

Ökologische Funktionsfähigkeit der Fließgewässer des Ill-Frutz-Schwemmfächers

von Thomas Spindler

Zum Autor

Geboren 1961, Studium Zoologie an der Universität Wien, Dissertation zum Thema Jungfischökologie der freien Fließstrecke der Donau unterhalb Wiens. Promotion im Februar 1989 und Gründung eines Konsulentenbüros für Fischerei und Gewässerökologie. Schwerpunkt der Tätigkeiten auf Fischereimanagement, angewandte Forschung, ökologische Bewertung von Fließgewässern sowie Untersuchungen zur Umweltverträglichkeit geplanter Gewässereingriffe.

Abstract

This study follows a concept for an integrated ecological evaluation of running waters within the alluvial rubble system formed by the rivers Ill, Frutz and Rhine in the most western part of Austria. The assessment of the ecological water quality is, according to the new ÖNORM M 6232, based on the analyses of hydrological, morphological, ichthyological, biological, saprobiological and hydrochemical parameters and was done for the first time in Austria.

The results draw a rather sad picture of the actual ecological situation. All investigated brooks, streams and rivers are concerned to be noticeably damaged, some of them, especially the larger ones, or at least parts of them, are heavily damaged. The most serious anthropogenic influences are regarded to be the changes of the hydrological regimes due to intensive generation of hydroelectric power in the watershed. This is leading to very strong daily fluctuations of water-levels in the order of one year's high waters. On the other hand, groundwater levels are decreasing because of artificial deepening of the Rhine bottom. Additionally all waterbodies are heavily regulated and far from its natural state.

Distinct analyses of the influence of specific parameters on aquatic species assemblages, biomasses and population structures allow clear statements concerning the ecological deficits and specific demands for the improvement of the situation.

Zusammenfassung

Die vorliegenden Analysen zur Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Fließgewässer des Ill-Frutz-Schwemmfächers basieren auf den Untersuchungselementen Hydrologie, Gewässermorphologie, Fischökologie, Benthoszönanen, saprobiologische Gewässergüte und chemisch-physikalischer Eigenschaften. Es ist dies die erste Studie in Österreich, die eine derartige Bewertung auf Basis der neu entwickelten ÖNORM M 6232 (Richtlinie für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern) vornimmt.

Die Ergebnisse zeichnen ein düsteres Bild der aktuellen ökologischen Situation. Alle Untersuchungsgewässer sind in ihrer ökologischen Funktionsfähigkeit

VORARLBERGER
NATURSCHAU

2

SEITE 39–82

Dornbirn 1996



©inatura Dornbirn, Austria, download unter www.biologiezentrum.at
bereits wesentlich beeinträchtigt im Sinne des Wasserrechtsgesetzes (WRG 1959) in der geltenden Fassung 1990. Ausschlaggebend für diese Bewertungen sind vor allem die tiefgreifenden anthropogenen Veränderungen der hydrologischen Verhältnisse durch die energetische Nutzung der Wasserkraft im Einzugsgebiet der Ill und den daraus resultierenden täglichen Schwallen im Ausmaß von kleinen Hochwasserereignissen sowie Grundwasserabsenkungen vor allem durch die anthropogen bedingte Rheineintiefung. Einen weiteren wesentlichen Faktor stellt die veränderte Gewässermorphologie durch die harten Regulierungs- und Verbauungsmaßnahmen dar. Diese negativen Einflüsse finden ihren direkten Niederschlag in der Fisch- und Makrozoobenthosfauna die großteils bereits wesentliche Veränderungen gegenüber dem potentiellen Naturzustand aufweisen.

Dringender Sanierungsbedarf besteht an der Stadtstrecke in Feldkirch durch eine geeignete Restwasserdotations sowie generell der Beseitigung bzw. weitgehenden Dämpfung der Schwälle der Untersten Ill, die Sanierung der Frutz, die an Wassermangel, schlechter Wasserqualität und der Zerstückelung des Flußkontinuums leidet sowie der Matschelser Bäche, die entweder bereits phasenweise trockenfallen oder von der Austrocknung bedroht sind.

1. Einleitung

Im Rahmen der Erarbeitung eines wasserwirtschaftlichen Gesamtkonzeptes für den Ill-Frutz-Schwemmfächer (Vorarlberg) wurden in einem interdisziplinären Planungsteam grundsätzlich drei Themenkreise bearbeitet: Ökologie, Flußbau und Grundwasser. Die limnologischen Untersuchungen deckten dabei zusammen mit den vegetationsökologischen, ornithologischen und entomologischen Erhebungen den Gesamtkomplex „Ökologie“ ab. Sie waren zentrales Element der wasserwirtschaftlichen Planungen, da sie die Grundlagen zur ökologischen Bewertung der Fließgewässer lieferten und in der Folge die Abschätzung der Auswirkungen verschiedener wasserbaulicher Szenarien auf die aquatischen Biozönosen ermöglichten (PLANUNGSGEMEINSCHAFT ILL-FRUTZ-SCHWEMMFÄCHER, 1995).

Das Teilprojekt „Limnologie“ war so konzipiert, daß die im Wasserrechtsgesetz verankerte „ökologische Funktionsfähigkeit“ der Fließgewässer des Ill-Frutz-Schwemmfaches primär erfaßt und die maßgeblichen Ursachen, die zu dieser Situation geführt haben, analysiert wurden. Anschließend konnten die Auswirkungen einzelner Varianten zur flußbaulichen Sanierung / Renaturierung Untere Ill bzw. zur Hochwasserproblematik Nafla / Mühlbach / Ehbach abgeschätzt werden.

2. Material und Methode

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet wird im Norden von der Frutz, im Westen vom Rhein, im Süden von der Staatsgrenze und im Osten von der B 190 zwischen Altenstadt und der Frutzbachbrücke begrenzt und umfaßt alle ganzjährig wasserführenden Fließgewässer(abschnitte) in diesem Bereich. Die Ill selbst wird in dem Abschnitt zwischen der Mündung und dem Hochwehr in Feldkirch untersucht (Abb. 1). Der Rhein wurde vom Auftraggeber explizit ausgeklammert. Die Frutz wird im unmittelbaren Mündungsbereich miterfaßt.

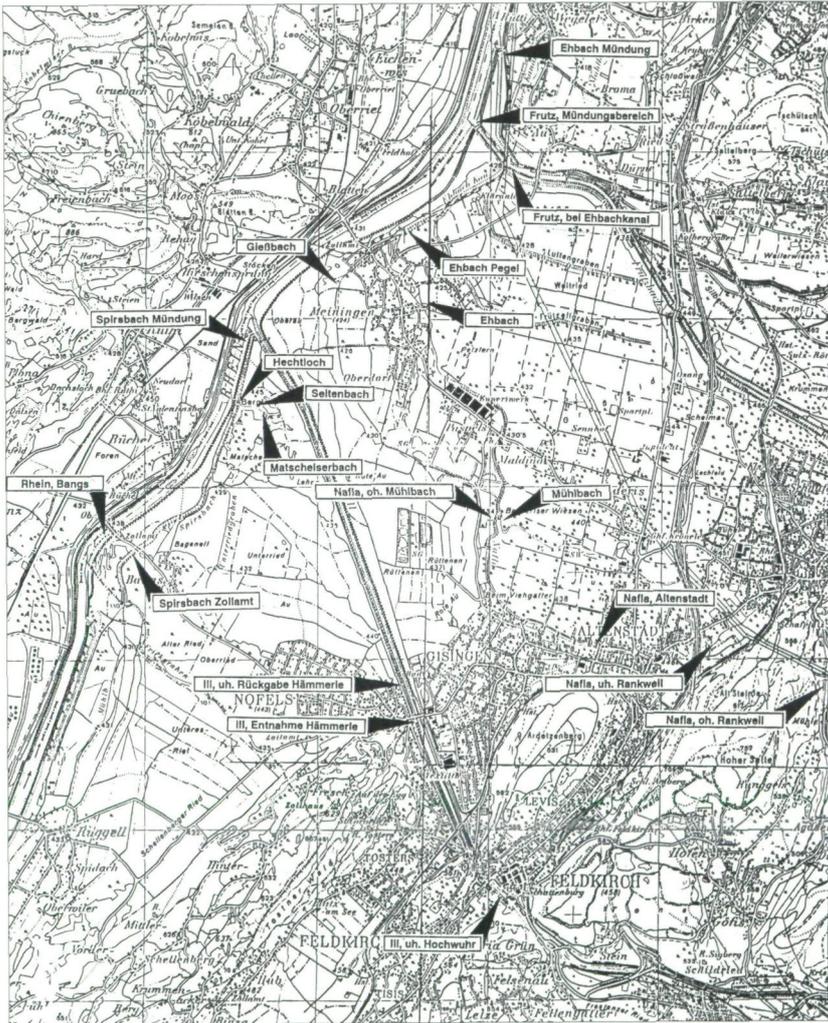


Abb. 1: Karte des Untersuchungsgebietes und Lage der Probenstellen der Benthosuntersuchungen, welche auch weitgehend mit den Befischungsstellen übereinstimmen

Allgemeines

Die Erhebung und Beurteilung des Ist-Zustandes der ökologischen Funktionsfähigkeit erfolgt nach der basalen Arbeit von CHOVANEC et al. (1994), die nunmehr auch in der ÖNORM M 6232 verankert wurde. Der Begriff der ökologischen Funktionsfähigkeit ist nach ADAMICKA et al. (1992) wie folgt definiert: „Die ökologische Funktionsfähigkeit eines Gewässers ist dann gewährleistet, wenn das Wirkungsgefüge zwischen dem in diesem Gewässer und seinem Umland gegebenen Lebensraum und seiner organismischen Besiedlung so beschaffen ist, wie es der durch Selbstregulation (Resistenz und Resilienz) gesteuerten natürlichen Ausprägung des betreffenden Gewässertyps entspricht. Bei der Beurteilung von Eingriffen, Nutzungen und anderen anthropogenen Einflüssen ist daher vorrangig die dadurch bewirkte Veränderung der Distanz zwischen dem Ist-Zustand und dem naturgemäßen Zustand (Leitbild) zu berücksichtigen.“

Folgende Elemente finden bei der Bewertung nach der ÖNORM M 6232 Berücksichtigung:

- hydrologische Eigenschaften und Kontakt zum Grundwasser
- Gewässermorphologie
- Benthoszönose
- Fischökologie
- saprobiologische Gewässergüte
- chemisch-physikalische Eigenschaften
- Ökotoxizität

Ausgangspunkt bei der Beurteilung aller Untersuchungselemente ist das Leitbild, das als potentiell natürlicher Gewässerzustand verstanden wird und sich im gegenständlichen Fall an der sogenannten Negrelli-Karte der III, die den Zustand vor der Regulierung dokumentiert, orientiert. Die Ergebnisse der Teilbewertungen ermöglichen anschließend eine integrative Darstellung der ökologischen Funktionsfähigkeit der untersuchten Gewässerabschnitte in einer abgestuften Skalierung:

- 1 ök. Ff. unbeeinträchtigt
- 1 - 2 ök. Ff. geringfügig beeinträchtigt
- 2 ök. Ff. mäßig beeinträchtigt
- 2 - 3 ök. Ff. wesentlich beeinträchtigt
- 3 ök. Ff. stark beeinträchtigt
- 3 - 4 ök. Ff. sehr stark beeinträchtigt
- 4 ök. Ff. nicht gegeben

Durch diese Methode werden einerseits die wesentlichen Defizite klar aufgezeigt, andererseits lassen sich entsprechende Forderungen zur Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässerabschnitte ableiten.

Hydrologie

Zur Bewertung der Naturnähe der hydrologischen Verhältnisse der einzelnen Untersuchungsgewässer wurden 6 Einzelparameter herangezogen:

- Einzugsgebiet
- Gefälle
- Abflußregime und quantitative Abflußverhältnisse im Jahresverlauf
- tägliche Abflußschwankungen
- Strömungsverhältnisse
- Grundwasservernetzung

Der Parameter Einzugsgebiet wurde dahingehend überprüft, ob das Gewässer natürliche Zuflüsse aufweist, oder ob Überleitungen aus anderen Gewässersystemen bzw. Ableitungen (Mühlbäche) vorhanden sind und in welchem Ausmaß diese das natürliche Abflußgeschehen beeinflussen.

Das Gefälle wird zumeist durch Regulierungen, Schutzwasserbau, Sohlstabilisierungsmaßnahmen etc. beeinflusst. In diesen Fällen war zu klären, inwieweit z.B. Laufverkürzungen Gefällserhöhungen bewirken und ob dadurch wesentliche Veränderungen der Lebensbedingungen der aquatischen Fauna (Choriotopeverteilung, Strömungsänderungen, Temperaturregime etc.) zu erwarten sind. Eine erhebliche Beeinflussung liegt beispielsweise dann vor, wenn die Gefällsverhältnisse derartig verändert sind, daß der zu betrachtende Gewässerabschnitt einer anderen Stufe der biozönotischen Regionen nach HUET (1954) zugewiesen werden muß.

Von besonderem Interesse ist natürlich das Abflußgeschehen selbst. Dieses sollte im saisonalen Verlauf dem naturbedingten Abflußregime, das auf den klimatischen Bedingungen im Einzugsgebiet basiert, entsprechen. Ganz wesentlich ist aber auch die quantitative Abflußmenge, die durch Ausleitungen, Überleitungen, veränderte Quellverhältnisse durch Bachverlegungen, oder allgemein veränderte Grundwasserspiegellagen beeinflusst werden kann. Fallweises Trockenfallen ist in ursprünglich perennierenden (mit dauernder Wasserführung) Fließgewässern als naturfremder Zustand zu bezeichnen.

Die täglichen Wasserspiegel- bzw. Abflußschwankungen sind ein ganz wesentlicher Faktor für die Fließwasserbiozöosen. Bei kraftwerksbedingten oder sonstigen anthropogenen Veränderungen der täglichen Abflußschwankungen (Kanalisation, Regenwasserableitungen, Entnahme zu Bewässerungszwecken, sonstiger Wasserverbrauch etc.) ist neben dem quantitativen Ausmaß vor allem das Verhältnis Schwall zu Sunk zu berücksichtigen.

Die morphologische Ausprägung eines Gewässers, die Regulierungsmaßnahmen, das Gefälle usw. in Verbindung mit dem spezifischen Abflußgeschehen wirken sich unmittelbar auf die Strömungsverhältnisse aus. In einem natürlichen Gewässer ist zumeist eine große Heterogenität der Strömungen festzustellen, die z.B. durch Bachregulierungen in Form von harten Trapezprofilen vollständig nivelliert werden. Es werden aber auch die Veränderungen der Strömungsverhältnisse durch Schwellbetrieb oder durch generell erhöhte bzw. verminderte Abflüsse in der Bewertung berücksichtigt.

Die Grundwasservernetzung ist vor allem für das Leben in den Bodenzwischenräumen (Interstitial) des Flußbettes, aber auch für die Grundwasserverhältnisse im gesamten Umland relevant. Bei diesem Parameter wurde versucht den Natürlichkeitsgrad der wechselseitigen Beeinflussung Gewässer-Grundwasser abzuschätzen. Naturfremd werden verfügte Sohl- und Uferpflasterungen angesehen, die jeden Kontakt mit dem Grundwasser unterbinden. Andererseits wirken sich Grundwasserabsenkungen z.B. durch Sohleintiefungen des Hauptflusses gravierend auf die Gießbäche aus, die dadurch eine wesentliche Abflußverringering erleiden oder sogar trockenfallen können. Drastische Veränderungen werden aber auch generell durch künstliche Erhöhungen des Flußbettes, Abdämmungen oder Stauhaltungen hervorgerufen.

Gewässermorphologie

Um eine möglichst große Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit anderen österreichischen Flußsystemen zu gewinnen, wurde nach der bekannten Methode von WERTH (1987) vorgegangen, nach welcher bereits eine beträchtliche Anzahl von Fließgewässern bewertet wurden. Dabei wurden im Rahmen einer Begehung die Summenparameter Linienführung (und Fließverhalten), Sohle (Strukturierung, Substrat, Kontaktmöglichkeiten zum hyporheischen Interstitial), Verzahnung (Wasser/Land und Breitenvariabilität), Böschung (Strukturierung, Material) und Uferbewuchs (einschließlich der Verzahnung mit dem Umland) in einer siebenstufigen Skala (1-4 mit Zwischenstufen) für jeweils einheitliche Gewässerabschnitte protokolliert und nach ihrem Natürlichkeitsgrad klassifiziert. Die Gesamtzustandsklasse ergibt sich durch Addition der jeweiligen Einstufungen mit Mittelwertbildung.

Die Kilometrierung der Abschnitte wurde aus den Orthophotos ermittelt. Zusätzlich wurde eine Diasammlung angelegt und in einem Verzeichnis aufgelistet. Das Ergebnis dieser Erhebungen wurde in Form einer Protokollsammlung und einer Karte in SPINDLER & VACHA (1995) dargestellt.

Die ökomorphologischen Zustandsklassen können direkt in die Bewertungsmatrix für die ökologische Funktionsfähigkeit übertragen werden.

Makrozoobenthos

Für die flächenbezogene Erfassung des oberflächennahen Zoobenthos (Tier-Lebensgemeinschaft der obersten Sedimentschicht) schottriger Substrate wurden je Einzelprobe die Bachsedimente einer Besammlungsfläche von 430 cm² mittels Zylindersampler (Netzmaschenweite 100 µm, SAXL 1986) bis in eine Tiefe von ca. 15 cm entnommen und in einen 10 l Kübel gefüllt. Dort wurden anhaftende Tiere durch systematisches Abbürsten aller Steine im Probenwasser abgelöst. In der Folge wurden durch wiederholtes Schlämmen die Tiere und organische Bestandteile sowie feine minerogene Partikel von Steinen, Kies und Sand getrennt. Die derart eingeengte Probe wurde in Gläser gefüllt, mit Formol auf 4% fixiert und zur weiteren Analyse ins Labor gebracht. Zur ergänzenden Charakterisierung wurden im Bereich der Einzelproben jeweils Wassertiefe und mittlere Strömungsgeschwindigkeit mittels Tauchstab nach JENS (1968) gemessen.

Da eine statistisch abgesicherte Quantifizierung durch eine genügend große Anzahl an Parallelproben nicht im Vordergrund stehen konnte, wurden zumeist 2

Einzelproben entnommen und ausgewertet. Im Einzelfall wurden unterschiedliche Choriotope (z.B. Mesolithal; Mikrolithal; ufernahe Bereiche; Flußsohle) getrennt besammelt.

Sandig schlammige Sedimente wurden je nach Erreichbarkeit mit einem EKMAN-Bodengreifer (Besammlungsfläche 100 cm²) oder einem Stechrohr (Innendurchmesser 6 bzw. 5 cm) entnommen. Um trotz der geringen Besammlungsfläche genügend Material zu erhalten, wurden bei der Probenentnahme für das Gesamtkonzept meist 2-3 Einzelbohrkerne zu einer Mischprobe vereint. Anders als bei den Schotterproben wurde aufgrund des aufwendiger zu bearbeitenden Materials beim Schlämmen der Probe eine minimale Maschenweite von 200 µm verwendet. Die tatsächlichen Individuendichten liegen deshalb sicher höher als die angegebenen Häufigkeiten. Vergleiche mit den Individuendichten der Schotterfauna sind nur bedingt möglich.

Zusätzliches Material wurde durch qualitatives Besammeln verschiedener Lebensräume (Moos- und Algenbewuchs, Makrophytenbestände, Totholz, große Steine etc.) und Handfänge (Imagines) gewonnen.

Im Labor wurden die Proben mittels Sieb in 2 Fraktionen aufgeteilt. Aus der größeren Fraktion (>670µm) wurden unter dem Stereomikroskop alle Tiere bzw. eine große Aliquote (Zahl, die die Gesamtzahl in gleichgroße Teile ohne Rest teilt) (1/2-1/4) ausgelesen, von der feinen Fraktion wurde meist eine geringere Aliquote (je nach Menge meist 1/5 oder 1/10, im Einzelfall auch 1/20) bearbeitet. Die Bestimmung der einzelnen Organismen entspricht dem in der ÖNORM M 6232 angegebenen möglichen Determinationsniveau.

Nach erfolgter Determination wurden die Biomassen aller Einzelproben ausschließlich aus der Fraktion >670 µm mittels Analysenwaage ermittelt. Von der Wägung der kleinen Fraktion wurde abgesehen, da der Aufwand im Hinblick auf die geringen Gewichtsanteile an der Gesamtprobe (erfahrungsgemäß meist unter 5%) einerseits und den großen relativen Wägefehler (durch Verdunstung und Verunreinigung) andererseits in keiner Relation zum Ergebnis steht. Die Tiere wurden unmittelbar vor der Wägung in einen Siebbecher geleert, um die Fixierungsflüssigkeit mittels Vakuumpumpe abzusaugen.

Die Bewertung der Ergebnisse erfolgte nach CHOVANEC et al. (1994) anhand der Parameter Arten, Abundanz (Häufigkeit)- und Dominanzverhältnisse und funktioneller Freßtypen. Zur detaillierten Methodik der weiterführenden Benthosanalysen wird auf MORITZ & SAXL (1995) verwiesen.

Fischökologie

Als Standardmethode zur Erhebung von Fischbeständen in Fließgewässern ist die Elektrofischerei anzusehen. Elektrofischungen von der Größenordnung und den hydrologischen und morphologischen Verhältnissen der Unteren III gestalteten sich bislang äußerst schwierig, da sie mit den bisher in Verwendung stehenden Elektrogeräten und Ausrüstungen kaum quantitative Aussagen erlaubten. Es war daher notwendig, ein Elektro-Fischfangboot einzusetzen. Herkömmliche Elektro-Fischboote konnten jedoch infolge der hohen Strömungsgeschwindigkeit und der damit verbundenen Unfallgefahr, abgesehen von der beschränkten Möglichkeit des Einsetzens durch die steile Blockwurfsicherung der Ufer und den

notwendigen technischen Aufwand (LKW mit Kran), nicht verwendet werden. Aus diesen Gründen mußte ein Schlauchboot, das mit einem 25 PS Außenborder motorisiert war, für die Elektrofischerei adaptiert werden. Nur so konnte eine effiziente und vor allem sichere Befischung unter diesen Bedingungen gewährleistet werden. Das dabei verwendete Aggregat besitzt eine Leistung von 5 KW. Das elektrische Feld wurde mit Hilfe von einer Kathode und 7, jeweils 1,5 m langen Anoden, welche mittels einer Hilfskonstruktion ca. 1 m vor dem Bug an einem 1,5 m langen, seitlich befestigten Ausleger montiert waren, aufgebaut. Die Stromzufuhr konnte mit einem Fußtaster (Totmannschalter) geregelt werden. Die erzielte Stromspannung lag bei 220-250 Volt und einer Stromstärke von 5 bis 7 Ampere.

Befischt wurde die Untere Ill, der Spirsbach und der Ehbach innerhalb der Probenstrecken in Fließrichtung und mit gering erhöhter Geschwindigkeit gegenüber der Fließgeschwindigkeit des Wassers. Daraus ergab sich, daß das Boot während der Befischung nicht mit dem Motor betrieben werden konnte, da eine zu hohe Geschwindigkeit des Bootes erreicht würde. Der Motor war deshalb nur zum Stromauffahren zum Ausgangspunkt nach der Befischung notwendig. Während der Abfischung mußte das Boot gefühlvoll gerudert werden. Die Fische wurden dabei durch das elektrische Feld des flußab treibenden Bootes innerhalb einer Breite von 5 m und einer Tiefe von bis zu drei Metern angezogen (Galvanotaxie) und betäubt (Galvanonarkose).

Bei der Befischung wurden die Fangdauer und -strecke protokolliert und die anfallenden Fische gekeschert. Nach Bestimmung der Artzugehörigkeit erfolgte die Vermessung und Abwaage der Fische an Ort und Stelle.

Zur quantitativen Bestimmung des Fischbestandes wurde die gleiche Strecke jeweils 2x befischt und nach der Methode von MORAN-ZIPPIN analysiert. Die beim ersten Durchgang gefangenen Fische wurden zwischenzeitlich unter Sauerstoffzufuhr gehältert. Der Gesamtfischbestand getrennt nach Individuenzahlen und Biomassen wurde aus der Abnahme des Fanges vom ersten zum zweiten Durchgang berechnet.

Durch die Erfassung der Länge des Befischungsabschnittes und die Abschätzung der Befischungsfläche war eine standardisierte Hochrechnung des Fischbestandes auf die Lauflänge des Flusses pro km oder pro 100 m bzw. auf die Flächeneinheit pro Hektar möglich. Erfahrungsgemäß liegen die Berechnungsfehler nach dieser Methode bei kleineren und mittleren Fließgewässern unter 10%. An jenen Standorten, wo aus technischen Gründen nur ein Durchgang gefischt werden konnte bzw. infolge der geringen Besiedlung die Fangeffizienz sehr hoch war, wurde der Fangenerfolg getrennt nach Individuen und Biomassen geschätzt und der Bestand hochgerechnet.

Generell sei festgestellt, daß Elektrobefischungen sowohl arten- als auch größenselektiv wirken. Mit der Fangausrüstung bei den Bootsbefischungen sind daher insbesondere Kleinfischarten und Jungfischstadien zumeist unterrepräsentiert, was sich vor allem auf die quantitative Berechnung der Individuendichten auswirken kann.

Um diesem Umstand entgegen zu wirken, kam eine weitere Befischungsmethode zum Einsatz. Diese Befischungen erfolgten mit einem stationären Elektroaggregat, das über eine Kabeltrommel mit der ringförmigen Handanode, welche

das elektrische Feld aufbaut, verbunden war. Das Anodenkabel ist mit metrischen Markierungen versehen, wodurch die Befischungsstrecke auch in stark gewundenen Gewässerabschnitten exakt bestimmt werden kann. Die Elektrobefischungen erfolgten jeweils gegen die Fließrichtung im Wasser watend, wobei in den kleinen Gräben und Bächen die gesamte Bettbreite beprobt wurde.

Die Bewertung der Befischungsergebnisse erfolgt nach CHOVANEC et al. (1994) bzw. der ÖNORM M 6232 unter Zuhilfenahme der Parameter Artenvorkommen, Abundanz- und Dominanzverhältnisse bzw. Populationsstrukturen.

Saprobiologische Gewässergüte

Die Erfassung der saprobiologischen Gewässergüte erfolgt einerseits im Rahmen der projektspezifischen Makrozoobenthosenerhebung, andererseits konnten die Ergebnisse der Erhebungen des Umweltinstitutes Vorarlberg (BUHMANN, 1993) direkt übernommen werden.

Physikalisch-chemische Eigenschaften

Im Rahmen der Wassergüte-Erhebungsverordnung sowie des Meßprogrammes des Umweltinstitutes Vorarlberg werden ebenso die chemisch-physikalischen Daten der Gewässer im Untersuchungsgebiet ausreichend erfaßt und können daher als Bewertungselement direkt von BUHMANN (1993) übernommen werden. Die Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit orientiert sich grundsätzlich an der Einhaltung der Immissionsgrenzwerte. Liegen Abweichungen vor, wird je nach Ausmaß der jeweilige Beitrag der chemisch-physikalischen Daten zur Einstufung der ökologischen Funktionsfähigkeit abgeschätzt. Hierbei fallen die Anzahl der Parameter, bei denen die Anforderungen nicht eingehalten werden, Ausmaß und Häufigkeit der Überschreitungen und das Gefährlichkeitspotential der Stoffe ins Gewicht.

Die konkrete Bewertung dieses Untersuchungselementes erfolgte nach folgendem Schema:

1	keine Überschreitung der Grenzwerte
1-2	einmalige geringe Grenzwertüberschreitung eines Parameters
2	mehrmalige geringe Grenzwertüberschreitung eines Parameters oder einmalige geringe Überschreitung mehrerer Parameter
2-3	mehrmalige geringe Grenzwertüberschreitung mehrerer Parameter oder einmalige starke Grenzwertüberschreitung eines Parameters
3	mehrmalige geringe Grenzwertüberschreitung mehrerer Parameter und einmalige starke Grenzwertüberschreitung eines Parameters oder einmalige starke Grenzwertüberschreitung mehrerer Parameter
3-4	häufige starke Grenzwertüberschreitung mehrerer Parameter
4	permanente Grenzwertüberschreitung mehrerer Parameter

Ökotoxizität

Akute Toxizität bzw. lebensbedrohende und fortpflanzungshemmende Wirkungen in Fließgewässern können nicht abgestuft betrachtet werden (FRIEDRICH, 1992). Der Beitrag dieses Untersuchungselementes besteht also in der Aussage, ob derartige toxische Einflüsse existieren oder nicht. Im vorliegenden Fall kann davon ausgegangen werden, daß keine wesentlichen toxischen Einflüsse vorliegen, weshalb auf weitere Toxizitätstests verzichtet wurde.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Hydrologie

3.1.1 Ill

Das natürliche Einzugsgebiet der Ill beträgt am Pegel Gisingen 1281,0 km². Das wirksame Einzugsgebiet beträgt jedoch 1427,8 km², welches durch Zuleitungen im Ausmaß von 170,0 km² und Ableitungen aus 23,2 km² zustandekommt. Die Ill ist ein Fluß der 6. Ordnung (WIMMER & MOOG, 1994).

Das Gefälle der Ill im Untersuchungsbereich weist deutliche Veränderungen gegenüber dem Zustand vor der Regulierung (1919 - 1938) auf. Das Gefälle im unteren Abschnitt bis km 4,4 beträgt heute rund 1,75‰ gegenüber ursprünglich 4‰. Dennoch ergeben sich durch die Gefällsveränderung alleine keine gravierenden Auswirkungen auf die Biozönosen, da der Gefällsbereich der Äschenregion (Hyporhithral) nach HUET (1946, 1954) für Flüsse bis 60 m eine Bandbreite von 1,25 - 4,5‰ aufweist und die veränderten Gefällsverhältnisse der Untersten Ill nach wie vor in diesem Bereich liegen. Die steilere Stadtstrecke bis zum Hochwahr liegt ebenfalls nach wie vor im selben Gefällsbereich und zwar zwischen rund 5 und 7‰. Dieser Abschnitt ist nach den Gefällsverhältnissen der Unteren Forellenregion (Metarhithral) zuzuordnen.

Der Fluß selbst und seine größeren Nebengewässer sind intensiv energiewirtschaftlich genutzt, wodurch es bereits Schwierigkeiten bereitet, das natürliche Abflußgeschehen, welches als Bewertungsmaßstab heranzuziehen ist, darzustellen. MORITZ (1994) gibt eine Datenreihe der Monatsmittelwerte am Pegel Frastanz an, bei dem der natürliche Abfluß ohne die Anlagen der Vorarlberger Illwerke und der Vorarlberger Kraftwerke der Jahresreihe 1985 - 1993 nach Daten der Vorarlberger Illwerke ermittelt wurde. Da von Frastanz bis zur Illmündung keine größeren Zuflüsse mehr einmünden, können diese Werte auch für die Untere Ill herangezogen werden. Demnach ist das natürliche Abflußregime nach PARDÉ (1947) als einfaches nivales oder Schneeregime mit dem Abflußmaximum im Juni charakterisiert.

Diesem „natürlichen“ Abflußregime wird in der *Abb. 2* das aktuelle Abflußgeschehen am Pegel Gisingen aus dem Jahre 1990 gegenübergestellt. Grundsätzlich ist das ursprüngliche Abflußgeschehen noch erkennbar, allerdings ist durch den Kraftwerksbetrieb ein deutlicher Nivellierungseffekt (etwa auf 40 m³/s) erkennbar, wobei die ursprünglich niedrigen Abflüsse erhöht, und die

hohen Abflüsse vermindert sind, wenngleich die Hochwässer nach wie vor existent sind. Die stärksten Abweichungen sind in den Monaten Februar, März, April, August, September und November zu verzeichnen. Die naturgemäße Hochwasserperiode wird später eingeleitet und klingt eher wieder ab.

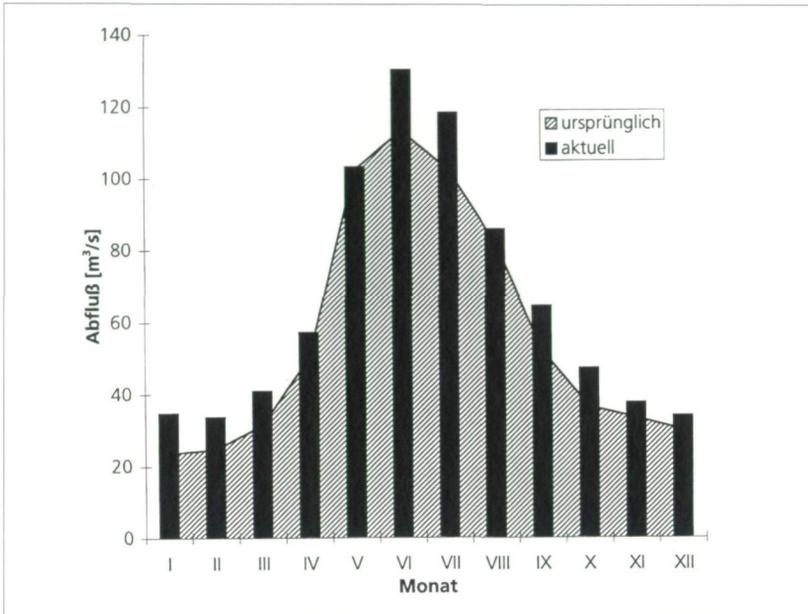


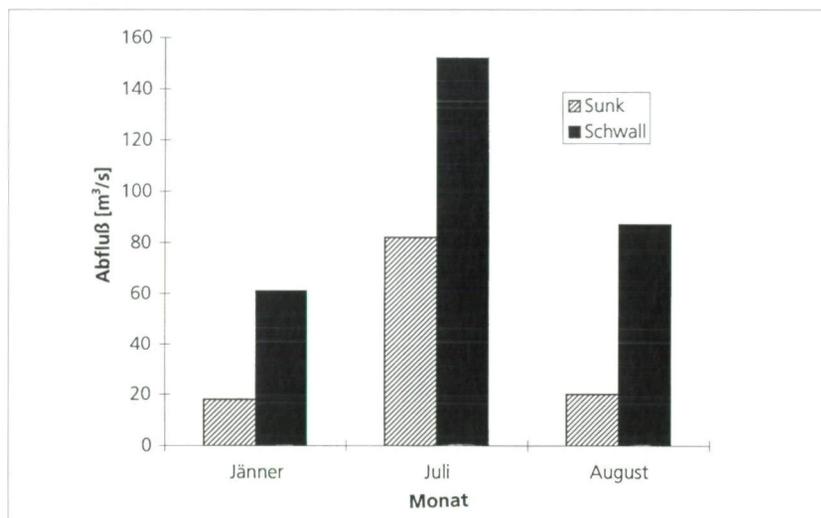
Abb. 2: Vergleich der ursprünglichen („natürlichen“) Abflußverhältnisse (Monatsmittel) der Ill mit der aktuellen Meßreihe am Pegel Gisingen aus der Jahresreihe 1981-1985. Daten aus Rückberechnung der VIW (MORITZ, 1994) und dem Hydrologischen Jahrbuch

Besonders dramatisch stellt sich die Situation in der Stadtstrecke von Feldkirch (Hochwahr bis Rückgabe Hämmerle) dar, wo das Wasser der Ill für das KW Feldkirch ausgeleitet wird und in weiterer Folge über den Werkskanal der Fa. Hämmerle parallel zur Ill geführt und unterhalb der Nofeler Brücke bei km 4,86 wieder rückgeleitet wird. Die Konsenswassermenge liegt mit 35 m³/s höher, als die natürliche Abflußmenge der Ill zur Niedrigwasserperiode. In dieser Zeit kommt es daher zum Trockenfallen der Entnahmestrecke, wobei nur die größeren Gumpen wassergefüllt bleiben.

Ganz wesentlich für die ökologische Bewertung der hydrologischen Verhältnisse ist ebenso der diurnale Aspekt. Durch den Schwellbetrieb der Oberliegerkraftwerke ergeben sich nunmehr dramatische Verhältnisse. In der Ausleitungsstrecke schwankt die Wasserführung täglich während durchschnittlich 101 Tage im Jahr zwischen 0,1 m³/s und 50 m³/s. Bei gänzlicher Überlagerung der Schwälle werden sogar bis zu 85 m³/s erreicht. Das entspricht einem Verhältnis Sunk (Minimalabfluß) zu Schwall (Maximalabfluß) von 1: 500 (max. 1:850). An der Untersten Ill (Rückgabe Hämmerle bis Mündung) herrschen wieder ähnliche Verhältnisse wie am Pegel Frastanz. Dort betrug das Verhältnis Sunk : Schwall nach Daten des Landeswasserbauamtes im Jänner 1991 durchschnittlich rund 1:4,2, im Juli 1991 1:1,8 und im August 1991 1:5,0 (Abb. 3). An einzelnen Tagen werden Verhältnisse von 1:10 erreicht. Derartige tägliche Wasserstandsschwankungen liegen zumeist um ein Vielfaches über den natürlichen Tagesschwankungen, die durch die Tageserwärmung und daraus resultierender Schneeschmelze

im Frühjahr / Sommer bzw. durch Niederschlagstätigkeit im Einzugsgebiet hervorgerufen werden.

Abb. 3: Auswertung der Limnigramme des Pegels Frastanz. Dargestellt sind durchschnittliche tägliche Maximal- und Minimalabflüsse der Ill im Jänner, Juli und August 1991 (Daten vom Landeswasserbauamt Vorarlberg).



Die Auswirkungen von Schwällen auf die Strömungsgeschwindigkeiten beziehen sich auf Messungen von MORITZ (1994) im Bereich der Ill-Ausleitungsstrecke oberhalb des Ganahl-Steges in Feldkirch, die bei Abflüssen von 2, 3.4, 6.2 und 14.2 m³/s durchgeführt wurden. Eine Verdreifachung des Abflusses bewirkte bereits rund eine Verdoppelung der mittleren Strömungsgeschwindigkeiten von 32 auf 56 cm/s. Noch gravierender ist der Anstieg der niedrigsten Strömungsgeschwindigkeiten von 22 cm/s bei 2 m³/s Abfluß auf 72 cm/s bei 14,2 m³ Abfluß. Das sind Strömungsgeschwindigkeiten, die beispielsweise für Jungfische, aber auch für eine Reihe benthischer Organismen nicht mehr ertragen werden können.

In der Mündungsstrecke der Ill sind die Veränderungen der Strömungsgeschwindigkeiten einerseits durch den Schwellbetrieb, andererseits aber bereits durch die Einengung des Flußbettes im Zuge der Regulierungsarbeiten gegeben. Obwohl keine Vergleichsmessungen vom Urzustand der Ill vor der Regulierung zur Verfügung stehen, ist anzunehmen, daß die ursprüngliche hohe Varianz der Strömungen, welche für derartige Alluvialsysteme typisch sind, heute nicht mehr gegeben ist. Es fehlen vor allem strömungsberuhigte Bereiche, die für Jungfische und viele Kleinfischarten essentiell sind.

Das tägliche Auftreten der Schwälle erzeugt einen hydraulischen Streß, dem nur wenige aquatische Lebewesen gewachsen sind. JUNGWIRTH et al. (1990) konnten an der Bregenzer Ach im Mittellauf zeigen, daß Schwälle im Verhältnis von 30:1 bzw. 40:1 zu einem Biomasseausfall der Benthosorganismen von rund 63% geführt haben. Bei einem Schwallverhältnis von 60:1 waren Ausfälle von 85-90% zu verzeichnen. Selbst im Mündungsbereich der Bregenzer Ach, wo bei MQ (Mittelwasser) nur mehr ein Schwall/Basisabflußverhältnis von 1,3:1 auftritt, waren noch immer 60% Biomasseausfälle zu registrieren. In den direkten Schwallstrecken war der Fischbestand nur mehr durch massiven Besatz, der

50 - 300% des Ist-Bestandes ausmachte, zu gewährleisten. ähnliche Ergebnisse konnten auch im Mittellauf der Drau festgestellt werden: Bei einem Schwall/Basisabflußverhältnis von 2,3:1 waren je nach Entfernung 30 - 80% Ausfälle der Benthosbiomasse und durchschnittlich 65% geringere Fischbiomassen zu verzeichnen.

Die täglichen Schwälle stellen einen absolut unnatürlichen hydrologischen Zustand dar, der zu schwersten Schädigungen der aquatischen Lebewelt führt.

Die Veränderungen im Grundwassersystem werden von der PLANUNGS-GEMEINSCHAFT ILL-FRUTZ-SCHWEMMFÄCHER (1995) ausführlich abgehandelt. Es kam im wesentlichen zu einer Absenkung des Grundwasserspiegels im Mündungsbereich der Ill in der Größenordnung von 1,5 m, der vor allem auf die Eintiefung des Rheins zurückzuführen ist. Die Ill selbst infiltriert heute noch beträchtliche Mengen in den Grundwasserkörper, der dadurch nach wie vor die charakteristischen Spiegelschwankungen aufweist. Die Grundwasserabsenkung wirkt sich vor allem auf die Gießenbäche und das Matschelser Gewässersystem aus.

Abb. 4: Die Ill ist neben dem Rhein massgeblich für das Aussehen der umgebenden Landschaft verantwortlich



3.1.2 Frutz

Die Mündungsstrecke der Frutz wird im Katalog der Flußordnungszahlen Österreichs mit der Ordnungszahl 5 belegt (WIMMER & MOOG, 1994). Dieser relativ hohe Wert wird bei einem Einzugsgebiet von weniger als 100 km² erreicht. Der Höhenunterschied im Mündungsabschnitt vom Hochwuh (zur Ableitung des Triebwassers der Fa. Rhomberg und für den Mühlbach) beträgt 74 m bei einer Lauflänge von nur 6,5 km. Dies ergibt ein theoretisches Gefälle von 11,4‰, das die Frutz als Forellenregion nach HUET (1954) charakterisiert. Die ursprünglichen Gefällsverhältnisse wurden jedoch durch den Einbau zahlreicher Absturzbauwerke derart verändert, daß das Längsprofil der Frutz einer Treppe gleicht. Zwischen den Stufen herrschen Gefällsverhältnisse, die heute eher der Äschen- bzw. z.T. der Barbenregion entsprechen. Diese Einbauten führten ebenso zu drastischen Verringerungen der Strömungsgeschwindigkeiten, wobei zwischen den einzelnen Absturzbauwerken Stautümpel mit fallweise stagnierenden Wasserkörpern entstanden sind. Zusätzlich wird das Flußkontinuum durch jedes dieser Absturzbauwerke unterbrochen.

Die charakteristischen Abflußdaten der Frutz beim Hochwuh betragen für NQ (Niederwasser) 0,14 m³/s, MQ (Mittelwasser) 2,75 m³/s und HQ (Hochwasser) 90 m³/s. Davon werden bis zu 2,15 m³/s abgeleitet, wovon maximal 1,2 m³ zur Speisung des Mühlbaches beitragen. Bei Wasserführungen unter 1,2 m³/s (durchschnittlich 175 Tage im Jahr) versickert der größte Teil des Restwassers und die Frutz fällt zumindest bis zur Mündung des Mühlbaches der Frödisch (des größten Zubringers) trocken. Unter natürlichen Verhältnissen sollten im Mündungsbereich der Frutz Niederwasserabflüsse von 0,29 m³/s und Mittelwasserabflüsse von 5,69 m³/s anfallen.

Die saisonale Abflußverteilung weist auf ein nivales Abflußregime der Frutz mit dem Maximum im Juni.

Die Grundwasserverhältnisse sind ebenso wie an der Ill im Mündungsbereich von der Absenkung des Rheins geprägt. Die Frutz selbst ist zumindest streckenweise vom Grundwasserkörper durch Sohlpflasterungen abgelöst. Im Mündungsbereich wird die Frutz mittels Dückerbauwerk sogar über den Ehbachkanal geleitet. Über weite Strecken liegt die Frutzsohle heute höher als das umgebende Gelände.

3.1.3 Nafla, Mühlbach, Ehbach

Von diesem Gewässersystem liegen nur sehr wenige hydrologische Daten vor. Da keine besonderen Nutzungen der Nafla bekannt sind, wird davon ausgegangen, daß hier naturnahe Abfluß- und Gefällsverhältnisse gegeben sind. In der hart verbauten, gepflasterten Strecke in Altstadt kommt es zu einer Monotonisierung der Strömungsverhältnisse, während der Unterlauf der Nafla den Strömungscharakter eines mäandrierenden Wiesenbaches der 3. Ordnung (WIMMER & MOOG, 1994) beibehalten hat. In diesem Abschnitt ist auch eine Infiltration ins Grundwasser möglich.

Der Mühlbach wird, wie schon erwähnt, von der Frutz beim Hochwuh abgeleitet. Es dürfte sich aber zufolge der Linienführung zumindest im untersten Abschnitt nicht um ein rein künstliches Gewässer handeln, sondern dürfte ein

ehemals bestehender Gießbach, oder ein ehemaliger Furkationsarm am Schwemmfächer gewesen sein, der zum Mühlbach umfunktioniert wurde. Der Ehbach wird durch den Zusammenfluß der Nafla mit dem Mühlbach begründet. Es fällt auf, daß der Mühlbach höhere Abflüsse aufweist, als der Ehbach, was im Gegensatz zum „river-continuum-concept“ (RCC) nach VANOTE et al. (1980) steht, wonach ein Fluß mit zunehmender Lauflänge auch höhere Abflüsse aufweist. Die Wasserverluste aus dem Mühlbach können durch den Zufluß der Nafla nicht mehr wettgemacht werden. Das saisonale Muster weist bereits deutliche anthropogene Einflüsse auf, wenngleich das natürliche Grundmuster des nivalen Regimes nach wie vor erkennbar ist. Der Mühlbach wird jedoch jährlich trockengelegt, um eine Bachabkehr durchzuführen. Die Strömungsverhältnisse im gut strukturierten untersten Mühlbachabschnitt können durch das Wechselspiel von Prall- und Gleitufer, „riffle“ und „pool“ als naturnahe bezeichnet werden.

Im Gegensatz dazu weisen der Ehbach und der Ehbachkanal (beide Gewässer der 3. Ordnung) eine Vergleichmäßigung der Strömungsmuster durch das regulierte Trapezprofil auf. Eine gute Vernetzung mit dem Grundwasser scheint durch die ermittelten Filtrationsleistungen gegeben. Diese ist aber durch die Absenkung des Grundwassers besonders im Bereich des Ehbachkanals wahrscheinlich quantitativ beeinträchtigt. Ein weiteres Charakteristikum des Ehbachsystems ist dessen Beeinflussung durch Rückstauhochwässer des Rheins.

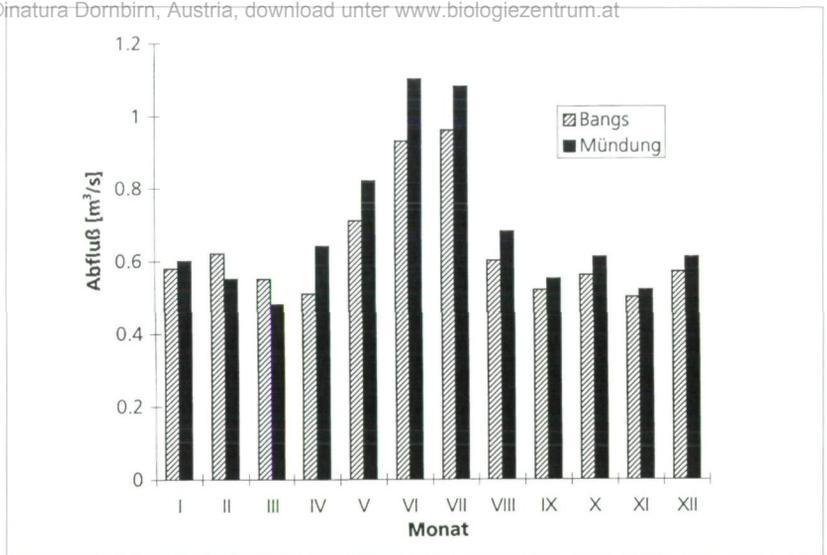
Bei der Einmündung des Ehbaches in den Ehbach-Kanal mündet ein Gießgraben ein, der ursprünglich von zwei Quellaustritten gespeist war, wovon einer bereits durch die Grundwasserabsenkung versiegt ist. Von diesem typischen Gießenbach liegen leider keine hydrologischen Daten vor. Man kann aber davon ausgehen, daß hier eine bedeutende Abflußverringering infolge abgesunkener Grundwasserstände eingetreten ist. Dasselbe gilt für den Luttengraben.

3.1.4 Spirsbach und Matschelser Gewässer

Der Spirsbach ist ein Gewässer der 3. Ordnung (WIMMER & MOOG, 1994) und entwässert das Unterried und Matschels. Das Einzugsgebiet bei der Mündung in den Rhein beträgt 20,4 km². Zusätzlich wird Rheinwasser aus Liechtenstein eingeleitet. Durch die massive Grundwasserabsenkung fällt ein Großteil des ehemaligen Gießbachsystems (u.a. der gesamte Unterriedgraben) zumindest phasenweise trocken und reduziert sich de facto auf den untersten Teil des Matschelser Baches mit dem sogenannten Hechtloch, das aber auch bereits sehr seicht ist und nicht mehr ganzjährig mit dem Spirsbach in offener Verbindung steht.

Abb. 5: Mittlere Monatsabflüsse des Spirsbaches am Pegel Bangs und an der Mündung in den Rhein nach Daten des hydrographischen Dienstes

©inatura Dornbirn, Austria; download unter www.biologiezentrum.at



Die Abflußcharakteristik des Spirsbaches ist in *Abb. 5* anhand der Pegel Bangs und Mündung dargestellt. Auffallend ist die geringe Amplitude im Jahrgang, der wiederum nivalen Charakter zeigt. Generell ist nur ein gering höherer Abfluß im Mündungsbereich, also nach Einmündung der grundwassergespeisten Gießenbäche und ehemaligen Augewässer festzustellen. Die geringfügig höheren Abflüsse beim Pegel Bangs gegenüber der Mündung im Februar und März sind durch die starke Grundwasservernetzung mit Matschels erklärbar, wodurch es hier fallweise zu einer so starken Infiltration ins Grundwasser kommt. Außergewöhnliche tageszeitliche Wasserstandsschwankungen sind dagegen nicht bekannt. Das Strömungsmuster ist durch das Trapezprofil mit Makrophytenbewuchs geprägt.

Der Unterriedgraben ist durch die Grundwasserabsenkung bereits die längste Zeit trockengefallen. Der Matschelser Bach und der Leimenbach weisen ebenfalls bereits geringste Wasserführungen auf, sodaß sie das gleiche Schicksal wie beim Unterriedgraben erwartet. Die Wasserfläche des Hechtlochs beträgt nur mehr einen Bruchteil des Naturzustandes. Die Verbindung zum Spirsbach wird nur mehr bei höheren Wasserführungen des Spirsbaches bzw. der Zubringer gewährleistet.

3.1.5 Bewertung des Parameters Hydrologie

Zur Bewertung des Parameters Hydrologie ist der potentielle Naturzustand der Ill und der Matschelser Gewässer zu charakterisieren. Es ist davon auszugehen, daß bei natürlicher Ausprägung die typischen Gewässer im Bereich von Matschels Seitenarme des Rheins bzw. der Ill mit schottrigen und sandigen Sedimenten und kleinräumigen Ansammlungen von partikulärem organischen Material darstellen (Spirsbach). Im Auwaldbereich wären lokal auch langsam fließende bzw. zum Teil sogar stagnierende Wasserkörper zu erwarten, die aber im Hochwasserfall ebenfalls durchströmt und überformt werden (Hechtloch).



Abb. 6 (o.): Hechtloch, Matschels
(Foto: E. Aistleitner)

Abb. 7 (l.): Grenzgraben in Bangs
(Foto: E. Aistleitner)

Abb. 8 (r.): Die Gießen im Naturschutzgebiet Matschels führen seit der Grundwasserabsenkung nur noch periodisch Wasser
(Foto: E. Aistleitner)

Daneben fänden sich jedoch zusätzliche Gießbäche, die relativ konstante Wasserführungen aufweisen sollten (Matschelser Bach).

Nach dem Natürlichkeitsgrad werden die hydrologischen Einzelparameter daher wie folgt bewertet (1= natürlich, 1-2= naturnah, 2= wenig beeinträchtigt, 2-3= deutlich beeinträchtigt, 3= stark beeinträchtigt, 3-4= naturfern, 4= naturfremd) (Tab. 1):

Tab. 1: Bewertungsmatrix des Parameters Hydrologie der Fließgewässer des Ill-Frutz-Schwemmfächers

Gewässer	Einzugsgebiet	Gefälle	Abflußverhältnis		Strömungsverhältnis	Grundwasservernetzung	Gesamtbewertung
			saisonal	diurnal			
Ill Stadtstrecke	2	2	4	4	3-4	2	4
Unterste Ill	2	2	2	3-4	2-3	2	3-4
Frutzmündung	3	4	4	2	3	3-4	4
Mühlbach		1-2	4	1-2	1-2	1-2	4
Nafla Altstadt	1	1-2	1	1-2	3	4	4
Naflamündung	1	1	1	1-2	1-2	2	2
Ehbach	2	1-2	2	1-2	2	2	2
Ehbachkanal	2	1-2	2	1-2	2	2	2
Gießbach	2	1	2-3	1	1-2	2-3	2-3
Spirsbach	2	1-2	2	1-2	2	2	2
Matschelser Bach	1-2	1	3	1	2	3	3
Hechtloch	1-2	1	3	1	1-2	3	3
Leimenbach	1-2	1	3-4	1	2	3-4	3-4
Unterriedgraben	1-2	1	4			4	4

3.2 Gewässermorphologie

Die Detailergebnisse der einzelnen Untersuchungsstrecken der ökomorphologischen Erhebung werden von SPINDLER & VACHA (1994) beschrieben.

Demnach wird die Ill im Mündungsbereich mit der Gewässerzustandsklasse 3 (ökomorphologisch stark beeinträchtigt) ausgewiesen. Die Stadtstrecke (Ausleitungsstrecke) wird ebenfalls überwiegend mit 3 belegt, wenngleich die Kapf-schlucht Werte zwischen 1,5 und 2 aufweist. Generell wird das linke Ufer ökomorphologisch besser bewertet als das rechte Ufer.

Der Spirsbach wird ökomorphologisch mit 3,5 (naturfern) bewertet. Den besten Zustand (Zustandsklasse 1, natürlich) weisen das Hechtloch und der als Seitenbach 1 bezeichnete ehemalige Matschelser Bach im Mündungsbereich zum Spirsbach auf.

Die Nafla ist im Stadtbereich als naturfremd (4) ausgewiesen, während der Mündungsbereich mit 3 bzw. 3,5 bewertet wird. Demgegenüber weist der Mühlbach höhere Wertigkeiten, die zwischen 2 und 2,5 (wenig bis deutlich beeinträchtigt) liegen auf.



Der Ehbach ist ebenfalls großteils stark beeinträchtigt, während der Ehbachkanal im Untersuchungsbereich als naturfern angesehen wird. Die Gießenbäche werden mit der Zustandsklasse 2,5 bzw. 3 belegt.

Ebenso wie die Ill wird die Frutz großteils als ökomorphologisch stark beeinträchtigt z.T. sogar als naturfremd (4) angesehen. Der unmittelbare Mündungsbereich wurde mit der Zustandsklasse 2,5 belegt

Abb. 9: Der Spirsbach ist wie hier im Matschelser Teil als monotonen Fließgewässer ausgebildet und ökomorphologisch als naturfern eingestuft (Foto: M. F. Broggi)

3.3 Fischökologie

3.3.1 Ursprüngliches Fischartenspektrum

Über die ursprüngliche Fischfauna der Gewässer des Ill-Frutz-Schwemmfächers liegen nur vereinzelte Informationen vor, die sich zudem hauptsächlich mit der Seeforellenproblematik auseinandersetzen (SCHURIG, 1980, 1991, 1992, 1994; WEIZENEGGER-MERKLE, 1839; AMANN, 1974). Allerdings wurde im Rahmen von zwei Umweltverträglichkeitsuntersuchungen am Alpenrhein und am Alten Rhein versucht, die ursprüngliche Fischfauna in diesem Bereich zu rekonstruieren (SCHMUTZ & EBERSTALLER, 1993). Die Angaben beziehen sich auf LORENZ (1898), LAUTERBORN (1916), FATIO (1890), FLORIN (1913), BRÜGGER (1874), STEINMANN (1947) und HELLER (1870) und können unmittelbar auf die Unterste Ill und ihre Nebengewässer übertragen werden. Zur Frage der Autochthonie einzelner Fischarten siehe auch SPINDLER (1995).

24 Fischarten werden daher im Untersuchungsgebiet als ursprünglich heimisch angesehen. Anhand der spezifischen Habitatansprüche der einzelnen Fischarten lassen sich nun Artenassoziationen für die jeweiligen Gewässertypen rekonstruieren, die in weiterer Folge als fischökologische Leitbilder den Bewertungsmaßstab darstellen (Tab. 2).

Tab. 2: Ursprüngliches Fischartenspektrum der Fließgewässer des Ill-Frutz-Schwemmfächers und Zuordnung zu den jeweiligen biozönotischen Regionen (Epirhithral = Obere Forellenregion, Metarhithral = Untere Forellenregion, Hyporhithral = Äschenregion, Epipotamal = Barbenregion)

Fischarten	wissenschaftlicher Name	biozönotische Region			
		Epi-	Rhithral Meta-	Hypo-	Potamal Epi-
Bachforelle	<i>Salmo trutta forma fario</i>	+	+	+	
Seeforelle	<i>Salmo trutta forma lacustris</i>	+	+	+	
Felchen	<i>Coregonus sp.</i>			+	
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>		+	+	
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>			+	+
Barbe	<i>Barbus barbus</i>			+	+
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>		+	+	
Strömer	<i>Leuciscus souffia agassizi</i>			+	+
Aitel	<i>Leuciscus cephalus</i>			+	+
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>			+	+
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>				+
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>				+
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>				+
Brachse	<i>Abramis brama</i>				+
Gründling	<i>Gobio gobio</i>			+	+
Schleie	<i>Tinca tinca</i>				+
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>			+	+
Schmerle	<i>Noemacheilus barbatulus</i>		+		+
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>				+
Hecht	<i>Esox lucius</i>			+	+
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	+	+	+	+
Flußbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>				+
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>			+	+
Aalrutte	<i>Lota lota</i>			+	+
Summe		3	6	15	19

3.3.2 Aktuelle Fischfauna

Im Rahmen vorliegender Untersuchung wurden zwei Befischungsserien durchgeführt, wobei die Hauptbefischung im Oktober 1994 an 20 Probenstellen im gesamten Ill-Frutz-Schwemmfächer erfolgte. Im Mai 1995 wurden zusätzliche Befischungen jener Gewässer die eine direkte Verbindung zum Rhein haben, durchgeführt. Dadurch sollte geklärt werden, ob eventuell aufsteigende Laichfische, insbesondere rheophile Cypriniden, das Ill-Frutz-Gewässersystem als Laichareal noch nutzen können.

In der Ill selbst konnten im Herbst lediglich 3 Fischarten - Bachforelle, Regenbogenforelle und Koppe - in geringen Bestandsdichten nachgewiesen werden. Es dominierten im untersten Illabschnitt von der Rückgabe Hämmerle bis zur Mündung die Regenbogenforellen, während in der Ausleitungsstrecke im Stadtgebiet unterhalb des Hochwuhrs die Bachforellen mehr als 70% des Gesamtfischbestandes ausmachten. Die Koppen waren nur vereinzelt vorhanden. Im Frühjahr 1995 konnten trotz intensiver Bemühungen überhaupt keine Fische mehr in der Ill gefangen werden.

Zur Interpretation dieser Ergebnisse ist anzumerken, daß die Befischungen im Herbst zur Zeit der beginnenden Laichwanderungen der Salmoniden erfolgten. In diesem Zusammenhang ist die Beobachtung, daß die Regenbogenforellen außergewöhnlich hell gefärbt waren, wie es nach Aussagen der Fischereiaus-

übungsberechtigten für die Rheinpopulationen typisch ist, von wesentlicher Bedeutung. Demnach wäre die bestehende Mündungsrampe der Ill zumindest für Salmoniden überwindbar. Außerdem war der Kraftwerksbetrieb des Walgauwerkes Beschling wegen Revisionsarbeiten eingestellt. Dagegen war im Mai 1995 der volle Schwellbetrieb zu beobachten.

Im Zusammenhang mit den Laichwanderungen sind auch die Befischungsergebnisse vom Spirsbach besonders interessant. Rund 80% der im Herbst, in der Fischtreppe gefangenen Fische waren Regenbogenforellen, die offensichtlich massiv in den Spirsbach einwandern. Diese Art weist zu dem Zeitpunkt auch generell im Spirsbach die höchsten Bestandsdichten auf. Daneben fanden sich in abnehmender Dominanz Bachforellen, Äschen, Koppen, Seeforellen und Schmerlen. Mit zunehmender Entfernung von der Mündung des Spirsbaches war eine Zunahme der Bachforellen von rund 20% bei der Mündung auf rund 40% im Bereich oberhalb der Zollamtsbrücke zu verzeichnen.

Ein völlig anderes Bild der Fischfauna im Spirsbach zeichnete sich im Frühjahr ab. Zu diesem Zeitpunkt dominierten die Äschen mit 36,7% den Fischbestand, gefolgt von Bachforellen (33,3%), Regenbogenforellen (16,7%) und Koppen (13,3%). Laichfische von rheophilen Cypriniden konnten dagegen nicht festgestellt werden.

Von den Matschelser Gewässern wurden insgesamt 4 Strecken befischt. An den Standorten Matschelser Bach und Leimenbach waren keine Fische nachweisbar. Lediglich das Hechtloch und der daran anschließende Seitenbach zum Matschelser Bach waren von Bach- und Regenbogenforellen besiedelt. Es dominierten wiederum die Regenbogenforellen. Anzumerken ist, daß zum Befischungszeitpunkt keine für Fische passierbare Verbindung zum Spirsbach gegeben war.

Die Artenzusammensetzung der Nafla weist eine extreme Dominanz der Elritzen auf, die sowohl in der hartverbauten Strecke in Altenstadt, als auch in der Mündungsstrecke mit über 90% dominieren. Daneben kommen lediglich Bachforellen vor.

Der Ehbach wurde insgesamt an 4 Stellen beprobt. Der Oberlauf des Ehbachs zwischen dem Zusammenfluß Nafla / Mühlbach und dem Wehr der Fischzucht Güfel ist als reines Salmonidengewässer anzusehen, wobei Bachforellen absolut dominieren. Daneben kommen nur einzelne Regenbogenforellen und Elritzen vor. Der untere Abschnitt, also der Ehbachkanal, weist eine gänzlich andere Fischvergesellschaftung auf, die von Cypriniden (Karpfenartige) dominiert wird. Oberhalb der ARA stellten die Salmoniden (Forellen) im Herbst insgesamt rund 35% der Individuen, während ihr Anteil im Frühjahr auf 90% angestiegen war. Unterhalb der Einleitung der ARA machten die Salmoniden dagegen insgesamt nur 11% (Herbst) bzw. 14% (Frühjahr) des Gesamtfischbestandes aus. Dort dominierten immer Aitel und Brachsen, die zusammen rund 80% des Gesamtbestandes rekrutieren. Daneben konnten auch noch Hasel, Rotaugen und Giebel nachgewiesen werden. Ein Aal wurde gesichtet, konnte aber nicht gekeschert werden. Nach Auskunft der Fischereiausübungsberechtigten sollen hier auch fallweise Hechte vorkommen. Auch im Ehbachkanal konnten im Frühjahr keine Laichfische von rheophilen Cypriniden angetroffen werden.

Der Luttengraben wurde ebenso im Mündungsbereich zum Ehbachkanal befischt. Dieses Gewässer wird für Aufzuchtzwecke von Seeforellen verwendet. Entsprechend waren ausschließlich Salmonidenjungfische zu finden, die zu rund 70% als Seeforellen und zu rund 30% als Bachforellen identifiziert wurden. Es muß aber angemerkt werden, daß die Unterscheidung juveniler Bach- und Seeforellen generell sehr problematisch ist, da es sich nur um zwei verschiedene Formen der selben Art handelt.

In der Frutzmündung wurden insgesamt 6 Fischarten gefangen. Am häufigsten kommen Elritzen, Regenbogenforellen und Aitel vor. Weiters wurden Einzelänge von Bachforelle, Seeforelle, Kaulbarsch und Koppe verzeichnet.

Das rezente Gesamtfischartenspektrum in den Gewässern des Ill-Frutz-Schwemmfächers setzt sich nach den Befischungsergebnissen aus 15 Fischarten zusammen (Tab. 3).

Neben den bereits erwähnten ursprünglichen, autochthonen Fischarten sind mit Regenbogenforelle, Giebel und Kaulbarsch bereits drei allochthone Faunenelemente vertreten. Im Vergleich zum ursprünglichen Artenspektrum fehlen aber bereits eine Reihe von charakteristischen Fischarten wie z.B. Nase, Barbe und Strömer.

Tab. 3: Aktuelles Fischartenspektrum am Ill-Frutz-Schwemmfächer unter Zuordnung des Vorkommens der einzelnen Fischarten im Untersuchungsgebiet

Fischarten	wissenschaftlicher Name	Ill	Frutzmündung	Nebengewässer
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>			+
Bachforelle	<i>Salmo trutta forma fario</i>	+	+	+
Seeforelle	<i>Salmo trutta forma lacustris</i>			+
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	+	+	+
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>			+
Aitel	<i>Leuciscus cephalus</i>		+	+
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>			+
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>		+	+
Brachse	<i>Abramis brama</i>			+
Giebel	<i>Carassius auratus gibelio</i>			+
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>			+
Hecht	<i>Esox lucius</i>			+
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>		+	
Schmerle	<i>Noemacheilus barbatulus</i>			+
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	+	+	+
Summe		3	6	14

Der quantitative Aspekt

In der Tabelle 4 sind die wichtigsten fischereilichen Kennwerte der einzelnen Probenstellen zusammengefaßt (vgl. auch Abb. 10 und 11). Generell ist festzustellen, daß jene Befischungsstrecken, die unmittelbar mit dem Rhein in Zusammenhang stehen, die höchsten Artenzahlen aufweisen. Die einzige Ausnahme stellt die Ill dar. Dies weist auf den nach wie vor großen Einfluß des Rheins auf das Untersuchungsgebiet hin.

Tab. 4: Fischereiliche Kennwerte der beprobten Gewässer

Nr.	Gewässername	Artenzahl	Dichte Ind/ha	Biomasse kg/ha
1	Ill Feldkirch	3	164	37
2	Untere Ill	2	169	23
3	Spirsbach Fischtreppe	4	4625	
4	Spirsbach oh. Fischtreppe	5	2256	587
5	Spirsbach Zollamt	4	3917	213
6	Hechtenloch	2	350	60
7	Seitenbach	2	1231	210
8	Matschelser Bach	0	0	0
9	Leimenbach	0	0	0
10	Nafra Gisingen	2	3650	17
11	Nafclamündung	2	45953	109
12	Mühlbach	2	150	26
13	Ehbach flußauf Öchslebrücke	3	4669	147
14	Öchslegraben	2	9400	281
15	Ehbach oberhalb Wehr Güfel	2	2048	216
16	Gießbach	3	11872	918
17	Ehbach oberhalb ARA	5	469	367
18	Ehbach unterhalb ARA	7	1594	864
19	Luttengraben	2	11852	155
20	Frutzmündung	6	800	63

Die quantitativen Bestandserhebungen erbrachten für die Ill extrem geringe Werte. Diese liegen in der Ausleitungsstrecke unterhalb des Hochwuhrs bei 37 kg/ha Gesamtfischbestand und in der Mündungsstrecke bei 23 kg/ha im Herbst. Im Frühjahr 1995 bei vollem Schwellbetrieb war überhaupt kein Fischbestand in der Ill nachzuweisen. Die Individuendichten waren mit 164 bzw. 169 Stück/ha im Herbst ebenfalls sehr niedrig. Die geringfügig höheren Werte in der Ausleitungsstrecke sind auf die Konzentration infolge der Kontinuumsunterbrechung durch das Hochwuhr zurückzuführen, wobei der Großteil der Fische in einem tiefen Gumpen zusammengedrängt waren. In der gesamten Ausleitungsstrecke dürften die Werte noch niedriger liegen. Noch geringere Werte wurden von SCHMUTZ & EBERSTALLER (1993) für den Alpenrhein mit durchschnittlich 10 kg/ha angegeben. Diese Autoren konstatierten lediglich für den Bereich der Illmündung einen etwas höheren Bestand von 100 kg/ha.

Geringe Fischbiomassen wurden auch in den Probenstrecken der Matschelser Gewässer ermittelt. Der Matschelser Bach und der Leimenbach wiesen gar keinen Fischbestand auf, der Unterriedgraben war im Herbst überhaupt trocken und das Hechtloch beherbergte einen Fischbestand von umgerechnet lediglich 60 kg/ha. Nur der naturbelassene, aber wenig Wasser führende schmale Seitenbach zum Hechtenloch konnte einen Fischbestand von 213 kg/ha aufweisen.

Vergleichsweise hohe Biomasseverhältnisse von 587 kg/ha wurden für den Mündungsbereich des Spirsbaches im Herbst berechnet, die auf die Laichwanderungen der Salmoniden, insbesondere der Regenbogenforellen, zurückzuführen sind, die hier in kapitalen Größen bis über 2 kg Stückgewicht vorgefunden wurden. Im oberen Abschnitt waren 213 kg/ha bei einer Individuendichte von 3917 Stück/ha festzustellen. Noch höhere Dichten (4625 Ind/ha) waren in der

Fischterappe vorhanden, die dadurch ihre Funktionsfähigkeit unter Beweis stellte.

Im Frühjahr 1995 sank der Fischbestand im Mündungsbereich des Spirsbaches stark ab. Zu diesem Zeitpunkt wurden Fischdichten von 400 Individuen/ha mit einer Biomasse von 61 kg/ha ermittelt.

Abb. 10: Fischbiomassen der einzelnen Untersuchungsstandorte nach der Herbstbefischung 1994 in aufsteigender Reihenfolge geordnet. Für die Fischterappe wurden keine Biomassenwerte ermittelt

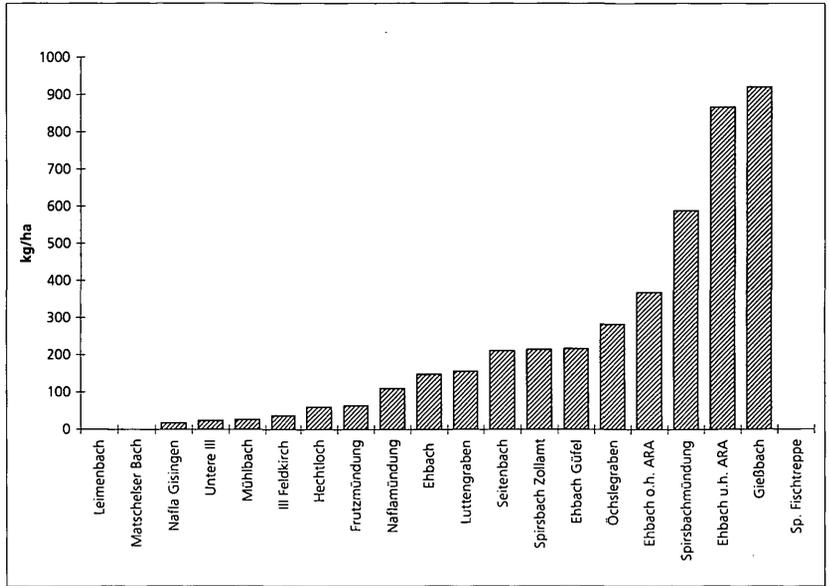
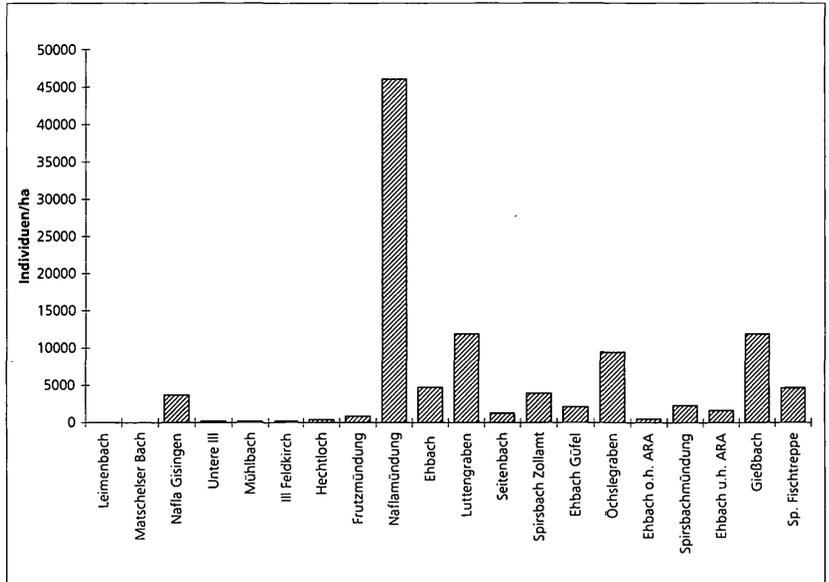


Abb. 11: Fischdichten im Untersuchungsgebiet nach der Herbstbefischung 1994. Standorte geordnet nach zunehmender Biomasse



Die hart verbaute Strecke der Nafla im Bereich Altstadt wies einen Fischbestand von nur 17 kg/ha bei einer Dichte von 3'650 Stück/ha (v.a. Elritzen) auf. Im Gegensatz dazu konnte in der weniger hart regulierten Mündungsstrecke ein Fischbestand von rund 109 kg/ha bei 45'953 Ind/ha festgestellt werden. Dagegen war der unterste Abschnitt vom Mühlbach mit 26 kg/ha und 150 Ind/ha

nahezu fischleer, was nicht weiter verwunderlich war, da wenige Wochen vor der Befischung eine Bachabkehr erfolgte. Dieses Ergebnis läßt aber auch darauf schließen, daß eine natürliche Wiederbesiedlung des Mühlbaches, nur äußerst langsam vor sich geht.

Die Bestandswerte im Ehbach variierten zwischen 147 und 216 kg/ha. Im durch Makrophyten gut strukturierten Öchslegraben war dagegen ein Bestand von 281 kg/ha anzutreffen. Die höchsten Fischbiomassewerte wurden aber für den Gießbach, der in den Ehbachkanal mündet, mit 918 kg/ha festgestellt. Dieser Bestand rekrutiert sich fast ausschließlich aus Bachforellen. Ein Einfluß der unmittelbar flußab gelegenen Fischzucht, die ausschließlich Regenbogenforellen erzeugt, ist daher auszuschließen.

Der potamal geprägte Fischbestand im Ehbachkanal erreichte im Herbst 1994 oberhalb der ARA eine Biomasse von 367 kg/ha und unterhalb der ARA 864 kg/ha. Im Frühjahr sanken die Werte auf 96 bzw. 246 kg/ha. Der Ehbachkanal dürfte demnach als Wintereinstand für die Fischfauna des Rheins von Bedeutung sein.

Im Luttengraben, der als Seeforellenaufzuchtgewässer genutzt wird, wurde eine entsprechend hohe Fischdichte von 11'852 Ind/ha mit einem Gewicht von 155 kg/ha ermittelt.

Die Frutzmündung wies einen bescheidenen Fischbestand von 63 kg/ha und 800 Stück/ha auf, der zudem im Frühjahr auf 380 Individuen/ha und 32 kg/ha weiter abgesunken war. Diese Fluktuationen im Fischbestand der unmittelbaren Frutzmündung sind im wesentlichen auf die variablen Wasserstandsverhältnisse des Rheins und der Frutz zurückzuführen.

Populationsstruktur

Die Bachforellenpopulation der Ill wird von 3+ Fischen (drei Jahre plus einen Sommer) dominiert. Dies gilt sowohl für den Mündungsbereich, als auch für die Ausleitungsstrecke in Feldkirch. Besonders auffallend war das gänzliche Fehlen von 0+ Jungfischen und nur das vereinzelte Vorkommen von 1+ und 2+ Fischen. Der Aufbau dieser Bachforellenpopulation ist zum größten Teil auf die Besatzbewirtschaftung des Fischereivereins Feldkirch zurückzuführen.

Ein ganz ähnliches Bild zeigte sich für die Regenbogenforellenpopulationen der Ausleitungsstrecke. Sie setzten sich in der Untersten Ill zum Großteil aus 1+ Fischen (zweisömmrigen) zusammen. Aber auch hier war ein Fehlen der Brutfische des Jahrganges zu verzeichnen.

Demnach gibt es in der Ill sowohl bei Bachforellen, als auch bei Regenbogenforellen praktisch keine natürliche Reproduktion.

Im Spirsbach waren an den drei Befischungsbereichen unterschiedliche Populationsstrukturen der Bachforellen anzutreffen. In der Fischtreppe waren nur 0+ und 2+ Fische zu verzeichnen. Dies deutet darauf hin, daß sich hier nicht, wie in manchen anderen Fischtreppen beobachtet, eine eigene Population angesiedelt hat, sondern vielmehr die Jungfische aus- und die Laichfische in den Spirsbach einwandern. Dagegen bestand die Population im Mündungsbereich im Herbst ausschließlich aus erwachsenen Tieren, die wiederum wie in der Ill von den 3+ Fischen dominiert wurden. Im Frühjahr konnten auch ein- und zweisömmrige

Fische gefangen werden. Aber auch hier zeigt sich der Einfluß der fischereilichen Bewirtschaftung. Im oberen Abschnitt des Spirsbaches weist die Populationsstruktur nahezu natürliche Verhältnisse auf.

Eine ganz ähnliche Situation wurde auch für die Regenbogenforellen des Spirsbaches beobachtet. Allerdings fanden sich hier im Mündungsbereich noch bedeutende Anteile der 1+ und 2+ Altersklassen. Im Frühjahr waren nur mehr einzelne Regenbogenforellen im Spirsbach, so daß von einer beständigen Population im eigentlichen Sinn nicht mehr gesprochen werden kann.

In der Nafla sind ausschließlich 1+ und 2+ Fische gefangen worden, wobei erstere dominierten. Für eine dauerhafte Besiedlung der Nafla durch größere Fische scheint auch die Dimension des Baches nicht geeignet. Allerdings fiel auf, daß sowohl in der hart verbauten Stadtstrecke, als auch im Mündungsbereich keine einsömmrigen Fische vorhanden waren. Demgegenüber wiesen die Elritzen intakte Populationen in beiden Untersuchungsstrecken auf.

Die Altersverteilung der Bachforellen im Ehbach weist im Bereich Öchslebrücke auf eine intakte Population mit hohen Anteilen juveniler Fische hin. Dagegen waren in dem durch das Wehr der Fischzucht bedingten tieferen Abschnitt des Ehbachs hauptsächlich ältere und damit größere Individuen vorhanden. Die Jungfische sind hier einem entsprechend höheren Räuberdruck ausgesetzt.

Die Populationsstruktur von Aitel und Brachse, den Hauptfischen im Ehbachkanal zeigt, daß bei den Aiteln fast ausschließlich Jungfische und subadulte Exemplare (hauptsächlich 2+) vertreten waren, während bei Brachsen nur kapitale Fische von über 40 cm vorhanden waren. Alle anderen Fischarten waren nur in so geringen Stückzahlen vertreten, daß man nicht von Populationen sprechen kann.

Ein natürlicher Altersaufbau der Bachforellen konnte sowohl im Öchslegraben, als auch im Gießenbach zum Ehbachkanal vorgefunden werden. Beide Gewässer sind extrem stark verkrutet und bieten daher guten Schutz für die Fischbrut und zahlreiche Unterstandsmöglichkeiten für erwachsene Individuen.

Der Luttengraben dient der Aufzucht von Seeforellen, die hier gezielt eingebracht wurden, wobei das Gewässer vorher mittels Elektrobefischung leergefischt wurde. Entsprechend waren nur 0+ Fische von Seeforellen zu verzeichnen. Die Bachforellen dürften erst im Laufe des Sommers eingewandert sein. Jedenfalls waren hier extrem anthropogen beeinflusste Populationsstrukturen wie sie für Aufzuchtbäche typisch sind, vorhanden.

Fischereiliche Bewirtschaftung

Das Untersuchungsgebiet ist in mehrere Fischereireviere unterteilt. Mit Ausnahme der Ill und des Spirsbaches sowie der unmittelbaren Frutzmündung unterliegen die Gewässer nur einem geringen Befischungsdruck. Nach Angaben des FV Feldkirch fischen rund 210 Stammmitglieder und Jahreslizenzinhaber an der Unteren Ill und im Spirsbach. Zusätzlich werden an der Ill durchschnittlich 100 Tageskarten/Jahr vergeben. Nach der Besatz- und Fangstatistik des Vereines werden die Gewässer mit Bach- und Regenbogenforellen besetzt. Der durchschnittliche Fischbesatz liegt bei rund 3600 Fischen in der Unteren Ill und 2300 Stück im Spirsbach pro Jahr. Es werden großteils fangfähige Fische (über 25 cm) besetzt. Das entspricht einem Besatzgewicht von durchschnittlich 662 kg der Ill und rund 408 kg im Spirsbach.

Stellt man dem Fischbesatz den Ausfang gegenüber, so werden in der Ill jährlich durchschnittlich rund 1500, im Spirsbach rund 600 Forellen gefangen. Die Anzahl der übrigen Fischarten (Äsche, Seeforelle) liegen zumeist jeweils unter 10 Stück/Jahr. Bei einem durchschnittlichen Stückgewicht von 300 g beläuft sich die Entnahme aus der Ill auf rund 450 kg, jene aus dem Spirsbach auf rund 180 kg. Daraus folgt, daß jährlich wesentlich mehr Fische besetzt als entnommen werden.

Für die anderen Fischgewässer stehen keine so genauen Unterlagen zur Verfügung. Jedenfalls ist die Frutz nach Angaben des FV Koblach zur Zeit nicht bewirtschaftbar. Besatzversuche mit markierten Forellen im Ehbachkanal haben ebenfalls keinen Erfolg gebracht. Im Luttengraben wird versucht, durch Besatz von Seeforellenbrütlingen, die in den Rhein und weiter in den Bodensee abwandern können, eine Population aufzubauen, die den Luttengraben als Laichgewässer nutzen und als Laichfische wieder hierher zurückkehren (WAGNER pers. Mitt.) sollen.

Die Nafla und der Ehbach werden ebenfalls fischereilich bewirtschaftet, wobei hauptsächlich Bachforellen zwischen 15 und 20 cm besetzt werden (DIETRICH pers.Mitt.).

Der Gießenbach zum Ehbachkanal wird weder besetzt noch befischt (GÜFEL pers. Mitt.).

Fischaufstiegsmöglichkeiten und Barrieren

Das Untersuchungsgebiet war ursprünglich neben den Zubringern des Vorder- und Hinterrheins (Thuisis, Via Mala, Truns, Albula, Julia etc.) eines der bedeutendsten Seeforellenlaichgebiete des Bodensee-Obersees. Die Zugänglichkeit zum oberen Rheineinzugsgebiet ist spätestens seit der Errichtung des KW Reichenau unterbunden, weshalb die Gewässer im Einzugsgebiet der Unteren Ill als potentielle Laichhabitats für Seeforellen von überregionaler Bedeutung sind.

Kennzeichnend für die Bedeutung des Alpenrheins und der Ill für die Seeforellenpopulationen des Bodensees ist auch die alte Bezeichnung dieser Fische als sog. „Rheinlanken“ bzw. „Illlanken“.

Die Seeforellen sind von großer fischereilicher Bedeutung und werden bereits seit dem Ende des vorigen Jahrhunderts intensiv bewirtschaftet, indem Mutterfische in den Laichgewässern zumeist mittels Reusen gefangen wurden und in der Fischzucht des Fischereivereines für das Land Vorarlberg erbrütet wurden (SCHURIG, 1992). Die Seeforellenbrütlinge wurden anschließend großteils wieder in die Laichgewässer ausgesetzt.

Zu den bedeutendsten Seeforellenlaichgewässern zählten damals insbesondere die Matscheler Gewässer, die Gisinger Auquellen, der Koblacher Kanal, die Bäche in Altach und Mäder, der Bangser Kanal (heute Spirsbach), die Quellbäche in Brederis und der Ehbach in Meiningen. Der größte Teil dieser Gewässer ist heute ausgetrocknet.

Als wesentliches Migrationshindernis für die Laichwanderungen der Seeforellen wird schon 1839 von WEIZENEGGER-MERKLE der „Schwelldamm bei Feldkirch“ genannt. Er berichtet, daß nur einmal ein Fisch bis in das Montafon vordrang, als gerade der Damm beschädigt war. Heute stellt das Hochwahr ein

derartiges unüberwindbares Hindernis dar, das auch in die Prioritätenliste der Arbeitsgemeinschaft Seeforelle für die Aufhebung von Aufstiegshindernissen aufgenommen wurde.

Die Sohlschwelle in der Illmündung dürfte ebenfalls ein gewisses Migrationshindernis für Seeforellen darstellen, da nach Angaben des FV Feldkirch seit der Errichtung der Sohlschwelle in der Unteren Ill die Seeforellen stark zurückgingen (SCHURIG pers. Mitt.). Dennoch werden dort jährlich etwa 1-2 Stück gefangen. Diese Schwelle stellt jedenfalls für aufstiegswillige Cypriniden, z.B. Nasen, Barben und Aitel, die früher ebenfalls in die Untere Ill einwanderten, mit Sicherheit ein unüberwindbares Hindernis dar.

Der Spirsbach ist seit der Errichtung der Fischtreppe wieder passierbar, allerdings können die ehemaligen Matschelser Gewässer wegen Wassermangel nicht mehr als Laichgebiet genutzt werden.

Die Einwanderung in den Ehbachkanal stellt heute kein Problem dar, wie die Fänge von Brachsen, Aitel, Hasel, Rotaugen etc. beweisen.

Die Wehranlage am Ehbach zur Ableitung von Wasser für die Fischzucht Güfel ist mit einer Fischtreppe ausgestattet, die nach eigenen Beobachtungen von den Bachforellen auch angenommen wird.

Besonders gravierend sind die Migrationshindernisse in der Frutz, wo durch mehrere, viele Meter hohe, senkrechte Absturzbauwerke die Fischwanderung aus dem Rhein ebenso wie innerhalb der Frutz unmöglich gemacht wird.

Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit

Da keine natürlichen Referenzstrecken der einzelnen Gewässertypen, die als Leitbild und Bewertungsmaßstab herangezogen werden können im Untersuchungsgebiet existieren, können keine direkten Vergleiche Soll/Ist-Zustand gezogen werden. Eine Bewertung ist daher nur anhand der Zuordnung der einzelnen Gewässer(abschnitte) zu biozönotischen Regionen und deren charakteristischen Fischbiozönososen möglich.

Auf Basis der bisher gewonnenen Erkenntnisse entsprechen die einzelnen Gewässer nach ILLIES & BOTOSANEANU (1963) naturgemäß folgenden biozönotischen Regionen (Tab. 5):

Tab. 5: Potentiell natürliche biozönotische Regionen der Untersuchungs-gewässer

Gewässer	Biozönotische Region
Ill Stadtbereich	Metarhithral
Unterste Ill	Übergangsbereich Meta-/Hyporhithral
Frutz	Hyporhithral mit potamalen Einflüssen
Nafla	Metarhithral
Mühlbach	Metarhithral
Ehbach	Metarhithral
Ehbachkanal	Hyporhithral mit potamalen Einflüssen
Spirsbach	Übergangsbereich Meta-/Hyporhithral
Gießbäche	Epirhithrale Laich- und Aufwuchsgewässer
Hechtloch	Augewässer mit eurytopen, limnophilen und rhithralen Faunenelementen

Die Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit der Untersuchungsgewässer anhand der oben diskutierten Parameter Artenspektrum, Abundanz (inkl. Dichte) und Populationsstruktur gemäß ÖNORM M 6232 ist in der *Tabelle 6* zusammengefaßt.

Gewässer	Arten	Abundanz	Populationsstruktur	Gesamtbewertung
III Stadtstrecke	+/-	-	-	3-4
III Mündungsstrecke	+/-	-	-	3-4
Spirsbach Mündung	+/-	+/-	+/-	2
Spirsbach Zollamt	+/-	+/-	+	2
Hechtenloch	-	-	-	4
Seitenbach	+/-	+/-	-	3
Matschelser Bach	-	-	-	4
Leimenbach	-	-	-	4
Unterriedgraben	-	-	-	4
Nafla Altstadt	+/-	-	+/-	2-3
Nafla Mündung	+/-	+/-	+/-	2
Mühlbach	+/-	-	-	3-4
Ehbach	+/-	+/-	+/-	2
Öchslegraben	+/-	+	+	1-2
Ehbachkanal	+/-	+/-	-	3
Gießbach	+	+	+	1
Luttengraben	+/-	+/-	-	3
Frutzmündung	+/-	-	-	3-4

Tab. 6: Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit der Untersuchungsgewässer am III-Frutz-Schwemmfächer nach der ÖNORM M 6232 (+ weitgehende Übereinstimmung mit dem potentiell natürlichen Zustand, +/- mäßige bis deutliche Abweichungen, - starke bis extrem starke Abweichungen)

Von allen untersuchten Gewässern ist nur der Gießbach in Meiningen oberhalb der Fischzucht Güfel aus fischökologischer Sicht uneingeschränkt funktionsfähig. Ein zweiter Gießbach, der Öchslegraben, wird als nur geringfügig beeinträchtigt klassifiziert. Mäßig beeinträchtigt sind der Spirsbach, die Nafla unterhalb von Altstadt und der Ehbach. Wesentlich beeinträchtigt in ihrer fischökologischen Funktionsfähigkeit ist die Nafla in Altstadt. Als stark beeinträchtigt gehen der Seitenbach in Matschels, der Ehbachkanal und der Luttengraben hervor. Sehr stark beeinträchtigt ist die gesamte III im Untersuchungsgebiet, der Mühlbach und die Frutzmündung. Für alle übrigen Matschelser Gewässer ist aus fischökologischer Sicht die Funktionsfähigkeit nicht mehr gegeben.

3.4 Benthoszönosen

Die Ergebnisse der umfangreichen Zoobenthosuntersuchungen wurden unter Einbeziehung aller verfügbaren Daten der WGEV (Wassergüte Erhebungsverordnung) und des Umweltinstituts Vorarlberg von MORITZ & SAXL (1995) dargestellt.

3.4.1 III unterhalb Hochwuhr in Feldkirch

Die außerordentlich arten- und individuenarme Bodenfauna dokumentiert die Folgen der hier am stärksten zum Tragen kommenden Abflussschwankungen (täglich zwischen wenigen hundert Litern bzw. mehr oder weniger stehenden

©inatura Dornbirn, Austria, download unter www.biologiezentrum.at
Wasseransammlungen und ca. 40 bis 80 m³/s). Artenzahl (28 Taxa), Gesamt-
abundanz (2.500 Ind./m²) und Biomasse (0,5 g/m²) liegen weit unter dem
gewohnten Bild vergleichbarer Gewässer und entsprechen in etwa den Verhält-
nissen, wie sie unter natürlichen Rahmenbedingungen nur in stark geschiebe-
führenden Wildbächen im Kalkeinzugsgebiet (Jungschuttbäche) anzutreffen sind.

Die biozönotischen Summenparameter sind infolge dieser stark beeinträch-
tigten Rumpffauna nur von geringer Aussagekraft. Die vom gewohnten Bild stark
abweichende Zusammensetzung der Ernährungstypen etwa (über 60% Detritus-
fresser) ist eher als zufällige Folge der noch übriggebliebenen Taxa zu sehen. In
diesem Fall ist der hohe Anteil an Detritusfressern auf die noch vorhandenen Bor-
stenwürmer (über 40% der Gesamtindividuedichte, aber nur 1000 Ind./m² im
Mesolithal) zurückzuführen. Man kann davon ausgehen, daß diese Tiere noch in
tieferen, weniger oft umgelagerten Bereichen vorhanden waren, während die
stärker an die Substratoberflächen gebundenen Tiere (Eintagsfliegenlarven,
Steinfliegenlarven) bis auf wenige Restexemplare verschwunden sind.

Der Unterschied zwischen dem grobkörnigeren Bereich (Mesolithal) und dem
separat besammelten, feinkörnigeren Mikrolithal (noch arten- und individuenär-
mer mit 11 Taxa und 400 Ind./m²) hat in Anbetracht der grundlegend dezimierten
Bodenfauna mehr wissenschaftlichen Wert als praktische Bedeutung.

3.4.2 III oberhalb Straßenbrücke Gisingen-Nofels

Die Bodenfauna ist mit 77 Taxa, 12'000 Ind./m² und einer Biomasse von 8 g/m²
deutlich arten- und individuenreicher als unterhalb des Hochwuhrs. Vor allem die
Taxazahlen entsprechen dem auch in wenig beeinträchtigten Flüssen gewohnten
Bild. Die Besiedlungsdichte bewegt sich hingegen im untersten Bereich.

Bei den taxonomischen Großgruppen dominieren die Zuckmückenlarven mit
einem Anteil von 65% (bis auf wenige Vertreter anderer Unterfamilien fast aus-
schließlich Orthoclaadiinae), gefolgt von Oligochaeten mit 17%. Die häufigsten
Zuckmückenarten (*Orthocladius thienemanni*, *O. frigidus*, *O. rivicola*-Gr., *Ortho-
cladii* Gr., *COP*, *Eukifferiella tirolensis*) sind charakteristische Bewohner des
Algenaufwuchses. Die häufigsten Oligochaetenarten (*Stylodrilus heringianus*,
Propappus volki) bewohnen sandige Sedimente mit relativ geringem organischen
Gehalt. Belastungsindikatoren sind nur wenige anzutreffen (z.B. *Paratrichocladius
rufiventris*). Auch das relativ häufige Auftreten der Gr. *COP* ist als Hinweis auf
eine, wenn auch geringe Grundbelastung zu sehen.

Im Artenspektrum ist im Hinblick auf die Auswirkungen des Schwellbetriebes
noch auf das geringe Vorkommen von Baetidenlarven (Eintagsfliegen) hinzuwei-
sen. Die Gattung *Baetis* ist aufgrund ihres Fluchtverhaltens einer der empfindlich-
sten Indikatoren für Störungen der hydraulischen Rahmenbedingungen. Im
Gegensatz zu den meisten anderen Benthosorganismen schwimmen diese Tiere
bei Störungen aktiv ins Freiwasser und lassen sich abtreiben.

Die Ermittlung der biozönotischen Summenparameter läßt eine Zuordnung
dieses IIIabschnittes zum Übergangsbereich Untere Forellenregion/Äschenregion
zu. Gegenüber dem ursprünglichen Zustand des Hyporhithals ist der Rhithalisie-
rungseffekt durch Regulierung und Schwellbetrieb klar zu erkennen.

3.4.3 III - Mündungsstrecke

Die Makrozoobenthosbesiedlung weist auf eine instabile Gewässersohle hin. Mit knapp 800 Ind./m², weniger als 0,5 g Frischgewicht/m² und 21 Taxa ist hier die gleiche Rumpffaua wie unterhalb des Hochwuhrs anzutreffen. Weitere Interpretationen sind in Anbetracht dieser überaus spärlichen Besiedlung überflüssig bzw. auch gar nicht möglich.

Anders ist die Situation im Bereich des Blockwurfs. Die Besiedlungsdichte der grobkörnigeren Mesolithalbereiche ist deutlich höher als an der Gewässersohle (über 4.000 Ind./m², 4 g/m²), wenn auch absolut gesehen immer noch zu niedrig. Das vorhandene Artenspektrum ist hingegen reichhaltig (Taxazahl 63). Die in diesem Bereich höhere Stabilität der Sedimente in Verbindung mit dem dichten Bewuchs fädiger Algen und Moose, die einen zusätzlichen Lebensraum darstellen, ermöglicht den Bestand dieser zwar artenreichen aber individuenarmen Gesellschaft. Auch daß mit der Köcherfliege *Allogamus auricollis* eine Art dominiert, die durch den Schwellbetrieb oft stark dezimiert wird (z.B. MOOG & TRAER, 1990) zeigt, daß dieser Blockwurfbereich noch etwas Schutz gegen den Schwall bietet.

Zur Frage der Gewässergüte ist festzuhalten, daß dieser Problematik an der III nur eine geringe Relevanz zukommt. Die III ist im Untersuchungsgebiet durchwegs der Güteklasse II zuzuordnen. Das geringe Vorkommen einiger Belastungsindikatoren führt im Einzelfall zu geringen Abweichungen der rechnerischen Saprobitätsindices, die durchwegs im unteren Bereich der Güteklasse II bzw. im Übergangsbereich I-II/II angesiedelt sind.

3.4.4 Frutz

Ebenso wie in der III unterhalb des Hochwuhrs und unterhalb der Rückgabe Hämmerle waren in der Frutz beim Ehbachkanaldüker im Spätwinter 1995 nur Reste einer tierischen Besiedelung zu beobachten. Bei immerhin noch 46 Taxa lagen die Individuendichten unter 200 Ind./m², die Biomasse bei nur 0,6 g/m². Auch hier sind es neben juvenilen Zuckmückenlarven vor allem Borstenwürmer, die noch übriggeblieben sind. Auf die Artenzusammensetzung oder Summenparameter einzugehen, erübrigt sich in Anbetracht der kümmerlichen Besiedlungsreste.

Die Ursache für diese triste Situation war bei der sommerlichen Entnahme besonders offenkundig: bis auf wenige stehende Wasseransammlungen lag das Flußbett völlig trocken. Immerhin wurden diese warmen Tümpel (bis 27,3°C) von rund 19'000 Ind./m² /74 Taxa, 3g/m² besiedelt. Diese Artengemeinschaft hat mit einer standortgerechten Bodenfauna jedoch kaum mehr etwas gemeinsam. Es dominieren Borstenwürmer und Zuckmückenlarven (*Chironomini* und *Tanytarsini*). Exemplarisch für die Skurilität dieser Situation sei nur auf das Auftreten der stagnophilen Form *Helobdella stagnalis*, der mit immerhin mehr als 200 Ind./m² diese Tümpel besiedelt, hingewiesen. Auch die Libellen, die diese Tümpel frequentieren (am häufigsten *Ischnura elegans* und *Platycnemis pennipes*), nutzen hier zwar die Gunst der Stunde, sind jedoch alles andere als charakteristisch für die Strömungsrinne eines Rhithralflusses. Die hohe Biomasse der Steinfliegen (1,2 g/m²) ist auf das Auftreten einer einzigen großen Perlidenlarve zurückzuführen, die die Trockenheit hier mehr schlecht als recht überdauerte. Die ökologische Funktionsfähigkeit ist hier einfach nicht mehr gewährleistet.

Auch in der Frutzmündung in den Rhein war die Besiedlung im Spätwinter 1995 sehr spärlich (3'000 Ind./m², 1,3 g/m²). Geprägt wird die Bodenfauna von Borstenwürmern (37%; häufigste Art *Stylogdrilus heringianus*) und Zuckmückenlarven (36%; am häufigsten *Polypedilum scalaenum/pullum*). Dementsprechend dominieren hier auch Detritusfresser mit einem Anteil von 53% vor den Weidegängern (30%). Die Valenzpunkteverteilung der biozönotischen Region ist stark abgeflacht mit bemerkenswerten Anteilen an Litoral- und Profundalelementen, eine klare Zuordnung einer Region ist daher kaum möglich.

3.4.5 Nafla in Altenstadt

Trotz der vollständigen Sohlpflasterung überrascht die hohe Besiedlungsdichte von 173'000 Ind./m². Die Biomasse von 9,6 g/m² zeigt jedoch bereits, daß diese hohen Abundanzen vor allem auf der Zunahme kleinwüchsiger Tiere beruhen. Es sind fast nur Zuckmückenlarven, die mit 161'000 Ind./m² zu dieser hohen Besiedlungsdichte beitragen (davon wiederum knapp 140'000 Ind./m² kleinste Ei- und 2.Larvenstadien). Möglich werden diese hohen Dichten kleinerer Formen durch die Tuffbildung an der Sohlpflasterung, die eine sehr große besiedelbare Oberfläche darstellt.

Viele der hier vorkommenden Arten charakterisieren diesen Abschnitt generell als langsam durchströmtes, warmes Gewässer. Dies gilt beispielsweise für die häufigsten Eintagsfliegenlarven *Baetis fuscatus-Gr.* und *Ephemerella ignita*, oder die Zuckmückenart *Microtendipes pedellus-Gr.*, einen Bewohner von Feinsedimenten mit hohem organischem Gehalt.

An auffälligen Defiziten sind vor allem größere Larven der Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen zu nennen. Zum einen finden diese Tiere hier kein besiedelbares Lückenraumsystem mehr vor, zum anderen sind sicher auch die hohen Wassertemperaturen (bis 19,1 °C) ein limitierender Faktor.

Anhand der Artenzusammensetzung erfolgt eine Einstufung in Güteklasse II mit Tendenz zu II-III (Saprobitätsindex 2,2).

3.4.6 Nafla vor Ehbachmündung

In diesem teilweise befestigten Trapezprofil werden höhere Biomassewerte von 47 g/m² und Individuendichten von 105'000 Ind./m² erreicht. Hinsichtlich der Dominanzverhältnisse zeigt auch der Mündungsbereich eine stark abweichende, ungleichförmige Verteilung mit der hohen Dominanz der Zuckmückenlarven (77%). Borstenwürmer, Milben und Wasserkäfer nehmen jeweils nur rund 5% ein. Deutlich defizitär sind immer noch die Besiedlungsdichten der Baetiden und Bachflohkrebse.

3.4.7 Mühlbach

Der Mühlbach wurde sowohl im Spätherbst, als auch im Frühsommer beprobt. Die Besiedlungsdichte und Biomasse war an beiden Terminen hoch (63.000 bzw. 115.000 Ind./m², 85 und 92 g/m²). Es dominieren die Zuckmücken mit rund 60-70%. Zweithäufigste Gruppe sind die Oligochaeten mit 17-19%, wobei vor allem die große Art *Eiseniella tetraedra* maßgeblich zu den hohen Biomassewerten beiträgt. Auch Eintagsfliegenlarven spielen mit 7-15% eine bedeutende Rolle.

Die Dotation aus der Frutz ist auch in den vorliegenden Artenlisten erkennbar. Trotz des gewundenen Wiesenbachcharakters dominiert zur Zeit der winterlichen Probenentnahme im Februar *Baetis alpinus* bei den Eintagsfliegenlarven. Ebenso treten *Rhithrogena*-Arten der *hybrida*-Gr. regelmäßig auf. Das Vorkommen von *Rhabdiopteryx*-Larven (Steinfliegen) paßt ebenfalls in dieses Bild einer Gebirgsbachfauna.

Eine bessere Übereinstimmung mit dem Erscheinungsbild zeigt die sommerliche Besiedlung mit der dominanten Art *Ephemerella ignita* innerhalb der Eintagsfliegen. *Rhithrogena*-Arten sind nur mehr vereinzelt anzutreffen, *Rhabdiopteryx*-Larven fehlen.

Unklar ist die Rolle, die das jährliche „Abdrehen“ der Dotation bei diesem Faunenwechsel spielt. Vermutlich erfolgt einfach eine verstärkte Wiederbesiedlung durch eindriftende Arten aus der Frutz. Im Laufe der Zeit können sich dann wieder Arten mit tieferem Verbreitungsschwerpunkt eher durchsetzen.

3.4.8 Gießbach

Der Gießbach ist ein grundwassergespeister Zubringer zum Ehbach ähnlich dem Öchslegraben. Die Artenzusammensetzung weist auf moderate bis langsame Strömungsverhältnisse hin. Beispielhaft soll hier das Auftreten des Wasserkäfers *Oreodytes sanmarki*, dessen deutscher Name Bergbach-Schlammkäfer bereits viel über den Lebensraum aussagt, oder der Schlammfliege *Salix fuliginosa* genannt werden. Beide Arten gelten bereits als gefährdet. Der Gefährdungsgrad dieser Arten ist auf ihre spezifischen Lebensraumansprüche zurückzuführen, da Feinsedimentbänke zumeist die ersten Lebensräume darstellen, die im Zuge von Begräbungen und Einengen von Bachprofilen verlorengehen.

In jedem Fall paßt das Bild der Bodenfauna in den erwarteten Rahmen dieses Gewässertyps.

3.4.9 Ehbach

Die Besiedlung der Schottersubstrate ist arten- und individuenreich (72 Taxa; 103.000 Ind./m²; 109 g/m²). Abgesehen von juvenilen Zuckmückenlarven sind Bachflohkrebse (*Gammarus fossarum*) das prägende Element. Für diese, ebenso wie für die zweithäufigste Art *Tvetenia calvescens* bieten die Moospolster einen idealen Lebensraum. Auch die Hakenkäferlarven der Gattung *Elmis* zählen zur typischen Artengarnitur. Vor allem *Gammarus fossarum* trägt neben der zahlenmäßig nicht so stark vertretenen, aber „gewichtigen“ Köcherfliege *Allogamus auricolis* maßgeblich zur hohen Biomasse bei.

Die funktionellen Ernährungstypen verteilen sich relativ gleichmäßig auf Weidgänger, Zerkleinerer und Detritusfresser mit Anteilen von jeweils 29-36%. Die Valenzpunkteverteilung der biozönotischen Region verläuft ebenfalls relativ flach mit einem rechnerischen Schwerpunkt im Metarhithral.

Der rechnerische Saprobitätsindex liegt im Übergangsbereich I-II und II. Aufgrund der hohen Abundanz- und Biomasserwerte sowie des (geringen) Auftretens abwassertoleranter Formen bzw. von Abwasserindikatoren (*Nais bretscheri*, *Erpobdella octoculata*, *Eukiefferiella claripennis*) erfolgt die Einstufung in Güteklasse II.

An Defiziten ist hinsichtlich der Lebensraumausstattung das Fehlen von Feinsedimenten mit der daran gebundenen Fauna hervorzuheben.

3.4.10 Ehbachkanal

Oberhalb der Einleitung der ARA Meiningen war eine auffallend hohe Gesamtindividuumdichte von 604'000 Ind./m² mit einer Biomasse von 170 g/m² festzustellen. Chironomiden mit 338'000 Ind./m² und Oligochaeten mit 245'000 Ind./m² prägen das Bild und stellen zusammen bereits über 96% der Gesamtindividuumdichte. Charakteristische Abwasserindikatoren wie Egel oder Wasserasseln fehlen aber an dieser Stelle.

Die an der vorangegangenen Probenstelle fehlenden Feinsedimente sind hier im Übermaß vorhanden. Von der vielfältigen und charakteristischen rheophilen Schotterfauna ist in der Großgruppendifferenz infolge Lebensraummangels nichts mehr zu erkennen.

Vor der Mündung, unterhalb der Kläranlage fallen bereits der seifige Geruch auf und die bräunliche Färbung des Wassers sowie die starken Reduktionerscheinungen im Sediment auf. Diese augenscheinlichen Hinweise auf die starke Abwasserbelastung bestätigt sich in der Zusammensetzung der Bodenfauna, die auch hier mit 357'000 Ind./m² und 197 g/m² extreme Werte zeigt. Zahlenmäßig dominieren die Zuckmücken und Borstenwürmer. Auch ohne eine genaue Artenliste ist das zahlreiche Auftreten von Egel (1'600 Ind./m², 112 g/m²!) und Wasserasseln (über 8'000 Ind./m², 9g/m²) ein mehr als deutlicher Hinweis darauf, daß man sich im Bereich der Güteklasse III bewegt.

3.4.11 Spirsbach

Die Individuumdichten oberhalb der Zollambrücke betragen 54'000 Ind./m². Die Biomasse von 31,2 g/m² ist reichhaltig. Die Verteilung der taxonomischen Großgruppen ist ausgewogen. Borstenwürmer überwiegen mit 31% vor den Zuckmücken mit 24% und Eintagsfliegen mit 18%. Auch die übrigen Gruppen sind relativ gleichmäßig verteilt.

Die Artenzusammensetzung spiegelt deutlich den Sedimentcharakter (Mikrolithal mit hohen Feinsedimenten und Makrophytenbewuchs) wieder. Bei den Borstenwürmern dominieren *Stylodrilus heringianus* und *Spirosperma tenuis*; bei den Eintagsfliegen *Baetis rhodani* und *Ephemerella ignita*; bei den Zuckmücken *Orthocladiini Gr.*, *Synorthocladius semivirens*, *Tvetenia calvescens* und *Cricotopus trifascia*.

Bei den Ernährungstypen überwiegen Detritusfresseranteile mit 49%, Weidgänger folgen mit 28%, passive Filtrierer und Räuber nehmen je rund 10% ein. Die Valenzpunkteverteilung weist diesen Spirsbachabschnitt schwerpunktmäßig als Hyporhithral aus.

Das Auftreten von Abwasserindikatoren (*Limnodrilus hoffmeisteri*, vereinzelt *Tubifex ignotus*, *Assellus aquaticus*, *Eukiefferiella claripennis*) zeigt eine vorhandene organische Belastung an (Güteklasse II/II-III).

Im Mündungsbereich ist die Besiedlung des Mikrolithal grob noch mit dem oberen Abschnitt vergleichbar. Bei den dominanten Arten tritt *Gammarus fossarum* hinzu. Bei den weniger zahlreichen Arten ist insbesondere auf das

Auftreten der Eintagsfliege *Ephemera danica* hinzuweisen, die nur in diesem Abschnitt nachgewiesen wurde und diese Stelle in besonderer Weise charakterisiert. Sie zählt zu den grabenden Formen und ernährt sich überwiegend von Detritus oder als aktiver Filtrierer.

Gänzlich anders sieht die Fauna im dominierenden Substrat des Psammal/Pelal aus. Mit 17 Taxa ist die Artenzahl gegenüber den steinigten Bereichen deutlich eingeschränkt. Es dominieren die Oligochaeten mit einem Anteil von 47% an der Gesamtabundanz (17'000 Ind./m²), gefolgt von den Zuckmücken mit 22% und Schnecken (*Valvata piscinalis alpestris*) mit 16%. Die häufigsten Zuckmückenarten (*Paratrissocladius excerptus*, *Procladius* sp.) sind charakteristisch Besiedler verschlammter Gräben. In dieses Bild passen auch die zahlreichen Libellen, die den Spirsbach besiedeln (*Platycnemis pennipes*, *Ischnura elegans*, *Coenagrion puella*).

Entsprechend den Substratverhältnissen dominieren die Detritusfresser mit 92%. Die ermittelte biozönotische Region charakterisiert diesen Abschnitt praktisch als stehendes Gewässer mit 65% Litoraltypen.

3.4.12 Matschelser Bach und Hechtloch

Die Besiedlung im Jänner ist mit lediglich 3 Taxa und 3.300 Ind/m², wobei der Oligochaet *Marionina argentea* 71% bildet, extrem spärlich ausgebildet. Es erübrigt sich bei dieser verödeten Fauna auf weitere Interpretationen bzw. Parameter einzugehen. Erklärbar ist dieser Ausfall der Bodenfauna nur durch ein zumindest abschnittsweises Trockenfallen oder Durchfrieren des Gewässers.

Im Sommer ist die Besiedlung deutlich reichhaltiger. Es dominieren Detritusfresser. Die Anteile der biozönotischen Regionen sind praktisch über das gesamte Spektrum verstreut, wodurch eine eindeutige Zuordnung nicht möglich ist.

Hervorzuheben ist, daß nur im Matschelserbach und einem Seitenbach auch noch vereinzelt Holzminierer (die Zuckmücke *Orthocladius lignicola*) nachgewiesen wurden. Gemeinsam mit den ebenfalls hier noch vereinzelt auftretenden Rote-Liste-Arten *Oreodytes sanmarki* und *Sialis fuliginosa* findet man damit noch Relikte der Fauna von Feinsedimenten und Totholzablagerungen, also der ehemaligen Rhein-III-Aue. Um so bedenklicher ist die Beeinträchtigung des Gewässers durch den stetig absinkenden Grundwasserspiegel.

Der ebenfalls beprobte Seitenbach zum Matschelserbach weist die gleichen Grundzüge auf. Vereinzelt treten Relikte einer ursprünglichen Fauna auf, ansonsten ist von einem Fließcharakter nicht mehr viel zu bemerken.

Die erwähnten Unterschiede zwischen Sommer- und Winterfauna sind auch beim Hechtloch zu bemerken, wobei die Situation im Winter nicht so verödet ist. Immerhin sind im Winter rund 17'000 Ind/m² und 14 Taxa anzutreffen. Es dominieren Zuckmücken mit 61% und Oligochaeten mit 19%. Die Schlammfliege, Schnecken, Muscheln und Bachflohkrebse nehmen jeweils zwischen 3 und 7% ein. Dem Gewässergrund entsprechend dominieren Feinsedimentbewohner (v.a. räuberische Formen und Detritusfresser), wobei z.T. häufige belastungsresistente Arten (*Psectrotanypus varius*, *Tubifex ignotus*, *Valvata piscinalis piscinalis*, *Asellus aquaticus*) auf einen hohen Saprobitätsgrad weisen.

Dichter ist die Besiedlung im Sommer mit 36'000 Ind./m² und 30 Taxa. Wiederum sind es zum überwiegenden Teil typische Feinsedimentbewohner stehender, langsam fließender oder organisch belasteter Gewässer.

3.4.13 Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit aus der Sicht des Makrozoobenthos

Die Beurteilungsmatrix ist in der *Tabelle 7* dargestellt. Demzufolge wird bezüglich der Makrozoobenthoszönosen die ökologische Funktionsfähigkeit der Ill in der Stadtstrecke als sehr stark beeinträchtigt, die Mündungsstrecke der Ill als stark beeinträchtigt bewertet. Für die Frutzmündung ist die ökologische Funktionsfähigkeit nicht mehr gegeben. Die Matschelser Gewässer sind ebenfalls bereits stark bis sehr stark beeinträchtigt, oder sind überhaupt nicht mehr ökologisch funktionsfähig. Starke Beeinträchtigungen weisen auch die Nafla im Bereich Altstadt und der Spirsbach im Mündungsabschnitt sowie der Ehbachkanal auf. Als mäßig beeinträchtigt wird der Ehbach eingestuft. Lediglich der Gießbach gilt hinsichtlich seiner Funktionsfähigkeit als unbeeinträchtigt.

Tab. 7: Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Untersuchungs-gewässer am Ill-Frutz-Schwemmfächer aus der Sicht des Makrozoobenthos nach MORITZ & SAXL (1995, verändert) (+ weitgehende Übereinstimmung mit dem potentiell natürlichen Zustand, +/- mäßige bis deutliche Abweichungen, - starke bis extrem starke Abweichungen)

Gewässer	Arten	Dominanz	Abundanz	Summenparameter	Gesamtbewertung
Ill Stadtstrecke	+/-	+/-	-	+/-	3-4
Ill Mündungsstrecke	+	+/-	-	+	3
Spirsbach Mündung	-	-	+/-	+/-	3-4
Spirsbach Zollamt	+	+	+	+/-	2
Hechtloch	-	-	-	-	4
Seitenbach	+/-	+/-	+/-	+/-	3
Matschelser Bach	-	-	-	-	4
Nafla Altstadt	+/-	-	-	+	3
Nafla Mündung	+/-	+/-	+	+/-	2
Mühlbach	+/-	+/-	+/-	+/-	3
Ehbach	+/-	+/-	+	+/-	2
Ehbachkanal	+/-	-	-	-	3-4
Gießbach	+	+	+	+	1
Frutzmündung	-	-	-	-	4

3.5 Saprobiologische Gewässergüte

Die saprobiologische Gewässergüte wird aufgrund der makrozoobenthischen Detailerhebungen und der Daten des Umweltinstituts nach der Wassergüte-Erhebungsverordnung ermittelt (BUHMANN, 1993; MORITZ & SAXL, 1995). Die Einstufung der Saprobitätsindices in Gewässergüteklassen erfolgt ebenso wie die ökologische Bewertung nach der ÖNORM M 6232. Die Ergebnisse sind in der *Tabelle 8* dargestellt.

Die saprobiologische Gewässergüte im Untersuchungsgebiet weist mit Ausnahme des Ehbachkanals auf keine wesentliche Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer hin. Die schlechte Einstufung des Ehbachkanals beruht auf der Einleitung mangelhaft gereinigter Abwässer der Kläranlage Meiningen.

Gewässer	Güteklasse	Bewertung
III Stadtstrecke	II	2
III Mündungsstrecke	II	2
Spirsbach Mündung	II/I-III	2
Spirsbach Zollamt	II/I-III	2
Hechtloch	II	2
Seitenbach	II	2
Matscheler Bach	II	2
Nafla Altstadt	II/I-III	2
Nafla Mündung	II/I-III	2
Mühlbach	II/I-III	2
Ehbach	II/I-III	2
Ehbachkanal	II-III	3
Gießbach	II	2
Frutzmündung	II/I-III	2

Tab. 8: Bewertungsmatrix des Parameters SaprobioLOGIE der Fließgewässer des III-Frutz-Schwemmfächers (1 = natürlich, 1-2 = naturnah, 2 = wenig beeinträchtigt, 2-3 = deutlich beeinträchtigt, 3 = stark beeinträchtigt, 3-4 = naturfern, 4 = naturfremd)

3.6 Chemisch-physikalische Parameter

Die chemisch-physikalischen Daten der Untersuchungsgewässer nach BUHMANN (1993) sind in der *Tabelle 9* (im Anhang) dargestellt. Erfasst wurden die Parameter Wassertemperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Kaliumpermanganatverbrauch, Gesamthärte, Karbonathärte, Alkalinität, Chlorid, Sulfat, Ammonium-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff, Nitrat-Stickstoff, gesamter anorganischer Stickstoff, Gesamtphosphor im Rohwasser, Gesamtphosphor im Filtrat, Ortho-Phosphat, Sauerstoffgehalt, biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen und Sauerstoffsättigung.

Für die Bewertung ist relevant ob, bzw. wie stark und wie häufig Grenzwerte der Immissionsverordnung (Entwurf 1993) überschritten werden.

Diese Grenzwerte für Berglandbäche sind in der *Tabelle 10* dargestellt. Die Grenzwerte für Temperatur, pH-Wert, Sulfat und Chlorid wurden nach den vorhandenen Unterlagen in allen Gewässern eingehalten. Bei eigenen Messungen am 18. Juli 1994 wurde jedoch der Grenzwert der Temperatur in der Frutz überschritten. Auch der hohe Wert am 19.9.89 von 18,7 °C läßt auf eine thermische Beeinträchtigung schließen, die vermutlich durch die gepflasterten Absturzbauwerke, die meist nur flach überronnen sind, hervorgerufen werden. Ähnliches ist für die hart verbaute Strecke der Nafla im Siedlungsgebiet von Altstadt zu erwarten.

Die Grenzwerte von Ammonium, Nitrit und Nitrat wurden von der Frutz am 3.2.1992 erheblich überschritten. Die Nitritwerte wurden auch jeweils einmal von den Flüssen Ehbach (oh. ARA Meiningen) und Spirsbach (Bangs) knapp überschritten.

Überschreitungen der Grenzwerte vom Gesamtphosphor wurden im Rohwasser mehrmals festgestellt (Ehbach oh. und uh. ARA, III, Mühlbach und Nafla). In den Filtratproben liegen die Werte jedoch zumeist deutlich darunter.

Bei den Sauerstoffverhältnissen werden die Grenzwerte im Ehbachkanal besonders hinsichtlich des BSB₅ fast permanent und zum Teil erheblich überschritten. Auch an der Frutz und III wurden jeweils zweimal Grenzwertüberschreitungen registriert. Für die kleinen Gießbäche liegen keine derartigen

Daten vor. Da es sich um grundwassergespeiste Bäche handelt ist aber keine gravierende Beeinträchtigung zu erwarten. Sie werden daher generell mit 1-2 bewertet.

Die Bewertung des Parameters chemisch-physikalische Eigenschaften ergibt sich definitionsgemäß nach *Tabelle 11*.

Tab. 10 (l.): Chemisch-physikalische Grenzwerte für Berglandbäche nach dem Entwurf der Immissionsverordnung (1993)

Parameter	Grenzwert
Temperatur	21°C
pH-Wert	6,5-8,5
Sulfat	150 mg/l
Chlorid	100 mg/l
Ammonium	0,3 mg/l
Nitrit-N	0,02 mg/l
Nitrat-N	6 mg/l
Ammoniak	0,02 mg/l
Gesamtphosphor	0,07 mg/l
Sauerstoffgehalt	7,5 mg/l
Sauerstoffsättigung	80%-125%
BSB ₅	3,5 mg/l

Tab. 11 (r.): Bewertungsmatrix des Parameters chemisch-physikalische Eigenschaften der Fließgewässer des Ill-Frutz-Schwemmfächers (1 = natürlich, 1-2 = naturnah, 2 = wenig beeinträchtigt, 2-3 = deutlich beeinträchtigt, 3 = stark beeinträchtigt, 3-4 = naturfern, 4 = naturfremd)

Gewässer	Bewertung
Ill Stadtstrecke	2
Ill Mündungsstrecke	2
Spirsbach Mündung	1-2
Spirsbach Zollamt	1-2
Nafla Altenstadt	1-2
Nafla Mündung	1-2
Mühlbach	1-2
Ehbach	2
Ehbachkanal	3
Frutzmündung	3

5. Gesamtbewertung des ökologischen Ist-Zustandes und Forderungen aus limnologischer Sicht

Anhand der umfangreichen Datenerhebung und -Auswertung kann eine Gesamtbewertung des ökologischen Ist-Zustandes der Gewässer des Ill-Frutz-Schwemmfächers gemäß ÖNORM M 6232 erfolgen.

Die Gesamtbewertung richtet sich nach dem am schlechtesten eingestuftem Erhebungselement. Allgemein ist die Bewertungsstufe 2-3 als wesentliche Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit im Sinne des WRG zu interpretieren.

Tab. 12: Gesamtbewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Fließgewässer des Ill-Frutz-Schwemmfächers unter Darstellung der Einzelbewertungen der jeweiligen Untersuchungsparameter nach der ÖNORM M 6232 (k. A = keine Angaben, n. b. = nicht beprobt)

Gewässer	Hydrologie	Morphologie	Fische	Benthos	Gewässergüte	chem. phys.	Gesamt	Bewertung ökol. Funktion
Ill Stadtstrecke	4	3	3-4	3-4	2	2	4	nicht gegeben
Ill Mündungsstrecke	3-4	3	3-4	3	2	2	3-4	sehr stark beeinträchtigt
Spirsbach Mündung	2	3-4	2	3-4	2	1-2	3-4	sehr stark beeinträchtigt
Spirsbach Zollamt	2	3-4	2	2	2	1-2	3-4	sehr stark beeinträchtigt
Hechtloch	3	1	4	4	2	1-2	4	nicht gegeben
Seitenbach	3	1	3	3	2	1-2	3	stark beeinträchtigt
Matschler Bach	3	3	4	4	2	1-2	4	nicht gegeben
Leimenbach	3-4	3	4	n.b.	k.A.	1-2	4	nicht gegeben
Unterriedgraben	4	2-3	4	n.b.	k.A.	1-2	4	nicht gegeben
Nafla Altenstadt	4	4	2-3	3	2	1-2	4	nicht gegeben
Nafla Mündung	2	3	2	2	2	1-2	3	stark beeinträchtigt
Mühlbach	4	2-3	3-4	3	2	1-2	4	nicht gegeben
Ehbach	2	3	2	2	2	2	3	stark beeinträchtigt
Öchslegraben	2-3	3	1-2	n.b.	k.A.	1-2	3	stark beeinträchtigt
Ehbachkanal	2	3-4	3	3-4	3	3	3-4	sehr stark beeinträchtigt
Gießbach	2-3	3	1	1	2	1-2	3	stark beeinträchtigt
Luttengraben	2-3	2-3	3	n.b.	k.A.	1-2	3	stark beeinträchtigt
Frutzmündung	4	2-3	3-4	4	2	3	4	nicht gegeben

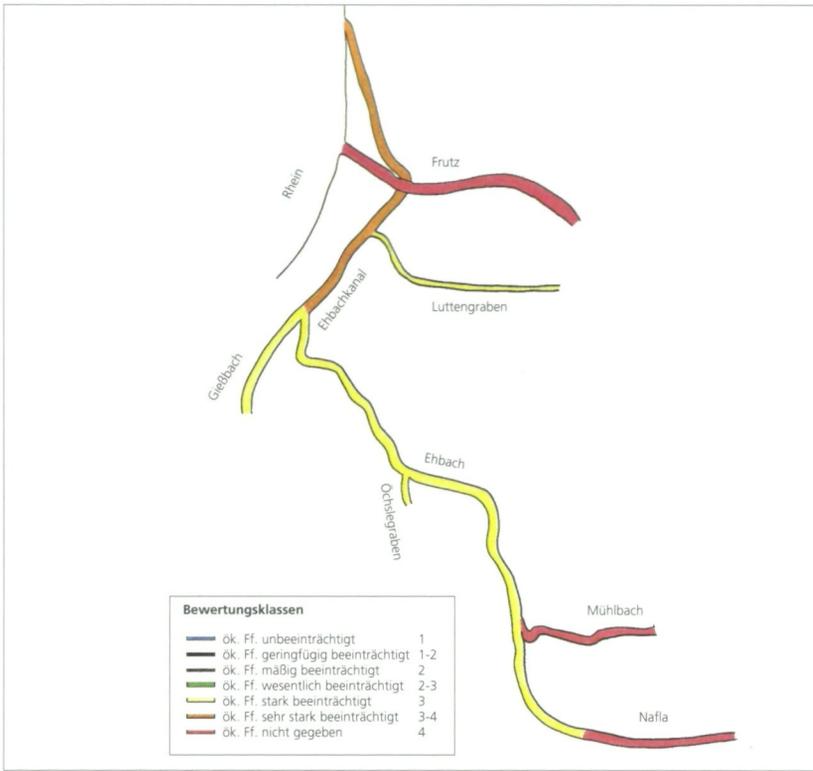


Abb. 12: Graphische Darstellung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer des Ill-Frutz-Schwemmfächers (Nord-Teil)



Abb. 13: Graphische Darstellung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer des Ill-Frutz-Schwemmfächers (Süd-Teil)

Die Bewertungsergebnisse der Einzelemente und die Gesamteinstufung sind in der Matrix (Tab. 12, Abb. 12, 13) dargestellt. Demnach sind sämtliche Untersuchungsgewässer in ihrer ökologischen Funktionsfähigkeit bereits wesentlich beeinträchtigt.

Die ökologische Funktionsfähigkeit der III im Stadtbereich von Feldkirch ist aufgrund des zeitweiligen Trockenfallens derzeit nicht gegeben. Die Mündungsstrecke der Untersten III wird durch die bestehenden Schwälle sehr stark beeinträchtigt und durch die Regulierungsmaßnahmen stark beeinträchtigt. Im Spirsbach besteht die sehr starke Beeinträchtigung vor allem durch die naturferne morphologische Ausgestaltung des Gewässerbettes. Hingegen leiden die Matschelser Gewässer an akutem Wassermangel infolge der Grundwasserabsenkung. Die ökologische Funktionsfähigkeit der Nafla im Bereich von Altenstadt ist durch die harte Verbauung nicht mehr gegeben. Im unteren Abschnitt bis zur Mühlbachmündung wurde die Nafla durch die Regulierung stark beeinträchtigt. Die ökologische Funktionsfähigkeit des Mühlbachs ist durch die jährliche Trockenlegung zur Bachabkehr nicht gegeben. Für den Ehbach gilt sinngemäß das selbe wie für den unteren Naflaabschnitt. Der Ehbachkanal ist vor allem durch die Regulierungsmaßnahmen, aber auch durch die Abwasserbelastung sehr stark beeinträchtigt. Die Gießbäche wurden neben den Regulierungsmaßnahmen durch den Wassermangel infolge der Grundwasserabsenkung in ihrer ökologischen Funktionsfähigkeit stark beeinträchtigt.

Aufgrund dieser Ergebnisse sind folgende Forderungen zur Verbesserung der Situation abzuleiten:

III Stadtstrecke

Durch eine ständige, dynamisch angepaßte Dotation der Ausleitungsstrecke (vgl. SPINDLER, 1994) und Beseitigung der Schwälle wäre sogar ohne weitere Strukturierung eine Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit um zwei bis drei Stufen erreichbar. Mittelfristig sollte auch eine Fischtreppe beim Hochwuhrr installiert werden, die zumindest für Salmoniden passierbar sein sollte.

III Mündungsstrecke

Die Beseitigung der Schwälle würde auch eine Verbesserung der Strömungsverhältnisse mit sich bringen, wodurch die hydrologischen Bedingungen zur ökologischen Funktionsfähigkeit erfüllt wären. Zusätzlich sind Renaturierungsmaßnahmen und eine Umgestaltung der Mündungsrampe dahingehend notwendig, daß der Fischaufstieg auch für Cypriniden gewährleistet wird.

Spirsbach und Matschelser Gewässer

Der Spirsbach ist durch die Absenkung des Grundwasserspiegels beeinträchtigt, die eine Überleitung von Rheinwasser erforderlich machte. Es muß also für eine wesentliche Anhebung des Grundwasserspiegels gesorgt werden. Zusätzlich sind Rückbau- und Uferbepflanzungsmaßnahmen und ein auf die Ökologie des Spirsbaches abgestimmtes Gewässerpflegeprogramm notwendig. Diese Forderungen gelten ebenfalls und ganz besonders für die Matschelser Gewässer, die von der Austrocknung bedroht sind. Eine drastische Anhebung des Grundwasserspiegels

in der Größenordnung von 1 m ist für die Aktivierung dieser Bäche essentiell. Diese könnten dann wieder als Laichgewässer für Seeforellen dienen.

Nafla

Die Nafla wäre im Siedlungsbereich rückzubauen. So ist zumindest eine Öffnung der Bachsohle vorzusehen. Im Mündungsbereich wären Strukturierungsmaßnahmen, die eine Erhöhung der Breiten- und Tiefenvarianzen bewirken und eine Uferbepflanzung notwendig.

Mühlbach

Der Mühlbach darf nicht jährlich trockengelegt werden. Notwendige Bachräumungsarbeiten sind auch bei Wasserführung möglich.

Ehbach

Die ökologische Funktionsfähigkeit des Ehbachs wäre durch Strukturierungsmaßnahmen und Uferbepflanzungen wiederherzustellen.

Ehbachkanal

Der Ehbachkanal könnte ebenfalls besser strukturiert werden. Zusätzlich sollte die Einleitung der Kläranlage nicht in den Ehbachkanal erfolgen, sondern direkt in den Rhein geleitet werden.

Gießbäche

Für die Gießbäche ist eine maximale Anhebung des Grundwasserspiegels zu fordern. Sekundär wären Strukturierungsmaßnahmen anzustreben.

Frutz

Grundsätzlich ist die Frutz permanent zu dotieren und zwar mit sauberem Wasser. In der Folge wären die Absturzbauwerke fischpassierbar umzugestalten und die ursprünglichen Gefällsverhältnisse einigermaßen wiederherzustellen.

Abb. 14: Illmündung. Ist für die Zukunft gar eine Wiederbelebung des Rheines mit Zurücknahme seines Dammes möglich? (Foto: Landesbildstelle, Amt der Vorarlberger Landesregierung)



6. Literatur

- ADAMICKA, P. et al. (1992): Zur Gewährleistung, Beeinträchtigung und Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Gewässern. *Öst. Fischerei* 45 (5/6): 120-121.
- AMANN, E. (1974): Das Fischereiwesen in Vorarlberg. Jahresbericht des Bundesgymnasiums Bludenz, Schuljahr 1973/74.
- BRÜGGGER, C. (1874): Verzeichnis der im Rhein bis Thusis und Ilanz vorkommenden Fische. *Naturgeschichtliche Beiträge zur Kenntnis der Umgebungen von Chur*. Festschrift Chur.
- BUHMANN, D. (1993): Fließgewässer in Vorarlberg, Gütezustand 1992. Umweltinstitut des Landes Vorarlberg, Bregenz.
- CHOVANEC, A., HEGER, H., KOLLER-KREIML, V., MOOG, O., SPINDLER, T. & WAIDBACHER, H. (1994): Anforderungen an die Erhebung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern - eine Diskussionsgrundlage. *ÖWAW* 46 (11/12): 257-264.
- FATIO, V. (1890): Faune des Vertébrés de la Suisse. Vol.V (Poissons).
- FLORIN, A. (1913): Fischereiverhältnisse des Kantons Graubünden. *Schweiz. Fisch. Zeitg.* Jg. 21, Nr. 9: 213-219.
- FRIEDRICH, G. (1992): Stand und neue Entwicklungen der Gewässergütebewertung. *Gewässerschutz Wasser Abwasser* 134: 1-7.
- HELLER, C. (1870): Die Fische Tirols und Vorarlbergs, *Zeitschrift des Ferdinandeums für Tirol und Vorarlberg*, 3. Folge, 15. Heft, Uni Buchdruckerei Innsbruck 1870: 295-369.
- HUET, M. (1954): Biologie, profiles en long et en travers des eaux courantes. *Bull. franc. Pisc.* 175: 41-53.
- ILLIES, J. & BOTOSANEANU, L. (1963): Problèmes et methodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Int. Ver. f. theoret. und angew. Limnologie* 12: 1-57.
- IMMISSIONSVERORDNUNG FLIEßGEWÄSSER: Entwurf 1993 MR Hefler/MR Oberleiter für das BMLFW
- JENS, G. (1968): Tauchstäbe zum Messen der Strömungsgeschwindigkeit und des Abflusses. *Deutsche gewässerkundliche Mitteilungen* 12: 90-95.
- JUNGWIRTH, M., MOOG, O. & SCHMUTZ, S. (1990): Auswirkungen der Veränderungen des Abflußregimes auf die Fisch- und Benthosfauna anhand von Fallbeispielen. *Seminar der TU Wien, Landschaftswasserbau* 10: 195-234.
- LAUTERBORN, R. (1916): Die geographische und biologische Gliederung des Rheinstromes. *Sitzungsberichte der Heidelberger Akademie der Wissenschaften, Math. nawi. Klasse, Abt. B.* Abh. 6, 1916; Abh. 5, 1917.
- LORENZ, P. (1898): Die Fische des Kantons Graubünden. - *Jahresber. Natf. Ges. Graubünden* 41.
- MOOG, O. & TRAER, K. (1990): Fachbeitrag Makrozoobenthos. In: JUNGWIRTH et al. 1990: *Teilgutachten 4: Ökologie des aquatischen Lebensraumes. Raum- und Umweltverträglichkeitsprüfung der Kraftwerksprojekte Obere Drau I. Gutachten im Auftrag der Kärntner Landesregierung.*
- MORITZ, C. (1994): Kraftwerk Beschling-Kapf, Bemessung einer Dotationswassermenge auf Basis ausgewählter abiotischer Parameter. *Studie im Auftrag der Vorarlberger Illwerke AG.*

MORITZ, C. & SAXL, R. (1995): Wasserwirtschaftliches Gesamtkonzept Ill-Frutz-Schwemmfächer, Teilbearbeitung Makrozoobenthos. Manuskript im Auftrag der Planungsgemeinschaft Ill-Frutz-Schwemmfächer.

ÖNORM M 6232: Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern.

PARDÉ, M. (1947): Fleuves et Rivières. 3. Aufl., Paris 1947.

PLANUNGSGEMEINSCHAFT ILL-FRUTZ-SCHWEMMFÄCHER (1995): Gruppe Wasser Vorarlberg, Zivilingenieurbüro Zottl-Erber, Univ. Prof. Mag. Dr. G. Grabherr, Wasserwirtschaftliches Gesamtkonzept Ill-Frutz-Schwemmfächer, Vorprojekte. BMLF und Amt der Vorarlberger Landesregierung G.Zl.:LB-37/94.

SCHMUTZ, S. & EBERSTALLER, J. (1993): Die Fischfauna des Alpenrheins und der Nebengewässer. Ber. Bot.-Zool. Ges. Liechtenstein-Sargans-Werdenberg, Vaduz, 20: 133-158

SCHURIG, H. (1980): Rheinlanken und Illanken - gibt es sie noch? Vorarlberger Jagd und Fischerei 8 (6): 1 und 11.

SCHURIG, H. (1991): Erste Fischtreppe am österreichischen Alpenrhein. Vorarlberger Jagd und Fischerei 19 (4): 18-19.

SCHURIG, H. (1992): Die Seeforellen-Laichfischfänge von früher. Vorarlberger Jagd und Fischerei 20 (2): 22.

SCHURIG, H. (1994): Zum Rückgang der Nasen in Vorarlberger Gewässern. Vorarlberger Jagd und Fischerei 22 (5): 25.

SPINDLER, T. & VACHA, C. (1994): Ökomorphologische Gewässerzustandskartierung Feldkirch - Ill-Frutz-Schwemmfächer. Studie im Auftrag der Planungsgemeinschaft Ill-Frutz-Schwemmfächer.

SPINDLER, T. (1995): Fische in Österreich - Ökologie-Gefährdung-Fischerei-Gesetzgebung. Umweltbundesamt Wien Monographien Band 53.

STEINMANN, P. (1948): Schweizerische Fischkunde. - Aarau.

VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEIDEL, J.R. & CUSHING, C.E. (1980): The river continuum concept. Can. Fish. Aquat. Sci. 37: 130-137.

WERTH, W. (1987): Ökomorphologische Gewässerbewertungen in Oberösterreich (Gewässerzustandskartierungen). Österr. Wasserwirtschaft 39 (5/6): 122-128.

WEIZENEGGER-MERKLE (1839): Vorarlberg. zit. in Vorarlberger Jagd und Fischerei 1980 (6): 12.

WIMMER, R. & MOOG, O. (1994): Flußordnungszahlen österreichischer Fließgewässer. Umweltbundesamt Wien (Hrsg.); Monographien Bd. 51.

Adresse des Autors:

Dr. Thomas Spindler

Büro für Fischerei und Gewässerökologie

Unterolberndorf 93

A-2123 Kreuttal

Tab. 9: Chemisch-physikalische Charakteristik der untersuchten Gewässer nach BUHMANN (1993)

Gewässer	Stelle	Datum	Temp °C	pH	LF µS/cm	KMNO mg/l	GH °dH	KH °dH	ALK mval/l	SO ₄ mg/l	Cl mg/l	NH ₄ -N mg/l	NO ₂ -N mg/l	NO ₃ -N mg/l	N-I-T mg/l	GesP µg/l	GesPf µg/l	PO ₄ -P µg/l	O ₂ mg/l	BSB ₅ mg/l	O ₂ %
Ehbach	oh Fischzucht	6.3.89	7.1	8.5	3.25	8.3	10.2	10.1	3.6	14.8	3.4	0.008	0.004	1.4	1.41	39	17	16	11.6	1.1	101
Ehbach	oh Fischzucht	27.9.89	11.5	8	688	6.4	17.9	10.1	3.6	15	152	0.004	0.001	1.15	1.16	10	<10	<10	8.8	1.3	86
Ehbach	oh Fischzucht	2.10.89	9.8	8.4	254	6.3	9	9	3.2	10	0.4	0.013	0.003	0.76	0.78	17	9	8	11.4	6.3	91
Ehbach	oh ARA	6.3.89	6.8	8	377	5.1	12.6	11.2	4	18.7	15.9	0.005	0.004	1.91	1.92	43	27	26	11.6	2.8	101
Ehbach	oh ARA	27.9.89	11.9	7.9	429	7.1	12.9	11.2	4	20.7	5.8	0.06	0.005	1.52	1.71	42	24	24	6.6	2.0	65
Ehbach	oh ARA	30.1.91	3.9	7.8	456	5.2	13.4	12.3	4	22.3	11.8	0.004	0.022	2.32	2.35	82	38	38	10.0	12.2	80
Ehbach	oh ARA	3.2.92	5.6	8.2	513	5.8	13.4	11.8	4.2	20.4	21.5	0.022	0.014	1.98	2.02	18	8	6	11.7	3.3	98
Ehbach	oh Mündung	6.3.89	6.1	7.9	419	6.1	12.9	11.2	4	25.4	10.6	0.065	0.009	2.12	2.19	49	31	28	10.9	5.4	93
Ehbach	oh Mündung	19.9.89	15.1	7.8	424	6.9	12.9	12.3	4.4	27.9	10.5	0.083	0.011	1.22	1.31	64	41	39	7.0	6.1	74
Ehbach	oh Mündung	27.9.89	12.7	7.8	441	7.2	13.2	12.3	4.4	25.3	15.7	0.187	0.006	1.52	1.69	60	26	23	6.8	3.1	68
Ehbach	oh Mündung	30.1.91	4.9	7.7	489	10.3	14.3	12.9	4.6	27.1	14.5	0.004	0.018	2.46	2.48	74	56	34	9.4	11.1	78
Ehbach	oh Mündung	30.1.91	5.6	8	600	13.9	14.8	14.6	5.2	36.5	30.5	0.01	0.011	2.35	2.37	61	32	27	9.4	7.4	79
Ehbach	oh Mündung	3.2.92	5.8	8.2	589	11.9	14	14	5	31.2	21.5	0.048	0.018	2.42	2.49	40	26	18	10.7	2.3	90
Frutz	Koblach	27.2.89	3.6	8.4	280	7.7	9	8.4	3	2.8	2.8	0.007	0.003	1.2	1.21	15	<10	<10	12.9	3.0	102
Frutz	Koblach	19.9.89	18.7	8.5	312	7.6	9.5	8.4	3	26.7	4.9	0.005	0.007	2.09	2.1	48	43	40	9.9	3.9	112
Frutz	Koblach	3.2.92	2.2	8	846	43.9	14	9.5	3.4	9.5	54.8	0.831	0.729	20.79	22.35	68	39	20	13.0	4.5	99
III	oh Feldkirch	7.4.92	9.4	8.2	354	6.1	10.1	9.5	3.4	20.4	3	0.144	0.037	0.99	1.17	15	8	4	11.1	2.1	103
III	oh Feldkirch	20.6.89	9.7	7.9	186	4.8	5.9	2.2	1.6	5.2	2.2	0.013	0.002	0.39	0.41	16	10	10	11.5	3.1	107
III	oh Feldkirch	12.9.89	9.3	8.1	239	3.8	7.9	4.5	1.6	5.97	1.2	0.11	0.002	0.39	0.4	84	10	<10	11.3	3.1	104
III	oh Feldkirch	20.11.89	5	8.2	286	3.5	9.2	5.6	2	68.6	2.5	0.013	0.002	0.64	0.66	23	<10	<10	12.2	1.3	100
III	oh Feldkirch	9.2.90	6.1	8	460	6.1	15.7	8.7	3.1	127.6	6.4	0.08	0.019	0.99	1.09	35	13	10	11.8	2.8	100
III	oh Feldkirch	4.4.90	5.8	8.2	258	5	7.6	3.9	1.4	65.8	1.5	0.004	0.002	0.41	0.42	60	10	7	12.3	2.4	104
III	oh Feldkirch	8.5.90	7.5	7.8	231	7.8	7	4.5	1.6	11.6	9.7	0.013	0.002	0.94	0.96	<10	<10	<10	12.0	3.0	106
III	oh Feldkirch	27.9.90	9.5	8.2	257	8.5	8.7	5.6	2	54.6	1.2	0.004	0.002	0.44	0.45	51	8	5	11.4	1.7	105
III	oh Feldkirch	13.8.90	12.1	8.4	235	3.6	6.7	3.9	1.4	59.9	1.1	0.006	0.002	0.39	0.4	42	9	5	11.3	3.0	111
III	oh Feldkirch	16.10.90	9.7	8.3	324	4.1	10.1	5.6	2	9.1	2.2	0.004	0.003	0.51	0.52	12	6	3	11.7	3.9	108
III	oh Feldkirch	11.12.90	2.7	8	305	6.8	9.2	5.6	2	73.3	2.4	0.017	0.007	0.53	0.55	38	3	2	12.9	7.4	101
III	oh Feldkirch	26.2.91	5	8	496	9.2	14.6	7.8	2.8	11.5	5.4	0.096	0.017	1.13	1.24	46	4	1	12.4	3.2	102
III	oh Feldkirch	16.4.91	7.4	8.2	468	5.7	15.1	7.8	2.8	11.8	5.3	0.007	0.009	0.87	0.89	17	4	4	12.7	3.4	111
III	oh Feldkirch	17.7.91	11.6	8.5	252	10.2	8.4	5.6	2	48.5	1.8	0.011	0.001	0.5	0.51	101	5	3	11.1	2.0	108
III	oh Feldkirch	2.3.92	5.5	8.4	430	4.4	12	5.6	2	107	3.2	0.017	0.012	0.6	0.63	19	3	1	13.0	2.9	109
Mühlbach	oh Nafia	6.3.89	4.8	8.4	250	10.5	7.8	7.8	2.8	11.1	1	0.009	0.001	0.64	0.65	74	10	<10	12.3	3.0	101
Mühlbach	oh Nafia	27.9.89	12	8.2	255	8.7	8.1	7.8	2.8	10	0.3	0.004	0.005	0.53	0.54	<10	<10	<10	9.5	1.9	93
Mühlbach	oh Nafia	6.3.89	10.5	8.5	413	7	13.2	12.3	4.4	22.8	5.6	0.008	0.017	2.3	2.33	76	65	57	11.4	2.8	108
Nafia	oh Mühlbach	27.9.89	12.9	8.3	402	7.1	14	12.9	4.6	24.5	4.4	0.004	0.007	2.19	2.22	33	27	26	11.1	2.0	111
Spinsbach	Bangs	13.3.89	8.5	8.4	406	15.6	14.3	10.6	3.8	62.2	5.6	0.06	0.019	0.81	0.89	29	<10	<10	11.4	3.0	104
Spinsbach	Bangs	2.10.89	10.1	7.9	427	12.6	14.8	11.8	4.2	52.3	3.8	0.045	0.022	1.04	1.11	18	<10	<10	10.6	2.0	100
Spinsbach	Bangs	11.6.91	10.6	7.8	428	11.8	13.7	11.2	4	48.7	4.9	0.071	0.016	0.92	1.01	28	10	6	9.6	2.0	91
Spinsbach	oh Mündung	13.3.89	8.6	8.5	453	12.7	14.3	11.2	4	63.7	5.6	0.048	0.018	1.27	1.34	31	<10	<10	10.7	2.0	97
Spinsbach	oh Mündung	2.10.89	10.5	8.1	435	17.5	14.8	11.8	4.2	59.5	4.4	0.013	0.018	1.06	1.09	15	<10	<10	12.5	1.1	119

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Vorarlberger Naturschau - Forschen und Entdecken](#)

Jahr/Year: 1996

Band/Volume: [2](#)

Autor(en)/Author(s): Spindler Thomas

Artikel/Article: [Ökologische Funktionsfähigkeit der Fließgewässer des Ill-Frutz-Schwemmfächers. 39-82](#)