

Einfluss der Wasserkraftnutzung auf den fischökologischen Zustand des Tiroler Inn

Thomas Spindler & Harald Wintersberger

TBS Fisheries & Aquatic Ecology, Unterolberndorf

Im Zuge des Projektes INN 2000 wurde der fischökologische Ist-Zustand des gesamten Tiroler Inn (193 Fluss-km) quantitativ erfasst und bewertet. Demnach weist der Inn zurzeit über weite Teile einen nur unbefriedigenden bzw. sogar schlechten ökologischen Zustand gemäß den Definitionen der EU-Wasserrahmenrichtlinie auf. Nur ein kurzes Teilstück des Inn (17,3 Fluss-km oder 9%) kann aus ichthyologischer Sicht als ökologisch guter Zustand bewertet werden. Neben strukturellen Defiziten konnten vor allem die Umweltauswirkungen der energetischen Nutzung des Inn und seiner Seitengewässer als eine der Hauptursachen dieser Situation dokumentiert werden. Aus den Veränderungen der Fischbiomassen im Längsverlauf des Inn sind klar die unterschiedlichen Beeinflussungen durch Schwall, Stau oder Ausleitungen zu erkennen. Besonders diffizil ist die Schwallproblematik anzusehen, da je nach Intensität nicht nur rein hydrologische Veränderungen zu beobachten sind, sondern auch starke Veränderungen der Lebensraumverhältnisse und der Substratzusammensetzungen bewirkt werden. Dies führt dazu, dass im gesamten Tiroler Inn derzeit verschwindend wenig funktionsfähige Laichplätze für lithophile Fischarten vorhanden sind. Anhand einfacher Modellberechnungen werden die Auswirkungen der wesentlichen Umweltparameter auf den Fischbestand simuliert, wodurch das Entwicklungspotenzial durch Veränderung der Rahmenbedingungen klar definiert werden kann.

1. Einleitung

Im Rahmen der Projektstudie INN 2000 wurde der gesamte Inn in Tirol und seine Seitengewässer im HQ100-Bereich einer intensiven fischökologischen Analyse unterzogen (Spindler et al. 2002). Wesentliche Zielsetzungen waren dabei:

- ökologische und fischereiwirtschaftliche Defizitbereiche im Inn aufzuzeigen,
- eine ganzheitliche Bewertung des Ist – Zustandes gemäß den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie durchzuführen,
- eine Basis für weitere geplante Aktivitäten im Inn zu schaffen und Richtlinien und Vorschläge für eine ökologisch sinnvolle fischereiliche Bewirtschaftung des Inn zu erarbeiten

Im Zuge der ökologischen Defizitanalyse kam ganz klar der Einfluss der Wasserkraftnutzung auf die Fischfauna durch zum Teil dramatische Veränderungen der Lebensraumbedingungen im Tiroler Inn zum Ausdruck.

2.1 Quantitative Fischbestandserhebungen

Die Untersuchungsmethodik folgte sowohl den derzeitigen Anforderungen der ÖNORM M 6232 zur ökologischen Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern als auch den zukünftig geltenden Bestimmungen der EU – WRRL (Wasser-Rahmenrichtlinie). Zur Quantifizierung von Fischbeständen mittelgroßer Fließgewässer wird hier die „Streifenbefischungsmethode (SBM)“ empfohlen (Schmutz et al. 2001). Der Methode folgend wurden sämtliche Flusshabitattypen in allen Innabschnitten entsprechend ihrer quantitativen Ausprägung befischt und quantitativ ausgewertet. Flächenmäßig dominierende Strukturtypen wurden entsprechend intensiver beprobt als kleinräumige. Jeder Typ wurde mehrfach befischt, um geklumpfte Verteilungsmuster zu relativieren. Eine exakte Kartierung der Strukturverteilung ermöglichte eine Hochrechnung der Befischungsergebnisse für jeden einzelnen Flusskilometer.

2.2 Bewertung des ökologischen Zustandes

Die Bewertung des fischökologischen Zustandes des Inn im Sinne der EU-WRRL erfolgte nach dem, von der „Arbeitsgruppe Scharfling“ entwickelten Bewertungsschema (Publikation in Vorbereitung). Grundsätzlich wird dabei in einem Leitbild zwischen Leitarten, typischen Begleitarten und seltenen Begleitarten unterschieden, deren Vorhandensein oder Fehlen nach einer komplexen Bewertungsmatrix erfasst wird. Zusätzlich wird das Vorkommen ökologischer Gilden hinsichtlich Rheophilie (Strömungsbezug) und Reproduktion (Laichsubstrat) in die Bewertung miteinbezogen. Außerdem wird jede der vorhandenen Leit- und Begleitfischarten hinsichtlich des Populationsaufbaues bewertet. Die Übereinstimmung des Fischregionsindex (Schmutz et al. 2000) mit dem Leitbild sowie die absoluten quantitativen Kennwerte der Fischbestände in den jeweiligen Flussabschnitten ergänzen die Bewertungsparameter.

2.3. Modellberechnungen des potenziellen Fischbestandes

Basis für die Berechnung des potenziell möglichen Fischbestandes aufgrund der wertbestimmenden Umweltparameter war die bekannte Ertragsfähigkeitsschätzmethode von Leger & Huet (Laßleben, 1977), welche allerdings modifiziert werden musste. Demnach ist der fischereilich mögliche Ertrag

$$E \text{ (Ertrag) (kg/ha)} = B \text{ (Bonität)} * k * 10$$

Für die Ermittlung des Faktors B (Bonität) werden sowohl die strukturellen Verhältnisse, als auch das Nahrungsangebot berücksichtigt. Die Bonität wird nach folgender Formel berechnet:

Als für die Fischfauna relevante **Nahrungsquelle** wurde nur das Makrozoobenthos von 5 Großgruppen (Gammaridae, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Chironomidae) berücksichtigt, wobei vor Ort kontrolliert wurde, ob die Gruppen vorhanden sind und in welchen Häufigkeiten nach einem 4-stufigen System nach Jens (1980) sie vorkommen (1 = vereinzelt, 2 = gering, 3 = häufig, 4 = massenhaft). Ergänzungen stammen aus MZB-Dichteangaben von aktuellen WGEV Datengrundlagen. Die Häufigkeitsklassen der einzelnen Familien werden summiert und durch die maximal mögliche Punktezahl (20) dividiert und mit 10 multipliziert, wodurch letztlich Werte zwischen 1 und 10 resultieren.

Die **Strukturverhältnisse** wurden in einer ökomorphologischen Bewertung unter besonderer Berücksichtigung der Fischeinstandsmöglichkeiten erfasst und in einer 10-stufigen Klassifizierung skaliert.

Im konkreten Fall am Tiroler Inn sind den entsprechenden Habitattypen folgende Strukturbonitäten zuzuordnen:

1. Unterer Staubereich
2. Felswand, mittlerer Staubereich
3. Hart regulierter Kanal, Stauwurzelbereiche
4. Bühnenfeld mit Feinsedimentanlandung, Schotterbank
5. Innschleife (wenig strukturierter Altarm), Bühnenfeld ohne Feinsedimentbänke
6. Aufweitungen, Prallufer, Außenbogen mit Bühnen, Flußmündungen
- 7 Schluchtstrecke

Die **Korrekturfaktoren** (k) entsprechen jenen von Leger & Huet und Laßleben (Temperatur, ph-Wert, Biozönose, Populationsstruktur) ergänzt mit den Faktoren Hydrologie und Substrat.

Diese Faktoren wurden aus vergleichenden Fischbestandsdaten größerer Flüsse mit unterschiedlichen Schwalleinflüssen bzw. kolmatierten Substratsverhältnissen abgeleitet (Salzach, Mur, Drau, Traun, Enns, Donau, Ill, Rhein).

Beim Faktor Hydrologie wird speziell die Abweichung des hydrologischen Regimes vom Naturzustand korrigiert und aufgrund der vergleichenden Analysen mit Werten zwischen 0,3 und 1 belegt:

- | | |
|-----------|--|
| 1 | keine Abweichung erkennbar (am Inn nicht der Fall) |
| 0,9 | geringe Abweichungen (Abflußregime im wesentlichen erhalten, Wassermenge reduziert) z.B. Restwasserstrecke, Altarm |
| 0,8 – 0,6 | + / - starke Veränderungen durch Schwall bzw. Stau z.B.: Inn Bereich Innsbruck, Stauwurzelbereiche |
| 0,5 – 0,3 | extreme Schwallbeeinflussung bzw. Rückstau z.B.: Oberlauf, mittlere und untere Staubereiche |

Die Korrekturwerte betreffend die Substrat- bzw. Kolmationsverhältnisse liegen entsprechend den vergleichenden Analysen kolmatierter und nicht kolmatierter Gewässerstrecken zwischen 0,3 und 1:

1	keine Abweichung erkennbar (am Inn nicht der Fall)
0,9	geringe Abweichungen
0,8 – 0,4	+ / - starke Veränderungen
0,3	extreme Sohlverfestigung bzw. mächtige Feinsedimentauflagen

Der potenzielle Fischbestand entspricht der 3fachen Ertragsfähigkeit (Jens, 1980).

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Fischartenspektrum

Von den ursprünglich im Tiroler Inn heimischen 31 Fischarten (Haidvogel & Waidbacher, 1997) wurden aktuell nur mehr 16 Fischarten und eine Neunaugenart nachgewiesen. Generell dominieren die Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*), Regenbogenforelle (*Onchorhynchus mykiss*) und Äsche (*Thymallus thymallus*).

Die einzelnen Fischarten sind im Inn nicht gleichmäßig verbreitet (Abb.1). Lediglich Bachforelle, Regenbogenforelle und Äsche kommen im gesamten Tiroler Inn vor und stellen die einzigen Arten des Oberlaufes dar. Bachsaiblinge (*Salvelinus fontinalis*) kommen aufgrund von Besatzmaßnahmen vereinzelt auch in vielen Bereichen vor. Ab Landeck erweitert sich das Spektrum um die Fischarten Elritze (*Phoxinus phoxinus*) und Koppe (*Cottus gobio*). Das Aitel (*Leuciscus cephalus*) wurde erstmals im Bereich Imst nachgewiesen. Ebenso kommt nach Angaben der Fischereiausübungsberechtigten ab hier der Huchen (*Hucho hucho*) hinzu. Etwa ab dem Eintritt des Inns in das Tiroler Unterland erweitert sich das Spektrum um die Fischarten Bachschmerle (*Barbatulus barbatulus*), Strömer (*Leuciscus souffia agassiz*), Steinbeißer (*Cobitis taenia*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Rotfeder (*Scardinus erythrophthalmus*). Ab dem Bereich von Kundl kommen weiters Neunaugen (*Lampetra planeri* ?), Hecht (*Esox lucius*) und Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) hinzu. Aalrutten (*Lota lota*) wurden nur im Bereich der Innschleife bei Kirchbichl nachgewiesen, wo sie erst kürzlich wieder eingebürgert wurden (Kraus, pers. Mitt.).

3.2 Quantitativer Fischbestand

Die ermittelten Fischbestände im gesamten Tiroler Inn sind generell für ein Gewässer dieser Größenordnung als sehr gering anzusehen. Im Längsverlauf des Inn verschieben sich auch die Dominanzverhältnisse der Hauptfischarten dramatisch. Die Bachforellen dominieren im gesamten Oberland. Ab dem Eintritt ins Unterland werden sie von Äschen, später von Regenbogenforellen abgelöst. (Abb. 2).

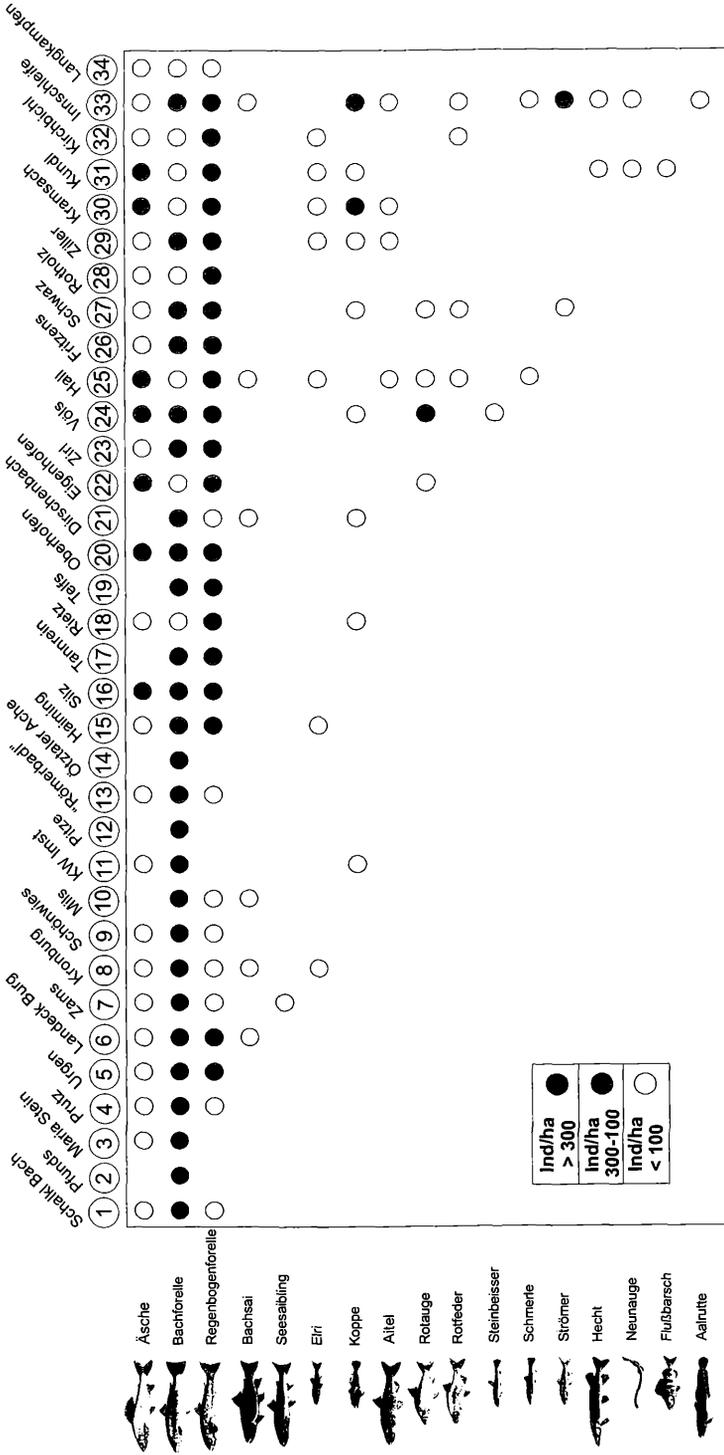


Abb. 1: Verbreitung der Fischarten im Tiroler Inn.

Gesamtbestand

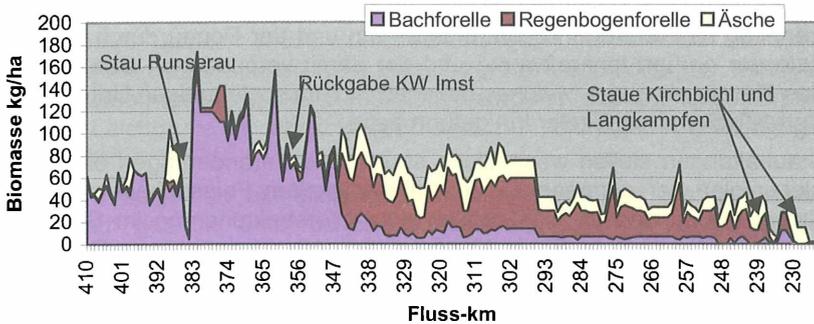


Abb. 2.: Dominanzverhältnisse im Längsverlauf des Inn (nach Flusskilometer)

3.3 Bewertung des fischökologischen Zustandes

Nach den Kriterien der EU-WRRL entspricht nur ein kurzes Teilstück des Inn von Landeck bis zur Rückgabe des Kraftwerks Imst dem guten Zustand (17,3 Fluss-km oder 9%). Der oberhalb anschließende Innabschnitt bis zum Wehr Runserau entspricht dem mäßigen Zustand, während alle anderen Gewässerabschnitte als unbefriedigend bzw. ab Rattenberg bis zur Staatsgrenze zur Bundesrepublik Deutschland als schlecht klassifiziert werden müssen (Tab. 1).

Tab. 1: Bewertung des ökologischen Zustandes des Tiroler Inn gemäß EU-WRRL (1= sehr guter Zustand, 2= guter Zustand, 3= mäßig, 4 = unbefriedigend, 5= schlecht).

Nr		Ökologische Funktionsfähigkeit Abschnitte		Berechnung	Einstufung
1	Martina	-	Faggenbachmündung	4,0	4
2	Faggenbachmündung	-	Wehr Runserau	4,0	4
3	Wehr Runserau	-	Landeck (Rosanamündung)	2,7	3
4	Landeck	-	Rückgabe KW Imst	1,9	2
5	KW Imst	-	Haiming	4,4	4
6	Haiming	-	Innsbruck	3,7	4
7	Innsbruck	-	Rattenberg	4,3	4
8	Rattenberg	-	Wörgl	4,5	5
9	Wörgl	-	Stau Kirchbichl	4,7	5
10	Kirchbichl	-	Kufstein	4,3	5

3.4.1 Stauhaltungen und Ausleitungen

Die schutzwasserwirtschaftlichen Regulierungsmaßnahmen im Hauptfluss vermochten den Fischbestand des Inn noch nicht so zu stören wie die Abtrennung des oberen Inn vom unteren Inn und der Donau durch die Errichtung der großen Innkraftwerke und der damit verbundenen Unterbrechung des Flusskontinuums, welches bekanntlich zum schlagartigen Untergang der Berufsfischerei am Tiroler Inn geführt hatte.

Stauhaltungen stellen wesentliche strukturelle Veränderungen dar, da sich hier infolge der geringen Fließgeschwindigkeiten Feinsedimente ablagern. Selbst die an und für sich optisch gute Uferstrukturierung im Staubereich von Langkampfen in Form eingestauter und abgestorbener Bäume und Sträucher ist für die Fischfauna unbrauchbar, da das Astwerk mit einer Schicht Feinsediment überzogen ist und daher auch als Substrat für epiphytischen Aufwuchs ungeeignet ist.

Aus Abb. 2 werden die extrem geringen Bestandsdichten in den Stauhaltungen Runserau, Kirchbichl und Langkampfen augenfällig. Dagegen finden sich die höchsten Biomassen in der gut dotierten und schwallgedämpften Ausleitungsstrecke zwischen Runserau und der Rückgabe des KW Imst.

3.4.2 Schwellbetrieb

Der Inn weist infolge der intensiven energetischen Nutzung des gesamten Einzugsgebietes gravierende Veränderungen im hydrologischen Regime insbesondere durch den Schwellbetrieb auf (Abb. 3).

Die durchschnittlichen täglichen Wasserstandsschwankungen sind in den Wintermonaten, während der Laich- und Embryonalentwicklungszeit der Bachforellen am stärksten. Im Oberlauf liegt die durchschnittliche Differenz zwischen minimalen und maximalen Wasserstand täglich im Bereich von 1 Meter und darüber. An einzelnen Tagen können die Schwankungen natürlich weitaus höher liegen. Im Bereich von Innsbruck (ca. km 300) liegen die mittleren täglichen Wasserstandsschwankungen durchschnittlich bei rund 40 cm. Erst die Stauhaltungen von Kirchbichl und Langkampfen dämpfen die Werte auf rund 20 cm herunter.

Der Vergleich der durchschnittlichen täglichen Pegelschwankungen im Monatsmittel am Pegel Innsbruck vor in Betriebnahme der Schwallkraftwerke im Einzugsgebiet des Inns mit der heutigen Situation verdeutlicht die hydrologische Veränderung des Inn (Abb. 4). Natürlicherweise waren die mittleren täglichen Schwankungen der Wasserstände am Inn in den Wintermonaten bis April, also zur Laichzeit aller Innfische in einem Bereich von unter 5 cm. Das Maximum wurde während der Hochwasserphase im Juli erreicht und betrug damals nur rund 25-30 cm. Heute liegen diese Werte im Mai vor und stellen die geringsten täglichen Pegelschwankungen im Jahresverlauf dar. Während der Laich- und Embryonalentwicklungszeit der Salmoniden betragen die täglichen Schwankungen durchschnittlich knapp 50 cm. Im April liegen die Werte zwischen 30 und 40 cm. Dieser Umstand führt dazu, dass

die potenziellen Laichplätze im Inn immer wieder trockenfallen. Laichplatzuntersuchungen und Habitatmodelle an Nasenlaichplätzen im Einzugsgebiet der Niederösterreichischen Donau haben gezeigt, dass Pegelschwankungen von 25 cm bereits zu einer Mortalitätsrate der im Interstitial abgelegten Eier in Folge von verringerter Sauerstoffversorgung von 70-80% führen können (Keckeis 1996, Spindler 1997). Selbst kurzfristiges Unterschreiten bestimmter Sauerstoffkonzentrationen führt bereits zu 100% Mortalität der Embryos bzw. zu Deformationen. Die Sauerstoffversorgung des Interstitialkörpers bzw. der Laichgrube ist direkt proportional zur sohnlahen Strömungsgeschwindigkeit.

Die Abb. 5 zeigt den aktuellen Gesamtfischbestand des Inn (kg/ha) im Längsverlauf und die entsprechenden mittleren täglichen Wasserstandsschwankungen. Im Oberland (Rhithralbereiche) lässt sich eine deutliche Zunahme der Fischbiomassen mit abnehmender Schwallamplitude und umgekehrt beobachten. Im Übergangsbereich Hyporhithral zu Epipotamal bzw. im epipotamalen Unterland nehmen die Fischbiomassen weiterhin ab, obwohl der Schwallenfluss generell geringer wird. Es sind eben auch andere Faktoren wirksam, die den Fischbestand negativ beeinflussen.

Die Umweltparameter Hydrologie, Geschiebe und Schwebstoffe wirken auf die Substratverhältnisse und somit die Qualität potenzieller Fischlaichplätze direkt ein und führten im Lauf der Jahre zu einer sogenannten Kolmatierung der Flusssohle. Das heißt, die Porensysteme des Sohlsubstrates werden durch Feinmaterial verklebt. Das Interstitial steht daher dem Fischlaich bzw. den Embryonen nicht mehr zur Verfügung. Eine entsprechende Sauerstoffversorgung ist nicht mehr gewährleistet. Ab etwa Haiming (Fluss-km 357) flussabwärts ist die Sohle nahezu vollständig kolmatiert und eine natürliche Reproduktion praktisch nicht mehr gegeben.

Diese Ergebnisse wurden auch durch direkte Versuche mit Vibert-Boxen (Moritz et al. 2002, Eberstaller & Pinka 2001) bestätigt. Dabei wurden Lech und Inn als Vergleichsflüsse für die schwerpunktmäßige Bearbeitung des Alpenrhein herangezogen. Eine wesentliche Ursache für den stärkeren Feinsedimenteintrag und die schlechtere Durchströmung des Lückenraumsystems sind aber die durch den Schwellbetrieb verursachten Abfluss- und Trübeschwankungen, die die innere Kolmation deutlich verstärken (vgl. Schälchli 2001).

Dadurch verändert sich zusätzlich die Choriotopstruktur, also der Lebensraum der Fischnährtiere bzw. dessen Qualität, was zu einer geringeren fishescheilichen Produktivität führt.

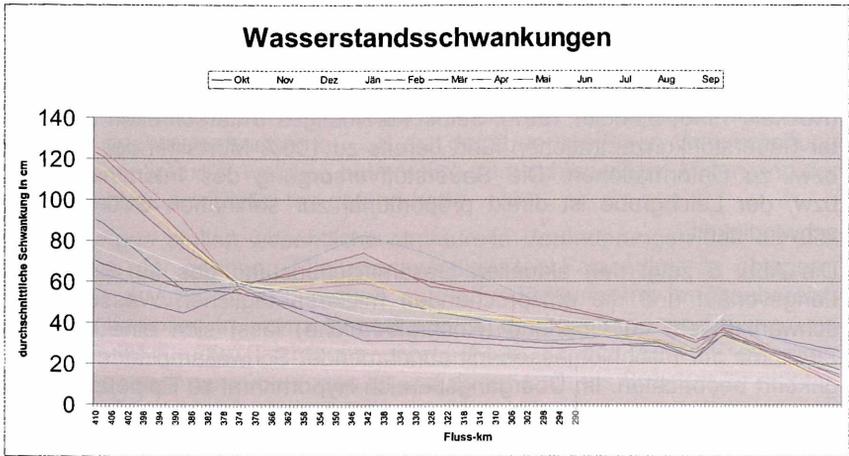


Abb. 3: Durchschnittliche tägliche Wasserstandsschwankungen (Monatsmittel) im Längsverlauf des Inns.

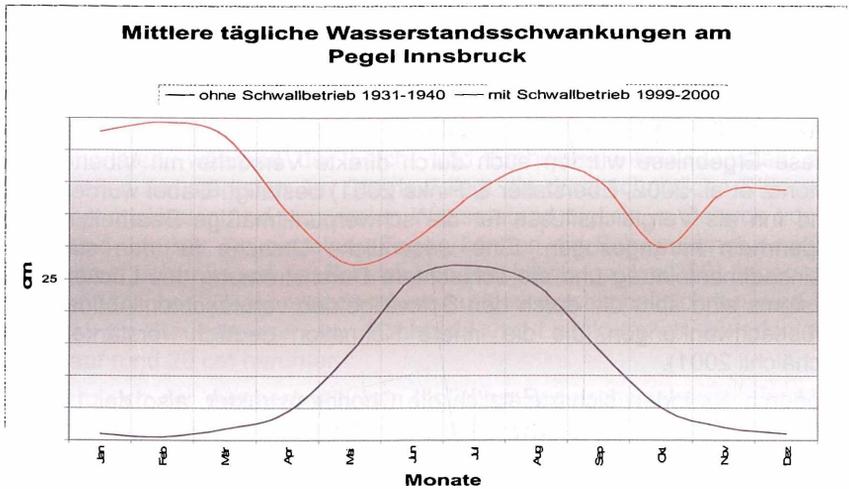


Abb. 4: Vergleich der natürlichen täglichen Wasserstandsschwankungen (Reihe 1931-1940) im Jahresverlauf gegenüber der aktuellen Situation unter Schwallbetrieb (Reihe 1999-2000).

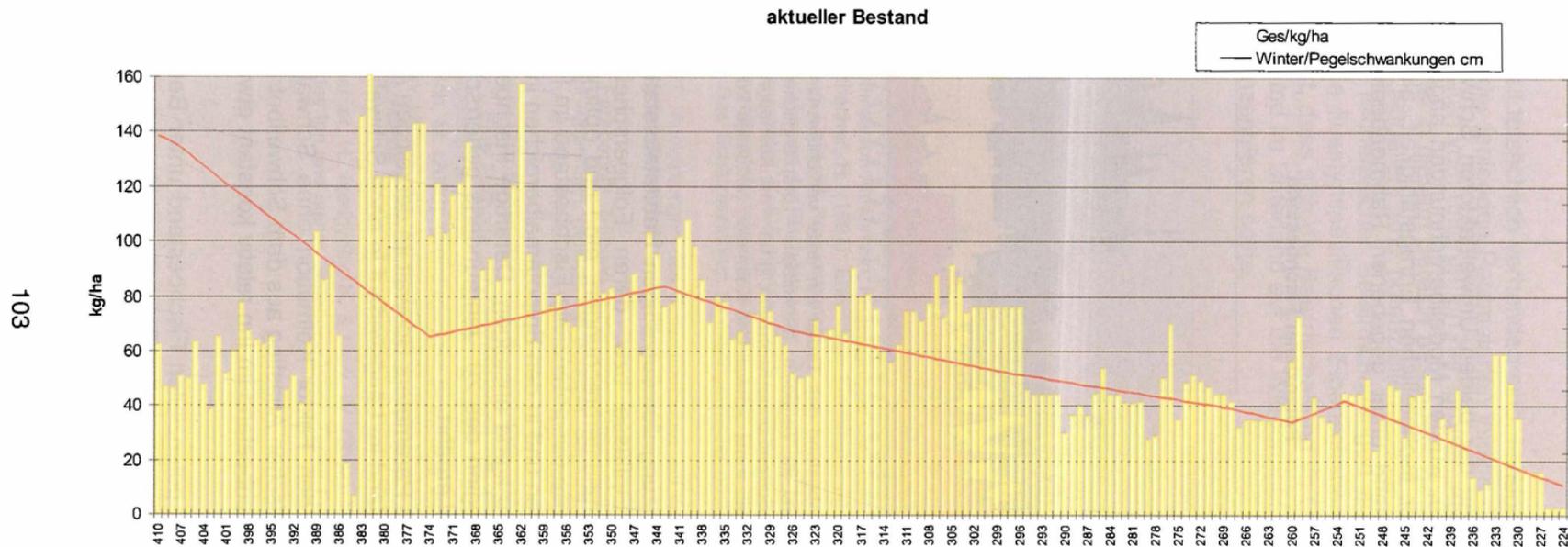


Abb. 5: Fischbestand (kg/ha) in Relation zu den mittleren täglichen Wasserstandsschwankungen während der Laichzeit der Bachforellen im Längsverlauf des Inn.

Um die Auswirkungen der beiden Umweltfaktoren Schwall und Kolmation definieren zu können, wurden Modellberechnungen angestellt, welche auf der Abschätzung der fischereilichen Ertragsfähigkeit, also dem potenziell möglichen Fischbestand unter gegebenen Rahmenbedingungen basieren (Abb. 6).

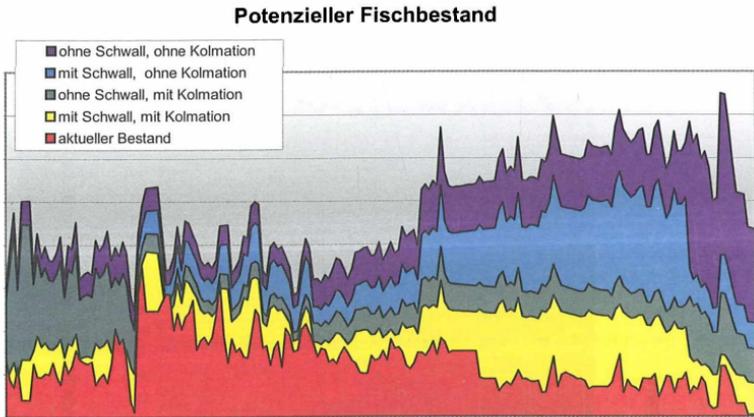


Abb. 6: Potenzieller Fischbestand des Tiroler Inn unter verschiedenen Rahmenbedingungen und aktueller Fischbestand im Vergleich; dunkelblau = ursprüngliche Situation ohne Kraftwerkeinfluss; hellblau = Schwall ohne Kolmation; grün = mit Kolmation, ohne Schwall (mögliches Zukunftsszenario); gelb = mit Schwall und Kolmation (aktuelles Potenzial); rot = aktueller Fischbestand

Unter der Voraussetzung der derzeitigen Habitatausstattung, jedoch ohne kraftwerksbedingte Einflüsse bzw. deren Folgeerscheinungen (Schwall, Kolmation, Kontinuumsunterbrechungen, etc.) und optimaler fischereilicher Bewirtschaftung, würde der potenzielle Fischbestand im Rhithralbereich um die 200 kg/ha betragen und in den Epipotambalbereichen im Tiroler Unterland auf etwa 300 bis 350 kg/ha ansteigen. Derartige Fischbestände haben tatsächlich noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts geherrscht und eine florierende Berufsfischerei ernährt.

Mit dem Einfluss des Parameters Schwall im derzeitigen Ausmaß würde der potenzielle Fischbestand im Längsverlauf je nach Schwallstärke um rund 10 bis 50% abnehmen.

Berücksichtigt man den Faktor Kolmation ohne Schwalleinfluss, entsprechend einem theoretischen Ausstieg aus dem Schwellbetrieb, so müsste der durchschnittliche Fischbestand im Inn relativ konstant etwa 150 kg/ha betragen.

Berechnet man den potenziellen Fischbestand unter Berücksichtigung der derzeitigen Verhältnisse bezüglich Schwall und Kolmation, so zeigen sich in den Rhithralbereichen im Oberland nur mehr geringfügig höhere Fischbio-

massen, als aktuell tatsächlich vorhanden sind. Im Unterland sind die Differenzen aufgrund der fehlenden Potamalarten infolge der fehlenden Zuwanderungsmöglichkeiten vom unteren Inn her, größer. Auch der Einfluss fischfressender Vögel ist in diesem Bereich besonders zu beachten. Diese Differenzen zwischen aktuellem und potenziellem Bestand sollten jedoch aufgrund optimierter fischereilicher Bewirtschaftungen aufzufüllen sein. Dafür muss aber auf die flusstypspezifischen Eigenschaften näher eingegangen werden. Das heißt, dass sich die Bewirtschaftung im Oberland auf Salmoniden und Äschen und im Unterland auf die Wiedereinbürgerung von rheophilen Cypriniden konzentrieren sollte.

Danksagung

Die Studie INN 2000 wurde vom Tiroler Fischereiverband in Auftrag gegeben. Maßgebliche finanzielle Unterstützung wurde durch das Amt der Tiroler Landesregierung, der TIWAG, den GWK und den Fischereiausübungsberechtigten gewährt.

4. Literatur

- Eberstaller, J. & P. Pinka (2001): Fachbericht Fischökologie. In: Trübung und Schwall Alpenrhein. Einfluss auf Substrat, Benthos und Fische. Untersuchung im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie.
- Haidvogel, G. & Waidbacher, H. (1997): Ehemalige Fischfauna an ausgewählten österreichischen Fließgewässern. Unveröff. Projektsbericht.
- Jens, G. (1980): Die Bewertung der Fischgewässer. Parey Verlag, Hamburg und Berlin.
- Keckeis, H., Bauer-Nemeschkal, E. & E. Kamler (1996a): Effects of reduced oxygen level on the mortality and hatching rate of *Chondrostoma nasus* embryos. *J. Fish. Biol.* 49: 430 – 440.
- Lassleben, P. (1977): Das Schätzverfahren für Fischgewässer nach Léger und Huet. *Öst. Fischerei* 28, 53-64.
- Moritz, C. et al. (2002): „Auswirkungen des Schwellbetriebes auf die aquatische und terrestrische Fauna in ufernahen Bereichen“ Unveröff. Projektsbericht i. Auftrag d. Tiroler Landesregierung.
- Schächli, U. (2001): Fachbericht Trübung, Strömung, Geschiebetrieb und Kolmation. In: Trübung und Schwall Alpenrhein. Einfluss auf Substrat, Benthos und Fische. Untersuchung im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie.
- Schmutz, S., Zauner, G., Eberstaller, J. & Jungwirth, M. (2001): Die „Streifenbefischungsmethode“: Eine Methode zur Quantifizierung von Fischbeständen mittelgroßer Fließgewässer. *Österreichs Fischerei*, Jg.54/2001, S 14-27
- Schmutz, S. & Jungwirth, M. (2000): Grundlagen zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit. BMLFW, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.) Eigenverlag, Wien.
- Spindler, T. (1997): Fischfauna in Österreich. Ökologie – Gefährdung – Bioindikation – Fischerei – Gesetzgebung. – Monographien des Umweltbundesamtes, Bd. 87
- Spindler, T., Wintersberger, H., Medgyesy, N. & Mark, W. (2002): INN 2000 – Die Gewässer- und Fischökologie des Inn und seiner Seitengewässer. Tiroler Fischereiverband (Hrsg.), Eigenverlag, Innsbruck

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Natur in Tirol - Naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz](#)

Jahr/Year: 2005

Band/Volume: [12](#)

Autor(en)/Author(s): Spindler Thomas, Wintersberger Harald

Artikel/Article: [Einfluss der Wasserkraftnutzung auf den fischökologischen Zustand des Tiroler Inn 94-105](#)