

Das Zooplankton der Montiggler Seen (Überetsch, Südtirol) in den Jahren 1979–2015

Abstract

The zooplankton of the Lakes of Monticolo/Montigggl from 1979–2015 (Überetsch, South Tyrol)

Results of a zooplanktonic rotifer and crustacean monitoring carried out from 1979 to 2015 on two medium altitude lakes located near Bolzano (Italy) are presented. The two adjacent lakes, affected by high natural pollution and rapidly increasing anthropogenic stress, underwent rapid eutrophication requiring restoration since the seventies. Zooplankton species diversity and composition were similar for the two lakes, with the same rotifer species dominating, *Filinia terminalis*, *Keratella cochlearis* and *Polyarthra dolichoptera*, but with *Keratella cochlearis* as the most frequent species in the Large Lake of Monticolo/Montigggl and *Filinia terminalis* in the Small Lake of Monticolo/Montigggl. The prevailing cladocerans were small forms (*Bosmina* spp. and *Ceriodaphnia* spp.) for both lakes. Among the copepods the calanoid species *Eudiaptomus gracilis* predominated, while cyclopoid copepods only played a role in the Large Lake.

In both lakes the withdrawal of nutrient-rich deep water, a restoration measure, caused a sharp decrease in the rotifer densities during the first years of the study and remained more or less constant afterwards. The density of the copepods decreased slightly from 1979 to 2015 in the Large Lake, while no significant long-term changes were observed for cladocerans.

The zooplankton-based trophic evaluation yielded a mesotrophic state with tendency to eutrophy for both lakes. When comparing the zooplankton of the two lakes, differences emerged in the quantitative occurrence of individual species, mainly due to differences in morphometry and catchment area.

Einleitung

Das Zooplankton umfasst alle im freien Wasser (Pelagial) schwebenden, überwiegend mikroskopisch kleinen Tiere und setzt sich aus Larven von Insekten (Insecta), aus Kleinkrebsen (Crustacea), Rädertieren (Rotifera), Nessel-tieren (Hydrozoa) und Einzel-lern (Protisten) zusammen; gelegentlich können auch Vertreter anderer Tiergruppen wie die Larven der Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) im Zooplankton auftreten. Es trägt durch seine zentrale Stellung im Nahrungsnetz wesentlich zum Funktionieren des Ökosystems bei und ist nicht nur ein wichtiges Bindeglied zwischen den Primärproduzenten (Algen) und den Endkonsumenten (Fische), sondern spielt auch eine wichtige Rolle im biochemischen Nährstoffkreislauf.

Das Zooplankton reagiert sehr schnell sowohl auf Veränderungen auf höherer (Fische) oder niedrigerer Trophieebene (Algen, Bakterien) als auch auf Veränderungen abiotischer Faktoren (ANTON-PARDO et al. 2013, GÜRBÜZER et al. 2017, GARCÍA-CHICOTE et al. 2018). Da der Arbeitsaufwand bei Zooplanktonuntersuchungen vergleichsweise gering ist und man inzwischen auf ein umfangreiches Grundlagen- und Erfahrungswissen zurückgreifen kann (u. a. EJS-MONT-KARABIN 2012, HABERMAN & HALDNA 2014), eignet sich das Zooplankton insbesondere für die Langzeitüberwachung von Seen (DENEKE 2002).

Keywords: Rotifers, crustaceans, long-term study, trophic classification, lake comparison.

Adresse der Autorin und des Autors:

Bertha Thaler &
Danilo Tait
Mühlbachpromenade 12
39100 Bozen
berta_thaler@yahoo.it

eingereicht: 06.05.2021
angenommen: 11.08.2021

DOI: 10.5281/
zenodo.5268721

Die ersten Angaben über das Zooplankton der Montiggler Seen findet man in HUBER (1906) und PESTA (1923), seit 1975 werden die Montiggler Seen, wie alle wichtigen Südtiroler Seen und Wasserspeicher, vom Biologischen Labor der Landesagentur für Umwelt und Klimaschutz der Provinz Bozen überwacht. In der vorliegenden Studie werden die Ergebnisse der in den Jahren 1979–2015 durchgeführten Untersuchungen des Zooplanktons der beiden Montiggler Seen vorgestellt. Bis 1979 liegen physikalische Daten über Sauerstoff und Basisionen sowie qualitative Daten der biologischen Komponenten vor, ab 1979 wurde die Palette der chemischen Untersuchungsparameter erweitert und das Phyto- und Zooplankton auch quantitativ erfasst.

Hauptziele dieser Studie sind die Bestandsaufnahme der im Pelagial lebenden Rädertiere und Crustaceen der Montiggler Seen als Grundlage für die Beurteilung zukünftiger Veränderungen, die Dokumentation der Langzeitentwicklung dieser Tiergruppen in den Jahren 1979 bis 2015 – nicht zuletzt im Zusammenhang mit den erfolgten und laufenden Restaurierungsmaßnahmen –, die trophische Charakterisierung anhand des Zooplanktons und der Vergleich der beiden Seen.

Untersuchungsgebiet

Die Montiggler Seen (Abb. 1) liegen 20 km südwestlich von Bozen auf dem Mitterberg, einem kleinen Bergrücken, der sich zwischen dem Etschtal und dem Überetsch bis auf etwa 700 m erhebt. Sie füllen zwei von eiszeitlichen Gletschern ausgeschliffene Mulden aus Bozner Quarzporphyr und sind durch einen Felsriegel voneinander getrennt. Der Kleine Montiggler See, in weiterer Folge als KMS bezeichnet, besitzt keinen oberirdischen Zufluss und wird durch Niederschläge und Grundwasserquellen gespeist, der oberirdische Abfluss führt nur nach starken Niederschlägen Wasser, das in den darunter liegenden Großen Montiggler See, in weiterer Folge als GMS bezeichnet, fließt. Dieser wird ebenfalls hauptsächlich durch Niederschläge und Grundwasser gespeist, besitzt aber einen ständig aktiven Abfluss. Die Seen sind zum größten Teil (GMS) bzw. fast zur Gänze (KMS) von Mischwald umgeben.



Abb. 1: Orthofoto (Geobrowser; Aufnahme zum Zeitpunkt einer Algenblüte im Kleinen Montiggler See) und Foto des Großen (links) und des Kleinen Montiggler Sees (rechts).

Die wichtigsten morphometrischen Parameter der Seen sind in Tab.1 zusammengefasst, weitere Angaben über die Morphometrie der Seen finden sich in THALER & TAIT (1981 b und 1981 c).

Beide Seen wiesen zu Beginn der vorliegenden Untersuchung eine relativ hohe Nährstoffbelastung auf; Ursachen für die Eutrophierung der Montiggler Seen sind hauptsächlich ungünstige natürliche Voraussetzungen wie geringer Wasseraustausch und hoher Eintrag von allochthonem Material (hauptsächlich Laub), aber auch anthropogene Belastung (attraktives Naherholungsgebiet, Badebetrieb, intensive fischereiliche Nutzung).

Besonders im KMS führte die zunehmende Eutrophierung bereits Mitte der 70er Jahre zu negativen Erscheinungen wie starkem Sauerstoffschwund unter der Winterdecke. Im Winter 1974/75 und 1975/76 leitete man daher zur Verbesserung des Seenzustandes Frischwasser aus einer außerhalb des Einzugsgebietes gelegenen Quelle ein (SCHENK 1979); langfristig wirkte sich diese Maßnahme jedoch – vor allem aufgrund des hohen Sulfatgehalts des zugeleiteten Wassers – negativ auf den See aus. Ende der 70er Jahre begann man mit der Umsetzung weiterer Restaurierungsmaßnahmen: der KMS wird seit Ende 1978 jährlich während der Wintermonate mit reinem Sauerstoff belüftet (THALER & TAIT 1981 a), hauptsächlich zur Symptombekämpfung, eine einmalige

Tab.1: Morphometrische Parameter der Montiggler Seen (GMS, Großer Montiggler See; KMS, Kleiner Montiggler See).

	GMS	KMS
Seehöhe (m ü.N.N.)	492	519
Fläche (ha)	17,8	5,2
Max. Tiefe (m)	12,5	14,8
Mittl. Tiefe (m)	8,4	9,9
Uferlinie (m)	2020	890
Einzugsgebiet (km ²)	2,27	1,25
Einzugsgebiet/Seefläche	12,8	24

Tab. 2: Wichtigste chemisch-physikalische Parameter der Montiggler Seen in den Jahren 1979–2015 und Zeittrend (GMS, Großer Montiggler See; KMS, Kleiner Montiggler See).

Parameter	Einheit	GMS				KMS			
		Min.	Max.	Mittel	Trend r_s	Min.	Max.	Mittel	Trend r_s
Temperatur	°C	3,4	25,9	9,2	n. s.	3,3	25,8	7,4	n. s.
pH		6,42	8,92	7,55	n. s.	6,36	8,97	7,45	n. s.
O ₂ -Sättigung	%	0	156	57	n. s.	0	206	53	n. s.
Leitfähigkeit	µS cm ⁻¹	218	555	291	n. s.	252	717	320	-0,51***
HCO ₃	mg L ⁻¹	117	273	234	n. s.	123	312	235	0,23*
Calcium	mg L ⁻¹	23,4	54,5	35,8	n. s.	13,4	80,2	43,3	-0,58***
Magnesium	mg L ⁻¹	1,9	17,0	12,5	n. s.	4,0	16,1	11,6	-0,65***
Sulfat	mg L ⁻¹	0	18,0	10,7	-0,63***	0	58,0	28,3	-0,93***
Chlorid	mg L ⁻¹	5,4	11,7	8,9	n. s.	1,45	7,7	4,6	n. s.
TOC	mg L ⁻¹	2,1	8,6	5,6	0,44***	2,9	13,8	6,2	0,21***
N-NO ₃	µg L ⁻¹	0	230	38	-0,54***	0	223	34	-0,54***
N-NH ₄	µg L ⁻¹	0	5810	406	-0,23***	0	6637	567	-0,20***
TP	µg L ⁻¹	9	690	55	n. s.	9	1932	70	n. s.
TP euphot.	µg L ⁻¹	9	75	26	n. s.	9	105	26	0,20***
Chl <i>a</i> euphot.	µg L ⁻¹	0,5	36,1	6,4	n. s.	0,1	31,5	4,3	n. s.
Sichttiefe	m	1,3	7,2	3,7	n. s.	1,0	10,0	4,5	0,27***

r_s , Spearman-Korrelationskoeffizient; ***, $p < ,001$; *, $p < ,05$; n. s., nicht signifikant; HCO₃, Bikarbonat; TOC, Gesamtkohlenstoff; N-NO₃, Nitrat-Stickstoff; N-NH₄, Ammonium-Stickstoff; TP, Gesamtphosphor; euphot., euphotische Zone; Chl *a*, Chlorophyll *a*.

Belüftung des GMS erfolgte im Winter 1979/1980. Seit 1979 (KMS) bzw. 1980 (GMS) wird nährstoffreiches sauerstoffreiches Tiefenwasser abgeleitet und für Berechnungszwecke verwendet (zuvor wurde Wasser von der Oberfläche entnommen). Die Tiefenwasserableitung führte anfangs zu einer starken Abnahme der Nährstoffkonzentrationen, vor allem in den untersten Wasserschichten. Da aufgrund der niedrigen natürlichen Wasserzufuhr nur geringe Wassermengen abgeleitet werden können, pendelte sich der Nährstoffgehalt der Seen bald auf ein mehr oder weniger konstantes Niveau ein: die Entnahme von Nährstoffen reicht lediglich aus, um deren Zufuhr von außen und aus dem Sediment zu kompensieren.

Die wichtigsten chemisch-physikalischen Parameter sind in Tab. 2 zusammengefasst (Daten des Biologischen Labors, THALER & TAIT 1981a, 1981e, 1987, 1995).

Methoden

Alle hier vorgestellten Daten wurden vom Biologischen Labor der Landesagentur für Umwelt und Klimaschutz der Provinz Bozen in den Jahren 1979–2015 im Rahmen der Überwachung der Südtiroler Seen erhoben.

Die Entnahme der Zooplanktonproben erfolgte wie die Entnahme der Proben für die chemische Wasseranalyse mit Hilfe eines Wasserschöpfers an der tiefsten Stelle des Sees; im ersten Untersuchungsjahr wurde ein 2L-Ruttner-Schöpfer verwendet, von 1980 bis 1991 ein 5L-Schindler-Schöpfer und ab 1993 ein 5L-Uwitec-Wasserschöpfer. Die Proben wurden in 1-Meter-Intervallen entnommen und anschließend die Proben aus jeweils 3 bis 6 Tiefenstufen zu einer Mischprobe vereint und filtriert. Die Netzmaschenweite betrug zuerst 100 μm , später 47 μm (1998), zur Fixierung wurde in den ersten Jahren 4%iges Formol, dann 90%iger Ethylalkohol (1982) verwendet. Der Wechsel in der Netzmaschenweite könnte die Abundanz des Zooplanktons beeinflusst haben: Cladoceren und Copepoden (ohne Nauplien) können mit einer Maschenweite von 100 μm gut erfasst werden, kleine Rädertiertaxa werden jedoch mit dieser Maschenweite schlechter gefangen.

Die Auszählung der Rädertiere erfolgte in Sedimentierkammern am Umkehrmikroskop (Zeiss Axiovert 35) bei 100facher Vergrößerung; die Crustaceen wurden am Stereomikroskop (Zeiss Stemi SV 11) bei 60facher Vergrößerung gezählt, dabei wurden die cyclopiden und calanoiden Nauplien nicht berücksichtigt. Die Probenentnahme fand in den ersten Untersuchungsjahren am KMS in etwa monatlichen, am GMS in zwei-monatlichen Abständen statt, in der Folge wurde die Frequenz aus Zeitgründen auf 2–4 Probenentnahmen pro Jahr reduziert (1985), wobei die Beprobungen auf das ganze Jahr verteilt waren. Das Zooplankton der beiden Seen wurde an insgesamt 111 (GMS) bzw. 152 (KMS) Terminen erfasst, an zwei Probenentnahmen wurden am GMS nur die Rädertiere erhoben, an sieben Terminen am KMS nur die Crustaceen; aus den Jahren 1986–1990 liegen für den GMS keine Daten vor.

Die Bestimmung der Rädertiere erfolgte anhand RUTTNER-KOLISKO (1974) und BRAIONI & GELMINI (1983), die Crustaceen wurden anhand FLÖSSNER (1973), MARGARITORA (1983), KIEFER (1978) und EINSLE (1993) bestimmt.

Die Individuendichten der einzelnen Arten pro Probenentnahme wurden als gewichtete Mittelwerte unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Volumina der untersuchten Wasserschichten berechnet.

Die Langzeitentwicklung wurde mit Hilfe von lokal gewichteten Streudiagramm-Glättungslinien (Loess-Methode, Spannbreite = 0,5) dargestellt; diese nichtparametrische Methode beruht auf der Interpolation zwischen Stichprobenlücken und ermöglicht die Darstellung von Trends, jedoch keine statistischen Tests. Die Berechnung von Diversität (Shannon-Index) und Dominanz (1 – Simpson-Index), die statistische Auswertung der Daten sowie die Erstellung der Graphiken erfolgten mit der Statistik Software R (R Core Team, 2020) via RStudio Version 1.4.1103, sowie anhand von WICKHAM (2016); es wurden nur nichtparametrische Tests verwendet.

Ergebnisse und Diskussion

Artenspektrum und Artenzusammensetzung

Objekt der vorliegenden Untersuchung sind die Zooplanktongruppen der Rädertiere und der Crustaceen (Cladoceren und Copepoden), Vertreter anderer Gruppen werden mit der verwendeten Untersuchungsmethodik nicht quantitativ erfasst, wurden jedoch vereinzelt angetroffen. So enthielten Proben aus dem GMS Larven der Zebramuschel *Dreissena polymorpha*, die 2001 erstmals im GMS – und erstmals in Südtirol – gefunden wurde (MORPURGO & THALER 2002); in beiden Seen traten Larven der Büschelmücke *Chaoborus* sp. auf. Die im Sommer 2015 im GMS zum ersten Mal festgestellte Süßwassermeduse *Craspedacusta sowerbii* (MORPURGO & ALBER 2015) wurde während des Untersuchungszeitraums nie beobachtet.

Die beiden Montiggler Seen wiesen ein sehr ähnliches Artenspektrum auf (Tab. 3); im GMS wurden insgesamt 30 Rädertier- und 14 Crustaceenarten beobachtet, im KMS 31 Rädertier- und 12 Crustaceenarten. Bei den Crustaceen entfielen im GMS 7 Arten auf die pelagischen Cladoceren und 7 Arten auf die Copepoden, im KMS 7 Arten auf die Cladoceren und 5 auf die Copepoden.

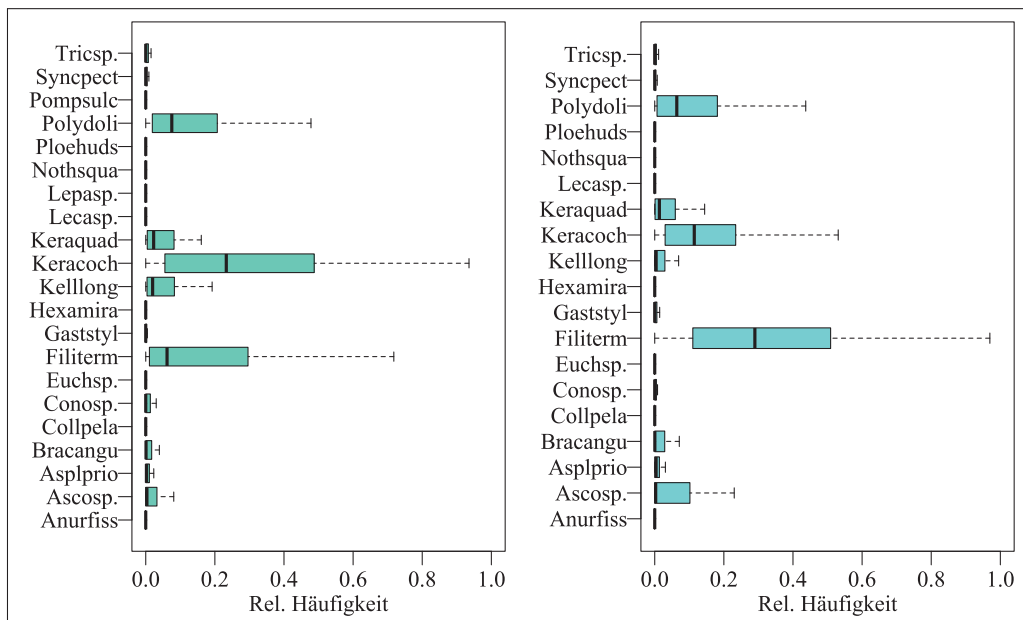


Abb. 2: Relative Häufigkeit der Rädertiere (1979–2015; links GMS, n = 111, rechts KMS, n = 145). Die vertikale Linie in der Box zeigt den Median der Daten an, die Box rahmt die mittleren 50% der Daten ein, Ausreißer werden nicht angezeigt. Erklärung der Abkürzungen s. Tab. 3.

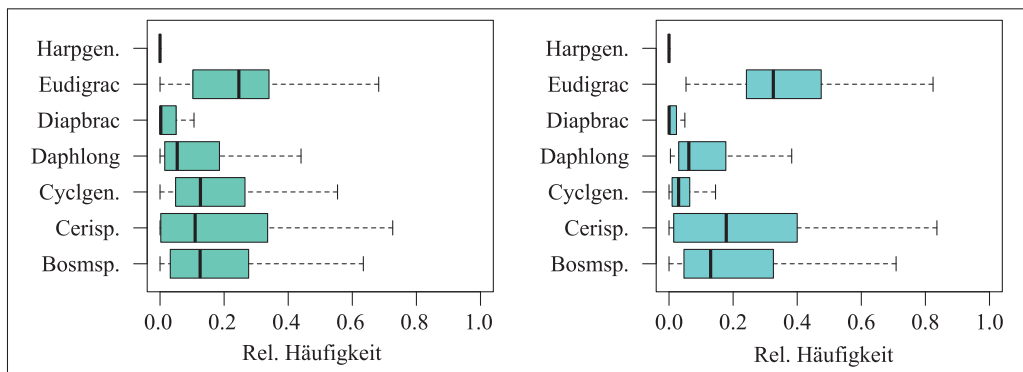


Abb. 3: Relative Häufigkeit der Crustaceen (1979–2015; links GMS, n = 109, rechts KMS, n = 152). Die vertikale Linie in der Box zeigt den Median der Daten an, die Box rahmt die mittleren 50% der Daten ein, Ausreißer werden nicht angezeigt. Erklärung der Abkürzungen s. Tab. 3.

Tab. 3: Zooplankton-Artenliste (GMS, Großer Montiggler See; KMS, Kleiner Montiggler See; Abk., Abkürzung; *, Litoralart).

ROTIFERA	Abk.	GMS	KMS		Abk.	GMS	KMS
<i>Anuraeopsis fissa</i> Gosse, 1851	Anurfiss	+	+	<i>Keratella quadrata</i> (O. F. Müller, 1786)	Keraquad	+	+
<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty, 1850	Ascosp.	+	+	<i>Lecane mira</i> (Murray, 1913)	Lecasp.	+	+
<i>Ascomorpha ovalis</i> (Bergendahl, 1892)	Ascosp.	+	+	<i>Lepadella</i> sp. Bory de St. Vincent, 1826	Lepasp.	+	+
<i>Ascomorpha saltans</i> Bartsch, 1870	Ascosp.	+		<i>Notholca squamula</i> (O. F. Müller, 1786)	Nothsqua	+	+
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	Asplprio	+	+	<i>Ploesoma hudsoni</i> (Imhof, 1891)	Ploehuds	+	+
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	Bracangu	+	+	<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925	Polydoli	+	+
<i>Collotheca pelagica</i> (Rousselet, 1893)	Collpela	+	+	<i>Polyarthra major</i> Burckhardt, 1900			+
<i>Conochilus</i> gr. <i>unicornis-hippocrepis</i> Ehrenberg, 1834	Conosp.	+	+	<i>Polyarthra remata</i> Skorikov, 1896		+	+
<i>Conochilus</i> gr. <i>natans-</i> <i>dossuarius</i> Hlava, 1904	Conosp.	+	+	<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson, 1885	Pompsulc	+	
<i>Euchlanis</i> sp. Ehrenberg, 1832	Euchsp.	+	+	<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832	Syncpect	+	+
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)			+	<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)	Tricsp.	+	+
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)	Filiterm	+	+	<i>Trichocerca elongata</i> (Gosse, 1886)	Tricsp.	+	+
<i>Gastropus stylifer</i> (Imhof, 1891)	Gaststyl	+	+	<i>Trichocerca longiseta</i> (Schrank, 1802)	Tricsp.	+	+
<i>Hexarthra mira</i> (Hudson, 1871)	Hexamira	+	+	<i>Trichocerca porcellus</i> (Gosse, 1851)	Tricsp.		+
<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott, 1879)	Kelllong	+	+	<i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings, 1903)	Tricsp.	+	+
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	Keracoch	+	+	<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	Tricsp.	+	+
<i>Keratella hiemalis</i> Carlin, 1943		+	+				

CRUSTACEA	Abk.	GMS	KMS	COPEPODA	Abk.	GMS	KMS
CLADOCERA							
<i>Acroperus harpae</i> (Baird, 1835) *		+		Cyclopoida			
<i>Alona affinis</i> (Leydig, 1860) *		+	+	<i>Cyclops abyssorum</i> Sars, 1863	Cyclgen.	+	+
<i>Bosmina (Bosmina)</i> <i>longirostris</i> (O. F. Müller, 1776)	Bosmsp.	+	+	<i>Cyclops strenuus</i> Fischer, 1851	Cyclgen.	+	+
<i>Bosmina (Eubosmina)</i> <i>longispina</i> Leydig, 1860	Bosmsp.	+	+	<i>Cyclops vicinus</i> Ulianine, 1875	Cyclgen.	+	
<i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars, 1862	Cerisp.	+	+	<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus, 1857)	Cyclgen.	+	+
<i>Ceriodaphnia quadran-</i> <i>gula</i> (O. F. Müller, 1785)	Cerisp.	+	+	<i>Thermocyclops crassus</i> (Fischer, 1853)	Cyclgen.	+	
<i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. Müller, 1776)		+	+	Calanoida			
<i>Daphnia longispina</i> (O. F. Müller, 1776)	Daphlong	+	+	<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Sars, 1863)	Eudigrac	+	+
<i>Diaphanosoma brachyu-</i> <i>rum</i> (Lievin, 1848)	Diapbrac	+	+	Harpacticoida			
				Harpacticidae gen.sp.	Harpgen.	+	+

In beiden Seen machten wenige Arten den Großteil des Rädertierplanktons aus (Abb. 2): sowohl im GMS als auch im KMS wiesen *Keratella cochlearis*, *Filinia terminalis* und *Polyarthra dolichoptera* die größte relative Häufigkeit auf. Der Anteil der einzelnen Arten an der Gesamtabundanz war in den beiden Seen unterschiedlich hoch: bei den Rädertieren war im GMS *Keratella cochlearis* im Mittel des Untersuchungszeitraums am häufigsten, im KMS hingegen *Filinia terminalis*.

Bei den Crustaceen zeigte sich eine gleichmäßigere Verteilung (Abb. 3). Die cyclopiden Copepoden (Cyclopoida) spielten im KMS im Gegensatz zum GMS eine sehr untergeordnete Rolle, die calanoiden Copepoden (Calanoida), vertreten durch eine einzige Art, *Eudiaptomus gracilis*, waren in beiden Seen häufig. Die Cladoceren waren im GMS und im KMS etwa gleich stark vertreten und bestanden hauptsächlich aus kleinen Arten (*Bosmina* spp. und *Ceriodaphnia* spp.), große Arten (*Daphnia longispina* und *Diaphanosoma brachyurum*) machten nur etwa ein Drittel der gesamten Cladoceren aus.

Im Folgenden werden die wichtigsten Arten kurz charakterisiert, Angaben über das jahreszeitliche Auftreten und die Tiefenverteilung dieser Arten sowie quantitative Angaben sind in Tab. A im Anhang zusammengefasst.

Rotifera

Ascomorpha spp.

Nahrungsspezialist (KARABIN 1985; Dinoflagellaten, hpts. *Peridinium*, werden ausgesaugt); in oligo- bis mesotrophen Seen (BERZIŅŠ B. & PEJLER B. 1989).

Filinia terminalis

Kaltstenotherm; Nahrung: Bakterien, Detritus, Protisten, kleine Algen; in eutrophen Seen (RUTTNER-KOLISKO 1980).

Kellicottia longispina

Nahrung: hpts. kleine Algen, auch Protisten, Bakterien und Detritus; in oligo- bis mesotrophen Seen (HABERMAN & HALDNA 2014).

Keratella cochlearis

Euryök; Nahrung: Bakterien, Detritus, Protisten, kleine Algen (WALZ 1995); eine der weltweit häufigsten pelagischen Rädertierarten (POURRIOT 1965).

Keratella quadrata

Bevorzugt tiefere Temperaturen (YIN 2018); Nahrung: kleine Algen, Detritus; Anzeiger für einen erhöhten Trophiegrad (KUCZYŃSKA-KIPPEN 2020).

Polyarthra dolichoptera

Bevorzugt tiefere Temperaturen (VIRRO 2009); Nahrung: hpts. kleine Algen, auch Protisten, Bakterien und Detritus; in Seen mit mittlerem Trophiegrad (KARABIN 1985).

Anuraeopsis fissa, *Brachionus angularis*, *Pompholyx sulcata* und *Trichocerca* spp.

Eutrophieanzeiger (KUCZYŃSKA-KIPPEN 2020).

Ploesoma hudsoni, *Gastropus stylifer*

Anzeiger für einen niedrigen Trophiegrad (EJSMONT-KARABIN 2012).

Cladocera

Bosmina spp.

Im Pelagial und im Litoral; Filtrierer (Algen, Bakterien, Detritus); *B. longispina* in mesotrophen stehenden Gewässern Nordeuropas und der Alpen; *B. longirostris* in eutrophen Gewässern weltweit.

Ceriodaphnia spp.

Eurytherm, bevorzugt aber höhere Temperaturen; im Litoral und im Pelagial; Filtrierer (Algen, Bakterien, Detritus); *C. pulchella* hpts. in nährstoffreichen Gewässern (JENSEN et al. 2013).

Daphnia longispina

Im Pelagial; Filtrierer (Algen, Protisten, Bakterien, Detritus); in Gewässern mit erhöhtem Nährstoffgehalt (LUOTO et al. 2013).

Diaphanosoma brachyurum

Wärmeliebend; im Litoral und im Pelagial; Filtrierer (Algen, Bakterien, Detritus); in Gewässern mit erhöhtem Trophiegrad (KUCZYŃSKA-KIPPEN 2020).

Copepoda

Cyclops strenuus

Bevorzugt niedrige Temperaturen; im Pelagial; in nördlichen Regionen sommerliche Diapause (Ruhestadium im Sediment); Juvenile omnivor, Adulte carnivor; in meso- bis eutrophen Gewässern (NAESS & NILSSEN 1991).

Cyclops vicinus

Im Pelagial und im Litoral; sommerliche Diapause; Juvenile omnivor, Adulte carnivor; in eutrophen Gewässern; in vielen Seen neu ab 1940–1960 (GUTHRUF et al. 2019).

Mesocyclops leuckarti

Kleine in Mitteleuropa sehr weit verbreitete Cyclopidenart; Warmwasserform; im Pelagial und im Litoral; in nördlichen Regionen winterliche Diapause im Uferbereich; Juvenile omnivor, Adulte carnivor; in meso- bis eutrophen Gewässern (HORVÁTH et al. 2017).

Thermocyclops crassus

Weltweit verbreitete kleine Cyclopidenart; thermophil; hpts. im Pelagial; winterliche Diapause; Juvenile omnivor, Adulte carnivor; in meso- bis eutrophen Gewässern (HORVÁTH et al. 2017).

Eudiaptomus gracilis

Weltweit verbreitet, in Mitteleuropa häufigste Calanoidenart; im Pelagial und im Litoral; Filtrierer und Greifer (Algen, Bakterien, Detritus, Rädertiere, Ciliaten; KUNZMANN et al. 2019); in Seen mit unterschiedlichem Trophiegrad, hpts. in oligo- bis mesotrophen Seen (RICCARDI & ROSSETTI 2007).

Bei allen angetroffenen Arten handelt es sich um kosmopolitisch verbreitete Zooplankter, die europaweit und auch weltweit sehr häufig auftreten: die große Dispersionsfähigkeit der Rädertiere und der Crustaceen (SEGERS 2008, FORRÓ et al. 2008, BOXSHALL & DEFAYE 2008) ermöglicht es ihnen, auch weit voneinander entfernte Biotope zu erreichen und bei geeigneten Lebensbedingungen erfolgreich zu besiedeln.

Das Artenspektrum der beiden Seen zeigt nur geringfügige Unterschiede: dies lässt sich hauptsächlich durch die räumliche Nähe erklären (die Seen sind nur ca. 400 m voneinander entfernt). Der Artenaustausch zwischen den beiden Seen erfolgt über den Abfluss des KMS, der in den GMS mündet, über die Verbreitung durch Vögel, aber auch über menschliche Eingriffe (Boote, Fischerei). Da die beiden Seen vergleichbare abiotische Bedingungen aufweisen, konnten sich die Zooplanktonarten im benachbarten See ansiedeln, für die Unterschiede in ihrem quantitativen Auftreten sind Faktoren wie Morphometrie und Einzugsgebiet sowie biotische Wechselwirkungen verantwortlich (WETZEL 2001, SANTOS et al. 2016).

Langzeitentwicklung

Über den ganzen Untersuchungszeitraum betrachtet veränderte sich die Abundanz des Zooplanktons nur wenig, lediglich bei den Rädertieren und den Copepoden war eine leichte Abnahme zu beobachten (Tab. 4). In beiden Seen nahmen die Rädertierdichten in den ersten Untersuchungsjahren (1979 bis 1984) stark ab, in der Folge blieben die Werte weitgehend konstant. Die Dichte der Copepoden verringerte sich von 1979 bis 2015 leicht im GMS, bei den Cladoceren war kein langfristiger Trend erkennbar. Weder Diversität noch Dominanz (nur für die Rädertiere berechnet) veränderten sich signifikant.

Rädertiere

Die Rädertierabundanzen waren im GMS in den ersten Untersuchungsjahren sehr hoch (Abb. 4) – an einem Probenstermin wurde ein Wert von knapp 5000 Ind. L⁻¹ erreicht (Massenentwicklung von *Ascomorpha* spp. am 1.3.1982) –, sanken aber in der Folge ab; die Abnahme wurde hauptsächlich durch den Rückgang der Abundanzen der quantitativ wichtigsten Arten *Keratella cochlearis*, *Filinia terminalis* und *Polyarthra dolichoptera* hervorgerufen. Für den Zeitraum 1979–1984 ergab sich eine mittlere Abundanz von 505 Ind. L⁻¹, von 1991–2015 blieben die Werte auf einem niedrigeren Niveau und es wurde ein Mittel von 204 Ind. L⁻¹ errechnet (aus den Jahren 1986–1990 liegen keine Daten vor).

Die Rädertierabundanzen des KMS waren zu Untersuchungsbeginn ebenfalls hoch – an einzelnen Probensterminen wurden Werte bis 1600 Ind. L⁻¹ erreicht –, nahmen jedoch

Tab. 4: Mittlere, minimale und maximale Abundanz der Rädertiere, Cladoceren und Copepoden und Zeittrend, 1979–2015.

		Abundanz (Ind. L ⁻¹)			Trend
		Mittel	Min	Max	r _s
Rotifera					
	GMS	–	5	4880	-0,49 ***
	KMS	–	2	1626	-0,27 ***
Cladocera					
	GMS	41	1	353	n. s.
	KMS	33	2	145	n. s.
Copepoda					
	GMS	29	1	115	-0,37 ***
	KMS	20	1	94	n. s.

r_s, Spearman-Korrelationskoeffizient; ***, p < ,001; n. s., nicht signifikant.

dann, vor allem aufgrund der Abnahme von *Filinia terminalis*, wie im GMS ab. In den Folgejahren kam es immer wieder zu einzelnen Maxima – zur Hauptsache hervorgerufen von *Filinia terminalis* –, im Durchschnitt blieben die Werte jedoch unter dem Anfangsniveau. Das Mittel des Zeitraums 1979 bis 1985 betrug 387 Ind. L⁻¹ gegenüber 225 Ind. L⁻¹ im Zeitraum 1987 bis 2015.

Die durchwegs niedrigen Abundanzen von typischen Eutrophieanzeigern wie *Brachionus angularis*, *Anuraeopsis fissa* und Arten der Gattung *Trichocerca* nahmen im Laufe des Untersuchungszeitraums vor allem im GMS ab (Tab. A).

Die Langzeitentwicklung der Rädertierabundanzen ist in Abb. 4 anhand einer lokal gewichteten Regressionsglättung (Loess) dargestellt, quantitative Angaben zu den wichtigsten Arten finden sich in Tab. A.

Sowohl im GMS als auch im KMS wurde zu Beginn der vorliegenden Untersuchung mit der Ableitung von Tiefenwasser begonnen und in beiden Seen nahm der Gesamtphosphorgehalt anfangs stark ab (THALER & TAIT 1987, 1995), blieb aber dann auf einem mehr

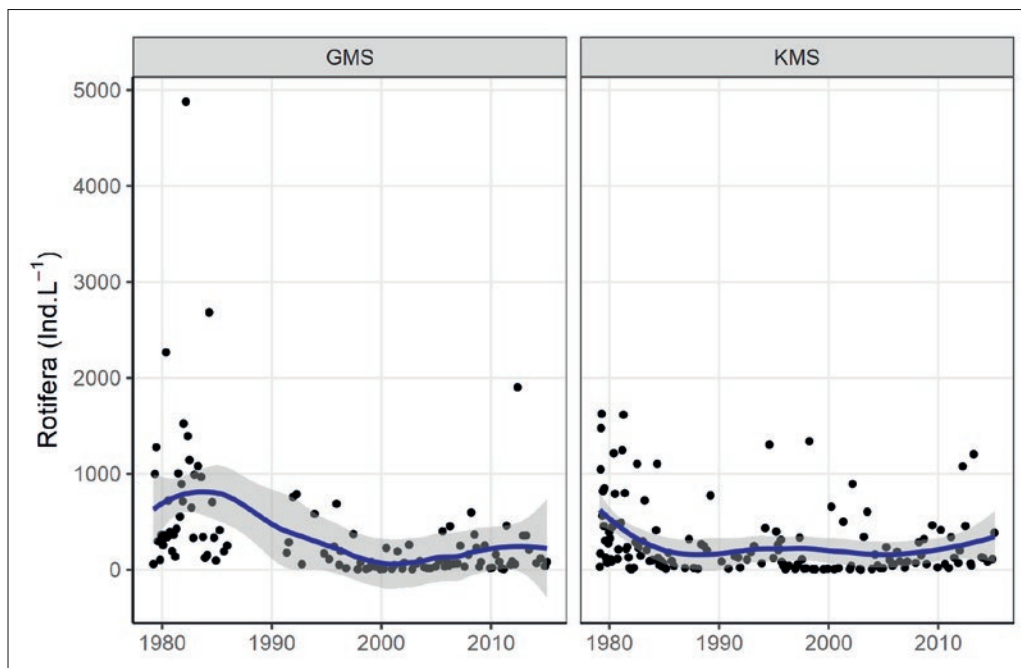


Abb. 4: Langzeitentwicklung der Rädertiere im Großen (GMS, n = 111) und im Kleinen Montiggler See (KMS, n = 145), 1979–2015 (Loess-Glättung; Spannweite = 0,5; graue Schattierung, 95 % Konfidenzintervall; von 1986–1990 liegen für GMS keine Werte vor).

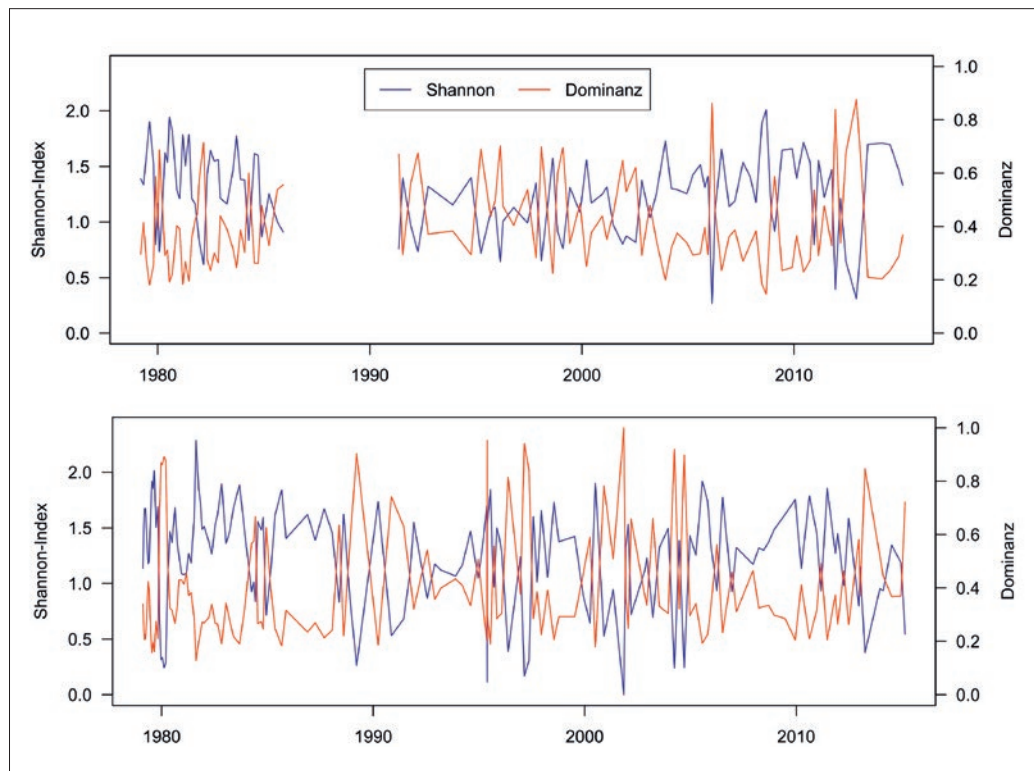


Abb. 5: Diversität (Shannon-Index) und Dominanz (1 - Simpson-Index) der Rädertiere im GMS (oben) und im KMS (unten), 1979–2015 (von 1986–1990 liegen für GMS keine Werte vor).

oder weniger konstanten Niveau: der Verlauf der Rädertierdichten spiegelt diese Entwicklung wider. Auch in anderen Seen wurde ein Zusammenhang zwischen Gesamtporphorgehalt bzw. Trophiegrad und Rädertierdichte festgestellt – mit der Erhöhung des Nahrungsangebots steigen die Abundanzen der Rädertiere (u. a. KARABIN 1985, MANCA et al. 1992, EJSMONT-KARABIN 2012). Verschiedene Autoren weisen aber auch auf die wichtige Rolle von Konkurrenz und Prädation bei der Regulierung der Rädertierpopulationen hin (GILBERT 1988 a, YOSHIDA et al. 2003).

Die Berechnung der Diversität der Rädertiere anhand des Shannon-Index (sowohl die Anzahl als auch die Abundanz der einzelnen Arten werden berücksichtigt) ergab für beide Seen vergleichbare Werte (Abb. 5) und lag zwischen 0,27 und 2,01 (GMS) bzw. 0,17 und 2,29 (KMS), der Mittelwert betrug in beiden Fällen 1,25. Die niedrigsten Werte wurden, vor allem im GMS, fast durchwegs im Winter beobachtet und sind auf ein geringeres Nahrungsangebot und ungünstigere abiotische Bedingungen zurückzuführen. In keinem der beiden Seen konnte eine signifikante Veränderung des Diversitätsindex im Laufe des Untersuchungszeitraums festgestellt werden.

Auch der Dominanzindex (Werte von 0 bis 1; er gibt an, wie gleichmäßig bzw. ungleichmäßig die einzelnen Arten verteilt sind) wies in beiden Seen ähnliche Werte auf (Abb. 5): er betrug im GMS 0,15–0,88 (Mittelwert 0,4), im KMS 0,13–0,95 (Mittelwert 0,4). Wie beim Diversitätsindex zeigte sich auch hier keine Veränderung im Laufe der Untersuchungsjahre. Der zeitweise sehr hohe Indexwert (über 0,8) weist auf das Dominieren von wenigen Arten hin und ist als Zeichen für einen erhöhten Trophiegrad zu werten.

Crustaceen

Cladoceren

Im Gegensatz zu den Rädertieren zeigte die Gesamtdichte der Cladoceren in keinem der beiden Seen signifikante Veränderungen im Laufe des Untersuchungszeitraums (Tab. 4); auf Artniveau war im KMS eine leichte Abnahme von *Daphnia longispina* zu

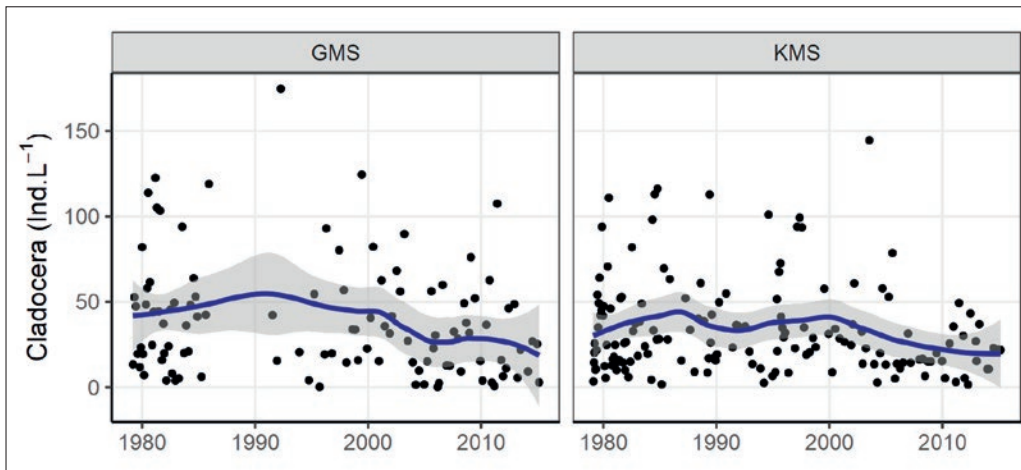


Abb. 6: Langzeitentwicklung der Cladoceren im Großen (GMS, n = 109) und im Kleinen Montigglar See (KMS, n = 152), 1979–2015 (Loess-Glättung; Spannweite = 0,5; graue Schattierung, 95 % Konfidenzintervall; von 1986–1990 liegen für GMS keine Werte vor).

beobachten (Tab. A). Die mittlere Abundanz der Cladoceren betrug im GMS 41 Ind. L⁻¹, im KMS 33 Ind. L⁻¹. Die Langzeitentwicklung ist in Abb. 6 als Loess-Linie dargestellt. Die beiden Cladocerenarten *Bosmina longirostris* und *Bosmina longispina*, die unterschiedliche Nährstoffansprüche aufweisen, wurden erst ab 2001 getrennt gezählt: die einzelnen Arten waren in beiden Seen ungefähr gleich häufig (Tab. A).

Copepoden

Die Dichte der gesamten Copepoden nahm im GMS von 1979 bis 2015 leicht, aber signifikant, ab (Tab. 4); im KMS blieben die Gesamtdichten mehr oder weniger konstant, eine leichte Abnahme von *Eudiaptomus gracilis* (Tab. A) wurde durch höhere Dichten von cyclopoiden Copepoden kompensiert. Die mittlere Abundanz der cyclopoiden Copepoden lag im GMS bei 13 Ind. L⁻¹, im KMS bei 2 Ind. L⁻¹, die mittlere Abundanz der einzigen calanoiden Copepodenart *Eudiaptomus gracilis* betrug im GMS 16 Ind. L⁻¹ und im KMS 18 Ind. L⁻¹ (Tab. A). Die Langzeitentwicklung der gesamten Copepoden wird in Abb. 7 veranschaulicht.

Ein Zusammenhang zwischen den Veränderungen der Copepodendichten und der Abnahme des Gesamtphosphorgehalts ist möglich (STRAILE & GELLER 1998, DOKULIL & HERZIG 2009), die Konkurrenz mit anderen Crustaceenarten und mit Rädertieren ist ebenfalls in Betracht zu ziehen (LAMPERT W. & SOMMER U. 2007).

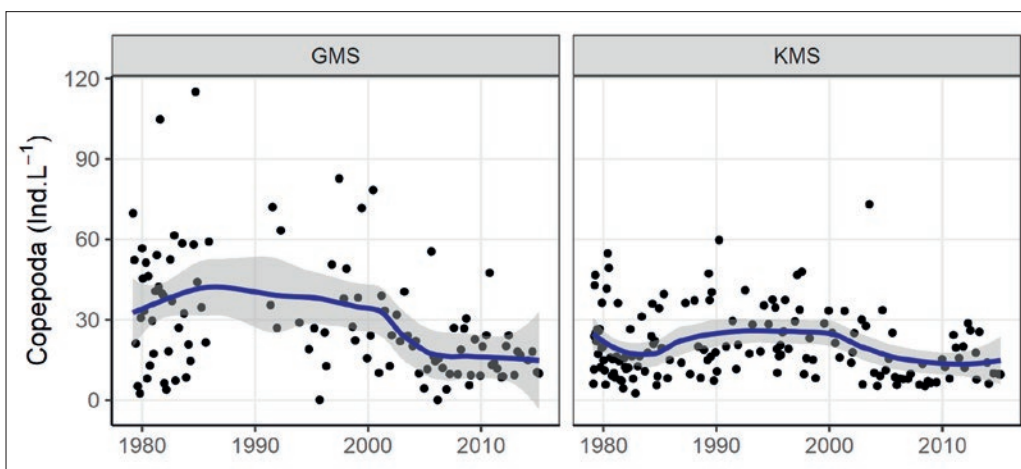


Abb. 7: Langzeitentwicklung der Copepoden im Großen (GMS, n = 109) und im Kleinen Montigglar See (KMS, n = 152), 1979–2015 (Loess-Glättung; Spannweite = 0,5; graue Schattierung, 95 % Konfidenzintervall; von 1986–1990 liegen für GMS keine Werte vor).

Trophische Charakterisierung anhand des Zooplanktons

Zur Charakterisierung des trophischen Zustands eines Sees anhand des Zooplanktons werden meist der Zeigerwert einzelner Arten, die Gesamtabundanzen und die Diversität der Rotifera sowie das Verhältnis zwischen den einzelnen Zooplanktongruppen herangezogen (u. a. GANNON & STEMBERGER 1978, HABERMAN & HALDNA 2014, OCHOCKA & PASZTALENIC 2016). Die aus den beiden Montiggler Seen vorliegenden Zooplanktondaten legen eine Einstufung als mesotroph bis eutroph nahe, wobei zu Beginn des Untersuchungszeitraums eine stärkere Tendenz in Richtung Eutrophie zu beobachten war. Der KMS ist aufgrund der im Vergleich zum GMS ungünstigeren natürlichen Gegebenheiten (geringerer Wasseraustausch – MASO et al. 1989 –, ausgedehntere Tiefenzone, höherer Eintrag von allochthonem Material) stärker durch Eutrophierung bedroht als der GMS, durch die künstliche Belüftung wird diese Gefährdung jedoch verringert.

Die sowohl im GMS als auch im KMS zu den quantitativ wichtigsten Arten zählende *Filinia terminalis* gilt als Eutrophieanzeiger, ebenso die Arten *Anuraeopsis fissa*, *Brachionus angularis*, *Trichocerca* spp. und *Pompholyx sulcata*, die jedoch in keinem der beiden Seen mengenmäßig hervortraten. Die Cladoceren *Bosmina longirostris* und *Diaphanosoma brachyurum* sowie die Copepoden *Mesocyclops leuckarti* und *Cyclops vicinus* werden ebenfalls als eutrophieliebend beschrieben. Neben diesen Arten tritt in beiden Seen aber auch eine Reihe von Zooplanktern auf, die für oligotrophe bis mesotrophe Verhältnisse typisch sind.

Die Gesamtabundanzen der Rädertiere nach 1985 mit einem Mittelwert von 204 Ind. L⁻¹ (GMS) bzw. 225 Ind. L⁻¹ (KMS) weisen beide Seen als mesotroph aus, allerdings mit Tendenz zur Eutrophie aufgrund einzelner Jahresmittelwerte, die deutlich über 400 Ind. L⁻¹ lagen – KARABIN (1985) gibt Werte über 400 Ind. L⁻¹ als typisch für eutrophe Seen an. In den Jahren zuvor waren beide Seen auf der Basis der Rädertierdichten einem höheren Trophiegrad zuzuordnen.

Nach CHEN et al. (2012) kann auch der Rädertier-Diversitätsindex zur Gewässerbeurteilung herangezogen werden: Diversitätswerte zwischen 1 und 2 sind für mesosaprobe Verhältnisse typisch, Werte zwischen 2 und 3 weisen auf oligosaprobe, Werte unter 1 auf polysaprobe Verhältnisse hin. Auf der Basis der Rotatorien-Diversitätsindices sind beide Montiggler Seen dem mesosapoben Bereich zuzuordnen.

Die Zusammensetzung des Zooplanktons ist in beiden Seen durch einen hohen Rädertieranteil gekennzeichnet. Das Zooplankton des GMS setzte sich zu 5 % bis 99 % aus Rädertieren zusammen (Mittel der gesamten Periode 68 %), die Copepoden erreichten zwischen 0 % und 68 % (14 % im Mittel) der Gesamtabundanz, die Cladoceren – zum Großteil kleine Arten – zwischen 1 % und 67 % (18 % im Mittel). Für den KMS ergibt sich ein ähnliches Bild: 6 % bis 98 % Rotifera (im Mittel 67 %), 1 % bis 65 % Copepoden (im Mittel 13 %) und 1 % bis 73 % (20 % im Mittel) Cladoceren.

Das Überwiegen der Rotifera und der geringe Anteil an großen Cladoceren weist auf einen erhöhten Trophiegrad hin (GANNON & STEMBERGER 1978), steht aber auch mit dem hohen Fischbestand der Montiggler Seen in Zusammenhang, der zu einer starken Dezimierung des Crustaceenplanktons führt. Eine Untersuchung über das Fressverhalten der Fische im Kleinen Montiggler See (ADAMI 1987) ergab, dass Crustaceen nicht nur von zooplanktonfressenden Fischen wie Barschen gejagt werden, sondern auch einen wichtigen Nahrungsbestandteil von Allesfressern wie Karpfen und Schleien darstellen, Fischarten, die in beiden Seen stark vertreten sind.

Großer und Kleiner Montiggler See im Vergleich

Das Zooplankton der beiden Montiggler Seen weist in Bezug auf das Artenspektrum und die Artenzusammensetzung große Ähnlichkeit auf, vor allem bedingt durch die räumliche Nähe und vergleichbare abiotische Bedingungen. Die beobachteten Abweichungen betreffen hauptsächlich das quantitative Auftreten einzelner Arten und stehen vermutlich mit der unterschiedlichen Morphometrie der Seen und der unterschiedlichen Beeinflussung durch das Einzugsgebiet in Zusammenhang, Faktoren, die jedem der beiden Seen eine ökologische Individualität verleihen, die sich auch in den pelagischen Lebensgemeinschaften niederschlägt.

Das Artenspektrum der beiden Seen weist mit Jaccard-Koeffizienten J (SCHWERDTFEGGER 1978) von 0,87 (gesamtes Zooplankton), 0,82 (Rädertiere) und 0,86 (Crustaceen) eine große Ähnlichkeit auf (J liegt zwischen 0 und 1, 1 = völlige Übereinstimmung).

Die Aufteilung des Zooplanktons auf die Gruppen Rotifera, Cladocera und Copepoda (Abb. 8 A) ist in den beiden Seen fast identisch: die Rädertiere machten 85% (GMS) bzw. 83,5% (KMS) aller während des Untersuchungszeitraums angetroffenen Individuen aus, die Cladoceren 8,8% bzw. 10,2% und die Copepoden 6,2% bzw. 6,3%.

Bei den Krebsgruppen (Abb. 8 B) zeigen sich deutliche Unterschiede: der Anteil der Cladoceren war in beiden Seen ähnlich – 58,6% im GMS gegenüber 61,8% im KMS –, der Anteil der cyclopoiden Copepoden (Cyclopoida) war im GMS wesentlich höher als im KMS (18,7% gegenüber 4,4% im KMS), die calanoiden Copepoden (Calanoida) spielten im KMS mit 33,8% eine deutlich wichtigere Rolle als im GMS, wo sie nur 22,7% ausmachten.

Bei den Rädertieren (Abb. 8 C) waren die Arten *Keratella cochlearis* und *Polyarthra dolichoptera* im GMS deutlich stärker vertreten als im KMS (28% und 13% bzw. 18% und 9%), *Filinia terminalis* überwog hingegen im KMS (41% gegenüber 18%). Im GMS war *Keratella cochlearis* die häufigste Art, es folgten *Filinia terminalis* und *Polyarthra dolichoptera*, im KMS war *Filinia terminalis* wesentlich häufiger als alle anderen Arten.

Bei den Crustaceen (Abb. 8 D) war die Präsenz der Cladocerenart *Ceriodaphnia* im KMS etwas höher als im GMS (25% gegenüber 19%), hervorzuheben sind jedoch die Unterschiede der Anteile der Copepoden (Cyclopoida und Calanoida): *Eudiaptomus gracilis*, der einzige Vertreter der Calanoida, machte im GMS 22,7% und im KMS 33,8%

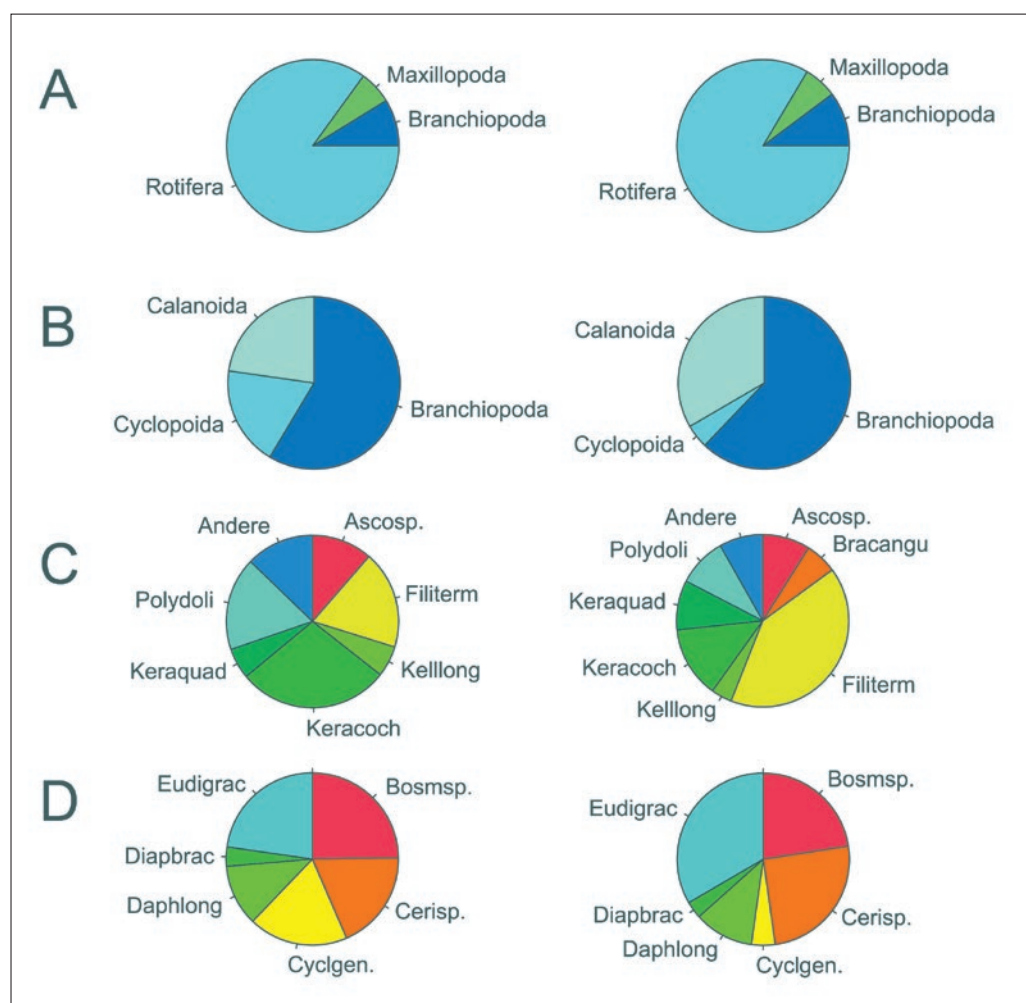


Abb. 8: Zusammensetzung des Zooplanktons im GMS (links) und im KMS (rechts). A – Zooplanktongruppen, B – Crustaceengruppen, C – Rädertiere (Andere, Arten mit Anteil < 3%; Erklärung der Abkürzungen s. Tab. 3), D – Crustaceen (Erklärung der Abkürzungen s. Tab. 3).

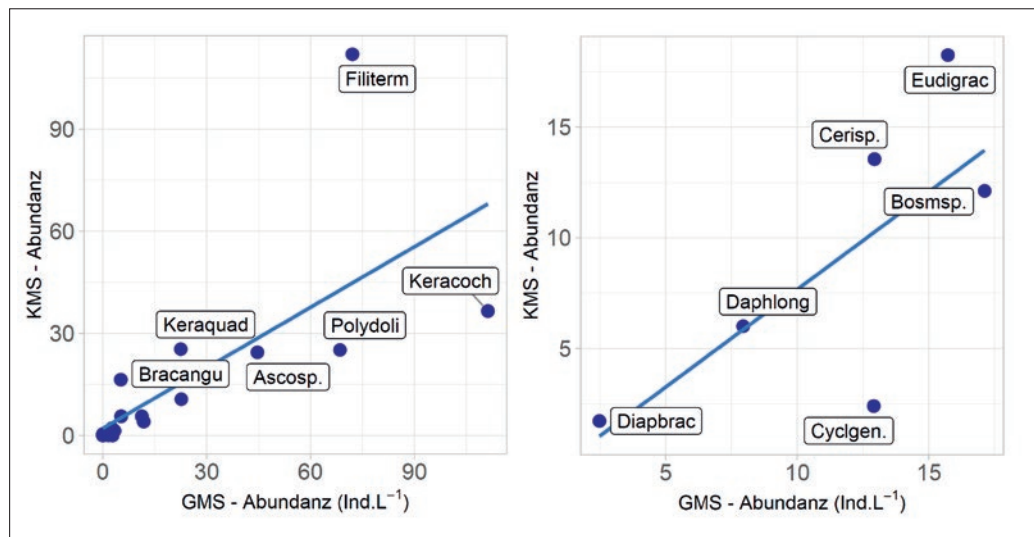


Abb. 9: Mittlere Abundanz der Rotifera (links; $n = 21$; $r_s = 0,89$, $p < ,001$) und der Crustacea (rechts; $n = 6$; n. s.) in den beiden Seen (r_s , Spearman-Korrelationskoeffizient; Erklärung der Abkürzungen s. Tab. 3).

aller im Untersuchungszeitraum angetroffenen Crustaceen aus, die Cyclopoida im GMS 18,7 %, im KMS 4,4 %.

Die mittlere Abundanz der einzelnen Rädertierarten war bei vielen Taxa in beiden Seen ähnlich (Abb. 9), signifikant verschieden waren die Abundanzen von *Filinia terminalis* ($p < ,001$), *Keratella cochlearis* ($p < ,001$), *Keratella quadrata* ($p < ,05$) und *Kellicottia longispina* ($p < ,001$) (Wilcoxon-Test).

Die mittleren Abundanzen der Cladoceren beider Seen unterschieden sich nicht (Wilcoxon-Test); die cyclopoiden Copepoden (Cyclopoida) wiesen im KMS signifikant niedrigere Abundanzen auf als im GMS ($p < ,001$), die calanoiden Copepoden (*Eudiaptomus gracilis*) erreichten hingegen im KMS signifikant höhere Dichten als im GMS ($p < ,01$). Beim Vergleich der Abundanzen in den beiden Seen ist zu beachten, dass nach Volumen gewichtete Mittelwerte verwendet wurden, d.h. es wurden die unterschiedlichen Volumina der untersuchten Wasserschichten in die Berechnung einbezogen: aufgrund der ausgedehnten Tiefenzone mit zeitweise prekären Sauerstoffverhältnissen ist der besiedelbare Bereich im KMS daher kleiner als im GMS.

Die höhere relative (Abb. 2) und absolute Häufigkeit (Abb. 9) von *Filinia terminalis* im KMS könnte mit der Autökologie dieser Art zusammenhängen: *F. terminalis* bevorzugt niedrige Temperaturen, ist unempfindlich gegenüber geringem Sauerstoffgehalt (RUTNER-KOLISKO 1980) und findet daher im ausgedehnten Hypolimnion des KMS geeignete Lebensbedingungen bei geringem Konkurrenzdruck. Das mikrobielle Nahrungsnetz (Protozoen, Pilze und Bakterien) scheint im KMS eine große (THALER & TAIT 1995) und wahrscheinlich wichtigere Rolle als im GMS zu spielen – ein Zusammenhang mit dem im Verhältnis zur Seefläche größeren Einzugsgebiet und mit höherem allochthonem Nährstoffeintrag ist möglich. Da sich *F. terminalis* hauptsächlich von Bakterien und Detritus ernährt, sind die Nahrungsbedingungen für diese Art im KMS optimal.

Auch *Eudiaptomus gracilis*, eine omnivore Art, die sich sowohl von Algen, Bakterien und Detritus als auch von Protisten und Rädertieren ernährt (KUNZMANN et al. 2019), trifft im KMS gute Lebensbedingungen an.

Zusammenfassung

In der vorliegenden Studie werden die Ergebnisse der von 1979 bis 2015 an zwei Mittelgebirgsseen in der Nähe von Bozen durchgeführten Untersuchungen des Rädertier- und Crustaceenzooplanktons vorgestellt. Die beiden nur wenig voneinander entfernten Montiggler Seen weisen neben einer hohen natürlichen Belastung auch eine starke

anthropogene Belastung auf – rasche Eutrophierung machte schon in den 70er Jahren Restaurierungsmaßnahmen notwendig.

Das Artenspektrum und die Artenzusammensetzung waren in den beiden Seen sehr ähnlich: es dominierten die Rädertiere, mit denselben Arten – *Filinia terminalis*, *Keratella cochlearis* und *Polyarthra dolichoptera* –, jedoch im Großen Montiggler See mit *Keratella cochlearis* und im Kleinen Montiggler See mit *Filinia terminalis* als häufigster Art. Wichtigste Vertreter der Cladoceren waren in beiden Seen kleine Formen (*Bosmina* spp. und *Ceriodaphnia* spp.); bei den Copepoden überwog die – einzige – Calanoidenart *Eudiaptomus gracilis*, Cyclopoida spielten nur im Großen Montiggler See eine Rolle.

In beiden Seen nahmen die Rädertierdichten in den ersten Untersuchungsjahren als Reaktion auf die Inbetriebnahme der Ableitung des nährstoffreichen Tiefenwassers stark ab, in der Folge blieben die Werte mehr oder weniger konstant. Die Dichte der Copepoden verringerte sich von 1979 bis 2015 im Großen Montiggler See leicht, bei den Cladoceren waren keine signifikanten Langzeitveränderungen festzustellen.

Die trophische Beurteilung anhand des Zooplanktons ergab für beide Seen einen mesotrophen Zustand mit Tendenz zu Eutrophie. Beim Vergleich des Zooplanktons beider Seen waren Unterschiede im quantitativen Auftreten einzelner Arten zu beobachten, vermutlich aufgrund der unterschiedlichen Morphometrie der Seen und der verschiedenen Größen der Einzugsgebiete.

Dank

Die verwendeten Daten wurden von den Autoren und Mitarbeitern im Rahmen der Überwachung der Südtiroler Seen durch das Biologische Labor der Landesagentur für Umwelt und Klimaschutz der Autonomen Provinz Bozen erhoben. Wir danken der Landesverwaltung für die Zurverfügungstellung der Daten.

Literatur

- ADAMI V., 1987: Untersuchungen über das Freßverhalten der Fische in zwei Südtiroler Seen. Tätigkeitsber. Biol. Lab. Aut. Prov. Bozen, 4: 175–211.
- ANTON-PARDO M., OLMO C., SORIA J. & ARMENGOL X., 2013: Effect of restoration zooplankton community in a permanent interdunal pond. *Int. J. Limn.*, 49: 97–106.
- BERZIŃS B. & PEJLER B., 1989: Rotifer occurrence and trophic degree. *Hydrobiologia*, 182: 171–180.
- BOXSHALL G. A. & DEFAYE D., 2008: Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater. In: Balian E.V., Leveque C. & Segers H. (eds.): *Freshwater animal diversity assessment*. *Hydrobiologia*, 595: 195–207.
- BRAIONI M. G. & GELMINI, D., 1983: Rotiferi Monogononti (Rotatoria: Monogononta). *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. Vol.23: 180 S., Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma.
- CHEN L., LIU Q., PENG Z., HU Z., XUE J. & WANG W., 2012: Rotifer community structure and assessment of water quality in Yangcheng Lake. *Chin. J. Oceanol. Limnol.*, 30 (1): 47–58.
- DENEKE R., 2002: Welchen Beitrag kann das Metazooplankton zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Seen leisten? *BTU Cottbus Aktuelle Reihe*, 5/02: 83–88.
- DOKULIL M. & HERZIG A., 2009: An analysis of long-term winter data on phytoplankton and zooplankton in Neusiedler See, a shallow temperate lake, Austria. *Aquat. Ecol.*, 43: 715–725.
- EINSLER U., 1993: *Crustacea, Copepoda, Calanoida und Cyclopoida. Süßwasserfauna von Mitteleuropa*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York. 209 S.
- EJSMONT-KARABIN J., 2012: The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: rotifer trophic state index. *Pol. J. Ecol.*, 60 (2): 339–350.
- FLOSSNER D., 1972: krebstiere, Crustacea: Kiemen- und Blattfüßer, Branchiopoda; Fischläuse, Branchiura. In: DAHL M. & PEUS F. (eds.): *Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise*. 60. Teil; Fischer, Jena, 501 S.
- FORRÓ L., KOROVCHINSKY N. M., KOTOV A. A. & PETRUSEK A., 2008: Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. In: Balian E.V., Leveque C. & Segers H. (eds.): *Freshwater animal diversity assessment*. *Hydrobiologia*, 595: 177–184.
- GANNON J. & STEMBERGER R., 1978: Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Trans. Amer. Micros. Soc.*, 97 (1): 16–35.
- GARCÍA-CHICOTE J., ARMENGOL X. & ROJO C., 2018: Zooplankton abundance: A neglected key element in the evaluation of reservoir water quality. *Limnologia*, 69: 46–54.
- GILBERT J. J., 1988: Suppression of rotifer populations by *Daphnia*: A review of the evidence, the mechanisms, and the effects on zooplankton community structure. *Limnol.Oceanogr.*, 33: 1286–1303.

- GÜRBÜZER P., BUYURGAN Ö., TEKATLI C. & ALTINDAG A., 2017: Species diversity and community structure of zooplankton in three different types of water body within the Sakarya River Basin, Turkey. *Turk. J. Zool.*, 41: 848–859.
- GUTHRUF K., MAURER V. & ZEH M., 2019: Entwicklung des Phyto- und Crustaceenplanktons in den großen Seen. AWA/GBL Bern: 87 S.
- HABERMAN J. & HALDNA M., 2014: Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long term study of Lake Vörtsjärv. *J. Limnol.*, 73(2): 263–273.
- HORVÁTH Z., VAD C. F., PREILER C., BIRTEL J., MATTHEWS B., PTAČNÍKOVÁ R. & PTAČNÍK R., 2017: Zooplankton communities and *Bythotrephes longimanus* in lakes of the montane region of the northern Alps. *Inland Waters*, 7,1: 3–13.
- HUBER O., 1906: Monographische Studien im Gebiete der Montigglerseen (Südtirol) mit besonderer Berücksichtigung ihrer Biologie. *Arch. Hydrobiol.*, 1: 1–81.
- JENSEN T. C., DIMANTE-DEIMANTOVICA I., SCHARTAU A. K. & WALSENG B., 2013: Cladocerans respond to differences in trophic state in deeper nutrient poor lakes from Southern Norway. *Hydrobiologia*, 715:101–112.
- KARABIN A., 1985: Pelagic zooplankton (Rotatoria + Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. I. Structural and quantitative features. *Ekol. Pol.*, 33: 567–616.
- KIEFER F., 1978: Freilebende Copepoda. Die Binnengewässer. Verlag Schweizerbart, Stuttgart. 343 S.
- KUCZYŃSKA-KIPPEN N., 2020: Response of Zooplankton Indices to Anthropogenic Pressure in the Catchment of Field Ponds. *Water*, 12, 758: 14 S.
- KUNZMAN A. J., EHRET H., YOHANNES E., STRAILE D. & ROTHHAUPT K., 2019: Calanoid copepod grazing affects plankton size structure and composition in a deep, large lake. *J. Plankton Res.*, 41, 6: 955–966.
- LAMPERT W. & SOMMER U., 2007: Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams. Oxford University Press, Oxford: 324 S.
- LUOTO T., NEVALAINEN L. & SARMAJA-KORJONEN K., 2013: Zooplankton (Cladocera) in assessments of biologic integrity and reference conditions: application of sedimentary assemblages from shallow boreal lakes. *Hydrobiologia*, 707: 173–185.
- MANCA M., CALDERONI A. & MOSELLO R., 1992: Limnological research in Lago Maggiore: studies on hydrochemistry and plankton. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 50: 171–200.
- MASO V., ZUPPI G. M., EICHINGER L. & FORSTER M., 1989: Studio geochimico-isotopico e bilancio di massa del Lago Piccolo di Monticolo-Sudtirolo. *Eco-Corim, Rapporto finale*, 121 S.
- MARGARITORA F., 1983: Cladoceri (Crustacea: Cladocera), Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. Vol.22: 168 S., Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma.
- MORPURGO M. & ALBER R., 2015: First record of the freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880 (Cnidaria: Hydrozoa: Limnomedusae) in South Tyrol (Italy). *Gredleriana*, 15: 61–64.
- MORPURGO M. & THALER B., 2002: Ritrovamento di *Dreissena polymorpha* (Pallas) (Mollusca, Bivalvia) nel Lago Grande di Monticolo (Alto Adige, Italia). *Gredleriana*, 2: 219–222.
- OCHOCKA A. & PASZTALENIĆ A. 2016: Sensitivity of plankton indices to lake trophic conditions. *Environ. Monit. Assess.*, 188, 622: 16 S.
- PESTA O., 1923: Hydrobiologische Studien über Ostalpenseen. *Arch. Hydrobiol.*, Suppl. 3: 385–595.
- POURRIOT R., 1965: Recherches sur l'écologie des rotifères. *Vie Milieu (suppl.)*, 21: 1–224.
- R CORE TEAM, 2020: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- RICCARDI N. & ROSSETTI G., 2007: *Eudiaptomus gracilis* in Italy: how, where and why. *J. Limnol.*, 66 (1): 64–69.
- RUTTNER-KOLISKO A., 1974: Rotatoria. Die Binnengewässer, 26 (1): 99–234, Verlag Schweizerbart.
- RUTTNER-KOLISKO A., 1980: The abundance and distribution of *Filinia terminalis* in various types of lakes as related to temperature, oxygen, and food. *Hydrobiologia*, 73: 169–175.
- SANTOS J., SILVA L., BRANCO C. & HUSZAR V., 2016: The roles of environmental conditions and geographical distances on the species turnover of the whole phytoplankton and zooplankton communities and their subsets in tropical reservoirs. *Hydrobiologia*, 764: 171–186.
- SCHENK I., 1979: Opere di bonifica al Lago di Monticolo Piccolo. *Acqua & Aria*, 10: 835–846.
- SEGERS H., 2008: Global diversity of rotifers (Rotifera) in freshwater. In: Balian E. V., Leveque C. & Segers H. (eds.): Freshwater animal diversity assessment. *Hydrobiologia*, 595: 49–59.
- SCHWERDTFEGER F., 1978: Lehrbuch der Tierökologie. Verlag Paul Parey: 1–384, Hamburg & Berlin.
- THALER B. & TAIT D., 1981 a: Die Belüftung des Kleinen Montiggler Sees mit reinem Sauerstoff (Winter 1978/79 und Frühjahr 1979). *Tätigkeitsber. Biol. Lab. Aut. Prov. Bozen*, 2: 11–102.
- THALER B. & TAIT D., 1981 b: Großer Montiggler See: Geologie, Hydrographie und Morphometrie. *Tätigkeitsber. Biol. Lab. Aut. Prov. Bozen*, 2: 104–112.
- THALER B. & TAIT D., 1981 c: Kleiner Montiggler See: Geologie, Hydrographie und Morphometrie. *Tätigkeitsber. Biol. Lab. Aut. Prov. Bozen*, 2: 113–121.
- THALER B. & TAIT D., 1981 e: Kleiner Montiggler See: Die Auswirkungen von Belüftung und Tiefenwasserableitung auf die physikalischen und chemischen Parameter in den Jahren 1979 und 1980. *Tätigkeitsber. Biol. Lab. Aut. Prov. Bozen*, 2: 132–193.
- THALER B. & TAIT D., 1987: Der Große Montiggler See. Limnologische Charakterisierung anhand der in den Jahren 1975–1985 durchgeführten Untersuchungen. *Tätigkeitsber. Biol. Lab. Aut. Prov. Bozen*, 4: 70–174.
- THALER B. & TAIT D., 1995: Restoration of a small meromictic lake: effects on Water Chemistry and Stratification. *Limnologica*, 25: 193–210.
- VIRRO T., HABERMAN J., HALDNA M. & BLANK K., 2009: Diversity and structure of the winter rotifer assemblage in a shallow eutrophic northern temperate Lake Vörtsjärv. *Aquat. Ecol.*, 43: 755–764.

WALZ N., 1995: Rotifer populations in plankton communities: Energetics and life history strategies. *Experientia*, 51: 437–453.R

WETZEL R., 2001: *Limnology: Lake and river ecosystems*. Academic Press, New York

WICKHAM H., 2016: *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York,

YIN L., JI Y., ZHANG Y., CHONG L. & CHEN L., 2018: Rotifer community structure and its response to environmental factors in the Backshore Wetland of Expo Garden, Shanghai. *Aquaculture and Fisheries*, 3: 90–97.

YOSHIDA T., URABE J. & ELSER J., 2003: Assessment of 'top-down' and 'bottom-up' forces as determinants of rotifer distribution among lakes in Ontario, Canada. *Ecological Research*, 18: 639–650.

Anhang

Tab. A: Jahreszeitliches Auftreten, Tiefenverteilung, Abundanz und Langzeittrend der wichtigsten Zooplanktonarten (Min., Minimum; Max., Maximum; r_s , Spearman-Korrelationskoeffizient; *, $p < ,05$; **, $p < ,01$; ***, $p < ,001$; n. s., nicht signifikant; F, Frühling; S, Sommer; H, Herbst; 1, ab 2001; 2, ab 2002).

Rotifera	Jahreszeitliches Auftreten	Tiefenstufen	Abundanz (Ind. L ⁻¹)			Zeittrend r_s	
			Mittel	Min.	Max.		
<i>Ascomorpha</i> spp.							
	GMS	ganzjährig Max. F + S	alle	45	0	4089	0,23 *
	KMS	ganzjährig Max. F + S	alle	24	0	444	n. s.
<i>Brachionus angularis</i>							
	GMS	ganzjährig Max. F	alle	5	0	153	-0,46 ***
	KMS	ganzjährig Max. F	alle	17	0	650	-0,26 **
<i>Filinia terminalis</i>							
	GMS	ganzjährig Max. F+S	hpts. Meta- u. Hypolimnion	72	0	1101	-0,25**
	KMS	ganzjährig Max. F+S	hpts. Meta- u. Hypolimnion	111	0	1107	-0,29 ***
<i>Kellicottia longispina</i>							
	GMS	ganzjährig Max. F+S	hpts. Epi- u. Metalimnion	23	0	426	-0,54 ***
	KMS	ganzjährig Max. F	hpts. Epi- u. Metalimnion	11	0	325	n. s.
<i>Keratella cochlearis</i>							
	GMS	ganzjährig	alle	111	0	642	-0,37***
	KMS	ganzjährig	alle	36	0	693	n. s.
<i>Keratella quadrata</i>							
	GMS	ganzjährig	alle	23	0	361	-0,23 *
	KMS	ganzjährig	alle	25	0	778	n. s.
<i>Polyarthra dolichoptera</i>							
	GMS	ganzjährig Max. F	alle	69	0	2036	-0,24 *
	KMS	ganzjährig Max. F	alle	25	0	381	n. s.
<i>Trichocerca</i> spp.							
	GMS	ganzjährig Max. S	alle	11	0	273	n. s.
	KMS	ganzjährig Max. S	alle	6	0	288	n. s.

Cladocera	Jahreszeitliches Auftreten	Tiefenstufen	Abundanz (Ind. L ⁻¹)			Zeittrend r_s	
			Mittel	Min.	Max.		
<i>Bosmina</i> spp.							
	GMS	ganzjährig Max. F	alle	17	0	342	n. s.
	KMS	ganzjährig	alle	12	0	112	n. s.
<i>Bosmina longirostris</i> ¹							
	GMS	ganzjährig	alle	5	0	44	–
	KMS	ganzjährig	alle	4	0	48	–
<i>Bosmina longispina</i> ¹							
	GMS	ganzjährig	alle	6	0	50	–
	KMS	ganzjährig	alle	7	0	60	–

Cladocera	Jahreszeitliches Auftreten	Tiefenstufen	Abundanz (Ind. L ⁻¹)			Zeittrend	
			Mittel	Min.	Max.	r _s	
<i>Ceriodaphnia</i> spp.							
	GMS	ganzjährig Max. S	alle	13	0	111	n. s.
	KMS	ganzjährig Max. S	alle	14	0	101	n. s.
<i>Daphnia longispina</i>							
	GMS	ganzjährig	alle	8	0	81	n. s.
	KMS	ganzjährig	alle	6	0	46	-0,3 ***
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>							
	GMS	hpts. S - H	alle	3	0	16	n. s.
	KMS	hpts. S - H	alle	2	1	26	n. s.

Copepoda	Jahreszeitliches Auftreten	Tiefenstufen	Abundanz (Ind. L ⁻¹)			Zeittrend	
			Mittel	Min.	Max.	r _s	
<i>Cyclops strenuus</i> ²							
	GMS	ganzjährig	alle	1	0	14	-
	KMS	ganzjährig	alle	2	0	17	-
<i>Mesocyclops leuckarti</i> ²							
	GMS	F - H	alle	2	0	18	-
	KMS	F - H	alle	1	0	7	-
<i>Thermocyclops crassus</i> ²							
	GMS	S - H	alle	4	0	38	-
	KMS	-	-	-	-	-	-
Cyclopida gesamt							
	GMS			13	0	103	n. s.