



# Kärntner Institut für Seenforschung Naturwissenschaftliches Forschungszentrum



## Erarbeitung eines fischökologischen Bewertungsschemas für Österreich und Slowenien für die Umsetzung der WRRL (FIBEWAS)



umweltbundesamt<sup>U</sup>



BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT

Institut für Gewässerökologie,  
Fischereibiologie und Seenkunde



[abensministerium.at](http://abensministerium.at)

Bearbeitung: Dr. Wolfgang Honsig-Erlenburg  
Mag. Julia Lorber  
MMag. Andrea Rauter  
Mag. Dr. Martin Konar  
Mag. Edgar Lorenz  
Mag. Ulrike Prochinig  
Gernot Winkler  
Sabine Bauer



**Erarbeitung eines fischökologischen  
Bewertungsschemas für Österreich und Slowenien  
für die Umsetzung der WRRL (FIBEWAS)**



umweltbundesamt<sup>U</sup>



BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT  
Institut für Gewässerökologie,  
Fischereibiologie und Seenkunde

 lebensministerium.at

**Klagenfurt, Mai 2008**

**Kärntner Institut für Seenforschung (KIS)**

**Kohldorfer Straße 98**

**A- 9020 Klagenfurt am Wörthersee**

## **Erarbeitung eines fischökologischen Bewertungsschemas für Österreich und Slowenien für die Umsetzung der WRRL (FIBEWAS)**

**Auftraggeber:** Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 15 – Umwelt & Kärntner Institut für Seenforschung  
Kohldorfer Straße 98, A-9020 Klagenfurt

Kontakt: Abt. 15: [ökologie@ktn.gv.at](mailto:ökologie@ktn.gv.at) Tel: 050536 31540  
KIS: [abt15.kis@ktn.gv.at](mailto:abt15.kis@ktn.gv.at) Tel: 050536 41524

**Für den Inhalt verantwortlich:** Dr. Wolfgang Honsig-Erlenburg  
Mag. Julia Lorber

**Koordination:** Dr. Wolfgang Honsig-Erlenburg  
Mag. Julia Lorber

**Initiatoren:** Dr. Robert Konecny  
Dr. Meta Povc

### **Bearbeitung:**

#### **Projektpartner Österreich** **Kärntner Institut für Seenforschung**

Mag. Julia Lorber  
Mag. Dr. Martin Konar  
Mag. Edgar Lorenz  
Mag. Ulrike Prochinig  
MMag. Andrea Rauter  
Gernot Winkler  
Sabine Bauer

#### **Bundesamt für Wasserwirtschaft (BAW Scharfling/Mondsee)** **Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde,** **Scharfling/Mondsee**

Mag. Nikolaus Schotzko  
Mag. Dr. Hubert Gassner  
Mag. Dr. Daniela Achleitner

#### **Umweltbundesamt Wien (UBA)** Dr Robert Konecny

#### **Projektpartner Slowenien:**

Fa. EBRA, Logatec  
Fischereiverein "Sveza Ribiskih Druzin Maribor"  
Dr. Suzana Sumer  
Dr. Meta Povz  
Dr. Gorazd Urbanič (Instut for water, Republic of Slovenia, Ljubljana)  
Sveza Ribiskih Druzin Maribor

**Fotos:** Thomas Friedl, Wolfgang Hauer, Julia Lorber, Erich Polzer, Georg Stabauer, Suzana Sumer

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>VORWORT</b> .....	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	<b>6</b>
<b>3</b>	<b>MATERIAL METHODE</b> .....	<b>10</b>
3.1	Allgemeines zur Drau.....	10
3.2	Beschreibung des Untersuchungsgebietes .....	11
3.3	Beschreibungen der fischereilichen Untersuchungsstellen (4 Strecken).....	13
3.4	Methoden der Fischbestandserhebung .....	25
3.4.1	Befischungsaufwand .....	28
3.4.2	Elektrobefischungen.....	29
3.4.3	Multimaschen Kiemennetz (1,5 m x 30 m; Mw 5 - 55 mm) (BAW) .....	32
3.4.4	Driftnetz (2,5 m x 40 m; Mw 30 mm / Mw 50 mm) (BAW, KIS).....	34
3.4.5	Grundschieppnetz (w = 2 m; h = 0,5 m; MW 20 mm) (BAW, KIS).....	35
3.4.6	„Russische Methode“ (KIS) .....	37
3.4.7	Elektrotaubel (KIS) .....	38
3.4.8	Bodenreusen (BAW) .....	39
3.4.9	Flügelreusenbefischung (KIS).....	40
3.4.10	Krebsreusen .....	42
3.4.11	Langleinen.....	42
3.4.12	„Driftleine“ (KIS).....	43
3.4.13	Betauchung KIS .....	44
3.4.14	Echographie (hydroakustische Methoden) (BAW).....	44
3.5	Berechnungen des Fischregionsindex .....	46
3.6	Fischökologische Bewertung laut EU- WRRL (FIA, EFI) .....	46
<b>4</b>	<b>ERGEBNISSE</b> .....	<b>52</b>
4.1	Erstellung des historischen Leitbildes .....	52
4.2	Aktuelle Artenzusammensetzung.....	57
4.3	Artenverteilung .....	61
4.4	Fischökologischer Zustand.....	65
4.5	Effizienz einzelner Methoden .....	66
4.6	Beschreibung der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Fischarten .....	87
<b>5</b>	<b>DISKUSSION UND ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	<b>118</b>
<b>6</b>	<b>LITERATUR</b> .....	<b>127</b>
<b>7</b>	<b>ABBILDUNGSVERZEICHNIS</b> .....	<b>130</b>
<b>8</b>	<b>TABELLENVERZEICHNIS</b> .....	<b>134</b>

<b>9</b>	<b>ANHANG.....</b>	<b>135</b>
<b>10</b>	<b>INTERNATIONALE BEITRÄGE.....</b>	<b>148</b>

## VORWORT

Im Zuge der Österreichisch-Slowenischen-Kommission für die Drau arbeiten Österreichische und Slowenische Experten im Bereich der Wasserwirtschaft und Gewässerökologie seit über 50 Jahren zusammen.

Für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern, insbesondere zur Beurteilung hydromorphologischer Einflüsse, eignen sich Fische sehr gut.

Daher sieht die EU-Wasserrahmenrichtlinie, bzw. das Österreichische Wasserrechtsgesetz auch die fischökologische Untersuchung und Bewertung von Grenzgewässern vor.

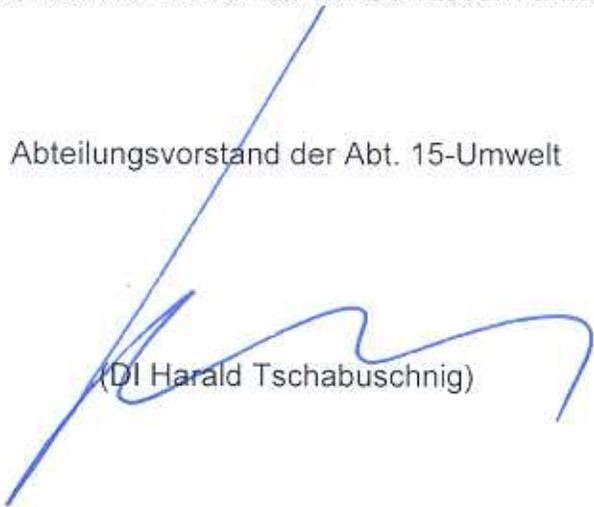
Im Rahmen des nun vorliegenden EU-Interreg IIIA (Österreich-Slowenien) Projektes „FIBEWAS“ wurden nicht nur verschiedene Methoden zur Erhebung des Fischbestandes erprobt, sondern auch eine fischökologische Bewertung durchgeführt.

Damit ist nunmehr die Möglichkeit gegeben, die Ergebnisse dieses Projektes für die ökologische Beurteilung des gemeinsamen Wasserkörpers der Drau im Grenzgebiet von Österreich und Slowenien heranzuziehen.

Das österreichische Bewertungssystem ist auch zur Beurteilung des fischökologischen Zustandes von slowenischen Gewässern anwendbar.

Abteilungsvorstand der Abt. 15-Umwelt

(DI Harald Tschabuschnig)



## 2 Zusammenfassung

### **Erarbeitung eines fischökologischen Bewertungsschemas für Österreich und Slowenien für die Umsetzung der WRRL (FIBEWAS)**

Im Zusammenhang mit der Österreichisch-Slowenischen Draukommission besteht bereits seit über 50 Jahre ein chemisch-physikalisches Monitoringprogramm an der Drau. Zudem wurde auch das Makrozoobenthos und das Phytoplankton im Stauraum Dravograd untersucht. Wissenschaftliche fischökologische Untersuchungen fehlten jedoch bisher im Grenzgebiet.

Im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie sind auch Grenzgewässer fischökologisch zu bewerten. Österreich und Slowenien haben sich darauf geeinigt, dass der Abschnitt an der Drau zwischen Lavamünd und Dravograd, der die gemeinsame Grenze bildet, einen eigenen Wasserkörper darstellt.

Zur Untersuchung dieses gemeinsamen Wasserkörpers, sowie zur Erarbeitung eines fischereilichen Bewertungsschemas für Österreich und Slowenien wurde das Interreg III A-Projekt „FIBEWAS“ (*Erarbeitung eines fischereilichen Bewertungsschemas für Österreich und Slowenien für die Umsetzung der WRRL*) ins Leben gerufen und Mittel von Seiten der Europäischen Union genehmigt. Die fischökologischen Felduntersuchungen begannen im Mai 2006 und wurden im Mai 2007 beendet, wobei der gesamte Stauraum der Drau zwischen Lavamünd und Dravograd auf einer Länge von ca. 10 km erfasst wurde. Die Untersuchungen wurden von Mitarbeitern des Kärntner Institutes für Seenforschung (KIS), des Amtes der Kärntner Landesregierung, des Bundesamtes für Wasserwirtschaft (BAW) in Scharfling am Mondsee, des Umweltbundesamtes (UBA) Wien (österreichische Partner bzw. Beteiligte), sowie von slowenischen Fischökologinnen (Fa. EBRA aus Logatec) und dem Fischereiverein „Sveza Ribiskih Druzin Maribor“ durchgeführt.

Ziel war die Erhebung des Fischbestandes und die ökologische Bewertung des gemeinsamen Wasserkörpers der Drau. Auf Basis historischer Recherchen wurde ein fischökologisches Leitbild erstellt. Im Rahmen des Interreg-Projektes wurde der Stauraum der Drau zwischen Lavamünd (A) und Dravograd (SLO) mit verschiedenen Methoden (Elektrofischerei, Multimaschen-Netze, Driftnetze, Grundsleppnetze, Reusen, Legleinen, Hydroakustik) untersucht und die Methoden wurden auf ihre Fangeffizienz geprüft. Weitere Ziele waren die Schaffung einer Datengrundlage für die Österreichisch-Slowenische Draukommission, sowie das Sammeln von Erfahrungen für die weitere Vorgangsweise bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in großen Stauräumen.

Darüber hinaus soll anhand von Daten unterschiedlicher Fließgewässer in Slowenien und Österreich ein einheitliches fischökologisches Bewertungsschema für Österreich und Slowenien im Zusammenhang mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie erarbeitet werden.

Für die fischökologische Beurteilung von Fließgewässern existieren in Österreich derzeit zwei Bewertungsmethoden, einerseits der Fish\_Index\_Austria (FIA; HAUNSCHMID et al. 2006), andererseits der im Zuge des europaweiten FAME-Projektes erarbeitete europäische Fischindex (EFI; FAME-KONSORTIUM 2005).

Im Zuge der fischökologischen Untersuchungen mittels verschiedenen Befischungsmethoden wurde der Stauraum Dravograd im Jahr 2006 und 2007 zu drei Terminen befischt (Frühj.06 / Herbst 07 / Frühj.07).

Insgesamt konnten 31 Fischarten nachgewiesen werden. Von 31 nachgewiesenen Arten gelten nur 21 als gewässertypspezifisch, die übrigen 10 Arten sind allochthon bzw. handelt es sich um Neozoen. Das für den Stauraum erstellte Leitbild beinhaltet 38 typspezifische Arten, von denen wie oben erwähnt nur 21 Arten bei diesem

Projekt nachgewiesen werden konnten, die restlichen 17 Arten konnten nicht nachgewiesen werden.

Eine Beurteilung des Gesamtstaudes mit dem Fisch Index Austria (FIA) zeigt, dass ein guter ökologischer Zustand nicht gegeben ist, insbesondere aufgrund der geringen Fischbiomassen. Der ökologische Zustand wurde mit unbefriedigend (Klasse 4 gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie) beurteilt. Die fischökologische Beurteilung mit dem europäischen Fischindex (EFI) ergab einen moderaten Zustand (Klasse 3 gem. EU-WRRL). Aufgrund der Vorausweisung ist die Drau im betroffenen Abschnitt als erheblich veränderter Wasserkörper (heavily modified) eingestuft. Eine Beurteilung des ökologischen Potentials ist derzeit aufgrund noch fehlender Bewertungsmethoden nicht möglich. Jedoch dürfte zumindest der oberste Abschnitt das gute ökologische Potential erreichen.

Ausgehend von einer Definition des guten ökologischen Potentials auf der Basis aller effizienten technischen Maßnahmen ohne signifikante Beeinträchtigung der Nutzung erscheint jedoch für den gesamten untersuchten Gewässerabschnitt jedenfalls Handlungsbedarf im Hinblick auf die Durchgängigkeit gegeben.

Darüber hinaus wurden der Österreichische (FIA) und der Europäische (EFI) Fisch Index auf ihre Eignung mit Fischdaten von 4 Slowenischen Flüssen in unterschiedlichen Ökoregionen überprüft. Dazu mussten die vorgegebenen Standard-Leitbilder angepasst werden (z.B.: das Vorkommen der Marmorierten Forelle [*Salmo marmoratus*]). Es zeigte sich, dass der Fisch Index Austria im Großen und Ganzen plausible Bewertungen auch für Slowenische Fließgewässer lieferte, speziell bei hydromorphologischen Belastungen, während der Europäische Fisch Index offenbar nur auf die Wasserqualität reagierte.

## Abstract

### **Fishecological evaluation scheme for Austria (A) and Slovenia (S): FIBEWAS**

The Austrian – Slovenian Commission for the Drava River has been operating a chemical-physical monitoring program of the Drava River for more than 50 years. However, scientific fish-ecological investigations have been missing in the border area.

For the investigation of the common water body, as well as for the development of a fish – based assessment method for the ecological status of rivers for Austria and Slovenia, the Interreg III A-Project „FIBEWAS“ was developed and approved by the European Union.

With application of different fishing methods the reservoir Dravograd was investigated in the year 2006 and 2007 three times (spring 2006/autumn 2006/spring 2007). The method selection took place according to the Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management: manual for field research of biological quality elements, part A1 – fish. In order to establish a reference fish assemblage for the Drava river, historical data about the fish population in the section were collected. These data refer to the time before the substantial anthropogenic interferences took place, i. e. before 1850.

Altogether 31 fish species could be proven. From the 31 proven species only 21 species are autochthon, the remaining 10 species are allochthonous. Dominant species in the water body are chub (*Squalius cephalus*), followed by spirlin (*Alburnoides bipunctatus*), bleak (*Alburnus alburnus*) and nase (*Chondrostoma nasus*), roach (*Rutilus rutilus*), barbel (*Barbus barbus*) and white finned gudgeon (*Romanogobio vladykovii*). Bitterling (*Rhodeus amarus*), danube roach (*Rutilus virgo*), pike (*Esox lucius*), rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) and perch (*Perca*

*fluviatilis*) are to be found regularly. Remaining fish species were found rarely and/or in isolated instances.

Under the threatened species the danube roach (*Rutilus virgo*) is still comparatively frequent in the lower Drava river.

Main tasks of the project were the fish-ecological evaluation of the common water body of the Drava, the collection of a fish data for the Austrian-Slovenian Drava Commission, and gain of experience regarding the implication of the Water framework directive on large rivers.

An evaluation of the Austrian fish-ecological evaluation method (FIA) showed that the good ecological status could not be achieved in this water body, in particular due to the relatively small fish biomasses. However, the common waterbody of the Drava river is classified as heavily modified in the sense of the EC-Waterframework Directive. For the moment there exists no assessment scheme to determine the ecological potential of this type of water bodies in both countries. As for a preliminary expert evaluation our results indicate a good ecological potential at least for the upstream water body, which represents the head of the impoundment. Defining the good ecological potential referring possible mitigation measures for the investigated reach of the river, there seem to be still urgent need for action, in particular concerning connectivity.

Furthermore, the Austrian (FIA) and European (EFI) fish indices were tested on fish data from 4 Slovenian rivers in different hydroeco-regions. The standard reference fish assemblages (Leitbild) for alpine rivers had to be adapted for each Slovenian river type (e.g. occurrence of marble trout [*Salmo marmoratus*]). The results proved FIA to deliver plausible status classifications in Slovenian rivers too, particularly in connection with hydromorphological impairment, whereas EFI turned out to react on water quality only.

## Povzetek

### **Ocena ekološkega stanja na osnovi ribjih populacij za Avstrijo in Slovenijo (FIBEWAS) na primeru skupnega vodnega telesa Drave pri Dravogradu**

Slovensko – avstrijska dravska komisija na Dravi že več kot 50 let izvaja monitoring fizikalno-kemijskih parametrov, za oceno ekološkega stanja reke pa manjkajo še ihtiološke raziskave, ki niso bile na tem delu nikdar narejene. V okviru projekta Interreg IIIA »FIBEWAS«, ki ga je finančno podprla tudi Evropska skupnost, smo raziskali skupni del Drave pri Dravogradu in na osnovi stanja ribjih populacij ocenili ekološko stanje vodnega telesa.

Z uporabo različnih metod odlova rib smo v zajezitvi Dravograd v letih 2006 in 2007 opravili odlove rib v treh obdobjih (spomladi 2006 / jeseni 2006 / spomladi 2007)

Metode smo izbrali glede na priporočilo avstrijskega Ministrstva za kmetijstvo, gozdarstvo, okolje in vodno gospodarstvo »Metodologija za oceno ribjih populacij tekočih voda«.

Za oceno stanja ribjih populacij v preteklosti smo zbrali historične podatke o vrstah rib in njihovi pogostnosti v reki Dravi pred izgradnjo HE.

V raziskavi smo popisali 31 vrst rib, 21 vrst je specifičnih za vodotok, 10 vrst pa tujerodnih.

Prevladujoča vrsta je klen (*Squalius cephalus*), sledijo pisanka (*Alburnoides bipunctatus*), zelenika (*Alburnus alburnus*) in podust (*Chondrostoma nasus*), nato rdečeočka (*Rutilus rutilus*), mrena (*Barbus barbus*) in beloplavuti globoček

(*Romanogobio vladykovi*). V Dravi se redno pojavljajo pezdirk (*Rhodeus amarus*), platnica (*Rutilus virgo*), ščuka (*Esox lucius*), rdečeperka (*Scardinius erythrophthalmus*) in navadni ostriž (*Perca fluviatilis*), ostale vrste rib pa se pojavljajo le redko ali posamič.

Od ogroženih vrst je platnica v spodnji Dravi še sorazmerno pogosta

Cilji projekta so bili ocena ekološkega stanja na osnovi ribjih združb na območju skupnega vodnega telesa na Dravi, vzpostavitev podatkovne baze za slovensko – avstrijsko dravsko komisijo, kot tudi zbiranje izkušenj za nadaljnje delo pri izvajanju smernic Vodne direktive .

Ovrednotenje obstoječih podatkov na podlagi avstrijske metode vrednotenja ekološkega stanja (FIA) je pokazalo, da današnja Drava ni več v dobrem ekološkem stanju predvsem zaradi nizke biomase rib. Glede ekološkega potenciala tega močno spremenjenega vodnega telesa pa lahko stanje ocenimo kot dobro, predvsem na osnovi vrstne sestave rib in njihove pogostosti, brez KO kriterija biomase.

Poleg tega smo na primeru štirih vodotokov v različnih hidroekoregijah Slovenije testirali avstrijsko (FIA) in evropsko (EFI) metodo vrednotenja, pri čemer smo podatke ustrezno prilagodili vrstni sestavi ribjih združb združbe v izbranih vodotokih (npr.: pojavljanje soške postrvi (*Salmo marmoratus*)). Glede na rezultate testiranih slovenskih vodotokov se je metoda FIA izkazala kot primerna za oceno ekološkega stanja, zlasti v zvezi z morfološki posegi v vodni prostor.

### 3 Material Methode

#### 3.1 Allgemeines zur Drau

Die Drau (italienisch, slowenisch und kroatisch: Drava, ungarisch: Dráva) ist ein Nebenfluss der Donau (Zubringer 1. Ordnung), der durch Südtirol (Italien), Osttirol und Kärnten (Österreich) sowie durch Slowenien, Kroatien und Ungarn fließt (Abb. 1).

Die Drau entspringt oberhalb des Toblacher Feldes im Pustertal in Südtirol (Italien) in einer Seehöhe von 1450m und ist mit einer Länge von 749 km und einem mittleren Abfluss von 670 m<sup>3</sup>/s nach der Save, Theiß und dem Inn der viertgrößte Nebenfluss der Donau. Bei Dravski Kut (Draueck bei Osijek) in Kroatien mündet die Drau in einer Seehöhe von 90 m in die Donau. Der Höhenunterschied zwischen Quelle und Mündungsgebiet beträgt 1360 m. Größere Nebenflüsse von orographisch rechts sind Gail, Vellach, Mieß und Dravinja und von links die Isel, Möll, Lieser, Gurk, Lavant und Mur. Mit einem Einzugsgebiet innerhalb von Österreich von 11997 km<sup>2</sup> hat die Drau das drittgrößte Einzugsgebiet in Österreich nach der Donau und dem Inn.

In Österreich wird die Drau durch zehn Laufkraftwerke der Austrian Hydro Power AG zur Stromversorgung aufgestaut, dies verwandelt das Erscheinungsbild der Drau in eine Reihe von Laufstauen. Von Paterion flussabwärts bis zur slowenischen Grenze wird die Drau auf 150 km fast durchgehend energetisch genutzt. Das erste Draukraftwerk entstand bereits in den Jahren 1913 - 1918 in Faal, im heutigen Slowenien. In den Jahren 1939 bis 1943 wurde in Schwabeck das erste Kraftwerk an der Drau in Kärnten erbaut, es folgten die Kraftwerke Lavamünd (1942-1949), Edling (1959-1962), Feistritz-Ludmannsdorf (1965-1968), Rosegg-St.Jakob (1970-1974), Ferlach-Maria Rain, Annabrücke (1976-1981), Villach (1981-1984), Kellerberg (1982-1985) und Paternion (1985-1988). Diese Kraftwerke mit einer jährlichen Energiegewinnung von ca. 2600 Gigawattstunden tragen erheblich zur Deckung des Strombedarfs in Österreich bei.

In Slowenien folgen acht weitere Kraftwerke: Dravograd (Unterdrauburg), Vucenica (Saldendorf), Vuhred (Wuchern), Ožbalt (St. Oswald an der Drau), Fala (Faal), Mariborski otok (Marburger Drauinsel), Zlatoličje (Golldorf) und Formin (Formin).

In Kroatien gibt es noch zwei weitere Draukraftwerke, bevor die Drau in die Donau mündet. (Abb. 1)

Durch die Kraftwerkserrichtungen und die Regulierungen kam es zu massiven hydromorphologischen und ökologischen Veränderungen.

In den letzten Jahren gab es verschiedenste Projekte zur Renaturierung dieser Flusslandschaft. Aufweitungsprojekte fanden im Rahmen des Life Projektes Obere Drau statt (PETUTSCHNIG, 2000), weitere Beispiele für Restrukturierungsmaßnahmen sind Projekte in Rosegg (KERSCHBAUMER et al., 2002) und Völkermarkt (PROCHINIG et al., 2001)



Abb. 1: Karte der Drau mit Staatsgrenzen

### 3.2 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet liegt zwischen dem Draukraftwerk Lavamünd (Kärnten) und dem Draukraftwerk Dravograd (Unterdrauburg) (Slowenien). Der Stauraum Dravograd umfasst eine Länge 10,1 km (von Flusskilometer 413,2 - 403,1) und eine Fläche von rund 123 ha. Die Breite variiert zwischen 100 und 130 m und die mittlere Tiefe beträgt 3,8 m. Im Bereich der Aufweitung bei Dravograd erreicht die Drau eine Breite von rund 320 m.

Bis zum KW Koralpe (Umspannwerk) befindet sich die Drau auf österreichischem Staatsgebiet, flussab des KW Koralpe ( $14^{\circ}57'20,46''$  /  $46^{\circ}37'57,81''$ ) bildet die Drau für 4 km die gemeinsame Grenze zwischen Slowenien (rechtes Flussufer) und Österreich (linkes Flussufer). Die Mündung des Wölblbaches ( $14^{\circ}58'45,68''$  /  $46^{\circ}36'05,07''$ ) bildet die Staatsgrenze zu Slowenien. Zubringer auf der rechten Seite sind die Lavant, Magdalensbergerbach, Multererbach und der Wölblbach. Wobei die Lavant den größten Zubringer auf österreichischer Seite darstellt.

Die Drau im Grenzgebiet weist entsprechend dem Beschluss der Österreichischen-Slowenischen Draukommission von Mai 2005 einen gemeinsamen Wasserkörper entlang der gemeinsamen Grenze Österreich – Slowenien im Stauraum Dravograd mit einer Länge von 4,4 km (zwischen KW Koralpe bei Pfarrdorf und der Mündung des Wölblbaches (entspricht Abschnitt 2)) auf. Zwischen der Staumauer des KW

## Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

Lavamünd und dem KW Koralpe bei Pfarrdorf befindet sich noch ein weiterer eigener Wasserkörper (dieser Wasserkörper entspricht den Untersuchungsabschnitt 1). Die Drau gehört im betroffenen Abschnitt zu der Fischregion, Epipotamal groß. Der Stauraum wurde für die Befischung in vier Abschnitte unterteilt.

Tab. 1: Laufkraftwerk Dravograd, technische Daten

Länge	10,1 km
Jahreserzeugung	142 Millionen Kilowattstunden
Turbinenleistung	26 MW
Genutzte Fallhöhe	9 m
Stauvolumen	5,400 Millionen m <sup>3</sup>
Ausbaudurchfluss	420 (m <sup>3</sup> /s)
Inbetriebnahme	1944

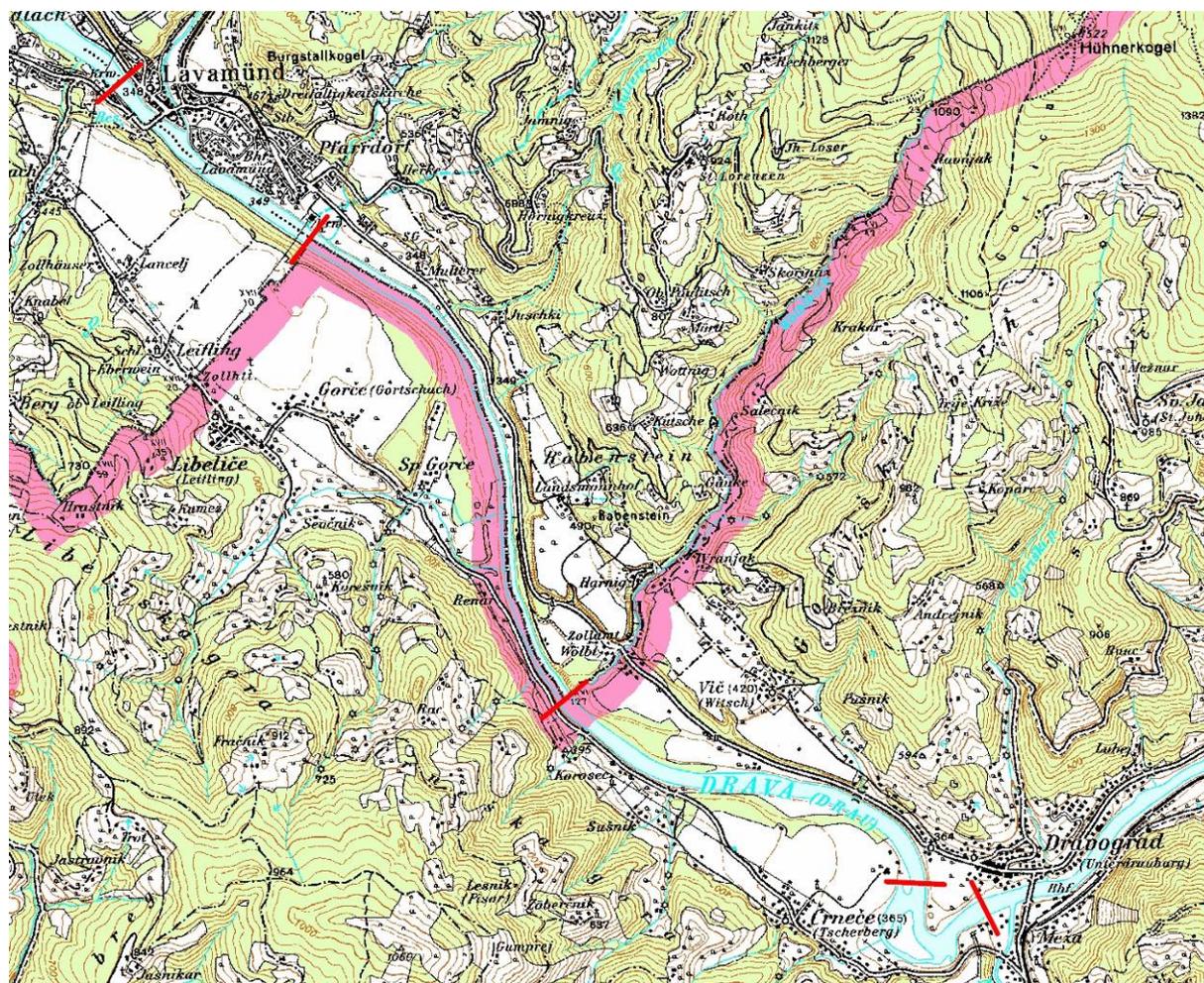


Abb. 2: Stauraum Dravograd-Übersicht über das Projektgebiet mit eingezeichnetem Grenzverlauf und Befischungsabschnitten



Abb. 3: Josefinische Karte-Übersicht über das Projektgebiet vor Errichtung des Stauraumes (Leitbild um 1790)

### 3.3 Beschreibungen der fischereilichen Untersuchungsstellen (4 Strecken)

Tab. 2: Auflistung der Länge, Breite und der Fläche der einzelnen Abschnitte und des gesamten Stauraumes.

	Länge	Breite	Fläche (ha)
Abschnitt 1	1.900	110	20,9
Abschnitt 2	4.400	120	52,8
Abschnitt 3	3.000	130	39
Abschnitt 4	800	130	10,4
Gesamter Stauraum	10100		123,1

#### Abschnitt 1:

Der 1. Abschnitt befindet sich in Österreich, hat eine Länge von 1,9 km, beginnt bei der Staumauer Lavamünd ( $14^{\circ}56'15,38''$  /  $46^{\circ}38'35,93''$ ; Flusskilometer 413,2) und endet unterhalb des KW Koralpe, in Höhe der Ortschaft Leifling, wo der gemeinsame Wasserkörper zwischen Slowenien und Österreich beginnt ( $14^{\circ}57'20,46''$  /  $46^{\circ}37'57,81''$ ; Flusskilometer 411,3). Der Flussverlauf ist gestreckt (Abb. 4 / Abb. 5). Nach dem KW Lavamünd ist die Strömungsgeschwindigkeit turbulent. Oberhalb der Brücke Lavamünd ist die Strömungsgeschwindigkeit mit 1 m/s relativ hoch, bei der Mündung der Lavant beträgt die Strömungsgeschwindigkeit noch 0,8 m/s. Die

## Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

---

Stausohle ist unverbaut. Das Substrat der Sohle besteht aus Makro- und Mesolithal mit dazwischen liegendem Feinsediment und anstehendem Fels.

Das rechte Ufer ist großteils unverbaut und stellt ein Naturufer dar mit dahinter liegendem Wald. Das Ufer hat überhängende Vegetation und teilweise anstehenden Fels (Abb. 16). Es gibt Strukturen und Fischunterstände durch Wurzelstöcke, Totholz und überhängende Vegetation. Das linke Ufer ist von der Staumauer bis zur Lavanteinmündung hart reguliert (Steinschichtung und Blockwurf) mit punktueller höherer Vegetation und ohne Beschattung (Abb. 12). Bei Lavamünd mündet die Lavant ( $14^{\circ}56'38,45''$  /  $46^{\circ}38'22,07''$ ) als letzter großer Zubringer in die Drau (Abb. 15)

Am linken Flussufer unterhalb der Lavantmündung bis zum Ende des ersten Abschnittes finden wir einen alten, gelockerten, verschlammten und dadurch nicht leicht erkenntlichen Blockwurf (Abb. 13). Das restliche linke Ufer wird durch eine einreihige Baum- und Buschvegetation vom Hinterland (Wiesen, Siedlungsgebiet) getrennt. Die Ufervegetation in diesem Bereich ist überhängend und bietet mäßige Beschattung und Versteckmöglichkeiten für Fische.

Zusammenfassend ist die Uferstruktur des ersten Abschnittes folgendermaßen aufgebaut: 50 % Naturufer – Wald (bewaldet mit anstehendem Fels), 18% harter Blockwurf, 31 % gelockerter Blockwurf mit überhängender Baum- und Buschvegetation, 1 % Mündungsbereich der Lavant.



Foto: Erich Polzer /Thomas Friedl

Abb. 4: Luftaufnahme -KW Lavamünd, Abschnitt 1 und 2

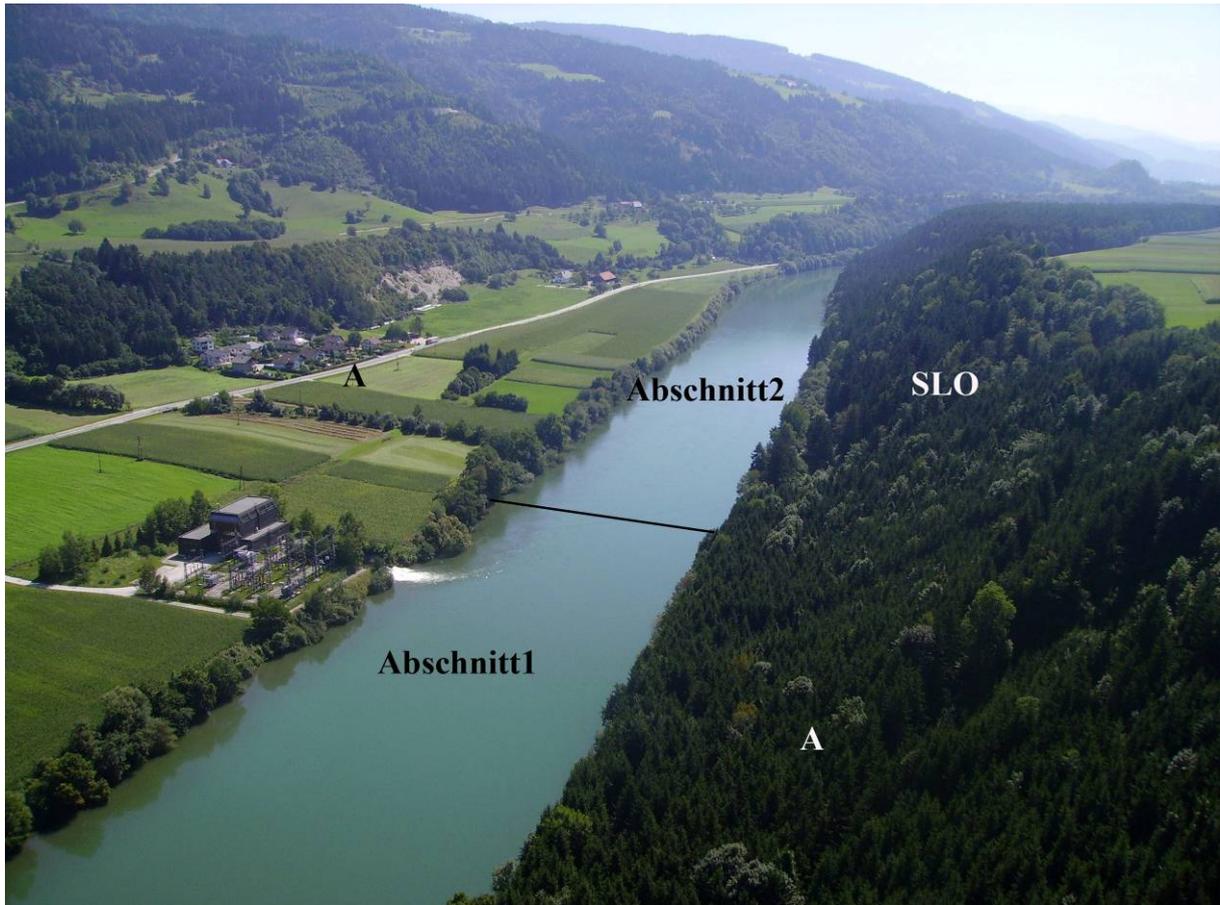


Foto: Erich Polzer /Thomas Friedl

Abb. 5: Luftaufnahme – Grenze zwischen Abschnitt 1 und 2

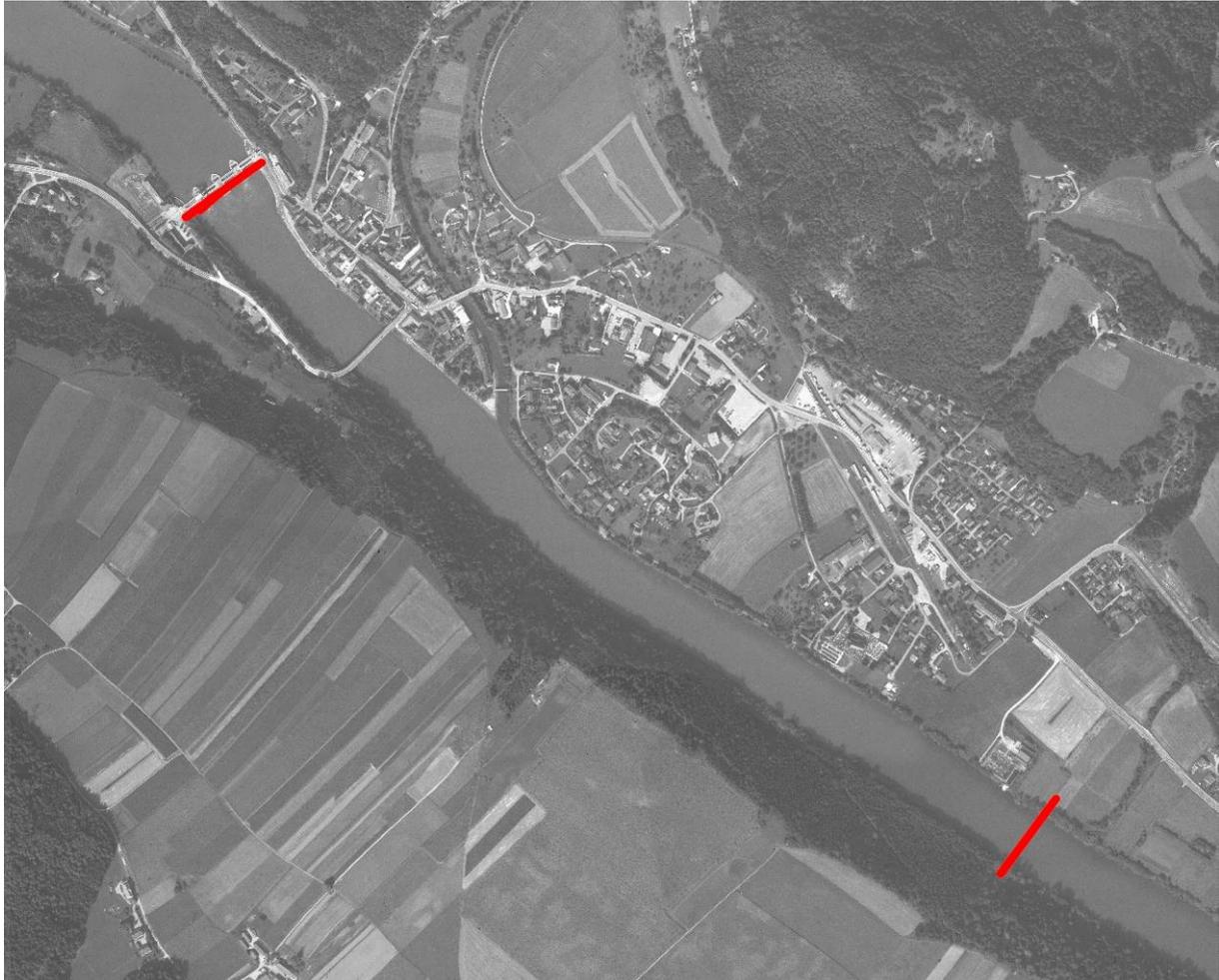


Abb. 6: Karte Abschnitt 1

### Abschnitt 2:

Der 2. Abschnitt hat eine Länge von 4,4 km und stellt den gemeinsamen Wasserkörper zwischen Slowenien (rechtes Ufer) und Österreich (linkes Ufer) dar. Er beginnt unterhalb des KW Koralpe ( $14^{\circ}57'20,46''$  /  $46^{\circ}37'57,81''$ ; Flusskilometer 411,3), dort wo der erste Abschnitt endet und endet bei der Einmündung des Wölblbaches ( $14^{\circ}58'46,20''$  /  $46^{\circ}36'04,85''$ ; Flusskilometer 406,9) (Abb. 7).

Die Fließgeschwindigkeit ist nach wie vor relativ hoch mit rund 0,9 m/s. Die Stausohle ist unverbaut. Das Substrat der Sohle besteht, wie im ersten Abschnitt aus Makro- und Mesolithal mit dazwischen liegendem Feinsediment und anstehenden Fels.

Das linke Ufer besteht aus einem gelockerten, verschlammten und dadurch nicht leicht erkennbaren Blockwurf (grobe Steine und Blöcke). Die Blockwurf-Strukturen waren im Winter bei Niederwasser gut sichtbar (Abb. 13). Je weiter man sich dem 3. Abschnitt nähert, umso mehr verschwinden die Blockwurfstrukturen und das Ufer gleicht immer mehr einem Naturufer. Die Vegetation besteht aus einer einreihigen, dichten Busch- und Baumvegetation mit Überhängen und Verstecksmöglichkeiten (Abb. 17). Unterhalb der ARA (Abwasserreinigungsanlage) Lavamünd wurde im Juni - Juli 2005 linksufrig das „Ersatzbiotop Kläranlage Lavamünd“ errichtet. Geplant wurde das Ersatzbiotop vom Umweltbüro Klagenfurt, die Umsetzung erfolgte durch die AKL Abt.18 – Wasserwirtschaft, Außenstelle St. Andrä. Das Gelände unmittelbar unterhalb der Kläranlage wurde abgesenkt und eine Flachwasserzone in Form eines

kleinen Seitenarms, der an die Drau angebunden ist, errichtet (Tiefe zwischen 1, 5 – 2 m). Zusätzlich wurden zwei kleine Amphibientümpel ausgehoben. Die Aufweitung erstreckt sich über eine Fläche von ca. 250 x 50 m (Abb. 19).

Das rechte Ufer ist ein Naturufer, mit anstehendem Wald oder mit anstehender Wiese bis zum Gewässerrand (Abb. 18). Zusammenfassend ist die Uferstruktur des zweiten Abschnitts folgendermaßen aufgebaut: 29% Naturufer – Wald (Abb. 16), 13% Naturufer – Wald aufgelockert (teilweise einreihig), 9% Naturufer – Wiese, 49 % gelockerter Blockwurf mit überhängender Baum- und Buschvegetation.



Foto: Erich Polzer /Thomas Friedl

Abb. 7: Luftaufnahme – Abschnitt 2

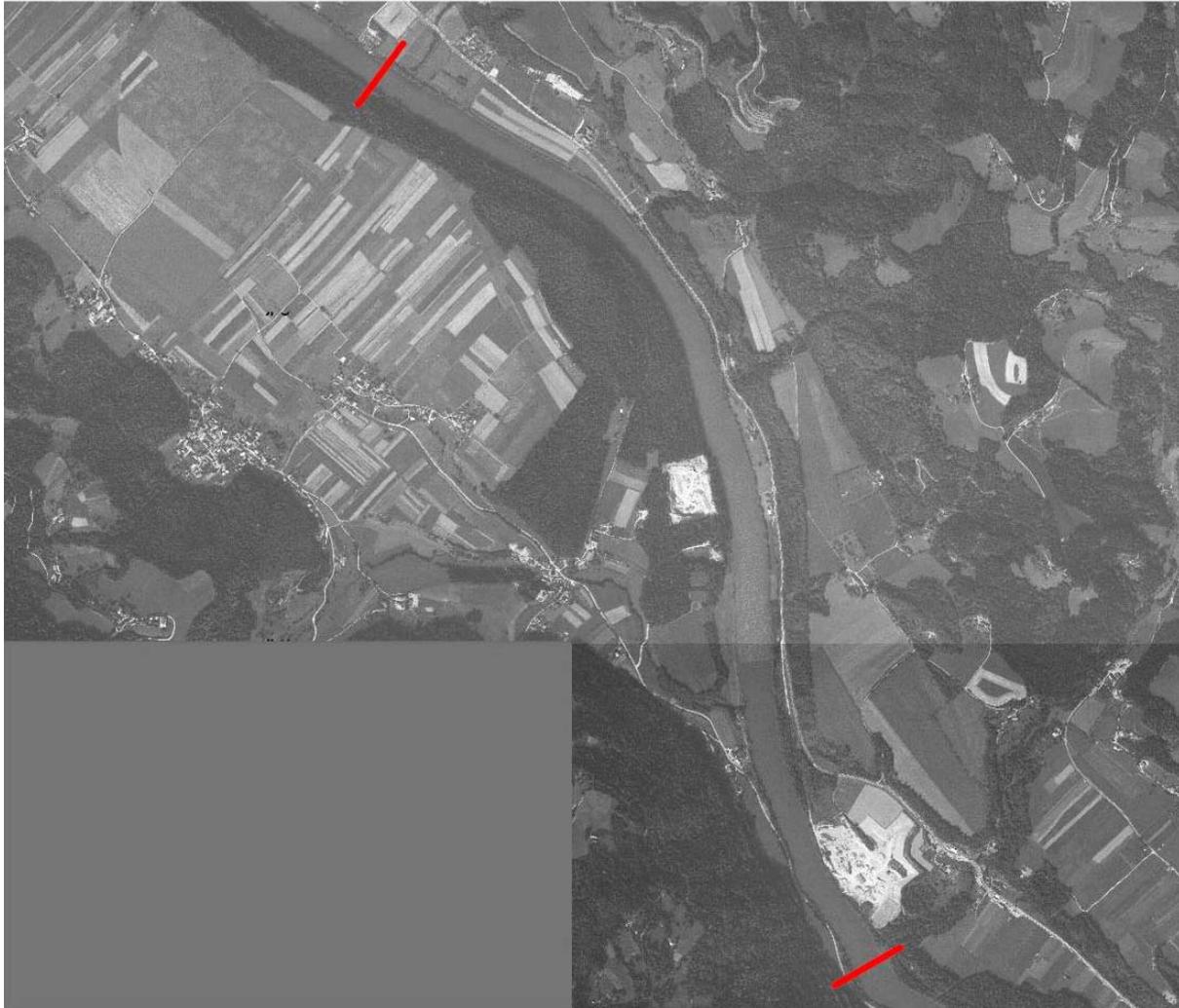


Abb. 8: Karte Abschnitt 2

### Abschnitt 3:

Der 3. Abschnitt liegt bereits in Slowenien und hat eine Länge von 3 km. Er beginnt mit der Einmündung des Wölblbach ( $14^{\circ}58'46,20''$  /  $46^{\circ}36'04,85''$ ; Flusskilometer 406,9), dort wo der gemeinsame Wasserkörper endet und endet vor der Aufweitung auf der Höhe von Dravograd ( $15^{\circ}00'50,80''$  /  $46^{\circ}35'18,64''$ ; Flusskilometer 403,9) (Abb. 9).

Das rechte Ufer ist ein Naturufer mit dichter, aber teils einreihiger, überhängender Busch und Baumvegetation (Abb. 17). Das linke Ufer ist auch ein Naturufer mit angrenzendem Wald oder Wiese.

Zusammenfassend ist die Uferstruktur des dritten Abschnitts folgendermaßen aufgebaut: 14 % Naturufer - Wald, 75% Naturufer – Wald aufgelockert (aufgelockert, teilweise einreihig) 11% Naturufer – Wiese / Schilf.

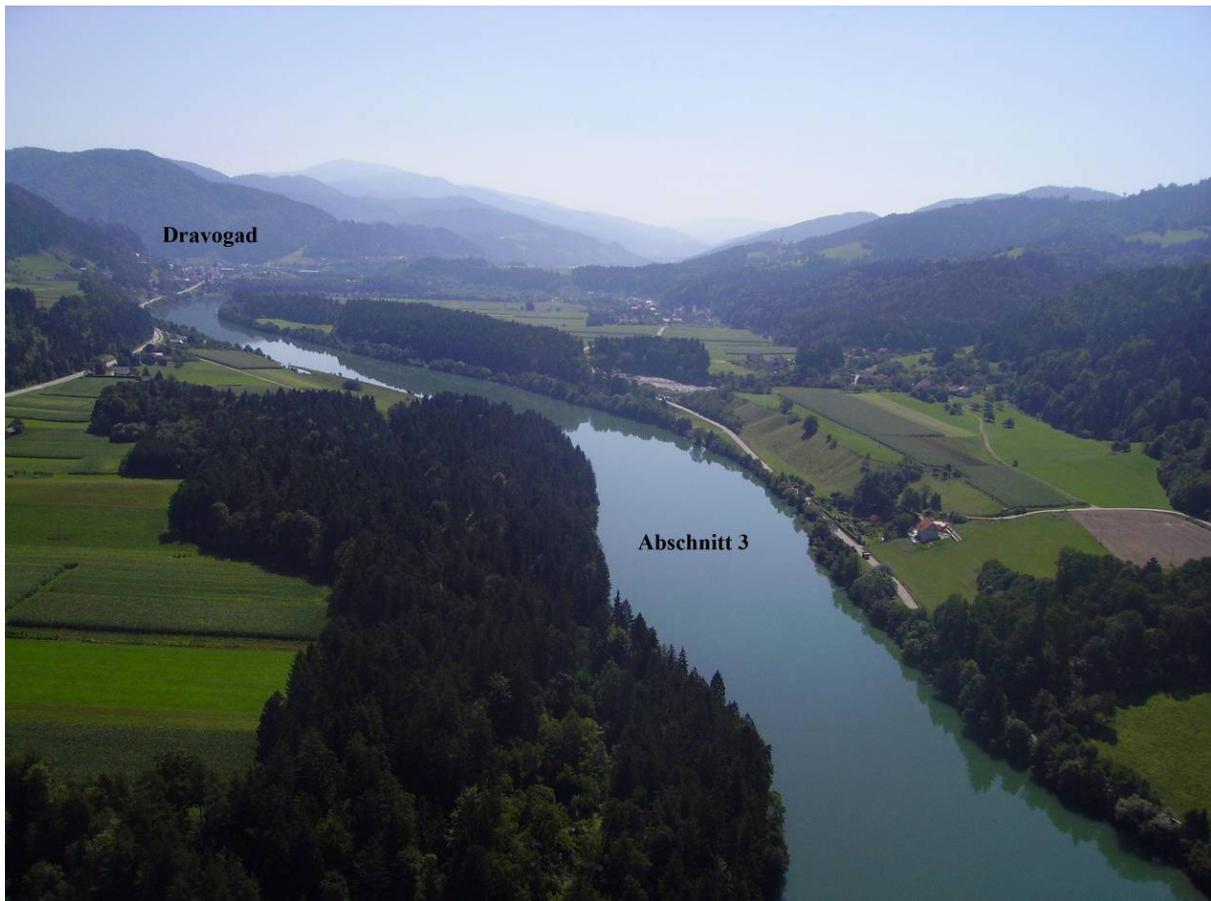


Foto: Erich Polzer /Thomas Friedl

Abb. 9: Luftaufnahme – Abschnitt 3



Abb. 10: Karte Abschnitt 3

#### Abschnitt 4:

Der 4. Abschnitt hat eine Länge von 0,8 km. Der Abschnitt beginnt im Bereich der Aufweitung in Slowenien auf der Höhe von Dravograd (15°00'50,80"/46°35'18,64"; Flusskilometer 403,9), dort wo der dritte Abschnitt endet und endet beim KW Dravograd (15°01'10,81"/46°35'12,52"; Flusskilometer 403,1). Mit Annäherung an den Rückstaubereich des KW Dravograd nimmt die Fließgeschwindigkeit stetig ab. Das Substrat der Sohle besteht Meso - und Mikrolithal mit zunehmendem Feinsedimentanteil.

Das Bild des 4. Abschnittes wird durch die Aufweitung am rechten Ufer geprägt, welches ein Rückzugshabitat, Laichhabitat und Kinderstube für viele im Stauraum vorkommende Fischarten darstellt (Abb. 20). Der Untergrund des Biotops war schlammig mit einem starken submersen Makrophytenbewuchs. Das Biotop war nur vom Boot aus zugänglich, da die Tiefe zwischen 0,3 m und 2 m schwankte. Die Ufervegetation setzte sich aus Schilf und Röhricht zusammen.

Der restliche linke und rechte Uferstreifen ist ein Naturufer, welches teils aus einer aufgelockerten, teils aus einer dichten, überhängenden Baum- und Buschvegetation besteht und einen dünnen Schilfgürtel aufweist. Das Substrat des Ufers ist erdig und schlammig.

Das rechte Ufer ist zwischen alter Eisenbahnbrücke und KW Dravograd durch einen harten Blockwurf gesichert.

Zusammenfassend ist die Uferstruktur des vierten Abschnitts folgendermaßen aufgebaut: 85 % Naturufer – Baum / Busch / Schilf-Vegetation aufgelockert, 15 % harter Blockwurf.

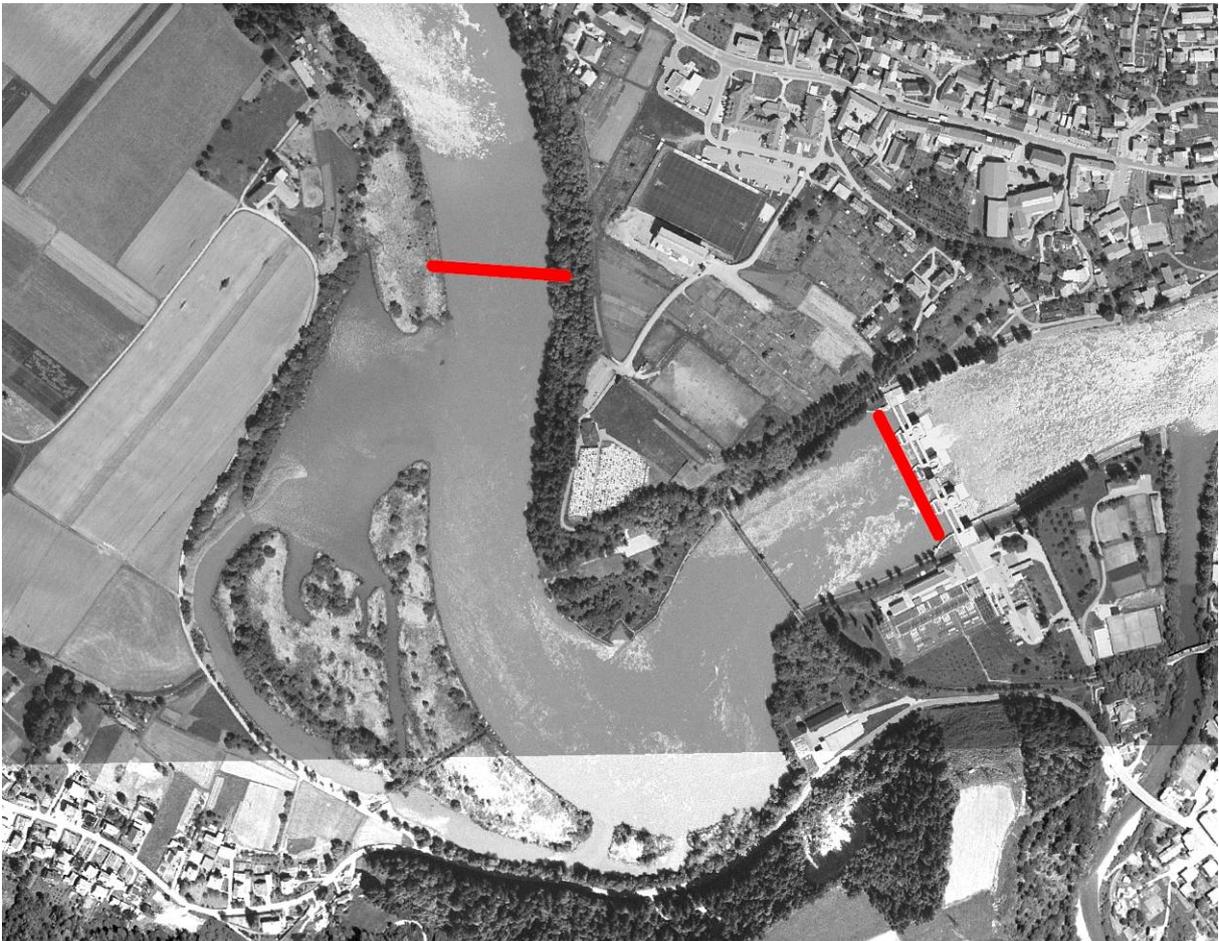


Abb. 11.: Karte Abschnitt 4

**Strukturfotos:**



Foto: Julia Lorber

Abb. 12: Harter Blockwurf - unterhalb KW Lavamünd



Foto: Julia Lorber

Abb. 13: Gelockerter Blockwurf – oberhalb der ARA (Abwasserreinigungsanlage) Lavamünd (Winteraufnahme)

## Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

---



Foto: Julia Lorber

Abb. 14: Gelockerter Blockwurf mit überhängender Baum-Buschvegetation – Mündung Wölblbach (Sommeraufnahme)



Foto: Julia Lorber

Abb. 15: Einmündung Lavant



Foto: Julia Lorber

Abb. 16: Naturufer Wald (bewaldet mit überhängender Vegetation und anstehendem Fels) - gegenüber von Lavamünd



Foto: Julia Lorber

Abb. 17: Naturufer Baum-Buschvegetation (überhängend) – unterhalb der Fischerhütte im 3. Abschnitt

## Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

---



Foto: Julia Lorber

Abb. 18: Naturufer Wiese - gegenüber der Abwasserreinigungsanlage (ARA) Lavamünd



Foto: Julia Lorber

Abb. 19: Nebengewässer im Bereich der ARA Lavamünd



Foto: Julia Lorber

Abb. 20: Aufweitungsbereich vor der Staumauer bei Dravograd (ca. 300m)

### 3.4 Methoden der Fischbestandserhebung

Die Fischbestandserhebungen im Stauraum Dravograd erfolgten im Zeitraum von Mai 2006 bis Mai 2007 an insgesamt 14 Terminen. Anfang Mai 2006 erfolgte eine erste grenzüberschreitende Bootsbesichtigung des gesamten Stauraumes Dravograd von einem österreichischen - slowenischen Expertenteam, wobei zunächst die Strukturgüte der Ufer und der Zustand des Gewässerbodens sowie Tiefenprofile aufgenommen wurden. Anhand der Strömungs- und Tiefenverhältnisse und der naturräumlichen Ausstattung wurde der Stauraum in vier Untersuchungsabschnitte eingeteilt.

Das Expertenteam setzte sich aus Mitarbeitern des Bundesamtes für Wasserwirtschaft Scharfling (BAW), des Kärntner Institutes für Seenforschung (KIS), des Amtes der Kärntner Landesregierung (AKL), des Umwelt Bundes Amtes – Wien (UBA) sowie den slowenischen Fischökologinnen der Fa. EBRA aus Logatec und Mitgliedern des Fischereivereines „Sveza Ribiskih Druzin Maribor“ zusammen.

In großen Flüssen, wie der Drau und deren Stauräumen, müssen gemäß EN 14692 (CEN 2004) ergänzend zur streifenweisen Elektrofischung der Ufer und Seichtbereiche weitere Methoden zur Erfassung des Fischbestandes eingesetzt werden, da Elektrofischfanggeräte eine eingeschränkte Tiefenwirkung haben. Für Gewässerabschnitte mit durchschnittlichen Tiefen über 2 m sollten mehrere Methoden am selben Beprobungsabschnitt zur Anwendung kommen (kombinierte Methodik). Gemäß EN14757 (CEN 2005) und dem Methodik-Handbuch werden für große Stauräume folgende ergänzende Methoden empfohlen: Fang - Widerfang Methode, Driftnetze, Uferzugnetze, Legleinen, Reusenfänge in Fischaufstiegshilfen (wenn vorhanden), Multimaschen-Kiemennetze und hydroakustische Methoden (Vertikal- und Horizontalechographie) (SCHOTZKO et al., 2006).

Im Rahmen des Projektes FIBEWAS wurden die oben empfohlenen Methoden entsprechend dem Methodik-Handbuch „Fischbestandsaufnahmen in Fließgewässern“ des Bundesamtes für Wasserwirtschaft ausgewählt und zusätzliche Methoden getestet (SCHOTZKO et al. 2006).

Die Elektrobefischungen wurden mittels zweier Fangboote (BAW, KIS) (Abb. 21) entlang der Ufer und in den Seichtbereichen gemäß der Streifenbefischungsmethode (SCHMUTZ et al. 2001) bei Tag und zum Teil auch in der Nacht mit Licht durchgeführt. Je nach Beschaffenheit des Ufers wurde mit Anodenrechen oder mit Anodenring (Handanode) gefischt. Die Nachtbefischungen wurden durchgeführt, um festzustellen, ob es einen Unterschied in Fischartenzusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur zwischen Tag und Nacht gibt.

Zur Erfassung der Fische in der Wassersäule und auf der Sohle in der Flussmitte wurden unterschiedliche Netze (Stellnetze, Driftnetze, Grundsleppnetze, „Russische Methode“, Taubel), Reusen (Bodenreusen, Netzreusen, Krebsreusen) und Legleinen eingesetzt. Vor dem Einsatz diverser Netze wurde der Stau mit dem Echolot (987cx SI) auf Hindernisse bzw. Strukturen am Boden untersucht (Abb. 22).

Im Oktober 2006 wurden außerdem wissenschaftliche Echolotungen (Hydroakustik) von Seiten des Bundesamtes für Wasserwirtschaft in Scharfling in den tiefen Bereichen der unteren Hälfte des Stauraumes gemäß der standardisierten Methodik für Seen durchgeführt (GASSNER et al., 1999).

Alle gefangenen Fische wurden vor Ort bestimmt, vermessen und gewogen (Abb. 23).

Zur quantitativen Erfassung von bodenorientierter Fischarten wurde der Stau zusätzlich von Seiten des KIS betaucht.

Zum Zwecke der Leitbilderstellung erfolgten Recherchen in verschiedenen Archiven (Ljubljana, Graz und Benediktinerstift St. Paul / Lavanttal), wobei historische Daten über den Fischbestand der Drau im betroffenen Abschnitt aus der Zeit vor den massiven anthropogenen Eingriffen ermittelt wurden. Anhand der historischen und aktuellen Daten wurde ein Leitbild für den Dravograd Stauraum zusammengestellt.

Im folgenden Methodikteil werden die einzelnen Methoden genau beschrieben.

Die Beschreibung der einzelnen Methoden wurde aus dem vom Bundesamt für Wasserwirtschaft entwickelten Methodik Handbuch (SCHOTZKO et al., 2006) teilweise übernommen und mit zusätzlicher Literatur ergänzt.



Foto: Julia Lorber

Abb. 21: Fangboote (KIS,BAW)



Foto: Julia Lorber

Abb. 22: Echolotung

## Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS



Foto: Julia Lorber

Abb. 23: Fische wurden vor Ort bestimmt, vermessen, gewogen und protokolliert.

### 3.4.1 Befischungsaufwand

Beim ersten Befischungstermin im Frühjahr 2006 (9.05/10.5/12.5) wurden 21 Streifen elektrisch befischt und 2 Driftnetzbefischungen durchgeführt (Tab. 3). An drei Tagen wurden 21 Arten (siehe Tab. 10) gefangen. Davon waren nur 17 Arten gewässerspezifisch, vier Arten waren allochthone Arten (Karpfen, Moderlieschen, Zander) bzw. Neozoa (Aal).

An den sieben Tagen im Herbst 2006 (28. / 29.09.2006 , 02. - 05.10.2006, 29. / 30.10.2006) wurden insgesamt 44 Streifen unter tags und 7 Streifen bei Nacht elektisch vom Boot aus befischt, weiters wurden Netze, Reusen und Langleinen eingesetzt (siehe Tab. 3). Bei der Herbstbefischung 2006 konnten 10 zusätzliche

Arten nachgewiesen werden, wovon 4 Arten (Aalrutte, Brachse, Weißflossengründling, Zingel) gewässertypspezifisch sind, drei Arten waren allochthone Arten (Reinanke, Kaulbarsch, Schied) und drei Neozoen (Blaubandbärbling, Sonnenbarsch, Regenbogenforelle) (Tab. 10). Weiters wurde im Herbst der Stauraum hydroakustisch untersucht.

An zwei Tagen im Frühjahr 2007 (23.05 / 04.06.2007) wurden 7 Streifen in der Nacht elektrisch befischt, weiters erfolgten Versuche mit der Elektrotabel, der „Russischen Methode“, dem Grundsleppnetz und der Driftleine (Tab. 3). Es kamen keine neuen Fischarten dazu (Tab. 10).

Tab. 3: Betriebener Aufwand für alle drei Befischungstermine

Methode	Frühj. 2006: 3 Tage	Herbst 2006: 7 Tage	Frühj. 2007: 2Tage
E-Befischung	21 Streifen	44 Streifen	
E Befischung bei Nacht Elektrotabel		7 Streifen	7 Streifen 10 Versuche
Multimaschennetze		23 Nächte	
Driftnetze Russische Methode	2	5	2 Versuche
Strömungsoptimierte- Bodenreusen Flügelreusen Krebsreusen		21 Nächte 5 Nächte 9 Nächte	
Grundsleppnetz		1 (mehrere Versuche)	3 Versuche
Langleinen Driftleine		5 Nächte	5 Versuche
Hydroakustik		1	

### 3.4.2 Elektrobefischungen

Elektrobefischungen eignen sich für qualitative und quantitative Aussagen über den Fischbestand von kleineren bis mittelgroßen Gewässern und sind in vielen Gewässern die beste Methodik. Kleine Flüsse (Flussordnungszahl 1 - 5) lassen sich über die gesamte Breite befischen, bei größeren Flüssen wie der Drau (Flussordnungszahl 7) können mit der Elektrofischerei nur Aussagen über den Uferbereich gemacht werden. Die Wassersäule in der Flussmitte ist auf Grund der eingeschränkten Reichweite des elektrischen Feldes elektrisch nur teilweise oder überhaupt nicht befischbar (CEN, 2004).

Bei einer Elektrobefischung wird im Wasser ein Kraftfeld aufgebaut, das zwischen Anode (Fangpol) und Kathode (Scheuchpol) wirkt. Die Größe und Wirksamkeit des Kraftfeldes hängt von der Leitfähigkeit des Wassers sowie von der Dimension des Gewässers ab. Nur Fische, die innerhalb des Kraftfeldes einer genügend hohen Spannung ausgesetzt sind, werden durch die Befischung erfasst und schwimmen zur Anode (Galvanotaxis). Fische, die sich außerhalb des Kraftfeldes befinden, werden verscheucht. Größere Fische sind einer höheren Spannung ausgesetzt als kleinere Fische. Während die kleinen Fische jedoch kaum eine Fluchtreaktion zeigen, ist das Fluchtverhalten der großen Fische stärker ausgeprägt. Die Elektrobefischung ist

somit größenselektiv. Die betäubten Fische werden aus dem Wasser gekeschert, und an Ort und Stelle bestimmt, vermessen (Totallänge in mm), gewogen und anschließend wieder in das Gewässer zurückgesetzt. Unter Berücksichtigung von befischter Länge und befischter Breite, Gesamtbreite des Gewässers und des Fangerfolges kann der Fischbestand pro ha und km ermittelt werden.

Beim Einsatz der Elektrofischerei existieren je nach Tiefe des zu beprobenden Habitats zwei methodische Vorgangsweisen: watende Befischung und Bootsbeifischung. An großen, nicht watbaren Flüssen wird in der Regel die Streifenbefischungsmethode nach SCHMUTZ et al. (2001) zur Beprobung aller Mesohabitate entlang eines längeren Gewässerabschnittes (mehrere Kilometer) eingesetzt. Auch kleinräumig auftretende Strukturen und Nebengewässer (Altarme, zeitweise angebundene Nebenarme etc.) müssen zusätzlich nach Möglichkeit entsprechend ihrer flächenmäßigen Ausdehnung qualitativ und quantitativ erhoben werden.

### **Streifenbefischung (Tag / Nacht Befischung) (BAW, KIS)**

Die Streifenbefischungen wurden mittels zweier, dafür speziell ausgestatteter Fangboote (BAW, KIS) entlang der Ufer (rund 93%), in der Mitte (rund 2%) und in den Biotopen (5%) gemäß der Streifenbefischungsmethode (SCHMUTZ et al. 2001) bei Tag und zum Teil auch in der Nacht mit Licht durchgeführt. Bei den Schlauchbooten handelt es sich um zwei für Elektrobefischungen adaptierte Boote mit eigens dafür konstruierten Aufbauten.

Nachtbefischungen und Tagbefischungen wurden im Bezug auf Fangwahrscheinlichkeit, Artenzusammensetzung und Abundanz miteinander verglichen.

Je nach Beschaffenheit des Ufers wurde entweder mit Handanode vom Boot aus oder mit Anodenrechen gefischt. Bei überhängender Vegetation und schwer zugänglichen Strukturen kam meistens die Handanode zum Einsatz (Abb. 24), bei Blockwurf oder Wiese, also leicht zugänglichen Strukturen, wurde die Befischung mittels Anodenrechen durchgeführt (Abb. 25).

Bei einer Elektrobefischung mittels Anodenrechen wird durch auf Auslegern befestigten multiplen Anoden die Fangwahrscheinlichkeit gesteigert, indem die Größe des elektrischen Feldes im Verhältnis zur befischten Fläche erhöht wird.

Der Strom wurde von einem Gleichstrom-Elektro-Befischungsgeräten der Marke GRASSL mit 10,5 kW bzw. 13 kW Leistung mit einer Spannung von 600 Volt erzeugt, die auf den Fangbooten montiert sind. Beim Anodenrechen hängen in einem Abstand von 1,5 m vor dem Bug 10 Anodenkabel (mit 20 bis 40 cm Länge) von einem Gestänge ins Wasser. Der Abstand der einzelnen Anodenkabel zueinander beträgt jeweils 20 cm. Entlang des Bootsrumpfes befindet sich links- und rechtsseitig je ein Kathodenkabel, welches ungefähr 1 m tief ins Wasser reicht. Der Stromfluss wird mittels eines Totmannschalters hergestellt oder unterbrochen. Dies ist wichtig, um die Fische überraschen zu können und somit die Scheuchwirkung zu minimieren, die bei permanentem Stromfluss auftreten würde.

Nach jeder Befischung wurde der Fangerfolg (i.e. der Anteil der gefangenen Fische an der Gesamtzahl der gesichteten) abgeschätzt und notiert.



Foto: Julia Lorber

Abb. 24.: E- Befischung bei überhängender Vegetation mit Handanode



Foto: Suzana Sumer

Abb. 25.: E-Befischung mit Anodenrechen

### 3.4.3 Multimaschen Kiemennetz (1,5 m x 30 m; Mw 5 - 55 mm) (BAW)

In Stauräumen wird der Einsatz von Multimaschen - Kiemennetzen gemäß EN 14757 (CEN 2005) empfohlen, wenn möglich in Kombination mit hydroakustischen Methoden (Vertikal- und Horizontalechographie).

Multimaschen - Kiemennetze liefern Daten zur Abschätzung des Artenspektrums im gesamten Stauraum, eine quantitative Abschätzung der relativen Artenhäufigkeit sowie der Biomasse, ausgedrückt als Einheitsfang (Catch Per Unit Effort, CPUE) und der Größenverteilung von Fischbeständen. Das Verfahren liefert ausschließlich Abschätzungen der relativen Artenhäufigkeit für Fische mit einer Gesamtlänge von mehr als 50 mm, die mit Hilfe von Kiemennetzen gefangen werden können. Abschätzungen der relativen Häufigkeit für weniger gut zu fangende Fischarten wie Aal (*Anguilla anguilla*), Aalrutte (*Lota lota*), Koppe (*Cottus gobio*) und Hecht (*Esox lucius*), genauso wie für einsömmrige Individuen, können zu Unterschätzungen führen (CEN 2005).

Die Effizienz dieser Methode im Uferbereich und in der Flussmitte von großen Flüssen wird nach der Norm EN 14757 (CEN 2005) mit mittel bewertet.

Die Netze wurden mit Hilfe von Bojen in die gewünschte Tiefe gesetzt und mit Ankern fixiert, um sie an einem bestimmten Ort zu halten. Diese Verankerungen dienen zur Stabilisierung der Netze und verhindern ein Zusammenklappen bei starker Strömung oder Wind. Die verwendeten Multimaschen – Kiemennetze (Netznr: G1004, G1204, G1304, G1404) hatten eine Länge von 30 m, einer Höhe von 1,5 m. Jedes Kiemennetz besteht aus 12 verschiedenen Maschenweiten und umfasst den Bereich von 5 – 55 mm Maschenweite (Knotenabstand). Die befischte Fläche betrug damit 45 m<sup>2</sup>. Bei den Multimaschen – Kiemennetzen handelt es sich um monofile Netze, in denen sich die dagegen schwimmenden Fische, die die Netze nur schwer wahrnehmen, mit ihren Kiemendeckeln, Flossen, Schuppen oder Zähnen verfangen (Abb. 27). Die Netze wurden jeweils am späten Nachmittag ausgelegt und am Morgen des nächsten Tages entnommen (Abb. 26).



Foto: Julia Lorber

Abb. 26: Einholung des Multimaschen Kiemennetzes

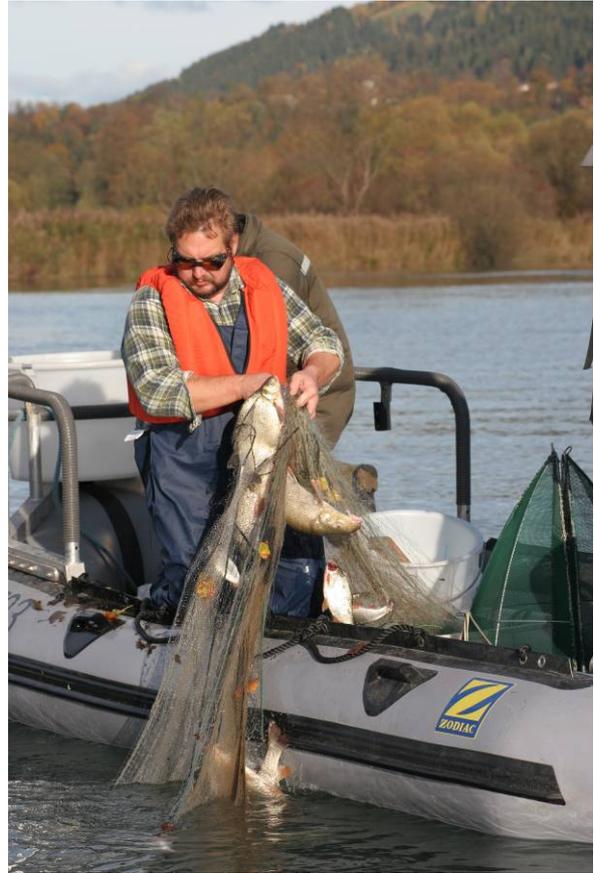


Foto: Julia Lorber

Abb. 27: Fische im Multimaschen Kiemennetz

### 3.4.4 Driftnetz (2,5 m x 40 m; Mw 30 mm / Mw 50 mm) (BAW, KIS)

Die Treibnetzbefischung wird laut der Norm EN 14962 (CEN 2004) und dem Methodik-Handbuch als Zusatz Methode für Stauräume empfohlen. Diese Methode eignet sich gut zur Beprobung der Wassersäule in der Flussmitte und gibt Auskunft über die Artenverteilung und Abundanz. Die Fangeffizienz wird in der Flussmitte von großen Flüssen mit mittelmäßig bis gering bewertet (CEN 2004).

Diese Methode kann nur bedingt Aussagen über den tatsächlichen Fischbestand liefern, da eine Fluchtreaktion der Fische auftreten kann, weiters besteht die Gefahr des Hängenbleibens des Netzes an Hindernissen, deshalb wurde der Grund vor dem Netzzug mit dem Echolot (Humminbird 981cx SI) so gut wie möglich auf Hindernisse am Grund abgesehen.

Bei der Treibnetzbefischung werden Kiemennetze oder Spiegelnetze konstanter Maschenweite verwendet. In dieser Untersuchung wurden monofile Kiemennetze mit einer Länge von 50 m, einer Höhe von 2,5 m und einer Maschenweite von 30 mm oder 50 mm verwendet.

Die beiden Netzenden werden mittels einer Leine zwischen zwei Booten befestigt. Ist das Netz zwischen den Booten gespannt und in der Mitte des Stauraumes positioniert, werden Netz und Boot von der Strömung flussabwärts getrieben. Die Bleileine des Netzes treibt direkt über dem Grund (Abb. 28). Die Fische, welche generell in Strömungsrichtung stehen, versuchen zumeist stromaufwärts auszuweichen und verfangen sich dabei in den Netzmaschen. Nach einer definierten Strecke wird das Netz wieder eingeholt und entleert.

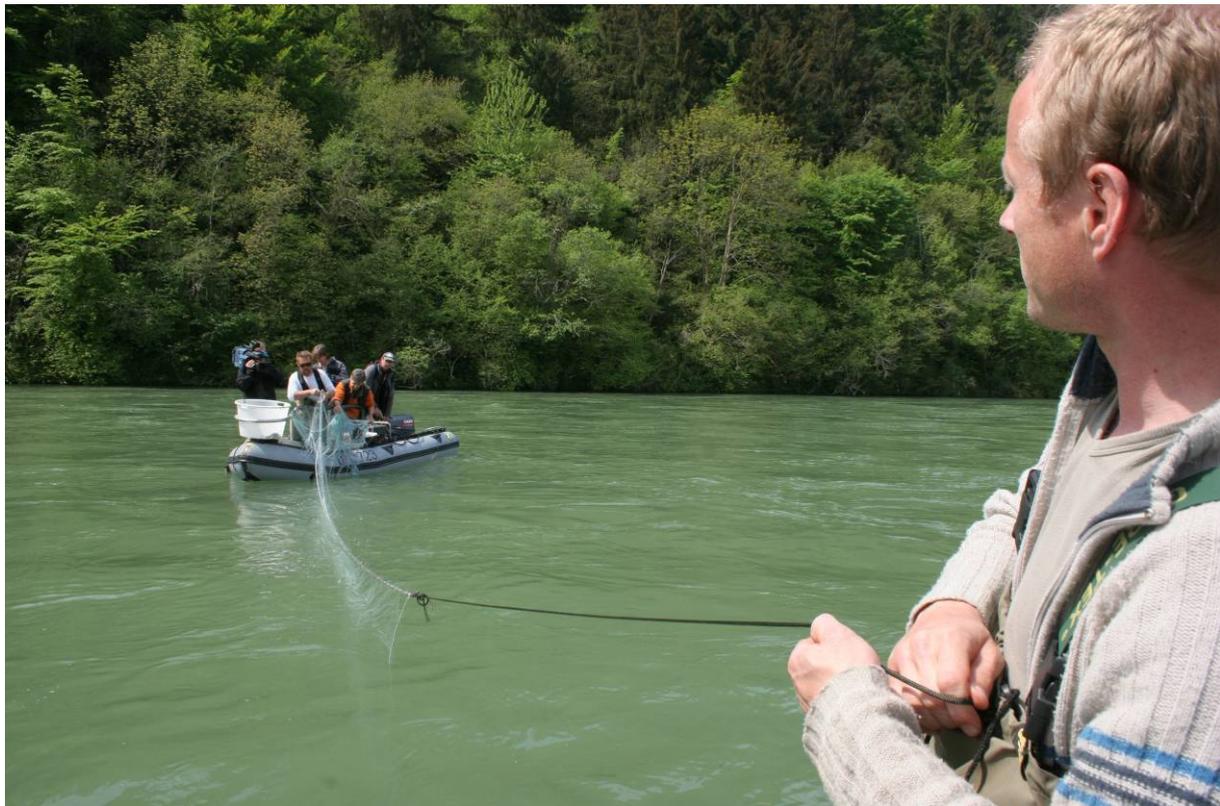


Foto: Julia Lorber

Abb. 28: Driftnetzbefischung

### 3.4.5 Grundschleppnetz (w = 2 m; h = 0,5 m; MW 20 mm) (BAW, KIS)

Laut der Norm EN 14962 (CEN 2004) eignen sich Grundschleppnetze ausgezeichnet zur Ermittlung der Artenverteilung, der Abundanz und Altersstruktur von Fischen in großen Flüssen und Stauräumen (Breiten über 100 m). Die Effizienz der Methode wird mit hoch bewertet. Alle Fischarten und vorkommenden Größenklassen können mit dieser Methode beprobt werden.

Ein Schleppnetz wird von einem oder zwei Booten über eine bestimmte Distanz am Grund entlang gezogen. Nach der Norm sollte das Netz in Flüssen von mittelmäßiger bis starker Strömung in den meisten Fällen flussaufwärts und selten flussabwärts gezogen werden. Nach einheitlicher Expertenmeinung erschien es an der Drau sinnvoll, das Netz mittels eines Bootes in der Flussmitte flussabwärts zu ziehen.

Grundschleppnetze sind trichterförmig und besitzen am Ende einen Fangsack für die Fische. Auf der Unterseite des Netzeingangs befindet sich ein beschwertes Grundtau, das über den Boden gezogen wird, die Fische aufscheucht und ins Netz leiten soll (Abb. 29/Abb. 30). Fische gelangen in den Fangsack, welcher am Ende geöffnet und somit entleert werden kann. Das in diesem Projekt verwendete Grundschleppnetz hatte eine Eingangsbreite von 2 m, eine Höhe von 0,5 m und eine einheitliche Maschenweite von 20 mm.

Um ein Hängenbleiben an Hindernissen am Grund so gut wie möglich zu vermeiden, wurde vor der Befischung der befischte Bereich mit dem Echolot (Humminbird 981cx SI) auf Unebenheiten am Boden untersucht.



Foto: Julia Lorber

Abb. 29: Grundschleppnetz

## Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

---



Foto: Julia Lorber

Abb. 30: Einholen des Grundsleppnetzes

### 3.4.6 „Russische Methode“ (KIS)

Bei der variablen Form des Driftnetzes der so genannten „Russischen Methode“ handelt es sich um eine mündlich überlieferte Methode durch einen russischen Kollegen.

Für diese Befischung wird ein Multimaschennetz verwendet, welches an einem Ende an einem Bretterkreuz (1 m x 1 m) befestigt ist (Abb. 31). Dieses schwimmende Kreuz wird über Bord geworfen und gleichzeitig wird das Netz nach und nach ins Wasser gelassen. Das andere Ende des Netzes wird am Boot befestigt. Kreuz, Netz und Boot werden von der Strömung flussabwärts getrieben. Das Kreuz ersetzt somit das zweite Boot. Vom Boot und vom Ufer aus wird mit einem Paddel auf die Wasseroberfläche geschlagen, so sollen die Fische mittels Scheuchwirkung ins Netz getrieben werden (Abb. 32).



Foto: Julia Lorber

Abb. 31.: „Russische Methode“ mit Bretterkreuz



Foto: Julia Lorber

Abb. 32.: „Russische Methode“

### 3.4.7 Elektrotabel (KIS)

Im Rahmen dieses Projektes kam die Elektrotabel zum ersten Mal zum Einsatz. Es handelt sich bei dieser Konstruktion um eine mit Netz (MW = 15 mm) bespannte runde Kreisfläche, die am Aggregat angeschlossen wird (Abb. 33). Die Taubelfläche beträgt 1,23 m<sup>2</sup>, die Wirkungsbreite des Stromfeldes beträgt rund 3 m<sup>2</sup>.

Die Funktionsweise entspricht jener der Elektrofischerei, bei der die Fische anhand des aufgebauten elektrischen Feldes angezogen werden. Der Vorteil der Elektrotabel besteht darin, dass sie bei jeder Tiefe eingesetzt werden kann, indem sie an einem Seil auf die gewünschte Tiefe abgesenkt werden kann. Die Beprobung ist allerdings punktuell und kann nur als Zusatz-Methodik angewendet werden.



Foto: Julia Lorber

Abb. 33: Elektrotabel

### 3.4.8 Bodenreusen (BAW)

Reusen eignen sich gut zur zusätzlichen Beprobung von großen Stauräumen. Zielarten sind alle in diesem Habitat vorkommenden Fischarten.

Bei den vom BAW entwickelten und verwendeten Reusen handelt es sich um „strömungsoptimierte Bodenreusen“ (Abb. 34). Im Gegensatz zu gewöhnlichen Reusen wird die Fangeffizienz von strömungs-optimierten Bodenreusen (instream traps) am Boden von großen Flüssen mit hoch bis mittel gewertet, normale Reusen zeigen eine Fangeffizienz von gering bis mittel (CEN, 2004).

Die Länge der strömungs-optimierten Bodenreuse beträgt 90 cm und die Höhe 30 cm. Die Eingangstrichterbreite am Boden beträgt 60 cm. Die gesamte Reuse hat eine Maschenweite von 4 mm, die Kehlweite beträgt 6 cm. Sie werden mit Hundefutter oder Brot beködert und über Nacht mit Anker und Boje auf der Stromsohle mit der Öffnung flussab exponiert. Die Bodenreusen wurden sowohl beködert (Brot, Hundefutter) als auch unbeködert über Nacht mit Anker und Boje auf der Stromsohle mit der Öffnung flussab exponiert. Die Reusen wurden jeweils am Abend ausgelegt und am Morgen des nächsten Tages entleert.



Foto: Wolfgang Hauer

Abb. 34: „Strömungs-optimierte Bodenreuse“ (BAW)

### 3.4.9 Flügelreusenbefischung (KIS)

Reusen mit Leiteinrichtungen eignen sich zur zusätzlichen Beprobung von Flüssen mit geringer Strömung, Augewässern und Altarmen (SCHOTZKO et al. 2006). Die Zielarten sind alle vorkommenden Arten, die diese Biotope aufsuchen (CEN2004).

Bei diesen Reusen handelt es sich um so genannte Garnsäcke. Diese bestehen aus mehreren Kammern, die die Fische nur in einer Richtung passieren können, bis sie in eine Endkammer gelangen, aus der sie nicht mehr entkommen können.

Die Eingangsöffnung der verwendeten Reusen hat einen Durchmesser von 75 cm. Die beiden Netzflügel im Bereich des Einganges haben eine Länge von jeweils 2 m. Die Maschenweite der Garnsäcke beträgt 15 mm. Die Reusen wurden im Bereich der Zu- und Abflüsse des Flachwasserbiotops bei der ARA Lavamünd und des Biotops bei Dravograd verwendet.

Durch die geringe Breite des Zu- und Abflusses des ARA Flachwasserbiotops konnte der Zu- und Abfluss vollständig mit je 2 Netzreusen abgesperrt werden, wobei eine Reuse für die hinein wandernden Fische und eine Reuse für die aus dem Biotop wandernden Fische aufgestellt wurde (Abb. 35).

Im Biotop bei Dravograd konnte wegen der enormen Größe des Biotops keine gesamte Absperrung durch die Reusen erfolgen und so wurden die Plätze nach geeigneter Tiefe und Zugänglichkeit ausgewählt. Die Reusen wurden aufgestellt und jeden Morgen entleert.



Foto: Julia Lorber

Abb. 35: Netzreusen

## Krebsreusen

Bei den verwendeten Krebsreusen handelte es sich um dunkelbraune Kunststoffkörbe der Marke „Pirat“.

Die Krebsreusen wurden, mit toten Fischen als Köder bestückt, über Nacht im Gewässer platziert und am darauf folgenden Morgen entleert. Die einzelnen Untersuchungsstellen innerhalb eines Abschnittes wurden nach für Krebse relevanten ökomorphologischen Gesichtspunkten ausgewählt (Vorhandensein von Uferstrukturen wie Wurzeln, Stein- & Blockschüttungen etc.).

### 3.4.10 Langleinen

Die Langleine ist eine ergänzende Untersuchungsmethode, die auf den Fang bodenorientierter Fischarten abzielt, die mit anderen Methoden nicht erfasst werden können.

Die Fangeffizienz von Langleinen wird mit gering bewertet (CEN, 2004), liefert jedoch oft zusätzliche Arten wie Gründlinge, Schrätzer, Zingel und Streber.

Die Langleine besteht aus einer Hauptleine mit beköderten Haken, die an kurzen Seitenschnüren befestigt sind.

Die in diesem Projekt verwendete Langleine hatte eine Gesamtlänge von rund 100 m. Insgesamt wurde die Hauptleine mit 50 Haken (Hakengröße 8, 10, 12,16), die an den Seitenschnüren befestigt wurden, bestückt. Die Seitenleinen hatten einen Abstand von 1,5 m zueinander. Als Köder dienten Maden, Regenwürmer und Mais.

Die Hauptleine wurde am Anfang und am Ende mit einem Anker fixiert, als zusätzliche Beschwerung wurde alle 5 m Bleigewichte angebracht, um einem durch die Strömung bedingten Auftrieb entgegenzuwirken.

Die Langleine wurde wenn möglich im rechten Winkel zur Strömung am Nachmittag ausgelegt und am nächsten Tag wieder eingeholt (Abb. 36).

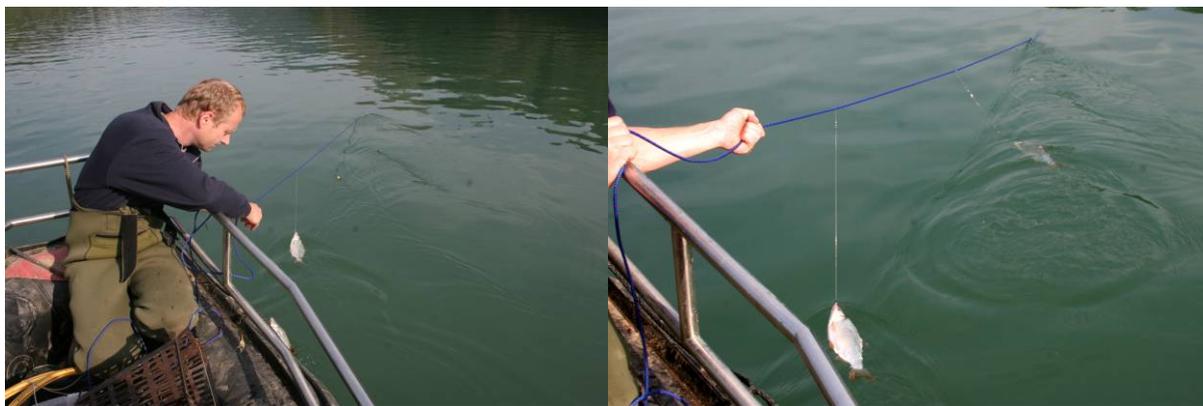


Foto: Julia Lorber

Abb. 36: Langleine

### 3.4.11 „Driftleine“ (KIS)

Bei der Driftleine-Befischung handelt es sich um eine Langleine, die an einer Seite am Boot befestigt wurde und mit dem anderen Ende an einer Boje. Im Gegensatz zu einer normalen Langleinenbefischung treibt diese Langleine am Boden mit der Strömung flussabwärts, sie ist also in Bewegung. Die Gefahr des Hängenbleibens ist bei dieser Methode sehr groß, was den Fangerfolg stark beeinträchtigt (Abb. 37).



Foto: Julia Lorber

Abb. 37: Driftleine

### 3.4.12 Betauchung KIS

Um eine qualitative Aussage über den Fischbestand des Stauraumes zu erheben, wurde der Stauraum von Seiten des Kärntner Institutes für Seenforschung im Frühjahr 2008 betaucht (Abb. 38).



Foto: Julia Lorber

Abb. 38: Betauchung

### 3.4.13 Echographie (hydroakustische Methoden) (BAW)

Die wissenschaftliche Echographie ist eine Standardmethode für die quantitative Erhebung von Fischbeständen in Seen, tiefen Flüssen oder Stauräumen. Die Echographie eignet sich zur Abschätzung der Abundanz und der Biomasse in der freien Wassersäule, nicht aber für die Artbestimmung. Altersstrukturen können nur sehr ungenau erfasst werden. Für die Artbestimmung sind zusätzliche Methoden in Kombination notwendig, wie etwa Kiemennetze (CEN 2004).

Nach GASSNER UND WANZENBÖCK (2005) ist es mit der neueren Generation wissenschaftlicher Echolote (voll-digitale, split beam - Technik) nun möglich geworden, Fischbestände in Seen oder Stauräumen relativ rasch quantitativ abzuschätzen, Größenklassenanalysen durchzuführen, sowie deren räumlich-zeitliches Verteilungsmuster *in situ* zu studieren.

Außerdem erlaubt diese Technik neben der herkömmlichen vertikalen Schallung auch eine horizontale Schallung, mit der oberflächennahe Fische erfasst, sowie Fischbestandsabschätzungen in größeren Fließgewässern durchgeführt werden können.

Die hier angeführten hydroakustischen Untersuchungen wurden mit einem EY 500 - split beam-Echolot der Firma SIMRAD (Norwegen) durchgeführt. Dieses Echolot besteht aus folgenden Teilen: Elektronikelement (Transceiver), elliptischer 120 kHz-

## Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

Schallgeber und -empfänger (Transducer) mit einem Schallkegel von  $4^\circ \times 10^\circ$ , Laptop-Computer zum Betreiben des Transceivers und 12 V-Stromquelle.

Der Schallgeber wird zur Vertikalschallung waagrecht mit einem speziellen Haltesystem, seitlich am Boot in einer Wassertiefe von 0,4 m befestigt (Abb. 39). Für die Horizontalschallung wird der Schallgeber, bei gleich bleibender Befestigung derart gedreht, dass der Schallkegel die Wasseroberfläche seitlich des Bootes erfasst. Zur exakten Bestimmung der Fahrtroute und der Fahrgeschwindigkeit kamen bei unseren Aufnahmen direkt an den Tranceiver ankoppelbare Satellitennavigationssysteme (Trimble; Modell: Pathfinder pro XR, differentiell korrigiert; bzw. Garmin; Modell: GPS 12) zum Einsatz.

Die Bootsgeschwindigkeit lag während der Aufnahmen bei etwa 6-8 km/h. Vor den Aufnahmen wurde das Echolot regelmäßig mittels einer Eichkugel kalibriert. Aufgrund der technisch – physikalischen Gegebenheiten des Gerätes können Fischechos bei vertikaler Lotung nur im Bereich zwischen 4 m Tiefe und etwa 0,3 m über Grund ausgewertet werden. Während der Aufnahme wurden die Daten kontinuierlich auf der Festplatte des Laptops gespeichert und im Labor dann weitere Auswertungen mittels eines speziellen Computerprogramms (SIMRAD EP 500-50) durchgeführt (GASSNER & WANZENBÖCK, 2005).

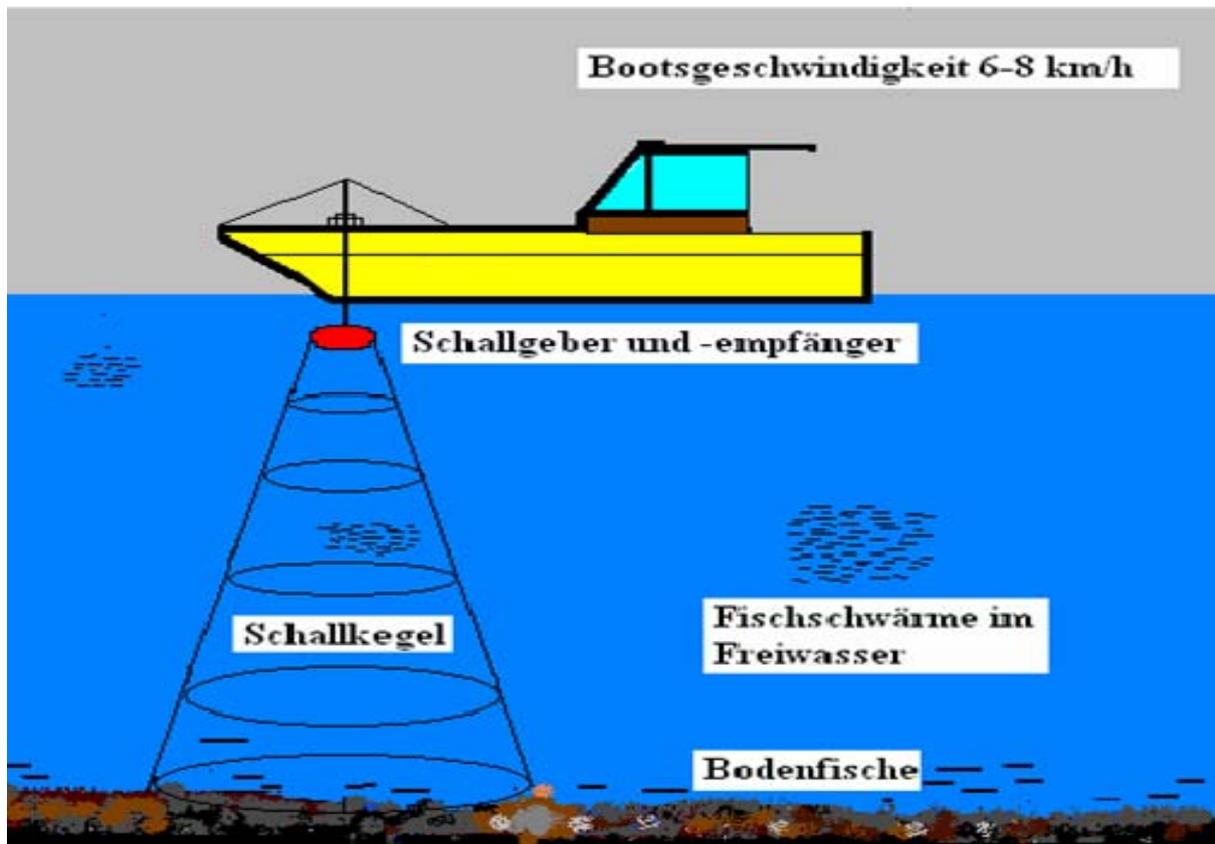


Abb. 39: Schematische Darstellung einer hydroakustischen Aufnahme (aus GASSNER & WANZENBÖCK, 2005)

### 3.5 Berechnungen des Fischregionsindex

Für Fischartengemeinschaften kann der sogenannte Fischregionsindex (FRI) berechnet werden (SCHMUTZ et al. 2000).

Bei dieser Methode sind die einzelnen in Österreich vorkommenden Fischarten durch die Präferenz einer biozönotischen Region entlang der Längserstreckung (Epirhithral (3), Metarhithral (4), Hyporhithral (5), Epipotamal (6) und Metapotamal (7)) charakterisiert. Für jede Art werden insgesamt 10 Punkte auf die Fliessgewässerregionen verteilt, wobei nach der natürlichen Auftretswahrscheinlichkeit der Art im Flusslauf gewichtet wird. Dadurch kann aufgrund der Artenzusammensetzung und Häufigkeit der jeweilige Fischregionsindex berechnet werden.

Dieser Fischregionsindex kann jeden Wert zwischen 3,8 (Obere Forellenregion) und 7 (Brachsenregion) annehmen. Dieser Index drückt somit die Präferenz einer Art für einen Abschnitt im Längsverlauf aus. Berechnet wird er aus einer theoretischen Verteilung der Fischart entlang der Fischregionen nach der unten angegebenen Formel.

$$FRI_{Pr} = \frac{\sum(Ind_A * Index_A)}{Ind_{Ges}}$$

FRI<sub>Pr</sub>: mittlerer Fischregionsindex einer Probenstelle

Ind<sub>A</sub>: Individuenzahl pro Art

Index<sub>A</sub>: artspezifischer Fischregionsindex

Ind<sub>Ges</sub>: Gesamtindividuenzahl aller Arten

Für die Berechnung des Fischregionsindex wurden Daten der aktuellen Befischungsergebnisse herangezogen.

### 3.6 Fischökologische Bewertung laut EU- WRRL (FIA, EFI)

Die europäische Wasserpolitik wurde durch die im Jahre 2000 in Kraft getretene EU – Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) grundlegend reformiert. Die EU-Wasserrahmenrichtlinie räumt den Fischen bei der Bewertung des ökologischen Zustandes von Gewässern einen bedeutenden Stellenwert ein. Die Indikatorfunktion einzelner Arten bzw. Artengemeinschaften sowie deren Abundanz und Altersstruktur dienen als Basis für solche Bewertungen. Nach der WRRL sollen bis 2015 alle Gewässer der Europäischen Union einen „guten ökologischen und chemischen Zustand“ erreichen.

Im Rahmen des Projektes „FIBEWAS“, wurde die Bewertung des fischökologischen Zustands sowohl nach dem nationalen Bewertungsschema FIA (Fish Index Austria), als auch mit dem internationalen Bewertungsschema EFI (European Fish Index) durchgeführt, bzw. wurde versucht den FIA auf die Verhältnisse im slowenischen Fließgewässern abzustimmen.

**FIA (Fisch Index Austria)** (HAUNSCHMID et al., 2006)

Bei der Bewertung des fischökologischen Zustandes eines Gewässers wird die aus hydromorphologischer und physikalisch-chemischer Sicht fischökologisch unbeeinträchtigte Situation als Referenz herangezogen. Der fischökologische Zustand ist ein Maß für die Abweichung der aktuellen Situation vom Referenzzustand (anthropogen unbeeinflusst). Als Indikator für die Bewertung wird die Fischpopulation verwendet. Für jede Bioregion und biozönotische Region (Fischregion) wurde ein Leitbild in Form von Leitarten (=l), typischen Begleitarten (=b) und seltenen Begleitarten (=s), mit Hilfe von historischen Daten und Referenzsituationen von Experten definiert.

Für die Bewertung des fischökologischen Zustandes eines Gewässers werden insgesamt 9 Bewertungsparameter zur Berechnung herangezogen (HAUNSCHMID et al. 2006). Die 9 für den „Fisch Index Austria“ herangezogenen Parameter sind in Tab. 4 aufgelistet.

Die einzelnen Bewertungsparameter sind unterschiedlich stark gewichtet, so wird z.B. die Populationsstruktur der Leitarten und Begleitarten höher gewichtet als z.B. der Parameter „Abweichung Fischregionsindex“ (FRI).

Der Parameter „Biomasse“ wird als Maß für die Abundanz aufgrund seiner natürlichen Variabilität als Ko-Kriterium eingesetzt. Die Biomasse wird für die Berechnung dann entscheidend, wenn der Biomassewert unter 50 kg/ha bzw. 25 kg/ha sinkt (Ausnahme z.B.: stark Geschiebe führende Fließgewässer oder große Höhenlagen). Unter diesen Werten wird dieser Parameter als Ko-Kriterium aktiv, dies führt zur Einstufung des fischökologischen Zustandes mit 4 bzw. 5. Auch eine stärkere Abweichung als 0,6 vom ursprünglichen Fischregionsindex wird als Ko-Kriterium aktiv und übernimmt die Bewertung der Abweichung des FRI für den gesamten fischökologischen Zustand.

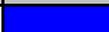
Gemäß der EU – Wasserrahmenrichtlinie kann die Bewertung des fischökologischen Zustands, fünf Werte zwischen sehr gut und schlecht einnehmen (Tab. 5, Tab. 6).

Tab. 4: Kategorie, Bewertungsparameter und deren Reaktionsrichtung (HAUNSCHMID et al., 2006)

Kategorie	Parameter	Messbare Reaktion
Trophische Reaktion	Biomasse*	Abnahme (selten Zunahme)
Lebensgemeinschaft	% Leitarten	Abnahme
	% typische Begleitarten	Abnahme
	% seltene Begleitarten	Abnahme
Reproduktionsgilde	Reproduktionsgildendifferenz	Zunahme
Strömungsgilde	Strömungsgildendifferenz	Zunahme
Biozönotische Region	Abweichung Fischregionsindex*	Zunahme („Potamalisierung“), Abnahme („Rithralisierung“)
Altersstruktur	Bewertung Populationsstruktur Leitarten	Zunahme
	Bewertung Populationsstruktur Begleitarten	Zunahme

\*..aufgrund starker Schwankungen oder Ungenauigkeit definierte KO-Kriterien.

Tab. 5: Bewertungsschema des fischökologischen Zustandes (HAUNSCHMID et al., 2006)

Klasse	Klassengrenzen	Bewertung des fischökologischen Zustands	Farbcode
1	1 - <1,5	Sehr gut	
2	1,5 - < 2,5	Gut	
3	2,5 - < 3,5	Mäßig	
4	3,5 - < 4,5	Unbefriedigend	
5	4,5 – 5	Schlecht	

## Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

Tab. 6: Bewertungsparameter und Grenzwerte der Zustandsklassen 1-5

	1	2	3	4	5
Biomasse*	-	-	-	25-50kg/ha	<25 kg/ha
% Leitarten	100%	90-99%	70-89%	50-69%	<50%
% typische Begleitarten	100-75%	74-50%	49-25%	<25%	0
% seltene Begleitarten	>49%	49-20%	19-10%	<10%	0
Reproduktionsgildendifferenz	alle vorhanden	1 abwesend	2 abwesend	>2 abwesend	keine
Strömungsgildendifferenz	alle vorhanden	1 fehlt	2 abwesend	>2 abwesend	keine
Abweichung Fischregionsindex*	0,3	≥0,3- 0,6	≥0,6- 0,9	≥0,9- 1,2	≥1,2
Bewertung Populationsstruktur Leitarten	1	2	3	4	5
Bewertung Populationsstruktur Begleitarten	1	2	3	4	5

Sonderfall „STAU“

Auf die Belastung Stau reagieren die Bewertungsparameter „% Leitarten“, „Reproduktionsgilde“, „Populationsstruktur Leitarten“ und „Populationsstruktur typischer Begleitarten“ am besten. Die Parameter „Abweichung Fischregionsindex“ und „Strömungsgilde“ zeigen oftmals nur geringe Reaktionen (Tab. 7).

Tab. 7: Indikatoreigenschaften der Parameter gegenüber der Belastung „Stau“

	Indikatoreigenschaften		
	hoch	mittel	gering
Leitart	X		
Typische Begleitart		X	
Seltene Begleitart		X	
Strömungsgilde			X
Reproduktionsgilde	X		
Fischregionsindex			X
Populationsstruktur Leitart	X		
Populationsstruktur Begleitart	X		

**EFI (European Fish Index)** (FAME CONSORTIUM, 2005)

Entwickelt wurde der EFI im Rahmen des FAME – Projekts (Development, Evaluation and Implementation of a standardised Fish – based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers) unter Zusammenarbeit universitärer und staatlicher Institutionen aus 12 europäischen Ländern. Das primäre Ziel des Projekts stellte die Entwicklung eines Bewertungssystems zur Bewertung des fischökologischen Zustandes europäischer Fließgewässer dar.

Der "Europäische Fischindex" (EFI) ist die erste Fischbewertungsmethode, die auf europäischer Ebene entwickelt wurde und in vielen unterschiedlichen Fließgewässertypen anwendbar ist. Der EFI verwendet eine Reihe von Umweltvariablen, die zur Vorhersage der Referenzbedingungen dienen. Die Bewertung erfolgt anhand der Abweichung des beobachteten vom Referenzzustand. Der EFI wurde vorwiegend anhand von west- und nordeuropäischen Flüssen entwickelt, und für entsprechende menschliche Eingriffe kalibriert. Obwohl eine Vielzahl von Gewässertypen berücksichtigt wurde, waren große Flüsse unterrepräsentiert. Geringe Genauigkeit zeigt er weiters in Gewässern mit wenig Arten (Epirhithral). Der Europäische Fischindex wird derzeit in mehreren Ländern auf seine Anwendbarkeit hin getestet und soll in einem derzeit laufenden Projekt (EFI+) vor allem auf mediterrane und osteuropäische Länder, sowie auf große Flüsse erweitert werden.

Bewertungsvorgang: siehe Abb. 40

1. Matrixkalkulation (10 Metrics) Tab. 8
2. Vorhersage der theoretischen Referenzwerte der Metrics (Funktion aus 13 abiotischen Kenngrößen z.B.: Geologie, Gefälle, Einzugsgebiet usw.)
3. Berechnung der Abweichung zwischen beobachteten und vorhergesagten Werten
4. Berechnung des Index als Mittelwert
5. Zuweisung zu einer Bewertungsklasse

Tab. 8: Die 10 Bewertungsmatrizen und deren Reaktionsrichtung

<b>Ausgewählte Matrices</b>		<b>Reaktion auf Beeinflussung</b>
Trophische Situation		
<b>1</b>	Dichte der insektivoren Arten	▼ Abfall
<b>2</b>	Dichte der omnivoren Arten	▲ Anstieg
Reproduktion		
<b>3</b>	Dichte der phytophilien Arten	▲ Anstieg
<b>4</b>	Relative Abundanz lithophiler Arten	▼ Abfall
Ausgewählte Metrics		
<b>5</b>	Anzahl der benthischen Arten	▼ Abfall
<b>6</b>	Anzahl der rheophilen Arten	▼ Abfall
Toleranz		
<b>7</b>	relative Abundanz intoleranter Arten	▼ Abfall
<b>8</b>	Relative Abundanz toleranter Arten	▲ Anstieg
Migration		
<b>9</b>	Anzahl der diadromen Arten	▼ Abfall
<b>10</b>	Anzahl der potadromen Arten	▼ Abfall

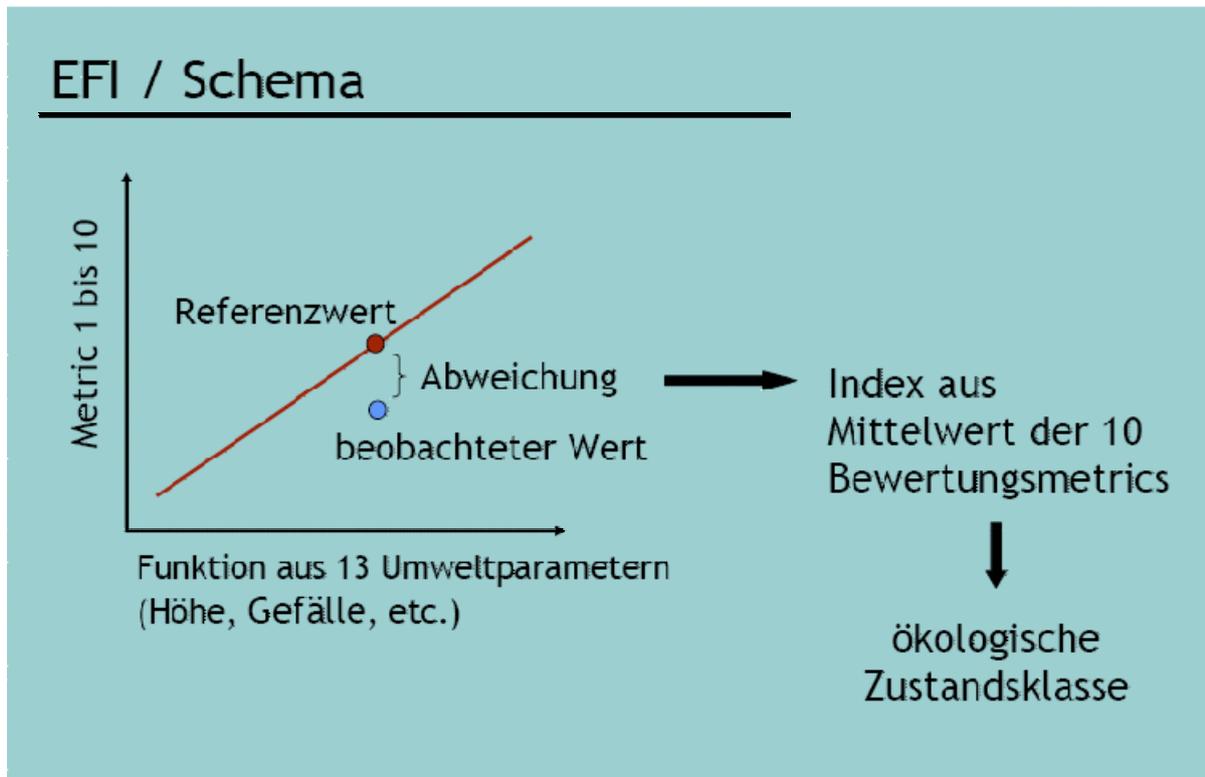


Abb. 40: Grafische Darstellung des Bewertungsvorganges

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Erstellung des historischen Leitbildes

#### Zur historischen Verbreitung der Fische in der Drau zwischen Lavamünd und Dravograd (Wolfgang Honsig-Erlenburg, Meta Povž & Bernhard Binder)

Im Zusammenhang mit der Erstellung des Leitbildes zur Bewertung des fischökologischen Zustandes der Drau im Untersuchungsgebiet, erfolgten Literaturrecherchen sowie Nachforschungen im Archiv des Benediktinerstiftes St.Paul/Lavant. Nach HARTMANN (1898) waren in der Drau alle Fischregionen vertreten, in Kärnten jedoch nur die Äschenregion (Hyporhithral) (zwischen Spittal und Paternion), eine Übergangsregion und die Barbenregion etwa ab Villach.

Zur Erstellung des Leitbildes stand neben den Aufzeichnungen über die Fischerei im Benediktinerstift St.Paul sowie HARTMANN (1898) noch folgende Literatur zur Verfügung: GLOWACKI (1885), HECKEL & KNER (1858), KRAUSS (1930), KRAUSS (1932), KRAUSS (1968), ANTIPA (1905), v. MOJSISOVICS (1893), PIVKO (1935), KREVELJ (pers. Mitt.) (Tab. 9, oben).

Nach HARTMANN (1898) waren in der Drau alle Fischregionen vertreten, in Kärnten jedoch nur die Äschenregion (Hyporhithral) (zwischen Spittal und Paternion), eine Übergangsregion und die Barbenregion etwa ab Villach.

Laut GLOWACKI (1885) sind die Störartigen wie Hausen, Waxdick, Sternhausen und Glatttick lediglich im Mündungsgebiet der Drau in die Donau vorgekommen. Der Sterlet (*Acipenser ruthenus*) ist flussauf in etwa bis Ptuj (Pettau) vorgekommen, war hier jedoch bereits selten (ANTIPA 1905, v. MOJSISOVICS). Von KRAUSS (1930) wird er auch für das Gebiet von Maribor (Marburg) angegeben.

Bei den Neunaugenarten wird von PIVKO (1935) und GLOWACKI (1885) *Petromyzon planeri* („Zwergneunauge“) genannt, offensichtlich handelte sich dabei um *Eudontomyzon mariae* (Ukrainisches Bachneunauge). Aber auch das Flussneunauge (seinerzeitiger wissenschaftlicher Name *Petromyzon fluviatilis*) wurde von ihm für die Drau bei Ptuj und Varazdin erwähnt. Möglicherweise handelte es sich dabei um das Donauneunauge (*Eudontomyzon danfordi*).

Interessanterweise erwähnt GLOWACKI (1885) auch die Alse, auch als Maifisch bezeichnet (seinerzeitiger wissenschaftlicher Name *Alosa vulgaris*), als Seltenheit für die Untere Drau. Dieser zu den Heringartigen zählende Fisch wird von HARTMANN (1898) auch für den Ossiacher See erwähnt, wobei von ihm das Vorkommen dieser Fischart in Kärnten in Frage gestellt wurde.

Aufgrund der Literatur-Recherche sind aus der Familie der Salmoniden folgende Arten im Untersuchungsgebiet autochthon: Bachforelle (*Salmo trutta*), Äsche (*Thymallus thymallus*) und Huchen (*Hucho hucho*.)

KRAUSS (1930) gibt den Huchen für tiefere Buchten in der Drau und als nicht sehr häufig an, Exemplare bis zu 20 kg wurden gefangen (KRAUSS, 1968). Auch bei HARTMANN (1898) wird dieser Großsalmonide für die gesamte Draustrecke angegeben, bei GLOWACKI (1885) für die Barbenregion der Drau. In den Aufzeichnungen des Stiftes St.Paul wird vermerkt, dass diese Fischart immer wieder in der Drau gefangen wurde. So finden sich in den „Fischer Büechl deß haußmaister zu Lavamindt“ für die Zeit 1750 bis 1788 Angaben über den Fang von „Rottenfischen“. Laut Auskunft des Sprachwissenschaftlers Prof. Dr. Heinz Dieter Pohl von der Universität Klagenfurt, kann dies der Hinweis auf mehrere Fischarten

sein, so für alle „rötlich gefärbten“ Fische, wie etwa Rutilus-Arten, aber auch für Salmoniden (z.B. Seesaibling) und den Huchen. Der Huchen hieß nämlich auch „Rotfisch“. Aufgrund seiner Funktion als Spitzenprädatoren und der vergleichsweise großen Biomasse wird der Huchen als Leitart für das Untersuchungsgebiet eingestuft.

Bei den Cypriniden kann eine ganze Reihe von Fischen als autochthon für das Untersuchungsgebiet angesehen werden (siehe Leitbildtabelle).

Der Frauenerfling (*Rutilus virgo*) wird sowohl von GLOWACKI (1885) und KRAUSS (1930, 1932), sowie FRANJO KREVELJ (pers. Mitt.) für die Barbenregion der Drau, allerdings als nicht sehr häufig genannt.

Für die Barschartigen (Percidae) wird in der historischen Literatur neben dem Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) auch noch der Zingel (*Zingel zingel*), der Streber (*Zingel streber*) sowie zum Teil der Schrätzer (*Gymnocephalus schraetser*) und für die unterste Drau auch der Zander (*Sander lucioperca*) angegeben. Sowohl KRAUSS (1930, 1932), FRANJO KREVELJ (pers. Mitt.) als auch GLOWACKI (1885) beschreiben Zingel und Schrätzer für die Drau im Bereich der Barbenregion, wobei sie in rascher Strömung vorgekommen sind. Der Streber war dabei seltener wie der Zingel.

Der Schrätzer ist in der Barbenregion der Drau zwischen Marburg und Varazdin nicht selten in der raschen Strömung vorgekommen (GLOWACKI 1885, KRAUSS 1930, 1932, FRANJO KREVELJ (pers. Mitt.), PIVKO 1935). Wie weit dieser Fisch von Maribor aufwärts gekommen ist, wurde nicht erwähnt. Wir nehmen diese Fischart daher als seltene Begleitart in das Leitbild auf.

Bei GLOWACKI (1885) wird auch der Zander für die Untere Drau als häufig erwähnt, wobei er jedoch „selten über die steirische Grenze hinauf stieg“. Bei Pettau (Ptuj) war diese Fischart jedoch nicht bekannt, auch bei Maribor fehlte sie (KRAUSS 1930, FRANJO KREVELJ, pers. Mitt.) hingegen flussab trat sie bei Friedau (Ormož) bereits selten auf, bei Varazdin schon häufig.

Nach HARTMANN (1898) wurde der Zander in Kärnten erstmals im Jahre 1897 eingeführt und in den Klopeiner See besetzt. Für den Grenzbereich der Drau bei Dravograd wird diese Fischart daher nicht als autochthon aufgenommen.

Von GLOWACKI (1885), KRAUSS (1930, 1932) und FRANJO KREVELJ (pers. Mitt.) wird zwar auch der Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*) in langsam fließenden Gewässern angegeben, jedoch nicht dezidiert für die Drau. Für den Bereich Lavamünd-Dravograd wird diese Fischart als nicht autochthon angesehen.

Der Hecht (*Esox lucius*) wird in der historischen Literatur von allen Autoren angegeben, so etwa bei GLOWACKI (1885) in stillen Buchten des Stromes. Auch in den Aufzeichnungen des Benediktinerstiftes St. Paul über die Fischerei in der Drau wird immer wieder der Hecht erwähnt, so auch in den Speisebüchern des Benediktinerstiftes für die Jahre 1888 bis 1905 (STÜCKLER 1982).

Der Wels oder Waller (*Silurus glanis*) findet sich durchwegs auch in der historischen Literatur bzw. den Aufzeichnungen des Benediktinerstiftes St. Paul, wobei er in tiefen ruhigen Buchten der Drau vorgekommen ist. HARTMANN (1898) gibt ihn für den Unterlauf der Drau als seltener an als in den Nebenflüssen. Auch KRAUSS (1930, 1932) spricht nur von vereinzelt Vorkommen.

Aus diesem Grunde wurde der Wels als seltene Begleitart eingestuft.

Der Wels wird in den Aufzeichnungen des Benediktinerstiftes St. Paul für die Drau in gleichem Zuge wie Huchen, Hecht, Aitel oder Barbe angegeben. Auch den

Speisebüchern des Benediktinerstiftes für die Jahre 1888 bis 1905 (STÜCKLER 1982) ist zu entnehmen, dass er relativ häufig am Speiseplan stand.

Die Aalrutte ist in der Drau und den Seitengewässern im betroffenen Gebiet (z.B. Miess) vorgekommen (KRAUSS 1930, 1932), FRANJO KREVELJ (pers. Mitt.) auch in den Speisebüchern des Benediktinerstiftes St. Paul (STÜCKLER 1968) findet sich dieser schmackhafte Fisch.

Der Steinbeißer (*Cobitis sp.*) ist laut GLOWACKI (1885) in stehenden und langsam fließenden Gewässern innerhalb des mittleren und unteren Gebietes der Drau vorgekommen. Aber auch der Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) kam nach GLOWACKI (1885) im Schlamm stehender Gewässer, in den Niederungen durch das mittlere und untere Flussgebiet vor. Ob diese Fischart auch im Bereich von Dravograd vorgekommen ist, ist nicht geklärt. HARTMANN (1898) erwähnt jedenfalls den Schlammpeitzger nicht für das Gebiet von Kärnten. Im Leitbild wird diese Fischart daher nicht berücksichtigt.

Der Rapfen oder Schied (*Aspius aspius*) kam laut GLOWACKI (1885) in der unteren Barbenregion der Drau und der Mur in stillen Buchten und in den langsam fließenden Zuflüssen vor, wobei er in der Unteren Drau häufiger aufgetreten ist. Derselbe Autor gibt das Vorkommen jedoch nur für die ehemalige Steiermark an, nicht aber für das Gebiet von Kärnten. Auch HARTMANN (1898) erwähnt den Rapfen nicht für Kärnten. Aus diesem Grunde wurde diese Fischart auch nicht in das Leitbild aufgenommen.

In der folgenden Tab. 9 (oben) wird das fischökologische Leitbild (für die Zeit vor etwa 100 Jahren) für die Drau zwischen Lavamünd und Dravograd dargestellt und der aktuellen Fischartenliste (Tab. 9 unten) gegenübergestellt:

## Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

Tab. 9: oben: Aktualisiertes Leitbild für den Stauraum Dravograd; unten: Fischarten im Stauraum Dravograd

Preliminary historic reference fish assemblage (leitbild) for the drava river section between Lavamünd and Dravograd, reflecting the situation around 1900					
fish zone: EPIPOTAMON LARGE				N =38	
Deutscher Name	english name	Slowenischer Name	scientific name	D	
Aalrutte	burbot	menek	<i>Lota lota</i>	I	
Aitel	chub	klen	<i>Squalius cephalus</i>	I	
Äsche	grayling	lipan	<i>Thymallus thymallus</i>	b	
Bachforelle	brown trout	potočna postrv	<i>Salmo trutta</i>	s	
Bachscherle	stone loach	babica	<i>Barbatula barbatula</i>	s	
Barbe	barbel	mrena	<i>Barbus barbus</i>	I	
Bitterling	bitterling	pezdirk	<i>Rhodeus amarus</i>	s	
Brachse	bream	ploščič	<i>Abramis brama</i>	s	
Elritze	minnow	pisanec	<i>Phoxinus phoxinus</i>	s	
Flussbarsch	perch	navadni ostriž	<i>Perca fluviatilis</i>	s	
Frauennerfling	danube roach	platnica	<i>Rutilus virgo</i>	s	
Gründling	gudgeon	globoček	<i>Gobio obtusirostris</i>	s	
Güster	white bream	androga	<i>Abramis bjoerkna</i>	s	
Hasel	dace	klenič	<i>Leuciscus leuciscus</i>	b	
Hecht	pike	ščuka	<i>Esox lucius</i>	b	
Huchen	danube salmon	sulec	<i>Hucho hucho</i>	I	
Karausche	crucian carp	navadni koreselj	<i>Carassius carassius</i>	s	
Kesslergründling	kessler gudgeon	peščeni globoček	<i>Romanogobio kesslerii</i>	s	
Koppe	bullhead	glavač, kapelj	<i>Cottus gobio</i>	s	
Laube	bleak	zelenika	<i>Alburnus alburnus</i>	b	
Nase	nase	podust	<i>Chondrostoma nasus</i>	I	
Rotaug	roach	rdečeoka	<i>Rutilus rutilus</i>	b	
Rotfeder	rudd	rdečeperka	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	s	
Rußnase	vimba bream	ogrica	<i>Vimba vimba</i>	s	
Schleie	tench	linj	<i>Tinca tinca</i>	s	
Schneider	spirlin	pisanka	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	b	
Schrätzer	schraetser	smrkež	<i>Gymnocephalus schraetser</i>	s	
Semling	danube barbel	pohra	<i>Barbus balcanicus</i>	s	
Steinbeißer	spined loach	Navadna nežica	<i>Cobitis taenia</i>	s	
Steingreßling	danube gudgeon	zvezdogled	<i>Romanogobio uranoscopus</i>	s	
Sterlet	sterlet	kečiga	<i>Acipenser ruthenus</i>	s	
Streber	streber	upiravec	<i>Zingel streber</i>	s	
Strömer	blageon	blistavec	<i>Telestes souffia</i>	b	
Ukrainisches Bachneunauge	brook lamprey	ukrajinski potočni piškur	<i>Eudontomyzon mariae</i>	b	
Weißflossengründling	white finned gudgeon	beloplavuti globoček	<i>Romanogobio vladkovi</i>	s	
Wels	danube catfish	som	<i>Silurus glanis</i>	s	
Wildkarpfen	carp	krap	<i>Cyprinus carpio</i>	s	
Zingel	čep	zingel	<i>zingel zingel</i>	s	
I	dominant species; Leitart	b	subdominant species; typische Begleitart	s	rare species, seltene Begleitart

## Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

Deutscher Name	Slowenischer Name	Englischer Name	Wissenschaftlicher Name	Akt. Häufigkeit	Gefährdung Österreich	Gefährdung Kärnten	Leitbild
German name	Slovenian name	English name	Scientific name	act. abundance	endangerment Austria	endangerment Carinthia	reference assemblage
Aal	ječulja	eel	<i>Anguilla anguilla</i>	(+)	RF	a	a
Aalrutte	menek	burbot	<i>Lota lota</i>	(+)	VU	VU	I
Aitel	klen	chub	<i>Squalius cephalus</i>	++++			I
Äsche	lipan	grayling	<i>Thymallus thymallus</i>		VU	NT	b
Bachforelle	potočna postrv	brown trout	<i>Salmo trutta fario</i>	(+)	NT		s
Bachschmerle	babica	stone loach	<i>Barbatula barbatula</i>			EN	s
Barbe	mrena	barbel	<i>Barbus barbus</i>	+++	NT	VU	I
Bitterling	pezdirk	bitterling	<i>Rhodeus sericeus amarus</i>	+++	VU	VU	s
Blaubandbärbling	pseudorazbora	stone moroco	<i>Pseudorasbora parva</i>	(+)	NE	a	NI
Brachse	ploščič	bream	<i>Abramis brama</i>	+			s
Eilrtze	pisaneč	minnow	<i>Phoxinus phoxinus</i>		NT	VU	s
Flussbarsch	navadni ostriz	perch	<i>Perca fluviatilis</i>	+			s
Frauennerfling	platnica	danube roach	<i>Rutilus virgo</i>	++	EN	CR	s
Gründling	globoček	gudgeon	<i>Gobio gobio</i>	(+)			s
Güster	androga	white bream	<i>Abramis bjoerkna</i>				s
Hasel	klenič	dace	<i>Leuciscus leuciscus</i>	(+)	NT	NT	b
Hecht	ščuka	pike	<i>Esox lucius</i>	++	NT		b
Huchen	sulec	danube salmon	<i>Hucho hucho</i>		EN	VU	I
Karassche	navadni koreselj	cruaian carp	<i>Carassius carassius</i>		EN	VU	s
Karpfen	krap	carp	<i>Cyprinus carpio</i>	(+)			a
Wildkarpfen	krap	wild carp	<i>Cyprinus carpio</i>		EN	EN	s
Kaulbarsch	okun	ruffe	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	(+)		a	a
Kesslergründling	peščeni globoček	kessler gudgeon	<i>Romanogobio kesslerii</i>		EN	CR	s
Koppe	glavač, kape lj	bullhead	<i>Cottus gobio</i>	(+)	NT	VU	s
Laube	zelenika	bleak	<i>Alburnus alburnus</i>	++++			b
Moderlieschen	belica	sunbleak	<i>Leucaspis delineatus</i>	(+)	EN	a	a
Nase	podust	nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	+++	NT	NT	I
Regenbogenforelle	amerikana	rainbow trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	(+)		a	NI
Reinanke	ožimic	whitefish	<i>Coregonus sp.</i>	(+)			a
Rotaue	rdečeoeka	roach	<i>Rutilus rutilus</i>	+++			b
Rotfeder	rdečeperka	rudd	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	++			s
Rußnase	ogrica	wimba bream	<i>Vimba vimba</i>		VU	NT	s
Schied	bolen	asp	<i>Aspius aspius</i>	(+)	EN	a	a
Schleie	lilnj	tench	<i>Tinca tinca</i>	+	VU		s
Schneider	pisanka	spirin	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	++++		NT	b
Schrätzer	smrkez	schartser	<i>Gymnocephalus schraetser</i>		VU	RE	s
Semling	pohra	danube barbel	<i>Barbus balcanicus</i>		CR	CR	s
Sonnenbarsch	sončni ostriz	pumpkin seed	<i>Lepomis gibbosus</i>	(+)		a	NI
Steinbeißer	nežica	spined loach	<i>Cobitis taenia</i>		VU	RE	s
Steingressling	zvezdogled	danube gudgeon	<i>Gobio uranoscopus</i>		CR	CR	s
Sterlet	kečiga	sterlet	<i>Acipenser ruthenus</i>		CR	RE	s
Streber	upiravec	streber	<i>Zingel streber</i>		EN	CR	s
Strömer	blistavec	blageon	<i>Telestes souffia</i>		EN	EN	b
Weißflossengründling	beloplavuti globoček	white finned gudgeon	<i>Romanogobio vladkovi</i>	++		EN	s
Wels	som	danube catfish	<i>Silurus glanis</i>		VU		s
Zander	smuč	pikeperch	<i>Sander lucioperca</i>	(+)	NT	a	a
Zingel	čep	zingel	<i>Zingel zingel</i>	(+)	VU	EN	s
Ukrain. Bachneunauge	ukrajinski potočni piškur	Ukrainian lamprey	<i>Eudontomyzon mariae</i>	+	VU	VU	b

48 Arten

31 Arten  
21 typspezif. Arten

30 gef. Arten

23 gef. Arten

38 typspezif. Arten

abundance  
(+) *sporadic*  
+ *scarce*  
++ *regularly*  
+++ *frequently*  
++++ *dense*

Häufigkeit  
Einzelexemplare  
selten  
regelmäßig  
häufig  
sehr häufig

I	Leitart
b	typ. Begleitart
s	seltene Bgleitart
a	allochthone Art
NI	neozoa

dominant species  
subdominant species  
rare species  
allochthonous species  
neozoa

Wolfram G. & Mikschi E. 2006: Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs  
Honsig-Erlenburg W & Friedl, T. 1999: Rote Liste der Fische und Neunaugen Kärntens

RE regionally extinct regional ausgestorben oder verschollen  
CR critically endangered vom Aussterben bedroht (critically endangered)  
EN endangered Stark gefährdet (endangered)  
VU vulnerable Gefährdet (vulnerable)  
NT near threatened Gefährdung droht (near threatened)

## 4.2 Aktuelle Artenzusammensetzung

Im Zuge der fischökologischen Untersuchungen mittels verschiedener Befischungsmethoden wurde der Stauraum Dravograd im Jahr 2006 und 2007 zu drei Terminen befischt (Frühj.06 / Herbst 07 / Frühj.07, Tab. 10).

Insgesamt konnten 31 Fischarten nachgewiesen werden. Von den 31 nachgewiesenen Arten gelten nur 21 als gewässertypspezifisch, die übrigen 10 Arten sind allochthon (Aal, Spiegelkarpfen, Kaulbarsch, Moderlieschen, Reinanke, Schied, Zander) bzw. handelt es sich um Neozoen (Blaubandbärbling, Regenbogenforelle, Sonnenbarsch) (Tab. 9, unten). Weiters wurden der Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) und die Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) nachgewiesen.

Das für den Stauraum erstellte Leitbild (siehe Tab. 9 oben) beinhaltet 38 typspezifische Arten, von denen wie gesagt nur 21 Arten bei diesem Projekt nachgewiesen werden konnten. Bei den 17 nicht nachgewiesenen Arten handelt es sich um Äsche, Bachschmerle, Elritze, Güster, Huchen, Wildkarpfen, Kesslergründling, Russnase, Schrätzer, Semling, Steinbeißer, Steingressling, Sterlet, Streber, Strömer und Wels. Obwohl der Wels bei dieser Befischung nicht nachgewiesen werden konnte, wird er laut Angaben der Fischer im Stauraum gefangen. Der Huchen ist in diesem Abschnitt als Leitart zu sehen, die Äsche als typische Begleitart, der Rest der vermissten Arten wurden im Leitbild als seltene Begleitarten eingestuft.

## Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

Tab. 10: Liste der gefangenen Fischarten und Häufigkeiten für alle 3 Befischungstermine (Grau unterlegt sind Arten, die nur bei dieser Befischung nachgewiesen wurden)

	Herbst 06	Frühj. 06	Frühj. 07
Deutscher Name	Abundanz	Abundanz	A
Aalrutte	(+)		
Aitel	++++	+++	+++
Bachforelle	+	(+)	++
Bachneunauge	(+)	(+)	
Barbe	+++	+	++
Bitterling	++	++	
Blaubandbärbling	(+)		
Brachse	(+)		
Flussbarsch	++	(+)	(+)
Frauennerfling	++	(+)	++
Gründling	(+)	(+)	
Hasel	(+)	(+)	++
Hecht	++	(+)	(+)
Karpfen	+	(+)	
Kaulbarsch	(+)		
Koppe	(+)	(+)	
Laube	+++	+++	++++
Nase	+++	++	++++
Regenbogenforelle	(+)		
Reinanke	(+)		
Rotaugen	+++	++	+
Rotfeder	(+)	(+)	
Schied	(+)		
Schleie	(+)	(+)	
Schneider	+++	+++	
Sonnenbarsch	(+)		
Weißflossengründling	++		
Zingel	(+)		
Aal		(+)	
Zander		(+)	
Moderlieschen		(+)	
	<b>28 Arten</b>	<b>21 Arten</b>	<b>10 Arten</b>
	Ind./ha	abundance	Häufigkeit
(+)	0-10	<i>sporadic</i>	Einzelexemplare
+	10-30	<i>scarce</i>	selten
++	30-100	<i>regularily</i>	regelmäßig
+++	100-500	<i>frequently</i>	häufig
++++	500	<i>dense</i>	sehr häufig

In der Tab. 9 (unten) werden die, in diesem Projekt gefangenen Fischarten, in der Spalte „aktuelle Häufigkeit“ aufgelistet, wobei hier in der Spalte rechts daneben auch der Gefährdungsstatus gemäß der aktuellen Roten Liste für Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006) sowie der Roten Liste für das Bundesland Kärnten (HONSIG-ERLENBURG & FRIEDL, 1999) dokumentiert ist.

Im Stauraum dominiert derzeit mit Abstand der Aitel (*Squalius cephalus*), unmittelbar gefolgt von Laube (*Alburnus alburnus*) und Schneider (*Alburnoides bipunctatus*), weiterhin Rotauge (*Rutilus rutilus*), Barbe (*Barbus barbus*) und Bitterling (*Rhodeus amarus*). Die Nase (*Chondrostoma nasus*) ist ebenfalls noch als häufig einzustufen, Frauenerfling (*Rutilus virgo*), Hecht (*Esox lucius*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) und Weißflossengründling (*Romanogobio vladykovi*) sind regelmäßig anzutreffen, die übrigen Fischarten nur selten bzw. vereinzelt.

Wie schon oben erwähnt, gelten von den 31 nachgewiesenen Arten nur 22 als gewässertypspezifisch, die übrigen sind allochthon bzw. handelt es sich um Neozoen.

In der letzten Spalte der Tab. 9 (unten) wird das historische Leitbild für den Drauabschnitt zwischen Lavamünd und Dravograd präsentiert, das die Situation rund um 1900 vor dem Aufstau, der energiewirtschaftlichen Nutzung und den Regulierungen darstellt. Das Leitbild umfasst 38 Arten, wobei Aalrutte, Aitel, Barbe, Hasel, Huchen und Nase als Leitarten, Äsche, Hecht, Laube, Ukrainisches Bachneunauge, Rotauge, Schneider und Strömer als typische Begleitarten ausgewiesen werden. Die übrigen Arten werden als seltene Begleitarten eingestuft. Besonders hervorzuheben ist das Vorkommen des in Österreich sehr seltenen Frauenerflings (*Rutilus virgo*) sowie des bodenorientierten, gefährdeten Zingels (*Zingel zingel*). Unter den bedrohten Arten ist der Frauenerfling in der unteren Drau noch vergleichsweise häufig.

In Tab. 11 werden den Fischarten die dazu gehörigen Fischregionsindices, Strömungsgilden und Reproduktionsgilden zugeteilt, um auf etwaige Habitatsansprüche im Stauraum rückschließen zu können.

Tab. 11: Zuordnung Fischregionenindex, Strömungsgilde und Reproduktionsgilde (aus SCHOTZKO et al., 2007)

<b>Fischart (Deutscher Name)</b>	<b>Fischregionenindex</b>	<b>Strömungsgilde</b>	<b>Reproduktionsgilde</b>
<i>Aal</i>	5,6	katadrom	pelagophil
<i>Aalrutte</i>	5,4	rhithral	litho/pelagophil
<i>Aitel</i>	6,0	eurytop	lithophil
<i>Äsche</i>	5,0	rhithral	lithophil
<i>Bachforelle</i>	3,8	rhithral	lithophil
<i>Bachschmerle</i>	5,5	rheophil A	psammophil
<i>Barbe</i>	6,2	rheophil A	lithophil
<i>Bitterling</i>	6,5	stagnophil	ostracophil
<i>Brachse</i>	6,4	rheophil B	phyto/lithophil
<i>Donaukaulbarsch</i>	6,7	rheophil B	phyto/lithophil
<i>Elritze</i>	5,0	rhithral	lithophil
<i>Flussbarsch</i>	6,7	eurytop	phyto/lithophil
<i>Frauennerfling</i>	6,0	rheophil A	lithophil
<i>Giebel</i>	6,4	eurytop	phytophil
<i>Goldsteinbeißer</i>	6,3	rheophil A	phytophil
<i>Gründling</i>	6,0	rheophil A	psammophil
<i>Güster</i>	6,7	rheophil B	phyto/lithophil
<i>Hasel</i>	6,3	rheophil A	phyto/lithophil
<i>Hecht</i>	6,2	eurytop	phytophil
<i>Huchen</i>	5,7	rhithral	lithophil
<i>Hundsfisch</i>	6,5	stagnophil	phytophil
<i>Karausche</i>	6,5	stagnophil	phytophil
<i>Kaulbarsch</i>	6,8	rheophil B	phyto/lithophil
<i>Kesslergründling</i>	6,3	rheophil A	lithophil
<i>Koppe</i>	4,0	rhithral	speleophil
<i>Laube</i>	6,4	eurytop	phyto/lithophil
<i>Marmorierte Grundel</i>	6,7	rheophil B	speleophil
<i>Moderlieschen</i>	6,5	stagnophil	phytophil
<i>Nase</i>	5,9	rheophil A	lithophil
<i>Nerfling</i>	6,4	rheophil B	lithophil
<i>Neunauge</i>	5,1	rheophil A	lithophil
<i>Perlfisch</i>	6,0	rheophil B	lithophil
<i>Reinanke</i>	6,7	anadrom	pelagophil
<i>Rotauge</i>	6,4	eurytop	phyto/lithophil
<i>Rotfeder</i>	6,7	stagnophil	phytophil
<i>Rußnase</i>	6,4	rheophil B	lithophil
<i>Schied</i>	6,5	rheophil B	lithophil
<i>Schlammpeitzger</i>	6,5	stagnophil	phytophil
<i>Schleie</i>	6,7	stagnophil	phytophil
<i>Schneider</i>	5,6	rheophil A	lithophil
<i>Schrätzer</i>	6,3	rheophil A	lithophil
<i>Seeforelle</i>	4,5	anadrom	lithophil
<i>Seelaube</i>	6,4	anadrom	lithophil
<i>Semling</i>	6,0	rheophil A	lithophil
<i>Sichling</i>	6,5	eurytop	phyto/lithophil
<i>Steinbeißer</i>	6,3	rheophil A	phytophil
<i>Steingressling</i>	6,0	rheophil A	lithophil
<i>Sterlet</i>	6,6	rheophil A	litho/pelagophil
<i>Streber</i>	6,0	rheophil A	lithophil
<i>Strömer</i>	5,4	rhithral	lithophil
<i>Weißflossengründling</i>	6,5	rheophil A	lithophil

## Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

Fischart (Deutscher Name)	Fischregionenindex	Strömungsgilde	Reproduktionsgilde
Wels	6,7	rheophil B	phytophil
Wildkarpfen	6,5	rheophil B	phytophil
Wolgazander	6,8	rheophil B	phyto/lithophil
Zander	6,7	rheophil B	phytophil
Zingel	6,3	rheophil B	lithophil
Zobel	6,6	rheophil A	lithophil
Zope	6,5	rheophil B	lithophil

### 4.3 Artenverteilung

In Abb. 41 bis 43 wird die Fischartenzusammensetzung der Befischungstermine Frühjahr 06 und Herbst 06 dargestellt.

Im Frühjahr 2006 stellten Aitel (33 %), Laube (21 %), Rotauge (16 %), Nase (12 %) und Schneider (6 %) die dominanten Fischarten am Gesamtfang dar.

Die Laube dominierte mit 48 %, neben dem Schneider mit 20 %, im ersten Abschnitt und nahm bis zum 4. Abschnitt stetig ab. Auch der Schneider war nur in den ersten beiden Abschnitten vorhanden. Die dominierende Fischart im Abschnitt 2 und 3 stellte der Aitel dar, gefolgt von Laube, Nase. Im letzten Abschnitt (Rückstaubereich) dominierte das eurytope Rotauge mit 64 %. Hechte, Schleie, Brachse und Flussbarsche waren das erste Mal im Abschnitt 3 und 4 zu finden. Der Bitterling war nur im Abschnitt 2 und 3 repräsentativ vertreten.

Im Herbst 2006 stellten Aitel (30 %), Schneider (19 %), Laube (17 %), Rotauge (11 %) und Nase (7 %) die dominanten Fischarten am Gesamtfang dar. Im ersten Abschnitt dominierte der Schneider (38%), neben der Laube mit 29 %. Der Schneider war nur in den ersten zwei Abschnitten zu finden. Die dominierende Fischart im Abschnitt 2 und 3 stellte der Aitel dar. Der Frauenerfling wurde in allen vier Abschnitten nachgewiesen.

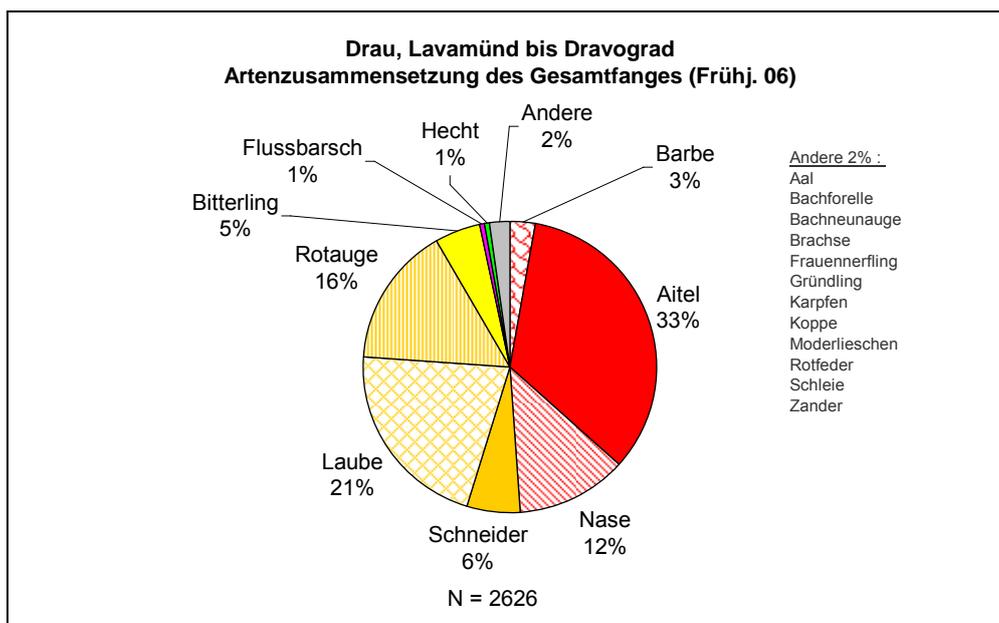


Abb. 41: Artenzusammensetzung des Gesamtstaues (Lavamünd bis Dravograd) für den Befischungstermin (Frühjahr 2006)

Species Composition (Lavamünd to Dravograd) spring 2006

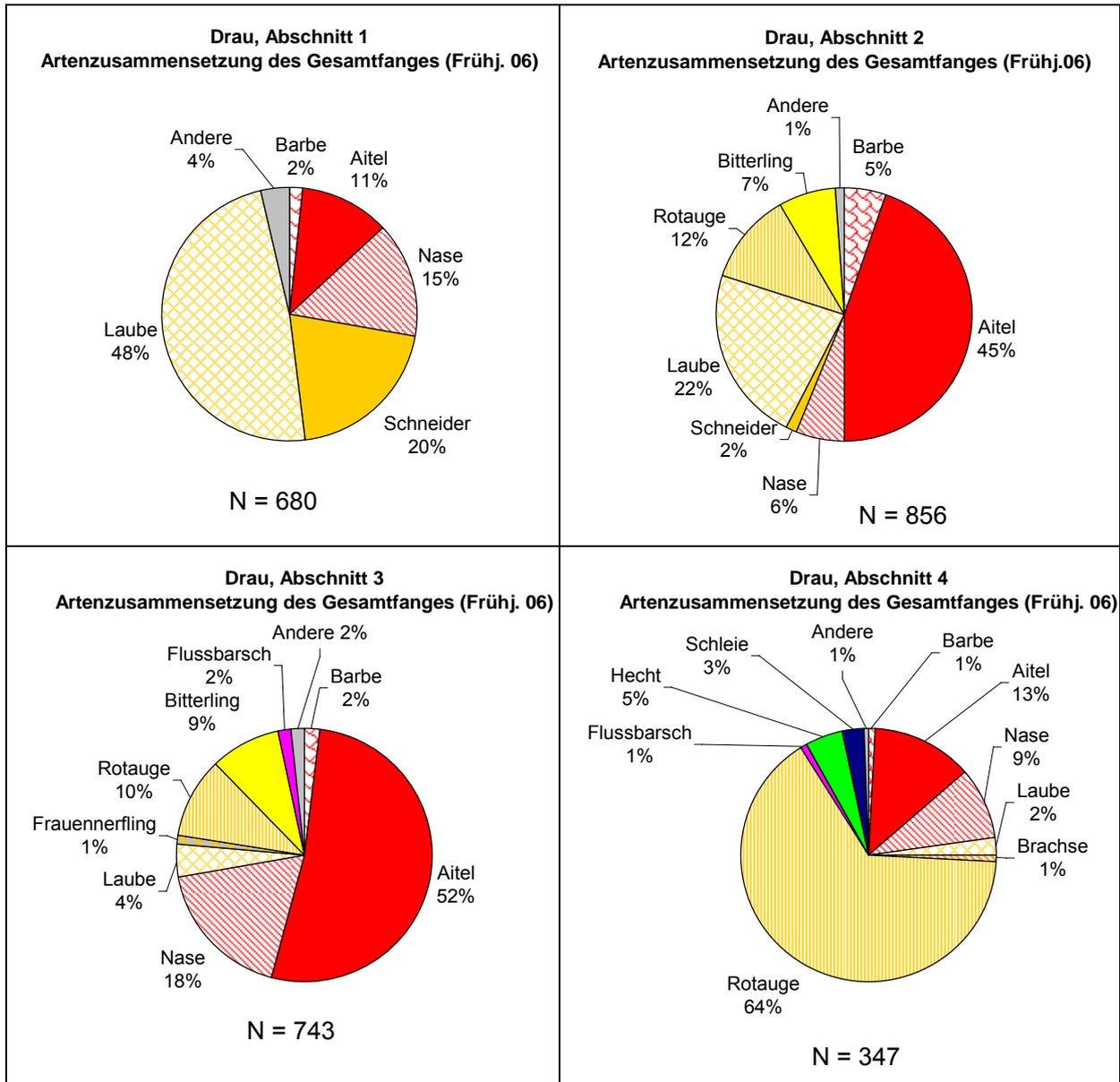


Abb. 42: Artenzusammensetzung der einzelnen Abschnitte für den Befischungstermin (Frühjahr 2006)  
Species Composition for each section (section 1 to 4) spring 2006

Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

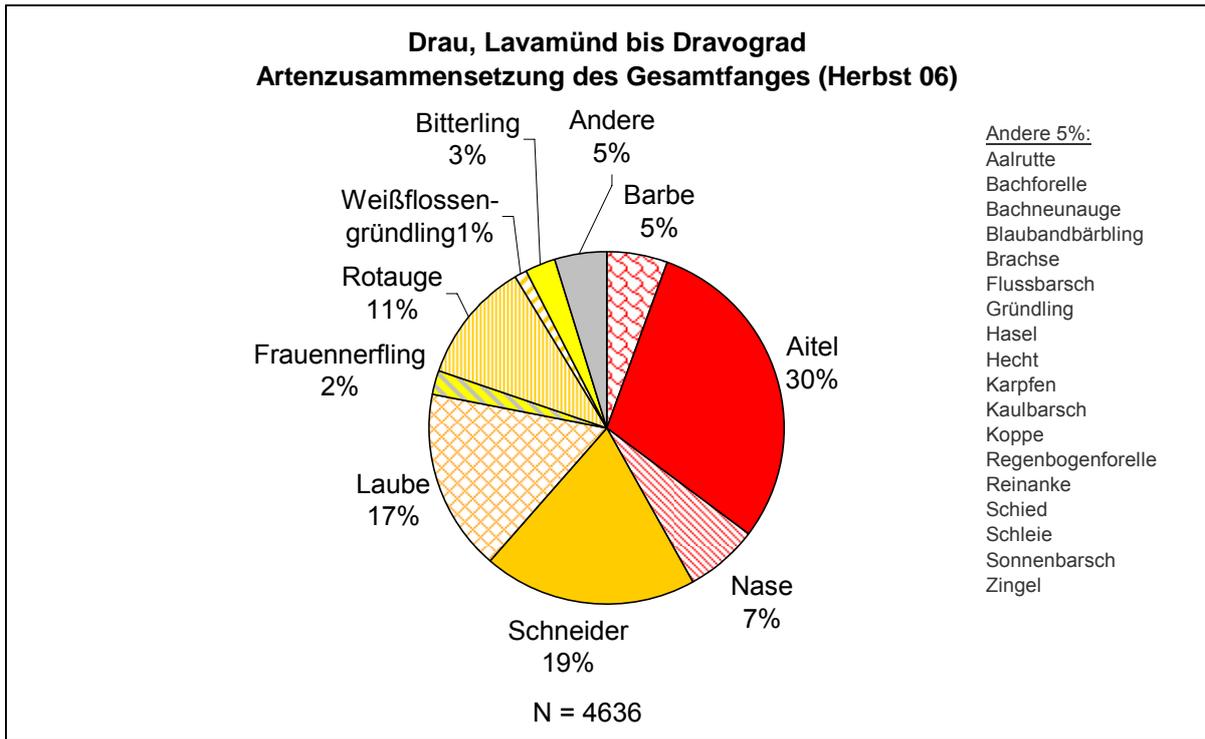
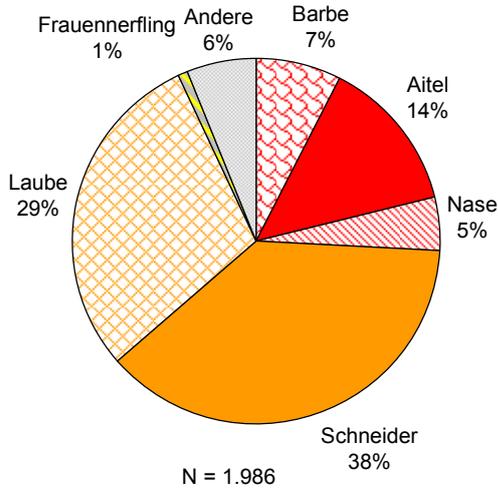


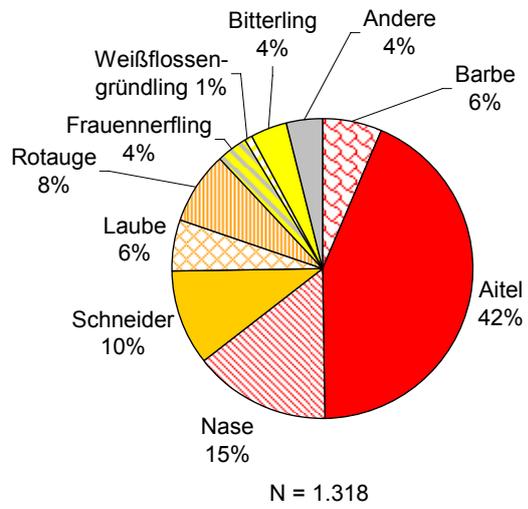
Abb. 43: Artenzusammensetzung des Gesamtstaues (Lavamünd bis Dravograd) für den Befischungstermin (Herbst 2006)

Species Composition (Lavamünd to Dravograd) fall 2006

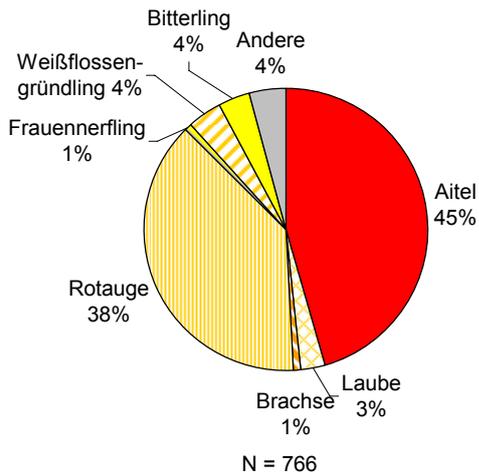
**Drau, Abschnitt 1**  
Artenzusammensetzung des Gesamtfanges (Herbst 06)



**Drau, Abschnitt 2**  
Artenzusammensetzung des Gesamtfanges (Herbst 06)



**Drau, Abschnitt 3**  
Artenzusammensetzung des Gesamtfanges (Herbst 06)



**Drau, Abschnitt 4**  
Artenzusammensetzung des Gesamtfanges (Herbst 06)

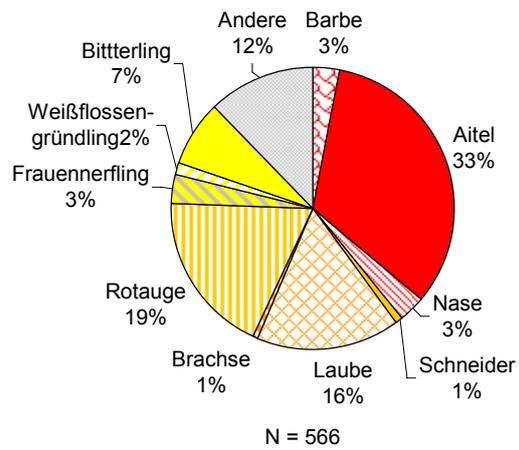


Abb. 44: Artenzusammensetzung der einzelnen Abschnitte für den Befischungstermin (Herbst 2006)  
Species Composition for each section (section 1 to 4) fall 2006

#### 4.4 Fischökologischer Zustand

Die Bewertung aufgrund der österreichischen fischökologischen Bewertungsmethode (FIA) (HAUNSCHMID et al., 2006) ergab, dass ein guter ökologischer Zustand nicht gegeben ist, insbesondere aufgrund der geringen Fischbiomassen.

Die Fischbiomasse im Stauraum übersteigt kaum 50 kg/ha und stellt somit in vielen Fällen ein Ko - Kriterium dar. Sinkt die Fischbiomasse unter 50 kg/ha wird die Bewertung mit unbefriedigend(4) und unter 25 kg/ha als schlecht eingestuft (5).

Aufgrund der geringen Datengrundlage des 1. (9.-12.05.2006) sowie 2. Befischungstermins (23.05./04.06.2007) erfolgt die Bewertung des fischökologischen Zustands basierend auf den Daten der Herbstbefischung (28.08./30.10.2008).

Der 1. 2. und 4. Abschnitt wurde mit unbefriedigend, der 3. mit mäßig und die Lavant mit gut beurteilt. Die Beurteilung des Gesamtstaus beläuft sich auf unbefriedigend (Tab. 12). Der EFI (European Fish Index) zeigt für den Stauraum im Gegensatz zum FIA einen guten bis moderaten Zustand.

Tab. 12: 2. Befischung (28.09 -30.10.2006)

Fishecological situation (28.09 -30.10.2006)

Abschnitt	FIA	Biomasse	KO	EFI
Abschnitt1 (head of reservoir)	2,4	31,5 kg/ha	4,0	good
Abschnitt2 (borderline)	2,7	37,1 kg/ha	4,0	moderate
Abschnitt3 (fishermens hut)	3,1	54 kg/ha	3,1	moderate
Abschnitt4 (Dravograd)	2,9	32,7 kg/ha	4,0	moderate
Lavant	2,2	85,9 kg/ha	2,2	good
Total (Lavamünd bis Dravograd)	2,2	38,8 kg/ha	4,0	

Aufgrund der Vorausweisung ist die Drau im betroffenen Abschnitt als erheblich veränderter Wasserkörper (heavily modified) anzusehen. Dies wurde auch durch die Österreichisch-Slowenische Draukommission bestätigt.

Eine Beurteilung des ökologischen Potentials ist derzeit aufgrund noch fehlender Bewertungsmethoden nicht möglich. Jedoch dürfte zumindest der oberste Abschnitt das gute ökologische Potential erreichen.

Beurteilt man das ökologische Potential ausgehend von den maximal möglichen Maßnahmen ohne signifikante Beeinträchtigung der Nutzung, so ist jedenfalls festzustellen, dass für die Erreichung des guten ökologischen Potentials im Epipotamal die Durchgängigkeit eine Voraussetzung darstellt. Das bedeutet, dass am KW Dravograd jedenfalls eine funktionstüchtige Fischwanderhilfe zu errichten sein wird, um den potamodromen Leitarten Barben, Nasen und Huchen das Aufwandern zu ermöglichen.

#### 4.5 Effizienz einzelner Methoden

Aufgrund des umfangreichsten Datenpools der Herbstbefischung wurde für die Berechnung und Darstellung der Effizienzen der unterschiedlichen Methoden der Datensatz der Herbstbefischung herangezogen.

In Abb. 45 sieht man einen Vergleich des auf 10 Hektar Fläche standardisierten Aufwandes von flächenbezogenen Methoden (Grundschieppnetz, Driftnetz, Elektrofischerei Tag / Nacht) für die einzelnen Abschnitte. Der Aufwand der einzelnen Methoden wurde gewichtet, um diese untereinander vergleichen zu können. Hier zeigt sich ein vergleichsweise hoher Aufwand der flächenbezogenen Methoden in Abschnitt 1, der Stauwurzel, die mittels Elektrofischerei noch recht gut erfassbar ist.

In Abb. 46 wird die Effizienz von Langleine, Stellnetzen und den verschiedenen Reusentypen miteinander verglichen. Hier liegt der Schwerpunkt klar vor der Staumauer in Dravograd, wo diese ergänzenden Methoden vornehmlich zum Einsatz kamen.

#### Standardisierter (10 ha) Aufwand von flächenbezogenen Methoden

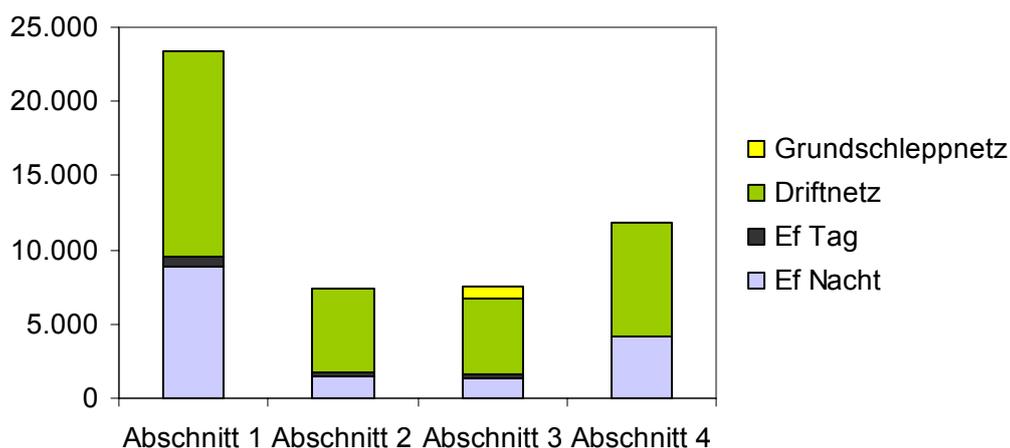


Abb. 45: Auf die jeweilige Fläche des Abschnittes bezogener und standardisierter (10 ha) Aufwand von flächenbezogener Methoden für die einzelnen Abschnitte in m<sup>2</sup>

Standardised (10ha) effort of area related methods for each section

### Standardisierter (10 ha) Aufwand von CPUE Methoden

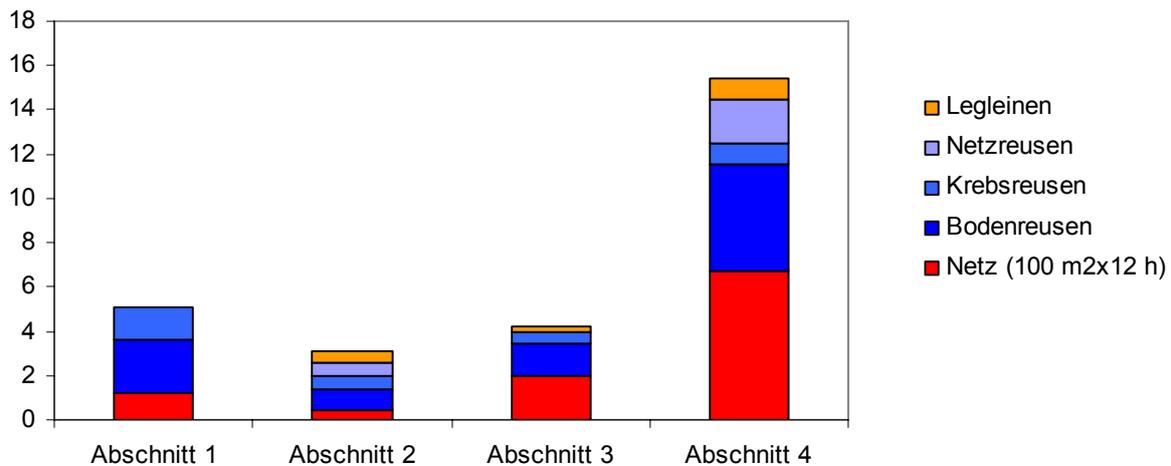


Abb. 46: Standardisierter (10 ha) Aufwand von CPUE-Methoden für die einzelnen Abschnitte  
Standardised (10 ha) effort of CPUE - methods for each section

In Abb. 47 kann man die Häufigkeit (%) der einzelnen Fischarten für die unterschiedlichen Befischungsmethoden ablesen.

Die Abb. 47 zeigt, dass die elektrischen Befischungen (Tag und Nacht), sowie die Stellnetzbefischungen, einen großen Anteil der im Stauraum vorkommenden Fischarten erfassen. Die Befischungen mit Stellnetzen (Multimaschennetzen) und Driftnetzen waren in der Flussmitte besonders erfolgreich, wobei hier insbesondere Rotaugen, Frauenerflinge, Nasen und Barben gefangen werden konnten. Das Grundschieppnetz erbrachte den Nachweis für ein regelmäßiges Vorkommen von Weißflossengründlingen auf der Flusssohle. Weiters konnten mit den Grundschieppnetzen Frauenerflinge und Lauben gefangen werden.

Mit den Langleinen wurden Aitel, Frauenerflinge und Weißflossengründlinge gefangen.

Mit den Reusen, speziell mit den „Strömungsoptimierten Reusen“, konnten auf Grund der Selektivität dieser Methodik speziell bentische Arten erfasst werden, nicht bentische Arten wurden auf Grund der Beköderung angelockt.

Abb. 48 bis Abb. 51 zeigen die Artenhäufigkeiten in Prozent für jeden Abschnitt separat an.

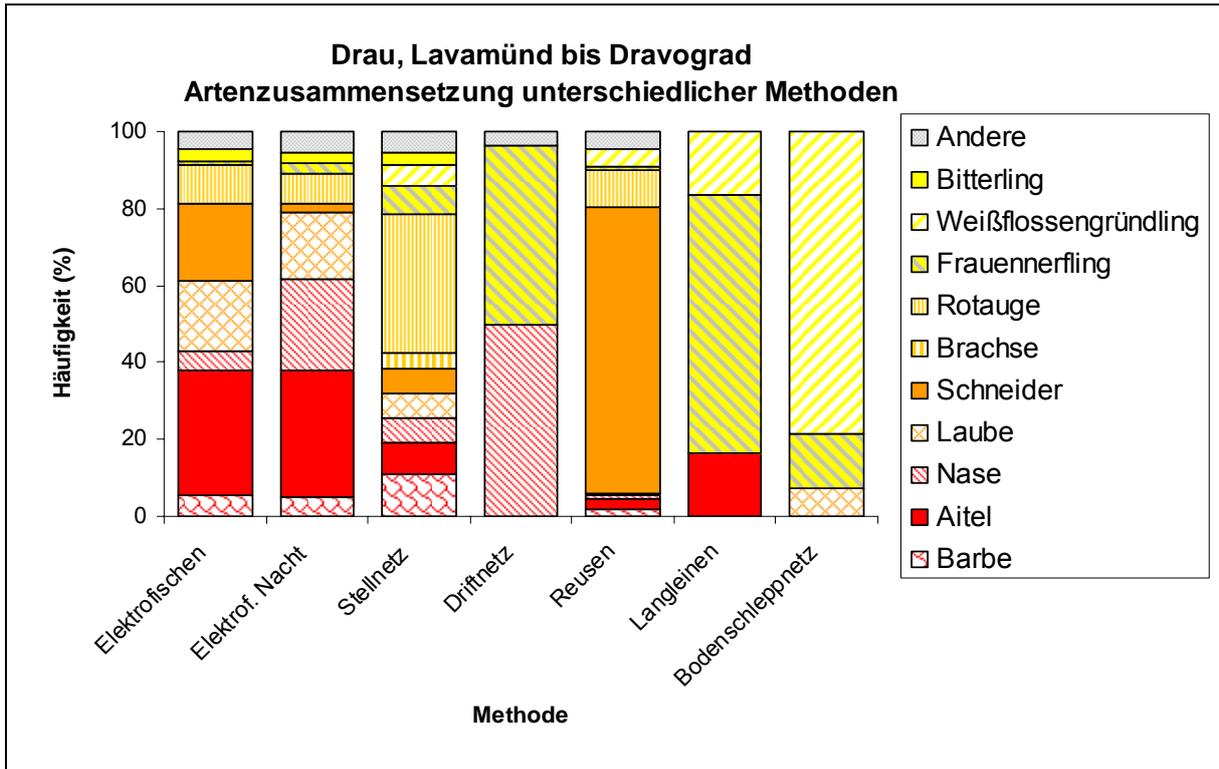


Abb. 47: Häufigkeit (%) der häufigsten Arten je Befischungsmethoden für den gesamten Stauraum Drava, Lavamünd to Dravograd. Species composition of different methods.

Abundance (%) of each species for each method

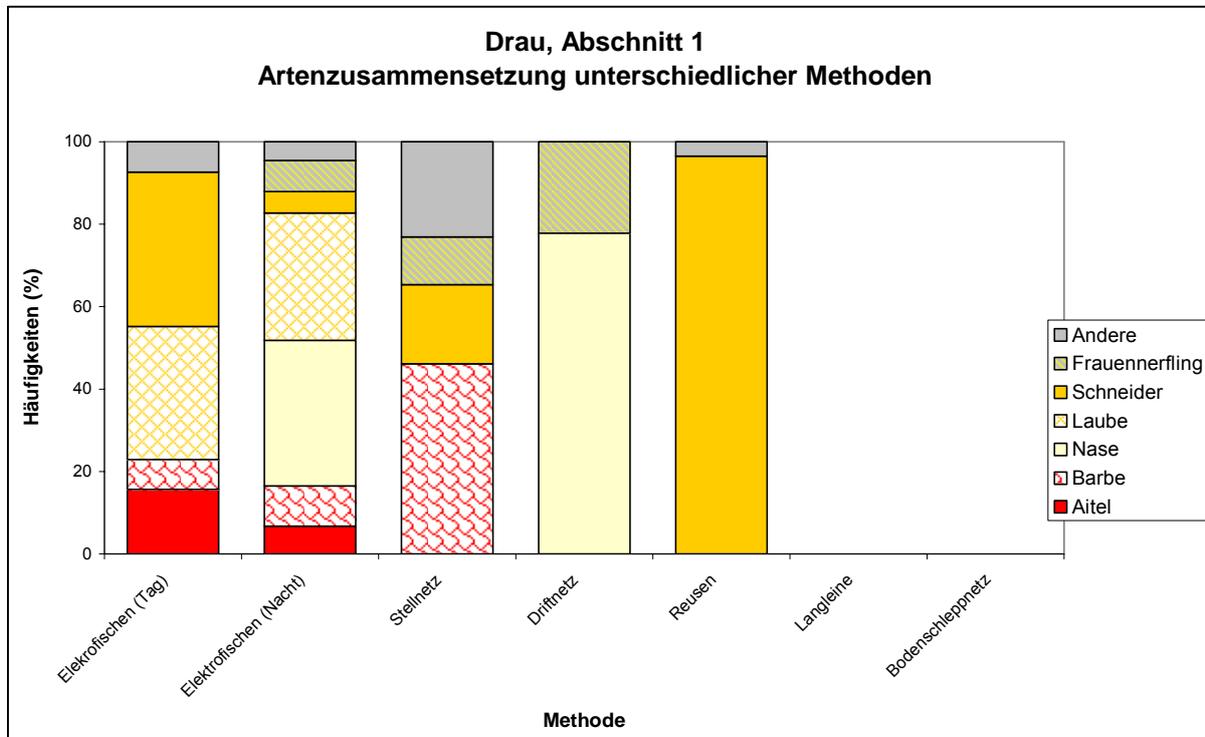


Abb. 48: Häufigkeit (%) der häufigsten Arten je Befischungsmethoden für den 1. Abschnitt Drava, section 1. Species composition of different methods.

Abundance (%) of each species for each method

Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

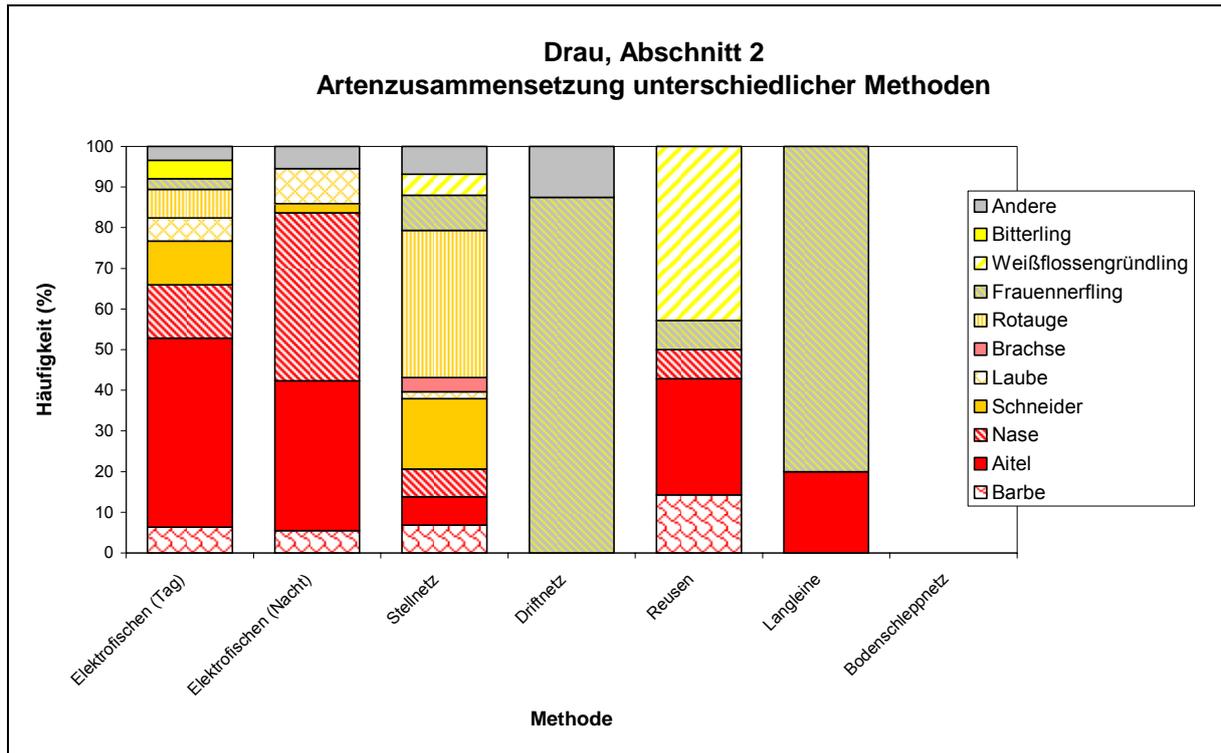


Abb. 49: Häufigkeit (%) der häufigsten Arten je Befischungsmethoden für den 2. Abschnitt

Drava, section 2. Species composition of different methods.

Abundance (%) of each species for each method

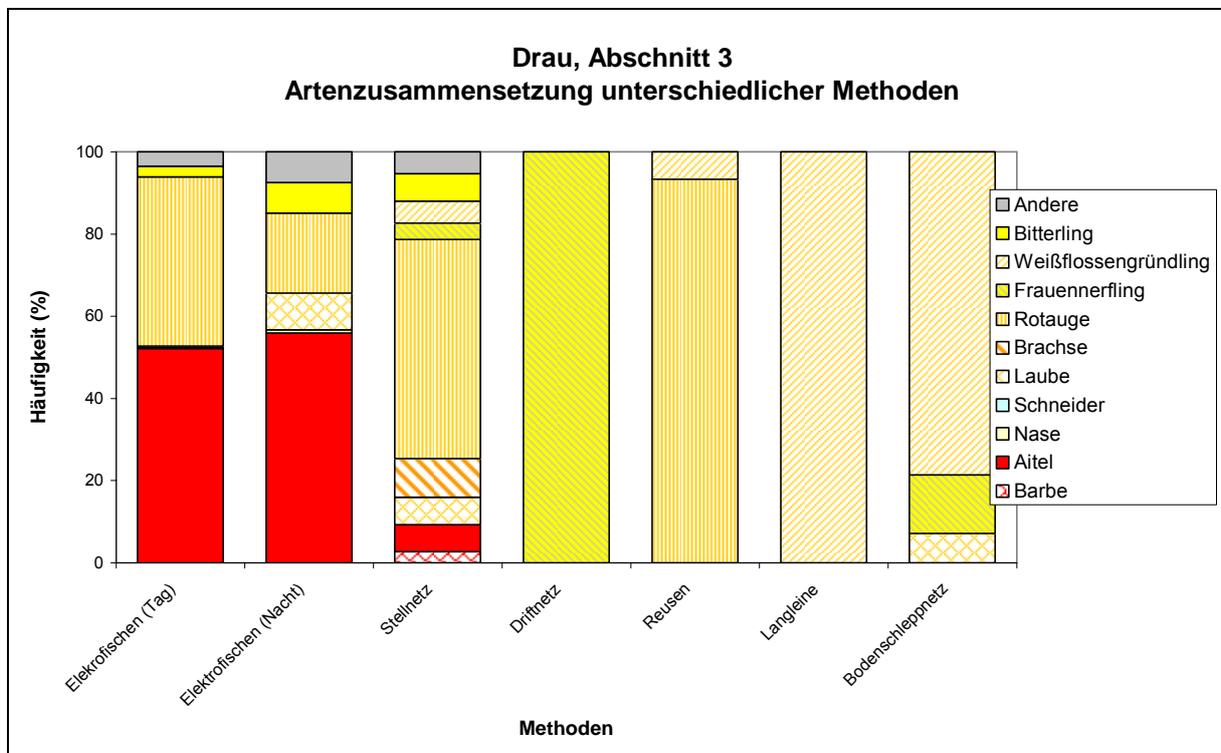


Abb. 50: Häufigkeit (%) der häufigsten Arten je Befischungsmethoden für den 3. Abschnitt

Drava, section 3. Species composition of different methods.

Abundance (%) of each species for each method

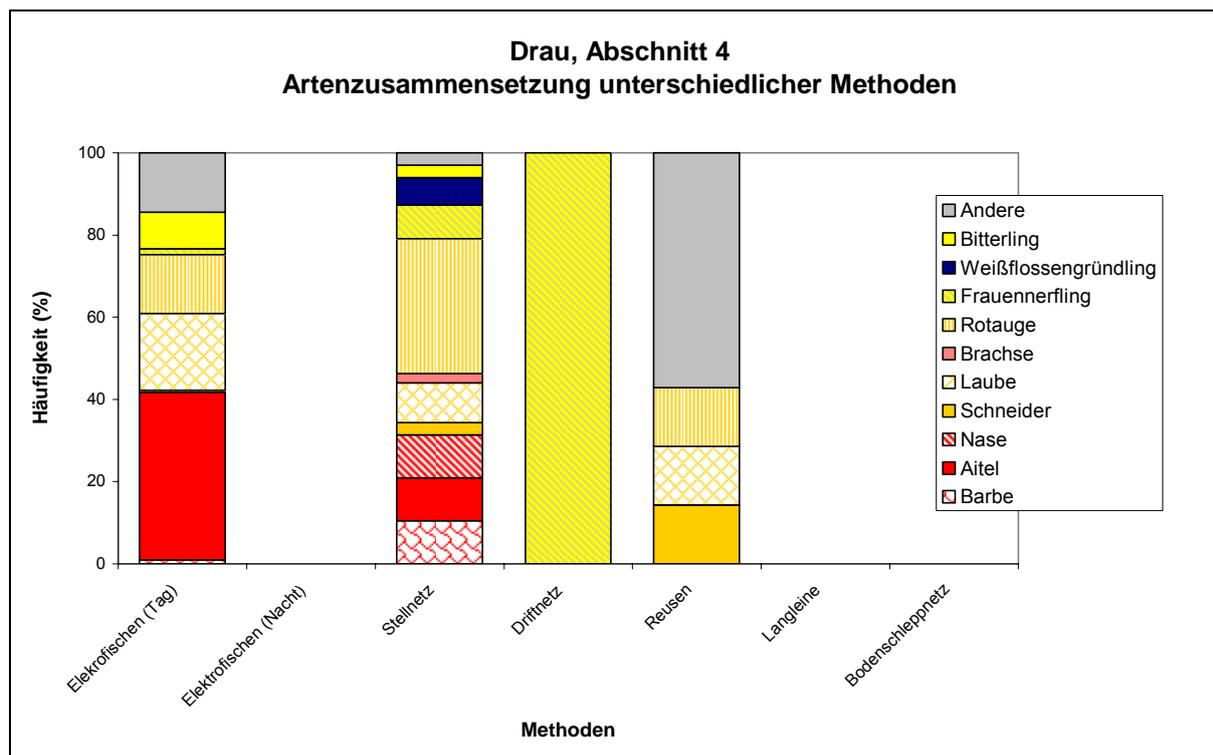


Abb. 51: Häufigkeit (%) der häufigsten Arten je Befischungsmethoden für den 4. Abschnitt

Drava, section 4. Species composition of different methods.

Abundance (%) of each species for each method

Abb. 52 spiegelt, so wie Abb. 47 bis Abb. 51, die Effizienz der einzelnen Methoden wieder, diesmal nach Fischarten geordnet.

Der Aufwand der einzelnen Methoden wurde gewichtet, um die unterschiedlichen Methoden miteinander vergleichen zu können.

So entspricht:

15 Minuten Elektrofischen = 50 m<sup>2</sup> Kiemennetz für eine Nacht = 5 Reusen für eine Nacht = 0,2 Langleinen für eine Nacht = 15 Minuten Driftnetz = 15 Minuten Grundschleppnetz

Wie schon bei den vorherigen Grafiken ersichtlich war, zeigen das Driftnetz und das Grundschleppnetz, welche in der Flussmitte eingesetzt wurden, ihre größte Effizienz beim Fang des Frauenerflings, der Laube und des Weißflossengründlings. Das Grundschleppnetz erbrachte den Nachweis für ein regelmäßiges Vorkommen von Weißflossengründlingen auf der Flusssohle.

Mittels der Elektrobefischungen konnten fast alle Arten in oft größeren Individuenzahlen nachgewiesen werden, mit Ausnahme der Brachse und des Weißflossengründlings.

Auch mit dem Stellnetz konnten außer Hecht und Karpfen alle Arten nachgewiesen werden.

Die Reusenbefischungen zeigen trotz ihrer Selektivität, vor allem die „Strömungsoptimierte Bodenreuse“, ein großes Artenspektrum, lediglich Bitterling, Brachse und Karpfen konnten nicht gefangen werden.

Mit der Langleine konnten nur drei Arten nachgewiesen werden, der Frauenerfling, der Weißflossengründling und der Aitel (siehe auch Abb. 47).

Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

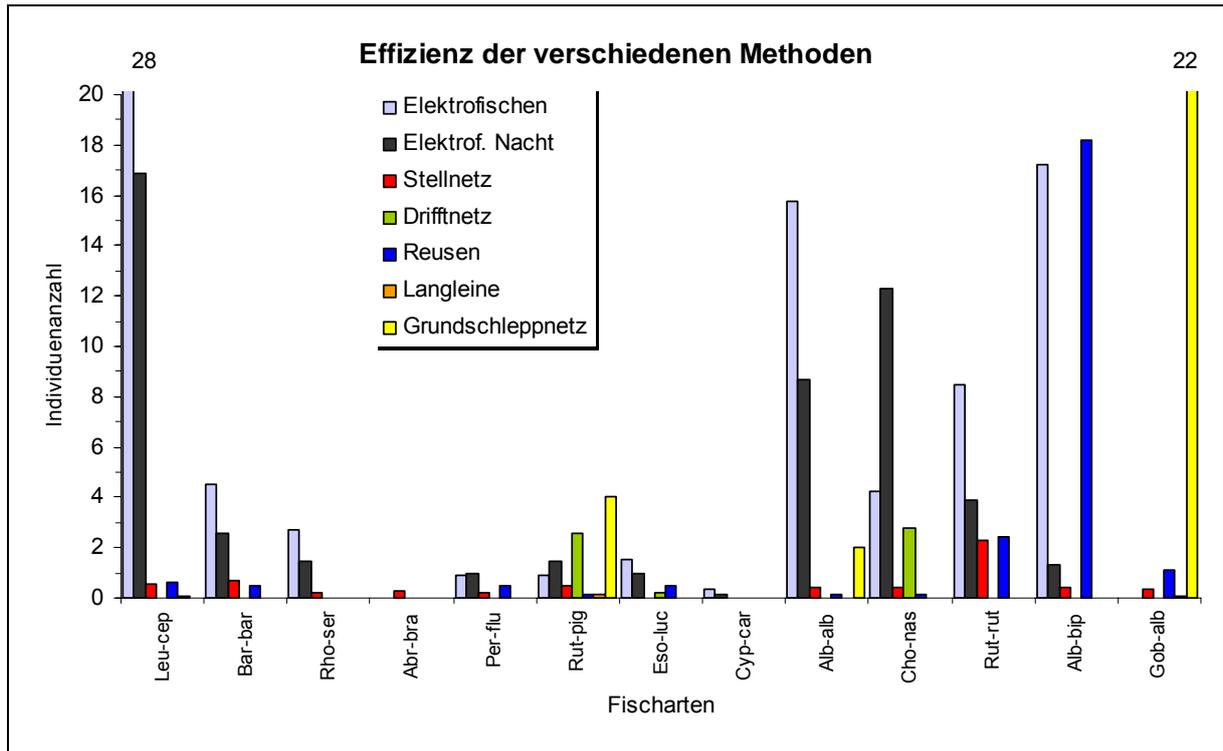


Abb. 52: Effizienz der verschiedenen Methoden (gewichtet) standardisiert bezüglich des Aufwands für die einzelnen Fischarten des gesamten Stauraums. 1 Streifen Elektrofischen = 50 m<sup>2</sup> Kiemennetz = 5 Reusen = 0,2 Langleinen = 1 Driftnetz = 1 Grundsleppnetz

Efficiency of different methods

1 strip elektrofishing = 50 m<sup>2</sup> gill-nets = 5 bottomtraps = 0,2 longline = 1 drift = bottom trawl

Abb. 53 bis Abb. 62 stellen die Wirksamkeit der einzelnen Methoden auf alle Größenklassen der wichtigsten Fischarten dar.

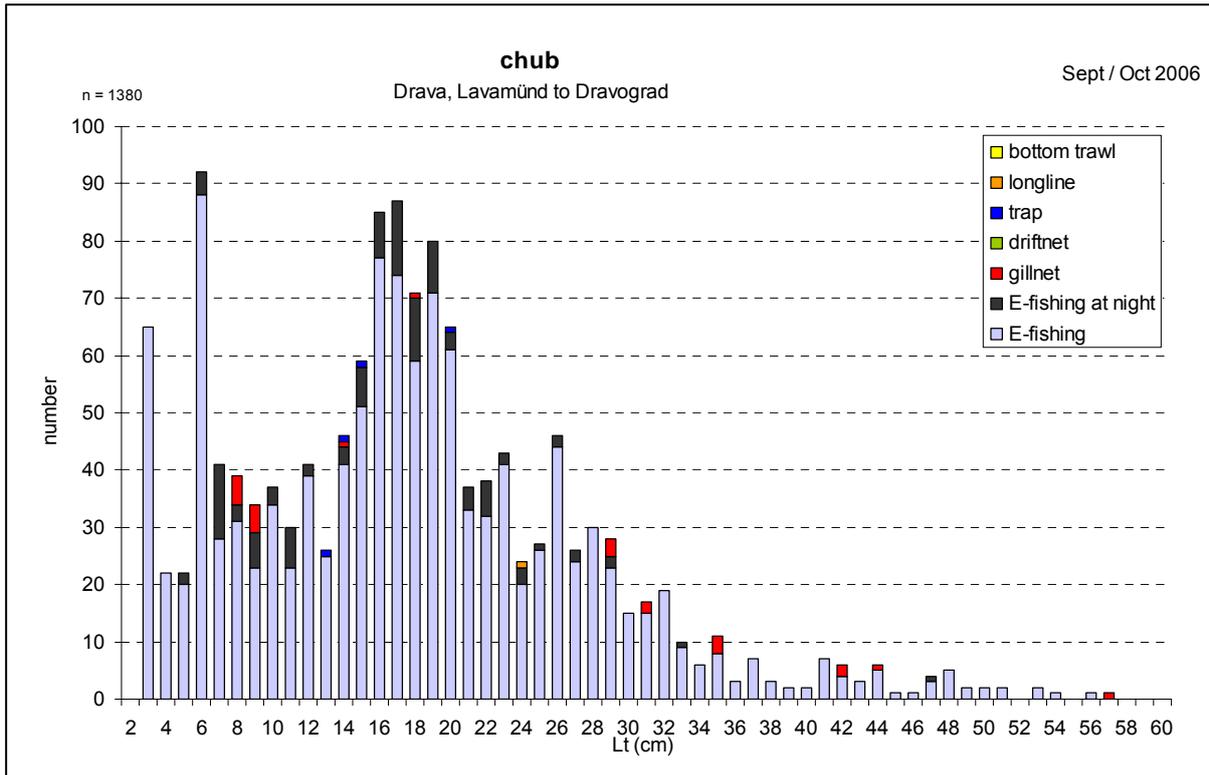


Abb. 53: Wirksamkeit der einzelnen Methoden bei verschiedenen Größenklassen des Aitel  
 Efficiency of different methods in relation to different size classes of the chub.

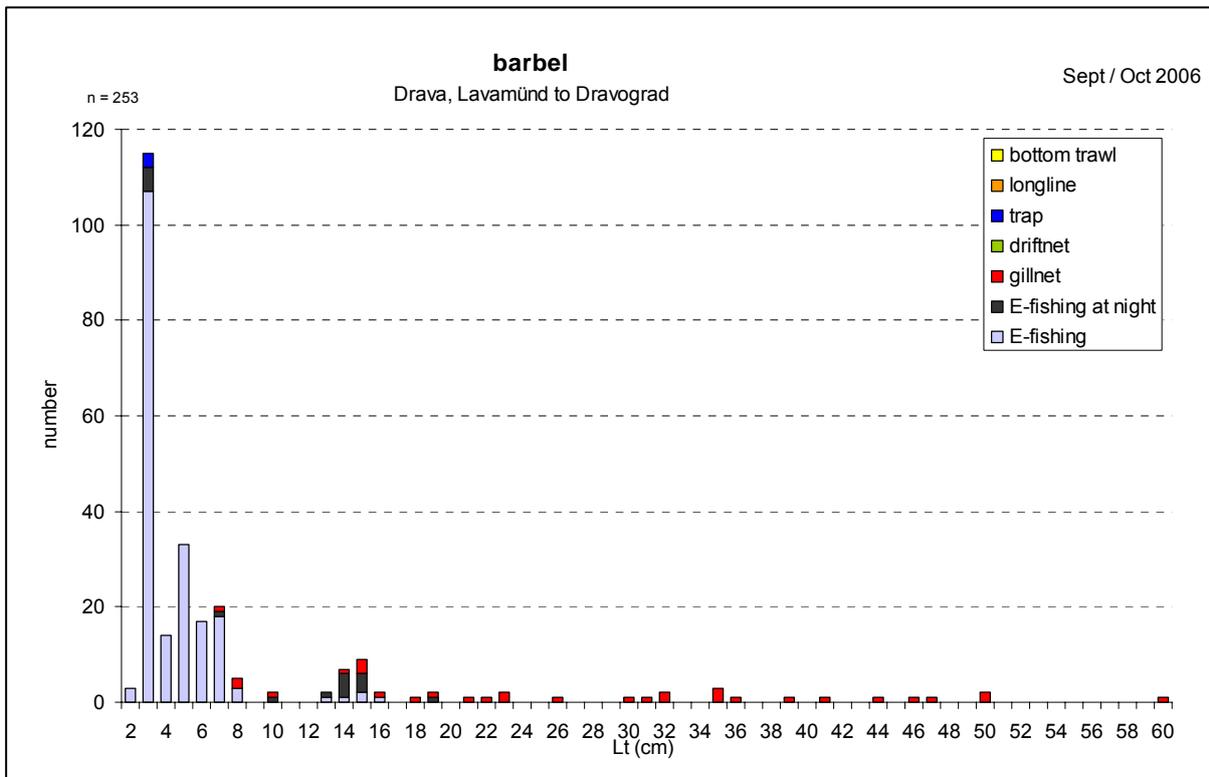


Abb. 54: Wirksamkeit der einzelnen Methoden bei verschiedenen Größenklassen der Barbe  
 Efficiency of different methods in relation to different size classes of the barbel.

Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

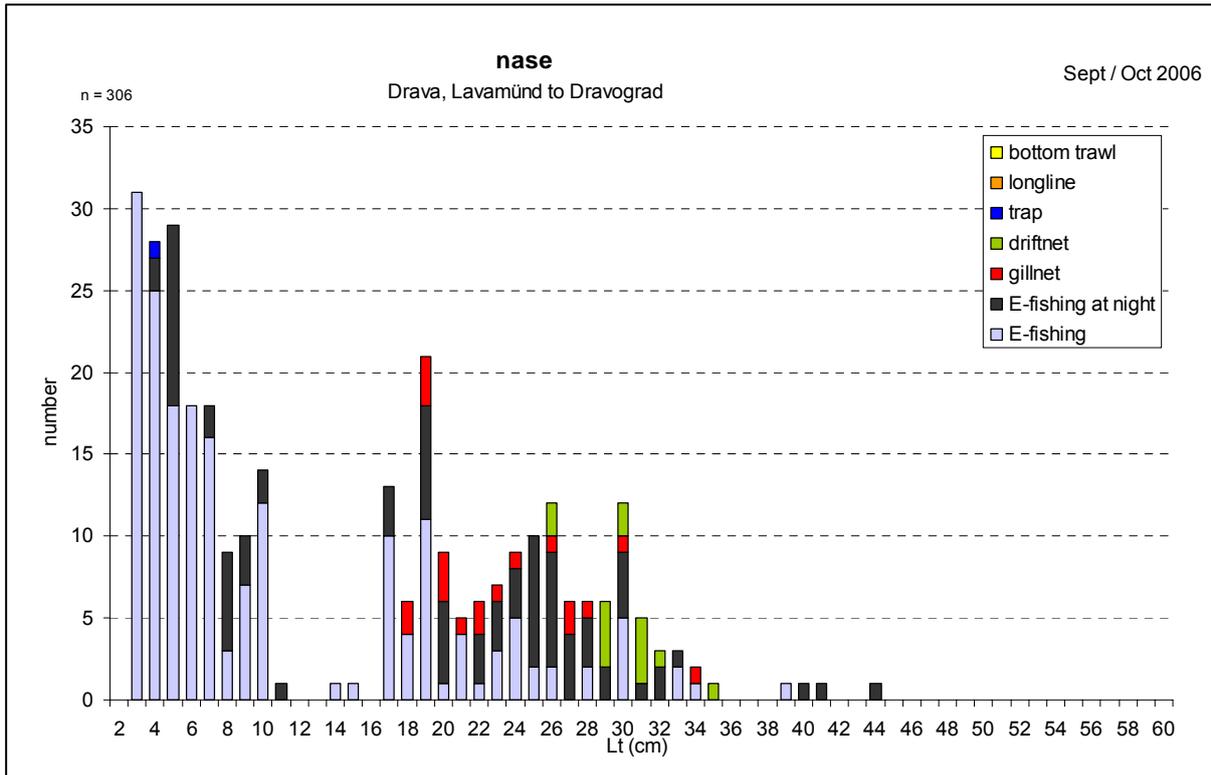


Abb. 55: Wirksamkeit der einzelnen Methoden bei verschiedenen Größenklassen der Nase  
Efficiency of different methods in relation to different size classes of the nase.

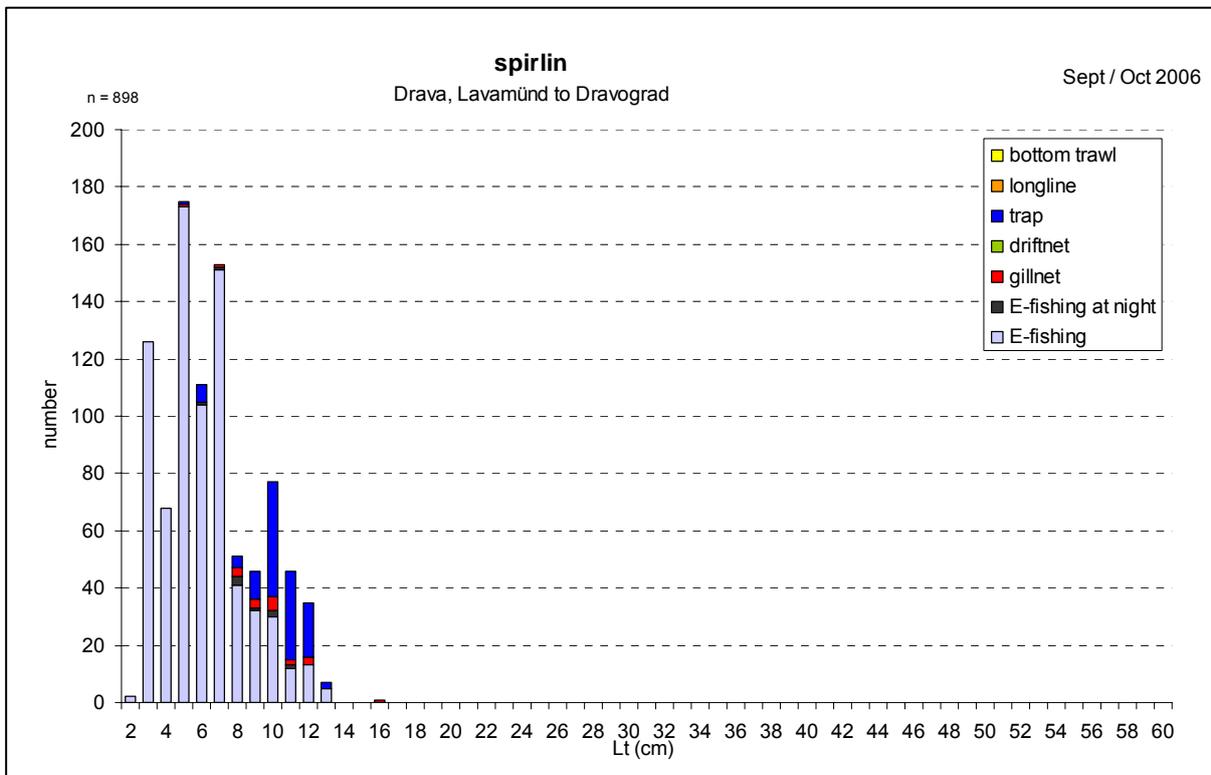


Abb. 56: Wirksamkeit der einzelnen Methoden bei verschiedenen Größenklassen des Schneiders  
Efficiency of different methods in relation to different size classes of the spiralin.

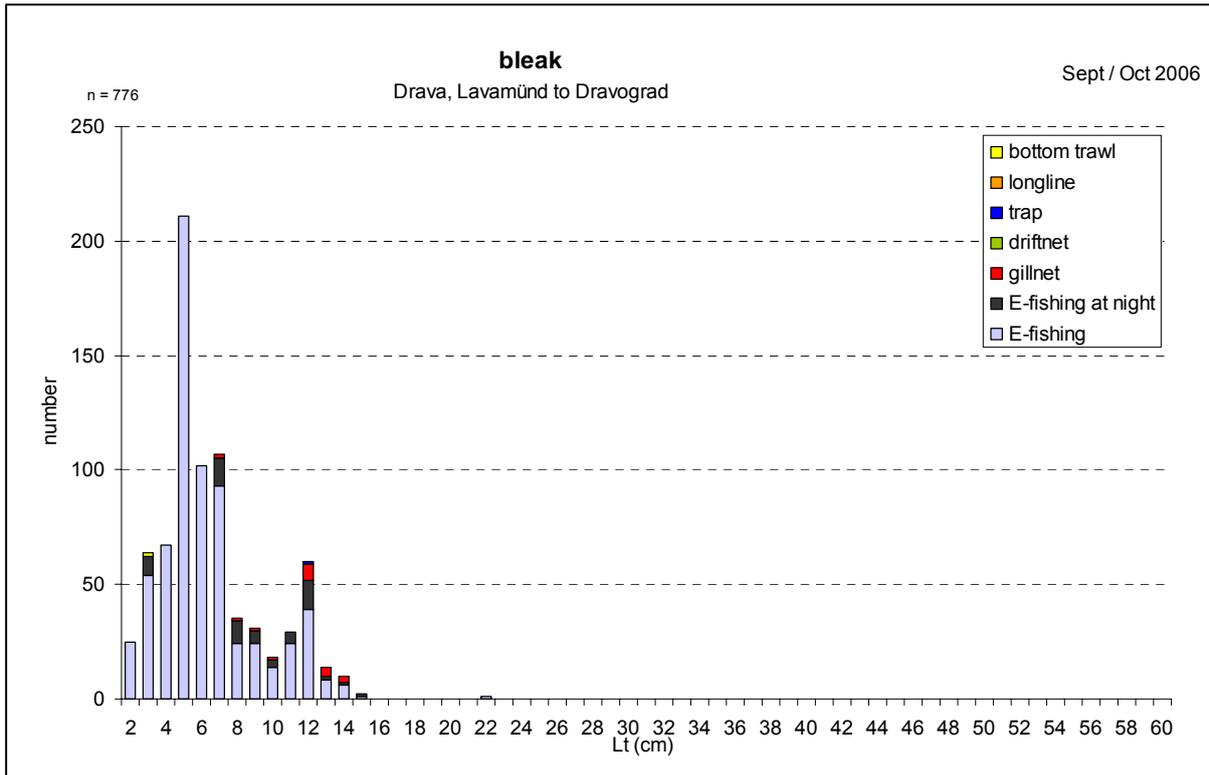


Abb. 57: Wirksamkeit der einzelnen Methoden bei verschiedenen Größenklassen der Laube  
 Efficiency of different methods in relation to different size classes of the bleak.

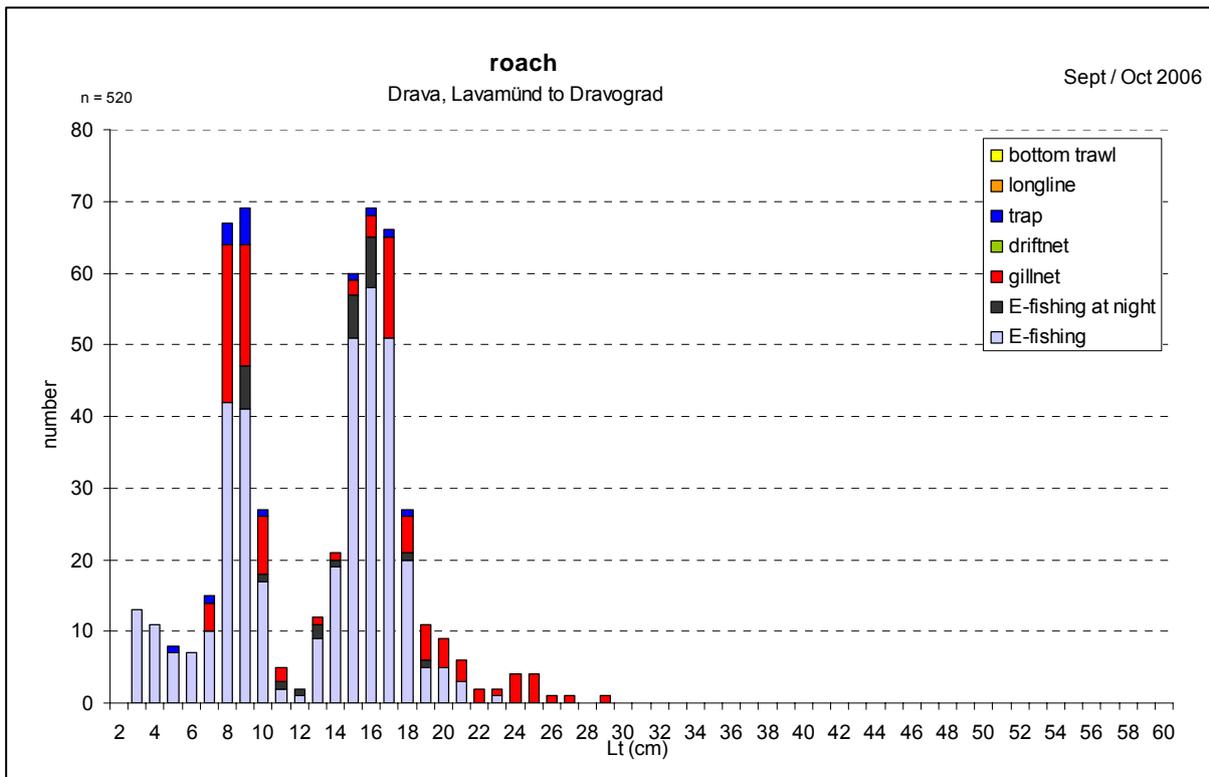


Abb. 58: Wirksamkeit der einzelnen Methoden bei verschiedenen Größenklassen des Rotauges  
 Efficiency of different methods in relation to different size classes of the roach.

Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

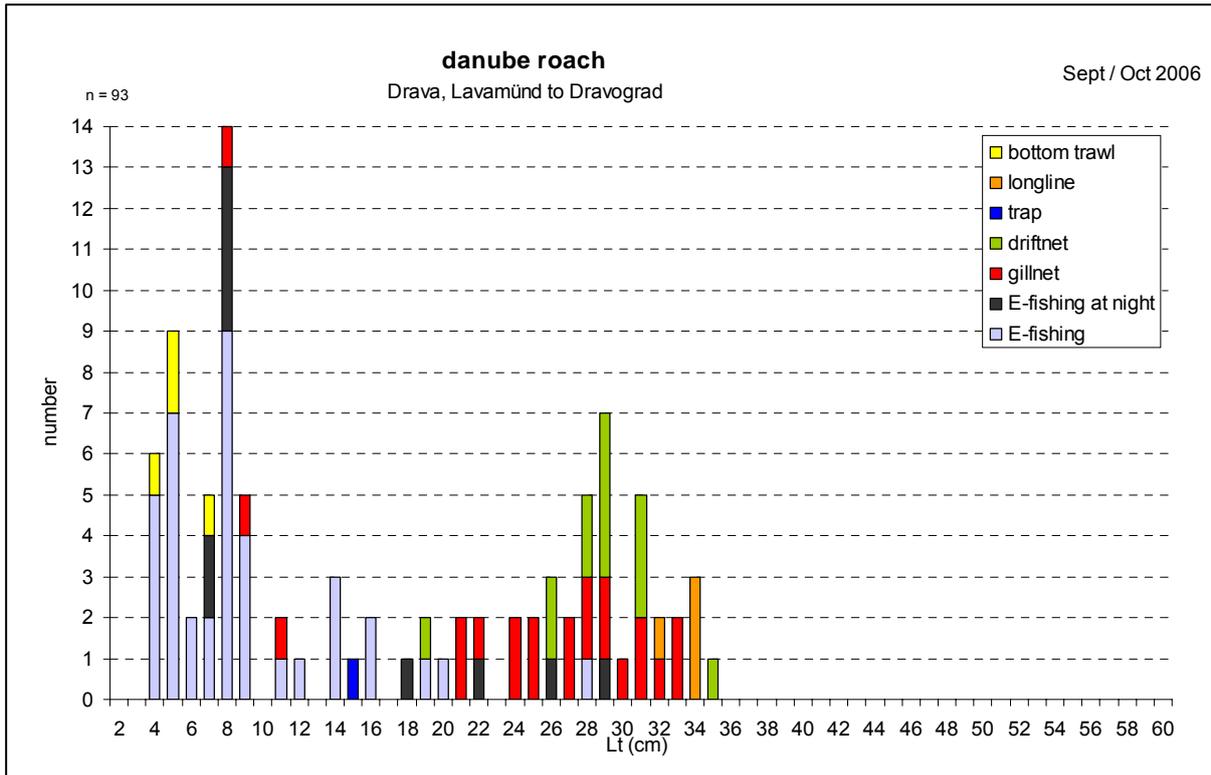


Abb. 59: Wirksamkeit der einzelnen Methoden bei verschiedenen Größenklassen des Frauenerflings  
Efficiency of different methods in relation to different size classes of the danube roach.

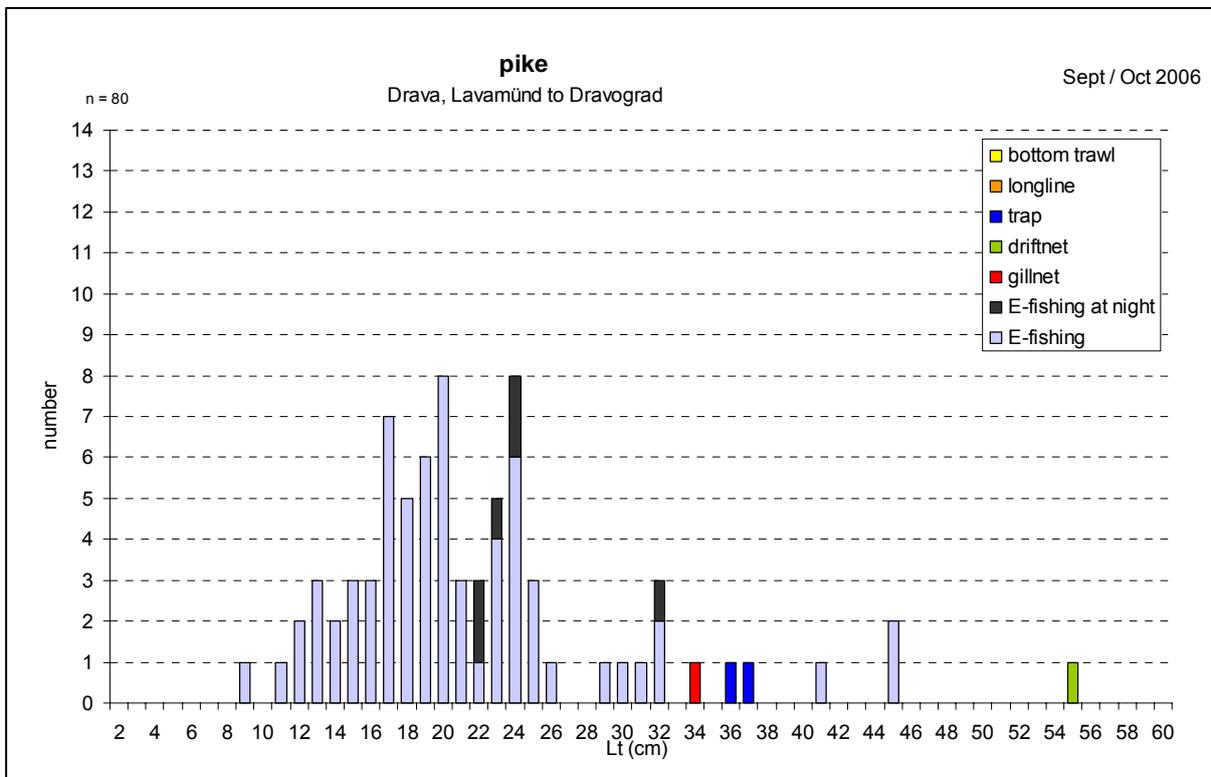


Abb. 60: Wirksamkeit der einzelnen Methoden bei verschiedenen Größenklassen des Hechtes  
Efficiency of different methods in relation to different size classes of the pike.

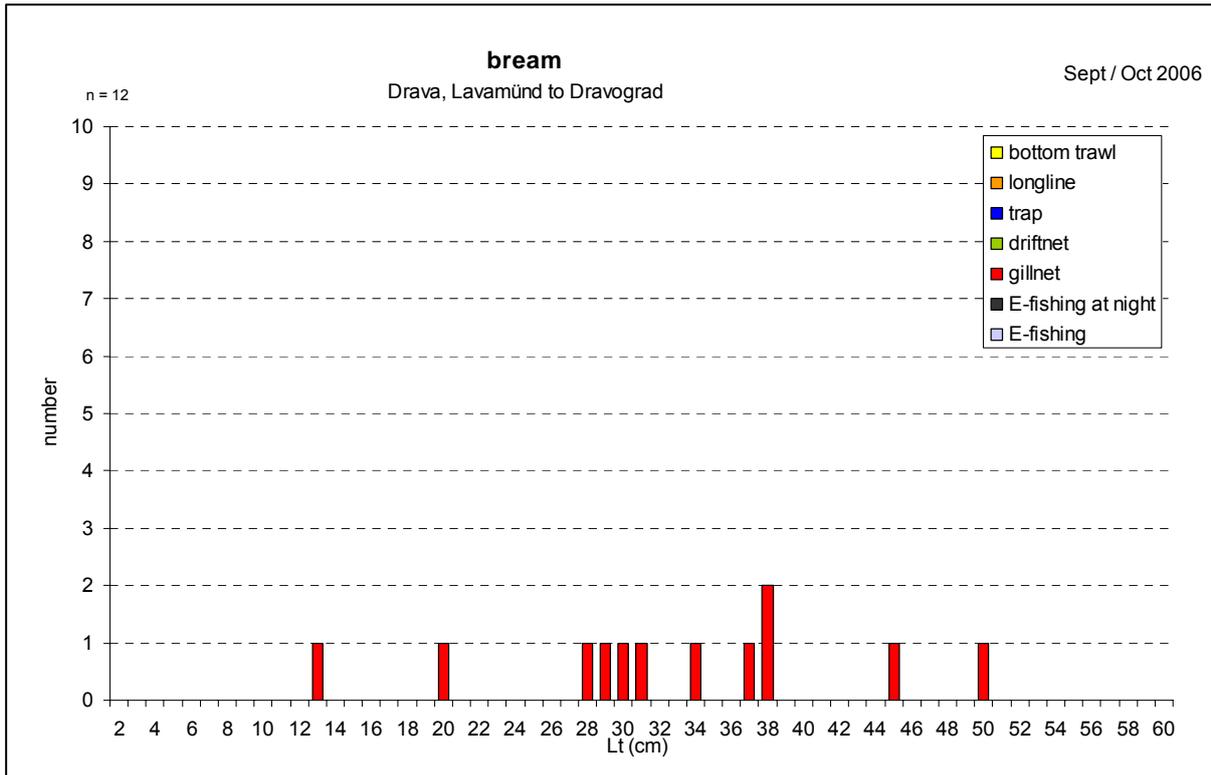


Abb. 61: Wirksamkeit der einzelnen Methoden bei verschiedenen Größenklassen der Brachse.  
 Efficiency of different methods in relation to different size classes of the bream.

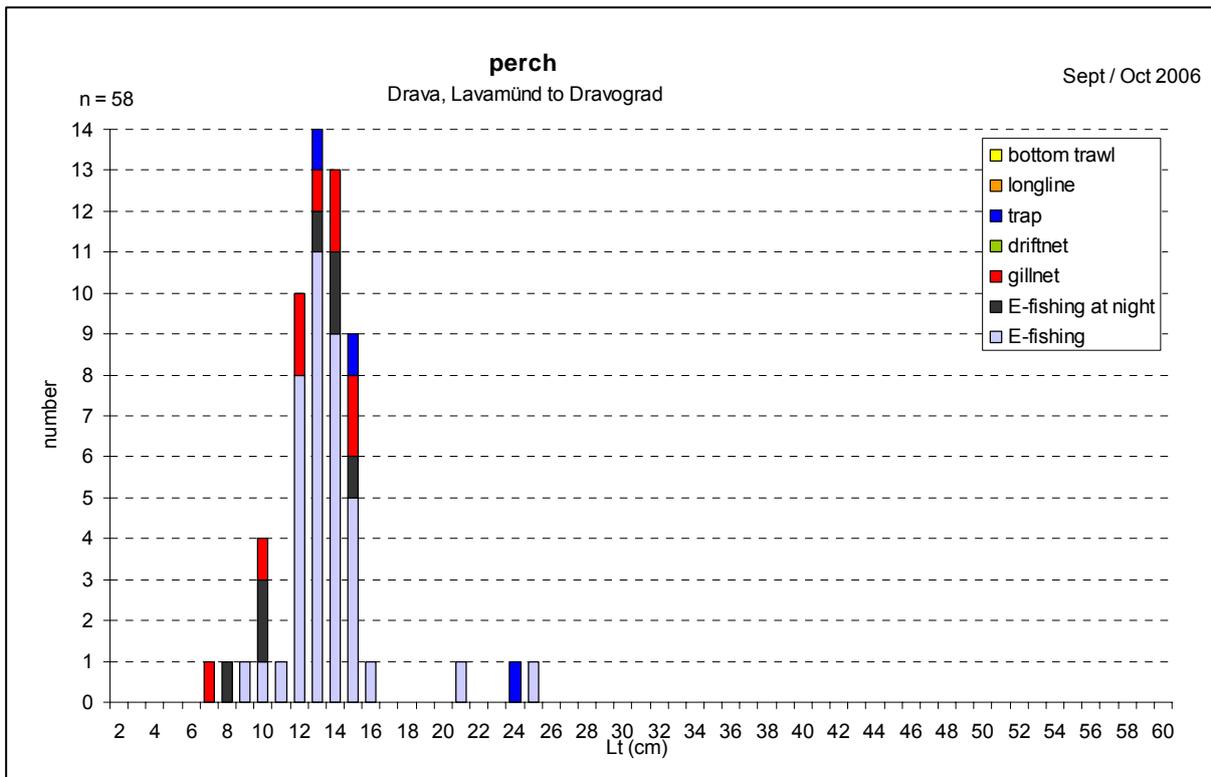


Abb. 62: Wirksamkeit der einzelnen Methoden bei verschiedenen Größenklassen des Flussbarsches  
 Efficiency of different methods in relation to different size classes of the perch.

## Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

**CPUE :**

Mit dem CPUE (Catch per Unit Effort) können verschiedenste Methoden miteinander verglichen werden, indem eine Standardisierung des Fangerfolges zum betriebenen Aufwand erfolgt. Der CPUE wurde mit Hilfe des Gesamtdatensatzes Befischung vom Herbst 2006 erstellt.

Die einzelnen Methoden werden folgendermaßen miteinander verglichen:

1000 m<sup>2</sup> Elektrofischerei = 100 m<sup>2</sup> / 12 h Kiemennetz = 5 Reusen Nächte = 1 Langleinen Nacht

In Abbildung 63 erkennt man, dass eine Kombination aller Methoden (standardisiert nach dem CPUE) zu folgender Artenzusammensetzung des gesamten Stauraumes führt. Die dominanten Fischarten im Stauraum sind demnach Aitel, Schneider, Laube, Nase und Rotaugen, dies konnte auch schon in den Artenverteilungsdiagrammen für die Frühjahrsbefischung 2006 (Abb. 41) und Herbstbefischung 2006 (Abb. 43) dargelegt werden.

Abb. 64 zeigt die Artenzusammensetzung nach dem CPUE für die einzelnen Abschnitte. In Abb. 65 bis Abb. 68 werden die Artenzusammensetzungen der einzelnen Abschnitte wieder gegeben.

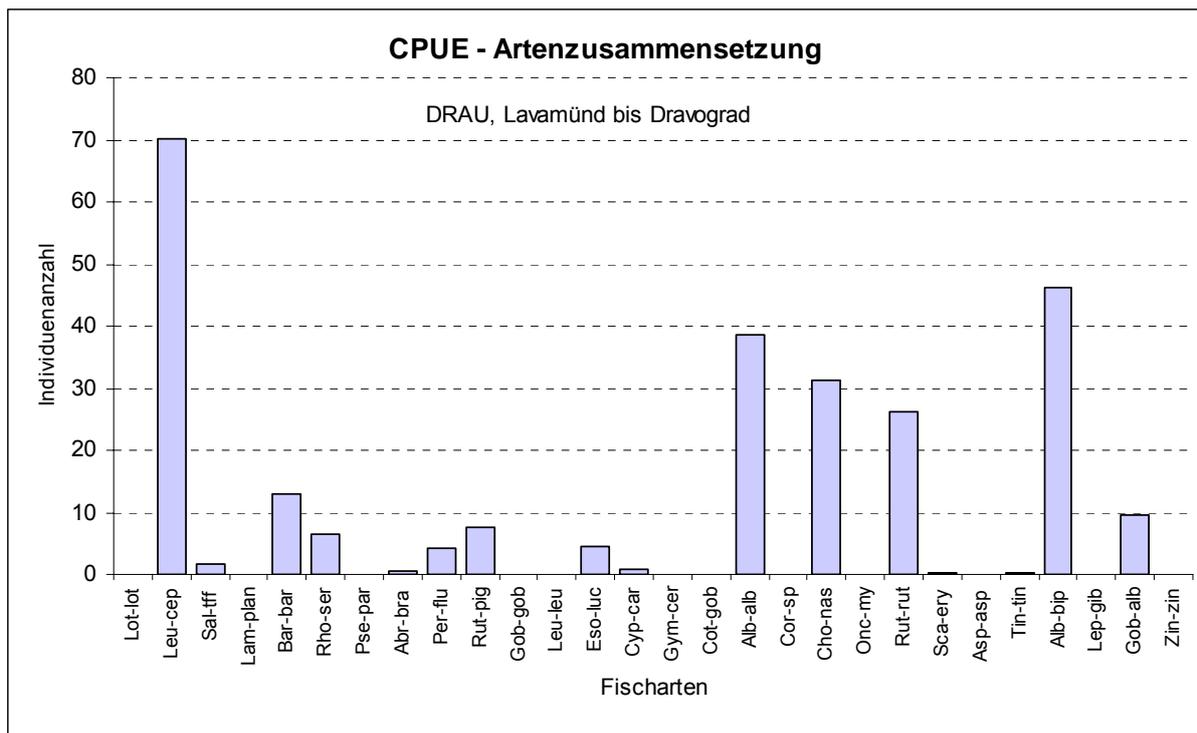


Abb. 63: Catch per Unit Effort (Standardisiert / Flächenbezug), Artenzusammensetzung des gesamten Stauraumes

Catch per Unit Effort, species composition of the whole waterbody

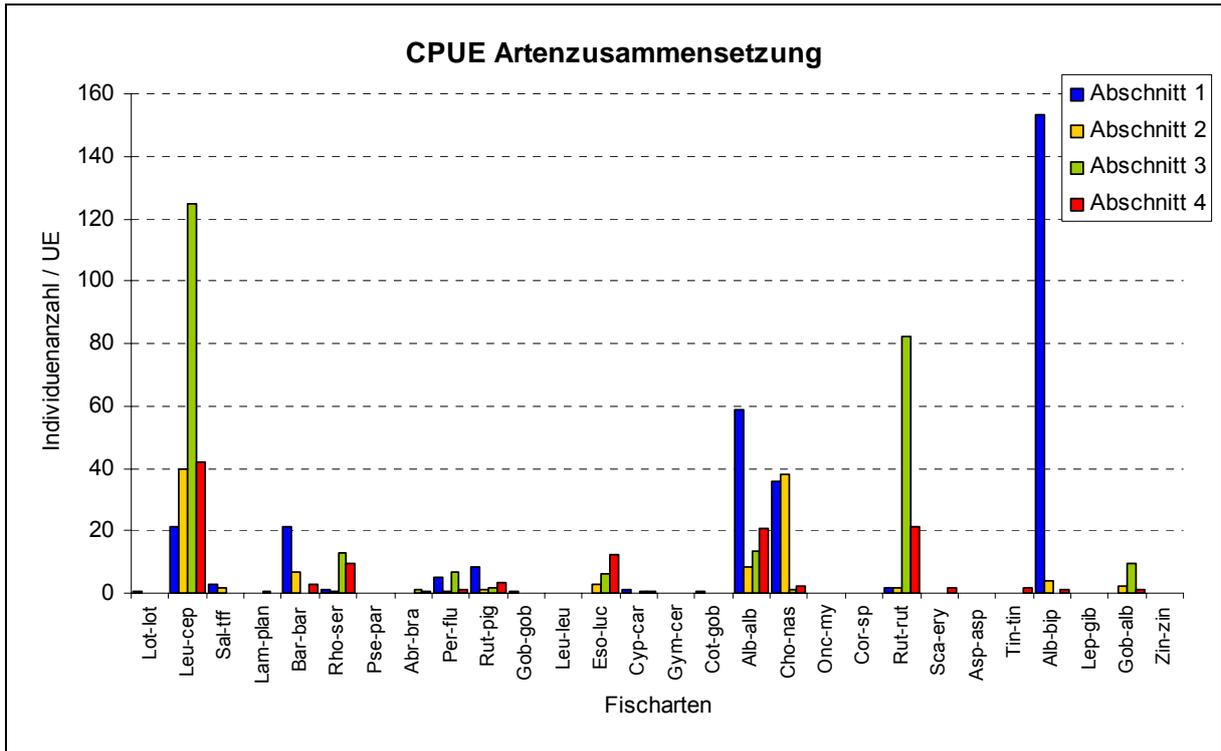


Abb. 64: Catch per Unit Effort (Standardisiert / Flächenbezug), Artenszusammen-setzung der einzelnen Abschnitte

Catch per Unit Effort, species composition for each section.

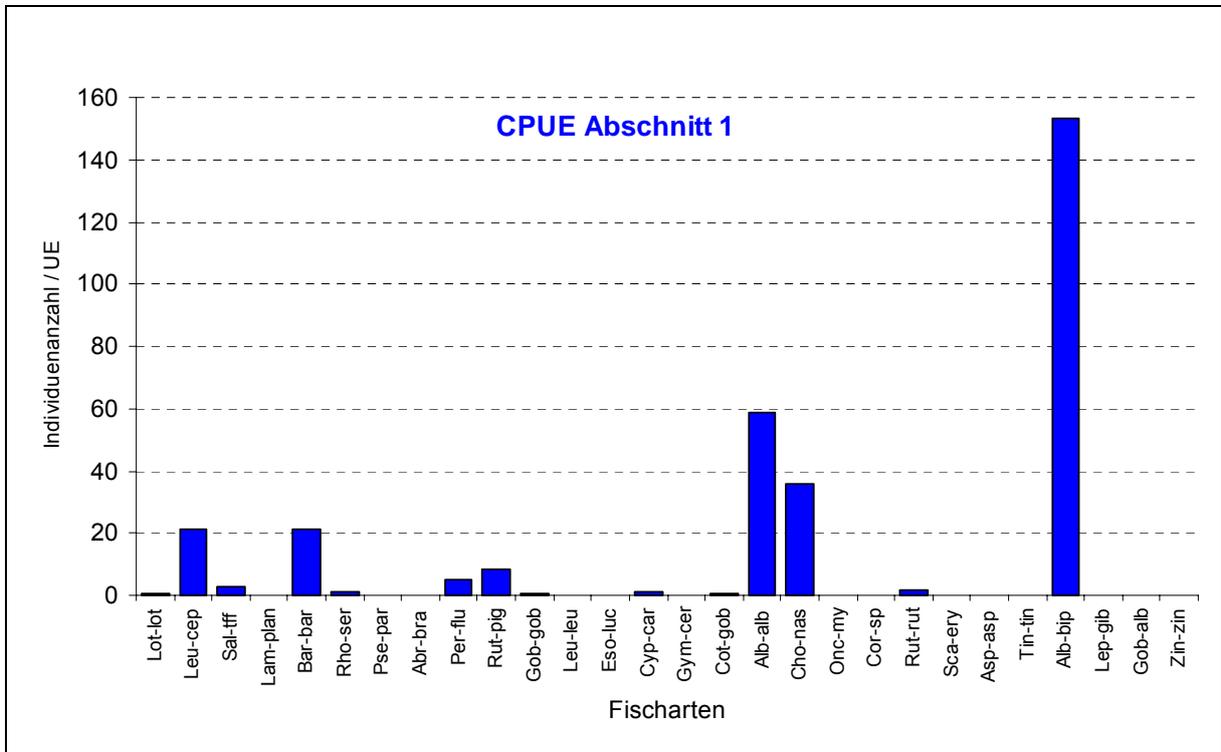


Abb. 65: Catch per Unit Effort (Standardisiert / Flächenbezug), Artenszusammen-setzung des Abschnittes 1

Catch per Unit Effort, species composition for section 1.

Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

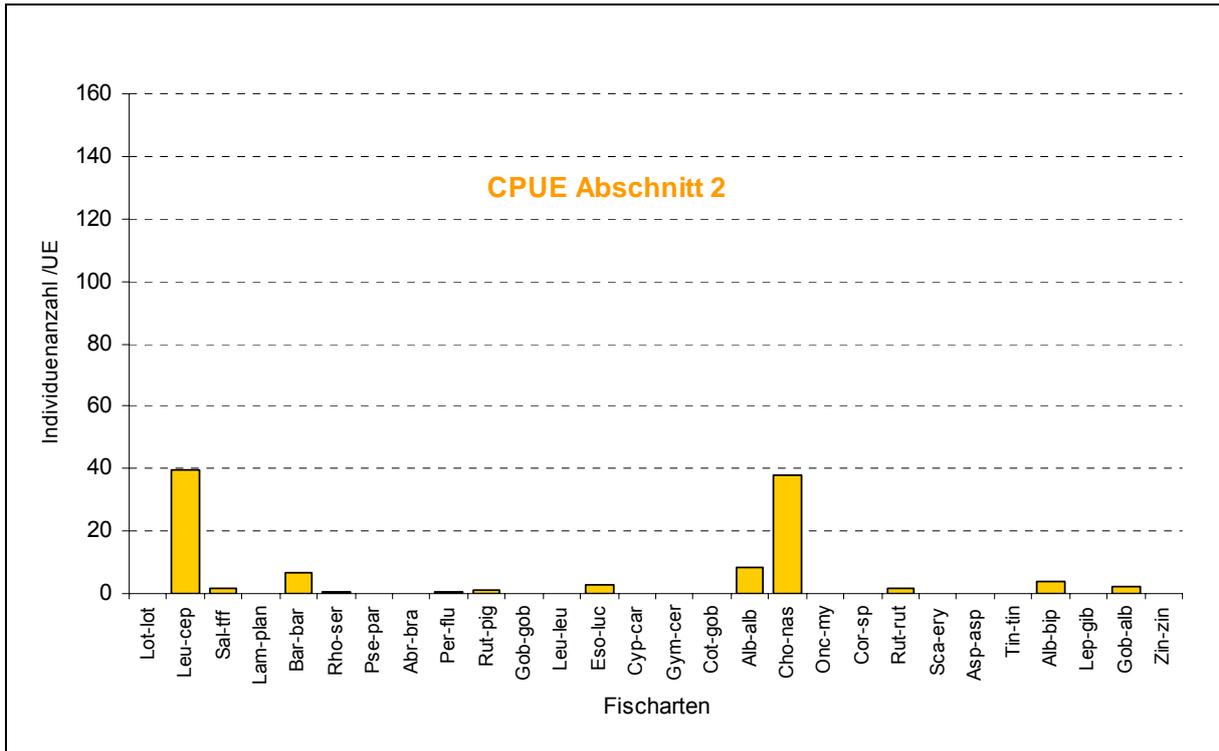


Abb. 66: Catch per Unit Effort (Standardisiert / Flächenbezug), Artenzusammen-setzung des Abschnittes 2

Catch per Unit Effort, species composition for section 2.

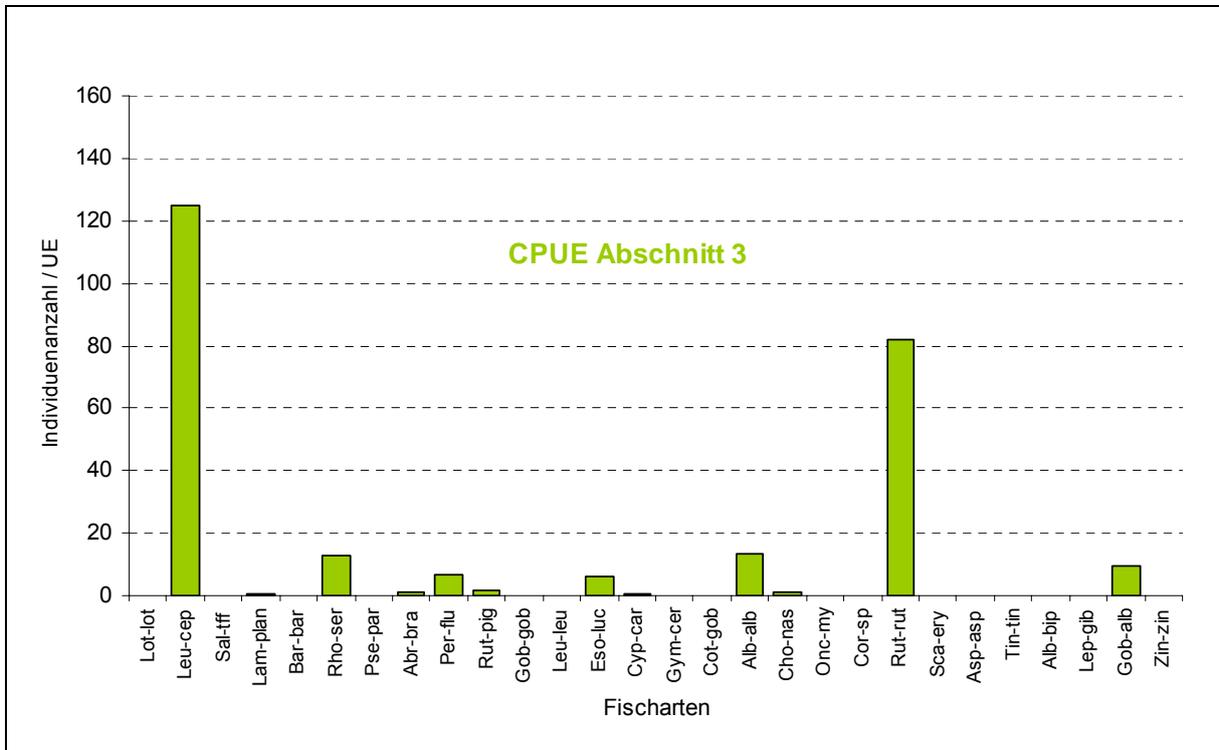


Abb. 67: Catch per Unit Effort (Standardisiert / Flächenbezug), Artenzusammen-setzung des Abschnittes 3

Catch per Unit Effort, species composition for section 3.

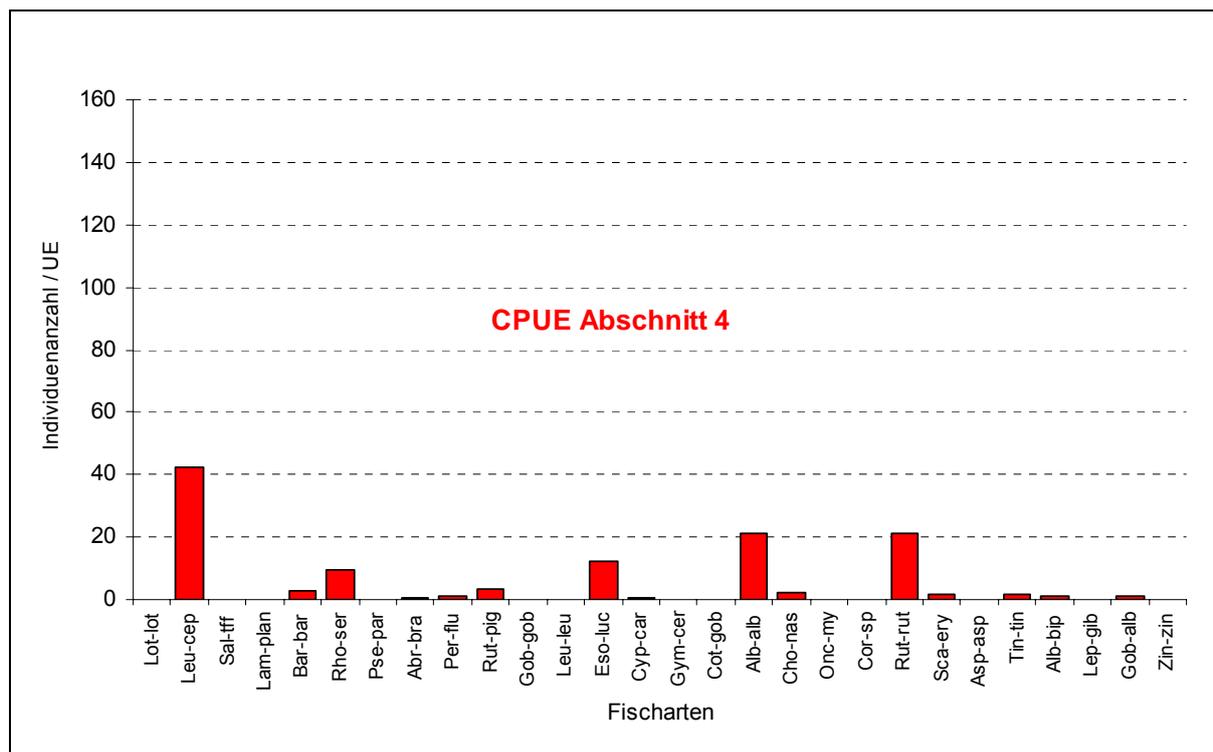


Abb. 68: Catch per Unit Effort (Standardisiert / Flächenbezug), Artenzusammen-setzung des Abschnittes 4

Catch per Unit Effort, species composition for section 4.

### Hydroakustische Auswertung:

Mit Hilfe der Hydroakustik (siehe Kapitel Methodik) wurde der gesamte Stauraum im zick – zack Kurs abgefahren wobei anhand der Aufzeichnungen (Bsp.: Abb. 69, Abb. 70) auf die Biomasse [kg/ha] und Abundanz [Ind/ha] geschlossen werden kann. In Tab. 13 findet man die Ergebnisse der Untersuchung und in der Abb. 71 und Abb. 72 erfolgt die grafische Darstellung dieser Werte.

Die Resultate harmonieren mit den Befischungsergebnissen vom Herbsttermin 2006. Auch im Rahmen dieser Untersuchung zeigt sich, dass nur im Abschnitt 3 die Biomasse den kritischen Wert von 50 kg/ha übersteigt, was durch den großen Anteil (45%) an gefangenen Aitel bedingt ist (siehe Abb. 44).

Die Biomasse ist in der Nacht höher als am Tag. Trotz der höheren Biomasse in der Nacht, ist die Anzahl der Individuen pro Hektar (Abundanz) im Abschnitt 2 und 3 geringer als am Tag. Bei steigender Biomasse und sinkender Individuenanzahl kann man darauf schließen, dass größere Individuen in der Nacht im Freiwasser detektiert wurden, was die Zunahme der Biomasse erklärt.

Abb. 74 zeigt eine Gegenüberstellung der Biomasse [kg/ha] und der Abundanz [Ind/ha] im Bezug auf die Größen der Fische.

Die höchste Individuendichte zeigen Fische der Größe von 0 bis 6 cm. Die Individuendichte sinkt stark mit zunehmender Größe. Der größte Fisch hatte eine Länge von 70 cm (Hecht). Den höchsten Anteil an der Biomasse machen Fische zwischen 16 und 20 cm aus.

## Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

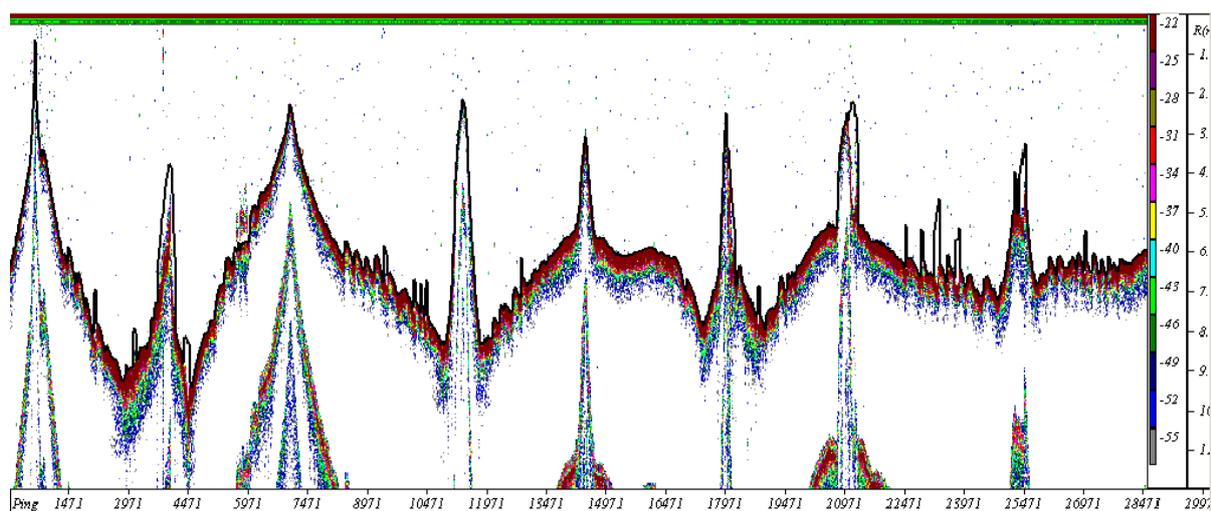


Abb. 69: Fahrtstrecke (zick - zack Kurs) des Bootes, wobei die einzelnen Erhöhungen den Uferbereich darstellen.

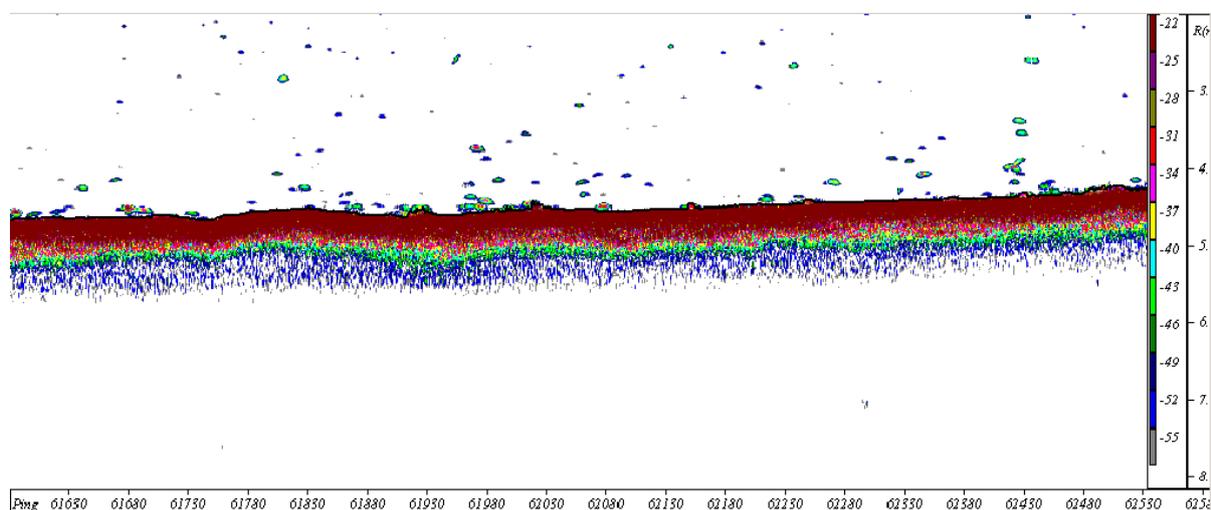


Abb. 70: Stellt Abb. 69 in gestreckter Form dar. Einzelne Fischechos sind erkennbar.

Tab. 13: Resultate der hydroakustischen Untersuchung (vom 2. Oktober 2006)

Results of the hydroacoustic survey (2. Oktober 2006)

TAG	Abundanz [Ind/ha]	Biomasse [kg/ha]	NACHT	Abundanz [Ind/ha]	Biomasse [kg/ha]
Abs.1	2846,3	31,5			
Abs.2	602,3	18,7	Abs.2	959,4	37,1
Abs.3	476,1	51	Abs.3	297,7	54,1
Abs.4	3091,4	23,7	Abs.4	729,3	32,7

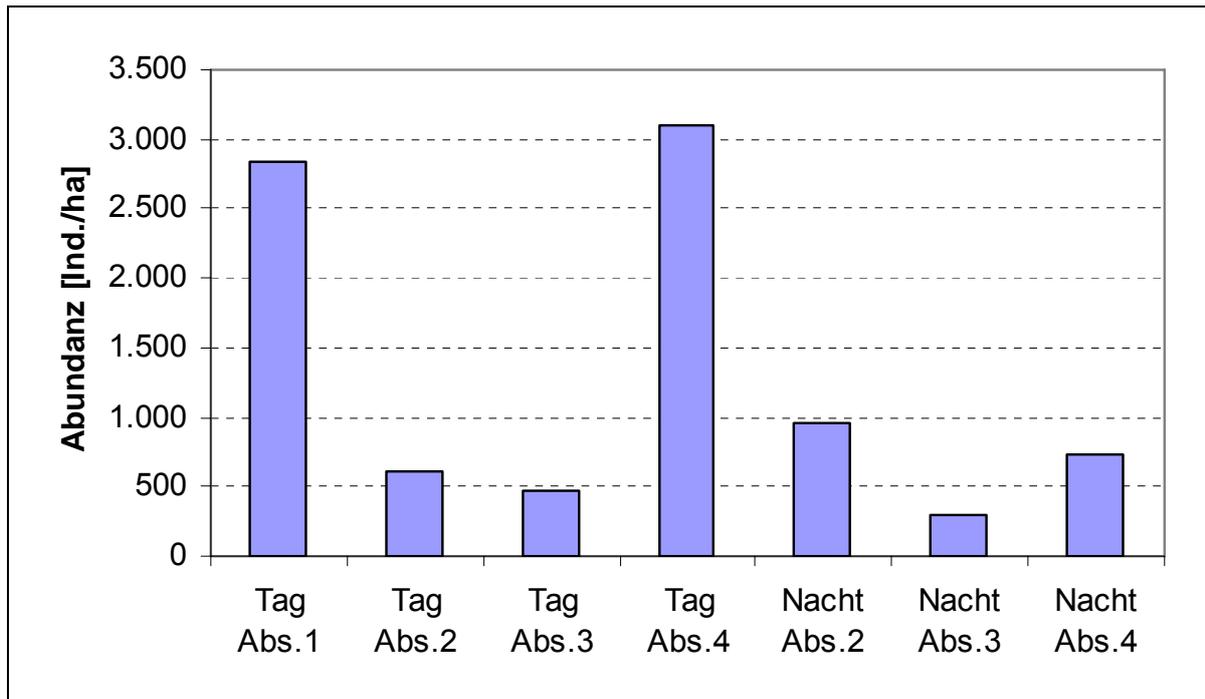


Abb. 71: Ergebnisse der Hydroakustik: Abundanz [Ind./ha] im Tag / Nacht Vergleich (Abs. = Abschnitt)  
Results of the hydroacoustic survey: abundance [Ind./ha] for night and day time

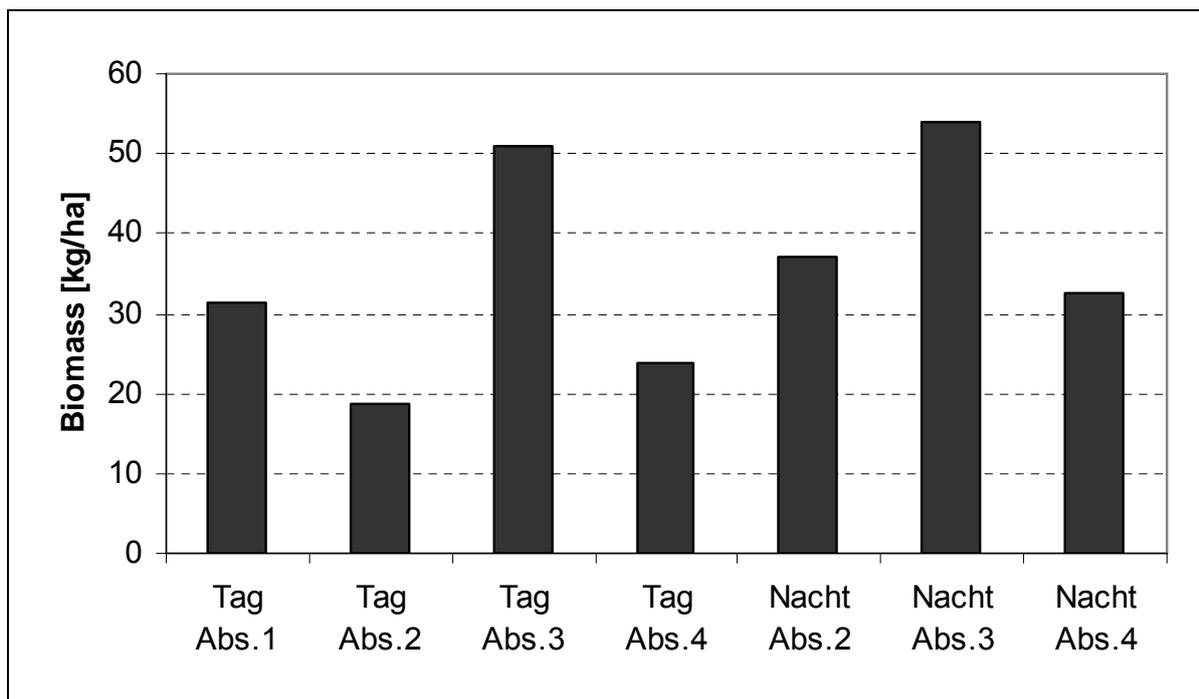


Abb. 72: Ergebnisse der Hydroakustik: Biomasse [kg/ha] im Tag /Nacht Vergleich  
Results of the hydroacoustic survey: biomass [kg/ha] for night and day time

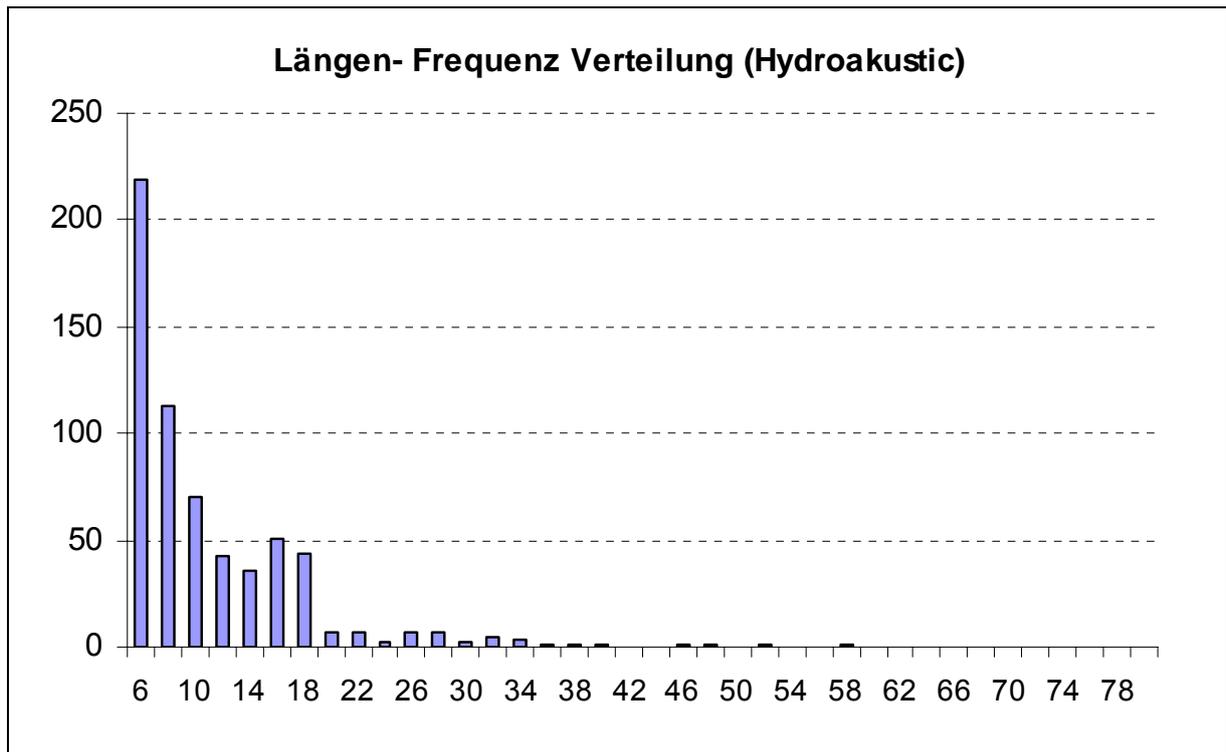


Abb. 73: Längen – Frequenz Verteilung von Fischen auf Grund der hydroakustischen Auswertung  
Results of the hydroacoustic survey: Length- frequency distribution of fish

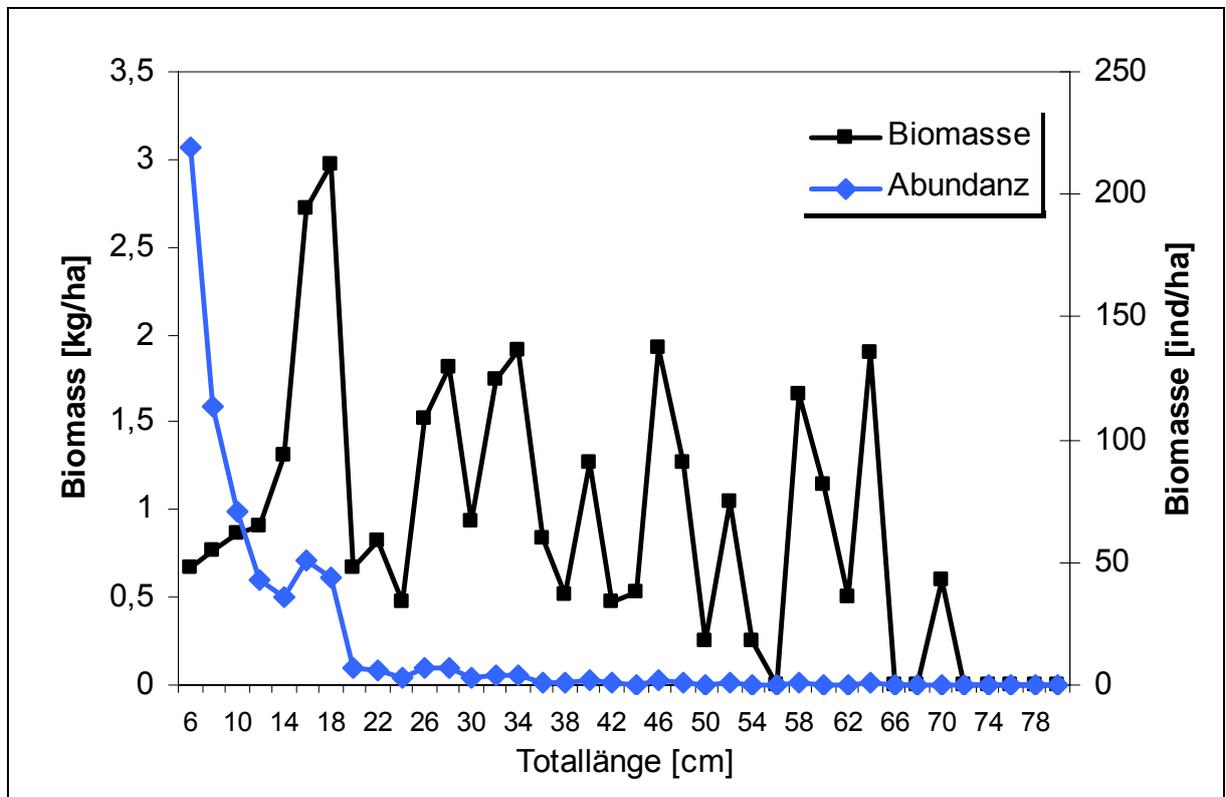


Abb. 74: Gegenüberstellung der Biomassen und Abundanzen von Fischen aufgrund der hydroakustischen Auswertung

Results of the hydroacoustic survey: biomass and abundance of fish

**Tag / Nacht Vergleich der Elekrtro – Befischung:**

Für den Tag / Nacht Vergleich wurden dieselben Uferstreifen am Tag und in der Nacht befischt.

Bei der Abundanz sieht man im Abschnitt 2 eine deutliche Tendenz zu höheren Fangquoten in der Nacht als am Tag (siehe Abb. 76). Beim Abschnitt 1 ist keine wirkliche Tendenz zu erkennen.

Bei der Biomasse kann man in beiden Abschnitten eine deutliche Tendenz erkennen, dass die Biomasse in der Nacht höher ist (Abb. 77 / Abb. 78).

Tab. 14: Vergleich der Abundanz und der Biomasse bei Tag und bei Nacht

Comparison of the abundance and the biomass between night and day

Tag/Nacht	Abundanz [ind./ha]				Biomasse [kg/ha]			
	Elektrofischen am Tag		Elektrof. in der Nacht		Elektrofischen am Tag		Elektrof. in der Nacht	
Deutscher Name	Abschnitt 1	Abschnitt 2	Abschnitt 1	Abschnitt 2	Abschnitt 1	Abschnitt 2	Abschnitt 1	Abschnitt 2
Aitel	33	333	438	833	3,2	150,7	350,0	218,9
Barbe	100		43		0,3		0,3	
Frauennerfling		31	43			2,7	6,9	
Hasel				69				5,7
Karpfen	0		0		0,0		0,0	
Laube	517	781	130	1319	7,3	10,8	1,9	17,8
Moderlieschen	17				0,0			
Nase	117	188	1126	1389	15,4	45,0	241,5	224,5
Rotauge		31				2,5		
Schneider	383		216	347	2,5		2,0	3,0
Zander		25	30			112,8	155,6	76,2
	1167	1390	2026	3958	28,7	324,5	758,3	546,1
	7 Arten	6 Arten	8 Arten	5 Arten				

Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

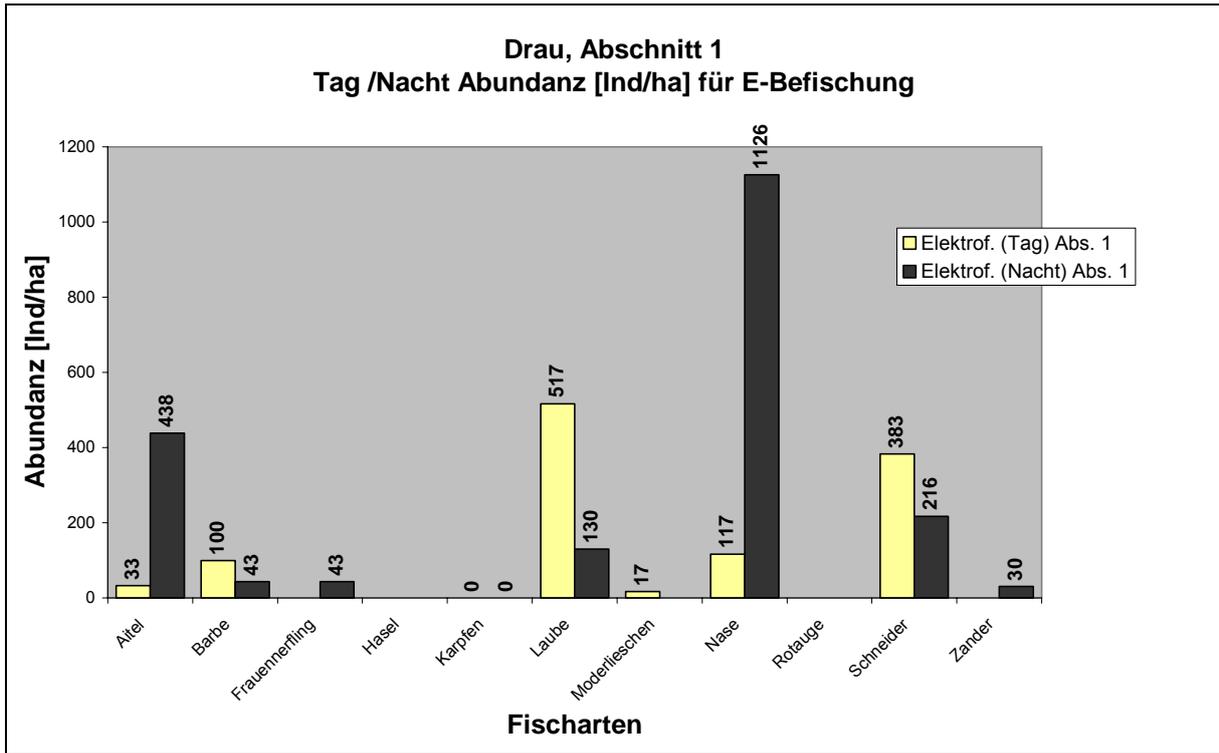


Abb. 75: Tag/Nacht Abundanz [Ind/ha] für die E- Befischung des 1. Abschnittes  
Day / Night abundance [Ind/ha] for the elektroffishing in section 1

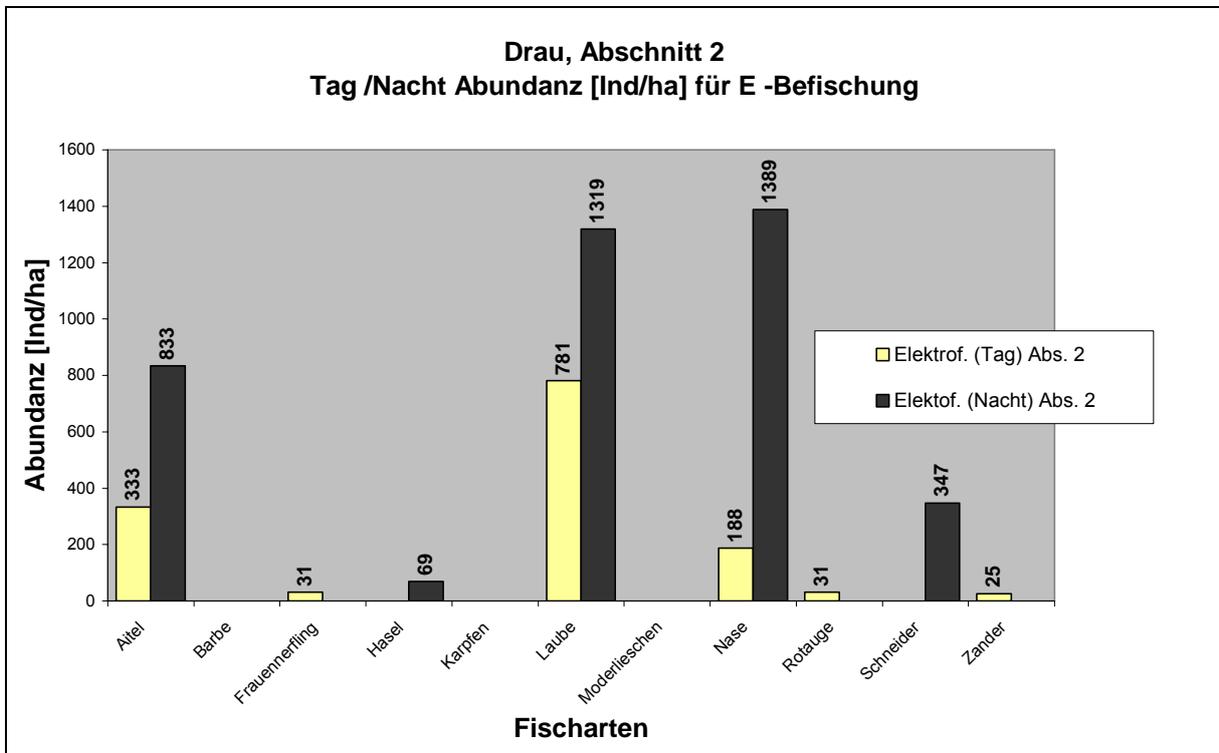


Abb. 76: Tag/Nacht Abundanz [Ind/ha] für die E- Befischung des 2. Abschnittes  
Day / Night abundance [Ind/ha] for the elektroffishing in section 2

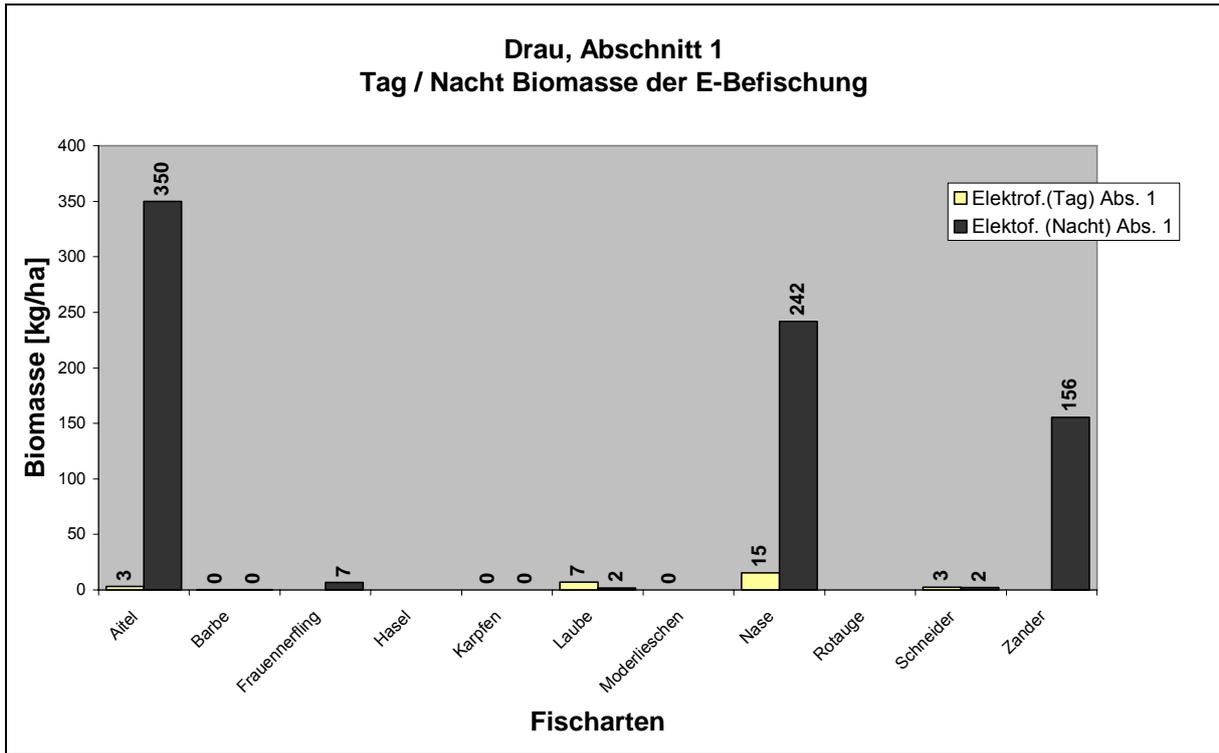


Abb. 77: Tag/Nacht Biomasse [kg/ha] für die E- Befischung des 1. Abschnittes  
Day / Night biomass [kg/ha] for the electrofishing in section 1

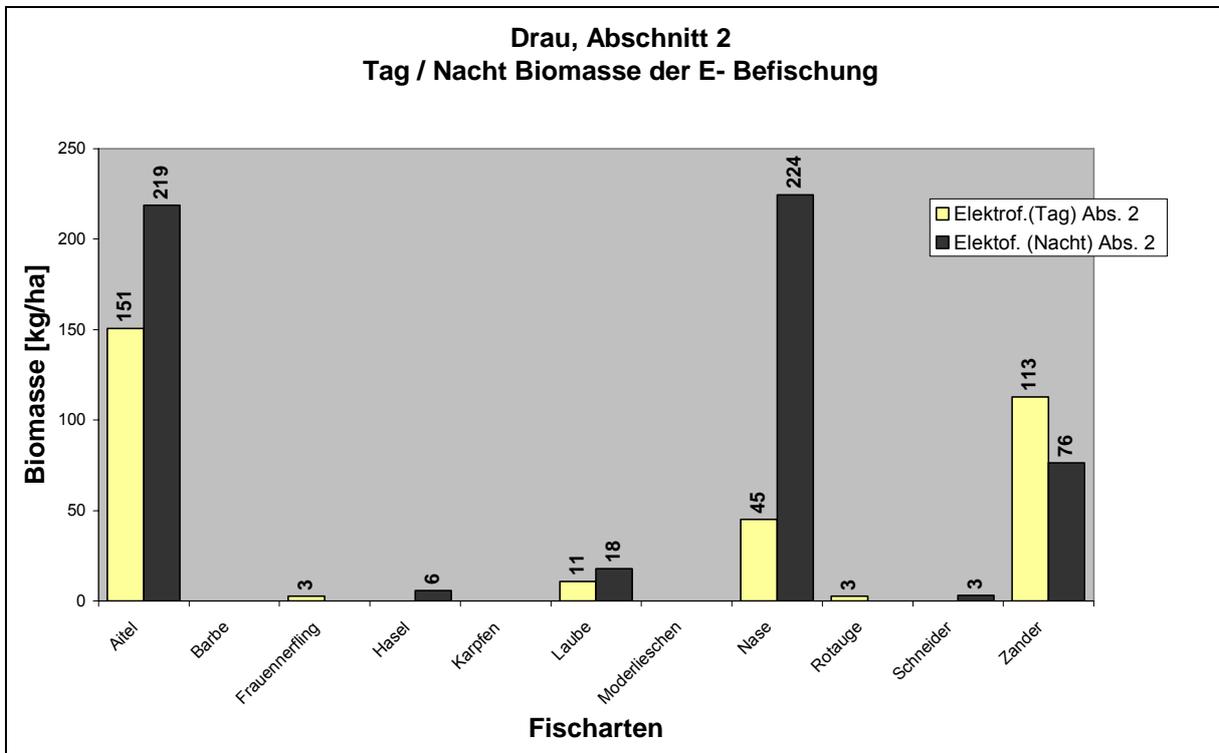


Abb. 78: Tag/Nacht Biomasse [kg/ha] für die E- Befischung des 2. Abschnittes  
Day / Night biomass [kg/ha] for the electrofishing in section 2

#### **4.6 Beschreibung der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Fischarten**

##### **Aal (*Anguilla anguilla*)** (Linné 1758)

Der Aal, als allochthone Art, ist heute durch künstlichen Besatz in ganz Österreich verbreitet. Ursprünglich war diese Fischart, die zum Laichen in die Meere zieht, nur in zwei Gegenden in Österreich vertreten: Im niederösterreichischen Waldviertel an der Lainsitz, wohin der Aal über das Elbesystem aufgestiegen ist, sowie im Bodenseegebiet, welches der Aal über den Rhein erreichte. Diese natürlichen Wanderstrecken der Aale sind heute durch Wehre und Stauwerke unterbrochen (SPINDLER, 1995).

Der Aal wandert zum Laichen von den Flüssen ins Meer (Sargassosee) und führt somit eine katadrome Wanderung durch. Aale sind nachtaktive Fische, die sich fast ausschließlich am Grund aufhalten. An seine Umgebung stellt der Aal geringe Ansprüche und kann mit Extrembedingungen zu Recht kommen (so kann er auch übers Land wandern).

Dort wo der Aal heimisch war, ist er teilweise sehr selten geworden, andererseits kommen Aale heute durch Besatz in sehr vielen Gewässern vor. (HAUER 2007)

**Aalrutte (*Lota lota*)** (Linné 1758)

Die Aalrutte ist der einzige Vertreter der Dorschartigen im Süßwasser. Sie erreicht eine durchschnittliche Länge von 30 – 60 cm. Sie ist nachtaktiv und haltet sich fast ausschließlich am Grund auf. Die Aalrutte, auch Quappe genannt, kommt als ritthale Art in kühlen, sauerstoffreichen Seen und Flüssen vor.

Die Laichzeit der Aalrutte erstreckt sich von November bis März, wobei sie pelagisch und benthisch (lithophil) ablaicht. Die Eier sind mit einem Ölkörper ausgestattet und schweben im Freiwasser. Die Aalrutte ernährt sich räuberisch von Muscheln, Schnecken und Fischen (HAUER, 2007).

In Österreich und Kärnten gilt sie als gefährdet, was wie bei so vielen Arten auf die Zerstörung der natürlichen Lebensräume zurückzuführen ist (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



*Foto: Wolfgang Hauer*

Foto: Wolfgang Hauer

Abb. 79: Aalrutte

### **Aitel (*Squalius cephalus*) (Linné 1758)**

Der Aitel, als eurytope Art, ist als Generalist sehr anspruchslos und besiedelt sowohl Fließgewässer als auch Seen. Abgesehen von reißenden Gebirgsbächen und eiskalten Gebirgsseen findet man den Aitel nahezu in jedem Gewässertyp. Sein bevorzugter Lebensraum sind jedoch eher sommerwarme, langsam fließende oder stehende Gewässer mit reichlich Deckung.

Aitel werden im Schnitt zwischen 30 und 40 cm lang (max. 60 cm, 3-4 kg). Die Laichzeit zieht sich oft über mehrere Wochen und liegt in den Monaten April bis Anfang Juni (HAUER, 2007). Der Aitel gilt in Österreich als nicht gefährdet (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Foto: Julia Lorber

Abb. 80: Aitel

**Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*)** (Linné 1758)

Die Bachforelle ist der Leitfisch der oberen und unteren Forellenregion. Die Bachforelle bevorzugt kühle und sauerstoffreiche Bäche und Flüsse (rhitrale Art). Sie ist sehr standorttreu und verteidigt ihr Revier gegen Eindringlinge. Die Bachforelle benötigt zahlreiche Unterstandsmöglichkeiten, wie grob gelagerte Felsblöcke, Wurzelstöcke, Totholzbereiche usw.

Die Laichzeit der Bachforelle erstreckt sich von Oktober bis in den Dezember, wo sie als Kieslaicher in den Kies Laichgruben schlägt (1.500 Eier pro Kilogramm Körpergewicht). Die Jungfische verbringen die Phase, bis zum Verlust des Dottersackes, im Interstitial dieses Substrates, was eine Schutzmassnahme gegen Fressfeinde ist. Natürlich reproduzierende Bestände ursprünglicher Bachforellen sind heute meist nur mehr in kleinen, fischereilich kaum bewirtschafteten Bächen zu finden (HAUER, 2007). Laut WOLFRAM & MIKSCI, 2006 ist die Bachforelle in Österreich mit „Gefährdung droht“ bewertet.



Foto: Julia Lorber

Abb. 81: Bachforelle

**Barbe (*Barbus barbus*)** (Linné 1758)

Die Barbe zählt zu den Weitwanderern unter den Fischen, die lange Wanderungen zwischen Laich und Futterplätzen zurücklegen. Die Barbe verbringt, als rheophile Art, ihren gesamten Lebenszyklus im Fluss. Sie benötigt Fließgewässer mit Sand- oder Kiesgrund. Als lithophile Art, laicht die Barbe an flachen, überströmten Kiesbänken, zwischen Steinen in den Monaten Mai - Juli. Die Jungfische finden sich in flachen Stillwasserbereichen und in langsam fließenden Seitenarmen und -rinnen. Als Wintereinstandsplatz benötigt diese Art tiefere Bereiche, die sich im Bereich von Bühnenfeldern oder in größeren Außenbögen (Prallufer) finden. Diese Art wird auf der Roten Liste der Rundmäuler und Fische Kärntens als gefährdet angegeben (HONSIG - ERLenburg & FRIEDL 1999). Auf der roten Liste Österreich gilt sie als nahezu gefährdet (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006).



Foto: Julia Lorber

Abb. 82: Barbe

**Bitterling (*Rhodeus sericeus amarus*) (Pallas 1776)**

Der 5-7 cm große Fisch ist im Bezug auf seinen Lebensraum nicht sehr anspruchsvoll und bewohnt verkrautete, seichte Uferzonen von Seen sowie Teiche, Weiher und sogar Gartenbiotope. Typisch ist er zudem für kleine, langsam fließende Gewässer der Barbenregion.

Die Laichzeit ist zwischen April und Juni. Voraussetzung für die Fortpflanzung ist das Vorkommen von Teich- oder Malermuscheln, da die Eier in den Kiemenraum der Muschel abgelegt werden. Die Bitterlinge legen im Vergleich zu anderen Cypriniden sehr wenige Eier ab (zwischen 50 und 300 Stück pro Laichperiode). Da der Bitterling für seine Fortpflanzung auf heimische Muscheln angewiesen ist, ist sein Vorkommen an die Anwesenheit dieser in einem Gewässer gekoppelt. (HAUER, 2007)

Der Bitterling ist in Österreich und Kärnten als gefährdet anzusehen (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Foto: Julia Lorber

Abb. 83: Bitterling

### **Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*) (Temminck & Schlegel 1842)**

Der Blaubandbärbling ist ein Neozoon und stammt ursprünglich aus Ostasien. Er lebt als Schwarmfisch in stehenden und langsam fließenden Gewässern. Er bevorzugt ufernahe und seichte Bereiche mit starkem Pflanzenbewuchs. Besonders in nährstoffreichen Gewässern kann es zu Massenentwicklungen kommen. Der Blaubandbärbling ist vermutlich mit pflanzenfressenden Arten, wie z.B. mit dem Gras-, Silber- und Marmorkarpfen, nach Europa eingeschleppt worden. Er stellt an die Wasserqualität keine großen Ansprüche und toleriert auch Erwärmungen bis über 30 °C.

Die Laichzeit kann sich über mehrere Monate erstrecken (April bis August), so verfügen sie über ein enormes Vermehrungspotential (HAUER, 2007).



Foto: Julia Lorber

Abb. 84: Blaubandbärbling

**Brachse (*Abramis brama*)** (Linné 1758)

Die Brachse zählt zu den großwüchsigsten Vertretern der Cypriniden und kann ein Maximalgewicht bis über 6 kg und eine Länge bis zu 75 cm erreichen.

Diese strömungsliebende Fischart ist phasenweise an strömungsberuhigte Nebengewässer und Altarme gebunden (Laichzeit). Ihr Habitat erstreckt sich über die so genannte Brachsenregion sowie Altwässer, Stauräume und die verschiedensten Stillwassertypen. Der Schwarmfisch hält sich bei Nahrungsaufnahme (Zuckmückenlarven, Schlammröhrenwürmer, kleine Schnecken und Muscheln) in unmittelbarer Grundnähe auf und durchwühlt den schlammigen Grund nach Fressbarem.

Die Brachsen laichen im späten Frühjahr, je nach Wassertemperatur im Mai/Juni. Die klebrigen Eier werden im seichten Uferbereich an Unterwasserpflanzen abgelegt. (HAUER, 2007; HONSIG – ERLNBURG et al., 2002)

Die Brachse gilt als nicht gefährdet (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLNBURG & FRIEDL, 1999).



Foto: Julia Lorber

Abb. 85: Brachse

### Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) (Linné 1758)

Der Barsch bewohnt bevorzugt klare Gewässer mit hartem Grund und schwacher Strömung. In der Jugend bilden die Barsche Schwärme, im Alter leben sie als Einzelgänger. Sie erreichen eine Größe von bis zu 50 cm und ein Gewicht von 3,5 kg. Junge Barsche ernähren sich hauptsächlich von Kleintieren aller Art, stellen aber auch dem Laich und Jungbrut anderer Fische, selbst der eigenen Art nach. Erwachsene Barsche ernähren sich hauptsächlich von kleineren Fischen. Zum Laichen benötigen sie Wasserpflanzen, Steine oder versunkenes Astwerk, auf die sie ihre Eier in Form von langen netzartigen Gallertbändern, heftet, dies geschieht von April bis Juni. (HAUER, 2007; HONSIG – ERLenburg et al., 2002)

Auf der roten Liste Österreich wird der Barsch als nicht gefährdet angegeben, wohl auch, da er zu den am weitesten verbreiteten Fischarten Mitteleuropas gehört (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Foto: Julia Lorber

Abb. 86: Flussbarsch

### Frauennerfling (*Rutilus virgo*) (Heckel 1852)

Der Frauennerfling hält sich bevorzugt in tiefen, stark strömenden Bereichen, z.B. direkt bei Buhnenköpfen oder der Strommitte in der Barben- und Brachsenregion großer Flüsse auf. Seine Nahrung besteht hauptsächlich aus wirbellosen Kleinlebewesen, wie Würmer, Insektenlarven, Kleinkrebsen, Kleinmuscheln und Schnecken.

Der Frauennerfling wird mit 2 bis 3 Jahren geschlechtsreif und laicht im Frühjahr von März bis Mai bei Wassertemperaturen von 10 bis 14°C. Die Eizahl wird mit 25.000 bis 60.000 pro Weibchen angegeben (POVZ & OCVIRK, 1990). Hinsichtlich Laichhabitat und – Substrat gibt es widersprüchliche Angaben: Einerseits ist der Frauennerfling dafür bekannt, dass er zum Laichen strömungsarme Uferzonen oder Nebenarme aufsucht, um seine klebrigen Eier dort über Wurzeln und Pflanzen abzugeben (GERSTMEIER & ROMIG, 1998). Andererseits berichten POVZ & OCVIRK (1990), dass Frauennerflinge ihre Laichplätze, schnell überströmte, seichte Schotterbänke, mit Nasen, Barben und Äschen teilen.

Der Frauennerfling gehört mittlerweile zu den seltensten Flussfischen in seinem Verbreitungsgebiet und ist vielerorts vom Aussterben bedroht. In der Drau bei Lavamünd und der dort einmündenden Lavant existiert noch eine relativ individuenreiche Population dieser Fischart. (HONSIG – ERLBURG et al., 2002; HAUER, 2007)

In Kärnten zählt der Frauennerfling zu den vom Aussterben bedrohten, in Österreich zu den stark gefährdeten Arten (HONSIG – ERLBURG & FRIEDL, 1999).



Foto: Julia Lorber

Abb. 87: Frauennerfling

### **Gründling (*Gobio gobio*) (Linné 1758)**

Der Gründling lebt als geselliger Grundfisch bevorzugt auf Sand- oder Kiesgrund. Die Nahrung setzt sich aus kleinen Insektenlarven, Würmern und Kleinkrebsen zusammen. Der Laich wird an seichten, überströmten Stellen auf Steinen oder Pflanzen abgelegt. Gründlinge laichen je nach Wassertemperatur in den Monaten April bis Mai. (HONSIG-ERLENBURG et al., 2002)

Der sehr häufige Kleinfisch kennzeichnet sich zudem durch seine Toleranz hinsichtlich der Wassergüte aus.

In Österreich und in Kärnten ist der Gründling nicht gefährdet (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLENBURG & FRIEDL, 1999).



Foto: Wolfgang Hauer

Abb. 88.: Gründling

**Hasel (*Leuciscus leuciscus*)** (Linné 1758)

Der schlanke, mittelgroße Schwarmfisch ist äußerst gesellig und sein Lebensraum erstreckt sich etwa von der Äschen- bis hinunter zur Barbenregion unserer Fließgewässer. Er bevorzugt schnell strömende Gewässer mit Sand- oder Kiesgrund und gilt als einer der besten Schwimmer unter den Karpfenfischen. Die Nahrung besteht aus Bodentieren, Anflug und Pflanzen. Abhängig von der Wassertemperatur beginnt die Laichzeit oft schon im März und er unternimmt oft stromaufwärts gerichtete Laichwanderungen. Das Ablachen erfolgt an sandigen oder kiesigen Stellen mit Pflanzenbewuchs, die Eier haften dann an Wasserpflanzen und Steinen. Die Bestände des Hasels sind vor allem durch Gewässerverbauung, unüberwindliche Querbauwerke und naturferne Regulierungen gefährdet.

Laut der Roten Liste ist der Hasel in Österreich und in Kärntner von Gefährdung bedroht (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Foto: Julia Lorber

Abb. 89: Hasel

## Hecht (*Esox lucius*) (Linné 1758)

Der Hecht lebt als Standfisch bevorzugt in ruhigen, wärmeren und klaren Gewässern mit kiesigem Grund und verkrauteten Uferpartien. Die torpedoähnliche Körperform macht rasches und schnelles Bewegen möglich. So lauert der Hecht zwischen Wasserpflanzen oder Totholz auf seine Beute und schnell dann blitzschnell hervor. Dieser Raubfisch ist ein Frühjahrs-laicher, bereits im Februar/März beginnen die Fische mit dem Ablaichen. Die klebrigen Eier werden an Wasserpflanzen abgelegt und die frischen Larven hängen während der ersten Tage mit speziellen Haftorganen daran.

Die Nahrung des Hechtes besteht fast ausschließlich aus Fischen, lediglich Jungtiere ernähren sich von Zooplankton (HONSIG - ERLenburg et al., 2002; HAUER, 2007). Der Hecht gilt in Österreich als nahezu gefährdet (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Foto: Julia Lorber

Abb. 90: Hecht

**Karpfen (*Cyprinus carpio*)** (Linné 1758)

Der Karpfen bevorzugt warme, stehende oder langsam fließende Gewässer mit Sand- oder Schlammgrund und reichen Pflanzenbeständen. Ein Teil der heutigen Karpfenbestände wird durch künstlichen Besatz aufrechterhalten.

Die Nahrungsaufnahme erfolgt in unmittelbarer Grundnähe, ansonsten findet man ihn auch in der Freiwasserzone und in Oberflächennähe.

Die Hauptlaichzeit des Karpfens fällt meist in das spätere Frühjahr, Mai/Juni. Für das Abläichen der Eier werden pflanzenbewachsene Uferbereiche bevorzugt, die teilweise durch Frühjahrshochwässer überschwemmt werden, wo sie dann an den Unterwasserpflanzen oder überschwemmten Gräsern hängen bleiben.

Um Nahrung zu finden, durchwühlen Karpfen gerne den Bodenschlamm, um dann Zuckmückenlarven, Schlammröhrenwürmer und kleine Schnecken/Muscheln zu fressen (HAUER, 2007).

Gewässer mit natürlich reproduzierenden Karpfenbeständen sind selten, da Augewässer und Überschwemmungsflächen weitgehend fehlen, der Gefährdungstatus in Österreich und in Kärnten lautet laut Roter Liste stark gefährdet (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Foto: Julia Lorber

Abb. 91.: Karpfen

### **Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*) (Linné 1758)**

Der Kaulbarsch besiedelt die Barben- und Brachsenregion der großen Flüsse, kommt aber auch häufig im Brackwasser vor. Hauptsächlich hält er sich in Scharen in größeren Tiefen am Sandgrund auf.

Die Schwärme des Kaulbarschs umfassen mehrere tausend Individuen. Das Ablaichen erfolgt bei einer Wassertemperatur von 10-15°C im April und Mai in flachen Uferstellen, die gallertartigen Schnüre und Pakete werden an Wasserpflanzen abgelegt (HAUER, 2007).

Der Kaulbarsch ist eine der wenigen heimischen Fischarten, deren Bestand nicht gefährdet ist. In Kärnten war der Kaulbarsch nicht heimisch (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Foto: Julia Lorber

Abb. 92: Kaulbarsch

**Koppe (*Cottus gobio*)** (Linné 1758)

Die Koppe ist ein weiterer Leitfisch der Bachforellenregion. Das bevorzugte Habitat der Koppe ist durch gröbere faust- bis fußballgroße Steine im Flussbett gekennzeichnet, die ein bevorzugtes Nahrungs-, Laich- und Lebenshabitat für die Koppe darstellen. Einen Grundanspruch dieser Art stellt kühles, sauerstoffreiches Wasser dar. Die Laichzeit der Koppe erstreckt sich von Februar bis Mai, wobei das Weibchen ca. 100 bis 200 orangefarbene Eier unter größeren Steinen ablegt. Nach erfolgter Eiablage erfolgt die Bewachung des Geleges durch die Männchen. Koppen erreichen eine Größe von maximal 180 mm. Die Ursachen für die Bestandsrückgänge liegen in der Zerstörung der natürlichen Lebensräume, Gewässerverschmutzung, Bachräumungen und unzählige Wanderhindernisse (auch niedrige) (HONSIG - ERLenburg et al., 2002; HAUER, 2007).

In Österreich ist die Koppe mit „Gefährdung droht“ eingestuft (WOLFRAM & MISCHKI, 2006). In Kärnten ist die Koppe mit gefährdet eingestuft (HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Foto: Wolfgang Hauer

Abb. 93: Koppe

### **Laube (*Alburnus alburnus*) (Linné 1758)**

Die Laube ist ein Oberflächenfisch, welcher sich meist in Schwärmen in Ufernähe aufhält und im Schnitt 12 – 15 cm lang wird. Er ernährt sich von Plankton, Würmern und Anflug und bildet zudem eine wichtige Futterfischbasis für Barsch, Hecht, Zander und Wels. Die Lauben laichen im April – Juni an flachen, kiesigen Uferstellen ab (HAUER, 2007).

Die Laube ist weder in Österreich noch in Kärnten gefährdet (HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Foto: Wolfgang Hauer

Abb. 94: Laube

**Moderlieschen (*Leucaspius delineatus*) (Heckel 1843)**

Dieser normalerweise gesellig lebende Kleinfisch bewohnt ursprünglich Altarme und Augewässer größerer Flüsse, mit submersen Makrophytenbewuchs. Die Durchschnittsgröße liegt zwischen 5 und 8 cm und ähnelt im Aussehen einer Laube. Die Fische werden bereits nach einem Lebensjahr geschlechtsreif und laichen in mehreren Schüben von April bis Juli (PINTER et al., 1989), wobei das Weibchen ca.150 Eier in Bändern spiralförmig an Pflanzenstängel klebt. Moderlieschen ernähren sich hauptsächlich von aquatischen Kleinlebewesen, wie Insektenlarven und Zooplankton. Diese Fischart gilt in Österreich als stark gefährdet (WOLFRAM & MISCHKI, 2006). Da das Moderlieschen in Kärnten nicht heimisch ist, wird diese Art hier auch nicht als gefährdet eingestuft (HONSIG - ERLenburg et al., 2002). Die Ursache dafür liegt nicht nur in der Zerstörung des Lebensraumes, sondern mancherorts auch im unüberlegten Besatz mit Raubfischen in Kleingewässern (HAUER, 2007).



*Foto: Wolfgang Hauer*

Foto: Wolfgang Hauer

Abb. 95: Moderlieschen

**Nase (*Chondrostoma nasus*)** (Linné 1758)

Nasen haben während ihres Lebenszyklus sehr unterschiedliche Habitatspräferenzen. Larven bevorzugen flach überströmte Bereiche mit sehr geringen Fließgeschwindigkeiten ( $< 5 \text{ cm/s}$ ) und sind daher häufig im Uferbereich von Schotterbänken anzutreffen. Jungfische bevorzugen Schotterbankbereiche mit Fließgeschwindigkeiten von  $50 \text{ cm/s}$  und wechseln im Herbst in Habitate, welche einen guten Sichtschutz vor Fressfeinden bieten (Totholzansammlungen, Wurzelbärte, überhängende Vegetation), adulte Nasen sind in der Flussmitte in strömungsberuhigten Bereichen ( $5 - 15 \text{ cm/s}$ ) zu finden. Während der Laichzeit suchen Nasen rasch überströmte Schotterbänke auf (Fließgeschwindigkeit:  $80 - 105 \text{ cm/s}$ ) und unternehmen zu diesem Zweck lange Laichwanderungen ( $100 \text{ km}$ ). Die Laichzeit liegt zwischen März und Juni. Die klebrigen Eier bleiben im Strömungsschatten zwischen Steinen am Grund haften und entwickeln sich dort innerhalb weniger Tage.

Das Beispiel der Nase zeigt, wie heterogen ein Gewässer gestaltet sein muss, um einen stabilen Bestand zu garantieren. Die Durchgängigkeit (STEINMANN et al., 1938) und Heterogenität des Gewässers in Verbindung mit einer guten Umlandvernetzung (Altarme) sind die Schlüsselfaktoren für den Erhalt bzw. Förderung einer ausgewogenen Nasenpopulation. Die Nahrung der Nase besteht hauptsächlich aus Algen, die von Steinen und Wurzelwerk abgeweidet werden (HAUER, 2007).

Fehlende oder nicht erreichbare Laichplätze haben zu einem leichten Rückgang der Population geführt, auf der Roten Liste wird die Nase als nahezu gefährdet in Österreich sowie in Kärnten eingestuft (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Foto: Julia Lorber

Abb. 96: Nase

**Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) (Walbaum, 1792)**

Die aus Amerika stammende Regenbogenforelle ist wie in vielen Gewässern Mitteleuropas über Besatz in den letzten 120 Jahren angesiedelt worden und wird (trotz Verbot lt. Kärntner Fischereigesetz) immer wieder besetzt. Ihr bevorzugter Lebensraum ist das Freiwasser und ist im Vergleich zur Bachforelle hinsichtlich der Wassertemperatur, Gewässerstruktur und anderer Umweltbedingungen wesentlich toleranter. Außerdem ist sie der Bachforelle durch rasches Wachstum überlegen. Regenbogenforellen laichen je nach Abstammung im Herbst oder im Frühjahr. Heute leben Regenbogenforellen in fast allen Salmonidengewässern und verdrängen die natürlichen Äschen- und Bachforellenpopulationen (HONSIG - ERLenburg et al., 2002; HAUER, 2007).



Foto: Julia Lorber

Abb. 97: Regenbogenforelle

### Reinanke (*Coregonus sp.*) (Linné 1758)

Die Reinanke gehört zur Familie der Coregonen (Renken). Die Renkenarten bewohnen vor allem größere, tiefe Seen mit klarem sauerstoffreichem Wasser. Die Renke ist der Fisch, der sich im freien Wasser aufhält und nur selten in das flache Wasser des Ufers zieht. Diese Fischart ernährt sich vorwiegend von tierischem Plankton, das sie mit ihren Kiemenreusendornen filtern. Sogar die Wandermuschel, sowie Zuckmückenlarven und kleine Schnecken gehören zu ihrer Nahrung. Die Renken der Alpenseen stellen einerseits ein Relikt aus der letzten Eiszeit dar, andererseits wurden auch vorher nicht heimische Arten besetzt. Heute wird versucht, die ursprünglich vorkommenden Arten / Formen zu erhalten.

In Österreich sind ursprünglich heimische Coregonen-Arten lokal durch Überfischung, den Verlust ihrer Laichplätze, aber auch durch Besatz mit anderen Coregonen ungeklärter Herkunft gefährdet (HONSIG – ERLenburg et al., 2002; HAUER, 2007).



Foto: Wolfgang Hauer

Abb. 98.: Reinanke

**Rotauge (*Rutilus rutilus*)** (Linné 1758)

Das Rotauge gehört zu den kleinwüchsigen Cypriniden und erreicht eine Maximalgröße von etwas über 40 cm und ein Gewicht bis ca. 2 kg. Dieser Fisch, auch Plötze genannt, bewohnt die Ruhigwasserbereiche der Flüsse und ist meist in Schwärmen in der verkrauteten Uferzone zu finden.

Das Rotauge gehört zu den Pionierarten unter den Fischen und besiedelt sogar abgeschlossene und neu entstandene Gewässer wie z.B. Baggerseen rasch. Das Ablachen erfolgt in den Monaten April/Mai und die Eier werden dabei über Wasserpflanzenbeständen, versunkenen Ästen oder Steinen abgelegt.

In Gewässern mit fehlenden Wasserpflanzenbeständen und verarmter Nährtierfauna „verbutten“ die Rotaugenpopulationen, das heißt sie wachsen sehr langsam und bleiben zeitlebens klein (HONSIG – ERLenburg et al., 2002; HAUER, 2007).

In Österreich und in Kärnten ist diese Fischart nicht gefährdet eingestuft (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Foto: Julia Lorber

Abb. 99: Rotaug

### **Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) (Linné 1758)**

Rotfedern bewohnen strömungsberuhigte Unterläufe unserer Flüsse, sie halten sich aber auch gern in kleinen Gruppen in Pflanzenbeständen der Uferregion nahe der Wasseroberfläche auf. Die Nahrung besteht in erster Linie aus Makrophyten, aber auch aus Algen und in geringerem Maße aus verschiedenen Kleintieren.

Das Laichspiel findet in den Monaten April und Mai, je nach Wassertemperatur, in mit Wasserpflanzen dicht bewachsenen Bereichen statt. Ihre rötlichen und sehr klebrigen Eier bleiben dort an den Wasserpflanzen hängen (HONSIG – ERLenburg et al., 2002; HAUER, 2007).

Laut dem Gefährdungsstatus gilt die Rotfeder als nicht gefährdet (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Foto: Julia Lorber

Abb. 100:Rotfeder

## Rapfen, Schied (*Aspius aspius*) (Linné 1758)

Der Schied, auch Rapfen genannt, ist der einzige europäische Karpfenartige, der sich als erwachsenes Tier ausschließlich räuberisch ernährt.

Sein Habitat befindet sich in Fließgewässern, vor allem der Barbenregion.

Die Eiablage erfolgt je nach Wassertemperatur von März bis Mai in stärker fließenden Bereichen mit Kiesgrund (HAUER, 2007).

Der Gefährdungsstatus gibt an, dass der Schied vermutlich aufgrund fehlender intakter Laichplätze in Österreich stark gefährdet ist. In Kärnten gilt der Schied als allochthone Art (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



*Foto: Wolfgang Hauer*

Foto: Wolfgang Hauer

Abb. 101: Rapfen oder Schied

### **Schleie (*Tinca tinca*) (Linné 1758)**

Die Schleie bewohnt langsam fließende Gewässer und flache, wärmere Seen und Teiche mit dichten Pflanzenbeständen und Schlammgrund (weicher Untergrund). Sie lebt gesellig, bildet aber keine großen Schwärme wie andere Cypriniden. Ihre Nahrung setzt sich aus diversen Benthoslebewesen zusammen.

Dieser nachtaktive Fisch gibt seinen Laich portionsweise ab. Das Ablaichen erstreckt sich also über mehrere Wochen von Juni bis in den August. Ihre Eier haften an Unterwasserpflanzen in seichten, vegetationsreichen Gewässerbereichen (HAUER, 2007).

Die Schleie gilt in Österreich laut der roten Liste als gefährdet (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006). In Kärnten findet man sie nicht auf der roten Liste (HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Foto: Julia Lorber

Abb. 102: Schleie

**Schneider (*Alburnoides bipunctatus*) (Bloch 1782)**

Der Schneider gehört zu den gesellig lebenden Kleinfischarten unter den Cypriniden. Er hält sich meist in Bodennähe schnell fließender und strukturreicher Gewässer auf und lebt vor allem im Übergangsbereich der Äschen- zur Barbenregion.

Dieser lebendige Kleinfisch laicht in den Monaten Mai und Juni über kiesigen oder grobsandigen Bereichen, die überströmt sein müssen (HONSIG – ERLenburg et.al. 2002; HAUER, 2007).

Laut der Roten Liste Österreich ist der Schneider nicht gefährdet (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006). In Kärnten steht diese Art auf der roten Liste mit der Einstufung „Gefährdung droht“ Liste (HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Foto: Julia Lorber

Abb. 103.: Schneider

### **Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) (Linné 1758)**

Dieser nahe Verwandte des Forellenbarsches bevorzugt warme, stark verkrautete Teiche, Seen und Baggerseen und ist zudem auch in Augewässern zu finden. Er stammt ursprünglich aus Nordamerika und wurde 1881 nach Europa eingeschleppt. Seither schreitet seine Ausbreitung kontinuierlich fort. Der Bestand von empfindlichen heimischen Amphibien- und Fischarten kann durch ihn gefährdet werden.

Der Sonnenbarsch ernährt sich von Würmern, Kleinkrebsen, Insektenlarven, Fischlaich und Fischbrut.

Die Laichzeit erstreckt sich von Mai bis Juni und findet nur bei Sonnenschein statt, wobei besonders die roten ohrenförmigen Fortsätze an den Kiemendeckeln aufgespreizt werden und die Strukturfarben der Männchen besonders zur Geltung kommen. Die Laichgruben werden von den Männchen bewacht (HONSIG - ERLenburg et al., 2002; HAUER, 2007).



Foto: Julia Lorber

Abb. 104: Sonnenbarsch

**Weißflossengründling (*Romanogobio vladykovi*) (Lukasch 1933)**

Der Weißflossengründling ist ein gesellig lebender Bodenfisch. Sein bevorzugter Lebensraum ist die Barbenregion unserer Flüsse und er hält sich hauptsächlich in Flussabschnitten mit höheren Strömungsgeschwindigkeiten und wenig Bodenschlamm auf. Seine Nahrung besteht aus kleineren Bodentieren und Algen (HAUER, 2007).

Der Weißflossengründling ist in Österreich nicht gefährdet (WOLFRAM & MIKSCI, 2006). In Kärnten ist diese Art als stark gefährdet einzuordnen (HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Foto: Julia Lorber

Abb. 105: Weißflossengründling

### **Zander (*Sander lucioperca*) (Linné 1758)**

Der Zander bewohnt als Raubfisch die tieferen Zonen der Barben und Brachsenregion unserer Flüsse, er bevorzugt dabei sandige und kiesige Bereiche. Die Jagdgründe befinden sich sowohl in Grundnähe als auch im Freiwasser.

In stehenden Gewässern findet man ihn sowohl in tiefen sommerwarmen Voralpenseen als auch in seichten Steppenseen, wie dem Neusiedlersee und dem Plattensee. Er bevorzugt Gewässer mit geringer Sichttiefe und jagt meistens in der Dämmerung, was ihm beim Anpirschen an seine Beute zu Gunsten kommt.

Die Laichzeit des Zanders erstreckt sich von April bis Mai. Die Zandermilchner bereiten in rund 1,5 m Wassertiefe ein „Nest“ vor, indem sie den Gewässergrund von Schlamm säubern. Darauf legen die Rogner ihre zahlreichen Eier ab. Die Milchner betreiben Brutpflege, sie bewachen das Gelege und fächeln mit den Brustflossen Frischwasser zu den Eiern.

Strukturarmut und Überfischung sind in vielen Gewässern die Hauptursache für den Rückgang der Zanderbestände (HAUER, 2007).

Der Zander ist in Österreich mit nahezu gefährdet eingestuft (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006). In Kärnten ist diese Art nicht gefährdet (HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Foto: Julia Lorber

Abb. 106: Zander

### Zingel (*Zingel zingel*) (Linné 1766)

Der Zingel ist ein nachtaktiver Bodenfisch, der seichte Uferpartien in Flüssen bewohnt. Aufgrund der zurückgebildeten Schwimmblase und mit Hilfe der großen Brust- und Bauchflossen gleitet er mit ruckartigen Bewegungen am Boden entlang, ähnlich der Koppe. Die Nahrung setzt sich aus Bodentieren, Fischlaich und Fischbrut zusammen.

Der Zingel laicht im April und Mai an Schotter- und Kiesbänken mit starker Strömung, die klebrigen Eier werden an das Substrat geheftet (HAUER, 2007).

Durch die Zerstörung intakter Fließstrecken kommt es kontinuierlich zu einem Rückgang dieser Art und daher gilt sie in Österreich als gefährdet (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006). In Kärnten wird diese Art mit stark gefährdet eingestuft (HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Foto: Wolfgang Hauer

Abb. 107: Zingel

### **Ukrainisches Bachneunauge (*Eudontomyzon mariae*) (Berg 1931)**

Bachneunaugen verbringen ihre Larvalzeit, welche bis zu 6 Jahre andauert, in Schlamm-Sandbänken (in einer Tiefe von bis zu 50 cm). Die Larven, welche als „Querder“ bezeichnet werden, sind blind und zahnlos und ernähren sich während der gesamten Larvenzeit von Kieselalgen und kleinsten Lebewesen. Die fertig entwickelten Tiere haben Augen; eine Nahrungsaufnahme erfolgt ab diesem Zeitpunkt nicht mehr. Die Fortpflanzung erfolgt zwischen April und Mai, bei Temperaturen zwischen 11 und 16 °C. Als Laichhabitat werden sandig kiesige, flach überströmte Schotterbankbereiche aufgesucht. Bachneunaugen unternehmen keine langen Wanderungen vom Larval - zum Laichhabitat – beide Strukturen müssen daher in unmittelbarer Nähe vorhanden sein. Der Verlust der geeigneten Habitate, ist eine Ursache für den Rückgang der Neunaugen Populationen (HONSIG - ERLenburg et al., 2002; HAUER, 2007).

Das Bachneunauge gilt in Österreich sowie in Kärnten als gefährdet (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Foto: Julia Lorber

Abb.108: Ukrainisches Bachneunauge

## 5 Diskussion und Zusammenfassung

Laufstauketten sind sehr junge Ökosysteme, welche aufgrund ihrer Charakteristik (Abflussverhalten, Geschiebe, Trübstoffe, etc.) mit einem Fluss bzw. See nicht vergleichbar sind. Laufstau, wie an der Drau, stellen ein „Hybridgewässer“ zwischen Flüssen und Seen dar, was den Verlust vieler Habitate erklärt und oft eine Verringerung der Artenvielfalt und Biomasse mit sich bringt. Das Vorhandensein unterschiedlicher Schlüsselhabitate (Biotope, Vernetzung mit dem Umland) kann den Stauraum begünstigen.

Auch wenn für den Stauraum Dravograd der gute fischökologische Zustand nicht attestiert werden kann, ist es durchaus möglich, dass zumindest in der Stauwurzel, die einen eigenen Wasserkörper darstellt, das gute ökologische Potential gegeben ist. Eine eindeutige Beurteilung im Hinblick auf das ökologische Potential ist mangels Bewertungsmethodik derzeit noch nicht möglich. Aufgrund der Istbestandesaufnahme bzw. der Beschlüsse der Österreichischen – Slowenischen Kommission für die Drau ist der gemeinsame Wasserkörper der Drau im Stauraum Dravograd ein sicherer Kandidat für einen erheblich veränderten Wasserkörper (heavily modified waterbody).

Würde man das Ko – Kriterium für die Biomasse für diesen erheblich veränderten Wasserkörper außer Acht lassen, wäre zumindest für die oberen Abschnitte des Staus Dravograd der gute fischökologische Zustand gegeben. Vielmehr gilt dies für das gute ökologische Potential. Der oberste Abschnitt zeigt eine gute Anbindung zur Lavant, in welche die Fische zum Laichen aufsteigen können. Zudem ist hier die Fließgeschwindigkeit noch relativ hoch, sodass auch rheophile Fischarten geeignete Habitate vorfinden. Die Durchgängigkeit des KW Lavamünd, das im heutigen Zustand den Stauraum, ein beinahe stehendes Gewässer, von einer Fließstrecke abtrennt, mag aus heutiger Sicht für die Erreichung des höchsten ökologischen Potentials notwendig sein, für das gute ökologische Potential scheint diese Maßnahme nach Experteneinschätzung nicht notwendig zu sein.

Aus fischökologischer Sicht sind im Falle des Stauraumes Dravograd die Anbindung anderer Gewässer (Lavanteinmündung) und die Präsenz von Biotopen (Anbindung von Altarmen) im slowenischen Teil als positiv zu werten. Ein weiterer positiver Effekt ist der Nachweis vieler gefährdeter Arten. Die Untersuchungen im Stauraum zeigen ein weit gefächertes Artenspektrum, spiegeln aber auch die Tatsache wider, dass die längerfristige Erhaltung stabiler Populationen spezialisierter Arten (Bachneunauge usw.) durch das Fehlen essentieller Lebensräume und geringer Strukturvielfalt des Stauraumes nicht wahrscheinlich ist. Am Beispiel des Huchens zeigt sich, dass die Mindestanforderungen vieler Fischarten an ihren Lebensraum nicht mehr gegeben, und somit mitverantwortlich für das Verschwinden einzelner Arten sind.

Mit zunehmendem Regulierungsgrad von Gewässern zeigt sich in vielen Fällen eine deutliche Abnahme der Artenzahl, der Dichte und damit der Biomasse des Gesamtfischbestandes (JUNGWIRTH et al., 2006).

Hier sind auch die Defizite aufzuzeigen: Die Biomasse des Stauraumes übersteigt kaum 50 kg/ha, was zu einer Bewertung (laut FIA) von unbefriedigend bis schlecht (4-5) führt. Die geringe Fischbiomasse könnte auch mit dem geringen Nährstoffgehalt des Stauraumes zusammenhängen. So liegen die Phosphat-Phosphor-Werte in den Kärntner Draustauen, laut POLZER et al. (2002), unter 5 µg/l, somit spielt Phosphor als limitierender Faktor für die Biomasse eine wesentliche Rolle. Die Drau ist daher dem Charakter der Flüsse der Alpen in höheren und voralpinen Einzugsgebieten und den Seeausflüssen großer oligotropher Seen bzw.

einer Auswahl von Schweizer Fließgewässern zuzuordnen, die nach Jakob et al. (1994) potentiell phosphorlimitiert sind.

#### Fischbestand:

Von 31 nachgewiesenen Arten gelten zwei Drittel als standorttypische Arten und ein Drittel als allochtone Arten bzw. Neozoa. Außerdem konnten 17 Arten des Leitbildes nicht nachgewiesen werden.

Die dominierenden Arten im Stauraum sind Generalisten wie der Aitel, die Laube und das Rotauge, die im gesamten Stauraum vorkommen. Bei den Generalisten handelt es sich um eurytope Arten, die sich strömungsindifferent verhalten und eine Vielzahl von Habitaten besiedeln können (HAUNSCHMID et al., 2006).

Rheophile Arten zeigen eine Tendenz für den stärker strömenden Stauwurzelbereich und stagnophile Arten halten sich bevorzugt im unteren Drittel (Rückstaubereich) des Stauraumes auf.

Neben dem Aitel und der Laube stellt der Schneider eine der häufigsten Arten im Stauraum dar. Als rheophile Art ist der Schneider ausschließlich in den ersten beiden Abschnitten, welche eine hohe Strömungsgeschwindigkeit aufweisen, zu finden. Weitere rheophile Arten wie Barbe und Nase zeigen ebenfalls eine Tendenz ihres Vorkommens in der oberen Hälfte des Stauraumes.

Im ursprünglichen Fischartenspektrum der Drau dominierten diese rheophilen Vertreter (Nase, Barbe, Huchen etc.), die hinsichtlich ihrer Reproduktion auf Kies- und Schotterflächen des Hauptflusses, permanent durchflossener Nebenarme oder Zubringer angewiesen waren. In Stauräumen finden die genannten Arten, die für weite Migrationswanderungen bekannt sind, nur noch in den flächenmäßig stark eingeschränkten Stauwurzelbereichen vereinzelt Reproduktionsareale bzw. geeignete Laich-, Brut- und Jungfischhabitate. Unüberwindbare Kontinuumsunterbrechungen blockieren longitudinale Migrationen dieser Fischarten (Kompensationswanderungen, Wanderungen zu Laich- und Fressplätzen) und bedeuten auf diese Weise die Gefahr der Fragmentierung in Einzelpopulationen und der genetische Isolation (JUNGWIRTH et al., 2003). Makierungsversuche von STEINMANN et al. (1937) zeigen, dass Nasen im ungehinderten Zustand durchschnittlich Migrationswanderungen zwischen 50 und 100 km zurücklegen und Barben zwischen 100 und 150 km wandern, maximale Wanderungen bis zu 400 km wurden beobachtet.

Der Stauraum Dravograd umfasst eine Gesamtlänge von 10 km, welche die natürlichen Wanderungen dieser Fischarten stark unterbindet. Diverse Untersuchungen von WAIDBACHER & HAIDVOGEL, (1998) und SCHULZ et al., (1986) zeigen, dass Kontinuumsunterbrechungen durch Kraftwerke und die damit verbundene Änderung der Fließgeschwindigkeit und das Verschwinden von Schotterbänken einen Bestandsrückgang der normalerweise dominanten Gruppe der rheophilen Cypriniden (z.B. Nase, Barbe) mit sich bringen, während indifferente, eurytope Fischarten (Aitel, Rotaug) besser mit den veränderten Rahmenbedingungen zurecht kommen. Das konnte auch mit dieser Studie belegt werden.

Beim Stauraum Dravograd wirkt sich die laterale Vernetzung mit der Lavant, die unterhalb von Lavamünd in den Stauraum mündet, positiv aus. Der untere Teil der Lavant welcher zum Natura 2000 Gebiet ausgewiesen wurde, ist bis zum Flusskilometer 6 für Fische passierbar und bietet eine strukturelle Vielfalt an Lebensräumen. Hier finden die Nase und die Barbe noch geeignete Laichhabitate, was sich in ihrem Fortbestand im Stauraum und der Altersklassenverteilung positiv widerspiegelt.

Der Huchen, als wichtige historische Leitart, konnte in dieser Untersuchung nicht nachgewiesen werden; seine spezifischen Ansprüche an den Lebensraum sind durch die Kontinuumsunterbrechung nicht mehr gegeben. Früher waren Huchen in der gesamten Drau, aber auch in der Lavant bis etwa Wolfsberg anzutreffen (HONSIG-Erlenburg & PETUTSCHNIG, 2002; HARTMANN, 1898). So benötigt der Huchen eine durchgehende, strukturreiche Fließstrecke von rund 20 Kilometer (HOLČIK, 1982; UIBLEIN et al., 2002b), um eine eigenständige Population aufrecht zu erhalten. Laut Aussagen der Fischer werden jedoch in diesem Abschnitt der Drau nach wie vor vereinzelt Besatz - Huchen gefangen. Der Huchen als Top - Prädator eines Ökosystems braucht auch eine hohe Biomasse an Futterfischen, die in den Drau-Stauräumen nicht gegeben ist (SCHULZ, 1986). Besonders Besatzmaßnahmen von Huchen zeigen wie schwer es ist, den Ansprüchen des Huchens gerecht zu werden (HOLČIK, 1982, UIBLEIN et al., 2002b).

Die rheophilen Arten wie Frauenerfling, Weißflossengründling sowie die rheophile Brachse zeigen keine Habitatspräferenzen im Stauraum. Der Weißflossengründling ist entlang der Flusssohle im gesamten Stauraum zu finden. Er zählt in Kärnten zu den gefährdeten Arten. Der Frauenerfling ist in seinem gesamten Verbreitungsgebiet eine vom Aussterben bedrohte Art (HONSIG-ERLENBURG & FRIEDL, 1999). Die Ursache liegt in erster Linie in den für die Wasserkraftnutzung erfolgten Aufstau vieler Flüsse der Barbenregion (HONSIG-ERLENBURG & PETUTSCHNIG, 2002). Der Frauenerfling ist im Stauraum Dravograd noch regelmäßig anzutreffen, wird jedoch im slowenischen Teil auch besetzt. Somit handelt es sich in diesem Abschnitt auch um eine durch Besatzmaßnahmen gestützte Art, obwohl auch eine natürliche Vermehrung nachgewiesen werden konnte.

Zu den stark gefährdeten Arten zählt auch der Zingel (HONSIG-ERLENBURG & FRIEDL, 1999), der mit zwei Individuen im Stauwurzelbereich nachgewiesen werden konnte. Da die Habitatspräferenzen der drei rheophilen Donauperciden (Zingel, Streber, Schrätzer) sehr eng gesteckt sind, ist ein Nachweis dieser Arten sehr schwierig, da auch viele der Methoden aufgrund ihrer Selektivität für die Erhebung bodenorientierter Arten ungeeignet sind. Der Streber und der Kaulbarsch konnten im Stauraum nicht nachgewiesen werden. Um definitiv ihre Abwesenheit im Stauraum belegen zu können, müssten diese Arten noch einmal gezielt befischt werden. Was heißen würde, dass die bei dieser Befischung verwendeten Langgleinen noch einmal adaptiert werden müssten, um ihre Effizienz zu erhöhen (JOHANNESSEN 1983, ZAUNER 1991, LØKKEBORG & BJORDAL 1992).

Auch der Schrätzer, der früher hier vereinzelt vorgekommen ist, kann nicht mehr belegt werden.

Ebenso ist der Steingressling, der im Leitbild der Drau vorkommt, jedoch nicht nachgewiesen werden konnte, wegen seiner engen Einnischung (stark überströmte Bereiche in der Strommitte) sehr schwer zu erfassen. So konnte er in der unteren Lavant nur an einer bestimmten Stelle nachgewiesen werden (HONSIG-ERLENBURG & FRIEDL 1995). Der Grund für diese in Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006) und Kärnten vom Aussterben bedrohte Art liegt sicher auch am Verlust der natürlichen Fließstrecken in großen Flüssen durch Stauhaltung (HAUER, 2007).

Stagnophile Arten, die Stillgewässer besiedeln (HAUNSCHMID et al., 2006), wie die Schleie und die Rotfeder konnten nur im unteren Teil des Stauraumes nachgewiesen werden. Den erbrachten Nachweis des Bitterlings sichert der Bestand von Teich- oder Malermuscheln, ohne die die Reproduktion dieser Fische nicht möglich wäre.

Dass 17 Fischarten, die im historischen Leitbild für diesen Abschnitt der Drau bekannt waren, in dieser Untersuchung nicht mehr nachgewiesen werden konnten,

hängt mit den veränderten Lebensbedingungen, wie verringerte Fließgeschwindigkeiten, geänderte Substratverhältnisse usw. zusammen. So finden viele Fischarten keine geeigneten Voraussetzungen mehr, um eine eigenständige Population zu erhalten. Laichmöglichkeiten für die klassischen rheophilen Flussfische sind im Stauraum nicht mehr gegeben. Aber auch die monotone Ausgestaltung der Ufer, die fehlenden Refugialbereiche und mangelnde Vernetzung mit Altwässern erschwert vielen Fischen ein Aufkommen im Stau (SPINDLER, 1995).

Laut JUNGWIRTH et al. (2003) stellt die Unterbrechung des Flusskontinuum sowie die Unterbindung der lateralen Konnektivität ein enormes Problem für die Fischfauna dar. Speziell Laufkraftwerke in potamalen Gewässern sind häufig mit großen ökologischen Problemen verbunden, da bei geringem Gefälle besonders lange Rückstau notwendig werden. Es entstehen monotone Lebensräume, die eine Verringerung der Artendiversität mit sich bringen, so konnte JUNGWIRTH (1984 a) einen eindeutigen Zusammenhang der Vielseitigkeit der Fischfauna mit zunehmender Variabilität der Breiten- und Tiefenverhältnisse im Fluss nachweisen. Die Strukturierung der Uferzone ist besonders für den Reproduktionserfolg und die Aufwuchsmöglichkeiten der Jungfische von entscheidender Bedeutung, da viele Fischarten im Laufe ihrer Entwicklung (einzelnen Altersstadien) Einnischungserfordernisse aufweisen. Fehlt ein essentieller Lebensraum in der Individualentwicklung, ist die Population dieser Art stark bedroht. So stellen Totholzstrukturen für den Welsbestand einen essentiellen Lebensraum dar (ZAUNER, 1993). Weiters kommt es auch durch die Unterbindung des dynamischen Prozesses mit dem Umland zu einem verringerten Nährstoffeintrag aus der Umgebung, aus Augewässern und Überschwemmungsgebieten und führt zu oligotrophen Bedingungen im Stauraum, was negative Auswirkungen auf den Fischbestand und die Fischbiomasse hat. Änderungen des Geschiebehaushaltes und Ablagerung von Feinsedimenten und (oder) Sand führen dazu, dass rheophile Arten, die bezüglich ihrer Nahrungsbasis vorrangig auf Benthosorganismen auf kiesig/schottrige Sohlbereiche angewiesen sind, die beschriebene Sand- und Schlammfauna nur in geringem Ausmaß nutzen können. Geht der Interstitialraum durch Verhärtung (Kolmatierung) oder durch Sedimentation in einem Stauraum verloren, verschwinden einzelne Fischarten. Das Lückenraumsystem beheimatet viele Fischnährtiere und ist von essentieller Bedeutung für die Embryonal- und Larvalphase vieler, vor allem lithophiler Arten. Versuche mit Elritzen konnten zeigen, dass die Eier bis zu 5 cm in den Kies eindringen, während die Dottersacklarven nach dem Schlüpfen bis zu 30 cm tief einwanderten. Erst nach dem Verbrauch des Dottersackes gingen die Larven auf eine pelagische Lebensweise über (BLESS, 1992). Auch die Dottersackbrut von Salmoniden (Bachforelle) verbringt die ersten Wochen in den Zwischenräumen des Kiesel, bis der Dottersack aufgebraucht ist, dieser Lebensraum bietet Ihnen Schutz vor Fressfeinden. Mit Verschwinden der Laichhabitate können diese Arten nur durch Besatzmaßnahmen im Stauraum gehalten werden.

Indifferente und vor allem stagnophile Fischarten waren laut Leitbild in der frei fließenden Drau von nachrangiger Bedeutung und hinsichtlich ihrer Reproduktion auf angrenzende Augewässer und Inundationsflächen angewiesen. In Stauräumen führte die Monotonisierung des Flussbettes zu einer Zunahme an Generalisten, die keine speziellen Anforderungen an ihre Umwelt stellen.

Das Vorhandensein einzelner Schlüsselhabitate im Stauraum kann das Überleben einzelner Arten sichern, da sie die Strukturvielfalt der generell strukturarmen Stauräume aufwerten und eine Strahlwirkung haben. Prioritäres Ziel ist die Erhaltung der noch relativ hohen Fließgeschwindigkeit (0,8-1m/sec) im Bereich der Stauwurzel

für rheophile Fischarten. Schüttungen von Flachwasserbereichen, die Schaffung von schwach durchströmten Buchten, die Versuche ehemalige Altarme zu reaktivieren, führen zu einer Verbesserung der biozönotischen Strukturen, des Nährstoffangebotes und der fischereilichen Besiedelung in den renaturierten Bereichen. Durch kleinere limnochemische Kreisläufe in den Stillwasserzonen und die Möglichkeit des Verbleibs von Nährstoffen und photoautotrophen Organismen sind diese Bereiche zu wichtigen ökologischen Reservoiren des Drauflasses geworden (POLZER et al., 2002)

Solche Schlüsselhabitate stellen in unserem Fall die laterale Verknüpfung mit der Lavant (Laichhabitate für lithophile Arten, wie Nase, Barbe und Frauenerfling usw.), der Nebenarm im Bereich der Kläranlage Lavamünd (Rückzugsgebiet für Jungfische) und der Flachwasserbereich des Altarmes auf slowenischer Seite (stagnophile und phytophile Arten) dar. Die Strukturvielfalt ist insbesondere für den Nachwuchs wichtig. Schotterbänke und strömungsgeschützte Buchten sind für das Aufkommen der Fischbrut von essentieller Bedeutung. Während der ersten Wochen nach dem Schlüpfen zeigen fast alle Arten, sowohl rheophile als auch indifferente, eine starke Bindung an geschützte Habitate in Form kleiner litoraler Buchten, in denen die Strömungsgeschwindigkeiten bei allen Wasserständen generell sehr niedrig sind (SPINDLER, 1995). So ein Rückzugshabitat stellt die 2005 errichtete Aufweitung im Bereich der Kläranlage Lavamünd dar, wo viele Jungfische (Lauben Rotaugen, Aitel) und 1+ bis 2+ Aitel, Hasel und Nasen zu finden waren. Im Stillwasserbereich des slowenischen Altarms gibt es einen Makrophyten-Bestand, der vor allem stagnophile Arten (Schleie, Rotfeder) und Krautlaicher (Hecht, Schleie, Rotfeder usw.) anzieht. Weiters findet man massenhaft Jungfische von eurytopen Arten (Aitel).

Zusammenfassend ist zu sagen, dass der fischökologische Zustand (FIA) des Stauraums Dravograd auf Grund der geringen Fischbiomasse und des Fehlens einzelner Arten mit unbefriedigend eingestuft wird, jedoch das gute ökologische Potential zumindest für die Stauwurzel attestiert werden kann.

### **Effizienz der einzelnen im Stau Dravograd angewendeten Methoden**

Wie schon erwähnt, müssen für die Erfassung eines Fischbestandes in einer Stauhaltung aufgrund der eingeschränkten Tiefenwirkung eines Elektrofischfanggerätes zusätzliche, ergänzende Methoden angewendet werden (SCHOTZKO et al., 2006). Da die alternativen Befischungsmethoden großteils selektiv sind (Größen, Art), muss für die qualitative Erfassung eines Fischbestandes eine geeignete Kombination verschiedener Methoden entwickelt werden. Bei der Untersuchung im Stau Dravograd wurden unterschiedliche Befischungsmethoden im Feld erprobt mit dem Ziel eine geeignete Kombination der unterschiedlichen Befischungsmethoden zu finden. Neben den im Methodikhandbuch beschriebenen Befischungsmethoden wurden auch alternative Methoden getestet.

In Abb. 111 ist die Effizienz der einzelnen Methoden standardisiert bezüglich des Aufwands für die einzelnen Fischarten im Stauraum abgebildet. Von den insgesamt 31 im Stauraum Dravograd festgestellten Arten konnten mittels Elektrobefischung (Tag bzw. Nacht) 28 Arten und nur durch den Einsatz alternativer Befischungsmethoden 3 weitere Arten (Kaulbarsch, Renke und Weißflossengründling) nachgewiesen werden. Somit kann klar festgestellt werden, dass die Elektrobefischung, die effizienteste Methode ist, um eine qualitative und quantitative Aussage über den Fischbestand großer Stauräume zu machen. Der Einsatz folgender ergänzender Befischungsmethoden scheint bei der Beprobung von

## Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

Stauhaltungen sinnvoll zu sein um einen qualitativen und auch quantitativen Überblick des Fischbestandes zu erhalten:

Der Weißflossengründling konnte mittels des Grundsleppnetzes in größeren Stückzahlen und auch mittels Reusen und Stellnetz über die gesamte Stauraumsohle nachgewiesen werden.

Stellnetz: Bei den Stellnetzbefischungen wurden 18 Arten erfasst. Diese Methode stellt hiermit nach der Elektrobefischung die zweiteffektivste Methode dar. Kaulbarsch und Renken konnten nur durch die Stellnetzbefischungen nachgewiesen werden. Große Individuen der Barbe (siehe Abb. 109) und des Frauenerflings (siehe Abb. 110), welche mit zunehmendem Alter im Freiwasser zu finden sind, konnten unter anderem mit der Stellnetzbefischung erfasst werden. Hier sind die Grenzen der Elektrobefischung gut zu erkennen. In der Abb. 111 sieht man, mit welchen Methoden die einzelnen Größenklassen des Frauenerflings erfasst wurden. Es zeigt sich, dass alle Größenklassen mit der Elektrobefischung gefangen wurden, wobei, ähnlich wie bei der Barbe, größere Individuen vermehrt im Freiwasser zu finden sind und mit alternativen Methoden (Driftnetz, Stellnetz und Langleine) besser erfasst werden können.

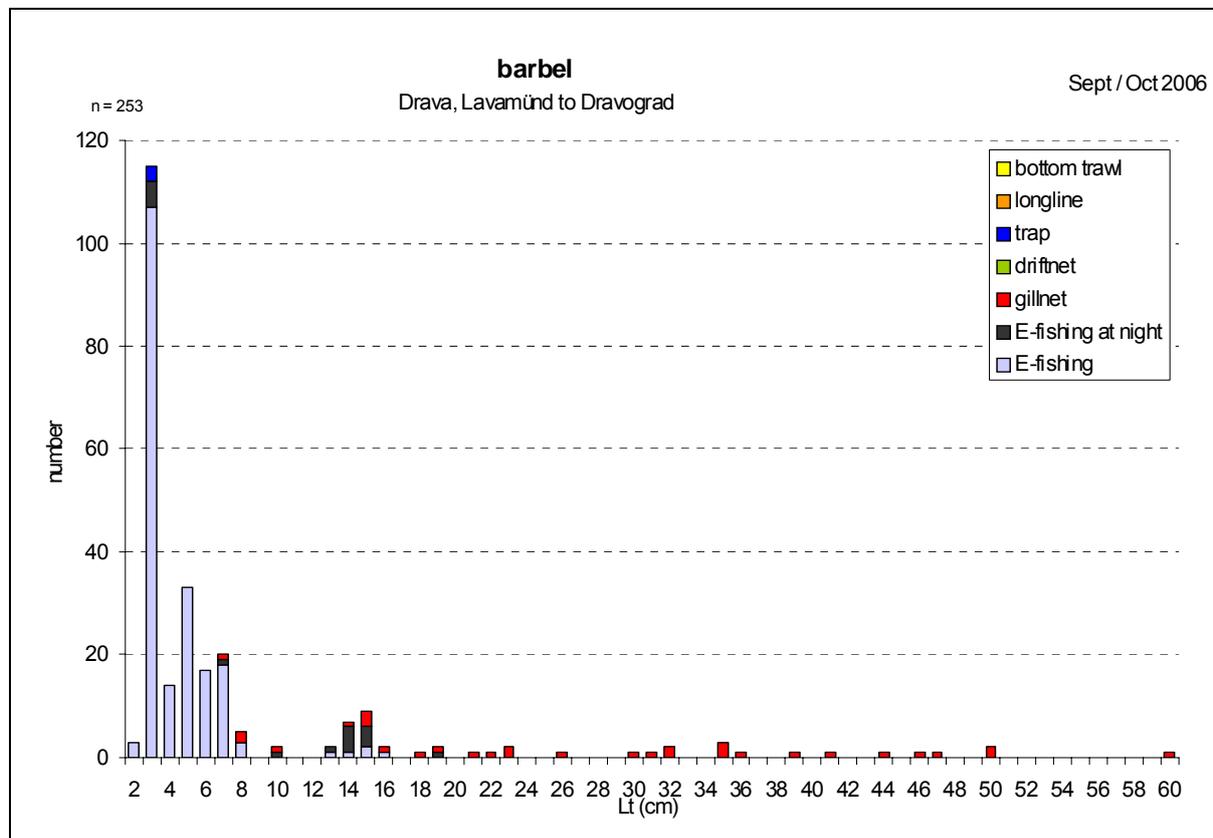


Abb. 109: Längenverteilung der Barbe bei den einzelnen Befischungsmethoden

*Length –frequency distribution of chub for different methods.*

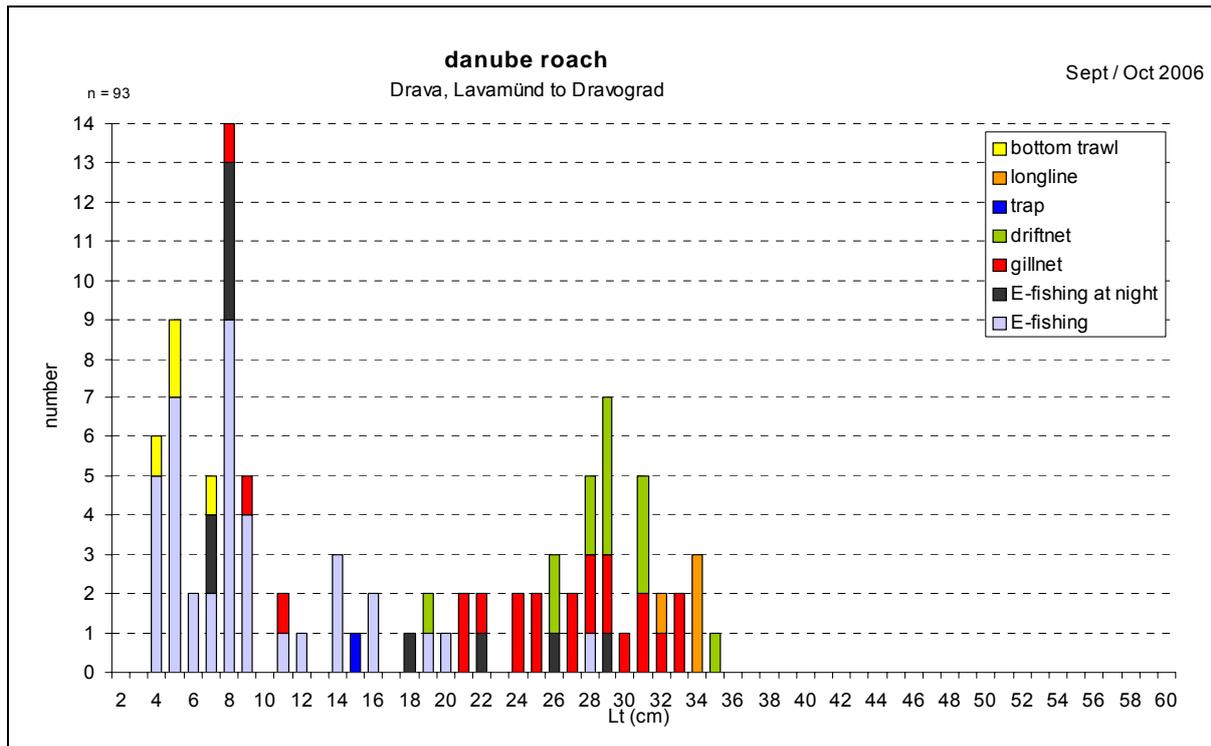


Abb. 110: Längenverteilung des Frauenerflings bei den einzelnen Befischungsmethoden.

*Length –frequency distribution of Danube roach for different methods.*

**Reusen:** Bei den Reusenbefischungen (Flügelreusen, Strömungsreusen) wurden 10 Arten nachgewiesen. Mit dieser Methode gelang es nach der Elektro- und Stellnetzbefischung ein relativ großes Artenspektrum zu erfassen.

**Driftnetzbefischung:** Mit dieser Methode konnten drei Arten nachgewiesen werden (Frauenerfling, Nase und Hecht). Arten, die mit Ausnahme des Hechts Bewohner der freien Fließstrecke sind, eine benthisch orientierte Lebensweise aufweisen und mittels Elektrofischung in großen Flüssen schwer erfassbar sind. Bei der Driftnetzbefischung wurden Netze mit 30 und 50 mm Maschenweite eingesetzt, es handelt sich daher um eine grössenselektive Methode (kleine und große Individuen können nicht erfasst werden). Diese Methode stellt aber dennoch eine gute Möglichkeit dar, einen zumindest qualitativen Eindruck der Fischarten im Freiwasser zu erlangen.

**Grundschnepnetz:** Durch das Grundschnepnetz gelang, wie schon beschrieben der Nachweis von Weißflossengründlingen in größerer Stückzahl, eine Fischart die ohne Anwendung dieser Methode nur durch wenige Individuen nachgewiesen worden wäre, was zu einer Fehleinschätzung des Bestands geführt hätte. Auf Grund der geringen Fläche und des hohen Scheueffekts des Grundschnepnetzes beschränkt sich der Ausfang auf kleine Individuen und Arten mit einer geringen Fluchtdistanz.

**Langleine:** Die Langleine dient zur Erfassung bodenorientierter Fischarten im Freiwasser großer Flüsse. Im Zuge der Langleinenbefischungen konnten nur drei Arten (Frauenerfling, Aitel, Weißflossengründling) nachgewiesen werden. Außerdem wurden keine weiteren bodenorientierten Arten (Barbe, Zingel, Streber, Aalrutte,...) nachgewiesen, die aber mittels alternativer Befischungsmethoden festgestellt wurden. Da diese Methode z.B. in der Donau mit hoher Effizienz angewendet wird, dürfte die Ursache in einer, für die örtlichen Gegebenheiten nicht passende Zusammenstellung des Geräts begründet sein.

**Hydroakustik:**

## Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

Die wissenschaftliche Echographie eignet sich sehr gut für die quantitative Erhebung von Fischbeständen in Seen, tiefen Flüssen oder Stauräumen. Mit Hilfe der Echographie konnte die Abundanz und die Biomasse im zu untersuchenden Wasserkörper abgeschätzt werden. Mit dieser Methode kann man zumindest die Fischbiomasse eines Wasserkörpers abschätzen. Da aber keine Artbestimmungen durchgeführt werden können und Altersstrukturen nur sehr ungenau erfasst werden, kann diese Methode lediglich als Zusatzmethode verwendet werden. Für die Artbestimmung sind zusätzliche Methoden in Kombination notwendig, wie etwa die verwendeten Kiemennetze.

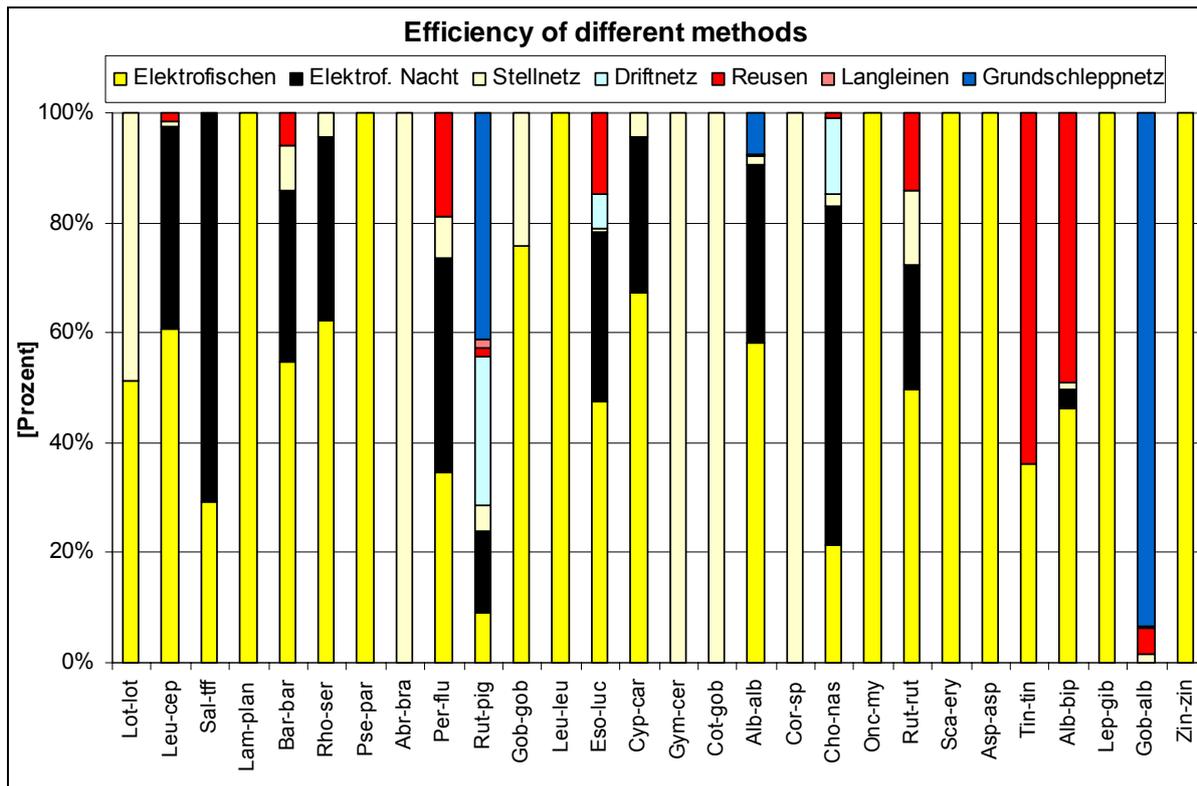


Abb. 111: Effizienz der unterschiedlichen Befischungsmethoden bezüglich der einzelnen Fischarten im Stau Dravograd in Prozent (standardisiert/Aufwand)

In Slowenien wurden die Anwendbarkeit des Fish Index Austria (FIA) sowie des European Fish Index (EFI) einerseits von Fa, EBRA aus Logatec (Šumer & Povž) und andererseits vom Institut for Water in Ljubljana (Urbanič) getestet.

Šumer & Povž untersuchten vier Flüsse in Slowenien. Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass sich der FIA sehr gut für saubere als auch für „heavily modified“ deklarierte Gewässer eignet. Der EFI zeigte sich jedoch als empfindlich gegenüber Einzeluntersuchungen, besonders im Falle von intoleranten Arten gegenüber Verschmutzung und Degradation des Lebensraums, wie der Bachforelle (*Salmo trutta*) oder dem Ukrainische Bachneunauge (*Eudontomyzon mariae*). In solchen Fällen steigt der EFI Index stark an – um ein bis zwei ökologische Zustandsklassen. Zusammenfassend übertrifft der FIA eindeutig den EFI in der Anwendbarkeit (Šumer & Povž, siehe Anhang internationale Beiträge).

Urbanič hat die Anwendbarkeit des FIA bzw. EFI anhand von 35 Befischungen in 3 Bioregionen des Flusseinzugsgebiets der Donau untersucht, wobei kleine bis

mittelgroße Flüsse (Urbanič, 2006) in 4 Fischregionen nach Haunschmid et al., (2006) getestet wurden.

Er kam zu dem Ergebnis, dass das definierte ko-Kriterium der Biomasse für Slowenische Flüsse nicht immer anzuwenden ist. Daher wurde der EFI, der FIA sowie der FIA ohne ko-Kriterium Biomasse angewandt.

Die statistischen Auswertungen der Indices ergaben, dass der FIA besser auf hydromorphologische Veränderungen reagiert als der EFI. Es wird jedoch kritisiert, dass keiner der Indices den Fischbesatz berücksichtigt, wodurch diese nicht die ökologische Qualität eines Fließgewässers bestimmen sondern das Resultat durch die fischereiliche Bewirtschaftung.

Laut Vorgaben der WRRL ist jedoch Fischbesatz nicht als Kriterium zu berücksichtigen, lediglich bei der Beurteilung des sehr guten Zustandes.

## 6 Literatur

- ANTIPA, G. (1905): Die Störe und ihre Wanderungen in den europäischen Gewässern unter besonderer Berücksichtigung der Störe der Donau und des Schwarzen Meeres. – Bericht an den internationalen Fischerei-Kongreß in Wien: 22pp., Bukarest.
- BLESS, R. (1992): Einsichten in die Ökologie der Elritze *Phoxinus phoxinus* (L.) – Praktische Grundlagen zum Schutz einer gefährdeten Fischart. Schr. Reihe f. Landschaftspflege und Naturschutz 35, Bonn – Bad Godesberg 68pp.
- CEN COMITE EUROPEEN DE NORMALISATION (2003a): Water quality: Guidance on the scope and selection of fish sampling methods, 4<sup>th</sup> draft, 20 pp.
- CEN COMITE EUROPEEN DE NORMALISATION (2003b): EN 14011. Water quality- Sampling of fish electricity. 4<sup>th</sup> draft, 16 pp.
- FAME CONSORTIUM (2005): Manual for the application of the European Fish Index – EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive. Version 1.1, January 2005.
- GASSNER H. & J. WANZENBÖCK (2005): Wissenschaftliche Echographie – Eine Standardmethode für die Untersuchung von Fischbeständen in Seen. Österreichs Fischerei 58: 84-91.
- GERSTMEIER R. & T. ROMIG (1998): Die Süßwasserfische Europas für Naturfreunde und Angler. Kosmos Verlag, Stuttgart, 367 pp.
- GLOWACKI, J. (1885): Die Fische der Drau und ihres Gebietes. - Wissenschaftliche Abhandlungen Nr. 95. XVI. Jahresbericht des Steiermark. Landsch. Untergymnasiums zu Pettau.
- HARTMANN, V. (1898): Die Fische Kärntens. - Separat - Abdruck aus dem XXV. Jahrbuch des naturhistor. Landesmuseums von Kärnten, 48 S.; Klagenfurt (Ferd.v. Kleinmayr).
- HAUNSCHMID, R., G. WOLFRAM, T. SPINDLER, W. HONSIG-ERLENBURG, R. WIMMER, A. JAGSCH, E. KAINZ, K. HEHENWARTER, B. WAGNER, R. KONECNY, R. RIEDMÜLLER, G. IBEL, B. SASANO & N. SCHOTZKO (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. – Schriftenreihe des BAW, Band 23, Wien: 104 pp.
- HECKEL, J. & R. KNER (1857): Die Süßwasserfische der Österreichischen Monarchie. - Breitkopf und Härtel: pp.388, Leipzig.
- HOLCIK, J. (1982): Review of experiments with introduction and acclimatization of the huchen - *Hucho hucho* (Linnaeus 1758) (Salmonidae). Symposium on Stock Enhancement in the Management of Freshwater Fisheries. Budapest (Hungary), 31 May 1982 (np), 21 pp.
- HONSIG-ERLENBURG, W & W. PETUTSCHNIG (2002): Natur Kärnten – Fische, Neunaugen, Flusskrebse, Großmuscheln – Sonderreihe des naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten – Klagenfurt, 256 pp.

- HONSIG-ERLENBURG, W. & T. FRIEDL (1999): Rote Liste der Rundmäuler und Fische Kärntens. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens (W.E. Holzinger, P. Mildner, T. Rottenburg, C. Wieser eds.). Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung: 121-132, Klagenfurt.
- JAKOB, A. et al. (1994): NADUF – Langzeitbeobachtung des chemisch-physikalischen Gewässerzustandes. Gas, Wasser, Abwasser 3/94, 171-196.
- JOHANNESSEN, T. (1983). Influence of Hook and Bait size on catch efficiency and length selection in longlining for cod (*Melanogrammus aeglefinus* L.), M. sc, Thesis, univ. of Bergen, 109 pp.
- JUNGWIRTH, M. (1984a) Auswirkungen des naturnahen Wasserbaues auf die Fischerei. Teil II. Wasserwirtschaft - Wasserversorgung, Forschungsarbeit, BMLuF, 188 pp.
- KERSCHBAUMER, G., U. PROCHINIG, T. GROSS, R. HRADEZKY, M. KONAR, (2002): Forschungsprojekt Ökosystem Flusskraftwerk Rosegg – St Jakob, Stand der Zukunftsperspektiven der Bewirtschaftung, Schriftenreihe der Forschung im Verbund 76, 137 pp.
- KRAUSS H.,(1933): Der Drauhuchen, seine Lebensweise, Wanderung und die zu seinem Schutz notwendigen Maßnahmen - Österreichische Fischerei-Zeitung, XXX.
- KRAUSS, H. (1930): Die Fische der steirischen Drau und ihres Gebietes. – unpubl.: 12 pp., Maribor
- KRAUSS, H. (1932): Tabele za određivanje riba u Dravi i njenim pritokama. Ribarski list, 1-4:6-1. Sarajevo.
- KRAUSS, H. (1968): Über den Huchen in Slowenien. – Österreichs Fischerei 21/4: 49 – 52, Scharfling.
- KREVELJ, F. – pers. Comm. – data till 1940. Pod gradom 100, Dravograd
- LØKKEBORG, S. & Å. BJORDAL, (1992): Species and size selectivity in longline fishing: a review. Fisheries Research 13: 311-322.
- MOJSISOVICS, A. VON (1893): Bemerkungen zur ichthyologischen Literatur des Donaugebietes. – Mitteilungen des österreichischen Fischerei-Vereines 47: 11-12, Wien.
- PETUTSCHNIG, W. (2000): LIFE-Projekt „Auenverbund Obere Drau“. Kärntner Naturschutzberichte 5: 30-40.
- PINTER, K., P. ERZBERGER & P. LEWIT (1989): Die Fische Ungarns, Verlag: Akademiai Kiado, H-1117 Budapest, Prielle Kornelia u.: 19-35.
- PIVKO, L. (1935): Ribištvo v Dravi in njenih vodah (Die Fischerei der Drau und ihren Nebenflüssen). – Sonderabdruck Časopis za zgodovino in marodopisje. Izdaja zgodovinsko društvo v Mariboru: 157-166
- POLZER E., T. FRIEDL, W. HONSIG - ERLENBURG & G. WIESER (2002): Über die limnologischen Verhältnisse der österreichischen Drau. 16 pp, Klagenfurt.
- POVŽ, M.; OCVIRK, A. (1990). Breeding and restocking of Danubian roach, *Rutilus virgo virgo* (Heckel). Journal of Fish Biologie. 245-246pp.
- PROCHINIG, U., R. ROTTER & E. LORENZ (2001): Fischereiliche Untersuchung des Völkermarkter Staues. Kärntner Institut für Seen Forschung:126pp.

- SCHMUTZ, S., G. ZAUNER, J. EBERSTALLER & M. JUNGWIRTH (2001): Die „Streifenbefischungsmethode“: eine Methode zur Quantifizierung von Fischbeständen mittelgroßer Fließgewässer. Österreichs Fischerei Jg. 54, Heft 1/2001: 14 – 27.
- SCHOTZKO, N., R. HAUNSCHMID, W. HONSIG-ERLENBURG, R. PETZ-GLECHNER, S. SCHMUTZ, T. SPINDLER, G. UNFER & G. WOLFRAM (2007): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: 68 pp, Wien.
- SCHOTZKO, N., R. HAUNSCHMID, W. HONSIG-ERLENBURG, R. PETZ-GLECHNER, S. SCHMUTZ, T. SPINDLER, G. UNFER & G. WOLFRAM (2006): Fischbestandesaufnahmen in Fließgewässern. Methodik Handbuch. – Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie & Seenkunde, Scharfling/Mondsee: 39 pp.
- SCHULZ, N., W. HAFNER, W. HONSIG – ERLLENBURG, E. POLZER, K. TRAER & E. WOSCHITZ (1986): Fischereiliche Untersuchungen in den Flusstauräumen der Drau. Kärntner Institut für Seenforschung: 292 pp, Klagenfurt.
- SPINDLER, T. (1995): Fischfauna in Österreich. Ökologie – Gefährdung – Bioindikation – Fischerei – Gesetzgebung. Umweltbundesamt Monographien 53: 120pp, Wien.
- STEINMANN, P., W. KOCH & L. SCHEURING (1937): Die Wanderung unserer Süßwasserfische, dargestellt auf Grund von Markierungen. Zeitschrift für Fischerei und Hilfswissenschaften XXXV: 369-467.
- STÜCKLER, H. (1982): Die Speisebücher des Benediktinerstiftes St. Paul im Lavanttal (1888-1905). Eine statistische Analyse klösterlicher Nahrungskultur. – Veröffentlichungen des Institutes für Volkskunde der Universität Wien, Bd. 10: 221 pp., Wien.
- UIBLEIN, F., A. JAGSCH, G. KÖSSNER, S. WEISS, P. GOLLMANN & E. KAINZ (2002b): Fischökologischer und fischereiliche Managementplan für das Natura 2000 – Gebiet „Obere Drau“. Kärntner Institut für Seenforschung: 78pp., Klagenfurt.
- WAIDBACHER, H & G. HAIDVOGEL (1998): Fish Migration and Fish Passage facilities in the Danube: Past and Present. Fishing News Books, Oxford: 85-98.
- Wolfram, G. & E. Mikschi (2006): Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Redaktion: Zulka K. P., Umweltbundesamt. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (in Druck).
- ZAUNER, G. (1991): Vergleichende Untersuchungen zur Ökologie der Donauperciden Schrätzer, Zingel und Streber in gestauten und ungestauten Donauabschnitten der Donau. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien, 110 pp.
- ZAUNER, G. (1993): Fischökologische Studie unterer Thaya. Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion, Wien, 182pp.

## 7 Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Karte der Drau mit Staatsgrenzen .....	11
Abb. 2: Stauraum Dravograd-Übersicht über das Projektgebiet mit eingezeichnetem Grenzverlauf und Befischungsabschnitten .....	12
Abb. 3: Josefinische Karte-Übersicht über das Projektgebiet vor Errichtung des Stauraumes (Leitbild um 1790).....	13
Abb. 4: Luftaufnahme -KW Lavamünd, Abschnitt 1 und 2 .....	14
Abb. 5: Luftaufnahme – Grenze zwischen Abschnitt 1 und 2 .....	15
Abb. 6: Karte Abschnitt 1 .....	16
Abb. 7: Luftaufnahme – Abschnitt 2.....	17
Abb. 8: Karte Abschnitt 2.....	18
Abb. 9: Luftaufnahme – Abschnitt 3.....	19
Abb. 10: Karte Abschnitt 3.....	19
Abb. 11.: Karte Abschnitt 4.....	20
Abb. 12: Harter Blockwurf - unterhalb KW Lavamünd .....	21
Abb. 13: Gelockerter Blockwurf – oberhalb der ARA (Abwasserreinigungsanlage) Lavamünd (Winteraufnahme) .....	21
Abb. 14: Gelockerter Blockwurf mit überhängender Baum-Buschvegetation – Mündung Wölblbach (Sommeraufnahme).....	22
Abb. 15: Einmündung Lavant .....	22
Abb. 16: Naturufer Wald (bewaldet mit überhängender Vegetation und anstehendem Fels) - gegenüber von Lavamünd.....	23
Abb. 17: Naturufer Baum-Buschvegetation (überhängend) – unterhalb der Fischerhütte im 3. Abschnitt .....	23
Abb. 18: Naturufer Wiese - gegenüber der Abwasserreinigungsanlage (ARA) Lavamünd.....	24
Abb. 19: Nebengewässer im Bereich der ARA Lavamünd .....	24
Abb. 20: Aufweitungsbereich vor der Staumauer bei Dravograd (ca. 300m).....	25
Abb. 21: Fangboote (KIS,BAW).....	27
Abb. 22: Echolotung .....	27
Abb. 23: Fische wurden vor Ort bestimmt, vermessen, gewogen und protokolliert. ...	28
Abb. 24.: E- Befischung bei überhängender Vegetation mit Handanode.....	31
Abb. 25.: E-Befischung mit Anodenrechen.....	31
Abb. 26: Einholung des Multimaschen Kiemennetzes.....	32
Abb. 27: Fische im Multimaschen Kiemennetz.....	33
Abb. 28: Driftnetzbefischung.....	34
Abb. 29: Grundsleppnetz .....	35
Abb. 30: Einholen des Grundsleppnetzes.....	36
Abb. 31.: „Russische Methode“ mit Bretterkreuz .....	37
Abb. 32.: „Russische Methode“ .....	38
Abb. 33: Elektrotaubel .....	38
Abb. 34: „Strömungs-optimierte Bodenreuse“ (BAW).....	39
Abb. 35: Netzreusen.....	40
Abb. 36: Langleine.....	41
Abb. 37: Driftleine .....	42
Abb. 38: Betauchung .....	43
Abb. 39: Schematische Darstellung einer hydroakustischen Aufnahme (aus GASSNER & WANZENBÖCK, 2005) .....	44
Abb. 40: Grafische Darstellung des Bewertungsvorganges.....	50

Abb. 41: Artenzusammensetzung des Gesamtstaues (Lavamünd bis Dravograd) für den Befischungstermin (Frühjahr 2006) .....	60
Abb. 42: Artenzusammensetzung der einzelnen Abschnitte für den Befischungstermin (Frühjahr 2006) .....	61
Abb. 43: Artenzusammensetzung des Gesamtstaues (Lavamünd bis Dravograd) für den Befischungstermin (Herbst 2006) .....	62
Abb. 44: Artenzusammensetzung der einzelnen Abschnitte für den Befischungstermin (Herbst 2006) .....	63
Abb. 45: Auf die jeweilige Fläche des Abschnittes bezogener und standardisierter (10 ha) Aufwand von flächenbezogener Methoden für die einzelnen Abschnitte in m <sup>2</sup> ....	65
Abb. 46: Standardisierter (10 ha) Aufwand von CPUE-Methoden für die einzelnen Abschnitte.....	66
Abb. 47: Häufigkeit (%) der häufigsten Arten je Befischungsmethoden für den gesamten Stauraum .....	67
Abb. 48: Häufigkeit (%) der häufigsten Arten je Befischungsmethoden für den 1. Abschnitt.....	67
Abb. 49: Häufigkeit (%) der häufigsten Arten je Befischungsmethoden für den 2. Abschnitt.....	68
Abb. 50: Häufigkeit (%) der häufigsten Arten je Befischungsmethoden für den 3. Abschnitt.....	68
Abb. 51: Häufigkeit (%) der häufigsten Arten je Befischungsmethoden für den 4. Abschnitt.....	69
Abb. 52: Effizienz der verschiedenen Methoden (gewichtet) standardisiert bezüglich des Aufwands für die einzelnen Fischarten des gesamten Stauraums. 1 Streifen Elektrofischen = 50 m <sup>2</sup> Kiemennetz = 5 Reusen = 0,2 Langleinen = 1 Driftnetz = 1 Grundschieppnetz .....	70
Abb. 53: Wirksamkeit der einzelnen Methoden bei verschiedenen Größenklassen des Aitels .....	71
Abb. 54: Wirksamkeit der einzelnen Methoden bei verschiedenen Größenklassen der Barbe .....	71
Abb. 55: Wirksamkeit der einzelnen Methoden bei verschiedenen Größenklassen der Nase .....	72
Abb. 56: Wirksamkeit der einzelnen Methoden bei verschiedenen Größenklassen des Schneiders .....	72
Abb. 57: Wirksamkeit der einzelnen Methoden bei verschiedenen Größenklassen der Laube .....	73
Abb. 58: Wirksamkeit der einzelnen Methoden bei verschiedenen Größenklassen des Rotauges .....	73
Abb. 59: Wirksamkeit der einzelnen Methoden bei verschiedenen Größenklassen des Frauenerflings.....	74
Abb. 60: Wirksamkeit der einzelnen Methoden bei verschiedenen Größenklassen des Hechtes.....	74
Abb. 61: Wirksamkeit der einzelnen Methoden bei verschiedenen Größenklassen der Brachse .....	75
Abb. 62: Wirksamkeit der einzelnen Methoden bei verschiedenen Größenklassen des Flussbarsches.....	75
Abb. 63: Catch per Unit Effort (Standardisiert / Flächenbezug), Artenzusammensetzung des gesamten Stauraumes .....	76
Abb. 64: Catch per Unit Effort (Standardisiert / Flächenbezug), Artenzusammensetzung der einzelnen Abschnitte .....	77

Abb. 65: Catch per Unit Effort (Standardisiert / Flächenbezug), Artenzusammensetzung des Abschnittes 1.....	77
Abb. 66: Catch per Unit Effort (Standardisiert / Flächenbezug), Artenzusammensetzung des Abschnittes 2.....	78
Abb. 67: Catch per Unit Effort (Standardisiert / Flächenbezug), Artenzusammensetzung des Abschnittes 3.....	78
Abb. 68: Catch per Unit Effort (Standardisiert / Flächenbezug), Artenzusammensetzung des Abschnittes 4.....	79
Abb. 69: Fahrtstrecke (zick - zack Kurs) des Bootes, wobei die einzelnen Erhöhungen den Uferbereich darstellen.....	80
Abb. 70: Stellt Abb. 69 in gestreckter Form dar. Einzelne Fischechos sind erkennbar.....	80
Abb. 71: Ergebnisse der Hydroakustik: Abundanz [Ind/ha] im Tag / Nacht Vergleich (Abs. = Abschnitt).....	81
Abb. 72: Ergebnisse der Hydroakustik: Biomasse [kg/ha] im Tag /Nacht Vergleich..	81
Abb. 73: Längen – Frequenz Verteilung von Fischen auf Grund der hydroakustischen Auswertung.....	82
Abb. 74: Gegenüberstellung der Biomassen und Abundanzen von Fischen aufgrund der hydroakustischen Auswertung.....	82
Abb. 75: Tag/Nacht Abundanz [Ind/ha] für die E- Befischung des 1. Abschnittes .....	84
Abb. 76: Tag/Nacht Abundanz [Ind/ha] für die E- Befischung des 2. Abschnittes .....	84
Abb. 77: Tag/Nacht Biomasse [kg/ha] für die E- Befischung des 1. Abschnittes .....	85
Abb. 78: Tag/Nacht Biomasse [kg/ha] für die E- Befischung des 2. Abschnittes .....	85
Abb. 79: Aalrutte.....	87
Abb. 80: Aitel.....	88
Abb. 81: Bachforelle .....	89
Abb. 82: Barbe.....	90
Abb. 83: Bitterling .....	91
Abb. 84: Blaubandbärbling .....	92
Abb. 85: Brachse .....	93
Abb. 86: Flussbarsch.....	94
Abb. 87: Frauenerfling .....	95
Abb. 88.: Gründling.....	96
Abb. 89: Hasel .....	97
Abb. 90: Hecht.....	98
Abb. 91.: Karpfen.....	99
Abb. 92: Kaulbarsch .....	100
Abb. 93: Koppe.....	101
Abb. 94: Laube .....	102
Abb. 95: Moderlieschen .....	103
Abb. 96: Nase.....	104
Abb. 97: Regenbogenforelle .....	105
Abb. 98.: Reinanke .....	106
Abb. 99: Rotauge.....	107
Abb. 100:Rotfeder .....	108
Abb. 101: Rapfen oder Schied.....	109
Abb. 102: Schleie .....	110
Abb. 103.: Schneider .....	111
Abb. 104: Sonnenbarsch .....	112
Abb. 105: Weißflossengründling.....	113
Abb. 106: Zander.....	114

## Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

---

Abb. 107: Zingel .....	115
Abb.108: Ukrainisches Bachneunauge.....	116
Abb. 109: Längenverteilung der Barbe bei den einzelnen Befischungsmethoden...	122
Abb. 110: Längenverteilung des Frauenerflings bei den einzelnen Befischungsmethoden. ....	123
Abb. 111: Effizienz der unterschiedlichen Befischungsmethoden bezüglich der einzelnen Fischarten im Stau Dravograd in Prozent (standardisiert/Aufwand).....	124

## 8 Tabellenverzeichnis

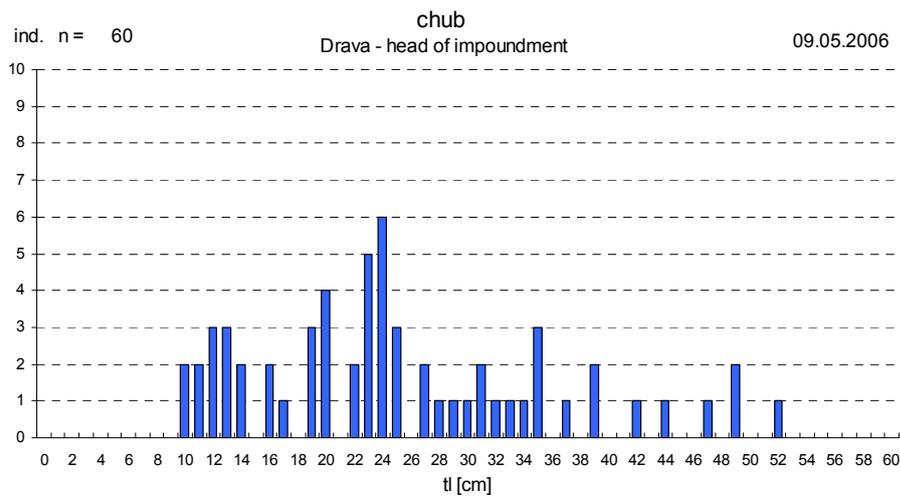
Tab. 1: Laufkraftwerk Dravograd, technische Daten.....	12
Tab. 2: Auflistung der Länge, Breite und der Fläche der einzelnen Abschnitte und des gesamten Stauraumes. ....	13
Tab. 3: Betriebener Aufwand für alle drei Befischungstermine .....	29
Tab. 4: Kategorie, Bewertungsparameter und deren Reaktionsrichtung (HAUNSCHMID et al., 2006).....	47
Tab. 5: Bewertungsschema des fischökologischen Zustandes (HAUNSCHMID et al., 2006) .....	47
Tab. 6: Bewertungsparameter und Grenzwerte der Zustandsklassen 1-5.....	48
Tab. 7: Indikatoreigenschaften der Parameter gegenüber der Belastung „Stau“ .....	48
Tab. 8: Die 10 Bewertungsmatrizen und deren Reaktionsrichtung.....	49
Tab. 9: oben: Aktualisiertes Leitbild für den Stauraum Dravograd; unten: Fischarten im Stauraum Dravograd.....	54
Tab. 10: Liste der gefangenen Fischarten und Häufigkeiten für alle 3 Befischungstermine (Grau unterlegt sind Arten, die nur bei dieser Befischung nachgewiesen wurden).....	57
Tab. 11: Zuordnung Fischregionenindex, Strömungsgilde und Reproduktionsgilde (aus SCHOTZKO et al., 2007).....	59
Tab. 12: 2. Befischung (28.09 -30.10.2006) .....	64
Tab. 13: Resultate der hydroakustischen Untersuchung (vom 2. Oktober 2006) .....	80
Tab. 14: Vergleich der Abundanz und der Biomasse bei Tag und bei Nacht .....	83

## 9 Anhang

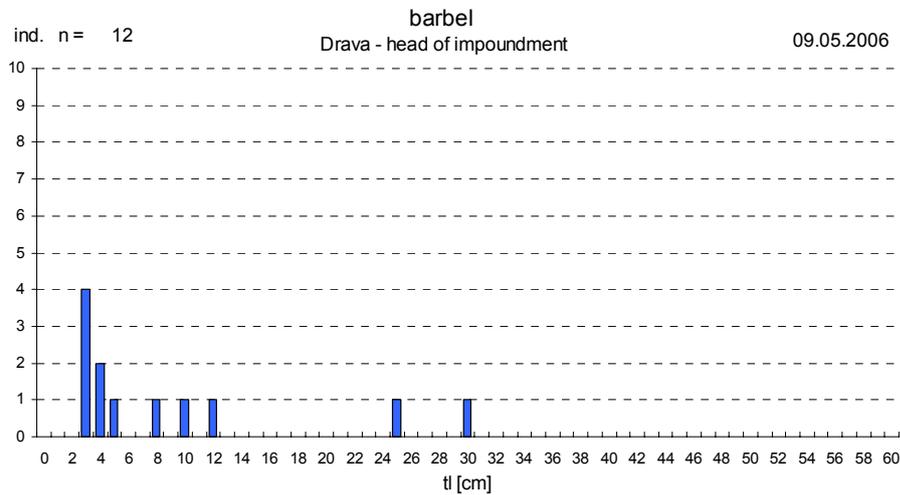
### Einzelbefischungen Frühjahrsbefischung 2006

#### Abschnitt1

Längenhäufigkeitsverteilung der Leitfischarten und wichtigsten Begleitfischarten von der Frühjahrsbefischung 2006 für den Abschnitt1:

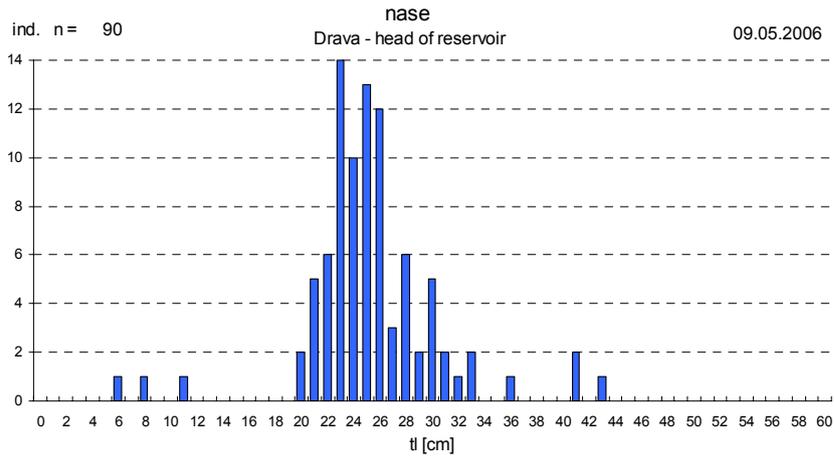


Längen - Häufigkeitsverteilung aller im Abschnitt 1 gefangener Aitel (I)

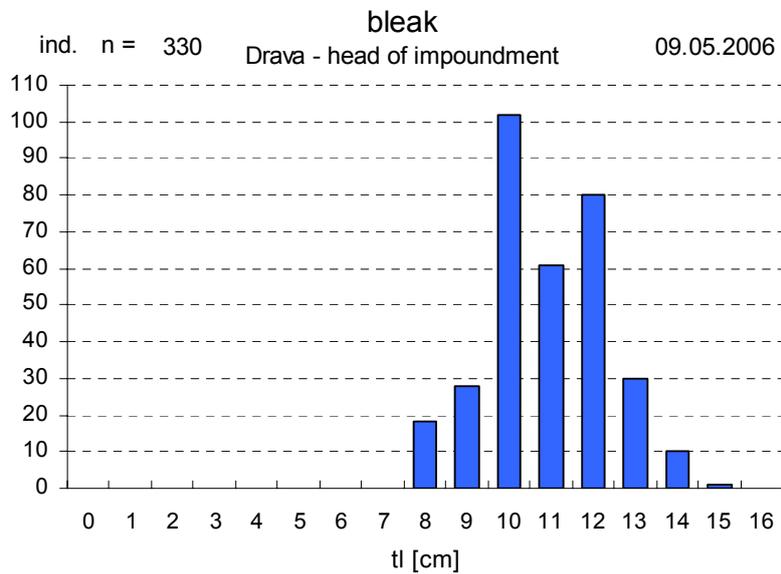


Längen - Häufigkeitsverteilung aller im Abschnitt 1 gefangener Barben (I)

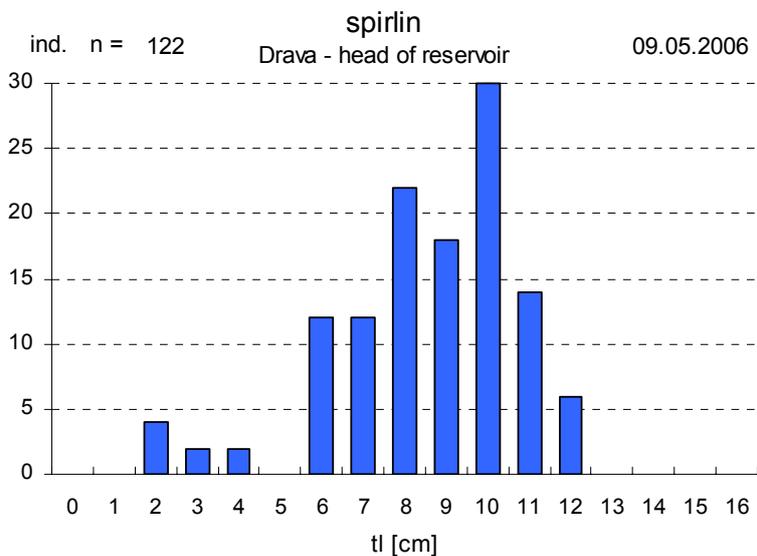
Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS



Längen - Häufigkeitsverteilung aller im Abschnitt 1 gefangener Nasen (l)



Längen - Häufigkeitsverteilung aller im Abschnitt 1 gefangener Lauben (b)

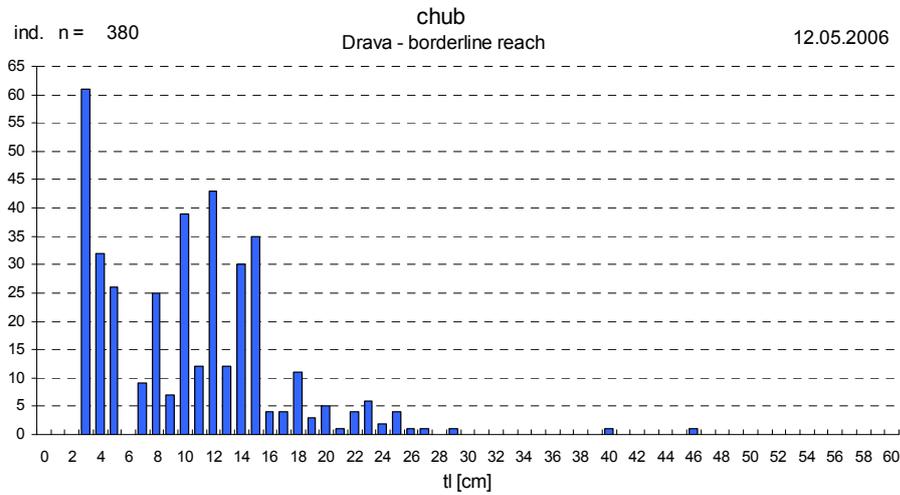


Längen - Häufigkeitsverteilung aller im Abschnitt 1 gefangener Schneider (b)

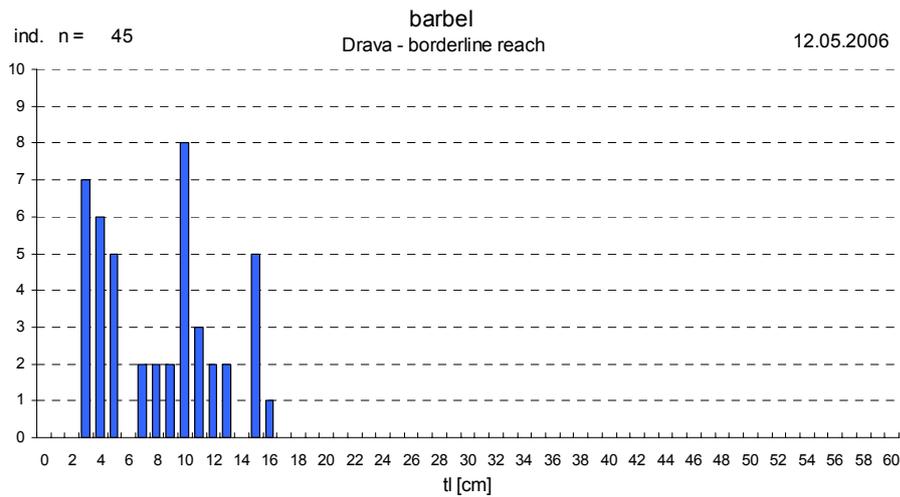
Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS

Abschnitt2

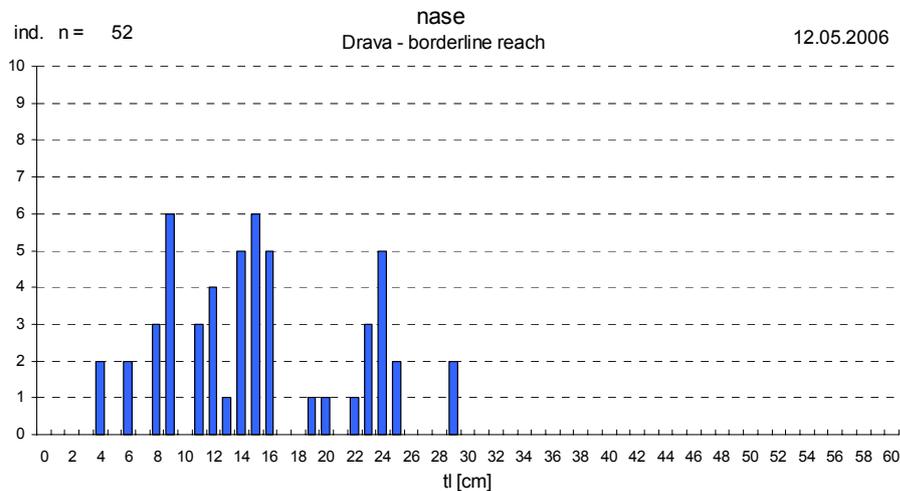
Längenhäufigkeitsverteilung der Leitfischarten und wichtigsten Begleitfischarten von der Frühjahrsbefischung 2006 für den Abschnitt 2:



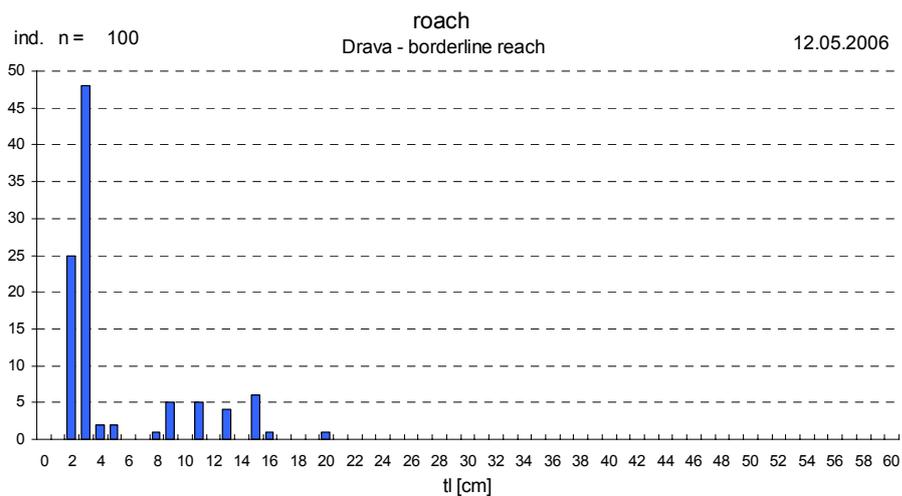
Längen - Häufigkeitsverteilung aller im Abschnitt 2 gefangener Aitel (I)



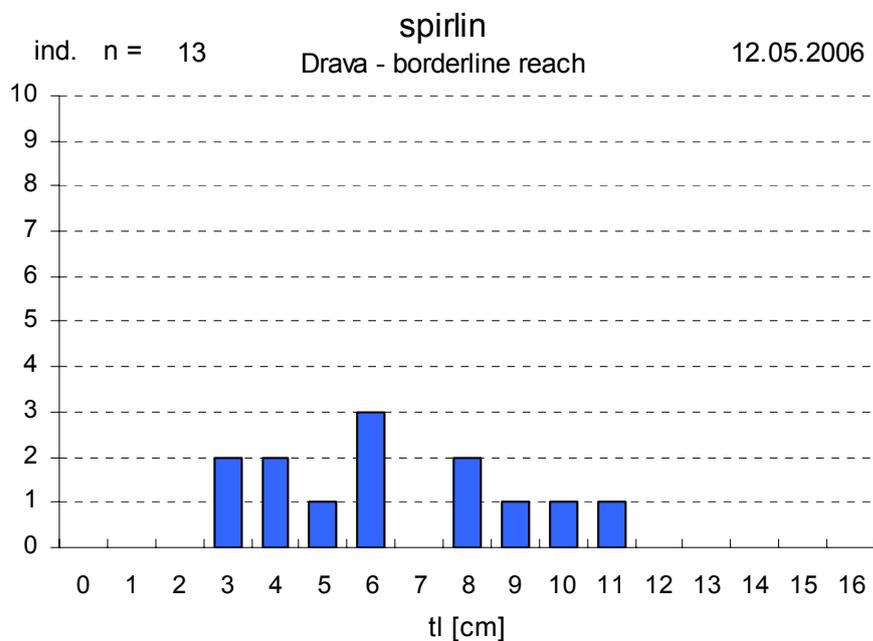
Längen - Häufigkeitsverteilung aller im Abschnitt 2 gefangener Barben(I)



Längen - Häufigkeitsverteilung aller im Abschnitt 2 gefangener Nasen(I)

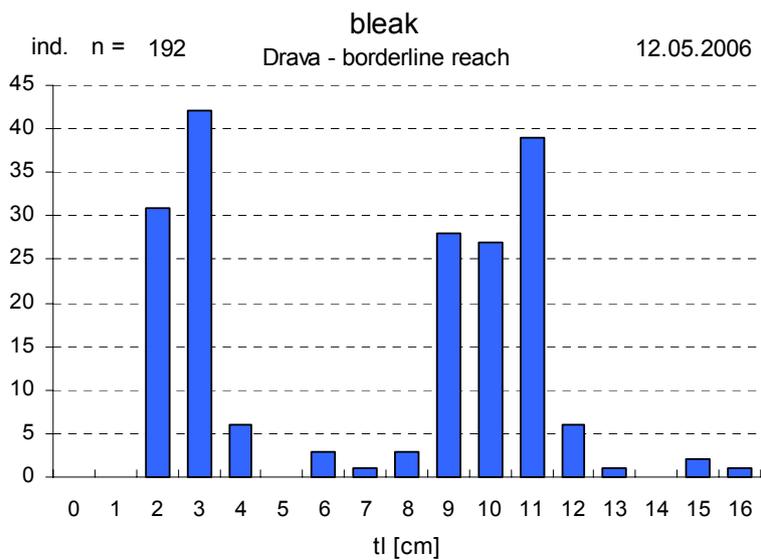


Längen - Häufigkeitsverteilung aller im Abschnitt 2 gefangener Rotaugen(b)

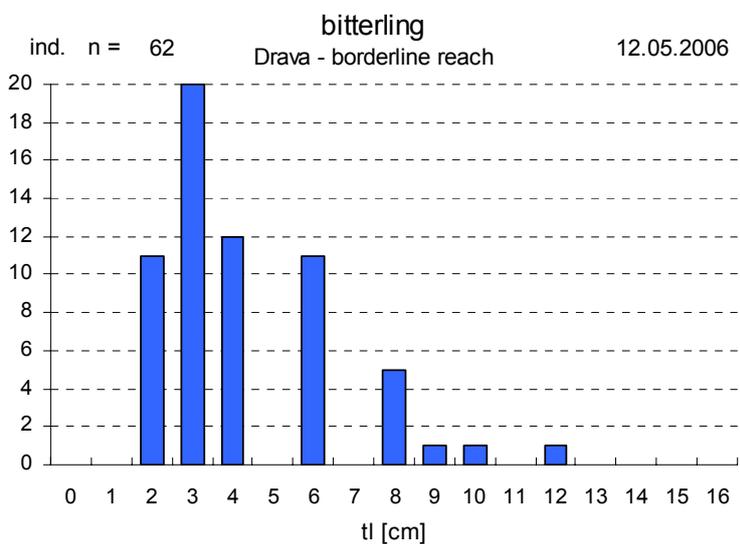


Längen - Häufigkeitsverteilung aller im Abschnitt 2 gefangener Schneider(b)

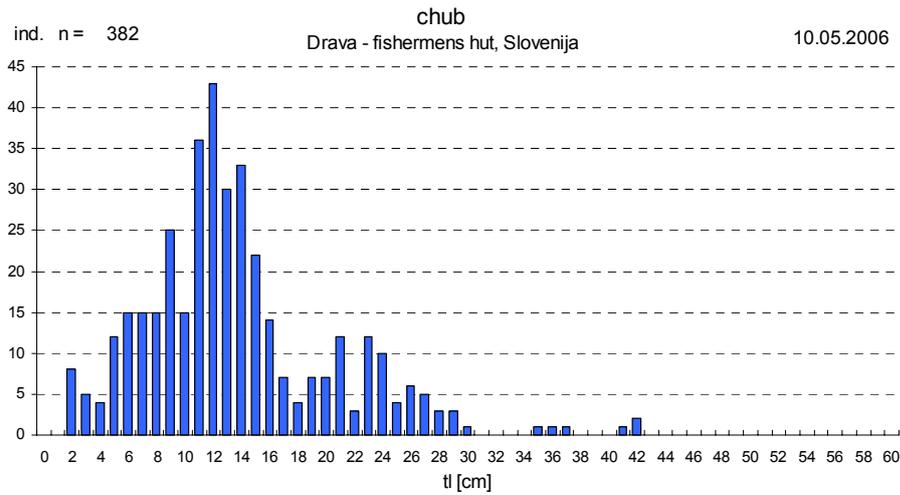
Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS



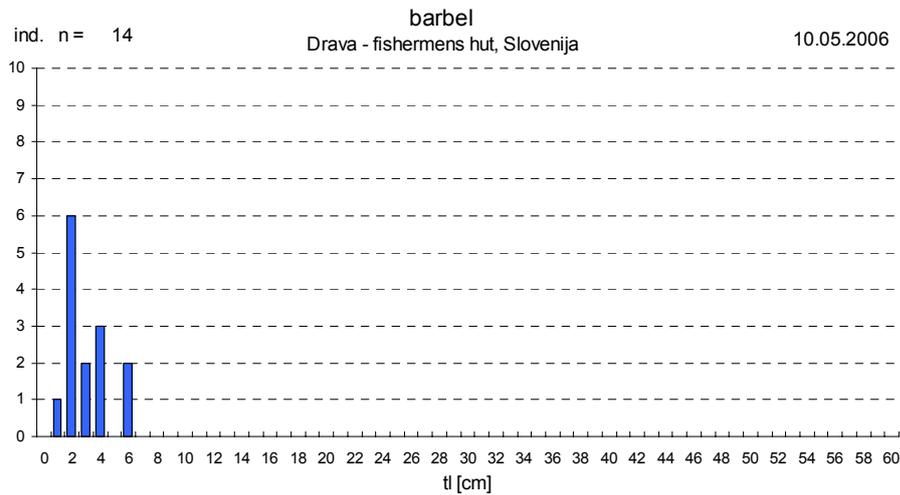
Längen - Häufigkeitsverteilung aller im Abschnitt 2 gefangener Lauben(b)



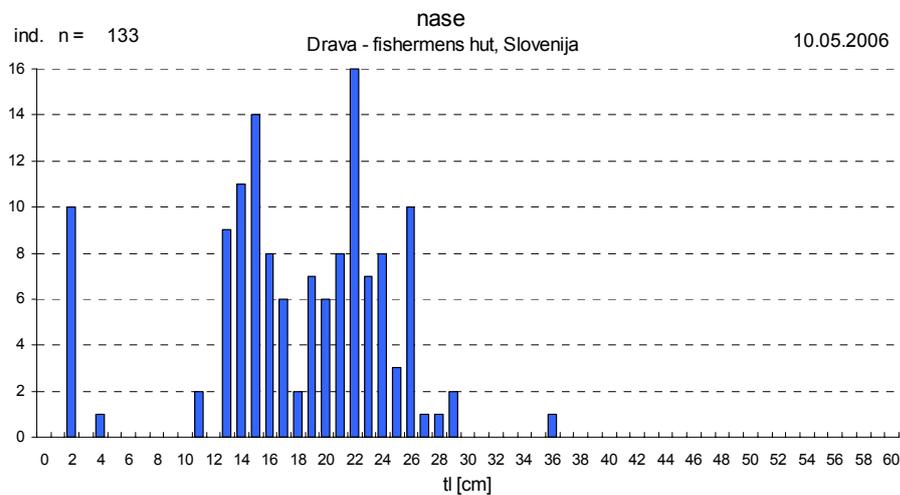
Längen - Häufigkeitsverteilung aller im Abschnitt 2 gefangener Bitterlinge(b)

**Abschnitt 3**

Längen - Häufigkeitsverteilung aller im Abschnitt 3 gefangener Aitel (I)

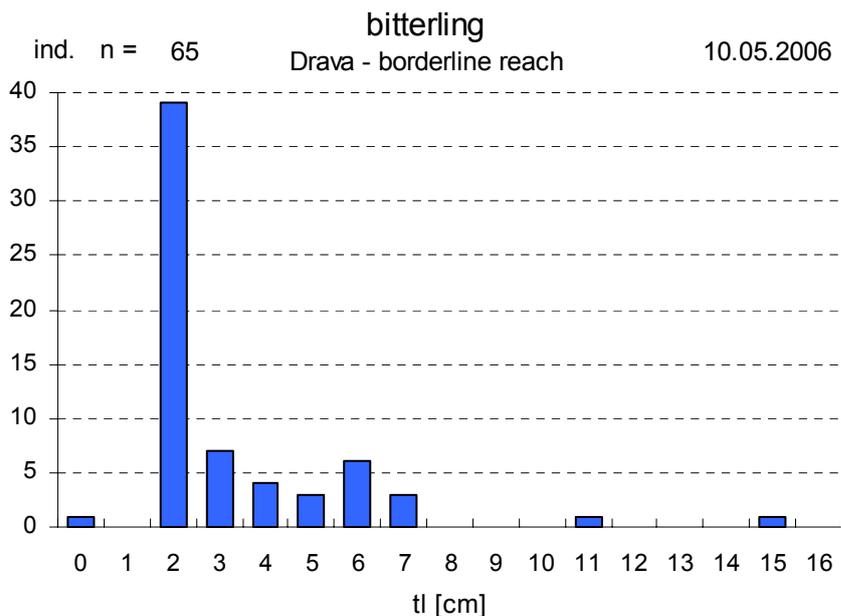


Längen - Häufigkeitsverteilung aller im Abschnitt 3 gefangener Barben(I)



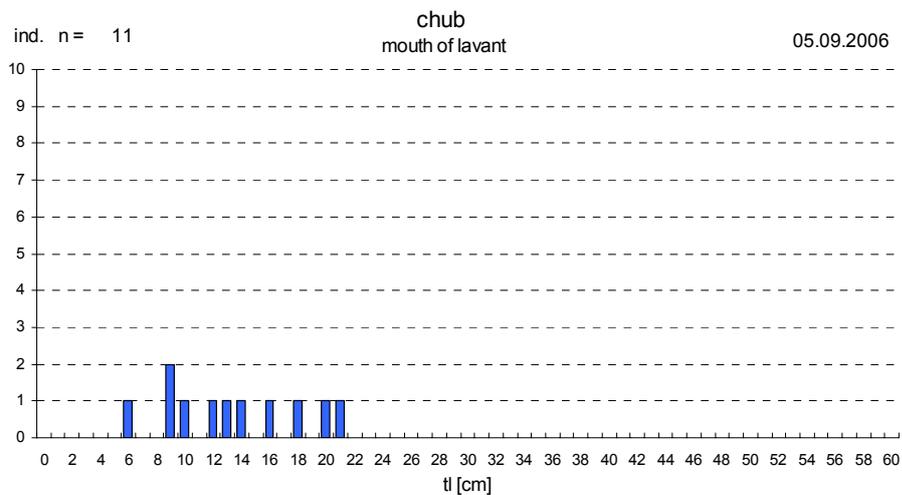
Längen - Häufigkeitsverteilung aller im Abschnitt 3 gefangener Nasen (I)





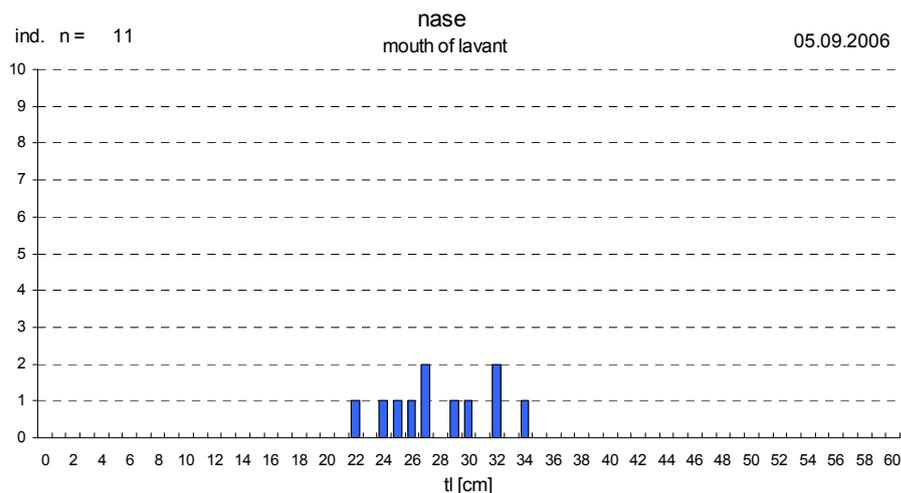
Längen - Häufigkeitsverteilung aller im Abschnitt 3 gefangener Bitterlinge (b)

Lavantmündung

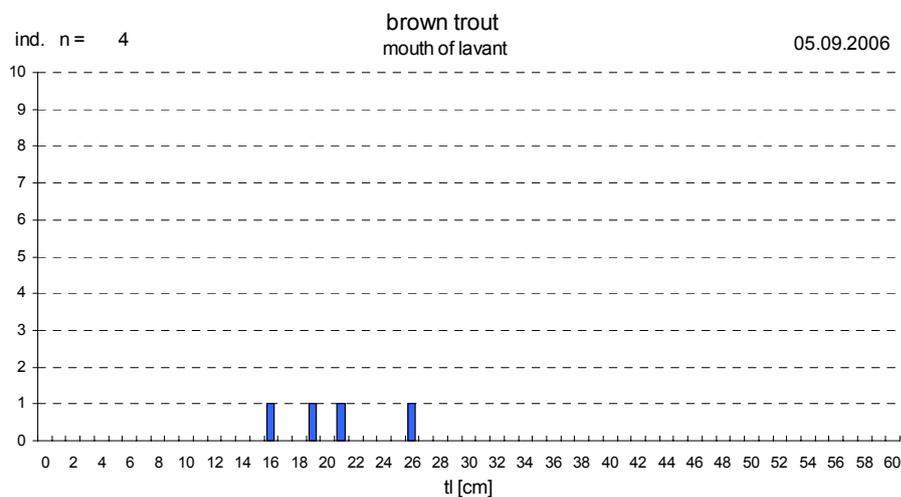


Längen - Häufigkeitsverteilung aller in der Lavant Mündung gefangener Aitel (l)

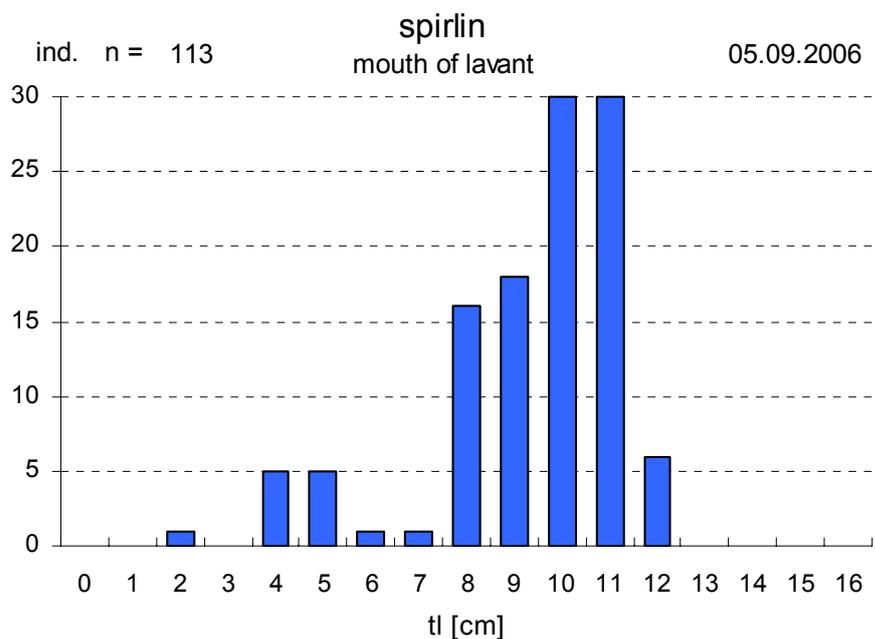
## Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS



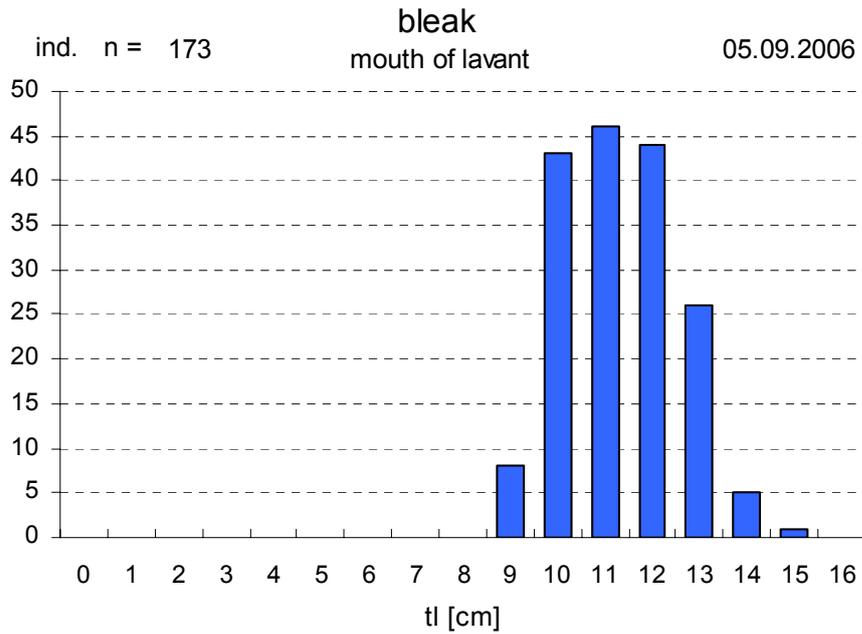
Längen - Häufigkeitsverteilung aller in der Lavant Mündung gefangener Nasen (l)



Längen - Häufigkeitsverteilung aller in der Lavant Mündung gefangener Bachforellen (b)



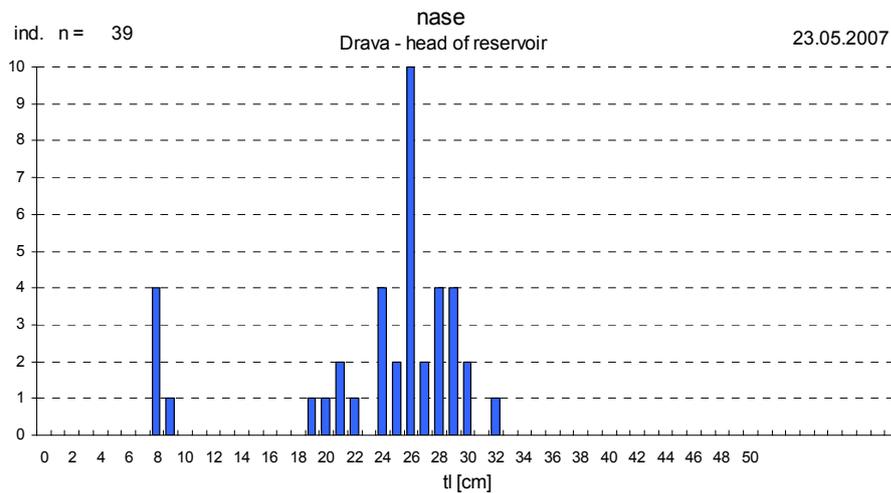
Längen - Häufigkeitsverteilung aller in der Lavant Mündung gefangener Schneider (b)



Längen - Häufigkeitsverteilung aller in der Lavant Mündung gefangener Lauben (b)

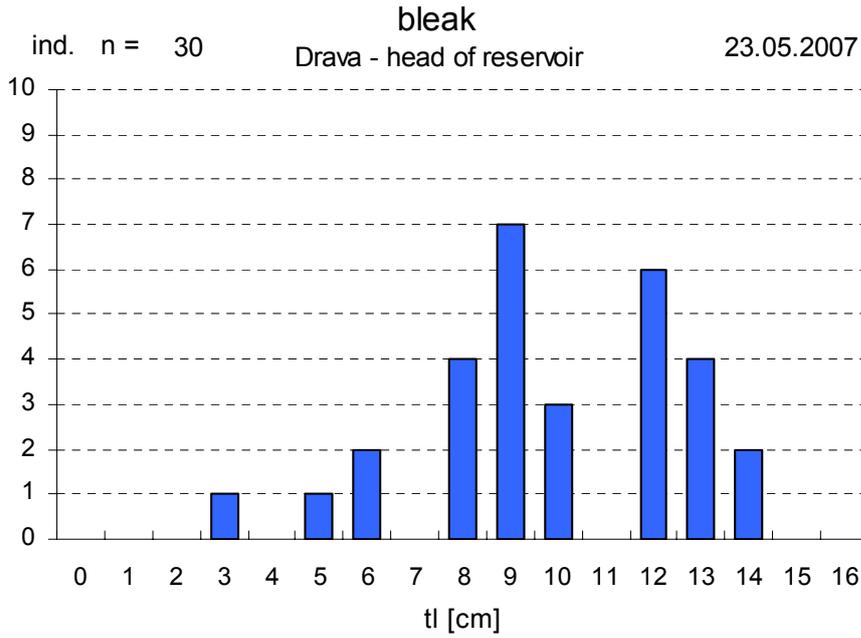
## Frühjahrsbefischung 2007

### Abschnitt1

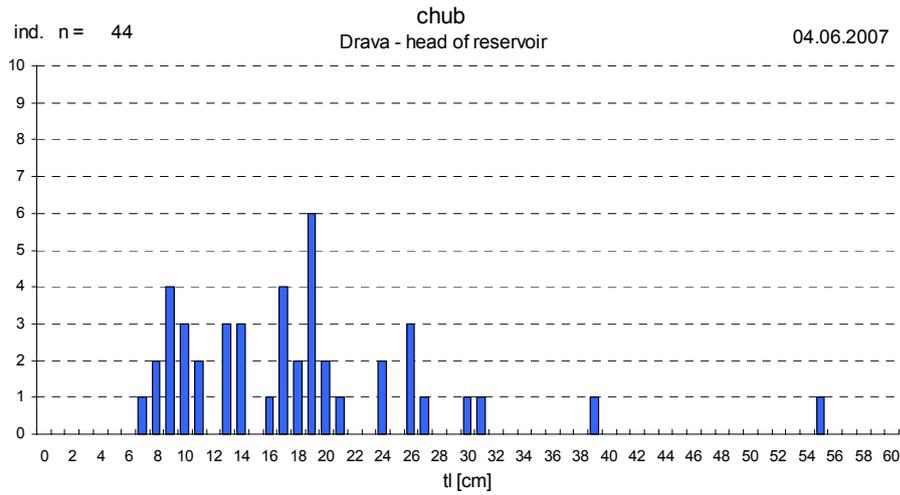


Längen - Häufigkeitsverteilung der Nase im Abschnitt 1 (E-Befischung Nacht)

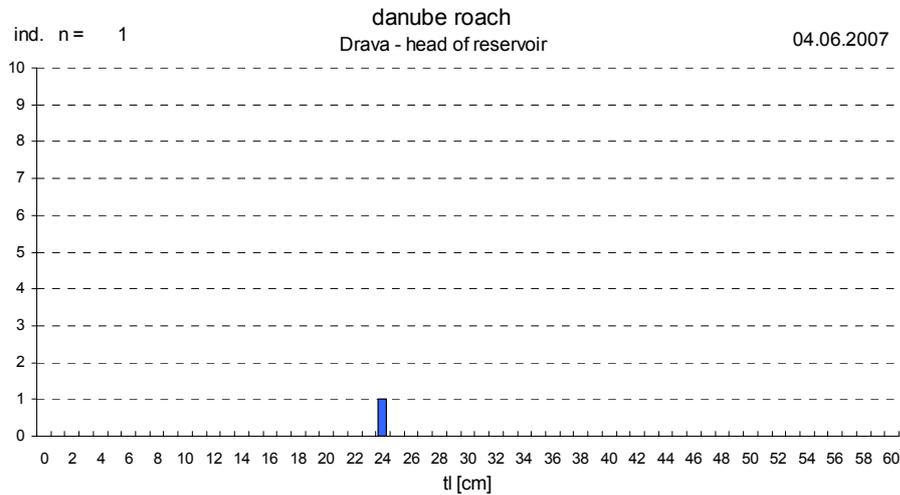
Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS



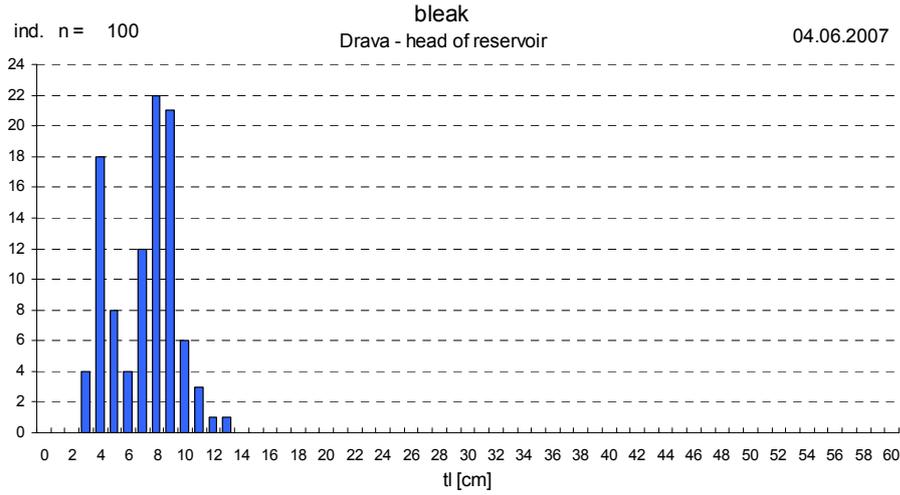
Längen - Häufigkeitsverteilung der Lauben im Abschnitt 1 (E-Befischung Nacht)



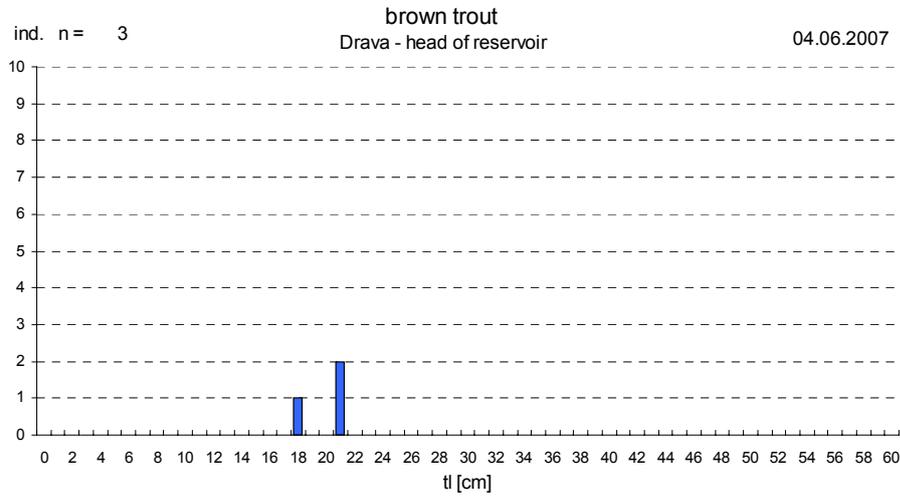
Längen - Häufigkeitsverteilung der Aitel im Abschnitt 1 (E-Befischung Nacht)



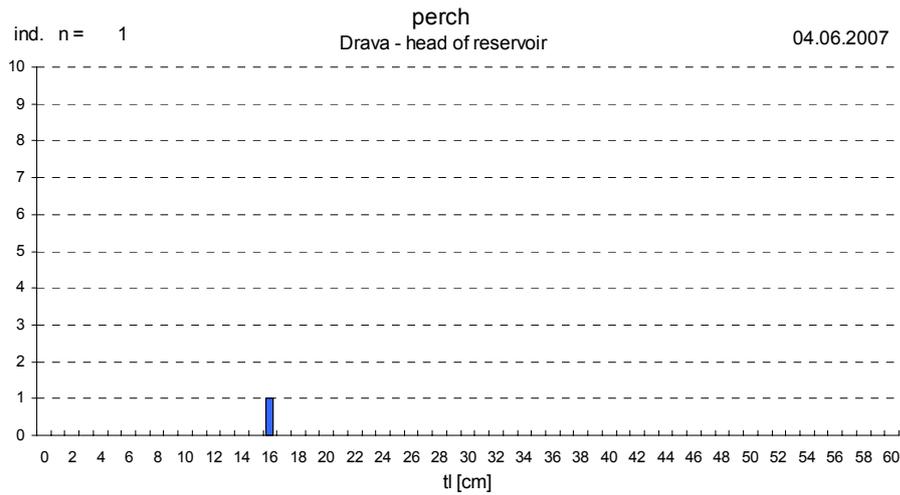
Längen - Häufigkeitsverteilung der Frauennerfinge im Abschnitt 1 (E-Befischung Nacht)



Längen - Häufigkeitsverteilung der Lauben im Abschnitt 1 (E-Befischung Nacht)

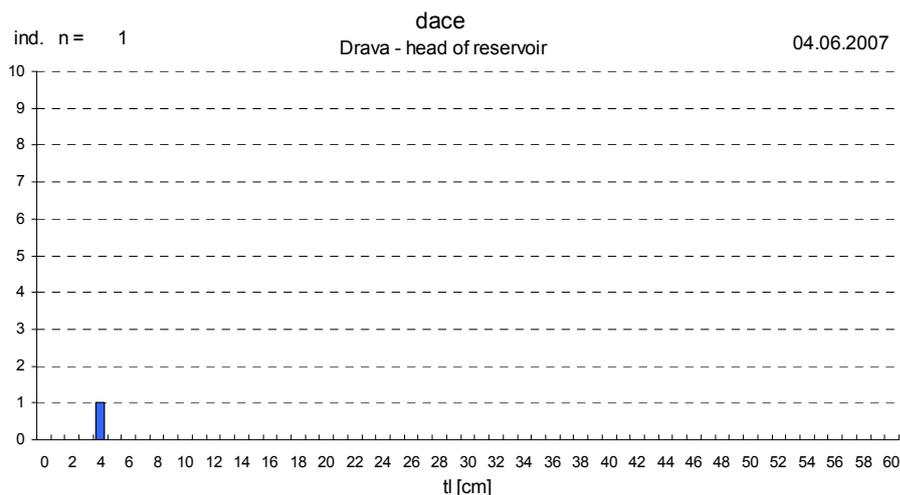


Längen - Häufigkeitsverteilung der Bachforellen im Abschnitt 1 (E-Befischung Nacht)

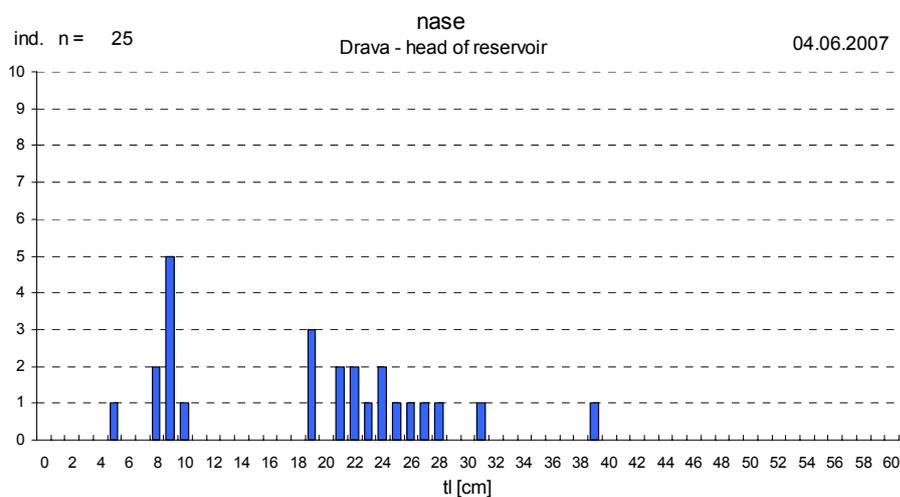


Längen - Häufigkeitsverteilung der Flussbarsche im Abschnitt 1 (E-Befischung Nacht)

## Fischökologisches Bewertungsschema FIBEWAS



Längen - Häufigkeitsverteilung der Hasel im Abschnitt 1 (E-Befischung Nacht)



Längen - Häufigkeitsverteilung der Nase im Abschnitt 1 (E-Befischung Nacht)

## 10 Internationale Beiträge

### Testing Fish-Based method to assess the ecological status of Slovenian Rivers

Suzana ŠUMER & Meta POVŽ

Considering project "Fishecolological evaluation scheme for Austria and Slovenia" testing of two different indexes - Fish Index Austria (FIA) and European Fish Index (EFI) was performed on four Slovenian rivers.

Streams selection was made according to amount of available data required for calculation of ecological status and according to their habitat structure as well. Inland waters of Slovenia consist of two types of river basins catchments draining into Adriatic Sea and larger basins of Danube River tributaries.

From the Adriatic Sea basin test was carried out on the largest tributary of the main basin's river (the Soča), that is the River Idrijca and on small torrential stream – the River Bela, tributary of the Nadiža. The streams which belong to Adriatic Sea basin are an important object of nature conservation activities, due to the presence of endemic marble trout *Salmo marmoratus*, one of the most endangered salmonid species in the northern Mediterranean region. From Danube River basin we tested the largest Slovenian river – the Sava River as well as a small stream – the Glinščica (Fig.1). Data on rivers length, investigated area, fish zone, sampling method, strategy and sampling date, as well as distance source from the most upper part of the investigated area, are presented in table 1.

According to Slovenian legislation (Rules on determination and classification of water bodies on surface water (Official Journal of R Slovenia 63/2005, 26/2006) the upper part (8 km) of the Sava River investigated area (HE Vrhovo-Boštanj =29 km) is classified as a candidate for heavily modified water body. Below HE Vrhovo there are concrete banks in length of approximately 800 m, whereas downstream there was (during our investigation period) high habitat diversity. At settlement Boštanj (middle part of the investigated area) they started with construction of HE Boštanj. The Glinščica stream, second investigated river from Danube basin, is heavily disturbed water due to human impact (agriculture pollution and stream regulation). The upper and middle parts of the river bed have sustainable bank regulation, whereas the lower is a straight, concrete canal. The regulation was made in 1960. Regarding 2.5 km of total investigated area 1.9 km is a canal. The Idrijca River from Adriatic Sea basin is, according to morphological structure, mainly natural. It is classified as a pSCI in Natura 2000 areas (Decree on special protection areas - Natura 2000 areas (Official Journal of R Slovenia 49/2004)). With the exception of upper part (settlement Sp. Idrijca) there is no water pollution. The small torrential stream – the Bela, is unpolluted and also classified as a pSCI in Natura 2000 areas, because of presence of bullhead (*Cottus gobio*). Its population was the highest in Slovenia by that time. There are 9 obstacles (weirs) for gravel retardation, built in 1930. First weir is situated approximately 600 m above our location, whereas most of them are in upper part of the river, i.e. 3 km upstream from our location. There is no possibility for upstream fish migration.

Except the Glinščica stream all tested rivers are managed by Fishery Societies.

For all rivers historical data (literature and pers. comm.) for the period 1840-1960 were collected considering requirements of FIA.

As Adriatic Sea basin fish fauna was also the task of this testing, we added species typical for this area and for them we added ecological guilds data and calculated fish

region index (FRI). On basis of our expert judgement and literature data, we made some changes in ecological guilds in the fish species list of FIA index.

Considering our results, FIA works quite well in pristine as well as in heavily modified water bodies. For EFI our results show that this index is single specimens' very sensitive, especially in case of intolerant species to pollution and environmental degradation, like brown trout (*Salmo trutta*) and Ukrainian brook lamprey (*Eudontomyzon mariae*). In such cases EFI index increases dramatically for one to two ecological status classes (table 2). In comparison with FIA there was results fluctuation, meaning EFI shows sometimes worse and sometimes better ecological status. In the case of the Glinščica and especially its lower part - heavily disturbed (concrete banks and bottom regulation), EFI is not applicable. The difference between FIA and EFI eco status is very high - two classes. If we taking into account individual species which occurred in the Glinščica, EFI works out even as good ecological status class, whereas moderate without consideration of these species. FIA scheme shows us much more reasonable results that is poor ecological status class and even bad status, considering fish biomass. In the EFI manual (Manual for Application of the European Fish Index (EFI), 2005) it is stated that EFI use is problematic in the case of heavily disturbed waters, which is also confirmed with the Glinščica stream.

If we would like to compare both indexes we have to keep in mind that both indexes have totally different approach. By the FIA historically data play important role for the ecological status determination, whereas by EFI the main stress is on the habitat and water quality. Nevertheless, our testing points out that FIA is much more applicable then EFI.

For application of index like FIA in Slovenia some changes were made, dealing mostly with new fish species, thus adding data like FRI and ecological guilds. Beside these, biomass limitation for Slovenia is still under question, as well as fishery pressure.

From our point of view we have to adjust new finding in nomenclature and follow the latest literature.

## Testing European Fish Index (EFI) and Fish Index Austria (FIA) using Slovenian fish data from the rivers of the Ecoregion Alps

Gorazd Urbanič

Institute for Water of the Republic of Slovenia, Hajdrihova 28c, 1000 Ljubljana, Slovenia, [gorazd.urbanic@bf.uni-lj.si](mailto:gorazd.urbanic@bf.uni-lj.si)

### Abstract

The European Fish Index and the Fish Index Austria were tested using Slovenian Fish data. Fish were sampled using electric fishing procedure in the small and medium sized rivers of the Danube river basin in the Ecoregion Alps. To test the appropriateness of selected indices correlations between hydromorphological alteration pressure and fish indices were calculated. Hydromorphological alteration pressure was defined using seven Slovenian hydromorphological quality classes. Correlations were positive and statistically significant in all cases but coefficient of determination ( $R^2$ ) was very low, not exceeding 0.15. Highest  $R^2$  was calculated using FIA without biomass knockout criterion. Possible reasons for low  $R^2$  values are discussed including definition of the hydromorphological pressure gradient, fishery management influence and tested fish indices. In addition, appropriateness of the inclusion of allochthonous fish species in the fish-based assessment systems is discussed.

### Introduction

Ecological status of rivers should be assessed using four biological elements (Directive, 2000/60/EC). Besides phytoplankton, phytobenthos and macrophytes, and benthic invertebrates, also fish-based assessment system should be used. Karr (1981) developed first fish-based method called Index of Biotic Integrity (IBI) to assess human-induced impact on aquatic ecosystems. In the past years several IBIs have been developed some on the continental scale (e.g. European fish index, Pont et al., 2007), whereas most on the national scale, and regional scale. In the Alpine region France developed “French Fish based Index” (FBI) (Oberdorff et al., 2002), Germany “Fischbasiertes bewertung System” (FIBS) (Dussling et al., 2004) and Austria “Fish Index Austria” (FIA) (Haunschmid et al., 2006). In Slovenia so far no national fish-based assessment system was developed. However, to fulfil demands of the Water Framework Directive in the future also fish-based assessment method will be used in Slovenia. As part of the Slovenian WFD programme some fish-based indices were tested. The main aim of this work is to test European Fish Index and Fish Index Austria using Slovenian fish data and to evaluate appropriateness of using these assessment systems in Slovenia.

### Methods

In 2006, 35 samples were collected in rivers of the Inland water Ecoregion Alps (Urbanič, 2005; 2006). Sampling sites were selected in three bioregions of the Danube River basin (Urbanič, 2006) covering small and medium-sized rivers according to Urbanič (2006) and four Fish zones according to Haunschmid et al. (2006). All sites were sampled using standardised electric fishing procedures (EN 14011; CEN, 2003) by wading during low flow periods (Podgornik, 2006). At all sites two-pass catches were performed. However, for calculation of the European Fish Index (EFI) only a single-pass catch data were used as is requested (Fame consortium, 2004), whereas for Fish Index Austria (FIA) data from both catches were used and population estimates for the each species at the each site were calculated

using the Seber Lecren method (Seber & Lecren, 1967). Calculations of the EFI and the FIA were performed using an EFI software provided by the FAME consortium (2004), and an excel file »Fish\_Index\_Austria\_engl.v3.xls« provided for the intercalibration process (Jepsen & Pont, 2007), respectively. In the FIA besides normalised metrics composing multimetric index also knockout-criteria (co-criteria) are defined using fish region index and fish biomass (Haunschmid et al., 2006). In our opinion defined biomass knockout values are not always appropriate for Slovenian conditions, therefore a new-lower knockout values were defined for some river types (e.g. periodical rivers). Two versions of the FIA were calculated. In first version the FIA was calculated using both co-criteria, whereas in the second no biomass co-criterium was used. Altogether three different index values were calculated for the each site EFI, FIA and FIA without biomass co-criterium. To test the appropriateness of each of three indices for Slovenian conditions a Spearman rank correlation coefficient and a coefficient of determination ( $R^2$ ) were calculated, and a regression curve was defined between the each of the calculated indices and the hydromorphological (HM) pressure gradient. A VGI (2002) hydromorphological classification of rivers was used as a HM pressure, where a class 1 represent pristine sites and a class 7 hydromorphologically severely altered sites. A HM pressure was selected as in the ecoregion Alps in Slovenia hydromorphological alterations are a dominant pressure.

## Results

In all cases statistically significant positive relationships were observed between a hydromorphological pressure data and the each of three calculated version of fish indices (Figs. 1-3). However, coefficients of determination ( $R^2$ ) are low in all three cases. The highest  $R^2$  value was calculated for the Fish Index Austria when co-criteria were not used, but a  $R^2$  was only 0.14. When co-criteria were used a  $R^2$  was even slightly lower. For the European fish index  $R^2$  was the lowest not exceeding 0.1 (Fig. 1).

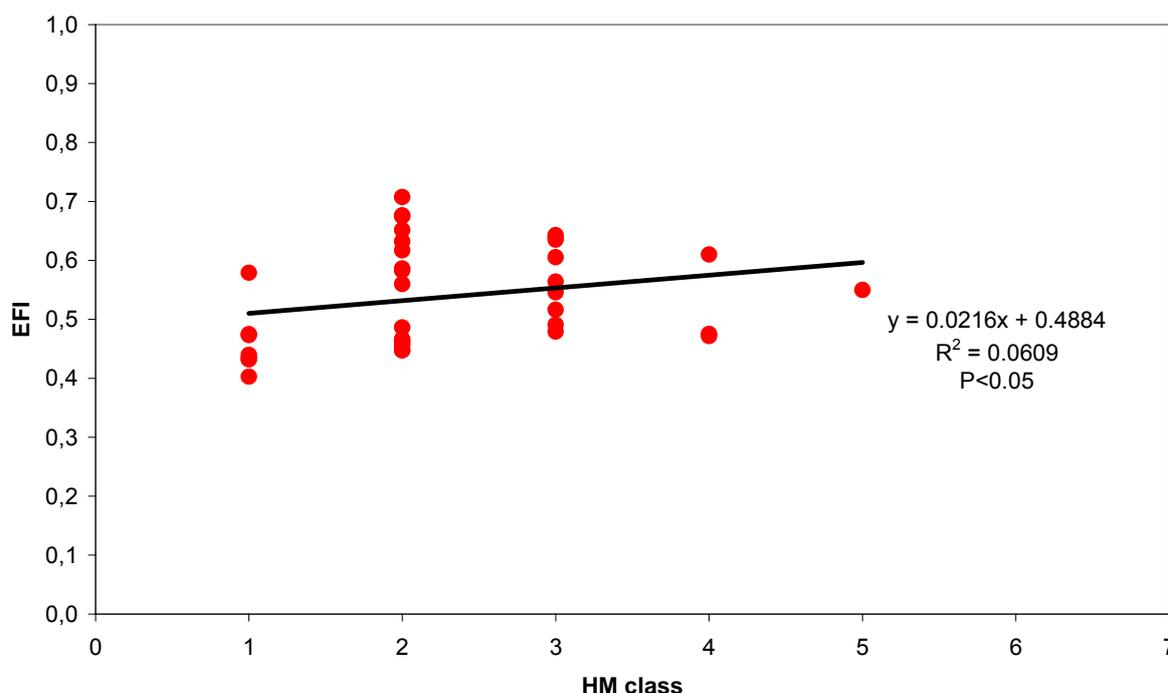


Figure 1. Relationship between hydromorphological (HM) class and European Fish Index (EFI).

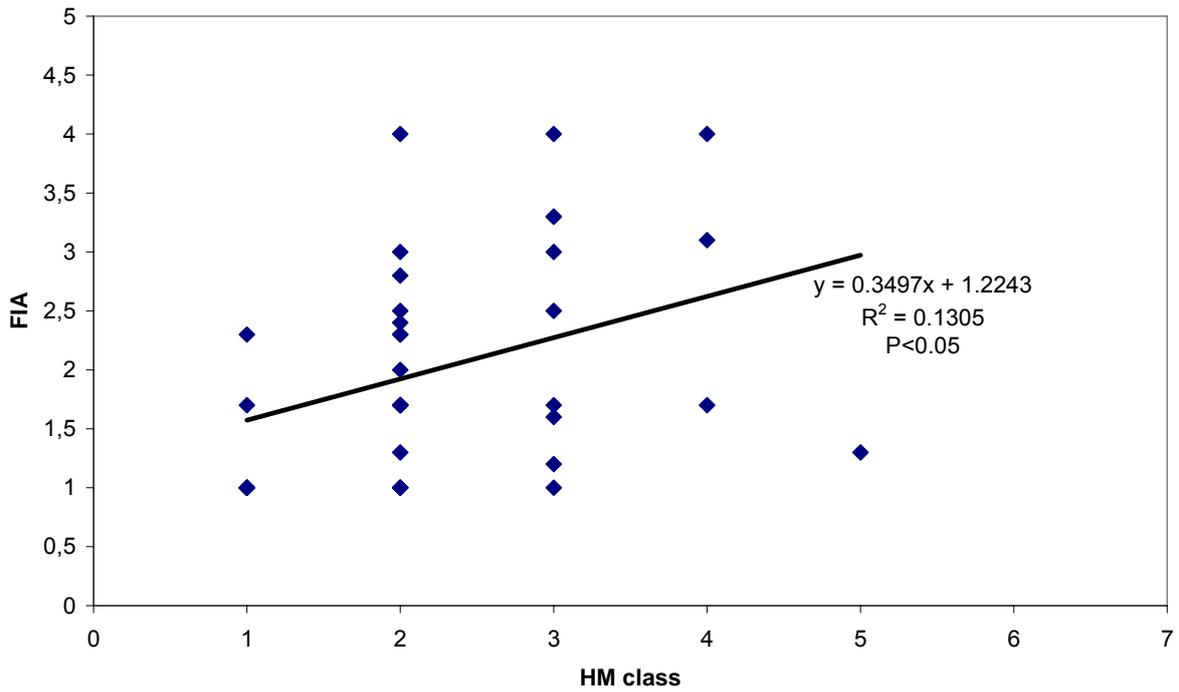


Figure 2. Relationship between hydromorphological (HM) class and Fish Index Austria (FIA).

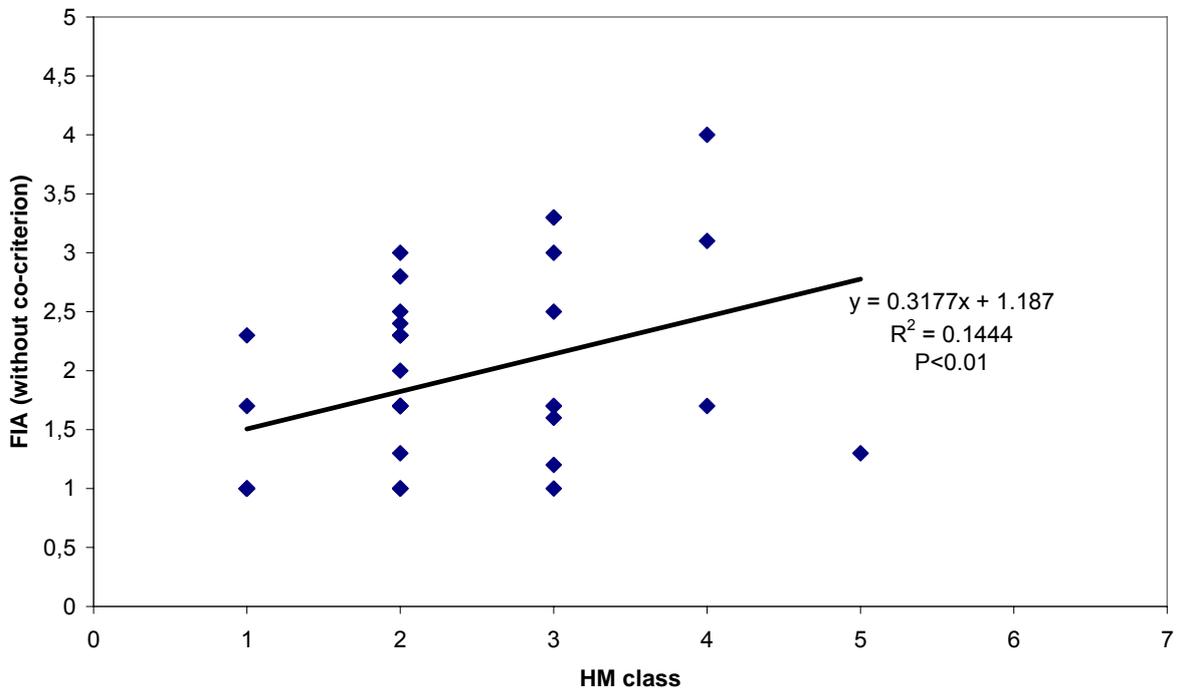


Figure 3. Relationship between hydromorphological (HM) class and Fish Index Austria (FIA) without using biomass co-criterion.

## Discussion

### *Fish indices*

The European Fish Index (EFI) was developed to support the European Union member states in fulfilling demands of the Water Framework Directive. Although different pressures were considered at the index building, the EFI response to physical pressure is significant but weaker (Pont et al., 2007). Our results (Fig. 1) support this statement, although a correlation between the hydromorphological pressure gradient and the EFI was positive and statistically significant, the coefficient of determination was very low ( $R^2=0.06$ ,  $p<0.05$ ). On the other hand the Fish Index Austria (FIA) was developed to assess mainly the impact of hydromorphological alterations on fish assemblages in Austria (Haunschmid et al., 2006). Our results of the statistical analyses showed that the FIA better respond to HM alterations in comparison to the EFI. Besides the positive and statistically significant ( $p<0.05$ ) correlation between the hydromorphological gradient and the FIA also a coefficient of determination was higher. However,  $R^2$  values were still low ( $R^2=0.13$ ,  $p<0.05$ ). When we removed the effect of the co-criteria in the FIA a statistical significance was higher but the coefficient of a determination was only slightly higher ( $R^2=0.14$ ,  $p<0.01$ ). A reason for the low explanatory power of the FIA might be in the defined hydromorphological classes. VGI (2002) evaluate HM alterations mainly due to the changes in the structure of the river and less considering the effect of the alterations on the fish assemblages. Moreover, as a field work was done in the 90's of the 20<sup>th</sup> century, 15 years later there might be structural changes at some sites. The second influence is probably due to the fishery management. Some sites were selected on the river sections where the active fishery management is present (Bertok et al., 2003). The fish stocking impacts the fish communities and has an influence on the results of the fish-based assessment systems. Therefore, at such sites it might be non suitable to assess ecological quality of the water body due to the fact that fish assemblage does not reflect only ecological conditions but is in many cases mainly a result of the fishery management influence. A relatively low explanation power lies also in the tested indices. For some river types we already found that in the FIA defined biomass co-criterium is not appropriate. We found out that type specific biomass co-criterium works better. Also in river sections where only one species is present (epirithral zone) mostly co-criterium might influence the result. Therefore in this river sections the FIA might not reflect the actual ecological situation. In our study more than 50% of sites were from the epirithral zone. However, not all of epirithral sites were represented with one species only.

### *Allochthonous species*

In the Alpine region many rivers are stocked with the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Moreover, in some river sections rainbow trout is naturally reproduced. However, there are different opinions about appropriateness of using allochthonous species in the assessment systems. In the German fish index (FIBS) (Dussling et al., 2004) rainbow trout is treated same as autochthonous species. In the Austrian FIA rainbow trout is included in the computation of the index as far as biomass is concerned (Haunschmid et al., 2006; Jepsen & Pont, 2007). Also in our study rainbow trout was a common or even dominant species at many sampling sites. However, in the river sections where a rainbow trout naturally reproduce it might be used for an assessment of the hydromorphological pressure, and also other abiotic pressures. But as ecological status of the water body should be assessed as a deviation from natural so called reference conditions (Directive 2000/60/EC), allochthonous species can not be regarded same as autochthonous fish species as they represent a deviation in the structure of the ecosystem from the reference

conditions. Therefore allochthonous species will not be used same as native fish species in assessment of the ecological status in Slovenia.

**Acknowledgement**

Development of the national ecological assessment systems and the intercalibration process are supported by the Ministry of the Environment and Spatial Planning of the Republic of Slovenia.

**References**

- Bertok M., Budihna M., Zabrc D. (2003): Kategorizacija voda z vidika sladkovodnega ribištva - donavsko povodje. Zavod za ribištvo Slovenije, Ljubljana, 359 pp.
- EN 14011; CEN (2003): Water Analyses – Fishing with electricity for wadable and non-wadable rivers.
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy. Brussels, 72 pp.
- Dussling U., Berg R., Klinger H., Wolter (2004): Assessing the ecological status of river systems using fish assemblages. Handbuch Angewandte Limnologie 12/04 (20.Erg.Lfg.):1-84.
- Fame consortium (2004): Manual for the application of the European Fish Index – EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive. Version 1.1., January 2005.
- Haunschmid R., Wolfram G., Spindler T., Honsig-Erlenburg W., Wimmer R., Jagsch A., Kainz E., Hehenwarter K., Wagner B., Konecny R., Riedmüller R., Ibel G., Sasano B., Schotzko N. (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU Wasserrahmenrichtlinie. Schriftenreihe des BAW Band 23, Wien, 104pp.
- Jepsen N., Pont D. (2007): Intercalibration of fish-based Methods to evaluate River Ecological Quality. JRC Scientific and Technical reports. Office for Official publications of the European Communities, 197 pp.
- Oberdorff t., Pont D., Hugueny B., Porcher J.P. (2002): Development and validation of a fish-based index for the assessment of “river health” in France. *Freshwater Biology* 47:1720-1734.
- Podgornik S. (2006): Metodologija vzorčenja in laboratorijske obdelave rib za vrednotenje ekološkega stanja voda na podlagi rib v skladu z zahtevami Vodne direktive (Direktiva 2000/60/ES). Zavod za ribištvo Slovenije, 122pp.
- Pont, D., B. Hugueny, N. Roset, C. Rogers (2007): Development of a fish-based index for the assessment of river health in Europe: the European Fish Index. *Fisheries Management and Ecology* 14:427-439.
- Seber, G.A.F., LeCren, E. D. (1967): Estimating population parameters from catches large relative to the population. *Journal of Animal Ecology* 36(3): 631-643.
- Urbanič G. (2005): Hidroekoregije Slovenije. In: Urbanič G. (ed.) *Ekološko stanje za reke in jezera*. Inštitut za vode Republike Slovenije: Ljubljana, pp. 6-10.
- Urbanič G. (2006): Dopolnitve v razmejitvi hidroekoregij in bioregije celinskih voda Slovenije. In: Urbanič, G. (ed.). *Dodelava tipizacije za reke in jezera*. Poročilo o delu v letu 2006. Inštitut za vode RS: Ljubljana, pp. 12-19.
- VGI (2002): Kategorizacija pomembnejših slovenskih vodotokov po naravovarstvenem pomenu. Poročilo Vodnogospodarskega inštituta, C-274, Ljubljana.

## Links of FIBEWAS with other international projects

Dr. Robert Konecny (UBA)

This chapter describes the links of the FIBEWAS team with other international activities in Slovenia and Austria concerning the implementation of the Water Framework Directive (WFD) concerning the assessment of the ecological status of rivers.

### The Krka Pilot Project - Technical assistance for the preparation of the Krka river management plan

The main aim of the Krka pilot project was to support the implementation of EU water legislation in Slovenia and was launched by the Ministry of Environment and Spatial Planning.

- **Phase I** aimed at testing methods and tools for supporting the implementation of the new Water Law/EU Water Framework Directive and the development of river basin management plans in Slovenia.
- **Phase II** aimed at developing a Master Plan for investments in sewerage and wastewater treatment for the Krka river sub-basin – and preparing relevant documentation (for spatial planning, building permits, financing) for selected investment projects.

The project technical components were to investigate the functioning of the river ecosystem, to identify the main environmental problems encountered, and to analyse possible solutions for solving these problems with particular focus on sewerage and wastewater treatment infrastructure.

In line with the obligations of the new Water Law, the project team will closely interact with stakeholders of the Krka sub-basin, i.e. primarily municipalities directly involved in water supply and sewerage/wastewater treatment, but also representative of economic sectors and non-governmental organisations interested in water. This close interaction will help refining and complementing studies with local knowledge and information, and it will lead to continuous sharing and discussion of results of the project. In addition, the project will have specific water-related information and awareness-raising activities targeting specific social groups and the wider public of the Krka river.

The start of the project is November 22, 2004, with an overall duration of 2 years

### The outcome of the Krka Pilot Project

#### Events

- Workshops with Krka stakeholders
- Informal seminars on various technical issues for water experts involved in the implementation of the Water Framework Directive (support to the Ministry of Environment & Spatial Planning)
- Training on River Basin Planning

### Technical reports

- Synthesis of the testing of European Union guidance documents on Economic Analysis, Public Participation and GIS
- Handbook on information, consultation and participation for integrated river basin management
- **Proposed changes in current monitoring for complying with the requirements of the Water Framework Directive – FAME approach**
- Identification of significant water management issues in the Krka sub-basin
- Selection of measures and results of the cost-effectiveness analysis
- Results of the cost-benefit analysis for justifying time and objective derogation in selected water bodies
- Methods and results for the valuation of environmental costs
- Potential for a Decision Support System for integrated river basin management in Slovenia
- Proposed organisational scheme for river basin management planning
- Elements of River Basin Management Plan for the Krka sub-basin
- Master plan for wastewater collection and treatment for the Krka sub-basin
- Conceptual designs & Environmental Impact Assessment reports
- Documentation for acquiring building permits for wastewater treatment plants
- Detailed investment programmes for selected wastewater collection and treatment projects
- Application forms for Cohesion Funds for selected wastewater collection and treatment projects
- Tender Dossiers for investments recognized as eligible for cohesion fund co-financing

### Tools

- Geographic Information System for the Krka sub-basin
- Model(s) tested in the Krka sub-basin

### Communication material

- Newsletters for the stakeholders in Krka Basin
- **Electronic newsletters for water experts KRKA@mail**
- **Webpage <http://www.krka.hidroinzeniring.si/>**
- Policy briefs for dissemination of project results to wider public, stakeholders and decision makers

## **INTERREG Projects Morava and Dyje**

Through the activities of the Umweltbundesamt, FIBEWAS was also linked with two INTERREG 3a projects at the rivers Morava (March) and Dyje (Thaya)

### **The main aims of these two INTERREG projects were:**

- The assessment of the rivers acc. WFD with focus on fish ecology
- Development of a plan of measures

### **Dissemination of results**

- Public participation
- Technical reports
- **Webpage**

<http://www.umweltbundesamt.at>

<http://www.project-dyje-thaya.info>

## **Outlook**

The results of the FIBEWAS project provide useful information for the next steps for the implementation of the Water Framework Directive (WFD) on a national and international level.

A sound assessment of the fish communities of large rivers is extremely important for the analysis of deficits within these ecosystems and therefore one of the basic requirements for the development and further implementation of a plan of measures.

Kärntner Institut für Seenforschung  
Naturwissenschaftliches Forschungszentrum

Kohldorferstraße 98  
A - 9020 Klagenfurt am Wörthersee  
Fax: [0043]-05-0536-41520  
E-Mail: [abt15.kis@ktn.gv.at](mailto:abt15.kis@ktn.gv.at)  
Tel.: [0043]-05-0536-41524

Besuchen Sie uns auf unserer Homepage: [www.kis.ktn.gv.at](http://www.kis.ktn.gv.at)