

REBEN

Reed Belt Neusiedler See/Fertő

Interreg-Projekt AT-HU 2014-20

Angewandte hydrologische und
limnologische Basisuntersuchungen

Bericht 4

Lebensgemeinschaften



Titel: Lebensgemeinschaften. Teilbericht im Rahmen der angewandten hydrologischen und limnologischen Basisuntersuchungen zum Projekt REBEN – Reed Belt Neusiedler See/Fertő (Interreg-Projekt AT-HU 2014-20)

Auftraggeber: Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion
Europaplatz 1
7000 Eisenstadt

Ansprechpartner: DI Christian Sailer

Auftragnehmer: ARGE „DWS Hydro-Ökologie – TU Wien“

DWS Hydro-Ökologie GmbH
Technisches Büro für Gewässerökologie und Landschaftsplanung
Zentagasse 47, 1050 Wien
Tel. 01 / 548 23 10, Fax DW 18
Email: office@dws-hydro-oekologie.at

Technische Universität Wien
Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie
Karlsplatz 13/222, 1040 Wien

Projektleitung: Mag. Dr. Georg Wolfram

VerfasserInnen: Mag. Dr. Harald Krisa (Phytoplankton), Mag. Dr. Monika Großschartner (Zooplankton), Mag. Elisabeth Sigmund, DI Georg Fürnweiger & Mag. Dr. Georg Wolfram (Fische)

MitarbeiterInnen: Mag. Roland Hainz (Phytoplankton), Mag. Georg Kum, Ulrich Donabaum MSc, Mag. Patricia Riedler, Richard Haider (Freiland)

Auftrag: A5/GEW.EUF-10003-11-2017

Seitenanzahl: 112

Interne Berichts-Nr.: 15/078-B04

Zitierweise: Krisa, H., M. Großschartner, E. Sigmund, G. Fürnweiger & G. Wolfram (2020). Lebensgemeinschaften. Teilbericht 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.

Großschartner, M. (2020). Zooplankton. Kap. 3 des Teilberichts „Lebensgemeinschaften“ 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.

INHALTSVERZEICHNIS

Zusammenfassung	1
Executive summary	7
1 Einleitung	13
2 Phytoplankton	14
2.1 Zielsetzung	14
2.2 Untersuchungsprogramm und Methoden.....	15
2.3 Ergebnisse	19
2.4 Diskussion.....	44
3 Zooplankton	50
3.1 Zielsetzung	50
3.2 Methode.....	50
3.3 Ergebnisse	51
3.4 Diskussion.....	61
4 Fische	64
4.1 Zielsetzung	64
4.2 Untersuchungsgebiet und -termine.....	65
4.3 Methodik.....	71
4.4 Ergebnisse	74
4.5 Diskussion.....	86
5 Resümee	90
6 Literatur.....	93
7 Anhang	99
7.1 Relative Anteilen von Algenklassen an der Phytoplanktonbiomasse (HPLC-Analysen).....	99
7.2 Häufigkeitsverteilung der wichtigsten Arten.....	107

ZUSAMMENFASSUNG

Phytoplankton

Das Phytoplankton des Neusiedler Sees wird im Rahmen von Monitoringprogrammen regelmäßig untersucht, dessen Entwicklung und Zusammensetzung sind gut dokumentiert. Die verschiedenen Bereiche des Schilfgürtels wurden in der Vergangenheit dagegen nur vereinzelt beprobt, meistens standen rein taxonomische Fragestellungen im Vordergrund.

Im REBEN-Projekt wurden quantitative Analysen der Algenpigmente durchgeführt, die Auskunft über die Biomasse und Zusammensetzung der Algenklassen des Phytoplanktons geben. Weiters wurde das Netzplankton zur taxonomischen Determinierung der Arten untersucht. In drei Bereichen des Schilfgürtels (Illmitz, Mörbisch, Wulka) wurden die Lebensgemeinschaften des Phytoplanktons und deren Abhängigkeit vom Grad der Anbindung zum offenen See analysiert. Ziel der Untersuchungen war es, Erkenntnisse über die Wechselwirkungen und Austauschprozesse zwischen offenem See und Schilfgürtel zu erhalten.

Die Chlorophyll-a Analysen ergaben für den Bereich Illmitz Mittelwerte zwischen 9,2 und 20,0 $\mu\text{g L}^{-1}$. Während im Frühjahr eine abnehmende Tendenz der Chlorophyll-a Konzentrationen vom See zu den isolierten Standorten hin zu beobachten war, stiegen die Werte im Sommer und Herbst in den wenig angebundnen Schilfstandorten. Bei Mörbisch lagen die mittleren Chlorophyll-a Konzentrationen etwas niedriger, im Bereich der Wulka waren vor allem große Unterschiede sowohl zwischen den Standorten als auch im zeitlichen Verlauf zu beobachten.

Die Auswertungen der HPLC-Untersuchungen zeigten die große Bedeutung der Kieselalgen (inkl. Goldalgen) im See und im Schilfgürtel auf. Während die Anteile dieser Algenklasse aber vom See in Richtung Land zumeist abnahmen, war eine Zunahme der Schlundalgen (Cryptophyceae) im Schilfgürtel zu beobachten. Grünalgen und Augenflagellaten zeigten im Schilfgürtel eine leicht sinkende Tendenz, Panzerflagellaten (mit einem ausgeprägten Maximum in der warmen Jahreszeit) erwiesen sich dort hingegen als weitaus häufiger als im offenen See. Bei den Blaualgen war kein eindeutiger Trend entlang der Transekte erkennbar.

Mit insgesamt 241 Taxa erwies sich die Artenvielfalt im Untersuchungsgebiet im Vergleich zu den niedrigen Taxazahlen des offenen Sees als hoch. Kieselalgen (71 Taxa), Grünalgen (54 Taxa), Blaualgen (40 Taxa) und Augenflagellaten (33 Taxa) zählten zu den artenreichsten Gruppen. Hinsichtlich der Taxazahlen pro Probe wurden sowohl saisonale als auch räumliche Unterschiede festgestellt. Die größte Diversität stellte sich in den gut und mäßig

angebundenen Stellen ein. Dagegen waren die Taxazahlen im See, an seenahen und isolierten Standorten geringer.

Viele häufige Arten zeigten ein differenziertes Verteilungsmuster entlang der Transekte. Die typischen Neusiedler-See-Kieselalgen *Campylodiscus bicostatus* und *Surirella peisonis* nahmen im Schilfbereich sukzessive ab, während *Campylodiscus clypeus* ein gegenläufiges Muster aufwies. Unter den Blaualgen kam *Aphanocapsa incerta* im Schilfbereich immer seltener, *Aphanothece* spp. hingegen häufiger vor. Der Panzerflagellat *Peridiniopsis borgei* zählte zu den häufigsten Arten im Schilfgürtel und trat in den isolierten Zonen in der warmen Jahreszeit sogar massenhaft auf. Im Wulka-Bereich liegt aufgrund der Strömung von der Wulka zum See eine andere Situation vor. Hier dominierten Kieselalgen benthischen Ursprungs und an manchen Terminen auch *Peridiniopsis borgei* sowie die Goldalge *Synura* sp. Die klassischen Neusiedler-See-Arten traten hier nur vereinzelt in Erscheinung.

Basierend auf dem Artenspektrum des Netzphytoplanktons wurden mit Hilfe von nMDS-Analysen Gruppierungen unter verschiedenen Aspekten durchgeführt, um Einflussfaktoren wie Anbindung oder Saisonalität zu identifizieren. Es zeigte sich, dass sich die Proben des Wulka-Bereichs deutlich von den beiden anderen Bereichen trennen lassen. Die Gruppierungen hinsichtlich Anbindung/Isolation ergaben für die Illmitzer und Mörbischer Standorte auffällige Gradienten. Der saisonale Aspekt wurde durch eine klare Abtrennung der Frühjahrstermine verdeutlicht, während im Sommer und Herbst große Übereinstimmungen der Phytoplanktongemeinschaften festgestellt wurden.

Die Ergebnisse bestätigen die große Bedeutung der Vielfalt an unterschiedlichen Habitaten für die Diversität des Phytoplanktons im Gesamtsystem des Neusiedler Sees. Der offene See, Buchten, Kanäle, gut angebundene und isolierte Blänken und Rohrlacken weisen jeweils typische Zönosen auf, die sich durch Wasseraustauschprozesse und Wechselwirkungen mit abiotischen und biotischen Faktoren gegenseitig beeinflussen.

Zooplankton

Analog zum Phytoplankton fanden Untersuchungen im Schilfgürtel am Ost- und Westufer Höhe Illmitz und Mörbisch statt, wobei jeweils 9 Standorte bzw. 5 Standorte beprobt wurden. Zudem wurden auch im Mündungsgebiet der Wulka an 3 Standorten Proben gezogen. Die Probenahmen fanden im Rahmen der ersten (2.10. – 18.10.2017) und zweiten (28.03. – 11.04.2018) Hauptkampagne statt, jeweils mit 3 Terminen pro Kampagne. Ziel der Aufnahmen war die vergleichende Analyse des Zooplanktons im offenen See und im unterschiedlich angebundenen Kanal- und Blänkensystem des Schilfgürtels.

Unabhängig von saisonalen Aspekten unterschieden sich die Standorte im Mündungsgebiet der Wulka gegenüber den beiden Bereichen im Schilfgürtel Illmitz und Mörbisch markant an beiden Terminen. Durch den Eintrag von planktonarmem Wulkawasser waren merkbar geringere Häufigkeiten bzw. Abundanzen und Biomassen zu verzeichnen. Auch die Taxazahlen waren geringer, allerdings wurde der Lebensraum vermehrt von benthischen und litoralen Arten besiedelt.

Das Artenspektrum in den Bereichen Illmitz und Mörbisch war vergleichbar, saisonal abhängig traten aber auch hier signifikante Unterschiede auf. Insgesamt sind die Aufnahmen der Artengesellschaft im offenen See und im Schilfgürtel mit früheren Untersuchungen aus dem Neusiedler See vergleichbar. Im offenen See dominieren *Arctodiaptomus spinosus* und in den Sommermonaten die warm-stenotherme Cladocere *Diaphanosoma mongolianum*. Die Individuendichten und Biomassen sind im Vergleich zum Schilfgürtel jedoch geringer.

Im Schilfgürtel ist für das Zooplankton ein größeres Angebot an kleineren, gut fressbaren Algen (z.B. Cryptomonaden) gegeben, was sich sehr deutlich in einer Zunahme der Individuendichte und der Biomasse des Zooplanktons im Schilfgürtel widerspiegelt. Auch die Diversität und Taxazahl sind im strukturreichen Schilfgürtel höher als im freien See.

Innerhalb des Schilfgürtels war eine Zunahme der Abundanz und Biomasse von den seenahen Stellen hin bis zu den isolierten Stellen zu beobachten. Im Mittel wiesen die isolierten Standorte die höchsten Dichten und Biomassen auf. Es besteht also vor allem in den hinteren Flachwasserbereichen bzw. isolierten Standorten im Schilfgürtel ein hohes Nahrungspotential für Fische und Wasservögel.

Zusammenfassend kann für die räumliche Verteilung des Zooplanktons festgehalten werden, dass im See die geringsten Individuendichten und Biomassen sowie Taxazahlen nachzuweisen waren, während im Schilfgürtel eine kontinuierliche Zunahme der Abundanz, Biomasse und Taxazahl von den seenahen hin zu den isolierten Bereichen zu beobachten war. Dies kann als deutlicher Hinweis auf die Bedeutung des Wasseraustausches zwischen offenem See und Schilfgürtel für das Zooplankton angesehen werden.

Fische

Die fischökologischen Aufnahmen im Rahmen des Projekts REBEN ergänzen die biologischen Untersuchungen zum Phyto- und Zooplankton und schließen an frühere Aufnahmen zur Horizontalverteilung von Fischen im Schilfgürtel aus den 1990er Jahren an. Im Rahmen des Projekts REBEN wurden Elektro-Befischungen im Frühsommer 2018 (05.06, 27.06., 03.07.2018) und im Hochsommer 2019 (27.08.2019) durchgeführt. Der Fokus im Jahr 2018 lag in der räumlichen Verteilung von Jungfischen im Blänken- und Kanalsystem im Bereich

Illmitz. Im Jahr 2019 wurde das Mündungsgebiet der Wulka im Nordwesten des Neusiedler Sees untersucht.

Im Bereich Illmitz konnte die Bedeutung der Anbindung der inneren Bereiche des Schilfgürtels an den offenen See aufgezeigt werden, womit frühere Befunde aus den 1990er Jahren – bei allerdings anderen Rahmenbedingungen (sehr hoher Wasserstand) – bestätigt werden konnten. Eine wesentliche Rolle für die Fischverteilung dürfte der Sauerstoff-Konzentration zukommen, auch wenn im Rahmen des Projekts REBEN kein unmittelbarer Zusammenhang mit dem Fischbestand aufgezeigt werden konnte. Allerdings ist die Anbindung der Wasserflächen im Schilfgürtel mit der Sauerstoff-Situation eng korreliert. Als weiterer Faktor dürften biotische Interaktionen (Nahrungsangebot, Schutz vor Fressfeinden) für räumliche Verteilungsmuster unter den Fischen von Bedeutung sein.

Um kurzfristig Extrembedingungen der physikalisch-chemischen Milieubedingungen ausweichen zu können, aber auch um rasch zwischen günstigen Nahrungsgründen und geschützten Arealen wechseln zu können, ist es wichtig, dass Fische entsprechend kurzfristig, d.h. zumindest in diurnalem Rhythmus zwischen verschiedenen Teillebensräumen wechseln können. Die Möglichkeit für Wanderungen aus dem inneren Schilfgürtel in see-nahe Bereiche und umgekehrt ist daher für viele Fische des Schilfgürtels essenziell.

Eine verbesserte Anbindung der großen Wasserflächen im Inneren des Schilfgürtels an den freien See würde sich positiv auf die Diversität wie auch Dichte und Biomasse der Fischgesellschaft auswirken. Kanälen kommt als Wanderkorridoren und als Pfade eines verstärkten Wasseraustauschs besondere Bedeutung zu.

Für die Wulka konnten die Untersuchungen im Projekt REBEN aufzeigen, dass der Mündungsbereich ein fischökologisch besonders wertvolles Gebiet am Neusiedler See darstellt. Mehrere aus naturschutzfachlicher Sicht schützenswerte Arten (Schlammpeitzger, Bitterling, Karausche, Schleie) konnten in den befischten Kanälen zwischen Wulka und offenem See in nennenswerter Anzahl gefangen werden. Mit dem Nachweis juveniler Aitel ist zudem ein direkter Konnex zum Fließgewässersystem der Wulka belegt – erstmals wieder seit mehreren Jahrzehnten. Die wenigen Kanäle im Mündungsbereich der Wulka stellen für die dortigen Fischpopulationen eine bedeutende Verbindung zwischen Fließ- und Stillgewässer dar.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass sowohl die Aufnahmen im Bereich Illmitz 2018 als auch jene bei der Wulka-Mündung 2019 die Bedeutung der Konnektivität von Teillebensräumen am Neusiedler See unterstreichen. Eine offene Schlüsselfrage ist jene nach der langfristigen Entwicklung des Lebensraums Schilfgürtel, einerseits angesichts der Klimaerwärmung und, damit einhergehend, hydrologischer Extremsituationen, andererseits als Folge einer zunehmenden Verlandung des Schilfgürtels sowohl im unmittelbaren Zuflussbereich bei der Wulka-Mündung als auch in den übrigen Bereichen.

Resümee

Die in diesem Bericht zusammengefassten biologischen Untersuchungen verstehen sich als Ergänzung zu den hydrologischen und physikalisch-chemischen Erhebungen. Mit dem Phytoplankton, dem Zooplankton und den Fischen wurden drei Organismengruppen berücksichtigt, die den Freiwasserraum besiedeln. Ihre Untersuchung im Rahmen des Projekts REBEN lieferte wertvolle Informationen zur pelagischen Nahrungskette. Aufnahmen zu den benthischen Lebensgemeinschaften und den submersen Makrophyten, aber auch mikrobiologische Erhebungen wurden nicht durchgeführt.

Die Untersuchungen konnten zum einen markante Unterschiede zwischen dem offenen See und dem Schilfgürtel, zum anderen zwischen der Wulka-Mündung und Schilfgürtelbereich Höhe Illmitz bzw. Mörbisch aufzeigen.

Der nordwestliche Bereich des Schilfgürtels Höhe Breitenbrunn nimmt mit der Einmündung der Wulka als größtem Zubringer zum See sicherlich eine Sonderrolle innerhalb des Litorals des Neusiedler Sees ein. Die Kanäle im Schilfgürtel dieses Bereichs sind ein Bindeglied zwischen Fluss und See, was sich deutlich in der Artenzusammensetzung der planktischen Lebensgemeinschaft widerspiegelt. Es dominieren litorale und benthische Arten, teilweise auch typische Vertreter von Fließgewässern, welche in die Schilfgürtelkanäle eingeschwemmt werden und sich dort zumindest zeitweise noch halten können. Daneben bilden sich aber auch autochthone Gemeinschaften aus, wenngleich die planktischen Zöno- sen insgesamt artenärmer sind und geringere Abundanzen erreichen als in anderen Bereichen des Schilfgürtels.

Auch bei den Fischen unterscheidet sich der Schilfgürtel Höhe Wulka-Mündung hinsichtlich des Artenspektrums von anderen Bereichen im See. Der Konnex zwischen Fluss und See hat für diese Gruppe vermutlich noch eine größere Bedeutung als für das Algen- oder Zooplankton. Fische profitieren hier ein Mosaik aus schwach durchströmten Kanälen und einem diffus durchströmten und kleinstrukturierten Blänken-System, um den Lebensraum als Nahrungsgrund, Laichplatz und Kinderstube nutzen zu können. Um die hohe Diversität naturschutzfachlich wertvoller Fischarten zu erhalten, wäre demgegenüber eine rein lineare Durchströmung in Form monotoner Kanäle ebenso nachteilig anzusehen wie eine rein diffuse Durchströmung.

Mit der Mündung der Wulka in den offenen See ändern sich der Lebensraum und damit die herrschenden Milieubedingungen gravierend. Der freie See ist aufgrund der starken Turbulenzen und Strömungen ein vergleichsweise rauer Lebensraum, der für Algen zudem aufgrund der hohen Trübe ungünstige Lichtverhältnisse bietet. Im Gegensatz dazu stehen die Wasserflächen im Schilfgürtel, die durch ein klares, wenn auch huminstoffgefärbtes und damit braunes Wasser und geringe Turbulenzen gekennzeichnet sind. Allerdings ist der

Schilfgürtel hinsichtlich der täglichen Schwankungen von Wassertemperatur und Sauerstoff ein Extremstandort, mit dem manche Arten aus dem freien See nicht zurechtkommen.

In allen drei untersuchten Organismengruppen zeigte sich in quantitativer wie auch qualitativer Hinsicht ein markanter Unterschied zwischen den Gemeinschaften im freien See und im Schilfgürtel. So wurden im Illmitzer Schilfgürtel im Sommer und Herbst höhere Chlorophyll-a-Konzentrationen gefunden als im offenen See, während im Frühjahr eine abnehmende Tendenz zu beobachten war. Die Algengemeinschaft wird von anderen Arten dominiert, welche eine deutlich bessere Nahrungsgrundlage für das Zooplankton darstellen. Die höhere Individuendichte und Biomasse des Zooplanktons im Schilfgürtel könnten damit in einem kausalen Zusammenhang stehen. Allerdings herrscht an isolierten Stellen für planktische Wirbellose auch ein geringerer Fraßdruck durch Fische, deren Individuendichte und Biomasse vom offenen See in Richtung isolierter Standorte abnimmt.

Die Unterschiede in der Ausprägung der Populationen von Phytoplankton, Zooplankton und Fischen an den isolierten Standorten im Schilfgürtel unterstreichen die Bedeutung der Anbindung an den offenen See. Die in physikalisch-chemischer Hinsicht extremen Verhältnisse in den mehrheitlich windgeschützten und strömungsberuhigten Bereichen des Schilfgürtels ermöglichen das Aufkommen einer spezialisierten und diversen planktischen Lebensgemeinschaft, die sich bei Fehlen nennenswerter Fischdichten (und damit Prädatoren) mit hohen Dichten und Biomassen entwickeln können. Bei ungenügender Anbindung an den freien See und entsprechend eingeschränkten Wandermöglichkeiten für Fische kann also das vergleichsweise gute Nahrungsangebot im inneren Schilfgürtel von Fischen nur wenig genutzt werden, da diese mehrheitlich auf die seenahen und gut angebundenen Bereiche beschränkt sind.

Aus fischökologischer Sicht wäre demnach eine verbesserte Konnektivität zwischen offenem See und den Wasserflächen im inneren Schilfgürtel wünschenswert. Die Dämpfung von physikalisch-chemischen Extremen würde zu einer erhöhten „Besiedelbarkeit“ dieser Bereiche durch Fische führen und ihnen neue Laichplätze und Nahrungsressourcen erschließen. Für das Phyto- und Zooplankton aber hätte eine verstärkte Anbindung einen vermehrten Austausch zwischen den beiden großen Teillebensräumen zur Folge, der sich positiv auf die Biodiversität auswirken würde.

EXECUTIVE SUMMARY

Phytoplankton

The phytoplankton of Lake Neusiedl is part of the regular monitoring and its development and composition are well known. In contrast, the different areas of the reed belt have been sampled only sporadically, mostly with a focus on taxonomic questions.

In the project REBEN, quantitative analyses of algal pigments were carried out, which provide information on the biomass and composition of phytoplankton algal classes. In addition, the net plankton was investigated for the taxonomic determination of the species. In three areas of the reed belt (Illmitz, Mörbisch, Wulka) the phytoplankton communities and their dependence on the degree of connection to the open lake were analysed. The aim of the investigations was to gain insight into the interactions and exchange processes between the open lake and the reed belt.

Chlorophyll-a varied between 9.2 and 20.0 $\mu\text{g L}^{-1}$ in the area of Illmitz. While in spring a decreasing tendency of the chlorophyll-a concentrations from the lake towards land could be observed, the values in the isolated sites increased in summer and autumn. At Mörbisch the mean chlorophyll-a concentrations were slightly lower, in the test area of Wulka, large spatial and temporal differences were observed.

The HPLC analyses revealed the significance of diatoms (including golden algae, chrysophytes) in the lake and in the reed belt. However, while the proportion of these algae classes decreased from the lake towards the land, an increase in the number of cryptophytes in the reed belt was observed. Green algae and euglenophytes showed a slightly decreasing tendency in the reed belt, while dinoflagellates (with a pronounced maximum during the warm season) proved to be much more common there than in the open lake. There was no clear trend in blue-green algae along the transect.

With a total of 241 taxa, the species diversity in the study area proved to be high compared to the low taxa numbers of the open lake. Diatoms (71 taxa), green algae (54 taxa), blue-green algae (40 taxa) and euglenophytes (33 taxa) were among the most species-rich groups. Both seasonal and spatial differences were found as regards the taxa numbers per sample. The greatest diversity was found in the well and moderately connected sites. In contrast, taxa numbers were lower in the lake, in lake-near and isolated sites.

Many common species showed a special distribution pattern along the transects. The typical Lake Neusiedl diatoms *Campylodiscus bicostatus* and *Surirella peisonis* successively decreased in the reed area, while *Campylodiscus clypeus* showed an opposite pattern. Among the blue-green algae, *Aphanocapsa incerta* was increasingly rare in the reed area, whereas

Aphanothece spp. was more frequent. The dinoflagellate *Peridiniopsis borgei* was one of the most common species in the reed belt and occurred in large numbers in the isolated zones during the warm season. In the Wulka area the situation is different due to the current from the Wulka to the lake. Here, diatoms of benthic origin dominated and, on some dates, also *Peridiniopsis borgei* as well as the golden alga *Synura* sp. The classic Lake Neusiedl species were found here only sporadically.

Based on the species composition of the net plankton, nMDS analyses were used to group them under different aspects to identify influencing factors such as connectivity or seasonality. It could be shown that the samples of the Wulka area were clearly separated from the other two areas. The grouping by connectivity/isolation showed remarkable gradients for the Illmitz and Mörbisch sites. The seasonal aspect was illustrated by a clear separation of the spring dates, while in summer and autumn large similarities of the phytoplankton communities were found.

The results confirm the great importance of the diversity of different habitats for the diversity of the phytoplankton in the overall system of Lake Neusiedl. The open lake, bays, channels, well connected and isolated pools and reed lakes all show typical coenoses, which are influenced by water exchange processes and interactions with abiotic and biotic factors.

Zooplankton

Like for the phytoplankton, investigations on zooplankton were carried out in the reed belt on the east and west shore in the test areas of Illmitz and Mörbisch, with 9 sites and 5 sites respectively being sampled. In addition, samples were taken at 3 sites in the Wulka mouth area. The sampling took place within the first (2.10. - 18.10.2017) and second (28.03. - 11.04.2018) main campaign, each with 3 dates per campaign. The aim of the investigation was a comparative analysis of the zooplankton in the open lake and in the channel and pool system of the reed belt with different connection to the open lake.

Independent of seasonal aspects, the locations in the Wulka area differed from the two areas in Illmitz and Mörbisch on both dates. Due to the input of plankton-poor Wulka water, noticeably lower abundances and biomasses were recorded. The taxa numbers were also lower, but the habitat was increasingly populated by benthic and littoral species.

The species composition in the Illmitz and Mörbisch areas was comparable, but significant seasonal differences were also found here. Overall, the species community in the open lake and in the reed belt are comparable with earlier studies from Lake Neusiedl. Dominant species are *Arctodiaptomus spinosus* in the open lake, in the summer months also the warm

stenothermal cladoceran *Diaphanosoma mongolianum*. However, the individual densities and biomasses are lower compared to the reed belt.

In the reed belt there is a larger supply of smaller, easily edible algae (e.g. cryptomonads) for the zooplankton, which is very clearly reflected in an increase of individual density and biomass of the zooplankton in the reed belt. Diversity and taxa numbers are also higher in the structurally rich reed belt than in the open lake.

Within the reed belt an increase in abundance and biomass was observed from the areas near the open lake to the isolated areas. On average, the isolated sites had the highest densities and biomass. This implies a high food potential for fish and water birds especially in the remote shallow water areas or isolated sites in the reed belt.

Summarising the spatial distribution of zooplankton, the open lake zone was found to have the lowest individual densities, biomass and taxa, while in the reed belt there was a continuous increase in abundance, biomass and taxa from the lake to the isolated areas. This clearly indicates how important water exchange between the open lake and the reed belt is for the zooplankton community.

Fish

The fish-ecological investigations in the project REBEN complement the biological analyses of phyto- and zooplankton and follow up earlier studies on the horizontal distribution of fish in the reed belt from the 1990s. Within the project REBEN, sampling by electro-fishing was carried out in early summer 2018 (05.06., 27.06., 03.07.2018) and in midsummer 2019 (27.08.2019). The focus in 2018 was on the spatial distribution of juvenile fish in the pools and channels in the test area of Illmitz. In 2019 the mouth of the river Wulka in the north-west of Lake Neusiedl was investigated.

In the area of Illmitz, the importance of the connection of the inner areas of the reed belt to the open lake could be demonstrated, which confirmed earlier findings from the 1990s – though under different conditions (very high water level). Oxygen concentration is considered to play an important role in fish distribution, even though a direct relationship with the fish density could not be shown within this project. However, the connection of the water surfaces in the reed belt is closely correlated with the oxygen situation. As a further factor, biotic interactions (food supply, protection from predators) likely have an impact on the spatial distribution patterns among fish.

In order to avoid extreme physico-chemical conditions in the short term, but also to move quickly between favourable food sources and protected areas, it is important that short-term migration between different sub-habitats is possible for fish, i.e. at least at a diurnal

rhythm. Options for migration from the inner reed belt to areas close to the lake and *vice versa* is therefore essential for many fish in the reed belt.

An improved connection of the large water areas in the inner reed belt to the open lake would have a positive effect on the diversity as well as density and biomass of the fish community. Canals are particularly important as migration corridors and as paths of increased water exchange.

For the Wulka, the investigations in the project REBEN were able to show that the mouth of the river is particularly valuable for fish in Lake Neusiedl. Several threatened and protected species (mudminnow, bitterling, crucian carp, tench) were caught in significant numbers in the fished channels between the river Wulka and the open lake. The evidence of juvenile chub shows a direct connection to the Wulka river system – for the first time in several decades. The few canals in the Wulka mouth area represent an important link between flowing and still waters for the fish populations in this part of the reed belt.

In summary, it can be said that both the investigations in the Illmitz area in 2018 and those at the Wulka mouth in 2019 underline the importance of connectivity of habitats at Lake Neusiedl. An open key question is the long-term development of the reed belt habitat, on the one hand in view of global warming and the associated extreme hydrological situations, and on the other hand as a result of increasing sedimentation of the reed belt both in the immediate tributary area near the Wulka and in the other areas.

Résumé

The biological investigations summarised in this report are intended to add to the hydrological and physico-chemical surveys. With phytoplankton, zooplankton, and fish, three groups of organisms from the water column were considered. Their investigation within the project REBEN provided valuable information on the pelagic food chain. Neither benthic communities and submerged macrophytes nor microbiological communities were included in our surveys.

The investigations revealed striking differences between the open lake and the reed belt on the one hand, and between the Wulka mouth area and the reed belt area at Illmitz and Mörbisch on the other.

The north-western part of the reed belt at Breitenbrunn, with the mouth of the river Wulka as the largest tributary to the lake, certainly plays a special role within the littoral of Lake Neusiedl. The channels in the reed belt of this area are a link between river and lake, which is clearly reflected in the species composition of the planktonic community. Littoral and benthic species dominate, partly also typical representatives of running waters, which are

washed into the reed belt channels and can still be found there at least temporarily. In addition, autochthonous communities also develop, although the planktonic communities are generally poorer in species and reach lower abundances than in other areas of the reed belt.

The reed belt at the Wulka mouth area also differs from other areas in the lake in terms of fish species composition. The connection between river and lake is probably more important for fish than for algae or zooplankton. Fish here profit from a mosaic of slowly flowing channels and a diffusely flowed small-structured pool system and use the habitat as a feeding ground, spawning ground, and nursery. To preserve the high diversity of fish species with high nature conservation value, a purely linear flow through monotonous channels would be just as disadvantageous as a purely diffuse flow.

When the Wulka flows into the open lake, the habitat and thus the prevailing environmental conditions change dramatically. The open lake is a comparatively harsh habitat due to the strong turbulences and currents, which also offer unfavourable light conditions for algae due to the high turbidity. In contrast, the water surfaces in the reed belt are characterised by clear, albeit humic and therefore brown water and low turbulence. However, the reed belt is an extreme location regarding the daily fluctuations of water temperature and oxygen, which some species from the open sea cannot cope with.

In all three groups of organisms investigated, there was a striking difference between the communities in the open lake and in the reed belt, both in terms of quantity and quality. For example, higher concentrations of chlorophyll-a were found in the reed belt near Illmitz compared to the open lake in summer and autumn, while a decreasing tendency was observed in spring. The algal community in the reed belt is dominated by other species than in the open lake, which provide a much better food base for zooplankton. It might be responsible for the higher abundance and biomass of zooplankton in the reed belt. However, isolated sites for planktonic invertebrates are also subject to lower feeding pressure from fish, whose abundance and biomass decreases from the open lake towards isolated sites.

The differences in the characteristic of the phytoplankton, zooplankton, and fish populations at the isolated sites in the reed belt underline the importance of the connection to the open lake. The physico-chemical extremes in the mostly wind-protected and calm areas of the reed belt provide habitat for a specialized and diverse planktonic community, which in the absence of significant fish densities (and thus predators) can develop with high densities and biomasses. In the absence of a good connection to the open lake and correspondingly limited migration pathways for fish, the comparatively good food supply in the inner reed belt can therefore only be used to a limited extent by fish, as these are mostly restricted to the areas close to the lake.

From a fish-ecological point of view, improved connectivity between the open lake and the water areas in the inner reed belt is therefore be desirable. The mitigation of physico-chemical extremes would enable an increased colonization of these areas by fish and provide them with new spawning grounds and food resources. For phytoplankton and zooplankton, however, increased connectivity would result in an increased exchange between the two large sub-habitats, which would have a positive effect on biodiversity.

1 EINLEITUNG

INTRODUCTION

Die in diesem Bericht vorgestellten Ergebnisse zu den biologischen Lebensgemeinschaften im Schilfgürtel des Neusiedler Sees sind Teil des Arbeitspakets T1.2 „Untersuchung der physikalisch-chemischen Parameter“. Damit ist der Schwerpunkt dieses Arbeitspakets umrissen, das unter anderem Analysen allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter in der Wassersäule und im Sediment, online-Messsonden und Laborversuche umfasst. Ergänzend waren jedoch auch Aufnahmen planktischer und benthischer Lebensgemeinschaften vorgesehen, einerseits zur allgemeinen Charakterisierung der verschiedenen Teillebensräume des Neusiedler Sees, andererseits um Austauschprozesse von physikalisch-chemischen Parametern besser interpretieren zu können.

Trotz vielversprechender Aufnahmen in früheren Untersuchungen (Wolfram *et al.* 2015a) waren die geplanten Probenahmen der benthischen Lebensgemeinschaften im vorliegenden Konzept methodisch unsicher und fehlerbehaftet. In Abstimmung und mit Zustimmung des Auftraggebers wurden die Analysen des Algenbenthos daher aus dem Programm gestrichen und stattdessen fischökologische Aufnahmen im Bereich Illmitz und Höhe Wulka-Mündung durchgeführt.

Der Bericht umfasst damit Ergebnisse und Interpretationen zur räumlich-zeitlichen Verteilung von drei Organismen im Litoral des Neusiedler Sees:

- Phytoplankton (Schwebealgen)
- Zooplankton (tierisches Plankton)
- Fische

Ein Resümee über die Erkenntnisse der Untersuchungen zu diesen drei Gruppen schließt den Bericht ab. Er ist als Teilbericht zum Arbeitspaket T1.2.1 „Zusammenfassender Bericht über die Ergebnisse der Untersuchungen der physikalisch-chemischen Parameter“ zu verstehen.

2 PHYTOPLANKTON

PHYTOPLANKTON

von *Harald KRISA*

2.1 Zielsetzung

Objectives

Das Projekt REBEN untersucht schwerpunktmäßig die Prozesse des Wasser- und Stoffaustauschs zwischen dem offenen See und dem Schilfgürtel. Dieser hängt maßgeblich von der Anbindung der Wasserflächen im Schilfgürtel an das Freiwasser ab, die über Kanäle und durch diffuse Durchströmung der äußeren Schilfgürtelbereiche besteht. In diesem Projekt wurden in fünf Untersuchungskampagnen von Herbst 2017 bis Frühjahr 2019 neben chemischen und physikalischen Parametern auch biologische Daten mit den Schwerpunkten Phytoplankton, Zooplankton und Fische erhoben.

Das Phytoplankton des Neusiedler Sees wird im Rahmen von Monitoringprogrammen regelmäßig untersucht, dessen Entwicklung und Zusammensetzung sind gut dokumentiert (Dokulil 1979a; b; Dokulil & Padisák 1994; Krisa 2020; Wolfram *et al.* 2011; Wolfram *et al.* 2015b). Die verschiedenen Bereiche des Schilfgürtels wurden in der Vergangenheit dagegen nur vereinzelt und nicht systematisch beprobt (Padisák 1993a; b; Somogyi *et al.* 2010; Wolfram *et al.* 2015a). Bei diesen Untersuchungen standen meistens taxonomische Fragestellungen im Vordergrund, quantitative Erhebungen und Untersuchungen der Austauschprozesse zwischen See und Schilfgürtel gab es bisher in Bezug auf das Phytoplankton kaum.

Im REBEN-Projekt wurden quantitative Analysen der **Pigmente** durchgeführt, die Auskunft über die Biomasse und die Zusammensetzung der Algenklassen des Phytoplanktons geben. Weiters wurde das **Netzplankton** zur taxonomischen Determinierung der Arten untersucht. In drei Bereichen des Schilfgürtels (Illmitz, Mörbisch, Wulka) wurden die Lebensgemeinschaften des Phytoplanktons und deren Abhängigkeit vom Grad der Anbindung zum offenen See analysiert.

Ziel war es herauszufinden, wie die Algengemeinschaften des offenen Sees mit denen der verschiedenen Standorte des Schilfgürtels im Austausch stehen:

- Kann sich in den isolierten Bereichen ein eigenständiges Plankton entwickeln?
- Können die Lebensräume im Schilf, die weniger turbulent und trüb als im offenen See sind, zur vermehrten Produktion von Algenpopulationen, die Nahrungsgrundlage für Zooplankton und Fische sind, beitragen?

- In welchem Ausmaß können diese Algenpopulationen die Zusammensetzung und Dichte des Phytoplanktons im offenen See verändern?
- Wie beeinflusst umgekehrt das durch Wasserbewegungen in den Schilfgürtel einströmende Seeplankton die Algenzusammensetzung und Biomasse der mehr oder weniger angebundenen Schilfstandorte?

Die Phytoplankton-Untersuchung im Rahmen des REBEN-Projekts diente dazu, erste Daten zur Abklärung dieser wichtigen Fragen zu erheben und weitere Erkenntnisse zum Verständnis der Wechselwirkungen zwischen dem offenen See und dem Schilfgürtel zu erhalten.

2.2 Untersuchungsprogramm und Methoden

Sampling program and methods

2.2.1 Untersuchungstermine

Sampling dates

Die Probenahmen fanden im Rahmen von **fünf Hauptkampagnen** statt, **jeweils mit drei Terminen** in etwa im Wochenabstand. An all diesen Terminen wurden die physikalisch-chemischen Verhältnisse im Wasser erfasst sowie die planktischen Lebensgemeinschaften untersucht. Nach den Erkenntnissen der ersten vier Kampagnen konnte die letzte Kampagne auf einen Termin reduziert werden.

Die Kampagnen und Untersuchungstermine sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Tabelle 1. Untersuchungstermine an den fünf Kampagnen zwischen Herbst 2017 und Frühjahr 2019 in den drei Testbereichen Wulka, Mörbisch und Illmitz.

Table 1. Sampling dates during the five campaigns between autumn 2017 and spring 2019 at the three test areas Wulka, Mörbisch and Illmitz.

	Termin date	Kampagne 1 campaign 1	Kampagne 2 campaign 2	Kampagne 3 campaign 3	Kampagne 4 campaign 4	Kampagne 5 campaign 5
Wulka	1	04.10.2017	28.03.2018	09.07.2018	17.10.2018	10.04.2019
	2	10.10.2017	05.04.2018	16.07.2018	23.10.2018	–
	3	18.10.2017	11.04.2018	23.07.2018	29.10.2018	–
Mörbisch	1	04.10.2017	28.03.2018	09.07.2018	17.10.2018	10.04.2019
	2	10.10.2017	05.04.2018	16.07.2018	23.10.2018	–
	3	18.10.2017	11.04.2018	23.07.2018	29.10.2019	–
Illmitz	1	02.10.2017	26.03.2018	11.07.2018	15.10.2018	08.04.2019
	2	09.10.2017	03.04.2018	18.07.2018	22.10.2018	–
	3	16.10.2017	09.04.2018	25.07.2018	30.10.2019	–

2.2.2 Untersuchungsstandorte

Sampling sites

Um der unterschiedlichen Charakteristik des Schilfgürtels am Ost- und Westufer gerecht zu werden, wurden zwei Teilbereiche Höhe **Illmitz (IL)** und **Mörbisch (MO)** als Schwerpunktbereiche der Untersuchungen ausgewählt. Weiters fanden Probenahmen und Untersuchungen im Mündungsgebiet der **Wulka (WU)** als des wichtigsten Zubringers des Neusiedler Sees statt.

In jedem der drei Bereiche wurden während aller Kampagnen und Terminen die gleichen Untersuchungsstandorte beprobt. Sie wurden so ausgewählt, dass unterschiedlich stark an den offenen See angebundene bzw. isolierte Bereiche erfasst werden konnten. Die Standorte wurden in den Bereichen Illmitz und Mörbisch entlang von Transekten vom offenen See bis in hintere, landwärts gelegene Standorte angeordnet. Die Nummerierung der Standorte folgt weitgehend diesen Transekten vom See in Richtung Land; die Abfolge wurde auch in den grafischen Darstellungen beibehalten. Im Falle der Wulka sind die Standorte ebenfalls vom See in Richtung Land durchnummeriert, allerdings erfolgt Anordnung in den grafischen Darstellungen entlang der Strömungsrichtung von Wulka/Seehof Richtung offener See. Die Lage der drei Bereiche sowie die Koordinaten und Grundcharakteristik der Untersuchungsstellen sind in Abb. 1 dargestellt und in Tabelle 2 zusammengefasst.

Tabelle 2. Untersuchungsstellen im Monitoring (Wasserproben an den fünf Kampagnen).

Table 2. Sampling sites of the monitoring (water samples at the five campaigns).

Bereich	Gewässer	Messstelle	RW M34GK	HW M34GK	Anmerkungen
Wulka	Wulka	WU4	24279	302747	Höhe Seehof
	Schilfgürtel	WU3	28233	304523	Kanal
	Schilfgürtel	WU2	28252	304413	Kanal
	See	WU1	29590	303911	Schilfrand
Mörbisch	See	MO1	27323	292369	Schilfrand
	Schilfgürtel	MO2	26905	292382	Kanal
	Schilfgürtel	MO3	26686	292400	Übergang Kanal – Blänken
	Schilfgürtel	MO4	26531	292443	Offenes Blänkensystem
	Schilfgürtel	MO5	26355	292298	Offenes Blänkensystem
Illmitz	See	IL1	31269	292439	Schilfrand
	Schilfgürtel	IL2	31691	292111	Kleiner Zug (südlich Stationskanal)
	Schilfgürtel	IL3	31484	291918	Kanal zwischen Kl. Zug und sog. Zanderbucht
	Schilfgürtel	IL4	31955	292689	Kanal nördlich Stationskanal landwärts
	Schilfgürtel	IL5	32107	292743	Offenes Blänkensystem nördlich Biol. Station
	Schilfgürtel	IL6	31667	292426	Kleine Blänke nahe Dammweg zur Biol. Station
	Schilfgürtel	IL7	31768	293064	Kanal im Übergang zum Ruster Poschn
	Schilfgürtel	IL8	31586	293267	(Blind-)Kanal vom Ruster Poschn Richtung See
	Schilfgürtel	IL9	31177	290523	Offenes Blänkensystem südl. Seebad Illmitz

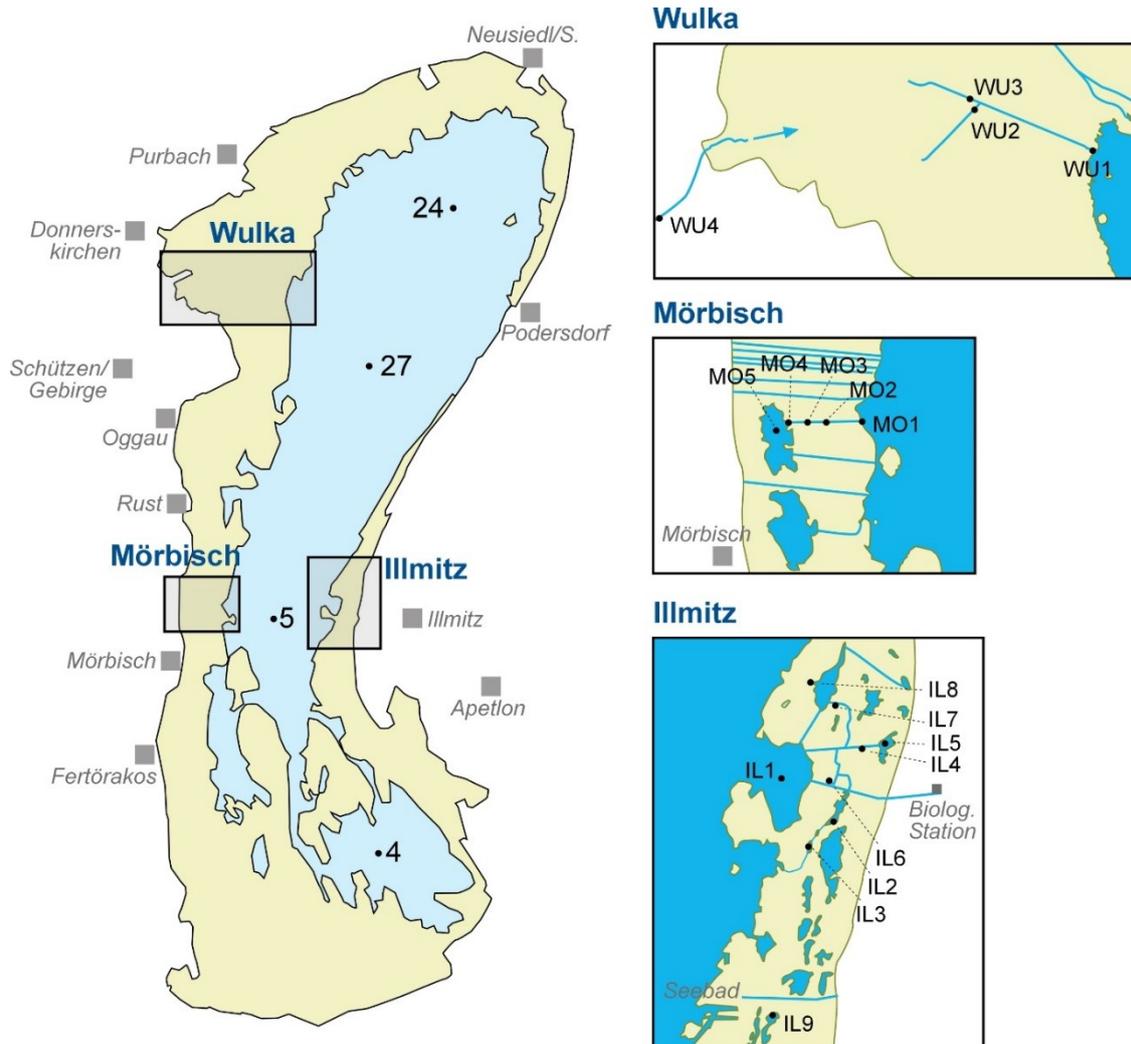


Abb. 1. Übersicht über die drei österreichischen Untersuchungsbereiche *Wulka*, *Mörbisch* und *Illmitz* (Details der Standorte siehe Tabelle 2) sowie die Standorte des limnologischen Monitorings der Biologischen Station Illmitz im offenen See (4, 5, 24, 27).

Figure 1. Overview of the three Austrian sampling areas *Wulka*, *Mörbisch* and *Illmitz* (details about the sampling sites see Table 2) as well as the sampling sites of the limnological monitoring of the Biological Station Illmitz in the open lake (4, 5, 24, 27).

2.2.3 Methoden

Methods

Pigmentanalysen

Zur Analyse Algenpigmente wurde ein definiertes Volumen der Rohprobe über einen Glasfasermikrofilter abfiltriert. Durch Einfrieren des Filters mit anschließender mechanischer Homogenisierung wurden die Zellen lysiert und der Zelleninhalt freigesetzt. Die Extraktion der Photopigmente erfolgte über Nacht auf 4 °C in 10 mL 90%igem Aceton. Das Extrakt wurde am Spektralphotometer bei $\lambda = 663 \text{ nm}$ gemessen. Nach Ansäuerung des Extrakts mit Salzsäure erfolgte die Bestimmung der Phaeopigmente, die zur Berechnung der

Chlorophyll-a Konzentration herangezogen werden (Lorenzen (1967); DIN 38 412 – L 16 modifiziert). Die Bestimmung der prozentuellen Anteile definierter Algenklassen erfolgte mittels den für die jeweilige Algenklasse spezifischen Indikatorpigmenten über ein flüssigkeitschromatographisches Trennverfahren mittels HPLC (High-Performance Liquid Chromatography; HP-Series 1100, Säule Merck Superspher rP 18 250/4; ternärer Lösungsmittelgradient modifiziert nach Wright *et al.* (1991)).

Die HPLC-Ergebnisse erlauben eine Abschätzung der relativen Anteile der wichtigsten Algenklassen. Hierzu ist anzumerken, dass methodisch bedingt in der HPLC-Analyse Kieselalgen (Bacillariophyceae), Goldalgen (Chrysophyceae), Gelbgrünalgen (Xanthophyceae) sowie Prymnesiophyceae nicht voneinander getrennt werden können und daher zu einer Gruppe zusammengefasst werden. Gleiches gilt für Grünalgen i.w.S. (Chlorophyceae inkl. Ulvophyceae, Trebouxiophyceae und Klebsormidiophyceae), Augenflagellaten (Euglenophyceae) und Jochalgen (Conjugatophyceae). Mit der vorliegenden Methode wurden auf Chlorophyll-a-Basis folgende Algenklassen erfasst: Chlorophyceae i.w.S., Conjugatophyceae und Euglenophyceae (Chlorophyll-b), Cryptophyceae (Alloxanthin), Bacillario-, Chryso-, Prymnesio- und Xanthophyceae (Fucoxanthin), Dinophyceae (Peridinin), Cyanobacteria (Echinenon).

Qualitative Analysen des Netzplanktons

Die Probenentnahmen für qualitative Netzplanktonanalysen erfolgten mittels Planktonnetz (Maschenweite 30 µm), die Bestimmung in Lebendpräparaten an einem Mikroskop der Marke Olympus BX50. Folgende Bestimmungsliteratur wurde berücksichtigt: Ettl (1978; 1983), Ettl & Gärtner (1988), Häusler (1982), Huber-Pestalozzi (1955), Huber-Pestalozzi & Fott (1968), Komárek (2013), Komarek & Anagnostidis (1999; 2005), Komarek & Fott (1983), Krammer & Lange-Bertalot (1986; 1988; 1991a; 1991b), Lenzenweger (1996; 1997; 1999), Popovsky & Pfiester (1990) und Starmach (1985). Die bestimmten Taxa wurden nach einer fünfstufigen Skala in Häufigkeitsklassen eingeteilt (1 = vereinzelt, 2 = selten, 3 = verbreitet, 4 = häufig, 5 = massenhaft). Es wurde auf das Anfertigen von Glühpräparaten zur taxonomischen Determination der Kieselalgen verzichtet.

Bei der Analyse und Interpretation der qualitativen Proben muss beachtet werden, dass durch den Einsatz eines Planktonnetzes eine bedeutende Vorselektion getroffen wird. In den qualitativen Proben sind große Formen durchwegs überrepräsentiert, während kleinere Taxa das Netz passieren können und deutlich unterschätzt werden. Etwaige Unterschiede zu den Analyseergebnissen aus der HPLC-Methodik müssen unter diesem Gesichtspunkt betrachtet werden.

2.3 Ergebnisse

Results

2.3.1 Chlorophyll-a als Biomasseparameter und Anteile der Algenklassen an der Phytoplanktonbiomasse

Chlorophyll-a as biomass parameter and percentage of algae classes in phytoplankton biomass

Chlorophyll-a gilt als Surrogatparameter für die Biomasse des Phytoplanktons. In den Abb. 2 bis Abb. 4 sind die Verläufe der Chl-a-Konzentrationen an den einzelnen Untersuchungsterminen für die drei Bereiche des Neusiedler See-Schilfgürtels dargestellt. Abb. 5 (Illmitz oben, Mörbisch unten) und Abb. 7 (Wulka) zeigen Boxplots der Chlorophyll-a-Werte über alle Termine an den verschiedenen Untersuchungsstellen. Die Einzelwerte reichten im Bereich Illmitz von 0,4 bis 34,8 $\mu\text{g L}^{-1}$, bei Mörbisch von 3,6 bis 28,3 $\mu\text{g L}^{-1}$ und im Bereich der Wulka von 0,8 bis 30,2 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Die Mittelwerte über die gesamte Untersuchungsperiode 2017–2019 lagen bei **Illmitz** zwischen 9,2 $\mu\text{g L}^{-1}$ (IL3) und 20,0 $\mu\text{g L}^{-1}$ (IL9). Die größten Schwankungsbreiten zeigten sich sowohl im See bei IL1 (4,4–35,8 $\mu\text{g L}^{-1}$) als auch an der isolierten Stelle IL9 (0,4–34,5 $\mu\text{g L}^{-1}$). Bemerkenswert dabei ist die Tatsache, dass die höchsten Werte bei IL1 im Frühjahr und Sommer 2018 gemessen wurden, während im isolierten Schilfgürtel bei IL9 die Maxima im Herbst 2017 und in etwas geringerem Ausmaß auch im Herbst 2018 auftraten. Auch in den anderen isolierten bzw. mäßig angebundenen Schilfbereichen (IL5, IL6, IL7, IL8) waren herbstliche Höchstwerte zu beobachten, während in seenahen oder gut angebundenen Standorten (IL2, IL3, IL4) die höchsten Chlorophyll-a Werte im Frühjahr bzw. Sommer gemessen wurden. In Bezug auf die Anbindung der einzelnen Standorte zeigte sich bei Illmitz ein konträres saisonales Muster: Während im Frühjahr der beiden Jahre (2018 und 2019) eine abnehmende Tendenz der Chl-a Konzentrationen vom See zu den isolierten Standorten hin zu beobachten war, stiegen die Werte im Sommer 2018 sowie im Herbst 2017 und 2018 in den wenig angebundenen Schilfstandorten. Über alle fünf Kampagnen gerechnet ergibt das ein nicht einheitliches räumliches Muster (Abb. 5 links oben).

Im Bereich **Mörbisch** erwiesen sich die mittleren und maximalen Chlorophyll-a Konzentrationen als etwas niedriger als bei Illmitz. Sie zeigten einen klaren Trend entlang des Transekts vom See MO1 abnehmend bis zu der isolierten Stelle MO5. Die Mittel erreichten 15,7 $\mu\text{g L}^{-1}$ (MO1), 12,9 $\mu\text{g L}^{-1}$ (MO2), 11,1 $\mu\text{g L}^{-1}$ (MO3), 7,3 $\mu\text{g L}^{-1}$ (MO4) und 6,7 $\mu\text{g L}^{-1}$ (MO5). Auch die Maxima traten entlang dieses Gradienten auf, mit Werten zwischen 12,1 $\mu\text{g L}^{-1}$ (MO5) und 28,3 $\mu\text{g L}^{-1}$ (MO1). Die Höchstwerte wurden an der am wenigsten angebundenen Stelle MO5 im Herbst 2017 und 2018 festgestellt, während an den übrigen Untersuchungsstellen Peaks im Frühjahr 2018 (und teilweise im Frühjahr 2019) auftraten. Über alle

Untersuchungstermine ergibt sich ein einheitliches Muster entlang des Transekts von MO1 bis MO5 (Abb. 5 links unten).

Im Bereich der **Wulka** waren große Unterschiede sowohl zwischen den vier Standorten als auch im zeitlichen Verlauf zu beobachten. Die Mittelwerte lagen zwischen $4,1 \mu\text{g L}^{-1}$ (WU3) und $15,1 \mu\text{g L}^{-1}$ (WU4). Die Maxima von $30,2 \mu\text{g L}^{-1}$ (WU4), $22,0 \mu\text{g L}^{-1}$ (WU3), $25,8 \mu\text{g L}^{-1}$ (WU2) und $17,7 \mu\text{g L}^{-1}$ (WU1) wurden jeweils im Sommer 2018 oder im Frühjahr 2019 erreicht. Herbstliche Höchstwerte kamen in diesem Bereich nicht vor. Von der Wulka Richtung See (WU4 – WU2 – WU1) waren in den meisten Fällen abnehmende Chlorophyll-a-Werte festzustellen. Die Untersuchungsstelle WU3 erreichte nur im Frühjahr 2019 eine hohe Planktondichte (Abb. 7), an den übrigen Terminen wurde die Chl-a-Konzentration von $3 \mu\text{g L}^{-1}$ selten überschritten.

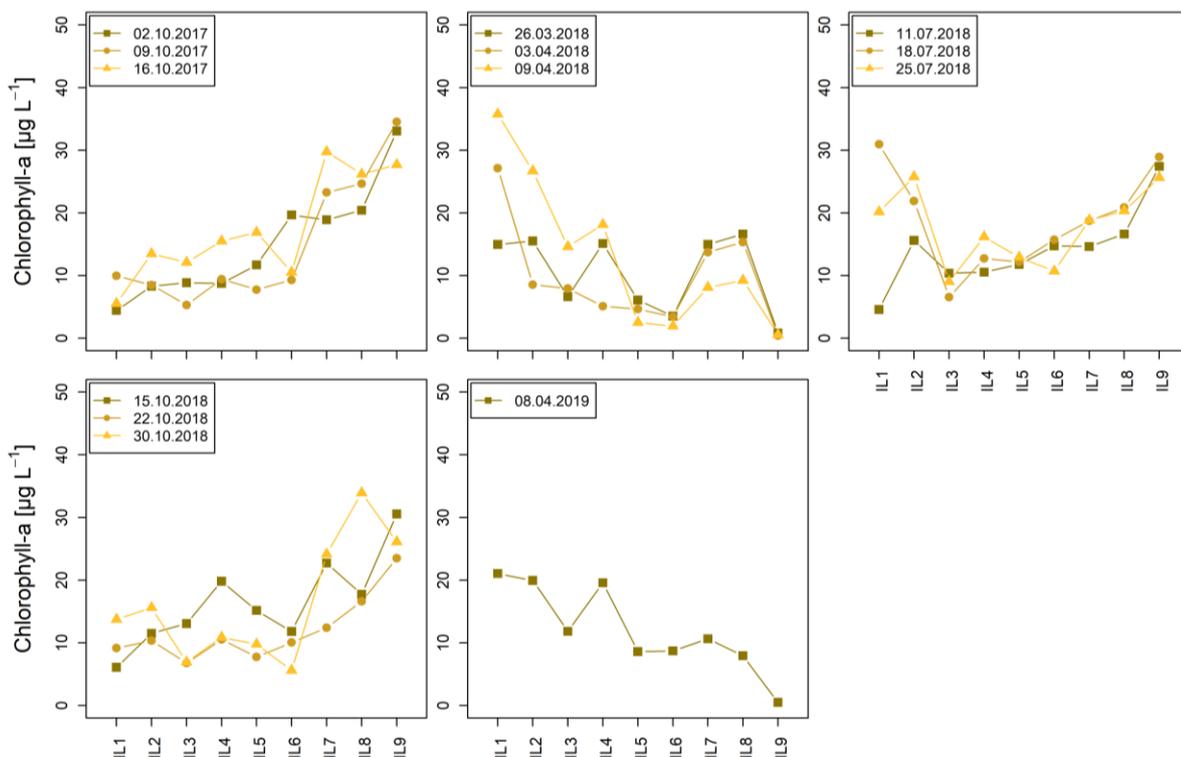


Abb. 2. Chlorophyll-a-Konzentrationen an allen Terminen der fünf Kampagnen an neun Standorten im Bereich Illmitz.

Figure 2. Chlorophyll-a concentrations on all dates of the five campaigns at nine locations in the Illmitz test area.

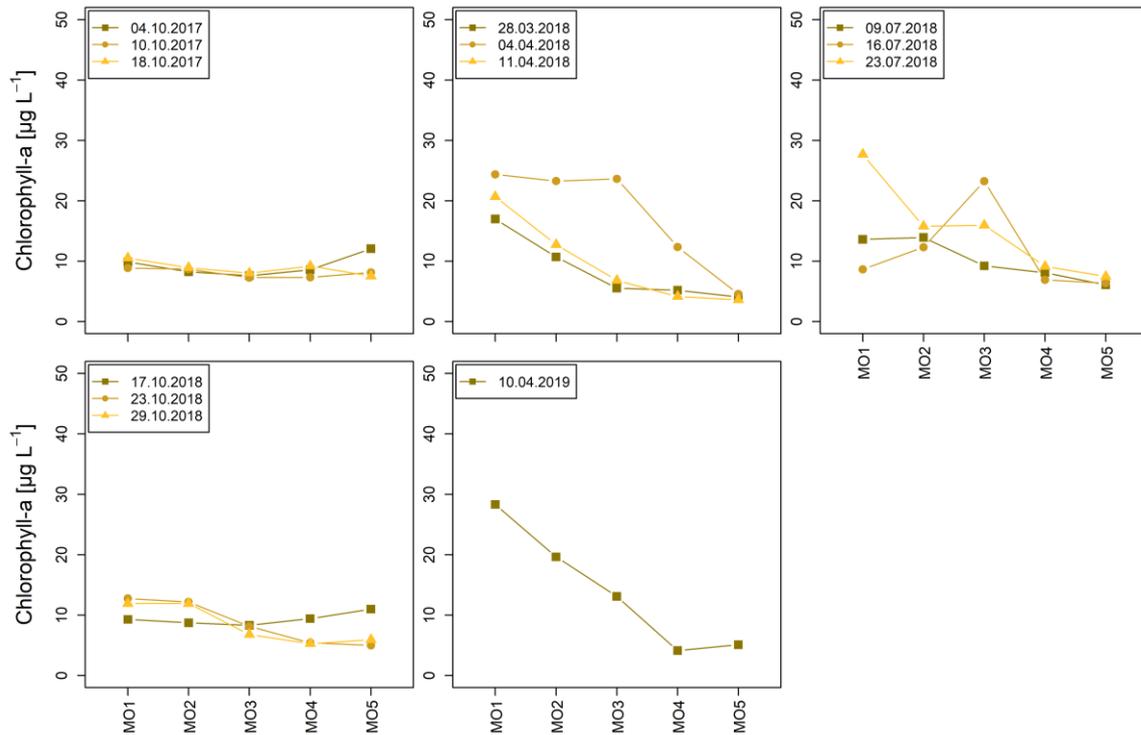


Abb. 3. Chlorophyll-a-Konzentrationen an allen Terminen der fünf Kampagnen an fünf Standorten im Bereich Mörbisch.

Figure 3. Chlorophyll-a concentrations on all dates of the five campaigns at five locations in the Mörbisch test area.

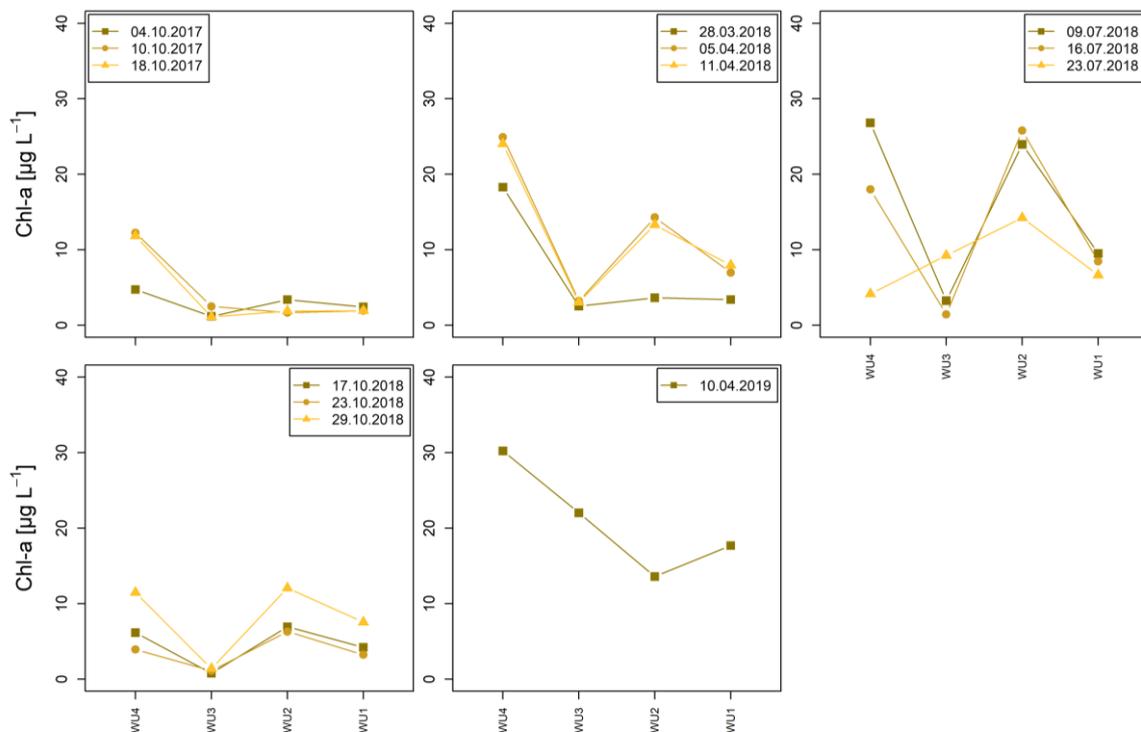


Abb. 4. Chlorophyll-a-Konzentrationen an allen Terminen der fünf Kampagnen an vier Standorten im Bereich der Wulka.

Figure 4. Chlorophyll-a concentrations on all dates of the five campaigns at four locations in the Wulka test area.

Tabelle 3. Mittlere Chlorophyll-a Konzentrationen und mittlere Anteile der Algenklassen an der Phytoplanktonbiomasse (berechnet aus den HPLC-Analysen) an den einzelnen Untersuchungsstellen sowie minimale, maximale und durchschnittliche Mittelwerte für die Bereiche Illmitz, Mörbisch und Wulka.

Table 3. Average chlorophyll-a concentrations and average percentage of algae classes in phytoplankton biomass (calculated from HPLC analyses) at the different sampling sites as well as minimum, maximum and average mean values for the test areas of Illmitz, Mörbisch and Wulka.

Mittelwerte 2017-2019 [%]	Chl-a [µg L ⁻¹]	Bacillario + Chryso u.a.	Crypto	Chloro + Eugl. u.a.	Cyano	Dino
IL1	15,7	54,0	8,6	21,1	15,1	1,1
IL2	15,5	48,4	12,9	16,9	12,2	9,7
IL3	9,2	35,5	21,7	21,8	11,1	9,8
IL4	13,3	34,6	17,7	17,0	17,0	13,7
IL5	9,8	29,1	24,9	13,0	14,3	18,6
IL6	9,7	28,8	34,7	20,5	9,4	6,6
IL7	17,8	46,8	17,5	16,0	12,7	7,0
IL8	19,0	50,9	14,1	15,5	13,7	5,8
IL9	20,0	35,2	17,8	7,7	9,6	29,7
MO1	15,7	42,7	17,8	25,7	12,5	1,3
MO2	12,9	42,7	17,8	25,2	10,6	3,6
MO3	11,1	46,5	20,8	19,4	7,1	6,0
MO4	7,3	33,5	24,1	17,0	9,2	16,3
MO5	6,7	27,9	25,6	12,1	9,7	24,7
WU1	6,3	74,9	10,4	11,3	1,2	2,3
WU2	10,9	73,7	9,4	14,4	1,5	1,0
WU3	4,1	67,7	11,9	17,3	1,6	1,6
WU4	15,1	61,6	12,7	22,8	1,7	1,2
ILLMITZ Min	9,2	28,8	8,6	7,7	9,4	1,1
ILLMITZ Max	20,0	54,0	34,7	21,8	17,0	29,7
ILLMITZ MW	14,4	40,4	18,9	16,6	12,8	11,3
MÖRBISCH Min	6,7	27,9	17,8	12,1	7,1	1,3
MÖRBISCH Max	15,7	46,5	25,6	25,7	12,5	24,7
MÖRBISCH MW	10,7	38,7	21,2	19,9	9,8	10,4
WULKA Min	4,1	61,6	9,4	11,3	1,2	1,0
WULKA Max	15,1	74,9	12,7	22,8	1,7	2,3
WULKA MW	9,1	69,5	11,1	16,4	1,5	1,5

Die **relativen Anteile der einzelnen Algenklassen**, berechnet aus den Ergebnissen der HPLC-Analysen, sind in den Abb. 5 bis Abb. 8 als Boxplots über alle Termine dargestellt. Tabelle 3 zeigt die Mittelwerte der Chlorophyll-a Konzentrationen sowie die relativen Anteile der Algenklassen an den verschiedenen Untersuchungsstellen.

Die Ergebnisse verdeutlichen die große Bedeutung der Kieselalgen (Bacillariophyceae) im gesamten Neusiedler See samt Schilfgürtel. Auch wenn hinsichtlich der exakten Anteile

dieser Algenklasse Unsicherheiten bestehen, da methodisch bedingt auch andere Klassen wie Chrysophyceae, Xanthophyceae und Prymnesiophyceae in dieser Sammelkategorie enthalten sind, so besteht aufgrund der Netzplanktonuntersuchungen sowie der Ergebnisse aus anderen Studien kein Zweifel, dass ein überwiegender Anteil tatsächlich auf Kieselalgen zurückzuführen ist.

Im Bereich Illmitz betragen die mittleren Anteile der „Bacillariophyceae“ im See bzw. seenah (IL1, IL2) um 50%, während sie an den gut angebundenen Schilfgürtel-Stellen (IL3, IL4) im Mittel ca. 35% erreichten. An den mäßig angebundenen Standorten am Ruster Poschn (IL7, IL8) kamen Kieselalgen durchschnittlich ähnlich häufig vor wie im See bzw. seenah (um 50%). An den isoliertesten Untersuchungsstellen wurden Mittelwerte unter 30% (IL5, IL6) bzw. um 35% (IL9) festgestellt. Eine besonders auffällige Saisonalität unter den Kieselalgen war bei IL9 zu erkennen. Die Maxima traten ausschließlich im Frühjahr auf (beide Jahre) und erreichten Anteile von etwa 65–90%, während in den anderen Jahreszeiten selten die 20%-Marke überschritten wurde. An den meisten anderen Stellen waren die jahreszeitlichen Schwankungen nicht so stark ausgeprägt. Im offenen See (IL1) traten sommerliche und herbstliche Höchstwerte auf (50–85%), während im Frühjahr Kieselalgen-Anteile von etwa 25–40% zu beobachten waren.

Im Gegensatz zu den Kieselalgen kamen die Schlundalgen (Cryptophyceae) im Illmitzer Schilfbereich tendenziell häufiger vor als im offenen See und bestätigt frühere Befunde aus diesem Bereich (Wolfram *et al.* 2015a). Das betraf am deutlichsten die isolierte Probenstelle IL6 mit einem Mittelwert von fast 35% und einem Maximum von über 60%. Demgegenüber lag der Cryptophycean-Anteil im See durchschnittlich bei unter 9%. Grünalgen (Chlorophyceae) und Augenflagellaten (Euglenophyceae) wurden im Gegensatz zu Jochalgen (Conjugatophyceae) regelmäßig und häufig im Netzplankton gefunden. Diese Sammelkategorie erreichte im See, in seenahen und gut angebundenen Bereichen des Schilfgürtels mittlere Anteile von 17–22% (IL1, IL2, IL3, IL4). In mäßig angebundenen Standorten (IL5, IL7, IL8) betrug der Prozentsatz der „Chlorophyceae“ 13–16%. In den besonders isolierten Bereichen gab es völlig unterschiedliche Entwicklungen: Bei IL6 lag der Mittelwert dieser Gruppe bei 20%, bei IL9 hingegen unter 8%. An der Stelle IL9 war eine ausgeprägte Saisonalität zu beobachten, mit recht hohen Anteilen im Sommer und Herbst und völliger Abwesenheit im Frühjahr. Dieses Muster zeigte sich an keiner anderen Probenstelle.

Die mittleren Anteile der Blaualgen (Cyanobakterien) zeigten keine so großen räumlichen Differenzen. In den am stärksten isolierten Schilfbereichen (IL6, IL9) lagen sie unter 10%, an den anderen Stellen zwischen 11% und 17% (Maximum bei IL4). Auffällig waren bei dieser Algengruppe starke saisonale Schwankungen an fast allen Standorten, wobei unterschiedliche Muster zu erkennen waren: Im See und an den gut angebundenen Stellen (IL1–IL4) traten durchwegs Frühjahrsmaxima auf, während an den mäßig angebundenen und isolierten Stellen meistens sommerliche Höchstwerte festzustellen waren (IL5, IL6, IL7, IL8). IL9

erwies sich auch in dieser Hinsicht als Sonderstandort, hier kamen Cyanophyceen-Maxima im Herbst vor.

Sehr große räumliche und zeitliche Differenzen zeigten sich bei den Panzerflagellaten (Dinophyceae). Die mittleren Anteile lagen zwischen 1% (IL1) und 30% (IL9). An den meisten Standorten erreichten die Mittelwerte 6–10%, bei IL4 und IL5 traten Dinophyceen mit durchschnittlich 14% bzw. 19% auf. Die Maxima lagen an allen Stellen im Sommer und/oder Herbst, während im Frühjahr keine oder nur sehr wenige Panzerflagellaten nachgewiesen werden konnten. An der besonders isolierten Untersuchungsstelle IL9 wurde im Sommer 2018 ein Maximum von mehr als 60% festgestellt (Tabelle 3, Abb. 5 & Abb. 6, jeweils obere Reihe).

Im Bereich **Mörbisch** liegen die Untersuchungsstellen in einer Linie, die Gradienten können daher direkt anhand der Darstellungen abgelesen werden (Tabelle 3, Abb. 5 & Abb. 6, jeweils untere Reihe). Bei abnehmender mittlerer planktischer Biomasse vom See bis zu den isolierten Bereichen erwiesen sich die Anteile der „Bacillariophyceae“ von MO1 bis MO3 als relativ konstant (um 45%). Bei MO4 konnte ein Anteil von 34%, bei MO5 von 28% ermittelt werden. Wie im Bereich Illmitz war somit eine Abnahme der Kieselalgen in seefernen Standorten zu beobachten. Die Maxima traten dabei bei MO1–MO3 im Sommer, bei MO4 und MO5 hingegen im Frühjahr auf. Dieses Muster mit sommerlichen/herbstlichen Kieselalgenmaxima im See und gut angebundenen Stellen sowie Frühjahrshöchstwerten an den isolierteren Standorten trat auch im Bereich Illmitz auf. Ein umgekehrter Gradient ließ sich in Mörbisch bei den Schlundalgen (Cryptophyceae) feststellen. Die mittleren Anteile stiegen vom See (18%) bis zur entferntesten Untersuchungsstelle (26%) mäßig an. Auch hier sind unterschiedliche saisonale Muster festzustellen mit Maxima im Frühjahr oder Herbst.

Die Verteilung der „Chlorophyceae“ (inkl. Euglenophyceae u.a.) war vom See zum innersten Schilfstandort hin abnehmend: Die Mittelwerte betragen 26% (MO1), 25% (MO2), 19% (MO3), 17% (MO4) und 12% (MO5), die Höchstwerte traten durchwegs im Frühjahr auf. Auch die Blaualgen-Anteile erwiesen sich im See bzw. seenah (MO1, MO2) mit 11–13% etwas höher als in den nicht so gut angebundenen Bereichen (MO3–MO5) mit 7–10%. Die hohe Saisonalität der Cyanobakterien zeigte sich mit maximalen Anteilen im Frühjahr und herbstlichen Minima. Longitudinal stark unterschiedliche Anteile konnten bei den Panzerflagellaten (Dinophyceae) ermittelt werden. Hier lagen die Mittelwerte bei 1% (MO1), 4% (MO2), 6% (MO3), 16% (MO4) und 25% (MO5). Die Maxima kamen an allen Stellen im Sommer und/oder Herbst vor, während im Frühjahr keine oder nur sehr wenige Panzerflagellaten nachgewiesen werden konnten. An der entferntesten Untersuchungsstelle MO5 wurde im Sommer 2018 ein Maximum von 56% festgestellt.

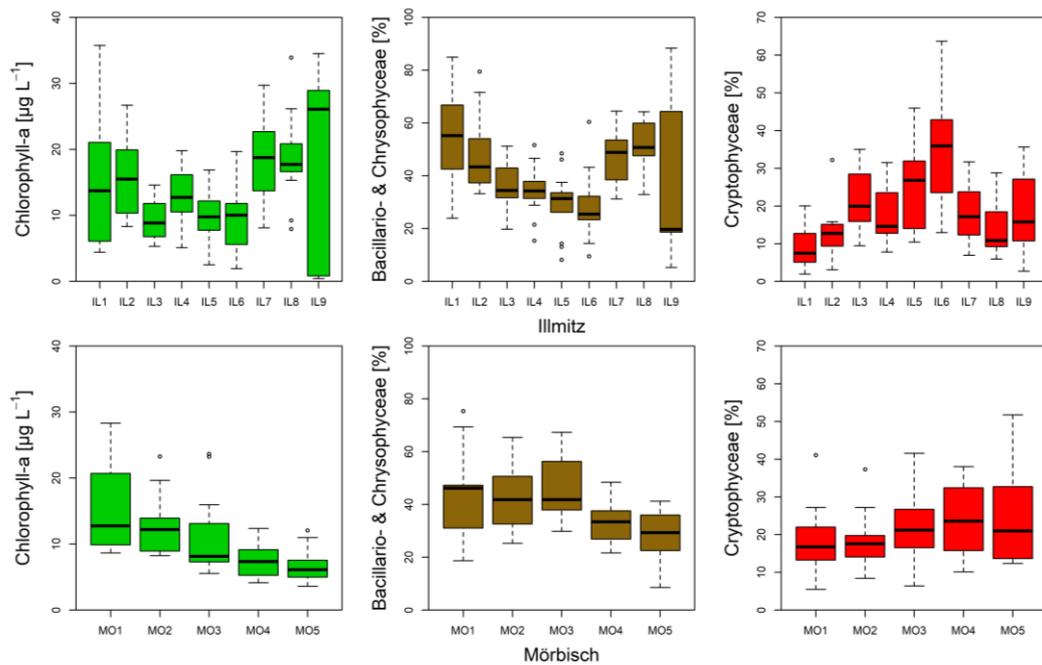


Abb. 5. Chlorophyll-a-Konzentrationen und relative Anteile der Bacillario- und Chrysophyceae (inkl. Xantho- und Prymnesiophyceae) sowie der Cryptophyceae an neun Standorten im Bereich Illmitz (oben) und fünf Standorten im Bereich Mörbisch (unten), dargestellt als Boxplots über alle 13 Untersuchungstermine.

Figure 5. Chlorophyll-a concentrations and percentage of Bacillario- and Chrysophyceae (incl. Xantho- and Prymnesiophyceae) as well as Cryptophyceae at nine locations in the Illmitz area (above) and five locations in the Mörbisch area (below), shown as box plots over all 13 sampling dates.

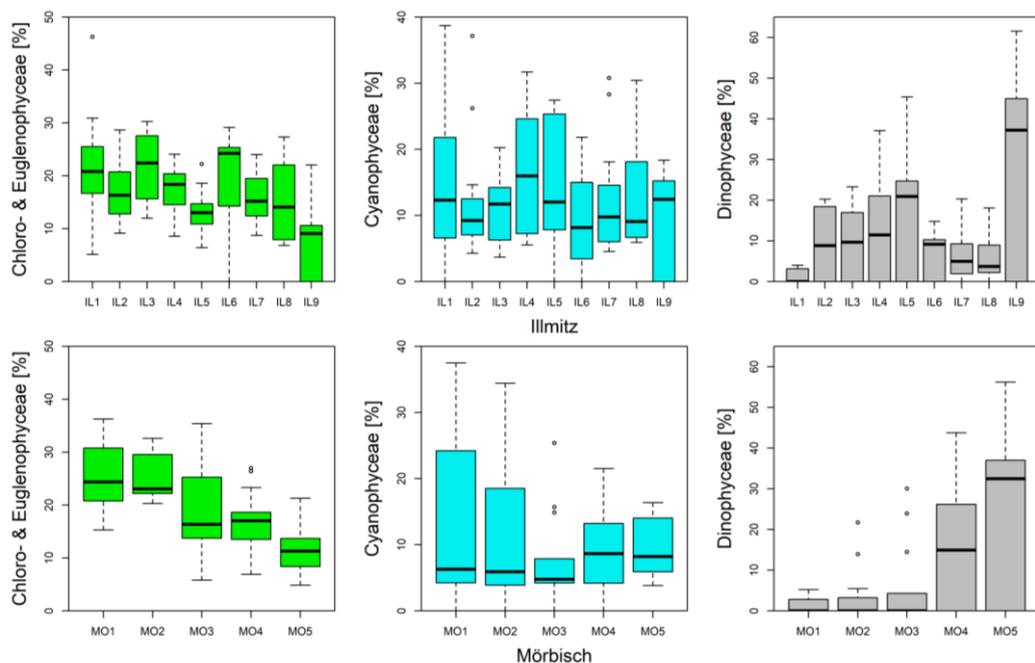


Abb. 6. Relative Anteile der Chloro- und Euglenophyceae (inkl. Conjugatophyceae), der Cyanophyceae sowie der Dinophyceae an neun Standorten im Bereich Illmitz (oben) und fünf Standorten im Bereich Mörbisch (unten), dargestellt als Boxplots über alle 13 Untersuchungstermine.

Figure 6. Percentage of Chloro- and Euglenophyceae (incl. Conjugatophyceae), Cyanophyceae as well as Dinophyceae at nine locations in the Illmitz area (above) and five locations in the Mörbisch area (below), shown as box plots over all 13 sampling dates.

Im Bereich der **Wulka** sind die Probenstellen in den Abb. 7 und Abb. 8 von der Fließstrecke der Wulka (WU4) bis zum See (WU1) in umgekehrter Reihenfolge dargestellt. Die Fließwege im Wulka-Schilfbereich sind komplex, jedoch kann davon ausgegangen werden, dass ein Großteil der Wassermenge über den Kanal, an dem sich WU2 befindet, fließt, während über den Kanal bei WU3 nur geringe Mengen in den See gelangen.

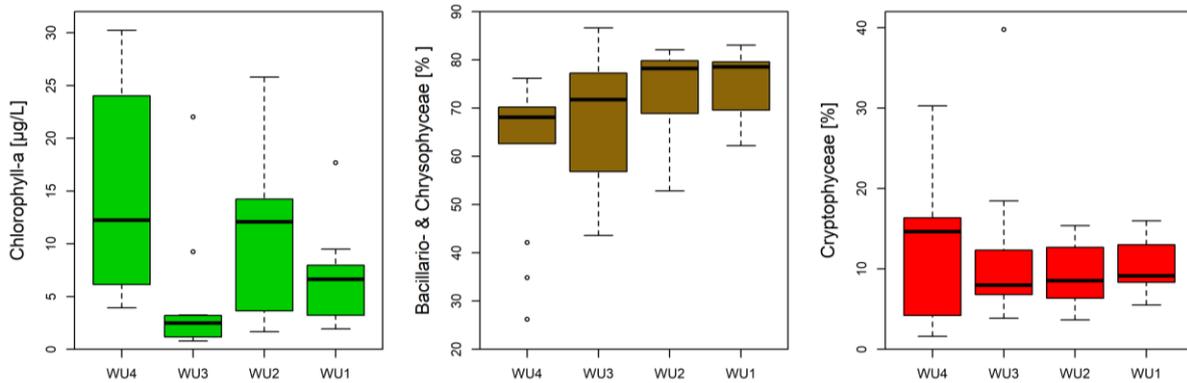


Abb. 7. Chlorophyll-a-Konzentrationen und relative Anteile der Bacillario- und Chrysophyceae (inkl. Xantho- und Prymnesiophyceae) sowie der Cryptophyceae an vier Standorten im Bereich der Wulka, dargestellt als Boxplots über alle 13 Untersuchungstermine.

Figure 7. Chlorophyll-a concentrations and percentage of Bacillario- and Chrysophyceae (incl. Xantho- and Prymnesiophyceae) as well as Cryptophyceae at four locations in the Wulka area, shown as box plots over all 13 sampling dates.

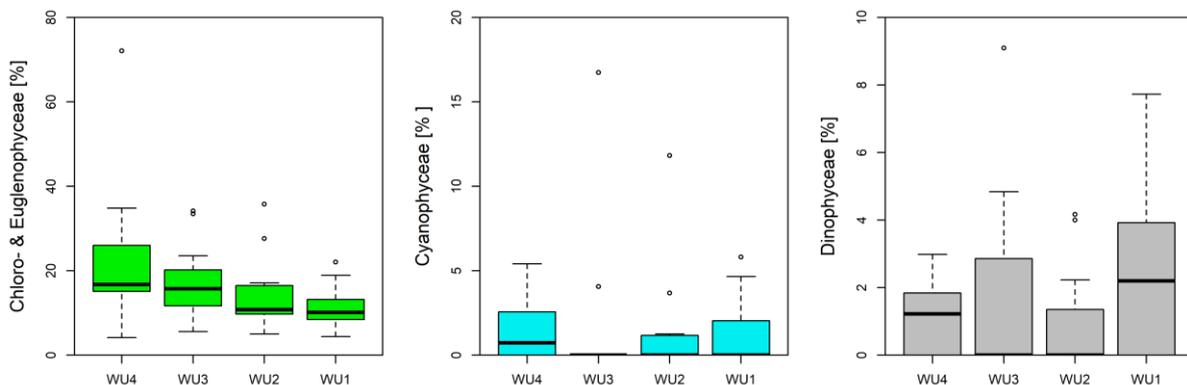


Abb. 8. Relative Anteile der Chloro- und Euglenophyceae (inkl. Conjugatophyceae), der Cyanophyceae (= Cyanobakterien) sowie der Dinophyceae an vier Standorten im Bereich der Wulka, dargestellt als Boxplots über alle 13 Untersuchungstermine.

Figure 8. Percentage of Chloro- and Euglenophyceae (incl. Conjugatophyceae), Cyanophyceae (= cyanobacteria) as well as Dinophyceae at four locations in the Wulka area, shown as box plots over all 13 sampling dates.

Die Anteile der Kieselalgen (Bacillariophyceae) und anderer Algenklassen, die durch das Pigment Fucoxanthin charakterisiert werden (Chryso-, Xantho- und Prymnesiophyceae), erreichten an allen Wulka-Standorten sehr hohe Werte. Sie lagen im Mittel bei 62% (WU4), 68% (WU3), 74% (WU2) und 75% (WU1). Im Vergleich zu den anderen untersuchten Schilfbereichen traten nur geringe saisonale Schwankungen der prozentuellen Anteile auf. Bei den

Schlundalgen (Cryptophyceae) erwiesen sich die Mittelwerte der einzelnen Stellen als relativ einheitlich (9–13%), einzelne sommerliche Maxima waren nur bei WU4 und WU3 zu beobachten (30% bzw. 40%).

Einen eindeutigen longitudinalen Trend mit abnehmenden mittleren Anteilen war bei den „Grünalgen“ (Chlorophyceae, Euglenophyceae u.a.) zu erkennen. In der Fließstrecke bei WU4 erreichte diese Sammelgruppe durchschnittlich 23%, bei WU3 17%, bei WU2 14% und im See bei WU1 11%. Die höchsten Einzelwerte traten dabei meist in der warmen Jahreszeit auf. Eine Ausnahme wurde allerdings beim Frühjahrstermin 2019 festgestellt, als an der Untersuchungsstelle WU4 bei sehr hoher Biomasse ($30 \mu\text{g L}^{-1}$ Chl-a) der Anteil der „Chlorophyceae“ bei mehr als 70% lag. Die mittleren Anteile der Cyanophyceae und Dinophyceae erwiesen sich als sehr niedrig (jeweils 1–2%). An einzelnen Terminen konnten jedoch recht hohe Prozentsätze der Blaualgen (max. 17% bei WU3) und Panzerflagellaten (max. 9% bei WU3) erhoben werden (Tabelle 3, Abb. 7, Abb. 8).

2.3.2 Phytoplankton-Zusammensetzung, Taxazahlen und dominante Arten

Phytoplankton composition, taxa numbers and dominant species

Zusammensetzung und Taxazahlen

Insgesamt wurden in dieser Untersuchung **241 Taxa** determiniert. Als artenreichste Algenklassen erwiesen sich Kieselalgen mit 71 Taxa und Grünalgen mit 54 Taxa. Cyanobakterien waren mit 40, Augenflagellaten mit 33 Taxa enthalten. Außerdem wurden 12 Jochalgen, 10 Panzerflagellaten, 6 Schlundalgen und 5 Goldalgen gefunden. Alle anderen Gruppen (Xanthophyceae, Prymnesiophyceae, Klebsormidiophyceae, Trebouxiophyceae, Ulvophyceae) kamen mit nur 1 bis 3 Taxa vor.

Beim Vergleich der drei Untersuchungsbereiche muss berücksichtigt werden, dass die Zahl der Standorte und somit die Zahl der untersuchten Proben pro Bereich unterschiedlich und ein direkter Vergleich der Zahlen daher unter diesem Gesichtspunkt zu betrachten ist. Im Bereich Illmitz wurden 177 Taxa gefunden, bei Mörbisch 163 und im Bereich der Wulka 156. Angesichts der dreifachen Probenanzahl bei Illmitz überrascht die hohe Artenvielfalt in den Wulka-Proben. Beim Vergleich der Taxazahlen pro Algenklasse fällt auf, dass die Cyanobakterien besonders im Bereich Illmitz artenreich auftraten. Die Diversität unter den Kieselalgen war hingegen in den Wulka-Proben besonders hoch, während im Bereich Mörbisch die höchste Zahl an Augenflagellaten zu beobachten war. Insgesamt waren jedoch in Bezug auf die Taxazahlen recht hohe Übereinstimmungen zwischen den drei Untersuchungsbereichen festzustellen (Tabelle 4).

Tabelle 4. Taxazahlen des Phytoplanktons in allen drei Untersuchungsbereichen 2017–2019, aufgeteilt auf die einzelnen Algenklassen (n = Anzahl der Proben).

Table 4. Numbers of phytoplankton taxa in all three test areas 2017–2019, separately shown for different algae classes (n = number of samples).

Algenklasse	GESAMT (n=221)	ILLMITZ (n=117)	MÖRBISCH (n=65)	WULKA (n=39)
Cyanophyceae	40	36	27	20
Chrysophyceae	5	2	3	5
Xanthophyceae	2	2	2	1
Bacillariophyceae	71	53	50	60
Prymnesiophyceae	3	3	1	1
Cryptophyceae	6	4	5	4
Dinophyceae	10	9	7	8
Euglenophyceae	33	22	26	20
Chlorophyceae	54	36	31	27
Klebsormidiophyceae	2	2	1	0
Trebouxiophyceae	1	1	1	0
Ulvophyceae	2	0	2	1
Conjugatophyceae	12	7	7	9
GESAMT	241	177	163	156

Vergleicht man die **mittleren Taxazahlen pro Probe**, so zeigte sich ein hoher Grad an Übereinstimmung zwischen Illmitz (36,9 Taxa) und Mörbisch (37,6 Taxa), während Wulka im Durchschnitt deutlich darunter lag (28,6). Die Schwankungsbreite bei Illmitz (9–65 Taxa) erwies sich jedoch als wesentlich größer als bei Mörbisch (22–57), was mit der höheren Standortdiversität im Bereich Illmitz erklärt werden kann. Im Bereich der Wulka traten die niedrigsten minimalen (3) und maximalen (45) Taxazahlen auf.

Abb. 9 (Illmitz), Abb. 10 (Mörbisch) und Abb. 11 (Wulka) veranschaulichen die Variabilität zwischen den Untersuchungsstellen und zwischen den einzelnen Kampagnen.

Im Bereich Illmitz wiesen die gut angebundenen Stellen IL3 und IL4 die höchste mittlere Taxazahl pro Probe auf (43,1 bzw. 41,4 Taxa). Die niedrigsten Mittelwerte wurden bei der Seestelle IL1 (27,6 Taxa) und bei der am stärksten isolierten Probenstelle IL9 (29,3 Taxa) festgestellt. An allen Standorten zeigte sich ein jahreszeitliches Muster mit Maxima im Sommer und Herbst sowie Minima im Frühjahr. Auch innerhalb der einzelnen Kampagnen kam es teilweise zu großen Unterschieden, so z.B. im Sommer 2018 mit einer Steigerung von 36 auf 65 gefundene Taxa innerhalb von zwei Wochen bei IL3 (Abb. 9).

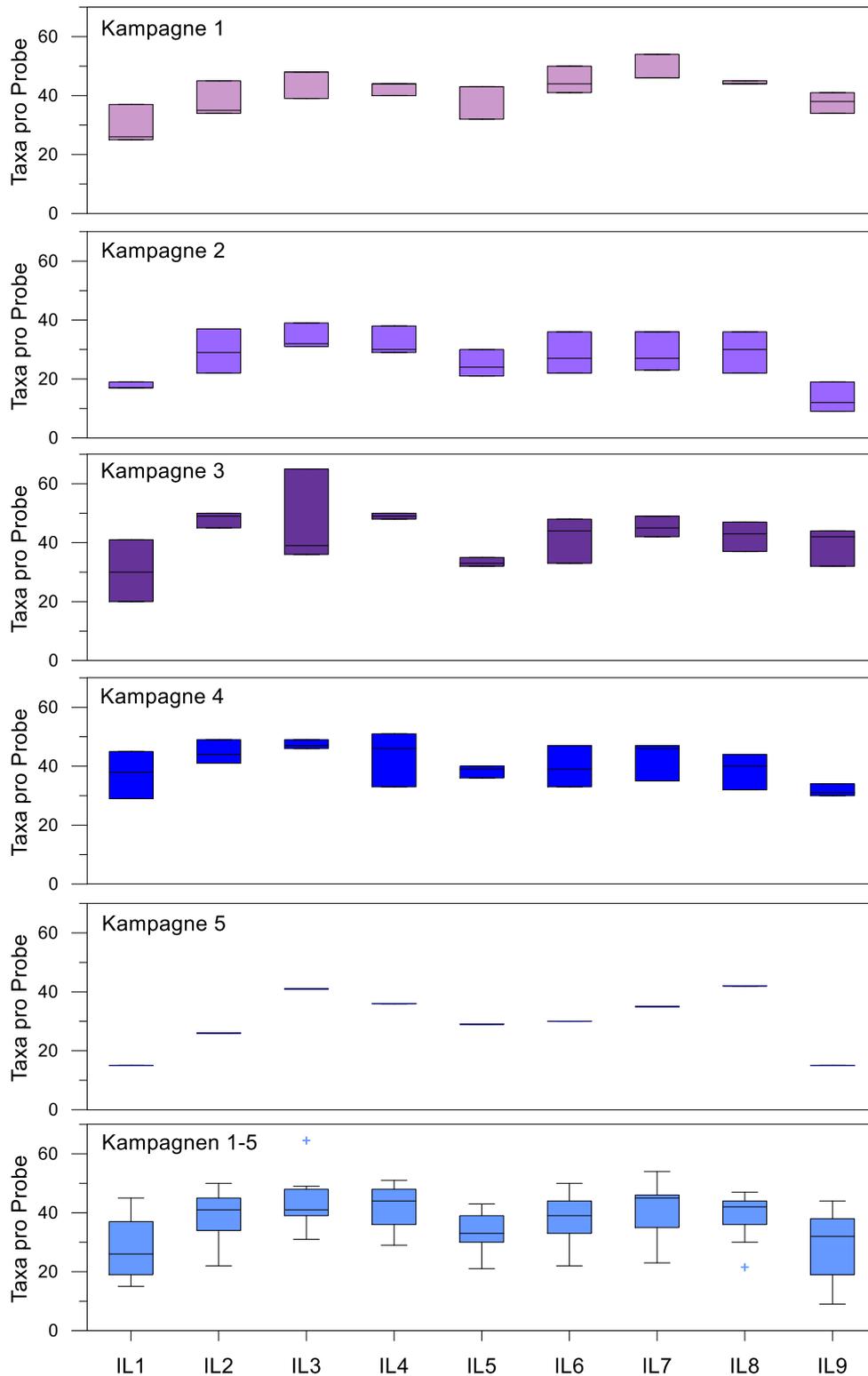


Abb. 9. Taxazahl pro Probe an neun Untersuchungsstellen im Bereich Illmitz, dargestellt als Boxplots.

Figure 9. Taxa per sample at nine sampling locations in the Illmitz area, shown as box plots.

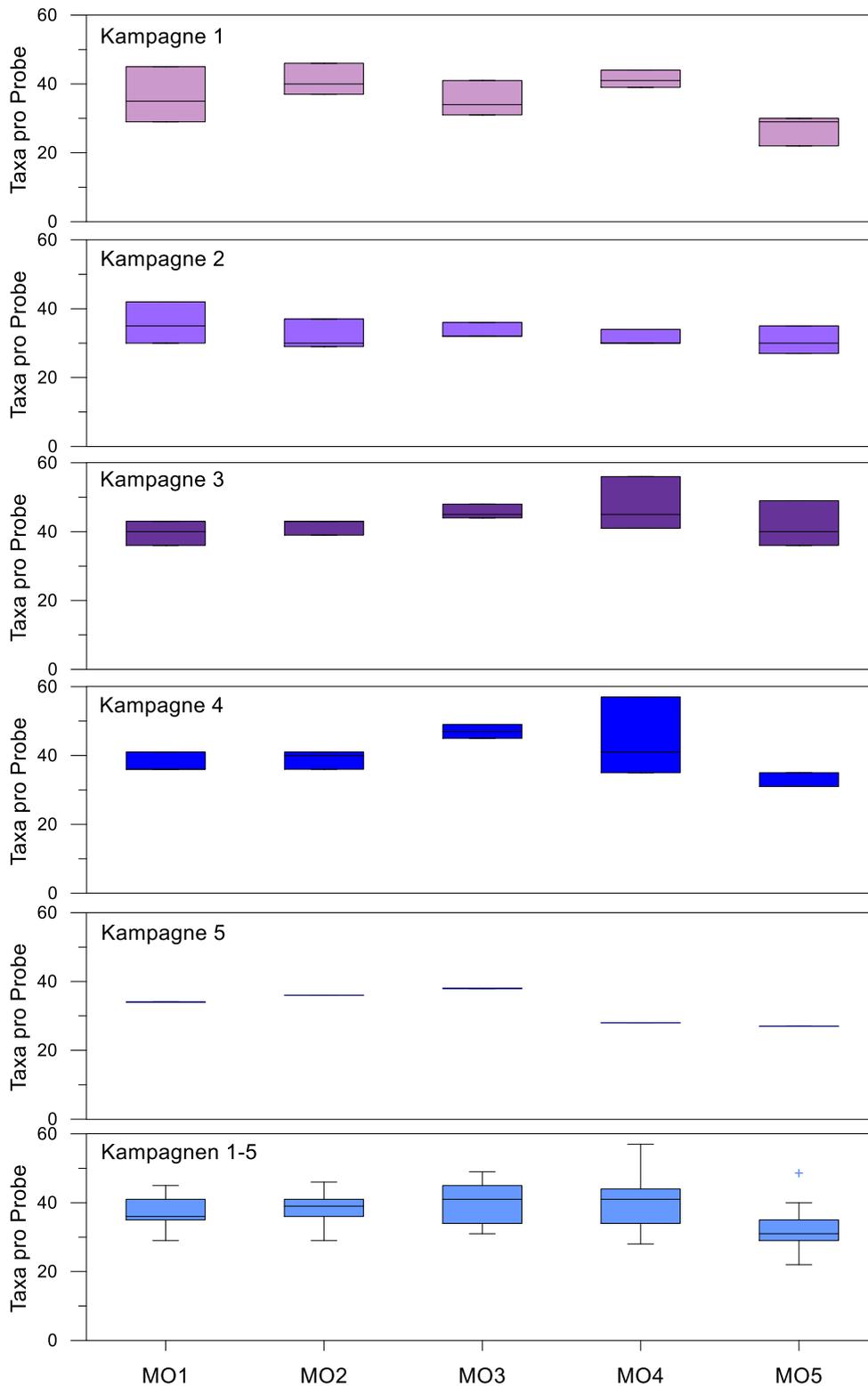


Abb. 10. Taxazahl pro Probe an fünf Untersuchungsstellen im Bereich Mörbisch, dargestellt als Boxplots.

Figure 10. Taxa per sample at five sampling locations in the Illmitz area, shown as box plots.

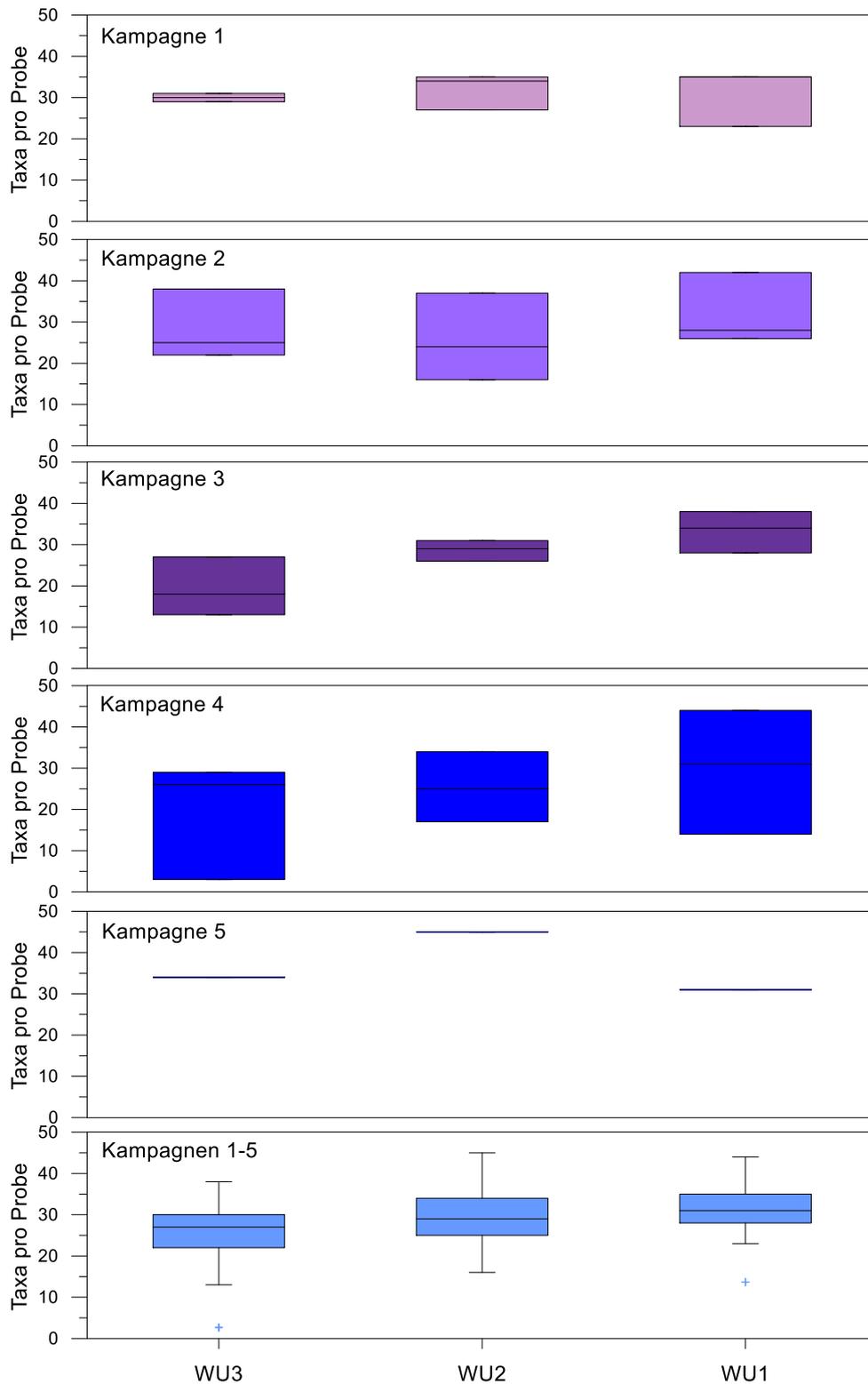


Abb. 11. Taxazahl pro Probe an drei Untersuchungsstellen im Bereich der Wulka, dargestellt als Boxplots.

Figure 11. Taxa per sample at three sampling locations in the Wulka area, shown as box plots.

Im Bereich Mörbisch waren die räumlichen und zeitlichen Differenzen nicht so auffällig. An den Stellen MO1, MO2, MO3 und MO4 traten mittlere Taxazahlen von 37,1 bis 40,2 auf, die entfernteste Stelle MO5 erreichte hingegen nur 32,5 Taxa. Im Vergleich der Kampagnen zeigte sich bei der Seestelle MO1 ein sehr ausgewogenes Bild, während in den isolierteren Standorten größere saisonale Unterschiede mit Maxima im Sommer und Minima im Frühjahr zu beobachten waren. Hervorzuheben ist auch der Umstand, dass die durchschnittliche Taxazahl an der Seestelle bei Mörbisch mit 37,1 wesentlich höher lag als jene der Seestelle bei Illmitz mit 27,6 (Abb. 10).

Im Bereich der Wulka erwiesen sich die mittleren Taxazahlen pro Probe mit 25,0 (WU3), 29,2 (WU2) und 31,5 (WU1) als vergleichsweise niedrig. Die größten zeitlichen Unterschiede gab es am Standort WU3 mit niedrigen Werten im Sommer und Herbst 2018 und einem Maximum im Frühjahr 2019. Hier konnte im Herbst 2018 im Wochenabstand zunächst eine Reduktion von 26 auf nur 3 Taxa und dann eine Steigerung auf 29 Taxa beobachtet werden. Bei WU2 lag das Maximum bei 45 Taxa ebenfalls im Frühjahr 2019 und damit weit über den Werten an den anderen Probenterminen. Bei WU1 waren hingegen relativ ausgeglichene saisonale Verhältnisse zu erkennen. Die Kampagnen-Mittelwerte lagen zwischen 29,7 und 33,3 Taxa (Abb. 11).

Artenzusammensetzung und -verteilung

Die Zusammensetzung des Phytoplanktons des Neusiedler Sees prägt auch die planktische Zönosen innerhalb des Schilfgürtels. Je nach Anbindung sind die Arten des offenen Sees auch in den abgelegeneren Standorten des Schilfgürtels zu finden. Allerdings herrschen dort Bedingungen, die die Entwicklung anderer Arten ermöglichen und so zur Ausbildung einer eigenständigen Algenflora führen. Durch Austauschprozesse kommt es zu Einschwemmungen in den Schilfgürtel aber auch aus dem Schilfgürtel heraus in den offenen See. Die räumliche Verteilung ausgewählter Arten in Abhängigkeit des Grads der Anbindung bzw. Isolation ist in den Abb. 12 (Illmitz), Abb. 13 (Mörbisch) und Abb. 14 (Wulka) sowie in weiteren Abbildungen im Anhang dargestellt. Es handelt sich lediglich um eine kleine Auswahl an Arten, anhand derer die Entwicklung entlang der Transekte zu erkennen ist.

Im Bereich von **Illmitz** war im offenen See (IL1) und an der seenahen Stelle IL2 die Kieselalge *Campylodiscus bicostatus* als häufigste Art vertreten. Besonders im Sommer und Herbst wurden dabei große, teilweise massenhafte Populationen ausgebildet, während im Frühjahr etwas geringere Dichten festzustellen waren. Innerhalb des Schilfgürtels war diese Art ebenfalls regelmäßiger Bestandteil des Phytoplanktons, erreichte aber vor allem in den abgelegenen Untersuchungsstellen nur geringe Häufigkeiten. Schon an den Untersuchungsstellen IL3 und IL4 war eine deutlich niedrigere Abundanz zu beobachten, und in den isoliertesten Bereichen (IL5, IL6, IL8 und besonders IL9) trat *C. bicostatus* meistens nur

vereinzelt bis selten auf. Ein ähnliches Verteilungsmuster war auch bei der ebenfalls für den Neusiedler See charakteristischen *Surirella peisonis* festzustellen. Im Gegensatz dazu trat *Campylodiscus clypeus* nicht nur an der seenahen Stelle IL2, sondern auch an isolierten Standorten wie IL8 und IL9 regelmäßig und häufig, manchmal sogar massenhaft, auf. Bei der ebenfalls sehr stark isolierten Stelle IL6 wurde hingegen nur vereinzelt Vorkommen festgestellt. Andere Kieselalgen mit verstärktem Auftreten in einzelnen oder mehreren entfernteren Schilfstandorten sind *Anomoeoneis sphaerophora*, *Chaetoceros muelleri* und *Entomoneis paludosa*. *Cylindrotheca gracilis* kam dagegen an den gut angebundenen Standorten IL3 und IL4 am häufigsten vor.

Auch innerhalb anderer Algenklassen waren Unterschiede in der Häufigkeitsverteilung zwischen den Untersuchungsstellen gegeben. Der Panzerflagellat *Peridiniopsis borgei* zählte zu den häufigsten Arten der Schilfstandorte, und zwar nicht nur an den besonders isolierten Stellen, sondern auch an den gut angebundenen. Von IL3 bis IL9 kam er teilweise massenhaft vor, zeigte aber ein ausgeprägtes jahreszeitliches Muster mit Maxima im Sommer und Herbst und völligem Fehlen im Frühjahr. Im Gegensatz dazu trat diese Art im offenen See gar nicht oder nur vereinzelt auf. Ein ähnliches Verteilungsmuster war bei *Peridinium umbonatum*-complex zu sehen, allerdings auf einem niedrigeren Häufigkeitsniveau (max. Häufigkeitsklasse 3–4). Bei den Blaualgen war *Aphanocapsa incerta* im See, seenah und an gut angebundenen Stellen des Schilfgürtels recht häufig, an isolierten Standorten hingegen seltener zu finden. Im Gegensatz dazu war *Aphanothece* spp. vor allem an der mäßig angebundenen Stelle IL5 häufig bis massenhaft vertreten und auch sonst im Schilfgürtel verbreitet vorhanden.

Die Augenflagellaten *Euglena oxyuris* und *E. tripteris* (inkl. der beiden Varietäten *major* und *tripteris*) erwiesen sich als typische Vertreter des offenen Sees und kamen auch regelmäßig an verschiedenen Untersuchungsstellen im Schilfbereich, z.B. im Ruster Poschn, vor. An den isolierten Stellen IL5 und IL9 waren sie hingegen nicht bzw. nur vereinzelt zu finden. Das Verbreitungsmuster von *Euglena texta* zeigte fast völliges Fehlen an den Stellen IL1 und IL2, dafür aber häufiges Auftreten in entfernteren Schilfstandorten. Unter den Grünalgen zählen *Pediastrum boryanum*, *P. duplex* und *Neglectella peisonis* zu den regelmäßigen Vertretern des offenen Neusiedler Sees. *P. boryanum* kam auch den wenig angebundenen Stellen regelmäßig vor, während *P. duplex* und *N. peisonis* deutliche Rückgänge im Schilfgürtel zu verzeichnen hatten.

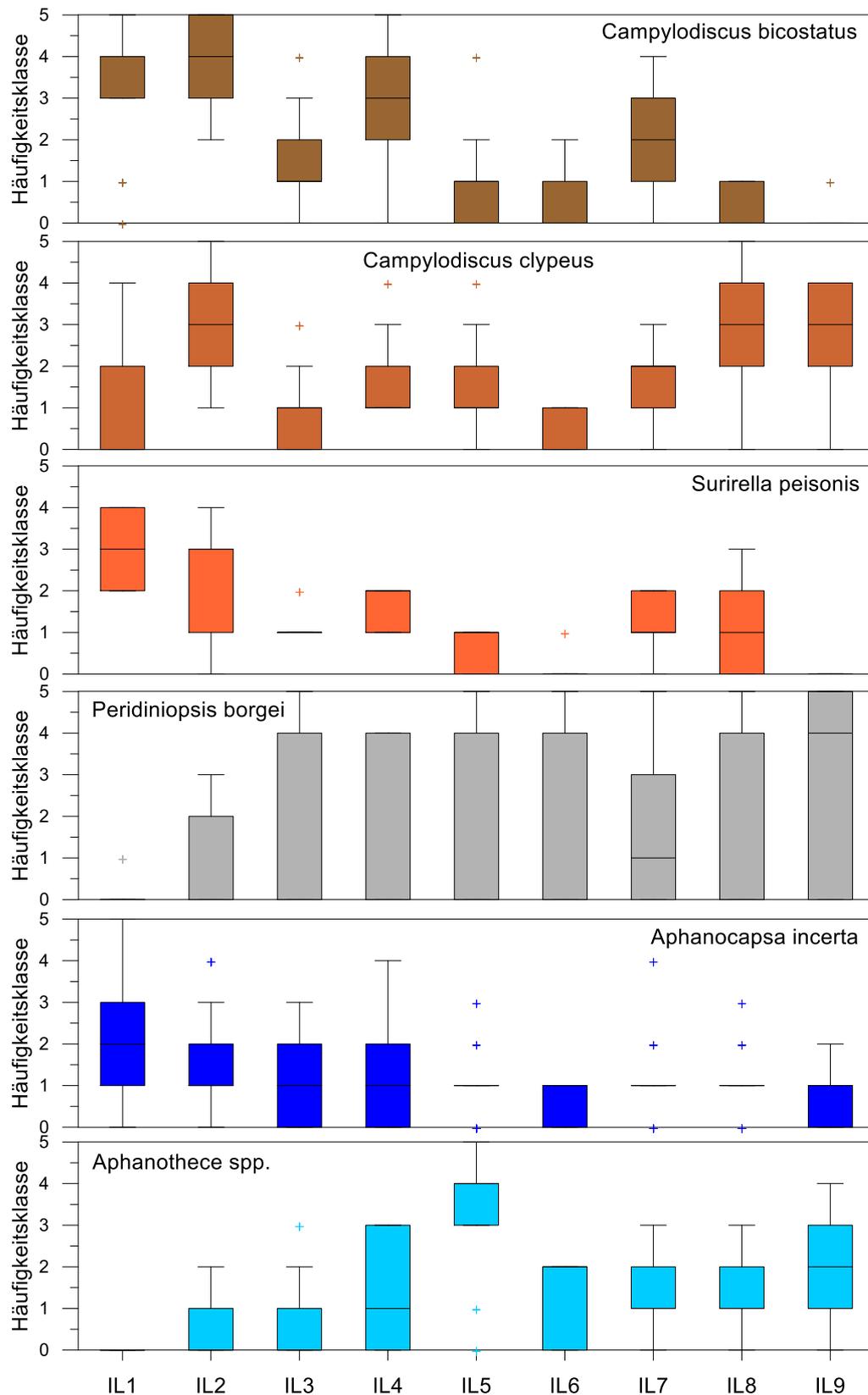


Abb. 12. Häufigkeitsverteilung charakteristischer Taxa an neun Untersuchungsstellen im Bereich Illmitz, dargestellt als Boxplots über alle Untersuchungstermine. Häufigkeitsklassen: 1 – vereinzelt, 2 – selten, 3 – verbreitet, 4 – häufig, 5 – massenhaft.

Figure 12. Distribution of characteristic taxa at nine sampling locations in the Illmitz area, shown as box plots over all sampling dates. Frequency classes: 1 - isolated, 2 - rare, 3 - widespread, 4 - common, 5 - plenty.

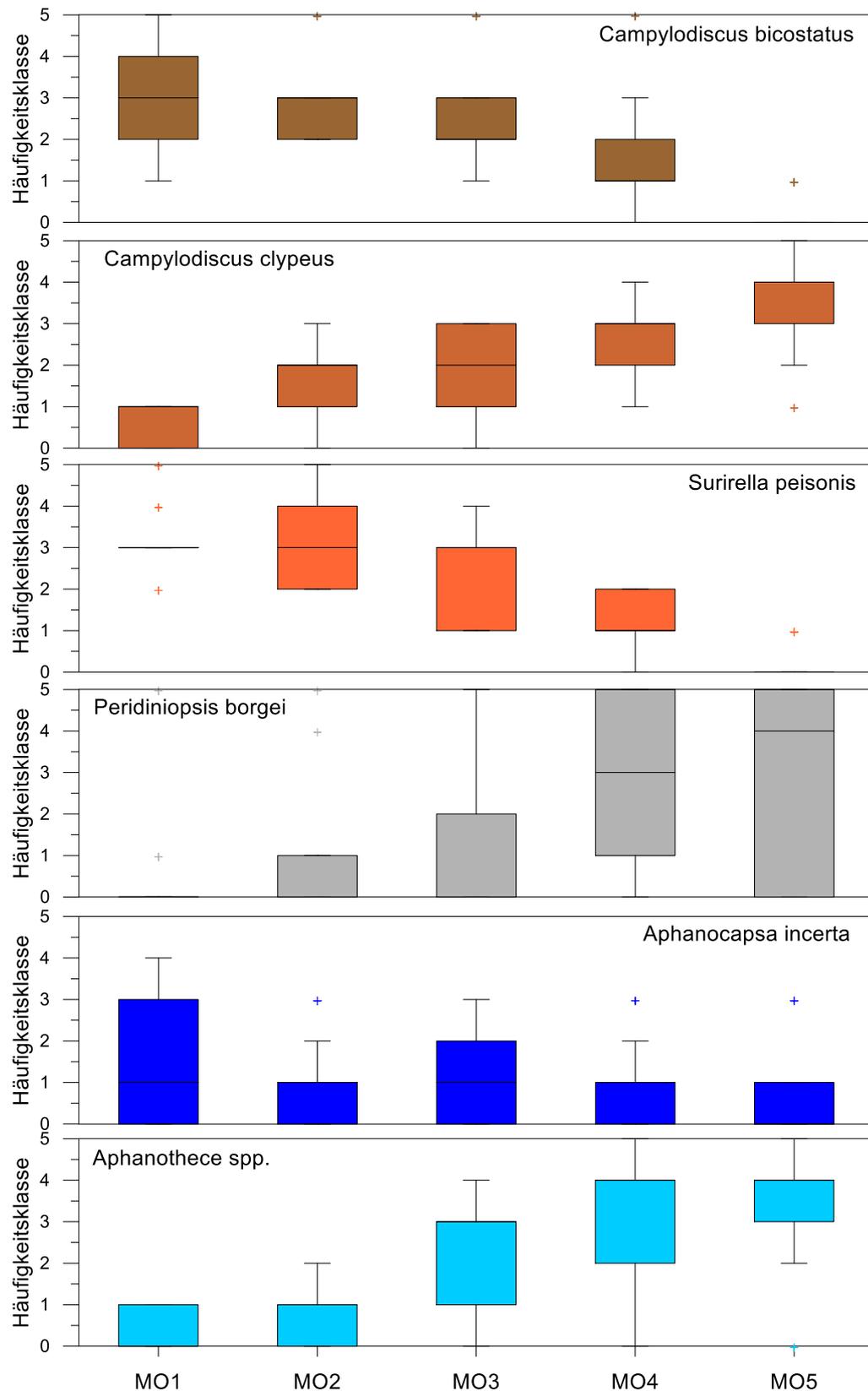


Abb. 13. Häufigkeitsverteilung charakteristischer Taxa an fünf Untersuchungsstellen im Bereich Mörbisch, dargestellt als Boxplots über alle Untersuchungstermine. Häufigkeitsklassen: 1 – vereinzelt, 2 – selten, 3 – verbreitet, 4 – häufig, 5 – massenhaft.

Figure 13. Distribution of characteristic taxa at five sampling locations in the Mörbisch area, shown as box plots over all sampling dates. Frequency classes: 1 - isolated, 2 - rare, 3 - widespread, 4 - common, 5 - plenty.

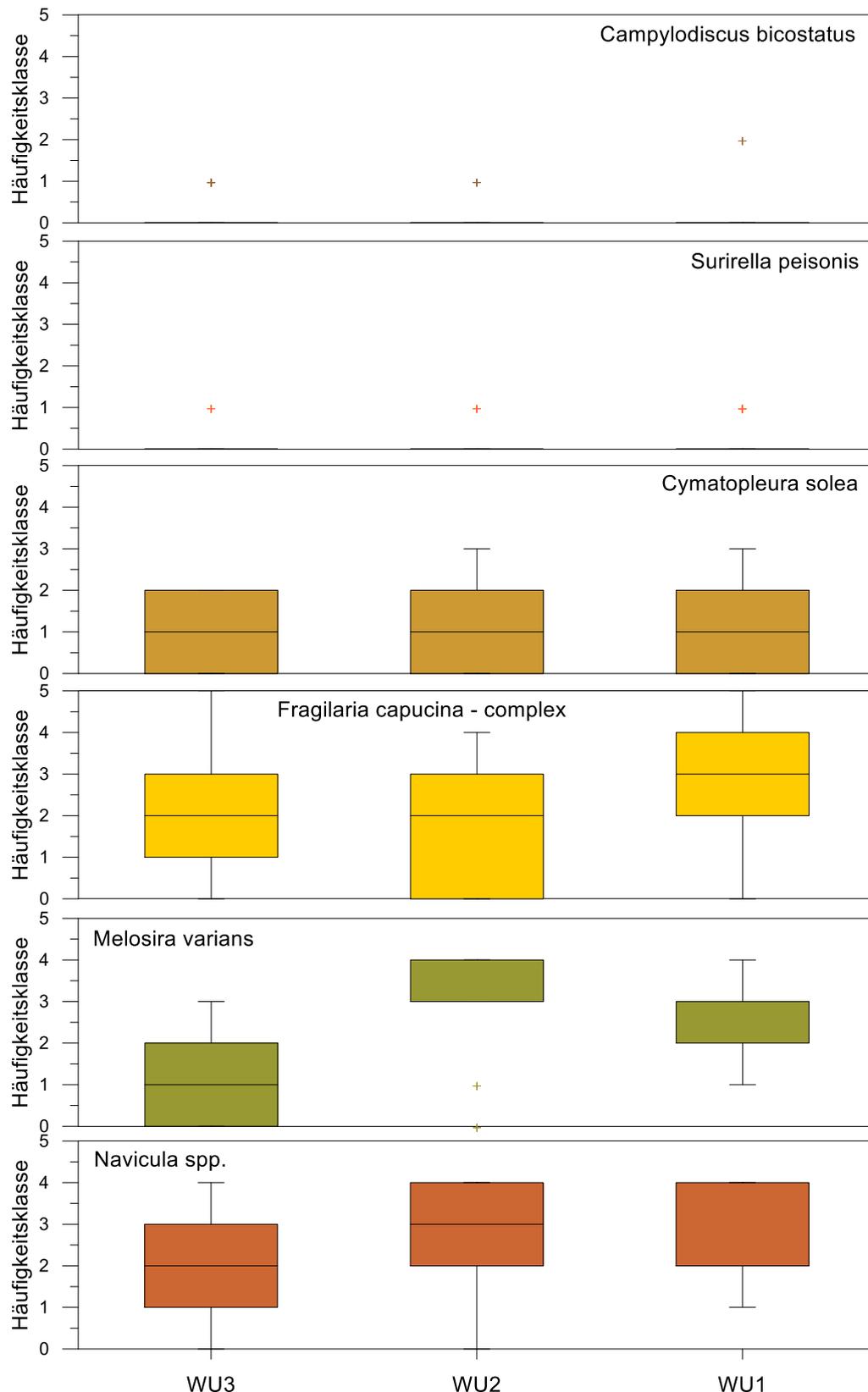


Abb. 14. Häufigkeitsverteilung charakteristischer Taxa an drei Untersuchungsstellen im Bereich der Wulka, dargestellt als Boxplots über alle Untersuchungstermine. Häufigkeitsklassen: 1 – vereinzelt, 2 – selten, 3 – verbreitet, 4 – häufig, 5 – massenhaft.

Figure 14. Distribution of characteristic taxa at three sampling locations in the Wulka area, shown as box plots over all sampling dates. Frequency classes: 1 - isolated, 2 - rare, 3 - widespread, 4 - common, 5 - plenty.

Bei **Mörbisch** kamen die Häufigkeits-Gradienten entlang der Transekte noch deutlicher zum Vorschein (Abb. 13). Dabei bestätigten sich im Wesentlichen die Beobachtungen, die im Illmitzer Bereich gemacht wurden. Unter den Kieselalgen waren deutliche Rückgänge vom See (MO1) bis zur entfernten Stelle MO5 bei *Campylodiscus bicostatus*, *Surirella peisonis* und *Ulnaria delicatissima* var. *angustissima* zu verzeichnen. Im Gegensatz dazu trat *Campylodiscus clypeus* immer häufiger auf, je weiter die Untersuchungsstelle vom offenen See weg lag. *Entomoneis paludosa* und *Chaetoceros muelleri* (Schwerpunkt im Sommer) kamen recht einheitlich an allen Mörbischer Stellen vor. *Cylindrotheca gracilis* war hingegen an den gut angebundenen Standorten MO2 und MO3 besonders häufig zu finden, während sie bei MO5 gar nicht auftrat. Bei *Anomoeoneis sphaerophora* zeigte die Häufigkeitsverteilung einen Schwerpunkt an den mittleren Stellen MO2-MO4.

Auch bei häufigen Vertretern anderer Algenklassen waren mehr oder weniger deutliche Gradienten zu erkennen: *Peridiniopsis borgei*, *Peridinium umbonatum*-complex und *Aphanothece* spp. traten mit zunehmender Entfernung vom offenen See immer stärker in Erscheinung. Dagegen wurden tendenzielle Rückgänge bei *Aphanocapsa incerta*, *Euglena oxyuris*, *E. tripteris*, *Pediastrum boryanum* und *P. duplex* in isolierteren Bereichen festgestellt. Eher gleichmäßig über alle fünf Probenstellen verteilt waren hingegen *Euglena texta* und *Neglectella peisonis*.

Das Phytoplankton im Bereich **Wulka** unterschied sich in wesentlichen Punkten von dem der anderen Untersuchungsgebiete. Zwar traten auch typische Elemente des Neusiedler Sees auf, allerdings in anderer Häufigkeit und Zusammensetzung. Klassische Neusiedler See-Kieselalgen wie *Campylodiscus bicostatus*, *C. clypeus*, *Entomoneis paludosa*, *Surirella peisonis* oder *Anomoeoneis sphaerophora* kamen nur gelegentlich und vereinzelt vor, *Chaetoceros muelleri* und *Cylindrotheca gracilis* wurden in den Proben aus dem Wulka-Bereich überhaupt nicht gefunden. Das gleiche gilt für die charakteristische Grünalge *Neglectella peisonis*, während *Pediastrum boryanum* und *P. duplex* nur vereinzelt auftraten. Unter den Blaualgen konnte *Aphanocapsa incerta* nur sporadisch, *Aphanothece* spp. gar nicht festgestellt werden. Im Gegensatz dazu war der Panzerflagellat *Peridiniopsis borgei* auch im Wulka-Bereich stark vertreten. Er kam allerdings ausschließlich im Herbst 2017 und an einem Termin im Sommer 2018 häufig bis massenhaft vor und wurde sonst nur vereinzelt gefunden. Augenflagellaten zeigten eine mittlere Verbreitung. Anders als in den anderen Schilfbereichen waren Goldalgen stark vertreten, besonders *Synura* sp. an der Untersuchungsstelle WU3 sowie an zwei Terminen auch bei WU1.

Auch wenn die typischen Neusiedler-See-Diatomeen fehlten bzw. nur vereinzelte Elemente des Planktons in diesem Bereich waren, so erwiesen sich die Kieselalgen doch in jeder Hinsicht als dominierende Algenklasse. Sie erreichten durchschnittlich etwa 70% der Biomasse (errechnet aus den Pigmentanalysen, d.h. inkl. Goldalgen) und stellten mit insgesamt 60 Taxa die weitaus vielfältigste Gruppe dar. Unter dem Aspekt, dass wegen der nicht



Abb. 15. Charakteristische Arten im Neusiedler See samt Schilfgürtel 2017–2019. *Cylindrotheca gracilis* (l.o.), *Chaetoceros muelleri* (r.o.), *Campylodiscus clypeus* (l. Mitte), Größenvergleich *C. clypeus* – *C. bicostratus* (r. Mitte), *Entomoneis paludosa* (l.u.), *Melosira varians* (r.u.).

Figure 15. Characteristic species in Lake Neusiedl including reed belt 2017–2019. *Cylindrotheca gracilis* (top left.), *Chaetoceros muelleri* (top right), *Campylodiscus clypeus* (middle left), size comparison *C. clypeus* - *C. bicostratus* (middle right), *Entomoneis paludosa* (bottom left), *Melosira varians* (bottom right).



Abb. 16. Charakteristische Arten im Neusiedler See samt Schilfgürtel 2017–2019. *Bacillaria paradoxa* (l.o.), *Neglectella peisonis* (r.o.), *Aphanocapsa incerta* (l., 2. Reihe), *Aphanothece* sp. (r., 2. Reihe), *Pediatrum duplex* (l., 3. Reihe), *Euglena oxyuris* (r., 3. Reihe), *Euglena acus* (unten).

Figure 16. Characteristic species in Lake Neusiedl including reed belt 2017–2019. *Bacillaria paradoxa* (top left), *Neglectella peisonis* (top right), *Aphanocapsa incerta* (second row left), *Aphanothece* sp. (second row right), *Pediatrum duplex* (third row left), *Euglena oxyuris* (third row right), *Euglena acus* (bottom).

durchgeführten speziellen Präparationen keine detaillierten Kieselalgenauswertungen möglich waren (d.h. die Bestimmungen ausschließlich anhand der Lebendpräparate erfolgten), ist diese hohe Taxazahl beachtlich, vor allem im Vergleich mit den anderen Untersuchungsbereichen, wo weitaus mehr Proben entnommen wurden. Als häufigste Kieselalgen erwiesen sich neben nicht näher bestimmten zentrischen Diatomeen Taxa, die vorwiegend benthischen Ursprungs sind. Zu nennen sind hier vor allem *Cymatopleura solea*, *Fragilaria biceps*, *F. capucina*-complex, *F. ulna* var. *ulna*, *Melosira varians*, *Navicula* spp., *Nitzschia linearis*, *N. sigmoidea* und *Nitzschia* spp. Während manche Arten wie *Cymatopleura solea* an allen drei untersuchten Wulka-Stellen eher gleichmäßig vertreten waren, zeigten andere unterschiedliche Häufigkeitsverteilungen. *Melosira varians* erreichte bei WU2 die größten Dichten, *Fragilaria capucina*-complex bei WU1 (Abb. 14).

2.3.3 Vergleich der Phytoplanktongemeinschaften

Comparison of phytoplankton communities

Basierend auf dem Artenspektrum des Netzphytoplanktons wurde mit Hilfe einer nMDS-Analyse (non-metric multidimensional scaling) versucht, eine Gruppierung der Probestellen vorzunehmen. Die Gruppierungen wurden unter verschiedenen Aspekten durchgeführt, um Einflussfaktoren wie Anbindung oder Saisonalität zu verdeutlichen.

Die Gruppierung nach den drei Untersuchungsbereichen (Abb. 17) zeigt sehr deutlich, dass die Phytoplanktonzönosen von Illmitz und Mörbisch sehr ähnlich sind. Es ist keine Trennung zu erkennen, sieht man von einzelnen Illmitzer Punkten ab, die von isolierten Schilfstandorten stammen. Gänzlich getrennt sind hingegen die Proben aus dem Bereich Wulka. Damit verdeutlicht die nMDS-Auswertung die Sonderstellung dieses Bereichs mit stark unterschiedlicher Taxazusammensetzung und Dominanzverteilung.

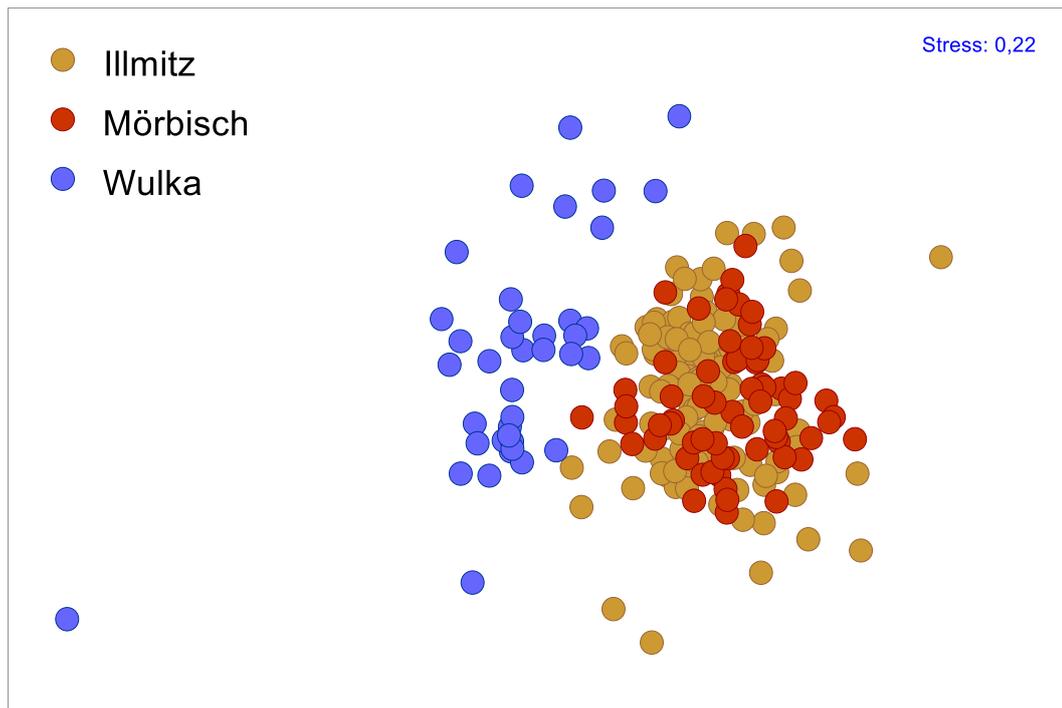


Abb. 17. Nicht-metrische Ähnlichkeitsstrukturanalyse (nMDS, Distanzmaß: Bray-Curtis) anhand der Häufigkeitsklassen (1–5) aller bestimmten Phytoplanktontaxa an den Probestellen im Neusiedler See und dem Schilfgürtel. Gruppierung nach den drei Untersuchungsbereichen Illmitz, Mörbisch und Wulka.

Figure 17. Non-metric multidimensional scaling analysis (nMDS, distance: Bray-Curtis) based on the frequency classes (1–5) of all phytoplankton taxa at the sampling sites in Lake Neusiedl and the reed belt. Grouping according to the three sampling areas Illmitz, Mörbisch and Wulka.

In Abb. 18 wurde eine Gruppierung nach dem Grad der Anbindung bzw. Isolierung der Untersuchungsstellen bei Illmitz und Mörbisch vorgenommen. Die Stellen des Wulka-Bereichs wurden hier nicht verwendet. Die See-Stellen waren IL1 und MO1, die seenahen IL2 und MO2, die gut angebindenen Standorte IL3, IL4 und MO3. Als mäßig angebinden wurden IL5, IL7, IL8 und MO4 bezeichnet, als isoliert IL6, IL9 und MO5. Die Analyse ergab eine recht gute Trennung der einzelnen Kategorien, wobei aufgrund der graduellen Verhältnisse natürlich Überschneidungen zu erkennen sind. Der Grad der Anbindung mit dem offenen See und somit die Häufigkeit und Intensität der Wasseraustauschprozesse beeinflussen demnach die Phytoplanktonzusammensetzung innerhalb des Schilfgürtels.

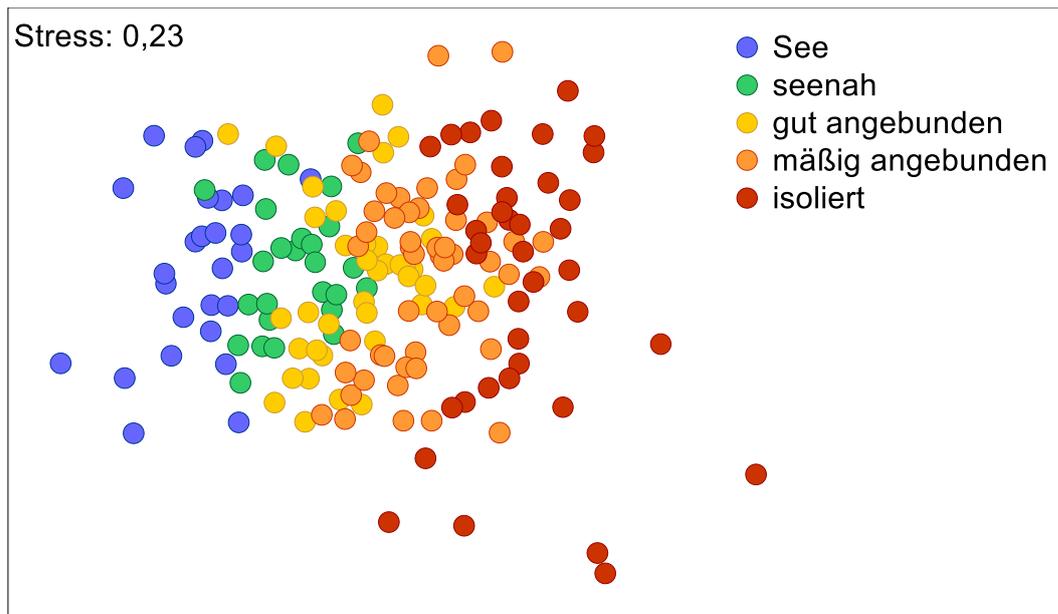


Abb. 18. Nicht-metrische Ähnlichkeitsstrukturanalyse (nMDS, Distanzmaß: Bray-Curtis) anhand der Häufigkeitsklassen (1–5) aller bestimmten Phytoplanktontaxa an den Probestellen bei Illmitz und Mörbisch. Gruppierung nach Anbindung / Isolierung der Untersuchungsstellen.

Figure 18. Non-metric multidimensional scaling analysis (nMDS, distance: Bray-Curtis) based on the frequency classes (1–5) of all phytoplankton taxa at the sampling sites near Illmitz and Mörbisch. Grouping according to connection / isolation of the sampling sites.

Der saisonale Aspekt wurde in weiteren nMDS-Analysen erhoben. Abb. 19 zeigt die Trennung der Illmitzter und Mörbischer Phytoplanktonzönosen nach Jahreszeiten. Die Wulka-Proben wurden nicht für die Auswertung verwendet. Dabei erwiesen sich die Frühjahrsproben als deutlich von der anderen getrennt. Sommer- und Herbsttermine stimmten hingegen weitgehend überein und ließen keine klare Abgrenzung zu. Nach den einzelnen Untersuchungskampagnen gruppiert, zeigten sich keine Unterschiede zwischen den Frühjahrsterminen 2018 und 2019 sowie große Überlappungsbereiche zwischen Herbst 2017, Sommer 2018 und Herbst 2018 (Abb. 20).

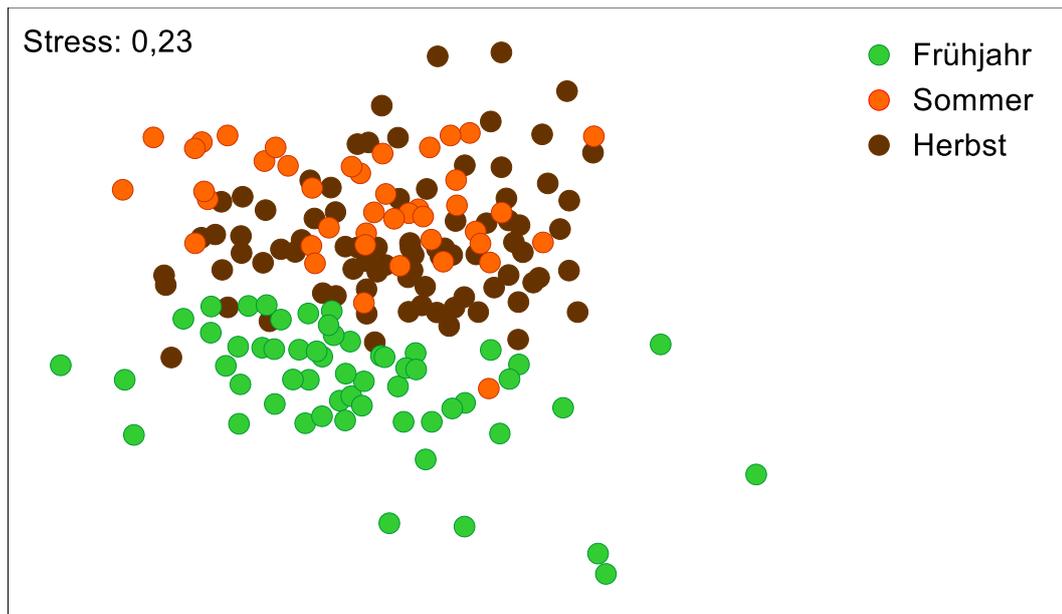


Abb. 19. Nicht-metrische Ähnlichkeitsstrukturanalyse (nMDS, Distanzmaß: Bray-Curtis) anhand der Häufigkeitsklassen (1–5) aller bestimmten Phytoplanktontaxa an den Probestellen bei Illmitz und Mörbisch. Gruppierung nach Jahreszeiten.

Figure 19. Non-metric multidimensional scaling analysis (nMDS, distance: Bray-Curtis) based on the frequency classes (1–5) of all phytoplankton taxa at the sampling sites near Illmitz and Mörbisch. Grouping according to seasons.

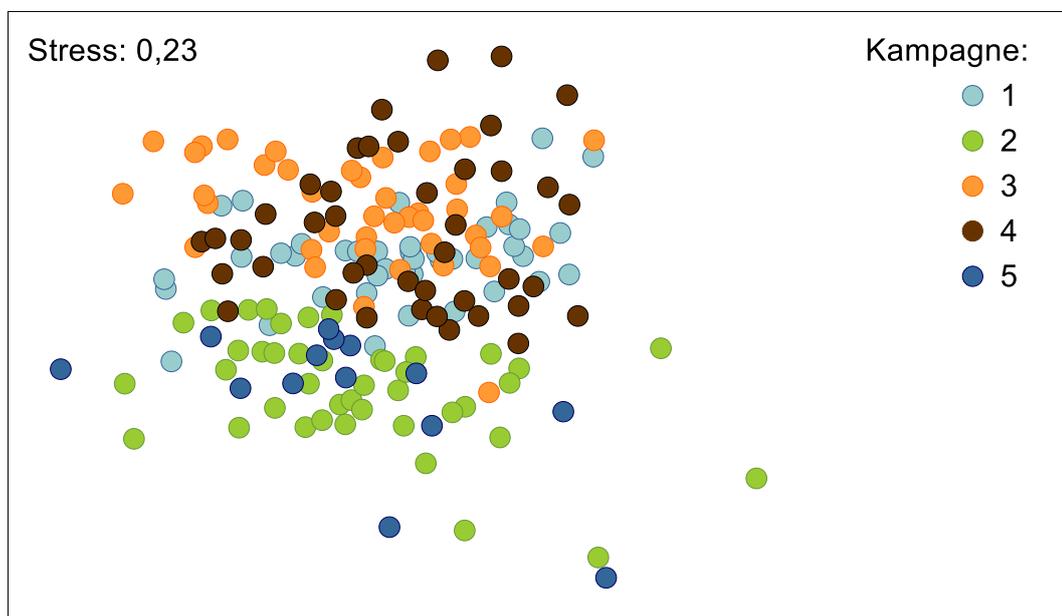


Abb. 20. Nicht-metrische Ähnlichkeitsstrukturanalyse (nMDS, Distanzmaß: Bray-Curtis) anhand der Häufigkeitsklassen (1–5) aller bestimmten Phytoplanktontaxa an den Probestellen bei Illmitz und Mörbisch. Gruppierung nach Untersuchungskampagnen: 1 – Herbst 2017, 2 – Frühjahr 2018, 3 – Sommer 2018, 4 – Herbst 2018, 5 – Frühjahr 2019.

Figure 20. Non-metric multidimensional scaling analysis (nMDS, distance: Bray-Curtis) based on the frequency classes (1–5) of all phytoplankton taxa at the sampling sites near Illmitz and Mörbisch. Grouping according to sampling campaigns: 1 – autumn 2017, 2 – spring 2018, 3 – summer 2018, 4 – autumn 2018, 5 – spring 2019.

2.4 Diskussion

Discussion

Der offene See und die Wasserflächen innerhalb des Schilfgürtels, die Kanäle und Blänken, unterscheiden sich als Lebensraum für das Phytoplankton in wesentlichen Punkten voneinander. Der Neusiedler See als windexponierter Flachsee ist durch eine besonders hohe Trübe, starke Turbulenzen und geringe Sedimentationsraten gekennzeichnet. Planktische Algen sind einer hohen mechanischen Belastung ausgesetzt, sie sind vor allem licht- und nur selten nährstofflimitiert (Dokulil 1979a; b; Dokulil 1984). Nur in Buchten und anderen windgeschützten Bereichen können sich Schwebstoffe vermehrt absetzen und mächtige Schlammschichten bilden. Dort und zu den seltenen Zeiten der Windstille (z.B. auch im Winter unter Eis, vgl. Dokulil & Herzig (2009)) sind bessere Lichtbedingungen für das Algenwachstum gegeben.

Im Gegensatz dazu zeichnen sich die mäßig und schlecht angebundenen bzw. isolierten Standorte innerhalb des Schilfgürtels durch eine geringere Exposition gegenüber Wind aus, was zu einer erhöhten Sedimentation und zu besseren Lichtbedingungen innerhalb der Wassersäule führt. Die Lebensbedingungen für das Phytoplankton sind weniger durch physikalische Beanspruchung und Lichtmangel charakterisiert als vielmehr durch Nährstofflimitation und Verluste durch Sedimentation. Das betrifft vor allem die schweren Schalen der großen im offenen See dominierenden Kieselalgen (*Campylodiscus*, *Surirella*). Durch die enorme organische Produktion und die große Menge an abgestorbenen Schilfblättern treten hohe Konzentrationen an Huminstoffen auf, was an der intensiv gelb-braunen Färbung erkennbar ist. Die hohe Produktion an organischem Material führt dazu, dass es in der warmen Jahreszeit oft zu Sauerstoffzehrungen kommt (siehe Berichte 3 und 5). An größeren Wasserflächen innerhalb des Schilfgürtels kann der Wind allerdings gut ansetzen und es kommt immer wieder zu Turbulenzen und Durchmischungen der Wassermassen. Je höher der Anbindungsgrad an den See ist, umso häufiger kommt es zu Austauschvorgängen und umso ähnlicher entwickeln sich die Phytoplanktonassoziationen.

Der Freiwasserbereich des Neusiedler Sees wird seit Jahren regelmäßig im Rahmen von Monitoringprogrammen und Forschungsprojekten beprobt. Daher stehen für den offenen See umfangreiche Langzeit-Daten zur Verfügung (Übersicht in Wolfram *et al.* (2014a) & Wolfram *et al.* (2015a)). Die jährlichen Untersuchungen der Biologischen Station Neusiedler See und GZÜV-Erhebungen (letzte Aufnahme: Krisa (2020)) dokumentieren die Variabilität der planktischen Biomasse, die durch den Surrogatparameter Chlorophyll-a oder das aus den Utermöhl-Zählungen berechnete Biovolumen des Phytoplanktons ausgedrückt werden. Nach der Eutrophierungsphase in den späten 1960er Jahren und den darauffolgenden Anstrengungen zur Reinhaltung des Sees, insbesondere durch den Ausbau von Kläranlagen, wurden Anfang der 1980er Jahre noch leicht erhöhte Chlorophyll-a-Konzentrationen

gemessen (Herzig & Dokulil 2001). Nach einem Rückgang ab Mitte der 1980er Jahre wurde in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre ein erneuter Anstieg festgestellt, der in maximalen Werten in den Jahren 2003 und 2004 gipfelte (Wolfram & Herzig 2013). Dieses Maximum war durch die Niederwassersituation in diesen Jahren bedingt, die außerdem zu einem Austrocknen etlicher Schilfbereiche führte. Mit steigendem Wasserstand entspannte sich die Situation zunächst, wobei in den Jahren 2009–2012 wieder eine recht hohe planktische Biomasse auftrat. In den letzten Jahren waren wieder niedrigere Phytoplanktondichten zu beobachten (Abb. 21, Abb. 22).

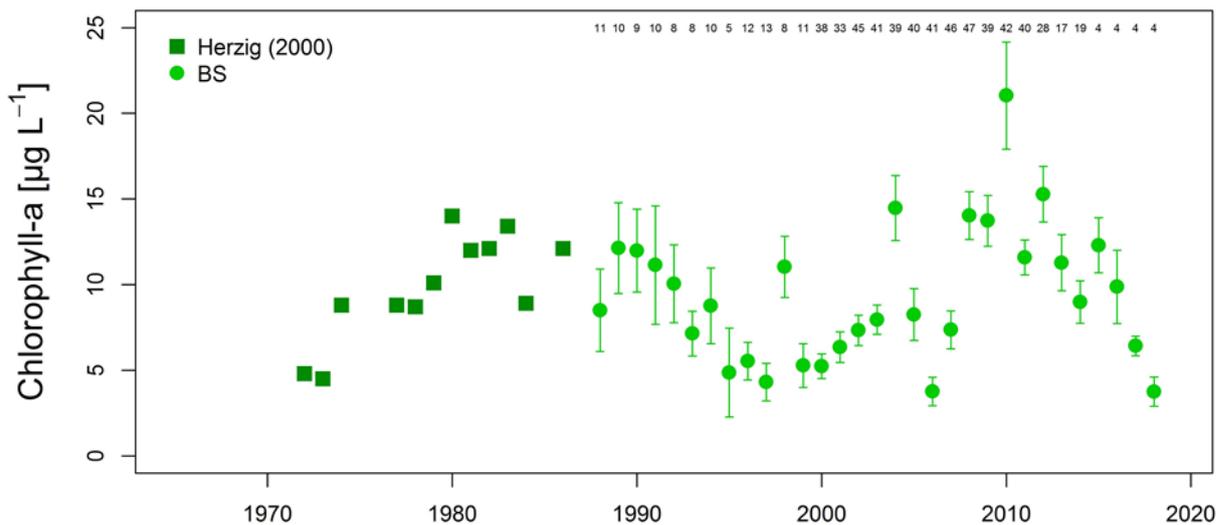


Abb. 21. Chlorophyll-a Konzentrationen an verschiedenen Stellen im offenen Neusiedler See. Langzeit-Daten der Biologischen Station Neusiedler See (BS) und von Herzig & Dokulil (2001).

Figure 21. Chlorophyll-a concentrations at different sampling sites in open areas of Lake Neusiedl. Long-term data from Biological Station Lake Neusiedl (BS) and from Herzig & Dokulil (2001).

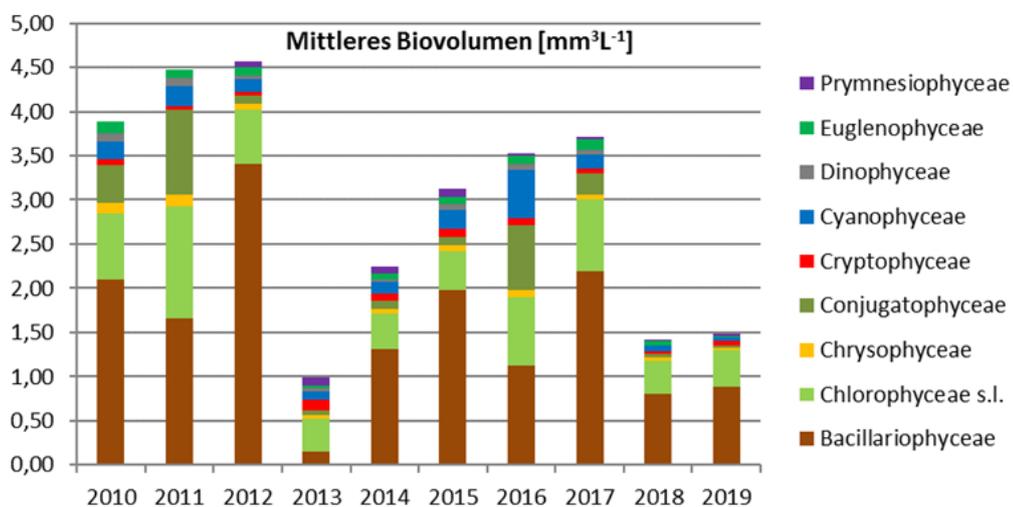


Abb. 22. Phytoplankton-Biovolumen und Biovolumen der einzelnen Algenklassen des Neusiedler Sees seit 2010 (aus Krusa (2020)).

Figure 22. Phytoplankton biovolume and algae class biovolume in Lake Neusiedl since 2010 (from Krusa (2020)).

Im Vergleich der Schilfstandorte mit dem offenen See zeigte sich, dass die Chlorophyll-a-Werte der vorliegenden Untersuchung im oberen Bereich der letzten Jahre lagen. Die Mittelwerte waren bei Illmitz je nach Probenstelle zwischen 9 und 20 $\mu\text{g L}^{-1}$, bei Mörbisch zwischen 7 und 16 $\mu\text{g L}^{-1}$ und im Bereich Wulka zwischen 4 und 15 $\mu\text{g L}^{-1}$ gelegen. Die GZÜV-Stellen aus dem offenen See (siehe Abb. 1) ergaben Jahresmittelwerte zwischen 2 und 13 $\mu\text{g L}^{-1}$ für die Jahre 2017–2019, wobei die Untersuchungen jeweils in der warmen Jahreszeit von Juni bis September stattfanden. Die schilfnahen Seestellen bei Illmitz und Mörbisch wiesen demnach mit über 15 $\mu\text{g L}^{-1}$ höhere mittlere Chl-a-Konzentrationen auf als die in der Mitte des offenen Sees befindlichen Standorte der GZÜV-Erhebungen.

In einigen mäßig angebundenen und isolierten Bereichen wurden mittlere Chl-a-Werte von bis zu 20 $\mu\text{g L}^{-1}$ festgestellt. Das entsprach in etwa dem höchsten Durchschnittswert vom offenen Neusiedler See der letzten Jahrzehnte, gemessen im Jahr 2010. Der Mittelwert über alle Untersuchungsstellen und -termine innerhalb des REBEN-Projekts lag mit 12,0 $\mu\text{g L}^{-1}$ (n=234) fast doppelt so hoch wie der Mittelwert der GZÜV-Messungen im offenen See im Vergleichszeitraum 2017–2019 (n=48). Das lässt darauf schließen, dass die Lebensbedingungen innerhalb des Schilfgürtels wegen der geringeren Störungsintensitäten einen positiven Effekt auf das Phytoplankton haben. Wie sich die unterschiedlichen Verhältnisse nicht nur auf die Biomasse, sondern auch auf die Artenvielfalt des Phytoplanktons auswirken, zeigt Tabelle 5. Die mittlere Taxazahl war im Schilfgürtel mehr als doppelt so hoch wie in der Mitte des Neusiedler Sees, bei den maximalen Werten war der Unterschied sogar noch größer. Dabei fällt auf, dass schon in Ufernähe mehr Arten zu finden waren als in der Mitte des Sees, was auf eine Anreicherung der Zönose durch Ausströmung aus dem Schilfgürtel hinweist.

Tabelle 5. Vergleich der mittleren, minimalen und maximalen Chlorophyll-a Konzentrationen und Taxazahlen des REBEN-Projekts mit denen der GZÜV-Untersuchungen im Zeitraum 2017–2019 (aus Krisa (2020)).

Table 5. Comparison of mean, minimum and maximum chlorophyll-a concentrations and taxa numbers of the REBEN project with those of the GZÜV studies in 2017–2019 (from Krisa (2020)).

	REBEN 2017–2019 (n _{chl} = 234; n _{Taxa} = 221)	GZÜV 2017–2019 (n = 48)
MW Chlorophyll-a [$\mu\text{g L}^{-1}$]	12,0	6,8
Min Chlorophyll-a [$\mu\text{g L}^{-1}$]	0,4	1,0
Max Chlorophyll-a [$\mu\text{g L}^{-1}$]	35,8	30,0
Mittlere Taxazahl pro Probe	34,0	15,3
Min. Taxazahl pro Probe	3,0	7,0
Max. Taxazahl pro Probe	65,0	27,0

Die Gradienten der Chlorophyll-a Konzentrationen bei Illmitz und Mörbisch zeigen Übereinstimmungen mit den Mustern der Gesamtschwebstoffe, der organischen Schwebstoffe, des Gesamtphosphors und des partikulären Phosphors. Bei den Gesamtschwebstoffen treten verständlicherweise an den See- und seenahen Standorten im Vergleich zu den anderen Stellen deutlich höhere Werte und größere Schwankungen auf, da hier aufgrund der Turbulenzen viel mehr anorganische Schwebstoffe vorliegen. So wie die planktische Biomasse liegen auch die Schwebstoffkonzentrationen an den Stellen IL3–IL6 niedriger als an den offenen Standorten des Ruster Poschn und südlich des Illmitzer Seebades (IL7–IL9). An diesen isolierteren Stellen scheint der Wind eine ausreichend große Angriffsfläche für eine gelegentliche Durchmischung des Wasserkörper vorzufinden. Auch bei Mörbisch ergeben die Vergleiche der Verteilungen bei den Parametern Chlorophyll-a, Schwebstoffe, Gesamt- und partikulärer Phosphor deutliche Parallelen, mit jeweils abnehmenden Werten vom See in Richtung innerer Schilfgürtel. Für die Verteilung des Phosphors im Schilfgürtel sind die Veränderungen der Schwebstoffgehalte von Bedeutung, da ein wesentlicher Anteil des Phosphors an Schwebstoffpartikeln adsorbiert ist. Entsprechend zeigt der Gesamtphosphor einen ähnlichen Verlauf entlang der beiden Transekte wie der Schwebstoffgehalt. Die Konzentration des gelösten Phosphors steigt hingegen im Bereich des Schilfgürtels zunehmend an (vgl. Kap. 3 in Bericht 3).

Das Phytoplankton im offenen See wird von Kieselalgen und Grünalgen dominiert, in manchen Jahren erweisen sich auch Blaualgen und Jochalgen als quantitativ bedeutsam (Abb. 22). Schon in anderen Studien (vgl. Wolfram (2014), Wolfram *et al.* (2014a)) wurde darauf hingewiesen, dass sich die Taxazusammensetzung innerhalb des Schilfgürtels vom offenen See unterscheidet. So treten in den windgeschützteren Bereichen deutlich mehr Schlundalgen auf, was sich anhand dieser Untersuchung bestätigen ließ. Bisher noch nicht ausreichend dokumentiert ist die enorme Bedeutung der Panzerflagellaten in den isolierten Standorten im inneren Schilfgürtel. An der Stelle IL9, einem offenen Blänkensystem südlich des Seebades Illmitz, erreichte der mittlere Anteil dieser Algengruppe sogar 30%. Massenhaftes Auftreten von *Peridiniopsis borgei* – einer Art, die charakteristisch für alkalische Gewässer mit hohem Salzgehalt ist (Gätz *et al.* 1991) – sowie der Blaualge *Aphanocapsa* spp. und anderer im offenen See nicht oder nur vereinzelt gefundener Taxa weisen auf die Eigenständigkeit der planktischen Zönosen innerhalb des Schilfgürtels hin. Die Annahme, dass das Phytoplankton des Schilfgürtels nur eine modifizierte Version des Planktons im offenen See ist, mit den gleichen Arten in unterschiedlichen Häufigkeitsverteilungen, kann aufgrund der Ergebnisse dieser Untersuchung nicht bestätigt werden. Sowohl die Artenvielfalt als auch das Arteninventar selbst unterscheiden sich zum Teil deutlich. Dass es dennoch einen Austausch gibt, steht außer Zweifel. Das Ausmaß dieses Austauschs ist jedoch lokal unterschiedlich und hängt vom Grad der Anbindung ab.

Die Häufigkeitsverteilung einiger Arten zeigt ebenfalls überraschende Ergebnisse. Die bisherige Beobachtung, dass aufgrund der verstärkten Sedimentation in den windgeschützten Standorten des Schilfgürtels die großen, schweren Schalen der typischen Neusiedler-See-Kieselalgen seltener bis gar nicht vorkommen (Wolfram et al. 2015a; Wolfram et al. 2014a; Wolfram et al. 2015b), muss etwas relativiert werden. So zeigte sich bei der REBEN-Studie, dass die räumlichen Verteilungen von *Campylodiscus bicostatus* und *Surirella peisonis* zwar den Erwartungen entsprachen, nicht jedoch jene des noch größeren und schwereren *Campylodiscus clypeus*. Diese Art, bei den meisten früheren Untersuchungen als die charakteristische Neusiedler-See-Kieselalge bezeichnet (obwohl es sich in vielen Fällen wohl um die kleinere und mit einer anderen Schalenstruktur ausgestattete *C. bicostatus* gehandelt haben dürfte), zeigte ein umgekehrtes Verhalten. Die Häufigkeiten waren gerade in den vom See entfernten Untersuchungsstellen höher. In der Darstellung der graduellen Häufigkeitsverteilung bei Mörbisch zeigt sich dieses Phänomen am besten (Abb. 13). Somit muss in Frage gestellt werden, ob es wirklich vorwiegend der Prozess der Sedimentation ist, der zu einer Reduktion großer Kieselalgenarten führt, oder ob nicht andere Faktoren hier eine wichtigere Rolle spielen. Die große Bedeutung von *Campylodiscus clypeus* im inneren Schilfgürtel weist auch darauf hin, dass es offensichtlich doch ausreichende Wasserbewegungen gibt, um der Sedimentation entgegenzuwirken. Da diese Befunde auf Netzplanktonanalysen, die aus methodischen Gründen mit gewissem Vorbehalt zu betrachten sind, beruhen, wäre es wichtig, zukünftige Erhebungen zur Klärung dieser Frage auf quantitativer Basis mittels Zählungen durchzuführen.

Die Vielfalt der unterschiedlichen Lebensräume innerhalb des Neusiedler-See-Gebiets lässt trotz der teilweise einschränkenden Umweltbedingungen eine hohe Artendiversität der Algenflora zu. Kusel-Fetzmann (2002) fand innerhalb der Euglenophyceae 139 Taxa an verschiedenen Standorten im See und Schilfgürtel, darunter 40 *Euglena*- und 35 *Phacus*-Arten. Schiller (1956) beschrieb allein aus dem Ruster Kanal 80 Arten dieser Algenklasse. Die Zahl der Taxa in einem kleinen, vom See abgetrennten Wasserkörper bei Neusiedl betrug 280 (Krisa 1991; 1992). Insgesamt dominieren in den Rohrlacken und Blänken des Schilfgürtels bewegliche Formen mit Schwimmgeißeln sowie kleine und zarte Formen, die durch hohe Wachstumsraten gekennzeichnet sind. Diese stellen eine gut fressbare Nahrungsgrundlage für das Zooplankton dar, während die großen Kieselalgen kaum gefressen werden.

Die Bedeutung isolierter Blänken und Kanäle für die Artenvielfalt des gesamten Ökosystems wurde bereits hervorgehoben. Dennoch zeigen die vorliegenden Ergebnisse, dass eine gute bis mittlere Anbindung förderlich für die Ausbildung einer taxareichen Phytoplanktonzönose ist. Sowohl im Bereich Illmitz als auch bei Mörbisch zeichneten sich die gut und mäßig angebundene Standorte durch die höchsten Taxazahlen aus. Das betraf die Illmitzer Kanäle IL3 und IL4, die beiden Probenstellen im Bereich des Ruster Poschn IL7 und IL8, sowie die Stellen MO3 und MO4 bei Mörbisch. Sowohl die Seestellen und seenahen

Standorte als auch die besonders isolierten Bereiche erreichten nicht so großen Artenreichtum. Das unterstreicht die Theorie, dass Gemeinschaften, die einer mittleren Störungintensität und -häufigkeit ausgesetzt sind, die höchste Diversität aufweisen („Intermediate disturbance hypothesis“ nach Connell (1978)). Zusätzlich kann davon ausgegangen werden, dass die Phytoplanktonzönosen dieser mittleren Bereiche durch Wasseraustausch von beiden Seiten, vom offenen See und von isolierten Standorten des inneren Schilfgürtels, angereichert werden.

Im Bereich der Wulkamündung liegen andere hydrologische Rahmenbedingungen vor, die Hauptströmung erfolgt von der Wulka vom Westen kommend über den Schilfgürtel zum offenen See hin. Daher werden die planktischen Algengemeinschaften nicht von typischen Vertretern des Neusiedler Sees dominiert, sondern von Kieselalgen benthischen Ursprungs. An einigen Terminen wurden allerdings hohe Dichten an Goldalgen (*Synura* sp.) und Panzerflagellaten (*Peridiniopsis borgei*) festgestellt, was auf eine autochthone Entstehung und Entwicklung innerhalb des Schilfgürtels hinweist. Insgesamt erwies sich die Zusammensetzung des Phytoplanktons im Bereich der Wulkamündung als artenärmer, die planktische Biomasse war niedriger als in den beiden anderen Bereichen.

3 ZOOPLANKTON

ZOOPLANKTON

von *Monika GROßSCHARTNER*

3.1 Zielsetzung

Objectives

Für den eigentlichen Projektschwerpunkt, der dem Wasser- und Stoffaustausch zwischen dem offenen See und dem Schilfgürtel gilt, ist das Zooplankton von untergeordneter Bedeutung. Als ein wichtiges Bindeglied im Nahrungsnetz des Freiwassers spiegelt es vielmehr die Folgewirkung des unterschiedlichen Stoffaustausches in den einzelnen Schilfgürtelbereichen wider. In früheren Aufnahmen aus dem Schilfgürtel (Forró & Metz 1987; Löffler 1979; Wolfram *et al.* 2015a) oder auch von dem jährlichen Monitoringprogramm (Großschartner 2020) wurden und werden zwar vereinzelt Standorte im Schilfgürtel beprobt. Die Untersuchungen im Rahmen des REBEN-Projektes bietet jedoch die Gelegenheit die räumliche Verteilung des Zooplanktons an einer größeren Bandbreite von Standorten im Schilfgürtel zu untersuchen.

Qualitative bzw. quantitative Analysen wurden dazu im Herbst 2017 und im Frühjahr 2018 im Blänken- und Kanalsystem und je einer Vergleichsstelle im offenen See im Bereich Illmitz und Mörbisch, sowie im Mündungsgebiet der Wulka durchgeführt.

3.2 Methode

Method

3.2.1 Untersuchungsgebiet und Termine

Sampling area and sampling dates

Analog zum Phytoplankton fanden Untersuchungen im Schilfgürtel am Ost- und Westufer Höhe Illmitz (IL) und Mörbisch (MO) statt, wobei jeweils 9 Standorte bzw. 5 Standorte beprobt wurden. Zudem wurden auch im Mündungsgebiet der Wulka (WU) an 3 Standorten Proben gezogen (vgl. Kap. 2.2.2).

Die Probenahmen für das Zooplankton fanden im Rahmen der ersten (2.10. – 18.10.2017) und zweiten (28.03. – 11.04.2018) Hauptkampagne statt, wobei die Proben jeweils an allen 3 Terminen gezogen wurden (vgl. Kap. 2.2.1).

3.2.2 Freiland

Field work

Während der 1. Kampagne wurden qualitative Zooplanktonproben mit Netzzügen (Maschenweite = 50 µm) entnommen. Das im Netzbecher verbleibende Plankton wurde in ca. 50 ml Leitungswasser resuspendiert und anschließend in 4%-igem Formol fixiert.

Die quantitativen Zooplanktonproben für die 2. Kampagne wurden, wenn es die Wassertiefe erlaubte, mit einem 5-L-Schindlerschöpfer entnommen. Bei geringen Wassertiefen erfolgte die Entnahme mit einer 5-L-Kanne. Das gesamte Volumen (20 L) wurde durch eine Filtergaze mit 50 µm Maschenweite filtriert. Das auf dem Filter verbleibende Plankton wurde in ca. 50 ml Leitungswasser resuspendiert und anschließend in 4%-igem Formol fixiert.

3.2.3 Labor

Laboratory work

Anhand der qualitativen Proben wurden die vorkommenden Taxa bestimmt und anschließend unter Verwendung einer 5-stufigen Skala ihr Vorkommen geschätzt (1 ... vereinzelt, 2 ... selten, 3 ... häufig, 4 ... sehr häufig, 5 ... massenhaft).

Die quantitative Auswertung der Rotatorien und Crustaceen erfolgte nach der Methode von Utermöhl (1958) an einem Umkehrmikroskop mit 60- bzw. 100-facher Vergrößerung. Sowohl bei der Auswertung der Crustaceen als auch der Rotatorien wurde das Volumen so gewählt, dass mindestens 100 Individuen der jeweils dominierenden Arten gezählt werden konnten. Es wurden jeweils zwei Parallelproben ausgezählt. Zur Bestimmung der Biomasse wurden die Kleinkrebse in Größenklassen von 200 µm gezählt. Die Berechnung der Biomasse erfolgte für die Cladoceren und die Copepodidstadien der Copepoden unter Verwendung von Längen-Gewichtsregressionen aus Stich & Maier (2013). Für adulte, auf die Art bestimmte Copepoden wurden Werte von Vuille (1991) übernommen. Für die Rotatorien wurden die Trockengewichte der einzelnen Arten aus Stich & Maier (2013) entnommen.

3.3 Ergebnisse

Results

Im folgenden Kapitel wird das Artenspektrum für beide Kampagnen gemeinsam behandelt, die Darstellung der Ergebnisse erfolgt jedoch getrennt, da unterschiedliche Methoden angewandt wurden. In Rahmen der ersten Kampagne wurde mit einer qualitativen Aufnahme des Zooplanktons begonnen. Da erste Ergebnisse jedoch vielversprechende Unter-

schiede aufzeigten, wurden während der 2. Kampagne quantitative Proben genommen um die unterschiedliche Entwicklung der Abundanzen und entsprechend auch der Biomasse besser dokumentieren zu können. In der anschließenden Diskussion werden die Ergebnisse zusammengeführt.

3.3.1 Artenspektrum

Species composition

Während der beiden Aufnahmen im Herbst 2017 und Frühjahr 2018 wurden 52 Arten bestimmt, die meisten entfielen dabei auf die Rotatorien (30). Von den Cladoceren und Copepoden konnten 15 bzw. 7 Arten unterschieden werden. Relativ unabhängig vom Zeitpunkt der Beprobung stellten bei den Copepoden jeweils *Arctodiaptomus spinosus* und *Acanthocyclops robustus* die beiden häufigsten Arten dar. *A. spinosus* ist ein echter Sodaspezialist, der außer im Seewinkel und der pannonischen Tiefebene nur noch in Alkaligewässern beispielsweise der Türkei und des Iran zu finden ist (Herzig & Dokulil 2001; Wolfram 2006). Die höchsten Dichten erreichte dieser im Plankton des offenen Sees während der Eutrophierungsphase 1970 bis 1987 (Herzig 1990). Im Schilfgürtel dominieren aber zumeist die cyclopoiden Copepoden mit *Acanthocyclops robustus* oder aber *Mesocyclops leuckarti* und *Cyclops vicinus*, der erstmals 1980 im Plankton nachgewiesen wurde (Forró & Metz 1987).

Anders als bei den Copepoden war bei den Cladoceren das Vorkommen der häufigsten Arten stark saisonal geprägt. Im Herbst 2017 dominierten vor allem Chydoridae mit *Alona rectangula* und *Chydorus sphaericus* die Artengemeinschaft. Von den typischen Freiwasserarten war *Bosmina longirostris* am häufigsten vertreten. Im Frühjahr hingegen zählten *Daphnia pulex* und *Daphnia longispina* zu den häufigsten Arten.

Die wärmeliebende Art *Diaphanosoma mongolianum*, welche im Sommer normalerweise im offenen See die häufigste Art innerhalb der Cladoceren darstellt (Großschartner 2020; Herzig 1979; Herzig & Dokulil 2001), war aufgrund der gewählten Saisonen nur selten in den Proben anzutreffen. Die größte Art *Leptodora kindtii* unter den Cladoceren mit bis zu 1 cm Körperlänge, die erstmals 1977 dokumentiert wurde (Herzig 1995), war – bedingt durch die Probenahmemethode – ebenfalls nur selten nachweisbar.

Ähnlich wie die Cladoceren unterlagen auch die Rotatorien starken saisonalen Mustern. Im Frühjahr dominierten *Brachionus angularis* und *Keratella quadrata*, im Herbst hingegen *Synchaeta tremula-oblonga* und *Anureopsis fissa*. Die für den Neusiedler See charakteristische kaltstenotherme Art *Rhinoglena fertoënsis*, die sonst nur aus Salzgewässern Deutschlands und der Slowakei bekannt ist, war Anfang März noch vereinzelt im Plankton anzutreffen. Diese Art zählte in früheren Jahren im Winterplankton zu den häufigsten

Rädertierarten (Herzig 1980), dazwischen gab es aber auch immer wieder Phasen, in denen *Synchaeta tremula-oblonga* dominierte (Dokulil & Herzig 2009).

3.3.2 Kampagne 1

Campaign 1

Die qualitativen Analysen der Zooplanktongemeinschaft während der ersten Kampagne im Herbst 2017 wurde mit Hilfe des „non-metric multidimensional scaling“ ausgewertet (Abb. 23). Berechnet wurden die Ähnlichkeiten auf Basis der Lebensgemeinschaften, wobei alle vorgefundenen Taxa (auch Einzelfunde) berücksichtigt wurden. Der verwendete Algorithmus versucht in einem iterativen Verfahren einen zweidimensionalen Plot jeder Aufnahme zu zeichnen, der die Distanzen in der Distanzmatrix möglichst genau widerspiegelt. Ähnliche Artengesellschaften werden nahe beieinander, unähnliche weit voneinander entfernt dargestellt. Um zu testen, wie sehr sich verschiedene Gruppen von Datenpunkten unterscheiden, bedient man sich im Rahmen einer *Anosim* genannten Ähnlichkeitsanalyse der Teststatistik *R*. Diese kann Werte zwischen -1 und $+1$ einnehmen. Ein Wert von 0 zeigt eine völlig zufällige Gruppierung an, Werte nahe -1 indizieren geringe, Werte nahe $+1$ hohe Ähnlichkeit.

Wie aus Abb. 23 ersichtlich gruppieren sich die zooplanktischen Artengesellschaften in den beiden Schilfgürtelbereichen Illmitz und Mörbisch sowie im Transekt im Bereich der Wulkamündung deutlich ($R = 0.565$, $p < 0.001$), während die Unterschiede zwischen den drei Terminen dieser Kampagne kaum eine Rolle spielten (grafisch nicht dargestellt).

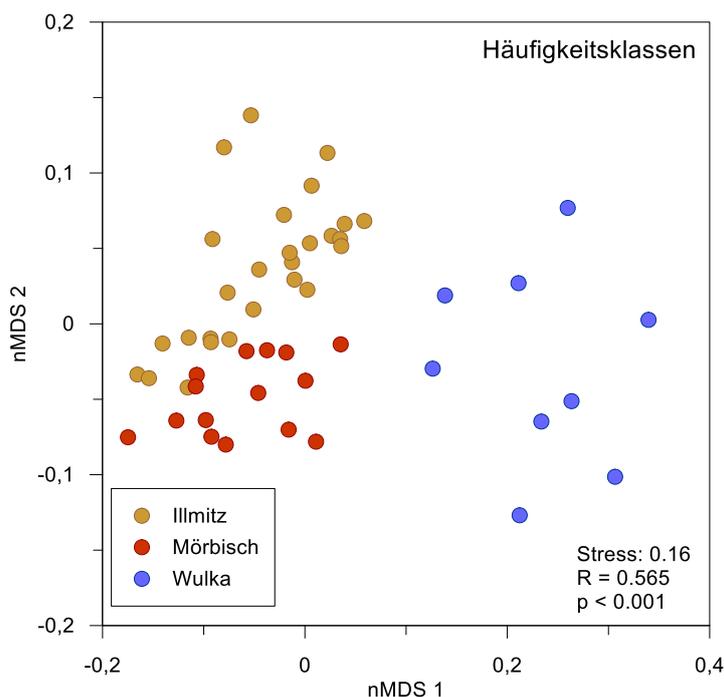


Abb. 23. Ähnlichkeitsanalyse (non-metric multi-dimensional scaling nMDS) des Zooplanktons in drei Bereichen Illmitz, Mörbisch und Wulka anhand der Häufigkeitsklassen an drei Untersuchungsterminen während der 1. Kampagne im Oktober 2017.

Figure 23. Similarity analysis (non-metric multi-dimensional scaling, nMDS) of zooplankton in the test areas Illmitz, Mörbisch and Wulka based on abundance classes at 3 sampling dates during the first campaign in October 2017.

Am deutlichsten waren die Unterschiede im Mündungsgebiet der Wulka gegenüber den anderen beiden Bereichen im Schilfgürtel Illmitz und Mörbisch. Durch den Eintrag von planktonarmem Wulkawasser in diesem Transekt waren merkbar geringere Häufigkeiten und Taxazahlen festzustellen. Unter den Kleinkrebsen fehlte *Arctodiaptomus spinosus*; cyclopoide Copepoden waren nur durch die benthische Art *Eucyclops serrulatus* und wenige juvenile Entwicklungsstadien vertreten. Und auch bei den Cladoceren kamen überwiegend litorale Arten, in der Hauptsache *Alona rectangulara* und *Chydorus sphaericus* vor. Rädertiere waren nur selten in den Proben zu finden. Regelmäßig fanden sich nur *Keratella cochlearis* und *Lophocharis salpina* in den Proben.

Das Artenspektrum in den beiden Schilfbereichen Mörbisch und Illmitz war demgegenüber vergleichbar, allerdings traten die einzelnen Arten in Illmitz zumeist mit größeren Häufigkeiten auf. Der stärkste Unterschied war bei den Cladoceren festzustellen. In Mörbisch zählten *Alona rectangulara* und *Bosmina longirostris* zu den häufigsten Arten, in Illmitz hingegen kam letztere gar nicht vor und die größten Häufigkeiten waren von *Diaphanosoma mongolianum* und *Chydorus sphaericus* festzustellen. Zusätzlich trug die insgesamt höhere Taxazahl in Mörbisch gegenüber Illmitz zur Auftrennung der beiden Gruppen bei.

In Hinblick auf die zentrale Fragestellung des Projekts REBEN waren auch die Verteilung des Zooplanktons im Schilfgürtel und der Einfluss der Anbindung zum See von Interesse. Analog zum Phytoplankton wurden die einzelnen Standorte hinsichtlich des Grads der Anbindung zusammengefasst. Da die vorherige Analyse signifikante Unterschiede zwischen den Bereichen ergab, wurden die beiden Bereiche Mörbisch und Illmitz getrennt analysiert (Abb. 24).

Die Befunde (Abb. 24) zeigten Unterschiede zwischen den beiden Bereichen Mörbisch und Illmitz. Im Transekt Mörbisch wiesen die Artengesellschaften zwischen dem See (MO1) und dem isolierten Standort (MO5) Ähnlichkeiten auf. Ihnen gemeinsam waren das häufigere Vorkommen von *Arctodiaptomus spinosus*, cyclopoider Copepoden und *Bosmina longirostris*, allerdings war der isolierte Standort, durch eine deutlich höhere Taxazahl gekennzeichnet (23 gegenüber 32). Die übrigen Standorte wiesen eine sehr hohe Variabilität auf, welche ein Hinweis auf die Komplexität dieser Standorte gibt. Dennoch zeigte sich ein tendenzielle Abfolge: Die seenahe Stelle (MO2) stellte einen Übergang zu den gut (MO3) und mäßig angebundenen Stellen (MO4) dar, die sich von den anderen durch das vermehrte Vorkommen litorale Arten unter den Cladoceren und Rotatorien unterschieden. Die Anzahl der vorkommenden Taxa ließ hingegen kein klares Muster erkennen. So wies die seenahe Stelle mit 31 eine ähnlich hohe Anzahl wie der isolierte Standort auf, während die beiden gut und mäßig angebundenen Standorte mit 23 und 24 Taxa im Bereich der Seestelle lagen.

In Illmitz gruppierte sich der offene See (IL1) an allen drei Terminen deutlich durch höhere Dichten von *Diaphanosoma mongolianum* und geringere Häufigkeiten von Rädertieren.

Auch war die Taxazahl mit 21 etwas geringer als bei den Standorten im Schilfgürtel, wo zwischen 24 und 28 Taxa festgestellt werden konnten. Bezogen auf die Ausprägungen der Artengemeinschaften ließen sich bei den Schilfgürtelstandorten keine deutlichen Muster oder Abfolgen erkennen. Zwar waren in den gut (IL3 & IL4) und mäßig angebundenen Stellen (IL5, IL7, IL8) Rädertiere und cyclopiden Copepoden am häufigsten vertreten, während ihre Dichten an den isolierten Standorten (IL6 & IL9) wieder etwas abnahmen, eine klare Gruppierung stellte sich jedoch nicht heraus.

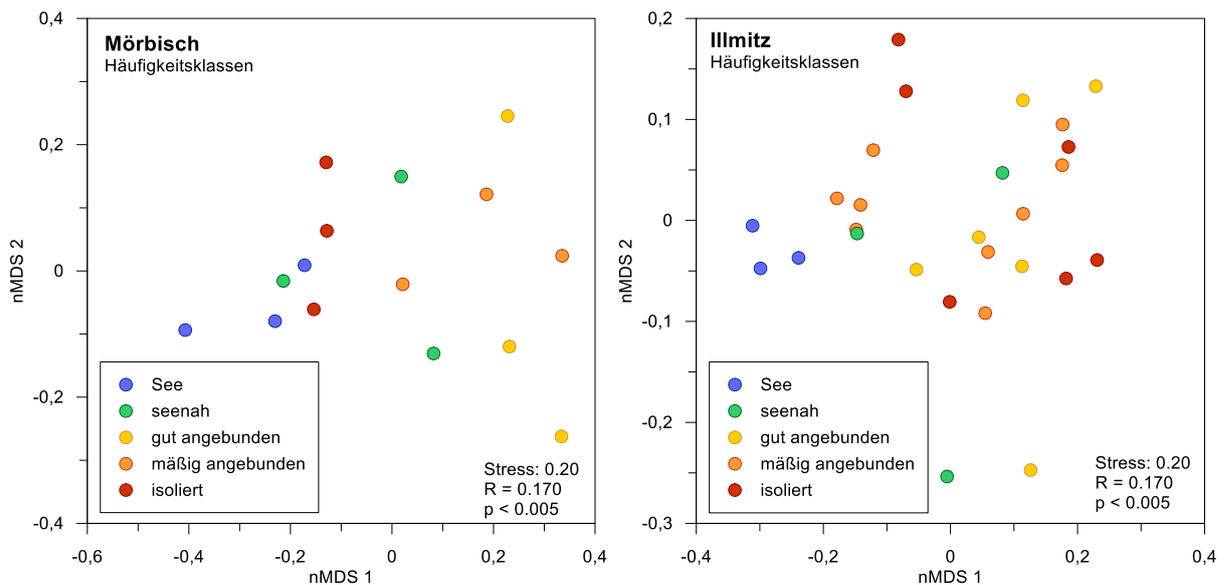


Abb. 24. Ähnlichkeitsanalyse (non-metric multi-dimensional scaling nMDS) des Zooplanktons im Bereich Mörbisch (rechts) und Illmitz (links) anhand der Häufigkeitsklassen gruppiert nach Standorttypen (Anbindung) an drei Untersuchungsterminen während der 1. Kampagne im Oktober 2017.

Figure 24. Similarity analysis (non-metric multi-dimensional scaling nMDS) of zooplankton in the test area Mörbisch (right) and Illmitz (left) based on abundance classes and grouped by habitat types (connection) at 3 sampling dates during the first campaign in October 2017.

3.3.3 Kampagne 2

Campaign 2

Bei den quantitativen Erhebungen während der 2. Kampagne im Frühjahr 2018 variierten die Abundanzen zwischen 17 und 1 218 Ind. L⁻¹, die Biomassen erreichten Werte zwischen 4 und 454 µg TM L⁻¹ (Abb. 25). Durch deutlich geringere Abundanzen und Biomassen waren die drei Standorte im Mündungsgebiet der Wulka gekennzeichnet, die im Mittel bei 78 Ind. L⁻¹ bzw. 8 µg TM L⁻¹ lagen. Analog zu den qualitativen Ergebnissen spiegelt sich auch bei den quantitativen Daten der Eintrag der Wulka, wodurch es zu deutlichen Verdünnungseffekten kam, wider. Höhere Dichten erreichten hier nur die Rädertiere, die zum Teil

auch bis zu 50% der Biomasse stellten, während Kleinkrebse nur vereinzelt vertreten waren (Tabelle 3).

Die mittleren Abundanzen und Biomassen in den beiden Bereichen Illmitz (508 Ind. L⁻¹ und 173 µg TM L⁻¹) und Mörbisch (408 Ind. L⁻¹ und 120 µg TM L⁻¹) erreichten ein deutlich höheres Niveau. Obwohl die Standorte in Mörbisch etwas geringere Werte aufwiesen als jene im Bereich Illmitz, konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden (Kruskal-Wallis-Test, $p > 0,05$). Maßgebend für die Individuendichte waren die Rädertiere und juvenile Entwicklungsstadien der Copepoden (Nauplien und kleine Copepodidstadien), wobei Letztere vor allem im Bereich Illmitz oft höhere Individuendichten ausbildeten als die Rädertiere. Besonders groß war der Unterschied bei IL9. Die Cladoceren spielten in Bezug auf die Individuendichte aufgrund der Jahreszeit an keinem der Standorte eine Rolle. Anders verhielt es sich bei der Biomasse wo sie in Einzelfällen an Standorten im Bereich Illmitz bis zu knapp 50% der Biomasse bestritten. In der Regel jedoch bildeten die Copepoden die höchsten Biomassen aus (Tabelle 3).

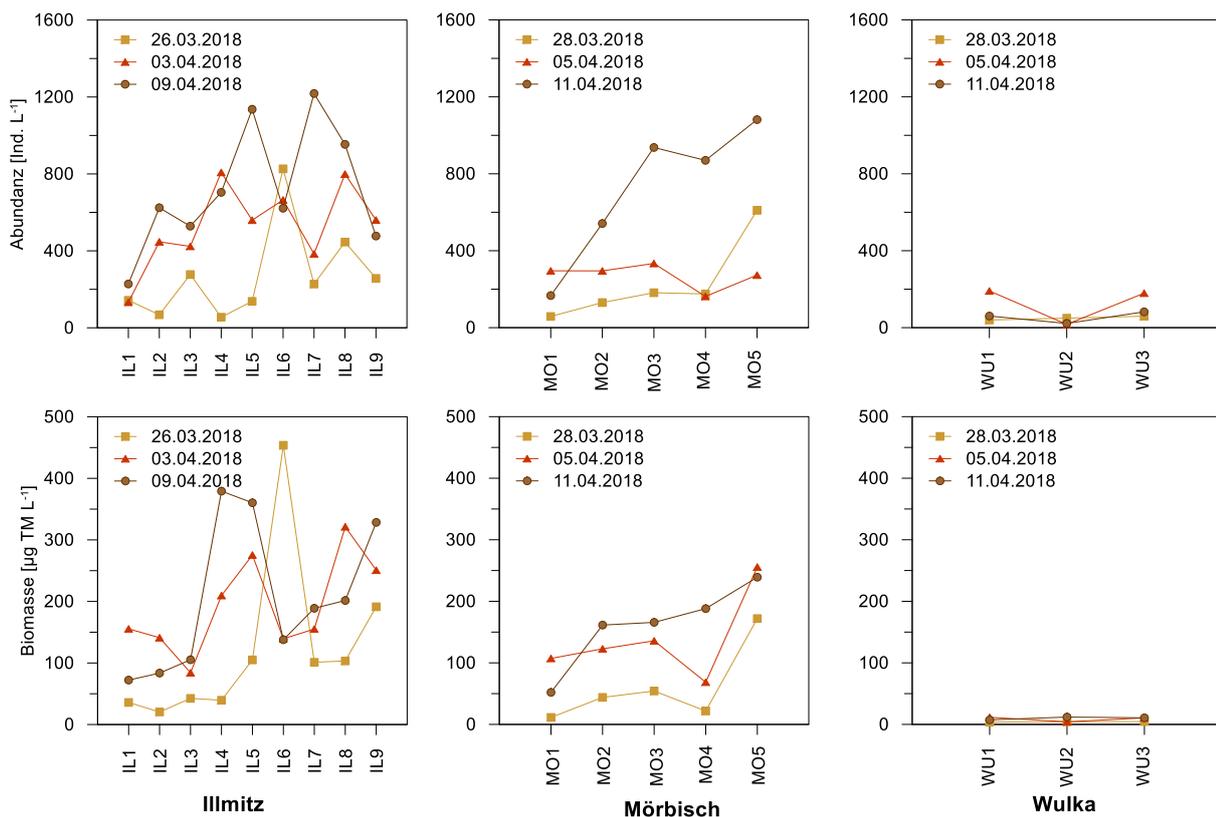


Abb. 25. Abundanz und Biomasse des Zooplanktons im Bereich Illmitz und Mörbisch und entlang eines von der Wulka beeinflussten Transekts an 3 Untersuchungsterminen während der 2. Kampagne im März/April 2018.

Figure 25. Abundance and biomass of zooplankton in the test area Illmitz, Mörbisch and a transect affected by the river Wulka at 3 sampling dates during the second campaign in March/ April 2018.

Tabelle 6. Mittlere Abundanz und Biomasse des Zooplanktons (Calanoidae Copepoda... Cal, Cyclopoidae Copepoda... Cyc, Cladocera... Clad, Rotatoria... Rot) an den einzelnen Untersuchungsstellen für die Bereiche Illmitz, Mörbisch und Wulka.

Table 6. Average abundance and biomass of zooplankton (calanoid copepods... Cal, cyclopoid copepods... Cyc, Cladocerans... Clad, rotifers... Rot) at the different sampling sites for the test areas Illmitz, Mörbisch and Wulka.

Bereich Sampling area	Stelle Site	Abundanz [Ind. L ⁻¹] <i>abundance [Ind. L⁻¹]</i>					Biomasse [µg TM L ⁻¹] <i>biomass [µg DM L⁻¹]</i>				
		Cal	Cyc	Clad	Rot	Summe <i>total</i>	Cal	Cyc	Clad	Rot	Summe <i>total</i>
Illmitz	IL1	52,3	48,7	0,8	66,0	167,8	65,9	12,5	3,7	5,7	87,8
	IL2	27,0	93,7	1,9	257,0	379,6	31,2	25,5	7,2	17,7	81,7
	IL3	31,2	160,5	1,1	216,7	409,5	28,8	31,8	2,5	14,3	77,3
	IL4	68,1	259,4	2,1	192,7	522,3	119,6	59,1	16,0	14,7	209,4
	IL5	46,7	332,3	9,9	222,0	611,0	61,5	75,7	94,8	14,9	246,9
	IL6	13,9	479,7	9,7	201,0	704,3	21,5	94,0	114,0	14,1	243,6
	IL7	15,3	309,5	10,5	274,7	610,0	13,4	74,5	43,3	17,2	148,4
	IL8	22,5	387,1	8,1	315,2	732,9	41,8	107,1	38,3	21,4	208,7
	IL9	133,5	260,1	13,5	24,4	431,5	77,0	50,3	127,5	2,1	256,8
Mörbisch	MO1	77,8	22,3	0,7	72,8	173,5	44,9	5,7	1,3	5,0	56,9
	MO2	90,5	111,3	1,4	119,1	322,4	74,5	19,7	7,3	7,8	109,4
	MO3	96,5	118,9	3,3	265,5	484,1	63,4	27,9	9,4	17,9	118,6
	MO4	29,8	160,5	2,9	209,3	402,5	34,0	37,9	7,2	13,8	92,8
	MO5	43,9	227,4	15,8	367,9	654,8	87,4	75,8	33,8	25,3	222,3
Wulka	WU1	0,1	11,6	0,8	84,6	97,1	0,0	2,7	1,3	3,5	7,5
	WU2	0,7	5,2	0,7	23,0	29,6	1,1	3,5	1,1	1,1	6,8
	WU3	0,2	19,7	0,4	86,8	107,0	0,1	4,6	0,6	3,3	8,6

Auffällig war die Zunahme der Individuendichten und Biomassen innerhalb der drei Termine an allen Stellen, die durch die Darstellung als Box-Plot (Abb. 26) noch deutlicher wird und die rasche Frühjahrsentwicklung widerspiegelt. Einhergehend mit der Zunahme der Wassertemperatur von rund 6 auf 13 °C, kam es beim Zooplankton zu einer verstärkten Entwicklung. Am größten war der Zuwachs zwischen dem ersten und zweiten Termin, über den gesamten Zeitraum von drei Wochen war die Zunahme in Illmitz und Mörbisch sowohl bei der Abundanz als auch bei der Biomasse signifikant (Friedmann-Test, $p < 0,05$). Am stärksten war der Anstieg dabei bei den Rädertieren, die im Frühjahr durch ihre geringen Verdopplungszeiten rasch größere Populationen aufbauen können.

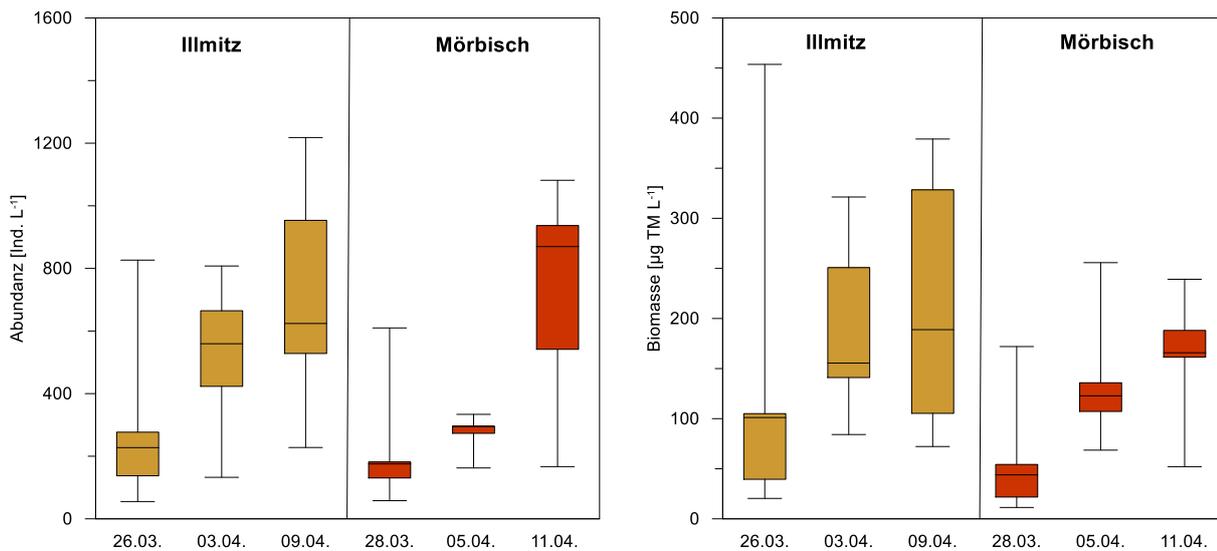


Abb. 26. Box-Plot der Abundanz und Biomasse des Zooplanktons im Bereich Illmitz und Mörbisch an 3 Untersuchungsterminen während der 2. Kampagne im März/April 2018.

Figure 26. Boxplot of the abundance and biomass of zooplankton in the test area Illmitz, Mörbisch at 3 sampling dates during the second campaign in March/ April 2018.

Vergleicht man die Artengemeinschaften mit Hilfe der nMDS (Erklärung siehe Kap. 3.3.2), zeigte sich, ähnlich den qualitativen Ergebnissen im Herbst, die Sonderstellung der Standorte im Mündungsgebiet der Wulka (Abb. 27). Neben den niedrigeren Abundanz und Biomassen unterscheidet sich die Artenzusammensetzung auch durch einen höheren Anteil von litoralen und benthischen Arten von den Standorten in Illmitz und Mörbisch. Die höchsten Individuendichten um diese Jahreszeit erreichten die beiden kaltstenothermen Rädertiere *Notholca acuminata* und *N. squamula*, die bevorzugt das Litoral besiedeln.

Anders als im Herbst zeigten sich diesmal bei den Artengemeinschaften zwischen den beiden Bereichen Illmitz und Mörbisch keine Unterschiede und auch die vorgefundenen Taxa war vergleichbar. Die relativ ähnlichen Artengemeinschaften waren in beiden Fällen entsprechend der Jahreszeit vor allem durch juvenile Entwicklungsstadien der Copepoden und Rädertiere geprägt. Letztere waren vor allem durch *Keratella quadrata* und *Brachionus angularis* vertreten.

Ähnlich wie bei den qualitativen Daten wurden auch die quantitativen Daten hinsichtlich der Anbindung zum See analysiert (Abb. 29 & Abb. 28). Betrachtet man rein die erhobenen Abundanz und Biomassen, so zeigte sich eine stetige Zunahme beider Parameter vom See hin bis zu den isolierten Stellen im Schilfgürtel. Die größte Bandbreite trat dabei in den gut und mäßig angebundnen Standorten auf (Abb. 28). Zurückzuführen ist dies im untersuchten Frühjahrsaspekt im Besonderen auf die Zunahme von cyclopoiden Copepoden und Rotatorien. Signifikant höhere Werte waren jeweils in den isolierten Stellen zu verzeichnen (Kruskal-Wallis; $p < 0,05$)

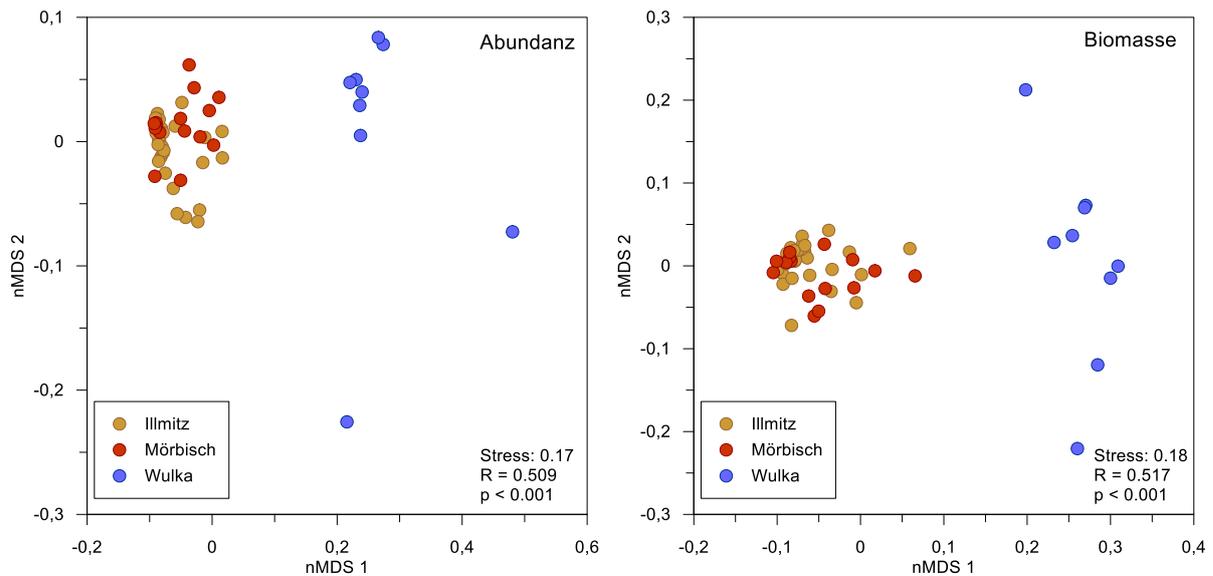


Abb. 27. Ähnlichkeitsanalyse (non-metric multi-dimensional scaling nMDS) des Zooplanktons im Bereich Illmitz und Mörbisch und entlang eines von der Wulka beeinflussten Transekts anhand der Abundanz (rechts) und Biomasse (links) an drei Untersuchungsterminen während der 2. Kampagne im März/April 2018.

Figure 27. Similarity analysis (non-metric multi-dimensional scaling nMDS) of zooplankton in the test area Illmitz, Mörbisch and a transect affected by the river Wulka based on abundance and biomass at 3 sampling dates during the second campaign in March/April 2018.

Bezieht man die Artengemeinschaften mit ein (Abb. 29) ergibt sich ein vergleichbares Bild, das eine klare Abfolge von den Artengemeinschaften im See (MO1, IL1) und den seenahen Stellen (MO2, IL2) hin zu den gut (MO3, IL3 & IL4) und mäßig angebundenen (MO4, IL5, IL7, IL8) sowie den isolierten Standorten (MO5, IL6 & IL9) zeigte. Die Taxazahl war dabei ebenfalls eng mit dem Grad der Anbindung korreliert, die geringste Taxazahl (27) trat dabei im offenen See und die größte (37) in den isolierten Bereichen.

Während im See *Arctodiaptomus spinosus* eine große Rolle spielt, vor allem hinsichtlich der Biomasse, gewannen im Blänkensystem und den Kanälen die cyclopiden Copepoden an Bedeutung. Die Individuendichte von *A. spinosus* erreichte an allen Standorten ein vergleichbares Niveau. Relativ gering ist aufgrund der Jahreszeit noch der Anteil der Cladoceeren. Aber auch bei dieser Gruppe zeichnete sich in den mäßigen angebundenen und isolierten Standorten eine verstärkte Entwicklung von den typische planktische Arten wie *Daphnia pulex* und *Bosmina longirostris* ab. Zusätzlich waren hier auch litorale Arten vermehrt anzutreffen.

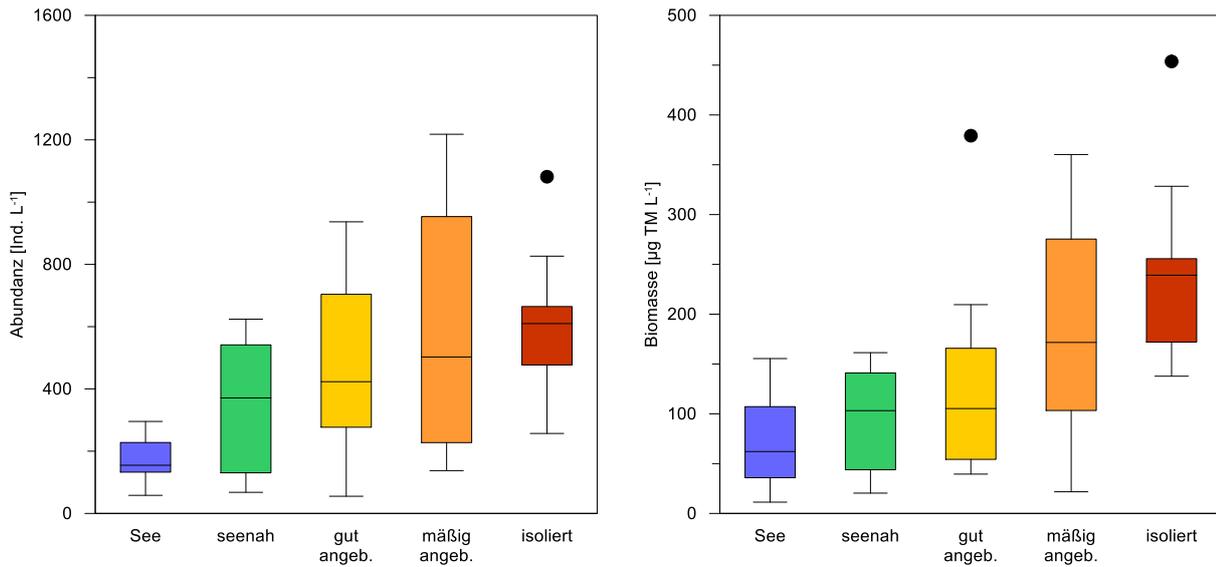


Abb. 28. Box-Plot der Abundanz und Biomasse des Zooplanktons im Bereich Illmitz und Mörbisch nach Standorttypen (Anbindung) an 3 Untersuchungsterminen während der 2. Kampagne im März/April 2018.

Figure 28. Boxplot of the abundance and biomass of zooplankton in the test area Illmitz, Mörbisch by habitat types (connection) at 3 sampling dates during the second campaign in March/ April 2018.

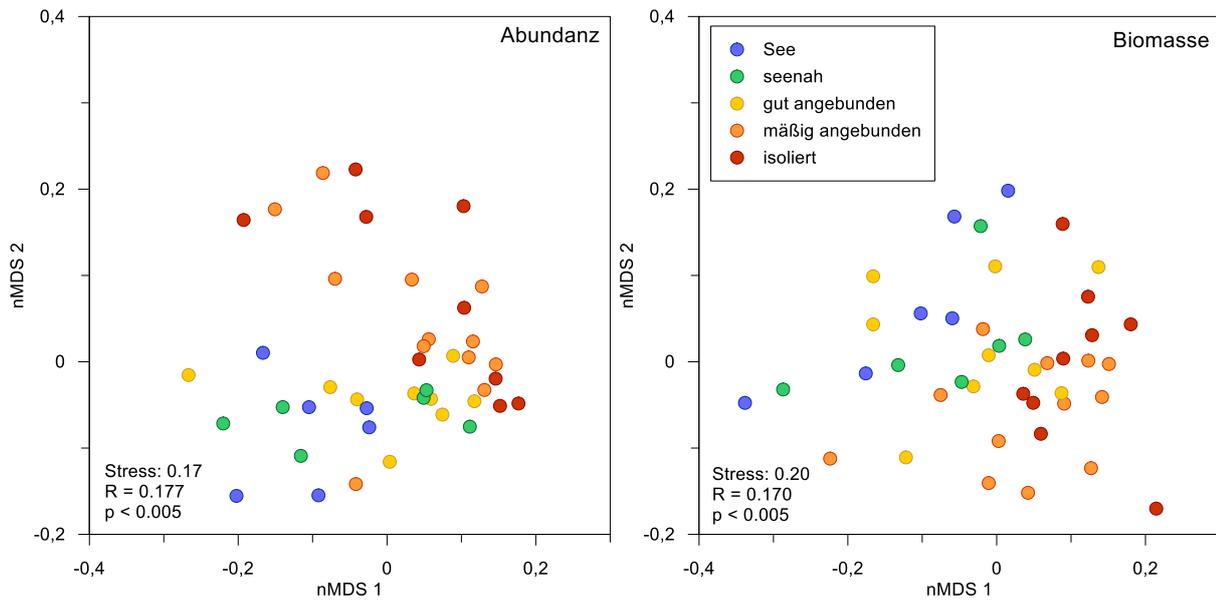


Abb. 29. Ähnlichkeitsanalyse (non-metric multi-dimensional scaling nMDS) des Zooplanktons im Bereich Mörbisch und Illmitz anhand der Abundanz und Biomasse (ln-transformiert) gruppiert nach Standorttypen (Anbindung) an drei Untersuchungsterminen während der 2. Kampagne im März/April 2018.

Figure 29. Similarity analysis (non-metric multi-dimensional scaling nMDS) of zooplankton in the test area Mörbisch and Illmitz based on abundance and biomass (ln-transformed) grouped by habitat types (connection) at 3 sampling dates during the second campaign in March/April 2018.

3.4 Diskussion

Discussion

Im Rahmen dieser Studie wurden im Herbst und Frühjahr qualitative bzw. quantitative Zooplanktonanalysen im Schilfgürtel im Bereich von Illmitz und Mörbisch sowie in einem Transekt im Einmündungsbereich der Wulka vorgenommen. Ziel der Aufnahmen war die vergleichende Analyse des Zooplanktons im offenen See und im unterschiedlich angeordneten Kanälen- und Blänkensystem des Schilfgürtels.

Unabhängig von saisonalen Aspekten unterschieden sich die Standorte im Mündungsgebiet der Wulka gegenüber den beiden Bereichen im Schilfgürtel Illmitz und Mörbisch markant an beiden Terminen. Durch den Eintrag von planktonarmem Wulkawasser waren merkbar geringere Häufigkeiten bzw. Abundanzen und Biomassen zu verzeichnen; auch die Taxazahlen waren geringer. Benthische und litorale Arten bei den Kleinkrebsen und Rädertieren besiedelten diesen Lebensraum vermehrt.

Das Artenspektrum in den Bereichen Illmitz und Mörbisch war vergleichbar, saisonal abhängig können aber auch hier signifikante Unterschiede auftreten, wie die Herbstaufnahme zeigte. Insgesamt sind die Aufnahmen der Artengesellschaft im offenen See und im Schilfgürtel vergleichbar mit früheren Aufnahmen (Forró & Metz 1987; Wolfram *et al.* 2015a) und den Erhebungen in Ungarn im Rahmen dieses Projektes (Fertő 2019 Consortium 2019).

Die untersuchten Standorte in Illmitz und Mörbisch umfassen für das Zooplankton mit den Schilfgürtelflächen und dem offenen See deutlich unterschiedliche Lebensräume. Der freie See stellt die Zooplankter durch die windinduzierte hohe Trübe und entsprechend starken Turbulenzen vor große Herausforderungen. Die mechanische Beanspruchung durch die Sedimentaufwirbelung beeinflusst dabei die Anzahl und Artenzusammensetzung (Leitner 1990). Zudem ist die Nahrungsqualität im offenen See aufgrund des hohen Anteils schwer fressbarer großer Kieselalgen weniger gut, als dies die vergleichsweise hohen Chlorophyll-a-Konzentrationen vermuten ließen (vgl. Kap. 2.3). In diesem Milieu zählt unter den Copepoden der Sodaspezialist *Arctodiaptomus spinosus* und in den Sommermonaten die warmstenotherme (wärmeliebende) Cladocere *Diaphanosoma mongolianum* zu den häufigsten Arten (Großschartner 2020; Herzig & Dokulil 2001). Die Individuendichten und Biomassen sind im Vergleich zum Schilfgürtel jedoch geringer.

In den windgeschützten Kanälen und Blänkensystem des Schilfgürtels ändern sich die Bedingungen und entsprechend auch die Ausbildung der zooplanktischen Gemeinschaft. Die Schwebstoffgehalte sinken aufgrund der verstärkten Sedimentation (Vgl. Kap. 3.3.1 in Bericht 3) und sorgen für geringere mechanische Belastungen. Allerdings müssen die Organismen in diesem Lebensraum vor allem in den Flachwasserbereichen mit starken

diurnalen Schwankungen bei der Temperatur und im Sommer mit Spitzenwerten bis deutlich über 30 °C sowie häufig länger anhaltenden Sauerstoffdefiziten zurecht kommen (Bericht 5). Die Algenbiomasse nimmt im Vergleich zum See zwar ab, aber die Diversität des Phytoplanktons steigt und der Anteil kleinerer, gut fressbarer Arten vor allem unter den Cryptomonaden zu (siehe Kap. 2.3.2) nimmt zu. Diese geänderten Milieubedingungen spiegeln sich sehr deutlich in der Zunahme der Individuendichte und der Biomasse des Zooplanktons im Schilfgürtel wider. Auch die Taxazahlen erhöhen sich aufgrund der hohen strukturellen Diversität mit vielen Mikrohabitaten im Schilfgürtel – ein Phänomen, das auch aus dem Litoral anderer Gewässer in zahlreichen Studien beschrieben wird (Jeppesen 1997; Pejler 1995; Šorf & Devetter 2011).

Räumlich kam es innerhalb des Schilfgürtels zu einer stetigen Zunahme der Abundanz und Biomasse von den seenahen Stellen hin bis zu den isolierten Stellen, welche im Besonderen auf die Zunahme der cyclopoiden Copepoden und der Rotatorien zurückzuführen war. Die Populationsgröße von *A. spinosus* änderte sich nur in geringem Ausmaß. Den Cladoceren war aufgrund der Jahreszeit nur eine untergeordnete Rolle zuzuschreiben. Die größte Bandbreite und die höchsten Werte waren dabei in den gut und mäßig angebundenen Bereichen zu beobachten und dokumentierten die hohe zeitliche und räumliche Variabilität des Zooplanktons in diesen Bereichen. Im Mittel wiesen jedoch die isolierten Standorte die höchsten Dichten und Biomassen auf.

An den isolierten Standorten (und in geringerem Ausmaß auch in den mäßig angebundenen Stellen) bildeten unter den Cladoceren aufgrund der Milieubedingungen vor allem euryöke Arten wie *Daphnia pulex* oder *longispina*, *Ceriodaphnia quadrangula* und *Bosmina longirostris* größere Populationen aus. Die vergleichsweise geringen Dichten sind der Jahreszeit zuzuschreiben. Frühere Untersuchungen, die in den Sommermonaten durchgeführt wurden, belegen hier zum Teil hohe Dichten an den planktischen Arten (Großschartner 2020; Wolfram et al. 2015a). Zudem erreichten auch litorale Arten wie *Chydorus sphaericus* oder *Alona rectangula* höhere Dichten. Insgesamt ist also vor allem in den hinteren Flachwasserbereichen bzw. isolierten Standorten im Schilfgürtel ein hohes Nahrungspotential für Fische und Wasservögel gegeben. Eine gute Anbindung dieser Bereiche würde demnach im Besonderen für planktivore Fische einen leichteren Zugang zu beträchtlichen Nahrungsressourcen bedeuten.

Die fließenden Übergänge innerhalb der Artengemeinschaften sowie der Abundanzen und Biomassen weisen auf den vorhandenen Austausch zwischen dem See und dem Schilfgürtel hin. Zudem zeigten Analysen aus früheren Jahren (mit wöchentlich Proben im Rahmen des Monitorings der Biologischen Station Illmitz) bei Windereignissen kurzfristige Verschiebungen in der Artenzusammensetzung und in den Auftrittshäufigkeiten auf, die eindeutig auf die Einmischung aus dem Schilfgürtel zurückzuführen waren (unpubl.).

Zusammenfassend kann für die räumliche Verteilung des Zooplanktons festgehalten werden, dass im See die geringsten Individuendichten und Biomassen sowie Taxazahlen nachzuweisen waren. Im Schilfgürtel kam es zu einer fließenden Zunahme der Abundanz, Biomasse und Taxazahl von den seenahen hin zu den isolierten Bereichen, die einen Hinweis auf den Austausch im Wasserkörper zwischen offenen See und Schilfgürtel liefern. Die höchste Diversität und Konzentration an Zooplankton konnte demnach in den hinteren Flachwasserbereichen bzw. den isolierten Standorten im Schilfgürtel festgestellt werden, die beträchtliche Nahrungsressourcen für Fische und Wasservögel darstellen.

4 FISCHE

FISH

von *Elisabeth SIGMUND, Georg FÜRNEWEGER & Georg WOLFRAM*

4.1 Zielsetzung

Objectives

Der Schwerpunkt des Projekts REBEN liegt auf dem Wasser- und Stoffaustausch zwischen dem offenen See und dem Schilfgürtel. Dieser hängt maßgeblich von der Anbindung der Wasserflächen im Schilfgürtel an das Freiwasser ab, sei es über Kanäle, sei es durch diffuse Durchströmung der äußeren Schilfgürtelbereiche. Der Schilfgürtel stellt jedoch auch einen wesentlichen Lebensraum für Fische dar, von denen viele auf eine gute Anbindung der inneren Schilfgürtelareale an den offenen See angewiesen sind (Herzig *et al.* 2002).

Die fischökologischen Aufnahmen im Rahmen des Projekts REBEN ergänzen die biologischen Untersuchungen, welche sich vor allem auf Phyto- und Zooplankton konzentrierten. Sie schließen an frühere Aufnahmen zur Horizontalverteilung von Fischen im Schilfgürtel an, welche jedoch mehr als 20 Jahre zurückliegen (Wolfram *et al.* 2001).

Im Rahmen des Projekts REBEN wurden fischökologische Erhebungen im Frühsommer 2018 und im Hochsommer 2019 durchgeführt. Der Fokus im Jahr 2018 lag in der räumlichen Verteilung von **Jungfischen im Blänken- und Kanalsystem im Bereich Illmitz**. Dabei stand die Frage im Vordergrund, ob und in welchem Ausmaß Fische die Lebensräume im inneren Schilfgürtel in Abhängigkeit von der Anbindung an den offenen See und, damit einhergehend, unterschiedlichen physikalisch-chemischen Bedingungen nutzen können.

Im Jahr 2019 wurde das **Mündungsgebiet der Wulka** im Nordwesten des Neusiedler Sees untersucht. Dieser Bereich stellt aufgrund seiner permanenten Durchströmung einen für den Neusiedler See einzigartigen Teillebensraum dar. Die Erhebungen dienten der fischökologischen Charakterisierung des Wulka-Mündungsbereichs, wobei besonderes Augenmerk auf das Vorkommen naturschutzfachlich bedeutsamer Arten gelegt wurde.

4.2 Untersuchungsgebiet und -termine

Sampling area and sampling dates

Die fischökologischen Erhebungen im Rahmen des Projekts REBEN umfassten zwei Schwerpunktgebiete im Bereich Illmitz und Höhe Wulka-Mündung (**Abb. 30**).

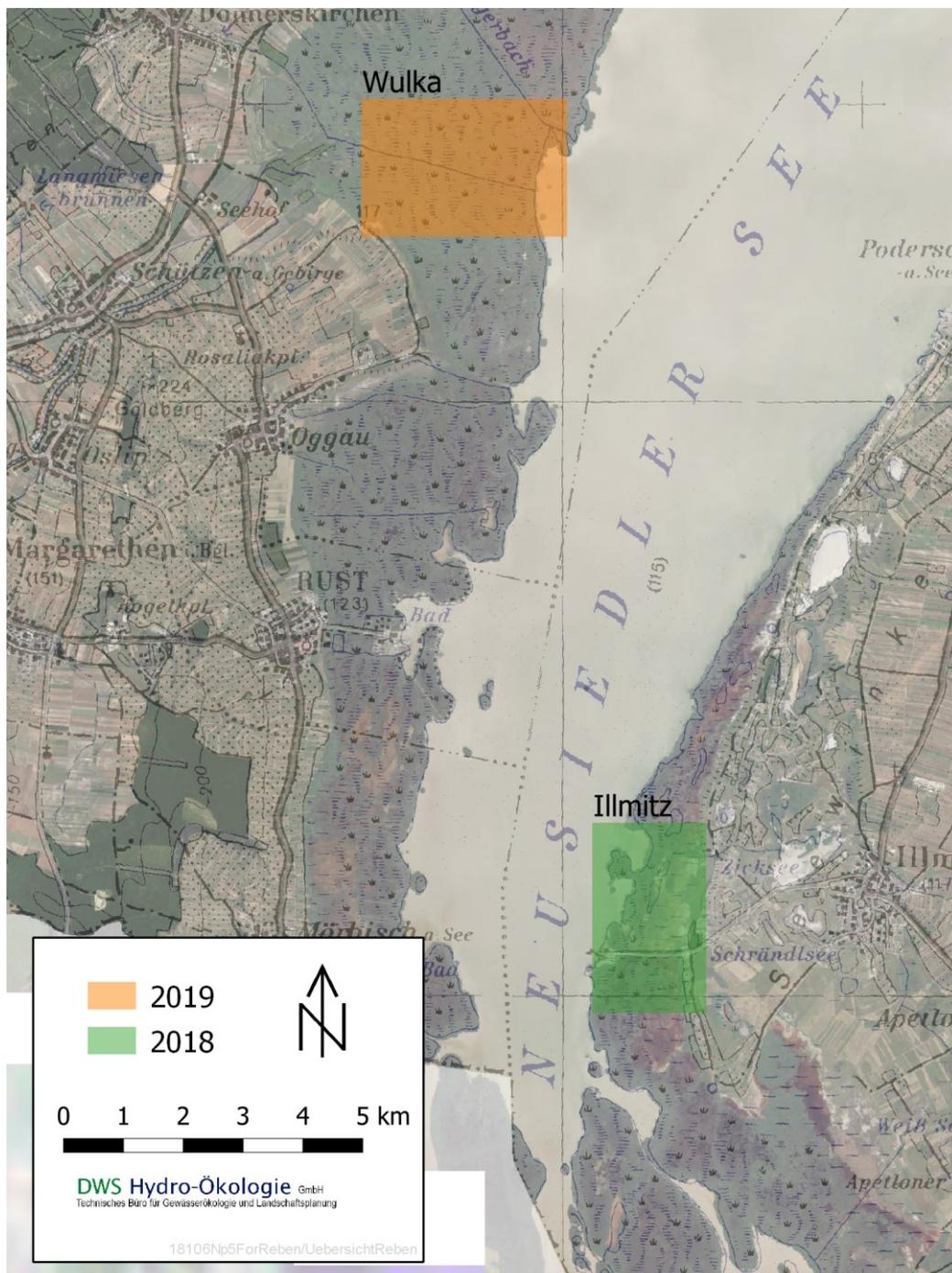


Abb. 30. Untersuchungsgebiete für fischökologische Erhebungen. © Normalfarben-northofoto GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bgld.gv.at>)

Figure 30. Sampling areas for the fish-ecological surveys. © ortho image GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bgld.gv.at>)

4.2.1 Bereich Illmitz

Test area Illmitz

Die Jungfischaufnahmen im Jahr 2018 fanden an drei Terminen statt:

- 05.06.2018
- 27.06.2018
- 03.07.2018

Die untersuchten Standorte lagen im Bereich Illmitz und umfassten Befischungstrecken im Blänkensystem südlich des Illmitzer Seebads, im sog. Kleinen Zug südlich des Kanals zur Biologischen Station sowie im Stationskanal selbst und im Kanal zum Ruster Poschn (**Abb. 31**). Die Strecken lassen sich somit in drei Gruppen unterteilen, die diesen Bereichen entsprechen:

A. Das Blänkensystem südlich des Illmitzer Seebads stellt einen Lebensraum dar, welcher selbst bei höheren Wasserständen durch den Schilfbestand vom See abgetrennt ist. Zahlreiche kleine Wasserflächen sind mehr oder weniger scharf von Schilfkanten begrenzt und nur über kleine Kanäle miteinander verbunden. Abgesehen von einer größeren Wasserfläche direkt an der Zufahrtstraße zum Seebad liegen die beprobten Abschnitte eher windgeschützt.

Die Wasserflächen sind sehr seicht. Zum Zeitpunkt der Befischung wurden maximale Tiefen von 30 cm gemessen, meist lagen sie darunter. Die Trübe war aufgrund der windgeschützten Lage gering, die Wasserfarbe aufgrund des hohen Huminsäuregehalts rötlich-braun. Die Sauerstoffsättigung variierte an den untersuchten Punkten zwischen 20 und 160%, die mittlere Sauerstoffsättigung betrug knapp 80%. Die Leitfähigkeit betrug zum Zeitpunkt der Befischungen 3660–4340 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Mittelwert 4021 $\mu\text{S cm}^{-1}$).

B. Das Blänkensystem südlich des Stationskanals, auch Kleiner Zug genannt, ist über den Illmitzer Kanal zur Biologischen Station relativ gut an den See angebunden. Die Wasserfläche in diesem Bereich gliedert sich in zahlreiche kleine Buchten, die über unterschiedlich breite Kanäle verbunden sind. Anders als im Bereich [1] sind die Wasserflächen im Kleinen Zug deutlich stärker vom offenen See beeinflusst. Die Möglichkeiten für Fische, zwischen offenem See und Kleinen Zug zu wandern, sind im vorderen (nördlichen) Bereich relativ gut, nehmen jedoch mit zunehmender Entfernung ab und sind vor allem bei niedrigem Wasserstand eingeschränkt.

Die Wassertiefen variieren je nach Bereich und Nähe zum Illmitzer Kanal zwischen 0,2 und 0,8 m. Die Beeinflussung durch den See ließ sich zum Zeitpunkt der Befischungen anhand der Trübe erkennen. So wiesen die untersuchten Bereiche durchwegs eine hohe Trübe auf, was auf einen Eintrag von Seewasser schließen ließ. Die Sauerstoffsättigung variierte

zwischen 63 und 124% (Mittelwert 103%), die Leitfähigkeit zwischen 2432 und 3000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Mittelwert 2835 $\mu\text{S cm}^{-1}$).

C. Der Kanal zur Biologischen Station (Stationskanal) sowie der Verbindungskanal zum Ruster Poschn weiter nördlich sind dauerhaft an den See angebunden, im Sommer allerdings teilweise verkrautet. Der Stationskanal weist zu beiden Seiten eine geradlinige Schilfkante auf. Die Tiefe variiert je nach Wasserstand und Windverhältnissen, liegt jedoch über das Jahr gesehen über 0,8 m. Mit zunehmender Entfernung zu See nimmt die Trübe deutlich ab. Der Kanal zum Ruster Poschn ist seichter als der Stationskanal und weist Tiefen von mindestens 0,3 m auf, die Schilfkante ist zudem aufgelockert. An den untersuchten Terminen wurden Sauerstoffsättigungen zwischen 57 und 138% gemessen (Mittelwert 95%), die Leitfähigkeit variierte zwischen 2340 und 3510 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Mittelwert 2747 $\mu\text{S cm}^{-1}$).

Tabelle 7 fasst die vor Ort gemessenen physikalisch-chemischen Parameter für die drei Standorttypen A bis C zusammen. Die Fotodokumentation (Abb. 32 bis Abb. 34) veranschaulicht die Wasserfarbe und -trübe sowie die unterschiedliche Schilfstruktur. Zur weiteren Dokumentation der befischten Bereiche siehe Anhang zum Bericht 2. Hinsichtlich der Detailauswertung der physikalisch-chemischen Parameter zur Standortcharakterisierung wird auf Bericht 3 verwiesen.

Tabelle 7. Charakterisierung der drei im Jahr 2018 befischten Standorttypen und Mittelwerte der vor Ort gemessenen physikalisch-chemischen Parameter.

Table 7. Characterisation of the three habitat types sampled in 2018, and mean values of physico-chemical parameters measured in the field.

Standort <i>Sampling site</i>	Habitattyp <i>habitat type</i>	Anz. Strecken <i>no of sites</i>	WT [°C]	Lf [$\mu\text{S cm}^{-1}$]	O ₂ [mg L^{-1}]	O ₂ [%]
A. Blänken südlich Illmitzer Seebad	isoliert	28	25	4 027	6,6	80
B. Illmitz Kleiner Zug	mäßig gut angeb.	10	28	2 836	8,0	103
C. Kanäle (zur Station & zum Ruster Poschn)	gut angebunden	17	26	2 748	7,7	95

WT ... Wassertemperatur, Lf = Leitfähigkeit, O₂ = Sauerstoff (Konzentration und Sättigung)

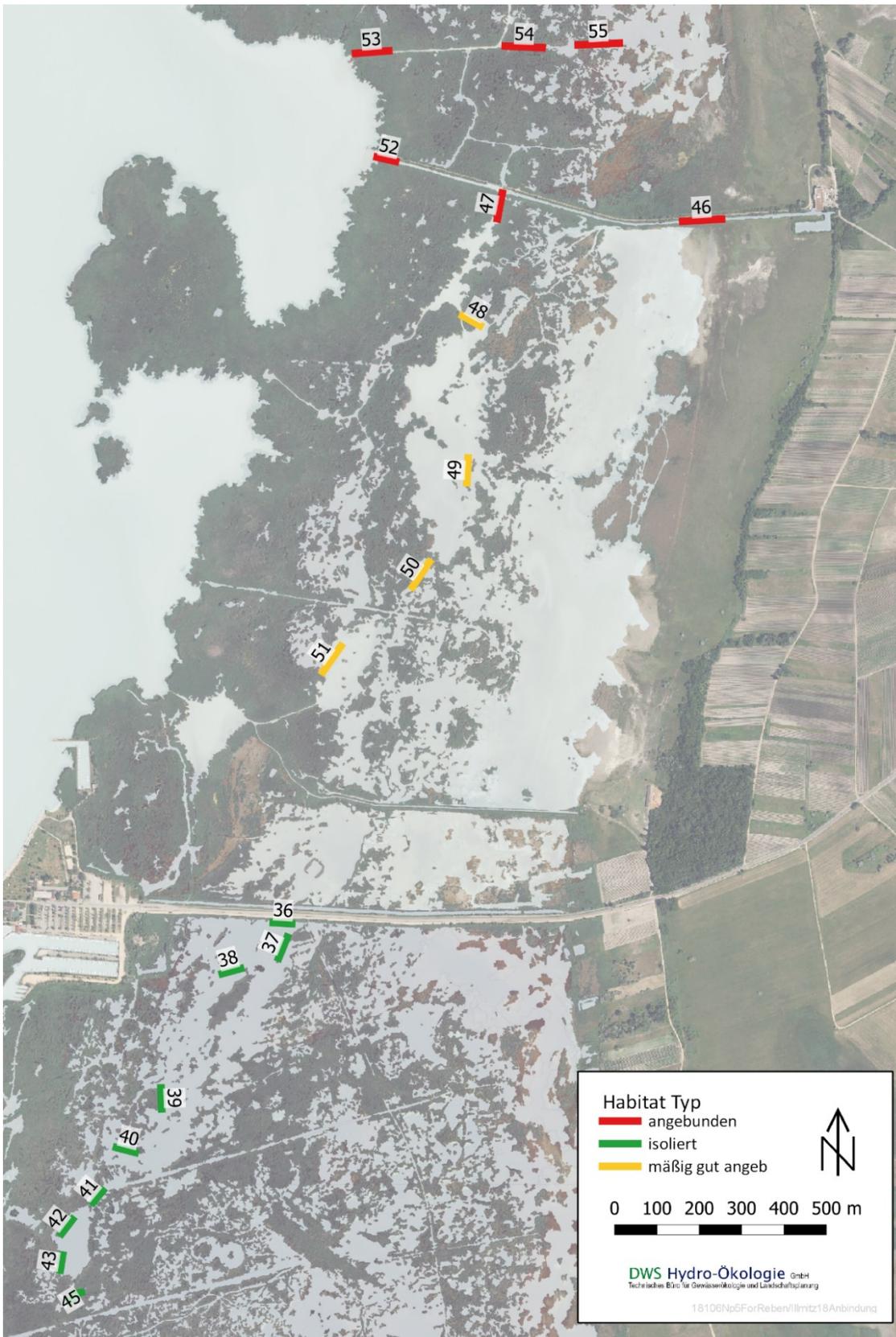


Abb. 31. Lage der Befischungstrecken im Bereich Illmitz im Frühsommer 2018. © Normalfarbennorthofoto GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bgld.gv.at>)

Figure 31. Sampling sites near Illmitz in early summer 2018. © ortho image GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bgld.gv.at>)



Abb. 32. Schlecht angebundene („isolierte“) Standorte im Blänkensystem südlich der Zufahrtsstraße zum Illmitzer Seebad (05.06.2018).

Figure 32. Poorly connected („isolated“) sampling sites in the pool system south of the road to the resort of Illmitz (05.06.2018, photo: Elisabeth Sigmund).



Abb. 33. Standorte mit mäßig guter Seeanbindung im sog. Kleinen Zug (Blänkensystem südlich Stationskanal, 03.07.2018).

Figure 33. Sampling sites with moderate connection to the lake in the so-called „Little Stretch“ (pool system south of the channel to the biological station, 03.07.2018, photo: Elisabeth Sigmund).



Abb. 34. Standorte mit guter Anbindung an den offenen See. Links: Illmitzer Stationskanal, rechts: Kanal zum Ruster Poschn (05.06.2018).

Figure 34. Sampling sites with good connection to the open lake. Left: channel to the biological station of Illmitz, right: channel to the Ruster Poschn (03.07.2018, photo: Elisabeth Sigmund).

4.2.2 Wulka-Mündungsbereich

Mouth of the river Wulka

Im Mündungsbereich der Wulka wurden am 27.08.2019 insgesamt 9 Strecken befischt. Sie verteilten sich auf die eigentliche Mündung in den See am äußeren Schilfrand sowie mehrere Kanäle im Inneren des Schilfgürtels (**Abb. 35**). Die zwei Strecken direkt am Schilfrand zum offenen See waren durch eine erhöhte Trübe und Leitfähigkeit charakterisiert; in den Kanälen im Schilfgürtel waren sowohl die Trübe als auch die Leitfähigkeit merklich geringer (Tabelle 8). Die Kanäle wiesen teilweise dichte Bestände submerser Makrophyten auf; die durchschnittliche Tiefe betrug rund einen Meter (Abb. 36).

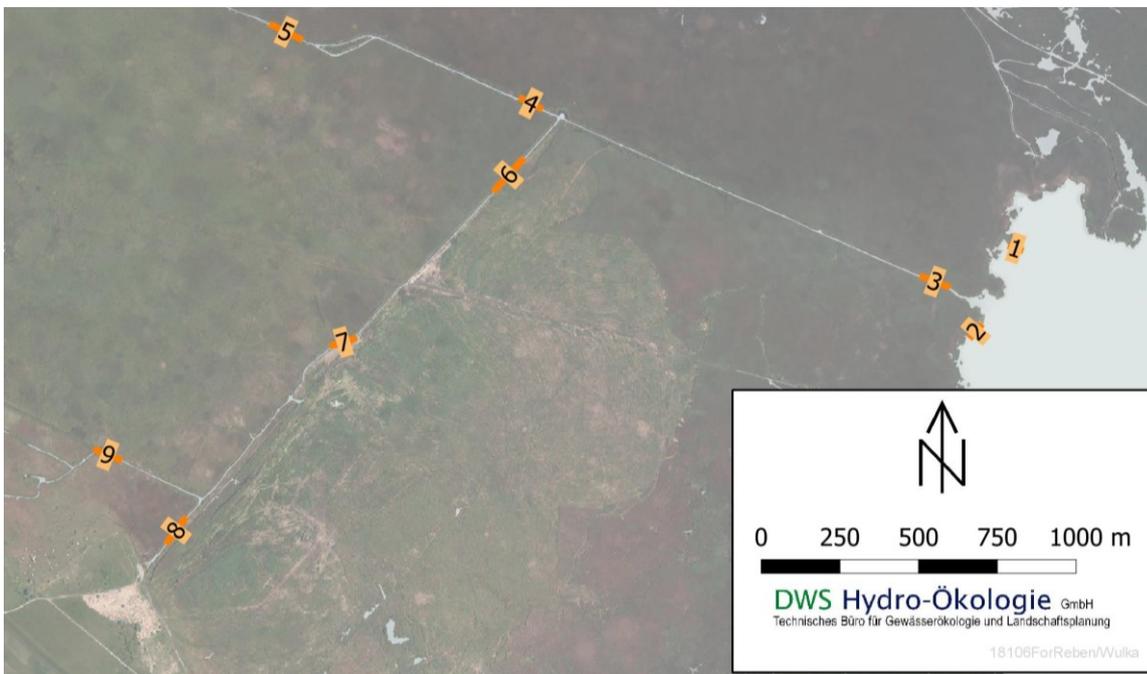


Abb. 35. Lage der Befischungsstrecken im Wulka-Mündungsbereich. © Normalfarben-northofoto GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bgld.gv.at>)

Figure 35. Sampling sites close to the mouth of the river Wulka. © ortho image GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bgld.gv.at>)

Tabelle 8. Charakterisierung der im Bereich der Wulkamündung befischten Standorte anhand der physikalisch-chemischen Parameter im August 2019 (Einzelmessungen).

Table 8. Characterisation of sampling sites close to the mouth of the river Wulka based on physico-chemical parameters in August 2019 (single measurements).

ID	Habitattyp	Wassertemperatur [°C]	Leitfähigkeit [$\mu\text{S cm}^{-1}$]	O ₂ Konzentration [mg L^{-1}]	O ₂ Sättigung [%]
1	Wulkamündung Seeseite	23	1945	5,0	57
2	Wulkamündung Seeseite	23	1500	5,5	64
3	Wulka Kanal	21	872	3,8	42
4	Wulka Kanal	21	984	2,0	25
5	Wulka Kanal	21	940	2,6	29
6	Wulka Kanal	21	830	5,8	66
7	Wulka Kanal	21	783	7,9	90
8	Wulka Kanal	25	808	14,9	155

9	Wulka Kanal	22	724	9,5	108
---	-------------	----	-----	-----	-----



Abb. 36. Links: Wulka-Mündung seeseitig (zwischen den Standorten 1 und 2), rechts: Wulkakanal (Standort 4, vgl. Abb. 35).

Figure 36. Left: Mouth of the river Wulka to the open lake (between sampling sites 1 and 2), right: Wulka channel (sampling site 4, cf Figure 35).

4.3 Methodik

Methods

4.3.1 Freiland

Field work

Die unterschiedlichen Fragestellungen in den beiden Untersuchungsjahren bedingten den Einsatz verschiedener Befischungsmethoden. Allen Befischungen gemein war der Einsatz eines Elektroaggregats (Standaggregat vom Typ „EFKO Type FEG 5000“, 12 kW), welches mithilfe eines Bootes (Schlauchboot oder Zille) entlang der Schilfkante geführt wurde (Abb. 37).

Das Fischen mit Elektroaggregat wendet die Prinzipien der Galvanotaxis und Galvanonarkose an. Zwischen der ins Wasser eingetauchten Anode und Kathode wird ein elektrisches Feld aufgebaut, in dessen Nahbereich Fische zunächst angezogen und in unmittelbarer Nähe zur Anode betäubt werden. Mithilfe eines Keschers können die kurzfristig betäubten Fische eingesammelt und zur anschließenden Aufarbeitung in einem Kübel oder Bottich gehältert werden. Die Fische werden auf Artniveau bestimmt, vermessen und gezählt. Für quantitative Erhebungen wird die Biomasse aus einer art- und gewässerspezifischen Längen-Gewicht-Regression ermittelt, die anhand von Daten aus früheren Projekten und dem laufenden fischökologischen Monitoring des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel errechnet wurde (Fürnweiger *et al.* 2019; Wolfram *et al.* 2001; Wolfram *et al.* 2018).



Abb. 37. Schlauchboot mit Elektroaggregat (links), Anodenring mit kleinem Durchmesser und Kescher mit Netzgazeaufsatz für Jungfischerhebungen (rechts).

Figure 37. Rubber boat with electro aggregate (left), anode ring with small diameter and landing net with gaze for sampling fish larvae and young-of-the-year.

4.3.1.1 Jungfischerhebungen Höhe Illmitz

Sampling young-of-the-year near Illmitz

Die Befischung und Auswertung zur Erfassung der räumlichen Verteilung und Häufigkeit der Jungfische im Blänken- und Kanalsystem im Bereich Illmitz erfolgte nach der *point-abundance*-Methode (point abundance sampling by electro-fishing or PASE, Persat & Copp (1989)). Diese Methode erlaubt eine Abschätzung der relativen Häufigkeit von Arten (und Größenklassen) in großen, nicht-watbaren Gewässersystem mit großer räumlicher Heterogenität und geklumpstem Fischauftreten (Peter & Erb 1996).

Entlang einer repräsentativen Strecke wurde punktförmig nach dem Zufallsprinzip befischt; das bedeutet, dass bei Eintauchen der Anode die Fische innerhalb des kreisförmigen Wirkungsbereichs eingesammelt wurden. Der Anodenring hatte einen Durchmesser von 10 cm (Abb. 37 rechts), als Kathode diente ein ca. 1,5 m langes Kupferkabel. Aus dem Anodendurchmesser und der Kathodenlänge kann der Reaktionsbereich für Fische mit rund 0,25 m² angenommen werden. Entlang jeder Befischungsstrecke wurden 20 Einzelpunkte befischt. Die Individuenzahlen wurden jeweils pro Strecke (*catch per unit effort* oder CPUE, als Summe alle 20 Einzelpunkte) ermittelt. Auf Basis der Längenfrequenzen wurden die Fische unterschiedlichen Altersklassen zugeordnet (0+, 1+ und ≥2+).

Zwischen zwei Punkten wurde ein Abstand von rund 3 m eingehalten, um eine Beeinflussung der jeweils benachbarten Erhebungen und damit eine Scheuchwirkung zu minimieren.

4.3.1.2 Standardbefischung im Mündungsgebiet der Wulka

Standard sampling at the mouth of the river Wulka

Im Gegensatz zur Jungfischerhebung wurde bei der Befischung im Mündungsbereich der Wulka ein Anodenring mit 50 cm Durchmesser gewählt. Entlang der Schilfkante ergab sich damit eine Wirkbreite von 2 m. Die befischten Strecken (= Befischungstreifen) waren je nach Verlauf der Schilfkante zwischen 45 m und 120 m lang. Jede Strecke wurde nur einmal befischt. Über eine Fangerfolgsschätzung je Größenklasse wurde der Bestand abgeschätzt und auf eine Länge der Befischungstrecke von 100 m als *catch per unit effort (CPUE)* standardisiert.

4.3.2 Auswertung

Analyses

Die Datenauswertungen wurden in der Statistikumgebung R version 3.6.3 (R Core Team 2020) durchgeführt. Ein Vergleich von Abundanzen, Artenzahl und Diversität zwischen unterschiedlichen Datengruppen erfolgte anhand des non-parametrischen (rangbasierten) Kruskal-Wallis-Tests separat für die drei Untersuchungstermine. Zur *post-hoc*-Lokalisation der Unterschiede wurde der Bonferroni-Test herangezogen (R Package *PMCMRplus*, Pohlert (2020)). Die Diversität wurde nach Shannon-Wiener mit dem natürlichen Logarithmus berechnet.

Die qualitativen Daten (Artenzusammensetzung) der Fischzönosen wurden mittels *non-metric multidimensional scaling (nMDS)* verglichen. In einer nMDS werden in einem iterativen Verfahren Ähnlichkeiten von Aufnahmen (Bray-Curtis-Distanz) in einem zweidimensionalen Koordinatensystem dargestellt, wobei die Unterschiede in der Distanzmatrix möglichst genau widerspiegelt werden. Ähnliche Aufnahmen liegen dabei nahe beieinander, unterschiedliche weiter entfernt. Als Maß für die grafische Anpassungsgüte des zweidimensionalen Plots an die originale Datenmatrix wird der Stress-Faktor herangezogen. Stress-Werte um 0,05 geben eine gute, Werte um 0,1 eine ausreichende und Werte um 0,2 eine geringe Anpassungsgüte an. Eine *post-hoc*-Analyse der Signifikanz der Trennung von Gruppen wurde nicht durchgeführt. Die Berechnungen und die grafische Darstellung zur nMDS erfolgten in R mit dem Package *vegan* (Oksanen et al. 2019).

4.4 Ergebnisse

Results

4.4.1 Artenspektrum

Species composition

Insgesamt 20 Fischarten wurden im Zuge beider Befischungskampagnen (Illmitz 2018 und Wulka-Mündung 2019) nachgewiesen. Das Fischartenspektrum deckt sich im Wesentlichen mit jenem, das aus dem fischökologischen Monitoring des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel in den letzten Jahren für den See bekannt ist (Fürnweiger *et al.* 2019; Wolfram *et al.* 2014b; 2015c; Wolfram *et al.* 2016; Wolfram *et al.* 2018).

Lediglich vier Arten, die in den Aufnahmen der letzten Jahren vertreten waren, wurden 2018 & 2019 im Projekt REBEN nicht gefangen: Der Aal wurde zuletzt mit einzelnen Exemplare 2014 und 2016 nachgewiesen. Auch der Wolgazander und der Kaulbarsch waren in den aktuellen Fängen nicht vertreten; beide Arten sind vorwiegend im freien See mit geringen Beständen anzutreffen. Eine Art, dessen Vorkommen im See von Berufsfischern regelmäßig gemeldet und 2017 im Rahmen des Nationalpark Monitorings bestätigt wurde, ist der Marmorkarpfen. Aufgrund des methodisch unterschiedlichen Schwerpunktes der aktuellen Befischung fehlte auch diese Art in der Artenliste der aktuellen Aufnahmen.

Neben den bereits bekannten Fischarten wurden allerdings auch einige Arten erstmals wieder für den See belegt, welche lange Zeit als verschollen galten. Hervorzuheben sind insbesondere die Nachweise von Aitel, Bitterling, Karausche und Schlammpeitzger im Wulka-Mündungskanal.

Der Aitel wurde mit den Befischungen in REBEN erstmals seit Jahrzehnten wieder im Neusiedler See nachgewiesen (vgl. Herzig-Straschil (1989), Mikschi *et al.* (1996)). 2019 konnten mehrere juvenile Exemplare in einem Kanal nahe der Wulka gefangen werden. Wie der Aitel zählt auch der Bitterling als typische Flussfischart zu den seltenen Vertretern im Leitbild des Neusiedler Sees. Im wulkageprägten Lebensraum wurden jedoch zahlreiche juvenile und subadulte Exemplare belegt. Für die Karausche gab es zuletzt in den 1990er Jahren Nachweise aus dem Schilfgürtel (Wolfram *et al.* 2001). Nunmehr liegen erstmals wieder gesicherte aktuelle Nachweise für den See vor. Nachweise des Schlammpeitzgers wurden in den letzten beiden Jahren für den See erbracht (F. Haider, mündl. Mitt., C. Ratschan, schriftl. Mitt.; Fürnweiger *et al.* (2019)). Die aktuellen Erhebungen im Wulka-Mündungskanal konnten einen guten Schlammpeitzgerbestand belegen. Sowohl der Bitterling als auch der Schlammpeitzger sind Anhang-II-Arten gemäß FFH-Richtlinie und damit von hohem naturschutzfachlichem Wert. Die Karausche wird auf der Roten Liste gefährdeter Fischarten Österreichs als *Endangered* geführt (Wolfram & Mikschi 2007).

Neben den genannten Arten ist noch eine weitere Art hervorzuheben, die lange Zeit als im Neusiedler See verschollen galt und in den letzten Jahren wieder vermehrt nachgewiesen wurde: die Marmorgrundel. Es ist zu vermuten, dass diese Art vom Rückgang des Aals profitierte. Das kann mit hoher Wahrscheinlichkeit auch für Bitterling und Schlammpeitzger angenommen werden. Die Marmorgrundel wurde im Rahmen dieser Untersuchung regelmäßig nachgewiesen und fehlte nur im isolierten Blänkensystem Höhe Illmitz Seebad.

Tabelle 9. Fischartenspektrum im Bereich Illmitz an den drei Terminen im Frühsommer 2018 sowie im Wulka-Mündungsbereich im August 2019. Die Abkürzungen der Fischarten werden in den weiteren Abbildungen und Tabellen verwendet.

Table 9. Fish species composition in the test area of Illmitz during the three sampling dates in early summer 2018 and at the mouth of the river Wulka in August 2019. The abbreviation of the fish species is used in subsequent figures and tables.

Wissenschaftl. Name	Deutsche Name	Abk.	Seebad Blänken isoliert	Illmitz Blänken mäßig gut angebunden	Illmitz Kanäle gut angebunden	Wulka Mündung und Kanal
Cyprinidae	Karpfenartige					
Cyprinidae indet.	Cypriniden Jungfische	Cypr_indet	+	+	+	–
<i>Abramis brama</i>	Brachsen	Bra	–	+	+	+
<i>Alburnus</i>	Laube	Lau	–	+	+	+
<i>Blicca bjoerkna</i>	Güster	Gue	–	+	+	+
<i>Carassius gibelio</i>	Giebel	Gi	+	+	+	+
<i>Cyprinus carpio</i>	Karpfen	Kpf	+	–	+	+
<i>Carassius</i>	Karause	Kar	–	–	–	+
<i>Pelecus cultratus</i>	Sichling	Si	–	+	–	–
<i>Pseudorasbora parva</i>	Blaubandbärbling	Bbb	+	+	–	+
<i>Rhodeus amarus</i>	Bitterling	Bi	–	–	–	+
<i>Rutilus</i>	Rotaugen	Ra	–	+	+	+
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotfeder	Rf	–	+	+	+
<i>Squalius cephalus</i>	Aitel	Ait	–	–	–	+
<i>Tinca</i>	Schleie	Sl	–	–	–	+
Esocidae	Hechte					
<i>Esox lucius</i>	Hecht	He	–	–	+	+
Siluridae	Welse					
<i>Silurus glanis</i>	Wels	We	–	–	–	+
Percidae	Barsche					
<i>Perca fluviatilis</i>	Flussbarsch	Fb	–	+	+	+
<i>Sander lucioperca</i>	Zander	Za	–	+	+	+
Centrarchidae	Sonnenbarsche					
<i>Lepomis gibbosus</i>	Sonnenbarsch	Sb	+	+	+	+
Cobitidae	Schmerlen					
<i>Misgurnus fossilis</i>	Schlammpeitzger	Schlp	–	–	–	+
Gobiidae	Grundeln					
<i>Proterorhinus marmoratus</i>	Marmorgrundel	MrmGr	–	+	+	+

4.4.2 Häufigkeit und räumliche Verteilung der Jungfische Höhe Illmitz

Abundance and spatial distribution of young-of-the-year near Illmitz

4.4.2.1 Artenverteilung

Species distribution

An den drei Untersuchungsterminen wurden im Bereich Illmitz mittels der *point-abundance*-Methode an insgesamt 55 Standorten (mit je 20 Punkten) 847 Fische aus 14 Arten nachgewiesen. Die mit Abstand häufigste Art war der Giebel mit 344 Individuen (41%), gefolgt vom Blaubandbärbling mit 104 Individuen (12%) (Tabelle 10).

Neben Jungfischen (Altersklasse 0+), die 79% aller gefangenen Fische ausmachten, ließen sich knapp 14% der Klasse 1+ zuordnen. Die übrigen Individuen gehörten höheren Altersklasse ($\geq 2+$) an.

Tabelle 10. Fangzahl (N) und relative Anteile (% N) der im Zuge der *point abundance* Befischung gefangenen Fischarten über alle drei Termine im Frühsommer 2018 (Gesamtzahl der Befischungstrecken = 55). Abkürzungen der Fischarten siehe Tabelle 9.

Table 10. Catch (N) and relative proportion (% N) of fish caught during the 'point abundance' field survey during all three sampling dates in early summer 2018 (total number of sampling sites = 55). Abbreviation of fish species see Table 9.

	Bbb	Bra	BraGue	Cypr_indet	Fb	Gi	Gue	He	Krpf	Lau	MarmGr	Ra	Rf	Sb	Si	Za
N	104	2	35	37	22	344	57	6	11	32	6	85	49	38	1	18
% N	12	0	4	4	3	41	7	1	1	4	1	10	6	4	0	2

Zwischen den isolierten Habitattypen und den übrigen (*mäßig gut* und *gut angebundenen*) Standorten konnten deutlich unterschiedliche Verteilungsmuster festgestellt werden. Nur gering waren die Unterschiede in der Besiedlung zwischen den beiden Kategorien *mäßig gut angebunden* und *gut angebunden*; die Fänge aus diesen zwei Kategorien wurden daher für die weitere Auswertung teilweise zusammengefasst und als *angebunden* bezeichnet.

In den **angebundenen Bereichen** wurden 14 Fischarten nachgewiesen. Lediglich vier Arten konnten in den isolierten Arealen belegt werden. (In beiden Habitattypen gab es jeweils juvenile, aufgrund ihrer Größe noch nicht bestimmbare Cypriniden (*Cyprinid indet.*); sie wurden nicht als eigenes Taxon gezählt.)

Rotauge und Giebel hatten in den angebundenen Habitaten mit jeweils 19% den höchsten Anteil an Individuen. Die Güster war mit 13% Anteil in den Fängen vertreten, wobei juvenile Exemplare, die nicht eindeutig Brachsen oder Güstern zuzuordnen war, nicht berücksichtigt wurden. Diese nicht sicher identifizierten Fische (als „BraGue“ bezeichnet) wurden mit einem Anteil von 8% nachgewiesen. Regelmäßig, aber in geringeren Anteilen war die Rotfeder anzutreffen (11%). Anteile von unter 10% hatten Laube, Zander, Sonnenbarsch und

Flussbarsch. Nur vereinzelt gab es Nachweise von Blaubandbärbling, Brachse, Hecht, Marmorierter Grundel und Karpfen.

Rund 64% der erfassten Fische waren der 0+ Altersklasse zuzuordnen. Lediglich von Hecht und Karpfen gab es nur adulte Individuen in den Fängen. Sibling und Marmorierter Grundel wurden ausschließlich als 0+ Exemplare nachgewiesen. Auch Giebel und Flussbarsch gehörten zum überwiegenden Teil der 0+ Generation an.

Die Verteilung der Arten hinsichtlich der Individuenzahlen war ausgeglichen, was sich an der Diversität (Shannon-Wiener Diversitätsindex $H' = 2,34$) und Evenness ($E = 0,89$) ablesen lässt.

Der Fischbestand in den **isolierten Bereichen** nahe dem Illmitzer Seebad was deutlich weniger divers ($H' = 0,92$) und ausgeglichen ($E = 0,67$). Den höchsten Individuenanteil hatten Giebel (65%) und Blaubandbärbling (25%). Der Sonnenbarsch war mit 5% der Individuen ebenfalls vertreten in den Fängen. Nur vereinzelt konnte der Karpfen nachgewiesen werden. Von den 394 Individuen waren 97% der Altersklasse 0+ zuzuordnen. Die gefangenen Sonnenbarsche gehörten ausschließlich der 0+ Generation an. Beim Giebel lag der Anteil der 0+ Altersklasse immerhin bei 99%.

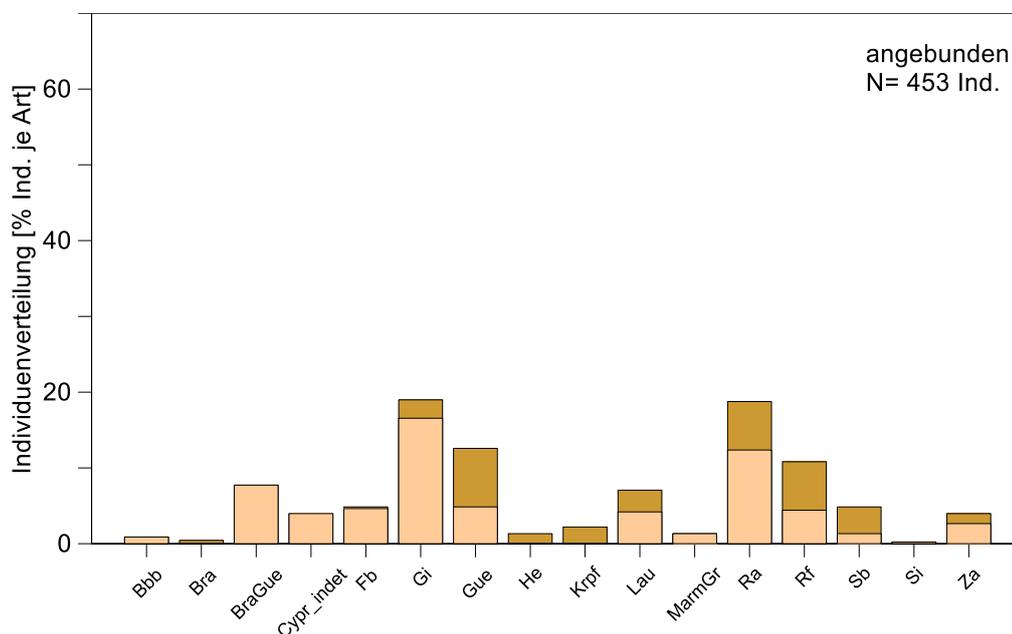


Abb. 38. Relative Anteile der Fischarten an gut und mäßig gut angebundenen Standorten im Bereich Illmitz. Die hellen Balken zeigen den Anteil der 0+ Individuen je Art an. Abkürzungen der Fischarten siehe Tabelle 9.

Figure 38. Relative proportion of fish species at well and moderately well connected sites in the test area of Illmitz. The light bars show the proportion of the young-of-the-year (0+) per species. For abbreviations of the fish species see Tabelle 9.

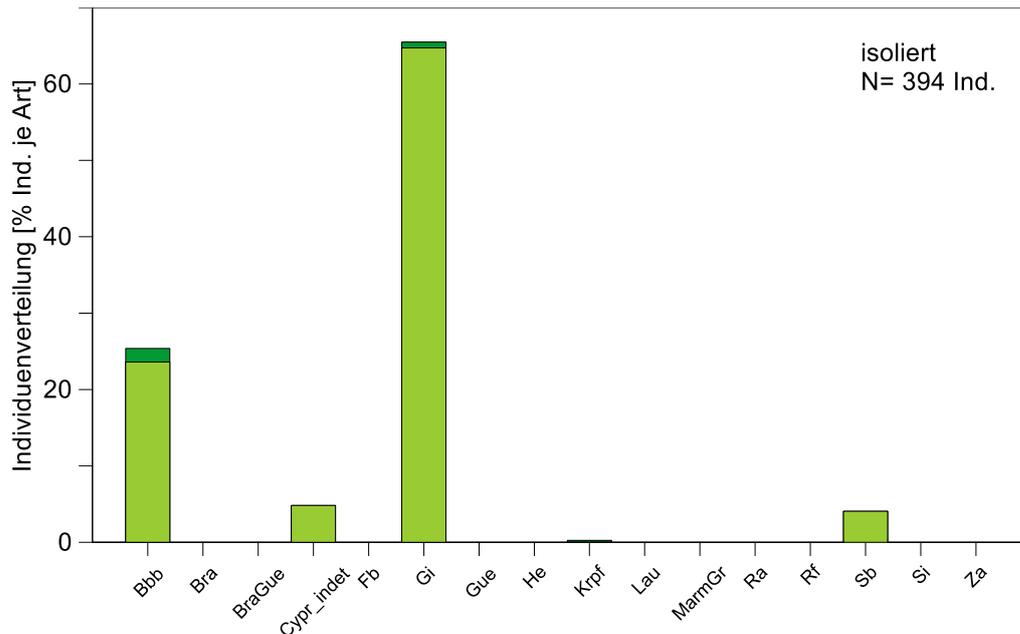


Abb. 39. Relative Anteile der Fischarten an den isolierten Standorten im Bereich Illmitz, die helle Balken zeigen den Anteil der 0+ Individuen je Art. Abkürzungen der Fischarten siehe Tabelle 9.

Figure 39. Relative proportion of fish species at isolated sites in the test area of Illmitz. The light bars show the proportion of the young-of-the-year (0+) per species. For abbreviations of the fish species see Tabelle 9.

4.4.2.2 Zeitlich-räumliche Unterschiede in der Fischdichte

Temporal-spatial differences of abundance

Abb. 40 bis Abb. 42 verdeutlichen in Boxplots den durchschnittlichen *catch per unit effort* (CPUE) die Taxazahl und Diversität je Habitattyp (*gut angebunden*, *mäßig gut angebunden* und *isoliert*) und Untersuchungstermin.

Beim **Gesamtfang** (CPUE) zeigt sich ein heterogenes Bild, das über die drei Aufnahmetermine kein durchgängiges Muster erkennen lässt. Ein signifikanter Unterschied war nur am ersten Termin Anfang Juni zwischen den mäßig gut angebundenen und den isolierten Standorten gegeben (Kruskal-Wallis-Test: $p=0,015$; Bonferroni post-hoc-Test: $p=0,023$). An den beiden weiteren Terminen war die Variabilität zu groß, um signifikante Unterschiede aufdecken zu können (Abb. 40). Im Mittel wurden an den drei Terminen 8, 10 bzw. 27 Individuen pro Strecke gefangen. Am deutlichsten nahmen die Dichten des Giebels zu, aber auch bei anderen Arten wie Laube, Rotaugen, Rotfeder und Flussbarsch war eine tendenzielle Zunahme der Dichten zu verzeichnen. Es spiegelt sich darin einerseits die tatsächlich höhere Dichte der Jungfische, andererseits die verbesserte Fängigkeit wider.

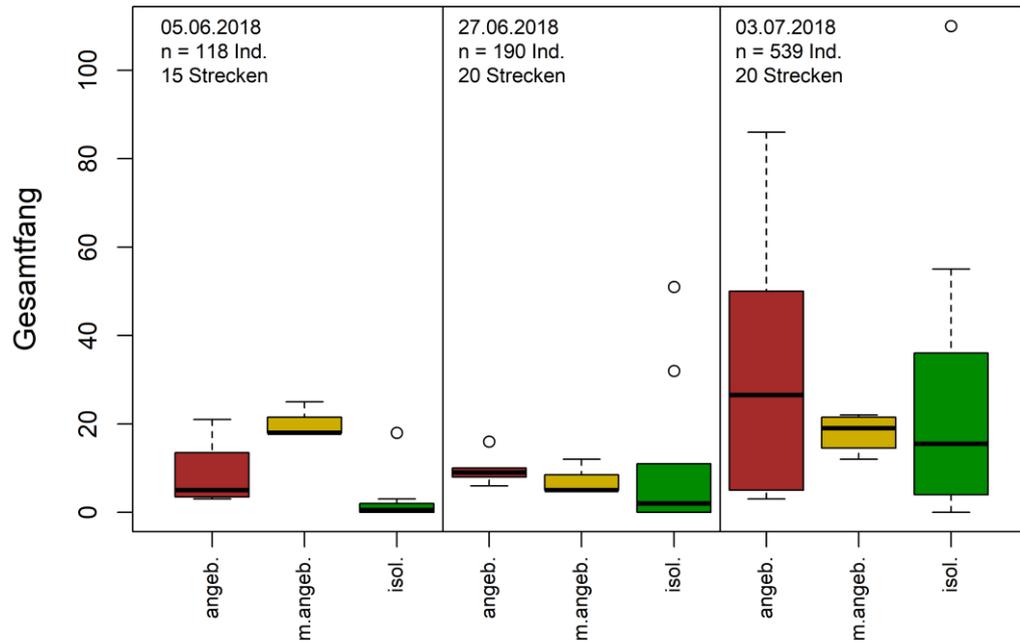


Abb. 40. Box-Whisker-Plots der Individuendichten (CPUE Ind. je Strecke) aufgetrennt nach den Habitattypen (*gut angebunden*, *mäßig gut angebunden* und *isoliert*) an den drei Terminen im Jahr 2018. Die Box entspricht dem Interquartil-Ränge IQR und umfasst damit Werte zwischen dem 25. und 75. Perzentil. Werte außerhalb des 1,5-Fachen des IQR (= *whiskers*) sind als Kreissymbole dargestellt.

Figure 40. Box whisker plots of abundance (CPUE ind. per sampling site), separated by habitat type (well connected to the open lake, moderately connected to the open lake, and isolated) at the three sampling dates in 2018. The box shows the interquartile range IQR and gives values between the 25th and the 75th percentile. Values beyond the 1.5 times of the IQR (= whiskers) are shown as circles.

Die **Artenzahl** variierte wesentlich deutlicher zwischen den Habitattypen. Anfang Juni wurden an den mäßig gut angebundenen Standorten signifikant mehr Arten gefangen als an den isolierten Standorten (Kruskal-Wallis-Test: $p=0,004$; Bonferroni *post-hoc*-Test: $p=0,005$). Ende Juni und Anfang Juli fielen die Artenzahlen an den isolierten Standorten gegenüber den gut und mäßig gut angebundenen Standorten signifikant ab (KW-Test $p=0,005$, Bonf.-Test $p=0,023$; Abb. 41). Das gleiche Bild ergab sich beim **Diversitätsindex** nach Shannon-Wiener (Abb. 42), der als Maß für die relative Zusammensetzung der Artengemeinschaft angesehen werden kann.

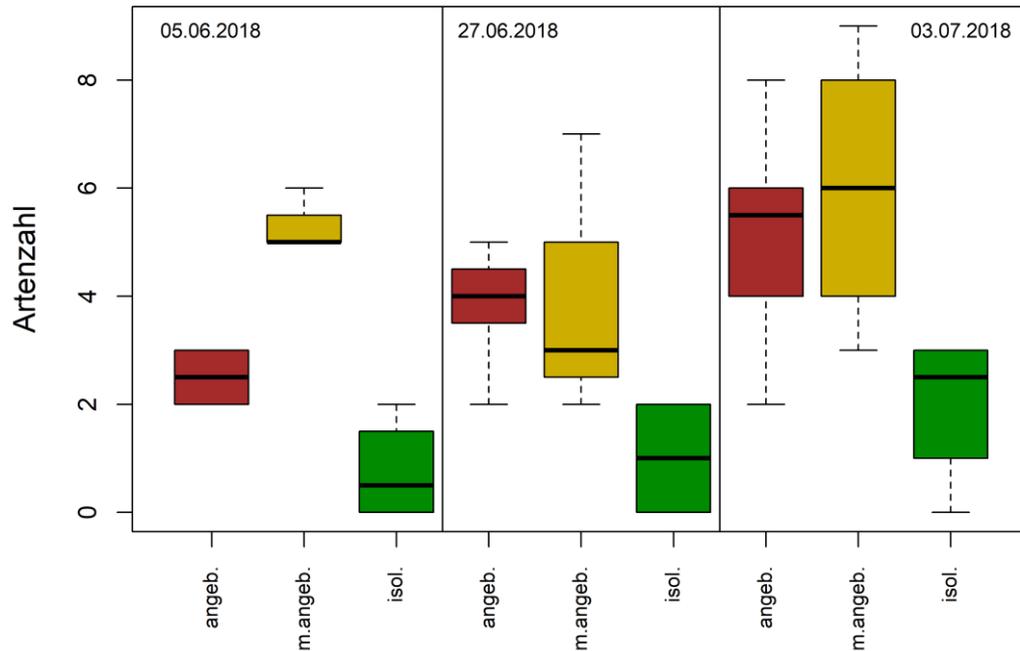


Abb. 41. Box-Whisker-Plots der Artenzahl aufgetrennt nach den Habitattypen (gut angebunden, mäßig gut angebunden und isoliert) an den drei Terminen im Jahr 2018. Erläuterung der Darstellung siehe Abb. 40.

Figure 41. Box whisker plots of species number, separated by habitat type (well connected to the open lake, moderately connected and isolated) at the three sampling dates in 2018. Explanation of the plot in Figure 40.

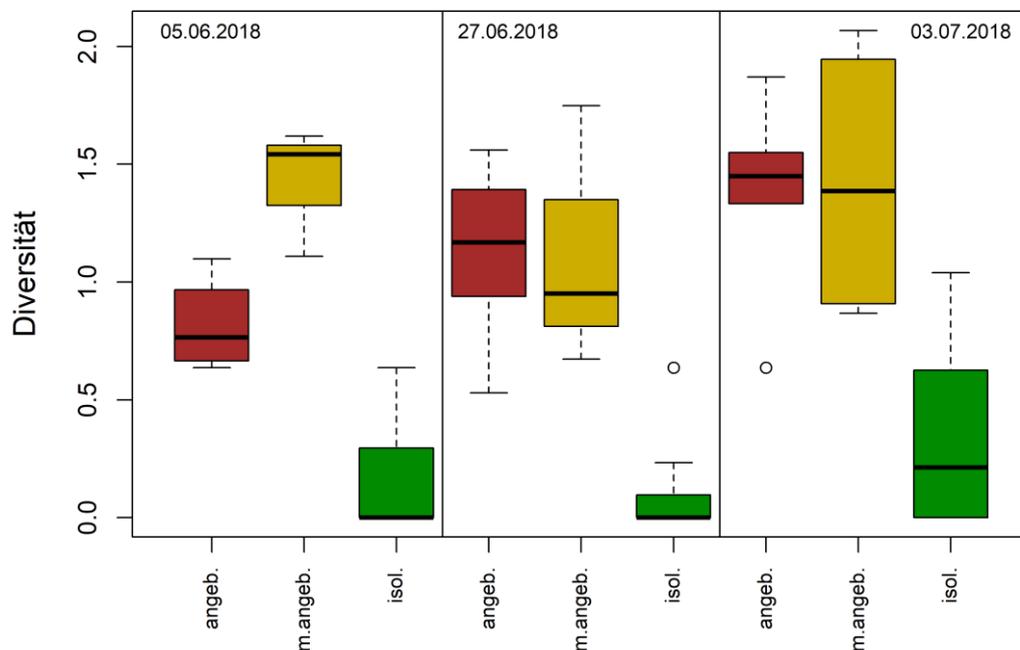


Abb. 42. Box-Whisker-Plots der Diversität (nach Shannon-Wiener) aufgetrennt nach den Habitattypen gut angebunden, mäßig gut angebunden und isoliert an den drei Terminen im Jahr 2018. Erläuterung der Darstellung siehe Abb. 40.

Figure 42. Box whisker plots of the Shannon-Wiener index of diversity, separated by habitat type (well connected to the open lake, moderately connected to the open lake, and isolated) at the three sampling dates in 2018. Explanation of the plot in Figure 40.

Eine integrative Auswertung, in der auch die relativen Anteile der einzelnen Fischarten je Befischungsstrecke eingehen, ermöglicht die multivariate Analyse mittels nMDS (Abb. 43). Sie verdeutlicht die Ähnlichkeit der gut und mäßig gut angebundenen Standorte, während sich die isolierten Bereiche deutlich abheben. Auch zwischen den Untersuchungsterminen bestehen Unterschiede (vgl. Abb. 43 rechts), die durch die fortschreitende Laich- bzw. Schlupfzeit und das Wachstum der Jungfische erklärbar sind (daher besonders deutlich zwischen 05.06. und 03.07.2018).

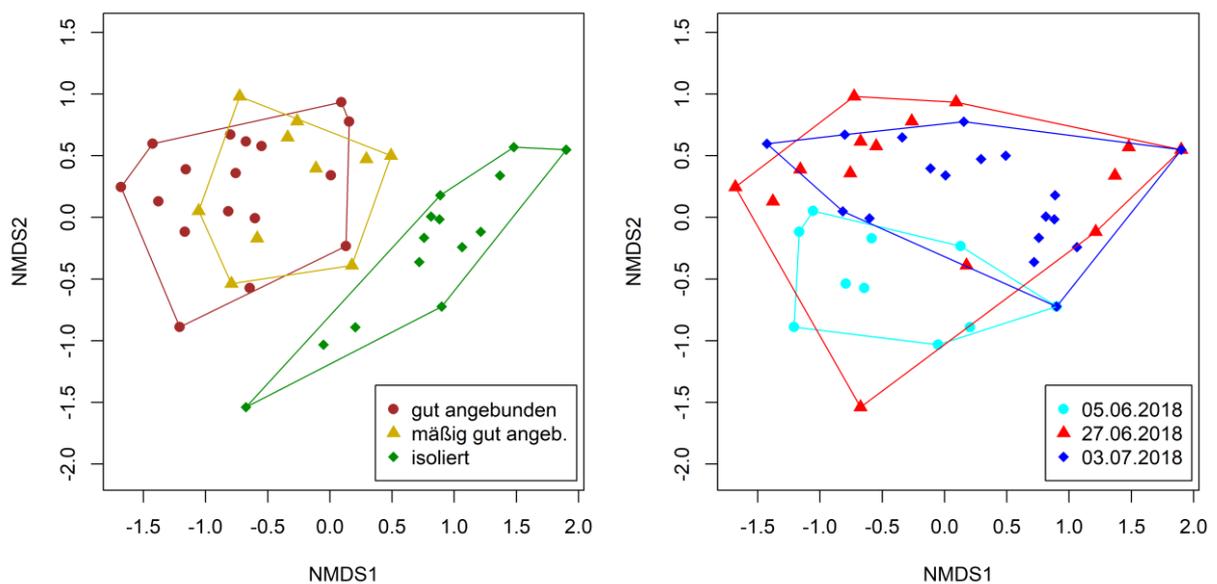


Abb. 43. Ähnlichkeitsanalyse (non-metric multi-dimensional scaling nMDS) der Jungfischerhebungen im Bereich Illmitz anhand der Fischdichten im Frühsommer 2018. Links: Gruppierung nach Standorttypen, rechts: Gruppierung nach Terminen. Stress: 0,013.

Figure 43. Similarity analysis (non-metric multi-dimensional scaling nMDS) of young-of-the-year fish sampling in the test area Illmitz based on fish abundance (CPUE) in early summer 2018. Left: grouping by habitat types, right: grouping by sampling dates. Stress: 0.013.

Die Schlüsselfrage zur Interpretation der aufgezeigten Befunde ist jene nach den Faktoren, die für die unterschiedliche Besiedlung verantwortlich sind. Nach den Untersuchungen aus den 1990er Jahren kommt dem Sauerstoff hierbei eine Schlüsselrolle zu (Wolfram *et al.* 2001). Die vorliegenden Daten aus dem Projekt REBEN scheinen diesen Zusammenhang auf den ersten Blick zu bestätigen, allerdings ist zwischen der Besiedlung durch Jungfische und der Sauerstoffkonzentration am Tag der Aufnahme kein signifikanter Zusammenhang erkennbar (Abb. 44). Hier ist jedoch zu berücksichtigen, dass mit den Einzelmessungen zum Zeitpunkt der Befischungen nur ein orientierendes, aber kein vollständiges Bild der Sauerstoffsituation an den Standorten zu gewinnen ist (vgl. dazu Bericht 3 und 5).

Als indirektes Maß für die Milieubedingungen kann jedoch die Anbindung der Standorte angesehen werden. Daneben lässt der Grad der Anbindung Rückschlüsse auf die regelmäßige Versorgung mit frischem, d.h. sauerstoffreichem Seewasser angesehen werden (zumindest für die jene Bereiche des Schilfgürtels, die nicht zu weit vom offenen See entfernt sind). Somit versteht sich „Anbindung“ als Spiegel der Milieubedingungen ebenso wie als Möglichkeit, Bereiche mit ungünstigen Milieubedingungen durch Abwanderung zu meiden und relativ rasch in günstigere Bereiche auszuweichen.

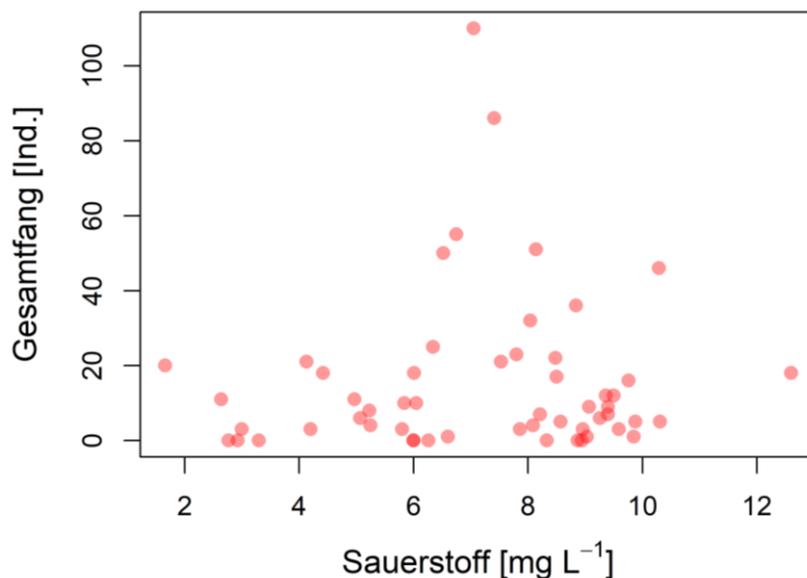


Abb. 44. Zusammenhang zwischen der Sauerstoffkonzentration zum Zeitpunkt der Aufnahmen und den Jungfischdichten im Bereich Illmitz im Frühsommer 2018 (Pearson-Korrelationskoeffizient $r = 0,07$).

Figure 44. Correlation between the oxygen concentration during sampling and catches of young-of-the-year in the test area of Illmitz in early summer 2018 (Pearson correlation coefficient $r = 0.07$).

Zusammenfassend zeigten die Aufnahmen im Frühsommer 2018 deutliche Unterschiede zwischen angebindenen und isolierten Bereichen des Schilfgürtels hinsichtlich der Fischartengemeinschaft auf. Blänken, welche nicht über Kanäle zumindest temporär an den offenen See angebinden sind, zeichnen sich durch eine deutlich geringere Diversität aus. Hinsichtlich der Gesamtdichte der Jungfische sind die Unterschiede von Schilfarealen unterschiedlicher Anbindung an den offenen See weniger deutlich. Hierbei ist allerdings der kurze Untersuchungszeitraum zu berücksichtigen, der nur wenige Wochen im Frühsommer 2018 umfasste.

Die umfangreichen Untersuchungen Mitte der 1990er Jahre belegten in drei aufeinanderfolgenden Jahren jeweils vom Frühjahr bis zum Herbst einen Abfall der Individuendichten und der Artenvielfalt von Adultfischen im Schilfgürtel. Für manche Arten konnte eine Verlagerung des Verbreitungsschwerpunkt vom inneren Schilfgürtel in Richtung Schilfkante zum offenen See nachgewiesen werden, was plausibel auf die prekärer werdenden Milieubedingungen im inneren Schilfgürtel, aber auch auf das zunehmend schwierige Auffinden von Wanderkorridoren zwischen den Blänkensystemen im inneren Schilfgürtel und den

seenahen Bereichen zurückgeführt werden kann (Wolfram *et al.* 2001). Wie die Auswertungen von Nemeth *et al.* (2003) belegten, können vor allem im Spätsommer und Herbst auftretende Extremsituationen von piscivoren Vögeln bei ihrer Beutesuche sehr effektiv genutzt werden.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen der Jungfische sind vergleichbare Beurteilungen nicht möglich. Es kann jedoch angenommen werden, dass sich die Differenzierung von isolierten und angebundenen Standorten hinsichtlich der Fischartengemeinschaft über den Sommer hin noch verschärft, ähnlich wie dies Mitte der 1990er Jahre für die Adultfisch-Gemeinschaft aufgezeigt wurde. In jedem Fall unterstreichen die Ergebnisse jedoch die Bedeutung der Verbindung von Teillebensräumen im inneren Schilfgürtel mit dem offenen See, sei es aufgrund des direkten Eintrags von sauerstoffreicheren Seewasser in die äußeren Bereiche des Schilfgürtels, sei es um Änderungen zwischen Bereichen mit unterschiedlichen Milieubedingungen zu ermöglichen.

4.4.3 Räumliche Verteilung der Fische im Wulka-Mündungsbereich

Spatial distribution of fish at the mouth of the river Wulka

Im Bereich der Wulkamündung konnten entlang der 9 befischten Strecken 1722 Fische aus 19 Arten nachgewiesen werden. Die Gesamtbiomasse aller Fänge betrug rund 37 kg. Am regelmäßigsten traten Laube und Rotfeder auf. Giebel, Güster und Rotaugen waren in 7 der 9 befischten Strecken anzutreffen. Die stagnophilen und im Neusiedler See seltenen Schilfarten Schleie, Karausche, Schlammpeitzger und Marmorgrundel waren in drei Strecken jeweils im Wulka-Kanal nachzuweisen. Während Zander und Wels nur für die Strecken im Mündungsbereich belegt werden konnten, trat der Hecht regelmäßig und ausschließlich im Kanal innerhalb des Schilfgürtels auf.

Standardisiert auf eine Strecke von 100 m und unter Berücksichtigung des Fangerfolges ergab sich eine durchschnittliche Individuenzahl von 298 Fischen pro 100 m (CPUE). Die mittlere Biomasse betrug 7 kg pro 100 m (BPUE). Die dominierende Art war das Rotaugen, gefolgt von Laube und Rotfeder. Die hohen Biomassewerte resultierten aus den Fängen von Wels (2 große Exemplare am Schilfrand zum offenen See), Karpfen und Giebel. Tabelle 11 gibt einen Überblick über die Anteile der einzelnen Arten am Gesamt-CPUE.

Unter den gefangenen Rotaugen war der überwiegende Anteil der 0+ Generation zugehörig (88%). Bei der Laube erreichte der 0+ Individuenanteil sogar 98%. Bei Blaubandbärbling und Giebel machten die 0+ Individuen ebenfalls den Großteil der Fänge aus (80–85%). Positiv (im Sinne eines Reproduktionsnachweises) sind die Nachweise von juvenilen Individuen bei Aitel, Karausche, Schleie und Marmorgrundel zu sehen.

Tabelle 11. Standardisierte Fangzahlen (Individuen je 100 m, CPUE) der einzelnen Arten im Mündungsbereich der Wulka im Sommer 2019. Artabkürzungen wie in Tabelle 9 angeführt.

Table 11. Standardised catches (individuals per 100 m, CPUE) of fish species near the mouth of the river Wulka in summer 2019. Abbreviations of fish species see Table 9.

Individuen (CPUE) individuals (CPUE)	Ait	Bi	Bbb	Bra	Fb	Gie	Gue	He	Kar	Wkpf	Lau	MGr
Summe	3	183	145	3	3	181	218	24	13	6	550	11
Mittelwert	<1	20	16	<1	<1	20	24	3	1	1	61	1
Median	0	0	2	0	0	11	8	1	0	0	43	0
Min	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Max	3	131	101	1	1	110	119	10	10	3	151	7
%	<1	7	5	<1	<1	7	8	1	<1	<1	20	<1

Individuen (CPUE) individuals (CPUE)	Ra	Rf	Schlpl	Sl	Sb	We	Za	Gesamtfang total catch
Summe	792	485	20	22	4	4	18	2686
Mittelwert	88	54	2	2	<1	<1	2	298
Median	42	14	0	0	0	0	0	194
Min	0	0	0	0	0	0	0	39
Max	251	207	11	13	4	4	14	1028
%	29	18	1	1	<1	<1	1	100

Betrachtet man die standardisierten Fänge als CPUE (Individuen pro 100 m) bzw. BPUE (Biomasse pro 100 m) im Längsverlauf vom offenen See in Richtung der inneren Schilfgürtelbereiche, somit gewissermaßen stromauf in Richtung Wulka, so ist bei der Individuendichte eine unimodale Verteilung erkennbar; das heißt, die größten Dichten wurden in den mittleren Abschnitten vorgefunden. Direkt an der Kante zum offenen See, aber auch in dem der Wulka am nächsten gelegenen Kanal traten hingegen niedrigere Dichten auf.

Bei der Biomasse schlagen die Fänge zweier kapitaler Welse an der Kante zum offenen See (Stelle 1) zu Buche und verzerren das Bild. Dessen ungeachtet scheint die Fischbiomasse vom See in Richtung innerer Schilfgürtel abzunehmen; ein neuerlich höherer Wert an der Stelle 8 ist auf den Fang eines größeren Karpfens an diesem Standort zurückzuführen.

Die Artenzahl und die Diversität zeigen keine merkliche Veränderung entlang des Transekts. Darin unterscheidet sich die Aufnahme im Wulka-Mündungsbereich von früheren Befischungen in anderen Bereichen des Schilfgürtels, in denen Artenzahlen und Diversität sehr deutlich in Richtung der inneren Schilfkante Bereiche abnahmen (Wolfram *et al.* 2001). Auch die Jungfischaufnahmen Höhe Illmitz zeigten diesen Trend (Kap. 4.4.2.2). Bei der Interpretation dieses Befunds ist jedoch Vorsicht geboten, da er auf einer einmaligen Aufnahme beruht und keine Informationen zu zeitlichen Veränderungen der Besiedlung vorliegen. Dass solche jedoch gegeben sind, kann allein angesichts der auffälligen saisonalen

Variabilität der physikalisch-chemischen Parameter im Mündungsbereich der Wulka geschlossen werden (siehe Bericht 5).

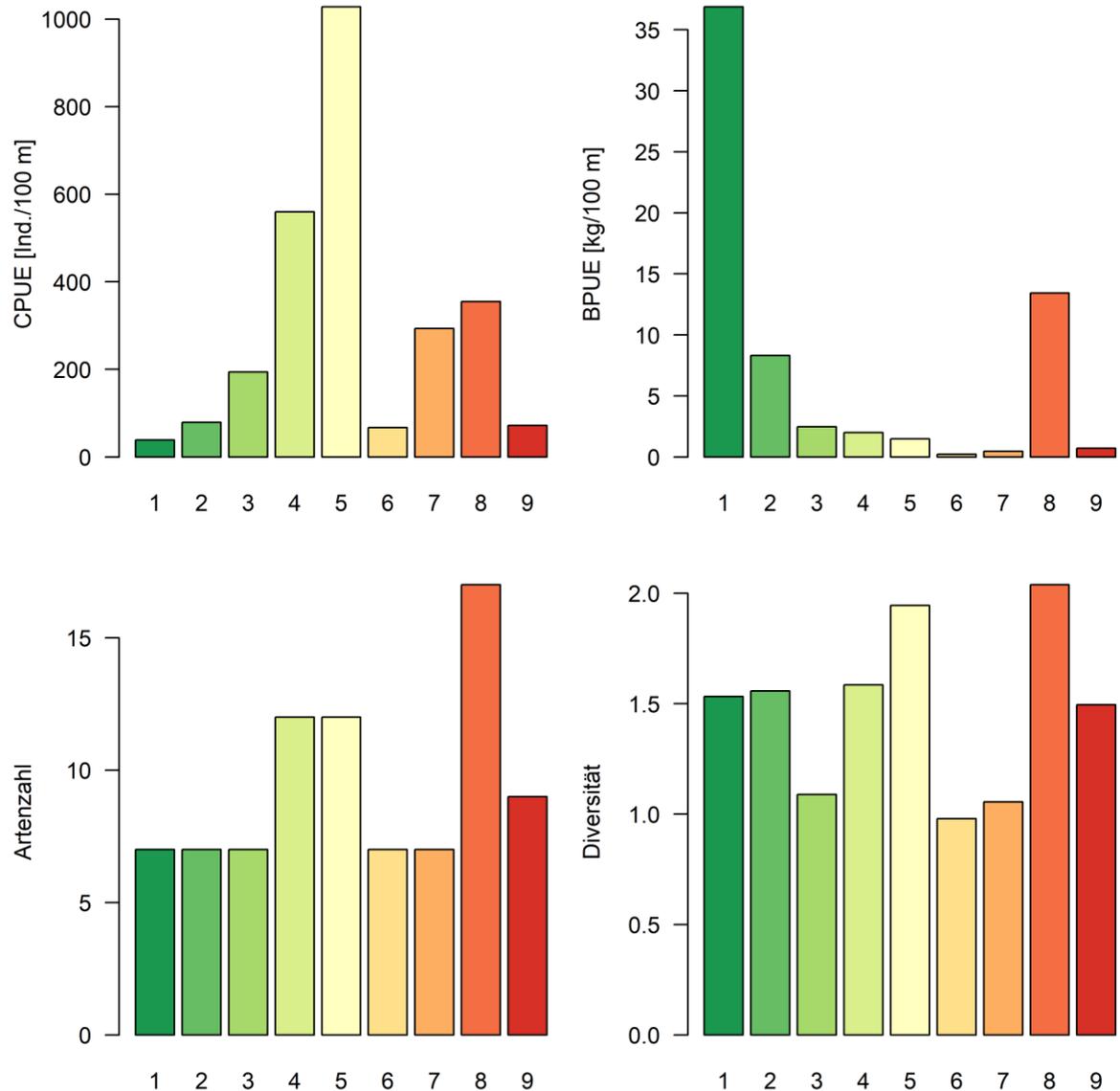


Abb. 45. Standardisierte Fangzahlen in Individuen (CPUE) und Biomasse (BPUE), Artenzahl und Diversitätsindex nach Shannon-Wiener im Bereich der Wulka-Mündung entlang eines Transekts vom offenen See (1) in Richtung Wulka (9) (Standorte siehe Abb. 35).

Figure 45. Standardized catches as individuals (CPUE) and biomass (BPUE), taxa number and Shannon-Wiener index of diversity near the mouth of the river Wulka along a transect from the open lake (1) towards river Wulka (9) (sampling sites see Figure 35).

4.5 Diskussion

Discussion

Die hier vorgestellten fischökologische Untersuchungen waren ursprünglich nicht Teil des beantragten Untersuchungsprogramms, wurden jedoch in Abstimmung mit dem Auftraggeber als Ersatz für andere Analysen ins Programm aufgenommen, welche aus technischen Gründen nicht durchgeführt werden konnten. Ziel der Fischaufnahmen war die Untersuchung der räumlichen Verteilung von Jungfischen im inneren Schilfgürtel sowie die Besiedlung des Wulka-Mündungsbereichs im Nordwesten des Neusiedler Sees.

Im **Bereich Illmitz** konnte die Bedeutung der Anbindung der inneren Bereiche des Schilfgürtels an den offenen See anhand von Elektrobefischungen an drei Terminen im Frühsommer 2018 aufgezeigt werden. Die Befunde bestätigen die Erkenntnisse aus den 1990er Jahren (Nemeth *et al.* 2003; Wolfram *et al.* 2001).

Die Anbindung ist in diesem Zusammenhang als Proxy für eine Reihe von Milieufaktoren anzusehen. Dabei dürfte der Sauerstoffkonzentration eine wesentliche Rolle zukommen, auch wenn ein unmittelbarer Zusammenhang mit dem Fischbestand oder der Artenzusammensetzung anhand der Daten aus dem Projekt REBEN nicht aufgezeigt werden konnte. Dies dürfte daran liegen, dass die Sauerstoffmessungen während der Befischungen zu unterschiedlichen Tageszeiten und damit nicht systematisch durchgeführt wurden. Die Daten der Online-Messsonden belegen jedoch sehr deutlich, dass isolierte und schlechter angebundene Standorte wesentlich häufiger durch Sauerstoffdefizite betroffen sind als Schilfgürtelbereiche in der Nähe zum offenen See (vgl. Bericht 5). Von einer entsprechenden Stresssituation für Fische ist auszugehen.

Abgesehen von dem unmittelbaren Einfluss des physikalisch-chemischen Milieus sind jedoch auch andere Faktoren mit der Anbindung korreliert, so z.B. das Nahrungsangebot für benthivore wie auch planktivore Fische (Wolfram-Wais *et al.* 1999; Wolfram *et al.* 2015a) oder die Verfügbarkeit geeigneter Laichplätze in Form von submersen Makrophyten (Wolfram *et al.* 2001). Es ist auch anzunehmen, dass die Bereiche im inneren Schilfgürtel einen höheren Schutz vor Fressfeinden bieten, welche auf den offenen See oder die seennahen Schilfbereiche beschränkt sind.

Die Bedeutung der Uferbereiche von Seen als Laichplatz und Schutzraum gegenüber Fressfeinden ist aus vielen Studien bekannt (Diehl 1988; Savino & Stein 1989; Werner & Hall 1988). Vor allem der strukturellen Diversität des Litorals mit seinem Mosaik an verschiedensten Mikrohabitaten kommt für Fische eine eminente Bedeutung zu (Chick & McIvor 1994). Das gilt grundsätzlich für tiefe wie für flache Seen oder auch Fluss-Auensystem. Der Neusiedler See stellt in dieser Hinsicht aber aufgrund der großen enormen Ausdehnung des Schilfgürtels einen Sonderfall dar. Das „Litoral“ nimmt mehr als die Hälfte der

gesamten Seefläche ein, wobei die strukturreichen und geschützten Areale des Schilfgürtels des Neusiedler Sees in verschiedener Hinsicht auch Extremstandorte darstellen. So sind die Flachwasserzonen im Schilfgürtel gegenüber dem offenen See durch eine erhöhte mittlere Temperatur wie auch starke diurnale Schwankungen gekennzeichnet. Das mag einerseits eine raschere Entwicklung von Fischen ermöglichen, in isolierten Bereichen des Schilfgürtels erreicht die Wassertemperatur jedoch Werte von deutlich über 30° C, was die in diesen Arealen ohnehin prekäre Sauerstoffsituation noch verschärft und sich negativ auf den Fischbestand auswirken kann.

Umso wichtiger ist daher die Möglichkeit für Wanderungen in seenahe Bereiche. In welcher Form diese im Schilfgürtel des Neusiedler Sees stattfinden, ist erst ansatzweise bekannt. Für andere Seen sind tägliche Wanderungen gut belegt: die Fische nutzen beispielsweise tagsüber geschützte Bereiche im Litoral, in der Nacht aber den offenen See, der hinsichtlich Nahrung oder andere Milieufaktoren einen günstigeren Lebensraum darstellt und nur tagsüber zur Verringerung des Prädationsdrucks gemieden wird (Bean & Winfield 1995; Jacobsen & Berg 1998; Lewin *et al.* 2004; Persson & Eklöv 1995). Ein solches Verhalten kann am Neusiedler jedenfalls für Adultfische plausibel angenommen werden. Kurzfristige Wanderungen als Folge von Sturmereignissen konnten im Rahmen des fischökologischen Monitorings des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel nachgewiesen werden.

Für Jungfische dürften kurzfristige Wanderungen zwischen offenem See und innerem Schilfgürtel eine geringere Rolle spielen für adulte Fische – nicht nur aufgrund der geringeren Schwimmleistung, sondern auch deshalb, weil Jungfische bei niedrigen Sauerstoffkonzentrationen zumindest den oberflächennahe durch Diffusion eingebrachten Sauerstoff nutzen können. Sie sind vermutlich weniger stark den widrigen Milieubedingungen des inneren Schilfgürtels ausgesetzt. Ungeachtet dessen sind auch in den ersten Lebensmonaten der Fische im Schilfgürtel des Neusiedler Sees spezifische räumliche Einnischungen anzunehmen. Soweit der eingeschränkte Datensatz solche Analysen zulässt, sind damit auch vergleichbare Verteilungsmuster gegeben wie für subadulte und adulte Fische bekannt (Wolfram *et al.* 2001) und auch für litorale Schilfbestände anderer Gewässer belegt (Kallasvuoto *et al.* 2011).

Zusammenfassend kann für den Bereich Illmitz und damit zur Frage der Bedeutung der Anbindung innerer Schilfgürtelbereiche an den offenen See festgehalten werden, dass sich eine gute Anbindung positiv auf die Diversität der Fischgesellschaft auswirkt. Neben der Bereitstellung von Wanderkorridoren, die zumindest für adulte Fische von Bedeutung sind, fördern Kanäle einem erhöhten Wasseraustausch mit den Blänkensystemen des inneren Schilfgürtels, was zu einer Verbesserung der Lebensraumbedingungen für alle Altersgruppen beiträgt.

Für die **Wulka** konnten die Untersuchungen im Projekt REBEN aufzeigen, dass der Mündungsbereich der Wulka ein fischökologisch besonders wertvolles Gebiet am Neusiedler See darstellt. Mehrere aus naturschutzfachlicher Sicht schützenswerte Arten (Schlammpeitzger, Bitterling, Karausche, Schleie) konnten in den befischten Kanälen zwischen Wulka und offenem See in nennenswerter Anzahl gefangen werden. Mit dem Nachweis juveniler Aitel ist zudem ein direkter Konnex zum Fließgewässersystem der Wulka belegt. Es handelte sich beim Aitel zudem um den ersten Nachweis dieser Art im Neusiedler See seit mehreren Jahrzehnten (vgl. Mikschi *et al.* (1996)).

Wie im Bereich Illmitz herrschen auch Höhe Wulka in den inneren Gebieten des Schilfgürtels jüngere Altersgruppen bzw. 0+ Fische vor. Entlang des Kanalsystems vom offenen See in Richtung Land – d.h. Richtung Wulka – wurde aber kein abnehmender Trend in der Artenvielfalt festgestellt.

Die wenigen Kanäle im Mündungsbereich der Wulka stellen für die dortigen Fischpopulationen eine bedeutende Verbindung zwischen Fließ- und Stillgewässer dar. Im Sinne dieser Konnektivität ist die Ausgestaltung von Abstürzen im Fließweg der Wulka – ein Resultat der jüngsten Kanal-Ertüchtigungen vermutlich Anfang 2018 (vgl. Kap. 5.5 in Bericht 2 sowie Abb. 17 in Bericht 3) – negativ zu beurteilen.

Die Frage, ob eine diffuse oder eine lineare (über Kanäle ermöglichte) Durchströmung des Schilfgürtels vorzuziehen ist, kann auf Basis der einmaligen Aufnahme im August 2019 nicht abschließend beurteilt werden. Es steht außer Zweifel, dass es schlicht eines gewissen Wasservolumens und einer Wassertiefe bedarf, um einen Lebensraum für eine diverse Fischartengemeinschaft bereitzustellen. Dies ist derzeit in den Kanälen sicherlich eher gegeben als in den diffus durchströmten Schilfgürtelbereichen.

Aus fischökologischer Sicht unattraktiv wären jedoch monotone Kanäle, die in Folge einer regelmäßigen Ertüchtigung und der Aufhäufung begleitender Sedimentwälle nicht an die umliegenden Schilfgürtelbereiche angebunden wären. Von diesem Bild weicht allerdings die aktuelle Situation (noch?) deutlich ab. Die Kanäle, die als Fließpfad der Wulka Richtung offenem See dienen, sind teilweise dicht mit submersen Makrophyten (Wasserschlauch, Hornkraut u.a.) und Helophyten (Igelkolben, Rohrkolben, Schwertlilie u.a.) bestanden, zudem gibt es vereinzelt seitliche Verbindungen zu größeren Wasserflächen (z.B. vom Querkanal Höhe Standort 7 Richtung Osten). Eine verstärkte Anbindung an offene Blänkensysteme wäre aber jedenfalls zu begrüßen. Durch ein erhöhtes Angebot dieses Lebensraumtyps wäre jedenfalls eine Förderung von naturschutzfachlich wertvollen stagnophilen Arten wie Schlammpeitzger oder Karausche zu erwarten.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass sowohl die Aufnahmen im Bereich Illmitz 2018 als auch jene bei der Wulka-Mündung 2019 die Bedeutung der Konnektivität von Teillebensräumen am Neusiedler See unterstreichen. Es ist hierbei zu betonen, dass die

durchgeführten Befischungen nur exemplarisch ausgewählte Aspekte beleuchten konnten. Sie ergänzen unsere Kenntnis der ökologischen Zusammenhänge im Schilfgürtel des Neusiedler Sees aus fischökologischer Sicht, auch wenn sie keine abschließende und umfassende Beurteilung erlauben.

Eine offene Schlüsselfrage ist jene nach der langfristigen Entwicklung des Lebensraums Schilfgürtel, einerseits angesichts der Klimaerwärmung und, damit einhergehend, hydrologischer Extremsituationen, andererseits als Folge einer zunehmenden Verlandung des Schilfgürtels sowohl im unmittelbaren Zuflussbereich bei der Wulka-Mündung als auch in den übrigen Bereichen, in denen über Kanäle oder über diffuse Durchströmung Feinsedimente in den Schilfgürtel eingebracht werden. Vor allem der letzteren Frage sollten sich künftige Untersuchungen verstärkt widmen.

5 RESÜMEE

RÉSUMÉ

Die in diesem Bericht zusammengefassten biologischen Untersuchungen verstehen sich als Ergänzung zu den hydrologischen und physikalisch-chemischen Erhebungen. Mit dem Phytoplankton, dem Zooplankton und den Fischen wurden drei Organismengruppen berücksichtigt, die den Freiwasserraum besiedeln. Ihre Untersuchung im Rahmen des Projekts REBEN lieferte damit wertvolle Informationen zur pelagischen Nahrungskette. Aufnahmen zu den benthischen Lebensgemeinschaften und den submersen Makrophyten, aber auch mikrobiologische Erhebungen wurden nicht durchgeführt.

Die Untersuchungen konnten zum einen markante Unterschiede zwischen dem offenen See und dem Schilfgürtel, zum anderen zwischen dem Schilfgürtelbereich der Wulka-Mündung und Höhe Illmitz bzw. Mörbisch aufzeigen.

Der nordwestliche Bereich des Schilfgürtels Höhe Breitenbrunn nimmt mit der **Einmündung der Wulka** als größtem Zubringer zum See sicherlich eine Sonderrolle innerhalb des Litorals des Neusiedler Sees ein. Die Kanäle im Schilfgürtel dieses Bereichs sind ein Bindeglied zwischen Fluss und See, was sich deutlich in der Artenzusammensetzung der planktischen Lebensgemeinschaft widerspiegelt. Es dominieren litorale und benthische Arten, teilweise auch typische Vertreter von Fließgewässern, welche in die Schilfgürtelkanäle eingeschwemmt werden und sich dort zumindest zeitweise noch halten können. Daneben bilden sich aber auch autochthone Gemeinschaften aus, wenngleich die planktischen Zönsen insgesamt artenärmer sind und geringere Abundanzen erreichen als in anderen Bereichen des Schilfgürtels.

Auch bei den Fischen unterscheidet sich der Schilfgürtel Höhe Wulka-Mündung hinsichtlich des Artenspektrums von anderen Bereichen im See. Der Konnex zwischen Fluss und See hat für diese Gruppe noch eine größere Bedeutung als für das Algen- oder Zooplankton, möglicherweise aufgrund der höheren Mobilität der Fische, die nicht nur einen eindirektionalen horizontalen Transport, sondern einen tatsächlichen Austausch in beide Richtungen ermöglicht: vom Fluss Richtung See wie auch umgekehrt. Aufgrund der beständigen Durchströmung ist die Wulka-Mündung aber auch durch einzigartige Milieubedingungen gekennzeichnet, die sich sonst nirgendwo im Neusiedler See finden. Sie bieten damit in der Fischfauna des Neusiedler Sees einen Lebensraum für eine Reihe von Arten, die nur hier vorkommen (z.B. Bitterling, Schlammpeitzger, Aitel, vielleicht auch Karausche).

Die Frage, ob eine diffuse oder lineare Durchströmung des Schilfgürtels aus Sicht der Lebensgemeinschaften zu bevorzugen ist, spielt vermutlich für die beiden planktischen Gruppen eine geringere Rolle als für Fische, die allein aufgrund ihrer Größe einen gewissen

Raum, d.h. freies Wasservolumen und Wassertiefe, benötigen. Aus derzeitiger Sicht erscheint ein Mosaik aus schwach durchströmten Kanälen und einem diffus durchströmten und kleinstrukturierten Blänken-System als optimale Kombination, um den Wulka-Mündungsbereich als Lebensraum für naturschutzfachlich wertvolle Fischarten zu erhalten. Sie finden hier Raum und Nahrung, Laichplätze und Kinderstube. Eine rein lineare Durchströmung in Form monotoner Kanäle ist als ebenso nachteilig anzusehen wie ein rein diffuse Durchströmung.

Mit der Mündung der Wulka in den **offenen See** ändern sich der Lebensraum und damit die herrschenden Milieubedingungen gravierend. Der freie See ist aufgrund der starken Turbulenzen und Strömungen ein vergleichsweise rauer Lebensraum, der für Algen zudem aufgrund der hohen Trübe ungünstige Lichtverhältnisse bietet. Im Gegensatz dazu stehen die **Wasserflächen im Schilfgürtel**, die durch ein klares, wenn auch huminstoffgefärbtes und damit braunes Wasser und geringe Turbulenzen gekennzeichnet sind. Allerdings ist der Schilfgürtel hinsichtlich der täglichen Schwankungen von Wassertemperatur und Sauerstoff ein Extremstandort, mit dem manche Arten aus dem freien See nicht zurechtkommen.

In allen drei untersuchten Organismengruppen zeigte sich – in Bestätigung früherer Untersuchungen – ein markanter Unterschied zwischen den Gemeinschaften im freien See und im Schilfgürtel, und zwar sowohl in quantitativer wie auch qualitativer Hinsicht. So wurden im Illmitzer Schilfgürtel im Sommer und Herbst höhere Chlorophyll-a-Konzentrationen gefunden als im offenen See, während im Frühjahr eine abnehmende Tendenz zu beobachten war. Die Algengemeinschaft wird von anderen Arten dominiert, welche eine deutlich bessere Nahrungsgrundlage für das Zooplankton darstellen. Die höhere Individuendichte und Biomasse des Zooplanktons im Schilfgürtel könnten damit in einem kausalen Zusammenhang stehen. Allerdings herrscht an isolierten Stellen für planktische Wirbellose auch ein geringerer Fraßdruck durch Fische; im Gegensatz zum Plankton nehmen nämlich die Diversität wie auch die Individuendichte und Biomasse der Fische vom offenen See in Richtung isolierter Standorte ab.

Planktongemeinschaften und Fischzönose sind demnach innerhalb des Schilfgürtels durch deutliche, aber gegenläufige Gradienten vom offenen See Richtung landwärts gekennzeichnet. Dabei ist festzuhalten, dass insbesondere das Plankton im Schilfgürtel keineswegs nur leicht abgewandelte „See-Gemeinschaften“ ausbildet, sondern sich durchaus eigenständig präsentiert. So dominieren beispielsweise unter den Algen bewegliche Formen mit Schwimmgeißeln sowie kleine und zarte Formen, die durch hohe Wachstumsraten gekennzeichnet sind. Ausschlaggebend dürften hier die geringeren Störungsintensitäten sein, insbesondere das Fehlen der mechanischen Belastung im offenen See.

Es gibt allerdings auch innerhalb des Schilfgürtels größere offene Blänken und Poschn, die dem Wind lokal eine Angriffsfläche bieten. Sie ermöglichen hier die Ausbildung lokaler Populationen von typischen „See-Arten“ wie z.B. *Campylodiscus clypeus*.

Die Unterschiede in der Ausprägung der Populationen von Phytoplankton, Zooplankton und Fischen an den isolierten Standorten im Schilfgürtel unterstreichen die Bedeutung der Anbindung an den offenen See. Die in physikalisch-chemischer Hinsicht extremen Verhältnisse in den mehrheitlich windgeschützten und strömungsberuhigten Bereichen des Schilfgürtels ermöglichen das Aufkommen einer spezialisierten und diversen planktischen Lebensgemeinschaft, die sich bei Fehlen nennenswerter Fischdichten (und damit Prädatoren) divers und mit hohen Dichten und Biomassen entwickeln können. Bei ungenügender Anbindung an den freien See und entsprechend eingeschränkten Wandermöglichkeiten für Fische kann also das vergleichsweise gute Nahrungsangebot im inneren Schilfgürtel von Fischen nur wenig genutzt werden, da diese mehrheitlich auf die seenahen und gut angebundenen Bereiche beschränkt sind.

Aus fischökologischer Sicht wäre demnach eine verbesserte Konnektivität zwischen offenem See und den Wasserflächen im inneren Schilfgürtel wünschenswert. Die Dämpfung von physikalisch-chemischen Extremen würde eine erhöhte „Besiedelbarkeit“ dieser Bereiche durch Fische ermöglichen und ihnen neue Laichplätze und Nahrungsressourcen erschließen. Für das Phyto- und Zooplankton aber hätte eine verstärkte Anbindung einen vermehrten Austausch zwischen den beiden großen Teillebensräumen zur Folge, der sich positiv auf die Biodiversität auswirken würde.

6 LITERATUR

LITERATURE

- Bean, C. & I. Winfield, 1995. Habitat use and activity patterns of roach [*Rutilus rutilus* (L.)], rudd [*Scardinius erythrophthalmus* (L.)], perch (*Perca fluviatilis* L.) and pike (*Esox lucius* L.) in the laboratory: the role of predation threat and structural complexity. *Ecology of Freshwater Fish* 4:37–46.
- Chick, J. & C. McIvor, 1994. Patterns in the abundance and composition of fishes among beds of different macrophytes: viewing the littoral zone as a landscape. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51:2873–2882.
- Connell, J. H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199:1302-1210.
- Diehl, S., 1988. Foraging efficiency of three freshwater fishes: effects of structural complexity and light. *Oikos* 53:207-214.
- Dokulil, M., 1979a. Phytoplankton primary production. In Löffler, H. (ed) Neusiedlersee - the limnology of a shallow lake in Central Europe *Monographiae Biologicae* 37. Dr. W. Junk bv Publ., The Hague - Boston – London, 233-234.
- Dokulil, M., 1979b. Seasonal pattern of phytoplankton. In Löffler, H. (ed) Neusiedlersee - the limnology of a shallow lake in Central Europe *Monographiae Biologicae* 37. Dr. W. Junk bv Publ., The Hague - Boston – London, 203-232.
- Dokulil, M., 1984. Assessment of components controlling phytoplankton photosynthesis and bacterioplankton production in a shallow, alkaline, turbid lake (Neusiedlersee, Austria). *Int Rev ges Hydrobiol* 69(5):679-727.
- Dokulil, M. & J. Padišák, 1994. Long-term compositional response of phytoplankton in a shallow, turbid environment, Neusiedlersee (Austria/Hungary). *Hydrobiologia* 275/276:125-137.
- Dokulil, M. T. & A. Herzig, 2009. An analysis of long-term winter data on phytoplankton and zooplankton in Neusiedler See, a shallow temperate lake, Austria. *Aquatic Ecology* 43(3):715-725 doi:10.1007/s10452-009-9282-3.
- Ettl, G. & G. Gärtner, 1988. Chlorophyta II – Tetrasporales, Chlorococcales, Gloeodendrales (Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 10). VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, 436 pp.
- Ettl, H., 1978. Xanthophyceae 1. Teil. In Ettl, H., J. Gerloff & H. Heyning (eds) Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band I. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 530 pp.
- Ettl, H., 1983. Chlorophyta I. In Ettl, H., J. Gerloff & H. Heyning (eds) Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 807 pp.
- Fertő 2019 Consortium, 2019. Investigations to prepare the water management plan to protect the water quality in Lake Neusiedl. 4. Investigation of biological water qualification parameters in Lake Neusiedl: phytoplankton, zooplankton, aquatic macrophyte. REBEN – Reed Belt Neusiedl – Join Approach for Ensuring the Water Quality of Lake Neusiedl (AT-HU 53. Interreg project).
- Forró, L. & H. Metz, 1987. Observations on the zooplankton in the reedbelt area of the Neusiedlersee. *Hydrobiologia* 145:299-307.

- Fürnweiger, G., E. Sigmund & G. Wolfram, 2019. Fischökologisches Monitoring Neusiedler See, Befischungen innerer Schilfgürtel. Tätigkeitsbericht 2019. Zwischenbericht i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel, Wien.
- Gätz, N., K. Donabaum, N. Krisa & M. Schagerl, 1991. A contribution to the knowledge of dinoflagellates from Eastern Austria. In: Hafellner, J. (ed) 6. Österr Botanikertreffen, Kurzf Beitr, Graz, 1991. p 55.
- Großschartner, M., 2020. Neusiedler See. Monitoring Zooplankton 2019. Studie i.A. des Amtes der Bgld. Landesregierung, Abt. 4 Naturschutz & Abt. 5 Baudirektion, Wien.
- Häusler, J., 1982. Schizomycetes. In Ettl, H., J. Gerloff & H. Heyning (eds) Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 588 pp.
- Herzig-Straschil, B., 1989. Die Entwicklung der Fischfauna des Neusiedler Sees. Vogelschutz in Österreich 3:19-22.
- Herzig, A., 1979. The zooplankton of the open lake. In Löffler, H. (ed) Neusiedlersee – the limnology of a shallow lake in Central Europe Monographiae Biologicae 37. Dr. W. Junk bv Publ., The Hague – Boston – London, 281-335.
- Herzig, A., 1980. Ten years quantitative data on a population of *Rhinoglena fertoensis* (Brachionidae, Monogononta). Hydrobiologia 73:161-167.
- Herzig, A., 1990. Die limnologische Entwicklung des Neusiedler Sees. In: Internat Symposium "Schutz und Entwicklung großer mitteleuropäischer Binnenseenlandschaften Bodensee - Neusiedler See - Balaton", Pamhagen (Bgld.), 24.-27.4. 1990. AGN, p 91-97.
- Herzig, A., 1995. *Leptodora kindti*: efficient predator and preferred prey item in Neusiedler See, Austria. Hydrobiologia 307:273-282.
- Herzig, A. & M. Dokulil, 2001. Neusiedlersee - ein Steppensee in Europa. In Dokulil, M., A. Hamm & J.-G. Kohl (eds) Ökologie und Schutz von Seen. Facultas, Wien, 401-415.
- 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. Paper presented at the International Conference on Limnology of Shallow Lakes, Balatonfüred.
- Huber-Pestalozzi, G., 1955. Das Phytoplankton des Süßwassers, Euglenophyceen. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Band 16/4, Stuttgart, 606 pp.
- Huber-Pestalozzi, G. & B. Fott, 1968. Das Phytoplankton des Süßwassers, Cryptophyceae, Chloromonadophyceae, Dinophyceae. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Band 16/3, Stuttgart, 606 pp.
- Jacobsen, L. & S. Berg, 1998. Diel variation in habitat use by planktivores in field enclosure experiments: the effect of submerged macrophytes and predation. Journal of Fish Biology 53:1207–1219.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Søndergaard & K. Christoffersen (eds), 1997. The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Springer Verlag, New York, 423 pp.
- Kallasvuori, M., A. Lappalainen & L. Urho, 2011. Coastal reed belts as fish reproduction habitats. Boreal Environment Research 16:1-14.

- Komárek, J., 2013. Cyanoprokaryota 3. Teil/Part 3 Heterocytous Genera. In Büdel, B., G. Gärtner, L. Krienitz & M. Schagerl (eds) Süßwasserflora von Mitteleuropa / Freshwater Flora of Central Europe, Band 19/3. Springer Spektrum Verlag, Berlin, Heidelberg, 1130 pp.
- Komarek, J. & K. Anagnostidis, 1999. Cyanoprokaryota. 1. Teil Chroococcales. In Ettl, H., G. Gärtner, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds) Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 19/1. Gustav Fischer Verlag, Jena, 548 pp.
- Komarek, J. & K. Anagnostidis, 2005. Cyanoprokaryota. 2. Teil Oscillatoriales. In Büdel, B., G. Gärtner, L. Krienitz & M. Schagerl (eds) Süßwasserflora von Mitteleuropa. Elsevier, Spektrum Akademischer Verlag, Band 19/2, 759 pp.
- Komarek, J. & B. Fott, 1983. Chlorophyceae (Grünalgen); Ordnung: Chlorococcales. In Huber-Pestalozzi, G. (ed) Das Phytoplankton des Süßwassers. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Heft 7/1, Stuttgart, 1044 pp.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot, 1986. Bacillariophyceae, Teil 1: Naviculaceae. In Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds) Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/1. G. Fischer Verlag, Stuttgart – New York, 876 pp.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot, 1988. Bacillariophyceae, Teil 2: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds) Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/2. G. Fischer Verlag, Stuttgart – New York, 596 pp.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot, 1991a. Bacillariophyceae, Teil 4: Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Lineolatae) und *Gomphonema*. In Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds) Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/4. G. Fischer Verlag, Stuttgart – New York, 437 pp.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot, 1991b. Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae, Teil 3: Naviculaceae. In Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds) Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/3. G. Fischer Verlag, Stuttgart – New York, 576 pp.
- Krisa, H., 1991. Die Algenflora des Neusiedler Museumsteichs und ihre Veränderung aufgrund von Wassereinleitungen. Dipl.arb., Insitut für Pflanzenphysiologie der Universität Wien.
- Krisa, H., 1992. Die Auswirkungen von Hafenwassereinleitungen auf die Algenflora des Neusiedler Museumsteichs. Verh Zool Bot Ges 129:67-93.
- Krisa, H., 2020. Untersuchung des Phytoplanktons des Neusiedler Sees im Rahmen der GZÜV Gutachten zur Saison 2019. Gutachten i.A. des Amtes der Bgld. Landesregierung, Abt. 5 Baudirektion, Wien.
- Kusel-Fetzmann, E., 2002. Die Euglenophytenflora des Neusiedler Sees (Burgenland, Österreich). Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich 32:1-115.
- Leitner, C., 1990. Einfluß von Turbulenz und Trübe auf *Diaphanosoma mongolianum*. BFB-Bericht 74:83-95.
- Lenzenweger, R., 1996. Die Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 1. In Kies, L. & R. Schnetter (eds) Bibliotheca Phycologia, Band 101. J. Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin, Stuttgart, 162 pp.
- Lenzenweger, R., 1997. Die Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 2. In Kies, L. & R. Schnetter (eds) Bibliotheca Phycologia, Band 102. J. Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin, Stuttgart, 216 pp.

- Lenzenweger, R., 1999. Die Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 3. In Kies, L. & R. Schnetter (eds) *Bibliotheca Phycologia*, Band 104. J. Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin, Stuttgart, 218 pp.
- 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* 49:410–424.
- Löffler, H., 1979. The crustacean fauna of the *Phragmites* belt (Neusiedlersee). In Löffler, H. (ed) *Neusiedlersee – the limnology of a shallow lake in Central Europe Monographiae Biologicae* 37. Dr. W. Junk bv Publ., The Hague – Boston – London, 399-410.
- Lorenzen, C. J., 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: Spectrometric equations. *Limnology & Oceanography* 12:343-346.
- Mikschi, E., G. Wolfram & A. Wais, 1996. Long-term changes in the fish community of Neusiedler See (Burgenland, Austria). In Kirchofer, A. & D. Hefti (eds) *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe*. Birkhauser Verlag, Basel/Switzerland, 111-120.
- 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 Cowx, I. (ed) *Interactions between fish and birds: implications for management*. Fishing News Books. Blackwell Science, 139-150.
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, E. Szoecs & H. Wagner, 2019. *Vegan: Community Ecology Package*. Package version 2.5–6, <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Padisák, J., 1993a. Dynamics of phytoplankton in brown-water lakes enclosed with reed-belts (Fertő/Neusiedlersee; Hungary/Austria). *Verh Internat Verein Limnol* 25:675-679.
- Padisák, J., 1993b. Species composition, spatial distribution, and the seasonal and interannual dynamics of phytoplankton in brown-water lakes enclosed with reed-belts (Neusiedlersee/Fertő; Austria/Hungary). *BFB-Bericht* 79:13-29.
- Pejler, B., 1995. Relation to habitat in rotifers. In Ejsmont-Karabin, J. & R. Pontin (eds) *Rotifera VII. Developments in Hydrobiology*, vol 109. Springer, Dordrecht.
- Persat, H. & G. Copp, 1989. Electrofishing and point abundance sampling for the ichthyology of large rivers. In Cowx, I. (ed) *Developments in Electrofishing*. Fishing News Books, Oxford, p. 203-215.
- Persson, L. & P. Eklöv, 1995. Prey refuges affecting interactions between piscivorous perch and juvenile perch and roach. *Ecology* 76:70–81.
- Peter, A. & M. Erb, 1996. Leitfaden für fischbiologische Erhebungen in Fließgewässern unter Einsatz der Elektrofischerei Mitt zur Fischerei. vol 58. Bundesamt für Umwelt, 49-72.
- Pohlert, T., 2020. *PMCMRplus: Calculate Pairwise Multiple Comparisons of Mean Rank Sums Extended* (R package version 1.4.4).
- Popovsky, J. & L. A. Pfiester, 1990. *Dinophyceae Band 1*. In Ettl, H., J. Gerloff & H. Heyning (eds) *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 272 pp.
- R Core Team, 2020. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. URL: <http://www.R-project.org>, Vienna, Austria.

- Savino, J. & R. Stein, 1989. Behavior of fish predators and their prey: habitat choice between open water and dense vegetation. *Environmental Biology of Fishes* 24:287–293.
- Schiller, J., 1956. Untersuchungen an den planktischen Protophyten des Neusiedler Sees 1950-1954. III. Teil: Euglenen. *Sitz Ber Österr Akad Wiss Math-Naturw Klasse, Abt I* 165(6-8):547-583.
- Somogyi, B., T. Felföldi, M. Dinka & L. Vörös, 2010. Periodic picophytoplankton predominance in a large, shallow alkaline lake (Lake Fertő, Neusiedlersee). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 46(01):9-19 doi:doi:10.1051/limn/2010001.
- Šorf, M. & M. Devetter, 2011. Coupling of seasonal variations in the zooplankton community within the limnetic and littoral zones of a shallow pond. *Ann Limnol - Int J Lim* 47(3):259-268.
- Starmach, K., 1985. Chrysophyceae und Haptophyceae, Band 1. In Ettl, H., J. Gerloff, H. Heyning & D. Mollenhauer (eds) *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 550 pp.
- Stich, H. & G. Maier, 2013. Projekt Zooplankton - Länge, Volumen, Masse. Bericht des Instituts für Seenforschung. Hrsg.: LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, 37 pp.
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt int Ver theor angew Limnol* 9:1-38.
- Vuille, T., 1991. Abundance, standing crop and production of microcrustacean populations (Cladocera, Copepoda) in the littoral zone of Lake Biel, Switzerland. *Arch Hydrobiol* 123:165-185.
- Werner, E. & D. Hall, 1988. Ontogenetic habitat shift in bluegill: the foraging rate-predation risk trade-off. *Ecology* 69:1352–1366.
- 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* 408/409:123-129.
- Wolfram, A., M. Großschartner & H. Krisa, 2015a. Der Schilfgürtel des Neusiedler Sees: Lebensraum für Kleinlebewesen und Fische. *Naturschutzbund Burgenland, Eisenstadt*.
- Wolfram, G., 2006. Aquatische Wirbellose. In Oberleitner, I., G. Wolfram & A. Achatz-Blab (eds) *Salzlebensräume in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien, 51-55.
- Wolfram, G., 2014. Fischnährtiere im See. *Umwelt im Pannonischen Raum* 2013(3):24.
- Wolfram, G., L. Déri & S. Zech, 2014a. Strategiestudie Neusiedler See – Phase 1. Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission, Wien - Szombathely, 246 pp.
- Wolfram, G., K. Donabaum & M. Dokulil, 2011. Bewertung des ökologischen Zustandes des Neusiedler Sees anhand des Biologischen Qualitätselements Phytoplankton. Studie i.a. des BMLFUW, Wien, 63 pp.
- Wolfram, G., M. Großschartner & H. Krisa, 2015b. Algen – Plankton – Fische. Der Neusiedler See aus limnologischer Sicht. AGN (Arbeitsgemeinschaft Natürliche Ressourcen), Eisenstadt, 47 pp.
- Wolfram, G. & A. Herzig, 2013. Nährstoffbilanz Neusiedler See. *Wiener Mitteilungen* 228:317-338.
- Wolfram, G. & E. Mikschi, 2007. Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. In Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft (ed) *Rote Listen gefährdeter Tiere*

Österreichs, Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Böhlau Verlag, Wien - Köln - Weimar, 515 pp.

Wolfram, G., E. Mikschj, A. Wolfram-Wais & A. Hain, 2001. Fischökologische Untersuchung des Schilfgürtels des Neusiedler Sees. Studie i.A. des Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel, Wien, 174 pp.

Wolfram, G., E. Sigmund & G. Fürnweger, 2014b. Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2013. Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel, Wien, 55 pp.

Wolfram, G., E. Sigmund & G. Fürnweger, 2015c. Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2014. Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel, Wien, 47 pp.

Wolfram, G., E. Sigmund & G. Fürnweger, 2016. Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2016. Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel, Wien, 57.

Wolfram, G., E. Sigmund & G. Fürnweger, 2018. Fischökologisches Monitoring Neusiedler See - Saisonen 2017 & 2018. Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel, Wien, 71 pp.

Wright, S. W., S. W. Jeffrey, R. F. C. Mantoura, C. A. Llewellyn, T. Bjornland, D. Repera & N. A. Welschmeyer, 1991. Improved HPLC method for the analysis of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series* 77:183-196.

7 ANHANG

ANNEX

7.1 Relative Anteilen von Algenklassen an der Phytoplanktonbiomasse (HPLC-Analysen)

Relative proportion of algal classes in the phytoplankton biomass (HPLC analyses)

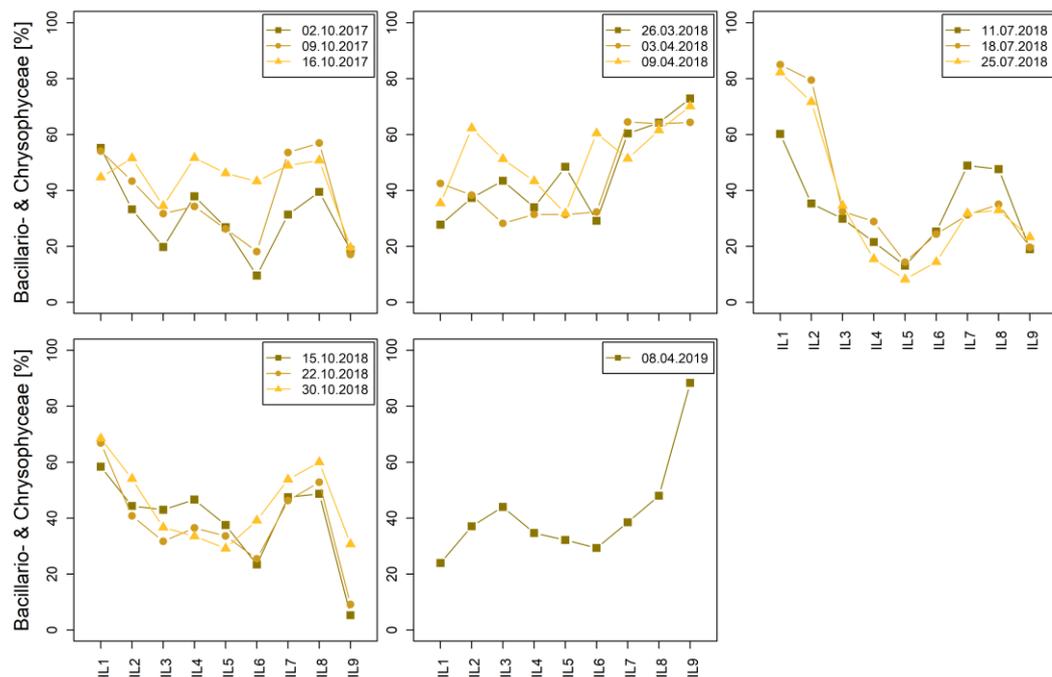


Abb. 46. Relative Anteile der Bacillario- und Chrysophyceae (inkl. Xantho- und Prymnesiophyceae) an allen Terminen der fünf Kampagnen an neun Standorten im Bereich Illmitz.

Figure 46. Percentage of Bacillario- and Chrysophyceae (incl. Xantho- and Prymnesiophyceae) on all dates of the five campaigns at nine locations in the Illmitz area.

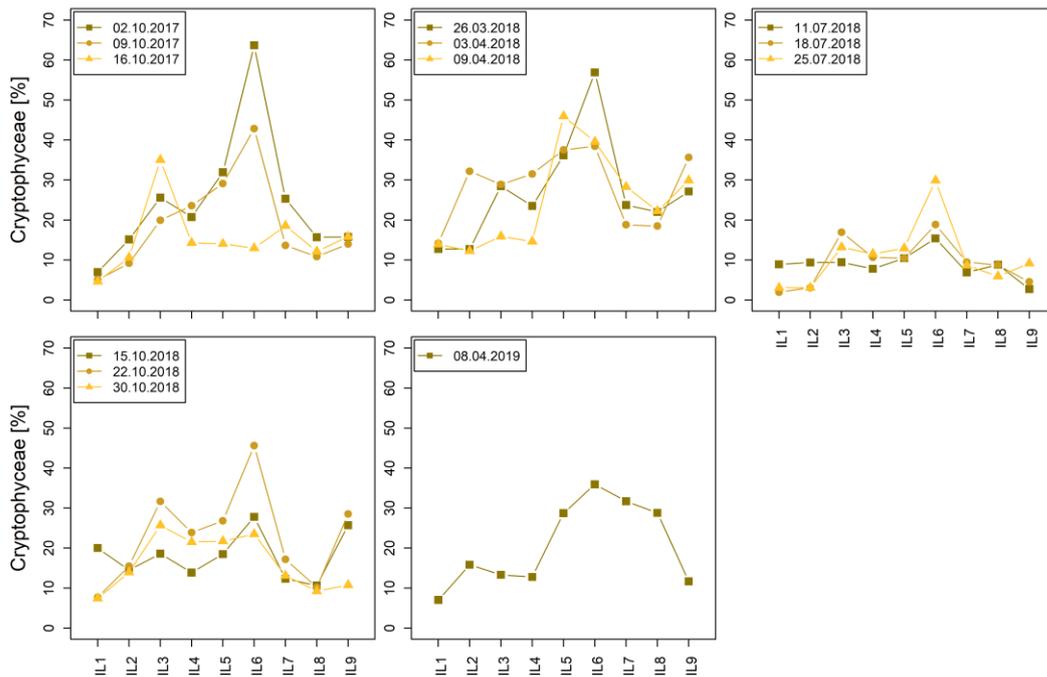


Abb. 47. Relative Anteile der Cryptophyceae an allen Terminen der fünf Kampagnen an neun Standorten im Bereich Illmitz.

Figure 47. Percentage of Cryptophyceae on all dates of the five campaigns at nine locations in the Illmitz area.

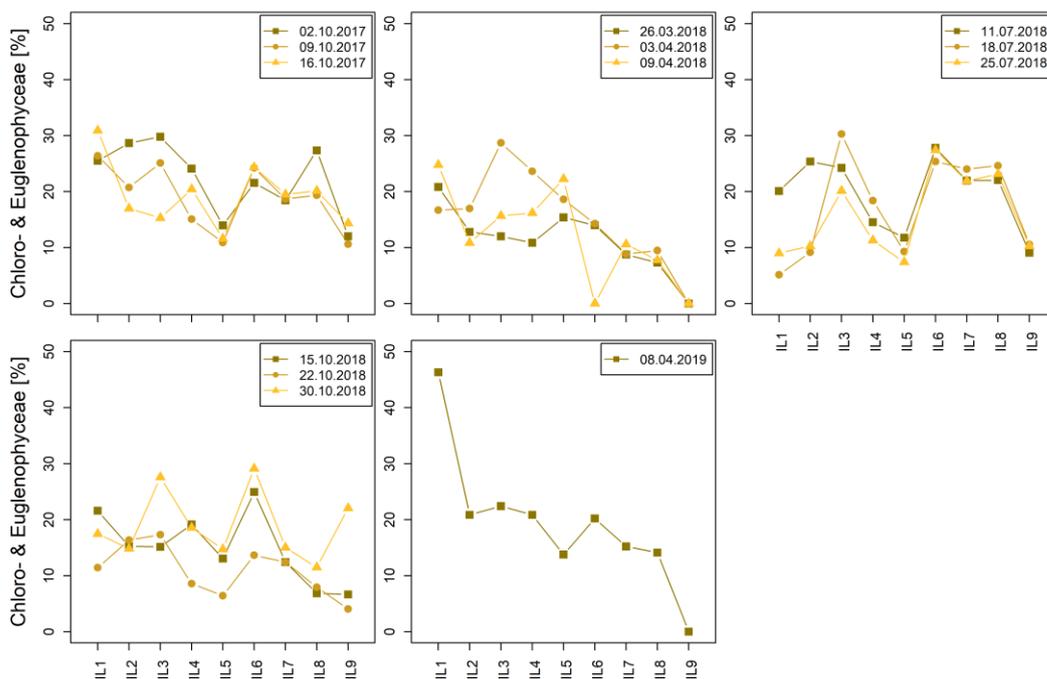


Abb. 48. Relative Anteile der Chloro- und Euglenophyceae (inkl. Conjugatophyceae) an allen Terminen der fünf Kampagnen an neun Standorten im Bereich Illmitz.

Figure 48. Percentage of Chloro- and Euglenophyceae (incl. Conjugatophyceae) on all dates of the five campaigns at nine locations in the Illmitz area.

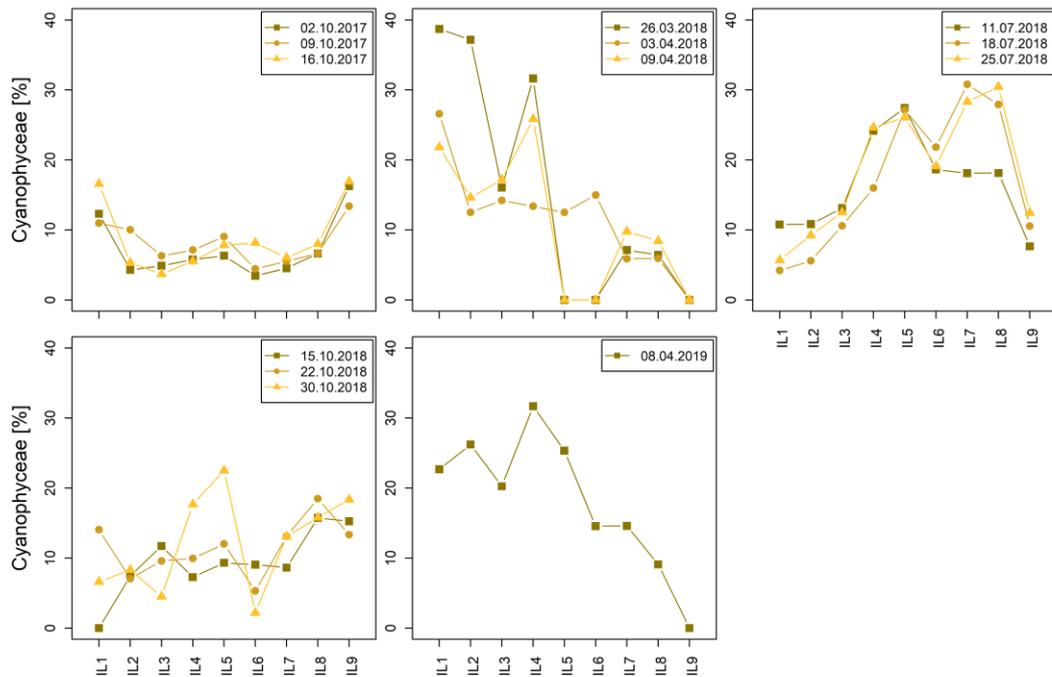


Abb. 49. Relative Anteile der Cyanophyceae an allen Terminen der fünf Kampagnen an neun Standorten im Bereich Illmitz.

Figure 49. Percentage of Cyanophyceae on all dates of the five campaigns at nine locations in the Illmitz area.

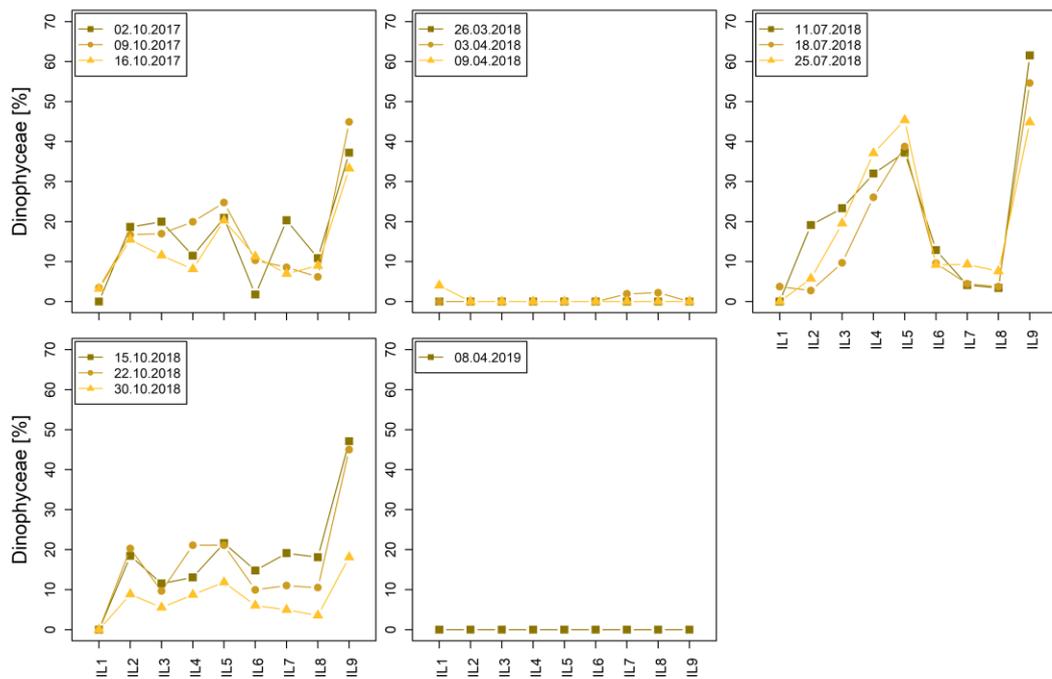


Abb. 50. Relative Anteile der Dinophyceae an allen Terminen der fünf Kampagnen an neun Standorten im Bereich Illmitz.

Figure 50. Percentage of Dinophyceae on all dates of the five campaigns at nine locations in the Illmitz area.

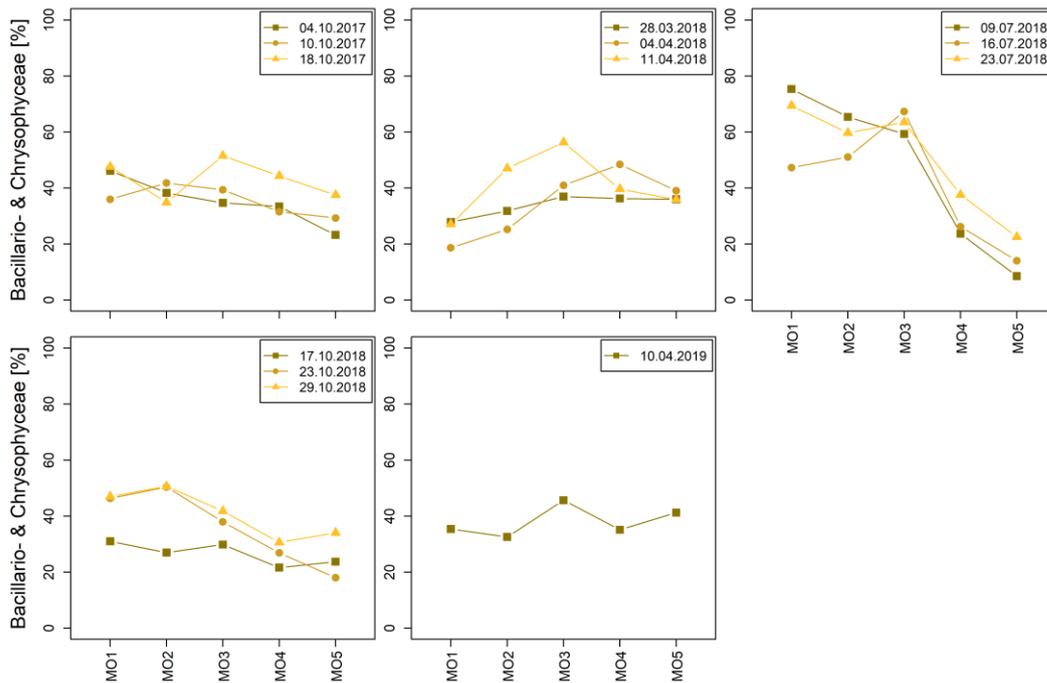


Abb. 51. Relative Anteile der Bacillario- und Chrysophyceae (inkl. Xantho- und Prymnesiophyceae) an allen Terminen der fünf Kampagnen an fünf Standorten im Bereich Mörbisch.

Figure 51. Percentage of Bacillario- and Chrysophyceae (incl. Xantho- and Prymnesiophyceae) on all dates of the five campaigns at five locations in the Mörbisch area.

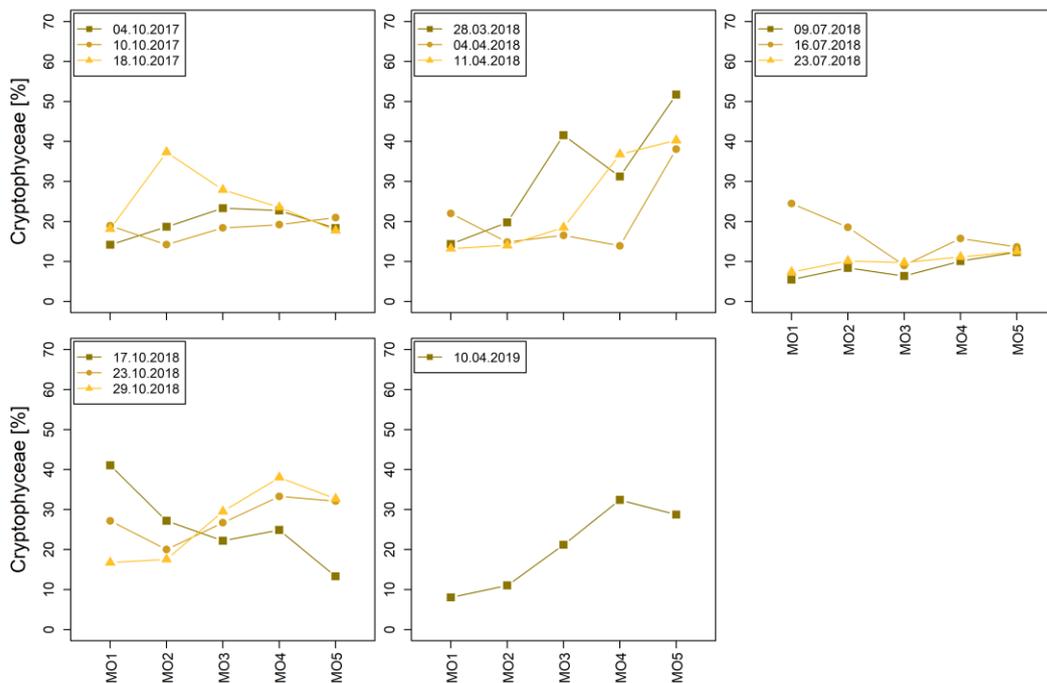


Abb. 52. Relative Anteile der Cryptophyceae an allen Terminen der fünf Kampagnen an fünf Standorten im Bereich Mörbisch.

Figure 52. Percentage of Cryptophyceae on all dates of the five campaigns at five locations in the Mörbisch area.

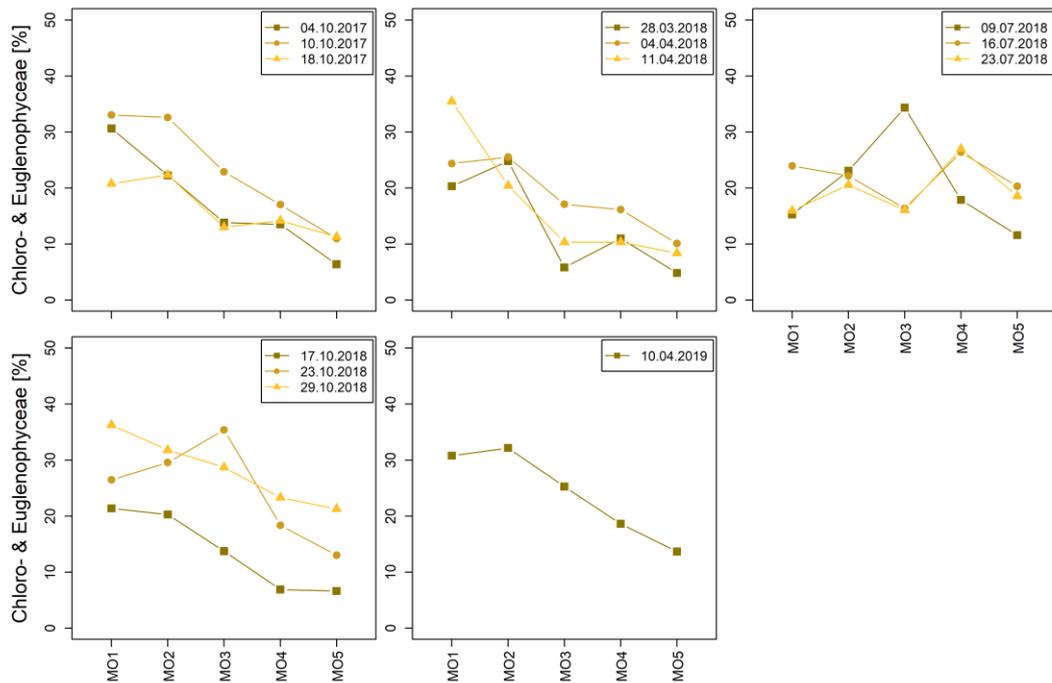


Abb. 53. Relative Anteile der Chloro- und Euglenophyceae (inkl. Conjugatophyceae) an allen Terminen der fünf Kampagnen an fünf Standorten im Bereich Mörbisch.

Figure 53. Percentage of Chloro- and Euglenophyceae (incl. Conjugatophyceae) on all dates of the five campaigns at five locations in the Mörbisch area.

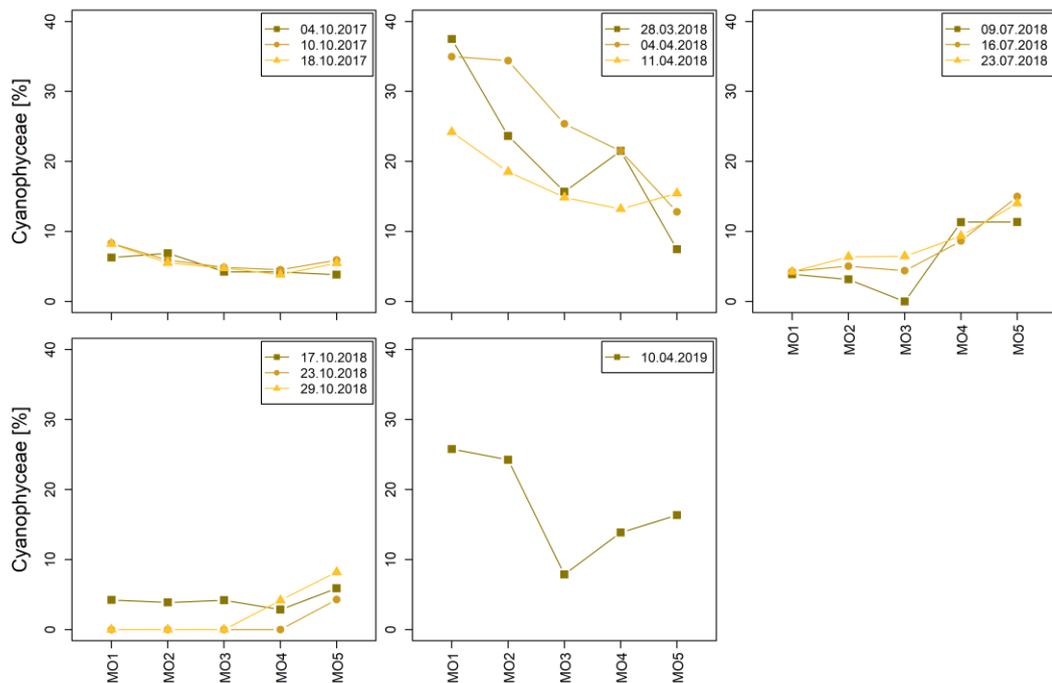


Abb. 54. Relative Anteile der Cyanophyceae an allen Terminen der fünf Kampagnen an fünf Standorten im Bereich Mörbisch.

Figure 54. Percentage of Cyanophyceae on all dates of the five campaigns at five locations in the Mörbisch area.

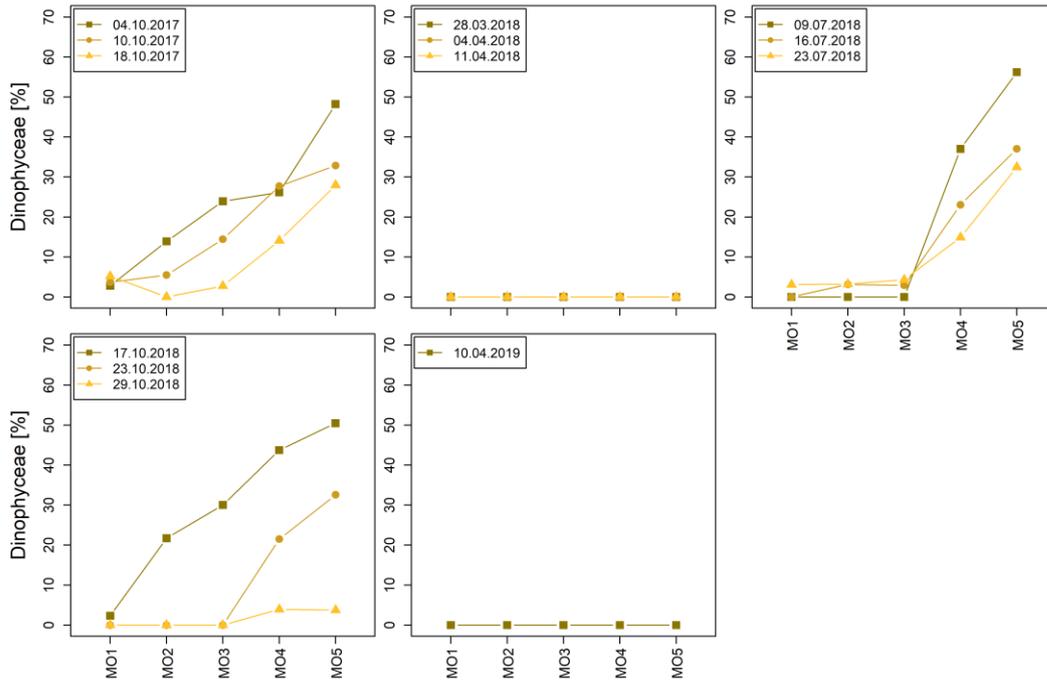


Abb. 55. Relative Anteile der Dinophyceae an allen Terminen der fünf Kampagnen an fünf Standorten im Bereich Mörbisch.

Figure 55. Percentage of Dinophyceae on all dates of the five campaigns at five locations in the Mörbisch area.

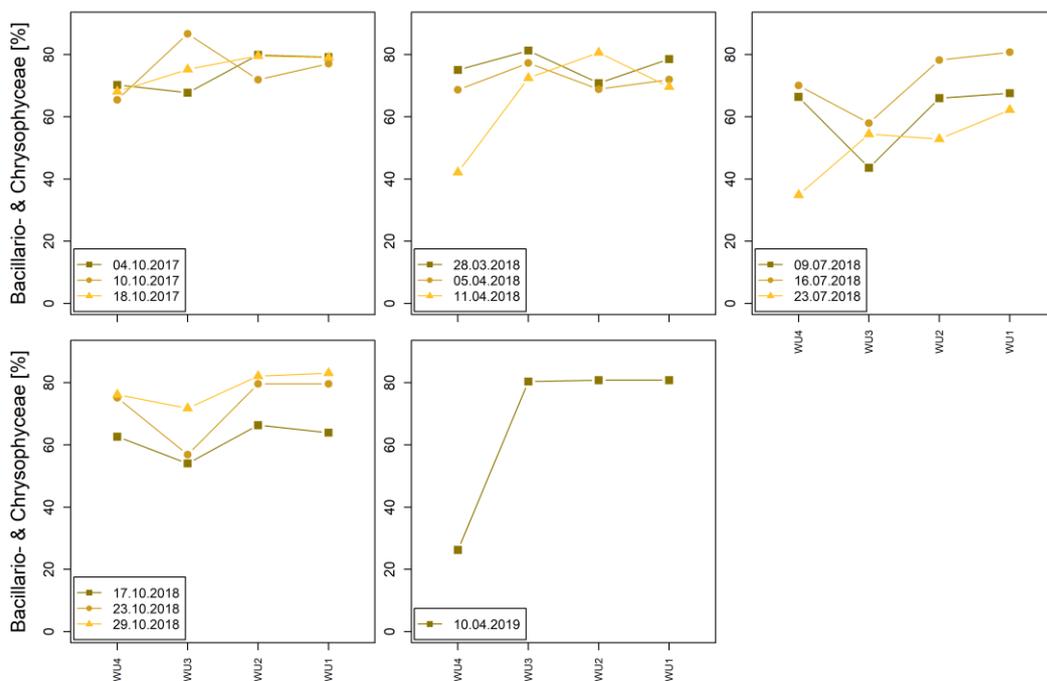


Abb. 56. Relative Anteile der Bacillario- und Chrysophyceae (inkl. Xantho- und Prymnesiophyceae) an allen Terminen der fünf Kampagnen an vier Standorten im Bereich der Wulka.

Figure 56. Percentage of Bacillario- and Chrysophyceae (incl. Xantho- and Prymnesiophyceae) on all dates of the five campaigns at four locations in the Wulka area.

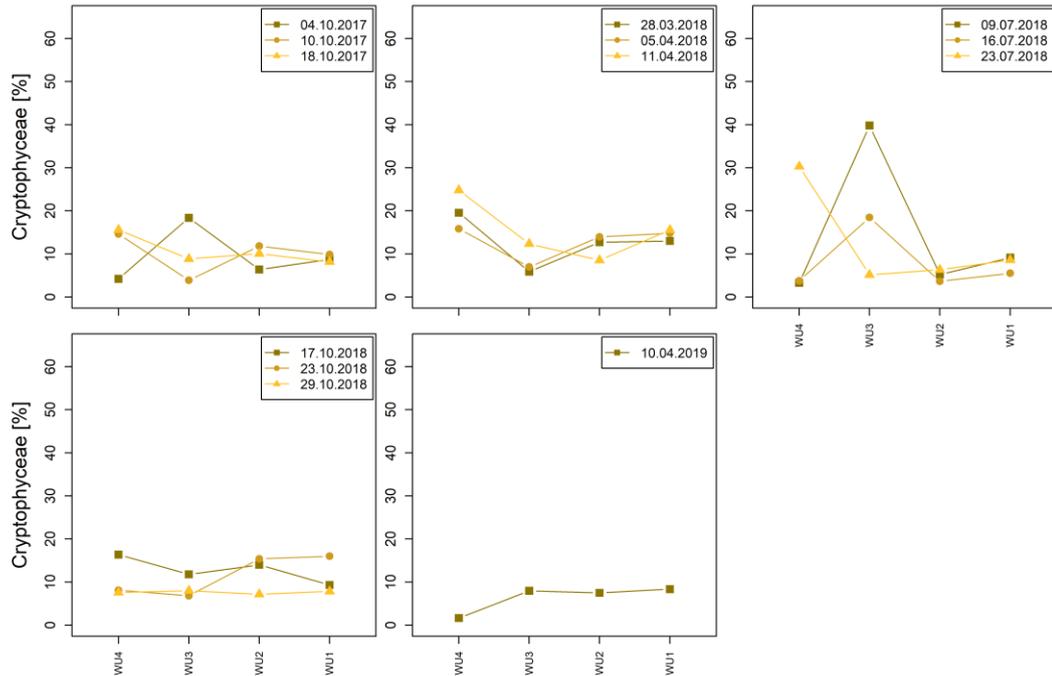


Abb. 57. Relative Anteile der Cryptophyceae an allen Terminen der fünf Kampagnen an vier Standorten im Bereich der Wulka.

Figure 57. Percentage of Cryptophyceae on all dates of the five campaigns at four locations in the Wulka area.

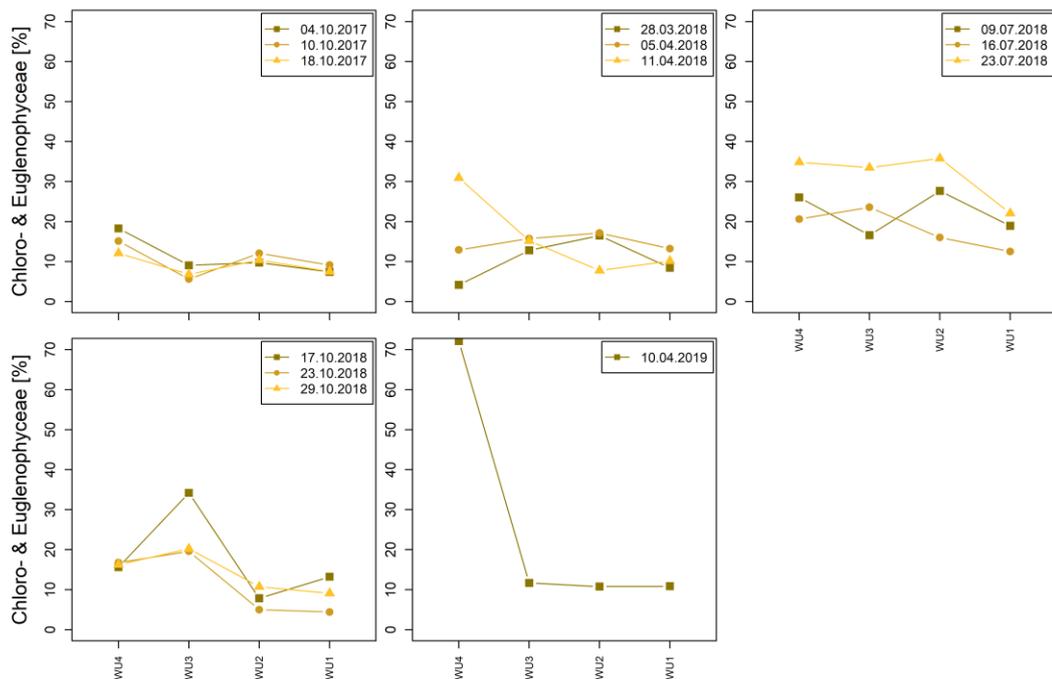


Abb. 58. Relative Anteile der Chloro- und Euglenophyceae (inkl. Conjugatophyceae) an allen Terminen der fünf Kampagnen an vier Standorten im Bereich der Wulka.

Figure 58. Percentage of Chloro- and Euglenophyceae (incl. Conjugatophyceae) on all dates of the five campaigns at four locations in the Wulka area.

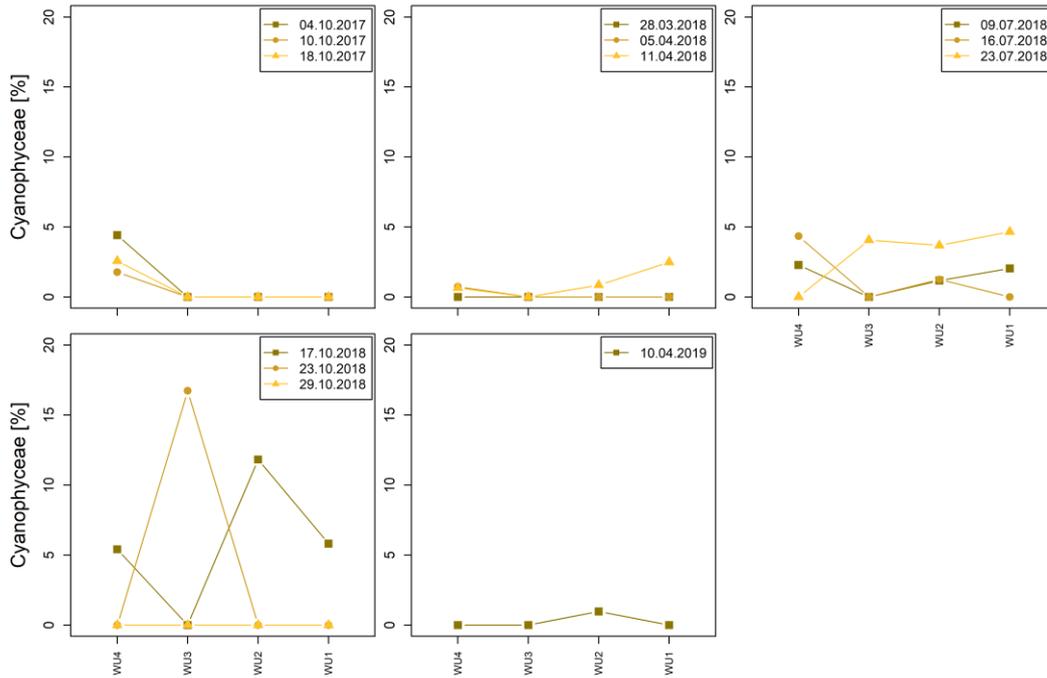


Abb. 59. Relative Anteile der Cyanophyceae an allen Terminen der fünf Kampagnen an vier Standorten im Bereich der Wulka.

Figure 59. Percentage of Cyanophyceae on all dates of the five campaigns at four locations in the Wulka area.

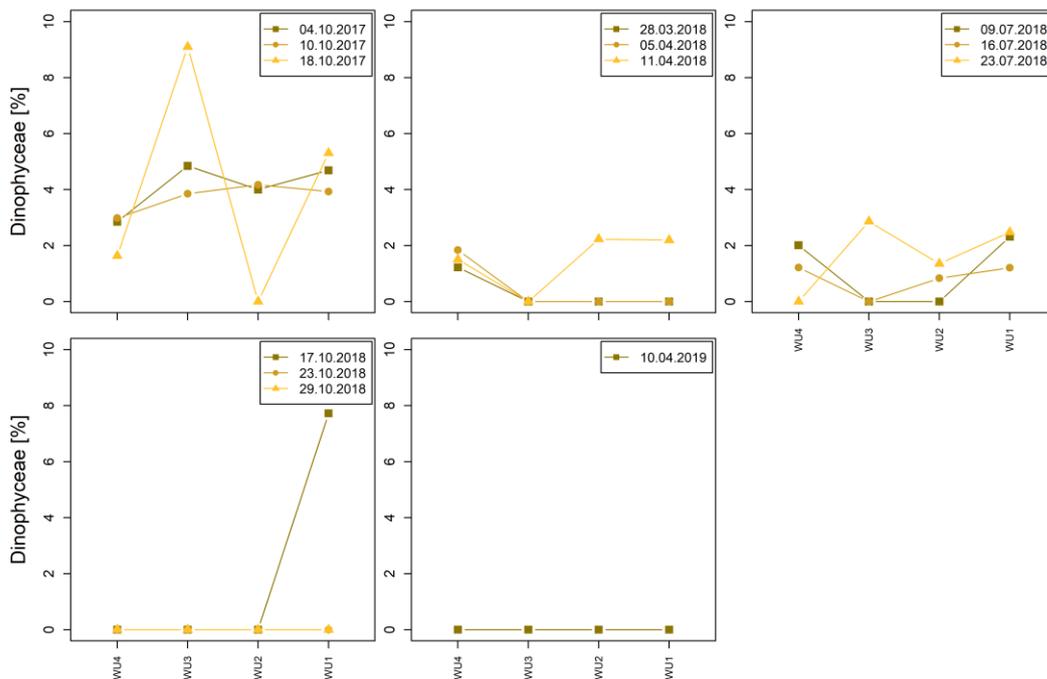


Abb. 60. Relative Anteile der Dinophyceae an allen Terminen der fünf Kampagnen an vier Standorten im Bereich der Wulka.

Figure 60. Percentage of Dinophyceae on all dates of the five campaigns at four locations in the Wulka area.

7.2 Häufigkeitsverteilung der wichtigsten Arten

Distribution of the most important species

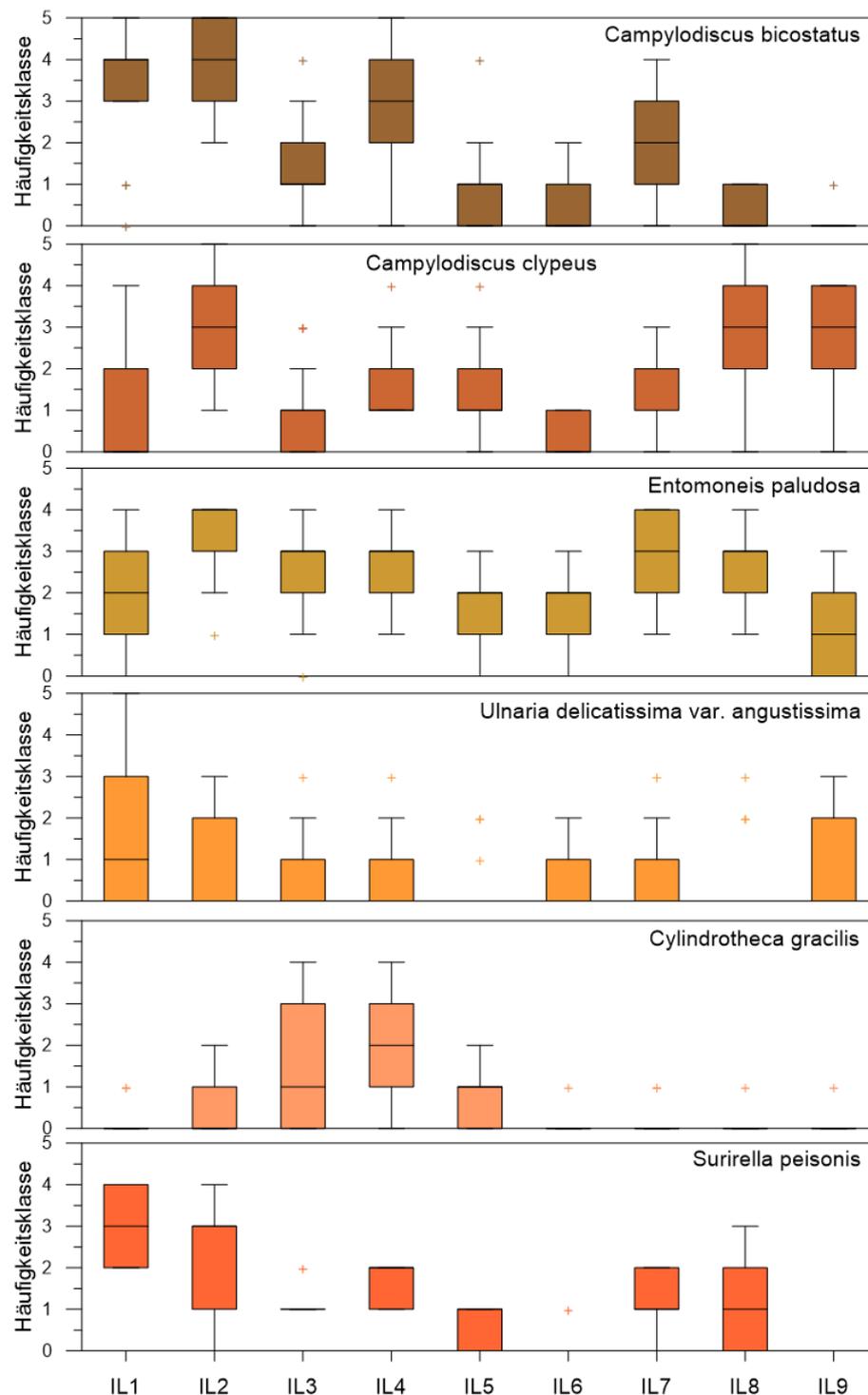


Abb. 61. Häufigkeitsverteilung charakteristischer Taxa an neun Untersuchungsstellen im Bereich Illmitz, dargestellt als Boxplots über alle Untersuchungstermine (Teil 1: Bacillariophyceae).

Figure 61. Distribution of characteristic taxa at nine sampling locations in the Illmitz area, shown as box plots over all sampling dates (Part 1: Bacillariophyceae).

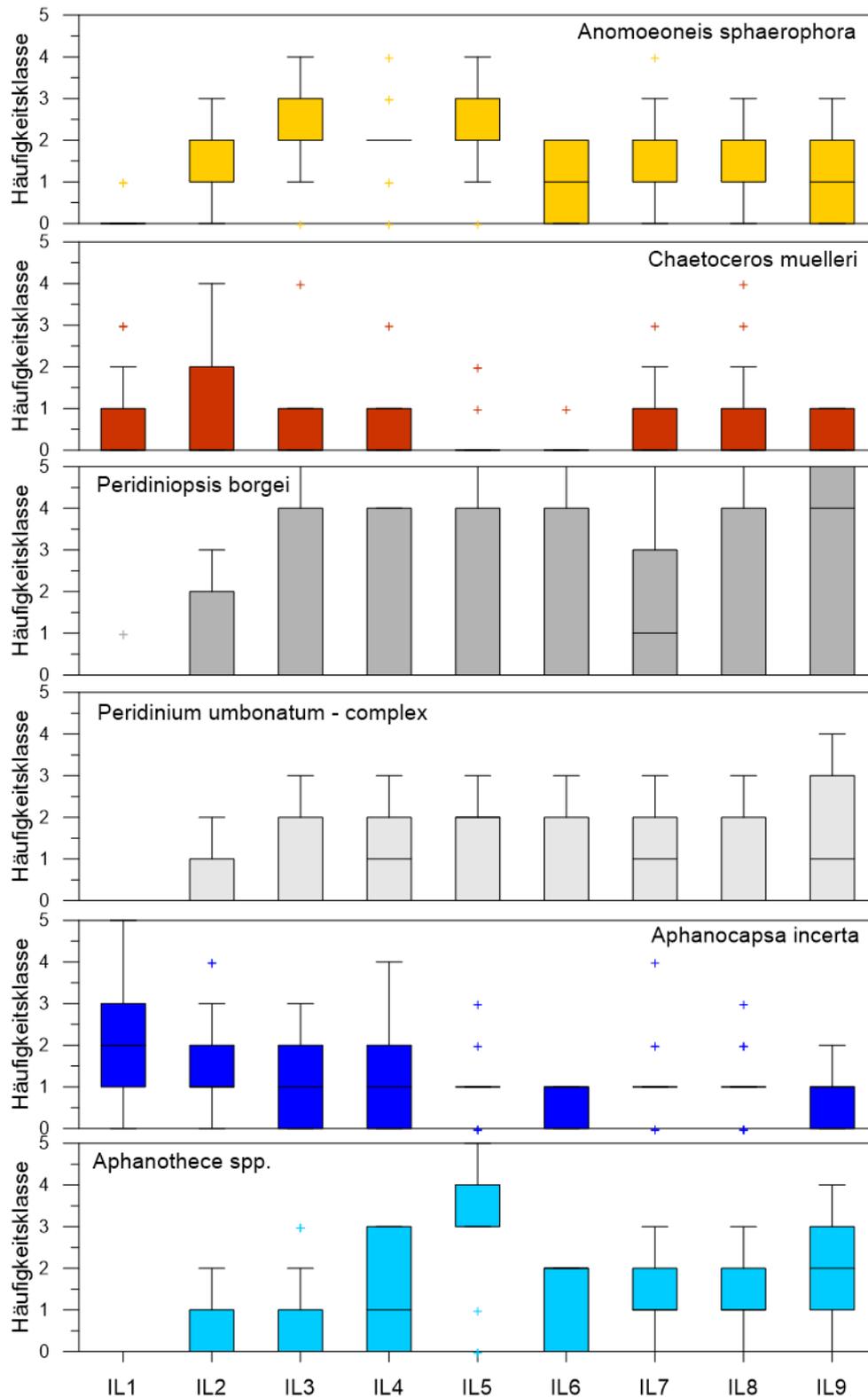


Abb. 62. Häufigkeitsverteilung charakteristischer Taxa an neun Untersuchungsstellen im Bereich Illmitz, dargestellt als Boxplots über alle Untersuchungstermine (Teil 2: Bacillariophyceae, Dinophyceae, Cyanophyceae).

Figure 62. Distribution of characteristic taxa at nine sampling locations in the Illmitz area, shown as box plots over all sampling dates (Part 2: Bacillariophyceae, Dinophyceae, Cyanophyceae).

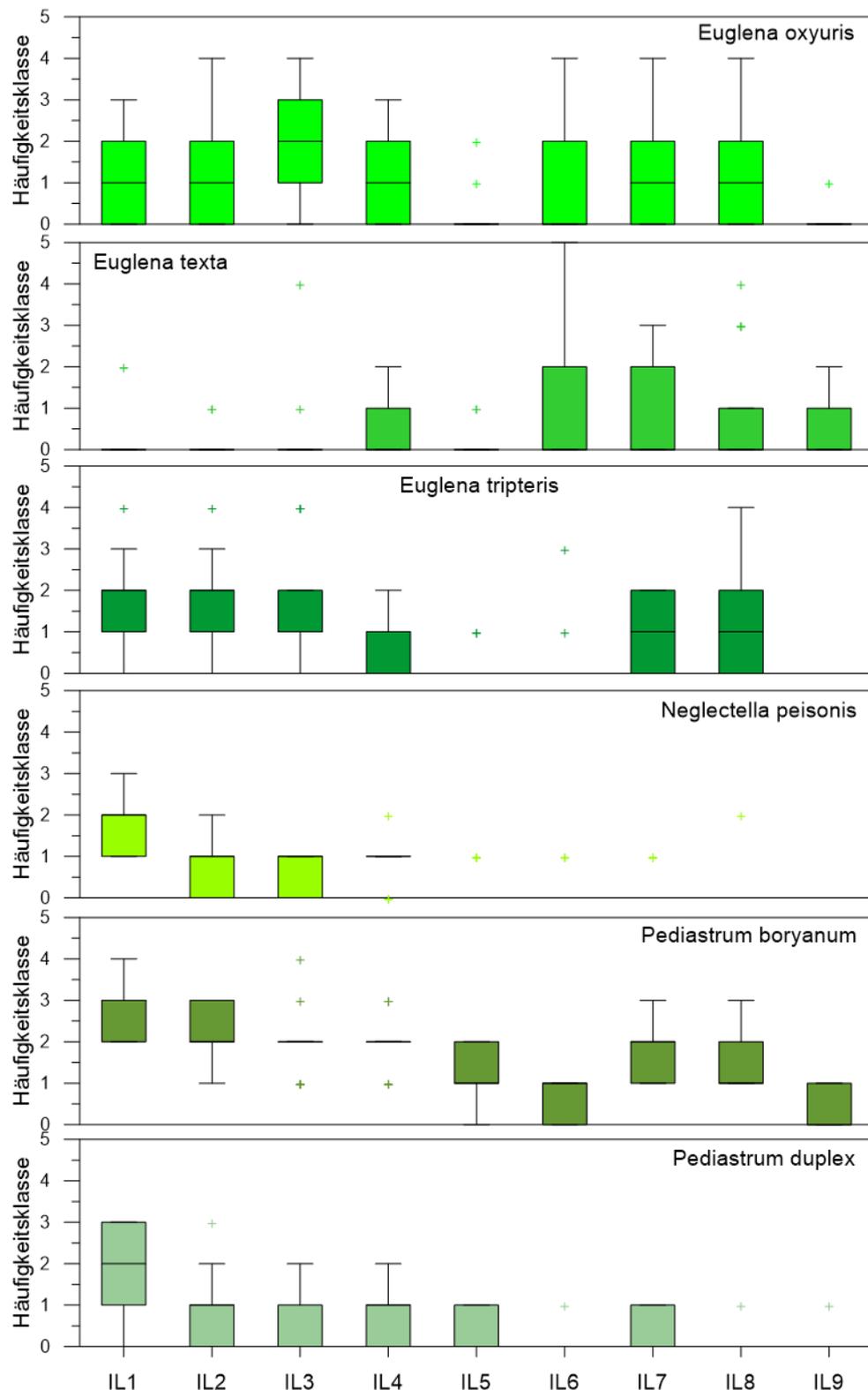


Abb. 63. Häufigkeitsverteilung charakteristischer Taxa an neun Untersuchungsstellen im Bereich Illmitz, dargestellt als Boxplots über alle Untersuchungstermine (Teil 3: Euglenophyceae, Chlorophyceae).

Figure 63. Distribution of characteristic taxa at nine sampling locations in the Illmitz area, shown as box plots over all sampling dates (Part 3: Euglenophyceae, Chlorophyceae).

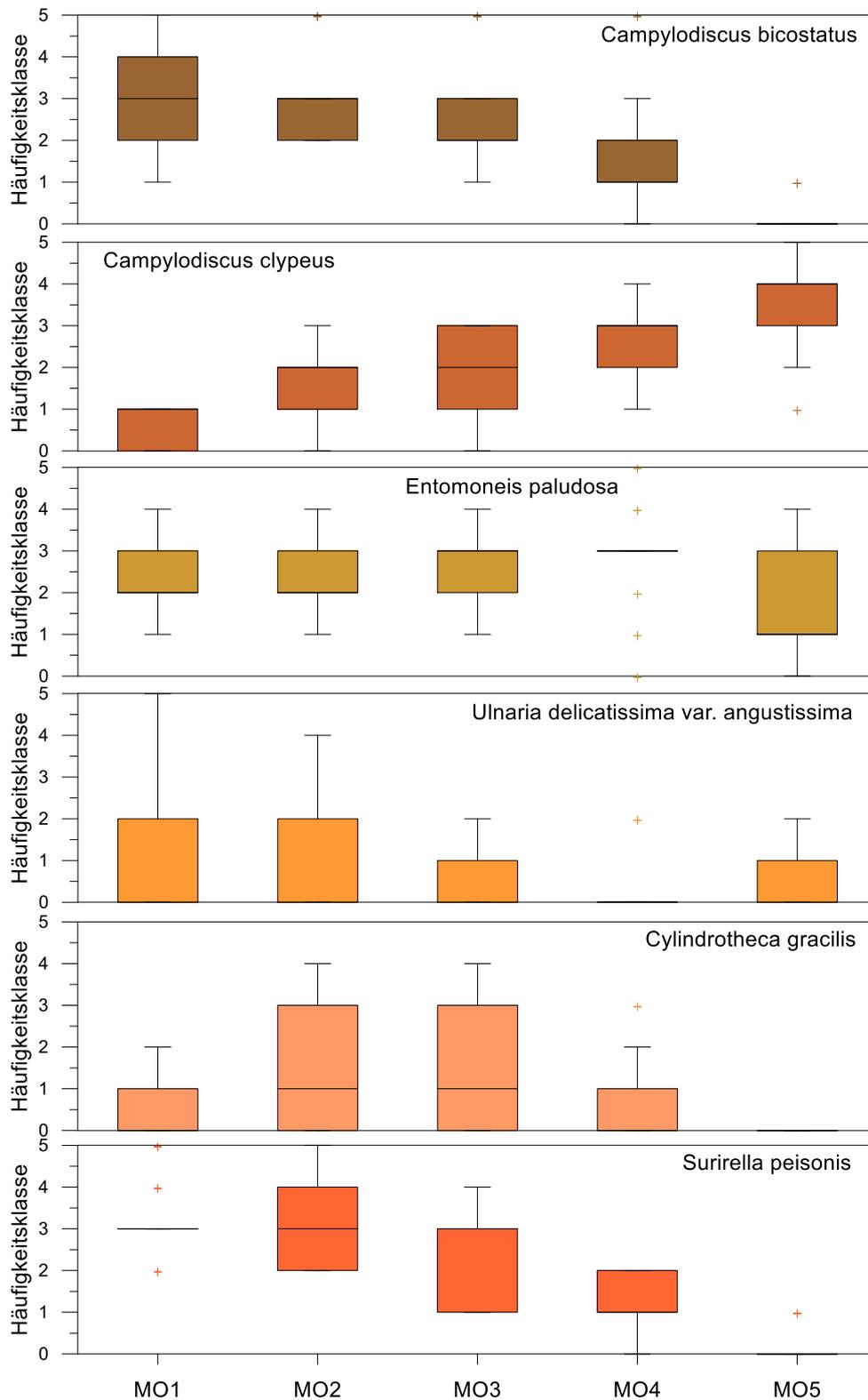


Abb. 64. Häufigkeitsverteilung charakteristischer Taxa an fünf Untersuchungsstellen im Bereich Mörbisch, dargestellt als Boxplots über alle Untersuchungstermine (Teil 1: Bacillariophyceae).

Figure 64. Distribution of characteristic taxa at five sampling locations in the Mörbisch area, shown as box plots over all sampling dates (Part 1: Bacillariophyceae).

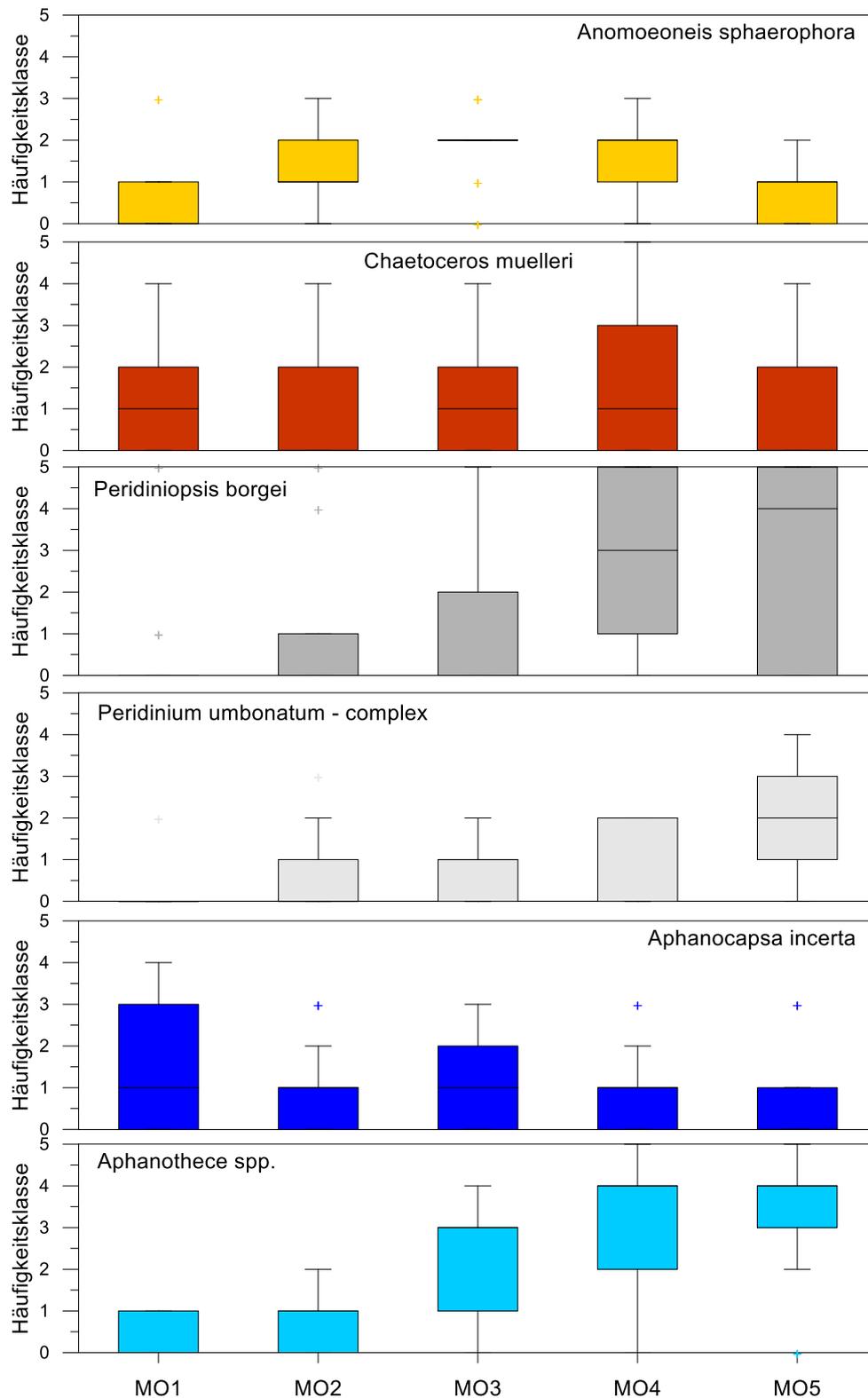


Abb. 65. Häufigkeitsverteilung charakteristischer Taxa an fünf Untersuchungsstellen im Bereich Mörbisch, dargestellt als Boxplots über alle Untersuchungstermine (Teil 2: Bacillariophyceae, Dinophyceae, Cyanophyceae).

Figure 65. Distribution of characteristic taxa at five sampling locations in the Mörbisch area, shown as box plots over all sampling dates (Part 2: Bacillariophyceae, Dinophyceae, Cyanophyceae).

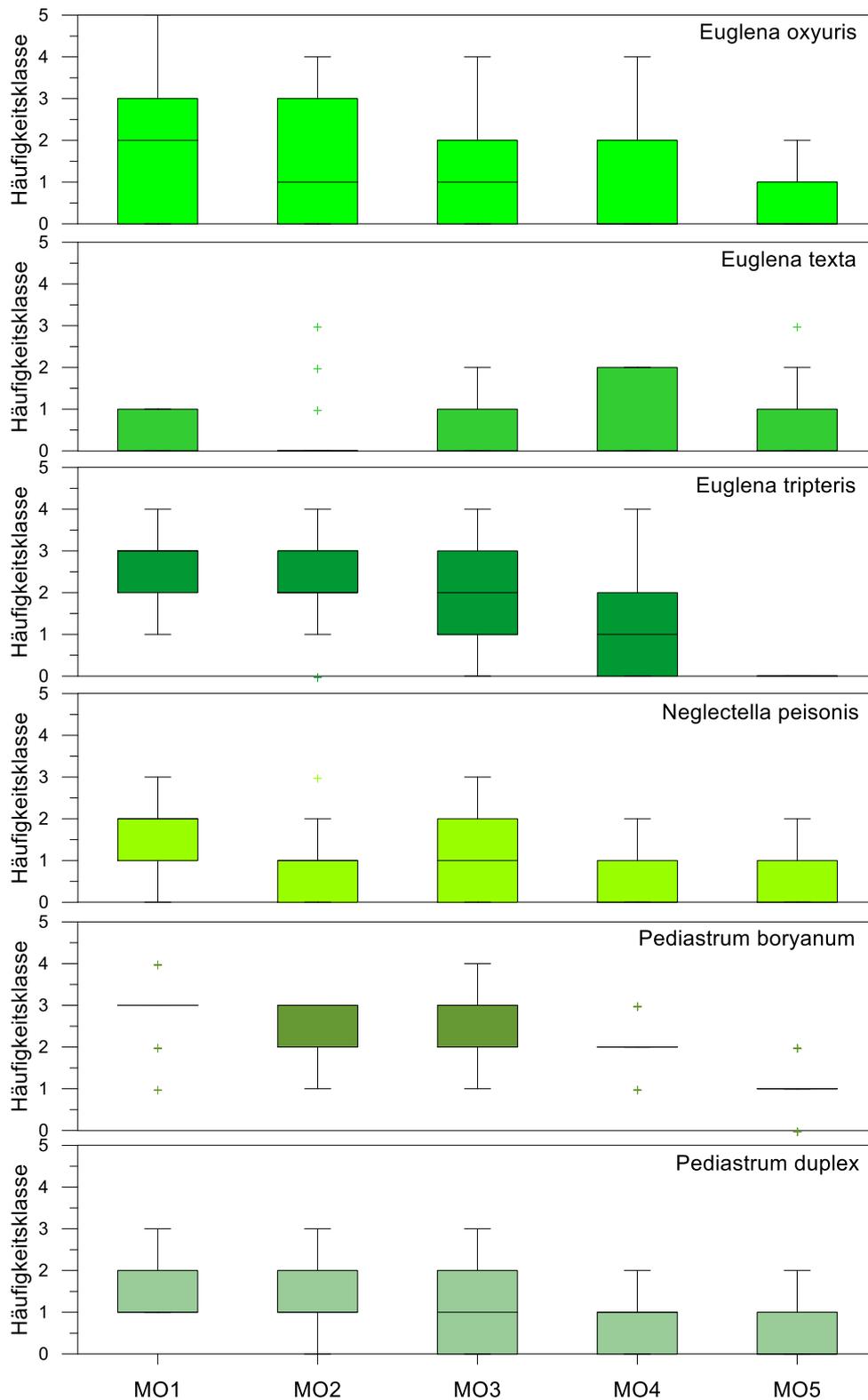


Abb. 66. Häufigkeitsverteilung charakteristischer Taxa an fünf Untersuchungsstellen im Bereich Mörbisch, dargestellt als Boxplots über alle Untersuchungstermine (Teil 3: Euglenophyceae, Chlorophyceae).

Figure 66. Distribution of characteristic taxa at five sampling locations in the Mörbisch area, shown as box plots over all sampling dates (Part 3: Euglenophyceae, Chlorophyceae).