

## Habitat-Subsampling – eine Methode der Fischbestandsaufnahme in breiten und wadbaren Fließgewässern

REGINA PETZ-GLECHNER<sup>1</sup>, REINHARD HAUNSCHMID<sup>2</sup>, WOLFGANG PETZ<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Umweltgutachten Petz OEG, Technisches Büro für Ökologie und Umweltschutz;

<sup>2</sup> Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde

### Abstract

#### Habitat-Subsampling – a method for the assessment of fish stocks in broad and wadeable rivers

The European Water Framework Directive requires the assessment of the ecological status of running and stagnant waters including the integrity of the ichthyocoenosis. As in special stretches of running waters methods for the fish stock assessment are still not optimized, there is the need to develop appropriate procedures. A common and widespread type of running waters in Austria are broad, i.e. over 15 meters wide, and shallow, where electrofishing by boat is not possible. Electrofishing by wading across the entire width of these rivers involves a great amount of equipment and manpower. Therefore, we use the method of Habitat-Subsampling. This procedure requires surveying and mapping of all habitat types prior to electrofishing by wading and using one or two anodes. Each of the predominant habitat types has to be subsampled several times in order to catch at least 95% of the occurring fish species and to get a good estimate of the stock size. In the present study 6 to 9 subsamples covering a total area of 2200–3900 m<sup>2</sup> were sufficient to recover 95% of the species number, abundance and biomass of the fish population. This indicates that this method is suitable for the reliable assessment of the fish stock in broad and shallow rivers.

### 1. Einleitung

Die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG) erfordert unter anderem eine Bewertung des ökologischen Zustandes der Gewässer, wobei neben anderen Qualitätselementen die Fischfauna eine wichtige Rolle als Bewertungskriterium spielt. Dazu ist die Erhebung des Fischbestandes in unterschiedlichen Gewässertypen notwendig. In diesem Zusammenhang entstand die Erfordernis, standardisierte Beprobungsmethoden zu entwickeln, weshalb daher in den letzten Jahren intensiv über adäquate Methoden der Fischbestandserhebung in verschiedenen Typen von Fließgewässern diskutiert wurde (Woschitz und Honsig-Erlenburg, 2002; BMLFUW, 2006; Haunschmid et al., 2006; Schmutz et al., 2001).

Eine wichtige Methode der Fischbestandsaufnahme ist die Elektrofischerei. Während kleinere Gewässer wadend befischt werden können und eine Auswertung nach Moran-Zippin oder DeLury (Zippin, 1956; Bagenal, 1978) quantifizierbare Ergebnisse liefert, ist in größeren Gewässern eine eigene Vorgangsweise anzuwenden. In nicht bewadbaren Gewässern hat sich die Streifenbefischungsmethode nach Schmutz et al. (2001) mit einem Boot etabliert, wobei gegebenenfalls weitere Methoden (Reusen, Netze, Langleinen etc.) kombiniert werden müssen (CEN, 2004; Haunschmid et al., 2006).

Einen Sonderfall stellen größere, relativ breite Gewässerstrecken dar, die aber so seicht sind, dass sie mit einem Boot nicht mehr befahren werden können. Vor allem in den Unterläufen alpiner Flüsse mit starker Geschiebeführung sind solche Strecken überaus häufig. Eine Befischung mit mehreren Anoden (1 Fangpol pro 5 m Gewässerbreite; CEN, 2003; BMLFUW, 2006) bringt trotz enormem personellen Aufwand bei vernünftigem Zeitaufwand nur eine kurze befischbare Uferlänge in Relation zur Gewässerbreite.

Für diese Gewässerstrecken wurde nun die Methode des Habitat-Subsamplings entwickelt, welche ähnlich der Streifenbefischungsmethode (Schmutz et al., 2001) eine quantifizierbare Erhebung der Fischbestände breiter, watbarer Gewässerstrecken ermöglichen soll.

## 2. Methodik

### 2.1 Befischungsmethodik

Die Methode des Habitat-Subsamplings wurde in Gewässern mit über 15 m Breite angewandt. Schmalere Gewässer sind über die gesamte Breite zu beproben (Haunschmid et al., 2006; BMLFUW, 2006), wobei pro 5 m Gewässerbreite eine Anode eingesetzt wird (CEN, 2003). Es muss eine leichte Bewatbarkeit gegeben sein; die Gewässertiefe darf mit Ausnahme einzelner Gumpen maximal 70 cm betragen.

Der Befischung ging eine Aufnahme aller in der zu beprobenden Gewässerstrecke vorhandenen Teilhabitate voran. Dabei wurde der prozentuelle Anteil der einzelnen Teilhabitate an der Gesamtfläche der Strecke geschätzt. Bei der anschließenden Befischung wurden alle vorhandenen Teilhabitate mindestens dreimal beprobt. Es kamen 2 Fanganoden zum Einsatz. Die bearbeitete Breite einer Teilstrecke lag dabei zwischen 4–6 m. Da nur eine einmalige Befischung erfolgte, war der Fangerfolg für jede Fischart separat zu schätzen. Dieser ist eine Einschätzung des Anteils der gefangenen Fische am Gesamtbestand als Verhältnis der gefangenen zu den gesichteten Fischen zu verstehen. Die Bestandsberechnung kann pro Teilhabitat oder gewichtet auf den gesamten Gewässerabschnitt bezogen erfolgen.

### 2.2 Fallbeispiel

Die folgenden Berechnungen basieren auf der Befischung von zwei Strecken in einem etwa 30 m breiten österreichischen Gewässer der Äschenregion (Hyporhithral groß). Die Befischungen erfolgten mit einem tragbaren 2,2-kW-Rückenaggregat (Gleichstrom) unter Verwendung von zwei Anoden (Abb. 1). An Strecke 1 wurden insgesamt 16 Einzelflächen mit einer Gesamtlänge von 1456 m befischt. An Strecke 2 wurden 1000 m Flusslänge, aufgeteilt auf 12 Einzelflächen, untersucht. An beiden Strecken wurden 3 Teilhabitate unterschieden.



**Abb. 1:** Watende Befischung von Teilhabitaten in einem breiten, seichten Fließgewässer

### 2.3 Statistische Auswertung von Abundanz und Biomasse aller Fischarten

Zur Berechnung der 95%-igen Konfidenzlimits des Mittelwertes von Abundanz und Biomasse wurde das Bootstrap-Verfahren (Efron & Tibishirani, 1993) herangezogen. Die Subsampling-Zahl betrug zwischen eins und der Summe der in der Strecke beprobten Einzelflächen. Als Referenzwert wurde das obere Konfidenzlimit des Mittelwertes bei 12 Subsamples bzw. 16 Subsamples gewählt. Weiters wurde die prozentuale Konfidenzlimit-Abweichung jeder Stichprobengröße (1 bis 12 bzw. 1 bis 16) berechnet. Um für Biomasse und Abundanz eine ausreichende Anzahl Subsamples zu bestimmen, wurde eine maximale prozentuale Abweichung von 20% herangezogen. Bei diesem Wert hat sich gezeigt, dass die Kurve bereits ein deutlich geringeres Gefälle aufweist.

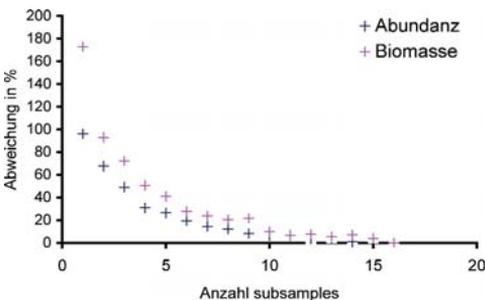
### 2.4 Statistische Auswertung Artenzahl

Um die Anzahl der Subsamples (oder zu beprobenden Mindestflächen) für die Bestimmung der Artenzahl angeben zu können, wurden verschiedene Berechnungsmethoden (Lyons, 1992; Bootstrap-Methode nach Smith & van Belle, 1984; Mao Tau-Algorithmus nach Colwell et al., 2004; Jackknife-Methode nach Burnham & Overton, 1979; Cole Rarefaction nach Coleman et al., 1982) gewählt, wobei jedoch im Weiteren in erster Linie auf jenen Algorithmus eingegangen wurde, der die Kurve mit dem geringsten Anstieg aufwies und somit auch die höchste Sicherheit bot, die vorhandene Fischartenzahl in der Strecke zu erfassen. Für die Auswertung wurde das Programm EstimateSWin800 (Colwell, 2006) verwendet.

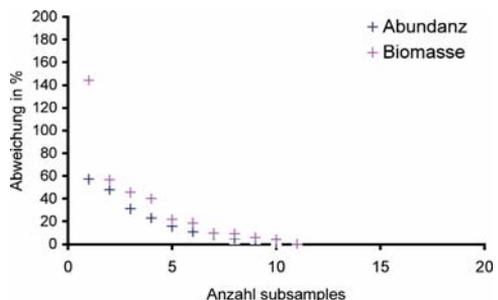
## 3. Ergebnisse

### 3.1 Abundanz und Biomasse

Die Abundanz aller Fischarten an Strecke 1 (16 Subsamples) betrug an den beprobten Einzelflächen zwischen 0 und 2450 Stück. Bei der Biomasse lag der Spannweitenbereich zwischen 0 und 171 kg pro ha. Mittels Bootstrap-Methode bei verschieden großer Stichprobengröße ergab die Mittelwertberechnung zwar zueinander ähnliche Mittelwerte, die 95%-igen Konfidenzlimits der Mittelwerte zeigten allerdings eine von der Subsampling-Zahl abhängige beachtliche Abweichung. Die Konfidenzlimits werden geringer, je mehr Subsamplings durchgeführt wurden. Erst bei mehr als sechs zufällig gewählten Subsamples (2500 m<sup>2</sup>) lag die Differenz der Konfidenzlimits der Abundanz unter 20%. Für die Differenz der 95%-igen Konfidenzlimits bei der Biomasse von weniger als 20% waren bereits mehr als 9 Subsamples (3900 m<sup>2</sup>) notwendig (Abb. 2). Die Auftrennung der Subsamples nach Teilhabitaten ergab für jeden der drei beprobten Teilhabitate zum Teil beträchtliche Unterschiede in der Abundanz und Biomasse (Tab. 1).



**Abb. 2:** Abweichung der oberen 95%-igen Konfidenzlimits in % in einer Strecke mit 16 Subsamples in Abhängigkeit von der Anzahl an Subsamples (Referenzwert ist oberes 95%-iges Konfidenzlimit bei 16 Subsamples)



**Abb. 3:** Abweichung der oberen 95%-igen Konfidenzlimits in % in einer Strecke mit 12 Subsamples in Abhängigkeit von der Anzahl an Subsamples (Referenzwert ist oberes 95%-iges Konfidenzlimit bei 12 Subsamples)

Tab. 1: Auftrennung der Subsamples nach Teilhabitaten, Strecke 1

	Variabilitätskoeffizient Abundanz (%)	Variabilitätskoeffizient Biomasse (%)
Teilhabitat I	13	35
Teilhabitat II	80	88
Teilhabitat III	44	75

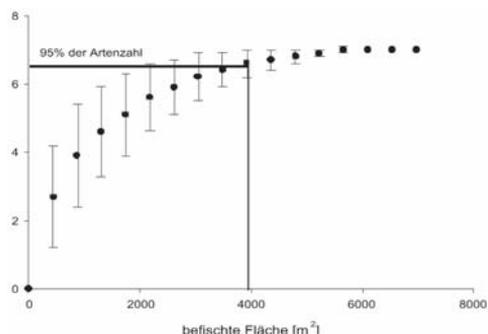
Tab. 2: Auftrennung der Subsamples nach Teilhabitaten, Strecke 2

	Variabilitätskoeffizient Abundanz (%)	Variabilitätskoeffizient Biomasse (%)
Teilhabitat I	110	142
Teilhabitat II	74	105
Teilhabitat III	25	31

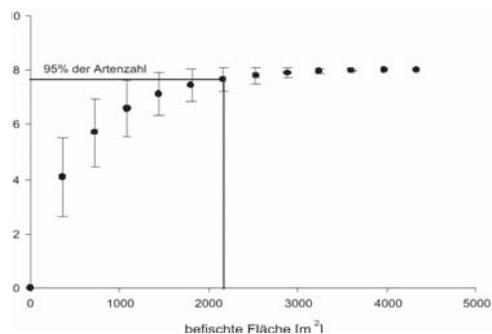
Die Abundanz aller Fischarten an Strecke 2 (12 Subsamples) betrug an den beprobten Einzelflächen zwischen 0 und 5700 Stück. Bei der Biomasse lag der Spannweitenbereich zwischen 0 und 270 kg pro ha. Erst bei mehr als fünf zufällig gewählten Subsamples (1800 m<sup>2</sup>) reduzierte sich die Differenz der Konfidenzlimits der Abundanz auf unter 20%. Für die Differenz der 95%-igen Konfidenzlimits bei der Biomasse von weniger als 20% waren bereits mehr als 6 Subsamples (2200 m<sup>2</sup>) notwendig (Abb. 3). Auch an dieser Strecke ergab die Auftrennung der Subsamples nach Teilhabitaten für jeden der drei beprobten Teilhabitats zum Teil beträchtliche Unterschiede in Abundanz und Biomasse (Tab. 2).

### 3.2 Artenzahl

Bei den unterschiedlichen Berechnungsalgorithmen zur Ermittlung der Artenzahl, die mit der Software EstimateSWin800 (Colwell, 2006) angewandt wurden, ergab der MaoTau-Algorithmus bei beiden beprobten Strecken den kurvenmäßig flachsten Verlauf. Somit ergab sich für die Berechnung nach Mao Tau auch ein größerer Beprobungsumfang, der jedoch auch eine höhere Wahrscheinlichkeit des Fanges aller in der Strecke vorkommenden Arten bedingte. Um 95% der Arten zu fangen, war nach dem MaoTau-Algorithmus eine Fläche von mindestens 2200 m<sup>2</sup> (Strecke 2; entspricht 6 Subsamples mit je ca. 350 m<sup>2</sup>) bzw. 3900 m<sup>2</sup> (Strecke 1; entspricht 9 Subsamples mit je ca. 430 m<sup>2</sup>) zu beproben (Abb. 4, 5).



**Abb. 4:** Befischte Fläche und Anzahl der gefangenen Arten (Mittelwert und Konfidenzlimits) sowie benötigte Befischungsfäche für den Fang von 95% der Arten in Strecke 1



**Abb. 5:** Befischte Fläche und Anzahl der gefangenen Arten (Mittelwert und Konfidenzlimits) sowie benötigte Befischungsfäche für den Fang von 95% der Arten in Strecke 2

#### 4. Diskussion

Alle Methoden der Bestandsschätzung von Fischen bergen mehr oder weniger große Unsicherheiten (vgl. Büttiker, 1992). Während in größeren, tiefen Fließgewässern neben der Elektrofischerei noch andere Methoden zum Einsatz kommen müssen (Götz und Holzner, 2005; BMLFUW, 2006), besitzt in seichten Gewässern die Elektrofischerei die beste Effizienz (z. B. Persinger, 2003). Die Methode des Habitat-Subsamplings eignet sich dabei für Gewässer, die über 15 m breit und über die gesamte Breite problemlos bewarbar sind. Das wesentliche Kriterium für die Qualität der Ergebnisse ist neben der Erfassung der häufigsten Teilhabitate eine ausreichende Anzahl an Subsamples. Die Ergebnisse dieser Untersuchung belegen, dass bei der Beprobung von 6 bis 9 Teilflächen (d. h. 2200 bis 3900 m<sup>2</sup>) 95% der Arten erfasst werden können. Die Unterschiede der zu beprobenden Anzahl an Teilflächen für Abundanz und Biomasse zwischen den beiden Strecken dürfte in der Ungleichverteilung von Abundanz und Biomasse innerhalb der einzelnen Teilhabitate begründet sein. Dies ist mittels gezielter Grundlagenforschung näher zu betrachten.

Eine ähnliche Untersuchung ergab, dass zwischen 5 und 14 Teilhabitate beprobt werden müssen, um 90% der Arten zu erfassen. Dabei wurden für die Bestimmung der Artenzahl mehr Teilproben benötigt als für die Abschätzung der Abundanz (Angermeier und Smogor, 1995). Eine ausreichende Anzahl an Subsamples ist auch für die Bewertung des fischökologischen Zustandes von großer Bedeutung, da es, wenn Arten nicht erfasst werden, rasch zu einer schlechteren Einschätzung kommen kann. Dabei spielt die insgesamt befischte Fläche eine maßgebliche Rolle (Angermeier und Karr, 1986) und sollte jedenfalls auch in Gewässern mit nur wenigen Teilhabitaten nicht unter der im »Methodik-Handbuch« angeführten Fläche von 2250 m<sup>2</sup> liegen (Haunschmid et al., 2006; BMLFUW, 2006).

Die Auswertung der Fischbestandsaufnahme sollte sich immer auf die bei Mittelwasser benetzte Bettbreite beziehen (Haunschmid et al., 2006). Andernfalls kann es beispielsweise in Restwasserstrecken mit geringer Mindestdotierung zu einer massiven Überschätzung des Fischbestandes, insbesondere der Biomasse, kommen. Die Methode des Habitat-Subsamplings ist daher nur in solchen Gewässern zulässig, in denen bei natürlicher Mittelwasserführung die gesamte Bettbreite benetzt ist. Restwasserstrecken mit hohem Anteil an trockenem Flussbett sollten nach derzeitigem Wissenstand mit anderen Methoden beprobt werden (z. B. Befischung über die gesamte Bettbreite und Berechnung bezogen auf die Gewässerbettbreite).

Im Gegensatz zur Methode nach Moran-Zippin oder DeLury (Bagenal, 1978) erfolgt nur ein Befischungsdurchgang, was dennoch eine plausible Abschätzung des Fischbestandes ermöglicht (vgl. Lobón-Cerviá und Utrilla, 1993). Der Fangenerfolg muss aber für jede Fischart getrennt angegeben werden, da die einzelnen Arten mittels Elektrofischerei unterschiedlich gut erfasst werden (Libosvársky und Lelek, 1965). Da die Fangeffizienz mit der Fischlänge steigt (Zalewski und Cowx, 1990; Büttiker, 1992), kann bei größeren Arten auch zwischen der Fangwahrscheinlichkeit für die Bestands- und die Biomasseberechnung unterschieden werden. Der Fangenerfolg ist auch für jedes Teilhabitat bzw. jedes Subsample extra zu bestimmen, da beispielsweise in strukturreichen Habitaten ein geringerer Scheueffekt auftritt als in strukturarmeren Gewässerabschnitten (Peter und Erb, 1996; Kämmereit, 2000). Es gibt methodische Ansätze der Bestandsschätzung über Beobachtung von Fischen (Hankin und Reeves, 1988; Heggnes et al., 1990), aber vor allem die Elektrofischerei liefert untrügliche Artnachweise sowie populationsökologische Daten. Bei bodenlebenden Arten wie der Koppe, die ohnehin nur schlecht auf den elektrischen Strom reagiert, kann mit Hilfe der Schätzung des Fangenerfolges nur eine grobe Abschätzung des Bestandes erfolgen. Dabei ist aber meist in den bewarbaren Gewässern eine bessere Sichtung dieser Tiere am Gewässergrund möglich als bei Bootsbefischungen.

In breiten, seichten Gewässern, in denen eine Elektrobefischung nicht mit dem Boot erfolgen kann, ist die Methode des Habitat-Subsamplings geeignet, plausible Ergebnisse bezüglich Artenzahl, Abundanz und Biomasse der Ichthyozönose zu liefern. Ziel dieser Methode ist es, mit vernünftigem Aufwand möglichst gute Ergebnisse zu erhalten. Bei der Fischbestandsaufnahme mittels Habitat-Subsampling kann im Vergleich zur Befischung über die gesamte Bettbreite eine größere Gewässerstrecke bearbeitet werden. Gleichzeitig ist der personelle Aufwand deutlich geringer.

## LITERATUR

- Angermeier, P. L. und J. R. Karr (1986): Applying and index of biotic integrity based on stream-fish communities: consideration in sampling and interpretation. *N. Am. J. Fish. Managem.* 6: 428–429.
- Angermeier, P. L. und R. A. Smogor (1995): Estimating number of species and relative abundances in stream-fish communities: effects of sampling effort and discontinuous spatial distributions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 936–949.
- Bagenal, T. (1978): *Methods for assessment of fish production in fresh waters.* Blackwell Scientific Publications, Oxford, 1–365.
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2006): *Arbeitsanweisung Fließgewässer. A1–01a Qualitätselemente Fische: Felderhebung, Probenahme, Probenaufarbeitung und Ergebnisübermittlung.* Stand Dezember 2006, Wien, 1–36.
- Büttiker, B. (1992): Electrofishing results correlated by selectivity functions in stock size estimates of brown trout (*Salmo trutta* L.) in brooks. *J. Fish Biol.* 41: 673–684.
- Burnham, K. P. und W. S. Overton (1979): Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology* 60, 927–936.
- CEN, Comité Européen de Normalisation (2003). EN 14011. Water quality – Sampling of fish with electricity. 1–24.
- CEN, Comité Européen de Normalisation (2004). EN 14962. Water quality – Guidance on the scope and selection of fish sampling methods. 1–24.
- Coleman, B. D., Mares, M. A., Willig, M. R. und Y.-H. Hsieh (1982): Randomness, area, and species richness. *Ecology* 63, 1121–1133.
- Colwell, R. K., C. X. Mao und J. Chang. (2004): Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85, 2717–2727.
- Colwell, R. K. (2006): EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0. Persistent URL <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Efron, B. und R. Tibshirani (1993): *An introduction to the bootstrap.* Chapman & Hall, London, 437 pp.
- Götz, C. und M. Holzner (2005): Wie aussagekräftig sind Elektrofischungen in größeren Fließgewässern? 5. Tagung der Gesellschaft für Ichthyologie, 22.–24. 9. 2005, Bonn.
- Hankin, D. G. und G. H. Reeves (1988): Estimation total fish abundance and total habitat area in small streams based on visual estimation methods. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 834–844.
- Hauschmid, R., Honsig-Erlenburg, W., Petz-Glechner, R., Schmutz, S., Schotzko, N., Spindler, T., Unfer, G. und G. Wolfram (2006): *Fischbestandsaufnahmen in Fließgewässern: Methodik-Handbuch.* Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, Scharfling, 1–38.
- Heggens, J., Brabrand, A. und S. J. Saltveit (1990): Comparison of three methods for studies of stream habitat use by brown trout and Atlantic salmon. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 119: 101–111.
- Kämmereit, M. (2000): Elektrofischerei. In: VDFF (Hrsg.): *Fischereiliche Untersuchungsmethoden in Fließgewässern.* Schriftenreihe des VDFF 13: 15–25.
- Libosvárský, J. und A. Lelek (1965): Über die Artselektivität beim elektrischen Fischfang. *Z. f. Fischerei und deren Hilfswissenschaften* 13: 291–302.
- Lobón-Cerviá, J. und C. G. Utrilla (1993): A simple model to determine stream trout (*Salmo trutta* L.) densities based on one removal with electrofishing. *Fisheries Research* 15: 369–378.
- Lyons, J. (1992): The length of stream to sample with a towed electrofishing unit when fish species richness is estimated. *North American Journal of Fisheries Management* 12, 198–203.
- Persinger, J. W. (2003): *Developing Habitat Suitability Criteria for Individual Species and Habitat Guilds in the Shenandoah River Basin.* Master Thesis, Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University, 1–231.
- Peter, A. und M. Erb (1996): Leitfaden für fischbiologische Erhebungen in Fließgewässern unter Einsatz der Elektrofischerei. *Mitt. zur Fischerei* 58: 1–19.
- Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.
- Schmutz, S., Zauner, G., Eberstaller, J. und M. Jungwirth (2001): Die Streifenbefischungsmethode: Eine Methode zur Quantifizierung von Fischbeständen mittelgroßer Fließgewässer. *Österreichs Fischerei* 54: 14–27.
- Smith, E. P. und van Belle, G. (1984): Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics* 40, 119–129
- Woschitz, G. und W. Honsig-Erlenburg (2002): Mindestanforderungen bei quantitativen Fischbestandsaufnahmen in Fließgewässern. *Richtlinien der Fachgruppe Fischereisachverständige beim Österreichischen Fischereiverband* 1/2002, 1–13.
- Zalewski, M und I. G. Cowx (1990): Factors affecting the efficiency of electric fishing. In: Cowx, I. G. und P. Lamarque (Hrsg.): *Fishing with electricity.* Fishing News Books, Oxford. 89–111.
- Zippin, C. (1956): An evaluation of the removal method of estimating animal populations. *Biometrics* 12: 163–198.
- Kontaktadresse: Dr. Regina Petz-Glechner, TB Umweltgutachten Petz, Hallwanger Landesstr. 32a, 5300 Hallwang, [E-Mail: petz@umweltgutachten.at](mailto:petz@umweltgutachten.at)

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Österreichs Fischerei](#)

Jahr/Year: 2007

Band/Volume: [60](#)

Autor(en)/Author(s): Haunschmid Reinhard, Petz-Glechner Regina, Petz Wolfgang

Artikel/Article: [Habitat-Subsampling - eine Methode der Fischbestandsaufnahme in breiten und watbaren Fließgewässern 84-89](#)