



## Strahlwirkung im Unterlauf der Naarn

*Untersuchung der Strahlwirkung von strukturellen Gewässeraufwertungen auf Gewässerabschnitte mit morphologischen Defiziten anhand der Fischfauna*

Christoph Graf & Clemens Gumpinger

Wels, Juni 2020

Im Auftrag

des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung,

Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft,

Abteilung Wasserwirtschaft





## Strahlwirkung im Unterlauf der Naarn

*Untersuchung der Strahlwirkung von strukturellen Gewässeraufwertungen auf Gewässerabschnitte mit morphologischen Defiziten anhand der Fischfauna*

### **blattfisch e.U.**

Technisches Büro für Gewässerökologie  
DI Clemens Gumpinger

blattfisch.at



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



# Inhalt

1	Einleitung .....	1
2	Zielsetzung .....	2
3	Das Konzept der Strahlwirkung .....	3
3.1	Grundlagen .....	3
3.2	Strahlursprung .....	3
3.3	Strahlweg und Strahldistanz .....	4
3.4	Trittsteinkonzept.....	5
4	Untersuchungsgebiet.....	6
4.1	Der Naarn Unterlauf .....	6
4.1.1	Hydrologische Kenndaten .....	8
4.1.2	Morphologische Aufwertungen in der Naarn .....	8
4.2	Fischartenleitbild .....	10
5	Methodik.....	12
5.1	Habitatkartierung.....	12
5.1.1	Trittsteine .....	14
5.2	Elektrobefischungen .....	15
5.2.1	Quantitative Fischbestandserhebungen .....	15
5.2.2	Semiquantitative Habitatbefischung.....	17
5.2.3	Zustandsbewertung .....	19
6	Ergebnisse.....	20
6.1	Habitatkartierung.....	20
6.1.1	Laichhabitate .....	22
6.1.2	Habitats für 0 <sup>+</sup> - Fische .....	23
6.1.3	Juvenilhabitate.....	24
6.1.4	Adulthabitate .....	25
6.1.5	Habitats für indifferente und stagnophile Arten .....	26
6.1.6	Trittsteinhabitate .....	28
6.2	Fischbestandserhebungen .....	29
6.2.1	Quantitative Fischbestanderhebungen.....	29
6.2.2	Semiquantitative Habitatbefischung.....	39
6.3	Fischökologischer Zustand .....	44
6.4	Festzustellende Strahlwirkung.....	46
7	Diskussion .....	48
8	Zusammenfassung und Fazit .....	60

9	Literatur .....	61
10	Anhang .....	64
10.1	Kartendarstellung Fischhabitats .....	64
10.1.1	Laichhabitats Kieslaicher .....	64
10.1.2	0 <sup>+</sup> - Habitats .....	65
10.1.3	Juvenilhabitats .....	66
10.1.4	Adulthabitats .....	67
10.1.5	Trittsteine .....	68





# 1 Einleitung

Das Büro blattfisch e.U. wurde vom Amt der Oö. Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Wasserwirtschaft mit der Untersuchung der Strahlwirkung morphologisch aufgewerteter Gewässerabschnitte auf Gewässerabschnitte mit morphologischen Defiziten im Unterlauf der Naarn beauftragt. Ziel der Untersuchung ist es, herauszufinden, ob die morphologische Aufwertung von Teilabschnitten eines Gewässers ausreicht, um den von der Europäischen Union (EU) geforderten guten ökologischen Zustand durch Ausstrahleffekte auch in umliegenden und damit vernetzten, aber morphologisch defizitären Abschnitten zu erreichen.

Mit in Kraft treten der Wasserrahmenrichtlinie (RICHTLINIE 2000/60/EG) im Rahmen einer Neuausrichtung der Gewässerschutzpolitik im Jahre 2000, hat sich die Europäische Gemeinschaft das Ziel gesetzt, dass die Mitgliedsstaaten neben dem Grundwasser in allen Oberflächengewässern einen guten ökologischen und chemischen Zustand bzw. sofern es sich um erheblich veränderte Wasserkörper handelt, ein gutes ökologisches Potential herzustellen.

Um die verpflichtenden Ziele zu erreichen, wurde die WRRL in die österreichische Gesetzgebung implementiert und nach Entwicklung geeigneter Bewertungsinstrumente im Jahr 2009 ein Bewirtschaftungskonzept in Form des „Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplans“ (NGP 2009, BMLFUW 2009) vorgelegt. Trotz der Umsetzung zahlreicher Sanierungsmaßnahmen wurden nach Ablauf der ersten Frist im Jahr 2015 die geforderten Ziele für einen großen Teil der österreichischen Fließgewässer verfehlt. So befanden sich zu diesem Zeitpunkt 61 % unserer Flüsse und Bäche nicht im ökologischen Zielzustand (BMLFUW 2015).

Die meisten mitteleuropäischen Fließgewässer, wurden bereits früh in Zusammenhang mit der Gewinnung von landwirtschaftlichen Flächen, dem Schutz vor Hochwässern oder im Zuge der wasserwirtschaftlichen Nutzung reguliert. Damit einher ging der massive Verlust von aquatischem Lebensraum, was die Einschränkung natürlicher Prozesse und den Verlust vieler ökologischer Funktionen und in weiterer Folge einen massiven Bestandsrückgang der Fließgewässerfauna bedeutete. Da hinsichtlich der Bewertung des ökologischen Zustandes die Gewässerfauna und -flora aber naturgemäß die entscheidende Rolle spielen, entspricht der ökologische Zustand vieler Gewässer nicht den Zielvorstellungen der EU.

Nun ist es in einem so dicht besiedelten Kulturraum, wie etwa Mitteleuropa, mitunter schwierig, ausreichend Platz für umfangreiche Gewässerrenaturierungen zur Verfügung zu stellen. Wenn dies doch möglich ist, so ist das in der Regel – nicht zuletzt infolge der Notwendigkeit, Infrastruktur umzulegen o.ä. – ein sehr kostenintensives Unterfangen. Da finanzielle Mittel letztlich immer begrenzt sind, sollten sie aber so eingesetzt werden, dass bei der Umsetzung von Verbesserungsmaßnahmen die „Kosten-Nutzen-Bilanz“ möglichst positiv ausfällt und dabei ein größtmöglicher „ökologischer Gewinn“ entsteht (SCHÜTZ et al. 2008, KLAUER et al. 2014). Das bedeutet einerseits häufig das Ausweichen auf weniger intensiv genutztes Gewässerumland, andererseits die Reduktion von Maßnahmen innerhalb von Siedlungsgebieten auf weniger umfangreiche Renaturierungen, ja in der Regel auf lokale Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung eines nicht allzu langen Gewässerabschnittes.

Wenn aufgrund verschiedener Einschränkungen nur Teilstrecken von Gewässern in den Naturzustand zurückversetzt oder eben nur strukturell aufgewertet werden können, kann eine Strahlwirkung bei der Erreichung des geforderten ökologischen Zustandes in Gewässern unter Umständen eine entscheidende Rolle spielen. So können durch Strahlwirkung positive Effekte auf das Artenspektrum, die Individuendichte und den Populationszustand von Organismengruppen auftreten. Diese Effekte ermöglichen es, auch in strukturell und hydromorphologisch defizitären Gewässerabschnitten, in denen

wichtige Schlüsselhabitate fehlen, den guten ökologischen Zustand zu erreichen. Aufgrund der Strahlwirkung aus ökologisch relevanten Aufwertungsmaßnahmen, lassen sich die Anzahl und die Länge von Gewässerstrecken möglicherweise reduzieren, in denen Maßnahmen zur Aufwertung der Morphologie ergriffen werden müssen (PODRAZA 2008).

## 2 Zielsetzung

In vorliegender Studie wurde die Strahlwirkung im Unterlauf der Naarn anhand mehrerer Aufwertungsmaßnahmen, die sowohl räumlich getrennt, als auch in einer zeitlichen Abfolge von mehreren Jahren umgesetzt worden waren, und die damit vernetzten defizitären Abschnitte untersucht.

Zur Bewertung der Strahlwirkung wurde in diesem Fall das biologische Qualitätselement „Fische“ herangezogen. Aufgrund ihrer hohen Mobilität und Sensibilität gegenüber Kontinuumsunterbrechungen und Defiziten in der Hydromorphologie, weisen Fische eine hohe Indikatorfunktion auf und eignen sich ganz besonders zur Bewertung der Strahlwirkung und insbesondere auch der Strahldistanz.

Durch die alternierende Abfolge von regulierten und aufgewerteten Abschnitten, sowie aufgrund der nur minimalen Einschränkung der Längsdurchwanderbarkeit für Fische durch Querbauwerke, wurde der Unterlauf der Naarn als ideales Gewässer ausgewählt, um die Auswirkungen der Strahlwirkung von morphologisch aufgewerteten auf defizitäre Abschnitte zu untersuchen.

Auf folgende Forschungsfragen wurde im Zuge der Untersuchung intensiv eingegangen:

- Kann im Unterlauf der Naarn überhaupt eine Strahlwirkung nachgewiesen werden, die der morphologischen Aufwertung von Gewässerabschnitten zuzuschreiben ist?
- Wie wirkt sich die Strahlwirkung von aufgewerteten Abschnitten auf umliegende, regulierte Abschnitte aus?
- In welchem Umfang besteht eine Strahlwirkung?
- Kann durch eine etwaige Strahlwirkung die Verbesserung des ökologischen Zustandes in Defizitabschnitten anhand eines Klassensprunges nachgewiesen werden?
- Ist das bisher erfolgte Ausmaß an morphologischen Aufwertungen ausreichend, um im gesamten Unterlauf der Naarn den guten fischökologischen Zustand zu erreichen?

## 3 Das Konzept der Strahlwirkung

### 3.1 Grundlagen

Der Begriff Strahlwirkung bezeichnet den Effekt einer wie auch immer gerichteten Wirkung eines Gewässerabschnittes auf andere damit verbundene Abschnitte. Aus einer Strahlwirkung resultiert immer die Indikation eines ökologischen Zustandes, der in einer betrachteten Strecke nur aufgrund der Beeinflussung eines damit verbundenen anderen Gewässerabschnittes zu Stande kommt. Die Strahlwirkung ist das Ergebnis eines aktiven oder passiven Migrationsprozesses von Organismen, ausgehend von einem dauerhaft besiedelten Habitat im Gewässer. Möglich ist eine positive Strahlwirkung auf defizitäre Bereiche, ausgehend von Gewässerabschnitten in gutem oder sehr gutem Zustand, gegenteilig ist aber auch eine negative Strahlwirkung auf intakte Bereiche durch Einflüsse aus Bereichen mit strukturellen, hydromorphologischen oder chemischen Defiziten möglich, welche dann auch als „negative Fern- und Nachbarschaftswirkung“ zu bezeichnen ist (DEUTSCHER RAT FÜR LANDSCHAFTSPFLEGE (DRL) 2008, RASCHKE et al. 2011). Beispielhaft ist hier eine Belastung naturnaher Strecken durch Feinsediment, ausgehend von flussauf liegenden belasteten Gewässerabschnitten, oder die Ausbreitung allochthoner Arten aus defizitären Abschnitten zu nennen. Als Strahlwirkung ist ein solcher Effekt aber nur dann zu bezeichnen, wenn er sich direkt oder indirekt auf den ökologischen Zustand eines Gewässers auswirkt bzw. eine Änderung des Zustandes herbeiführt (DRL 2008).

Strahlwirkung selbst bezieht sich also insgesamt niemals auf einen Einzelvorfall oder einen Einzelorganismus. Viel mehr bezieht sie sich auf Lebensgemeinschaften mit entsprechender Artenzusammensetzung, entsprechenden Abundanzen und Altersstrukturen, die aufgrund von Migration auch in Bereichen zu finden sind, die offensichtliche Habitatdefizite aufweisen. Ereignisse, die keine Veränderung des ökologischen Zustandes nach sich ziehen, sind nicht als Strahlwirkung, sondern lediglich als vereinzelte Strahlereignisse zu bezeichnen.

In vorliegender Untersuchung wird dem entsprechend erst dann von einer Strahlwirkung gesprochen, wenn sich der ökologische Zustand um eine ganze Zustandsklasse verändert. Um geringfügige Änderungen im ökologischen Zustand aufgrund vereinzelter Strahlereignisse zu erkennen bedürfte es intensiver, langfristiger Untersuchungen und einer detaillierten Analyse der Ergebnisse bei gleichzeitigem Ausschluss anderer Einflussfaktoren.

### 3.2 Strahlursprung

Als Strahlursprung wird jener Bereich oder Gewässerabschnitt bezeichnet, der im ökologischen Sinne eine Quellfunktion inne hat und von dem aus eine Besiedelung anderer Gewässerabschnitte erfolgt (DRL 2008). Er stellt den Ausgangsbereich einer Strahlwirkung dar. Der Strahlursprung muss nicht unbedingt ein Abschnitt des betrachteten Hauptgewässers sein. Auch einmündende Zuflüsse können als Strahlursprung fungieren, sofern sie grundsätzlich mit ähnlichem Arteninventar ausgestattet sind, eine ähnliche Habitatausstattung darbieten und sofern eine Ein- und Abwanderung für die gewässertypischen Organismen ungehindert möglich ist. Voraussetzung für eine Strahlwirkung ist die dauerhafte Besiedelung und Ausbildung stabiler Populationen im Abschnitt der als Strahlursprung gilt, sowie eine vollständige und uneingeschränkte Vernetzung zu umliegenden Gewässerabschnitten (SCHÜTZ et al. 2008).

### 3.3 Strahlweg und Strahldistanz

Der Strahlweg ist jene Gewässerstrecke, auf der sich Organismen ausgehend vom Strahlursprung aktiv oder passiv ausbreiten. Es sind jene Gewässerabschnitte, die aufgrund von strukturellen oder morphologischen Defiziten keine oder nur eine kurzfristige Erschließung durch gewässertypspezifische Organismen ermöglichen und die aufgrund von Ausbreitung und Migration lediglich durchwandert, nicht aber dauerhaft besiedelt werden. Je nach Ausbreitungskapazitäten eines Organismus kann der Strahlweg flussauf und/oder flussab gerichtet sein (DRL 2008).

Zu unterscheiden sind Aufwertungsstrahlwege und Durchgangsstrahlwege. Aufwertungsstrahlwege sind jene Gewässerabschnitte die zumindest eine vorübergehende Ansiedlung durch typspezifische Organismen erlauben. Der ökologische Zustand in diesen Abschnitten kann somit aufgrund der Strahlwirkung aufgewertet werden. Durchgangsstrahlwege sind jene Abschnitte, die aufgrund minderer Habitatausstattung lediglich durchwandert werden, nicht aber aufgewertet werden können. Diese lassen jedoch zumindest einen funktionalen Austausch zwischen benachbarten Strahlursprüngen zu (RASCHKE et al. 2011).

Als Strahldistanz wird jene Distanz bezeichnet, über die sich ein Organismus maximal ausbreiten kann. Die Strahldistanz ist in erster Linie von den Ausbreitungskapazitäten betrachteter Organismen abhängig. So weisen Fische beispielsweise aufgrund ihrer hohen Mobilität grundsätzlich höhere Ausbreitungskapazitäten und damit längere Strahldistanzen auf als etwa benthische Makroinvertebraten, welche wiederum höhere Ausbreitungskapazitäten aufweisen als phytobenthische Organismen. Die Ausbreitungskapazität ist aber auch abhängig vom jeweiligen Entwicklungsstadium, so verfügen adulte Fische über höhere Ausbreitungskapazitäten als Jungfische, ebenso wie flugfähige Imagines benthischer Invertebraten höhere Kapazitäten aufweisen als ihre gewässerbewohnenden Larven.

In weiterer Folge ist die Strahldistanz aber auch abhängig von der Vernetzung des Lebensraumes, dessen Strukturausstattung und den physikalisch-chemischen Parametern im Gewässer. So üben Staubecken beispielsweise auf sich passiv durch Drift ausbreitende Organismen eine Senkenfunktion aus, Querbauwerke behindern oder unterbinden gar die aktive Migration von Organismen flussauf- und flussabwärts (DRL 2008). Insbesondere in diesem Zusammenhang ist die Fischfauna zu nennen, da viele Fischarten auf longitudinale aber auch laterale Kontinuumsunterbrechungen und Lebensraumfragmentierung besonders sensibel reagieren.

Grundsätzlich gilt, dass die flussabwärtige Strahldistanz größer ist, als die flussaufwärtige, da eine passive Migration in Fließrichtung geringeren Aufwand bedeutet, als aktive Migration gegen die Fließrichtung.

Das Konzept des Strahlursprungs, des Strahlwegs und die grundlegenden Ausbreitungskapazitäten verschiedener gewässerbewohnender Organismengruppen sind in Abb. 1 schematisch dargestellt.

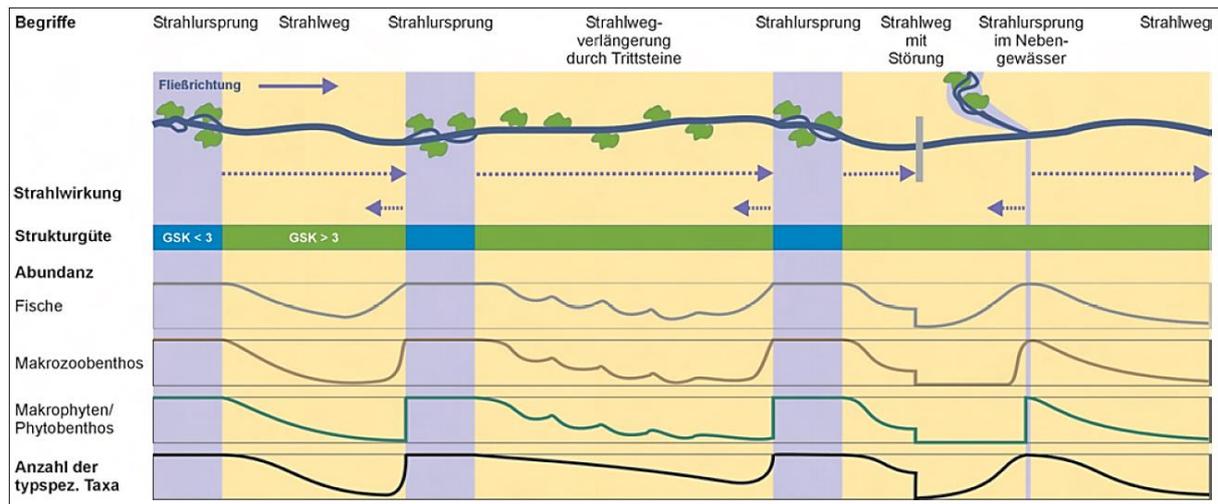


Abb. 1 Schematische Darstellung des Strahlwirkungs-Konzeptes und der Ausbreitungs- und Wiederbesiedelungsschemata verschiedener Organismengruppen (aus DRL 2008).

### 3.4 Trittsteinkonzept

Sogenannte Trittsteine sind, auf Fließgewässer bezogen, kleinräumige, typgerechte Strukturen, wie zum Beispiel Totholzstrukturen, getauchte Vegetation oder standortgerechte Makrophytenbestände, die den organismenspezifischen Habitatansprüchen kurzfristig genügen. Trittsteine können aber auch kurze Gewässerabschnitte mit morphologisch intakten Bedingungen sein, die aber zu kleinflächig sind, um als Strahlursprung zu fungieren, in denen sich also keine stabile Population etablieren kann, da sie keine ausreichende Habitatverfügbarkeit aufweisen. Dazu zählen beispielsweise kleinräumige Gewässeraufweitungen. Trittsteine ermöglichen es Organismen höhere Strahldistanzen zurückzulegen, indem sie kleinräumig und kurzfristig Nahrung und Habitate zur Verfügung stellen (DRL 2008).

## 4 Untersuchungsgebiet

### 4.1 Der Naarn Unterlauf

Das Untersuchungsgebiet vorliegender Studie erstreckt sich über den gesamten Unterlauf der Naarn von der Stadt Perg bis zur Mündung, wo die Naarn linksufrig indirekt über den Hüttinger Altarm in die Donau mündet und umfasst etwa zehn Kilometer Fließlänge. Der Unterlauf der Naarn liegt auf der gesamten Länge im Bezirk Perg (Abb. 3).

Die Naarn bildet sich östlich von Bad Zell aus dem Zusammenfluss der Kleinen und der Großen Naarn und mündet nach etwa 27 Flusskilometern in den Hüttinger Altarm. Die Große Naarn entspringt im Tanner Moor südöstlich von Liebenau, die Kleine Naarn südlich von Liebenau.

Der ursprünglich mäandrierende Lauf der Naarn in der Donauniederung flussab von Perg wurde vor allem aus Hochwasserschutzgründen begradigt. Im Zuge des Baus des Donaukraftwerkes Wallsee wurde die Mündung der Naarn acht Kilometer flussaufwärts verlegt. Den ursprünglichen Verlauf und die ursprüngliche Mündungssituation markiert heute noch die sogenannte Schwemмнаarn, welche im Bereich der Labinger Brücke über ein Dotationsbauwerk aus dem Hauptgerinne des heutigen Naarnlaufes dotiert wird. Aktuell ist der Unterlauf der Naarn über weite Strecken in ein Kastenprofil gelegt und an beiden Ufern fast durchwegs mit Blocksteinen reguliert. Die gewässertypspezifische Dynamik, vor allem die laterale Entwicklung, die ein epipotamales Gewässer unter natürlichen Bedingungen aufweist, ist somit kaum mehr möglich. Das Gewässerbett ist streckenweise verödet und weist nur wenig Strömungs-, Tiefen-, Substrat- und Strukturvariabilität auf (Abb. 2).



Abb. 2 *Monoton regulierte Fließabschnitte der Naarn im Unterlauf. Deutlich erkennbar ist der anthropogen bedingt gestreckte Lauf des Flusses.*



Abb. 3 Überblick über das Untersuchungsgebiet. Blauer Pfeil: Fließrichtung.

## 4.1.1 Hydrologische Kenndaten

Am Pegel Haid, der sich bei Flusskilometer 4,46 befindet, entwässert die Naarn eine Fläche von 481 km<sup>2</sup>. Dort weist der Fluss einen mittleren jährlichen Abfluss (MQ) von 3,75 m<sup>3</sup>/s auf, der mittlere Niederwasserabfluss (NQ<sub>T</sub>) beträgt 175 l/s, der mittlere jährliche Niederwasserabfluss (MJNQ<sub>T</sub>) beträgt 892 l/s (BMLFUW 2017a).

Das Abflussregime der Naarn ist pluvio-nival, also im Wesentlichen von Regenereignissen geprägt (MADER et al. 1996), mit den höchsten Abflüssen im März und April (Abb. 4).

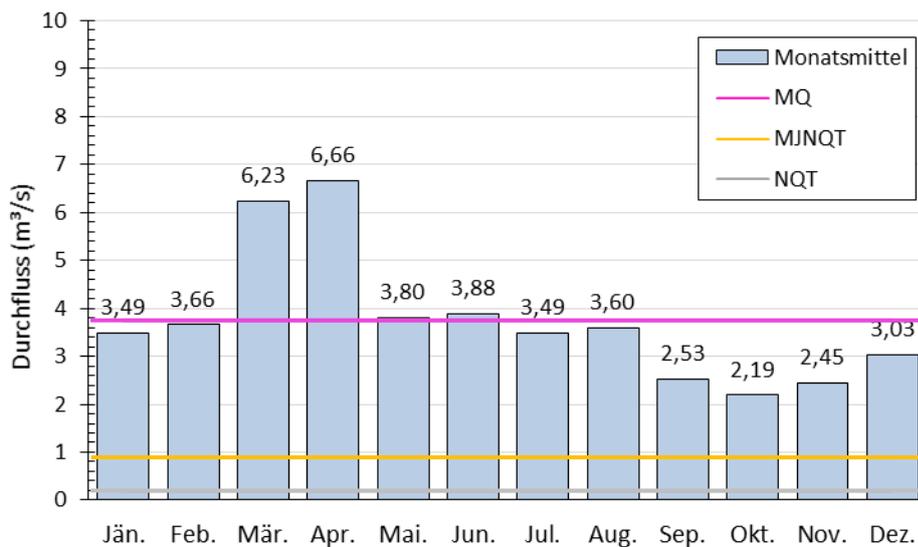


Abb. 4 Mittlerer monatlicher Durchfluss, mittlerer jährlicher Abfluss, mittlerer jährlicher Niederwasserabfluss und mittlerer Niederwasserabfluss der Naarn am Pegel Haid.

## 4.1.2 Morphologische Aufwertungen in der Naarn

Im Unterlauf der Naarn wurden in den Jahren 2008 bis 2016 insgesamt fünf Abschnitte morphologisch aufgewertet. Die Gesamtlänge dieser Abschnitte liegt zwischen etwa 536 Metern und 1.123 Metern (inkl. der in den Aufwertungen teils angelegten Alt- und Nebenarme) (GUMPINGER et al. 2018) (Tab. 1).

Tab. 1 Überblick über die im Unterlauf der Naarn durchgeführten morphologischen Aufwertungen.

Fließrichtung	Lage	Gesamtlänge [m]	Fertigstellung [Jahr]
	↓	Perg/Kickenau	576
	Hauswiesen	721	2014
	Tobrabach	536	2008
	Wagra	1 123	2012
	Mündungsbereich/Labing	910	2013/2015

Die Aufwertung der Abschnitte umfasste die Verlegung in einen pendelnden Lauf, Ufersicherungen wurden entfernt, Uferbereiche wurden abgesenkt und es wurden Strukturelemente wie Holzbuhnen, Wurzelstöcke und große Steine ins Gewässerbett eingebracht. Darüber hinaus wurden in einigen Aufwertungsbereichen unterstromig angebundene Alt- oder Nebenarme angelegt (WASSERVERBAND

MACHLAND 2017). Ein vollständiger Rückbau der Abschnitte in den leitbildkonformen Naturzustand wurde nicht durchgeführt. So wurden die Maßnahmen innerhalb des im Kastenprofil zur Verfügung stehenden Platzes ausgeführt. Eine eigendynamische Entwicklung des Gewässers in den aufgewerteten Abschnitten ist aber, wenn auch eingeschränkt, möglich (Abb. 5).

Aus gewässerökologischer Sicht stellen die Maßnahmenabschnitte eine massive morphologische Aufwertung im Vergleich zur Situation zuvor dar (Abb. 6).



Abb. 5 *Links: Aufwertungsabschnitt flussauf der Mündung. Rechts: Der Fluss wurde nach Entfernung der Ufersicherung innerhalb des bestehenden Kastenprofils in einen pendelnden Lauf gelegt.*



Abb. 6 *Links: Der Abschnitt flussauf der Mündung vor Umsetzung der Maßnahmen im Jahr 2013. Rechts: Luftbild aus dem Jahr 2001. Vor Umsetzung der Maßnahmen wies der Fluss einen anthropogen bedingt gestreckten Lauf auf, die Ufer waren durchwegs mit Blocksteinen gesichert.*

## 4.2 Fischartenleitbild

Die Naarn fließt im Projektgebiet in der Bioregion „Bayrisch-Österreichisches Alpenvorland“ (MOOG et al. 2001) und ist laut Einstufung des BMLFUW (2017b) der biozönotischen Region „Epipotamal mittel“ (Barbenregion) zuzuordnen.

Das Standardartenleitbild für diese Region beinhaltet 27 Fisch- und eine Neunaugenart. Leitfischarten sind Aitel (*Squalius cephalus*), Barbe (*Barbus barbus*), Nase (*Chondrostoma nasus*) und Schneider (*Alburnoides bipunctatus*).

Neben den vier genannten Leitarten beinhaltet das Leitbild neun typische und 15 seltene Begleitarten.

Das Fischartenleitbild, sowie die Listung der Arten laut Flora-Fauna-Habitat Richtlinie (FFH-RL; RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1992) und der Gefährdungsstatus laut Roter Liste Österreichs (WOLFRAM & MIKSCHI 2007) ist in Tab. 2 dargestellt.

Tab. 2 Standardartenleitbild für die biozönotische Region „Epipotamal groß“ in der Bioregion „Bayrisch-Österreichisches Alpenvorland“.

I	Leitfischart	b	typische Begleitfischart	s	seltene Begleitfischart
Fischart	Wissenschaftlicher Name	Leitbild	FFH-Richtlinie	Rote Liste	
Aalrutte	<i>Lota lota</i>	b		VU	
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	I		LC	
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	b	V	VU	
Bachforelle	<i>Salmo trutta fario</i>	b		NT	
Bachscherle	<i>Barbatula barbatula</i>	b		LC	
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	I	V	NT	
Bitterling	<i>Rhodeus sericeus amarus</i>	s	II	VU	
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	s		NT	
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	b		LC	
Goldsteinbeißer	<i>Sabanejewia balcanica</i>	s	II	EN	
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	b		LC	
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	b		NT	
Hecht	<i>Esox lucius</i>	s		NT	
Huchen	<i>Hucho hucho</i>	s	II, V	EN	
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	b	II	NT	
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	b		LC	
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>	s		EN	
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	I		NT	
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>	s		LC	
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	s		LC	
Rußnase	<i>Vimba vimba</i>	s		VU	
Schied	<i>Aspius aspius</i>	s	II, V	EN	
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	I		LC	
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>	s	II	VU	
Strömer	<i>Telestes souffia</i>	s	II	EN	
Ukrainisches Bachneunaugen	<i>Eudontomyzon mariae</i>	s	II	VU	
Weißflossengründling	<i>Romanogobio vladkovi</i>	s	II	LC	
Zingel	<i>Zingel zingel</i>	s	II, V	VU	
<b>Gesamt</b>	<b>28 Arten</b>	-	-	-	

## Legende zu Tab. 2:

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)

## 5 Methodik

Im Vorfeld zu den Bestandserhebungen wurden im gesamten Unterlauf der Naarn Habitatkartierungen durchgeführt, die speziell auf die Habitate rheophiler Kieslaicher abzielten. Bewertet wurden aber auch Habitate für strömungs-indifferente und stagnophile Arten. Die Kartierungsarbeiten dienten der Bewertung der Qualität der einzelnen Aufwertungsmaßnahmen. Anhand der Ergebnisse der Kartierung wurden die Probestrecken für die Fischbestandserhebungen ausgewählt.

Im Zuge der Untersuchungen zur Strahlwirkung wurden semiquantitative und quantitative Fischbestandserhebungen mittels Elektrobefischung durchgeführt.

### 5.1 Habitatkartierung

Die vorangehende Habitatkartierung umfasste die Erhebung von Laich-, 0<sup>+</sup>-, Juvenil- und Adulthabitaten. Die Habitate wurden anhand der vorherrschenden Parameter Tiefe, Fließgeschwindigkeit und Sohlsubstrat aufgrund einer Expertenabschätzung erfasst. Dabei wurde speziell auf Habitate eingegangen, die sich besonders für die rheophilen Leitfischarten Barbe und Nase und für die rheophile Begleitfischart Äsche (*Thymallus thymallus*) eignen. Die drei betrachteten Arten haben aufgrund der diversen Habitatnutzung ihrer verschiedenen Altersstadien sowie der hohen Ansprüche an das Laichhabitat eine wichtige Indikatorfunktion inne. Anhand der Anzahl der Habitate für diese rheophilen Kieslaicher kann auf die Habitatausstattung, speziell auch in den aufgewerteten Abschnitten geschlossen und die Eignung der verschiedenen Gewässerabschnitte für die Arten bewertet werden. Die Habitate für die drei Arten wurden anhand der in Tab. 3 angeführten Präferenzwerte erfasst und ihre Qualität in die Eignungsklassen gute, mäßige und schlechte Eignung eingeteilt. Mit guter Eignung wurde ein Habitat dann bewertet, wenn alle Parameter im Optimalbereich einer Art lagen. Eine mäßige Eignung wurde beispielsweise vergeben, wenn zwei der drei betrachteten Parameter in den Präferenzbereich einer Art passten, der weitere Parameter aber nicht optimal war. Eine schlechte Qualität wurde dann attestiert, wenn sich das Habitat nur bedingt zur Nutzung eignet, weil mehrere Parameter vom Präferenzbereich abwichen.

Da sich die Habitatpräferenzen von Äschen, Barben und Nasen in verschiedenen Entwicklungsstadien oft überschneiden und bei Freilandhebungen eine eindeutige Ausweisung für nur eine Art nicht möglich ist, wurden die Habitate nach ihrer besten Eignung für eine Fischart absteigend gereiht. So überschneiden sich beispielsweise die Fließgeschwindigkeit an Barben- und Nasenlaichplätzen, beide Arten präferieren jedoch verschiedene Korngrößen das Laichsubstrat betreffend (MELCHER 1999, MELCHER & SCHMUTZ 2010).

Die Eignung für eine Art wurde wie folgt definiert:

Gute Eignung: Das Habitat ist für eine der Arten besonders gut geeignet, da alle Werte im Präferenzbereich liegen.

Mäßige Eignung: Das Habitat ist für eine zweite Art nutzbar, da die Werte nur wenig von deren Präferenzbereichen abweichen.

Schlechte Eignung: Das Habitat ist für eine weitere der Arten bedingt nutzbar, da die Werte stark von den Präferenzbereichen abweichen.

Tab. 3 *Habitatpräferenzen verschiedener Entwicklungsstadien der rheophilen Fischarten Nase, Barbe und Äsche.*

		Fließgeschwindigkeit (V = cm/s)	Wassertiefe (T = cm)	Choriotope	Literaturangabe
Laichhabitat	Nase	90 - 120 cm/s	15 - 30 cm	Mikrolithal - Mesolithal (20 - 200 mm)	MELCHER 1999; KAMLER & KECKEIS 2000
	Barbe	70 - 100 cm/s	15 - 30 cm	Akal - Mikrolithal (2 - 63 mm)	MELCHER & SCHMUTZ 2010
	Äsche	40 - 70 cm/s	20 - 30 cm	Mikrolithal - Mesolithal (20 - 200 mm)	HÜBNER 2003
0+	Nase	0 - 20 cm/s	0 - 50 cm	Pelal - Psammal (<0.063 mm - 2 mm)	MELCHER 1999; ALTZINGER 2011
	Barbe	0 - 40 cm/s	20 - 60 cm	Pelal - Mikrolithal (<0.063 - 63 mm)	ALTZINGER 2011
	Äsche	0 - 20 cm/s	0 - 40 cm	Pelal - Psammal (<0.063 mm - 2 mm)	SEMPESKI & GAUDIN 1995
Juvenil	Nase	0 - 80 cm/s	20 - 60 cm	Mikrolithal (20 - 63 mm)	MELCHER 1999; ALTZINGER 2011
	Barbe	40 - 60 cm/s	40 - 100 cm	Akal - Mikrolithal (2 - 63 mm)	ALTZINGER 2011
	Äsche	20 - 40 cm/s	40 - 60 cm	Akal - Mikrolithal (2 - 63 mm)	MALLET et al. 2000
Adult	Nase	20 - 80 cm/s	60 - 160 cm	Akal - Mikrolithal (2 - 63 mm)	MELCHER 1999; ALTZINGER 2011
	Barbe	40 - 80 cm/s	80 - 160 cm	Akal - Mikrolithal (2 - 63 mm)	ALTZINGER 2011
	Äsche	60 - 120 cm/s	70 - 160 cm	-	MALLET et al. 2000

Der Einfachheit halber werden die im ersten Lebensstadium nach dem Schlupf genutzten Habitate als „0<sup>+</sup>-Habitate“ bezeichnet. Die Unterscheidung von 0<sup>+</sup>- und Juvenilhabitaten erfolgte entsprechend des Habitatwechsels, den Äschen, Barben und Nasen in ihrer Entwicklung ab einer gewissen Größe durchführen. So besiedeln Äschen zunächst strömungsberuhigte Flachwasserbereiche, ehe sie in strömungsreiche Furten wechseln (SEMPESKI & GAUDIN 1995, MALLET et al. 2000). Nasen wechseln zunächst von strömungsberuhigten Flachwasserbuchten zu flachen aber gut überströmten Schotterbänken, in weiterer Folge überwintern sie in strukturreichen, strömungsberuhigten Nebenarmen (ALTZINGER 2011). 0<sup>+</sup>-Barben besiedeln flache, schwach überströmte Uferbereiche, wechseln jedoch im Juvenilstadium mit Erreichen einer Körperlänge von etwa 40 mm in schneller durchflossene, flache Bereiche, zum Beispiel gut angeströmte Schotterbänke (ALTZINGER 2011).

Habitate für eurytope Arten, also solche die weder besondere Ansprüche an das Laichhabitat noch eindeutige Strömungspräferenzen haben, wurden nur dann erhoben, wenn sie sich gleichzeitig auch für mindestens eine der oben genannten rheophilen Fischarten eigneten. Dies betrifft in erster Linie gut strukturierte Bereiche, die vor allem für juvenile Fische vieler Arten als Habitat fungieren, zum Beispiel Totholzansammlungen, aber auch Adulthabitate, etwa tiefe Kolke. Aufgrund der vielfältigen und unterschiedlichen Eigenschaften von Laichhabitaten eurytoper Arten, konnten Laichplätze für eurytope Arten nicht erhoben werden. Darüber hinaus wurden Juvenil- und Adulthabitate für stagnophile Arten erfasst.

## 5.1.1 Trittsteine

Trittsteine wurden ausschließlich in den regulierten Abschnitten des Flusses kartiert, nicht aber in den aufgewerteten Abschnitten. Aufgrund der Zielstellung, zumindest diese Gewässerabschnitte in den guten Zustand zu bringen, kann davon ausgegangen werden, dass die aufgewerteten Abschnitte mit ausreichend Habitaten in geeigneter Qualität ausgestattet sind, um als Strahlursprünge zu fungieren, weshalb Trittsteine dort keine Bedeutung haben.

Als Trittsteine wurden kleinräumige Habitate von besonderer Bedeutung aufgenommen, die als vorübergehendes Refugialhabitat genutzt werden können, beispielsweise Totholzansammlungen (Abb. 7, links), Ansammlungen von Steinen (Abb. 7, rechts), getauchte oder überhängende Vegetation und Makrophytenbewuchs (Abb. 8).

In Ergänzung zum Habitattyp wurde auch die Qualität der Trittsteine bewertet, wobei das maßgebliche Beurteilungskriterium für die Qualität eines Trittsteins seine Fläche darstellte. Die Qualität wurde wie bei den Fischhabitaten in die Klassen gut (Fläche von mehreren Quadratmetern), mäßig (wenige Quadratmeter) und schlecht (kleinräumige Elemente von unter einem Quadratmeter Fläche) eingeteilt.



Abb. 7 Links: Totholzansammlung. Rechts: Steinbuhne.



Abb. 8 Links: Makrophytenbewuchs im Frühjahr. Rechts: Dichter Makrophytenbewuchs im Sommer.

## 5.2 Elektrofischungen

### 5.2.1 Quantitative Fischbestandserhebungen

Die quantitativen Fischbestandserhebungen wurden an zwei Terminen, nämlich im Sommer und im Herbst 2019 durchgeführt. So wurde sichergestellt, dass der Habitatwechsel (habitat shift), der bei einigen Arten im Jahresverlauf auftritt, in die Untersuchung miteinbezogen wird. Des Weiteren kann dadurch der Reproduktionserfolg vieler Arten im Untersuchungsjahr abgeschätzt werden.

Der Fischbestand wurde mittels Watbefischung und benzinbetriebenen Gleichstrom-Rückenaggregaten der Firma Hans Grassl des Typs ELT 60 II und ELT 62 II mit 1,3 bzw. 2,2 kW Leistung durchgeführt.

Die Erhebungsmethodik entspricht dem Methodik-Handbuch zur Erhebung biologischer Qualitätselemente (BMLFUW 2017b). Für die Erhebung wurden 125 Meter lange Probestrecken am flussaufwärtigen Ende über die gesamte Breite mit einem Netz abgesperrt (Abb. 9 rechts), um die flussaufwärtige Flucht der Fische aus der Probestrecke zu verhindern. Die Probestrecken wurden dann flussauf watend mit zwei Fangpolen über die gesamte Gewässerbreite in drei Durchgängen befishet (Abb. 9 links). Fische, die ins Stromfeld geraten, werden unverzüglich aus dem Wasser gekeschert und unter ausreichend Frischwasserversorgung bzw. in einem, im Wasser positionierten Hälterkäfig zwischengehältet. Alle Fische werden auf Artniveau bestimmt, vermessen und ein repräsentativer Teil wird gewogen, die Protokollierung erfolgt nach Durchgängen getrennt. Danach werden die Fische sofort in den Fluss zurückgesetzt.

Aus den erhobenen Daten werden nach der Methodik von DELURY (1947) flächenbezogene Fischdichten und Biomassewerte errechnet.



Abb. 9 Links: Befischung flussauf watend. Rechts: Netzabspernung am flussaufwärtigen Ende einer Probestrecke.

### 5.2.1.1 Auswahl der Probestrecken

Die Auswahl der Probestrecken (Probestrecke = PST) erfolgte anhand der Ergebnisse der Fischhabitatkartierung. Die Probestrecken 1, 3 und 6 wurden in die qualitativ hochwertigsten Aufwertungen gelegt, da bei diesen davon ausgegangen wurde, dass es sich um einen Strahlursprung handelt. Die Auswahl der Probestrecken in regulierten Abschnitten erfolgte in der Annahme, dass sie in unterschiedlicher Distanz zu einem Strahlursprung liegen. PST 2 wurde so gewählt, dass sie im angenommenen Einflussbereich der Strahlwirkung zweier Aufwertungen liegt, PST 4 so, dass sie am unteren Ende einer flussab gerichteten Strahlwirkung liegt. Bei der Auswahl der PST 5 wurde darauf geachtet, dass sie im direkten Einflussbereich der unmittelbar flussauf angrenzenden Aufwertungsmaßnahme liegt. Anhand der Auswahl der Probestrecken in regulierten Abschnitten konnte die flussauf- und flussabwärtige Strahldistanz abgeschätzt werden, wobei immer angenommen wurde, dass die flussabwärtige Strahldistanz länger ist als die flussaufwärtige (Abb. 10).

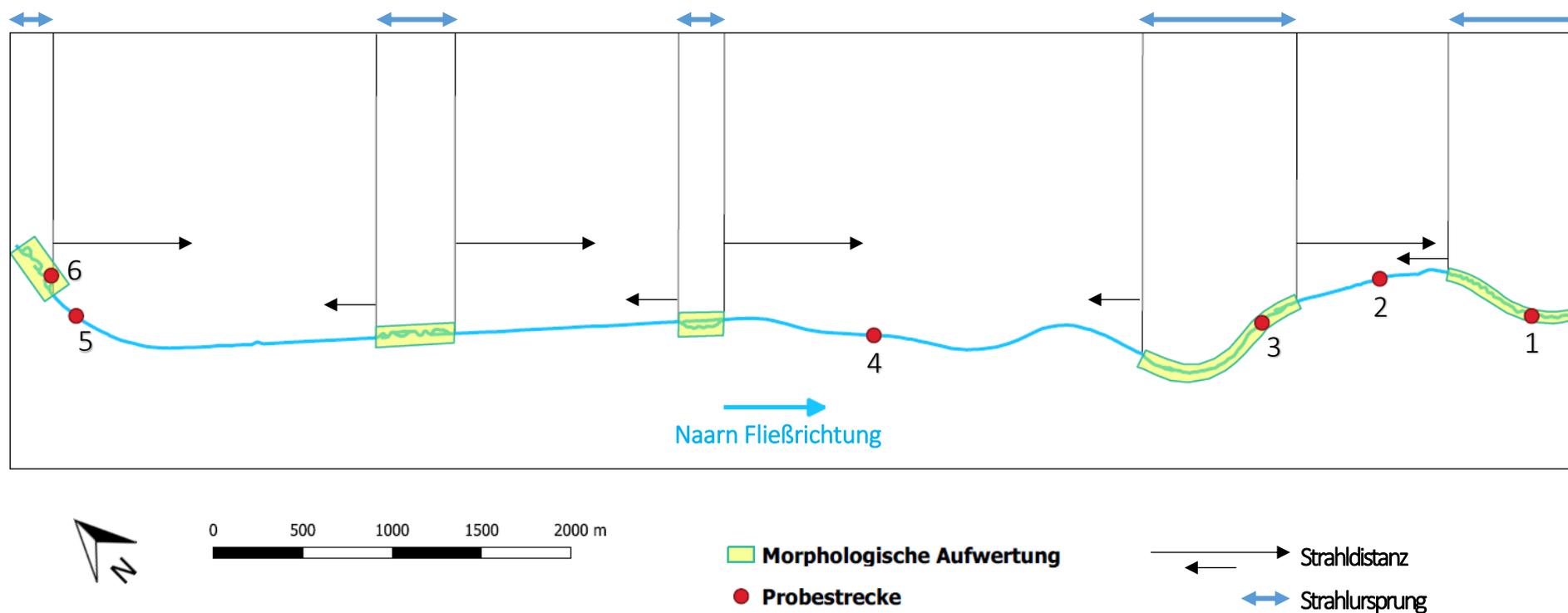


Abb. 10 Schematische Darstellung der Strahlwirkung im Unterlauf der Naarn anhand derer die Probestrecken ausgewählt wurden.

In Ergänzung zu Abb. 10 sind in Tab. 4 die Probestrecken und ihre Lage in aufgewerteten oder regulierten Abschnitten aufgelistet.

Tab. 4 Verteilung der Probestrecken.

Probestrecke (PST)	Zuordnung	Lage der Aufwertung
1	aufgewerteter Bereich	Mündungsbereich/Labing
2	regulierter Bereich	-
3	aufgewerteter Bereich	Wagra
4	regulierter Bereich	-
5	regulierter Bereich	-
6	aufgewerteter Bereich	Perg/Kickenau

## 5.2.2 Semiquantitative Habitatbefischung

Zusätzlich zu den quantitativen Fischbestandserhebungen fanden im Sommer 2019 semiquantitative Befischungen einzelner Habitats statt, die während der quantitativen Befischungen gar nicht oder nicht getrennt von anderen Habitats befischt wurden. Dabei handelte es sich einerseits um unterstromig angebundene, naturnah ausgestaltete Altarme (Abb. 11, links) und um betonierte Hochwasserschutzbecken, welche künstlich geschaffen wurden und Eigenschaften von Stillwasserbereichen aufweisen (Abb. 11, rechts). Dabei wurde ein an die Naarn oberflächlich angebundenes Becken befischt und eines, das keine Anbindung aufwies. Die darin gefangenen Fische wurden vermutlich beim letzten größeren Hochwasserereignis in dieses Becken eingeschwemmt. Zum anderen handelte es sich um einzelne Strukturelemente welche die Charakteristik von Trittsteinen aufweisen, wie z.B. Holzbühnen (Abb. 12, links), flächige Makrophytenbestände, Schotterbänke (Abb. 12, rechts) oder getauchte Vegetation / Totholzansammlungen (Tab. 5).

Erfasst wurde auch die befischte Fläche an jedem der Habitats, wodurch eine durchschnittliche Besiedlungsdichte in den verschiedenen Habitats ermittelt werden konnte.

Dadurch wurde die Qualität als Trittstein bzw. die Habitatqualität erhoben. Bis auf eigens angelegte Bereiche innerhalb der Aufwertungsstrecken, fehlen im begradigten Unterlauf der Naarn stagnierende Bereiche fast vollständig. Besonders stagnophilen Arten und Arten, die der Strömungsgilde „rheophil B“ angehören, die also zumindest in einem Entwicklungsstadium auf Stillwasserbereiche angewiesen sind, dienen solche Bereiche als Habitat.

Tab. 5 Anzahl und Fläche der im Zuge der Befischungen beprobten Habitats.

Habitat	Anzahl beprobt	Fläche befischt
	[n]	[m <sup>3</sup> ]
Altarm	3	765
getauchte Vegetation/Totholz	2	40
Hochwasserbecken angebunden	1	60
Hochwasserbecken nicht angebunden	1	36
Holzbühne	3	16
Makrophyten	3	120
Schotterbank	3	80
<b>Gesamt</b>	<b>16</b>	<b>1 117</b>



Abb. 11 Links: Habitat „naturnaher Altarm“. Rechts: Habitat „Hochwasserbecken nicht angebunden“.



Abb. 12 Links: Habitat „Holzbühne“. Rechts: Habitat „Schotterbank“.

## 5.2.3 Zustandsbewertung

Der fischökologische Zustand wurde entsprechend den nationalen Vorgaben zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) mittels Fish Index Austria (FIA) (HAUNSCHMID et al. 2006) berechnet. Der vorherrschende Zustand der Fischfauna im Gewässer (Artenzusammensetzung, Abundanzen, Biomasse, Altersstruktur der Leitfischarten und typischen Begleitfischarten) wird dabei der Leitbildzönose als Referenzzustand, also dem ursprünglichen, unbeeinflussten und gewässertypspezifischen Zustand, gegenübergestellt. Auftretende Abweichungen werden entsprechend negativ gewertet. Die Bewertung erfolgt anhand eines fünfstufigen Klassen-Systems, die Detailbewertung liegt zwischen 1 und 5, wobei 1 den sehr guten und 5 den schlechten Zustand darstellt (Tab. 6). Neben dem Fischregionsindex fungiert die Biomasse als KO-Kriterium, wobei aus einer Gesamtbiomasse zwischen 25 und 50 kg/ha maximal der unbefriedigende, aus einer Biomasse unter 25 kg immer der schlechte Zustand resultiert.

Tab. 6 Definition der ökologischen Zustandsklassen nach WRRL anhand der Fischfauna.

Bewertung des Status - Klasse	Zustand der Fischfauna
sehr gut - 1	Zusammensetzung und Abundanz der Arten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig dem unbeeinflussten Status. Alle typspezifischen störungsempfindlichen Arten sind vorhanden. Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen kaum Anzeichen anthropogener Störungen und deuten nicht auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung irgendeiner besonderen Art hin.
gut - 2	Anthropogene Einflüsse auf die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten bedingen die geringfügige Abweichung der Artenzusammensetzung und Abundanz von jener, typspezifischer Gemeinschaften. Die Altersstruktur der Fischartengemeinschaften zeigt Anzeichen von Störungen, die auf anthropogene Einflüsse auf die physikalisch-chemischen und hydro-morphologischen Qualitätskomponenten zurück-geführt werden können und deuten in wenigen Fällen auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung einer bestimmten Art hin, sodass einige Altersstufen fehlen können.
mäßig - 3	Aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten weichen die Zusammensetzung und Abundanz der Fischartengemeinschaft mäßig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Die Altersstruktur der Fischgemeinschaft zeigt größere Anzeichen anthropogener Störungen, sodass ein mäßiger Teil der typspezifischen Arten fehlt oder sehr selten ist.
unbefriedigend - 4	Gewässer werden als in unbefriedigendem Status bewertet, wenn die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Oberflächengewässertyps starken Veränderungen unterliegen und die Lebensgemeinschaft erheblich von jener abweicht, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergeht.
schlecht - 5	Gewässer werden als in schlechtem Status bewertet, wenn die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Oberflächengewässertyps erhebliche Veränderungen aufweisen und große Teile der Biozönose, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen, fehlen.

## 6 Ergebnisse

### 6.1 Habitatkartierung

Die Zuordnung der potentiell geeigneten Habitate für Nase, Barbe und Äsche sind in Abb. 13 dargestellt.

Besonders gering ist die Anzahl der Habitate, die sich in erster Linie für Äschenlarven und juvenile Äschen nach dem Habitatwechsel eignen, wohingegen Adulthabitate für Äschen vermehrt vorhanden sind. Auch die Anzahl der Laichhabitate, die sich besonders für die Äsche eignen, ist beschränkt. Im gesamten Naarn Unterlauf wurden nur 21 potentiell geeignete Äschenlaichhabitate erhoben, wobei lediglich vier davon eine gute Qualität aufwiesen.

Für Nasen mangelt es an Juvenil- und Adulthabitaten, häufiger vorhanden waren Laich- und 0<sup>+</sup>- Habitate, wobei diese oftmals eine gute Habitatqualität aufwiesen.

Für Barben wurden am häufigsten Adult- und Juvenilhabitate vorgefunden. Ein Mangel besteht vor allem im Bereich der Habitate für 0<sup>+</sup>- Fische, sowie bei der Verfügbarkeit von Laichhabitaten, die besonders gut für die Barbe geeignet sind.

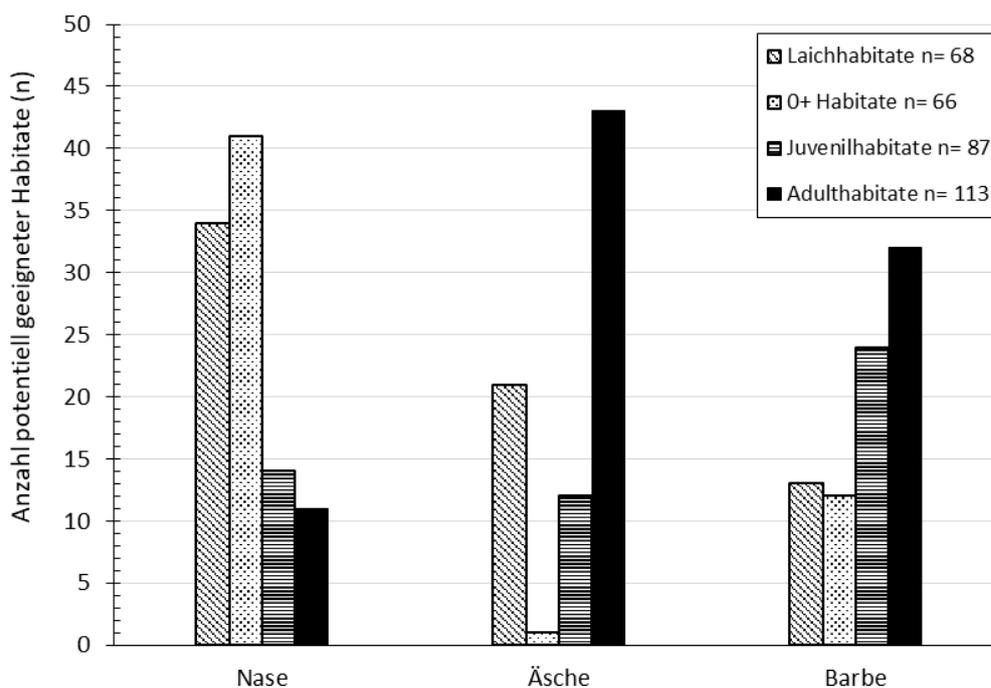


Abb. 13 Anzahl der potentiell geeigneten Habitate für Nase, Äsche und Barbe nach Entwicklungsstadium.

Die Anzahl der Habitate für die drei näher betrachteten rheophilen Arten pro Laufmeter Fließstrecke gerechnet, aufgeteilt nach aufgewerteten und regulierten Strecken ist in Abb. 14 dargestellt. Grundsätzlich wurden in aufgewerteten Streckenabschnitten deutlich mehr geeignete Habitate für Nase, Barbe und Äsche vorgefunden als in regulierten Abschnitten, was die bessere Habitatausstattung innerhalb der aufgewerteten Abschnitte eindeutig aufzeigt. Mit Ausnahme der aufgewerteten Abschnitte ist die Habitatverfügbarkeit für rheophile Kieslaicher im gesamten Unterlauf der Naarn äußerst gering, besonders aber was die Verfügbarkeit von 0<sup>+</sup>- und Laichhabitaten betrifft.

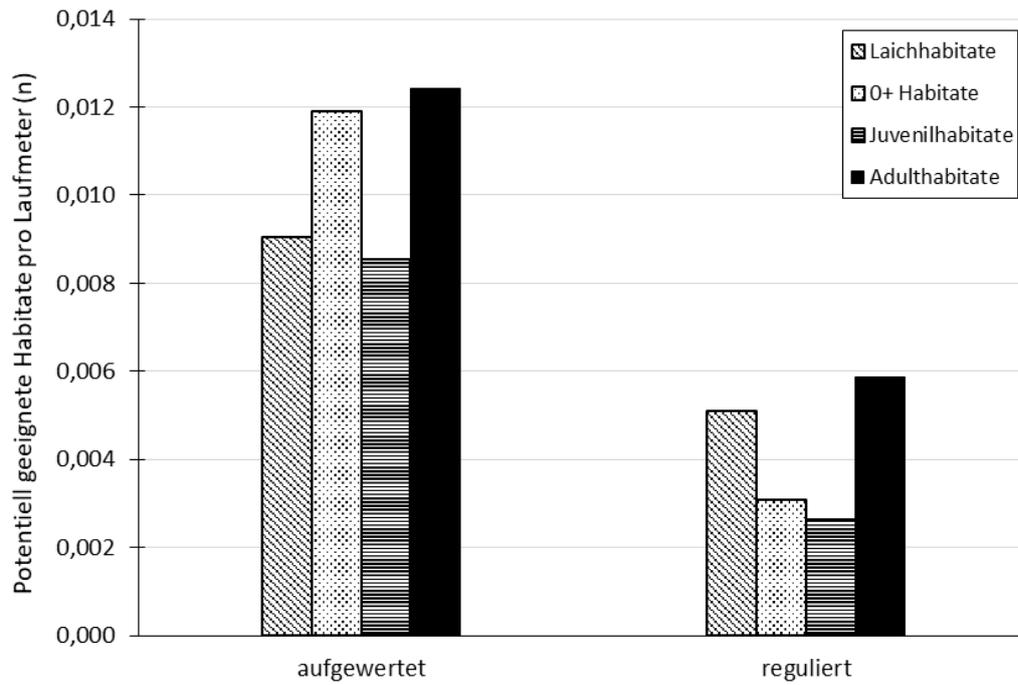


Abb. 14 Anzahl der potentiell geeigneten Habitate pro Laufmeter für Nase, Barbe und Äsche in aufgewerteten und regulierten Abschnitten.

## 6.1.1 Laichhabitats

Für Äschen und Nasen wurden geeignet erscheinende Laichhabitats vor allem in den aufgewerteten Abschnitten vorgefunden. Insbesondere im flussaufwärtigen Drittel des Untersuchungsgebietes wurden aber auch in den regulierten Abschnitten viele potentiell gut geeignete Laichhabitats für die Nase vorgefunden. Diese lagen oft in Bereichen mit geringer Tiefe, die schnell durchflossen waren und in denen das Sohlssubstrat von Mikrolithal dominiert war. Für die Barbe wurden in den regulierten Abschnitten wenig mehr geeignete Laichhabitats vorgefunden, als in den aufgewerteten (Abb. 15). In der Darstellung wurden nur Habitats mit guter Eignung für die jeweilige Fischart berücksichtigt.

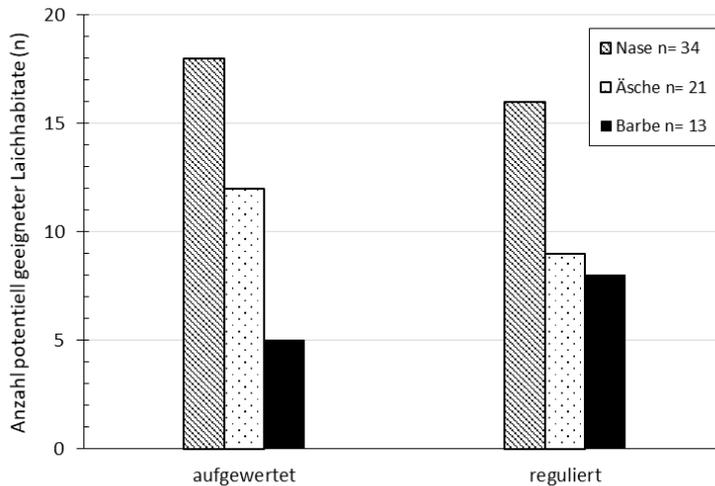


Abb. 15 Anzahl der potentiell geeigneten Laichhabitats für Nase, Äsche und Barbe in aufgewerteten und regulierten Abschnitten.

Der überwiegende Teil der Laichhabitats mit guter und mäßiger Habitatqualität wurde in den aufgewerteten Abschnitten vorgefunden. Laichhabitats mit schlechter Qualität wurden vorwiegend in den regulierten Abschnitten vorgefunden. Bei allen drei Qualitätsstufen wurden zwischen aufgewerteten und regulierten Abschnitten aber sehr geringe Unterschiede in der Anzahl vorhandener Laichhabitats festgestellt. (Abb. 16).

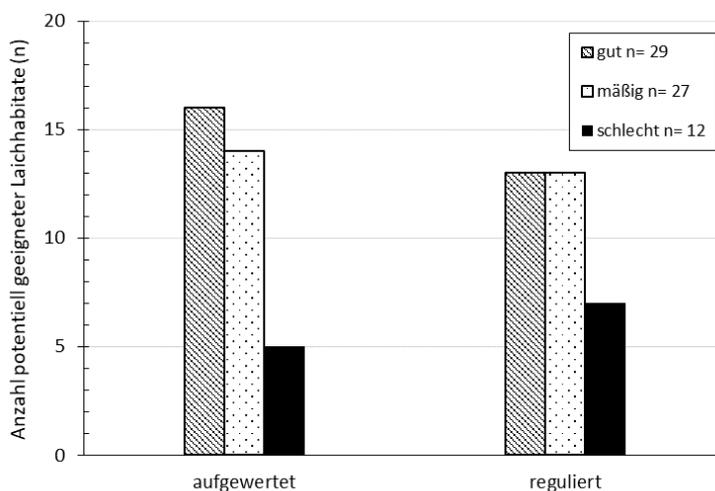


Abb. 16 Zusammengefasste Anzahl der potentiell geeigneten Laichhabitats in aufgewerteten und regulierten Abschnitten nach ihrer Habitatqualität.

## 6.1.2 Habitate für 0<sup>+</sup>- Fische

Die meisten 0<sup>+</sup>- Habitate wurden für Nasen vorgefunden, gefolgt von 0<sup>+</sup>- Habitaten für Barben. Für Äschen wurde nur ein potentiell gut geeignetes 0<sup>+</sup>- Habitat vorgefunden. Diese geringe Zahl ist allerdings vor dem Hintergrund zu interpretieren, dass sich optimale 0<sup>+</sup>- Habitate für Nasen oftmals auch als geeignet für 0<sup>+</sup>- Äschen erweisen. Die Präferenzbereiche der Nase und der Äsche, was das 0<sup>+</sup>- Habitat betrifft, decken sich fast gänzlich und so werden viele Habitate wahrscheinlich von beiden Arten genutzt. Die vorgefundenen Habitate wiesen aber zumeist eine geringfügig bessere Eignung für Nasen auf. Die meisten Habitate für 0<sup>+</sup>- Fische wurden in den aufgewerteten Abschnitten vorgefunden (Abb. 17). In der Darstellung wurden nur Habitate guter Eignung für die jeweilige Fischart berücksichtigt.

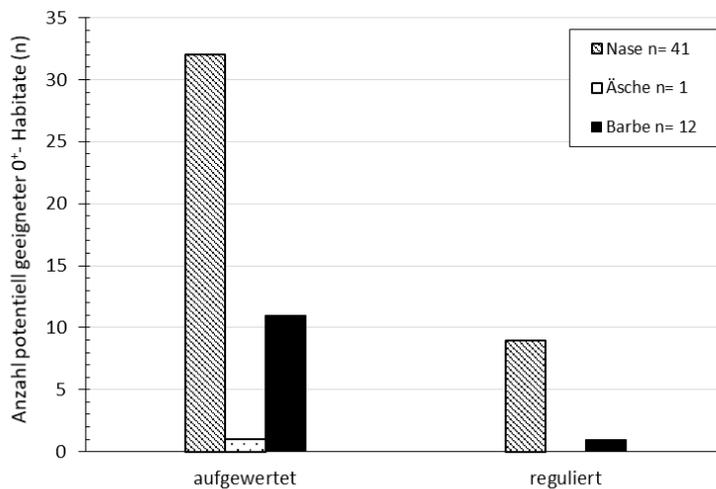


Abb. 17 Anzahl der potentiell geeigneten 0<sup>+</sup>- Habitate für Nase, Äsche und Barbe in aufgewerteten und regulierten Abschnitten.

0<sup>+</sup>- Habitate wurden zumeist in aufgewerteten Abschnitten vorgefunden, egal mit welcher Qualität. In den regulierten Abschnitten war ein sehr deutlicher Mangel an 0<sup>+</sup>- Habitaten für Äsche, Barbe und Nase festzustellen, wobei dort insgesamt lediglich zehn potentiell geeignete 0<sup>+</sup>- Habitate vorgefunden wurden (Abb. 18).

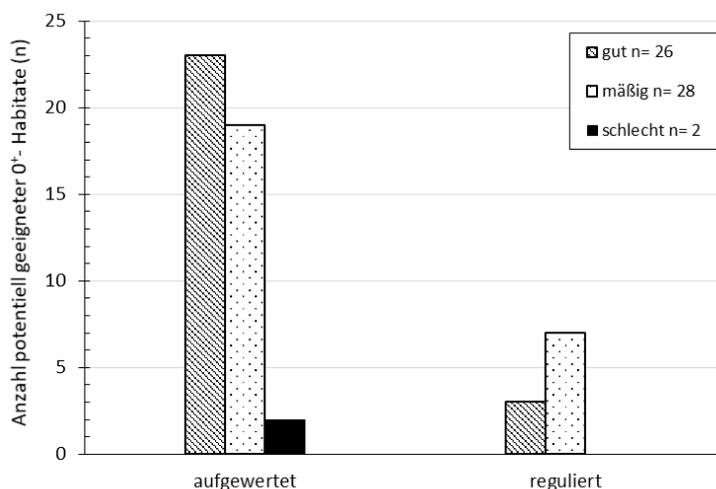


Abb. 18 Zusammengefasste Anzahl der potentiell geeigneten 0<sup>+</sup>- Habitate in aufgewerteten und regulierten Abschnitten nach ihrer Habitatqualität.

### 6.1.3 Juvenilhabitate

Generell sind im Unterlauf der Naarn nur wenige, gut geeignete Juvenilhabitate für Äschen, Barben und Nasen vorhanden. So fehlen die von den drei Arten nach dem Habitatstift genutzten gut angeströmten Schotterbänke oder schnell durchflossenen Furten fast vollständig. Juvenilhabitate für Äschen wurden vor allem in den aufgewerteten Abschnitten vorgefunden, für Barben und Nasen vorwiegend in den regulierten Abschnitten (Abb. 19). In der Darstellung wurden nur Habitate mit guter Eignung für die jeweilige Fischart berücksichtigt.

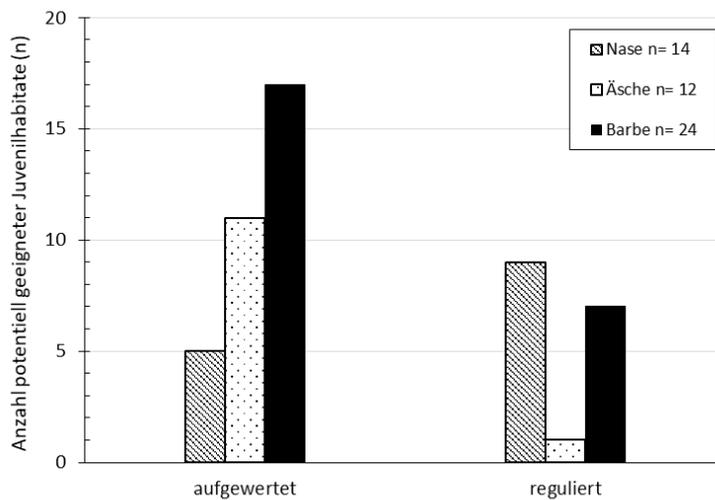


Abb. 19 Anzahl der potentiell geeigneten Juvenilhabitate für Nase, Äsche und Barbe in aufgewerteten und regulierten Abschnitten.

Die Unterschiede zwischen den aufgewerteten und regulierten Abschnitten waren vor allem bei den Juvenilhabitaten mit guter Qualität sehr groß. Habitate mit guter Qualität wurden vorwiegend in den aufgewerteten Abschnitten vorgefunden, wohingegen Habitate mit mäßiger Qualität in den aufgewerteten und den regulierten Abschnitten annähernd gleich oft vorgefunden wurden. Ein einziges Habitat mit schlechter Qualität wurde in einem aufgewerteten Abschnitt vorgefunden (Abb. 20).

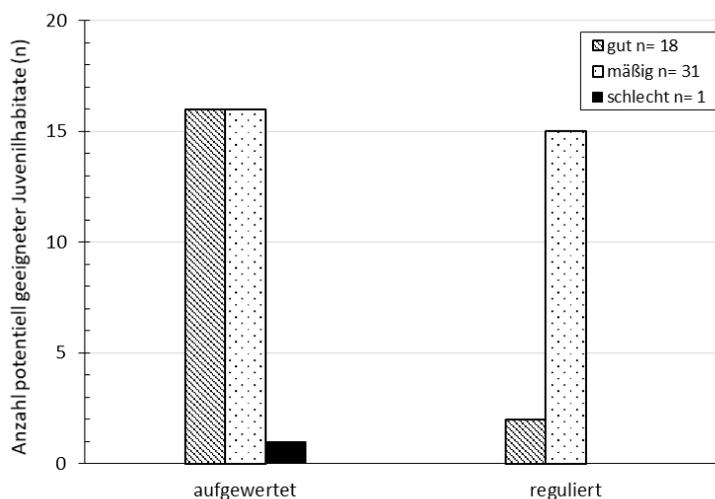


Abb. 20 Zusammengefasste Anzahl der potentiell geeigneten Juvenilhabitate in aufgewerteten und regulierten Abschnitten nach ihrer Habitatqualität.

Zu bedenken ist, dass sich auch die Präferenzen der drei Arten was die Bedingungen in Juvenilhabitaten betrifft, teilweise überschneiden. Daher ist es schwierig zu sagen für welche Art ein Habitat am besten geeignet ist. So wurden viele Habitate dahingehend bewertet, dass sie in weiterer Folge auch für die anderen beiden Arten geeignet sind.

### 6.1.4 Adulthabitate

Eine gänzliche und scharfe Abgrenzung zwischen Adulthabitaten für Nase, Äsche und Barbe ist schwierig, da sich die in Kapitel 5.1 beschriebenen Präferenzbereiche mehr oder weniger stark decken. Jedoch wurden vor allem Adulthabitate für Äschen vorgefunden, die tendenziell schneller durchströmte Bereiche bevorzugen als adulte Barben und Nasen. Für adulte Nasen und Barben, die eher langsamer durchflossene, tiefere Bereiche besiedeln, sind grundsätzlich weniger Adulthabitate verfügbar. Für Äschen und Barben wurden die meisten Adulthabitate in den aufgewerteten Abschnitten vorgefunden. Für Nasen wurden mehr Adulthabitate in den regulierten Abschnitten vorgefunden, als in den aufgewerteten (Abb. 21). In der Darstellung wurden wieder nur Habitate mit guter Eignung für die jeweilige Fischart berücksichtigt.

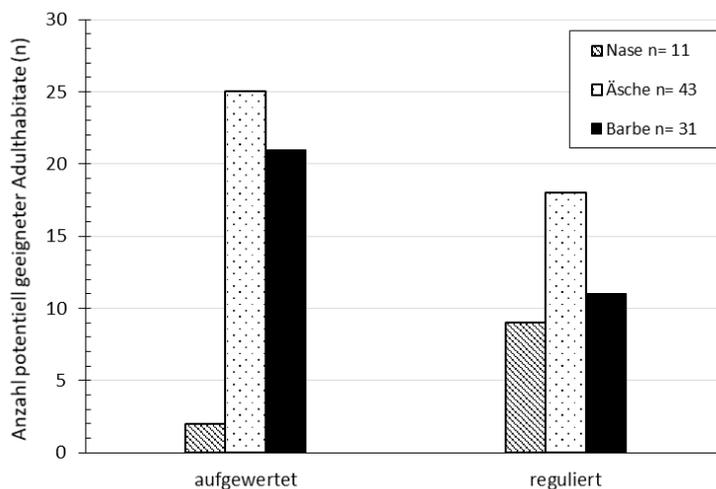


Abb. 21 Anzahl der potentiell geeigneten Adulthabitate für Nase, Äsche und Barbe in aufgewerteten und regulierten Abschnitten.

Die überwiegende Anzahl an Adultfischhabitaten in allen Qualitätsstufen wurde in den aufgewerteten Abschnitten vorgefunden. Bei Habitaten mit mäßiger Qualität war der Unterschied zwischen den aufgewerteten und den regulierten Abschnitten zahlenmäßig sehr gering. In beiden Abschnitten wurden fast dieselbe Anzahl an Adulthabitaten mit mäßiger Qualität vorgefunden (Abb. 22).

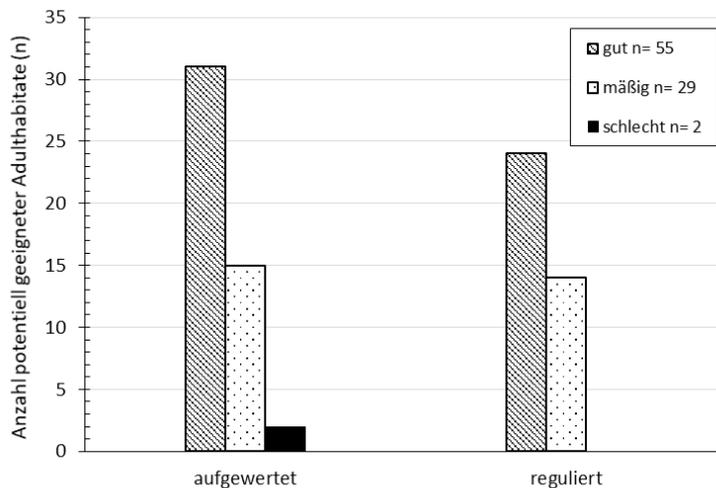


Abb. 22 Zusammengefasste Anzahl der potentiell geeigneten Adulthabitate in aufgewerteten und regulierten Abschnitten nach ihrer Habitatqualität.

Generell sind wenige Adulthabitate für die Nase vorhanden, die perfekte Bedingungen aufweisen, jedoch viele mehr, die neben Äschen und Barben auch von adulten Nasen genutzt werden können.

### 6.1.5 Habitate für indifferente und stagnophile Arten

Grundsätzlich sind viele Gewässerbereiche für strömungs-indifferente Arten als Habitat nutzbar, wodurch einheitliche Habitate für verschiedene Fischarten, die dieser Gilde zugehörig sind, nur bedingt erfasst werden können. Habitate, die eindeutig für typische indifferente Arten des Naarn Unterlaufes, wie Aitel oder Hasel, geeignet sind, wurden während der Habitatkartierung dennoch berücksichtigt, sofern sie, wie in Kapitel 5.1 bereits erwähnt, auch für eine der rheophilen Fischarten geeignet waren. So wurden für indifferente Arten innerhalb der aufgewerteten Abschnitte elf Juvenil- und neun Adulthabitate mit besonderer Eignung vorgefunden. In regulierten Abschnitten wurden für indifferente Arten neun Juvenil- und 22 Adulthabitate vorgefunden. Für stagnophile Arten wurden Juvenilhabitate ausschließlich in den aufgewerteten Gewässerabschnitten vorgefunden, ebenso wie Adulthabitate, mit Ausnahme eines Adulthabitates in einem regulierten Abschnitt (Abb. 23).

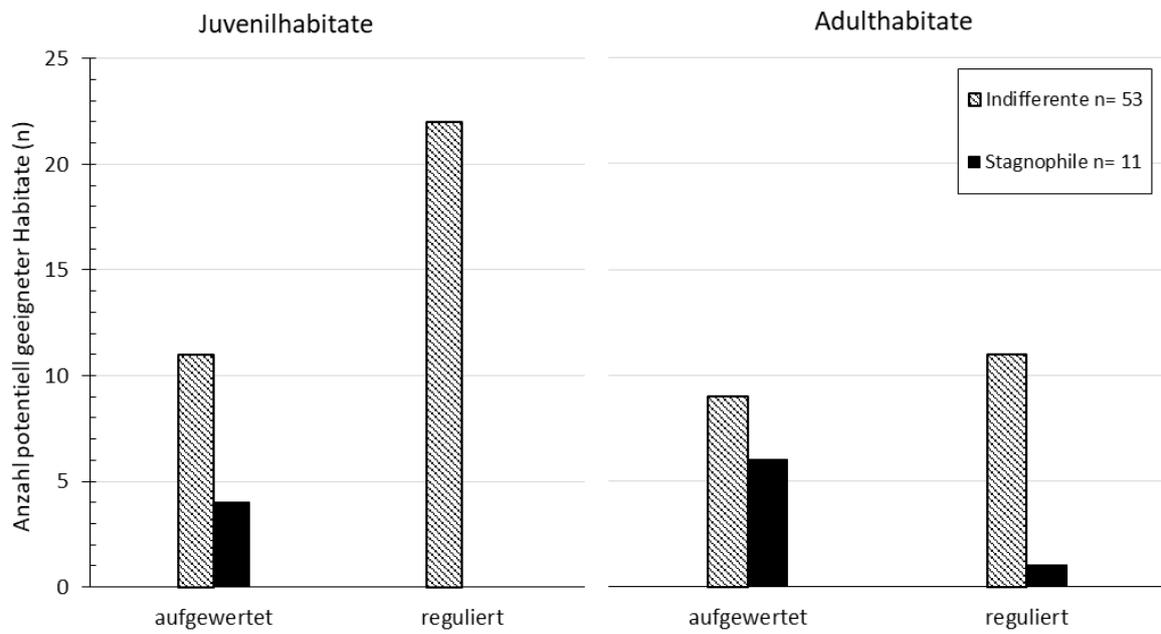


Abb. 23 Anzahl der potentiell geeigneten Juvenil- und Adulthabitate für strömungs-indifferente und stagnophile Arten in aufgewerteten und regulierten Abschnitten.

## 6.1.6 Trittsteinhabitats

Die häufigsten im Unterlauf der Naarn befindlichen Habitats, die möglicherweise eine Trittsteinfunktion aufweisen, sind Steinbühnen und Ansammlungen von Steinen. Diese wurden in Abb. 24 unter dem Terminus „Steine“ zusammengefasst. Da diese Steinbühnen vornehmlich dem Hochwasserschutz dienen und nur wenig Lückenraum aufweisen bzw. zumeist eher kleinflächig sind, wurde ihre Qualität als Trittstein vorwiegend mit mäßig bewertet.

Beim Trittsteinhabitat „Makrophyten“ wurden insgesamt zehn größere Flächen erhoben, wobei es sich teilweise um Bestände handelte, die mehrere hundert Meter Fließstrecke mehr oder weniger flächig abdeckten. Zu finden waren diese Bestände vor allem in Bereichen mit wenig bis gar keiner Beschattung, wenig diverser Ausprägung des Sohlssubstrates und mäßiger Fließgeschwindigkeit.

Andere Habitats, die eine eindeutige Eignung als Trittsteine aufweisen, waren nur in geringer Anzahl vorhanden. Vor allem großflächige Totholzansammlungen, die eine wichtige Funktion als Trittstein ausüben, waren kaum zu finden (Abb. 24).

Die Ergebnisse der Kartierung zeigen eindeutig eine extreme Strukturarmut in den regulierten Abschnitten der Naarn auf.

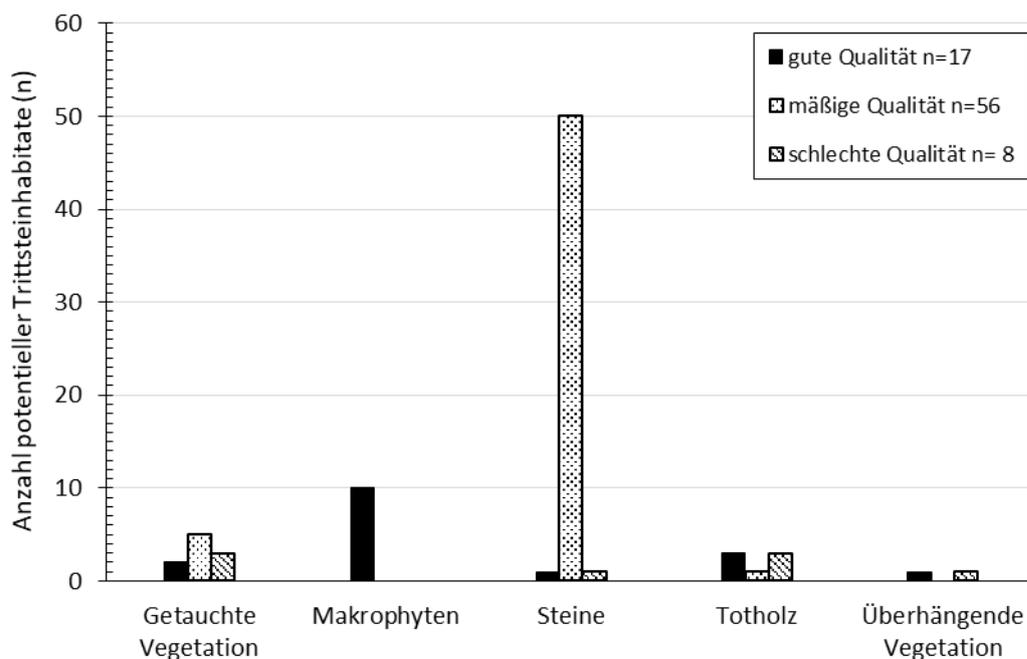


Abb. 24 Anzahl der für Fische potentiell geeigneten Trittsteinhabitats.

## 6.2 Fischbestandserhebungen

### 6.2.1 Quantitative Fischbestanderhebungen

#### 6.2.1.1 Sommer 2019

Der Gesamtfang in den einzelnen Probestrecken ist in Tab. 7 dargestellt. Insgesamt wurden bei den Fischbestandserhebungen im Sommer 2.434 Fische aus 26 Arten nachgewiesen, von denen 20 im Leitbild gelistet sind. Fünf Arten sind nicht heimisch, der Nerfling (*Leuciscus idus*), der in PST 1 und 2 gefangen wurde, ist nicht im Leitbild gelistet. Arten die typischerweise die Donau besiedeln, wie der Weißflossengründling oder der Zingel, wurden erwartungsgemäß lediglich im donaanahen Mündungsbereich gefangen. In allen Probestrecken wurden die Arten Aitel, Bachschmerle, Barbe, Gründling, Hasel, Laube und Schneider nachgewiesen, wobei die Artengemeinschaft in allen Probestrecken durchwegs von Aitel und Schneider dominiert war.

In den Probestrecken, die in den aufgewerten Abschnitten liegen, wurden durchwegs mehr Individuen gefangen und somit höhere Individuendichten errechnet als in den Probestrecken, die in regulierten Abschnitten liegen. Abgesehen von PST 3, die in einem Aufwertungsbereich liegt, trifft dies auch für die errechnete Biomasse zu, wobei vor allem in PST 1 und 6 sehr hohe Werte festgestellt wurden. Die meisten Fische wurden in PST 3 gefangen, die höchste Individuendichte und Biomasse wurde in PST 1 errechnet (Abb. 25).

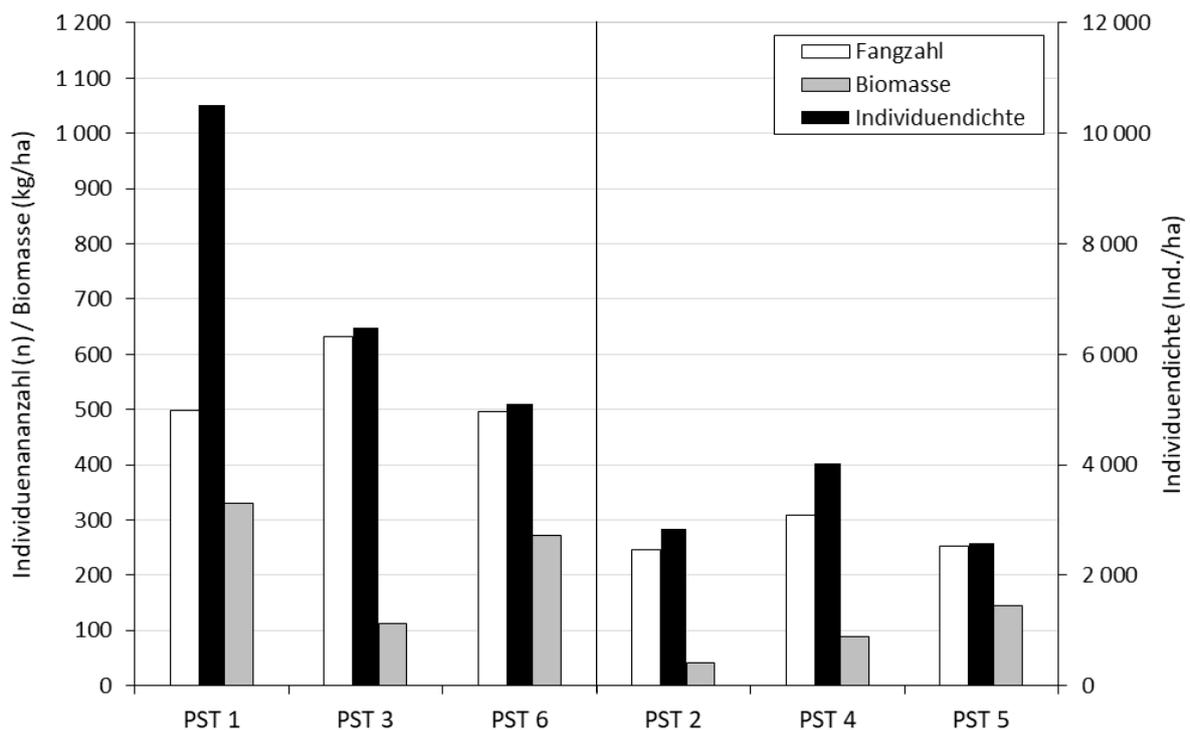


Abb. 25 Gesamtfang, Individuendichte und Biomassewerte im Sommer 2019. Links: Probestrecken in aufgewerteten Abschnitten; rechts: Probestrecken in regulierten Abschnitten.

Tab. 7 Gesamtfang in sechs Probestrecken und daraus resultierende Individuendichten und Biomassewerte im Sommer 2019.

Art	Wissenschaftlicher Name	Leitbild	PST 1			PST 2			PST 3			PST 4			PST 5			PST 6		
			Fangzahl (n)	Ind./ha (n)	Biomasse /ha (kg)															
Aalrutte	<i>Lota lota</i>	b	2	21	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	l	252	6 892	214,3	134	1 788	23,6	273	2 719	61,8	93	1 515	54,4	48	436	62,8	187	1 874	102,4
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	b	-	-	-	-	-	-	1	9	0,4	1	9	0,6	13	107	5,6	4	123	12,6
Bachforelle	<i>Salmo trutta fario</i>	b	1	10	2,7	1	8	0,03	8	84	9,4	-	-	-	1	8	0,03	3	28	0,5
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	b	5	92	0,4	2	16	0,1	8	84	0,4	3	34	0,2	16	140	0,5	8	76	0,3
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	l	22	297	85,9	1	8	0,3	26	278	9,7	8	162	2,1	16	132	56,0	20	265	135,5
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	s	-	-	-	-	-	-	1	9	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>	allochthon	-	-	-	-	-	-	1	9	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dreistacheliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	allochthon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	26	0,0	-	-	-	-	-	-
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	s	1	10	0,01	-	-	-	23	223	0,5	3	26	0,1	23	214	0,6	70	729	1,9
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	b	5	62	2,5	5	40	2,8	1	9	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	b	21	72	0,9	25	210	1,3	63	807	5,5	28	323	3,5	4	33	0,5	41	417	4,9
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	b	19	195	1,7	8	73	3,6	3	28	0,2	7	68	3,5	28	263	9,5	1	9	0,3
Hecht	<i>Esox lucius</i>	s	2	21	0,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	b	22	482	0,7	-	-	-	21	204	0,6	8	77	0,7	26	534	2,9	8	104	0,8
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	b	7	103	1,8	11	121	2,2	1	9	0,2	6	68	1,4	5	49	1,4	12	123	2,7
Marmorierte Grundel	<i>Proterorhinus marmoratus</i>	allochthon	35	431	1,0	6	49	0,1	7	65	0,2	2	17	0,1	-	-	-	-	-	-
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	l	9	123	2,1	1	8	0,0	16	148	13,8	-	-	-	1	8	0,4	5	57	2,8
Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>	nicht gelistet	1	10	1,1	2	16	0,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	allochthon	-	-	-	1	8	3,0	-	-	-	5	43	14,9	-	-	-	-	-	-
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>	s	2	21	0,4	2	16	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	9	0,2
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	l	37	913	5,6	40	372	2,1	176	1 773	9,2	133	1 566	7,7	72	658	5,1	137	1 297	7,9
Schwarzmundgrundel	<i>Neogobius melanostomus</i>	allochthon	27	359	2,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Steinbeißer	<i>Cobitis elongatoides</i>	s	21	267	1,8	7	113	0,7	2	19	0,1	8	94	0,5	-	-	-	-	-	-
Weißflossengründling	<i>Romanogobio vladykovi</i>	s	7	113	1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zingel	<i>Zingel zingel</i>	s	1	10	1,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Summe</b>	<b>26 Arten</b>	<b>20 Leitbildarten</b>	<b>499</b>	<b>10 503</b>	<b>329,4</b>	<b>246</b>	<b>2 847</b>	<b>40,8</b>	<b>631</b>	<b>6 478</b>	<b>112,5</b>	<b>308</b>	<b>4 026</b>	<b>89,7</b>	<b>253</b>	<b>2 582</b>	<b>145,5</b>	<b>497</b>	<b>5 112</b>	<b>272,7</b>

Durchschnittlich wurden pro PST in aufgewerteten Abschnitten annähernd 600 Individuen gefangen. In regulierten Abschnitten lag die durchschnittliche Anzahl gefangener Fische mit annähernd 300 Individuen pro PST deutlich darunter (Abb. 26).

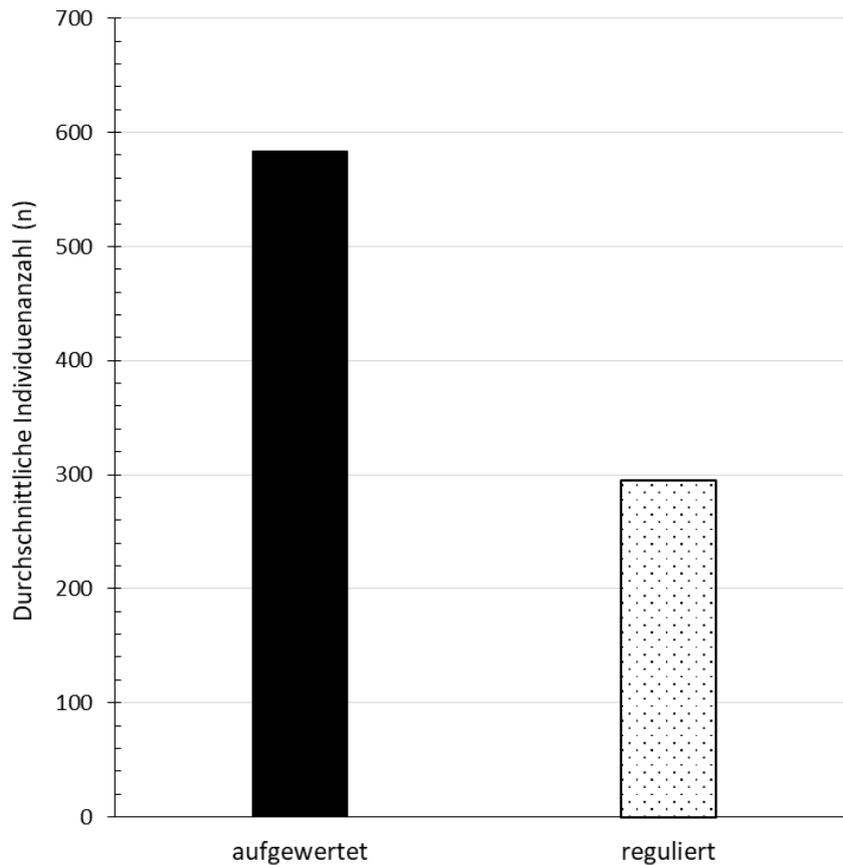


Abb. 26 Durchschnittliche Anzahl gefangener Fische in aufgewerteten und regulierten Abschnitten, gemittelt aus dem Gesamtfang im Sommer 2019.

Von vielen Arten wurden in den aufgewerteten Abschnitten durchschnittlich mehr Individuen gefangen als in den regulierten Abschnitten, wobei dies sowohl Arten mit wenig spezifischen Habitatansprüchen als auch anspruchsvollere Arten betrifft (Abb. 27). Beispielsweise wurden auch vom anpassungsfähigen Aitel durchschnittlich deutlich mehr Individuen in den aufgewerteten Abschnitten gefangen, als in den regulierten.

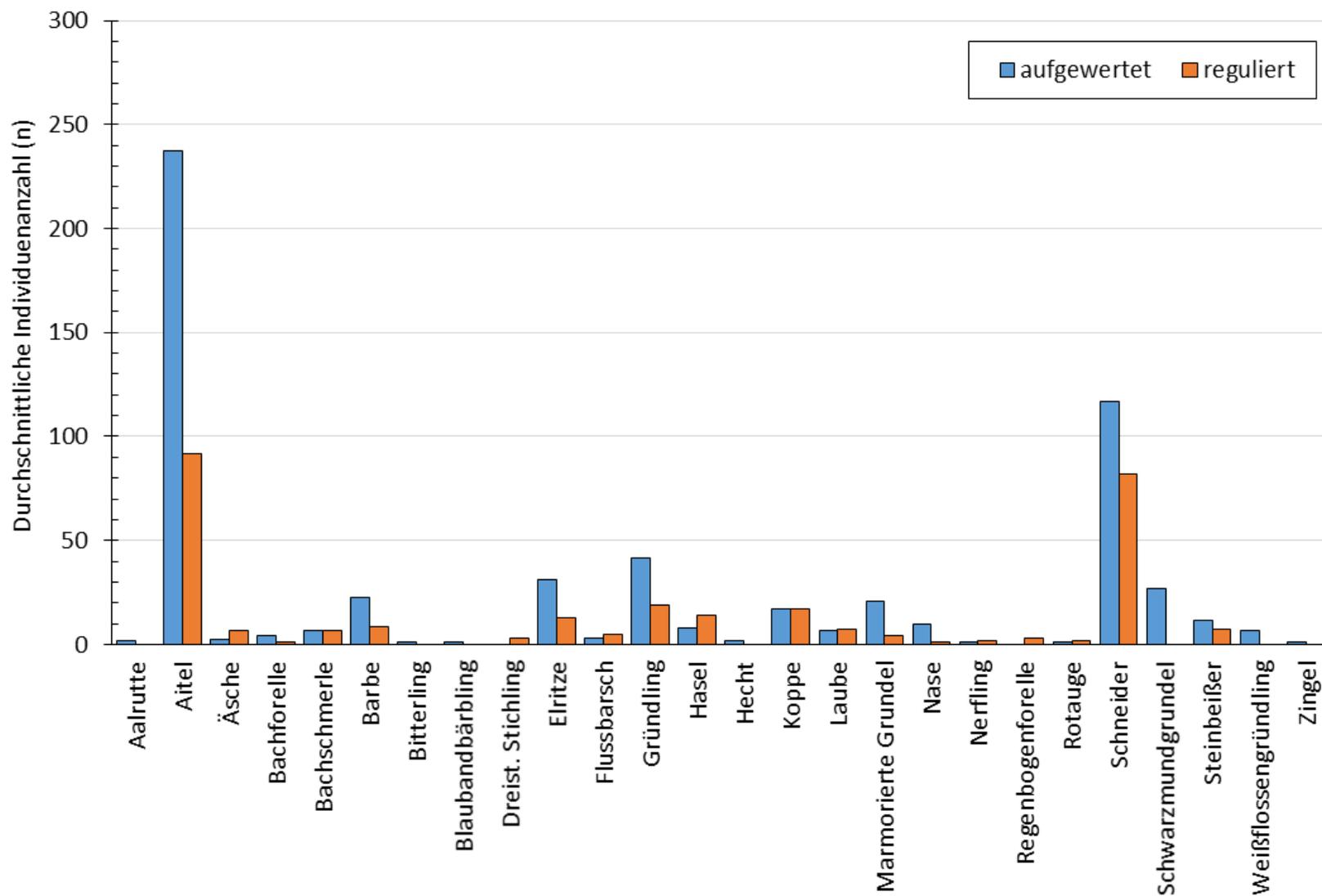


Abb. 27 Durchschnittliche Anzahl gefangener Fische nach ihrer Artzugehörigkeit in aufgewerteten und regulierten Abschnitten, gemittelt aus dem Gesamtfang im Sommer 2019.

Die maximal erfasste Artenzahl in aufgewerteten Abschnitten lag bei 24, in regulierten Abschnitten bei 19 Arten. Durchschnittlich wurden in aufgewerteten Abschnitten 17 und damit um drei Arten mehr nachgewiesen, als in regulierten Abschnitten, wo die durchschnittliche Artenzahl bei 14 lag (Abb. 28).

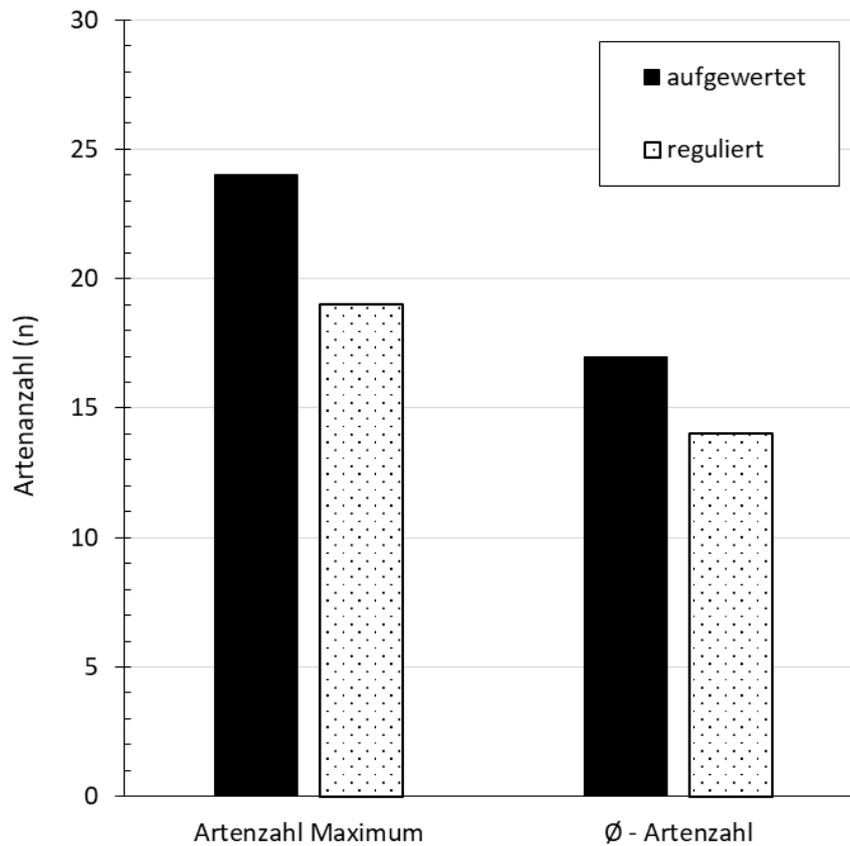


Abb. 28 Maximale und durchschnittliche Artenzahl in den aufgewerteten und regulierten Abschnitten im Sommer 2019.

## 6.2.1.2 Herbst 2019

Insgesamt wurden bei den Untersuchungen im Herbst annähernd 9.500 Fische aus 27 Arten gefangen, von denen 18 im Leitbild gelistet sind. Die darunter gefangenen Arten Giebel (*Carassius gibelio*), Karpfen (*Cyprinus carpio*) und Nerfling sind nicht im Leitbild gelistet, aber grundsätzlich heimisch. Außerdem wurden sechs Arten gefangen, die in Oberösterreich nicht heimisch sind. In allen Probestrecken wurden Aitel, Barbe, Elritze, Gründling, Hasel, Koppe, die nicht heimische Marmorierte Grundel, sowie der Schneider nachgewiesen (Tab. 8).

Im Herbst wurden die meisten Fische in der PST 6, also in einem aufgewerteten Abschnitt gefangen. Daraus resultierten eine enorm hohe Dichte von fast 35.000 Ind./ha und eine Biomasse von etwa 555 kg/ha. Ähnlich hohe Werte stellte in diesem Bereich bereits MITTERLEHNER (2019) bei Fischbestandserhebungen im Jahr 2018 fest. Anders als im Sommer zeigt sich bei der Betrachtung des Gesamtfangs kein so differenziertes Bild zwischen aufgewerteten und regulierten Abschnitten. So wurden in aufgewerteten wie in regulierten Abschnitten oft ähnliche Biomassewerte und Individuendichten ermittelt (Abb. 29).

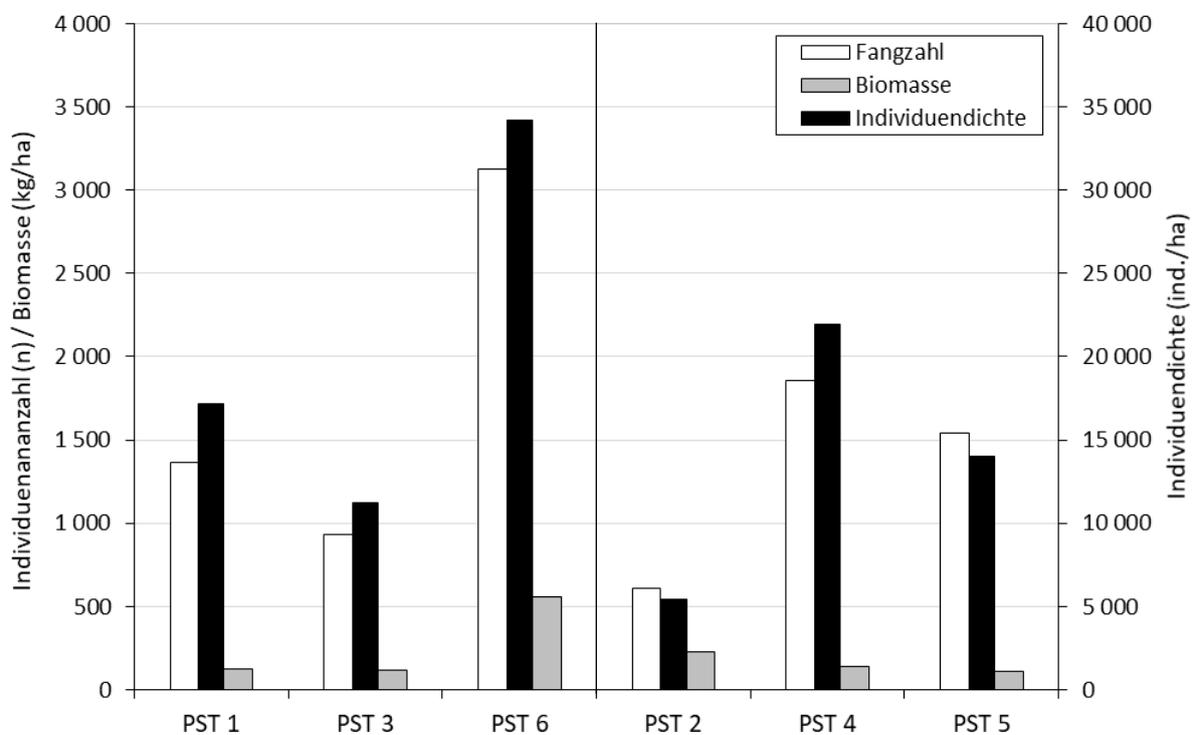


Abb. 29 Gesamtfang, Individuendichte und Biomassewerte im Herbst 2019. Links: Probestrecken in Aufwertungsbereichen; rechts: Probestrecken in regulierten Abschnitten.

Tab. 8 Gesamtfang in sechs Probestrecken und daraus resultierende Individuendichten und Biomassewerte im Herbst 2019.

Art	Wissenschaftlicher Name	Leitbild	PST 1			PST 2			PST 3			PST 4			PST 5			PST 6		
			Fangzahl (n)	Ind./ha (n)	Biomasse /ha (kg)															
Aalrutte	<i>Lota lota</i>	b	4	41	1,2	-	-	-	-	-	-	5	43	1,7	-	-	-	2	19	5,8
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	l	194	2 144	63,3	312	2 540	161,2	217	2 218	45,7	291	3 106	71,3	453	3 749	47,4	921	10 063	383,2
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	b	-	-	-	1	8	1,6	-	-	-	-	-	-	23	206	11,6	8	95	9,2
Bachforelle	<i>Salmo trutta</i>	b	2	21	0,2	-	-	-	4	37	4,8	-	-	-	6	49	6,9	2	19	6,0
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	b	35	462	1,7	-	-	-	6	74	0,5	8	102	0,3	13	222	1,4	10	246	0,8
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	l	84	1 046	1,4	5	73	0,7	128	1 457	2,6	235	2 851	2,2	196	1 743	2,1	242	2 859	1,9
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	s	5	62	0,2	1	8	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	114	0,4
Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>	allochthon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	8	0,0	119	1 164	1,4
Dreistacheliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	allochthon	-	-	-	2	16	0,02	4	37	<0,1	11	102	0,1	-	-	-	-	-	-
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	s	1	10	0,003	2	16	0,04	12	111	0,4	10	145	0,1	21	181	0,8	156	1 742	3,5
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	b	58	779	8,2	26	226	6,5	9	93	1,9	2	17	0,4	-	-	-	-	-	-
Giebel	<i>Carassius auratus gibelio</i>	nicht gelistet	2	21	0,3	1	8	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	b	50	636	3,3	70	663	4,8	97	1 197	10,2	158	1 847	20,1	84	715	10,2	646	6 750	20,5
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	b	168	1 969	6,3	80	647	35,7	37	1 114	34,4	1	9	0,2	1	8	0,4	3	28	0,6
Hecht	<i>Esox lucius</i>	s	-	-	-	4	32	8,5	-	-	-	1	9	3,1	-	-	-	1	9	4,0
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	b	30	400	1,3	2	16	0,2	21	390	1,0	34	2 289	7,0	93	1 768	8,2	43	663	3,0
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	b	12	123	1,1	2	16	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	33	322	0,4
Marmorierte Grundel	<i>Proterorhinus marmoratus</i>	allochthon	180	3 138	5,2	35	315	2,2	68	1 290	2,5	129	1 643	2,5	1	8	0,0	1	9	0,02
Nackthalsgrundel	<i>Neogobius gymnotrachelus</i>	allochthon	1	10	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	l	81	944	7,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14	133	0,4
Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>	nicht gelistet	11	185	1,5	4	32	1,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	allochthon	-	-	-	1	8	4,3	1	9	4,4	5	43	15,6	-	-	-	17	161	71,1
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>	s	58	595	3,8	2	16	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	95	1,1
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	l	382	4 421	17,7	57	793	1,4	331	3 183	6,3	955	9 626	17,1	648	5 344	22,5	882	9 713	42,1
Schwarzmundgrundel	<i>Neogobius melanostomus</i>	allochthon	6	144	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Steinbeißer	<i>Cobitis elongatoides</i>	s	1	10	0,0	3	24	0,2	-	-	-	9	77	0,3	-	-	-	2	19	0,1
Wildkarpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	nicht gelistet	1	10	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Summe</b>	<b>27 Arten</b>	<b>18 Leitbildarten</b>	<b>1 366</b>	<b>17 169</b>	<b>124,5</b>	<b>610</b>	<b>5 460</b>	<b>229,4</b>	<b>935</b>	<b>11 211</b>	<b>114,7</b>	<b>1 854</b>	<b>21 906</b>	<b>141,9</b>	<b>1 540</b>	<b>14 001</b>	<b>111,5</b>	<b>3 124</b>	<b>34 223</b>	<b>555,5</b>

Die durchschnittliche Anzahl gefangener Fische in den aufgewerteten Abschnitten war auch im Herbst deutlich höher als jene in den regulierten Abschnitten. In aufgewerteten Abschnitten wurden durchschnittlich über 1.900 Fische gefangen, in regulierten hingegen an die 1.400 (Abb. 30). Beide Werte sind aber als recht hoch zu bezeichnen.

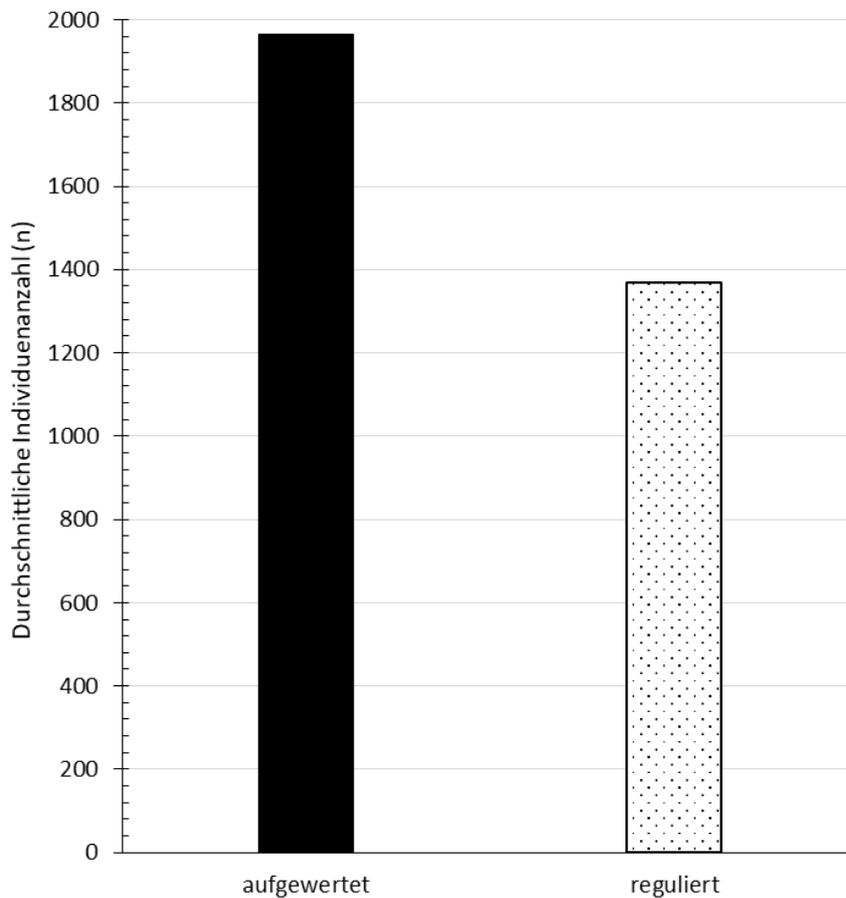


Abb. 30 Durchschnittliche Anzahl gefangener Fische in aufgewerteten und regulierten Abschnitten, gemittelt aus dem Gesamtfang im Herbst 2019.

Darüber hinaus wurden auch im Herbst von den meisten Arten in den aufgewerteten Abschnitten durchschnittlich mehr Fische gefangen als in den regulierten Abschnitten, wobei die Unterschiede bei manchen Arten trotz hoher Fangzahlen, wie zum Beispiel bei Barbe oder Schneider, sehr gering ausfielen (Abb. 31).

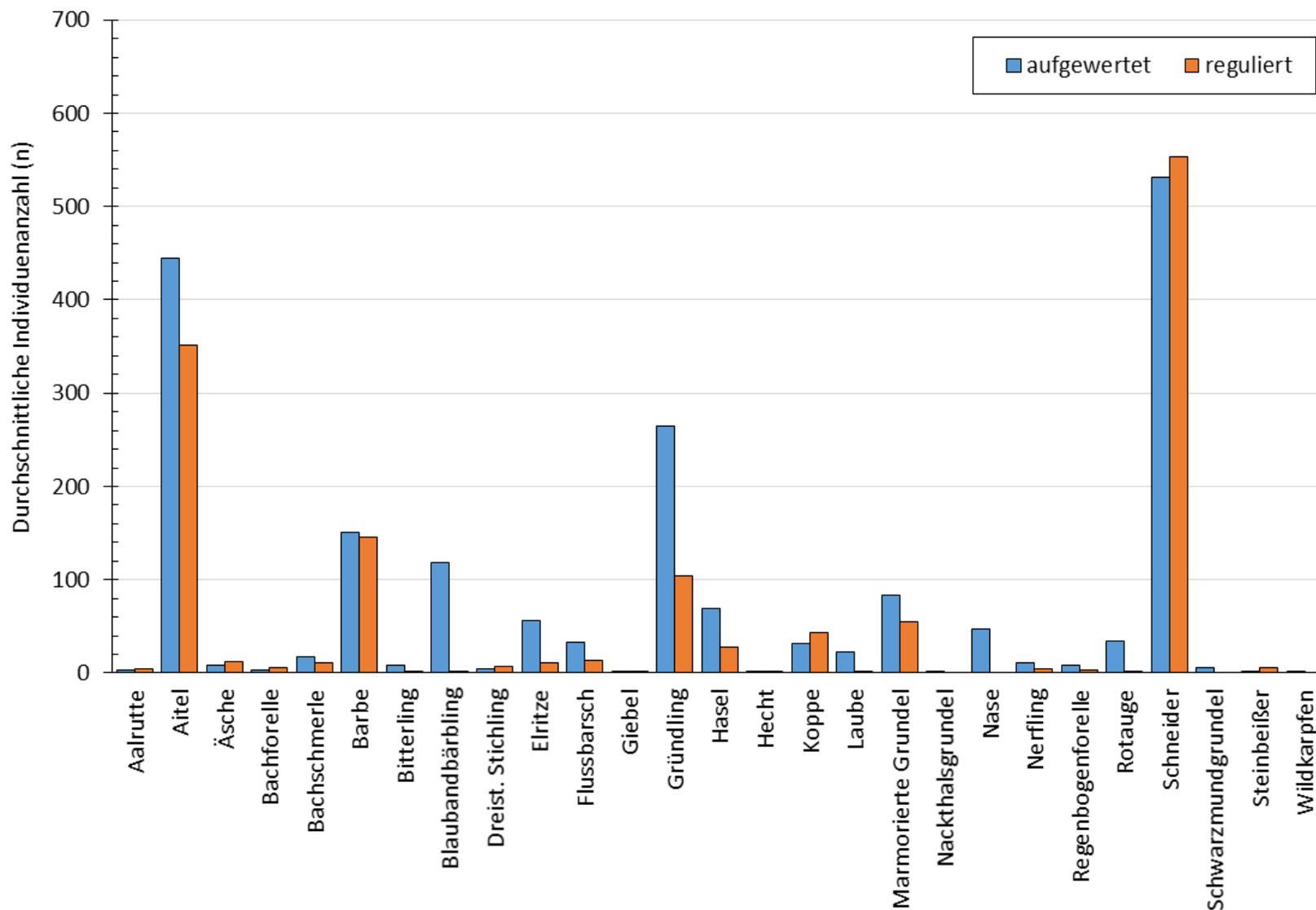


Abb. 31 Durchschnittliche Anzahl gefangener Fische nach ihrer Artzugehörigkeit in aufgewerteten und regulierten Abschnitten, gemittelt aus dem Gesamtfang im Herbst 2019.

Die maximal nachgewiesene Artenanzahl in aufgewerteten Abschnitten lag im Herbst bei 25 Arten. In regulierten Abschnitten wurden maximal 22 Arten nachgewiesen. Durchschnittlich wurden in aufgewerteten Abschnitten wiederum um drei Arten mehr nachgewiesen als in regulierten (Abb. 32).

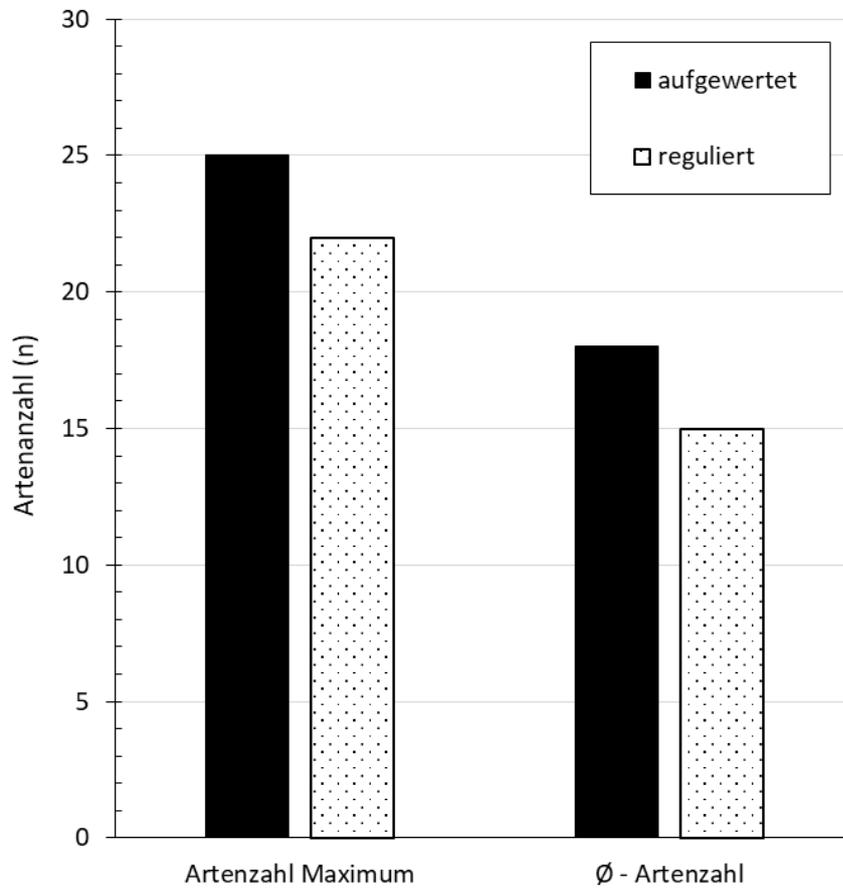


Abb. 32 Maximale und durchschnittliche Artenzahl in den aufgewerteten und regulierten Abschnitten im Herbst 2019.

## 6.2.2 Semiquantitative Habitatbefischung

Bei den Habitatbefischungen wurden insgesamt 1.095 Individuen aus 23 Fischarten und ein Individuum des Ukrainischen Bachneunauges nachgewiesen. 17 dieser Arten sind im Leitbild gelistet, sechs Arten sind allochthon, der Nerfling, der schon bei den quantitativen Befischungen nachgewiesen wurde, ist nicht im Leitbild enthalten. Am häufigsten wurden Aitel gefangen, gefolgt von Schneider und Barben. Die meisten Fische wurden in naturnahen Altarmen innerhalb der aufgewerteten Abschnitte nachgewiesen (Tab. 9).

Tab. 9 Gesamtfang der Habitatbefischungen.

Fischart	Wissenschaftlicher Name	Leitbild	Altarm	getauchte Vegetation/ Totholz	Hochwasser- becken angebunden	Hochwasser- becken nicht angebunden	Holzbuhne	Makrophyten	Schotterbank	Gesamtzahl [n]
Aalrutte	<i>Lota lota</i>	b	-	-	-	-	1	-	-	1
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	l	292	2	29	7	36	23	1	390
Bachsmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	b	4	-	-	-	-	6	9	19
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	l	21	4	11	-	14	19	35	104
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	s	11	-	81	-	-	-	-	92
Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>	allochthon	2	-	8	-	-	-	-	10
Dreistacheliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	allochthon	52	-	-	-	-	1	-	53
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	s	29	-	-	-	-	-	11	40
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	b	-	-	-	1	3	3	-	7
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	b	68	3	12	-	-	5	-	88
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	b	18	-	-	-	1	4	-	23
Hecht	<i>Esox lucius</i>	s	1	-	-	-	1	-	-	2
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	b	1	1	-	-	1	6	1	10
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	b	-	-	26	1	-	-	-	27
Marmorierte Grundel	<i>Proterorhinus marmoratus</i>	allochthon	1	-	-	-	7	3	-	11
Nackthalsgrundel	<i>Neogobius gymnotrachelus</i>	allochthon	-	-	-	-	-	-	1	1
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	l	4	1	4	-	-	2	1	12
Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>	nicht gelistet	3	-	-	-	-	1	-	4
Rotaue	<i>Rutilus rutilus</i>	s	1	-	-	-	-	3	-	4
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	l	79	39	-	-	-	16	39	173
Schwarzmundgrundel	<i>Neogobius melanostomus</i>	allochthon	-	-	-	-	3	1	-	4
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	allochthon	-	-	1	-	-	-	-	1
Steinbeißer	<i>Cobitis elongatoides</i>	s	9	-	1	-	-	8	-	18
Ukrainisches Bachneunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>	s	1	-	-	-	-	-	-	1
<b>Gesamt</b>	<b>24 Arten</b>	<b>17 Leitbildarten</b>	<b>597</b>	<b>50</b>	<b>173</b>	<b>9</b>	<b>67</b>	<b>101</b>	<b>98</b>	<b>1 095</b>

Die höchste Fischdichte wurde im Habitat „Holzbuhne“ nachgewiesen, wo auf einen Quadratmeter durchschnittlich etwa vier Fische gefangen wurden. Die zweithöchste Dichte wurde in einem unterstromig angebundenes, betoniertem Hochwasserschutzbecken nachgewiesen, wobei dort annähernd drei Fische pro Quadratmeter gefangen wurden (Tab. 10 und Abb. 33).

Tab. 10 Gesamtzahl der pro Habitat gefangenen Fische und Individuendichte/m<sup>2</sup>.

Habitat	Anzahl Fische [n]	Individuendichte [Ind./m <sup>2</sup> ]
Altarm	597	0,78
getauchte Vegetation/Totholz	50	1,25
Hochwasserbecken angebunden	173	2,88
Hochwasserbecken nicht angebunden	9	0,25
Holzbuhne	67	4,19
Makrophyten	101	0,84
Schotterbank	98	1,23
<b>Gesamt</b>	<b>1 095</b>	<b>0,98</b>

Individuendichte [Ind./m<sup>2</sup>]

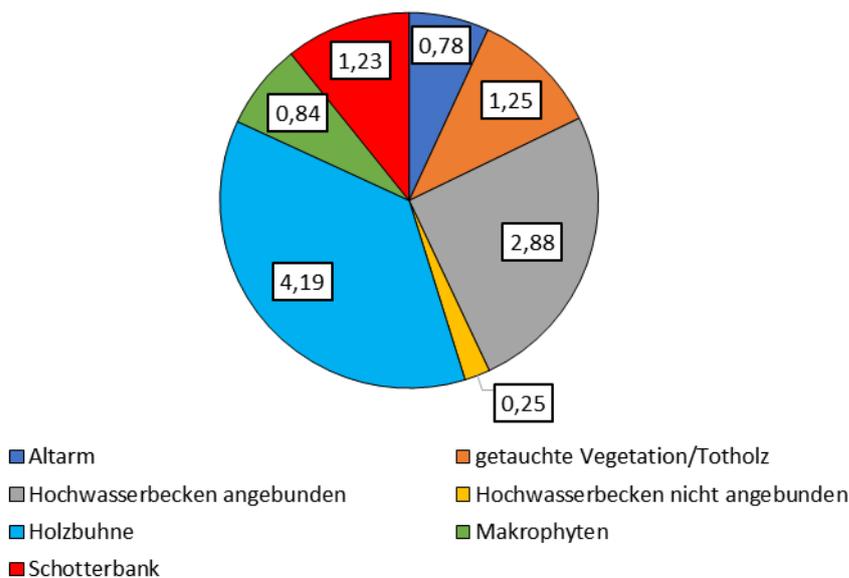


Abb. 33 Individuendichte/m<sup>2</sup> in den verschiedenen Habitaten.

Die Verteilung der Fischarten auf die Habitate ist in Tab. 11 und in Abb. 34 dargestellt. In den naturnahen Altarmen, sowie im Habitat „Makrophyten“ wurde die höchste Artenzahl nachgewiesen. deutlich weniger Arten besiedelten die Habitate „Hochwasserbecken angebunden“, „Schotterbank“ und „Holzbühne“. Die geringste Artenzahl wurde in einem nicht an den Hauptfluss angebundenen künstlich geschaffenen Becken nachgewiesen.

Tab. 11 Artengesamtzahl in den verschiedenen Habitaten.

Habitat	Artenanzahl [n]
Altarm	18
getauchte Vegetation/Totholz	6
Hochwasserbecken angebunden	9
Hochwasserbecken nicht angebunden	3
Holzbühne	9
Makrophyten	15
Schotterbank	8

In den naturnahen Altarmen dominierten Aitel, Schneider und Gründling. Relativ häufig dort war auch der nicht-heimische Dreistachelige Stichling. Nachgewiesen wurden dort auch Nasen und Barben, jedoch deutlich seltener als weniger anspruchsvolle Arten.

Im Habitat „Hochwasserbecken angebunden“ dominierten Bitterling, sowie Aitel und Laube die Artengemeinschaft, auf Schotterbänken waren Barben und Schneider am häufigsten.

In dichten Makrophytenbeständen wurden vor allem Aitel, Barben und Schneider gefangen, aber auch Steinbeißer waren dort relativ häufig.

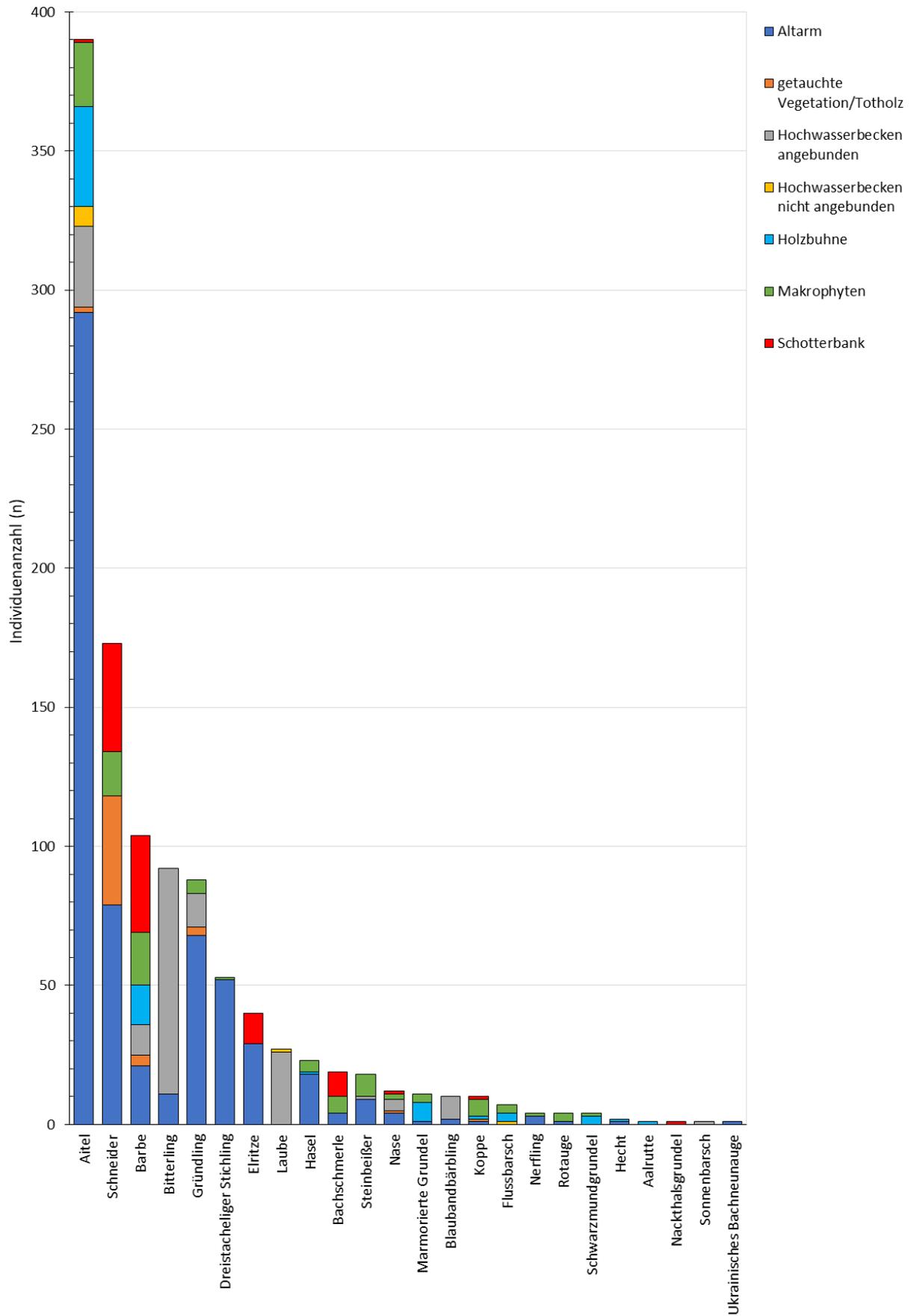


Abb. 34 Gesamtzahl gefangener Fische in den verschiedenen Habitaten

Die Verteilung der ökologischen Gilden in den Habitaten zeigt, dass vor allem die naturnah ausgestalteten Altarme von einer Vielzahl verschiedener Gilden als Lebensraum genutzt werden, wobei dort die Gilde der strömungs-indifferenten und der rheophilen Fische dominierte. Dichte Makrophytenbestände werden vorwiegend von rheophilen und strömungs-indifferenten Arten besiedelt. In anthropogen überprägten Stillgewässerbereichen wurden hingegen vorwiegend limnophile und strömungs-indifferente Arten gefangen. Schnell überströmte Schotterbänke werden vor allem von rheophilen Arten besiedelt, ebenso wie Totholzansammlungen und getauchte Vegetation (Abb. 35).

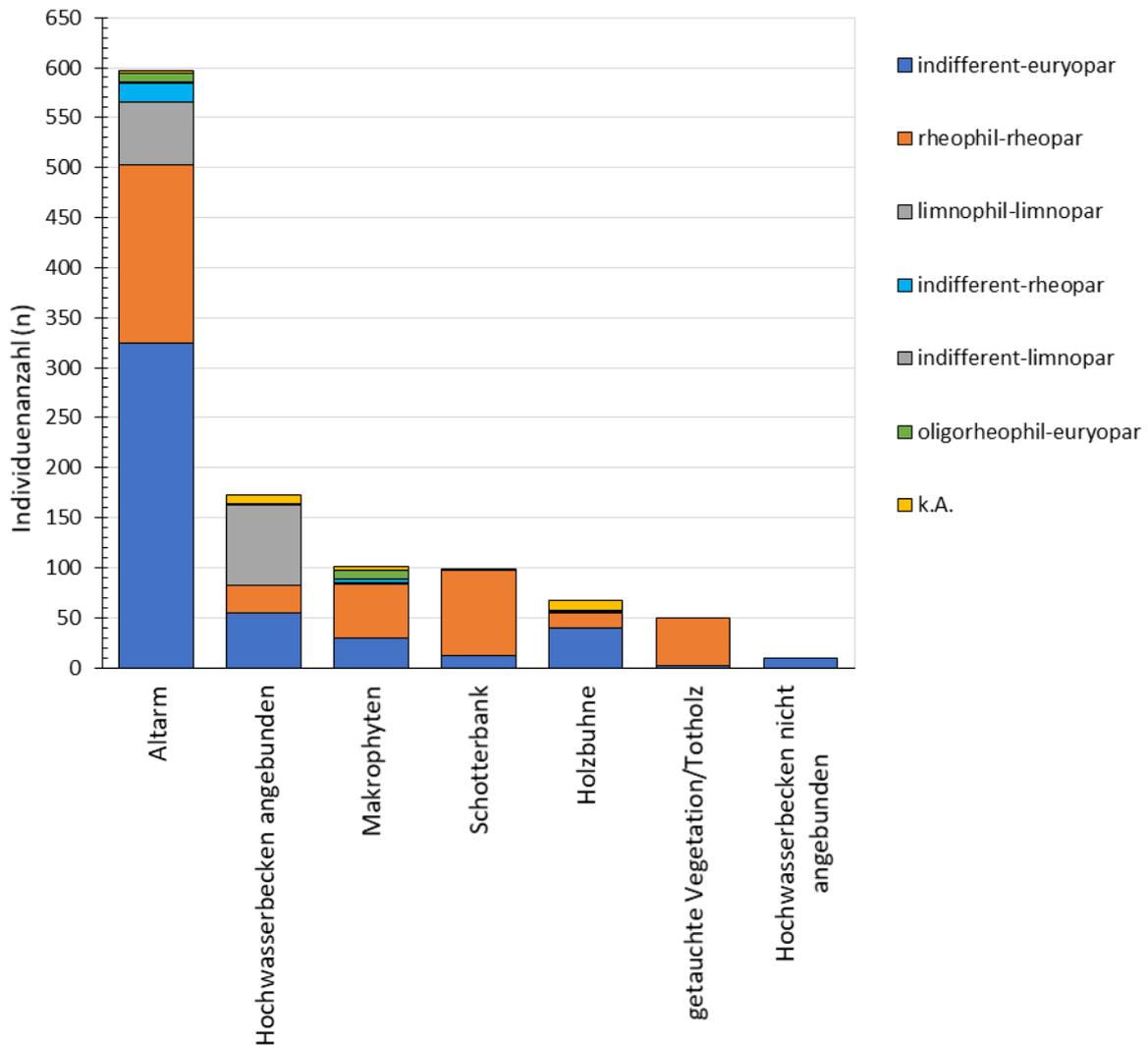


Abb. 35 Verteilung der ökologischen Gilden nach ZAUNER & EBERSTALLER (1999) in den verschiedenen Habitattypen.

## 6.3 Fischökologischer Zustand

Die exakten mit Hilfe des FIA ermittelten Zustandsbewertungen sind Tab. 12 zu entnehmen. Mit Ausnahme der PST 3, welche im Herbst den mäßigen Zustand aufwies, wurde in allen Probestrecken in aufgewerteten Abschnitten durchwegs der gute fischökologische Zustand festgestellt. Die Bewertung der Probestrecken in regulierten Abschnitten schwankte zwischen unbefriedigend und gut, wobei der gute Zustand in einem regulierten Abschnitt lediglich einmal, im Sommer in PST 5, ermittelt wurde.

Tab. 12 Fischökologische Zustandsbewertungen in den einzelnen Probestrecken im Sommer und im Herbst.

Probe- strecke	Sommer			Herbst		
	Ökologischer Zustand exakt	Ökologischer Zustand gerundet	Ökologischer Zustand	Ökologischer Zustand exakt	Ökologischer Zustand gerundet	Ökologischer Zustand
1	2,22	2,00	gut	1,79	2,00	gut
2	4,00	4,00	unbefriedigend	2,78	3,00	mäßig
3	1,95	2,00	gut	2,69	3,00	mäßig
4	2,88	3,00	mäßig	2,56	3,00	mäßig
5	2,26	2,00	gut	2,68	3,00	mäßig
6	2,24	2,00	gut	1,86	2,00	gut

Im Sommer 2019 wurde in den aufgewerteten Abschnitten ein durchschnittlicher fischökologischer Zustand von 2,14 ermittelt, der Median beträgt 2,22. Im Herbst lag der durchschnittliche Zustand bei 2,11 und der Median bei 1,86. Die Standardabweichung lag im geringen bis mittleren Bereich.

Für die regulierten Abschnitte wurde im Sommer ein durchschnittlicher Zustand von 3,05 und ein Median von 2,88 errechnet, wobei die Standardabweichung mit 0,72 als hoch zu bezeichnen ist. Im Herbst liegen die Werte bei 2,67 und 2,68, bei sehr geringer Standardabweichung (Tab. 13).

Tab. 13 Zusammengefasster fischökologischer Zustand in den aufgewerteten und regulierten Abschnitten.

Morpholog- ischer Zustand	Sommer 2019			Herbst 2019		
	Mittelwert	Median	Standard- abweichung	Mittelwert	Median	Standard- abweichung
aufgewertet	2,14	2,22	0,13	2,11	1,86	0,41
reguliert	3,05	2,88	0,72	2,67	2,68	0,09

Der Median der Zustandsbewertungen im Sommer und Herbst in aufgewerteten und regulierten Abschnitte ist in Abb. 36 grafisch dargestellt. Der fischökologische Zustand in aufgewerteten Abschnitten lag an beiden Terminen in einem Bereich, in dem er der guten Zustandsklasse zuzuordnen ist. In den regulierten Abschnitten wurde an beiden Terminen ein Zustand ermittelt, der der mäßigen Zustandsklasse zuzurechnen ist.

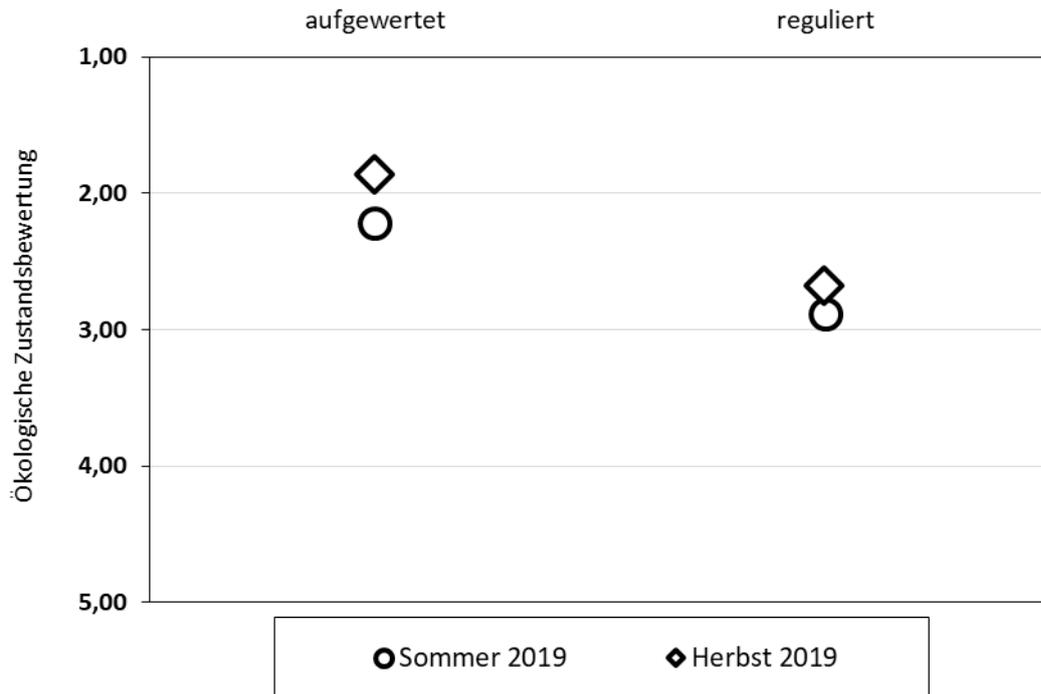


Abb. 36 Median des fischökologischen Zustandes der aufgewerteten und regulierten Strecken im Sommer und Herbst 2019.

Der aus den Sommer- und Herbsthebungen resultierende durchschnittliche und gerundete Zustand ist in Abb. 37 grafisch dargestellt. In allen aufgewerteten Abschnitten wurde durchwegs der durchschnittlich gute fischökologische Zustand ermittelt. In den regulierten Abschnitten trifft dies nur für PST 5 zu, also für jene Strecke, die in unmittelbarer Nähe und im direkten Einflussbereich zu einem aufgewerteten Abschnitt liegt. Bei den beiden anderen Probestrecken in regulierten Abschnitten errechnete sich durchschnittlich der mäßige Zustand.

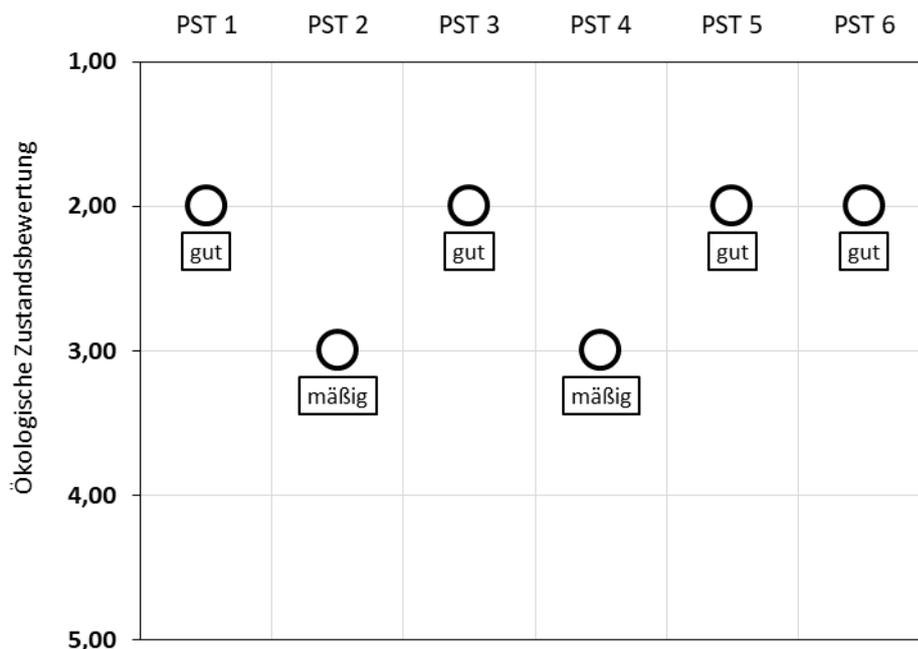


Abb. 37 Aus den beiden Terminen durchschnittlicher & gerundeter, resultierender fischökologischer Zustand.

Eine Strahlwirkung anhand der Erreichung des guten ökologischen Zustandes konnte in PST 5 festgestellt werden, welche in unmittelbarem, flussabwärtigem Einflussbereich des aufgewerteten Abschnittes in Perg liegt. In den beiden anderen Probestrecken in den regulierten Abschnitten wurde der gute fischökologische Zustand aufgrund einer Strahlwirkung nicht erreicht.

## 6.4 Festzustellende Strahlwirkung

Eine positive Strahlwirkung, anhand derer sich der fischökologische Zustand durch einen Klassensprung verbesserte, wurde nur im Sommer in PST 5 festgestellt. So wirkt sich der direkt flussauf davon liegende aufgewertete Abschnitt offenbar positiv auf diesen Bereich aus. Da eine Strahlwirkung aus der nächstgelegenen, flussabwärtigen Aufwertung aufgrund der hohen Distanz zu PST 5 recht unwahrscheinlich ist, handelt es sich sicherlich um eine flussabwärts gerichtete Strahlwirkung ausgehend vom flussauf angrenzenden, aufgewerteten Abschnitt. In den Probestrecken 2 und 4 wurde keine Strahlwirkung festgestellt, die zur Erreichung des guten fischökologischen Zustandes beigetragen hat. Vor allem in PST 2 entspricht dies nicht den Erwartungen, denn obwohl dieser Abschnitt von relativ nahe gelegenen Aufwertungen umschlossen ist, aus denen Organismen flussauf wie flussab ausstrahlen können, wurde hier durchschnittlich lediglich der mäßige Zustand festgestellt und somit die Zielerreichung verfehlt. Ebenso wenig wurde der gute Zustand in PST 4 erreicht, wobei diese offenbar weit außerhalb einer möglichen Strahldistanz zu liegen scheint. Wie sich in PST 5 zeigt, strahlen Fische auch flussab nur auf kurze Distanz in die umliegenden Bereiche aus, wodurch eine positive Strahlwirkung PST 4 nicht erreichen kann.

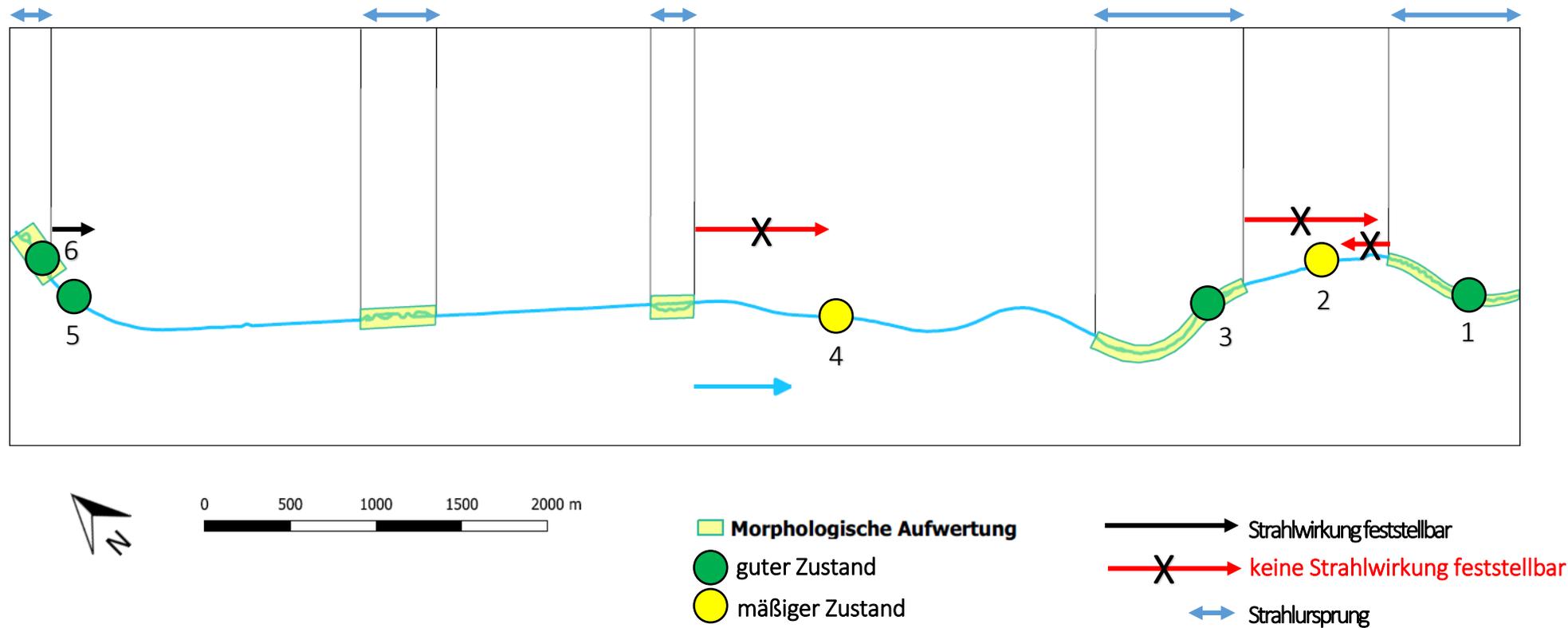


Abb. 38 Schematische Darstellung der festgestellten Strahlwirkung im Unterlauf der Naarn anhand derer sich eine Zustandsverbesserung ergab.

## 7 Diskussion

Durchschnittlich wurde der fischökologische Zustand in allen aufgewerteten Abschnitten mit gut bewertet. Ebenso ergab die detaillierte Bewertung der Aufwertung im Mündungsbereich durch CSAR et al. (2019) wesentliche Verbesserungen im Fischbestand im Vergleich zu einer regulierten Referenzstrecke. Auch andere Studien zeigen einen eindeutigen Erfolg der bisher umgesetzten Maßnahmen in Zusammenhang mit der Fischfauna (MITTERLEHNER 2019). Ebenso sind die Erfolge der Aufwertungen für andere Organismengruppen, z.B. für die Libellen (Odonata), eindeutig belegt (CHOVANEC 2019). All diese Ergebnisse indizieren, dass die Aufwertungsstrecken in der Naarn theoretisch als Strahlursprung mit positiver Strahlwirkung fungieren können. Eine tatsächliche Strahlwirkung, bei der sich auch der fischökologische Zustand anhand eines Klassensprungs verbesserte, konnte dennoch nur im Sommer und nur in PST 5 festgestellt werden. Obwohl es sich um eine der strukturärmsten Probestrecken handelt, wurde dort der gute fischökologische Zustand erreicht. PST 5 liegt aber unmittelbar flussab einer der beprobten Aufwertungen, wobei die beiden Probestrecken lediglich eine Länge von etwa 150 Metern trennt.

In den anderen beiden Probestrecken in den regulierten Abschnitten, also PST 2 und PST 4, wurde bestenfalls ein mäßiger fischökologischer Zustand ermittelt. Die Erreichung des guten Zustandes aufgrund einer Strahlwirkung aus einer der Aufwertungen konnte dort somit nicht festgestellt werden. Beide Probestrecken sind zu den nächstgelegenen Aufwertungsstrecken deutlich weiter entfernt als PST 5, was bedeutet, dass die Strahldistanz vieler Arten sehr kurz ausfällt oder dass Strecken mit hydromorphologischen und strukturellen Defiziten von vielen Arten wahrscheinlich zügig durchwandert werden. Bei einer derartig kurzen Verweildauer in regulierten Abschnitten können bei Beprobungen von vielen Arten somit nur vereinzelte Individuen, nicht aber die für die Erreichung des guten Zustandes nötige Abundanz und Altersstruktur nachgewiesen werden.

Flussauf der PST 1 könnte ein Querbauwerk die Strahlwirkung auf PST 2 einschränken. Dieses ist bei höheren Wasserständen aber zumindest für schwimmstarke Fische sicherlich teilpassierbar. Darüber hinaus ist das Bauwerk mit einer Fischwanderhilfe ausgestattet, welche durchaus funktionsfähig erscheint. Dennoch könnte das Querbauwerk die Wanderungen gewisser Fischarten oder Altersstadien derart behindern, dass in dem flussauf davon angrenzenden regulierten Abschnitt die Strahlwirkung zu gering ist, um eine Zustandsverbesserung hervorrufen zu können.

Im ersten Moment scheint die Trittsteinausstattung aufgrund des abschnittsweise flächigen Bewuchses mit dem Flutenden Hahnenfuß (*Ranunculus fluitans*) stellenweise recht gut zu sein. Dass flächige Makrophytenbestände von vielen Arten als Habitat, eben möglicherweise auch als Trittstein für die Ausbreitung genutzt werden, zeigen die Daten der Habitatbefischungen. In flächigen Makrophytenbeständen wurde die zweithöchste Artenzahl aller beprobten Habitate nachgewiesen. Andererseits scheint, trotz des Nachweises vieler Arten, aber auch ein dichter Bewuchs mit Makrophyten keine ausreichende Trittsteinfunktion aufzuweisen, um eine umfangreiche Strahlwirkung, hohe Strahldistanzen und eine lange Verweildauer in regulierten Abschnitten gewährleisten zu können. So zeigt die Zustandsbewertung auch in der von dichten Makrophytenbeständen geprägten, regulierten PST 4, dass ein flächiger Bewuchs alleine nicht ausreicht, um die für die Ausbildung einer gewässertypspezifischen Fischfauna benötigten Habitate bereit zu stellen. Abgesehen von Makrophytenbeständen sind andere Trittsteine, vor allem große Ansammlungen von Totholz, im gesamten Unterlauf nur sehr eingeschränkt vorhanden. Welche besondere Bedeutung solche Habitate aber aufweisen, zeigt sich wiederum anhand der Daten der Habitatbefischung. So wurden speziell an kleinräumigen, aber gut ausgestalteten Strukturelementen, wie etwa Holzbuhnen, die höchsten Fischdichten nachgewiesen. Letztlich bleiben solche Habitate wegen ihrer geringen Fläche aber

wahrscheinlich lediglich Refugialräume für ein paar wenige Individuen. Zudem befinden sich die meisten dieser Strukturelemente wiederum nur in den Aufwertungsstrecken, womit sie keinerlei Trittsteinfunktion aufweisen und sie die Ausbreitung vieler Arten somit weder fördern noch die Strahldistanz erhöhen könnten.

Generell deuten die Ergebnisse darauf hin, dass die hydromorphologischen und strukturellen Defizite in den regulierten Abschnitten der Naarn derart groß sind, dass eine Besiedelung durch eine gewässertypspezifische Fischfauna in ausreichender Abundanz weder dauerhaft, noch temporär möglich ist. Somit handelt es sich bei den meisten regulierten Abschnitten wahrscheinlich allerhöchstens um Durchgangsstrahlwege, die von vielen Arten eben nur kurz beim Wechsel zwischen den aufgewerteten Abschnitten durchquert werden. Vor allem PST 2 zeigt eine derart minimale Habitatausstattung, dass trotz unmittelbar flussauf und flussab angrenzender Aufwertungen, der angestrebte Zustand aufgrund einer Strahlwirkung nicht erreicht werden kann. Abgesehen vom Nachweis einzelner Individuen und Arten, kann dort keine Strahlwirkung aus den angrenzenden Abschnitten festgestellt werden. Somit bleibt dieser Abschnitt, so wie die meisten defizitären Abschnitte im Unterlauf der Naarn, für viele Arten sicherlich nur ein Durchgangsstrahlweg. Eine dauerhafte und zahlreiche Besiedelung des Abschnittes erfolgt lediglich durch eurytope, anpassungsfähige Fischarten.

Zu bedenken ist auch, dass bei der Bewertung des fischökologischen Zustandes auch die Altersstruktur der Leitarten und der häufigen Begleitarten eine tragende Rolle spielt. Somit muss für eine gute Bewertung ein überwiegend guter Altersaufbau vieler Fischarten vorliegen. In den meisten regulierten Abschnitten ist die Habitatausstattung so gering, dass nicht allen Altersstadien ausreichend Habitate zur Verfügung stehen. In den regulierten Probestrecken 2 und 4, wurde die Altersstruktur zusammengefasst an beiden Untersuchungsterminen lediglich mit mäßig oder unbefriedigend bewertet. Eine geringe Habitatausstattung für manche Altersstadien sensibler Fischarten, vor allem in regulierten Abschnitten, ergaben auch die Habitatkartierungen. Vor allem Jungfischhabitate für die ersten Altersstadien rheophiler Kieslaicher sowie auch Laichhabitate mit guter Qualität waren teilweise nur sehr wenige vorhanden.

Zusätzlich kommt in strukturell und morphologisch verarmten Gewässerbereichen vermehrt interspezifische Konkurrenz hinzu. So sind manche Arten natürlicherweise konkurrenzstärker als andere, wodurch einige Arten die wenigen für sie vorhandenen Habitate möglicherweise gar nicht besiedeln können, da diese bereits besetzt sind. Ausweichhabitate stehen für viele Arten nur in aufgewerteten Abschnitten zur Verfügung. Bei manchen Arten kommt es aufgrund von revierbildendem Verhalten zudem zu intraspezifischer Konkurrenz, wobei hier vor allem großwüchsige Raubfische wie etwa der Huchen (HANFLAND et al. 2015) oder der Hecht, aber auch andere Fische mit Territorialverhalten wie zum Beispiel die Bachforelle zu nennen sind. Ausgeprägtes Territorialverhalten verschärft das Problem des Habitatmangels noch zusätzlich, weil der Flächenbedarf einzelner Individuen sehr groß ist und die Habitatverfügbarkeit dadurch noch weiter eingeschränkt wird.

Wenn auch in den meisten der beprobten Strecken keine zustandsverbessernde Strahlwirkung festgestellt werden konnte, so wurden wenigstens vereinzelte, positive, aber auch negative Strahlereignisse festgestellt. So wurden sogar in der extrem strukturarmen PST 2 einzelne Individuen verschiedener Arten gefangen, die deutlich spezifischere Habitatansprüche aufweisen als Generalisten wie etwa das Aitel. Obwohl in diesem Abschnitt nur sehr wenig Strömungsvarianz erkennbar war und keine schneller durchströmten Bereiche vorhanden waren, konnten dort immerhin wenige Individuen rheophiler Fischarten wie Äsche, Barbe oder Koppe nachgewiesen werden. Insgesamt ergibt sich daraus aber keine wesentliche Verbesserung im fischökologischen Zustand. Selbst wenn diese Arten während der Beprobung gefehlt hätten, wäre im Herbst insgesamt der mäßige fischökologische Zustand erreicht worden. Im Sommer wurde in PST 2 ohnehin aufgrund der geringen Biomasse lediglich ein unbefriedigender fischökologischer Zustand ermittelt. Dieser hätte wesentlich nur infolge einer

höheren Biomasse verbessert werden können. Anspruchsvollere Arten kommen in dieser PST 2 ohnehin nur in so geringen Dichten vor, dass sie sich nicht auf die Gesamtbiomasse auswirken können.

Im aufgewerteten Mündungsbereich, also in PST 1, wurden Nerfling, Giebel und Karpfen nachgewiesen. Diese Arten besiedeln den Unterlauf der Naarn sicherlich ausgehend von der Donau, der Nerfling offenbar dauerhaft. So tritt der Nerfling aufgrund seines Leitbildstatus in der Donau als Leitart dort wahrscheinlich dementsprechend häufig auf und kann sich in Zubringer mit geeigneter Habitatausstattung ausbreiten. Speziell diese Art wurde auch in weiter flussauf liegenden Probestrecken sowie bei den Habitatbefischungen nachgewiesen. Obwohl grundsätzlich heimisch, bleiben diese Arten bei der Beurteilung des Zustandes aber unberücksichtigt, da sie laut offizieller Einstufung nicht zur gewässertypspezifischen Fischfauna der Naarn zählen. Die Besiedelung durch heimische Arten, auch wenn sie nicht in der Referenzzönose gelistet sind, ist generell als positiv zu betrachten und kann für eine diverse Habitatausstattung in einem Abschnitt sprechen, sofern sie keinen Hinweis auf eine anthropogen bedingte Verschiebung der Fischregion gibt. Dies wäre z.B. bei übermäßiger Besiedelung von potamalen Arten in rhithralen Gewässerabschnitten der Fall, trifft aber auf den Unterlauf der Naarn nicht zu. Ähnliche positive Strahlereignisse ausgehend von der Donau wurden ebenfalls in der PST 1 durch die Besiedelung der Fischarten Weißflossengründling und Zingel nachgewiesen. Beide sind donautypische Arten und besiedeln den Unterlauf der Naarn ausgehend von der Donau. Da sie im Unterlauf der Naarn seltene Begleitarten sind, werden sie in der Zustandsbewertung positiv berücksichtigt und weisen auf eine gute Habitatausstattung in der Aufwertungsstrecke hin. Eine weitere Ausbreitung dieser Arten weiter flussaufwärts in regulierte Abschnitte konnte aber nicht nachgewiesen werden. Besiedelt wurde also nur der morphologisch aufgewertete Abschnitt, was wiederum klar darauf verweist, dass die Habitatausstattung in den regulierten Abschnitten den speziellen Ansprüchen vieler Arten nicht genügt.

Ebenfalls innerhalb der PST 1 wurde ein negatives Strahlereignis anhand der Besiedelung durch nicht-heimische ponto-kaspische Grundelarten aus der Donau festgestellt. Aber auch diese Arten und negative Auswirkungen auf heimische Arten, die möglicherweise von ihnen ausgehen, werden bei der Beurteilung des fischökologischen Zustandes nicht oder nur indirekt berücksichtigt. Aufgrund der Präsenz alleine kann es bei Anwendung der offiziellen Bewertungsmethodik nicht zu einer Zustandsverschlechterung kommen. Da diese Fische aber nicht massenhaft nachgewiesen wurden, wie es an manchen von Blocksteinen geprägten Uferstrecken der Donau der Fall ist, spricht die Besiedelung in diesem Fall nicht für eine schlechte Habitatausstattung, sondern ist nur vor dem Hintergrund einer möglichen negativen Beeinflussung der heimischen Arten als negatives Strahlereignis zu bewerten.

Zusammengefasst kann in den regulierten Abschnitten der Nachweis einer gewässertypspezifischen Fischfauna mit einer adäquaten Artenzusammensetzung, natürlichen Abundanzen und einer natürlichen Altersstruktur, was einen guten fischökologischen Zustand indiziert, nur in unmittelbarer Nähe zu einem Strahlursprung erbracht werden. Die meisten regulierten Strecken weisen eine zu geringe Habitatverfügbarkeit und -qualität und eine zu große strukturelle Verarmung auf, um die Ausbildung einer gewässertypspezifischen Fischfauna zu ermöglichen. In regulierten Abschnitten beschränkt sich der Nachweis bei vielen Arten, besonders bei anspruchsvolleren, deshalb lediglich auf einzelne Individuen, die sich zum Zeitpunkt der Beprobung wahrscheinlich nur temporär dort aufgehalten haben oder dort eines der wenigen für sie verfügbaren Habitate besetzen.

Möglicherweise sind die teils kurzen aufgewerteten Abschnitte in der Naarn aber auch weniger als Strahlursprung zu betrachten und mehr als großflächige Trittsteine. Dies trifft wahrscheinlich vor allem auf großwüchsige, rheophile Fischarten zu, die im Laufe ihrer Entwicklung sehr unterschiedliche Habitate nutzen. Für die Ausbildung stabiler Bestände, die im Sinne eines Ausstrahleffektes genügend Quellfunktion aufbringen können, sind die aufgewerteten Abschnitte für einige Fischarten wohl zu kleinräumig und bieten zu wenig Lebensraum. In diesem Zusammenhang besonders zu nennen sind die

Äsche und die Nase, bei denen selbst die zusammengefassten Fangzahlen aus allen Probestrecken nicht auf einen natürlichen Populationsaufbau im Unterlauf der Naarn schließen lassen (Abb. 39).

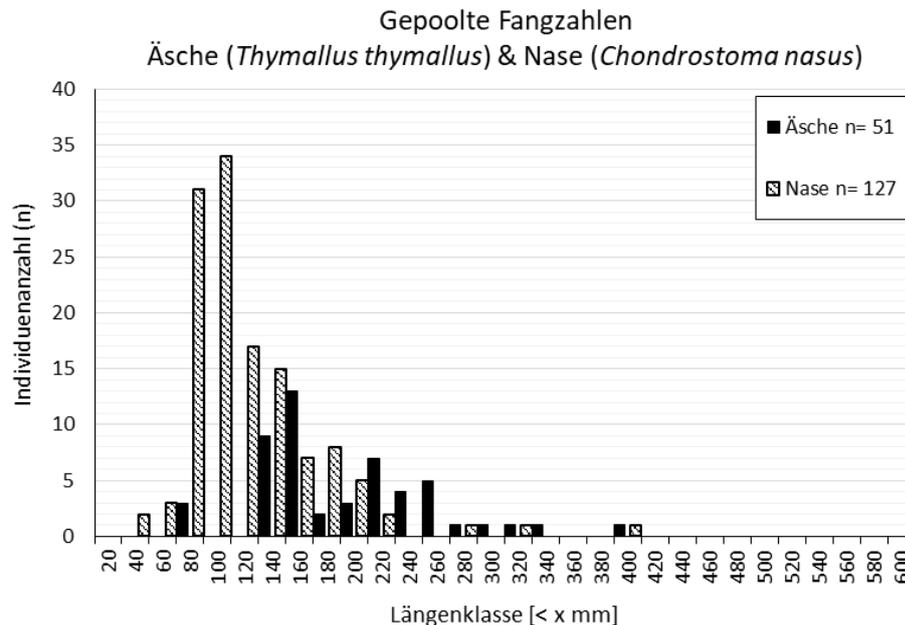


Abb. 39 Gepoolter Gesamtfang der Äsche und Nase aus den Sommer- und Herbstbefischungen. Vor allem der Aufbau der Äschenpopulation zeigt deutliche Defizite.

Die Daten der Äschen- und Nasenfänge korrelieren mit der teils extrem geringen Anzahl verfügbarer Habitate für verschiedene Altersstadien im gesamten Naarn Unterlauf. Für die Nase stehen zumindest vermehrt geeignete Laichhabitate zu Verfügung. Obwohl man annehmen sollte, dass im Frühjahr massenhaft laichbereite Nasen aus der Donau in die Naarn aufsteigen, findet offenbar trotz dieser Verfügbarkeit im Unterlauf der Naarn nur wenig Laichaktivität statt. Die aktuellen Daten zu den Nasenfängen aber auch ältere Untersuchungen (CsAR et al. 2009) zur Einwanderung der Fischfauna in die Naarn deuten jedenfalls auf diese These hin. Bei der Untersuchung im Jahr 2009 wurden lediglich fünf Nasen bei der Einwanderung in den Naarn Unterlauf erfasst. Möglicherweise war die Nasenreproduktion in der Naarn vor der Umsetzung von Aufwertungsmaßnahmen lange nur wenig erfolgreich. Durch die wenigen Nasen, die in der Naarn geboren wurden, kommt es nun nicht mehr zu einem Aufsuchen des Geburtsgewässers zur Vermehrung, dem sogenannten „Homing“-Verhalten. Es ist möglich, dass daher nur wenige Fische zur Laichzeit in die Naarn aufsteigen und sich deswegen bisweilen kein stabiler Bestand ausbilden konnte.

Möglicherweise sind die bei der Kartierung vorgefundenen, für Nasen als geeignet betrachteten Laichhabitate aber auch durch Versandung degradiert. Dieses Problem tritt aufgrund von Umlandnutzung in Kombination mit den geologischen Bedingungen vor allem im Oberlauf der Naarn auf (AUER et al. 2016). Die Sedimente der Sandfraktion gelangen mit der fließenden Welle aber sicherlich bis in den Unterlauf der Naarn, es handelt sich also um eine negative, abiotische Fern- oder Ausstrahlwirkung aus flussauf liegenden Flussabschnitten. Neuere Untersuchungen zeigen, dass die Larven der Nase, ähnlich jener vieler Salmoniden-Arten, in den ersten Entwicklungsphasen längere Zeit im Kieslückenraum verweilen, also eine ausgeprägte Interstitialphase durchlaufen, ehe sie aus dem Lückenraum emergieren (DÜRREGGER et al. 2018). Auch die frühere Annahme, nach der der Laich nach der Eiablage vorwiegend oberflächlich am Sohls substrat anheftet (KECKEIS et al. 1996), trifft offenbar nicht zu und so legen auch Nasen ihre Eier im Interstitial ab (DÜRREGGER et al. 2018). Dadurch ist die Nase

durch Kolmation mit Feinsedimenten am Laichplatz in ihrer Reproduktion vermutlich genauso behindert, wie es nachweislich mehrere Kieslaicher sind, die ihre Eier in den Kieslückenraum ablegen, sogenannte Interstitial-Laicher (GARSIDE 1959, OLSSON & PERSSON 1988, RUBIN 1998, SOULSBY ET AL. 2001, HÜBNER 2003). Diese Problematik betrifft sicherlich auch die Äsche, die zu eben diesen Interstitial-Laichern zählt. So ergeben sich für Äschen Beeinträchtigungen in der Reproduktion und mögliche letale Folgen für die Eier bereits ab einem Feinsedimentanteil am Laichplatz von 15 % (HÜBNER 2003).

Die Barbe hingegen scheint sich innerhalb der Naarn, trotz der geringen Anzahl der bei der Kartierung vorgefundenen Laichhabitate, gut zu vermehren. Die Barbe erweist sich die Habitatbedingungen betreffend offenbar als weniger anspruchsvoll als andere Kieslaicher. Offensichtlich nutzt sie ein breiteres Spektrum an Habitaten als die Nase oder die Äsche und reproduziert daher sehr erfolgreich im Unterlauf der Naarn. Besonders was das Laichhabitat betrifft, scheint eine mögliche Versandung für Barben weniger problematisch zu sein als für andere Kieslaicher, da sie auch Stellen mit feinerem Sohlsubstrat zum Ablichten nutzt als die Äsche oder die Nase (MELCHER & SCHMUTZ 2010). Anhand von 0<sup>+</sup>- Individuen ist ein Ausstrahleffekt der Barbe in mehrere regulierte Abschnitte festzustellen. Beispielsweise wurde in PST 4 und PST 5 eine starke Strahlwirkung der Barbe festgestellt, wahrscheinlich ausgehend vom aufgewerteten Abschnitt, in dem sich PST 6 befand (Abb. 40). Der fischökologische Zustand wird sich dadurch stellenweise sicherlich geringfügig verbessern, insgesamt reicht dies aber zumindest in PST 4 nicht für die Erreichung des guten Zustandes aus.

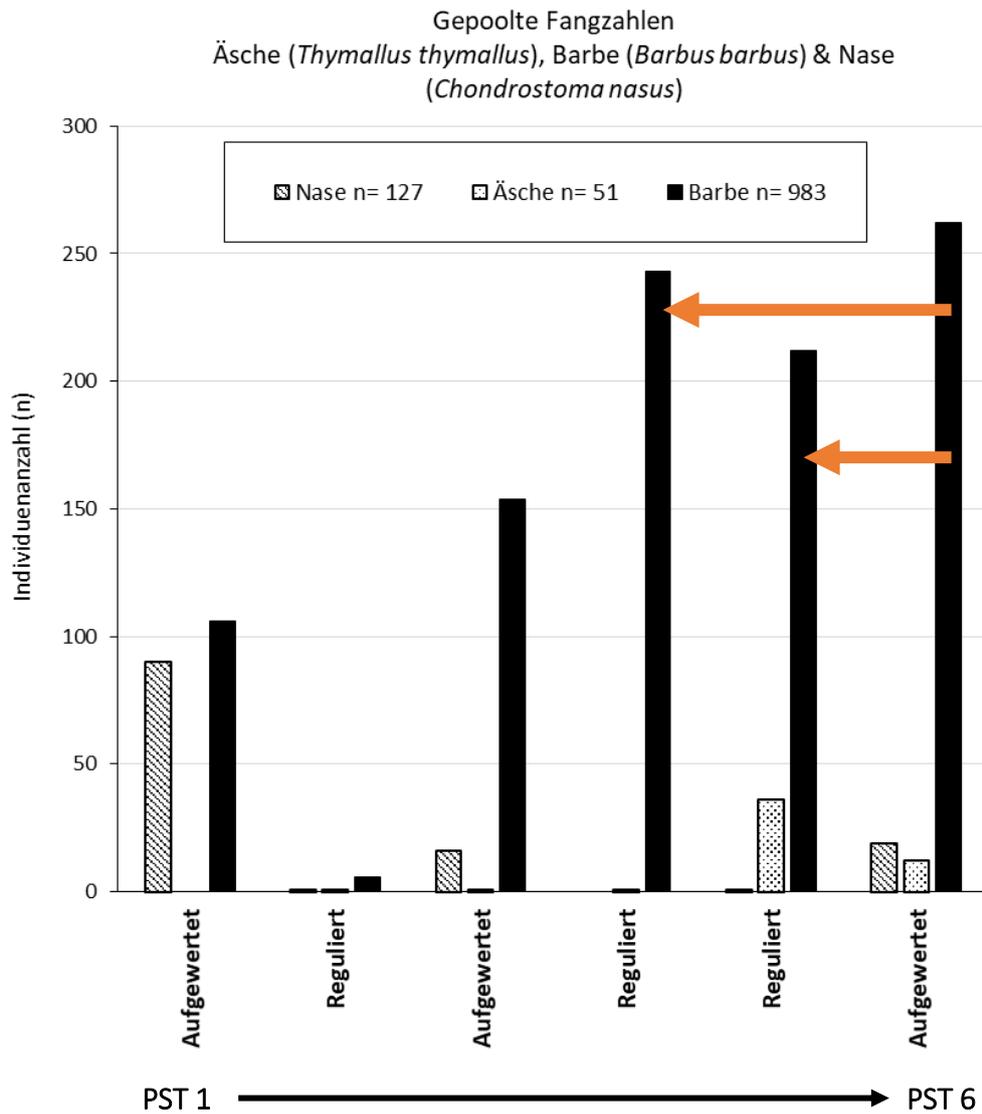


Abb. 40 Gepoolter Gesamtfang von Äsche, Barbe und Nase in den Probestrecken. Deutlich zu sehen ist die Dominanz der Barbe, wobei ein Ausstrahleffekt der Barbe auf PST 4 und PST 5 zu beobachten ist, nicht jedoch auf PST 2. Orange Pfeile: Mögliche Strahlwege der Barbe.

Den sehr guten Reproduktionserfolg der Barbe belegen die Daten der Herbstbefischung, wobei an diesem Termin über 700 Individuen gefangen wurden, die dem Reproduktionszyklus des Jahres 2019 entstammen, also der Altersklasse 0<sup>+</sup> angehörten (Abb. 41).

Jedoch sind die Überlebensraten oder möglicherweise die Verweildauer der Fische in der Naarn, vorausgesetzt der Reproduktionserfolg der Barbe im Jahr 2018 ist vergleichbar mit jenem im Jahr 2019, insgesamt offenbar relativ gering. Die Altersklassen der 1<sup>+</sup>-, 2<sup>+</sup>- und 3<sup>+</sup>- Barben waren bei der Befischung im Sommer unterrepräsentiert bzw. im Herbst gar nicht mehr nachweisbar (Abb. 41).

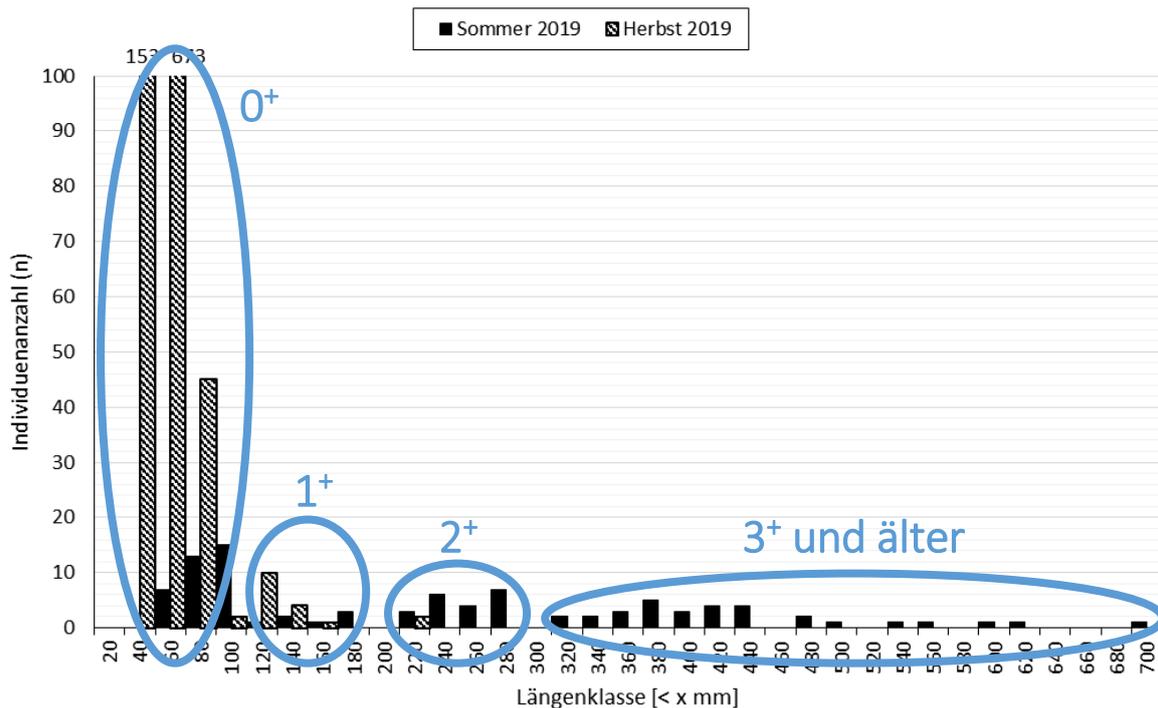
Barbe (*Barbus barbus*) gesamt n= 983

Abb. 41 Nachgewiesene Altersklassen der Barbe an den beiden Befischungsterminen.

Eine Möglichkeit ist, dass es im ersten Lebensjahr zu irgendeinem Engpass kommt, der die Mortalität der jungen Fische massiv begünstigt, beispielsweise bei der Verfügbarkeit von Juvenilhabitaten. Die Daten der Habitatkartierung weisen zumindest darauf hin, so wurden nur wenige wirklich gut geeignete Habitate für juvenile Barben vorgefunden. Aufgrund der geringen Habitatverfügbarkeit könnte aber auch eine Abwanderung der Barben aus der Naarn in die Donau bereits von Jungfischen nach dem Wechsel vom 0<sup>+</sup>- ins Juvenilhabitat stattfinden. Eine Abwanderung in weiter flussauf liegende Gewässerabschnitte ist dahingehend auszuschließen, als dass wenige hundert Meter flussauf der Aufwertungsstrecke in Perg ein unpassierbares Querbauwerk die Migration unterbindet.

Recht eindeutig ist, dass adulte Barben nicht ganzjährig in der Naarn verweilen und irgendwann, vermutlich im Herbst, aus der Naarn in die Donau abwandern. Dort suchen sie wahrscheinlich tiefe Bereiche auf, die als Überwinterungshabitat dienen (JUNGWIRTH et al. 2003, KOTTELAT & FREYHOF 2007). So konnte im Gegensatz zu den Befischungen im Sommer, im Herbst keine einzige adulte Barbe mehr nachgewiesen werden (Abb. 42).

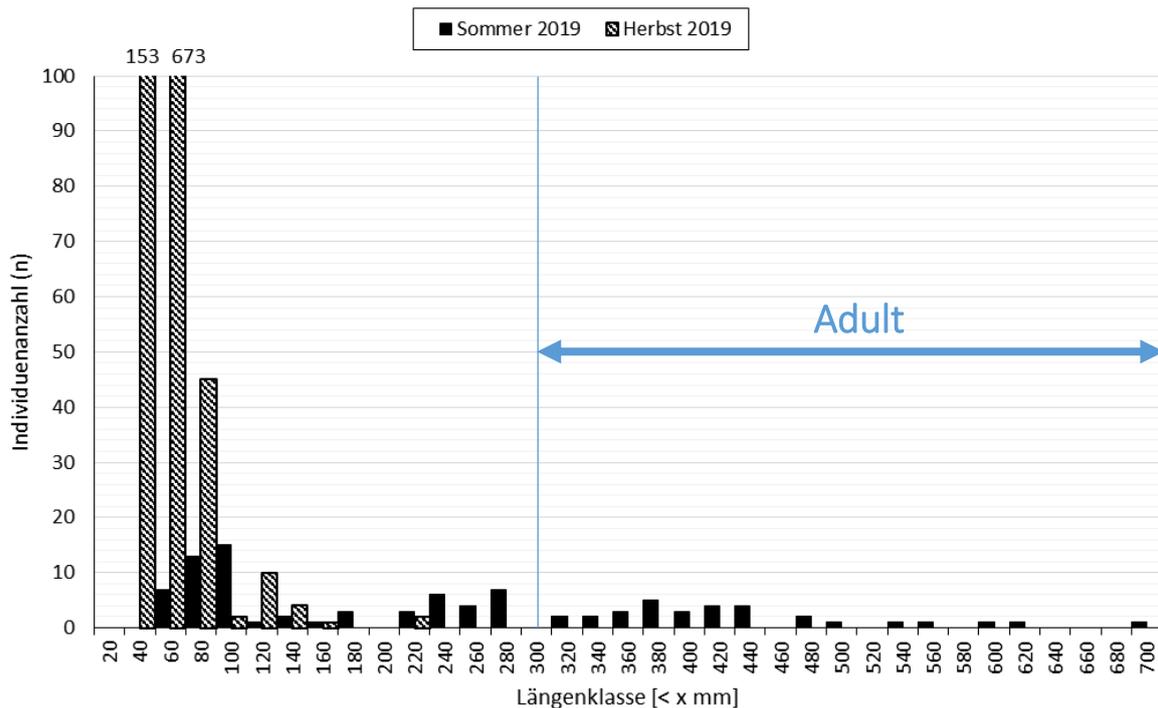
Barbe (*Barbus barbus*) gesamt n= 983

Abb. 42 Längenfrequenzen der Barbe an den beiden Befischungsterminen. Mit einer Körperlänge von etwa 300 mm erreichen Barben die Geschlechtsreife.

Aufgrund der geringen Tiefe fehlen in der Naarn Überwinterungshabitate für adulte Barben vollständig, wobei eine Besiedelung durch adulte Exemplare daher nur in den Frühjahrs- bzw. Sommermonaten erfolgt.

Grundsätzlich gilt, je anpassungsfähiger eine Art ist, desto größer ist ihr Potential zur Ausstrahlung (SCHÜTZ et al. 2008). So wurden in der Naarn viele Arten, die im gesamten Lebenszyklus wenig spezifische Habitatansprüche aufweisen, in aufgewerteten wie in regulierten Abschnitten zahlreich nachgewiesen. Allen voran ist hier das eurytope Aitel zu nennen, welches den Unterlauf der Naarn flächig besiedelt und dort auch in den regulierten Abschnitten genügend Habitate für eine dauerhafte Besiedelung vorfindet. Mit Ausnahme der PST 6, wurden deshalb in allen anderen Probestrecken, unabhängig ihres morphologischen Zustandes, annähernd vergleichbare Individuenzahlen des Aitels nachgewiesen (Abb. 43). Die durchschnittliche Fangzahl in den aufgewerteten Abschnitten übertraf aber auch beim Aitel jene in den regulierten Abschnitten, wodurch anzunehmen ist, dass das Aitel von aufgewerteten in regulierte Abschnitte ausstrahlt. Aufgrund der wenig spezifischen Ansprüche an die Habitatbedingungen sind beim Aitel aber weitere Strahldistanzen und Strahlereignisse in höherem Maße festzustellen als es bei vielen anderen Arten der Fall ist.

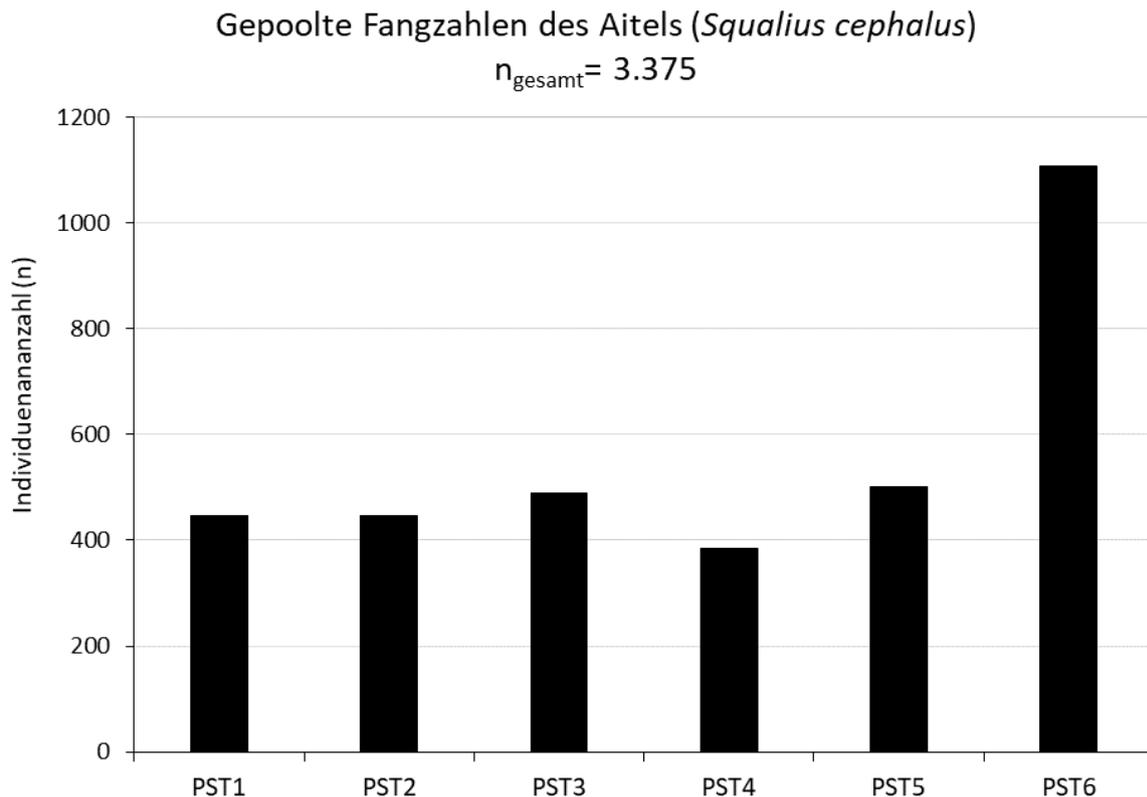


Abb. 43 Aus den Befischungen im Sommer und im Herbst gepoolte Fangzahlen des Aitels in den einzelnen Probestrecken.

Nicht zu vernachlässigen ist auch das zeitlich-räumliche Ausbreitungsschema von verschiedenen Arten. Es ist denkbar, dass die Strahlwirkung aus den ausgewerteten Abschnitten in Zukunft weiter ansteigt und sich der fischökologische Zustand in regulierten Abschnitten dadurch doch noch dauerhaft verbessern wird. Die Fertigstellung des letzten Aufwertungsbereiches erfolgte in der Naarn im Jahr 2016, also erst drei Jahre vor der vorliegenden Untersuchung. Nach umfangreichen Renaturierungen in der in Deutschland befindlichen Ems wurden die meisten der in der Referenzzönose vorhandenen Arten beispielsweise erst elf Jahre nach Fertigstellung der Maßnahmen flächendeckend und somit ein umfassender Erfolg der Maßnahmen nachgewiesen (SCHÜTZ et al. 2008). Auch an der Naarn stellten sich die positiven Effekte für die Fischfauna nicht sofort nach Fertigstellung einiger Maßnahmen ein (LUMESBERGER-LOISL et al. 2015) und konnten anhand des fischökologischen Zustandes erst in vorliegender Untersuchung dokumentiert werden.

Das Beispiel Lippe, welche in Nordrhein-Westfalen liegt, zeigt, dass die naturnahe Umgestaltung einzelner Gewässerabschnitte wünschenswerte Fernwirkung auf umliegende Abschnitte haben kann, diese jedoch nicht alle Fischarten gleichermaßen umfasst. So breitete sich der Steinbeißer (*Cobitis elongatoides*) dort über mehrere Jahre hinweg ausgehend von naturnahen und renaturierten Strecken über den gesamten mittleren Lauf der Lippe aus (Abb. 44). Bei anderen Fischarten trat eine ähnliche räumliche und zeitliche Verbreitung auf, die jedoch unabhängig von der Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen verlief (SCHÜTZ et al. 2008).

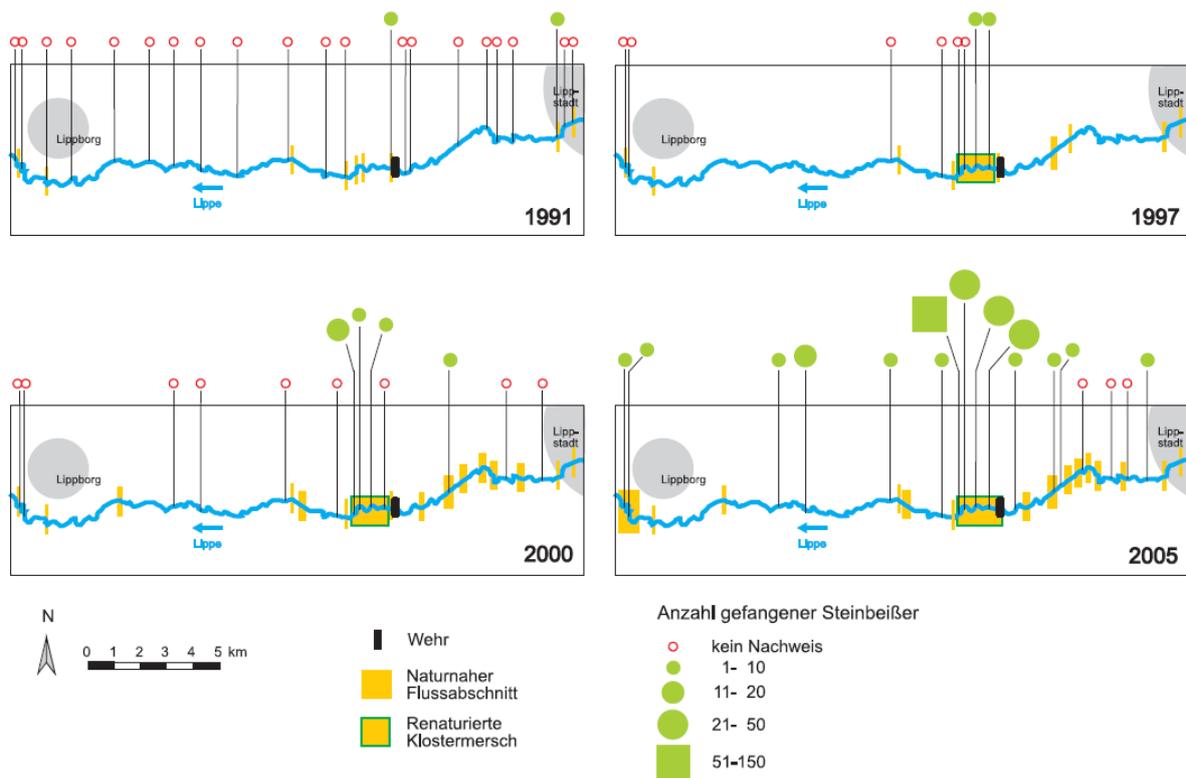


Abb. 44 Entwicklung des Steinbeißerbestandes an der Lippe (aus SCHÜTZ et al. (2008)).

Was den Steinbeißer betrifft könnte Ähnliches auch auf den Unterlauf der Naarn zutreffen. Wurde die Art im Zuge von Untersuchungen (CSAR & GUMPINGER 2009, BERG et al. 2015) gar nicht oder nur vereinzelt nachgewiesen, ist sie inzwischen im gesamten Unterlauf der Naarn verbreitet und wurde in vorliegender Untersuchung in allen Probestrecken nachgewiesen. Zum einen ist dies sicherlich auch auf die flächig vorhandenen Makrophytenbestände zurückzuführen. Der Steinbeißer nutzt Wasserpflanzen als Laichsubstrat, gilt also als phytophil (HAUNSCHMID et al. 2006), und findet aufgrund des stellenweise flächigen Makrophytenbewuchses somit geeignete Laichhabitate fast im gesamten Unterlauf der Naarn vor. Sowohl die Eier als auch in weiterer Folge die Larven durchlaufen die gesamte Entwicklung im Inneren von dichten submersen Vegetationspolstern (BOHLEN 2003). Wie die Habitatbefischungen zeigten, dienen Makrophyten aber auch adulten Steinbeißern als Habitat. Zudem werden Makrophyten von der Art sicherlich auch als Trittstein für die weitere Ausbreitung genutzt. Zum anderen findet der Steinbeißer in den aufgewerteten Abschnitten adäquaten Lebensraum für alle Entwicklungsstadien und Lebenszyklen vor, wodurch er von dort aus auf andere Gewässerbereiche ausstrahlen kann. Die Ausbreitung des Steinbeißers auf den gesamten Unterlauf der Naarn trägt wiederum zu Verbesserungen des fischökologischen Zustandes bei. Sofern derartige Verbreitungsschemata in den nächsten Jahren auch bei weiteren Fischarten auftreten, könnte sich der fischökologische Zustand letztlich auch in den regulierten Abschnitten noch bis hin zum guten Zustand verbessern.

Zusammengefasst ist die Erreichung des guten Zustandes in regulierten Abschnitten nur in unmittelbarer Nähe zu einem Strahlursprung, also nahe einer Aufwertung möglich. Es wurden anhand einzelner Individuen oder Arten zwar teilweise vereinzelt Strahlereignisse festgestellt, jedoch reicht dies in den meisten Fällen nicht für die Erreichung des guten Zustandes aus. Die morphologische und strukturelle Aufwertung kurzer Teilstücke genügt offenbar noch nicht, um den Unterlauf der Naarn ganzheitlich in den guten fischökologischen Zustand zu versetzen. Dafür sind die bestehenden Strukturdefizite in den regulierten Abschnitten offensichtlich noch zu groß.

KAULER et al. (2014) geben an, dass ein Gewässerabschnitt, der als Strahlursprung fungiert, eine minimale Länge nicht unterschreiten sollte und nicht zu weit entfernt vom nächsten Strahlursprung liegen darf. Die Minimallänge von Strahlursprüngen in mittelgroßen Tieflandflüssen wird dabei ohne Unterbrechung mit 500 Metern angegeben, die Entfernung zu einem anderen Strahlursprung sollte die Gesamtlänge des Strahlursprungs nicht überschreiten. Das gilt aber nur, wenn der Abschnitt zwischen zwei Strahlursprüngen mit ausreichend und qualitativ hochwertigen Trittsteinen ausgestattet ist. In der Naarn können hier beispielhaft die Aufwertungen Perg/Kickenau und Hauswiesen genannt werden, die laut dieser Definition nicht weiter als 576 Meter voneinander entfernt sein sollten. Tatsächlich trennt beide Aufwertungen jedoch eine Fließstrecke von annähernd 2.000 Metern. Grundsätzlich wird die empfohlene Mindestlänge der aufgewerteten Abschnitte in der Naarn nicht unterschritten, sofern man alle angelegten Nebenarme hinzuzieht, wodurch sie nach KAULER et al. (2014) als Strahlursprung geeignet sein könnten.

Allerdings wird davon ausgegangen dass ein guter Zustand im gesamten Gewässer erst erreicht werden kann, wenn mindestens 70 % der Fließstrecke eines Gewässers auch die hydromorphologischen Bedingungen für den guten Zustand aufweisen (PODRAZA 2008). Anders ausgedrückt müssen 70 % des Gewässerlaufes über jene Mindesthabitatausstattung verfügen, die für die Ausbildung einer gewässertypspezifischen Fischfauna nötig ist. Zurzeit ist lediglich wenig mehr als ein Drittel des Naarn Unterlaufes morphologisch in naturnahem Zustand, die restlichen zwei Drittel verbleiben in einem anthropogen stark überprägten Zustand (Tab. 14).

Tab. 14 Anteile aufgewerteter und regulierter Gewässerabschnitte im Unterlauf der Naarn.

Morphologischer Zustand	Gesamtlänge der Abschnitte (inkl. Nebenarme) [m]	Anteil an der Gesamtlänge [%]
Aufgewertet	3 866	37,33
Reguliert	6 489	62,67
<b>Gesamt</b>	<b>10 355</b>	<b>100,00</b>

Nach PODRAZA (2008) kann alleine aufgrund dieser Tatsache der gute Zustand im gesamten Unterlauf der Naarn nicht erreicht werden.

Auch in anderen Gewässern, wie der Brenz in Deutschland, an der eine ähnliche Abfolge von aufgewerteten und regulierten Gewässerabschnitten vorliegt wie im Unterlauf der Naarn, konnte keine Zustandsverbesserung aufgrund einer Strahlwirkung festgestellt werden (STEINECK et al. 2016).

Grundsätzlich funktionieren, wie auch die erhobenen Daten und die Zustandsbewertung eindeutig zeigen, derartige Gewässeraufwertungen, wie sie an der Naarn umgesetzt wurden, sehr gut und sind aus gewässerökologischer Sicht sehr zu empfehlen. Auch wenn die bisher festzustellenden Strahlereignisse den fischökologischen Zustand umliegender Abschnitte nur bedingt verbessern können, stellen die Aufwertungsstrecken wertvolle Habitate und Refugialraum für viele anspruchsvolle Fischarten dar. Nicht nur die maximale und die durchschnittliche Artenzahl, sondern auch die durchschnittliche Anzahl gefangener Fische ist an beiden Befischungsterminen in den aufgewerteten Abschnitten deutlich höher als in den regulierten Abschnitten. Zudem wurden innerhalb der Aufwertungen Bereiche geschaffen, die ansonsten im Unterlauf der Naarn gar nicht mehr vorhanden sind, wie zum Beispiel unterstromig angebundene Stillwasserbereiche, die sich als sehr wertvoll für viele, besonders die stagnophilen Arten, wie den Bitterling erweisen. Zu ähnlichen Erkenntnissen die Odonaten-Fauna betreffend kommt auch CHOVANEC (2019), der den Bau dieser Bereiche als geeignete Maßnahme für die Schaffung von Lebensraum für limnophile Libellenarten bezeichnet. Dass sogar

strukturlose, betonierte Becken von den stagnophilen Arten besiedelt werden, zeigt auf, wie mangelhaft Stillwasserbereiche vorhanden sind und dass jeder Stillwasserbereich, egal in welchem Zustand dieser vorliegt, sofort genutzt wird. Generell würden ohne Aufwertungsmaßnahmen viele Arten im gesamten Unterlauf nur wenig oder überhaupt keinen Lebensraum mehr vorfinden und wären damit wohl schon gänzlich verschwunden.

Um die Strahlwirkung zu fördern und den guten fischökologischen Zustand letztendlich im gesamten Unterlauf der Naarn dauerhaft erreichen zu können, sind die umfassende Aufwertung weiterer Bereiche in äquivalentem Ausmaß zu den bisherigen Maßnahmen, sowie die Aufwertung regulierter Abschnitte durch die Einbringung von Strukturelementen und die stetige Evaluierung von umgesetzten Maßnahmen unabdingbar.

## 8 Zusammenfassung und Fazit

Um den gesamten Unterlauf der Naarn aufgrund von Strahlwirkung in den für die Zielerreichung der WRRL geforderten guten fischökologischen Zustand zu versetzen, reichen die bislang umgesetzten Aufwertungsmaßnahmen noch nicht aus. So sind die untersuchten Aufwertungen zwar grundsätzlich geeignet, um als Strahlursprung zu fungieren, die dazwischen liegenden, langen regulierten Abschnitte verbleiben aber in einem derart morphologisch veränderten Zustand, dass sich dort weder dauerhaft noch temporär eine gewässertypspezifische Fischfauna in natürlichem Ausmaß ausbilden kann. Eine Strahlwirkung, durch die sich der fischökologische Zustand in einem regulierten Abschnitt verbesserte, konnte nur in einem Bereich beobachtet werden, der sich in unmittelbarem Einflussbereich einer Aufwertung befindetet. Die Strahldistanz fällt in der Naarn zu kurz aus, um die von Aufwertungen weiter weg liegenden regulierten Abschnitte noch zu erfassen.

Um ganzheitlich den guten Zustand im Unterlauf der Naarn zu erreichen, ist die Umsetzung weiterer Aufwertungsmaßnahmen unabdingbar.

Gerade der Naarn Unterlauf erscheint für die Umsetzung weiterer Maßnahmen besonders gut geeignet zu sein. So wurden auch die bisherigen Maßnahmen, die sich als durchaus wirkungsvoll zeigen, innerhalb des bestehenden Trapezprofils ausgestaltet, in dem der Fluss liegt. Somit ist bei der Umsetzung von Aufwertungsmaßnahmen, wie sie auch bisher gemacht wurden, weder der Hochwasserschutz umliegender Gebiete gefährdet, noch müssen bewirtschaftete Flächen rund um den Fluss möglichen Gewässerbettaufweitungen weichen. Zudem ist die Naarn im Unterlauf bis nach Perg, wenn überhaupt, nur äußerst geringfügig von longitudinalen Kontinuumsunterbrechungen gestört. Die Längsdurchwanderbarkeit und der Austausch zwischen angrenzenden Abschnitten sind fast uneingeschränkt möglich und somit könnte sich eine Strahlwirkung bei weiterer Ausgestaltung von Verbesserungsmaßnahmen voll entfalten.

In erster Linie ist zumindest die Verlegung des zu einem großen Teil gestreckten, in einen pendelnden Verlauf und die Entfernung der Ufersicherungen anzuraten. In Abschnitten in denen solch eine Laufverlegung nicht möglich ist, steht die Strukturierung des Flusses mit großzügig ausgestalteten Strukturelementen, die ausreichend Trittfunktion aufweisen, im Vordergrund.

PODRAZA (2008) gibt an, dass zumindest 70 % der Flusslänge in einem morphologisch und ökologisch guten Zustand sein müssen, um durch Strahlwirkung auch in den restlichen 30 % den guten Zustand erreichen zu können. Für den Unterlauf der Naarn würde dies bedeuten, dass, zusätzlich zu den bereits bestehenden Aufwertungen, abermals die gleiche Flusslänge aufzuwerten ist. Letztlich könnten der gute fischökologische Zustand dadurch wohl im gesamten Unterlauf der Naarn und somit die Zielvorgaben der EU dauerhaft erreicht werden.

## 9 Literatur

ALTZINGER, A. (2011): Habitateinnischung von Barbe (*Barbus barbus*) und Nase (*Chondrostoma nasus*) an den Flüssen Feistritz, Pielach, und Raab. Masterarbeit zur Erlangung des Akademischen Grades Diplomingenieur (DI). Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Universität für Bodenkultur. Wien, 155 S.

AUER, S., C. PICHLER-SCHEDER & C. GUMPINGER (2016): Erhebung des Vorkommens der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) in der Naarn innerhalb des Europaschutzgebietes Waldaist und Naarn. Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abteilung Naturschutz. Wels, 11 S.

BERG K., LUMESBERGER-LOISL F., FISCHER A. & C. GUMPINGER (2015) Beweissicherungen im Zuge der Errichtung des Machlanddamms/Evaluierung der Fischpassierbarkeit der im Bauolos 3 errichteten Bauwerke in Naarn und Schwemмнаarn, Wels, 53 S.

BOHLEN (2003): Untersuchungen zur Autökologie des Steinbeißers, *Cobitis taenia*. Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.) im Fach Biologie eingereicht an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät I der Humboldt-Universität zu Berlin. 155 S.

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2017a): Hydrographisches Jahrbuch von Österreich 2014. - 122. Band, Wien.

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2017b): Leitfaden zur Erhebung der der Biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fische – Stand Oktober 2017. <http://www.baw.at/wasser-fische-IGF/Downloads.html>

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2009): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009 – NGP 2009. Wien, 225 S.

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2015): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015. Wien, 356 S.

CHOVANEK, A. (2019): das Rhithron-Potamon-Konzept in der angewandten Odonatologie als Instrument zur Gewässertypisierung und -bewertung (Insecta: Odonata). *Libellula Supplement* 15: 35–61.

CSAR, D. & C. GUMPINGER (2009): Die Migration der Fischfauna aus der Donau in die Naarn. Im Auftrag des amtes der Oberösterreichischen Landesregierung Direktion Umwelt und wasserwirtschaft Abteilung Oberflächengewässerbewirtschaftung/Gewässerschutz, Wels, 76 S.

CSAR, D., C. GUMPINGER, C. PICHLER-SCHEDER, S. HÖFLER & A. CHOVA NEK (2019): Sanierung der Morphologie kleiner und mittlerer Fließgewässer in Österreich. Resultate und Erkenntnisse aus Best-Practice Projekten inkl. Empfehlungen für die Erfolgskontrolle. Im Auftrag des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus. Wels, 77 S.

DELURY, D. B. (1947) On the estimation of biological populations. *Biometrics*, 3, 145–167.

DEUTSCHER RAT FÜR LANDSCHAFTSPFLEGE (Hrsg.) (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landschaftspflege, Heft 81. 138 S.

DÜRREGGER, A., J. PANDER, M. PALT, M. MÜLLER, C. NAGEL, J. GEIST (2018): The importance of stream interstitial conditions for the earlylife-stage development of the European nase (*Chondrostoma nasus* L.). *Ecol Freshw Fish*. 2018;1–13.

GARSDALE, E. T. (1959): Some effects of oxygen in relation to temperature on the development of lake trout embryos. – Can. J. Zool. 37, 689 – 698.

GUMPINGER, C., S. HÖFLER & C. PICHLER-SCHEDER (2018): Ökologische Aufwertungsmaßnahmen in oberösterreichischen Fließgewässern. Planung, Umsetzung, Erfolge, Probleme. Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Wasserwirtschaft. Wels 102 S.

HANFLAND, S., M. IVANČIČ, C. RATSCHAN, J. SCHNELL, M. SCHUBERT, M. SIEMENS, MICHAEL V. (2015): Der Huchen. Ökologie, aktuelle Situation, Gefährdung. Landesfischereiverband Bayern e.V. München. 84 S.

HAUNSCHMID, R., WOLFRAM G., SPINDLER T., HONSIG-ERLENBURG W., WIMMER R., JAGSCH A., KAINZ E., HEHENWARTER K., WAGNER B., KONEČNÝ R., RIEDMÜLLER R., IBEL G., SASANO B. & N. SCHOTZKO (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie Österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Schriftenreihe des BAW 23, Wien; 104 S.

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. 117 S.

JUNGWIRTH M., HAIDVOGL G., MOOG O., MUHAR S., SCHMUTZ S. (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien. 552 S.

KAMLER, E. & H. KECKEIS (2000): Reproduction and early life history of *Chondrostoma nasus*: implications for recruitment (a review). Pol. Arch. Hydrobiol. 47, 73 – 85.

KECKEIS, H., E. BAUER-NEMESCHKAL, & E. KAMLER (1996). Effects of reduced oxygen level on the mortality and hatching rate of *Chondrostoma nasus* embryos. Journal of Fish Biology, 49, 430–440.

KLAUER, B., J. SCHILLER, F. BATHE (2014): Cost-effective improvement of river morphology, UFZ Discussion Papers, No. 9/2014.

KOTTELAT, M. & J. FREYHOF (2007). Handbook of European freshwater fishes. Copeia, 646p.

LUMESBERGER-LOISL, F., C. SCHEDER, K. BERG & C. GUMPINGER (2015): Evaluierung der Renaturierungsmaßnahmen im Unterlauf der Naarn. Im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft/Gewässerschutz. Wels, 90 S.

MADER, H., STEIDL T. & WIMMER, R. (1996): Abflussregime österreichischer Fließgewässer. Umweltbundesamt, Wien, Monographien, Bd. 82, 192 pp.

MELCHER, A. (1999): Biotische Habitatmodellierung im Rahmen eines Gewässerbetreuungskonzeptes anhand der Lebensraumanprüche der Nase (*Chondrostoma nasus*). Diplomarbeit am Institut für Wasserversorgung, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft, Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Universität für Bodenkultur. Wien, 128 S.

MELCHER, A. & S. SCHMUTZ (2010): The importance of structural features for spawning habitat of nase *Chondrostoma nasus* (L.) and barbel *Barbus barbus* (L.) in a pre-Alpine river. River Syst. Vol. 19/1, 33–42.

MITTERLEHNER, C. (2019): Endbericht: Entwicklung des Fischbestandes im Rahmen der Renaturierung der Naarn bei Fluss-km 11,35 – 11,70, Stadtgemeinde Perg gemäß Wa10-32-102015 u. N10-30-2015. Im Auftrag des Wasserverbandes Machland. 25 S.

MOOG, O., A. SCHMIDT-KLOIBER, T. OFENBÖCK & J. GERRITSEN (2001): Aquatische Ökoregionen und Fließgewässer - Bioregionen Österreichs – eine Gliederung nach geökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthoszönosen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien, 2001.

OLSSON, T. I. & B. G. PERSSON (1988): Effects of Deposited Sand on Ova Survival and Alevin Emergence in Brown Trout (*Salmo trutta* L.). – Archiv für Hydrobiologie 113 (4), 621 – 627.

PODRAZA, P. (2008): Strahlwirkung in Fließgewässern - erste Herleitungen aus vorliegenden Untersuchungen und Empfehlungen zur Methodik weitergehender Auswertungen. Schr.-R. d. Deutschen Rates für Landespflege, Heft 81, S. 21-25.

RASCHKE, M., G. GALLERT, S. BEHRENS, A. MÜNZINGER, M. KETTRUP & C. SCHÜTZ (2011): Strahlwirkungs- und Trittssteinkonzept in der Planungspraxis. LANUV-Arbeitsblatt 16. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. Recklinghausen, 95 S.

RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1992): FFH-Richtlinie - Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, 12 S.

RICHTLINIE 2000/60/EG (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.

RUBIN, J.-F. (1998): Survival and emergence pattern of sea trout fry in substrata of different compositions. – Journal of Fish Biology 53 (1), 84 – 92.

STEINECK, W., D. BERNAUER, M. BECK (2016): Biologisches Monitoring gemäß EG-WRRL zur Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen an der Brenz zwischen Heidenheim und Sontheim. Im Auftrag des Landes Baden-Württemberg, vertreten durch Regierungspräsidium Stuttgart, Abt. Umwelt, Referat 52: Gewässer und Boden. Stuttgart, 85 S.

SCHÜTZ, C., A. NEITZKE, M. BUNZEL-DRÜKE (2008): Anmerkungen zur Fernwirkung strukturell intakter Fließgewässerabschnitte auf die Fischfauna. Schr.-R. d. Deutschen Rates für Landespflege, Heft 81, S. 29-34.

SEMPESKI, P. & P. GAUDIN (1995): Habitat selection by grayling – II. Preliminary results on larval and juvenile daytime habitats. Journal of Fish Biology, 47, 345 – 349.

SOULSBY, C., A. F. YOUNGSON, H. J. MOIR & I. A. MALCOLM (2001): Fine sediment influence on salmonid spawning habitat in a lowland agricultural stream: a preliminary assessment. – The Science of the Total Environment 265, 295 – 307.

WASSERVERBAND MACHLAND (2017) Ein neues Kleid für die Naarn. Festschrift anlässlich der Fertigstellung der Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustandes des Naarnflusses. Perg.

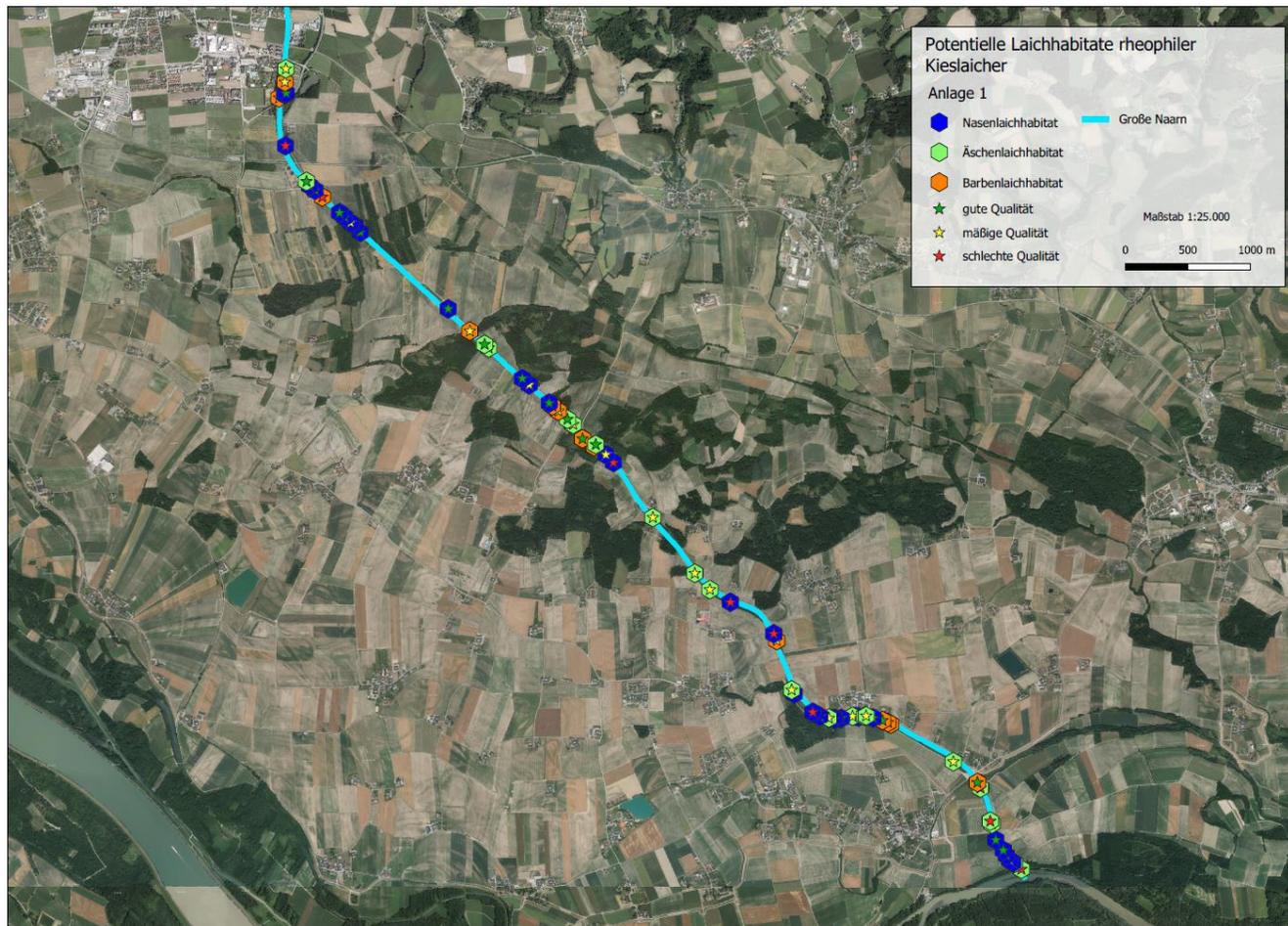
WOLFRAM, G. & E. MIKSCHI (2007): Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. - In Zulka, K.P.: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. - Grüne Reihe (Hrsg. Lebensministerium) Band 14/2 (Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere), Wien, 61-198.

ZAUNER, G. & J. EBERSTALLER (1999): Klassifizierungsschema der österreichischen Flussfischfauna in Bezug auf deren Lebensraumsprüche. - Österr. Fischerei 52, Heft 8/9, 198–205.

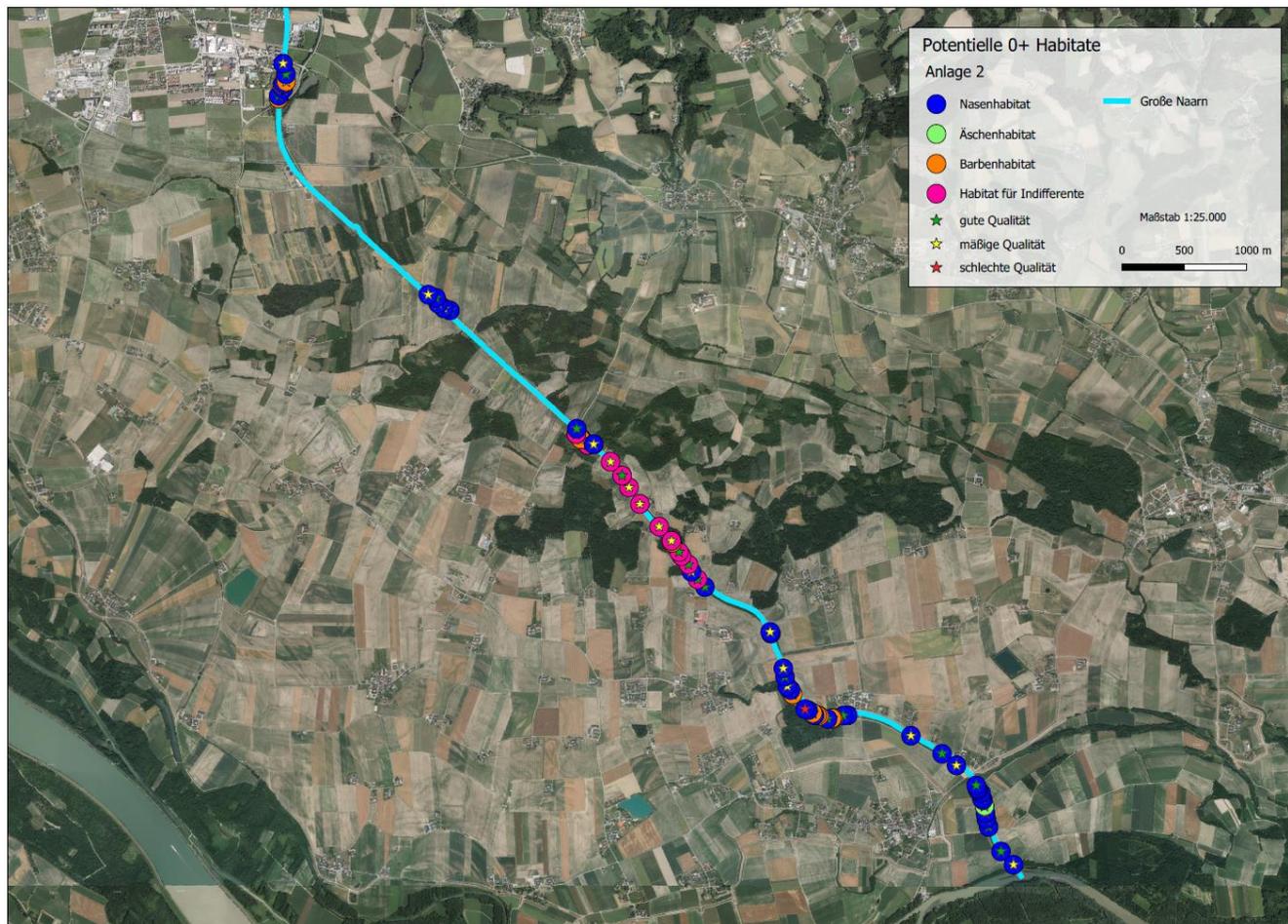
## 10 Anhang

### 10.1 Kartendarstellung Fischhabitate

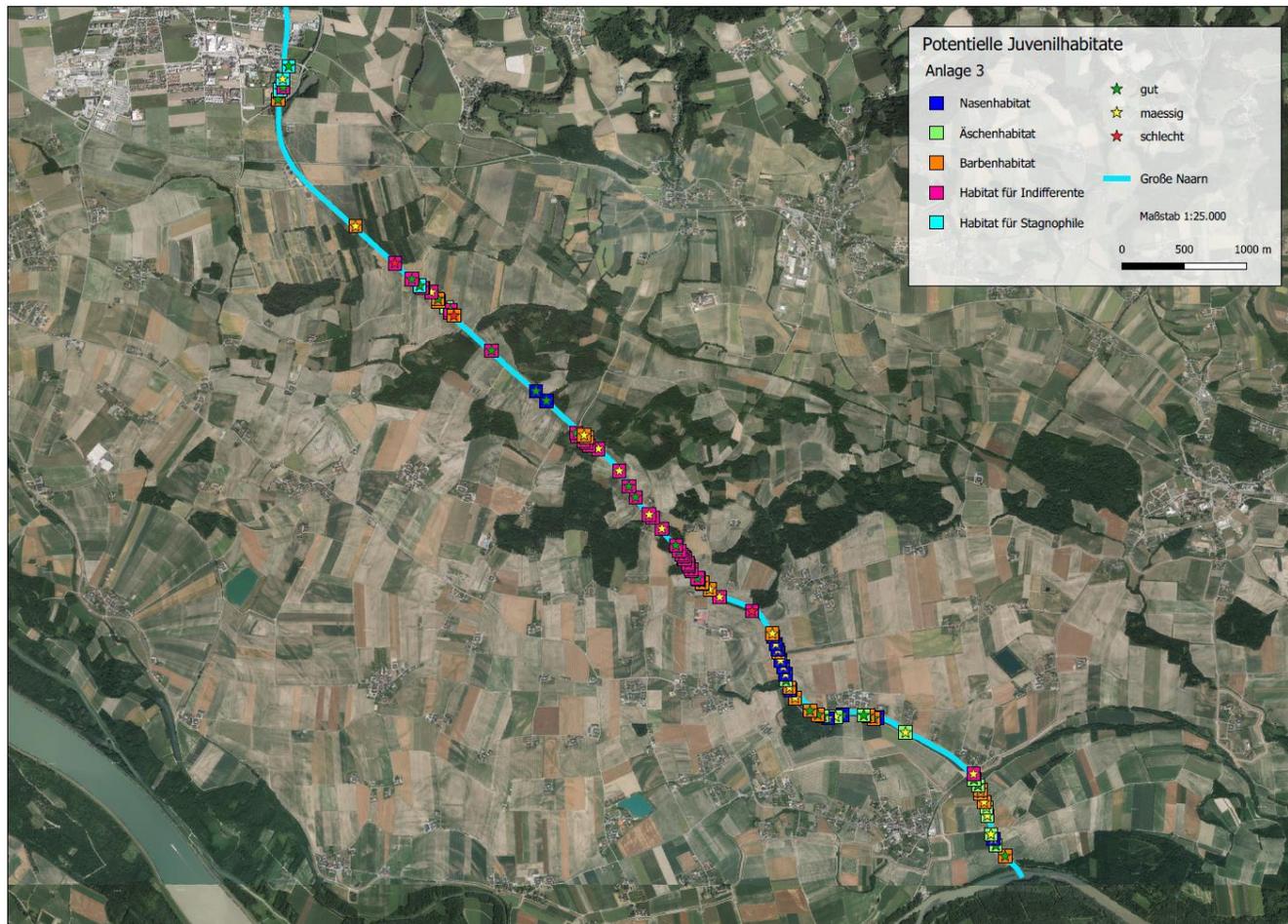
#### 10.1.1 Laichhabitate Kieslaicher



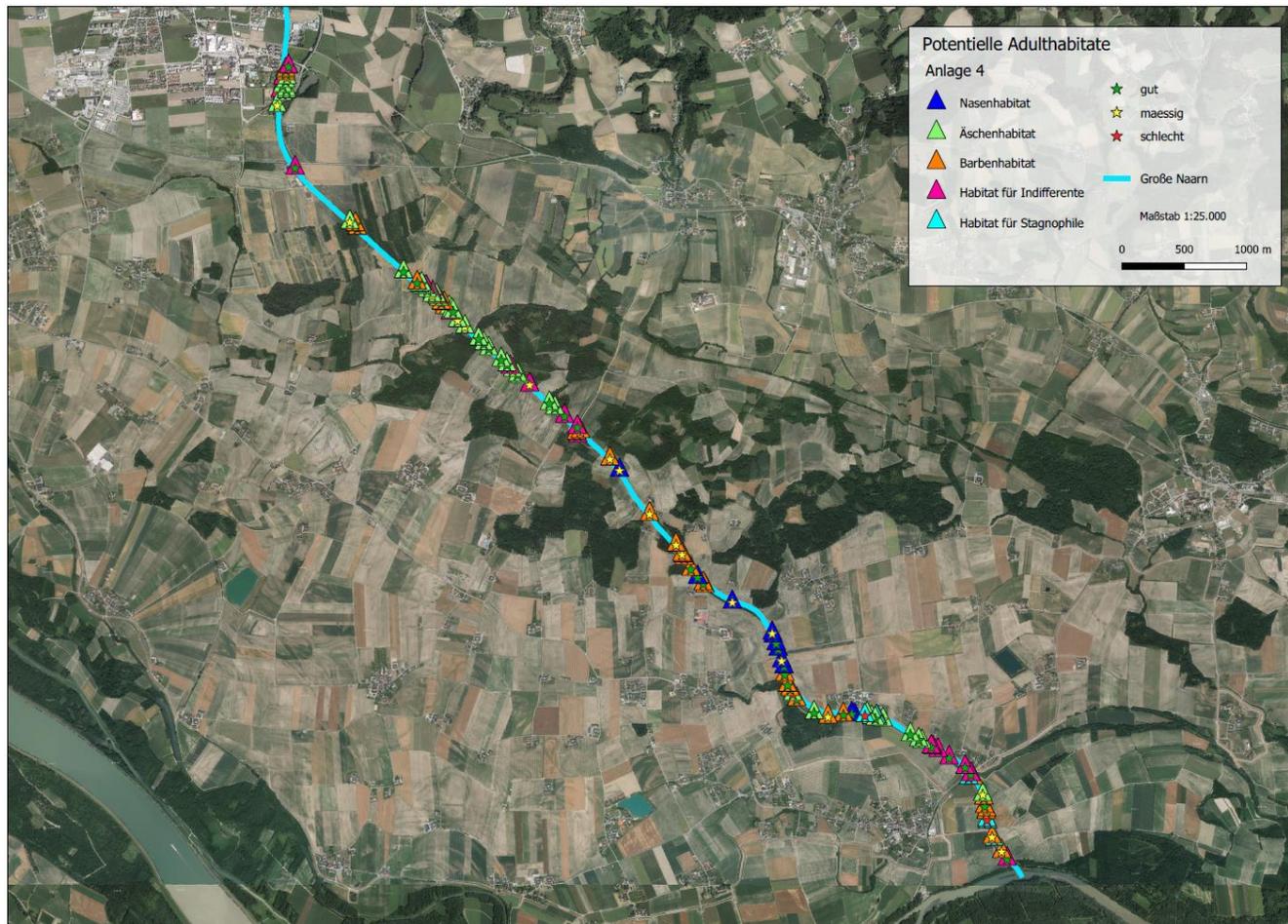
### 10.1.2 0<sup>+</sup>- Habitate



### 10.1.3 Juvenilhabitate



### 10.1.4 Adulthabitate



### 10.1.5 Trittsteine

