



FISCHÖKOLOGISCHES MONITORING NEUSIEDLER SEE

Bericht zum Untersuchungszeitraum 2019–2021



Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel

Jänner 2022

Titel: Fischökologisches Monitoring Neusiedler See. Bericht zum Untersuchungszeitraum 2019–2021

Auftraggeber: Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel

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

Projektleitung: Mag. Dr. Georg Wolfram

Autor-innen: Dr. Georg Wolfram, DI Georg Fürnweger, Mag. Elisabeth Sigmund

Mitarbeiter-innen: Ulrich Donabaum MSc., Sabrina Eidingler MSc., Mag. Georg Kum, Benjamin Droop MSc., Ivan Platzgummer, Bacc.tech. Christian Witt

Auftrag: Schreiben vom 28.01.2019, 11.03.2020 und 21.04.2021

Seitenanzahl: 96

Interne Berichts-Nr.: 18/106-B03

Bildnachweise alle Fotos und Karten von DWS Hydro-Ökologie (Georg Fürnweger, Elisabeth Sigmund, Georg Wolfram, Georg Kum)

Zitierweise: Wolfram G, Fürnweger G, Sigmund E (2022). Fischökologisches Monitoring Neusiedler See. Bericht zum Untersuchungszeitraum 2019–2021. Im Auftrag des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel, Wien, 96 pp.

Wien, Jänner 2022

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	4
2	Methodik	6
2.1	Termine und Standorte	6
2.2	Standortbeschreibungen	8
2.2.1	Illmitzer Bucht	8
2.2.2	Ruster Poschn	9
2.2.3	Mörbisch	10
2.2.4	Wulka-Mündung	11
2.2.5	Silbersee – Kernzone Nationalpark	12
2.2.6	Sandegg	13
2.3	Messungen physikalisch-chemischer Parameter	14
2.4	Auswertung	14
3	Ergebnisse	15
3.1	Physikalisch-chemische Parameter	15
3.2	Artenspektrum	15
3.3	Fischbestand	20
3.3.1	Gesamtfischbestand	20
3.3.2	Dominanzen, mittlerer CPUE und mittlere relative Anteile	21
3.3.3	Räumliche Verteilung der Arten	22
3.3.4	Längen-Frequenzverteilungen	26
3.4	Langzeitentwicklung der Fischbestände	29
3.5	Resümee	37
4	Zusammenfassung	42
5	Summary	44
6	Literatur	46
7	Anhang	49
7.1	Befischungstrecken	49
7.2	Ergebnisse – physikalisch-chemischen Parameter	56
7.3	Fischdichten: CPUE	58
7.4	Fischdichten: relative Anteile	64
7.5	Räumliche Verteilung der Arten	70
7.6	Längen-Frequenzverteilungen	78

1 EINLEITUNG

Das fischökologische Monitoring am Neusiedler See in den Jahren 2019–2021 baut auf einer Reihe von Vorprojekten und -arbeiten auf. 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.

Seit 1998 erfolgt 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.



Abbildung 1. Offene Wasserfläche im inneren Schilfgürtel Höhe Mörbisch (23.07.2019).

2019 startete ein neues Programm mit geändertem Konzept. Lag der Fokus der vorhergehenden Aufnahmen auf der Dokumentation der Langzeitentwicklung, so stand nunmehr wieder vermehrt die Rolle der Fische im Nahrungsnetz im Vordergrund, konkret ihre Rolle als Nahrung für piscivore Vögel.

Trotz der Untersuchungen von E. Nemeth und G. Wolfram [15] ist der Zusammenhang zwischen Fischen und fischfressenden Vögeln im Nationalpark ungenügend bekannt. Im Rahmen der damaligen Untersuchung wurde eine Abschätzung vorgenommen, welcher Anteil der Fischbiomasse von Reihern als Nahrung genutzt wird. Diese Berechnungen beruhen auf Daten aus Jahren mit sehr hohem Wasserstand des Neusiedler Sees und können daher nicht auf die heutige Situation mit vergleichsweise niedrigem Wasserstand übertragen werden.

Die neuen Aufnahmen im inneren Schilfgürtel in den vergangenen drei Jahren zielten auf zwei zentrale Fragen ab:

1. Hat sich das Nahrungsverhalten piscivorer Vögel in den letzten 20–25 Jahren verändert?
2. Welche Bedeutung hat der innere Schilfgürtel für Fische und damit für fischfressende Vögel bei niedrigem Wasserstand?

Dabei werden nicht nur rein fischökologische Fragen – Wanderungen zwischen offenem See und Schilfgürtel bei niedrigem Wasserstand, langfristige Auswirkungen auf die Bestandsentwicklung –, sondern auch naturschutzfachliche Fragen berührt, geht es hierbei doch auch FFH-Art wie den Schlammpeitzger oder andere Rote-Liste-Arten wie die Karausche.

Die beiden ersten Jahre des laufenden Projekts (2019 und 2020) schlossen mit Tätigkeitsberichten ab. Der vorliegende Bericht fasst die Ergebnisse der vergangenen drei Jahre zusammen und bietet eine Zusammenschau aller Einzelbefunde und Gesamtinterpretation. Darauf aufbauend sollen Empfehlungen zu Managementmaßnahmen aus fischökologischer Sicht sowie wissenschaftliche Fragen für die künftige Nationalparkforschung formuliert werden.

2 METHODIK

2.1 Termine und Standorte

Die Befischungen im Schilfgürtel erfolgten immer vom Boot und entlang von Schilfkanten mit einer Polstange (40 cm Anodenring) und einem Standaggregat mit 12 kW Leistung. An jedem Standort wurde eine definierte und mittels GPS eingemessene Strecke entlang des Schilfgürtels befischt, teils mit einzelnen längeren Strecken, teils mit mehreren sog. Streifen je Standort (Länge zwischen 40 bis 200 m). Es erfolgte eine Fangerfolgsschätzung und für die Bestandsberechnung eine Standardisierung auf 100 m Länge. Die Methodik orientierte sich damit an den traditionellen Aufnahmetechnik der letzten Jahre sowie an der in für Seen gängigen Uferbefischung [30].

Tabelle 1 bietet einen Überblick über die Befischungstermine und Standorte im Neusiedler See. Die Bezeichnungen der Standorte folgen den traditionellen Benennungen. Einen Überblick der Lage im Neusiedler See bieten Abbildung 2 bis Abbildung 4. Lage der drei Befischungsbereiche im Jahr 2021,

, im Detail sind die einzelnen Streifen in den Karten im Anhang dargestellt (Kap. 7.1).

Tabelle 1. Überblick über Befischungstermine, Standorte, Streifenanzahl und beprobte Fläche.

Jahr	Datum	Bereich	Standort	Anz. Streifen	Fläche [m ²]
2019	19.05.2019	Südteil Kernzone	Sandegg	11	1 865
	26.06.2019	Illmitz	Ruster Poschn	15	1 822
	23.07.2019	Mörbisch	Große Blänken innerer Schilfgürtel	14	3 772
	27.08.2019	Wulka	Kanäle im Mündungsbereich *)	9	1 373
2020	08.06.2020	Illmitz	Stationskanal	5	844
		Illmitz	Kleiner Zug	3	440
		Illmitz	Kanal Ruster Poschn	4	761
	23.06.2020	Illmitz	Stationskanal	6	1 035
		Illmitz	Kleiner Zug	2	325
		Illmitz	Kanal Ruster Poschn	4	884
		Illmitz	Bucht	4	1 426
	13.07.2020	Südteil Kernzone	Silbersee	15	2 956
		Illmitz	Stationskanal	1	191
Illmitz		Kleiner Zug	1	164	
2021	08.06.2021	Illmitz	Stationskanal	2	728
		Illmitz	Bucht	8	3 792
		Illmitz	Kleiner Zug	2	614
		Illmitz	Kanal Ruster Poschn	2	538
	28.06.2021	Mörbisch	Kanäle und Blänken	12	5 466
	29.06.2021	Südteil Kernzone	Großer Zug	3	1 410
		Südteil Kernzone	Ost	5	1 994
Südteil Kernzone		West	4	1 938	

*) Befischung im Rahmen des Projekts REBEN [31]

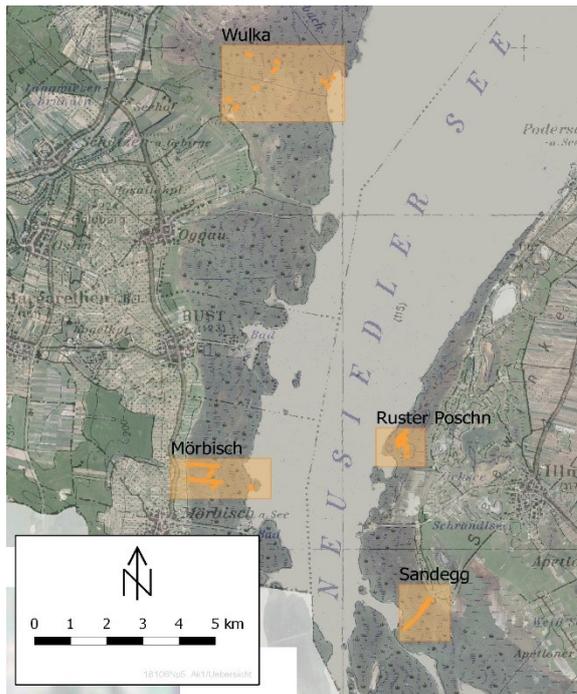


Abbildung 2. Lage der Befischungsbereiche im Jahr 2019, inkl. Bereich Wulka (im Rahmen des Projekts REBEN befischt [31]).

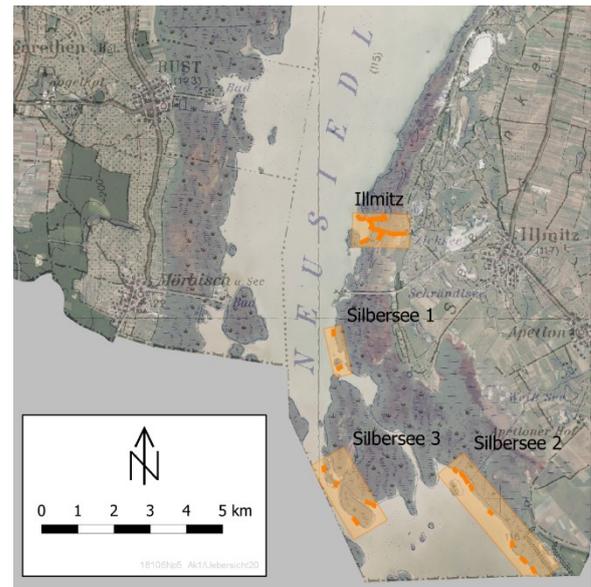


Abbildung 3. Lage der vier Befischungsbereiche im Jahr 2020.

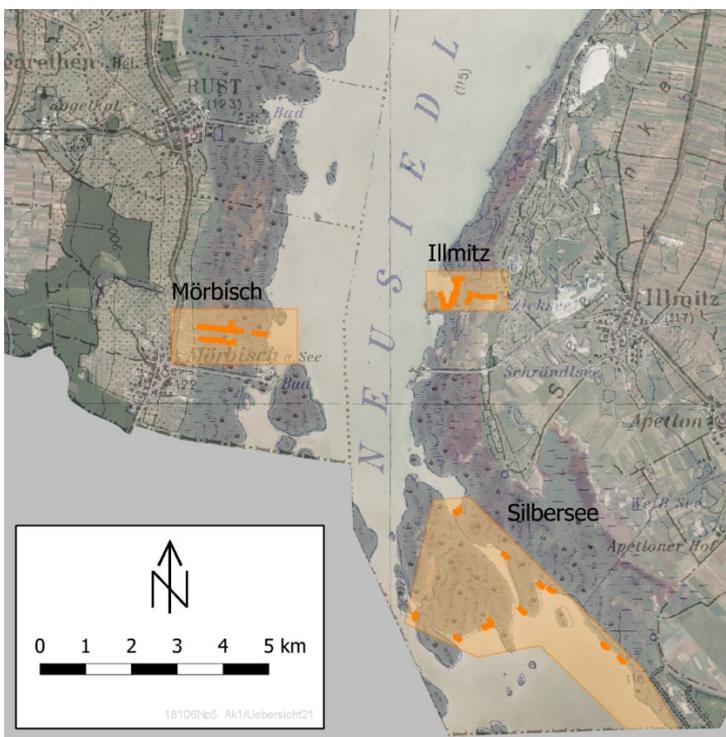


Abbildung 4. Lage der drei Befischungsbereiche im Jahr 2021.

2.2 Standortbeschreibungen

2.2.1 Illmitzer Bucht

Die Illmitzer Bucht ist von den beprobten Arealen das strukturreichste Probengebiet. Es münden zwei Kanäle (Stationskanal und Ruster-Poschn-Kanal) in die Bucht und gewährleisten auch bei sehr niederen Wasserständen im Sommer und Herbst eine gute Anbindung der inneren Schilfbereiche an den offenen See. Landseitig verbinden die Kanäle ein Mosaik unterschiedlicher Wasserflächen, wie z.B. den Ruster Poschn und den sog. Kleinen Zug, mit dem offenen See. Aufgrund des niederen Wasserstandes der drei Untersuchungsjahre war auch in den gut angebotenen Bereichen der Bewegungsradius mit dem Motorboot stark eingeschränkt und eine Beprobung der tiefer im Schilfgürtel gelegenen Wasserflächen nicht möglich.



Abbildung 5. Stationskanal zur Biologischen Station Illmitz.



Abbildung 6. Kanal in den Ruster Poschn.



Abbildung 7. Uferzone im sog. Kleinen Zug bei Illmitz mit lichten Schilfbeständen (südlich Stationskanal).



Abbildung 8. Jungfischbestände im sog. Kleinen Zug bei Illmitz (südlich Stationskanal).

2.2.2 Ruster Poschn

Der Ruster Poschn ist die größte zusammenhängende offene Wasserfläche am Ostufer Höhe Illmitz. Einzelne Schilfhorste und Schilfinseln sind aufgrund der Wassertiefe von bis zu 1,5 m nur in den ufer- bzw. schilfnahen Rändern vorhanden. Die Anbindung an den offenen See ist aufgrund mehrerer Kanäle über das ganze Jahr gewährleistet und auch bei sehr niederen Wasserständen im Sommer und Herbst möglich.



Abbildung 9. Offene Wasserfläche des Ruster Poschn.



Abbildung 10. Kanal zum Ruster Poschn.



Abbildung 11. Uferbereich des Ruster Poschn.



Abbildung 12. Schilfhorste am nördlichen Ende des Ruster Poschn.

2.2.3 Mörbisch

Die Blänken nördlich von Mörbisch stellen ein weitläufiges, mit Schilfinseln und Kanälen durchsetztes Areal dar. Große offene Wasserflächen wechseln sich mit von Schilfhorsten und Inseln durchsetzten kleinstrukturierten Bereichen ab. In regelmäßigen Abständen wird das gesamte Areal von Kanälen durchzogen, die größtenteils vom offenen See bis zum Ufer in Ost-West-Richtung verlaufen. Zumeist sind diese Kanäle die Tiefstellen in diesen Wasserflächen. Sie gewährleisten die Zu- und Abwanderung für Fische. Landseitig fallen weite Teile der Blänken im Sommer und Herbst trocken und bilden abgeschlossene Tümpel.



Abbildung 13. Trockenfallende Bereiche der Mörbischer Blänken am westlichen Seeufer, es verbleiben einzelne „Wasserlöcher“ in tieferen Bereichen.



Abbildung 14. Trockenfallende, landseitige Bereiche im inneren Schilfgürtel Höhe Mörbisch.



Abbildung 15. Größere Wasserfläche Höhe Mörbisch zwischen trockenfallenden Schilfinseln.



Abbildung 16. Randbereiche der größeren Wasserflächen bei niedrigem Wasserstand.

2.2.4 Wulka-Mündung

Der Wulka-Mündungskanal stellt einen für den Schilfgürtel einzigartigen Bereich dar, da es sich um den einzigen nennenswerten Zubringer zum Neusiedler See handelt. Wesentlicher Unterschied zu den drei übrigen Probearealen ist die permanente Durchströmung des Kanals. Charakteristisch sind die dichten Bestände an submersen Wasserpflanzen entlang der Schilfkanten. Die Anbindung an den offenen See ist aufgrund der verhältnismäßig hohen Tiefe des Kanals das ganze Jahr über gegeben.



Abbildung 17. Wulka-Mündungskanal mit dichten Beständen submerser Makrophyten.



Abbildung 18. Wulka-Mündungskanal.



Abbildung 19. Offener See vor der Wulkamündung.



Abbildung 20. Mündung der Wulka, vom freien See aus gesehen.

2.2.5 Silbersee – Kernzone Nationalpark

Wesentlicher Unterschied zu den Probearealen in Illmitz ist die permanente Anbindung der hier befischten Standorte zum offenen See. Charakteristisch sind im Südteil die dichten Schilfbestände, die vergleichsweise wenige für Fische nutzbare Bereiche aufweisen. Die Habitatstruktur am Schilfrand des sog. Silbersees ist in diesem Bereich somit deutlich homogener als Höhe Illmitz. Der Ufergradient steigt rasch an der Schilfkante; bei niederem Wasserstand liegt der Schilfgürtel bereits wenige Meter landwärts trocken. Eine Anbindung von alten Kanälen und Blänken an den offenen See war aufgrund der geringen Wassertiefe im späten Frühjahr und Sommer aller drei Untersuchungsjahre nicht gegeben. Weite Teile der großen Buchten am Schilfrand wiesen Wassertiefen unter 20 cm auf und waren damit für viele Fischarten nur sehr eingeschränkt nutzbar.



Abbildung 21. Dichter Schilfbestand am Ostufer des Silbersees.



Abbildung 22. Blick Richtung Süden in den sog. Silbersee.



Abbildung 23. Kleine Schilfbuchten im Silbersee.



Abbildung 24. Dichter Schilfbestand am Ufer des Silbersees Höhe Sandegg.

2.2.6 Sandegg

Die Wasserflächen innerhalb des Schilfgürtels auf Höhe von Sandegg sind von allen beprobten Bereichen am schlechtesten an den offenen See angebundenen. Der sog. Seewall am seeseitigen Rand des Schilfgürtels wirkt bei mittleren und niederen Wasserständen als Barriere und verhindert die Ein- bzw. Auswanderung von Fischen in diese Wasserflächen. Die Blänken sind langgestreckt und mit vielen Schilfinseln durchzogen. Die Wassertiefen lagen zum Zeitpunkt der Aufnahme (Frühsommer 2019) zumeist unter 50 cm.



Abbildung 25. Kleinstrukturierte Wasserflächen im Probegebiet Sandegg.



Abbildung 26. Größere Wasserfläche im inneren Schilfgürtel Höhe Sandegg.



Abbildung 27. Streifenbefischung mittels Polstange entlang der Schilfkante einer kleinen Bucht in Sandegger Blänken.



Abbildung 28. Schwierige Zugänglichkeit der Probenstellen im inneren Schilfgürtel bei Sandegg.

2.3 Messungen physikalisch-chemischer Parameter

In den ausgewählten Probestellen wurden an unterschiedlichen Befischungstreifen die physikalisch-chemischen Parameter

- Elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S cm}^{-1}$],
- Sauerstoffgehalt [mg L^{-1}] und
- Wassertemperatur [$^{\circ}\text{C}$]

gemessen. Die Analysen erfolgten mit WTW-Geräten (WTW Oxi 3205, WTW LF 330).

2.4 Auswertung

Die Auswertungen erfolgten auf Grundlage einer Access-Datenbank mit allen Fischdaten, die seit den 1990er Jahren am Neusiedler See in verschiedenen Projekten durch die DWS Hydro-Ökologie (davor Donabaum & Wolfram) erhoben wurden. Die Datenanalysen wurden teils in Excel, überwiegend aber in R [32] durchgeführt.

3 ERGEBNISSE

3.1 Physikalisch-chemische Parameter

Die Messwerte der physikalisch-chemischen Parameter lagen in einem für den Schilfgürtel typischen Bereich und damit hinsichtlich der Leitfähigkeit und der Wassertemperatur über den Durchschnittswerten des offenen Sees (Tabelle 2). Hohe Leitfähigkeiten wurden an isolierten Standorten gemessen, was mit den Befunden aus dem Projekt REBEN übereinstimmt [33]. In diesem Projekt wurden seeseitig Werte unter $3000 \mu\text{S cm}^{-1}$, landwärts teilweise sogar bis über $6000 \mu\text{S cm}^{-1}$ gemessen. Deutlich niedrigere Werte (Min $724 \mu\text{S cm}^{-1}$) kennzeichnen die Wulka bis zum Mündungsbereich in den freien Seen.

Die Sauerstoffkonzentrationen variieren sehr stark, wobei hier zu berücksichtigen ist, dass die tageszeitlichen Schwankungen mit den Einzelmessungen während der Befischungen nicht erfasst werden konnten. Diese können jedoch wie auch jene der Wassertemperatur beträchtlich sein: Im Projekt REBEN wurden an isolierten Standorten Sauerstoff-Konzentrationen bis nahe an den anoxischen Bereich und in exponierten landseitigen seichten Blänken Wassertemperaturen bis über 35°C gemessen [33]. Auch früheren Messungen bei höherem Wasserstand Mitte der 1990er Jahre zeigten starke kleinräumige Unterschiede mit oft charakteristischen Gradienten der physikalisch-chemischen Parameter vom See in Richtung Land [8].

Tabelle 2. Bandbreite (Min-Max) und Median der Messungen der physikalisch-chemischen Parameter (Rohdaten siehe Tabelle 7 und Tabelle 8 im Anhang Kap. 7.2).

	elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S cm}^{-1}$]	Gelöster Sauerstoff [mg L^{-1}]	Sauerstoff- Sättigung [%]	Wasser- temperatur [$^\circ\text{C}$]	pH- Wert
Min	724	0,0	0	10,0	8,6
Max	4 230	14,9	158	33,7	9,7
Median	3 280	7,9	96,8	25,5	8,8

3.2 Artenspektrum

Das fischökologische Leitbild des Neusiedler Sees umfasst 19 Arten (M. Luger, schriftl. Mitt. Nov 2021). In früheren Studien und faunistischen Berichten wurden teilweise mehrere weitere Arten als heimisch im See angesehen [34-36]. 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.

Neben den autochthonen Arten gab und gibt es im See Nachweise der besagten Irrgäste (also heimische, aber nicht am Standort autochthone Arten). Daneben wurde im Laufe des 20. Jahrhunderts eine Reihe von Arten eingeschleppt, manche davon konnten sich im Neusiedler See etablieren und reproduzierende Populationen ausbilden.

In den drei Untersuchungsjahren 2019–2021 wurden 16 von 19 autochthone Arten nachgewiesen, die Karausche und der Schlammpeitzger (Abbildung 30) allerdings nur bei einer Befischung im Wulka-Mündungskanal im Rahmen des Projekts REBEN [31]. In diesem Bereich wurden mit Bitterling und Aitel auch zwei Arten gefangen, die primär in angrenzenden Gewässern und sporadisch in Randbereichen

des Sees anzutreffen sind (Irrgäste). Die im Projektzeitraum nicht belegten Arten Schied (Abbildung 29), Kaulbarsch und Wolgazander besiedeln überwiegend den offenen See und wurden zuletzt bei Kiemennetzbefischungen 2017 im See nachgewiesen. Der Schied war früher häufiger im See anzutreffen (A. Herzig, pers. Mitt.) und wurde zur Laichzeit im Bereich der Wulka-Mündung regelmäßig gefangen (Berufsfischer, mündl. Mitt.). Ab den 1980er Jahren gab es kaum mehr und schließlich keine gesicherten Nachweise mehr. Nach dem ersten sicheren Wiederfang in 2000er Jahren und zuletzt 2017 gibt es Hinweise seitens der Berufsfischer, dass die Schied-Population des Neusiedler Sees wieder leicht zunimmt.



Abbildung 29. Der letzte gesicherte Fang eines Schieds im Neusiedler See im Jahr 2017. Laut Berufsfischern ist in den letzten Jahren eine leichte Zunahme der Bestände der FFH-II-Art zu verzeichnen.

Zum Schlammpeitzger ist anzumerken, dass die gesicherten Nachweise derzeit auf den Bereich der Wulkamündung beschränkt sind, wo die Art aber in den letzten Jahren immer wieder nachgewiesen werden konnte. Unsichere kolportierte Vorkommen gibt es auch im ungarischen Teil des Neusiedler Sees sowie am Westufer Höhe Rust.

Unter den nicht-heimischen Arten sind Sonnenbarsch und Blaubandbärbling regelmäßig in den Fängen zu finden, weitere exotische Arten wie Marmorkarpfen und Graskarpfen wurden in den Vorjahren bei Netz-Befischungen nachgewiesen oder sind durch Berufsfischer für den See belegt.

Aus naturschutzfachlicher Sicht sind die Anhang-II-Arten gemäß FFH-Richtlinie hervorzuheben, das sind der Schlammpeitzger, der Bitterling (Abbildung 30), der Sichling und der Schied. Der Anhang II listet Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse auf, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen. Schied und Sichling sind zudem Arten des Anhangs V, somit Tierarten von gemeinschaftlichem Interesse, deren Entnahme aus der Natur und Nutzung Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein können.

In der Roten Liste Österreichs [37] wird der Schlammpeitzger als vom Aussterben bedroht, fünf Arten als stark gefährdet und drei als gefährdet angeführt (Tabelle 3, Tabelle 4). Gemäß der aktuellen Roten Liste gefährdeter Fischarten des Burgenlandes [38] sind Schlammpeitzger und Karausche im Burgenland vom Aussterben bedroht, Schied und Schleie sind stark gefährdet, Wolgazander, Marmorierte

Grundel, Kaulbarsch und Sichling gefährdet, weitere Arten stehen auf der Vorwarnliste „Gefährdung droht“.



Abbildung 30. Links oben: adulte Karausche, rechts oben: juvenile Karausche, links unten: Schlammpeitzger, rechts unten: Bitterling, alle gefangen im Wulka-Kanal am 27.08.2019.

Zusammenfassend beherbergt der Neusiedler See somit unter den Fischen eine Reihe von naturschutzfachlich wertvollen Schutzgütern. Gegenüber den Aufnahmen aus den 1990er- und 2000er-Jahren ist das weitgehende Verschwinden des Aals hervorzuheben. In den vergangenen drei Jahren konnte diese ehemals sehr häufige Art nicht nachgewiesen werden; Hinweise für ein Restvorkommen nach dem Besatzstopp gibt es von Berufsfischern. Zeitgleich zu dieser, für den See so bedeutsamen Änderung wurden erstmals wieder die Marmorierte Grundel und im Wulka-Mündungsbereich (der früher aber fischökologisch nur sehr schlecht bearbeitet wurde) der Bitterling und der Schlammpeitzger nachgewiesen. Dies kann als Indiz für die Richtigkeit der Hypothese angesehen werden, wonach der massive Aalbesatz in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts zu einem Rückgang der Kleinfischarten im Neusiedler See geführt hat [12, 34].

Weitere fischökologische Änderungen in den letzten 20 Jahren betreffen mehr die Bestandsgrößen als das grundsätzliche Vorkommen oder Fehlen von Arten. Anzuführen sind hier Hinweise auf einen leichten Rückgang der Sichling-Population im freien See [27, 39], aber auch die geringeren Fangzahlen des Kaulbarschs bei den Kiemennetzbefischungen zwischen 2010 und 2017 [17-20, 27]. Auf diese beiden Arten, die ganz überwiegend den offenen See besiedeln, wird in diesem Bericht jedoch nicht weiter eingegangen.

Die beiden nachfolgenden Tabellen listen alle autochthonen und in den letzten Jahren autochthonen Arten des Neusiedler Sees (Tabelle 3) und ihr Vorkommen in den 2019–2021 untersuchten Befischungsbereichen auf (Tabelle 4).

Tabelle 3. Artenspektrum der Fische des Neusiedler Sees und Nachweise bei den E-Befischungen am Schilfrand im Jahr 2020 in den beiden Bereichen.

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Abk.	LB	RL B	RL Ö	FFH
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	
Karassche	<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
Rotaugen	<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 [38], RL Ö = Rote Liste gefährdeter Fischarten und Neunaugen Österreichs [37], FFH = Anhänge der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie.

Tabelle 4. Artenspektrum der Fische des Neusiedler Sees und Nachweise bei den E-Befischungen am Schilfrand im Jahr 2020 in den beiden Bereichen.

Fischart	Illm	Silber	Sand	RusterP	Mörb	Wulka
Aal						
Schlammpeitzger						+
Brachsen	+	+		+	+	+
Laube	+	+		+	+	+
Güster	+	+		+	+	+
Karusche						+
Giebel	+	+	+	+	+	+
Karpfen	+	+		+	+	+
Marmorkarpfen						
Sichling	+	+				
Blaubandbärbling	+	+	+	+	+	+
Bitterling						+
Rotauge	+	+		+	+	+
Rotfeder	+	+		+	+	+
Aitel						+
Schleie	+	+		+		+
Wels	+	+		+		+
Hecht	+	+		+	+	+
Kaulbarsch						
Flussbarsch	+	+		+	+	+
Zander	+	+		+	+	+
Wolgazander						
Sonnenbarsch	+	+		+	+	+
Marmorierte Grundel	+	+			+	+



Abbildung 31 Wels aus dem Kanal zum Ruster Poschn (links) und Karpfen aus dem Silbersee (rechts; beide im Zuge der E-Befischung am 13.07.2020).

3.3 Fischbestand

3.3.1 Gesamtfischbestand

Die Elektrofischungen geben ein relatives Bild der Bestandsdichte. Sie wird nachfolgend als *catch per unit effort* (CPUE) ausgedrückt, wobei der *catch* als Individuendichte und als Biomasse entlang einer standardisierten Schilfkante von 100 m ausgedrückt wird. Wie ersichtlich ist die Bandbreite der Fänge sehr groß. Die Aufnahmen schließen teils Nullfänge ein, teils wurden über 1000 Ind./100 m bzw. über 50 kg/100 m gefangen. Der rein grafische Vergleich der Fangzahlen am Schilfrand zum offenen See (SR) und im Inneren des Schilfgürtels (SG) erlaubt keine gesicherte Aussage zum Gesamtfischbestand in diesen beiden Habitaten (Abbildung 32).

Dabei ist zu berücksichtigen, dass der niedrige Wasserstand und die eingeschränkte Zugänglichkeit innerer Schilfgürtelbereiche eine repräsentative Auswahl von Befischungstrecken in den drei Jahren 2019 bis 2021 stark erschwerte. Die getrennte Betrachtung von Standorten im Schilfgürtel, die keine Verbindung zum offenen See aufwiesen (nur Befischungen im Südteil im Jahr 2019) gegenüber jenen am Schilfrand zur freien Seefläche bzw. den über Kanäle angebundenen Schilfkanälen lässt aber die Bedeutung der Konnektivität zum offenen See erkennen (Abbildung 33).

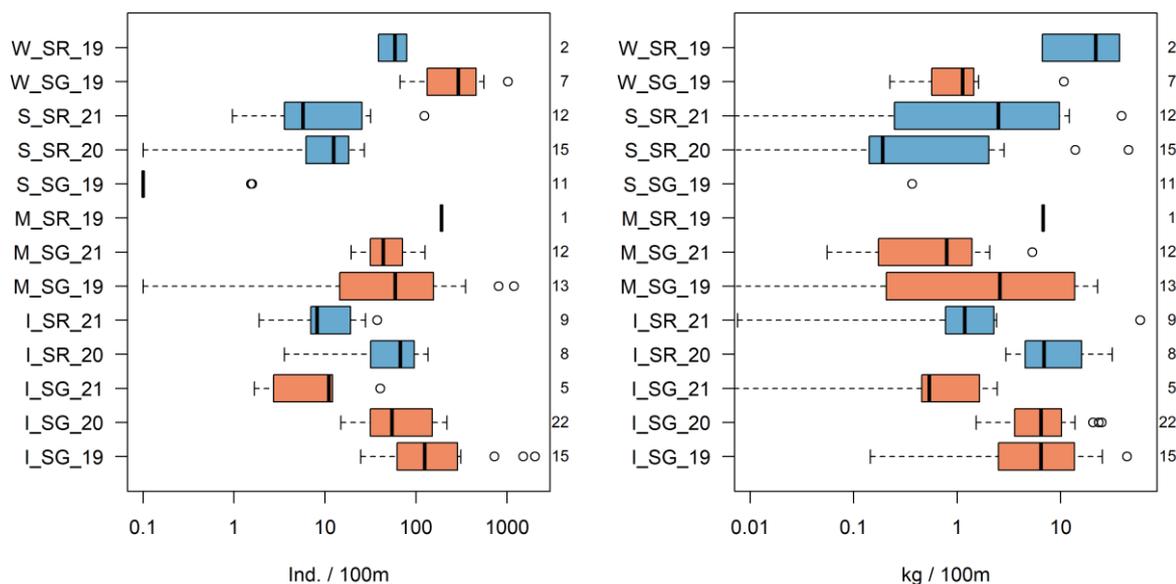


Abbildung 32. Boxplot der Individuendichte (links, als CPUE = Ind. pro 100 m Schilfkante) und Fischbiomasse (rechts, als CPUE = kg pro 100 m Schilfkante) in den Bereichen Illmitz (I), Mörbisch (M), Südteil (S) und Wulka-Mündung (M) am Schilfrand zum offenen See (SR, blau) und im Inneren des Schilfgürtels (SG, braun) in den Jahren 2019 bis 2021. Für Nullfänge wurde wegen der logarithmischen Skala ein Wert von 0,1 Ind./100 m bzw. 1 g/100 m angenommen, die Skalierung rechts aber auf Fänge >0.01 kg/100 m beschnitten. Zahlenreihe rechts = Anzahl der Fänge pro Kategorie.

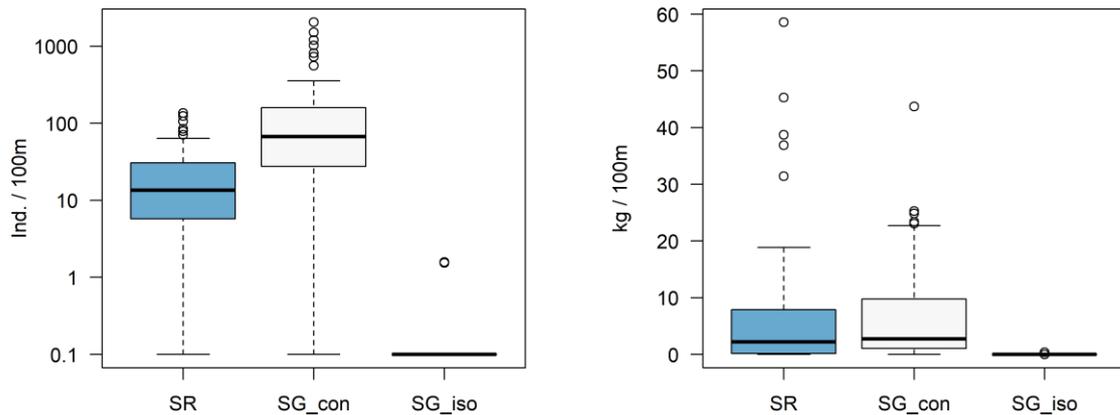


Abbildung 33. Boxplot der Gesamt-Individuendichte (als CPUE = Ind. pro 100 m Schilfkante) und Fischbiomasse (als CPUE = kg pro 100 m Schilfkante) am Schilfrand zum offenen See (SR, blau), in angebundenen (SG_con) und isolierten (SG_iso) Bereichen des Schilfgürtels in den Jahren 2019 bis 2021. NB: links mit logarithmischer Skalierung (Nullfänge mit 0,1 Ind./100 m angesetzt)!

3.3.2 Dominanzen, mittlerer CPUE und mittlere relative Anteile

Die Dominanzen der einzelnen Fischarten sowie die Mittelwerte der CPUE und der relativen Anteile sind in Tabelle 5 zusammengefasst. Zehn Arten wurden in mindestens 25% der 132 Einzelfänge nachgewiesen. Geringere Frequenzen wiesen typische Freiwasserarten (Sichling, Wels), einige seltenere Besiedler innerer Schilfgürtelbereiche (Karausche, Schleie, Schlammpeitzger, Sonnenbarsch, Marmorierte Grundel) und die seltenen Arten im Wulka-Mündungsbereich (Aitel, Bitterling) auf.

Die in Tabelle 5 angegebenen Zahlen zu den CPUE und die mittleren relativen Anteile sind nur zur sehr groben Orientierung angegeben, da die Streubreite der Bestandszahlen aufgrund lokaler Standortunterschiede natürlich sehr groß ist. Die bedingte Formatierung der Zahlenwerte hebt dennoch richtigerweise die häufigsten Arten farblich hervor, das sind hinsichtlich der Fischdichte: Giebel, Laube, Güster, Rotaugen und Rotfeder, hinsichtlich der Biomasse: Giebel, Karpfen und Hecht.

Tabelle 5. Frequenzen (Anteil der Positivfänge an der Gesamtanzahl der Befischungen, n=132), mittlerer CPUE (als Individuendichte und als Biomasse pro 100 m Schilfkante) sowie mittlere relative Anteile auf Basis der Individuen und der Biomasse.

	Positivfänge	Frequenz	CPUE Ind.	% Ind.	CPUE kg	% kg
Aitel	1	1%	<0,1	<1%	<0,01	<1%
Blaubandbärbling	29	22%	1,9	2%	<0,01	1%
Bitterling	4	3%	1,4	<1%	<0,01	<1%
Brachsen	35	27%	1,0	2%	0,07	2%
Flussbarsch	21	16%	1,9	1%	0,07	1%
Giebel	86	65%	37,7	20%	1,94	30%
Güster	76	58%	8,0	13%	0,18	6%
Hecht	38	29%	0,9	2%	0,50	9%
Karausche	2	2%	0,1	<1%	<0,01	<1%
Laube	74	56%	13,4	18%	0,03	4%
Marm. Grundel	6	5%	0,1	<1%	<0,01	<1%
Rotaugen	65	49%	25,2	12%	0,18	5%
Rotfeder	80	61%	13,6	11%	0,08	6%
Sonnenbarsch	12	9%	0,2	<1%	<0,01	<1%
Schlammpeitzger	3	2%	0,2	<1%	<0,01	<1%
Sichling	8	6%	0,1	<1%	0,01	<1%
Schleie	8	6%	0,2	<1%	0,01	<1%
Wels	22	17%	0,3	1%	1,05	6%
Karpfen	49	37%	6,6	5%	2,02	16%
Zander	45	34%	0,9	4%	0,16	5%

3.3.3 Räumliche Verteilung der Arten

Die geklumpfte Verteilung der Fischarten des Neusiedler Sees wird deutlich, wenn die Dichten, Biomassen und relativen Anteile getrennt für die verschiedenen Standorte und Kampagnen dargestellt werden. Exemplarisch ist dies nachfolgend für den Hecht und den Zander dargestellt (Abbildung 34); die Plots aller Fischarten finden sich im Anhang (Kap. 7.3). Ungeachtet der angesprochenen räumlich-zeitlichen Variabilität sind tendenzielle Unterschiede in der Verbreitung erkennbar. Sie stehen in Übereinstimmung mit den Befunden aus den 1990er Jahre, die gleichwohl aus einem wesentlich umfangreicheren Datensatz gewonnen wurden [1, 8]. So liegt der Verbreitungsschwerpunkt des Hechts wie auch der Schleie, der Rotfeder, des Blaubandbärbling u.a. im Schilfgürtel, während der Zander wie auch Sichling, Laube und Wels schwerpunktmäßig an der Schilfkante zum offenen See anzutreffen sind. Letztlich nutzen aber alle Arten des Sees zumindest in einem bestimmten Zeitabschnitt ihres Lebens die strukturreiche Uferzone, sei es direkt an der Schilfkante zum offenen See, sei es in Kanälen oder Blänken.

Deutlicher kommen diese Unterschiede in kumulativen Plots zum Ausdruck, die für alle Arten wiederum im Anhang (ausgenommen sehr seltene Arten) und exemplarisch für die beiden zuvor genannten Arten dargestellt sind (Abbildung 35). Zur Erstellung dieser Plots wurden die Daten nach der Entfernung der Standorte zum offenen See sortiert, die relativen Anteile pro Befischung kumulativ

aufsummiert und schließlich erneut auf 100% skaliert. Diese Plots erlauben es, den Standort mit dem größten relativen Anteil (d.h. mit den größten Sprüngen) direkt abzulesen. Der Median der Datenreihe kann als Verbreitungsschwerpunkt interpretiert werden (Tabelle 6).

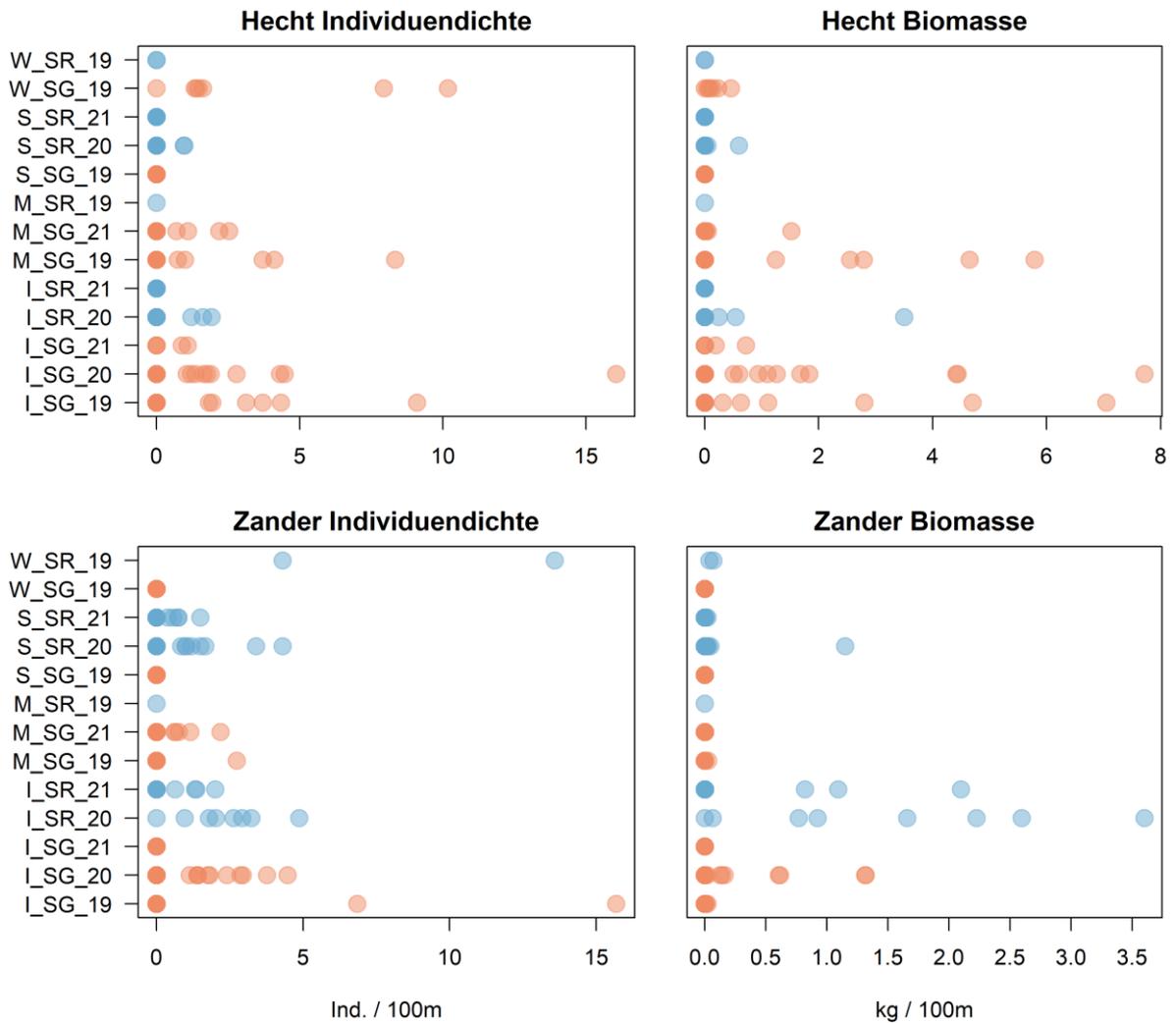


Abbildung 34. Fischdichte und Biomasse des Hechts (*Esox lucius*, oben) und des Zanders (*Sander lucioperca*, unten) als CPUE auf Basis der Individuen (links) und der Biomasse (rechts) in den Bereichen Illmitz (I), Mörbisch (M), Südteil (S) und Wulka-Mündung (M) am Schilfrand (SR, blau) bzw. im Inneren des Schilfgürtels (SG, braun) in den Jahren 2019 bis 2021.

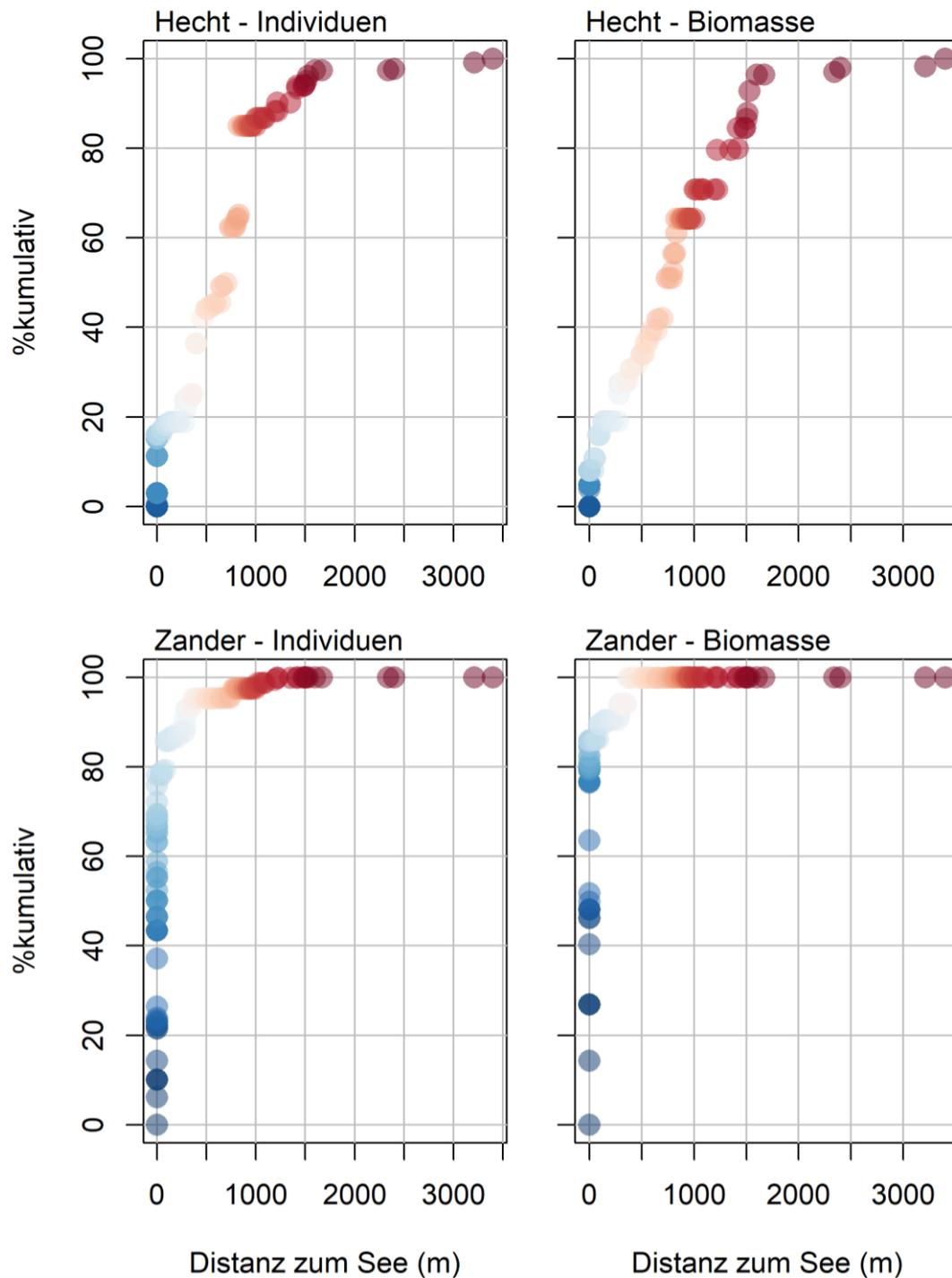


Abbildung 35. Kumulativer Plot der relativen Anteile des Hechts (*Esox lucius*, oben) und des Zanders (*Sander lucioperca*, unten) auf Basis der Individuen (links) und der Biomasse (rechts) in 132 Befischungen der Jahre 2019 bis 2021 entlang eines Gradienten vom offenen See Richtung Land mit zunehmender Entfernung vom offenen See über direkte Wasserwege bzw. Kanäle.

Auf Basis der grafischen Auswertung in Abbildung 35 lassen sich die Fischarten des Neusiedler Sees gemäß den Aufnahmen der Jahre 2019–2021 hinsichtlich ihrer Verbreitungsschwerpunkte wie folgt reihen. Hier wurden nach Experteneinschätzung und auf Basis der wenigen vorhandenen Daten auch die sehr seltenen Arten (*kursiv*) berücksichtigt, für die keine kumulativen Verbreitungsplots erstellt wurden.

- Arten mit Schwerpunkt am Schilfrand zum offenen See: Laube, Sichling, Wels, Karpfen, Zander, *Kaulbarsch*
- Arten mit Schwerpunkt innerhalb von 500 m Distanz zum offenen See: Brachsen, Güster, Rotfeder, (Sonnenbarsch), *Aal*, *Bitterling*, *Marmorierte Grundel*
- Arten mit Schwerpunkt in 500 bis 1000 m Distanz zum offenen See: Giebel, Hecht, Rotaugen, (Schleie, Blaubandbärbling)
- Arten mit Schwerpunkt in mehr als 1000 m Distanz zum offenen See: (Schleie, Sonnenbarsch), Flussbarsch, *Schlammpeitzger*, *Karausche*, *Aitel* (*nur Wulka-Mündung*)

Dies bestätigt die Befunde von Mitte der 1990er Jahre, die mit weitaus größerem Aufwand und in Jahren deutlich höherer Wasserstände erhoben wurden [8]. Kleinere Abweichungen vom damaligen Bild (z.B. Rotaugen, Rotfeder) sind auf die geringe Anzahl an Erhebungen und die wasserstandsbedingten Einschränkungen in der Standortauswahl bei den Erhebungen 2019–2021 zurückzuführen.

Tabelle 6. Verbreitungsschwerpunkt der Fischarten des Neusiedler Sees (excl. sehr seltene Arten), berechnet als Median der kumulativen Plots entlang der Distanz der Befischungsstandorte zum offenen See über Kanäle und andere direkte Wandermöglichkeiten.

Fischart	Median Distanz zum See (m) – aus der Ind.dichte berechnet	Fischart	Median Distanz zum See (m) – aus der Biomasse berechnet
Laube	0	Laube	0
Sichling	0	Sichling	0
Wels	0	Wels	0
Karpfen	0	Karpfen	0
Zander	0	Zander	0
Güster	42	Güster	44
Sonnenbarsch	82	Rotfeder	117
Rotfeder	119	Brachsen	229
Brachsen	140	Giebel	643
Giebel	681	Hecht	736
Hecht	701	Rotaugen	795
Rotaugen	794	Blaubandbärbling	873
Schleie	830	Sonnenbarsch	1083
Blaubandbärbling	876	Flussbarsch	1420
Flussbarsch	1002	Schleie	1502

3.3.4 Längen-Frequenzverteilungen

Größenverteilungen geben Auskunft über Altersstruktur, Reproduktion und Populationsaufbau der Fischarten. Nachfolgend sind die Längen-Häufigkeits- oder Frequenzverteilungen exemplarisch für drei Arten dargestellt. Die Diagramme für die weiteren Arten finden sich im Anhang (Kap. 7.6). In allen Plots sind die Größenverteilungen getrennt nach Monaten dargestellt. In Jahren, in denen zwei oder mehr Freilandtermine pro Monat stattfanden, wurden diese zusammengefasst. Die getrennte Darstellung dient vor allem dazu, die zeitlich-räumlichen Unterschiede in der Altersstruktur der jeweiligen Teilpopulationen deutlich zu machen. So konnten im Falle des Hechts regelmäßig 0+ Exemplare im Größenbereich von 10–25 cm begangen werden, seltener hingegen größere Exemplare mit einer Totallänge von 60 cm und mehr (Abbildung 36). Das liegt nicht daran, dass diese an manchen Terminen generell vorhanden waren, sondern ist lediglich ein Hinweis darauf, dass große Hechte im betreffenden Monat eben andere als die befischten Standorte bevorzugten (und dort auch zu fangen gewesen wären).

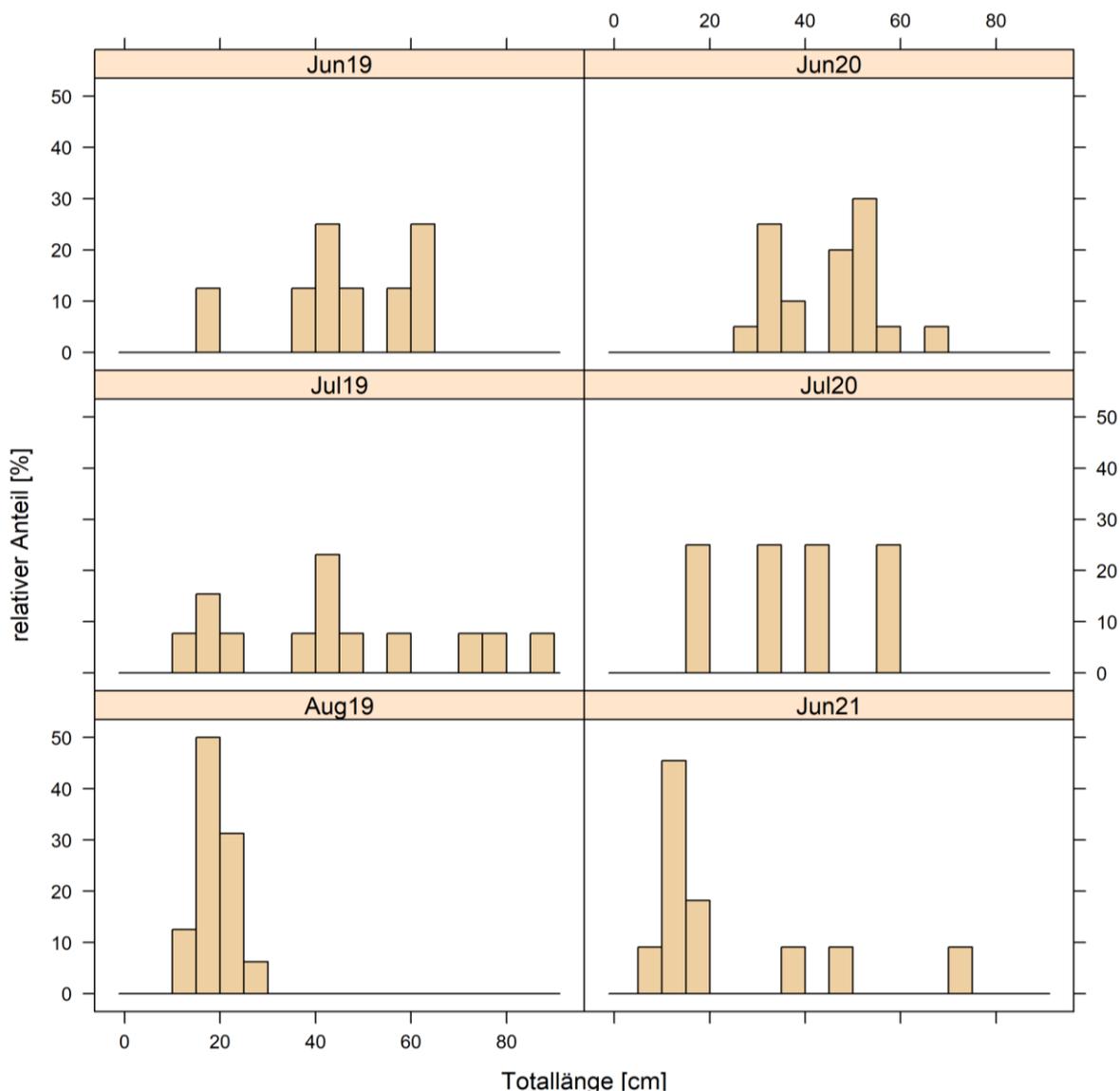


Abbildung 36. Längen-Frequenzverteilung des Hechts (*Esox lucius*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen).

Deutlich wird dies im Falle der Laube, die im Juni mit 1+ (Vorjährlingen), im Juli und August teilweise auch mit 0+ gefangen wurden. Da diese am Beginn der Entwicklung dieses Jahrgangs naturgemäß noch in hohen Dichten vorkommen, ist der Anteil der größeren bzw. älteren Exemplare sehr gering. Die Fänge vom Juni 2019 und Juni 2020 spiegeln am ehesten die typische Größenverteilung der Laube im Neusiedler See wider, wobei hier die adulten Exemplare aus dem Freiwasser des offenen Sees – v.a. die Rogner, die etwas größer werden als die Milchner, vgl. [1] – unterrepräsentiert sind (Abbildung 37).

Ähnlich heterogen sind die Größenverteilungen des Karpfens (Abbildung 38). An den im Juni und Juli 2019 befischten Standorten konnten juvenile Wildkarpfen in größerer Zahl gefangen werden. Ausgewachsene Exemplare mit 60–80 cm Totallänge waren vermehrt in den Fängen vom Schilfrand aus den Jahren 2020 und 2021 vertreten, als eine Befischung innerer Schilfgürtelbereiche wegen des niedrigen Wasserstandes zunehmend erschwert wurde.

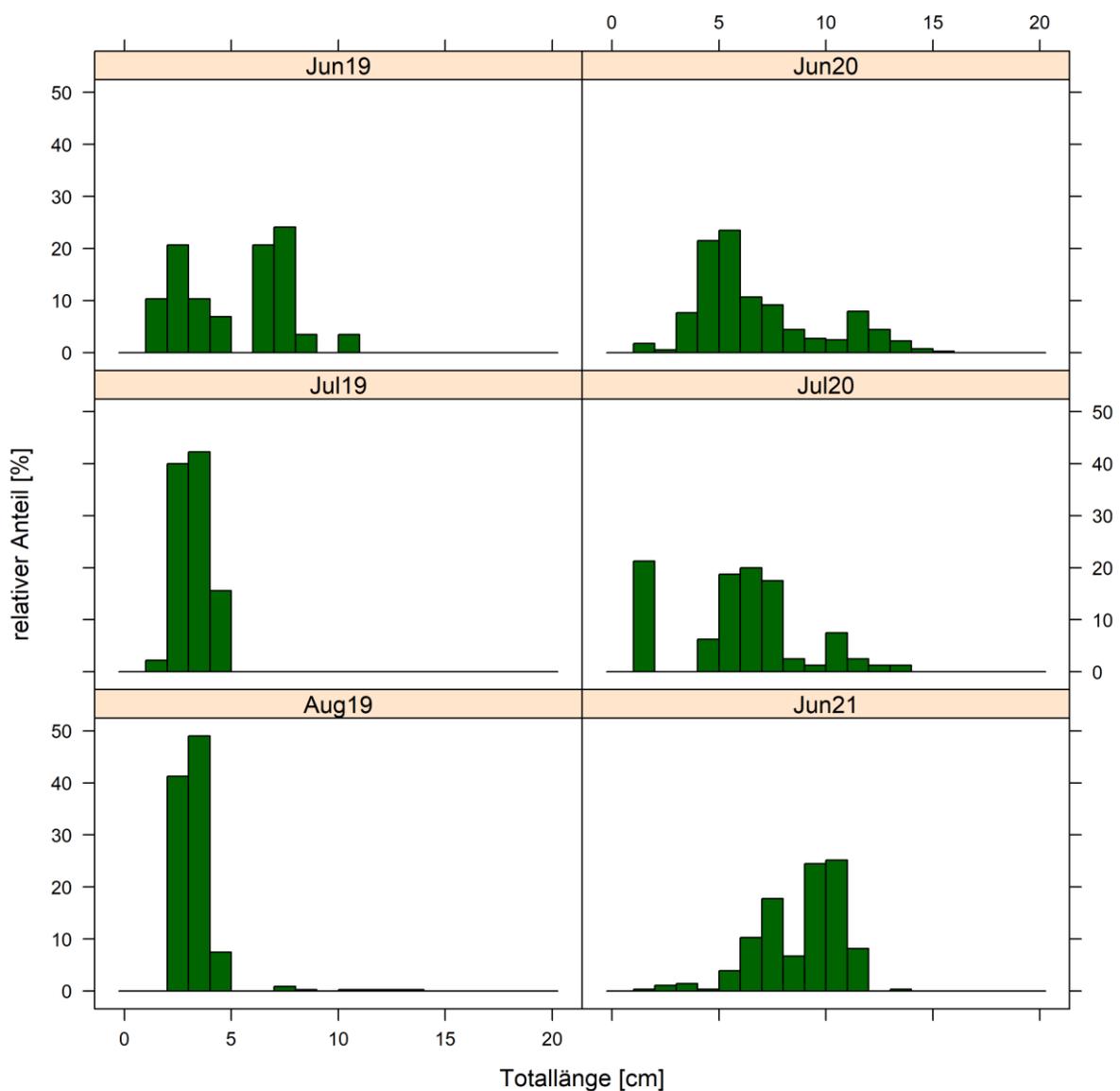


Abbildung 37. Längen-Frequenzverteilung der Laube (*Alburnus alburnus*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen).

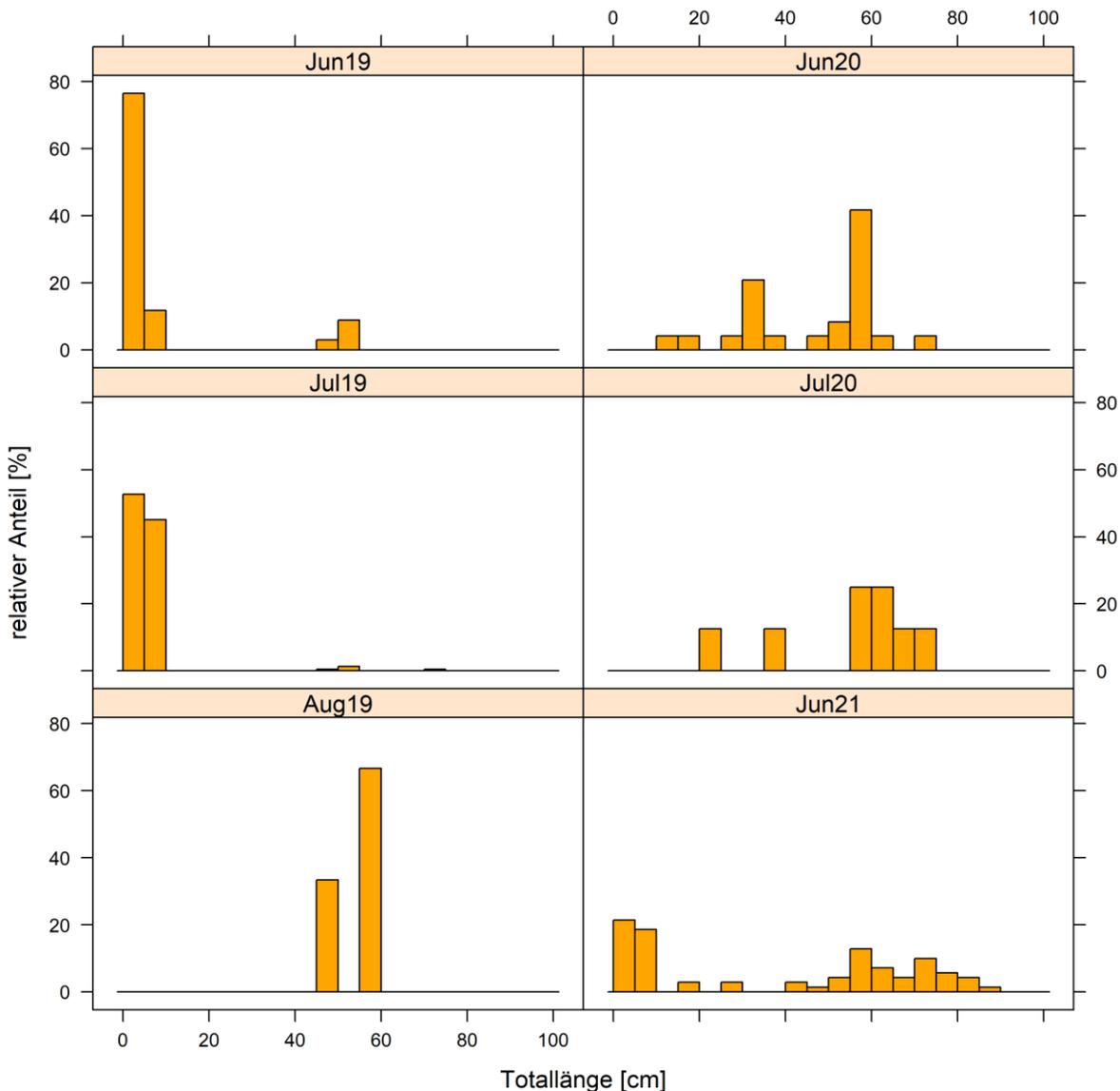


Abbildung 38. Längen-Frequenzverteilung des Karpfens (*Cyprinus carpio*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen).

Insgesamt kann aus den Längen-Frequenzverteilungen für praktisch alle Arten des Sees eine funktionierende Reproduktion und ein weitgehend ausgewogener Altersaufbau abgeleitet werden. Größere, die Gesamtfischbiomasse bestimmende Arten und Exemplare bevorzugen die äußeren Bereiche des Schilfgürtels und die Schilfkante zum offenen See, während die inneren Bereiche des Schilfgürtels für einige Arten die Kinderstube sind. Aus den umfangreichen Aufnahmen von Mitte der 1990er-Jahre wissen wir, dass einige Arten ihren Verbreitungsschwerpunkt mit sinkendem Wasserstand im Spätsommer und Herbst in Richtung Schilfrand zum offenen See hin verschieben [8]. In den Jahren 2019–2021 – in einem Zeitraum also, der durch deutlich niedrigere Wasserstände als Mitte der 1990er-Jahre gekennzeichnet war – dürfte diese Verschiebung bereits im Hochsommer eingesetzt haben bzw. wurden die inneren Schilfgürtelbereiche überhaupt nicht oder nur in sehr geringen Dichten besiedelt. Vielfach fielen die weit abgelegenen, landseitigen Blänken in den letzten drei Jahren früh trocken und kamen damit als Lebensraum für Fische überhaupt nicht in Frage. Exemplarisch lassen sich die

Unterschiede in der Größenverteilung im Inneren des Schilfgürtels und am Schilfrand zum offenen See an der Güster als einer Charakterart der Schilfrandzone ablesen (Abbildung 39).

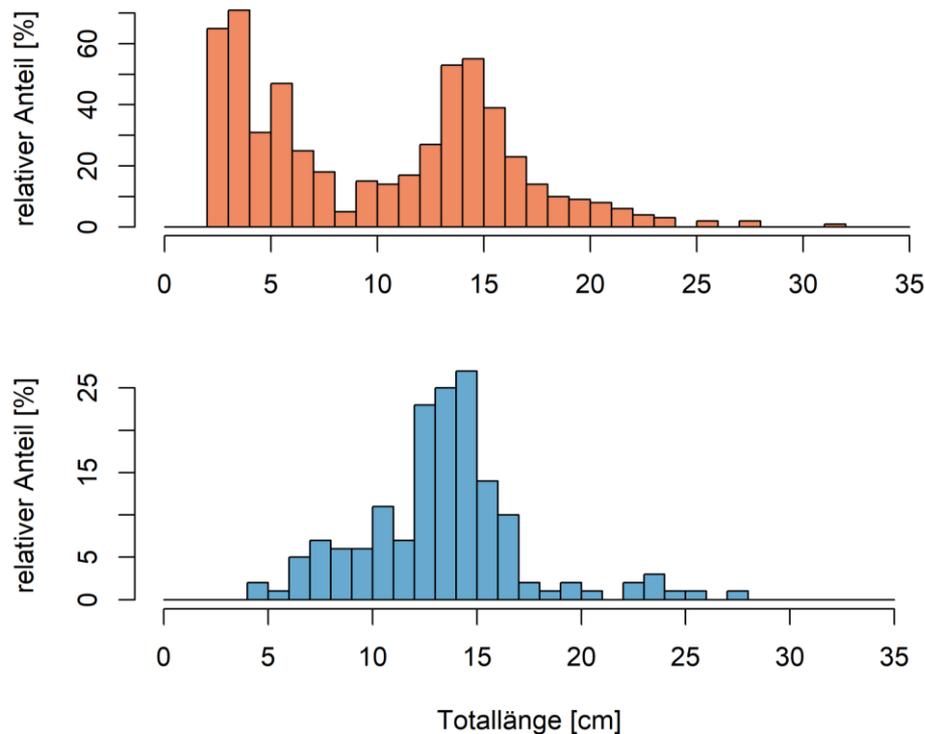


Abbildung 39. Längen-Frequenzverteilung der Güster an Standorten im Schilfgürtel (oben) und an der Schilfkante zum offenen See (unten).

3.4 Langzeitentwicklung der Fischbestände

Neben der räumlichen Verteilung und saisonalen Veränderungen der Fischbestände liegt ein besonderes Interesse in der Untersuchung langfristiger Entwicklungen. Einer eingehenden statistischen Analyse von Zeitreihen sind Grenzen gesetzt, da seit Ende 1990er Jahre letztlich nur wenige Standorte an Einzelterminen pro Jahr befischt wurden. Lediglich die Aufnahmen Mitte der 1990er Jahre erreichten einen Umfang, der eine gut abgesicherte Abschätzung der Fischbestände ermöglichte. Dass es dennoch möglich ist, zumindest grobe Trends zu erkennen, liegt an der langen Zeitreihe, die mehr als 25 Jahre umfasst.

Grundlage der nachfolgenden Auswertungen sind die standardisierten Elektro-Befischungen entlang der Schilfkante zum offenen See oder entlang von linearen Strukturen im Inneren des Schilfgürtels. Die Methodik hat sich im gesamten Zeitraum nur geringfügig geändert. Während in früheren Jahren meist 30 m-Strecken stakend befischt wurden, erfolgten die Aufnahmen seit 2013 über längere Strecken, mehrheitlich mit dem Bootsmotor fahrend. Durch Standardisierung der Fangzahlen auf 100 m (CPUE) sind die Ergebnisse jedoch vergleichbar, eine etwas geringere Fängigkeit bei Jungfischen und Subadulten ist nicht auszuschließen.

Die unterschiedlichen Befischungsstandorte wurden wie folgt zu Bereichen zusammengefasst (zur Abgrenzung der Sektoren siehe Jahresbericht 2010 [21]):

Schilfrand Illmitzer Bucht	Schilfkante zum offenen See in der Illmitz Bucht im nördlichen (Sektor L-BN), östlichen (L-BO) und südlichen Bereich (L-BS)
Illmitz Stationskanal	Schilfrand im äußeren (Sektor L-KA) und inneren Abschnitt (L-KI) des Kanals zur Biologischen Station Illmitz (frühere Standortbezeichnungen Ka und Ki)
Illmitz Kleiner Zug	Standorte im inneren Schilfgürtel im sog. Kleinen Zug, einem Blänkensystem südlichen des Illmitzer Stationskanals (Sektor L-ZO, frühere Standortbezeichnungen Z0 bis Z7)
Illmitz Ruster Poschn	Standorte im inneren Schilfgürtel nördlich des Illmitzer Stationskanals, im Kanal zum Ruster Poschn sowie direkt am Schilfrand im Roster Poschn (Sektor I-RP, frühere Standortbezeichnungen Illmitz Nord)
Isolierter Schilfgürtel Sandegg	Standorte im inneren Schilfgürtel Höhe Sandegg, derzeit nicht über offene Kanäle an den offenen See angebunden und nur landseitig zugänglich, teils Kanäle, teils offene Blänken (Sektor T-24 und T-26)
Schilfrand Mörbisch	Standorte im Blänkensystem des Schilfgürtels bei Mörbisch (Sektor M-12)
Schilfrand Großer Zug	Standorte am Schilfrand zum offenen See im sog. Großen Zug im NO und O der Großen Schilfinsel, vereinzelt auch im N und NW der Großen Schilfinsel (Sektoren T-02, T-07, T-10, T-11 und T-18, frühere Standortbezeichnungen GZ)
Schilfrand Silbersee	Standorte am Schilfrand zum offenen See im Silbersee (Südteil; Sektoren A-01, A-03, A-04, A-05, A-13 und A-14).

Die **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** bis **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** zeigen die Langzeitentwicklung in fünf der acht Bereiche für die Individuendichten; die anderen Plots (inkl. Biomasse) sind im Anhang (Kap. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) dargestellt. Blaue Symbole kennzeichnen Bereiche an der Schilfkante zum offenen See, orange-braune Symbole Standorte im Inneren des Schilfgürtel.

Generell ist die Variabilität der CPUE, wie bereits in den vorangegangenen Auswertungen aufgezeigt, sehr hoch (logarithmische Skalierung!). Erst eine ausreichend große Anzahl an Einzelbefischungen gibt ein zuverlässiges Bild des mittleren CPUE. Ungeachtet dessen und unter Berücksichtigung der Datenlücken v.a. im Südteil des Sees lassen sich folgende Erkenntnisse aus den Zeitreihen ableiten:

- Der CPUE auf Basis der Individuen war am Schilfrand in den letzten drei Jahren geringer als in früheren Untersuchungen. Beim CPUE auf Basis der Biomasse trifft dies für den Bereich Illmitz, nicht aber für den Südteil zu. Einzelne Aufnahmen mit sehr geringen Fischbiomassen auch im

Süden gab es Anfang der 2000er Jahre und im Rahmen des ggst. Projekts 2019–2021, somit in Jahren mit besonders niedrigem Wasserstand.

- Im Schilfgürtel Höhe Illmitz waren die Biomassen 2019–2021 vergleichbar mit jenen früherer Untersuchungen, ebenso die Fischdichten im Ruster Poschn. Im Stationskanal und tendenziell im Kleinen Zug lagen die CPUE auf Basis der Individuen zuletzt jedoch deutlich unter Vergleichswerten älterer Monitoringjahre.
- Im Bereich Mörbisch ist die Zeitreihe sehr lückig; es liegen Aufnahmen aus den Jahren 1995, 1996, 2008, 2019 und 2021 vor. Die CPUE auf Basis von Individuendichte und Biomasse aus diesen Jahren sind vergleichbar, unterschreiten aber insgesamt die Vergleichswerte von Höhe Illmitz.
- Ebenfalls eine lückige Zeitreihe liegt für den inneren Schilfgürtel Höhe Sandegg vor, wobei vor allem die befischten Standorte des Jahres 1997 mit jenen von 2019 vergleichbar sind, während jene im Zeitraum 2002 bis 2010 vereinzelt auch Befischungen im ehemaligen (mittlerweile verlandeten) sog. Thell-Kanal umfassten. Ungeachtet dessen ist die hohe Zahl an Nullfängen im Jahr 2019 hervorzuheben; die aktuellen Aufnahmen heben sich damit deutlich von den älteren ab.

Insgesamt ist in manchen Bereichen hinsichtlich der Individuendichte und in den meisten Bereichen hinsichtlich der Biomasse eine Übereinstimmung der aktuellen Daten mit jenen früherer Aufnahmen gegeben. Dies spricht dafür, dass den geringfügigen methodischen Unterschieden nach 2013 keine große Bedeutung beizumessen ist. Die damit verbundene Unsicherheit und der methodische Bias werden durch die natürliche räumlich-zeitliche Variabilität deutlich überlagert. Umso mehr Gewicht hat der beobachtete Abfall des CPUE in einigen Bereichen in den letzten zwei, drei Jahren: Höhe Illmitz am Schilfrand in der Bucht, im Stationskanal bei Illmitz (nur Individuendichte) und in den inneren, isolierten Bereichen des Schilfgürtels Höhe Sandegg. Allerdings ist auch hier Vorsicht in der Interpretation dieses Befundes geboten. Die weitere Entwicklung wird zeigen, ob es sich hier um eine längerfristig wirksame oder nur eine vorübergehende Änderung der Bestandssituation handelt.

Sieht man von rein methodischen Einflüssen ab, so kommt eine Reihe von Ursachen für die Bestandsänderungen in Frage: der niedrige Wasserstand, das Erstarken des Welses als räuberische Fischart, die (zu wenig bekannte) Befischungsintensität der Berufsfischer, Veränderungen in der Schilfstruktur (Stichwort: Kanäle, Migrationsmöglichkeiten), die Erhöhung der Wassertemperatur u.a.

Die vergleichende Analyse macht jedenfalls deutlich, wie wichtig ein Mindestmaß an Befischungsintensität innerhalb eines Monitoringjahres, aber auch eine zeitliche Kontinuität über mehrere Jahre hinweg ist. Sporadische Einzelaufnahmen haben anekdotischen Charakter und geben kein konsistentes Bild, das Aussagen über längerfristige Veränderungen erlaubt.

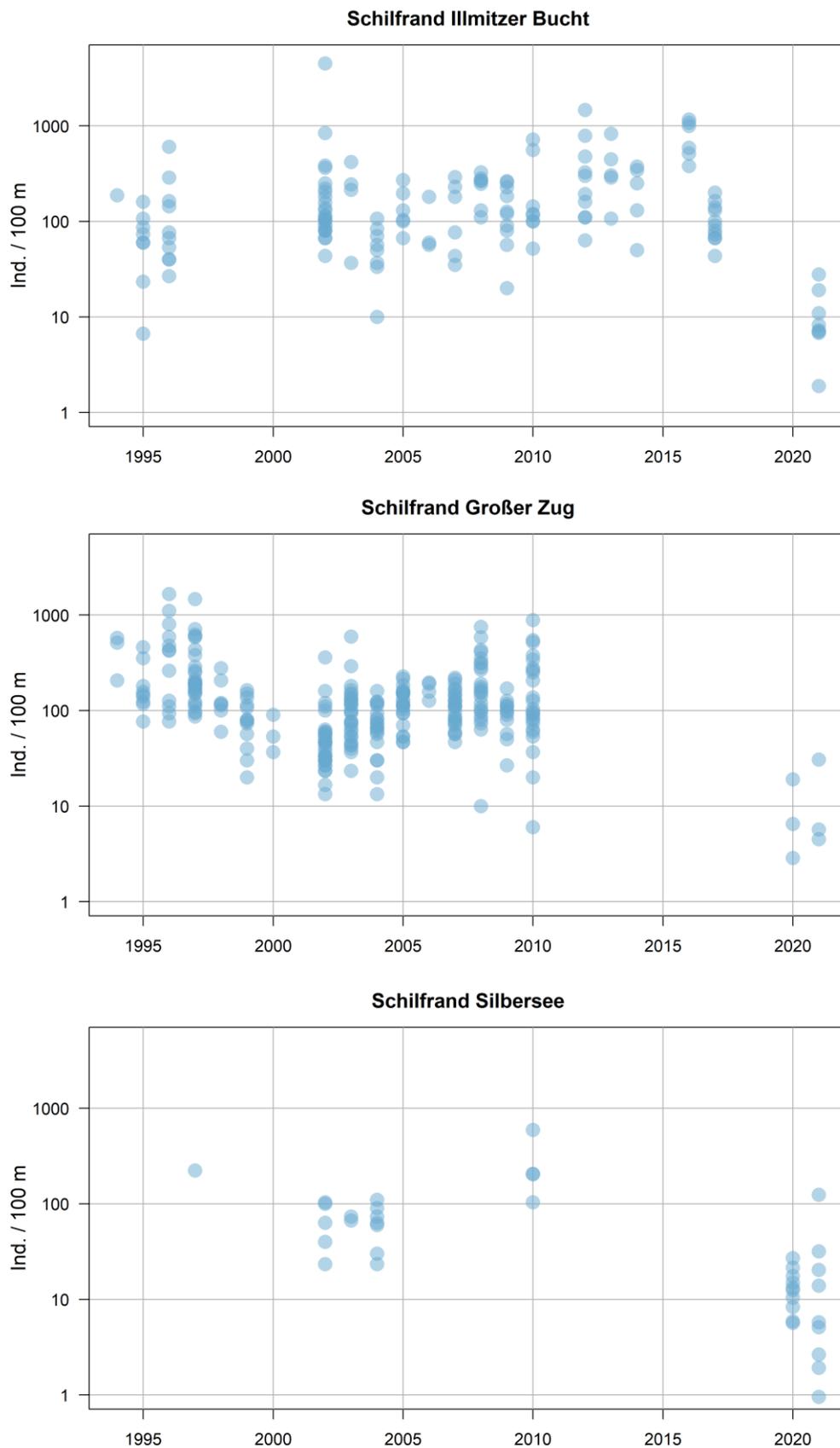


Abbildung 40. Standardisierte CPUE (**Gesamtfischbestand** pro 100 m) an der Schilfkante zum offenen See in der Illmitzer Bucht (oben), im Großen Zug östlich der Großen Schilfinsel und im Silbersee (Südteil) 1994–2021.

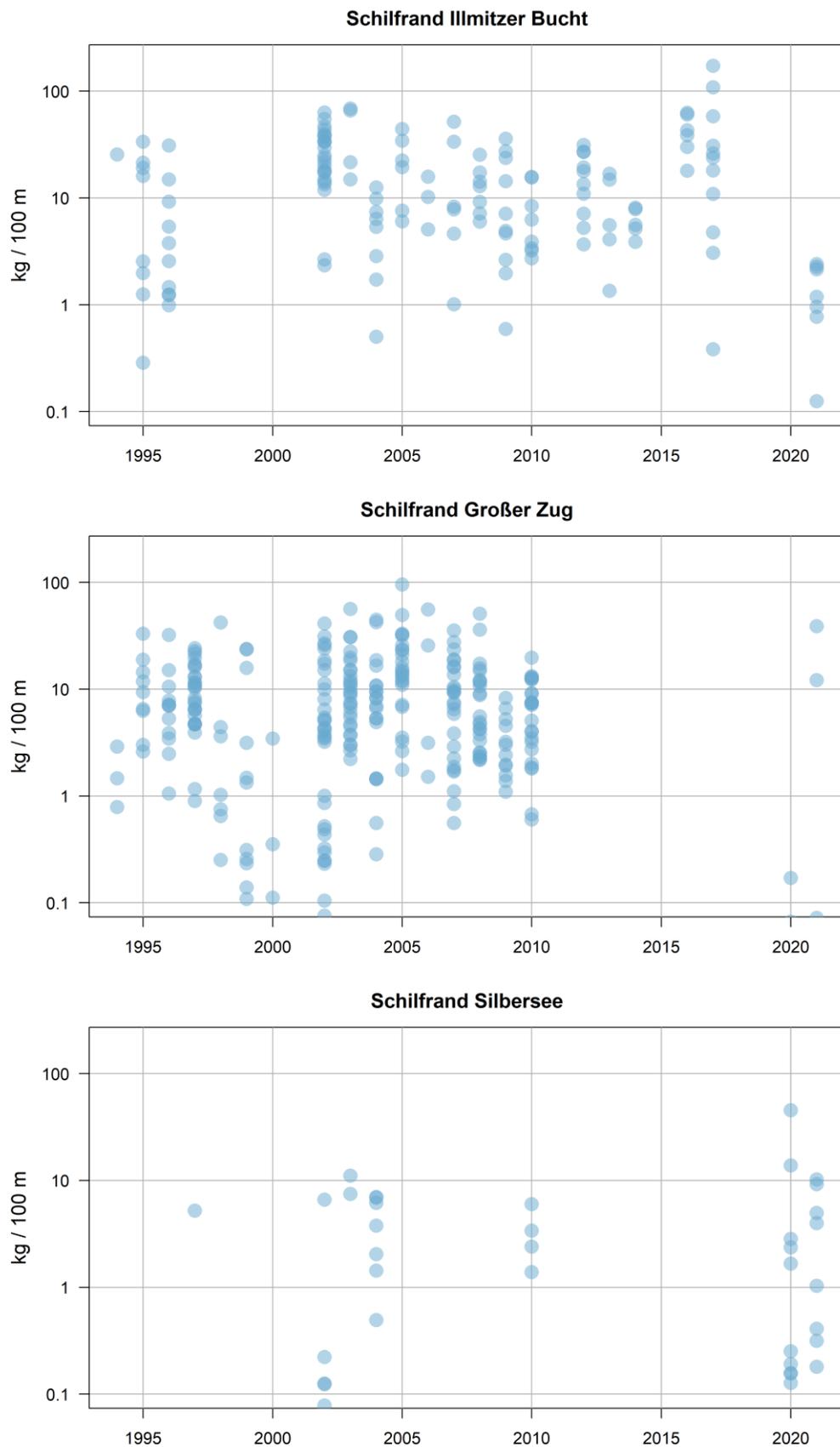
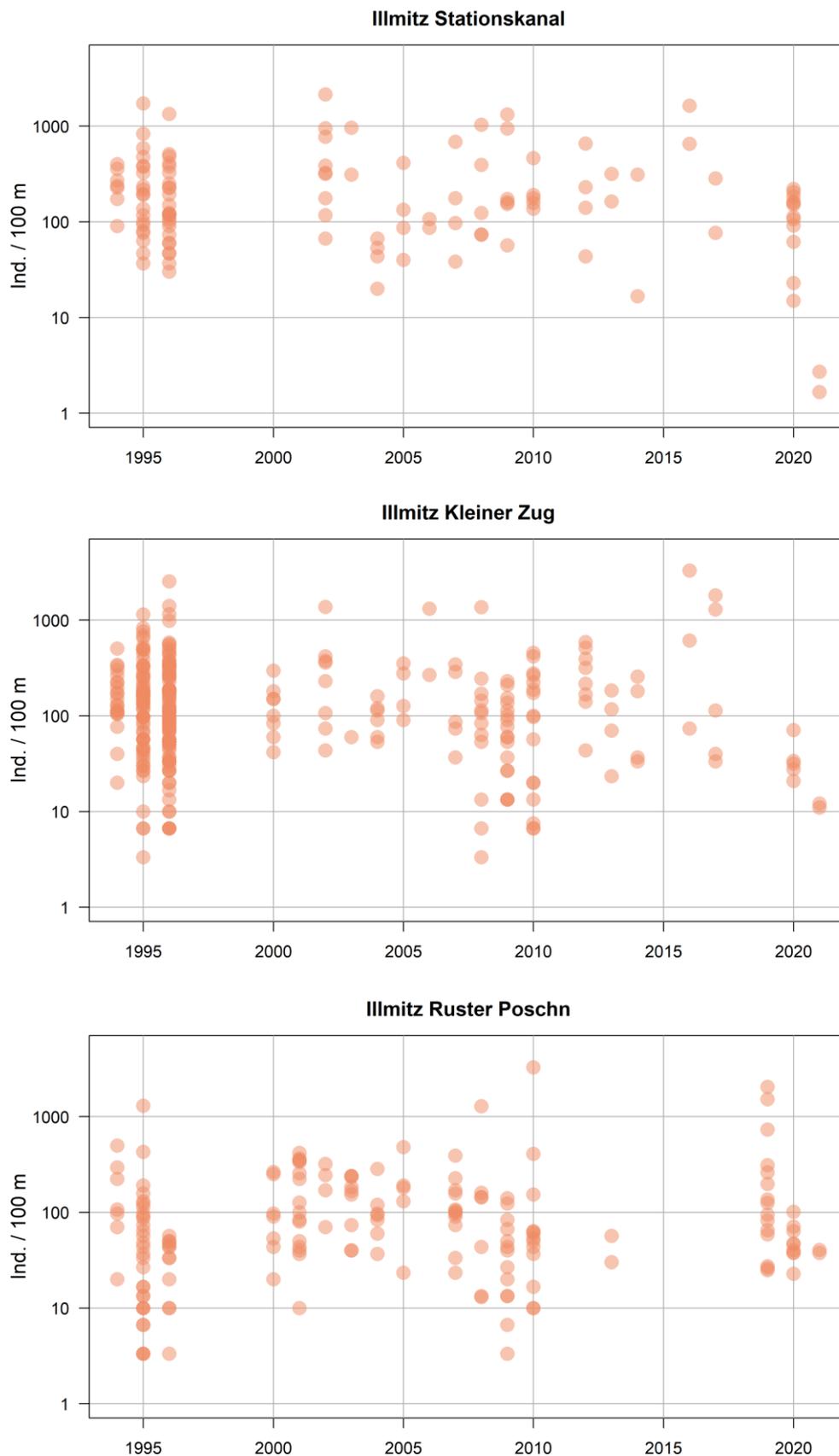


Abbildung 41. Standardisierte CPUE (**Gesamtbiomasse** pro 100 m) an der Schilfkante zum offenen See in der Illmitzer Bucht (oben), im Großen Zug östlich der Großen Schilfinsel und im Silbersee (Südteil) 1994–2021.

Abbildung 42. Standardisierte CPUE (**Gesamtfischbestand** pro 100 m) im Schilfgürtel Höhe Illmitz 1994–2021.

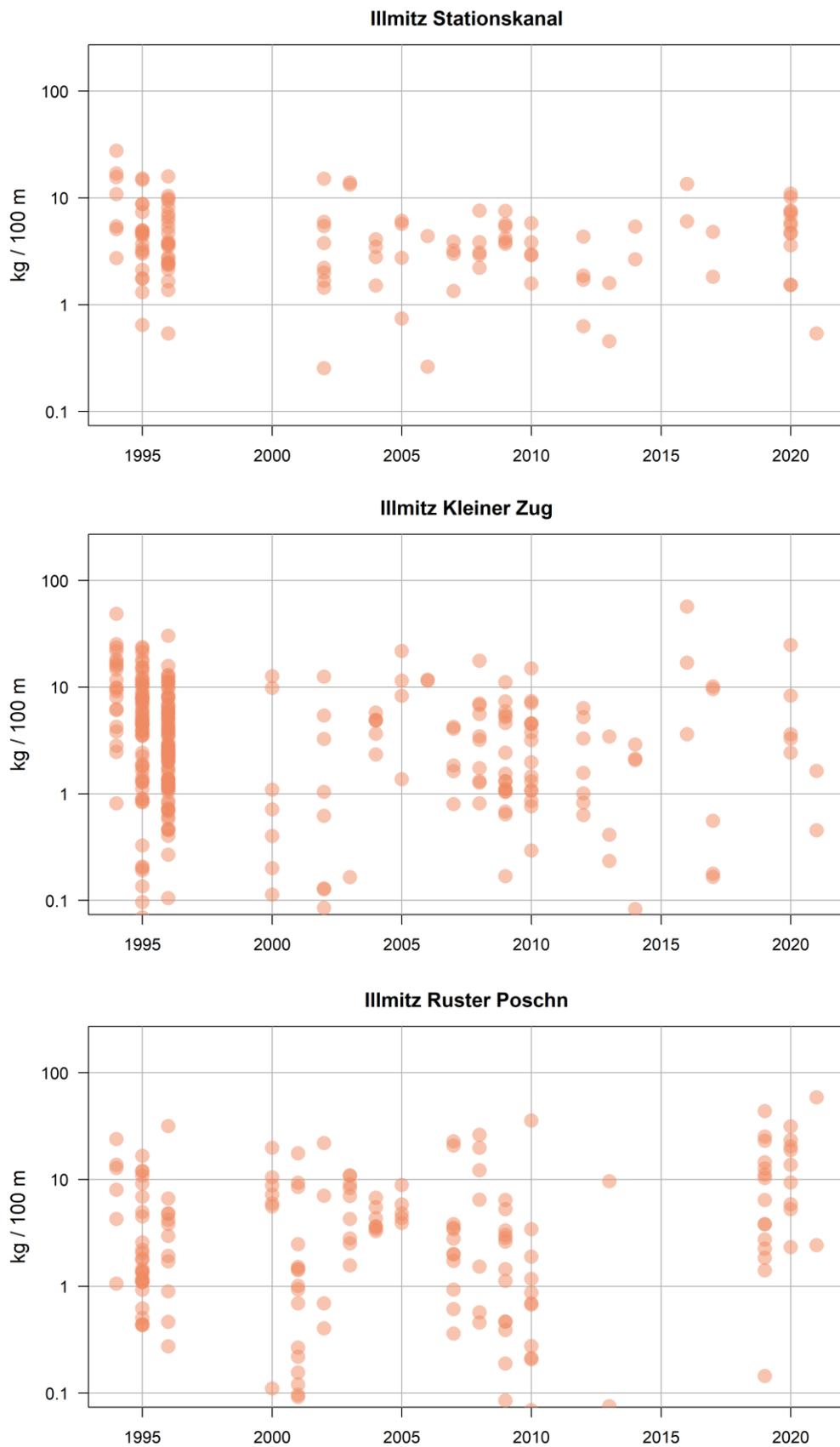


Abbildung 43. Standardisierte CPUE (**Gesamtbiomasse** pro 100 m) im Schilfgürtel Höhe Illmitz 1994–2021.



Abbildung 44. Standardisierte CPUE (**Gesamtfischbestand** pro 100 m) im Schilfgürtel Höhe Mörbisch und Sandegg 1994–2021. (Die Mehrzahl der Aufnahmen Höhe Sandegg im Jahr 2019 waren Nullfänge.)



Abbildung 45. Standardisierte CPUE (**Gesamtbiomasse** pro 100 m) im Schilfgürtel Höhe Mörbisch und Sandegg 1994–2021. (Die Mehrzahl der Aufnahmen Höhe Sandegg im Jahr 2019 waren Nullfänge.)

3.5 Resümee

Der vorliegende Bericht fasst die Ergebnisse von Fischbestandsaufnahmen aus drei Jahren zusammen und stellt sie älteren Aufnahmen seit Mitte der 1990er Jahre gegenüber. Aus den Daten konnten Aussagen über die räumliche Verteilung und zeitliche Veränderungen der Bestandssituation abgeleitet werden. Die Ergebnisse sind zunächst aus fischökologischer Sicht von Interesse, zumal einige der nachgewiesenen Arten im Anhang II der FFH-Richtlinie als prioritär geschützte Arten aufgelistet sind. Hauptmotivation für das dreijährige Monitoring war jedoch die Frage nach der Bedeutung der Fische im inneren Schilfgürtel als Nahrungsgrundlage für piscivore Vögel, insbesondere im Vergleich zu den Hochwasserjahren Mitte der 1990er Jahre [15].

Räumliche Verbreitung

Die aktuellen Aufnahmen bestätigten Erkenntnisse aus früheren, deutlich umfangreicheren Studien [8] und belegten die Bedeutung des Wasserstandes und der Verbindung innerer Schilfgürtelbereiche mit dem offenen See. Die Befunde machen deutlich, dass isolierte, über Kanäle nicht angebundene Bereiche des inneren Schilfgürtels (z.B. Höhe Sandegg 2019) für Fische als Lebensraum kaum in Frage kommen, während vergleichbare, über Kanäle mit dem offenen See verbundene Standorte (z.B. Höhe Mörbisch, Höhe Illmitz Ruster Poschn) einen nennenswerten Fischbestand aufweisen können. Weiters werden innere Schilfgürtelbereiche vor allem von Jungfischen und Subadulten genutzt, während der Verbreitungsschwerpunkt adulter Individuen ihren Schwerpunkt eher am Schilfrand zum offenen See hin liegt.

Die Bedeutung der Anbindung wird in Anbetracht der Ergebnisse aus dem Projekt REBEN [33, 40, 41] verständlich. In dem Interreg-Projekt konnte anhand von Online-Sonden gezeigt werden, dass in isolierten Bereichen ohne ausreichende Konnektivität zum offenen See extreme physikalisch-chemische Verhältnisse herrschen können, mit Sauerstoffkonzentrationen nahe 0 mg/L und Wassertemperaturen bis 35 °C. Es ist anzunehmen, dass auch das Nahrungsangebot an benthischen Wirbellosen in diesen Bereichen sehr gering ist. Isolierte Schilfgürtelareale ohne regelmäßige Verbindung mit dem offenen See sind sowohl für Jungfische als auch für Adulte nur sehr eingeschränkt als Lebensraum nutzbar. Wasserstand und Konnektivität zwischen offenem See und innerem Schilfgürtel sind demnach Schlüsselparameter für den Fischbestand im Neusiedler See und damit auch für piscivore Vögel.

Zeitliche Veränderungen

Unabhängig von den räumlichen Unterschieden im Vorkommen verschiedener Fischarten im Neusiedler See deuten die Befunde auch auf zeitliche Veränderungen im Fischbestand hin. In einzelnen Bereichen waren die Bestände im Berichtszeitraum niedriger als bei früheren Erhebungen, insbesondere an der Schilfkante zum freien See (z.B. Illmitzer Bucht, großer Zug), teilweise auch im inneren Schilfgürtel (Höhe Illmitz). Auf mögliche Ursachen für diese Veränderungen wurde bereits weiter oben eingegangen. Neben strukturellen und hydrologischen Veränderungen sind auch die Auswirkungen der Klimaerwärmung (vgl. [41-43]) oder ein starker Fraßdruck durch den (in den letzten Jahren deutlich erstarkten) Wels in Betracht zu ziehen. Diese Art stellt zweifelsohne einen wichtigen Konkurrenten für fischfressende Vögel dar.

Ähnlich wie hier für die Fische des Schilfgürtels wurden auch in der Fischartengemeinschaft des offenen Sees Veränderungen festgestellt. Wolfram et al. [20] wiesen nach den letzten Kiemennetzbefischungen im Jahr 2012 auf eine mögliche Dominanzverschiebung zwischen Sichling und Laube im Freiwasser Neusiedler Sees im Laufe des ersten Jahrzehnts dieses Jahrhunderts hin. Ob hier ein Zusammenhang mit den Veränderungen am Schilfrand besteht, kann derzeit noch nicht gesagt werden; es fehlen vom offenen See aktuelle Aufnahmen aus den letzten knapp zehn Jahren.

Fische versus piscivore Vögel

Eine direkte Korrelation von Fischbestandszahlen mit Brutpaaren piscivorer Vögel ist aufgrund der heterogenen Datenlage schwierig. Im Rahmen des ornithologischen Monitorings wurden allerdings in

den letzten Jahren abnehmende Brutbestände festgestellt. Insbesondere in der ehemals starken Silberreiher-Kolonie am Westufer des Sees bei Oggau konnten 2019 und 2020 deutlich weniger Brutpaare nachgewiesen werden als in den Jahren davor [44].

Diese Entwicklung korreliert zeitlich mit dem beobachteten Bestandsrückgang bei den Fischen, jedenfalls aber auch mit dem niedrigen Wasserstand, wobei festzuhalten ist, dass in den Niedrigwasserjahren um 2003 *kein* vergleichbarer Einbruch der piscivoren Vögel beobachtet wurde [45]. Ein kausaler Zusammenhang zwischen den in Teilbereichen abgenommenen Fischbeständen und den Vogelkolonien ist denkbar, wenn auch nicht zweifelsfrei nachweisbar. Tatsache ist jedoch, dass die isolierten, durch keine Kanäle mit dem offenen See verbundenen Blänken des inneren Schilfgürtels weder für Fische als Lebensraum von Bedeutung sind noch für Vögel als Jagdrevier attraktiv sein dürften. Es ist daher auch nicht verwunderlich, dass der fischökologisch spannendste Bereich des Neusiedler Sees jener Höhe Wulka-Mündung ist, der gewissermaßen eine permanente Verbindung mit dem offenen See aufweist und zumindest in den Hauptkanälen nie einem Austrocknungsrisiko ausgesetzt ist. Ob dieser Bereich für Reiher und andere Fischfresser als Jagdrevier genutzt wird, ist zu wenig bekannt.

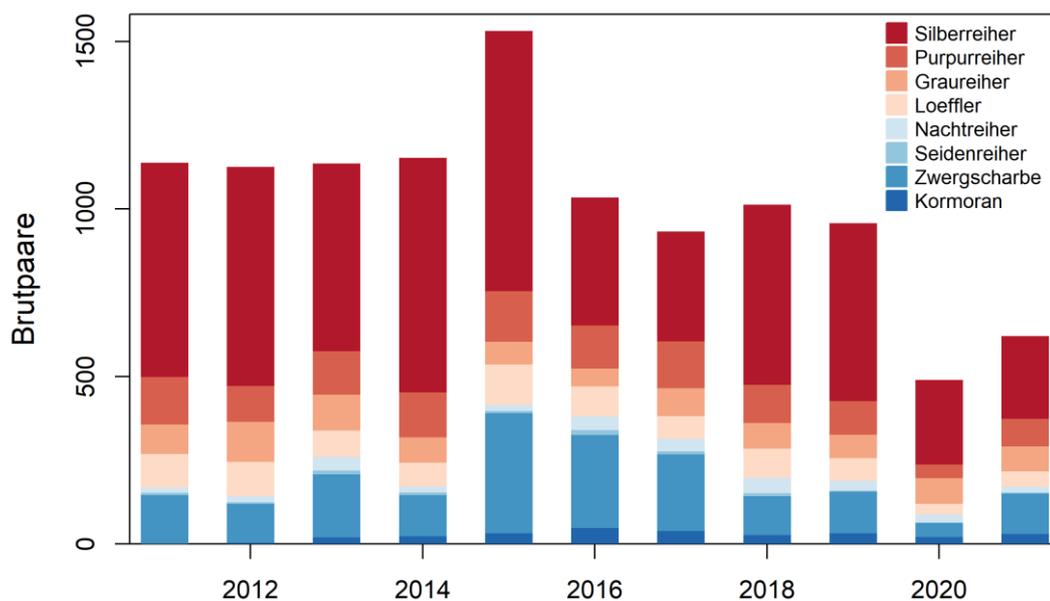


Abbildung 46. Brutpaare von piscivoren Vögeln am Neusiedler See. Grafik nach Daten aus Bieringer et al. [44]

Empfehlungen aus fischökologischer Sicht

Die Fischartengemeinschaft des Neusiedler Sees erfuhr in den letzten Jahren offenbar Veränderungen, die sich in Verschiebungen von räumlichen Vorkommensschwerpunkten, in manchen Bereichen auch in einer Abnahme des Bestands manifestierten. Der Konnektivität der verschiedenen Teillebensräume des Sees kommt demnach eine große Bedeutung zu. Es wird daher empfohlen, hier verstärkt Maßnahmen zu setzen, um den Schilfgürtel wieder vermehrt als Lebensraum für Fische nutzbar zu machen, der in der Folge auch für fischfressende Vögel auf ihrer Nahrungssuche genutzt werden kann. Das betrifft einerseits die Instandhaltung vorhandener Schilfkanäle, andererseits vereinzelte Durchstiche durch dichte, verlandete Schilfbereiche zur Verbindung größerer Blänkensysteme.

Diese Empfehlung steht in Übereinstimmung mit den Überlegungen und Managementvorschlägen aus dem Projekt REBEN, das sich primär mit Fragen zu Wasserqualität beschäftigte [41, 46]. Sie bezieht sich auf die Bereiche außerhalb der Kernzone des Nationalparks, wo gemäß dem Ansatz des Prozessschutzes eine natürliche Entwicklung des Schilfgürtels im Vordergrund steht. Allenfalls wäre hier zu überlegen, zumindest einige alte Schilfkanäle freizuhalten (z.B. den sog. Thell-Kanal oder den Kanal zum Hoadasepplposchnlucka).

Uferbereiche sind in vielen Seen Schlüsselhabitate für die Aufrechterhaltung eines gesunden Fischbestands mit funktionierender Reproduktion und ausgewogenem Altersaufbau [47, 48]. Das gilt auch für den Neusiedler See, wenn auch nicht für alle Arten in gleichem Ausmaß. Sowohl die für piscivore Vögel hinsichtlich Größe wie auch Anzahl geeigneten Arten als auch die naturschutzfachlich interessantesten Arten (FFH-Arten) nutzen jedoch den Schilfgürtel zumindest in bestimmten Phasen ihrer Entwicklung (z.B. Rotaugen), teilweise auch ihr Leben lang (z.B. Schlammpeitzger). Dem Erhalt des Lebensraum Schilfgürtel nicht nur über, sondern auch unter Wasseroberfläche sollte daher besonderes Augenmerk geschenkt werden.

Um die Veränderungen auch in Zukunft verfolgen zu können, wird weiters empfohlen, ein regelmäßiges Monitoring der Fischbestände einzurichten, das sowohl den freien See als auch den Schilfgürtel abdeckt. Es sollte einerseits (die zuletzt 2012 durchgeführten) Kiemennetzbefischungen, andererseits Elektrobefischungen an repräsentativen Standorten beinhalten. Während erstere über zwei bis drei Tage an einem Termin pro Jahr durchgeführt werden können, empfiehlt es sich, die Elektro-Befischungen am Schilfrand und im Inneren des Schilfgürtels besser an mehreren Terminen und nur wenigen ausgewählten Standorten als an einem Termin mit einer größeren räumlichen Abdeckung durchzuführen.

In Ergänzung zum laufenden Monitoring sollte eine wesentliche Wissenslücke zu einer Frage geschlossen werden, die weder in den umfangreichen Grundlagenprogrammen der 1990er Jahre noch im Monitoring der letzten 20 Jahre ausreichend behandelt werden konnte, nämlich jene nach den saisonalen Wanderungen von Schlüsselarten wie Zander oder Karpfen. Es ist bis heute weitgehend unbekannt, ob es bestimmte bevorzugte Laichgebiete gibt, die einen entsprechend erhöhten Schutz bedienen, oder ob die Reproduktion potenziell im gesamten See stattfindet, solange vor Ort die geeigneten Bedingungen vorliegen. Untersuchungen zu dieser Frage sollten mithilfe von Sendern erfolgen, um eine ausreichend hohe zeitliche Abdeckung zu erreichen.

Empfehlungen aus fischökologischer Sicht

- Verbesserung der Anbindung innerer Schilfgürtelbereiche mit dem offenen See, in der Kernzone allenfalls durch Instandhaltung ausgewählter alter Schilfkanäle (Thell-Kanal, Hoadasepplposchnlucka)
- Dokumentation der Veränderungen des Fischbestands im Rahmen eines regelmäßigen Monitorings sowohl im offenen See als auch an ausgewählten Standorten im Schilfgürtel
- Forschungsschwerpunkt zu Fischwanderungen, insbesondere während der Laichzeit

Der Neusiedler See stellt nicht nur für Vögel, sondern auch für Fische einen einzigartigen Lebensraum dar und ist aus naturschutzfachlicher und fischökologischer Sicht ein Hotspot im Burgenland [38]. Damit das so bleibt, sind weiterhin Grundlagenforschung, Monitoring und Managementmaßnahmen in einem ausgewogenen Verhältnis erforderlich. Das gilt im Besonderen angesichts von Veränderungen, die im Zuge der Klimaerwärmung zu erwarten sind, aber auch in Hinblick auf Überlegungen zu einer Zuleitung von Fremdwasser in den See. Sowohl kleinräumige Maßnahmen als auch große, den gesamten See betreffende Eingriffe können nur durchgeführt werden, wenn die Auswirkungen auf das Ökosystem zumindest grob abgeschätzt werden können. Die bekannte Weisheit, dass man nur schützen kann, was man ausreichend kennt, gilt auch für den Neusiedler See. Die mit diesem Bericht abgeschlossene dreijährige Studie zur Fischfauna des Neusiedler Sees hat dazu hoffentlich einen Beitrag geleistet.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Mit dem vorliegenden Bericht schließt ein dreijähriges Monitoring der Fischbestände in ausgewählten Standorten im Schilfgürtel des Neusiedler Sees ab. Im Vordergrund stand die Frage, welche Bedeutung dem inneren Schilfgürtel für Fische und damit für fischfressende Vögel bei niedrigem Wasserstand zukommt.

Die Befischungen im Schilfgürtel erfolgten zwischen Frühjahr 2019 und Sommer 2021 vom Boot aus entlang von Schilfkanten (Polstange mit 40 cm Anodenring, 12-kW-Standaggregat). Anhand der Fänge und unter Berücksichtigung der Schätzung des Fangerfolgs wurde der Fischbestand als *catch per unit effort* (CPUE) ermittelt und auf 100 m Länge standardisiert. Es wurden Bereiche im Schilfgürtel sowie die äußere Schilfkante zum offenen See Höhe Sandegg, im Silbersee, Höhe Illmitz und Mörbisch befischt.

Das fischökologische Leitbild des Neusiedler Sees umfasst 19 Arten. Neben den autochthonen Arten gibt es im See mehrere nicht-heimische Arten, teils eingeschleppt, teils durch Besatz eingebracht. In den drei Untersuchungsjahren wurden 16 der 19 autochthone Arten nachgewiesen, die Karausche (*Carassius carassius*) und der Schlammpeitzger allerdings nur bei einer Befischung im Wulka-Mündungskanal im Rahmen eines anderen Projekts (REBEN). Die drei fehlenden Leitbildarten (Schied *Leuciscus aspius*, Kaulbarsch *Gymnocephalus cernua*, Wolgazander *Sander volgensis*) besiedeln überwiegend den offenen See und wurden zuletzt bei Kiemennetzbefischungen 2017 im See nachgewiesen. Unter den nicht-heimischen Arten sind Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*) und Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) am häufigsten in den Fängen zu finden. Mit Schlammpeitzger, Bitterling (*Rhodeus sericeus*), Sichling (*Pelecus cultratus*) und Schied beherbergt der Neusiedler See vier Arten, die im Anhang-II der FFH-Richtlinie aufgelistet sind (Schied und Sichling auch Anhang V). Acht Fischarten des Neusiedler Sees stehen auf der Roten Liste gefährdeter Fischarten des Burgenlandes in den Kategorien *vom Aussterben bedroht* bis *gefährdet*.

Wie bei früheren Aufnahmen war auch 2019–2021 die Variabilität der CPUE je nach Standort und Termin sehr hoch. Tendenziell höhere Bestände wurden an der Schilfkante zum offenen See und in gut angebundenen Bereichen gefunden, niedrige an isolierten Standorten (mit etlichen Nullfängen).

Zehn Arten wurden in mindestens 25% der 132 Einzelfänge nachgewiesen. Die häufigsten Arten waren hinsichtlich der Fischdichte Giebel (*Carassius gibelio*), Laube (*Alburnus alburnus*), Güster (*Blicca bjoerkna*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), hinsichtlich der Biomasse Giebel, Karpfen (*Cyprinus carpio*) und Hecht (*Esox lucius*).

Trotz der hohen räumlich-zeitlichen Variabilität sind Unterschiede in der Verbreitung erkennbar. Sie stehen in Übereinstimmung mit den Befunden aus den 1990er Jahre stehen. So liegt der Verbreitungsschwerpunkt von Hecht, Schleie (*Tinca tinca*), Rotfeder und Blaubandbärbling im Schilfgürtel, während Zander (*Sander lucioperca*), Sichling, Laube und Wels (*Silurus glanis*) schwerpunktmäßig an der Schilfkante zum offenen See anzutreffen sind. Letztlich nutzen aber alle Arten des Sees zumindest in einem bestimmten Zeitabschnitt ihres Lebens die strukturreiche Uferzone des Schilfgürtels.

Aus den Längen-Frequenzverteilungen kann für alle Arten des Sees eine funktionierende Reproduktion und ein weitgehend ausgewogener Altersaufbau abgeleitet werden. Größere, die Gesamtfischbiomasse bestimmende Arten und Exemplare bevorzugen die äußeren Bereiche des Schilfgürtels und

die Schilfkante zum offenen See, während die inneren Bereiche des Schilfgürtels für einige Arten als Kinderstube genutzt werden.

Eine eingehende statistische Analyse von Zeitreihen ist aufgrund der heterogenen Datenlage und des geringen Befischungsaufwands kaum möglich. Dennoch erlauben die Aufnahmen die Ausweisung von groben zeitlichen Trends, nicht zuletzt aufgrund einer seit mehr als zwei Jahrzehnten einheitlichen Befischungsmethode und der Auswahl an vergleichbaren und repräsentativen Befischungsstandorten. Die Auswertungen lassen in einigen Bereichen vergleichbare Dichten und Biomassen wie bei früheren Aufnahmen erkennen, in anderen deuten die Daten aber auf eine Abnahme der Fischbestände hin, konkret Höhe Illmitz am Schilfrand in der Bucht, im Stationskanal bei Illmitz (nur Individuendichte) und in den inneren, isolierten Bereichen des Schilfgürtels Höhe Sandegg. Mögliche Ursachen sind der niedrige Wasserstand, das Erstarken des Welses als räuberische Fischart, die (zu wenig bekannte) Befischungsintensität der Berufsfischer, Veränderungen in der Schilfstruktur und die Erhöhung der Wassertemperatur.

Eine direkte Korrelation von Fischbestandszahlen mit Brutpaaren piscivorer Vögel ist aufgrund der heterogenen Datenlage schwierig. Im Rahmen des ornithologischen Monitorings wurden allerdings in den letzten Jahren abnehmende Brutbestände festgestellt, was in einem kausalen Zusammenhang mit dem abnehmenden Trend beim Fischbestand stehen könnte. Die isolierten inneren Schilfgürtelbereiche sind derzeit jedenfalls weder für Fische als Lebensraum geeignet noch für piscivore Vögel als Jagdrevier attraktiv.

Zur Verbesserung der Situation könnte ein verstärkter Austausch zwischen offenem See und inneren Schilfgürtelbereichen beitragen. Die vorliegende Studie unterstreicht die Bedeutung der Konnektivität der verschiedenen Teillebensräume des Sees. Aus fischökologischer Sicht sollten daher die vorhandenen Schilfkanäle instandgehalten werden, um Wandermöglichkeiten in isolierte Blänkensysteme zu ermöglichen, aber auch durch den Wasseraustausch die physikalisch-chemischen Bedingungen im inneren Schilfgürtel zu verbessern. Das käme den naturschutzfachlich relevanten Fischarten zugute und hätte positive Auswirkungen auf die Reproduktionsbedingungen und damit letztlich den Fischbestand insgesamt.

Um die Veränderungen auch in Zukunft verfolgen zu können, wird weiters empfohlen, ein regelmäßiges Monitoring der Fischbestände einzurichten, das sowohl den freien See als auch den Schilfgürtel abdeckt. Die Datenauswertungen haben deutlich gemacht, wie wichtig ein Mindestmaß an Befischungsintensität innerhalb eines Monitoringjahres, aber auch eine zeitliche Kontinuität über mehrere Jahre hinweg ist. In Ergänzung zum laufenden Monitoring sollten Grundlagenerhebungen zum Wanderverhalten der Fischarten während der Laichzeit durchgeführt werden – ein Aspekt, zu dem nach wie vor gravierende Wissenslücken bestehen.

5 SUMMARY

This report concludes a three-year monitoring of fish populations in selected sites of the reed belt of Lake Neusiedl. The study focussed on the importance of the inner reed belt for fish and thus for piscivorous birds at low water levels.

Fishing in the reed belt was carried out from a boat along reed edges (anode pole ring with 40 cm diameter, 12 kW stand unit) between spring 2019 and summer 2021. Based on the catches and an estimation of fishing success, the fish population was determined as catch per unit effort (CPUE) and standardized to 100 m length. Fishing areas in the reed belt and at the outer reed edge to the open lake were at Sandegg, Silbersee, Illmitz and Mörbisch.

The fish ecological leitbild of Lake Neusiedl comprises 19 species. In addition to the autochthonous species, there are several non-native species in the lake, partly introduced, partly brought in by stocking. In the three study years, 16 of the 19 autochthonous species were detected, but crucian carp (*Carassius carassius*) and weatherfish (*Misgurnus fossilis*) were only detected during a campaign in the Wulka mouth channel in another project (REBEN). The three missing leitbild species (asp *Leuciscus aspius*, ruffe *Gymnocephalus cernua*, Wolga pike perch *Sander volgensis*) predominantly inhabit the open lake and were last found in the lake during gillnet fishing in 2017. Among non-native species, stone moroko (*Pseudorasbora parva*) and pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) are most common in catches. With weatherfish, bitterling (*Rhodeus sericeus*), sickleback (*Pelecus cultratus*) and asp, Lake Neusiedl hosts four species listed in Annex II of the Habitats Directive (asp and sickleback also Annex V). Eight fish species of Lake Neusiedl are on the Red List of endangered fish species of Burgenland in the categories critically endangered to vulnerable.

As with previous surveys, there was a high degree of variability in CPUE by site and date in 2019–2021. Higher populations were found at the reed edge to the open lake and in well-connected areas, populations at isolated sites were low (with several zero catches).

Ten species were detected in at least 25% of the 132 individual catches. The most common species in terms of fish density were Prussian carp (*Carassius gibelio*), bleak (*Alburnus alburnus*), white bream (*Blicca bjoerkna*), roach (*Rutilus rutilus*) and rudd (*Scardinius erythrophthalmus*), and in terms of biomass Prussian carp, carp (*Cyprinus carpio*) and pike (*Esox lucius*).

Despite the high spatio-temporal variability, differences in distribution are evident. They are in agreement with the findings from the 1990s. The distribution of pike, tench (*Tinca tinca*), rudd and bluegill is concentrated in the reed belt, while pikeperch (*Sander lucioperca*), sickleback, bleak and catfish (*Silurus glanis*) are mainly found at the reed edge to the open lake. Ultimately, however, all species of the lake use the structurally rich shore zone of the reed belt at least during a certain period of their life.

From the length-frequency distributions, functioning reproduction and a largely balanced age structure can be inferred for all species in the lake. Larger species and specimens determining the total fish biomass prefer the outer areas of the reed belt and the reed edge to the open lake, while the inner areas of the reed belt are used as nursery grounds for some species.

A detailed statistical analysis of time series is hardly possible due to the heterogeneous data situation and the low fishing effort. Nevertheless, the surveys allow the identification of rough temporal trends,

not least due to a uniform fishing method used for more than two decades and the selection of comparable and representative fishing sites. In some areas, the evaluations show comparable densities and biomasses as in previous surveys, but in others the data indicate a decrease in fish populations, specifically at the reed edge in the bay at Illmitz, in the station channel at Illmitz (only individual density) and in the inner, isolated areas of the reed belt at Sandegg. Possible causes are the low water level, the strengthening of catfish as a predatory fish species, the fishing intensity of professional fishermen (too little known), changes in the reed structure and the increase in water temperature.

A direct correlation of fish stock numbers with breeding pairs of piscivorous birds is difficult due to the heterogeneous data situation. However, within the framework of ornithological monitoring, declining breeding populations have been observed in recent years, which could be causally related to the declining trend in the fish population. In any case, the isolated inner reed belt areas are currently neither suitable for fish as habitat nor attractive for piscivorous birds as hunting grounds.

Increased exchange between open lake and inner reed belt areas could help to improve the situation. The present study emphasizes the importance of connectivity between the different habitats of the lake. From a fish-ecological point of view, the existing reed channels should therefore be maintained in order to provide migration opportunities into isolated watercourse systems, but also to improve the physico-chemical conditions in the inner reed belt through water exchange. This would benefit fish species of conservation concern and have a positive impact on reproductive conditions and ultimately the fish stocks as a whole.

In order to be able to follow the changes in the future, it is further recommended to establish a regular monitoring of the fish stocks, covering both the open lake and the reed belt. The data analysis has clearly shown the importance of a minimum of fishing intensity within one monitoring year, but also a temporal continuity over several years. In addition to the ongoing monitoring, research studies on the migration behaviour of fish species during the spawning season should be carried out – an aspect on which there are still serious gaps in knowledge.

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: Gödölö*.
- [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. Kirchhofer 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. Fürnweiger, (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] Gassner, H., D. Zick, G. Bruscek, K. Mayrhofer, & I. Frey, (2006): *Methodik-Handbuch. Fischbestandsaufnahme und Bewertung des ökologischen Zustandes der natürlichen und künstlichen Seen Österreichs (> 50 ha) gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie*. Scharfling: Studie i.A. d. BMLFUW.
- [31] Krisa, H., M. Großschartner, E. Sigmund, F. G., & G. Wolfram, (2020): *Lebensgemeinschaften. Teilbericht Nr. 4 im Rahmen der angewandten hydrologischen und limnologischen Basisuntersuchungen zum Projekt REBEN – Reed Belt Neusiedler See/Fertő (Interreg-Projekt AT-HU 2014-20)*, Studie im Auftrag des Amtes der Bgld. Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion: Wien.
- [32] R Core Team, (2021): *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. URL: <http://www.R-project.org>.
- [33] Wolfram, G., P. Riedler, R. Hainz, S. Hintermaier, M. Zessner, O. Zoboli, E. Saracevic, R. D., & A. Amann, (2020): *Physikalisch-chemische Parameter und Schadstoffe. Teilbericht Nr. 3 im Rahmen der angewandten hydrologischen und limnologischen Basisuntersuchungen zum Projekt REBEN – Reed Belt Neusiedler See/Fertő (Interreg-Projekt AT-HU 2014-20)*, Studie im Auftrag des Amtes der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion: Wien.
- [34] Herzig-Straschil, B. (1989): *Die Entwicklung der Fischfauna des Neusiedler Sees*. Vogelschutz in Österreich. **3**: p. 19-22.
- [35] Hacker, R. & P. Meisriemler, (1974): *Fische und Fischerei.*, in *Der Neusiedlersee, Naturgeschichte eines Steppensees*, H. Löffler, Editor, Verlag Fritz Molden: Wien. p. 105-115.

- [36] 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.
- [37] 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.
- [38] 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.
- [39] Ratschan, C. (2016): *Der Sichling (Pelecus cultratus L. 1758) - eine bestandsbildende FFH-Art in österreichischen Fließgewässern?* Österreichs Fischerei. **69**(4): p. 91 - 108.
- [40] Hainz, R., G. Kum, G. Lindner, P. Blaschke, G. Wolfram, O. Zoboli, & M. Zessner, (2020): *Online-Sonden und Freilandversuche. Teilbericht Nr. 5 im Rahmen der angewandten hydrologischen und limnologischen Basisuntersuchungen zum Projekt REBEN – Reed Belt Neusiedler See/Fertő (Interreg-Projekt AT-HU 2014-20)*, Studie im Auftrag des Amtes der Bgld. Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion: Wien.
- [41] Wolfram, G., A.P. Blaschke, R. Hainz, P. Riedler, M. Zessner, & O. Zoboli, (2020): *Synthese. Teilbericht Nr. 7 im Rahmen der angewandten hydrologischen und limnologischen Basisuntersuchungen zum Projekt REBEN – Reed Belt Neusiedler See/Fertő (Interreg-Projekt AT-HU 2014-20)*, Studie im Auftrag des Amtes der Bgld. Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion: Wien.
- [42] Dokulil, M.T. (2013): *Predicting summer surface water temperatures for large Austrian lakes in 2050 under climate change scenarios*. Hydrobiologia. **731**(1): p. 19-29.
- [43] Soja, A.-M., K. Kutics, K. Maracek, G. Molnár, & G. Soja (2014): *Changes in ice phenology characteristics of two Central European steppe lakes from 1926 to 2012 - influences of local weather and large scale oscillation patterns*. Climatic Change. **126**: p. 119–133.
- [44] Bieringer, G., F. Bittermann, M. Dvorak, N. Filek, E. Karner-Ranner, B. Kohler, J. Laber, E. Nemeth, A. Pellinger, G. Rauer, & B. Wendelin, (2021): *Ornithologisches Monitoring im Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel. Bericht über das Jahr 2021*.
- [45] Wolfram, G., K. Donabaum, M. Dokulil, H. Gassner, A. Kirschner, N. Kreuzinger, E. Mikschi, E. Nemeth, K. Pall, M. Richter, & M. Salbrechter, (2004): *Ökologische Machbarkeitsstudie Dotation Neusiedler See*, Gutachten i.A. des BMLFUW und des Amtes der Bgld. Landesregierung: Wien. p. 247 pp.
- [46] Wolfram, G., E. Boros, A.P. Blaschke, E. Csaplovics, R. Hainz, G. Király, R. Kovács, T. Krámer, R. Mayer, A. Nagy, M. Pannonhalmi, P. Riedler, I. Vass, M. Zessner, & O. Zoboli, (2020): *Wasserwirtschaftlicher Managementplan für den Neusiedler See. Technischer Bericht im Rahmen des Projektes REBEN – Reed Belt Neusiedler See/Fertő (Interreg-Projekt AT-HU 2014-20)*, Studie im Auftrag des Amtes der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion, und Észak-dunántúli Vízügyi Igazgatóság: Wien – Budapest – Győr.
- [47] Kallasvuo, M., A. Lappalainen, & L. Urho (2011): *Coastal reed belts as fish reproduction habitats*. Boreal Environment Research. **16**: p. 1-14.
- [48] Lewin, W.-C., N. Okun, & T. Mehner (2004): *Determinants of the distribution of juvenile fish in the littoral area of a shallow lake*. Freshwater Biology. **49**: p. 410–424.

7 ANHANG

7.1 Befischungstrecken

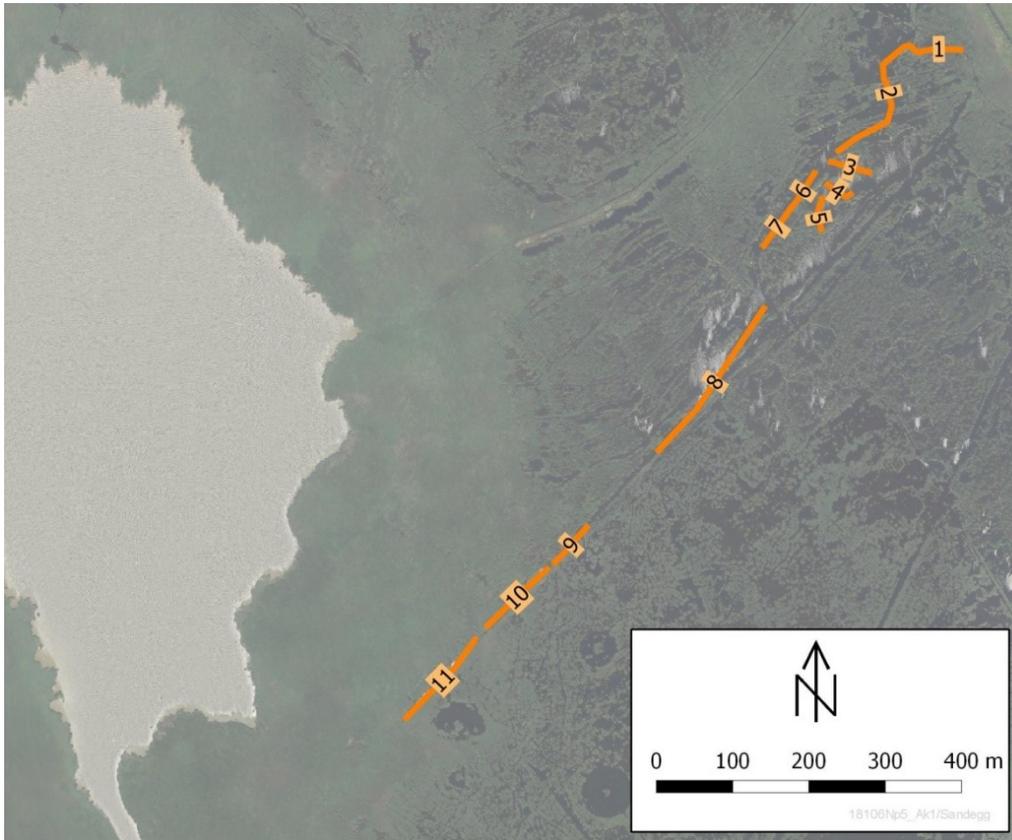


Abbildung 47. Lage der Befischungstreifen Blänken Sandegg im Jahr 2019.

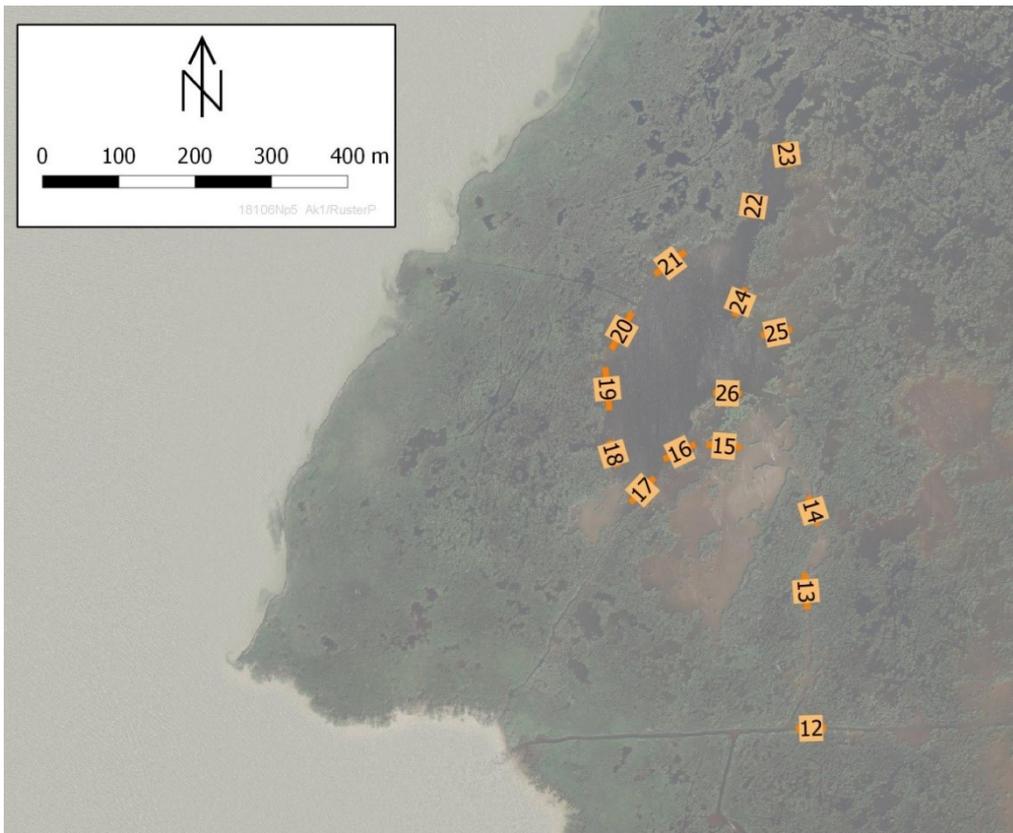


Abbildung 48. Lage der Befischungsstreifen im Ruster Poschn im Jahr 2019.

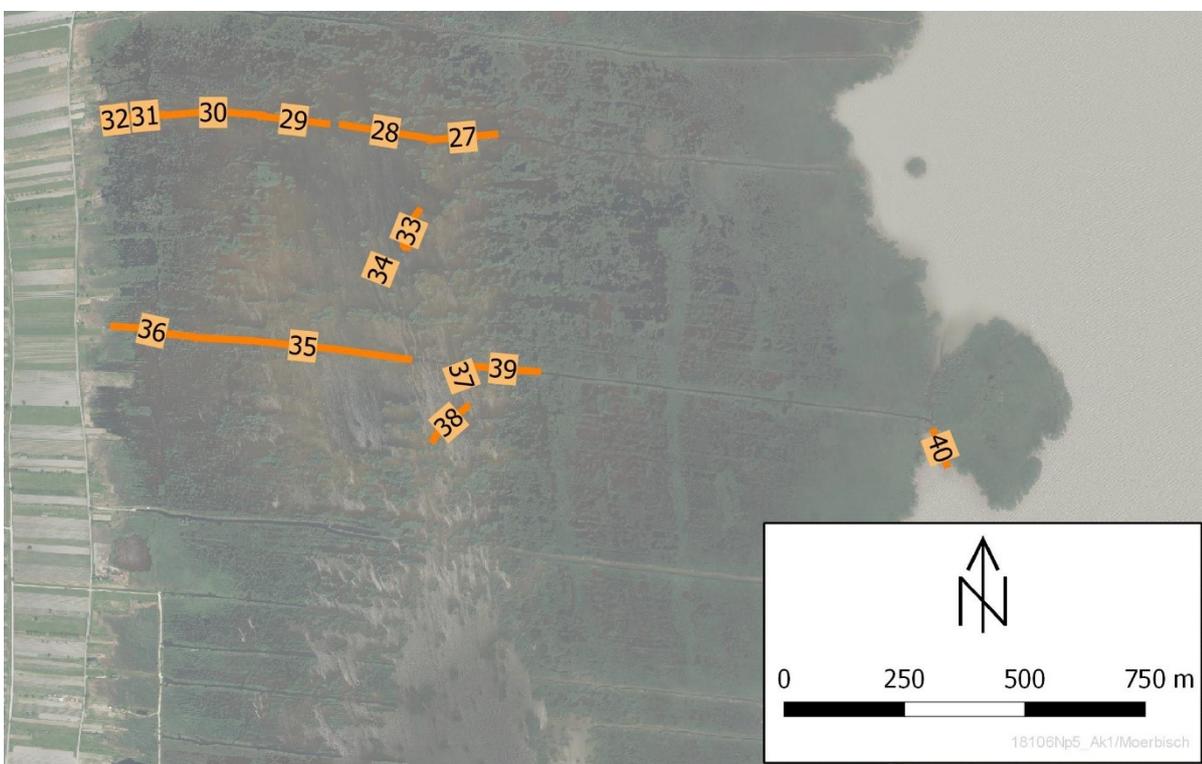


Abbildung 49. Lage der Befischungsstreifen Mörbischer Blänken im Jahr 2019.

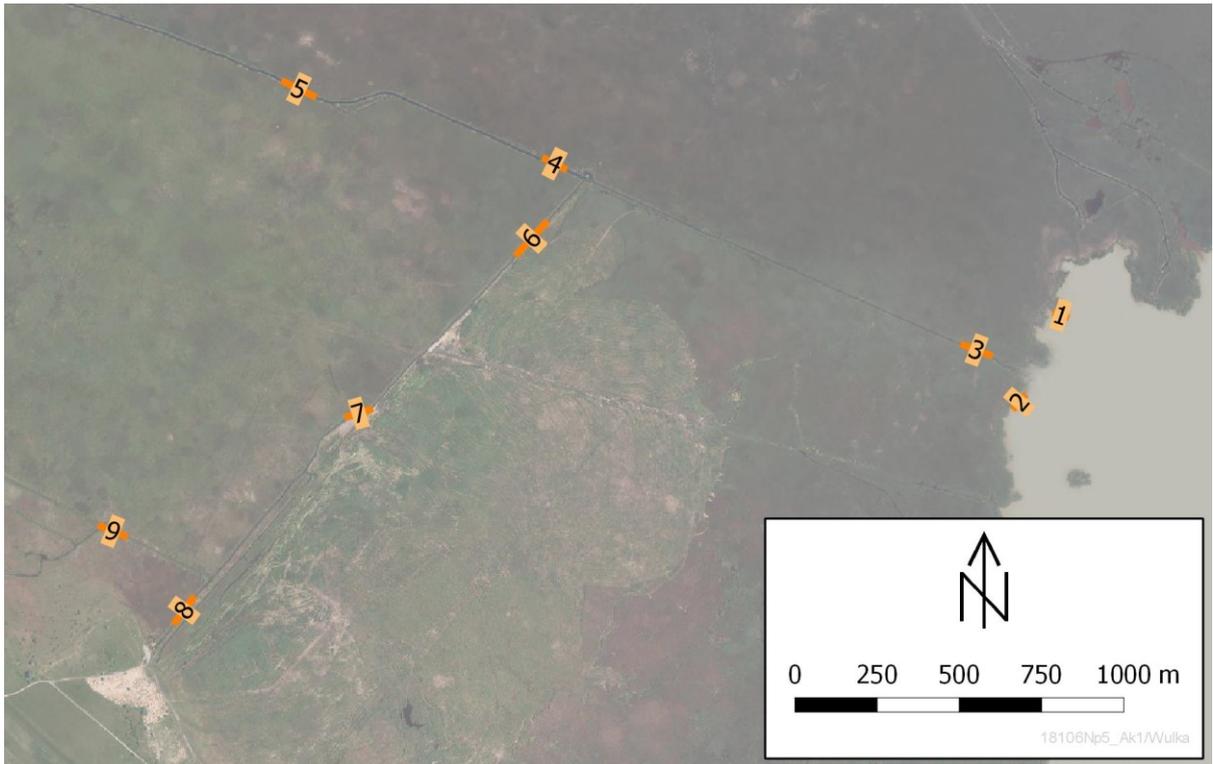


Abbildung 50. Lage der Befischungstreifen Wulka-Mündung im Jahr 2019.

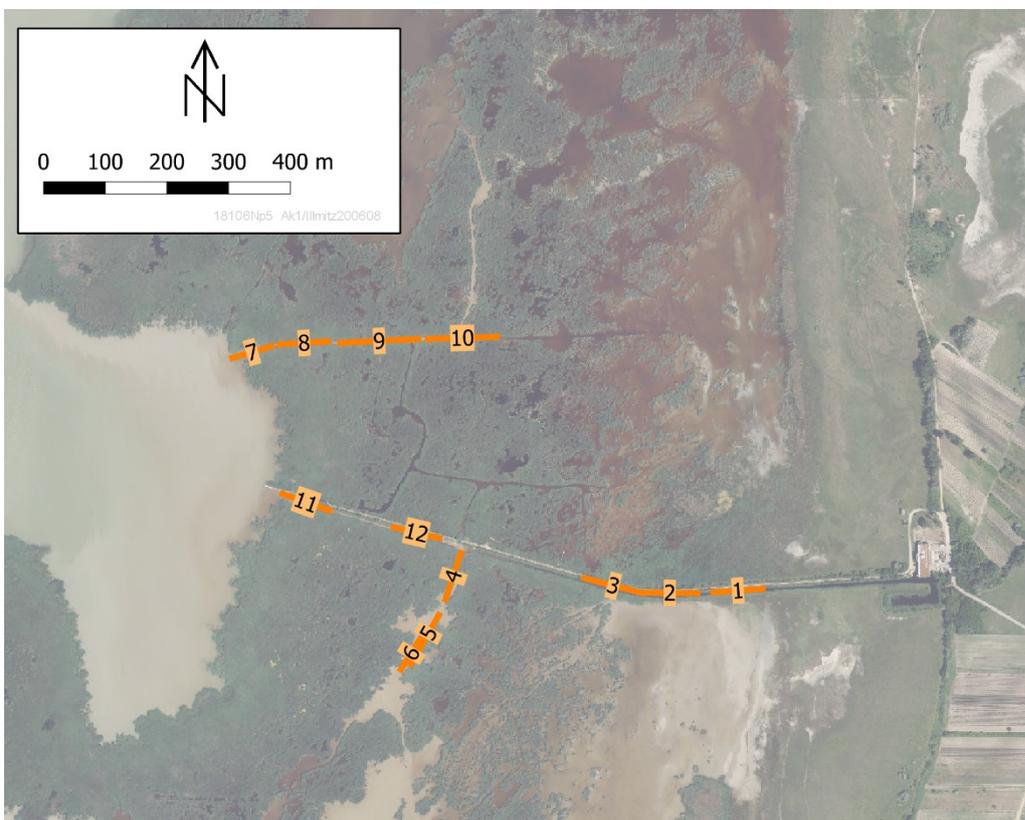


Abbildung 51. Lage der Befischungstreifen im Bereich von Illmitzter Bucht und Stationskanal Anfang Juni 2020.

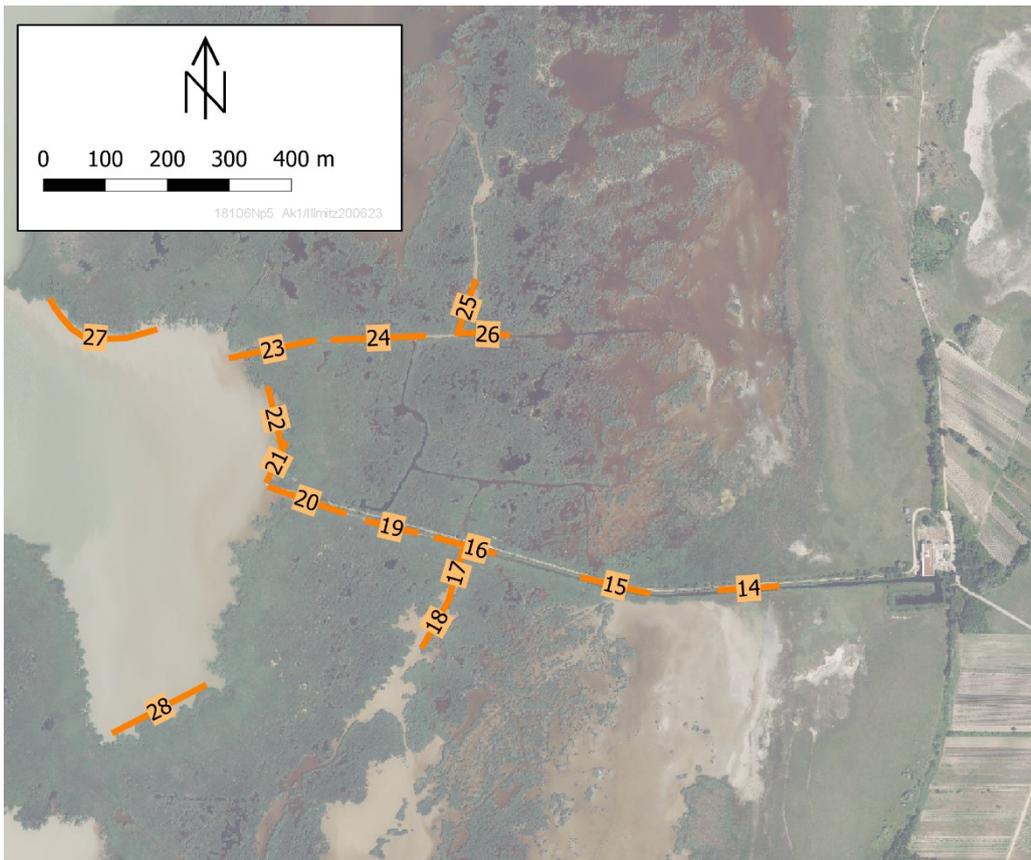


Abbildung 52. Lage der Befischungsstreifen im Bereich von Illmitzer Bucht und Stationskanal Ende Juni 2020.

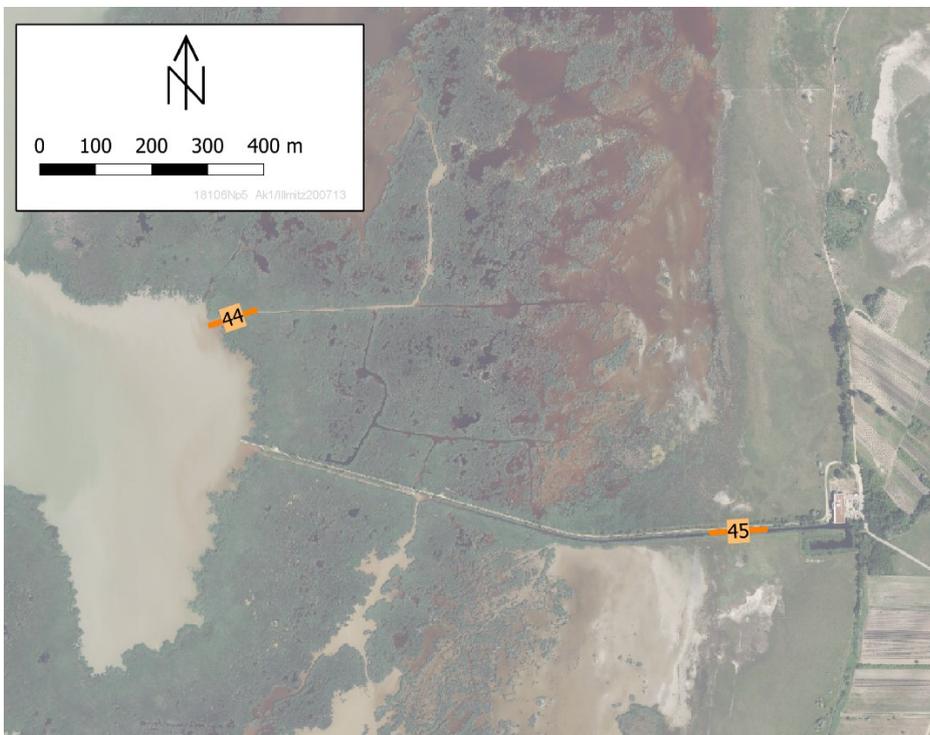


Abbildung 53. Lage der Befischungsstreifen im Bereich von Illmitzer Bucht und Stationskanal Mitte Juli 2020.

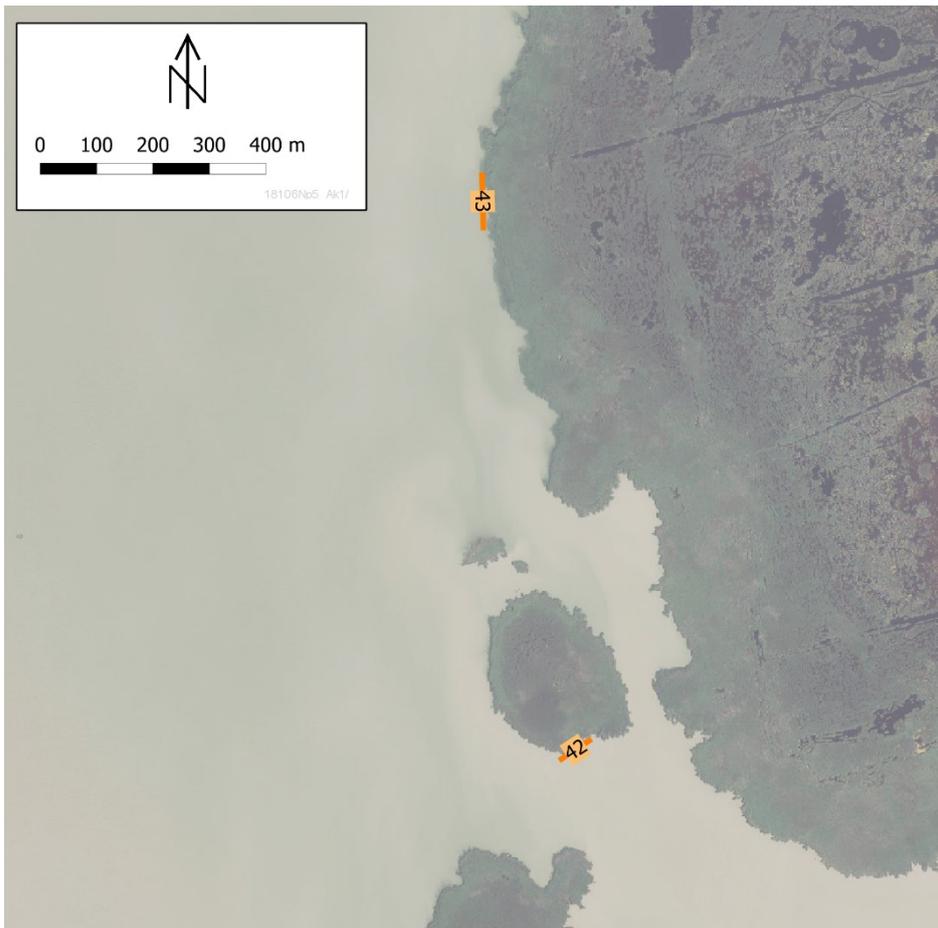


Abbildung 54. Lage der Befischungstreifen Richtung Silbersee Mitte Juli 2020.

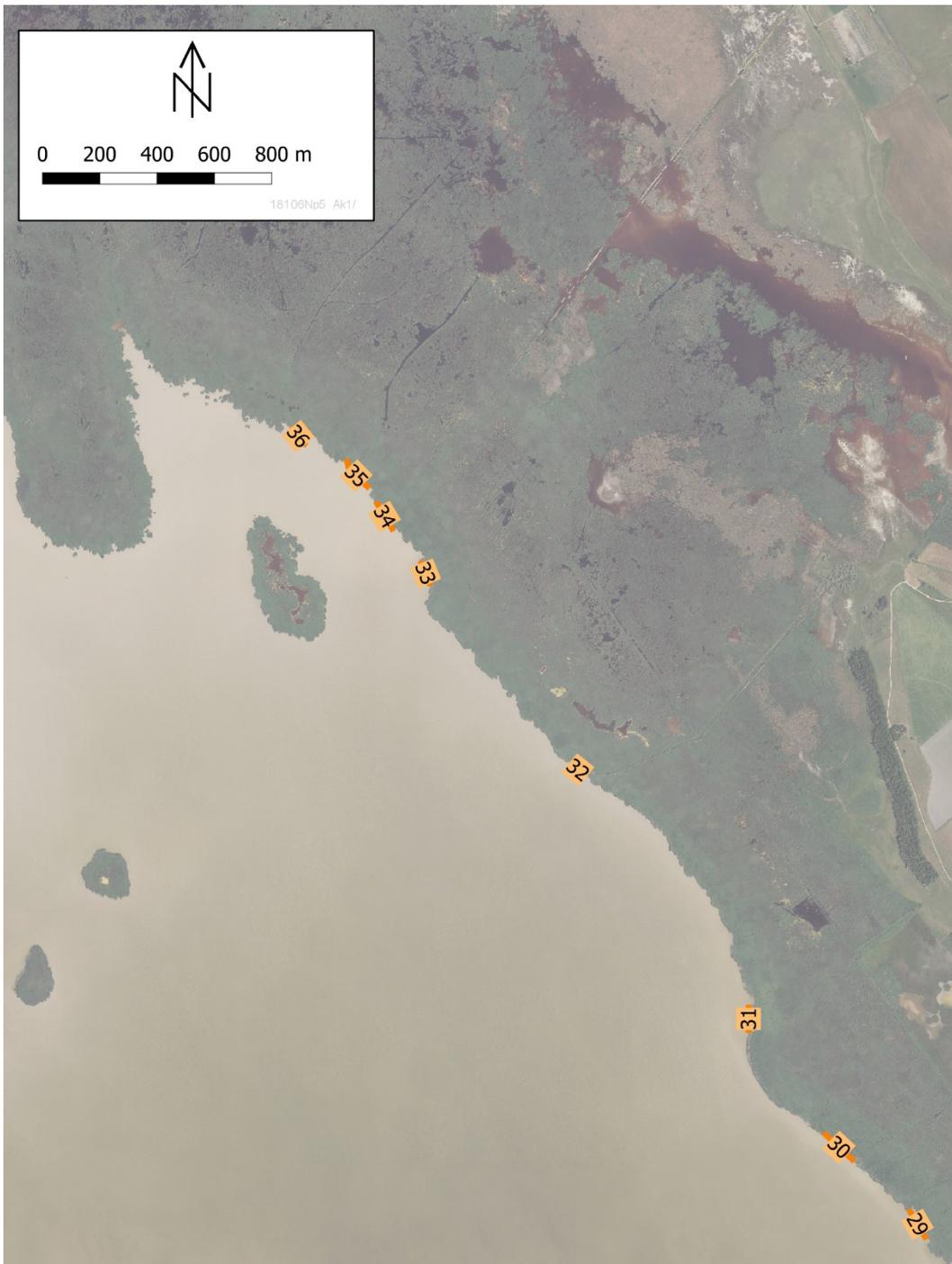


Abbildung 55. Lage der Befischungstreifen am Ostufer des Silbersee Mitte Juli 2020.

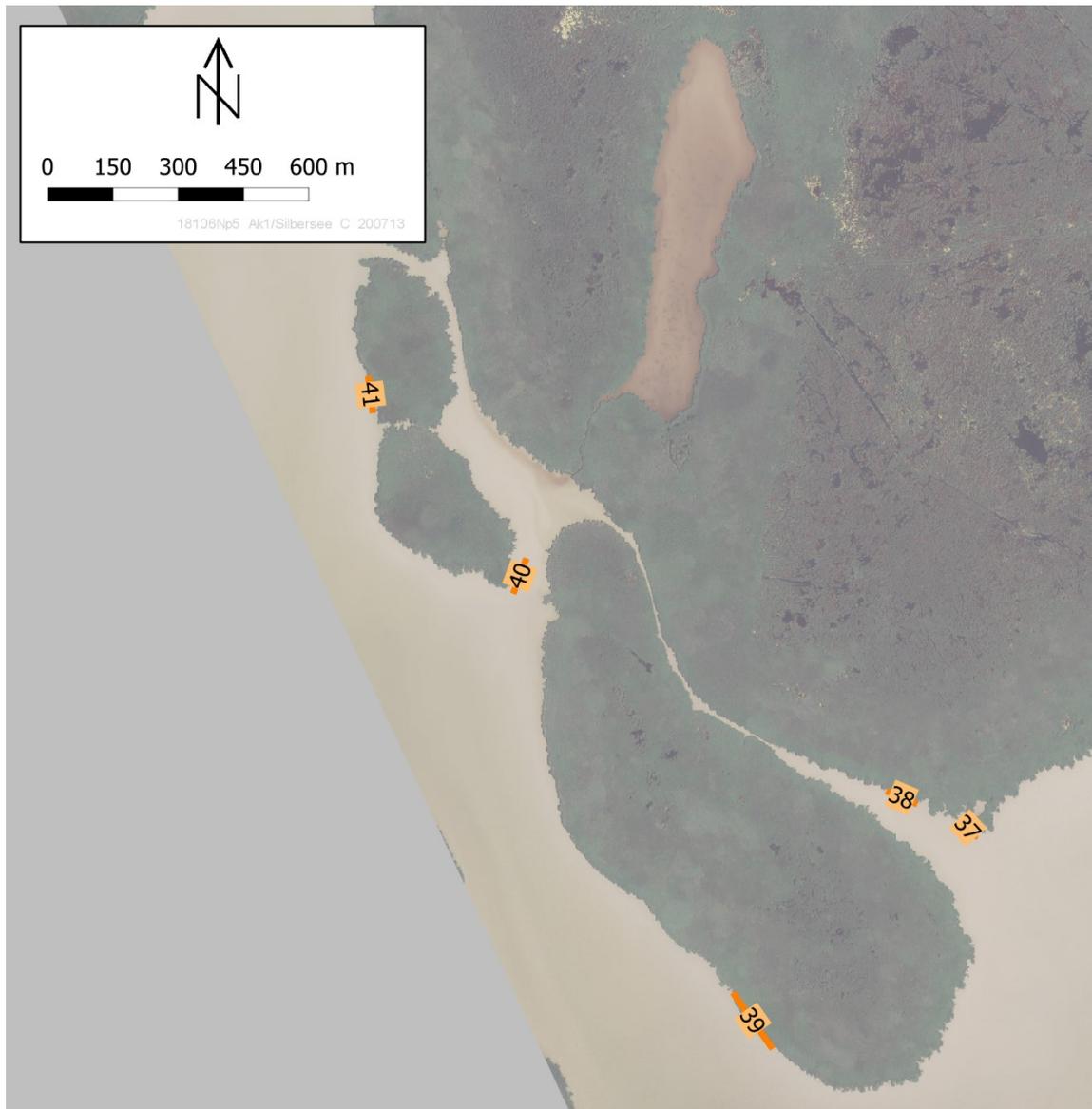


Abbildung 56. Lage der Befischungstreifen im Silbersee am SW-Rand der großen Schilfinsel Mitte Juli 2020.

7.2 Ergebnisse – physikalisch-chemischen Parameter

Tabelle 7. Analysenergebnisse der physikalisch-chemischen Parameter an den Probenstrecken 2019 und 2020 (ID siehe Karten in Kap. 7.1). Lf = elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S cm}^{-1}$], DO = Sauerstoffkonzentration [mg L^{-1}], O₂% = Sauerstoffsättigung [%], WR = Wassertemperatur [$^{\circ}\text{C}$].

ID	Datum	Bereich / Standort	Lf	DO	O ₂ %	WT
1	19.05.2019	NSS_Sandegg	3750	9,6	86	10,8
5	19.05.2019	NSS_Sandegg	3940	11,3	101	10,1
9	19.05.2019	NSS_Sandegg	2180	5,8	50	10,0
11	19.05.2019	NSS_Sandegg	2320	7,5	67	10,4
16	26.06.2019	NSS_Ruster Poschn	na	6,0	75	26,3
18	26.06.2019	NSS_Ruster Poschn	na	6,9	80	27,1
26	26.06.2019	NSS_Ruster Poschn	na	6,6	84	27,3
27	23.07.2019	NSS_Mörbischer Blänken	na	na	62	23,5
29	23.07.2019	NSS_Mörbischer Blänken	3570	7,6	91	na
30	23.07.2019	NSS_Mörbischer Blänken	3700	2,4	30	25,5
31	23.07.2019	NSS_Mörbischer Blänken	3770	3,4	39	25,5
33	23.07.2019	NSS_Mörbischer Blänken	3650	10,0	134	27,6
38	23.07.2019	NSS_Mörbischer Blänken	3630	11,1	146	29,1
1	27.08.2019	Wulkamündung_Seeseite	1945	5,0	57	23,0
2	27.08.2019	Wulkamündung_Seeseite	1500	5,5	64	22,9
3	27.08.2019	Wulka_Kanal	872	3,8	42	20,5
4	27.08.2019	Wulka_Kanal	984	2,0	25	20,8
5	27.08.2019	Wulka_Kanal	940	2,6	29	21,1
6	27.08.2019	Wulka_Kanal	830	5,8	66	20,7
7	27.08.2019	Wulka_Kanal	783	7,9	90	21,0
8	27.08.2019	Wulka_Kanal	808	14,9	155	25,0
9	27.08.2019	Wulka_Kanal	724	9,5	108	22,3
1	08.06.2020	Stationskanal	3560	3,3	35	19
4	08.06.2020	Kleiner Zug	3000	8,2	89	19
8	08.06.2020	Kanal Ruster Poschn	3000	8,0	87	19
9	08.06.2020	Kanal Ruster Poschn	3300	7,4	80	19
13	23.06.2020	Stationskanal	3450	2,0	23	20
18	23.06.2020	Kleiner Zug	2880	9,4	103	19
21	23.06.2020	Illmitzer Bucht	2890	9,0	99	19

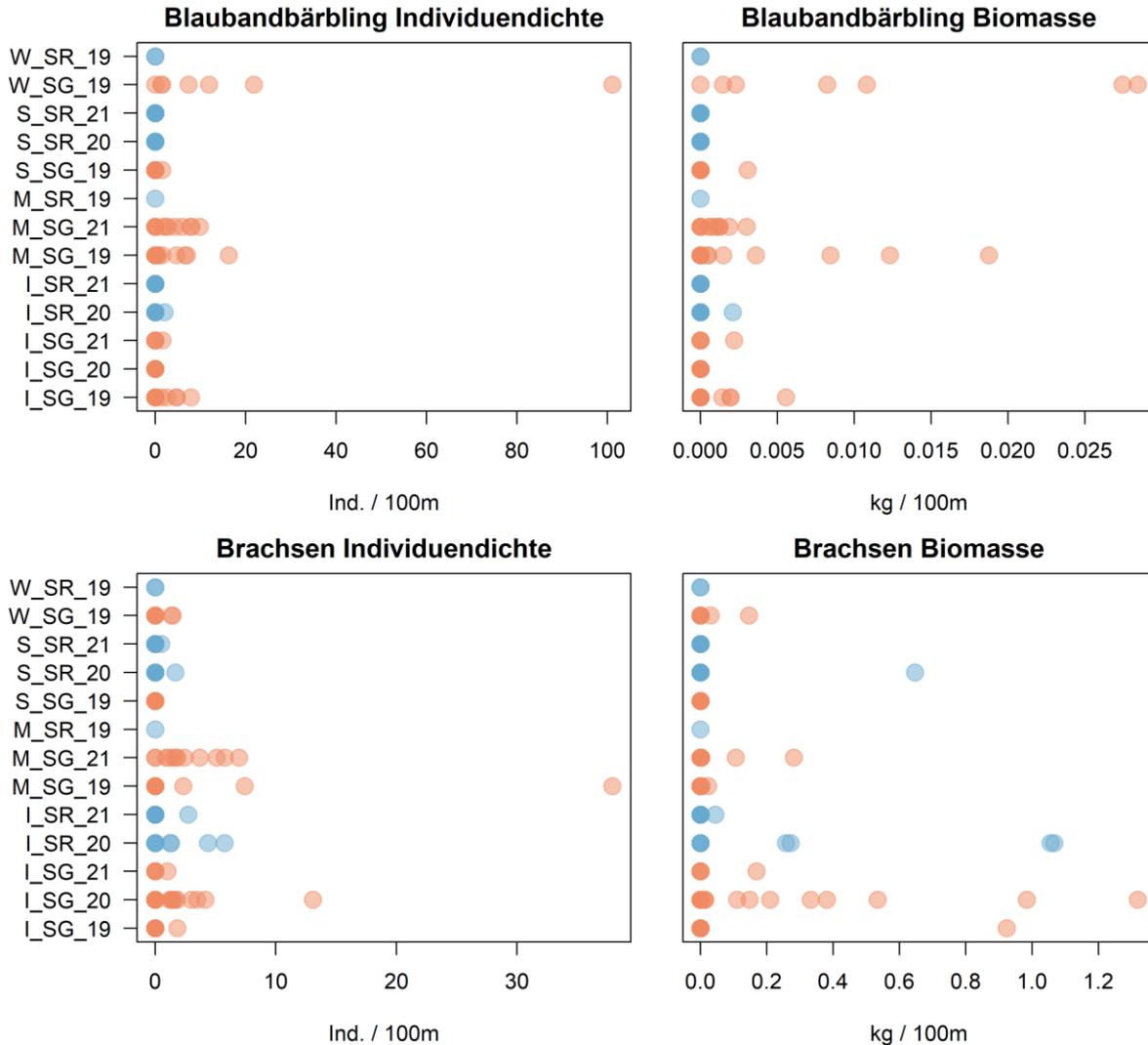
na = nicht analysiert

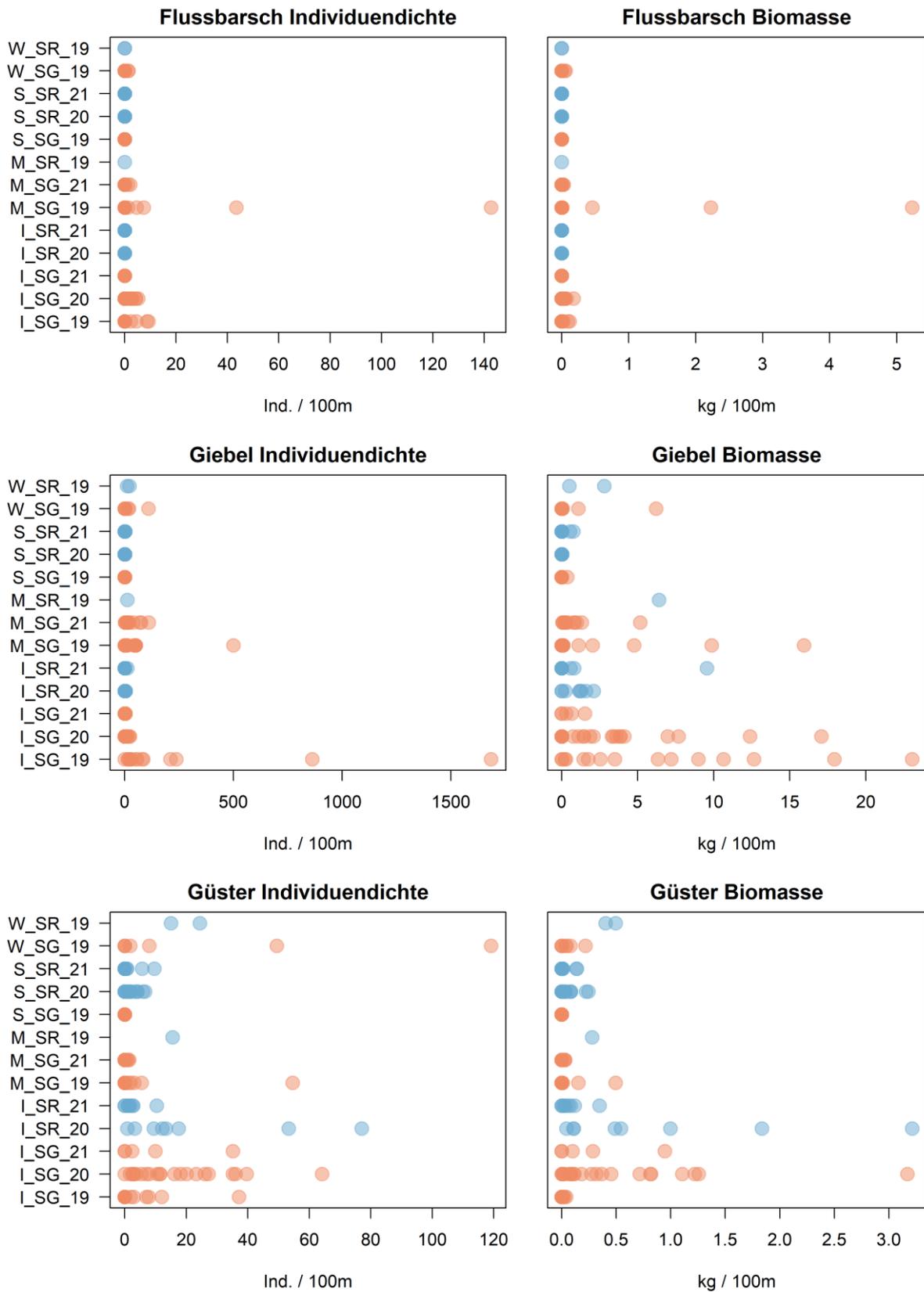
Tabelle 8. Analysenergebnisse der physikalisch-chemischen Parameter an den Probenstrecken im Jahr 2021 (ID siehe Karten in Kap. 7.1). Abkürzungen siehe Tabelle 7.

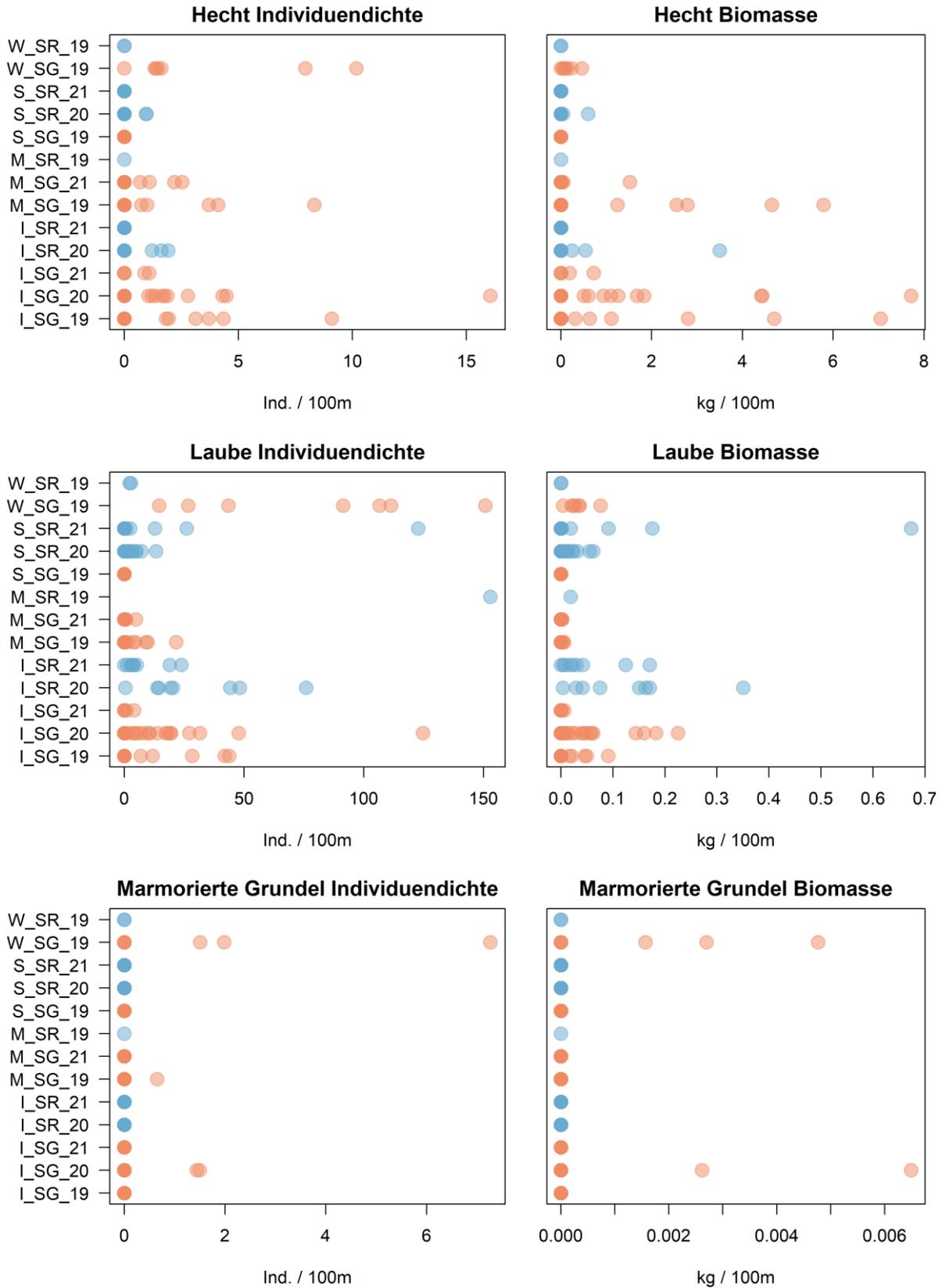
ID	Datum	Bereich / Standort	Lf	DO	O ₂ %	WT	pH
1	08.06.2021	Stationskanal	3100	0,0	0	23,3	9,3
2	08.06.2021	Stationskanal	3060	0,3	5	22,4	9,2
3	08.06.2021	Illmitzer Bucht West	2830	9,2	108	22,9	9,6
4	08.06.2021	Illmitzer Bucht	2850	9,9	117	23,6	9,7
5	08.06.2021	Illmitzer Bucht Süd	2830	10,3	122	23,6	9,6
6	08.06.2021	Illmitzer Bucht Süd	2840	10,4	124	24,6	9,1
7	08.06.2021	Illmitzer Bucht Ost	2830	10,5	129	25,5	8,9
8	08.06.2021	Illmitzer Bucht Ost	2820	10,7	128	24,0	9,0
9	08.06.2021	Illmitzer Bucht	2820	10,6	130	25,1	9,1
10	08.06.2021	Illmitzer Bucht Ost	2810	10,2	122	23,4	9,1
11	08.06.2021	Kanal Ruster Poschn	2830	8,3	100	24,4	8,9
12	08.06.2021	Kanal Ruster Poschn	2920	6,3	78	26,0	9,1
13	08.06.2021	Kleiner Zug	2920	8,2	102	26,8	8,9
14	08.06.2021	Kleiner Zug	na	8,5	106	26,8	8,8
15	28.06.2021	Mörbisch	4100	8,0	102	28,1	8,8
16	28.06.2021	Mörbisch	4090	8,9	116	28,5	8,8
17	28.06.2021	Mörbisch	4190	7,5	99	29,1	8,8
18	28.06.2021	Mörbisch	4180	4,6	89	28,4	8,7
19	28.06.2021	Mörbisch	4230	3,8	51	28,6	8,6
20	28.06.2021	Mörbisch	4180	6,7	90	30,0	8,7
21	28.06.2021	Mörbisch	4180	4,3	57	29,1	8,6
22	28.06.2021	Mörbisch	4190	6,8	92	30,0	8,6
23	28.06.2021	Mörbisch	4170	7,2	96	30,1	8,6
24	28.06.2021	Mörbisch	4180	10,9	158	33,7	8,6
25	28.06.2021	Mörbisch	3830	7,0	99	29,9	8,6
26	28.06.2021	Mörbisch	3120	9,0	124	31,0	8,8
27	29.06.2021	Südteil Großer Zug	3150	6,9	87	26,7	8,8
28	29.06.2021	Südteil Großer Zug	3280	6,2	78	26,2	8,8
29	29.06.2021	Südteil Großer Zug	3300	7,8	98	26,5	8,9
30	29.06.2021	Südteil Ost	3450	8,8	103	27,3	8,8
31	29.06.2021	Südteil Ost	3370	8,7	116	28,1	8,9
32	29.06.2021	Südteil Ost	3320	8,8	113	27,3	8,8
33	29.06.2021	Südteil Ost	3350	8,0	105	28,4	8,8
35	29.06.2021	Südteil West	3380	8,2	111	30,3	8,7
36	29.06.2021	Südteil West	3300	8,6	117	30,1	8,8
37	29.06.2021	Südteil West	3360	9,0	122	30,5	8,8
38	29.06.2021	Südteil West	3330	7,2	97	29,5	8,7

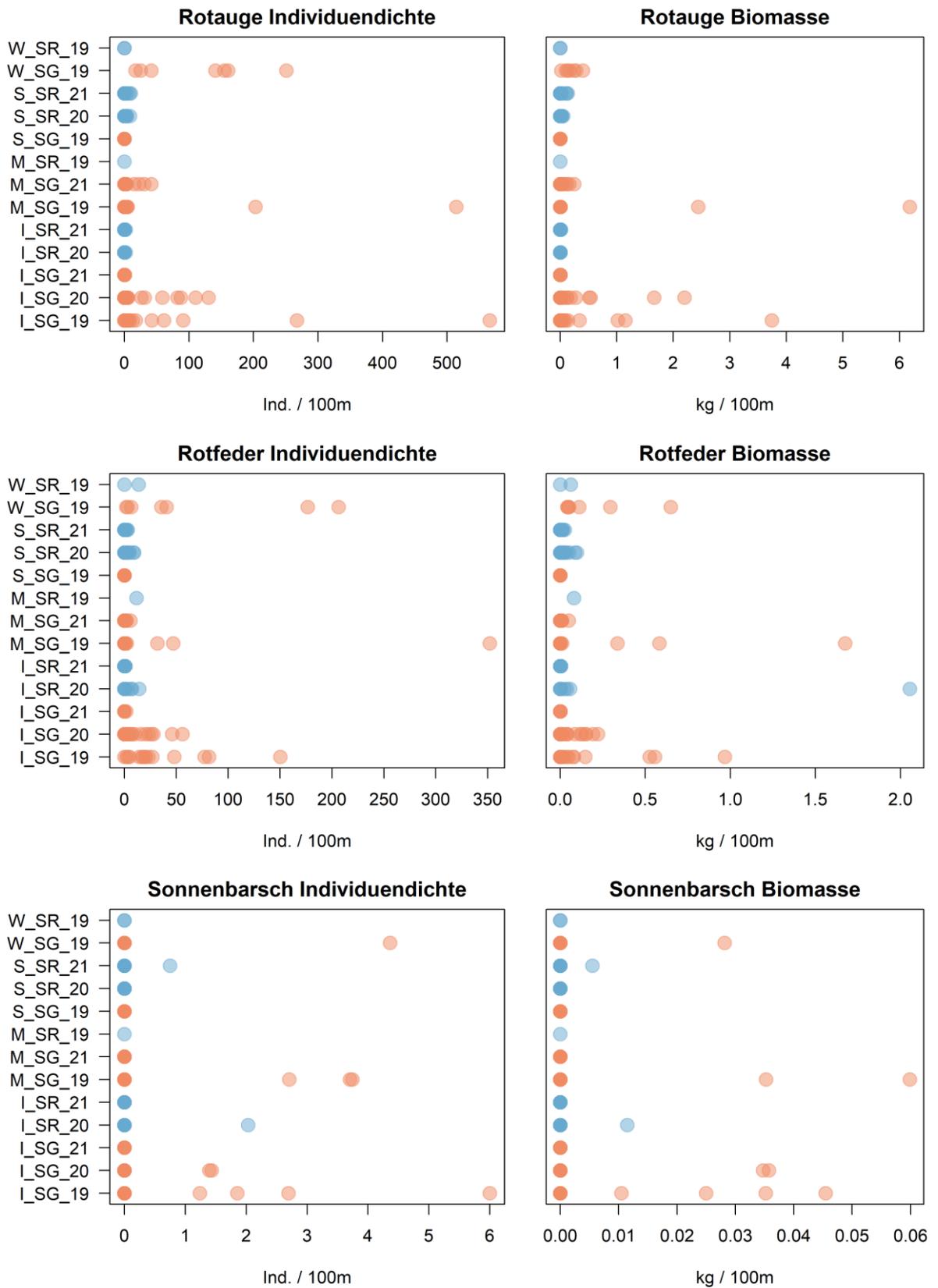
7.3 Fischdichten: CPUE

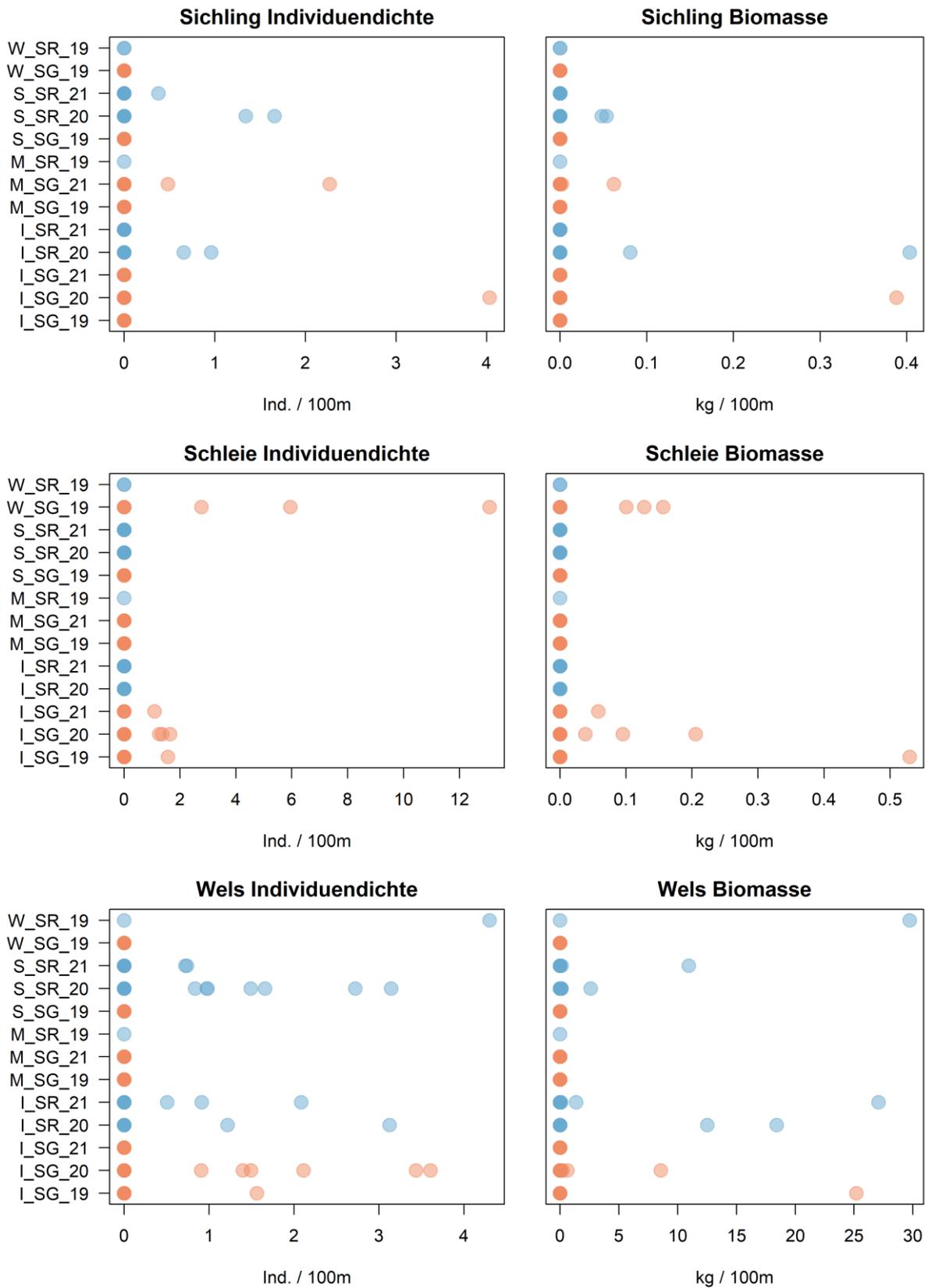
Nachfolgende Plots zeigen Fischdichte und Biomasse aller Arten des Neusiedler Sees als CPUE (catch per unit effort, links: Individuendichte in Ind. pro 100 m Schilfkante, rechts: Biomasse in kg pro 100 m Schilfkante) in den Bereichen Illmitz (I), Mörbisch (M), Südteil (S) und Wulka-Mündung (M) am Schilfrand (SR, blau) bzw. im Inneren des Schilfgürtels (SG, braun) in den Jahren 2019 bis 2021.

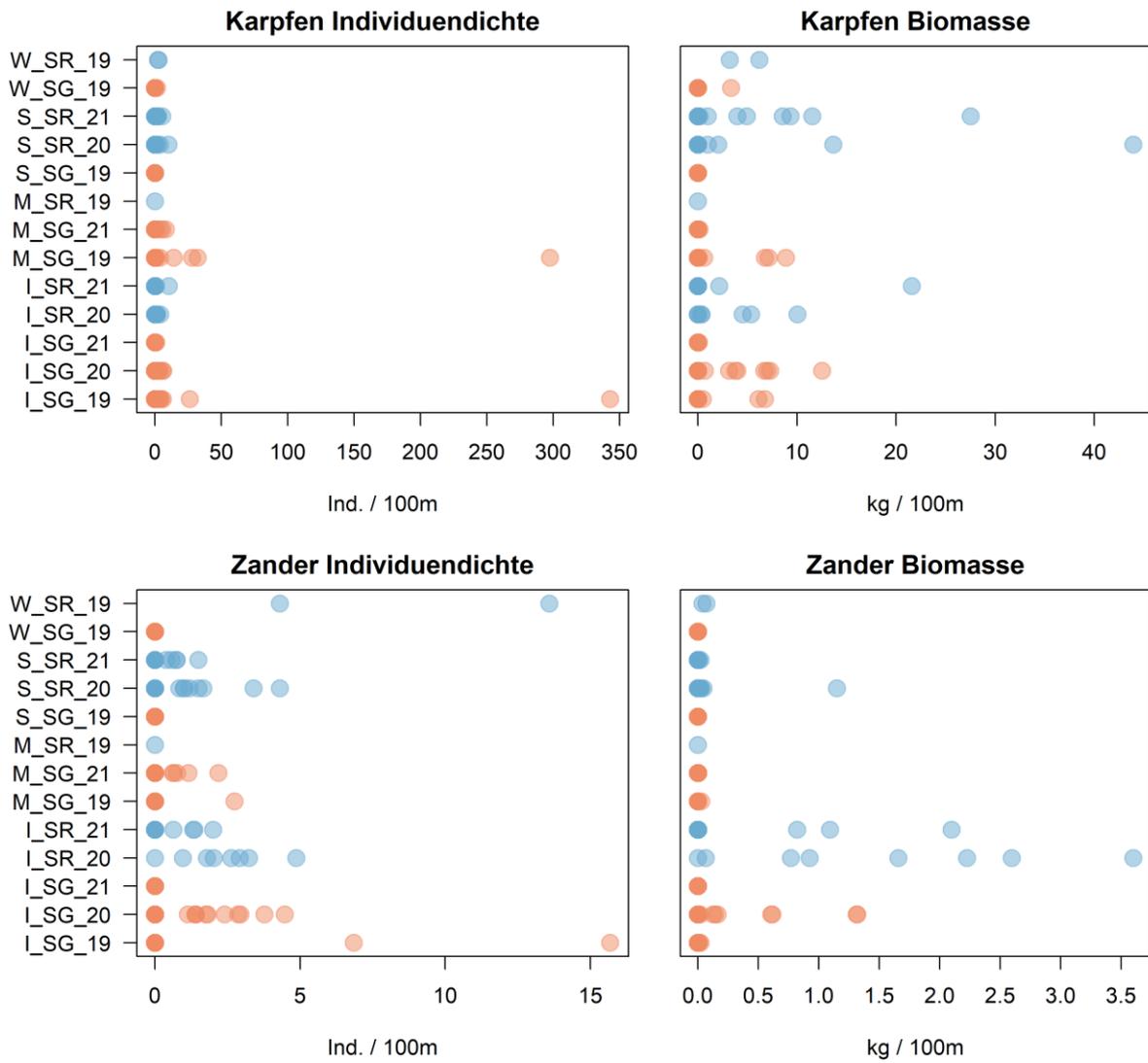






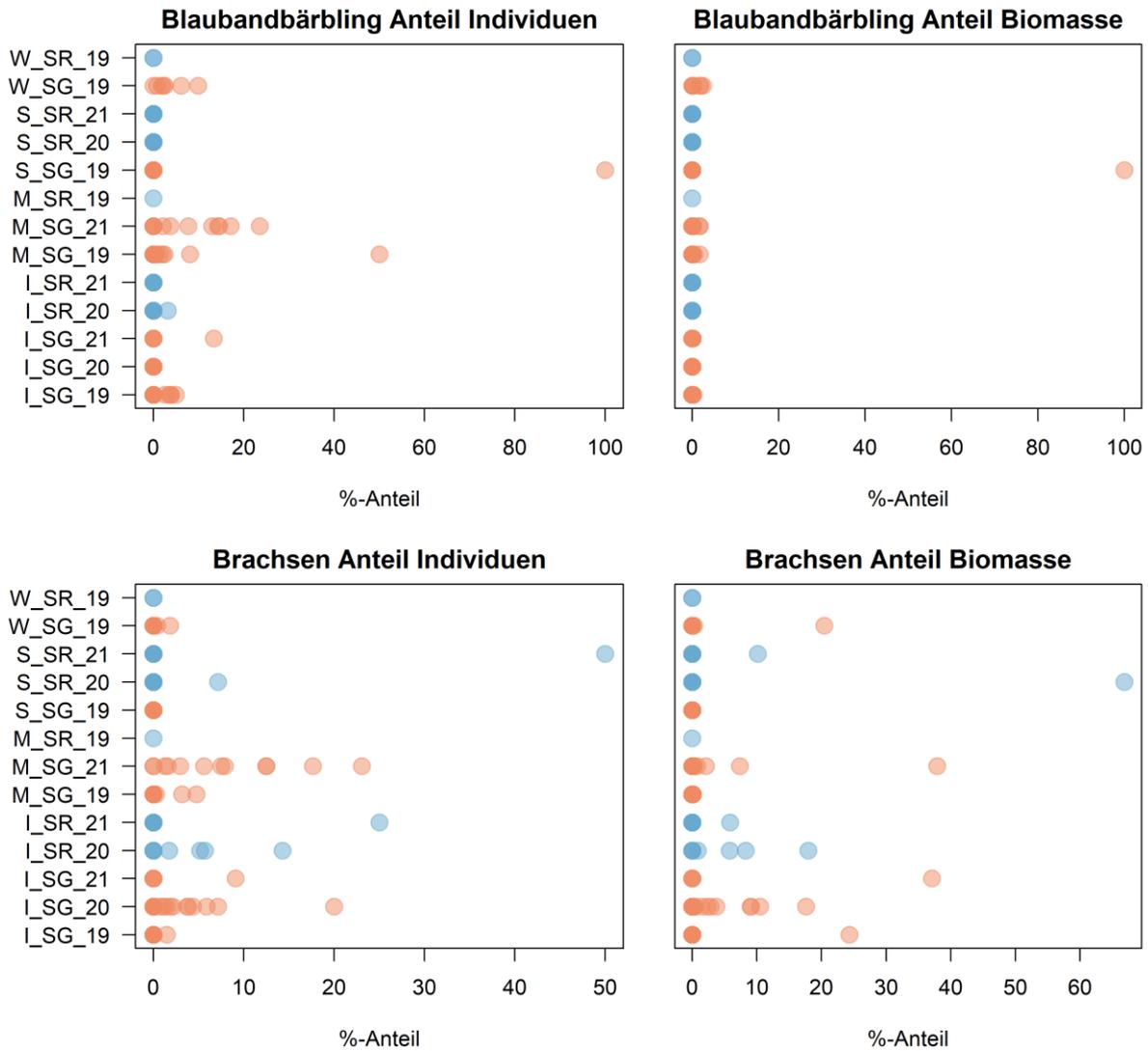


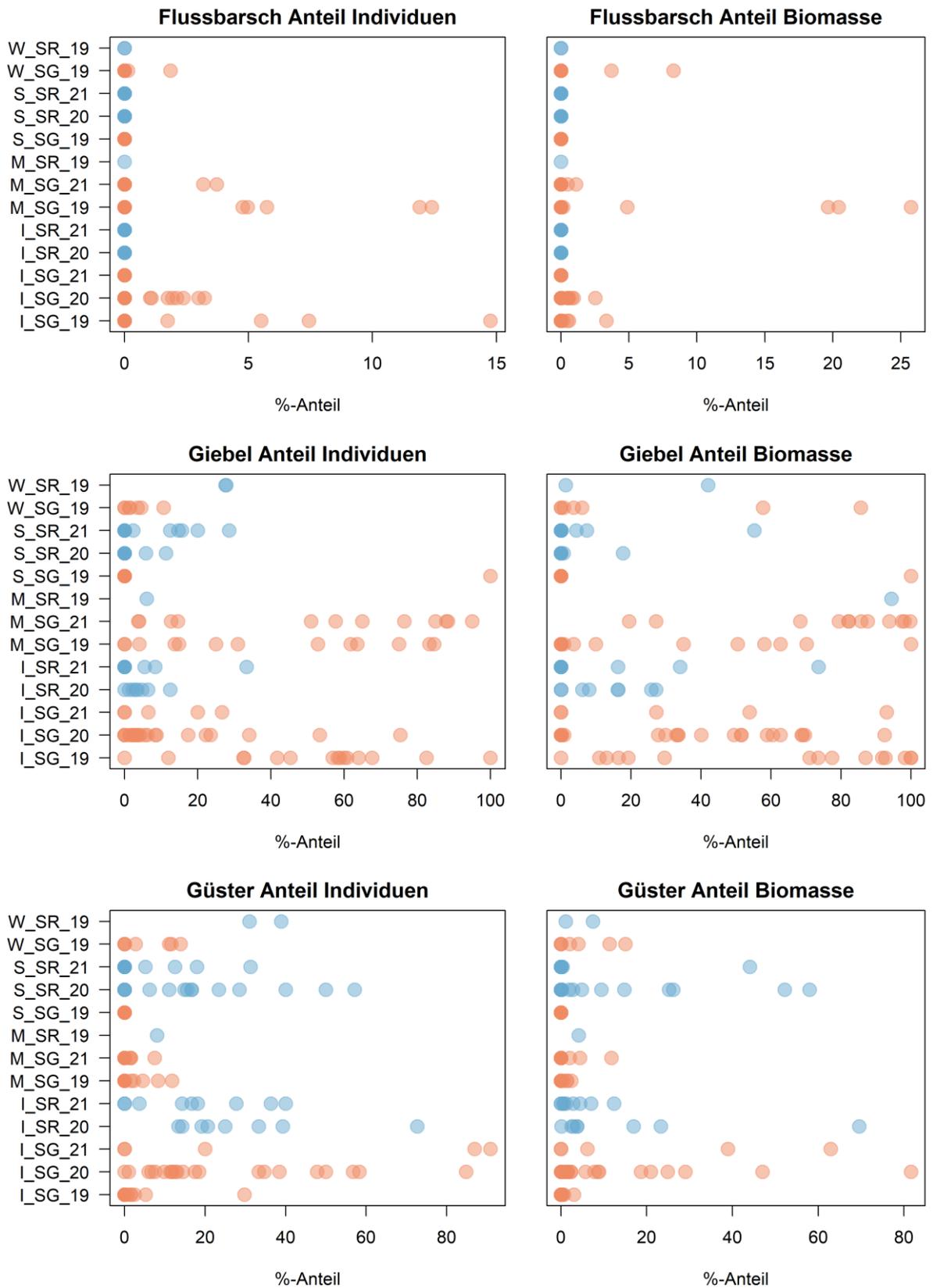


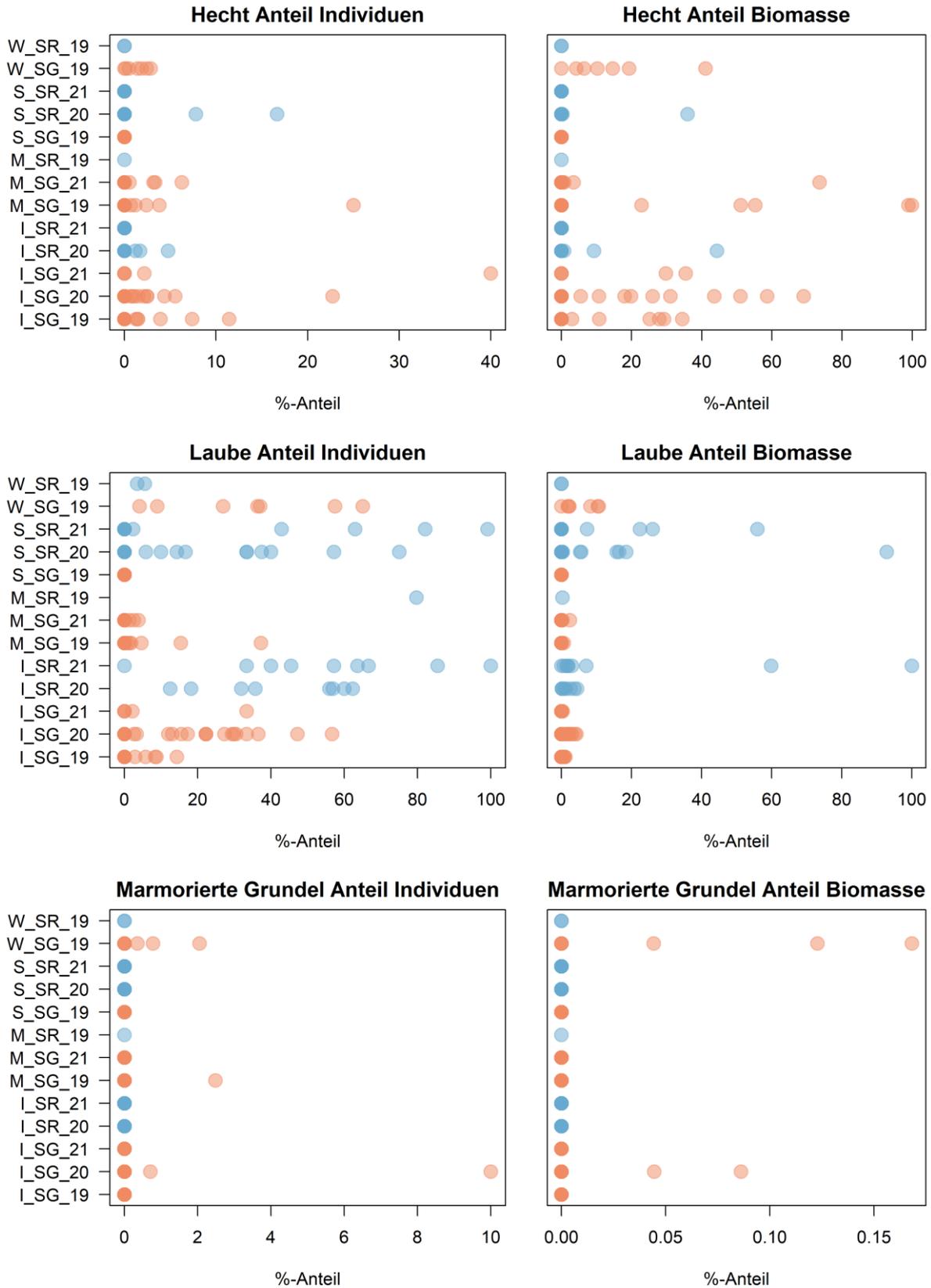


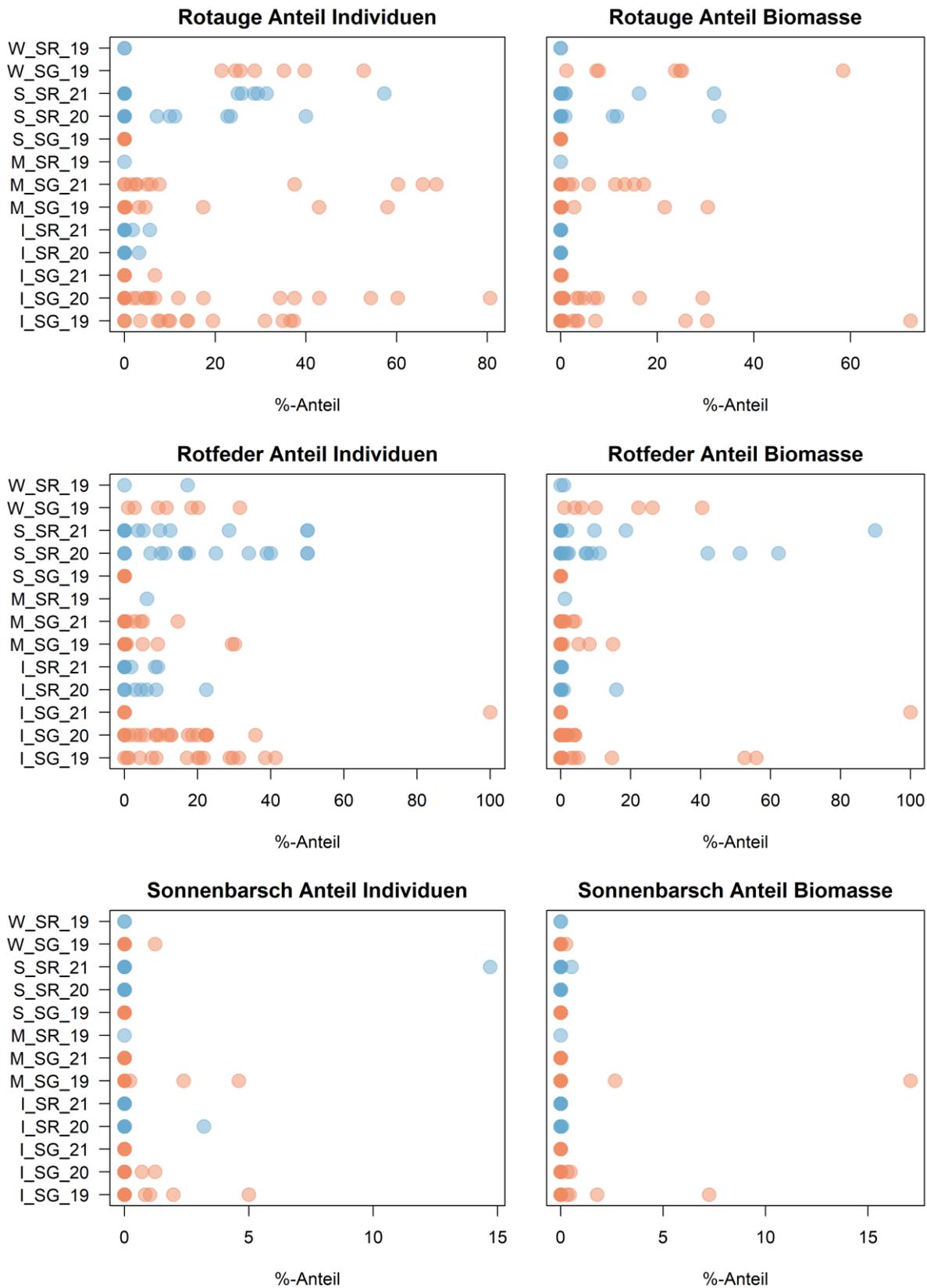
7.4 Fischdichten: relative Anteile

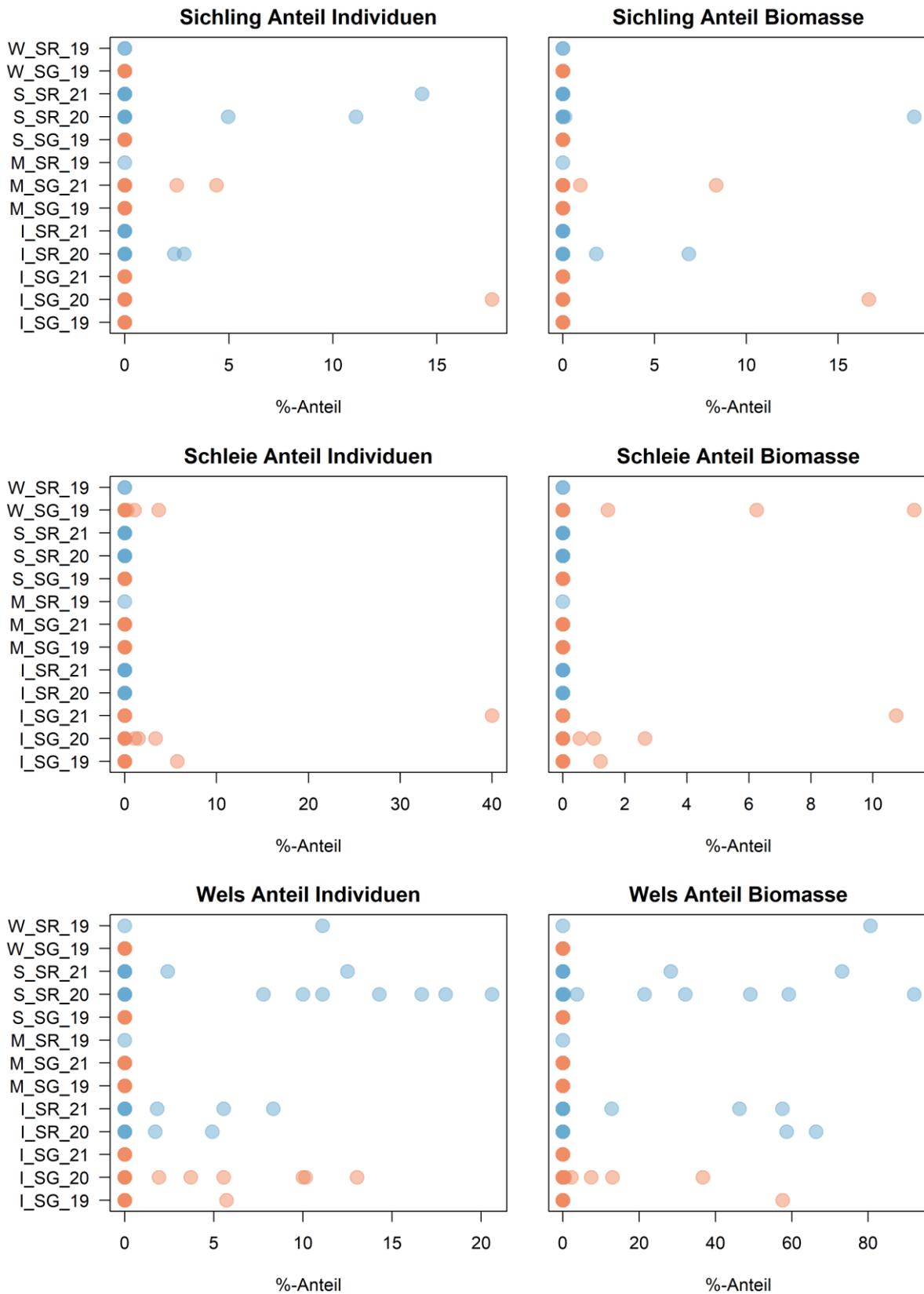
Nachfolgende Plots zeigen die relativen Anteile der Fischarten des Neusiedler Sees an der Gesamt-Individuendichte und -Biomasse in den Bereichen Illmitz (I), Mörbisch (M), Südteil (S) und Wulka-Mündung (M) am Schilfrand (SR, blau) bzw. im Inneren des Schilfgürtels (SG, braun) in den Jahren 2019 bis 2021.

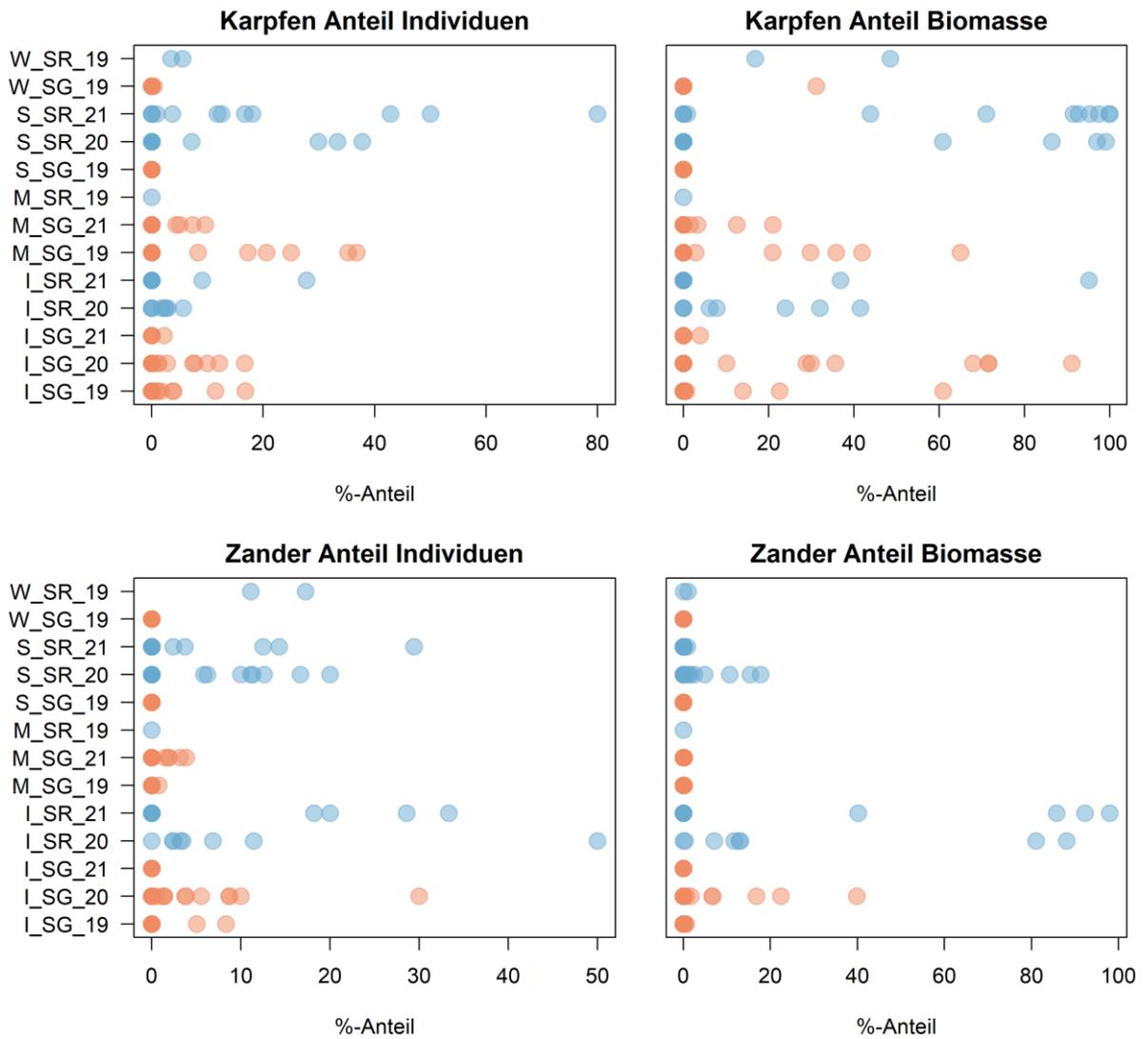






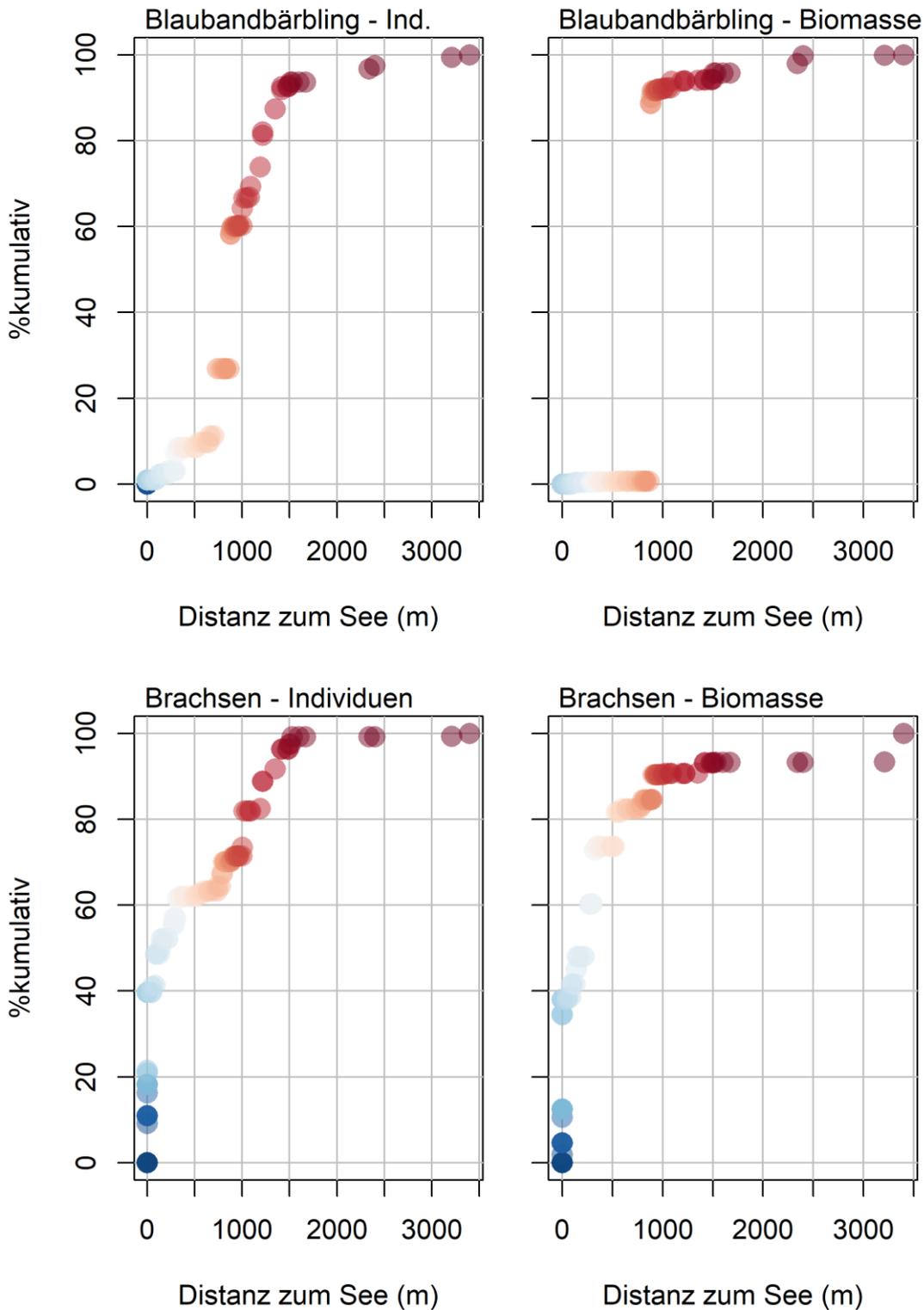


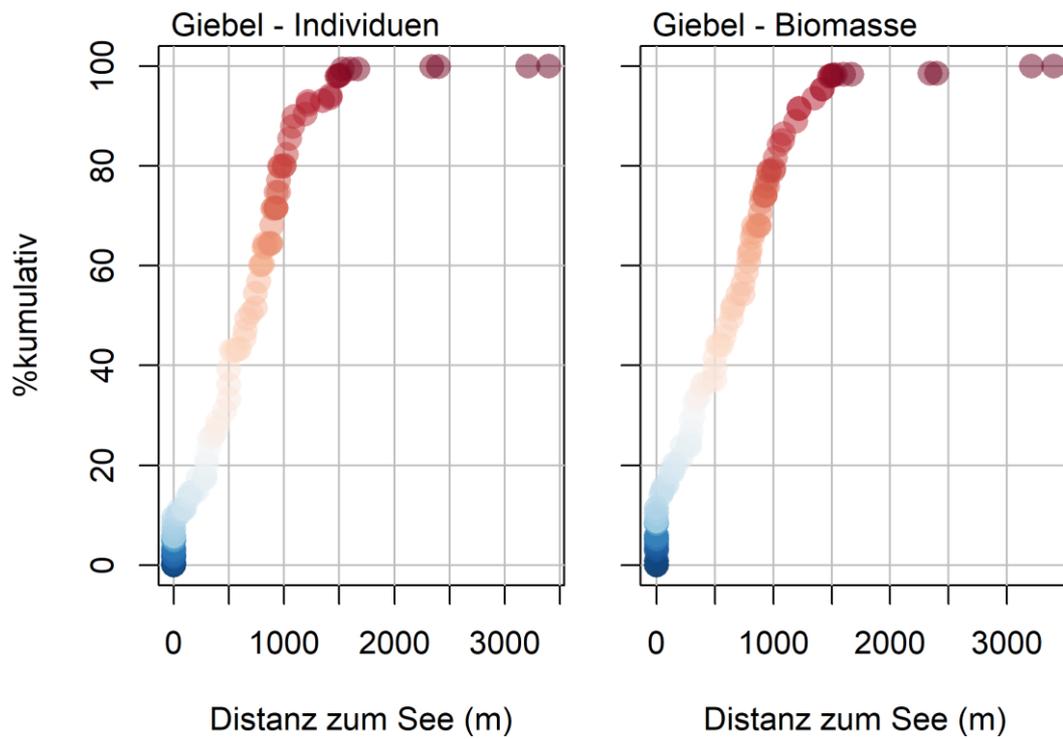
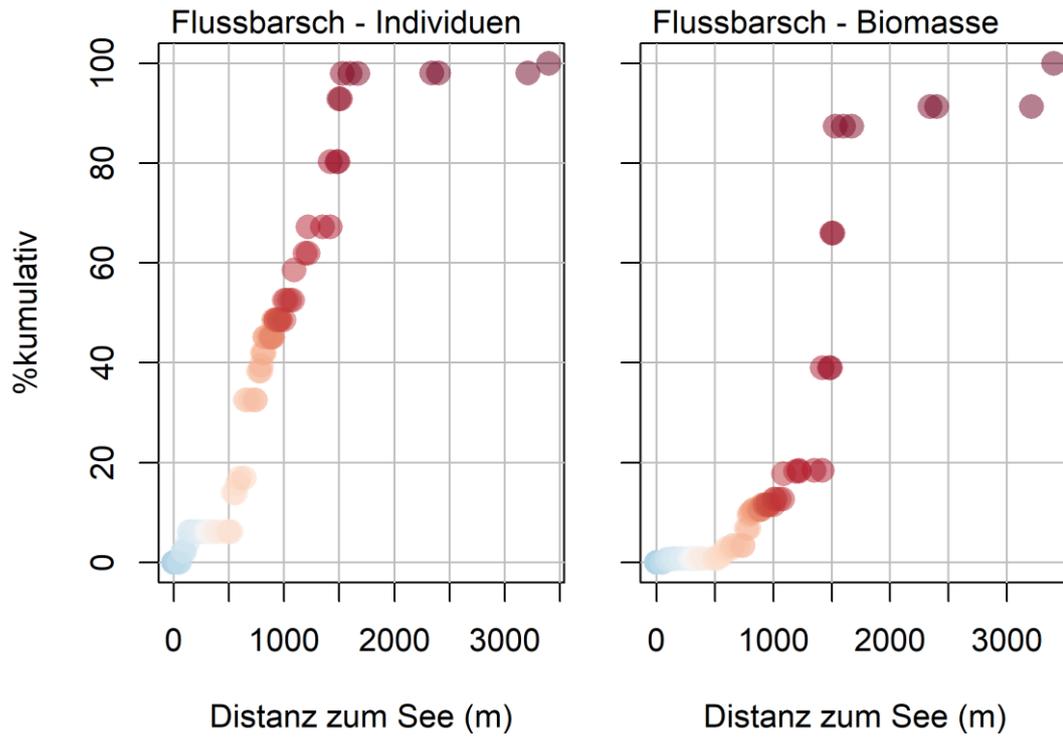


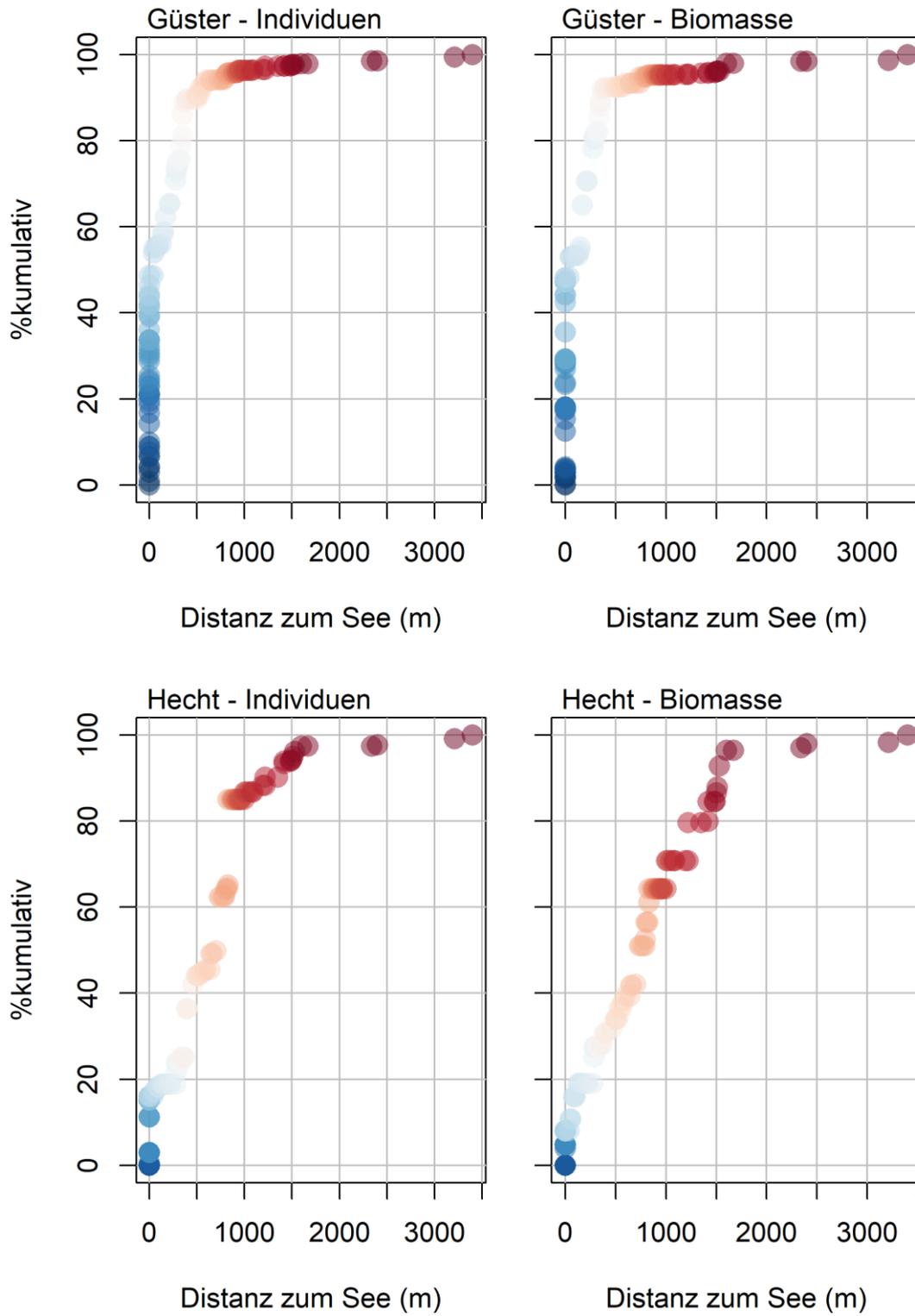


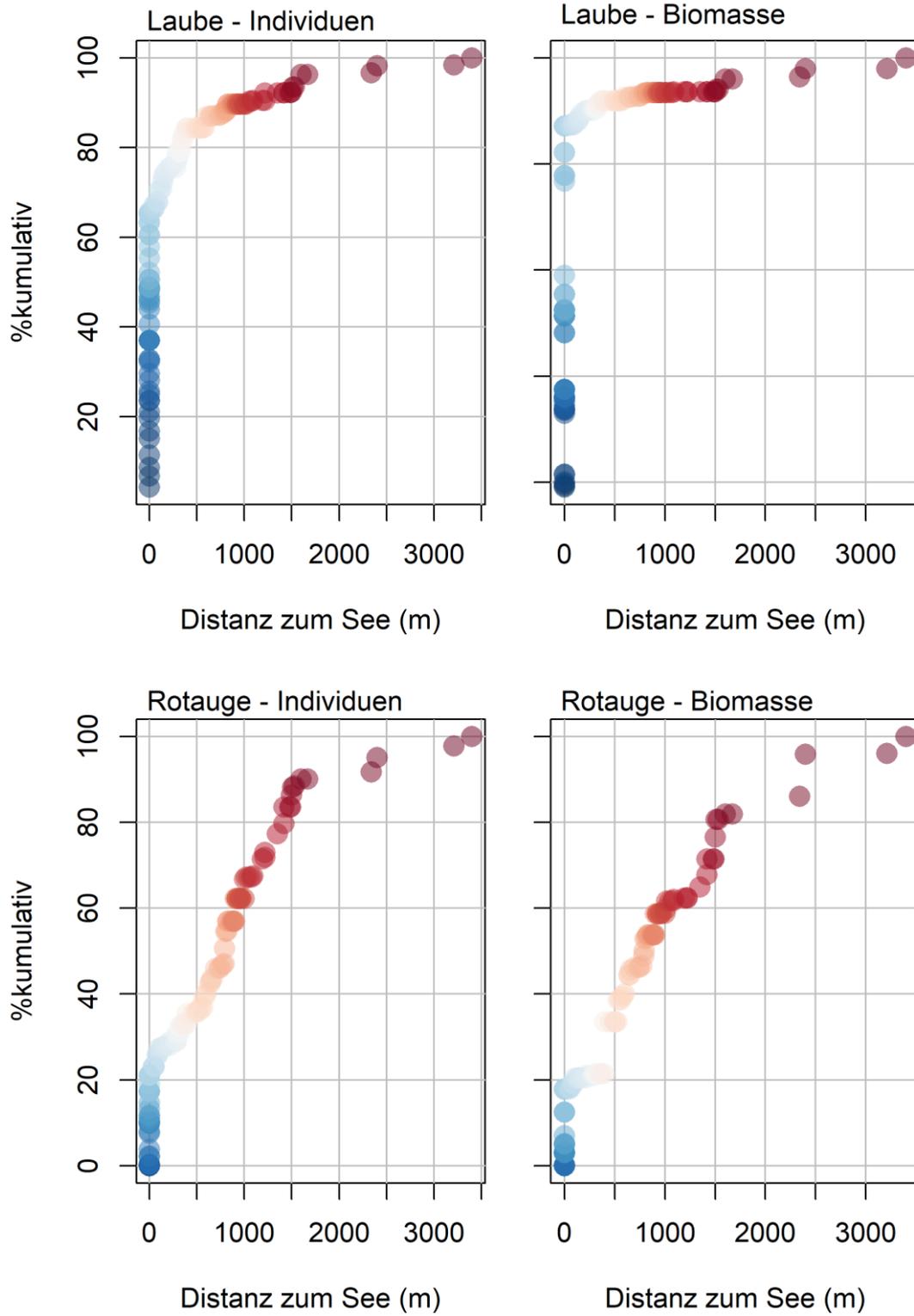
7.5 Räumliche Verteilung der Arten

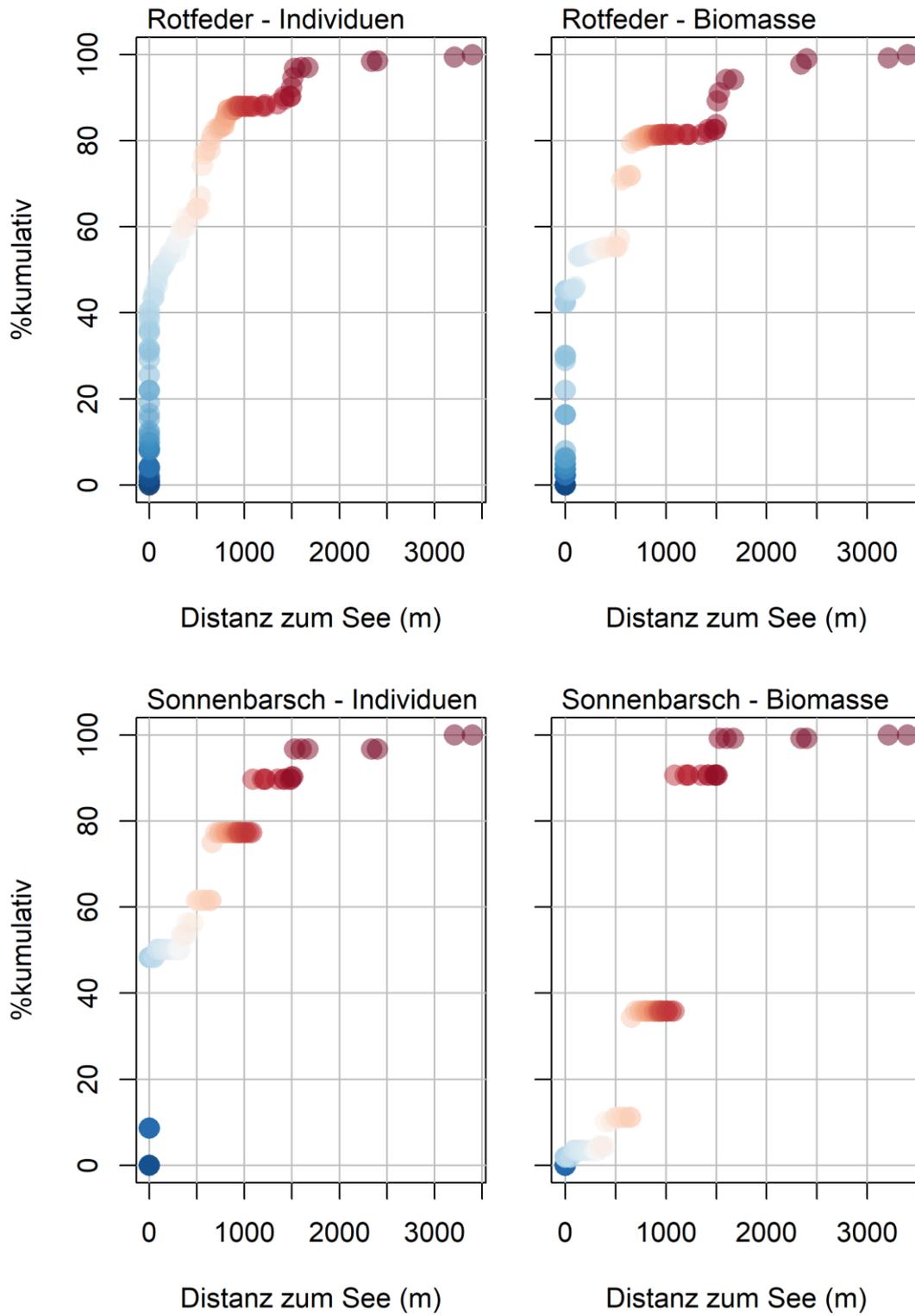
Die nachfolgenden Plots wurden aus den kumulativ aufsummierten relativen Anteilen entlang der sortierten Daten zur Entfernung der Befischungsstandorte vom offenen See berechnet. Bei sehr seltenen Arten wie dem Schlammpeitzger und der Karausche wurde auf diese Darstellung verzichtet.

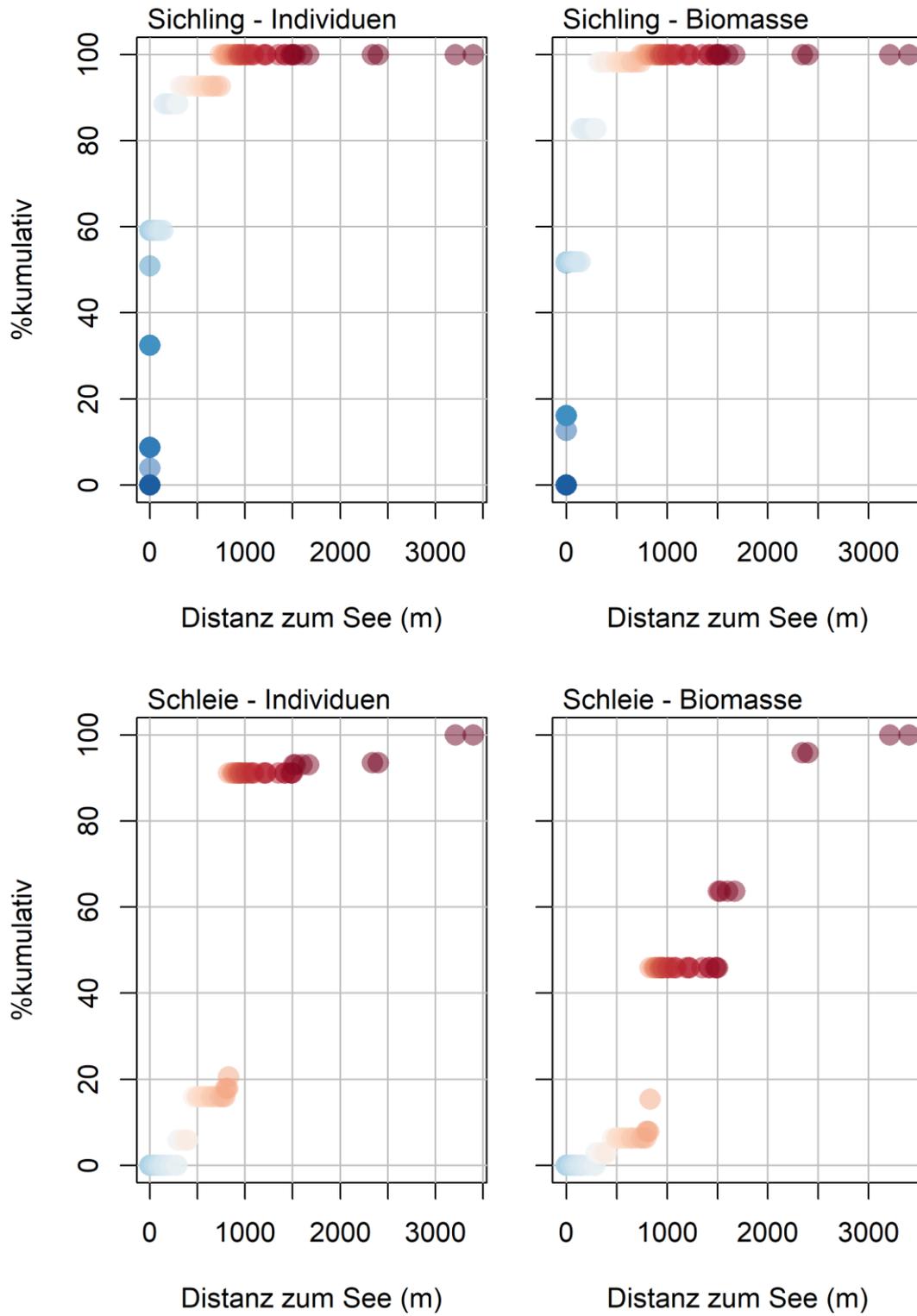


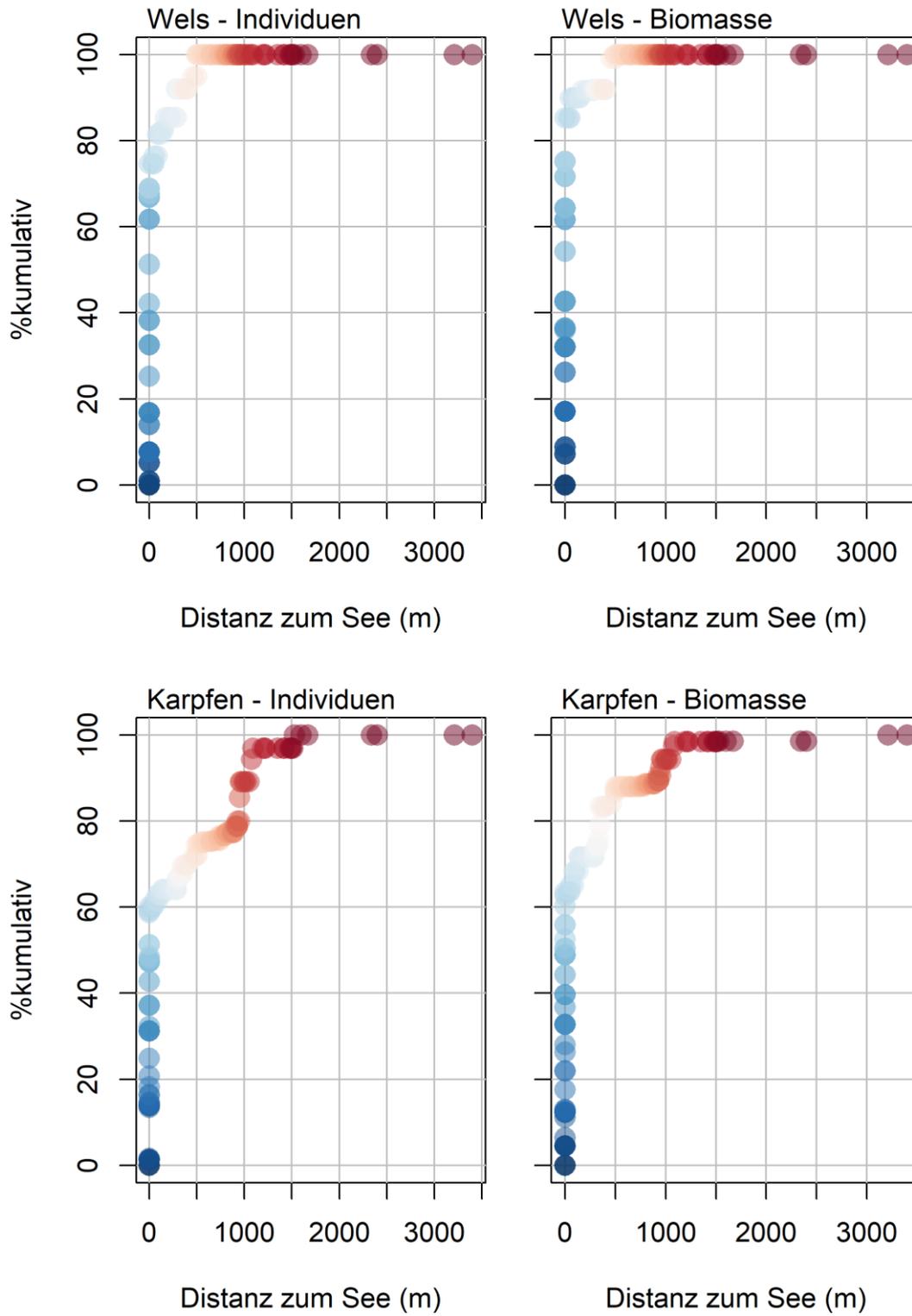


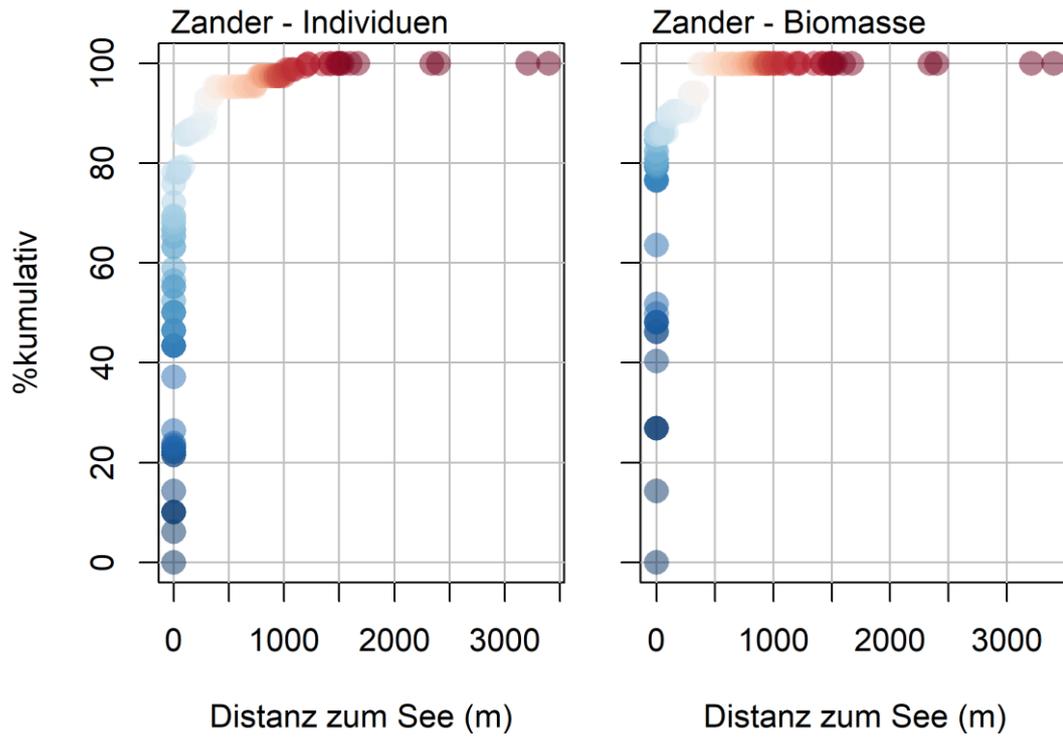












7.6 Längen-Frequenzverteilungen

Nachfolgende Plots zeigen die Längen-Frequenzverteilungen aller Fischarten des Neusiedler Sees in den Jahren 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen).

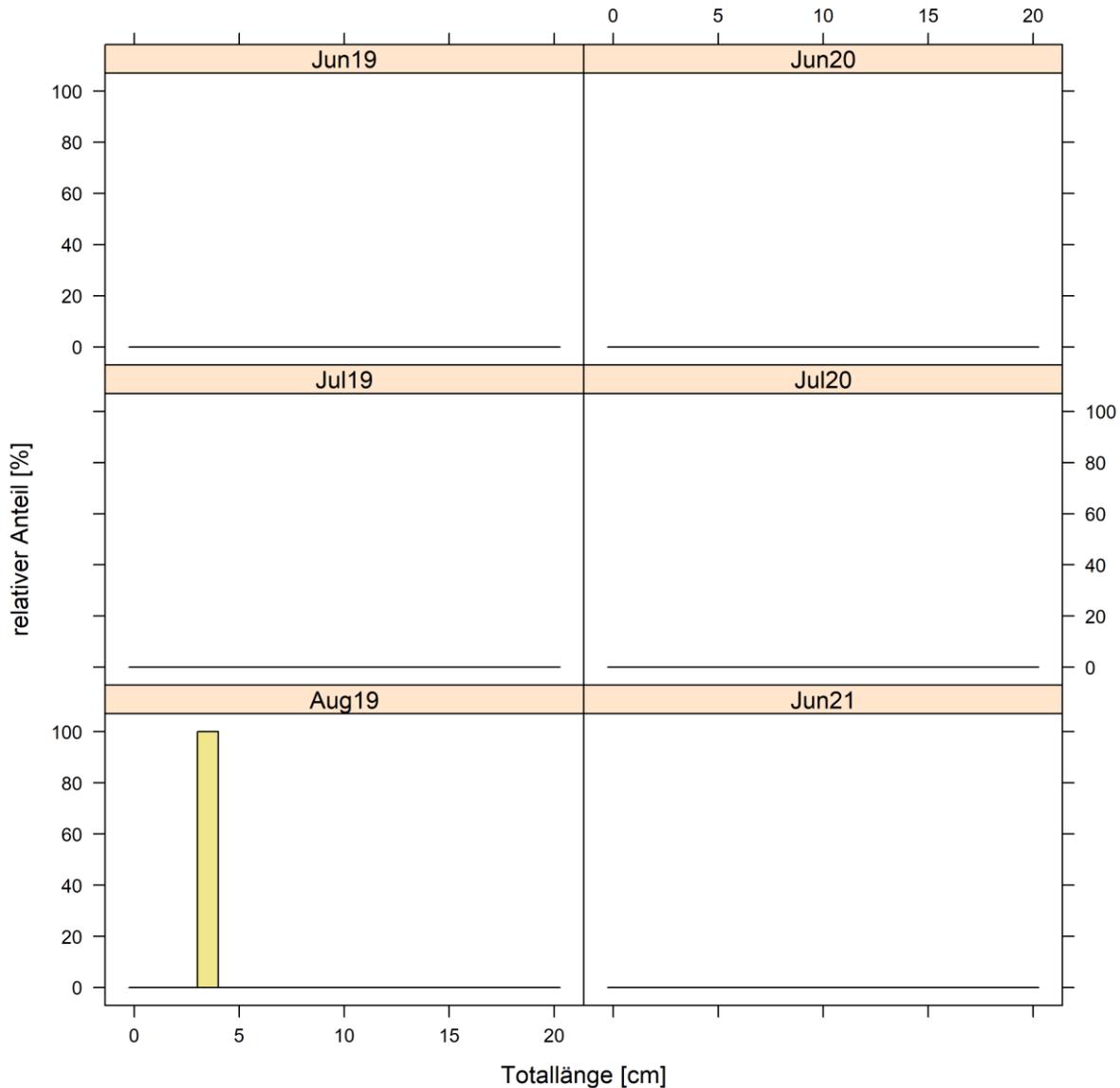


Abbildung 57. Längen-Frequenzverteilung des Aitel (*Squalius cephalus*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen). Nachweise ausschließlich im August 2019 im Wulka-Mündungsbereich.

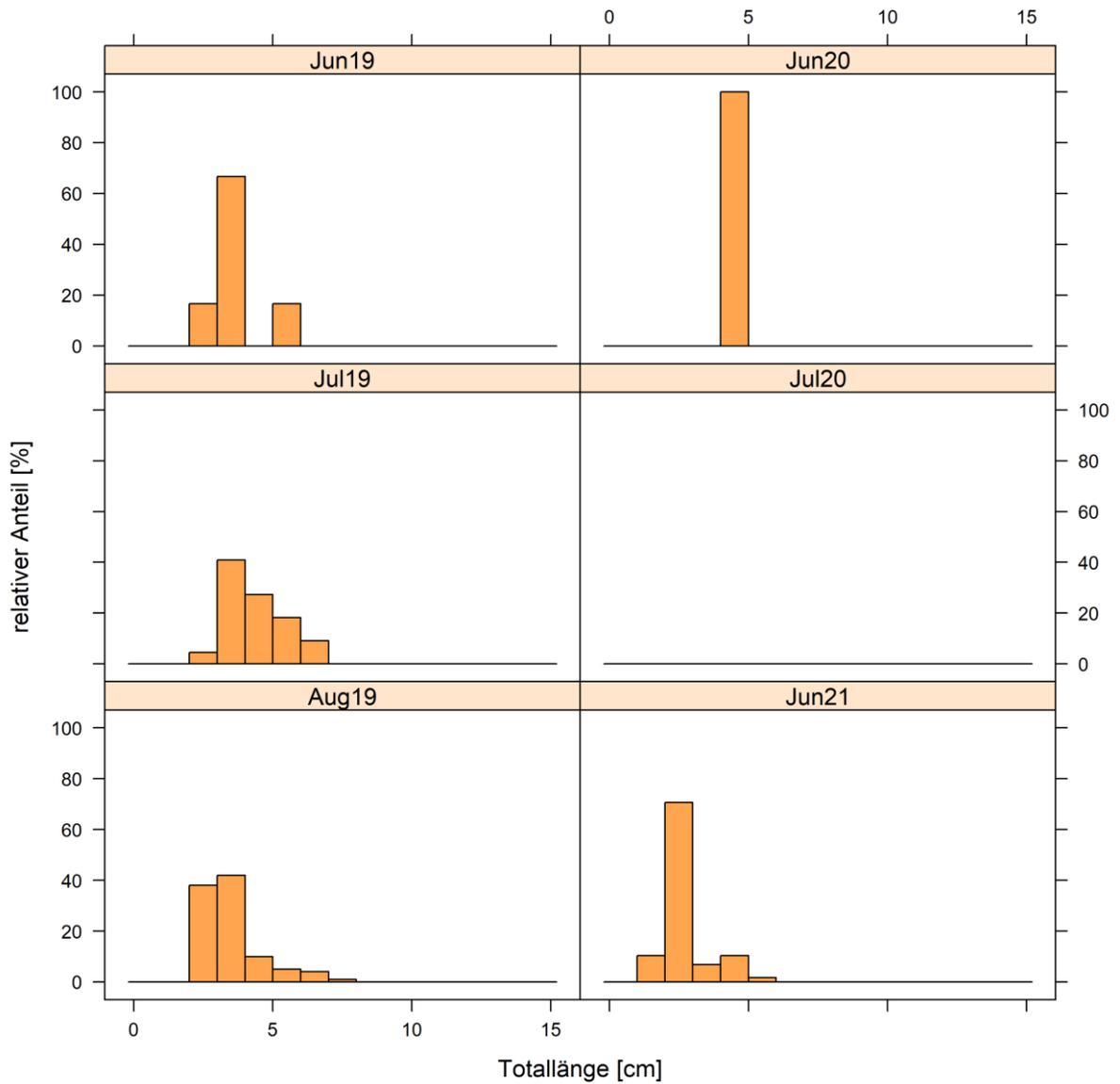


Abbildung 58. Längen-Frequenzverteilung des Blaubandbärblings (*Pseudorasbora parva*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen).

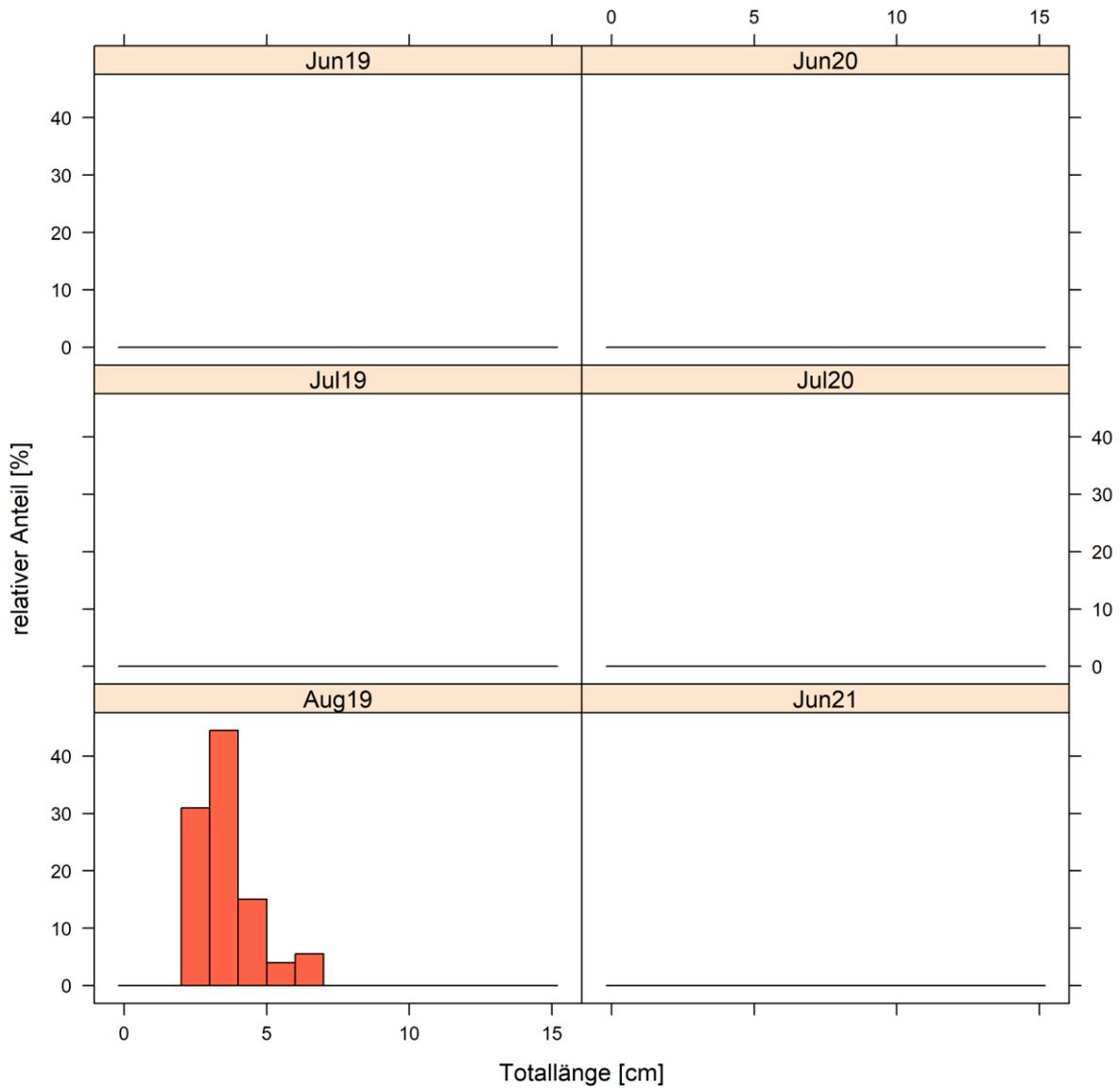


Abbildung 59. Längen-Frequenzverteilung des Bitterlings (*Rhodeus amarus*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen). Nachweise ausschließlich im August 2019 im Wulka-Mündungsbereich.

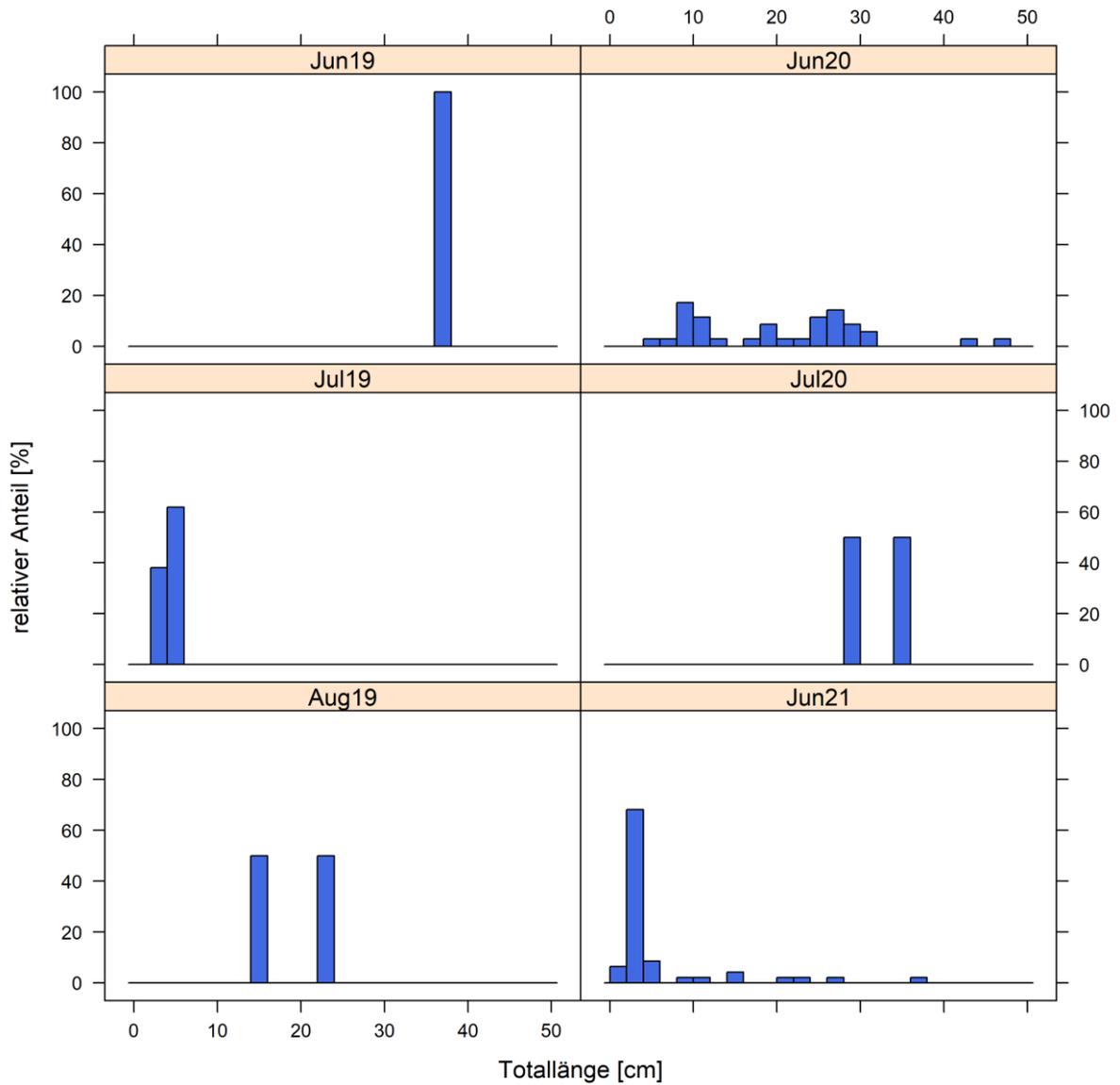


Abbildung 60. Längen-Frequenzverteilung des Brachsen (*Abramis brama*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen).

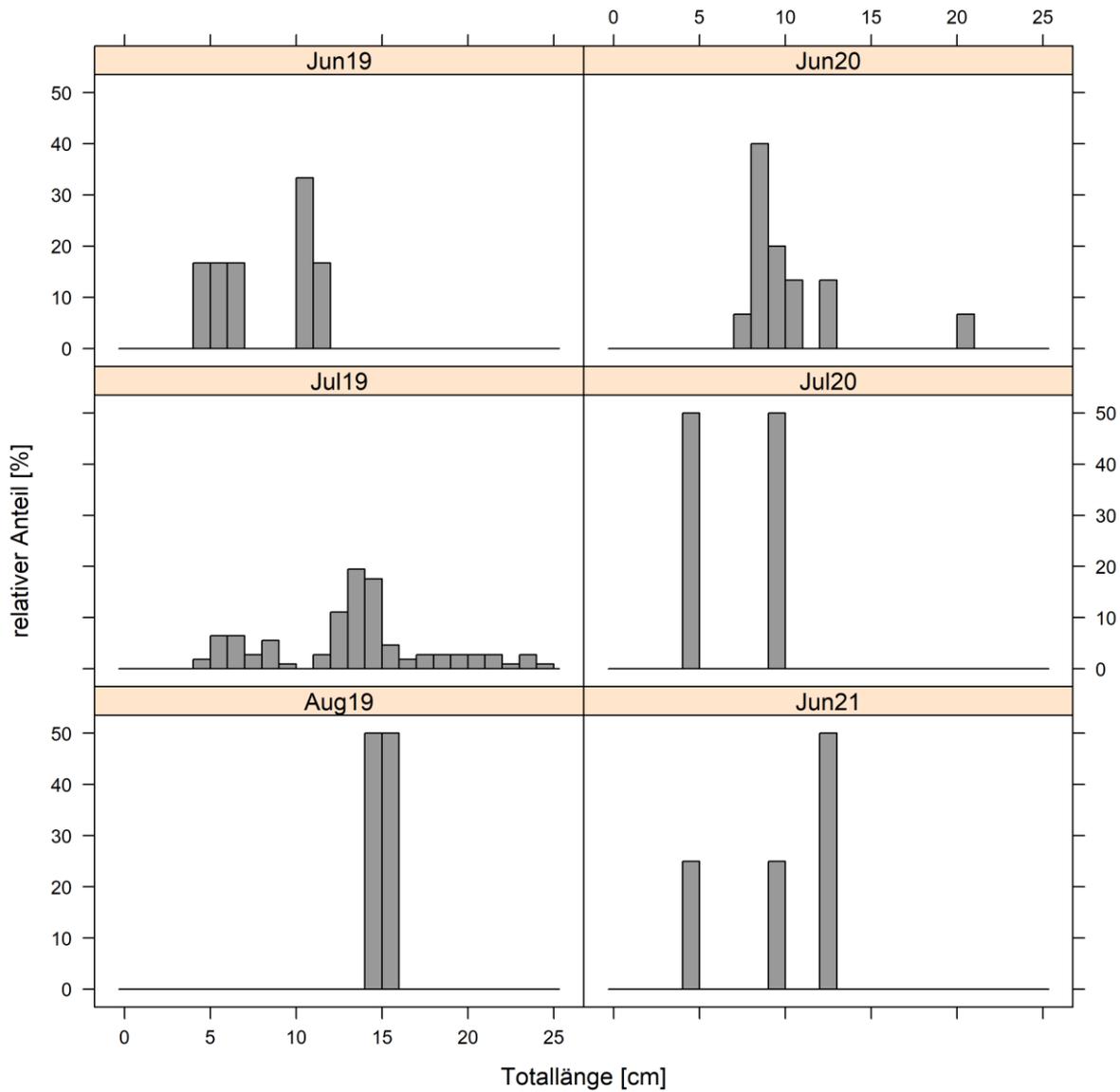


Abbildung 61. Längen-Frequenzverteilung des Flussbarschs (*Perca fluviatilis*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen).

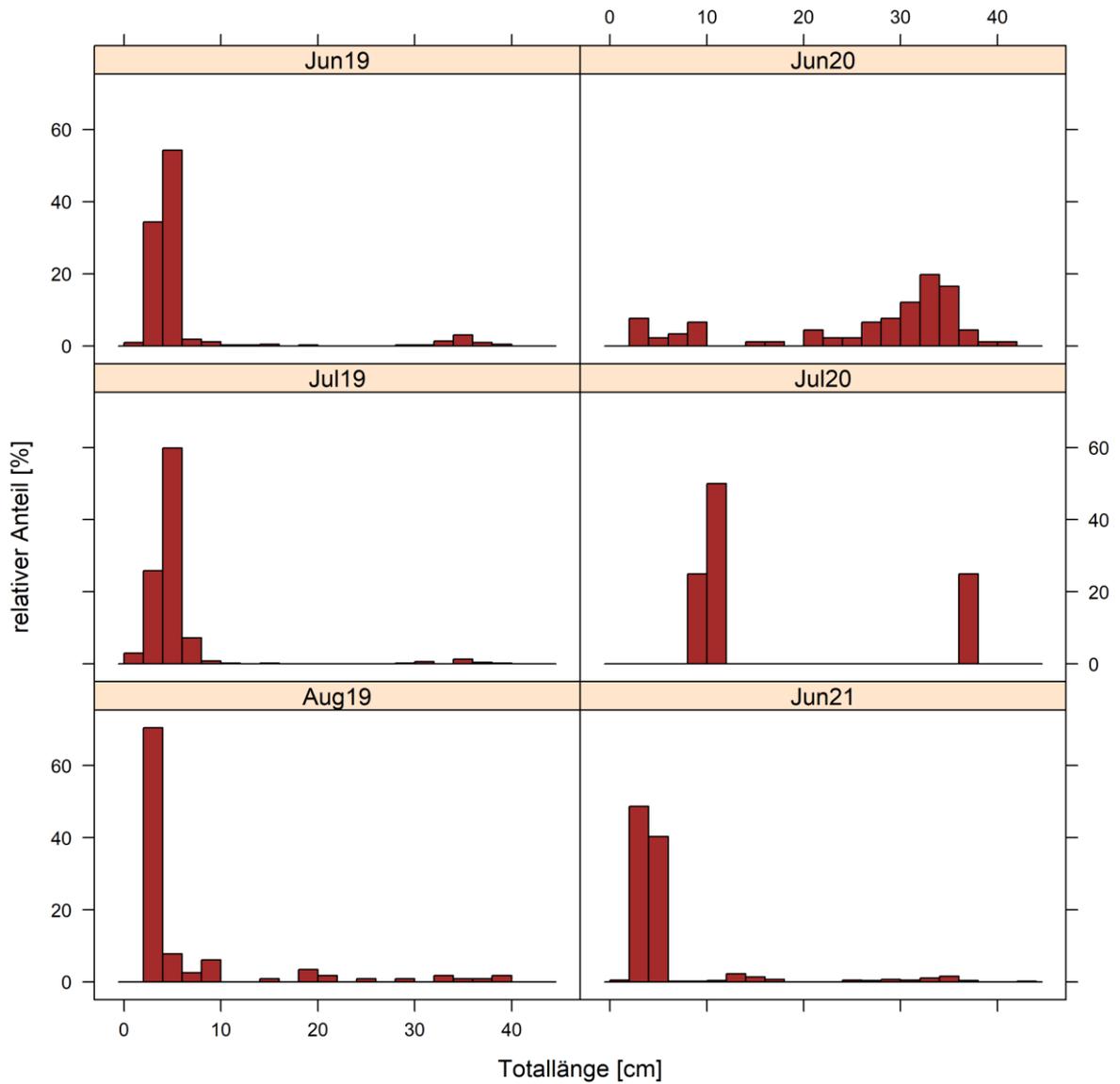


Abbildung 62. Längen-Frequenzverteilung des Gibel (*Carassius gibelio*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen).

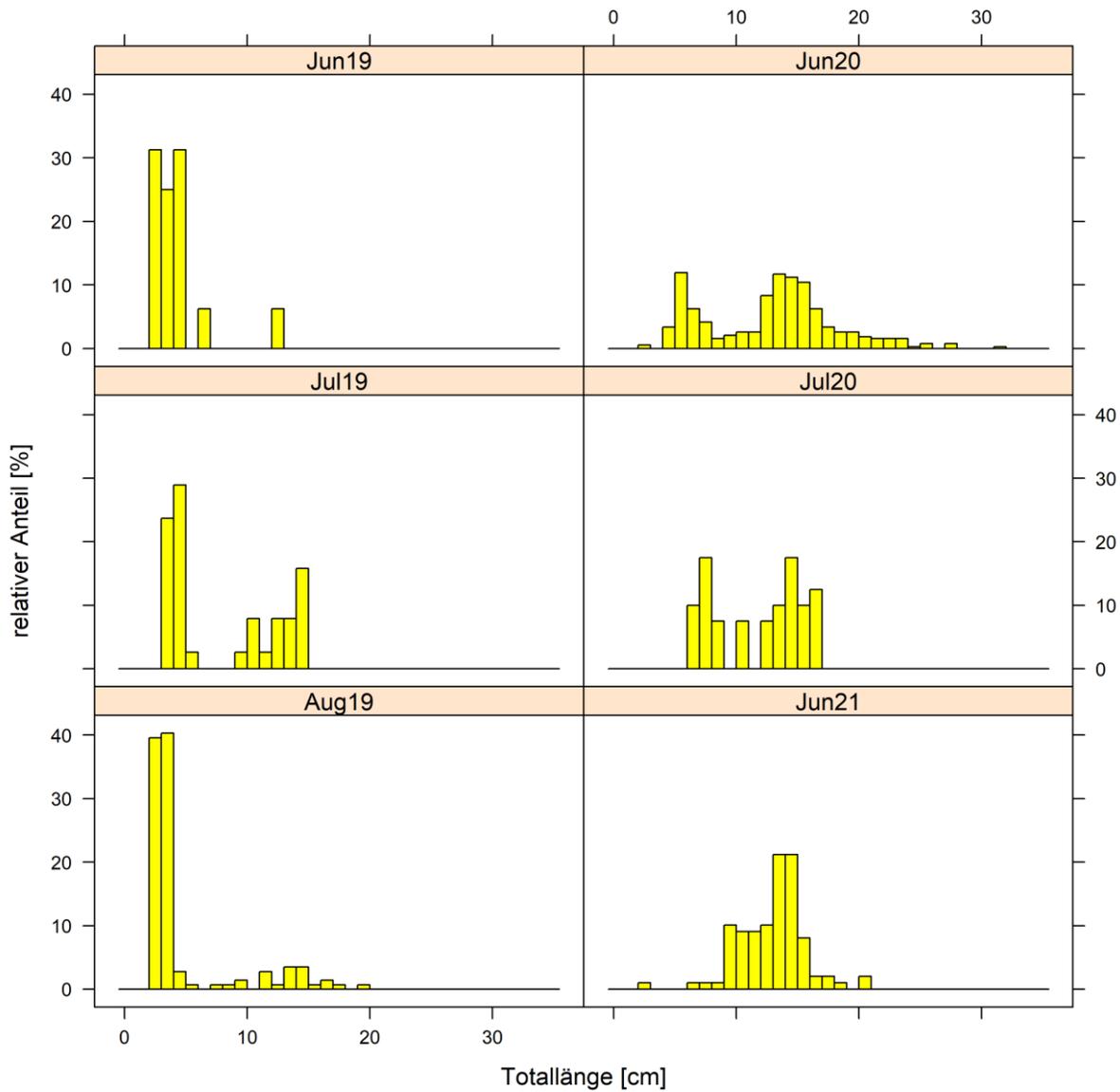


Abbildung 63. Längen-Frequenzverteilung der Güster (*Blicca bjoerkna*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen).

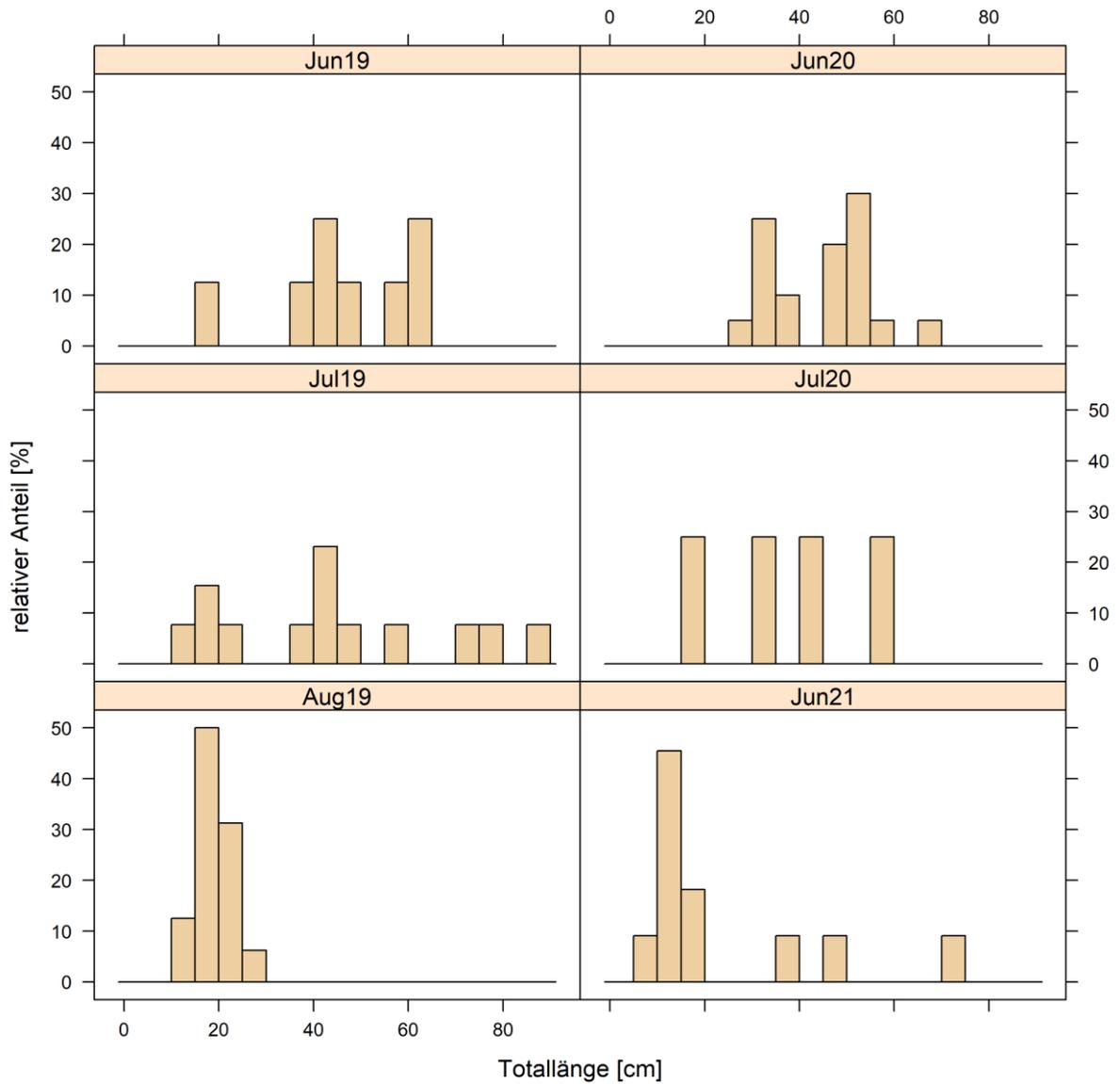


Abbildung 64. Längen-Frequenzverteilung des Hechts (*Esox lucius*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen).

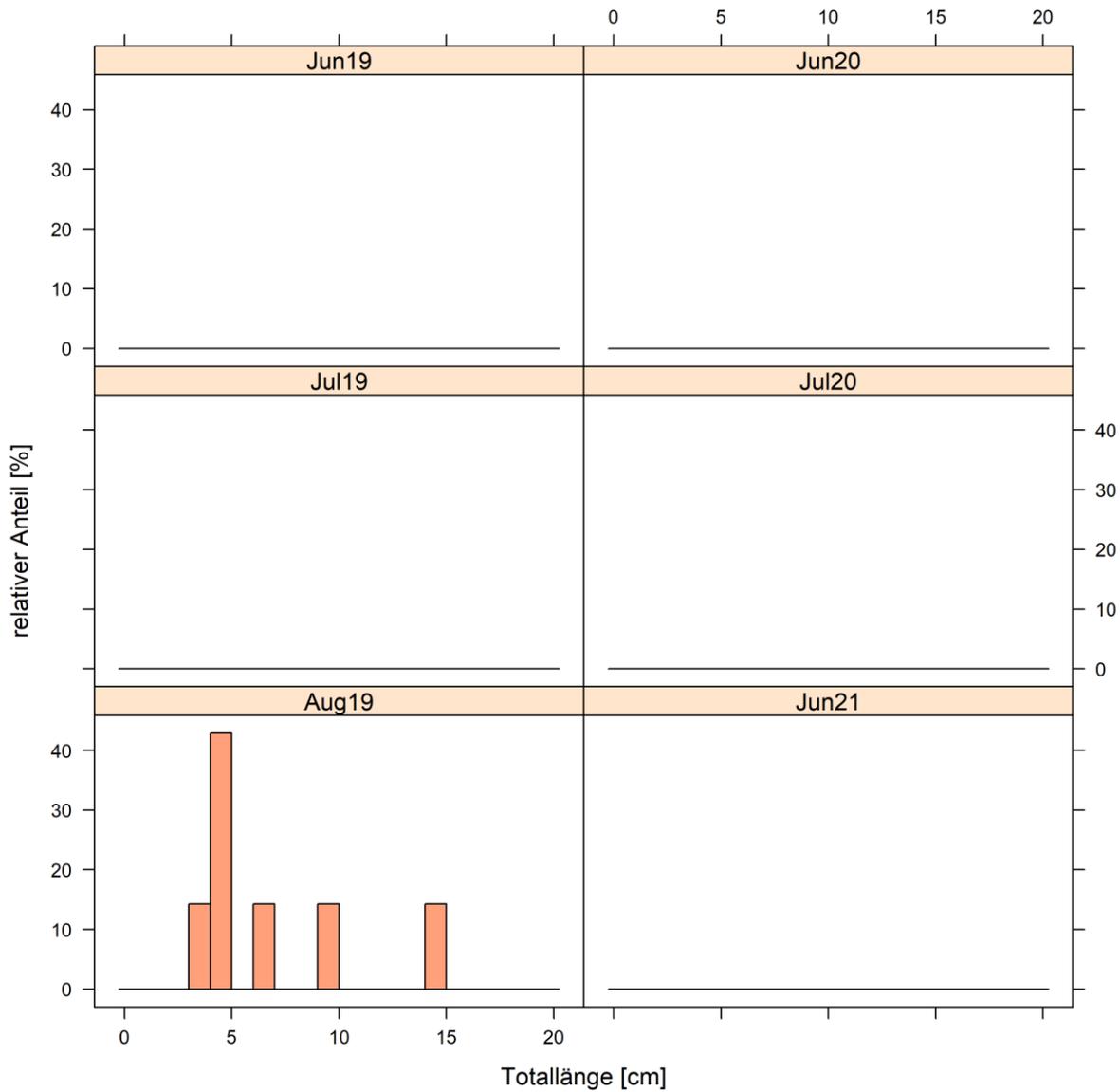


Abbildung 65. Längen-Frequenzverteilung der Karausche (*Carassius carassius*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen). Nachweise ausschließlich im August 2019 im Wulka-Mündungsbereich.

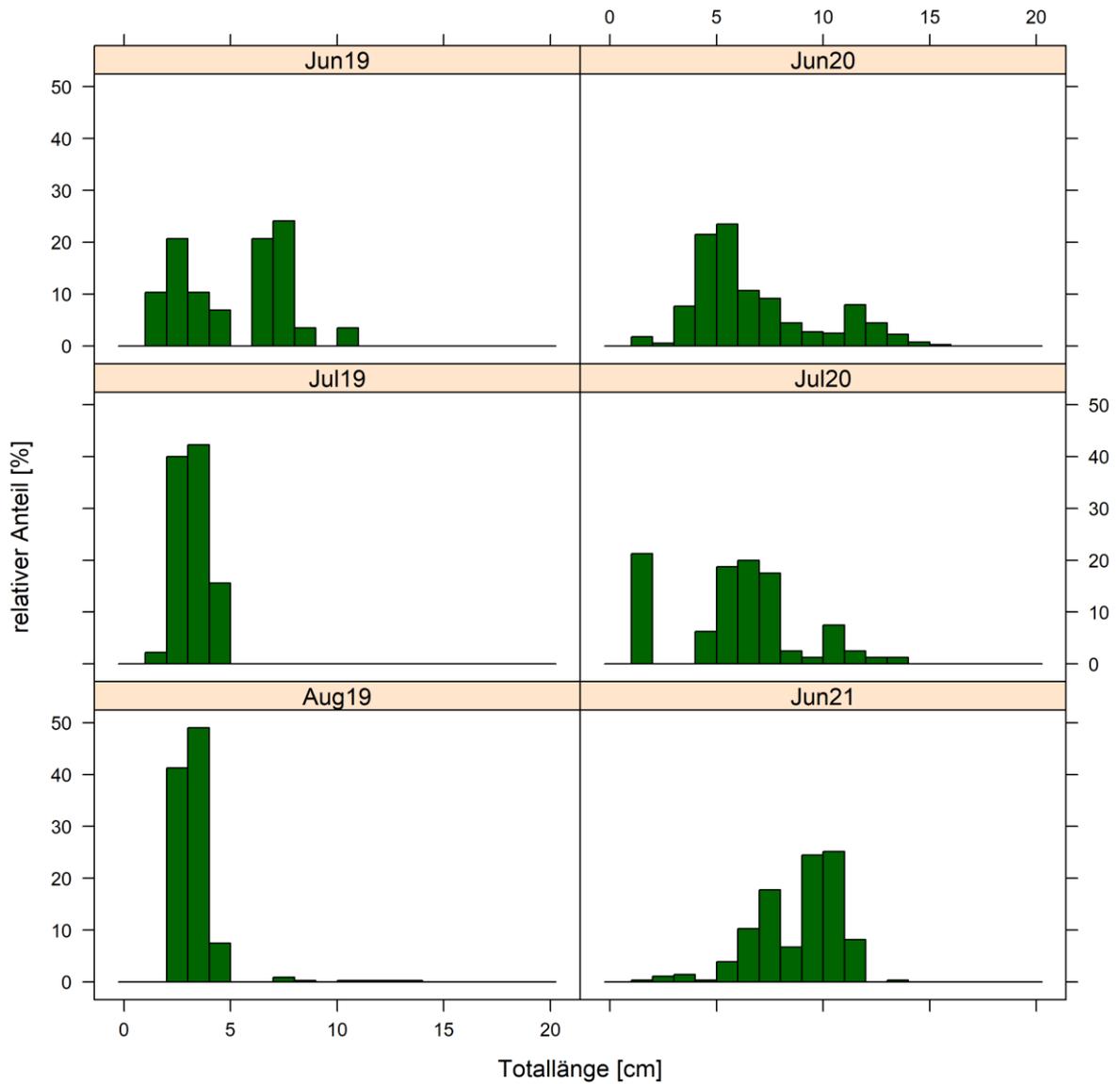


Abbildung 66. Längen-Frequenzverteilung der Laube (*Alburnus alburnus*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen).

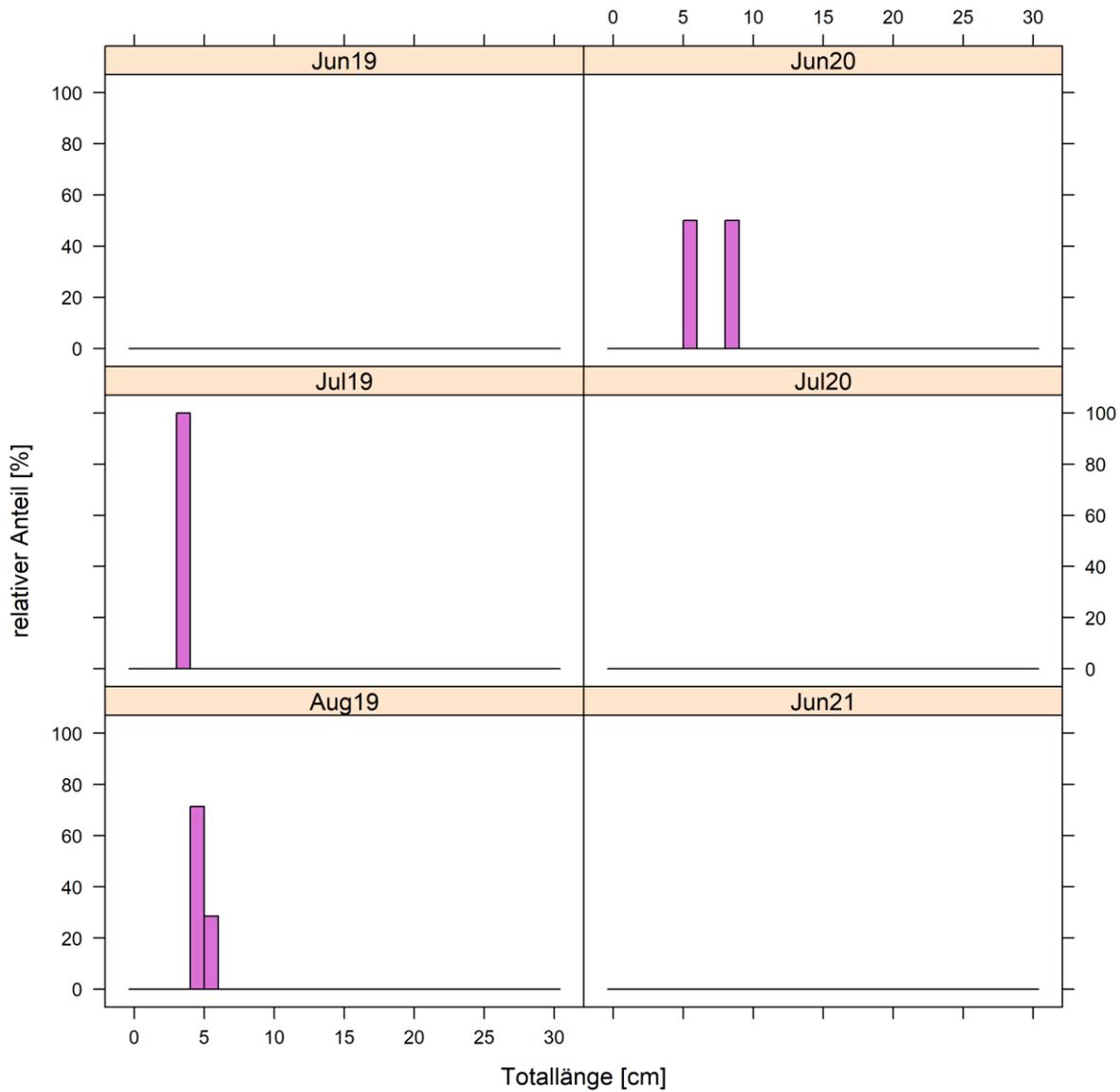


Abbildung 67. Längen-Frequenzverteilung der Marmorierten Grundel (*Proterorhinus semilunaris*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen).

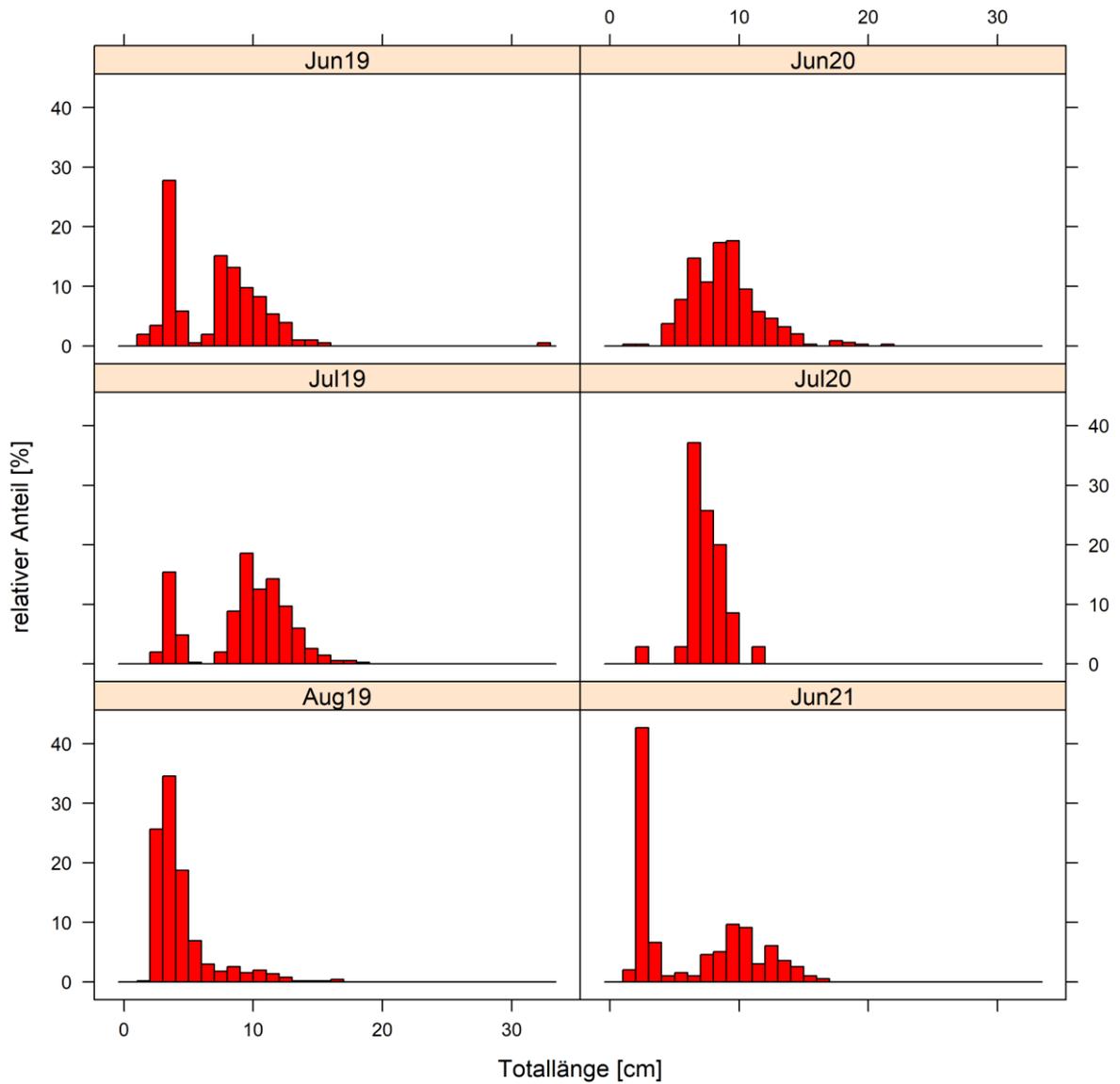


Abbildung 68. Längen-Frequenzverteilung des Rotauges (*Rutilus rutilus*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen).

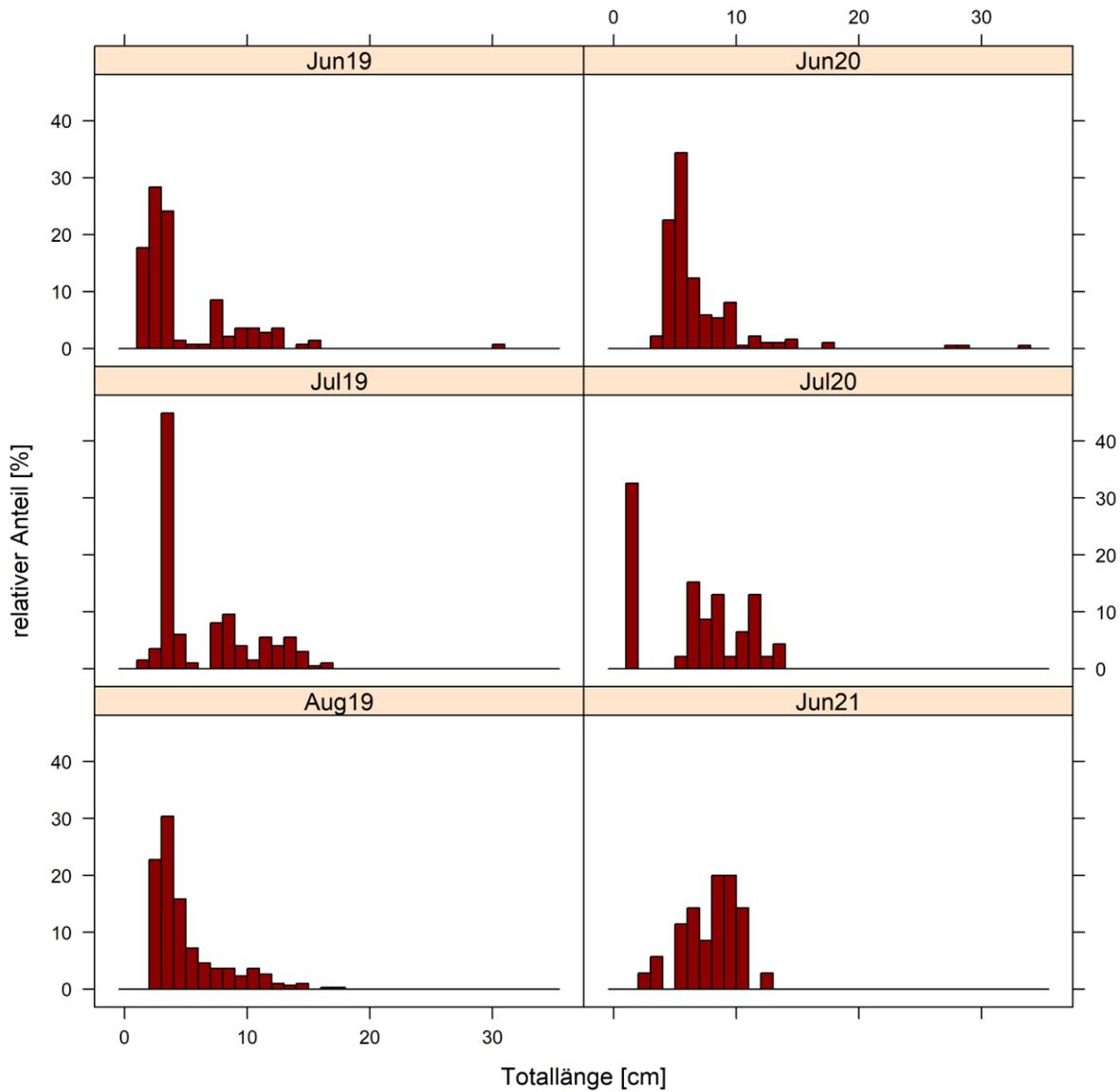


Abbildung 69. Längen-Frequenzverteilung der Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen).

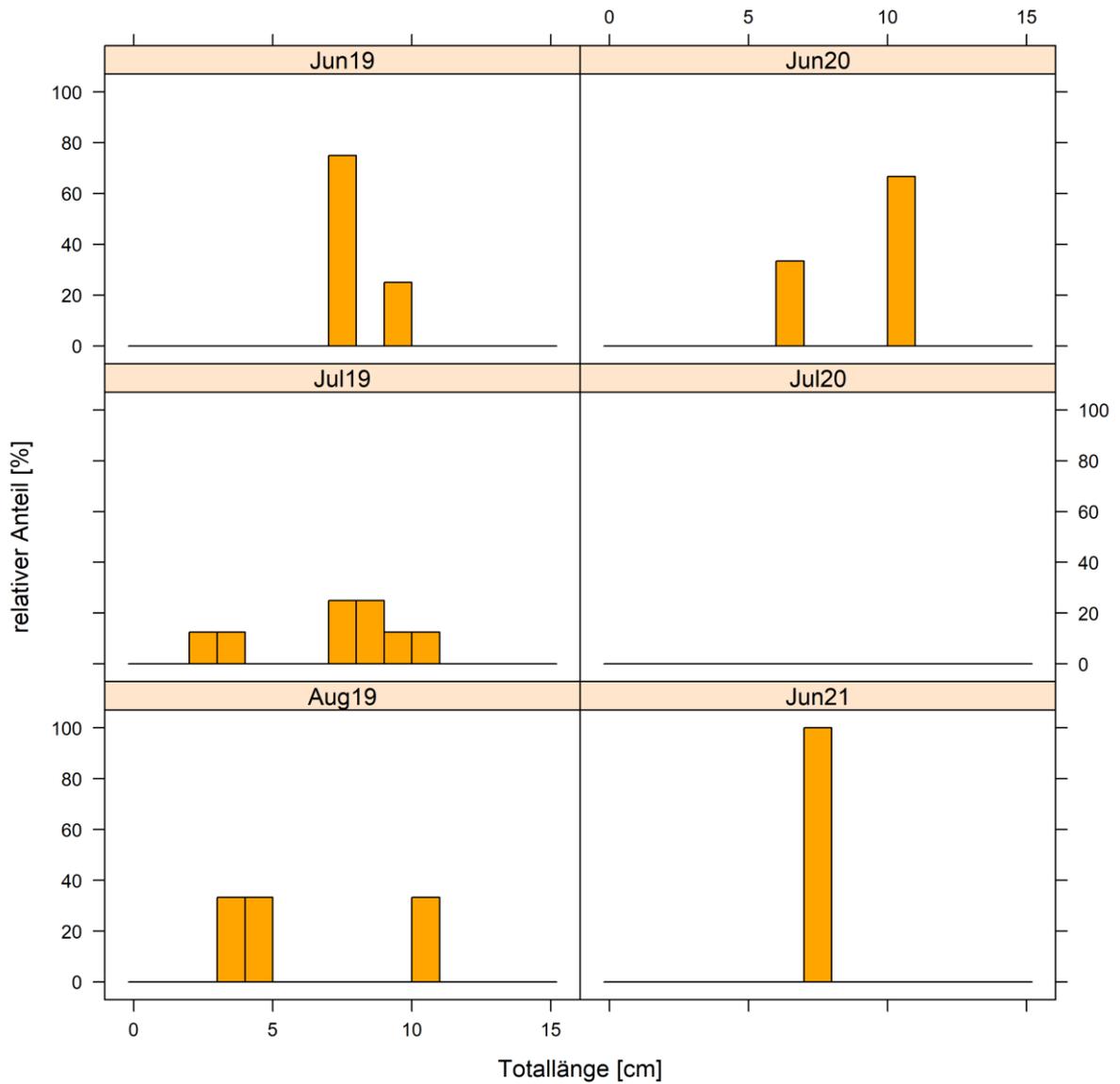


Abbildung 70. Längen-Frequenzverteilung des Sonnenbarschs (*Lepomis gibbosus*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen).

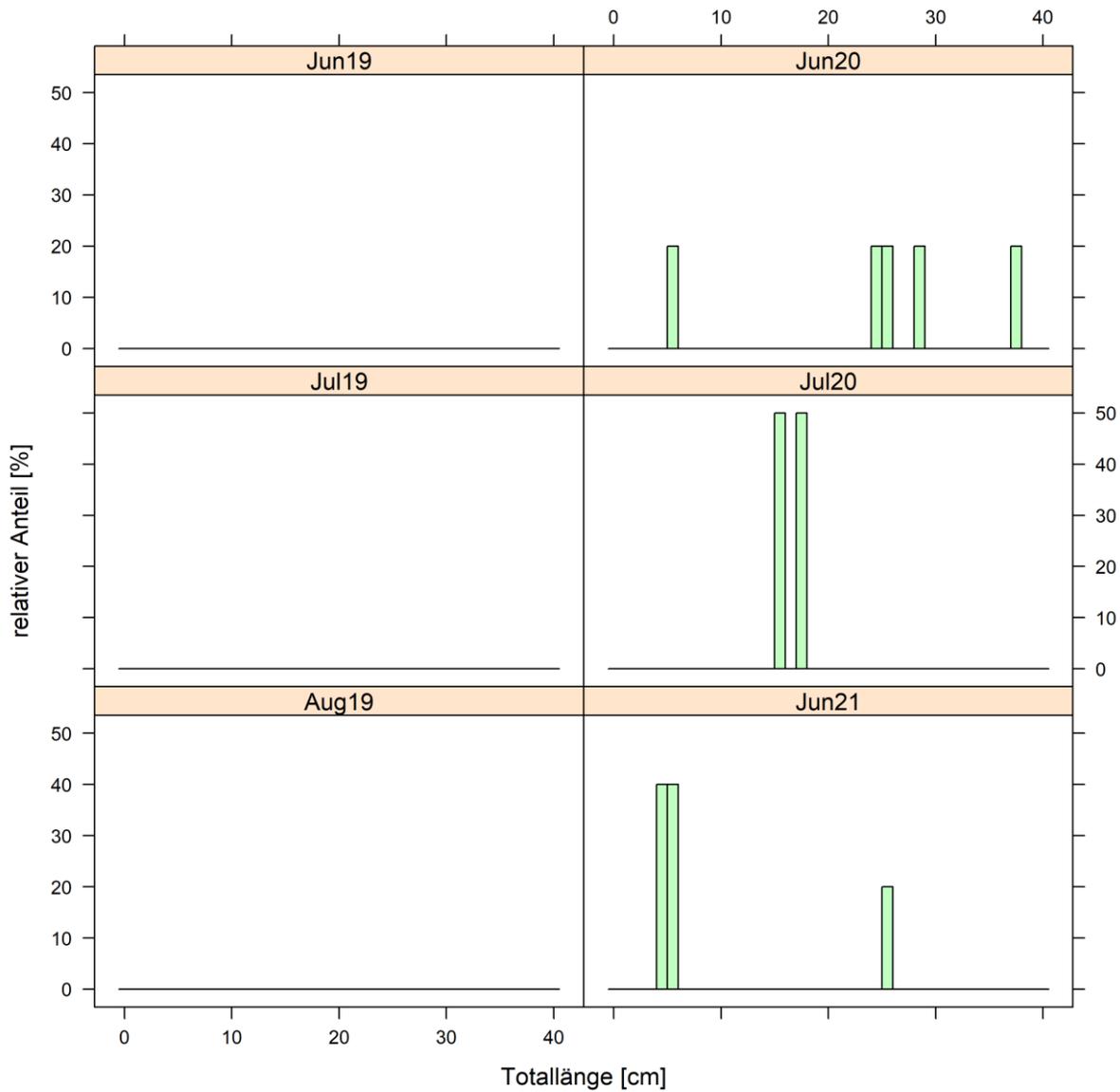


Abbildung 71. Längen-Frequenzverteilung des Sichlings (*Pelecus cultratus*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen).

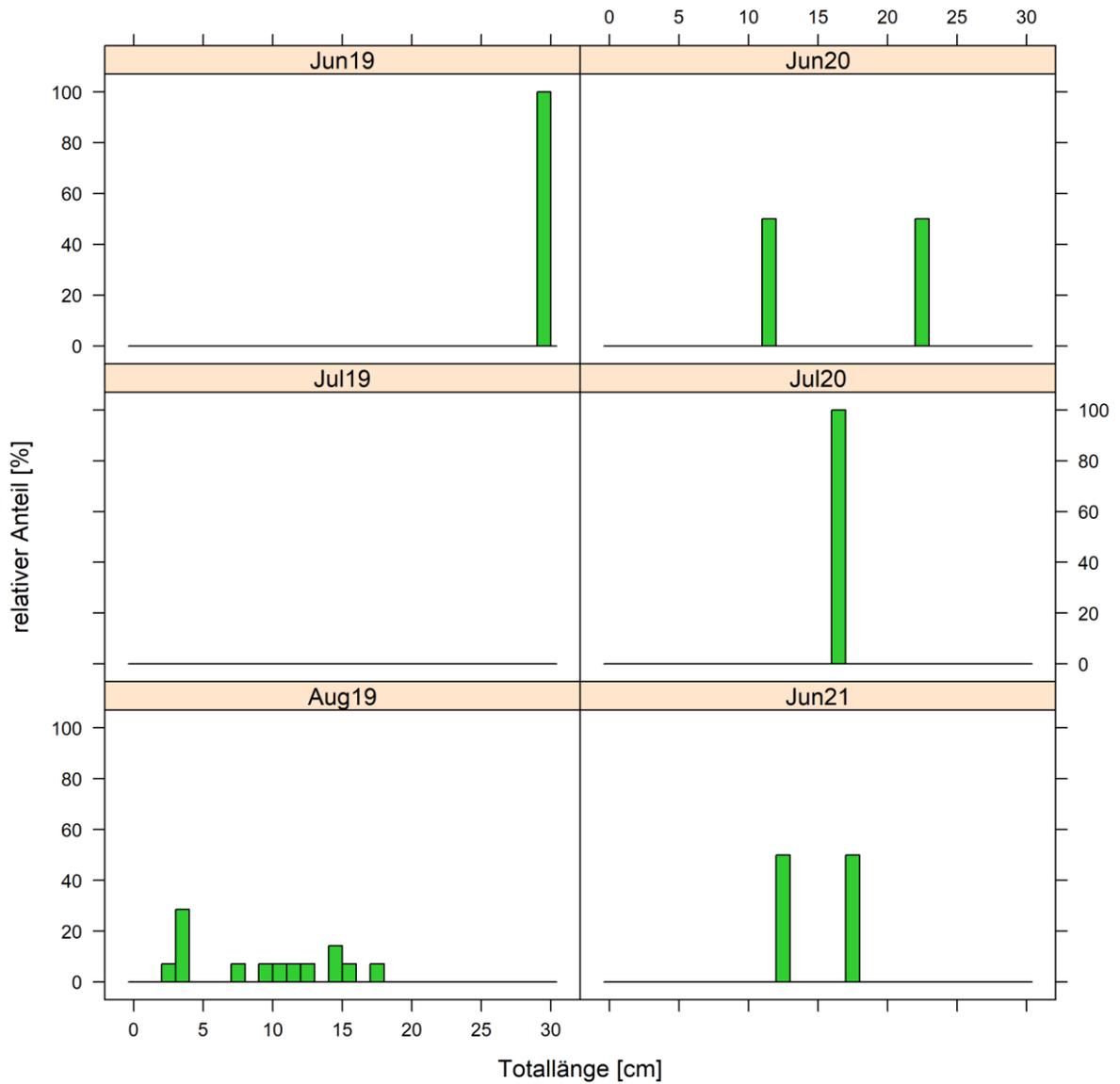


Abbildung 72. Längen-Frequenzverteilung der Schleie (*Tinca tinca*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen).

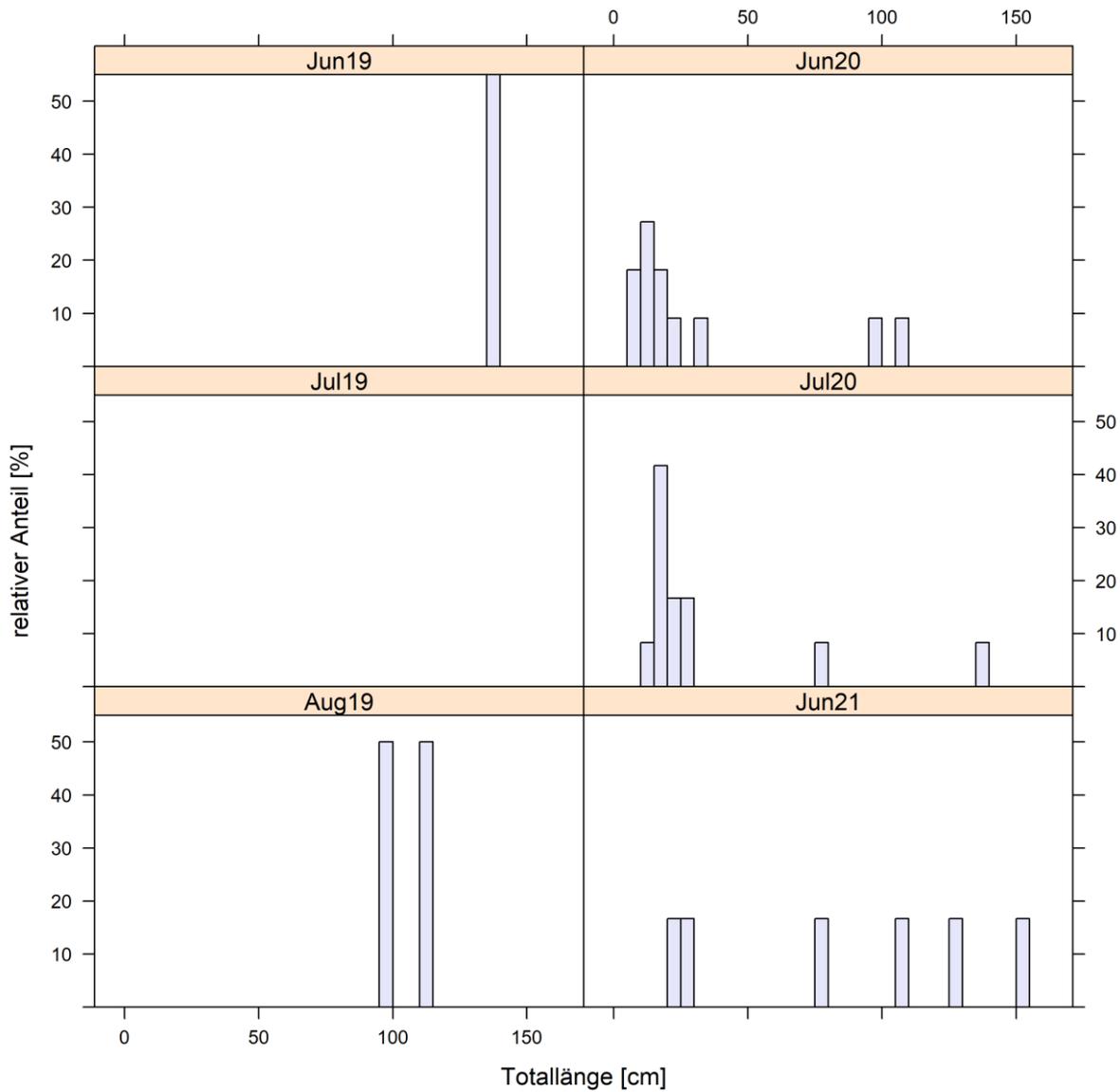


Abbildung 73. Längen-Frequenzverteilung des Welses (*Silurus glanis*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen).

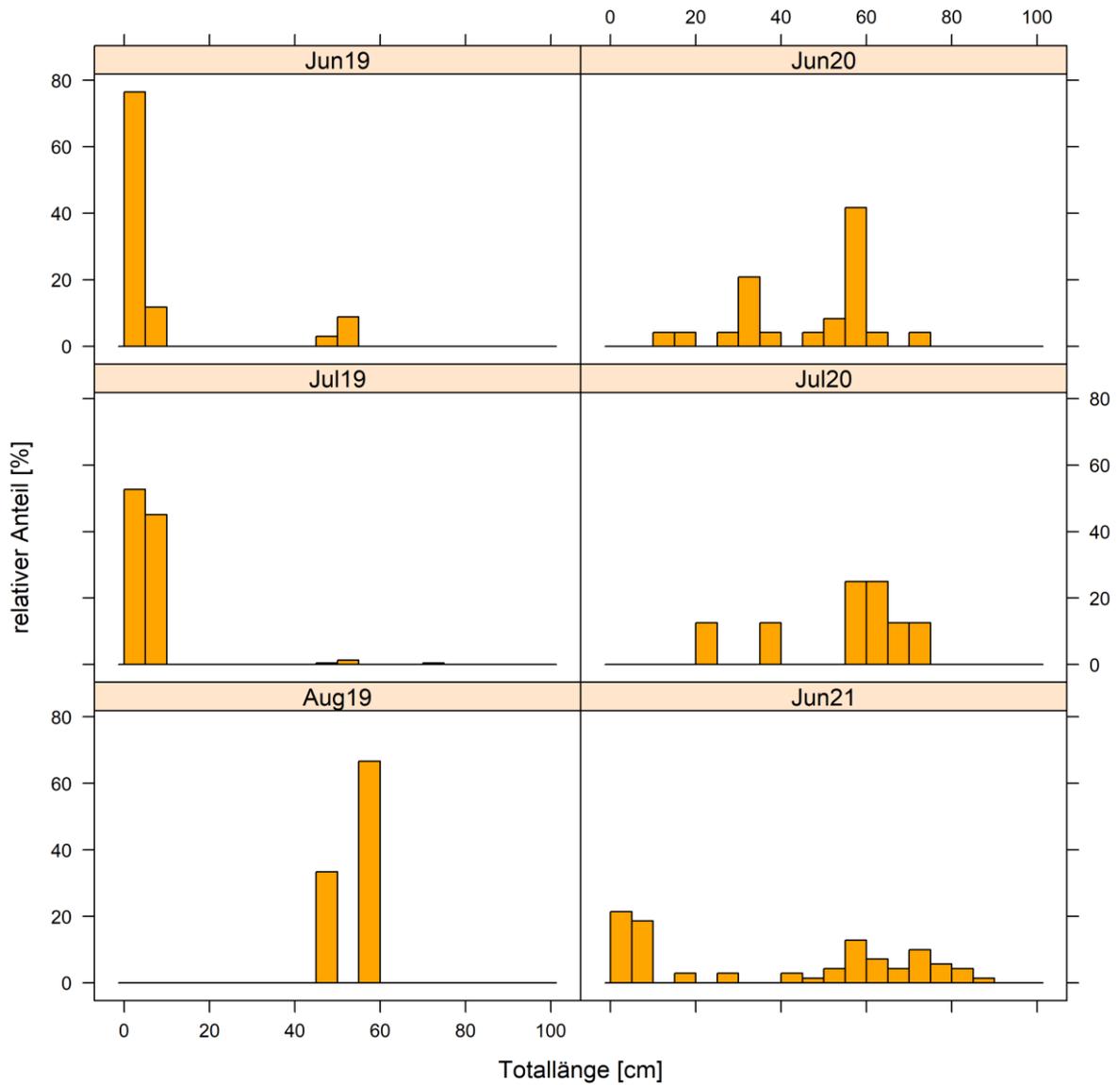


Abbildung 74. Längen-Frequenzverteilung des Karpfen (*Cyprinus carpio*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen).

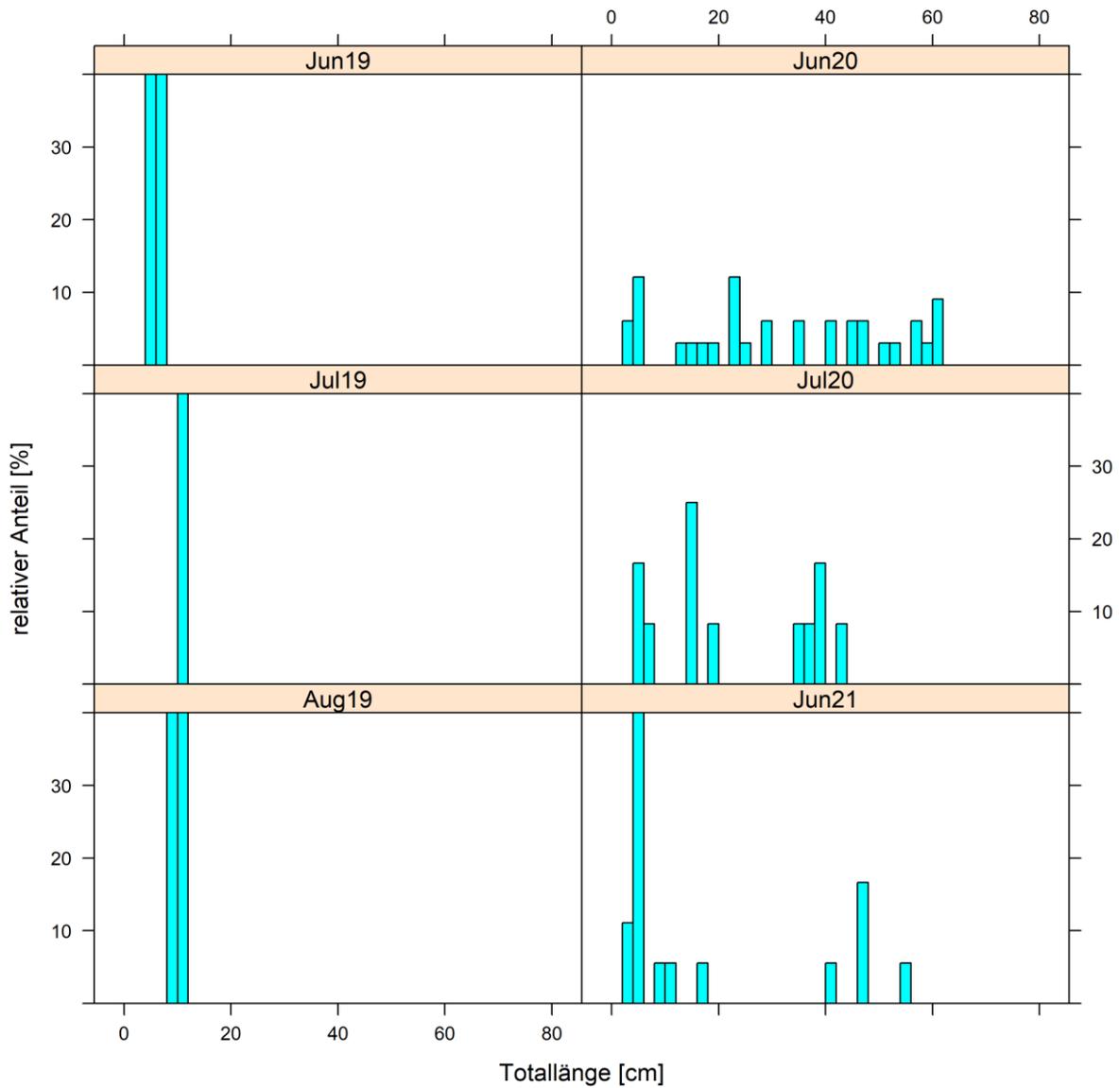


Abbildung 75. Längen-Frequenzverteilung des Zanders (*Sander lucioperca*) im Neusiedler See 2019–2021, nach Monaten zusammengefasst (excl. Mai 2019 mit sehr geringen Fangzahlen).