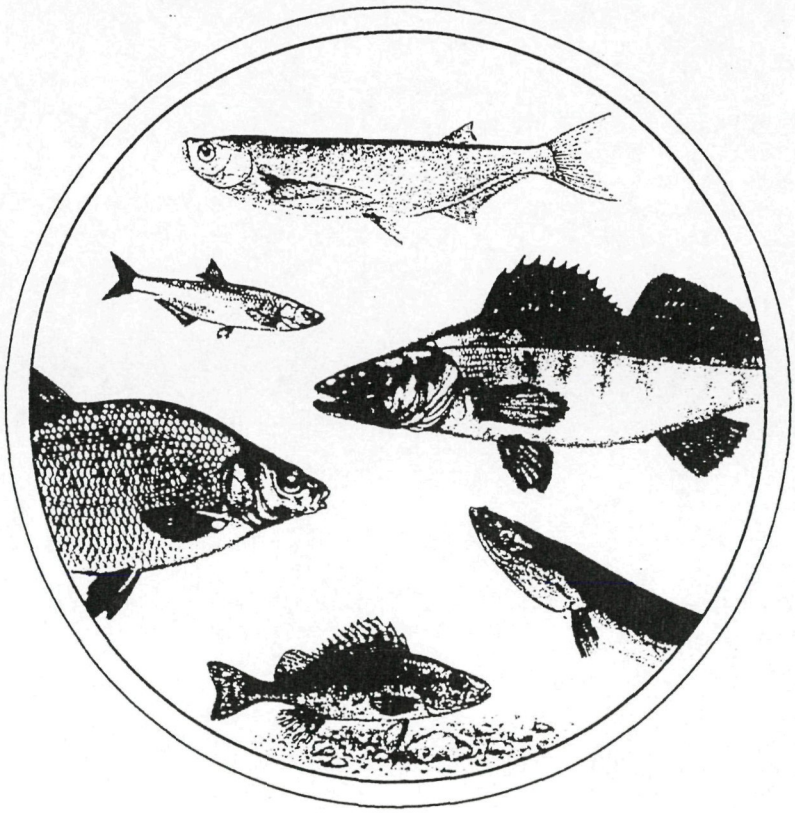
BIOLOGISCHE STATION NEUSIEDLER SEE
BIOLOGISCHES FORSCHUNGSINSTITUT FÜR BURGENLAND

BFB - Bericht 81

A. Herzig, E. Mikschi, B. Auer, A. Hain, A. Wais & G. Wolfram

Fischbiologische Untersuchung des Neusiedler Sees



Illmitz 1994

ISSN 0257-3105

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

BIOLOGISCHE STATION NEUSIEDLER SEE
BIOLOGISCHES FORSCHUNGSINSTITUT FÜR BURGENLAND

BFB - Bericht 81

A. Herzig, E. Mikschi, B. Auer, A. Hain, A. Wais & G. Wolfram

Fischbiologische Untersuchung des Neusiedler Sees

Illmitz 1994

ISSN 0257-3105

Eigentümer, Herausgeber, Verleger:
Biologisches Forschungsinstitut Burgenland, A - 7142 Illmitz
Schriftleitung: Doz. Dr. Alois Herzig, Dr. Ernst Mikschi, Mag. Georg Wolfram
Layout: Mag. Georg Wolfram
Titelbild: Dipl.-Biol. Klaus Busse
Druck: Doncsecs Druck Ges. m. b. H., Pinkafeld
Für diesen Bericht behalten wir uns alle Rechte vor.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung 1

2 Methodik 2
2.1 Fang 2
2.2 Bearbeitung der Fänge 2

3 Faunistik 4
Ernst Mikschi
3.1 Historischer Rückblick 4
3.2 Status Quo 4
3.3 Reduktion des Artenspektrums im Vergleich zu früheren Untersuchungen 8

4 Quantitativer Aspekt 13
Ernst Mikschi, Georg Wolfram
4.1 Netzfischerei 13
4.1.1 Methodik 13
4.1.2 Relative Bestandsdichten (CPUE) 16
4.1.3 Vergleich der relativen Bestandsdichten aus den Jahren 1975 und 1990-1992 19
4.2 E-Fischerei 21
4.2.1 Methodik 21
4.2.2 Relative Bestandsdichten 21
4.3 Echographie 27
4.3.1 Einleitung 27
4.3.2 Methodik 27
4.3.3 Ergebnisse 28
4.3.3.1 Bestandsdichte 28
4.3.3.2 Größenklassenanalyse 30
4.4 Zusammenfassung 30
4.5 Tabellen zum quantitativen Aspekt 32

5 Autökologie 39
Anita Wais, Brigitte Auer, Georg Wolfram
5.1 Sichling 39
5.2 Laube 43
5.3 Güster 47
5.4 Brachsen 52
5.5 Rotfeder 56
5.6 Rotauge 57
5.7 Karpfen 59
5.8 Gibel 60
5.9 Kaulbarsch 61
5.10 Zander 64
5.11 Hecht 66
5.12 Aal 66
5.13 Tabellen zur Autökologie 70

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

BFB-Bericht 81
Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland, Illmitz 1991

Fischbiologische Untersuchung am Neusiedler See

A. Herzig*, E. Mikschi**, B. Auer*, A. Hain*, A. Wais* & G. Wolfram*

* Biologische Station Neusiedler See, A - 7142 Illmitz
** Naturhistorisches Museum Wien, Burgring 7, A - 1014 Wien

Kurzfasssung: 1990 - 1993 wurden am Neusiedler See fischökologische Untersuchungen durchgeführt. Die Ziele waren die Erstellung eines fischereiwirtschaftlichen Managementplanes, der den Richtlinien für Nationalparke der IUCN entspricht, und Maßnahmen zur Sicherung beziehungsweise Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit aus fischökologischer Sicht. Es wurden die wirtschaftlich genutzten (*Anguilla anguilla*, *Esox lucius*, *Stizostedion lucioperca*, *Cyprinus carpio*) und die wesentlichen nicht genutzten Fischarten (*Pelecus cultratus*, *Alburnus alburnus*, *Blicca bjoerkna*, *Abramis brama*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Rutilus rutilus*, *Carassius auratus gibelio*, *Gymnocephalus cernuus*) bearbeitet. Neben faunistischen konnten mittels Kiemennetzen semiquantitative und mit Hilfe der Echolotung auch quantitative Angaben über die Massenfischarten (*P. cultratus*, *A. alburnus*) gewonnen werden. An autökologischen Daten wurden Häufigkeit, Verteilung, Populationsstruktur, Reproduktion, Ernährung, Wachstum und Parasitierung erfaßt. Eine eigene Bearbeitung (Laichort, Laichzeit, Individuendichte, räumliche Verteilung, Ernährung, Wachstum) erfuhren die Jungfische von *P. cultratus*, *A. alburnus*, *A. brama*, *B. bjoerkna*, *G. cernuus* und *S. lucioperca*.
Die trophische und die räumliche Einnischung der wichtigsten Fischarten wird im Zusammenhang mit dem Nahrungsangebot beschrieben und diskutiert. Den Abschluß bilden die Schlußfolgerungen aus den Erhebungen, grundsätzliche Überlegungen für ein IUCN - konformes Management und die Art der Realisierung eines solchen.

Abstract: 1990 - 1993 detailed investigations were made on the fish ecology of Neusiedler See. The aims were to define a management plan for fisheries which is in agreement with the IUCN - criteria for national parks and to find measures to ensure or even improve the water quality relevant for fish. Managed (*Anguilla anguilla*, *Esox lucius*, *Stizostedion lucioperca*, *Cyprinus carpio*), as well as mass fishes (*Pelecus cultratus*, *Alburnus alburnus*, *Blicca bjoerkna*, *Abramis brama*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Rutilus rutilus*, *Carassius auratus gibelio*, *Gymnocephalus cernuus*) were studied. Faunistic, semiquantitative (using gill nets) and quantitative data (using echo sounder) have been gathered. Detailed information on abundance, distribution, population structure, reproduction, feeding habits, growth and parasitic infestation has been elaborated. Spawning (time and ground), abundance, distribution, feeding and growth of juvenile fish (*P. cultratus*, *A. alburnus*, *A. brama*, *B. bjoerkna*, *G. cernuus* and *S. lucioperca.*) were also studied.
The trophic interactions and the habitat preference of the for the ecosystem relevant fishes are described and discussed. Finally a conclusion pinpoints the status quo of fisheries and the causes for changes within the last 25 years, and presents fundamental ideas for a fisheries management which is in accordance with the IUCN - criteria and its mode of realization.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

6 Jungfische ... 73
Brigitte Auer, Arno Hain
6.1 Einleitung ... 73
6.2 Material und Methoden ... 73
6.2.1 Fanggerät ... 73
6.2.2 Untersuchungsgebiet ... 73
6.2.3 Untersuchungszeitraum ... 74
6.2.4 Bearbeitung der Fänge ... 74
6.2.5 Nahrungsanalysen ... 75
6.2.6 Wachstum ... 75
6.3 Autökologie ... 76
6.3.1 Sichling ... 76
6.3.2 Laube ... 80
6.3.3 Brachsen und Güster ... 87
6.3.4 Zander ... 88
6.3.5 Kaulbarsch ... 91
6.3.6 Sonstige Arten ... 92
6.4 Zusammenfassung ... 93

7 Trophische und räumliche Einnischung der wichtigsten Fischarten des Neusiedler Sees ... 96
Anita Wais, Georg Wolfram, Alois Herzig, Brigitte Auer
7.1 Nahrungsangebot ... 96
7.1.1 Plankton ... 96
7.1.2 Benthos Freiwasser ... 96
7.1.3 Schilfgürtel ... 102
7.2 Allgemeines zur trophischen und räumlichen Einnischung der Fische des Neusiedler Sees ... 103
7.3 Planktivore ... 105
7.4 Benthivore ... 109
7.5 Herbivore ... 113
7.6 Piscivore ... 114

8 Schlußfolgerungen und Managementvorschläge ... 115
Alois Herzig, Ernst Mikschi, Georg Wolfram
8.1 Status Quo ... 115
8.2 Ursachen für die Veränderungen ... 115
8.3 Grundsätzliche Überlegungen für ein Management der Fischfauna des Neusiedler Sees ... 116
8.4 Durchführung des Managements, Eingriffe/Maßnahmen und Auswirkungen ... 117
8.5 Realisierung ... 118

9 Literatur ... 120

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

1. EINLEITUNG

Die Fischerei am Neusiedler See hat eine lange Tradition. Erste Berichte, die diese Form der Nutzung erwähnen, stammen aus der Mitte des 16. Jahrhunderts. Das Recht zur Ausübung der Fischerei lag in den Händen der Grundbesitzer. Bis 1939 wurden die einzelnen Fischereirechte zumeist an Berufsfischer verpachtet, 1939 der Neusiedler See zu einem Einheitsrevier erklärt und vom *Landesfischereiverband Donauland* bewirtschaftet (Werner 1992). 1953 kam es zur Gründung des *Burgenländischen Fischereiverbandes* (= Berufsfischer), der noch heute den Neusiedler See bewirtschaftet.

Bis Mitte unseres Jahrhunderts war die Fischerei weitgehend extensiv und auf den lokalen Markt orientiert. Der in diesem Zeitraum durchgeführte Besatz stellte sicher keine nachhaltige Störung der Fischbiozönose dar. Nach dem Zweiten Weltkrieg begann in Form von großangelegtem Besatz mit Karpfen eine Intensivierung der fischereilichen Nutzung. Allerdings stellte erst der Ende der 50er Jahre begonnene Besatz von nicht-heimischen Arten, der in den 70er Jahren (Besatz- und Fangplan 1974/75) ein bis Ende der 80er Jahre bestehendes Maximum erreichte, eine drastische Änderung der fischereilichen Nutzung dar. Dies gilt sowohl in qualitativer (reine "put-and-take"-Fischerei) als auch in quantitativer Hinsicht (Ausweitung des Absatzmarktes durch Export).

Obwohl die Fischerei in ihrer derzeitigen Form eine äußerst intensive Nutzung des Neusiedler Sees darstellt und zu einem bedeutenden Wirtschaftsfaktor der Region geworden ist, wurden in den letzten 20 Jahren mit wenigen Ausnahmen (Hacker 1974, Meisriemler 1974, Waidbacher 1984) keine begleitenden Untersuchungen über die Fischfauna durchgeführt, die ja die Grundlage dieses Wirtschaftszweiges bildet. Darüber hinaus ist es, wie im Lauf der vorliegenden Studie festgestellt werden mußte, überaus schwierig, von Seiten der Berufsfischerei grundlegende Informationen wie Besatz- und Fangdaten zu erhalten.

Ausgangspunkt für die Konzipierung des Projekts, dessen Ergebnisse im folgenden vorgestellt werden, war die Planung eines Nationalparks im Bereich Neusiedler See - Seewinkel. Eine Reihe von Veränderungen des Systems, die im Lauf der letzten Jahrzehnte festzustellen waren, ergab die Notwendigkeit, den Zustand des Sees aus fischökologischer Sicht zu erheben und zu prüfen, ob und in welchem Ausmaß anthropogene Störungen rückgängig gemacht werden können. Darüber hinaus stellte sich die Frage nach der Vereinbarkeit von fischereilicher Nutzung des Sees und den durch das Nationalparkkonzept vorgegebenen Prinzipien "Lebensraumerhaltung" und "Artenschutz". Aus diesen Fragestellungen ergaben sich die Untersuchungsschwerpunkte "Bestandserhebung" und "Erfassung der Bedeutung (Rolle) verschiedener Arten im System" mit der Zielsetzung, nationalparkkonforme Managementvorschläge zu erarbeiten. Es muß betont werden, daß eine Abgrenzung des Nationalparkbereiches vom übrigen Teil des Neusiedler Sees aus fischökologischer Sicht nicht möglich ist: Jedes Management des Nationalparks bedeutet zugleich ein Management des gesamtes Sees.

Das Leithagebirg.
Der Neusiedlersee.
Der Karpf.
Der Seewinkel
oder der
Haidboden.
Eyn großer Waller
Zwey Möven
Eyn Barsch
oder
FERTÖ-TAVA.
Der Fertö Istvan.
Eyn Fischotter
Eyn Hirsch von 8 Enden
MITTERNACHT
ABEND.
MORGEN
MITTAG
Der Neusiedler See,
oder der
FERTÖ-TAVA.
Die Rohrdommel.
Eine Wildsau.
Der Hansóg oder der Wagen.
Der Storch.
Der Adler.
Der Sinkenkogel
Kroitbach.
Der Bad Wolf.
Der Thiergarten.
Der Oddberg.
Der Silberberg.
Oggau.
Die Königl. Freistadt Rust.
Der Fischreiber.
Der Frauenkirchen.
Der Mönchhof.
Der Neusiedl.
Der Tauben
Eyn Wildanten.
Der Ödenburger Joch.
Der Thurm oder das Fuchsloch.
Das Morelluce.
Lange Lacke.
Stimitz.
Feldsee.
In Vogelsang.
Morbisch.
Purbach.
Donnerskirchen.
Gichiess.
Eyn Hecht.
Eyn Hecht.
Eyn Eichel.
Eyn Eichel.
Eyn Eichel

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

2. METHODIK

2.1. Fang

Ausführliche Beschreibungen der verwendeten Fangmethoden (Kiemennetze, E-Fischerei, Schubnetz) und der Echographie sind in Kapitel 4 bzw. 6 den entsprechenden Ergebnisteilen vorangestellt.

2.2. Bearbeitung der Fänge

Die Aufarbeitung der Fische erfolgte sofort nach dem Fang, nur in Ausnahmefällen mußten Tiere aus technischen Gründen vorübergehend tiefgefroren werden.

Körpermaße

Im Labor wurden folgende Körpermaße bestimmt (Abb. 2.1):

TL.....Totallänge [mm]
FL.....Furcallänge [mm]
SL.....Standardlänge [mm]
W_{ges}.....Gesamtgewicht [0,1 g]
W_{leer}.....Leergewicht [0,1 g]
W_{gon}.....Gonadengewicht [0,1 g bzw. 0,1 mg]

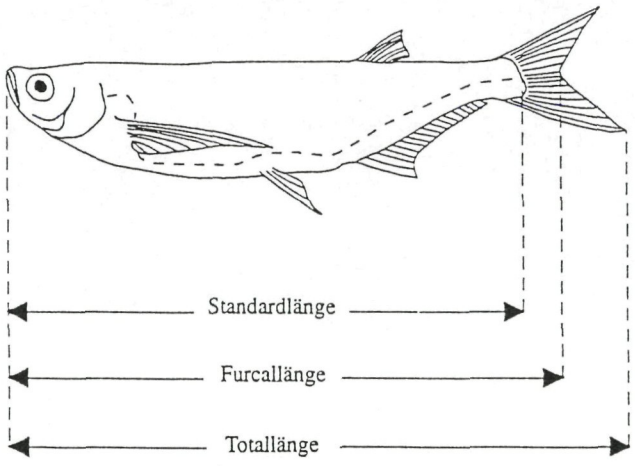


Abb. 2.1. Die drei Längenmaße der untersuchten Fische.

Längen-Gewichts-Analysen und Längenfrequenz-Verteilungen

Für Längen-Gewichts-Analysen und Längenfrequenz-Verteilungen wurden ausschließlich Totallängen und Gesamtgewichte verwendet. Die Längen-Gewichts-Regressionen sind in doppelt-logarithmischer Skala dargestellt.

Altersbestimmung

Zur Altersbestimmung wurden zwischen der Seitenlinie und der Rückenflosse Schuppen entnommen und unter dem Stereomikroskop die Anzahl der Annuli (Jahresringe) bestimmt.

Nach Hacker (1974) erfolgt die Anlage der Jahresringe bei den meisten Fischarten des Neusiedler Sees im Februar und ist Ende April abgeschlossen. Der Übergang einer Altersklasse in die folgende ist daher mit Februar definiert. Als 0+ oder "im 1. Lebensjahr" werden Fische vom Schlüpfen bis zur Vollendung des ersten Jahresringes bezeichnet. Zu diesem Zeitpunkt gelten sie als einjährig. Das 2. Lebensjahr (1+) umfaßt den Zeitraum bis zur Ausbildung des zweiten Jahresringes.

Gonadenentwicklung

Als Maß für die Laichreife und die Gonadenentwicklung wurde der Maturitätsfaktor M (Weatherley 1972) wie folgt berechnet:

$$M = \frac{W_{gon}}{W_{ges}} \cdot 100$$

M ..... Maturitätsfaktor [%]
W_{gon} ..... Gonadengewicht
W_{ges} ..... Gesamtgewicht

Nahrungsanalysen

Für die Nahrungsanalysen wurde der gesamte Verdauungstrakt entnommen und mit 4%-igem Formalin konserviert.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Nach dem Öffnen des Darms erfolgte die Abschätzung des Darmfüllungsgrads (DFG) nach folgender Einteilung:

Kategorie	Darmfüllung [%]
0	0
1	25
2	50
3	75
4	100

Anschließend wurde der Darminhalt in einem 60 µm - Sieb ausgewaschen und mit Hilfe eines Stereomikroskops bei 25- bis 50-facher Vergrößerung ausgezählt.

Die Bestimmung der Nahrungspartikel erfolgte, wenn möglich, bis zum Artniveau, bei Chironomiden wurden auch die einzelnen Larvenstadien unterschieden. Von den - meist nur in Bruchstücken erhaltenen - Insektenlarven und -imagines wurden einzelne Körperteile (meist die Kopfkapsel) vermessen, die Gesamtlänge der Tiere wurde mittels Literaturangaben bzw. eigener Regressionen rückgerechnet.

Bei der Auswertung wurden die Zählergebnisse der Nahrungsanalysen in Biomassewerte (Trockengewicht) umgerechnet. Eine detaillierte Darstellung der Umrechnungsfaktoren findet sich bei Wais (1993).

Parasitenbefall

Der Parasitenbefall durch Metacercarien von *Posthodiplostomum cuticula* (Schwarzfleckenkrankheit) und durch Plerocercoide von *Ligula intestinalis* wurde regelmäßig registriert. Die Beurteilung des Metacercarienbefalls erfolgte nach einer empirisch ermittelten, vierteiligen (exponentiellen) Skala:

Kategorie	Beurteilung	Zahl der Metacercarien
0	nicht befallen	0
1	schwach befallen	1-12
2	mäßig befallen	13-45
3	stark befallen	>45

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

3. FAUNISTIK

3.1. Historischer Rückblick

Die Artenzusammensetzung der Fischfauna des Neusiedler Sees ist durch eine ausgeprägte Dominanz der Cypriniden charakterisiert, wobei zu berücksichtigen ist, daß der Ausgangspunkt ihrer Entwicklung in der Zeit nach der letzten vollständigen Austrocknung des Sees im Jahr 1868 liegt. Spätere, natürliche "Katastrophen" für die Fischfauna wie das fast völlige Durchfrieren des Sees im Winter 1928/29 oder extreme Niedrigwasserstände (z.B. Herbst 1929; vgl. Varga & Mika 1937) führten zwar zu einer drastischen Reduktion des Bestandes, veränderten aber die Artenzusammensetzung nicht wesentlich (Hacker 1979). Größere Bedeutung hatten und haben anthropogene Beeinflussungen des Sees, wobei an erster Stelle die Errichtung des Einserkanals zu nennen ist, der eine künstliche Verbindung zum Donausystem darstellt und von einigen Arten als Zuwanderungsmöglichkeit benutzt wurde (z.B. *Pelecus cultratus*).

Darüber hinaus waren es vor allem Besatzmaßnahmen, die zu teils gravierenden Veränderungen im Neusiedler See führten, sei es in Form der Änderung der Artenzusammensetzung durch das Einbringen nicht heimischer Arten an sich oder durch die mittelbaren Auswirkungen, die aus dem Besatz mit nicht heimischen Arten resultierten (Rückgang der Makrophytenbestände durch Besatz mit Graskarpfen, Konkurrenzdruck für heimische Arten).

Im Rahmen der von 1990 bis 1992 durchgeführten Befischungen konnten 16 Arten nachgewiesen werden, das Vorkommen von 4 weiteren Arten ist aufgrund der Angaben von Berufsfischern als gesichert anzusehen. Eine Auflistung der Arten im Vergleich mit den Ergebnissen einiger früherer Untersuchungen ist in Tab. 3.1 zusammengestellt. Ergänzend beinhaltet diese Tabelle auch die Resultate einer Befischung in der Wulka aus dem Jahr 1992 sowie einer Studie der Fischfauna von Kleingewässern im Raum Neusiedler See (Wanzenböck & Keresztessy 1991), um einen Überblick über die Verbreitung verschiedener Arten im "Einzugsgebiet" des Neusiedler Sees zu ermöglichen.

3.2. Status quo

Esocidae

Esox lucius

Der Hecht findet sich in allen vorliegenden Auflistungen der Fischarten des Neusiedler Sees und kann als der klassische Raubfisch dieses Gewässers bezeichnet werden. *E. lucius* war bis zum Beginn der intensiven Bewirtschaftung mit Aalen aus fischereiwirtschaftlicher Sicht die zweitwichtigste Art des Neusiedler Sees.

Im Laufe der Befischungen in den Jahren 1990 - 1992 konnten nur wenige Exemplare von *E. lucius* gefangen werden, was den auch von Waidbacher (1984) beschriebenen Trend einer Bestandsreduktion dieser Art bestätigt. Seitens der Berufsfischerei konnte jedoch für die letzten Jahre ein Ansteigen der Fänge registriert werden (mündl. Mitt.). Für das Jahr 1992 wird ein Gesamtfang in der Größe von rund 1000 kg angegeben.

Anguillidae

Anguilla anguilla

Vor Beginn des regelmäßigen Besatzes mit Aalen war *A. anguilla* ein seltener Irrgast im Neusiedler See. Nach einer ersten Erwähnung dieser Art durch Mika & Breuer (1928) schreiben Varga & Mika (1937): "... gelangte ein weiteres Stück [Anm.: Aal] am 29.April 1932 ... in unsere Hände." Es handelte sich früher also, wie Waidbacher (1984) betont, um einzelne Individuen, die vermutlich aus dem Donausystem kommend über den Einserkanal den Neusiedler See erreichten.

Der 1958 begonnene Aalbesatz erreichte in den 70er Jahren einen Höhepunkt und wurde bis Ende der 80er Jahre mehr oder weniger konstant gehalten. In den letzten 2 Jahren jedoch fiel der Besatz praktisch völlig aus, als Ursache dafür ist in erster Linie die Preisentwicklung des Besatzmaterials zu nennen. Dennoch ist der Aal auch heute die mit Abstand wichtigste wirtschaftlich genutzte Art des Neusiedler Sees, der Fang des Jahres 1992 betrug rund 45 t auf österreichischer und rund 7 t auf ungarischer Seite (vgl. Tab. 4.5).

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Cyprinidae

Cyprinus carpio

Als typisch für den Neusiedler See ist der "Wildkarpfen" anzusehen. Dieser Name bezeichnet den von Heckel & Kner (1858) als Art beschriebenen, nach heutigem Stand der Nomenklatur als Form geltenden *C. carpio f. hungaricus.*

Seit 1950 erfolgt am Neusiedler See der Besatz mit ein- oder zweisömmrigen Zuchtkarpfen. Ziel dieses Besatzes war, wie Sauerzopf & Hofbauer (1959) erwähnen, die "Hebung des Fischbestandes, wobei besonders darauf Bedacht genommen wurde, den schlechtwüchsigen Wildkarpfen durch den wirtschaftlich wertvollen Zuchtkarpfen zu verdrängen.". Der Versuch, den heimischen Wildkarpfen durch Zuchtformen zu verdrängen, ist offenbar gescheitert: Nach Aussage des Obmanns der Berufsfischer lag der Gesamtfang des Karpfens im Jahr 1992 bei 8 t, rund 95 % dieses Fanges waren Wildkarpfen (vgl. Tab. 4.6).

Blicca bjoerkna und *Abramis brama*

Güster und Brachsen sind heute die beiden zahlenmäßig bedeutendsten Vertreter der benthivoren Cyprinidenarten des Neusiedler Sees, wobei *B. bjoerkna* wesentlich häufiger als *A. brama* gefangen wird. Dieses Ergebnis entspricht den Resultaten von Hacker (1974). Bemerkenswert ist, daß im Neusiedler See ca. in der Mitte unseres Jahrhunderts ein Wechsel in Bezug auf die Häufigkeit der beiden Arten stattgefunden hat: Nach Varga & Mika (1937) dominierte der Brachsen die "*Abramis-Blicca*-Gruppe", Kritscher (1973) beschreibt einen rückläufigen Trend des Bestandes von *Abramis brama*, Hacker (cit. loc.) reiht in seiner Liste der häufigsten Arten die Güster bereits vor den Brachsen.

Alburnus alburnus

Die Laube ist in allen früheren Berichten über die Artenzusammensetzung des Neusiedler Sees zu finden, Sauerzopf & Hofbauer (1959) bezeichnen ihr Auftreten als "vor der Absenkung des Seespiegels massenhaft, seither aber unbedeutend". Kritscher (1973) beurteilt *A. alburnus* sogar als "in ihrem Bestand gefährdet".

In den Fängen der Jahre 1990 - 1992 war die Laube die mit Abstand häufigste Art; ob sie - ähnlich wie der Sichling - von den veränderten Bedingungen ab der zweiten Hälfte der 70er Jahre (Eutrophierung, größeres Nahrungsangebot) profitiert hat oder ob ihr Bestand bei früheren Untersuchungen auf Grund unzureichender Fangmethoden unterschätzt wurde, ist unklar.

Pelecus cultratus

Der Sichling fehlt in der Artenliste von Varga & Mika (1937). Allerdings beschreiben die genannten Autoren einen Zuzug "größerer Mengen" dieser Art durch den "Hansag Kanal" im Jahre 1915, ein offensichtlich nur kurzfristiges Ereignis, denn 1917 war *P. cultratus* bereits wieder aus dem See verschwunden. Hacker & Meisriemler (1974) beurteilen das Vorkommen des Sichlings als "vereinzelt", erst Mitte der 70er Jahre setzte eine bemerkenswerte Zunahme der Bestandsdichten dieser Art ein, die parallel zu einer optimalen Entwicklung des Zooplanktons erfolgte (Herzig & Winkler 1983). Heute ist der Sichling, der vermutlich über den Einserkanal zuwanderte, die zweithäufigste Weißfischart des Neusiedler Sees.

Scardinius erythrophthalmus und *Rutilus rutilus*

Rotauge und Rotfeder waren in den Fängen der letzten Jahre regelmäßig, aber meist nicht sehr zahlreich vertreten. Wie ältere Arbeiten zeigen (z.B. Mika & Breuer 1928, Varga & Mika 1937, Hacker 1979), sind beide Arten typische Mitglieder der Fischzönose des Neusiedler Sees.

Carassius carassius und *Carassius auratus gibelio*

Die Karausche war in der ersten Hälfte unseres Jahrhunderts eine sehr häufig anzutreffende Art (Varga & Mika 1937), die in allen bestehenden Aufzeichnungen über die Fischfauna des Neusiedler Sees geführt wird. Nach Mika & Breuer (1928) kam der Karausche früher sogar große wirtschaftliche Bedeutung zu.

Im Lauf der letzten Jahre war *C. carassius* nur vereinzelt zu finden, sie scheint in zunehmendem Maße von *C. auratus gibelio* (Bloch) verdrängt zu werden.

Es gibt kaum ältere Angaben über das Vorkommen des Gibels im Neusiedler See. Die von Hacker (1979) angeführten Belegzitate für den Gibel (Heckel & Kner, 1858; Mika & Breuer 1928; Varga & Mika 1937) beziehen sich auf *Carassius gibelio* Nils. (Heckel & Kner, cit. loc. und Varga & Mika, cit. loc.) bzw. *Carassius vulgaris*

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

var. *gibelio* Nils. (Mika & Breuer, cit. loc.). Beide Namen sind nach Berg (1949) und Banarescu (1964) als Synonyme für *Carassius carassius* (L.) anzusehen.

Das bestätigte auch eine Überprüfung von Belegexemplaren von *C. gibelio* Nils. am Naturhistorischen Museum Wien: 7 aus dem Neusiedler See stammende Exemplare von *C. gibelio* Nils. (NMW-56103 aus dem Jahr 1825) konnten als *C. carassius* (L.) bestimmt werden.

Das Vorkommen des Gibels (*C. auratus gibelio* (Bloch)) im Neusiedler See ist anhand von Material des Naturhistorischen Museums Wien für die Zeit ab 1980 zu belegen (NMW-79220, NMW-87587).

Aufgrund der großen Ähnlichkeit von Karausche und Gibel erscheint es durchaus möglich, daß der Gibel bereits vor 1980 im Neusiedler See vorhanden war, aber übersehen wurde.

Ob die ursprünglich aus Asien stammende Art auf natürlichem Weg nach Europa kam oder ob ihr Vorkommen in diesem Bereich anthropogenen Ursprungs ist, kann nicht gesagt werden (vgl. Libosvarsky 1962; Balon 1964). Für die Besiedlung des Neusiedler Sees bestand (besteht) die Möglichkeit des Zuzugs über das Donausystem oder das Einschleppen im Zuge von Besatzmaßnahmen mit Karpfen. Berg et al. (1989) erwähnen, daß Gibel von manchen Händlern als einjährige Karpfen (!) zum Besatz angeboten werden.

Eine zunehmende Ausbreitung des Gibels beschreiben auch Lelek (1987) und Kussmaul et al. (1991). Pedroli et al. (1991) weisen auf die Gefahr der Verdrängung heimischer Arten durch den Gibel hin.

Aspius aspius

Der Schied wird in allen älteren Untersuchungen der Fischfauna des Neusiedler Sees erwähnt, trat aber nie häufig auf (Varga & Mika 1937). Diese im Freiwasserbereich des Sees lebende Art konnte im Lauf der Projekt-Befischungen nicht nachgewiesen werden, ihr Vorkommen wird aber von Berufsfischern bestätigt.

Tinca tinca

Der Bestand der Schleie unterlag im Neusiedler See wiederholt deutlichen Schwankungen (Varga & Mika 1937; Cerny 1947; Kritscher 1973). Als typischer Bewohner des Schilfgürtels, insbesondere der Schilflacken, war diese Art von natürlichen "Katastrophen" (vor allem von extremen Wasserstandsschwankungen) besonders betroffen.

Während der Untersuchungen im Zeitraum 1990/92 konnte *T. tinca* nur in zwei Exemplaren nachgewiesen werden, was befürchten läßt, daß der Bestand dieser ehemals wirtschaftlich bedeutenden Art massiv gefährdet ist. Grund hierfür sind vermutlich die im Zuge der Eutrophierung schlechter gewordenen Sauerstoffverhältnisse im Schilfgürtel.

Ctenopharyngodon idella und *Hypophthalmichthys molitrix*

Graskarpfen und Silberkarpfen kamen Anfang der 70er Jahre unseres Jahrhunderts durch Besatzmaßnahmen in den See. Das Einbringen dieser beiden aus Asien stammenden Exoten ist sicher mitverantwortlich für eine Reihe von Veränderungen im Neusiedler See. So ist das fast völlige Verschwinden der submersen Makrophytenbestände sicher auf den Besatz mit dem herbivoren *Ctenopharyngodon idella* zurückzuführen.

Beide Arten konnten nicht in Eigenfängen nachgewiesen werden, nach Angaben der Berufsfischer ist der Graskarpfen mittlerweile weitgehend ausgefischt, der Silberkarpfen wird jedoch noch immer gefangen (vgl. Tab. 4.9).

Siluridae

Silurus glanis

Der Wels war in den Fängen der Projektgruppe nicht vertreten. Die Fangergebnisse der Berufsfischer im Jahr 1992 (100 kg) bestätigen zwar das Vorkommen dieser Art, zeigen aber auch, wie gering der Bestand von *Silurus glanis* ist.

Varga & Mika (1937) betonen, daß der Neusiedler See im 19. Jahrhundert ein "günstiger Biotop für den Wels war", beschreiben aber auch, daß die Art seit 1917 vollständig fehlte. Jüngere Berichte über ein Vorkommen von *S. glanis* finden sich bei Kritscher (1973), Hacker & Meisriemler (1974) und Hacker (1979).

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Percidae

Gymnocephalus cernuus

Der Kaulbarsch war in den Fängen der letzten Jahre regelmäßig, mitunter sogar recht häufig anzutreffen. Er ist der einzige Vertreter aus der Gruppe der bodenbewohnenden Kleinfischarten, der im Untersuchungszeitraum nachgewiesen werden konnte. Sein früheres Auftreten im Neusiedler See ist anhand zahlreicher Erwähnungen in älteren Arbeiten belegt (z.B. Heckel & Kner, 1858; Mika & Breuer 1928; Kritscher 1973, Hacker 1979).

Perca fluviatilis

Mika & Breuer (1928) bezeichnen den Flußbarsch als "eine der zahlreichsten Fischarten" des Neusiedler Sees, auch die jüngsten "Katastrophen" für die Fischfauna des Sees (Durchfrieren im Winter 1928/29, teilweises Trockenfallen im Herbst 1929) überstand die Population von *P. fluviatilis* ohne große Probleme (Varga & Mika 1937). Noch 1959 bezeichnen Sauerzopf & Hofbauer den Flußbarsch als "nicht selten", Kritscher nennt sein Auftreten "sehr zahlreich".

Im Gegensatz zu diesen Beobachtungen konnte *P. fluviatilis* im Laufe der Jahre 1990/92 nur in einigen wenigen, sehr kleinen Exemplaren nachgewiesen werden. Dieses Ergebnis entspricht den Beobachtungen von Waidbacher (1984), der auf stark abnehmende Bestände des Flußbarsches hinweist.

Stizostedion lucioperca

Über das Vorkommen des Zanders liegen aus früheren Jahren recht widersprüchliche Angaben vor (vgl. Varga & Mika 1937). Sicher ist, daß der Bestand dieser im 18. Jhdt. häufigen Art nach dem Austrocknen des Sees (1868) bis in die 60er Jahre unseres Jahrhunderts sehr gering blieb, Besatzmaßnahmen in diesem Zeitraum (z.B. 1903) verliefen erfolglos. Erst mit dem forcierten Besatz vorgestreckter Exemplare ab den 70er Jahren war eine aus fischereiwirtschaftlicher Sicht gewünschte Steigerung des Bestandes festzustellen. Heute rangiert der Zander an 2. Stelle der wirtschaftlich genutzten Arten des Neusiedler Sees. 1992 betrug der Fang im österreichischen Teil des Sees ca. 12 t, im gleichen Jahr wurden rund 270.000 Stück besetzt (Österreich gemeinsam mit Ungarn – vgl. Tab. 4.7).

Ergänzend ist festzuhalten, daß durch die beschriebenen Besatzmaßnahmen in den letzten Jahrzehnten auch eine osteuropäische Art der Gattung *Stizostedion*, *S. wolgensis*, in den See gebracht wurde. Der Wolgazander soll vereinzelt in den Fängen der Berufsfischer anzutreffen sein (Waidbacher 1984).

Centrarchidae

Lepomis gibbosus

Nach Kritscher (1973) wurde der Sonnenbarsch um 1972 erstmals im Neusiedler See festgestellt. Die ursprünglich aus Nordamerika stammende Art gelangte als Aquarien- und Zierfisch nach Europa und wurde vermutlich von Aquarianern im Neusiedler See ausgesetzt. Wenngleich der Bestand dieser Art nach den Ergebnissen der Befischungen der letzten Jahre relativ klein sein dürfte, muß das Vorkommen von *L. gibbosus* als problematisch angesehen werden. Es ist zu befürchten, daß der Sonnenbarsch in seiner Eigenschaft als Laichräuber eine empfindliche Beeinträchtigung der heimischen Fischfauna darstellen kann (Pedroli et al. 1991).

Ictaluridae

Ictalurus melas

Der aus Nordamerika stammende Zwergwels wurde in den letzten Jahren wiederholt - vermutlich durch Aquarianer oder Sportfischer - in den See gebracht (Waidbacher 1984). *I. melas* konnte im Lauf der Projektbefischungen zwar nicht nachgewiesen werden, die jüngsten zuverlässigen Angaben über das Aussetzen von Zwergwelsen im Jahr 1990 (Wanzenböck, pers. Mitteilung) lassen jedoch erwarten, daß derzeit ein kleiner Bestand dieser Art im See lebt.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

3.3. Reduktion des Artenspektrums im Vergleich zu früheren Untersuchungen

Vergleicht man die Artenlisten früherer Untersuchungen mit den Ergebnissen der Befischungen im Zeitraum 1990/92 und den Resultaten von Herzig-Straschil (1989), so ist ein drastischer Rückgang der Artenzahl festzustellen. Bei einigen der verschwundenen Arten handelt es sich um Flußfische, die wohl nie zu den eigentlichen Bewohnern des Neusiedler Sees zählten. Dieser Gruppe sind *Abramis ballerus* (Zope), *Barbus barbus* (Barbe), *Leuciscus idus* (Nerfling) und *Lota lota* (Rutte) zuzurechnen. Auch der Aitel (*Leuciscus cephalus*) ist nur selten in stehenden Gewässern anzutreffen und konnte lediglich bei Befischungen in der Wulka gefangen werden. Auch wenn diese Arten als Fließwasserbewohner anzusehen sind, so darf die Tatsache, daß kein einziger Vertreter dieser Gruppe im Lauf der letzten Jahre im Neusiedler See gefangen werden konnte, nicht unterbewertet werden.

Aus fischökologischer Sicht wesentlich bedeutender ist jedoch die Tatsache, daß in den letzten Jahren auch eine Reihe von Kleinfischarten, von denen einige sicherlich in diesem Gewässer heimisch waren, nicht mehr nachgewiesen werden konnte.

Umbra krameri

Der Hundsfisch war bis in unser Jahrhundert ein Massenfisch in den Gräben, Tümpeln und Sümpfen seines Verbreitungsgebietes, zu dem auch der Bereich des österreichisch-ungarischen Grenzgebietes zählte. Mit der zunehmenden Kultivierung des Landes nach dem Zweiten Weltkrieg ging sein Bestand infolge des Verlustes an Lebensräumen stark zurück, auch die Qualität der wenigen verbleibenden Habitate wurde durch menschliche Eingriffe (Uferbegradigung, Absenken des Wasserstandes etc.) vielfach verschlechtert. Darüber hinaus brachte der Besatz von nicht heimischen Arten, insbesondere des Sonnenbarsches, für *U. krameri* einen enormen Konkurrenzdruck. Nach den anläßlich eines Workshops zum Thema "Biologie und Gefährdung heimischer Kleinfischarten" (Innsbruck, 1991) vorgestellten Ergebnissen deutscher Kollegen schließt die Anwesenheit von Sonnenbarschen in ungarischen Kleingewässern das Vorkommen des Hundsfisches aus (Bohlen in Vorb.).

Für den Neusiedler See wurde der Hundsfisch zum letzten Mal Ende der 50er Jahre beschrieben (Lehmann 1958), die Art galt österreichweit als ausgestorben, konnte jedoch 1992 im Bereich der Donauauen östlich von Wien nachgewiesen werden (Wanzenböck, pers. Mitt.). Allerdings handelt es sich dabei um ein Einzelexemplar, weitere Untersuchungen am genannten Fundort blieben erfolglos. Im Rahmen der (noch unveröffentlichten) "Roten Liste" ist auf Grund des genannten Fundes der Gefährdungsgrad von *U. krameri* mit "stark gefährdet" zu klassifizieren.

Leucaspius delineatus

Mika & Breuer (1928) beklagen: "Die Fischer können ihn nicht unterscheiden." und beziehen sich dabei auf die Unterscheidung von Moderlieschen und Laube. Die genannten Autoren erwähnen die Vergesellschaftung der beiden Arten, betonen aber das eingeschränkte Vorkommen des Moderlieschens ("nur in der Soproner Badehauslacke gefangen"). Ein derart eingeschränktes Vorkommen (vgl. auch Varga & Mika 1937) erscheint angesichts der ökologischen Ansprüche von *L. delineatus* eigenartig. Zu erwarten wäre das von Kritscher (1973) erwähnte Vorkommen als Schilfrandbewohner, auch Wanzenböck & Keresztessy (1991) meinen, daß der Schilfgürtel des Neusiedler Sees ein geeigneter Lebensraum für das Moderlieschen sei.

L. delineatus konnte bei den Befischungen im Zeitraum 1990/92 nicht nachgewiesen werden. Im Gegensatz dazu bezeichnen Wanzenböck & Keresztessy (cit. loc.) das Moderlieschen als einen der am häufigsten anzutreffenden Vertreter gefährdeter Kleinfischarten in Kleingewässern im Umfeld des Neusiedler Sees.

Misgurnus fossilis

Auch der Schlammpeitzger konnte von Wanzenböck & Keresztessy (1991) in verschiedenen Kleingewässern im Nahbereich des Sees nachgewiesen werden, fehlte jedoch in den Fängen aus dem See selbst. Die Art, die nach Hacker & Meisriemler (1974) auf Grund ihrer Größe und Lebensweise als Beute für den Aal in Frage kommt, sollte im Bereich des Schilfgürtels, in Schilflacken oder Kanälen zwar nicht häufig, aber regelmäßig anzutreffen sein (vgl. Varga & Mika 1937).

Proterorhinus marmoratus

Die Marmorgrundel ist die einzige Art der Familie der *Gobiidae* im Neusiedler See. Auch sie fehlte in den Fän-

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

gen der letzten Jahre, wurde aber in der Rabnitz und in einem Graben bei Földsziget gefunden (Wanzenböck & Keresztessy 1991). Nach ersten Berichten über das Auftreten von *P. marmoratus* im Einzugsgebiet des Mühlbaches durch Mika & Breuer (1928) konnten Bauer & Schubert (1957) die Marmorgrundel auch im nördlichen Teil des Sees nachweisen. Kritscher (1973) vermutet, daß die Bestände dieser ab den 70er Jahren sehr selten gewordenen Art durch Parasitenbefall dezimiert worden sein könnte. Wanzenböck & Keresztessy (1991) weisen jedoch darauf hin, daß *P. marmoratus* aufgrund ihrer Brutpflege (das Männchen bewacht das Gelege) eine leichte Beute für den Aal sein kann.

Rhodeus sericeus amarus

Wie die Ergebnisse von Wanzenböck & Keresztessy (1991) zeigen, ist der Bitterling der in den Bächen und Gräben im ungarischen Vorfeld des Neusiedler Sees am häufigsten anzutreffende Vertreter der gefährdeten Kleinfischarten. Im See selbst aber ist *R. sericeus amarus* nicht anzutreffen. Der Bestand dieser Art ist vom Vorkommen geeigneter Großmuscheln abhängig, in deren Kiemenraum der Bitterling seine Eier legt. Zwar gibt es verschiedene Hinweise auf ein Vorkommen von Großmuscheln im Neusiedler See (Kritscher 1973, Schiemer 1979), es ist jedoch fraglich, ob die Bestandsdichten dieser Muscheln groß genug sind (oder waren), um die Fortpflanzung des Bitterlings im See zu ermöglichen. Wahrscheinlich ist der Bitterling zwar im Umfeld des Neusiedler Sees heimisch, im See selbst jedoch, wie von Varga & Mika (1937) beschrieben, als seltener Irrgast anzusehen.

Cobitis taenia, *Noemacheilus barbatulus* und *Gobio gobio*

Alle drei genannten Arten (Steinbeißer, Bartgrundel und Gründling) werden in älteren Arbeiten über die Fischfauna des Neusiedler Sees zwar genannt, sind jedoch primär als Bewohner des Fließwassers anzusehen. Funde aus dem See selbst werden stets als "selten" bezeichnet und beziehen sich auf sehr eingeschränkte Bereiche. Zwei der genannten Arten, *G. gobio* und *C. taenia* konnten von Wanzenböck & Keresztessy (1991) in entsprechenden Lebensräumen (z.B. Rabnitz) nachgewiesen werden, der Gründling war auch in den Fängen aus der Wulka vertreten.

Zusammenfassung

Der im Neusiedler See zu beobachtende Rückgang von Kleinfischbeständen bis hin zum völligen Verschwinden einzelner Arten ist ein Phänomen, das in den letzten Jahren und Jahrzehnten praktisch in ganz Europa festzustellen war. Es besteht kein Zweifel, daß für den Fall des Neusiedler Sees folgende Faktoren für die Veränderungen der Artenzusammensetzung verantwortlich sind:

1) Direkte Verschlechterung des Lebensraumes (Eutrophierung, Verlust an Habitatsdiversität etc.)

2) Auswirkungen der Bewirtschaftung (Besatz)

Zu den Verlusten an Lebensraum tragen sicher die zunehmende Verschilfung des Sees und die geringen Wasserstände bei. Unter den Besatzmaßnahmen ist vor allem das Einbringen von Aal und Graskarpfen sowie das Einschleppen von Sonnenbarsch und Gibel zu erwähnen.

Betrachtet man die Artenzusammensetzung der Fischfauna des Neusiedler Sees unter dem Aspekt "Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel", so stellt sich bei der Umsetzung des Nationalparkgrundsatzes "Artenschutz" die Frage, welche der heute im Neusiedler See lebenden Arten als "heimisch" anzusehen und daher zu schützen sind. Darüber hinaus ist zu prüfen, ob heimische Arten durch anthropogene Beeinflussung des Systems verschwunden sind und welche Möglichkeiten zur Wiederherstellung des "natürlichen" Artenspektrums bestehen.

Für eingeschleppte oder besetzte Arten ist die Frage nach der Zugehörigkeit zum heimischen Artenspektrum leicht zu beantworten und natürlich zu verneinen. Einige dieser Arten (*A. anguilla*, *C. idella*, *H. molitrix*) können durch Einstellung der Besatzmaßnahmen wieder aus dem System eliminiert werden, da eine natürliche Reproduktion dieser Arten im Neusiedler See nicht möglich ist. Problematisch ist hingegen der Bestand von *Lepomis gibbosus* und *Carassius auratus gibelio*, da diese beiden Arten unter den im Neusiedler See auftretenden Bedingungen reproduzieren. Die Wahrscheinlichkeit, den Bestand dieser Arten durch direkte Eingriffe (z.B. gezielte Befischungen) spürbar zu dezimieren, muß als gering bezeichnet werden. Als mögliche Maßnahmen für ein Zurückdrängen dieser Arten sind das strikte Vermeiden

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

weiterer Einschleppungen und die Förderung heimischer Konkurrenten (im Fall des Gibels etwa die Karausche) durch Verbesserungen der Lebensraumqualität (z.B. Wasserstandsanhebung) zu nennen.

Wie die Ergebnisse von Wanzenböck & Keresztessy (1991) zeigen, hat eine Reihe von aus dem Neusiedler See verschwundenen Kleinfischarten in Kleingewässern im Vorfeld des Sees Rückzugsgebiete gefunden. Eine Wiederbesiedelung des Sees durch diese Arten sollte nach Rücknahme der oben genannten anthropogenen Störfaktoren in relativ kurzer Zeit möglich sein.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 3.1. Artenspektrum des Neusiedler Sees im Vergleich mit früheren Untersuchungen. 1 ... Status der Arten (h ... heimisch im Neusiedler See, (h) ... heimisch im Umfeld des Neusiedler Sees, im See selbst nur lokal und/oder selten zu erwarten, B ... durch Besatz in den See gebracht, E ... in den See eingeschleppt); 2 ... Varga & Mika 1937; 3 ... Hacker & Meisriemler 1974; 4 ... Hacker 1979; 5 ... vorliegende Untersuchung 1990/92; 6 ... Ergebnisse Wulka 1992; 7 ... Wanzenböck & Keresztessy 1992, Kleingewässer. + ... Art nachgewiesen, - ... Art ausdrücklich als ausgestorben bezeichnet, ? ... Vorkommen unsicher.

		1	2	3	4	5	6	7
Esocidae								
	Esox lucius L. (Hecht)	h	+	+	+	+	+	+
Umbridae								
	Umbra krameri Walb. (Hundsfisch)	h	-	?				
Anguillidae								
	Anguilla anguilla (L.) (Aal)	B	+	+	+	+	+	+
Cyprinidae								
	Abramis ballerus (L.) (Zope)	(h)	+					+
	Abramis brama (L.) (Brachsen)	h	+	+	+	+		+
	Alburnus alburnus (L.) (Laube)	h	+	+	+	+		+
	Aspius aspius (L.) (Schied)	h	+	+	+	+		
	Barbus barbus (L.) (Barbe)	(h)	+	?				+
	Blicca bjoerkna (L.) (Güster)	h	+	+	+	+		+
	Carassius auratus gibelio (Bloch) (Gibel)	E	+				+	+
	Carassius carassius (L.) (Karausche)	h	+	+	+	+	+	+
	Ctenopharyngodon idella (Val.) (Graskarpfen)	B					+	
	Cyprinus carpio (L.) (Karpfen)	h	+	+	+	+		
	Gobio gobio (L.) (Gründling)	(h)		?				+
	Hypophthalmichthys molitrix (Val.) (Silberkarpfen)	B			+	+		
	Leucaspius delineatus (Heckel) (Moderlieschen)	h		+	+			+
	Leuciscus cephalus (L.) (Aitel)	(h)	+	?	+		+	+
	Leuciscus idus (L.) (Nerfling)	(h)	+	?				
	Pelecus cultratus (L.) (Sichling)	h		?	+	+		+
	Rhodeus amarus sericeus Bloch (Bitterling)	(h)	+	+	+			+
	Rutilus rutilus (L.) (Rotauge)	h	+	+	+	+	+	+
	Scardinius erythrophthalmus (L.) (Rotfeder)	h	+	+	+	+	+	+
	Tinca tinca (L.) (Schleie)	h	+	+	+	+	+	+

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 3.1. Fortsetzung. 1 ... Status der Arten (h ... heimisch im Neusiedler See, (h) ... heimisch im Umfeld des Neusiedler Sees, im See selbst nur lokal und/oder selten zu erwarten, B ... durch Besatz in den See gebracht, E ... in den See eingeschleppt); 2 ... Varga & Mika 1937; 3 ... Hacker & Meisriemler 1974; 4 ... Hacker 1979; 5 ... vorliegende Untersuchung 1990/92; 6 ... Ergebnisse Wulka 1992; 7 ... Wanzenböck & Keresztessy 1992, Kleingewässer.
+ ... Art nachgewiesen, - ... Art ausdrücklich als ausgestorben bezeichnet, ? ... Vorkommen unsicher.

		1	2	3	4	5	6	7
Cobitidae								
	Cobitis taenia L. (Steinbeißer)	(h)	+	?				
	Misgurnus fossilis (L.) (Schlammpeitzger)	h	+	+	+			+
	Noemacheilus barbatulus (L.) (Schmerle)	(h)	+	?				
Siluridae								
	Silurus glanis L. (Wels)	h	-	+	+	+		
Gobiidae								
	Protherorinus marmoratus (Pallas) (Marmorgrundel)	(h)	+	?	+			+
Percidae								
	Gymnocephalus cernuus (L.) (Kaulbarsch)	h		+	+	+		+
	Perca fluviatilis L. (Flußbarsch)	h	+	+	+	+		+
	Stizostedion lucioperca (L.) (Zander)	h	+	+	+	+		+
Centrarchidae								
	Lepomis gibbosus (L.) (Sonnenbarsch)	E			+	+	+	
Gadidae								
	Lota lota (L.) (Quappe, Aalrutte)	(h)	+	?				
Ictaluridae								
	Ictalurus melas (Raf.) (Zwergwels)	E				+		

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

4. QUANTITATIVER ASPEKT

4.1. Netzfischerei

4.1.1. Methodik

Befischungen mit Kiemennetzen (30 m lang, 2 m hoch) wurden im Zeitraum Mai 1990 - September 1992 an 66 Terminen durchgeführt. Zum Einsatz kamen im Frühjahr 1990 Netze mit Maschenweiten von 18 und 24 mm, ab Juli 1990 bestand der routinemäßig für 30 Minuten exponierte Netzsatz aus Netzen mit 10, 20 und 30 mm Maschenweite. Ergänzend wurde im Jahr 1992 auch ein 15 mm-Netz exponiert, um detailliertere Informationen über *Alburnus alburnus* zu erhalten. Vereinzelt erfolgte in allen Untersuchungsjahren auch die Exposition von Netzen mit größeren Maschenweiten (50 und 60 mm). Die wenigen dabei gefangenen Exemplare der Arten Gibel, Brachsen, Karpfen und Zander wurden im Labor den Standarduntersuchungen (vgl. Kap. 2) unterzogen, für eine Quantifizierung des Bestandes dieser Arten sind die Ergebnisse dieser Befischungen jedoch nicht relevant.

Im wesentlichen wurden drei Bereiche mittels Netzbefischungen regelmäßig untersucht, die beprobten Standorte sind aus Abb. 4.1 ersichtlich.

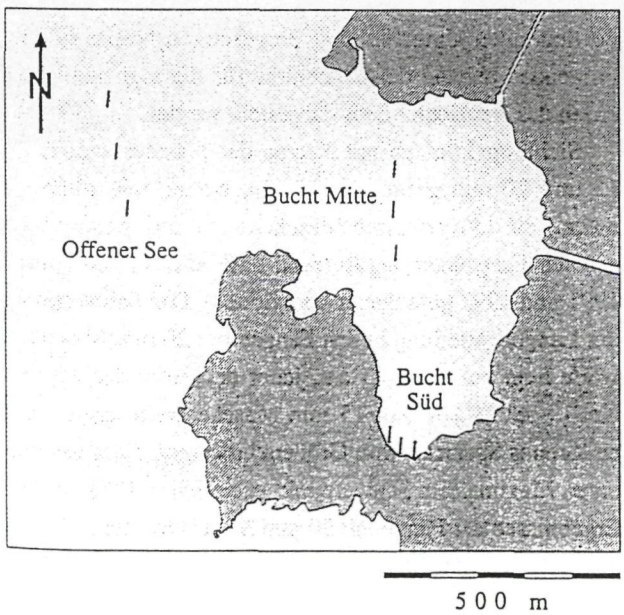


Abb. 4.1. Standorte der Netzbefischungen in der Illmitzer Bucht.

"Bucht Mitte"

Dieser in der Mitte der Illmitzer Bucht gelegene Punkt wurde in allen drei Untersuchungsjahren befischt. Das Auslegen der Netze erfolgte nebeneinander parallel zum Bucht.ausgang.

"Bucht Süd"

Ab 1991 erfolgten auch Befischungen in unmittelbarer Nähe zur Schilfkante, um Informationen über Artenzusammensetzung und Bestandsdichte der Übergangszone Freiwasser/Schilf zu erhalten. Die Netze wurden an dieser Stelle hintereinander im rechten Winkel zur Schilfkante gesetzt.

"Offener See"

Der Standort "offener See" lag ca. 200 m außerhalb der Illmitzer Bucht und wurde von März bis Juni 1992 befischt. Das Hauptaugenmerk der in diesem Bereich durchgeführten Untersuchungen lag auf der Abklärung von Fragen der saisonalen Wanderung von Sichling und Laube. Die Exposition der Netze erfolgte wie im Bereich "Bucht Mitte" parallel zum Ausgang der Illmitzer Bucht.

Weitere Probenpunkte

Befischungen im Norden der Illmitzer Bucht, im Kanal zur Biologischen Station und am Westufer des Sees vor Oggau dienten dem methodischen Vergleich mit E-Befischungen oder der Materialbeschaffung. Die daraus gewonnenen Ergebnisse sind jedoch für den Aspekt der Quantifizierung des Fischbestandes von untergeordneter Bedeutung.

Alle folgenden Angaben über den "catch per unit effort" (CPUE) beziehen sich - wenn nicht ausdrücklich anders angegeben - auf die Summe der pro Stunde in den Netzen mit 10, 20 und 30 mm Maschenweite (= "Netzsatz") gefangenen Individuen (CPUE = Ind./N./h).

Maschenweite und Artenzusammensetzung

Kiemennetze sind - wie fast alle Methoden zur Quantifizierung von Fischbeständen - selektiv fängige Hilfsmittel. Ohne an dieser Stelle im Detail auf diese Problematik einzugehen (vgl. z.B. Hamley 1975), sollen im folgenden

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

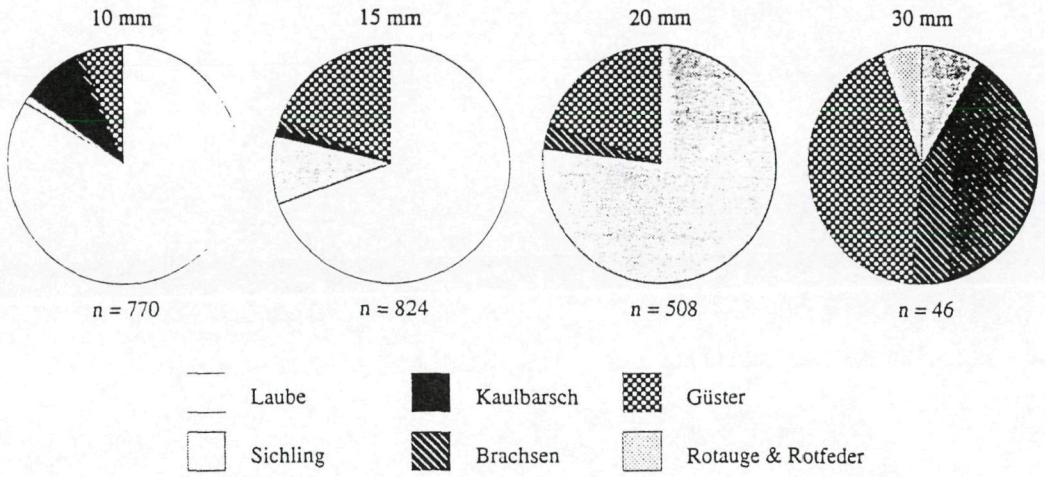


Abb. 4.2. Durchschnittliche Artenzusammensetzung der Fänge im 10, 15, 20 und 30 mm Kiemennetz im Jahr 1992 (11 Fangereignisse).

auffällige Ergebnisse in den Untersuchungen der letzten Jahre hinsichtlich der Netzselektivität vorgestellt werden.

Hinsichtlich der Artenzusammensetzung sind in den Fängen der verschiedenen Netze beträchtliche Unterschiede feststellbar (Abb. 4.2).

Die Fänge mit 10 mm Maschenweite bestanden weitgehend aus Lauben, weiters konnten Kaulbarsche, Güster und in sehr geringen Mengen auch Sichling und Brachsen gefangen werden.

Die Lauben dominierten auch die Fänge mit dem 15 mm Netz, jedoch unterschieden sie sich deutlich in ihrem Geschlechterverhältnis von den im 10 mm Netz gefangenen Tieren. Mit 15 mm Maschenweite konnten überwiegend Weibchen von *A. alburnus* gefangen werden, während die Fänge mit dem 10 mm Netz in erster Linie Männchen und immature Tiere erbrachten (vgl. Kap. 5.2).

Neben der Güster, die rund 20 % der Fänge mit 15 mm-Kiemennetzen ausmachte, war noch der Sichling in relevanten Mengen vertreten. Kaulbarsch und Brachsen waren praktisch nicht von Bedeutung.

Die Artenzusammensetzung der Fänge mit 20 mm Maschenweite wurde klar von *Pelecus cultratus* dominiert (im Jahresdurchschnitt 1992 rund 75%). Als zweite wichtige Art war wieder *Blicca bjoerkna*, als dritte - zahlenmäßig jedoch unbedeutend - *Abramis brama* zu finden.

Erst beim Einsatz von 30 mm Maschenweite ergab sich eine deutliche Dominanz der *Abramis-Blicca*-Gruppe (beide je rund 40% des Fanges). Sichling, Rotauge und Rotfeder konnten in diesem Netz nur in relativ unbedeutenden Mengen gefangen werden.

Bei einem quantitativen Vergleich der vier Netze in Bucht Mitte (Abb. 4.2) fällt die geringe Fängigkeit des 30 mm Netzes auf (nur rund 2% des Gesamtfanges). Die höchsten Fangzahlen ergaben Befischungen mit 10 und 15 mm Maschenweite (36 bzw 38% des Fanges 1992).

Maschenweite und Größenklassenverteilung

Die beschriebene Selektivität von Kiemennetzen kann zu verzerrten Bildern der Längenfrequenz-Verteilung einzelner Arten führen. Oft sind ergänzende Angaben über das Auftreten verschiedener Größenklassen aus den Befunden anderer Fangmethoden (E-Fischerei, Schubnetz etc.) notwendig, um zu einem der tatsächlichen Situation möglichst entsprechenden Ergebnis zu kommen.

Die größenspezifische Fängigkeit der im Rahmen der vorliegenden Untersuchung eingesetzten Netze soll im Folgenden anhand der Ergebnisse für die vier häufigsten Arten des Neusiedler Sees dargestellt werden.

Sichlinge konnten mit Netzen der Maschenweiten 10, 15 und 20 mm gefangen werden, wobei, wie oben erwähnt, die letztgenannte Maschenweite mit Abstand die größten Fangzahlen ergab (rund 85% aller in den Jahren 1991 und 1992 gefangenen Individuen). Der Schwerpunkt der Längenverteilung in den Fängen mit 20 mm Maschenweite liegt bei 22 - 23 cm, jener der Tiere des 10 mm Netzes bei 11 cm. Mit 15 mm Maschenweite ergibt sich ein breites Spektrum von Größenklassen mit zwei erkennbaren Maxima. Ein Schwerpunkt entspricht mit 23 cm den Ergebnissen der Fänge mit 20 mm Maschenweite, das zweite Maximum liegt mit 19 cm nur geringfügig niedriger. Die verbleibende "Lücke" zwischen den 15 mm und dem 10 mm Netz ist wahrscheinlich wenige auf eine negative Selektivität der verwendeten Netze al

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

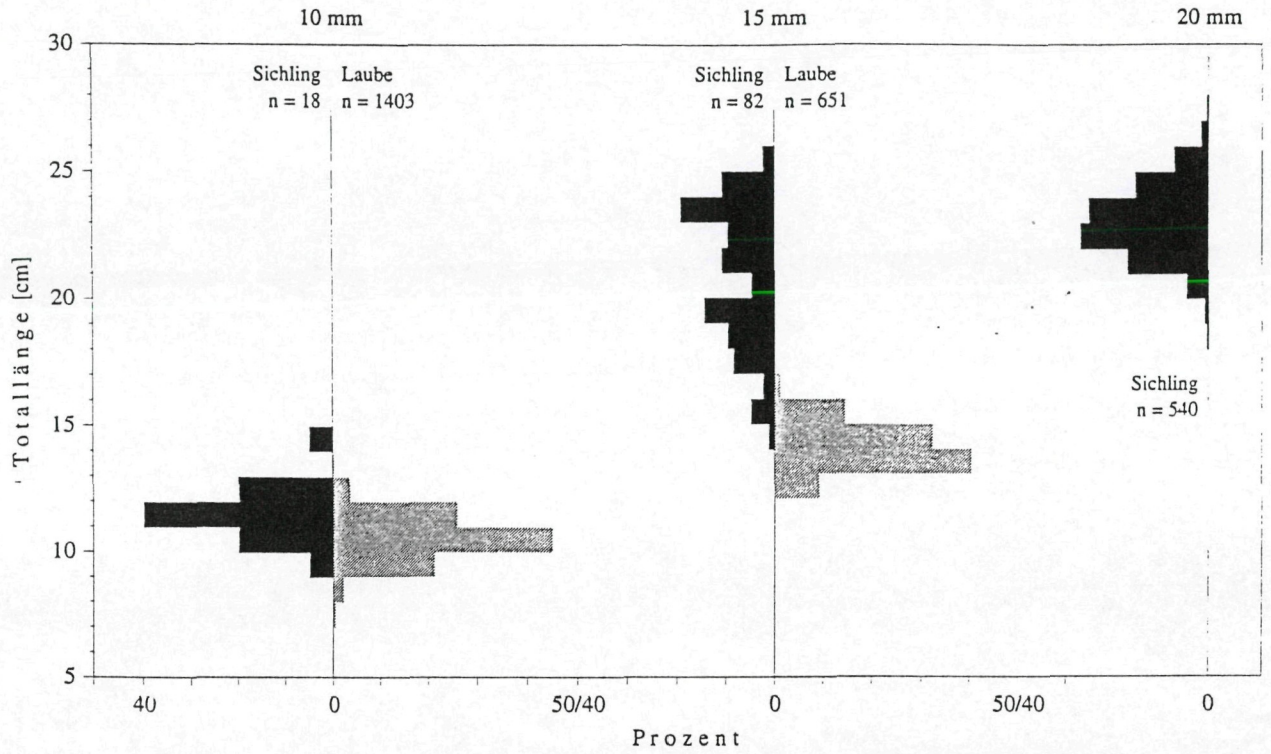


Abb. 4.3. Fängigkeit der Kiemennetze von 10, 15 und 20 mm Maschenweite für Sichling und Laube. Die Fangergebnisse der Jahre 1991 und 1992 sind in Prozent Individuen pro Längenklasse dargestellt. Die Breite der Längenklassen beträgt 1 cm, wobei immer der untere Grenzwert inkludiert ist.

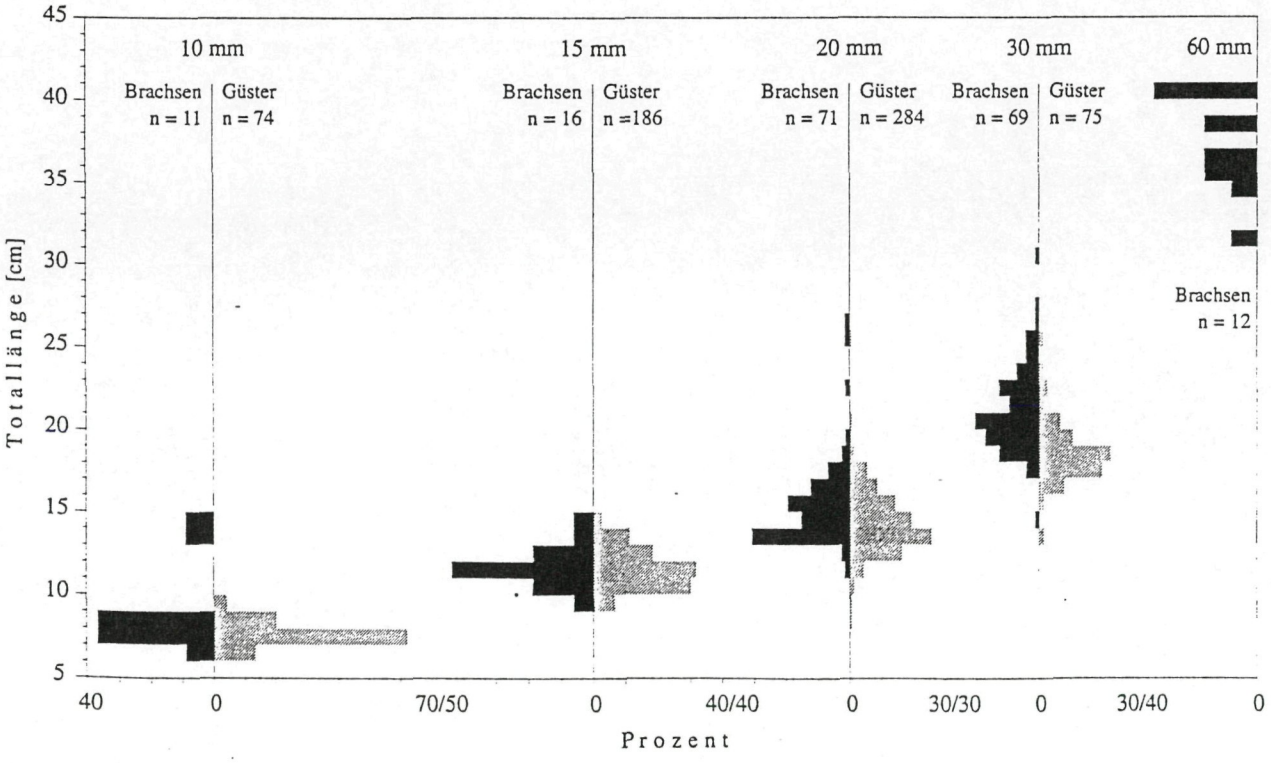


Abb. 4.4. Fängigkeit der Kiemennetze mit Maschenweiten von 10, 15, 20, 30 und 60 mm für Brachsen und Güster. Die Fangergebnisse der Jahre 1991 und 1992 sind in Prozent Individuen pro Längenklasse dargestellt. Die Breite der Längenklassen beträgt 1 cm, wobei immer der untere Grenzwert inkludiert ist.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

vielmehr auf die hohe Wachstumsleistung von *P. cultratus* im zweiten Lebensjahr zurückzuführen. Sichlinge im fraglichen Längenbereich (13 - 18 cm) sind nur für kurze Zeit während des Jahres vorhanden und treten dementsprechend selten in den Fängen auf. Ab dem Alter von 2+ verlangsamt sich das Wachstum deutlich und die Altersgruppen 2+, 3+ und 4+ liegen alle in dem für das 20 mm Netz typischen Größenklassenbereich von 20 - 25 cm. Vergleichswerte aus Schubnetzfängen brachten zwar einen deutlich höheren Anteil kleiner Individuen (1+) und eine etwas größere Durchschnittslänge der Altersgruppen von 2+ bis 4+, bestätigen aber prinzipiell die Ergebnisse der Befischungen mit Kiemennetzen (vgl. Kap. 5.1).

Auf die "geschlechtspezifische" Selektivität der verwendeten Kimennetze bei *Alburnus alburnus* wurde bereits hingewiesen. Die Längenverteilung der Tiere aus Netzen mit 10 bzw. 15 mm Maschenweite lassen einen Schwerpunkt bei 11 bzw. 14 cm erkennen (Abb. 4.3). Die Ergebnisse der Schubnetzfänge hingegen zeigen ein einheitliches Längenverteilungsmuster mit einem Maximum bei 11-12 cm und einen deutlich höheren Anteil von Tieren < 10 cm (vgl. Kap. 5.2) und weisen damit auf eine hohe Selektivität der Kiemennetze hin.

Für *Abramis brama* und *Blicca bjoerkna* ist beim Vergleich der verschiedenen Netze eine fortlaufende Verlagerung des jeweiligen Schwerpunktes der Längenverteilung festzustellen (Abb. 4.4). Beide Arten wurden mit 20 mm Netzen am häufigsten gefangen, sehr effizient waren - besonders für die Güster - auch Fänge mit 15 und 30 mm Maschenweite. Aufgrund der wesentlich größeren Anzahl gefangener Tiere (1991 und 1992: n = 619) bietet die Größenklassenverteilung der verschiedenen Maschenweiten für die Güster ein insgesamt kompakteres Bild als für den Brachsen (n = 177). Zumindest für *B. bjoerkna* kann daher die mit Hilfe der gewählten Netze ermittelte Längenfrequenz-Verteilung als weitgehend repräsentativ angesehen werden (vgl. Kap. 5.3, Kap. 5.4).

4.1.2. Relative Bestandsdichten (CPUE)

Bucht Mitte

Die relativen Bestandsdichten im Bereich "Bucht Mitte" stiegen mit zunehmender Erwärmung des Sees im Lauf des Frühjahrs an und erreichten in den Jahren 1990 und 1992 jeweils im August ein Maximum (Monatsmittel 1990: 58 Ind./N./h, 1992: 239 Ind./N./h). 1991 waren die höchsten Dichten bereits im Juni und Juli (Monatsmittel Juni 1991: 114 Ind./N./h) zu verzeichnen (Abb. 4.5). Im Lauf der drei Untersuchungsjahre ist ein deutlicher Anstieg der Bestandsdichten festzustellen.

Die Artenzusammensetzung der Fänge im Freiwasserbereich der Illmitzer Bucht wurde von Laube und Sichling dominiert. Der Anteil dieser beiden planktivoren Arten am Gesamtfang lag mit einer einzigen Ausnahme (September 1992, 27%) stets zwischen 65 und 91% (Abb. 4.5). Hohe Bestandsdichten des Sichlings waren in der Regel im Lauf des Frühjahrs während der Laichperiode dieser Art zu registrieren, die größten Bestandsdichten von *Alburnus alburnus* konnten im Sommer beobachtet werden.

Weit geringere Bedeutung hatten benthivore Arten, die im Bereich Bucht Mitte in erster Linie durch die Güster repräsentiert wurden.

Schilfrand ("Bucht Süd")

Die relativen Bestandsdichten an der Schilfkante lagen in der ersten Saisonhälfte der Jahre 1991 und 1992 deutlich über jenen aus dem Freiwasserbereich der Illmitzer Bucht. So betrug der mittlere CPUE an der Schilfkante im Zeitraum April-Juli 1991 109 Ind./N./h (n=10), der Vergleichswert am Punkt "Bucht Mitte" hingegen nur 89 Ind./N./h (n = 14), die Dichten an der Schilfkante waren im Vergleichszeitraum somit im Durchschnitt um rund 22% höher als im Bereich "Bucht Mitte".

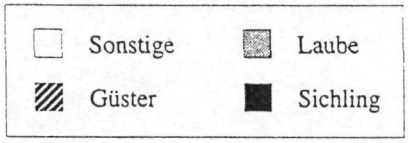
Für den Spätsommer und Herbst zeigt sich ein umgekehrtes Verhältnis der Bestandsdichten der beiden Punkte: Im Zeitraum August bis Oktober 1991 lag der mittlere CPUE an der Schilfkante bei 32 Ind./N./h (n=6), jener am Punkt "Bucht Mitte" bei 58 Ind./N./h (n=7).

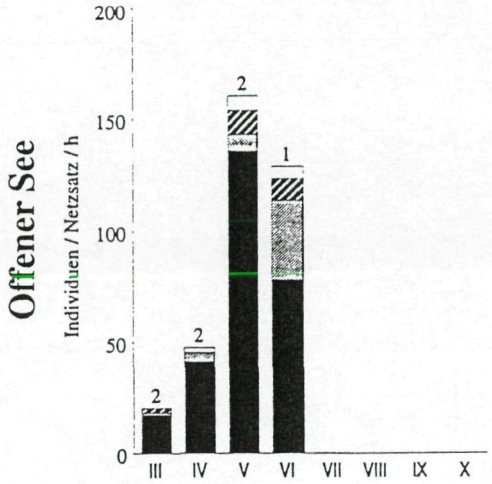
Die Artenzusammensetzung der Fänge am Schilfrand zeigt, daß die hohen Bestandsdichten in diesem Bereich nicht, wie zu erwarten wäre, in erster Linie von benthivoren Arten, sondern von der planktivoren Laube verursacht werden. Der Anteil von *A. alburnus* lag im Frühjahr und Sommer der Jahre 1991 und 1992 im Bereich von 50 - 87%. Als Ursachen für die oben beschriebene saisonale Verschiebung des Verteilungsschwerpunktes vom Schilfrand zum Freiwasserbereich der Illmitzer Bucht sind daher in erster Linie Änderungen im Verhalten (Laichverhalten, Nahrungssuche) von *A. alburnus* anzusehen (vgl. Kap. 5.2).

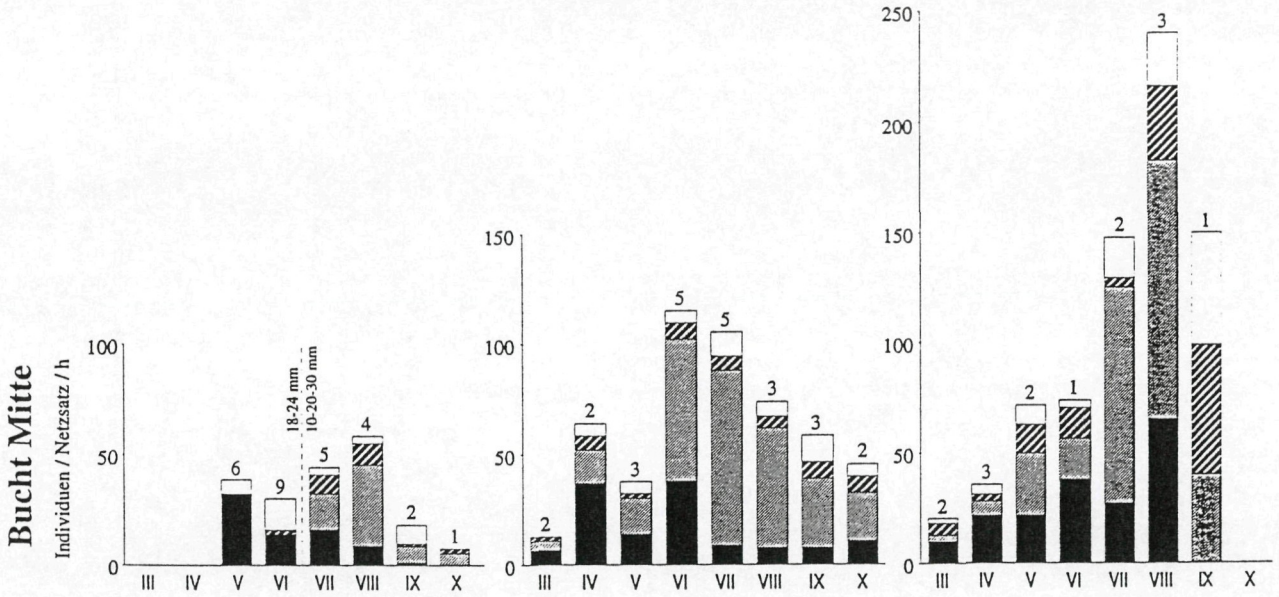
Vergleicht man die Artenzusammensetzung der Fänge an den Punkten "Bucht Mitte" und "Schilfrand", so fällt das fast vollständige Fehlen des Sichlings an der Schilf-

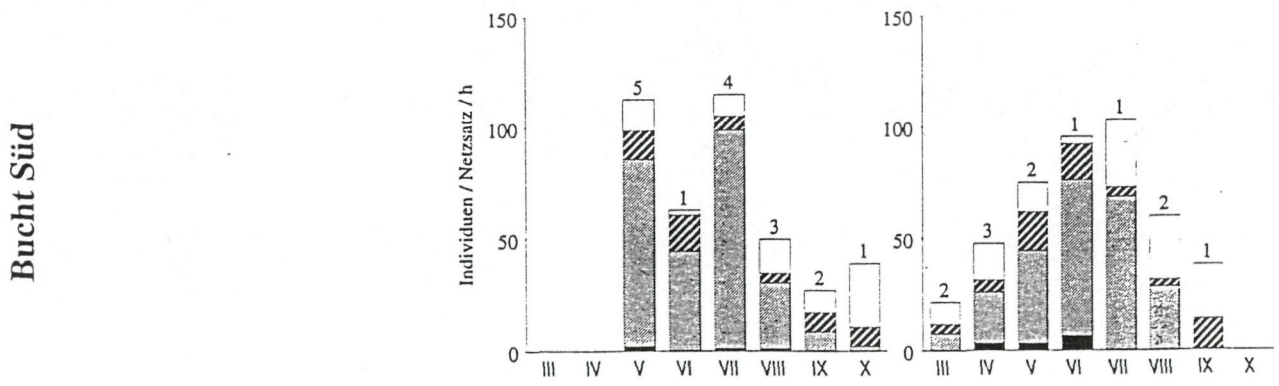
© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Abb. 4.5. CPUE (Individuen pro Netzsatz und Stunde) in der Illmitzer Bucht und im offenen See in den Jahren 1990 - 1992. Im Mai und Juni 1990 wurden je ein 18- und 24-mm-Kiemennetz, ab Juli 1990 je ein 10-, 20- und 30-mm-Kiemennetz exponiert. Die Fänge wurden zu Monatsmitteln zusammengefaßt, die Anzahl der Fänge ist über den Säulen eingetragen.





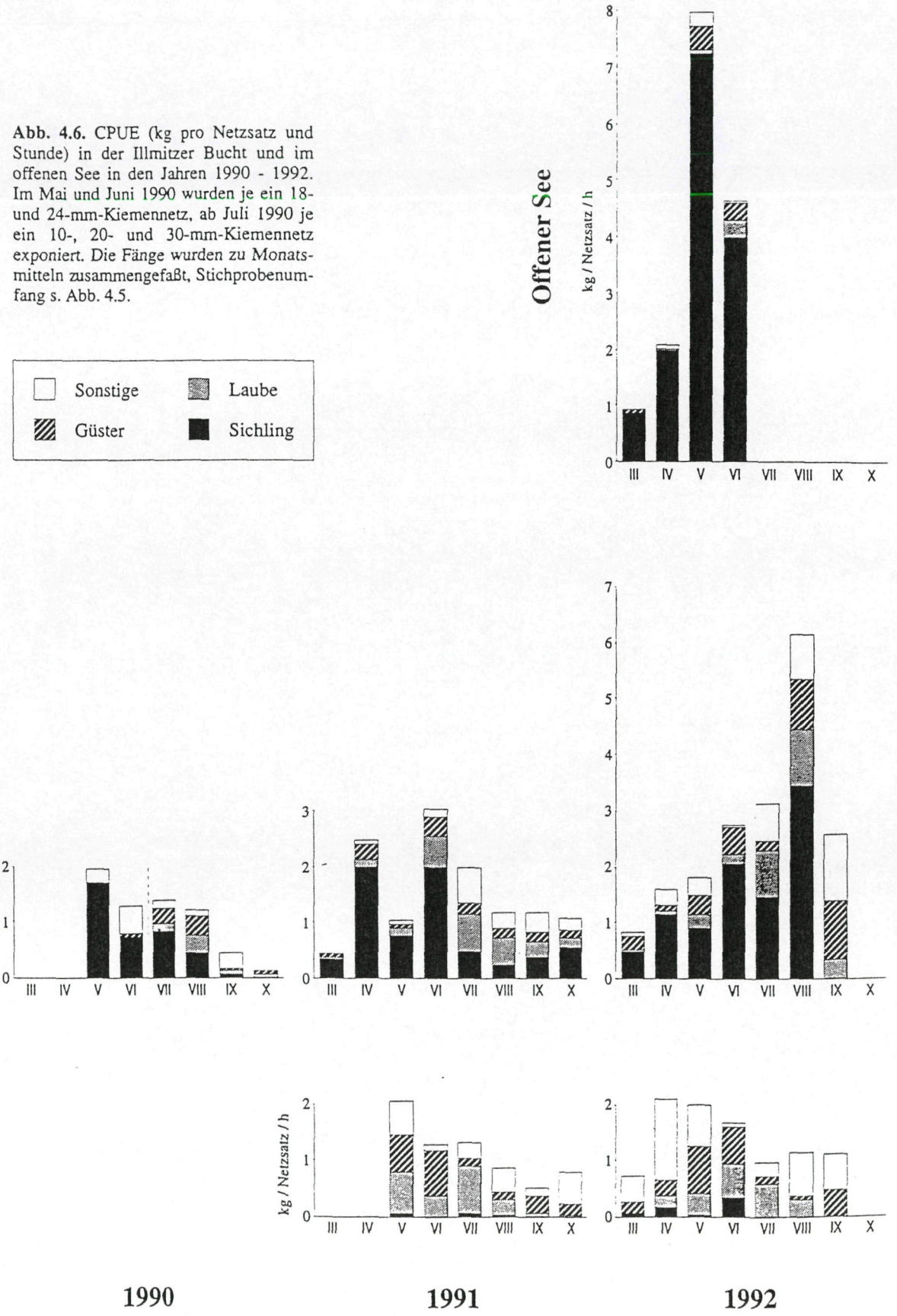




1990 1991 1992

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Abb. 4.6. CPUE (kg pro Netzsatz und Stunde) in der Illmitzer Bucht und im offenen See in den Jahren 1990 - 1992. Im Mai und Juni 1990 wurden je ein 18- und 24-mm-Kiemennetz, ab Juli 1990 je ein 10-, 20- und 30-mm-Kiemennetz exponiert. Die Fänge wurden zu Monatsmitteln zusammengefaßt, Stichprobenumfang s. Abb. 4.5.



© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

kante auf (Abb. 4.5). *P. cultratus*, der, wie oben beschrieben, in der Illmitzer Bucht vor allem während der Laichperiode in großen Dichten auftritt, meidet offensichtlich den unmittelbaren Uferbereich. Laichzüge des Sichlings in Kanäle, wie sie Henschel (1980) aus dem Golser Kanal beschreibt, konnten in den letzten Jahren nie beobachtet werden. An vielen Stellen, an denen früher das Aufsteigen von Laichzügen zumindest theoretisch möglich gewesen wäre, wird heute jede Wanderung durch den hohen Grad der Verschilfung verhindert.

Die Artenzusammensetzung der benthivoren Fische an der Schilfkante wird, ähnlich wie im Freiwassserbereich der Illmitzer Bucht, von der Güster dominiert, vereinzelt konnten auch Kaulbarsche in größeren Mengen nachgewiesen werden. Von untergeordneter Bedeutung ist der Brachsen, nur vereinzelt wurden Rotauge und Rotfeder gefangen. Die relativen Bestandsdichten der benthivoren Arten lagen zwar in der Regel an der Schilfkante über den Werten aus der Illmitzer Bucht, sind aber, wie oben erwähnt, für das Zustandekommen hoher Bestandsdichten der Weißfische ohne große Bedeutung.

Offener See

Die im Frühjahr 1992 an 7 Terminen durchgeführten Befischungen im offenen See sollten vor allem zur Abklärung von Fragen des Laichverhaltens (Wanderung) von *P. cultratus* dienen. Wie Abb. 4.5 zeigt, bestanden die Fänge aus diesem Bereich fast ausschließlich aus Sichlingen, wobei im Mai, am Höhepunkt der Laichaktivität (vgl. Kap. 6), ein Bestand von 135 Ind./N./h (Monatsmittel) festzustellen war. Dieser im Vergleich zu den im Bereich der Illmitzer Bucht festgestellten Bestandsdichten rund 6-fach überhöhte Wert weist auf den streng pelagischen Charakter des Sichlings hin und bestätigt den bei der Gegenüberstellung der Punkte "Schilfrand" und "Bucht Mitte" beschriebenen Trend einer Bestandszunahme dieser Art mit zunehmender Entfernung vom Ufer.

Für die Laube ist ein dem des Sichlings entgegengesetztes "Wanderungsverhalten" im Lauf der Saison anzunehmen. Sie ist im Frühjahr häufiger in ufernahen Bereichen anzutreffen, ihr geringer Anteil an den Fängen der Frühjahrsbefischungen im offenen See ist daher nicht überraschend (Abb. 4.5).

Bestandsdichte und Biomasse

Vergleicht man die maximalen Bestandsdichten an den verschiedenen Punkten im Lauf der drei Untersuchungsjahre, so ist für den Bereich "Bucht Mitte" eine Zunahme von rund 50 Ind./N./h (1990) über rund 120 Ind./N./h 1991 auf ca. 150 - 250 Ind./N./h (1992) festzustellen. Im Gegensatz dazu liegen die Bestandsdichten des Bereichs "Schilfrand" in den Jahren 1991 und 1992 im Bereich von rund 100 Ind./N./h., die Ergebnisse aus den Befischungen im offenen See sind jenen aus dem Freiwasser der Illmitzer Bucht vergleichbar.

Drückt man den CPUE jedoch als Biomasse (kg/N./h) aus, so ergeben sich zwischen den untersuchten Bereichen andere Beziehungen: Im Gegensatz zu den Fangzahlen liegen die am Schilfrand festgestellten Biomassewerte (maximal rund 2 kg/N./h) in der Regel unter den Vergleichswerten des Bereichs "Bucht Mitte" (Maxima 3 - 6 kg kg/N./h). Höchste Biomassewerte ergaben die Befischungen im offenen See mit einem Maximum von 8 kg/N./h im Mai 1992 (Abb. 4.6). Hauptverantwortlich für das Zustandekommen hoher Biomassewerte ist der Sichling, der Biomasseanteil der häufigsten Art des Neusiedler Sees, der Laube, ist verhältnismäßig gering.

4.1.3. Vergleich der relativen Bestandsdichten aus den Jahren 1975 und 1990-1992

Den Untersuchungen der letzten drei Jahre vergleichbare Kiemennetzbefischungen wurden 1975 durchgeführt (Hacker unpubl.). Ein Vergleich der Ergebnisse der damaligen Untersuchung mit jenen der 90er Jahre ist aus methodischen Gründen nur beschränkt möglich: 1975 kamen Kiemennetze mit Maschenweiten zwischen 24 und 30 mm zum Einsatz, was nur den Befischungen mit 20 und 30 mm Kiemennetzen im Zeitraum 1990/92 vergleichbar ist. Zudem lagen die Probenstandorte der Untersuchungen in den 70er Jahren im ganzen See verstreut, während sich die Befischungen der 90er Jahre auf die Illmitzer Bucht konzentrierten. Bei der Gegenüberstellung der Resultate der beiden Untersuchungen ergeben sich zwei auffällige Unterschiede:

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

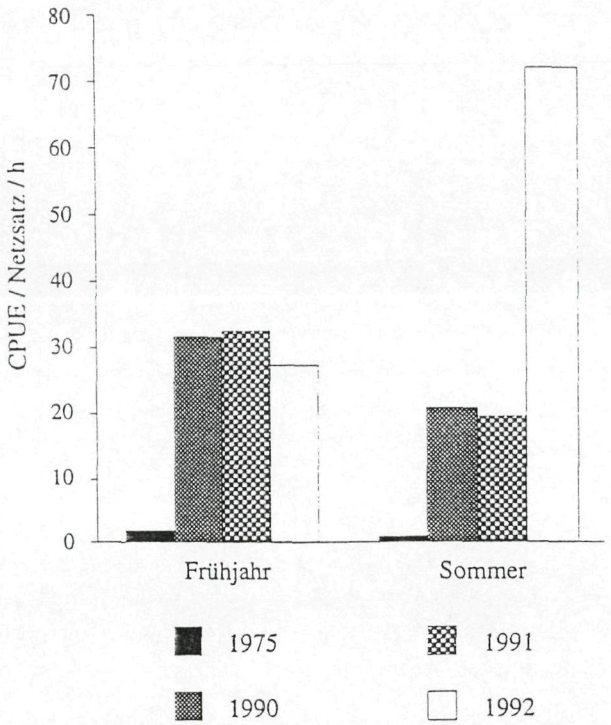


Abb. 4.7. Vergleich des CPUE aus den Jahren 1975, 1990, 1991 und 1992 (Frühjahrs- und Sommermittelwerte). Die in den jeweiligen Jahren verwendeten Maschenweiten der Kiemennetze: 1975 ... 24 & 30 mm, 1990 Frühjahr ... 18 & 24 mm, 1990 Sommer ... 20 & 30 mm, 1991 ... 20 & 30 mm, 1992 ... 20 & 30 mm.

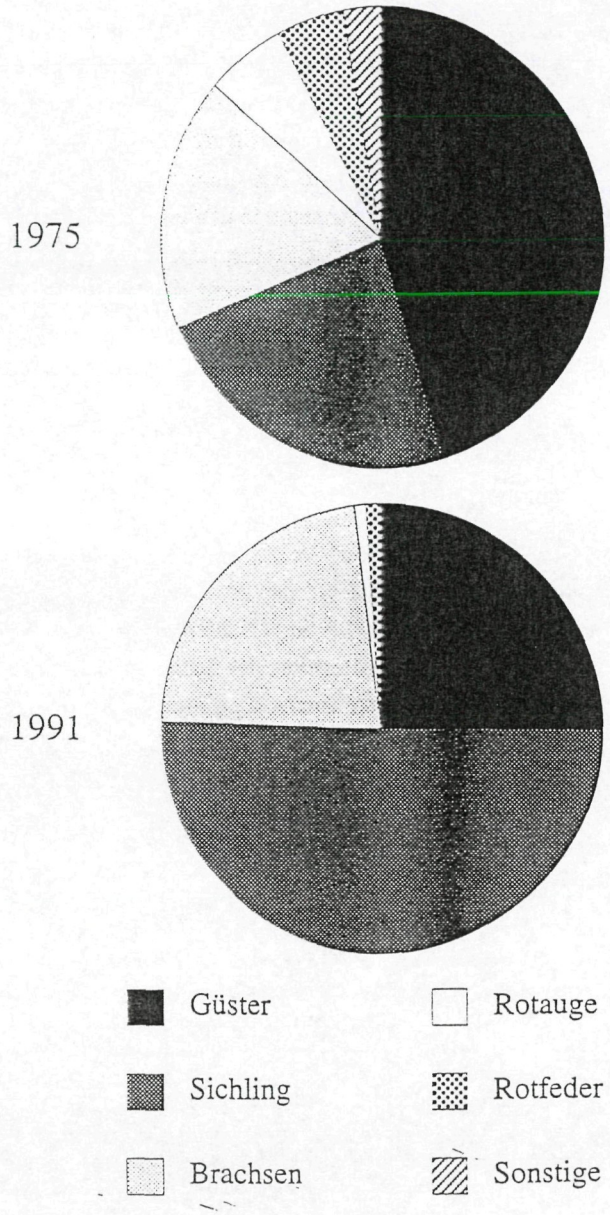


Abb. 4.8. Artenzusammensetzung der Netzfänge von verschiedenen Standpunkten des Neusiedler Sees aus dem Jahr 1975 (24 & 30 mm) und 1991 (20 & 30 mm).

(1) Die relativen Bestandsdichten von (wirtschaftlich nicht genutzten) Weißfischen sind in den letzten 20 Jahren deutlich gestiegen (Abb. 4.7). So betrug der CPUE 1975 im Frühjahr 2,3 und im Sommer 1,4 Ind./N./h. Demgegenüber wurden in den Untersuchungsjahren 1990-92 relative Dichten bis über 70 Ind./N./h (Sommer 1992) erreicht. Durchschnittlich war eine Bestandssteigerung auf das 15fache zu registrieren (Abb.4.7).

(2) Auch die Artenzusammensetzung der Fischfauna hat sich in den letzten Jahrzehnten deutlich verändert. So stellte die Güster in den 70er Jahren die am häufigsten gefangene Art dar (45 %), an zweiter Stelle standen Sichling (23 %) und Brachsen (18 %) (Abb. 4.8). Im Gegensatz dazu dominierte in den Fängen der 90er Jahre (nur 20 und 30 mm Maschenweite!) der Sichling (Abb. 4.8), lediglich am Schilfrand kommt der Güster größere Bedeutung zu (vgl. Abb. 4.5).

Wie die Änderung der Artenzusammensetzung zeigt, ist die beschriebene Erhöhung des CPUE fast ausschließlich auf eine Steigerung der Dichten von *P. cultratus* zurückzuführen.

Leider liegen aus früheren Jahren keine Angaben über die Bestandsdichten der Laube vor. Es bleibt daher unklar, ob *A. alburnus* ähnlich wie der Sichling erst in den letzten Jahrzehnten eine deutliche Bestandssteigerung durchgemacht hat oder ob diese Art auch in früheren Jahren in ähnlich hohen Dichten wie heute anzutreffen war.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

4.2. E-Fischerei

4.2.1. Methodik

E-Befischungen konnten in Zusammenarbeit mit der Bundesanstalt für Fischereiwirtschaft (Scharfling, Mondsee) im Zeitraum 1990 - 1992 an 8 Terminen durchgeführt werden. In den im folgenden vorgestellten Ergebnissen sind darüber hinaus auch die Resultate einer Befischung im Herbst 1989 enthalten. Befischt wurden insgesamt 21 Punkte, deren Lage in Abb. 4.9 eingetragen ist. Die Fänge erfolgten auf einer Fangstrecke von 100 - 200 m, was einer Fangdauer von 15 - 30 Minuten entspricht. Bei den untersuchten Habitaten handelt es sich ausnahmslos um Kanäle, Schilflacken und Buchten. Wie Versuche ergaben, sind Befischungen des Freiwasserbereichs aus methodischen Gründen nicht zielführend. Die Angaben über die relative Bestandsdichte (CPUE) beziehen sich auf einen standardisierten Fangaufwand von 100 m Fangstrecke bzw. 15 Minuten Fangdauer. Es ist zu berücksichtigen, daß aufgrund der geringen Sichttiefen eine Reihe von Tieren, die zwar vom Spannungsfeld erfaßt wurden, aber nicht bis zur Oberfläche aufstiegen, übersehen wurden. Die im folgenden angeführten Dichten stellen daher möglicherweise eine Unterschätzung des Bestandes dar. Der mögliche Fehler ist im Bereich von 25 - 50% anzusetzen.

4.2.2. Relative Bestandsdichten

Das Hauptaugenmerk der Befischungen mit dem E-Aggregat lag auf der Bestandsabschätzung von *Anguilla anguilla* und anderen wirtschaftlich genutzten Arten (Karpfen, Zander, Hecht). Einen Überblick über die Ergebnisse der Untersuchungen gibt Tab. 4.3.

Anguilla anguilla

Beim Vergleich der an den einzelnen Untersuchungspunkten ermittelten relativen Bestandsdichten des Aals ergibt sich ein sehr heterogenes Verteilungsbild (Abb. 4.10). Die höchsten Dichten waren im Bereich der Illmitzer Bucht festzustellen, der absolute Spitzenwert konnte am 15.10.1991 mit 3,5 Ind./m in einer offenen Schilffläche neben dem Kanal zur Biologischen Station registriert werden. In der Regel waren in den Kanälen und Buchten im Vorfeld der Station 25 - 100 Aale auf 100 m Fangstrecke anzutreffen. Wie die Fänge an den Punkten "großer Zug" und "Hoadasepplposchnlucka" zeigen, ist im Südteil des Sees mit ähnlich hohen Dichten zu rechnen.

Mit wenigen Ausnahmen (vor Schützen bzw. Oggau) konnten bei den Befischungen am West- und Nordufer nur geringe Bestandsdichten von *A. anguilla* gefunden werden.

Als Ursachen für diese auffälligen Verteilungsunterschiede sind vor allem 2 Parameter anzusehen:

1) Der Grad der Strukturierung des Lebensraumes
2) Die Sauerstoffsituation

ad 1) Große Bestandsdichten von *A. anguilla* waren in sehr stark strukturierten Abschnitten festzustellen. Wesentlich sind dabei kleine Nischen im Verlauf der Schilfkante, aufgelockerte Übergänge zwischen offener Wasserfläche und dichtem Schilfbereich, vor allem aber ein ausreichend hoher Wasserstand im Schilfbestand selbst. Gute Beispiele für die beschriebenen Bedingungen sind die Befischungspunkte im Bereich Illmitz (Abb. 4.10). Weniger geeignete Lebensräume stellen Bereiche mit geringer Habitatdiversität dar, etwa die Probenstellen vor Mörbisch (Nord) oder Breitenbrunn, die durch einen geraden Verlauf der Schilfkante, eine scharfe Trennung von Schilf- und Freiwasserbereich und/oder weitgehend trocken stehende Schilfbestände charakterisiert sind.

ad 2) Einen limitierenden Faktor für das Auftreten von *A. anguilla* stellt der Sauerstoffgehalt des Wassers dar. So konnten in Bereichen, in denen intensiver H_2S - Geruch auf weitgehend anaerobe Verhältnisse hinwies, nur wenige oder keine Aale gefangen werden. Als Beispiele sind in diesem Zusammenhang die Befischungen am Punkt Mörbisch Süd und in einer Schilffläche neben dem Kanal bei Winden zu nennen. Die oben angesprochene Frage der Habitatdiversität spielt unter anaeroben Bedingungen natürlich keine Rolle, der Bereich Mörbisch Süd entspricht hinsichtlich der Gliederung des Lebensraumes durchaus den beschriebenen Ansprüchen des Aals und würde bei ausreichender Sauerstoffversorgung hohe Bestandsdichten erwarten lassen.

Saisonale Änderungen der Bestandsdichten

Wiederholte Befischungen an 4 Punkten im Nahbereich der Biologischen Station Illmitz ergaben eine auffällige saisonale Steigerung der Fangzahlen von *A. anguilla* (Abb. 4.10). Diese Unterschiede sind im Zu-

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

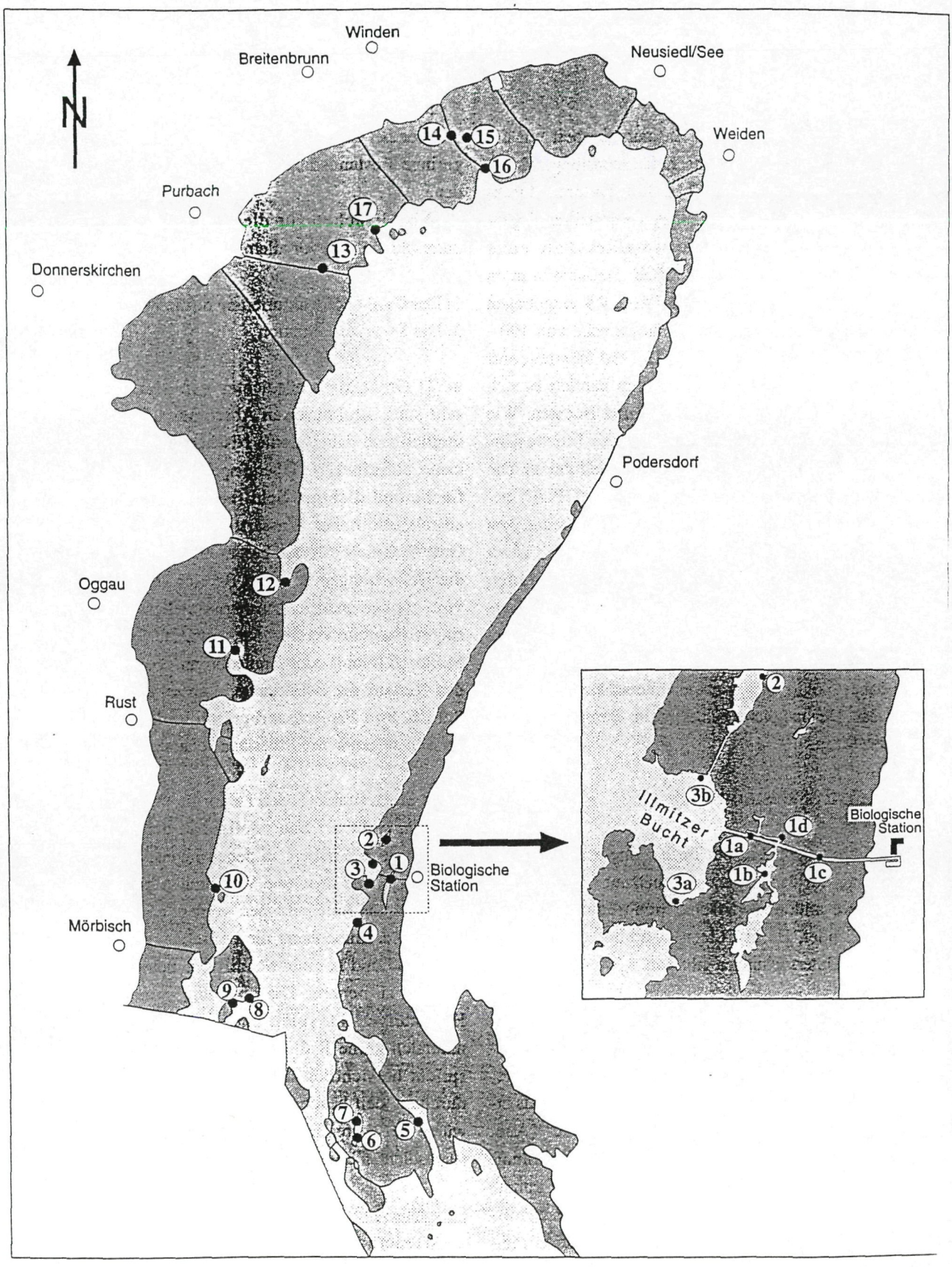


Abb. 4.9. Standorte der E-Befischungen in den Jahren 1990 - 1992. 1 ... Illmitzer Kanal (1a ... Kanal außen, 1b ... Kanal Brück Zug, 1c ... Kanal innen, 1d ... Kanal Brücke - rechts), 2 ... Ruster Poschn, 3 ... Illmitzer Bucht (3a ... Bucht Süd, 3b ... Buc Nord), 4 ... Bucht beim Illmitzer Strandbad, 5 ... Großer Zug Ausgang, 6, 7 ... Hoadasepplposchnlucka 1 & 2, 8, 9 ... Insel südli von Mörbisch 1 & 2, 10 ... Insel nördlich von Mörbisch, 11 ... Bucht Höhe Oggau, 12 ... Bucht Höhe Schützen, 13 ... Purbach Kanal, 14 ... Windener Kanal, 15 ... Winden Schilf, 16 ... Windener Bucht, 17 ... Kanal Breitenbrunn.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

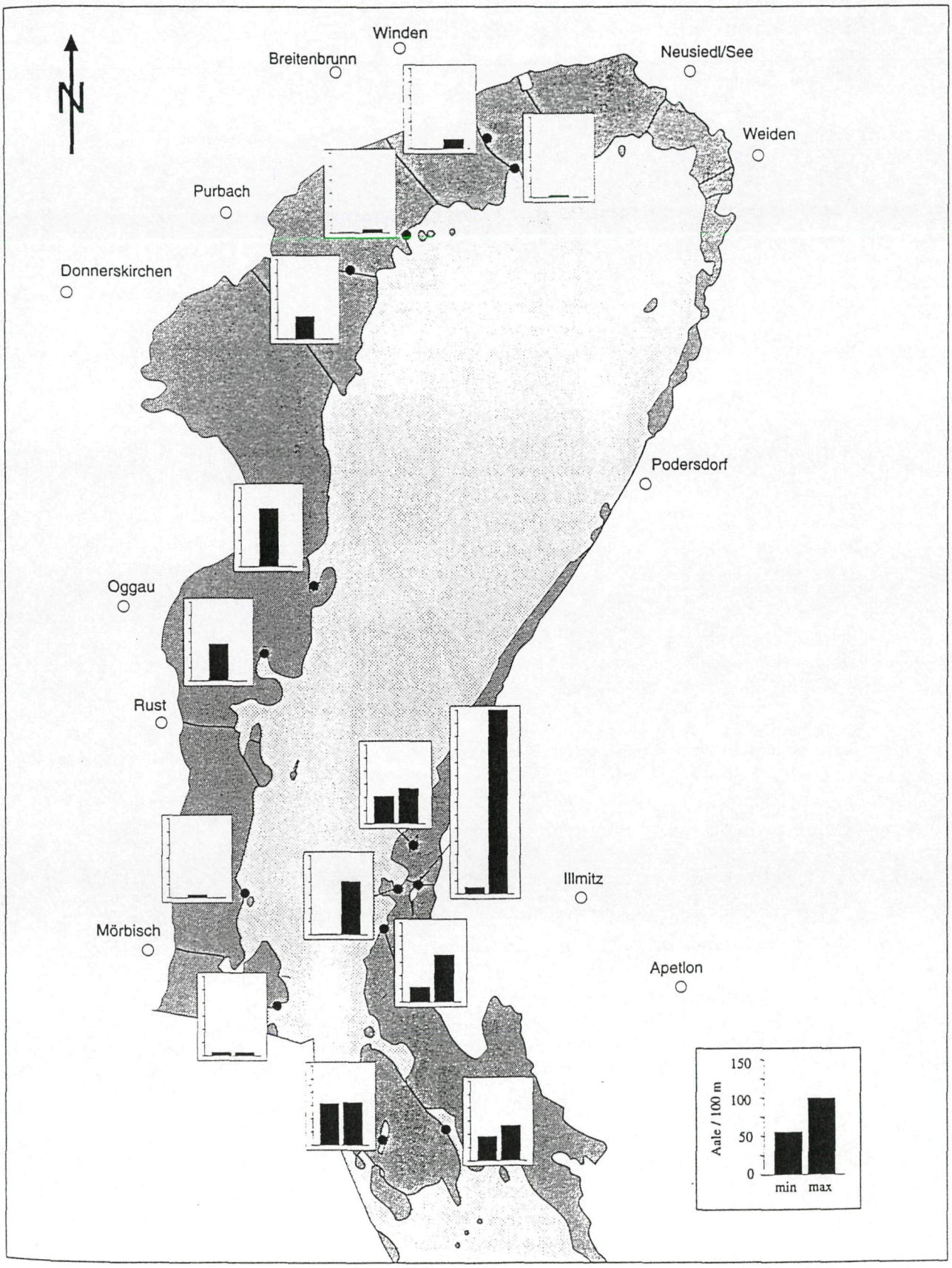


Abb. 4.10. Überblick über die Aaldichten an verschiedenen Standorten im Neusiedler See. Die Befischungen wurden mit einem E-Aggregat im Lauf der Jahre 1990 - 1992 durchgeführt. Angegeben sind die minimalen und maximalen ermittelten Abundanzen (Individuen pro 100 m) pro Standort. Bei nur einmaliger Beprobung eines Standortes ist der Ergebnisblock zentriert dargestellt.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

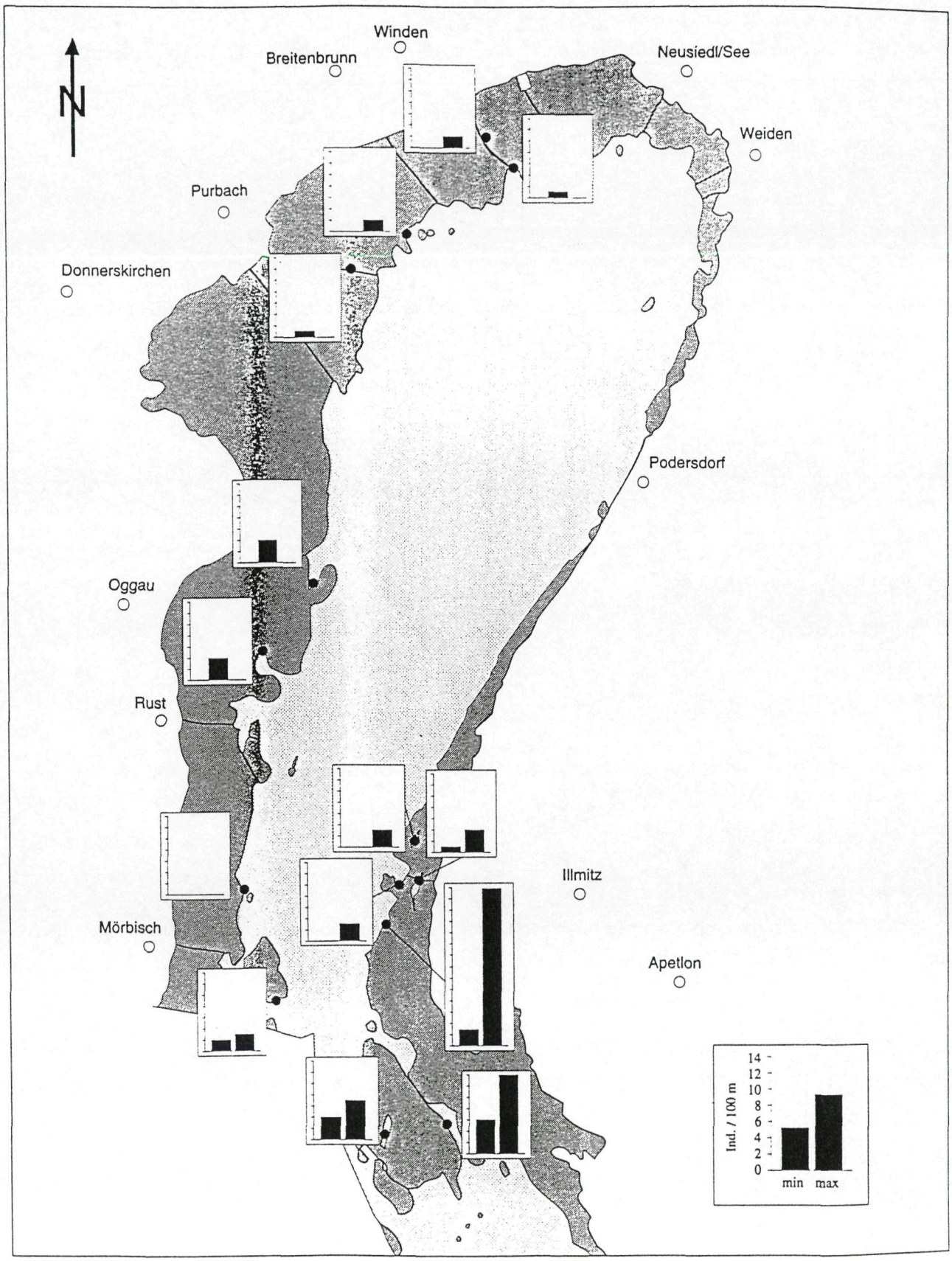


Abb. 4.11. Überblick über die Dichten von Karpfen, Hecht und Zander an verschiedenen Standorten im Neusiedler See. Die Befischungen wurden mit einem E-Aggregat im Lauf der Jahre 1990 - 1992 durchgeführt. Angegeben sind die minimalen und maximalen ermittelten Abundanzen (Individuen pro 100 m) pro Standort. Bei nur einmaliger Beprobung eines Standortes ist der Ergebnisblock zentriert dargestellt.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

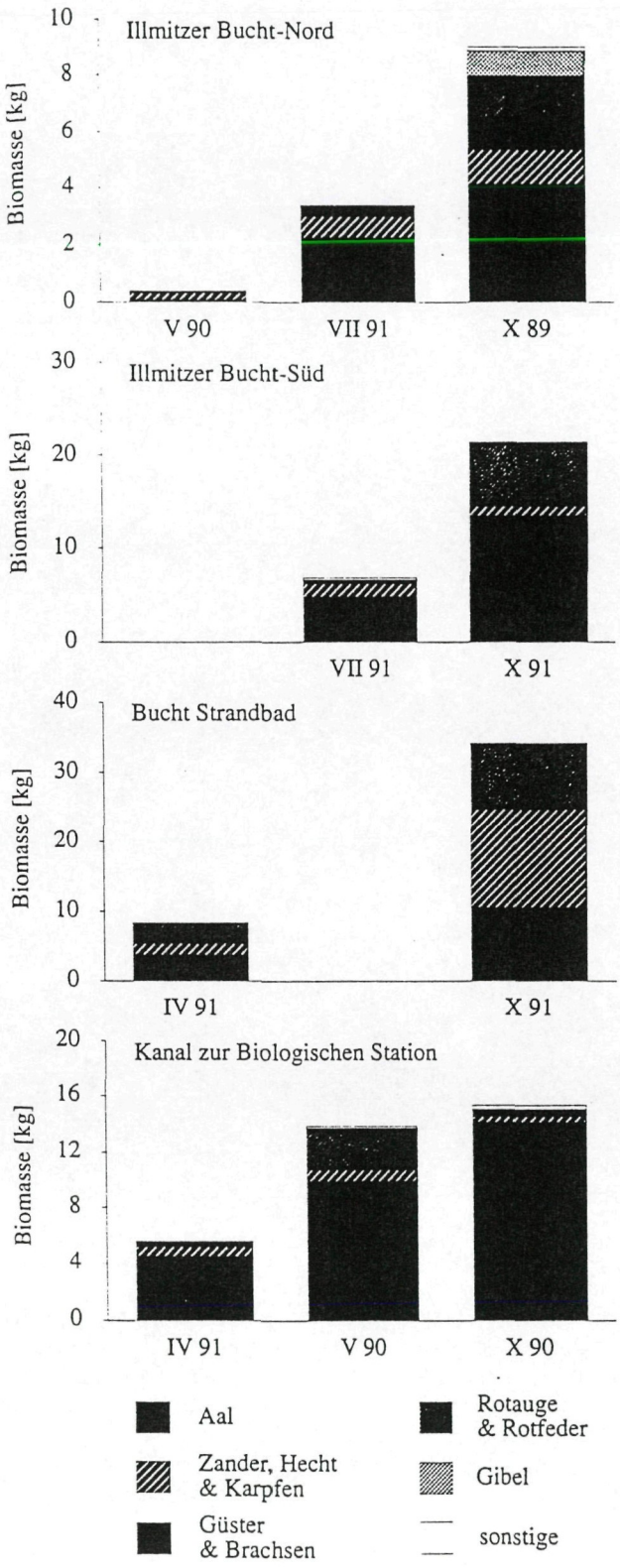


Abb. 4.12. Saisonaler Anstieg des CPUE (Biomasse pro 100 m Fangstrecke) von E-Befischungen an vier Punkten im Nahbereich der Illmitzer Bucht.

sammenhang mit den jahreszeitlichen Änderungen der Parameter "Wasserstand" und - damit eng verbunden - "Sauerstoffgehalt" zu sehen. Im Frühjahr, bei relativ hohen Wasserständen und entsprechend ausreichender Sauerstoffversorgung kann der Aal relativ große Bereiche des Schilfgürtels besiedeln. Allerdings ist anzumerken, daß von einer Besiedelung des gesamten Schilfgürtels sicher nicht die Rede sein kann, selbst von Seiten der Berufsfischerei wird der Anteil des für den Aal akzeptablen Schilfbereiches auf maximal 20% geschätzt. Wie von der Biologischen Station Neusiedler See durchgeführte Messungen zeigen, nimmt die Sauerstoffkonzentration im Schilfgürtel bereits im Frühsommer rasch ab, parallel dazu ist ein stetes Absinken des Wasserstandes zu beobachten. Dieser Trend setzt sich bis in den Spätherbst fort und führt zu einer Konzentration des Aalbestandes in Übergangszonen zwischen Schilf und Freiwasser.

Es ist zu betonen, daß aus ökologischer Sicht gerade lokal begrenzte Fischkonzentrationen von entscheidender Bedeutung sein können. Für das Ausmaß inter- und intraspezifischer Beziehungen sind zeitlich und/oder räumlich limitierte Extremsituationen in der Regel wichtiger als Situationen, die einem theoretischen Durchschnitt (mittlere Bestandsdichten/ha) entsprechen.

Andere wirtschaftlich genutzte Arten

Die "klassischen" wirtschaftlich genutzten Arten Karpfen, Zander und Hecht konnten im Zuge der E-Befischungen nur verhältnismäßig selten gefangen werden. So war der Hecht lediglich in 16%, der Zander in 48% der Fänge (n=37) nachzuweisen. Von beiden Arten wurden überwiegend kleine Exemplare der Altersklassen 0+ bzw. 1+ gefangen. Der Karpfen war in 72% der Fänge vertreten, das Verhältnis Zuchtkarpfen : Wildkarfpen betrug 1 : 95.

Abb. 4.11 zeigt, daß auch die genannten heimischen wirtschaftlich genutzten Arten an jenen Punkten am häufigsten zu finden waren, die aufgrund der Habitatstruktur besonders günstige Lebensräume darstellen (vgl. oben). Hervorzuheben sind der Südteil des Sees und der Nahbereich der Biologischen Station Illmitz. Die Dichten der genannten "Edelfische" waren jedoch mit wenigen Ausnahmen gering. Eine solche Ausnahme stellt der Fang von 26 Wildkarpfen (16.4.1991) im Südteil des Sees dar. Wie die intensive Färbung der Tiere erkennen ließ, war diese Konzentration auf die zum Fangzeitpunkt hohe Laichaktivität von *C. carpio* zurückzuführen.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Eine Quantifizierung des Bestandes der genannten Arten ist aufgrund der E-Befischungen nicht möglich, die niedrigen Fangzahlen für Hecht und Zander lassen jedoch den Schluß zu, daß der Bestand dieser piscivoren Arten sehr gering ist und in keiner Relation zum Vorkommen geeigneter Beutefische steht (vgl. 7.6).

Das Verhältnis der Fangzahlen von Wild- und Zuchtkarpfen entspricht den Beobachtungen der Berufsfischer, die - ungeachtet aller Besatzmaßnahmen der letzten Jahre - keine nennenswerten Erträge mit Schuppen- und Spiegelkarpfen erzielen konnten. Als Ursache dafür ist vermutlich die Tatsache anzusehen, daß der Wildkarpfen an die Bedingungen des Lebensraumes "Neusiedler See" weit besser angepaßt ist als die aus Teichwirtschaften stammenden Zuchtformen.

Andere Arten

Unter den wirtschaftlich nicht genutzten Arten waren in erster Linie *B. bjoerkna* und *C. auratus gibelio* in den Fängen vertreten. Eine vollständige Auflistung der relativen Bestandsdichten der wirtschaftlich genutzten und nicht genutzten Arten der Fänge mittels E-Gerät ist in Tab. 4.3 enthalten.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

4.3. Echographie

4.3.1. Einleitung

Hydroakustische Methoden kommen in der Berufsfischerei (insbesondere im marinen Bereich) seit mehr als 30 Jahren zum Einsatz, um große Fischvorkommen zu orten (MacLennan & Simmonds 1992). Mitte der 70er Jahre wurde damit begonnen, Echolote auch zur Beantwortung wissenschaftlicher Fragestellungen heranzuziehen. Dank der technischen Weiterentwicklung der ursprünglich nur sehr grob arbeitenden Geräte, vor allem aber auf Grund der Verfeinerung der Auswertungsmethoden ist es heute möglich, mit Hilfe der Echographie zuverlässige Angaben über die Bestandsdichte und die Größenklassenverteilung von Fischpopulationen zu erhalten. Das Echolot liefert damit in kurzer Zeit Informationen, die mit herkömmlichen Fischereimethoden nur mit sehr hohem Personal- und Zeitaufwand erhoben werden können. Der kombinierte Einsatz von Hydroakustik und klassischen Fangmethoden erlaubt es, Ergebnisse, die z.B. anhand von Kiemennetzfängen und anschließender Aufarbeitung des Materials im Labor gewonnen werden (relative Bestandsdichte, Artenzusammensetzung, Wachstum, Nahrungswahl etc.), in ihrer quantitativen Bedeutung für das System beurteilen zu können. Gerade für das Management von Systemen ist die möglichst genaue Quantifizierung von Zusammenhängen wie Räuber-Beute- oder Konkurrenzbeziehungen von entscheidender Bedeutung.

Im Fall des Neusiedler Sees tritt bei Einsatz des Echolots ein besonderes Problem auf: Die echographische Untersuchung flacher Gewässer (bis 4 m Tiefe) ist bei Verwendung herkömmlicher Untersuchungstechniken (Sender an der Wasseroberfläche, Beschallung Richtung Gewässerboden) nur in den seltensten Fällen erfolgversprechend. Einerseits ist durch den engen Öffnungswinkel des Schallkegels das untersuchte Wasservolumen sehr klein, andererseits bedingt das Führen des Senders an der Wasseroberfläche art- und größenspezifische Fluchtreaktionen der Fische. Im Neusiedler See mit seiner überaus geringen Wassertiefe (meist um 1 m) wäre die herkömmliche Echographie daher a priori aussichtslos, zumal anspruchsvolle Geräte hinreichend genaue Signalgrößenanalysen erst ab einer Objekt-Sender-Distanz von 1 m zulassen.

Die einzige Möglichkeit, an diesem See mittels echographischer Methoden Daten zu erhalten, ist daher die Horizontalechographie, eine Methode, bei der ein Sender unter der Wasseroberfläche vor dem Boot geführt wird und der Schallkegel parallel zur Wasseroberfläche ausgerichtet ist, womit ein Maximum an untersuchtem Wasservolumen bei minimaler Störung der Fische (Fluchtreaktionen erst nach Erfassung durch den Schallkegel) erreicht wird. Die Horizontalechographie ist zwar eine bereits mehrmals erprobte Methode, ihre Anwendung am Neusiedler See ist jedoch äußerst schwierig, da aufgrund der extremen Wasserstandssituation die Optimierung der Geräteeinstellung (Sendeenergie, Signalnachverstärkung und Threshold-Level) zur größtmöglichen Ausschaltung von Oberflächenreflexion und Bodenecho stets mit Verlusten in Hinblick auf die Quantität der erhaltenen Information verbunden ist.

4.3.2. Methodik

Echographische Untersuchungen erfolgten in Zusammenarbeit mit der Universität Wien (Zoologisches Institut, M. Bobek), zum Einsatz kam ein Gerät des Typs "BIOSONIC Typ 105" (technische Details siehe Bobek & Schiemer 1987).

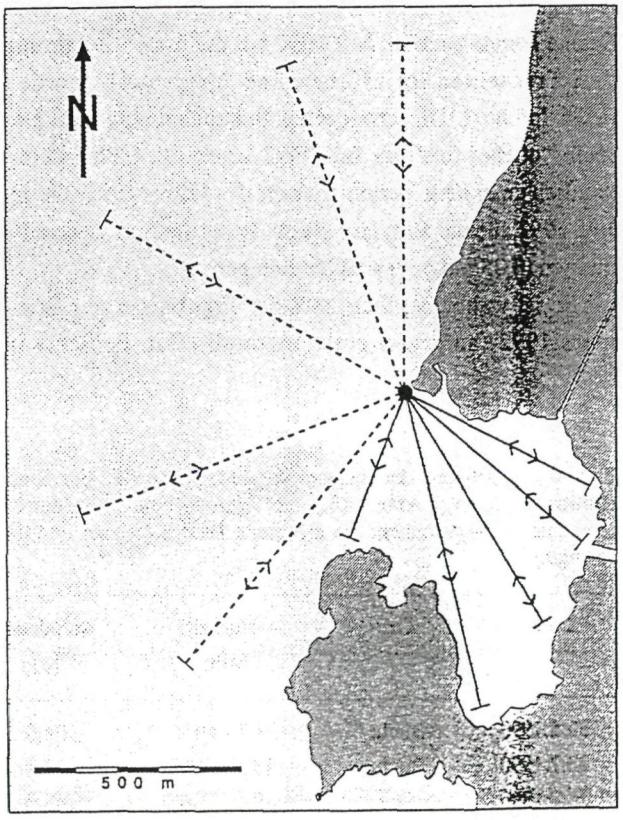


Abb. 4.13. Untersuchungstransekte der Horizontalechographie in der Illmitzer Bucht (———) und im offenen See (------).

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Meßfahrten wurden mit einem definierten Erfassungswinkel von 12° bei Fahrgeschwindigkeiten im Bereich von 1,7 bis 2 m/sec. durchgeführt. Der genannte Öffnungswinkel ergibt bei einer Schallkegelhöhe von 6 Metern unter Berücksichtigung einer Minimaldistanz Empfänger-Objekt von 1 Meter ein untersuchtes Wasservolumen von 2,44 m³ pro Sendeereignis.

Untersuchungen wurden an 2 Terminen des Jahres 1990 und einem Termin des Jahres 1992 in der Illmitzer Bucht (jeweils 5 Profile) und im offenen See vor der Illmitzer Bucht (4-5 Profile, vgl. Abb. 4.13) durchgeführt.

4.3.3. Ergebnisse

4.3.3.1. Bestandsdichte

Die Ergebnisse der Untersuchungen sind in Tab. 4.1 zusammengestellt. Generell müssen die ermittelten Bestandsdichten aufgrund der überaus restriktiven Behandlung der Rohdaten eher als Unter- denn als Überschätzung der Fischpopulation angesehen werden.

Die größte Bestandsdichte war im Mai 1990 mit 1,09 Ind./m³ in der Illmitzer Bucht festzustellen, die Untersuchungen im Juli desselben Jahres ergaben einen deutlich geringeren Wert (0,12 Ind./m³). Eine unerwartet hohe Dichte konnte auch im Juli 1990 bei der ersten Befahrung von Transekten im offenen See festgestellt werden (0,26 Ind./m³). Die ermittelten Bestandsdichten im Bereich "offener See" im Juli 1992 lagen mit 0,06 Ind./m³ deutlich unter dem Vergleichswert des Jahres 1990, die im Juli 1992 für die Illmitzer Bucht festgestellten Bestandsdichten (0,05 Ind./m³) sind ähnlich gering.

Es ist wahrscheinlich, daß die Ergebnisse des Sommers 1992 (aufgrund eines methodischen Fehlers) in quantitativer Hinsicht eine deutliche Unterschätzung darstellen. Vergleicht man die Anteile der für eine Größenanalyse verwertbaren Echos (s.u.) an der Gesamtmenge der registrierten Signale, so liegen die entsprechenden Werte im Mai und Juli 1990 zwischen 1 und 5,9%, jene aus dem Juli 1992 hingegen zwischen 25 und 29,7%. Diese Anteile, d.h. die Analysierbarkeit der Echos steht jedoch in engem Zusammenhang mit der Größe der erfaßten Fische, d.h. große Fische liefern besser auswertbare Signale als kleine. Der ungewöhnlich große Anteil analysierbarer Echos im Jahr 1992 würde daher auf das Fehlen einer großen Zahl "kleiner" Echos, d.h. kleinerer Fische hindeuten. Dieses Ergebnis ist jedoch mit den Ergebnissen der Netzfischerei (Kiemennetze, Schubnetz) nicht in Einklang zu bringen.

Unter diesem Aspekt läßt der im Vergleich zu 1990 rund 5-bis 6-fach überhöhte Anteil "analysierbarer" Signale auf eine entsprechend unterschätzte Bestandsdichte schließen. Korrigiert man die ermittelten Bestandsdichten entsprechend, so ergeben sich für den Juli 1992 Werte in der Größenordnung von 0,25 Ind./m³, was anhand der Ergebnisse der Netzfischerei plausibel ist.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß nach den Ergebnissen der echographischen Untersuchungen für den Bereich der Illmitzer Bucht mit einem Fischbestand in der Größenordnung von 0,1 bis 1 Ind./m³ gerechnet werden muß. Etwas geringer Werte sind für den freien See anzusetzen (0,1 - 0,25 Ind./m³).

Ausgehend von den Ergebnissen der Befischungen der letzten Jahre können anhand der oben genannten Bestandsdichten folgende Abschätzungen der Biomasse (Zeitraum Mai/Juli) durchgeführt werden:

Tab. 4.1. Ergebnisse der Echograpie. Angegeben sind der Untersuchungsort (Bucht ... Illmitzer Bucht, See ... offener See vor der Illmitzer Bucht (vgl. Abb. 4.13)), die Tageszeit und Dauer der Untersuchung, die Zahl der befahrenen Transekte (runs), das dabei untersuchte Wasservolumen, die ermittelte Bestandsdichte und die mittlere Signalstärke der registrierten Echos (ats = average target strength).

Datum	Ort	Uhrzeit [min[	Meßdauer [n]	runs [m³]	Volumen [Echo/m³]	Dichte [dB]	ats
30.5.1990	Bucht	9°° - 10°°	24,0	5	17.568	1,09	-35,4
23.7.1990	Bucht	18°° - 19°°	23,8	5	17.420	0,12	-43,3
23.7.1990	See	19°° - 20°°	35,0	5	25.620	0,26	-44,9
1.7.1992	Bucht	23°° - 24°°	14,2	5	10.395	0,06	-28,7
2.7.1992	See	8°° - 9°°	33,9	4	24.815	0,05	-43,8

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

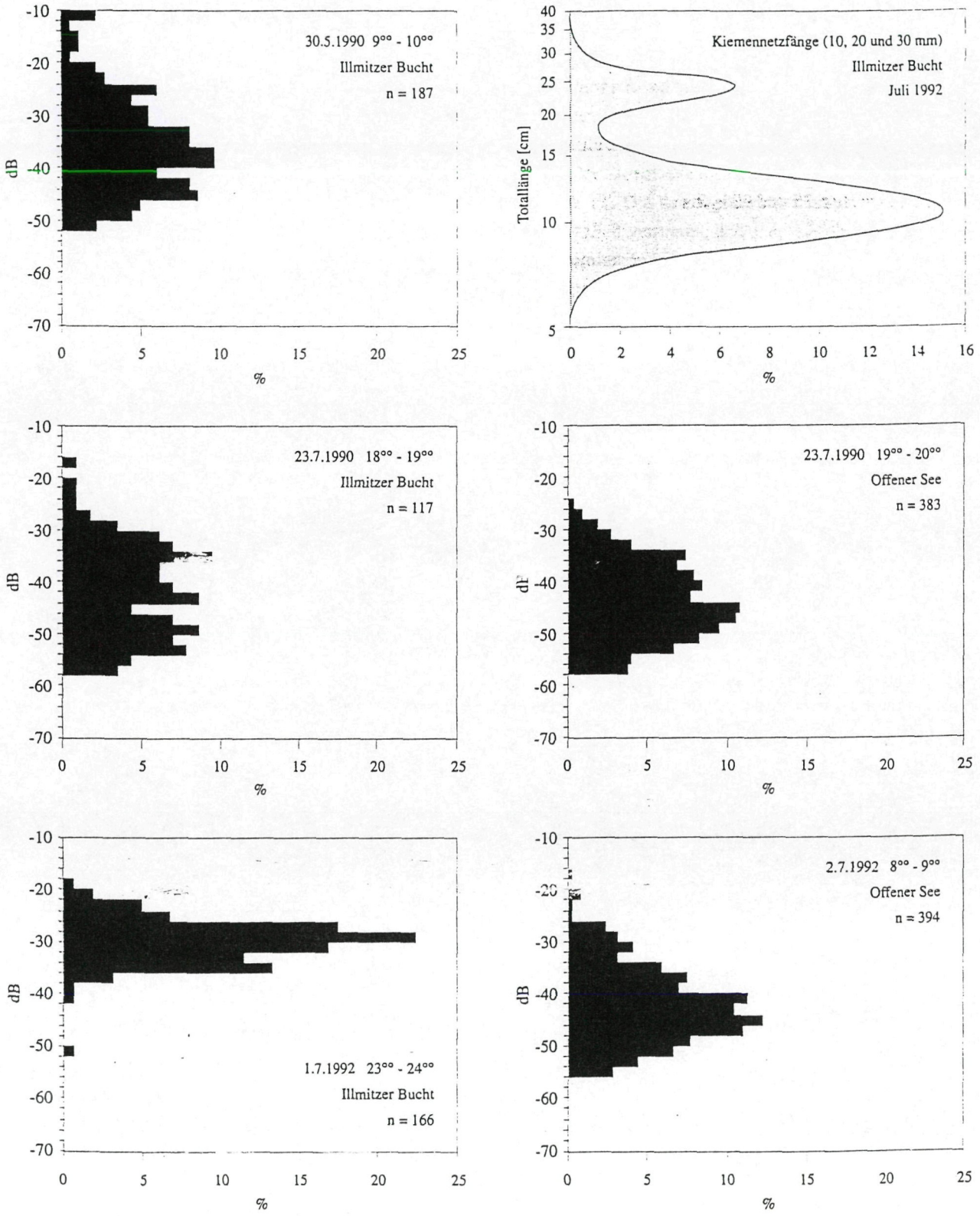


Abb. 4.14. Signalstärkenverteilung der echographisch untersuchten Transekte. Vergleichend ist die Größenklassenverteilung der in den Kiemennetzen gefangenen Fische dargestellt, wobei die logarithmische Skalierung der Ordinate den exponentiellen Zusammenhang zwischen Signalstärke und Fischgröße widerspiegelt.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Illmitzer Bucht:
Verhältnis Laube:Sichling ≈ 2:1 ≈ durchschnittliches Fischgewicht 27 g
Biomasse zwischen 27 und 270 kg/ha

freier See
Verhältnis Laube:Sichling ≈ 1:1 ≈ durchschnittliches Fischgewicht 35 g
Biomasse zwischen 35 und 90 kg/ha

Es ist zu berücksichtigen, daß die genannten Werte sehr vorsichtige Schätzungen darstellen. Zeitlich und räumlich begrenzte Spitzenwerte, die aus ökologischer Sicht von großer Bedeutung sein können, sind deutlich höher anzusetzen. So kann etwa für den untersuchten Bereich des offenen Sees im Mai 1992 (sehr hoher CPUE von *P. cultratus*) mit einer Biomasse > 300 kg/ha grechnet werden.

4.3.3.2. Größenklassenanalyse

Grundsätzlich ist es möglich, anhand der mittels Echographie registrierten Signale Rückschlüsse auf die Großenklassenverteilung der erfaßten Fische zu ziehen. Begrenzt wird diese Form der Auswertung jedoch von der Qualität der Signale, nur eindeutig zuordenbare Echos können analysiert werden; hohe Bestandsdichten (Schwärme) und Störungen durch Oberflächenreflexion und Bodenecho minimieren im Fall des Neusiedler Sees die Auswertbarkeit der Daten. Daraus resultieren sehr geringe Anteile (in der Regel 1 - 6%) "analysierbarer" Echos an der Gesamtsignalzahl. Berücksichtigt man darüber hinaus, daß, wie oben erwähnt, die Wahrscheinlichkeit, "analysierbare" Signale zu erhalten, bei "großen" Echos höher ist als bei "kleinen" Echos, muß a priori mit einer Überschätzung des Anteils großer Fische gerechnet werden.

Aus den genannten Gründen (methodisch bedingte Verzerrung der Größenverteilung, geringer Anteil analysierbarer Echos) ist zu bezweifeln, ob die am Neusiedler See gewonnenen Ergebnisse repräsentativ für die tatsächliche Größenklassenverteilung der Populationen sind.

Prinzipiell ist die Beschreibung einer Abhängigkeit der Größenklasse (cm) von der Signalstärke (dB) äußerst schwierig. Literaturangaben zeigen (MacLennan & Simmonds 1992), daß Regeln für diese Beziehung keine allgemeine Gültigkeit haben und für den Fall des Neusiedler Sees nicht übernommen werden können, nicht zuletzt deshalb, weil die entsprechenden Beobachtungen in der Regel bei Vertikalortungen und nicht - wie im Neusiedler See bei Horizontalortungen gemacht wurden. Es muß daher darauf verzichtet werden, den Signal-Stärke-Verteilungen aus den Untersuchungen der letzten Jahre (Abb. 4.14) Größenklassen zuzuordnen. Die in der genannten Abbildung eingezeichnete Größenklassenverteilung von Individuen aus den Netzfängen des Juli 1992 ermöglicht einen Methodikvergleich, der unschwer erkennen läßt, daß auch bei Berücksichtigung der Selektivität von Kiemennetzen - mittels echographischer Methoden derzeit keine repräsentative Analyse der Größenverteilung möglich ist. Weitere Untersuchungen zur Verbesserung der Geräteeinstellung, in erster Linie aber Eichversuche sind nötig, um entsprechende Aussagen auf einer fundierten Basis treffen zu können.

4.4. Zusammenfassung

Die Ergebnisse der quantitativen und semiquantitativen Untersuchungen der Jahre 1990-92 können wie folgt zusammengefaßt werden:

Die Untersuchungen mittels Echographie ergaben Bestandsdichten in der Größenordnung von 0,05 bis 1 Ind./m³, als mittlerer Bereich kann die Größenordnung 0,1 - 0,25 Ind./m³ angenommen werden. Wie die Untersuchungen mit Kiemen-und Schubnetzen ergaben, wird dieser Bestand zum weitaus größten Teil von den planktivoren Arten Sichling und Laube gebildet.

Nach den Ergebnissen der Schubnetzbefischungen ist für Laube und Sichling eine weitgehend homogene Verteilung im offenen See anzunehmen. Eine Ausnahme stellt natürlich das Auftreten von Laichgemeinschaften dar, lokale Anhäufungen sind generell aufgrund der Tatsache, daß beide Arten Schwärme bilden, zu erwarten.
Nach den genannten Ergebnissen und bei einem geschätzten Verhältnis von Sichling zu Laube im Bereich von 1:1 bis 2:1 kann der Fischbestand im freien See mit 30 - 120 kg/ha angegeben werden.

Weit höhere Bestände sind etwa für die Illmitzer Bucht anzunehmen, lokal steigen die Werte auf > 300 kg/ha. Dies ist einerseits auf die höheren Bestandsdichten, andererseits auf das Auftreten benthivorer Arten, die im offenen See keine Rolle spielen, zurückzuführen. Für die Abschätzung des gesamten Bestandes sind hohe Dichten in Bucht- und Uferbereichen aufgrund des flächenmäßig geringen Anteils dieser Lebensräume am gesamten See

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

sicher nicht von Bedeutung. Die genannten Angaben stellen vorsichtige Abschätzungen dar und sollten durch entsprechende Untersuchungen (Schubnetzbefischungen) abgesichert werden.

Eine Abschätzung des Aalbestandes ist aufgrund unvollständiger Informationen über Besatz, Fang und - damit verbunden - Effizienz der Berufsfischerei nur bedingt möglich. Erschwerend ist, daß gerade beim Aal mit sehr deutlichen lokalen Unterschieden der Bestandsdichte gerechnet werden muß und Angaben über die Ausdehnung des Lebensraumes von *A. anguilla* sehr spekulativ sind. Sicher ist, daß die dem Besatzplan zugrunde liegendende Anahme einer besiedelbaren Fläche von rund 221 km^2 (Werner 1992) eine eklatante Überschätzung darstellt. Die Schätzung von Berufsfischern, daß nur rund 20% des Schilfgürtels (36 km^2) als Lebensraum für den Aal in Frage kommen, würde bei einem Fang von rund 140 t (1989: 103 t in Österreich lt. Werner (1992), ca. 40 t auf ungarischer Seite, geschätzt nach den Angaben der Jahre 1980 - 1986) eine Dichte fangfähiger Tiere von rund 40 kg/ha bedeuten.

Bei dieser Bestandsschätzung ist zu beachten, daß (1) dieser Berechnung eine angenommene Fangeffizienz von 100% zu Grunde liegt, was unrealistisch ist. Darüber hinaus ist der Biomasseanteil jüngerer Aale zu berücksichtigen. (2) Die heterogene Verteilung von *A. anguilla* läßt zusätzlich vermuten, daß auch die oben erwähnte Abschätzung des durch den Aal besiedelbaren Lebensraumes im Ausmaß von 20% des Schilfgürtels zu hoch gegriffen ist. Es ist daher anzunehmen, daß die genannte Bestandsdichte von 40 kg/ha eine Unterschätzung darstellt.

Ein Überblick über die vorliegenden Fang- und Besatzangaben der wirtschaftlich genutzten Fische des Neusiedler Sees ist in Tab. 4.5 - 4.9 zusammengestellt.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

4.5. Tabellen zum Quantitativen Aspekt

Tab. 4.2. Catch per unit effort (CPUE) mit den Kiemennetzen 10, 20 und 30 mm an den Probenpunkten "Bucht Mitte" (BM), "Bucht Süd" (BS) und im offenen See (OS) in den Jahren 1990 - 1992. Der CPUE ist für jeden Monat gemittelt.

Datum	Ort	n	Sichling	Laube	Güster	Sonstige	Summe
Mai 90	BM	6	32	0	0	6	38
Jun 90	BM	9	14	0	2	13	28
Jul 90	BM	5	15	17	8	3	43
Aug 90	BM	4	8	37	10	2	58
Sep 90	BM	2	1	8	1	7	17
Okt 90	BM	1	0	5	1	0	6
Mär 91	BM	2	6	4	1	0	11
Apr 91	BM	2	37	15	6	5	63
Mai 91	BM	3	14	16	3	3	36
Jun 91	BM	5	37	64	8	4	114
Jul 91	BM	5	9	78	6	10	104
Aug 91	BM	3	7	54	6	5	72
Sep 91	BM	3	7	31	7	11	57
Okt 91	BM	2	10	22	8	4	44
Mai 91	BS	5	1	84	13	14	112
Jun 91	BS	1	0	44	16	2	62
Jul 91	BS	4	1	98	6	9	113
Aug 91	BS	3	1	29	5	13	48
Sep 91	BS	2	0	8	9	9	26
Okt 91	BS	1	0	2	8	28	38
Mär 92	BM	2	9	4	5	2	19
Apr 92	BM	3	21	7	3	3	34
Mai 92	BM	2	21	29	13	7	70
Jun 92	BM	1	38	18	14	2	72
Jul 92	BM	2	27	98	4	18	147
Aug 92	BM	3	64	117	34	24	239
Sep 92	BM	1	0	40	58	50	148
Mär 92	BS	2	0	7	4	9	20
Apr 92	BS	3	3	23	5	15	46
Mai 92	BS	2	3	41	18	11	73
Jun 92	BS	1	6	70	16	2	94
Jul 92	BS	1	0	68	4	30	102
Aug 92	BS	2	0	28	3	27	58
Sep 92	BS	1	0	0	14	22	36
Mär 92	OS	2	17	1	1	0	19
Apr 92	OS	2	41	4	0	1	46
Mai 92	OS	2	135	8	11	5	159
Jun 92	OS	1	78	36	10	4	128

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 4.3. Ergebnisse der E-Befischungen aus den Jahren 1990 - 1992 an verschiedenen Probenpunkten im Neusiedler See. Die Fangzahlen wurden auf 100 m Fangstrecke ≈ 15 min Fangdauer standardisiert. Die Nummern sowie die dazugehörigen Probenpunkte und -termine sind in Tab. 4.4 aufgelistet. NSS ... Durchschnittswert für alle E-Befischungen im NSS, Illm. K ... Durchschnittswert für die Befischungen im Illmitzer Kanal.

Nummer	1/1	1/2	1/3	1/4	1/5	1/6	1/7	1/8	1/9	2/1	2/2	3/1	3/2	3/3	3/4	3/5	3/6	4/1	4/2	5/1
Aal	13	70	99	31	27	36	350	32	52	67	52	31	1	15	37	101	44	90	82	66
Hecht	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	1	0	1	0	0
Zander	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	2	1	0	6	4	1
Flußbarsch	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Kaulbarsch	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	5	0
Sonnenbarsch	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Wildkarpfen	8	1	0	1	3	0	3	1	2	1	1	2	0	1	2	1	0	4	24	13
Spiegelkarpfen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Karausche	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Gibel	0	4	0	0	0	0	2	1	0	0	2	2	0	0	0	12	2	4	18	7
Schleie	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brachsen	7	15	1	0	1	0	0	8	0	8	1	20	1	2	2	1	0	3	0	1
Güster	0	8	6	5	65	41	4	73	2	7	25	3	0	8	4	13	1	44	14	12
Rotauge	3	0	2	1	0	1	0	1	0	2	8	21	0	0	0	0	0	2	1	0
Rotfeder	1	4	6	1	0	2	6	0	2	2	14	42	0	2	0	1	0	2	6	0
Laube	0	0	1	0	2	16	0	2	0	2	0	0	0	0	10	0	1	0	0	0
Sichling	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Summe	32	104	118	40	98	95	[illegible]	118	56	88	108	128	2	28	55	132	48	156	154	[illegible]

Nummer	5/2	6 & 7	7	8	9	10	11	12	13	14/1	14/2	15	16	17/1	17/2	17/3	17/4	NSS	Illm. K
Aal	46	79	81	7	7	6	70	110	42	18	29	0	4	3	2	1	7	49	79
Hecht	1	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zander	0	0	0	1	1	0	2	3	1	0	0	0	0	1	0	0	2	1	0
Flußbarsch	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kaulbarsch	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	3	1	0
Sonnenbarsch	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Wildkarpfen	4	[illegible]	5	1	3	0	2	2	0	2	3	0	1	0	0	0	0	2	2
Spiegelkarpfen	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Karausche	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gibel	12	0	6	1	0	0	2	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	2	1
Schleie	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brachsen	1	0	2	3	6	4	1	2	4	5	1	0	6	1	0	4	2	3	4
Güster	4	20	3	1	0	3	14	9	10	28	58	0	0	6	3	20	5	14	23
Rotauge	0	2	0	0	0	0	1	0	3	2	1	0	0	0	0	0	0	1	1
Rotfeder	1	2	2	1	0	2	0	1	4	5	0	0	1	1	0	0	1	3	2
Laube	0	0	0	0	0	8	2	1	0	0	2	0	1	2	2	7	11	2	2
Sichling	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0
Summe	70	109	103	14	15	21	93	127	63	60	95	0	11	12	8	32	32	78	114

2384

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 4.4. Probenpunkte und -termine der E-Befischungen (vgl. Tab. 4.3). In der Nummernspalte gibt die erste Ziffer den Probenpunkt an (Abb. 4.9), die zweite Ziffer bezieht sich auf den Fangtermin.

Nummer	Ort	Datum	Nummer	Ort	Datum
1/1	Illmitzer Kanal Brücke rechts	24.10.89	5/1	Großer Zug Ausgang	16.4.91
1/2	Illmitzer Kanal innen & außen	22.5.90	5/2	Großer Zug Ausgang	29.7.92
1/3	Illmitzer Kanal innen & außen	2.10.90	6 & 7	Hoadasepplposchnlucka 1 & 2	16.4.91
1/4	Illmitzer Kanal innen & außen	17.4.91	7	Hoadasepplposchnlucka	29.7.92
1/5	Illmitzer Kanal Brücke - Zug	11.6.91	8	Insel südlich von Mörbisch 1	23.7.91
1/6	Illmitzer Kanal außen	11.6.91	9	Insel südlich von Mörbisch 2	23.7.91
1/7	Illmitzer Kanal Brücke - Zug	15.10.91	10	Insel nördlich von Mörbisch	23.7.91
1/8	Illmitzer Kanal innen, außen und Brücke	30.4.92	11	Bucht Höhe Oggau	23.7.91
1/9	Illmitzer Kanal außen	29.7.92	12	Bucht Höhe Schützen	24.7.91
2/1	Ruster Poschn	11.6.91	13	Purbacher Kanal	24.7.91
2/2	Ruster Poschn	30.7.92	14/1	Windener Kanal	22.5.90
3/1	Illmitzer Bucht Nord	24.10.89	14/2	Bucht beim Illmitzer Strandbad	16.4.91
3/2	Illmitzer Bucht Süd	22.5.90	15	Windener Kanal	17.4.91
3/3	Illmitzer Bucht Nord	25.7.91	16	Windener Bucht	24.7.91
3/4	Illmitzer Bucht Süd	25.7.91	17/1	Kanal Breitenbrunn 1	30.7.92
3/5	Illmitzer Bucht Süd	15.10.91	17/2	Kanal Breitenbrunn 2	30.7.92
3/6	Illmitzer Bucht Süd	29.7.92	17/3	Kanal Breitenbrunn 3	30.7.92
4/1	Bucht beim Illmitzer Strandbad	2.10.90	17/4	Insel vor Breitenbrunn 4	30.7.92
4/2	Bucht beim Illmitzer Strandbad	15.10.91			

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 4.6. Besatz- und Fangzahlen von *Cyprinus carpio* im Neusiedler See. Erklärungen siehe Tab. 4.5.

	BESATZ							FANG			
Jahr	Österreich [t]	Österreich [Taus. St]	Ungarn [t]	Gesamt [t]	Gesamt [Taus. St]	Alter	Zitat	Österreich [t]	Ungarn [t]	Gesamt [t]	Zitat
1950-52		70				1 & 2	2, 5				
ab 1953		reduziert					5				
1956					100	1	2				
1957-58					400	1	2				
1961		50				2	2				
ab 1961		0					5				
1965		10				2	2		1,4		3
1966									1,3		3
1967									2,3		3
1968									2,6		3
1965-68			1			2	2, 5				
1969									4		3
1970									1,4		3
1971									2		3
1972									1,7		3
seit 1972	6					1	5				
1973									1,4		3
1974 PLAN				40	160	2	5			160	5
1974									0,6		3
1975 PLAN				40	160	2	5			160	5
1975									1		3
1976									1,8		3
ab 1976				6		1 & 2	5				
1977									2,5		3
1978									2,4		3
1979									1,5		3
1976-79			3-10			2	2, 5				
ab 1980			6				2, 5				
1980									1,8		3
1981									1,9		3
1982									3,4		3
1983									3,2		3
1984									3,4		3
1985									1		3
1986									0,7		3
1991	6,5					2	6	5			6
1992	6						6	8			6
jährlich				11,4	50	1 & 2	5	20 - 25			4

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 4.7. Besatz- und Fangzahlen von *Stizostedion lucioperca* im Neusiedler See. Erklärungen siehe Tab. 4.5.

	BESATZ						FANG			
Jahr	Österreich [Taus. St]	Ungarn [Taus. St]	Gesamt [kg]	Gesamt [Taus. St]	Größe, Alter	Zitat	Österreich [t]	Ungarn [t]	Gesamt [t]	Zitat
1967								0,3		3
1968								0,2		3
1969								0,3		3
1970								5,2		3
1971								3,2		3
1972								6,8		3
1973								2,7		3
1974 PLAN			100	220	V	5			55	5
1974								3,7		3
1975 PLAN			100	220	V	5			55	5
1975				100	V	2		3,1		3
1976				100		5		3,0		3
1977								0,7		3
1978								1,7		3
1979								0,9		3
bis 1980				bis 300		5				
1980								0,6		3
1981								1,2		3
1982								1,0		3
bis 1982				bis 300	V	2				
1983				20	10 - 15 cm	2		0,3		3
1980-83				300		5				
nach 1983				50-100		5				
1984								1,1		3
1985								0,5		3
1986								1,0		3
bis 1988	500				5 - 10 cm	4				
1991	100	20			8 - 15 cm	6				
1991		60			2 - 2,5 cm	6				
1992	200	70				6	12			6

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 4.8. Besatz- und Fangzahlen von *Esox lucius* und *Tinca tinca* im Neusiedler See. Erklärungen siehe Tab. 4.5.

Esox lucius						*Tinca tinca*		
BESATZ			FANG			FANG		
Jahr	Österreich [Taus. St]	Zitat	Österreich [t]	Ungarn [t]	Zitat	Jahr	Ungarn [t]	Zitat
1965				3,0	3			
1966				9,7	3	1966	0,8	3
1967				9,6	3	1967	3,5	3
1968				6,1	3	1968	4,2	3
1969				4,7	3	1969	2,3	3
1970				5,7	3	1970	1,3	3
1971				8,0	3	1971	2,7	3
1972				3,8	3	1972	1,7	3
1973				2,6	3	1973	2,1	3
1974				4,9	3	1974	0,9	3
1975				0,5	3	1975	0,2	3
1976				0,7	3	1976	0,2	3
1977				0,5	3	1977	0,2	3
1978				1,2	3	1978	0,3	3
1979				0,5	3	1979	0,1	3
1980				0,1	3	1980	0,1	3
1981	20	5		0,5	3	1981	0	3
1982				0,2	3	1982	0	3
1983				0,1	3	1983	0	3
1984				0,4	3	1984	0	3
1985	70	5		0,1	3	1985	0	3
1986	70	5		0	3	1986	0	3
1991	80	6						
1992			1		6			
jährlich	100 V	4						

Tab. 4.9. Besatz- und Fangzahlen von *Ctenopharyngodon idella* und *Hypophthalmichthys molitrix* im Neusiedler See. Erklärungen siehe Tab. 4.5.

BESATZ							FANG	
Jahr	Art	Alter	Ungarn [Taus. St]	Gesamt [kg]	Gesamt [Taus. St]	Zitat	Gesamt [t]	Zitat
1974 PLAN	Buscha & Amur			16,5	66	5	99	5
1974	Amurkarpfen				2	5		
1974	Silberkarpfen				0,5	5		
1975	Grasfresser	2			170	2		
1975	Grasfresser		10					
1976	Grasfresser	1			40	2		
1976	Grasfresser		40					

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

5. Autökologie

5.1. Sichling *Pelecus cultratus*

Häufigkeit und Verteilung

Der Sichling ist heute neben der Laube die häufigste Fischart des Neusiedler Sees. Im Gegensatz dazu war *Pelecus cultratus* vor 1972 nur vereinzelt nachzuweisen, erst infolge der Eutrophierung während der 70er Jahre nahmen die Dichten rasant zu. In den Jahren 1975-1979 konnten mit dem 20 mm-Kiemennetz über 50 Tiere pro Stunde gefangen werden (Herzig & Winkler 1983). Anfang der 90er Jahre hatte sich der CPUE bereits vervierfacht und erreichte Werte von bis zu 258 Ind./Netz/Stunde.

Das bevorzugte Habitat des Sichlings ist der offene See. Im Frühling (April bis Juni) tritt *P. cultratus* jedoch auch im Bereich "Bucht Mitte" in hohen Dichten auf, fehlt aber fast völlig in unmittelbarer Ufernähe ("Bucht Süd" in Abb. 4.5 und Abb. 5.1). Vergleichende Netzfänge vor Oggau, Donnerskirchen und Podersdorf zur Laichzeit zeigten, daß der Verbreitungsschwerpunkt des Sichlings - zumindest während der Laichzeit - ganz offensichtlich im Ostteil des Sees liegt. Als Ursache dafür ist vermutlich in erster Linie die unterschiedliche Sedimentbeschaffenheit anzusehen (siehe unten).

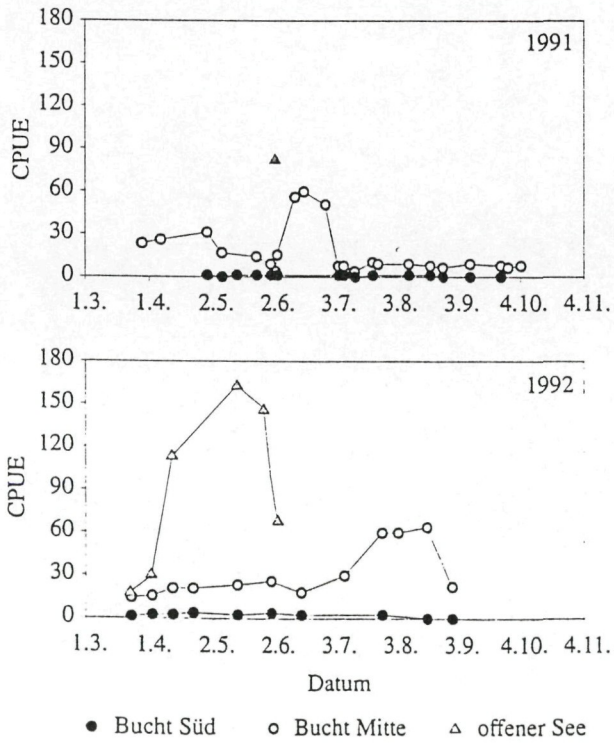


Abb. 5.1. Saisonale und räumliche Verteilung von *Pelecus cultratus* in der Illmitzer Bucht und im offenen See vor der Illmitzer Bucht in den Jahren 1991 und 1992. Die Daten sind jeweils über drei Termine geglättet.

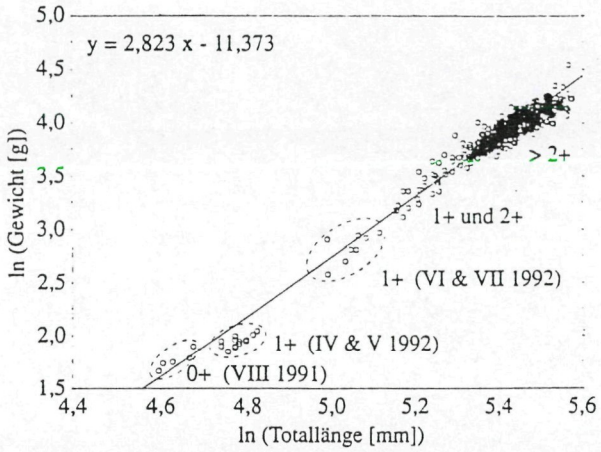


Abb. 5.2. Längen-Gewichts-Regression von *Pelecus cultratus* im Neusiedler See (1990-1992).

Jahreszeitlich betrachtet waren die höchsten Fangzahlen im Frühling bzw. Frühsommer zu verzeichnen. Sowohl der Anstieg des CPUE im Juni 1991 am Punkt "Bucht Mitte" als auch die hohen Fangzahlen im Mai 1992 im offenen See sind wahrscheinlich durch die Laichaktivität zu erklären, die zu einer Verdichtung der Schwärme führt (Abb. 5.1).

Populationsstruktur

Die Längen-Gewichts-Regression spiegelt die schlanke Körperform des Sichlings wider (Abb. 5.2). Der Exponent erreicht mit 2,8 den niedrigsten Wert aller untersuchten Fischarten (Tab. 5.2).

Der Großteil der mit Kiemennetzen gefangenen Sichlinge lag in der Größenklasse zwischen 21 und 25 cm, was sich annähernd mit den Ergebnissen der Schubnetzfänge deckt (Abb. 5.3). Diesem Längenbereich entspricht ein Alter von 2-3 Jahren. Kleinere Tiere wurden regelmäßig, wenn auch in geringer Menge, größere Individuen mit einem Alter über 4 Jahren nur sehr selten gefangen. Im gesamten Untersuchungszeitraum konnten nur zwei

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

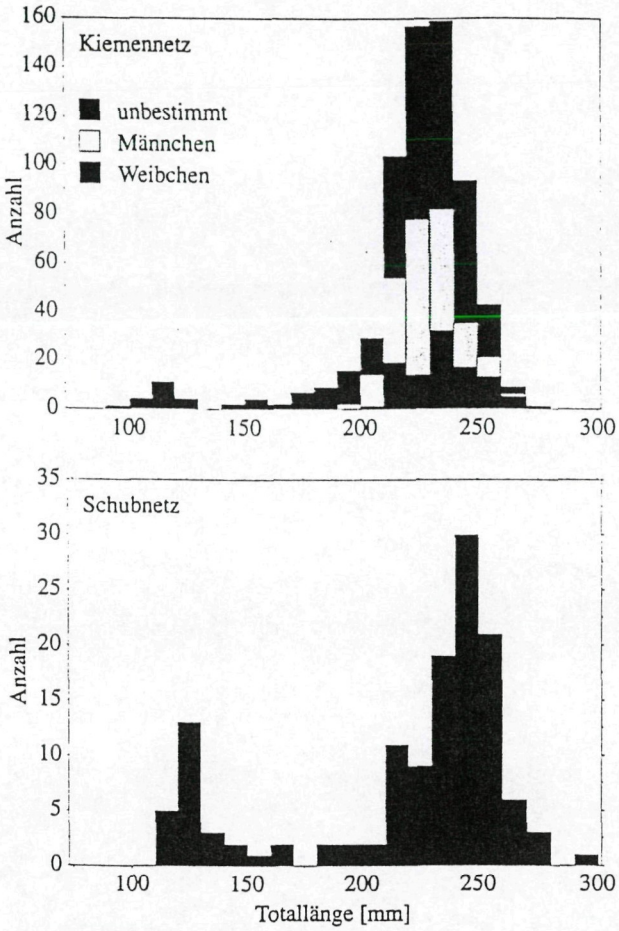


Abb. 5.3. Längenfrequenz-Verteilung von *Pelecus cultratus* im Neusiedler See (1990-1992).

Tiere größer 40 cm Totallänge (40,2 bzw. 42,5 cm) mit einem Alter über 6 Jahren gefangen werden. Ein von einem Berufsfischer zur Verfügung gestelltes Exemplar erreichte 52,4 cm und hatte ein Alter von 12 Jahren.

Im Vergleich zu früheren Angaben über das Wachstum von *P. cultratus* im Neusiedler See (Geyer & Mann 1939, Herzig & Winkler 1983) fällt eine deutliche Verringerung der Wachstumsleistung auf (Abb. 5.4), was unter dem Aspekt der enorm gestiegenen Individuendichten (s.o.) und der daraus resultierenden intraspezifischen Konkurrenz zu sehen ist. Sichlinge aus den 70er Jahren (Hacker 1979) waren wesentlich größer als Exemplare gleichen Alters aus den 90er Jahren. Auch die von Herzig & Winkler (1983) angegebene Alters-Längen-Relation unterscheidet sich von jener der 90er Jahre, jedoch erst ab dem 4. Lebensjahr (3+).

Offensichtlich sind die Unterschiede zwischen dem von Herzig & Winkler (1983) angegebenen Wachstum und jenem der 90er Jahre die Fortführung eines Trends zu geringeren Wachstumsraten ab einem Alter von 3 Jahren.

Auch wenn sich die Zuwachsraten von *P. cultratus* in den letzten 20 Jahren verringert haben, ist die Wachstumsleistung des Sichlings im Vergleich zu anderen Arten sehr gut (Abb. 5.56). Im ersten Jahr werden 10 - 12 cm, im zweiten fast 20 cm erreicht, erst ab dem dritten Jahr verlangsamt sich das Wachstum. Die rasante Entwicklung in den ersten beiden Lebensjahren ist auch in der Längen-Gewichts-Regression zu erkennen (Abb. 5.2). Im Vergleich mit anderen Populationen liegt das Wachstum des Sichlings im Neusiedler See im guten Mittelfeld: Aus dem Balaton sind vergleichbare Zuwachsraten bekannt (Entz & Lukacsovics 1957), im Don erreichen die Sichlinge mit 3 Jahren bereits eine Länge von 30 cm (Tihonov 1928 in Entz & Lukascovics 1957), während sie in der Courland Lagoon des Baltischen Meeres dazu 7 Jahre benötigen (Gaygalas 1979).

Reproduktion

Die Laichreife tritt bei den Männchen im 3. Lebensjahr (2+), bei den Weibchen zumeist erst im 4. Jahr (3+) ein. Diese Befunde decken sich mit jenen aus dem Balaton (Entz & Lukacsovics 1957) und von Herzig & Winkler (1983). Im Kuybyshev Reservoir der Wolga erreicht *P. cultratus* die Geschlechtsreife mit 4 bzw. 5 Jahren, der Hauptteil der reproduzierenden Population besteht aber aus 7- bis 10-jährigen Tieren (Sil´chenko 1976), d.h. aus Altersklassen, die im Neusiedler See fast völlig fehlen.

Die Gonadenentwicklung erreicht bei den Männchen im März und April ihren Höhepunkt, danach fällt der Maturitätsfaktor stark ab (Abb. 5.5). Bei den Weibchen erstreckt sich der Aufbau der Gonaden bis in den Mai, gefolgt von einer abrupten Maturitätsabnahme im Juni. Auf-

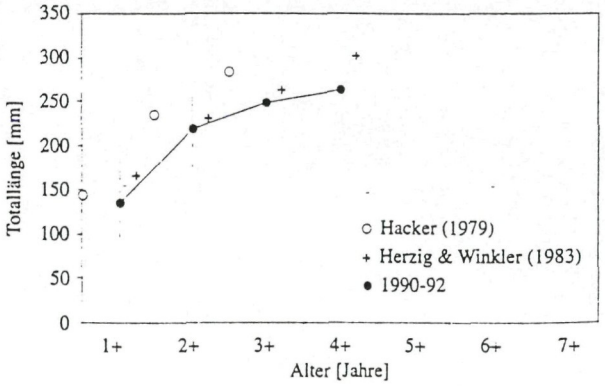


Abb. 5.4. Alters-Längen-Relation von *Pelecus cultratus* im Neusiedler See (1990-1992). Dargestellt sind die Jahresmittelwerte und der Längenbereich. Als Vergleich sind die Ergebnisse von Hacker (1979) und Herzig & Winkler (1983) eingetragen.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

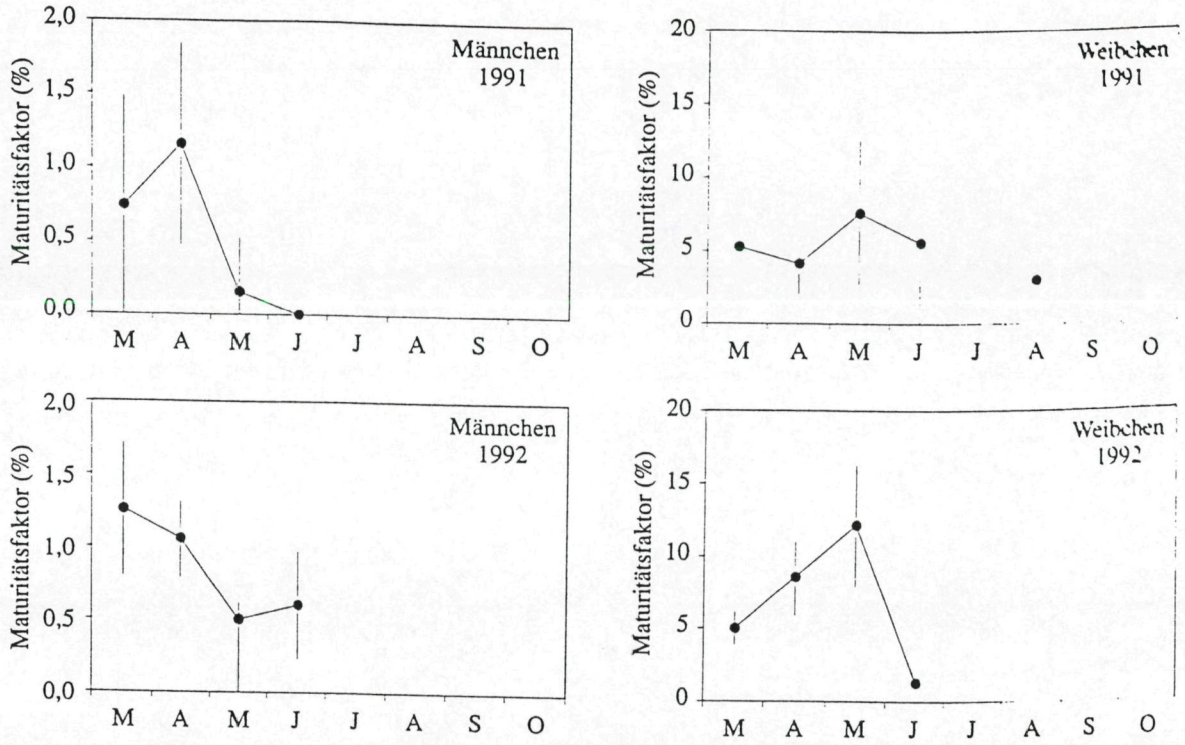


Abb. 5.5. Saisonale Entwicklung der Maturität von *Pelecus cultratus* im Neusiedler See in den Jahren 1991 und 1992 (Monatsmittel ± Konfidenzgrenzen).

grund dieser Daten kann der Mai als Hauptlaichzeit betrachtet werden. Dieses Ergebnis stimmt mit den Angaben von Herzig & Winkler (1983) überein, die ebenfalls den Mai als Laichtermin angeben.

Einen zuverlässigen Indikator für das Laichgeschehen stellt das Auftreten der Jungfische dar. 1991 konnten die ersten frisch geschlüpften Sichlinge Mitte Juni, 1992 bereits Anfang Mai gefangen werden. Die zeitliche Differenz der Laichtermine ist mit der unterschiedlichen Temperaturentwicklung beider Jahre erklärbar (vgl. Abb. 6.28), die den auslösenden Faktor für den Laichbeginn darstellt. In allen drei Untersuchungsjahren setzte die Fortpflanzung bei Temperaturen über 15°C ein. Sil´chenko (1976) gibt als unteren Grenzwert 13,5° - 14,1°C an.

Hinsichtlich des Laichplatzes liefern die Jungfischfänge deutliche Hinweise auf ein Ablaichen im Freiwasser bzw. in offenen Buchten über Hartsubstrat (vgl. Kap. 1 8).

Ernährung

Der Sichling ist als Plankton- und Anflugfresser bekannt (Herzig & Winkler 1983, O´Brien et al. 1985, Lammens & Hoogenbozem 1991), nimmt aber mit zunehmender Größe auch kleine Fische und Amphipoden auf (Entz & Lukascovics 1957, Wheeler 1969).

Im Neusiedler See ernährt sich *P. cultratus* vorwiegend planktivor. Aufgrund des wechselnden Angebots ändert sich jedoch im Lauf des Jahres die Nahrungszusammensetzung beträchtlich (Abb. 5.6 und 5.8). Die beiden wichtigsten Nahrungskomponenten sind Cladoceren (im Jahresdurchschnitt 61% des Gesamtbiomasse) und Copepoden (36%). Letztere (fast ausschließlich *Arctodiaptomus spinosus*) sind vor allem im Frühjahr von Bedeutung, wobei selektiv große, adulte Tiere gefressen werden (Liu in Vorb.). Sobald zu Beginn des Sommers *Diaphanosoma mongolianum* (Cladocera) in Dichten über 20 Ind./l auftritt, wird sie zum bevorzugten Beutetier. Im Hochsommer wird auch *L. kindti* ins Nahrungsspektrum aufgenommen, hat jedoch nur über einen kurzen Zeitraum größere Bedeutung (Abb. 5.6 und 5.8). Mit abnehmender Dichte von *D. mongolianum* im Herbst erfolgt wieder ein Nahrungswechsel zurück zu den Copepoden.

Insekten in Form von Anflug spielten in der Ernährung des Sichlings während der Jahre 1989-1991 eine untergeordnete Rolle (3% Biomasseanteil). Im Vergleich dazu machte der Anflug bei Herzig & Winkler (1983) im Herbst über 90%, im Sommer 27% der Nahrung aus.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

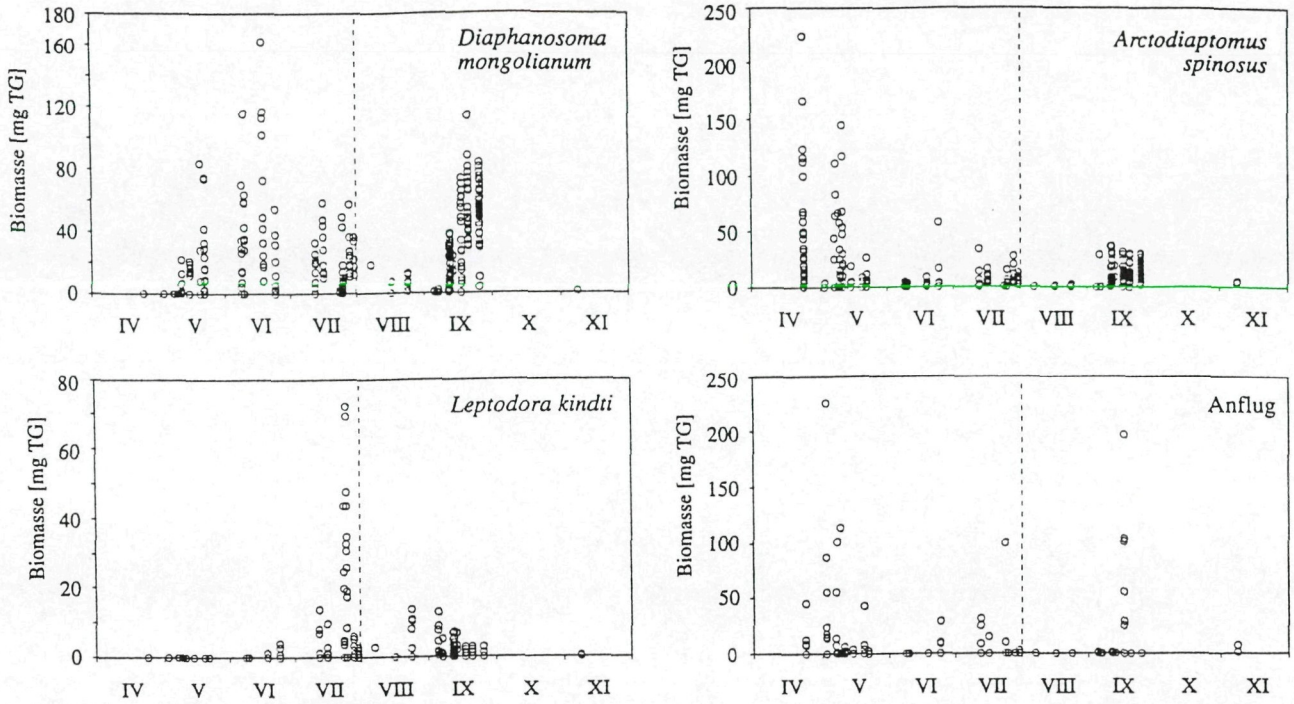


Abb. 5.6. Saisonale Schwankungen (1992) im Vorkommen von vier verschiedenen Beutetieren (bzw. -gruppen) im Darm von *Pelecus cultratus*. Jeder Kreis symbolisiert einen analysierten Darm, die Termine links der strichlierten Linie stammen aus dem Jahr 1990, rechts der Linie aus dem Jahr 1989.

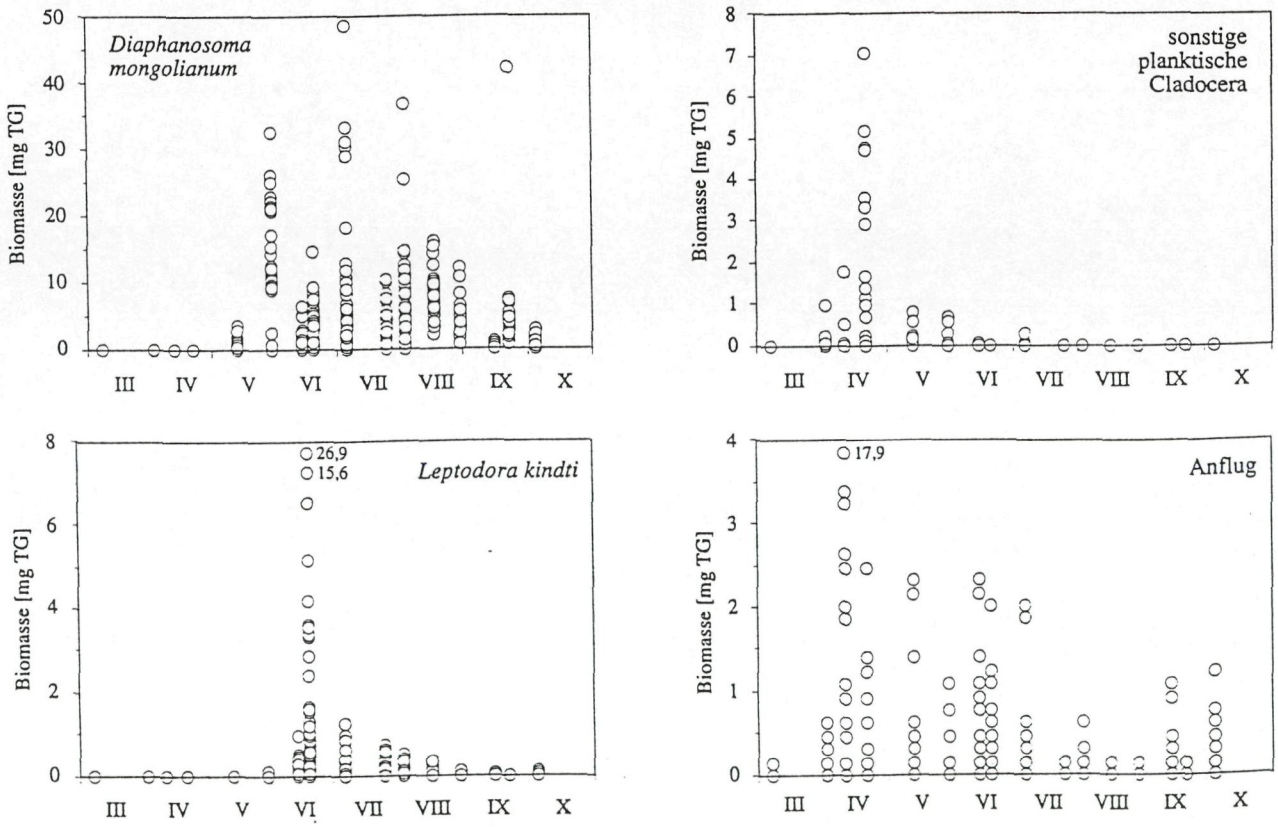


Abb. 5.7. Saisonale Schwankungen (1992) im Vorkommen von vier verschiedenen Beutetieren (bzw. -gruppen) im Darm von *Alburnus alburnus*. Jeder Kreis symbolisiert einen analysierten Darm.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

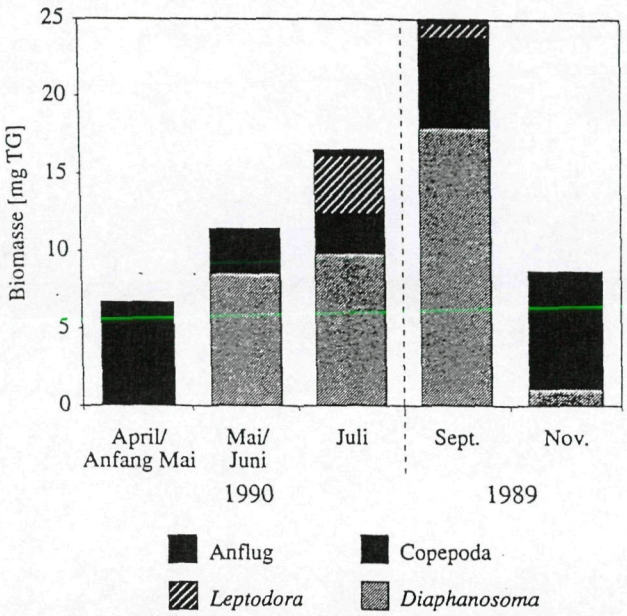


Abb. 5.8. Monatliche Nahrungszusammensetzung von *Pelecus cultratus* in Jahren 1989 (Juli bis November) und 1990 (April bis Juni).

Die beschriebene Saisonalität der Ernährung des Sichlings stimmt mit den Ergebnissen der 70er Jahre weitgehend überein (Herzig & Winkler 1983). Die Menge der aufgenommenen Nahrung (ausgedrückt in mg Trockengewicht) erreicht im Herbst die höchsten Werte (Abb. 5.8). Geringe Darmfüllungsgrade waren nur im Frühling, zu Terminen mit hohem Insektenanteil in der Nahrung festzustellen (bis zu 59% der untersuchten Därme war leer). Im Sommer hingegen lag der Anteil der Tiere mit leerem Darm immer unter 10%.

Parasitierung

Der Großteil der gefangenen Tiere war nur in geringem Maß mit Metacercarien befallen, wobei mit zunehmender Länge ein verstärktes Auftreten der Schwarzfleckenkrankheit zu beobachten war: Sichlinge über 25 cm waren zu 10% befallsfrei, zirka 80% der Tiere wiesen Befallsstufe 1 auf (Abb. 5.21).

Ein Befall mit *Ligula intestinalis* wurde nur in zwei Fällen festgestellt.

5.2. Laube *Alburnus alburnus*

Häufigkeit und Verteilung

Die Laube ist wie der Sichling als Freiwasserart zu bezeichnen, hält sich jedoch zeitweise auch im schilfnahen Bereich auf. So erfolgt der Anstieg der Fänge während der Monate Mai und Juni am Schilfrand deutlich früher als in "Bucht Mitte". Die Bestandsunterschiede zwischen den beiden Standorten spiegeln den Beginn des Laichgeschehens am Schilfrand wider (Abb. 5.9). Im Lauf des Sommers verlagert sich der Schwerpunkt der Bestands-

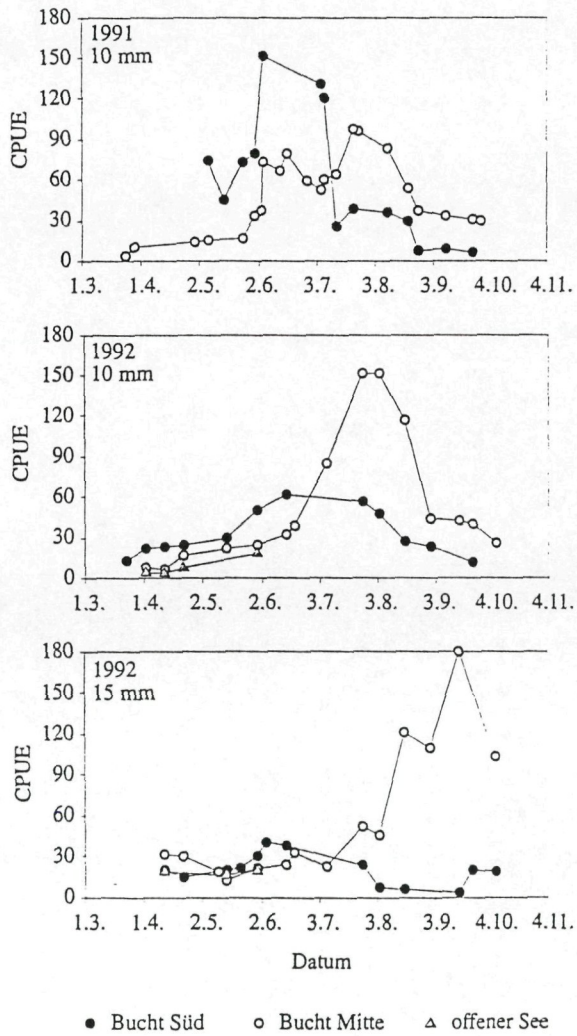


Abb. 5.9. Saisonale und räumliche Verteilung von *Alburnus alburnus* in der Illmitzer Bucht und im offenen See in den Jahren 1991 und 1992. 1991 kam nur das 10 mm Kiemennetz zum Einsatz, während von 1992 Fänge aus dem 10 und 15 mm Netz vorliegen. Die Daten sind jeweils über drei Termine geglättet.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

dichten in der Illmitzer Bucht von ufernahen Bereichen zum Freiwasser. Dies kann durch Wanderungen, die mit der Abnahme der Laichaktivität und Änderungen des Nahrungsangebots in Zusammenhang stehen (bessere Planktonentwicklung im Bereich "Bucht Mitte"), erklärt werden.

Unklar bleibt das unterschiedliche Verteilungsmuster der Lauben aus dem 10 mm- und dem 15 mm-Kiemennetz im Sommer und Herbst 1992. Die kleinen Lauben (vor allem Männchen) zeigen eine Dichtezunahme in "Bucht Mitte" im Laufe der Monate Juli/August. Die im 15 mm-Netz gefangenen Tiere (vor allem Weibchen) folgen erst einen Monat später nach und erreichen Anfang September ein Maximum in "Bucht Mitte".

Populationsstruktur

In der Längenfrequenz-Verteilung der Lauben aus den Schubnetz-Fängen (Abb. 5.10) ist ein Maximum bei 11-12 cm zu erkennen. Die Fänge aus den Kiemennetzen zeigen aufgrund der Größenselektivität der Netze (10 und 15 mm Maschenweite) zwei Maxima: bei 9-10 cm und bei 13-14 cm. Bei der Auftrennung der Größenklassen nach Geschlechtern zeigte sich, daß das erste Maximum zum Großteil von Männchen, das zweite vor allem von Weibchen gebildet wird.

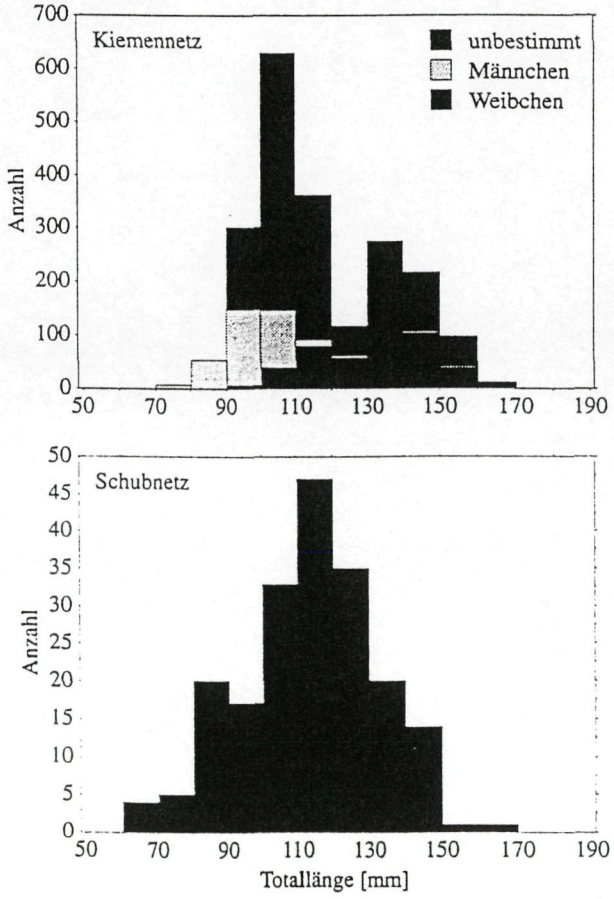


Abb. 5.10. Längenfrequenz-Verteilung von *Alburnus alburnus* im Neusiedler See (1990-1992).

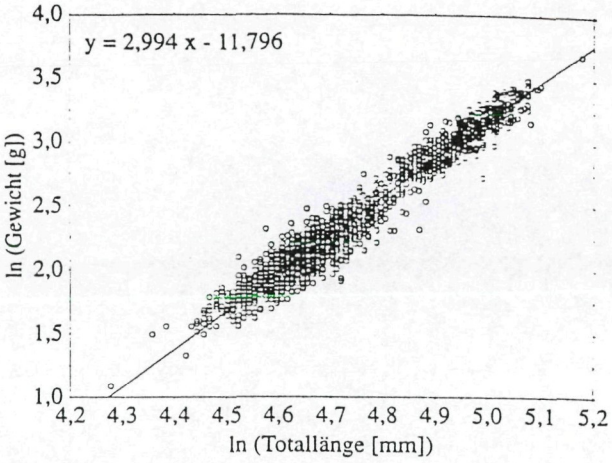


Abb. 5.11. Längen-Gewichts-Regression von *Alburnus alburnus* im Neusiedler See (1990-1992).

Auch in der Alterstruktur läßt sich der Unterschied der Geschlechter nachweisen: Während die Männchen meist nur ein Alter von 2 Jahren erreichen, sind dreijährige Weibchen keine Seltenheit, ihre Altersobergrenze dürfte bei etwa 5 Jahren liegen. Der Großteil der Population besteht aus den Alterklassen 2+ und 3+ (vgl. Abb. 5.12).

Auch in anderen Gewässern dominieren meist junge Tiere: Die Population im Balaton wird vor allem von ein- und zweijährigen Lauben aufgebaut (Biró 1975), eine ähnliche Populationsstruktur wie jene der Lauben des Neusiedler Sees beschreibt auch Williams (1967) für die Themse. Wheeler (1969) gibt an, daß *A. alburnus* nur in seltenen Fällen ein Alter von 6 Jahren erreicht, das schnellste Wachstum ist mit 21,6 cm in 6 Jahren aus dem Orlik (CSR) bekannt (Marek & Zaveta 1987).

Reproduktion

Nach Literaturangaben tritt die Laichreife bei den Männchen meist schon im zweiten Jahr (1+) ein (Wheeler 1969). Im Balaton erreichen die Männchen mit einem Jahr (Länge 8,4 cm) und die Weibchen mit zwei Jahren (10,5 cm) die Fortpflanzungsfähigkeit (Entz 1951). Dies konnte auch für den Neusiedler See bestätigt werden.

Die Laichzeit liegt zwischen Mai und August und steht mit der Temperatur in engem Zusammenhang (Abb. 6.28). Die untere Temperaturgrenze für die Fortpflanzung liegt

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

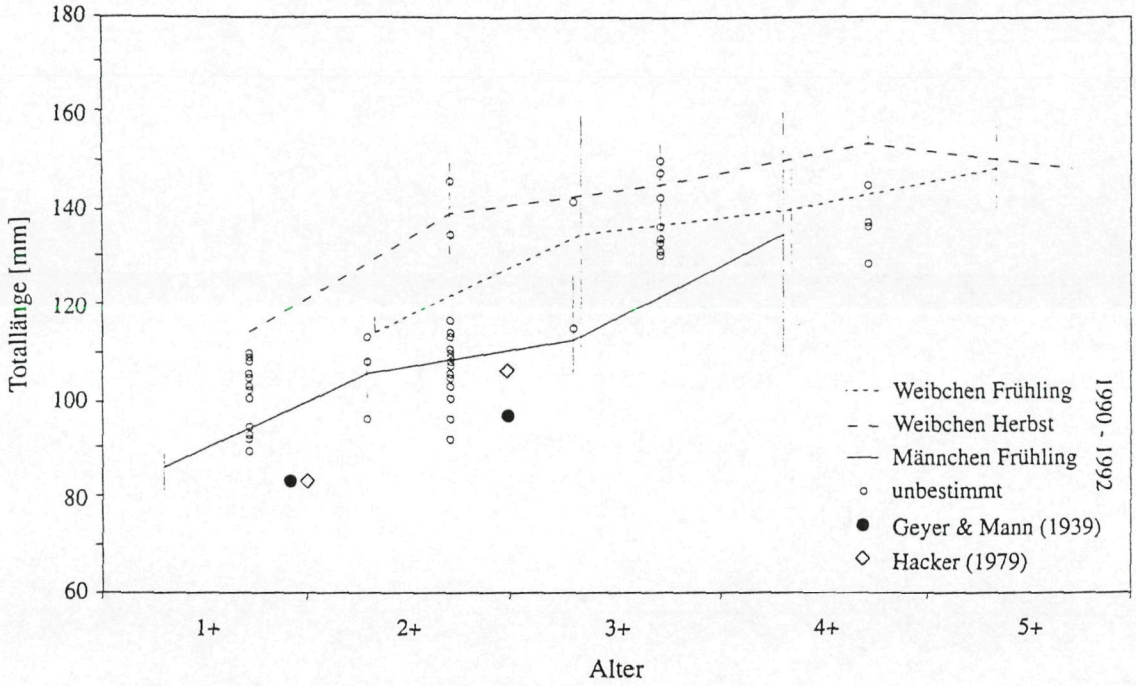


Abb. 5.12. Alters-Längen-Relation von *Alburnus alburnus* im Neusiedler See (1990-1992). Dargestellt sind die Jahresmittelwerte und der Längenbereich. Als Vergleich sind die Ergebnisse von Geyer & Mann (1939) und Hacker (1979) eingetragen.

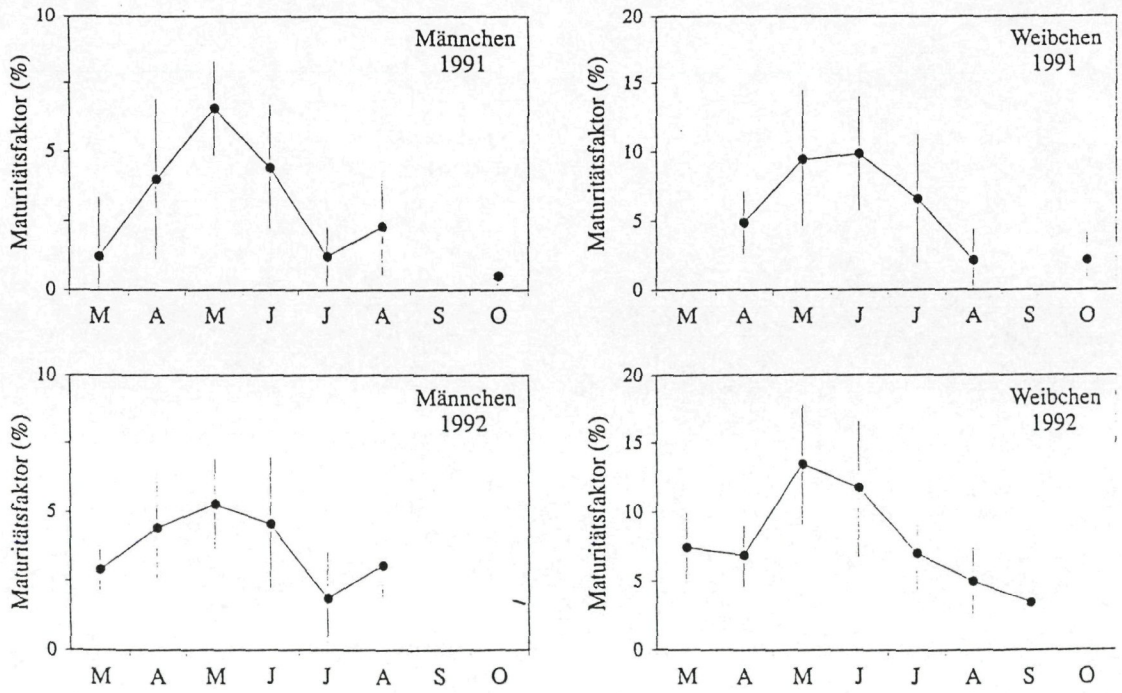


Abb. 5.13. Saisonale Entwicklung der Maturität von *Alburnus alburnus* im Neusiedler See in den Jahren 1991 und 1992 (Monatsmittel ± Konfidenzgrenzen).

nach den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung bei etwa 15°C, was mit den Angaben von Wheeler (1969) übereinstimmt.

Der höchste Maturitätsfaktor wird bei den Männchen von *A. alburnus* bereits im Mai erreicht, bei den Weibchen kann das Maximum in den Juni verschoben sein. Interessant ist eine neuerliche Maturitätszunahme bei den Männchen im August, die bei den Weibchen nicht festzu-

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

stellen war. Laichreife Tiere (Männchen und Weibchen) konnten insgesamt von Mai bis Mitte August gefangen werden. Die Laichzeit erstreckt sich somit über den gesamten Sommer, was auch durch die Fänge larvaler Lauben bis Mitte August bestätigt wird. Während dieser langen Reproduktionsperiode erfolgt das Ablaichen nicht kontinuierlich, sondern in mehreren Laichschüben, die offenbar über klimatische Faktoren gesteuert werden (vgl. Kap. 7).

Im Balaton laichen die Lauben vier- bis sechsmal im Jahr ab (Entz 1951), im Wallersee gibt es Beobachtungen von zumindest drei Laichereignissen in der Zeit von Mai bis Mitte August (Filka 1988).

Die hohe Laichaktivität und das frühe Erreichen der Fortpflanzungsfähigkeit sind wahrscheinlich die Ursache für die kurze Lebensspanne von *Alburnus alburnus*. Entz (1951) berichtet von einer hohen Sterblichkeit der Männchen nach dem Ablaichen.

Ernährung

Von *A. alburnus* liegen Nahrungsanalysen aus den Jahren 1991 und 1992 vor, wobei zwischen den beiden Jahren kein wesentlicher Unterschied in der Nahrungszusammensetzung erkennbar ist (Abb. 5.14). Die Laube ernährt sich wie der Sichling planktivor und bevorzugt in noch größerem Ausmaß als dieser *Diaphanosoma mongolianum* (Cladocera) (1991 64%; 1992 90% des Trockengewichts der Darmfüllung). Copepoden spielen für *A. alburnus* - im Gegensatz zu *P. cultratus* - kaum eine Rolle (0,7% bzw. 0,2%), dagegen stellen Anfluginsekten mit bis zu 34% Anteil an der Gesamtbiomasse der Nahrung (Jahresmittel) eine wichtige Ressource dar (Abb. 5.14).

Filka (1988) gibt für den Wallersee eine ähnliche Nahrungszusammensetzung an, wobei der Anteil der Copepoden jedoch deutlich höher ist als im Neusiedler See. Im Balaton stellen neben dem Zooplankton die Insekten besonders im Herbst eine wichtige Nahrungsquelle dar (Entz & Lukacsovics 1957).

Saisonale Unterschiede in der Nahrungszusammensetzung ergeben sich aufgrund des wechselnden Nahrungsangebots. Im Neusiedler See besteht die Nahrung der Laube im Frühling fast ausschließlich aus Anflug (vor allem adulte Chironomiden und Käfer). Zusätzlich werden geringe Mengen pelagischer Cladocera (*Daphnia* sp., *Ceriodaphnia quadrangula*) gefressen, die jedoch nur kurzfristig von Bedeutung sind (Abb. 5.7)

Im Sommer wird *D. mongolianum* von ihrem ersten Auftreten an äußerst selektiv gefressen und macht während dieser Zeit über 90 % der Nahrung aus. *Leptodora kindti* spielt eine untergeordnete Rolle und ist nur für kurze Zeit in größeren Mengen im Nahrungsspektrum enthalten (Abb. 5.7). Parallel zum Rückgang von *D. mongolianum* im Herbst nimmt der Anteil der Nahrungskomponente "Anflug" wieder zu.

Die größte Gesamtmenge an aufgenommener Nahrung (Darmfüllungsgrad) konnte in beiden Untersuchungsjahren im Hochsommer (Juli/August) festgestellt werden.

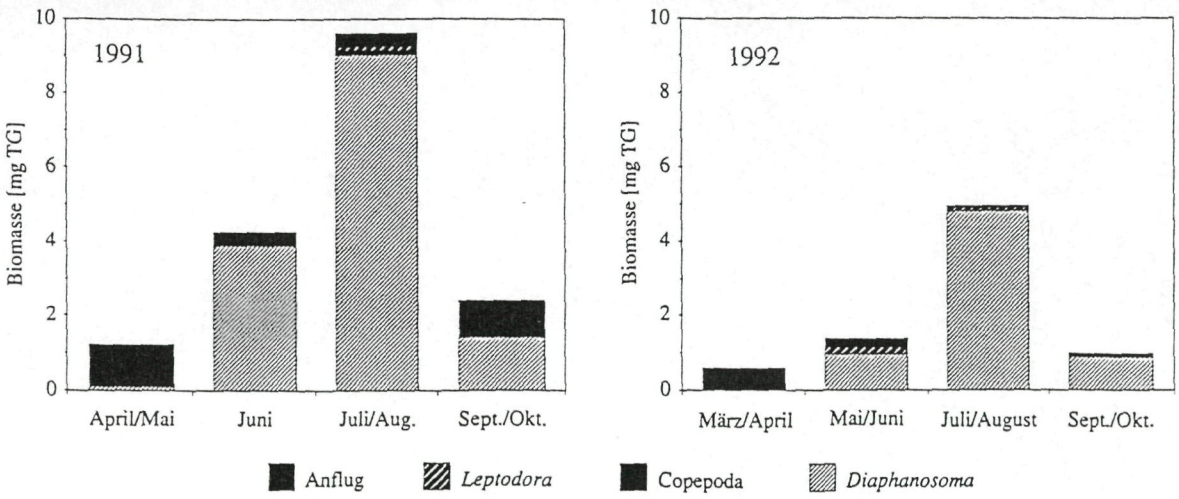


Abb. 5.14. Monatliche Nahrungszusammensetzung von *Alburnus alburnus* in den Jahren 1991 und 1992.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Parasitierung

Der Parasitierungsgrad der Laube mit Metacercarien ist äußerst gering. Über 90% der untersuchten Tiere waren frei von *Posthodiplostomum cuticula*, 7% wiesen schwachen und nur 0,1% starken Befall auf.

Ein Befall mit *Ligula intestinalis* konnte nur in einem Fall festgestellt werden.

5.3. Güster *Blicca bjoerkna*

Häufigkeit und Verteilung

Die Güster ist nach Sichling und Laube die häufigste Cyprinidenart des Neusiedler Sees. Die 1991 und 1992 an der Schilfkante, in der Mitte der Illmitzer Bucht und im offenen See durchgeführten Netzbefischungen zeigen keine klare Bevorzugung eines der drei Standorte (Abb. 5.16), die Resultate der E-Befischungen weisen die Güster jedoch eindeutig als Bewohner der Schilfrandzone aus. Dies entspricht den Befunden von Hacker (1979).

Die Dichteschwankungen der Jahre 1991 und 1992 zeigen relativ ähnliche Muster (Abb. 5.16): Im Frühjahr kommt es an allen Standorten zu einem Anstieg des CPUE, Anfang Juli ist ein Abfall zu verzeichnen und im August kommt es im Bereich "Bucht Mitte" nochmals zu einem Abundanzmaximum. Die von Hacker (1974) beschriebenen Schwankungen weisen einen ähnlichen Verlauf auf wie jene der 90er Jahre. Möglicherweise spielen in diesem Zusammenhang laich- und/oder ernährungsbedingte Wanderungen eine Rolle.

Populationsaufbau

Die Längenfrequenz-Analysen der Befischungen im Zeitraum 1990/92 weisen ein Maximum bei 12 bis 15 cm auf (Abb. 5.17), was den Altersklassen 2+ und 3+ entspricht. Demgegenüber stehen die Längenangaben von Hacker (1974), der für ein-, zwei- und dreijährige Güster durchschnittliche Längen von 53, 76 und 98 mm angibt. *B. bjoerkna* war demnach zu Beginn der 70er Jahre mit einer durchschnittlichen Totallänge unter 10 cm deutlich kleiner als in den 90er Jahren. Die Wachstumsraten der Güster haben sich im Vergleich zu früheren Untersuchungen deutlich verbessert (Abb. 5.19). Einen Trend zu größeren Totallängen konnte bereits Hacker (1974) für die Altersklasse 2+ an Hand von Wachstumsrückberechnungen für die Jahrgänge 1968-1971 feststellen.

Nicht nur die Alters-Längen-Beziehung, sondern auch die Altersstruktur der Güsterpopulation im Neusiedler See hat sich verändert: Anfang der 70er Jahre wurde die Population hauptsächlich von den Altersklassen 1+ und 2+ getragen, während in den letzten Jahren 2- und 3-jährige

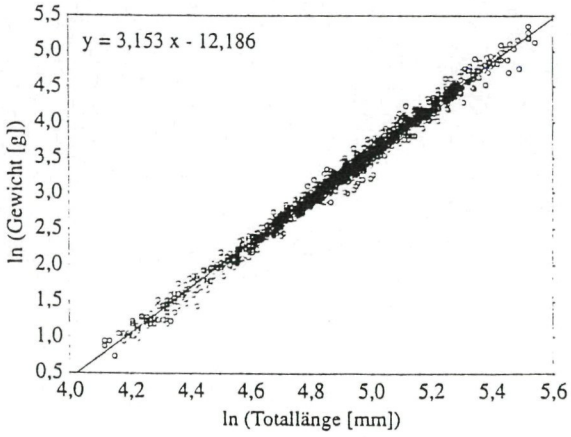


Abb. 5.15. Längen-Gewichts-Regression von *Blicca bjoerkna* im Neusiedler See (1988-1992).

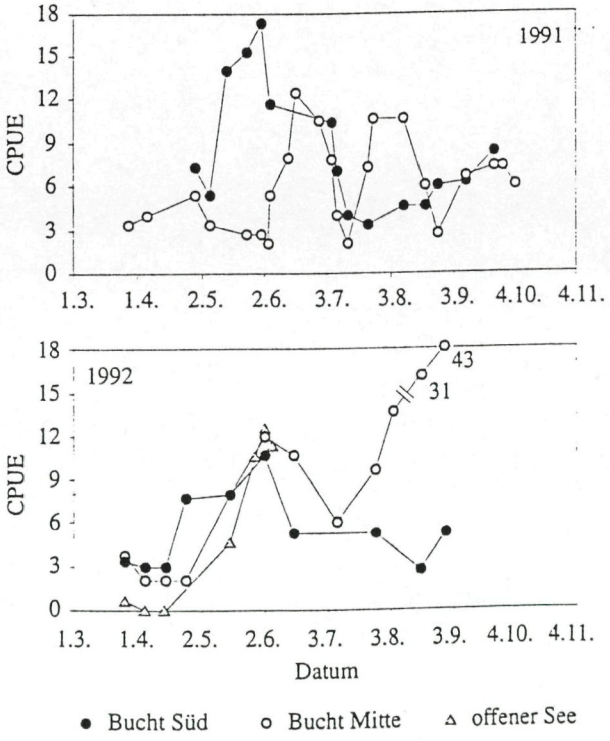


Abb. 5.16. Saisonale und räumliche Verteilung von *Blicca bjoerkna* in der Illmitzer Bucht und im offenen See in den Jahren 1991 und 1992. Die Daten sind jeweils über drei Termine geglättet.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

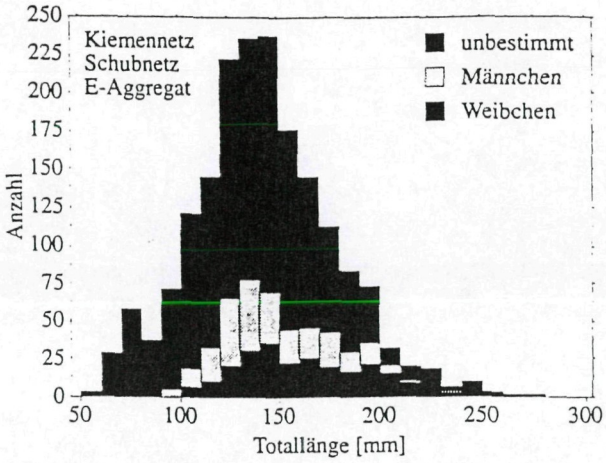


Abb. 5.17. Längenfrequenz-Verteilung von *Blicca bjoerkna* im Neusiedler See (1988-1992).

Tiere dominierten. Hacker (1974) erklärte die starke Zunahme der Mortalität vom 2. zum 3. Lebensjahr mit einem hohen Räuberdruck von Seiten des Zanders sowie mit Beeinträchtigungen durch die Berufsfischerei. Der heute vermutlich geringere Räuberdruck (Rückgang der Piscivoren, vgl. Kap. 8) kann daher als Ursache für das im Vergleich zu früheren Jahren höhere Durchschnittsalter von *B. bjoerkna* angenommen werden.

Geyer & Mann (1939) geben für Güster mit einer Totallänge von 153 mm ein Alter von drei Jahren an (Abb. 5.17). Unklar bleibt, warum die Wachstumsangaben von Geyer & Mann (1939) für *B. bjoerkna* - wie auch für andere Fischarten des Neusiedler Sees - über allen bei späteren Untersuchungen ermittelten Werten liegen.

Im Vergleich zu Literaturangaben über das Wachstum von *B. bjoerkna* aus anderen Gewässern schneidet die Population des Neusiedler Sees gut ab. Muus & Dahlström (1981) sowie Terofal (1984) berichten, daß *B. bjoerkna* sehr langsam wächst und mit einem Alter von 3+ bis 5+ eine Länge von nur 10 bis 12 cm erreicht. Lediglich Wheeler (1969) beschreibt ein Längenwachstum für Populationen aus englischen Gewässern, das jenem der Güster des Neusiedler Sees entspricht.

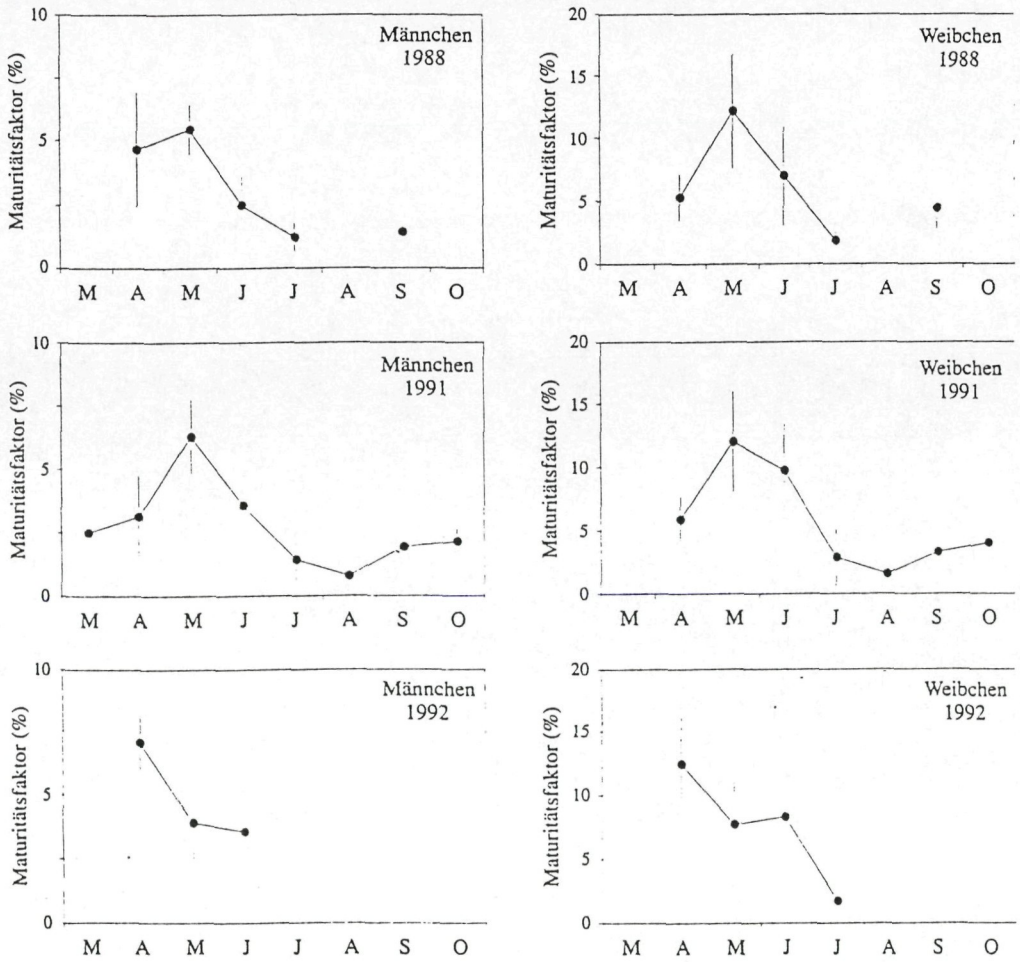


Abb. 5.18. Saisonale Entwicklung der Maturität von *Blicca bjoerkna* in den Jahren 1990 - 1992 (monatliche Mittel ± Konfidenzlimits).

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

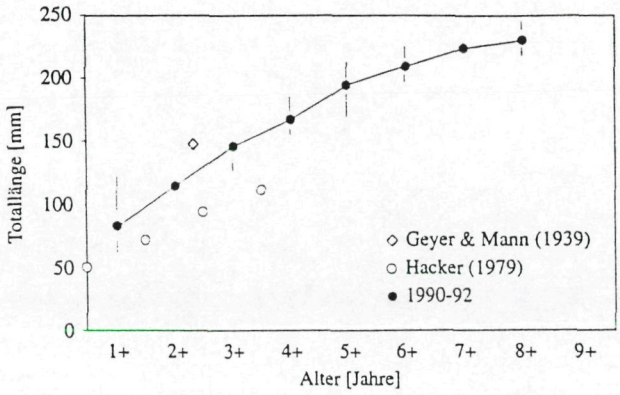


Abb. 5.19. Alters-Längen-Relation von *Blicca bjoerkna* im Neusiedler See 1990 - 1992. Dargestellt sind die Jahresmittelwerte und der Längenbereich. Zum Vergleich sind die Ergebnisse von Geyer & Mann (1939) und Hacker (1979) eingezeichnet.

Reproduktion

Im Untersuchungszeitraum 1990/92 wurde die Güster mit einer Länge von ca. 10 cm (im Alter von 1+) geschlechtsreif. Anfang der 70er Jahre laichten im Neusiedler See nur 5% der Weibchen im 2. (1+) und 95% im 3. Lebensjahr (2+), während alle Männchen bereits im 2. Lebensjahr (1+) fortpflanzungsfähig waren (Hacker 1974). Nach Wheeler (1969) werden die Männchen erst im 3. und die Weibchen im 4. Lebensjahr laichreif. Ein ähnlich hohes Laichalter wird auch von Muus & Dahlström (1981) und Terofal (1984) beschrieben. Die von den letztgenannten Autoren untersuchten Güster wurden mit einer Länge von 10-12 cm im 3. bis 5. Lebensjahr fortpflanzungsfähig.

1991 war die maximale Gonadenentwicklung im Mai festzustellen. Im darauffolgenden Jahr konnte die höchste Maturität bereits im April beobachtet werden. Die bis in den Juni hinein anhaltend hohen Maturitätswerte weisen auf eine längere Laichperiode als im Jahr 1991 hin (vgl. Abb. 6.28). Die von Wheeler (1969) mit 16-17°C angegebene Laichtemperatur kann für die Neusiedler See-Population bestätigt werden, als Laichgebiet kommt der Schilfrand in Frage.

Ernährung

Wie bereits Hacker (1974, 1979) feststellen konnte, nimmt die Güster im Neusiedler See große Mengen an epipelischen Algen, vor allem Diatomeen, auf. Die tierische Nahrungskomponente besteht vorwiegend aus planktischen und benthischen Crustaceen, Insektenlarven und Anflug.

Auffällig ist der saisonale Wechsel der Nahrungszusammensetzung der Güster des Neusiedler Sees: Das Phytobenthos dominiert die Nahrung vor allem zeitig im Frühjahr und im Herbst (Abb. 5.20). An tierischer Nahrung werden in diesem Zeitraum vor allem Insektenlarven gefressen. Im Juni, bei hohem Angebot an *Diaphanosoma mongolianum*, ernährt sich die Güster, die allgemein als benthivore Art eingestuft wird, vorwiegend planktivor und erreicht dabei höchste Werte in Hinblick auf den Darmfüllungsgrad. Erst mit dem Zusammenbrechen der Population von *D. mongolianum* nimmt die Bedeutung benthischer Nahrung (Chironomiden- und anderen Insektenlarven) wieder zu. Auch Chydoriden können im Herbst eine wichtige Nahrungskomponente von *B. bjoerkna* darstellen.

Lammens & Hoogenboezem (1991) führen Dipterenlarven (Chironomiden) als bevorzugte Nahrung der Güster an, während Detritus und Algen regelmäßig in geringen Mengen aufgenommen werden. Diese Ergebnisse unterscheiden sich von den Befunden aus dem Neusiedler See in Hinblick auf die Bedeutung des tierischen Anteils der Nahrung grundlegend. Bereits Hacker (1974) bezeichnet den Anteil der Chironomiden an der Gesamtnahrung als relativ unbedeutend: Der maximale Anteil (Monatsmittel) von Chironomiden an der Nahrung (Frischgewicht) betrug bei den Untersuchungen der 70er Jahre weniger als 8%. Das entspricht den Resultaten aus dem Zeitraum 1988/91, die einen sehr hohen Anteil an Algen und Detritus aufweisen.

Das Trockengewicht der gesamten aufgenommenen tierischen Nahrung ist im Vergleich zu Brachsen gleicher Größe erstaunlich gering. Die durchschnittlichen Werte liegen zwischen 1 und 7 mg für die Güster (Abb. 5.20) gegenüber 4 bis 18 mg für gleichgroße Brachsen bzw. bis über 100 mg bei Brachsen über 18 cm Totallänge. Dieses energetische Defizit kann auch durch die große Menge aufgenommener epipelischer Algen nicht kompensiert werden, da der Nährwert dieses Nahrungsbestandteils äußerst gering ist (Hofer et al. 1985, Hofer 1991).

Das oben beschriebene gute Wachstum der Güster ist vermutlich mit der im Vergleich zu früheren Jahren verbesserten Ernährungssituation des Planktons wie des Benthos (vgl. Kap. 7) in Einklang bringen. Ein direkter Vergleich mit früheren Situationen ist jedoch aufgrund fehlender Angaben aus den 70er Jahren nicht möglich.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

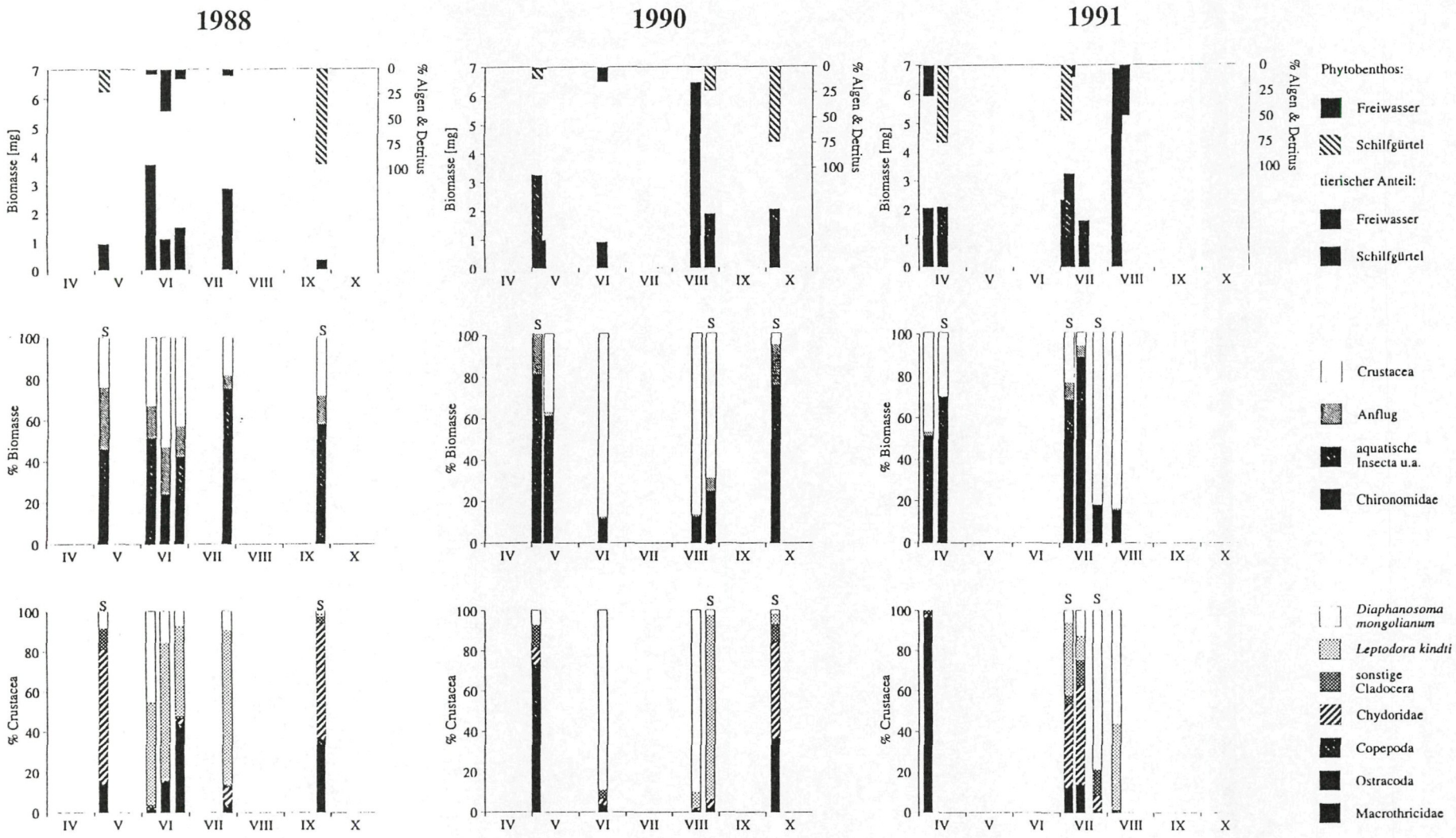


Abb. 5.20. Saisonale Unterschiede in der Ernährung der Güster in den Jahren 1988, 1990 und 1991 an Standorten im Freiwasser und am Schilfrand (S). Der Anteil von tierischen Organismen (Absolutwerte in Trockengewicht) sowie von Algen und Detritus (in Volumsprozent) an der gesamten Nahrung ist in der ersten Reihe dargestellt. Die zweite Reihe zeigt die Zusammensetzung der tierischen Nahrungskomponente (in Prozent Trockengewicht) und die letzten Reihe gibt Auskunft über die einzelnen Taxa der Crustaceen (in Prozent Trockengewicht). Pro Termin wurden die Ergebnisse der Analysen von 2 bis 15 Fischen gemittelt.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

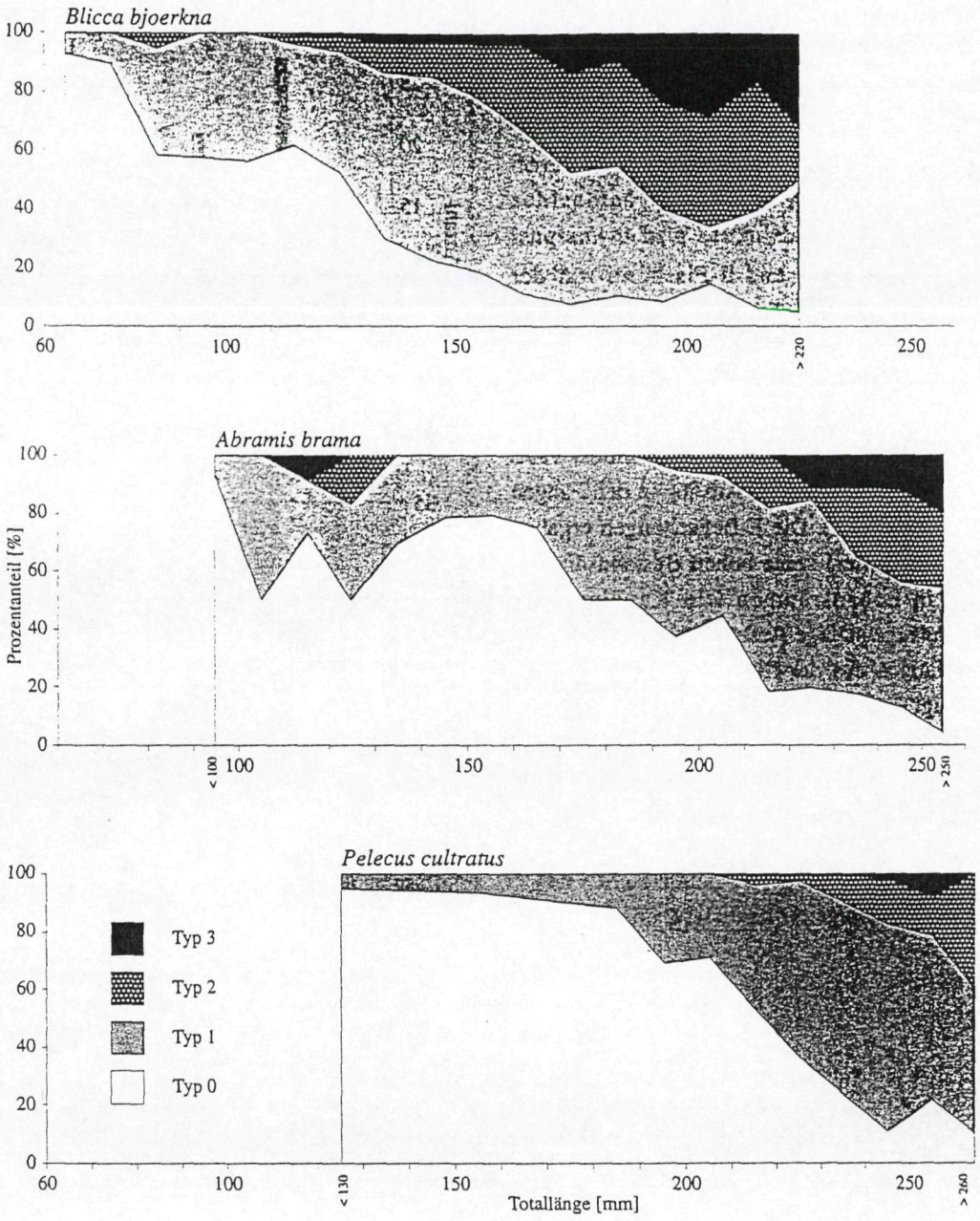


Abb. 5.21. Abhängigkeit des Parasitierungsgrades mit *Posthodiplostomum cuticula* ("Schwarzfleckenkrankheit") von der Totallänge des befallenen Fisches bei *Blicca bjoerkna*, *Abramis brama* und *Pelecus cultratus*. Der Prozentanteil an Typ 3 (= stark befallen) ist bei gleicher Länge bei der Güster am größten, beim Sichling am niedrigsten. Im Verhältnis zum Alter sind alle drei Arten annähernd gleich stark befallen.

Parasitierung

Von allen untersuchten Fischen weist die Güster den stärksten Befall mit Metacercarien von *Posthodiplostomum cuticola* auf. Die Häufigkeit und Intensität der Parasitierung hängt eng mit der Körpergröße zusammen (Abb. 5.21). Während Tiere < 10 cm nur zu rund 30% infiziert waren, erhöhte sich der Befall bei Individuen > 15 cm auf mehr als 80%. Maximal wurden 434 Metacercarien pro Güster gezählt.

Die Parasitierung durch *Ligula intestinalis* war sehr gering, nur 0,3% von 657 untersuchten Fischen waren infiziert.

Auch die Parasitierung mit nicht näher bestimmten, unter dem Kiemendeckel lebenden parasitischen Nematoden war nur selten zu beobachten.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

5.4. Brachsen
Abramis brama

Häufigkeit und Verteilung

In den Fängen der Netz- und E-Fischerei war der Brachsen regelmäßig vertreten. Die Kiemennetzfänge der Jahre 1991 und 1992 ließen keine Präferenz von *A. brama* für den Freiwasser- oder Schilfbereich erkennen, nur im Frühjahr konnten mehr Brachsen am Schilfrand als am Punkt "Bucht Mitte" gefangen werden. Im Sommer 1992 war an allen Punkten ein deutlicher Anstieg in den Fängen zu verzeichnen (Abb. 5.22). Die E-Befischungen ergaben (im Gegensatz zur Güster) keine hohen Bestandsdichten des Brachsen in Lebensräumen wie Kanälen oder Schilflacken. Das regelmäßige Auftreten von *A. brama* in den Schubnetzfängen aus der Illmitzer Bucht und dem offenen See zeigt, daß der Brachsen im Gegensatz zur Güster eher in Freiwasserbereichen anzutreffen ist.

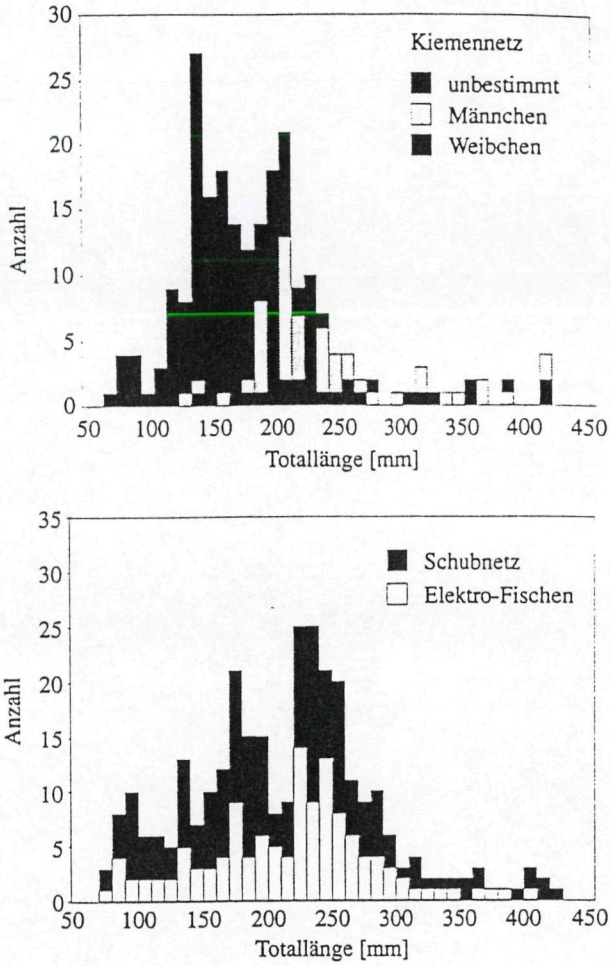


Abb. 5.23. Längenfrequenz-Verteilung von *Abramis brama* im Neusiedler See (1990-1992).

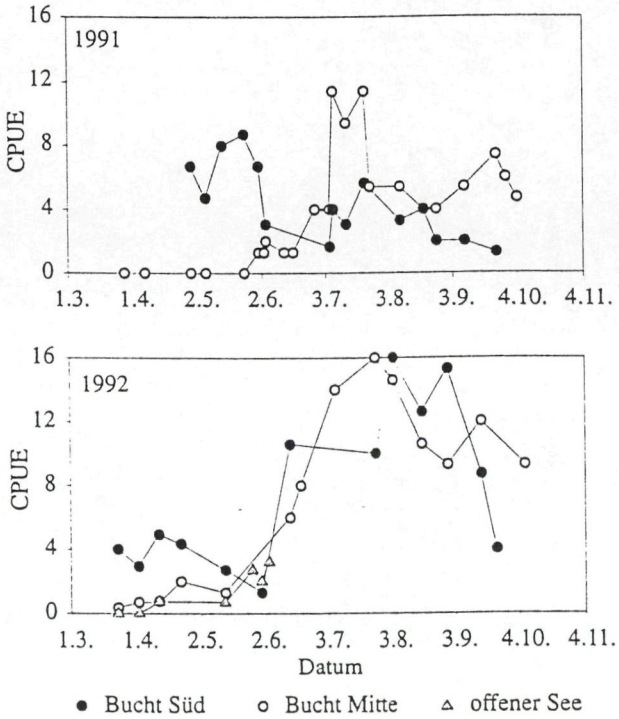


Abb. 5.22. Catch per unit effort (CPUE) von *Abramis brama* in der Illmitzer Bucht (Bucht Mitte und Bucht Süd) sowie im offenen See in den Jahren 1991 und 1992. Die Daten sind jeweils über drei Termine geglättet.

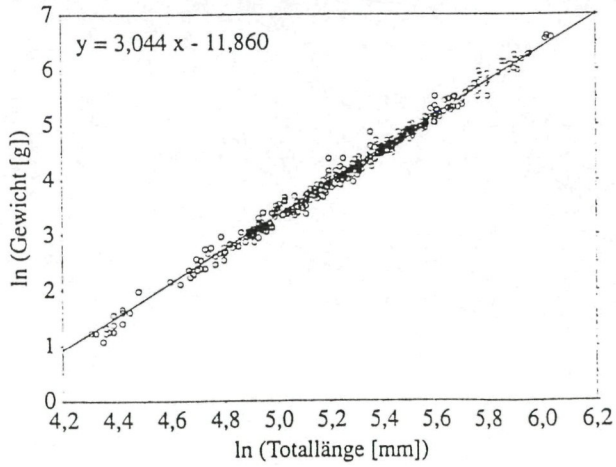


Abb. 5.24. Längen-Gewichts-Regression von *Abramis brama* im Neusiedler See (1990-1992).

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

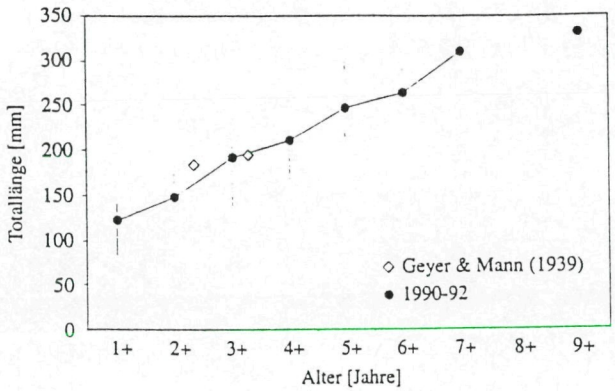


Abb. 5.25. Alters-Längen-Relation von *Abramis brama* im Neusiedler See 1990-1992. Dargestellt sind die Jahresmittelwerte und der Längenbereich. Zum Vergleich sind die Ergebnisse von Geyer & Mann (1939) eingezeichnet.

Das im Rahmen der vorliegenden Untersuchung ermittelte Längenwachstum von *A. brama* in den ersten 4 bis 5 Jahren entspricht ungefähr den Angaben von Geyer & Mann (1939). Im Vergleich mit Literaturangaben aus anderen Gewässern zeigt die Neusiedler See - Population ein schlechtes Wachstum. Abgesehen von einigen als langsamwüchsig beschriebenen russischen Populationen (Boikova 1986) wies nur die Brachsen-Population vom Tjeukemeer in den 50er und 60er Jahren (Goldspink 1978) infolge hoher Populationsdichten und Nahrungslimitierung ein ähnlich geringes Wachstum auf wie jene des Neusiedler Sees. In fast allen anderen Gewässern wurden höhere Zuwachsraten verzeichnet (vgl. Gee 1978, Goldspink 1981, Lammens 1982, Cowx 1983, Wright 1990).

Populationsstruktur

Die Brachsenpopulation des Neusiedler Sees wird im Vergleich mit Populationen aus anderen Gewässern (Lammens 1982, Brabrand 1984, Wright 1990) hauptsächlich von relativ kleinen Individuen aufgebaut. Der Großteil der Brachsen ist zwischen 12 und 25 cm lang (Abb. 5.23), was den Altersklassen von 1 bis ca. 5 Jahren entspricht (Abb. 5.25). Individuen größer 30 cm finden sich nur vereinzelt, Weibchen werden wie bei der Güster geringfügig größer als Männchen.

Reproduktion

Im Neusiedler See wird der Brachsen mit einer Länge von ca. 20 cm, also bereits im Alter von 3 bis 4 Jahren geschlechtsreif. Das Mindestalter, in dem *A. brama* in anderen Gewässern die Laichreife erlangt, liegt meistens über 5 Jahren (Neubar 1926, Hartley 1947, Kennedy & Fitzmaurice 1968, Backiel & Zawisza 1968, Volodin 1982, Cowx 1983).

Der Maturitätsfaktor (Abb. 5.26) erreichte im Zeitraum April bis Mai einen Höhepunkt. Im Jahr 1992 traten

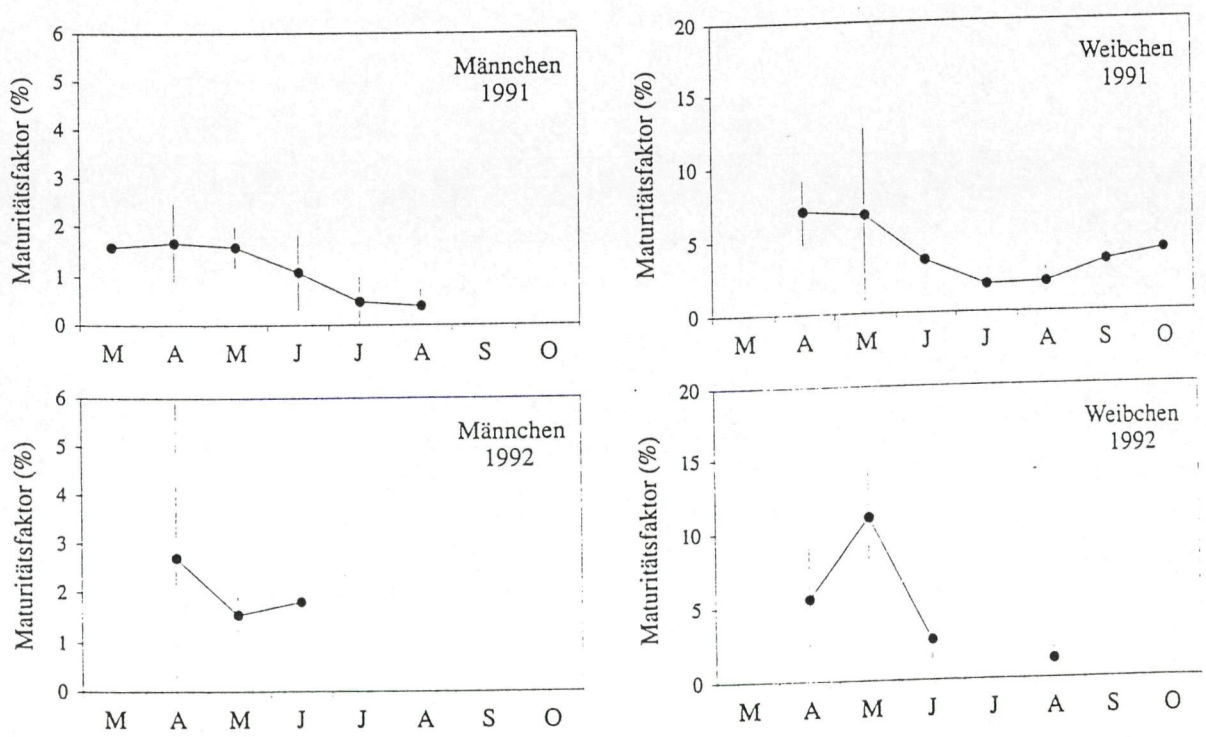


Abb. 5.26. Saisonale Entwicklung der Maturität bei *Abramis brama* in den Jahren 1991 und 1992 (monatliche Mittel ± Konfidenzlimits)

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

die ersten Larven im Mai auf und lassen auf einen Laichbeginn zu Anfang des Monats schließen, 1991 wurden junge Brachsen im Alter von 7-10 Tagen erst Mitte Juni gefangen.

Die unterschiedlichen Laichzeiten in den beiden Jahren dürften in engem Zusammenhang mit der Wassertemperatur stehen. 1992 erfolgte die Erwärmung des Sees über 15°C fast vier Wochen früher als 1991 (Abb. 6.28). Boikova (1986) gibt als Laichtemperaturen für den Brachsen den Bereich von 16 bis 22°C an.

Das Ablaichen erfolgt sicher in erster Linie am Schilfrand oder in den äußeren Zonen des Schilfbestandes, da die Fänge junger Brachsen fast ausschließlich auf die Uferzone beschränkt waren. Svardson (1948) und Fabricius (1951) beschreiben das Laichverhalten der Brachsen: Die laichbereiten Männchen besetzen Territorien im Flachwasser, eindringende Weibchen werden in die Vegetation abgedrängt, wo das Ablaichen stattfindet.

Ernährung

Der Brachsen ist auf benthivore Ernährung (vor allem Chironomidenlarven und Oligochaeten) spezialisiert. In den ersten Lebensjahren können jedoch benthische Crustaceen und Zooplankton als Nahrungsquellen von großer Bedeutung sein (Hartley 1947, Backiel & Zawisza 1968, Kennedy & Fitzmaurice 1968, Cowx 1983, van Densen et al. 1986, Cihar 1987, Biro et al. 1991). Auch im Neusiedler See weisen Fische unterschiedlichen Alters verschiede-

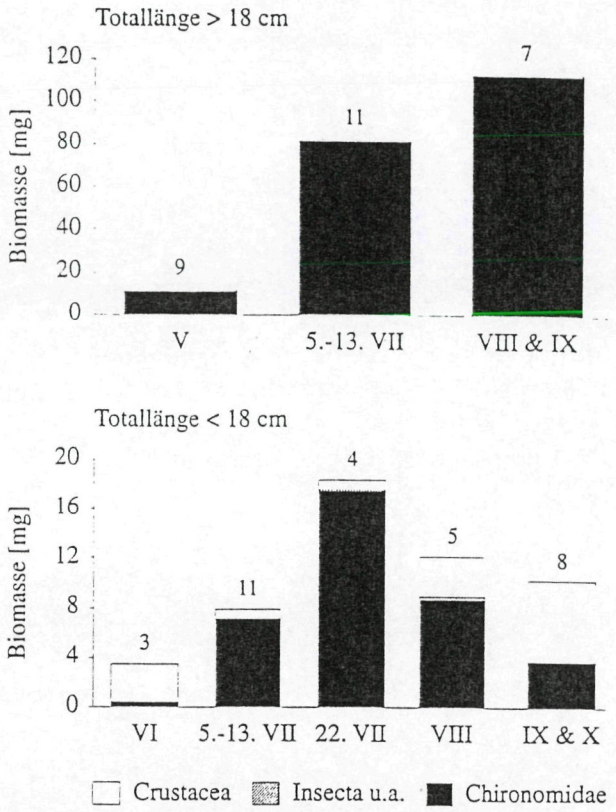


Abb. 5.28. Prozentuelle Anteile der wichtigsten Invertebraten-Großgruppen an der Gesamtbiomasse (Trockengewicht) der Nahrung von *Abramis brama* größer 18 cm Totallänge (obere Graphik) bzw. < 18 cm (untere Graphik). Die Säulen stellen Mittelwerte von Einzelterminen oder Monaten aus dem Jahr 1991 dar.

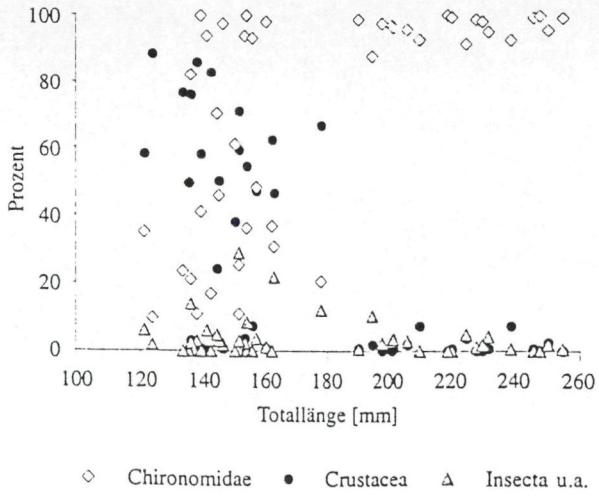


Abb. 5.27. Anteile der Biomasse von Chironomiden, Crustaceen und Insekten in der Nahrung von *Abramis brama* in Abhängigkeit von dessen Totallänge. Berücksichtigt wurden nur Individuen mit einem Darmfüllungsgrad ≥ 3 (n = 44).

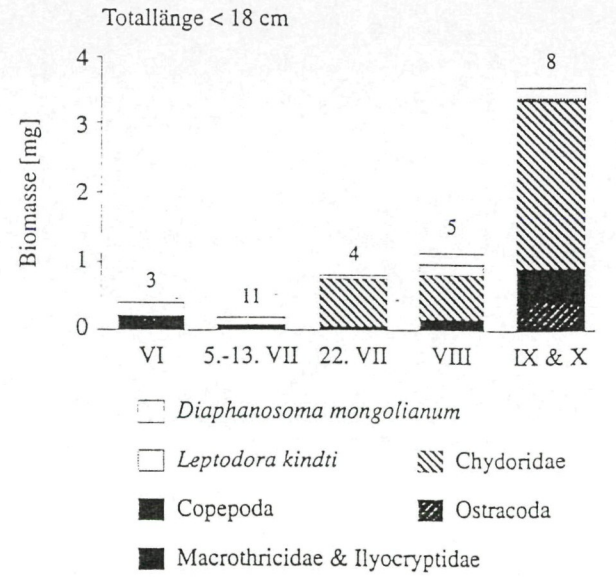


Abb. 5.29. Prozentuelle Anteile einzelner Crustaceen-Gruppen in der Nahrung von *Abramis brama* (Totallänge < 18 cm).

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

ne Ernährungsstrategien auf. Brachsen mit einer Gesamtlänge über 18 cm ernähren sich zu mehr als 90% von Chironomidenlarven, während für kleinere Brachsen neben den Chironomidenlarven auch Crustaceen einen wichtigen Nahrungsbestandteil darstellen (Abb. 5.27 - 5.29).

Im Gegensatz zu Brachsen über 18 cm, die keine saisonalen Unterschiede in ihrem Freßverhalten zeigen, variiert bei den kleineren Brachsen die Nahrungszusammensetzung im Laufe des Jahres entsprechend dem wechselnden Angebot: Im Frühjahr dominieren *Macrothrix* sp. und *D. mongolianum*, in geringen Mengen werden auch Chironomiden und andere aquatische Insekten gefressen. Im Juli 1991 war der Anteil an Chironomiden außerordentlich hoch. Ein Vergleich mit der Planktonentwicklung (Abb. 6.28) zeigt, daß zu diesem Zeitpunkt der Zusammenbruch der *Diaphanosoma*-Population bereits erfolgt war. Die Chydoriden gewinnen entsprechend ihres Abundanzmaximums erst im Spätsommer und Herbst an Bedeutung. Dabei handelt es sich vor allem um die benthische Art *Leydigia acanthocercoides* sowie um *Oxyurella tenuicaudis*.

Der Darmfüllungsgrad der im Frühjahr gefangenen Brachsen ist trotz des zu dieser Zeit guten Nahrungsangebotes im Benthos (Chironomiden, *Macrothrix* sp.) meist sehr gering (Abb. 5.30). Möglicherweise besteht ein Zusammenhang mit dem bevorstehenden Laichtermin, auch Tátrai (1980), Brabrand (1984) und Cihar (1987) konnten bei den von ihnen untersuchten Brachsenpopulationen geringe Darmfüllungsgrade während der Laichzeit feststellen. Das Maximum der Nahrungsaufnahme erreichen die Brachsen im Neusiedler See, ebenso wie im Plattensee (Tátrai 1980) und Lake Øyeren (Brabrand 1984), im Sommer nach dem Ablaichen.

Unter den Chironomiden sind für den Brachsen im wesentlichen vier Arten als Nahrungskomponente relevant: *Tanypus punctipennis*, die häufigste Chironomidenart im Benthos des Neusiedler Sees, *Procladius* sp., *Cladotanytarsus* sp. und *Microchironomus tener*. Von entscheidender Bedeutung sind dabei die beiden großen Arten *T. punctipennis* und *Procladius*, wobei das Verhältnis dieser beiden Arten im Darm das Häufigkeitsverhältnis im Freiland widerspiegelt (vgl. Kap. 7).

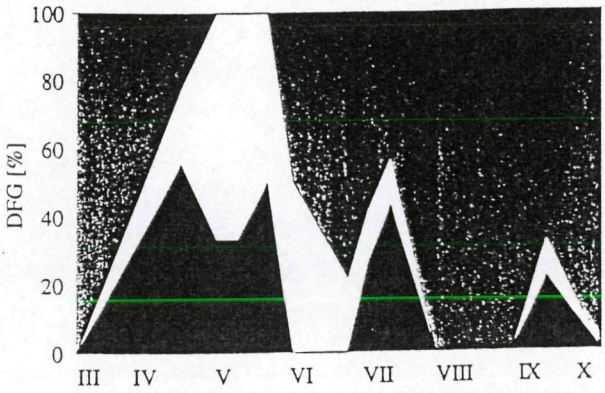


Abb. 5.30. Saisonale Variation des Darmfüllungsgrades (DFG) von *Abramis brama*. grau ... DFG = 3 - 4, weiß ... DFG = 1 - 2, schwarz ... DFG = 0.

Parasitierung

Alle Größenklassen des Brachsen waren mit Metacercarien von *Posthodiplostomum cuticola* befallen, wenn auch nicht im gleichen Ausmaß wie die Güster. Mit zunehmender Größe steigt sowohl der Anteil infizierter Tiere als auch der Grad der Parasitierung (Abb. 5.21).

Von allen bearbeiteten Fischarten war der Brachsen am stärksten mit *Ligula intestinalis* befallen. 12,3% der untersuchten Tiere waren infiziert. In einem 106 g schweren Brachsen konnten sogar Bandwürmer mit einem Gesamtgewicht von 16 g nachgewiesen werden. Die durchschnittliche Totallänge der mit *L. intestinalis* infizierten Brachsen liegt mit 15 bis 16 cm deutlich unter der Durchschnittslänge gesunder Brachsen, was auf eine frühe Mortalität und/oder ein schlechtes Wachstum infizierter Tiere hinweist. Dies wird auch durch ein ungewöhnliches Verhalten einiger Brachsen bestätigt, die im Oktober 1991 im Illmitzer Kanal beobachtet werden konnten. Sie schwammen direkt an der Wasseroberfläche und zeigten beim Versuch, sie mit dem Handkescher zu fangen, keinerlei Fluchtreaktion. Eine Untersuchung der Tiere ergab einen 100-prozentigen Befall mit *Ligula intestinalis*. Offensichtlich führt die Parasitierung zu dem beobachteten auffälligen Schwimmverhalten, das die Wahrscheinlichkeit, von Vögeln gefressen zu werden, erhöht. Fischfressende Vögel fungieren als Endwirt dieses Parasiten.

In der Leibeshöhle parasitierende Nematoden traten zwar nur bei einzelnen Individuen, dann aber in großer Anzahl auf.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

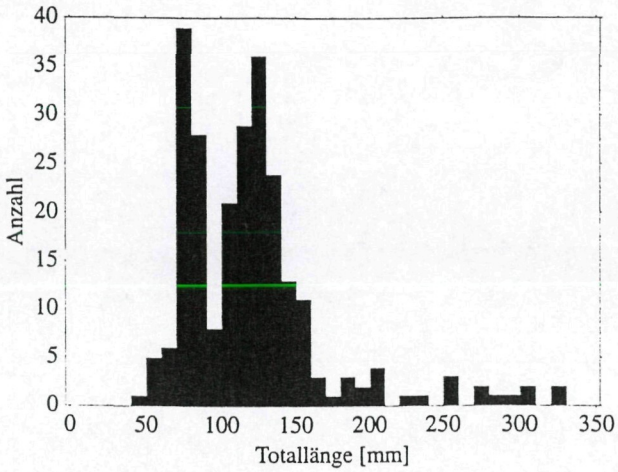


Abb. 5.31. Längenfrequenz-Verteilung von *Scardinius erythrophthalmus* im Neusiedler See aus den Jahren 1988 und 1990-92.

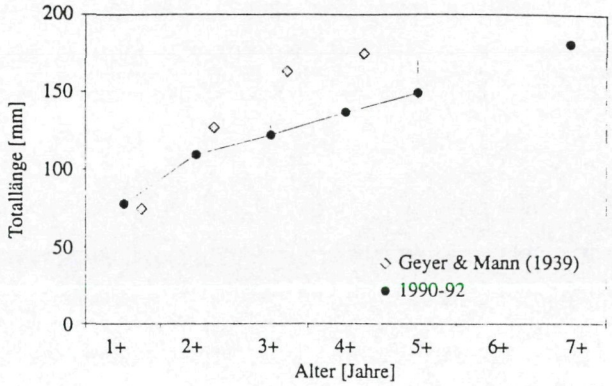


Abb. 5.33. Alters-Längen-Relation von *Scardinius erythrophthalmus* 1990-1992. Dargestellt sind die Jahresmittelwerte und der Längenbereich. Zum Vergleich sind die Ergebnisse von Geyer & Mann (1939) eingezeichnet.

5.5. Rotfeder *Scardinius erythrophthalmus*

Häufigkeit & Verteilung

Die Rotfeder konnte im Neusiedler See regelmäßig, aber nur in geringer Anzahl sowohl mit dem E-Aggregat als auch mit Kiemennetzen (vor allem 10 und 20 mm Maschenweite) gefangen werden. Nach Lammens & Hoogenboezem (1991) stellen Makrophytenbestände das bevorzugte Habitat der Rotfeder dar. Dies gilt auch für den Neusiedler See, wo große Schwärme im Illmitzer Kanal zwischen *Myriophyllum* beobachtet werden konnten. Im See selbst ist die Rotfeder im wesentlichen auf den Schilfrand beschränkt.

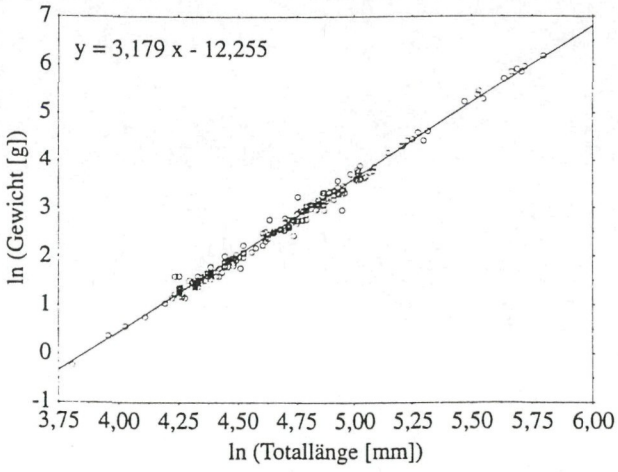


Abb. 5.32. Längen-Gewichts-Regression von *Scardinius erythrophthalmus* im Neusiedler See und der Wulka aus den Jahren 1988 und 1990-92.

Populationsaufbau

Die Längenfrequenz-Analyse der Rotfeder (Abb. 5.31) zeigt zwei deutliche Häufigkeitsmaxima: bei 7 - 8 cm und bei 12 - 13 cm. Exemplare über 15 cm konnten nur in geringer Anzahl gefangen werden.

Nach den Altersanalysen entspricht das erste Verteilungsmaximum der Altersgruppe 1+, während das zweite Maximum über einen Längenbereich von 5 cm aus vier Altersklassen gebildet wird (Abb. 5.33).

Die Alters-Längen-Relation in Abb. 5.33 beinhaltet möglicherweise auf Grund der selektiven Fängigkeit der Kiemennetze mit 20 bzw. 30 mm Maschenweite eine Unterschätzung des Wachstums von *S. erythrophthalmus*; dennoch dürfte die Rotfeder im Neusiedler See ein geringeres Wachstum aufweisen als z.B. das Rotauge. Der Vergleich mit den 30er Jahren zeigt, daß dies nicht immer so war. Geyer & Mann (1939) geben für 5+ Rotfedern eine Länge von 17,4 cm an, was deutlich über den Meßwerten von 1990-1992 liegt. Worauf das heute schlechtere Wachstum zurückzuführen ist, kann nicht gesagt werden. Pivnicka (1983, zit. in Mann 1991) ist der Auffassung, daß geringe Wachstumsleistungen von Rotfedern nicht in erster Linie durch zu hohe Dichten (und den resultierenden Nahrungsmangel) verursacht werden, sondern temperaturbedingt sind.

Reproduktion

Das größte relative Gonadengewicht (ausgedrückt als Maturitätsfaktor) erreichte die Rotfeder im Mai 1991

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

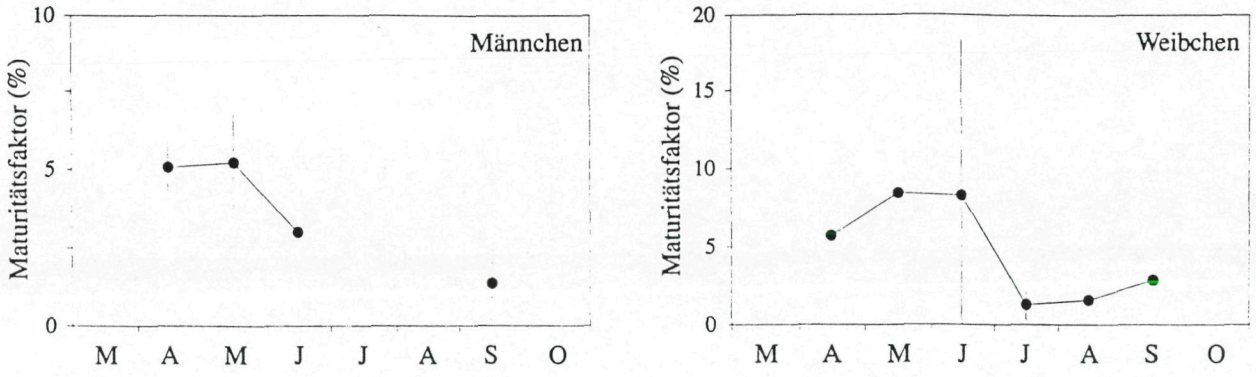


Abb. 5.34. Saisonale Entwicklung der Maturität bei *Scardinius erythrophthalmus* in den Jahren 1990 - 1992 (monatliche Mittel ± Konfidenzgrenzen).

(Abb. 5.34). Der starke Abfall im Juni zeigt das Ablaichen der Art an, das spätestens im Juli (geringste Maturität) beendet ist. Im Laufe des Herbst beginnt bereits der Aufbau der Gonaden für das nächste Jahr.

Die Fänge larvaler Rotfedern beschränkten sich auf den Illmitzer Kanal. Im freien See konnten nur größere Jungfische gefangen werden.

Ernährung

Die Nahrungsanalysen wurden an Fischen aus Sommer- und Herbstterminen der Jahre 1988 und 1990 durchgeführt.

Bei den meisten der untersuchten Rotfedern überwog der nichttierische Anteil, der sich vor allem aus Algen (Fadenalgen und Diatomeen), Makrophytenresten und Detritus zusammensetzt. Neben diesen vorwiegend pflanzlichen Nahrungsbestandteilen weist auch die Zusammensetzung des tierischen Anteils der Nahrung auf den Schilfgürtel als bevorzugtes Nahrungshabitat von *S. erythrophthalmus* hin: Cladoceren (*Ceriodaphnia quadrangula*, *Bosmina longirostris*), Chydoridae, Corixidae und andere den Schilfgürtel bewohnende Insekten sowie Anflug (Thysanoptera) waren am häufigsten in den Därmen zu finden. Chironomiden wurden nur selten gefressen.

Die Ergebnisse der Darmanalysen decken sich sehr gut mit Befunden aus der Literatur. Nach Lammens & Hoogenboezem (1991) bevorzugen Rotfedern pflanzliche Nahrung und nehmen erst in zweiter Linie Chironomidenlarven, Plankton, Detritus und Algen.

Parasitierung

Nur wenige Rotfedern wiesen einen Befall mit *P. cuticola* auf. 70,3% (n = 90) der untersuchten Tiere waren parasitenfrei, 26,4% waren wenig, 2,2% mäßig stark befallen.

5.6. Rotauge *Rutilus rutilus*

Häufigkeit & Verteilung

Das Rotauge konnte vor allem an der Schilfkante und in Kanälen regelmäßig, aber stets in geringen Zahlen gefangen werden. Die größten Bestandsdichten von *Rutilus rutilus* konnten im Illmitzer Kanal zwischen dichten Beständen von *Myriophyllum spicatum* beobachtet werden. Allgemein gilt das Rotauge als relativ flexibel in seinen Habitatsansprüchen (Mathews 1971), und ist z.B. nicht so

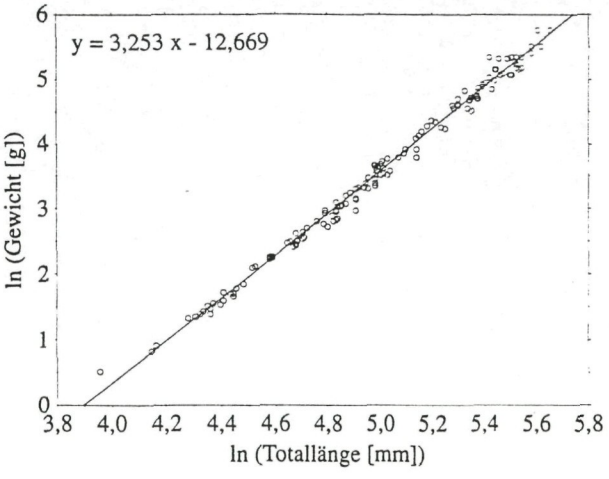


Abb. 5.35. Längen-Gewichts-Regression von *Rutilus rutilus* aus dem Neusiedler See und der Wulka (1988, 1990-92).

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

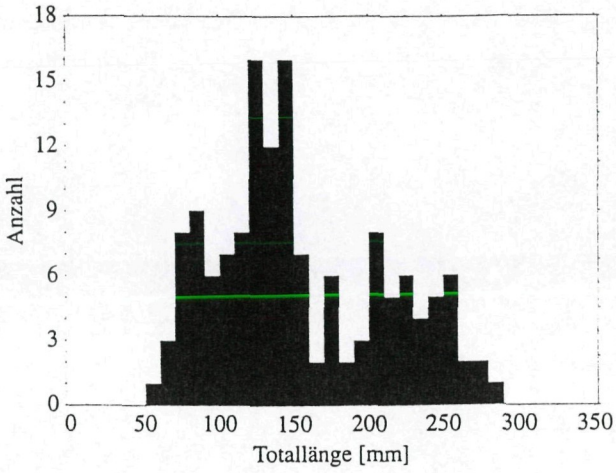


Abb. 5.36. Längenfrequenz-Verteilung von *Rutilus rutilus* im Neusiedler See aus den Jahren 1988 und 1990-92.

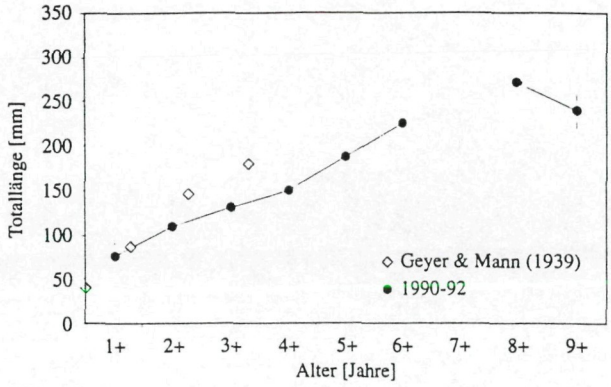


Abb. 5.37. Alters-Längen-Relation von *Rutilus rutilus* 1990-1992. Dargestellt sind die Jahresmittelwerte und der Längenbereich. Zum Vergleich sind die Ergebnisse von Gyer & Mann (1939) eingezeichnet.

eng wie die Rotfeder an Makrophytenbestände gebunden (Lammens & Hoogenboezem 1991).

Populationsstruktur

Das Rotauge erreicht im Neusiedler See eine Totallänge von knapp 30 cm (Abb. 5.36). Das größte Maximum in der Längenfrequenz-Verteilung liegt bei 12-15 cm, der starke Einschnitt bei 16 - 20 cm ist vermutlich methodisch bedingt (Netzselektivität). Bei 8 - 9 cm (Altersgruppe 1+) ist ein weiteres Maximum zu erkennen, über 20 cm ein drittes. Auch wenn im Gegensatz zur Rotfeder keine Tiere mit Größen über 30 cm gefangen wurden, liegt die Durchschnittsgröße von *Rutilus rutilus* über jener der morphologisch ähnlichen Rotfeder.

Die größere Totallänge spiegelt sich auch in der Altersstruktur und der Alters-Längen-Relation wider (Abb. 5.37). Im Vergleich mit anderen Gewässern liegt das Wachstum der Rotaugen des Neusiedler Sees im oberen Mittelfeld (Gee 1978, Cowx 1983, Boikova 1986).

Reproduktion

Die vorhandenen Daten über die Gonadenentwicklung der Rotaugen des Neusiedler Sees erlauben keine eindeutige Interpretation. Bei den Weibchen erfolgt bereits im Mai ein Abfall der Maturität, während die Männchen im gleichen Zeitraum bei starker Streuung einen Anstieg aufweisen. Im Juli wird offensichtlich der Tiefpunkt des relativen Gonadengewichts erreicht, ab diesem Zeitpunkt ist wieder ein deutlicher Anstieg der Maturität zu verzeichnen. Im Oktober wurde bereits ein Maturitätswert von 10% erreicht (Abb. 5.38).

Die Hauptlaichzeit ist demnach im Mai, bei Wassertemperaturen zwischen 10 und 18°C, anzusetzen. Dies entspricht ungefähr den Angaben von Boikova (1986) für den See Glubokoe (Laichtemperaturen zwischen 11 und 16°C).

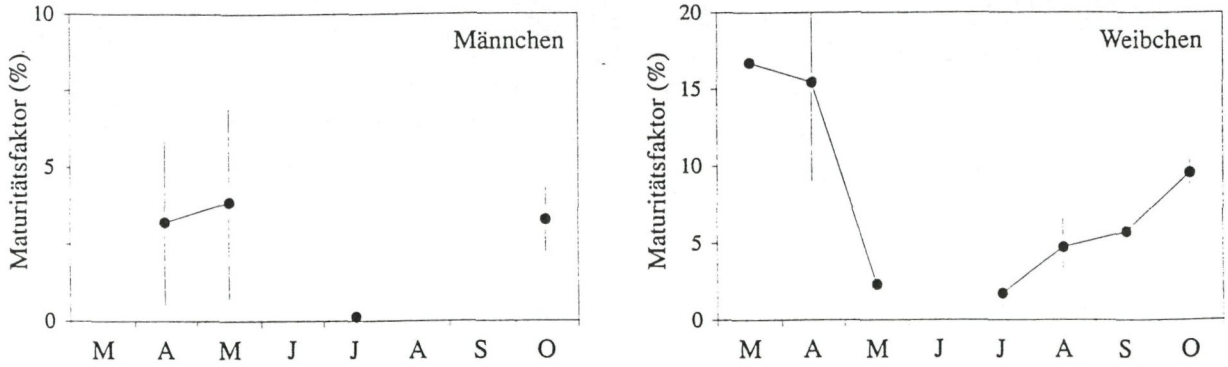


Abb. 5.38. Saisonale Entwicklung der Maturität bei *Rutilus rutilus* aus den Jahren 1990 - 1992 (monatliche Mittel ± Konfidenzgrenzen).

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

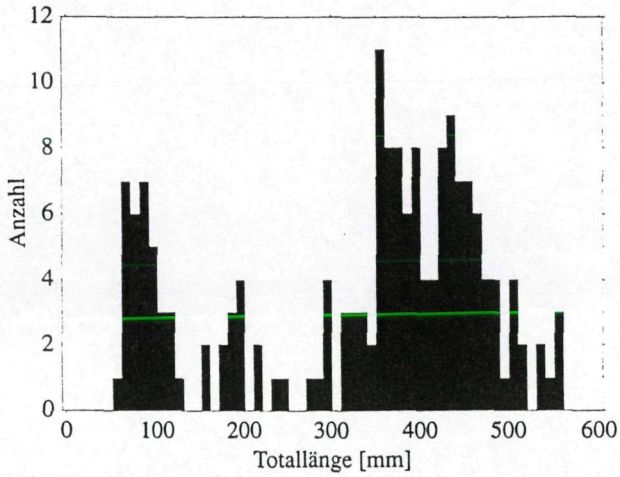


Abb. 5.39. Längenfrequenz-Verteilung von *Cyprinus carpio* aus dem Neusiedler See (1988, 1990 - 1992).

Ernährung

Die wichtigste Nahrungsressourcen von *Rutilus rutilus* im Neusiedler See sind Algen, Makrophyten und Detritus. Daneben wurden in den untersuchten Därmen vor allem Chydoriden gefunden (Herbst 1988 und 1990).

Damit gleicht das Rotauge also auch hinsichtlich seiner Ernährung der Rotfeder. Unterschiede waren lediglich im Hinblick auf den Anteil von Insekten (Corixidae, Thysanoptera) zu finden, die von Rotfedern häufiger gefressen werden.

Ein Literaturvergleich bestätigt die Ergebnisse vom Neusiedler See. Die wichtigsten Nahrungskomponenten von *Rutilus rutilus* sind nach Lammens & Hoogenboezem (1991) Detritus, Algen und Mollusken, daneben auch Makrophyten. Nach Angaben der beiden Autoren ist das Rotauge jedoch auch zu planktivorer Ernährung fähig, wenn auch nicht so effektiv wie Laube oder Güster. Boikova (1986) nennt Makrophyten, Algen und Pollen, aber auch Zooplankton (u.a. *Diaphanosoma*, *Leptodora*) als wichtigste Nahrungskomponenten dieser Art.

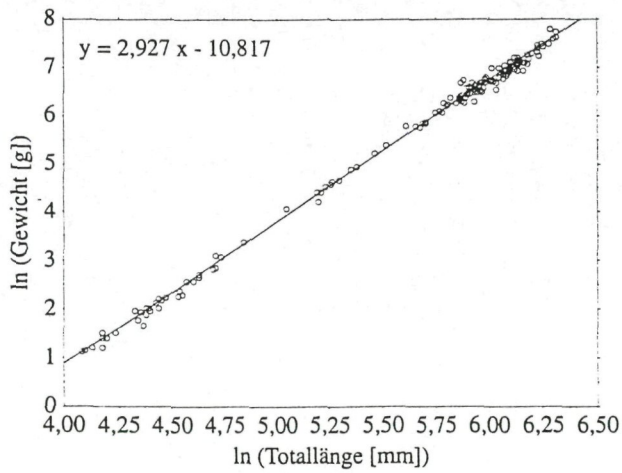


Abb. 5.40. Längen-Gewichts-Regression von *Cyprinus carpio* aus dem Neusiedler See (1988, 1990 - 1992).

Parasitierung

Die Rotaugen waren nur in sehr geringem Maß von der "Schwarzfleckenkrankheit" betroffen. 84 der untersuchten 94 Fische (89,4%) entsprachen dem Typ 0, 10,6% entsprachen dem Typ 1, stärker parasitierte Tiere wurden nicht gefunden.

5.7. Karpfen *Cyprinus carpio*

Häufigkeit und Verteilung

Während der drei Untersuchungsjahre wurden fast ausschließlich Wildkarpfen gefangen. Der Besatz mit Schuppen- und Spiegelkarpfen einerseits und der hohe Anteil von Wildkarpfen in den Fängen andererseits läßt Zweifel an der Sinnhaftigkeit des Besatzes aufkommen. Der Wildkarpfen ist offensichtlich besser an die Umweltbedingungen im Neusiedler See angepaßt als der Zuchtkarpfen. Dennoch ist der Bestand seit Jahren rückläufig.

Bevorzugtes Habitat des Karpfens im Neusiedler See ist der Schilfrand. Die höchsten Fangzahlen liegen aus geschützten Buchten und Rohrlacken vor.

Populationsstruktur

Die kleinste Größenklasse der Längenfrequenz-Verteilung liegt zwischen 5 und 13 cm (Modalwert ca. 8 cm), eine weitere bei 19 cm. Der Großteil der gefangene Tiere hatte eine Totallänge von mehr als 30 cm (Abb. 5.39) Da im Rahmen der vorliegenden Untersuchung keine Altersanalysen von Karpfen durchgeführt werden konnten, ist eine Zuordnung zu Altersklassen schwierig. Waidbacher (1984) gibt eine durchschnittliche Länge von 17 cm für 2-sömmrige (1+) und 33 cm für 4-sömmrige (3+) Tiere an. Geyer & Mann (1939) ermittelten eine Länge von 17,3 cm für 2+ Karpfen. Den Unterschied im Wachstum zwischen Wild- und Zuchtkarpfen konnte Unterüberbacher (1958)

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

deutlich zeigen. Demnach erreichen Schuppen- und Spiegelkarpfen bereits nach 5 Jahren Totallängen zwischen 51 und 67 cm, während auch 7-jährige Wildkarpfen nicht über 60 cm lang werden. Noch deutlicher wird die geringere Wachstumsleistung des Wildkarpfens in Hinblick auf den Gewichtszuwachs (Hochrückigkeit des Zuchtkarpfens).

Reproduktion

Über die Fortpflanzung des Wildkarpfen im Neusiedler See ist wenig bekannt. Zwar wurden mit dem 10 mm Kiemennetz einige 0+ Exemplare gefangen, es ist jedoch unklar, ob es sich dabei um Besatzmaterial oder um Nachwuchs der Wildkarpfen-Population handelte.

Ernährung

Der Karpfen ist auf benthische Nahrung spezialisiert. Nach Lammens & Hoogenboezem (1991) stellen Dipterenlarven neben Mikro- und Makrocrustaceen, Mollusken, Detritus und Algen die häufigste Nahrungskomponente des Karpfens dar. Er kann sich aber auch effektiv von Zooplankton ernähren (Uribe-Zamora 1975, Sibbing 1988, beide zit. in Lammens & Hoogenboezem 1991).

Die wenigen Darmanalysen von Karpfen aus dem Neusiedler See bestätigen die planktivore Ernährungsweise im Sommer (vor allem *D. mongolianum* und Cyclopoidea). Ansonsten konnte - neben verschiedenen Schilfinvertebraten - ein hoher Anteil von Feinsediment und Dipterenlarven nachgewiesen werden (vgl. Unterüberbacher 1958). Unter diesen dominierten Ceratopogoniden- und Chironomidenlarven, vor allem die Gattungen *Chironomus* und *Acricotopus*, die den Weichschlamm entlang der Schilfkante bzw. die abgestorbenen Pflanzenreste im Schilfgürtel besiedeln. In diesem Zusammenhang seien die hohen Fangzahlen von Karpfen in der "Hoadaseppl-poschnlucka" erwähnt, wo die mächtige Weichsedimentauflage sicherlich gute Nahrungsbedingungen bietet.

5.8. Gibel *Carassius auratus gibelio*

Im Neusiedler See stellte der *C. auratus gibelio* bei mehreren E-Befischungen neben der Güster die häufigste Cyprinidenart dar, im 60 mm Kiemennetz wurden zum Großteil nur Gibel gefangen.

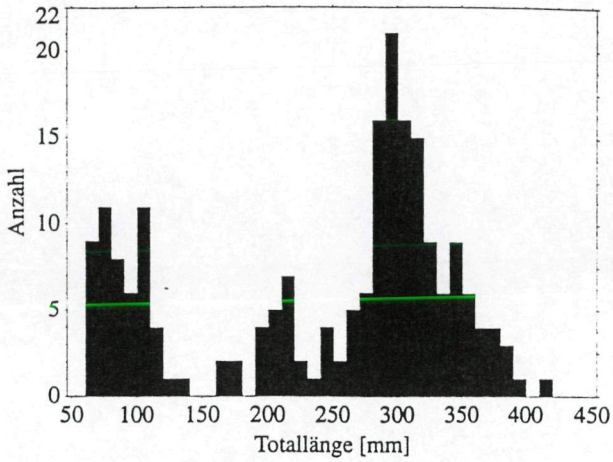


Abb. 5.41. Längenfrequenz-Verteilung von *Carassius auratus gibelio* aus dem Neusiedler See (1988, 1990 - 1992).

Populationsstruktur

Die Längenfrequenz-Analyse zeigt drei Maxima (Abb. 5.41):

1. Tiere zwischen 6 und 12 cm. Diese Größenklasse entspricht wahrscheinlich den Altersklassen 0+ und 1+.
2. Gibel zwischen 19 und 23 cm (2+ oder 3+ Altersklasse).
3. Exemplare größer als 25 cm (Modalwert: ca. 30 cm). Der Großteil dieser Tiere stammt von E-Befischungen, teilweise aus Kiemennetz-Fängen (60 mm) vom Jahr 1992. In dieser Größenklasse sind zweifelsohne mehrere Altersgruppen enthalten. Der größte gefangene Gibel hatte eine Länge von fast 42 cm.

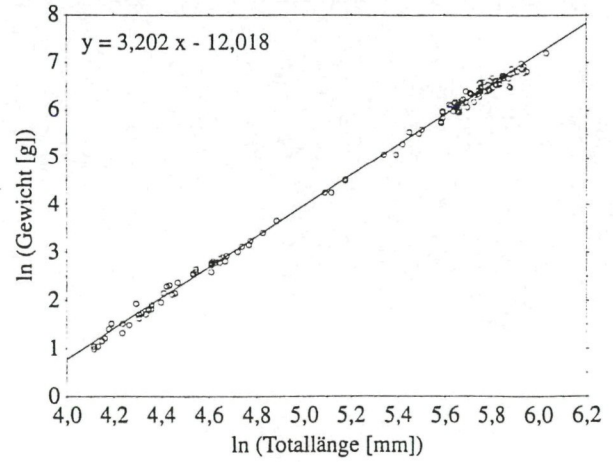


Abb. 5.42 Längen-Gewichts-Regression von *Carassius auratus gibelio* aus dem Neusiedler See (1988, 1990 - 1992).

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Reproduktion

Für eine detaillierte Analyse von Wachstum oder Gonadenentwicklung reicht das Datenmaterial nicht aus. Der Fang zweier 0+ Gibel Ende Mai 1992 bestätigt jedoch die erfolgreiche Reproduktion.

Von Interesse für die Entwicklung der Artenzusammensetzung der Neusiedler See-Fischfauna ist eine besondere Fortpflanzungsstrategie des Gibels, die Gynogenese. Sie befähigt weibliche Gibel zur Produktion von (ausschließlich weiblichen) Nachkommen, ohne von Männchen befruchtet worden zu sein. Zur Entwicklung genügt eine Anregung durch Sperma einer anderen Cyprinidenart, eine Kernverschmelzung sowie ein Genaustausch finden nicht statt (Pelz 1990). Im Neusiedler See hat diese Art der Fortpflanzung zusammen mit der guten Anpassungsfähigkeit des Gibels an Extrembedingungen (Pelz 1990) zu einem Konkurrenzdruck auf eine Reihe anderer Arten geführt. Möglicherweise ist der Rückgang der Bestände von Karausche und Schleie dadurch zu erklären.

Ernährung

C. auratus gibelio zeigt eine ähnliche Ernährungsweise wie der Karpfen und besiedelt vor allem den Schilfgürtel bzw. die Schilfrandzone. Die Hauptnahrungskomponenten sind Feinsediment, Algen und Cyclopoidea. Im Sommer und Frühherbst nutzt der Gibel - wie die meisten Fischarten des Neusiedler Sees - die hohen Abundanzen von *D. mongolianum*.

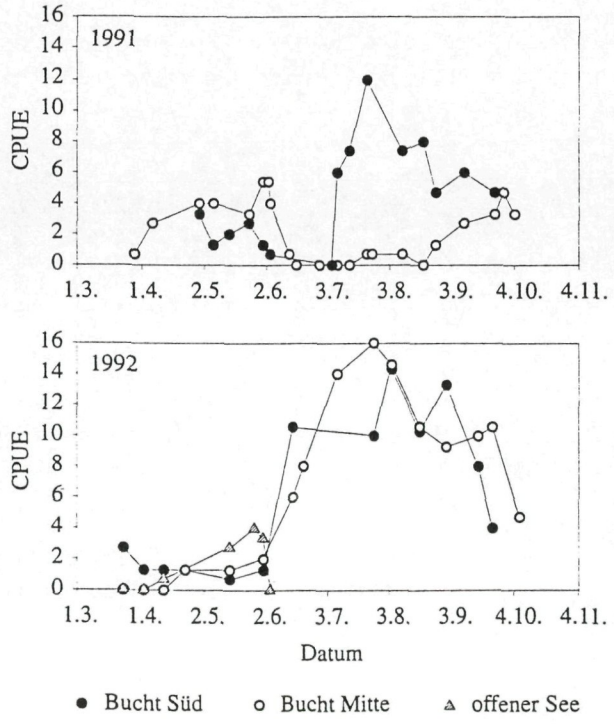


Abb. 5.43. Catch per unit effort (CPUE) von *Gymnocephalus cernuus* in der Illmitzer Bucht (Bucht Mitte und Bucht Süd) sowie im offenen See in den Jahren 1991 und 1992. Die Daten sind jeweils über drei Termine geglättet.

5.9. Kaulbarsch *Gymnocephalus cernuus*

Häufigkeit und Verteilung

Der Kaulbarsch, ein benthivorer Bodenfisch, gehört heute zu den häufigen Fischarten im Neusiedler See. Dies ist bemerkenswert, da die Kaulbarschpopulation nach hohen Dichten in den 70er Jahren im darauffolgenden Jahrzehnt einen starken Rückgang erlitten hat (Herzig mündl. Mitt.). Wie auch von Seiten der Berufsfischer bestätigt wird, nehmen aber die Kaulbarschfänge seit einigen Jahren wieder zu.

Meisriemler (1974) fand die höchsten Dichten von *G. cernuus* am Schilfrand in Bereichen mit sehr gutem Nahrungsangebot. Auch 1991 war vor allem im Sommer eine deutliche Bevorzugung der schilfnahen Bereiche festzustellen, im folgenden Jahr jedoch wurde der Kaulbarsch am Punkt "Bucht Mitte" und am Schilfrand annähernd gleich häufig gefangen (Abb. 5.43). Im Frühjahr 1992 waren die größten Dichten sogar im offenen See anzutreffen.

Möglicherweise ändern sich die Habitatpräferenzen von *G. cernuus* im Lauf des Jahres. Meisriemler (1974)

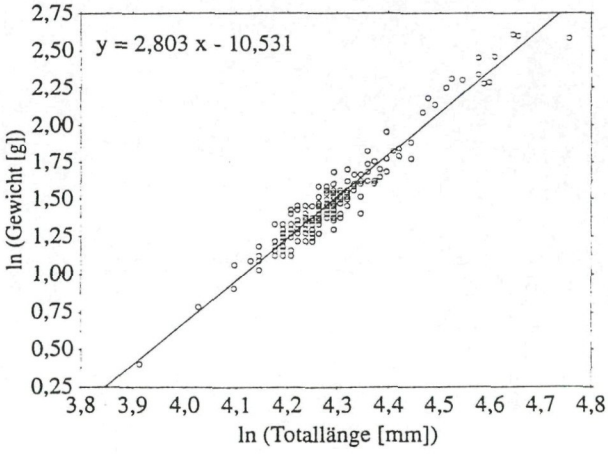


Abb. 5.44. Längen-Gewichts-Regression von *Gymnocephalus cernuus* im Neusiedler See (1990-1992).

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

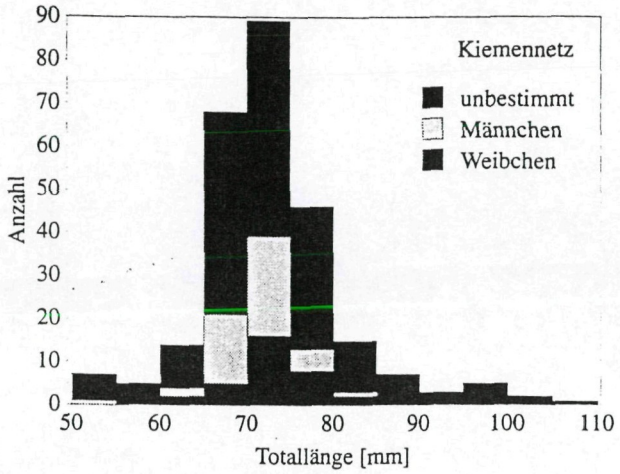


Abb. 5.45. Längenfrequenz-Verteilung von *Gymnocephalus cernuus* im Neusiedler See (1990-1992).

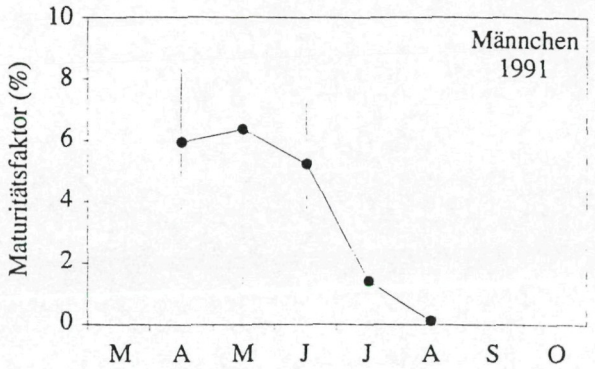


Abb. 5.46. Saisonale Entwicklung der Maturität von männlichen *Gymnocephalus cernuus* im Neusiedler See im Jahr 1991 (monatliche Mittel ± Konfidenzgrenzen).

erwähnt ernährungsbedingte Wanderungen der Tiere im Sommer vom Schilfrand in Richtung Freiwasser. Daneben wären auch Laichverhalten und Räuberdruck von seiten des Zanders als Auslöser von Wanderungen denkbar. So ist eine starke Zunahme der Dichten im Juni 1992 (Abb. 5.43) unmittelbar während und nach dem Laichgeschehen zu verzeichnen.

Populationsstruktur

Mit dem 10 und 15 mm Kiemennetz konnten Kaulbarsche von 6,5 bis 8 cm Totallänge gefangen werden (Abb. 5.45). Die Auftrennung nach Geschlechtern zeigt, daß die Weibchen mit bis zu 11 cm Länge etwas größer werden als die Männchen (bis 8,5 cm), was den Ergebnissen anderer Untersuchungen entspricht (Meisriemler 1974, Craig 1987). Anfang der 70er Jahre (Meisriemler 1974) waren die Altersklassen 0+ und 1+ mit einem Längenbereich von 4,6 bis 6,5 cm am stärksten vertreten. In Ermangelung eigener Altersbestimmungen kann nicht beurteilt werden, ob die Verschiebung im Längenbereich in den letzten 20 Jahren durch höhere Wachstumsraten oder eine veränderte Altersstruktur (höherer Anteil an 2+ und 3+) zu erklären ist.

Von Geyer & Mann (1939) stammt nur eine Längenangabe von 13,4 cm für einen 2-jährigen Kaulbarsch, Mika & Breuer (1928) geben 15-16 cm als Maximallänge für *G. cernuus* an. Dies weist - wie auch bei anderen Arten des Neusiedler See - auf ein deutlich besseres Wachstum in der ersten Hälfte unseres Jahrhunderts hin.

Im Vergleich zu den 70er Jahren zeigt sich eine auffallende Verschlechterung der Kondition. Vor 20 Jahren wog ein 10 cm langer Kaulbarsch im Durchschnitt 13,9 g, 1991/92 hingegen nur 10,8 g. Die Verwendung von fixiertem Material in den 70er Jahren kann den Gewichtsunterschied nicht ausreichend erklären.

Dem Längenwachstum der Kaulbarschpopulation vom Neusiedler See entspricht nur jenes vom Balaton (Biró 1971) bzw. einer Population aus Nordrußland (Kolomin 1977). In anderen Gewässern werden die im Neusiedler See erreichten Maximallängen von rund 11 cm fast durchwegs überboten (Neuhaus 1934, Kolomin 1977). Der Kaulbarsch kann in seltenen Fällen über 25 cm lang werden (Craig 1987), die größten Individuen mit einer Länge von 50 cm und einem Gewicht von 600 g sind aus Sibirien bekannt (Carausu 1952, zit. in Meisriemler 1974).

Reproduktion

Die Laichreife tritt im Schnitt im Alter von 2 bis 3 Jahren bei einer Länge von 11 bis 12 cm ein (Craig 1987). In warmen Gewässern können die Fische früher fortpflanzungsfähig werden. Zum Beispiel laichen im Ijsselmeer 50% der Kaulbarsche bereits mit einer Länge von 6,5 bis 7 cm (Willemsen 1977), auch im Neusiedler See konnten fortpflanzungsfähige Fische ab einer Länge von 6 cm gefangen werden.

Die Laichzeit des Kaulbarsches liegt meist zwischen April und Juni, kann aber in warmen Gewässern vorverlegt sein (Craig 1987). Meisriemler (1974) gibt für den Neusiedler See die Monate März bis Mai als Laichzeit an, wobei im Mai die maximalen Maturitäten der Weibchen (bis 15%) verzeichnet wurden. 1991 läßt sich bei den Weibchen aufgrund des geringen Materials kein eindeutiger Trend zeigen, bei den Männchen erfolgte eine signifikante Abnahme der Maturität jedoch erst im Juni nach

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

durchgehend hohen Werten in den drei vorangegangenen Monaten (Abb. 5.46). Juvenile Kaulbarsche wurden 1991 Mitte Juni, im folgenden Jahr aufgrund der früher einsetzenden Laichperiode schon in der zweiten Maihälfte gefangen.

Hokanson (1977) gibt für das Ablaichen von *G. cernuus* Temperaturen von 12 bis 18°C an, was auch für die Population im Neusiedler See zutreffen dürfte. Untersuchungen von Butskaya (1980) ergaben, daß bei Temperaturen über 15°C die Spermatogenese von Kaulbarschen bereits beeinträchtigt ist.

Die Eiablage erfolgt in 2 bis 3 Schüben an flachen, steinigen, mit Makrophyten bedeckten Stellen (Craig 1987). Meisriemler (1974) bezeichnet Makrophytenbestände als wichtiges Laichsubstrat im Neusiedler See. Möglicherweise hängt der Rückgang der Kaulbarschpopulation in den 80er Jahren (Herzig mündl. Mitt.) mit dem Verschwinden der submersen Vegetation im Lauf der 70er Jahre zusammen. Heute liegen die Laichplätze an strömungsexponierten Uferstellen mit relativ hartem Untergrund. An solchen Stellen konnten an Steinen angeheftete Eier und frisch geschlüpfte Larven gefunden werden.

Ernährung

Chironomidenlarven sind im Neusiedler See wie auch in anderen Gewässern (Tölg 1960, Kolomin 1977, Fedorova & Vetkasov 1974, Cihar 1987) die bevorzugte Nahrungsquelle von *G. cernuus* (Abb. 5.47; vgl. Meisriemler 1974). Auffallend ist die Größenselektivität bei der Nahrungsaufnahme: große Chironomidenarten sowie 3. und 4. Larvenstadien kleinerer Arten werden bevorzugt (vgl. Schiemer 1979). Der Anteil kleiner Chironomidenarten in der Nahrung ist gering und entspricht den Häufigkeitsverhältnissen im Benthos.

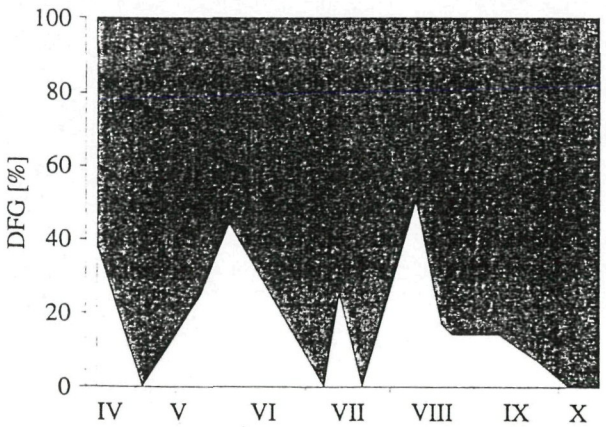


Abb. 5.47. Saisonale Variation des Darmfüllungsgrades (DFG) von *Gymnocephalus cernuus* im Jahr 1991, graue Fläche ... DFG 4, weiße Fläche ... DFG 3.

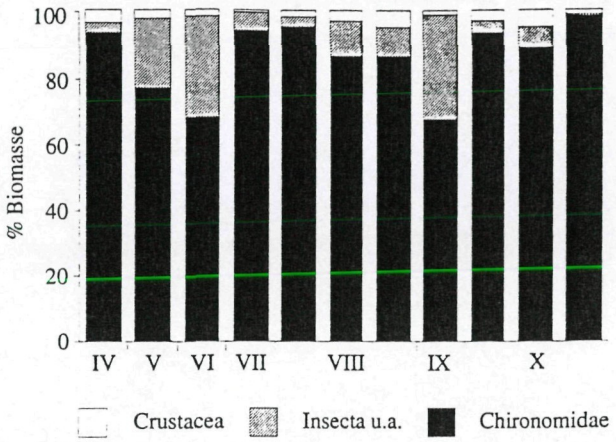


Abb. 5.48. Prozentanteile der wichtigsten Nahrungsgroßgruppen von *Gymnocephalus cernuus* im Jahresverlauf 1991.

Der Anteil an Larven der Gattung *Chironomus*, die mit über 1 cm Länge ein hervorragendes Futter darstellen, war in den 70er Jahren in der Nahrung des Kaulbarsches geringer als im Benthos. Schiemer (1979) führt als mögliche Erklärung dafür an, daß die *Chironomus*-Larven in tieferen Sedimentschichten vorkommen als andere Chironomiden. 1991 waren hingegen in den Darminhalten der analysierten Kaulbarsche *Chironomus*-Larven regelmäßig vertreten und machten im Durchschnitt über 20% der gefressenen Chironomidenlarven (Trockengewicht) aus, obwohl diese Gattung in den Benthosproben von 1991 seltener vertreten war als in den 70er Jahren (Wolfram 1991).

Neben den Chironomiden werden in geringem Ausmaß auch Insekten und Crustaceen gefressen (Abb. 5.47). Dabei handelt es sich vorwiegend um Corixiden bzw. Cyclopoidea und *Leptodora kindti*, die sich alle - zumindest tagsüber - nahe der Sedimentoberfläche aufhalten. Ebenso wie bei den großen Brachsen lassen sich auch beim Kaulbarsch während des Untersuchungszeitraums von April bis Oktober keine ausgeprägten saisonalen Unterschiede in der Nahrungszusammensetzung feststellen. In den Wintermonaten gewinnen jedoch nach Meisriemler (1974) Cyclopoidea, Ostracoda, Isopoda, Corixiden und Insektenlarven an Bedeutung.

Im Gegensatz zu den durchgehend hohen Darmfüllungsgraden der 90er Jahre (Abb. 5.48) konnte Meisriemler (1974) starke Schwankungen im Jahresverlauf feststellen. Besonders kurz vor der Laichzeit und in den Sommermonaten war ein bedeutender Teil der untersuchten Mägen leer, die maximale Nahrungsaufnahme fand im September statt.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Parasitierung

Die Kaulbarsche des Neusiedler Sees scheinen nur geringfügig parasitiert zu sein. Metacercarien von *Posthodiplostomum cuticolae* ("Schwarzfleckenkrankheit") konnten an keinem Exemplar festgestellt werden, während Anfang der 70er Jahre - bei genauerer Untersuchung - bis zu 11,7% der Tiere befallen waren (Meisriemler 1974).

Unter den Entoparasiten waren 1970/71 bis zu 15% der Tiere mit *Proteocephalus* (Cestoda), 5% mit Acanthocephala und 0,4 bis 0,6% mit Nematoden und Trematoden befallen (Meisriemler 1974), 1991 und 1992 wurden regelmäßig Acanthocephala im Darm von Kaulbarschen gefunden. Nur bei sehr wenigen Kaulbarschen waren parasitische Nematoden in der Leibeshöhle festzustellen.

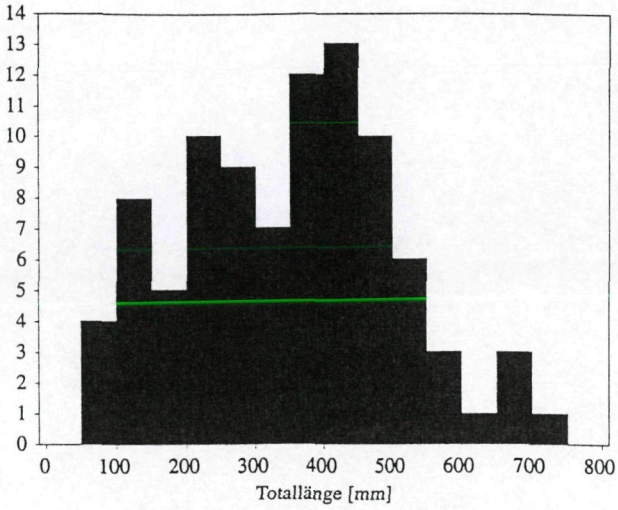


Abb. 5.49. Längenfrequenz-Verteilung von *Stizostedion lucioperca* im Neusiedler See (1988-1992).

5.10. Zander *Stizostedion lucioperca*

Häufigkeit

Während Anfang des Jahrhunderts der Hecht der häufigste Raubfisch des Neusiedler Sees war, steht heute der Zander an erster Stelle der piscivoren Fischarten dieses Gewässers. Es ist anzunehmen, daß der Zander von den mittelbaren und unmittelbaren Auswirkungen menschlicher Eingriffe in das System (Wasserstandsregulierung, Laichplatzverluste) in geringerem Ausmaß betroffen wurde als *E. lucius*. Darüber hinaus wurde der Zander von Seiten der Berufsfischerei in den letzten Jahren in Form von Besatzmaßnahmen in wesentlich höherem Maß als der Hecht forciert.

Populationsstruktur

Mit Kiemennetzen und dem E-Aggregat konnten Zander von 7 bis 71 cm Länge gefangen werden. Da keine Altersbestimmungen durchgeführt werden konnten, ist eine Beurteilung des Wachstums dieser Art nicht möglich. Hacker (1979) stellte im Vergleich mit anderen europäischen Gewässern ein schlechtes Wachstum von *S. lucioperca* fest.

Die Kondition der Zanderpopulation der 70er Jahre unterscheidet sich nur unwesentlich von jener der letzten Jahre. Deutlich höhere Werte weisen Populationen aus verschiedenen niederländischen Gewässern auf (van Densen & Vijverberg 1982), die Vergleichswerte von *S. lucioperca* aus dem Balaton liegen hingegen deutlich unter den Werten aus dem Neusiedler See (Biro 1985).

Reproduktion

Für 1991 kann die Laichzeit mit Mitte Mai bei Temperaturen über 12°C angenommen werden. Aufgrund der geringen Fangzahlen an Jungfischen (5 Exemplare) im Jahr 1991 ist anzunehmen, daß die Reproduktion in diesem Jahr nicht sehr erfolgreich war. Im Gegensatz dazu konnten 1992 sehr hohe Dichten von Zanderlarven festgestellt werden. Der Beginn der Laichzeit lag in diesem Jahr be-

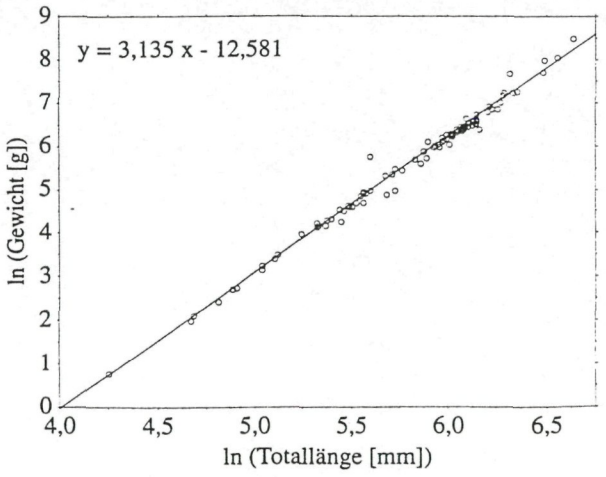


Abb. 5.50. Längen-Gewichts-Regression von *Stizostedion lucioperca* im Neusiedler See (1988-1992).

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

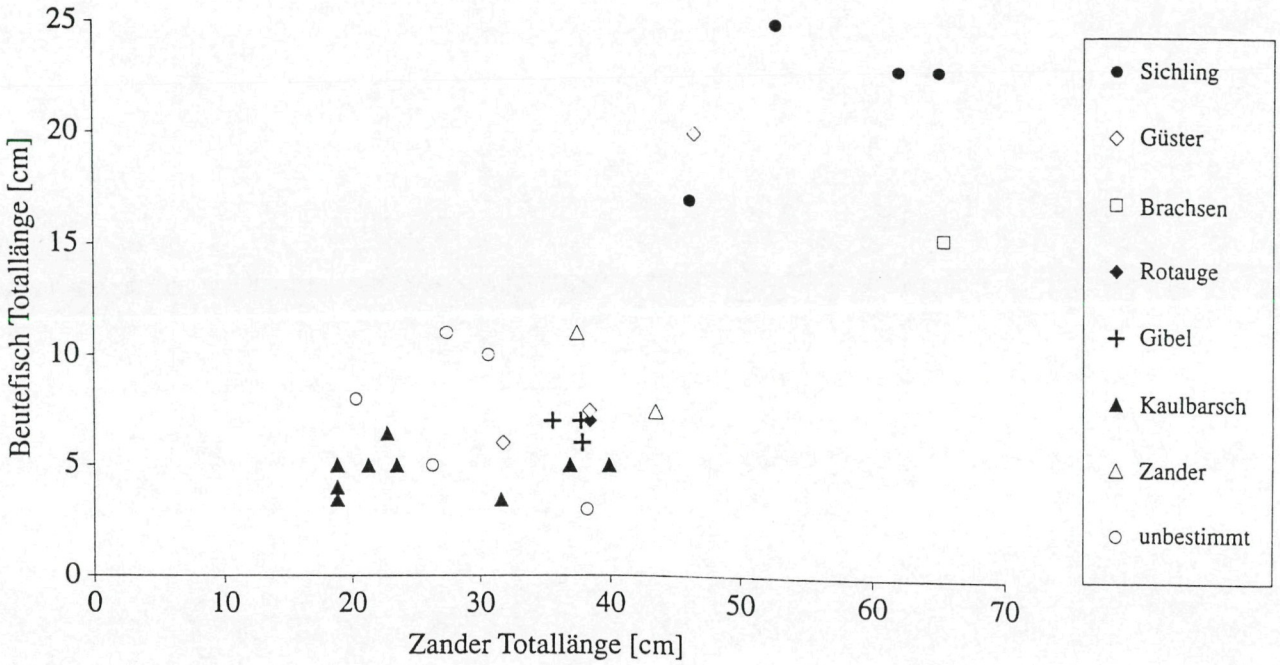


Abb. 5.51. Relation der Totallängen von *S. lucioperca* (n = 35) zu seinen Beutefischen.

reits Anfang April und setzte sich bis in den Mai fort (s. Kap. 7).

Nach Literaturangaben (Deelder & Willemsen 1964, Craig 1987) laicht der Zander auf Sand oder Schotter in vom Männchen freigefächelten "Nestern" ab. Im Neusiedler See findet er offenbar an strömungsexponierten Ufern mit geringer Weichsedimentauflage ein geeignetes Laichhabitat, da an solchen Standorten große Jungfischmengen anzutreffen waren. Ob die Eiablage wirklich am Sediment oder vielleicht auf Rhizomen oder Schilfhalmen erfolgt, ist noch ungeklärt.

Ernährung

Insgesamt wurden 35 Zander mit Totallängen zwischen 18 und 65 cm analysiert, wobei nur bei 24 Tieren (68,6%) Nahrungsreste (ausschließlich Fische) im Magen nachgewiesen werden konnten. Der Anteil der Exemplare mit leeren Mägen war bei großen (Ltot > 30 cm) und kleinen Zandern (L_{tot} < 30 cm) gleich hoch.

Tab. 5.1. Prozentanteile der gefressenen Fischarten in 35 untersuchten Zandermägen. Kb...Kaulbarsch, Za...Zander, Gi...Gibel, Ra...Rotauge, Rf...Rotfeder, Gü...Güster, Si...Sichling, indet...unbestimmt.

	Kb	Za	Gi	Ra	Bra	Gü	Si	indet
<30 cm	63,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	36,4
>30 cm	10,5	10,5	21,1	5,3	5,3	15,8	21,1	10,5

Zwischen der Totallänge von *S. lucioperca* und der Größe des Beutetieres besteht ein klarer Zusammenhang. Zander unter 30 cm bevorzugen kleine Kaulbarsche, während größere Tiere auch bis zu 25 cm lange Sichlinge fressen (Abb. 5.51, Tab. 5.1). Die Bedeutung von *Gymnocephalus cernuus* als wichtige Beute für den Zander ist auch aus anderen Gewässern bekannt (Entz & Sebestyen 1946, Entz & Lukacsovics 1957, Woynarovich 1959, Fedorova & Vetkasov 1974, Craig 1987). Der hohe Anteil von Kaulbarschen in der Nahrung kleiner Zander (< 30 cm) liegt vermutlich nicht nur an der Größe der Beutetiere, sondern auch an deren geringer Mobilität und Bevorzugung bodennaher Wasserschichten. Demgegenüber fehlen Lauben, die aufgrund ihrer Größe eine dem Kaulbarsch entsprechende Beute darstellen, aufgrund ihrer erhöhten Mobilität und vorwiegendem Aufenthaltsort nahe der Wasseroberfläche in den analysierten Zandermägen vollständig.

Der Sichling erreicht aufgrund seines rasanten Wachstums schon nach $1^1/_2$ Jahren eine Länge von knapp 20 cm. Offenbar sind daher nur große Zander (> 50 cm Totallänge) in der Lage, Sichlinge zu erbeuten (Abb. 5.51). Willemsen (1977) gibt als Maximallänge der Beutetiere 50% der Länge des Räubers an.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

5.11. Hecht
Esox lucius

Häufigkeit und Verteilung

Während der gesamten Projektzeit konnte mit den verwendeten Standardnetzen (10, 20 und 30 mm) kein einziger Hecht gefangen werden. Lediglich ein 80 cm langes Exemplar ging im Herbst 1992 in das 60 mm Kiemennetz. Mit dem E-Aggregat konnten regelmäßig, wenn auch in geringen Mengen, Hechte gefangen werden. Der Grund für den geringen Fangerfolg ist sicher nur zum Teil auf das passive, lauernde Verhalten des Hechtes zurückzuführen, er spiegelt vielmehr die geringe Bedeutung von *E. lucius* im heutigen Fischbestand wider. Der Rückgang der Hechtpopulation ist die Konsequenz des Verlusts wichtiger Lebensräume (submerse Wasserpfanzen als Unterstand, überschwemmte Wiesen als Laichhabitat etc.) in Folge anthropogener Beeinträchtigungen. Auch wenn sich die Makrophytenbestände in den letzten Jahren wieder ein wenig von den Auswirkungen des Graskarpfenbesatzes der 70er Jahre erholt haben, so ist der Lebensraum für eine größere Hechtpopulation heute sicher noch zu klein.

Populationsstruktur

Von den wenigen mit dem E-Aggregat gefangenen Tieren lassen sich nur Angaben über Längen-Gewichts-Regression (Abb. 5.52) und Längenfrequenz-Verteilung machen. Die kleinsten Hechte waren mit 11 cm vermutlich einsömmrig (0+), der größte Hecht erreichte knapp 80 cm Länge und ein Gewicht von ca. 2,5 kg. Der Modalwert der Längenverteilung liegt bei 21 cm und entspricht vermutlich einjährigen Tieren.

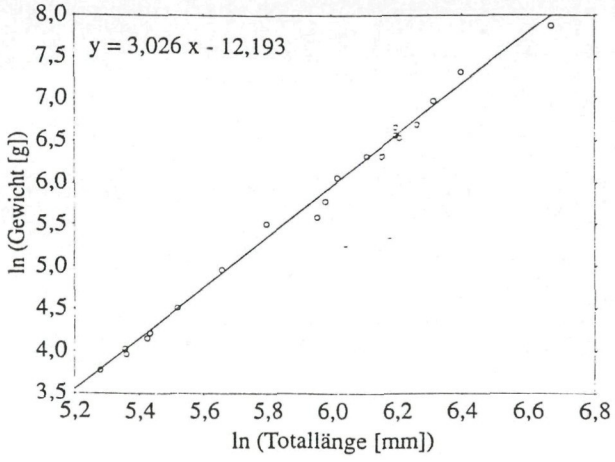


Abb. 5.52. Längen-Gewichts-Regression von *Esox lucius* im Neusiedler See (1988-1992).

Das geringe Datenmaterial erlaubt keine Aussagen über Wachstum, Reproduktion oder Ernährung.

5.12. Aal
Anguilla anguilla

Häufigkeit und Verteilung

Der Aal war im Neusiedler See nie heimisch, nur Einzelindividuen wanderten sporadisch über den Einserkanal aus dem Donausystem ein (vgl. Kap. 3). Die hohen Populationsdichten sind daher ausschließlich auf den massiven Besatz seit 1958 zurückzuführen. Die seit Mitte der 70er Jahre jährlich eingesetzten 4,500.000 Glasaale entsprechen einer Besatzdichte von 150 Aalen/ha. Dabei ist zu berücksichtigen, daß sicher nicht die gesamte Seefläche (300 km^2) als Lebensraum für den Aal in Frage kommt. Weite Teile des Schilfgürtels fallen im Sommer und Herbst trocken, nach Einschätzung des Obmanns des Verbandes der Berufsfischer am Neusiedler See stellen nur rund 20% der Schilffläche des Sees einen geeigneten Lebensraum von *A. anguilla* dar.

Eine E-Befischung im Windener Kanal im April 1991 zeigte außerdem drastisch, daß auch bei hohen Frühjahrswasserständen anaerobe Bedingungen in Teilen des Schilfgürtels herrschen, die keine Besiedlung durch den Aal (oder andere Fischarten) erlauben. Da auch die freie Seefläche aufgrund des schlechten Nahrungsangebotes als Lebensraum für *A. anguilla* nicht in Frage kommt, ist das Vorkommen des Aals auf einen schmalen Streifen entlang der Schilfkante bzw. auf Kanäle oder Rohrlacken beschränkt. Nimmt man nach diesen Überlegungen eine tatsächlich besiedelbare Fläche für den Aal von rund 20% der gesamten Seefläche an, so ergibt sich eine "reale" Besatzdichte von 750 Glasaalen/ha.

Der Balaton bietet hinsichtlich Besatz, Häufigkeit und Fang eine gute Vergleichsmöglichkeit mit dem Neusiedler See, da beide Gewässer flach und seit vielen Jahren einer intensiven Aalwirtschaft ausgesetzt sind. Die Besatzdichte im Plattensee liegt mit 30 Stück/ha (Jagsch & Rydlo 1993) deutlich unter jener des Neusiedler Sees.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

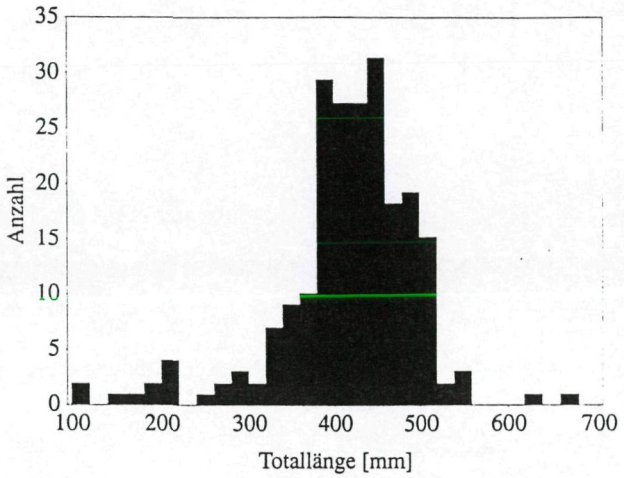


Abb. 5.53. Längenfrequenz-Verteilung von *Anguilla anguilla* im Neusiedler See (1988-1992).

Über die Fangzahlen im Neusiedler See liegen unterschiedliche Angaben vor. Nach Waidbacher (1984) und Thell (mündl. Mitt.) lag der Jahresfang in den 70er und 80er Jahren zwischen 30 und 140 Tonnen, Biro (1992) gibt für den Zeitraum 1958-1980 einen Ertrag von 210 Tonnen/Jahr an. Demgegenüber wurden im Balaton jährlich 65-353 t gefangen (Biro cit. loc.).

Populationsstruktur

Das Gros der gefangenen Tiere war zwischen 38 und 50 cm lang, Aale mit Längen über 50 cm waren selten (Abb. 5.53). Die im Vergleich mit anderen Gewässern geringe Durchschnittsgröße der Neusiedler See - Aale ist auffällig und könnte auf eine intensive (und überaus effektive) Befischung zurückgeführt werden. Wahrscheinlicher jedoch ist angesichts der außerordentlich hohen Bestandsdichten die Möglichkeit einer dichteabhängigen Wachstumsregulierung auf der Basis intraspezifischer Konkurrenz (Klein-Breteler et al. 1990) eher anzunehmen.

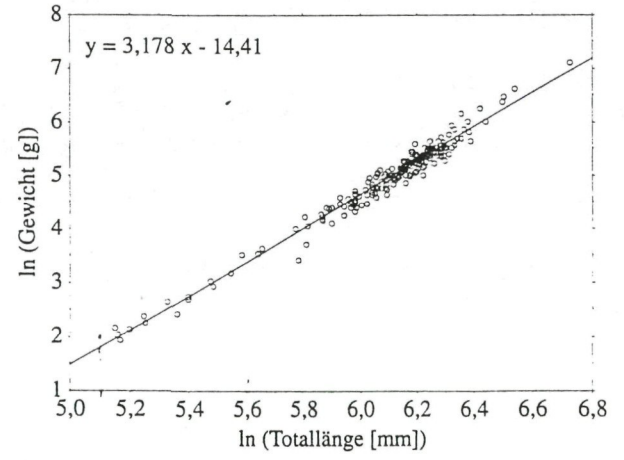


Abb. 5.54. Längen-Gewichts-Regression von *Anguilla anguilla* im Neusiedler See aus den Jahren 1990-1992)

Altersanalysen von *A. anguilla* wurden im Rahmen des Projekts nicht durchgeführt. Nach Hacker (1979) und Waidbacher (1984) liegt die Wachstumsleistung des Neusiedler See-Aals im internationalen Spitzenfeld. Hacker (1979) gibt für 5-jährige Tiere eine Länge von 49,3 cm, Waidbacher (1984) 54,9 cm an. Paulovits & Biro (1986, zit. in Biro 1992) mußten jedoch eine abnehmende Tendenz in der Wachstumsrate feststellen.

Ein Vergleich der Längen-Gewichts-Regression der im Laufe des gegenständlichen Projekts untersuchten Aale mit den Ergebnissen von Hacker (1979) und Waidbacher (1984) zeigt nur für Aale kleiner 35 cm Unterschiede. Vermutlich wurden für die Berechnungen der drei Regressionen Aale unterschiedlicher Längenbereiche verwendet.

Jagsch & Rydlo (1993) stellten gegenüber der Aalpopulation der 70er Jahre eine Abnahme des Konditionsfaktors von 0,18 (November 1977) auf 0,15 (Juli 1991) fest.

Das Geschlechterverhältnis der Aale im Neusiedler See ist sehr stark zugunsten der Männchen verschoben. Während zum Beispiel am Bodensee der Männchenanteil nur 2% beträgt (Berg 1988), geben Hacker & Meisriemler (1978) für Aale kleiner 50 cm einen Männchenanteil von 29% an. 1991 lag das Verhältnis von Männchen zu Weibchen bei 23 : 77 (Jagsch & Rydlo 1993). Dieses Geschlechterverhältnis ist wahrscheinlich auf die hohen Individuendichten zurückzuführen (Jagsch & Rydlo 1993).

Ernährung

Die Nahrung des Aals setzt sich vor allem aus fünf Nahrungskomponenten zusammen (Abb. 5.55b). Die größte Bedeutung haben aquatische Insekten (Odonata, Coleoptera, Ephemeroptera, Trichoptera) und *Asellus aquaticus*, der vor allem im Frühjahr eine wichtige Nahrungsressource darstellt. Der Anteil der genannten Nahrungsgruppen beträgt das ganze Jahr hindurch stets mehr als 50%. Die übrige Nahrung von *A. anguilla* besteht hauptsächlich aus Gastropoden, Chironomiden und Anfluginsekten. Fische konnten in drei der untersuchten Aale gefunden werden. Plankton ist für die Ernährung des Aals im Neusiedler See im Gegensatz zu anderen Untersuchungen (Hartmann 1977, Deelder 1984) ohne Bedeutung.

Der Darmfüllungsgrad von *A. anguilla* war im April und Juni am höchsten, während in den Sommermonaten

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

und im Herbst über 50% der Aale einen leeren Darm aufwiesen (Abb. 5.55a). Der generell hohe Anteil an Aalen mit geringem Darmfüllungsgrad könnte auf die nachtaktive Lebensweise von *A. anguilla* (Deelder 1984) zurückzuführen sein.

Anfang der 80er Jahre (Waidbacher 1984) bestand die Nahrung des Aals vor allem aus *Asellus aquaticus*, Chironomiden, daneben Planorbiden und Culiciden. Seltener waren Araneae, andere Gastropoda und Insektenlarven zu finden, während Fische und Laich nur in wenigen Fällen in der Nahrung nachzuweisen waren. Im großen und ganzen decken sich also die von Waidbacher (1984) durchgeführten Darmanalysen mit jenen der 90er Jahre, lediglich in der Bedeutung aquatischer Insekten ist ein Unterschied festzustellen.

In anderen Gewässern spielen neben den benthische Organismen auch Fische eine große Rolle in der Ernährung des Aals (Frost 1946, Thomas 1962, Moriarty 1973, Micheler 1967, Bergersen & Klemetsen 1988, Bauland 1990, Costa et al. 1992, Biro 1992).

Nachdem nun schon seit vielen Jahren in zum Teil höchst kontroversieller Weise über den Aal als "Fischräuber" und seinen Einfluß auf die Ichthyofauna des Neusiedler Sees diskutiert wird, soll dieses Problem im folgenden etwas ausführlicher behandelt werden.

Der Aal kann durch direkten Räuberdruck, Laichraub und Nahrungskonkurrenz den Bestand anderer Fischarten beeinträchtigen.

1. In zahlreichen Gewässern ernährt sich der Aal zumindest teilweise von Fischen, wobei der Fischanteil in der Nahrung mit der Größe der Aale zunimmt (Moriarty 1973 in Waidbacher 1984). Im Tjeukemeer fressen Aale kleiner 25 cm vor allem Chironomidenlarven, während größere Aale Fische (0+ *Osmerus eperlanus* und *Perca fluviatilis*) und Muscheln bevorzugen (de Nie 1987). Nach Barak & Mason (1992) ernähren sich in den beiden von ihnen untersuchten Flüssen vor allem Aale mit Größen über 50 cm piscivor, wobei neben Rotaugen kleine Bodenfischarten wie Gründling und Schmerle gefressen werden. Aale mit einer Länge von 50 - 80 cm zeigen also die Ernährungsweise typischer Raubfische (Sedlar & Krcmarik 1967 in Waidbacher 1984).

Gegenwärtig ist der Räuberdruck von seiten des Aals im Neusiedler See gering, da der Großteil der Tiere kleiner 50 cm ist. Aufgrund einer größeren Durchschnittslänge in den 60er und 70er Jahren kann jedoch sehr wohl ein direkter Räuberdruck durch den Aal in diesem Zeitraum angenommen werden!

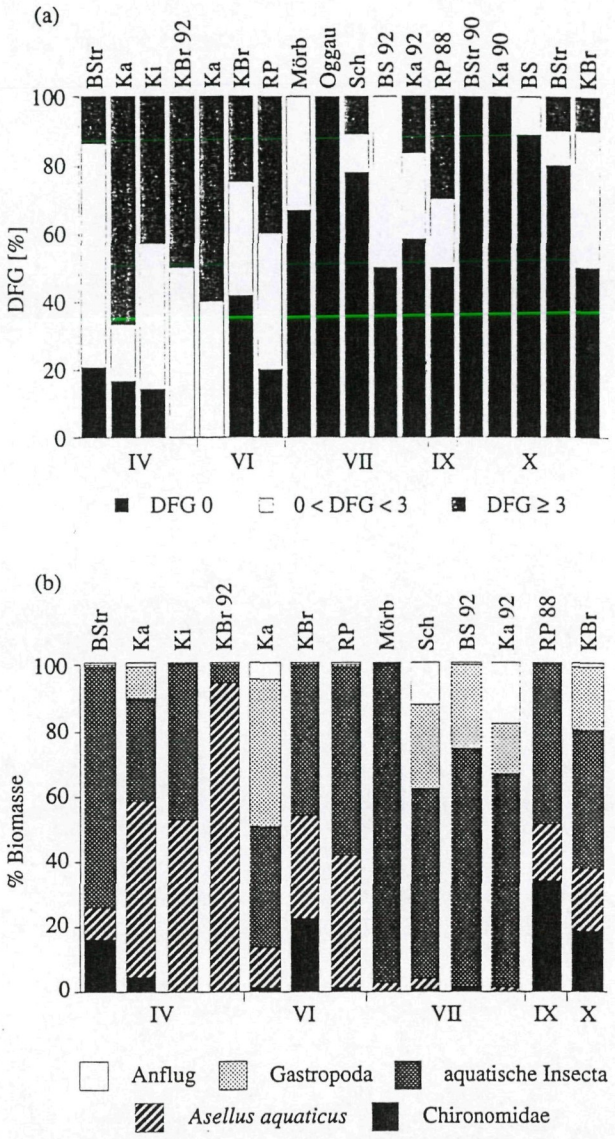


Abb. 5.55. Saisonale Entwicklung in der Ernährung von *Anguilla anguilla* an verschiedenen Punkten im Neusiedler See in den Jahren 1988 - 1992. **(a)** Zeitliche Unterschiede im Darmfüllungsgrad des Aals: Vor allem im Sommer und Herbst steigt der Anteil der Tiere mit leerem Darminhalt. **(b)** Saisonale Abfolge in der Nahrungszusammensetzung: Im Frühjahr dominieren Asseln in der Nahrung, im Juli aquatische Insekten. Die meisten Termine stammen aus 1991, andernfalls ist das Jahr neben der Abkürzung für den Probenpunkt angegeben. BStr ... Bucht Strandbad, Ka ... Illmitzer Kanal außen, Ki ... Illmitzer Kanal innen, KBr ... Illmitzer Kanal bei Brücke, RP ... Ruster Poschn, Mörb ... Mörbischer Schilfinsel, Sch ... Bucht Höhe Schützen, BS ... Illmitzer Bucht Südrand (vgl. Abb. E-Probenpunkte).

2. Auch durch Laichraub kann *A. anguilla* andere Arten stark beeinträchtigen. Während jedoch Fischreste in Darmanalysen ohne Schwierigkeiten als solche zu erkennen und zu bestimmen sind, ist dies bei Fisch- (oder Amphibien-)laich nicht der Fall. Da Fischeier keine unverdaulichen Hartteile besitzen, sind sie nur kurze Zeit im Verdauungstrakt nachweisbar und konnten daher weder

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

von Waidbacher (1984) noch von der Projektgruppe (1990-1992) im Darm der untersuchten Aale festgestellt werden. Waidbacher (1984) beobachtete jedoch Aale, die "... frisch abgelegten Laich zum Teil noch während des Ablegevorganges fraßen ...".

In der Literatur finden sich ebenfalls Hinweise auf Laichraub durch *A. anguilla*. Nach Deelder (1984) suchen Aale im Frühjahr gezielt Laichplätze anderer Fischarten auf. Bergersen & Klemetsen (1988) konnten Stichlingsnester mit Eiern in der Nahrung von Aalen aus Norwegen nachweisen.

3. Nahrungskonkurrenz ist eine dritte Möglichkeit der Beeinflussung anderer Fischarten. Waidbacher (1984) erwägt im Schilfgürtel eine Konkurrenz das Aals mit Karpfen, Karausche (heute wahrscheinlich auch Gibel) und vor allem der in den letzten Jahren rapide zurückgegangenen Schleie. In der Randzone des Schilfgürtels spielt nach Waidbacher (1984) zusätzlich die Konkurrenz mit Rotauge, Barsch und zeitweise Brachsen, Güster, Rotfeder und Kaulbarsch eine Rolle. Diese Befunde bzw. Vermutungen müssen zum Teil revidiert werden und sind in Kap. 7 ausführlich behandelt.

Zusammenfassend kann Waidbachers (1984) Schlußsatz zum Kapitel Fangstatistik seiner Dissertation nur bekräftigt werden: Der Aal ist "... sicher für Verschiebungen im ökologischen Gleichgewicht in Betracht zu ziehen ...".

Dies ist vor allem in Hinsicht auf das Verschwinden zahlreicher Kleinfischarten aus dem Neusiedler See von Relevanz. Unter den Fischen, die laut Literatur als Beute für den Aal in Frage kommen, stehen kleine, meist bodenbewohnende Arten an erster Stelle (Bergersen & Klemetsen 1988, Bauland 1990, Biro 1992). Wanzenböck & Keresztessy (1991) stellten in Kleingewässern östlich des Neusiedler Sees eine starke negative Korrelation zwischen dem Vorkommen von Aal und gefährdeten Kleinfischarten fest. Ein Zusammenhang zwischen intensivem Aalbesatz einerseits und dem Rückgang von Schlammpeitzger, Moderlieschen und anderen Arten kann daher, wenn nicht nachgewiesen, so doch zumindest als wahrscheinlich angenommen werden.

Parasitierung

Nachdem der "Schwimmblasenwurm" *Anguillicola* sp. in den letzten Jahren regelmäßig in Aalen aus dem Neusiedler See gefunden werden konnte (Jagsch & Rydlo 1993) und dieser Parasit für das große Aalsterben 1991 im Plattensee zumindest mitverantwortlich war, wird im folgenden näher auf ihn eingegangen.

1982 konnten erstmals für Europa in Italien und Norddeutschland parasitische Nematoden der Gattung *Anguillicola* nachgewiesen werden (Paggi et al. 1982, Neumann 1985, beide in Peters & Hartmann 1986). Mittlerweile sind diese Parasiten, die in den Schwimmblasen von *Anguilla anguilla* leben, in ganz Europa verbreitet. Es handelt sich dabei um die beiden Arten *Anguillicola crassus* und *A. novaezelandiae* (Moravec & Taraschewski 1988), die wahrscheinlich mit Besatzmaterial aus Asien und Neuseeland eingeschleppt wurden.

Der Entwicklungszyklus von *A. crassus* ist weitgehend bekannt (De Charleroy et al. 1990). Die geschlechtsreifen Parasiten ernähren sich in den Schwimmblasen von Blut und legen dort ihre Eier ab. Diese gelangen über den Ductus pneumaticus und den Darmtrakt ins Wasser. Als Zwischenwirt kommen verschiedene Arten von Copepoda (Kennedy & Fitch 1990, De Charleroy et al. 1990) und Ostracoda (Petter et al. 1990 in Moravec & Konecny 1994, Moravec & Konecny 1994) in Frage , die die mittlerweile geschlüpften Larven von *Anguillicola* als Nahrung aufnehmen. Werden infizierte Zwischenwirte von Aalen gefressen, so bohren sich die freigewordenen Larven durch die Darmwand und gelangen durch die Leibeshöhle zur Schwimmblase.

Die Larven von *Anguillicola* können aber auch in anderen Fischarten - wie z.B. *Cyprinus carpio* (De Charleroy et al. 1990), *Alburnus alburnus* und *Tinca tinca* (Moravec & Konecny 1994) - überdauern, die Geschlechtsreife erlangen sie jedoch nur in *Anguilla* sp. Das heißt, daß nicht nur über Copepoden - die ja nicht unbedingt zu den Hauptnahrungskomponenten des Aals zählen - sondern auch über verschiedene Beutefische eine Infektion stattfinden kann (De Charleroy et al. 1990, Moravec & Konecny 1994).

Im Neusiedler See trat *Anguillicola* sp. erstmals im Jahr 1988 auf. Auffällig wurde der Befall erst 1991, als im Durchschnitt 50% der untersuchten Aale mit *A. crassus* befallen waren. Die Befallsintensität betrug zwischen 1 und 13 Parasiten pro Aal. In der Wulkamündung konnte allerdings ein 70 cm langer Aal mit 32 Nematoden in der Schwimmblase gefangen werden.

Die Angaben über wirtschaftliche Schäden durch *Anguillicola* sind unterschiedlich. Leichte Infektionen zeigen keine Beeinträchtigung der Kondition der Aale (Egusa 1979, Peters & Hartmann 1986). Schwere Befälle (um die 30 Nematoden pro Aal) führen zu Verdickung

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

und Entzündung der Schwimmmblase (Egusa 1979, Yamaguti 1935, Neumann 1985, die letzten beiden in Peters & Hartmann 1986, Biro 1992), Verringerung der Nahrungsaufnahme (Egusa 1979, Paggi et al. 1982, in Peters & Hartmann 1986), Wachstumsdepression und Konditionsverschlechterung (Willigen & Dekker 1989), verringerte Hälterungsfähigkeit (Peters & Hartmann 1986) und letztlich zu erhöhter Mortalität. Allerdings konnten in einigen hochgradig befallenen Beständen auch gute Wachstumsleistungen beobachtet werden (Kuhlmann 1989).

Im Hochsommer des Jahres 1991 kam es im Plattensee zu einem Aalsterben (400 t), als dessen Hauptursache Biro (1992) eine Infektion mit *A. crassus* angibt. In den Schwimmblasen der kranken oder toten Aale konnten zum Teil mehr als 40 Stück dieser Nematoden gefunden werden, auch bei geringem Parasitierungsgrad (bis zu 10 Stück) waren bereits die inneren Organe der infizierten Aale beeinträchtigt. Der Befall mit *A. crassus* hat wahrscheinlich erst im Zusammenwirken mit anderen Faktoren wie dem lang andauernden, heißen Sommer und der hohen Aaldichte das Massensterben ausgelöst.

Diese beiden Risikofaktoren bestehen auch für den Neusiedler See. Aufgrund der höheren Besatzdichten sind sogar höhere Aaldichten als im Balaton zu erwarten. Zusätzlich kommt es durch die niederen Wasserstände im Sommer noch zur Konzentration der Aalbestände an der Schilfgürtelkante. Im Neusiedler See ist die Befallsintensität der Aale mit *Anguillicola* zwar noch gering, aber diese Gattung besitzt, wie ihre rasche Ausbreitung in Europa zeigt, ein enormes reproduktives Potential (De Charleroy et al. 1990, Kennedy & Fitch 1990). Daher besteht auch für den Neusiedler See die Gefahr eines Massensterbens in Folge des Befalls mit *Anguillicola*.

5.13. Tabellen zur Autökologie

Tab. 5.2. Regressionsparameter für die Längen-Gewichts-Beziehungen der häufigsten Fischarten des Neusiedler Sees nach der Formel $\ln W = b * \ln TL + \ln a$, W ... Gewicht [g], TL ... Totallänge [mm], lna ... Logarithmus des Achsenabschnitts (intercept), b ... Regressionskoeffizient, SE ... Standardfehler, LC ... Untere Vertrauensgrenze, UC ... Obere Vertrauensgrenze, r^2 ... Bestimmtheitsmaß, p ... Irrtumswahrscheinlichkeit, n ... Stichprobenumfang.

Taxa	ln a	b	SE	LC	UC	r^2	p	n
Abramis brama	-11,860	3,044	0,027	2,990	3,097	0,968	0,0001	423
Abramis brama ♀♀	-12,384	3,139	0,045	3,049	3,228	0,988	0,0001	61
Abramis brama ♂♂	-12,185	3,102	0,034	3,033	3,170	0,990	0,0001	85
Alburnus alburnus	-11,796	2,994	0,015	2,965	3,023	0,949	0,0001	2181
Alburnus alburnus ♀♀	-12,432	3,122	0,037	3,050	3,194	0,935	0,0001	504
Alburnus alburnus ♂♂	-9,183	2,420	0,054	2,313	2,527	0,842	0,0001	371
Anguilla anguilla	-14,410	3,178	0,036	3,107	3,249	0,973	0,0001	223
Aspius aspius	-10,738	2,849	0,059	2,705	2,994	0,997	0,0001	8
Blicca bjoerkna	-12,186	3,153	0,009	3,135	3,171	0,988	0,0001	1457
Blicca bjoerkna ♀♀	-12,429	3,205	0,029	3,149	3,262	0,980	0,0001	251
Blicca bjoerkna ♂♂	-12,055	3,125	0,030	3,066	3,184	0,978	0,0001	254
Carassius auratus gibelio	-12,018	3,202	0,014	3,175	3,230	0,997	0,0001	136
Cyprinus carpio	-10,817	2,927	0,013	2,903	2,952	0,997	0,0001	157
Esox lucius	-12,193	3,026	0,057	2,907	3,145	0,994	0,0001	20
Gymnocephalus cernuus	-10,531	2,803	0,053	2,698	2,909	0,929	0,0001	212
Pelecus cultratus	-11,373	2,823	0,025	2,774	2,871	0,961	0,0001	540
Pelecus cultratus ♀♀	-6,740	1,973	0,127	1,721	2,224	0,721	0,0001	96
Pelecus cultratus ♂♂	-7,729	2,147	0,092	1,965	2,329	0,823	0,0001	120
Rutilus rutilus	-12,669	3,253	0,023	3,208	3,298	0,993	0,0001	146
Scardinius erythrophthalmus	-12,255	3,179	0,021	3,138	3,219	0,990	0,0001	232
Stizostedion lucioperca	-12,581	3,135	0,034	3,067	3,202	0,990	0,0001	92

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 5.3. Regressionsparameter für die Beziehungen von Furcallänge bzw. Standardlänge zu Totallänge für die häufigsten Fischarten des Neusiedler Sees. Die Formeln lauten: FL = TL * a + b bzw. SL = TL * a + b, wobei FL ... Furcallänge, SL ... Standardlänge, TL ... Totallänge (alle Angaben in [mm]), a ... Achsenabschnitt = intercept, b ... Regressionskoeffizient, SE ... Standardfehler des Regressionskoeffizienten b, LC ... Untere Vertrauensgrenze, UC ... Obere Vertrauensgrenze, r^2 ... Anpassungsgüte, p ... Irrtumswahrscheinlichkeit, n ... Stichprobenumfang.

Furcallänge FL	**a**	**b**	**SE**	**LC**	**UC**	**r^2**	**p**	**n**
Abramis brama	0,841	-0,187	0,003	0,835	0,847	0,996	0,0001	267
Carassius auratus gibelio	0,914	-1,302	0,006	0,902	0,927	0,999	0,0001	17
Blicca bjoerkna	0,845	1,851	0,004	0,837	0,853	0,981	0,0001	870
Cyprinus carpio	0,872	8,928	0,044	0,683	1,061	0,995	0,0025	4
Gymnocephalus cernuus	0,916	1,944	0,011	0,894	0,938	0,983	0,0001	120
Alburnus alburnus	0,853	3,986	0,011	0,830	0,875	0,882	0,0001	754
Rutilus rutilus	0,884	-0,250	0,002	0,880	0,889	0,999	0,0001	87
Scardinius erythrophthalmus	0,889	-0,035	0,005	0,879	0,899	0,997	0,0001	103
Pelecus cultratus	0,858	4,331	0,033	0,793	0,923	0,818	0,0001	153
Stizostedion lucioperca	0,937	-1,603	0,009	0,918	0,957	0,998	0,0001	23
Standardlänge SL	**a**	**b**	**SE**	**LC**	**UC**	**r^2**	**p**	**n**
Abramis brama	0,753	-2,392	0,004	0,745	0,761	0,992	0,0001	277
Carassius auratus gibelio	0,739	7,505	0,020	0,695	0,782	0,989	0,0001	17
Blicca bjoerkna	0,741	0,519	0,003	0,735	0,748	0,983	0,0001	890
Cyprinus carpio	0,861	-20,995	0,122	0,335	1,387	0,961	0,0196	4
Gymnocephalus cernuus	0,878	-5,046	0,020	0,838	0,919	0,940	0,0001	120
Alburnus alburnus	0,802	-1,136	0,011	0,780	0,824	0,872	0,0001	755
Rutilus rutilus	0,814	-3,909	0,006	0,803	0,826	0,995	0,0001	92
Scardinius erythrophthalmus	0,795	-2,274	0,004	0,787	0,804	0,998	0,0001	108
Pelecus cultratus	0,772	3,796	0,031	0,711	0,832	0,808	0,0001	153
Stizostedion lucioperca	0,826	-1,155	0,013	0,798	0,853	0,995	0,0001	23

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

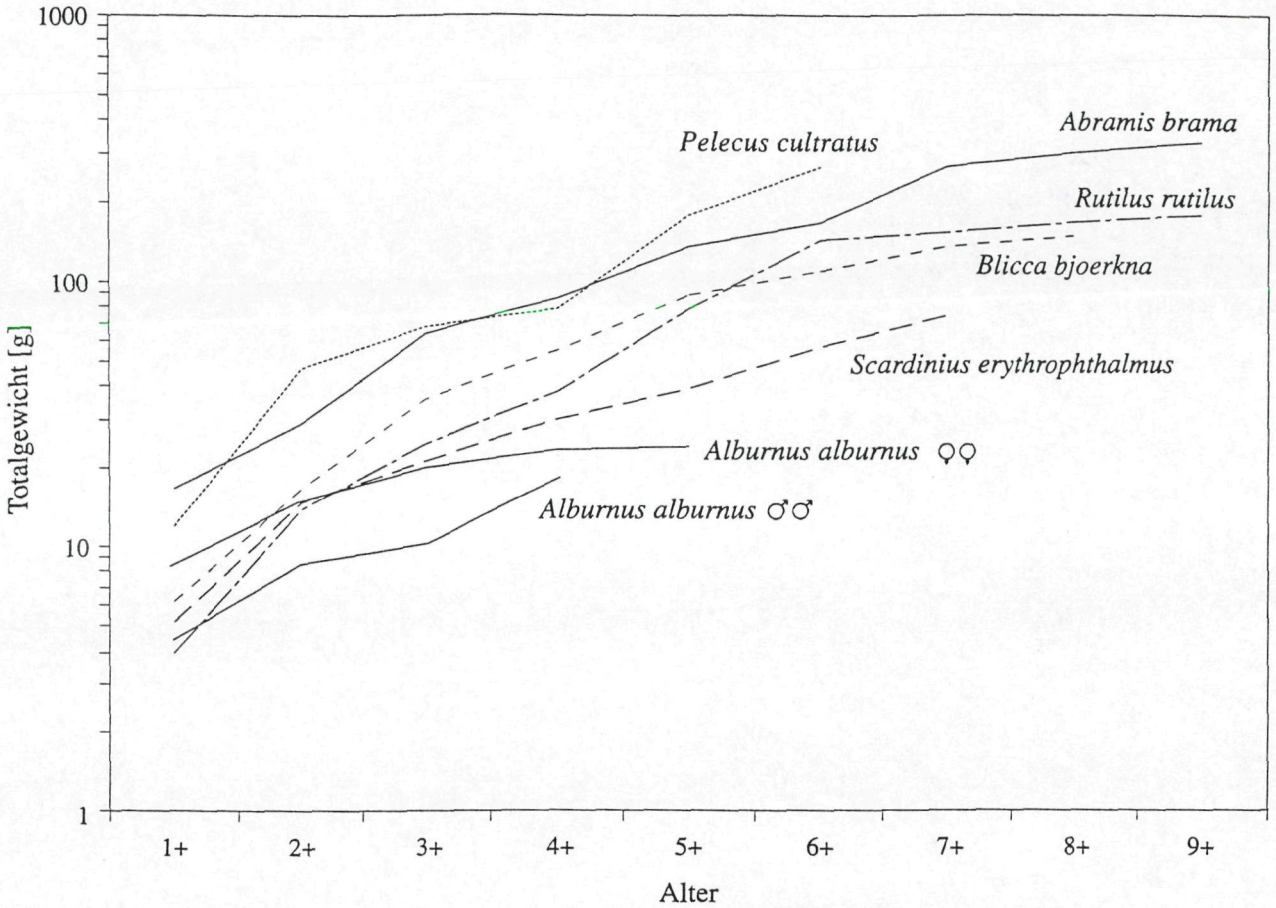


Abb. 5.56. Alters-Gewichts-Relation der wichtigsten Fischarten des Neusiedler Sees.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

6. Jungfische

6.1. Einleitung

Jungfische stellen einen wesentlichen, jedoch oft vernachlässigten Bestandteil aquatischer Ökosysteme dar. Vor allem bei einer quantitativen Untersuchung trophischer Beziehungen ist die Berücksichtigung der Jungfische von entscheidender Bedeutung. Sie üben einerseits durch ihre planktivore Ernährung Einfluß auf die Zooplanktongemeinschaft aus und dienen andererseits carnivoren Fischen als Nahrung.

Die vorliegende Untersuchung der Jungfischfauna des Neusiedler Sees befaßt sich aus methodischen Gründen in erster Linie mit jenen Arten, die im Freiwasser und in ufernahen Bereichen anzutreffen sind. All jene Arten, die sich unmittelbar im Schilfgürtel bzw. in angrenzenden Kanälen aufhalten, fanden sich nur vereinzelt in den Fängen und wurden daher nur am Rande behandelt. Benthisch lebende Fischarten wie Kaulbarsch und Zander konnten nur während des ersten Abschnitts ihrer ontogenetischen Entwicklung, während ihrer planktischen Lebensphase, untersucht werden.

Von dieser Einschränkung sind jedoch die beiden wichtigsten Arten des Neusiedler Sees, Sichling und Laube, nicht betroffen. Es ist daher möglich, ein weitgehend vollständiges Bild der quantitativen Bedeutung des Jungfischbestandes zu geben.

Neben der Quantifizierung des Bestandes waren die Beurteilung der natürlichen Reproduktionskapazität und des Fortpflanzungserfolges häufiger Fischarten des Neusiedler Sees wichtige Ziele der vorliegenden Untersuchung. Genaue Kenntnisse zu den genannten Punkten sind Voraussetzung, um ein sinnvolles Management für die Fischpopulationen des Neusiedler Sees erstellen zu können.

6.2. Material und Methoden

6.2.1. Fanggerät

Zum Fang der Jungfische wurde eine speziell für diesen Zweck entwickelte Schubnetzkonstruktion (MANTIS II) verwendet, die eine quantitative Erfassung von Fischlarven und Juvenilen ermöglicht. Die Funktionsweise und die wichtigsten Kenndaten des Fanggeräts sind aus Abb. 6.1 und Tab. 6.1 ersichtlich.

Tab. 6.1. Technische Daten zum Schubnetz MANTIS II

Bootstyp	Motorzille (30 PS)	
Bootslänge	7 m	
Geschwindigkeit	1,8 - 2,7 m/s	
Netzöffnung	0,22 m² (0,5 x 0,44 m)	
Netzlänge	**vorne**: 1,4 m	**hinten**: 1,6 m
Maschenweite	**vorne**: 750 µm	**hinten**: 590 µm
offene Netzfläche	**vorne**: 54 %	**hinten**: 40 %

6.2.2. Untersuchungsgebiet

Das Hauptuntersuchungsgebiet lag in der Illmitzer Bucht und den ihr vorgelagerten Freiwasserbereichen und umfaßte im wesentlichen drei Habitate: die Schilfrand-

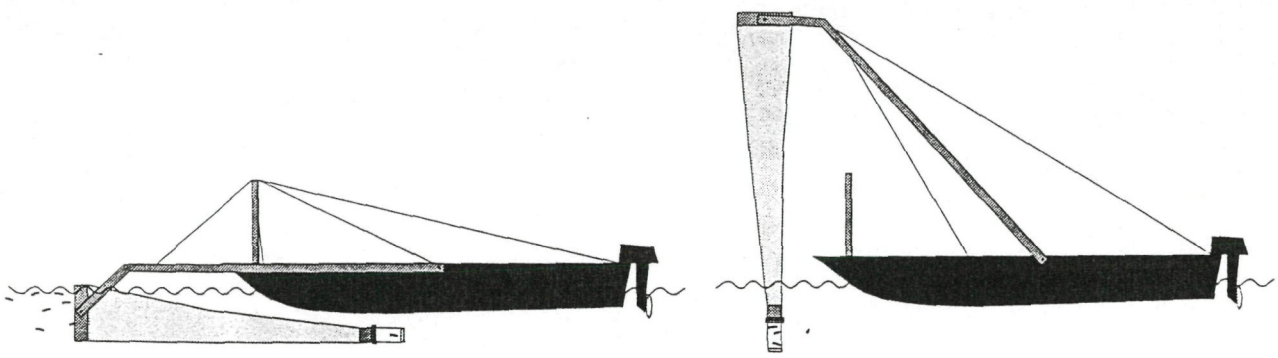


Abb. 6.1. Schematische Darstellung der Funktionsweise von MANTIS II.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

zone (mit etwa 10 m Breite angenommen), den zentralen Bereich der Bucht und die Freiwasserzone des offenen Sees.

Ein Befischungstransekt (Abb. 6.2) erstreckte sich meist über ca. 200 m, was einem untersuchten Wasservolumen von ca. 50 m^3 entspricht. Um Befischungsergebnisse von Transekten mit verschiedenen Fangstrecken miteinander vergleichen zu können, wurde zur weiteren Auswertung jeder Fang (= Besammlung eines Transekts) auf ein genormtes Volumen von 50 m^3 umgerechnet. Alle Angaben über Fangerfolge und Bestandsdichten beziehen sich, wenn nicht anders angegeben, auf dieses Standardvolumen.

Zusätzlich zu den beschriebenen Standardtransekten fanden 1992 gezielte Befischungen des gesamten Seegebiets statt, um Informationen über lokale Unterschiede in der Populationsstruktur (Abundanz, Größenverteilung) zu gewinnen.

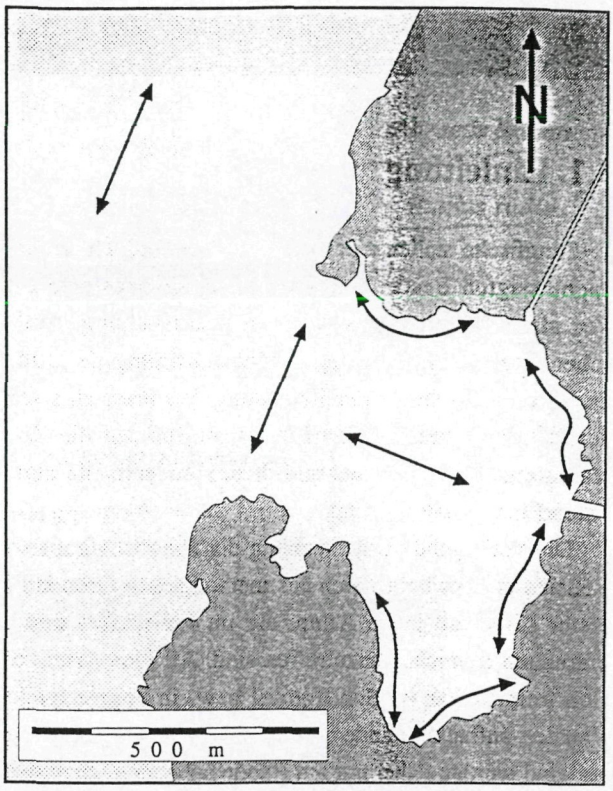


Abb. 6.2. Untersuchungsgebiet "Stationsbucht" mit angrenzenden Freiwasserbereichen. Die Pfeile markieren die Befischungstransekte.

6.2.3. Untersuchungszeitraum

Fangfahrten erfolgten im Zeitraum von Mitte Juni bis Mitte September 1991 bzw. von Anfang März bis Ende Oktober 1992. Zwischen Mai und September fanden die Befischungen in ein- bis zweiwöchigen Intervallen, im Frühling und Herbst etwa einmal pro Monat statt. An jedem Fangtermin wurden zwei bis drei Befischungen entlang der oben genannten Standardtransekte zu jeweils verschiedenen Tageszeiten (Nachmittag, Abenddämmerung und Nacht) durchgeführt.

6.2.4. Bearbeitung der Fänge

Das gesammelte Fischmaterial wurde sofort nach dem Fang in 4%igem Formaldehyd fixiert, im Labor vom Beifang (Algen, Zooplankton, Insekten) getrennt, bestimmt,

Tab. 6.2. Vereinfachte Zusammenstellung der Entwicklungsstadien nach Balon (1960)

Stadium	Merkmale
Embryonale Phase (E1 - E3)	Anlage und Ausgestaltung der inneren Organe erste Bewegungen
Praelarvale Phase (F1 - F3)	Ausbildung eines Flossensaums heftige Bewegungen beginnende Füllung der Schwimmblase
Protopterygiolarvale Phase (PP1 - PP2)	Ausschlüpfen vollständige Füllung der Schwimmblase Differenzierung der unpaaren Flossen Reduzierung des Dottersacks
Pterygiolarvale Phase (P1 -P4)	rein exogene Ernährung vollständige Reduktion des Dottersacks Differenzierung der paarigen Flossen bis zur vollständigen Ausbildung aller Flossen
Juvenile Phase (J)	Anlage der Schuppen Abschluß der Entwicklung

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

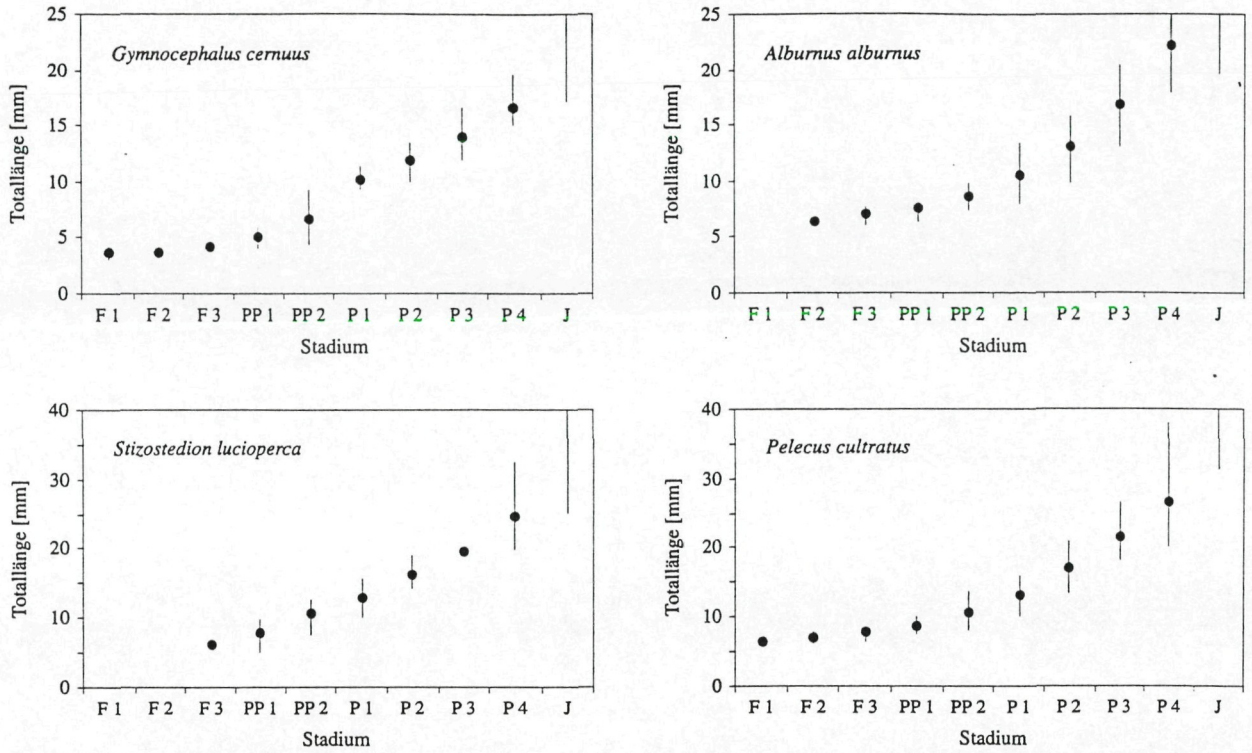


Abb. 6.3. Beziehung zwischen Entwicklungsstadium und Totallänge einiger Fischarten des Neusiedler Sees (Mittelwert ± Längenbereich). Für das Juvenilstadium ist nur der untere Bereich eingetragen.

vermessen und zum Teil gewogen. Weiters erfolgte die Bestimmung des Entwicklungsstadiums nach Balon (1960) (Tab. 6.2). Die Beziehung zwischen Entwickungsstadium und Totallänge ist für die vier näher untersuchten Arten in Abb. 6.3 dargestellt.

6.2.5. Nahrungsanalysen

Für die Untersuchung der Ernährung wurde vom gesamten Darminhalt eines Tieres ein Dauerpräparat (Einbettung in Gelvatol) hergestellt und die Objekte mit Hilfe eines Mikroskops bei 100-facher Vergrößerung ausgezählt. Die Bestimmung der Nahrungsorganismen erfolgte, wenn möglich, bis zum Artniveau, bei Insekten und Spinnen mußte die Bestimmung jedoch oft auf Großgruppen beschränkt bleiben. Zur Berechnung der Biomasse des Darminhalts erfolgte eine Vermessung einzelner Beutetiere, die Umrechnung in Trockengewicht basiert auf den Angaben von Wais (1993). Von den meist nur in Bruchstücken erhaltenen Insektenlarven und -imagines wurden einzelne Körperteile (meist die Kopfkapseln) vermessen und aus einer Beziehung Teillänge : Gesamtlänge die Gesamtlänge berechnet.

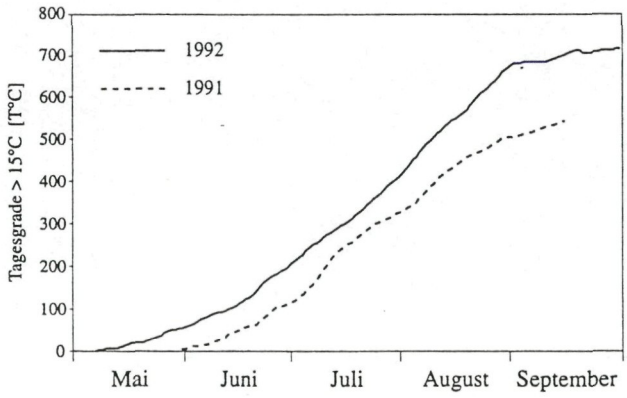


Abb. 6.4. Darstellung der Temperaturentwicklung im Neusiedler See in Form von Tagesgraden.

6.2.6. Wachstum

Bei der Analyse des Wachstums der meisten Arten (Sichling, Laube, Kaulbarsch) erfolgte eine Auftrennung in einzelne Kohorten anhand der Längenfrequenzverteilung. Um den Einfluß der Temperatur auf das Wachstum der Jungfische beurteilen zu können, gelangte das "Modell der Tagesgrade" (vgl. Begon et al. 1990) zur Anwendung. Die Berechnung dieser "Tagesgrade" erfolgte durch Aufsummierung der mittleren Tagestemperaturen oberhalb eines empirisch ermittelten Schwellenwertes von 15°C (Abb. 6.4).

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

6.3. Autökologie

6.3.1 Sichling (*Pelecus cultratus*)

Laichzeit, Populationsstruktur

Das Ablaichen von *P. cultratus* erfolgte in beiden Untersuchungsjahren während einer Erwärmungsphase des Sees bei Wassertemperaturen zwischen 16° und 20°C an Tagen mit geringen Windgeschwindigkeiten.

Die genauen Ablaichtermine können einerseits anhand von Netzfängen laichreifer Sichlinge, andererseits durch Rückdatierung aufgrund des Alters gefangener Jungfische bestimmt werden. Im Jahr 1991 konnten auf diese Weise drei Laichtermine im Juni festgestellt werden, während sich 1992 die Fortpflanzungsperiode mit vier erkennbaren Höhepunkten von Anfang Mai bis Mitte Juni (Abb. 6.28). erstreckte. Sil´chenko (1976) und Gaygalas (1979) geben einen ähnlichen Zeitraum und vergleichbare Temperaturbereiche für russische Gewässer an.

Im Jahr 1992 führten die knapp hintereinander liegenden Laichtermine zu einem Jungfischbestand mit einem sehr engen Längenbereich, während die Jungtiere des Jahres 1992 aufgrund der längeren Laichzeit einen deutlich größeren Längenbereich umfaßten (Abb. 6.6).

In beiden Untersuchungsjahren war im Lauf der ersten Lebensphase eine deutliche Abnahme der Bestandsdichten festzustellen, was auf eine hohe Mortalität der frühen Entwicklungsstadien hinweist (Abb. 6.5). Aufzuchtversuche von *P. cultratus* im Labor haben gezeigt, daß der Übergang von endogener zu exogener Ernährung eine besonders kritische Phase darstellt (Auer, pers. Beobachtung). Hohe Mortalitäten während dieser Übergangsphase werden auch von Winfield & Nelson (1991) und Vladimirov (1975) beschrieben.

Mit Erreichen des Juvenilstadiums verbessern sich offenbar die Überlebenschancen von *P. cultratus*. Die Freilandergebnisse zeigen ab diesem Entwicklungsstadium im wesentlichen konstante Bestandsdichten.

Laichort, räumliche Verteilung

Nach der Klassifikation von Balon (1975) zählt *P. cultratus* aufgrund seines Laichverhaltens zu den Freiwasserlaichern. Die sehr leichten Eier haften auch nach dem Absinken nicht am Untergrund fest und werden bei bereits geringen Turbulenzen wieder in Schwebe gebracht (Sil´chenko 1976).

Die Wahl des Laichplatzes hängt wahrscheinlich vor allem von den herrschenden Strömungsverhältnissen ab. Da sowohl gute Sauerstoffversorgung als auch das Freihalten der Eier von Feinsediment wichtige Faktoren für den Schlüpferfolg sind (Poddubnyj 1958), werden Stellen mit schwacher, aber konstanter Strömung bevorzugt.

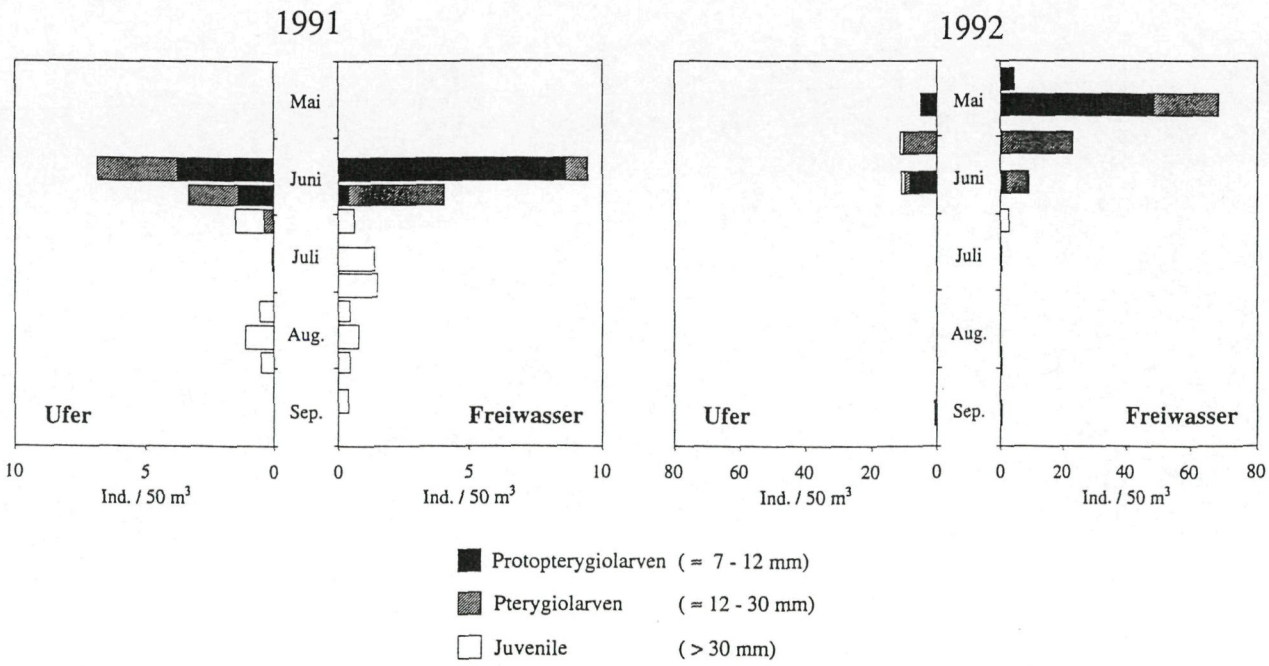


Abb. 6.5. Abundanzentwicklung und räumliche Verteilung von *Pelecus cultratus* im Neusiedler See, aufgetrennt nach Entwicklungsstadien.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

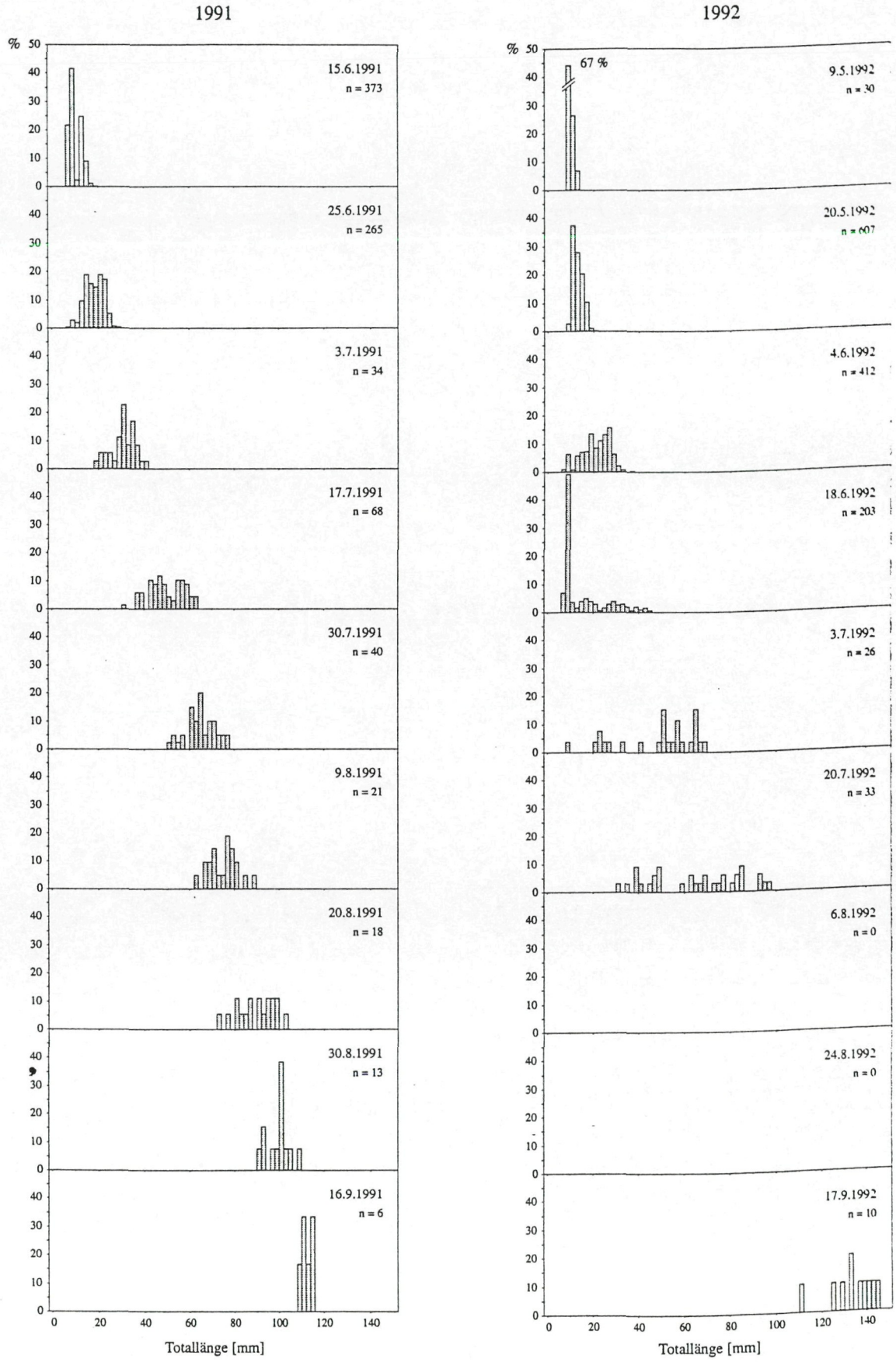


Abb. 6.6. Längenfrequenz-Verteilung von 0+ Sichlingen im Neusiedler See in den Jahren 1991 und 1992.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

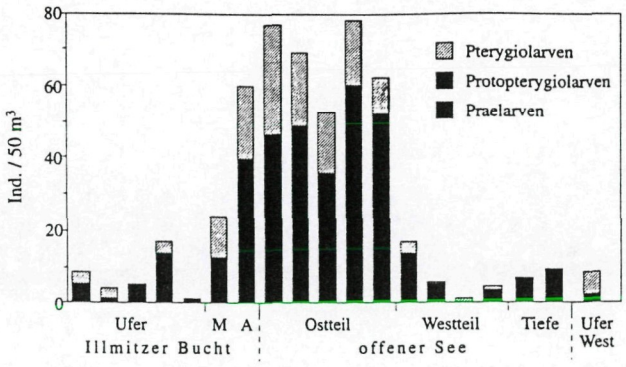


Abb. 6.7. Räumliche Verteilung von *Pelecus cultratus* entlang eines Ost-West-Transekts vom 20.5.1992. Jeder Balken stellt einen Einzelfang (50 m³) dar (M ... Bucht Mitte, A ... Bucht Ausgang).

Nach verschiedenen russischen Autoren (Poddubnyj 1958, Sil´chenko 1976, Gaygalas 1979) befinden sich die Laichplätze unter anderem auf offenen Wasserflächen über sandig-schluffigem Sediment, in Mündungsbereichen über submerser Vegetation, auf großen Überschwemmungsflächen und in den Zuflüssen.

Im Neusiedler See beobachtete Henschel (1980) Laichwanderungen großer Sichlingsschwärme im Golser Kanal, der damals noch klares, rasch fließendes Wasser und sandigen Untergrund aufwies. Heute ist dieser Kanal wegen der drastischen Verschlechterung von Wasserqualität und Sedimentbeschaffenheit (Ausleitung einer Kläranlage), des infolge des hohen Nährstoffeintrags dichten Algenbelags auf dem Substrat sowie der fortgeschrittenen Verschilfung im Mündungsbereich nicht mehr als Laichplatz geeignet. Eine weitere Möglichkeit zum Ablaichen finden die Sichlinge möglicherweise im Einserkanal (Herzig & Winkler 1983). Wie die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dürften die Hauptlaichplätze aber im Ostteil des Sees liegen, wo durch die ständige Strömung Hartsediment vorherrscht. So konnten im Frühjahr 1992 vor der Illmitzer Bucht und vor Podersdorf mehrmals mit Kiemennetzen (20 mm) große Mengen laichreifer Sichlinge gefangen werden, während am Westufer vor Oggau die Fangzahlen extrem niedrig waren (s. Kap. 5.1). Auch das auf den östlichen Teil des Sees konzentrierte Auftreten der Jungfische bestätigt die Reproduktion von *P. cultratus* in diesem Bereich (Abb. 6.7).

Ein Ost-West-Transekt über die gesamte Breite des Sees zwischen Illmitz und Mörbisch Ende Mai 1992 (Abb. 6.7) zeigt die räumliche Verteilung der 0+ Sichlinge: Während in den Uferbereichen der Illmitzer Bucht nur geringe Abundanzen festzustellen waren, stiegen die Fangzahlen zum offenen See hin an und erreichten in den der Bucht vorgelagerten Freiwasserbereichen die höchsten Werte. Im westlichen Teil des Sees nahm die Populationsdichte wieder deutlich ab. Von besonderem Interesse sind die Befunde zweier knapp über dem Sediment durchgeführter Fänge im östlichen Teil des offenen Sees. Sie ergaben deutlich geringere Dichten und einen höheren Anteil jüngerer Larvenstadien (Prälarven) als die an der Oberfläche durchgeführten Fänge. Das spricht zum einem für

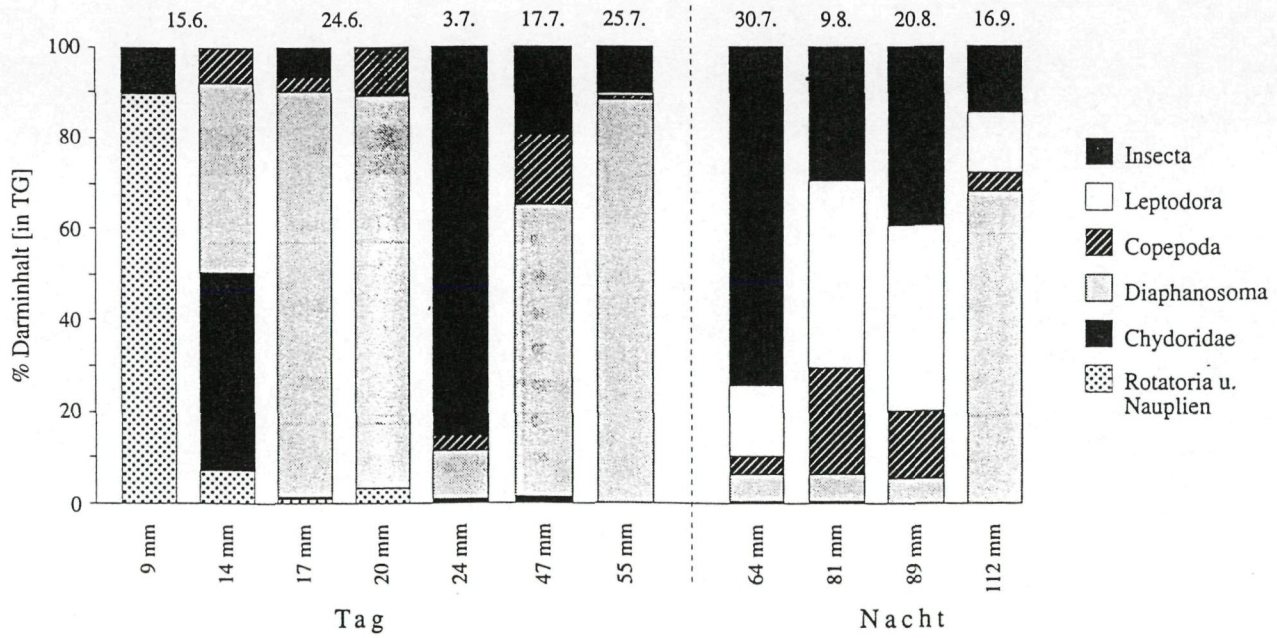


Abb. 6.8. Durchschnittliche Nahrungszusammensetzung in Laufe der ontogenetischen Entwicklung von *Pelecus cultratus*. Die Werte am unteren Ende der Säulen geben die durchschnittliche Totallänge der jeweiligen Gruppe an.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

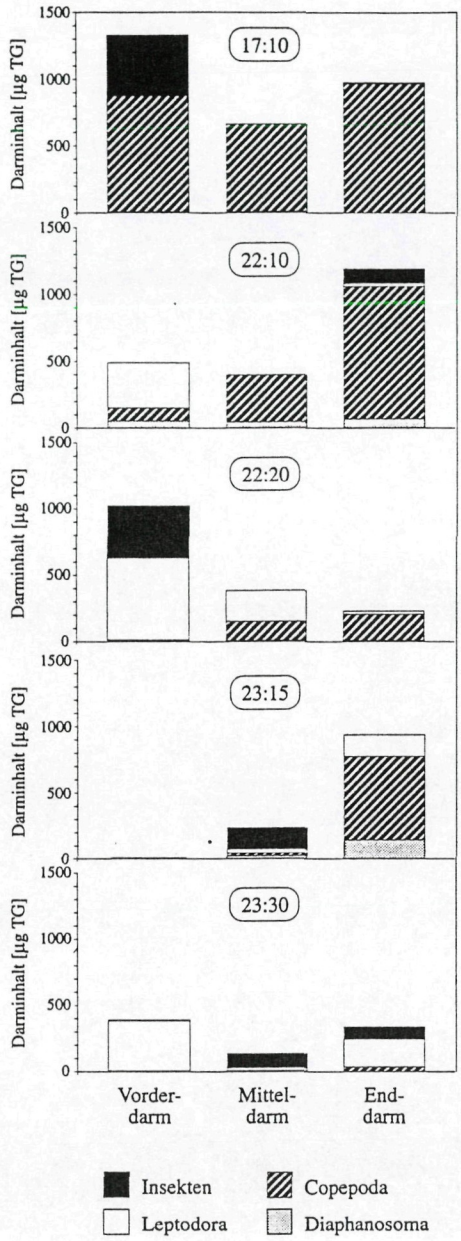


Abb. 6.9. Nahrungszusammensetzung von Einzelindividuen (*Pelecus cultratus*) zu verschiedenen Tageszeiten am 9.8.1991, aufgetrennt nach Darmabschnitten (Totallängen 68,3 - 88,0 mm).

eine ausgeprägte vertikale Einschichtung der Sichlinge, zum anderen deutet die Anwesenheit von Prälarven auf die unmittelbare Nähe von Laichplätzen hin.

Nach dem Schlüpfen steigen die Larven an die Wasseroberfläche und können, da ihre Schwimmfähigkeit noch schwach entwickelt ist, durch Strömungen weit verdriftet werden. Die dadurch bedingte Veränderung des Verteilungsmusters wird im Juni 1991 besonders deutlich (Abb. 6.5), als nach starkem Wind ein beträchtlicher Teil der 0+ Sichlinge in Ufernähe zu finden war.

Ernährung

Im Laufe der ontogenetischen Entwicklung verändert sich das Nahrungsspektrum von *P. cultratus* beträchtlich (Abb. 6.8), die Größe der Beutetiere nimmt mit dem Wachstum der Jungfische zu. Vom Schlüpfen bis zu einer Länge von etwa 10 mm ernähren sich die Larven fast ausschließlich von Rotatorien und Nauplien, die abgesehen von Protozoen mit Größen zwischen 0,1 und 0,3 mm die kleinsten verfügbaren tierischen Nahrungspartikel darstellen. Die Bedeutung von Protozoen für die Ernährung der Fischlarven ist schwer abzuschätzen, da sie in den Därmen aufgrund fehlender Hartsubstanzen nicht nachgewiesen werden können.

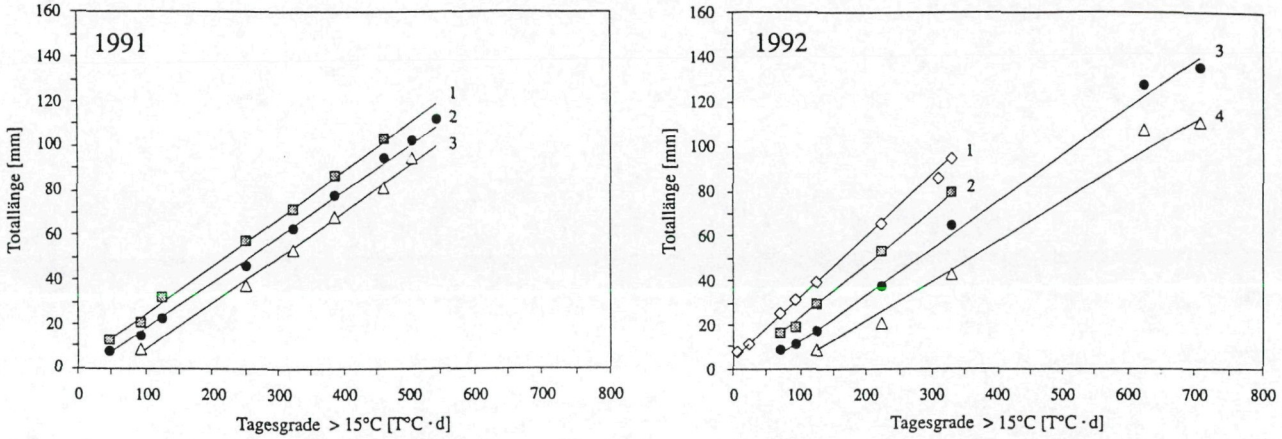
Die etwas größeren Chydoriden (0,3 bis 0,6 mm) sind zwar auch schon in der Nahrung der jüngsten Larven vertreten, spielen aber erst bei der nächsten Größenklasse (14 mm) ein wichtige Rolle. Danach verschwinden sie weitgehend aus dem Nahrungsspektrum der Sichlinge. *Diaphanosoma mongolianum* stellt bei Larven dieser Größenklasse mit einem Anteil von 40% die zweite Hauptkomponente der Nahrung dar. Darüber hinaus werden von Larven der Größenklasse 14 mm auch junge Copepodidstadien von *A. spinosus* aufgenommen.

Mit zunehmender Größe der Jungfische gewinnt *Diaphanosoma mongolianum*, die auch die Hauptnahrung adulter Sichlinge darstellt, als Nahrungskomponente an Bedeutung. Diese Cladocerenart macht bei Individuen mit 17 mm Länge bereits 90% der Gesamtnahrung (in Trockengewicht) aus, sie ist von nun an die wichtigste Nahrungsquelle von *P. cultratus*. Nur bei geringen Dichten von *D. mongolianum* ernähren sich die Sichlinge von Insekten und/oder Copepoden, wobei letztere erst bei größeren Sichlingen (> 70 mm) von Bedeutung sind. Offensichtlich entwickelt sich die Fähigkeit, Copepoden zu erbeuten, erst mit zunehmender Größe. Auch in Laborversuchen mit Sichlingen der Größenklasse 40 - 60 mm ergab sich eine äußerst geringe Fangeffizienz für *A. spinosus*.

Insekten können hingegen schon für Larven ab einer Größe von 20 mm eine wichtige Nahrungsquelle darstellen. Der Anteil dieser Nahrungskomponente zeigt jedoch starke Unterschiede zwischen verschiedenen Standorten und einzelnen Individuen. Unter den Insekten sind vor allem Thysanoptera, Chironomiden-Imagines, kleine Käfer und Corixidae vertreten.

Da ab Ende Juli der Fangerfolg von Sichlingen bei tagsüber durchgeführten Fängen aus methodischen Grün-

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at



	b	a	r^2
SI 1	,213	3,47	,984
SI 2	,204	-2,00	,993
SI 3	,205	-11,58	,987

	b	a	r^2
SI 1	,277	5,03	,946
SI 2	,242	-0,68	,950
SI 3	,209	-8,03	,993
SI 4	,179	-13,85	,970

Abb. 6.10. Regression zwischen Tagesgraden und mittlere Totallänge der einzelnen Kohorten von *Pelecus cultratus* (Regressionsgleichung: Totallänge = b * Tagesgrade + a; r^2 ... Bestimmtheitsmaß; SI 1 - 4 ... Kohorten)

den drastisch zurückging, können für diesen Zeitraum keine repräsentativen Angaben zur Ernährungsweise während des Tages gemacht werden. Allerdings bietet die Analyse der im Laufe der Nacht gefangenen Sichlinge die Möglichkeit, den Nahrungswechsel im Verlauf der Dämmerung zu dokumentieren.

In Abb. 6.9 ist der Darminhalt einzelner Individuen (aufgetrennt in drei Darmabschnitte) aus verschiedenen Fängen vom 9.8.1992 dargestellt. Während am Nachmittag in allen drei Abschnitten Copepoden dominieren, sind sie um 22°° nur noch im Enddarm in größerer Menge nachzuweisen und fehlen gegen Mitternacht fast völlig. Parallel zur beschriebenen Abnahme der Copepoden gewinnen *Leptodora kindti* und Insekten als Nahrungskomponenten an Bedeutung.

Der an diesem Termin ungewöhnlich hohe Anteil an Copepoden erklärt sich aus dem geringen Angebot an *D. mongolianum* bei gleichzeitig hoher Dichte von *A. spinosus*.

Die diurnal unterschiedliche Aufnahme von *L. kindti* ist im Zusammenhang mit der sich ändernden Vertikalverteilung dieser Art zu sehen: *L. kindti* hält sich tagsüber vorwiegend in Bodennähe auf, während der Nacht verteilt sich die Population hingegen gleichmäßig in der gesamten Wassersäule (Hain & Auer, pers. Beobachtung). Daher steht *L. kindti* den oberflächenorientierten Sichlingen erst mit Einsetzen der Dämmerung als Nahrung zur Verfügung.

Generell ist eine Abnahme von Freßrate und Darmfüllungsgrad im Lauf der Nacht festzustellen.

W a c h s t u m

Die berechneten Tagesgrad-Längen-Regressionen sind in Abb. 6.10 dargestellt. Die tägliche Wachstumsleistung von *P. cultratus* erreicht bei einer Temperatur von 20°C ca. 1 mm.

Die Regressionsgeraden der einzelnen Kohorten verlaufen 1991 annähernd parallel, 1992 ist der Steigungskoeffizient späterer Kohorten geringer. Die Gründe für diese Wachstumsverminderung sind unklar, möglicherweise spielen hier die außerordentlich hohen Temperaturen im August 1992 oder Nahrungslimitierung eine wichtige Rolle.

6.3.2. Laube (*Alburnus alburnus*)

L a i c h z e i t u n d K o h o r t e n

Als "multiple spawners" geben Lauben ihre Geschlechtsprodukte portionsweise über mehrere Termine verteilt während der gesamten Laichperiode ab.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

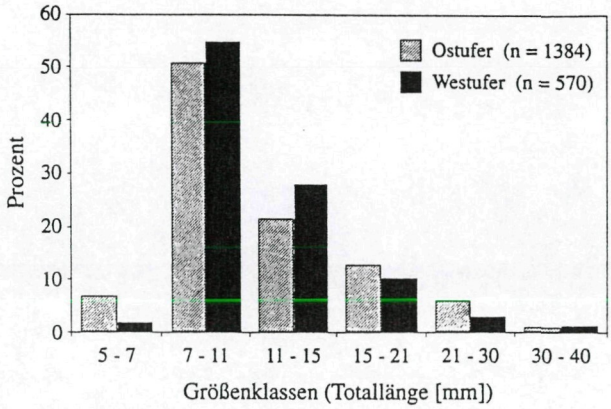


Abb. 6.11. Vergleich der Längenfrequenzen von *Alburnus alburnus* am Ost- und Westufer des Neusiedler Sees am 20.7.1992.

Die Reproduktionsphase reichte im Jahr 1991 von Anfang Juni bis Mitte August und im Jahr 1992 - infolge der früher einsetzenden Erwärmung des Sees - von Mitte Mai bis Anfang August (Abb. 6.28). Die lange Laichperiode führte zu einem breit gestreuten Längenfrequenzspektrum und damit in beiden Untersuchungsjahren zu einer sehr heterogenen Populationsstruktur (Abb. 6.13).

Da wegen der hohen Trübe des Neusiedler Sees keine Direktbeobachtung von Laichvorgängen möglich war, erfolgte die Datierung indirekt über die Rückberechung des Alters der gefangenen Jungfische (vgl. Abb. 6.13 und 6.19). Die Ablaichtermine liegen häufig im Bereich von Erwärmungsphasen (Abb. 6.28) und sind wahrscheinlich durch die saisonale Temperaturentwicklung im gesamten Neusiedler See synchronisiert. Ein deutliches Indiz hierfür sind die Längenfrequenz-Verteilungen von 0+ Lauben, die keine wesentlichen Unterschiede zwischen dem Ost- und Westteil des Neusiedler Sees erkennen lassen (Abb. 6.11).

Diese wiederholten Laichereignisse führen zur Bildung diskreter Kohorten (Abb. 6.13). Dadurch ist es notwendig, für die Analyse von Populationsentwicklung und Wachstum die Gesamtpopulation der Junglauben in Einzelkohorten aufzutrennen.

Die Abgrenzung der Kohorten zueinander erfolgte in Anlehnung an die Petersen Methode (Bagenal 1978) basierend auf den Längenfrequenz-Verteilungen zu den einzelnen Terminen. Nach diesem Modell entspricht jeder Verteilungsgipfel (Modalwert) einer abgrenzbaren Altersklasse. Neu hinzukommende Kohorten bilden stets am Beginn des entsprechenden Verteilungsdiagramms ein meist ausgeprägtes Maximum. Ausgehend von diesem Anfangswert kann das Wachstum der Kohorten aufgrund der kurzen Intervalle zwischen den Befischungsterminen über die gesamte Saison gut verfolgt werden.

Mit Hilfe der beschriebenen Methode konnten für das Jahr 1991 zehn und für das Jahr 1992 neun Kohorten unterschieden werden.

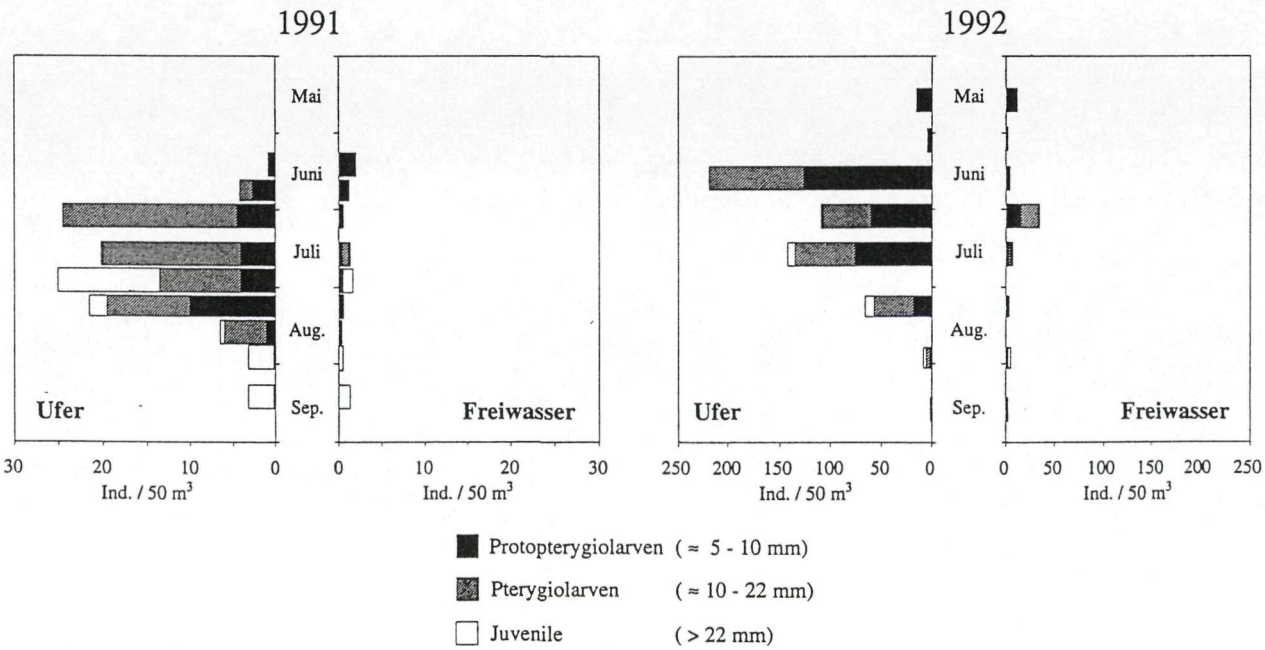


Abb. 6.12. Abundanzentwicklung und räumliche Verteilung von *Alburnus alburnus* im Neusiedler See, aufgetrennt nach Entwicklungsstadien.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

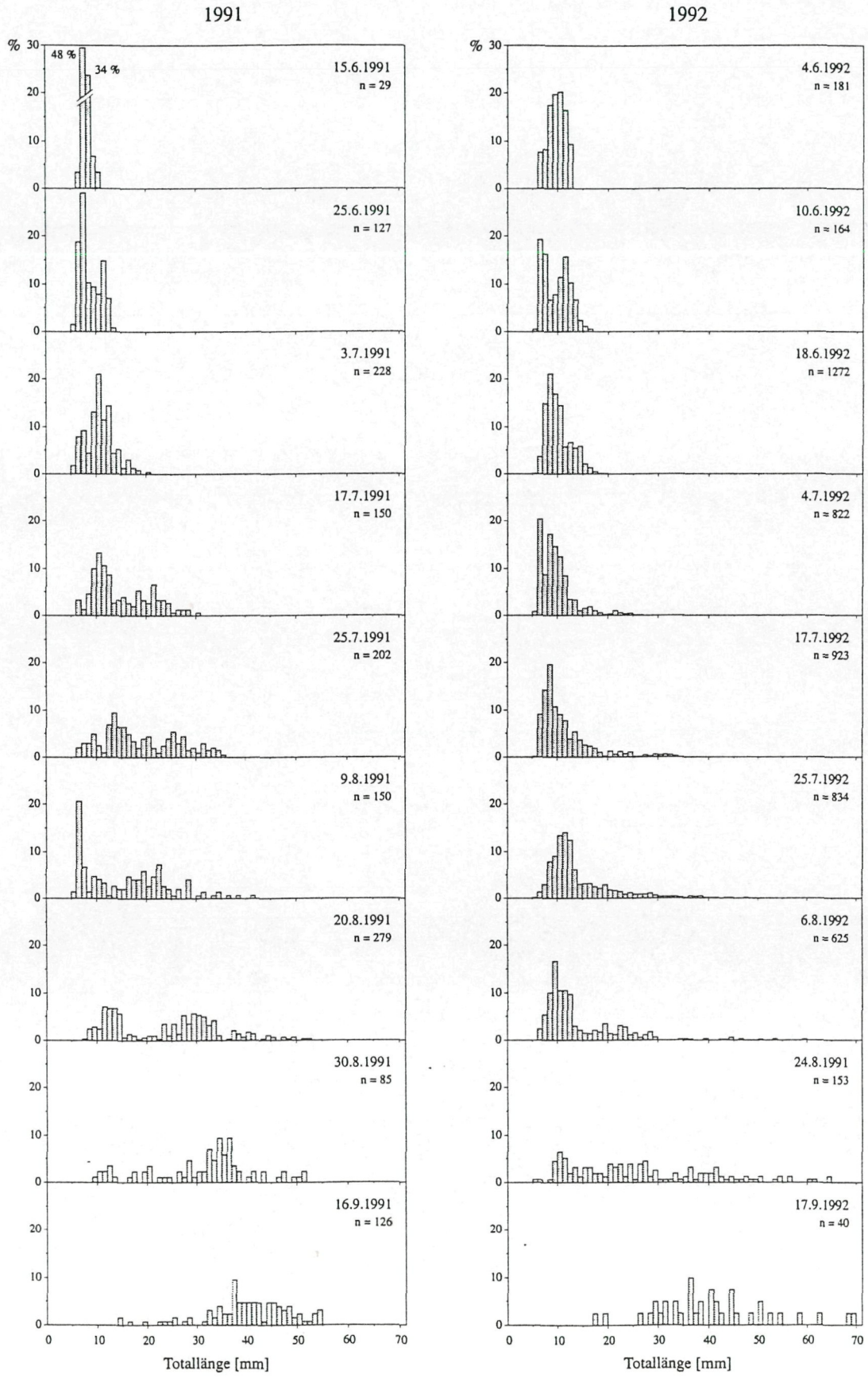


Abb. 6.13. Abundanzentwicklung der einzelnen Kohorten von *Alburnus alburnus* im Neusiedler See (Illmitzer Bucht) in den Jahren 1991 und 1992.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

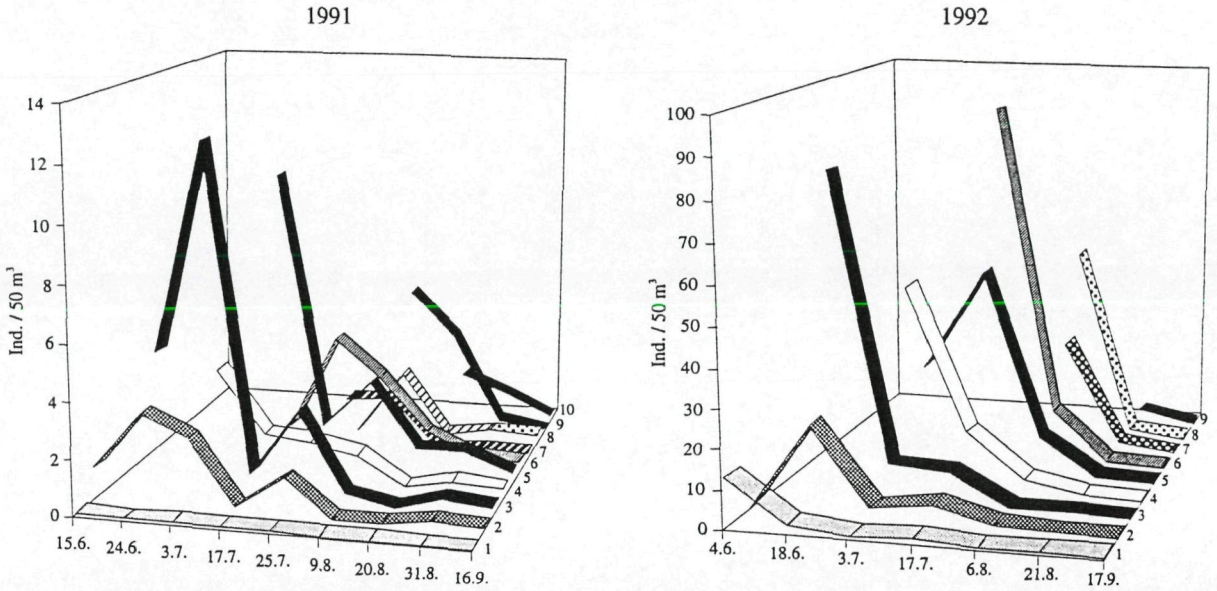


Abb. 6.14. Abundanzentwicklung der einzelnen Kohorten von *Alburnus alburnus* im Neusiedler See (Illmitzer Bucht) in den Jahren 1991 und 1992.

Abundanzentwicklung und Phänologie

Die Abundanzentwicklung der Junglauben im Neusiedler See zeigte in beiden Untersuchungsjahren folgenden generellen Verlauf (Abb. 6.12):

Mit Beginn der Laichzeit (Mai - Juni) stieg die Abundanz der Junglauben zunächst langsam an, erreichte nach ca. 2-3 Wochen einen Höhepunkt und blieb in weiterer Folge über mehrere Wochen hinweg relativ konstant hoch. Mit dem Ende der Laichzeit (Anfang bis Mitte August) kam es zu einer sehr raschen Abnahme der Jungfischdichten, wobei die erreichten Werte ab diesem Zeitpunkt auf einem annähernd konstant niedrigen Niveau blieben.

Hinsichtlich der Gesamtabundanz ist zu bemerken, daß im Jahr 1992 nahezu fünfmal höhere Werte als im Jahr davor ereicht wurden. Am Ende der Saison (Mitte September) lagen die Abundanzen der Junglauben jedoch in beiden Jahren annähernd gleich hoch (im Freiwasser: 1991: 1,5 Ind./50m^3 bzw. 1992: 2,0 Ind./50m^3).

Die im Vergleich zu 1991 außerordentlich deutliche Dichteabnahme im Herbst 1992 könnte in einem direkten Zusammenhang mit dem erhöhten Räuberdruck durch die in diesem Jahr ebenfalls sehr gut entwickelte Jungzanderpopulation stehen (vgl. Willemsen 1977, van Densen 1985).

Generell fällt auf, daß der Verteilungsschwerpunkt der 0+ Lauben in Ufernähe liegt, während die Bestandsdichten im Freiwasser stets gering bleiben. In diesem Zusammenhang muß jedoch berücksichtigt werden, daß das Freiwasser eine im Verhältnis zum Uferbereich wesentlich größere Fläche umfaßt. Ein großer Teil der 0+ Generation ist daher trotz der geringeren Dichte im offenen See zu finden. Eine wesentliche Voraussetzung für diese Überlegung ist die äußerst homogene Verteilung der 0+ Lauben im Freiwasser.

1992 war der relative Anteil der Junglauben im Freiwasser im Vergleich zum Uferbereich mit einem Verhältnis von 1:9 durchschnittlich doppelt so hoch wie 1991 (1:18). Eine mögliche Ursache dafür könnte im verstärkten Abwandern ins Freiwasser als Folge hoher intraspezifischer Raum- und Nahrungskonkurrenz in den Uferbereichen liegen.

Mit Ende des Sommers setzte in beiden Untersuchungsjahren ein verstärktes Abwandern in den Freiwasserbereich ein, wie es für juvenile Lauben typisch ist (Entz 1949/50). Während 1991 erst Mitte September ein Abundanzanstieg im Freiwasser zu erkennen war, konnten 1992 schon in der letzten Augustwoche die höchsten Dichten in diesem Bereich verzeichnet werden.

Die Analyse der Abundanzentwicklung der einzelnen Kohorten (Abb. 6.14) macht die komplexe Zusammensetzung der 0+ Generation von *A. alburnus* im Neusiedler See deutlich.

Die durchgehend hohe Gesamtbestandsdichte wird vorwiegend von den frischgeschlüpften Tieren ver-

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

schiedener Kohorten aufrechterhalten (vgl. Abb. 6.12). Da innerhalb einer Kohorte aufgrund der hohen Mortalität in der ersten Lebensphase eine rasche Abundanzabnahme zu verzeichnen ist, verliert jede Kohorte mit fortschreitender Entwicklung für den Gesamtbestand an Bedeutung.

Bezüglich der Kohortenstärke fällt auf, daß in beiden Untersuchungsjahren die Kohorten, die zu Beginn und gegen Ende der Laichzeit aufkamen, deutlich geringere Dichten erreichten als jene, die sich zur Hauptlaichperiode Mitte des Sommers entwickelten.

Laichort und räumliche Verteilung

Im allgemeinen wird die Laube als Uferlaicher beschrieben, die ihre Eier über hartem, meist schottrigem Grund in Flachwasserbereichen ablegt (Filka 1988). Die Eier haften nach der Ablage auf dem Substrat und sind dadurch vor Verdriftung geschützt. Ob Schilfrhizome und -halme als Ersatzsubstrat von *A. alburnus* im Neusiedler See angenommen werden, konnte in der vorliegenden Untersuchung nicht geklärt werden. Aufgrund der Substratverhältnisse im Neusiedler See scheinen die Ablaichmöglichkeiten der Laube jedoch auf bestimmte Bereiche beschränkt zu sein.

Im Rahmen der vorliegenden Studie konnte im Südteil der Illmitzer Bucht ein Bereich abgegrenzt werden, der zumindest annähernd den genannten Substratanforderungen entspricht (ausgedehnte Hartsubstratbereiche unmittelbar dem Schilf vorgelagert) und daher einen geeigneten Laichort darstellt.

Dafür sprechen auch (1) die große Anzahl laichreifer Weibchen, die während der gesamten Laichzeit in diesem Bereich gefangen werden konnten, und (2) die Tatsache, daß während der gesamten Reproduktionsphase frisch geschlüpfte Larven in hohen Dichten anzutreffen waren.

Die Ergebnisse einer am 17.7.1992 durchgeführten Befischung in der Illmitzer Bucht verdeutlichen das räumliche Verteilungsmuster der Junglauben (Abb. 6.16).

Anhand der Abundanzen sind klar voneinander abgrenzbare Teilbereiche innerhalb der Illmitzer Bucht zu unterscheiden (Abb. 6.16). Im Nordteil (NN1 - NO2) waren bei annähernd gleichbleibendem Fangerfolg in allen Fängen relativ hohe Dichten (180 - 240 Ind./50m^3) festzustellen. Im Vergleich dazu lagen im Ostteil (SO1, SO2) die Abundanzen deutlich niedriger (50 Ind./50 m^3). Am Südufer (SS1 - SW2) hingegen zeigte sich im Ost-West-Verlauf ein rascher Abundanzanstieg mit einem

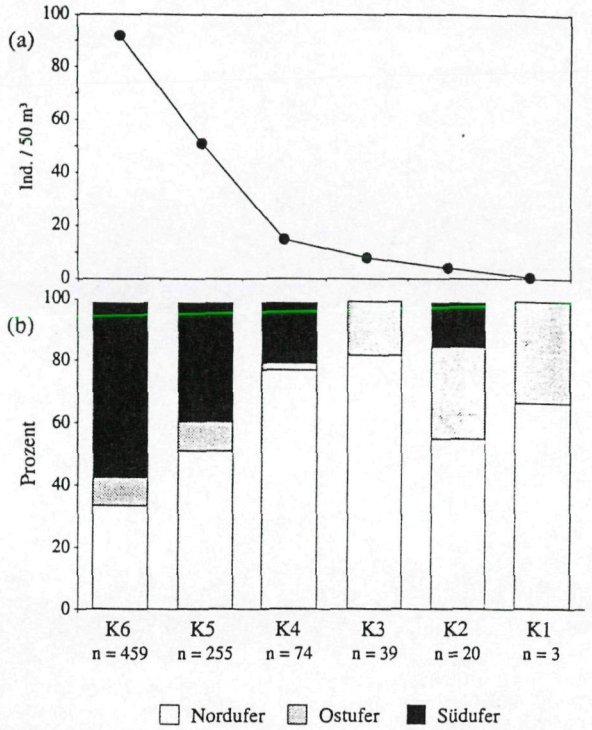


Abb. 6.15. (a) Gesamtabundanz der einzelnen Kohorten (K1 - K6) von *Alburnus alburnus* im Uferbereich und (b) relative Häufigkeit der Kohorten in den verschiedenen Buchtteilen am 17.7.1992. (n = Anzahl der Tiere jeder Kohorte)

Maximum (492 Ind./50 m^3) im südlichst gelegenen Teil der Bucht (SW1). Im angrenzenden Bereich (SW2), der durch eine stärkere Weichsedimentauflage gekennzeichnet ist, waren die Jungfischdichten deutlich geringer.

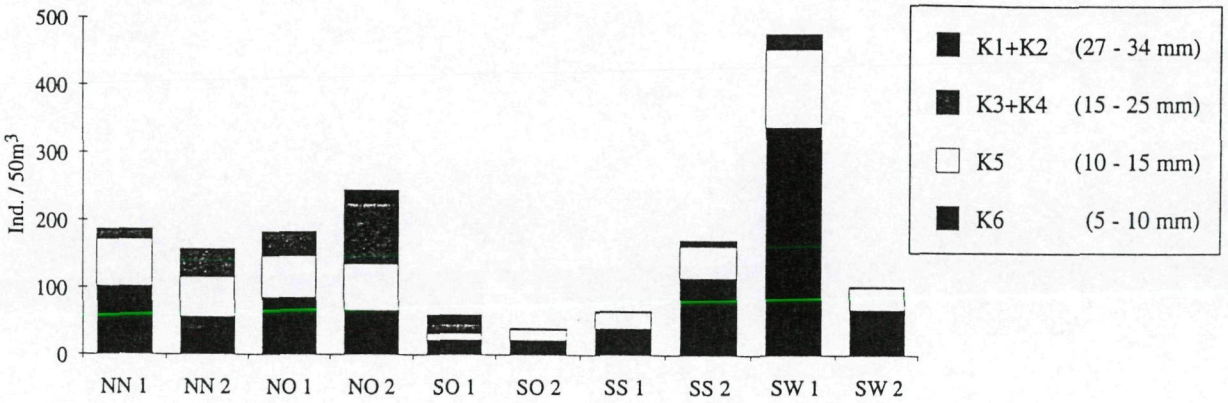
Nach Auftrennung der Fänge in einzelne Kohorten zeigte sich, daß deren relative Anteile in den verschiedenen Buchtabschnitten deutliche Unterschiede aufwiesen (Abb. 6.15 b).

So waren die ältesten Kohorten (K1 - K3, Totallänge: 20 - 34 mm) überwiegend am Nord- und Ostufer anzutreffen, während sich die Tiere der jüngsten Kohorte (K6: 5 - 10 mm) im Südteil konzentrierten.

Mit zunehmendem Alter der Fische (K4 und K5: 10 - 20 mm) gewinnt der Nordteil der Illmitzer Bucht im Vergleich mit dem Südteil immer mehr an Bedeutung. Offensichtlich erfolgt also die - wahrscheinlich meist passive - Ausbreitung der Larven von SW1 ausgehend in die benachbarten Bereiche.

Besonders auffallend ist der äußerst geringe Anteil von Jungfischen < 15 mm (K4 - K6) am Ostufer, der möglicherweise auf die extreme Strömungsexposition dieses Bereiches zurückzuführen ist. Dieser Teil der Illmitzer Bucht scheint daher als Lebensraum für Larven wenig geeignet zu sein. Die in diesem Bereich mit hohen

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at



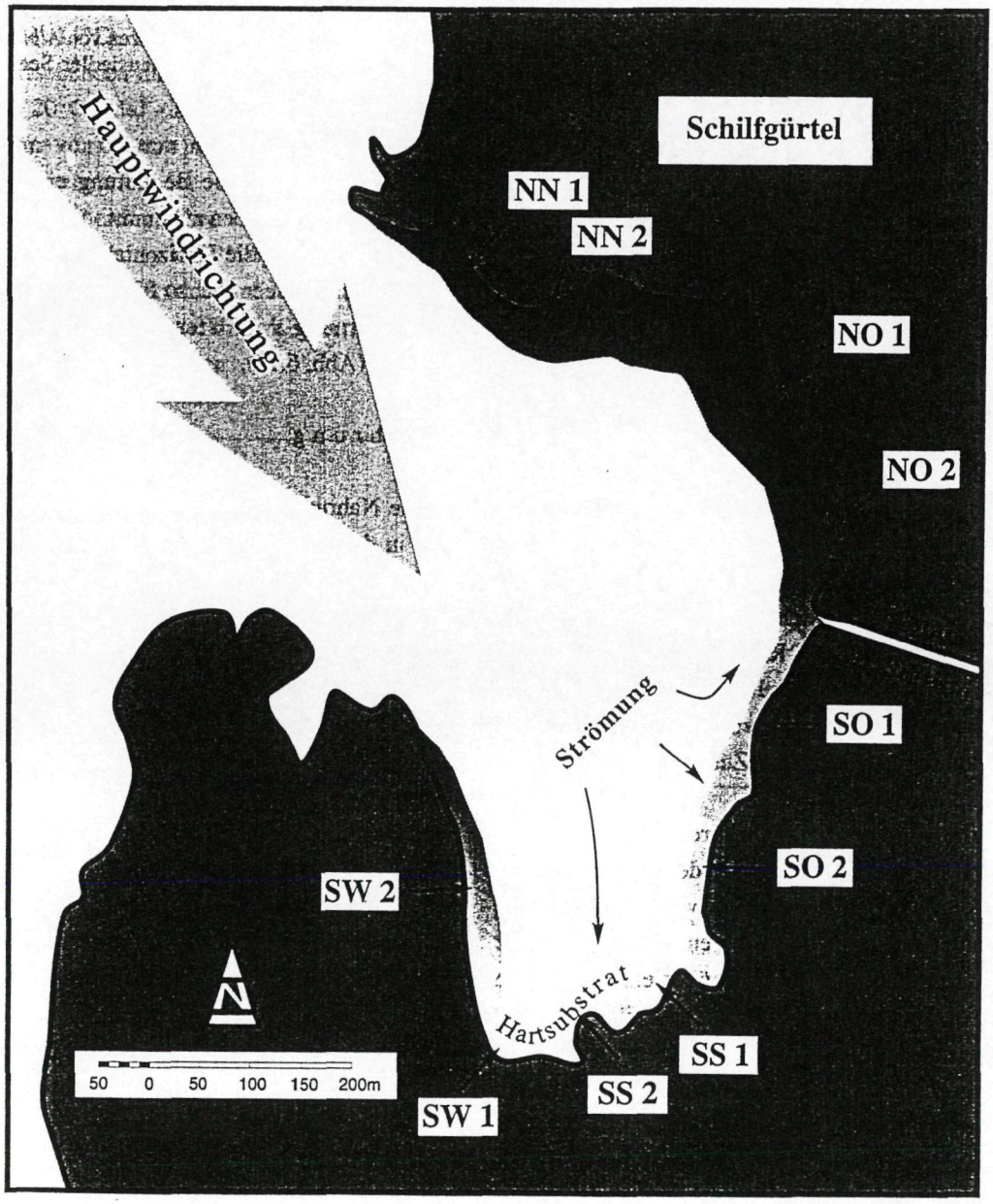


Abb. 6.16. Räumliche Verteilung verschiedener Kohorten (K1 … K6) von 0+ Lauben am 17.7.1992 in der Illmitzer Bucht. Jedes Transekt (NN1 … SW2) umfaßte auf einer Länge von 100 m ein filtriertes Wasservolumen von 25 m³.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

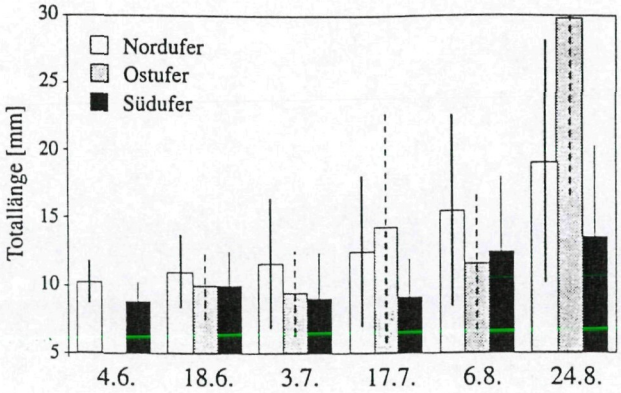


Abb. 6.17. Vergleich der durchschnittlichen Totallängen (Mittelwert ± Standardabweichung) von *Alburnus alburnus* in verschiedenen Uferbereichen der Illmitzer Bucht im Sommer 1992.

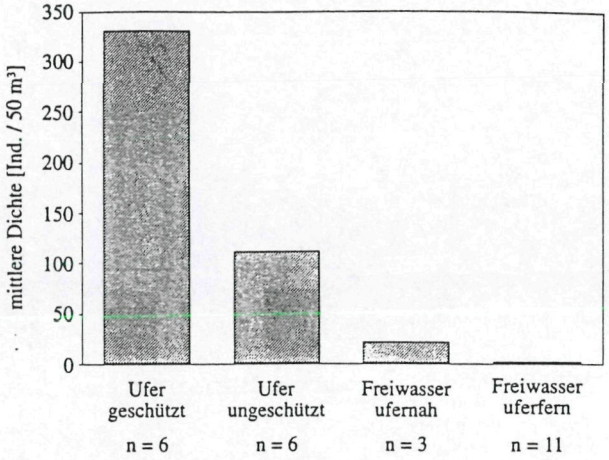


Abb. 6.18. Vergleich der Abundanzen von *Alburnus alburnus* in verschiedenen Habitaten des Neusiedler Sees am 20.7.1992 (n = Anzahl der Fänge).

Anteilen vertretenen Kohorten sind juvenil (K1 - K3), was darauf hindeutet, daß die Lauben ab diesem Entwicklungsstadium offenbar besser mit den dort herrschenden Strömungsverhältnissen zurechtkommen.

Ein ähnliches Verteilungsmuster in den verschiedenen Buchtabschnitten konnte auch an den übrigen Fangterminen beobachtet werden. Der Vergleich der mittleren Totallängen in den einzelnen Buchtbereichen zeigt, daß die Junglauben im Südteil stets kleiner waren als im Norden (Abb. 6.17). Bis zum Ende der Laichperiode Anfang August blieben die Totallängen im Südteil annähernd konstant. Dies erklärt sich aus der Tatsache, daß im Südteil durch frisch geschlüpfte Larven der Anteil der jüngsten Stadien immer sehr hoch war. Zudem kommt es vermutlich aufgrund von Raum- und Nahrungskonkurrenz zum Abwandern älterer Jungfische in benachbarte Bereiche. Erst mit Ende der Reproduktionsphase konnte auch im Südteil der Bucht eine Zunahme der mittleren Länge verzeichnet werden.

Im Nordteil hingegen war während der gesamten Saison ein kontinuierlicher Anstieg der Durchschnittslänge zu beobachten, da nur ein relativ geringer Teil der frisch geschlüpften Larven bis in diesen Bereich gelangte. Die älteren Tiere jedoch verblieben über einen längeren Zeitraum in diesem strömungsgeschützten Teil der Bucht.

Die im saisonalen Verlauf stark fluktuierenden Durchschnittslängen am Ostufer weisen darauf hin, daß in diesem Bereich die verschiedenenen Größenklassen in je nach Strömungssituation wechselnden Anteilen vorkommen.

Die geringen Dichten während des gesamten Befischungszeitraumes legen auch die Vermutung nahe, daß dem Ostufer primär die Bedeutung eines "Durchzugsgebietes" für Junglauben zukommt.

Betrachtet man die Horizontalverteilung der 0+ Lauben in Richtung Seemitte, so fällt auf, daß mit zunehmender Entfernung vom Ufer die Abundanz exponentiell abnimmt (Abb. 6.18).

Ernährung

Die Nahrung juveniler Lauben (> 22 mm Totallänge) wird in der Regel von *Diaphanosoma mongolianum* und Anfluginsekten dominiert, während Copepodid- und Adultstadien von *Arctodiaptomus spinosus* trotz hohem Angebot (vgl. Abb. 7.1) so gut wie nie aufgenommen wurden. *Leptodora kindti* ist aufgrund ihres zeitlich begrenzten Auftretens nur von geringer Bedeutung, nennenswerte Dichten konnten darüber hinaus nur in Därmen von Tieren gefunden werden, die im Zuge von Nachtbefischungen gefangen wurden.

Generell ist nachts eine Größenzunahme der aufgenommenen Beutetiere (vor allem *L. kindti* und *D. mongolianum*) zu bemerken. Einerseits ist dies durch die Zunahme des Angebotes an *L. kindti* aufgrund ihres nächtlichen Aufsteigens an die Wasseroberfläche zu erklären. Andererseits spielt in diesem Zusammenhang die erschwerte Wahrnehmung von kleineren Beuteobjekten bei geringer Lichtintensität eine wesentliche Rolle (Mills et al. 1986).

Das Ernährungsspektrum der Junglauben ändert sich im Laufe der ontogenetischen Entwicklung und ist in Tab. 6.3 kurz zusammengefaßt.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

W a c h s t u m

Wie bei der Analyse der anderen untersuchten Jungfischarten wurde auch für die Lauben das Modell der Tagesgrade verwendet, das eine hohe Anpassungsgüte für die Beziehung zwischen Temperatur und Längenwachstum ergab (r^2 = 0,68 - 0,99).

Die Regressionsgeraden der einzelnen Kohorten verlaufen im Jahr 1991 annähernd parallel, während im Jahr 1992 ein kontinuierlicher Rückgang der Wachstumsleistungen zu verzeichnen war (Abb. 6.19). Die durchschnittliche Wachstumsrate erreichte in beiden Untersuchungsjahren sehr ähnliche Werte und liegt bei ca. 0,08 mm/Tagesgrad (>15°C). Dies entspricht bei der im Neusiedler See herrschenden durchschnittlichen Wassertemperatur von ca. 20°C (Mai - September 1991 und 1992) einem Wachstum von 0,4 mm pro Tag.

Ein Varianzvergleich der Steigungskoeffizienten (F-Test) zwischen beiden Jahren zeigt einen schwach signifikanten Unterschied ($p < 0,0196$). Die hohe Varianz im Jahr 1992 weist auf unterschiedliche Wachstumsbedingungen im Verlauf der Saison hin, die vermutlich auf einer Nahrungslimitierung beruhen.

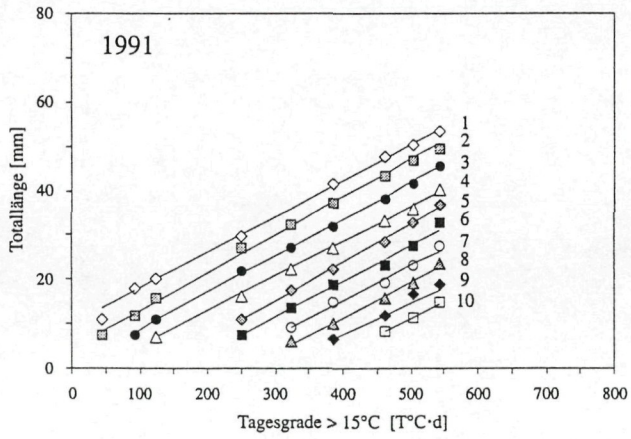
Tab. 6.3. Ontogenetisch bedingte Abfolge der wichtigsten Komponenten im Nahrungsspektrum von 0+ *Alburnus alburnus*.

Stadium	Nahrungskomponente
protopterygiolarval (5-10 mm)	Rotatorien (v.a. *Filinia longiseta*, *Brachionus* sp.), Nauplien
pterygiolarval (10 - 22 mm)	*Diaphanosoma mongolianum*
ab ca. 18mm	zusätzlich: Anfluginsekten und *Leptodora kindti*
juvenil (> 22 mm)	*Diaphanosoma mongolianum*, Anfluginsekten, *Leptodora kindti*

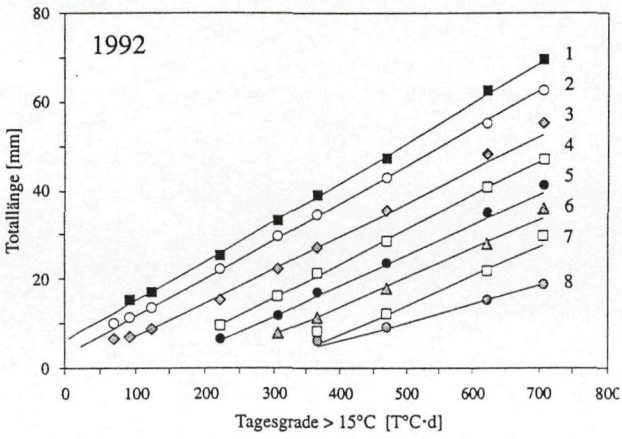
6.3.3. Brachsen (*Abramis brama*) und Güster (*Blicca bjoerkna*)

Da eine gesicherte Unterscheidung der Larven von Brachsen und Güster im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht möglich war, werden diese beiden Arten im folgenden gemeinsam behandelt.

Die Laichperiode begann in Jahr 1991 Mitte Juni und erreichte gegen Ende des Monats ihren Höhepunkt, 1992 setzte die Laichaktivität etwa einen Monat früher ein,



	b	a	r^2
LAU 1	,081	9,89	,990
LAU 2	,086	4,27	,982
LAU 3	,083	0,42	,984
LAU 4	,079	-2,93	,987
LAU 5	,087	-10,93	,980
LAU 6	,081	-12,78	,965
LAU 7	,079	-16,46	,957
LAU 8	,079	-20,26	,965
LAU 9	,069	-19,94	,890
LAU 10	,077	-27,34	,787



	b	a	r^2
LAU 1	,095	3,54	,981
LAU 2	,085	2,97	,970
LAU 3	,075	-0,49	,933
LAU 4	,077	-7,46	,972
LAU 5	,069	-9,26	,970
LAU 6	,650	-12,25	,960
LAU 7	,066	-19,02	,930
LAU 8	,041	-10,42	,680

Abb. 6.19. Regression zwischen Tagesgraden und mittlerer Totallänge der einzelnen Kohorten von *Alburnus alburnus* im Neusiedler See. (Regressionsgleichung: Totallänge = b * Tagesgrade + a ; r^2 ... Bestimmtheitsmaß; MW ... Mittelwert, s ... Standardabweichung).

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

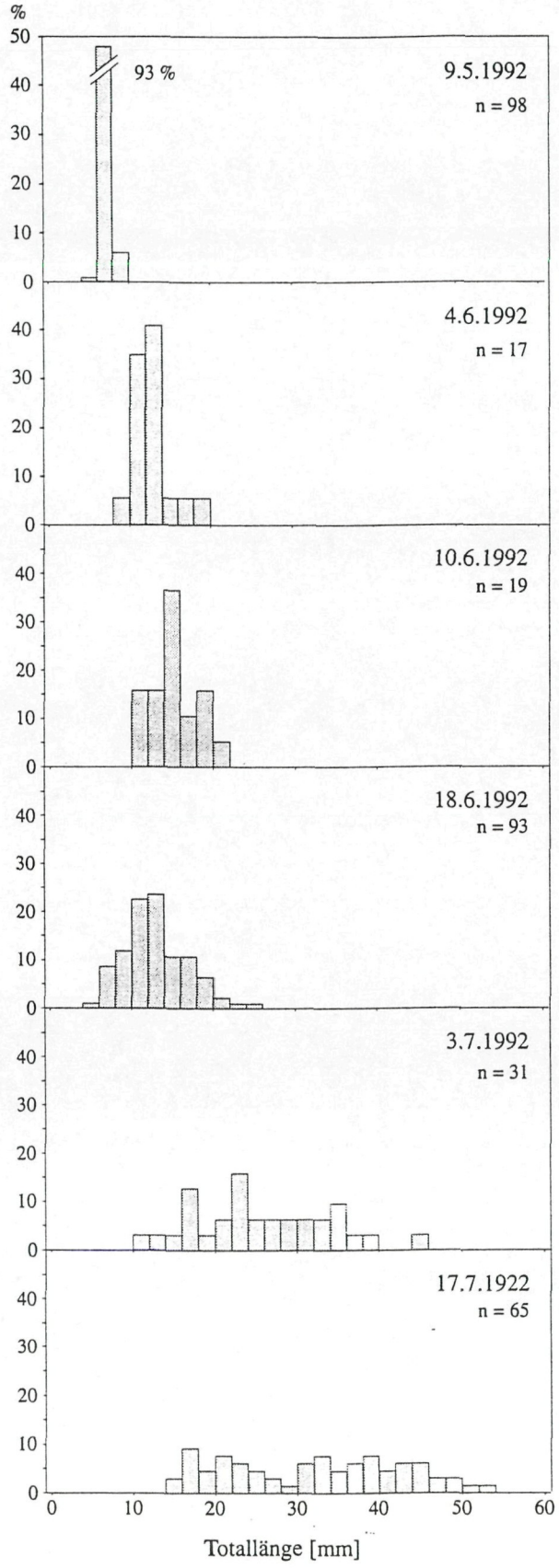


Abb. 6.20. Gemeinsame Längenfrequenz-Verteilung der Jungfische von *Abramis brama* und *Blicca bjoerkna* im Neusiedler See (1992).

reichte aber weit in den Juni hinein (Abb. 6.20). Auch mit Hilfe der Gonadenentwicklung (vgl. Kap. 5.3 und 5.4) konnten keine Unterschiede in den Laichterminen von Brachsen und Güster festgestellt werden. Ob die beiden Abundanzmaxima der Jungfische (Abb. 6.27) jeweils eine Art repräsentieren oder ob sie auf verschiedene Laichschübe beider Arten zurückzuführen sind, kann nicht gesagt werden.

6.3.4. Zander (*Stizostedion lucioperca*)

Laichzeit und Bestandsentwicklung

Nach Craig (1987) erfolgt das Ablaichen von *S. lucioperca* zwischen April und Mai bei Wassertemperaturen um 12°C. Im Neusiedler See lag der Höhepunkt der Laichaktivität im Jahr 1992 Ende April bei Temperaturen zwischen 13° und 15°C (Abb. 6.28). Die einheitliche Populationsstruktur der 0+ Generation (Abb. 6.21) läßt auf eine eng begrenzte Reproduktionsphase mit einmaliger Laichabgabe der Weibchen schließen, wie es auch von Deelder & Willemsen (1963) und Craig (1987) beschrieben wird.

Bestandsdichte

Die Fangergebnisse beider Untersuchungsjahre weisen auf einen sehr unterschiedlichen Reproduktionserfolg hin. So konnten 1991 nur am ersten Befischungstermin Mitte Juni einige wenige Jungfische (5 Individuen!) gefangen werden, während 1992 über den Zeitraum von Mai bis Juli regelmäßig 0+ Zander in zum Teil sehr hoher Abundanz (bis 320 Ind/50 m^3) nachgewiesen wurden. Starke Schwankungen in den Jahrgangsstärken von Zandern sind auch vom Balaton (Biró 1985), Tjeukemeer (van Densen 1985) und Ijsselsmeer (Buijse & Houthuijzen 1992) bekannt. Nach Buijse & Houthuijzen (1992) stellt der saisonale Temperaturverlauf den entscheidenden Faktor für den Reproduktionserfolg von *S. lucioperca* dar.

Die Bestandsentwicklung der Jungzander im Jahr 1992 (Abb. 6.27) zeigt bis Ende Mai eine starke Zunahme der Abundanz, was auf einen Hauptschlüpftermin Mitte Mai hinweist. Als Ursachen für die folgende rasche Abnahme der Dichten kommen neben Verlusten durch hohe altersspezifische Mortalität auch der Habitatwechsel vom Freiwasser zu bodennahen Schichten und die daraus resul-

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

tierende Verringerung der Fangwahrscheinlichkeit in Frage.

Laichplatz und räumliche Verteilung

Nach Deelder & Willemsen (1964) und Craig (1987) erfolgt das Ablaichen von *S. lucioperca* vorwiegend auf sandigem oder kiesigem Untergrund in vom Männchen freigefächelten "Nestern". Da im Neusiedler See geeignete Stellen aufgrund der Sedimentbeschaffenheit selten sind, erfolgt die Eiablage wahrscheinlich auch an Schilfhalmen und -rhizomen, wie sie Wheeler (1969) als mögliches Ersatzsubstrat angibt.

Die hohe Abundanz jüngster Stadien (Protopterygiolarven) in Ufernähe weist auf die Bedeutung der Schilf-

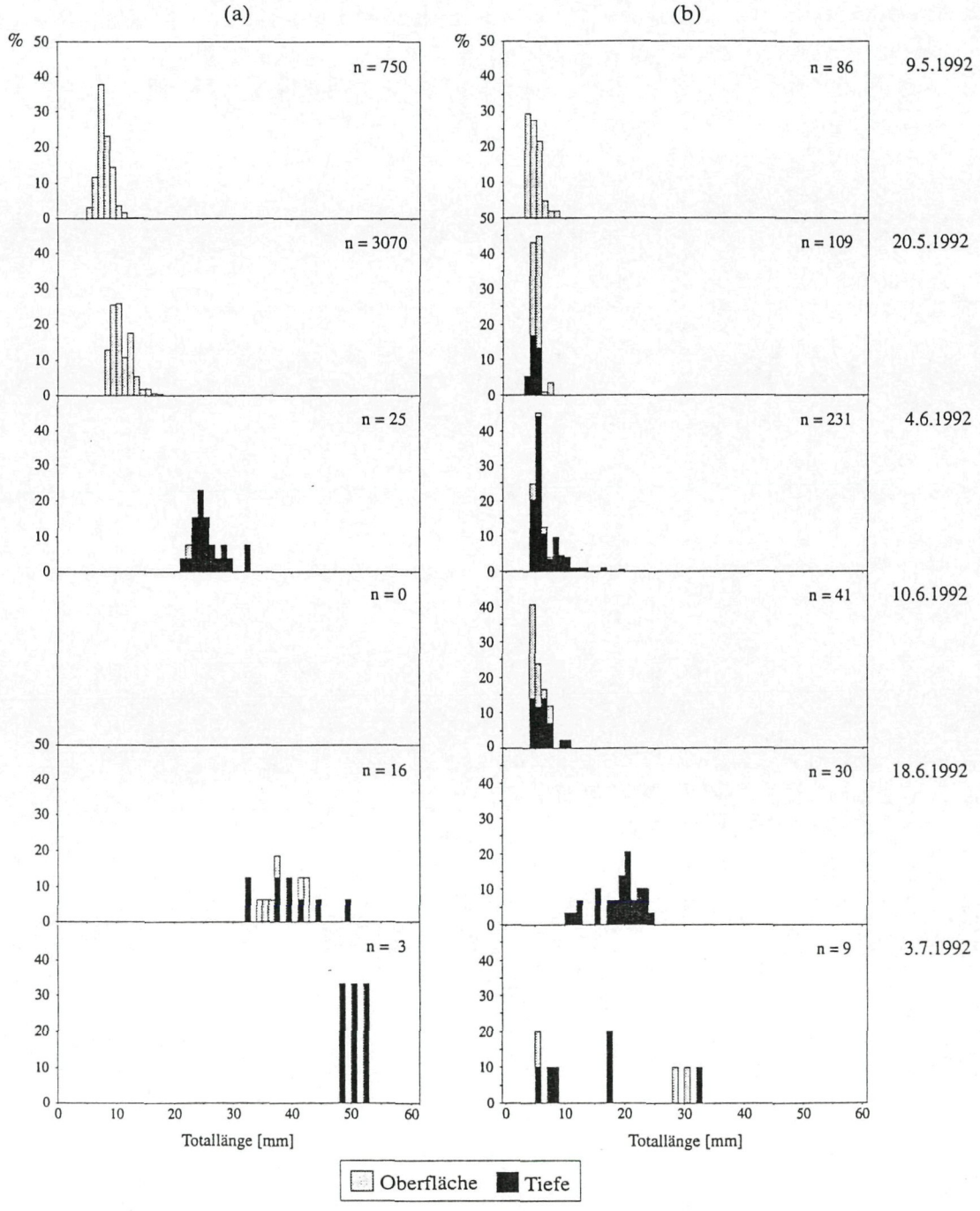


Abb. 6.21. Längenfrequenz-Verteilung der Jungfische von (a) *Stizostedion lucioperca* und (b) *Gymnocephalus cernuus*. Die unterschiedlichen Signaturen weisen den Anteil der Tiere aus Fängen an der Oberfläche bzw. in der Tiefe aus.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

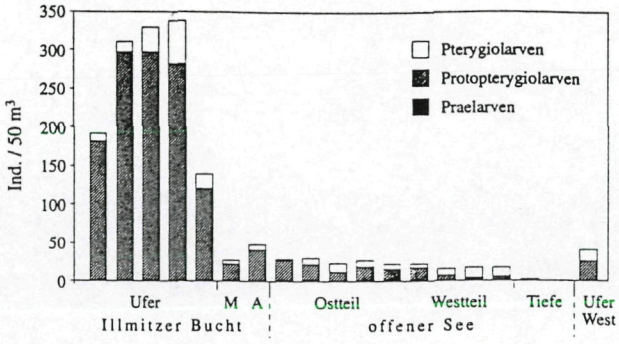


Abb. 6.22. Räumliche Verteilung von *Stizostedion lucioperca* entlang eines Ost-West-Transektes (Illmitz - Mörbisch) vom 20.5.1992. Jeder Balken stellt einen Einzelfang dar (M ... Bucht Mitte, A ... Bucht Ausgang).

kante als Laichplatz hin (Abb. 6.22). Da die Fangzahlen im Freiwasser des offenen Sees zwar deutlich geringer, aber auffallend konstant sind, ist mit einem nicht unbeträchtlichen Freiwasserbestand von *S. lucioperca* zu rechnen (vgl. Kap. 6.3.2). Es stellt sich die Frage, ob diese Tiere aus Eigelegen des offenen Sees selbst stammen oder sich - aktiv oder passiv - von den Ufern aus über den See verbreitet haben. Der im Vergleich zu Uferbereichen (12%) höhere Anteil älterer Stadien (Pterygiolarven) im Freiwasser (43%) spricht für ein Auswandern bzw. Verdriften der Larven von *S. lucioperca* bereits kurze Zeit nach dem Ausschlüpfen. Belyi (1972) beschreibt massive Verdriftungserscheinungen frisch geschlüpfter Zanderlarven in Fließgewässern und erklärt dies durch die Schwimmaktivität der Larven. Diese zeigen nämlich sofort nach dem Schlüpfen aufwärts gerichtete Bewegungen zur Wasseroberfläche, wodurch sie vermehrt der Oberflächenströmung ausgesetzt sind.

Mit zunehmendem Alter verlagert sich der Verbreitungsschwerpunkt der 0+ Zander in bodennahe Schichten des Freiwassers. Tiere über 20 mm Länge wurden fast ausschließlich knapp über Grund gefangen. Nur während der Nacht konnten juvenile Zander auch an der Oberfläche nachgewiesen werden (Abb. 6.21). Bulkowski & Meade (1983) stellten einen Wechsel der Phototaxis im Lauf der Entwicklung von *S. lucioperca* fest. Während Larven bis etwa 30 mm von hellem Licht angezogen werden, meiden Tiere über 30 mm höhere Lichtintensitäten.

Ernährung

Aufgrund der durchgeführten Nahrungsanalysen (n = 19) sind larvale und juvenile Zander als rein planktivor einzustufen. Hinsichtlich der Nahrungswahl ist keine deutliche Präferenz erkennbar (Abb. 6.23): Die beiden dominanten Zooplanktonarten *Diaphanosoma mongolianum* und *Arctodiaptomus spinosus* werden in Abhängigkeit vom jeweiligen Angebot gefressen. Die vergleichsweise seltene, aber aufgrund ihrer Größe als Beute

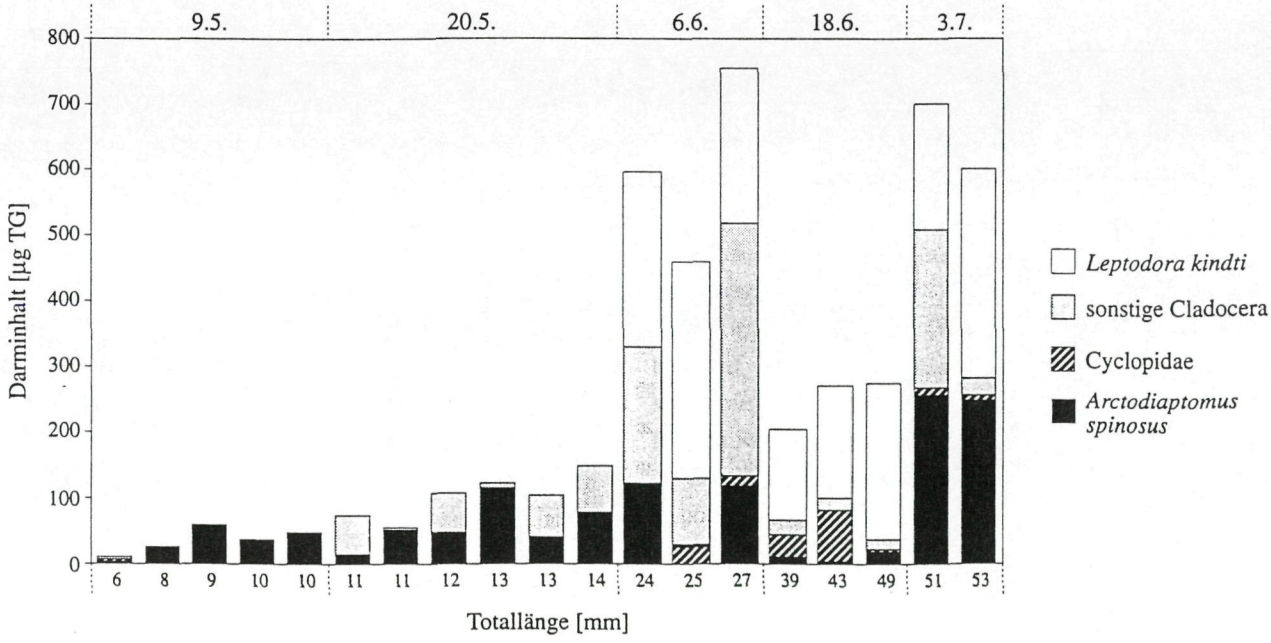


Abb. 6.23. Veränderung der Nahrungszusammensetzung von *Stizostedion lucioperca* im Lauf der ontogenetischen Entwicklung. Jeder Balken stellt den Darminhalt eines Individuums dar, dessen Totallänge jeweils unter den Balken angegeben ist.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

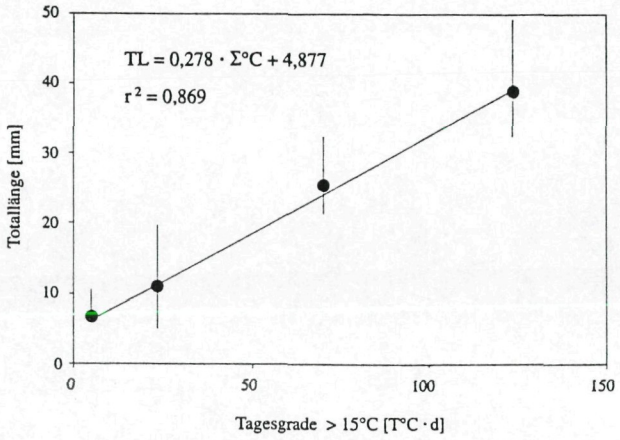


Abb. 6.24. Regression zwischen Temperatur (Tagesgrade > 15°C) und mittlerer Totallänge (Mittelwert ± Standardabweichung) von *Stizostedion lucioperca*.

sehr attraktive *Leptodora kindti* stellt ebenfalls eine wichtige Nahrungskomponente dar, ihr Anteil am Darminhalt kann bis zu 80% betragen (Trockengewicht). In den Därmen von Zandern mit Längen über 20 mm sind auch Cyclopiden zu finden. Diese spielen zwar keine wesentliche Rolle, ihr Vorhandensein weist jedoch auf eine bodennahe Lebensweise der 0+ Zander hin.

Bemerkenswert ist, daß die jungen Zander des Neusiedler Sees im Lauf ihrer Entwicklung kaum Änderungen ihrer Ernährungsgewohnheiten zeigen. Im Tjeukemeer (van Densen 1985) und Ijsselsmeer (Buijse & Houthuijzen 1992) geht ein Teil der Zander bereits bei einer Länge von 20 mm zu piscivorer Ernährung über. Warum im Neusiedler See das reiche Angebot an geeigneten Beutetieren (0+ Lauben) nicht genutzt wird, kann nicht gesagt werden.

W a c h s t u m

Anhand des vorliegenden Datenmaterials konnte nur für das Jahr 1992 eine Wachstumsanalyse von 0+ Zandern durchgeführt werden.

Im Zeitraum von Anfang Mai bis Ende Juni ist eine hohe Korrelation (r^2 = 0,869) zwischen den Totallängen und den Tagessummengraden über 15°C festzustellen (Abb. 6.24). Unter der Annahme, daß die Wachstumraten über den gesamten Sommer konstant bleiben, würden die Zander bis Ende September eine Länge von ca. 20 cm erreichen. Aus dem Ijsselsmeer sind Überwinterungsgrößen von 8 bis 18 cm bekannt, die mit der Wassertemperatur (Tagesgrade) hoch korreliert sind (Buijse & Houthuijzen 1992).

6.3.5. Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*)

L a i c h z e i t , B e s t a n d s d i c h t e , P o p u l a t i o n s s t r u k t u r

Die Reproduktion von *G. cernuus* findet zwischen Mai und Juni statt, die höchsten Jungfischdichten wurden Mitte Juni (1991) bzw. Ende Mai (1992) erreicht (Abb. 6.27).

Das zeitliche Auftreten und die Größenklassenverteilung der Larven (Abb. 6.21) geben Auskunft über die Reproduktionsphasen von *G. cernuus*.

1991 reichte die Laichzeit von Anfang bis Ende Juni mit einem Schwerpunkt in der ersten Hälfte des Monats (hohe Jungfischdichten Mitte Juni). 1992 begann die Reproduktionperiode bereits Anfang Mai und erreichte Mitte Mai ihren Höhepunkt (Abb. 6.28). Das Fortdauern der Laichperiode bis Mitte Juni wird durch die bis zu diesem Zeitpunkt auftretenden Larven angezeigt. Aus der Größenklassenverteilung sind mehrere Kohorten ableitbar, was auf ein wiederholtes Ablaichen in mehreren Schüben schließen läßt. Dieses "fractional spawning" ist auch aus anderen Gewässern bekannt (Koshelev 1963, Federova & Vetkasov 1974, Hokanson 1977). Die Temperaturen zur Laichzeit im Neusiedler See liegen mit 15 20°C etwas über dem von Hokanson (1977) angegebenen Bereich (12°C bis 18°C).

R ä u m l i c h e V e r t e i l u n g

Die höchsten Dichten an Kaulbarschlarven konnten stets im offenen See bzw. an der Schilfkante zum offenen See festgestellt werden (Abb. 6.25). Da bei einigen knapp über dem Sediment besammelten Transekten neben einem sehr hohen Anteil an Praelarven auch Eier von *G. cernuus* gefunden wurden, kann der Uferbereich außerhalb der Illmitzer Bucht als Laichplatz für *G. cernuus* betrachtet werden. Diese Stellen zeichnen sich durch sehr flache Ufer und harten, tonigen Untergrund aus. Federova & Vetkasov (1974) geben ebenfalls flache Uferstellen mit festem Sand-, Stein- oder Tonboden als Laichhabitat an. Nach Craig (1987) werden die Eier an flachen Ufern auf Steinen oder Wasserpflanzen angeheftet.

Nach einer sehr kurzen planktischen Lebensphase während der Larvalentwicklung geht *G. cernuus* mit zunehmendem Alter zu der für diese Art typischen benthischen Lebensweise über. So konnten Kaulbarsche mit einer Länge über 15 mm nur noch in bodennahen Fängen

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

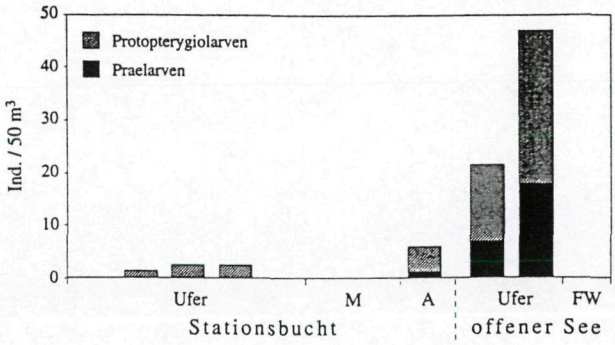


Abb. 6.25. Räumliche Verteilung von *Gymnocephalus cernuus* im Bereich der Illmitzer Stationsbucht am 15.6.1991. Jeder Balken stellt einen Einzelfang (50 m³) dar. (M... Bucht Mitte, A ... Bucht Ausgang)

nachgewiesen werden. Das Fehlen juveniler Kaulbarsche in den Fängen ab Anfang August (Abb. 6.27) ist sicher in erster Linie auf den genannten Habitatswechsel zurückzuführen.

Ernährung

Auch die Ergebnisse der durchgeführten Nahrungsanalysen (n = 26) zeigen die oben beschriebene frühzeitige Präferenz bodennaher Wasserschichten (Abb. 6.26). Während sich Kaulbarsche bis 6 mm Länge noch vorwiegend von planktischen Organismen (*Filinia longiseta, Diaphanosoma mongolianum, Arctodiaptomus spinosus*) ernähren, gewinnen die mehr benthisch lebenden Cyclopiden in der Nahrung größerer Tiere zunehmend an Bedeutung. In den Därmen konnte neben *Acanthocyclops robustus*, der auch im Freiwasser anzutreffen ist, mit *Paracyclops fimbriatus* eine extrem substratgebundene Art (Kiefer 1960) nachgewiesen werden. Bereits mit einer Länge von 10 mm beginnt *G. cernuus* benthische Chironomidenlarven aufzunehmen, die auch die Hauptnahrung adulter Kaulbarsche darstellen (s. Kap. 5.9). Auch *Leptodora kindti* wird für Individuen dieser Größenklasse als Beute relevant. Entscheidende Bedeutung erlangen die beiden Nahrungskomponenten jedoch erst bei juvenilen Tieren (>20 mm).

Wie bei adulten Kaulbarschen ist auch bei larvalen und juvenilen Tieren eine ausgeprägte Größenselektivität in der Nahrungswahl festzustellen. Sowohl bei *A. spinosus* als auch bei Cyclopoiden werden adulte Individuen bevorzugt, bei Chironomidenlarven überwiegen größere Larvenstadien (3. und 4.). Nur *D. mongolianum*, deren Anteil meist bedeutungslos bleibt, ist vorwiegend mit kleineren Individuen in der Nahrung vertreten. Von *L. kindti* werden zwar auch eher kleinere Individuen (durchschnittliche Länge 4 mm) aufgenommen, sie stellen jedoch neben den Chironomidenlarven die größten Beuteobjekte der jungen Kaulbarsche dar. Die Tatsache, daß *L. kindti* bereits bei geringer Dichte im Plankton von Kaulbarschen in großen Mengen gefressen wird, zeugt von einer hohen Selektivität für diese Cladocere.

6.3.6. Sonstige Arten

Neben den bisher besprochenen Arten wurden im Rahmen der vorliegenden Untersuchung auch Jungfische anderer, unbedeutenderer Arten gefangen.

Larven von *Lepomis gibbosus* (Sonnenbarsch) traten aufgrund der höheren Temperaturansprüche erst ab Anfang Juli 1992 in den Fängen auf. Sie waren regel-

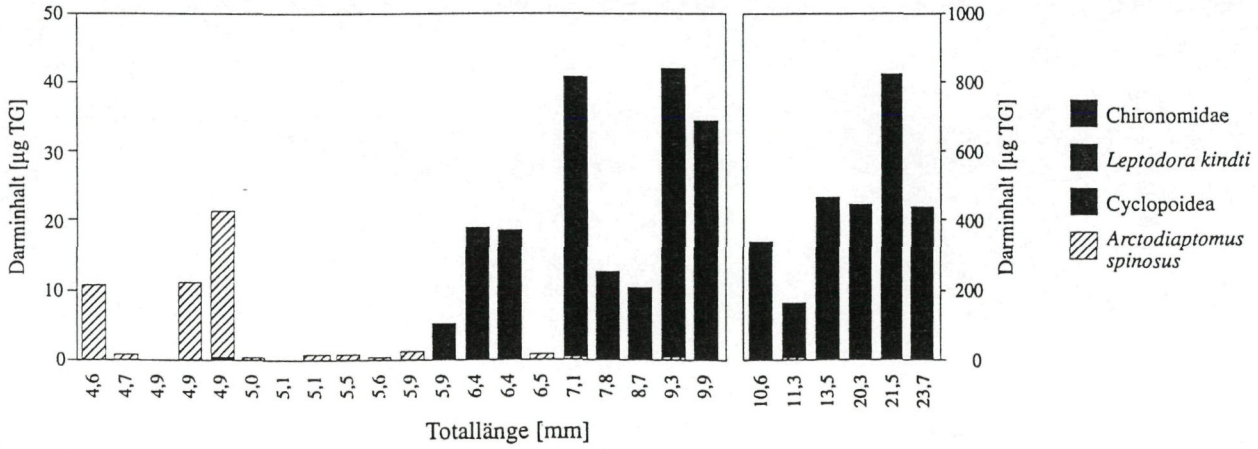


Abb. 6.26. Veränderung der Nahrungszusammensetzung von *Gymnocephalus cernuus* im Lauf der ontogentischen Entwicklung. Jeder Balken stellt den Darminhalt eines Individuums dar, dessen Totallänge jeweils unter dem Balken angegeben ist.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

mäßig, aber nur in geringen Dichten zu finden. Ihr Vorkommen beschränkte sich fast ausschließlich auf Uferbereiche und Schilfkanäle.

Das Auftreten junger Rotaugen (*Rutilus rutilus*) erstreckte sich über den Befischungszeitraum vom Mai bis Oktober 1992, der Schwerpunkt der Fänge lag in Ufernähe.

Die Fänge von 0+ Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*) beschränkten sich auf stark strukturierte Uferbereiche mit Makrophytenbewuchs am Westufer (Rust, Oggau), im Südteil des Sees und in Schilfkanälen. Da diese Bereiche erst Ende Juli befischt wurden, sind über das zeitliche Aufkommen der Rotfedern keine Angaben möglich.

Schließlich konnten noch zwei Exemplare von *Carassius auratus gibelio* gefangen werden.

Die geringen Fangzahlen dieser Arten erklären sich vor allem durch ihre Präferenz für Habitate, die nicht oder nur schwierig befischt werden konnten (Schilfgürtel bzw. submerse Vegetation).

6.4. Zusammenfassung

Das Jungfischaufkommen im Neusiedler See unterscheidet sich in den Untersuchungsjahren sowohl hinsichtlich der zeitlichen Entwicklung als in der Bestandsdichte.

1992 lagen die Laichzeiten und damit das erste Auftreten von Jungfischen bei allen untersuchten Arten drei bis vier Wochen vor jenem von 1991 (Abb. 6.27). Der Grund für diese Verschiebung liegt in der Temperaturentwicklung der beiden Jahre. Während 1991 die Wassertemperatur erst Anfang Juni über 15°C stieg, erfolgte 1992 die Erwärmung des Sees bereits Ende April. Eine Zusammenfassung der Bestandsdichten, Verteilungsschwerpunkte und Laichzeiten ist in Tab. 6.4 dargestellt.

Das gleichzeitige Auftreten junger Larvenstadien von Zander, Kaulbarsch und Sichling deutet auf ähnliche Temperaturansprüche dieser drei Arten hin (Abb. 6.27). Die zeitliche Einordnung von Brachsen und Güster ist aufgrund der oben genannten Probleme bei der Unterscheidung von Larven der beiden Arten schwierig. Die Laichzeit der Laube liegt im Sommer, deutlich später als jene der übrigen Arten.

Die 1992 deutlich höheren Jungfischdichten sind mit der vergleichsweise frühen Erwärmung und dem verbesserten Nahrungsangebot in diesem Jahr in Zusammenhang zu bringen.

Generell wird das Wachstum von zwei Faktoren gesteuert: Temperatur und Nahrungsangebot. Da bei allen untersuchten Arten im Neusiedler See eine enge Korrelation zwischen Längenwachstum und Wassertemperatur (Tagesgrade) besteht, ist in diesem Gewässer die Temperatur wahrscheinlich der bestimmende Faktor für das Wachstum. Wachstumsbegrenzung durch Nahrungsmangel dürfte daher in diesem Gewässer nur von untergeordneter Bedeutung sein.

Tab. 6.4. Zusammenstellung der im Neusiedler See nachgewiesenen Jungfische. Als Habitat ist der Bereich mit den höchten Dichten angegeben, ein Pfeil weist auf einen Habitatwechsel während der Entwicklung hin. • ... vereinzelt, + ... regelmäßig, + + ... kurzfristig sehr häufig, + + + ... längerfristig häufig.

Art	Häufigkeit	Habitat	Laichzeit (1992)	Wachstum (bei 20°C)
Zander (*Stizostedion lucioperca*)	+ +	Ufer → Boden	Ende April	1,4 mm/Tag
Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*)	+	Ufer/Freiwasser → Boden	Anfang Mai bis Mitte Juni	-
Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*)	•	Ufer	Anfang Juli bis ?	-
Sichling (*Pelecus cultratus*)	+ +	Freiwasser	Anfang Mai bis Mitte Juni	1,0 mm/Tag
Laube (*Alburnus alburnus*)	+ + +	Ufer (→ Freiwasser)	Mitte Mai bis Mitte August	0,4 mm/Tag
Brachsen (*Abramis brama*) und Güster (*Blicca bjoerkna*)	+	Ufer / Freiwasser	Anfang Mai bis Mitte Juni	-
Rotauge (*Rutilus rutilus*)	•	Ufer	Anfang Mai	-
Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*)	•	Ufer, Makrophyten	?	-
Gibel (*Carassius auratus gibelio*)	•	Ufer	Ende Mai	-

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Im Vergleich der einzelnen Arten erreicht der Zander mit 1,4 mm pro Tag (bei 20°C) die höchste Wachstumsleistung, gefolgt vom Sichling mit etwa 1 mm pro Tag (bei 20°C). Die Laube ist mit nur 0,4 mm pro Tag (bei 20°C) als langsamwüchsig zu bezeichnen.

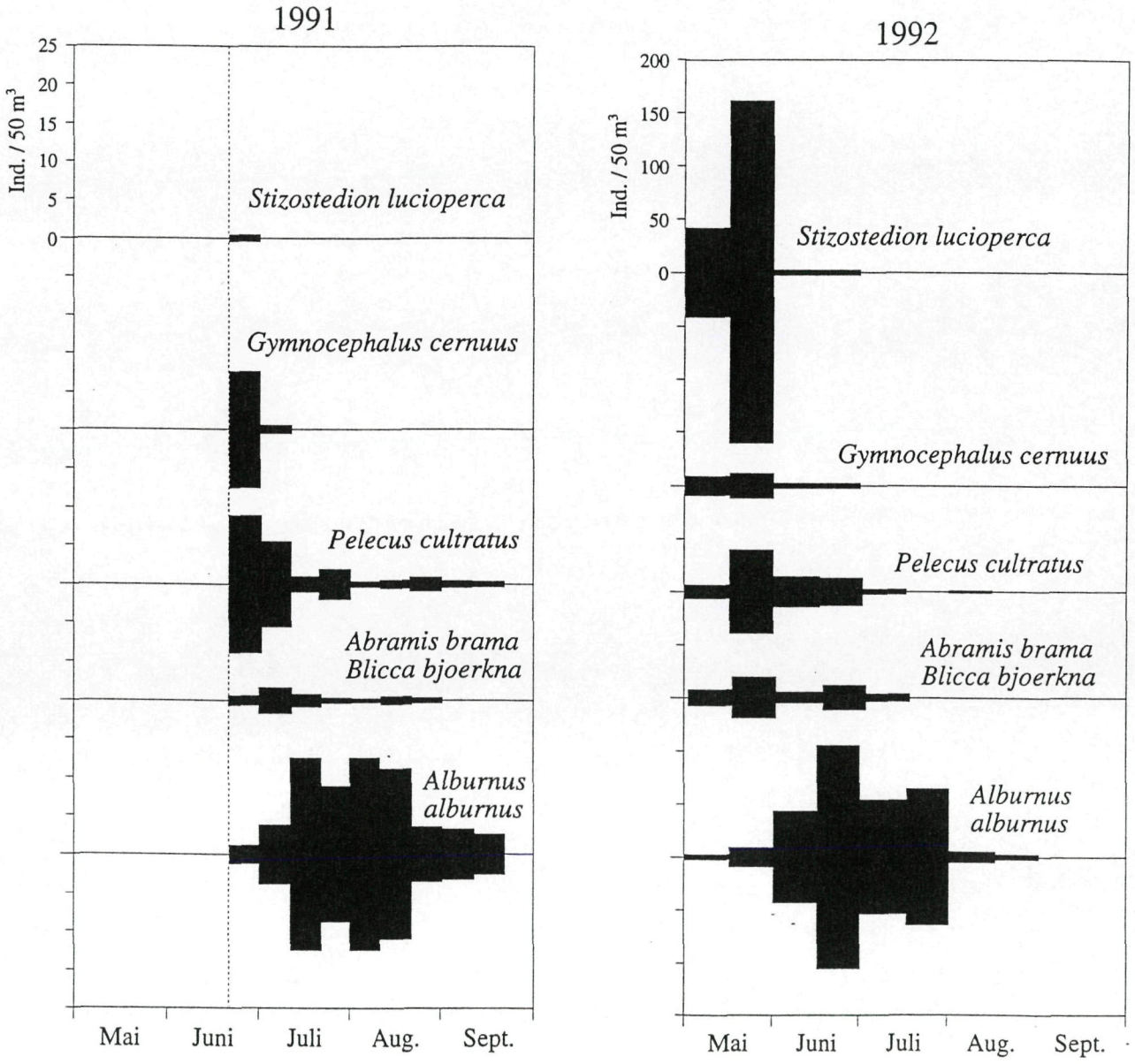
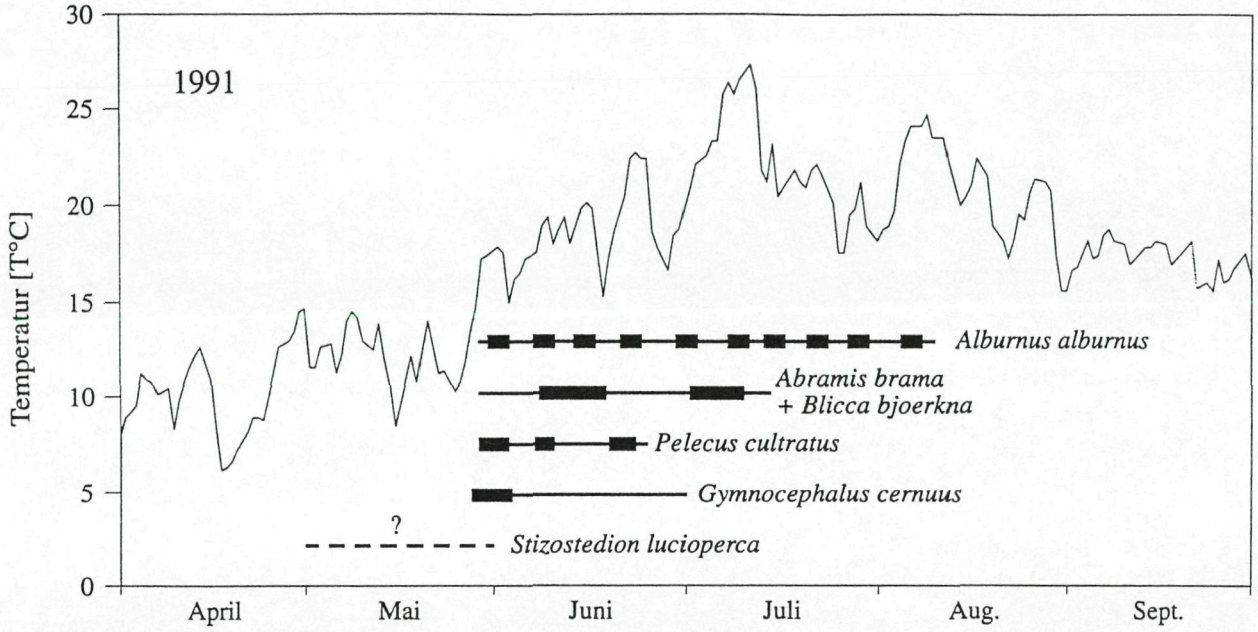


Abb. 6.27. Saisonale Abundanzentwicklung der wichtigsten Jungfischarten im Neusiedler See im Vergleich der beiden Untersuchungsjahre 1991 und 1992. Die Balken stellen die durchschnittliche Dichte im jeweils bevorzugten Habitat dar.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at



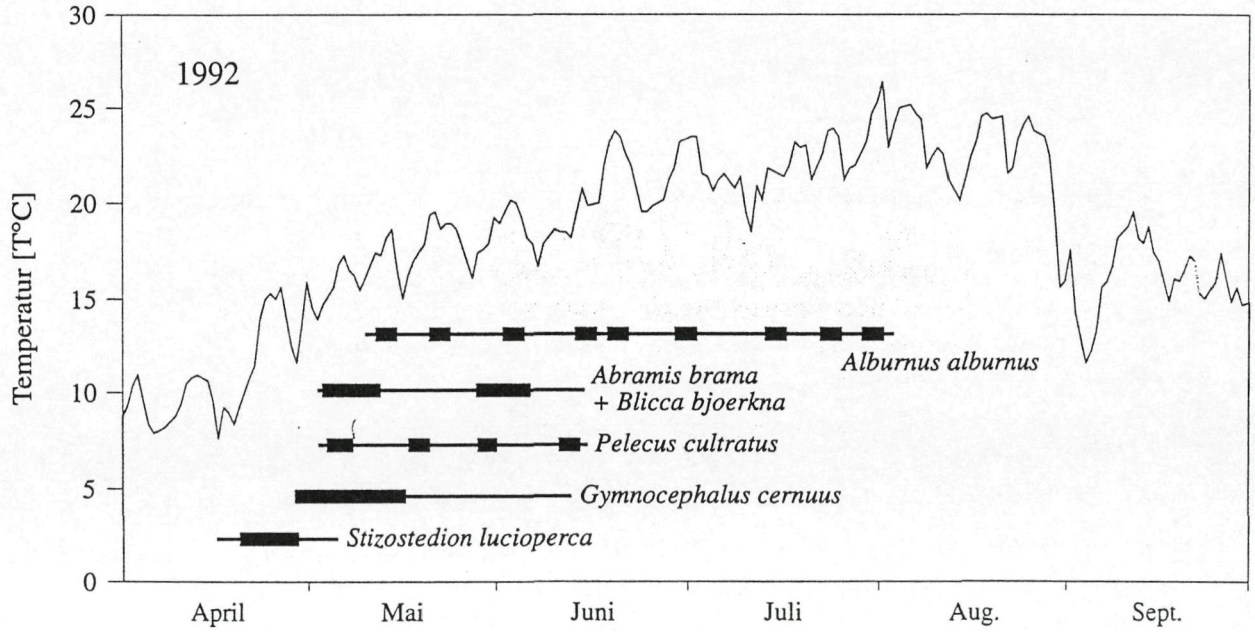


Abb. 6.28. Temperaturentwicklung des Neusiedler Sees und Laichzeiten der häufigsten Fischarten in den Jahren 1991 und 1992. Die durchgezogenen Linien geben die gesamte Reproduktionsperiode eines Jahres an, die Balken stehen für die Hauptlaichereignisse.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

7. Trophische und räumliche Einnischung der wichtigsten Fischarten des Neusiedler Sees

7.1. Nahrungsangebot

7.1.1. Plankton

Von den drei planktischen Tiergruppen des Neusiedler Sees - Protozoa, Rotatoria und Crustacea - sind aufgrund ihrer Größe nur letztere für die Ernährung der Fische von Bedeutung. Protozoa und Rotatoria (vor allem *Filinia longiseta*) werden lediglich von Jungfischen in der ersten Lebensphase gefressen.

Von den planktischen Crustaceen des Neusiedler Sees (Tab. 7.1) kommen nur *A. spinosus* und *D. mongolianum* in nennenswerten Abundanzen vor. *A. spinosus* ist das ganze Jahr über vorhanden und erreicht Dichten bis über 300 Ind./l (Abb. 7.1). *D. mongolianum* zeigt eine ausgeprägte Saisonalität: Als wärmeliebende Art tritt sie ausschließlich im Sommer und Frühherbst auf, während des übrigen Jahres "überwintert" sie in Dauereiern (Herzig 1984). In den drei Untersuchungsjahren erreichte *D. mongolianum* Abundanzen bis 450 Ind./l.

L. kindti spielt zwar zahlenmäßig nur eine untergeordnete Rolle, ist jedoch aufgrund ihrer Biomasse für die Ernährung der Fische von Bedeutung. Ihr Vorkommen ist wie bei *D. mongolianum* auf die warme Jahreszeit beschränkt. An ruhigen, windstillen Tagen zeigt *L. kindti* eine signifikante Vertikalverteilung: Der Großteil der Individuen bevorzugt die bodennahen Wasserschichten.

Tab. 7.1. Artenliste der planktischen Crustaceen des Neusiedler Sees (nach Herzig 1979).

Cladocera	
	Leptodora kindti
	Diaphanosoma mongolianum
	Daphnia pulex
	Daphnia longispina
	Ceriodaphnia reticulata
	Ceriodaphnia quadrangula
	Bosmina longirostris
Copepoda Calanoidea	
	Arctodiaptomus spinosus
Copepoda Cyclopoidea	
	Acanthocyclops robustus
	Mesocyclops leuckarti
	Thermocyclops crassus

Unter den übrigen Cladoceren sind *D. pulex* im Frühjahr und *C. quadrangula* im Sommer von Bedeutung (Individuendichten bis 3 Ind./l), ihre Hauptverbreitung liegt - wie auch bei den weiteren Daphniden - im Schilfgürtel bzw. in windgeschützten Schilfrandbereichen (Herzig 1979).

Aufgrund ihrer räumlichen Verteilung nehmen die Cyclopoidea eine Sonderstellung innerhalb des Planktons des Neusiedler Sees ein. Sie sind mit mehreren Arten vertreten und wie die Daphniden vorwiegend in Schilfbereichen oder Makrophytenbeständen zu finden (Herzig 1979). Ältere Copepodid-Stadien und Adulte bevorzugen die bodennahen Wasserschichten (Herzig 1979). Sie nehmen in dieser Hinsicht eine Zwischenstellung zwischen den planktischen Crustaceen und dem eigentlichen Benthos ein (vgl. Adalsteinson 1979).

Während der drei Untersuchungsjahre war ein generelle Anstieg der mittleren Individuendichten des Planktons zu vermerken. Deutlich ist dies bei *A. spinosus* zu sehen, dessen Abundanzen sich von 1990 - 1992 beinahe verdreifacht haben. *L. kindti* zeigte ebenfalls 1992 ihre maximale Populationsentwicklung. *D. mongolianum* erreichte zwar 1991 mit 450 Ind./l die größten Dichten im Untersuchungszeitraum, konnte jedoch im darauffolgenden Jahr die etwas geringeren Dichten länger aufrecht erhalten (Abb. 7.1).

7.1.2. Benthos Freiwasser

Das Benthos der Illmitzer Bucht wurde von Sommer 1990 bis Sommer 1991 untersucht. In 2-4 wöchigen Abständen (im Winter 2 Monate) wurden Sedimentproben in 10 m Entfernung vom Schilfrand im Süden der Bucht (Punkt C6 - Abb. 7.2) genommen. Einige andere Punkte wurden stichprobenartig untersucht. Im Text werden die Probenstellen C2, C6 und C4 als "Schilfrand" bzw. C11, C3 und C5 als "Bucht Mitte" bezeichnet.

Das Benthos des Neusiedler Sees ist deutlich artenreicher als das Plankton (Tab. 7.2). Die zahlenmäßig wichtigste Art ist *Limnocythere inopinata* (Ostracoda), hinsichtlich der Biomasse dominiert *Tanypus punctipennis*

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

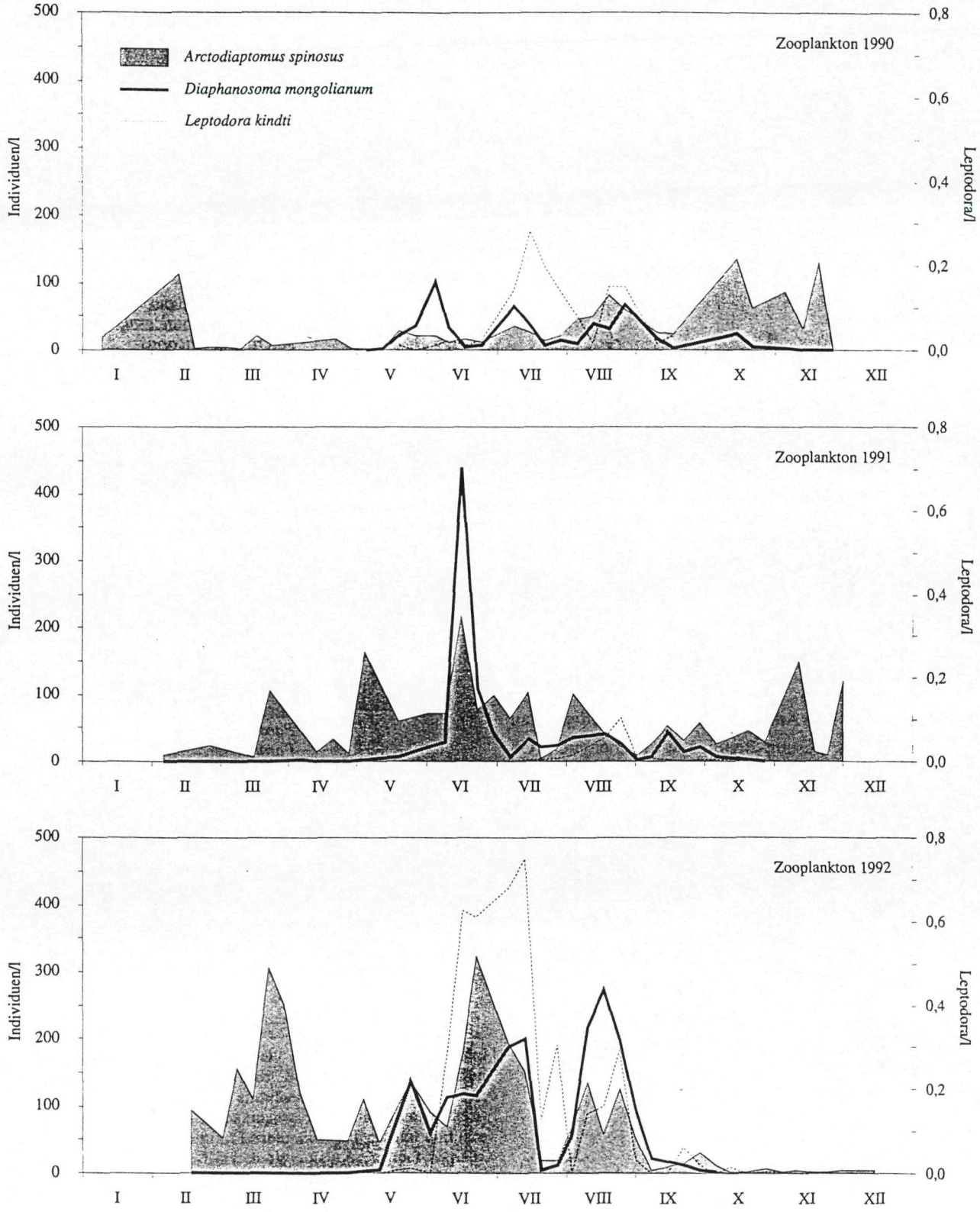


Abb. 7.1. Populationsentwicklung von *Arctodiaptomus spinosus*, *Diaphanosoma mongolianum* und *Leptodora kindti* während der Untersuchungsjahre 1990 - 1992.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

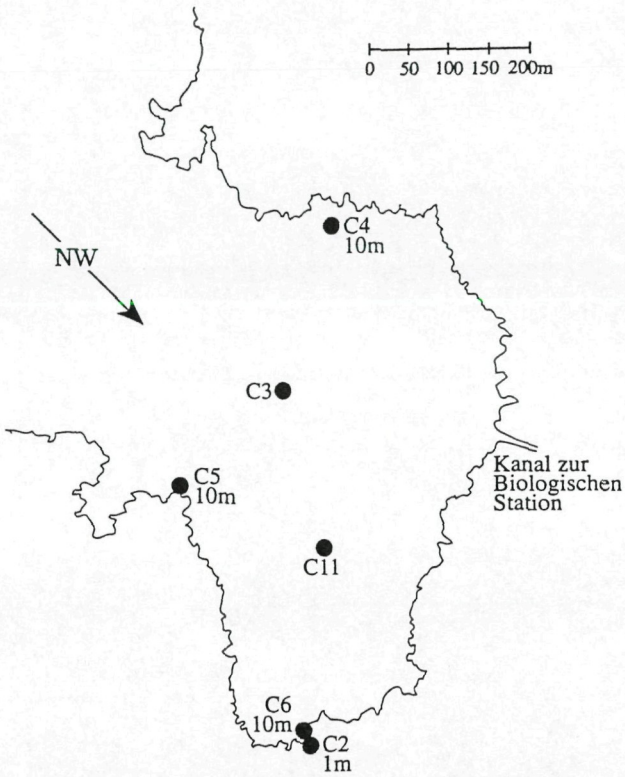


Abb. 7.2. Die Probenpunkte für die Benthosuntersuchungen in der Illmitzer Bucht. Der Pfeil kennzeichnet die Hauptwindrichtung.

(Chironomidae). Der Anteil dieser Chironomidenart an der Biomasse des Gesamt-Benthos am Probenpunkt C6 (s. Abb. 7.2) beträgt zwischen 32,0% und 84,6%. Die saisonale Variation der Gesamt-Benthos-Biomasse ist fast ausschließlich auf Populationsschwankungen von *T. punctipennis* zurückzuführen (Abb. 7.3). Alle übrigen

Tab. 7.2. Artenliste der benthischen Invertebraten aus der Illmitzer Bucht. Häufige Arten sind unterstrichen.

NEMATODA	indet.
OLIGOCHAETA	
Naididae	*Nais elinguis*
	Vejdovskyella comata
Tubificidae	*Limnodrilus profundicola*
	Psammoryctides barbatus
	Tubifex tubifex
HYDRACARINA	indet.
CRUSTACEA	
Ilyocryptidae	*Ilyocryptus sordidus*
Macrothricidae	*Macrothrix hirsuticornis*
	Macrothrix laticornis
Chydoridae	*Alona rectangula*
	Chydorus sphaericus
	Leydigia acanthocercoides
	Oxyurella tenuicaudis
Copepoda	Harpacticoidea indet.
Ostracoda	*Limnocythere inopinata*
INSECTA	
Chironomidae	*Ablabesmyia longistyla*
	Chironomus sp.
	Cladopelma cf. *virescens*
	Cladotanytarsus gr. *mancus*
	Cricotopus sylvestris
	Cryptochironomus cf. *obreptans*
	Cryptotendipes cf. *usmaensis*
	Dicrotendipes nervosus
	Harnischia cf. *curtilamellata*
	Microchironomus tener
	Parachironomus arcuatus
	Paratanytarsus inopertus
	Polypedilum nubeculosum
	Procladius cf. *choreus*
	Stempellina cf. *almi*
	Tanypus punctipennis
Ceratopogonidae	indet.

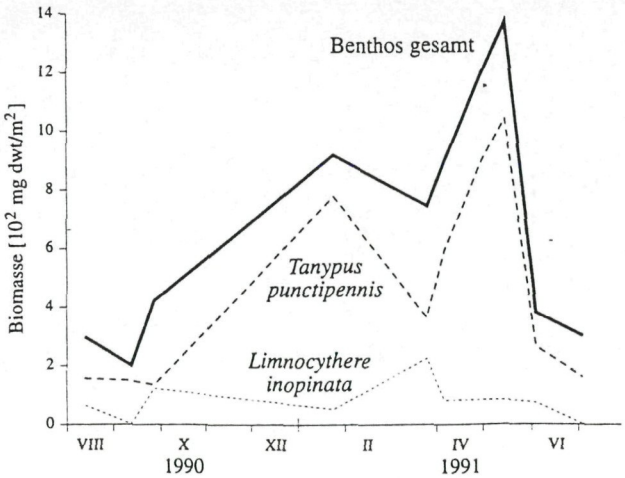


Abb. 7.3. Saisonale Entwicklung des gesamten Benthos, von *Tanypus punctipennis* und *Limnocythere inopinata* in der Illmitzer Bucht von Sommer 1990 bis Sommer 1991.

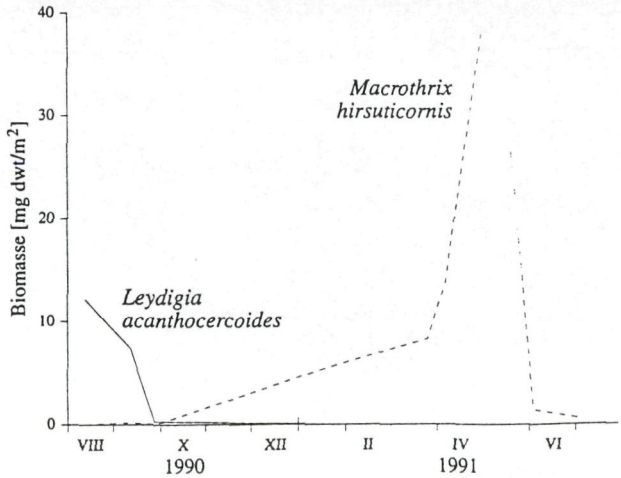


Abb. 7.4. Saisonale Entwicklung von *Leydigia acanthocercoides* und *Macrothrix hirsuticornis* in der Illmitzer Bucht von Sommer 1990 bis Sommer 1991.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

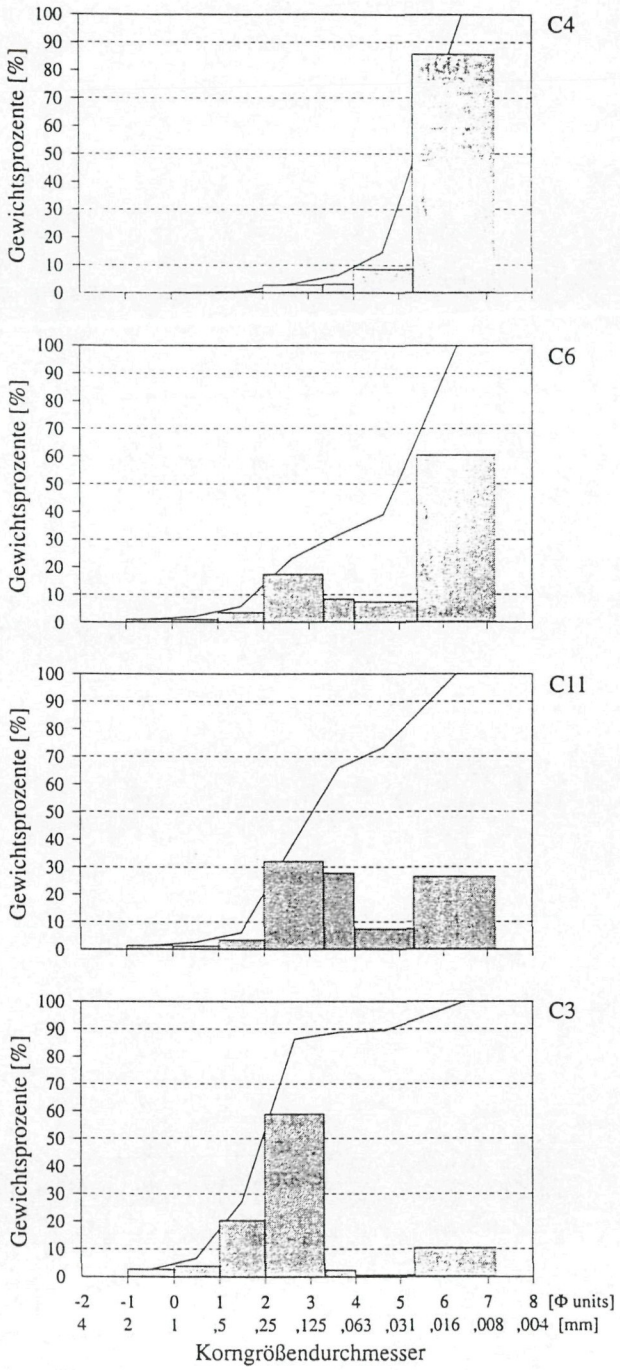


Abb. 7.5. Korngrößenverteilung an 4 Punkten (C3, C11, C6 und C4 - vgl. Abb. 1) in der Illmitzer Bucht. Die grauen Balken stellen die Prozentanteile der einzelnen Korngrößenklassen dar, die Summenkurve ist als Linie eingezeichnet. Die kleinste Korngrößenklasse (d < 0,025 mm) konnte nicht aufgetrennt und ihre untere Grenze bzw. die Klassenmitte nicht berechnet werden. Der graue Balken ist daher rechts offen gezeichnet, die Klassenmitte wurde aus graphischen Gründen mit 12,5 µm festgesetzt.

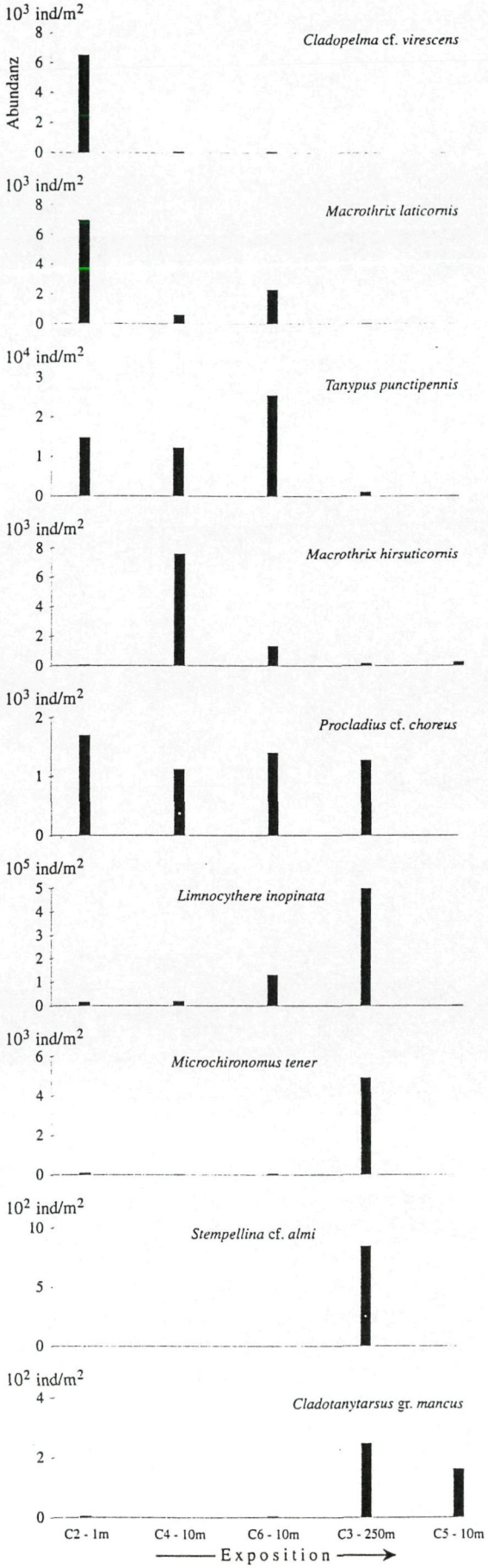


Abb. 7.6. Horizontalverteilung der wichtigsten benthischen Invertebraten in der Illmitzer Bucht am 23. Jänner 1991. Beprobt wurde ein Transekt von fünf Punkten in unterschiedlicher Entfernung vom Schilfgürtel (Abb. 7.2). Erklärung im Text.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

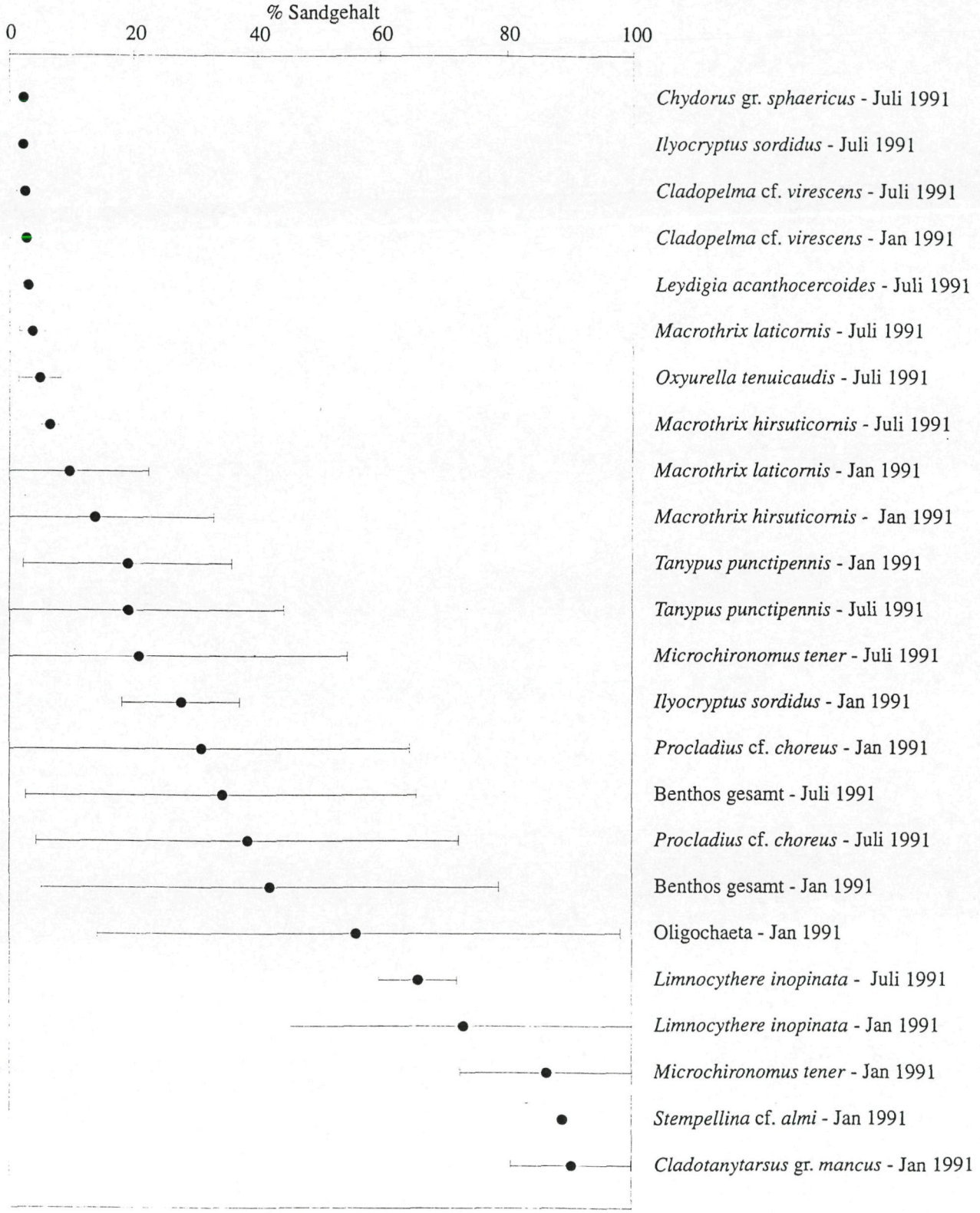


Abb. 7.7. Sedimentpräferenzen der wichtigsten benthischen Tierarten in der Illmitzer Bucht. Aufgetragen sind die gewichteten Mittelwerte ± Standardabweichung des bevorzugten Sandgehaltes [%-Anteil > 63µm Korngröße]. Die größte Streuung weisen Tiergruppen (Benthos Gesamt, Oligochaeta) sowie *P.* cf. *choreus* auf (Erklärung im Text).

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 7.3. Artenzusammensetzung der benthischen Organismen auf Weich- und Hartsediment. 1) ... epiphytisch lebende Art, nur durch Einzelfunde aus dem Benthos belegt, 2) ... unsichere Zuordnung.

(1) Abundanzmaximum nahe dem Schilfrand: "Weichschlammbewohner"
- Oligochaeta
- Hydracarina
- Macrothricidae & Ilyocryptidae
- Chydoridae
- Harpacticoidea
- Chironomidae
- *Ablabesmyia longistyla*
- *Chironomus* sp.
- *Cladopelma* cf. *virescens*
- *Cricotopus sylvestris* 1)
- *Dicrotendipes nervosus* 1)
- *Parachironomus arcuatus* 1)
- *Paratanytarsus inopertus* 1)
- *Polypedilum nubeculosum*
- *Tanypus punctipennis*

(2) Abundanzmaximum in Bucht Mitte: "Sandbewohner"
- Ostracoda
- *Limnocythere inopinata*
- Chironomidae
- *Cladotanytarsus* gr. *mancus*
- *Cryptochironomus* cf. *obreptans*
- *Cryptotendipes* cf. *usmaensis* 2)
- *Harnischia* cf. *curtilamellata*
- *Microchironomus tener*
- *Stempellina* cf. *almi*

Arten erreichen nur selten über 20% der Gesamt-Benthos-Biomasse (z.B. *Limnocythere inopinata*, *Procladius* cf. *choreus*).

Manche Taxa zeigen eine ausgeprägte Saisonalität: Zum Beispiel erreichen die Chydoriden im Spätsommer ihr Populationsmaximum, während *Macrothrix hirsuticornis* auf das Frühjahr beschränkt bleibt (Abb. 7.4).

Die unterschiedliche Exposition der Probenstellen gegen die Hauptwindrichtung NW (Abb. 7.2) bedingt ein heterogenes Verteilungsmuster von Sedimenttypen. An exponierten Stellen (Bucht Mitte) wird feines Sediment und organisches Material erodiert, durch Strömungen zum Schilfrand transportiert und dort abgelagert (vgl. Jungwirth 1978). Nahe dem Schilfrand herrschen daher feine Tone und Schluffe vor, während gegen Bucht Mitte der Sandanteil zunimmt (Abb. 7.5). Entsprechend ihren Substratansprüchen zeigen die benthischen Organismen in der Illmitzer Bucht hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung eine deutliche Horizontalverteilung (Abb. 7.6 und 7.7, Tab. 7.3).

Artenvielfalt und Populationsdichte sind in den schilfnahen Weichsedimentschichten am größten und nehmen zum offenen See hin ab. Das hat zwei Gründe: Zum einen bauen die meisten Chironomiden- und Oligochaetenarten Schlammröhren, was nur im Weichsediment nahe der Schilfkante möglich ist, zum anderen ist in diesem Bereich das Nahrungsangebot für bakterivore, herbivore und detritivore Arten am besten: Den Bakterien bietet die große Oberfläche der feinen Tone mehr Lebensraum, und windgeschützte Buchten ermöglichen dem Phytobenthos ein relativ ungestörtes Wachstum (Dokulil 1979, Abb. 7.8).

Trotzdem gibt es vor allem unter den Chironomiden einige Arten, die ihren Besiedlungsschwerpunkt in exponierten, sandigen Sedimenten haben (Tab. 7.3). Dafür gibt es mehrere Erklärungen:

- Die "vermeintlichen" Sandbewohner wurden durch Konkurrenz vom Schilfrand verdrängt.
- Sie sind nicht auf das gute Nahrungsangebot nahe dem Schilfrand angewiesen, weil sie andere oder die auf Hartsubstrat spärlicher vorhandenen Ressourcen besser nutzen können (*P.* cf. *choreus* ist carnivor und kommt vermutlich deshalb an allen Probenstellen annähernd gleich häufig vor).
- Die Arten sind nicht auf Schlamm als Baumaterial angewiesen, weil sie frei leben (*P.* cf. *choreus*, Arten des *Harnischia*-Komplexes: *Cryptotendipes* cf. *usmaensis*, *Cryptochironomus* cf. *obreptans*, *Harnischia* cf. *curtilamellata*, *Microchironomus tener*) oder transportable Sandröhren bauen (*Stempellina* cf. *almi*).

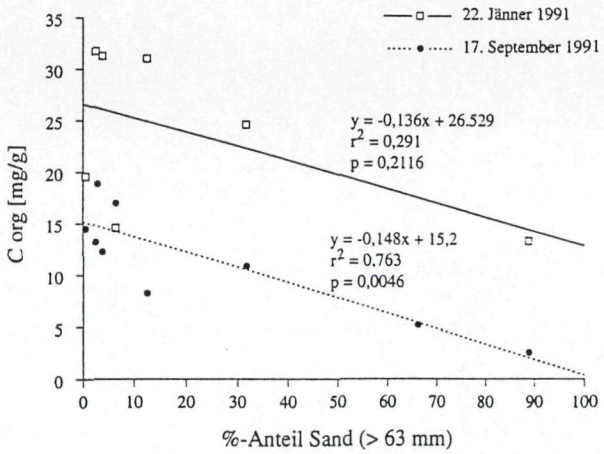


Abb. 7.8. Korrelation zwischen Korngrößenverteilung (ausgedrückt als %-Anteil Sand) und organischem Kohlenstoff. In windgeschützten Buchten werden vor allem feine Tone sowie organisches Material sedimentiert, epipelische Algen können bei geringer Turbulenz ungestört wachsen. Daraus resultiert eine negative Korrelation zwischen Sandgehalt und organischem Gehalt des Sediments. Die größere Abundanz von Phytobenthos unter Eis führt zu einem höheren Gehalt an organischem Kohlenstoff im Winter.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 7.4. Die wichtigsten Macroinvertebraten des Schilfgürtels.

Substratgebundene Invertebraten des Schilfgürtels		**Schilfgürtel "Freiwasser"**	
GASTROPODA	Planorbidae u.a.	CYCLOPOIDEA	
ISOPODA	*Asellus aquaticus*	CHYDORIDAE	*Alona rectangula*
(CHYDORIDAE)			*Chydorus sphaericus*
EPHEMEROPTERA	*Caenis horaria*	DAPHNIDAE	*Scapholeberis* sp.
ODONATA	*Coenagrion* sp.		*Ceriodaphnia quadrangula*
CORIXIDAE	*Micronecta* sp.		*Daphnia* spp.
	Sigara spp.		*Simocephalus vetulus*
COLEOPTERA	Larven und Imagines		
TRICHOPTERA	*Ecnomus tenellus*		
	Oecetis furva		
	Orthotrichia costalis		
CHIRONOMIDAE	*Ablabesmyia* spp.		
	Chironomus spp.		
	Cricotopus spp.		
	Dicrotendipes nervosus		
	Glyptotendipes spp.		
	Parachironomus arcuatus		
	Paratanytarsus spp.		
	Polypedilum sordens		
	Psectrocladius spp.		

• Im Winter dringen Weichschlammbewohner in die sandigen Sedimente (Bucht Mitte) vor, da unter Eis die Windeinwirkung reduziert ist, sodaß auch an exponierten Stellen Sedimentation von organischem Material und ungestörtes Wachstum von Phytobenthos stattfinden kann. Dies führt zu Bedingungen, unter denen auch Organismen des Schilfrandes leben können, und erklärt die scheinbar unterschiedlichen Sedimentpräferenzen einiger Arten (z.B. *M. tener*) zu verschiedenen Jahreszeiten (Abb. 7.7).

Der Übergang zwischen Weichsubstrat- und Hartsubstratbewohnern ist natürlich fließend. Während z.B. *Cladopelma* cf. *virescens* oder *Chironomus* spp. streng an Weichschlamm gebunden sind, dringt *T. punctipennis* auch in sandige Sedimente vor und ist noch in 2 km Entfernung vom Schilfgürtel in geringen Dichten anzutreffen. *P.* cf. *choreus* scheint am wenigsten an einen bestimmten Sedimenttyp gebunden zu sein: Er kommt an allen Untersuchungsorten annähernd gleich häufig vor und zeigt nur eine geringe Tendenz Richtung Hartsubstrat. Die meisten Arten lassen sich jedoch ohne Schwierigkeiten einem der beiden Verteilungsmuster aus Tab. 7.3 zuordnen.

7.1.3. Schilfgürtel

Der Lebensraum Schilfgürtel bietet in chemischer wie physikalischer Hinsicht völlig andere Umweltbedingungen als der freie See. Einen der auffälligsten und wichtigsten Unterschiede zur freien Wasserfläche stellt die große Strukturvielfalt dar. Der Boden zwischen den *Phragmites*-Halmen ist von einem dreidimensionalen Geflecht aus Schilfrhizomen, abgestorbenen Blättern und Algenwatten bedeckt, die Schilfhalme sind von einem dichten Belag aus sessilen Algen, Protozoa und anderen Kleinlebewesen überzogen, der z.B. einer Reihe von Insektenlarven Nahrung und Lebensraum bietet.

Ein ähnlich vielfältiges Habitat wie der Schilfgürtel war der breite Gürtel submerser Makrophyten, der jedoch seit den 70er Jahren durch Besatz mit herbivoren Fischen (Graskarpfen) drastisch zurückgegangen ist. Heute sind nur mehr vereinzelte Bestände von *Potamogeton pectinatus* und *Myriophyllum spicatum* zu finden.

Wie die komplexe räumliche Struktur und das reichliche Nahrungsangebot (abgelagertes organisches Material, Algen) vermuten lassen, beherbergt der Schilfgürtel eine große Vielfalt an Invertebraten (Abb. 7.9, Tab. 7.4). Diese lassen sich - aufgrund ihrer unterschiedlichen Substratgebundenheit - nur schwer den verschiedenen Mikrohabitaten innerhalb des Schilfgürtels zuordnen. Einige Crustaceen leben rein planktisch (Daphnidae, Copepoda), während sich andere teils schwimmend, teils auf fester Unterlage kriechend oder kletternd fortbewegen (Chydoridae). *Asellus aquaticus* bevölkert als Detritusfresser ausschließlich das Benthos. Wasserschnecken be-

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

siedeln mit mehreren Arten Makrophyten und *Phragmites australis* und ernähren sich von epiphytischen Algen.

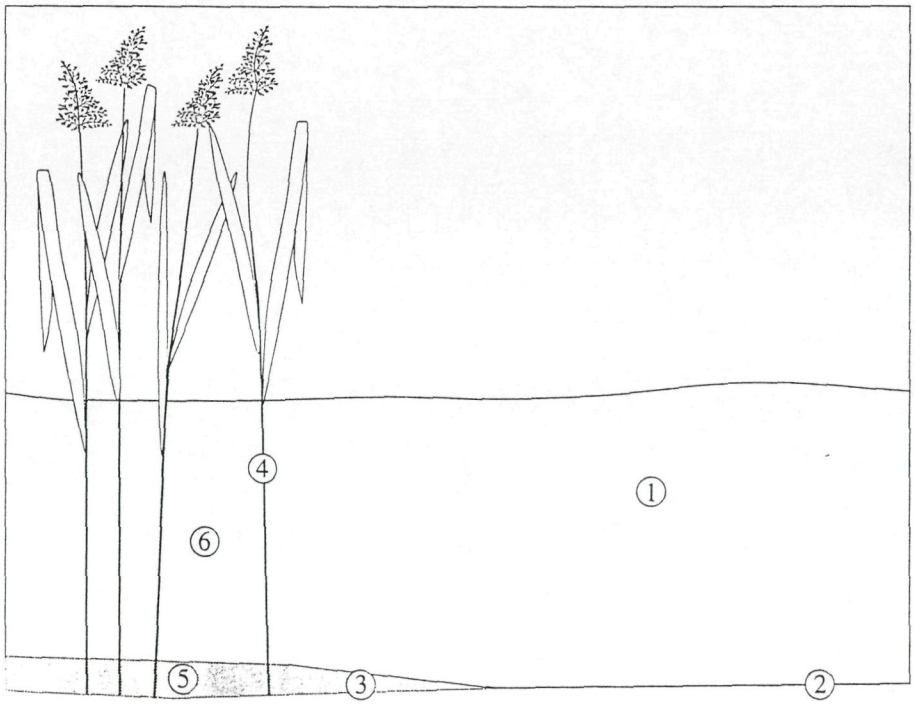
Unter den Insekten sind zum Beispiel Corixiden und viele Coleoptera sehr gute Schwimmer, während Ephemeroptera, Odonata und Trichoptera stärker an Pflanzenbestände gebunden sind. Chironomiden bewohnen häufig auf Makrophyten festsitzende Röhren oder minieren im Pflanzengewebe.

In Abb. 7.9 sind die Invertebraten des Schilfgürtels lediglich in - im weitesten Sinne - substratgebundene und großteils freischwimmende Arten eingeteilt.

7.2. Allgemeines zur trophischen und räumlichen Einnischung der Fische des Neusiedler Sees

Seit Mitte der 70er Jahre haben im Zuge der Eutrophierung die Individuendichten vor allem planktischer, aber auch benthischer Invertebraten stark zugenommen (Herzig 1980, Wolfram 1991). Diese Verbesserung des Nahrungsangebots führte zu einer Zunahme des Fischbestandes. Vor allem der Sichling, der als spezialisierte planktivore Art die Freiwasserzone des Sees bewohnt, konnte sich in den letzten 20 Jahren stark vermehren (Herzig & Winkler 1983).

Die höchsten Fischdichten finden sich aber nicht im offenen See, sondern entlang des Übergangsbereiches vom Schilfgürtel zum Freiwasser, wo das Nahrungsangebot besonders vielfältig und reichhaltig ist. Der seeseitige Teil dieses "Ökotons" wird von der planktivoren Laube und den vorwiegend benthivoren Arten Güster, Brachsen, Karpfen, Gibel und Kaulbarsch besiedelt. Das dichte Netz von Kanälen und Rohrlacken stellt den Lebensraum des Aals dar, der die bodennahen Zonen bewohnt. Rotauge und Rotfeder sind ebenfalls im Schilfgürtel und angrenzenden Freiwasserbereichen zu finden. Aufgrund der hohen Fischdichten bietet der Bereich entlang der Schilfkante auch für Zander und Hecht gute Ernährungsbedingungen. Schließlich bevölkern die Jungfische der meisten Arten die Schilfrandzone, um in Stillwasserbereichen Nahrung und Schutz vor Räubern zu finden. Die hohen Fischdichten (vgl. Kap. 4) lassen eine differenzierte trophische wie auch räumliche Einnischung der Fischarten erwarten. Diese Einnischung soll in den folgenden Kapiteln vor allem anhand der Ergebnisse der Nahrungsanalysen der häufigsten Fischarten dargestellt



1 *Arctodiaptomus spinosus*
Diaphanosoma mongolianum
Leptodora kindti

2 *Limnocythere inopinata*
Microchironomus tener
Cladotanytarsus gr. *mancus*
Procladius cf. *choreus*
Stempellina cf. *almi*

3 Chydoridae
Macrothricidae
Tanypus punctipennis
Chironomus sp.
Cladopelma cf. *virescens*
Procladius cf. *choreus*

4 Ephemeroptera
Trichoptera
Cricotopus sylvestris
Dicrotendipes nervosus
Paratanytarsus inopertus
Parachironomus arcuatus
Psectrocladius sp.
Ablabesmyia longistyla

5 *Asellus aquaticus*
Chironomus sp.

6 Cyclopoidea
Daphnidae
Chydoridae
Corixidae

Abb. 7.9. Die wichtigsten Lebensräume des Neusiedler Sees und ihre häufigsten invertebraten Bewohner. 1 ... Plankton Freiwasser, 2 ... Benthos offener See (Hartsubstrat), 3 ... Benthos Schilfrand (Weichschlamm), 4 ... Aufwuchs Schilf und Makrophyten, 5 ... Benthos Schilfgürtel, 6 ... Freiwasser Schilfgürtel.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

werden. Arten, die die gleichen Ressourcen nutzen, werden gemeinsam behandelt, um so einen Einblick in mögliche Konkurrenzphänomene zu erhalten.

In Bezug auf die Ernährungsweise kann eine erste, mehr oder weniger grobe Unterscheidung zwischen planktivoren, benthivoren (und detritivoren), herbivoren und piscivoren Arten getroffen werden (Tab. 7.5). Nur wenige Fischarten sind jedoch zur Gänze auf eine dieser Ernährungsstrategien spezialisiert (z.B. die beiden planktivoren Arten Sichling und Laube oder der benthivore Kaulbarsch), die meisten haben die Fähigkeit, mehrere verschiedene Nahrungsquellen - Plankton, Benthos, Makrophyten, Fische - zu nutzen.

Tab. 7.5. Die wichtigsten Nahrungskomponenten von Sichling, Laube, Güster, Brachsen, Kaulbarsch und Aal im Neusiedler See. – ... unbedeutend, • ... vereinzelt, + ... von geringer Bedeutung, ++ ... von mittlerer Bedeutung, +++ ... von großer Bedeutung.

Taxa	Sichling	Laube < 18 cm	Güster > 18 cm	Brachsen	Brachsen	Kaulbarsch	Aal
MAKROPHYTEN	–	–	–	–	–	–	+
PHYTOBENTHOS	–	–	+++	–	–	–	–
GASTROPODA	–	–	–	–	–	–	++
Planorbidae	–	–	–	–	–	–	++
Bithyniidae	–	–	–	–	–	–	++
CRUSTACEA							
CLADOCERA	+++	+++	+++	+++	•	•	–
Leptodoridae (*L. kindti*)	++	+++	+++	+	–	•	–
Sididae (*D. mongolianum*)	+++	+++	+++	++	–	–	–
Daphnidae	–	+	+	–	–	–	–
Macrothricidae & Ilyocryptidae	–	–	+	+	–	–	–
Chydoridae	–	–	+	++	–	–	–
COPEPODA	++	–	•	•	–	•	–
Calanoidea (*A. spinosus*)	++	–	–	–	–	–	–
Cyclopoidea	•	–	•	•	–	•	–
OSTRACODA	–	–	•	•	–	–	–
ISOPODA (*A. aquaticus*)	–	–	–	–	–	–	+++
HYDRACARINA	–	–	•	•	–	–	–
INSECTA (ohne Chironomidae)	–	–	++	+	–	+	+++
ODONATA	–	–	•	–	–	•	+
TRICHOPTERA (v.a. *E. tenellus*)	–	–	+	•	–	+	+
COLEOPTERA Larven & Imagines	–	–	–	–	–	–	++
EPHEMEROPTERA (*Caenis horaria*)	–	–	•	•	–	•	–
HETEROPTERA (Corixidae)	–	–	++	•	–	•	–
CHIRONOMIDAE	–	–	++	+++	+++	+++	+
reine Sandbewohner	–	–	•	++	+++	+	–
Tanypus punctipennis	–	–	+	++	+++	+++	•
reine Weichschlammbewohner	–	–	+	•	•	++	+
epiphyt. Chironomiden	–	–	+	–	–	–	•
ANFLUG (Insecta, Araneae)	+	++	+	–	–	–	–

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 7.6. Die Ernährungsstrategien der Fische des Neusiedler Sees.

Strategie	Nahrungskomponenten	Arten
planktivor	• planktische Crustaceen des Freiwassers und Schilfgürtels • Anflug	Sichling, Laube, Güster
benthivor	• bodenbewohnende Invertebraten des Freiwassers (Chironomidae, Cladocera, Cyclopoidea, Ostracoda) und Schilfgürtels (*Asellus aquaticus*) • Aufwuchsinvertebraten, "Schilfinsekten" (Chironomidae, Trichoptera, Ephemeroptera, Corixidae) • Phytobenthos (epipelische Algen, vor allem Diatomeen)	Brachsen, Güster, Karpfen, Gibel, Kaulbarsch, Aal
herbivor	• submerse Makrophyten, *Phragmites australis* • Phytobenthos (epipelische Algen, vor allem Diatomeen)	Rotauge, Rotfeder, Güster
piscivor	• Fische	Zander, Hecht, Aal

7.3. Planktivore

Unter den Fischarten des Neusiedler Sees sind nur zwei Arten, Sichling und Laube, als echte Planktonspezialisten zu bezeichnen (Abb. 7.10) Das wichtigste Beutetier für beide Arten ist ***Diaphanosoma mongolianum***, die von Juni bis Oktober im See auftritt und ihr Populationsmaximum meist im Hochsommer erreicht (Abb. 7.1). Zu diesem Zeitpunkt erlangt die Nahrungsaufnahme von Sichling und Laube ihren Höhepunkt (Abb. 5.8, 5.14), und der Energiebedarf für Wachstum und Fettreserven wird zum Großteil mit *D. mongolianum* gedeckt.

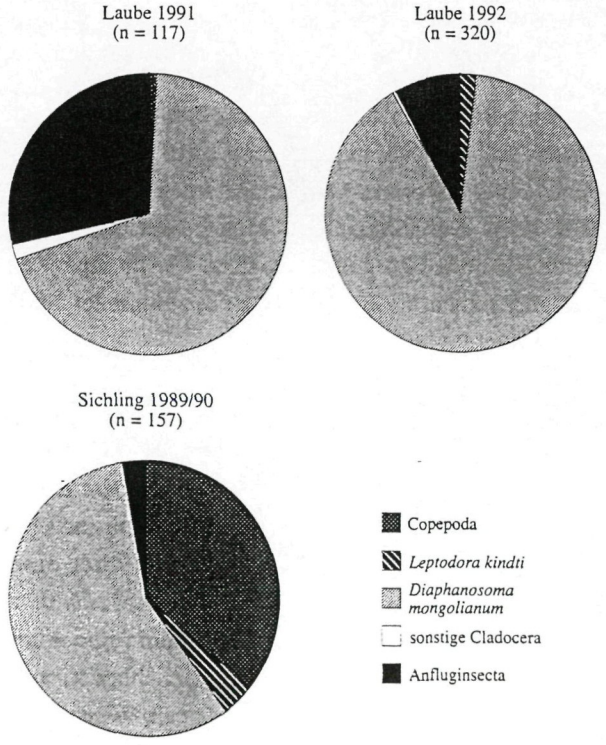


Abb. 7.10. Durchschnittliche Zusammensetzung der Nahrung (% Biomasse) von Laube und Sichling (1989 - 1992).

A. alburnus wie auch *P. cultratus* können *D. mongolianum* als Beute bereits bei geringen Dichten nutzen. Zirka 20 Individuen/Liter reichen aus, um *D. mongolianum* zum bevorzugten Beuteobjekt des Sichlings zu machen, bei der Laube dürfte dieser Schwellenwert ähnlich liegen (Abb. 7.11). Das bedeutet, daß *D. mongolianum* von Beginn bis zum Ende ihres Auftretens im Plankton einem intensiven Räuberdruck von Seiten der beiden Fischarten ausgesetzt ist.

Dieser wird noch verstärkt durch eine Reihe primär benthivorer Fischarten wie Güster, kleine Brachsen, Karpfen oder Gibel, welche im Sommer das gute Nahrungsangebot im Plankton nutzen. Schließlich ernähren sich die Jungfische der meisten Arten während ihrer ersten Lebenswochen vorwiegend planktivor, wobei - neben Rotatorien (vor allem *Filinia longiseta*) - im wesentlichen *D. mongolianum* als Beutetier in Frage kommt.

Neben *D. mongolianum* erreicht eine zweite Cladocere im Sommer ihr Populationsmaximum: ***Leptodora kindti***. Diese Art ist aufgrund ihrer Größe zweifelsohne ein sehr attraktives Beuteobjekt, kommt jedoch im Plankton in deutlich geringeren Dichten als *D. mongolianum* vor (Abb. 7.1). Für die Ernährung von Sichling und Laube gewinnt *L. kindti* daher selbst während ihres Abundanzmaximums nur an Bedeutung, wenn gleichzeitig *D. mongolianum* einen Populationseinbruch verzeichnet. Auch dann liegt jedoch ihr Anteil in der Nahrung der beiden Fische immer noch deutlich unter jenem von *D. mongolianum*.

Interessanterweise fanden sich in den Därmen von *G. cernuus*, der stark an benthivore Ernährung angepaßt ist und ausschließlich über Grund nach Nahrung sucht, regel-

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

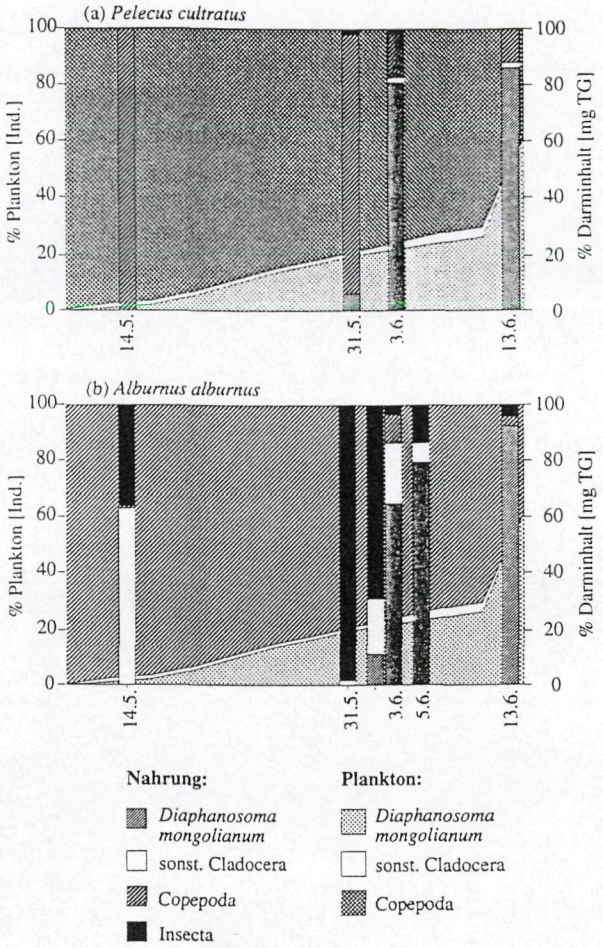


Abb. 7.11. Wechsel in der Nahrungszusammensetzung (Balken) von *Pelecus cultratus* (a) und *Alburnus alburnus* (b) im Vergleich zum Nahrungsangebot (Flächen) im Frühjahr 1991. Bei Zunahme von *Diaphanosoma mongolianum* im Plankton erfolgt bei beiden Fischarten ein rascher Umstieg auf diese Nahrungskomponente.

mäßig größere Mengen an *L. kindti*. Der Grund dafür dürfte in der ausgeprägten Vertikalverteilung von *L. kindti* liegen: an windstillen Tagen bevorzugt der Großteil der älteren Individuen die bodennahen Schichten.

Im allgemeinen ist jedoch *L. kindti* aufgrund ihrer geringen Individuendichten sowie des zeitlich begrenzten Vorkommens von geringer Bedeutung für die Ernährung der planktivoren Fische des Neusiedler Sees.

Eine dritte häufige Planktonart des Neusiedler Sees, ***Arctodiaptomus spinosus***, ist nur für die Ernährung weniger Arten von Bedeutung, obwohl sie das ganze Jahr über in zum Teil beachtlichen Abundanzen im Freiwasser vorkommt. Am stärksten ist *A. spinosus* in der Nahrung des Sichlings vertreten (Abb. 7.10). Vor allem im Frühjahr und Herbst, aber auch im Spätsommer bei hohen Dichten von *D. mongolianum*, nimmt dieser Copepode einen bedeutenden Stellenwert in der Nahrung des Sichlings ein. Demgegenüber ist sein Anteil in der Nahrung der Laube verschwindend gering (Abb. 7.10). Auch die fakultativ planktivoren Arten Güster und Brachsen ernähren sich nur zu einem unbedeutenden Prozentsatz von *A. spinosus*.

Aus der Literatur ist bekannt, daß bei vielen Fischarten die Fangeffizienz für Copepoden geringer ist als für Cladoceren (Drenner et al. 1978, Bohl 1982, Winfield et al. 1983, Winfield & Townsend 1988). Dies konnte auch für Sichlinge der Altersklasse 0+ festgestellt werden (Auer in Vorb.), die im Gegensatz zu adulten Sichlingen nicht in der Lage sind, das große Angebot an *A. spinosus* zu nutzen.

Warum die Lauben im Neusiedler See fast keine Copepoden fressen, obwohl diese in anderen Gewässern sehr wohl zum Nahrungsspektrum der Art zählen (Filka 1988, Cihar 1987), bleibt ungeklärt. Filka (1988) stellte jedoch fest, daß im Wallersee nur wenige Lauben in größerem Ausmaß Copepoden fressen, und weist auf die Bedeutung eines Suchbildes hin, das die Spezialisierung auf einen bestimmten Beutetyp und damit dessen effektivere Nutzung ermöglicht.

Da der **Anflug** (terrestrische Insektenimagines) als Nahrungsquelle nur für oberflächenorientierte Fischarten von Interesse ist, wird er in diesem Kapitel zusammen mit dem Zooplankton diskutiert. Für *A. alburnus* stellt der Anflug die zweitwichtigste Nahrungsquelle dar (Abb. 7.10). Anfluginsekten sind das ganze Jahr über annähernd gleich stark in der Nahrung vertreten, prozentuell sind sie aber nur im Frühjahr und Herbst von Bedeutung. *P. cultratus* frißt zwar - absolut gesehen - mehr Anflug als die Laube, der Anteil an der Gesamtnahrung ist jedoch gering (Abb. 7.13). Ein potentieller Anflugfresser ist auch die Rotfeder, die jedoch aufgrund ihres Vorkommens im Schilfgürtel kaum in Konkurrenz zu Sichling oder Laube treten dürfte.

Ein Vergleich der vier besprochenen Nahrungsressourcen *Diaphanosoma*, *Leptodora*, *Arctodiaptomus* und Anflug zeigt, daß *D. mongolianum* die größte Bedeutung in Beziehung von planktivoren Fischen und Zooplankton spielt: *D. mongolianum* kommt über einen längeren Zeitraum vor als *L. kindti*, sie ist leichter zu fangen als *A. spinosus* und erreicht zudem hohe Abundanzen. Die Konkurrenz zwischen den planktivoren Fischarten des Neusiedler Sees tritt daher im wesentlichen nur bei dieser Art auf, das Ausmaß hängt in erster Linie von der Populationsentwicklung von *D. mongolianum* ab.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

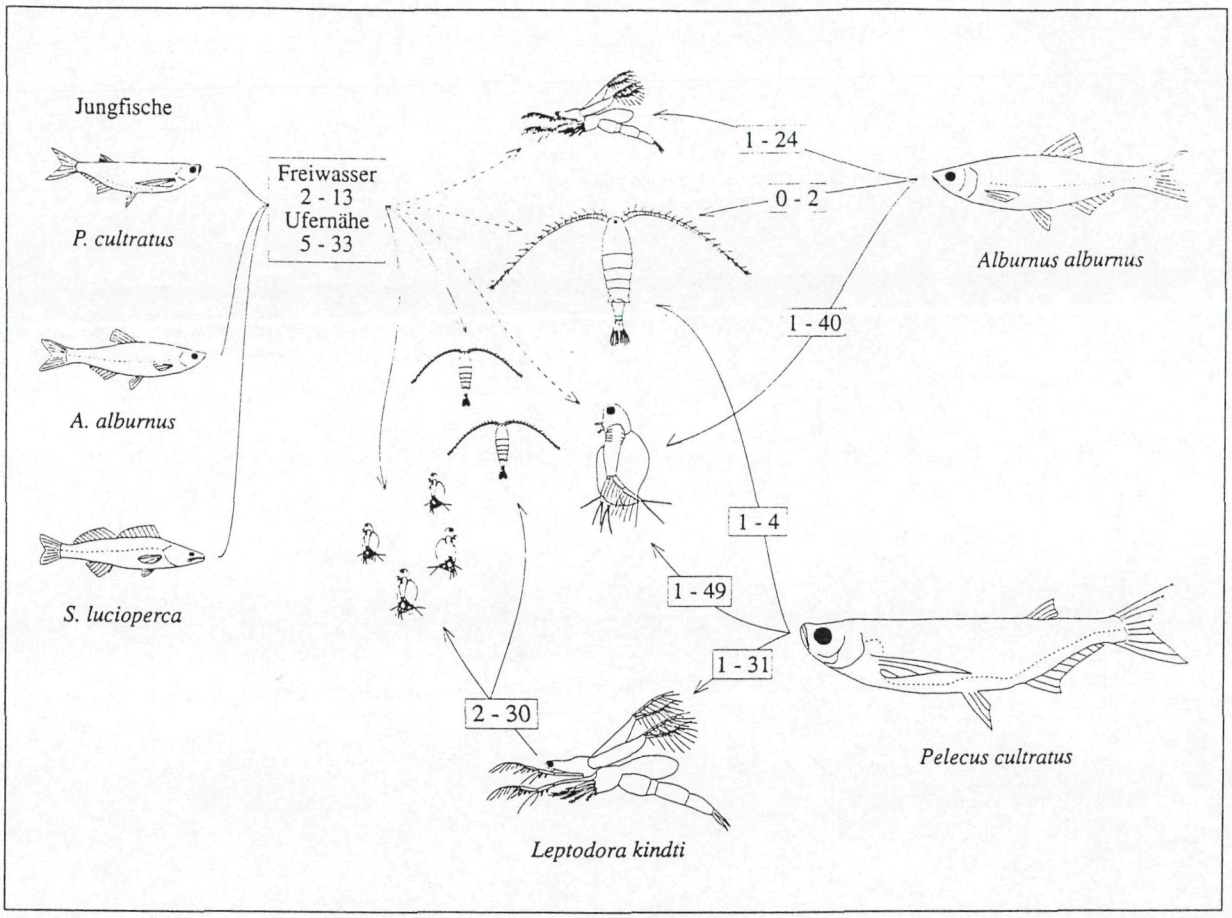


Abb. 7.12. Durch Fraß verursachte Eliminationsraten der wichtigsten Zooplanktonarten des Neusiedler Sees (*Diaphanosoma mongolianum*, *Arctodiaptomus spinosus* und *Leptodora kindti*) im Sommer 1991. Als Räuber spielen vor allem Jungfische, adulte Lauben und Sichlinge sowie *Leptodora kindti* eine entscheidende Rolle. Die Werte für die Jungfische stammen aus Mai - Juni, jene für die adulten Fische aus Juni - August.

Bei geringen Dichten an *D. mongolianum* können bzw. müssen die fakultativ Planktivoren auf andere Nahrungsressourcen umsteigen (Zoobenthos, Phytobenthos). Für die Spezialisten Sichling und Laube sowie die Jungfische gibt es nur wenig Ausweichmöglichkeiten. Es ist zwar ebenfalls denkbar, daß verstärkt alternative Nahrungsressourcen ausgeschöpft werden (z.B. *A. spinosus* vom Sichling, Anflug von der Laube, Rotatorien von den Jungfischen). Allerdings deuten die Nahrungsanalysen von Sichling und Laube auch während Situationen mit geringen Dichten von *D. mongolianum* im Sommer auf eine starke Selektivität für *D. mongolianum* hin.

Im wesentlichen stehen den obligat planktivoren Fischen zwei "Strategien der Konkurrenzvermeidung" zur Verfügung:

(i) Eine differenzierte räumliche Einnischung kann die Konkurrenz vermindern: Während *P. cultratus* eine reine Freiwasserart ist, kommt *A. alburnus* auch in Schilfrandbereichen in hohen Dichten vor. Unter den Jungfischen zeigen juvenile Lauben neben anderen Arten ihr Verbreitungsmaximum nahe dem Schilfrand, die Sichlinge hingegen dominieren bereits als Jungfische im Freiwasser. Im allgemeinen sind jedoch die Dichten der Jungfische am Schilfrand höher als im offenen See (vgl. Kap. 6).

(ii) Größenselektivität: Während sich die Nahrungszusammensetzung von juvenilen und adulten Sichlingen und Lauben kaum unterscheidet, ist - abgesehen von der unterschiedlichen Absolutmenge aufgenommener Nahrung - ein Größenunterschied der gefressenen Beutetiere feststellbar: 0+ Fische bevorzugen immature Crustaceen, während adulte Sichlinge und Lauben größere Cladoceren und Copepoden fressen. Der Sichling bevorzugt zum Beispiel *D. mongolianum*, *A. spinosus* und *L. kindti* mit Längen von über 1 bzw. 6 mm (Liu in Vorb.). Entscheidend für diese Größenselektivität ist bei stark transparenten Beutetieren weniger deren tatsächliche Gesamt-

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

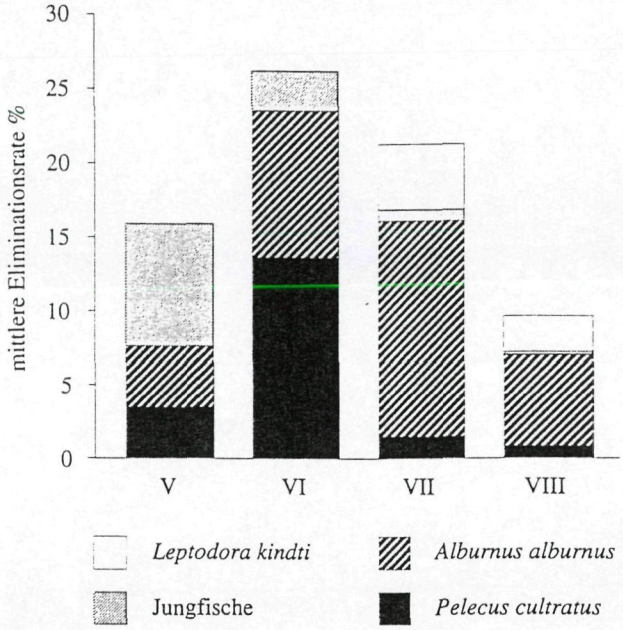


Abb. 7.13. Mittlere tägliche Eliminationsraten des Zooplanktons in der Illmitzer Bucht. Prozentuell eingetragen sind die Anteile der vier wichtigsten Planktivoren Sichling, Laube, Jungfische und *L. kindti*.

größe als die für den Räuber wahrnehmbare Ausdehnung von stark pigmentierten Körperteilen (vgl. Kerfoot 1980). Im Falle von *D. mongolianum* und *L. kindti* orientiert sich *P. cultratus* vermutlich vor allem an der Größe des stark pigmentierten Auges (Liu in Vorb.).

Die Konkurrenzphänomene zwischen den planktivoren Fischarten des Neusiedler Sees spiegeln sich in deren Anteilen an den Eliminationsraten des Zooplanktons wieder (Herzig 1994). Für die Berechnung der Eliminationsraten (Methodik siehe Herzig cit. loc.) wurden folgende Räuber berücksichtigt: Sichling, Laube, Jungfische und *L. kindti*.

Die beiden zuletzt genannten ernähren sich vorwiegend von Jugendstadien der häufigen Zooplanktonorganismen (Abb. 7.12). Die Jungfische können entsprechend ihrer räumlichen Verteilung (vgl. Kap. 6) das Zooplankton im offenen See um 4 - 13% und am Schilfrand um 5 - 33% reduzieren. *L. kindti* frißt bevorzugt juvenile *D. mongolianum* und kann bei Dichten zwischen 300 und 500 Ind./m^3 bis zu über 40% der Jugendstadien der D. mongolianum-Population eliminieren. Allerdings treten entsprechend hohe Dichten von *L. kindti* nur kurzfristig auf, zudem unterliegt die Art dann selbst dem Räuberdruck planktivorer Fische. *P. cultratus* eliminiert während des Sommers zirka 1 - 49% *D. mongolianum*, 1 - 4% *A. spinosus* und 1 - 31% *L. kindti*. Die für die Laube ermittelte Eliminationsrate des Zooplanktons, im wesentlichen von *D. mongolianum*, liegt bei 6 - 16%. (Abb. 7.12).

Im Laufe des Jahres variiert der Anteil der verschiedenen planktivoren Fischarten an der Eliminationsrate des Zooplanktons (Abb. 7.13): Im Frühjahr, nach den ersten Laichschüben von Sichling, Brachsen und Zander, spielen die Jungfische vermutlich die größte Rolle, während gegen Sommer und Herbst die relative Bedeutung von Sichling und Laube steigt (Abb. 7.13).

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

7.4. Benthivore

Zu den benthivoren Fischarten des Neusiedler Sees zählen im wesentlichen sechs Arten: Güster, Brachsen, Gibel, Karpfen, Kaulbarsch und Aal, wobei Güster und Aal zahlenmäßig dominieren. Ihr bevorzugter Aufenthaltsort ist die Übergangszone vom Schilfgürtel zum Freiwasser, wo sich ein reiches Nahrungsangebot findet. Dieser Bereich ist jedoch - im Verhältnis zur gesamten Seefläche - relativ klein. Es ist daher im Schilfrandbereich eine starke Konkurrenz zwischen den sechs Fischarten zu erwarten. Im Rahmen des Projekts wurde die räumliche und trophische Einnischung von Güster, Brachsen, Kaulbarsch und Aal näher untersucht.

Bereits bei grober Analyse der Nahrungsbestandteile zeigen sich deutliche Unterschiede in den Ernährungsgewohnheiten der vier Arten. Während sich Kaulbarsch und adulte Brachsen hauptsächlich von benthischen Chironomidenlarven ernähren, nutzen Güster und immature Brachsen zusätzlich noch andere Nahrungsquellen wie Insektenlarven (v.a. Trichoptera), Corixidae, benthische Crustaceen und im Sommer Zooplankton. Eine charakteristische Nahrungskomponente der Güster ist weiters das Phytobenthos, das oft 80% des Volumens des Darminhalts ausmacht. Der Aal kann aufgrund seiner Nahrungszusammensetzung bereits als Schilfbewohner ausgewiesen werden. Er frißt vorwiegend große Insektenlarven (Odonata, Coleoptera, sonstige Diptera), adulte Wasserkäfer, *Asellus aquaticus*, Chironomidenlarven und Gastropoda (Abb. 7.14).

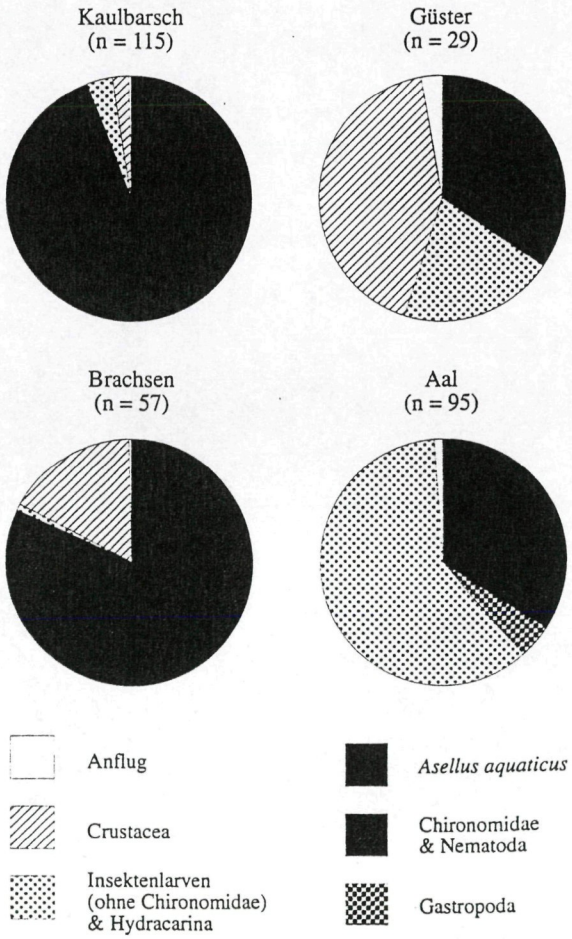


Abb. 7.14. Durchschnittliche Zusammensetzung der Nahrung (% Biomasse) von Kaulbarsch, Güster, Brachsen und Aal im Jahr 1991.

Überlappungen im Nahrungsspektrum zeigen die benthivoren Fischarten des Neusiedler Sees hinsichtlich folgender Gruppen:

1) Chironomiden spielen für alle vier Fischarten und wahrscheinlich auch für den nicht näher untersuchten Karpfen eine große Rolle.

2) Insekten (excl. Chironomiden) sind in der Nahrung des Aals, der Güster und des Kaulbarsches zu finden.

3) Benthische Cladocera, Ostracoda und Cyclopoidea sind im allgemeinen von geringer Bedeutung. Die ersten beiden Gruppen werden jedoch regelmäßig von Güster und immaturen Brachsen gefressen, während Cyclopoidea eine wichtige Nahrungskomponente des Gibels darstellen.

ad 1) Chironomidae

Von den untersuchten Fischarten ernähren sich - vor allem adulte - Brachsen und der Kaulbarsch vorwiegend von Chironomidenlarven (Abb. 7.14) und können daher als starke Konkurrenten betrachtet werden (vgl. Fedorova & Vetkasov 1974, Brabrand 1984, Boikova 1986). Bei genauer Untersuchung lassen sich jedoch Unterschiede hinsichtlich Artenzusammensetzung und Größenspektrum der gefressenen Chironomiden aufzeigen.

Im wesentlichen sind vier Chironomidenarten für die Ernährung der beiden Fischarten von Bedeutung (Abb. 7.15): 1. *Chironomus* sp., ein ausgesprochener Weichschlammbewohner, 2. *Tanypus punctipennis*, der zwar eine deutliche Präferenz für die Weichschlammbereiche entlang der Schilfkante zeigt, jedoch auch im Benthos des Freiwassers anzutreffen ist, 3. *Procladius* cf. *choreus*, eine Art, die zwar auf verschiedensten Sedimenttypen vorkommt, aber Hartsubstrat bevorzugt, und 4. *Microchironomus tener*, der vor allem sandige Sedimente besiedelt.

Der Brachsen ernährt sich vorwiegend von *P.* cf. *choreus* und *T. punctipennis*, daneben spielen aber noch

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

weitere Hartsubstratbewohner wie *M. tener* eine Rolle (Abb. 7.15). In der Nahrung des Kaulbarsches ist der Anteil von *P.* cf. *choreus* und *M. tener* deutlich geringer als bei *A. brama*, *T. punctipennis* hingegen macht über 50% und *Chironomus* sp. knapp 30% der Biomasse der gefressenen Chironomiden aus.

Diese Unterschiede in der Nahrungszusammensetzung sind vor allem durch verschiedene Ernährungsstrategien von Brachsen und Kaulbarsch zu erklären: Der Kaulbarsch ist ein Partikelfresser, der seine Beute mit Hilfe des gut entwickelten Seitenliniensystems aufspürt (Disler & Smirnov 1977) und eine starke Selektivität für große Chironomidenlarven zeigt (vgl. Schiemer 1979). Der Brachsen hingegen hat keine Möglichkeit, Chironomidenanhäufungen im Sediment sensorisch wahrzunehmen (Lammens & Hoogenboezem 1991). Sediment und benthische Organismen werden daher wahllos eingesaugt und im Maul voneinander getrennt. Die Sedimentpartikel werden durch die Kiemenspalten wieder ausgeschieden (Lammens & Hoogenboezem 1991). Die Größenverteilung der Chironomidenlarven in der Nahrung von *A. brama* spiegelt also annähernd die Verteilung der Chironomiden im Benthos wider. In der Nahrung des Kaulbarsches hingegen sind kleine Larvenstadien und Arten wie *M. tener* unterrepräsentiert, während große Larvenstadien und Arten wie *Chironomus* sp. dominieren. So besteht der Anteil von *T. punctipennis* in der Nahrung von *A. brama* überwiegend aus 2. Larvenstadien, bei *G. cernuus* hingegen zu über 60% aus 4. Larvenstadien (Abb. 7.16).

Offen bleibt noch die Frage, wie die unterschiedlichen Anteile von *T. punctipennis* und *P.* cf. *choreus* in der Nah-

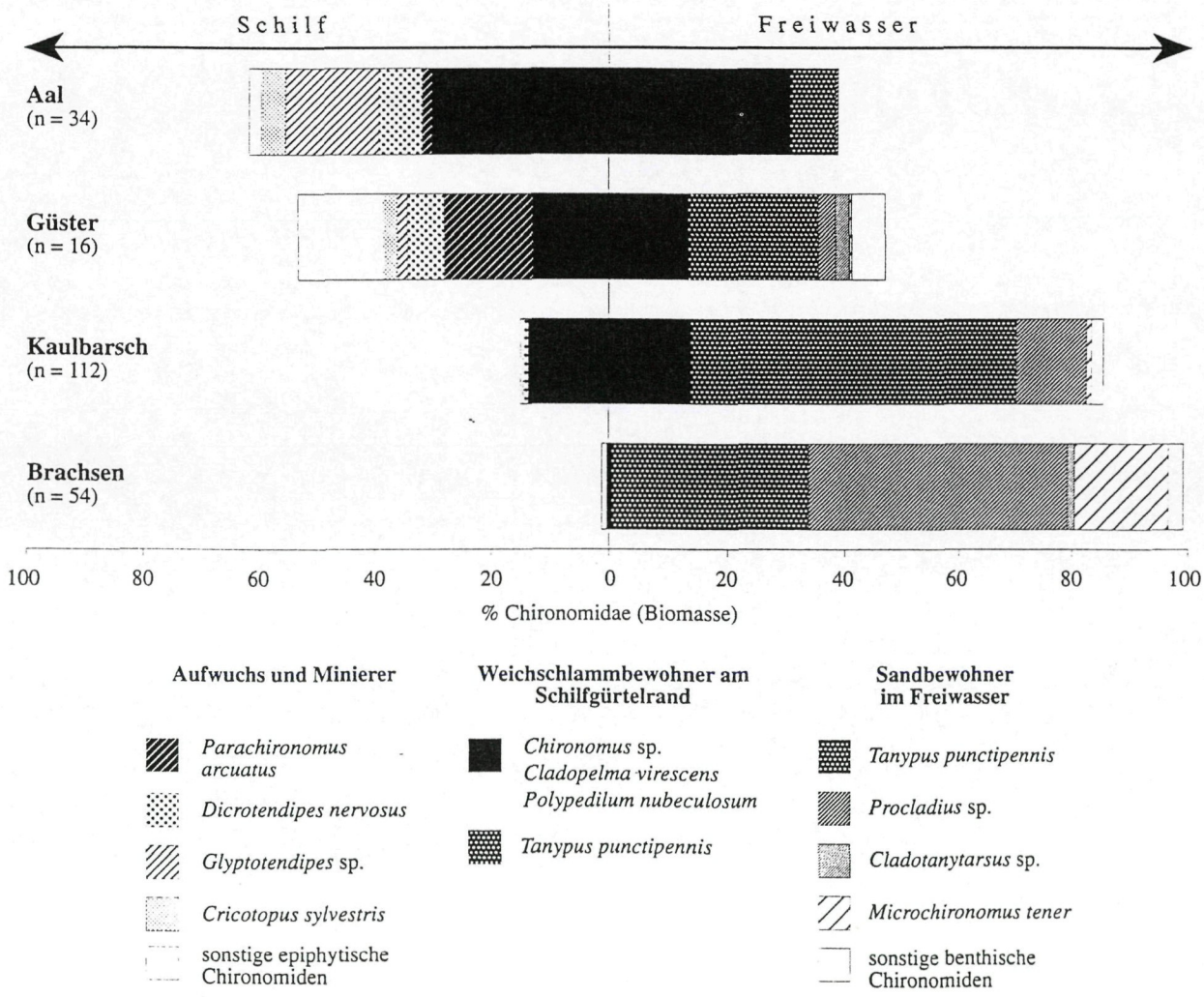


Abb. 7.15. Artenzusammensetzung der Chironomiden in der Nahrung von Aal, Güster, Kaulbarsch und Brachsen im Jahr 1991. Die Chironomidenarten sind nach Lebensräumen gegliedert. *T. punctipennis* besiedelt zwar vorwiegend den Schilfrand, ist jedoch (in geringeren Dichten) auch auf sandigem Substrat anzutreffen.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

rung von Brachsen und Kaulbarsch zu erklären sind (Abb. 7.15). Diese beiden Chironomidenarten sind etwa gleich groß und leben frei auf der Sedimentoberfläche, sie unterscheiden sich nur hinsichtlich ihrer Horizontalverteilung (Kap. 7.1.2). Am plausibelsten ist es daher, auch eine räumliche Trennung als Mechanismus zur Vermeidung von Konkurrenz für *G. cernuus* und *A. brama* anzunehmen. Demnach würde der Kaulbarsch vor allem die schilfnahen Weichsedimentbereiche nutzen und der Brachsen, obwohl für ihn das Angebot sicher auch am Schilfrand am besten ist, verstärkt die exponierteren sandigen Stellen aufsuchen, wo er mit seiner Freßstrategie wahrscheinlich dem Kaulbarsch überlegen ist. Diese räumliche Trennung konnte durch Netzbefischungen bestätigt werden.

Die Güster weist von allen untersuchten Fischarten das breiteste Spektrum an Chironomidenarten in der Nahrung auf (Abb. 7.15). Neben sandbewohnenden Arten (*P.* cf. *choreus*, *C.* gr. *mancus*) werden vor allem Weichsedimentbewohner wie *Chironomus* sp., *T. punctipennis* und Arten des Schilf- und Makrophytenaufwuchses gefressen. Diese Vielfalt von Chironomiden aller Habitate zeigt die äußerst vielseitige und flexible Ernährungsweise der Güster und weist den Schilfgürtelrandbereich eindeutig als ihren bevorzugten Lebensraum aus. Die Chironomiden spielen für die Ernährung der Güster im Vergleich zu Kaulbarsch und Brachsen allerdings eine geringe Rolle.

Die Analyse der vom Aal gefressenen Chironomiden (vorwiegend Aufwuchsarten und *Chironomus* sp., s. Abb. 7.15) bestätigt den bereits oben angesprochenen Trend: *A. anguilla* besiedelt fast ausschließlich den Schilfgürtel bzw. den Schilfrandbereich. Der hohe Anteil an großen Chironomidenlarven wie *Chironomus* und *Glyptotendipes* spiegelt die größenselektive Ernährungsweise des Aals wider. Obwohl Chironomidenlarven nicht zu den Hauptnahrungskomponenten des Aals gehören, ist dieser aufgrund seiner hohen Dichten im Schilfrandbereich sicherlich als Nahrungskonkurrent des Kaulbarsches anzusehen.

Für den Karpfen stellen die Chironomiden eine wichtige Nahrungsquelle dar. Die wenigen untersuchten Individuen hatten hauptsächlich große Arten aus dem Schilfgürtel wie *Acricotopus lucens* oder *Chironomus* sp. gefressen.

Im Nahrungsspektrum des Gibels fehlen Chironomiden fast völlig. Im Gegensatz zu Karpfen, Brachsen und Güster hat *C. auratus gibelio* kein vorstülpbares Maul. Möglicherweise kann er deshalb nur die oberflächennahen

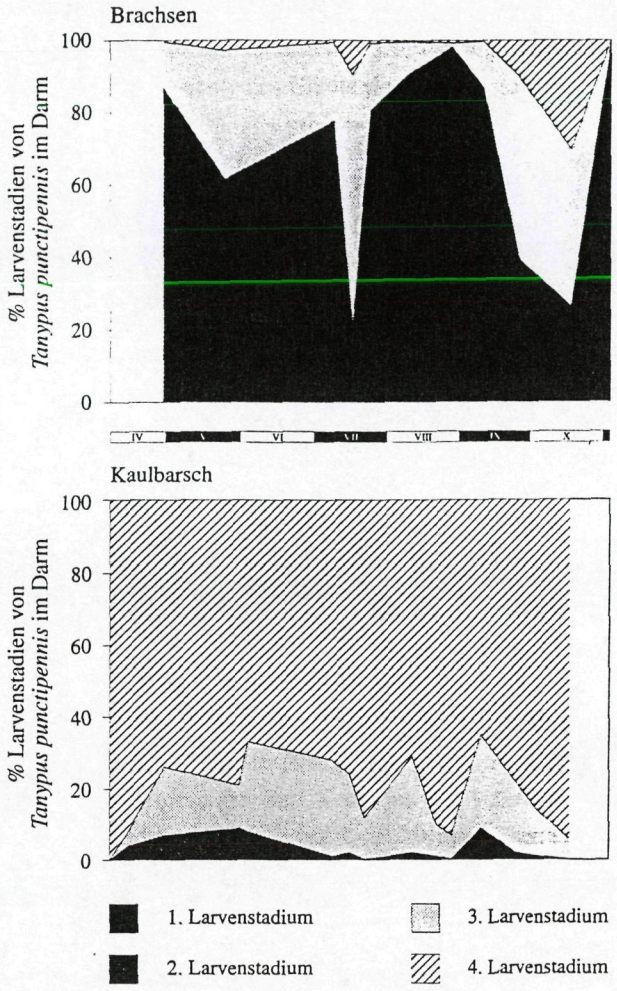


Abb. 7.16. Anteile (% Individuen) der vier Larvenstadien von *Tanypus punctipennis* in der Nahrung von Brachsen und Kaulbarsch im Laufe des Jahres 1991.

Sedimentschichten nutzen, während die tiefer im Sediment lebenden Chironomidenlarven für ihn nicht erreichbar sind.

Da die Chironomiden vor allem für Karpfen, Brachsen und Kaulbarsch eine wichtige Nahrungsgrundlage darstellen, stellt sich die Frage, ob das Angebot ausreicht, um den Fischen gute Wachstumsbedingungen zu bieten. Eine Studie an den Ostholsteinschen Seen (Lundbeck 1926, Geyer 1939, Laskar 1948) sowie eine weitere von Cazemier (1975, in Lammens 1982) stellten einen Zusammenhang zwischen Chironomidenangebot und Wachstum des Brachsen her. Dementsprechend ist das Wachstum des Brachsen als "sehr gut" (1 kg nach 9 Jahren) bei Chironomidenbiomassen über 20 g fw/m^2, "mittelmäßig" (0,5 kg nach 9 Jahren) bei Biomassen von 5-20 g fw/m^2 und "schlecht" (0,2 kg nach 9 Jahren) bei Biomassen von weniger als 5 g fw/m^2. Die Chironomidenbiomasse am Schilfrand der Illmitzer Bucht schwankt im Laufe des

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

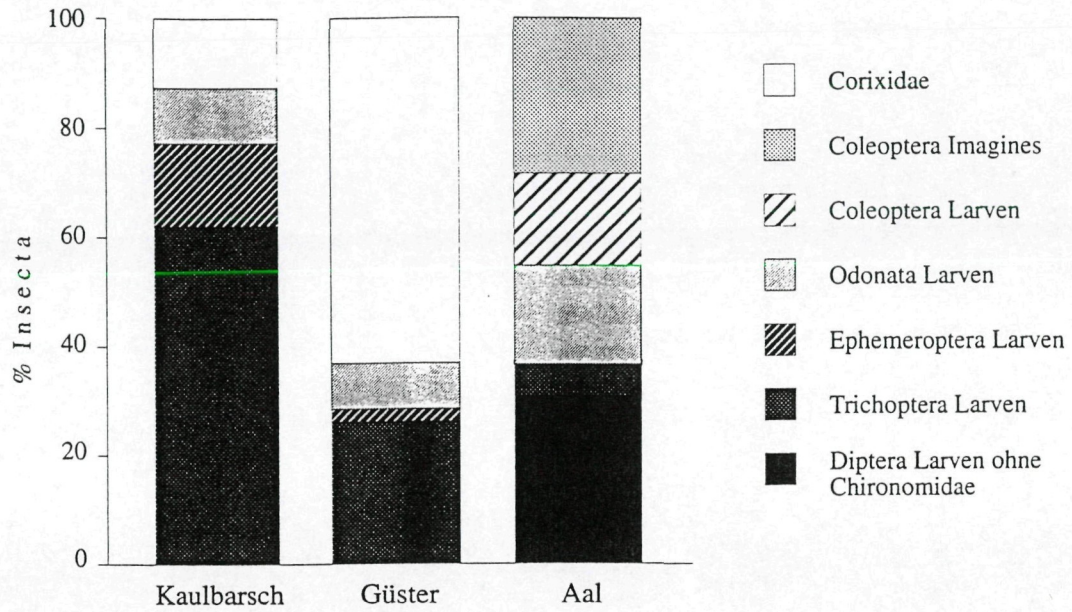


Abb. 7.17. Durchschnittliche Anteile verschiedener Insektengruppen (exklusive Chironomidae) an der Gesamtbiomasse der Insekten in der Nahrung von Kaulbarsch (n = 115), Güster (n = 29) und Aal (n = 95) im Jahr 1991.

Jahres zwischen 0,2 und 1,4 g dw/m^2 (Abb. 7.3). Bei einem Trockengewicht : Frischgewicht-Verhältnis von ca. 1:5 entspräche das einem Frischgewicht von 1-7 g/m^2. Zieht man noch in Betracht, daß dieser Wert nur für den Schilfrandbereich gilt und das Angebot im Freiwasser schlechter ist, so dürften die Wachstumsbedingungen im Neusiedler See hinsichtlich des Nahrungsangebotes an Chironomiden eher schlecht sein. Brachsen mit einem Alter von 9 Jahren konnten kaum gefangen werden, die Länge für 9-jährige Tiere beträgt ca. 35 - 40 cm, was einem Gewicht von ca. 400 bis 600 g entspricht.

ad 2) Insekten (exklusive Chironomiden)

Insekten spielen in der Nahrung von Güster, Kaulbarsch und Aal eine Rolle, wobei die Überlappung im Beutespektrum nur gering ist (Abb. 7.17). Der Aal unterscheidet sich deutlich von den anderen beiden Fischarten. Große Insekten aus dem Bereich des Schilfgürtels wie Coleoptera, Odonata und Stratiomyidenlarven stellen für ihn eine wichtige Nahrungskomponente dar. Für den Kaulbarsch spielen die Trichopteren (v.a. *Ecnomus tenellus*) die größte Rolle, während die Corixiden die wichtigste Insektengruppe in der Nahrung der Güster sind.

ad 3) benthische Crustaceen und Cyclopoidea

Aufgrund ihrer geringeren Größe sind benthische Crustaceen für die Ernährung der Fische relativ unbedeutend. Lediglich Güster und immature Brachsen nutzen diese Nahrungsquelle. Vor allem Macrothricidae und Ilyocryptidae werden regelmäßig im Frühjahr, Chydoridae vorwiegend im Sommer und Herbst gefressen. Ostracoda sind nur für die Güster von geringer Bedeutung.

Cyclopoidea nehmen, wie in Kap. 7.1.1 erwähnt, eine Zwischenstellung zwischen Plankton und Benthos ein. Für die Ernährung der meisten benthivoren Fischarten spielen sie keine große Rolle. Nur in der Nahrung des Gibels, die zum Großteil aus Feinsediment und Algen besteht, stellen die Cyclopoidea die häufigste tierische Nahrungsquelle dar.

Daneben ernähren sich auch die Juvenilen von Kaulbarsch und Zander zu einem Großteil von Cyclopoidea (vgl. Kap. 6). Mit zunehmender Größe der Kaulbarsche gewinnen jedoch die Chironomiden an Bedeutung, und der Anteil der Copepoden in der Nahrung nimmt ab. Gleiches gilt für den Zander, der schon im ersten Lebensjahr zu piscivorer Ernährung übergeht.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Zusammenfassung

Die Einnischung der benthivoren Fischarten sowie die beobachteten Konkurrenzphänomene im Neusiedler See lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

1. Benthische Chironomiden bilden die Nahrungsgrundlage von Karpfen, adulten Brachsen und Kaulbarschen. Kaulbarsch und Karpfen (vgl. Lammens & Hoogenboezem 1991) zeigen im Gegensatz zum Brachsen eine starke Größenselektivität bei der Nahrungsaufnahme. Beide Arten dürften schilfnahe Weichschlammbereiche bevorzugen, während der Brachsen auch in sandigen Sedimenten nach Nahrung sucht. Am Schilfrand ist die Rolle des Aals als Nahrungskonkurrent nicht zu vernachlässigen, da er in hohen Dichten vorkommt.

2. Güster und immature Brachsen zeigen bezüglich der tierischen Nahrungskomponenten ein ähnliches Beutespektrum und eine ausgeprägte Saisonalität. Die Bedeutung der Chironomiden ist mehr oder weniger auf den Juli beschränkt, ansonsten spielen planktische und benthische Crustaceen eine wichtige Rolle (Abb. 5.20, 5.28). Im Gegensatz zum Brachsen stellen aquatische Insekten und Anflug bei der Güster eine bedeutende Nahrungskomponente dar. Der größte Unterschied zwischen den beiden Arten liegt allerdings im Anteil des Phytobenthos an der Nahrung, das beim Brachsen regelmäßig in geringen Mengen festzustellen war, bei der Güster jedoch oft 80 Volumsprozente des Darminhalts ausmacht.

3. Ähnlich wie bei der Güster findet sich auch im Darminhalt des Gibels ein hoher Anteil an Sediment und Phytobenthos. Beide Arten suchen vor allem in geschützten, schilfnahen Bereichen nach Nahrung, wo die Biomasse des Phytobenthos am höchsten ist. Die wichtigste tierische Nahrungskomponente des Gibels sind Cyclopoidea.

4. Güster, immature Brachsen, Karpfen und Gibel ernähren sich während der Sommermonate auch von Zooplankton, v.a. von *Diaphanosoma mongolianum*.

5. Der Aal besiedelt den Schilfgürtel und den Schilfgürtelrand, wo er sich vorwiegend von *Asellus aquaticus*, großen Insektenlarven und -imagines und Gastropoda ernährt. Eine mögliche Konkurrenz für den Kaulbarsch stellt *A. anguilla* hinsichtlich großer, den Schilfrand bewohnender Chironomiden dar.

7.5. Herbivore

Für Rotauge und Rotfeder stellt pflanzliches Material, vorwiegend submerse Makrophyten, eine wichtige Nahrungskomponente dar. Auch aus der Literatur sind diese beiden Arten als herbivor bekannt (Lammens & Hoogenboezem 1991).

Ein deutlicher Rückgang der Makrophytenbestände in den 70er und 80er Jahren wurde durch Besatz einer herbivoren Cyprinidenart aus Ostasien, dem Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*), verschuldet. Diese Art ernährt sich - im Gegensatz zu den heimischen herbivoren Arten - ausschließlich von submersen Makrophyten (und Schilf). Der durch Graskarpfen verursachte Verlust des Makrophytengürtels bedeutete für Rotauge und Rotfeder wahrscheinlich eine empfindliche Einengung ihres Lebensraumes.

Tab. 7.7. Die wichtigsten benthischen Nahrungskomponenten und der bevorzugte Lebensraum von Brachsen, Kaulbarsch, Güster und Aal.

Fischart	Lebensraum	benthische Hauptnahrungskomponenten
A. brama	schilfnaher Freiwasserbereich	Chironomiden des Freiwassers und Schilfrandes
G. cernuus	Schilfrandbereich, eher näher dem Schilf als *A. brama*	Chironomiden des Schilfrandes, Trichopteralarven
B. bjoerkna	Schilfkante	Phytobenthos, Schilfrand- und Schilfaufwuchschironomiden, Corixidae, Trichopteralarven
A. anguilla	durchfluteter Schilfgürtel bis Schilfkante	*Asellus aquaticus*, Gastropoda, Schilfrand- und Schilfaufwuchschironomiden, andere Dipteralarven, Coleopteralarven und -imagines, Odonatalarven

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Auch in der Nahrung des Aals konnten regelmäßig Reste von *Myriophyllum spicatum* und *Phragmites australis* gefunden werden. Im Vergleich zum tierischen Nahrungsanteil ist der pflanzliche jedoch vernachlässigbar.

Zu den obligat herbivoren Arten zählt im Neusiedler See auch die Güster. Allerdings ernährt sie sich nicht von Makrophyten, sondern von Phytobenthos (vor allem Diatomeen). Diese Ernährungsform ist ungewöhnlich für *B. bjoerkna* (vgl. Meisriemler 1974) und hängt möglicherweise mit dem starken Konkurrenzdruck unter den benthivoren Fischarten zusammen. In der Ernährung des Gibels dürfte das Phytobenthos ebenfalls eine wichtige Rolle spielen.

Da die Menge der aufgenommenen pflanzlichen Nahrung nur schwer quantifizierbar ist, ist die energetische Bedeutung dieser Nahrungskomponente (im Vergleich zur tierischen) kaum abschätzbar. Allerdings ist pflanzliches Material für Fische schwerer aufzuschließen und daher energetisch minderwertiger als tierisches (Hofer et al. 1985, Hofer 1991).

7.6. Piscivore

Hecht und Zander stehen im Neusiedler See an der Spitze der Nahrungspyramide, beide Arten ernähren sich bereits ab dem ersten Lebensjahr piscivor (Auer pers. Mitt.). Die enorm hohen Bestände an Cypriniden - vor allem Sichling und Laube haben im Zuge der Eutrophierung stark zugenommen - können von Zander und Hecht jedoch nicht effektiv kontrolliert werden.

Zwei weitere räuberische Fischarten, Schied und Wels, sind seit Jahren in ihren Beständen rückläufig. Ihre heutige Bedeutung im Nahrungsnetz des Neusiedler Sees ist vermutlich vernachlässigbar gering. Zur Piscivorie des Aals siehe Kap. 5.15.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

8. Schlußfolgerungen und Managementvorschläge

8.1. Status quo

Der heutige Zustand der Fischfauna des Neusiedler Sees kann im Vergleich zu früher durch folgende Punkte charakterisiert werden:

(1) In qualitativer Hinsicht ist im Vergleich zu früheren Untersuchungen eine deutliche Reduktion der Artenzahl festzustellen, wobei vor allem das Fehlen von Kleinfischarten wie Schlammpeitzger oder Marmorgrundel auffällig ist. Darüber hinaus ist für eine Reihe heimischer Arten (z.B. Schleie, Karausche) ein so dramatischer Rückgang der Bestände zu verzeichnen, daß am weiteren Fortbestand der Populationen gezweifelt werden muß. Im Artenspektrum findet sich weiters eine Reihe nicht-heimischer Arten, die durch Besatzmaßnahmen in den See gelangten oder eingeschleppt wurden; es sind dies vor allem Aal, Graskarpfen, Silberkarpfen, Gibel und Sonnenbarsch.

(2) Der Bestand wirtschaftlich nicht genutzter Weißfische ist außerordentlich hoch. Im Vergleich mit Ergebnissen aus dem Jahr 1975 bedeuten die in den letzten Jahren ermittelten relativen Bestandsdichten eine Steigerung um das 15fache. In Biomasse ausgedrückt kann der Bestand an Weißfischen im freien See in der Größenordnung von 30 - 120 kg/ha angenommen werden, es ist mit lokalen Spitzenwerten (Ufernähe, Buchten) von mehr als 300 kg/ha zu rechnen.

(3) Hinsichtlich der Artenzusammensetzung der Weißfische zeigt sich im Vergleich mit früheren Untersuchungen eine deutliche Verschiebung der Dominanz von benthivoren/herbivoren zu planktivoren Arten.

(4) Der Bestand der beiden wichtigsten piscivoren Arten, Hecht und Zander, kann aufgrund fehlender Informationen von Seiten der Berufsfischerei (Einzelvermarktung, keine Fang-Verkaufsstatistik) nicht abgeschätzt werden, steht jedoch sicher in keiner Relation zu der erwähnten Bestandssteigerung der Beutefische.

8.2. Ursachen für die Veränderungen

Als Ursachen für die genannten Veränderungen der Fischfauna sind mehrere anthropogene Beeinflussungen des Systems Neusiedler See anzusehen (Abb. 8.1):

(1) Einen wichtigen Eingriff in das Ökosystem Neusiedler See stellte die Errichtung des Einser-Kanals und die damit verbundene Wasserstandsregulierung dar. Dieser Eingriff in den natürlichen Wasserhaushalt des Sees hat sicher wesentlichen Anteil an der zunehmenden Verschilfung von aus fischökologischer Sicht wichtigen Lebensräumen. Darüber hinaus wurde mit dem Einser-Kanal eine künstliche Verbindung zum Donausystem geschaffen, die einigen Arten die Zuwanderung in den Neusiedler See ermöglichte. Der auf diesem Weg in den See gelangte Sichling entwickelte sich sogar zum Massenfisch.

(2) Einen weiteren wesentlichen Faktor stellte der erhöhte Eintrag von Nährstoffen im Lauf der 70er/80er Jahre dar. Diese Eutrophierung äußerte sich in einer Anhebung der Produktivität auf allen trophischen Niveaus, wobei nur am Beginn dieser Entwicklung Auswirkungen in Form erhöhter Biomassewerte auf niedrigen trophischen Ebenen (z.B. Pimärkonsumenten wie das Zooplankton) festzustellen waren. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung legen den Schluß nahe, daß heute der Energiefluß von Niveau zu Niveau außerordentlich rasch abläuft und eine Umsetzung in Form hoher Biomassewerte nur auf der Ebene der Sekundärkonsumenten (Weißfische) festzustellen ist. Dabei ist zu berücksichtigen, daß die hohen Dichten von Weißfischen nicht mit einer Akkumulation der Nährstoffe im Sinne einer Fixierung gleichzusetzen sind. Vielmehr führt der Stoffumsatz der in hohen Dichten auftretenden Weißfische zu einer weiteren Beschleunigung des Nährstoffkreislaufes ("internal loading"). Eine effektive Kontrolle der Weißfischpopulation durch piscivore Arten (Hecht oder Zander), die üblicherweise als Endkonsumenten im Nahrungsnetz fungieren, ist aufgrund der unproportional geringen Dichten der Räuber, die in erster Linie als Resultat einer Lebensraumeinengung anzusehen sind (Abb. 8.1), nicht gegeben.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

(3) Als weiterer wichtiger Faktor für Veränderungen der Fischbiozönose des Neusiedler Sees sind verschiedene Besatzmaßnahmen bzw. die Einschleppung nicht heimischer Arten anzusehen. Eine unmittelbare Auswirkung zeigte der Besatz mit Graskarpfen, die als spezialisierte Makrophytenfresser sicher wesentlich zum drastischen Rückgang des Makrophytengürtels Mitte der 70er Jahre beigetragen haben. Die Reduktion der Bestände submerser Wasserpflanzen bedeutet einen gravierenden Lebensraumverlust für die meisten Fischarten des Sees (z.B. Hecht, Rotauge und Rotfeder), denen dieses Habitat als Laichplatz, Kinderstube und Weidegründe diente. Eine weitere folgenschwere Faunenverfälschung stellt der intensive Aalbesatz der letzten Jahrzehnte dar. Auswirkungen dieser Beeinflussung sind vor allem in Form von interspezifischer Konkurrenz und erhöhtem Räuberdruck (Laich und Kleinfischarten) gegeben. Die Tatsache, daß eine räuberische Lebensweise des Aals im Neusiedler See im Lauf der vorliegenden Untersuchung nur in sehr geringem Maß nachgewiesen werden konnte, ist - abgesehen von technischen Schwierigkeiten (vgl. Kap. 5.12) - vor allem darauf zurückzuführen, daß heute geeignete Beutefische (wie bodenlebende Kleinfischarten) fast völlig aus dem See verschwunden sind und der Aal kaum jene Körpergröße erreicht, ab der er als Fischfresser bekannt ist. Neben dieser direkten Auswirkung des Aalbesatzes auf andere Fischarten ist angesichts der enorm hohen Bestandsdichten von *A. anguilla* mit einem nicht unwesentlichen Beitrag dieser Art zum oben beschriebenen "internal loading" zu rechnen. Der Gibel wurde vermutlich im Zuge von Besatzmaßnahmen (Karpfen) in den Neusiedler See eingeschleppt und stellt zweifellos einen überaus effizienten Konkurrenten für Karausche und Schleie dar. Der Sonnenbarsch schließlich wurde vermutlich durch Aquarianer eingeschleppt, mit einer negativen Beeinflussung (Konkurrenz, Räuberdruck) heimischer Arten ist vor allem in Kanälen und schilfnahen Bereichen zu rechnen.

Wasserstandsregulierung, Eutrophierung und Besatzmaßnahmen sind Ausgangspunkte eines komplexen Wirkungsgefüges. Endpunkte dieses vernetzten Systems stellen die oben erwähnten Veränderungen der Fischzönose des Neusiedler Sees dar (Abb. 8.1). Eine Schlüsselposition kommt dabei der Problematik der Lebensraumeinengung zu, die einerseits als Konsequenz aller anthropogenen Beeinflussungen des Ökosystems zu betrachten ist, andererseits entscheidenden Einfluß auf nahezu alle Arten der Fischfauna des Sees hat.

8.3. Grundsätzliche Überlegungen für ein Management der Fischfauna des Neusiedler Sees

Bei der Erarbeitung eines Managementplanes für die Fischfauna des Neusiedler Sees unter Berücksichtigung der Nationalparkkriterien (Schutz des Lebensraumes und Erhaltung der Artenvielfalt) erhebt sich angesichts der oben beschriebenen gravierenden Veränderungen des Systems im Lauf der letzten Jahrzehnte die Frage, welcher Zustand des Sees bzw. der Fischfauna als *natürlich - ursprünglich* und daher als *schützenswert* anzusehen ist.

Wie bereits im Kapitel "Faunistik" betont, stellt aus fischökologischer Sicht die letzte Austrocknung des Sees (1865 - 1868) eine natürliche Zäsur dar, die als Ausgangspunkt für die weitere Entwicklung der Fischfauna anzusehen ist.

Um die Jahrhundertwende kam es durch den Bau des Einserkanals zur künstlichen Anbindung des bis dahin abflußlosen und weitgehend isolierten Neusiedler Sees an das Donausystem. Damit eröffnete sich für einige Fischarten (z.B. Sichling) die Einwanderungsmöglichkeit in den See.

Da der Einserkanal ein wesentliches Element der Wasserwirtschaft darstellt, ist die Wiederherstellung des ursprünglichen Zustandes als nicht realisierbar anzusehen. Auch der Sichling, der über die Donau in den See kam, wird kaum zur Gänze aus dem System zu eliminieren sein. Eingeschleppte Arten, wie Gibel und Sonnenbarsch, können mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht mehr aus dem See entfernt werden.

Die Annahme, daß die Situation um 1950, als die fischereiwirtschaftlichen Eingriffe noch geringfügig waren, eine relativ ursprüngliche und schützenswerte Fischfauna repräsentiert, scheint daher für zukünftige Zielsetzungen und Maßnahmen eine realistische Grundlage zu bilden.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

8.4. Durchführung des Managements, Eingriffe/Maßnahmen und Auswirkungen

Es muß ausdrücklich darauf hingewiesen werden, daß die im folgenden vorgestellten Maßnahmen für ein Management der Fischfauna des Neusiedler Sees (vgl. Abb. 8.2) für den **gesamten See** Gültigkeit haben müssen, da aus naheliegenden Gründen Nutzungen aus fischereiwirtschaftlicher Sicht (z.B. Besatz) nicht auf außerhalb des Nationalparkbereichs liegende Areale beschränkt werden können.

(1) Kein Besatz mit nicht-heimischen Arten wie Aal, Graskarpfen und Silberkarpfen:

Bei Einstellen der Besatzmaßnahmen der drei genannten nicht-heimischen Arten ist - da keine der Arten im Neusiedler See reproduziert - mittelfristig mit einem Ausdünnen der Populationen und langfristig mit einem völligen Verschwinden zu rechnen. Graskarpfen und Silberkarpfen dürften bereits heute nur mehr in sehr geringen Beständen vorhanden sein. Für den Aal ist mit einem Bestand in der Dimension >100 t zu rechnen, der Fang der Tiere sollte daher - nach Ablaufen der derzeit gültigen Pachtverträge eventuell in Form einer Nachnutzung - weitergehen. In diesem Fall ist im Zeitraum von maximal 10 Jahren mit dem weitgehenden Verschwinden des Aals zu rechnen.

Auswirkung

- Annäherung an das ursprüngliche Artenspektrum
- Reduktion von Konkurrenz und Räuberdruck auf heimische Arten durch den Aal, dadurch die Möglichkeit der Rückkehr verschwundener Kleinfischarten
- Vermehrtes Aufkommen von Makrophyten (diese Entwicklung ist bereits jetzt erkennbar), dadurch Lebensraumerweiterung für die meisten Fischpopulationen

(2) Kontrollierter Besatz mit heimischen Arten (Schleie, Zander, Hecht, Wels):

Diese Besatzmaßnahmen sind als zeitlich begrenzter Impuls zur Stützung bzw. Stabilisierung der Populationen anzusehen und haben nicht unter dem Aspekt der Wirtschaftlichkeit zu erfolgen. Es ist darauf zu achten, daß nur standortgerechtes ("genetisch einwandfreies") Material besetzt wird, im Idealfall sollte es aus Nachzuchten von Populationen des Neusiedler Sees stammen.

Parallel zum Besatz muß eine Schonung der Populationen durch Fangrestriktionen (zeitlich begrenztes Fangverbot, Erhöhung des Brittelmaßes) erfolgen.

Auswirkung

- Stabilisierung der Populationen
- gezielte Erhöhung des Räuberdruckes auf Weißfische

(3) Wasserstandsregulierung:

Durch den Schleusenneubau, die Ertüchtigung des Einser-Kanals und die neue Schleusenregelung besteht die Chance, einen möglichst hohen Wasserstand im Frühjahr und Frühsommer zu halten.

Auswirkung

- Erweiterung des Lebensraumes im Schilfgürtel (Schleie, Karausche)
- Überschwemmung der dem See vorgelagerten Wiesen (Laichplatz für Hecht)

(4) Schilfmanagement:

Aus fischökologischer Sicht sind von einem Schilfmanagement die Erhaltung von Strukturen (z.B. Kanäle in der Bewahrungszone) und das Offenhalten der dem See vorgelagerten Wiesen (Schilfschnitt, Beweidung im Seevorgelände) zu fordern.

Auswirkung

- Erweiterung des Lebensraumes (Laichplätze; besser durchflutete Schilfgebiete)

(5) Reduktion des externen Nährstoffeintrages: "bottom up" - Kontrolle

Die bereits gesetzten Maßnahmen (Bau von Kläranlagen, Kanalisation) zeigen bereits Auswirkungen und müssen fortgesetzt werden.

Auswirkung

- Verbesserung der Trophie

(6) Bestandsreduktion der Weißfische: "top down" - Kontrolle

Grundsätzlich bestehen zwei Möglichkeiten, den Bestand von Weißfischen (Laube, Sichling) zu reduzieren: einerseits durch Erhöhung des Räuberdrucks seitens piscivorer

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Arten (s.o.), andererseits durch direkte Elimination der Weißfischbestände ("mass removal").

Auswirkung

- Reduktion des "internal loading" (Nährstoffbelastung, die im See selbst entsteht), dadurch Reduktion des Trophiegrades

8.5. Realisierung

Die meisten der genannten Maßnahmen können in relativ kurzer Zeit und mit vergleichsweise geringem finanziellen Aufwand realisiert werden. Zu empfehlen ist ein sehr behutsames Vorgehen, das zunächst jene Maßnahmen umfaßt, die auf eine Verbesserung des Lebensraumes abzielen und das ursprüngliche Artenspektrum fördern (Maßnahmen (1) - (4)).

Unerläßlich sind begleitende wissenschaftliche Untersuchungen der Auswirkungen der genannten Eingriffe ("Monitoring"), die nach Abschluß der "Sanierungsphase" nahtlos in die international übliche wissenschaftliche Betreuung übergehen sollten.

Die oben erwähnte Möglichkeit des "mass removal" (6) stellt einen massiven Eingriff in das Ökosystem dar. Sie ist darüber hinaus eine außerordentlich personal- und kostenintensive Methode der Elimination von Biomasse. Ein "mass removal" sollte daher erst nach weiteren, gezielten Untersuchungen zur Bestandsdichte der Weißfische des Sees und nach Überprüfung der Notwendigkeit dieser Maßnahme durchgeführt werden.

Da der Nationalpark "Neusiedler See - Seewinkel" bereits existiert und die internationale Anerkennung durch die IUCN angestrebt wird, müssen alle Eingriffe/Maßnahmen noch während der Pachtperiode des Burgenländischen Fischereiverbandes (1993 - 1996) zur Durchführung kommen. Für etwaige finanzielle Ansprüche (Einkommenseinbußen) seitens des Burgenländischen Fischereiverbandes muß die Nationalparkgesellschaft aufkommen. Da der Südteil des Sees (**Kernzone des Nationalparks**) vom Nordteil nicht getrennt ist und ein ständiger Wasseraustausch zwischen den einzelnen Teilen gegeben ist, hat jeder Eingriff, der im Norden getätigt wird, Auswirkungen auf den Südteil des Sees. Dies bedeutet, daß das IUCN-Kriterium "keine fischereiwirtschaftliche Nutzung im Nationalpark" **für den gesamten See** zu gelten hat. Ein **Abschöpfen** des **natürlichen Ertrages** sollte im **Nordteil möglich** sein.

Nach Auslaufen der bestehenden Pachtverträge (1996, Burgenländischer Fischereiverband) müßte die Nationalparkgesellschaft die Pacht übernehmen, um eine ungestörte Entwicklung der Fischpopulationen zu garantieren.

Danksagung

Für die finanzielle Unterstützung danken die Autoren dem BM für Wissenschaft und Forschung, dem BM für Umwelt, Jugend und Familie und dem Land Burgenland. Bei den Elektro-Befischungen waren HR Dr. Ali Jagsch, Peter Gollmann und Günther Bruschek (Bundesanstalt für Fischerei, Scharfling) behilflich, die Echolot-Untersuchungen stammen von Manfred Bobek. Dr. Wolfgang Zoufal möchten wir für die Hilfe mit der EDV danken.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

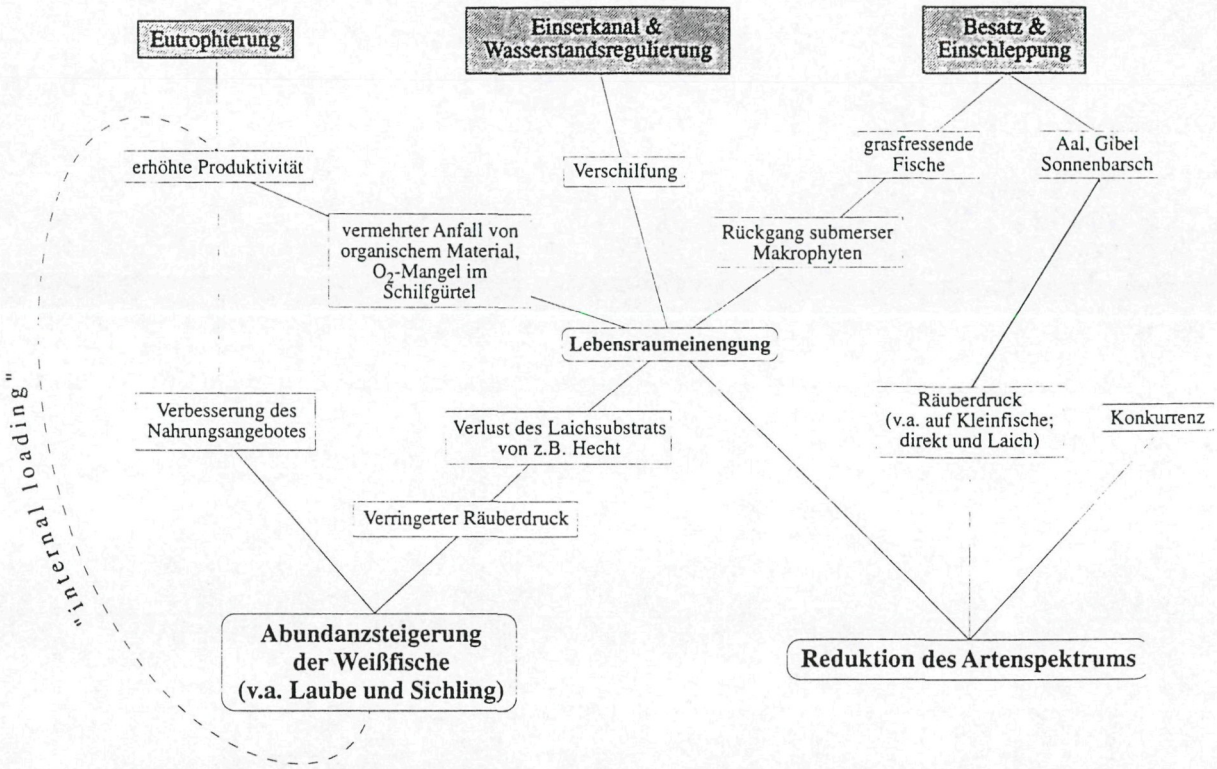


Abb. 8.1. Anthropogene Einflüsse auf den Neusiedler See und ihre Auswirkungen auf den Fischbestand. Erklärung im Text.

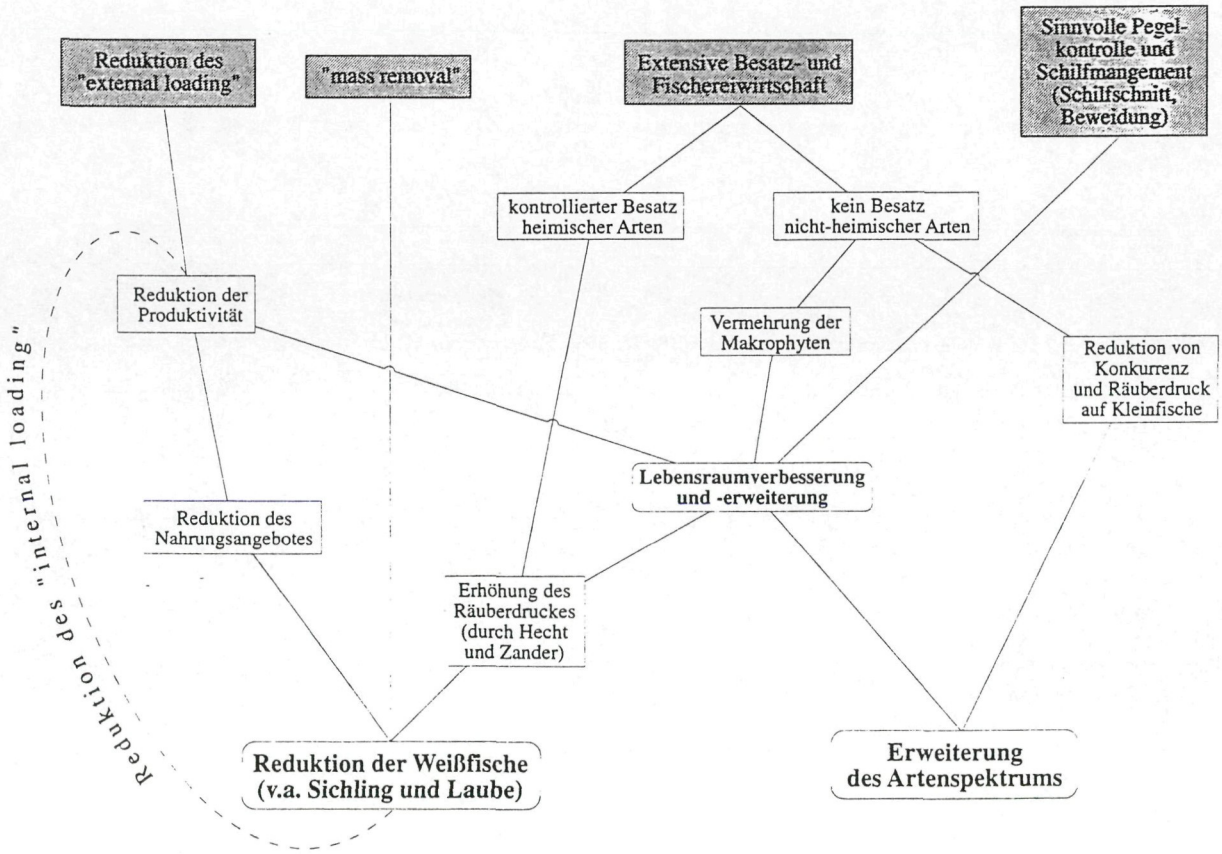


Abb. 8.2. Mögliche Managementmaßnahmen und ihre Auswirkungen auf den Fischbestand des Neusiedler Sees. Erklärung im Text.

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

9. Literatur

Adalsteinsson, H., 1979. Seasonal variations and habitat distribution of benthic Crustacea in Lake Myvatn in 1973.- Oikos 32: 195-201.

Backiel, T. & J. Zawisza, 1968. Synopsis of biological data on the bream, *Abramis brama* L., FAO Fisheries Synopsis No. 36.

Bagenal, T. 1978. Methods for assessment of fish production in fresh waters.- IBP Handbook No. 3, Blackwell Sci. Publ. Oxford, 365 pp.

Balon, E. K., 1960. Über die Entwicklungsstufen des Lebens der Fische und ihre Terminologie.- Zeitsch. wiss. Zool. 164: 294-314.

Balon, E. K., 1964. Urgeschichte der Donau-Ichthyofauna (vor dem Einfluß seitens des Menschen).- Arch. Hydrobiol. Suppl. 34 (Donauforschung 3) 3: 204-227.

Balon, E. K., 1975. Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition.- J. Fish. Res. Board Can. 32: 821-864.

Banarescu, P., 1964. Fauna Republicii Populare Romine. Pisces. - Osteichthyes. Vol. XIII, editura Academiei Republicii Populare Romine, Bucuresti.

Barak, N. A.-E. & Mason, C. F., 1992. Population density, growth and diet of eels, *Anguilla anguilla* L., in two rivers in eastern England.- Aquaculture and Fisheries Managment 23: 59-70.

Bauer, K. & Schubert, P., 1957. *Proterorhinus marmoratus* PALLAS (Gobiidae) - ein für die österr. Fauna neuer Fisch.- Burgenl. Heimatbl. 19: 6-9.

Bauland, J., 1990. Zwei bis drei Aale auf einen Meter.- Fisch und Fang 9: 50-51.

Begon, M., Harper, J. L., Townsend, C. R., 1990. Ecology: individuals, populations and communities.- Blackwell Sci. Publ., 945 pp.

Belyy, N. D., 1972. Downstream migration of the pikeperch *Lucioperca lucioperca* (L.) and its food in the early development stages in the lower reaches of the Dnieper.- J. Ichthyol. 12: 465-472.

Berg, L. S., 1949. Freshwater fishes of the U.S.S.R. and adjacent countries, Vol II.- Izdatel´stvo Akademii Nauk SSR, Moskav-Leningrad.

Berg, R., 1988. Der Aal im Bodensee. Freilanduntersuchungen zur Biologie und Bewirtschaftung des Aals (*Anguilla anguilla* L.) im Bodensee.- Ökologie und Landwirtschaft 1, 244 pp.

Berg, R., Blank, S. & Strubelt, T., 1989. Fische in Baden-Württemberg.- Ministerium für ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forste Baden-Württemberg.

Bergersen, R. & Klemetsen, A., 1988. Freshwater eel *Anguilla anguilla* (L.) from North Norway, with emphasis on occurrence, food, age and downstream migration.- Nordic J. Freshwat. Res. 64: 54-66.

Biró, P., 1971. Growth investigations of ruff (*Acerina cernua* (L.)) in Lake Balaton, Annal. Biol. Tihany 38: 131-142.

Biró, P., 1975. The growth of bleak *Alburnus alburnus* L. (Pisces), Cyprinidae) in Lake Balaton and the assessment of mortality and production rate.- Annal. Biol. Tihany 42, 139-156.

Biró, P., 1985. Dynamics of the pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.) in Lake Balaton.- Int. Revue ges. Hydrobiol. 70: 471-490.

Biró, P., 1992. Die Geschichte des Aals (*Anguilla anguilla* L.) im Plattensee (Balaton).- Österr. Fisch. 45: 197-207.

Biró, P., Sadek, S. E. & Paulovits, G., 1991. The food of bream (*Abramis brama* L.) in two basins of Lake Balaton of different trophic status.- Hydrobiologia 209: 51-58.

Bobek, M. & Schiemer, F., 1987. Der Einsatz eines neuen Echolotes in der Fisch-Ökologie.- Österr. Fisch. 40: 119-127.

Bohl, E., 1982. Food supply and prey selection in planktivorous Cyprinidae.- Oecologia 53: 134-138.

Boikova, O. S., 1986. Feeding of fish in Lake Glubokoe.- Hydrobiologia 141: 95-111.

Brabrand, A., 1984. Microhabitat segregation between bream (*Abramis brama* (L.)) and white Bream (*Blicca björkna* (L.)) in a mesotrophic lake, SE Norway.- Pol. Arch. Hydrobiol. 31: 99-108.

Buijse, A. D. & Houthuijzen, R. P., 1992. Piscivory, growth, and size-selective mortality of age 0 pikeperch (*Stizostedion lucioperca*).- Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 894-902.

Bulkowski, L. & Meade, J. W. 1983. Changes in phototaxis during early development of walleye.- Trans. Am. Fish. Soc. 112: 445-447.

Butskaya, N. A., 1980. The role of temperature and photo-

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

period in the sexual cycle of the ruff, *Acerina cernua* (Percidae).- J. Ichthyol. 20: 73-81.

Carausu, S., 1952. Tratat de ihtiologie.- Bucaresti, Acad. R. P. R., 802 pp.

Cazemier, W. G., 1975. Onderzoek naar de oorzaken van groeiverschillen bij brasem (*Abramis brama* L.) (A study concerning the causes of differences in growth rate of bream).- Visserij 28: 197-207.

Cerny, A., 1947. Fischleben im Neusiedlersee.- Umwelt 1: 252-254.

Charleroy, D. de, Grisez, L., Thomas, K., Belpaire, C. & Ollevier, F., 1990. The life cycle of *Anguillicola crassus*.- Dis. aquat. Org. 8: 77-84.

Cihar, M., 1987. Nahrungsbiologie der Plötze, des Brachsen und einiger weiterer Fischarten im Stausee Hostivar.- Acta Musei Nationalis Pragae (Sborník Národního Muzea V Praze) 43 B: 15-56.

Costa, J. L., Assis, C. A., Almeida, P. R., Moreira, F. M. & Costa, M. J., 1992. On the food of the European eel, *Anguilla anguilla* (L.), in the upper zone of the Tagus estuary, Portugal.- J. Fish Biol. 41: 841-850.

Cowx, I. G., 1983. The biology of bream, *Abramis brama* (L.), and its natural hybrid with roach, *Rutilus rutilus* (L.), in the River Exe.- J. Fish. Biol. 22, 631-646.

Craig, J. F., 1987. The biology of perch and related fish.- Croom Helm, London - Sydney, 333 pp.

Deelder, C. L., 1984. Synopsis of biological data on the eel *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758).- FAO Fish. Synopsis 80 (Rev. 1), 73 pp.

Deelder, C. L. & Willemsen, J., 1964. Synopsis of biological data on pikeperch, *Lucioperca lucioperca* (Linnaeus) 1758.- FAO Fish. Syn. 28, 52 pp.

Densen, W. L. T. van, 1985. Piscivory and the development of bimodality in the size distribution of 0+ pikeperch (*Stizostedion lucioperca* L.).- Zeitschr. f. angew. Ichthyol. Bd. 1: 119-131.

Densen, W. L. T. van, Dijkers, C. & Veerman, R., 1986. The fish community of the Loosdrecht Lakes and the perspective for biomanipulation.- Hydrobiol. Bull. 20: 147-163.

Densen, W. L. T. van & Vijverberg, J., 1982. The relation between 0+ fish density, zooplankton, size and vulnerability of pike perch, *Stizostedion lucioperca*, to angling in the Friesian lakes.- Hydrobiologia 95: 321-336.

Disler, N. N. & Smirnov, S. A., 1977. Sensory organs of the lateral-line canal system in two percids and their importance in behaviour.- J. Fish. Res. Board Can. 34: 1492-1503.

Drenner, R. W., Strickler, J. R. & O'Brien, W. J., 1978. Capture probability: the role of zooplankton escape in the selective feeding of planktivorous fish.- J. Fish. Res. Board Can. 35: 1370-1373.

Egusa, S., 1979. Notes on the culture of the european eel (*Anguilla anguilla* L.) in japanese eel-farming ponds.- Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer 174: 51-58.

Entz, B. 1949/50. Autumn and winter shoals of fish in the shore zones of Lake Balaton in 1947-1949.- Annal. Biol. Tihany 19: 83-94.

Entz, B., 1951. Téli halrajok vizsgálata 1950 - 51-ben a tihany Kisöbölben, különös tekintettel a küsz ipari felhasználhatóságára.- Annal. Biol. Tihany 20: 185-210.

Entz, B. & Lukacsovics, F., 1957, Untersuchungen im Winterhalbjahr an einigen Balaton-See-Fischen zwecks Feststellung ihrer Ernährungs, Wachstums- und Vermehrungsumstände, Annal. Biol. Tihany 24: 71-86 (in ungarisch mit deutscher Zusammenfassung).

Entz, G. & Sebestyén, O., 1946. Das Leben des Balaton-Sees.- Magy. Biol. Kut. Munk. 16: 181-411.

Fabricius, E., 1951. The topography of the spawning bottom as a factor influencing the size of the territory of some species of fish.- Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm 32: 43-49.

Fedorova, G. V. & Vetkasov, S. A., 1974. The biological characteristics and abundance of the Lake Ilmen ruff, *Acerina cernua*.- J. Ichthyol. 14: 836-841.

Filka, H., 1988. Zur Verteilung und Ernährungsbiologie der Laube *Alburnus alburnus* (L.) im Wallersee (Salzburg).- Diss. Univ. Wien.

Frost, W. E., 1946. Observations on the food of eels (*Anguilla anguilla*) from the Windermere catchment area.- J. Anim. Ecol. 15: 43-53.

Gaygalas, K. S., 1979. Ecological peculiarities and fisheries significance of the Sichel, *Pelecus cultratus*, in the Courland Lagoon Basin.- J. Ichthyol. 19: 74-80.

Gee, A. S., 1978. The distribution and growth of coarse fish in gravel-pit lakes in south-east England.- Freshwat. Biol. 8: 385-394.

Geyer, F., 1939. Alter und Wachstum der wichtigsten Cypriniden Ostholsteinischer Seen.- Arch. Hydrobiol. 34: 543-644.

Geyer, F., 1940. Der ungarische Hundsfisch (*Umbra lacustris* Grossinger).- Z. Morph. Ökol. Tiere 36: 745-811.

Geyer, F. & Mann, H., 1939. Limnologische und fischereibiologische Untersuchungen am ungarischen Teil des

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Fertö (Neusiedler See).- Arb. ungar. biol. Forschungsinst. 11: 61-182.

Goldspink, C. R., 1978. The population density, growth rate and production of bream, *Abramis brama*, in Tjeukemeer, The Netherlands.- J. Fish. Biol. 13: 499- 517.

Goldspink, C. R., 1981. A note on the growth-rate and year class strength of bream, *Abramis brama* (L.) in three eutrophic lakes, England.- J. Fish Biol. 19: 665-674.

Hacker, R., 1974. Produktionsbiologische und nahrungsökologische Untersuchungen an der Güster (*Blicca björkna* L.) im Neusiedler See.- Diss. Univ. Wien.

Hacker, R., 1979. Fish and fisheries in Neusiedlersee. *In*: Löffler, H. (Hrg.), Neusiedlersee: The limnology of a shallow lake in Central Europe.- Dr. W. Junk bv Publ., The Hague - Boston - London, Monogr. Biol. 37: 423-438.

Hacker, R. & Meisriemler, P., 1978. Vorläufiger Bericht über Wachstumsuntersuchungen am Aal (*Anguilla anguilla*) des Neusiedler Sees.- Österreichs Fischerei 31: 29-35.

Hamley, J. M., 1975. Review of gillnet selectivity.- J. Fish. Res. Board Can. 32: 1943-1969.

Hartley, P. H. T., 1947. The natural history of some British freshwater fishes.- Proc. Zool. Soc. Lond. 117: 129-206.

Hartmann, J., 1977. Fischereiliche Veränderungen in kulturbedingt eutrophierenden Seen.- Schweiz. Z. Hydrol. 39: 243-254.

Heckel, J. & Kner, R., 1858. Die Süßwasserfische der Österreichischen Monarchie.- Wilhelm Engelmann, Leipzig, 388 pp.

Henschel, H., 1980. Massenhaft Ziegen.- Fisch und Fang 21: 44-45.

Herzig, A., 1974. Some population characteristics of planktonic crustaceans in Neusiedler See.- Oecologia 15: 127-141.

Herzig, A., 1979. The zooplankton of the open lake. *In*: Löffler, H. (Hrg.), Neusiedlersee: The limnology of a shallow lake in central europe.- Dr. W. Junk bv Publ., The Hague - Boston - London: 281-335.

Herzig, A., 1980. Effects of food, predation and competition on the plankton community of a shallow lake (Neusiedlersee, Austria). *In*: Dokulil, M., Metz, H. & Jewson, D. (Hrg.), Shallow Lakes, Contributions to their limnology.- Dev. Hydrobiol. Vol 3: 45-51.

Herzig, A., 1984. Temperature and life cycle strategies of *Diaphanosoma brachyurum*, An experimental study on development, growth and survival.- Arch. Hydrobiol. 101: 143-178.

Herzig, A., 1994. Predator-prey relationships within the pelagic community of Neusiedler See.- Hydrobiologia 275/276.

Herzig, A. & Winkler, H., 1983. Beiträge zur Biologie des Sichlings - *Pelecus cultratus* (L.).- Öst. Fisch. 36: 113-128.

Herzig-Straschil, B., 1991. Rare and endangered fishes of Austria.- Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 2501-2504.

Hofer, R., 1991. Digestion. In: Winfield, I. J. & Nelson, S. (Hrg.): Cyprinid Fishes.- Chapman & Hall. pp. 413-425.

Hofer, R., Krewedel, G. & Koch, F., 1985. An energy budget for an omnivorous cyprinid: *Rutilus rutilus* (L.).- Hydrobiologia 122: 53-59.

Hokanson, K. E. F., 1977. Temperature requirements of some percids and adaptations to the seasonal temperature cycle.- J. Fish. Res. Bd. Can. 34: 1524-1550.

Jagsch, A. & Rydlo, M., 1993. Der Aal - ein Problem für den Neusiedler See?.- BFB-Bericht 79: 47-50.

Jungwirth, M., 1978. Ein Beitrag zur Beziehung Strömung - Sedimentbeschaffenheit - Bodenfauna des Neusiedlersees.- BfB-Bericht 29: 52-59.

Kennedy, C. R. & Fitch, D. J., 1990. Colonization, larval survival and epidemiology of the nematod *Anguillicola crassus*, parasitic in the eel, *Anguilla anguilla*, in Britain.- J. Fish Biol. 36: 117-131.

Kennedy, M. & Fitzmaurice P., 1968. The biology of the bream *Abramis brama* (L.) in Irish waters.- Proc. R. Ir. Acad., B, 67: 95-157.

Kiefer, F. 1978. Freilebende Copepoda.- *In*: Kiefer, F. & Fryer, G.- Das Zooplankton der Binnengewässer, 2.Teil: 1-343 pp.

Klein-Breteler, J. G. P., Dekker, W. & Lammens, E. H. R. R., 1990. Growth and production of yellow eels and glass eels in ponds.- Int. Revue ges. Hydrobiol. 75: 189-205.

Kolomin, Y. M., 1977. The Nadym River ruff, *Acerina cernua*.- J. Ichthyol. 17: 345-349.

Kritscher, E., 1973. Die Fische des Neusiedlersees und ihre Parasiten.- Ann. Nat. Mus. Wien 77: 289- 297.

Kuhlmann, H., 1989. *Anguillicola* weiter im Vormarsch.

Kussmaul, R., Hoffmann, R. & Gessler, M., 1991. Bedrohte Fischarten in Bayern.- Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung 19.

Lammens, E. H. R. R., 1982. Growth, condition and

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

gonad developement of bream (*Abramis brama* L.) in relation to its feeding conditions in Tjeukemeer.- Hydrobiologia 95: 311-320.

Lammens, E. H. R. R. & Hoogenboezem, W., 1991. Diets and feeding behaviour, *In*: Winfield, I. J. & Nelson, J. S. (Hrg.): Cyprinid fishes. Systematics, biology and exploitation.- Chapman and Hall: 353-376.

Laskar, K., 1948. Die Ernährung des Brassen (*Abramis brama* L.) im eutrophen See.- Arch. Hydrobiol. 42: 1-165.

Lelek, A., 1987. The Freshwater Fishes of Europe. Vol. 9. Threatened Fishes of Europe, Europ. Committee for the Conservation of Nature and Natural Resources, Council of Europe.- Aula Verlag, Wiesbades.

Libosvarsky, J., 1962. Zur palaeoborealen Verbreitung der Gattung Carassius Jarocki 1822, Zool. Jb. Syst. Bd. 90: 197-210.

Löffler, H., 1974. Der Neusiedlersee. Naturgeschichte eines Steppensees.- Molden, Wien, 175 pp.

Lundbeck, J., 1926. Die Bodentierwelt Norddeutscher Seen.- Arch. Hydrobiol. Suppl. 7: 1-473.

MacLennan, D. N. & Simmonds, E. J., 1992. Fisheries Acoustics.- Fish & Fisheries Series 5, Chapman & Hall, 325 pp.

Mann, R. H. K., 1991. Growth and production. *In*: Winfield, I. J. & Nelson, J. S. (Hrg.), Cyprinid Fishes.- Chapman & Hall, London - New York - Tokyo - Melbourne - Madras.

Marek, K. & Zaveta, J., 1987. The growth of the bleak, *Alburnus alburnus* in some Czech localities.- Vestn. césk. spol. Zool. 51: 183-192.

Mathews, C. P., 1971. Contribution of young fish to total production of fish in the River Thames near Reading.- J. Fish. Biol. 3: 157-180.

Meisriemler, P., 1974. Produktionsbiologische und nahrungsökologische Untersuchungen am Kaulbarsch (*Acerina cernua* (L.)) im Neusiedlersee.- Diss. Univ. Wien.

Micheler, C., 1967. Biologische Untersuchungen an den Aalen des Chiemsee.- Diss. Vet. med. Fak., Univ. München, 107 pp.

Mika, F. & Breuer, G., 1928. Die Fische und Fischerei des ungarischen Fertö (Neusiedlersees), Arb. ungar. Biol. Forschungsinst. Tihany 2.- Arch. Balatonicum II: 116-131.

Mills, E. L., Confer, J. L. & Kretchmer, D. W., 1986. Zooplankton selection by young yellow perch: The influence of light, prey density and predator size.- Trans. Amer. Fish. Soc. 115: 716-725.

Moravec, F. & Taraschewski, H., 1988. Revision of the genus *Anguillicola* Yamaguti, 1935 (Nematoda: Anguillicolidae) of the swimbladder of eels, including descriptions of two new species *A. novaezenlandiae* sp. n. and *A. papernai* sp. n..- Folia parasitologica 35: 125-146.

Moravec, F. & Konecny, R., 1994. Some new data on the intermediate and paratenic hosts of the nematode *Anguillicola crassus* Kuwahara, Niimi et Itagaki, 1974 (Dracunculoidea), a swimbladder parasite of eels.- Folia Parasitol. in Druck.

Moriarty, C., 1973. Studies of the eel *Anguilla anguilla* in Ireland. 2. In Lough Conn, Lough Gill and North Caron Lakes.- Ir. Fish. Invest. (A) 13: 1-13.

Muus, B. J. & Dahlström, P., 1981. Süßwasserfische.- BLV Verlagsgesellschaft, München-Wien-Zürich.

Neubar, C., 1926. Biologisches und Wirtschaftliches vom Blei (*Abramis brama* L.) im Stettiner Haff und seinen Nebengewässern.- Z. Fisch. 24: 163-193.

Neuhaus, E., 1934. Studien über das Stettiner Haff und seine Nebengewässer. II. Untersuchungen über den Kaulbarsch.- Z. Fisch. 32: 1-35.

Neumann, W., 1985. Schwimmblasenparasit *Anguillicola* bei Aalen.- Fischer und Teichwirt 11: 322.

Nie, H. W. de, 1987. Food, feeding periodicity and consumption of the eel *Anguilla anguilla* (L.) in the shallow eutrophic Tjeukemer (The Netherlands).- Arch. Hydrobiol. 421-443.

O'Brien, W. J., Evans, B. & Luecke, C., 1985. Apparent size choice of zooplankton by planktivorous sunfish: exception to the rule.- Env. Biol. Fish. 13: 224-233.

Paggi, L. et al., 1982. Sulla comparsa di *Anguillicola australiensis* Johnston et Mawson 1940 in *Anguilla anguilla* del Lago di Bracciano, Parassitologia.

Paulovits, G. & Bíró, P., 1986. Age determination and growth of eel, *Anguilla anguilla* (L.), in Lake Fertö.- Hungary, Fisheries Research 4: 101-110.

Pedroli, J.-C., Zaugg, B. & Kirchhofer, A., 1991. Verbreitungsatlas der Fische und Rundmäuler der Schweiz.- Documenta Faunistica Helvetiae 11. Schweizerisches Zentrum für die kartographische Erfassung der Fauna, 207 pp.

Pelz, G. R., 1990. Zur Giebel-Problematik: Gemeinsames Ablaichen mit Wildkarpfen im Ginsheiner Altrhein.- Fischökologie aktuell 2: 14-15.

Peters, G. & Hartmann, F., 1986. *Anguillicola*, a parasitic nematode of the swim bladder spreading among eel

© Biologische Station Neusiedler See/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

studies in laboratory and field.- Env. Biol. Fish. 21: 279-292.

Winfield, J. D., Peirson, G., Cryer, M. & Townsend, C. R., 1983. The behavioural basis of prey selection by underyearling bream (*Abramis brama* (L.)) and roach (*Rutilus rutilus* (L.)).- Freshwat. Biol. 13: 139- 149.

Wolfram, G., 1991. Erste Ergebnisse der Untersuchungen des Makrozoobenthos vom Neusiedler See.- BFB-Bericht 77: 129-137.

Woynárovich, E., 1959. Ernährung der 300 - 500 g schweren Zander (*Lucioperca sandra* Cuv. et Val.) im Balaton (in ungarisch mit deutscher Zusammenfassung).- Annal. Biol. Tihany 26: 101-120.

Wright, R. M., 1990. Aspects of the ecology of bream, *Abramis brama* (L.), in a gravel pit lake and the effects of reducing population density.- J. Fish Biol. 37: 629-634.

Yamaguti, S., 1935. Studies on the helminth fauna of Japan. Pt. 9. Nematodes of fishes I.- Japan. J. Zool. 6: 337-386.