

**Marc Schmidt
Markus Kühlmann
Hubert Gassner
Elisabeth I. Meyer**

**Hydroakustische Untersuchungen
zum Fischbestand der Hennetalsperre**





Hydroakustische Untersuchungen zum Fischbestand der Hennetalsperre



WESTFÄLISCHE
WILHELMS-UNIVERSITÄT
MÜNSTER



Marc Schmidt
Markus Kühmann
Hubert Gassner
Elisabeth I. Meyer

Band 3

Herausgeber: Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V.
Von-Vincke-Str. 4
48143 Münster

Bearbeitung: Marc Schmidt, Markus Kühlmann, Hubert Gassner, Elisabeth I. Meyer

Fotos: Marc Schmidt, Hubert Gassner, Michael Möhlenkamp, Ruhrverband

Titelgestaltung: Marc Schmidt

Satz/Layout: MediCom Marketing GmbH, Münster

Druck: Bitter & Loose GmbH, Greven

Vertrieb: Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V.
Von-Vincke-Str. 4
48143 Münster
E-Mail: info@lfv-westfalen.de
Homepage: www.lfv-westfalen.de

© 2004 Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V.

Alle Rechte vorbehalten.

Nachdruck nur mit Genehmigung des Landesfischereiverbandes
Westfalen und Lippe e.V.

Printed in Germany

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	5
2	Zum Fischereimanagement an Talsperren	7
3	Gewässercharakterisierung	8
3.1	Lage und Kenndaten	8
3.2	Fischartenspektrum	10
4	Material und Methoden	12
4.1	Untersuchungseinheiten und Transekte	12
4.2	Fischerei	13
4.2.1	Stellnetzfischerei	13
4.2.2	Schleppnetzfischerei	15
4.2.3	Auswertung	17
4.3	Hydroakustik	17
4.3.1	Versuchsanordnung	17
4.3.2	Hydroakustische Grundlagen	18
4.3.3	Kalibrierung des Echolotes	20
4.3.4	Auswertung	21
4.3.5	Berechnung der Fischbiomasse	21
5	Ergebnisse	23
5.1	Fischerei	23
5.1.1	Fangergebnisse	23
5.1.2	Längen-Gewichtsregression	23
5.2	Hydroakustik	24
5.2.1	Echostärkenverteilung	24
5.2.2	Tagesperiodik	25
5.2.3	Horizontale Migration	29
5.2.4	Fischdichten	30
5.2.5	Fischbiomassen	33

6	Diskussion	35
7	Praxisorientierte Hinweise zum Fischereimanagement	41
8	Zusammenfassung	42
9	Literatur	43
10	Abbildungen	47
11	Tabellen	48

I Einleitung

In der jüngeren Vergangenheit ist die Bedeutung der Fischfauna für die Beurteilung des ökologischen Zustandes von Gewässern stetig gewachsen (BOBEK & SCHIEMER 1987; GASSNER et al., im Druck). Dies gilt insbesondere für Talsperren, da die Qualitätsanforderungen an Brauch- und Trinkwasser eine fischereiliche Bewirtschaftung erfordern, die zugleich auch als Ökosystemmanagement verstanden werden muss. Ein solches Management setzt vor allem Kenntnisse zur Abundanz und Biomasse der strukturbildenden Fischarten voraus (ARBEITSGEMEINSCHAFT TRINKWASSERTALSPERREN 2000).



Abb. 1: Luftaufnahme der Hennetalsperre (Foto: Archiv Ruhrverband).

Der Ruhrverband (Essen) betreibt als Wasserwirtschaftsunternehmen verschiedene Talsperren in den Regionen Sauerland und Bergisches Land, zu denen auch die Hennetalsperre bei Meschede (Hochsauerlandkreis) zählt (Abb. 1). Den gesetzlichen Vorgaben entsprechend und orientiert an den jeweiligen Bewirtschaftungszielen obliegt das fischereiliche Management der Talsperren dem verbandsinternen Fischereibetrieb. Dabei stehen unter gewässerökologischen und fischereibiologischen Gesichtspunkten die Wassergütwirtschaft und die Verbesserung der Wasserqualität im Vordergrund (RUHRVERBAND 2002).

Im Fall der Hennetalsperre lag der Schwerpunkt der fischereilichen Arbeit in den letzten Jahren bei der Kontrolle und Steuerung der Kleinen Maräne (*Coregonus albula* L.) (Abb. 2). Diese zur



Abb. 2: Kleine Maräne (*Coregonus albula* L.). Quelle: Terofal (1984).

Familie *Coregonidae* (Maränen, Renken, Felchen) zählende Art ernährt sich überwiegend zooplanktivor und ist daher vor dem Hintergrund der Wassergütemirtschaft als problematisch einzustufen (ARBEITSGEMEINSCHAFT TRINKWASSERTALSPERREN 2000). In diesem Zusammenhang ist die Quantifizierung des Bestandes ein wesentlicher Aspekt des Fischereimanagements.

Zur Beantwortung fischereiwissenschaftlicher Fragestellungen hat sich die Hydroakustik in den letzten Jahren zu einer wichtigen und weltweit angewandten Technologie entwickelt (MACLENNAN & SIMMONDS 1992). Bei dieser Methode finden wissenschaftliche Echolote Verwendung, deren Einsatz gegenüber traditionellen Untersuchungsmethoden entscheidende Vorteile hat: Es handelt sich um eine nicht invasive Methode, d. h. die Fische werden durch die Datenaufnahme nicht beeinträchtigt und nehmen keinen Schaden (APPENZELLER 1997; GASSNER & WANZENBÖCK 1999). Weitere Vorteile ergeben sich durch die Möglichkeit, auch größere Wasseroberflächen in relativ kurzer Zeit bei entsprechend geringem Personalaufwand zu untersuchen (BODHLOT 1990; APPENZELLER 1997).

Gegenstand hydroakustischer Untersuchungen sind u. a. die quantitative Abschätzung der Fischbestände (Fischdichten u. Fischbiomassen) sowie die Erfassung räumlicher und zeitlicher Verteilungsmuster (GASSNER & WANZENBÖCK 1999). Für diese Arbeit stand ein Forschungsecholot der Firma Simrad zur Verfügung (Simrad EY 500 Portable Scientific Echosounder mit 120 kHz). Vor dem Hintergrund des Fischereimanagements an der Hennetalsperre sollte der Einsatz des Gerätes folgende Fragestellungen klären:

1. Wie hoch ist die Fischbiomasse der Hennetalsperre [kg ha^{-1}] unter besonderer Berücksichtigung der Kleinen Maräne (*Coregonus albula* L.)?
2. Welche räumlich-zeitlichen Verteilungsmuster des Fischbestandes sind feststellbar?

Neben der Beantwortung dieser Fragen soll weiterführend festgestellt werden, ob und in welchem Rahmen die Hydroakustik als Instrument für die fischereiliche Bewirtschaftung an Talsperren eingesetzt werden kann.

2 Fischereimanagement an Talsperren

Bedingt durch die Morphologie und Bewirtschaftungsform unterscheiden sich Talsperren grundsätzlich von natürlichen Stillgewässerökosystemen. Diese sind durch menschliche Eingriffe erst sekundär überformt worden, während Talsperren primär nach den an sie gerichteten Nutzungsansprüchen errichtet und bewirtschaftet werden (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 1990).

Einen wesentlichen Faktor stellen die Stauspiegelschwankungen dar (UHLMANN & HORN 2001). Diese führen dazu, dass uferlaichende Raubfische wie der Hecht (*Esox lucius*) durch Trockenfallen der Litoralzonen und die dadurch eingeschränkte Ufer- und Unterwasservegetation in ihrer Reproduktion benachteiligt werden (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 1990; RUHRVERBAND 2002). Daher müssen die Raubfischbestände im Rahmen der Biomanipulation (DOKULIL et al. 2001) durch Besatzmaßnahmen gezielt gefördert werden (ARBEITSGEMEINSCHAFT TRINKWASSERTALSPERREN 2000). Die Maßnahmen zur Biomanipulation an den Talsperren des Ruhrverbandes orientieren sich am Modell der top-down-Steuerung (CARPENTER et al. 1985; BENNDORF 1995) kombiniert mit selektiver Befischung der Bestände (SCHMIDT & KÜHLMANN 2002). Der Raubfischbesatz an der Hennetalsperre erfolgt vorwiegend mit Hecht (*Esox lucius*) und Seeforelle (*Salmo trutta f. lacustris*).

Aufgrund der eingeschränkten Reproduktion der Raubfische können sich Massenfischarten wie die Kleine Maräne entsprechend stark vermehren (RUHRVERBAND 2002). Das massenhafte Auftreten dieser zooplanktivoren Art und die dadurch bedingte Reduzierung der großen Zooplankter führt häufig zu einem erhöhten Phytoplanktonaufkommen (DOKULIL et al. 2001). Eine solche Entwicklung, die sich u. a. durch geringe Sichttiefen, hohe pH-Werte und extreme Sauerstoffkonzentrationen äußert, zieht negative Folgen für die Wasserqualität und einen erhöhten Aufbereitungsaufwand nach sich (ARBEITSGEMEINSCHAFT TRINKWASSERTALSPERREN 2000; RUHRVERBAND 2002).

Zum Zeitpunkt der Sommerstagnation finden im Tiefenwasser (Hypolimnion) von Talsperren häufig sauerstoffzehrende Abbauvorgänge statt (NUSCH 1975). Besonders betroffen sind die kalten Kleinen Maränen, die sich aufgrund der geringeren Wassertemperaturen zu diesem Zeitpunkt bevorzugt in den Tiefenwasser-Bereichen aufhalten. Darum mussten an der Hennetalsperre in der Vergangenheit mehrfach kostenaufwendige Sauerstoff-Begasungen durchgeführt werden. Auf diese Weise wurde einem drohenden Massenfischsterben vorgebeugt (RUHRVERBAND 2002).

Bei hohen Fischkonzentrationen im Hypolimnion ergibt sich ein weiteres Problem: Die Abgabe großer Wassermengen zur Hochwasserentlastung erfolgt über die Talsperren-Grundablässe. Betroffen sind auch hier vor allem die Kleinen Maränen. Die Sogwirkung mit einhergehendem Druckabfall führt zu einer hohen Mortalität der Fische (RUHRVERBAND 2002).

Zusätzlich kommt es bei hohen Dichten zu Verbuttungen der Fischbestände (stark verlangsamtes Wachstum durch Verknappung der Futtermenge bei hoher Fischdichte; GERSTMEIER & ROMIG 1998). Der natürliche Aufbau und langfristige Erhalt eines nach Art, Individuenzahl und Altersstruktur ausgewogenen Fischbestandes ist vor diesen Hintergründen sehr problematisch (RUHRVERBAND 2002).

Die angeführten Sachverhalte verdeutlichen unter ökologischen und wassergütwirtschaftlichen Gesichtspunkten die Notwendigkeit eines fischereilichen Managements zur zielorientierten Bewirtschaftung von Talsperren (RUHRVERBAND 1995).

3 Gewässercharakterisierung

3.1 Lage und Kenndaten

Die Hennetalsperre liegt nahe der Stadt Meschede im östlichen Teil des Sauerlandes und wird dem Gewässersystem Henne / Ruhr / Rhein zugeordnet (Abb. 3).



Abb. 3: Lage der Hennetalsperre in NRW.

Die Talsperre mit einem Einzugsgebiet von 97,9 km² wurde 1955 in Betrieb genommen und dient der Niedrigwasseraufhöhung der Ruhr, dem Hochwasserschutz und der Energieerzeugung sowie der Naherholung. Im Vergleich zu anderen Talsperren des Ruhrverbandes weist das Einzugsgebiet mit 47% einen erhöhten Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche auf. Weitere 49% der Fläche sind bewaldet, lediglich 4% sind bebaut.

Die wichtigsten Kenndaten der Talsperre sind dem Bericht der LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1990) entnommen und nachfolgend aufgeführt:

Stauziel:	323,3 m ü. NN
Speicheroberfläche:	2,13 km ² (bei Vollstau) 1,45 km ² (im Jahresmittel, RUHRVERBAND 2002)
Gesamtstauraum:	39,3 x 10 ⁶ m ³
Maximale Tiefe:	51,8 m
Mittlere Tiefe:	18,4 m
Talsperrentyp:	U-Tal
Zirkulationstyp:	dimiktisch (je eine Vollzirkulation im Frühjahr und Herbst)

Die Hennetalsperre ist auf derselben Datengrundlage mit einem Gesamtphosphorgehalt von ca. 30 µg l⁻¹ und einer Gesamtstickstoffkonzentration von > 4 mg l⁻¹ als eutrophes Gewässer zu kennzeichnen. Aktuellere Untersuchungen weisen jedoch auf eine beginnende Reoligotrophierung und damit auf eine Entwicklung zu mesotropheren Nährstoffverhältnissen hin (RUHRVERBAND 2002).

Die limnologischen Kenndaten gemäß der Klassifizierung des OECD-Nährstoffbelastungskonzepts für die Jahre 1997 - 2001 sind in Tabelle 1 dargestellt (RUHRVERBAND 2002).

Auf der Grundlage dieser Daten liegen die Werte im Grenzbereich zwischen eutroph und mesotroph, dabei zeigen der Gesamtphosphorgehalt (TP) und die maximale Chlorophyll-a-Konzentration bereits mesotrophe Verhältnisse an.

Tab. 1: Kenndaten nach OECD-Nährstoffbelastungskonzept.

1997-200 (Mittelwerte)	TP (Gesamtphosphor) [µg/l]	TN (Gesamtstickstoff) [mg/l]	Chlorophyll-a [µg/l]	Chlorophyll-a (max) [µg/l]	Secchi-Sichttiefe [m]
Hennetalsperre	21 ± 4,3	3,35 ± 0,31	9,9 ± 2,3	25	3,1 ± 1,3

An den Talsperren des Ruhrverbandes werden in einem monatlichen Rhythmus Wasserproben zur Ermittlung der limnologischen Standardparameter entnommen. Für den Untersuchungszeitraum von Juni bis September sind die Standardparameter Wassertemperatur, pH-Wert und Sauerstoffkonzentration, entnommen an der Probestelle vor dem Staudamm, in Tabelle 2 wiedergegeben.

Tab. 2: Limnologische Standardparameter von Juni bis September im Bereich des Staudamms.

Datum	Entnahmetiefe [m]	Wassertemp.[°C]	pH-Wert	O2-Konz. [mg/l]
11.06.02	0	17,8	9,1	10,2
	2	17,8	9,1	10,2
	7	13,4	9,0	12,4
	10	9,8	8,6	9,6
	20	6,8	8,0	8,9
	32	5,7	8,0	9,0
	46	5,6	7,9	8,4
10.07.02	0	20,2	9,3	10,7
	3	19,8	9,3	10,8
	8	15,3	8,7	10,3
	15	8,4	7,8	6,3
	25	6,3	7,7	7,3
	35	6,0	7,7	7,6
	47	5,9	7,7	7,1
07.08.02	0	20,1	8,8	9,5
	5	18,8	9,0	10,0
	12	14,7	8,4	9,3
	20	8,8	7,9	4,6
	30	7,0	7,7	5,1
	40	6,3	7,6	5,8
	47	6,3	7,5	4,7
04.09.02	0	20,3	9,1	10,8
	5	20,2	9,1	10,8
	10	17,3	8,5	8,0
	19	12,3	7,7	3,3
	28	8,5	7,6	4,1
	37	8,3	7,5	4,3
	45	8,0	7,4	3,2

3.2 Fischartenspektrum

Die Hennetalsperre zählt zu den produktiveren Talsperren des Ruhrverbandes und weist einen heterogen strukturierten Fischbestand auf (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 1990). Die wichtigsten Arten sind entsprechend der Familienzugehörigkeit nachstehend aufgeführt:

Familie *Anguillidae* (Aale)

Aal (*Anguilla anguilla* L.)

Familie *Cyprinidae* (Weißfische)

Rotauge (*Rutilus rutilus* L.)

Brassen (*Abramis brama* L.)

Schleie (*Tinca tinca* L.)

Karpfen (*Cyprinus carpio* L.)

Familie *Salmonidae* (Lachse)

Seeforelle (*Salmo trutta* f. *lacustris* L.)

Familie *Coregonidae* (Renken)

Kleine Maräne (*Coregonus albula* L.)

Blaufelchen (*Coregonus lavaretus* L.)

Familie *Esocidae* (Hechte)

Hecht (*Esox lucius* L.)

Familie *Percidae* (Echte Barsche)

Flussbarsch (*Perca fluviatilis* L.)

Zander (*Sander lucioperca* L.)

Durch die Fangmeldungen der Angelfischer wird der heterogen strukturierte Fischbestand der Talsperre bestätigt (RUHRVERBAND 2003; Kühlmann, mündl. Mitteilung).

Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Kleine Maräne bei der Auswertung der Fangstatistiken keine Rolle spielt, da eine gezielte Befischung dieser Art mit der Handangel aufgrund der zooplanktivoren Ernährungsweise kaum gelingt (ARBEITSGEMEINSCHAFT TRINKWASSERTALSPERREN 2000).

Die Ermittlung der fischereilichen Ertragsfähigkeit [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] auf der Grundlage der Angelfischerei ist eine der Aufgaben des Fischereimanagements. Für den Zeitraum 1976-1986 liegt dieser Ertrag bei $57 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 1990). Neuere Zahlen aus den Jahren 1990 - 2000 weisen einen Ertrag von $79 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ aus (RUHRVERBAND 2002).

Bezüglich der Kleinen Maräne sei darauf hingewiesen, dass die Art in Nordrhein-Westfalen nicht autochthon ist.

Die Bestände in den Talsperren des Sauerlandes sind auf Besatzmaßnahmen der ehemaligen Landesanstalt für Fischerei (heute Fischereidezernate der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten) zurückzuführen. Die Ursprungspopulationen entstammen Seen aus Nordost-Deutschland. Seit den sechziger Jahren gilt die Art in den Talsperren als reproduzierend und fest eingebürgert (TACK 1972).

4 Material und Methoden

4.1 Untersuchungseinheiten und Transekte

Die hydroakustischen und fischereilichen Untersuchungen fanden im Zeitraum von Juni - September 2002 statt.

Für die hydroakustischen Datenerhebungen mit dem Echolot wurden zuvor 13 über die Talsperre verteilte Transekte mit Hilfe der Satellitennavigation festgelegt. Dabei kam ein Gerät der Firma Garmin (Typ eTrex Summit) zum Einsatz. Diese 13 Transekte wurden im Rahmen von Standard-Untersuchungseinheiten an jeweils fünf Terminen (27./28.06., 09./10.07., 12./13.08., 28./29.08. und 25./26.09.) mit dem Echolot befahren (Abb. 4).

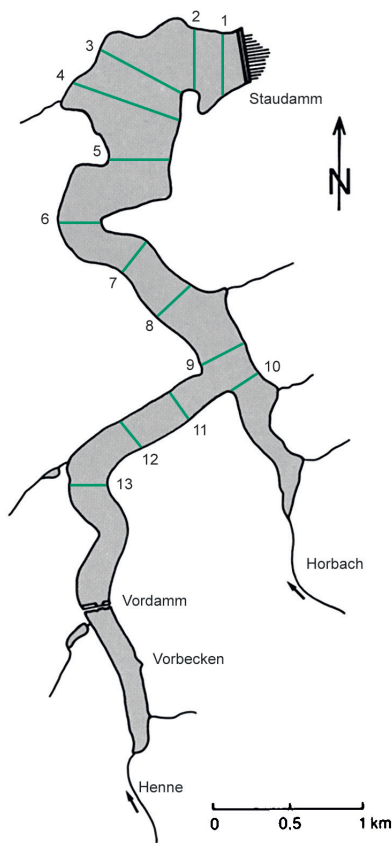


Abb. 4: Transekte 1-13 (Standard-Untersuchungseinheiten).

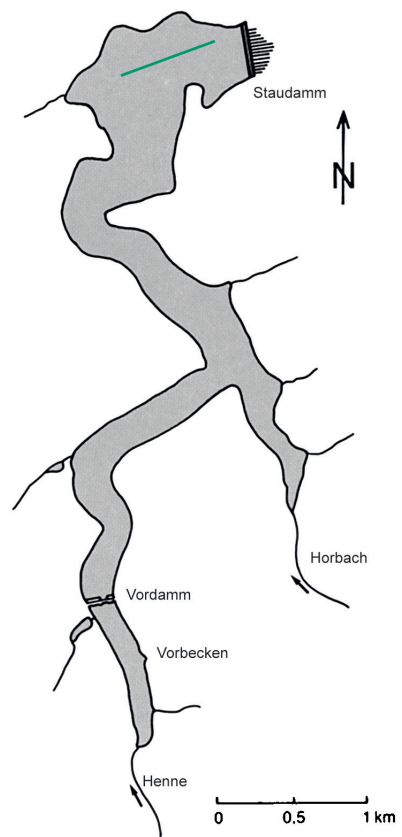


Abb. 5: Längstransekt (Schleppnetzfisherei).

Parallel zu den Standard-Befahrungen wurden Stellnetzbefischungen durchgeführt (s. 4.2.1). Zusätzlich fanden an weiteren Terminen Sonderuntersuchungen statt.

Am 19./20.08. erfolgte eine 24 h-Untersuchung auf Transekt 2, das im Zeitraum von 16.15 Uhr bis 15.15 Uhr stündlich befahren wurde.

Am 12.09. erfolgte die Datenaufnahme auf einem Längstransekt im Bereich des Staudammbeckens. Bei dieser Untersuchungseinheit wurde parallel eine Schleppnetzbefischung durchgeführt (s. 4.2.2). Aufgrund der Morphologie der Talsperre war der Einsatz der Schleppnetzfischerei auf diesen Teil des Gewässers beschränkt (Abb. 5).

Eine dritte Sonderuntersuchung erfolgte am 25./26.09. ebenfalls im Bereich des Staudammbeckens. Dabei wurde dieser Gewässerabschnitt (Größe ca. 68 ha) auf einem engen Kurs mit insgesamt 12 Transekten befahren (Abb. 6).

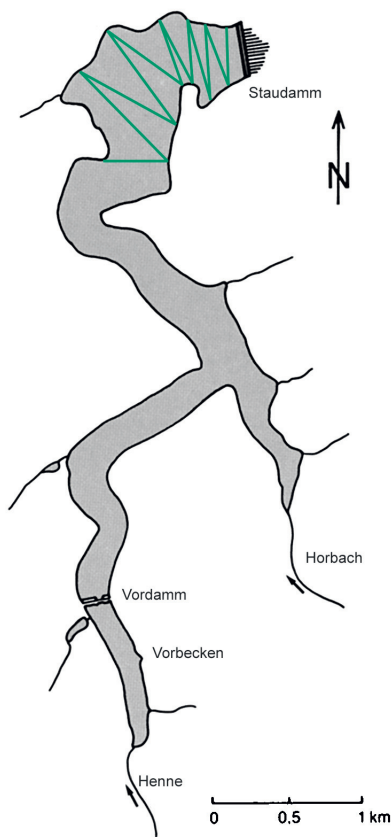


Abb. 6: Transekte 1-12 (Sonderuntersuchung Staudammbecken).

4.2 Fischerei

Die Anwendung hydroakustischer Verfahren ermöglicht die Quantifizierung von Fischbeständen (MACLENNAN & SIMMONDS 1992). Ein grundsätzliches Problem der Methode ergibt sich durch das Unvermögen, Fischarten voneinander zu unterscheiden (GASSNER & WANZENBÖCK 1999). Aus diesem Grund sind Bestandsschätzungen immer in Verbindung mit Netzfängen zur Artdifferenzierung durchzuführen (BRANDT et al. 1991, ARBEITSGEMEINSCHAFT TRINKWASSERTALSPERREN 2000).

4.2.1 Stellnetzfischerei

Bei der Stellnetzfischerei handelt es sich um eine passive Fischereimethode. Die Netze werden im Wasser so platziert, dass sich die Fische mit ihren Kiemen, Flossen oder Schuppen in den Netzmaschen verfangen (MATTERN 1999).

Die Fänge an der Hennetalsperre erfolgten mit zwei unterschiedlichen Typen von einwandigen Stellnetzen (Kiemennetzen).

Bei den Grundnetzen ist die an der Unterseite der Netzblätter befestigte Unterleine (Bleileine) schwerer als die mit Auftriebskörpern versehene Oberleine. Dadurch sinken die Netze bis zum Gewässergrund. Durch den Auftrieb der Oberleine wird das Netz unter Wasser in der entsprechenden Höhe der Netzblätter gespannt.

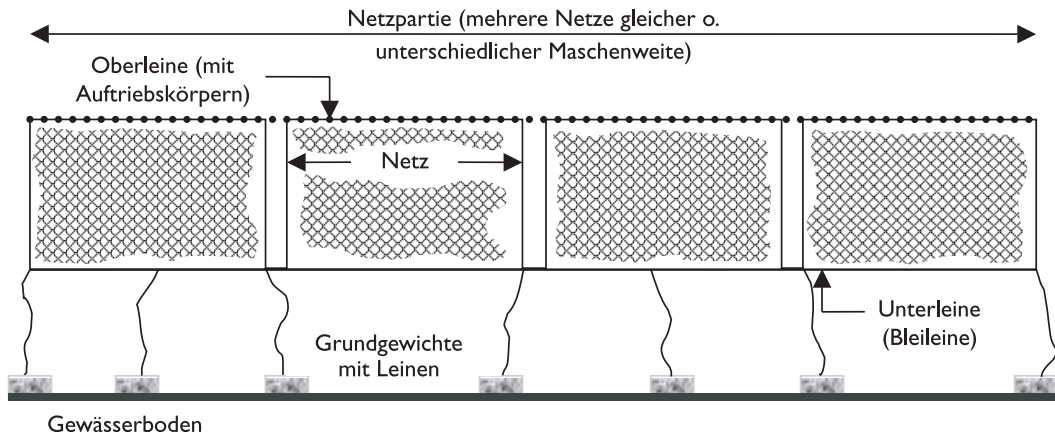


Abb. 7: Pelagische Stellnetzpartie (Schwebnetz schematisch).

Für den Fang von Freiwasser-Fischarten kommen pelagische Stellnetze (Schwimmnetze) zum Einsatz. Die Auftriebskraft der Oberleine ist hier größer als das Gewicht der Unterleine. Das Netz kann somit durch die Verwendung von Zusatzgewichten und Leinen am Gewässergrund fixiert werden. Anschließend treibt es bis zur eingestellten Höhe im Wasserkörper nach oben (Abb. 7).

In der Regel wird die Stellnetzfisherei mit mehreren aneinanderhängenden Netzen jeweils unterschiedlicher Maschenweiten durchgeführt. Sind mehrere Netze gleicher oder unterschiedlicher Maschenweite hintereinander geschaltet, spricht man von einer Netzpartie (MATTERN 1999).

Die Stellnetzfänge erfolgten mit Maschenweiten von 6 - 70 mm (gemessen von Knoten zu Knoten). Bei den Grundnetzen kamen Maschenweiten von 30 - 70 mm in Schritten von 10 mm zum Einsatz. Die Netze hatten eine Länge von jeweils 50 m pro Maschenweite, daraus ergab sich eine Gesamtlänge der Netzpartie von 250 m.

Bei den pelagischen Stellnetzpartien wurden klein- und großmaschige unterschieden. Die Netze der kleinmaschigen Parteien wiesen Maschenweiten von 6 - 26 mm (6, 8, 10, 12, 15, 18, 20, 22, 24 und 26 mm) auf. Bei einer Netzlänge von 12,5 m ergab sich eine Gesamtlänge der Partie von 125 m.

Die großmaschigen pelagischen Stellnetze hatten Maschenweiten von 30 - 70 mm in Schritten von 10 mm bei einer Länge von jeweils 50 m. Das entspricht einer Gesamtlänge der Partie von 250 m.

Die Höhe der Stellnetze betrug 3 m für die Grundnetze und die kleinmaschigen pelagischen Netze. Die großmaschigen pelagischen Stellnetze waren 5 m hoch.

Die Netzfänge erfolgten parallel zu den hydroakustischen Datenaufnahmen und daher ausschließlich nachts. Dies geschah unter Berücksichtigung möglicher Wanderbewegungen der Fische (ARBEITSGEMEINSCHAFT TRINKWASSERTALSPERREN 2000) und zielte darauf ab, mit beiden Methoden den Nachtaspekt zu erfassen. Bei den Untersuchungen von Juni bis September kamen nicht immer alle Netztypen und Maschenweiten zum Einsatz. Einen Überblick zur Stellnetzfisherei bei den Standard-Untersuchungseinheiten verschafft Tabelle 3.

Tab. 3: Stellnetzfisherei für die Standard-Untersuchungseinheiten (pel. = pelagisches Schwebnetz, Grd. = Grundnetz).

Datum	Netztyp	Maschenweiten [mm]	Standort (Transekt)	Stelltiefe [m]	Standzeit [h]
27./28.06.	pel.	6-10-12-15-20-22-24-26	3-2	37-40	2,75
09./10.07.	pel.	6-10-12-15-20-22-24-26	2	31-34	4
	pel.	6-10-12-15-20-22-24-26	4	35-38	4
	Grd.	30-40-50-60	9	22-25	4
12./13.08	pel.	6-10-12-15-20-22-24-26	1-2	31-34	4
	pel.	6-10-12-15-20-22-24-26	3	32-35	4
	pel.	40-50-60-70	4	12-17	4
	pel.	6-10-12-15-20-22-24-26	7-8	22-25	4
28./29.08.	pel.	6-10-12-15-18-20-22-24-26	2	37-40	4,5
	Grd.	30-40-50-60-70	2	44-47	4,5
	pel.	30-40-50-60-70	4	18-23	4,5
	Grd.	30-40-50-60-70	5	36-39	5
	pel.	6-10-12-15-18-20-22-24-26	6	28-31	5
	pel.	6-10-12-15-18-20-22-24-26	13	4-7	4,5
25./26.09.	pel.	6-8-10-12-15-18-20-22-24-26	1	30-33	4,5
	Grd.	30-40-50-60-70	2	37-40	5
	Grd.	30-40-50-60-70	3	35-38	5,5
	pel.	6-8-10-12-15-18-20-22-24-26	4	35-38	5
	pel.	30-40-50-60-70	4-5	18-23	6

4.2.2 Schleppnetzfisherei

Der Fischfang mit dem Schleppnetz stellt eine aktive Fischereimethode dar (MATTERN 1999). Die Schleppnetzfisherei wurde in den vergangenen Jahren im Fischereibetrieb des Ruhrverbandes besonders für den Fang der Kleinen Maräne weiterentwickelt und eingesetzt (KÜHLMANN 1997).

Bei der Sonderuntersuchung am 12.09. kam ein pelagisches Zwei-Schiff-Schleppnetz zum Einsatz. Das Netz wurde auf einer Strecke von ca. 500 m in 26 - 30 m Tiefe durch die Freiwasserzone gezogen (Abb. 8-10).

Der durch die beiden Boote gezogene Netzsack verjüngt sich zum Ende hin, gleichzeitig werden auch die Maschen des Netzes stetig kleiner. Dabei verringert sich die Maschenweite von 60 auf 14 mm im so genannten Stert, der das Ende des Netzes bildet.

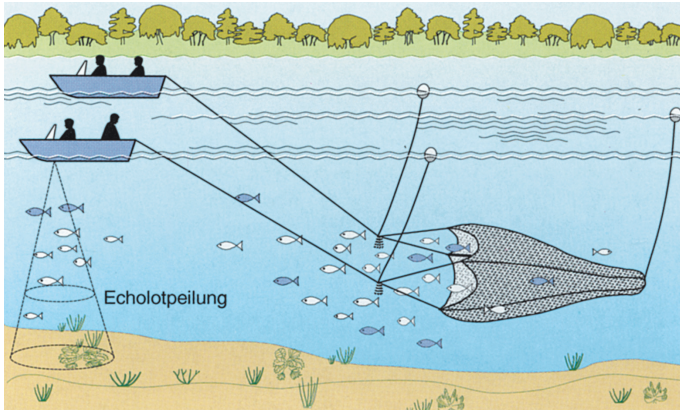


Abb. 8: Schleppnetzfisherei (schematisch) Quelle: Ruhrverband.



Abb. 9: Aufgetriebener Netzsack mit Kleinen Maränen.



Abb. 10: Mit Kleinen Maränen gefüllter Netzsack am Boot.

4.2.3 Auswertung

Der Artdetermination folgte die Auswertung der Netzfänge nach Stückzahl, Länge und Gewicht. Für die ersten vier Standard-Untersuchungseinheiten wurde die Totallänge der Fische (Maulspitze bis zum Ende der Schwanzflosse) auf 1 mm und das Gewicht auf 0,1 g genau erfasst.

Auf der Grundlage dieser Daten erfolgte die Ermittlung des Längen-Gewichtsverhältnisses für die Kleine Maräne durch eine Regressionsanalyse.

Bei der letzten Standard-Untersuchungseinheit wurden die gefangenen Fische lediglich gezählt und den Maschenweiten der jeweiligen Netze zugeordnet.

Die Auswertung der Schleppnetzbefischung erfolgte ebenfalls nur nach der Stückzahl und dem Gesamtgewicht des Fanges.

4.3 Hydroakustik

4.3.1 Versuchsanordnung

Das EY 500-Forschungsecholot setzt sich aus verschiedenen Einheiten mit unterschiedlichen Funktionen zusammen. Die Kombination der einzelnen Einheiten ermöglicht die Messung akustischer Signale unter Wasser (JOHANNES-SON & MITSON 1983) (Abb. 11).

Wesentliche Teile des Echolotes sind der Schallgeber (Transducer) und die Recheneinheit. Bestandteile der Recheneinheit sind ein Timer, Sender und Empfänger sowie ein Verstärker. Die Steuerung und die Visualisierung (Display) erfolgt über ein Notebook. Die Verbindung der Recheneinheit mit dem Schallgeber wird über ein Kabel zur Energieversorgung und für den Datentransfer hergestellt.

Der Schallgeber ist im vorderen Bereich des Bootes in etwa 30 cm Wassertiefe installiert (Abb. 12).

Der Timer initiiert einen elektrischen Impuls, der den Sender aktiviert. Entsprechend der verwendeten Frequenz erzeugt der Sender einen Impuls bestimmter Länge.

Die elektrische Energie dieses Impulses wird durch den Schallgeber in akustische Energie umgewandelt und als Schallimpuls ins Wasser abgestrahlt. Die vom Schallimpuls getroffenen

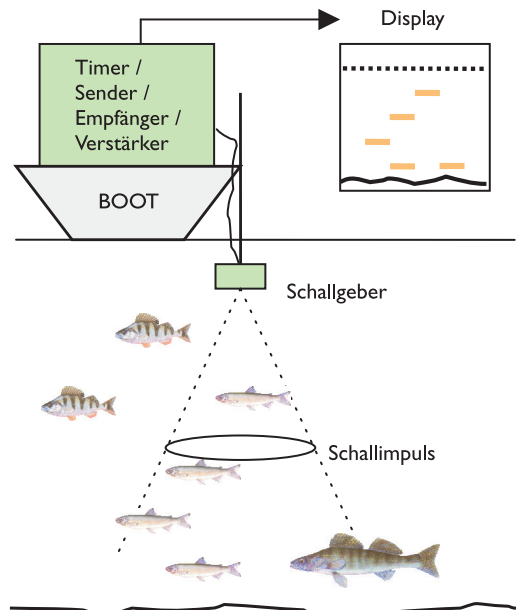


Abb. 11: Hydroakustik (schematisch).



Abb. 12: Boot mit montiertem Echolot (Schallgeber im Vordergrund über der Wasseroberfläche).

Objekte reflektieren Echos, die zum Schallgeber zurücklaufen und durch den Empfänger wieder in elektrische Signale umgewandelt werden.

Eine Nachverstärkung dieser elektrischen Signale erfolgt durch die Verstärkereinheit. Grundlage hierfür ist die Zeitdifferenz zwischen abgestrahltem Schallimpuls und eintreffendem Echosignal. Anschließend erfolgt die Weiterbearbeitung und Speicherung der Signale sowie deren Visualisierung auf dem Display des Notebooks.

4.3.2 Hydroakustische Grundlagen

Schallwellen sind primär gekennzeichnet durch ihre Ausbreitungsgeschwindigkeit c , die Wellenlänge λ und die Frequenz f (MACLENNAN & SIMMONDS 1992). Es gilt die Beziehung:

$$c = \lambda f \quad (1)$$

Die Ausbreitungsgeschwindigkeit von Schallwellen im Wasser ist u. a. abhängig von der Temperatur, dem Druck und dem Salzgehalt des Mediums und beträgt in der Regel 1450 bis 1550 m/s. Nach JOHANNESSON & MITSON (1983) ist der Einfluss von Schallgeschwindigkeit und Wassertemperatur bei der fischereilichen Anwendung der Hydroakustik statistisch nicht signifikant.

Die Frequenz des verwendeten Simrad-Echolotes beträgt 120 kHz. Hohe Frequenzen (>100 kHz) ermöglichen ein hohes Auflösungsvermögen bei relativ geringer Reichweite. Aus diesem Grund sind hochfrequente Echolote für den Einsatz in Binnengewässern vorzuziehen (MINOW 1998).

Für die Berechnung von Fischbiomassen ist die Dauer der abgestrahlten Schallimpulse von entscheidender Bedeutung. Die Impulsdauer τ beeinflusst maßgeblich das Auflösungsvermögen des Echolotes (MACLENNAN & SIMMONDS 1992). Es gilt:

$$R_2 - R_1 > c \tau / 2 \quad (2)$$

Dabei ist $R_2 - R_1$ der Abstand zwischen zwei Zielobjekten (z. B. Fische). Bei einer voreingestellten Impulsdauer (pulse length) von 0,1 ms und einer angenommenen Schallgeschwindigkeit von 1500 m s⁻¹ können somit Einzelziele erfasst werden, deren Abstand zueinander mindestens 7,5 cm betragen muss. Daraus folgt, dass nahe am Boden stehende Fische in das Bodenecho übergehen und somit nicht aufgezeichnet werden können.

Gleiches gilt auch für Ziele, die sich nahe an der Wasseroberfläche befinden. Durch den so genannten Nahfeld-Effekt des Schallgebers (MACLENNAN & SIMMONDS 1992) ist eine fehlerfreie Erfassung von Fischen erst ab einer bestimmten Wassertiefe möglich. Bei der vorliegenden Untersuchung ging deshalb der Bereich von 0 bis 4 m Wassertiefe nicht in die Auswertung ein.

Die Stärke des von einem Fisch reflektierten Echosignals, der so genannte Zielwert (Target Strength = TS), ist von verschiedenen Faktoren abhängig und wird im gängigen Lautstärkemaß Dezibel (dB) angegeben (MACLENNAN & SIMMONDS 1992). Der Zielwert (TS) errechnet sich aus dem Verhältnis der einfallenden zur zurückstreuenden Schallenergie gemessen in einer Entfernung r (= 1 m) zum Objekt. Grundlage hierfür ist der reflektierte Streuungsquerschnitt λ_{bs} des Objektes (BODHOLT 1990). Es gilt:

$$TS = 10 \log \lambda_{bs} \quad (3)$$

Bei Fischen mit Schwimmblase ist die Aufenthaltstiefe und damit die Größe der Schwimmblase wesentlicher Faktor für den Wert des Zielmaßes (BODHOLT 1990). Daneben spielen auch die Länge des Fisches, seine Körperproportionen und der Winkelaspekt (Lage des Fisches und dessen Ausrichtung) eine nicht unbedeutende Rolle. Die Ausgabewerte der reflektierten Echosignale haben aufgrund der logarithmischen dB-Skala ein negatives Vorzeichen [- dB].

Mit dem Gerät können für die Erfassung der von den Fischen reflektierten Echosignale Grenzwerte festgelegt werden. Bei der vorliegenden Untersuchung betragen die Grenzwerte für die Parameter Sv (volume backscattering) und TS (target strength) -58 dB, kleinere Echos wurden nicht in die Auswertung miteinbezogen (s. 4.3.4). Die Festlegung dieser Grenzwerte ermöglicht das Herausfiltern von Störsignalen (z. B. Luftblasen, Plankton) und eine entsprechend optimierte Datenerfassung.

Für eine Vertiefung der physikalischen Grundlagen zur Anwendung der Hydroakustik in der Fischerei sei auf JOHANNESSON & MITSON (1983) sowie auf MACLENNAN & SIMMONDS (1992) verwiesen.

Die Ermittlung von Fischgrößen mit Hilfe wissenschaftlicher Echolote erfordert nach MACLENNAN & SIMMONDS (1992) verschiedene Kompensationsmechanismen.

Die Split-Beam-Technologie ermöglicht die Ermittlung der genauen Position der Fische im Schallkegel. Dies ist nötig, da ein Fisch im Zentrum der Schallkegelachse ein größeres Echosignal reflektiert als ein gleich großer Fisch im Randbereich desselben. Aus diesem Grund ist der Schallkegel beim digitalen EY 500 Echolot in vier Sektoren unterteilt. Über den durch die Energieverteilung definierten Öffnungswinkel des Schallkegels kann die Abweichung eines Objektes vom Schallkegelzentrum ermittelt werden. Der Öffnungswinkel des benutzten Schallgebers beträgt $7,1 \times 7,1^\circ$. Bei der Nachbearbeitung der Echosignale in der Recheneinheit erfolgt eine Kompensation, sodass beide Fische als gleich groß in die Auswertung eingehen (Abb. 13).

Eine weitere Kompensation erfolgt durch die laufzeitabhängige Nachverstärkung der Echosignale (TVG = Time Varied Gain). Mit zunehmender Entfernung vom Schallgeber verringert sich die Intensität der abgestrahlten Schallimpulse, entsprechend werden auch die Echosignale tiefer stehender Fische schwächer reflektiert. Die vom Timer registrierte Differenz zwischen abgestrahltem Schallimpuls und eintreffendem Echosignal dient als Berechnungsgrundlage für die Nachverstärkung. Gleich

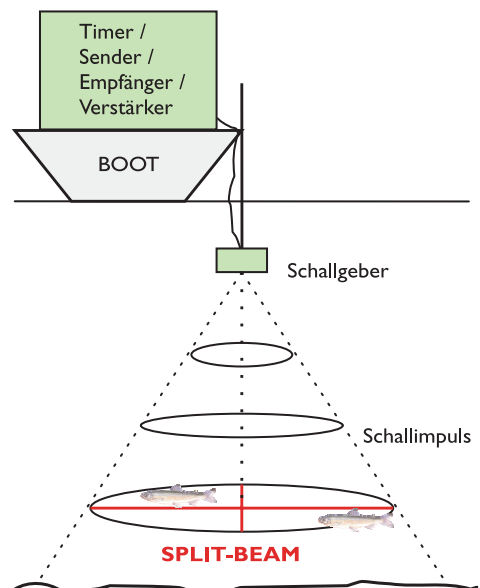


Abb. 13: Split-Beam (schematisch).

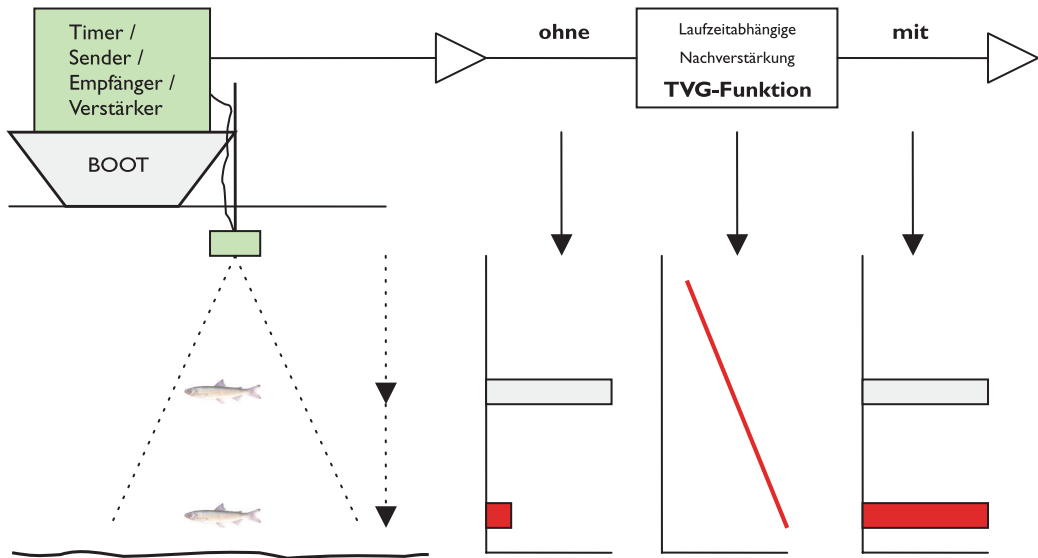


Abb. 14: Laufzeitabhängige Nachverstärkung (TVG, schematisch).
 Quelle: MACLENNAN U. SIMMONDS (1992), verändert.

großen Fischen in unterschiedlichen Tiefen können so auch gleiche Echosignalstärken zugeordnet werden (Abb. 14).

Für die Datenaufnahme und Bearbeitung der Echosignale wurde das Echointegrationsverfahren (MINOW 1998, GASSNER & WANZENBÖCK 1999) angewendet. Der bei dieser Methode benutzte Nachverstärkungsmodus $TVG = 20 \log R$ ist nach MACLENNAN UND SIMMONDS (1992) Grundlage für die Erfassung und Auswertung von dichten Fischbeständen und Fischschwärmen.

Die Datenaufnahmen mit dem EY 500 erfolgten aufgrund der besseren Einzelfischverteilung ausschließlich in der Nacht (PTAK & APPENZELER 1998). Die Geschwindigkeit des Bootes betrug 5 bis 6 km/h.

4.3.3 Kalibrierung des Echolotes

Um eine Beziehung zwischen den ausgesendeten Schallsignalen und den reflektierten Fischechos herzustellen, ist die Kalibrierung (Eichung) des Echolotes Grundvoraussetzung für eine exakte Datenerfassung (JOHANNESSEN UND MITSON 1983). Auf die Notwendigkeit der Kalibrierung wird auch bei FOOTE (1982) sowie bei MACLENNAN & SIMMONDS (1992) hingewiesen (Abb. 15).

Die Kalibrierung des EY 500-Echolotes erfolgte mit einer Standard-Kupferkugel des Echolot-Herstellers (Fa. Simrad, Norwegen) in 15 - 20 m Wassertiefe. Die technischen Daten der Eichkugel (Durchmesser, Volumen, Masse) sind fest definiert.

Die Kalibrierung des Gerätes erfolgte vor Beginn der Befahrungen und anschließend in regelmäßigen Intervallen über den gesamten Untersuchungszeitraum. Die Eichung wurde nach den Herstellervorgaben durchgeführt (SIMRAD 1996 a u. b).

4.3.4 Auswertung

Nach der Befahrung der einzelnen Transekte erfolgt die weitere Datenauswertung mit Hilfe eines speziellen Computer-Programms (Simrad EP 500 Post Processing Software). Sämtliche Echosignale eines Transektes werden zunächst komprimiert und als Echogramm dargestellt.

Um das Echo des Gewässergrundes von den Fischechos zu trennen, muss dieser je nach Beschaffenheit neu definiert werden. Eine solche Verfahrensweise schließt aus, dass Bodenechos als Fischechos in die weitere Datenverarbeitung eingehen (KNUDSEN 1989). Die Definition der Bodenlinie erfolgt vor Beginn der Datenauswertung manuell.

Die zur Bearbeitung herangezogenen Echogramme gliedern sich in zwei Teilbereiche. Im oberen Teil sind die Echosignale der vom Schallkegel erfassten Fische und des Gewässergrundes abgebildet. Mit Hilfe dieser Darstellung kann die visuelle Auswertung eines Transektes erfolgen. Der untere Teil des Echogramms enthält Datensätze für die weitere Bearbeitung der Echodaten. Einige Echogramme sind im Ergebnisteil unter Punkt 5 dargestellt.

Die Einteilung der reflektierten Fischechos erfolgt gemäß ihrer Stärke in dB-Klassen. Die Software für das EY 500 erlaubt eine Einteilung in Klassen von jeweils 3 dB. Das Histogramm im unteren Teil zeigt die prozentuale Verteilung der Fischechos in den einzelnen dB-Klassen auf einem Transekt.

Zusätzlich werden durch das Integrationsverfahren absolute Zahlen zur Fischdichte (Fische pro Hektar) in den jeweiligen dB-Klassen errechnet. Die Ermittlung der Abundanz dient als Grundlage für die Bestimmung der Fischbiomasse.

4.3.5 Berechnung der Fischbiomasse

Die Auswertung der Daten anhand der Echogramme liefert Angaben zur Echostärkenverteilung und zu den vorhandenen Fischdichten. Zur Berechnung der Fischbiomasse wurde der Vorgehensweise bei GASSNER & WANZENBÖCK (1999) gefolgt.

Im ersten Schritt erfolgt die Umrechnung der registrierten Echostärken in Fischlängen, hierbei ist die logarithmische dB-Skala zu berücksichtigen. Daher wurde die Berechnung mit dem logarithmischen Mittel der Echostärkenverteilung innerhalb der dB-Klassen durchgeführt. Grundlage dieser Umrechnung ist die von LOVE (1971) entwickelte Formel für 120 kHz-Schallgeber:

$$\text{Echostärke (TS)} = 19,1 (\log \text{Totallänge}) - 63,85 \quad (4)$$

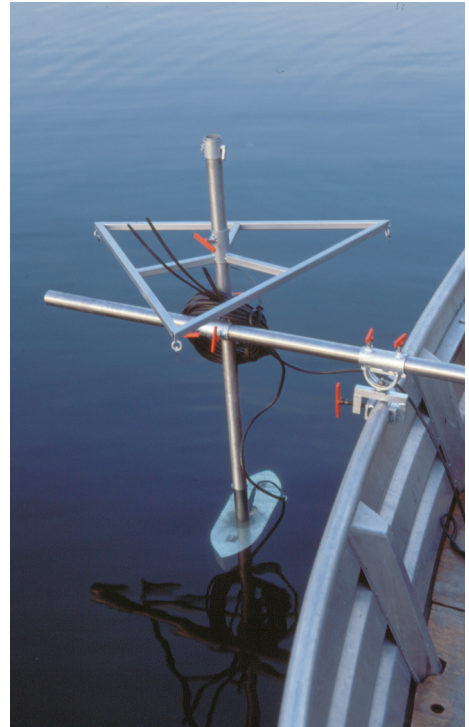


Abb. 15: Schallgeber mit Kalibrierungsvorrichtung.

Der benutzte Schwellenwert von -58 dB entspricht einer Fischlänge von 2 cm, kleinere Fische wurden bei der Bearbeitung nicht berücksichtigt.

Im nächsten Schritt müssen den errechneten Fischlängen Gewichte zugeordnet werden. Grundlage hierfür ist die Ermittlung einer Längen-Gewichtsbeziehung für die am häufigsten gefangene Fischart.

Die Biomassenberechnung erfolgt anschließend für die in den 3-dB-Klassen vorliegenden Fischdichten ($f \text{ ha}^{-1}$). Dabei werden die Abundanzwerte innerhalb einer 3-dB-Klasse in 1-dB-Klassen gedrittelt. Dies geschieht unter der Annahme, dass die Abundanzverteilung innerhalb der 3-dB-Klasse gleich ist (GASSNER & WANZENBÖCK 1999).

Die Anzahl der Fische pro 1-dB-Klasse wird mit dem mittleren Fischgewicht (s. 5.1.2) dieser Klasse multipliziert. Durch Addition der 1-dB-Klassen wird die Biomasse innerhalb der 3-dB-Klasse errechnet. Aus der Addition aller 3-dB-Klassen ergibt sich die Fischbiomasse für das jeweilige Transekt.

Die mittlere Fischbiomasse [kg ha^{-1}] für eine Standard-Untersuchungseinheit errechnet sich aus dem arithmetischen Mittel aller 13 Transekte.

5 Ergebnisse

5.1 Fischerei

5.1.1 Fangergebnisse

Insgesamt wurden mit der Stell- und Schleppnetzfischerei 3292 Fische fünf verschiedener Arten gefangen. Das Artenspektrum der Netzfänge umfasst neben der Kleinen Maräne (*Coregonus albula*) auch Blaufelchen (*Coregonus lavaretus*), Rotauge (*Rutilus rutilus*), Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) und Zander (*Sander lucioperca*).

Auf die Stellnetzefänge der Standard-Untersuchungseinheiten entfallen 1682 Fische, davon sind 1572 Individuen der Art *Coregonus albula* mit Längen von 9,7 - 22,2 cm zuzuordnen. Außerdem konnten 80 Rotaugen (5 - 18,5 cm), 26 Blaufelchen (37 - 57,5 cm), 3 Flussbarsche (5 - 6 cm) und 1 Zander (89,5 cm) gefangen werden. Der Anteil der Kleinen Maräne am Gesamtfang der Standard-Untersuchungen liegt damit bei 93 %.

Bei der Sonderuntersuchung zur Schleppnetzfischerei wurden ausschließlich Kleine Maränen gefangen. Das Gesamtgewicht des Fanges von 80 kg entspricht einer Stückzahl von 1610 Individuen mit Längen von 10 bis 22 cm.

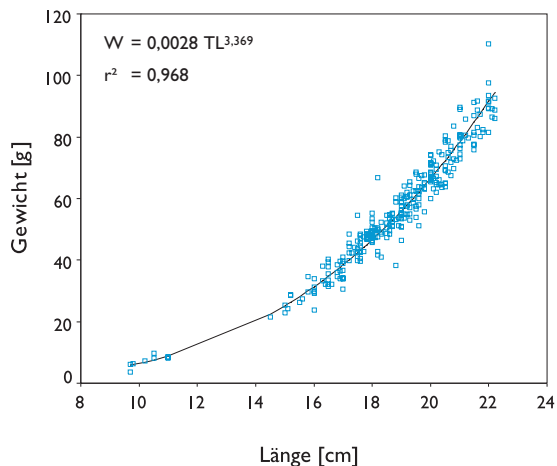


Abb. 16: Längen-Gewichtsbeziehung für *C. albula*.

5.1.2 Längen-Gewichtsregression

Aufgrund des hohen Anteils der Kleinen Maräne am Gesamtfang erfolgte die Berechnung der Längen-Gewichtsbeziehung nur für diese eine Art. Die Regressionsanalyse stützt sich auf 290 Individuen mit einer durchschnittlichen Länge von 18,7 cm und einem Durchschnittsgewicht von 56,2 g (Abb. 16).

Die Totallänge (TL) der zur Regression herangezogenen Fische schwankt zwischen 9,7 cm und 22,2 cm, das Gewicht (W) zwischen 3,6 g und 110,2 g.

Für die errechnete Längen-Gewichtsbeziehung gilt:

$$W = 0,0028 TL^{3,369} \quad r^2 = 0,968 \quad (5)$$

Die Berechnung der Fischbiomassen (s. 5.2.5) erfolgt auf der Grundlage dieser Gleichung.

5.2 Hydroakustik

5.2.1 Echostärkenverteilung

Bei der Auswertung der Echogramme fallen Daten zur prozentualen Verteilung der Echostärken innerhalb der dB-Klassen an. Ausgehend vom eingestellten Schwellenwert (-58 dB, kleinster registrierter Wert = -57,9 dB) erfolgt die Klasseneinteilung in Schritten von jeweils 3 dB. Bei den Untersuchungen wurden Echosignale in 11 verschiedenen dB-Klassen registriert (Tab. 4).

Tab. 4: Registrierte dB-Klassen und zugehörige mittlere Fischlängen.

dB-Klasse	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Echostärke [dB]	-57	-54	-51	-48	-45	-42	-39	-36	-33	-30	-27
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-55	-52	-49	-46	-43	-40	-37	-34	-31	-28	-25
Mittlere Fischlänge [cm]	2,5	3,6	5,2	7,4	10,7	15,3	22,0	31,5	45,3	65,5	93,5

In Abhängigkeit von Transekt und Untersuchungszeitpunkt konnten starke Schwankungen der prozentualen Anteile an der Echostärkenverteilung festgestellt werden.

Fische mit Längen von 2,5 - 5,2 cm (-57 bis -49 dB) konnten bei jeder Standard-Untersuchungseinheit registriert werden. Die Anteile dieser Klassen sind auf den Transekten I - 9 in der Regel deutlich niedriger als auf den Transekten I - 13. Mit 61 % erreichen Fische mit einer durchschnittlichen Länge von 5,2 cm (-51 bis -49 dB) auf Transekt 2 am 25./26.09. den höchsten Anteil.

Ebenfalls sehr häufig konnten Fische mit einer durchschnittlichen Länge von 7,4 cm (-48 bis -46 dB) registriert werden. Die Anteile dieser Klasse schwanken zwischen 3 % auf Transekt 12 am 09./10.07. und 20 % auf Transekt 10 am 27./28.06.

Für die Transekte 8 - 13 ist festzustellen, dass die Anzahl der Fische mit Längen von 10,7 - 31,5 cm (Klassen V - VIII, -45 bis -34 dB) im Verlauf der

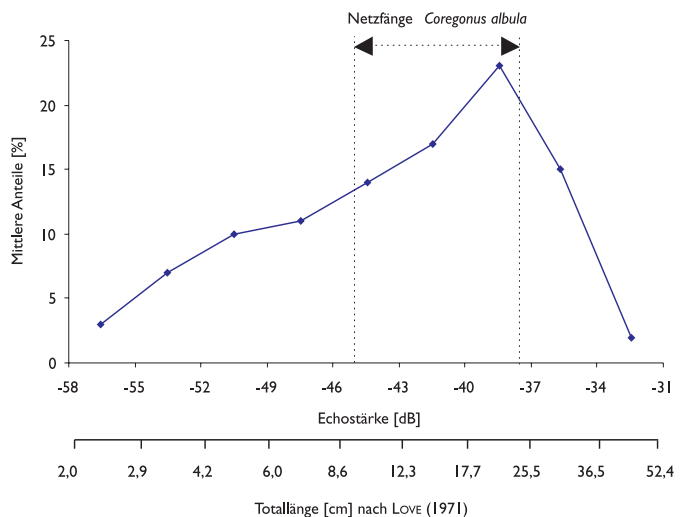


Abb. 17: Echostärkeverteilung am 25./26.09.02 im Staudammbecken und durch Netzfänge bestätigte Längen von *Coregonus albula*.

Untersuchungen deutlich zurückgeht oder diese überhaupt nicht mehr registriert werden konnten. Auf den Transekten 1 - 7 schwanken die Anteile dieser Klassen zwischen 6 % für Fische mit einer Länge von 31,5 cm am 12./13.08. und 26 % für Fische mit einer Länge von 22 cm am 27./28.06.

Fische mit einer durchschnittlichen Länge von 45,3 cm (-33 bis -31 dB) weisen nur geringe Anteile von 1 - 5 % auf. Bei der letzten Untersuchung am 25./26.09. sind auf den Transekten 9 - 13 keine entsprechenden Echosignale festgestellt worden.

Fische mit Längen von 65,5 - 93,4 cm (-30 bis -25 dB) konnten nur bei der letzten Standard-Untersuchungseinheit registriert werden, auf Transekt 5 lagen die Anteile der Klassen X und XI bei 3 bzw. 1 %.

Die Datenauswertung der am 25./26.09. durchgeführten Sonderuntersuchung des Staudammbeckens zeigt eine typische Echostärkenverteilung für den Bereich der Transekte 1 - 5. Es konnten Fische mit Längen von 2,5 - 45,3 cm Länge festgestellt werden. Den mit 23 % höchsten Anteil erreichen Fische mit einer durchschnittlichen Länge von 22 cm, über die Hälfte der ermittelten Gesamtchoreflexion entfällt auf Fische mit Längen zwischen 15,3 und 31,5 cm (-42 bis -34 dB) (Abb. 17).

Eine ähnliche Verteilung der Echostärken zeigt auch die Datenauswertung für die Sonderuntersuchung zur Schleppnetzfisherei am 12.09. Mit 63 % stellen Fische mit Längen von 15,3 - 31,5 cm (-42 bis -34 dB) den größten Anteil am reflektierten Gesamtecho.

5.2.2 Tagesperiodik

Bei der Sonderuntersuchung am 19./20.08. wurde das Transekt 2 im Zeitraum von 16.15 Uhr bis 15.15 Uhr stündlich befahren. Dabei sollten tageszeitliche Unterschiede bei der Verteilung der Fische festgestellt werden. Die Ergebnisse stützen sich auf die visuelle Auswertung der Echogramme von 24 Transektbefahrungen.

Anhand der Echogramme, können drei unterschiedliche Fischverteilungsmuster abgeleitet werden. Am Tage sind dichte Fischschwärme im Mittelwasser zu beobachten, vornehmlich im Bereich zwischen 10 und 30 m Wassertiefe. Zusätzlich können dichte Fischansammlungen in tieferen Regionen nah dem Gewässergrund registriert werden (Abb. 18).

Zur Nachtzeit zeigt sich ein anderes Bild der Fischverteilung. Nach der Auflösung der Schwärme und dem Aufsteigen der Fische vom Gewässergrund halten sich die Tiere homogen verteilt im Hypolimnion zwischen ca. 25 und 50 m Wassertiefe auf.

Die Dämmerungsphasen sind durch aktive Wanderbewegungen der Fische gekennzeichnet. Während der Abenddämmerung beginnen ab 19.15 Uhr die Auflösung der Schwärme im Mittelwasser und die Orientierung in größere Wassertiefen. Gleichzeitig kann das Ablösen der Fische vom Gewässergrund beobachtet werden (Abb. 19). Zum Zeitpunkt der Befahrung um 21.15 Uhr zeigt sich eine homogene Verteilung im Hypolimnion (Abb. 20). Dieses Bild ändert sich im Verlauf der Nacht bis zur Morgendämmerung nur geringfügig (Abb. 21).

Im Vergleich zur Abenddämmerung lässt die Phase des Sonnenaufgangs entgegengesetzte Wanderbewegungen erkennen. Die meisten Tiere schließen sich ab etwa 5.15 Uhr zu Schwärmen zusammen und steigen in geringere Wassertiefen auf. Andere ziehen sich auf den Gewässergrund zurück (Abb. 22). Das um 7.15 Uhr registrierte Echogramm zeigt bereits die Tagverteilung mit Schwarmbildung im Pelagial und Fischansammlungen am Grund (Abb. 23).

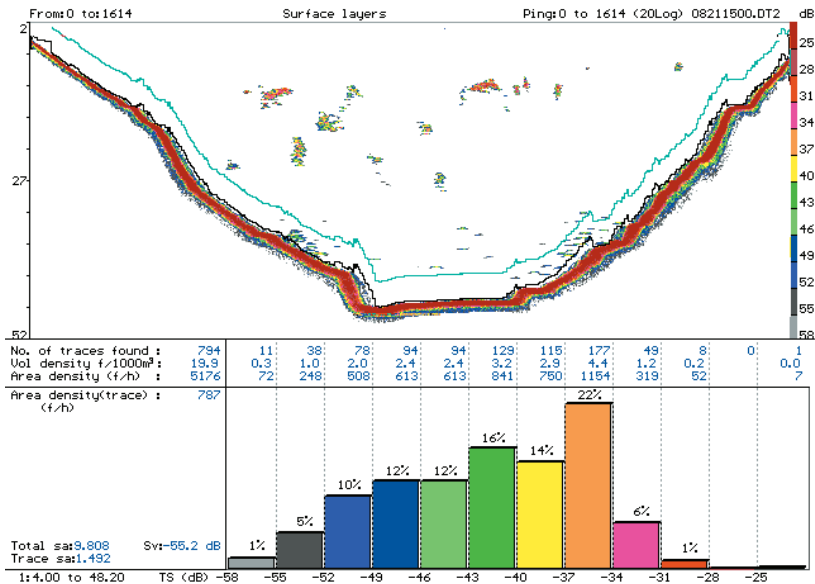


Abb. 18: Echogramm von Transekt 2 am 19.08.03 um 19.15 Uhr. Der obere Teil des Echogramms zeigt links die Tiefenskalierung in m Wassertiefe, rechts die farbige dB-Skala. Über dem Bodenecho (dicke dunkelrote Linie) sind im Freiwasser die punkt- und strichförmigen Fischechos zu erkennen. Der untere Teil des Echogramms zeigt die prozentuale Verteilung der Echosignale innerhalb der dB-Klassen (Histogramm) sowie Datensätze zur weiteren Bearbeitung und Analyse.

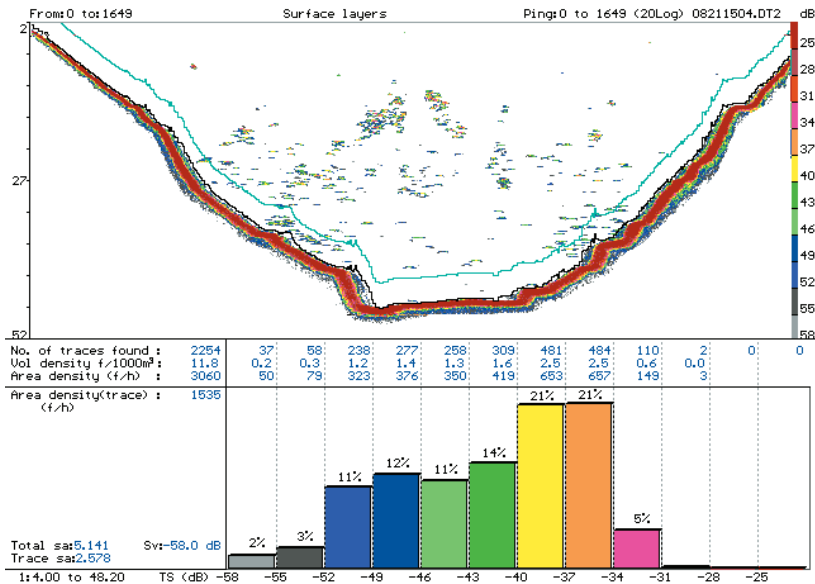


Abb. 19: Echogramm von Transekt 2 am 19.08.03 um 20.15 Uhr.

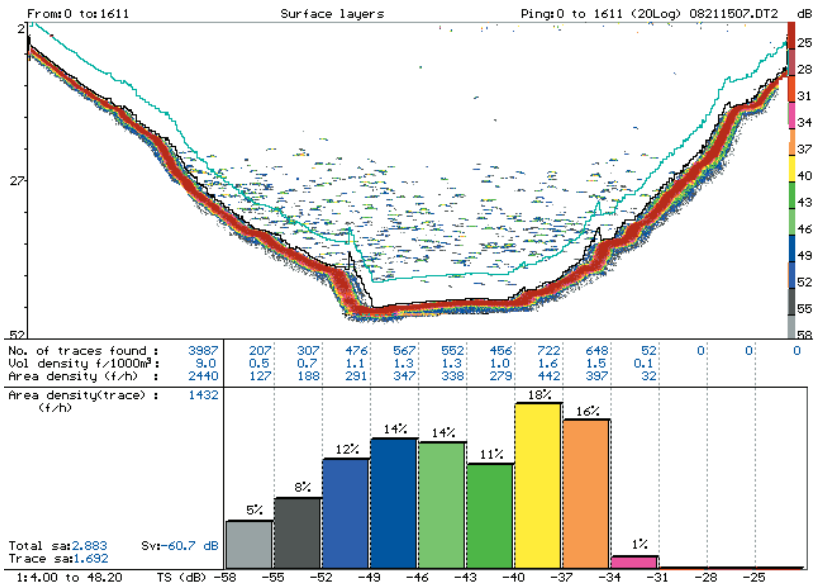


Abb. 20: Echogramm von Transekt 2 am 19.08.03 um 21.15 Uhr.

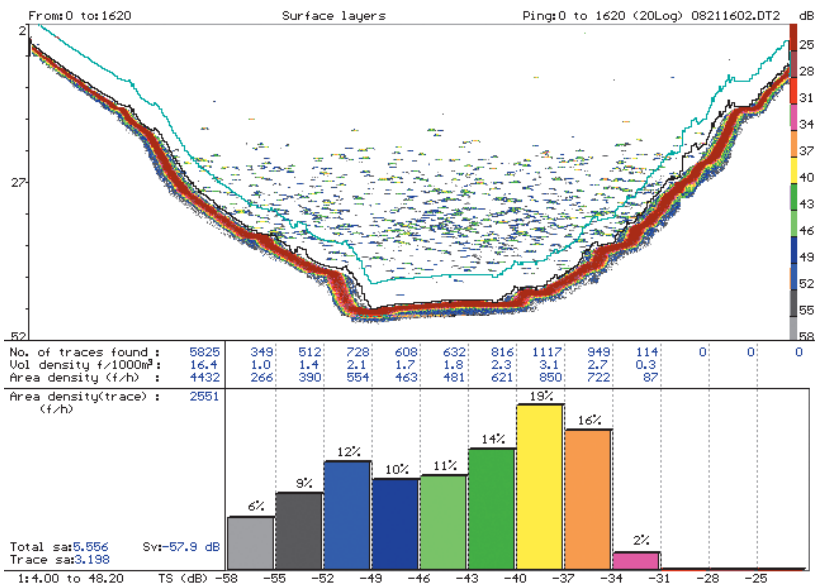


Abb. 21: Echogramm von Transekt 2 am 20.08.03 um 05.15 Uhr.

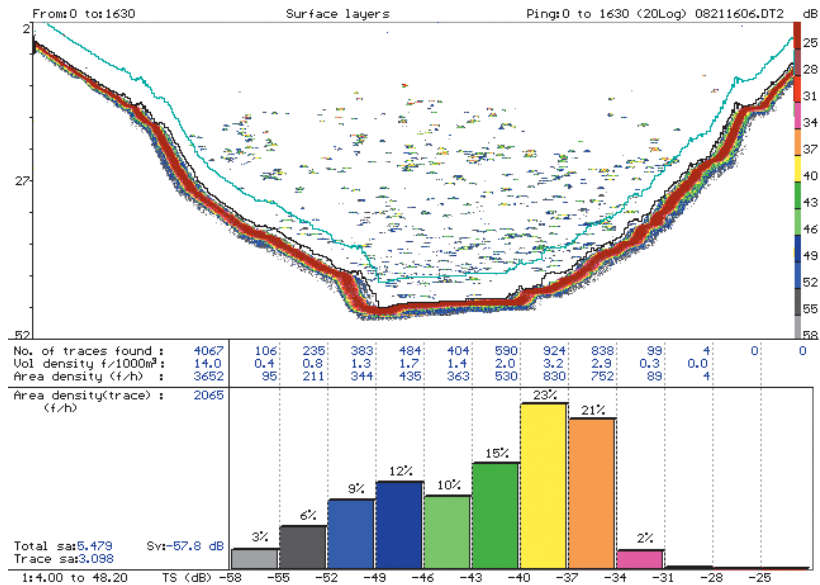


Abb. 22: Echogramm von Transekt 2 am 20.08.03 um 06.15 Uhr.

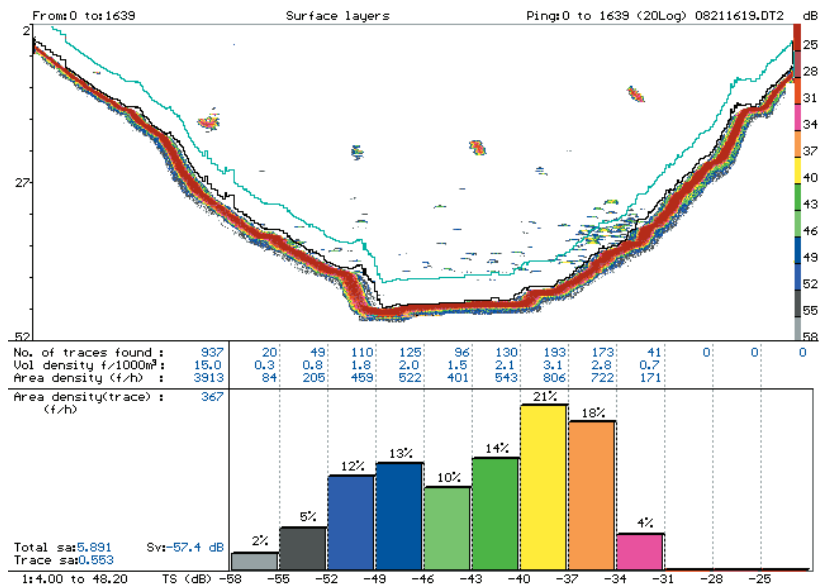


Abb. 23: Echogramm von Transekt 2 am 20.08.03 um 07.15 Uhr.

5.2.3 Horizontale Migration

Um horizontale Wanderbewegungen der Fische registrieren zu können, wurde eine Sonderfunktion der Auswertungs-Software verwendet. Damit war es möglich, alle 13 Transekte einer Standard-Untersuchungseinheit in komprimierter Form nebeneinander in einem Echogramm darzustellen.

Die visuelle Auswertung erfolgt durch den Vergleich von vier Standard-Untersuchungseinheiten. Die Abbildungen 24 - 27 verdeutlichen die Unterschiede in der Fischverteilung sowie den Längsgradienten der Talsperre bezüglich der Tiefe. Dabei werden die größten Tiefen im Bereich des Staudamms erreicht, während das Gewässer zur Stauwurzel hin immer flacher wird.

Beim Vergleich der vier komprimierten Echogramme (jeweils von Juni, Juli, August und September) sind deutliche Unterschiede in der Fischverteilung feststellbar.

Für die Untersuchung am 27./28.06. zeigt das Echogramm eine gleichmäßige Verteilung der Fischechos auf den Transekten 1 - 13. Neben den Echosignalen in der Freiwasserzone halten sich die Fische zum Teil auch im Bereich der Oberfläche auf. Die Transekte 10 - 13 zeigen fast ausschließlich oberflächennahe Echos.

Auf den Transekten 2 - 5 erstreckt sich die vertikale Verteilung der Echosignale vom Gewässergrund bis zur Wasseroberfläche, dabei halten sich im Bereich von 5 - 10 m Wassertiefe nur wenige Fische auf.

Das Echogramm vom Juli unterscheidet sich davon nur unwesentlich. Allerdings sind auf den Transekten 7 - 9 weniger Fischechos zu erkennen als im Vormonat. Auch die Anzahl der oberflächennahen Echos ist geringer als im Juni, dies gilt insbesondere für die Transekte 1 - 3. Zusätzlich zeigen die Transekte 1 - 5 eine geringere Konzentration der Echosignale in mittleren Wassertiefen.

Deutliche Unterschiede zu den Monaten Juni und Juli sind auf dem Echogramm vom 28./29.08. zu erkennen. Ein großer Teil der erfassten Echosignale konzentriert sich im Bereich der Transekte 1 - 5 in Wassertiefen unterhalb von ca. 20 m, daneben sind auf den Transekten 1 - 4 vereinzelt auch oberflächennahe Echos zu sehen. Die Transekte 6 - 13 zeigen nur wenige Fischechos, die auf den Transekten 8 - 13 vor allem im Bereich der Oberfläche registriert werden.

Das Echogramm vom September verdeutlicht gegenüber dem August eine weitere Konzentration der Fische im Bereich des Staudambeckens. Die Transekte 1 - 4 zeigen dichte Fischansammlungen im Hypolimnion unterhalb von etwa 25 m Wassertiefe. Die Fischdichten in diesem Bereich sind gegenüber Juni signifikant höher ($P < 0,001$, Mann-Whitney Test). Dagegen sind auf den Transekten 5 - 13 nur sehr wenige Fischechos zu erkennen. Im Unterschied zu den Vormonaten werden oberflächennahe Echos nur noch sehr vereinzelt registriert.

Durch die Auswertung der Echogramme wird eine deutliche horizontale Verschiebung der Fischechos im Zeitraum von Juni bis September angezeigt. Während die Echosignale im Juni auf den Transekten 1 - 13 relativ gleichmäßig verteilt sind, ist im September eine starke Konzentration der Fische im Bereich des Staudambeckens zu erkennen. Der Großteil der Fischechos kann zu diesem Zeitpunkt vor allem in größeren Wassertiefen beobachtet werden.

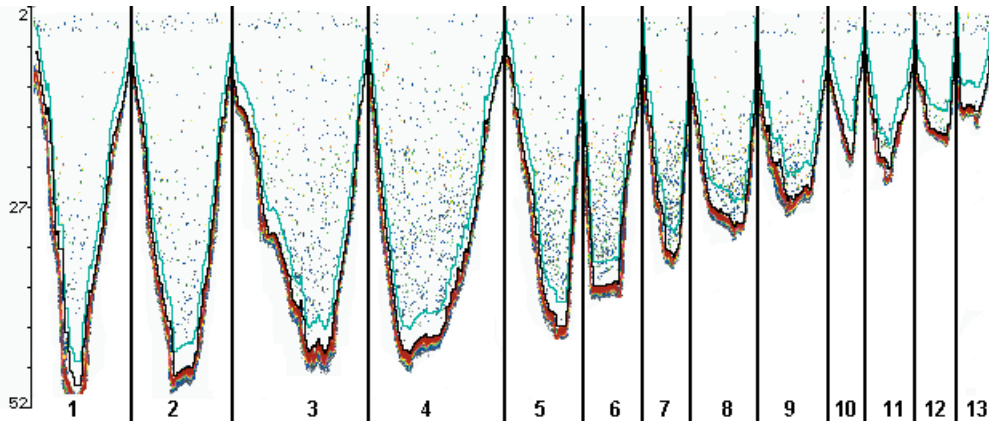


Abb. 24: Transekte 1-13 am 27./28.06.03 (komprimierte Darstellung).

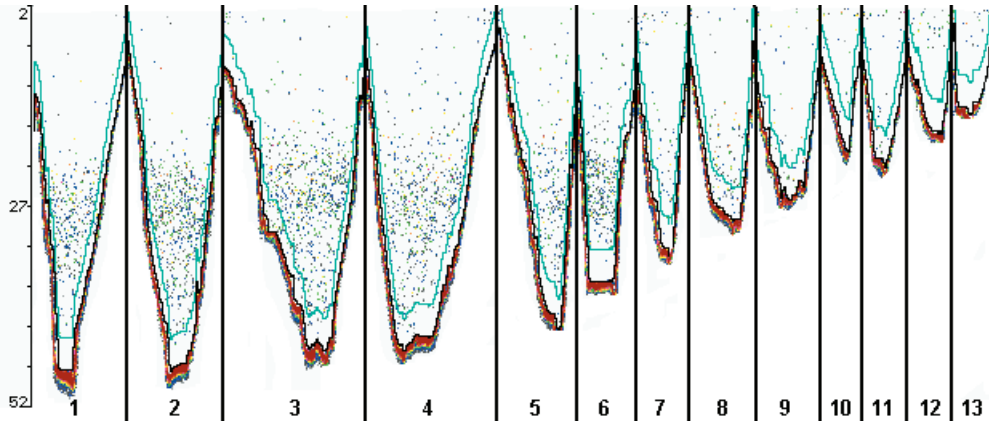


Abb. 25: Transekte 1-13 am 09./10.07.03 (komprimierte Darstellung).

5.2.4 Fischdichten

Die durch das Echointegrationsverfahren errechneten Fischdichten beziehen sich auf die Flächeneinheit Hektar ($1 \text{ ha} = 10000 \text{ m}^2$). Die Fischdichte ($f \text{ ha}^{-1}$) eines Transektes errechnet sich aus der Summe der in den dB-Klassen registrierten Abundanzen.

Die höchste Fischdichte wird mit $20903 f \text{ ha}^{-1}$ bei der letzten Standard-Untersuchungseinheit am 25./26.09. auf Transekt 2 erreicht. Dabei stellen Fische der Klasse VII (Durchschnittslänge 22 cm) mit $4852 f \text{ ha}^{-1}$ den größten Anteil. Ähnlich hohe Werte sind nur noch am 12./13.08. auf den Transekten 10, 12 und 13 festzustellen, allerdings werden hier nur Echosignale der Klassen I - V registriert.

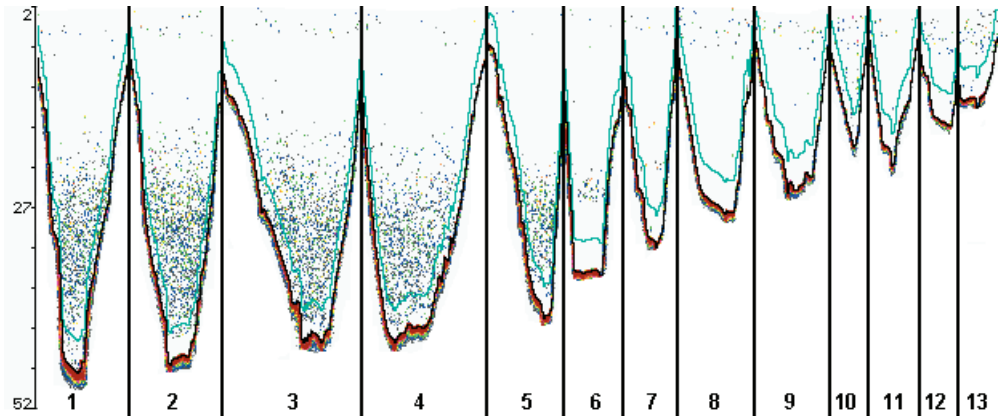


Abb. 26: Transekte 1-13 am 28./29.08.03 (komprimierte Darstellung).

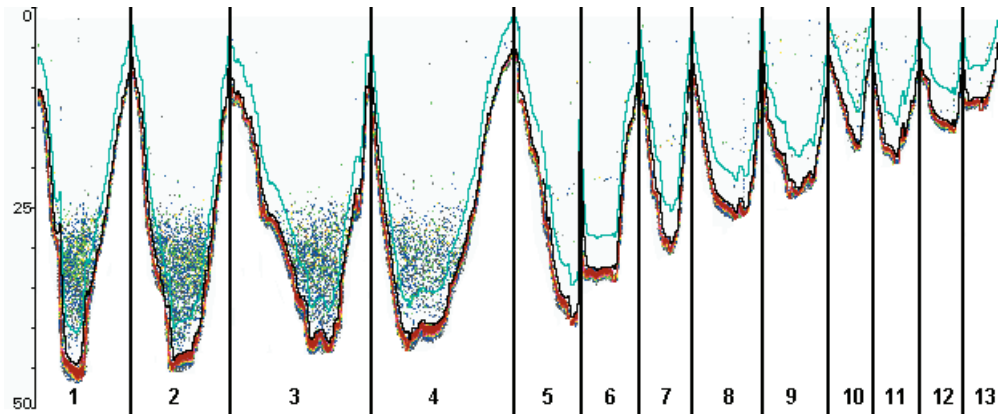


Abb. 27: Transekte 1-13 am 25./26.09.03 (komprimierte Darstellung).

Die niedrigste Fischdichte wird am 25./26.09. mit 258 f ha^{-1} auf Transekt 6 erreicht, die Abundanz in den Klassen I - VIII schwanken zwischen 3 und 43 f ha^{-1} .

Auf der Grundlage der prozentualen Echostärkeverteilung (s. 5.2.1) ist auch für die Fischdichten festzuhalten, dass die Abundanz in den Klassen I - III (2,5 - 5,2 cm) auf den Transekten 10 - 13 im Durchschnitt deutlich höher sind als auf den Transekten 1 - 9.

Der Anstieg registrierter Echosignale auf den Transekten 1 - 4 im Verlauf der Untersuchungen wird durch die ermittelten Fischdichten unterstrichen (Abb. 28). Von durchschnittlich 3255 f ha^{-1} am 27./28.06. steigen die Abundanzwerte auf 11084 f ha^{-1} bei der letzten Standard-Untersuchungseinheit an.

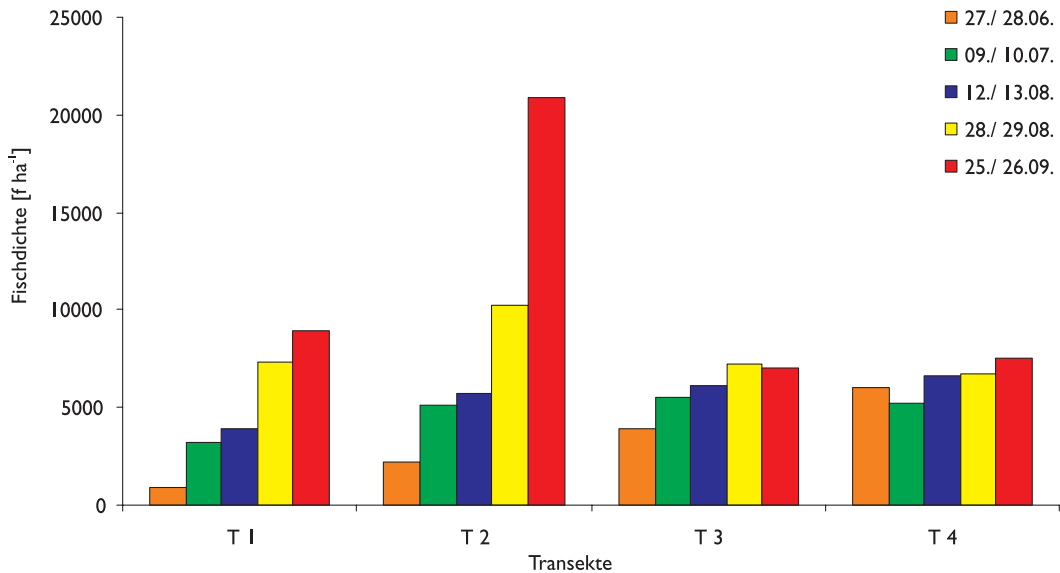


Abb. 28: Entwicklung der Fischdichten auf den Transekten 1 - 4 für die Standard-Untersuchungseinheiten.

Tab. 5: Gesamtfischbiomassen und Fischbiomassen der Fische < 25 cm für die Standard-Untersuchungseinheiten.

Transekt	Fischbiomasse [kg ha ⁻¹]									
	27./28.06.		09./10.07.		12./13.08.		28./29.08.		25./26.09.	
	Ges.	< 25 cm	Ges.	< 25 cm	Ges.	< 25 cm	Ges.	< 25 cm	Ges.	< 25 cm
1	78	29	391	85	296	91	703	164	853	264
2	138	62	520	136	468	125	944	247	1769	595
3	227	107	447	145	390	136	614	157	510	164
4	334	169	401	117	389	143	480	126	540	183
5	343	124	238	81	276	71	503	81	135	12
6	456	149	439	162	294	59	93	17	19	5
7	664	150	155	40	172	38	81	6	43	14
8	520	110	175	55	102	23	41	6	31	13
9	384	61	85	24	15	9	4	4	3	3
10	19	19	14	1	12	12	9	9	19	19
11	132	23	95	19	7	7	6	6	5	5
12	150	38	4	4	11	11	8	8	3	3
13	377	34	1	1	10	10	11	11	2	2

5.2.5 Fischbiomassen

Grundlage für die Berechnung der Fischbiomassen sind die in den einzelnen dB-Klassen ermittelten Fischdichten. Unter Berücksichtigung aller auf einem Transekt registrierten Echosignale wird zunächst die Gesamtfischbiomasse pro Transekt errechnet.

Um Daten zur Biomasse der Kleinen Maräne zu erhalten, erfolgt eine zweite Berechnung für die Fischechos der dB-Klassen I - VII. Die maximale Länge der gefangenen und zur Regressionsanalyse herangezogenen Individuen von *Coregonus albula* beträgt 22,2 cm. Bei einer durchschnittlichen Fischlänge von 22 cm in der Klasse VII erfolgt diese Berechnung unter der Annahme, dass die adulten Exemplare der Kleinen Maräne in der Hennetalsperre eine Totallänge von 25 cm nicht überschreiten. Dieser Wert entspricht gemäß der Umrechnungsformel der maximalen Fischlänge in dieser Klasse, größere Fische werden somit nicht berücksichtigt.

Bei den Standard-Untersuchungseinheiten schwanken die ermittelten Fischbiomassen im Vergleich aller Transekte zwischen I und 1769 kg ha⁻¹ (Tab. 5).

Für die Gesamtfischbiomasse und die Biomasse der Fische < 25 cm werden die höchsten Werte am 25./26.09. mit 1769 bzw. 595 kg ha⁻¹ auf Transekt 2 registriert. Die niedrigste Gesamtfischbiomasse wird mit 1 kg ha⁻¹ auf Transekt 13 am 09./10.07. festgestellt. Da hier nur Echosignale in den Klassen I - III aufgezeichnet werden konnten, entspricht dieser Wert auch der Biomasse für die Fische < 25 cm.

Unter Berücksichtigung der Mittelwerte aller Untersuchungseinheiten schwanken die Gesamtfischbiomassen zwischen 188 kg ha⁻¹ am 12./13.08 und 302 kg ha⁻¹ am 25./26.09. Für die Biomasse der Fische < 25 cm konnten zu den gleichen Zeitpunkten Werte zwischen 56 und 99 kg ha⁻¹ ermittelt werden (Abb. 29).

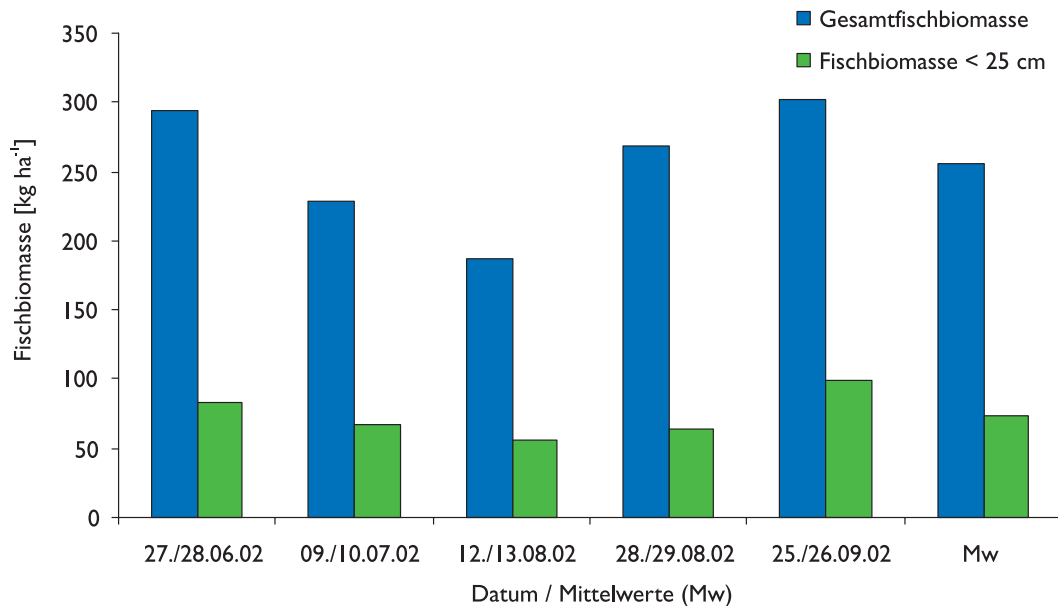


Abb. 29: Mittlere Fischbiomassen (FBM) der Standard-Untersuchungseinheiten.

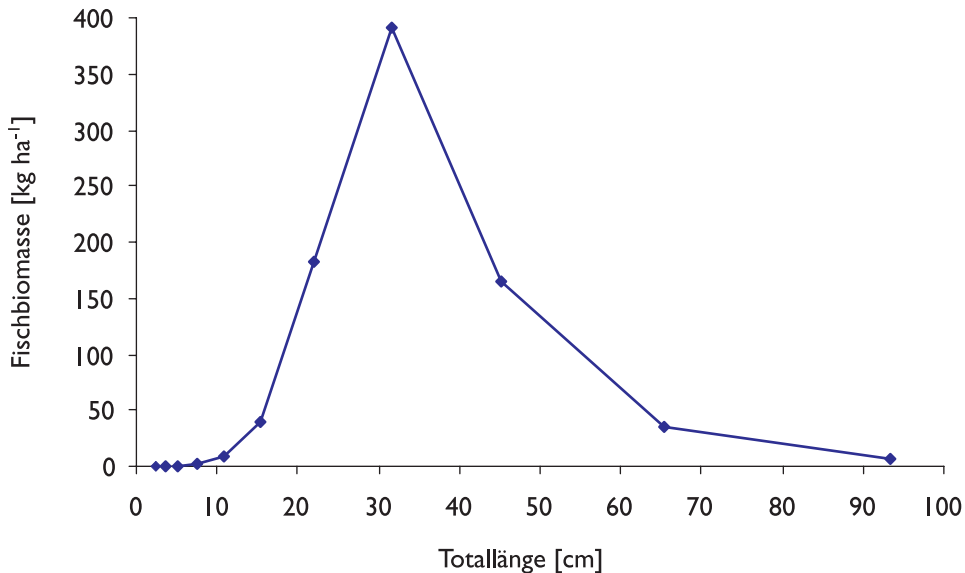


Abb. 30: Mittlere Fischbiomassen-Längenverteilung bei der Sonderuntersuchung des Staudammbeckens.

Damit ergibt sich für die Hennetalsperre eine Gesamtfischbiomasse von durchschnittlich $256 \text{ kg ha}^{-1} \pm 48$ (Standardfehler des Mittelwertes, Variationskoeffizient $V = 19 \%$). Für Fische $< 25 \text{ cm}$ beträgt die Biomasse $74 \text{ kg ha}^{-1} \pm 17$ ($V = 23 \%$).

Die Anteile der Fische $< 25 \text{ cm}$ an der Gesamtfischbiomasse liegen im Bereich von 24 bis 33 % bei einem Mittelwert von 29 %.

Bezogen auf eine durchschnittliche Gewässeroberfläche von 145 ha entsprechen diese Angaben der Masse von 37 t Fisch bei Berücksichtigung aller registrierten Fischechos und 11 t für die Fische $< 25 \text{ cm}$.

Im direkten Anschluss an die Befahrung der 13 Transekte bei der letzten Standard-Untersuchungseinheit am 25./26.09. erfolgte die Sonderuntersuchung des Staudammbeckens. Vor dem Hintergrund der in diesem Teil des Gewässers zu beobachtenden Konzentration der Fische im August und September wurde die Datenaufnahme auf 12 Transekten in einem engen Zick-Zack-Kurs durchgeführt.

Die höchste Gesamtfischbiomasse konnte mit 1644 kg ha^{-1} auf Transekt 7 ermittelt werden. Der niedrigste Wert lag bei 40 kg ha^{-1} auf Transekt 12, im Durchschnitt wurden 830 kg ha^{-1} errechnet. Für die Fische $< 25 \text{ cm}$ liegen die Werte zwischen 384 und 15 kg ha^{-1} bei einem Mittelwert von 233 kg ha^{-1} .

Eine Auftrennung der mittleren Fischbiomassen nach Fischlängen $> 5 \text{ cm}$ für die Sonderuntersuchung des Staudammbeckens zeigt, dass die höchste Biomasse im Bereich von 30 cm Totallänge erreicht wird (Abb. 30).

Bezogen auf die Oberfläche des Staudammbeckens (68 ha) entsprechen diese Werte der Masse von 56 t Fisch bei Berücksichtigung aller Echosignale und 11 t für die Fische $< 25 \text{ cm}$.

6 Diskussion

Die Ergebnisse der fischereilichen Untersuchungen belegen eindeutig, dass die Population der Kleinen Maräne den Fischbestand der Hennetalsperre zahlenmäßig dominiert. Das massenhafte Auftreten dieser Art (RUHRVERBAND 2002) konnte auch durch die parallel durchgeführten Netzfänge bestätigt werden. Die prozentuale Verteilung der Echostärken mit häufigen Peaks in der Klasse VII lassen den Schluss zu, dass Fische mit einer durchschnittlichen Länge von 22 cm sehr häufig sind. Dies entspricht der durch die Netzfischerei bestätigten Maximallänge von *Coregonus albula* und liegt nahe an der ermittelten Durchschnittslänge von 18,7 cm.

Der hohe Anteil von Echosignalen der Klassen I - III mit Fischlängen von 2,5 - 5,2 cm in den flacheren Gewässerabschnitten (Transekte 10 - 13) zeigt, dass sich hier vor allem kleinere Fische aufhalten. Dies konnte durch die Netzfänge ebenfalls bestätigt werden. Bei den gefangenen Fischen handelt es sich um juvenile Exemplare von Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Flussbarsch (*Perca fluviatilis*).

Beim Vergleich der Längenverteilung zwischen Netzfängen und Fischechos (TS-Werte) ergeben sich dennoch Unterschiede. Nicht alle durch das Echolot registrierten Fischlängen sind durch parallele Netzfänge zu bestätigen, dies gilt vor allem für den quantitativen Abgleich.

Wie Untersuchungen am Stechlinsee zeigen, werden sehr kleine und sehr große Fische wesentlich seltener gefangen, obwohl diese durch das Echolot registriert werden (MEHNER et al., 2003). Hier ist in jedem Fall die Selektivität der passiven Kiemennetze (Maschenweite und Auftreffwahrscheinlichkeit) zu berücksichtigen (HAMLEY 1975). In diesem Zusammenhang sei auch die relativ kurze Standzeit der Netze während der Sommernächte erwähnt. Auf eine Selektivitätsberechnung (HAMLEY 1975; BENNDORF et al. 1988) sowie auf eine Schwimmgeschwindigkeitskorrektur (RUDSTAM et al. 1984) wurde bei dieser Untersuchung verzichtet. Der Einsatz standardisierter Netzfischerei (DIEKMANN et al. 2003) sollte bei späteren Untersuchungen berücksichtigt werden.

Die Selektivität der Netzfischerei wird auch bei der Auswertung des Schleppnetzfanges deutlich. Die gefangenen Fische (ausschließlich Kleine Maränen) sind ohne Ausnahme kleiner als 25 cm, obwohl durch das Echolot auch wesentlich größere Fische in z. T. hohen Dichten registriert werden konnten. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass diese aktive Fischereimethode an den Ruhrverbands-Talsperren speziell für den Fang der Kleinen Maräne eingesetzt wird (KÜHLMANN 1997). Bedingt durch höhere Schwimmgeschwindigkeit und Ausdauer sind größere Fische eher in der Lage, dem Schleppnetz durch Fluchtverhalten zu entkommen.

Die Stellnetzfänge bestätigen das Vorkommen von Blaufelchen (*Coregonus lavaretus*) mit Größen bis 60 cm in der Hennetalsperre. Diese Art zeigt in Ernährung und Lebensweise ähnliche Ansprüche wie die Kleine Maräne (TEROFAL 1984; GERSTMEIER & ROMIG 1998). Es kann angenommen werden, dass der Bestand des Blaufelchens wesentlich größer ist, als das Fangergebnis von insgesamt 26 Individuen vermuten lässt.

Auffällig bei der Auswertung der Netzfänge ist das Fehlen größerer Individuen aus der Familie Cyprinidae. Während Rotaugen (*Rutilus rutilus*) nur bis zu einer Länge von 16 cm gefangen werden konnten, sind Brasseln (*Abramis brama*) gar nicht vertreten. Bei hydroakustischen Untersuchungen an der Wahnbachtalsperre (BRENNER et al. 1987) mit begleitend durchgeführter Stellnetzfischerei konnten ebenfalls keine Cypriniden gefangen werden.

Im Fall der Hennetalsperre ist jedoch auch denkbar, dass die Brassen (deren Vorkommen durch die Angelfischerei bestätigt wird), während des Sommers vorzugsweise die flachen Litoralbereiche aufsuchen. Durch die Untersuchungen von SCHULZ & BERG (1987) am Bodensee-Untersee konnte allerdings nachgewiesen werden, dass sich diese Art zur Nachtzeit durchaus regelmäßig im Pelagial aufhält.

Flache Uferzonen sind besonders im Bereich der beiden Talsperren-Zuflüsse zu finden, blieben jedoch aus technischen Gründen bei dieser Untersuchung unberücksichtigt. Hier kann nur der Einsatz weiterer hydroakustischer Methoden (Horizontalakustik, KUBECKA & WITTINGEROVA 1998) zu Ergebnissen führen.

Weiterhin ist festzuhalten, dass sich Brassen aufgrund ihres seitlich stark abgeflachten Körpers mit hohem Rücken in Kiemennetzen relativ schlecht fangen lassen.

Die bei dieser Untersuchung eingesetzte Formel von LOVE (1971) zur Umrechnung der Echo­stärken (Target Strength, TS) in Totallängen findet auch bei anderen Autoren Verwendung (MEHNER et al. 1999; GASSNER & WANZENBÖCK 1999). Allerdings zeigen Experimente unter Laborbedingungen eine hohe Variabilität der TS-Werte (MACLENNAN 1990). Die Abhängigkeit der registrierten Echo­stärken von den verwendeten Frequenzen ist ein weiterer Punkt, der den Vergleich erhobener Daten mit denen anderer Untersuchungen erschwert (DIERCKS & GOLDSBERRY 1970).

FLEISCHER et al. (1997) weisen ebenso wie andere Autoren auf artspezifische Unterschiede bei der Beziehung zwischen Fischlängen und TS-Werten hin (FOOTE 1979; MCCLATCHIE et al. 1996). Besonders bei physostomen Fischarten, zu denen auch die Kleine Maräne zählt, ist die Abhängigkeit zwischen TS-Werten und wechselnden Aufenthaltstiefen zu beachten (MUKAI & IIDA 1996).

Die Variabilität der TS-Werte ist daher beim Vergleich der Längenverteilung der gefangenen Fische mit den Echosignalen zu berücksichtigen (JURVELIUS et al. 1988). Aufschluss über die tatsächliche TS-Verteilung können letztendlich nur intensive und auf diese Fragestellung bezogene fischereiliche Begleituntersuchungen oder experimentelle Versuchsanordnungen liefern (MACLENNAN 1990).

Hydroakustische Methoden bieten gute Voraussetzungen zur Untersuchung räumlicher und zeitlicher Verteilungsmuster von Fischbeständen (GASSNER & WANZENBÖCK 1999). Die Untersuchungen an der Hennetalsperre zeigen vor allem in den tieferen Bereichen des Gewässers ausgeprägte diurnale Wanderbewegungen des Fischbestandes. Tagsüber sind Fischschwärme im Mittelwasser und dichte Fischansammlungen am Gewässergrund zu beobachten. Zur Abenddämmerung erfolgen die Auflösung der Schwärme und eine Orientierung der Fische in tiefere Bereiche des Pelagials. Während der Nacht zeigt sich eine homogene Verteilung der Fische im Hypolimnion.

Diurnale Wanderbewegungen von Fischbeständen sind für verschiedene Stillgewässer und Fischarten dokumentiert. Die Untersuchungen zur Kleinen Maräne am Karjalan Pyhäjärvi-See (östliches Finnland) bestätigen einen ausgeprägten diurnalen Rhythmus dieser Art (JURVELIUS et al. 1988). Allerdings halten sich die Fische hier am Tage ausschließlich in Bodennähe auf. Die Auflösung der bodennahen Fischansammlungen und die Verteilung im Wasserkörper finden zum Zeitpunkt der Abenddämmerung statt. Auch hier kann eine homogene Verteilung der Fische im Wasserkörper nur zur Nachtzeit beobachtet werden.

Vergleichbare Ergebnisse liefern auch die Untersuchungen am Stechlinsee in Brandenburg, dessen pelagische Fischartengemeinschaft ebenfalls von der Kleinen Maräne dominiert wird (MEHNER

et al. 1999). Schwarmbildung und nächtliche Auflösung sind auch für Blaufelchen-Populationen im Bodensee dokumentiert (PTAK & APPENZELLER 1998).

Die Sonderuntersuchung zur Tagesperiodik in Verbindung mit den Ergebnissen der Netzfischerei lassen den Schluss zu, dass es sich bei den am Tage beobachteten Fischschwärmen im Pelagial der Hennetalsperre um Kleine Maränen handelt. Nach HAMRIN (1986) ist die Lichtintensität ein entscheidender Faktor bei den diurnalen Wanderungen dieser Art. Diese Einschätzung wird durch die Untersuchungen weiterer Autoren gestützt (NORTHCOTE & RUNDBERG 1970; JURVELIUS et al. 2000). Es ist davon auszugehen, dass der diurnale Rhythmus in einem engen Zusammenhang mit dem bei Dunkelheit geringer werdenden Raubfischdruck steht (HAMRIN 1986).

Die Frage, ob die tageszeitlichen Unterschiede im Verhalten der Kleinen Maräne eine Reaktion auf vertikale Wanderungen des Zooplanktons darstellen (WATERSTRAAT 1990), konnte bei dieser Untersuchung nicht geklärt werden.

Für den Untersuchungszeitraum von Juni bis September sind ausgeprägte Unterschiede in der horizontalen Verteilung des Fischbestandes festzustellen, welche auch durch die Sonderuntersuchung zur Fischbiomasse im Staudammbecken bestätigt werden.

Während sich die Fische im Frühsommer homogen über die gesamte Talsperre verteilen, ist im September eine starke Konzentration der Tiere im Bereich des Staudammbeckens zu verzeichnen. Einhergehend mit dieser horizontalen Wanderbewegung ist die Orientierung in größere Wassertiefen zu beobachten.

Unter der Voraussetzung, dass es sich bei dem überwiegenden Teil der Fische um Kleine Maränen handelt, ist dieses Verhalten im Zusammenhang mit der Kaltstenothermie dieser Art und der Temperaturschichtung des Wasserkörpers zu betrachten. RUDSTAM & MAGNUSON (1985) geben für einen nah verwandten Vertreter der Familie, *Coregonus artedii*, eine Temperaturpräferenz von 12°C an. Folgt man der Annahme von JURVELIUS et al. (1988), dass die von *Coregonus albula* bevorzugte Wassertemperatur ungefähr diesem Wert entspricht, ist die Orientierung in tiefere und kühlere Gewässerbereiche zu erklären. Der Einfluss der Wassertemperatur auf das Migrationsverhalten der Kleinen Maräne wird auch durch die Untersuchungen anderer Autoren bestätigt (NORTHCOTE & RUNDBERG 1970; VALKEAJÄRVI 1983).

Bei den Erhebungen zur Verteilung von *Coregonus albula* in verschiedenen Seen Süd-Schwedens kommt HAMRIN (1986) zu dem Schluss, dass sich die Tiere beim Vorhandensein einer thermischen Schichtung grundsätzlich nur im Meta- und Hypolimnion aufhalten. Oberhalb einer Temperatur von 18°C werden keine adulten Maränen beobachtet. Die getrennte Nutzung verschiedener Tiefenbereiche (habitat partitioning) durch juvenile und adulte Individuen ist an der Hennetalsperre aufgrund der geringen Anzahl gefangener Jungfische nicht zu bestätigen.

Die Auswertung der vom Ruhrverband erhobenen Daten zur Wassertemperatur (Probestelle vor der Staumauer) zeigen im Zeitraum von Juni bis September die fortschreitende Erwärmung und Schichtung des Wasserkörpers in diesem Bereich. Während im Juni die Wassertemperatur in 7 m Tiefe mit 13,4°C noch relativ kühl ist, werden ähnlich geringe Temperaturen im September erst unterhalb von 20 m erreicht. Es ist daher zu vermuten, dass die Konzentration der Fische im Staudammbecken in einem engen Zusammenhang mit zu hohen Wassertemperaturen in den flacheren Bereichen der Talsperre steht.

Ein weiterer Grund für die dichte Ansammlung der Fische könnte im Beginn der Fortpflanzungsperiode liegen, die von September bis Dezember dauert (TEROFAL 1984). Die bei der letzten

Standard-Untersuchungseinheit gefangenen Individuen zeigten z. T. bereits einen deutlichen Laichansatz.

Über die Gründe für die Wanderung größerer Fische in das Staudammbecken im Verlauf des Sommers kann an dieser Stelle nur spekuliert werden. Für die größeren Raubfische ist denkbar, dass diese der Migration des häufigsten Beutfisches (Kleine Maräne) folgen. Da das Blaufelchen ähnliche ökologische Ansprüche stellt wie die Kleine Maräne, ist anzunehmen, dass die Individuen dieser Art mit Fortschreiten der Sommerstagnation ebenfalls kühlere Bereiche aufsuchen.

Das an der Hennetalsperre schon mehrfach aufgetretene Phänomen der Sauerstoffverknappung im Hypolimnion zum Ende der Sommerstagnationsphase konnte im Untersuchungszeitraum nicht festgestellt werden. Der mit $3,2 \text{ mg l}^{-1}$ gemessene Wert am 04.09. in 45 m Wassertiefe deutet noch nicht auf eine akute Gefährdung der Fische hin. Durch verschiedene Untersuchungen ist bestätigt, dass die Kleine Maräne in Verbindung mit geringen Wassertemperaturen eine große Toleranz gegenüber geringen Sauerstoffkonzentrationen zeigt (SCHÄRFE 1951; SCHMIEDS 1981). Aus diesem Grund konnte im Jahr 2002 auf eine Sauerstoffanreicherung des Hypolimnions verzichtet werden.

Für die Konzentration der Fische im Staudammbecken ist wahrscheinlich eine Kombination verschiedener Faktoren verantwortlich, wobei Wassertemperatur und Schichtungsverhältnisse als entscheidend betrachtet werden können (HAMRIN 1986).

Ob dieses Migrationsverhalten für Talsperren mit Coregonen-Beständen als typisch gelten kann, ist durch weitere Untersuchungen zu klären. Bei Beobachtungen am Sacrower See (Ostdeutschland) stellte PREDEL (1963) auf der Basis von Stellnetzfangen in den Monaten Oktober und November eine gleichmäßige Verteilung der Kleinen Maräne im Gewässer fest, eine Konzentration in bestimmten Bereichen wurde nicht registriert.

Bei der Bewertung hydroakustischer Fischbestandsuntersuchungen hat sich der Vergleich von Fischbiomassen im Gegensatz zu Fischdichten als geeigneter erwiesen (FLEISCHER et al. 1997; MEHNER et al., 2003). Die an der Hennetalsperre ermittelte Fischbiomasse liegt im Durchschnitt der Standard-Untersuchungseinheiten bei $256 \text{ kg ha}^{-1} \pm 48$. Für die Fische $< 25 \text{ cm}$ wurde ein Wert von $74 \text{ kg ha}^{-1} \pm 17$ errechnet.

Grundsätzlich erscheint die Berechnung der Biomasse auf der Grundlage einer Längen-Gewichtsregression für lediglich eine Fischart problematisch. Dies gilt vor allem für Ichthyozöosen mit Arten, die sich in Größe und Körperproportion deutlich von der Kleinen Maräne unterscheiden. Aufgrund der Dominanz von *Coregonus albula* bei den fischereilichen Begleituntersuchungen und der geringen Anzahl gefangener Fische anderer Arten kann diese Vorgehensweise jedoch begründet werden.

Bei der Untersuchung von vier Seen im österreichischen Salzkammergut ermitteln GASSNER & WANZENBÖCK (1999) die Fischbiomasse des Hallstätter Sees ebenfalls auf der Grundlage einer Längen-Gewichtsbeziehung für eine Fischart (*Coregonus lavaretus*). Bei Mond-, Irr- und Wallersee stützt sich die Regressionsanalyse auf fünf unterschiedliche Arten. Die Fischbiomassen der vier Gewässer, die zu jeweils drei verschiedenen Zeitpunkten des Jahres 1998 befahren wurden, liegen im Bereich von $49 - 87 \text{ kg ha}^{-1}$. Dabei sind für die einzelnen Seen, in Abhängigkeit vom Untersuchungszeitpunkt, deutliche Unterschiede festzustellen.

Beim Vergleich der Fischbiomassen mit den Ergebnissen an der Hennetalsperre ist zu berücksichtigen, dass es sich bei den Salzkammergutseen um oligotrophe Gewässer handelt. Bei meso-

bis eutrophen Nährstoffverhältnissen können entsprechend höhere Werte erwartet werden (HANSON & LEGGETT 1982; APPENZELLER 1997).

Die Untersuchungen von APPENZELLER (1997) an bayerischen Voralpenseen (oligo- bis mesotroph) weisen für den Ammersee eine Fischbiomasse von 76 kg ha⁻¹ aus. Der niedrigste Wert wurde mit 10 kg/ha für den Chiemsee ermittelt. Bei oligo- bis dystrophen Verhältnissen ist die Biomasse im Osensjøen-See (Südost-Norwegen) mit 9 kg ha⁻¹ noch geringer (LINLOKKEN 1995).

Wesentlich höhere Fischbiomassen ergaben hydroakustische Untersuchungen am ebenfalls oligotrophen Stechlinsee, der einen dichten Bestand an Kleiner Maräne aufweist. Die Datenerhebung wurde unter Verwendung des gleichen technischen Equipments durchgeführt (MEHNER et al. 1999). Dabei sind die Biomassen der Fische aller Größenklassen und der Fische < 20 cm getrennt berechnet worden. Basierend auf der Echointegrationsmethode (TVG 20 log R) liegt die Gesamtfischbiomasse bei 154 kg ha⁻¹ und für die Fische < 20 cm (hauptsächlich *Coregonus albula*) bei 61 kg ha⁻¹. Dabei sind die Werte der als Einzelfische registrierten Echos mit 13 - 64 % in etwa den Ergebnissen an der Hennetalsperre vergleichbar (10 - 80 %).

Für den im Vergleich zum Stechlinsee nährstoffreicheren Arendsee gibt SCHULTZ (1992) eine Gesamtfischbiomasse von 78 kg ha⁻¹ an, die separat errechnete Biomasse der Kleinen Maräne beträgt 50 kg ha⁻¹.

Die Biomasse von *Coregonus albula* (Altersklasse 2+) in einem tiefen Becken des finnischen Pyhäjärvi-Sees (oligotroph) wird von JURVELIUS et al. (1988) mit 76 kg ha⁻¹ angegeben. Bezogen auf die untersuchte Wasseroberfläche von 200 ha entspricht dies einer Gesamtmasse von 15 t. Berechnungen absoluter Fischmassen sind bei einem Vergleich mit Talsperren aufgrund der Stauspiegelschwankungen allerdings unter einem gewissen Vorbehalt zu betrachten.

Weiterhin wurde bei dieser Untersuchung eine maximale Fischdichte von 16000 f ha⁻¹ registriert. Der Wert gleicht in etwa der maximal festgestellten Abundanz im Staumauerbecken der Hennetalsperre Ende September.

Für die Fischbiomassen verschiedener europäischer Talsperren errechnen KUBECKA et al. (1998) unter Einsatz der Vertikal- und Horizontalakustik Werte zwischen 5 und 600 kg ha⁻¹. Bemerkenswert erscheint, dass diese Untersuchungen keinen Hinweis auf einen Zusammenhang zwischen Gewässertrophie und Fischbiomasse liefern.

Beim Vergleich der angeführten Daten mit den Ergebnissen der Untersuchungen an der Hennetalsperre ist festzustellen, dass die ermittelten Fischbiomassen eher im oberen Bereich anzusiedeln sind. Dies gilt sowohl für die Gesamtfischbiomasse als auch für die Biomasse der Kleinen Maräne.

Bei der Vorgehensweise zur Errechnung der Biomasse von *Coregonus albula* ist zu berücksichtigen, dass die Echosignale < 25 cm nicht ausschließlich dieser Art zuzuordnen sind. Auch Jungfische und noch nicht ausgewachsene Individuen anderer Arten sind in den entsprechenden Echostärkeklassen erfasst.

Weiterhin ist zu bemerken, dass die Fische < 25 cm nur knapp ein Drittel der Gesamtfischbiomasse ausmachen. Auf der Grundlage der hydroakustischen Daten ist davon auszugehen, dass größere Fische wesentlich häufiger vorkommen als die Netzfänge vermuten lassen. Für diesen Fall lässt sich der gering erscheinende Anteil der Fischbiomasse < 25 cm mit erheblich höheren Stückgewichten größerer Arten (z. B. Blaufelchen, Cypriniden und Raubfische) erklären.

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass die bei dieser Untersuchung verwendete Methode der Vertikallotung eher zu einer Unterschätzung der Fischbiomasse neigt (JURVELIUS & SAMMALKORPI 1995; KUBECKA & WITTINGEROVA 1998). Der Bereich von 0 - 4 m Wassertiefe fand bei der Auswertung keine Berücksichtigung, ebenso wurden die flachen Gewässerzonen der Talsperre im Bereich der Zuflüsse nicht untersucht.

Beim Vergleich unterschiedlicher Methoden der Fischbestandserfassung im Paasivesi-See (Finnland) ermitteln AUVINEN & JURVELIUS (1994) die niedrigsten Werte für die hydroakustischen Untersuchungen. Bezüglich der Einsetzbarkeit und der entstehenden Kosten wird diese Methode zur Berechnung von Fischdichten und zur Vorhersage von Fängen dennoch favorisiert.

Die statistischen Erhebungen von BJERKENG et al. (1991) geben für die hydroakustische Bestimmung von Fischbiomassen einen Fehler mit dem Faktor 1,25 - 1,5 an und verweisen auf die Abhängigkeit bei der Übereinstimmung von gemessenen TS-Werten und Fischlängen.

Dass durch hydroakustische Fischbestandserhebungen reproduzierbare Ergebnisse erzielt werden können, zeigt eine Untersuchung mit parallelem Einsatz von zwei baugleichen Echoloten (Simrad EY 500) am Stechlinsee (MEHNER et al. 2003).

7 Praxisorientierte Hinweise zum Fischereimanagement

Der Einsatz eines Forschungsecholotes zur Erfassung des Fischbestandes an der Hennetalsperre hat gezeigt, dass durch hydroakustische Methoden wichtige Basisdaten für das Fischereimanagement erhoben werden können.

Durch die Feststellung diurnaler Unterschiede bei der Fischverteilung konnten grundsätzliche Daten zur Verhaltensweise der Fische ermittelt werden. Wichtiger ist jedoch die Tatsache, dass sich ein Großteil der Fische zum Zeitpunkt des Spätsommers im Bereich des Staudammbeckens konzentriert. Daher erscheinen die Monate August und September für Befischungsmaßnahmen zur Reduzierung der Massenfischart *Coregonus albula* besonders geeignet. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass dichte Fischansammlungen auch mit einfacheren Echoloten erfasst werden können. Dies gilt vor allem für den Einsatz der Schleppnetzfisherei (KÜHLMANN 1997).

Zur quantitativen Abschätzung von Fischbeständen ist jedoch die Verwendung weiter entwickelter Technologien nötig. Für ein erfolgreiches Fischereimanagement sind Angaben zur Fischdichte und -biomasse entscheidende Faktoren (ARBEITSGEMEINSCHAFT TRINKWASSERTALSPERREN 2000). Die Managementmaßnahmen an den Talsperren des Ruhrverbandes erfolgen in erster Linie unter fischereigesetzlichen und wassergütwirtschaftlichen Gesichtspunkten (SCHMIDT & KÜHLMANN 2002). Im Fall der Hennetalsperre steht dabei die Steuerung und Kontrolle des Bestandes der Kleinen Maräne im Vordergrund (RUHRVERBAND 2002).

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, dass eine quantitative Fischbestandserfassung mit Hilfe der Hydroakustik sehr gut durchführbar ist. Dies gilt auch für die Bestimmung der Biomasse von *Coregonus albula*. Obwohl fischereiliche Begleituntersuchungen durchgeführt werden müssen, sind die praktischen Vorteile der Methode vor allem in den relativ geringen Zeit- und Personalkosten zu sehen. Zusätzlich ist es möglich, auch bei größeren Gewässern in kurzer Zeit einen Überblick zur Quantität des Fischbestandes zu erlangen. Für eine mittel- bis langfristige Kontrolle des Maränenbestandes kann dies vor dem Hintergrund stark schwankender Populationsgrößen (HELMINEN & SARVALA 1994) als weiterer Vorteil betrachtet werden.

Als Basis für fischereiliche Managementmaßnahmen gilt das Verhältnis von Bestand (Fischbiomasse) und Ertrag (maximale Entnahmemenge pro Zeiteinheit ohne nachhaltige Schädigung des Bestandes) eines Gewässers (PITCHER & HART 1982). Auch das Fischereimanagement an den Ruhrverbands-Talsperren stützt sich auf die Auswertung entsprechender Daten (RUHRVERBAND 2002).

Entspricht der Fischertrag etwa einem Drittel des Bestandes (JENS 1980), liegt der Ertrag für die Hennetalsperre auf der Datengrundlage dieser Arbeit bei 85 kg ha⁻¹ a⁻¹. Für die Population der Kleinen Maräne errechnet sich ein Ertrag von 25 kg ha⁻¹ a⁻¹.

Basierend auf den Untersuchungen von DOWNING & PLANTE (1993) entspricht der Ertrag von Seen nicht mehr als 15 % der Fischbiomasse. Damit ergibt sich für die Hennetalsperre ein Gesamtertrag von 38 kg ha⁻¹ a⁻¹ und ein Ertrag von 11 kg ha⁻¹ a⁻¹ für die Kleine Maräne.

8 Zusammenfassung

Der Fischbestand der Hennetalsperre wurde im Zeitraum von Juni bis September 2002 mit einem wissenschaftlichen Echolot untersucht. Dabei wurden 13 über die Talsperre verteilte Transekte in regelmäßigen Abständen mit dem Echolot befahren. Parallel zu den Befahrungen erfolgten fischereiliche Begleituntersuchungen mit Stell- und Schleppnetzfangen. Zu spezifischen Fragestellungen wurden Sonderuntersuchungen durchgeführt.

Neben der Beobachtung räumlicher und zeitlicher Verteilungsmuster des Bestandes konnten Daten zur Fischbiomasse erhoben werden. Unter Berücksichtigung der Kleinen Maräne wurde die Biomasse der Fische < 25 cm getrennt berechnet. Der Einsatz der Hydroakustik als Instrument des Fischereimanagements wird diskutiert.

Die wichtigsten Ergebnisse der Arbeit sind nachfolgend aufgeführt:

- Bei der Verteilung der Fische im Wasserkörper ist ein diurnaler Rhythmus festzustellen: Tagsüber sind Fischschwärme im Pelagial und dichte Fischansammlungen am Gewässergrund zu beobachten, während der Nacht zeigt sich eine homogene Verteilung im Hypolimnion. Die Dämmerungsphasen sind durch aktive Wanderbewegungen der Fische gekennzeichnet.
- Für den Untersuchungszeitraum konnte eine horizontale Migration der Fische registriert werden: Während die Tiere im Juni über die gesamte Talsperre verteilt sind, ist im September eine deutliche Konzentration in den tiefen Bereichen des Staudambeckens festzustellen.
- Auf der Grundlage der hydroakustischen Daten beträgt die Fischbiomasse der Hennetalsperre $256 \text{ kg ha}^{-1} \pm 48$.
- Die Biomasse der Fische < 25 cm mit einem großen Anteil Kleiner Maräne beträgt $74 \text{ kg ha}^{-1} \pm 17$.
- Die Hydroakustik stellt ein geeignetes Instrument zur Unterstützung des fischereilichen Managements (an der Hennetalsperre) dar. Dies gilt vor allem für die Möglichkeit der quantitativen Fischbestandserfassung.

9 Literatur

- APPENZELLER, A.R. (1997): Ist der Fischbestand im Ammersee zu hoch? Akustische Fischbestandsaufnahmen in bayerischen Voralpenseen. *Fischer und Teichwirt* 5: 200-206.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT TRINKWASSERTALSPERREN (ATT) (2000): ATT Technische Informationen Nr. 11. Fischerei und fischereiliches Management an Trinkwassertalssperren. ATT (Hrsg.), Siegburg.
- AUVINEN, H. & J. JURVELIUS (1994): Comparison of pelagic vendace (*Coregonus albula*) stock density-estimates methods in a lake. *Fish. Res.* 19: 31-50.
- BENNDORF, J. (1995): Possibilities and Limits for Controlling Eutrophication by Biomanipulation. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 80: 519-534.
- BENNDORF, J., H. SCHULTZ, A. BENNDORF, R. UNGER, E. PENZ, H. KNESCHKE, K. KOSSATZ, R. DUMKE, U. HORNING, R. KRUSPE, & R. REICHEL (1988): Food-web manipulation by enhancement of piscivorous fish stocks: Longterm effects in the hypertrophic Bautzen reservoir. *Limnologia* 19: 97-110.
- BJERKENG, B., R. BORGSTROM, A. BRABAND & B. FAAFENG (1991): Fish size distribution and total fish biomass by hydroacoustical methods: a statistical approach. *Fish. Res.* 11: 41-73.
- BOBEK, M. & F. SCHIEMER (1987): Der Einsatz eines neuen Echolotes in der Fischökologie. *Österreichs Fischerei* 40: 119-127.
- BODHOLT, H. (1990): Fish density derived from echo-integration and in-situ target strength measurements. *ICES Paper B*: 11.
- BRANDT, S.B., D.M. MASON, E.V. PATRICK, R.L. ARGYLE, L. WELLS, P.A. UNGER & D.J. STEWART (1991): Acoustic measures of the abundance and size of pelagic planktivores in Lake Michigan. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 894-908.
- BRENNER, T., J. CLASEN, K. LANGE & T. LINDEM (1987): The whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) of the Wahnbach reservoir and their assessment by hydroacoustic methods. *Schweiz. Z. Hydrol.* 49 (3): 363-372.
- CARPENTER, S.R., J.F. KITCHELL & J.R. HODGSON (1985): Cascading trophic interaction and lake productivity. *BioScience* 35: 634-639.
- DIEKMANN, M., U. BRÄMICK, R. LEMCKE & T. MEHNER (2003): Befischung von Seen in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. *Fischer und Teichwirt* 1: 12-15.
- DIERCKS K.J. & T.G. GOLDSBERRY (1970): Target strength of a single fish. *J. Acoust. Soc. Am.* 48: 415-416.
- DOKULIL, M., A. HAMM & J.G. KOHL (2001): *Ökologie und Schutz von Seen*. UTB, Wien.
- DOWNING, J.A. & C. PLANTE (1993): Production of fish populations in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50 (1): 110-120.
- FLEISCHER, G.W., R.L. ARGYLE & G.L. CURTIS (1997): In situ relations of target strength to fish size for Great Lakes planktivores. *Trans. Am. Fish. Soc.* 126: 786-794.
- FOOTE, K.G. (1979): On representing the length dependence of acoustic target strength of fish. *J. Fish. Res. Board Can.* 36: 1490-1496.
- FOOTE, K.G. (1982): Optimizing copper spheres for precision calibration of hydroacoustic equipment. *J. Acoust. Soc. Am.* 71: 742-747.

- GASSNER, H. & J. WANZENBÖCK (1999): Hydroakustische Fischbestandserhebungen in vier Salzkammergutseen. Österreichs Fischerei 52: 122-128.
- GASSNER, H., J. WANZENBÖCK & G. TISCHLER (im Druck): Ecological Integrity Assessment of Lakes Using Fish Communities – Suggestions of new Metrics developed in two Austrian Prealpine Lakes. Int. Rev. Hydrobiol.
- GERSTMEIER, R. & T. ROMIG (1998): Die Süßwasserfische Europas. Kosmos, Stuttgart.
- HAMLEY, J.M. (1975): Review of gillnet selectivity. J. Fish. Res. Board Can. 32: 1943-1969.
- HAMRIN, S.F. (1986): Vertical distribution and habitat partitioning between different size classes of vendace, *Coregonus albula*, in thermally stratified lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 1617-1625.
- HANSON, J.M. & W.C. LEGGETT (1982): Empirical prediction of fish biomass and yield. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 257-263.
- HELMINEN, H. & J. SARVALA (1994): Population regulation of vendace (*Coregonus albula*) in Lake Pyhäjärvi, Southwest Finland. J. Fish Biol. 45 (3): 387-400.
- JENS, G. (1980): Die Bewertung der Fischgewässer. Parey, Hamburg, Berlin.
- JOHANNESSEN, K.A. & R.B. MITSON (1983): Fisheries acoustics. A practical manual for aquatic biomass estimation. Food and Agriculture Organization (FAO) (Hrsg.), Rom.
- JURVELIUS, J., T. LINDEM & T. HEIKKINEN (1988): The size of vendace, *Coregonus albula* L., stock in a deep lake basin monitored by hydroacoustic methods. J. Fish Biol. 32: 679-687.
- JURVELIUS, J., J. LILJA, E. HIRVONEN, R. RIIKONEN & T.J. MARJOMAKI (2000): Under ice density and mobility of fish in winter-seining area of two Finnish lakes as revealed by echo-survey. Aquat. Living Resour. 13: 403-408.
- JURVELIUS, J. & I. SAMMALKORPI (1995): Hydroacoustic monitoring of the distribution, density and the mass-removal of pelagic fish in a eutrophic lake. Hydrobiologia 316: 33-41.
- KNUDSEN, H.P. (1989): Computer network for fishery research vessels. Proc. I.O.A. 11 (3).
- KUBECKA, J., J. SEDA, A. DUNCAN, J. MATENA, H.A.M. KETELAARS & P. VISSER (1998): Composition and biomass of the fish stocks in various European reservoirs and ecological consequences. Intern. Rev. Hydrobiol. 83: 559-568, Sp. Iss. SI 1998.
- KUBECKA, J. & M. WITTINGEROVA (1998): Horizontal beaming as a crucial component of acoustic fish stock assessment in freshwater reservoirs. Fish. Res. 35: 99-106.
- KÜHLMANN, M. (1997): Einsatz eines Zwei-Schiff-Schwimmschleppnetzes zum Maränenfang auf den Talsperren des Ruhrverbandes. Fischer und Teichwirt 5: 220-222.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (1990): Limnologie und Bedeutung ausgewählter Talsperren in der Bundesrepublik Deutschland. LAWA (Hrsg.), Essen.
- LINLOKKEN, A. (1995): Monitoring pelagic whitefish (*Coregonus lavaretus*) and vendace (*Coregonus albula*) in a hydroelectric reservoir using hydroacoustics. Regulated Rivers-Research & Management 10: 315-328.
- LOVE, R.H. (1971): Dorsal-aspect target strength of an individual fish. J. Acoust. Soc. Am. 49 (3): 816-823.
- MAC LENNAN, D.N. (1990): Acoustical measurement of fish abundance. J. Acoust. Soc. Am. 87: 1-15.
- MACLENNAN, D.N. & E.J. SIMMONDS (1992): Fisheries acoustics. Chapman & Hall, London, New York, Tokyo, Melbourne, Madras.
- MATTERN, J. (1999): Fischereifachkunde für Seen, Flüsse und küstennahe Gewässer. Blackwell, Berlin.

- McCLATCHIE, S., J. ALSOP & R.F. COOMBS (1996): A re-evaluation of relationships between fish size, acoustic frequency and target strength. *ICES Journal of Marine Science* 53: 780-791.
- MEHNER, T., M. SCHULZ & K. ANWAND (1999): Diurnale und saisonale Variabilität der Fischverteilung im Stechlinsee – Untersuchungen mit Hilfe von akustischen Methoden. *Berichte des Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin (Hrsg.)* 8: 83-91.
- MEHNER, T., H. GASSNER, M. SCHULZ & J. WANZENBÖCK (2003): Comparative fish stock estimates in Lake Stechlin by parallel split-beam echosounding with 120 kHz. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 58: 227-236.
- MINOW, J.B. (1997): Einsatz der Horizontal- und Vertikal-Hydroakustik zur quantitativen Schätzung der Fischabundanz in ausgesuchten Gewässern Berlins und Umgebung. Diplomarbeit, Institut für Allgemeine Zoologie, Freie Universität Berlin.
- MUKAI, T. & K. IIDA (1996): Depth dependence of target strength of live kokanee salmon in accordance with Boyle's Law. *ICES Journal of Marine Science* 53: 245-248.
- NORTHCOTE, T.G. & H. RUNDBERG (1970): Spatial distribution of pelagic fishes in Lambarfjärden (Mälaren, Sweden) with particular reference to interaction between *Coregonus albula* and *Osmerus eperlanus*. *Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm* 50: 133-166.
- NUSCH, E.A. (1975): Comparative investigations on extent, causes and effects of eutrophication in Western German reservoirs. *Verh. int. Ver. Limnol.* 19: 1871-1879.
- PITCHER, T.J. & J.B. HART (1982): *Fisheries ecology*. Croom Helm, London, Sydney.
- PREDEL, G. (1963): Kiemennetze als Fanggeräte für die Kleine Maräne (*Coregonus albula* L.). *Deutsche Fischereizeitung* 4: 123-128.
- PTAK, J.K. & A.R. APPENZELLER (1998): Size, depth and frequency of pelagic Lake Constance whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) shoals during the seasons: a hydroacoustic study. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 50: 237-248.
- RUDSTAM, L.G., J.J. MAGNUSON & W.M. TONN (1984): Size selectivity of passive fishing gear: a correction of encounter probability to gill nets. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 1252-1255.
- RUDSTAM, L. & J.J. MAGNUSON (1985): Predicting the vertical distribution of fish populations: analysis of cisco, *Coregonus artedii*, and yellow perch, *Perca flavescens*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 1178-1188.
- RUHRVERBAND (Hrsg.) (1995): *Ruhrgütebericht 1994*, Essen.
- RUHRVERBAND (Hrsg.) (2002): *Ruhrgütebericht 2001*, Essen.
- SCHÄRFE, J. (1951): Fischwanderungen im großen Plöner See während einer Tagesperiode, dargestellt an Echogrammen. *Arch. Fischereiwissen.* 3: 135-146.
- SCHMIDT, M. & M. KÜHLMANN (2002): Bericht zur Fischerei und zur fischereilichen Bewirtschaftung an den Talsperren des Ruhrverbandes. *Fischer und Teichwirt* 11: 429-432.
- SCHMIEDS, U.J. (1981): Beziehungen zwischen Sauerstoffgehalt, Temperatur und Fischansammlungen im Metalimnion der Möhnetalsperre während der Sommerstagnationen 1979 und 1980 unter besonderer Berücksichtigung der Kleinen Maräne (*Coregonus albula* L.). *Der Fischwirt* 31: 35-37.
- SCHULTZ, H. (1992): Bestandsgröße, Wachstum und Zooplanktonkonsum der Kleinen Maräne (*Coregonus albula*) und anderer Fischarten im Arendsee. *Limnologica* 22 (4): 355-373.
- SCHULZ, U. & R. BERG (1987): The migration of ultrasonic-tagged breams, *Abramis brama* L., in Lake Constance (Bodensee-Untersee). *J. Fish Biol.* 31: 409-414.

- SIMRAD (1996a): SIMRAD EY 500 Portable Scientific echosounder (Version 5.3) Instruction manual. SIMRAD, Norwegen.
- SIMRAD (1996b): SIMRAD EP 500 Echo Processing System (Version 5.2) Instruction manual. SIMRAD, Norwegen.
- TACK, E. (1972): Die Fische des südwestfälischen Berglandes im Einfluss von Möhnetalsperre und Ruhr. Decheniana Band 125.
- TEROFAL, F. (1984): Süßwasserfische. Mosaik, München.
- UHLMANN, D & W. HORN (2001): Hydrobiologie der Binnengewässer. UTB, Stuttgart.
- VALKEAJÄRVI, P. (1983): The estimation of vendace (*Coregonus albula* L.) population using mark-recapture method in northern Konnevesi, Central Finland. Jyväskylän yliopiston Biol. lait. Tiedonantoja 33: 39-54 (Finnish with English abstract).
- WATERSTRAAT, A. (1990): Ökologische Untersuchungen an Populationen der Kleinen Maräne (*Coregonus albula* L.) im Breiten Lusin (Bezirk Neubrandenburg). Fortschritte der Fischereiwissenschaft 9: 93-104.

10 Abbildungen

- Abb. 1: Luftaufnahme der Hennetalsperre (Foto: Archiv Ruhrverband).
- Abb. 2: Kleine Maräne (*Coregonus albula* L.).
- Abb. 3: Lage der Hennetalsperre in NRW.
- Abb. 4: Transekte 1-13 (Standard-Untersuchungseinheiten).
- Abb. 5: Längstransekt (Schleppnetzfisherei).
- Abb. 6: Transekte 1-12 (Sonderuntersuchung Staudammbecken).
- Abb. 7: Pelagische Stellnetzpartie (Schwebnetz schematisch).
- Abb. 8: Schleppnetzfisherei (schematisch).
- Abb. 9: Auftriebener Netzsack mit Kleinen Maränen.
- Abb. 10: Mit Kleinen Maränen gefüllter Netzsack am Boot.
- Abb. 11: Hydroakustik (schematisch).
- Abb. 12: Boot mit montiertem Echolot (Schallgeber im Vordergrund über der Wasseroberfläche).
- Abb. 13: Split-Beam (schematisch).
- Abb. 14: Laufzeitabhängige Nachverstärkung (TVG, schematisch).
- Abb. 15: Schallgeber mit Kalibrierungsvorrichtung.
- Abb. 16: Längen-Gewichtsbeziehung für *C. albula*.
- Abb. 17: Echostärkeverteilung am 25./26.09.03 im Staudammbecken und durch Netzfänge bestätigte Längen von *Coregonus albula*.
- Abb. 18: Echogramm von Transekt 2 am 19.08.03 um 19.15 Uhr.
Der obere Teil des Echogramms zeigt links die Tiefenskalisierung in m Wassertiefe, rechts die farbige dB-Skala. Über dem Bodenecho (dicke dunkelrote Linie) sind im Freiwasser die punkt- und strichförmigen Fischechos zu erkennen. Der untere Teil des Echogramms zeigt die prozentuale Verteilung der Echosignale innerhalb der dB-Klassen (Histogramm) sowie Datensätze zur weiteren Bearbeitung und Analyse.
- Abb. 19: Echogramm von Transekt 2 am 19.08.03 um 20.15 Uhr.
- Abb. 20: Echogramm von Transekt 2 am 19.08.03 um 21.15 Uhr.
- Abb. 21: Echogramm von Transekt 2 am 20.08.03 um 05.15 Uhr.
- Abb. 22: Echogramm von Transekt 2 am 20.08.03 um 06.15 Uhr.
- Abb. 23: Echogramm von Transekt 2 am 20.08.03 um 07.15 Uhr.
- Abb. 24: Transekte 1-13 am 27./28.06.03 (komprimierte Darstellung).
- Abb. 25: Transekte 1-13 am 09./10.07.03 (komprimierte Darstellung).
- Abb. 26: Transekte 1-13 am 28./29.08.03 (komprimierte Darstellung).
- Abb. 27: Transekte 1-13 am 25./26.09.03 (komprimierte Darstellung).
- Abb. 28: Entwicklung der Fischdichten auf den Transekten 1-4 für die Standard-Untersuchungseinheiten.
- Abb. 29: Mittlere Fischbiomassen (FBM) der Standard-Untersuchungseinheiten.
- Abb. 30: Mittlere Fischbiomassen-Längenverteilung bei der Sonderuntersuchung des Staudammbeckens.

II Tabellen

- Tab. 1: Kenndaten nach OECD-Nährstoffbelastungskonzept.
- Tab. 2: Limnologische Standardparameter von Juni bis September im Bereich des Staudamms.
- Tab. 3: Stellnetzfischerei für die Standard-Untersuchungseinheiten.
- Tab. 4: Registrierte dB-Klassen und zugehörige mittlere Fischlängen.
- Tab. 5: Gesamtfischbiomassen und Fischbiomassen der Fisch < 25 cm für die Standard-Untersuchungseinheiten.

