



**Stadt  
Wien**

Wiener  
Gewässer

PROJEKT:

## ASPERNER SEE

PLANINHALT:

## Gewässerökologisches Monitoring 2023

ERSTELLT:

**NOVEMBER 2023**

DATEINAME: P:\MA45\16980\_DHW-REALTEILUNG2008\TITELBLATT.DOC

IND.:	DATUM:	ÄNDERUNG:	BEARBEITER/IN:

PROJEKTANT/IN:

**DWS Hydro-Ökologie GmbH**  
Technisches Büro für Gewässerökologie und Landschaftsplanung

Zentagasse 47, 1050 Wien  
Tel.: 01/548 23 10, Fax DW 18  
office@dws-hydro-oekologie.at

**MAGISTRATSABTEILUNG**

45

Referent  
Dr. F. Dossi

Gruppenleiter  
DI C. Wagner

Abteilungsleiter  
SR DI G. Loew

GRÖSSE:

**X A4**

PARIE:

**PARIE**

PROJEKTNUMMER:

**NR**

PLANNUMMER

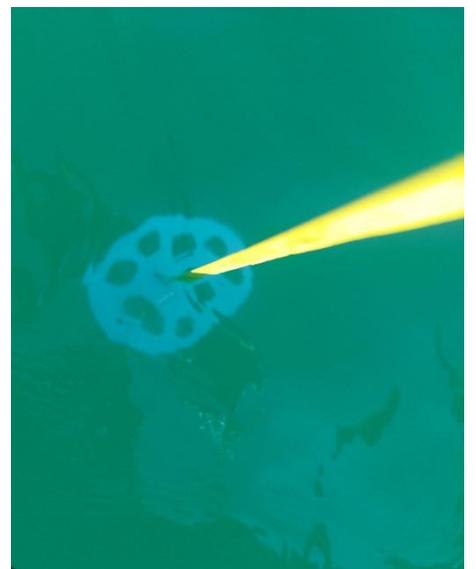
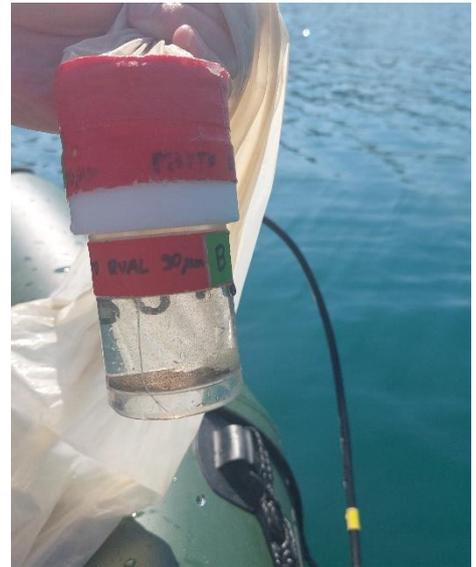
**NR**



# *Asperner See*

## Gewässerökologisches Monitoring 2023

Bericht-Nr. 23/053-B01



Im Auftrag des Magistrates der Stadt Wien  
Magistratsabteilung 45 – Wiener Gewässer

Wien, im November 2023

Auftrag: MA45-1092260-2022, Bestellnr. M45 2060267  
basierend auf unserem Anbot 23/053-AN01 vom 24.03.2023

Projektleiter: Dr. Karl Donabaum

AutorInnen: Mag. Patricia Riedler  
Mag. Dr. Monika Großschartner

MitarbeiterInnen: Claudia Dienstl-Swoboda MSc  
Ulrich Donabaum MSc  
Johannes Donabaum  
Verena Gareis BSc  
Mag. Roland Hainz  
Ing. Silvia Hintermaier  
Dr. Harald Krisa  
Martin Kvarda MSc  
Mag. MAS Georg Kum  
Judith Streimelweger BSc  
Ing. Bernhard Weidinger

Fotos Asperner See (Überblick, Netzplankton, Sichttiefenmessung) - DWS Hydro-Ökologie

**Zitation:** RIEDLER, P., M. GROßSCHATNER & D. DONABAUM 2023. Asperner See, Gewässerökologisches Monitoring 2023. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45.

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung.....</b>	<b>1</b>
	1.1 Ausgangslage.....	1
	1.2 Arbeitsprogramm.....	1
<b>2</b>	<b>Ergebnisse.....</b>	<b>2</b>
	2.1 Physikalisch-chemische Parameter.....	2
	2.2 Ionen.....	5
	2.3 Nährstoffe.....	9
	2.4 Schwebstoffe, Chlorophyll-a & Sichttiefe.....	13
	2.5 Plankton.....	16
	2.6 Trophie.....	22
<b>3</b>	<b>Zusammenfassung &amp; Resümee.....</b>	<b>24</b>
<b>4</b>	<b>Literatur.....</b>	<b>26</b>
<b>5</b>	<b>Anhang.....</b>	<b>28</b>
	5.1 Hydrochemie.....	28
	5.2 Plankton.....	28
	5.3 Prüfberichte.....	29



## 1 Einleitung

### 1.1 Ausgangslage

Im Jahr 2015 wurde die DWS Hydro-Ökologie von der Stadt Wien, Fachabteilung Wiener Gewässer (MA 45) beauftragt, grundlegende Informationen über die Gewässerökologie des Asperner Sees zu erheben. Der ca. 5 ha große Grundwasserteich ist gestalterisches Element der ca. 3 m unter bestehendem Niveau abgesenktem Parkanlage des urbanen Stadtteils. Das Untersuchungsprogramm orientierte sich an der ÖNORM M 6231 und nahm auf die Anforderungen an ein gewässerökologisches Monitoring Rücksicht, die in der im Jahr 2000 veröffentlichten EU-Wasserrahmenrichtlinie festgeschrieben sind. Dies impliziert eine stärkere Fokussierung auf die biologischen Qualitätskomponenten, wobei im vorliegenden Fall lediglich die pelagischen Lebensgemeinschaften berücksichtigt wurden, da diese die Nährstoffbelastung des Gewässers am besten abbilden.

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass im Spätsommer – infolge einiger Hitzeperioden in der Saison 2015 – ein leichter Anstieg der Trophie stattfand. Daraufhin wurde die Gewässerökologie auch im darauffolgenden Jahr 2016 beobachtet, um den Einfluss der sich etablierenden Wasserpflanzen und der extensiven Badenutzung auf die Wasserqualität einschätzen zu können.

Nach mittlerweile sieben Jahren wird das Untersuchungsprogramm von 2016 – abgestimmt mit dem Auftraggeber (AG) – erneut absolviert. Parallel dazu fand im Jahr 2023 auch eine Erhebung der Makrophytenvegetation im Asperner See statt (siehe Pall *et al.* 2023).

### 1.2 Arbeitsprogramm

Im Untersuchungsprogramm waren vier Messtermine vorgesehen. Die Beprobungen erfolgten mittels Boot an der tiefsten Stelle im Gewässer. Zur Kontrolle der Sauerstoffversorgung und von thermischen Schichtungsphänomenen wurden **physikalisch-chemische Parameter** wie pH-Wert, Lf, O<sub>2</sub> und Temperatur im Tiefenprofil erhoben. Hierzu wurde eine Multiparametermesssonde der Firma OTT verwendet (wahlweise Freilandmessgeräte der Firma WTW). Erhebungen zur **Nährstoff-situation** und von anderen wichtigen **chemischen Messgrößen** wurden in 3 Tiefenstufen (Oberfläche, mittlere Tiefe, knapp über Grund) durchgeführt. Basierend auf den Erkenntnissen aus den Untersuchungen 2015 wurde der Parameterumfang eingeschränkt.

Die **biologischen Analysen** umfassten qualitative Phytoplanktonaufnahmen aus Netzproben, wobei neben der Erhebung des Artenspektrums eine Schätzung der relativen Häufigkeiten basierend auf einer 5-stufigen Skala erfolgte. Das Zooplankton wird quantitativ erfasst, durch Auszählung einer über die Wassersäule integrierten Probe.

## 2 Ergebnisse

### 2.1 Physikalisch-chemische Parameter

Der Asperner See ist mit knapp 7 m tief genug, dass sich mit zunehmender Sonneneinstrahlung eine ausgeprägte **Temperaturschichtung** entwickeln kann. Je wärmer die oberflächennahen Zonen werden, desto größer werden die Dichteunterschiede zur darunterliegenden kälteren Zone und schließlich setzt die Stratifikationsphase ein, in der man drei Bereiche unterscheiden kann. Die einheitlich temperierte und warme Oberflächenschicht bezeichnet man als Epilimnion (das Wasser weist dementsprechend eine geringe Dichte auf und ist somit leichter als das darunter befindliche Wasser). Die anschließende Zone, die durch größere Temperaturänderungen gekennzeichnet ist, wird Metalimnion genannt (im Metalimnion liegt die Sprungschicht, auch Thermokline genannt). Das darunter liegende kalte Tiefenwasser ist aufgrund der temperaturabhängigen Dichte schwerer und definiert das Hypolimnion. In der Schichtungs- oder Stratifikationsphase sind die Austauschprozesse zwischen den drei Ebenen weitgehend unterbunden und es bauen sich vertikale Stoffgradienten auf. Während der Abkühlung im Herbst wird ein Punkt erreicht, an dem der gesamte Wasserkörper beinahe die gleiche Temperatur und somit Dichte aufweist. Die Schichtung beginnt sich aufzulösen und angetrieben durch den Wind vollzieht sich im Wasserkörper eine Durchmischung. Reicht diese Zirkulation bis zum Grund, spricht man von einer Vollzirkulation. Während der Vollzirkulation werden die vertikalen Stoffgradienten wieder abgebaut. In der kälteren Jahreszeit kann sich ebenfalls ein Schichtungsszenario ergeben. Bedingt durch das oberflächige Zufrieren – Eis hat eine geringere Dichte als Wasser – kommt es in diesem Fall zu einer inversen Temperaturschichtung, die im Frühjahr mit zunehmender Erwärmung der Oberflächenschichten wiederum von einer Zirkulationsphase abgelöst wird.

Entsprechend dem untersuchten Zeitraum – April bis September – lagen die **Wassertemperaturen** im Asperner See zwischen schon warmen 12.3 und sommerlichen 23.1 °C (Abb. 2-1). Obwohl mit dem Untersuchungsprogramm auch die Sommermonate erfasst waren, wies das Gewässer an keinem der insgesamt vier Termine eine temperaturbedingte Schichtung auf. Vielmehr war der Vertikalverlauf der Temperatur durchwegs sehr homogen, was auf eine weitgehende Durchmischung des Gewässers infolge instabiler Wetterlagen, unmittelbar vor den Probestermen, hindeutet.

Die **Sauerstoffgehalte** und die **pH-Werte** beeinflussen das Vorkommen und die Verteilung der Organismen – umgekehrt können diese Parameter durch die Stoffwechsellätigkeit der Lebewesen verändert werden. O<sub>2</sub>-Übersättigungen im Epilimnion sind das Resultat einer hohen Primärproduktion des Phytoplanktons in den obersten, lichtbegünstigten Gewässerschichten. Die photosynthesebedingte Zehrung von CO<sub>2</sub> und Kohlensäure führt zu einer Verschiebung im Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht, wodurch der pH-Wert (v.a. bei geringer Pufferkapazität) einen Anstieg erfährt. Umgekehrt bestimmt der pH-Wert – in Anhängigkeit der Temperatur – in welchem Verhältnis Kohlensäure zu Kalk vorliegt. Bei steigenden pH-Werten über 8.2 liegt zunehmend das schwer lösliche Carbonat (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) vor, welches bei entsprechendem Vorhandensein von Ca<sup>2+</sup> als Calcit

ausfällt (vgl. Kap. 2.2). Die gute Pufferkapazität im Asperner See ( $K_s$  4.3 meist  $>4.5 \text{ mmol L}^{-1}$ ) verhindert jedoch sehr hohe pH-Werte.

Im April wies die Wassersäule bei rund  $12 \text{ mg L}^{-1}$  eine schwache **Sauerstoffübersättigung** auf (rund 115%) und einen leichten Anstieg knapp über Grund. Dieses Muster war im Juni noch deutlicher ausgeprägt, als die Sauerstoffgehalte von etwa  $10 \text{ mg L}^{-1}$  (rund 125%) auf  $15 \text{ mg L}^{-1}$  und 175% im Hypolimnion anstiegen. Dieser Verlauf fiel im Sommer 2016 noch deutlich massiver aus und wurde auf die Photosynthesetätigkeit der bodennah wachsenden Characeen-Bestände zurückgeführt (Pall *et al.* 2015). Bei Erhebung des Ortsbefundes im Jahr 2023 wurde das Vorkommen von Characeen zwar erneut dokumentiert, allerdings nicht bei allen Probenentnahmen und auch mit geringerer Bestandsdichte als in der Saison 2016. Im August und September lagen die Sauerstoffkonzentrationen bis knapp über Grund sehr einheitlich zwischen  $9$  und  $10 \text{ mg L}^{-1}$ , was in etwa einer 100-%igen Sauerstoffsättigung entsprach.

Die **pH-Werte** lagen durchwegs zwischen 8.0 und 8.4. Die hohe Pufferkapazität des Gewässers (vgl. Kap. 2.2) verhinderte einen Anstieg der pH-Werte trotz der Sauerstoffübersättigung im Hypolimnion. Vielmehr bedingte die Verschiebung in der Ionenzusammensetzung (u.a. aufgrund der Bakterienatmung und Aufkonzentration von  $\text{CO}_2$  unterhalb der Sprungschichte) sogar einen leichten Rückgang der pH-Werte im Tiefenwasser.

*Die **Leitfähigkeit** ist ein unspezifischer Summenparameter, der Auskunft über den Gesamtionengehalt eines Gewässers gibt. Zusammensetzung und Menge an gelösten Ionen werden hauptsächlich von der Geologie des Einzugsgebietes bestimmt, zum geringeren Teil auch von Niederschlägen, fallweise auch von Einträgen aus der Landwirtschaft.*

Die kalkreichen Donaukiese bedingen im Asperner See eine vergleichsweise hohe **Leitfähigkeit**, die sich innerhalb eines engen Bereiches bewegte ( $902$  bis  $949 \mu\text{S cm}^{-1}$ ). Ähnlich wie bei den anderen physikalisch-chemischen Parameter waren nahezu keine Vertikalgradienten ausgebildet. Rücklösungen von Ionen aus dem Sediment ins Tiefenwasser als auch eine Auflösung der ausgefallenen Calcitkristalle bei niedrigen pH-Werten wie sie 2015 und 2016 auftraten, blieben 2023 weitgehend aus.

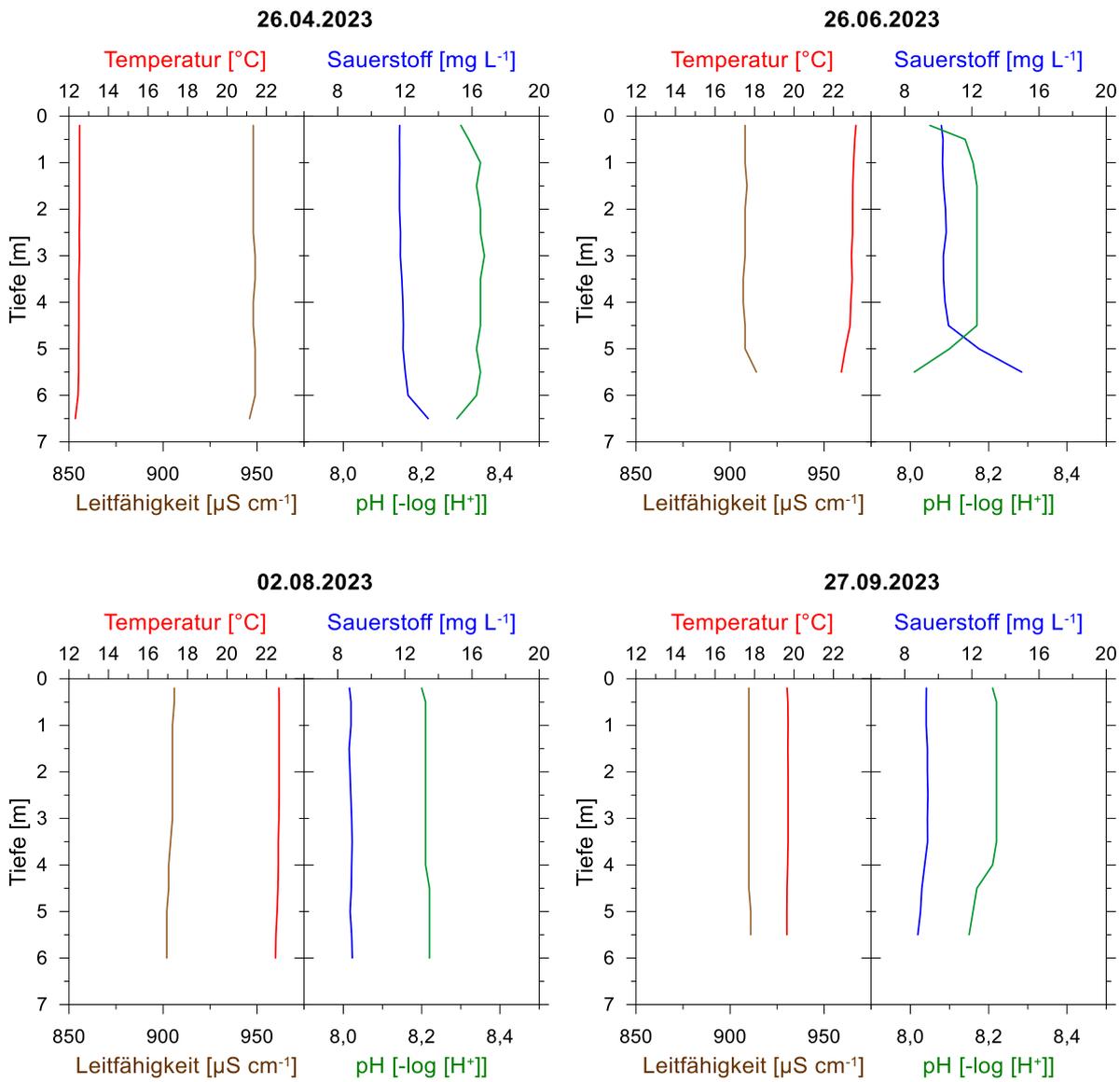


Abb. 2-1 Vertikalprofil der Wassertemperatur, der Sauerstoffsättigung, des pH-Werts und der Leitfähigkeit an den vier Untersuchungsterminen im Jahr 2023.

## 2.2 Ionen

Da der Asperner See keine oberflächigen Zubringer hat, wird sein Grundchemismus primär durch den geologischen Untergrund bestimmt. An der Oberfläche findet sich in der Donaustadt eine fünf bis dreizehn Meter mächtige Kiesschicht, die sich aus Mittel- und Grobkiesen sowie sandigen Anteilen zusammensetzt, die durch die Donau angelandet wurden. Die Kieskomponenten bestehen vorwiegend aus Quarz, Kristallin, Karbonat sowie Sandstein und sind mit geringmächtigen Auisanden und Aulehmen bedeckt. Auf diese Zusammensetzung ist der hohe Anteil des Calciums und des Siliziums im Gewässer zurückzuführen.

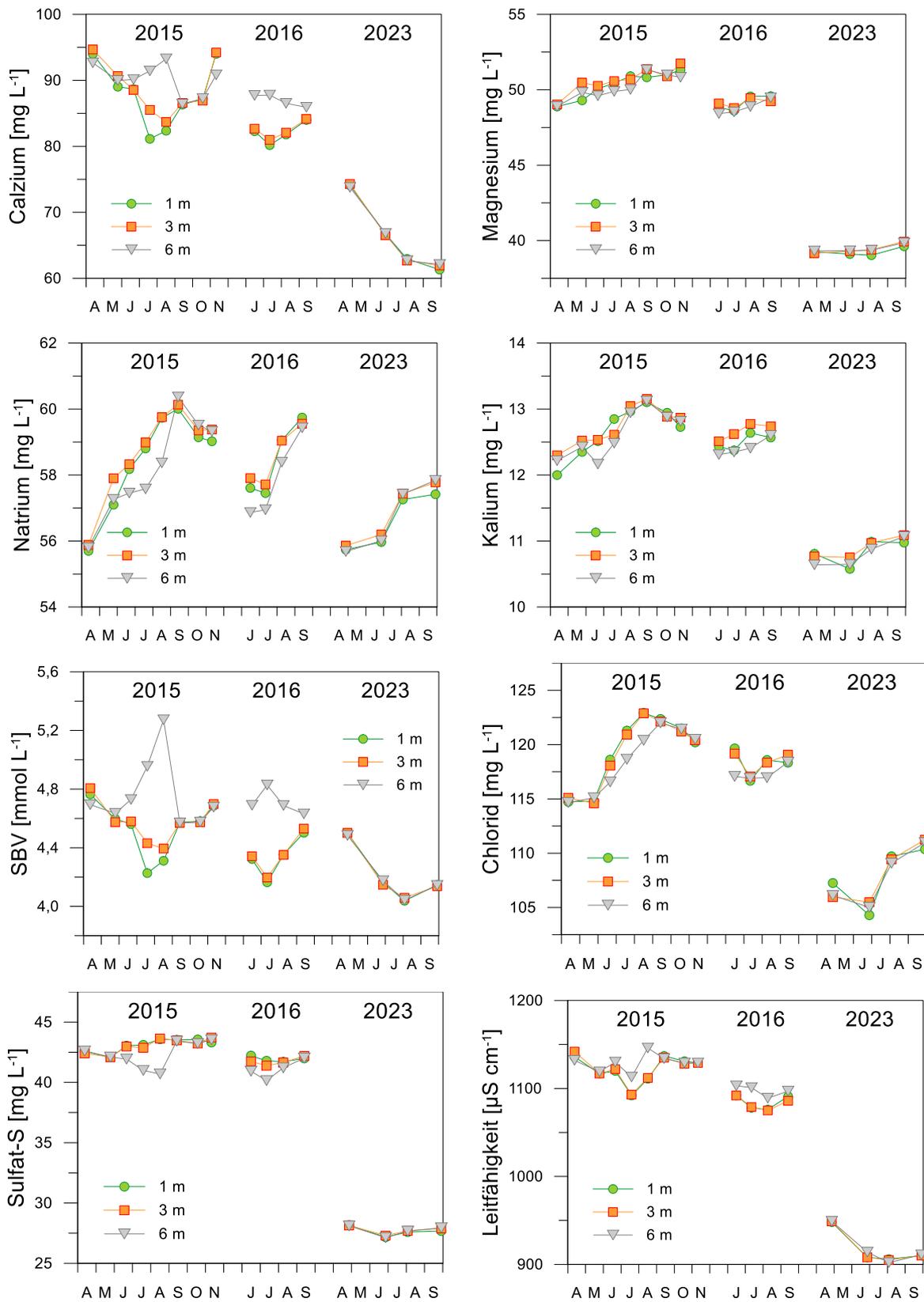
In der Saison 2023 betrug die **Gesamtkonzentration von Elektrolyten** im Asperner See knapp  $19 \text{ meq L}^{-1}$  und wurde von Calcium und Magnesium bei den Kationen sowie dem Hydrogencarbonat (Säurebindungsvermögen) und dem Chlorid auf der Anionenseite dominiert (Tab. 2-1). Nennenswerte Anteile erreichten überdies das Sulfat und das Natrium.

**Tab. 2-1** Konzentrationen bzw. Anteile der Hauptionen gemittelt über die vier Termine im Jahr 2023 und die drei Tiefenstufen.

	Mittelwert [ $\text{mg L}^{-1}$ bzw. $\text{mmol L}^{-1*}$ ]	Mittelwert [ $\text{meq L}^{-1}$ ]	Mittelwert [%]
Calcium	66.3	3.3	18
Magnesium	39.4	3.2	17
Natrium	56.7	2.5	13
Kalium	10.8	0.3	1
Ammonium	<0.1	<0.1	<1
SBV*	4.2	4.2	23
Sulfat	27.7	1.7	9
Chlorid	107.9	3.0	16
Nitrat	5.3	0.4	2
Summe	-	18.6	-

Die Abb. 2-2 zeigt den Jahresverlauf der Kationen (Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium) und Anionen (Säurebindungsvermögen, Chlorid, Sulfat-S) sowie der Leitfähigkeit als Summenparameter in den drei Tiefenstufen des Asperner Sees vergleichsweise für die Saisonen 2015, 2016 und 2023.

Allen dargestellten Ionen bzw. der Leitfähigkeit ist gemeinsam, dass sich die Messwerte des Jahres 2023 in den drei Tiefenstufen kaum unterscheiden. Dieser Befund ist insofern bemerkenswert, weil es bei den Sommerterminen 2015/2016 bodennah zu einer Abnahme bei **Natrium** und **Chlorid** und sehr auffällig beim **Sulfat-S** gekommen ist. Die Interpretation war, dass die niedrige Sauerstoffsättigung während der Schichtungsphase zu einer Reduktion des Sulfats führte und die gute Wasserlöslichkeit des Natriumchlorids durch die Änderung des Lösungsgleichgewichtes im Hypolimnion die Bildung anderer, schwerer löslicher Komplexe bedingte (z.B.  $\text{NaCO}_3$ ), wodurch beide Ionen abnahmen.

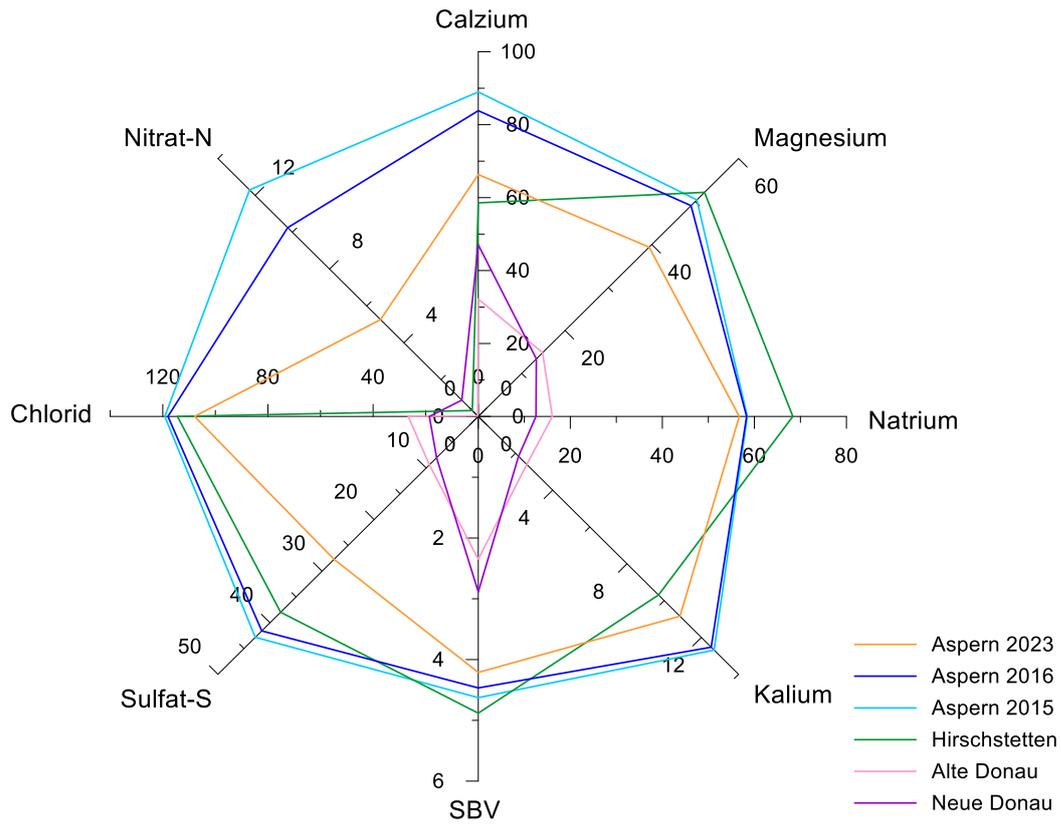


**Abb. 2-2** Konzentrationen der Kationen (Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium), der Anionen (Säurebindungsvermögen, Chlorid, Sulfat-S) sowie der Leitfähigkeit in den drei Tiefenstufen des Asperner Sees zwischen April und November 2015, Juni bis September 2016 sowie von April bis September 2023.

Auch das Calcium und das Säurebindungsvermögen wiesen 2015/2016 deutliche Unterschiede im Vertikalprofil auf: die hohen **Calcium**-Konzentrationen führten – vermutlich ausgelöst durch eine temperaturbedingte Änderung des Lösungsgleichgewichtes – zu einer Ausfällung von schwerlöslichem Kalziumkarbonat. Die winzigen  $\text{CaCO}_3$ -Partikel ergaben eine bläulich milchige Trübung des Wassers. Als Folge der Calzit-Fällung wurde der Calcium-Gehalt im Jahr 2015 in 0,2 und 3 m Gewässertiefe während der ersten vier Untersuchungsmonate von rund  $95 \text{ mg L}^{-1}$  auf knapp  $80 \text{ mg L}^{-1}$  reduziert. Die auf die Sommermonate konzentrierten Probenentnahmen 2016 zeigen vermutlich bereits das Resultat einer stattgefundenen Ca-Fällung mit Ca-Gehalten zwischen 80 und  $84 \text{ mg L}^{-1}$ . Anders war der Verlauf in den bodennahen Schichten, wo die Calcium-Partikel aufgrund geringerer Wassertemperaturen und pH-Werte wieder in Lösung gehen und so im Hypolimnion einen Ca-Peak verursachten und zum Anstieg der Leitfähigkeit beitrugen. In direktem Zusammenhang mit dem Calcium-Gehalt steht das **Säurebindungsvermögen** ( $K_{S4.3}$ ), welches über den Gehalt an Karbonat ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) und Bikarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) definiert ist und das Puffervermögen bestimmt. Es steigt und fällt mit dem pH-bedingten Rücklösen bzw. Ausfällen von Calzit ( $\text{CaCO}_3$ ).

Berücksichtigt man nur den Vergleichszeitraum Juni bis September der Jahre 2015 und 2016, zeigt sich bei einigen Ionen ein Rückgang, der sich auch in niedrigeren Leitfähigkeitswerten niederschlägt. Dieser Prozess setzte sich in den letzten 7 Jahren offenbar fort, sodass bei den Messungen 2023 sämtliche Ionen sowie die Leitfähigkeit eine deutliche Abnahme gegenüber den früheren Studien aufwiesen. Zunächst wurde vermutet, dass Änderungen im Wasserstand (MW an den Probenentnahmen Juni-Sep: 2015 – 157 m ü. A.; 2016 – 167 m ü. A.) und eine damit verbundene Verdünnung eine Rolle spielen könnten, der rund 30 cm niedrigere Pegel 2023 widerlegt allerdings diese Hypothese. Vielmehr scheint mittlerweile eine geringere Mobilisierung dieser Ionen stattzufinden, die mit der zunehmenden, natürlichen Alterung des Teiches einhergeht.

In einem Radarplot ist die Ionenzusammensetzung des Asperner Sees in Relation zu anderen Gewässern im Wiener Raum dargestellt (Abb. 2-3). Es zeigt sich anschaulich, dass der nicht unweit liegende Badensee Hirschstetten einen ähnlichen Grundchemismus aufweist wie der Asperner See, wesentlich Ionen-ärmer sind dagegen die Alte Donau und die Neue Donau. Der auffälligste Unterschied zwischen dem Asperner See und den ausgewählten Vergleichsgewässern ist ganz eindeutig der extrem hohe Nitrat-N-Pool, verursacht durch die landwirtschaftliche Intensivnutzung im Gebiet der jetzigen Seestadt. Dabei ist jedoch anzumerken, dass bereits von 2015 auf 2016 ein Rückgang der Nitrat-N-Konzentrationen stattfand, der sich bis zum Untersuchungsjahr 2023 massiv fortsetzte (vgl. Kap. 2.3).



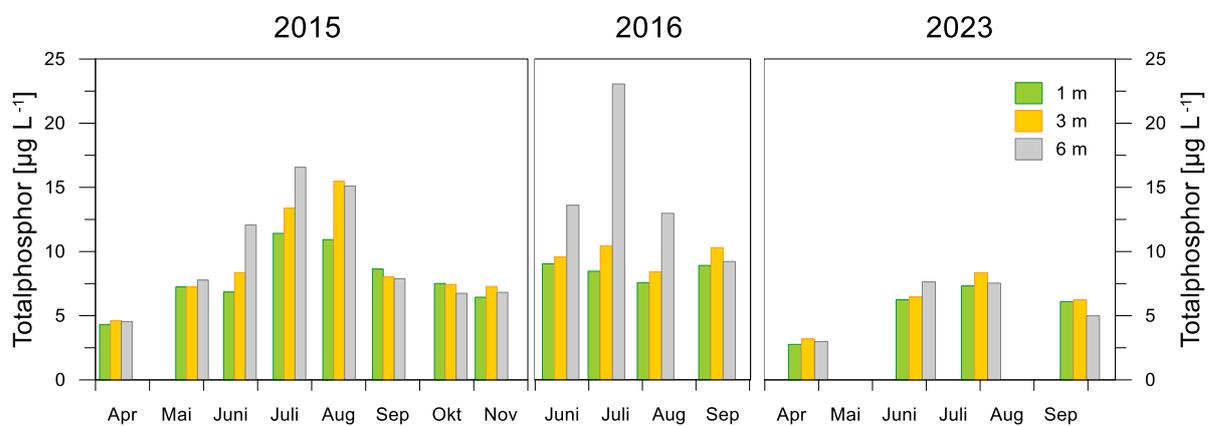
**Abb. 2-3** Radarplot mit den Hauptionen (alle in mg L<sup>-1</sup>, nur SBV in mmol L<sup>-1</sup>) im Asperner See in den Saisonen 2015, 2016 und 2023 (Mittelwerte über alle Termine und Tiefenstufen). Zum Vergleich sind die entsprechenden Jahresmittelwerte für den Badensee Hirschstetten (Großschartner *et al.* 2013), die Alte Donau (Sigmund *et al.* 2016.) und die Neue Donau (Wolfram *et al.* 2016.) dargestellt.

## 2.3 Nährstoffe

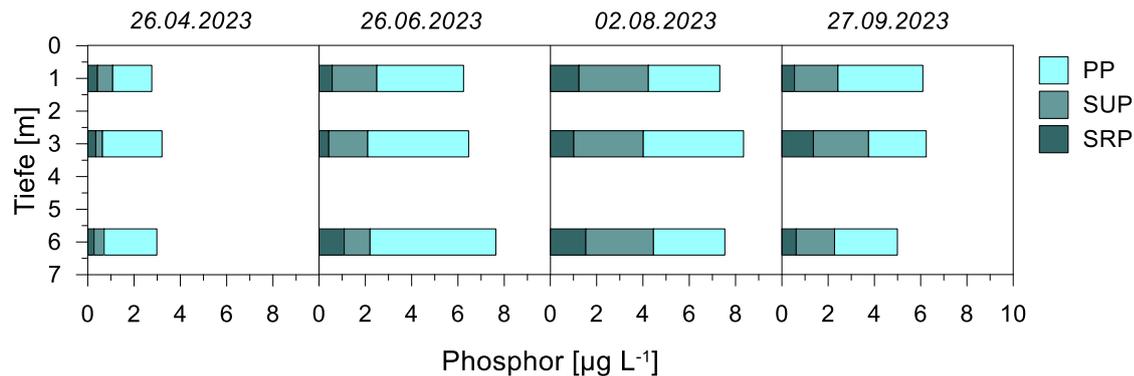
### Phosphor

Phosphor ist ein essenzieller Nährstoff für Pflanzen und in unseren Gewässern häufig produktionslimitierend. Eine erhöhte Phosphorzufuhr kann daher die Algenproduktion ankurbeln und zu einer Überdüngung des Gewässers führen. Phosphor tritt im Gewässer in verschiedenen Verbindungen und Fraktionen auf. Der **Gesamtposphor** (oder Totalphosphor, TP) umfasst eine **gelöste** und eine **partikuläre** Fraktion. Beim gelösten Phosphor wird eine **reaktive** (SRP) und eine **unreaktive** (SUP) Fraktion unterschieden. Während erstere direkt für aquatische Pflanzen verfügbar ist, müssen gelöste unreaktive Phosphorverbindungen vor ihrer Nutzung zuerst enzymatisch aufgeschlossen werden.

Der **Totalphosphor** schwankte innerhalb eines engen Bereiches auf insgesamt niedrigem Niveau zwischen 3 und 8  $\mu\text{g L}^{-1}$  (Abb. 2-4). Unterschiede zwischen den Tiefenstufen, waren im Vergleich zu den Messergebnissen 2015 und 2016 minimal. Im April und Juni überwog eindeutig die **partikuläre** Fraktion mit Anteilen von durchschnittlich knapp 70% (Abb. 2-5). In der zweiten Jahreshälfte erreichte die Fraktion des gelösten unreaktiven Phosphors (SUP) nahezu ähnlich hohe Anteile wie der partikuläre Phosphor (PP). Eine geringe Variabilität zeigte der **SRP** mit Konzentrationen um bzw. unter 1.5  $\mu\text{g L}^{-1}$ .



**Abb. 2-4** Gesamtposphorkonzentrationen in den drei Tiefenstufen des Asperner Sees zwischen April und November 2015, Juni bis September 2016 sowie von April bis September 2023.

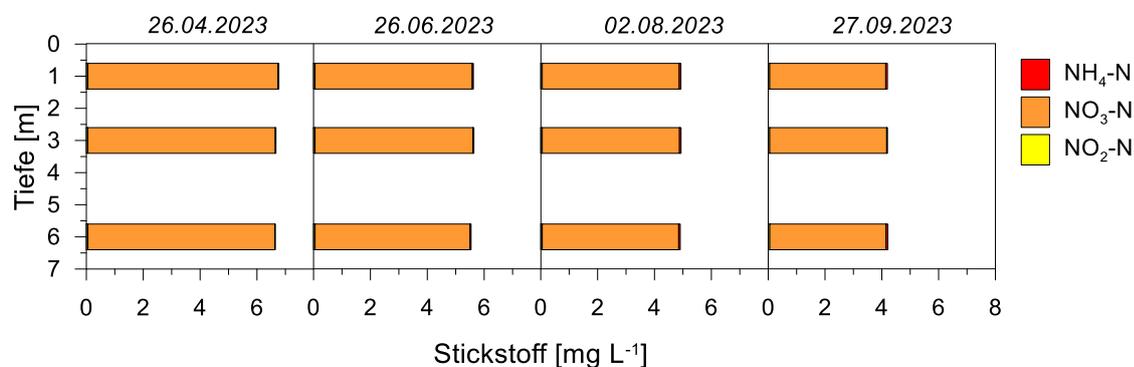


**Abb. 2-5** Phosphorfraktionen (SRP ... gelöster reaktiver Phosphor, SUP ... gelöster unreaktiver Phosphor und PP ... partikulärer Phosphor) in den drei Tiefenstufen des Asperner Sees zwischen April und September 2023.

## Stickstoff

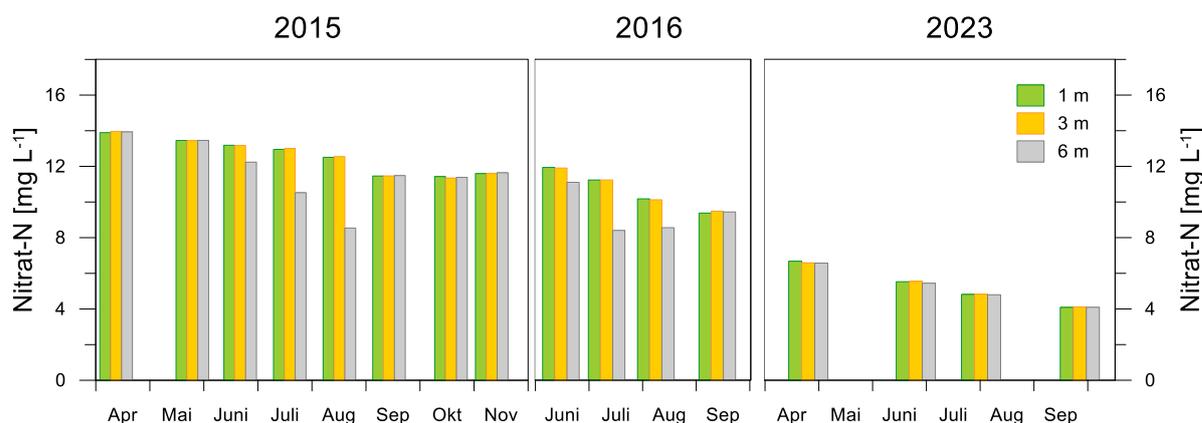
Wie Phosphor ist auch **Stickstoff** für pflanzliches Wachstum notwendig, in den meisten unserer Gewässer jedoch in höheren Konzentrationen anzutreffen und daher seltener produktionslimitierend. Meist vorherrschend ist die gelöste anorganische Fraktion und hier vor allem das **Nitrat**. Unter den analysierten Stickstofffraktionen wird **Ammonium** unter reduktiven Bedingungen verstärkt im Tiefenwasser angereichert und eignet sich daher als Trophieindikator eines Gewässers. **Nitrit** entsteht u.a. als kurzlebiges Zwischenprodukt bei der Umwandlung von Nitrat und Ammonium, mengenmäßig spielt es im Stickstoffkreislauf jedoch meist eine untergeordnete Rolle.

Im saisonalen Verlauf nahmen die **Nitrat-N**-Gehalte von rund  $6.6 \text{ mg L}^{-1}$  auf  $4.1 \text{ mg L}^{-1}$  ab, Unterschiede im Vertikalprofil traten 2023 nicht auf (Abb. 2-6). Auch die mit wesentlich geringeren Konzentrationen vorkommenden Fraktionen **Nitrit-N** (rund  $0.05 \text{ mg L}^{-1}$ ) und **Ammonium-N** (rund  $0.02\text{-}0.06 \text{ mg L}^{-1}$ ) zeigten nur geringe Variationen über die Tiefe. Verminderte Denitrifikationsprozesse über dem Sediment und/oder eine verringerte Zehrung durch die Characeen mögen für diesen – von den Vorstudien abweichenden – Befund verantwortlich sein.



**Abb. 2-6** Stickstofffraktionen (NO<sub>2</sub>-N ... Nitrit-N, NO<sub>3</sub>-N ... Nitrat-N, NH<sub>4</sub>-N ... Ammonium-N, DON+PN ... gelöster organischer und partikulärer Stickstoff) in den drei Tiefenstufen des Asperner Sees zwischen April und September 2023.

Die im März 2012 im Zuge der Errichtung des Teiches durchgeführten Grundwasseranalysen, sowie erneute Aufnahmen im Dezember 2015, ergaben grundsätzlich einen unauffälligen Befund (Hellmer 2012a, Hellmer 2016), nur die Nitratkonzentrationen lagen bei allen untersuchten Sonden deutlich über dem Schwellenwert ( $45 \text{ mg L}^{-1}$ ) gemäß **Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser** (QZV Chemie GW, BGBl II 2010/98 idF BGBl II 2010/461). Die erstmalige Untersuchung im Gewässer selbst (Hellmer 2012b) und auch die beiden Monitoring-Saisonen 2015 und 2016 (Riedler *et al.*, 2016, diese Studie) ergaben übereinstimmende Ergebnisse: sowohl das Nitrat als auch das Nitrit waren deutlich erhöht. Grenzwertüberschreitungen in dieser Höhe sind häufig die Folge einer landwirtschaftlichen Intensivnutzung (Überdüngung) im Umland, was sicherlich auch für den Asperner See zutrifft. Es ist anzunehmen, dass das Gewässer künftig als **Nitrat-Senke** fungieren wird, bereits 2016 ist gegenüber dem Vorjahr eine leichte Abnahme zu erkennen, die sich bis 2023, deutlich fortgesetzt hatte (Abb. 2-7). Einerseits kommt es am Sediment aufgrund von Denitrifikationsprozessen zu einer Festlegung, andererseits wird Nitrat-N in der Nahrungskette (Characeen, Phyto- und Zooplankton, Fische) zurückgehalten. Grundsätzlich sind hohe Nitrat-N-Gehalte in einem Gewässer nicht negativ zu bewerten, sie fördern vielmehr den Abbau von sedimentiertem, organischem Material und hemmen die Entwicklung von Blaualgen (die idR von Stickstoff-limitierten Verhältnissen profitieren).

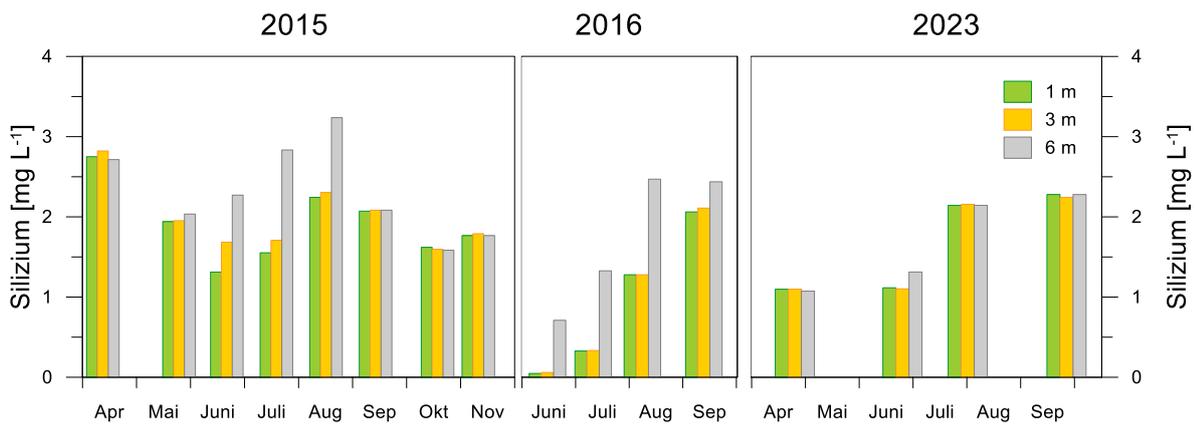


**Abb. 2-7** Nitrat-N-Konzentrationen in den drei Tiefenstufen des Asperner Sees zwischen April und November 2015, Juni bis September 2016 sowie von April bis September 2023.

## Silizium

*Kieselalgen (Bacillariophyceae) und zum Teil auch Goldalgen (Chrysophyceae) benötigen gelöstes Silizium für den Aufbau ihrer Zellwände. Die wichtigsten Silikatquellen unserer Gewässer sind Einträge über das Grundwasser bzw. oberflächige Zubringer. Sind diese nicht vorhanden, gelangt Silikat nur durch Auflösung sedimentierter Kieselalgenschalen wieder in das Freiwasser. Da der Abbau der Kieselskelette sehr langsam erfolgt und während der Temperaturschichtung keine Nachlieferung aus dem Hypolimnion stattfindet, kommt es im Sommer oft zu einer Anreicherung des Siliziums im Hypolimnion und zu einer Verarmung an Silizium im Epilimnion.*

Im April und Juni lagen die **Silizium**-Konzentrationen bei 1.1-1.3 mg L<sup>-1</sup>, in der zweiten Jahreshälfte machten sie mit rund 2.2 mg L<sup>-1</sup> nahezu das Doppelte aus (Abb. 2-8). Es ist anzunehmen, dass Gold- und/oder Kieselalgen für die niedrigeren Werte im Frühling verantwortlich waren, zumindest dominierten sie das Phytoplankton zu Untersuchungsbeginn (vgl. Kap. 2.5). Für eine umfassende Zehrung – wie sie im Vergleichszeitraum 2016 oberflächennah stattfand – war die Biomasse jedoch möglicherweise zu gering bzw. die Schichtung des Gewässers zu instabil. Sieht man von den fehlenden Vertikalgradienten ab, entsprachen die Werte größenordnungsmäßig jenen der Vorjahre.

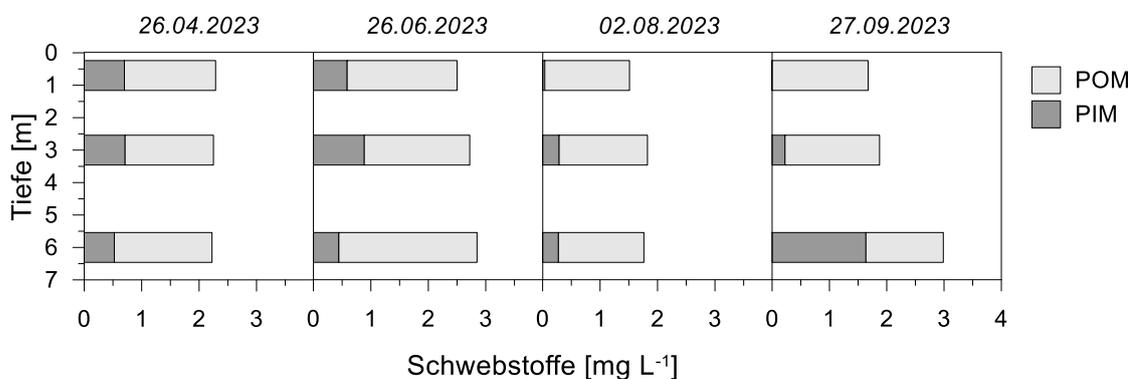


**Abb. 2-8** Silizium-Konzentrationen in den drei Tiefenstufen des Asperner Sees zwischen April und November 2015, Juni bis September 2016 sowie von April bis September 2023.

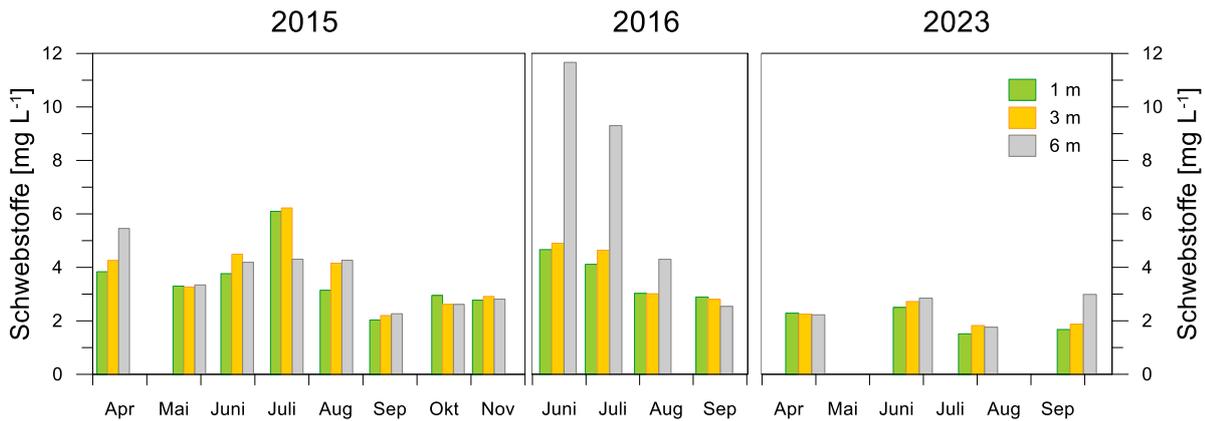
## 2.4 Schwebstoffe, Chlorophyll-a & Sichttiefe

Die **Schwebstoffgehalte** (particulate matter – PM), die **Chlorophyll-a-Konzentrationen** und die **Sichttiefen** stehen in einem Gewässer meist in enger Beziehung. Der Gesamtschwebstoffgehalt setzt sich aus der organischen Komponente POM (particulate organic matter bzw. Glühverlust) und dem anorganischen Anteil PIM (particulate inorganic matter bzw. Aschegewicht) zusammen, beide führen bei entsprechend hoher Konzentration zu einer Eintrübung des Gewässers und folglich zu einer Verringerung der Sichttiefe. In einem stehenden Gewässer, das ausschließlich durch Grundwasser gespeist wird, tritt allerdings eine anorganisch verursachte Trübe selten auf. Ausnahmen sind die temperaturabhängige Calcitfällung, oder ein Eintrag von anorganischen Partikeln im Zuge von Schlechtwetterereignissen (Aufwirbelung, Ein- und Abschwemmung). Eine bedeutendere Rolle für die Abnahme der Gewässertransparenz spielt häufig eine erhöhte Algenbiomasse (ausgedrückt als Chlorophyll-a-Konzentration). Durch die Ansammlung von Phytoplanktern, insbesondere in den durchlichteten, oberflächennahen Gewässerschichten, kann die Sichttiefe deutlich vermindert werden.

Die **Gesamtschwebstoffgehalte** umfassten in der Saison 2023 sehr niedrige Werte zwischen 1.5 und 3.0 mg L<sup>-1</sup> (Abb. 2-9). Zumeist überwog die **organische** Fraktion mit im Mittel 78% Anteil. Die Sestonkonzentrationen lagen somit ähnlich hoch bzw. niedriger als in den Aufnahmen 2015/2016 (Abb. 2-10). Insbesondere die Anreicherung von partikulärem Material über Grund – wie sie im Sommer 2016 einhergehend mit einer Calcit-Fällung auftrat – wurde 2023 nicht beobachtet.

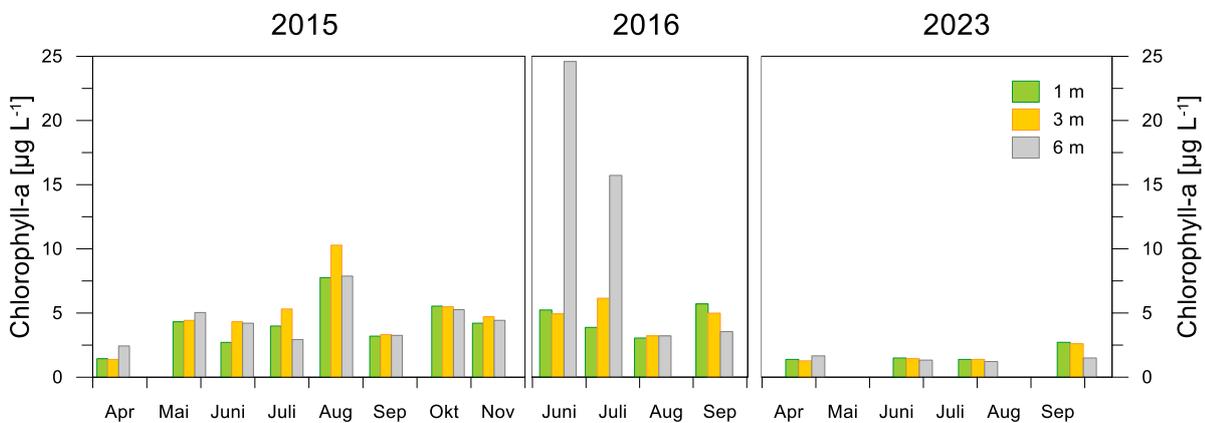


**Abb. 2-9** Schwebstofffraktionen (PIM ... partikuläres anorganisches Material, POM ... partikuläres organisches Material) in den drei Tiefenstufen des Asperner Sees zwischen April und September 2023.



**Abb. 2-10** Konzentrationen der Gesamtschwebstoffe in den drei Tiefenstufen des Asperner Sees zwischen April und November 2015, Juni bis September 2016 sowie von April bis September 2023.

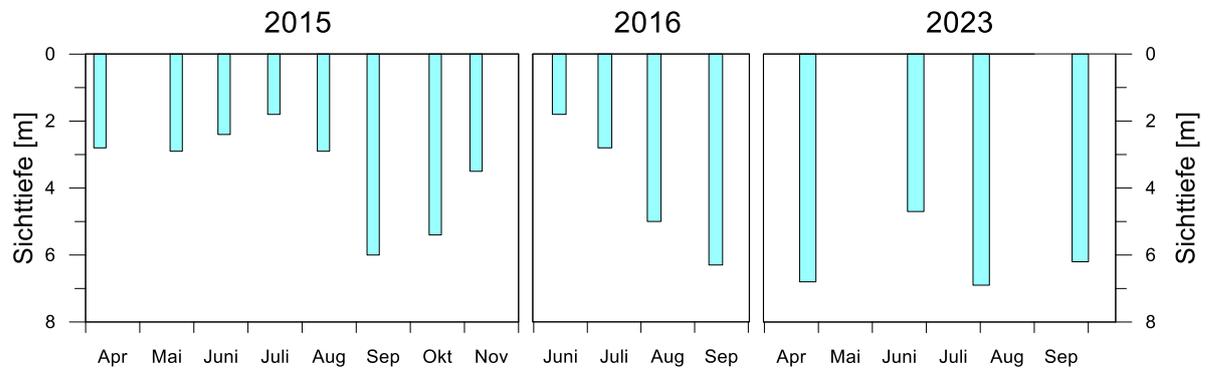
Die **Chlorophyll-a**-Konzentrationen lagen im Asperner See durchwegs unter  $3 \mu\text{g L}^{-1}$  und kennzeichnen das Gewässer somit als nährstoffarm (Abb. 2-11, vgl. Kap. 2.6). Deutliche vertikale Unterschiede – wie sie 2016 dokumentiert wurden – traten 2023 nicht auf (siehe oben). Der minimale Gradient im September ist höchstwahrscheinlich auf das Vorkommen des Trompetentierchens *Stentor amethystinus* zurückzuführen (vgl. Kap. 2.5), das offenbar aktiv die oberen Gewässerschichten aufsucht.



**Abb. 2-11** Chlorophyll-a-Gehalte in den drei Tiefenstufen des Asperner Sees zwischen April und November 2015 sowie von Juni bis September 2016 April und November 2015, Juni bis September 2016 sowie von April bis September 2023.

Die 2023 im Asperner See ermittelten **Sichttiefen** variierten zwischen 4.7 und 6.9 m (Abb. 2-12) und reichten im April, August und September sogar bis zum Gewässergrund. Die deutliche Verbesserung gegenüber den früheren Untersuchungen, insbesondere zu den Frühlingsterminen, ist auf das Ausbleiben der Calzitfällung zurückzuführen. Die dadurch sehr niedrigen anorganischen Schwebstoffgehalte sowie die gegenüber 2015/2016 (noch) geringere Phytoplanktonbiomasse ermöglichten die sehr gute Durchlichtung in der Saison 2023. Trotz der ausgezeichneten Lichtverhältnisse kam

es offenbar zu keiner vermehrten Entwicklung benthischer Algen am Gewässergrund. Zumindest wurden im Zuge der Probenahmen keine Auftriebsflocken beobachtet.



**Abb. 2-12** Sichttiefen im Asperner Sees zwischen April und November 2015 sowie von April und November 2015, Juni bis September 2016 sowie von April bis September 2023.

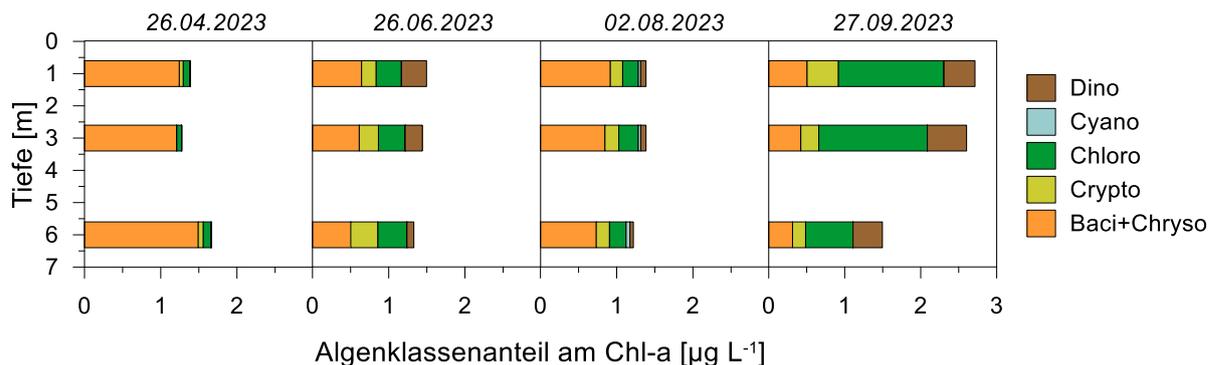
## 2.5 Plankton

### Phytoplankton

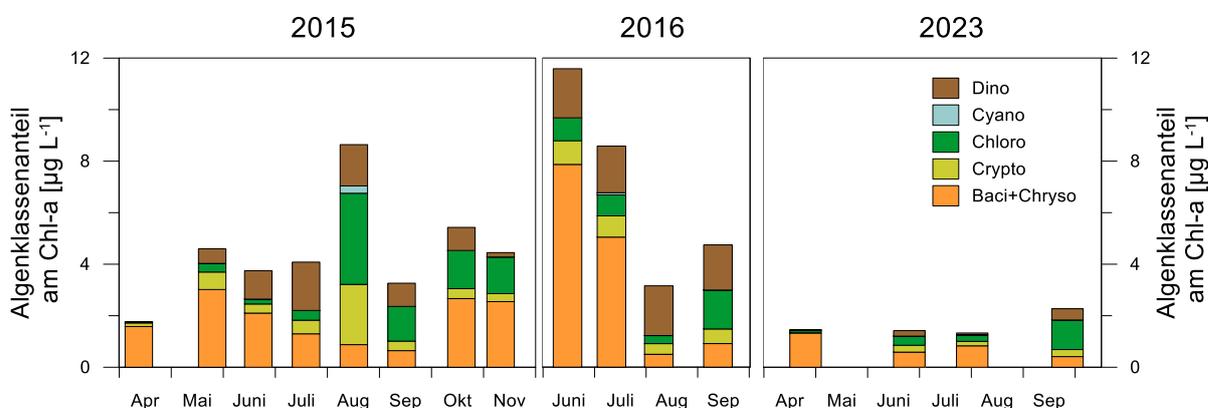
Algenzellen beinhalten eine Reihe von Pigmenten, die im Zuge der Photosynthese die Lichtsammelfunktion erfüllen. Neben dem Chlorophyll-a, das in allen Algen enthalten ist, gibt es weitere Chlorophylle (z.B. Chl-b) sowie die sogenannten akzessorischen Pigmente, die das Licht bei jenen Wellenlängen absorbieren, die vom Chlorophyll-a nicht genutzt werden können. Das Vorkommen dieser Pigmente ist teilweise algenklassenspezifisch und somit geeignet – aus der Relation zum Chlorophyll-a – die relativen Anteile der einzelnen Algenklassen abzuschätzen. Folgende Algenklassen können nach dieser Methode erfasst werden: Grünalgen (Chlorophyta s.l., Markerpigment: Chlorophyll-b), eine Gruppe von Flagellaten (die sogenannten Cryptophyta, Marker: Alloxanthin), Kiesel- und Goldalgen (Bacillariophyceae inkl. Chrysophyceae; Marker: Fucoxanthin), Blaualgen (Cyanobacteria; Marker: Echinenon) und Panzerflagellaten (Dinophyta; Marker: Peridinin). Die Betrachtung der Algenklassen auf Basis der **HPLC-Analytik** bietet zweifelsohne einen größeren Befund als direkte Zählungen nach der Utermöhl-Methode (1958). Als kostengünstigere Alternative ermöglichen sie jedoch in Kombination mit dem Gesamt-Chlorophyllgehalt einen guten Überblick über die Großgruppenverteilung.

Um nähere Aussagen über die Artenzusammensetzung der einzelnen Algenklassen treffen zu können, die wiederum wichtige Rückschlüsse auf die Trophie eines Gewässers zulassen, wurden **mikroskopische Analysen des Netzplanktons** durchgeführt. Mit dem Netzplankton werden vor allem größere Einzelzellen sowie fädige und koloniebildende Formen erfasst. Arten, die kleiner sind als die Maschenweite des Netzes (30 µm) sind in den qualitativen Proben unterrepräsentiert. Um die gesamte Phytoplanktonzönose beurteilen zu können, stellt die mikroskopische Untersuchung eine wichtige Ergänzung zur Pigmentanalytik dar. Die Häufigkeiten der determinierten Taxa werden anhand einer 5-stufigen Skala (1 „vereinzelt“, 2 „selten“, 3 „verbreitet“, 4 „häufig“, 5 „massenhaft“) geschätzt.

Im April dominierte gemäß der Pigmentanalytik die Gruppe der **Gold- und Kieselalgen** (Abb. 2-13, Abb. 2-14). Diese Vorherrschaft spiegelt sich auch in den Netzproben wider, wo sich zentrische Kieselalgen als die sehr häufig vertretenen Taxa erwiesen, während Goldalgen kaum auftraten (Tab. 2-2). Ab Juni nahm der Anteil der **Panzerflagellaten** am Gesamt-Chlorophyll-a zu und lag während der restlichen Untersuchungsperiode zwischen 5 und 25%. Vertretern dieser meist großzelligen Algenklasse (z.B. *Ceratium hirundinella*, *Peridinium*- und *Peridiniopsis*-Arten) wurden in den mikroskopischen Analysen die Häufigkeitsstufen 3 und 4 zugeordnet. **Schlundalgen** hatten in der Pigmentanalytik eine ähnliche zeitliche Verteilung wie die Panzerflagellaten, waren aufgrund ihrer geringen Zellgrößen im Netzplankton aber nicht nachweisbar. Im September wurde schließlich, trotz geringer Abundanz von **Grünalgen** im Netzplankton, ein hoher Anteil von Chlorophyll-b (Markerpigment für Chlorophyta) festgestellt. Diese Befundung erfolgte auch in den früheren Untersuchungen 2015 sowie 2016 und wurde auf das Auftreten des Zoochlorellen-führenden Ciliaten *Stentor* zurückgeführt (siehe Kap. Zooplankton). **Blaualgen** haben nach wie vor keine quantitative Bedeutung im Asperner See.



**Abb. 2-13** Algenklassenanteile am Chlorophyll-a (Baci+Chryso ... Kiesel- und Goldalgen, Crypto ... Schlundalgen, Chloro ... Grünalgen, Cyano ... Blaualgen, Dino ... Panzerflagellaten) in den drei Tiefenstufen des Asperner Sees zwischen April und September 2023.



**Abb. 2-14** Algenklassenanteile am Chlorophyll-a (Baci+Chryso ... Kiesel- und Goldalgen, Crypto ... Schlundalgen, Chloro ... Grünalgen, Cyano ... Blaualgen, Dino ... Panzerflagellaten) gemittelt über die drei Tiefenstufen des Asperner Sees zwischen April und November 2015, Juni bis September 2016 sowie von April bis September 2023.

Tab. 2-2 Artenzusammensetzung und Abundanz des Netzphytoplanktons.

	26.04.	26.06.	02.08.	27.09.
<b>Kl. Cyanophyceae</b>				
Aphanocapsa sp.			1	
Aphanothece sp.		1		
Chroococcales indet.			2	2
Chroococcus sp.				1
Chroococcus turgidus	1	3		
Eucapsis sp.			1	
Gomphosphaeria aponina	1	3	1	
Merismopedia sp.			2	
Microcystis novacekii				1
Oscillatoria sp.			1	
Oscillatoriales indet.			2	2
Phormidium sp.				1
Pseudanabaena sp.		1	1	
Snowella lacustris			2	
Tychonema bornetii	1	1	2	1
<b>Kl. Chrysophyceae</b>				
Dinobryon sociale		1		
<b>Kl. Bacillariophyceae</b>				
Amphora ovalis			1	
Centrales indet.	4	3	2	1
Cymbella sp.	2	1	2	1
Diploneis sp.	1			
Eunotia sp.			1	
Fragilaria sp.	1	1	2	
Ulnaria capitata				1
Staurosira construens			2	
Gyrosigma attenuatum			1	
Navicula sp.	2	1	2	3
Navicula oblonga			1	
Nitzschia sp.	2		1	
Nitzschia linearis			1	
Nitzschia sigmoidea			1	
Stauroneis phoenicenteron			1	
<b>Kl. Dinophyceae</b>				
Ceratium hirundinella	3	4	3	3
Dinophyceae indet.	1	2		
Gonyaulax clevei		1		2
Gymnodinium sp.	1	2	4	3
Kolkwitzella acuta		1		1
Naiadinium polonicum				1
Parvodium umbonatum – com.		2		
Peridiniopsis elpatiewskyi		3		
Peridinium volzii		1	4	4
P. volzii var. maeandricum				1
<b>Kl. Euglenophyceae</b>				
Colacium sp.			2	1
Euglena sp.			3	
Euglena oxyuris			1	
<b>Kl. Chlorophyceae</b>				
Chlorococcales indet.		1		2
Coelastrum microporum		1		
Coelastrum polychordum				3
Didymocystis sp.				2
Coenochloris fottii			2	
Oedogonium sp.		1		1
Oocystis sp.				2
Pediastrum boryanum		1		1
Scenedesmus sp.				3
Scenedesmus grahneisii				3
<b>Kl. Conjugatophyceae</b>				
Cosmarium granatum			1	
Cosmarium reniforme			1	1
Staurastrum tetracerum			1	
Zygnema sp.			2	

## Zooplankton

Ähnlich den Algen besiedeln auch tierische Organismen die freie Wassersäule als Dauerschweber. Zu den wichtigsten Tiergruppen zählen die Rädertiere (Rotatoria) und Kleinkrebse, darunter im Besonderen die Ruderfuß- und Blattfußkrebse (Copepoda und Cladocera). Ein ebenso wichtiger Bestandteil des tierischen Planktons sind die Einzeller (z.B. Wimperntierchen), die normalerweise in den Auswertungen nicht berücksichtigt werden. Im Freiwasser des Asperner Sees wurde jedoch bereits im Zuge des ersten Monitorings 2015 das Trompetentierchen *Stentor amethystinus* entdeckt. Als wichtiger Bestandteil des Zooplanktons wird es deshalb auch im aktuellen Monitoring miteinbezogen. Ebenfalls im Plankton vertreten waren auch die Larven der Dreikantmuschel (*Dreissena*).

Im Rahmen einer Untersuchung des Freiwassers ist das Zooplankton in der biologischen Begutachtung von Gewässern von großer Bedeutung. Es verdankt seine Rolle als wertvoller Indikator der Funktion als Bindeglied zwischen dem Phytoplankton und den planktivoren Fischen (Jeppesen et al 2011). Dabei beeinflussen die Zooplankter auf vielseitige Weise die trophischen Interaktionen in limnischen Ökosystemen. So hängt einerseits die Entwicklung des Zooplanktons vom Algenangebot ab, andererseits tritt es in bestimmten Phasen selbst als wichtiger Regulator der Dichte und Zusammensetzung des Phytoplanktons auf (Lampert & Sommer 1993). Zudem spielt das Metazooplankton als Weidegänger aber auch Förderer des mikrobiellen Nahrungsgewebes (vgl. Arndt 1994) eine wichtige Rolle und stellt seinerseits die Nahrungsgrundlage sowohl für planktonfressende Fische als auch Insektenlarven dar.

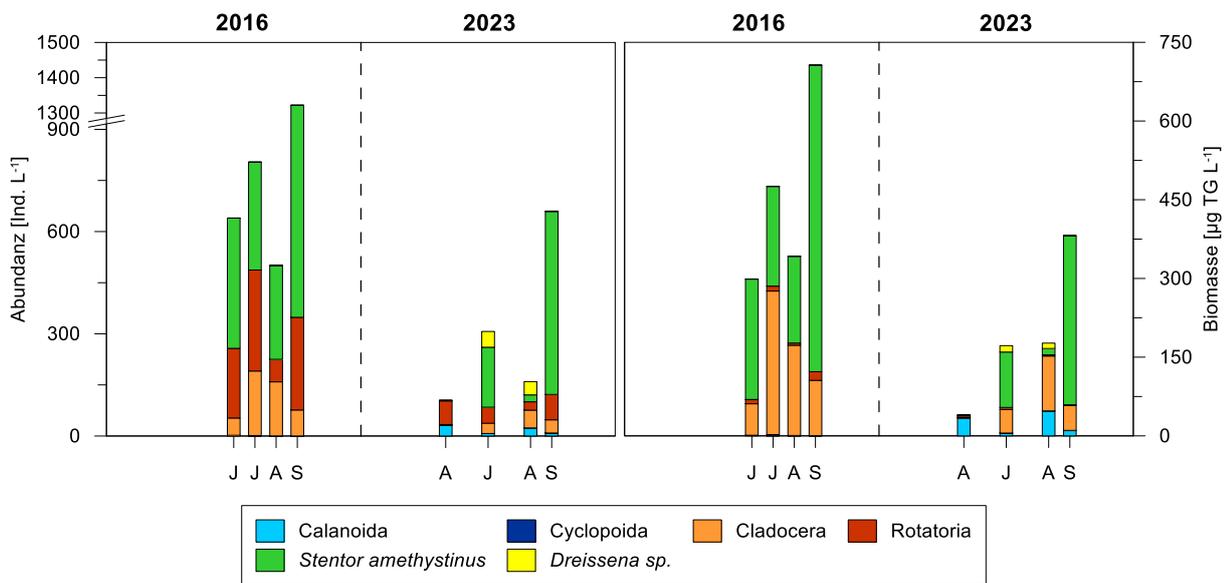
### ***Stentor amethystinus***

Dieser trompetenförmige Ciliat – der übrigens zum Einzeller des Jahres 2014 gewählt wurde – wird knapp 1 mm groß und weist eine violette bis purpurfarbene Färbung auf. Bei den kugeligen grünen Einschlüssen handelt es sich um einzellige Algen, mit denen der Stentor in Symbiose lebt. Er ernährt sich omnivor, auf dem Speiseplan findet sich also alles von Bakterien, über Algen sowie andere kleine Einzeller. Selbst Kannibalismus ist schon beobachtet worden. Das Trompetentierchen ist ursprünglich festsitzend und haftet auf den verschiedensten Substraten. Erst bei Störung oder auch bei Massenvorkommen lösen sie sich ab und leben im Freiwasser, also planktisch. Aufgrund seiner Größe ist der Ciliat dann auch mit freiem Auge als schwarzes Pünktchen erkennbar. Bei Massenentwicklungen kann das Wasser dann dunkel gefärbt erscheinen. Badegäste, die das Wasser verlassen, bemerken oft viele schwarze Punkte auf der Haut. Krankheitsfälle wurden jedoch bisher nie beobachtet und die **Badewasserqualität wird durch das Vorkommen nicht beeinträchtigt!**

*S. amethystinus* ist im Plankton von Seen und Teichen weit verbreitet und gehört z.B. auch im Neufelder See ebenfalls zu einem festen Bestandteil der Zooplanktongemeinschaft. Im Asperner See wurde – wie bereits erwähnt – das Trompetentierchen bereits 2015 mit Massenvorkommen im Plankton nachgewiesen. Im aktuellen Monitoring konnten zwischen April und September Individuendichten von 2 bis 537 Ind. L<sup>-1</sup> festgestellt werden (Abb. 2-15; Tab. 2-3). Damit erreichte der Einzeller im Herbst einen Anteil von knapp über 80% sowohl an der Abundanz als auch der Biomasse, im Mittel lag sein Anteil bei rund 40%. Im Vergleich zu 2016 bedeutet dies, unter Berücksichtigung der gleichen Untersuchungstermine, eine sehr ähnliche Entwicklung.

### Metazooplankton (Kleinkrebse und Rädertiere)

Im Zuge der Zooplanktonanalysen konnten an den vier Terminen 20 Arten (27 Taxa) unterschieden werden. Dabei handelt es sich um 13 Arten bei den Rotatorien, bei den Cladoceren und Copepoden (Calanoidea und Cyclopoidea) wurden 6 bzw. 1 Art bestimmt. Entsprechend der oligotrophen Einstufung (vgl. Kap. 2.6) waren auch geringe Individuendichten nachzuweisen, die bei einer Bandbreite zwischen 85 und 124 Ind. L<sup>-1</sup> im Mittel bei 105 Ind. L<sup>-1</sup>. Entsprechend bewegte sich auch die mittlere Biomasse (als Trockengewicht) auf einem niedrigen Niveau von 77 µg L<sup>-1</sup> mit Werten zwischen 38 und 154 µg L<sup>-1</sup>.



**Abb. 2-15** Abundanz und Biomasse von *Stentor amethystinus*, *Dreissena* sp. sowie der Kleinkrebse und Rädertiere des Asperner Sees in den Jahren 2016 und 2023.

Zu den dominierenden Arten zählen bei den Rotatorien *Polyarthra vulgaris* und *Ascomorpha ovalis*. Letztere profitiert, ähnlich wie *Ascomorpha ecaudis* und *Gastrophus stylifer*, im Herbst von dem häufigen Vorkommen der Panzerflagellaten (vgl. Tab. 2-2), die ihre bevorzugte Nahrung darstellt. Trophiezeiger (Zeigerarten nährstoffreicher Bedingungen) innerhalb der Rädertiere waren aufgrund des geringen Nährstoffgehalts kaum von Bedeutung. Die Kleinkrebse sind vor allem durch die Cladoceren vertreten (*Ceriodaphnia quadrangula* und *Bosmina longirostris*) vertreten.

Im Vergleich mit 2016 spiegelt sich auch in der Zooplanktongemeinschaft der Rückgang der trophischen Bedingungen wider (vgl. Kap. 2.6). Dies äußert sich vor allem durch die signifikante Abnahme der Individuendichte und der Biomasse. Hinsichtlich der Artenzusammensetzung nahm der Anteil der calanoiden Copepoden (*Eudiaptomus gracilis*) deutlich zu und Trophiezeiger innerhalb der Rädertiere sind bis auf Einzelfunde verschwunden.

**Tab. 2-3** Artenzusammensetzung, Abundanz (Ind. L<sup>-1</sup>) und Mittelwerte (MW) von *Stentor amethystinus*, *Dreissena* spp. sowie der Kleinkrebse und Rädertiere im Asperner See 2023.

	26.04.	26.06.	02.08.	27.09.	MW
<b>Ciliaten</b>					
<i>Stentor amethystinus</i>	1,6	176,0	20,3	536,9	183,7
<b>Calanoidae Copepoda</b>					
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	0,2	0,2	2,3	0,2	0,7
Copepodide	8,6	0,6	7,1	1,9	4,6
Nauplien	23,6	6,6	14,3	6,5	12,7
<b>Cyclopoidae Copepoda</b>					
Copepodide	-	-	0,1	0,2	0,1
Nauplien	-	0,3	0,6	1,4	0,6
<b>Cladocera</b>					
<i>Alona quadrangula</i>	-	0,3	-	-	0,1
<i>Bosmina longirostris</i>	1,2	2,6	11,0	22,8	9,4
<i>Chydorus sphaericus</i>	0,1	0,3	-	-	0,1
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	-	25,8	25,4	13,9	16,3
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	-	1,1	15,7	1,2	4,5
<i>Rhynchotalona falcata</i>	-	-	-	0,7	0,2
<b>Rotatoria</b>					
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	-	2,4	0,2	2,9	1,4
<i>Ascomorpha ovalis</i>	-	0,5	-	44,4	11,2
<i>Asplanchna priodonta</i>	-	8,8	1,7	-	2,6
<i>Cephalodella</i> sp.	-	-	-	0,2	0,1
<i>Collotheca</i> sp.	-	1,9	-	11,3	3,3
<i>Filinia longiseta</i>	-	1,6	1,1	1,0	0,9
<i>Gastropus stylifer</i>	-	-	5,0	0,2	1,3
<i>Hexarthra mira-intermedia</i>	-	-	-	0,2	0,1
<i>Lecane luna</i>	0,1	-	-	0,2	0,1
<i>Lecane lunaris</i>	-	-	0,1	-	-
<i>Lecane obtusa</i>	-	-	-	0,2	0,1
<i>Lecane stichaea</i>	0,2	-	-	-	-
<i>Polyarthra vulgaris</i>	69,1	31,7	14,6	13,2	32,2
<i>Pompholyx sulcata</i>	-	-	-	0,2	0,1
<i>Pleosoma hudsoni</i>	-	0,2	1,7	0,2	0,5
<i>Synchaeta</i> sp.	0,1	-	-	-	-
<b>Mollusca</b>					
<i>Dreissena</i> sp.	-	46,4	39,0	1,4	21,7
<b>Summen</b>					
Ciliaten	1,6	176,0	20,3	536,9	183,7
Calanoida	32,3	7,4	23,6	8,6	18,0
Cyclopoida	0,0	0,3	0,7	1,7	0,7
Cladocera	1,3	30,1	52,2	38,6	30,6
Rotatoria	69,4	47,0	24,5	74,4	53,8
Mollusca	0,0	46,4	39,0	1,4	21,7
<b>Gesamt</b>	<b>104,6</b>	<b>307,2</b>	<b>160,3</b>	<b>661,7</b>	<b>308,5</b>

## 2.6 Trophie

Für die Bewertung des Trophieniveaus des Asperner Sees werden im Folgenden verschiedene Ansätze angewendet und vergleichend diskutiert:

- nach Forsberg & Ryding (1980)
- nach Vollenweider & Kerekes (1982)
- nach der ON M 6231

Die nach diesen drei Ansätzen vorgeschlagenen Klasseneinteilungen für die Trophiezeiger Gesamtstickstoff, Gesamtphosphor, Chlorophyll-a bzw. Sichttiefe sind in Tab. 2-4 bis Tab. 2-6 angeführt.

**Tab. 2-4** Trophiestufen nach Forsberg & Ryding (1980). TN = Gesamtstickstoff, TP = Gesamtphosphor, Chl-a = Chlorophyll-a (sommerliche Mittelwerte).

Trophiestufe	TN [mg L <sup>-1</sup> ]	TP [µg L <sup>-1</sup> ]	Chl-a [µg L <sup>-1</sup> ]
oligotroph	<0.4	<15	<3
mesotroph	0.4–0.6	15–25	3–7
eutroph	0.6–1.5	25–100	7–40
hypertroph	>1.5	>100	>40

**Tab. 2-5** Trophiestufen gemäß Vollenweider & Kerekes (1982). TP = Gesamtphosphor, Chl-a = Chlorophyll-a, ST = Sichttiefe (jeweils Jahresmittelwert).

Trophiestufe		TP [µg L <sup>-1</sup> ]	Chl-a [µg L <sup>-1</sup> ]	ST [m]
oligotroph	Mittel	8	1.7	9.9
	Bereich	4.85–13.3	0.8–3.4	5.3–16.5
mesotroph	Mittel	26.7	4.7	4.2
	Bereich	14.5–49.0	3.0–7.4	2.4–7.4
eutroph	Mittel	84.4	14.3	2.45
	Bereich	38.0–189.0	6.7–31.0	1.5–4.0

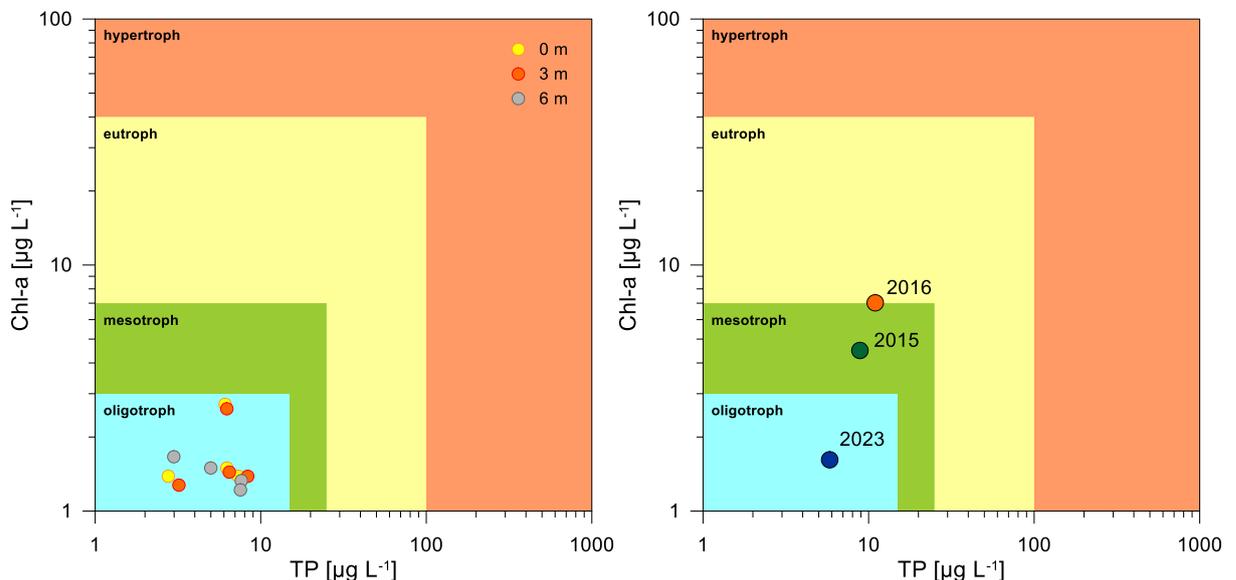
**Tab. 2-6** Trophiestufen gemäß ON M 6231. TP = Gesamtphosphor (Jahresmittelwert), Chl-a = Chlorophyll-a (sommerliche Mittelwerte).

Trophiestufe	TP [µg L <sup>-1</sup> ]	Chl-a [µg L <sup>-1</sup> ]
oligotroph	<10	<4
mesotroph	10–20	4–12
schwach eutroph	20–40	12–35
stark eutroph	40–60	
hypertroph	>60	>35

Die Trophiekenngößen aller drei vorgestellten Modelle attestieren dem Asperner See basierend auf den Untersuchungen im Zeitraum April bis September 2023 übereinstimmend ein **oligotrophes** Niveau (Tab. 2-7, Abb. 2-16). Damit hat sich die Trophie seit der Entstehung des Teiches und einem meso- bis schwach eutrophen Zustand deutlich reduziert.

**Tab. 2-7** Jahresmittelwerte bzw. sommerliche Mittelwerte (Juni bis August) hydrochemischer Parameter im Asperner See in den Jahren 2015, 2016 und 2023 berechnet aus den Tiefenstufen 0,2, 3 und 6 m. TP = Gesamtphosphor, TN = Gesamtstickstoff, Chl-a = Chlorophyll-a, ST = Sichttiefe. Bewertung: F & R = Forsberg & Ryding (1980), Vollenweider & Kerekes (1982), ON = ON M 6231, o = oligotroph, m = mesotroph, eu = eutroph.

Parameter	Einheit	2015		2016		2023	
		Jahres-MW	Sommer-MW	Jahres-MW	Sommer-MW	Jahres-MW	Sommer-MW
Termine		8	3	4	3	4	2
Zeitraum		IV-XI	VI-VIII	VI-IX	VI-VIII	IV-IX	VI-VIII
Tiefen [m]		0,2, 3, 6	0,2, 3, 6	0,2, 3, 6	0,2, 3, 6	0,2, 3, 6	0,2, 3, 6
TP	$\mu\text{g L}^{-1}$	9	12	11	11	6	7
TN	$\text{mg L}^{-1}$	12.8	12.8	-	-	-	-
Chl-a	$\mu\text{g L}^{-1}$	4.5	5.5	7.0	7.2	1.6	1.4
Secchi	m	3.5	2.4	4.0	3.8	6.2	5.8
<i>Bewertung</i>							
F & R		-	o -m(hy)	-	o -m(e)	-	o
V & K		o -m	-	o -m	-	o	-
ON		o	m	m	m	o	o



**Abb. 2-16** Trophiediagramm mit Grenzwerten nach Forsberg & Ryding (1980). Eingetragen sind links die Einzelmessungen an den vier Untersuchungsterminen in den drei Tiefenstufen aus dem Jahr 2023 und rechts die Jahresmittelwerte der bisherigen Untersuchungen in den Jahren 2015, 2016 und 2023.

### 3 Zusammenfassung & Resümee

Der Asperner See wurde an 4 Terminen zwischen April und September 2023 untersucht. Das gewässerökologische **Monitoring** umfasste physikalisch-chemische und chemische Messungen sowie die Bestimmung von Phyto- und Zooplankton.

Der Asperner See liegt in der Donaustadt, deren Oberfläche aus einer mehrere Meter mächtigen Kiesschicht sowie sandigen Anteilen besteht, die durch die Donau angelandet wurden. Quarz, Kristallin, Karbonat sowie Sandstein und eine dünne Auflage von Ausbänden und Auflehnern sind für den hohen Anteil von Calcium und Silizium im Gewässer verantwortlich. Die Gesamtkonzentration von Elektrolyten beträgt aktuell etwa  $19 \text{ meq L}^{-1}$  und wird von Calcium und Magnesium bei den Kationen sowie dem Hydrogenkarbonat (Säurebindungsvermögen) und dem Chlorid auf der Anionenseite dominiert. Seit den letzten gewässerökologischen Untersuchungen in den Jahren 2015 und 2016 nahmen die Konzentrationen sämtlicher **Ionen** und damit auch des Summenparameters **Leitfähigkeit** deutlich ab. Dieser Prozess spiegelt die Alterung des Gewässers wider, die u.a. mit einer natürlichen, verringerten Mobilisierung der Ionen im umgebenden Grundwasserkörper einhergeht. Dieser Umstand, gemeinsam mit den Witterungsbedingungen zum Zeitpunkt der Probenahme, sind vermutlich auch für das Ausbleiben einer Calcit-Fällung in der Saison 2023 verantwortlich.

Obwohl mit dem Untersuchungsprogramm auch die Sommermonate erfasst waren, wies das Gewässer an keinem der insgesamt vier Termine eine temperaturbedingte Schichtung auf. Die Vertikalprofile der **physikalisch-chemischen Parameter** verliefen weitgehend **homogen**, nur im Juni stiegen die Sauerstoffkonzentrationen über Grund erkennbar an. Dieser Verlauf fiel im Sommer 2016 deutlich massiver aus und wurde auf die Photosynthesetätigkeit der bodennah wachsenden Characeen-Bestände zurückgeführt. Bei Erhebung des Ortsbefundes im Jahr 2023 wurde das Vorkommen von **Characeen** zwar erneut dokumentiert, allerdings nicht bei allen Probenterminen und auch mit geringerer Bestandsdichte als in der Saison 2016.

Die **Gesamtphosphorgehalte** sowie die **Chlorophyll-a**-Konzentrationen waren 2023 ausnahmslos sehr niedrig und kennzeichnen den Asperner See als **oligotroph** (nährstoffarm). Das bedeutet eine Abnahme der Trophie gegenüber den Studien 2015/2016, als das Gewässer als mesotroph bzw. meso-eutroph eingestuft wurde. Das Ausbleiben der Calcitfällung sowie die niedrige Algenbiomasse bedingten geringe **Schwebstoff**-Gehalte, wodurch die **Sichttiefen** überwiegend bis zum Gewässergrund reichten. Der oben erwähnte Rückgang der Ionen, schließt zwar auch das Nitrat mit ein, dieses liegt aber nach wie vor auf sehr hohem Niveau. Es ist anzunehmen, dass der Asperner See mittlerweile als **Nitrat-Senke** fungiert. Einerseits kommt es am Sediment aufgrund von Denitrifikationsprozessen zu einer Festlegung, andererseits wird Nitrat-N in der Nahrungskette (Characeen, Phyto- und Zooplankton, Fische) zurückgehalten. Grundsätzlich sind hohe Nitrat-N-Gehalte in einem Gewässer nicht negativ zu bewerten, sie fördern vielmehr den Abbau von sedimentiertem, organischem Material und hemmen die Entwicklung von Blaualgen (die idR von Stickstoff-limitierten Verhältnissen profitieren).

Im Frühling dominierten zunächst Kieselalgen im **Phytoplankton**, später auch Panzerflagellaten. Das in den Pigmentanalysen festgestellte Grünalgenvorkommen im Herbst ist hingegen auf das Zoochloellen-führende Wimperntierchen *Stentor* zurückzuführen. Blaualgen spielen nach wie vor nur eine untergeordnete Rolle. Das Trompetentierchen erreichte im Vergleich zum **Metazooplankton** sowohl hinsichtlich der Abundanz als auch der Biomasse einen Anteil von rund 40%. Entsprechend den oligotrophen Bedingungen waren die Dichten der Kleinkrebse und Rädertiere (Mittelwert: 103 Ind. L<sup>-1</sup>) sowie die Biomasse (Mittelwert: 77 µg TG. L<sup>-1</sup>) gering. Es dominierten Cladoceren und Rädertiere.

## 4 Literatur

- Donabaum, K. & P. Riedler, 2016. Beweissicherung Bendateich & Buttingerteich Gewässer-ökologisches Monitoring 2014-2016. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45, in prep.
- Forsberg, C. G. & S. O. Ryding, 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste water receiving lakes. Arch. Hydrobiol. 89: 189–207.
- Großschartner, M., K. Meisterl & K. Donabaum, 2013. Grundwassersee Hirschstetten. Gewässerökologisches Monitoring & morphometrische Aufnahme. Studie im Auftrag der MA 45, Wiener Gewässer, 54 p.
- Großschartner, M., H. Krisa & K. Donabaum, 2015. Neufelder See. Gewässerökologisches Monitoring 2015. Studie im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung, Abteilung 9 Wasser- und Abfallwirtschaft, 38 p.
- Hall, D.J., S.T. Threlkeld, C.W. Burns & P.H. Crowley 1976. The size-efficiency hypothesis and the size structure of zooplankton communities. Ann. Rev. Ecol. Syst. 7: 177 S.
- Hellmer, H., 2012a. Grundwasseranalysen im Zuge der Errichtung des Landschaftsteiches. Gutachten im Auftrag der MA 45, Wiener Gewässer, 8 p.
- Hellmer, H., 2012b. Teichwasseruntersuchung Seestadt Aspern. Gutachten im Auftrag der MA 45, Wiener Gewässer, 4 p.
- Hellmer, H., 2016. Untersuchung der Grundwassersonden auf dem Areal der zukünftigen „Seestadt Aspern“. Gutachten im Auftrag der MA 45, Wiener Gewässer, 8 p.
- Krainer, K. H., 2012. Phyto- und Zooplankton, Trophiegrad. Grundwasserbaggersee Seepark Aspern, 1220 Wien. Gutachten im Auftrag der MA 45, Wiener Gewässer, 5 p.
- Langeland, A. 1982. Interactions between zooplankton and fish in a fertilized lake. Holarctic Ecology 5: 273–310.
- Pall, K, St. Mayerhofer & V. Mayerhofer, 2015. Makrophyten. Seestadt Aspern. Kurzbericht im Auftrag der MA 45, Wiener Gewässer, 20 p.
- Pall, K, B. Blachy & S. Pall, 2023. Monitoring Aquatische Vegetation Asperner See 2023. Bericht im Auftrag der Stadt Wien, Fachabteilung Wiener Gewässer (MA 45), 22p.
- Riedler, P., M. Großschartner, R. Hainz & D. Donabaum 2016. Landschaftsteich der Seestadt Aspern, Gewässerökologisches Monitoring 2015. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45, 32 p.
- Riedler, P., M. Großschartner, R. Hainz & D. Donabaum 2017. Landschaftsteich der Seestadt Aspern, Gewässerökologisches Monitoring 2016. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45, 29 p.
- Sigmund E., Großschartner M., Krisa, H., Donabaum K., 2016. Alte Donau 2015. Monitoring. Hydrochemie & Plankton. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45, 128 p.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt.

Internat. Verein. Limnol. 9: 1–38.

Vollenweider, R.A. & J. Kerekes, 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. OECD Cooperative programme on monitoring of inland waters (Eutrophication control), Environment Directorate, OECD, Paris. 154 p.

Wolfram, G., M. Großschartner, A. Kirschner, N. Kreuzinger & U. Wychera [Red.], 2016. Limnologisches Monitoring der Neuen Donau. Jahresbericht 2015. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45, und der VERBUND Hydro Power GmbH, Wien, 252 p..

## 5 Anhang

### 5.1 Hydrochemie

#### Prüfverfahren

Die physikalisch-chemischen und hydrochemischen Analysenverfahren, mit Angabe der erweiterten Messunsicherheiten (MU%) nach EURACHEM/CITAC (2004), sind in den Prüfberichten Chemie enthalten (Kap. 5.3). Für Parameter, die einer Kalibrierung bedürfen, sind die unteren Arbeitsbereichsgrenzen (UA) und die Bestimmungsgrenzen (BG) angegeben.

Messwerte, die zwischen dem Unteren Arbeitsbereich und der Bestimmungsgrenze oder der Bestimmungsgrenze und der Nachweisgrenze der Methode liegen, wurden in den Abbildungen berücksichtigt bzw. wurde der Zahlenwert in die statistischen Auswertungen einbezogen (z.B. Werte für Ammonium-N oder gelösten reaktiven Phosphor).

#### Externe Qualitätssicherung

Eine externe Qualitätssicherung erfolgt unter anderem durch die regelmäßige Teilnahme an Ringversuchen des IFA-Tulln (Interuniversitäres Forschungsinstitut für Agrarbiotechnologie), im Bereich „Anorganische Parameter / Nährstoffe“ (Link: [www.ifatest.at](http://www.ifatest.at))

Laborcodierung der 2023 durchgeführten Kontrollprobenserien:

Serie	Laborcodierung DWS Hydro-Ökologie GmbH
N165	LC0049 (Realprobe)
N166	T
N167	offen
N168	offen
N169	offen

### 5.2 Plankton

Mit Netzzügen wurde **Phytoplankton** (Maschenweite = 30 µm) für die anschließenden qualitativen mikroskopischen Analysen gewonnen. Neben der systematischen Auswertung wurden die relativen Häufigkeiten anhand einer 5-stufigen Skala geschätzt (1 ... vereinzelt, 2 ... selten, 3 ... häufig, 4 ... sehr häufig, 5 ... massenhaft). Die Bestimmung erfolgte auf einem Mikroskop der Fa. Olympus (BX50).

Zur quantitativen Abschätzung der **Zooplankton**-Gemeinschaft (Artenzusammensetzung, Zellzahl, Biovolumen) erfolgte eine Analyse der Mischprobe aus 5 Tiefenstufen (0.2 m, 1.5 m, .3 m, 4.5 m und 6 m). Das gesamte Volumen aus den Tiefenstufen wurde durch eine Filtergaze mit 50 µm Maschenweite filtriert und das auf dem Filter verbleibende Plankton in ca. 50 ml filtriertem Biotopwasser

resuspendiert und anschließend in 4%-igem Formol fixiert. Die Analyse von vertikal integrierten Mischproben wurde bevorzugt, um eine genauere Abschätzung der Abundanz zu gewährleisten, da auftretende tägliche Vertikalwanderungen die Verteilung des Zooplanktons stark beeinflussen können.

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. Die Berechnung der Biomasse (Trockengewicht) erfolgte mit Hilfe von Literaturangaben.

### 5.3 Prüfberichte

Prüfberichte aus dem Fachbereich Chemie sind dem Bericht beigelegt.

<b>Probentermin</b>	<b>Prüfbericht</b>
26.04.2023	PB23-043
26.06.2023	PB23-056
02.08.2023	PB23-095
27.09.2023	PB23-133