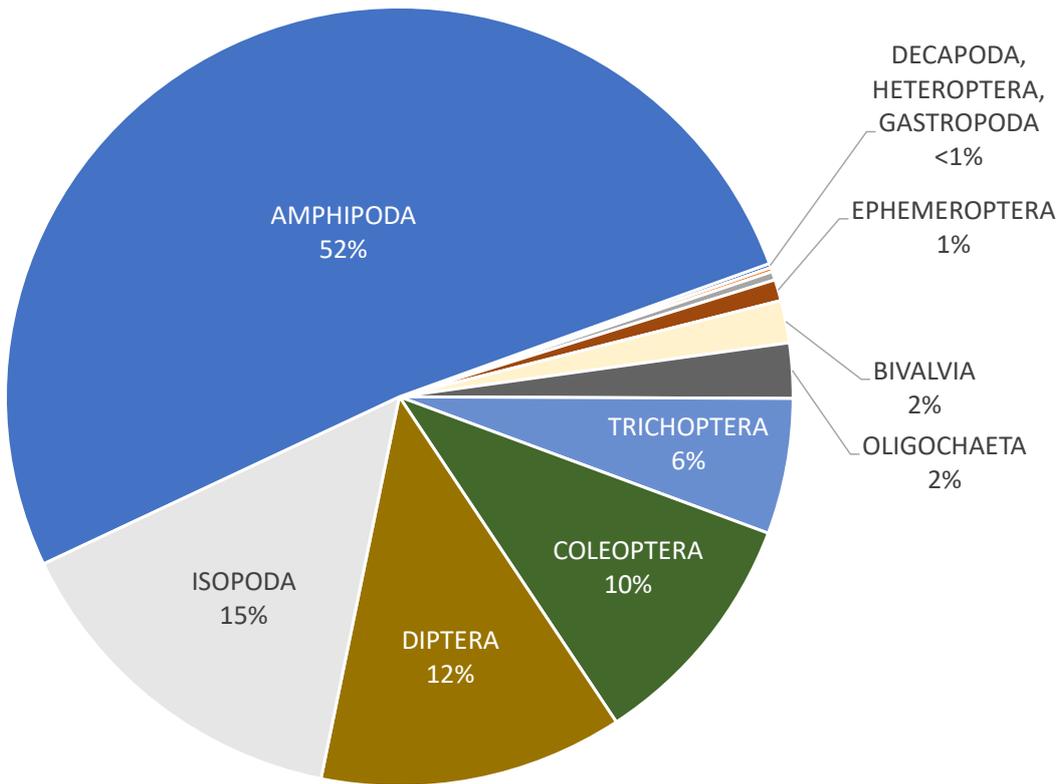
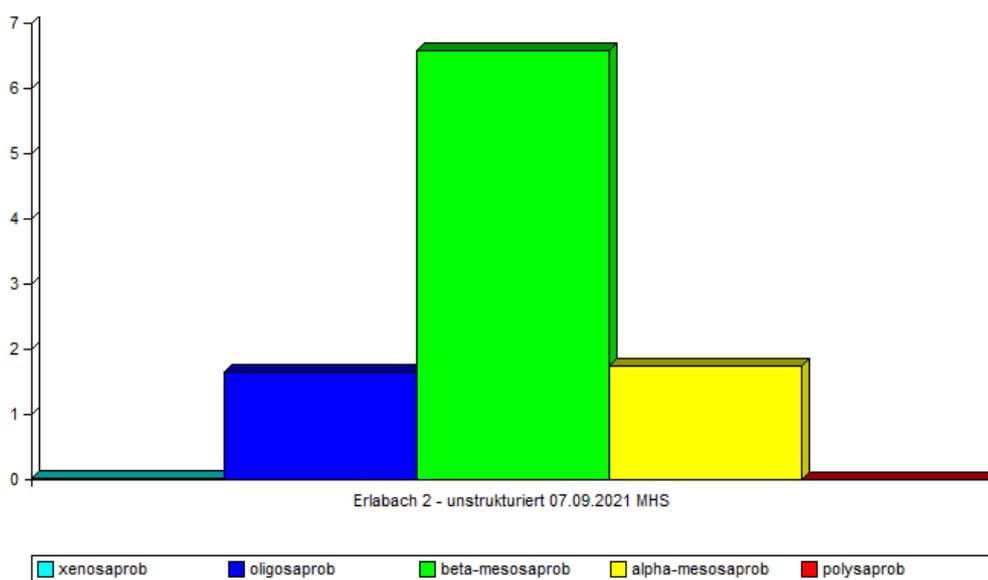


Abb. 84 Verteilung der in Probestrecke „Erlabach 2“ gesammelten Individuen auf Großgruppenniveau.

Mit *Hydropsyche incognita*, *Hydropsyche saxonica*, *Halesus digitatus* und *Silo nigricornis* traten vier Arten in der Probestrecke auf, die in der Roten Liste der Köcherfliegen Österreichs (Malicky, 2009) (Malicky, 2009) als „gefährdet“ („vulnerable“) geführt werden. Anders als in Probestrecke „Erlabach 1“, wo Rote-Liste-Arten einen Anteil von knapp einem Drittel an der Gesamtzönose ausmachten, beschränkten sich naturschutzfachlich relevante Arten im Unterlauf auf nur 5 %.

Abb. 85 zeigt die Verteilung der saprobiellen Valenzen in Probestrecke „Erlabach 2“.

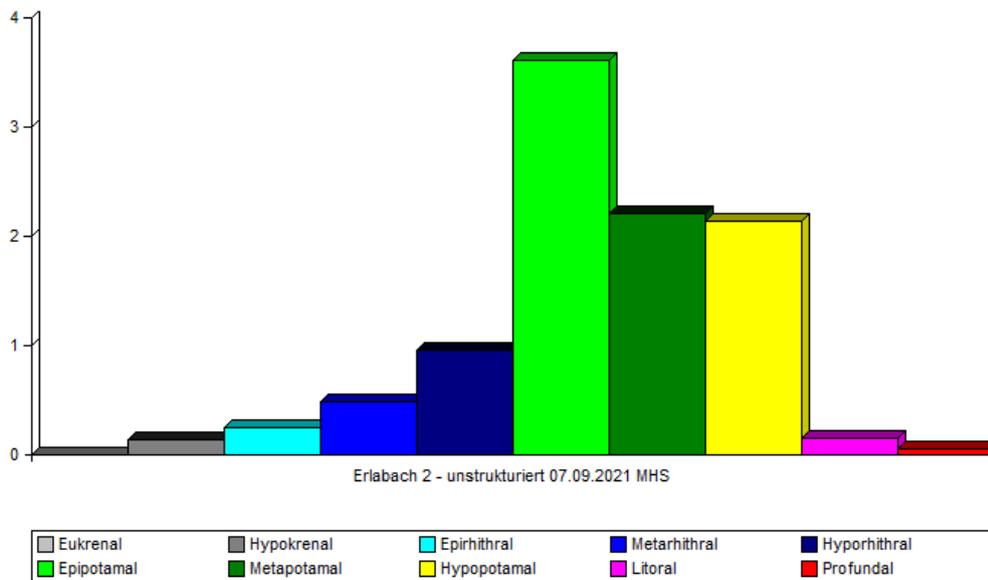


Auswertung quantitativ, standard
 © ECOPROF 1995-2018 - Version 5.0

Abb. 85 Verteilung der saprobiellen Valenzen in Probestrecke „Erlabach 2“.

Auch hier liegt eine praktisch spiegelsymmetrische Verteilung vor, auch hier liegt der Schwerpunkt klar auf den β -mesosaprobien Elementen. Mit einem Saprobienindex von 2,00 ($\pm 0,014$) ergibt sich demnach fast derselbe Saprobienindex wie in Strecke „Erlabach 1“, folglich ist in Strecke „Erlabach 2“ der saprobielle Grundzustand ebenfalls deutlich überschritten.

Die längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen (Abb. 86) zeigt einen deutlichen Schwerpunkt auf den epipotamalen Elementen, wobei auch meta- und hypopotamale Zeiger hohe Anteile erreichen, rhithrale Arten aber deutlich in den Hintergrund treten. Der gewichtete Regionsindex LZI kommt bei 6,57 zu liegen, die Zönose indiziert also einen fortgeschrittenen Übergang zwischen Epi- und Metapotamal – was im Vergleich zum Leitbild eine merkliche Potamalisierung bedeutet.



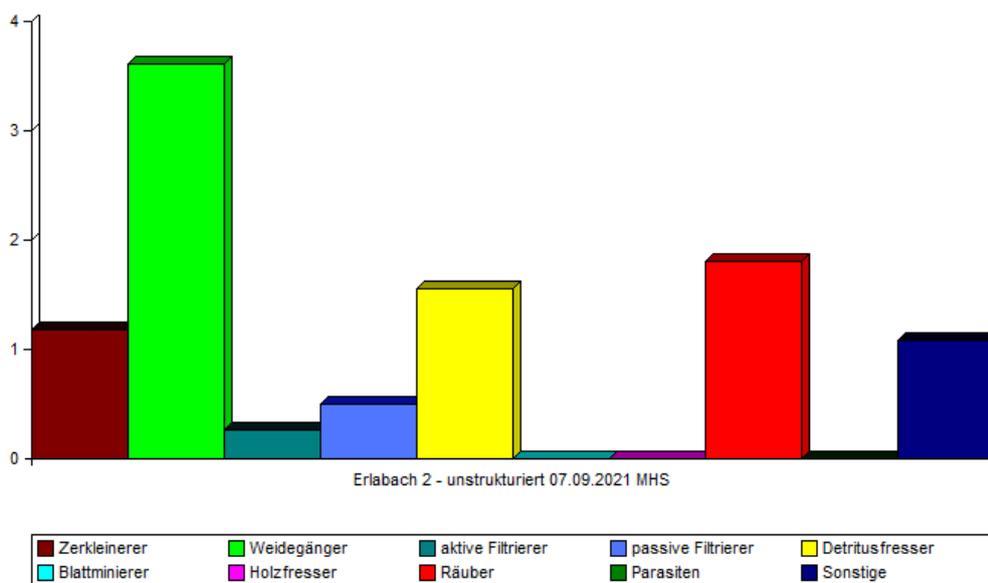
Auswertung quantitativ, standard
 © ECOPROF 1995-2018 - Version 5.0

Abb. 86 Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen in Probestrecke „Erlabach 2“.

Bei der Zusammensetzung der Ernährungstypen dominieren die Weidegänger, an zweiter Stelle kommen die Prädatoren zu liegen, gefolgt von den Detritivoren (Abb. 87). Aus dieser Verteilung ergibt sich ein PETI von nur 0,33 – womit die rhithralen Ernährungsgilden deutlich überrepräsentiert sind.

Das Verhältnis der EPT-Taxa zu den Dipteren bzw. Chironomiden fällt hinsichtlich der Artenzusammensetzung deutlich zu Ungunsten der Strukturgütezeiger aus (Tab. 43) – sowohl die Dipteren im Allgemeinen als auch die Chironomiden weisen höhere Artenzahlen auf als die EPT-Taxa. Auch das Individuenverhältnis zwischen Dipteren und EPT-Taxa liegt klar auf Seiten der Dipteren, Chironomiden und EPT-Taxa halten sich hinsichtlich der Individuendichten genau die Waage.

Aufgrund der Tatsache, dass beide Multimetrischen Indices mit „mäßig“ zu bewerten sind, ergibt sich im Zusammenspiel mit einem guten Saprobienindex insgesamt ein mäßiger ökologischer Zustand (Tab. 44). Allerdings liegt der Multimetrische Index 2 mit einem Wert von 0,43 nur äußerst knapp (nämlich um einen Betrag von nur 0,03) über der Klassengrenze zwischen dem mäßigen und dem unbefriedigenden Zustand. Der mäßige Zustand ist folglich sehr fragil, jede weitere Beeinträchtigung würde rasch zu einem Klassensprung in den unbefriedigenden Zustand führen.



Auswertung quantitativ, standard
 © ECOPROF 1995-2018 - Version 5.0

Abb. 87 Zusammensetzung der Ernährungstypen in Probestrecke „Erlabach 2“.

Tab. 43 EPT-Taxa-Kennzahlen in Probestrecke „Erlabach 2“. Rote Werte zeigen Mengenverhältnisse zu Ungunsten der EPT-Taxa an.

| | Ephemeroptera | Plecoptera | Trichoptera | EPT gesamt | Diptera | Chironomidae | EPT/ Diptera | EPT/ Chironomidae |
|---------------|---------------|------------|-------------|---------------|---------|--------------|-----------------|----------------------|
| Arten | 3 | 0 | 5 | 8 | 17 | 10 | 0,47 | 0,80 |
| Individuen/m² | 4,00 | 0,00 | 25,60 | 29,60 | 56,80 | 29,60 | 0,52 | 1,00 |

Tab. 44 Ökologischer Zustand auf Basis der detaillierten MZB-Methode in Probestrecke „Erlabach 2“.

| | | |
|---------------------------------|---|------------------|
| Bioregion | AV – Bayerisch-österreichisches Alpenvorland (11) | |
| Grundzustand | 1,75 | |
| Bezugsbasis | Referenz | |
| Innere Differenzierung | EZ-Kl 1 | |
| Spez. Gewässertyp/Typausprägung | | |
| SI (Zelinka & Marvan) | 2,00 | gut (good) |
| Multimetrischer Index 1 | 0,55 | mäßig (moderate) |
| Multimetrischer Index 2 | 0,43 | mäßig (moderate) |
| Versauerungsindex | - | |
| Ökologische Zustandsklasse | mäßig (moderate) | |

4.2.4 Phytobenthos

4.2.4.1 Gesamtauswertung

Die Gesamtauswertung für das Qualitätselement Phytobenthos ist in Tab. 45 dargestellt. Die Phytobenthos-Bewertungen basieren in beiden Probenstellen auf der Kiesel- und Nicht-Kieselalgenzönose.

Tab. 45 Gesamtauswertung der ökologischen Zustandsklassen des Phytobenthos in den beiden Probestellen im Erlabach.

| Gewässer | Erla | | |
|---|---|-------------------------|--------------------------------------|
| Detail WK ID | 408780011 | | |
| Datum | 07.09.2021 | | |
| Untersuchungsstelle (UST) | Erla - strukturiert | Erla - unstrukturiert | |
| Bioregion | AV - Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland (11) | | |
| Beteiligte Bioregionen | FL1, FL2, AV1 | | |
| Höhenstufe | 1 (< 500 m) | | |
| Trophische Grundzustandsklasse | mesotroph | | |
| Saprobielle Grundzustandsklasse | II | | |
| Boregionstyp | H1 | | |
| Gezählte Kieselalgenindividuen | 546 | 546 | |
| Anzahl Taxa gesamt | 46 | 91 | |
| Anzahl Taxa auf Artniveau | 44 | 85 | |
| Anzahl Taxa Referenzarten | 10 | 19 | |
| Abundanz gesamt [%] | 200 | 200 | |
| Abundanz auf Artniveau [%] | 194,67 | 182,03 | |
| Abundanz Referenzarten [%] | 87,2 | 86,4 | |
| Trophie-Index nach PFISTER et al. 2016 | 2,43 | 2,60 | |
| EQR Modul Trophie | 0,55 | 0,49 | |
| Zustandsklasse Modul Trophie | mäßig (moderate) | mäßig (moderate) | Klassengrenzen mäßig: 0,49 - 0,59 |
| Saprobitäts-Index nach PFISTER et al. 2016 | 1,88 | 2,00 | |
| EQR Modul Saprobie | 0,86 | 0,80 | sehr gut: $\geq 0,84$ |
| Zustandsklasse Modul Saprobie | sehr gut (high) | gut (good) | gut: 0,67 - 0,83 |
| Rel. Anteil der Referenzartenabundanz an der Gesamtabundanz | 0,45 | 0,47 | |
| Rel. Anteil der Referenzartenzahl an der Gesamtartenzahl | 0,23 | 0,22 | |
| EQR Modul Referenzarten | 0,43 | 0,44 | |
| Zustandsklasse Modul Referenzarten | mäßig (moderate) | mäßig (moderate) | mäßig: 0,26 - 0,45 |
| Ökologische Zustandsklasse | mäßig (moderate) | mäßig (moderate) | |

Die Module Trophie und Referenzarten indizieren in beiden Untersuchungsstellen übereinstimmend die Zustandsklasse „mäßig“, während das Modul Saprobie an der strukturierten Stelle mit „sehr gut“, in der unstrukturierten Stelle mit „gut“ bewertet wurde.

Die Verschneidung der drei Module nach dem Worst-Case-Prinzip ergibt für beide Probestellen übereinstimmend die ökologische Zustandsklasse „mäßig“. Aus Expertensicht ist die Bewertung plausibel.

4.2.4.2 Module

Die erhobenen Trophie- und Saprobie-Indices (TI) weisen auf eine Aufstockung der anorganischen und organischen Nährstoffe im Flussverlauf hin. Der korrespondierende EQR-Wert des Moduls Trophie ist an der strukturierten Stelle mit 0,55 dem mittleren Bereich der Zustandsklasse „mäßig“ zuzuordnen, während jener der unstrukturierten Stelle (0,49) bereits im unmittelbaren Grenzbereich zur Zustandsklasse „unbefriedigend“ liegt. Analog führt der Anstieg der Saprobitäts-Indices zu einer Verschlechterung entlang des Fließverlaufs: Die strukturierte Strecke kommt mit einem EQR-Wert von 0,86 innerhalb der Zustandsklasse „sehr gut“ zu liegen, die unstrukturierte mit einem EQR-Wert von 0,80 in der Zustandsklasse „gut“. Die EQR-Werte des Referenzartenmoduls (0,43 bzw. 0,44) liegen jeweils im oberen Bereich der Zustandsklasse „mäßig“. Ausschlaggebend hierfür ist vor allem der geringe Anteil der Referenzartentaxa an der Gesamtartenzahl.

4.2.4.3 Felderhebung

In der strukturierten Stelle dominierten makroskopisch auffällige, dicke Blaualgenkrusten sowie dünne Kieselalgenmischbeläge, die das Bachbett in Summe zu mehr als 80 % überzogen.

Die unstrukturierte Stelle war durch eine dicke Feinsedimentschicht geprägt, die spärlich von Kieselalgen bewachsen war. Meso- und Makrolithal war nur vereinzelt zu finden und wies unter der Feinsedimentschicht diverse dunkle Mischbeläge auf. Der Deckungsgrad (DG) wurde im Freiland auf maximal 50 % geschätzt.

4.2.4.4 Taxaliste Phytobenthos

Insgesamt konnten an den beiden Untersuchungsstellen in der Erla 101 benthische Algentaxa aus fünf Klassen differenziert werden. Die höchste Artendiversität erreichten die Kieselalgen mit insgesamt 91 Taxa. Blaualgen waren mit fünf, Grün- und Rotalgen mit je zwei Taxa und Gelbgrünalgen mit einem Taxon vertreten. Die unstrukturierte Stelle wies mit 91 Taxa eine etwa doppelt so hohe Artendiversität wie die strukturierte Stelle mit 46 Taxa auf.

Innerhalb der Nichtkieselalgen dominierte in der strukturierten Stelle die fädige Blaualge *Phormidium incrustatum* (Abb. 88, links) mit einer relativen Häufigkeit von knapp 80 % deutlich. Dieses meso-eutraphente Taxon überzieht das Substrat mit einer dicken, grau-blauen Kalkkruste und gilt als schwach abwassertolerant. In der weiter flussabwärts gelegenen begradigten Stelle erwiesen sich die Rotalge *Hildenbrandia rivularis* (relative Häufigkeit 25 %) (Abb. 88, rechts), die Blaualge *Pleurocapsa minor* sowie die Grünalge *Gongrosira incrustans* (je 15–18 %) als häufigste Arten. *H. rivularis* bildet makroskopisch auffällige, leuchtend rote Flecken am Substrat und besiedelt bevorzugt lichtarme Standorte, weshalb sie auch unter dickeren Feinsedimentschichten größere Populationen aufbauen kann. Sie gilt als eutraphent und mäßig bis stark abwassertolerant.

Hinsichtlich der Kieselalgenzönose dominierte in der strukturierten Stelle *Navicula lanceolata* (31 %) vor *Nitzschia dissipata* ssp. *dissipata* (16 %) und *Amphora pediculus* (10 %). In der unstrukturierten Stelle lagen hingegen ausgewogenere Dominanzverhältnisse zwischen Vertretern der *Cocconeis placentula*-Gruppe, *Fragilaria construens* f. *venter*, *N. dissipata* ssp. *dissipata* sowie *N. sociabilis* (je 6–13 %) vor.



Abb. 88 Links: dicke Blaualgenkrusten von *Phormidium incrustatum*; rechts: *Hildenbrandia rivularis*.

4.2.5 Diskussion

4.2.5.1 Makrozoobenthos

Ein Vergleich der beiden Probestrecken in faunistischer Hinsicht belegt, dass die Abschnitte, obwohl zwischen ihnen nur wenige Kilometer Fließstrecke liegen und beide sich im selben Wasserkörper befinden, kaum Gemeinsamkeiten aufweisen.

Die Artenzusammensetzungen weichen enorm voneinander ab. Das zeigt sich schon alleine daran, dass die in Strecke „Erlabach 1“ dominante Art, *Cheumatopsyche lepida*, in Strecke „Erlabach 2“ vollkommen fehlte. Dasselbe gilt auch umgekehrt: Die Hauptart im Unterlauf, *Dikerogammarus villosus*, trat in der flussaufwärtigen Strecke nicht in Erscheinung.

Wie unterschiedlich die Artenausstattung in den beiden Untersuchungsabschnitten war, kann auch anhand der bloßen Artenzahlen demonstriert werden. Zwar wurde in beiden Fließstrecken fast dieselbe Anzahl an Taxa dokumentiert (in Strecke „Erlabach 1“ waren es 42, in Strecke „Erlabach 2“ 41), in Summe belief sich die Gesamtartenzahl im Projektgebiet aber auf 71. Diese große Abweichung erklärt sich aus der minimalen Überlappung der beiden Artenspektren: Nur zwölf Taxa konnten in beiden Strecken gefunden werden, hingegen traten 30 Taxa ausschließlich in Strecke „Erlabach 1“ in Erscheinung, und 29 Taxa fanden sich exklusiv in Strecke „Erlabach 2“. Dieses Muster fällt besonders deutlich bei den Chironomiden auf, der artenreichsten Familie im Untersuchungsgebiet: Von den insgesamt 15 belegten Taxa wurde nur ein einziges in beiden Probestrecken gefunden, sonst gab es keinerlei Gemeinsamkeiten zwischen den beiden Arteninventaren.

Betrachtet man die einzelnen maßgeblichen Großgruppen im Detail, fallen noch zahlreiche weitere Unterschiede auf. Bei den Amphipoden wurden im Projektgebiet insgesamt vier Arten festgestellt, nämlich die drei heimischen Flohkrebse *Gammarus fossarum*, *Gammarus roeselii* und *Gammarus pulex* sowie das invasive Neozoon *Dikerogammarus villosus*. Letztgenannte Art stammt ursprünglich aus dem Schwarzmeergebiet, wurde 1989 das erste Mal in Österreich, konkret in der Donau bei Hainburg, nachgewiesen (Nesemann et al., 1995) und breitet sich seither mit großer Geschwindigkeit über die Donau und die Unterläufe ihrer Zuflüsse flussaufwärts aus. Es handelt sich um eine aggressive, räuberische Art, die sich dank ihres ausgeprägten Festhaltevermögens, der Fähigkeit, auch außerhalb des Wassers in nur feuchtem Milieu zu überleben, des hohen Reproduktionspotenzials und des raschen Wachstums als deutlich konkurrenzstärker erweist als die heimischen Arten (Pöckl, 2014). Die Tatsache, dass die großwüchsige Spezies sich als Beutegreifer ernährt und neben anderen Wirbellosen vor allem heimische Flohkrebse frisst, wird mit dem Begriff „intraguild predation“ beschrieben – in etlichen Gewässern hat der Höckerflohkrebs die heimischen Amphipoden auf diese Art schon weitestgehend eliminiert (Van der Velde et al., 2009). Genau das ist auch in Probestrecke „Erlabach 2“ passiert: Mit Ausnahme eines einzigen Individuums von *Gammarus pulex* wird die gesamte Flohkrebbsfauna ausschließlich von *Dikerogammarus villosus* gestellt, zudem dominiert er die Wirbellosenzönose auch generell mit einem Anteil von 51 % an der Gesamtindividuenzahl.

In Probestrecke „Erlabach 1“ fehlt der Höckerflohkrebs (noch), offensichtlich ist es ihm bisher noch nicht gelungen, so weit flussaufwärts vorzudringen. Dort ist daher nach wie vor eine standorttypische Amphipoden-Zönose anzutreffen, die sich aus den beiden heimischen Arten *Gammarus fossarum* und *Gammarus roeselii* zusammensetzt. Dass diese beiden Arten – erstere eine typische Rhithralart, letztere stärker im Potamal verbreitet – gemeinsam auftreten, dokumentiert anschaulich den Übergang des Erlabaches vom Hyporhithral zum Epipotamal, der auf Höhe von St. Valentin und damit unweit flussauf der Probestrecke „Erlabach 1“ erfolgt. In diesem Übergangsbereich werden typische Rhithralarten

sukzessive von klassischen Potamalarten abgelöst, wobei es zum sympatrischen Auftreten von Elementen beider Inventare kommt. Dieses Muster war auch bei zahlreichen anderen Großgruppen festzustellen und wird im Folgenden noch mehrmals diskutiert werden.

Bei den Asseln wurden zwei Vertreter aus zwei Familien im System nachgewiesen, die heimische Wasserassel (*Asellus aquaticus*) und die standortfremde pontokaspische *Jaera istri*. Genau wie bei den Flohkrebse gibt es keinerlei räumliche Überschneidung zwischen den beiden Arten. Die Wasserassel wurde – in Einzelexemplaren – ausschließlich in der Strecke „Erlabach 1“ dokumentiert, *Jaera istri* trat exklusiv im Unterlauf auf, und zwar in so hoher Zahl, dass sie dort das zweithäufigste Taxon darstellte. Die Erklärung für dieses Verteilungsmuster ist im Wesentlichen dieselbe, die oben für *Dikerogammarus villosus* gebracht wurde – mit einer Ausnahme: *Jaera istri* ist nicht räuberisch und daher auch kein invasives Neozoon. Ihr Ausbreitungsweg führt sie aber ebenso von der österreichischen Donau, in die sie mutmaßlich mit dem Schiffsverkehr eingeschleppt wurde, in die Unterläufe der Donauzuflüsse, in denen sie sukzessive flussaufwärts wandert.

Auffallend ist, dass die Eintagsfliegen nur in Form einiger weniger Exemplare nachweisbar waren – insgesamt wurden in beiden Strecken lediglich 25 Individuen gesammelt –, zugleich aber eine relativ hohe Artenvielfalt aufwiesen. Es konnten acht Arten aus vier Familien dokumentiert werden, die sich typisch über den Längsverlauf verteilt haben. Im Übergang zwischen Hyporhithral und Epipotamal, also in Probestrecke „Erlabach 1“, wurde beispielsweise die klassische Quell- und Oberlaufart *Baetis alpinus* neben ihren deutlich weiter flussabwärts eingemischten Schwesternarten *Baetis rhodani* und *Baetis vernus* angetroffen – ein weiterer Beleg für die Diversität dieses Übergangsbereichs. In Strecke „Erlabach 2“ – und zwar ausschließlich dort – trat hingegen nur die typisch potamale *Baetis vardarensis* auf. Somit kam es in den beiden Probestrecken auch bei der artenreichsten Eintagsfliegengattung im Gebiet zu keinerlei Überschneidungen der Artenspektren. Dass zwar etliche Arten mit deutlich unterschiedlichen längenzonalen Einstufungen im System vorhanden sind, ihre Zahlen aber verschwindend gering sind, lässt sich wohl am ehesten mit der eingeschränkten Habitatverfügbarkeit bzw. -qualität erklären. Offenbar reichen die Strukturen nicht aus, um die Entwicklung standorttypischer, individuenreicher Bestände zu ermöglichen.

Gleiches gilt für die Steinfliegen, die überhaupt nur in Strecke „Erlabach 1“ auftraten, und auch dort nur mit einigen wenigen Individuen. Zugleich wurde aber unter diesen wenigen Tieren ein Exemplar der höchst seltenen, anspruchsvollen Art *Leuctra geniculata* nachgewiesen – der am stärksten potamal geprägten Art ihrer Gattung. Potamale Steinfliegenarten gehören heute zu den seltensten und am stärksten bedrohten Vertreterinnen ihrer Ordnung, und die Tatsache, dass *Leuctra geniculata* im System anwesend ist, belegt das grundsätzlich offenbar vorhandene Lebensraumpotential des Erlabaches. Dass sie aber auf einen Einzelfund beschränkt blieb, zeigt auf der anderen Seite, dass die benötigten Habitate nicht in ausreichender Qualität und Quantität zur Verfügung stehen.

Bei den Wasserkäfern fällt auf, dass sich das Arteninventar zwischen den beiden Abschnitten zwar kaum unterschied, die Dichten im Unterlauf aber nur etwa einem Siebtel der Dichten in Strecke „Erlabach 1“ entsprachen. Für die Käferfamilie der Klauenkäfer, die gut an hohe Strömungsgeschwindigkeiten angepasst ist und bevorzugt in den Blättern von Wassermoosen lebt, ist die Habitatausstattung in der struktureicheren Strecke am Oberende des Untersuchungsgebiets offensichtlich wesentlich besser zur Ausbildung großer Bestände geeignet.

Massive Unterschiede zwischen den Strecken waren bei den Köcherfliegen zu beobachten, und zwar was Individuenzahlen, Artenzahlen und Artenzusammensetzung betrifft. Augenfälligstes Beispiel ist hier sicherlich das Fehlen von *Cheumatopsyche lepida* in Strecke „Erlabach 2“, während dieselbe Art im

Abschnitt „Erlabach 1“ mit rund 250 Tieren pro m² das dominante Taxon war. Hierbei ist zwar ein das Bild sicherlich verzerrender saisonaler Effekt zu berücksichtigen: Bei den gesammelten Tieren hat es sich ausnahmslos um Junglarven einer einzigen Kohorte gehandelt. Offensichtlich hatte also kurz zuvor eine Eiablage mit synchronem Schlupf der Eilarven stattgefunden, und die Tiere waren noch nicht lange dem Fraßdruck von Räubern oder der intraspezifischen Nahrungskonkurrenz ausgesetzt – *Cheumatopsyche lepida* war in der Probe demnach sicherlich deutlich überrepräsentiert. Dass aber die Habitatverhältnisse im rasch durchströmten Abschnitt „Erlabach 1“ für die Art, die auf Unterläufe von Bächen und Flüssen mit relativ hoher Fließgeschwindigkeit und Hartsubstrat für die Errichtung ihrer Fangnetze angewiesen ist, eindeutig wesentlich günstiger sind als in der strukturarmen, feinsedimentdominierten Strecke „Erlabach 2“, ist aus fachlicher Sicht unstrittig. Gleiches gilt auch für die Art *Hydropsyche incognita*, die in der flussaufwärtigen Strecke in 16-fach höheren Dichten aufgetreten ist als im Unterlauf.

Auch bei den Dipteren waren Unterschiede zwischen den Strecken augenscheinlich, wobei – wie bei den Eintagsfliegen – bei einer auffallend geringen Individuenzahl eine auffallend hohe Artenvielfalt festzustellen war. Etliche Arten traten exklusiv in einer der beiden Strecken auf, wobei hier klassische längenzonale Verteilungsmuster festzustellen waren. Eher potamale bis litorale oder teils sogar profundale Zuckmückenarten wie *Einfeldia pagana*, *Heterotrissocladius scutellatus*, *Potthastia gaedii*, *Apsectrotanytus trifascipennis* oder *Prodiamesa olivacea* fanden sich nur im kaum durchströmten, feinsedimentbeeinträchtigten Unterlauf, während lithorheophile Taxa wie *Rheotanytarsus* sp., *Polypedilum convictum* oder *Eukiefferiella lobifera* ausschließlich in Strecke „Erlabach 1“ zu finden waren. Auch hier gilt, dass das Auftreten so vieler Arten mit derartig unterschiedlichen Ansprüchen das generelle Potenzial des Erlabaches belegen, die verschwindend geringe Individuenzahl aber zugleich auf schwere Defizite hinweist.

Eine klassische Verteilung war bei den Kriebelmücken zu erkennen: Die rithraleren Arten *Simulium venum* und *Simulium ornatum* traten nur im Abschnitt „Erlabach 1“ in Erscheinung, dort allerdings in Gemeinschaft mit der typischen Potamalart *Simulium equinum* – ein weiteres Beispiel für die Diversität, die sich im Übergangsbereich zwischen Fließgewässerregionen einstellt. Im Unterlauf fehlten *S. venum* und *S. ornatum*, dort war *S. equinum* mit *S. erythrocephalum*, einer anderen typischen Potamalart, vergesellschaftet. Dass die Individuendichten im Abschnitt „Erlabach 2“ nur ein Fünftel von jenen in Strecke „Erlabach 1“ betragen, lässt sich mit der sessilen Lebensweise der Simuliiden und ihrer Abhängigkeit von stabilen Hartsubstraten erklären, die in der flussaufwärtigen Strecke in weit größerer Quantität und besserer Qualität vorliegen.

Aus artenschutzfachlicher Sicht fällt auf, dass in Strecke „Erlabach 1“ der Anteil gefährdeter Arten mit einer Dichte von mehr als 310 Individuen pro m² bei knapp einem Drittel aller gesammelten Tiere lag. In Strecke „Erlabach 2“ machten gefährdete Arten hingegen nur 5 % der Zönose aus. Diese Zahlen belegen ebenso wie die Kennzahlen für die EPT-Taxa, die dem Abschnitt „Erlabach 1“ eine wesentlich bessere Strukturausstattung attestieren, eindrucksvoll die starken Unterschiede zwischen den Strecken hinsichtlich ihrer Standortfaktoren.

Die Strecke „Erlabach 1“ wurde deshalb ausgewählt, weil hier noch die vergleichsweise besten und natürlichsten Bedingungen im gesamten Projektgebiet vorliegen – sie dient also als Referenzstrecke für einen Zustand, der dem Leitbild zumindest nahekommt. Dass hier dennoch nicht zu vernachlässigende Beeinträchtigungen vorliegen, zeigt sich am nur äußerst knapp erreichten guten ökologischen Zustand, der bei der geringsten Verschlechterung rasch in einen mäßigen umschlagen kann.

Gleiches gilt für den aktuell mäßigen Zustand im Unterlauf – auch dort bewegen wir uns direkt an der Klassengrenze zum unbefriedigenden Zustand. Die Gründe für diese deutlich schlechtere Bewertung sind vielfältig. Zum einen liegt ein massives Strukturdefizit vor. Das künstlich angelegte Gerinne, mit dem die Mündung des Erlabaches über den Donauarm in Wallsee unter das Kraftwerk Wallsee-Mitterkirchen verschleppt wurde, hat praktisch keine Breiten-Tiefen-Varianz, verläuft schnurgerade der Donau entlang und weist aufgrund des geringen Gefälles eine kaum wahrnehmbare Strömungsgeschwindigkeit auf. Entsprechend hoch sind hier auch die Anteile an eigentlich standortfremden meta- und hypopotamalen Zeigerarten. Die geringe Schleppspannung resultiert in einer entsprechend starken Ablagerung von Feinsedimenten.

Neben diesen zweifellos prägenden morphologischen Defiziten spielen aber auch die Neozoen eine maßgebliche Rolle für das ökologische Gefüge und damit für den ökologischen Zustand. Vergleicht man die Individuendichten der beiden Strecken miteinander, fällt auf, dass in Strecke „Erlabach 1“ mehr als doppelt so viele Tiere pro m^2 zu dokumentieren waren als in Strecke „Erlabach 2“. Berücksichtigt man hierbei aber nur die heimischen Arten, verschlechtert sich das Verhältnis auf rund 7:1 (Abb. 89), weil die Neozoen im Unterlauf zwei Drittel aller Individuen ausmachten. Da der räuberische Höckerflohkrebs die bei weitem häufigste Art in diesem Abschnitt war, ist von einem entsprechenden Fraßdruck auf die heimischen Arten auszugehen.

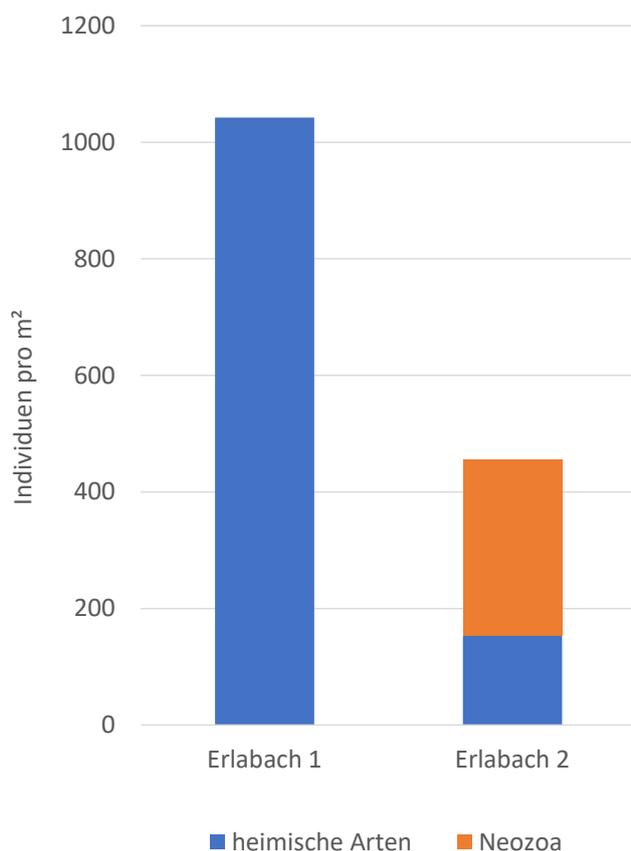


Abb. 89 Vergleich der Individuendichten heimischer und standortfremder Arten in den beiden Probestrecken.

Als typische Tieflandflussart, die aus dem Mündungsbereich der Donau stammt und daher an hohe Wassertemperaturen und geringe Fließgeschwindigkeiten angepasst ist, hält sich *Dikerogammarus villosus* bevorzugt in strömungsberuhigten Abschnitten, etwa im Strömungsschatten von Buhnen, in Stauen oder in gefällearmen Unterläufen auf. Untersuchungen im Urfahrner Sammelgerinne, das die

nördlichen Donauzuflüsse zwischen Linz und dem Kraftwerk Abwinden-Asten aufnimmt, flussab des Kraftwerks in die Donau mündet und von dieser im Unterlauf eingestaut wird, haben ergeben, dass der Höckerflohkrebs dort nur so weit flussaufwärts zieht, wie der Einfluss des Donauwassers feststellbar ist (Pichler-Scheder et al., 2019)(Pichler-Scheder et al., 2019). Weiter flussaufwärts bestimmen die Mühlviertler Bäche sowohl den Gewässerchemismus als auch das Temperaturregime, zudem steigt das Gefälle und damit die Fließgeschwindigkeit. Die Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit und damit eine gewisse Rhithralisierung des Erlabach-Unterlaufs könnte also eine Möglichkeit darstellen, einerseits vergleichbare hydromorphologische Bedingungen wie in Strecke „Erlabach 1“ zu schaffen und andererseits die Dominanz von *Dikerogammarus villosus* zu mindern.

4.2.5.2 Phytobenthos

Die beiden Untersuchungsstellen unterschieden sich auch bei den Phytobenthosgemeinschaften sowohl hinsichtlich ihrer Artendiversität als auch ihres Artenrepertoires stark voneinander – nur etwa ein Drittel der determinierten Taxa kam an beiden Untersuchungsstellen vor. In der strukturierten Stelle dominierten schwach abwassertolerante Taxa (relative Häufigkeit 40 %), während in der unstrukturierten Stelle mäßig bis stark abwassertolerante Formen überwogen (ca. 50 %). Generell bestand die Phytobenthoszönose zum Großteil aus polyvalenten und weit verbreiteten Arten; Referenzarten hingegen erreichten lediglich geringe Artenzahlen und Abundanzen. Aber auch ausgesprochene Störzeiger fehlten bzw. waren nur vereinzelt zu finden. Damit ist der Erlabach hinsichtlich dieses biologischen Qualitätselements als zwar merklich, nicht aber übermäßig beeinträchtigt zu beschreiben.

Wenn auch die Artenvielfalt in Probestrecke „Erlabach 2“ höher war als in der wesentlich besser strukturierten Strecke „Erlabach 1“, zeigten doch die maßgeblichen ökologischen Indices jeweils eine Verschlechterung im Fließverlauf. Beim Modul Trophie kam es nur äußerst knapp nicht zu einem Klassensprung vom mäßigen in den unbefriedigenden Zustand, jede weitere noch so minimale Verschlechterung würde einen solchen aber bedingen. Die Saprobie verschlechterte sich von „sehr gut“ auf „gut“. Das Referenzartenmodul zeigte in beiden Strecken deutliche Defizite auf.

Da die Algengemeinschaften vor allem auf stoffliche, weniger stark aber auf strukturelle Defizite reagieren, kann das Makrozoobenthos für den Erlabach jedenfalls als aussagekräftigeres Qualitätselement betrachtet werden.

4.3 Vorkommen der Gemeinen Flussmuschel (*Unio crassus*)

Die ursprünglich in Österreich häufig und verbreitet vorkommende Gemeine Flussmuschel (*Unio crassus*) ist heute in weiten Teilen Europas in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet in starkem Rückgang begriffen und vom Aussterben bedroht. Daher wird sie auf europäischer Ebene als „Art des gemeinschaftlichen Interesses“ in den Anhängen II und IV der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie geführt. In der Roten Liste der Weichtiere Österreichs ist sie ebenfalls als „vom Aussterben bedroht“ geführt. *Unio crassus*-Individuen weisen einen hohen Stoffumsatz auf und benötigen mehr Nahrung als beispielsweise Flussperlmuscheln, weshalb sie bevorzugt nährstoffreiche Gewässerabschnitte besiedeln (Bauer et al. 1991, Hus et al. 2005). Generell kommen *Unio crassus*-Populationen in schnell fließenden, klaren, sauerstoffreichen Gewässern vor, wobei die Tiere dort Bereiche mit geringer Strömung und feinkörnigem Substrat aufsuchen. Für die Jungmuscheln ist ein gut mit Nährstoffen und Sauerstoff durchströmtes Substrat wichtig, weshalb vor allem grobsandige und feinkiesige Fraktionen

als geeignetes Jungmuschelhabitat anzusehen sind. Adulte Tiere sind in Bezug auf ihre Substratwahl weniger anspruchsvoll. Sie werden in Bereichen mit schlammigem, schluffigem, lehmigem, feinsand-schlickigem (Degenbeck 1993), kiesigem und steinigem Substrat (Hus et al. 2005) nachgewiesen.

Im Zuge der Begehung wurden im orografisch rechten Arm des Mühlbaches im Stadtgebiet von St. Valentin lebende Flussmuscheln (*Unio crassus*) gefunden (Abb. 90). Da bei der Begehung eigentlich nicht nach Muscheln gesucht wurde, ist nicht auszuschließen, dass lebende Muscheln im gesamten Mühlbach und auch im Erlabach zu finden sind. Im orographisch linken Mühlbach-Arm als auch im Erlabach konnten zumindest stellenweise Leerschalen gefunden werden.



Abb. 90 Lebende Gemeine Flussmuschel (*Unio crassus*) im Mühlbach im Stadtgebiet von St. Valentin.

Laut mündlicher Auskunft des Obmannes des Fischereireviers Erlabach DII/2, Herrn Franz Zeiser, sind in mehreren Abschnitten des Erlabaches *Unio crassus*-Bestände bekannt. Sie kommen beispielsweise im Bereich der Kraftwerke Godamühle und Weindl vor. Auch im Zuge diverser Baumaßnahmen wurden Muscheln gefunden und geborgen. So wurden beispielsweise im November 2021 im Zuge einer Bergung vor der Räumung des Erlabaches in einer 250 m langen Strecke (km 14,73 – 14,98) flussab des Teilungsbauwerkes in St. Pantaleon 192 Individuen durch Herrn Mag. Johann Nesweda (Gewässerökologe am Amt der NÖ Landesregierung, Gruppe Wasser, Abteilung Wasserbau) und Herrn Franz Zeiser händisch geborgen (Abb. 91).

Es kann also davon ausgegangen werden, dass diese geschützte Muschelart im Erlabach über weite Teile des Projektgebietes vorkommt. Um einen umfassenden Überblick über das Vorkommen dieser Muschelart zu bekommen, wäre eine systematische Kartierung des Gewässers anzuraten.



Abb. 91 Geborgene Muscheln aus dem Erlabach bei St. Pantaleon (Bildquelle: Johann Nesweda).

5 Zusammenfassung und Analyse der Module 1 bis 3

Das Projektgebiet umfasst die Wasserkörper 408780010, 408780011 und einen Teil des Wasserkörpers 408780012. Laut dem Entwurf des 3. NGP weisen die Wasserkörper 408780010 und 408780012 den unbefriedigenden (4) Zustand und der Wasserkörper 408780011 den mäßigen (3) Zustand auf. Der ökologische Zustand des Erlabaches in Bezug auf das Qualitätselement „Fische“ liegt laut allen zur Verfügung stehenden Befischungsdaten zwischen mäßig und schlecht (vgl. Kapitel 4.1). Diese Ergebnisse sind auf den Mangel an Fischhabitaten zurückzuführen. Mit Ausnahme der Feinsedimentbänke waren alle anderen relevanten Habitate in mehr als 90 % der kartierten Gewässerabschnitte nicht oder nur in geringer Häufigkeit vertreten. Die fehlenden Fischhabitats sind auf die hydromorphologischen Defizite des Erlabaches zurückzuführen. Der wohl wichtigste Faktor für ein hydromorphologisch gutes Gewässer ist Diversität. Wie die Ergebnisse der Hydromorphologie-Kartierung zeigen, weist der Erlabach Defizite bei der Breiten- und Tiefenvarianz, Substratdiversität und Strömungsdiversität auf. Die Varianz dieser Parameter ist von maßgeblicher Bedeutung für die gesamte ökologische Struktur und Funktionsfähigkeit des Gewässers. Abgesehen von Siedlungsbereichen und im Mündungsbereich sind die Ufer des Erlabaches weitgehend unverbaut und der Gewässerlauf zeigt ein naturnahes aber konserviertes Profil. Dieses Phänomen ist in vielen naturnah wirkenden Gewässern zu beobachten. Auch wenn keine Uferverbauung vorhanden ist, leiden vor allem kleine bis mittelgroße Gewässer unserer Kulturlandschaft unter einem starken Verlust an Dynamik. Der Erlabach weist in vielen Bereichen eine regelmäßige Uferbepflanzung bis zur Wasseranschlagslinie auf und es gibt wenige Hinweise auf dynamische Prozesse. Der Gewässerlauf des Erlabaches wirkt über weite Strecken sehr naturnah aber in seiner Morphologie konserviert. Das heißt, der Verlauf wurde nicht begradigt und verbaut, ist aber durch die menschliche Bewirtschaftung im Umland, und Pflegemaßnahmen stabilisiert. Durch die regelmäßige Entfernung von Totholz aus dem Bachbett, die Pflege der Ufer und die regelmäßige Verfüllung von Uferabbrüchen und die Gehölzpflanzungen bis zur Wasseranschlagslinie wird der Gewässerlauf in einem stabilen und undynamischen Zustand gehalten. Wenn man den aktuellen Lauf des Erlabaches dem Lauf in alten Karten gegenüberstellt, dann zeigt sich über weite Strecken ein kaum veränderter Gewässerlauf (vgl. Kapitel 7). Um also mehr Dynamik und damit Diversität in diesen Strecken zu erreichen, müsste sich vielmehr Struktur, in erster

Linie mehr Totholz im Gewässer befinden. Das Fehlen von Totholzstrukturen musste bei der Kartierung über den gesamten Projektbereich dokumentiert werden.

Mehr Totholz könnte außerdem einem weiteren eklatanten Problem des Erlabaches zumindest kleinräumig etwas entgegenwirken, nämlich der Feinsedimentbelastung und Kolmatierung der Sohle. Die Feinsedimentbelastung im Erlabach ist, wie in vielen anderen nationalen und internationalen Gewässern, ein enormes Problem. Auch sie hat einen vom Menschen verursachten Ursprung. 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. Diese menschlichen Veränderungen im Sedimenthaushalt sind wohl als eine der größten Herausforderungen im Bereich der Gewässerökologie, des Hochwasserschutzes und auch für die von den Gewässern abhängigen Wirtschaftszweige (Fischerei, Wasserkraft, etc.) zu sehen (z.B. Waters, 1995, Owens et al., 2005, Thurmann & Zumbroich, 2013, Kondolf et al., 2017). Es ist sogar damit zu rechnen, dass in einigen Gewässern der gute ökologische Zustand laut Wasserrahmenrichtlinie aufgrund der massiven Feinsedimentbelastung nicht erreicht werden kann und oft stellt sie ein bedeutendes Erfolgshemmnis für hydromorphologische Verbesserungsmaßnahmen dar (Gumpinger et al., 2018). Totholz verbessert die Strukturausstattung und führt zu einer Fließgeschwindigkeitsdifferenzierung und damit zur Verbesserung der Breiten-Tiefenvarianz. Es ist auch in der Lage die Feinsedimentbelastung lokal zu reduzieren. Im Zuge der Kartierungen konnten derartige Verbesserungen auch in Bereichen mit starker Feinsedimentbelastung beobachtet werden. Beispielsweise zeigt Abb. 92 den Erlabach im Aubereich bei Strengberg. Im Wirkungsbereich der Totholzansammlung findet sich trotz der eigentlich in diesem Abschnitt vorherrschenden Feinsedimentbelastung eine offene Sohle mit einer guten Substratdiversität.



Abb. 92 *Beispiel für die Substratdiversität im Einflussbereich von Totholzansammlungen.*

Auch die Ergebnisse der Untersuchungen der Qualitätskomponenten „Makrozoobenthos“ (MZB) und „Phytobenthos“ zeigt die Wichtigkeit von Strukturen. Es wurden zwei Probestellen ausgewählt, die sich

in Bezug auf ihre Morphologie deutlich unterscheiden (vgl. Kapitel 4.2). Die gut strukturierte, totholzreiche und wenig mit Feinsediment belastete Probestelle 1 weist in Bezug auf das MZB den guten ökologischen Zustand auf, wohingegen die unstrukturierte, totholzarme und feinsedimentbelastete Probestelle 2 nur den mäßigen Zustand zeigt. Bei der Qualitätskomponente „Phytobenthos“ (PHB) ist das Ergebnis nicht so plakativ. Beide Probestrecken zeigen den mäßigen Zustand an, das Ergebnis der unstrukturierten Probestelle ist aber etwas schlechter als jenes der strukturierten Probestrecke.

Ein weiterer Schlüssel zur Minimierung der Feinsedimentbelastung ist die Etablierung von funktionsfähigen Uferschutzstreifen, denn die verhindern den Eintrag von Feinsediment aus dem Umland in das Gewässer. Aktuell verfügt mehr als die Hälfte der kartierten Erlabach-Abschnitte über keinen funktionsfähigen Uferschutzstreifen. Auch Vorlandabsenkungen können die Feinsedimentbelastung reduzieren. Durch Uferabsenkungen und Verbreiterungen des Gewässerkorridors können Sedimentationsflächen geschaffen werden, die erst ab Abflüssen über dem Mittelwasser überflutet werden. Werden die Sedimentationsflächen bei höherer Wasserführung überströmt, reduziert sich durch die Überbreite des Bachbettes in diesem Bereich die Fließgeschwindigkeit. Die Reduzierung der Fließgeschwindigkeit geht mit einer Herabsetzung der Schleppspannung einher und die Feinsediment-Partikel werden auf den Sedimentationsflächen abgelagert. Im Bedarfsfall kann dann das abgelagerte Feinsediment dann während geringerer Wasserführungen ohne Eingriff in das Gewässer entfernt werden. Solche Sedimentationsflächen führen jedenfalls lokal zu einer Verbesserung der Lebensraumbedingungen im Gewässer und des Ufer-Ökoton. Fische, Muscheln und MZB-Organismen finden somit deutlich günstigere Lebensraumbedingungen vor (Auer et al., 2021)Auer et al., 2021).

Um die Feinsedimentproblematik des Erlabaches langfristig und wirksam entschärfen zu können ist sicherlich ein entsprechend angepasstes Management des gesamten Einzugsgebietes notwendig. Eintrittspfade müssen eruiert und dann mit gezielten individuellen Lösungen reduziert oder gänzlich verhindert werden.

6 Ersatzmodul E5 – Feinsedimenteinträge aus dem Einzugsgebiet des Erlabaches

Schon während der Hydromorphologie-Kartierung zeigte sich eine massive Feinsedimentbelastung über weite Strecken des Erlabach-Unterlaufes (siehe Kap. 2.2.4 und 2.2.5). Im Zuge der Bearbeitung und Analyse der Qualitätselemente Fische und Makrozoobenthos (Kap. 4) kristallisierten sich erhöhte Feinsedimentanteile neben der Strukturarmut als einer der wesentlichen Faktoren für den aktuellen ökologischen Zustand des Erlabaches heraus. Da die eigentlich im Zuge dieses Projektes vorgesehene Evaluierung der Renaturierung „Hasenöhr!“ (Modul 5) aktuell wenig zielführend ist (siehe dazu Kap. 8), wurde nach Absprache mit den Auftraggebern entschieden, das Modul E5 „Feinsedimenteinträge aus dem Einzugsgebiet“ als Ersatz für das Modul 5 einzuführen.

6.1 Methodik

Um jene Gebiete, in denen es zu vermehrten Einträgen durch Bodenerosion in die Gewässer kommt (= Risikogebiete) zu eruieren, gibt es verschiedene Möglichkeiten. Entscheidend sind grundsätzlich zwei Faktoren, damit ein feines Sedimentpartikel im Gewässer landet: das Vorhandensein einer Abtragsquelle und eines Eintragsweges.

Als Hauptquelle werden oft Ackerflächen angenommen. Darüber hinaus gibt es aber viele zusätzliche Faktoren, die hinsichtlich des Feinsedimenthaushaltes eine Rolle spielen können, deren Einfluss aber teilweise schwer abschätzbar ist. Dazu zählen Teichanlagen oder Oberflächenabflüsse aus Siedlungen, Baustellen, Schottergruben oder auch Erosion aus Waldgräben.

Für eine erste Einschätzung in welchen Teilen eines Einzugsgebietes Maßnahmen zur Reduktion von Feinsedimenteinträgen priorisiert werden sollten, reicht eine vereinfachte Betrachtung verschiedener Aspekte. Die Methodik ist auf die vorhandenen GIS-Daten und die hier notwendige Skalenebene abgestimmt. Sollen detailliertere Ansatzpunkte zu eruieren sein, braucht es genauere Instrumente wie beispielsweise das Tool PhosFate (Zessner et al., 2019, 2018) und sehr detaillierte Aufnahmen im Feld.

6.1.1 Risiko Bodenerosion

Um Risikoflächen auf Ackerland zu lokalisieren, ist die gängigste Form die Berechnung der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG, USLE)(McCool et al., 1995; Renard et al., 1997, 2010; Wischmeier & Smith, 1978).

Sie lautet:

$$A = L * S * P * C * R * K \quad (Gl. 1)$$

Der langjährige mittlere Bodenabtrag (A) in Tonnen pro Hektar und Jahr ($t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) ergibt sich durch die Einflussfaktoren Hanglänge (L)*, Hangneigung (S)*, Bedeckungs- & Bearbeitungsfaktor/ Managementfaktor (C)*, Erosionsschutzfaktor / unterstützender Bearbeitungsfaktor (P)*, Niederschlagsintensität bzw. Erosivitätsindex des Regens (R) ($MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot Jahr^{-1}$) und Erodierbarkeit des Bodens (K) ($t \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot ha^{-1} \cdot MJ \cdot mm^{-1}$). Die Faktoren L, S, C, P sind dimensionslos.

Für die Berechnung ist jedoch eine umfassende Datenlage notwendig, wie beispielsweise die Integration von mehreren Bewirtschaftungsjahren oder umfassende Niederschlagsdaten. Darüber

hinaus weist die Allgemeinen Bodenabtragsgleichung, an sich Schwächen auf. Es werden beispielsweise verschiedene hydraulische Prozesse (z.B. Infiltration) außer Acht gelassen, es findet keine Simulation der Deposition des Materials in der Landschaft statt und bereits die Eingangsparameter beruhen auf vergleichsweise allgemeinen Annahmen. Aus verschiedenen wissenschaftlichen Arbeiten ist bekannt, dass damit Einschränkungen der Ergebnisse einhergehen (Alewell et al., 2019; Risse et al., 1993). Und genauso müssen die Ergebnisse der ABAG auch gelesen werden: wenn sich auf einer Fläche 50 kg/ha/Jahr Abtrag durch das Modell ergeben, heißt das nicht das dort tatsächlich diese Menge abgetragen und in eine Gewässer transportiert wird, aber es kann jedenfalls impliziert werden, dass es sich dabei um sogenannte Hot-Spot Flächen handelt auf denen es jedenfalls zu sehr hohen Abtragsraten kommt. Der Abtrag ist dabei als langjähriges Mittel zu verstehen. Die ABAG oder (R)USLE wurde nicht entwickelt um spezifische Extremereignisse abzubilden (Alewell et al., 2019). Auch ist das Modell nie dafür entwickelt worden um den gesamten Sedimentabtrag eines Einzugsgebietes zu quantifizieren. Eine Summation auf Einzugsgebietsebene ist daher nicht zulässig (Alewell et al., 2019). Dafür sind andere Berechnungsmethoden notwendig (siehe z.B. Ferro & Minacapilli, 1995).

Grundsätzlich steht eine Neuberechnung des Bodenabtrages flächig für Österreich seit 2020 zur Verfügung (Strauss et al., 2020)(Abb. 93). Wenn diese Daten digital zur Verfügung gestellt werden, kann das Datenset ohne Vereinfachungen herangezogen werden. Was daraus ersichtlich wird, ist dass das Erlabach-Einzugsgebiet genau eines jener Voralpen-Einzugsgebiete ist, dass sehr stark von der Thematik Bodenerosion betroffen ist.

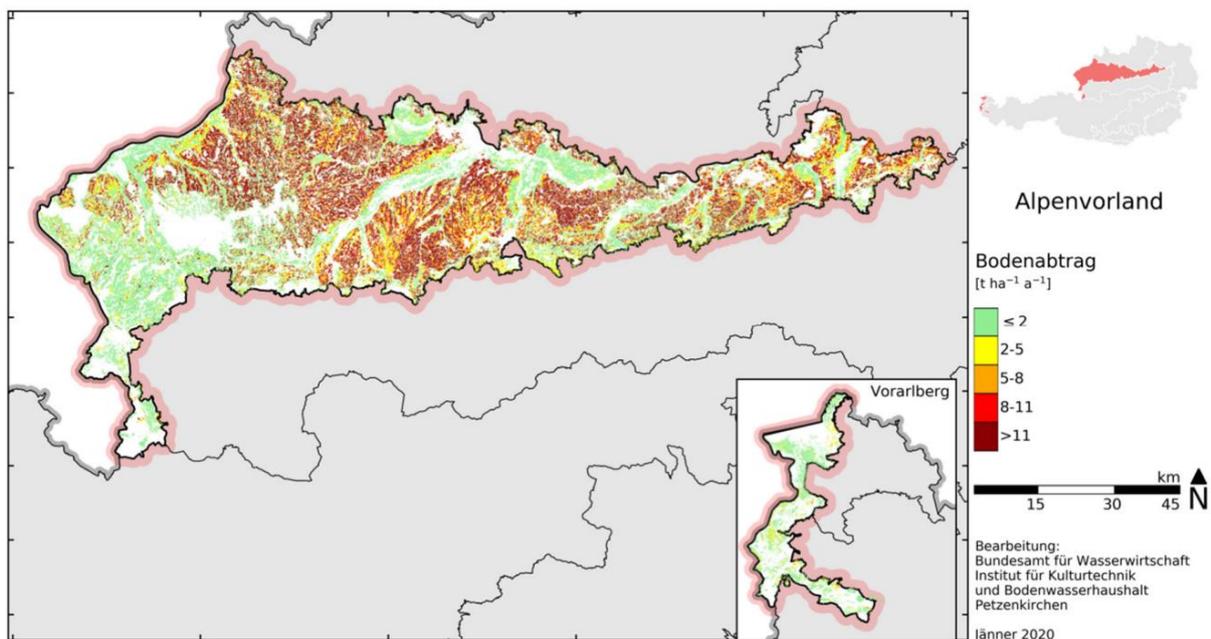


Abb. 93 Räumliche Verteilung des Bodenabtrags im Alpenvorland (Strauss et al., 2020).

Auf der Skalenebene eines Einzugsgebietes wie jenem des Erlabaches kann mit einem entsprechend aufgelösten Höhenmodell auch mit einem vereinfachten Datensatz eine Aussage abgeleitet werden, wo sich sogenannte Hot-Spot- bzw. Risikoflächen befinden. So können zwar keine Rückschlüsse auf den tatsächlichen Bodenabtrag eruiert werden, was in der aktuellen Phase aber auch von untergeordneter Bedeutung ist. Im vorliegenden Fall wird daher nur der kombinierte LS-Faktor aus Geländeneigung und Hanglänge herangezogen. Es handelt sich dabei um die sogenannte erosive

Hanglänge und somit die topografische Komponente der ABAG. Der LS-Faktor wurde in QGIS mittels der Methode von Moore & Nieber, 1989 für alle Ackerflächen im Gebiet berechnet.

Der LS-Wert wurde für einen Raster von 1x1 m berechnet. Danach erfolgte die Rückübertragung mittels flächengewichteter Zonenstatistik auf die Ackerflächen und die Detailszugsgebiete.

Durch die schlagbezogenen Darstellung wird erkennbar mit welchen LandwirtInnen prioritär bezüglich Erosionsschutzmaßnahmen zusammengearbeitet werden sollte. Analysen (Höfler et al., 2020) haben gezeigt, dass die grobe Annahme, dass 20 % der Flächen 80 % der Einträge liefern, eine gewisse Gültigkeit besitzt. Jene 20 % der Felder, die das höchste Risiko für Feinsedimenteinträge aufweisen, wurden daher als Hot-Spot Flächen ausgewiesen.

Unberücksichtigt bleiben Bodenfaktoren, Niederschlagsfaktoren und die Bewirtschaftung. Diese Faktoren sind aber über ein Gebiet wie dem Erlabach recht ähnlich inkl. der lokal typischen Fruchtfolge. Es wird somit nicht der tatsächliche Bodenabtrag eruiert sondern nur die topografische Wahrscheinlichkeit für Hotspot-Flächen. Das erscheint für die vorliegende Fragestellung gerechtfertigt.

6.1.2 Eintragswege, Übertrittsstellen

Für die Eruierung möglicher Eintragswege und Übertrittsstellen sind drei Punkte entscheidend:

- 1) Nähe zu einem Gewässer
- 2) Nähe zu einem Abflussweg, der nicht permanent wasserführend ist, wo es aber im Niederschlagsfall zu einem Oberflächenabfluss kommt
- 3) Nähe zu einer Straße, die mit einem Entwässerungsgraben ausgestattet ist. Das trifft für die meisten größeren Straßen zu.

Methodisch wird der Überblick über die Eintragswege und Übertrittsstellen so erreicht: Einerseits wurden die Daten der drei Hangwasserfließwege-Layer zusammengeführt (1 ha bis >100 ha EZG). Andererseits wurden für die feinen Verästelungen die Abflusswege aus dem digitalen Höhenmodell gerechnet. Die beiden Grundlagen ergänzen sich sehr gut, da die Hangwasserfließwege die Gräben und Bäche sehr gut darstellen und die Abflusswege noch darüber hinaus reichende Erosionsrillen abbilden. Um die Abflusswege nach oben hin gut zu begrenzen, wurde ein Vergleich mit Erosionserscheinungen im Höhenmodell und in den Orthofotos gezogen.

Mittels Liniendichte-Analyse wurde aus diesem Linienfile ein Raster generiert, der ein Maß für die Konnektivität darstellt (Werte zwischen 0 und 1). Für die Konnektivität gibt es auch andere Berechnungsmethoden (Poepl et al., 2019). Für die vorliegende Grobanalyse wurde aber das Heranziehen eines bestehenden Datensatzes, der zumindest teilweise Straßenunterführungen und ähnliches bereits berücksichtigt als effiziente Herangehensweise betrachtet.

Im Detail kann die lokale Situation natürlich anders aussehen. Schon kleine Erhöhungen z.B. entlang des Ufers können ausreichen um den Übertritt ins Gewässer zu verhindern. Auch hier gilt somit: die angewendete Methodik gibt Anhaltspunkte für eine Ersteinschätzung, für einen detaillierten Maßnahmenplan braucht es jedoch Feldbegehungen.

6.1.3 Risiko für Feinsedimenteinträge

Wie beschrieben kann durch die Überlagerung von Erosionsrisiko und Eintragsrisiko (Konnektivität) eine Ableitung eines Risikos für Feinsedimenteinträge abgeleitet werden. Dies wurde mittels einfacher

Rasterverrechnung realisiert, wobei unterschiedliche Gewichtungen für die beiden Parameter ausprobiert wurden.

6.1.4 Zusätzliche Aspekte

Die nachstehenden Zusatzaspekte werden mit der vorhergehenden Analyse nicht verknüpft, sollen aber weitere Ansatzpunkte für Maßnahmen im Bereich (Fein-)Sedimentmanagement aufzeigen.

In diversen Projekten wurde ersichtlich, dass auch aus Forstflächen teilweise große Mengen an Erdmaterial ausgeschwemmt werden. Dies ist insbesondere der Fall bei einem unnatürlichen Altersklassenwald, Fichtenforsten und dort wo Gräben ausgeschwemmt werden. Die Grabenerosion wird zumeist davon getrieben, dass die Gräben oft vom Menschen künstlich eingetieft wurden, dass teilweise Oberflächenwässer eingeleitet werden, die zu einer verstärkten Tiefenerosion führen und dass nicht standortgemäße Gehölze (wie Fichten), deren Wurzeln nicht vor einer Ufererosion schützen, bis zum Graben heranreichen. Außerdem wird oft Totholz aus den Gräben entfernt, das natürlicherweise in solchen Gräben als Abflussbremse dient.

Für die Waldflächen wurde wiederum der LS-Faktor ausgerechnet. Durch die Datenlage ist dabei aktuell weder eine Berücksichtigung des Waldaufbaues noch das tatsächliche Vorhandensein einer unnatürlichen Tiefenerosion abgebildet. Es geht aber darum das Augenmerk auf jene Gebiete zu lenken wo Maßnahmen im Bereich der Forstwirtschaft zur Erosionsreduktion sinnvoll sein können.

Teiche sind keine Feinsedimentquelle an sich, sie fungieren durch ihre Position an kleinen Zuflussgräben oder auch größeren Gewässern als Sediment- und Nährstoffzwischenpeicher. Das verursacht im normalen Betrieb für den Sedimenthaushalt nur geringe Auswirkungen. Eine große Thematik ergibt sich jedoch bei der Reinigung und Instandhaltung der Teiche. Die Teiche werden daher nochmals gesondert in einer Karte dargestellt. Sie sollten beim Aufbau eines gesamtheitlichen (Fein-) Sedimentmanagements jedenfalls als Maßnahmenstandorte Berücksichtigung finden (siehe auch Kapitel Maßnahmen).

6.1.5 Eruierung prioritärer Maßnahmengebiets

Dafür wurde einerseits der LS-Faktor auf Ackerflächen auf Detailszugsgebietsebene herangezogen und andererseits wurde eine Priorisierung danach durchgeführt, wo die jeweiligen Zuflüsse in den Erlabach einmünden. Dies ist insofern entscheidend, da bei Maßnahmen weiter flussauf, Verbesserungen im Mittellauf des Erlabaches erreicht werden können, wo auch hydromorphologische Verbesserungsmaßnahmen gesetzt werden sollen. Maßnahmen in Detailszugsgebiete, die erst im sehr flachen Unterlauf einmünden, haben hingegen nicht ein so großes Potential Verbesserungen im Erlabach herbeizuführen obwohl natürlich auch Verbesserungen in kleinen Bächen bzw. eine generelle Reduktion von Feinsedimenteinträgen in die Donau grundsätzlich zu begrüßen ist.

6.2 Ergebnisse

6.2.1 Risiko Bodenerosion

Das Gesamtergebnis ist im entsprechenden Übersichtsplan dargestellt. Für den Bericht wurde ein Detailgebiet, nämlich jenes des Rittmannsberger Baches und des Lembaches herausgegriffen. Es ist ein Bereich mit einem hohen mittleren LS-Faktor auf Ackerflächen. Die Detaildarstellung dient dazu den Prozess der Datenaggregation besser zu erläutern (Abb. 94 bis Abb. 96).

Das rasterbezogene Ergebnis wurde mittels Rasterzonenstatistik auf die Schlagflächen rückübertragen. Damit konnten die 20 % der Felder hervorgehoben werden, die vermutlich den größten Beitrag zur Bodenerosion auf Ackerflächen liefern (siehe auch Höfler et al. 2020)(Abb. 95, Abb. 97).

Auch auf die Detailsinzugsgebietsebene wurde das Ergebnis flächengewichtet hochskaliert. Somit können jenen Gebiete mit einem besonders hohen Anteil an erosionsgefährdeten Ackerflächen ersichtlich gemacht werden. Die größten Flächenanteile mit einem hohen Risiko sind dabei im Bereich der Hügelkette im südlichen Anschluss an die Donauschwemmebene festzustellen und in einzelnen Detailsinzugsgebieten im mittleren Einzugsgebiet (Abb. 98).

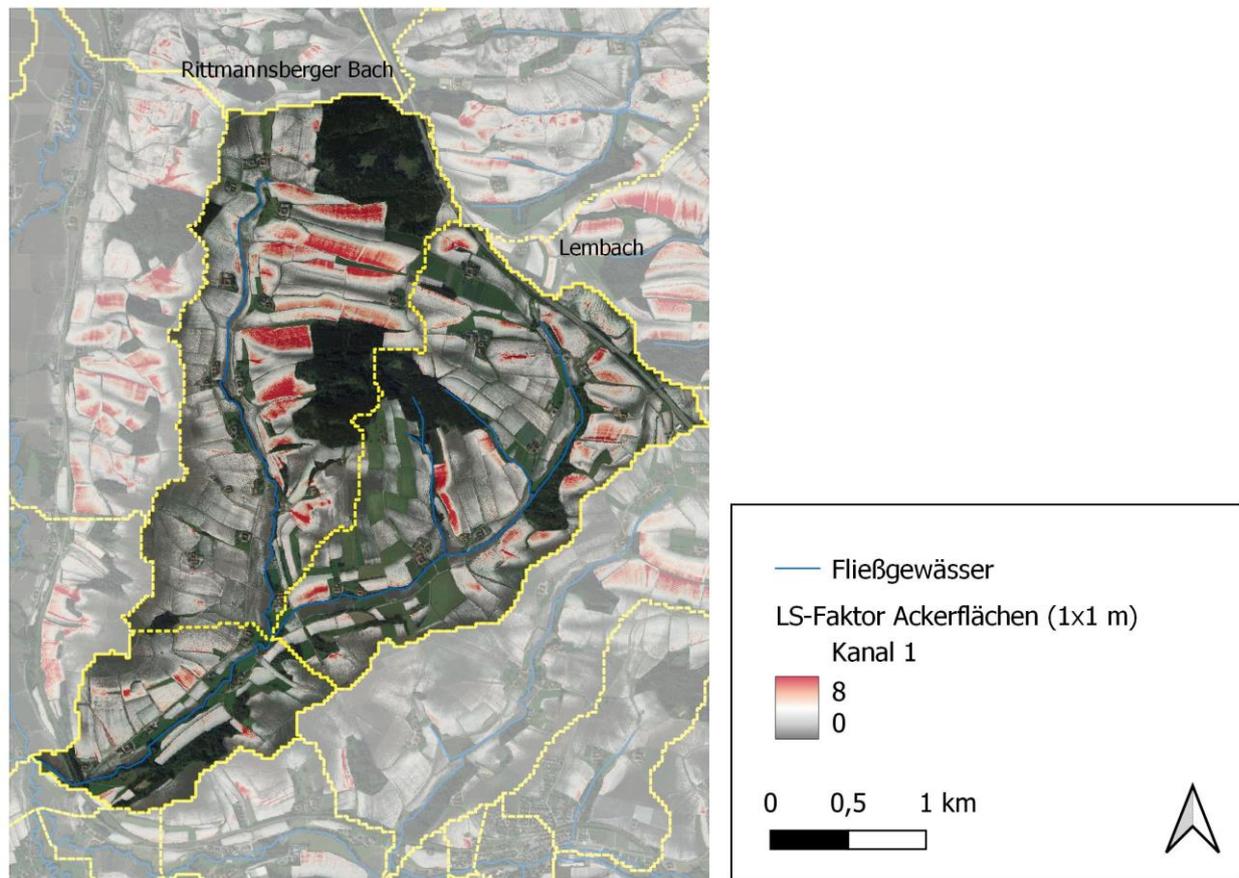


Abb. 94 Detail – LS-Faktor auf Ackerflächen im 1x1 m Raster.

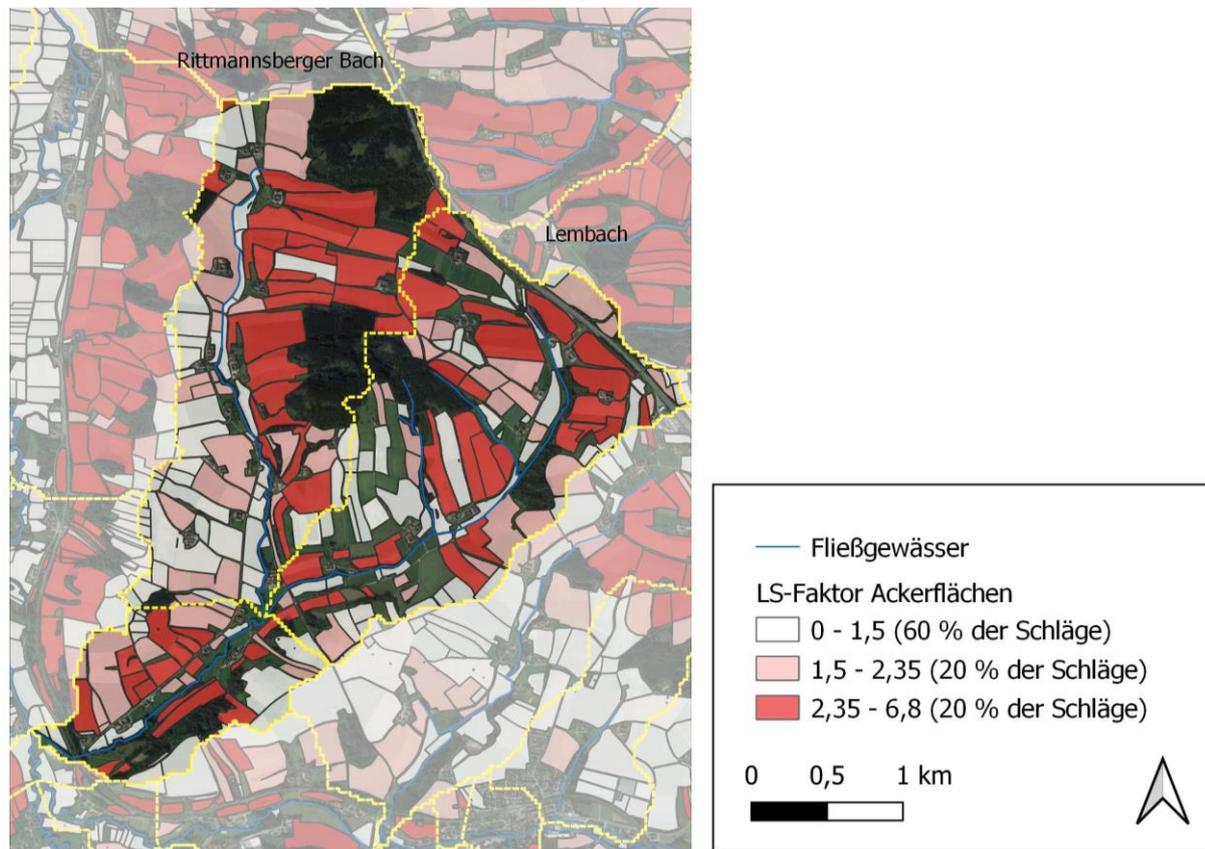


Abb. 95 Detail – LS-Faktor auf Ackerflächen (flächengewichteter Mittelwert).

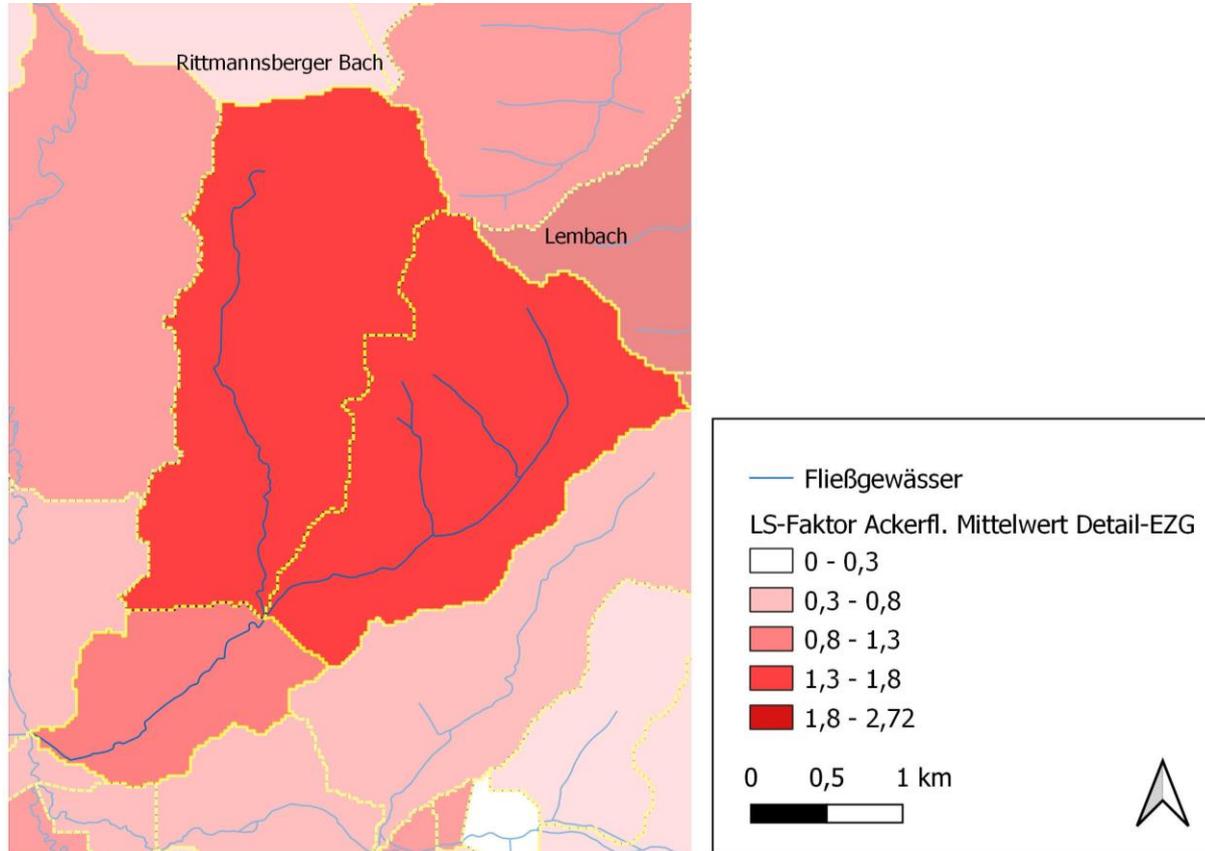


Abb. 96 Detail – LS-Faktor auf Ackerflächen, flächengewichteter Mittelwert für die Detailsinzugsgebiete.

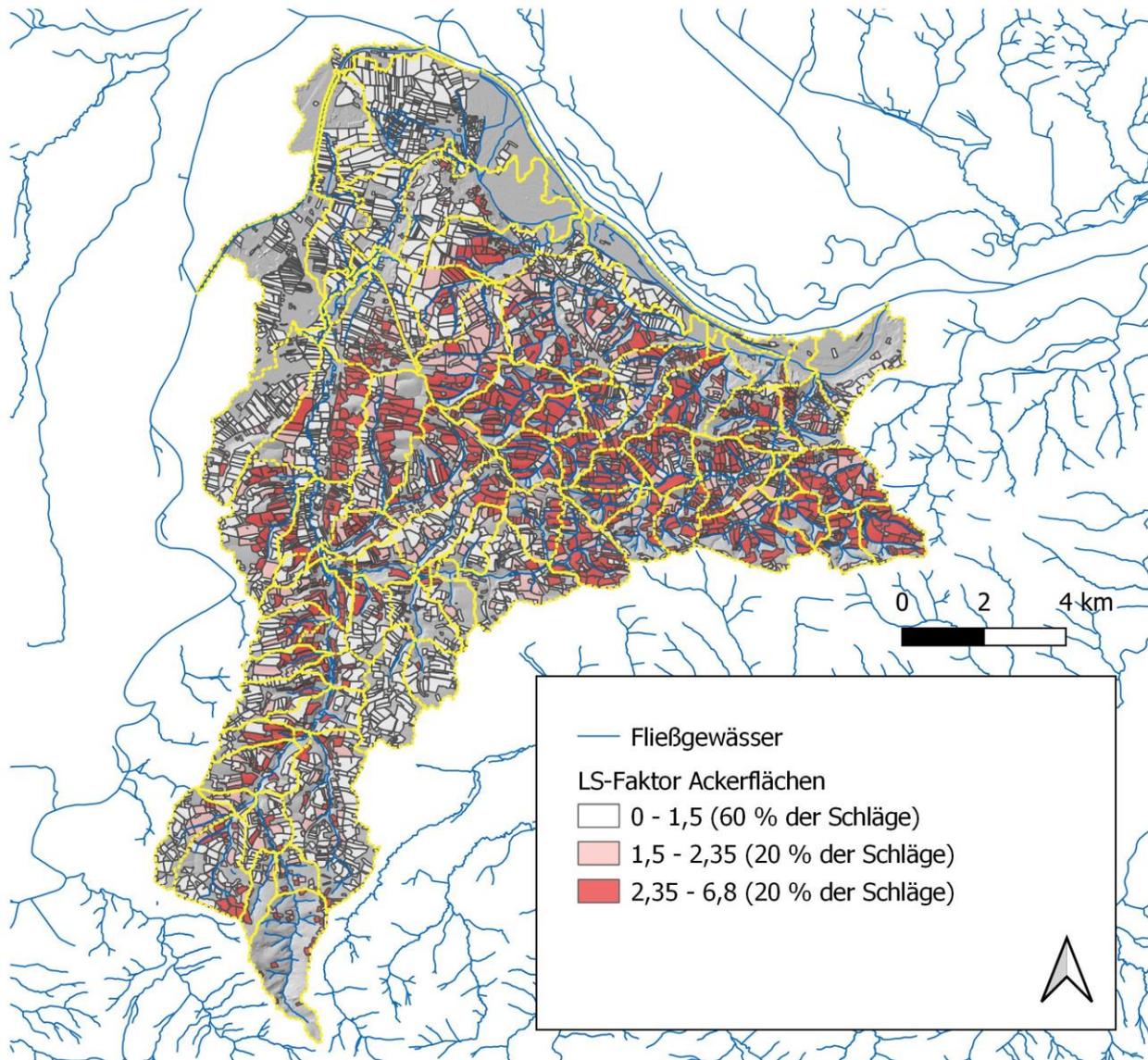


Abb. 97 LS-Faktor auf Ackerflächen (flächengewichteter Mittelwert).

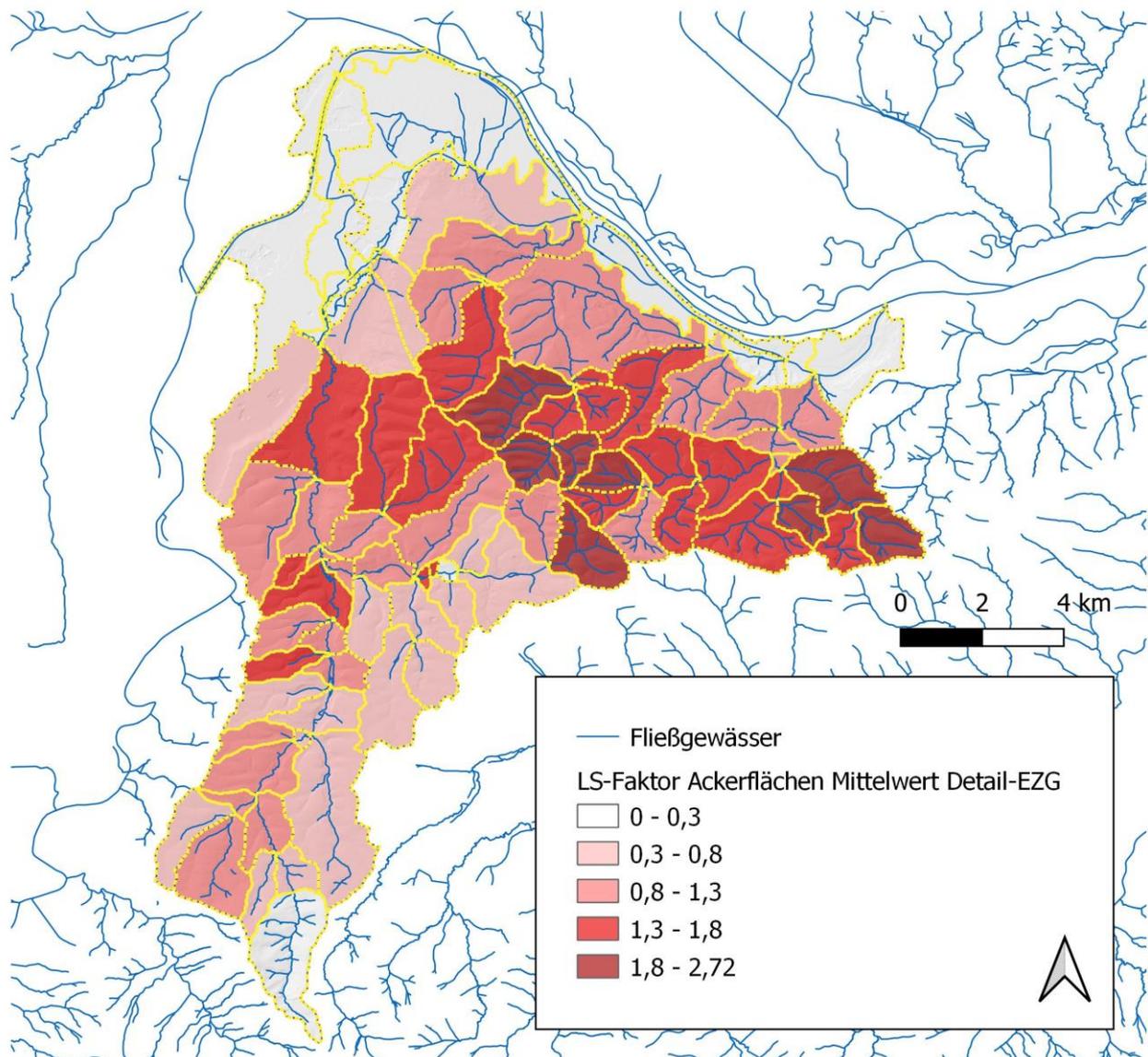


Abb. 98 LS-Faktor auf Ackerflächen, flächengewichteter Mittelwert für die Detailsinzugsgebiete.

6.2.2 Eintragswege, Übertrittsstellen

Wie beschrieben wurden für das gesamte Einzugsgebiet des Erlabaches die Abflusswege berechnet und auch eine Liniendichte-Analyse durchgeführt. Das Ergebnis ist sehr detailliert und lässt sich auf einer größeren Skalenebene schlecht darstellen (Abb. 99 und Abb. 100). Die vollen Wirkung entfalten diese Datengrundlage in der Planung der konkreten Maßnahmenumsetzung.

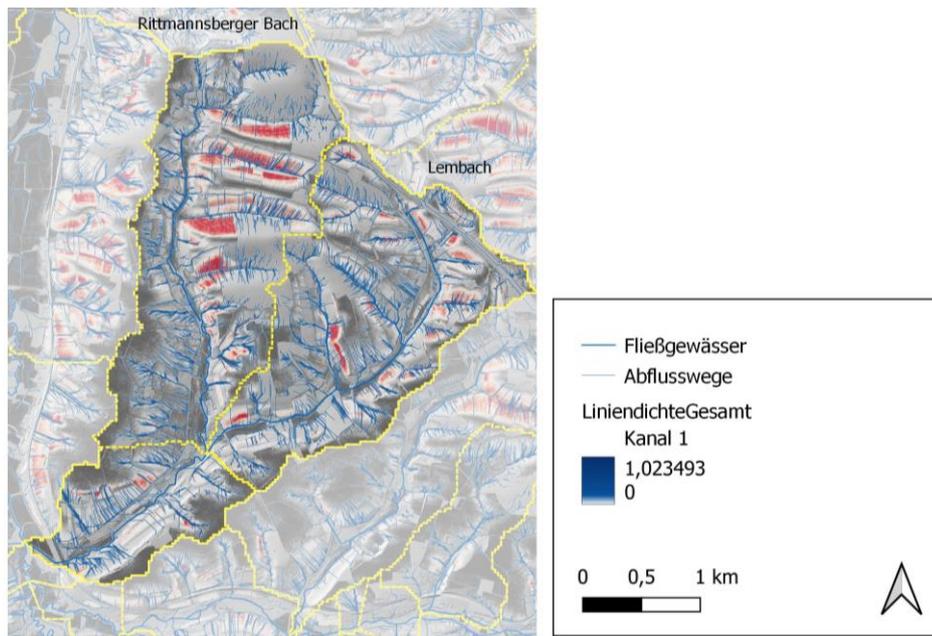


Abb. 99 Detail – Abflusswege inkl. Liniendichte-Analyse, im Hintergrund LS-Faktor auf Ackerflächen.

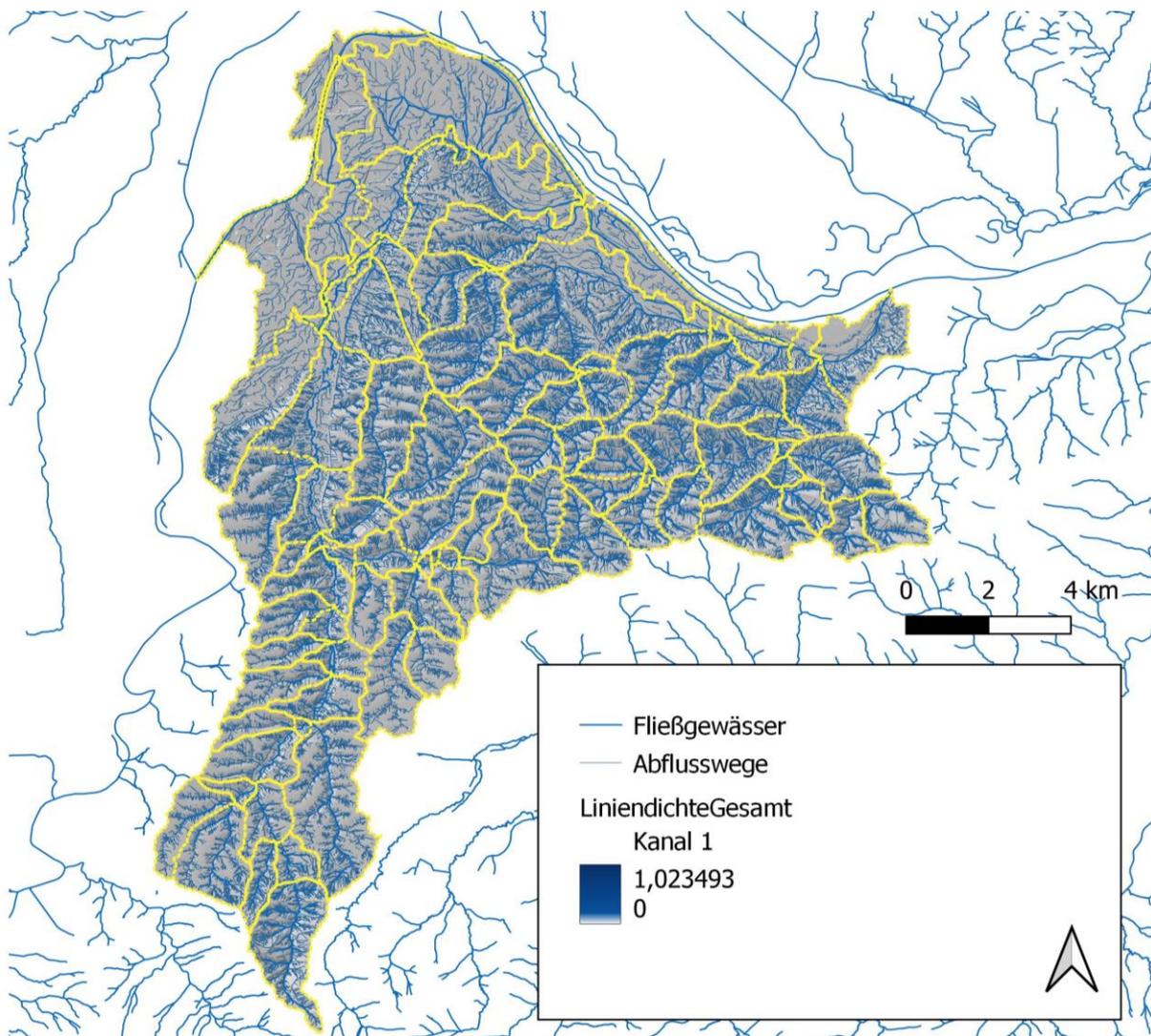


Abb. 100 Abflusswege inkl. Liniendichte-Analyse.

6.2.3 Risiko für Feinsedimenteinträge

Die unterschiedlichen Verrechnungen des LS-Faktors mit den Daten aus der Liniendichte-Analyse der Eintragswege brachte in der aktuellen Bearbeitungstiefe keine verbesserte Datenlage. Die Ergebnisse hinsichtlich der zu priorisierenden Detailszugsgebiet hat sich durch die Verrechnung nicht geändert. Da die Kopplung der beiden Parameter auf der gegebenen Bearbeitungstiefe ohne Verifizierung der Prozesse im Freiland zu unsicher scheint, wird daher auf eine Darstellung verzichtet.

6.2.4 Zusätzliche Aspekte

Waldflächen

Analog zu den Ackerflächen wurde der LS-Faktor auch für die Waldflächen betrachtet. Damit werden auch hier lange, steile Bereich ohne Unterbrechung ersichtlich, die zu einer verstärkten Bodenerosion neigen. Auch hier wurde das Ergebnis mittels Rasterzonenstatistik einerseits auf die Waldflächen (Abb. 101) und andererseits auch auf die Detailszugsgebiete (Abb. 102) rückübertragen.

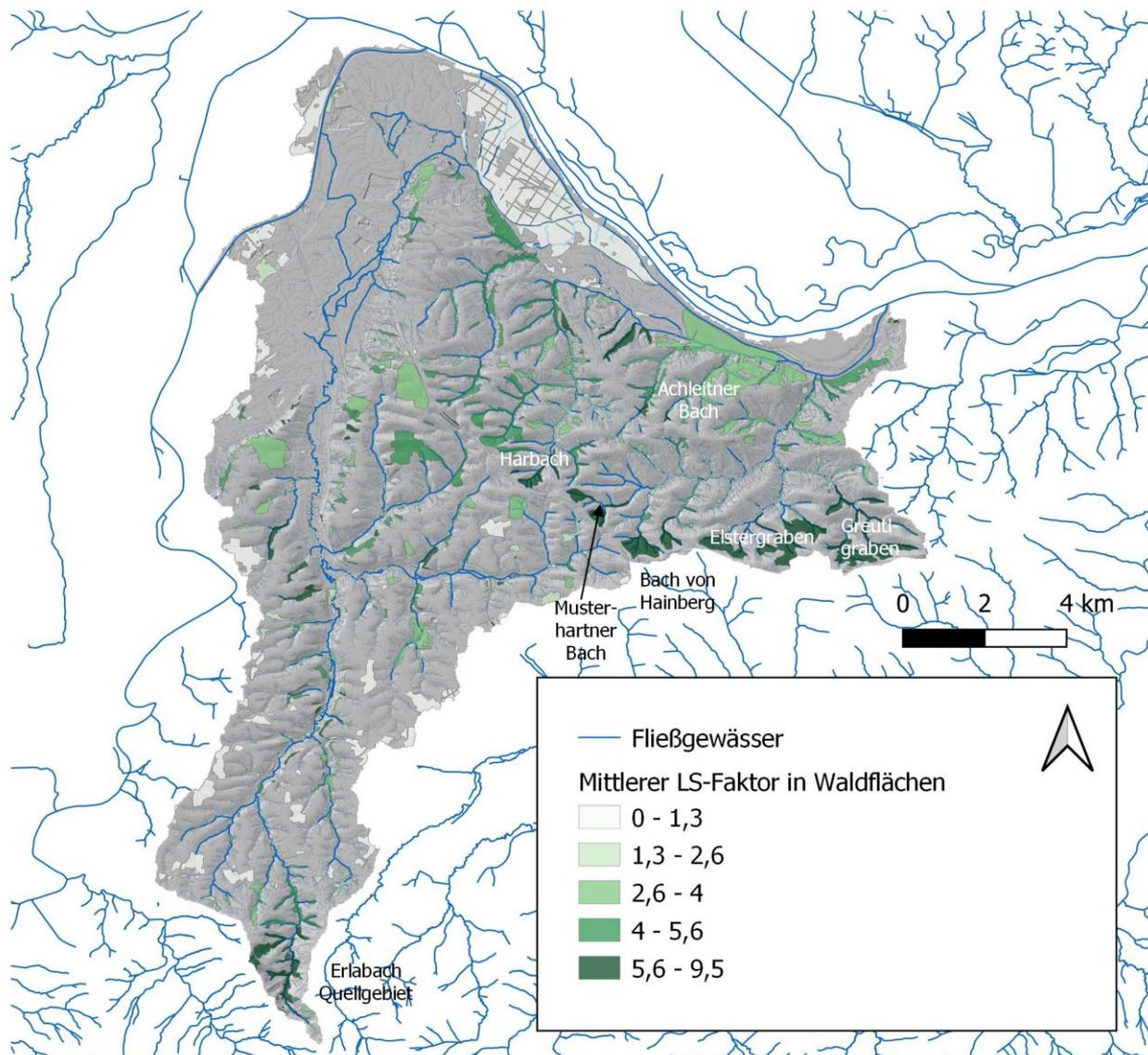


Abb. 101 Übersicht über den mittleren LS-Faktor in Waldflächen und damit die Erosionswahrscheinlichkeit in Waldflächen.

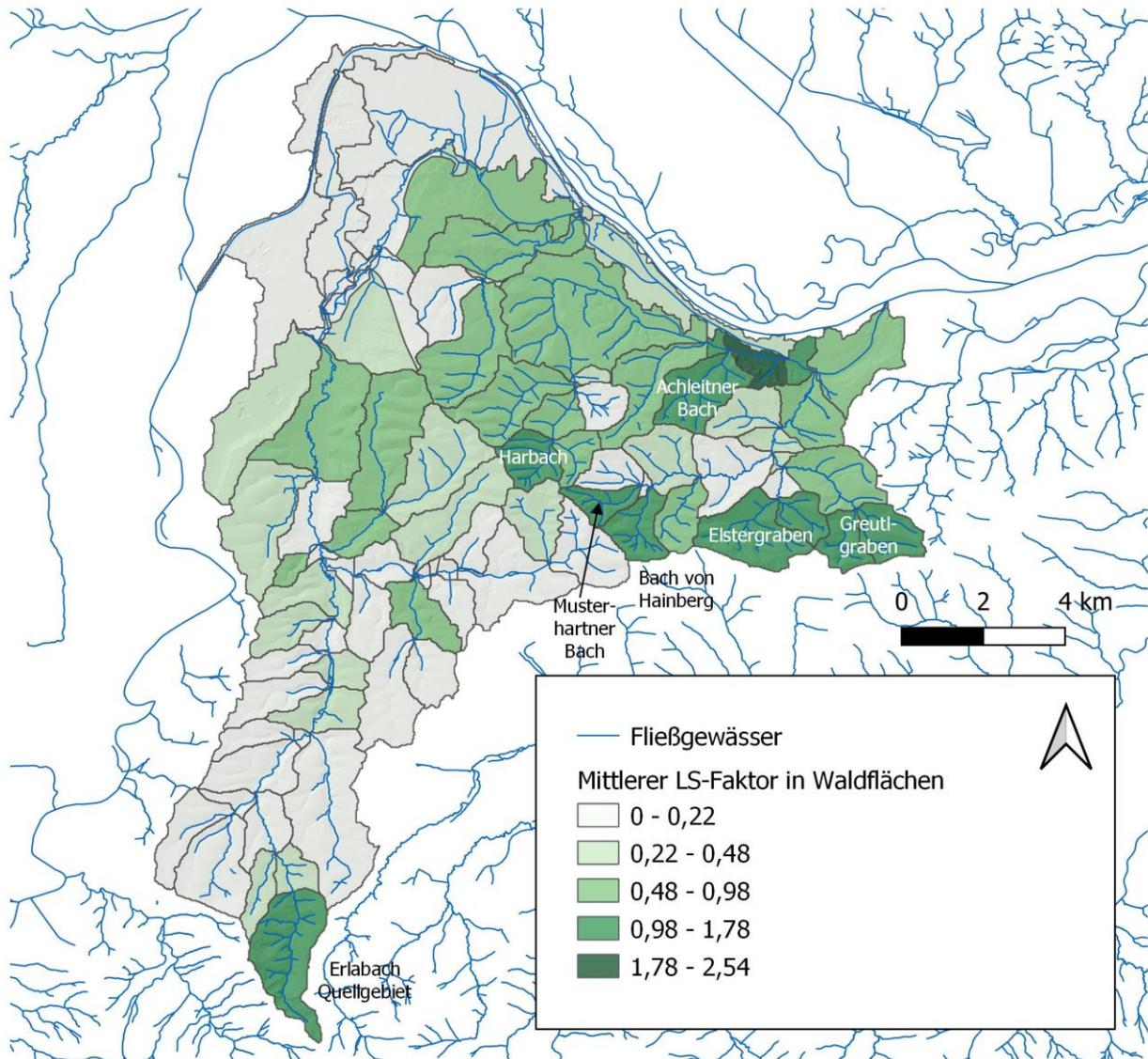


Abb. 102 Übersicht über die Detailsinzugsgebiete, wo von einer erhöhten Erosionswahrscheinlichkeit in Waldflächen ausgegangen werden kann (dunkelgrün).

Teiche

Im gesamten Gebiet gibt es die in Kap. 3.1.2 beschriebenen 120-130 Teiche. Diese können als Maßnahmenansatz dienen, in dem ihre Wirkung als Sedimentfalle genutzt wird und abgelagertes Material ordnungsgemäß aus dem Gewässer entfernt wird.

In der nachstehenden Karte ist ersichtlich wie viele Teiche im jeweiligen Einzugsgebiet vorliegen. Die Gebiete an der Donau sind dabei stärker eingefärbt weil hier auch die Augewässer in die stehenden Gewässer eingerechnet werden. Diese sind gesondert zu betrachten. Interessant erscheinen vor allem jene Teiche, die in einem Gebiet liegen, in dem es oberhalb zu einer vermehrten Bodenerosion kommt. In der Zusammenschau mit den Erosionsparametern erscheinen hier der Bach von Aigenfließen, der Rittmannsberger Bach und der Lembach interessant (Abb. 103), falls man mit TeichbesitzerInnen Maßnahmen umsetzen will.

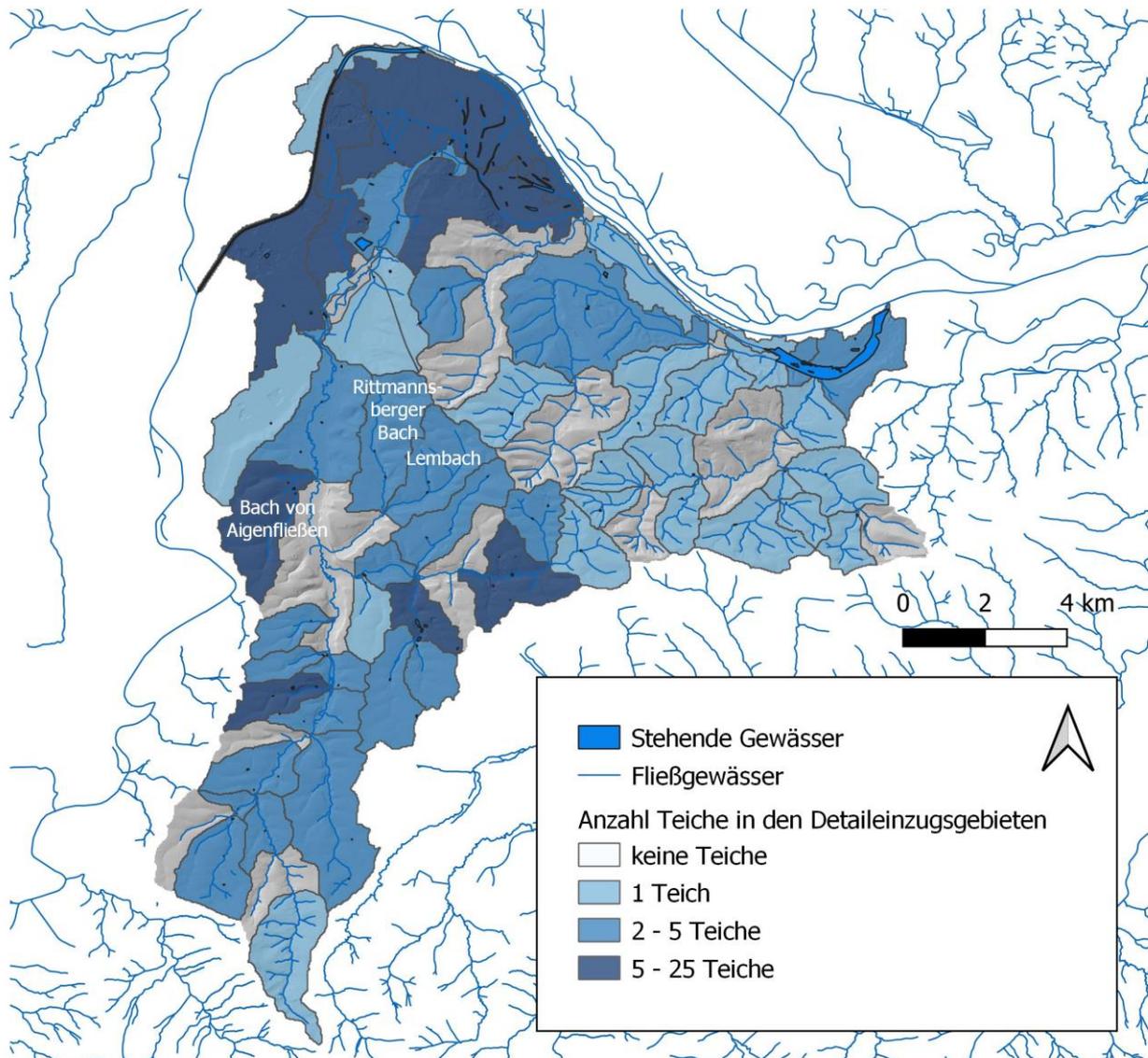


Abb. 103 Übersicht über die Teiche in den einzelnen Detaileinzugsgebieten.

6.2.5 Eruiierung Prioritärer Maßnahmenggebiete

Die Priorisierung nach der Einmündung der Zuflüsse ist in Abb. 104 verortet. Hinsichtlich der endgültigen Klassifizierung der prioritären flächigen Maßnahmenbereiche sei auf das Kapitel 7.3.2 verwiesen, wo die wichtigsten Gebiete für eine Reduktion der Feinsedimenteinträge dargestellt sind.

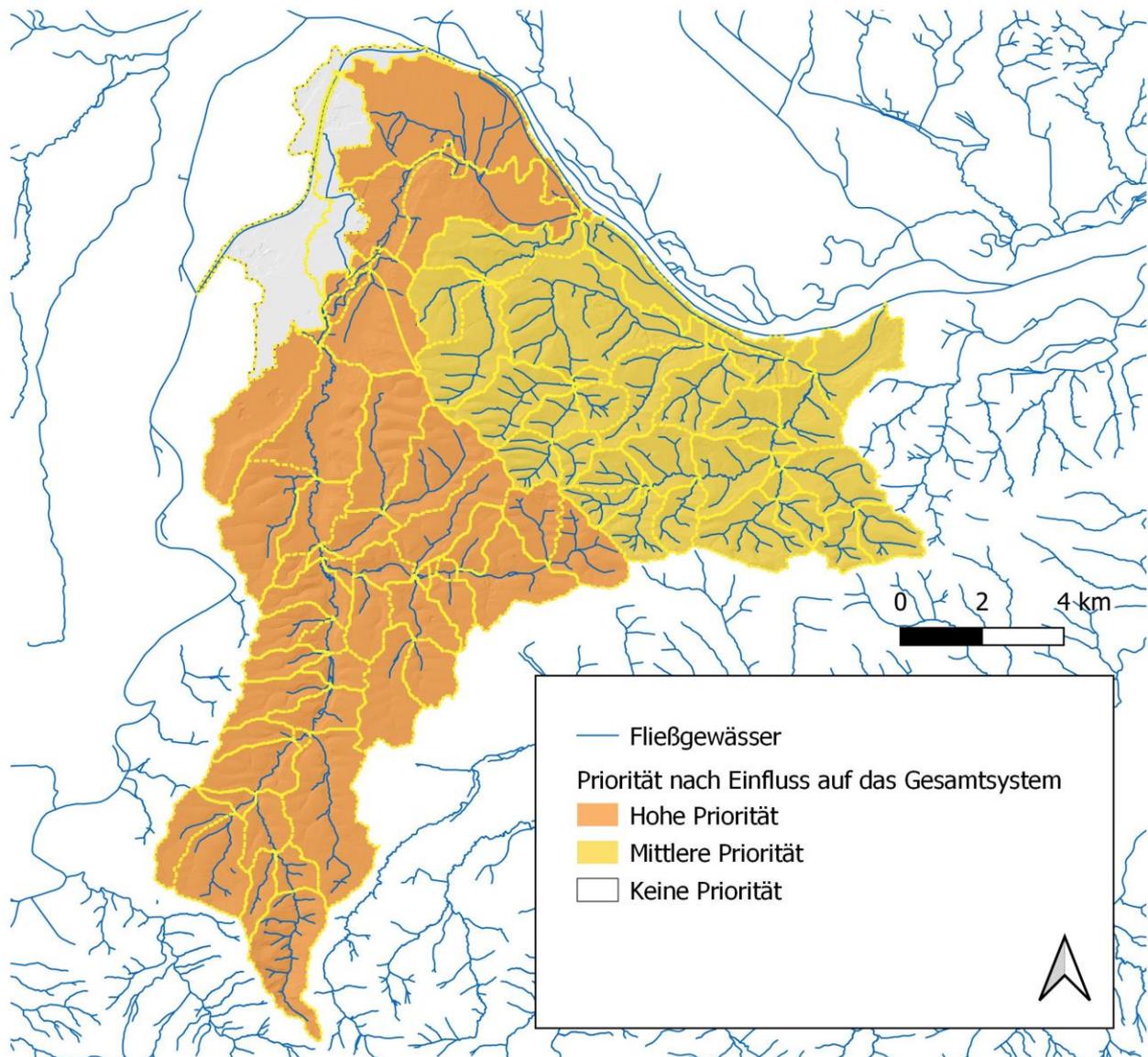


Abb. 104 *Prioritätenreihung der Detailszugsgebiete nach deren Einfluss auf die potentiellen hydromorphologischen Maßnahmen.*

6.3 Resümee

Das Thema Feinsedimentbelastung in Gewässern gewinnt immer mehr an Bedeutung, da klar wird, dass ohne Betrachtung dieses Faktors die Zielerreichung nach WRRL an vielen Gewässern in der intensiv genutzten Kulturlandschaft schwer möglich sein wird.

Es handelt sich dabei um ein komplexes Problem, das sich durch unterschiedliche Faktoren in den letzten Jahrzehnten verschärft hat (Abb. 105).

Studien in Bayern in strukturell ähnlichen Gebieten wie am Erlabach haben gezeigt, dass sich beispielsweise die Feldgrößen (+ 370 %) und -längen (+ 35 %) seit den 1960er Jahren erheblich verändert haben. Dies bedeutet auch, dass die ununterbrochenen Abflusswege auf Ackerflächen im Durchschnitt um etwa 70 % länger geworden sind, mit entsprechenden Auswirkungen auf die Bodenerosion. Es zeigte sich, dass die Möglichkeiten für Erosionsschutzmaßnahmen auf dem Feld, wie

Begrünung oder Untersaat, durch die Auswirkungen der Klimakrise und den Strukturwandel in der Landwirtschaft bereits stark eingeschränkt sind (Höfler et al., 2020).

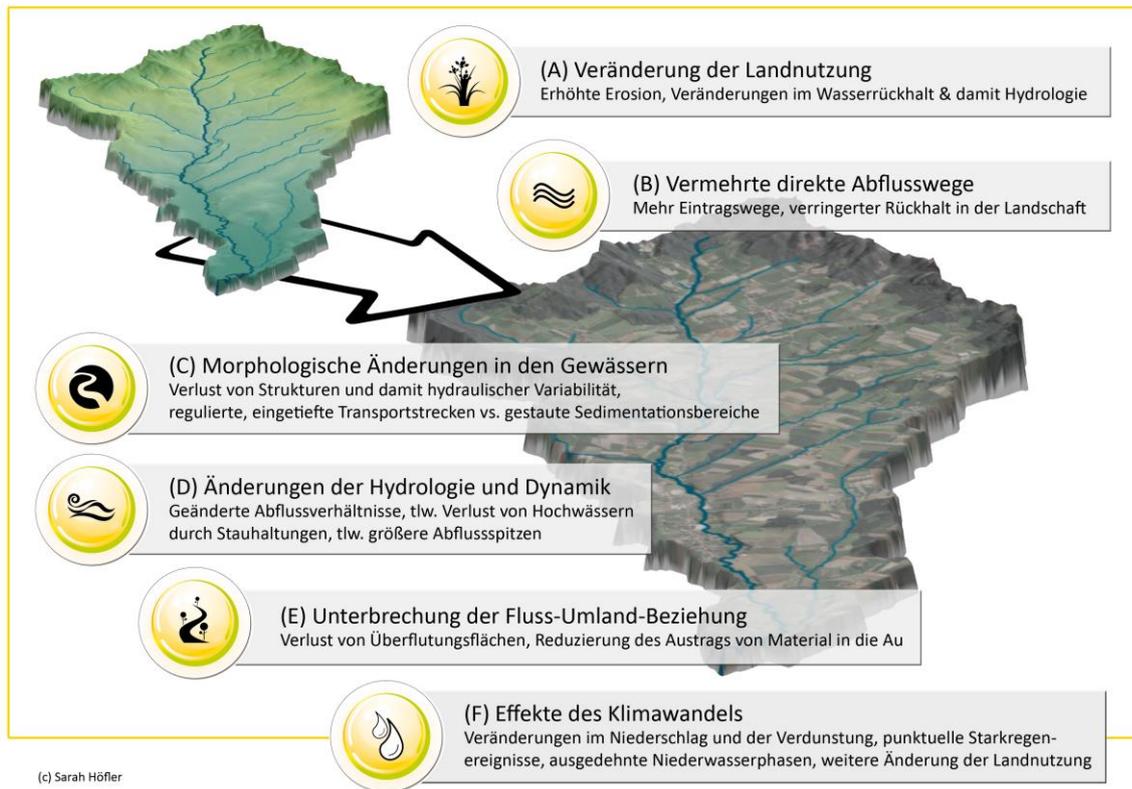


Abb. 105 Ursachengefüge für menschlich erhöhte Feinsedimentanteile in den Gewässern der Kulturlandschaften im Vergleich zum natürlichen Zustand.

Die im vorliegenden Fall angewandte Methodik ermöglicht einen ersten Überblick über die Thematik im Einzugsgebiet des Erlabaches und die Priorisierung von Detailinzugsgebieten für die Maßnahmenumsetzung. Dabei unberücksichtigt bleiben aktuelle Bemühungen einzelner LandwirtInnen für eine bodenschonende Bewirtschaftung. Da sich jedoch gezeigt hat, dass diese Maßnahmen nur einen eingeschränkten Wirkung von einer Reduktion von wenigen %-Punkten haben (Zessner et al., 2019, 2018), ist dies in der Gebietspriorisierung für Feinsedimentrückhaltmaßnahmen von untergeordneter Bedeutung.

Für eine detailliertere Betrachtung und eine konkrete Maßnahmenplanung bedarf es jedenfalls eines gekoppelten Modells aus Bodenabtragungsgleichung (inklusive aller Faktoren) und berechneter Konnektivität zu den Fließgewässern. Als Anleitung dazu können das Modell PhosFate (Weinberger et al., 2022; Zessner et al., 2019, 2018) oder der Ansatz von Poepl et al. (2019, 2020) herangezogen werden.

Doch auch diese Modelle bedürfen einer Verifizierung und punktgenauen Maßnahmenplanung im Freiland (Weinberger et al., 2022). Darüber hinaus müssen verschiedenste Maßnahmenansätze ausgeschöpft werden, um eine relevante Reduktion zu erreichen (siehe Kap. 7.2.3.1).

7 Modul 4 – Leitbild und Maßnahmenkonzept

7.1 Leitbild

Die Ableitung des gewässerökologischen Leitbildes erfolgt anhand historischer Karten (Abb. 106 bis Abb. 109). Die älteste zur Verfügung stehende Karte stammt aus dem 17. Jahrhundert (Abb. 106). Die Darstellung ist aber sehr vereinfacht und daher für die Entwicklung eines Leitbildes nicht brauchbar. Viel besser eignen sich die Josephinische (Abb. 107), die Franziszeische (Abb. 108) und die Franzisco-Josephinische (Abb. 109) Landesaufnahme aus dem 18. beziehungsweise 19. Jahrhundert, wobei die Josephinische Landesaufnahme (1773-1781) die aussagekräftigste Karte ist.

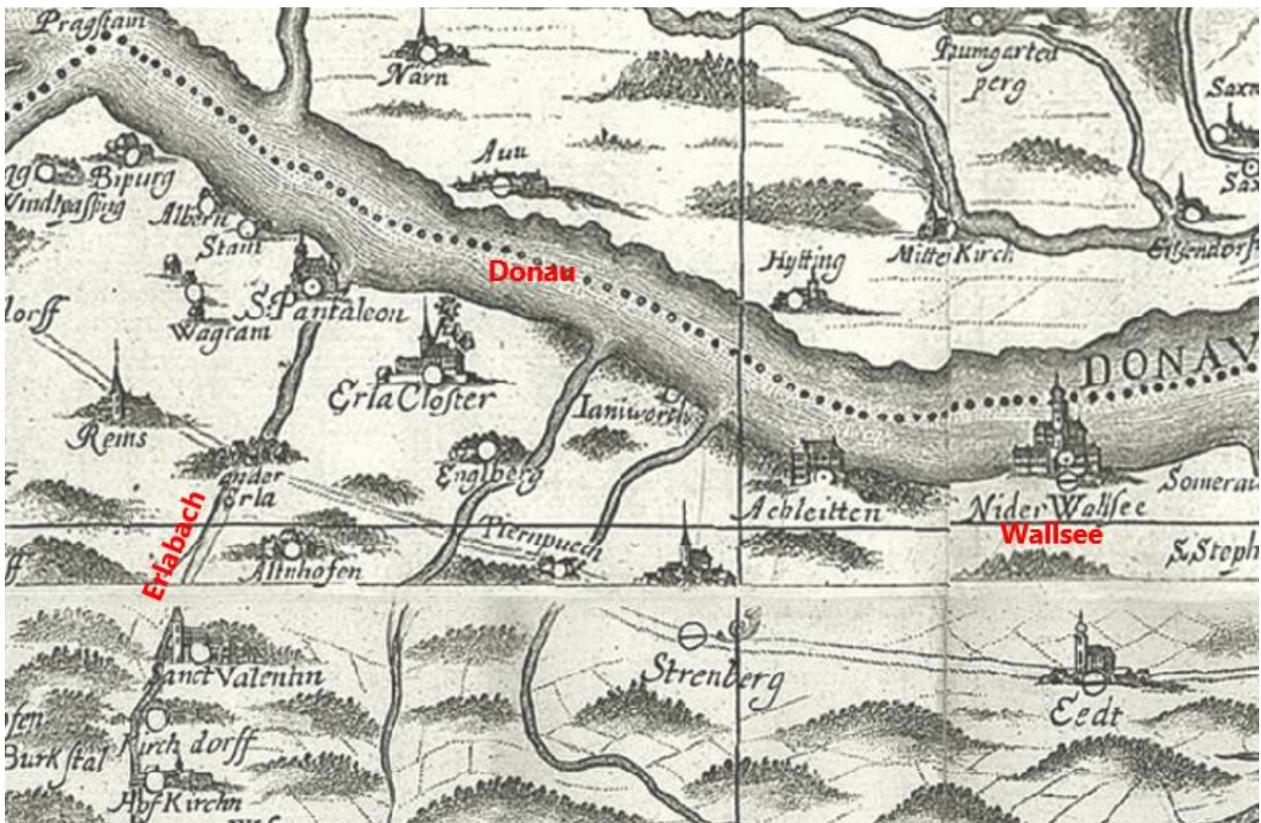


Abb. 106 Auszug aus der sog. Vischerkarte (1669-1670).

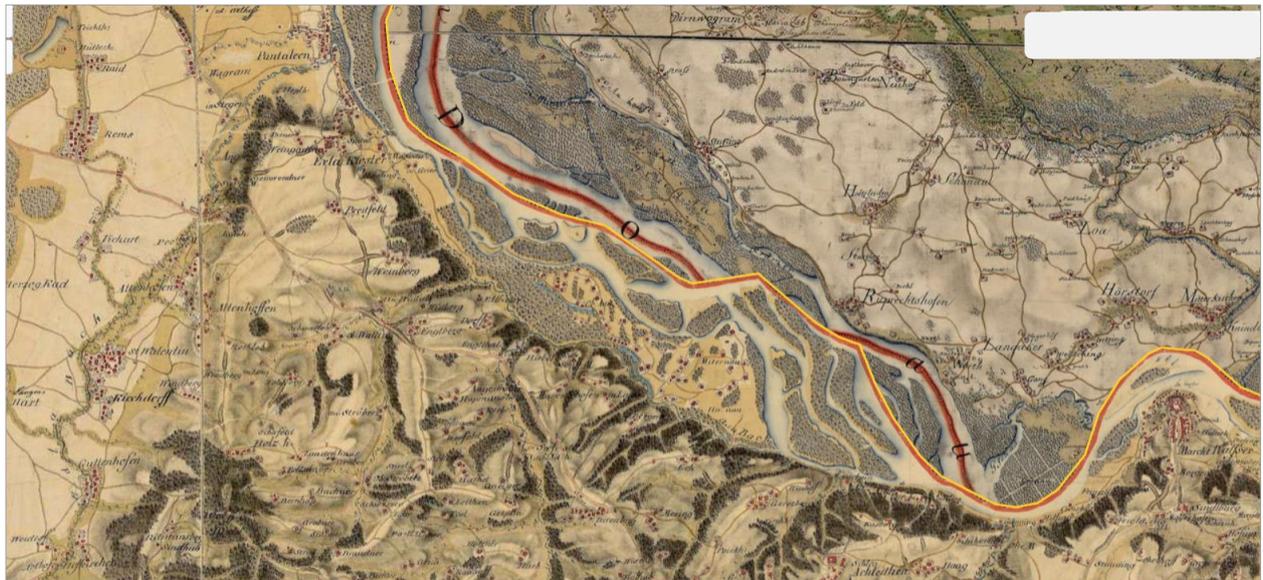


Abb. 107 Auszug aus der Josephinischen Landesaufnahme (Quelle: maps.arcanum.com).

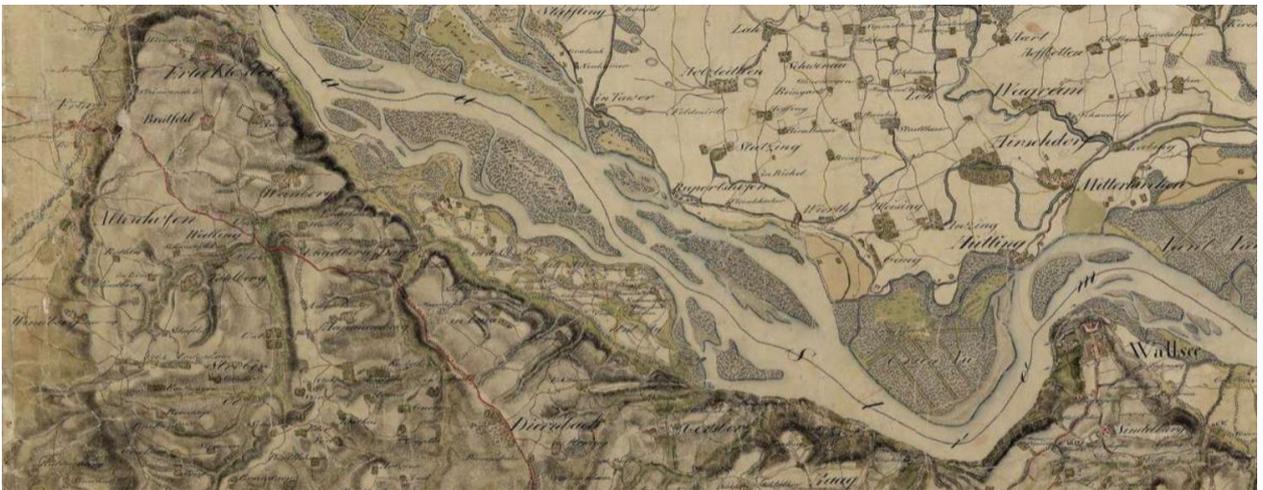


Abb. 108 Auszug aus der Franziszeischen Landesaufnahme (1809-1818) (Quelle: maps.arcanum.com).



Abb. 109 Auszug aus der Franzisco-Josephinischen Landesaufnahme (1869-1887) (Quelle: maps.arcanum.com).

Bei der Gegenüberstellung des aktuellen Gewässerlaufes des Erlabaches und der Darstellung in der Josephinischen Landesaufnahme in den Abb. 110 bis Abb. 115 zeigt sich, dass der aktuelle Erlabach-Verlauf von Hofkirchen bis St. Valentin (Abb. 110) noch weitgehend jenem aus dem 18. Jahrhundert entspricht.

Von St. Valentin bis Klein-Erla (Abb. 112) sind der aktuelle und der alte Gewässerlauf auch noch relativ ähnlich. Es gab auch im 18. Jahrhundert die Aufteilung in zwei Arme, wobei davon auszugehen ist, dass es sich beim rechten Arm schon damals um einen mehr oder weniger künstlich hergestellten Mühlbach handelte, da er etwas dünner dargestellt ist.

Von Klein-Erla bis Stögen ähnelt der Gewässerverlauf auch noch jenem aus dem 18. Jahrhundert (Abb. 112). Ab Stögen zeigt sich aber eine massive Überprägung, denn hier wurde der Erlabach über längere Strecken begradigt.

Den wohl größten Eingriff erfuhr wohl die völlig veränderte Mündungssituation (Abb. 114 und Abb. 115), denn wie in den älteren Karten gut erkennbar, mündete der Erlabach bei St. Pantaleon in einen der damals zahlreichen Donauarme. Im Zuge der Donauregulierung im 19. Jahrhundert wurde der Erlabach in den Donauebenarm verlegt, was in Abb. 109 auch erkennbar ist. Im Zuge des Baus des Donaukraftwerkes Wallsee-Mitterkirchen zwischen 1965 und 1968 wurde die Erlabach-Mündung dann durch ein künstlich errichtetes Gerinne flussabwärts bis zum Altarm Wallsee gezogen. Der Kraftwerksbau erfolgte in Trockenbauweise neben dem ursprünglichen Donaulauf und die Donau wurde nach Fertigstellung auf einer Länge von etwa 3,5 Kilometern in das neue Flussbett umgeleitet, wodurch der Altarm-Wallsee entstand. Die über einige Kilometer langen Rückstaudämme machten eine donauparallele Umleitung des Erlabaches notwendig um ihn schließlich in das Unterwasser des Kraftwerkes einzubinden (Jungwirth et al., 2014).



Abb. 110 Aktueller Gewässerlauf (links) des Erlabaches zwischen Hofkirchen und St. Valentin und Gewässerlauf in der Josephinischen Landesaufnahme (1773-1781) (rechts).



Abb. 111 Aktueller Gewässerlauf (links) des Erlabaches zwischen St. Valentin und Klein-Erla und Gewässerlauf in der Josephinischen Landesaufnahme (1773-1781) (rechts).



Abb. 112 Aktueller Gewässerlauf des Erlabaches zwischen Klein-Erla und St. Pantaleon und Gewässerlauf in der Josephinischen Landesaufnahme (1773-1781) (rechts).



Abb. 113 Gewässerlauf des Erlabaches zwischen Klein-Erla und St. Pantaleon in der Josephinischen Landesaufnahme (1773-1781).



Abb. 114 Aktueller Gewässerlauf des Erlabaches zwischen St. Pantaleon und Wallsee und Gewässerlauf in der Josephinischen Landesaufnahme (1773-1781) (rechts).

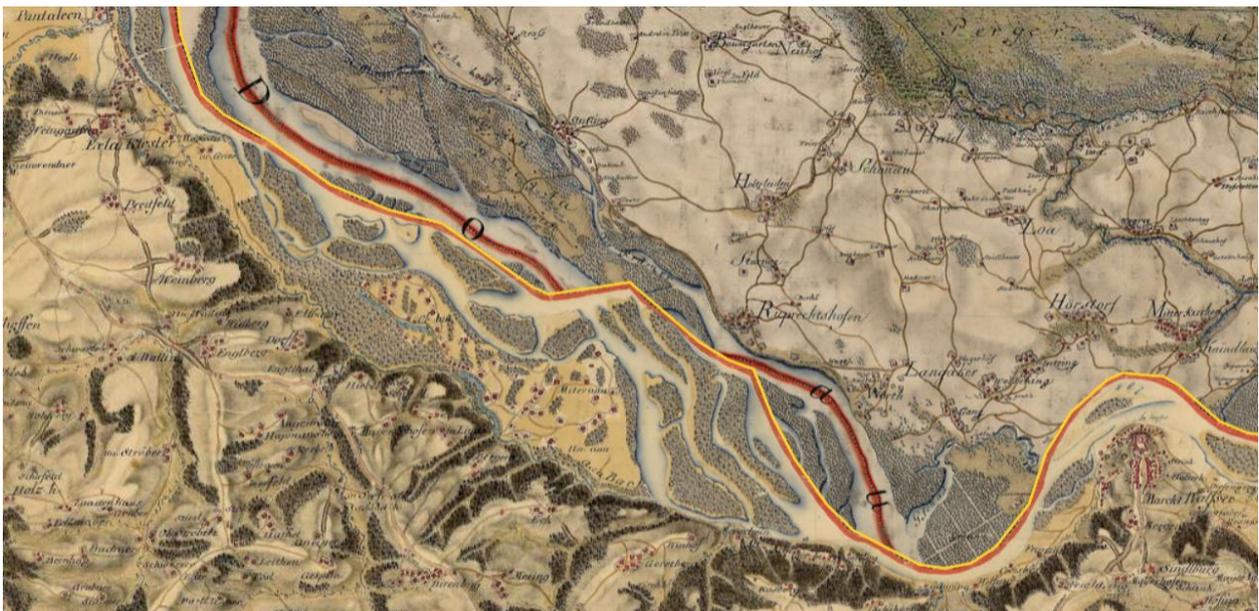


Abb. 115 Gewässerlauf des Erlabaches zwischen St. Pantaleon und Wallsee in der Josephinischen Landesaufnahme (1773-1781).

Die Kartenausschnitte aus der Josephinischen Landesaufnahme lassen gut erkennen, dass der Erlabach in den wasserwirtschaftlich ungenutzten Abschnitten natürlicherweise ein pendelndes bis geschwungenes und in Teilbereichen sogar leicht mäandrierendes Einbettgerinne ohne nennenswerte Nebenarmentwicklung ausgebildet hatte.

Im Zuge der Kartierungsarbeiten wurde auch versucht einen Abschnitt des Erlabaches zu finden, der für die Leitbildentwicklung als Referenz herangezogen werden kann. In der Katastralgemeinde Aigenfließen der Gemeinde Ernsthofen konnte bei Kanning ein naturnaher Abschnitt gefunden werden

(Abb. 116 bis Abb. 121). Hier zeigt sich ein geschwungenes, strukturreiches Einbettgerinne mit Prall- und Gleithängen. Stellenweise gibt es größere Uferanbrüche und hereinbrechende Gehölze (Abb. 117, Abb. 118 und Abb. 121), die für ein dynamisches und strukturreiches Gewässer unerlässlich sind. Das heterogene Bachbett ist durch eine große Tiefen- und Breitenvarianz geprägt und es bilden sich unterschiedliche Formen von Schotterbänken (Abb. 120 und Abb. 121) aus.



Abb. 116 *Naturnaher Abschnitt des Erlabaches bei Kanning flussauf des Projektgebietes.*



Abb. 117 *Uferanbruch im Erlabach bei Kanning.*



Abb. 118 Uferanbruch im naturnahen Abschnitt.



Abb. 119 Ins Gewässerbett hineinbrechende Gehölze bei Kanning.



Abb. 120 Schotterbank im naturnahen Abschnitt bei Kanning.



Abb. 121 Schotterbank und Uferanbruch im Erlabach bei Kanning.

7.2 Maßnahmenkatalog

Als Basis für die Erstellung des Maßnahmenkataloges für den Erlabach werden der GERM-Maßnahmenkatalog aus Österreich und der der LAWA-Maßnahmenkatalog aus Deutschland herangezogen. In Anlehnung an die beiden Kataloge werden lineare und punktuelle Maßnahmen für den Erlabach entwickelt. Zusätzlich werden verschiedene Maßnahmen im Einzugsgebiet für die Verbesserung des Sedimenthaushaltes vorgeschlagen. Deren Darstellung erfolgt flächig für die wichtigsten Detaileinzugsgebiete, die Anwendung ist jedoch punktuell oder für einzelne Felder zu verorten. Die Darstellung der für den Erlabach ausgewählten Maßnahmentypen erfolgt in Form von Karten, die sich in den Beilagen zu diesem Bericht befinden. Da es sich bei der vorliegenden Arbeit um eine Potenzialstudie handelt, konnte die tatsächliche Realisierbarkeit der Maßnahmen noch keine Berücksichtigung finden. Die gewählten Maßnahmentypen ergeben sich aus den im jeweiligen Erlabach-Abschnitt eruierten Defiziten. Ziel der Maßnahmen ist die Erreichung des guten ökologischen Zustandes im Erlabach. Die im Zuge der vorliegenden Potentialstudie noch sehr grob vorgeschlagenen Maßnahmenabschnitte sollen die Basis für künftige Projekte zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes des Erlabach darstellen.

7.2.1 Lineare Maßnahmentypen

Bei den linearen Maßnahmen werden die in Tab. 46 aufgelisteten Maßnahmentypen vorgeschlagen und zusätzlich wurden sie der in Tab. 47 ersichtlichen dreistufigen Priorisierung unterzogen.

Tab. 46 Lineare Maßnahmentypen für den Erlabach.

| Linearer Maßnahmentyp | Maßnahmenbezeichnung | Zuordnung GERM-Maßnahme |
|-----------------------|--|--------------------------------|
| L01 | Restwasserabgabe | G.7.35 |
| L02 | Eigendynamische Gewässerentwicklung initiieren und zulassen | G.4.18, G.4.19, G.4.20, G.4.23 |
| L03 | Gewässerentwicklung durch Laufveränderung, Ufer und Sohlgestaltung | G.4.20, G.4.21; G.4.22, G.4.23 |
| L04 | Strukturierung im vorhandenen Profil | G.4.18, G.4.19 |
| L05 | Uferbegleitgehölz bzw. Auwald anlegen / fördern | G.6.31, G.6.32 |
| L06 | Evaluierung und Reduzierung der bewilligten Wasserentnahmen für Bewässerungszwecke | G.7.35, E.1.47 |
| L07 | Evaluierung und Unterbindung der illegalen Wasserentnahmen | G.7.35, |
| L08 | Erstellung Gewässerpflegekonzept | P.1.61 |
| L09 | Förderung des natürlichen Wasserrückhaltes | G.4.23, E.1.46, G.1.2 |

Tab. 47 *Priorisierung des für den jeweiligen Abschnitt gewählten linearen Maßnahmentyps.*

| Priorität | Beschreibung |
|------------------|--|
| Hoch | Die gewählte Maßnahme ist im entsprechenden Abschnitt für die Erreichung des guten ökologischen Zustandes von großer Bedeutung. |
| Mittel | Die gewählte Maßnahme ist im entsprechenden Abschnitt für die Erreichung des guten ökologischen Zustandes von mittlerer Bedeutung. |
| Gering | Die gewählte Maßnahme ist im entsprechenden Abschnitt für die Erreichung des guten ökologischen Zustandes von geringer Bedeutung. |

7.2.1.1 Maßnahmentyp L01 – Restwasserabgabe

Damit sind Maßnahmen zur Gewährleistung einer ökologisch begründeten Restwasserabgabe und ergänzende dynamische Abgaben (vgl. Qualitätszielverordnung Ökologie) zur Verbesserung der Feinsedimentsituation gemeint. Teilweise wird aktuell zwar Restwasser abgegeben, aber die Mengen reichen nicht einmal aus, dass die Restwasserstrecken passierbar sind und nicht verschlammten.

7.2.1.2 Maßnahmentyp L02 – Eigendynamische Gewässerentwicklung initiieren und zulassen

Darunter fallen bauliche oder sonstige Maßnahmen (z.B. Flächenerwerb) mit dem Ziel, dass das Gewässer wieder eigenständig Lebensräume wie Kolke, Gleit- und Prallhänge oder Sand- bzw. Kiesbänke ausbilden kann. Dabei wird kein neuer Gewässerlauf geschaffen, sondern u.a. durch Entfernung von Sohl- und Uferverbau und Einbau von Strömungslenkern ein solcher Prozess initiiert. Uferabbrüche werden geduldet und bei Notwendigkeit werden Flächen im Gewässerumland angekauft.

7.2.1.3 Maßnahmentyp L03 – Gewässerentwicklung durch Laufverlängerung, Ufer- und Sohlgestaltung (Renaturierung)

Darunter sind bauliche Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur von Sohle und Ufer sowie die Herstellung eines neuen Gewässerlaufes mit naturnaher Linienführung (z.B. Maßnahmen zur Neutrassierung, Aufweitung des Gewässergerinnes, Absenkung der Ufer) zu verstehen. Dieser Maßnahmentyp geht im Gegensatz zu L2 über das Initiieren hinaus.

7.2.1.4 Maßnahmentyp L04 – Strukturierung im vorhandenen Profil

Bei eingeschränkten Platzverhältnissen vor allem in den Siedlungsbereichen sind meist keine raumgreifenderen Maßnahmen möglich. Trotzdem können durch Ausnutzen des gesamten Regulierungsprofils und den Einbau von naturnahen Strukturen (sog. instream structures; z. B. Einbringen von Störsteinen oder Totholz zur Erhöhung der Strömungsdiversität, Erhöhung des Totholzdargebots, Anlage von Kieslaichplätze) Verbesserungen der Sohlstruktur und der Breiten-Tiefenvarianz ohne Änderung der Linienführung erreicht werden. Die Hochwassersicherheit hat in besiedelten Bereichen dabei natürlich oberste Priorität. Synergien sind im Zusammenhang mit der Erholungsnutzung möglich.

7.2.1.5 Maßnahmentyp L05 – Uferbegleitgehölz beziehungsweise Auwald anlegen / fördern

Unter diesen Maßnahmentyp fallen die Anlage, Erweiterung sowie Extensivierung linienhafter, nichtsdestotrotz möglichst breiter Gewässerrandstreifen bzw. Schutzstreifen insbesondere zur Reduzierung der Nährstoff- und Feinsedimenteinträge aber auch zur Gewässerbeschattung. In den Bereichen wo aktuell nur ein lückiger oder kein Ufergehölzbestand vorhanden ist, wird die Herstellung und Entwicklung eines Ufergehölzsaumes oder die Entwicklung eines naturnahen Auwaldes vorgeschlagen. Bei solchen Maßnahmen ist jedenfalls die hohe Aktivität des Bibers zu berücksichtigen.

7.2.1.6 Maßnahmentyp L06 – Evaluierung und Reduzierung der bewilligten Wasserentnahmen für Bewässerungszwecke

Im Zuge dieses Maßnahmentyps werden alle bewilligten Wasserrechte zur Bewässerung überprüft. In manchen Fällen ist keine konkrete Ausleitungsmenge angegeben und es ist außerdem nicht klar, ob die Rechte tatsächlich noch konsumiert werden. Die bewilligten Wasserrechte zur Bewässerung sollten zudem auf ihre ökologische Verträglichkeit hin überprüft werden. Langfristig sollten Bewässerungsanlagen nur mehr mit bei höheren Abflüssen entnommenem und gespeichertem oder bei Niederschlägen gesammeltem Wasser betrieben werden.

7.2.1.7 Maßnahmentyp L07 - Evaluierung und Unterbindung der illegalen Wasserentnahmen

Im Zuge der Kartierung des Projektgebietes wurden vorwiegend in den Siedlungsbereichen auch zahlreiche, vermutlich illegale Wasserentnahmen für Bewässerungszwecke gesichtet. Diese Wasserentnahmen können vor allem im Hochsommer gewässerökologisch problematisch werden. Um die tatsächliche Anzahl der illegalen Entnahmen dokumentieren zu können ist eine Begehung der Siedlungsbereiche in den Sommermonaten anzuraten. Anschließend sollte mit den BetreiberInnen dieser illegalen Wasserentnahmen das Gespräch gesucht werden um diese Entnahmen zu unterbinden.

7.2.1.8 Maßnahmentyp L08 - Erstellung Gewässerpflegekonzept

Um die ökologische Funktionsfähigkeit des Gewässers erhalten beziehungsweise verbessern zu können ohne dabei die Hochwassersicherheit zu gefährden, ist es ratsam ein Gewässerpflegekonzept zu erstellen. Dabei werden Instandhaltungs-, Pflege und Betriebsmaßnahmen festgelegt und konzeptionell auf das notwendige Maß reduziert.

7.2.1.9 Maßnahmentyp L09 – Förderung des natürlichen Wasserrückhaltes

Hierunter fallen Maßnahmen zur Erschließung natürlicher Retentionsräume mit ökologischer Funktion. Im Gewässer kommt es zu hydraulischen Belastungen infolge erhöhten Abflusses durch mangelnde Retention. Durch die Anlage von Vernässungsbereichen im Umland soll Niederschlagswasser in der Fläche zurückgehalten werden und somit eine Wirkung auf das Hochwassergeschehen erreicht werden. Hier können viele Synergien von Hochwasserrisikomanagement, Natur- und Gewässerschutz genutzt werden.

7.2.2 Punktuelle Maßnahmenentypen

Bei den punktuellen Maßnahmen werden die in Tab. 48 angeführten Maßnahmenentypen vorgeschlagen.

Tab. 48 Punktuelle Maßnahmenentypen für den Erlabach.

| Punktuelle Maßnahmenentyp | Maßnahmenbezeichnung | Zuordnung GERM-Maßnahme |
|---------------------------|--|--|
| P01 | Entfernung Querbauwerk | G.5.25 |
| P02 | Herstellung der Organismenpassierbarkeit | G.5.25, G.5.26, G.5.27, G.5.29, G.5.30 |
| P03 | Verkürzung Rückstaubereich | G.7.36, G.7.39 |
| P04 | Reduktion nutzungsbedingter Abflussspitzen | G.7.37 |

7.2.2.1 Maßnahmenentyp P01 – Entfernung Querbauwerk

Die Herstellung der Längsdurchgängigkeit ist ein wichtiger Schritt zur Revitalisierung des Gesamtgewässersystems. Sind die verschiedenen Bereiche für die aquatischen Organismen erreichbar, ist das System weniger anfällig, da Habitat-Defizite in Teilbereichen durch saisonale Wanderungen besser ausgeglichen werden können. Im besten Fall kann das Querbauwerk entfernt werden, da durch eine Wegnahme neben der Organismendurchgängigkeit auch die Geschiebedurchgängigkeit hergestellt wird. Dies muss bei jedem Querbauwerk im ersten Schritt geprüft werden und wenn es nicht möglich ist, muss zumindest der Maßnahmenentyp P02 angewendet werden.

7.2.2.2 Maßnahmenentyp P02 - Herstellung der Organismenpassierbarkeit

Ist die Entfernung des Querbauwerkes (Maßnahmenentyp P01) definitiv nicht möglich ist die Errichtung einer Organismenwanderhilfe vorzusehen. Bei bereits bestehenden Organismenwanderhilfen ist eine regelmäßige Wartung und Kontrolle auf Verklausungen essentiell, denn oftmals funktionieren sie aufgrund leicht behebbarer Mängel nur eingeschränkt.

7.2.2.3 Maßnahmenentyp P03 - Verkürzung Rückstaubereich

Unter diesen Maßnahmenentyp fallen alle Maßnahmen zur Verkürzung von Rückstaubereichen an Querbauwerken (z. B. Absenkung des Stauzieles, Stauraumgestaltung). Die Möglichkeit der Entfernung des Querbauwerkes (Maßnahmenentyp P01) muss aber prioritär geprüft werden.

7.2.2.4 Maßnahmenentyp P04 - Verhinderung nutzungsbedingter Abflussspitzen

Darunter fallen Maßnahmen zur Reduzierung von hydraulischem Stress durch Abflussspitzen oder Stoßeinleitungen (Schwallbetrieb). Im Projektgebiet ist laut Wasserbuchauszügen bei keiner Wasserkraftanlage ein Schwellbetrieb genehmigt. Trotzdem wurden bei der Analyse der Abflusswerte des Pegels St. Pantaleon Abflussmuster detektiert, die auf eine durch Wasserkraftnutzung bedingte künstliche Schwankung hindeuten. Im Zuge dieses Maßnahmenentyps soll der Verursacher ausfindig gemacht werden und eine Anpassung der Betriebsweise vorgenommen werden.

7.2.3 Maßnahmen im Einzugsgebiet

7.2.3.1 Maßnahmentyp F01 – Verbesserung des Sedimenthaushaltes

Aktuell zeigt sich im Erlabach in vielen Bereichen eine unnatürlich hohe Fracht an feinen Sedimenten. Auf Basis des digitalen Höhenmodells und der Landnutzung konnten Risiko-Einzugsgebiete ermittelt werden, in denen Maßnahmen zur Verbesserung des Sedimenthaushaltes entwickelt werden können.

Diese sind zumeist auch punktuelle Maßnahmen bzw. Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Schlagebene. Für ein umfassendes (Fein-)Sedimentmanagement müssen die Maßnahmen ganz konkret verortet werden, da sich gezeigt hat, dass Maßnahmen mit der Gießkanne nur eine eingeschränkte Wirkung zeigen. Bei Erosionsschutzmaßnahmen ist die genaue Lokalisierung entscheidend für den Erfolg (Höfler et al., 2018b, 2020; Zessner et al., 2019).

Die nachstehende Auflistung ist somit als Katalog zu verstehen, aus dem die entsprechenden Maßnahmen zu setzen sind (Zusammenstellung aus Höfler et al., 2018b, 2020; Weinberger et al., 2022). Die Sanierung eines Gebiets kann nur durch eine Detailanalyse von Detail-einzugsgebieten erfolgen. Die Maßnahmenkategorie ist daher im vorliegenden Fall flächig dargestellt. Die Maßnahmen sind kurz beschrieben, weitere Details zur Umsetzung findet man in den oben genannten Berichten und der entsprechenden Fachliteratur. In Weinberger et al. in prep. gibt es auch Vorschläge zu landwirtschaftlichen Entschädigungssätzen.

A) Bereich Landwirtschaft - Ackerbau

- 1.) Änderung der Bewirtschaftungsrichtung:** Die hangparallele Bewirtschaftung ist eine Standardmaßnahme um den Bodenabtrag zu reduzieren. Es gilt dabei jedoch auch die Begleiterscheinung zu beachten, dass dann das Vorgewende dafür in Fallrichtung zu liegen kommt und dieses auch den Schlag nicht mehr in Fließrichtung nach unten hin abschließt (siehe Skizze). Speziell bei einer leicht schrägen Anordnung können dann erst Recht bevorzugte Abflusswege entstehen. Die Maßnahme sollte daher an die lokalen Gegebenheiten angepasst werden.

Für diesen Maßnahmentyp wurden zwei Untertypen identifiziert:

- Einerseits besteht die Möglichkeit, die Bewirtschaftungsrichtung des gesamten Schlages zu ändern.
- Eine abgestufte Möglichkeit: Der Anbau bleibt in Falllinie (z.B. wenn dies aus erntetechnischen Gründen notwendig ist (Maximalneigung Rübenernter o.ä.). Begleitende Maßnahmen erfolgen jedoch in die andere Richtung (z.B. Pflanzenschutz, Pflügen). Dadurch wird die Befahrung in Falllinie reduziert. Ergänzend dazu könnten z.B. Herbizidanwendungen nicht vollflächig angewandt werden, sodass ein streifenweiser Erosionsschutz quer zum Hang entsteht.

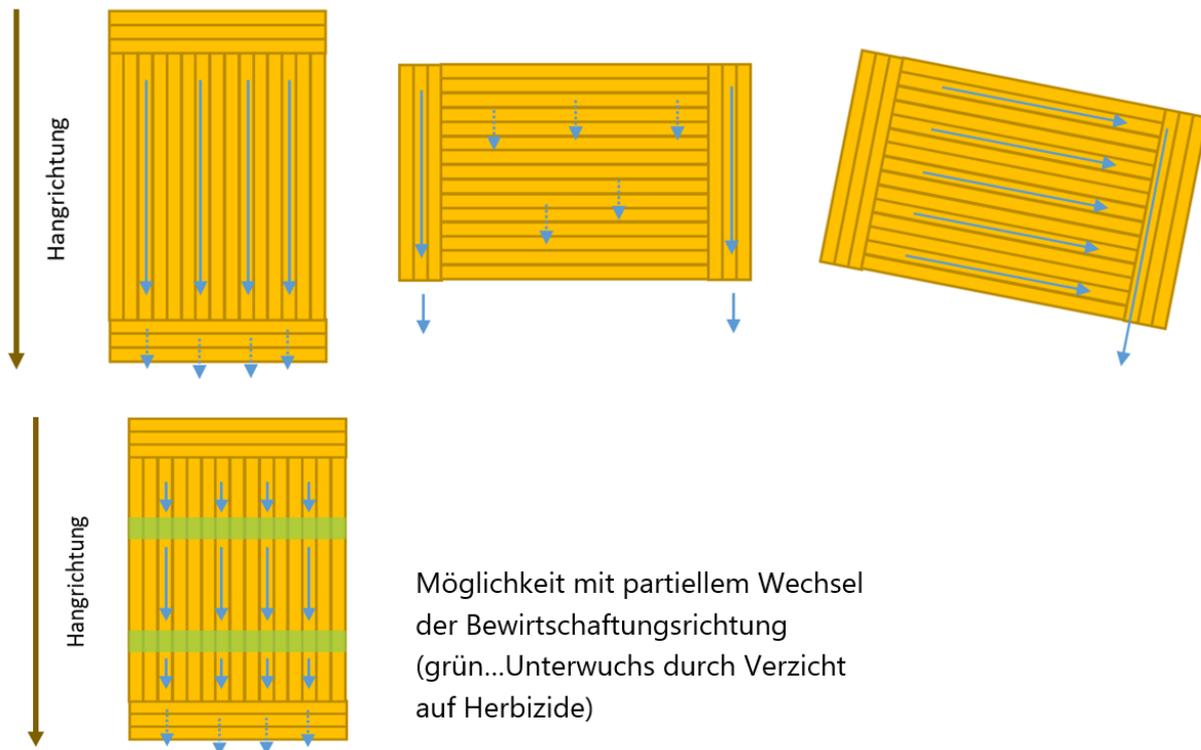


Abb. 122 Beachtung der Fallrichtung am Schlag und am Vorgewende.

2.) Vorgewendemanagement: In der Praxis hat sich gezeigt, dass sowohl die Anordnung des Feldstücks als auch die Bewirtschaftungsrichtung in Zusammenspiel mit dem Vorgewende oft bestimmend für die Ausprägung von Abflusswegen aus der Fläche ist. Änderungen in der Bewirtschaftung und der Lage des Vorgewendes können daher helfen Bodenabträge aus der Fläche zu reduzieren. Zur Umsetzung dieser Maßnahme gibt es mehrere verschiedene Vorschläge, deren Umsetzbarkeit mit den einzelnen Landwirt*innen zu besprechen ist:

- Bei einer Bewirtschaftung quer zum Hang wird gänzlich auf das Vorgewende verzichtet.
- Bei einer Bewirtschaftung quer zum Hang wird das Vorgewende am unteren Ende des Hangs mittels einer durchgehend queren Ackerfurche unterbrochen, um eine durchgehende Ackerfurche in Falllinie zu vermeiden.
- Auf dem Vorgewende wird eine andere Kultur als am Hauptfeld angelegt (z.B. Grünland, Getreide) um als „Abflussbremse“ zu fungieren.
- Nur am Vorgewende erfolgt eine Untersaat z.B. vor eigentlicher Saat.
- Am Vorgewende erfolgt zumindest keine wendende Bodenbearbeitung (No-Tillage am Vorgewende).
- Im Vorgewende wird eine überlappende Bearbeitung im Vorgewende vermieden (z.B. mithilfe von GPS).

3.) Fahrgassenmanagement: Fahrgassen werden naturgemäß stärker verdichtet und können daher auch leicht zu bevorzugten Abflusswegen werden. Vor allem bei Kulturen wo Fahrgassen oft befahren werden, sollten diese begrünt, mechanisch vermehrt aufgelockert oder gänzlich vermieden werden.

4.) Änderung der Kulturart: Auf sensiblen Risikoschlägen, wo z.B. aufgrund der Steilheit, der Bodenbeschaffenheit oder der Abflussverhältnisse hohe Erosionsgefahr besteht, ist es sinnvoll

besonders erosionsmindernde Kulturarten einzusetzen. Hier ist in erster Linie der Verzicht auf besonders erosionsanfällige Reihenkulturen zu nennen, bis zur Umwandlung in Grünland. Diese Maßnahme greift naturgemäß sehr stark in die landwirtschaftliche Betriebsweise ein. Die betrieblichen Auswirkungen könnten durch Tauschen von Feldstücken bzw. Verpachtungen reduziert werden.

5.) Schlagteilung / Schlagverkürzung / Schlagunterbrechung: Die Länge der Schläge und damit die Länge ununterbrochener Abflusswege auf Ackerflächen sind wesentliche Faktoren für hohe Bodenabtragsraten. Schläge in Fallrichtung zu unterbrechen ist deshalb als sehr wirkungsvolle Maßnahme zu sehen. Diese Unterbrechungen können mittels unterschiedlicher Ansätze realisiert werden:

- Schlagteilung/-verkürzung durch Kulturartenwechsel: Durch eine erosionsoptimierte Schlagplanung werden die Abflusswege durch unterschiedliche Kulturarten unterbrochen (siehe Abbildungen).
- Wechselkulturen, Streifenanbau: Mit den modernen Mitteln der Digitalisierung wäre ein kleinteiliger Wechsel von Kulturarten realisierbar. Denkbar wäre zum Beispiel der wechselweise Anbau von Sommer- und Winterkulturen längs der Falllinie.
- Weiters sind innerhalb einer Kultur Schlagunterbrechungen durch verschiedene Methoden möglich:
- Erosionsschutzstreifen: Einsaaten von anderen Kulturen oder Grünlandstreifen.
- Streifenweise Untersaaten: Um die Wirkung auf die Bodenerosion und die Konkurrenzsituation für die Kulturpflanze zu optimieren, können Untersaaten auch nur streifenweise erfolgen.
- Ackerbeikräuter als „Untersaat“ unter Mais: Dies lässt sich durch den gezielten Einsatz von Herbiziden realisieren. So kann das Beikrautmanagement zeitlich gestaffelt erfolgen bzw. werden beim Herbizideinsatz Streifen oder Bereiche ausgelassen. Die Entfernung der Beikräuter erfolgt erst mit dem letzten Herbizideinsatz.
- Querrillen: Auch Querrillen, die das Wasser z.B. seitlich in Grünlandflächen ableiten sind möglich (siehe Abbildungen).



Abb. 123 Schlagteilung in Falllinie, Getreide unter Risikokultur Mais bremst sehr gut das abgeschwemmte Material (Gusen-Gebiet, OÖ).



Abb. 124 Querrillen leiten Wasser aus Risikokultur in Grünlandfläche ab (Trattnach-Gebiet, OÖ).

6.) Überleitungsmanagement:

- Überleitungsmanagement aus Siedlungen und von Straßen: Oftmals ist ersichtlich, dass größere Grabenerosionserscheinungen nicht nur durch den Abfluss vom Schlag direkt entstehen, sondern dadurch, dass Wasser von Straßen oder aus Siedlungen in Ackerflächen eingeleitet werden. Es gilt daher Überleitungen aus Straßengraben und Siedlungen zu vermeiden. Neuralgische Punkte sollten mit den Gemeinden bzw. den Straßenverwaltungen gelöst werden.
- Überleitungsmanagement am Feld: Ackerfurchen am Feldrand werden oft zu bevorzugten Abflusswegen. Sie sollten bestmöglich unterbrochen werden, beispielsweise durch die regelmäßige Ableitung in umliegendes Grünland, damit es nicht zu einem konzentrierten Übertritt an einer Stelle kommt. Dies kann beispielsweise durch kleine Querdämme oder Querfurchen erreicht werden. Tritt ein verstärkter Abfluss in einer Ackerfurche auf sollte auch auf die Maßnahmen Nr. 1 und Nr. 2 zurückgegriffen werden.



Abb. 125 Wegen der tiefen Ackerfurche entlang des Feldrands ist ein Übertritt des Wassers ins Grünland nicht möglich. (Messenbach-Oberlauf OÖ).

- 7.) Mulchsaat, Zwischenfruchtanbau, Winterbegrünung:** Winterbegrünungen und andere Zwischenfruchtkulturen reduzieren den Zeitraum, in dem der Boden frei von Vegetation und dadurch ungeschützt ist. Wichtig für einen effektiven Erosionsschutz auch in der nachfolgenden Kultur ist der Erhalt einer guten Mulchschicht aus den abgestorbenen Pflanzenteilen der Zwischenfrucht.
- 8.) Direktsaat und Untersaat:** Um den Bodenabtrag zu reduzieren ist es günstig, die Bodenbearbeitung soweit als möglich zu reduzieren. Eine Möglichkeit ist die Direktsaat nach der Ernte einer Kultur (siehe Beispiel im Foto: Winterbegrünung wurde direkt vom Mähdrescher aus gesät, es erfolgte keine weitere Überfahrt über den Schlag). Eine weitere Möglichkeit wären Untersaaten, z.B. bei Mais.



Abb. 126 Direktsaat einer Begrünung nach der Getreideernte ohne Bodenbearbeitungsschritte dazwischen (Mähdruschsaat)(Kremstal, 2019).

9.) Pfluglose Bewirtschaftung: Die umfassendste Reduktion der Bodenbearbeitung ist die pfluglose Bewirtschaftung. Dafür sind jedoch ein umfassendes Erfahrungswissen und eine intensive Beschäftigung mit der Thematik von Seiten des Bewirtschafters/der Bewirtschafterin notwendig. Eine Möglichkeit besteht auch darin, nicht flächig auf den Pflug zu verzichten, sondern nur in den am meisten gefährdeten Bereichen (z.B. im Bereich von bevorzugten Abflusswege).

10.) Sonstige Änderung Bewirtschaftung: Hierunter fallen alle individuell angepassten weiteren Erosionsschutzmaßnahmen.

B) Bereich Landwirtschaft – Sonderkulturen und Grünland

11.) Maßnahmen Sonderkulturen: Darunter werden alle Maßnahmen in Sonderkulturen zusammengefasst. Dies reicht von Untersaaten im Obst- und Weinbau aber auch spezielle Ansaatetechniken und Mischkulturen.

12.) Maßnahmen Viehweide: Gewässer dürfen laut Wasserrechtsgesetz nicht verunreinigt werden. Der Viehtritt an den Gewässeruferrn und der Eintrag von Gülle und Dung führen aber zu solchen Verunreinigungen. Die Ufer und feuchte Stellen sind daher auszuzäunen und sollten zu Feuchtwiesen oder Gehölzbereichen umgewandelt werden. Die Wasserversorgung für das Weidevieh muss alternativ bewerkstelligt werden z.B. über solarbetriebene Pumpensysteme oder parallele befestigte Gerinne mit einer Ausleitung. Darüber hinaus sollten auf den Weiden Stellen mit offener Grasnarbe vermieden werden (z.B. durch Wechsel der Futterstellen, Befestigung häufig genutzter Bereiche, etc.).

13.) Nicht Befahren von Feuchtfächen, Extensivierung: Feuchte Wiesenbereiche oder Ackerflächen sollen nicht mit schweren Maschinen befahren werden, da es sonst zu erheblichen Schäden im Boden und folglich zu Abträgen kommen kann. Werden solche Flächen aus der intensiven Nutzung genommen und zu Erlenbruchwäldern oder Feuchtwiesen umgewandelt, wird der Wasserrückhalt in der Landschaft gefördert. Wünschenswert wäre – wo

möglich - auch die Wiedervernässung von drainagierten Bereichen, um Wasser in der Landschaft zu halten und die Grundwasserkörper zu speisen. Dadurch entstehen zudem sehr wertvolle Habitate. Dafür können oftmals auch Naturschutzförderungen generiert werden.

C) Bereich Dauerbegrünungen, Randstreifen, Pufferflächen

14.) Dauerbegrünung Abflussweg: Die Begrünung von Abflusswegen ist eine äußerst wirksame Maßnahme eine Reduktion der Bodenerosion zu erreichen. Einerseits wird im Bereich des Abflussweges kein weiteres Material erodiert, andererseits wird in der Grasnarbe auch bereits von oben mittransportiertes Material ausgefiltert. Für diesen Maßnahmentyp wurden zwei Untertypen identifiziert:

- Umwandlung des bevorzugten Abflusswegs in Dauergrünland (siehe Abbildung)
- Temporäre / Partielle Begrünung:
 - Untersaat im Bereich des Abflussweges
 - Beikraut-Management: Beikräuter werden durch gezielten Herbizideinsatz bzw. gezieltes Auslassen partiell oder temporär im Bereich des Abflussweges belassen



Abb. 127 *Begrünte Abflusswege in der Falllinie sind äußerst wirksame Maßnahmen zur Erosionsreduktion und auch zum Rückhalt bereits erodierten Materials (Bayerisches Alpenvorland).*

15.) Gewässerrandstreifen: Pufferstreifen entlang von Gewässern erfüllen vielfache Funktionen für den Gewässerschutz. Wichtig wären Pufferstreifen auch entlang von kleinen Zuflüssen bzw. speziell breite Pufferstreifen an bekannten Übertrittsstellen von Wasser und Bodenmaterial bei Starkregenereignissen.

Für diesen Maßnahmentyp wurden verschiedene Umsetzungsmöglichkeiten ermittelt:

- Grünland: kann bereits erodiertes Material besonders effizient herausfiltern

- Gehölz: Neben der Filterfunktion, erfüllt ein beidseitiger gut ausgeprägter Ufergehölzstreifen auch Funktionen wie Beschattung, Strukturgeber, Lebensraum, etc.
- Andere Kultur: Denkbar ist beispielsweise ein Getreidestreifen unterhalb einer Reihenkultur.
- Untersaat nur entlang des Gewässers
- Temporäre Begrünung / Untersaat (siehe Maßnahme Nr. 5)



Abb. 128 *Das erodierte Material von einem Feld im Bereich Heiligenbaum gelangte nicht in den Messenbach sondern wurde im Grünlandpufferstreifen ausgefiltert.*

16.) Pufferstreifen: Neben Pufferstreifen direkt am Gewässer sind auch Pufferstreifen zwischen Feldern zum Bremsen des Oberflächenabflusses sehr hilfreich. Diese können mittels Grünlandstreifen oder einem Kulturartenwechsel realisiert werden.

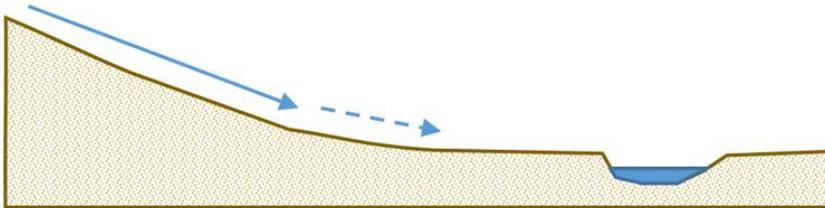


Abb. 129 Eine früher sehr übliche Erosionsminderungsmaßnahme wurde hier im Mühlviertel wiederbelebt: Eine Einrahmung mit einer weniger erosionsanfälligen Kultur (z.B. Getreide) um eine Risikokultur (Maltsch-Gebiet, OÖ).

17.) Straßenrandstreifen: Straßengräben haben sich in den letzten Jahrzehnten zu häufigen Eintragswegen für erodiertes Bodenmaterial in Gewässer entwickelt. Sie sind zumeist sehr gut Instand gehalten und leiten das Wasser auf direktem Wege in die Gewässer. Zudem ist die Gefällesituation zu den Straßengräben hin oftmals sehr ungünstig. Während im Talboden am Gewässer in vielen Situationen ein flacher Hangfuß ausgebildet ist, führen die Straßen oft quer am Hang entlang und die maximale Hangneigung reicht so direkt bis zum Straßengraben (siehe Skizze).

Grünlandstreifen oder auch Streifen mit Untersaaten entlang der Straßengräben, sind daher ein wichtiges Instrument um die Einträge zu reduzieren. Durch die ungünstige Neigungssituation sind sie aber gerade an den Übertrittstellen oftmals deutlich zu schmal. Wichtig wäre daher die Übertrittstellen zu eruieren und dort breitere Pufferbereiche anzulegen, am besten auch mithilfe von Geländemodellierungen, damit ein Ablagern des Materials erzielt wird. Entlang der restlichen Straßengräben sollte zumindest ein schmaler Streifen realisiert werden. Situationen wo Ackerflächen direkt im Straßengraben enden – wie sie leider häufig zu sehen sind (siehe Abbildung) – sind jedenfalls gänzlich zu vermeiden.

Typische Gefällesituation und Fließverhältnisse zum Bach hin:



Typische Gefällesituation und Fließverhältnisse zum Straßengraben hin:

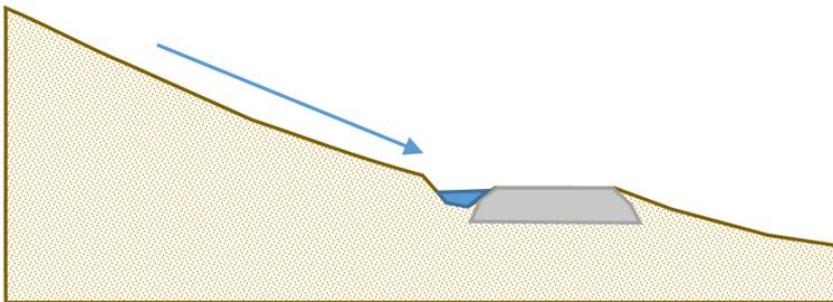


Abb. 130 Typische Gefällesituation zu Bächen und zu Straßen hin.



Abb. 131 Negativbeispiel aus dem Innbach-Gebiet, wo ein Maisacker direkt in der Straßenentwässerung endet.

D) Bereich Abflusswege

18.) Rückhalt Niederschlagswasser Siedlung: Niederschlagswässer werden oft auf dem schnellsten Weg in die nächstgelegenen Fließgewässer abgeleitet und gelangen somit nicht

ins Grundwasser. Versickerungen hingegen bringen viele Vorteile für den Grund- und Gewässerschutz, weshalb diese vermehrt eingesetzt werden sollten. Bei Neubauten wurden hier die Vorschriften bereits angepasst, die bestehenden Systeme haben aber noch ein großes Verbesserungspotential. Dies ist auch eine wichtige Maßnahme zur Klimawandelanpassung.

In öffentliche Flächen können auch verschiedene Versickerungseinrichtungen für Niederschlagswasser integriert werden. Diese stellen in einer naturnahen Ausführung als sogenannte „Regengärten“ dekorative und ökologisch wertvolle Strukturen dar, die auch im Rahmen der Klimawandelanpassung wichtige Funktionen übernehmen.

19.) Rückhaltefläche / Sedimentationsfläche (Abflussweg): Gräben und große Sammeldrainagen bringen Wasser und auch Sedimenteinträge direkt in die Gewässer ein. Sehr effektiv dagegen sind in deren Mündungsbereich angelegte, naturnahe Feuchtflächen. Bewährt haben sich Unterteilungen in mehrere Bereiche mittels höhendefinierter kleiner Erdwälle. Damit verteilt sich das Wasser flächig und die Filterleistung wird maximiert. Vorteilhaft sind teilweise auch kleine, vorgeschaltete Absetzteiche, die auch die ökologische Wertigkeit nochmals deutlich erhöhen.



Abb. 132 Filterbereiche für Drainagen und Gräben können Einträge in die Gewässer bedeutend reduzieren (Schwimmbach-Gebiet, Bayerisches Alpenvorland).

20.) Erosionsschutzmaßnahmen Infrastruktur: An Infrastruktureinrichtungen können oftmals verschiedene Maßnahmen zur Reduktion von Bodenerosion und zum Rückhalt von bereits erodiertem Material gesetzt werden. Dieses Maßnahmenpaket reicht von einer raschen Begrünung bzw. dem Anbringen von Erosionsschutzmatten bei frischen Straßenanschnitten bis hin zur Installation von sogenannten Gewässerschutzanlagen, die das Wasser aus den Straßengräben vorreinigen. Diese sind zwar für den Neubau von höherrangiger Infrastruktur vorgeschrieben, im Bestand und speziell bei mittelgroßen Straßen (Landesstraßen etc.) gibt es hier noch ein erhebliches Verbesserungspotential.

E) Bereich Wald, Forstwirtschaft

21.) Erosionsschutzmaßnahmen Wald: Unter dieser Kategorie sind diverse Maßnahmen subsummiert, die im Wald zu einer Erosionsreduktion beitragen können. Speziell aus Fichtenforsten oder in Bereichen wo keine standortgemäßen Gehölze entlang von Gewässern bzw. Gräben wachsen, kommt es stellenweise zu erheblichen Abträgen. Ansatzpunkte sind:

- Naturnahe Arten- & Alterszusammensetzung im Wald
- Naturnahe Uferbestockung

- Angepasster, bodenschonender Forstmaschinen-Einsatz
- Fachgerechter Forstwegebau
- Erosionsmindernde Maßnahmen bei Waldgräben

F) Bereich Teichbewirtschaftung

22.) Teichbewirtschaftung: Angepasste Bewirtschaftung von Teichen hinsichtlich Besatzdichte und Fütterung und vor allem eine umsichtige Vorgehensweise bei der Reinigung von Teichen durch zeitweise Umleitung des Wassers und Baggern im Trockenen, kann Nährstoff- und Feinsedimenteinträge in die Gewässer deutlich vermindern. Abgesetztes Feinmaterial sollte keinesfalls in den Bach/Fluss weitergeschwemmt werden. Dies ist auch aus wasserrechtlicher Sicht nicht erlaubt.

Wird das Material fachgerecht entnommen, können Teiche auch als Feinsediment-Rückhaltebereiche genutzt werden (Abstimmung mit sonstigen Nutzungen notwendig).

G) Bereich Gewässerökologie

23.) Entfernen/Absenken Querbauwerk: Siehe auch Maßnahmen oben. Querbauwerke verursachen im Gewässer einen Rückstau, wodurch es zu einer vermehrten Sedimentation kommt. Diese Bereiche sind dann als Ökosystem gänzlich von den geänderten Sediment- und Fließverhältnissen geprägt. Viele Querbauwerke haben heute keine Funktion mehr bzw. bieten sich heutzutage bessere bauliche Lösungen an. Die Entfernung bzw. der Umbau reduziert die Staustrecken und dadurch die Ablagerung von Feinsediment. Zusätzlich wird die Migration der aquatischen Fauna wieder ermöglicht, die somit auch ungünstigen Bedingungen ausweichen kann und Rückzugsorte in den Oberläufen wieder erreicht.

24.) Gewässerökologische Verbesserungsmaßnahme: Siehe auch Maßnahmen oben. Wie sich eine Feinsedimentbelastung im Gewässer abbildet, wird hauptsächlich von der lokalen Hydraulik bestimmt. Strukturen, die das Strömungsbild diversifizieren sind daher sehr wichtig, um Habitate wie Schotterflächen auch in belasteten Gewässern zumindest teilweise noch zur Verfügung zu haben.

Ökologische Verbesserungsmaßnahmen können – bei einer moderaten Feinsedimentbelastung – daher Verbesserungen für die aquatische Fauna und Flora mit sich bringen. Zu beachten ist jedoch auch, dass bei sehr hohen Feinsedimentfrachten Renaturierungsbemühungen stark konterkariert werden können (Höfler et al., 2016).

25.) Sedimentationsflächen (neben Gewässer): In der aktuellen Situation ist nicht nur eine vermehrte Erosion sondern auch ein verminderter Austrag von feinen Sedimentanteilen ins Umland ursächlich für erhöhte Feinsedimentfrachten in den Gewässern. Während früher das Gewässerumland häufig überflutet wurde, wird dies heute durch Dämme, Regulierungen und künstliche Eintiefungen oftmals weitgehend verhindert.

Die Anlage von abgesenkten Flächen im Umland inklusive optimierter Struktureinbauten, kann den Austrag von feinen Sedimentanteilen wieder begünstigen. Teilweise ist in solchen Flächen auch eine Entnahme des Materials möglich, wobei sich dabei oft Fragen nach dem Erhalter und den Kosten für die Erhaltung stellen.



Abb. 133 *Kleine Sedimentationsfläche im Kleine Mühl-Gebiet. Besser sind großflächigere Bereiche am besten mit Grünland oder Hochstauden-Vegetation.*



Abb. 134 *Sedimentationsfläche im Naarn-Gebiet. Hier werden neben den Feinsedimentfraktionen auch Sandfraktionen ausgetragen die in der Böhmischen Masse ebenfalls ökologische und Hochwasserschutz-Probleme verursachen.*

7.3 Maßnahmenbereiche

Aus der Analyse der Kartierungsergebnisse wurden zur Verbesserung des ökologischen Zustandes verschiedene Maßnahmentypen aus dem Maßnahmenkatalog (Kap. 7.2) ausgewählt und in den Plänen im Anhang zu diesem Bericht dargestellt. Daraus ergibt sich eine Vielzahl an Maßnahmen wobei sich aber bei der Bearbeitung der vorliegenden Potenzialstudie sehr deutlich zeigte, dass in der **Verbesserung der Strukturausstattung und der Entschärfung der Feinsedimentproblematik** das größte Potenzial zur Erreichung des ökologisch guten Zustandes liegt. Daher werden hier in der Folge besonders wirksame Maßnahmenbereiche ausgewählt.

7.3.1 Besonders wirksame Bereiche für lineare und punktuelle Maßnahmen

Auch wenn alle vorgeschlagenen punktuellen und linearen Maßnahmen für die Verbesserung der Hydromorphologie des Projektgebietes bedeutsam sind, bieten sich drei größere Abschnitte im Projektgebiet an deren Umsetzung, das meiste Potential aufweist und die in Folge kurz beschrieben werden.

7.3.1.1 Maßnahmenbereich 1

Der Maßnahmenbereich 1 reicht vom Kraftwerk Breuer bis zum Starmühler Wehr in St. Valentin.

In diesem Abschnitt liegen drei größere unpassierbare Wehranlagen, die sowohl die ökologische Durchgängigkeit also auch die Hydrologie stark beeinflussen. Bei den beiden Wasserkraftanlagen Breuer (Gutenhofen, Mühle zu Hofkirchen) und Ströbitzer wird wie in Kap. 9 erläuterte eine Niederlegung der Wasserkraftnutzung von den Betreibern angestrebt. Beim Starmühler Wehr wurde von den Verfassern dieses Berichtes im Auftrag der Stadtgemeinde St. Valentin eine Festlegung der zukünftigen Wasseraufteilung ausgearbeitet (Bart & Gumpinger, 2021). Im Zuge der Umsetzung dieser Wasseraufteilung wird ein Umbau der Wehranlage stattfinden müssen, bei dem dann die Herstellung der Durchgängigkeit und die Verkürzung des Rückstaubereiches unbedingt umgesetzt werden sollte.

Durch die Entfernung der Querbauwerke entsteht ein rund 3 km langer Abschnitt mit einem großen Potenzial für die Verbesserung des ökologischen Zustandes. Der Gewässerlauf entspricht nämlich im Maßnahmenbereich 1 noch weitgehend dem Gewässerlauf aus dem 18. Jahrhundert (vgl. Kap. 7.1) und es kam zu keinen nennenswerten Laufverkürzungen. Daher wird für den Erlabach in diesem Bereich der Maßnahmentyp L02 (Eigendynamische Gewässerentwicklung initiieren und zulassen) vorgeschlagen, da angenommen werden kann, dass durch die Initiierung und Ermöglichung einer dynamischen Entwicklung eine langfristiger Erhalt von Gewässerstrukturen und wichtigen Habitaten möglich ist.

7.3.1.2 Maßnahmenbereich 2

Beim sogenannte Starmühler Wehr in St. Valentin wird der Erlabach in zwei Arme aufgeteilt. Der Maßnahmenbereich 2 umfasst im Wesentlichen den linken Arm, der im NGP als Erlabach-Hauptgerinne auch als geführt wird. Wenn der von den Verfassern dieses Berichtes im Auftrag der Stadtgemeinde St. Valentin ausgearbeitete Vorschlag für die Wasseraufteilung beim Starmühler Wehr (Bart & Gumpinger, 2021) umgesetzt wird, dann wird in den Mühlbach voraussichtlich nur mehr eine konstante Wassermenge von 200 l/s abgegeben. Dadurch erhält das Erlabach-Hauptgerinne im Gegensatz zur aktuellen Situation einen dynamischen und den natürlichen Gegebenheiten

entsprechenden Abfluss. Aktuell verläuft der Erlabach im vorgeschlagenen Maßnahmenbereich in einem mit Strukturierungsmaßnahmen aus Steinen zwar etwas aufgelockerten aber trotzdem monotonen Regulierungsprofil. Für diesen Bereich wird daher der Maßnahmentyp L03 (Gewässerentwicklung durch Laufverlängerung, Ufer- und Sohlgestaltung), also eine Renaturierung vorgeschlagen. Im Maßnahmenbereich 2 befinden sich insgesamt vier Querbauwerke. Drei davon sind eingeschränkt für die Fischfauna passierbar und die sogenannte Raderteichwehr zur Dotation des Remserbaches ist gänzlich unpassierbar. Das Gefälle der Querbauwerke kann teilweise für die durch die Renaturierung entstehende Laufverlängerung genutzt werden, wobei die Dotation des Remserbaches auch aus ökologischer Sicht weiter hin gewährleistet sein muss (vgl. Dazu Kap. 3.4).

7.3.1.3 Maßnahmenbereich 3

Der Maßnahmenbereich 3 umfasst den Teil des Erlabaches, der im Zuge der Donauregulierung beziehungsweise des Donaukraftwerkbaus in den abgetrennten Donaunebenarm umgelegt beziehungsweise in ein künstliches Gerinne gelegt wurde und schließlich in den Wallseer Altarm mündet. Jener etwa 6 km lange Teil, der in den abgetrennten Donauarm verlegt wurde ist weitgehend unverbaut. Im etwa 3 km langen unteren Teil liegt das Gerinne in einem mit Blockwurf gesicherten Profil. Aktuell ist das Gerinne im angeführten Maßnahmenbereich stark feinsedimentbelastet und strukturarm. Zur Verbesserung der Morphologie wird hier für den Erlabach im Maßnahmenbereich der Maßnahmentyp L03 (Gewässerentwicklung durch Laufverlängerung, Ufer- und Sohlgestaltung), also eine Renaturierung vorgeschlagen. Teile des Erlabaches wurden im Zuge der Renaturierung „Hasenöhr“ zwar bereits umgebaut, aber die durchgeführten Maßnahmen sind, wie in Kap. 8 näher erörtert, nur wenig zielführend. Zusätzlich zur Renaturierung des vorhandenen Gerinnes wäre zur Dynamisierung des Erlabaches eine Erhöhung der Dotation aus der Donau anzudenken. Bei fkm 2107,25 wird aus dem Stauraum der Donau eine konstante Wassermenge in das bestehend rechtsufrige Begleitgerinne in die Au abgegeben, das in den Erlabach mündet. Durch die Erhöhung und Dynamisierung dieser Dotation aus der Donau könnte eine wesentliche Verbesserung der Hydromorphologie erreicht werden. Diese Maßnahme wurde auch in der von Mühlbauer et al., 2009 verfassten Studie „Ökologische Restrukturierungspotenzial an der Niederösterreichischen Donau“ vorgeschlagen. Als eventuell problematisch wurde in dieser Studie die Auswirkung der Dotationserhöhung auf den Wallseer Altarm angemerkt, da durch die höhere Dotation mit kühlem und schwebstoffreicherem Donauwasser vor allem bei Hochwasser eine Beeinträchtigung der gewässerökologischen Verhältnisse im Altarm befürchtet wurde. Dieser Problematik könnte aber mit der Schaffung eines neuen Gerinnes auf der Kraftwerksinsel entgegengewirkt werden. Mit der Verlängerung des Erlabaches bis zur Donau würde sich zudem die Auffindbarkeit des Erlabaches für Fischwanderungen erheblich verbessern. Die theoretische Machbarkeit einer Verlängerung des Gerinnes wurde laut schriftlicher Mitteilung von Herrn DI Martin Mühlbauer (2022) bereits geprüft und es würde sich unter Ausnutzung der Entfernung vorhandener Querbauwerke ein donautypisches Gefälle von 0,5 Promille ergeben.

7.3.2 Besonders wirksame Bereiche für flächige Maßnahmen zum Feinsedimentrückhalt

Wie in Kap. 6.1 und Kap. 6.2 erläutert, konnten mit einem vereinfachten Ansatz jene Detailszugsgebiete eruiert werden, in denen viel Feinsedimenteinträge zu erwarten sind und wo daher dahingehende Gegenmaßnahmen am zielführendsten scheinen. Die zehn Detailszugsgebiete (von 93), die die höchsten Werte aufwiesen sind in Tab. 49 dargestellt. Betrachtet man jedoch nur jene zehn Detailszugsgebiete, die im Bereich des Ober- und Mittellaufes und damit im Gebiet mit hoher

Priorität liegen, sind das die in Tab. 50 aufgeführten Bereiche. In Abb. 135 sieht man ebenfalls diese Unterscheidung nach der Prioritätszuordnung.

Tab. 49 *Detailinzugsgebiete mit dem höchsten Risiko für Feinsedimenteinträge.*

| Gewässer | Fläche [km ²] | Mittlerer LS-Faktor | Priorität |
|--------------------|---------------------------|---------------------|--------------------|
| Greutlgraben | 1,76 | 2,72 | Mittlere Priorität |
| Musterhartner Bach | 1,25 | 2,23 | Mittlere Priorität |
| Elstergraben | 1,13 | 2,16 | Mittlere Priorität |
| Harbach | 1,63 | 2,14 | Mittlere Priorität |
| Harbach | 1,04 | 2,00 | Mittlere Priorität |
| Mühlbach | 2,78 | 1,97 | Mittlere Priorität |
| Rohrbach | 3,27 | 1,84 | Mittlere Priorität |
| Haager Bach | 2,52 | 1,82 | Hohe Priorität |
| Musterhartner Bach | 2,09 | 1,79 | Mittlere Priorität |
| Harbach | 1,21 | 1,71 | Mittlere Priorität |

Tab. 50 *Detailinzugsgebiete mit dem höchsten Risiko für Feinsedimenteinträge und hoher Priorität.*

| Gewässer | Fläche [km ²] | Mittlerer LS-Faktor | Priorität |
|----------------------|---------------------------|---------------------|----------------|
| Haager Bach | 2,52 | 1,82 | Hohe Priorität |
| Rittmannsberger Bach | 4,40 | 1,60 | Hohe Priorität |
| Erlabach | 0,48 | 1,40 | Hohe Priorität |
| Erlabach | 1,10 | 1,40 | Hohe Priorität |
| Haager Bach | 0,16 | 1,40 | Hohe Priorität |
| Haager Bach | 0,08 | 1,39 | Hohe Priorität |
| Erla | 5,19 | 1,36 | Hohe Priorität |
| Erlabach | 1,88 | 1,35 | Hohe Priorität |
| Lembach | 3,96 | 1,34 | Hohe Priorität |
| Erlabach | 1,47 | 1,27 | Hohe Priorität |

Eine gute Möglichkeit mit einem Pilotgebiet zur Maßnahmenumsetzung zu starten, wäre das Lembach-Rittmannsberger Bach System (Abb. 136). Es handelt sich dabei um drei Detailinzugsgebieten mit sehr vielen Hot-Spot-Flächen und einer bearbeitbaren Größe von rund 10 km². Auch eine Erfolgskontrolle wäre durch den gemeinsamen Ausrinn der Gebiete gut möglich. Auch direkt am Erlabach im Mittellauf finden sich viele Hot-Spot-Flächen, die aber oft nur über kleine Gräben entwässern, sodass eine Abbildung des Erfolges z.B. durch ein Monitoring vermutlich schwieriger zu bewerkstelligen ist. Neben den technischen Überlegungen, gilt es vor allem aber in der Zusammenarbeit mit den LandbewirtschafterInnen jene Gebiete auszuwählen, in denen die Umsetzungschancen am größten sind.

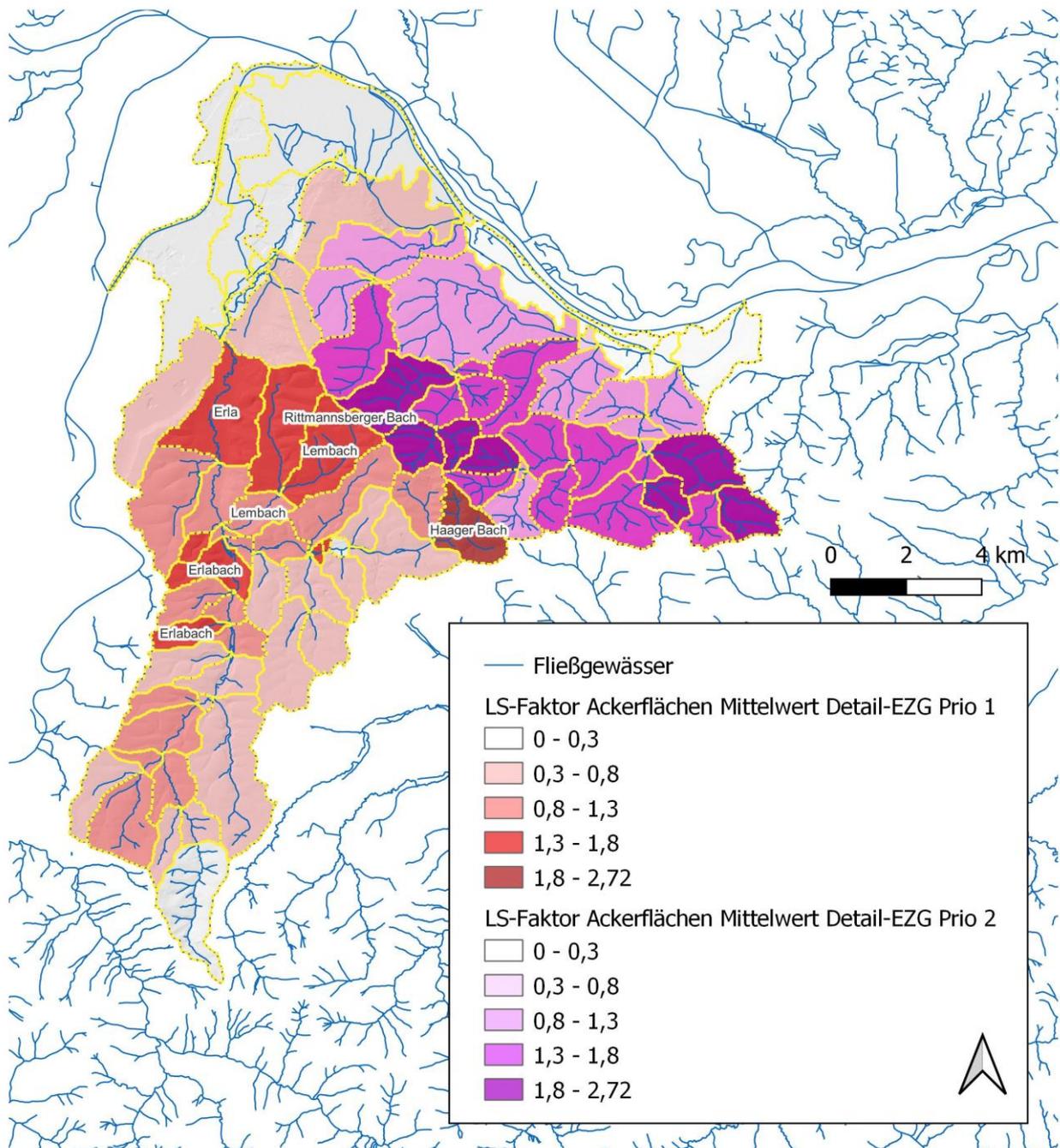


Abb. 135 LS-Faktor auf Ackerflächen je nach Detailszugsgebiet und Priorisierung.

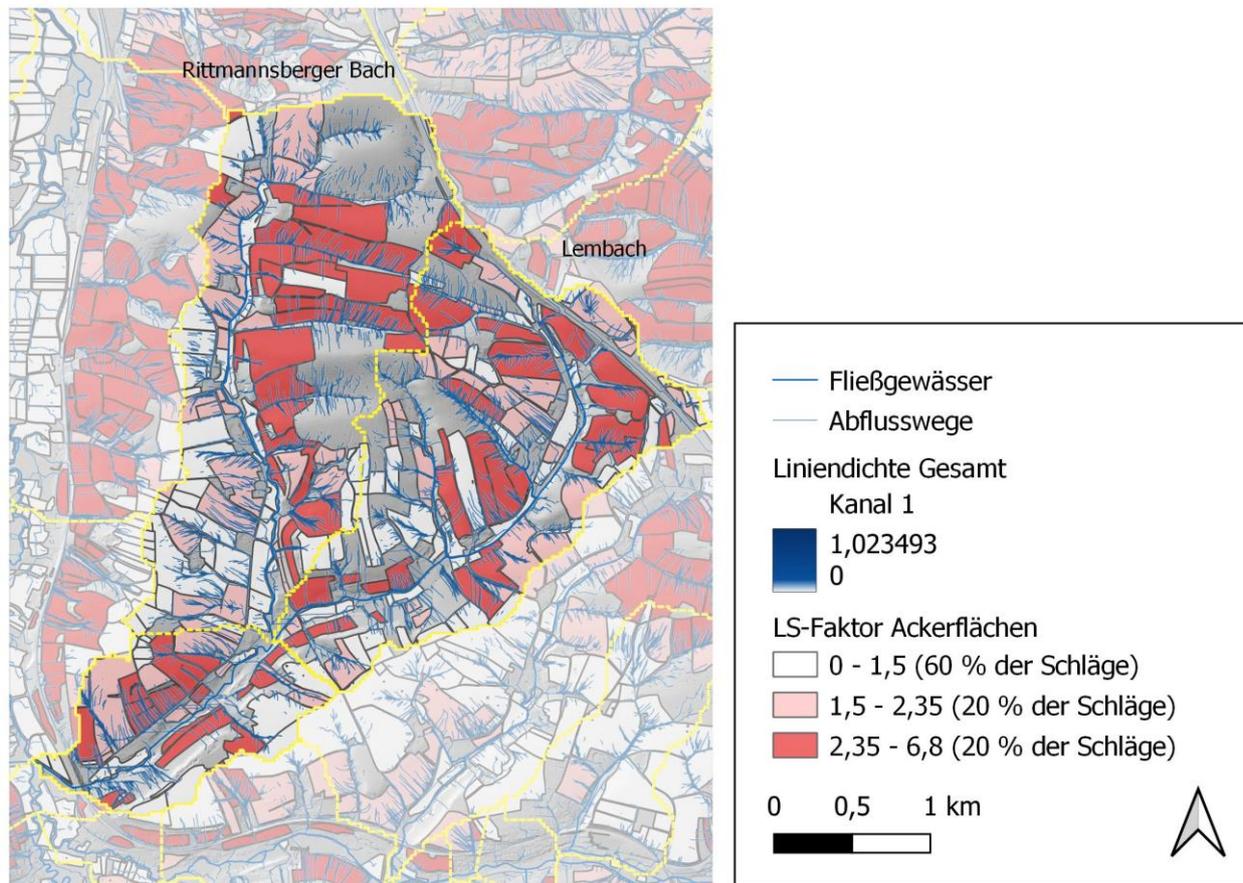


Abb. 136 *Lembach-Rittmannsberger Bach System als Vorschlag für ein Pilotgebiet zur Maßnahmenumsetzung.*

7.4 Zusammenfassung und weitere wichtige Aspekte

Das Ziel der vorgeschlagenen Maßnahmen ist die Erreichung des guten ökologischen Zustandes. Da sich im Erlabach, wie in vielen anderen Fließgewässern der intensiv genutzten Kulturlandschaft, eine enorme Feinsedimentbelastung zeigt, ist deren beträchtlicher Einfluss auf eine nachhaltig erfolgreiche Gewässersanierung unbedingt zu beachten. Die Herstellung der Durchgängigkeit für die aquatischen Organismen alleine reicht sicher nicht aus um eine wesentliche Verbesserung des ökologischen Zustandes zu erreichen und Strukturmaßnahmen erreichen im Zusammenhang mit dem Sedimenthaushalt oft Grenzen der Wirksamkeit (Höfler et al. 2016). Daher wird die Strukturierung des vorhandenen Gewässerlaufes nicht ausreichen um die Sediment-Selbstreinigungskraft des Gewässers wieder herzustellen. Der Maßnahmentyp L04 (Strukturierung im vorhandenen Profil) wird daher weitgehend nur in Siedlungsbereichen vorgeschlagen. Dabei wird wohl abseits des Leitbildes auch eine gewisse Überstrukturierung notwendig sein, um gewässerökologische Verbesserungen zu erreichen. Strukturen führen zu lokalen Turbulenzen, die aber nur kleinräumige Verbesserungen der Feinsedimentbelastung mit sich bringen. Zur Abminderung des Feinsedimentproblems müssen jedoch größere Renaturierungen (Maßnahmentyp L02 und L03) mit Umlandabsenkungen, vielfältigen Gefällesituationen und Strukturgebern umgesetzt werden. Damit einher gehen aber Erhaltungsmaßnahmen dieser Umlandflächen, auf denen sich mittelfristig größere Feinsedimentablagerungen bilden werden. Um eine relevante Verbesserung der (Fein-) Sedimentsituation herbeizuführen, braucht es einen einzugsgebietsbezogenen Plan, der aus all den oben genannten Maßnahmen schöpft und die Maßnahmenstandorte punktgenau festlegt. Dazu wäre

eventuell die Einrichtung eines Pilotgebietes sinnvoll, wo in intensiver Zusammenarbeit mit den LandbewirtschafterInnen, der Gemeinde und der Infrastrukturerhaltung ein Umsetzungskonzept ausgearbeitet wird. Eine sehr gute Initiative diesbezüglich ist das Projekt boden:ständig in Bayern (<https://www.boden-staendig.eu/>).

Wie in Kap. 4.3 ausgeführt, kann davon ausgegangen werden, dass im Erlabach über weite Teile des Projektgebietes die geschützte Muschelart *Unio crassus* vorkommt. Daher muss bei künftigen Maßnahmen immer auch der Schutz und Erhalt dieser Art berücksichtigt werden. Vor allem bei der baulichen Umsetzung von Maßnahmen, ist der betroffene Abschnitt spätestens vor Baubeginn auf ein Vorkommen zu untersuchen und gegebenenfalls eine Bergung durchzuführen.

8 Modul 5 – Evaluierung Renaturierung „Hasenöhrl“

Bei den durchgeführten Kartierungsarbeiten wurde auch der Bereich der Renaturierung „Hasenöhrl“ begangen. Das Einreichprojekt zu dieser Renaturierung wurde im Jahr 2012 vom Ingenieurbüro für Gewässerökologie und Fischerei (Mag. Christian Mitterlehner) erstellt. In der Übersicht, die dem Bericht entnommen wurde, sind die geplanten Maßnahmen ersichtlich (Abb. 137). Bei der Kartierung musste festgestellt werden, dass in diesem Bereich zwar Maßnahmen gesetzt wurden, diese aber nicht mit der Planung übereinstimmen. Linksufrig hätten lokal Uferabträge bis auf eine Wasserspiegellage von etwa MQ+0,5 m erfolgen sollen und linksufrig sollten Buhnen und Raubäume eingebaut werden. Bei der Kartierung wurden weder Buhnen noch Raubäume vorgefunden und anstelle der Uferabflachungen waren offenbar große Buchten gebaut worden (Abb. 138). In Absprache mit dem Auftraggeber wurde daher auf die Evaluierung der Renaturierung verzichtet, da sie erst dann sinnvoll ist, wenn die Maßnahmen korrekt bzw. so umgesetzt sind, dass ein gewisser ökologischer Mehrwert zumindest erwartbar ist.

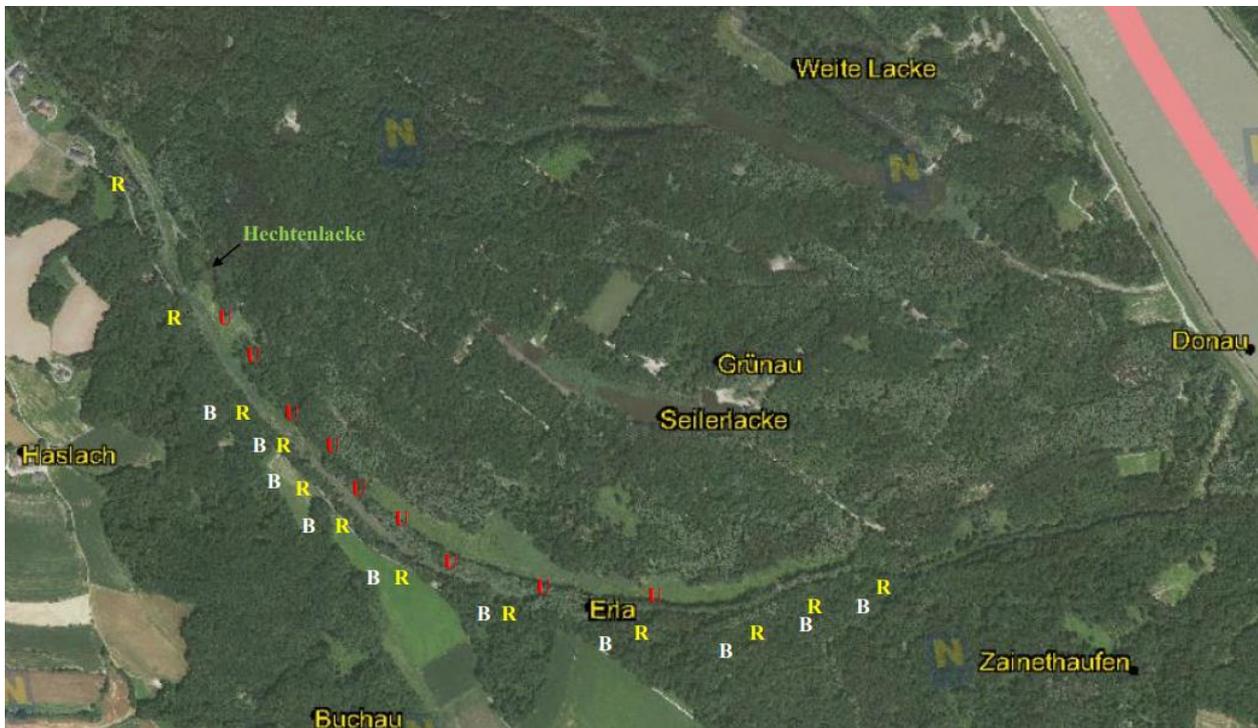


Abb. 137 Maßnahmenübersicht aus dem Einreichprojekt für die Renaturierung „Hasenöhrl“ (Mitterlehner, 2012)(Mitterlehner, 2012). B ... Buhne rechtsufrig, R ... Raubaum rechtsufrig, U ... Uferabtrag linksufrig.



Abb. 138 Blick auf eine der angelegten Buchten.



Abb. 139 Blick auf eine offensichtlich ganz frisch angelegte Bucht.

9 Modul 6 – Wasserkraftanlage Gutenhofen

Die Wasserkraftanlage Breuer „Mühle zu Hofkirchen“ in Gutenhofen soll aufgelassen werden. Dazu wurde vom Ingenieurbüro Dr. Lang ZT-GmbH im Frühsommer 2021 ein Einreichprojekt erstellt. Dem Büro blattfisch e. U. wurden diese Unterlagen zur Durchsicht zur Verfügung gestellt. Die bestehende Wasserkraftanlage soll inklusive Wehr abgebrochen, vollständig rückgebaut und das Wasserbenutzungsrecht gelöscht werden.

Aus gewässerökologischer Sicht ist diese Vorgehensweise sehr zu begrüßen. Bei der Sicherung des neu entstehenden linken Prallufers mit Wasserbausteinen ist auf eine möglichst raue Ausführung in Kombination mit Weidensteckhölzern zu achten. Weitere Sicherungsmaßnahmen sind nicht vorgesehen und wären aus gewässerökologischer Sicht auch problematisch, da sie der natürlichen und dynamischen Entwicklung des Gewässers entgegenwirken würden.

Um besser abschätzen zu können, welche Wasserspiegellagen und Wassertiefen sich nach der Entfernung der Wehranlage im ehemaligen Staubereich einstellen werden, wurde der Stau über einige Tage von Herrn Breuer langsam gelegt und dann am Vormittag des 22. Junis 2021 gemeinsam mit der Fischerei und der Autorin, Frau DI Bart, begangen. Dabei wurden die Wassertiefen mit einem Messstab stichprobenartig erhoben. Es zeigten sich Wassertiefen zwischen 20 und 100 cm, wobei Wassertiefen von nur 20 cm lediglich im zentralen Staubereich des abgesenkten Staubereiches aufschienen. Die geringen Wassertiefen resultieren aus dem sehr breiten Profil des Erlabaches. in diesem Bereich. Es wird daher vorgeschlagen unmittelbar nach der Entfernung der Wehranlage, die ersten 100 bis 150 m unmittelbar flussauf zu strukturieren. Dies sollte durch den Einbau von buhnenartig eingebrachten Wurzelstöcken und Raubäumen in Kombination mit Steinen erfolgen. Dadurch wird die Überbreite des Profils reduziert und es entstehen wertvolle Einstandsmöglichkeiten für die Fischfauna. Zudem sorgen die Strukturelemente für lokale Auskolkungen im Gewässerbett und tragen daher zur Hebung der Tiefenvarianz bei. Im gesamten restlichen, abgesenkten Rückstauraum konnte kein weiterer Bereich mit 20 cm Wassertiefe über das gesamte Profil gefunden werden. Im Schnitt lag die Wassertiefe bei 50 cm, in tiefen Bereichen bei bis zu 110 cm. Außerdem zeigte sich, dass das Bachbett bei abgesenkten Stau – also dem künftig immer vorherrschenden Zustand - grundsätzlich über ein recht natürliches Profil mit Prall- und Gleithängen verfügt, das eine sehr gute Voraussetzung für die künftige Entwicklung dieses Abschnittes darstellt (Abb. 140) Um die morphologischen Verhältnisse, die sich nach der Entfernung der Wehranlage einstellen werden besser abschätzen zu können, wurde im Zuge der Kartierungsarbeiten flussauf - also außerhalb des Projektgebietes - eine Referenzstrecke gesucht, bei der angenommen werden kann, dass sie von der Gefällesituation und den Profillbreiten in etwa dem betroffenen Abschnitt entspricht. Bei Kanning wurde so eine Referenzstrecke gefunden (Abb. 141). Beim Vergleich der Abb. 140 mit der Abb. 141 zeigt sich, dass die betroffene Staustrecke nach der Entfernung der Wehranlage ein hohes Potenzial für die eigendynamische Entwicklung einer naturnahen Morphologie mit sich bringt. Eventuell können nach der Entfernung der Wehranlage die Ufer im Oberwasser an manchen Stellen etwas nachrutschen. Hier ist aber genug Platz, dass sich die Ufer langsam zu natürlichen Uferbereichen umwandeln können. Bei erosionsgefährdeten Uferbereichen können zur Uferstabilisierung Weidensteckhölzer eingebracht werden.

Eine ähnliche Vorgehensweise bietet sich auch beim **Kraftwerk Ströbitzer** an. Während der Bearbeitung der vorliegenden Studie und eines weiteren Projektes zur Restwasserabgabe beim Starmühler Wehr in St. Valentin entwickelte sich beim Betreiber des Kraftwerkes der Wunsch seine Anlage still zu legen. Auch hier wurde die Wehranlage des Kraftwerkes gelegt und der Rückstaubereich begangen. Die morphologischen Voraussetzungen ähneln hier jenen beim Kraftwerk Breuer und auch

hier zeigen sich bei gelegtem Stau gute Voraussetzungen für eine dynamische Entwicklung des Gewässerlaufes.



Abb. 140 *Der Blick in das Bachbett bei abgesenkten Stauzustand zeigt ein hohes Potenzial für eine natürliche Entwicklung.*



Abb. 141 Bilder der Referenzstrecke bei Kanning.

10 Literatur

- Alewell, C., Borrelli, P., Meusburger, K. & Panagos, P. (2019). Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. in: *International Soil and Water Conservation Research*, 7(3), 203–225. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.004>
- Auer, S., Daill, D., Lerchegger-Nitsche, B., Ringler, G., Pilz, I. & Gumpinger, C. (2021). Funktionsfähigkeit von Sedimentationsflächen zur lokalen Verbesserung des Feststoffhaushaltes im Käfermühlbach.
- Bart, U. & Gumpinger, C. (2021). Starmühler Wehr – Festlegung der Dotation des Mühlbaches in St. Valentin. Wels.
- Bayerisches Landesamt für Umwel (LfU). (2014). Arbeitsbehelf: Wege zu wirksamen Uferstreifen.
- Berg, K. (2014). Gewässerzustandsüberwachung - Erla Mitterkirchen im Machland (FW30901197).
- Berg, K., Lumesberger-Loisl, F., Fischer, A. & Gumpinger, C. (2015a). Beweissicherungen im Zuge der Errichtung des Machlanddamms - Evaluierung der Fischpassierbarkeit der im Baulos 3 errichteten Bauwerke in Naarn und Schwemmnaarn. In *Im Auftrag der Machlanddamm GmbH*.
- Berg, K., Lumesberger-Loisl, F., Fischer, A. & Gumpinger, C. (2015b). Beweissicherungen im Zuge der Errichtung des Machlanddamms - Evaluierung der Fischpassierbarkeit der in den Baulosen 1, 2 und 8 errichteten Fischaufstiegsbauwerke in der Flutmulde und ihren Nebengewässern. In *Im Auftrag der Machlanddamm GmbH*.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW). (2017). Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015. Wien.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW). Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer idgF. , Pub. L. No. BGBl II Nr. 99/2010 (2018).
- Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT). (2019). Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil A1 - Fische. Wien.
- Csar, D., Schauer, M. & Gumpinger, C. (2010). Fischökologische Beweissicherung 2009 in Kamp und Mühlkamp im Zuge der Errichtung der S33 Kremser Schnellstraße – Donaubrücke Traismauer. In *Im Auftrag der ASFINAG Bau Management GmbH*.
- Dürregger, A., Pander, J., Palt, M., Mueller, M., Nagel, C. & Geist, J. (2018). The importance of stream interstitial conditions for the early-life-stage development of the European nase (*Chondrostoma nasus* L.). in: *Ecology of Freshwater Fish*, 27(4), 920–932. <https://doi.org/10.1111/eff.12403>
- Eberstaller, J., Köck, J., Haunschmid, R., Jagsch, A., Ratschan, C. & Zauner, G. (2015). Leitfaden zur Bewertung erheblich veränderter Gewässer - Biologische Definition des guten ökologischen Potentials. In *Hrsg.: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW)*.
- Ferro, V. & Minacapilli, M. (1995). Sediment delivery processes at basin scale. in: *Hydrological Sciences Journal*, 40(6), 703–717. <https://doi.org/10.1080/02626669509491460>
- Fischer, A., Lumesberger-Loisl, F., Berg, K. & Gumpinger, C. (2017). Evaluierung der Lebensraumqualität und des Migrationsverhaltens von Nase und Barbe am Beispiel des Unterlaufs der Trattnach. in:

Im Auftrag des Amtes Der Oberösterreichischen Landesregierung, Direktion Umwelt Und Wasserwirtschaft, Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft, 95.

- Friedrich, T., Scheder, C., Bart, U. & Gumpinger, C. (2013). Gewässerökologisches Monitoring von Habitatverbesserungsmaßnahmen im Unterlauf der Krems: Evaluierung der Restrukturierungsmaßnahmen im Bereich Ritzlhof und Oberaudorf anhand der Fisch- und Makrozoobenthosgesellschaften. In *Im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft.*
- Gebler, R.-J. (2005). Entwicklung naturnaher Bäche und Flüsse - Maßnahmen zur Strukturverbesserung. - Verlag Wasser + Umwelt, Walzbachtal. Walzbachtal.
- Graf, C., Arming, P., David, J. & Gumpinger, C. (2021). Fischökologische und fischereiwirtschaftliche Bestandsanalyse im Innbach im Fischereirevier mit der Ordnungsnummer 17-3. In *Im Auftrag des Fischereiberechtigten Johannes Max-Theurer.*
- Graf, C. & Gumpinger, C. (2020). Strahlwirkung im Unterlauf der Naarn - Untersuchung der Strahlwirkung von strukturellen Gewässeraufwertungen auf Gewässerabschnitte mit morphologischen Defiziten anhand der Fischfauna. In *Im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Wasserwirtsch.*
- Graf, W. (1999). Check-Liste der Steinfliegen (Insecta: Plecoptera) Österreichs. in: *Lauterbornia*, 37, 35–46.
- Gumpinger, C. (2018). Maßnahmenvorschläge zur Erreichung des "guten ökologischen Potentials" in der Restwasser-Strecke der Unteren Enns. In *Im Auftrag der Oberösterreichischen Umweltschutzverwaltung.*
- Gumpinger, C., Höfler, S. & Pichler-Scheder, C. (2018). Ökologische Aufwertungsmaßnahmen in oberösterreichischen Gewässern eine Bilanz. – Planung, Umsetzung, Erfolge, Probleme. Wels.
- Haunschmid, R., Wolfram, G., Spindler, T., Honsig-Erlenburg, W., Wimmer, R., Jagsch, A., ... Schotzko, N. (2006). Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-WRRL. Schriftenreihe des BAW 23, Scharfling/Mondsee.
- Höfler, S., Piberhofer, B., Pichler-Scheder, C. & Gumpinger C. (2018). Feinsediment in den Flüssen Oberösterreichs. Auswirkungen von hohen Feinsedimentfrachten auf die aquatische Fauna, die Zielerreichung WRRL und die wasserwirtschaftliche Maßnahmenumsetzung. Wels.
- Höfler, S., Ringler, G. & Gumpinger, C. (2020). Geschiebe- & Sedimentmanagement - Mindestanforderungen an die gute und fachliche Praxis in der Landwirtschaft für den Gewässerschutz in Bayern. Wels.
- Höfler, Sarah, Gumpinger, C. & Hauer, C. (2016). Ökologische Maßnahmen an kleinen und mittelgroßen Fließgewässern. in: *Österreichische Wasser- Und Abfallwirtschaft*, 68(11–12), 519–533. <https://doi.org/10.1007/s00506-016-0351-2>

- Höfler, Sarah, Piberhofer, B., Pichler-Scheder, C. & Gumpinger, C. (2018). Feinsediment in den Flüssen Oberösterreichs – Vertiefende Bearbeitung der Feinsedimentthematik hinsichtlich der Auswirkungen auf die aquatische Fauna, die Zielerreichung WRRL und die Integration des Themas in der Maßnahmenumsetzung. Wels.
- Hübner, D. (2003). Die Ablach- und Interstitialphase der Äsche (*Thymallus thymallus*). Grundlagen und Auswirkungen anthropogener Belastungen. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Naturwissenschaften, Marburg/Lahn.
- Jungwirth, M., Haidvogel, G., Hohensinner, S., Weidbacher, H. & Zauner, G. (2014). Österreichs Donau. Landschaft – Fisch – Geschichte. Wien.
- Jungwirth, Mathias, Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S. & Schmutz, S. (2003). Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Vienna: Facultas.
- Kondolf, G. M., Schmitt, R., Darby, S., Arias, M., Bizzi, M., Castelletti, A., ... Wild, T. (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.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007). Handbook of European freshwater fishes. Copeia.
- Kuhn, M. & Petz-Glechner, R. (2020a). Fischartenkartierung Erlabach Revier DII/1. In *Im Auftrag von NÖ Landesfischereiverband, Fischereiverband III, Durstgasse 1a, 3340 Waidhofen a. d. Ybbs*.
- Kuhn, M. & Petz-Glechner, R. (2020b). Fischartenkartierung Erlabach Revier DII/2. In *Im Auftrag von NÖ Landesfischereiverband, Fischereiverband III, Durstgasse 1a, 3340 Waidhofen a. d. Ybbs*.
- Landesamt für Natur, U. und V. N.-W. (LANUV N. (2012). Gewässerstrukturen in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer. LANUVA-Arbeitsblatt 18.
- Landmann, A. (1984). Zur Fischfauna Nordtirols: Erstfund des Moderlieschens *Leucaspis delineatus* (Pisces: Cyprinidae). in: *Ber. Nat.-Med. Verein Innsbruck*, Band 71, S. 181-185.
- Lumesberger-Loisl, F. & Gumpinger, C. (2015). Fischökologische Beweissicherung 2014 in Kamp und Mühlkamp im Zuge der Errichtung der S33 Kremser Schnellstraße – Donaubrücke Traismauer. In *Im Auftrag der ASFINAG Bau Management GmbH*.
- Malicky, H. (2009). Rote Liste der Köcherfliegen Österreichs. in: *Band 14/3: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Flusskrebse, Köcherfliegen, Skorpione, Weberknechte, Zikaden* (p. 540). Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft / Böhlau Verlag.
- McCool, D. K., Foster, G. R., Renard, K. G. & Yoder, D. C. (1995). The revised universal soil loss equation. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.4000/physio-geo.4082>
- Mitterlehner, C. (2006). Fischbestandserhebung im Rahmen der NÖ-Fischartenkartierung - Revier Erlabach DII/2. In *Im Auftrag des Fischereivereinerband III-Amstetten*.
- Mitterlehner, C. (2013). Fischartenkartierung Revier Erlabach DII/1. In *Im Auftrag des Fischereivereinerband III-Amstetten*.
- Mitterlehner, Christian. (2012). Revitalisierung Erlabach, Jagd- und Fischereigut Erla, von km 10,9 – km 12,7 KG Erla, Gemeinde St. Pantaleon - Erla. Einreichprojekt im Auftrag von Hr. Ing. Karl Hasenöhr.

- Moog, O. (2004). Standardisierung der habitatanteilig gewichteten Makrozoobenthos-Aufsammlung in Fließgewässern (Multi-Habitat-Sampling; MHS).
- Moog, O., Hartmann, A., Schmidt-Kloiber, A., Vogl, R. & Koller-Kreimel, V. (2018). Ecoprof 5.0.4.
- Mühlbauer, M., Ratschan, C. & Zauner, G. (2009). Ökologisches Restrukturierungspotential an der Niederösterreichischen Donau - Studie im Auftrag von via donau Österreichische Wasserstraßen-Gesellschaft m. b. H. & Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Abt. Wasserwirtschaft.
- Nesemann, H., Pöckl, M. & Wittmann, K. J. (1995). Distribution of epigeal Malacostraca in the middle and upper Danube (Hungary, Austria, Germany). in: *Misc. Zool. Hung.*, 10, 49–68.
- Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband. (2008). Positionspapier der ÖWAV-Arbeitsgruppe „Schwall“ der Fachgruppe Wasserbau, Ingenieurbioogie und Ökologie. Schwall und Sunk an österreichischen Fließgewässern.
- Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband. (2021). Expertinnenpapiere des ÖWAV – Nutzwassersysteme in Gebäuden mit Trinkwasserversorgung. Erstellt vom ÖWAV-Arbeitsausschuss „Getrennte Leitungen in Haushalten – Brauchwassersysteme“ der Fachgruppe „Wasserhaushalt und Wasserversorgung im ÖWAV.
- Owens, P., Batalla, R. J., Collins, A. J., Gomez, B., Hicks, D. M., Horowitz, A. J., ... Trustrum, N. A. (2005). Fine-Grained Sediment in River Systems: Environmental Significance and Management Issues. in: *River Research and Applications (2005)*, 21.
- Pichler-Scheder, C., Lerchegger-Nitsche, B., Bart, U. & Gumpinger, C. (2019). Beweissicherungsprogramm Urfahrner Sammelgerinne. - Ergebnisdarstellung des ökologischen Zustandes im Jahr 2018 anhand des Qualitätselementes Makrozoobenthos sowie Auswertung und Interpretation wasserchemischer Eigenüberwachungsprotokolle der Jahre 2006 .
- Pöckl, M. (2014). Süßwasser-Amphipoden: eine Liebeserklärung? – Selbstreflexion eines so genannten "Spezialisten." in: *Denisia*, 33(163), 369–392.
- Poepl, R. E., Dilly, L. A., Haselberger, S., Renschler, C. S. & Baartman, J. E. M. (2019). Combining soil erosion modeling with connectivity analyses to assess lateral fine sediment input into agricultural streams. in: *Water (Switzerland)*, 11(9). <https://doi.org/10.3390/w11091793>
- Poepl, R. E., Fryirs, K. A., Tunnicliffe, J. & Brierley, G. J. (2020). Managing sediment (dis)connectivity in fluvial systems. in: *Science of the Total Environment*, 736(May), 139627. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139627>
- Rat der Europäischen Gemeinschaften. Fauna-Flora-Habitat Richtlinie - Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. , Pub. L. No. 92/43/EWG, 12 (1992).
- Ratschan, C. (2011). Kam der Huchen ursprünglich im Unterlauf der Steyr vor? Ein Beispiel für Schwierigkeiten bei der Rekonstruktion der historischen Fischfauna. in: *Österr. Fischerei*, 64, 188–197.
- Ratschan, C., Jung, M. & Zauner, G. (2017). Der Einfluss von Prädatoren und Besatz auf die Fischzönose im Unterlauf der Steyr. Elektrofischereiliche Bestandserhebung, Besatzerperiment und Nahrungsanalyse. in: *Im Auftrag des Oberösterreichischen Landesfischereivereins*, 81.

- Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., McCool, D. K. & Yoder, D. C. (1997). Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). <https://doi.org/DC0-16-048938-5> 65–100.
- Renard, K. G., Yoder, D. C., Lightle, D. T. & Dabney, S. M. (2010). Universal Soil Loss Equation and Revised Universal Soil Loss Equation.
- Risse, L. M., Nearing, M. A., Laflen, J. M. & Nicks, A. D. (1993). Error Assessment in the Universal Soil Loss Equation. in: *Soil Science Society of America Journal*, 57(3), 825–833. <https://doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700030032x>
- Schabuss, M. (2016). Gewässerzustandsüberwachung - Erla Strengberg (FW30900637).
- Schabuss, M. (2019). Gewässerzustandsüberwachung - Erla Strengberg (FW30900637).
- Strauss, P., Schmaltz, E., Krammer, C., Zeiser, A., Weinberger, C., Kuderna, M. & Dersch, G. (2020). Bodenerosion in Österreich – Eine nationale Berechnung mit regionalen Daten und lokaler Aussagekraft für ÖPUL.
- Strohmeier & Bruckner. (2013). Sedimentmanagement in Gewässereinzugsgebieten. Beispiel Ökosystem Wiesent. - Bericht für den Bezirk Oberfranken und das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Bayreuth.
- Thurmann, Ch. & Zumbroich, T. (2013). Resilienzvermögen von Interstitialräumen verschiedener Gewässertypen bezüglich Kolmation. in: *UBA-Texte 90/2013*.
- Van der Velde, G. I., Leuven, R. S. E. W., Platvoet, D., Bacela, K., Huijbregts, M. A. J., Hendricks, H. W. M. & Kruut, D. (2009). Environmental and morphological factors influencing predatory behaviour by invasive non-indigenous gammaridean species. in: *Biol. Inv.*, 11, 2043–2054.
- Wallace, R. & Fletcher, K. (2001). Understanding fisheries management. in: ... *Alabama Sea Grant ...*, 1–62.
- Waters, T. F. (1995). Sediment in Streams: Sources, Biological Effects, and Control. in: *American Fisheries Society*.
- Weinberger, C., Höfler, S., Strenge, E., Gabriel, O., Kuderna, M., Gumpinger, C. & Zessner, M. (2022). ERWINN 2021 - Erarbeitung von Grundlagen für Detailuntersuchungen zur Maßnahmenevaluierung von Erosionsschutzmaßnahmen in einem Pilotgebiet. Wien, Wels.
- Wischmeier, W. H. & Smith, D. D. (1978). Predicting Rainfall Erosion Losses. Washington.
- Wolfram, G. & Mikschi, E. (2007). Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. in: K. P. Zulka (Ed.), *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf* (Grüne Reih, pp. 61–198). Wien.
- Zauner, G. & Ratschan, C. (2004). Schutzgütererhebung – Fische im Natura 2000 Gebiet AT 2213000 "Steirische Grenzmur mit Gamlitzbach und Gnasbach." In *Studie im Auftrag des Wasserverbandes Wasserversorgung Radkersburg*.
- Zessner, M., Höfler, S., Weinberger, C., Gabriel, O., Kuderna, M., Strenge, E. & Gumpinger, C. (2019). Feinsediment- und Phosphorproblematik in oberösterreichischen Fließgewässern und Ansätze zur Lösung.

- Zessner, M., Strenge, E., Hepp, G., Kuderna, M., Weinberger, C. & Gabriel, O. (2018). Prognose der Nährstoffbelastung in oberösterreichischen Gewässern für den Zeitraum 2015 – 2020, Ableitung von Handlungsoptionen sowie Quantifizierung ihrer Wirksamkeit.
- Zornig, H. (2008). Gewässerzustandsüberwachung - Erla Strengberg (FW30900287).
- Zornig, H. (2009). Gewässerzustandsüberwachung - Erla Strengberg (FW30900287).

11 Anhang

11.1 Anhang: Taxalisten Makrozoobenthos

| Untersuchungsstelle: | | | Erlabach 1 - strukturiert | | Erlabach 2 - unstrukturiert | |
|----------------------------|--------------------|---------------|---|---------------------------------|---|---------------------------------|
| Datum/Zeit: | | | 07.09.2021 | | 07.09.2021 | |
| | | Neozoa-Status | mittlere Individuendichte [Ind/m ²] | mittlere Individuendominanz [%] | mittlere Individuendichte [Ind/m ²] | mittlere Individuendominanz [%] |
| Gattung | Art | | | | | |
| GASTROPODA | | | 0 | 0 | 1,6 | 0,351494 |
| PLANORBIDAE | | | 0 | 0 | 1,6 | 0,351494 |
| <i>Ancylus</i> | <i>fluviatilis</i> | | 0 | 0 | 1,6 | 0,351494 |
| BIVALVIA | | | 0 | 0 | 8 | 1,75747 |
| SPHAERIIDAE | | | 0 | 0 | 8 | 1,75747 |
| <i>Pisidium</i> | sp. juv. | | 0 | 0 | 2,4 | 0,527241 |
| <i>Pisidium (Pisidium)</i> | <i>amnicum</i> | | 0 | 0 | 5,6 | 1,230229 |
| OLIGOCHAETA | | | 37,6 | 3,60706 | 10,4 | 2,284711 |
| LUMBRICIDAE | | | 4 | 0,3837298 | 1,6 | 0,351494 |
| <i>Eiseniella</i> | <i>tetraedra</i> | | 4 | 0,3837298 | 1,6 | 0,351494 |
| TUBIFICIDAE | | | 2,4 | 0,2302379 | 3,2 | 0,702988 |
| <i>Psammoryctides</i> | <i>barbatus</i> | | 2,4 | 0,2302379 | 0 | 0 |
| Tubificidae | Gen. sp. juv. | | 0 | 0 | 3,2 | 0,702988 |
| LUMBRICULIDAE | | | 31,2 | 2,993093 | 5,6 | 1,230229 |
| <i>Stylodrilus</i> | <i>heringianus</i> | | 31,2 | 2,993093 | 5,6 | 1,230229 |
| HIRUDINEA | | | 8,8 | 0,8442056 | 0 | 0 |
| ERPOBDELLIDAE | | | 8,8 | 0,8442056 | 0 | 0 |
| <i>Dina</i> | <i>punctata</i> | | 8,8 | 0,8442056 | 0 | 0 |
| AMPHIPODA | | | 140 | 13,43054 | 234,4 | 51,49387 |
| GAMMARIDAE | | | 140 | 13,43054 | 234,4 | 51,49387 |
| <i>Dikerogammarus</i> | <i>villosus</i> | iN | 0 | 0 | 233,6 | 51,32 |
| <i>Gammarus</i> | <i>fossarum</i> | | 116 | 11,12816 | 0 | 0 |
| <i>Gammarus</i> | <i>pulex</i> | | 0 | 0 | 0,8 | 0,175747 |
| <i>Gammarus</i> | <i>roeselii</i> | | 24 | 2,302379 | 0 | 0 |
| ISOPODA | | | 0,8 | 7,67E-02 | 67,2 | 14,76275 |
| ASELLIDAE | | | 0,8 | 7,67E-02 | 0 | 0 |
| <i>Asellus</i> | <i>aquaticus</i> | | 0,8 | 7,67E-02 | 0 | 0 |
| JANIRIDAE | | | 0 | 0 | 67,2 | 14,76275 |
| <i>Jaera</i> | <i>istri</i> | N | 0 | 0 | 67,2 | 14,76275 |
| DECAPODA | | | 0 | 0 | 0,8 | 0,175747 |
| ASTACIDAE | | | 0 | 0 | 0,8 | 0,175747 |
| <i>Pacifastacus</i> | <i>leniusculus</i> | iN | 0 | 0 | 0,8 | 0,175747 |

Neozoa-Status: N = Neozoon, iN = invasives Neozoon

| Untersuchungsstelle: | | | Erlabach 1 - strukturiert | | Erlabach 2 - unstrukturiert | |
|-------------------------------|-------------------------------|---------------|---|---------------------------------|---|---------------------------------|
| Datum/Zeit: | | | 07.09.2021 | | 07.09.2021 | |
| | | Neozoa-Status | mittlere Individuendichte [Ind/m ²] | mittlere Individuendominanz [%] | mittlere Individuendichte [Ind/m ²] | mittlere Individuendominanz [%] |
| Gattung | Art | | | | | |
| EPHEMEROPTERA | | | 16 | 1,534919 | 4 | 0,8787349 |
| BAETIDAE | | | 11,2 | 1,074443 | 1,6 | 0,351494 |
| <i>Baetis</i> | sp. juv. | | 8,8 | 0,8442056 | 0 | 0 |
| <i>Baetis (Baetis)</i> | <i>alpinus</i> | | 0,8 | 7,67E-02 | 0 | 0 |
| <i>Baetis (Baetis)</i> | <i>vardarensis</i> | | 0 | 0 | 1,6 | 0,351494 |
| <i>Baetis (Baetis)</i> | <i>vernus</i> | | 0,8 | 7,67E-02 | 0 | 0 |
| <i>Baetis (Rhodobaetis)</i> | <i>rhodani</i> | | 0,8 | 7,67E-02 | 0 | 0 |
| EPHEMERIDAE | | | 0,8 | 7,67E-02 | 2,4 | 0,527241 |
| <i>Ephemera (Ephemera)</i> | <i>danica</i> | | 0,8 | 7,67E-02 | 1,6 | 0,351494 |
| <i>Ephemera (Sinephemera)</i> | <i>glaucoops</i> | | 0 | 0 | 0,8 | 0,175747 |
| EPHEMERELLIDAE | | | 3,2 | 0,3069839 | 0 | 0 |
| <i>Ephemerella</i> | <i>ignita</i> | | 3,2 | 0,3069839 | 0 | 0 |
| CAENIDAE | | | 0,8 | 7,67E-02 | 0 | 0 |
| <i>Caenis</i> | <i>rivulorum</i> | | 0,8 | 7,67E-02 | 0 | 0 |
| PLECOPTERA | | | 9,6 | 0,9209515 | 0 | 0 |
| LEUCTRIDAE | | | 9,6 | 0,9209515 | 0 | 0 |
| <i>Leuctra</i> | <i>geniculata</i> | | 0,8 | 7,67E-02 | 0 | 0 |
| <i>Leuctra</i> | sp. | | 8,8 | 0,8442056 | 0 | 0 |
| HETEROPTERA | | | 0 | 0 | 0,8 | 0,175747 |
| APHELOCHEIRIDAE | | | 0 | 0 | 0,8 | 0,175747 |
| <i>Aphelocheirus</i> | <i>aestivalis</i> Ad. | | 0 | 0 | 0,8 | 0,175747 |
| COLEOPTERA | | | 314,4 | 30,16117 | 45,59999 | 10,01758 |
| ELMIDAE | | | 308 | 29,5472 | 45,59999 | 10,01758 |
| <i>Elmis</i> | <i>mauetii</i> | | 165,6 | 15,88641 | 9,6 | 2,108964 |
| <i>Elmis</i> | <i>mauetii</i> Ad. C | | 23,2 | 2,225633 | 16,8 | 3,690687 |
| <i>Esolus</i> | <i>parallelepipedus</i> | | 9,6 | 0,9209515 | 0 | 0 |
| <i>Esolus</i> | <i>parallelepipedus</i> Ad. C | | 2,4 | 0,2302379 | 0 | 0 |
| <i>Limnius</i> | <i>volckmari</i> | | 16,8 | 1,611665 | 1,6 | 0,351494 |
| <i>Limnius</i> | <i>volckmari</i> Ad. C | | 1,6 | 0,1534919 | 0,8 | 0,175747 |
| <i>Oulimnius</i> | <i>tuberculatus</i> | | 24 | 2,302379 | 8,8 | 1,933217 |
| <i>Oulimnius</i> | <i>tuberculatus</i> Ad. C | | 0 | 0 | 0,8 | 0,175747 |
| <i>Riolus</i> | <i>cupreus</i> | | 53,6 | 5,141979 | 1,6 | 0,351494 |
| <i>Riolus</i> | <i>cupreus</i> Ad. C | | 11,2 | 1,074443 | 4,8 | 1,054482 |
| <i>Riolus</i> | <i>subviolaceus</i> | | 0 | 0 | 0,8 | 0,175747 |
| GYRINIDAE | | | 6,4 | 0,6139677 | 0 | 0 |
| <i>Orectochilus</i> | <i>villosus</i> | | 6,4 | 0,6139677 | 0 | 0 |
| TRICHOPTERA | | | 409,6 | 39,29393 | 25,6 | 5,623904 |
| RHYACOPHILIDAE | | | 4 | 0,3837298 | 0 | 0 |
| <i>Rhyacophila</i> | s. str. sp. | | 4 | 0,3837298 | 0 | 0 |
| HYDROPSYCHIDAE | | | 404 | 38,75671 | 10,4 | 2,284711 |
| <i>Cheumatopsyche</i> | <i>lepida</i> | | 249,6 | 23,94474 | 0 | 0 |
| <i>Hydropsyche</i> | <i>incognita</i> | | 62,4 | 5,986185 | 8 | 1,75747 |
| <i>Hydropsyche</i> | <i>saxonica</i> | | 0 | 0 | 0,8 | 0,175747 |
| <i>Hydropsyche</i> | sp. juv. | | 92 | 8,825786 | 1,6 | 0,351494 |
| PSYCHOMYIIDAE | | | 0,8 | 7,67E-02 | 0 | 0 |
| <i>Tinodes</i> | cf. <i>unicolor</i> | | 0,8 | 7,67E-02 | 0 | 0 |
| LIMNEPHILIDAE | | | 0 | 0 | 0,8 | 0,175747 |
| <i>Halesus</i> | <i>digitatus</i> | | 0 | 0 | 0,8 | 0,175747 |
| GOERIDAE | | | 0 | 0 | 14,4 | 3,163446 |
| <i>Silo</i> | <i>nigricornis</i> | | 0 | 0 | 14,4 | 3,163446 |
| LEPIDOSTOMATIDAE | | | 0,8 | 7,67E-02 | 0 | 0 |
| <i>Lepidostoma</i> | <i>basale</i> | | 0,8 | 7,67E-02 | 0 | 0 |

| Untersuchungsstelle: | | | Erlabach 1 - strukturiert 07.09.2021 | | Erlabach 2 - unstrukturiert 07.09.2021 | |
|-----------------------------------|---------------------------|-------------------|--|--|--|--|
| Datum/Zeit: | | | | | | |
| | | Neozoa- Status | mittlere Individuen- dichte [Ind/m ²] | mittlere Individuen- dominanz [%] | mittlere Individuen- dichte [Ind/m ²] | mittlere Individuen- dominanz [%] |
| Gattung | Art | | | | | |
| DIPTERA | | | 105,6 | 10,13047 | 56,8 | 12,47803 |
| PEDICIIDAE | | | 0,8 | 7,67E-02 | 2,4 | 0,527241 |
| <i>Dicranota</i> | sp. | | 0,8 | 7,67E-02 | 2,4 | 0,527241 |
| CHIRONOMIDAE | | | 15,2 | 1,458173 | 29,6 | 6,502638 |
| <i>Apsectrotanypus</i> | <i>trifascipennis</i> | | 0 | 0 | 0,8 | 0,175747 |
| <i>Cricotopus</i> | sp. | | 0 | 0 | 13,6 | 2,987699 |
| <i>Einfeldia</i> | <i>pagana</i> | | 0 | 0 | 1,6 | 0,351494 |
| <i>Epicocladius</i> | <i>ephemerae</i> | | 0 | 0 | 0,8 | 0,175747 |
| <i>Eukiefferiella</i> | <i>lobifera</i> | | 2,4 | 0,2302379 | 0 | 0 |
| <i>Heterotrissocladius</i> | <i>scutellatus</i> | | 0 | 0 | 2,4 | 0,527241 |
| <i>Micropsectra</i> | <i>atrofasciata</i> -Agg. | | 0 | 0 | 0,8 | 0,175747 |
| Orthocladiini | COP | | 4 | 0,3837298 | 0 | 0 |
| <i>Orthocladius</i> | sp. | | 0 | 0 | 0,8 | 0,175747 |
| <i>Paratrissocladius</i> | <i>excerptus</i> | | 0,8 | 7,67E-02 | 0 | 0 |
| <i>Polypedilum (Uresipedilum)</i> | <i>convictum</i> | | 5,6 | 0,5372217 | 0 | 0 |
| <i>Potthastia</i> | <i>gaedii</i> | | 0 | 0 | 5,6 | 1,230229 |
| <i>Prodiamesa</i> | <i>olivacea</i> | | 0 | 0 | 2,4 | 0,527241 |
| <i>Rheotanytarsus</i> | sp. | | 1,6 | 0,1534919 | 0 | 0 |
| <i>Thienemannimyia</i> | Gr., Gen. indet. | | 0,8 | 7,67E-02 | 0,8 | 0,175747 |
| SIMULIIDAE | | | 84 | 8,058326 | 16,8 | 3,690687 |
| <i>Simulium</i> | sp. juv. | | 19,2 | 1,841903 | 0 | 0 |
| <i>Simulium (Boophthera)</i> | <i>erythrocephalum</i> | | 0 | 0 | 0,8 | 0,175747 |
| <i>Simulium (Nevermannia)</i> | <i>vernum</i> | | 0,8 | 7,67E-02 | 0 | 0 |
| <i>Simulium (Simulium)</i> | <i>ornatum</i> | | 19,2 | 1,841903 | 0 | 0 |
| <i>Simulium (Wilhelmia)</i> | <i>equinum</i> | | 44,8 | 4,297774 | 16 | 3,51494 |
| ATHERICIDAE | | | 0 | 0 | 1,6 | 0,351494 |
| <i>Ibisia</i> | <i>marginata</i> | | 0 | 0 | 1,6 | 0,351494 |
| CERATOPOGONIDAE | | | 4 | 0,3837298 | 0 | 0 |
| <i>Bezzia</i> | sp. | | 4 | 0,3837298 | 0 | 0 |
| EMPIDIDAE | | | 0,8 | 7,67E-02 | 0 | 0 |
| <i>Wiedemannia</i> | sp. | | 0,8 | 7,67E-02 | 0 | 0 |
| LIMONIIDAE | | | 0 | 0 | 0,8 | 0,175747 |
| <i>Antocha</i> | sp. | | 0 | 0 | 0,8 | 0,175747 |
| PSYCHODIDAE | | | 0,8 | 7,67E-02 | 0 | 0 |
| <i>Pericoma</i> | sp. | | 0,8 | 7,67E-02 | 0 | 0 |
| TIPULIDAE | | | 0 | 0 | 5,6 | 1,230229 |
| <i>Tipula (Platytipula)</i> | sp. juv. | | 0 | 0 | 1,6 | 0,351494 |
| Tipulidae | Gen. sp. juv. | | 0 | 0 | 4 | 0,8787349 |

11.2 Anhang: Taxalisten Phytobenthos

| Projekt | | | | | | | | | | | TB Blattfisch 2021 - Erla | | | |
|--|---|-----|--------|-----|------|---------|--------|---------|--------|--|---------------------------|--|-----------------------|--|
| Gewässer | | | | | | | | | | | Erla | | | |
| Datum | | | | | | | | | | | 07.09.2021 | | | |
| Untersuchungsstelle | | | | | | | | | | | Erla - strukturiert | | Erla - unstrukturiert | |
| Gesamtalgendeckung inkl. Bakterien & Pilze [%] | | | | | | | | | | | 82 | | 50 | |
| Algendeckung inkl. Bakterien & Pilze exkl. Kieselalgen [%] | | | | | | | | | | | 34 | | 20 | |
| Makroalgen inkl. Bakterien & Pilze [%] | | | | | | | | | | | 3 | | 15 | |
| mittlere Bewuchsdicke [mm] | | | | | | | | | | | 2 | | 2 | |
| Kieselalgenschalen Gesamtanzahl | | | | | | | | | | | 546 | | 546 | |
| CHLOROPHYCEAE (Grünalgen) | cf. | SI | G(ber) | TW | G-TW | % DG | % rel. | % DG | % rel. | | | | | |
| <i>Cladophora glomerata</i> | (L.) KÜTZING | 2,5 | 1 | 2,6 | 1 | 2,0 | 5,9 | 2,0 | 10,0 | | | | | |
| <i>Gongosira incrustans</i> | (REINSCH) SCHMIDLE | 2,0 | 2 | 2,3 | 0 | 1,0 | 2,9 | 3,0 | 15,0 | | | | | |
| CYANOPROKAYOT (Blaualgen) | cf. | SI | G(ber) | TW | G-TW | % DG | % rel. | % DG | % rel. | | | | | |
| <i>Chamaesiphon polymorphus</i> | GEITLER | 2,4 | 2 | 2,1 | 1 | 0,1 | 0,3 | 0,2 | 1,0 | | | | | |
| <i>Homoeothrix crustacea</i> | WORONIN | 1,8 | 2 | 2,1 | 1 | 0,6 | 1,7 | | | | | | | |
| <i>Phormidium incrustatum</i> | (NÄGELI) GOMONT ex GOMONT | 1,7 | 3 | 2,1 | 1 | 27,0 | 79,3 | 2,0 | 10,0 | | | | | |
| <i>Phormidium retzii</i> | (AGARDH) GOMONT ex GOMONT | 1,9 | 1 | 2,1 | 1 | | | 1,0 | 5,0 | | | | | |
| <i>Pleurocapsa minor</i> | HANSGRIGER ex GEITLER | 2,3 | 2 | 2,5 | 1 | 1,6 | 4,7 | 3,5 | 17,5 | | | | | |
| RHODOPHYCEAE (Rotalgen) | cf. | SI | G(ber) | TW | G-TW | % DG | % rel. | % DG | % rel. | | | | | |
| <i>Chantransia Stadien</i> | | - | - | 0,0 | 0 | 1,8 | 5,2 | 1,3 | 6,5 | | | | | |
| <i>Hildenbrandia rivularis</i> | (LIEBMANN) J. AGARDH | 1,8 | 2 | 2,7 | 1 | | | 5,0 | 25,0 | | | | | |
| XANTHOPHYCEAE (Gelbgrünalgen) | cf. | SI | G(ber) | TW | G-TW | % DG | % rel. | % DG | % rel. | | | | | |
| <i>Vaucheria</i> sp. | | - | - | 0,0 | 0 | | | 2,0 | 10,0 | | | | | |
| BACILLARIOPHYCEAE (Kieselalgen) | cf. | SI | G(ber) | TW | G-TW | KA-abs. | KA % | KA-abs. | KA % | | | | | |
| <i>Achnanthes oblongella</i> | X OESTRUP | 1,7 | 2 | 1,6 | 0 | | | 1 | 0,2 | | | | | |
| <i>Achnantheidium minutissimum</i> Gruppe | | 1,6 | 1 | 1,3 | 1 | 5 | 0,9 | 24 | 4,4 | | | | | |
| <i>Amphora copulata</i> | (KUETZING) SCHOEMAN & ARCHIBALD | 2,1 | 1 | 2,8 | 2 | 2 | 0,4 | 1 | 0,2 | | | | | |
| <i>Amphora pediculus</i> | (KÜTZING) GRUNOW | 2,1 | 1 | 2,7 | 1 | 57 | 10,4 | 26 | 4,8 | | | | | |
| <i>Caloneis lancettula</i> | (SCHULZ) LANGE-BERTALOT & WITKOWSKI | 2,1 | 2 | 2,4 | 1 | 3 | 0,6 | 2 | 0,4 | | | | | |
| <i>Cocconeis disculus</i> | (SCHUMANN) CLEVE | 1,8 | 1 | 0,0 | 0 | | | 1 | 0,2 | | | | | |
| <i>Cocconeis pediculus</i> | EHRENBERG | 2,0 | 1 | 2,5 | 2 | | | 6 | 1,1 | | | | | |
| <i>Cocconeis placentula</i> Gruppe | | 2,1 | 0 | 2,5 | 0 | 5 | 0,9 | 68 | 12,5 | | | | | |
| <i>Cymatopleura elliptica</i> var. <i>elliptica</i> | (BREBISSON) W. SMITH | 1,9 | 2 | 2,1 | 0 | | | 3 | 0,6 | | | | | |
| <i>Cymatopleura solea</i> var. <i>solea</i> | (BREBISSON) W. SMITH | 2,1 | 1 | 2,7 | 1 | | | 1 | 0,2 | | | | | |
| <i>Denticula tenuis</i> | KÜTZING | 1,5 | 4 | 1,0 | 1 | | | 1 | 0,2 | | | | | |
| <i>Diadesmis contenta</i> | (GRUNOW) D. G. MANN | 2,1 | 0 | 2,8 | 0 | | | 4 | 0,7 | | | | | |
| <i>Diatoma moniliformis</i> ssp. <i>moniliformis</i> | KUETZING | 2,1 | 3 | 1,6 | 0 | | | 1 | 0,2 | | | | | |
| <i>Diatoma vulgare</i> | BORY | 2,1 | 4 | 2,0 | 1 | | | 2 | 0,4 | | | | | |
| <i>Diploneis oculata</i> | (CLEVE) BREBISSON | 1,8 | 2 | 1,9 | 0 | | | 4 | 0,7 | | | | | |
| <i>Diploneis separanda</i> | LANGE-BERTALOT | 1,3 | 1 | 0,0 | 0 | | | 1 | 0,2 | | | | | |
| <i>Eolimna minima</i> | (GRUNOW) LANGE-BERTALOT | 2,6 | 0 | 3,0 | 2 | 2 | 0,4 | 7 | 1,3 | | | | | |
| <i>Fallacia pygmaea</i> ssp. <i>pygmaea</i> | (KUETZING) STICKLE & D. G. MANN | 2,8 | 3 | 2,7 | 1 | | | 2 | 0,4 | | | | | |
| <i>Fallacia subhamulata</i> | (GRUNOW) D. G. MANN | 2,0 | 1 | 2,6 | 1 | 9 | 1,7 | 5 | 0,9 | | | | | |
| <i>Fistulifera saprophila</i> | (LANGE-BERTALOT & BONIK) LANGE-BERTALOT | 3,5 | 2 | 2,6 | 1 | | | 1 | 0,2 | | | | | |
| <i>Fragilaria acus</i> | (KUETZING) LANGE-BERTALOT | 2,3 | 0 | 2,3 | 0 | 1 | 0,2 | 2 | 0,4 | | | | | |
| <i>Fragilaria construens</i> f. <i>venter</i> | (EHRENBERG) HUSTEDT | 1,8 | 2 | 2,6 | 1 | | | 41 | 7,5 | | | | | |
| <i>Fragilaria gracilis</i> | OESTRUP | 1,3 | 4 | 1,4 | 1 | | | 2 | 0,4 | | | | | |
| <i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>dubia</i> | (GRUNOW) Hust ed: 1931 | 2,0 | 1 | 2,5 | 0 | | | 4 | 0,7 | | | | | |
| <i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>leptostauron</i> | (EHRENBERG) HUSTEDT | 2,7 | 0 | 2,3 | 1 | | | 1 | 0,2 | | | | | |
| <i>Fragilaria mesolepta</i> | RABENHORST | 2,2 | 2 | 2,2 | 0 | | | 1 | 0,2 | | | | | |
| <i>Fragilaria parasitica</i> var. <i>parasitica</i> | (W. SMITH) GRUNOW | 1,9 | 0 | 2,4 | 0 | | | 2 | 0,4 | | | | | |
| <i>Fragilaria parasitica</i> var. <i>subconstricta</i> | GRUNOW | - | - | 0,0 | 0 | | | 1 | 0,2 | | | | | |
| <i>Fragilaria pinnata</i> | EHRENBERG | 2,0 | 1 | 2,5 | 1 | | | 14 | 2,6 | | | | | |
| <i>Fragilaria ulna</i> var. <i>ulna</i> | (NITZSCH) LANGE-BERTALOT | 2,4 | 0 | 2,3 | 0 | 1 | 0,2 | 3 | 0,6 | | | | | |
| <i>Fragilaria vaucheriae</i> | (KUETZING) PETERSEN | 2,1 | 2 | 1,5 | 0 | | | 4 | 0,7 | | | | | |
| <i>Frustulia vulgaris</i> | (THWAITES) DETONI | 2,1 | 1 | 2,4 | 2 | | | 1 | 0,2 | | | | | |
| <i>Gomphonema micropus</i> | KÜTZING | 2,1 | 1 | 2,3 | 0 | | | 2 | 0,4 | | | | | |
| <i>Gomphonema minutum</i> | (AGARDH) AGARDH | 2,0 | 3 | 2,5 | 1 | | | 1 | 0,2 | | | | | |
| <i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>olivaceum</i> | (HORNEMANN) BREBISSON | 2,0 | 2 | 2,2 | 1 | 1 | 0,2 | | | | | | | |
| <i>Gomphonema parvulum</i> Gruppe | | 2,6 | 0 | 2,5 | 0 | 1 | 0,2 | | | | | | | |

| Gewässer | | | | | | | Erla | | | |
|----------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|------------|---|-----|---|---------------------|------|-----------------------|-----|
| Datum | | | | | | | 07.09.2021 | | | |
| Untersuchungsstelle | | | | | | | Erla - strukturiert | | Erla - unstrukturiert | |
| <i>Gyrosigma</i> | <i>acuminatum</i> | (KÜTZING) RABENHORST | 2,0 | 1 | 2,7 | 1 | 3 | 0,6 | 2 | 0,4 |
| <i>Gyrosigma</i> | <i>attenuatum</i> | (KÜTZING) RABENHORST | 2,0 | 1 | 2,6 | 1 | 1 | 0,2 | 1 | 0,2 |
| <i>Gyrosigma</i> | <i>sciotoense</i> | (W.S. SULLIVANT) CLEVE | 2,0 | 4 | 2,7 | 2 | | | 6 | 1,1 |
| <i>Karayevia</i> | <i>clevei var. clevei</i> | (GRUNOW) BUKHTIYAROVA | 2,0 | 2 | 2,6 | 2 | | | 4 | 0,7 |
| <i>Luticola</i> | <i>goeppertiana</i> | (BLEISCH) D.G.MANN | 3,3 | 3 | 3,3 | 4 | 1 | 0,2 | 7 | 1,3 |
| <i>Melosira</i> | <i>varians</i> | AGARDH | 2,2 | 0 | 2,7 | 1 | 5 | 0,9 | 19 | 3,5 |
| <i>Meridion</i> | <i>circulare var. circulare</i> | (GREVILLE) C.AGARDH | 2,0 | 2 | 1,9 | 0 | | | 2 | 0,4 |
| <i>Navicula</i> | <i>antonii</i> | LANGE-BERTALOT | 2,3 | 3 | 2,9 | 2 | 7 | 1,3 | 1 | 0,2 |
| <i>Navicula</i> | <i>caterva</i> | HOHN & HELLERMAN | 3,2 | 2 | 3,2 | 4 | | | 1 | 0,2 |
| <i>Navicula</i> | <i>cryptotenella</i> | LANGE-BERTALOT | 2,0 | 1 | 2,5 | 1 | 25 | 4,6 | 4 | 0,7 |
| <i>Navicula</i> | <i>germainii</i> | WALLACE | 2,2 | 2 | 2,7 | 1 | | | 2 | 0,4 |
| <i>Navicula</i> | <i>gregaria</i> | DONKIN | 2,3 | 1 | 2,9 | 2 | 38 | 7,0 | 28 | 5,1 |
| <i>Navicula</i> | <i>lanceolata</i> | (AGARDH) EHRENBURG | 2,3 | 1 | 2,8 | 1 | 171 | 31,3 | 24 | 4,4 |
| <i>Navicula</i> | <i>reichardtiana</i> | LANGE-BERTALOT | 1,9 | 2 | 2,3 | 1 | 26 | 4,8 | 5 | 0,9 |
| <i>Navicula</i> | <i>sp.</i> | | - | - | 0,0 | 0 | | | 3 | 0,6 |
| <i>Navicula</i> | <i>tripunctata</i> | (O.F.MÜLLER) BORY | 2,0 | 3 | 2,6 | 1 | 42 | 7,7 | 7 | 1,3 |
| <i>Navicula</i> | <i>upsaliensis</i> | (GRUNOW) PERAGALLO | 2,5 | 0 | 2,6 | 1 | 2 | 0,4 | | |
| <i>Neidium</i> | <i>binodeforme</i> | KRAMMER | 1,4 | 1 | 2,0 | 0 | | | 1 | 0,2 |
| <i>Nitzschia</i> | <i>angustatula</i> | LANGE-BERTALOT | 1,7 | 3 | 2,4 | 1 | 1 | 0,2 | | |
| <i>Nitzschia</i> | <i>bulnheimiana</i> | RABENHORST | 2,2 | 3 | 3,0 | 3 | 1 | 0,2 | 1 | 0,2 |
| <i>Nitzschia</i> | <i>constricta</i> | (KÜTZING) RALFS NON (GREGORY) GRUNOW | 2,2 | 1 | 3,3 | 4 | 1 | 0,2 | 3 | 0,6 |
| <i>Nitzschia</i> | <i>dissipata ssp. dissipata</i> | (KÜTZING) GRUNOW | 2,0 | 3 | 2,4 | 2 | 88 | 16,1 | 34 | 6,2 |
| <i>Nitzschia</i> | <i>dissipata var. media</i> | (HANTZSCH) GRUNOW | 1,6 | 1 | 1,6 | 1 | 3 | 0,6 | | |
| <i>Nitzschia</i> | <i>dubia</i> | W.SMITH | 1,9 | 2 | 3,0 | 3 | | | 3 | 0,6 |
| <i>Nitzschia</i> | <i>fonticola</i> | GRUNOW | 2,1 | 1 | 2,0 | 0 | 1 | 0,2 | | |
| <i>Nitzschia</i> | <i>hantzschiana</i> | RABENHORST | 1,6 | 2 | 2,3 | 0 | | | 1 | 0,2 |
| <i>Nitzschia</i> | <i>heufleriana</i> | GRUNOW | 1,9 | 2 | 2,5 | 1 | 1 | 0,2 | | |
| <i>Nitzschia</i> | <i>linearis</i> | (AGARDH) W.SMITH | 2,3 | 0 | 2,5 | 1 | 1 | 0,2 | 8 | 1,5 |
| <i>Nitzschia</i> | <i>palea - Sippen</i> | | 2,5 | 0 | 2,9 | 1 | 9 | 1,7 | 8 | 1,5 |
| <i>Nitzschia</i> | <i>palea var. tenuirostris sensu</i> | LANGE-BERTALOT | - | - | 0,0 | 0 | | | 2 | 0,4 |
| <i>Nitzschia</i> | <i>pusilla</i> | GRUNOW | 2,3 | 2 | 2,5 | 2 | 1 | 0,2 | | |
| <i>Nitzschia</i> | <i>recta</i> | HANTZSCH | 2,3 | 0 | 2,6 | 1 | 5 | 0,9 | 13 | 2,4 |
| <i>Nitzschia</i> | <i>salinarum</i> | GRUNOW in VAN HEURCK | 2,6 | 1 | 3,3 | 4 | 1 | 0,2 | 3 | 0,6 |
| <i>Nitzschia</i> | <i>sigmoidea</i> | (NITZSCH) W.SMITH | - | - | 0,0 | 0 | | | 1 | 0,2 |
| <i>Nitzschia</i> | <i>sociabilis</i> | HUSTEDT | 2,1 | 4 | 2,5 | 1 | 17 | 3,1 | 36 | 6,6 |
| <i>Nitzschia</i> | <i>sp.</i> | | - | - | 0,0 | 0 | 1 | 0,2 | 1 | 0,2 |
| <i>Nitzschia</i> | <i>subtilis</i> | GRUNOW | 2,1 | 0 | 2,6 | 1 | | | 2 | 0,4 |
| <i>Nitzschia</i> | <i>vermicularis</i> | (KÜTZING) HANTZSCH | 2,4 | 1 | 2,8 | 1 | | | 3 | 0,6 |
| <i>Nitzschia</i> | <i>wuellerstorffii</i> | LANGE-BERTALOT | 2,0 | 2 | 2,4 | 1 | | | 3 | 0,6 |
| <i>Pinnularia</i> | <i>sp.</i> | | - | - | 0,0 | 0 | | | 1 | 0,2 |
| <i>Planothidium</i> | <i>frequentissimum</i> | (LANGE-BERTALOT) LANGE-BERTALOT | 2,4 | 1 | 3,0 | 2 | | | 2 | 0,4 |
| <i>Planothidium</i> | <i>lanceolatum</i> | (BREBISSON ex KÜTZING) LANGE-BERTALOT | 2,4 | 0 | 2,8 | 1 | | | 4 | 0,7 |
| <i>Planothidium</i> | <i>minutissimum</i> | (KRASSKE) LANGE-BERTALOT | 2,0 | 2 | 2,9 | 3 | | | 2 | 0,4 |
| <i>Planothidium</i> | <i>rostratum</i> | (OESTRUP) LANGE-BERTALOT | 2,9 | 0 | 2,9 | 2 | | | 8 | 1,5 |
| <i>Reimeria</i> | <i>sinuata</i> | (GREGORY) KOCIOLEK & STOERMER | 1,7 | 1 | 2,1 | 1 | 1 | 0,2 | | |
| <i>Rhoicosphenia</i> | <i>abbreviata</i> | (AGARDH) LANGE-BERTALOT | 2,1 | 2 | 2,8 | 2 | 4 | 0,7 | 8 | 1,5 |
| <i>Sellaphora</i> | <i>pupula Gruppe</i> | | 2,6 | 1 | 2,9 | 3 | | | 2 | 0,4 |
| <i>Sellaphora</i> | <i>seminulum</i> | (GRUNOW) D.G.MANN | 3,0 | 2 | 3,2 | 3 | | | 1 | 0,2 |
| <i>Surirella</i> | <i>bifrons</i> | EHRENBURG | - | - | 0,0 | 0 | | | 6 | 1,1 |
| <i>Surirella</i> | <i>brebissonii</i> | KRAMMER & LANGE-BERTALOT | 2,3 | 1 | 2,6 | 1 | | | 7 | 1,3 |
| <i>Surirella</i> | <i>crumena</i> | BREBISSON | - | - | 2,9 | 2 | | | 2 | 0,4 |
| <i>Surirella</i> | <i>linearis var. linearis</i> | W.SMITH | 1,6 | 4 | 0,0 | 0 | | | 3 | 0,6 |
| <i>Surirella</i> | <i>minuta</i> | BREBISSON | 2,2 | 1 | 2,9 | 2 | 2 | 0,4 | 8 | 1,5 |
| <i>Surirella</i> | <i>robusta</i> | EHRENBURG | 1,5 | 4 | 0,0 | 0 | | | 10 | 1,8 |
| <i>Surirella</i> | <i>sp.</i> | | - | - | 0,0 | 0 | | | 3 | 0,6 |
| Taxa (Gesamt) | | | 101 | | | | 46 | | 91 | |

12 Fotodokumentation

12.1 Abschnitt 1 - Wasserkraftanlage Breuer bis Starmühler Wehr

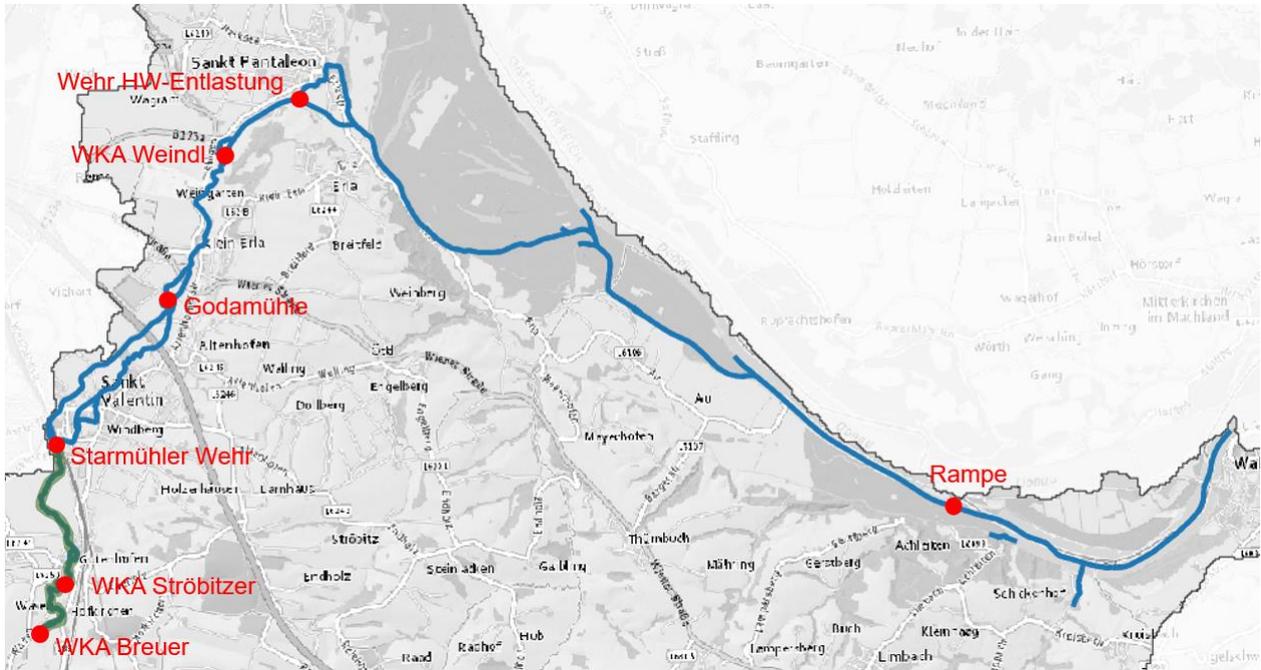


Abb. 142 Lage des Abschnitts 1 (grün markiert).





12.2 Abschnitt 2 – Erlabach-Hauptgerinne von Starmühler Wehr bis Godamühle

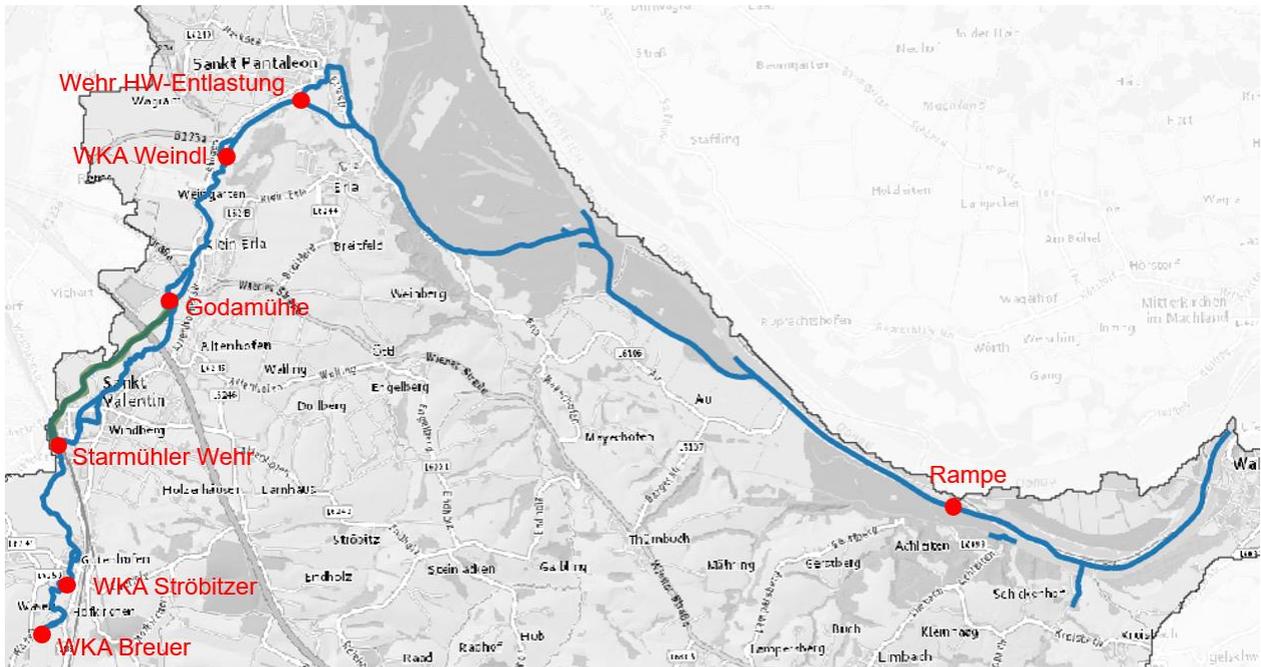


Abb. 143 Lage des Abschnitts 2 (grün markiert).





12.3 Abschnitt 3 – Mühlbach von Starmühler Wehr bis Godamühle

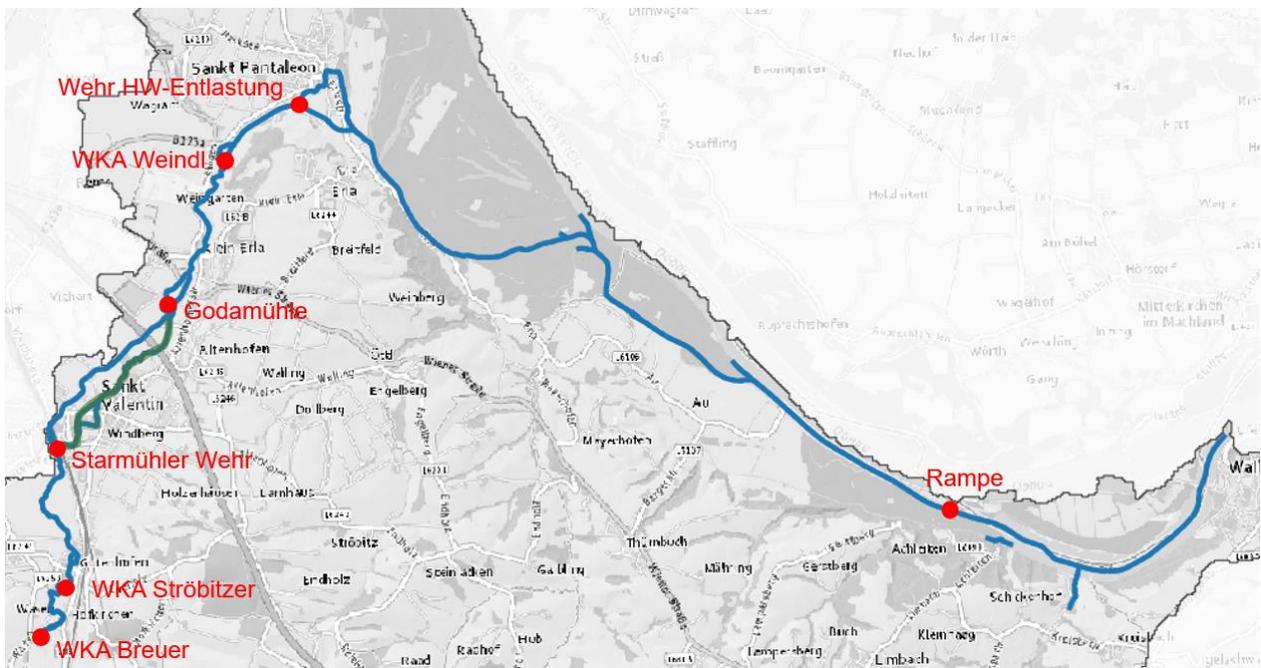


Abb. 144 Lage des Abschnitts 3 (grün markiert).





12.4 Abschnitt 4 – Bereich Godamühle

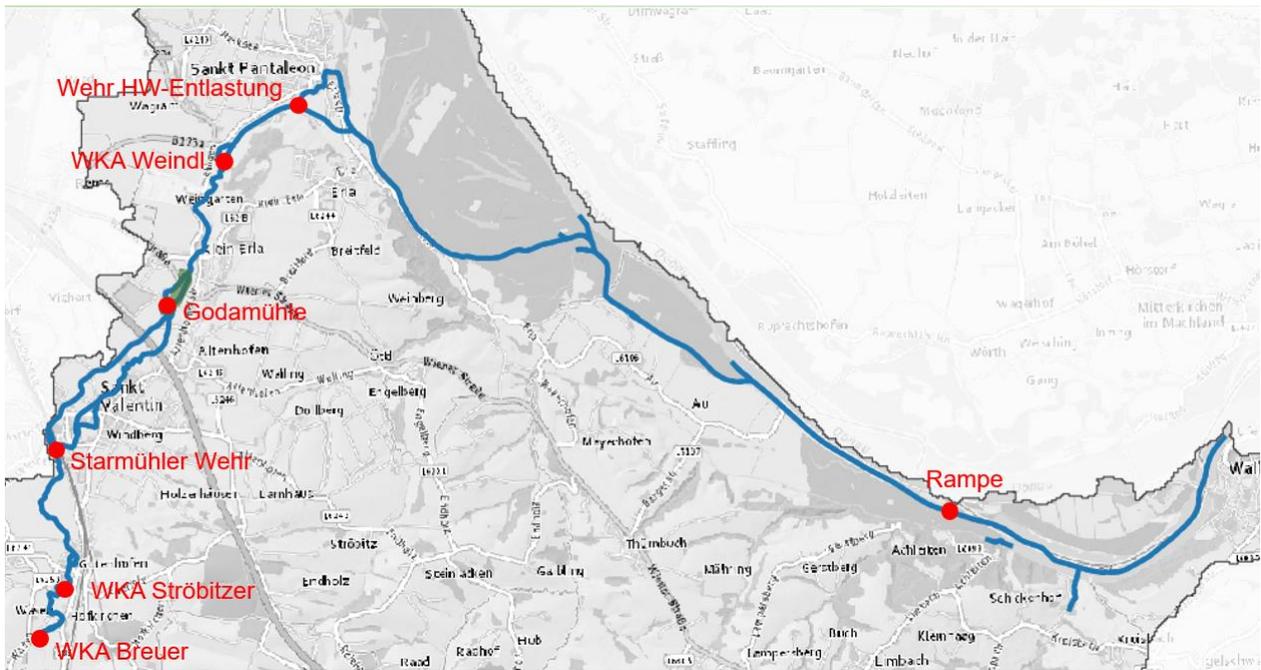


Abb. 145 Lage des Abschnitts 4 (grün markiert).





Abschnitt 5 – Godamühle bis WKA Weindl

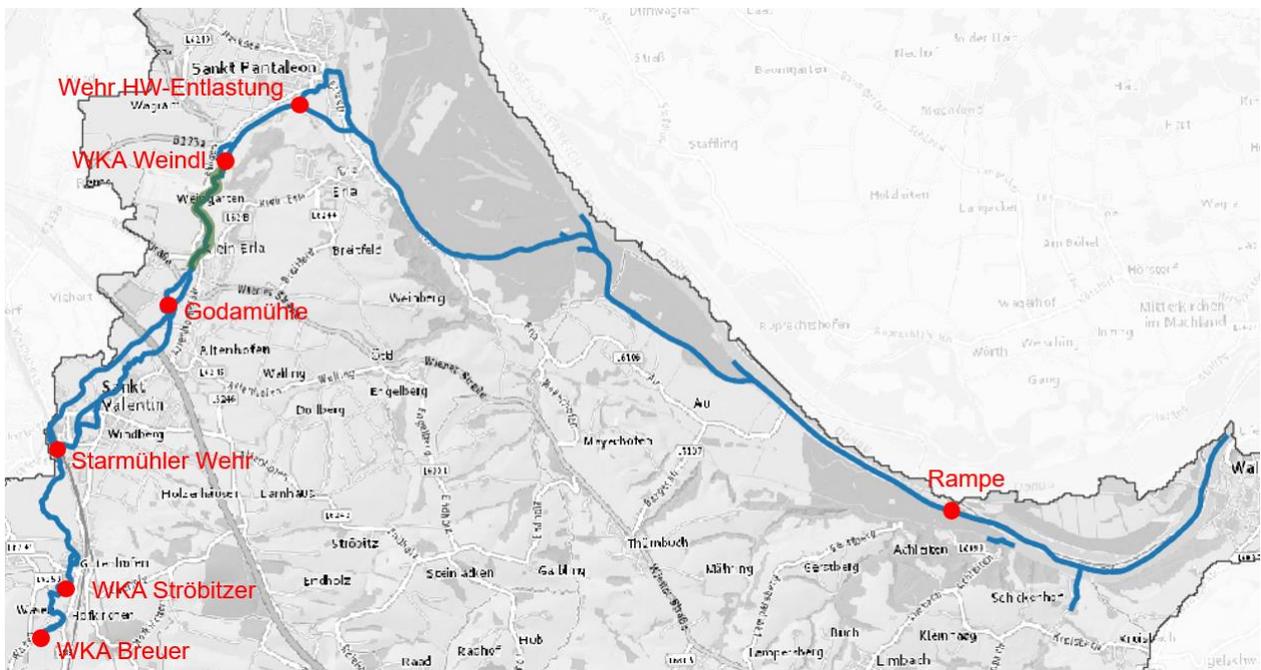


Abb. 146 Lage des Abschnitts 5 (grün markiert).



12.5 Abschnitt 6 – WKA Weindl bis St. Pantaleon

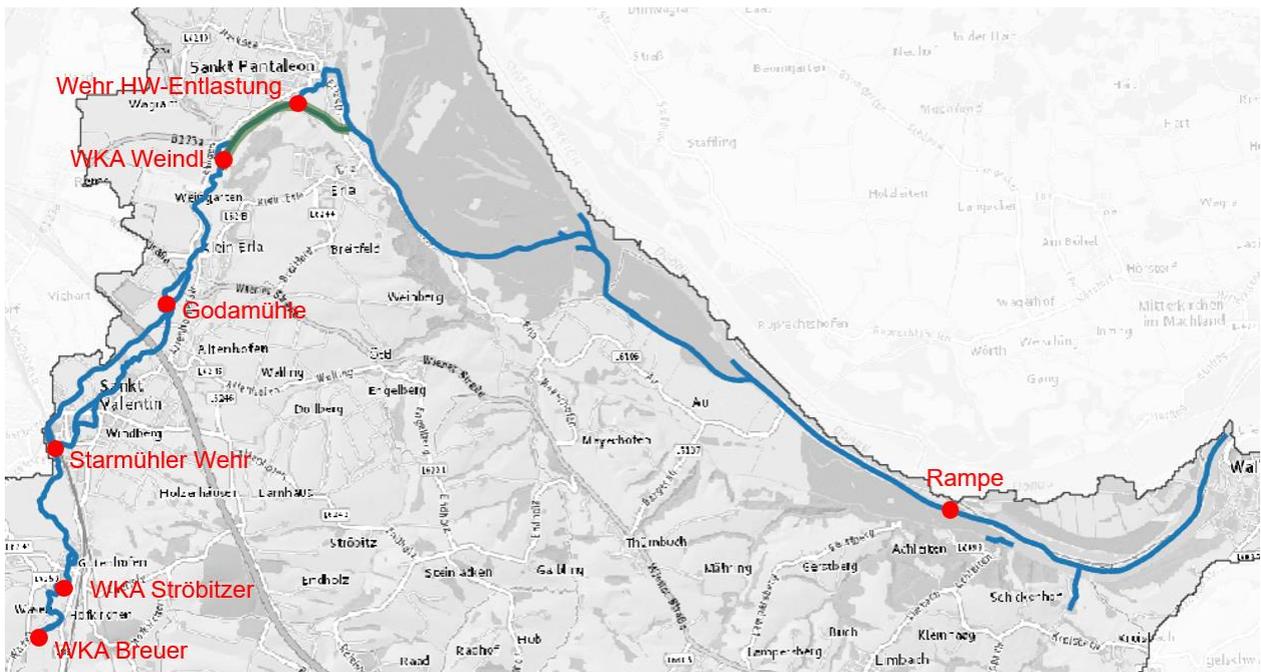


Abb. 147 Lage des Abschnitts 6 (grün markiert).





12.6 Abschnitt 7 – Durch St. Pantaleon

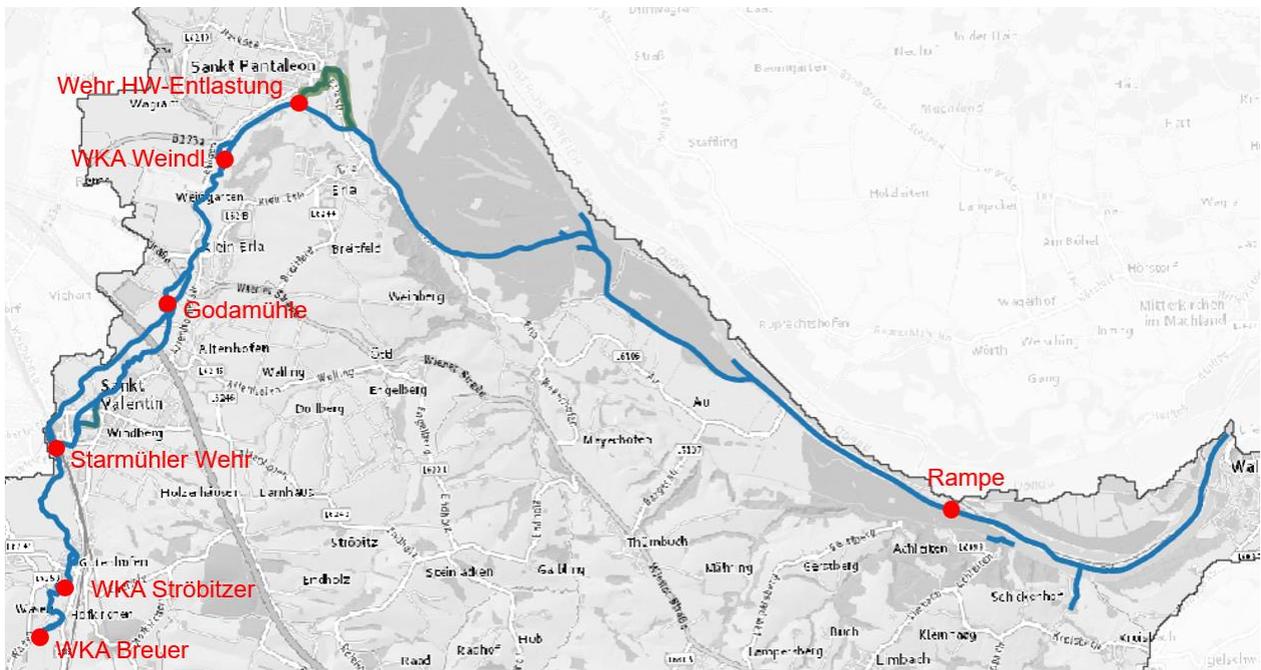


Abb. 148 Lage des Abschnitts 7 (grün markiert).





12.7 Abschnitt 8 – Durch die Au – Teil 1

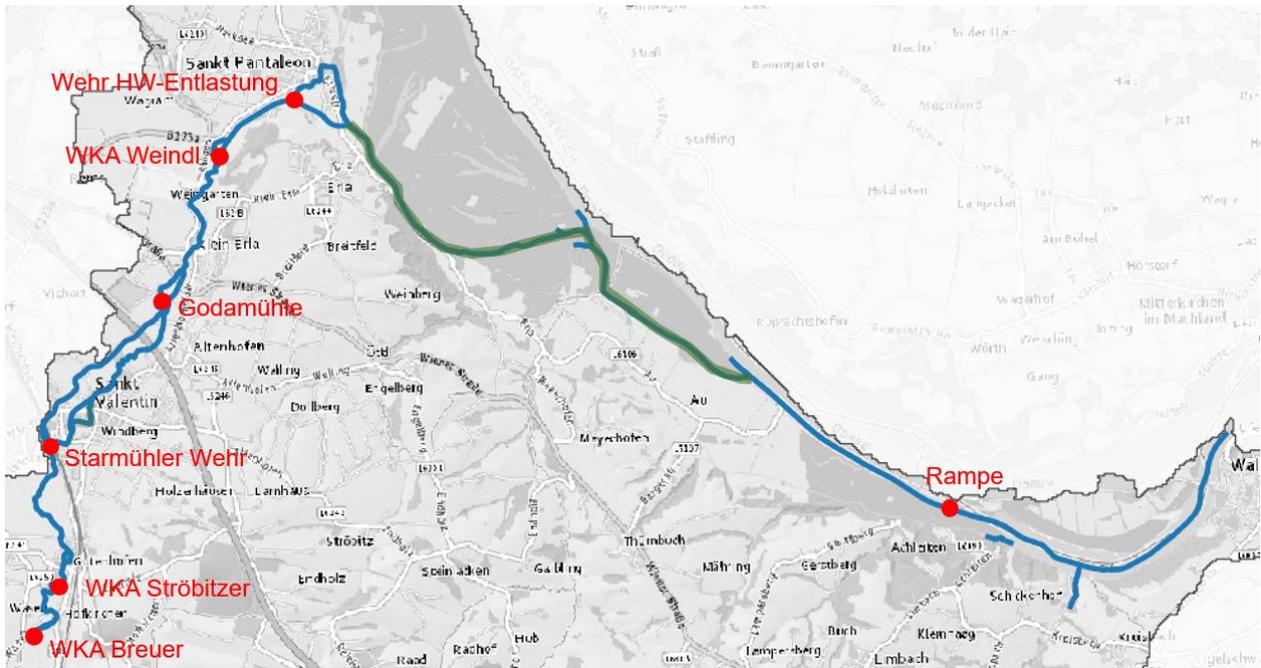


Abb. 149 Lage des Abschnitts 8 (grün markiert).





12.8 Abschnitt 9 – Durch die Au – Teil 2

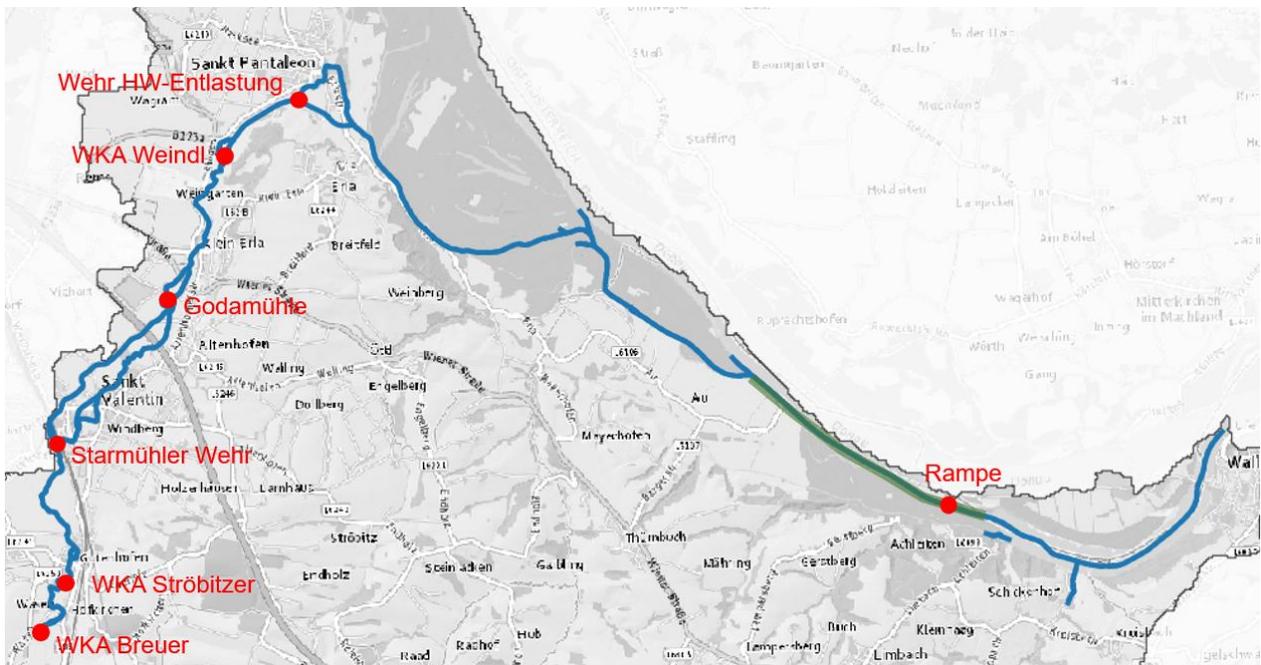
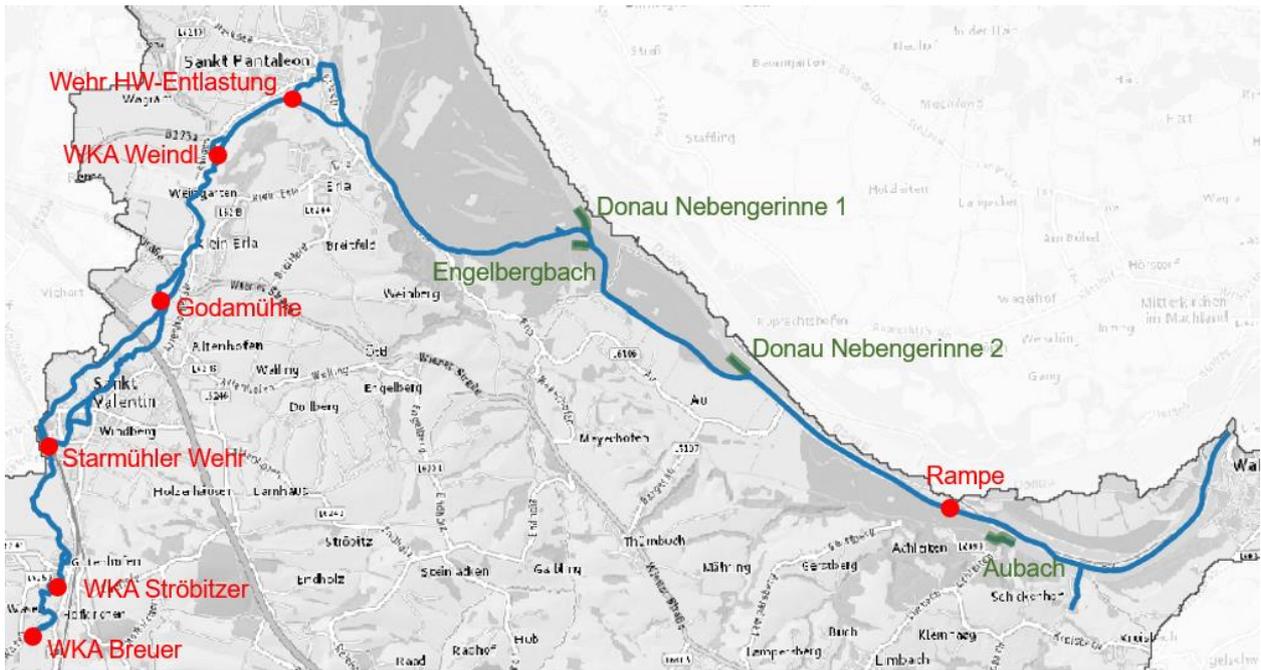


Abb. 150 Lage des Abschnittes 9 (grün markiert).





12.9 Zuflüsse



12.9.1 Donau Nebengerinne 1



12.9.2 Engelbergbach



12.9.3 Donau Nebengerinne 2



12.9.4 Aubach

