



Fischbestandsaufnahme Neusiedler See

Kiemennetzbefischung Juni 2023



Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel

Juli 2023

Titel: Fischbestandsaufnahme Neusiedler See
Kiemennetzbefischung Juni 2023

Auftraggeber: Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel (50%)
Amt der Bgld. Landesregierung, Abt. 4 Agrarwesen, Natur- und Klimaschutz (50%)

Auftragnehmer: DWS Hydro-Ökologie
Technisches Büro für Gewässerökologie und Landschaftsplanung
Zentagasse 47, A-1050 Wien

Autoren: Dr. Georg Wolfram & DI Georg Fürnweger

Mitarbeiter-innen: Ulrich Donabaum MSc., Niko Vogelsang, Tobias Leister, David Moser, Gabriel Pinter

Auftrag (Land Bgld): Förderzusage vom 12.07.2023 (GZ: A4/NA.S-10027-10-2023)
Auftrag (NP): Schreiben vom 04.05.2023

Seitenanzahl: 27

Interne Berichts-Nr.: 23/015-B01

Bildnachweise alle Fotos und Karten von DWS Hydro-Ökologie (Georg Fürnweger, Ulrich Donabaum)

Zitierweise: Wolfram G, Fürnweger G (2023). Fischbestandsaufnahme Neusiedler See. Kiemennetzbefischung Juni 2023. Im Auftrag des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel und des Amtes des Bgld. Landesregierung, Abt. 4, Wien, 27 pp.

Wien, Juli 2023

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	4
2	Methodik	5
2.1	Termine und Standorte	5
2.2	Fangmethodik.....	6
3	Ergebnisse	8
3.1	Meteorologische und hydrologische Rahmenbedingungen	8
3.2	Artenspektrum	9
3.3	Fischbestand.....	11
3.4	Langzeitentwicklung.....	12
4	Zusammenfassung	22
5	Summary	23
6	Literatur	24
7	Anhang	26

1 EINLEITUNG

Der Neusiedler See wird seit rund 50 Jahren quantitativ fischökologisch untersucht. Nach früheren Aufnahmen in den 1970er und 1980er Jahren wurde mit den beiden umfangreichen fischökologischen Programmen der Jahre 1990–1993 [1-8] und 1994–1997 [9-15] der Grundstein für das spätere Nationalpark-Monitoring gelegt. Im ersten dieser beiden Programme fanden schwerpunktmäßig Kiemen- und Schubnetzbefischungen im offenen See bzw. in der Illmitzer Bucht statt. Elektrobefischungen wurden nur sporadisch und als Ergänzung zum Untersuchungsprogramm entlang der Schilfkante zum offenen See durchgeführt. Die Untersuchungen des zweiten Programms Mitte der 1990er Jahre beschränkten sich dann fast ausschließlich auf den inneren und äußeren Schilfgürtel, wobei die meisten Befischungen mittels Elektro-Aggregat durchgeführt wurden. In beiden Projekten wurden unter anderem auch ernährungs-, fortpflanzungs- oder produktionsbiologische Aspekte berücksichtigt.

Ab 1998 erfolgte ein im Umfang deutlich eingeschränktes fischökologisches Monitoring des Neusiedler Sees, das sich im Wesentlichen auf den Raum Illmitz und ausgewählte Standorte im Südteil des Sees beschränkte und sowohl den offenen See (mittels Kiemennetzen) sowie den Schilfrand (mittels Elektrobefischung) berücksichtigte [14, 16-27]. In Kooperation mit tschechischen Fischökologen wurden teilweise auch Echolot-Aufnahmen durchgeführt [28, 29]. Die Ergebnisse all dieser Aufnahmen sind in Jahresberichten zusammengefasst, vereinzelt auch wissenschaftlich publiziert. 2019 startete ein dreijähriges Programm mit Fokus auf die Rolle der Fische als Nahrung für piscivore Vögel, das auf früheren Untersuchungen von E. Nemeth und G. Wolfram [15] aufbaute.

Aktuell gibt es kein regelmäßiges fischökologisches Monitoring am Neusiedler See, auch wenn im Rahmen der Erhebungen gemäß Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) nach der letzten Aufnahme 2006 eine neuerliche, seeweite Befischung überfällig wäre. Die dramatische Entwicklung des Wasserstands erhöhte jedoch den Druck, zumindest mit einem reduzierten Programm den Zustand der Fischpopulation zu dokumentieren. Bereits im Herbst 2021 fand gemeinsam mit Berufsfischern und im Auftrag des Fischereiverbands Neusiedler See (gefördert durch das Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus) eine Zugnetzbefischung statt, die wissenschaftlich begleitet bzw. vom Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel unterstützt wurde [30].

Im Jahr 2023 ermöglichte schließlich eine Co-Finanzierung durch den Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel (Auftrag vom 04.05.2023 gemäß Anbot 23/015-A01) und das Land Burgenland (Förderzusage vom 12.07.2023 mit GZ A4/NA.S-10027-10-2023 gemäß Antrag vom 18.04.2023) eine Kiemennetzbefischung im Juni 2023. Die Ergebnisse dieser Aufnahme werden im vorliegenden Bericht zusammengefasst.

2 METHODIK

2.1 Termine und Standorte

Die Befischungen mittels Multimaschen-Kiemennetzen wurden im Juni 2023 durchgeführt. Im Bereich Illmitz und im Südteil bis Höhe Große Schilfinsel (Naturzone Nationalpark) wurden am 12.06.2023 im schilfgürtelnahen freien See bzw. unmittelbar am Schilfrand am Ostufer des Sees zehn Netze gesetzt, am Folgetag (13.06.2023) im freien See und im Nahbereich von kleinen Schilfinseln zwischen Rust und Hölle (südlich Podersdorf) noch einmal zehn Netze (Abbildung 1 und Abbildung 2).



Abbildung 1. Position der Multimaschen-Kiemennetze (Netznacht von 12. und 13.06.2023).



Abbildung 2. Position der Multimaschen-Kiemennetze (Netznacht von 13. auf 14.06.2023).

2.2 Fangmethodik

Die Multimaschenkiemennetze wurden an zwei aufeinander folgenden Nächten gesetzt. Die Expositionszeiten variierten zwischen rund 13 und 14,5 Stunden (Tabelle 1). Um eine Vergleichbarkeit der Fänge auf Basis gleicher Expositionszeiten zu gewährleisten, wurden die Fangzahlen auf eine durchschnittliche Anzahl von Fischen pro Netz bei 12-stündiger Expositionszeit standardisiert. Der so standardisierte Fang wird im Text als *catch per unit effort* oder CPUE bezeichnet.

Die verwendeten Multimaschenkiemen-Netze haben eine Länge von 30 m. Entlang eines Netzes findet man verschiedene Maschenweiten (5 mm, 6,25 mm, 8 mm, 10 mm, 12,5 mm, 15,5 mm, 19,5 mm, 24 mm, 29 mm, 35 mm, 43 mm, 55 mm), wobei die Reihenfolge der verschiedenen Maschenweiten bei jedem Netz zufällig verteilt ist. Die Netze wurden nach dem Einholen in einem Bottich gelagert und zur Aufarbeitungsstation beim Steg am seeseitigen Ende des Stationskanals gebracht. Die abgeschlagenen Fische wurden vermessen, gewogen und am Ende der Kampagne als Futter für Jungstörche zum Nationalpark gebracht.

Die Netze wurden je nach Position im See den Habitatklassen Schilfrand (S) und offener See (OS) zugewiesen. Diese Einteilung der Habitate orientierte sich an der Habitatzuteilung bei den Befischungskampagnen, was einen Vergleich der Standorte je nach Teillebensraum ermöglicht. Die Anzahl der Netze je Habitatklasse findet sich in den jeweiligen Abbildungslegenden. (Für das Jahr 2004 wurden nur jene Netze zur Auswertung und den Vergleich herangezogen, die in der Nacht ausgesetzt wurden).

Tabelle 1. Eckdaten zur Exposition (Exp) der Multimaschenkiemennetze mit Angabe des Bereichs (Illmütz Süd und Rust – Podersdorf), Datum, Uhrzeit und Dauer der Exposition, Habitat (OS = offener See, S = Schilfrand), geographische Koordinaten und Wassertiefe. Das Datum bezieht sich auf den Beginn der Netzexposition, die Uhrzeit zum Ende der Exposition liegt am folgenden Tag. Die Koordinaten beziehen sich auf die Mitte des jeweiligen Netzes.

Nr.	Bereich	Hab	Datum	Exp Anfang	Exp Ende	Exp (h)	geogr. Koord N	geogr. Koord O	Tiefe (m)
N12	Illm Süd	S	12.06.2023	19:09	08:26	13:17	47,739081	16,738915	1,0
N6	Illm Süd	S	12.06.2023	19:22	08:33	13:11	47,734931	16,740069	0,8
N10	Illm Süd	S	12.06.2023	19:30	08:41	13:11	47,725227	16,749903	0,8
N1	Illm Süd	OS	12.06.2023	19:45	08:56	13:11	47,746682	16,733905	1,5
N7	Illm Süd	OS	12.06.2023	19:50	09:03	13:13	47,761153	16,743142	1,0
N11	Illm Süd	S	12.06.2023	19:55	09:10	13:15	47,762632	16,744866	0,7
N4	Illm Süd	S	12.06.2023	20:10	09:18	13:08	47,768500	16,743318	0,5
N9	Illm Süd	S	12.06.2023	20:15	09:24	13:09	47,772404	16,747778	0,6
N2	Illm Süd	OS	12.06.2023	20:22	09:29	13:07	47,771549	16,745022	0,6
N13	Illm Süd	S	12.06.2023	20:30	09:36	13:06	47,769810	16,751472	0,8
N13	Rust Pod.	OS	13.06.2023	18:19	08:46	14:27	47,824079	16,777023	1,0
N9	Rust Pod.	OS	13.06.2023	18:31	08:55	14:24	47,826549	16,774608	1,3
N2	Rust Pod.	OS	13.06.2023	18:37	09:01	14:24	47,827424	16,769429	1,2
N11	Rust Pod.	OS	13.06.2023	18:43	09:06	14:23	47,824084	16,767555	1,2
N6	Rust Pod.	OS*	13.06.2023	18:49	09:16	14:27	47,814396	16,773392	0,6
N7	Rust Pod.	OS*	13.06.2023	18:54	09:22	14:28	47,823994	16,776444	0,7
N12	Rust Pod.	OS	13.06.2023	19:03	09:30	14:27	47,804795	16,757245	1,3
N1	Rust Pod.	OS*	13.06.2023	19:15	09:41	14:26	47,794738	16,739028	1,2
N8	Rust Pod.	OS*	13.06.2023	19:18	09:41	14:23	47,793607	16,737959	1,2
N4	Rust Pod.	OS	13.06.2023	19:23	09:53	14:30	47,788616	16,742298	1,3

* Schilfinsel im offenen See

3 ERGEBNISSE

3.1 Meteorologische und hydrologische Rahmenbedingungen

Das Frühjahr vor der Netzbefischung war durch unterdurchschnittliche Temperaturen und ungewöhnlich hohe Niederschläge gekennzeichnet. Zum Zeitpunkt der Freilandarbeiten lag die Wassertemperatur an der Messstation Illmitz (HZB-Nr. 122010) im Durchschnitt der letzten Jahrzehnte (Abbildung 3). Erwähnenswert sind Extremwerte der Wassertemperatur im Sommer 2022 mit Werten deutlich über 30 °C.

Der Wasserstand war zum Zeitpunkt der Aufnahme sehr niedrig und lag bei rund 115,26 müA. Bereits das Vorjahr war durch extrem niedrige Wasserstände gekennzeichnet, die jedoch durch die ergiebigen Niederschläge Mitte April, Mitte Mai und Anfang Juni etwas abgefangen werden konnten. Sie machten das Jahr 2023 an der Messstelle Illmitz bisher zum niederschlagsreichsten seit 1999 (Abbildung 4 und Abbildung 5).

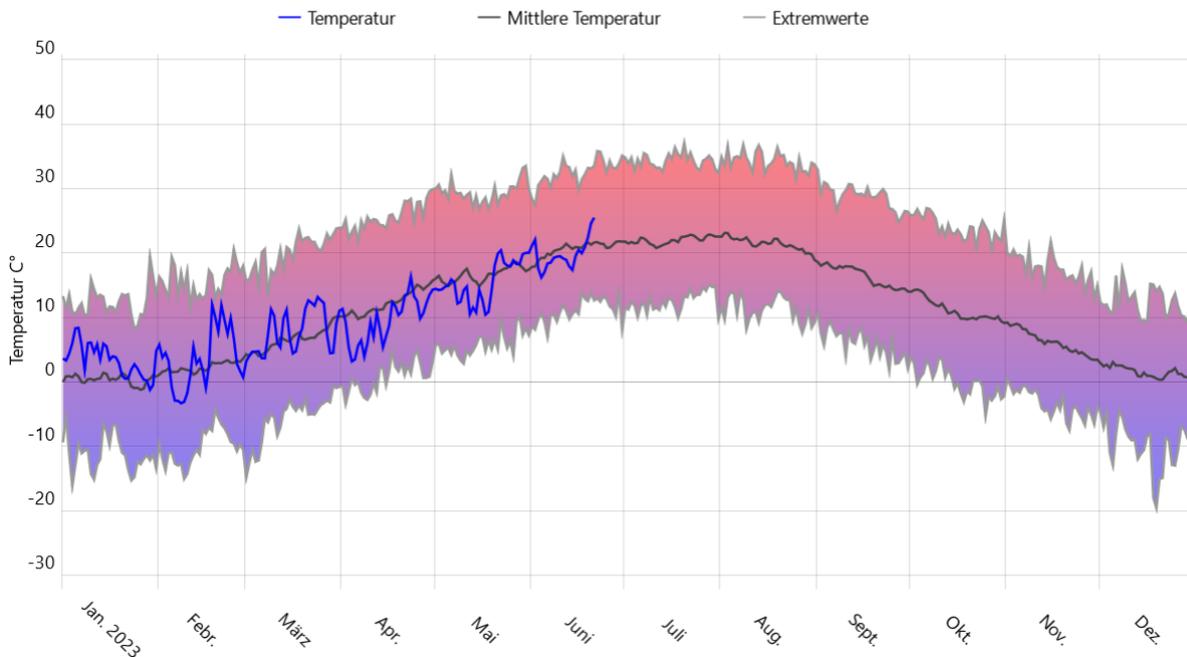


Abbildung 3. Wassertemperatur (°C) des Neusiedler Sees an der Messstation Illmitz im Jahr 2023 (blau) im Vergleich zur Bandbreite im Zeitraum 1971–2023 (violette Fläche) und zum langjährigen Mittel (schwarz). Datenquelle: Wasserportal Burgenland <https://wasser.bglg.at/hydrographie/die-seen/illmitz-biologische-station>.

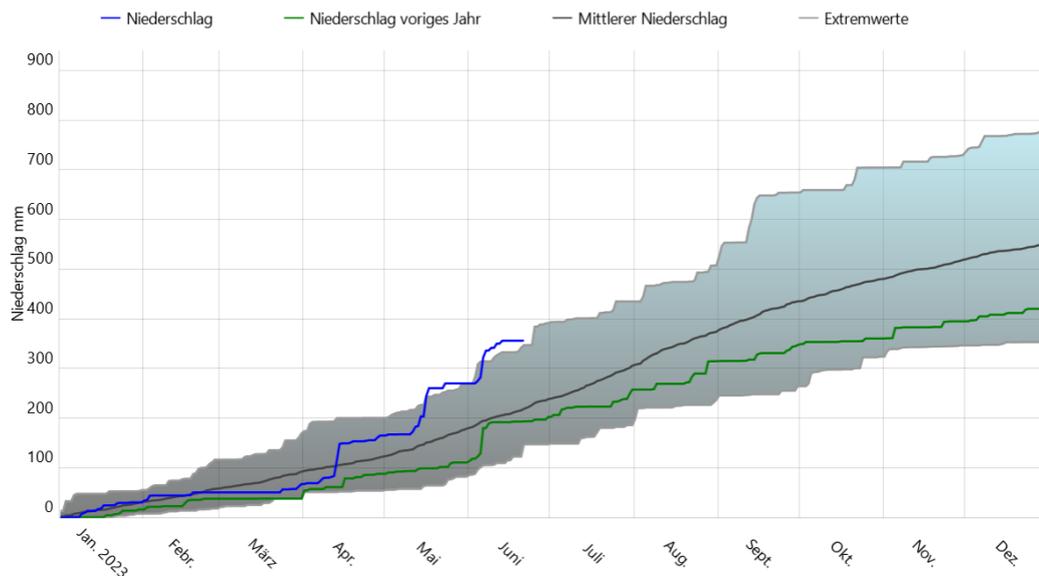


Abbildung 4. Niederschlag (mm) an der Messstation Illmitz im Jahr 2023 (blau) im Vergleich zum Vorjahr (grün) sowie zur Bandbreite (graue Fläche) und zum Mittelwert (schwarz) im Zeitraum 1999–2023. Datenquelle: Wasserportal Burgenland <https://wasser.bgld.gv.at/hydrographie/der-niederschlag/illmitz-biologische-station>.

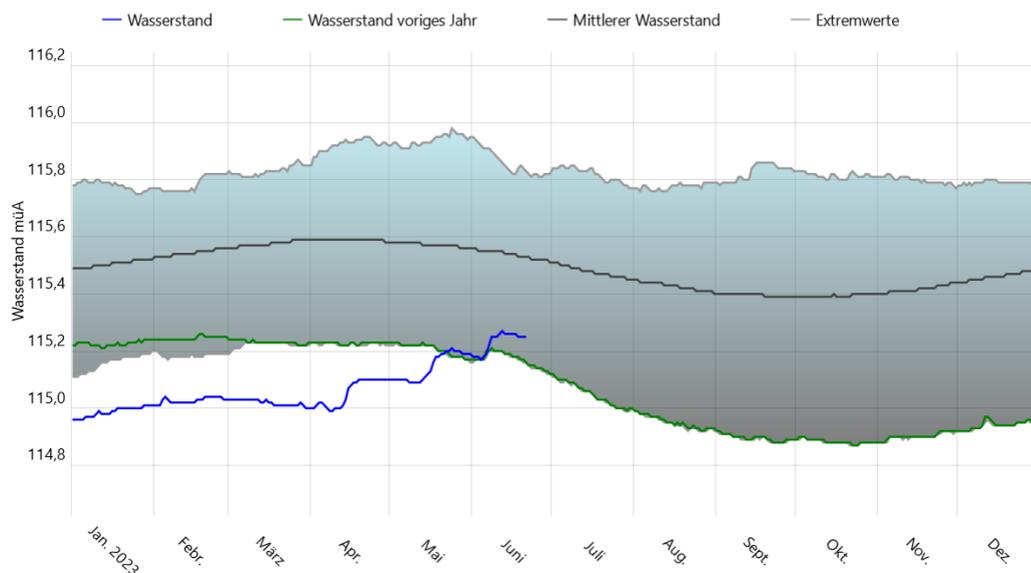


Abbildung 5. Mittlerer Wasserstand des Neusiedler Sees in den Jahren 2022 (grün) und 2023 (blau) im Vergleich zur Bandbreite im Zeitraum 1965–2022 (graue Fläche) und zum langjährigen Mittel (schwarz). Datenquelle: Wasserportal Burgenland <http://wasser.bgld.gv.at/hydrographie/seestationen/illmitz-biologische-station.html>.

3.2 Artenspektrum

Das fischökologische Leitbild des Neusiedler Sees umfasst 19 Arten. In früheren Studien und faunistischen Berichten wurden teilweise weitere Arten als heimisch im See angesehen [31-33]. Zumeist handelt es sich dabei aber um Irrgäste aus angrenzenden Fließgewässern (Zope, Barbe, Gründling, Aitel, Nerfling, Steinbeißer, Schmerle, Aalrutte) oder Gräben im Seewinkel (Moderlieschen, Hundsfisch), die hier daher nicht weiter berücksichtigt werden.

Bei der Multimaschenkiemennetz-Befischung im Mai 2023 konnten 12 Arten nachgewiesen werden, davon mit dem Blaubandbärbling eine nicht-heimische Art. Das Fehlen weiterer heimischer Arten dürfte primär methodische Ursachen haben (Selektivität der Netze, geringe Befischungsintensität, keine Exposition in Schilfkanälen). Es ist aber nicht auszuschließen, dass typische Schilfarten wie z.B. die Karausche und die Schleie angesichts des Verlusts von geeignetem Lebensraum mittlerweile völlig aus dem See verschwunden sind. Denkbar ist, dass sie sich auf Randhabitats wie permanent wasserführende Gräben oder den Wulka-Mündungsbereich zurückgezogen haben.

Tabelle 2. Artenspektrum der Fische des Neusiedler Sees und Nachweise bei den Multimaschenkiemennetz-Befischungen (KN) im Jahr 2023.

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Abk.	LB	RL B	RL Ö	FFH	KN
Aale	Anguillidae						
Aal	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Aa	–	NE	RE		
Schmerlen	Cobitidae						
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)	Sp	+	CR	CR	II	
Karpfenartige	Cyprinidae						
Brachsen	<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	Br	+	NT	LC		+
Laube	<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	La	+	LC	LC		+
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	Gü	+	NT	LC		+
Karausche	<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	Kr	+	CR	EN		
Giebel	<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	Gi	+	LC	LC		+
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	Ka	+	NT	EN		
Marmorkarpfen	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Richardson, 1845)	Mk	–	NE	NE		
Schied	<i>Leucaspis aspius</i> (Linnaeus, 1758)	Sh	+	EN	EN	II, V	
Sichling	<i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758)	Si	+	VU	NT	II, V	+
Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1842)	Bb	–	NE	NE		+
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	Bi	–	LC	VU	II	
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	Ro	+	LC	LC		+
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	Rf	+	NT	LC		+
Aitel	<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	Ai	–	LC	LC		
Schleie	<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	Sc	+	EN	VU		
Welse	Siluridae						
Wels	<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	We	+	NT	VU		+
Hecht	Esocidae						
Hecht	<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	He	+	LC	NT		
Barsche	Percidae						
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i> (Linnaeus, 1758)	Kb	+	VU	LC		+
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	Fb	+	NT	LC		
Zander	<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	Za	+	LC	NT		+
Wolgazander	<i>Sander volgensis</i> (Gmelin, 1788)	Wz	+	VU	EN		+
Sonnenbarsche	Centrarchidae						
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	Sb	–	NE	NE		
Grundeln	Gobiidae						
Marmorierte Grundel	<i>Proterorhinus semilunaris</i> (Pallas, 1814)	MG	+	VU	EN		

Abk. = Kürzung in nachfolgenden Abbildungen, LB = fischökologische Leitbild (BAW Scharfling, M. Luger pers. Mitt.), RL B = Rote Liste gefährdeter Fischarten und Neunaugen des Bundeslandes [34], RL Ö = Rote Liste gefährdeter Fischarten und Neunaugen Österreichs [35], FFH = Anhänge der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie.

3.3 Fischbestand

Im Zuge der Multimaschen-Kiemennetzbefischung wurden in den beiden Netznächten mit je 10 Netzen insgesamt 10185 Individuen mit einer Gesamtbiomasse von 74 kg gefangen, standardisiert auf eine Expositionsdauer von 12 h (CPUE) 8870 Individuen bzw. 64 kg. Im offenen See betrug der mittlere CPUE (arithmetischer Mittelwert \pm Standardabweichung) 411 ± 225 Individuen, am Schilfrand 504 ± 359 Individuen. Der Unterschied war statistisch nicht signifikant (nicht-parametrischer Mann-Whitney-Test, $p=0,5791$). Aufgrund der extremen Dominanz der Laube erübrigt sich für die meisten Arten ein statistischer Vergleich der CPUE im offenen See und am Schilfrand. Er wurde daher nur für die Laube und den Sichling durchgeführt. Bei der Laube war der Unterschied im CPUE am Schilfrand (MW 402,5 Ind.) und im offenen See (MW 494 Ind.) ebenfalls nicht signifikant unterschiedlich ($p=0,5791$). Der CPUE des Sichlings lag im offenen See mit 6,5 Ind. signifikant über dem Vergleichswert am Schilfrand (1,2 Ind.).

Generell war der Fischbestand durch eine außerordentlich hohe Dominanz der Laube geprägt. Ihr Anteil an der Individuendichte (berechnet vom standardisierten CPUE) betrug im Mittel über alle 20 Netze fast 98%, der Anteil an der Biomasse 82%. Sowohl in der Anzahl als auch der Biomasse lag der Sichling an zweiter Stelle, gefolgt von Güster und Brachse (Tabelle 4). Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Multimaschenkiemennetze mit einer maximalen Maschenweite von 55 mm selektiv kleinere bis mittlere Arten erfassen. Großwüchsige Arten wie Karpfen und v.a. Wels werden mit dieser Methode nicht oder ggfs. mit juvenilen Exemplaren erfasst.

Tabelle 3. Mittelwert, Median, Minimum und Maximum, jeweils als (standardisierter) CPUE für Anzahl (N) und Biomasse (W; [g]) der im Mai 2023 mittels Multimaschenkiemennetzen gefangenen Fische in den Bereichen Illmitz – Süden und Rust – Podersdorf.

CPUE	Illmitz – Süd				Rust – Podersdorf	
	Offener See n=3		Schilfrand n=7		Offener See n=10	
	N	W [g]	N	W [g]	N	W [g]
Mittelwert	364	2179	504	3490	425	3286
Median	492	2659	619	3308	393	3196
Min	77	734	68	1059	179	2245
Max	523	3144	1012	6962	1003	6048

Tabelle 4. Mittelwert des standardisierten CPUE und der standardisierten Biomasse im Mai 2023.

	mittl. CPUE (Ind.)	% CPUE	mittl. Biomasse (g)	% Biomasse
Blaubandbärbling	1	0,01%	2	<0,1%
Brachse	18	0,20%	1860	2,9%
Giebel	2	0,02%	365	0,6%
Güster	51	0,58%	1764	2,8%
Kaulbarsch	6	0,07%	83	0,1%
Laube	8689	97,97%	52056	82,0%
Rotauge	3	0,04%	117	0,2%
Rotfeder	3	0,03%	53	0,1%
Sichling	92	1,04%	5496	8,7%
Wels	1	0,01%	1093	1,7%
Wolgazander	2	0,02%	608	1,0%
Zander	1	0,01%	337	0,5%

3.4 Langzeitentwicklung

In Abbildung 6 sind die mittleren relativen Anteile der dominanten sowie aller übrigen Arten (unter „andere“ zusammengefasst) aus allen bisher durchgeführten Befischungen mittels Multimaschen-Kiemennetzen dargestellt. Dabei ist zu beachten, dass sich die verschiedenen Jahre hinsichtlich der Anzahl der an den verschiedenen Terminen exponierten Netze unterscheiden: Nach einer Testbefischung 2004 fand 2006 im Rahmen der Umsetzung der GZÜV eine große, seeweite Erhebung des BAW Scharfling in Kooperation mit dem Team des Nationalpark-Monitorings statt (Gesamt n = 68). Danach lag die Anzahl der exponierten Netze pro Aufnahme bei 10 (August 2012) bis 20 (nachfolgende Befischungen).

Zur besseren Übersichtlichkeit wurden die Standorte im offenen See (OS) und jene im Übergangsbereich zwischen offenem See und Schilfrand (in früheren Berichten als OSS oder OS-S bezeichnet) zusammengefasst und jenen vom Schilfrand (S) gegenübergestellt.

Über alle Erhebungen dominiert hinsichtlich der Individuendichte die Laube vor der Güster. Der relative Anteil von Sichling und Zander lag zumeist unter 20%. Unter den übrigen Arten sind vor allem Brachsen und Rotaugen hervorzuheben. Mit der jüngsten Erhebung im Juni 2023 stieg der relative Anteil der Laube markant an.

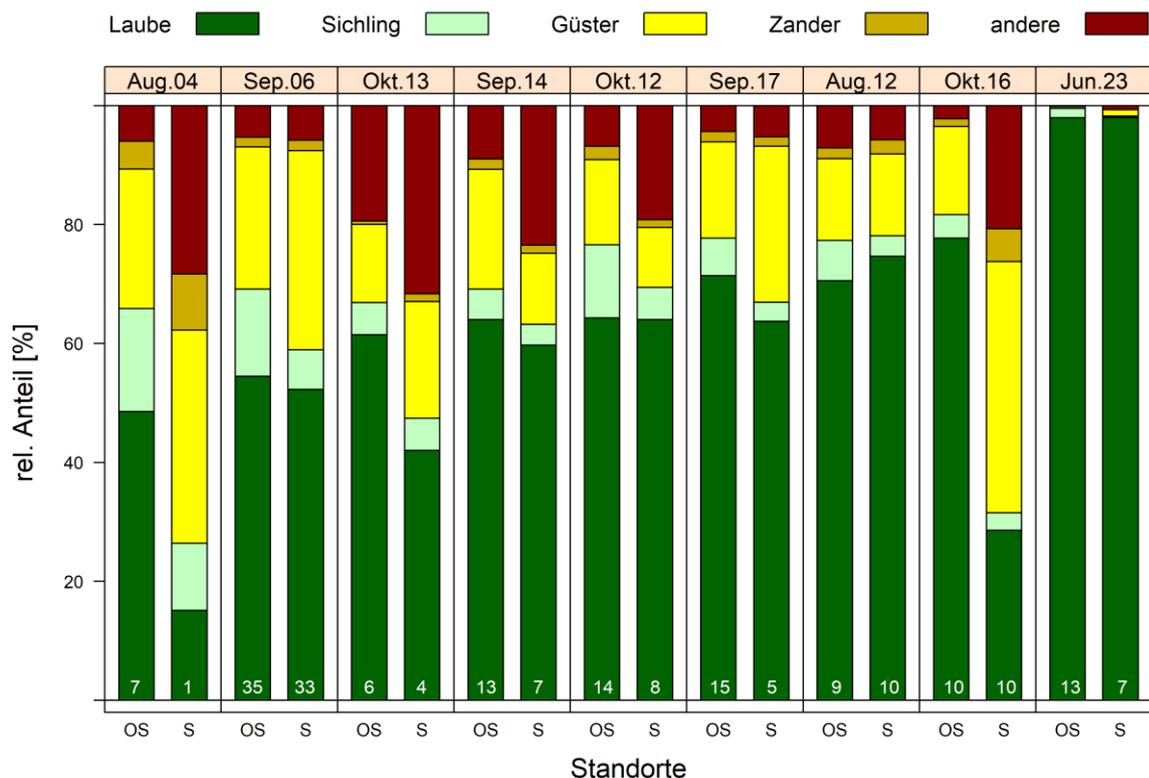


Abbildung 6. Relative Anteile am CPUE (Individuen je Netz, standardisiert auf gleiche Expositionszeiten) in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2023. Standorte im offenen See OS und im Übergangsbereich zwischen offenem See und Schilfgürtel (OSS) wurden zusammengefasst. Die Zahlen an der Basislinie geben die Anzahl der exponierten Netze an.

Bei der Biomasse verschieben sich die Dominanzen erwartungsgemäß (Abbildung 7). Die Laube nimmt in den meisten Jahren einen kleineren Anteil ein, erreicht aber im Juni 2023 rund 80%. Sichling, Zander und Güster hatten in früheren Jahren einen größeren Anteil, der jedoch 2023 markant zurückging. Bei den „anderen“ Arten sind Brachse und Rotauge, an einzelnen Terminen früherer Jahre auch der Karpfen hervorzuheben. Letztere Art wird jedoch, wie oben erwähnt, mit den Multimaschen-Kiemennetzen (bis Maschenweite 55 mm) nicht ausreichend erfasst und wurde zudem 2023 gar nicht nachgewiesen.

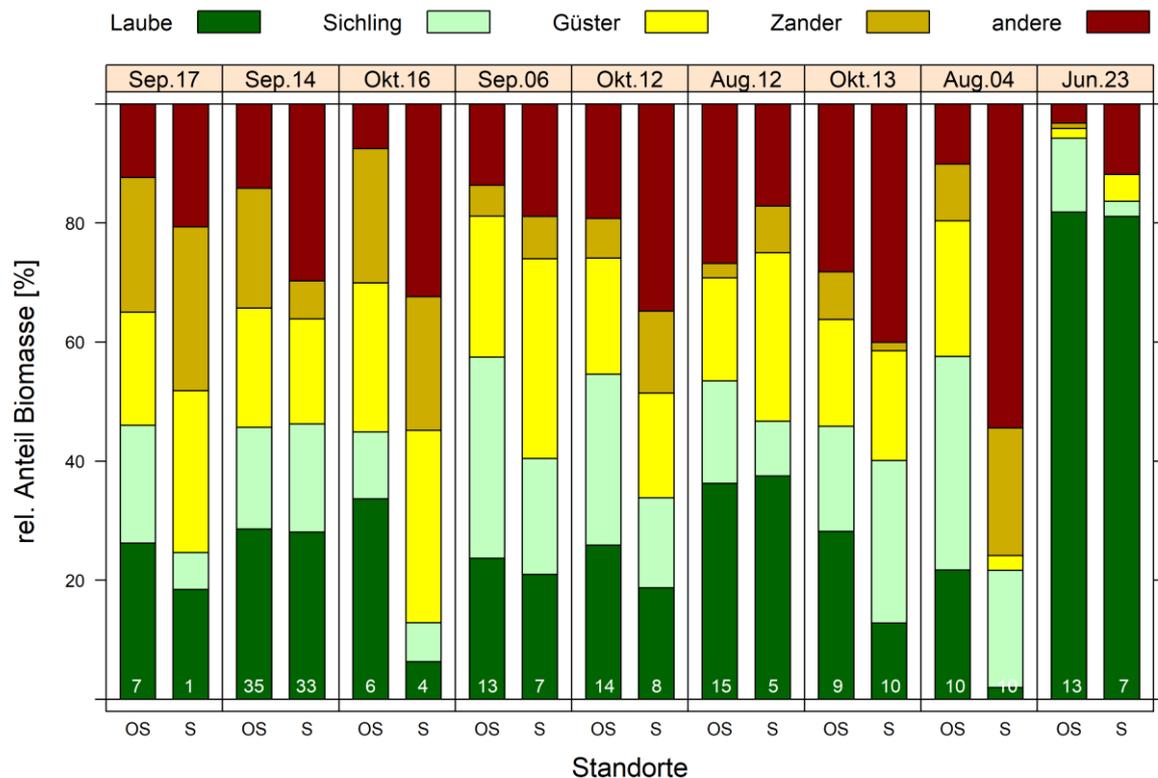


Abbildung 7. Relative Anteile am BPUE (kg je Netz, standardisiert auf gleiche Expositionszeiten) in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2023. (Erläuterungen siehe Abbildung 6)

Die absoluten Fangzahlen (als CPUE) sind für den Gesamtfang und die wichtigsten Arten nachfolgend in Abbildung 8 bis Abbildung 11 dargestellt. Die Variabilität der Einzelfänge je Termin wird durch die Box-Whisker-Plots veranschaulicht. Die Zeitreihen lassen erkennen, dass in den wärmeren Monaten (Juni 2023, August 2004, August 2012) tendenziell höhere Fangzahlen auftreten als im Herbst (September und Oktober). Dieser Unterschied ist durch die höhere Aktivität der Fische bei höheren Wassertemperaturen erklärbar.

In der Langzeitreihe ist die starke Zunahme der Fangzahlen im Juni 2023 auffallend, die fast ausschließlich durch den Anstieg der Dichten der **Laube** bedingt ist. Der CPUE der Laube war 2023 signifikant höher als bei allen früheren Aufnahmen (Kruskal-Wallis-Test, *post-hoc*-Wilcoxon-Rangsummentest, $p < 0,05$).

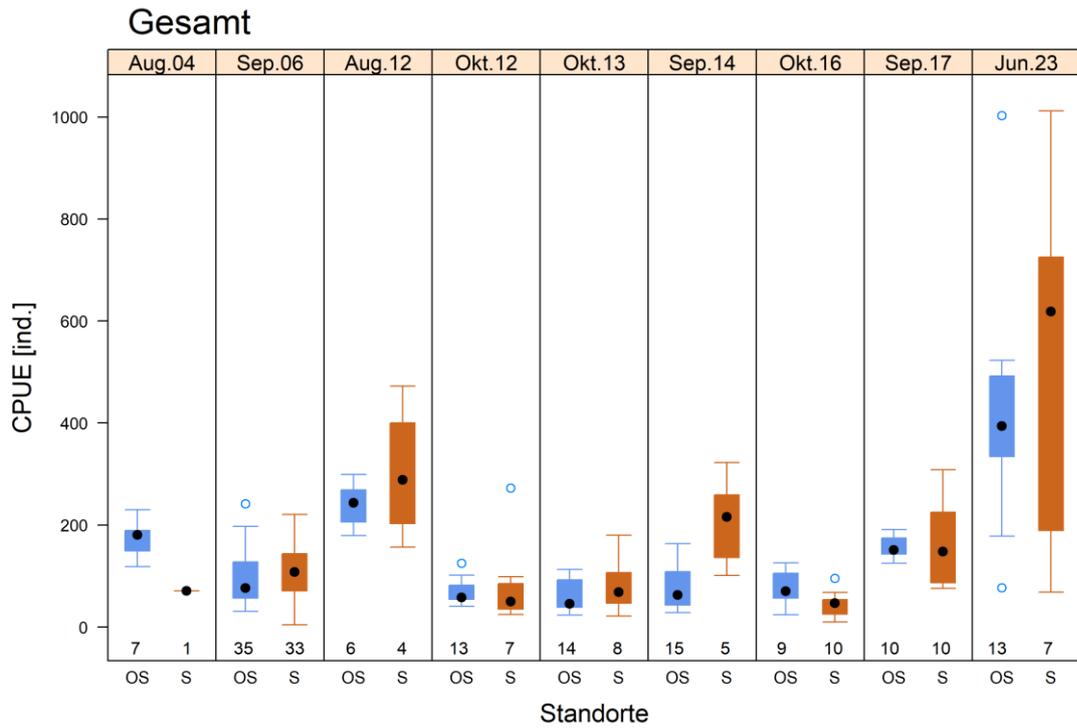


Abbildung 8. Gesamt-CPUE (Individuen je Netz, standardisiert auf gleiche Expositionszeiten) in den Multi-maschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017. Standorte im offenen See OS und im Übergangsbereich zwischen offenem See und Schilfgürtel S wurden zusammengefasst. Die Zahlen über den Bereichen geben die Anzahl der exponierten Netze an.

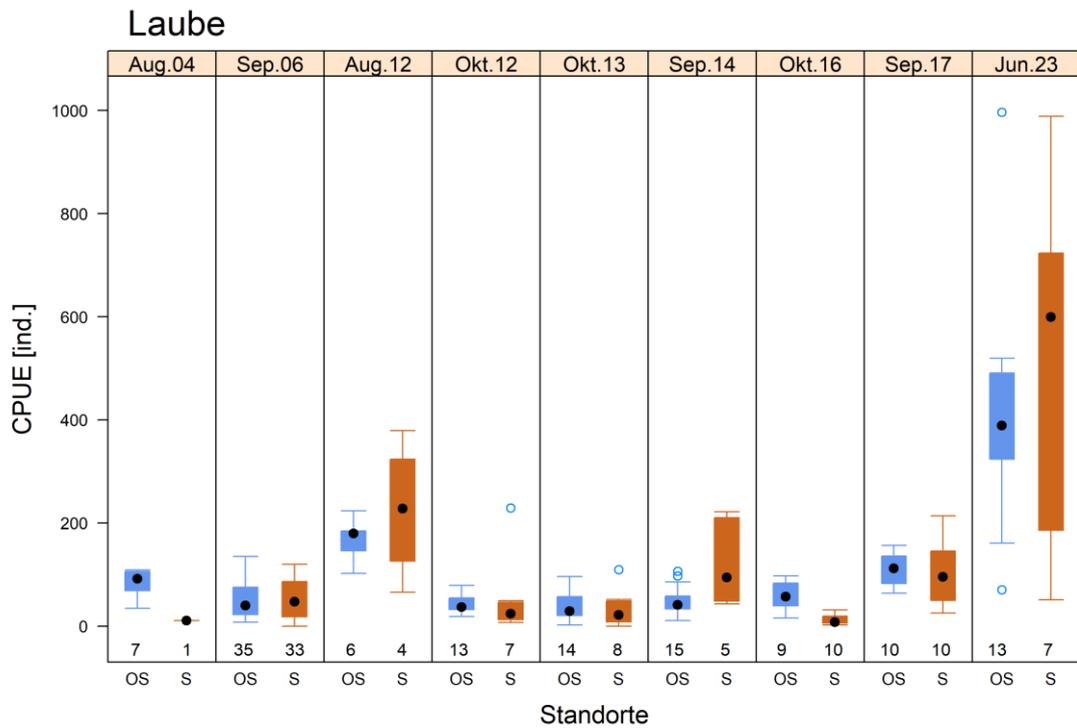


Abbildung 9. CPUE der Laube in den Multi-maschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017 (Erläuterungen siehe Abbildung 8).

Tabelle 5. Standardisierte Fangzahlen der Laube im offenen See im Zeitraum 2004–2023. MW = arithmetischer Mittelwert, SD = Standardabweichung, IQR = Interquartilrange.

Jahr	Anzahl	MW	SD	Median	IQR
Aug. 2004	7	83,7	29,6	92,2	37,2
Sep. 2006	35	51,9	34,9	40,2	52,8
Aug. 2012	6	169,5	41,0	180,0	29,4
Okt. 2012	13	44,4	18,5	37,0	22,5
Okt. 2013	13	39,9	27,6	29,0	37,1
Sep. 2014	15	49,3	28,1	41,5	25,2
Okt. 2016	9	61,0	28,9	57,0	43,7
Sep. 2017	10	111,8	32,3	112,1	48,9
Jun. 2023	13	402,4	226,7	389,1	167,0

Beim **Sichling** lag der CPUE 2023 im Mittel bei 6,5 Individuen, damit in der gleichen Größenordnung wie bei den Aufnahmen ab Oktober 2012 und deutlich niedriger als Anfang des Jahrtausends und im August 2012. Die statistischen Vergleiche der CPUE der verschiedenen Aufnahmen sind in Tabelle 7 zusammengefasst.

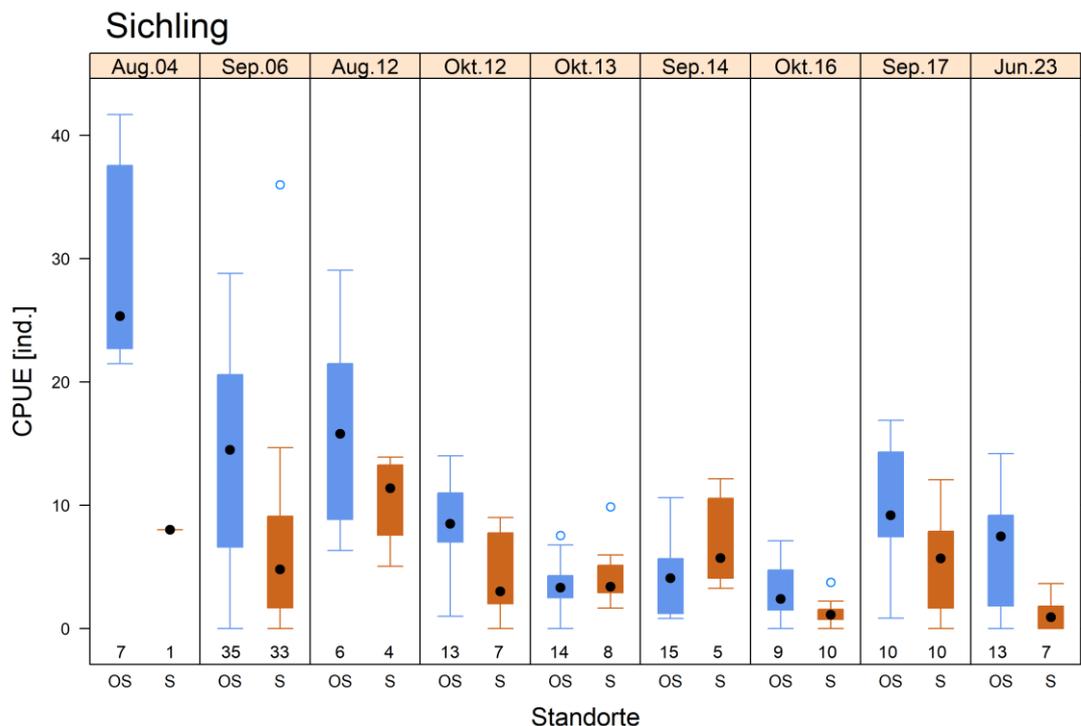


Abbildung 10. CPUE des Sichlings in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017 (Erläuterungen siehe Abbildung 8).

Tabelle 6. Standardisierte Fangzahlen des Sichelings im offenen See im Zeitraum 2004–2023. MW = arithmetischer Mittelwert, SD = Standardabweichung, IQR = Interquartilsrange.

Jahr	Anzahl	MW	SD	Median	IQR
Aug. 2004	7	29,9	8,8	25,3	14,8
Sep. 2006	35	13,9	8,1	14,5	14,0
Aug. 2012	6	16,2	8,5	15,8	11,1
Okt. 2012	13	8,5	3,6	8,5	4,0
Okt. 2013	14	3,3	2,1	2,9	1,6
Sep. 2014	15	3,9	2,8	4,1	4,4
Okt. 2016	9	3,1	2,6	2,4	3,2
Sep. 2017	10	9,9	5,0	9,2	6,4
Jun. 2023	13	6,5	4,6	7,5	7,3

Tabelle 7. Signifikanzniveaus im Wilcoxon-Rangsummentest beim Vergleich der standardisierten Fangzahlen (als CPUE) des Sichelings im offenem See OS in verschiedenen Jahren.

	Aug. 04	Sep. 06	Aug. 12	Okt. 12	Okt. 13	Sep. 14	Okt. 16	Sep. 17
Sep. 2006	0,001 **	–	–	–	–	–	–	–
Aug. 2012	0,022 *	0,543 n.s.	–	–	–	–	–	–
Okt. 2012	<0,001 ***	0,050 *	0,072 n.s.	–	–	–	–	–
Okt. 2013	<0,001 ***	<0,001 ***	0,001 **	<0,001 ***	–	–	–	–
Sep. 2014	<0,001 ***	<0,001 ***	0,001 **	0,002 **	0,711 n.s.	–	–	–
Okt. 2016	0,001 **	<0,001 ***	0,003 **	0,003 **	0,729 n.s.	0,591 n.s.	–	–
Sep. 2017	<0,001 ***	0,177 n.s.	0,413 n.s.	0,598 n.s.	0,002 **	0,001 **	0,004 **	–
Jun. 2023	<0,001 ***	0,007 **	0,025 *	0,305 n.s.	0,081 n.s.	0,097 n.s.	0,071 n.s.	0,163 n.s.

Für die weiteren Arten ist ein statistischer Vergleich angesichts der generell geringen Fangzahlen nur eingeschränkt möglich. Exemplarisch wird noch der **Zander** herausgegriffen, der 2023 mit signifikant geringeren Fangzahlen bzw. CPUE vorkam (Wilcoxon-Test, $p < 0,05$) als bei allen Aufnahmen davor mit Ausnahme der Befischung im Oktober 2013.

Die **übrigen Arten** traten 2023 nicht nur in den relativen Zahlen weit hinter Laube (und Sichel) zurück, sondern auch in absoluten Fangzahlen. Das gilt sowohl für jene Arten, die zumindest teilweise auf den Schilfgürtel angewiesen sind (Güster, Rotaugen, Rotfeder), sondern auch für den Kaulbarsch als Freiwasserart.

Aufgrund der unterschiedlichen Jahreszeiten der Aufnahmen ist es schwer zu sagen, ob die hohen Fangzahlen der Laube eine Bestandszunahme anzeigen oder lediglich die erhöhte Schwimmaktivität in der warmen Jahreszeit bzw. während der Laichzeit. Nimmt man Letzteres an, so wäre das aber in gleichem Maße auch für die anderen Cypriniden zu erwarten. Gerade der Umstand, dass dies nicht der Fall ist, deutet darauf hin, dass die Laube tatsächlich in ihrem Bestand zugenommen, die meisten anderen Arten jedoch abgenommen haben. Dieser Befund ist angesichts der Wasserstandsentwicklung plausibel. Beim aktuell niedrigen Wasserstand liegt der Schilfgürtel, angesehen von wenigen seichten Kanälen und dem Wulka-Mündungsbereich weitgehend trocken und fällt damit als Ort der Reproduktion, als Jungfisch- und Nahrungshabitat fast völlig aus.

Dass auch die Zanderdichten so auffällig zurückgegangen sind, könnte mit den außerordentlich hohen Wassertemperaturen der letzten Jahre zusammenhängen. Im Jahr 2022 vermeldeten Fischer und Angler erste Fischsterben im See, wobei mit Zander und Sichling zwei typische Freiwasserarten genannt wurden. Leider gibt es keine näheren Informationen zum Ort und dem tatsächlichen Ausmaß dieses Fischsterbens. Temperaturen von deutlich über 30 °C bedeuten jedoch auch für temperaturtolerante Arten wie den Zander einen hohen physiologischen Stress. Nahrungsmangel scheidet als Grund des Einbruchs der Zanderdichten angesichts der hohen Laubenbestände aus.

Schließlich ist auch ein erhöhter Fraßdruck durch den Wels als Ursache der abnehmenden Fischbestände denkbar. Diese Art wird mit den Multimaschenkiemennetzen praktisch nicht erfasst. Eine im Herbst 2021 durchgeführte Zugnetzbefischung im Süden und im Nordteil des Neusiedler See zeigte jedoch, dass der Welsbestand derzeit außerordentlich hoch ist. Es ist denkbar, dass die erhöhte Prädation auf Zander, Brachsen und Güster – nicht zuletzt auch angesichts eines immer kleiner werdenden Lebensraumes – einen zusätzlichen Belastungsdruck für diese Arten darstellt. Leider fehlende gesicherte Zahlen zur Entwicklung des Welses im Neusiedler See. Es gibt lediglich aus den Zugnetzbefischungen vom Spätherbst 2021 den Befund eines vor allem im Südteil sehr hohen Welsbestands [30]. Nach Aussagen der Berufsfischer dürfte die Art jedoch im Laufe der letzten 10 Jahre einen deutlichen Bestandszuwachs erfahren haben – eine Entwicklung, die auch in anderen österreichischen Seen beobachtet wurde. Der Wels scheint einer der wenigen Gewinner der Klimaerwärmung und damit der zunehmenden Erwärmung heimischer Gewässer zu sein.

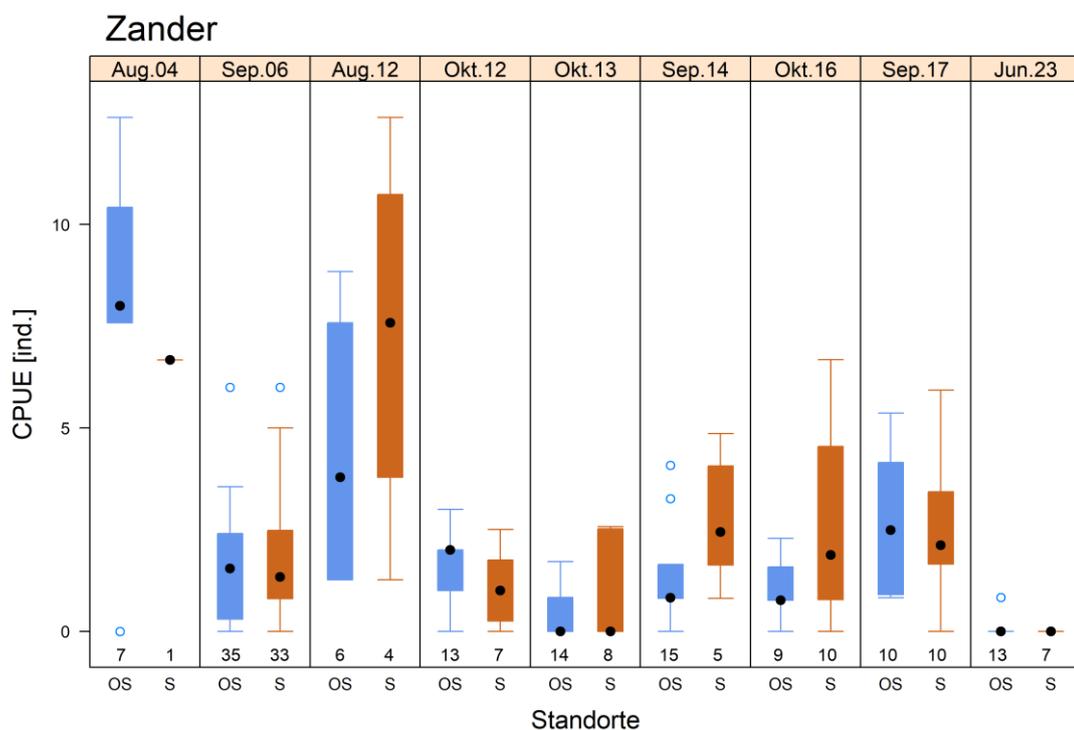


Abbildung 11. CPUE des Zanders in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017 (Erläuterungen siehe Abbildung 8).

Tabelle 8. Standardisierte Fangzahlen des Zanders im offenen See im Zeitraum 2004–2023. MW = arithmetischer Mittelwert, SD = Standardabweichung, IQR = Interquartilrange.

Jahr	Anzahl	MW	SD	Median	IQR
Aug. 2004	7	8,1	4,1	8,0	2,8
Sep. 2006	35	1,5	1,4	1,5	2,1
Aug. 2012	6	4,4	3,3	3,8	5,4
Okt. 2012	13	1,6	0,8	2,0	1,0
Okt. 2013	13	0,4	0,6	0,0	0,8
Sep. 2014	15	1,4	1,1	0,8	0,8
Okt. 2016	9	1,0	0,7	0,8	0,8
Sep. 2017	10	2,7	1,6	2,5	2,9
Jun. 2023	13	0,1	0,2	0,0	0,0

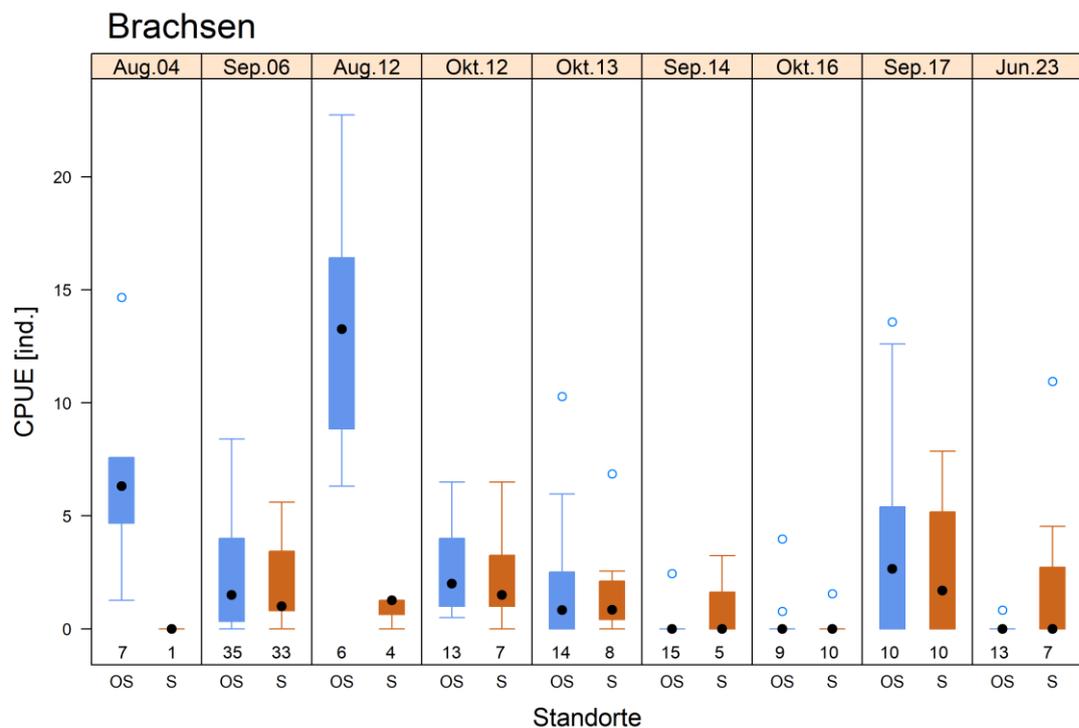


Abbildung 12. CPUE des Brachsen in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017 (Erläuterungen siehe Abbildung 8).

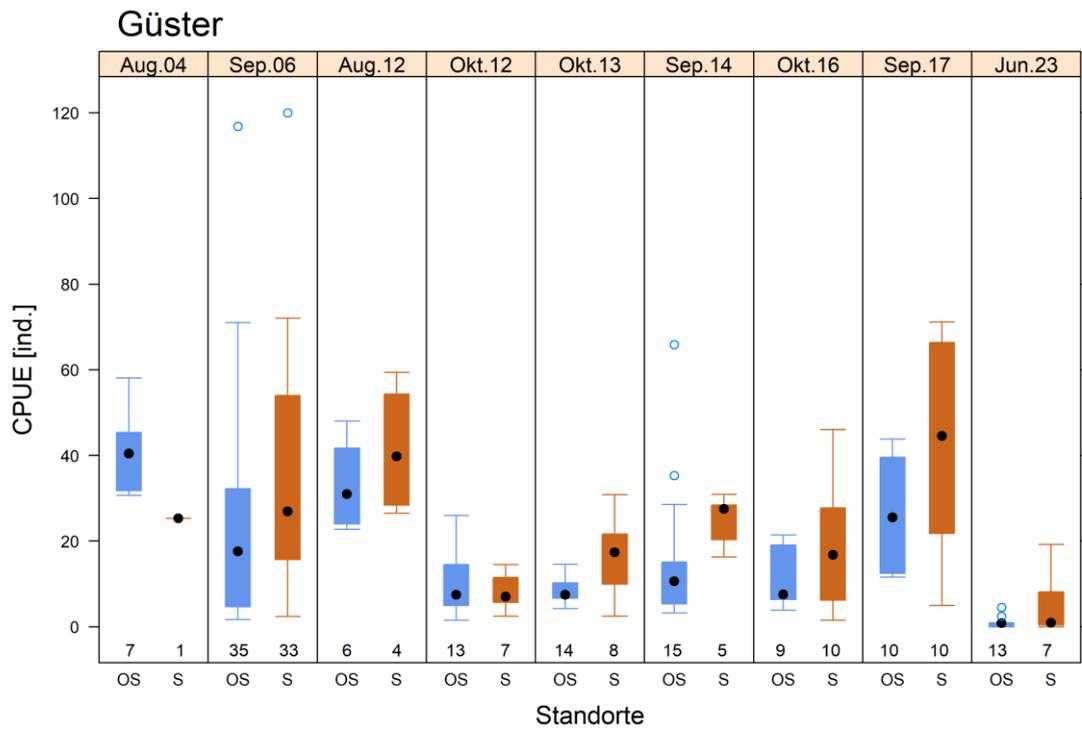


Abbildung 13. CPUE der Güster in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017 (Erläuterungen siehe Abbildung 8).

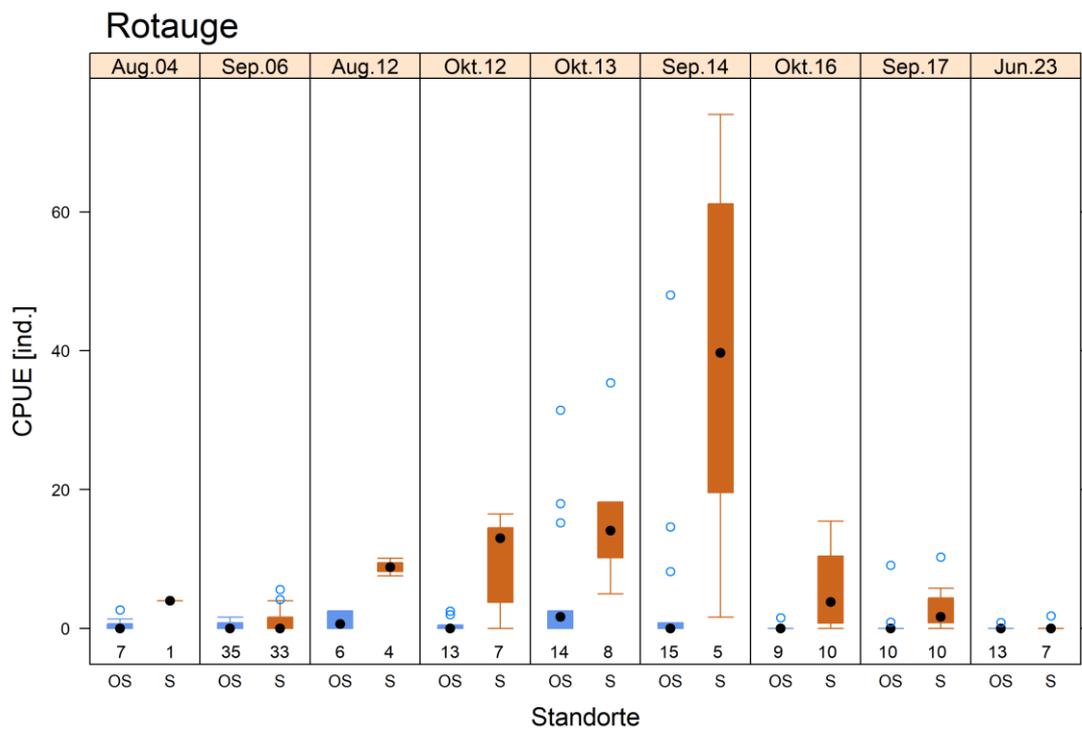


Abbildung 14. CPUE des Rotauges in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017 (Erläuterungen siehe Abbildung 8).

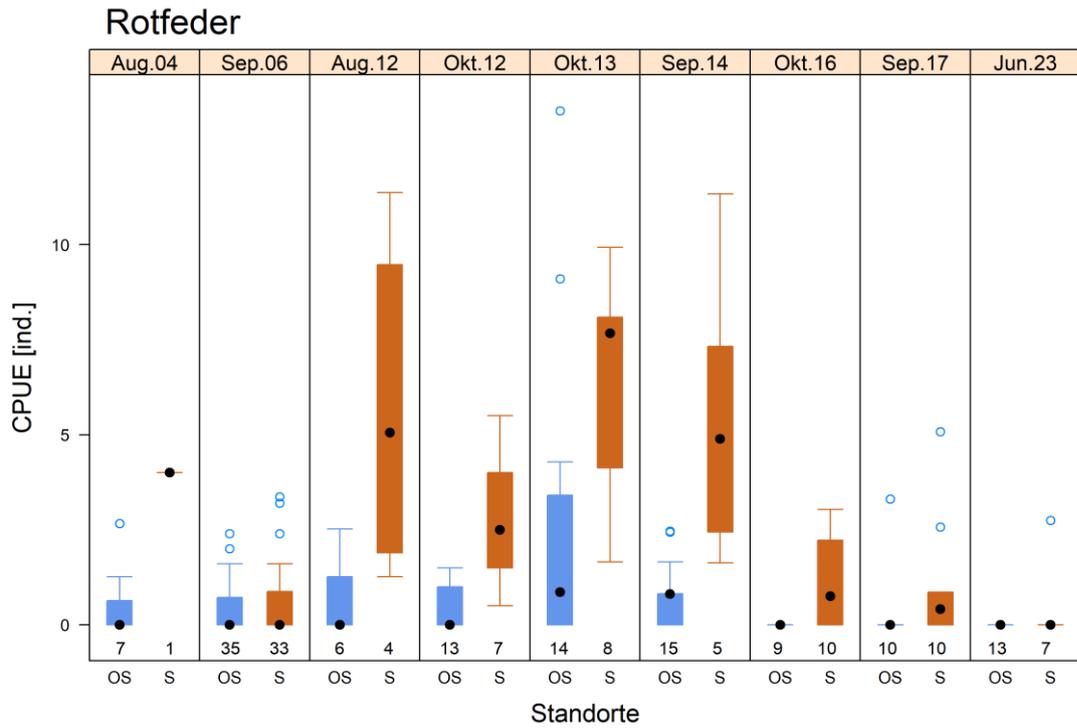


Abbildung 15. CPUE der Rotfeder in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017 (Erläuterungen siehe Abbildung 8).

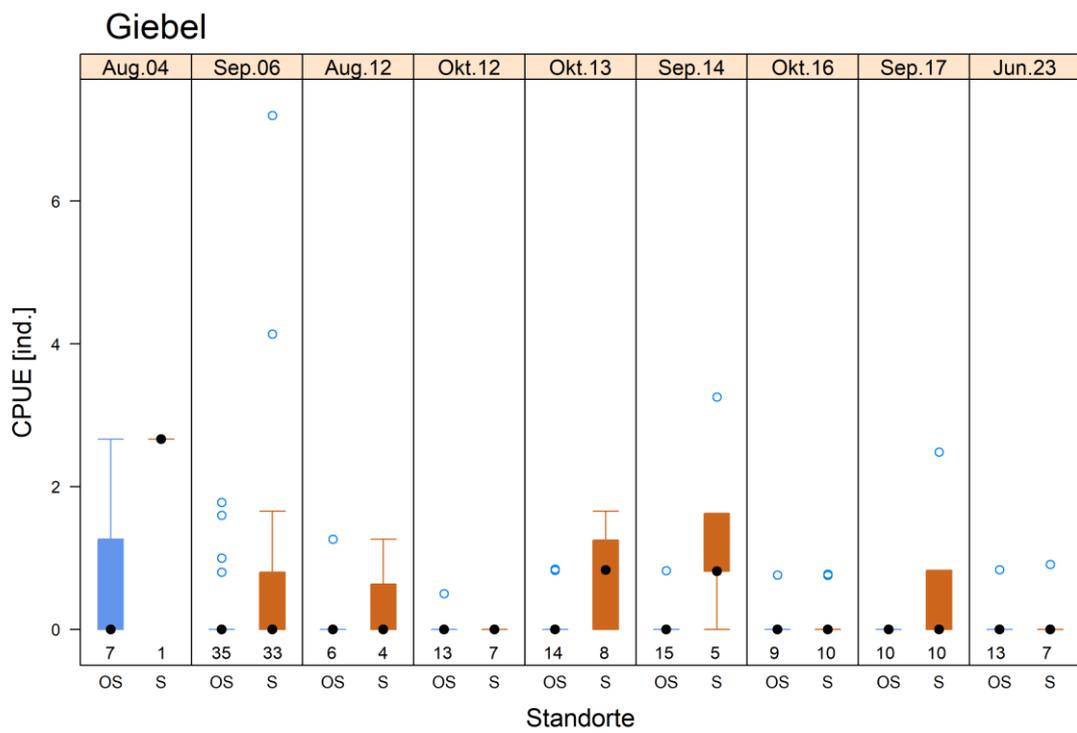


Abbildung 16. CPUE des Giebels in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017 (Erläuterungen siehe Abbildung 8).

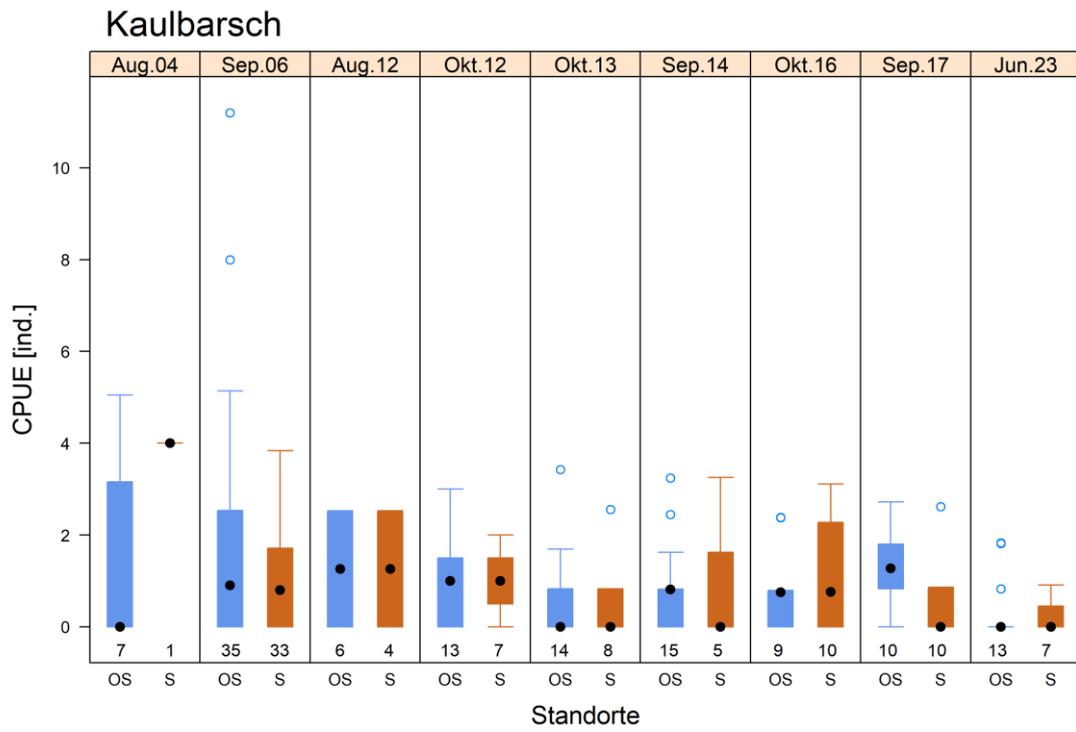


Abbildung 17. CPUE des Kaulbarschs in den Multimaschen-Kiemennetzfängen der Jahre 2004–2017 (Erläuterungen siehe Abbildung 8).

4 ZUSAMMENFASSUNG

Der vorliegende Bericht fasst die Ergebnisse einer Fischbestandsaufnahme mittels Multimaschenkiemennetzen im Juni 2023 zusammen und stellt sie früheren Aufnahmen zwischen 2004 und 2017 gegenüber. Diese früheren Erhebungen fanden meist im Herbst statt, was die Vergleichbarkeit mit der aktuellen Kampagne (höhere Temperaturen, höhere Schwimmaktivität, Laichzeit) einschränkt. Das Frühjahr wurde jedoch bewusst gewählt, um das Risiko zu vermeiden, mit fallendem Wasserstand im Herbst 2023 keine Befischung durchführen zu können.

Die Kampagne im Juni 2023 umfasste zwei Netznächte mit je 10 Multimaschenkiemennetzen. Die Netze wurden Höhe Illmitz – Mörbisch und Höhe Oggau – Podersdorf teils im offenen See, teils am Schilfrand exponiert.

Die Ergebnisse lassen eine signifikante Zunahme der Dichte der planktivoren Laube (*Alburnus alburnus*) gegenüber früheren Aufnahmen erkennen. Gleichzeitig verzeichneten typische Schilffarten wie Güster (*Blicca bjoerkna*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), aber auch der Zander (*Sander lucioperca*) signifikant geringere Dichten als bei früheren Kampagnen. Der Sichling (*Pelecus cultratus*) stagniert auf niedrigem Niveau ähnlich wie bei den Herbstbefischungen 2012–2017. Zieht man in Betracht, dass im warmen Juni mit höherer Schwimmaktivität auch höhere Fangzahlen des Sichlings zu erwarten gewesen wären, so könnte die gleichbleibenden Fangzahlen auch als Rückgang der realen Bestände interpretiert werden.

Mit den Multimaschenkiemennetzen nicht erfasst werden großwüchsige Arten wie Karpfen (*Cyprinus carpio*) und Wels (*Silurus glanis*). Zu deren Entwicklung sind mit dem Ergebnis der Aufnahme keine Aussagen möglich.

Mögliche Ursachen für die auffällige Abnahme der Fischbestände (mit Ausnahme der Laube) sind:

- 1) der niedrige Wasserstand, bei dem Schilfgürtel weitgehend trocken liegt und damit als Lebensraum (Laichgebiet, Jungfischhabitat, Nahrungsgründe) ausfällt
- 2) die hohen Wassertemperaturen der letzten Jahre (berichtete Fischsterben von Zander und Sichling im Sommer 2022)
- 3) ein erhöhter Prädationsdruck durch den Wels

Alle drei Punkte stehen direkt oder indirekt im Zusammenhang mit der Klimaerwärmung, die damit letztlich als Treiber für die aktuell zu beobachtenden Veränderungen in der Fischgemeinschaft des Neusiedler Sees anzusehen ist. Neben dem Wels scheint aktuell auch die Laube von der Erwärmung des Sees, möglicherweise auch von einer abnehmenden Konkurrenz (durch andere, teils planktivore lebende Arten) sowie einem geringeren Fraßdruck (Hecht, Zander) zu profitieren.

Es wird empfohlen, Befischungen mit Multimaschenkiemennetzen in der hier eingesetzten Form – nicht so weit wie im Rahmen der GZÜV, sondern reduziert mit zwei Netznächten, dafür aber regelmäßig – als Teil eines regelmäßigen Monitorings am See jährlich durchzuführen. Ziel wäre die Dokumentation der Fischbestände in der gegenwärtig außergewöhnlichen Situation des Neusiedler Sees mit niedrigem Wasserstand, trocken liegendem Schilfgürtel und hohen Wassertemperaturen.

5 SUMMARY

This report summarizes the results of a fish population survey using multi-mesh gillnets in June 2023 and compares them to previous surveys between 2004 and 2017. These previous surveys mostly took place in autumn, which limits the comparability with the current campaign (higher temperatures, higher swimming activity, spawning season). However, spring was deliberately chosen to avoid the risk of not being able to conduct the survey with falling water levels in autumn 2023.

The campaign in June 2023 included two net nights with 10 multi-mesh gillnets each. The nets were exposed at the height of Illmitz – Mörbisch and between Oggau and Podersdorf, partly in the open lake and partly near the reed belt.

The results indicate a significant increase in the density of planktivorous bleak (*Alburnus alburnus*) compared to previous surveys. At the same time, typical reed species such as white bream (*Blicca bjoerkna*), roach (*Rutilus rutilus*) and rudd (*Scardinius erythrophthalmus*), as well as pike-perch (*Sander lucioperca*) recorded significantly lower densities than in previous campaigns. The sickleback (*Pelecus cultratus*) stagnated at a low level similar to the autumn campaigns 2012–2017. Considering that higher catches of the sickleback could have been expected in warm June with higher swimming activity, the catch numbers in June 2023 could also be interpreted as a decline in real stocks compared to previous campaigns.

Large species such as carp (*Cyprinus carpio*) and catfish (*Silurus glanis*) were not recorded with the multi-mesh gillnets. No statement can be made about their development with the results of the recording.

Possible causes for the conspicuous decline in fish populations (except the bleak) include:

- 1) the low water level, which leaves the reed belt largely dry and thus excludes this habitat (spawning area, juvenile fish habitat, feeding grounds).
- 2) high water temperatures in recent years (reported fish kills of pike-perch and sickleback in summer 2022)
- 3) increased predation pressure from catfish.

All three points are directly or indirectly related to climate warming, which ultimately is the driver for the currently observed changes in the fish community of Lake Neusiedl. In addition to the catfish, the perch also seems to benefit from the warming of the lake, possibly also from a decreasing competition (by other, partly planktivorous species) as well as a lower feeding pressure (pike, pike-perch).

It is recommended that fishing with multi-mesh gillnets in the form used here – not lake-wide as under the GZÜV but reduced with two net nights and regularly – be carried out annually as part of routine monitoring at the lake. The aim would be to document the fish stocks in the current exceptional situation of Lake Neusiedl with low water level, dry reed belt and high water temperatures.

6 LITERATUR

- [1] Herzig, A., E. Mikschi, B. Auer, A. Hain, A. Wais, & G. Wolfram (1994): *Fischbiologische Untersuchung des Neusiedler See*. BFB-Bericht. **81**: p. 1-125.
- [2] Auer, B., (1995): *Freilanduntersuchung zur Biologie der Jungfische des Sichlings (Pelecus cultratus L.) im Neusiedler See*, Diss. Univ. Wien. p. 71 pp.
- [3] Auer, B., A. Hain, E. Mikschi, A. Wais, & G. Wolfram. (1995): *Die Bedeutung des Lebensraumes Schilfgürtel für die Fischarten des Neusiedler Sees*. in *Jahrestagung der SIL*. Berlin.
- [4] Hain, A., (2002): *Verteilung und Produktionsbiologie der 0+ Lauben (Alburnus alburnus, LINNÉ) (Cyprinidae) im Neusiedler See*, Diss. Arb. Univ. Wien.
- [5] Wais, A. (1995): *Zur Morphologie des Sichlings Pelecus cultratus (Linnaeus)*. Ann. Naturhist. Mus. Wien. **97B**: p. 421-435.
- [6] Wais, A., E. Mikschi, G. Wolfram, B. Auer, & A. Hain. (1996): *The importance of the reedbelt of Neusiedler See as a habitat for fish*. in *3. Symposium zur Ökologie, Ethologie und Systematik der Fische*. Salzburg.
- [7] Wolfram-Wais, A., G. Wolfram, B. Auer, E. Mikschi, & A. Hain (1999): *Feeding habits of two introduced fish species (Lepomis gibbosus, Pseudorasbora parva) in Neusiedler See (Austria), with special reference to chironomid larvae (Diptera: Chironomidae)*. Hydrobiologia. **408/409**: p. 123-129.
- [8] Wolfram, G., E. Mikschi, A. Wolfram-Wais, & A. Hain, (2001): *Fischökologische Untersuchung des Schilfgürtels des Neusiedler Sees*, Studie i.A. des Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel: Wien. p. 174 pp.
- [9] Herzig, A., J. Kubecka, & G. Wolfram, (2002): *Fish distribution in the open water and littoral of Neusiedler See (Austria): a matter of habitat structure and abiotic factors*, in *International Conference on Limnology of Shallow Lakes*, Veszprém University Press: Balatonfüred. p. 79.
- [10] Herzig, A. & J. Kubecka (2001): *Fish biomass distribution in Neusiedler See (Austria): a hydroacoustic assessment of fish stock*. Verh. Internat. Verein. Limn. **27**: p. 6.
- [11] Herzig, A. & G. Wolfram, (2000): *Fish distribution and limiting factors in the littoral of a shallow lake*, in *Conference on Shallow Lakes: Gödöllö*.
- [12] Mikschi, E., G. Wolfram, & A. Wais, (1996): *Long-term changes in the fish community of Neusiedler See (Burgenland, Austria)*, in *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe*, A. Kirchofer and D. Hefti, Editors, Birkhauser Verlag: Basel/Switzerland. p. 111-120.
- [13] Mikschi, E., G. Wolfram, A. Wolfram-Wais, & A. Hain, (1998): *On the ecology of Pseudorasbora parva in Neusiedler See (Austria)*, in *International Congress Shallow Lakes '98*: Berlin.
- [14] Wolfram, G. & E. Mikschi, (2003): *Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 1998-2002*, Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel,.
- [15] Nemeth, E., G. Wolfram, P. Grubbauer, M. Rössler, A. Schuster, E. Mikschi, & A. Herzig, (2003): *Interaction between fish and colonial wading birds within reed beds of Lake Neusiedl, Austria*, in *Interactions between fish and birds: implications for management*, I. Cowx, Editor, Blackwell Science. p. 139-150.
- [16] Wolfram, G., A. Wolfram, & E. Mikschi, (2010): *Fischökologisches Monitoring Neusiedler See Herbst 2010*, Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel: Wien. p. 17 pp.
- [17] Wolfram, G., E. Sigmund, & G. Fürnweger, (2016): *Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2016*, Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel: Wien. p. 57.
- [18] Wolfram, G., E. Sigmund, & G. Fürnweger, (2015): *Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2014*, Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel: Wien. p. 47 pp.
- [19] Wolfram, G., E. Sigmund, & G. Fürnweger, (2014): *Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2013*, Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel: Wien. p. 55 pp.

- [20] Wolfram, G., E. Sigmund, & E. Mikschi, (2013): *Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2012*, Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel: Wien. p. 32 pp.
- [21] Wolfram, G., A. Wolfram, & E. Mikschi, (2010): *Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2009 & Frühjahr 2010*, Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel: Wien. p. 84 pp.
- [22] Wolfram, G., A. Wolfram, & E. Mikschi, (2009): *Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2008*, Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel: Wien. p. 60 pp.
- [23] Wolfram, G., A. Wolfram, & E. Mikschi, (2008): *Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2006 & 2007*, Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel: Wien. p. 51 pp.
- [24] Wolfram, A., G. Wolfram, & E. Mikschi, (2006): *Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2005*, Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel: Wien. p. 34 pp.
- [25] Wolfram, G., A. Hain, E. Mikschi, & A. Wolfram, (2004): *Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2004*, Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel: Wien.
- [26] Wolfram, G., E. Mikschi, & A. Wolfram, (2004): *Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2003*, Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel: Wien.
- [27] Wolfram, G., E. Sigmund, & G. Fürnweger, (2018): *Fischökologisches Monitoring Neusiedler See - Saisonen 2017 & 2018*, Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel: Wien. p. 71 pp.
- [28] Draštik, V. & J. Kubečka, (2011): *Report on acoustic fish stock assessment of Neusiedler See, August 2010*, Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel: České Budějovice.
- [29] Kubečka, J., V. Draštik, T. Jůsa, G. Rakowitz, & Soukalová, (2011): *Quantitative surveys of the fish stock of Neusiedlersee, August 2010*, Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel: České Budějovice.
- [30] Fürnweger, G., E. Sigmund, & G. Wolfram, (2021): *Fischmonitoring Neusiedler See. Endbericht zur Biomasseentnahme im Silbersee und im nördlichen Teil des Sees im Herbst 2021*, im Auftrag des Fischereiverbands Neusiedler See, gefördert im Rahmen von EMFF 2014-2020: Wien.
- [31] Herzig-Straschil, B. (1989): *Die Entwicklung der Fischfauna des Neusiedler Sees*. Vogelschutz in Österreich. **3**: p. 19-22.
- [32] Hacker, R. & P. Meisriemler, (1974): *Fische und Fischerei.*, in *Der Neusiedlersee, Naturgeschichte eines Steppensees*, H. Löffler, Editor, Verlag Fritz Molden: Wien. p. 105-115.
- [33] Hacker, R., (1979): *Fishes and fisheries in Neusiedlersee*, in *Neusiedlersee - the limnology of a shallow lake in Central Europe. Monographiae Biologicae 37*, H. Löffler, Editor, Dr. W. Junk bv Publ.: The Hague – Boston – London. p. 423-438.
- [34] Wolfram, G., V. Kasper, S. Sigmund, & G. Fürnweger, (2021): *Rote Liste gefährdeter Fische und Neunaugen des Burgenlandes*, Studie im Auftrag des Amtes der Bgld. Landesregierung, Abt. 4: Wien. p. 140 pp.
- [35] Wolfram, G. & E. Mikschi, (2007): *Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs*, in *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs, Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere*, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft, Editor, Böhlau Verlag: Wien - Köln - Weimar. p. 515 pp.

7 ANHANG

Tabelle 9. Fangzahlen, standardisiert als CPUE mit 12 h Expositionszeit und als (ebenfalls auf 12 h standardisierte) Biomasse je Fischart im Bereich Illmitz – Süden.

		Illmitz - Süden									
		Offener See					Schilfrand				
		N1	N2	N7	N10	N11	N12	N13	N4	N6	N9
Blaubandb.	CPUE (Ind.)							1			
Brachse	CPUE (Ind.)					5		1			11
Giebel	CPUE (Ind.)										1
Güster	CPUE (Ind.)		5	1	1	11		19	1		5
Kaulbarsch	CPUE (Ind.)		2	2		1			1		
Laube	CPUE (Ind.)	491	70	519	205	600	167	988	635	812	51
Rotaugen	CPUE (Ind.)					2					
Rotfeder	CPUE (Ind.)							3			
Sichling	CPUE (Ind.)	2		1	4	1	2			2	
Wels	CPUE (Ind.)						1				
Wolgazander	CPUE (Ind.)										
Zander	CPUE (Ind.)										
Blaubandb.	Biomasse (g)							2			
Brachse	Biomasse (g)					1075		214			371
Giebel	Biomasse (g)										14
Güster	Biomasse (g)		140	23	22	372		569	26		121
Kaulbarsch	Biomasse (g)		27	25		5			15		
Laube	Biomasse (g)	2544	567	3024	1181	3546	1012	6124	3267	4124	552
Rotaugen	Biomasse (g)					55					
Rotfeder	Biomasse (g)							53			
Sichling	Biomasse (g)	115		72	217	50	135			218	
Wels	Biomasse (g)						1093				
Wolgazander	Biomasse (g)										
Zander	Biomasse (g)										

Tabelle 10. Fangzahlen, standardisiert als CPUE mit 12 h Expositionszeit und als (ebenfalls auf 12 h standardisierte) Biomasse je Fischart im Bereich Rust – Podersdorf.

		Rust – Podersdorf									
		Offener See					Schilfrand				
		N1	N2	N7	N10	N11	N12	N13	N4	N6	N9
Blaubandb.	CPUE (Ind.)										
Brachse	CPUE (Ind.)		1					1			
Giebel	CPUE (Ind.)									1	
Güster	CPUE (Ind.)		3	1		1		1	1	3	
Kaulbarsch	CPUE (Ind.)				1						
Laube	CPUE (Ind.)	389	161	453	506	350	324	997	412	177	383
Rotauge	CPUE (Ind.)				1				1		
Rotfeder	CPUE (Ind.)										
Sichling	CPUE (Ind.)	4	14	7	9	12	11	5	2	8	9
Wels	CPUE (Ind.)										
Wolgazander	CPUE (Ind.)				1				1		
Zander	CPUE (Ind.)	1									
Blaubandb.	Biomasse (g)										
Brachse	Biomasse (g)		83					116			
Giebel	Biomasse (g)									351	
Güster	Biomasse (g)		164	18		159		18	14	118	
Kaulbarsch	Biomasse (g)				12						
Laube	Biomasse (g)	2338	1299	2865	2884	2417	1932	5632	2672	1210	2865
Rotauge	Biomasse (g)				12				50		
Rotfeder	Biomasse (g)										
Sichling	Biomasse (g)	289	841	422	442	663	619	282	71	565	497
Wels	Biomasse (g)										
Wolgazander	Biomasse (g)				262				346		
Zander	Biomasse (g)	337									