



**Stadt
Wien**

Wiener
Gewässer

PROJEKT:

ZWILLINGSTEICHE GRÜNER SEE & SCHWIMMSCHULTEICH

PLANINHALT:

Gewässerökologisches Monitoring 2021

ERSTELLT:

FEBRUAR 2022

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

MAGISTRATSABTEILUNG

45

Referent
Dr. T. Ofenböck

Gruppenleiter
OSTBR DI A. Straka

Abteilungsleiter
SR DI G. Loew

GRÖSSE:

X A4

PARIE:

PARIE

PROJEKTNUMMER:

NR

PLANNUMMER

NR

Zwillingsteiche ***Grüner See & Schwimmschulsteich*** Gewässerökologisches Monitoring 2021

Bericht-Nr. 21/083-B01



*Grüner See und Schwimmschulsteich
im August 2021*



Im Auftrag der Stadt Wien
– Wiener Gewässer

Wien, im Februar 2022

Auftrag: MA45-4849/2021 vom 21.07.2021
basierend auf unserem Anbot 21/083-Zwilling-A01 vom 08.07.2021

Projektleiter: Dr. Karl Donabaum

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

MitarbeiterInnen: MSc. Sabrina Eidingler
Mag. Roland Hainz
Ing. Silvia Hintermaier
MSc. Veronica Kasper
MSc. Martin Kvarda
Ruby Pieber
Mag. Elisabeth Sigmund
Ing. Bernhard Weidinger
Mag. Philipp Wenzl

Zitation: RIEDLER, P., M. GROßSCHARTNER & D. DONABAUM 2022. Zwillingsteiche, Gewässer-
ökologisches Monitoring 2021. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
1.1	<i>Ausgangslage</i>	1
1.2	<i>Arbeitsprogramm</i>	2
2	Gewässerökologie	4
2.1	<i>Physikalisch-chemische Parameter</i>	4
2.2	<i>Ionen</i>	7
2.3	<i>Nährstoffe</i>	10
2.4	<i>Schwebstoffe, Chlorophyll-a & Sichttiefe</i>	16
2.5	<i>Plankton</i>	19
2.6	<i>Trophie</i>	25
3	Zusammenfassung & Resümee	28
4	Literatur	29
5	Anhang	30
5.1	<i>Hydrochemie</i>	30
5.2	<i>Plankton</i>	30
5.3	<i>Prüfberichte & Pläne</i>	30

1 Einleitung

1.1 Ausgangslage

In den Zuständigkeitsbereich der Stadt Wien - Wiener Gewässer fallen sämtliche Gewässer im Raum Wien. Während die größeren Gewässerzüge der Stadt durch laufende und umfassende Monitoringprogramme gut untersucht sind, gibt es für eine Reihe von kleineren stehenden Gewässern nur vereinzelte und sporadisch erhobene Untersuchungsdaten.

In diese Kategorie fallen u.a. die Zwillingsteiche Grüner See und Schwimmschulreich. Beide Teiche sind von der Kleingartensiedlung Zwillingsee von der Stadt Wien gepachtet und befinden sich im Gebiet Wienerberg. Die Teiche sind öffentlich nicht zugänglich und werden von Anrainern der Schrebergartensiedlung zum Baden genützt.

Bis ca. 1924 dienten die Teiche zur Einleitung von Abwässern, die bei der Tonschlammung anfielen. Nach der Stilllegung der Ziegelgruben füllten sich diese mit Grund- und Niederschlagswasser und wurden schließlich von der Stadt Wien verpachtet. Die Gewässer wurden teilweise aufgeschüttet und als Baugrund zur Verfügung gestellt. In beiden Teichen wurde wiederholt eine starke Eutrophierung festgestellt (Zoufal *et al.*, 2002; Schagerl *et al.*, 2004) und in den 1980er- und 1990er-Jahren wurden mehrere Sanierungskonzepte und Managementmaßnahmen von der Universität Wien erstellt (Janauer & Kroissböck, 1988). In weiterer Folge erwiesen sich die Maßnahmen jedoch als nicht ausreichend, um eine Verbesserung zu erwirken.

Da keine aktuellen Daten vorlagen, beauftragte die Stadt Wien, Wiener Gewässer die Firma DWS Hydro-Ökologie 2019 mit einem Untersuchungsprogramm, das Erhebungen zur Gewässerökologie sowie die Auswertung morphometrischer Kartengrundlagen umfasste (Riedler *et al.*, 2020). Basierend auf diesen Ergebnissen wurde ein Sanierungskonzept erstellt und im Mai 2021 erfolgte die Installation von Tiefenbelüftungsanlagen in beiden Teichen. Überdies wurden von den KGV Online-Sonden finanziert, die laufend Messwerte der physikalisch-chemischen Parameter erheben. Eine Optimierung des Anlagenbetriebs ermöglicht außerdem ein Fernbedienungsmodul, mit dem die Betriebszeiten der Anlage jederzeit – entsprechend den aktuellen Sauerstoff-Verhältnissen – angepasst werden können. Um darüber hinaus Informationen über die Entwicklung der Gewässerökologie zu erhalten, beauftragte die Stadt Wien, Wiener Gewässer erneut die DWS Hydro-Ökologie mit der Durchführung eines gewässerökologischen Monitorings im Jahr 2021.

1.2 Arbeitsprogramm

Im limnologischen Monitoringprogramm waren drei **Untersuchungstermine** vorgesehen (04.08., 15.09. und 15.11), anhand derer sowohl eine eventuelle thermische Schichtung im Sommer sowie eine herbstliche Vollzirkulation erfasst werden sollten. Die Beprobungen erfolgten mittels Boot jeweils nahe der Tiefenwasserbelüftungsanlagen in beiden Gewässern (Abb. 1-1). Zur Kontrolle der Sauerstoffversorgung und von thermischen Schichtungsphänomenen wurden **physikalisch-chemische Parameter** wie pH-Wert, Lf, O₂ und Temperatur im Tiefenprofil erhoben. Hierzu wurde eine Multiparametermesssonde der Firma OTT verwendet (wahlweise Freilandmessgeräte der Firma WTW und HACH). Um einen guten Auflösungsgrad von Veränderungen im Vertikalverlauf zu erhalten, erfolgte die Messwerterhebung in 0.5- bzw. 1-m-Schritten. Parallel erfolgte an allen Terminen und in beiden Teichen die Messung der Sichttiefe. Die **Nährstoffsituation** und andere wichtige **chemischen Messgrößen** wurden aus vier Tiefenstufen erhoben (oberflächennah, 3 m, 6 m und über Grund), wobei ein umfangreicherer Parametersatz im August analysiert wurde und an den beiden weiteren Terminen ein Schwerpunkt nur auf die Trophieparameter (Phosphor, Chlorophyll-a, Schwebstoffe, Ammonium) gelegt wurde. Die **biologischen Untersuchungen** erfolgten ebenfalls nur im August und umfassten qualitative Phytoplankton- und Zooplanktonaufnahmen. Neben der Erhebung des Artenspektrums wurde eine Schätzung der relativen Häufigkeiten basierend auf einer 5-stufigen Skala durchgeführt.

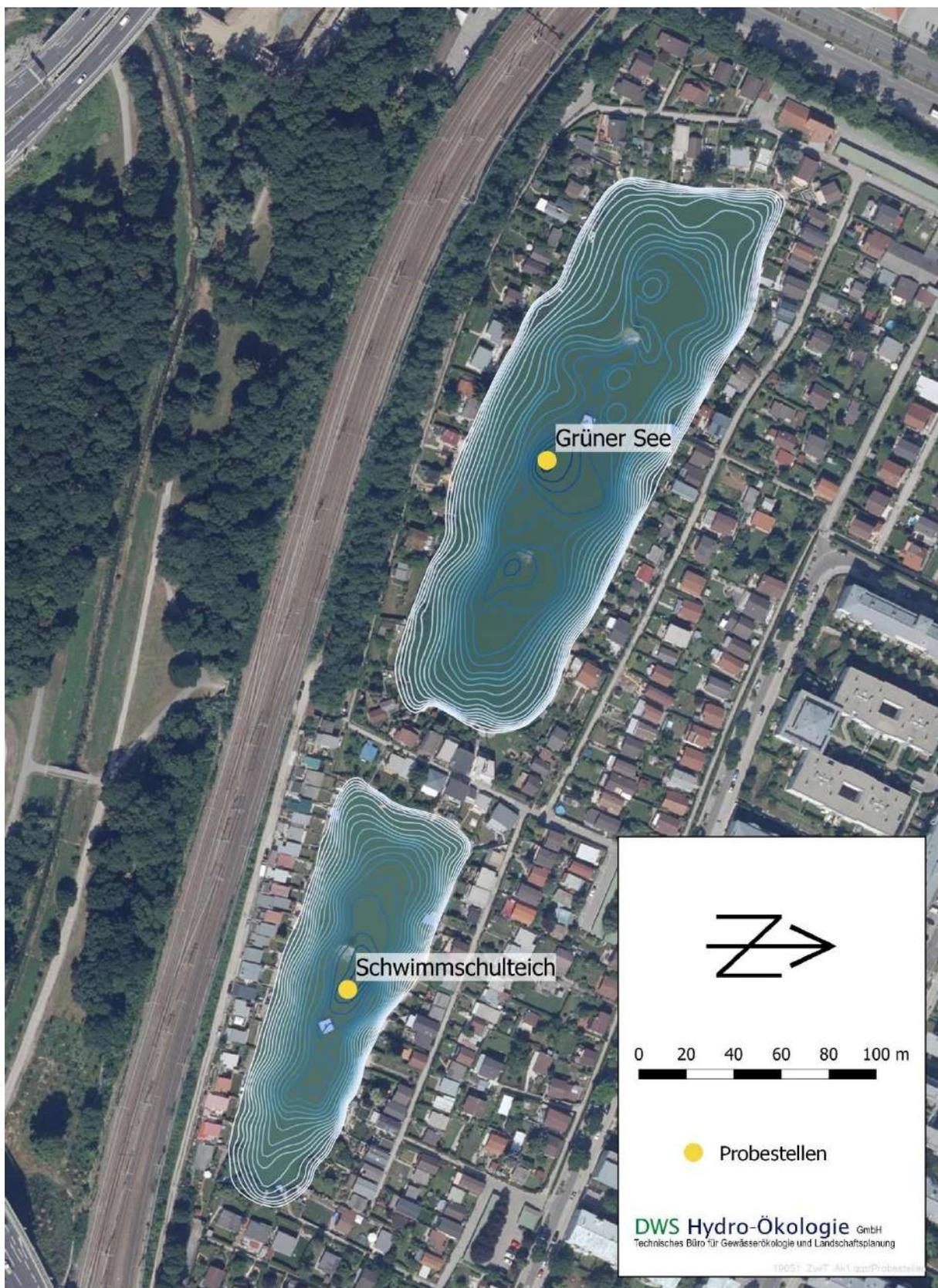


Abb. 1-1 Isobathenkarte der Zwillingsteiche basierend auf einer Vermessung aus den 1980er Jahren (Janauer & Kroissböck 1988) mit den Probestellen für die gewässerökologischen Untersuchungen.

2 Gewässerökologie

2.1 Physikalisch-chemische Parameter

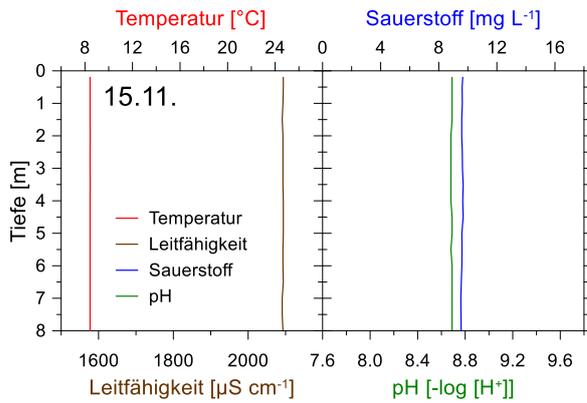
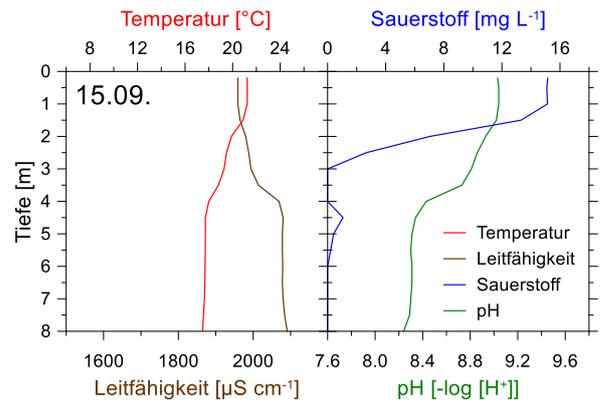
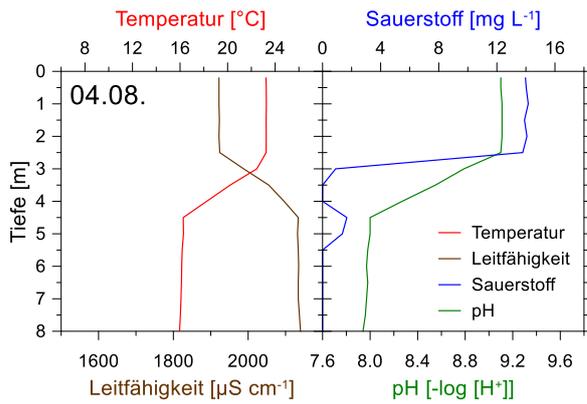
Die thermische Schichtung in Gewässern hat großen Einfluss auf den Stofftransport und die Stoffflüsse. Der temperaturbedingte Dichteunterschied der einzelnen Wasserkörper verhindert in der Regel einen Stoffaustausch zwischen den Schichten. Ohne die Zufuhr von Sauerstoff aus den oberen Schichten kommt es im Tiefenwasser zu starken Sauerstoffzehrungen und anoxischen Bedingungen. Herabsinkendes organisches Material wird unter diesen reduktiven Bedingungen nur mehr unvollständig abgebaut. Ein weiterer Effekt der geringen Sauerstoffverfügbarkeit ist die Anreicherung von gelösten und aus dem Sediment freigesetzten Nährstoffen, welche als Ionen in Erscheinung treten. All diese Prozesse spiegeln sich in den physikalisch-chemischen Parametern wider, welche herangezogen werden, um die saisonalen Veränderungen im See zu veranschaulichen.

Anfang August war im **Grünen See** ein deutlicher **Temperaturgradient** ausgebildet, mit knapp 24 °C warmem Oberflächenwasser und ca. 16 °C über Grund (Abb. 2-1). Das Epilimnion war klar abgegrenzt und umfasste rund 3 m. Mitte September war die Schichtung nur noch schwach ausgeprägt, die Temperatur nahm stetig von rund 21 °C in 0.2 m Tiefe auf ca. 17 °C in 4 m Tiefe ab. Einheitliche rund 8 °C charakterisierten den November-Termin.

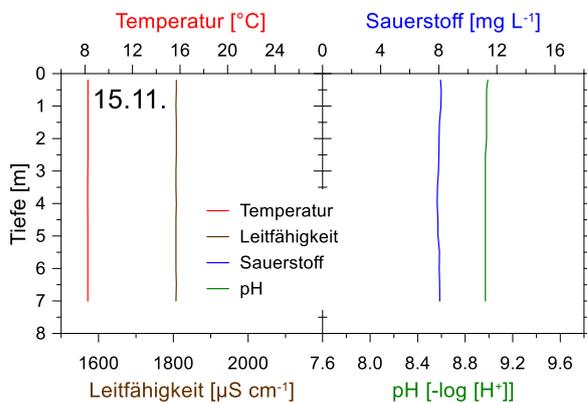
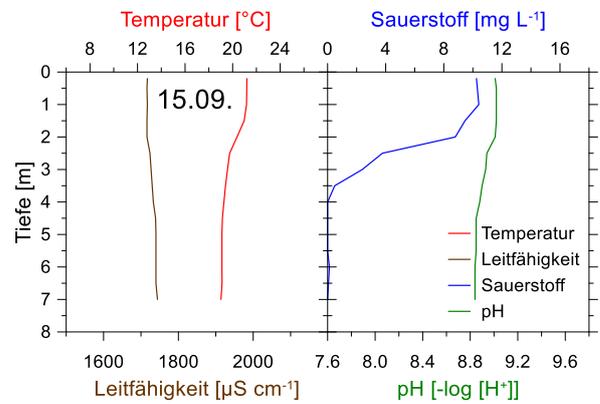
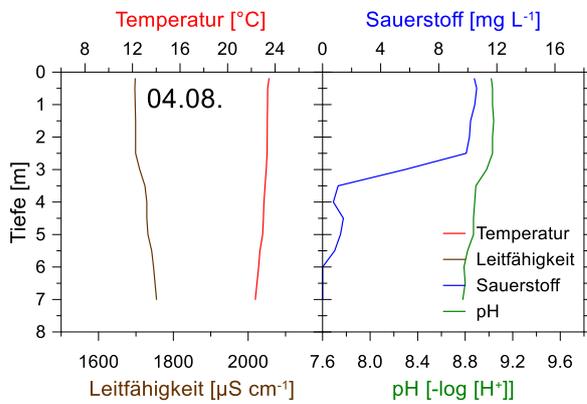
Schon im Zuge der ersten Messung wurde ein steiler **Sauerstoffgradient** festgestellt, der von oberflächennahen rund 14 mg L⁻¹ auf < 1 mg L⁻¹ unterhalb von 4 m abfiel. Im September war der Gradient weniger scharf, der Rückgang erfolgte jedoch bereits in 1 m Tiefe! An beiden Terminen war in ca. 4.5 m ein minimaler Sauerstoffanstieg gegeben (rund 1.5 mg L⁻¹ bzw. 15%), der höchstwahrscheinlich auf die Tiefenwasserbelüftung zurückzuführen war. Unterhalb von etwa 5.5 m war der Teich jedoch anoxisch. Nach der Durchmischung wies die gesamte Wassersäule eine Sauerstoffkonzentration von knapp 10 mg L⁻¹ bzw. 85% auf.

Die **pH-Werte** zeigten weitgehend einen ähnlichen Verlauf wie die Sauerstoffkonzentrationen, nur waren die Gradienten wesentlich schwächer ausgebildet. Der grundsätzliche Zusammenhang von pH-Wert und Sauerstoff ist auf die photosynthesebedingte Zehrung von CO₂ und Kohlensäure zurückzuführen, die eine Verschiebung im Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht bedingt, wodurch der pH-Wert ansteigt. Trotz der extremen Übersättigungen konnten aufgrund der hohen Pufferkapazität des Grünen Teichs auch im Hochsommer pH-Werte von weit über 9 vermieden werden. Auch im Tiefenwasser wurden trotz der anhaltenden Sauerstofffreiheit keine auffällig niedrigen pH-Werte gemessen, das Minimum trat Anfang August mit 7.9 über dem Sediment auf (2019: Minimum 7.6).

Invers zu den Sauerstoff- und pH-Profilen verlief die **Leitfähigkeit**. Oberflächennah traten demgemäß Werte zwischen 1920 und 1960 µS cm⁻¹ auf, die im Hypolimnion bis auf 2140 µS cm⁻¹ anstiegen. Mitte November, als auch die Wassertemperatur und der pH-Wert weitgehend schwankungslos im Tiefenprofil verliefen, lag die Leitfähigkeit bei rund 2100 µS cm⁻¹. Die gegenüber 2019 niedrigere Leitfähigkeit im Tiefenwasser (bis zu 2350 µS cm⁻¹) deutet ebenfalls auf verringerte Rücklösungsprozesse aus dem Sediment hin.



Grüner See



Schwimmschulsteich

Abb. 2-1 Vertikalprofil der Wassertemperatur, der Sauerstoffsättigung, des pH-Werts und der Leitfähigkeit im **Grünen See** und im **Schwimmschulsteich**.

Der erste Untersuchungstermin fand erst Anfang August statt und ähnlich wie im Jahr 2019 wies der **Schwimmschulsteich** am 4.8.2021 keine **thermische** Schichtung auf (Abb. 2-1). Vielmehr war der Wasserkörper einheitliche rund 23 °C warm. Mitte September lässt sich zwar das Epilimnion abgrenzen, der Temperaturgradient war allerdings sehr flach und reichte nur von 21.2 bis 19.0 °C. Homogene rund 8 °C kennzeichneten schließlich den Teich nach erfolgter, herbstlicher Durchmischung.

Obwohl keine scharfe Temperaturschichtung ausgebildet war, traten bis zum Herbst große Unterschiede in der vertikalen **Sauerstoffverteilung** auf. Im August und September wurden oberflächennah rund 10 mg L⁻¹ (rund 125%) gemessen, ab etwa 3.5 m war der Teich jedoch nahezu anoxisch. Wie im Grünen See war Anfang August im Hypolimnion in rund 4.5 m Tiefe ein minimaler Sauerstoffanstieg gegeben (1.4 mg L⁻¹ bzw. 17%), der höchstwahrscheinlich auf die Tiefenwasserbelüftung zurückzuführen war. Nach der Durchmischung wies die gesamte Wassersäule eine Sauerstoffkonzentration von etwa 8 mg L⁻¹ bzw. 70% auf.

Der Zusammenhang zwischen Sauerstoffkonzentration und **pH-Wert** war im Schwimmschulsteich erkennbar, allerdings nur schwach ausgeprägt. Die instabile Temperaturschichtung bedingte in den obersten rund 3 m pH-Werte von 9 und im Tiefenwasser einen leichten Rückgang auf 8.8. Vergleicht man diese Messergebnisse mit jenen aus dem Grünen See, aber auch mit den Werten von 2019, zeigt sich im kleineren Teich 2021 eine deutlich geringere Spannbreite.

Ein ähnlicher Befund gilt anhand der Aufnahmen 2019 und 2021 für die Leitfähigkeit. Im Schwimmschulsteich umfasst die **Leitfähigkeit** zuletzt einen sehr engen Wertebereich von 1700 bis 1800 µS cm⁻¹ unabhängig von Tiefe und Jahreszeit. Damit nahmen die Werte nicht nur gegenüber 2019 ab, sondern waren auch insgesamt niedriger als im benachbarten Grünen See.

2.2 Ionen

Der Grundchemismus, also die Hauptbestandteile der gelösten Stoffe (Elektrolyte, Salze), wird durch den geologischen Untergrund bestimmt, der hauptsächlich aus Tegel- und Tonmergelschichten besteht. Kleinräumig scheinen bestehen allerdings deutliche Unterschiede im Gebiet, so beträgt die Leitfähigkeit in den nahe liegenden Bendateich und Buttinger Teich rund 2600 bzw. 1900 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Riedler *et al.* 2018a), im Wienerbergteich hingegen nur knapp 1500 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Riedler *et al.* 2018b).

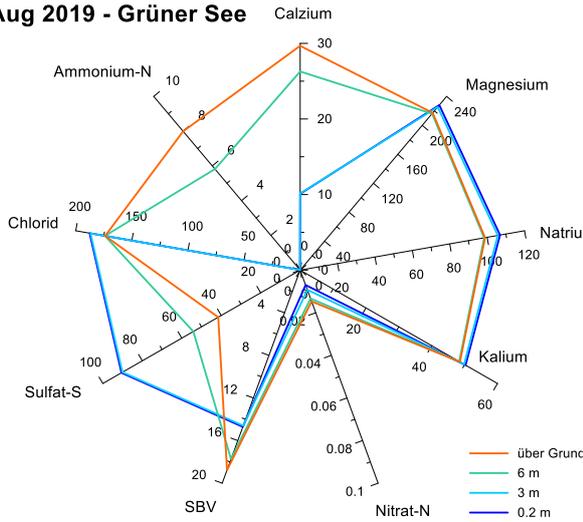
Die Gesamtkonzentration von Elektrolyten lag im **Grünen See** im August 2021 (gemittelt über alle Tiefenstufen) bei 55 meq L^{-1} und wurde von Magnesium bei den Kationen sowie dem Säurebindungsvermögen bei $\text{K}_{\text{S}; 4.3}$ auf der Anionenseite dominiert (Tab. 2-1). Veränderungen im Vertikalprofil waren kaum gegeben, nur das Ammonium-N erfuhr eine leichte Anreicherung im Tiefenwasser (Abb. 2-2, Kap. 2.3), während das Calcium in den oberflächennahen Gewässerschichten ausgefällt und im Hypolimnion wieder teilweise rückgelöst wurde. Im **Schwimmschulteich** war die Elektrolytkonzentration mit 48 meq L^{-1} ein wenig niedriger als im Grünen See. Magnesium und das Säurebindungsvermögen erreichten etwas höhere Anteile, während das Natriumchlorid geringfügig weniger ausmachte. Die anteilmäßige Veränderung der Ionen im Tiefenprofil war minimal.

Tab. 2-1 Mittlere Konzentrationen (mg L^{-1} bzw. beim Säurebindungsvermögen mmol L^{-1}) sowie relative Anteile (auf Basis der meq L^{-1} ; jeweils bezogen auf Kat- bzw. Anionen) der Hauptionen im Grünen See und im Schwimmschulteich (jeweils berechnet von allen Terminen und Tiefenstufen; n.n. = nicht nachweisbar).

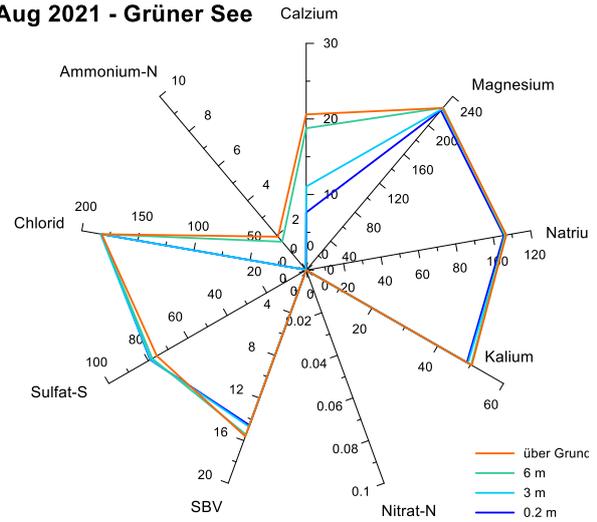
Parameter	Grüner See			Schwimmschulteich		
	$\text{mg L}^{-1}/\text{mmol L}^{-1}$	meq L^{-1}	%	$\text{mg L}^{-1}/\text{mmol L}^{-1}$	meq L^{-1}	%
Calcium	14.5	0.7	3	12.3	0.6	3
Magnesium	223	18.4	73	201	16.5	76
Natrium	107	4.6	18	83.1	3.6	17
Kalium	49.6	1.3	5	42.1	1.1	5
Ammonium-Stickstoff	0.9	0.1	<1	0.3	<0.1	<1
Säurebindungsverm. (pH 4.3)	15.1	15.1	60	14.2	15.7	65
Sulfat-Schwefel	77.9	5.2	21	63.5	4.6	17
Chlorid	183	4.9	19	131	3.9	18
Nitrat-Stickstoff	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Summe	-	50	-	-	44	-

Vergleicht man die jeweils im August 2019 und 2021 erhobenen Ionenkonzentrationen, sind aktuell die Unterschiede im Vertikalprofil weitaus geringer, v.a. im Grünen See. Nitrat konnte in beiden Gewässern nicht nachgewiesen werden, wobei dieses Ergebnis auf einer einzigen Aufnahme basiert, die im Sommer, also am Höhepunkt der Vegetationsperiode stattfand – wenn die Aufzehrung durch Algen idR am größten ist. Erfreulich sind die geringe Rücklösung von Ammonium im Tiefenwasser und offensichtlich auch eine reduzierte, sedimentnahe Umwandlung von Sulfat in Schwefelwasserstoff. Bei den Dreieckplots, denen eine Normierung der Ionenanteile und eine Mittelwertbildung aller Tiefenproben zugrunde liegt, sind die beiden Jahreswerte fast deckungsgleich.

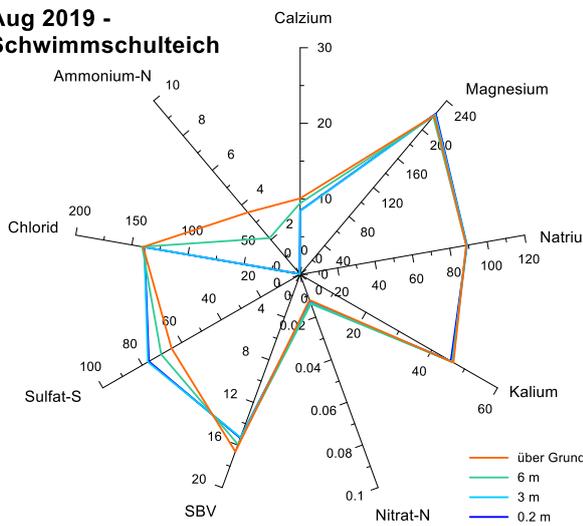
Aug 2019 - Grüner See



Aug 2021 - Grüner See



Aug 2019 - Schwimmschulchteich



Aug 2021 - Schwimmschulchteich

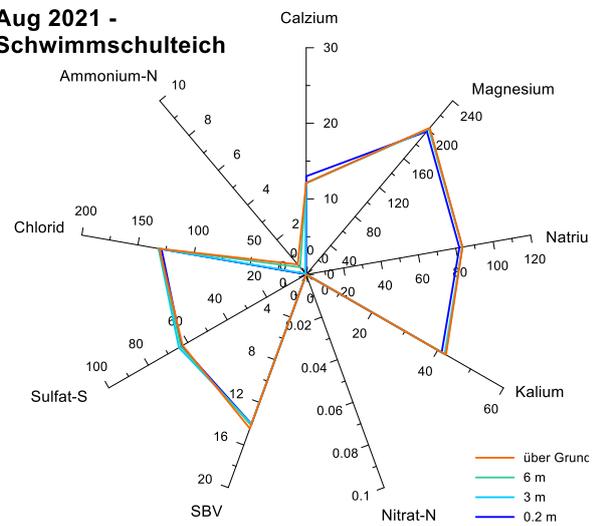


Abb. 2-2 Konzentrationen der Hauptionen getrennt nach den 5 Tiefenstufen im **Grünen See** (oben) und im **Schwimmschulchteich** (unten) jeweils im August 2019 und 2021.

Verglichen mit anderen Ziegelteichen am Wienerberg-Areal fällt bei den Zwillingsteichen der sehr niedrige Ca-Gehalt auf (Abb. 2-3). Bei den Anionen unterscheiden sich die dargestellten Gewässer noch deutlicher, so weisen die Zwillingsteiche das größte Säurebindungsvermögen auf, während der Bendateich v.a. durch signifikant höhere Sulfat-S-Konzentrationen charakterisiert ist und den Wienerbergteich höhere Chlorid-Gehalte auszeichnen.

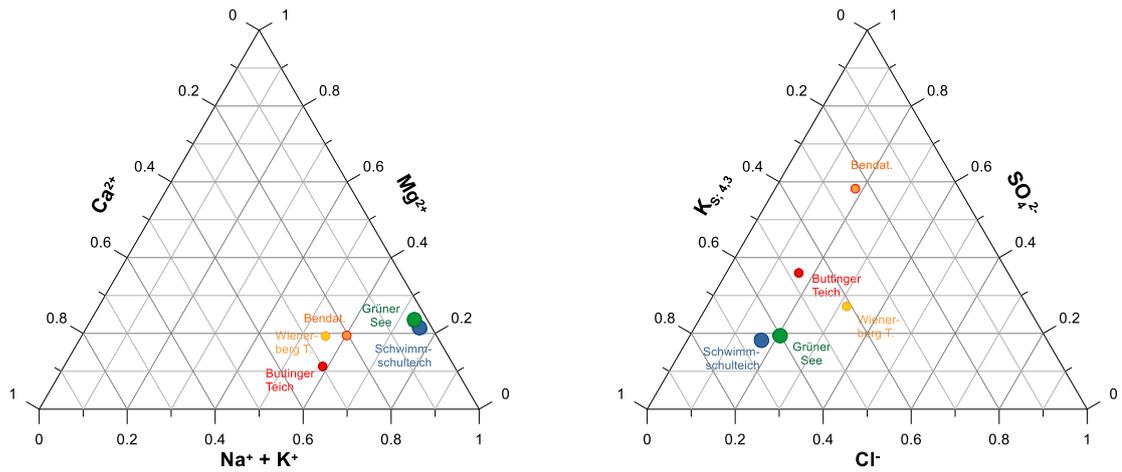


Abb. 2-3 Dreiecksplot mit den Anteilen der Hauptionen [in meq L⁻¹] im Grünen See und im Schwimmschulenteich (Mittelwert über alle Termine und Tiefenstufen 2019 sowie von August 2021). Zum Vergleich sind Ionenkonzentrationen der nahe gelegenen Ziegelteiche Wienerbergteich sowie Bendateich und Buttinger Teich dargestellt (Riedler *et al.* 2018a, 2018b). $\text{K}_{\text{S};4,3}$ = Säurebindungsvermögen bis pH 4,3 (= SBV, Alkalinität, entspricht weitgehend $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$), SO_4^{2-} = Sulfat, Cl^- = Chlorid, Ca^{2+} = Calcium, Mg^{2+} = Magnesium, Na^+ = Natrium, K^+ = Kalium. Links: Kationen, Rechts: Anionen.

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 Gesamtphosphor (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.

Im **Grünen See** wurden **2021** Totalphosphorgehalte zwischen 43 und 103 $\mu\text{g L}^{-1}$ erhoben, wobei niedrigere Werte – bis zu rund 60 $\mu\text{g L}^{-1}$ – während der Schichtungsphase im Epilimnion auftraten (Abb. 2-4). Der größte Anteil am Gesamtphosphor lag als **partikulär gebundener Phosphor (PP)** vor und überwog mit 77–87%. Die **SUP-Gehalte** umfassten unabhängig von Tiefe und Saisonalität nur Konzentrationen zwischen 8 und 14 $\mu\text{g L}^{-1}$. Auch die **Orthophosphat-Gehalte** waren durchwegs niedrig – häufig sogar geringer als die Bestimmungsgrenze von 1.7 $\mu\text{g L}^{-1}$. Nur im August wurde im Tiefenwasser eine schwache Rücklösung festgestellt, die Werte von rund 5 $\mu\text{g L}^{-1}$ SRP verursachte. Dieser Befund stellt auch die bedeutendste Veränderung gegenüber den Untersuchungen **2019** dar, als die anoxisch bedingte Anreicherung des Orthophosphats im Tiefenwasser bis zu 135 $\mu\text{g L}^{-1}$ ausmachte.

Durchaus vergleichbare Phosphorkonzentrationen in der Saison **2021** und auch eine ähnliche Entwicklung kennzeichnete den **Schwimmschulsteich**. Die **Totalphosphorgehalte** lagen zwischen 54 und 103 $\mu\text{g L}^{-1}$, wobei ähnlich wie im benachbarten Teich, niedrigere Werte im Epilimnion festgestellt wurden (Abb. 2-5). Der **partikulär gebundene Phosphor** reichte von 74 bis 84% (41–76 $\mu\text{g L}^{-1}$), der Anteil des **SUP** machte mit 11–17 $\mu\text{g L}^{-1}$ rund ein Fünftel aus. Erhöhte **Orthophosphat-Gehalte** wurden ausschließlich im August über dem Sediment gemessen (rund 10 $\mu\text{g L}^{-1}$), alle anderen Werte lagen unter der Bestimmungsgrenze. Diese Ergebnisse bedeuten eine deutliche Nährstoffreduktion gegenüber **2019**, als die TP-Konzentrationen im Hochsommer in fast 480 $\mu\text{g L}^{-1}$ gipfelten und das Orthophosphat auf bis zu rund 340 $\mu\text{g L}^{-1}$ stieg.

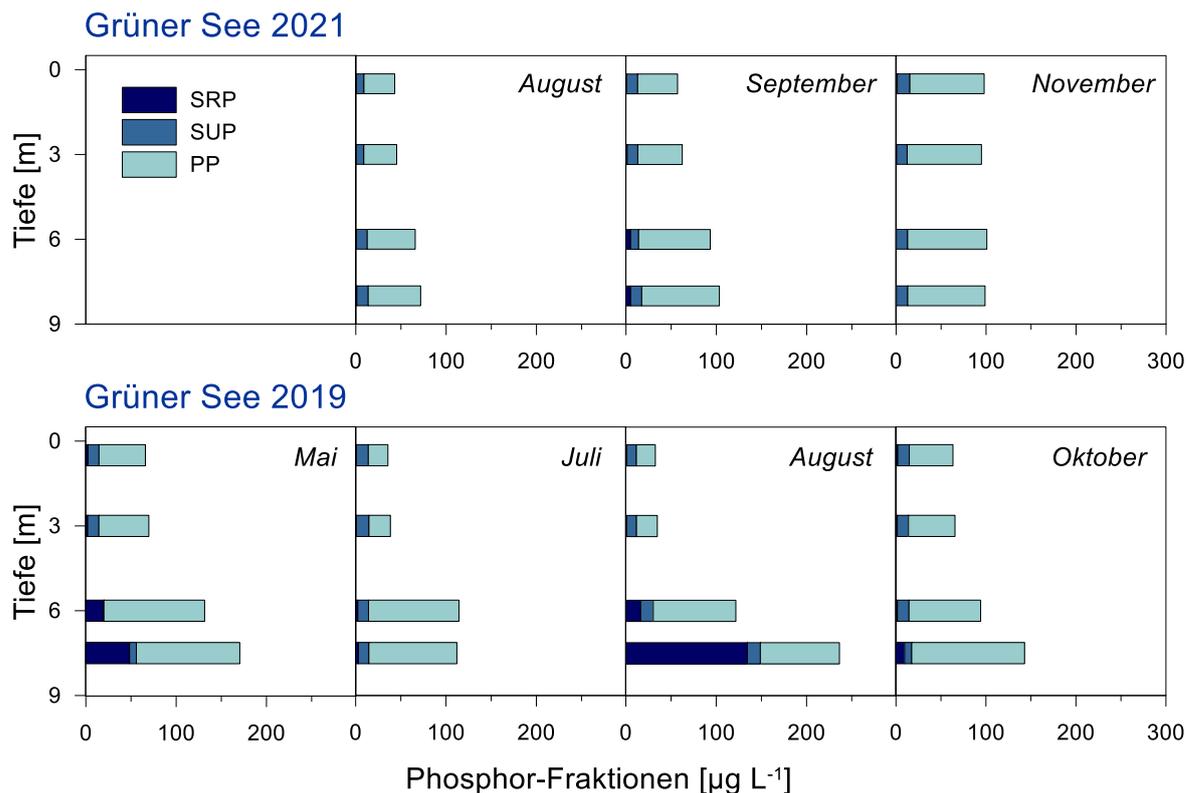


Abb. 2-4 Phosphorfractionen (SRP ... gelöster reaktiver Phosphor, SUP ... gelöster unreaktiver Phosphor und PP ... partikulärer Phosphor) im Vertikalprofil im **Grünen See 2021 und 2019** (abweichende Skalierung in Abb. 2-4 und Abb. 2-5).

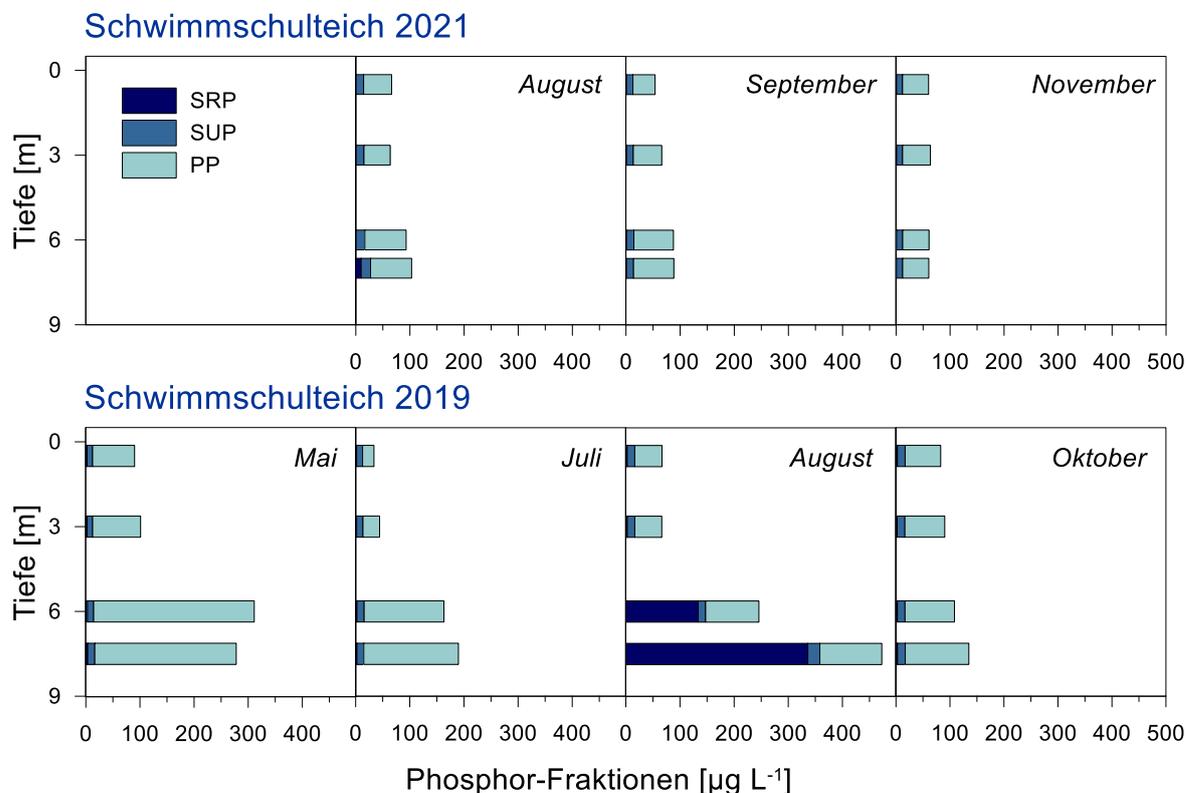


Abb. 2-5 Phosphorfractionen (SRP ... gelöster reaktiver Phosphor, SUP ... gelöster unreaktiver Phosphor und PP ... partikulärer Phosphor) im Vertikalprofil im **Schwimmschulchteich 2021 und 2019** (abweichende Skalierung in Abb. 2-4 und Abb. 2-5).

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.

Der **Gesamtstickstoff** sowie ein Großteil der **Fraktionen** wurden **2021** in den Zwillingsteichen nur im **August** erhoben. In Abb. 2-6 sind die Ergebnisse dieses Messtermins der entsprechenden Untersuchung aus dem Jahr 2019 gegenübergestellt.

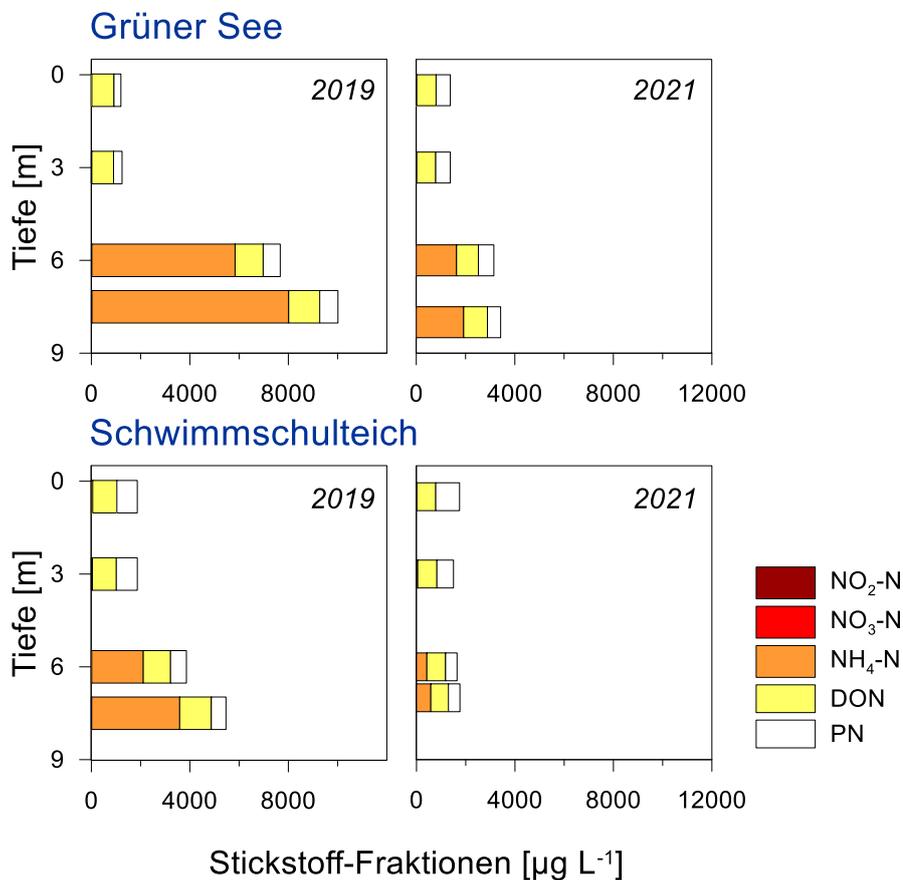


Abb. 2-6 Stickstofffraktionen (NO₂-N ... Nitrit-N, NO₃-N ... Nitrat-N, NH₄-N ... Ammonium-N, DON ... gelöster organischer Stickstoff, PN ... partikulärer Stickstoff) im Vertikalprofil im **Grünen See** und im **Schwimmschulenteich** jeweils im August **2019** und **2021**.

Im August **2021** betrug der **Gesamtstickstoff** im **Grünen See** im Epilimnion knapp 1.4 mg L⁻¹ und bestand zu annähernd gleichen Teilen aus der **partikulären Fraktion** und dem **DON**. Im Tiefenwasser änderten sich die Konzentrationen des PN und DON kaum, jedoch stieg – bedingt durch die Sauerstoffzehrung – das **Ammonium-N** an. NH₄-N-Werte von fast 2 mg L⁻¹ führten am 4. August zu

Gesamtstickstoffgehalten von bis zu 3.4 mg L^{-1} . Vergleicht man diese Situation mit jener von August **2019** fallen die aktuell höheren Konzentrationen des partikulären Stickstoffs in den oberflächennahen Bereichen auf – übereinstimmend mit höheren Gehalten des partikulären Phosphors. Vor allem aber, fand 2021 eine weitaus geringere Anreicherung des Ammoniums im Tiefenwasser statt. Auch die weiteren Messungen des Ammoniums in den Jahren 2019 und 2021 bestätigen eine Abnahme der Aufkonzentration während der Schichtungsphase und folglich generell geringere Werte während der herbstlichen Durchmischung (Abb. 2-7).

Waren die Gesamtphosphorwerte im **Schwimmschulteich** höher als im Grünen See, ist das Verhältnis beim Gesamtstickstoff umgekehrt. Im August **2021** wurden im Vertikalprofil relativ einheitliche **TN-Gehalte** zwischen 1.5 und 1.7 mg L^{-1} ermittelt (Abb. 2-8). Im Epilimnion dominierten der **partikuläre Stickstoff** und die **gelöste organische Fraktion**, im Hypolimnion wurde überdies Ammonium nachgewiesen. Betrachtet man sämtliche Ammonium-Analysen in den Saisonen 2019 und 2021 zeigt sich auch im Schwimmschulteich eine weitaus geringere Anreicherung von Ammonium im Tiefenwasser im Jahr 2021 (max. 0.6 mg L^{-1}) gegenüber 2019 (max. 3.7 mg L^{-1}).

Nitrit-N und **Nitrat-N** lagen in beiden Teichen im August 2021 unter der Bestimmungsgrenze.

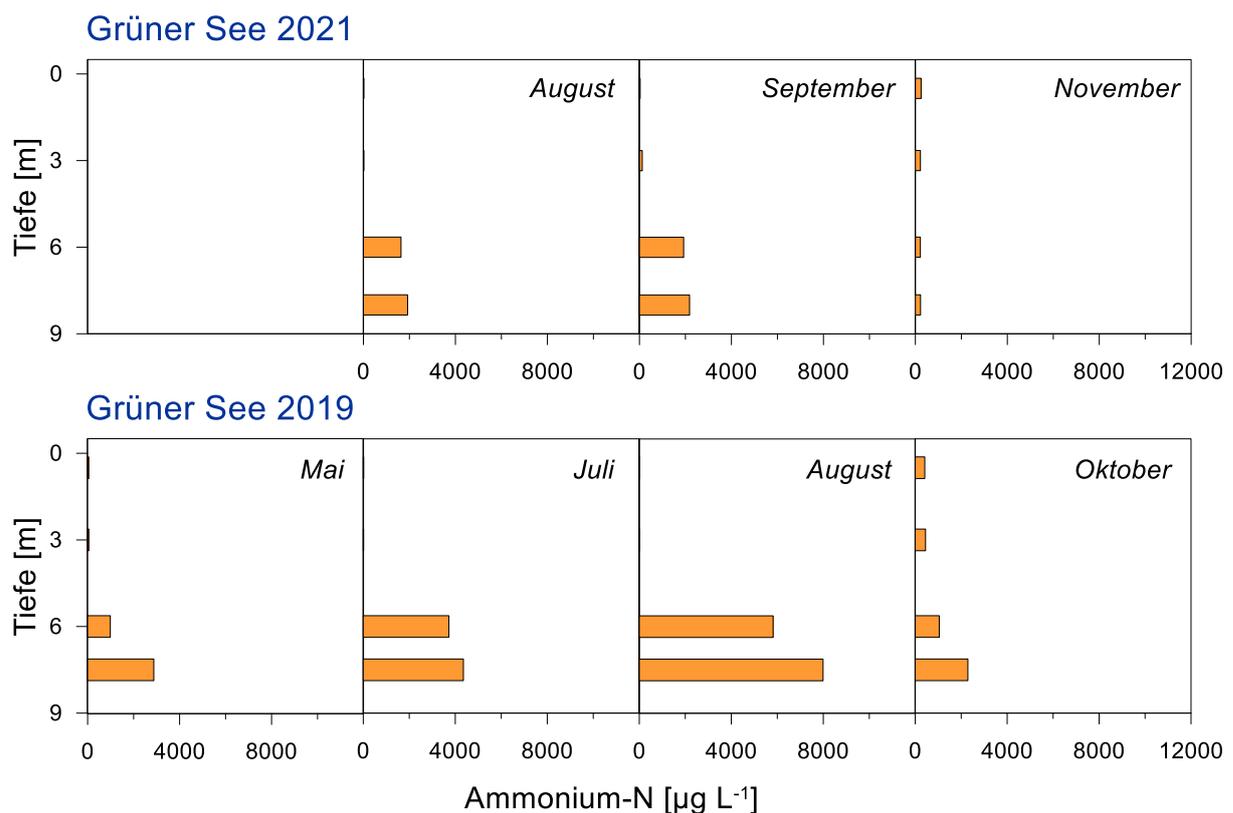


Abb. 2-7 Ammonium-N im Vertikalprofil im Grünen See 2021 und 2019.

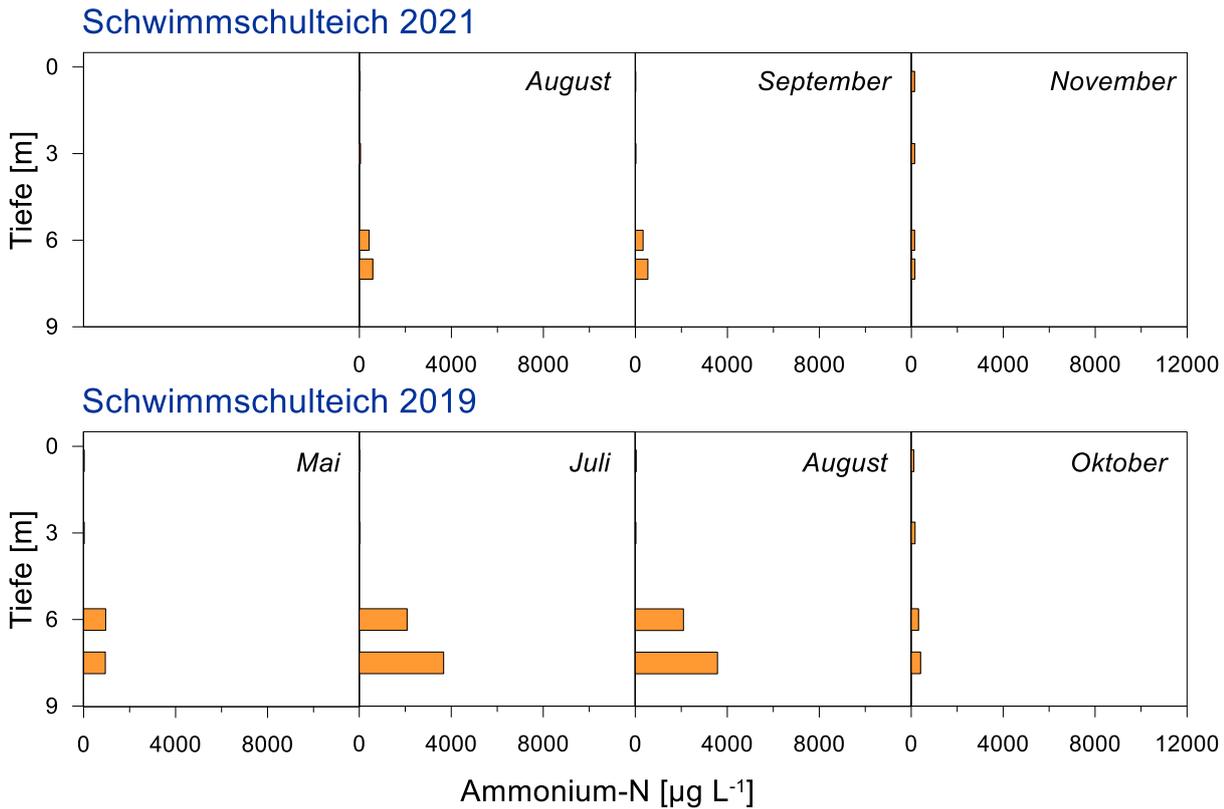


Abb. 2-8 Ammonium-N im Vertikalprofil im Schwimmschulenteich 2021 und 2019.

Silizium & gelöster organischer Kohlenstoff

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.

Die Silizium-Konzentrationen lagen im **August 2021** im Epilimnion des **Grünen Sees** bei 1.25 mg L⁻¹ und stiegen über dem Sediment auf rund 2.4 mg L⁻¹ an (Abb. 2-9 links). Im **Schwimmschulenteich** wurden geringere Gehalte festgestellt und nur eine schwache Zunahme im Vertikalprofil (1–1.2 mg L⁻¹). Im Vergleichszeitraum **2019** wurde in beiden Zwillingssteichen höhere Werte gemessen und außerdem eine massive Anreicherung im Hypolimnion, die im Grünen See bis zu 19 mg L⁻¹ ausmachte und im Schwimmschulenteich immerhin 11 mg L⁻¹. Die einmalige Untersuchung im August 2021 kann nur als Momentaufnahme betrachtet werden, sodass Aussagen über eine jahreszeitliche Entwicklung in Zusammenhang mit der Kiesel- und Goldalgenpopulation nicht möglich sind. Der Vergleich mit früheren Erhebungen lässt jedoch die Hypothese zu, dass die 2021 gemessenen Werte bereits durch eine Zehrung des Phytoplanktons gegenüber dem gebietsbedingten Grundgehalt reduziert waren (rund 2 mg L⁻¹ während der Durchmischung im Herbst 2019).

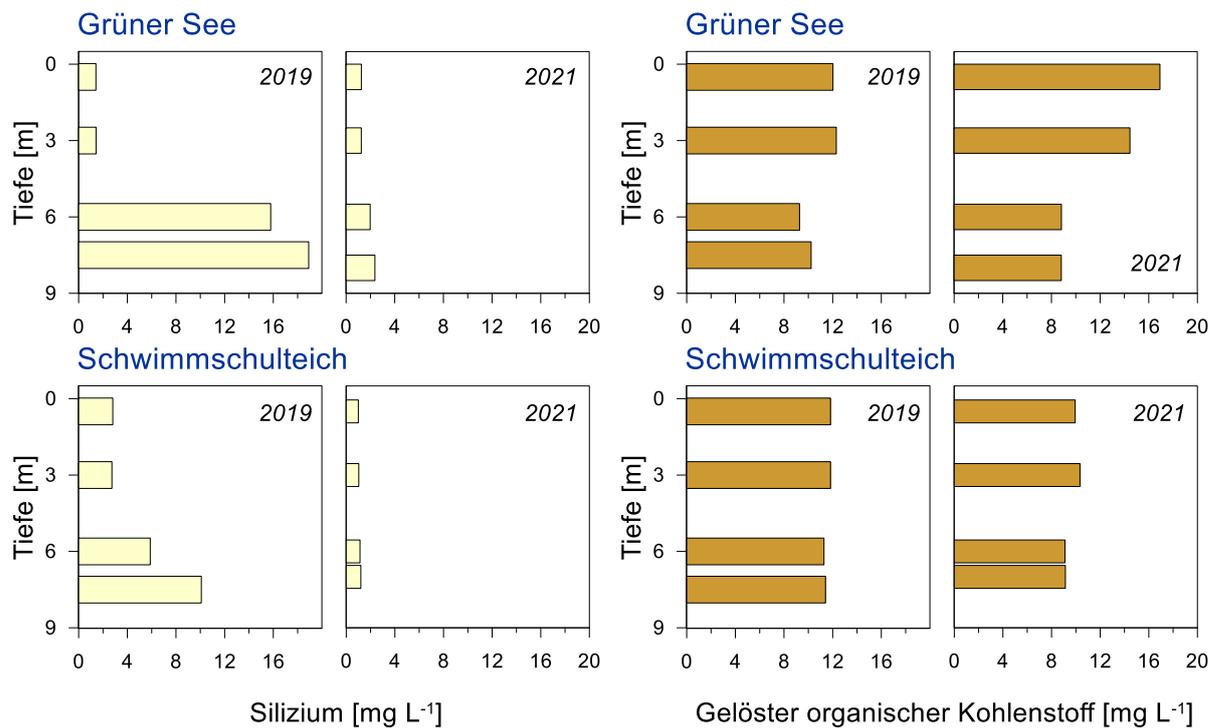


Abb. 2-9 Silizium und gelöster organischer Kohlenstoff im Vertikalprofil im **Grünen See** und im **Schwimmschulchteich** jeweils im August **2019** und **2021**.

Der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) umfasst hochmolekulare, refraktäre (z.B. Huminsäuren) und niedermolekulare, leichter abbaubare organische Verbindungen. Letztere stellen eine wichtige Energie- und Nährstoffquelle für pelagische Bakterien dar.

Die **DOC**-Konzentrationen umfassten in den **Zwillingsteichen** im August **2021** 8.8 bis 16.9 mg L⁻¹ (Abb. 2-9 rechts). Im Grünen See kam es in den Sommermonaten zu einer stärkeren Aufzehrung im Tiefenwasser, was auf eine höhere Bakterienaktivität als im Schwimmschulchteich hindeutet. Ein ähnlicher Befund zeigte sich auch im August **2019**. Insgesamt kann der Wertebereich als typisch für Ziegelteiche angesehen werden, beispielsweise wurden im nahe gelegenen Wienerbergeich Gehalte in einer ähnlichen Größenordnung mit rund 8 mg L⁻¹ gemessen. Vergleichsweise höhere Konzentrationen treten in ehemaligen Braunkohletagebauseen im Burgenland auf (bis zu 30 mg L⁻¹), signifikant niedrigere Werte z.B. in Donaualtarmen (um 3 mg L⁻¹).

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.

Im **Grünen See** umfassten die **Gesamtschwebstoffgehalte** in der Saison **2021** Werte zwischen 12.7 und 24.1 mg L⁻¹ (Abb. 2-10). An allen Terminen und Tiefenstufen überwog der **organische Anteil** mit 73-93%. Verglichen mit den Messungen **2019** wurden aktuell höhere Gehalte, vor allem im Epilimnion, festgestellt. Dieses Ergebnis stimmt mit der Verteilung der Chlorophyll-a-Gehalte in den beiden Untersuchungsjahren gut überein (siehe unten). Im **Schwimmschulteich** lagen die Schwebstoffgehalte **2021** (8-23.3 mg L⁻¹) in einer ähnlichen Größenordnung wie im Grünen See (Abb. 2-11). Im kleineren der beiden Zwillingsteiche war die organische Fraktion (65-80%) allerdings weniger dominant. Für den Vergleich mit dem Monitoring **2019** bedeutet dies eine größere Veränderung, die sich primär in einem aktuell niedrigeren Wertebereich, einer größeren Homogenität der Ergebnisse und einem geringeren Anteil des Aschgewichts äußert.

Im Epilimnion sowie im Bereich der Sprungschichte des **Grünen Sees** lagen die **Chlorophyll-a-Konzentrationen** im August **2021** zwischen 36 und 73 µg L⁻¹ (Abb. 2-13). Zieht man die Sichttiefe als Maß für die euphotische Zone heran (jener Bereich, in dem genug Licht für eine positive Photosynthesebilanz vorliegt), war das Phytoplankton bereits in 3 m Tiefe lichtlimitiert. Unterhalb – also in 6 m bzw. über Grund – gingen die erhöhten Chl-a-Gehalte zurück (7.8–24 µg L⁻¹). Im November bedingte die Durchmischung eine Verteilung des Phytoplanktons in der gesamten Wassersäule und trotz der fortgeschrittenen Jahreszeit wurden sehr hohe Chl-a-Werte von rund 90 µg L⁻¹ gemessen. Im **Schwimmschulteich** traten in Übereinstimmung mit den Schwebstoffgehalten die höchsten Chl-a-Werte oberflächennah im August auf (knapp 110 µg L⁻¹, Abb. 2-14). Im September und November, sowie generell im Tiefenwasser lagen die Chl-a-Konzentrationen zumeist unter 40 µg L⁻¹, entsprechen damit aber trotzdem einem eu- bis hypertrophen Niveau (vgl. Kap. 2.5). Der auffälligste Unterschied zu den Untersuchungen 2019 ist das Ausbleiben von erhöhten Chl-a-Gehalten in der Saison 2019 im Tiefenwasser. Dieser Befund war vermutlich auf die Ansammlung abgesunkener, inaktiver, möglicherweise auch heterotropher Algen zurückzuführen.

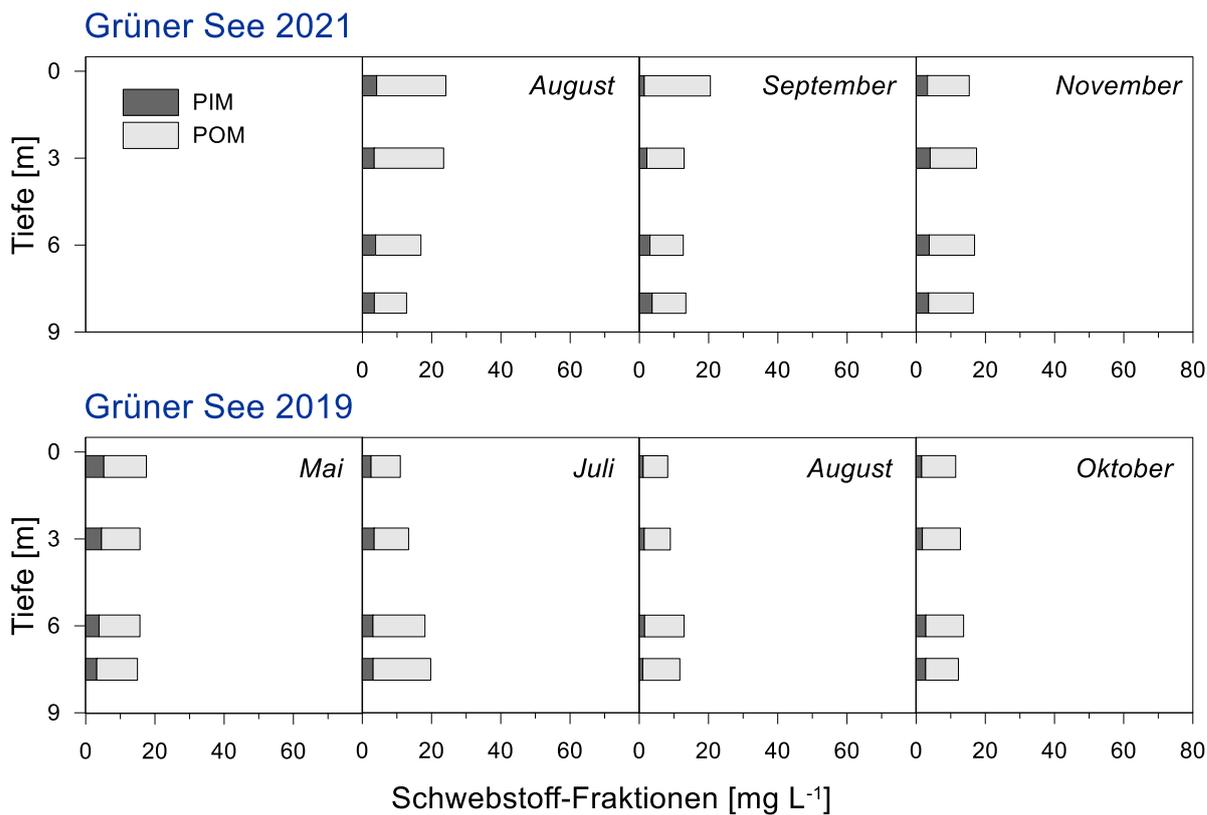


Abb. 2-10 Schwebstofffraktionen (PIM ... partikuläres anorganisches Material, POM ... partikuläres organisches Material) im Vertikalprofil im **Grünen See 2021 und 2019**.

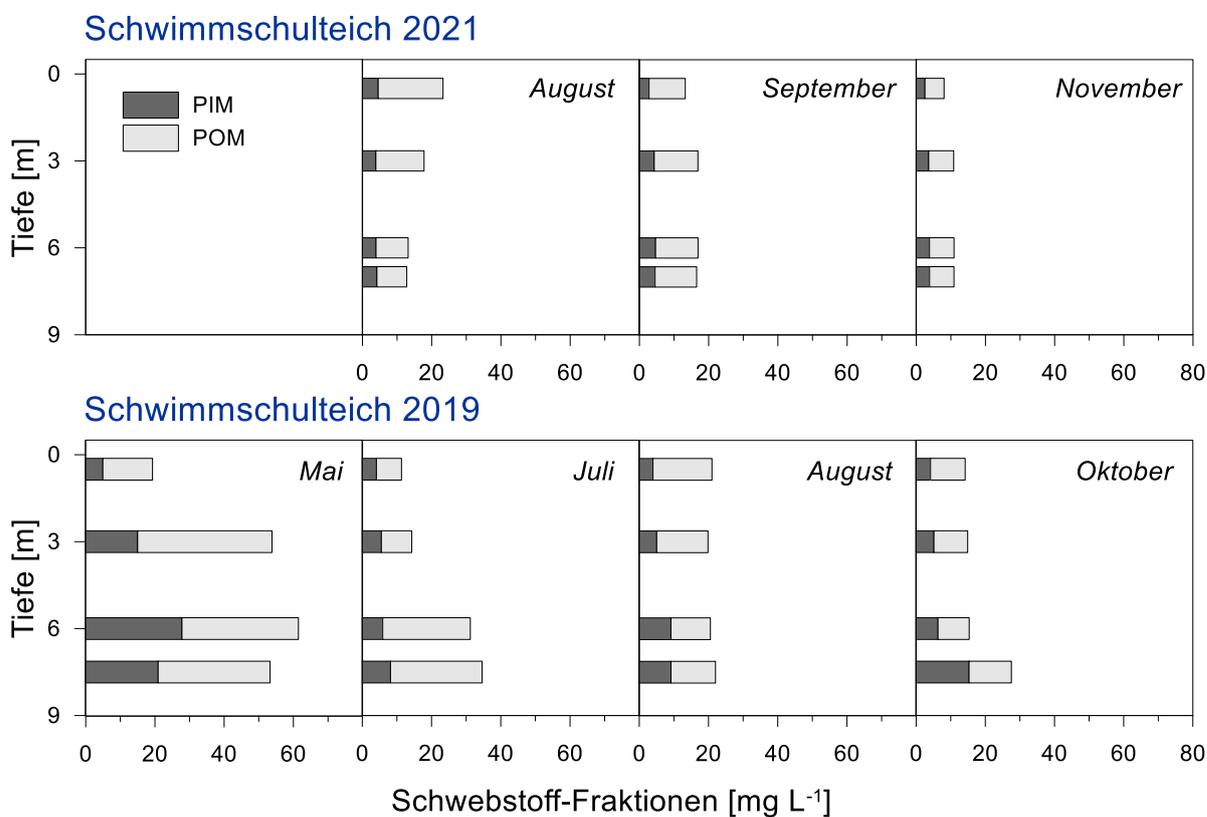


Abb. 2-11 Schwebstofffraktionen (PIM ... partikuläres anorganisches Material, POM ... partikuläres organisches Material) im Vertikalprofil im **Schwimmschulchteich 2021 und 2019**.

Die Sichttiefen lagen in den Zwillingsteichen während der Schichtungsphase bei 0.8 m (Abb. 2-12). Im November ging die Sichttiefe im Grünen See ein wenig zurück und stieg im Schwimmschulsteich leicht an. Damit wurde der für Badegewässer festgesetzte Richtwert von 2 m in der Saison 2021 in beiden Zwillingsteichen erneut unterschritten.

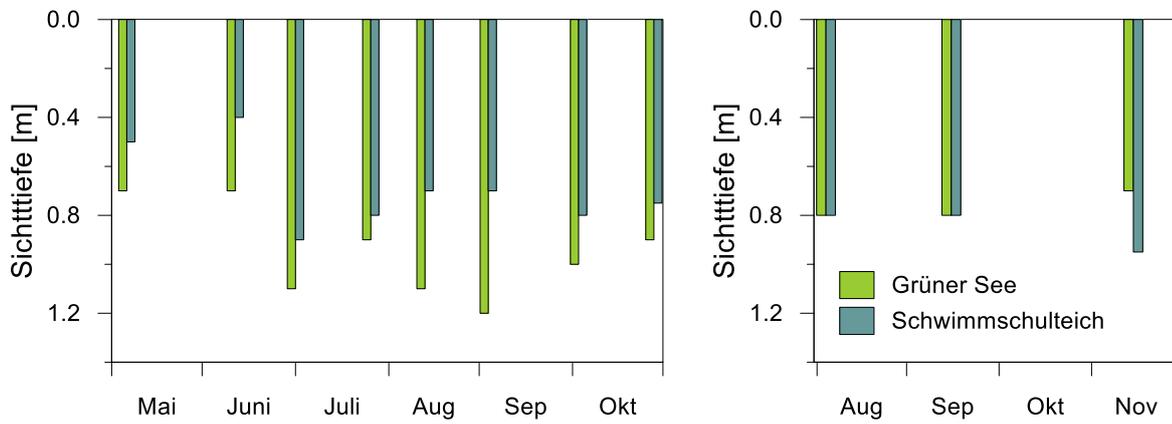


Abb. 2-12 Sichttiefen im **Grünen See** und im **Schwimmschulsteich** 2019 und 2021.

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.

Sowohl Pigmentanalysen als auch mikroskopische Aufnahmen des Netzphytoplanktons wurden nur im **August** durchgeführt.

Im **Grünen See** dominierten basierend auf der Pigmentanalytik Grünalgen (Abb. 2-15). Oberflächen nah machten sie etwa die Hälfte der Algenbiomasse aus, über Grund stieg ihr Anteil auf 90%. Aufschluss über die taxonomische Zusammensetzung dieser Gruppe gibt die Analyse des Phytoplanktons, wonach neben kokkalen Grünalgen im engeren Sinn (z.B. *Oocytis* und Arten der Gattung *Scenedesmus*), auch Vertreter der Zieralgen (z.B. *Cosmarium* sp.) nachgewiesen wurden (Tab. 2-2). Da die genannten Taxa allerdings nur „selten“ bzw. „verbreitet“ vorkamen, ist zu vermuten, dass es sich primär um sehr kleinzellige Formen handelte, die aufgrund der Maschenweite des Planktonnetzes unterrepräsentiert waren. Umgekehrt verhält es sich mit bei den „großen“ Panzerflagellaten, die in den mikroskopischen Analysen als „häufig“ (*Gymnodinium* sp.) und sogar „massenhaft“ (*Peridinium borgei*) eingestuft wurden, in der chemischen Bestimmung aber maximal 41% Anteil am Chl-a erreichten. Bei *Peridiniopsis borgei* handelt es sich um einen Panzerflagellat, der typisch für Ziegelteiche ist und dort auch erstmals beschrieben wurde.

Die Algengemeinschaft des **Schwimmschulteichs** ist mit jener im Grünen See im August 2021 durchaus vergleichbar (Abb. 2-15). Die noch höhere Algenbiomasse im Epilimnion wurde jedoch primär von Panzerflagellaten gebildet (rund 70%), während Grünalgen s.l. die zweithäufigste Gruppe darstellten (gemittelt 25%). Im Tiefenwasser kam es hingegen – so wie im Grünen See – zu einer fast alleinigen Dominanz der Grünalgen (knapp 90%). Auch die häufigsten Taxa stimmen mit jenen, die bereits oben genannt wurden, überein. Darüber hinaus traten Augenflagellaten häufiger auf, deren Vertreter eher kleinere und nährstoffreiche Gewässer bevorzugen (in der Pigmentanalytik werden sie gemeinsam mit den Grünalgen erfasst).

Schlund- und Kieselalgen spielten 2021 in beiden Teichen nur eine untergeordnete Rolle (maximal 6%). Einige der nachgewiesenen Arten bevorzugten höhere Leitfähigkeiten, Bedingungen, die für die Zwillingsteiche zutreffen (z.B. *Epithemia sorex*, *Chaetoceros muellerie*, *Rhopalodia gibba*). Unter den Blaualgen wurde nur die Art *Plankthotrix agardhii* im Schwimmschulteich häufig nachgewiesen. Ihr Anteil lag jedoch in allen Tiefenstufen unter 2%, was ähnlich wie bei den großzelligeren Panzerflagellaten auf eine Aufkonzentration der – in diesem Fall fädigen – Form im Netzplankton hindeutet.

Im Vergleichszeitraum **2019** waren im Grünen See Panzerflagellaten weniger bedeutend (Abb. 2-15). Berücksichtigt man auch die übrigen Termine 2019 (hier nicht dargestellt), erreichten auch die, 2021 quantitativ unbedeutenden Algenklassen (z.B. Kiesel-, Schlund- und Blaualgen), höhere Anteile an der Gesamtbiomasse.

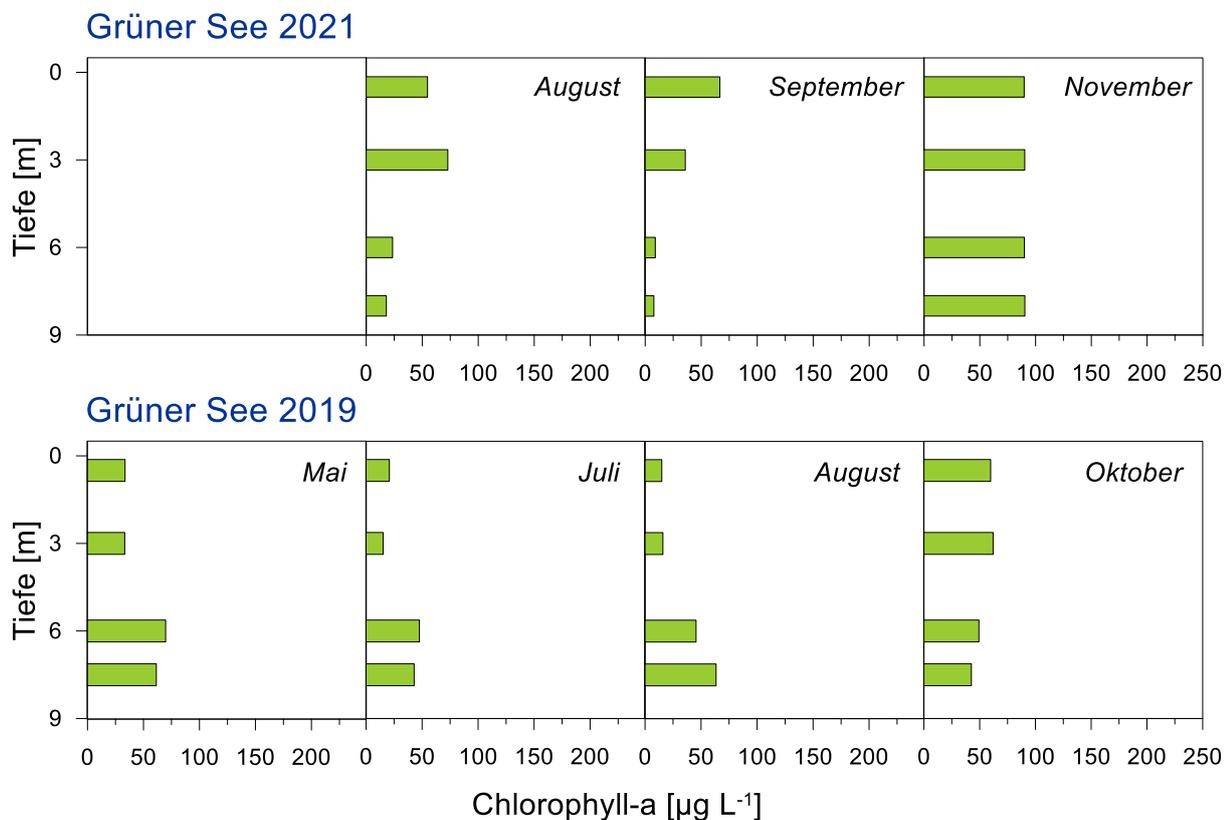


Abb. 2-13 Chlorophyll-a-Konzentrationen im Vertikalprofil im **Grünen See 2021 und 2019**.

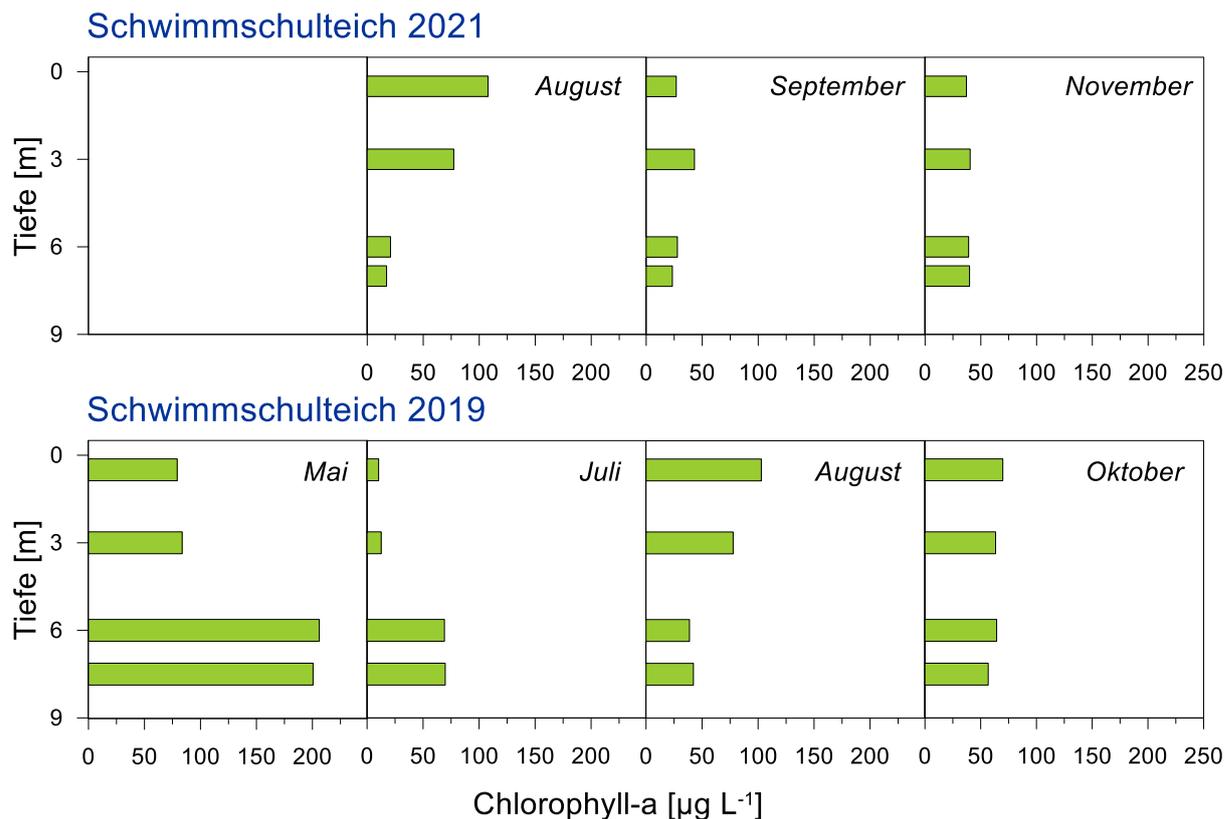


Abb. 2-14 Chlorophyll-a-Konzentrationen im Vertikalprofil im Schwimmschultheich 2021 und 2019.

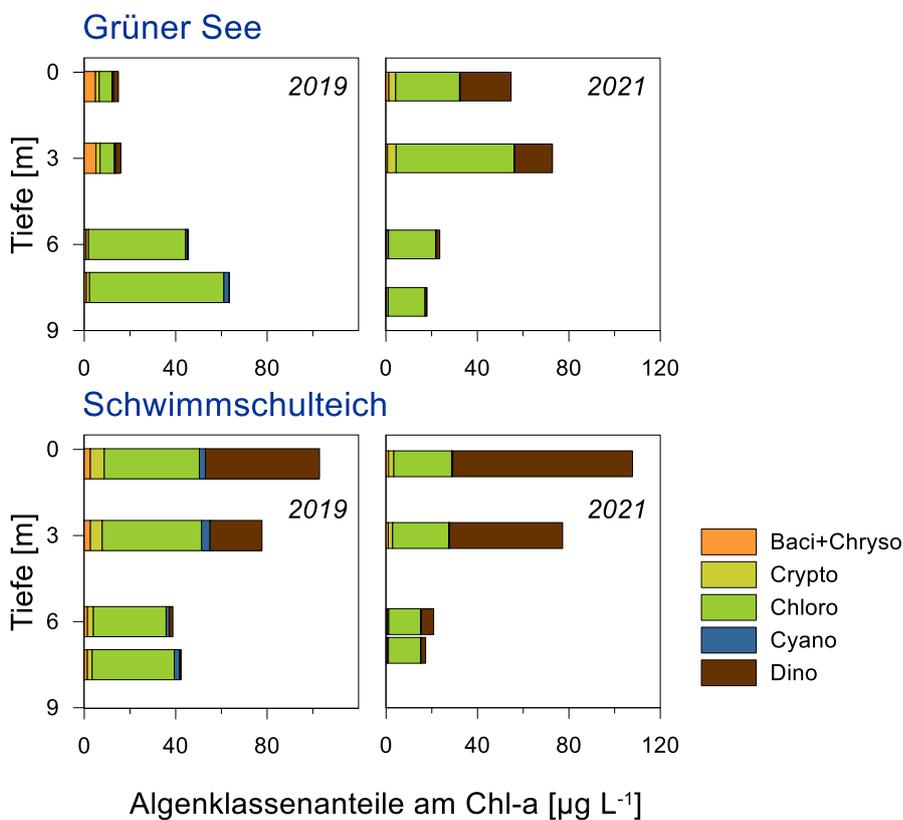


Abb. 2-15 Algenklassen (%-Anteil am Chlorophyll-a) im Vertikalprofil im Grünen See und im Schwimmschultheich jeweils im August 2019 und 2021.

Tab. 2-2 Mittlere Artenzusammensetzung und Abundanz des Netzphytoplanktons (1 „vereinzelt“, 2 „selten“, 3 „verbreitet“, 4 „häufig“, 5 „massenhaft“)

	Grüner See	Schwimm- schulsteich
Kl. Cyanophyceae		
<i>Merismopedia sp.</i>		1
<i>Microcystis ichthyoblabe</i>		1
<i>Planktothrix agardhii</i>		4
Kl. Chrysophyceae		
<i>Chrysococcus sp.</i>	1	
<i>Ochromonas sp.</i>	1	
Kl. Bacillariophyceae		
<i>Chaetoceros muelleri</i>		3
<i>Cymbella sp.</i>	1	
<i>Epithemia sorex</i>	2	
<i>Fragilaria sp.</i>	1	
<i>Ulnaria acus</i>	1	
<i>Ulnaria ulna</i>	1	1
<i>Gomphonema sp.</i>	2	
<i>Navicula sp.</i>	1	
<i>Nitzschia sp.</i>	1	
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	1	
<i>Rhopalodia gibba</i>		1
Kl. Dinophyceae		
<i>Dinophyceae indet.</i>	2	1
<i>Gymnodinium sp.</i>	4	2
<i>Parvodinium umbonatum - complex</i>	1	
<i>Peridiniopsis borgei</i>	5	5
<i>Peridinium bipes</i>		2
Kl. Euglenophyceae		
<i>Euglena sp.</i>		3
<i>Euglena hemichromata</i>		2
<i>Euglena texta</i>		2
<i>Lepocinclis sp.</i>		2
<i>Phacus sp.</i>	1	
Kl. Chlorophyceae		
<i>Chlamydomonas sp.</i>		1
<i>Didymocystis sp.</i>	1	
<i>Oocystis sp.</i>	3	2
<i>Scenedesmus sp.</i>	1	
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	1	
<i>Tetraedron minimum</i>	1	2
Kl. Conjugatophyceae		
<i>Cosmarium sp.</i>	2	1
<i>Mougeotia sp.</i>	1	

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). Die Beurteilung des Zooplanktons in der biologischen Begutachtung von Gewässern ist dabei 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 Zooplankton als grazer aber auch Förderer des mikrobiellen Nahrungsgewebes (vgl. Arndt 1994) eine wichtige Rolle und stellt seinerseits die Nahrungsgrundlage sowohl für vertebrale als auch invertebrale Planktivore dar.

Die Analyse des Zooplanktons erfolgte – wie das Phytoplankton – einmalig im August. Die Häufigkeiten der determinierten Taxa werden anhand einer 5-stufigen Skala (1 „vereinzelt“, 2 „selten“, 3 „verbreitet“, 4 „häufig“, 5 „massenhaft“) geschätzt.

Im Rahmen der qualitativen Auswertung konnten im **Grünen See** 10 Arten nachgewiesen werden (Tab. 2-3), wobei 6 Arten bei den Rotatorien und 4 Arten innerhalb der Kleinkrebse bestimmt werden konnten. Innerhalb der Kleinkrebse traten die juvenile Entwicklungsstadien (Copepodide und Nauplien) der Ruderfußkrebse sowie die wärmeliebende *Diaphanosoma mongolianum* innerhalb der Cladoceren am häufigsten im Plankton auf. Unter den Rädertieren war nur *Keratella testudo*, die vorwiegend kleine Gewässer wie z.B. Teiche besiedelt, in größeren Mengen anzutreffen.

Die Artenzusammensetzung war mit den Aufnahmen von 2019 gut vergleichbar, allerdings wurden bei allen Arten und Taxa 2021 etwas geringere Häufigkeiten festgestellt und die maximale Häufigkeit lag bei Häufigkeitsklasse 3. Dies könnte durchaus ein Zeichen für die positive Entwicklung hinsichtlich des Trophiestatus darstellen, ist aber aufgrund der Einzelaufnahme mit Vorsicht zu interpretieren.

Deutlich höher als im Grünen See war die Biomasse des Zooplanktons im **Schwimmschulteich**, was auch durch das Massenvorkommen einzelner Arten in der Netzprobe zu erkennen war. Es dominierten *D. mongolianum* (Cladocera) und *Keratella quadrata* (Rotatoria). Die zuletzt genannte Rädertierart zählte wie auch *Brachionus angularis* zu den Trophiezeigern, sprich Zeigerarten für nährstoffreichere Gewässer (Einstufung laut Ejsmont-Karabin 2012). Ebenfalls massenhaft anzutreffen waren cyclopoide Copepoden, die vor allem durch juvenile Entwicklungsstadien vertreten waren. Insgesamt waren Artenspektrum und Häufigkeiten jenem aus 2019 sehr ähnlich.

Zusammenfassend weisen die zooplanktischen Artengesellschaften im Grünen See und im Schwimmschulteich hinsichtlich Häufigkeit und Zusammensetzung nach wie vor auf den Nährstoffreichtum in den beiden Gewässern hin. Vor allem in Schwimmschulteich ist dies charakterisiert durch die insgesamt hohen Dichten, mit Massenaufreten einzelner Arten sowie großen Häufigkeiten der Rädertiere und dem Vorkommen typischer Trophiezeiger. Im Grünen See kam es im Vergleich zu

2019 zu einem leichten Rückgang der Häufigkeiten, welches ein erstes Anzeichen für eine positive Entwicklung darstellen könnte.

Tab. 2-3 Taxaliste und Häufigkeitsklassen (1...vereinzelt, 2...selten, 3...verbreitet, 4...häufig, 5...massenhaft) des Zooplanktons am 04.08.2021 im Grünen See und Schwimmschulsteich.

	Grüner See	Schwimm- schulsteich
Copepoda		
<i>Acanthocyclops robustus</i>	2	3
<i>Mesocyclops leuckarti</i>		2
Copepodide	3	4
Nauplien	3	5
Cladocera		
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	1	
<i>Chydorus sphaericus</i>	1	3
<i>Diaphanosoma mongolianum</i>	3	5
Rotatoria		
<i>Asplanchna priodonta</i>	2	3
<i>Brachionus angularis</i>		2
<i>Hexarthra mira-intermedia</i>	2	3
<i>Keratella quadrata</i>		5
<i>Keratella testudo</i>	3	
<i>Lecane closterocerca</i>	2	
<i>Lophocharis oxysternon</i>	2	
<i>Polyarthra vulgaris</i>	2	3

2.6 Trophie

Für die Bewertung des Trophieniveaus 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).

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

Unabhängig vom gewählten Trophiemodell sind die Zwillingsteiche auch **2021** als **hypertroph**, nahe der Grenze eutroph einzustufen (Tab. 2-7). Die Darstellung der einzelnen Tiefenstufen während der Schichtungsphase (August und September) zeigt durchwegs höhere Konzentrationen des Gesamtphosphors und des Chlorophyll-a im Schwimmschulteich gegenüber dem Grünen See, wodurch sich die „parallel verschobenen“ Kurven ergeben (Abb. 2-16). Auch der volumengewichtete Mittelwert der beiden Sommertermine ergibt eine etwas höhere Trophie für den Schwimmschulteich. Die Gesamtstickstoffkonzentrationen sowie die Sichttiefen bestätigen schließlich den „Nährstoffreichtum“ beider Gewässer.

Die **positive Entwicklung** gegenüber 2019 lässt sich an den niedrigeren Phosphor- und Chlorophyll-a-Gehalten im Tiefenwasser festmachen. Dieser Befund gilt auch für den Grünen See, der aufgrund höherer Chlorophyll-a-Konzentrationen im Epilimnion aktuell eine etwas schlechtere Einstufung (aufgrund des volumengewichteten Mittelwerts) erfährt. Berücksichtigt man außerdem die geringere Rücklösung von Orthophosphat sowie die verminderte Bildung von Ammonium über dem Sediment zeigen sich eindeutig in beiden Teichen Trends zum Trophierückgang.

Tab. 2-7 Jahresmittelwerte* bzw. sommerliche Mittelwerte** und volumengewichtete sommerliche Mittelwerte*** nachstehender hydrochemischer Parameter im Grünen See und im Schwimmschulteich (4 Tiefenstufen) im Zeitraum August bis November bzw. August und September 2021: TP = Gesamtphosphor, TN = Gesamtstickstoff (nur August), 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, hy = hypertroph.

Parameter	Grüner See*	Grüner See**	Grüner See***	Schwimmschulteich*	Schwimmschulteich**	Schwimmschulteich***
Termine	3	2	2	3	2	2
Zeitraum	VIII-XI	VIII-IX	VIII-IX	VIII-XI	VIII-IX	VIII-IX
Tiefen [m]	0,2, 3, 6 u. -8	0,2, 3, 6 u. -8	vol.gew.	0,2, 3, 6 u. -7	0,2, 3, 6 u. -7	vol.gew.
TP [$\mu\text{g L}^{-1}$]	78	68	61	72	78	71
TN [$\mu\text{g L}^{-1}$]	2.33	2.33	1.93	1.67	1.67	1.64
Chl-a [$\mu\text{g L}^{-1}$]	54.1	36.1	44.7	41.7	43.0	52.3
Secchi [m]	0.8	0.8	-	0.9	0.8	-
<i>Bewertung</i>						
F & R**	-	eu-hy	eu-hy	-	hy	hy
V & K*	eu	-	-	eu	-	-
ON**	-	hy	hy	-	hy	hy

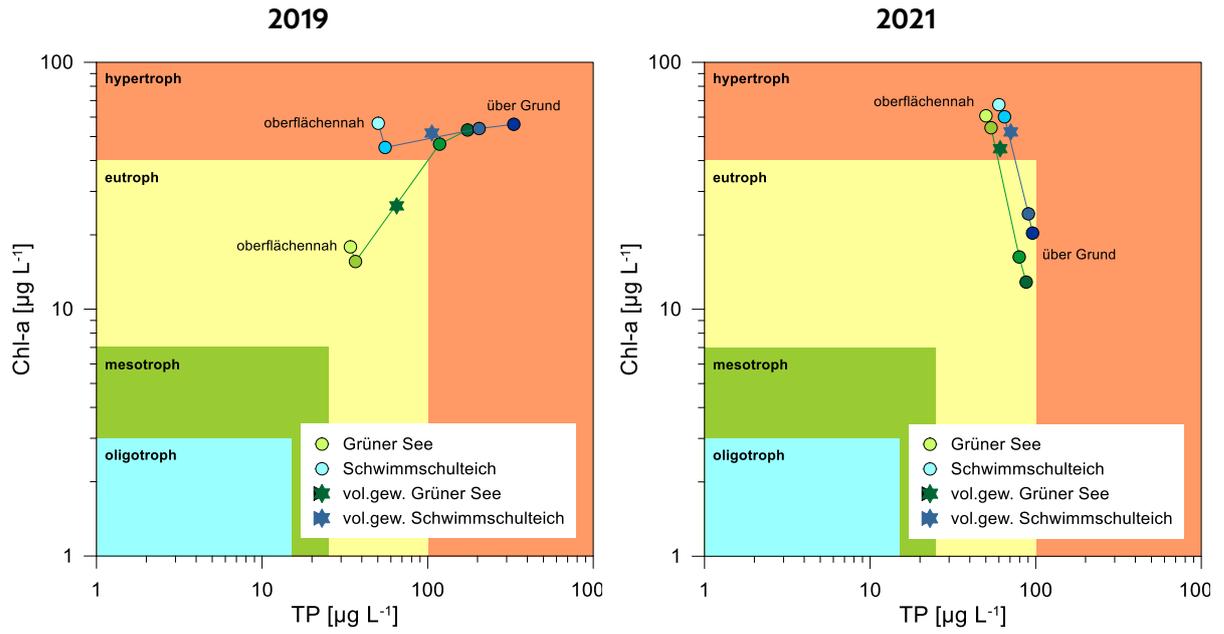


Abb. 2-16 Trophiediagramm mit Grenzwerten nach Forsberg & Ryding (1980). Eingetragen sind die über die beiden Sommertermine gemittelten Messwerte der einzelnen Tiefenstufen für den Grünen See und den Schwimmschulsteich (0.2 m, 3 m, 6 m und über Grund – von hell nach dunkel gefärbte Kreise: oberflächennah → über Grund) sowie die volumengewichteten sommerlichen Mittelwerte (Sterne) für die Jahre 2019 (links) und 2021 (rechts).

3 Zusammenfassung & Resümee

Bis ca. 1924 dienten die Zwillingsteiche zur Einleitung von Abwässern, die bei der Tonschlammung anfielen. Nach der Stilllegung der Ziegelgruben füllten sich diese mit Grund- und Niederschlagswasser und wurden schließlich von der Stadt Wien verpachtet. Die Gewässer wurden teilweise aufgeschüttet und als Baugrund zur Verfügung gestellt. In beiden Teichen wurde wiederholt eine starke Eutrophierung festgestellt (Zoufal *et al.*, 2002; Schagerl *et al.*, 2004). Da keine aktuellen Daten vorlagen, beauftragte die Stadt Wien, Wiener Gewässer die Firma DWS Hydro-Ökologie 2019 mit einem Untersuchungsprogramm, das Erhebungen zur Gewässerökologie sowie die Auswertung morphometrischer Kartengrundlagen umfasste (Riedler *et al.*, 2020). Basierend auf diesen Ergebnissen wurde ein Sanierungskonzept erstellt und im Mai 2021 erfolgte die Installation von Tiefenwasserbelüftungsanlagen in beiden Teichen. Zur Kontrolle und Beweissicherung der getroffenen Maßnahmen beauftragte die Stadt Wien, Wiener Gewässer die DWS Hydro-Ökologie 2021 erneut mit der Durchführung eines gewässerökologischen Monitorings.

Die Nährstoffkonzentrationen (Phosphor, Stickstoff) und Chlorophyll-a-Gehalte charakterisieren die Zwillingsteiche auch **2021** als **hypertroph**, nahe der Grenze eutroph. Der für Badegewässer festgesetzte Richtwert der Sichttiefe von 2 m wurde in beiden Teichen erneut deutlich unterschritten.

Nichtsdestotrotz zeichnen sich jedoch auch bereits erste **positive Entwicklungsschritte** ab. Diese lassen sich unter anderem an den niedrigeren Phosphor- und Chlorophyll-a-Gehalten im Tiefenwasser festmachen. Berücksichtigt man außerdem die geringere Rücklösung von Orthophosphat sowie die verminderte Bildung von Ammonium über dem Sediment zeigen sich eindeutig in beiden Teichen Trends zum Trophierückgang. Das Tiefenwasser wies während der sommerlichen Schichtung zwar weiterhin häufig anoxische Bedingungen auf, die kontinuierliche Überwachung mittels Online-Sonden zeigt jedoch, dass der über die Tiefenwasserbelüftung eingetragene Sauerstoff nicht immer und sofort aufgezehrt wird. Im Phytoplankton wurden höhere Anteile der für Schotterteiche charakteristischen Panzerflagellaten festgestellt und eine geringere Häufigkeit heterotropher Algen und Bakterien im Tiefenwasser. Fädige Blaualgen spielen weiterhin eine untergeordnete Rolle. Die zooplanktischen Artengesellschaften weisen hinsichtlich Häufigkeit und Zusammensetzung nach wie vor auf den Nährstoffreichtum in den beiden Gewässern hin. Im Grünen See kam es im Vergleich zu 2019 zu einem leichten Rückgang der Häufigkeiten, welches ein erstes Anzeichen für eine positive Entwicklung darstellen könnte.

Die Ergebnisse des Monitorings zeigen eindeutig **erste Sanierungserfolge**, machen aber auch deutlich, dass es ein **längerfristiger Prozess** sein wird, das über viele Jahre sedimentierte organische Material abzubauen und das Tiefenwasser anhaltend mit ausreichend Sauerstoff zu versorgen.

4 Literatur

- Ejesmont-Karabin, J. 2012. The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: Rotifer trophic state index. *Pol. J. Ecol.* 60: 60:39-350.
- 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.
- Janauer, G. & R. Kroissböck 1988. Detrophierungsprojekt Zwillingsee. Wissenschaftliche Studie, Universität Wien, Hg. Magistratsabteilung 22 – Umweltschutz.
- Lampert, W. & U. Sommer 1993. Limnoökologie. G. Thieme Verlag, Stuttgart. 440 S.
- Riedler P., M. Großschartner & K. Donabaum 2018a. Gewässerökologische Untersuchungen und Online-Messungen, Bendateich & Buttinger Teich 2017. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45, 42 p.
- Riedler, P., G. Kum, M. Großschartner & D. Donabaum 2018b. Wienerbergteich, Gewässerökologisches Monitoring 2017. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45, 33 p.
- Riedler, P., G. Kum, M. Großschartner & D. Donabaum 2020. Zwillingsteiche, Gewässerökologisches Monitoring 2019. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45, 36 p.
- Schagerl, M., I. Bloch & A. Vietauer 2007. Naturinseln im Siedlungsgebiet. Ziegelteiche in Wien und Niederösterreich. Eine ökologische Studie zur Erfassung hydrochemischer Eigenschaften und deren Einfluss auf Algengemeinschaften. *Abh. Zool.-bot. Ges. Österreich*, 36: 1-94.
- 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.
- Zoufal, W., D. W. Rossboth, G. Klemm, B. Tekiela, G. Dernbauer, G. Jaksch, F. Groß (alle MA 15) 2002. Bericht über den Gütezustand stehender Gewässer in Wien. Aufnahme 1993 bis 2001. Im Auftrag der MA 45, 200 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 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)

Laborcodierung der 2021 durchgeführten Kontrollprobenserien:

Serie	Laborcodierung DWS Hydro-Ökologie GmbH
N155	LC0025 (Realprobe)
N156	BM
N157	X
N158	ATW
N159	AN

5.2 Plankton

Mit Netzzügen wurde Phytoplankton (Maschenweite = 30 µm) und Zooplankton (Maschenweite = 60 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).

5.3 Prüfberichte & Pläne

Probentermin	Prüfberichts-Nr
04.08.2021	PB21-094
15.09.2021	PB21-110
15.11.2021	PB21-133