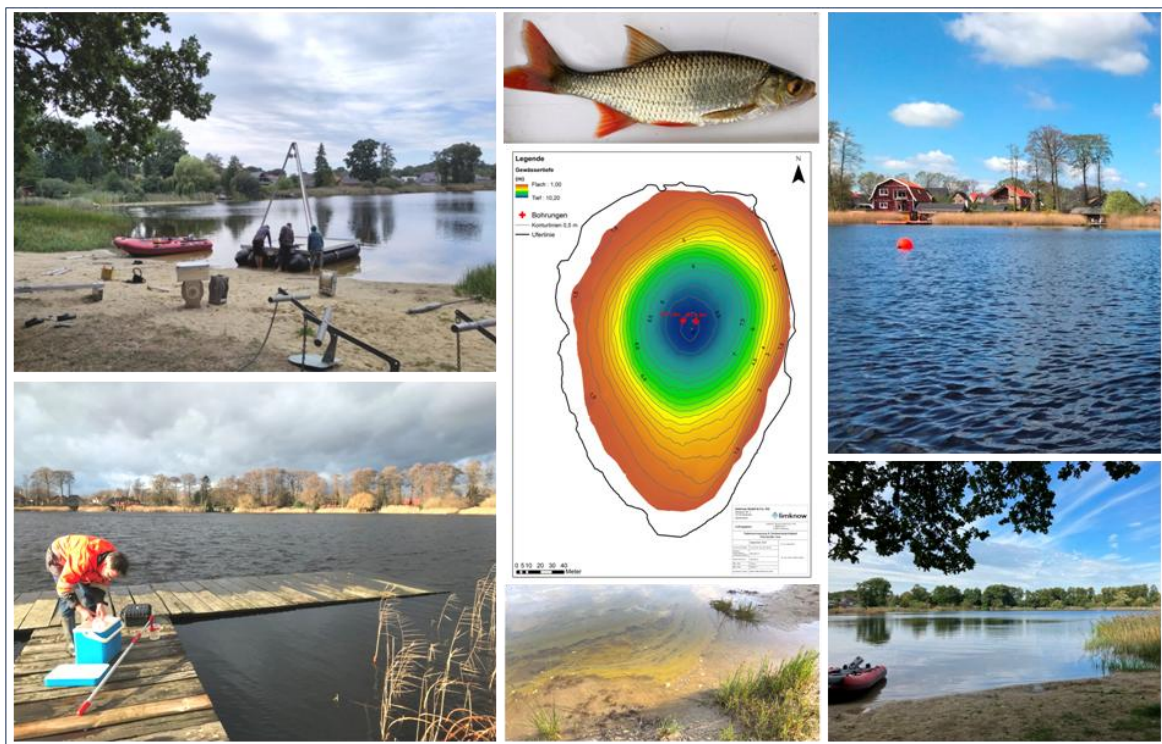


- Untersuchungen und Maßnahmenempfehlungen zur ökologischen Sanierung des Otterstedter Sees -



- Untersuchungen und Maßnahmenempfehlungen zur ökologischen Sanierung des Otterstedter Sees -

Projektträger:

Flecken Ottersberg

Ansprechpartnerin: Marianne Rosebrock-Germann
(mrosebrock-germann@flecken-ottersberg.de)
Grüne Straße 24
28870 Ottersberg

Projektsteuerung:

Hanseatische Naturentwicklung GmbH

Ansprechpartnerin: Kerstin Kunze (kunze@haneg.de)
An der Reeperbahn 6
28217 Bremen

Bearbeitung:

Institut Dr. Nowak GmbH & Co. KG

Dipl.-Landsch.-Ökol. Tim Epe (te@limnowak.com)
Dr. rer. nat. Svenja Agethen (sag@limnowak.com)
M. Sc. Biologie Thomas Walter
B. Sc. Biologie Philipp Ross

+ limknow GmbH & Co. KG; Dr. Stephan Hilgert
Sedimentmächtigkeiten und Gewässervermessung (Kapitel 3.10.1 & 4.10.1)

+ DIE GEWÄSSER-EXPERTEN!; Ingo Nienhaus
Makrophyten (Kapitel 3.3 & 4.4, bearbeitet)

+ LimSa Gewässerbüro; Dr. Sabine Schmidt-Halewicz
Zooplanktonbestimmung (Kapitel 3.2 & 4.3, bearbeitet)

Ottersberg, 06. Juni 2024



Epe

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	2
Abbildungsverzeichnis	5
Tabellenverzeichnis	8
1. Veranlassung	1
2. Untersuchungsgebiet und Nutzung	1
3. Methodik	3
3.1. Witterung, Wettergeschehen und Klima.....	3
3.2. Phyto- und Zooplankton	3
3.3. Makrophyten	4
3.4. Fische	5
3.5. Grundwasser	6
3.6. Zuflüsse	7
3.7. Erfassung von Wasserständen.....	9
3.8. Wasserbilanz.....	9
3.9. Wasserchemie.....	9
3.10. Sedimente	13
3.10.1. Sedimentmächtigkeiten und Gewässervermessung.....	13
3.10.2. Sedimentprobenahme und Probenvorbereitung.....	14
3.10.3. Sedimentinkubationen	15
3.10.4. In situ P-Rücklösung (Dialysekammern).....	16
3.10.5. Sedimentneubildung	17
4. Ergebnisse.....	19
4.1. Witterung, Wettergeschehen und Klima.....	19
4.2. Phytoplankton.....	22
4.3. Zooplankton	28
4.4. Makrophyten	29
4.4.1. Artenbestand	29
4.4.2. Bewertung der Makrophytenvegetation	30
4.5. Fische	31
4.5.1. Vor-Ort-Parameter und abiotische Faktoren	31
4.5.2. Elektrobefischung	31
4.5.3. Stellnetzbefischung.....	32
4.5.4. Gefährdete und geschützte Arten.....	33
4.5.5. Altdatenrecherche	34
4.5.6. Einordnung der Befischungsergebnisse	34
4.6. Grundwasser	35
4.6.1. Grundwasserbeschaffenheit.....	36
4.6.2. Grundwasserfließrichtung und Wasserstandsschwankungen.....	37

4.6.3.	Potentielle Wechselwirkungen zwischen Grund- und Seewasser	39
4.7.	Wasserbilanz des Sees	43
4.8.	Wasserchemismus	45
4.8.1.	Vor-Ort-Parameter	45
4.8.2.	Nährstoffe und Limitation	51
4.8.3.	Schwefel und Metalle.....	56
4.8.4.	Zuläufe bei Starkniederschlägen und Hochwasser	57
4.8.5.	Historische Entwicklung	59
4.9.	Massenbilanz des Phosphors	62
4.9.1.	Phosphor im Wasserkörper.....	62
4.9.2.	Externer Phosphor-Eintrag.....	64
4.10.	Sedimentuntersuchungen	66
4.10.1.	Morphologie des Wasser- und Sedimentkörpers.....	66
4.10.2.	Sedimentation	71
4.10.3.	Qualitative Ansprache der Sedimente	72
4.10.4.	Sedimentanalytik zur elementaren Zusammensetzung und Schadstoffbelastung	74
4.10.5.	Anthropogene Prägung des Sedimentkörpers im letzten Jahrhundert	78
4.10.6.	Potentielle Bioverfügbarkeit von Phosphor	79
4.10.7.	Phosphor-Rücklösung unter Laborbedingungen (Sedimentinkubationen)	83
4.10.8.	Diffusive Phosphor-Rücklösung anhand von Phosphat-Profilen im Porenwasser	87
4.10.9.	Synthese der Sedimentuntersuchungen	88
5.	Synthese und Bewertung.....	91
5.1.	Wasserhaushalt und Klima	91
5.2.	Trophiebewertung.....	92
5.2.1.	Nahrungsnetz.....	94
5.2.2.	Nährstoffhaushalt	96
5.3.	Entwicklungsziel	99
6.	Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands	100
6.1.	Direkte Verringerung der P-Verfügbarkeit im See	101
6.1.1.	Sedimententnahme.....	101
6.1.2.	Tiefenwasserableitung	102
6.1.3.	Phosphorfällung/ -bindung	103
6.1.4.	Externe P-Elimination und bepflanzte Bodenfilter	106
6.2.	Indirekte Verringerung der P-Verfügbarkeit im See	108
6.2.1.	Tiefenwasserbelüftung / Belüftung	108
6.2.2.	Schutzzonen für Makrophyten (Konzeptentwicklung).....	108
6.2.3.	Steuerung des Fischbestandes / Nahrungsnetzes	109
6.3.	Verringerung der externen P-Einträge	110

6.3.1. Stoffrückhalt in oberirdischen Zuläufen.....	110
6.3.2. Stoffrückhalt auf den Siedlungsflächen des Einzugsgebietes	112
6.3.3. P-Einträge Badegäste.....	113
6.3.4. Fütterung von Wasservögeln	114
6.3.5. Maßnahmen zum Ufer- und Erosionsschutz	114
6.4. Wasserhaushalt.....	115
6.4.1. Anhebung des Seewasserspiegels.....	115
6.4.2. Verbot der Wasserentnahme	115
6.5. Sonstige Maßnahmen (-vorschläge).....	116
6.5.1. Schlammabbau im Gewässer und Belüftungstechnologien	116
6.5.2. Einsatz von effektiven Mikroorganismen.....	116
6.5.3. Behandlung des Seewassers mit Ultraschall	117
6.5.4. Akut-Maßnahmen gegen Aufräumungen von Cyanobakterien	117
6.5.5. Tauchwandsperrern gegen Aufräumungen von Cyanobakterien	118
6.6. Untersuchungsbedarf & Ausblick	119
6.6.1. Gewässermonitoring und Überwachung der Gebietswasserstände	119
6.6.2. Umgang mit Badewarnungen und Badeverboten.....	119
6.6.3. Anwohner-Beratung zu Regenrückhalt und Flächenbewirtschaftung	120
6.6.4. Mesokosmenversuche zur Ansiedlung von Makrophyten	120
6.7. Zusammenfassung Maßnahmen und Untersuchungsbedarf	121
Literaturverzeichnis.....	127
Anlage / Tabellen.....	134

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1. Darstellung eines benthischen Multi-Maschen-Kiemennetzes nach DIN EN 14757 (schematisch).	5
Abbildung 2. Untersuchte Messstellen nach Starkregenereignisse.	8
Abbildung 3. Übersicht der Messstellen am und im Otterstedter See 2022/23.	12
Abbildung 4. Graviprobe mit Sedimentanhaftungen nach einer Messung am Otterstedter See.	14
Abbildung 5. Dialysekammer nach Bergung aus dem Otterstedter See.	16
Abbildung 6. Temperatur, Niederschlag und Windgeschwindigkeit für die Jahre 2022 und 2023.	19
Abbildung 7. Monatliche Mittelwerte der Lufttemperatur, Niederschlagshöhe und Sonnenscheindauer im Jahr 2022 an der Wetterstation Bremen im Vergleich zu langjährigen Maxima, Minima und Mittelwerten.	20
Abbildung 8. Monatliche Mittelwerte der Lufttemperatur, Niederschlagshöhe und Sonnenscheindauer im Jahr 2023 an der Wetterstation Bremen im Vergleich zu langjährigen Maxima, Minima und Mittelwerten.	21
Abbildung 9. Cyanobakterienaufräumung im Otterstedter See am 20.06.2022.	24
Abbildung 10. Biovolumen, Chlorophyll-a-Konzentrationen und Sichttiefen (oben) sowie prozentuale Verteilung (unten) des Phytoplanktongruppen im Otterstedter See 2022 und 2023.	25
Abbildung 11. Biovolumen und Individuenzahl (oben) sowie prozentuale Verteilung (unten) der Zooplanktongruppen im Otterstedter See 2022/2023.	29
Abbildung 12. Röhricht, Nymphaea sp. (links) und Nuphar lutea (rechts).	30
Abbildung 13. Durch Elektrofischung nachgewiesene Fischarten.	32
Abbildung 14. Rotfeder (links) und Moderlieschen (rechts).	32
Abbildung 15. Durch Stellnetzbefischung nachgewiesene Fischarten, Individuenzahlen und Altersstruktur im Otterstedter See 2023.	33
Abbildung 16. Schematische Skizzen von verschiedenen Interaktionen zwischen Grund- und Seewasser.	36
Abbildung 17. Grundwasserstände und Seewasserspiegel im Untersuchungszeitraum (oben). Unten: Nähere Betrachtung des Ende des Untersuchungszeitraums.	39
Abbildung 18. Schematische Schnittzeichnungen zum Zeitpunkt minimaler (Juli 2023) und maximaler Grundwasserstände (03.01.2024).	40
Abbildung 19. Oben: Großräumige Grundwasserfließrichtung von Nordost nach Südwest im Umfeld des Otterstedter Sees.	41
Abbildung 20. Wasserhaushalt eines Sees mit den Zuflusstermen Regenspende, Grundwasserinfiltration (GW_{in}) und Oberflächenwasser (OW_{zu}).	43
Abbildung 21. Änderung des Wasservolumens, die Differenz aus Regenspende und Verdunstung (RV) sowie der Abfluss des Aalgrabens in m^3 für die einzelnen Monate im Untersuchungszeitraum 02.06.2022–31.12.2023.	44

Abbildung 22. Entwicklung der Wassertemperatur im Tiefenprofil des Otterstedter Sees.....	47
Abbildung 23. Entwicklung der Sauerstoffkonzentration im Tiefenprofil des Otterstedter Sees.....	48
Abbildung 24. Entwicklung der pH-Werte im Tiefenprofil des Otterstedter Sees.....	48
Abbildung 25. Entwicklung des Redoxpotentials im Tiefenprofil des Otterstedter Sees.....	49
Abbildung 26. Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit im Tiefenprofil des Otterstedter Sees im Untersuchungszeitraum 06/2022 bis 10/2023.....	49
Abbildung 27. Stützpunkte der jeweiligen Tiefenprofile	50
Abbildung 28. Gesamtphosphor (TP)- und ortho-Phosphat-Phosphor ($\text{PO}_4\text{-P}$)-Konzentration im Epi- und Hypolimnion	52
Abbildung 29. Gesamtstickstoff (TN)- und Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$)-Konzentration im Epi- und Hypolimnion des Otterstedter Sees im Jahr 2022 und 2023. Die primäre y-Achse (links) zeigt die Konzentration im Epilimnion und unterscheidet sich von der sekundären y-Achse (rechts; Hypolimnion) um den Faktor 3.....	53
Abbildung 30. Phasen potentieller Nährstofflimitation im Otterstedter See.....	55
Abbildung 31. Oben: Sulfat-Konzentration im Epi- und Hypolimnion, sowie Nitrat- und Sulfid-Konzentration im Hypolimnion des Otterstedter Sees im Jahr 2022 und 2023. Unten: Eisen- und Mangan-Konzentration im Epi- und Hypolimnion des Otterstedter Sees im Jahr 2022 und 2023.	57
Abbildung 32. Mikrobielle Redoxprozesse beim Abbau organischer Substanz.....	57
Abbildung 33. Hochwasser am 03.01.2024 im Bereich der Feldstraße. Oben links: Überflutungsbereich Feldstr. Höhe Driftweg - Blickrichtung Süd; Oben rechts: Feldstraße Höhe Driftweg - Blickrichtung Ost; Unten links: Eine von zwei Einleitungen der Feuerwehr in den See; Unten Mitte: Steg Nordost - maximaler Füllstand des Otterstedter Sees; Unten rechts: Aalgraben Höhe Zum Pastoreensee.....	59
Abbildung 34. Historische Entwicklung der TP-Konzentration im Epilimnion und 1 m über Grund im Otterstedter See.....	61
Abbildung 35. Phosphor-Inhalt des Otterstedter Sees während des Monitorings 2022/2023.	63
Abbildung 36. Phosphor-Inhalt des Wasserkörpers anhand vorhandener Messdaten (IDN, Wassmann 2018) seit 2003.....	64
Abbildung 37. Bathymetrische Karte des Otterstedter Sees	67
Abbildung 38. Hypsografisches Diagramm des Otterstedter Sees	68
Abbildung 39. Schlammmächtigkeiten am Otterstedter See (Stand 9/2022).	70
Abbildung 40. Lanthankonzentrationen im Vergleich zwischen dem oberen Sedimentsegment (0–5 cm), und der Schwebfracht.....	72
Abbildung 41. Oben links; Sedimentkernentnahme am Otterstedter See.....	73
Abbildung 42. Rechts; Aliquot der nach Tiefe aufgeteilten Sedimentproben der Standorte S1 und S2.....	73
Abbildung 43. Unten links; Torflage (vermutlich Großseggentorf) aus dem Nordteil des Sees.	73

Abbildung 44. Anteile mineralischer und organischer Komponente in den Sedimenten	74
Abbildung 45. Zusammensetzung der Sedimente anhand von ausgewählten Elementen.	76
Abbildung 46. Historische Einordnung der Sedimente.....	79
Abbildung 47. Ergebnisse der sequenziellen P-Extraktion der aktuellen Untersuchung.	80
Abbildung 48. Ergebnisse der sequenziellen P-Extraktionen in Sedimentuntersuchungen der oberen 0–10 cm seit 2006.....	81
Abbildung 49. Prozentuale Verteilung der P-Fractionen in 0–10 cm des Sediments seit 2006 jeweils vor der Applikation von LMB (2006, 2020) und nach der Applikation (2007, 2022).	82
Abbildung 50. Änderungen der Phosphormenge im Überstand während der Inkubation jedes Sedimentkerns.....	84
Abbildung 51. Obere Sedimentzone der inkubierten Kerne der Messstelle S2.	85
Abbildung 52. Vergleichender Inkubationsansatz mit homogenisiertem Sediment.	86
Abbildung 53. Porenwasserprofile am Standort S1 mit den gemessenen Konzentrationen (Kreise), modellierten Konzentrationen (graue Linie) und modellierte Umsatzraten (schwarze Linie).	87
Abbildung 54. Jahresdurchschnittstemperatur (°C), Jahressonneneinstrahlung (h) und Jahresniederschlag (mm) im Langzeittrend für die Wetterstation 691 Bremen (DWD 2024).....	91
Abbildung 55. Trophieklassifikation von Seen.....	92
Abbildung 56. Entwicklung der Trophie des Otterstedter Sees in den letzten 90 Jahren abgeleitet aus P-Konzentrationen verschiedener Gutachten.....	93
Abbildung 57 Seewasserfilter ca. 600 m ² in Berlin, Lichtenberg (Foto Akut GmbH; H. Rustige).....	107
Abbildung 58. Lückig aufwachsende Makrophyten (Krauses Laichkraut) im südlichen Bereich des Sees (28.06.2023).....	109

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1. Morphologische Kenndaten des Otterstedter Sees, basierend auf eigenen Messungen.....	2
Tabelle 2. Untersuchungstermine (Wasser, Phyto- und Zooplankton) am Otterstedter See 2022/2023.	3
Tabelle 3. Wertebereiche und Ökologische Zustandsklassen des Phyto-Seen-Index.....	4
Tabelle 4. Wertebereiche und Ökologische Zustandsklassen nach PHYLIB.	5
Tabelle 5. Untersuchungsumfang der seenahen Grundwassermessstellen am Otterstedter See.	6
Tabelle 6. Untersuchungsumfang der Zusatzproben nach Starkregenereignissen.	8
Tabelle 7. Untersuchungsumfang der Wasserproben.....	10
Tabelle 8. Parameter der Wasseruntersuchungen der Dialysekammern, VM=Vor-Ort-Messung.....	17
Tabelle 9. Parameterumfang der Analytik von Schwebstoffen. (TOC = gesamter organischer Kohlenstoff)	17
Tabelle 10. Ökologische Zustandsbewertung des Otterstedter Sees (Phytoplankton-Seentyp: 13) mit dem Phyto-See-Index-Verfahren	27
Tabelle 11. Vor-Ort-Parameter erhoben im Otterstedter See.....	31
Tabelle 12. Ergebnisse (Mittelwerte) der Analysen des seenahen Grundwassers.....	37
Tabelle 13. Kenndaten zur Wasserbilanz des Otterstedter Sees im Untersuchungszeitraum 02.06.2022–31.12..2023.....	45
Tabelle 14. Ergebnisse der Vor-Ort-Parameter erhoben zwischen 06/2022–09/2022 am Ostufer des Otterstedter Sees.....	50
Tabelle 15. P-Konzentrationen des abgeleiteten Tiefenwassers zwischen 2003 und 2006.....	60
Tabelle 16. Übersicht über die derzeit bekannten externen P-Eintragspfade in den Otterstedter See.	66
Tabelle 17. Sedimentationsraten und Qualität des sedimentierten Materials anhand von molaren TOC:P Verhältnissen.....	71
Tabelle 18. Vorsorgewerte nach BBodSchV in mg/kg TS (Stand 08/2023).	77
Tabelle 19. Prozentuale Anteile der P-Fraktionen in den oberen 20 cm des Sediments	81
Tabelle 20. Raten der diffusiven P-Rücklösung am Standort S1 (tiefste Stelle).....	88
Tabelle 21. Kenndaten der Trophieauswertung nach LAWA 2014.....	94
Tabelle 22. Kenndaten der Trophieauswertung nach LAWA 2014 und abgeleitetes Entwicklungsziel	99
Tabelle 23. Verwendete Kostenklassen zur Kostenschätzung der Maßnahmen.....	100
Tabelle 24. Zusammenfassung u. Priorisierung potentieller Maßnahmen u. Darstellung der Auswirkungen auf Trophie, Ökosystemfunktionen (ÖSF) und Kosten.	121

1. Veranlassung

Der Otterstedter See ist ein etwa 12.000 Jahre alter Schmelzwassersee im Flecken Ottersberg, der seit vielen Jahren als Badesee und Angelgewässer genutzt wird und für die Freizeitqualität vor Ort einen hohen Stellenwert hat. Der ursprünglich oligotrophe (nährstoffarme) See hat sich innerhalb der letzten etwa 100 Jahre zu einem nährstoffreichen See entwickelt, da insbesondere nicht gereinigtes Abwasser bis 1975 in den See gelangte. Seither verhindert eine Ringkanalisation den Eintrag dieser Nährstoffe und mit der Schließung der Hauptbelastungsquelle des Sees war der wichtigste Schritt für eine umfassende Sanierung des Sees vollzogen.

Da sich durch die langjährigen Abwassereinleitungen ein Nährstoffpool im Gewässer gebildet hatte, trat keine umgehende Verbesserung nach dieser Maßnahme ein. Intensive Massenentwicklungen von Cyanobakterien (sog. Blaualgen) waren die Folge und die Eignung als Badegewässer war gefährdet. Besonders zu Beginn dieses Jahrtausends traten diese Massenentwicklungen in Folge des noch immer überhöhten Nährstoffangebotes vermehrt auf.

Restaurierungsmaßnahmen waren nötig, um den angestoßenen Sanierungsprozess zu unterstützen. Mit dem Abpumpen des nährstoffreichen Tiefenwassers konnte der Phosphatgehalt zwar abgesenkt, die Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment aber nicht vollständig unterbunden werden. Zudem sank der Seewasserspiegel ab. Die Bindung gelöster Phosphorverbindungen mit Lanthan-modifiziertem Bentonit (LMB; Bentophos®) als weitere seeinterne Maßnahme hatte im Jahr 2006 eine Absenkung des Phosphorbudgets zur Folge. Nach der Maßnahme war der Otterstedter See im Hinblick auf die Cyanobakterienentwicklung mehrere Jahre unauffällig. Das Gewässermonitoring wies in den Folgejahren den Beginn eines wieder ansteigenden Gehalts an gelöstem Phosphor im Tiefenwasser des Sees aus, so dass eine erneute P-Bindung mit LMB ausgeführt wurde. Eine solche wurde im Frühjahr 2020 nach Zuspitzung der Blaualgenproblematik im Jahr 2019 als Sofortmaßnahme zur Gefahrenabwehr durchgeführt. Im Gegensatz zur vorigen P-Bindung traten nach der erneuten Einbringung von LMB bereits im Sommer 2020 und auch in den darauffolgenden Jahren erneut Massenentwicklungen von Cyanobakterien auf und gefährdeten den durchgehenden Badebetrieb.

Durch die Untersuchungen und die Auswertung vorhandener Bestandsdaten sollen seeinterne und -externe Belastungsfaktoren des Otterstedter Sees analysiert werden, die ursächlich für die Nährstoffanreicherung und die eingeschränkte Nutzbarkeit des Sees sind. Die Untersuchungen wurden zwischen Juni 2022 und November 2023 ausgeführt, im vorliegenden Gutachten dargestellt, bewertet und mit Restaurierungs- und Sanierungsmöglichkeiten zusammengefasst.

2. Untersuchungsgebiet und Nutzung

Wie im vorigen Kapitel beschrieben, entstand der Otterstedter See nach dem Ende der Weichsel-Kaltzeit, vor etwa 12.000 Jahren. Durch den Rückzug des Eisschildes bildete sich im Flecken Ottersberg der ca. 4,5 ha große Schmelzwassersee.

Der oval geformte, dystrophe See besitzt heute eine Wasserfläche von etwa 45.100 m², bei einer durchschnittlichen Wassertiefe von 3,75 m. In einzelnen Bereichen werden Maximaltiefen von über 10 m gemessen. Auf dem Seegrund hat sich im Laufe der Zeit durch natürliche Alterungsprozesse und anthropogenen Einträge eine organische Auflage von ca. 56.000 m³ gebildet (Tabelle 1).

Der Wasserstand des Otterstedter Sees ist hauptsächlich von der Regenspende bzw. der Verdunstung abhängig. So hat der See keine kontinuierlichen Zu- und Abflüsse durch Oberflächenwasser und ist nur geringfügig an den regionalen Grundwasserkörper angebunden. Es gibt jedoch Grabenstrukturen und Rinnen, die nach stärkeren Niederschlagsereignissen Wasser in den See führen. In Zeiten mit hohen Wasserständen wird außerdem im Nordosten über den Aalgraben Seewasser abgeführt.

Im weiteren Umfeld ist der See umgeben von landwirtschaftlichen Nutzflächen. Große Teile des kleinen Einzugsgebiets und der Nahbereich des Sees sind bebaut. Am östlichen Seeufer ist ein Badebereich mit Strand und Liegewiese angelegt, der im Sommer stark von Badegästen frequentiert wird. Neben der Nutzung als Badesee (EG-Badegewässer), dient der See als Angelgewässer.

Tabelle 1. Morphologische Kenndaten des Otterstedter Sees, basierend auf eigenen Messungen.

Morphologische Kenndaten des Otterstedter Sees	
Wasserfläche (19,27 m. ü. NN)	45.100 m ²
Maximale N-S Ausdehnung	310 m
Maximale O-W Ausdehnung	220 m
Wassertiefe (19,27 m. ü.NN)	10,1 m
Volumen (19,27 m. ü.NN)	169.000 m ³
Mittlere Tiefe (19,27 m. ü.NN)	3,75 m
Maximale Wassertiefe im Untersuchungszeitraum (April 2023)	10,5 m
Mixis-Typ	dimiktisch
Ablagerungen organischer Sedimente	ca. 56.000 m ³

3. Methodik

3.1. Witterung, Wettergeschehen und Klima

Um einen Überblick über die Witterungsereignisse am Otterstedter See zu erhalten, wurden Daten (Niederschlag, Temperatur, Sonnenscheindauer und Wind) der ca. 28 km entfernten Wetterstation 691 Bremen (DWD 2023, 2024) betrachtet und Aufzeichnungsreihen seit 1950 ausgewertet.

3.2. Phyto- und Zooplankton

Die Proben für die Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons wurden an 14 Terminen im Jahr 2022 (sechs Termine) und 2023 (acht Termine) an Messstelle W entnommen (Tabelle 2, Abbildung 3). Die Probenahme des Phytoplanktons erfolgte als Mischprobe aus der euphotischen Zone. Reichte die euphotische Zone bis in den anoxischen Bereich hinein, erfolgte die Probenahme bis 1 m oberhalb des anoxischen Bereichs. Das Zooplankton wurde mittels Netzzug (Maschenweite 0,55 µm mit Aufsatzkegel; HYDRO-BIOS Apparatebau GmbH, Altenholz) über die gesamte Wassersäule bis 1 m über Grund entnommen. Die Proben des Phytoplanktons wurden nach der Entnahme mit Lugol'scher Lösung, die Zooplanktonproben in Zucker-Formalin-Lösung, fixiert. Zur Bearbeitung der Phyto- und Zooplanktonproben wurde ein Umkehrmikroskop Olympus IX 51 genutzt.

Tabelle 2. Untersuchungstermine (Wasser, Phyto- und Zooplankton) am Otterstedter See 2022/2023.

Untersuchungstermine (Wasser, Phyto- und Zooplankton)	
2022	2023
02.06.2022	06.01.2023
30.06.2022	14.03.2023
28.07.2022	27.04.2023 (nur Wasserprobe)
31.08.2022	17.05.2023
30.09.2022	27.06.2023
10.11.2022	27.07.2023
	24.08.2023
	21.09.2023
	11.10.2023

Die quantitative und qualitative Auswertung des Phytoplanktons fand nach den Vorgaben von Nixdorf et al. (2008) und Mischke et al. (2015) statt. Die Phytoplanktontaxa wurden in der Regel auf Artniveau oder bis zum Mindestbestimmbarkeitsniveau bestimmt, welches für Phytoplankton in der harmonisierten Taxaliste (Mischke et al. 2020) definiert ist. Die Biovolumina wurden anhand der zugeordneten geometrischen Körper berechnet, die in der DIN EN 16695 2015-06 und in der ATT T17 (Hoehn et al. 1998) festgelegt sind. Zusätzlich wurde ein Tiefenprofil der Gesamt-Chlorophyll-a (Chl-a)-Konzentration mittels Fluoreszenzsonde (Fluoroprobe; bbe moldaenke, Schwentinental) über alle Tiefenbereiche des Wasserkörpers

aufgezeichnet und entsprechend der Klassen Blaualgen, Kieselalgen, Grünalgen und Schlundgeißler anteilig dargestellt.

Die ökologische Bewertung des Gewässers erfolgte gemäß EU-WRRL mittels PhytoSee 7.1 (Mischke et al. 2017), das für Seen > 50 ha Wasserfläche Anwendung findet, aber auch für kleinere Seen plausible Ergebnisse liefert. Für die ökologische Bewertung wurden aus den drei Metrics „Biomasse“ (Chl-a- und Biovolumenkonzentrationen), „Algenklassen“ (Vorkommen von Algenklassen) und „Phytoplankton-Taxa-Seen-Index“ (Vorkommen von Indikatortaxa) der Phyto-See-Index (PSI) bestimmt, der das Gewässer in einer der zu beschreibenden ökologischen Zustandsklassen eingruppiert (Tabelle 3).

Tabelle 3. Wertebereiche und Ökologische Zustandsklassen des Phyto-Seen-Index.

Wertebereich des Phyto-Seen-Index	Ökologische Zustandsklasse
0,50–1,50	sehr gut
1,51–2,50	gut
2,51–3,50	mäßig
3,51–4,50	unbefriedigend
4,51–5,50	schlecht

Die Auswertung des Zooplanktons erfolgte auf Artenniveau, wobei einzelne juvenile Individuen nur auf Ordnungsniveau bestimmt werden konnten. Zusätzlich wurde für jeden Untersuchungstermin das Biovolumen der einzelnen Zooplanktongruppen berechnet.

3.3. Makrophyten

Die Erfassung der höheren Wasserpflanzen (Makrophyten) fand am 22.06.2022 mittels Tauch- und Bootsuntersuchung statt.

Bei der Tauchkartierung wurden zwei Transekte mit zwei Tauchern untersucht (MT; 50 % des Seeumfangs). Aufgrund der schlechten Sichtverhältnisse wurde der Seegrund unterhalb des Schilfgürtels in Reihe systematisch nach Makrophyten abgetastet.

Bei der Bootkartierung wurden zwei Transekte vom Boot aus untersucht (MB; 50 % des Seeumfangs). Dazu wurde ein Doppelrechen eingesetzt, der sowohl ausgeworfen als auch hinter dem Boot hergezogen wurde.

Die quantitative Erfassung erfolgte in Deckungsgrad in % und nach der 5-stufigen Kohler-Skala (Kohler 1978). Die Erfassung fand unter Anwendung der in NRW gültigen Erfassungsverfahren, dem NRW-Verfahren nach LUA-Merkblatt Nr. 52 (LUA NRW 2006) sowie dem aktuellen FFH-Verfahren des Landes NRW (LANUV NRW 2016) statt. Die Standorte der kartierten Transekte sind in Abbildung 3 dargestellt.

Die ökologische Bewertung der Transekte und des gesamten Otterstedter See erfolgte gemäß EU-WRRL mittels PHYLIB Version 5.3. Anhand des Modulwertes wurden die einzelnen Transekte in eine der beschreibenden ökologischen Zustandsklassen eingeordnet.

Tabelle 4. Wertebereiche und Ökologische Zustandsklassen nach PHYLIB.

Modulwertebereich	Ökologische Zustandsklasse
≤ 1,00–1,50	sehr gut
> 1,50–2,50	gut
> 2,50–3,50	mäßig
> 3,50–4,50	unbefriedigend
> 4,50–5,50	schlecht

3.4. Fische

Zur Erfassung der rezenten Fischfauna wurde die Bestandserhebung mittels Elektro- und Stellnetzfischerei durchgeführt.

Die Elektrofischerei (E-Befischung) erfolgte angelehnt an den DIN-Entwurf EN 14011 „Probenahme von Fisch mittels Elektrizität“ sowie an die Empfehlung zur guten fachlichen Praxis der Elektrofischerei (Beaumont et al. 2002). Zur Erfassung aller Uferhabitate wurden am 25.08.2023 drei repräsentative Transekte mit Einzellängen von ca. 200 m befischt (E; Abbildung 3). Die Bestandserfassung erfolgte vom Boot aus mit einer 8 kW Elektrofischfanganlage (EFKO GmbH, Leutkirch). Zur Abbildung der juvenilen Fische (0+) kam ein Fangkescher mit einer Maschenweite von 2 mm zum Einsatz. Die gefangenen Fische wurden kurzzeitig zwischengehältet, auf Artniveau bestimmt (nach Kottelat & Freyhof (2007)), vermessen (Totallänge ± 1 cm) und in den See zurückgesetzt. Zusätzlich wurden die Fische artspezifisch nach dem Entwicklungsstadium juvenil, präadult und adult kategorisiert (nach LAVES 2017). Vor der Elektrofischerei wurden die Vor-Ort-Parameter Wassertemperatur (°C), Sauerstoffgehalt (mg/l), pH und elektrische Leitfähigkeit (µS/cm) mit einem Multi-Parameter-Messgerät (WTW Multi 3420; Xylem Analytics Germany Sales GmbH Co. KG, Weilheim) ermittelt.

Die Erfassung von Fischen der uferfernen Freiwasserbereiche erfolgte angelehnt an DIN EN 14757 und der Empfehlung von Appelberg (2000) mit Hilfe von Multi-Maschen-Kiemennetzen. Für die Datenerhebung wurden zwei 30 m lange und 1,5 m hohe benthische Multi-Maschen-Kiemennetze (Abbildung 1) über eine Nacht vom 09.–10.08.2023 im Otterstedter See exponiert (Abbildung 3).

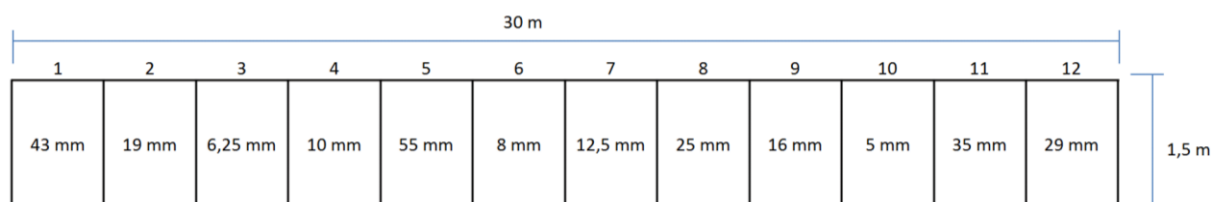


Abbildung 1. Darstellung eines benthischen Multi-Maschen-Kiemennetzes nach DIN EN 14757 (schematisch).

Die Netze wurden nach einer Nacht gehoben und geleert. Die Ausbringung erfolgte 2–3 h vor der Abenddämmerung und das Einholen 2–3 h vor der Morgendämmerung. Zur Erfassung anoxischer Bereiche wurde die maximale Stelltiefe vor der Ausbringung der Netze mittels einer Multi-Parametersonde (HL4; OTT HydroMet GmbH, Kempten) bestimmt. Daraus

folgte eine Stelltiefe im oxischen Milieu bis etwa 3,5 m. Die gefangenen Fische wurden analog zur Elektrofischung auf Artniveau bestimmt (nach Kottelat & Freyhof (2007)), auf die Totallänge (± 1 cm) vermessen, gewogen (± 2 g) und nach artspezifischem Entwicklungsstadium eingeteilt (nach LAVES 2017).

Um eine möglichst vollständige Übersicht über den Fischbestand zu erhalten, wurden Besatz- und Fanglisten vom Pächter, Sportfischerverein Ottersberg (SFV Ottersberg) e.V. (Herr Puvogel), angefragt und ausgewertet.

3.5. Grundwasser

Im Dezember 2022 wurden an fünf verschiedenen Stellen im nahen Umfeld des Sees sechs Grundwassermessstellen ($\varnothing 2''$) mittels Spülbohrung gesetzt. Am östlichen Badestrand wurden zwei Messstellen nebeneinandergesetzt (Abbildung 3) und in verschiedenen Tiefen verfiltert. Schichtenverzeichnisse und Ausbauskizzen sind im Anhang (Abbildung A 4–Abbildung A 13) dargestellt. Die Proben wurden je nach Zugänglichkeit der Messstelle mittels Peristaltikpumpe oder Tauchpumpe (MP1; Grundfos, Bjerringbro, DK) entnommen. Vor Beginn des Abpumpens wurde der Ruhewasserstand in der jeweiligen Entnahmestelle sowie die Gesamttiefe, bei verrohrten Messstellen zur Rohroberkante, mit Hilfe eines Kabellichtlothes bestimmt. Vor der Gewinnung der Probe wurde an der Entnahmestelle das 3–5 fache des Volumens der Messstelle inklusive ihres Ringraumes ausgetauscht, bevor eine Probe entnommen wurde. Während des Abpumpvorganges wurden ständige Messungen der elektrischen Leitfähigkeit, der Temperatur, des pH-Wertes und des Sauerstoffgehaltes sowie des Wasserstandes in der Messstelle durchgeführt. Eine Probenahme erfolgte erst bei Konstanz der Messwerte dieser Vor-Ort-Parameter. Die Probenentnahme erfolgte im monatlichen Rhythmus zwischen Januar–November 2023 ($n = 11$).

Die Berechnung der Volumenströme erfolgte mittels Darcy-Gesetz ($V = kf * i * A$). Für den Durchlässigkeitsbeiwert (k_f), der die Durchlässigkeit von Böden quantifiziert, wurde ein Wert von 10^{-4} bis 10^{-5} angenommen (Feinsand). Der hydraulische Gradient (i) beschreibt den Gradienten der Grundwasserdruckfläche und ergibt sich aus der Wasserstandsdifferenz. Die Querschnittsfläche (A) umfasst die durchströmte Fläche.

Tabelle 5. Untersuchungsumfang der seenahen Grundwassermessstellen am Otterstedter See.

Parameter	Methode	Einheit
Grundwasserprobe, abgepumpt		
Wassertemperatur (Vorortmessung)	DIN 38404-C4:1976-12	°C
Sauerstoff, gelöst (Vorortmessung)	DIN EN ISO 5814-G22:2013-02	mg/l
Sauerstoffsättigung (Vorortmessung)	DIN EN ISO 5814-G22:2013-02	%
pH-Wert (Vorortmessung)	DIN EN ISO 10523-C5:2012-04	
elektrische Leitfähigkeit bei 25 °C (Vorortmessung)	DIN EN 27888-C8:1993-11	$\mu\text{S}/\text{cm}$
Parameter	Methode	Einheit
Redoxmessung (Vorortmessung)	DIN 38404-C6:1984-05	mV

Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N)	DIN EN ISO 11732-E23:2005-05	mg/l
Nitrit-Stickstoff (NO ₂ -N)	DIN EN ISO 13395-D28:1996-12	mg/l
Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N)	DIN EN ISO 13395-D28:1996-12	mg/l
Stickstoff (Gesamt-N; TNb)	DIN EN 12260-H34:2003-12	mg/l
ortho-Phosphat-Phosphor (PO ₄ -P)	DIN EN ISO 15681-1-D45:2005-05	mg/l
Phosphor (Gesamt-P)	DIN EN ISO 15681-1-D45:2005-05	mg/l
Sulfat	DIN EN ISO 10304-1-D20:2009-07	mg/l
Chlorid	DIN EN ISO 10304-1-D20:2009-07	mg/l
Eisen	DIN EN ISO 11885-E22:2009-09	mg/l
Mangan	DIN EN ISO 11885-E22:2009-09	mg/l
Calcium	DIN EN ISO 11885-E22:2009-09	mg/l
Eisen (II)	DIN 38406-E1:1983-05	mg/l
Basenkapazität bis pH 8,2	DIN 38409-H7:2005-12	mmol/l
Säurekapazität bis pH 4,3	DIN 38409-H7:2005-12	mmol/l
Säurekapazität bis pH 8,2	DIN 38409-H7:2005-12	mmol/l
TC	DIN EN 1484-H3: 2019-04	mg/l
TOC (Ausblasmethode; NPOC)	DIN EN 1484-H3: 2019-04	mg/l
DOC	DIN EN 1484-H3: 2019-04	mg/l
Carbonathärte	Berechnung	mmol/l

3.6. Zuflüsse

Der Otterstedter See hat keine kontinuierlichen Zuflüsse durch Oberflächenwasser. Es gibt jedoch Grabenstrukturen und Rinnen, die nach stärkeren Niederschlagsereignissen Wasser führen. Zudem fließt dann auch direkt von versiegelten Flächen (z.B. den Straßen Driftweg und Am Sportplatz) Wasser in den See. Im Bereich des Driftwegs sind in der Vergangenheit drei Versickerungsteiche angelegt worden, um Abflussspitzen abzufangen. Unmittelbar nach stärkeren Niederschlägen wurden am 23.06.2023 Zusatzproben am Aalgraben, Versickerungsteich (Driftweg), See – Ost und an den Zuläufen mittels Schöpfbecher entnommen. Bei einer weiteren Beprobung nach einem Starkregenereignis am 12.09.2023 konnten nur Proben aus dem Aalgraben, See – Ost und Zulauf – Am Sportplatz gewonnen werden, da die übrigen Messstellen kein Wasser führten. Abflussmessungen wurden an den jeweiligen Terminen nicht ausgeführt. Eine weitere Probenahme erfolgte am 03.01.2024 während eines Hochwasserereignisses. Um Gebäude östlich des Driftwegs vor Überflutung zu schützen war es nötig auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen westlich des Driftwegs stehendes Wasser abzuleiten, welches sich dort aufgrund sehr starker Niederschläge und wassergesättigter Böden gesammelt hatte. Bei durchschnittlichen Witterungsverhältnissen fließt das Oberflächenwasser dieser Flächen nicht in den See. An diesem Termin wurden dem Aalgraben, dem Zulauf – Südwest, der Überflutungsfläche, der Einleitung selbst und dem See – Ost/Südwest Proben entnommen (Abbildung 2). Zudem wurden an diesem Termin Vor-Ort-Parameter mittels Multi-Parameter-Messgerät (WTW Multi 3420, Xylem Analytics Germany Sales GmbH Co. KG, Weilheim) ermittelt (Anhang Tabelle A 11). Zur Erfassung von Rinnen und Gräben wurden bestehende Planunterlagen genutzt (Kleberg + Partner 2015; Abbildung A 3); auch die Fläche des Einzugsgebietes wurde bereits 2004 beschrieben (polyplan 2004; Abbildung A 14, Abbildung A 15).

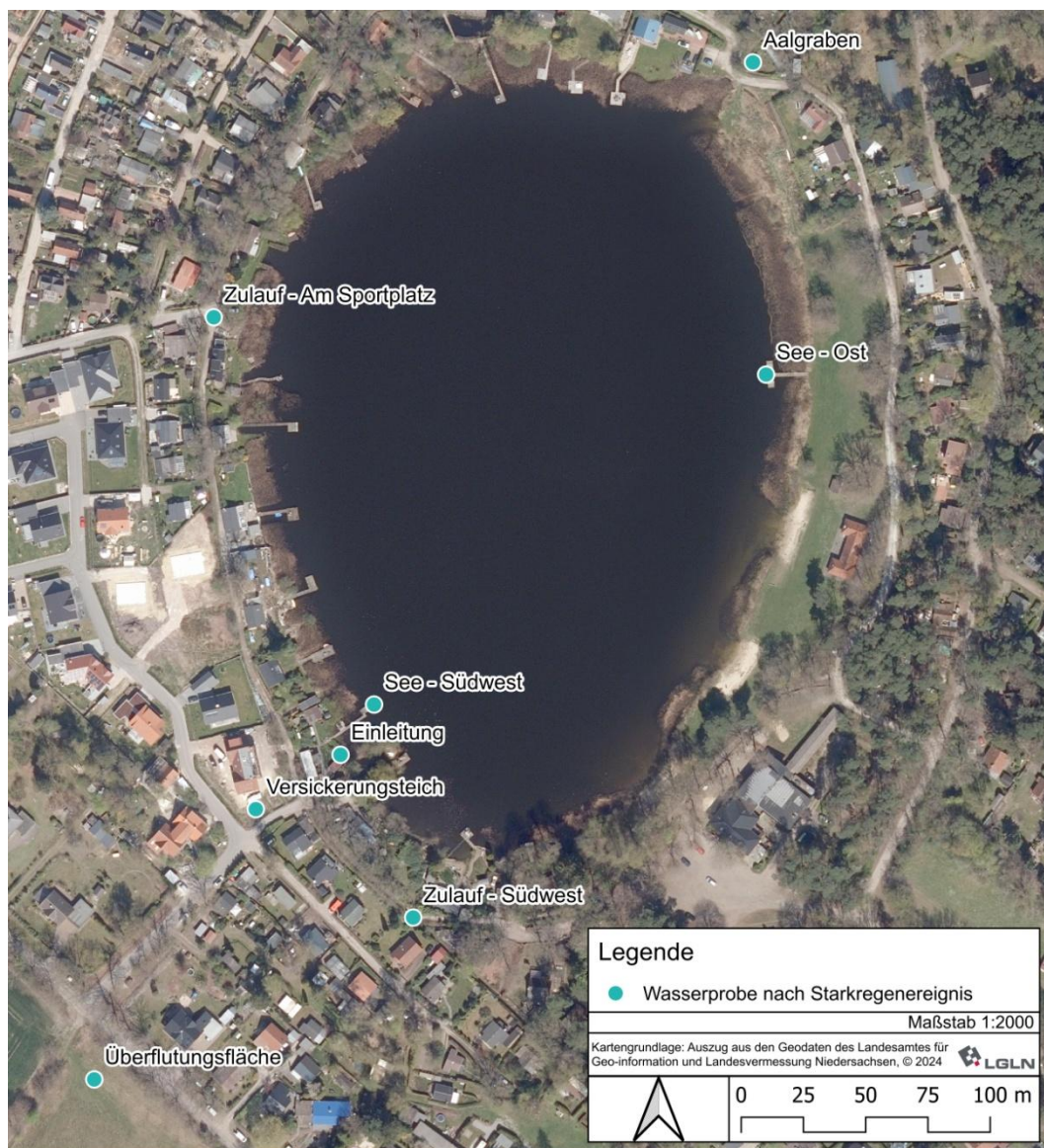


Abbildung 2. Untersuchte Messstellen nach Starkregenereignisse.

Alle Proben wurden umgehend nach der Probenahme gekühlt (4 °C) und dunkel in das Labor (akkreditiert nach DIN EN ISO/IEC 17025:2005) transportiert und auf Parameter gemäß Tabelle 6 analysiert.

Tabelle 6. Untersuchungsumfang der Zusatzproben nach Starkregenereignissen.

Parameter	Methode	Einheit
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N) *	DIN EN ISO 15681-1-D45:2005-05	mg/l
Nitrit-Stickstoff (NO ₂ -N) *	ISO 13395-D28:1996-12	mg/l
Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N) *	ISO 13395-D28:1996-12	mg/l
Stickstoff (Gesamt-N; TNb) *	EN 12260-H34:2003-12	mg/l
ortho-Phosphat-Phosphor (PO ₄ -P) *	DIN EN ISO 15681-1-D45:2005-05	mg/l
Phosphor (Gesamt-P) *	DIN EN ISO 15681-1-D45:2005-05	mg/l

3.7. Erfassung von Wasserständen

Zur Erfassung der Wasserstände wurden am 02.06.2022 im See und am 13.01.2023 in den fünf Grundwassermessstellen Drucksonden (DIVER®, Eigenbrodt GmbH & Co. KG, Königsmoor) installiert. Die Drucksonden wurden wenige Dezimeter über Grund in die Wassersäule gehängt. Hierzu wurde im See vorab ein 2“ Filterrohr im Nordosten des Sees gesetzt. Die Wasserstandserfassung erfolgte halbstündlich über eine Druckkompensation mit einem Barometer (DIVER®, Eigenbrodt GmbH & Co. KG, Königsmoor), welches am 02.06.2022 über der Wasseroberfläche des Sees im Filterrohr angebracht wurde. Das Auslesen der Daten erfolgte an jedem Probenahmetermin. Für die Validierung der Ergebnisse wurden an diesen Terminen zusätzlich Lichtlotmessungen durchgeführt. Im Zuge einer Vermessung durch ein Höhennivellement (FAL 24, geo-FENNEL, Baunatal) wurden alle Messstellen und der Wasserspiegel eingemessen und für die Auswertung zueinander in Bezug gesetzt.

Das Wasservolumen des Sees wurde im Zuge einer Gewässervermessung erfasst und wird im Kapitel 3.10.1 näher erläutert.

3.8. Wasserbilanz

Für die Bilanzierung wurden die durch die Gewässervermessung bestimmten bathymetrischen Daten und die erhobenen Seepegelstände zugrunde gelegt. Mittels polynominaler Regression konnten dadurch das Seevolumen und die Seeoberfläche für den Zeitraum 02.06.2022–31.12.2023 in täglicher Auflösung modelliert werden.

Die Regenspende wurde aus den Niederschlagsdaten der ca. 27 km (Luftlinie, westliche Richtung) entfernten Wetterstation 691 Bremen (DWD 2023) für die einzelnen Intervalle ermittelt.

Die Verdunstungsraten pro Monat über Seen mittlerer Tiefe wurden einer Aufstellung des Deutschen Wetterdienstes zur Verdunstung über Wasserflächen entnommen (DWD 2015) und rechnerisch für die einzelnen Intervalle angepasst.

Für das Grundwasser wurden Zeitpunkte maximaler und minimaler Grundwasserstände ermittelt und an diesen Terminen potentielle Volumenströme anhand hydraulischer Gradienten berechnet und dem tatsächlichen $\Delta_{\text{Wasservolumen}}$ des Sees gegenübergestellt. Zur Berechnung benötigte Durchlässigkeitsbeiwerte (k_f – Werte) der anstehenden Böden wurden aus der geologischen Gesteinsansprache bei der Erstellung der Grundwassermessstellen abgeleitet und einem Baugrundgutachten im Südwestbereich des Sees entnommen.

Da die Transpiration durch Pflanzen nicht betrachtet wurden und die modellierten Werte, abgeschätzte Parameter und Wetterdaten der Station 691 für den Standort Otterstedter See generell einer gewissen Ungenauigkeit unterliegen, sind die bilanzierten Ergebnisse als ungefähre Richtgrößen zu betrachten.

3.9. Wasserchemie

Die Wasseruntersuchungen erfolgten an 15 Terminen im Jahr 2022 (sechs Termine) und 2023 (neun Termine) an der Probestelle W (Tabelle 2, Abbildung 3). Während der Vollzirkulation (Januar–April) wurden Wasserproben aus 1 m, 3 m, 5 m, 8 m und 1 m über Grund

entnommen. In Zeiten der Stagnation (Mai–November) wurde in Abhängigkeit vom ermittelten Schichtungsprofil am jeweiligen Untersuchungstermin eine epilimnische Mischprobe sowie Wasserproben aus 4 m, 6 m, 8 m Wassertiefe und 1 m über Grund entnommen.

Vor-Ort-Parameter wurden als Vertikalprofil in 0,5 m Schritten mit einer Multiparametersonde (MS5, HL4; OTT HydroMet GmbH, Kempten) gemessen (Tabelle 7). Aufgrund der hydrologischen Sondersituation im Winter 2023/24 wurden auch nach Ende des offiziellen Untersuchungszeitraums (Oktober 2023) vereinzelt Zusatzuntersuchungen durchgeführt. Diese sind in dem jeweiligen Kapitel mittels Datum kenntlich gemacht.

Die Wasserproben wurden dunkel und gekühlt (4 °C) in das Labor transportiert (akkreditiert nach DIN EN ISO/IEC 17025:2005) und gemäß Parameterumfang Tabelle 7 Teil A, B, C und D untersucht. Die nasschemische Bestimmung der Chl-a-Konzentration und die Erfassung der Phaeopigment-Konzentration (Abbauprodukt des Chl-a und Hinweis auf abgestorbene Algen) erfolgten aus der o.g. Phytoplankton-Mischprobe (Kapitel 3.2). Bei Hinweisen auf ein Tiefenwasser-Chlorophyll-Maximum (DCM) wurde im entsprechenden Tiefenbereich eine zusätzliche Probe entnommen und dominierende Phytoplanktontaxa bestimmt.

Tabelle 7. Untersuchungsumfang der Wasserproben.

Parameter	Methode	Einheit
Vor-Ort-Parameter (0,5 m Schritte)		
pH-Wert (Vor-Ort-Messung (VM))	ISO 10523-C5:2012-04	
Wassertemperatur (VM)	DIN 38404-C4:1976-12	°C
Sauerstoff, gelöst (VM)	ISO 5814:2013-02	mg/l
Sauerstoffsättigung (VM)	EN 25814-G22:1992-10	%
elektrische Leitfähigkeit bei 25 °C (VM)	EN 27888-C8:1993-11	µS/cm
Sichttiefe Secchi (VM)	ISO 7027-C2:2000-04	m
Redoxpotential (VM)	DIN 38404-C6:1984-05	mV
Parameter	Methode	Einheit
A (alle Tiefen)		
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N) *	DIN EN ISO 15681-1-D45:2005-05	mg/l
Nitrit-Stickstoff (NO ₂ -N) *	ISO 13395-D28:1996-12	mg/l
Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N) *	ISO 13395-D28:1996-12	mg/l
Stickstoff (Gesamt-N; TNb) *	EN 12260-H34:2003-12	mg/l
ortho-Phosphat-Phosphor (PO ₄ -P) *	DIN EN ISO 15681-1-D45:2005-05	mg/l
Phosphor (Gesamt-P) *	DIN EN ISO 15681-1-D45:2005-05	mg/l
Sulfat	ISO 10304-1-D20:2009-07	mg/l
Chlorid	ISO 10304-1-D20:2009-07	mg/l
Kohlenstoff (Gesamt; TC)	EN 1484-H3:1997-08	mg/l
organischer Kohlenstoff (TOC; Ausblasmethode)	EN 1484-H3:1997-08	mg/l
gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	EN 1484-H3:1997-08	mg/l
Eisen	ISO 11885-E22:2009-09	mg/l
Mangan	ISO 11885-E22:2009-09	mg/l
Calcium	ISO 11885-E22:2009-09	mg/l

Parameter	Methode	Einheit
B (epilimnische Mischpr. u. 1 m über Grund)		
Säurekapazität bis pH 4,3	DIN 38409-H7:2005-12	mmol/l
Basenkapazität bis pH 8,2	DIN 38409-H7:1979-05	mmol/l
Carbonathärte	rechnerisch DEV8	-
CO ₂ -Konzentration	Rechnerisch	-
Kieselsäure (als SiO ₂)	DIN 38405-D21:1990-10	mg/l
Sulfid (leicht freisetzbar); nur 1 m ü. Grund	DIN 38405-D27-1:2017-10	mg/l
Parameter	Methode	Einheit
C (epilimnische Mischprobe)		
Phytoplankton (gemäß Phyto See, WRRL)	Mikroskopisch	-
Chlorophyll -a**	DIN 38412-L16:1985-12	µg/l
Phaeopigmentgehalt**	DIN 38412-L16:1985-12	µg/l
Parameter	Methode	Einheit
D (Mischprobe bis 1 m ü. Grund)		
Zooplankton (Ind.zahlen und Biovolumina)	Mikroskopisch	-

Des Weiteren wurde zwischen Juni und September 2022 wöchentlich die Vor-Ort-Parameter Sauerstoff, Wassertemperatur, pH und elektrische Leitfähigkeit an zwei Stellen vom Ufer aus gemessen. Die erste Messstelle befand sich am Steg am östlichen Ufer, die zweite am Badestrand nahe dem Restaurant „Haus am See“. Die Messungen erfolgten mit einem Multi-Parameter-Messgerät (WTW Multi 3420, Xylem Analytics Germany Sales GmbH Co. KG, Weilheim) in den Morgenstunden zwischen 06:00 und 07:00 Uhr.

Der Phosphorgehalt der Wasserphase wurde aus den jeweils gemessenen Phosphorkonzentrationen mit dem jeweiligen Wasservolumen (vgl. 3.10.1) aus der zugehörigen Tiefenstufe berechnet und einzelne Schichten aufsummiert. Die Grenzen zwischen den Schichten wurden entsprechend der Distanzen zwischen den gemessenen Tiefenstufen gemittelt, z.B. die Phosphorkonzentrationen wurden in 4, 6 und 8 m Tiefe gemessen, der Wert aus 6 m wurde dem Volumenabschnitt 5–7 m zugeordnet.

Für Altdaten (IDN 2003–2014, Wassmann 2018) wurde ein aus der aktuellen Messreihe ermittelter mittlerer Wasserstand des Sees verwendet und das Volumen der oberflächennahen Tiefenstufe zugeordnet. Daraus können sich kleinere Abweichungen zu den aktuellen P-Inhalten ergeben, da bei der Berechnung der aktuellen Daten der tatsächliche Wasserstand und das entsprechende Volumen der oberflächennahen Tiefenschicht berücksichtigt werden konnte. Außerdem wichen die Anzahl der Tiefenstufen der Phosphorkonzentrationsmessungen von dem aktuellen Messschema leicht ab. Hier wurden ggf. Mittelwerte der Konzentrationen zwischen zwei Tiefenstufen eingesetzt, wenn die Auflösung geringer war als in den aktuellen Messreihen. Die Qualität der Altdaten ist dennoch als gut einzustufen, sodass ein Vergleich alter und der aktuellen Messreihen hinreichend valide ist.

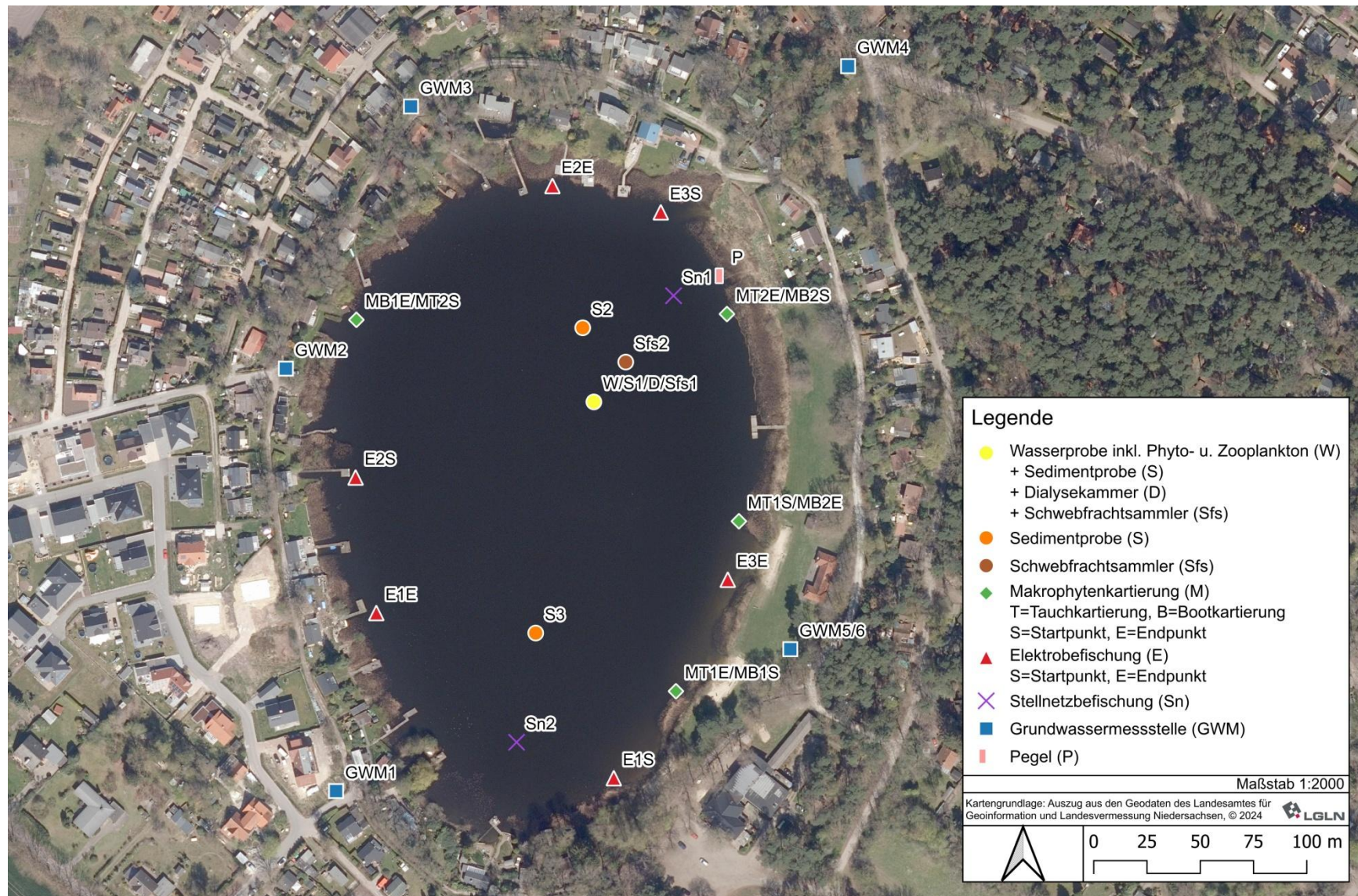


Abbildung 3. Übersicht der Messstellen am und im Otterstedter See 2022/23.

3.10. Sedimente

3.10.1. Sedimentmächtigkeiten und Gewässervermessung

Am 06.09.2022 wurde die Vermessung des Wasserkörpers und am 10.10.2022 die Vermessung der Sedimentauflage durchgeführt.

Die flächendeckende Vermessung des Wasserkörpers erfolgte mit einem Multibeam Echolot (WASSP F3Xi). Die Lagegenauigkeit betrug ± 5 cm (Atlas® GNSS Global Correction Service, H10 Korrektur). Alle Daten wurden mit Hilfe einer IMU (Inertial Measurement Unit – Bewegungssensor) in allen 6 Freiheitsgraden in Echtzeit korrigiert (Winkelkorrektur) und so in das UTM Koordinatensystem eingebettet. Die Messungen wurden so nah wie ohne Beeinträchtigung der Ufervegetation möglich an die Uferlinie heran ausgeführt. Durch Extrapolation der Messwerte wurden Fläche und Volumen bis zum Pegelhöchststand nachträglich berechnet. Unsicherheiten bestehen v.a. in der maximalen Flächenausdehnung, da nicht alle Uferbereiche zugänglich waren und dichte Ufervegetation die Bestimmung der exakten Uferlinie erschwerte.

Die Echolotdaten wurden mit der Software „Autoclean-RAW“ Version 2022.2.1.0 mit dem Softwarepaket „Raw Processing“ der Firma BeamworX (Utrecht, NL) postprozessiert. Dabei wurden u.a. die äußeren Schallkegel reduziert und Ausreißer entfernt. Vermessungslücken wurden per Interpolation gefüllt. Messpunkte, die z.B. durch in den Wasserkörper hineinragende Gegenstände oder die Wasserspiegelung insbesondere in den flacheren Bereichen die Berechnung des Seegrunds verfälschen, wurden manuell geglättet. Aus den Daten wurde ein Raster mit 0,25 m Auflösung erstellt.

Die Mächtigkeit der Sedimentauflage wurde am 10.10.2022 anhand von 28 Messungen mit einem Freifall-Penetrometer (Graviprobe, Abbildung 4) bestimmt. Die Messpunkte wurden entlang eines groben Rasters gleichmäßig über die Seefläche verteilt. Messungen an Stellen mit Wassertiefen < 3 m wurden gesondert durchgeführt und mit einem rechnerischen Verfahren korrigiert. Die Maximale Mächtigkeit der Sedimente wurde zusätzlich zu den Penetrometer-Messungen mittels einer Kernbohrung über das gesamte Sedimentprofil bestimmt und die Berechnung der Sedimentauflage durch diese Daten vervollständigt.

Detaillierte Verfahrensbeschreibungen sind dem beigefügten Gutachten der Firma limknow zu entnehmen.



Abbildung 4. Graviprobe mit Sedimentanhaftungen nach einer Messung am Otterstedter See. © limknow GmbH & Co. KG.

3.10.2. Sedimentprobenahme und Probenvorbereitung

Sedimente für die Laboruntersuchungen (Elementaranalytik, sequenzielle P-Extraktionen, Inkubationen, Lagerungsdichten) wurden Ende November 2022 (nach erfolgter Vollzirkulation) mittels Gravity-Corer (Uwitec, Mondsee, AT) an den Sedimentmessstellen S1 und S2 entnommen (Abbildung 3). Je Messstelle wurden jeweils mindestens vier Kerne in einem Radius von 10 m entnommen, um Unterschiede in den Messungen durch kleinräumige Heterogenität der Sedimente zu vermeiden.

Für die tiefengeschichteten Untersuchungen wurden die Kerne in die entsprechenden Abschnitte mittels Sedimentkernschneideaufsatz (Uwitec, Mondsee, AT) aufgeteilt und die jeweiligen Abschnitte je Messstelle zu Mischproben der Tiefenabschnitte 0–5 cm, 5–10 cm, 10–15 cm, 15–20 cm und 20–30 cm zusammengeführt. Die Aufteilung der Proben erfolgte im Labor.

Zur Einstufung der Sedimente nach den in LAGA M20 und DepV aufgeführten Parametern wurden an drei Stellen im See (S1, S2, S3; Abbildung 3) je drei weitere Kerne mittel Gravity-Corer entnommen. Diese wurden bereits bei der Probenahme über die gesamte Länge (S1 Ø 50 cm; S2 Ø 45 cm, S3 Ø 42 cm) jeweils zu Mischproben vereinigt und in entsprechende Probengefäße abgefüllt.

Jeweils vier weitere Kerne der Messstellen S1 und S2 wurden für Inkubationsversuche noch im Gelände auf eine Sedimenthöhe von jeweils $21 \text{ cm} \pm 1 \text{ cm}$ eingestellt und der beim Absenken entstandene Wasserverluste mit Seewasser ausgeglichen. Das Sediment war entsprechend mit $37 \text{ cm} \pm 1 \text{ cm}$ Wassersäule überschichtet. Die Kerne wurden vor Beginn der Inkubationen etwa eine Woche bei 4°C dunkel gelagert, damit sich bei der Probenahme in die Wassersäule resuspendierte Partikel wieder absetzen konnten. Der Sauerstoffgehalt im Überstand wurde während der Lagerung überwacht, um mit dem Einstellen vollkommen anoxischer Bedingungen die Inkubation beginnen zu können.

Am 7.9.2022 wurde im Rahmen der Vermessung der Sedimente an drei Stellen mit Sedimentkernbohrungen die Maximaltiefe der Sedimentauflage bestimmt. Zwei dieser Kerne

wurden für die weitere Analytik genutzt. Die oberen 2 m eines Kerns wurden in 10 cm Abschnitte aufgeteilt und auf einige potentielle Marker anthropogener (Phosphor, Lanthan, Blei, Kupfer, Zink) Einträge hin analysiert. Da bei diesem Bohrverfahren die Sichtkontrolle fehlt, ob die Sedimentoberfläche aufgrund seiner flüssigen Konsistenz erfasst werden konnte, wurden die Messwerte mit den feingestuften Sedimenten des Gravity-Corers (s.o.) abgeglichen. Der Kern der Tiefenbohrung hatte demnach das Sediment erst ab 30 cm Sedimenttiefe erfasst. Die Tiefenangaben der Konzentrationsmessungen stellen entsprechend die korrigierten Tiefen dar.

Alle Sedimentkerne bzw. im Gelände erstellte Teilproben wurden nach der Entnahme umgehend dunkel gelagert und ins Labor transportiert. Bis zur weiteren Bearbeitung wurden die Kerne bzw. Probengefäße bei 4°C gekühlt gelagert.

Die angewandten Laborverfahren sind in den jeweiligen Ergebnistabellen im Anhang mit aufgeführt.

3.10.3. Sedimentinkubationen

Für die Inkubationen wurden Sedimentkerne der Messstellen S1 und S2 (Abbildung 3) über einen Zeitraum von 11 Tagen beobachtet.

Während der Inkubation wurden die Kerne bei 8 °C dunkel und mit Stopfen verschlossen gelagert, um die Bedingungen im sommerlichen Hypolimnion des Otterstedter Sees zu simulieren. Über einen Zeitraum von 9 Tagen wurde das Überstandswasser regelmäßig und standardisiert 5 cm über dem Sediment beprobt und auf eine An- bzw. Abreicherung von Gesamt-P und PO₄-P im Überstand hin untersucht. Temperatur, Sauerstoffkonzentration, pH und elektrische Leitfähigkeit wurden regelmäßig zur Überwachung der Versuchsbedingungen im Überstandswasser gemessen.

Durch den speziellen Sedimenttyp des Otterstedter Sees traten in der Säuleninkubation einige Artefakte auf. So wurden in einzelnen Kernen Teile des Sediments durch Methanblasen aufgetrieben. Außerdem entwickelten sich in allen Kernen trotz dunkler Lagerung Cyanobakterien der Gattungen *Aphanothece* und *Microcystis*, das wenige Licht während der Beprobung reichte bereits zu ihrem Wachstum aus. Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass z.B. durch deren Photosynthese produzierter Sauerstoff die Inkubationen beeinflusst hat. Auch die veränderte Höhe der Sedimentoberfläche durch das Auftreiben erschwert die Vergleichbarkeit der Ansätze untereinander, da sich die Konzentrationen verschiedener Stoffe mit zunehmender Distanz zur Sedimentoberfläche entlang eines Konzentrationsgradienten ändern.

Zur Validierung der Ergebnisse der Säuleninkubation wurde es daher nötig in einem zweiten Versuchsansatz die Rücklöseraten zu bestätigen.

Hierzu wurden die oberen 20 cm des Sediments von je drei Kernen pro Standort zusammengeführt, homogenisiert und Sediment $\cong$ 1 g TS in Zentrifugenröhrchen überführt. Das Sediment wurde mit 0,2 µm filtriertem, sauerstofffreiem und ebenfalls auf 8°C temperiertem Seewasser zu jeweils gleichen Volumina vorsichtig überschichtet und fest verschlossen.

Je Standort wurden 24 Zentrifugenröhrchen vorbereitet und analog zur Säuleninkubation bei 8°C dunkel inkubiert. Über einen Zeitraum von 18 Tagen wurde nach und nach in je drei Ansätzen pro Standort das Überstandswasser nach Zentrifugation beprobt und ebenfalls die

An- bzw. Abreicherung von $\text{PO}_4\text{-P}$ und Gesamt-P im Überstandswasser bestimmt. Die Sedi-mentrückstände wurden getrocknet und ausgewogen. Die P-An- bzw. Abreicherung wurde zur je Ansatz eingebrachten TS in Relation gesetzt.

3.10.4. In situ P-Rücklösung (Dialysekammern)

Dialysekammern sind Passivsammler und ermöglichen die Messung von räumlich hoch aufgelösten Porenwasserprofilen im Sediment. Die von uns konfigurierten Kammern messen in 1 cm Auflösung (Abbildung 5).

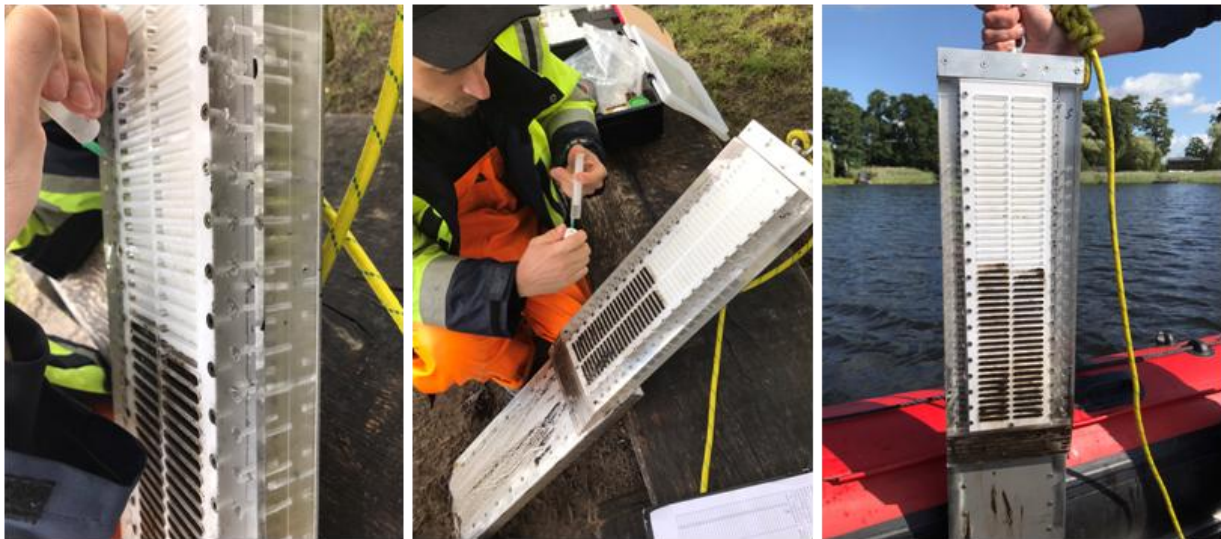


Abbildung 5. Dialysekammer nach Bergung aus dem Otterstedter See. © T. Epe, Institut Dr. Nowak GmbH & Co. KG. Vor Probenentnahme erfolgt das Freispülen der einzelnen Kammersegmente mit dest. Wasser.

Während der Exposition von > 2 Wochen stellt sich ein Konzentrationsgleichgewicht zwischen dem Porenwasser und den durch Polysulfonmembran ($0,2\ \mu\text{m}$, Fa. Pall, NY) abgetrennten und mit deionisiertem Wasser vorgefüllten Kammern der Sammler ein. Die aus den Dialysekammern gewonnenen Proben wurden auf $\text{PO}_4\text{-P}$ hin analysiert. Anhand der Vertikalprofile von $\text{PO}_4\text{-P}$ können Umsatzraten und damit Bereiche im Sedimentprofil identifiziert werden, in denen Phosphat freigesetzt oder aufgenommen wird. Außerdem kann über die Sediment-Wasser-Grenze die Diffusionsrate, also eine Rücklöse- bzw. Aufnahmerate von Phosphat berechnet werden (Lewandowski et. al. 2002). Die Berechnungen erfolgten unter Berücksichtigung der Porosität unter der Annahme, dass der Wasseranteil dem Porenanteil entspricht, da keine so hochaufgelösten Daten zur Sediment-Rohdichte vorlagen. Dieses Vorgehen wurde mit der Berechnung der Porosität nach Lewandowski (2002) validiert mit einer Abweichung von etwa 1 %. Während der Probenahme wurden pH und Temperatur in einzelnen Proben der Kammern (oben und unten im Profil) ermittelt zur Korrektur der Diffusionskoeffizienten. Die angewandten analytischen Methoden sind in Tabelle 8 gelistet.

Tabelle 8. Parameter der Wasseruntersuchungen der Dialysekamern, VM=Vor-Ort-Messung.

Parameter	Methode	Einheit
pH-Wert (VM)	ISO 10523-C5:2012-04	
Wassertemperatur (VM)	DIN 38404-C4:1976-12	°C
Phosphor (Gesamt-P)	ISO 6878-D11:2004-09	mg/l
ortho-Phosphat-Phosphor (PO ₄ -P)	ISO 6878-D11:2004-09	mg/l

Berechnungen wurden durch das Programm PROFILE 1.0 (Berg et al. 1998) durchgeführt. Die Modellierung wurden über die Anzahl der Zonen so angepasst, dass die modellierten Profile vor allem im obersten Bereich der Sedimente, der für die Freisetzung bzw. Aufnahme von P aus dem Wasserkörper relevant ist, die bestmögliche Übereinstimmung mit den gemessenen Profilen erreichten. Die daraus berechneten P-Flüsse wurden zusätzlich durch eigene Berechnungsergebnisse überprüft.

Das Verfahren eignet sich für quasistationäre, nicht-turbulente Bedingungen und berücksichtigt hier nur Diffusion als Transportmechanismus, da keine Daten zur (Bio-)turbation vorliegen. Die ermittelten Rücklöseraten stellen damit nur die untere Grenze der tatsächlichen P-Rücklösung dar. Bei starker Bioturbation und/oder viel Ebullition (Eruptions-artiges Aufsteigen von Methanblasen) wie hier am Otterstedter See können die tatsächlichen P-Rücklöseraten deutlich über denen mittels Dialysekammer ermittelten Rücklöseraten liegen (Enell & Löfgren 1988, Lewandowski et al. 2002).

3.10.5. Sedimentneubildung

In der Vegetationsperiode 2023 wurde die Schwebfracht an der tiefsten Stelle des Sees mittels sog. Schwebfrachtsammler über einen Zeitraum von jeweils etwa 8 Wochen im Frühjahr/Frühsummer (27.04.–27.06.) und im Hochsummer (27.06.–24.08.) bestimmt.

Tabelle 9. Parameterumfang der Analytik von Schwebstoffen. (TOC = gesamter organischer Kohlenstoff)

Schwebstoffprobenahme mit Schwebstofffalle*		Einheit
TOC	DIN ISO 10694:1996-08/DIN EN 13137: 2001-12/ DIN EN 15936:2012-11	% TS
Aufschluß HCl/HNO ₃	DIN EN 16174:2012-11/DIN EN 13657:2003-01	
Eisen	DIN ISO 22036:2009-06/DIN EN 16170:2017-01	mg/kg TS
Mangan	DIN ISO 22036:2009-06/DIN EN 16170:2017-01	mg/kg TS
Natrium	DIN ISO 22036:2009-06/DIN EN 16170:2017-01	mg/kg TS
Kalium	DIN ISO 22036:2009-06/DIN EN 16170:2017-01	mg/kg TS
Magnesium	DIN ISO 22036:2009-06/DIN EN 16170:2017-01	mg/kg TS
Calcium	DIN ISO 22036:2009-06/DIN EN 16170:2017-01	mg/kg TS
Aluminium	DIN ISO 22036:2009-06/DIN EN 16170:2017-01	mg/kg TS
Schwefel	DIN ISO 22036:2009-06/DIN EN 16170:2017-01	mg/kg TS
Phosphor	DIN ISO 22036:2009-06/DIN EN 16170:2017-01	mg/kg TS
Lanthan	DIN ISO 22036:2009-06/DIN EN 16170:2017-01	mg/kg TS

Ein Sammler bestand aus vier einzelnen Behältern, je ein Sammler wurde an der unteren Grenze vom Epilimnion, sowie etwa 2 m über Grund installiert. Das in den Sammlern gewonnene Material wurde quantifiziert und auf ausgewählte Stoffe hin analysiert (Tabelle 9).

4. Ergebnisse

4.1. Witterung, Wettergeschehen und Klima

Die physikochemischen und biologischen Prozesse in stehenden Gewässern unterliegen sehr stark den jährlichen Witterungsbedingungen. Strahlung, Niederschlag, Temperatur und Windgeschwindigkeit beeinflussen dabei unter anderem die Wasserbilanz, die Auf- und Abbauprozesse der Primärproduzenten, die Aktivität der Konsumenten höherer Ordnung sowie die Sedimentationsdynamik.

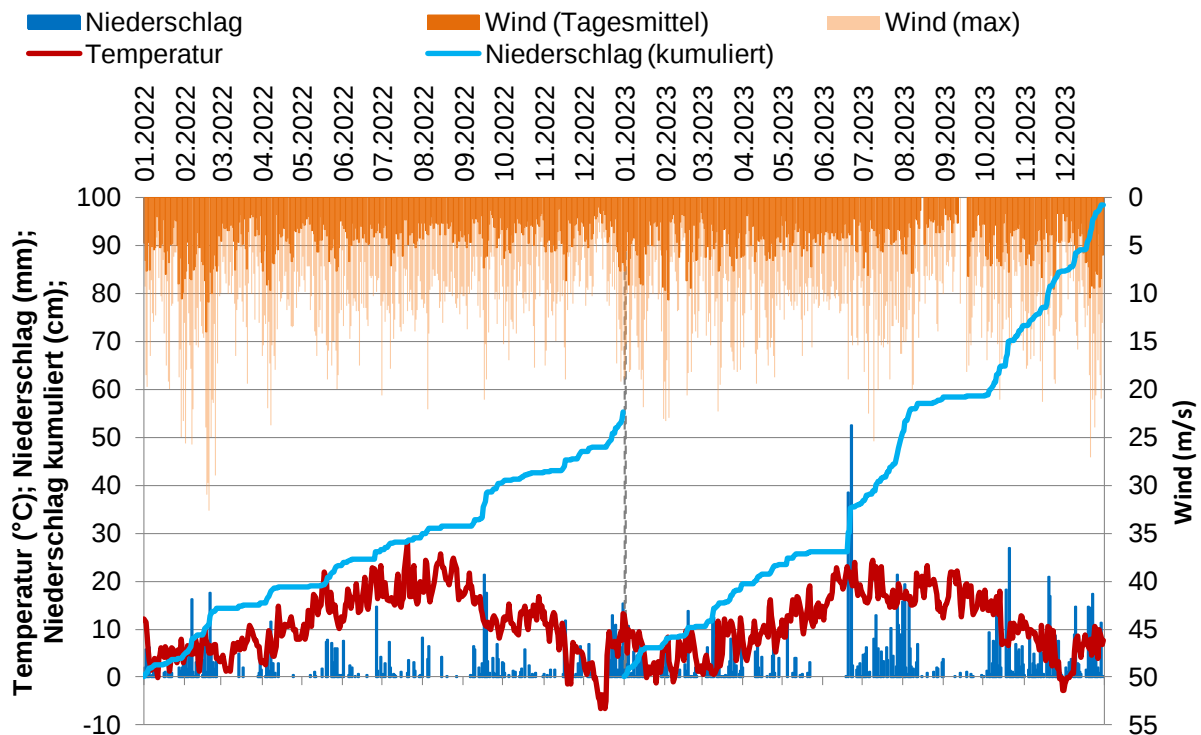


Abbildung 6. Temperatur, Niederschlag und Windgeschwindigkeit für die Jahre 2022 und 2023 (DWD 2024).

Das Jahr 2022 war von einer hohen Sonnenscheindauer und verhältnismäßig geringen Niederschlägen geprägt. Die Lufttemperaturen lagen im Jahr 2022 über dem langjährigen Mittel und insbesondere die Monate Januar, Februar, August und Oktober waren von hohen Temperaturen gekennzeichnet. Während der August und Oktober auch besonders niederschlagsarm waren, fielen im Januar durchschnittliche und im Februar überdurchschnittlich hohe Niederschlagsmengen. Bis auf den September und Dezember waren jedoch alle übrigen Monate von sehr geringen Niederschlagsmengen geprägt und die Trockenheit ging oft mit einer hohen Anzahl Sonnenstunden einher. Diese lag bis auf den Januar in allen Monaten teils deutlich über dem langjährigen Mittel. Der März 2022 war beispielsweise der sonnenreichste März seit Beginn der Aufzeichnungen. Der Wind wehte über die Sommermonate im Tagesmittel meist schwach bis mäßig, wohingegen im Frühjahr teils frische Winde gemessen wurden. Im Februar sorgte ein Sturmtief für starken Wind mit zeitweise orkanartigen Böen (Abbildung 6, Abbildung 7, Abbildung 8).

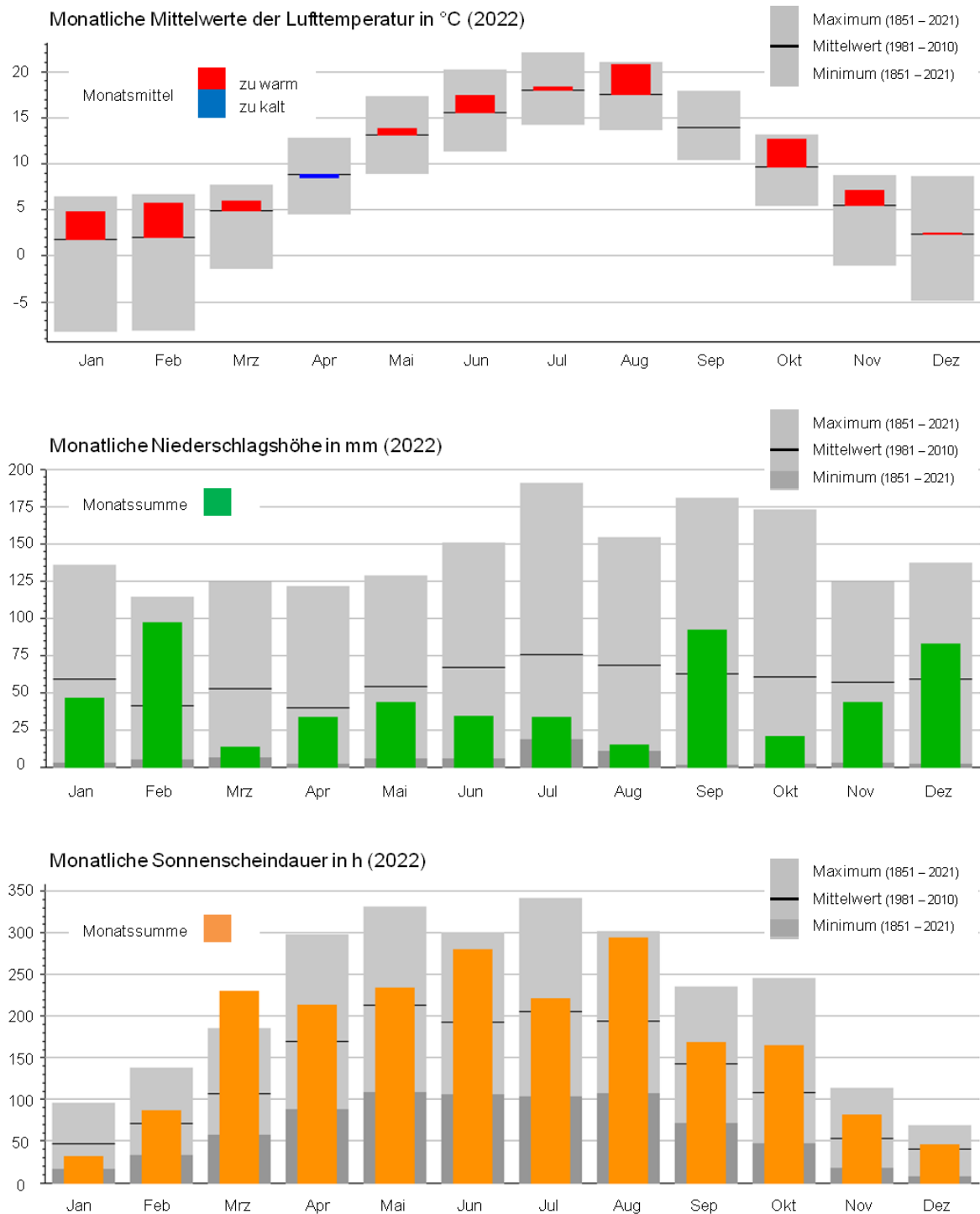


Abbildung 7. Monatliche Mittelwerte der Lufttemperatur, Niederschlagshöhe und Sonnenscheindauer im Jahr 2022 an der Wetterstation Bremen im Vergleich zu langjährigen Maxima, Minima und Mittelwerten (verändert nach https://www.dwd.de/DE/wetter/wetterundklima_vorort/niedersachsen_bremen/bremen/_node.html, abgerufen am 01.02.2023).

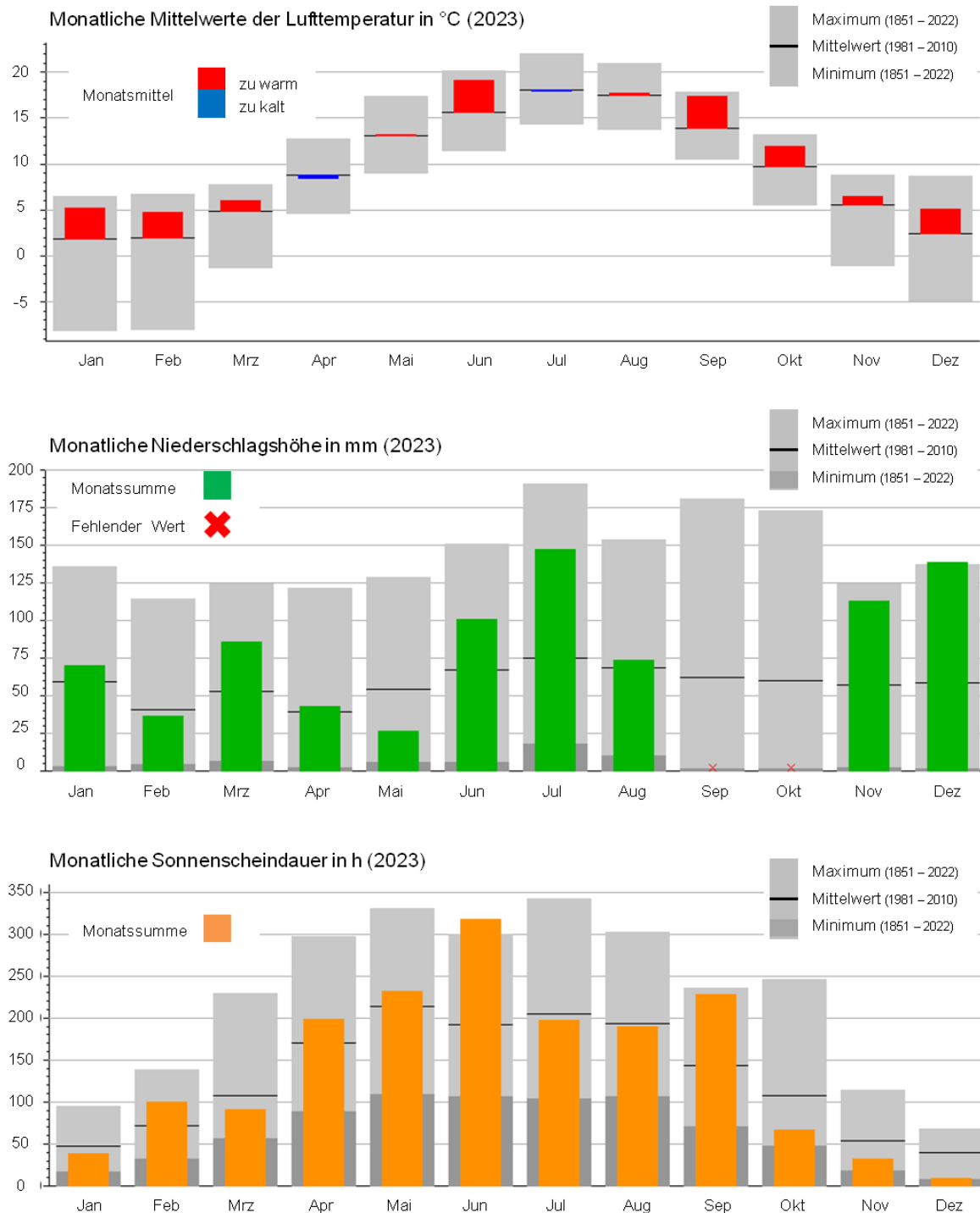


Abbildung 8. Monatliche Mittelwerte der Lufttemperatur, Niederschlagshöhe und Sonnenscheindauer im Jahr 2023 an der Wetterstation Bremen im Vergleich zu langjährigen Maxima, Minima und Mittelwerten (verändert nach https://www.dwd.de/DE/wetter/wetterundklima_vorort/niedersachsen_bremen/bremen/_node.html, abgerufen am 10.01.2024).

Das Jahr 2023 war überdurchschnittlich warm und von hohen Niederschlägen bestimmt. Die Niederschlagsmenge lag über dem langjährigen Mittel und die Monate Februar, Juni, Juli, November und Dezember waren besonders niederschlagsreich. Der Dezember war sogar der niederschlagsreichste Dezember seit Aufzeichnungsbeginn. Trotz der hohen Nieder-

schläge waren die Monate, mit Ausnahme des Julis, überdurchschnittlich warm. Die Sonnenscheindauer war über das gesamte Jahr betrachtet durchschnittlich. Eine besonders hohe Anzahl an Sonnenstunden wurde im Juni –sonnenreichster Juni seit Beginn der Aufzeichnungen– und im September gemessen. Hingegen schien die Sonne in den Herbst- und Wintermonaten verhältnismäßig wenig. Der Wind wehte im Tagesmittel meist schwach bis mäßig, im Früh- und Spätjahr teilweise auch frisch. Schwere Sturmböen wurden nur an einzelnen Tagen im Juli und Dezember gemessen (Abbildung 6, Abbildung 7, Abbildung 8).

4.2. Phytoplankton

Das Phytoplanktonaufkommen im Otterstedter See war im Jahr 2022 und 2023 in den zwei Vergleichszeiträumen von Mai bis September mit einer durchschnittlichen Chl-a-Konzentration von 28 und 32 µg/l ähnlich hoch. Über den gesamten Betrachtungszeitraum (06.2022–10.2023) lag die durchschnittliche Chl-a-Konzentration bei 27 µg/l, das jährliche Maximum wurde im August 2022 (44 µg/l) und Mai 2023 (48 µg/l) erreicht. Allgemein waren die Chl-a-Konzentrationen in den Sommermonaten der Vegetationsperiode höher als im Winter (Abbildung 10).

Im Vergleich zur Chl-a-Konzentration, die stellvertretend für die Konzentration photosynthetisch aktiver Zellbestandteile steht, berücksichtigt die Bestimmung des Biovolumens die Zellgröße und Anzahl der jeweiligen Phytoplanktonarten. Im Otterstedter See zeigte die Entwicklung des Phytoplanktonbiovolumens eine große Übereinstimmung mit der der Chl-a-Konzentration. So gingen beispielsweise hohe Biovolumina häufig mit hohen Chl-a-Konzentrationen einher. Ähnlich der Chl-a-Konzentration unterschieden sich die durchschnittlichen Biovolumen zwischen 2022 und 2023 mit 3,1 und 2,9 mm³/l nur geringfügig (Mai–September). Der Durchschnitt über den gesamten Untersuchungszeitraum lag bei 2,7 mm³/l, die Maxima wurden im Juni 2022 (4,8 mm³/l) und Oktober 2023 (5,2 mm³/l) bestimmt (Abbildung 10).

Zu Beginn der Untersuchung am 02. Juni 2022 hatte sich eine starke Algenblüte ausgebildet (4,8 mm³/l), die hauptsächlich aus Chlorophyceae (Grünalgen), Cyanobacteria (Cyanobakterien/Blaualgen) und Dinophyceae (Panzerflagellaten) bestand. Häufigste Art war mit 0,9 mm³/l *Botryococcus braunii*. In den nachfolgenden Monaten nahm das Biovolumen insgesamt ab (≤ 2,5 mm³/l), bevor sich Ende September eine weitere starke Algenblüte mit 4,2 mm³/l ausbildete. Dominiert wurde die Phytoplanktongemeinschaft an diesem Termin von der Art *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae), die einen Anteil am Gesamtbiovolumen von > 50 % hatte.

G. semen kommt bevorzugt in dystrophen Seen mit geringen pH-Werten vor und kann dort hohe Biovolumina erreichen (Ott et al. 2015). Wegen des relativ großen Biovolumens (50–70 µm) und der Ausbildung von Trichozysten gilt die Art gegenüber den meisten Zooplanktonarten, die als Fressfeinde fungieren, als ungenießbar. Untersuchungen zeigen, dass nur wenige, vor allem große Zooplankter in der Lage sind, *G. semen* zu beweidern (Lebret et al. 2012). Hinzu kommt, dass *G. semen* Vertikalwanderung ins Hypolimnion betreibt, wodurch die Art zusätzlich vor Fressfeinden geschützt ist. Aber vermutlich dient die Vertikalwande-

rung hauptsächlich der Nährstoffaufnahme, da *G. semen* durch die Wanderung ins Hypolimnion während der Sommermonate häufig ein großer Nährstoffpool (anorganische P- und N-Verbindungen) zur Verfügung steht (Salonen & Rosenberg 2000). Aufgrund dieser Anpassungen kann diese Art Phytoplanktongemeinschaften dominieren. Deshalb und wegen ihres hohen Ausbreitungspotentials, wird *G. semen* häufig als invasive Art bezeichnet (Rengefors et al. 2012, Hagman et al. 2015). Auch auf den Menschen kann sich *G. semen* negativ auswirken. So können die Trichozysten, die bei Kontakt toxisches Sekret ausstoßen, gesundheitsschädlich sein und beim Menschen Juckreiz und andere Hautreaktionen auslösen (Watson et al. 2015).

Bis November war die Algenblüte zusammengebrochen und das Phytoplanktonbiovolumen betrug 1,2 mm³/l, häufigste Art war *Chrysochromulina parva* (Haptophyceae (Kalkalgen)) mit einem Biovolumen von 0,9 mm³/l.

Nach einem weiteren Rückgang des Biovolumens im Januar 2023 bildete sich im März 2023 eine so genannte Frühjahrsblüte mit 1,3 mm³/l aus, die größtenteils aus Cyanobakterien und Bacillariophyceae (Kieselalgen/Diatomeen) bestand. Kieselalgen bilden im Frühjahr häufig eine Blüte aus, da sie bereits bei niedrigen Temperaturen und geringer Lichtintensität wachsen. Über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet waren Kieselalgen aber selten und im Sommer überhaupt nicht vertreten. Es ist wahrscheinlich, dass die geringe Kieselalgenabundanz mit der geringen Verfügbarkeit von Kieselsäure (Tabelle A 4–Tabelle A 8) –die zum Aufbau der Frusteln (Schale der Kieselalgen) benötigt wird– in Zusammenhang steht. Im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode 2023 nahm das Biovolumen der Cyanobakterien bis Ende Juni zu, bevor ab Juli *G. semen* erneut die Phytoplanktonartengemeinschaft dominierte und bis Oktober einen Anteil am Gesamtbiovolumen von 64–93 % erreichte (Abbildung 10, Anhang Tabelle A 2, Anhang Tabelle A 3).

Cyanobakterien waren fast über den gesamten Untersuchungszeitraum vertreten, Biovolumina > 1 mm³/l wurden in der epilimnischen Mischprobe im Freiwasser aber nur im Juni 2022 und 2023 erreicht. Häufigste Vertreter waren *Woronichinia naegeliana* und *Dolichospermum flos-aquae*. Anders in Ufernähe, wo am 21.06.2022 und am 31.05.2023 Aufrahmungen von *Dolichospermum flos-aquae* mit einem Biovolumen von > 15 mm³/l bestimmt wurden (Abbildung 9), was nach der Empfehlung des Bundesumweltamtes (Bundesgesundheitsblatt 2015) der Stufe 3 (Alarmstufe) entsprach. Bei dieser Stufe sollte ein vorübergehendes Badeverbot in Erwägung gezogen wegen.



Abbildung 9. Cyanobakterienaufrahmung im Otterstedter See am 20.06.2022. © P. Ross, Institut Dr. Nowak GmbH & Co. KG.

Die Änderung der Phytoplanktondichte wirkt sich häufig direkt auf die Transparenz des Wassers aus. So werden bei einem geringen Phytoplanktonaufkommen meistens höhere Sichttiefen gemessen als zuzeiten mit starken Algenblüten.

Am Otterstedter See konnte hingegen kein eindeutiger Zusammenhang zwischen Phytoplanktondichte und Sichttiefe festgestellt werden. Die Sichttiefe lag im Mittel bei 1,65 m, das Maximum wurde am 24.08.2023 mit 2,65 m bei einer gleichzeitig durchschnittlichen Chl-a-Konzentration von 32 µg/l gemessen (Abbildung 10).

Der geringe Einfluss des Phytoplanktons auf die Transparenz des Wassers ist vermutlich auf Huminstoffe zurückzuführen, die für eine Grundtrübung des Wassers sorgen und den eintrübenden Effekt des Phytoplanktons überlagern.

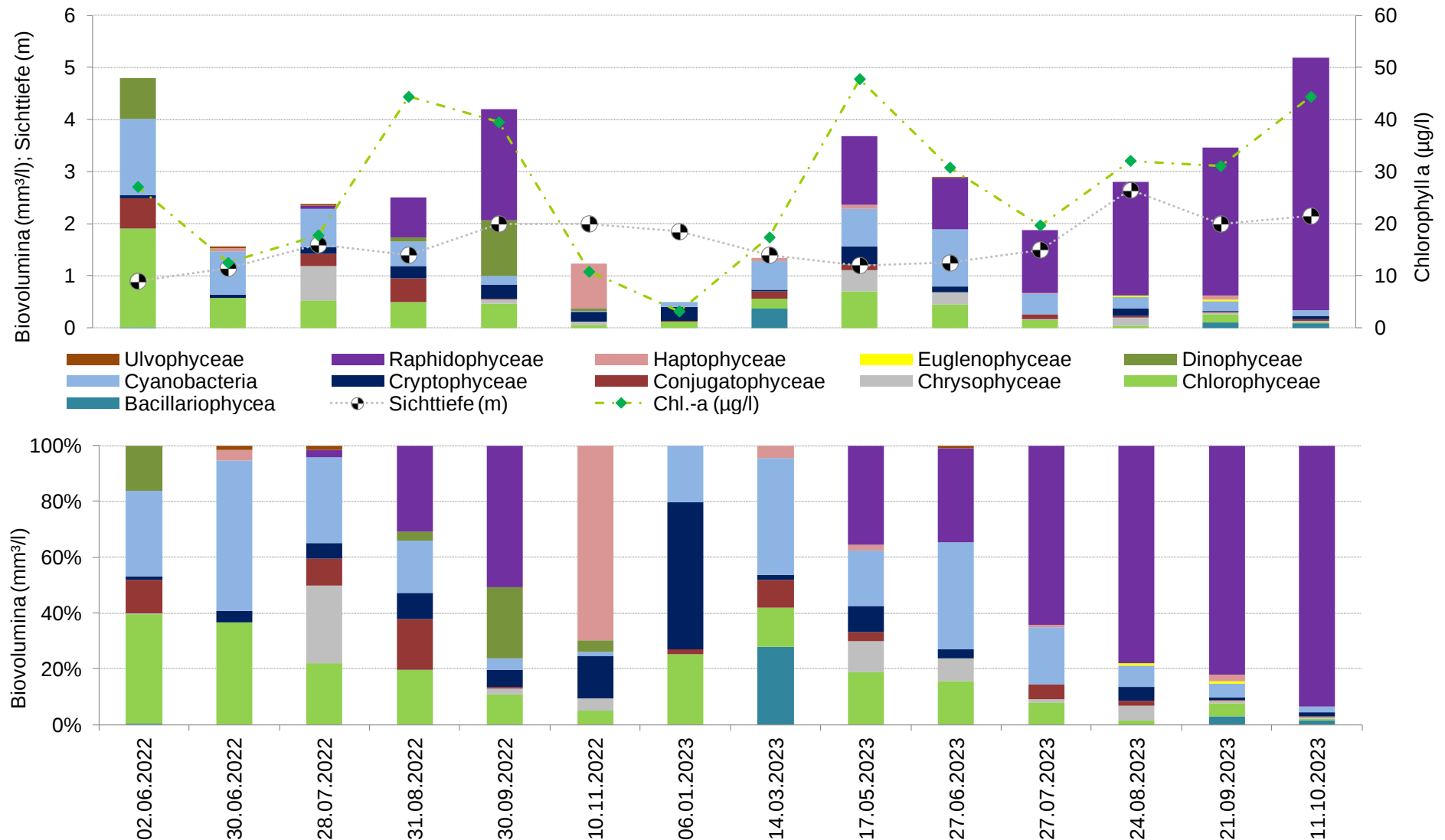


Abbildung 10. Biovolumen, Chlorophyll-a-Konzentrationen und Sichttiefen (oben) sowie prozentuale Verteilung (unten) des Phytoplanktongruppen im Otterstedter See 2022 und 2023.

Die Verteilung der Algenklassen im Vertikalprofil wurde mittels Fluoreszenzsonde ermittelt. Diese misst Absorptionsspektren und ordnet die ermittelten Chl-a-Konzentrationen den verschiedenen Algengruppen zu. Die Zuordnung beschränkt sich allerdings auf die vier häufigsten Algengruppen Grünalgen, Blaualgen, Kieselalgen und Schlundgeißler (Cryptophyceae). Dabei werden auch andere Algengruppen mit ähnlichen Absorptionsspektren den vier oben genannten Gruppen zugeordnet.

Die mit der Fluoroprobe gemessenen Konzentrationen bestätigen die Ergebnisse des Extraktionsverfahrens, allerdings lagen die Chl-a-Konzentrationen mit dieser Methode in einem etwas höheren Wertebereich als im herkömmlichen DIN-Verfahren (Anhang Abbildung A 1, Abbildung A 2). Eine Abweichung zwischen den beiden Verfahren ist allerdings nicht ungewöhnlich.

Ebenfalls auffällig waren hohe Chl-a-Konzentrationen im Tiefenwasser. Diese wurden wahrscheinlich irrtümlich den Algengruppen zugeschlagen, da diese die unter den dort herrschenden anaeroben Bedingungen nicht existieren können. Es ist davon auszugehen, dass die Fluoreszenzsonde in dieser Tiefe Bakterien fälschlicherweise den Grünalgen, Blaualgen, Kieselalgen und Schlundgeißler zuordnete. Außerdem könnte auch die vertikal wandernde Art *Gonyostomum semen* den oben genannten Gruppen zusortiert worden sein und für einen Anstieg der Chl-a-Konzentration im Hypolimnion gesorgt haben.

Die ökologische Bewertung des Gewässers erfolgte gemäß Ausschreibung mit dem Phyto-See-Index (PSI)-Verfahren, da auch Gewässer < 50 ha plausibel mit dem Tool bewertet werden können. Der Otterstedter See wurde nach Riedmüller et al. 2022 dem Phytoplankton-Seetyp 13, *natürlicher, stabil geschichteter, karbonatreicher Wasserkörper des Tieflandes mit relativ kleinem Einzugsgebiet*, zugeordnet. Ergänzend wurde der Otterstedter See aufgrund des hohen Huminstoffgehalts nach Mischke et al. (2017) als Sondertyp G, *stark durch Huminstoffe geprägter See oder/und mit degradierten Mooren im Einzugsgebiet*, ausgewiesen.

Das Gesamtergebnis des PSI lag 2022 bei 3,09 (ungesichert) und 2023 bei 2,54, was in beiden Jahren dem ökologischen Zustand „mäßig“ entspricht. Die Ergebnisse basieren auf Grundlage der Einzelmetrics Biomasse, Algenklassen und Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI). Positiv auf die Gesamtbewertung wirkte sich in beiden Jahren die Algenklassen-Metric, Teilbewertung „gut“ (2022: 2,19) und „sehr gut“ (2023: 1,12) aus. Hingegen wirkten sich die Biomasse-Metric mit der Teilbewertung „unbefriedigend“ (2022: 4,06; 2023: 4,25) und der PTSI mit der Teilbewertung „mäßig“ (2022: 2,69; 2023: 2,54) in beiden Jahren negativ auf die Gesamtbewertung aus (Tabelle 10). Allerdings muss beachtet werden, dass am Otterstedter See auch mixotrophe Arten in die Bewertung miteinbezogen wurden. Solche Arten, wie *Gonyostomum semen*, können temporär hohe Biovolumina erreichen und sind für dystrophe Gewässer charakteristisch. Aufgrund der fakultativ heterotrophen Ernährungsweise müssen zeitweise auftretenden Massenaufkommen nicht mit einer Nährstoffbelastung in Zusammenhang stehen. Dennoch wirkt sich die Einbeziehung von *G. semen* unzutreffenderweise negativ auf den PSI und somit auf den ökologischen Zustand des Sees aus.

Tabelle 10. Ökologische Zustandsbewertung des Otterstedter Sees (Phytoplankton-Seentyp: 13) mit dem Phyto-See-Index-Verfahren (PSI; PhytoSee 7.1) gemäß EU-WRRL. * = Ergebnisse nicht gesichert.

Phyto-See-Index: Otterstedter See						
Jahr	Bewertung Einzelmetrics			Anzahl Indikatortaxa (n)	Gesamtbewertung PSI	Gesamtergebnis Zustandsklasse
	Biomasse	Algenklassen	PTSI			
2022	4,06	2,19	2,69	6,00	3,09*	mäßig
2023	4,25	1,12	2,54	5,38	2,54	mäßig

* Bewertung nicht gesichert

4.3. Zooplankton

Im Otterstedter See wurden im Untersuchungszeitraum 58 Zooplanktontaxa nachgewiesen (Tabelle A 1), bei einem durchschnittlichen Biovolumen von $926 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3/\text{l}$ und einer mittleren Individuendichte von 184 Ind./l. Im direkten Vergleich der zwei Untersuchungsjahre zeigten sich hinsichtlich des Biovolumens keine Unterschiede (2022: $921 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3/\text{l}$, 2023: $929 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3/\text{l}$) und auch die mittleren Individuenzahlen waren ähnlich (2022: 168 Ind./l, 2023: 196 Ind./l, Abbildung 11).

Zum Untersuchungsbeginn im Juni 2022 wurde die Artengemeinschaft größtenteils von Cladoceren (Wasserflöhe) und Copepoden (Ruderfußkrebse) bestimmt. Das Biovolumen erreichte im gleichen Monat das jährliche Maximum mit etwa $1.500 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3/\text{l}$ und auch die Individuenzahl war mit 332 Ind./l maximal. In den anschließenden Sommermonaten war das Biovolumen wie auch die Gesamtindividuenzahl rückläufig. Der Anteil an Cladoceren und vor allem an Copepoden nahm deutlich ab. Gleichzeitig konnte ein Anstieg der Diptera (Zweiflügler) festgestellt werden, der alleinig auf der Zunahme der räuberisch lebenden Gattung *Chaoborus* sp. beruhte (Abbildung 11). *Chaoborus* sp. betreibt Vertikalwanderung und schützt sich tagsüber im Tiefenwasser und im Sediment vor dem Fraßdruck durch Fische. Nachts steigt sie in das Epilimnion auf und ernährt sich selbst von Zooplankton. Beim Eindringen in das Sediment und auch beim Ausdringen verursacht *Chaoborus* sp. Bioturbation, was zu einer Rücklösung von verschiedenen im Sediment gebundenen Stoffen führen kann (Adámek & Maršálek 2013, Chakraborty et al. 2022). Außerdem nutzt *Chaoborus* sp. Methan (CH_4) aus dem Sediment als Auftrieb und trägt damit geringfügig zur Methanfreisetzung bei (Carey et al. 2018).

Über die Wintermonate dominierten im Otterstedter See die Rotifera (Rädertierchen), die mit 33 Arten, darunter auch mehrere Oligotrochiezeiger, die größte Artendiversität aufwiesen. Die Individuenzahl nahm in diesem Zeitraum deutlich zu und das Jahresmaximum wurde im Januar 2023 mit 355 Ind./l erreicht. Im März war die Rotatorienpopulation bereits eingebrochen und Copepoden dominierten die Zooplanktongemeinschaft. Das Biovolumen nahm von Januar bis März 2023 deutlich ab, wohingegen die Individuenzahl fast unverändert blieb. Zurückzuführen ist das auf ein hohes Aufkommen an Copepoden-Larven den sogenannten Nauplien. Mit Beginn des Sommers stellten wie im Vorjahr die Cladoceren und Copepoden den größten Anteil an der Gesamtbiomasse. Das höchste Biovolumen wurde erneut Ende Juni erreicht und lag mit etwa $2.400 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3/\text{l}$ etwas höher als 2022. Die dazu vergleichsweise geringe Individuenzahl beruht auf dem Vorkommen großer Cladoceren. Besonders die Gattung *Daphnia* bestimmte über die Sommermonate das Biovolumen der Cladoceren und war mit sechs Arten verhältnismäßig artenreich vertreten (Tabelle A 1). Ähnlich der Rotifera ließen sich die meisten dieser Arten hinsichtlich ihrer Trophiepräferenz dem nährstoffarmen Milieu zuordnen. Im Spätsommer konnte wie 2022 eine deutliche Abnahme des Zooplanktonbiovolumens beobachtet werden, für die vermutlich mehrere Faktoren verantwortlich sind. Zum einen ist in den Sommermonaten der Prädationsdruck durch Fische am größten und zum anderen nimmt die Nahrungsqualität für das Zooplankton durch das Massenaufkommen von *Gonyostomum semen* ab. Im Herbst konnte wie im Vorjahr ein Anstieg der Rotifera beobachtet werden. Trotz einer kurzzeitigen Zunahme, die Individuenzahl stieg auf 203 Ind./l,

nahm das Biovolumen bis zum Ende des Jahres kontinuierlich auf etwa $242 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3/\text{l}$ ab (Abbildung 11).

Insgesamt ist das Zooplankton im Otterstedter See artenreich vertreten und weist hinsichtlich der Artenzusammensetzung eine große Dynamik auf. So konnten einige Arten nur in einem der Jahre nachgewiesen werden. Unter den Arten waren mehrere Oligo- und Mesotrophiezeiger, sodass die Zooplanktonzönose eher dem nährstoffarmen Milieu zuzuordnen ist. Auch die verhältnismäßig geringen Individuenzahlen der einzelnen Gruppen deuten nach Karabin (1985) auf „nicht eutrophe“ Verhältnisse hin.

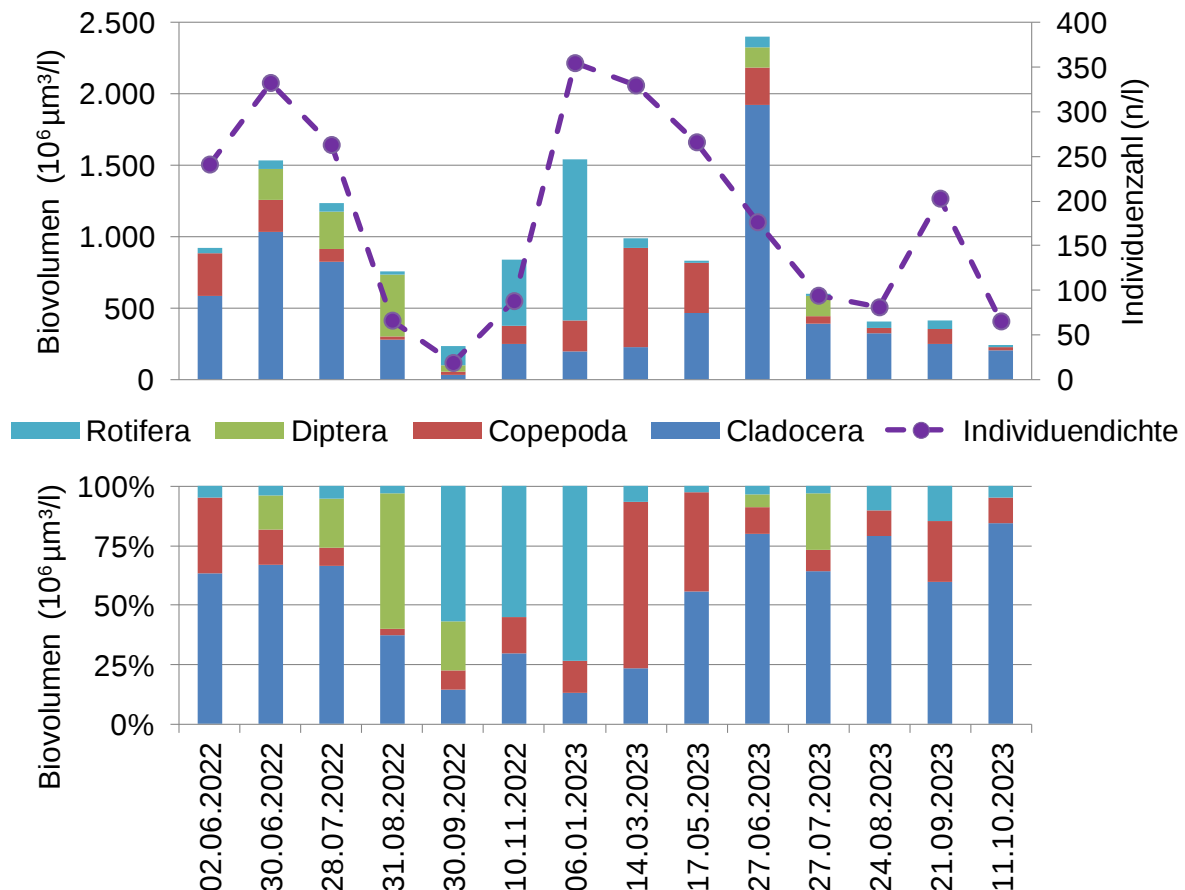


Abbildung 11. Biovolumen und Individuenzahl (oben) sowie prozentuale Verteilung (unten) der Zooplanktongruppen im Otterstedter See 2022/2023.

4.4. Makrophyten

4.4.1. Artenbestand

In den untersuchten Transekten wurden im Jahr 2022 keine submersen Makrophyten nachgewiesen.

Hingegen wurden emerse Makrophyten (Röhricht, *Nuphar lutea*, *Nymphaea* sp.) entlang und nahe dem Ufer festgestellt. Der Schilfgürtel reichte bis in eine Wassertiefe von 1.5 m (Abbildung 12).



Abbildung 12. Röhricht, *Nymphaea* sp. (links) und *Nuphar lutea* (rechts). © I. Nienhaus.

4.4.2. Bewertung der Makrophytenvegetation

Aufgrund fehlender Befunde konnte eine Bewertung der Transekte und des gesamten Otterstedter Sees unter Nutzung der PHYLIB-Bewertungssoftware Version 5.3.0 nicht durchgeführt werden.

Jedoch deuten die im Gesamtprojekt durchgeführten Untersuchungen und die Nachweise einer ausgeprägten Makrophytenvegetation in der Vergangenheit, auf eine anthropogen bedingte Makrophytenverödung hin, die sich mit einer starken trophischen Belastung begründen lässt. Der ehemals oligotrophe See ist u. a. durch die Direkteinleitung von Ab- und Mischwasser in der Vergangenheit einer starken Eutrophierung unterlegen. Aufgrund der nachweisbaren anthropogenen Makrophytenverödung kann der ökologische Zustand der Makrophytenvegetation im Otterstedter See –unter Vorbehalt der Anwendbarkeit des PHYLIB-Verfahrens– dennoch gutachterlich gesichert mit der schlechtesten Bewertungs-klasse „5 – schlecht“ bewertet werden.

Es ist wahrscheinlich, dass sich ein Makrophytenbewuchs aufgrund fehlender Sichttiefen bzw. geringer Eindringtiefe des Lichts im Jahr 2022 nicht einstellen konnte. Der Schilfgürtel reichte vom Ufer aus bis in eine Tiefe von 1,5 m, sodass ab dieser Tiefe der Seeboden potentiell für eine Besiedlung mit Makrophyten zur Verfügung stand.

Die Seebodenmorphologie, die Substratverhältnisse sowie die Tatsache, dass in der Vergangenheit großflächige Bestände submerser Makrophyten und auch 2023 einzelne Individuen (*Potamogeton crispus*; im südlichen Uferbereich) nachgewiesen wurden, deuten auf ein mittleres bis hohes Besiedlungspotential hin.

Größtes Besiedlungshindernis scheint die Trophie mit den einhergehenden geringen Sicht-tiefen zu sein. Erschwerend kommt der hohe Dominanzdruck der Schilfbestände in größeren Bereichen des Flachwassers hinzu. Doch auch andere abiotische und biotische Umweltfak-toren können die Etablierung von submersen Makrophyten beeinflussen. Dazu gehören unter anderem der Wasserhaushalt, hydrostatischer Druck, Wasserhärte, Epiphyten, Herbivorie und Benthivorie (van de Weyer et al. 2023).

4.5. Fische

4.5.1. Vor-Ort-Parameter und abiotische Faktoren

Die physikalischen Parameter zeigten keine Auffälligkeiten und beeinträchtigten die Befischungen nicht. So war der See zum Zeitpunkt der E-Befischung beispielsweise ausreichend mit Sauerstoff versorgt, oberflächennah wurden Konzentrationen von 8,3 mg/l gemessen. Das ist zur Schonung der Fische wichtig, da durch die E-Befischung zusätzlicher Stress auf die Fische ausgeübt wird und deren Sauerstoffbedarf dadurch erhöht ist. Auch die elektrische Leitfähigkeit lag mit 101 $\mu\text{S}/\text{cm}$ in einem zufriedenstellenden Bereich, infolgedessen von einer hohen Fangwahrscheinlichkeit ausgegangen werden konnte (Tabelle 11).

Tabelle 11. Vor-Ort-Parameter erhoben im Otterstedter See.

Parameter	Einheit	Stellnetzbefischung	Elektrobefischung
		09.08.2023	25.08.2023
Sichttiefe	m	n. b.	1,6
Wassertemperatur (0,5 m)	°C	20,2	23,1
Sauerstoffkonzentration (0,5 m)	mg/l	9,2	8,3
Sauerstoffkonzentration (3,5 m)	mg/l	4,5	n. b.
pH (0,5 m)		7,6	7,2
Elektrische Leitfähigkeit (0,5 m)	$\mu\text{S}/\text{cm}$	n. b.	101

4.5.2. Elektrofischung

Durch die E-Befischung konnten acht Arten festgestellt und 1.221 Fische nachgewiesen werden. Mit 491 Exemplare und einem Anteil am Gesamtfang von 40,2 % war die Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*; Abbildung 14) die häufigste Art, gefolgt von dem Moderlieschen (*Leucaspius delineatus*, 38,9 %; Abbildung 14) und dem Flussbarsch (*Perca fluviatilis*, 10,2 %). Mit einem Anteil am Gesamtfang < 1 % waren die Arten Aal (*Anguilla anguilla*), Hecht (*Esox lucius*) und Zander (*Sander lucioperca*) vertreten (Abbildung 13, Tabelle A 9). Die Altersstruktur zeigte eine Dominanz der Altersgruppe (AG) 1 (präadult), der 46,6 % der Fische angehörten. Mit einem Anteil von 32,1 und 21,3 % folgten die AG 2 (adult) und AG 0 (juvenil; Abbildung 13). Die Altersverteilung ist typisch für das Verfahren der E-Befischung. Da bei E-Befischungen effektiv nur die Uferbereiche abgefischt werden können, werden juvenile und präadulte Fische –die häufig ufernah stehen– meistens überrepräsentiert.

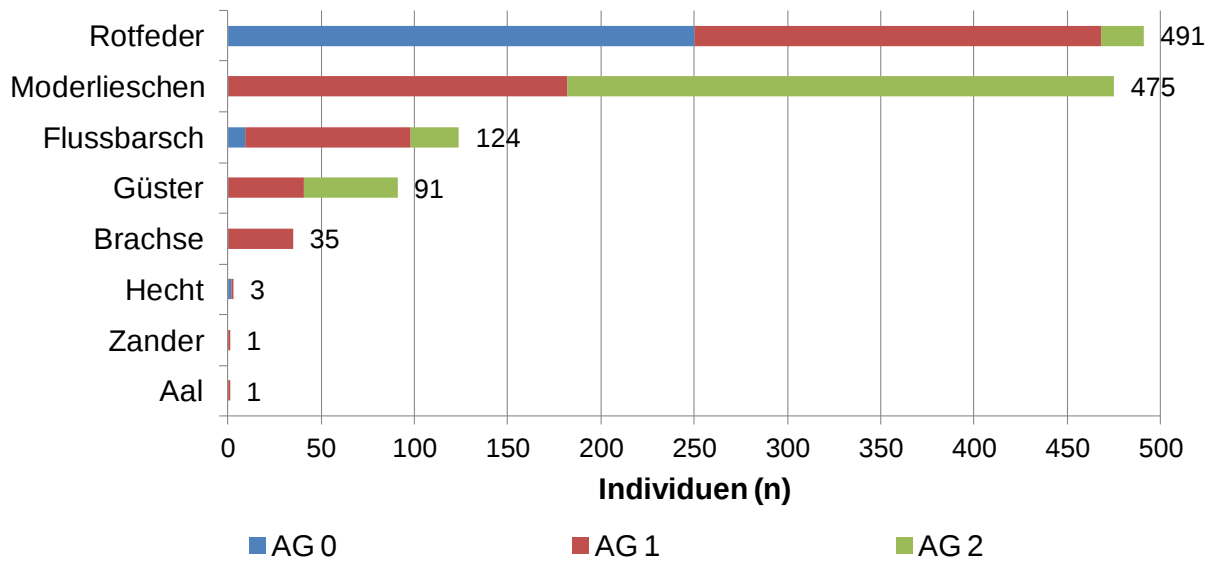


Abbildung 13. Durch Elektrofischung nachgewiesene Fischarten, Individuenzahlen und Altersstrukturen im Otterstedter See 2023. AG 0 = 0+-Individuen, AG 1 =präadult, AG 2 = adult.

Bei der E-Befischung wurde in Einzelfällen von der im Kapitel 3.4 beschriebenen Methodik (alle Fische entnehmen, bestimmen und zurücksetzen) abgewichen. Grund dafür waren mehrere Fischschwärme, die während der Befischung vor dem Boot hergetrieben wurden. Zur Schonung der Tiere wurden pro Schwarm strichprobenartig etwa 25 Exemplare entnommen, bestimmt und zurückgesetzt. Die Individuenzahl der Schwärme, die zum einen aus Rotfedern und zum anderen aus Moderlieschen bestanden (Abbildung 14), wurde anschließend geschätzt.



Abbildung 14. Rotfeder (links) und Moderlieschen (rechts), gefangen bei der Elektrofischung am 25.08.2023 im Otterstedter See. © T. Walter.

4.5.3. Stellnetzbefischung

Bei der Stellnetzbefischung konnten sechs Fischarten und 117 Individuen gefangen werden. Im Vergleich zur E-Befischung konnte bei der Stellnetzbefischung der Wels (*Silurus glanis*) nachgewiesen werden, wohingegen der Fang von Aal, Hecht und Moderlieschen nicht gelang.

Mit 52 Individuen hatte der Flussbarsch den größten Anteil am Fang (44,4 %), gefolgt von der Brachse (*Abramis brama*, 43,6 %) und der Güster (*Blicca bjoerkna*, 9,4 %). Von den wei-

teren Arten Rotfeder, Wels und Zander wurden nur Einzelexemplare gefangen, sodass deren Anteil am Gesamtfang <1 % war (Abbildung 15, Tabelle A 10).

Hinsichtlich des Alters ließen sich die meisten Fische der AG 1 zuordnen, dieser gehörten 88,0 % der Fische an. 12,0 % der Fische waren adult und somit der AG 2 zugehörig. Juvenile Fische (AG 0) wurden nicht gefangen (Abbildung 15).

Bei der Längenverteilung überwogen Individuen < 20 cm, die einen Anteil am Gesamtfang von 96,6 % hatten (Tabelle A 10). Dieses Ungleichgewicht gegenüber den größeren Längensklassen lässt insbesondere bei großwüchsigen Arten einen gestörten Alters- bzw. Längensklassenaufbau vermuten.

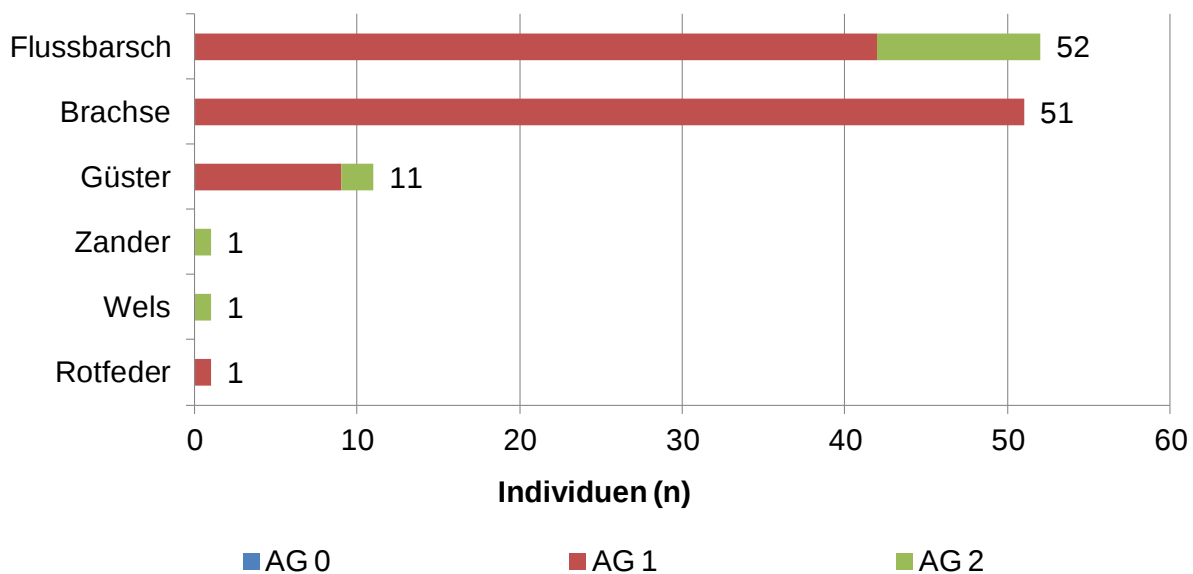


Abbildung 15. Durch Stellnetzbefischung nachgewiesene Fischarten, Individuenzahlen und Altersstruktur im Otterstedter See 2023. AG 0 = 0+-Individuen, AG 1 = präadult, AG 2 = adult.

4.5.4. Gefährdete und geschützte Arten

Schützenswerte Arten gemäß FFH-Richtlinie (Europäische Union 1992) wurden nicht gefangen, allerdings ergab die Auswertung des Fangs hinsichtlich des Gefährdungsstatus nach der Roten Liste für Deutschland (Thiel et al. 2013, Freyhof et al. 2023) und der Roten Liste für Niedersachsen (LAVES 2023) mit dem Aal eine „stark gefährdete“ Art. Die Bestände des Aals sind in den letzten Jahren stark rückläufig, da verschiedene Faktoren wie Klimawandel, eingeschränkte Durchgängigkeit, Fischerei, Krankheiten, Parasiten und Schadstoffe sich negativ auf den katadromen, semelparen Wanderfisch auswirken (LAVES 2023).

In den Otterstedter See gelangte der Aal vermutlich durch Besatzmaßnahmen. Eine Wandermöglichkeit besteht temporär bei hohen Wasserständen über den Aalgraben und das angrenzende Graben/Gewässersystem.

4.5.5. Altdatenrecherche

Bei der Recherche zum ehemaligen Fischbestand wurden Besatz- und Fanglisten beim Pächter SFV Ottersberg e.V. angefragt. Dem Sportfischereiverein liegen keine Fanglisten vor, der Fischbesatz wurde vor etwa vier Jahren eingestellt (mündliche Mitteilung Herr Puvo-gel (1. Vorsitzender), 14.06.2023).

4.5.6. Einordnung der Befischungsergebnisse

Im Otterstedter See wurden mittels E- und Stellnetzbefischung insgesamt neun Fischarten nachgewiesen, die weitestgehend gewässertypisch und hinsichtlich ihrer Habitatsansprüche indifferent (eurytop; keine besonderen Ansprüche) oder stagnophil (stillwasserliebend) sind. Das Vorkommen einzelner gewässeruntypischer Arten wie beispielsweise Aal und Wels ist wahrscheinlich auf Besatzmaßnahmen zurückzuführen.

Die häufigsten Arten waren die Cypriniden Rotfeder und Moderlieschen, die im Otterstedter See eine große Bestandsdichte erreichten. Beide Arten sind in Bezug auf ihre Reproduktion phytophil (pflanzenliebend) und somit auf das Vorhandensein von Unterwasservegetation angewiesen. Da das Wachstum submerse Makrophyten interannuellen Schwankungen unterworfen ist, kann den emersen Makrophyten in ihrer Funktion als Laichhabitat eine große Bedeutung zugesprochen werden. Verdeutlicht wird die Wichtigkeit von Makrophyten beim Blick auf das gesamte Artenspektrum. So sind fünf der neun nachgewiesenen Arten obligat und drei fakultativ phytophil.

Neben den oben genannten Cypriniden wurden mit der Brachse und der Güster auch weitere karpfenartige Friedfischarten nachgewiesen. Von beiden Arten wurden wie beim Moderlieschen ausschließlich präadulte und adulte Exemplare gefangen, sodass der gesicherte Reproduktionsnachweis nur für die Rotfeder erbracht wurde. Allerdings ist es wahrscheinlich, dass auch die anderen Friedfischarten im See reproduzieren.

Hinsichtlich der Längenverteilung war die geringe Häufigkeit von Fischen mit einer Länge > 20 cm auffällig. Als Ursachen sind neben einer unregelmäßigen Rekrutierung, größenselektive Prädation (Kormoran und Fischereidruck) oder eine verringerte Wachstumsrate infolge von Nahrungsmangel möglich. Allerdings muss beachtet werden, dass Fische mit zunehmender Größe seltener werden und bei zwei Netzfängen nur ein Teil der Fischpopulation abgebildet werden kann. Daher ist es wahrscheinlich, dass größere Tiere und auch weitere Arten im Otterstedter See existieren. Hinzu kommt, dass Fische ab einer Größe von ca. 60 cm aufgrund der geringen Maximalmaschenweite der Netze nur noch in Ausnahmefällen mit Multi-Maschen-Kiemennetzen gefangen werden können.

Die Raubfische waren mit dem Aal, Flussbarsch, Hecht, Wels und Zander artenreich vertreten. Allerdings zeigen die Fangergebnisse für die Arten Aal, Hecht, Wels und Zander geringe Individuenzahlen, sodass von kleinen Populationen ausgegangen werden kann. Der Flussbarsch erreichte hingegen eine hohe Abundanz. Jedoch ernährt sich die Art bis zu einer Größe von 10 bis 15 cm planktivor und benthivor (Eckmann & Schleuter-Hofmann 2013). Da keiner der gefangenen Flussbarsche > 15 cm war, ist der Anteil an piscivoren Fischen am Gesamtfang als sehr gering anzusehen.

Auch gelang der Reproduktionsnachweis nur für den Flussbarsch und den Hecht. Während der Flussbarsch als eurytope Art ubiquitär verbreitet ist, hat der Hecht spezifische Lebens-

raumansprüchen. Als obligater Pflanzenlaicher ist er wie die Rotfeder und das Moderlieschen von Makrophyten abhängig. Zum Laichen kann er sowohl submerse als auch emerse Makrophyten nutzen. Dennoch benötigt er als Lauerjäger untergetauchte Strukturen als Aufwuchshabitate, die ihm Deckung und Schutz bieten. Solche Strukturen sind im Otterstedter See nur vereinzelt oder temporär verfügbar, sodass eine Negativwirkung auf die Hechtpopulation wahrscheinlich ist. Hinzu kommen Wasserstandsänderungen, die im Zuge des Klimawandels voraussichtlich häufiger werden und die zum Trockenfallen von Röhrichtbeständen führen können. Ein zeitweiser Verlust dieser Schlüsselhabitaten kann ebenfalls negative Auswirkungen auf den Hecht und andere phytophile Arten haben. Trotzdem scheint der Otterstedter See als Lebensraum für den Hecht und den Flussbarsch geeignet zu sein. Für die anderen Raubfische konnte wie oben erwähnt kein Reproduktionsnachweis erbracht werden. Während der katadrome Aal in der Sargassosee laicht und eine Reproduktion im Otterstedter See ausgeschlossen ist, ist die Reproduktion des Welses und Zanders zumindest denkbar. Der Zander profitiert im Otterstedter See durch die Trübung, allerdings findet die Art in kleinen, sommerwarmen Gewässern mit weichem, teils organischem Sediment pessimale Lebensbedingungen, weshalb die Reproduktion und Rekrutierung wahrscheinlich stark eingeschränkt sind. Der Wels hat im Vergleich geringere Lebensraumansprüche und wird als wärmeliebender Fisch vom Klimawandel profitieren. Als gewässeruntypische Art mit hohem Ausbreitungspotential (Cucheroussert et al. 2018) sollte die Welspopulation zukünftig kritisch beobachtet werden.

4.6. Grundwasser

Die Wasser- und Stoffhaushalte vieler Seen werden oft quantitativ und qualitativ von zuströmendem Grundwasser mitbestimmt und teilweise auch maßgeblich gesteuert. Umgekehrt versickert vielfach Oberflächenwasser in die Grundwasserleiter, was wiederum die Beschaffenheit des Grundwassers beeinflussen kann. Menschliche Eingriffe in eines der beiden Systeme können daher Konsequenzen für das jeweils andere haben und maßgeblich zur Bildung und Erhaltung oder auch Schädigung von aquatischen Habitaten führen. Für den Otterstedter See lagen bislang noch keine Untersuchungen zur Wechselwirkung vor.

Über das Seesediment erfolgt der Austausch von Wasser zwischen beiden Systemen. Daher stellt es die Grenze und Übergangszone dar, in der oft steile physikalische, chemische und biologischen Gradienten auftreten. Physikalische Gesetzmäßigkeiten sorgen dafür, dass der Großteil des Austausches überwiegend im Uferbereich eines Gewässers stattfindet. Ufernahe Grundwassermessstellen repräsentieren die Beschaffenheit von interagierendem Grundwasser daher besser als solche, die sich in größerer Entfernung zum Gewässer befinden. Zur Untersuchung der Grundwasserqualität und der Interaktion mit dem Seewasser wurden am Otterstedter See daher fünf ufernahe Grundwassermessstellen gesetzt. Die Interaktionen zwischen Grund- und Seewasser werden in diesem Gutachten aus der Sicht des Seewasserkörpers betrachtet. Der Zustrom von Grundwasser in Otterstedter See wird daher Infiltration genannt, während der in entgegengesetzter Richtung stattfindende Prozess, der Austritt von Seewasser in das Grundwasser, Exfiltration genannt wird (vgl. Abbildung 16).

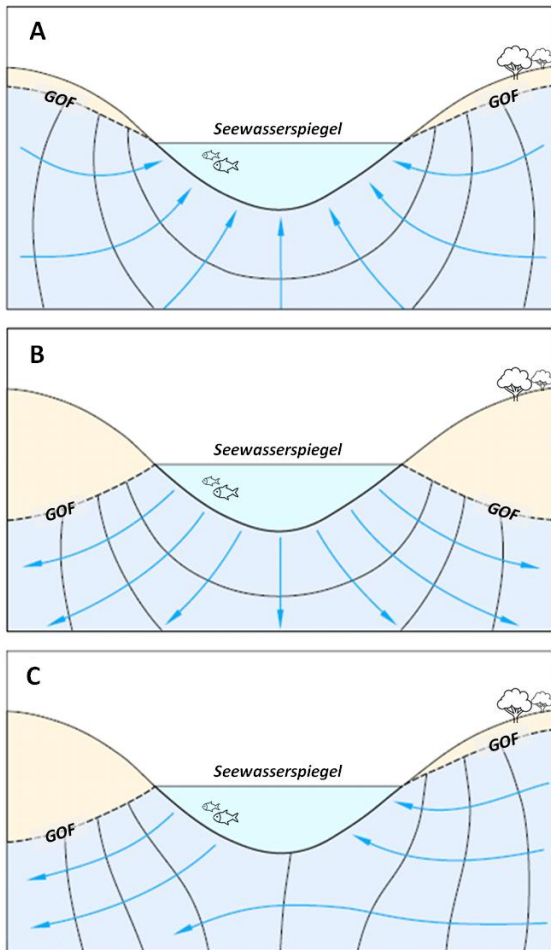


Abbildung 16. Schematische Skizzen von verschiedenen Interaktionen zwischen Grund- und Seewasser (GOF = Grundwasseroberfläche; verändert nach Winter et al. 1998).

Der hydraulische Gradient zwischen beiden Systemen bestimmt, ob in- oder exfiltrierende Verhältnisse vorliegen. Liegt die Grundwasseroberfläche oberhalb des Gewässerspiegels (Seeoberfläche), infiltriert das Grundwasser in den See (Abbildung 16A). Befindet sich der Grundwasserspiegel unterhalb der Oberfläche des Gewässers, so exfiltriert Seewasser in den Grundwasserleiter und trägt zu einer Neubildung von Grundwasser bei (Abbildung 16B). Seen können auch Teil des Grundwasserströmungssystems sein und in einem Teilbereich von Grundwasser gespeist werden und in anderen Bereichen Wasser an den Grundwasserleiter verlieren (Abbildung 16C).

4.6.1. Grundwasserbeschaffenheit

Die Vor-Ort-Parameter pH-Wert, Sauerstoffkonzentration, Redoxpotential aber auch die elektrische Leitfähigkeit (Summe der gelösten Salze), bestimmen die Stoffverteilung im Grundwasser und sind grundlegend für die Grundwasserbeschaffenheit. Das Puffervermögen des Grundwassers wird durch den pH-Wert bestimmt und ist insbesondere in kalkarmen Sandböden gering. Im seenahen Grundwasser des Otterstedter Sees bewegten sich die pH-Werte zwischen 5,2 (GWM 3 & 5)

und 6,2 (GWM 1) und eine geringe Carbonathärte sowie geringe Calciumkonzentrationen spiegelten die geringen Pufferkapazitäten des weichen Grundwassers wider.

Kunkel (2004) gibt für Phosphat-Phosphor im natürlichen, ubiquitär überprägten Grundwasser in 0–10 m Tiefe von Sanden und Kiesen in Norddeutschland eine Obergrenze von 0,033 mg/l an. Für Nitrat-Stickstoff werden 0,2 mg/l und für Ammonium-Stickstoff 0,08 mg/l als Obergrenze genannt. Im seenahen Grundwasser des Otterstedter Sees lag Phosphor überwiegend gebunden und nicht als $\text{PO}_4\text{-P}$ gelöst vor, die hohen TP-Konzentrationen an GWM 2 (0,28 mg/l) sind jedoch ein deutlicher Hinweis auf eine Nährstoffanreicherung in diesem Bereich. Ungeklärtes Abwasser der ersten Wochenendhäuser wurde im dortigen Bereich bis in die 1970er Jahre in mehreren 2–3 m³ großen Sand- bzw. Sickergruben gesammelt, die bei hohen Abwasserfrachten auch ungehindert in den See überliefen (pers. Mitteilung R. Schack, Flecken Ottersberg, Feb. 2024). Noch heute messbare P-Anreicherung im Grundwasser unter bzw. in der Umgebung dieser Bereiche ist daher zu erwarten, während die vielfach mobileren anorganischen Stickstoffverbindungen ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$) mittlerweile nicht mehr deutlich erhöht sind. Erhöhte Nitrat-Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser der

GWM 4 (5,57 mg/l) deuten auf aktuellere Einträge im Bereich dieser Messstelle. In Bezug auf Ammonium-Stickstoff gilt dies auch für GWM 3 die ganzjährig erhöhte Konzentrationen aufwies (0,87 mg/l).

Im Vergleich zum Seewasser wiesen lediglich die Messstellen GWM 5 und 6 eine ähnliche Charakteristik auf. Dies wurde insbesondere anhand der vergleichbaren elektrischen Leitfähigkeiten, Sulfat-, Chlorid-, Calciumkonzentrationen deutlich.

*Tabelle 12. Ergebnisse (Mittelwerte) der Analysen des seenahen Grundwassers und Obergrenzen (OG) des natürlichen, ubiquitär überprägten Grundwassers in 0–10 m Tiefe in Sanden und Kiesen Norddeutschlands (Kunkel 2004) zum orientierenden Vergleich. Überschreitungen und sonstige Auffälligkeiten sind rot markiert [*in der originalen Veröffentlichung sind Obergrenzen für Ammonium, Nitrat und Phosphat angegeben – zum Vergleich mit den Ergebnissen wurden sie hier jeweils auf N und P umgerechnet]. Dargestellt sind zudem Konzentrationen des Seewassers zum Vergleich (*Mittelwerte aus den Ergebnissen der Vollzirkulation am 06.01.2023 und 14.03.2023).*

	OG	GWM 1	GWM 2	GWM 3	GWM 4	GWM 5	GWM 6	See*
Wassertemperatur (°C)		10,9	11,6	10,9	10,7	10,7	10,7	5,9
pH-Wert		6,2	5,4	5,2	5,9	5,2	5,6	6,9
Sauerstoff, gelöst (mg/l)		1,63	0,35	0,18	0,39	0,54	0,75	11,2
elektr. Leitfähigkeit (µS/cm)	993	323	224	211	345	110	142	103
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N) (mg/l)	0,08	0,25	0,50	0,87	0,08	0,17	0,20	0,21
Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N) (mg/l)	0,2	0,16	0,05	0,02	5,57	0,10	0,02	0,18
Stickstoff (Gesamt-N) (mg/l)		1,46	1,50	1,36	7,35	1,08	0,90	1,21
ortho-Phosphat-Phosphor (PO ₄ -P) (mg/l)	0,033	0,012	0,015	0,012	0,007	0,007	0,027	0,007
Phosphor (Gesamt-P) (mg/l)		0,032	0,281	0,041	0,024	0,023	0,049	0,031
Sulfat (mg/l)	189	36	36	38	37	11	11	6
Chlorid (mg/l)	87	12	30	25	40	15	18	14
Eisen (mg/l)	8	2,7	14,3	5,2	0,8	1,3	3,4	0,14
Calcium (mg/l)	153	50,5	12,5	8,8	33,0	5,9	7,7	7,9
gelöster org. Kohlenstoff (mg/l)	8,8	25,5	9,7	9,3	11,8	13,1	11,6	12,2
gesamter org. Kohlenstoff (mg/l)		27,9	16,1	9,6	12,0	13,4	12,1	12,6
Carbonathärte (mmol/l)		1,14	0,37	0,24	0,42	0,24	0,35	0,20

4.6.2. Grundwasserfließrichtung und Wasserstandsschwankungen

Die Grundwasserstufe der Böden (GWS) beschreibt den Grad des Einflusses von oberflächennahem Grundwasser auf die Entwicklung der Böden. Eine geringe GWS kennzeichnet einen hohen Grundwasserstand nah unter der Geländeoberfläche, eine hohe GWS folglich einen niedrigen Grundwasserstand mit großem Abstand zur Geländeoberfläche. Im Umfeld des Otterstedter Sees ist allgemein die GWS 7 (grundwasserfern; mittlerer Grundwasserhöchststand > 2 m) und somit die höchste GWS (höchster Flurabstand) ausgewiesen. Im Zeitraum vom 13.01.22 bis 22.01.2023 wurden die Wasserstände des Sees sowie der den

See umgebenden ufernahen Grundwassermessstellen GWM 1 bis GWM 5 bestimmt. Die Messungen an den einzelnen GWMs bestätigen die o.g. Verhältnisse für den überwiegenden Teil des Erfassungszeitraums. Aus den errechneten Tagesmittelwerten zeigte sich, dass die Grundwasserspiegelstände über das Jahr gesehen zumeist unterhalb des Seewasserspiegels lagen. Die Wasserstände erreichten mit Ausnahme von GWM 1 (Januar 2023: 14,8 mNHN) im Juli 2023 ihr Minimum. Die höchsten Grundwasserstände wurden am 03.01.2024 bei einem Seewasserspiegel von 19,78 mNHN gemessen. Bedingt durch extrem hohe und langanhaltende Niederschläge und überdurchschnittliche Regenmengen seit Juli 2023 (s. Abbildung 8) stiegen die Grundwasserstände sukzessive an und alle Messstellen bis auf GWM 1 erreichten Mitte Dezember 2023 die gleiche Höhe wie der Seewasserspiegel. Niederschläge ließen die Grundwasserstände in den dann folgenden Tagen über den Seewasserspiegel steigen, fortan stieg auch der Seewasserspiegel durch den zusätzlichen Zufluss von Grundwasser in stärkerem Maße an. Von Mitte Dezember an herrschten daher kleinräumig potentiell infiltrierende Verhältnisse vor und Grundwasser strömte im Bereich der GWM 2, 3, 4 und 5 in den See. Im Südwesten des Sees lag der Grundwasserspiegel auch in dieser Phase deutlich unter dem Seewasserspiegel und dort bestanden weiterhin potentiell exfiltrierende Verhältnisse (vgl. Abbildung 16C, Abbildung 17).

Am 21.12.23 berichteten Anwohner von weiter steigenden Wasserständen im Bereich ihrer Grundstücke direkt am See. Daraufhin räumten Arbeitskräfte des Bauhofes Ottersberg den Aalgraben, um den ungehinderten Abfluss aus dem See unmittelbar herzustellen. Ab diesem Zeitpunkt sank der Seewasserspiegel und zeitverzögert um mehrere Tage sanken auch die Grundwasserstände etwas ab. Bis zum Ende der Messperiode kehrten sich die Verhältnisse jedoch nicht vollständig um und das Grundwasser lag auch Mitte Januar 2024 an den GWM 2 bis 5 noch über dem Seewasserspiegel. Der Abfluss des oberflächennahen Wassers über den Aalgraben erfolgte in dieser letzten Phase des Projektzeitraums entgegen der allgemeinen Grundwasserfließrichtung in nordöstlicher Richtung in den Dauensiekgraben, welcher Richtung Otterstedter Beeke entwässert. Die geomorphografische Karte verdeutlicht die kleinräumige Rinnenstruktur, die für diese Fließrichtung des Oberflächenwassers bei extrem hohen Gebietswasserständen verantwortlich ist (Abbildung 19).

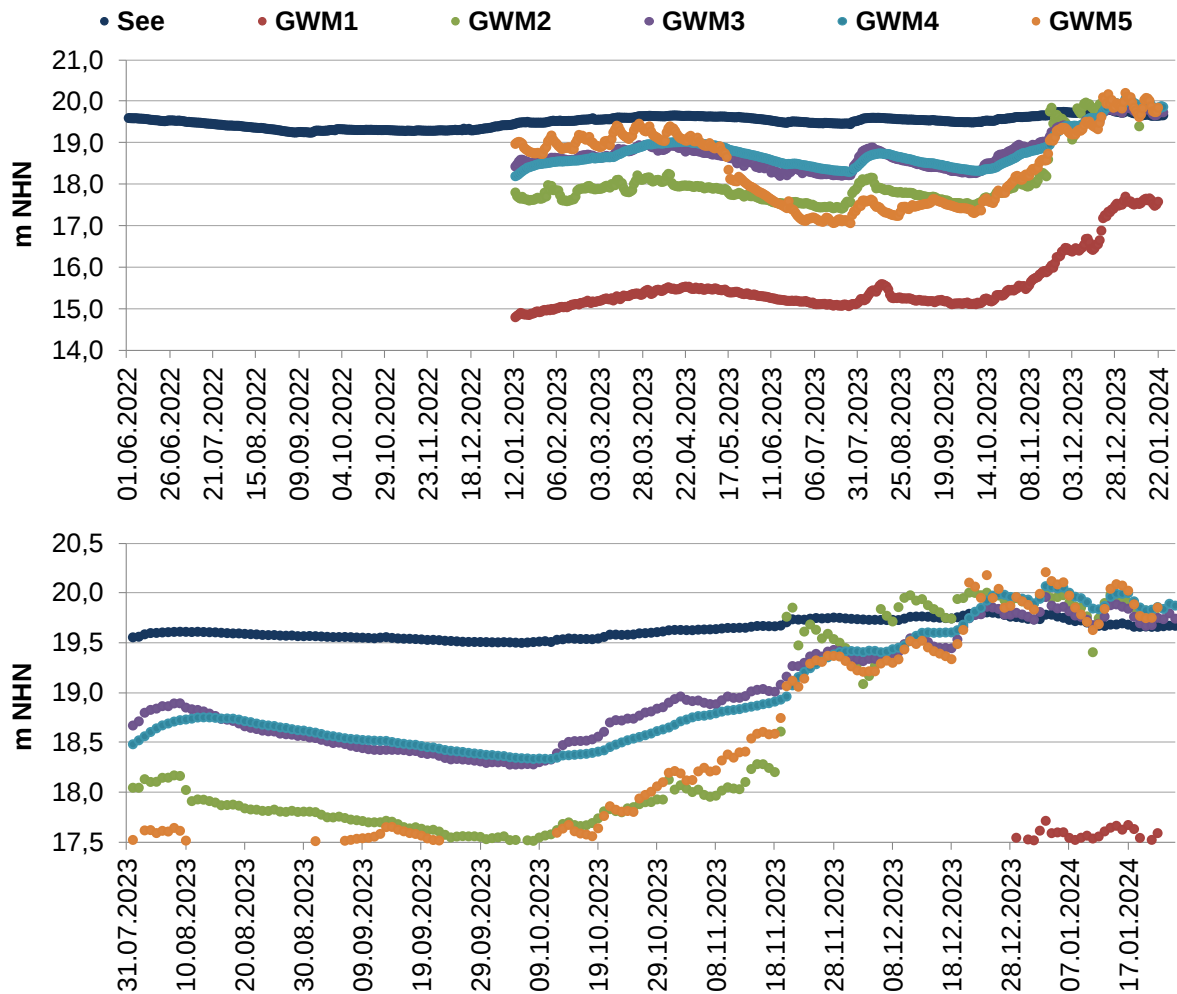


Abbildung 17. Grundwasserstände und Seewasserspiegel im Untersuchungszeitraum (oben). Unten: Nähere Betrachtung des Ende des Untersuchungszeitraums.

4.6.3. Potentielle Wechselwirkungen zwischen Grund- und Seewasser

Bleibt der See als Wasserkörper bei der hydraulischen Betrachtung und der gesamte See-körper im Fließregime des Grundwassers unberücksichtigt, ergibt sich im Untersuchungsgebiet im Juli 2023 ein von Nordost nach Südwest gerichteter Grundwasserstrom mit einem hydraulischen Gefälle von etwa 0,008. Dieser generelle Trend ergibt sich auch unter Beachtung der Grundwasserhöchststände im Januar 2024, mit einem geringfügig flacheren hydraulischen Gefälle von ca. 0,006. Diese theoretische Betrachtung bestätigt daher auf Basis der ermittelten Flurabstände die großräumige Grundwasserfließrichtung von Nordost nach Südwest, wie sie in der Hydrogeologischen Karte 1:50.000 dargestellt ist.

Weiterhin wird für die Abschätzung des Volumenstroms mit einer für die Untersuchung relevanten Mächtigkeit der durchströmten Lockergesteinsschichten von im Mittel 5 m gerechnet. Demnach ergäbe sich im Untersuchungsgebiet als durchströmte Querschnittsfläche eine Fläche von ca. 1.500 m². Gemäß den vorliegenden geologischen Daten und Kenntnissen aus Baugrunderkundung (im Südwestbereich des Sees) sowie der geologischen Gesteinsansprache bei der Erstellung der Grundwassermessstellen ist davon auszugehen, dass die oberflächennahen wasserführenden Lockergesteinsschichten vorwiegend aus Feinsanden

bestehen. Aus diesen Betrachtungen würde sich gemäß dem Darcy-Gesetz $V = kf * i * A$ über die Fläche bei einem für Feinsand angesetzten Durchlässigkeitsbeiwert k_f von 10^{-4} bis 10^{-5} ein Volumenstrom von ca. 10–100 m³/d im Juli bzw. ca. 7–70 m³/d im Januar ergeben. Aufgrund vereinzelter bindiger Lagen und schluffiger Feinsande ist hier sicher nicht die maximale Durchlässigkeit anzunehmen.

Wie eingangs beschrieben, werden die Interaktionen zwischen Grund- und Seewasser in diesem Gutachten aus der Sicht des Seewasserkörpers betrachtet. Würde der See vollständig in hydraulischem Kontakt mit dem Grundwasserkörper stehen, ergäben sich für Juli 2023 exfiltrierende Verhältnisse und Seewasser würde in das Grundwasser abfließen (vgl. Abbildung 16B und Abbildung 18).

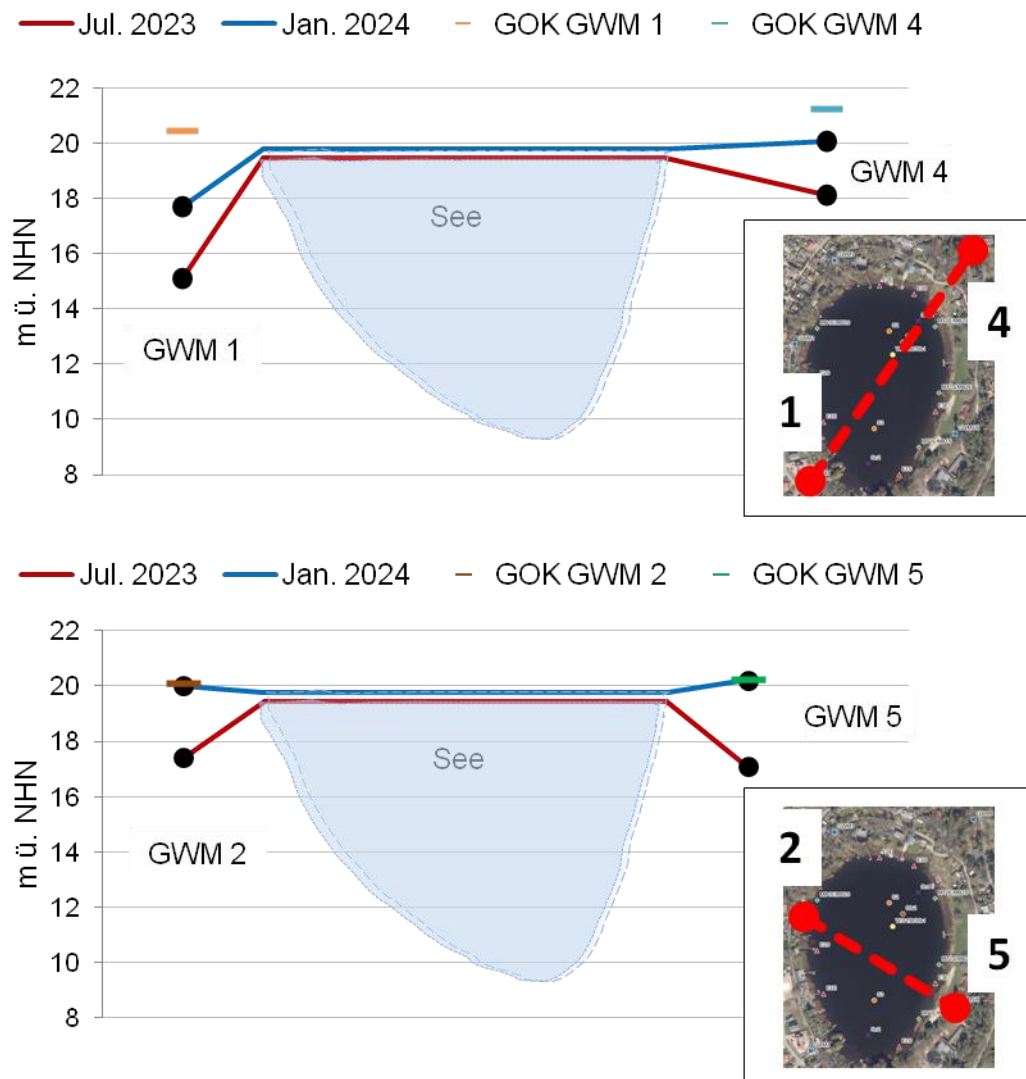


Abbildung 18. Schematische Schnittzeichnungen zum Zeitpunkt minimaler (Juli 2023) und maximaler Grundwasserstände (03.01.2024). Oben: Schnitt verläuft in nordöstlicher Richtung zwischen GWM 1 und GWM 4; Unten: Schnitt verläuft in östlicher Richtung zwischen GWM 2 und GWM 5. Während die y-Achse Höhen über NHN beschreibt, ist die x-Achse dimensionlos. Es handelt sich um eine Schemazeichnung und der Wasserkörper des Sees ist skizziert und entsprechend den zwei abweichenden Wasserständen zur Darstellung versetzt dargestellt.

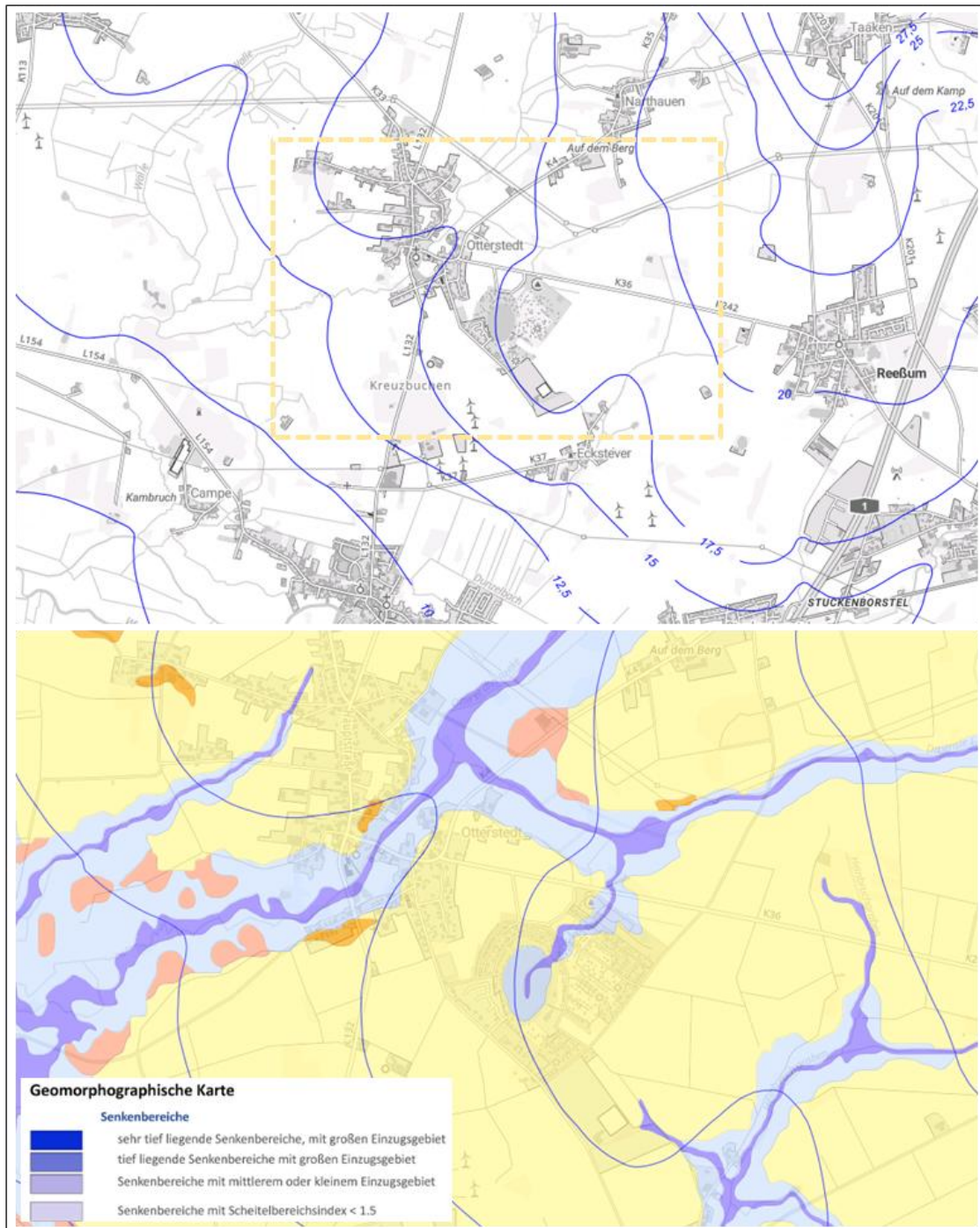


Abbildung 19. Oben: Großräumige Grundwasserfließrichtung von Nordost nach Südwest im Umfeld des Otterstedter Sees. Unten: Ausschnitt aus der geomorphografischen Karte im Gebiet des Otterstedter Sees. Bei hohen Gebietswasserständen folgt das Oberflächenwasser der Senkenstruktur in Richtung des Dauensiekgrabens.

Anhand der Wasserspiegelstände ergibt sich ein steiler hydraulischer Gradient von ca. 0,01 vom See Richtung Nord (GWM 3 und 4) bzw. von 0,1 vom See in Richtung Ost (GWM 5). Nach Westen (GWM 2) und Südwesten (GWM 1) steigt das hydraulische Gefälle gar auf ca. 0,2. Ein nach Nord gerichteter Wasserstrom würde nun ausgehend von der ost-westlichen Ausdehnung des Sees etwa einen Querschnitt von 250 m durchströmen. Demnach ergäbe sich unter Beachtung der genannten Randbedingungen eine durchströmte

Querschnittsfläche von ca. 1.250 m² und ein nach Nord gerichteter potentieller Volumenstrom von ca. 10 bzw. 100 m³/d. Nach Osten ergäbe sich ein durchströmter Querschnitt von ca. 300 m, was etwa der Strecke zwischen den Messstellen GWM 4 und 5 entspricht. Bei einem hydraulischen Gefälle von 0,1 und einer durchströmten Querschnittsfläche von 1.500 m² ergäbe sich ein nach Ost gerichteter potentieller Volumenstrom von ca. 130 bzw. 1.300 m³/d. Nach Südwest ergäbe sich bei einem hydraulischen Gefälle von 0,2 und einer angenommenen durchströmten Querschnittsfläche von 1.250 m² ein potentieller Volumenstrom von ca. 210 bzw. 2.100 m³/d.

Bei Vergleich, der teils sehr steilen hydraulischen Gradienten mit der im Untersuchungsgebiet grundsätzlich festzustellenden Grundwasserfließrichtung ist davon auszugehen, dass der Otterstedter See kaum an den regionalen Grundwasserkörper angebunden ist. Es ist davon auszugehen, dass die hydraulische Anbindung des Otterstedter Sees durch Kolmation und ohnehin bindige, wasserundurchlässige Eigenschaften des ursprünglichen Seegrundes an das umgebende Grundwasser stark eingeschränkt ist. Nimmt man eine vollständige hydraulische Anbindung an, würde der See unter der vereinfachten Annahme eines mittleren Volumenstroms (580 m³/d) innerhalb von 4 Sommermonaten etwa 40 % seines gesamten Wasservolumens an das Grundwasser verlieren und der Wasserstand in diesem Zeitraum um ca. 2 m absinken. Die tatsächlichen Wasserverluste im Sommer sind jedoch deutlich geringer, resultieren vor allem aus der im Verhältnis zu den Niederschlägen größeren Verdunstung und sind in Kapitel 4.7 dargestellt.

Anhand der vorliegenden Daten ist keine Quantifizierung der geringen hydraulischen Interaktion zwischen See und Grundwasser möglich. Lediglich die hydrogeochemischen Untersuchungen lassen im Ostuferbereich (bei GWM 5) einen Eintrag von Seewasser in das Grundwasser vermuten. An den übrigen Grundwassermessstellen unterscheidet sich die Charakteristik des Grundwassers teils deutlich von der des Sees und untermauert die oben auf Basis der hydraulischen Bedingungen abgeleitete These geringster Austauschraten.

4.7. Wasserbilanz des Sees

Der Wasserhaushalt eines Sees wird von verschiedenen Einflussgrößen bestimmt. Neben der Regenspende und Evapotranspiration (Evaporation (Verdunstung über der Seefläche) + Transpiration (Verdunstung über Pflanzen)) können sich das Grundwasser und zu- und abströmende Oberflächenwässer auf das Wasservolumen eines Sees auswirken (Abbildung 20).

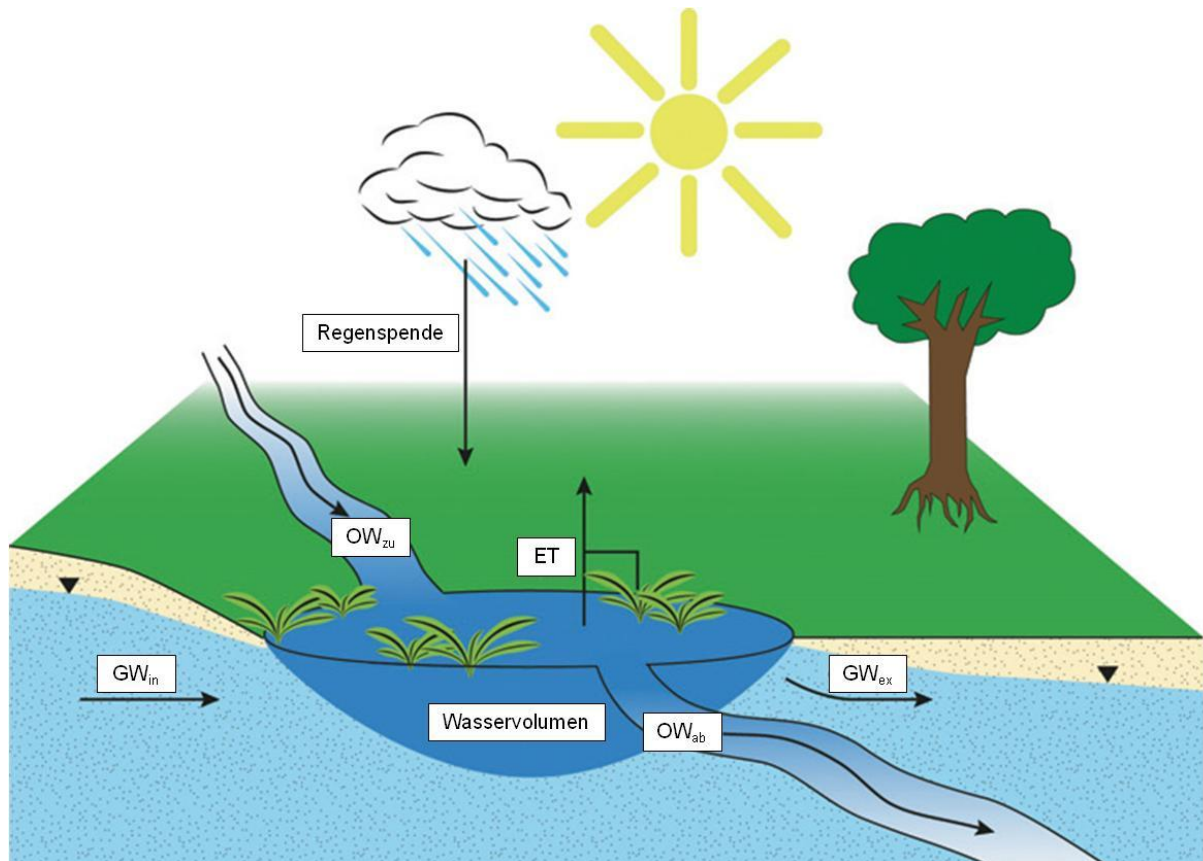


Abbildung 20. Wasserhaushalt eines Sees mit den Zuflusstermen Regenspende, Grundwasserinfiltration (GW_{in}) und Oberflächenwasser (OW_{zu}). Verlustterme sind die Evapotranspiration (ET), Grundwasserexfiltration (GW_{ex}) und Oberflächenwasser (OW_{ab}). Abbildung verändert nach Meinikmann et al. (2015).

Für die Aufstellung der Wasserbilanz des Otterstedter Sees für den Untersuchungszeitraum 02.06.2022–31.12.2023 wurde die Differenz zwischen den aufsummierten Regenspenden und der Verdunstung (ohne Transpiration) gebildet (Δ_{RV}).

Wie in Kapitel 4.6.2 dargelegt, befindet sich der Seepiegel des Otterstedter Sees die meiste Zeit des Jahres deutlich oberhalb des Grundwasserspiegels, sodass das Seewasser allenfalls in das Grundwasser exfiltriert. Bei langanhaltenden Niederschlagsphasen und bereits zuvor stark angestiegenen Grundwasserständen, wie Ende 2023 beobachtet, können die Grundwasserstände kurzzeitig oberhalb des Seepiegels liegen, sodass potentiell infiltrierende Verhältnisse vorliegen und Grundwasser in den See strömt. Allerdings haben die jahrtausendealten Ablagerungen das Gewässerbett zusätzlich abgedichtet (Kolmation) und die Infiltrations- und Exfiltrationsraten sind aufgrund dieser gering durchlässigen Sedimentlagen

und der ohnehin bindigen Lagen, welche den ursprünglichen Seegrund bilden (Poltz 1982; Kapitel 4.10.1), wahrscheinlich sehr gering. Der Einfluss des Grundwassers kann im Gegensatz zu den anderen Einflussgrößen daher bei der Wasserbilanz vernachlässigt werden.

Kontinuierlich zufließende Oberflächenwässer gibt es am Otterstedter See nicht. Jedoch konnten in Zeiträumen mit hohen Niederschlägen diffuse Einträge, hauptsächlich im Westen und Südwesten des Sees beobachtet werden. Ein Abfluss von Oberflächenwasser besteht theoretisch über den Aalgraben, der allerdings nur im Dezember 2023 Wasser führte. In den letzten Jahrzehnten war der Aalgraben nur in Ausnahmesituationen als Abfluss aktiv (pers. Mitteilung R. Schack, Flecken Ottersberg).

Die Ergebnisse zeigen über die meisten Sommermonate ein negatives Δ_{RV} was sich auch in einem negativen $\Delta_{\text{Wasservolumen}}$ spiegelte. D.h. die Verdunstung überstieg meist die Regenspende und der See verlor über diesen Pfad an Wasser. Über die Wintermonate wurden hingegen häufig eine positive Wasserbilanz und eine Zunahme des Wasservolumens festgestellt (Abbildung 21). Besonders auffällig waren der August und der Dezember 2023. Der Juli 2023 war von hohen Niederschlägen geprägt, was sich in einem zunehmenden Wasservolumen zeigte. Im August kehrte sich die Wasserbilanz um, dennoch konnte eine Zunahme des Wasservolumens beobachtet werden. Es ist wahrscheinlich, dass in diesem Zeitraum bedingt durch die vorherigen Niederschläge, Oberflächenwasser dem See zuströmte (vgl. Kapitel 4.8.4). Starke Niederschläge sorgten im 4. Quartal 2023 für einen Anstieg des Wasservolumens. Im Verlauf des Dezembers 2023 drohten seenahe Grundstücke überflutet zu werden. Bilanziell sank der Seewasserspiegel trotz stark positiver Wasserbilanz im Dezember 2023. Dies ist auf die Räumung des Aalgrabens zurückzuführen (21.12.2023, pers. Mitteilung R. Herr Schack, Flecken Ottersberg), der anschließend zwischen dem 21.12. und 31.12.2023 mindestens 4.750 m³ Wasser aus dem See abführte und somit zu einer Abnahme des Wasservolumens führte (Abbildung 21). Da die Abflusswerte des Aalgrabens erst im Februar nach bereits gesunkenen Wasserständen erhoben wurden, ist davon auszugehen, dass der Volumenstrom im Dezember 2023 noch höher war.

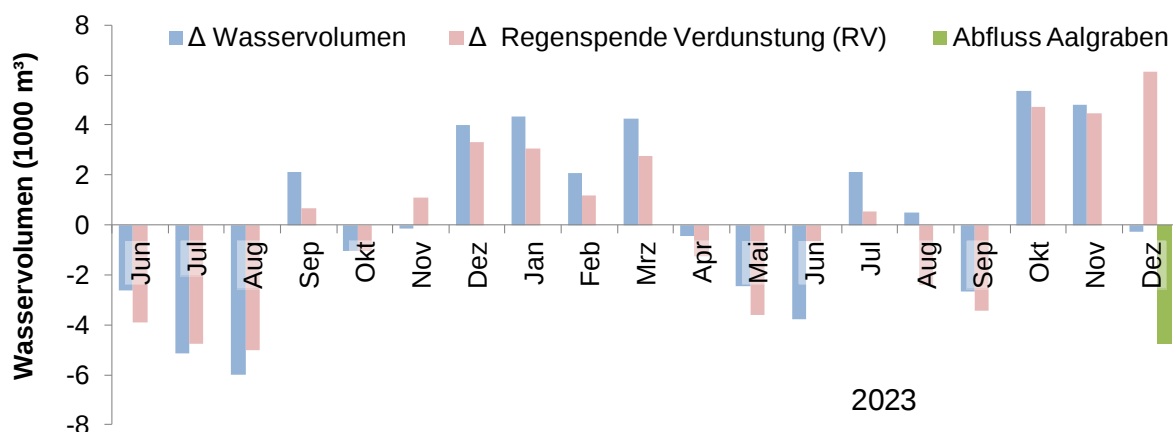


Abbildung 21. Änderung des Wasservolumens, die Differenz aus Regenspende und Verdunstung (RV) sowie der Abfluss des Aalgrabens in m³ für die einzelnen Monate im Untersuchungszeitraum 02.06.2022–31.12.2023.

Für den Betrachtungszeitraum im Jahr 2022 wurde insgesamt eine negative Wasserbilanz errechnet. So belief sich der Verlust des Wasservolumens des Otterstedter Sees auf etwa 8.800 m³ bei einem negativen Δ_{RV} von etwa 9.700 m³ (Tabelle 13). Das entspricht einer Abnahme des Seewasserspiegels um etwa 22 cm von 19,60 auf 19,38 m ü. NHN.

Für 2023 war die Wasserbilanz hingegen positiv. Das Wasservolumen des Otterstedter Sees stieg um etwa 13.900 m³ bei einem positiven Δ_{RV} von 11.500 m³ (Tabelle 13). In diesem Zeitraum nahm der Seewasserspiegel um ca. 36 cm auf 19,74 m ü. NHN zu.

Über den gesamten Untersuchungszeitraum stieg das Wasservolumen um etwa 5.100 m³ bei einem positiven Δ_{RV} von 1.800 m³ (Tabelle 13). Bei einem Ausgangsvolumen von ca. 184.471 m³ entspricht dies einer Zunahme des Wasservolumens um 0,98 % und einem Anstieg des Seewasserspiegels um ca. 14 cm.

Die Diskrepanz zwischen der Wasserbilanz (Δ_{RV}) und der Änderung des Wasservolumens des Otterstedter Sees ist zum einen auf den Fehler des Modells und die Nichtbetrachtung der Transpiration zurückzuführen, hauptsächlich jedoch auf den Zufluss von Wasser. Entsprechend müssten im Jahr 2022 etwa 900 m³ und in 2023 etwa 7.200 m³ Wasser dem See zugeflossen sein. Wie in Kapitel 4.6.3 beschrieben, ist der Otterstedter See wahrscheinlich kaum an den Grundwasserkörper angebunden, sodass es sich bei dem zugeflossenen Wasser vermutlich um Oberflächenwasser handelte.

Tabelle 13. Kenndaten zur Wasserbilanz des Otterstedter Sees im Untersuchungszeitraum 02.06.2022–31.12..2023.

Kenngröße in m ³	02.06.2022 – 31.12.2022	01.01.2023 – 31.12.2023	Gesamt
Regenspende (R)	14.200	46.100	60.300
Verdunstung (V)	23.900	34.600	58.500
Δ_{RV}	-9.700	11.500	1.800
Abfluss Aalgraben	0	4.800	4.800
Änderung Wasservolumen	-8.800	13.900	5.100

4.8. Wasserchemismus

4.8.1. Vor-Ort-Parameter

Die Vor-Ort-Parameter geben einen Einblick in die vorherrschenden Prozesse stehender Oberflächengewässer. Sie bilden sowohl abiotische Umwelteinflüsse als auch biologische Vorgänge ab. Die Wassertemperatur ist ein Indikator mit welcher Geschwindigkeit Prozesse im Gewässer stattfinden. Mit steigender Temperatur wird der Aufbau pflanzlicher Biomasse (Schwebalgen und Makrophyten), von Zooplankton und Konsumenten höherer Ordnung sowie die mikrobiellen Abbauprozesse beschleunigt. Die Sauerstoffkonzentration zeigt an, welche Prozesse überwiegen. Bei ausreichender Lichtstärke wird bei der Photosynthese von Pflanzen Sauerstoff an das umgebende Wasser abgegeben, bei reinen Atmungsprozessen

durch die Pflanzen bei Nacht oder durch mikrobielle Atmung (Abbauprozesse) wird dagegen Sauerstoff verbraucht und es kann zu Sauerstoffdefiziten kommen. Photosynthese und Atmungsprozesse beeinflussen auch den pH-Wert. Während der Photosynthese wird dem Wasser gelöstes Kohlenstoffdioxid entzogen. Dabei kommt es zu einer Verschiebung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts hin zu basischeren Carbonatspezies und der pH-Wert steigt. Bei Atmungsprozessen wird dagegen Kohlenstoffdioxid an das Wasser abgegeben, wodurch der pH-Wert sinkt. Während die Wassertemperatur die Rahmenbedingung für die Intensität der Photosynthese und Atmungsprozesse bildet, zeigen die Parameter Sauerstoffkonzentration und pH-Wert in produktiveren Gewässern häufig einen parallelen Verlauf. Die elektrische Leitfähigkeit beschreibt die Ionenkonzentration im Wasser und gibt damit Aufschluss über den Mineralisierungsgrad. Während der Sommermonate ist in produktiven Gewässern häufig ein Vertikalgradient der elektrischen Leitfähigkeit zu beobachten. Dieser nimmt durch Sedimentation, Abbauprozesse und Rücklösung aus dem Sediment in Richtung Gewässergrund zu. Das Redoxpotential gibt Auskunft über die Menge oxidierender und reduzierender Verbindungen im Wasser und ist somit unter anderem ein Maß für die Intensität von mikrobiellen Zehrungsprozessen.

Im Jahresverlauf kommt es in Mitteleuropa in tieferen Seen zur Ausbildung einer thermischen Schichtung. Durch die Sonneneinstrahlung und die höheren Lufttemperaturen erwärmt sich das oberflächennahe Wasser (Epilimnion) im Sommer stärker als das Tiefenwasser (Hypolimnion). Durch den Dichteunterschied entstehen zwei voneinander getrennte Wasserkörper, die durch die Sprungschicht (Metalimnion) getrennt sind. Das Epi- und Hypolimnion unterscheiden sich durch die Abgrenzung der Wasserkörper auch in ihrem Chemismus.

Zum Untersuchungsbeginn Anfang Juni 2022 war der Otterstedter See bereits geschichtet. Sommerliche Temperaturen erwärmten das oberflächennahe Wasser und es bildete sich ein abnehmender Temperaturgradient in Richtung Sediment aus. Im weiteren Verlauf des Sommers intensivierte sich die Schichtung und Ende August wurde in 0,5 m Wassertiefe ein Temperaturmaximum von 23,7 °C gemessen. Das Tiefenwasser erwärmte sich hingegen langsamer, so stieg die Wassertemperatur unterhalb 5,0 m bis zum Ende des Sommers auf etwa 8,5–8,8 °C an. Ende September betrug die Temperaturdifferenz zwischen 0,5 (13,9 °C) und 9,5 m (8,0 °C) Wassertiefe nur noch etwa 6 °C und in den folgenden Wintermonaten wurde die Schichtung durch eine Vollzirkulation vollständig aufgebrochen. Im Januar und März lag die Wassertemperatur in allen Wassertiefen zwischen 5,0 und 6,7 °C. Im April setzte erneut die Schichtung des Wasserkörpers ein, die bis zum Untersuchungsende Anfang Oktober bestand. Auch im Jahr 2023 wurden im oberflächennahen Wasser Temperaturen > 23 °C gemessen, allerdings erwärmte sich das Tiefenwasser etwas langsamer als 2022. Bis Ende September lag die mittlere Wassertemperatur unterhalb 5 m Wassertiefe bei < 8,0 °C (Abbildung 22).

Im Juni 2022 war das Epilimnion mit Sauerstoff übersättigt (> 100 %), unterhalb 2 m nahm der Sauerstoffgehalt bereits stark ab und ab einer Wassertiefe von 5 m lag die Sauerstoffsättigung bei < 1 %. Auch im weiteren Verlauf des Sommers wies das oberflächennahe Wasser (0–2 m) einen hohen Sauerstoffgehalt (> 100 %) auf, hingegen nahmen im Hypolimnion die Sauerstoffdefizite zu, sodass im Juli und August ab einer Wassertiefe von 3,5 m kein gelöster Sauerstoff verfügbar war. Anfang November war dem Epilimnion bereits sauerstoffreiches Tiefenwasser beigemischt, die Sättigung nahm auf 74 % ab. In den darauffolgenden Winter-

monaten lag die Sauerstoffsättigung, bedingt durch die Vollzirkulation, in allen Tiefen zwischen 86 und 94 %. Ab April 2023 konnte im Hypolimnion erneut eine Abnahme der Sauerstoffkonzentration beobachtet werden, während das oberflächennahe Wasser vollständig mit Sauerstoff gesättigt war. Auch über den weiteren Verlauf des Sommers konnten im Epilimnion Übersättigungen festgestellt werden, wohingegen das Hypolimnion ab einer Tiefe von 3 m keinen gelösten Sauerstoff mehr aufwies. Zum Ende der Untersuchungskampagne Anfang Oktober setzte langsam die Vollzirkulation ein, sodass die Tiefenbereiche zwischen 3 und 4 m bereits wieder mit gelöstem Sauerstoff versorgt waren (Abbildung 23).

Sauerstoff und pH zeigen wie oben beschrieben vor allem im oberflächennahen Wasserkörper häufig einen parallelen Verlauf, da beide Parameter stark durch biologische Prozesse gesteuert werden. Unter dem Einfluss der Photosynthese von Phytoplankton (ggf. auch Makrophyten) wird einerseits gelöstes CO_2 verbraucht, sodass sich der pH-Wert erhöht und andererseits Sauerstoff an das Wasser abgegeben. Entsprechend waren in den Phasen hoher O_2 -Sättigungen auch hohe pH-Werte bis 8,0 zu beobachten. Im Hypolimnion sorgten Zehrungsprozesse unter anderem zu einer Anreicherung von CO_2 , wodurch der pH-Wert im Tiefenwasser auf unter 6,0 abnahm (Abbildung 24).

Die Intensität der Zehrungsprozesse der anaeroben Prozesse im Tiefenwasser spiegelte sich auch im Redoxpotential. Dieses nahm im Hypolimnion in den Sommermonaten ab (Minimum 30.06.2022: 5 mV), da der Abbau von organischen Stoffen zu einer Nutzung von alternativen Elektronenakzeptoren (z.B. Nitrat) führte. Im Epilimnion und während der Vollzirkulation im Hypolimnion lag das Redoxpotential > 350 mV (Abbildung 25). Konträr wurde während der Stagnation durch die Anreicherung von Ionen eine Zunahme der elektrischen Leitfähigkeit im Hypolimnion von etwa 95 auf 146 $\mu\text{S}/\text{cm}$ beobachtet. Oberflächennah rangierte die Leitfähigkeiten im Untersuchungszeitraum zwischen 95 und 110 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Abbildung 26).

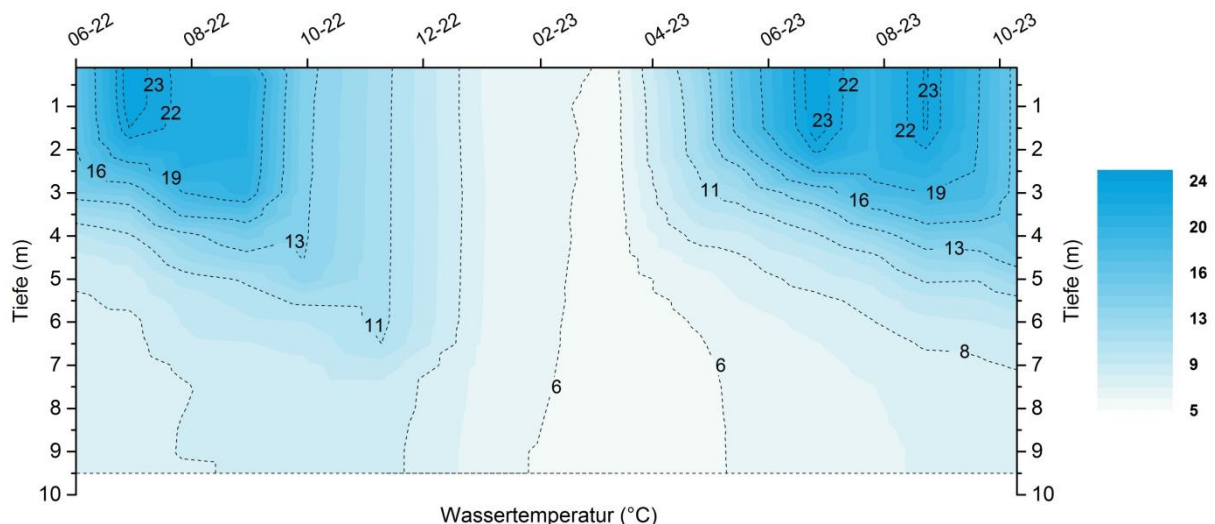


Abbildung 22. Entwicklung der Wassertemperatur im Tiefenprofil des Otterstedter Sees im Untersuchungszeitraum 06/2022 bis 10/2023. Datengrundlage für diese und folgende Interpolationen (linear nach Delaunay-Triangulation) sind durchgeführte Einzelmessungen in 0,5 m Schritten je Tiefenprofil. Daten der x-Achse entsprechen nicht den Terminen der Probenahme (s. Abbildung 27).

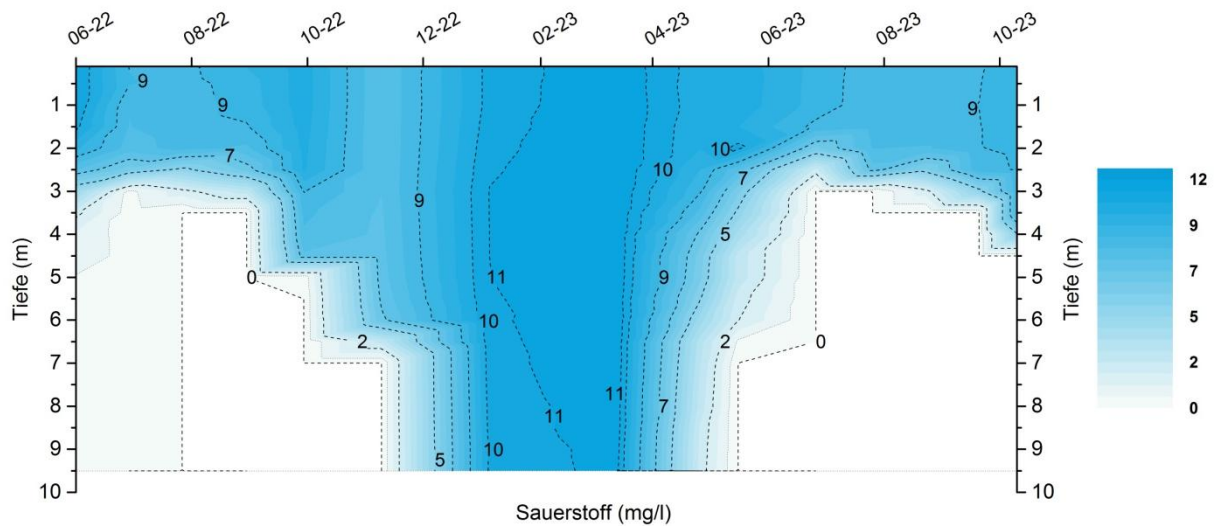


Abbildung 23. Entwicklung der Sauerstoffkonzentration im Tiefenprofil des Otterstedter Sees im Untersuchungszeitraum 06/2022 bis 10/2023.

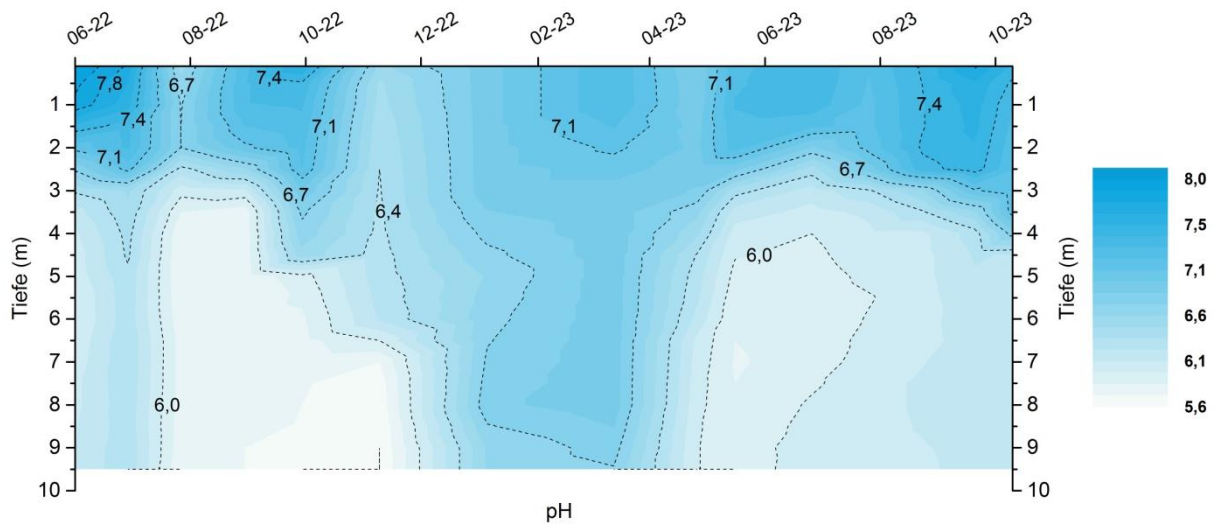


Abbildung 24. Entwicklung der pH-Werte im Tiefenprofil des Otterstedter Sees im Untersuchungszeitraum 06/2022 bis 10/2023.

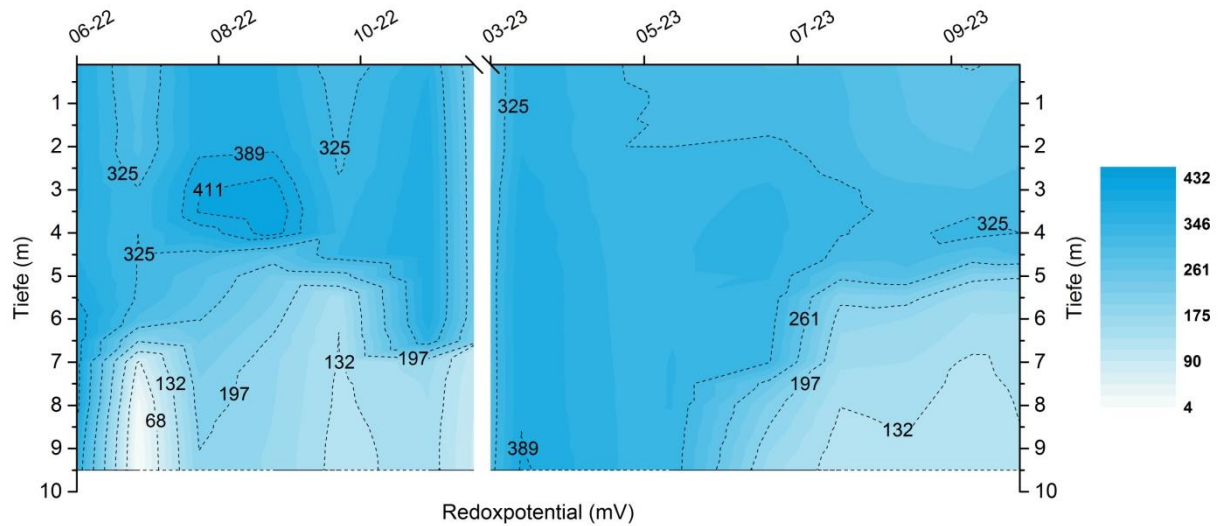


Abbildung 25. Entwicklung des Redoxpotentials im Tiefenprofil des Otterstedter Sees im Untersuchungszeitraum 06/2022 bis 10/2023. Aufgrund eines Messfehlers liegen für 01/2023 keine Messungen des Redoxpotentials vor. Der weiße Vertikalbalken symbolisiert den Zeitraum ohne Messungen (12/2022–02/2023).

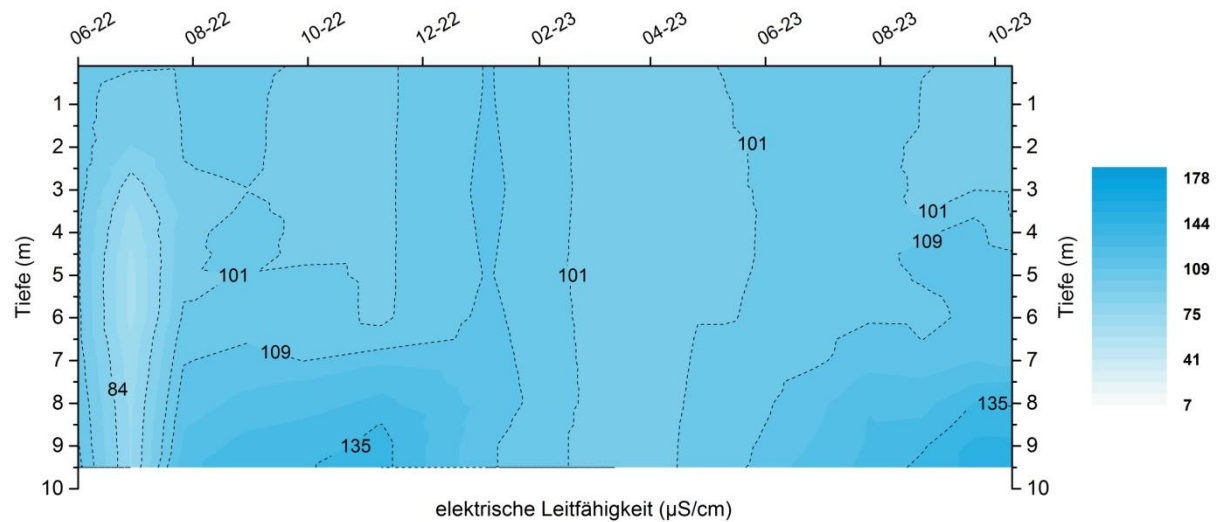


Abbildung 26. Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit im Tiefenprofil des Otterstedter Sees im Untersuchungszeitraum 06/2022 bis 10/2023.

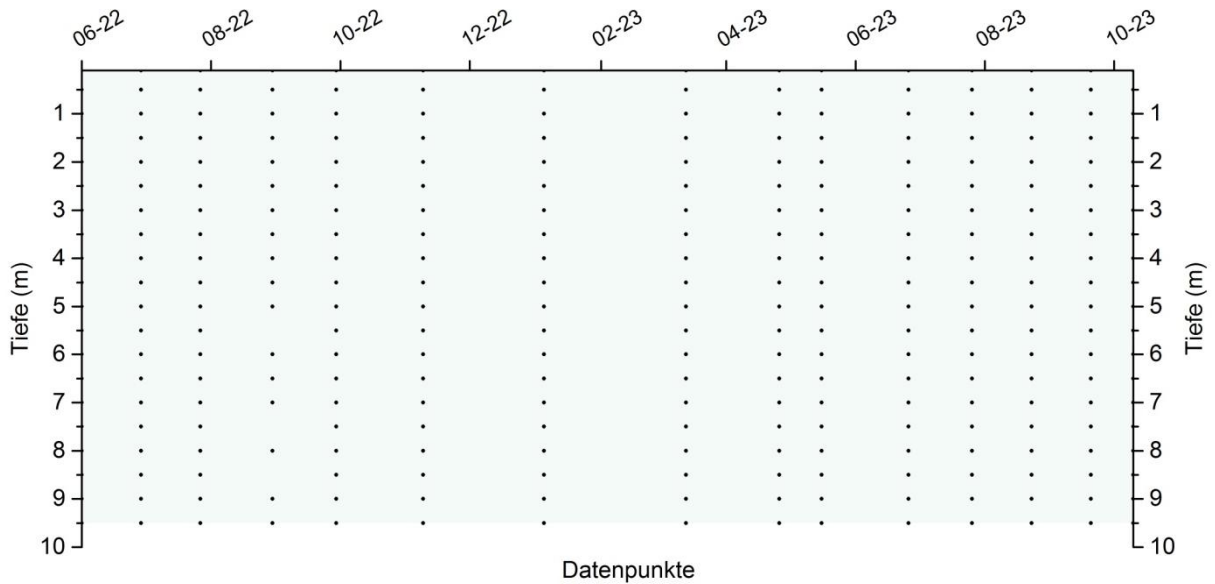


Abbildung 27. Stützpunkte der jeweiligen Tiefenprofile (Abbildung 22–Abbildung 25).

Neben den Vertikalprofilen wurden zwischen Juni und September 2022 wöchentlich die Vor-Ort-Parameter an zwei Stellen vom Ufer aus erfasst. Die Ergebnisse beider Messstellen ähnelten sich und zeigten keine Auffälligkeiten.

Tabelle 14. Ergebnisse der Vor-Ort-Parameter erhoben zwischen 06/2022–09/2022 am Ostufer des Otterstedter Sees.

Datum	Strand					Ostufer (Steg)				
	Temp (°C)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	pH	Lf (µS/cm)	Temp (°C)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	pH	Lf (µS/cm)
20.06.22	20,2	9,32	102	7,6	102	20,1	9,22	101	7,3	102
27.06.22	23,3	8,49	99,4	7,3	103	23,9	8,58	102	7,6	102
04.07.22	22,9	8,50	98,7	7,1	106	23,2	8,66	101	7,2	106
12.07.22	20	8,65	93,7	7,1	107	20,3	8,50	93,8	7,1	106
18.07.22	20,3	8,43	92,4	6,8	103	21,1	8,02	89,0	7,1	102
25.07.22	22,6	8,28	96,0	6,6	104	23,2	8,23	96,7	7,2	104
01.08.22	20,9	8,73	97,4	6,7	104	22,0	8,39	95,9	7,0	103
08.08.22	20,7	9,13	100,6	7,8	106	22,1	9,02	102,1	7,9	105
15.08.22	23,7	8,49	101,1	7,6	107	25,0	8,44	103	7,6	106
24.08.22	22,8	8,85	102	8,2	107	23,4	8,80	103	8,2	104
29.08.22	20,9	8,57	98,0	8,0	106	22,0	8,44	86,0	7,9	105
07.09.22	19,2	8,47	97,8	7,6	107	19,4	8,91	96,8	7,6	106
13.09.22	19,1	8,86	96,3	7,9	103	19,3	8,85	96,4	7,9	102

Die Wassertemperatur betrug im Mittel 21,6 °C bei einer durchschnittlichen Sauerstoffsättigung von 97,8 % (8,6 mg/l). Trotz Messung in den frühen Morgenstunden (06:00–07:00 Uhr) konnten keine kritischen Sauerstoffkonzentrationen (< 3 mg/l) festgestellt werden. Diese treten in produktiven Gewässern häufig in den Morgenstunden auf, da in der Nacht Respirati-

onsprozesse verstärkt ablaufen und zu einem Verbrauch des Sauerstoffs führen. Im Otterstedter See betrug das Sauerstoffminimum nahe der Gewässeroberfläche 8,0 mg/l, was einer Sättigung von 89 % entsprach. Der pH-Wert bewegte sich zwischen 6,6 und 8,2. Das Maximum wurde am 24.08. erreicht, eine ausgeprägte Algenblüte konnte zum Messzeitpunkt augenscheinlich nicht beobachtet werden. Die elektrische Leitfähigkeit wies eine geringe Spannweite auf und lag im Durchschnitt bei 105 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Tabelle 14).

4.8.2. Nährstoffe und Limitation

Die Produktivität eines Gewässers hinsichtlich des Aufbaus von pflanzlicher Biomasse (Makrophyten und Algen, darunter Cyanobakterien) ist neben der Verfügbarkeit von Licht von verschiedenen Nährstoffen abhängig, vor allem jedoch von Kohlenstoff (C), Stickstoff (N) und Phosphor (P). Phosphor besitzt dabei in Gewässerökosystemen eine Schlüsselfunktion, da er von den nötigen Nährstoffen häufig in der geringsten Menge vorhanden ist und dadurch das Wachstum limitiert. Nur gelöster ortho-Phosphat-Phosphor ($\text{PO}_4\text{-P}$) ist bioverfügbar, d.h. als Nahrung für Algen und andere Pflanzen direkt nutzbar. Im Wasser analysierter Gesamt-Phosphor (TP) umfasst den organisch gebundenen Phosphor und den gelösten $\text{PO}_4\text{-P}$. Stickstoff ist als Bestandteil von Aminosäuren, den Grundbausteinen der Proteine, im Gewässer ebenfalls ein wichtiger Nährstoff. In bestimmten Phasen können auch die gelösten Stickstoffverbindungen Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$) und Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) im Mangel vorliegen und das Pflanzenwachstum begrenzen. Im Wasser analysierter Gesamt-Stickstoff (TN) enthält organisch gebundenen Stickstoff und die gelösten Stickstoffspezies $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ und Nitrit-Stickstoff ($\text{NO}_2\text{-N}$).

Das Epi- und Hypolimnion unterscheiden sich in tieferen Seen durch die Abgrenzung der Wasserkörper (s. Kapitel 4.8.1) im jahreszeitlichen Verlauf auch in ihrem Wasserchemismus. Häufig ist in natürlichen Seen zu beobachten, dass die TP-Konzentration im Epilimnion im Jahresverlauf abnimmt, da organische Substanz nach ihrem Absterben teilweise in tiefere Bereiche des Sees absinkt. P kann zudem durch biogene Fällungsprozesse in tiefere Bereiche verlagert werden. Im Tiefenwasser hingegen wird in den Sommermonaten häufig ein in nährstoffreichen Seen kräftiger Anstieg der P Konzentration beobachtet, da P aus dem Epilimnion in das Tiefenwasser sinkt und zudem auch aus den Sedimenten rückgelöst wird. Während der Vollzirkulation gleichen sich die Konzentrationen dann einander an und liegen im Epilimnion im Vergleich zum Sommer in einem höheren, im Tiefenwasser folglich in einem niedrigeren Bereich.

Im Otterstedter See lag die mittlere TP-Konzentrationen im Untersuchungszeitraum über alle Tiefen bei 0,044 mg/l. Die Konzentrationen bewegten sich in einem Wertebereich zwischen minimal 0,019 mg/l (Epilimnion, 10.11.2022) und maximal 0,15 mg/l (6 m Wassertiefe, 30.06.2022). Die TP-Konzentrationen im Epilimnion schwankten bis ins Frühjahr 2023 hinein kaum und lagen durchgehend bei etwa 0,030 mg/l. Im Mai und Juli 2023 traten im Epilimnion Konzentrationen bis 0,067 mg/l auf und die Werte zwischen Mai und Oktober lagen im Mittel um 0,051 mg/l in einem höheren Wertebereich. Insgesamt lag die epilimnische TP-Konzentration im gesamten Untersuchungszeitraum bei 0,039 mg/l. Während in vielen Seen bioverfügbarer $\text{PO}_4\text{-P}$ während der Sommermonate im Epilimnion vollständig aufgenommen wird, lag die $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Otterstedter See häufig geringfügig über der Bestim-

mungsgrenze ($<0,005$ mg/l). Im Mittel lagen die $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen bei $0,0079$ mg/l in einem niedrigen Wertebereich und erreichten maximal $0,014$ mg/l (21.09.2023).

Bis auf einen Termin am 30.06.2022 ($0,13$ mg/l; 1 m ü. Grund) lagen die TP-Konzentrationen des Tiefenwassers meist nur geringfügig über denen des Epilimnions. Im Mittel lag die TP-Konzentration 1 m ü. Grund bei $0,055$ mg/l. Von März bis August 2023 stieg die hypolimnische TP-Konzentration von $0,029$ mg/l auf $0,082$ mg/l um das 2,8-fache an, was einem typischen Verlauf entspricht. Obwohl der Wasserkörper nicht volldurchmischt wurde (s. Kapitel 4.8.1), sanken die TP-Konzentration bereits im August deutlich ab und verblieben im Rest des Jahres in einem mittleren Wertebereich. Im Tiefenwasser stieg der Anteil des bioverfügbaren $\text{PO}_4\text{-P}$ am TP im Jahresverlauf beider Untersuchungsjahre an, überstieg jedoch nie 45 % (11.10.2023; Abbildung 28). Während der Vegetationsperiode 2023 schwankte der Gesamtphosphor-Inhalt zwischen den Terminen, während sich der gelöste Anteil gleichzeitig sehr konstant entwickelte. Hieran wird deutlich, dass Sedimentation und wohl auch Resuspension den Gesamtphosphor-Inhalt im Otterstedter See im Jahresverlauf stark mit beeinflussen und möglicherweise auch den Extremwert im Juni 2022 erklären.

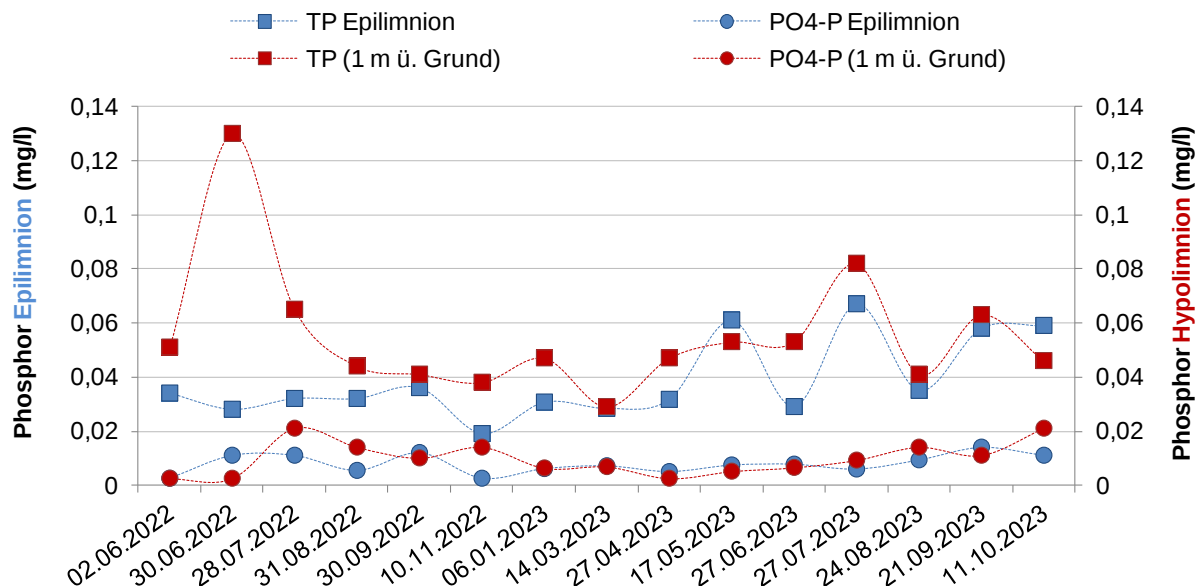


Abbildung 28. Gesamtphosphor (TP)- und ortho-Phosphat-Phosphor ($\text{PO}_4\text{-P}$)-Konzentration im Epi- und Hypolimnion des Otterstedter Sees im Jahr 2022 und 2023.

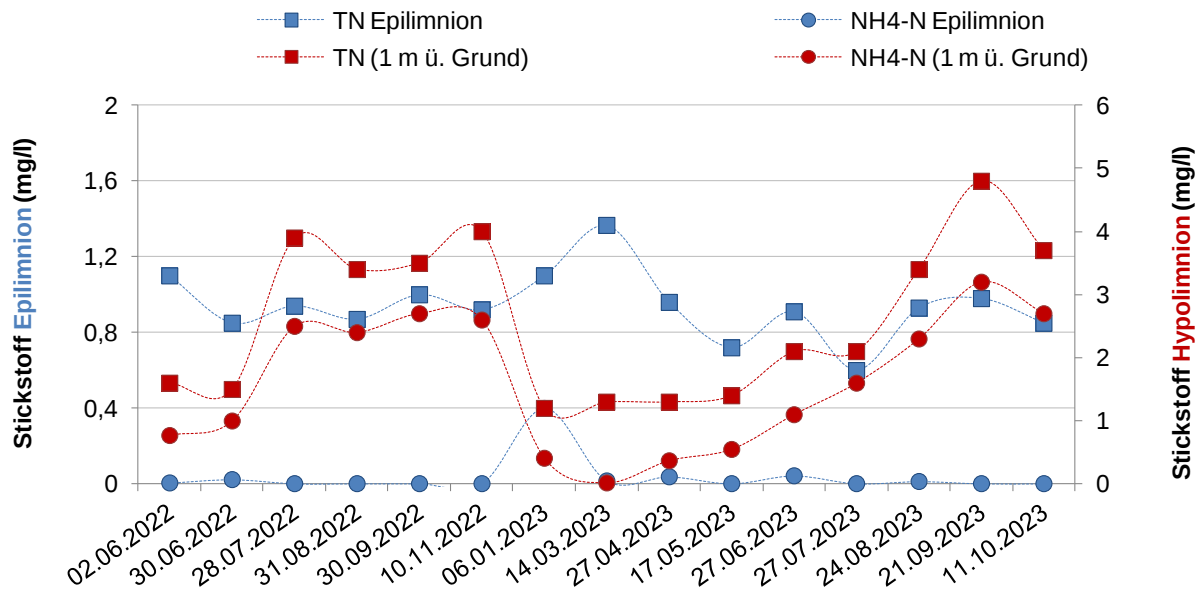


Abbildung 29. Gesamtstickstoff (TN)- und Ammonium-Stickstoff (NH₄-N)-Konzentration im Epi- und Hypolimnion des Otterstedter Sees im Jahr 2022 und 2023. Die primäre y-Achse (links) zeigt die Konzentration im Epilimnion und unterscheidet sich von der sekundären y-Achse (rechts; Hypolimnion) um den Faktor 3.

Im Otterstedter See lag die mittlere TN-Konzentration im Untersuchungszeitraum über alle Tiefen bei 1,5 mg/l. Die Konzentrationen bewegten sich in einem Wertebereich zwischen minimal 0,51 mg/l (4 m Wassertiefe, 27.07.2023) und maximal 4,8 mg/l (1 m ü. Grund, 21.09.2023). Insgesamt lag die TN-Konzentration im Epilimnion bei 0,94 mg/l. Ähnlich wie beim TP ist auch für TN in Folge der Sedimentation von organischer Substanz eine Abnahme im Jahresverlauf zu erwarten. Im Verlauf des Jahres 2023 war diese auch im Epilimnion des Otterstedter Sees zu beobachten. Die NH₄-N-Konzentrationen lagen in den Sommermonaten im Epilimnion meist im Bereich der Bestimmungsgrenze (<0,005 mg/l) und lediglich nach der der Vollzirkulation (06.01.2023) stieg der Werte auf 0,41 mg/l an. NO₃-N wird in der photischen Zone von Pflanzen als Nährstoff aufgenommen, aber auch von Mikroorganismen im Hypolimnion bei Sauerstoffmangel als Energiequelle für den Abbau organischer Substanz genutzt (Denitrifikation). Auch die NO₃-N-Konzentrationen lagen in den Sommermonaten mit Ausnahme des 24.08.2023 (im Mittel 0,044 mg/l NO₃-N) im Epilimnion meist im Bereich der Bestimmungsgrenze (<0,02 mg/l) und nur im Frühjahr 2023 stieg die mittlere Konzentration nach der Nitrifikation des NH₄-N auf 0,34 mg/l (14.03.2023; Tabelle A 6) an. Bereits am 17.05.2023 war NO₃-N oberflächennah kaum mehr verfügbar. Gelöste anorganische N-Verbindungen, die in dieser Form direkt für Pflanzen verfügbar sind, waren in den Sommermonaten im Epilimnion daher kaum nachweisbar und wurden, falls verfügbar, umgehend in Biomasse gespeichert. Manche Cyanobakterien-Gattungen können im Wasser befindlichen N₂ (Luftstickstoff) nutzen und sofern PO₄-P verfügbar ist, ihr Wachstum fortsetzen. In mittleren Tiefen war Nitrat-Stickstoff im Frühjahr noch länger als im Epilimnion bzw. Hypolimnion vorhanden (Tabelle A 6 und Tabelle A 7), da in diesen Tiefen keine effektive Aufnahme durch Phytoplankton und im sauerstoffgesättigten Wasser ebenso noch keine Umwandlung zu Ammonium-Stickstoff stattfand.

Im Tiefenwasser zeigte sich im Jahresverlauf eine deutliche Zunahme der TN-Konzentration, die vor allem im Anstieg der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration begründet war (Abbildung 29). Ammonium reicherte sich im anaeroben Tiefenwasser durch den mikrobiellen Abbau organischer Substanz an.

Gelöste Kieselsäure (SiO_2) ist ein wichtiger Nährstoff für Diatomeen (so genannte Kieselalgen), da diese Silicium zum Aufbau ihrer Schalen benötigen. Mit Ausnahme des 11.10.2023 enthielt das Epilimnion des Otterstedter Sees im Jahresverlauf keine gelöste SiO_2 ($< 0,4$ mg/l) und auch im anaeroben Tiefenwasser, welches in SiO_2 -reichen Gewässern oftmals höhere Konzentrationen rückgelöster Kieselsäure enthält, wurden nur sehr geringe Konzentrationen (maximal $0,96$ mg/l; 21.09.2023; Tabelle A 8) bestimmt. Wie in Kapitel 4.2 beschrieben, prägten Kieselalgen in keiner Phase die Zusammensetzung des Phytoplanktons. Möglicherweise limitierte der Mangel an SiO_2 das Wachstum der Kieselalgen, die in vergleichbaren Gewässern im Frühjahr oft das Phytoplankton dominieren.

Um überdies Hinweise auf Phasen mit Nährstofflimitation zu erhalten, können die Konzentration der Hauptnährstoffe N und P und deren Verhältnis zueinander betrachtet werden. Für die Einschätzung der Stickstoff- und Phosphorlimitierung wurde das Verhältnis der molaren Massen $\text{DIN}/\text{PO}_4\text{-P}$ (anorganischer Stickstoff ($\text{N}_{\text{anorg}} = \text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$) / ortho-Phosphat-Phosphor ($\text{PO}_4\text{-P}$)) verwendet. Ein Wert < 10 gilt dabei als Hinweis auf einen N-Limitation, Verhältniswerte > 20 deuten auf P-Limitation. Werte im Zwischenbereich sind ein Hinweis auf co-Limitation beider Nährstoffe. Als zusätzliche Bedingungen für potentielle Limitierung müssen N_{anorg} -Konzentrationen unter $0,1$ mg/l und $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen unter $0,01$ mg/l liegen, da keine Limitierung des jeweiligen Nährstoffes vorliegt, wenn diese Grenzwerte überschritten werden (Maberly et al. 2020).

Im Jahresverlauf wurde im Epilimnion zu keinem Zeitpunkt die gleichzeitige Überschreitung beider Grenzwerte festgestellt, sodass eine Betrachtung der Verhältniswerte an allen Terminen zulässig war. Wie bereits im vorigen Absatz beschrieben waren bis auf die Monate der Vollzirkulation nur sehr geringe N_{anorg} -Konzentrationen im Epilimnion messbar, die im Verlauf des Sommers auch weiter abnahmen. Während der Vollzirkulation war die Menge gelöster anorganischer N-Verbindungen hingegen groß (Abbildung 30 oben). Demgegenüber war $\text{PO}_4\text{-P}$ an diesen Terminen in gleichbleibend, geringer Konzentration verfügbar (Mittelwert Jan-Apr 2023: $0,006$ mg/l). An einzelnen Terminen lag die $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration jedoch auch während der Sommermonate leicht über dem Grenzwert, der eine Voraussetzung für eine P-Limitierung markiert (Abbildung 30 oben). Der Verhältniswert $\text{N}_{\text{anorg}}/\text{PO}_4\text{-P}$ sank daher im Verlauf der Sommermonate.

Von Juni–September 2022 deuten die Daten daher auf eine N-Limitation des Phytoplanktons hin. Während der Vollzirkulation hingegen deuten die Daten auf eine P-Limitation des Phytoplanktons. Vor und nach der Vollzirkulation lagen beide Nährstoffe im Mangel vor (co-Limitation). Im Jahr 2023 setzte die Phase der N-Limitation später ein (27.07.2023) und wurde die bereits oben beschriebenen N_{anorg} -Konzentrationen am 24.08.2023 kurzzeitig durch eine P-Limitation unterbrochen (Abbildung 30 unten).

Legt man für die Betrachtung Grenzwerte aus dem Projekt Nitrolimit zu Grunde, (Bedingung: $\text{N}_{\text{anorg}} > 0,14$ mg/l, $\text{PO}_4\text{-P} > 0,025$ mg/l; Verhältnis: $\text{N}_{\text{anorg}}/\text{TP} < 1,6$ = N-Limitation, $\text{N}_{\text{anorg}}/\text{TP} > 1,6$ = P-Limitation; (Nixdorf et al. 2013)), zeigt sich im Jahr 2022 ein noch deutlicherer Trend

hin zur N-Limitation. Im Jahr 2023 hingegen wechseln sich die Limitationszustände insbesondere im Frühjahr stärker ab, während des Sommers dominiert jedoch auch hier die N-Limitation.

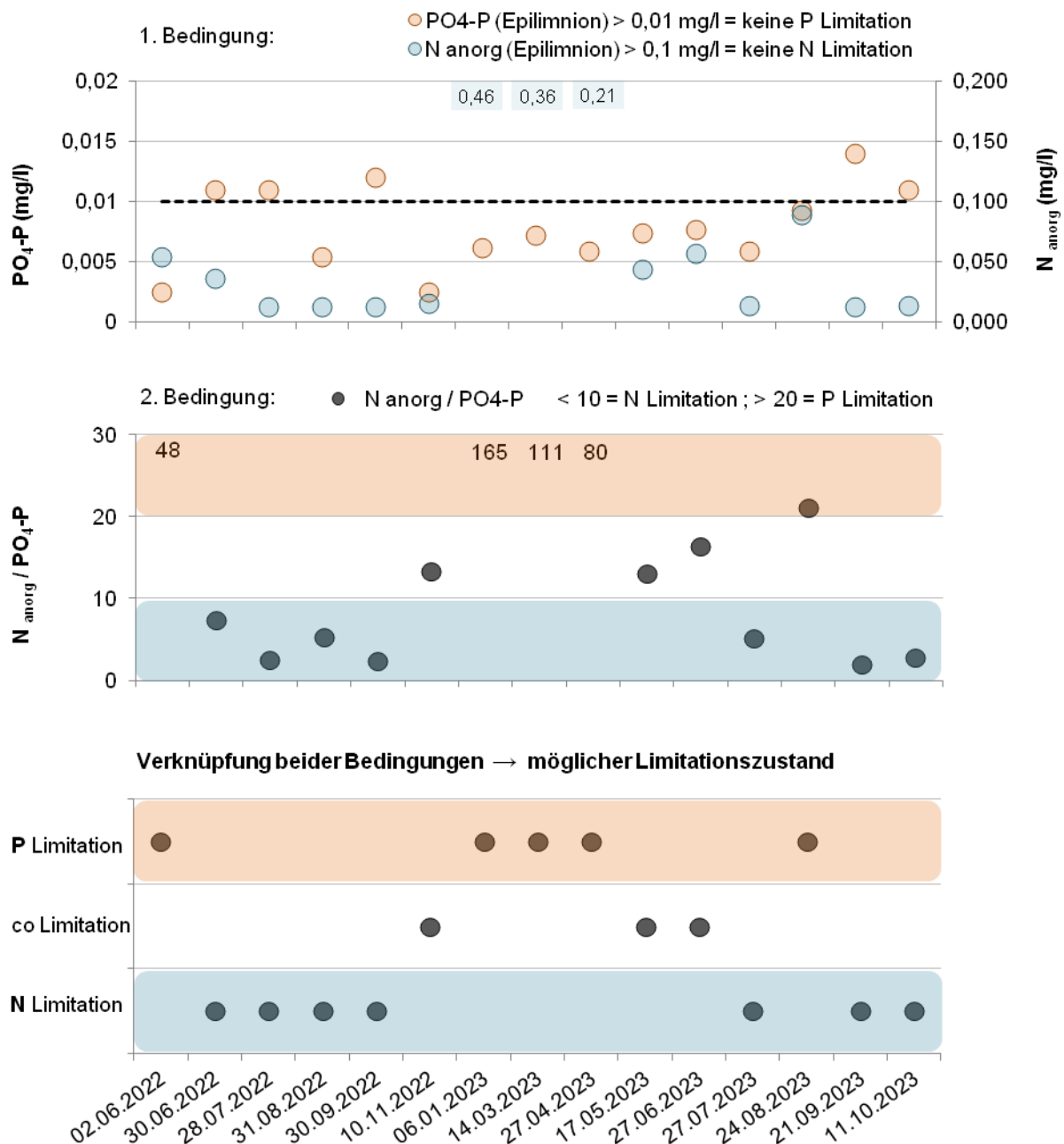
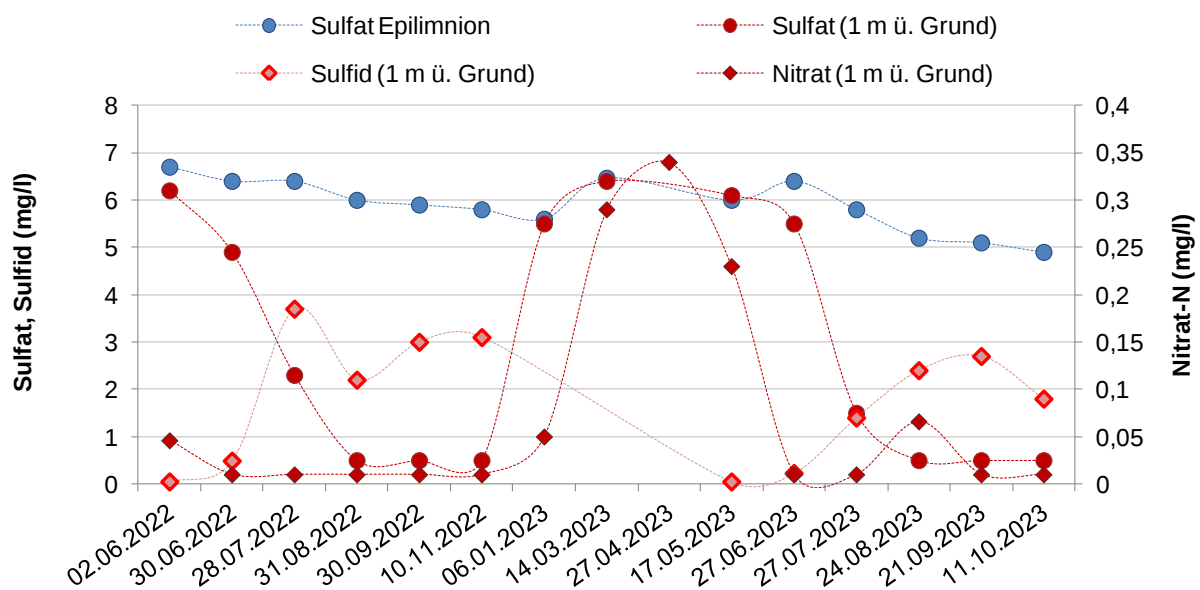


Abbildung 30. Phasen potentieller Nährstofflimitation im Otterstedter See. Oben: Bedingung 1 = bei Konzentrationen > 0,1 mg/l N_{anorg} gibt es keine N-Limitation; bei Konzentrationen > 0,01 mg/l PO₄-P gibt es keine P-Limitation. Mitte: Bedingung 2 = Verhältnisswerte von N_{anorg} / PO₄-P (molar) < 10 deuten auf N-Limitation; Verhältnisswerte > 20 deuten auf P-Limitation. Unten: Zusammenfassende Verknüpfung der Bedingungen und Darstellung wahrscheinlicher Limitierung je Termin (Maberly et al. 2020).

4.8.3. Schwefel und Metalle

Die organische Substanz wird bei ihrem Abbau energetisch unterschiedlich genutzt - molekularer Sauerstoff erlaubt den höchsten Energiegewinn. Ist dieser verbraucht, werden entsprechend der Energieausbeute Nitrat, Mangan(IV), Eisen(III) und Sulfat als alternative Energiequellen genutzt. Unter streng anaeroben Bedingungen erfolgt Methanbildung durch Nutzung von Kohlendioxid. Die mikrobiellen Redoxprozesse laufen zum Teil parallel ab und sind in Abbildung 32 Bereichen des Redoxpotentials zugeordnet. Die Abbauprozesse wirken sich nicht nur auf das Porenwasser der Sedimente aus, sondern prägen mit zunehmender Schichtungsdauer auch das darüber liegende Tiefenwasser des Sees (Abbildung 25). Daher war im anaeroben Tiefenwasser des Otterstedter Sees im Jahresverlauf auch eine Anreicherung von Mangan und Eisen, sowie eine Abnahme der Sulfat-Konzentration zu beobachten, die im Anschluss auf den vollständigen Verbrauch von $\text{NO}_3\text{-N}$ folgte. Sulfat wurde dabei zu H_2S (Schwefelwasserstoff) reduziert und in Form von freisetzbarem Sulfid im Wasserkörper nachgewiesen. Diese Zusammenhänge und ihre Auswirkungen werden im Ergebnisteil der Sedimentuntersuchungen weiter betrachtet (Kapitel 4.10).

Im Vergleich der Untersuchungsjahre ist auffällig, dass sowohl Eisen, Mangan und auch Sulfat im Jahr 2023 im Epilimnion in geringerer Konzentration vorlagen (Abbildung 31).



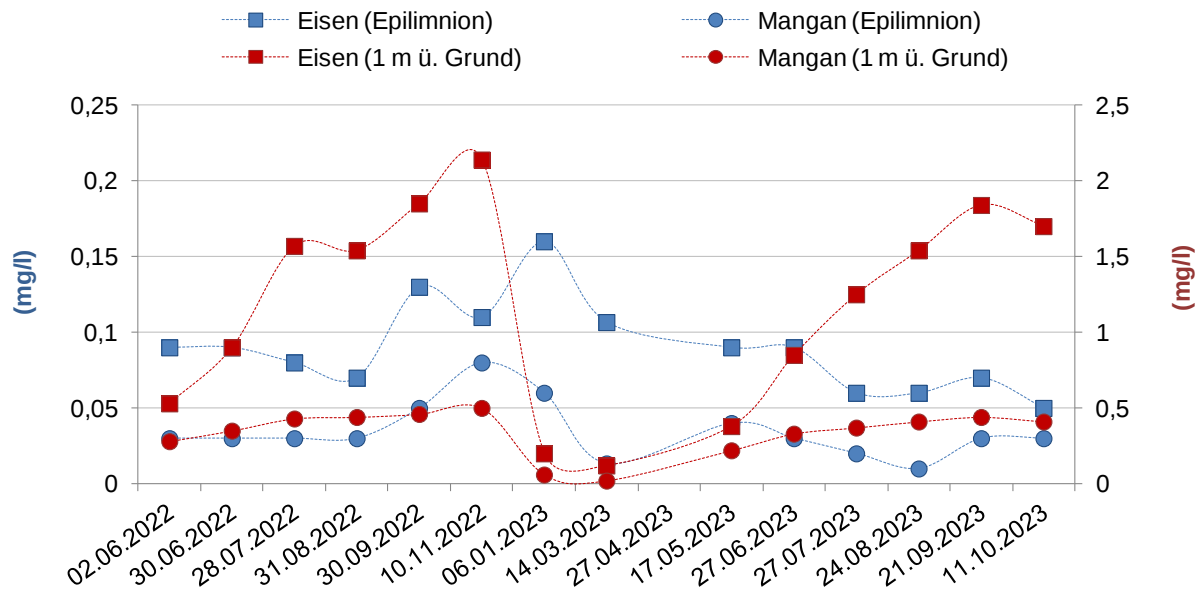


Abbildung 31. Oben: Sulfat-Konzentration im Epi- und Hypolimnion, sowie Nitrat- und Sulfid-Konzentration im Hypolimnion des Otterstedter Sees im Jahr 2022 und 2023. Unten: Eisen- und Mangan-Konzentration im Epi- und Hypolimnion des Otterstedter Sees im Jahr 2022 und 2023. Aufgrund der höheren Konzentrationen im Tiefenwasser unterscheiden sich die primäre y-Achse und die sekundäre y-Achse in dieser Grafik um den Faktor 10.

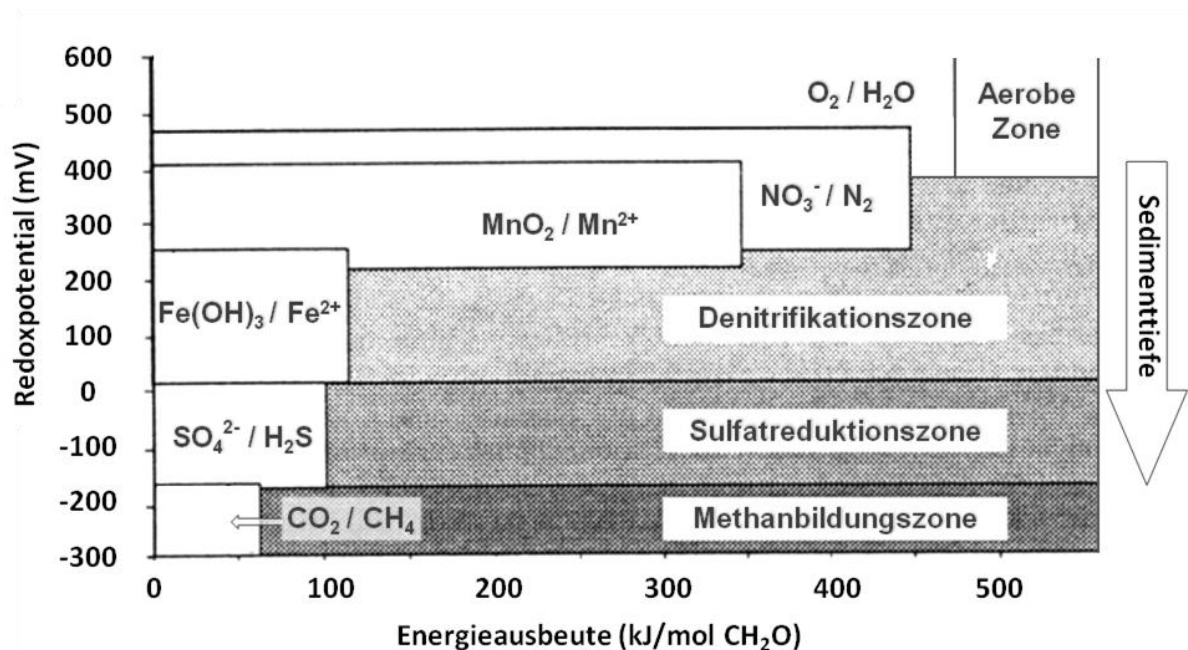


Abbildung 32. Mikrobielle Redoxprozesse beim Abbau organischer Substanz und ihre Zuordnung zum Redoxpotential und zur Energieausbeute (verändert aus Dokulil 2001 und Calmano 2001)

4.8.4. Zuläufe bei Starkniederschlägen und Hochwasser

Die zusätzlichen Untersuchungen am 23.06.2023 und 12.09.2023 zeigen, dass während starker Niederschläge Nährstoffe in erhöhter Konzentration in den See eingetragen werden. Die P-Konzentrationen der Zuflüsse lagen an den meisten Proben 2- bis 7-fach über denen

des oberflächennahen Seewassers (0,027 mg/l bzw. 0,038 mg/l). N-Konzentrationen waren in den Zuflüssen nur geringfügig erhöht und lagen maximal 2,4-fach über der N-Konzentration des oberflächennahen Seewassers (0,97 mg/l bzw. 0,68 mg/l). Eine Ausnahme bildete die Probe im Bereich der Straße am Sportplatz am 12.09.2023, die mit 1,3 mg/l TP und 23 mg/l TN stark erhöhte Nährstoffkonzentrationen aufwies. Die Probe wurde jedoch nicht aus fließendem Wasser entnommen, sondern aus einer Vertiefung im Straßenbereich, wo sich das Wasser zuvor gesammelt hatte. Möglich erscheint, dass die Nährstoffkonzentrationen des Niederschlagswassers durch die Passage gedüngter Gartenflächen beeinflusst war. Für Niederschlagsabflüsse von teilweise versiegelten Flächen (Mischflächenabfluss) lagen die P-Konzentrationen der übrigen Messstellen in einem niedrigen (erwartbare Konzentration 0,2–1 mg/l; Schmitt et al. 2010) und die N-Konzentrationen ebenfalls in einem niedrigen Bereich (erwartbare Konzentration 3–8 mg/l; Schmitt et al. 2010).

Die Situation am 03.01.2024 ist gesondert zu betrachten, liegt eigentlich außerhalb des Betrachtungszeitraums der Machbarkeitsstudie und wurde hier aufgrund der Relevanz des Ereignisses und der guten Dokumentation mit einbezogen. Um Gebäude östlich des Driftwegs vor Überflutung zu schützen war es nötig auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen westlich des Driftwegs stehendes Wasser abzuleiten, welches sich dort aufgrund sehr starker Niederschläge und wassergesättigter Böden gesammelt hatte. Das Wasser, welches von den überfluteten Flächen in den See eingeleitet wurde, war gut mit Sauerstoff versorgt, von geringer Leitfähigkeit und wies keine erhöhten N-Konzentrationen auf. Auch die verhältnismäßig geringen TOC-Konzentrationen deuten auf von Niederschlägen geprägtes Wasser. Die P-Konzentrationen des eingeleiteten Wassers lagen jedoch mit 0,43 mg/l etwa 10-fach höher als im oberflächennahen Seewasser (0,042 mg/l) und ein großer Teil des Phosphors lag gelöst als $\text{PO}_4\text{-P}$ vor (0,31 mg/l). Bei durchschnittlichen Witterungsverhältnissen entwässern diese Flächen aufgrund straßenparalleler Gräben entlang der Feldstraße nicht in den See. Die P-Konzentrationen des Zulaufs Südwest lagen in einem sehr ähnlichen Bereich, dieser Zufluss wies jedoch etwas höhere TN-Konzentrationen und höhere TOC-Konzentrationen auf. Die Feuerwehr leitete über etwa 4,5 h ca. 250 m³ Wasser ein. Bei o.g. Konzentrationen entspricht das einem Eintrag von ca. 110 g Phosphor; diesem Wert stehen 9 kg P (Mittelwert 11.10.23 und 25.01.24) im Wasserkörper des vollzirkulierten Otterstedter Sees gegenüber. Der Einsatz hat für sich genommen daher kein hohes Schadenspotential. Durch die hohen Wasserstände und Niederschläge in den Wintermonaten 23/24 wird über die sonstigen Zuflüsse und Rinnsale jedoch ein Vielfaches dieser Menge eingetragen worden sein. Die Ergebnisse der Untersuchungen der Zuläufe sind gesammelt in Tabelle A 11 im Anhang dargestellt.



Abbildung 33. Hochwasser am 03.01.2024 im Bereich der Feldstraße. Oben links: Überflutungsbe-
reich Feldstr. Höhe Driftweg - Blickrichtung Süd; Oben rechts: Feldstraße Höhe Driftweg - Blickrich-
tung Ost; Unten links: Eine von zwei Einleitungen der Feuerwehr in den See; Unten Mitte: Steg Nord-
ost - maximaler Füllstand des Otterstedter Sees; Unten rechts: Aalgraben Höhe Zum Pastoreensee

4.8.5. Historische Entwicklung

Limnologische Untersuchungen wurden am Otterstedter See bereits in den 1950er Jahren ausgeführt und in den Ausführungen von Müller (1970) und Poltz (1982) wird mit Bezug auf die älteren Arbeiten beschrieben, dass der See Mitte der 1950er Jahre bereits in einem leicht eutrophen Zustand war und die Nährstoffbelastung durch anthropogene Einträge etwa 1935 begann. Der zuvor oligotrophe (nährstoffarme) See wies zu diesem Zeitpunkt noch Unterwasserrassen auf, die vorwiegend aus den Arten der Gattung *Littorella* und *Fontinalis* gebildet wurden. Konzentrationen der Nährstoffe liegen aus dem frühen Untersuchungszeitraum nicht vor, der Pflanzenbestand zeigt jedoch an, dass vor 1935 über längere Zeit TP-Konzentrationen $< 0,020 \text{ mg/l}$ im See vorgeherrscht haben müssen. Mitte des vorigen Jahrhunderts nahm der Nutzungsdruck durch aufkommenden Badebetrieb und die Bebauung der Umgebung durch Wochenendhäuser kontinuierlich zu. Erst 1977–1978 wurden diese an eine Ringkanalisation angeschlossen und der Eintrag von Ab- und Mischwasser in den See unterbunden. Anfang der 1990er Jahre lag die epilimnische P-Konzentration bei etwa $0,08 \text{ mg/l}$ und war durch die Verringerung der externen Einträge bereits leicht rückläufig.

Seit 2003 sind die TP-Konzentrationen des Freiwassers von internen Restaurierungsmaßnahmen beeinflusst, da zwischen 2003 und 2006 in den Sommermonaten P-belastetes Tie-

fenwasser aus dem See in den Aalgraben abgeleitet wurde. Im Jahr 2005 wurden auf diese Weise beispielsweise ~2,6 kg P aus dem Wasserkörper entfernt (Schriftverkehr Flecken Ottersberg, Institut Dr. Nowak 03.05.2006). Die mittlere epilimnische TP-Konzentration lag zwischen 2003 und 2006 bei 0,053 mg/l ($n = 9$).

Tabelle 15. P-Konzentrationen des abgeleiteten Tiefenwassers zwischen 2003 und 2006.

		Phosphor (TP)	ortho-Phosphat-Phosphor (PO ₄ -P)
16.07.2003	abgepumptes Tiefen-wasser	0,08	
28.04.2005	Aalgraben Auslauf OS	0,11	0,04
04.06.2005	Aalgraben Auslauf OS	0,23	0,22
30.06.2005	Aalgraben Auslauf OS	0,12	0,02
19.07.2005	Aalgraben Auslauf OS	0,11	0,02
26.08.2005	Aalgraben Auslauf OS	0,08	0,04
16.06.2006	Ablauf See Rohrende	0,10	0,06
17.07.2006	Ablauf See Rohrende	0,13	0,10

Aufgrund starker Geruchbelastung im Bereich der Einleitung des Tiefenwassers und auch wegen der deutlichen Wasserstandsabsenkung des Sees wurde die Tiefenwasserentnahme nicht weitergeführt, sondern Anfang November 2006 erstmalig 11 t eines Lanthan-modifizierten Bentonits (LMB; Produktname Bentophos) zur Phosphatbindung in den See eingebracht. Zwischen November 2006 und Ende 2017 lag die mittlere epilimnische TP-Konzentration bei 0,032 mg/l ($n = 61$). Aufgrund deutlich gestiegener TP-Konzentrationen in den Jahren 2018 und 2019 ($\bar{x}$ 0,053 mg/l; $n = 11$) wurde die P-Bindung im Februar 2020 auf Anraten eines externen Gutachters (Wassmann 2018) wiederholt und es erfolgte die Einbringung von 8 t LMB. Nach der neuerlichen Ausbringung war die epilimnischen TP-Konzentrationen erneuert verringert und betrug zwischen März 2020 und Oktober 2023 im Mittel 0,035 mg/l ($n = 34$). Das regenreiche Jahr 2023 zeigte für sich genommen mit 0,044 mg/l eine höhere mittlere TP-Konzentration, die vor allem aus höheren Konzentrationen in der 2. Jahreshälfte resultierte. Die historischen P-Konzentrationen sind in Abbildung 34 dargestellt und im Anhang in Tabelle A 13 im Einzelnen aufgeführt.

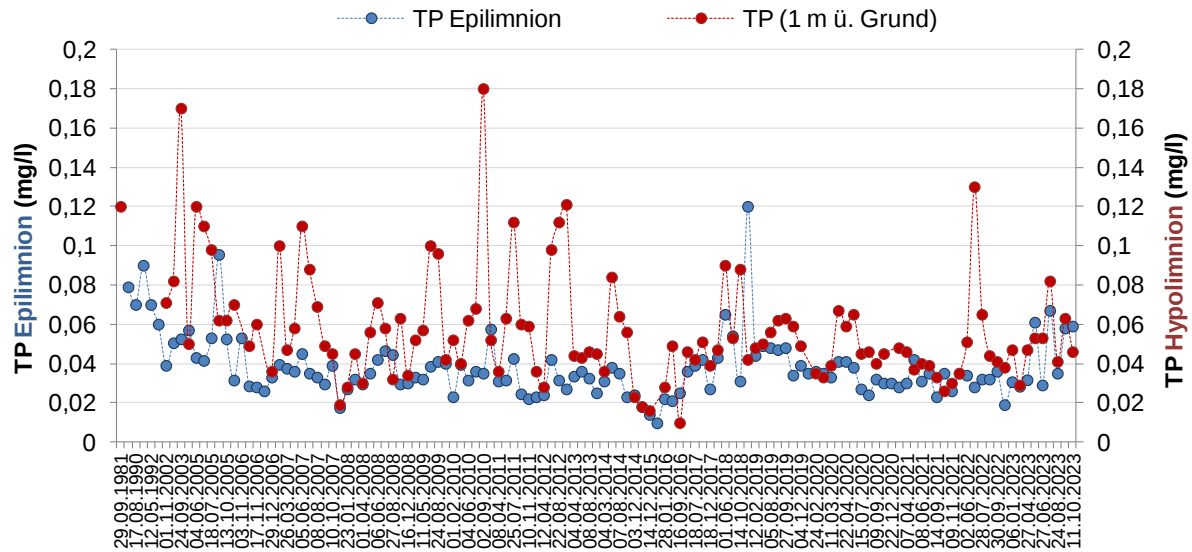


Abbildung 34. Historische Entwicklung der TP-Konzentration im Epilimnion und 1 m über Grund im Otterstedter See. Nicht jeder Messtermin ist mit einem Datum auf der x-Achse versehen. Die x-Achse ist zudem in gleichen Intervallen dargestellt. Die Ursprungsdaten sind auch im Anhang in Tabelle A 13 dargestellt.

4.9. Massenbilanz des Phosphors

4.9.1. Phosphor im Wasserkörper

Im Untersuchungszeitraum zwischen Juni 2022 und Januar 2024 fand sich in der Wasserphase zwischen 4 kg (November 2022) und 11,6 kg (Juni 2022) Phosphor (Abbildung 35). Ein saisonal in geschichteten Seen typisches wiederkehrendes Muster von ansteigender Phosphormasse im Verlauf der Vegetationsperiode konnte am Otterstedter See nicht beobachtet werden. Im Durchschnitt war in der Vegetationsperiode 2023 mit 8,4 kg 1,5 kg mehr Phosphor im Wasserkörper vorhanden als noch in der Vegetationsperiode des Vorjahres. Während es im Zuge der Vollzirkulation 2022 zu einem deutlichen Rückgang des P-Inhalts des Sees kam (ca. -2 kg), hatte der P-Inhalt 2023 einen zunehmenden Trend auch über die Vegetationsperiode hinaus. Im Vergleich von Januar 2023 und Januar 2024 waren netto 3,2 kg P mehr im See.

Die größeren Schwankungen des Gesamtphosphor-Inhalts während der Vegetationsperiode deuten auf ein dynamisches Geschehen zwischen Rücklösung, Resuspension und Sedimentation hin. Beispielsweise im Juni 2022 deutete ein Anstieg des gelösten Phosphors auf Rücklösungsprozesse hin, der Anstieg des Gesamtphosphors bis 11,6 kg P war aber deutlich steiler. Das kann einerseits auf eine sehr effiziente und direkte Nutzung des freigesetzten Phosphors hindeuten und den damit verbundenen Einbau in Biomasse. Allerdings fiel der Gesamtphosphor-Inhalt nur vier Wochen später wieder etwa auf das Ausgangsniveau zurück, d.h. hier muss etwa 5 kg P in höheren Trophiestufen inkorporiert (Zooplankton und Fische) oder durch Sedimentation dem Wasserkörper entzogen worden sein. Im Abgleich mit Zooplankton-Biovolumina und dem Zustand der Fischzönose dürfte jedoch Sedimentation hiervon den weit größten Anteil ausmachen. Während der Vegetationsperiode 2023 schwankte der Gesamtphosphor-Inhalt zwischen den Terminen jeweils um etwa 2–3 kg P, während sich der gelöste Anteil gleichzeitig sehr konstant entwickelte. Hieran wird deutlich, dass Sedimentation und wohl auch Resuspension den Gesamtphosphor-Inhalt im Otterstedter See im Jahresverlauf stark mit beeinflussen. Das Auftreten von Resuspension konnte eindeutig durch den Inhalt der Sedimentfallen nachgewiesen werden (vgl. 4.10.2). Das Auftreten von starker Resuspension verhindert die Ermittlung des Anteils aus P-Rücklösung, wie sie durch eine sog. hypolimnetische P-Bilanz bestimmt werden könnte. Wenn man behelfsweise die Differenz von gelöstem P im Hypolimnion zwischen Anfang und Ende der Vegetationsperiode hinzuzieht (Aufnahme durch Schwachlicht-adaptiertes Phytoplankton und Bakterien sind darin dann nicht berücksichtigt und der Wert eher unterschätzt), lag die P-Rücklösung in beiden Jahren bei ca. 0,5 kg P.

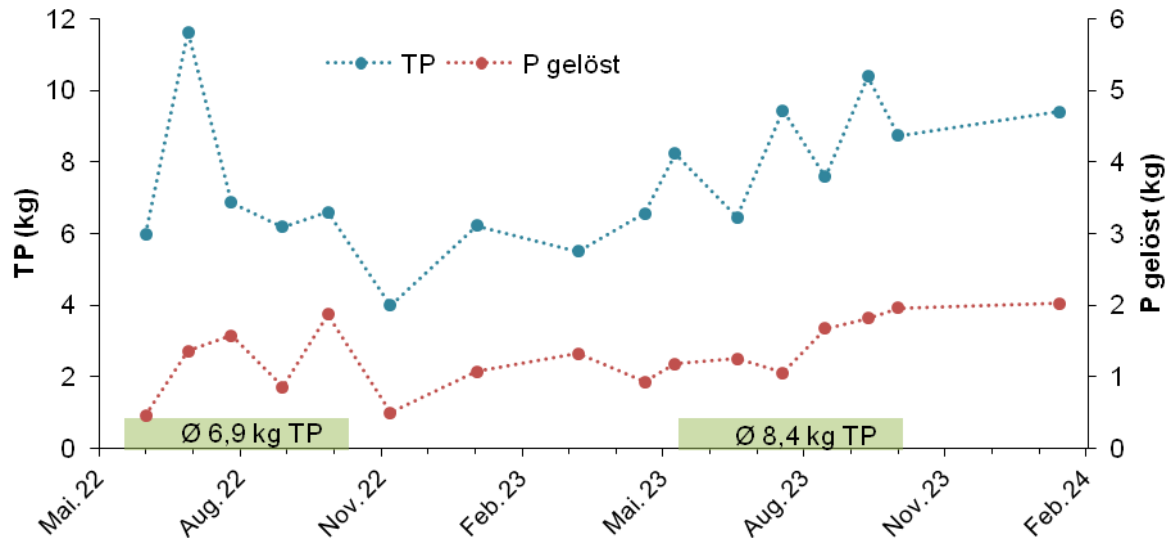


Abbildung 35. Phosphor-Inhalt des Otterstedter Sees während des Monitorings 2022/2023.

Aus dem Gutachten von Poltz (1982) geht hervor, dass Ende der 70er Jahre 25–30 kg P im Wasserkörper waren, 1981/82 noch etwa 20 kg. Dies war unmittelbar nachdem externe P-Einträge stark minimiert wurden (vgl. 4.8.5). Seit 2003 wurden im Wasserkörper des Otterstedter Sees Phosphormassen von 3,1 kg (November 2007) bis 17,5 kg (Dezember 2018) gemessen (Abbildung 36), wobei in diesem Zeitraum P über eine Ableitung des Tiefenwassers entfernt wurde (2003–2005) und zweimal chemische Fällungen von P durchgeführt wurden (2006 und 2020). Da wie oben beschrieben saisonal größere Schwankungen auftreten, wurden im Langzeitvergleich jeweils zwischen März und Mitte April ermittelte Werte hervorgehoben („Frühjahrs TP“, Abbildung 36). Der Frühjahrs-TP-Inhalt des Wasserkörpers schwankte dann zwischen 4,1 kg P und 9,1 kg P (9,4 kg P im *Januar 2024*), vor allem in den Jahren nach der ersten Fällung 2006 jedoch recht konstant um 5,6 kg P. Zwischen 2014 und 2018 wurden keine Daten erhoben, 2018 und 2020 wurden jedoch ca. 2 kg und 1 kg mehr Phosphor zu Saisonbeginn gemessen als noch 2014. Zwischen 2014 und 2018 muss es also zu einem überproportionalen Anstieg von Phosphor gekommen sein. Ähnlich ist auch in den jüngsten Daten zu beobachten, dass seit 2023 die Gesamtphosphormenge im See wieder angestiegen ist.

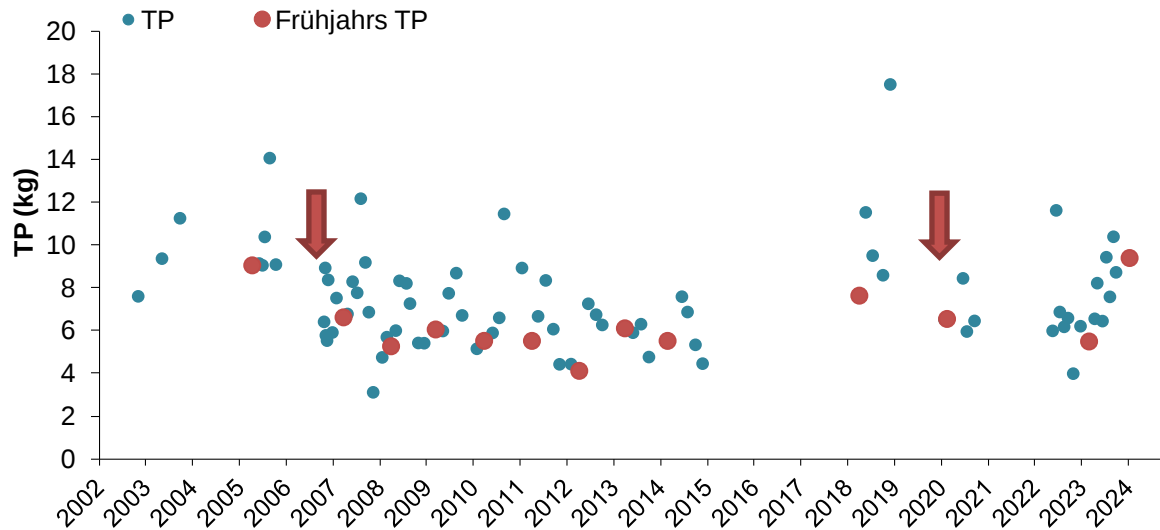


Abbildung 36. Phosphor-Inhalt des Wasserkörpers anhand vorhandener Messdaten (IDN, Wassmann 2018) seit 2003. Rote Pfeile zeigen den Zeitpunkt der Phosphor-Fällung. Rot hervorgehoben sind die Datenpunkte, die in einem vergleichbaren Zeitraum jeweils zwischen März und Mitte April erhoben wurden (Ausnahmen 27.02.2020 und 06.01.2024), da größere Schwankungen vor allem saisonal auftreten.

4.9.2. Externer Phosphor-Eintrag

Neben den internen Phosphorströmen konnten auch externe Eintragspfade quantifiziert werden (Tabelle 16):

Der **atmosphärische Eintrag** von Phosphorverbindungen kann einen bedeutsamen Anteil am Phosphorhaushalt eines Sees einnehmen (Tipping et al. 2014). Die atmosphärische P-Deposition in ein Gewässer setzt sich aus einer Hintergrundbelastung weit transportierter Partikel (global relativ konstant zwischen 5–30 mg P/m²/a (Meinikmann et al. 2013)) und aus Partikeln lokaler Quellen, die z.B. durch Winderosion von Ackerflächen eingetragen werden (Scheffer & Schachtschabel 2002), zusammen. Lokale Quellen haben oftmals eine größere Relevanz auf den P-Haushalt als die Hintergrundbelastung (Meinikmann et al. 2013). Sharpley (1996) gibt an, dass zwischen 20–80 % der sommerlichen Deposition wasserlöslich sind. Diese Spanne ist weit, zeigt jedoch, dass die Bioverfügbarkeit des atmosphärisch eingetragenen Phosphors hoch sein kann.

Der Bilanzierung wurde hier eine Spannweite von 0,02–0,06 g P/m²/a zu Grunde gelegt, die nach Meinikmann et al. (2013) als übliche Spannweite für Seen in einer kontaminationsarmen, naturnahen Umgebung angegeben wird. Ähnliche Wertebereiche wurden auch in anderen Studien ermittelt. So lagen beispielsweise das arithmetische Mittel in einer Studie von Tipping et al. (2014), in der 54 Messstellen in Europa untersucht wurden, bei 0,03 g P/m²/a. Für den Otterstedter See ergibt dies einen mittleren atmosphärischen Eintrag von **1,95 kg P/a**.

Vögel, insbesondere herbivore Wasservögel, können durch Kot einen erheblichen Beitrag zur Eutrophierung von Gewässern beitragen (Hahn et al. 2008, Rönicke et al. 2008, Adhurya et al, 2020). Vor allem die größeren Wasservögel wie Enten und Gänse, die in terrestrischen Flächen grasen und im Gewässer rasten, sorgen für eine Verlagerung der Nährstoffe von terrestrischen in die aquatischen Ökosysteme (Hahn et al. 2008).

Aufgrund des hohen Bebauungsgrad der Umgebung werden der Otterstedter See und die umliegenden Flächen wahrscheinlich kaum von Wasservögeln frequentiert. Genaue Zählungen liegen allerdings nicht vor. Daher wurde für den Eintrag von P durch Vögel näherungsweise ein für niederländische Gewässer ermittelter durchschnittlicher Wert von 0,1 kg P/ha/a zugrunde gelegt (Hahn et al. 2008). Dieser Durchschnittswert geht auf ein Modell zurück, welches 26 herbivore Wasservogelarten betrachtet, die in niederländischen Gewässern gezählt wurden. Der durchschnittliche tägliche Phosphoreintrag pro Wasservogel schwankte in der Studie zwischen 0,03 g P (*Anas crecca*, Krickente) und 0,57 g P (*Cygnus olor*, Höcker-schwan). Demnach würden dem Otterstedter See jährlich etwa 0,5 kg P (und 5,1 kg N) durch herbivore Wasservögel zugeführt werden. Allerdings ist anzunehmen, dass der tatsächliche Eintrag aufgrund der Lage und Bebauung des Sees deutlich geringer ist. Daher gehen in die Bilanz **0,25 kg P** (50 % des oben ermittelten Durchschnittswert) als jährlicher Eintrag über Wasservögel ein.

Laubstreu von ufersäumigen Bäumen trägt ebenfalls zum P-Import in Seen bei. In der Literatur sind Werte von 100–330 g TS/m²/a Falllaub in einem geschlossenen Buchenwaldstandort und unabhängig der Baumart eine mittlere P-Konzentration von 0,4–2,3 mg/g TS angegeben (DWA 2006).

In Ufernähe des Otterstedter Sees stehen vorwiegend einzelne Bäume, ein dichter Baumbestand ist nicht vorhanden. Daher ist der Eintrag durch Laubstreu gegenüber anderen Eintragspfaden vernachlässigbar. Selbst bei einer theoretischen Annahme eines etwa 0,5–1 m breiten, direkt über dem Wasser ragenden und 400 m (ca. 50 % Uferlinie) langen Baumbestands, würde der Eintrag durch Laubstreu im Mittel nur etwa **0,087 kg P/a** betragen. Wenn man dann noch bedenkt, dass Pflanzen auch einen Teil der Nährstoffe über Wurzeln im Nahbereich des Ufers entnehmen, kann dieser Pfad bilanziell eher als ausgeglichen betrachtet werden.

Der P-Eintrag durch **Badegäste** findet hauptsächlich über Sonnenschutzmittel, Kosmetika und Urin statt (DWA 2006) und beläuft sich nach Schulz (1981) auf etwa 0,09 g P/Badegast/Tag. Davon entfallen ca. 99 % auf Urin und ca. 1 % auf Sonnenschutzmittel und die Haut. Die Anzahl der Badegäste unterscheidet sich von Jahr zu Jahr und ist stark vom Wettergeschehen abhängig.

2023 wurden während der Badesaison (01. Mai bis 30. September) an der Wetterstation 691 Bremen 46 Sommertage (Maximum der Lufttemperatur ≥ 25 °C) registriert, 16 entfielen auf ein Wochenende. Für Spitzentage (Sommertage) wurden an Wochentagen 100 und für das Wochenende 200 Badegäste angenommen. Für die restlichen Tage der Badesaison (107 Tage, davon 27 Wochenendtage) wurde 25 % der Anzahl der an Spitzentagen Badenden angesetzt, sodass 9.550 Badegäste in die Berechnung miteinfließen. In Zeiten außerhalb der Badesaison (212 Tage) wurden jeweils fünf Badegäste täglich angenommen, weswegen

noch einmal 636 Personen hinzuaddiert wurden. Für die insgesamt 10.186 Badegäste ist ein jährlicher Eintrag von **0,92 kg P** in die Bilanz eingegangen.

Durch **Grund- und Oberflächenwasser** kann es im Jahresverlauf auch zu einem P-Eintrag kommen. Jedoch ist der Einfluss des Grundwassers, wie in Kapitel 4.6 beschrieben, vergleichsweise gering. Infiltrierende Verhältnisse lagen nur in einem kurzen Zeitraum Ende 2023 vor, sodass der P-Eintrag durch Grundwasser trotz P-Anreicherung am Ostufer des Sees im Bereich der GWM 2 gegenüber anderen Eintragsströmen vernachlässigbar scheint. Zufließendes Oberflächenwasser wurde 2023 im niederschlagsreichen Juli und vor allem in den Herbst/Wintermonaten beobachtet. Für die Bilanzierung wurde eine durchschnittliche P-Konzentration von 0,325 mg/l (Mittelwert aus Zulauf Südwest vom 03.01. und 23.02.2024) angenommen. Bei einem Zufluss von etwa 7.200 m³ Wasser (vgl. Kapitel 4.7) ergibt sich für 2023 ein Eintrag von etwa **2,31 kg P**. Hierbei ist jedoch anzumerken, dass 2023 ein überdurchschnittlich nasses Jahr war und der Zufluss von Oberflächenwasser in niederschlagsärmeren Jahren deutlich geringer sein dürfte.

Tabelle 16. Übersicht über die derzeit bekannten externen P-Eintragspfade in den Otterstedter See.

Eintragspfade	Otterstedter See kg P/a (2023)
Atmosphärischer Eintrag	1,95
Wasservögel	0,25
Fallaub	0,087
Badegäste	0,92
Grundwasser und Oberflächenwasser	2,31
Summe	5,52

4.10. Sedimentuntersuchungen

4.10.1. Morphologie des Wasser- und Sedimentkörpers

Der Otterstedter See ist annähernd oval auf der Nord-Süd-Achse mit einer maximalen Länge von ca. 310 m und einer maximalen Breite von ca. 220 m. Bis in etwa 4 m Tiefe fallen die Uferbereiche insbesondere im Süden und in der Westhälfte flacher ab, unterhalb ist das Seebecken steiler geneigt. Das Tiefenmaximum liegt leicht nördlich versetzt vom Seemittelpunkt (Abbildung 37, Abbildung 38).

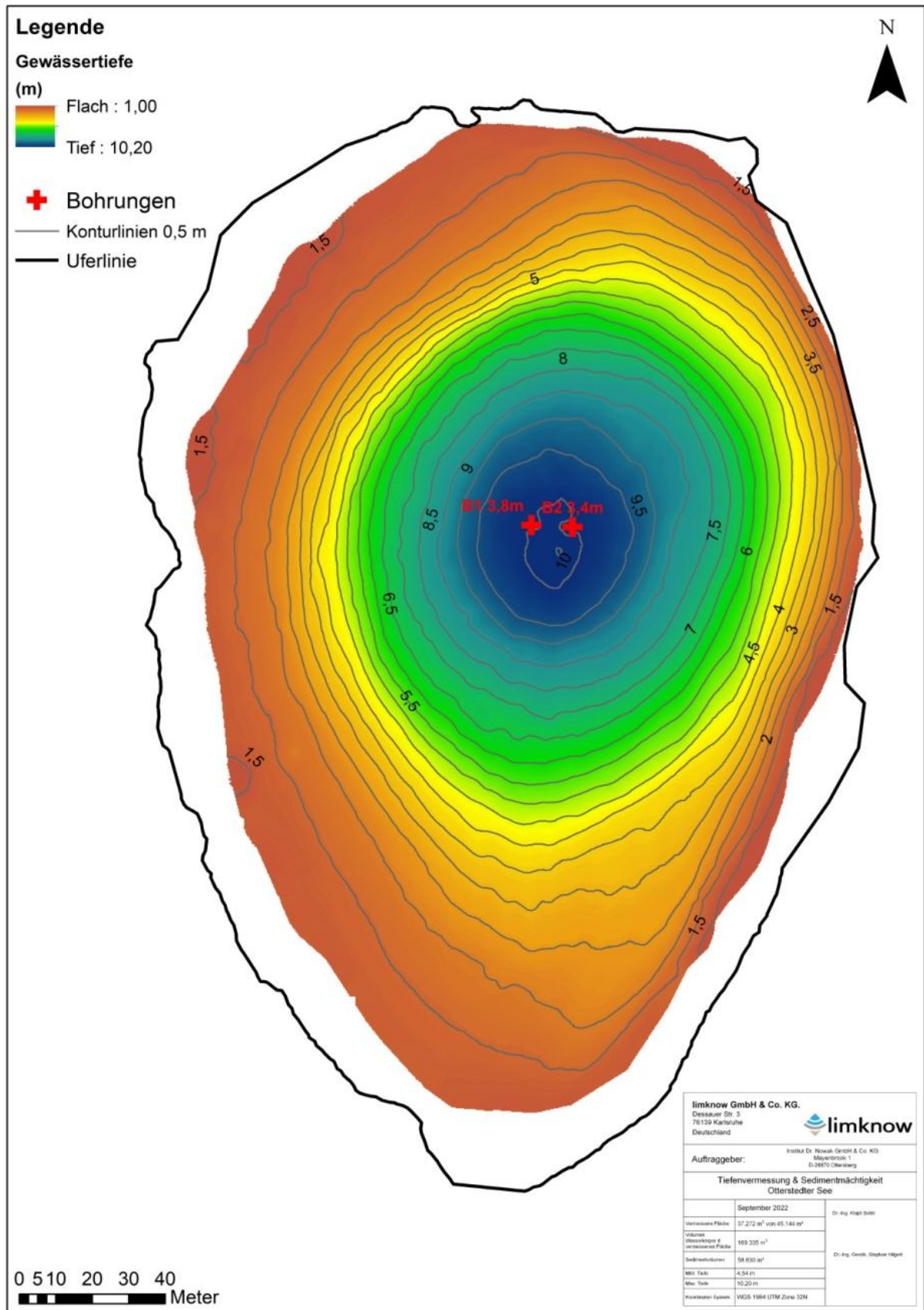


Abbildung 37. Bathymetrische Karte des Otterstedter Sees. Weitere Ansichten liegen im beigegeführten Gutachten der Firma Limknow vor.

Der Otterstedter See hatte während der Monitoringuntersuchungen zwischen Juni 2022 und Oktober 2023 den maximalen Pegel im April 2023 (19,66 m ü NN) bei einer Lottiefe von 10,5 m. Zum Zeitpunkt der Vermessung (9/2022) lag der Pegel lediglich auf 19,27 m ü. NN bei einer Lottiefe von 10,1 m. Abhängig von dieser im Messzeitraum ermittelten Pegelamplitude lag die Ausdehnung der Wasserfläche zwischen 45.100 –47.200 m², das Gesamtvolumen zwischen 169.000 m³ und 187.000 m³. Die mittlere Tiefe betrug demnach 3,75–3,95 m.

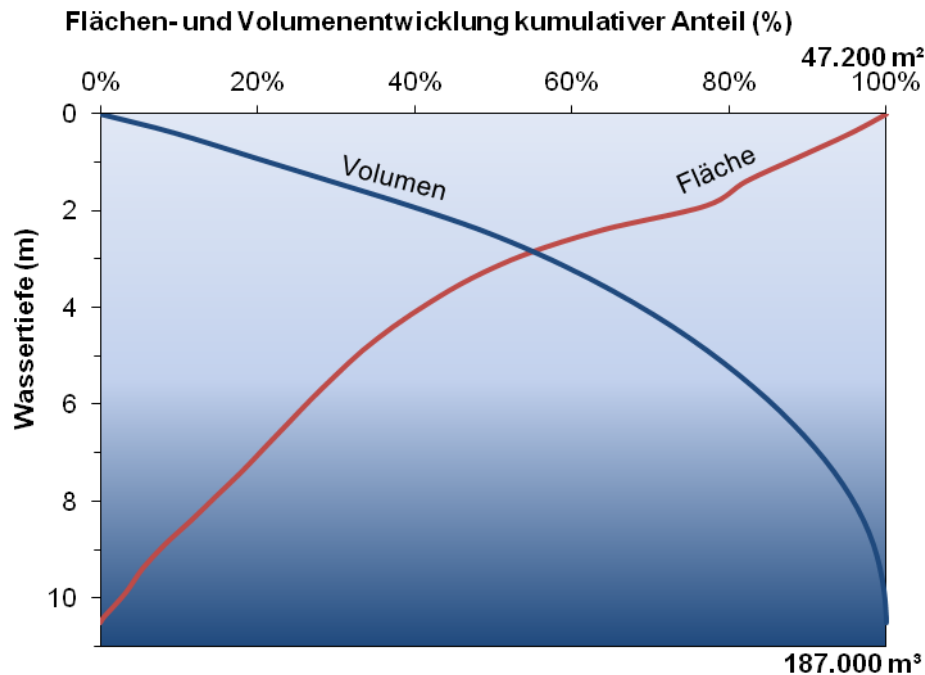


Abbildung 38. Hypsografisches Diagramm des Otterstedter Sees normiert auf die maximal gemessene Pegelhöhe (4/2023) mit maximalem Volumen und maximaler Flächenausdehnung.

Parallel zur Vermessung des Wasserkörpers wurde auch die Schlammmächtigkeit bestimmt. Die Schlammmächtigkeit bezeichnet hier nur die durchgängige Auflage limnischer Sedimente der Hohlform, die zuvor zum Teil auch durch andere postglaziale Sedimentationsprozesse oder Torfbildung verfüllt wurde (NLB 1967). Die Bohrung B1 (Abbildung 39) diente der Bestimmung der Maximaltiefe und zeigte auf einer Gesamtlänge von 3,80 m etwa 0–3,50 m limnisches Sediment, darunter wechselnd Torflagen, feinkörnige mineralische Sedimente und zuunterst Geröll. Mithilfe oberflächlicher Sedimentkerne (Gravity-Corer) konnte rekonstruiert werden, dass etwa 0,30–0,40 m Sediment während der Bohrung aufgrund der geringen Lagerungsdichte verloren gegangen sein müssen. Die maximale Auflage rein limnischer Sedimente liegt damit nach unseren Messungen bei 3,8–3,9 m. Nach dem Gutachten des NLB (1967) wurden sogar Tiefen von bis zu 5,30 durch Bohrungen bestimmt, wobei die Abgrenzung zu dem wie hier definierten jüngsten durchgängig limnischen Sediment nicht analog erfolgte. Zudem wurden die Bohrungen B1 und B2 im Bereich des Tiefenmaximums durchgeführt. In NLB 1967 wurde die größte Vertiefung der Hohlform eher am südlichen Rand des Tiefenmaximums des Wasserkörpers lokalisiert, sodass sich abweichende Ergebnisse zwischen der damaligen und aktuellen Untersuchung aufgrund der unterschiedlichen Positionen der Bohrungen nicht ausschließen müssen.

Die Bereiche größter Schlammmächtigkeiten liegen im zentralen Teil des Sees etwa im Bereich des Tiefenmaximums. Entsprechend der Morphologie des Seebeckens sind die Schlammmächtigkeiten höher in den flach ausgezogenen Bereichen im Süden und im Westen (>1 m Schlammauflage). Die steiler abfallenden Uferbereiche der Osthälfte haben bis etwa 5 m nur geringmächtige Schlammauflagen von wenigen Dezimetern (Abbildung 39). Insgesamt wurde eine Schlammauflage von etwa 51.000 m^3 für den Otterstedter See berechnet. Aufgrund des hier besonders unscharfen Übergangs zwischen Wasserkörper und Sedimentoberfläche muss von einer Unterschätzung durch die Messinstrumente von etwa 10% ausgegangen werden. Die Schlammauflage beträgt damit bis zu etwa 56.000 m^3 . Die morphologischen Kenndaten des Otterstedter Sees sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

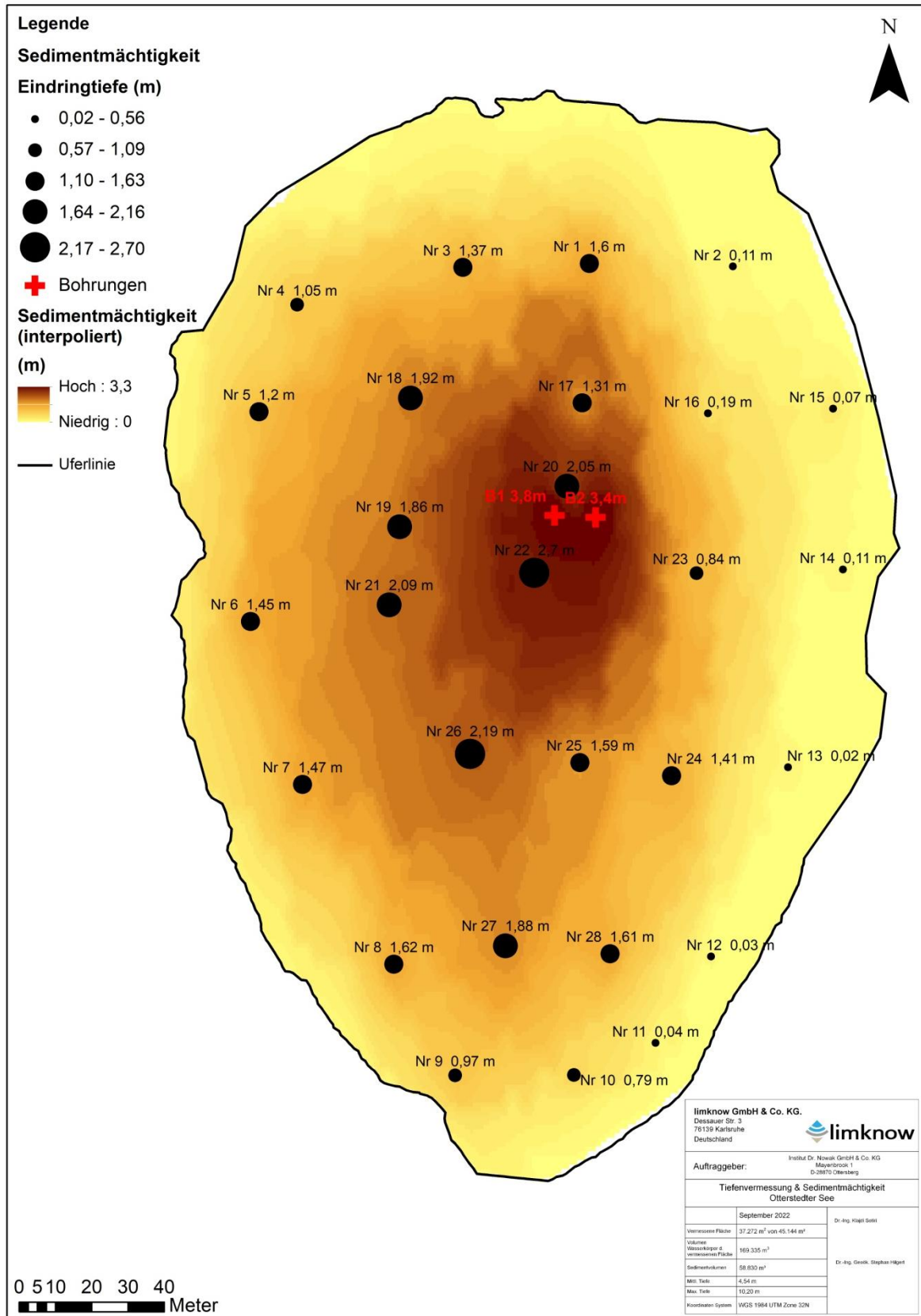


Abbildung 39. Schlammmächtigkeiten am Otterstedter See (Stand 9/2022). Die Ergebnisse der Bohrungen wurden nicht in die grafische Interpolation einbezogen, die dieser Karte zugrunde liegt.

4.10.2. Sedimentation

In den über zwei jeweils ca. 8 Wochen langen Zeiträumen ausgebrachten Sedimentfallen wurden während der Vegetationsperiode 2023 Sedimentationsraten in verschiedenen Tiefen des Sees bestimmt. Sammler in 3,5 m Tiefe erfassten die sedimentierte Schwebfracht des Epilimnions. Sammler in 8,5 m Tiefe erfassten zusätzlich die sedimentierte Schwebfracht aus dem Hypolimnion.

Die Sedimentationsrate im Frühsommer (April bis Juni) war mit 0,79 g/m²/d im Epilimnion etwas geringer als im Hochsommer (Juni bis August) mit 1,08 g/m²/d. Im Frühsommer nahm die Sedimentationsrate bis ins Hypolimnion deutlich zu, während im Hochsommer Sedimentationsraten im Epilimnion und Hypolimnion fast gleich waren (Tabelle 17). Entsprechend nahm die P Sedimentation im Frühsommer zum Hypolimnion um mehr als das Dreifache zu (von 2,6 auf 8,3 mg P/m²/d). Im Hochsommer war sie etwa konstant (4,4 mg P/m²/d). Während der Wasserkörper zu Beginn des ersten Messzeitraums im Frühsommer größtenteils noch durchmischt war und Phytoplankton in allen Tiefen in ähnlicher Konzentration verbreitet war, schichtete sich der Wasserkörper in der zweiten Hälfte des Zeitraums ein und bereits Ende Juni war unterhalb von 3 m Wassertiefe kein gelöster Sauerstoff mehr nachweisbar. Durch die vollständig veränderten Lebensbedingungen starb ein großer Teil des Phytoplanktons in dieser Phase ab und sedimentierte bis zum Grund. Das absinkende Material wurde in dieser Phase zudem nicht vorrangig als Nährstoffquelle genutzt, da in mittleren Tiefen noch immer NO₃-N als leicht verfügbarer Nährstoff vorhanden war. Diese Faktoren erklären die hohen Sedimentationsraten in der Tiefe im Frühsommer. Im Hochsommer hingegen wird ein Absinken von Partikeln aus dem Epilimnion bis zum Grund durch den stark ausgeprägten Dichtegradienten im Metalimnion gehemmt und da auch in mittleren Tiefen keine gelösten Nährstoffe mehr verfügbar sind wird abgestorbenes Material schneller umgesetzt (recycelt) und gelangt in geringerem Maße bis in die Tiefe.

Tabelle 17. Sedimentationsraten und Qualität des sedimentierten Materials anhand von molaren TOC:P Verhältnissen. Epl. = Epilimnisch, d.h. Schwebfrachtsammler aus 3,5 m Tiefe, Hypl. = Hypolimnisch, d.h. Schwebfrachtsammler aus 8,5 m Tiefe.

		Nov 22	Apr-Jun 2023		Jun-Aug 2023	
		Sedi- ment	Epl. Schweb- fracht	Hypl. Schweb- fracht	Epl. Schweb- fracht	Hypl. Schweb- fracht
Sedimentati- onsrate	gTS/m ² /d		0,79	2,03	1,08	1,13
P Sedimenta- tion	mg/m ² /d		2,6	8,3	4,4	4,4
TOC:P	molar	52	47	35	36	37

Die TOC:P Verhältnisse des gesammelten Materials (Detritus) waren enger als im obersten Segment des Sediments, d.h. bis zur längerfristigen Akkumulation im Sediment findet noch ein Teil Rücklösung und Recycling von Phosphor in der Wasserphase statt. Das ist zunächst ein typischer Befund, allerdings unterscheiden sich die TOC:P Verhältnisse zwischen dem organischen Material in der Wasserphase (TOC:P stark schwankend, wenn ermittelbar um 30, dem Detritus (35–37, 47) und dem Sediment (52) nur mäßig. Das spricht für eine schnel-

le Sedimentation ohne starke vorhergehende Zersetzung, oder eine stärkere Beeinflussung des Detritus durch sedimentbürtiges Material aus Resuspension.

Mit dem biologisch inerten Element Lanthan (La), das durch die P-Bindung zuletzt 2020 eingebracht wurde, kann die Quelle des Detritus näher eingegrenzt werden. Das Lanthan wurde in Form von Bentonitpartikeln eingebracht, die in der Größenordnung weniger Wochen vollständig absedimentieren. Ein Auffinden in der Wasserphase muss danach auf Resuspension zurückgehen. Im Detritus sowohl des tiefen als auch des flachen Sammlers ließ sich ein erheblicher Anteil Lanthan nachweisen (Abbildung 40), im Vergleich zu den Konzentrationen des oberen Sedimenthorizonts zwischen 20–44%. Überschlägig kann daher angenommen werden, dass ein entsprechender Anteil des gesammelten Detritus aus sedimentbürtigem, resuspendierten Material stammt. Erstaunlicherweise wären das demnach noch etwa 1/5 des gesamten Detritus in 3,5 m Tiefe. Die Nachlieferung von sedimentbürtigem Material erhöht einerseits die Wahrscheinlichkeit für den Abbau organischer Substanz und ggf. die Freisetzung von darin gebundenem P in einer Zone, in der Primärproduzenten noch davon profitieren können. Andererseits ist das molare Verhältnis von La:P im Detritus um 1 (0,6–1,3), d.h. sekundäre Bindung von P ist auch hier möglich, bzw. P im Detritus ist möglicherweise zu einem entsprechenden Anteil ohnehin nicht freisetzbar.

Auch wenn die Auswirkungen beider möglicher Effekte hier nicht aufgewogen werden können, zeigt die Untersuchung vor allem, dass während der Saison Schwankungen im Gesamt-P der Wasserphase eher durch Resuspension, als allein durch biologische Prozesse zu erklären sind (vgl. 4.9.1).

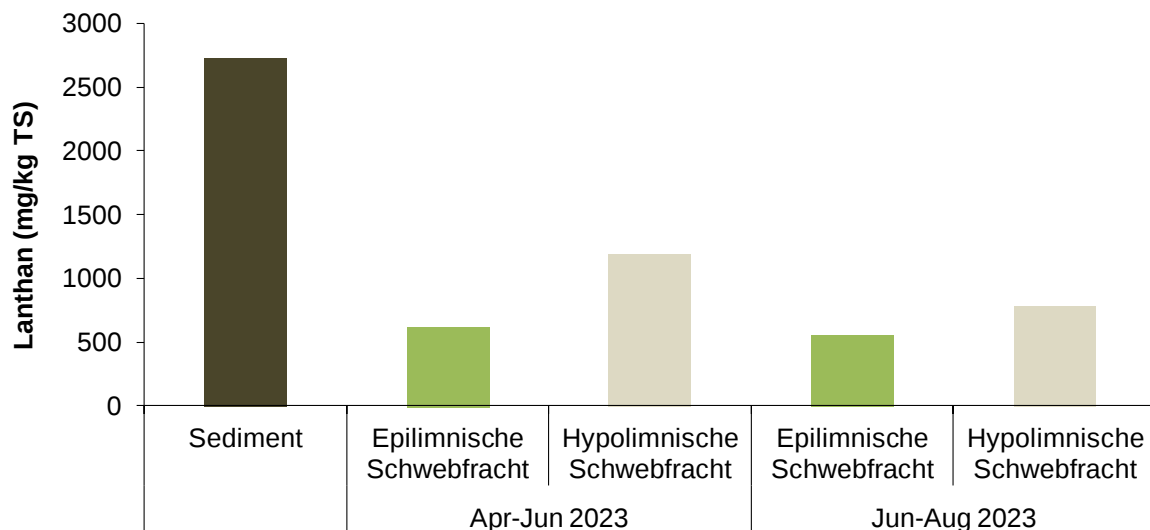


Abbildung 40. Lanthankonzentrationen im Vergleich zwischen dem oberen Sedimentsegment (0–5 cm), und der Schwebfracht.

4.10.3. Qualitative Ansprache der Sedimente

Die Sedimente des Otterstedter Sees wiesen an allen beprobten Stellen eine dunkelbraune Färbung auf, in größeren Tiefen erscheinen die Sedimente auch schwarz. An der Oberfläche waren größere huminstoffhaltige Aggregate zu erkennen, die bei Erschütterung leicht

resuspendieren (Abbildung 41). Viele kleinere und größere Gaseinschlüsse, sowie der intensive H_2S -Geruch deuteten auf eine ausgeprägte Anaerobie hin.

Die Sedimente wiesen damit sowohl Merkmale des Sedimenttyp Dy (Braunschlamm) als auch des Sapropel (Faulschlamm) auf, wobei Dy in schwach gepufferten, huminstoffreichen Gewässern entsteht, der Faulschlamm indes in stärker eutrophierten Gewässern auftritt (Dokulil et al. 2001).

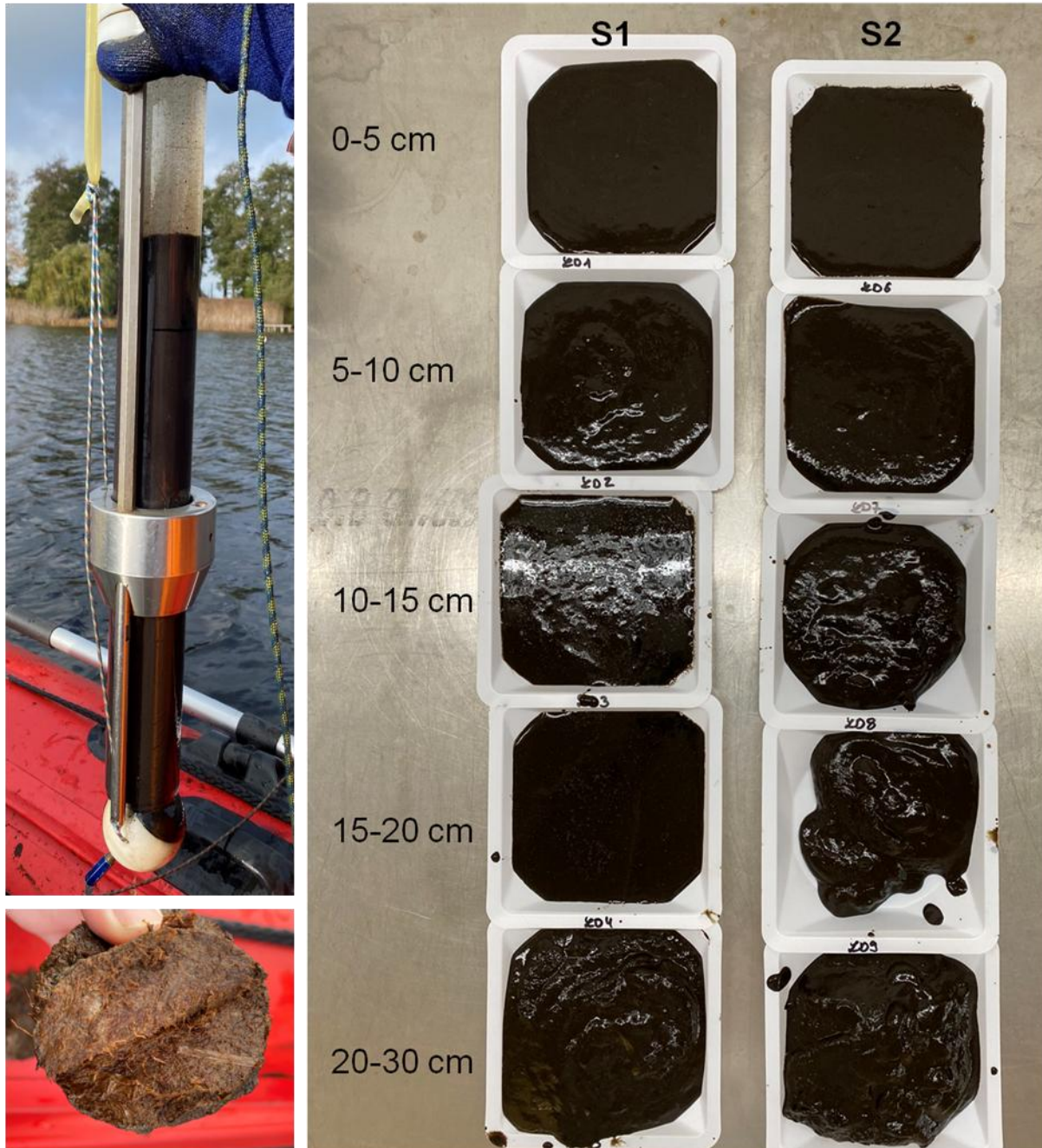


Abbildung 41. Oben links; Sedimentkernentnahme am Otterstedter See. Gut erkennbar sind im Überstand die flockigen Aggregate, die bei der Probennahme resuspendiert wurden.

Abbildung 42. Rechts; Aliquot der nach Tiefe aufgeteilten Sedimentproben der Standorte S1 und S2.

Abbildung 43. Unten links; Torflage (vermutlich Großseggentorf) aus dem Nordteil des Sees.

Die Sedimente des Otterstedter Sees sind sehr homogen und bis in große Tiefe hinein (teilweise bis 50 cm) flüssig bis fließend (Abbildung 42). Der ungewöhnlich hohe Wassergehalt geht auf einen vergleichsweise sehr hohen Anteil organischer Substanz gegenüber nur einem geringen Anteil mineralischer Bestandteile zurück (vgl. Abbildung 44). Der Anteil mineralischer Bestandteile war in den Sedimentkernen außerhalb des Tiefenmaximums S2 und S3 (hier nur Untersuchungen auf Laga/DepV) geringfügig höher. Im Nordteil des Sees wurden bei der Auswahl einer geeigneten Probenahmestelle teilweise nur geringfügig mit limnischem Sediment überdeckte Torflagen angetroffen (Abbildung 43).

4.10.4. Sedimentanalytik zur elementaren Zusammensetzung und Schadstoffbelastung

Die Analytik zur Zusammensetzung der Sedimente unterstützte die Eindrücke aus der Geländeansprache, dass es sich auf bis in große Tiefe hinein um sehr homogene Sedimente handelt, die einen geringen Anteil mineralischer Komponente aufweisen (Abbildung 44). Am Standort S1 (tiefste Stelle) etwa sind nur ca. 1/3 des Sediments aus mineralischen Bestandteilen aufgebaut und bis in 30 cm Sedimenttiefe änderte sich die Zusammensetzung kaum. Ähnlich homogen war auch das Sediment an S2, allerdings war hier der mineralische Anteil mit etwa 40% geringfügig höher als an der tiefsten Stelle.

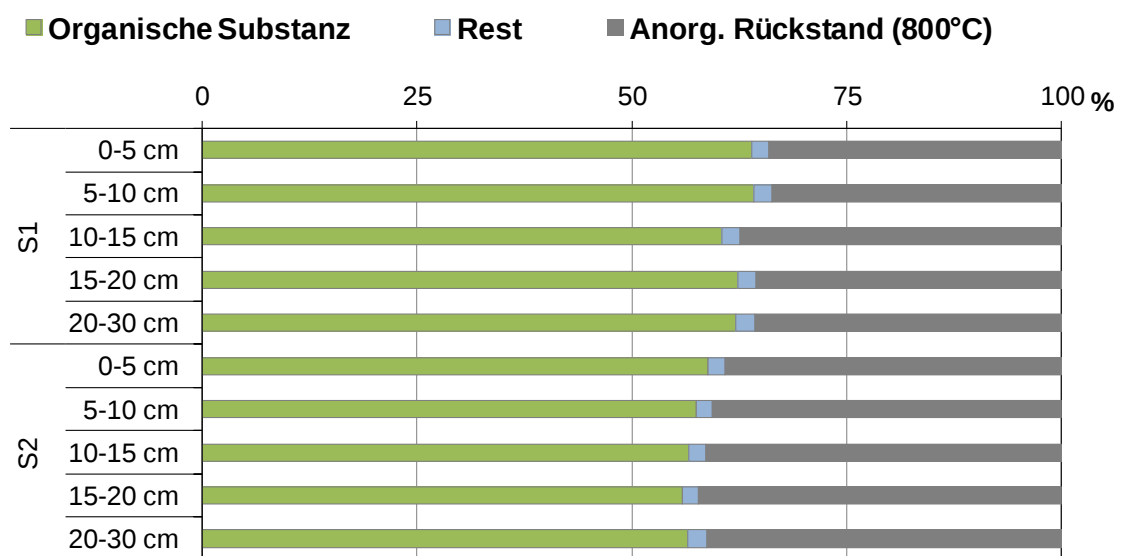


Abbildung 44. Anteile mineralischer und organischer Komponente in den Sedimenten

Die Sedimente wiesen durchschnittlich mäßige Eisenkonzentrationen um 1,07% ($\pm$ 10.700 mg Fe/kg TS) und Mangankonzentrationen um 0,04% auf. Die Schwefelkonzentrationen mit durchschnittlich 1,05% sind vergleichsweise hoch (LLUR 2001, Holmer & Storkholm 2001). Die Calcium-Konzentrationen sind mit durchschnittlich 0,86% eher gering und typisch für carbonat-arme Seen (LLUR 2001).

Während Eisen, Mangan und Schwefel an den beiden Messstellen S1 und S2 in ähnlicher Konzentrationshöhe auftraten, unterschieden sich neben Calcium auch die Phosphorkonzentrationen stärker zwischen den Messstellen. Sie lagen im Durchschnitt bei 0,25% P (S1)

und 0,22% P (S2) und änderten sich jeweils in 0-20 cm Sedimenttiefe kaum. Im Abschnitt 20-30 cm dagegen lagen die Konzentrationen mit etwa 0,29% P (S1) bzw. 0,27% P (S2) deutlich darüber.

Lanthan wurde gebunden in Bentonit als Fällmittel zur Reduktion von Phosphat-Konzentrationen 2006 und 2020 im Otterstedter See eingebracht. Die Lanthan-Konzentrationen liegen natürlicherweise meist im Bereich zwischen 10–20 mg/kg TS. Durch die Fällmittellgabe lag das Element in diesen Proben in einer durchschnittlichen Konzentration von 2400 mg/kg vor. Auch hier waren die Konzentrationen an der tiefsten Stelle des Sees (S1) deutlich höher als bei S2. Die maximale La-Konzentration trat in 10–15 cm (S1) bzw. 15-20 cm (S2) auf.

Sedimente können unter bestimmten chemischen Gegebenheiten ein höheres oder niedrigeres Potential zur Retention von Phosphor aufweisen. Natürlicherweise wird Phosphor z.B. besser im Sediment zurückgehalten, wenn die Eisen-Konzentration im Verhältnis zu P hoch ist (Massenverhältnis Fe:P >15, Jensen et al. 1992, idealerweise >30 Wang et al. 2018). Gleichzeitig sollte die Konzentration von Eisen zu Schwefel möglichst hoch sein (Massenverhältnis Fe:S >6 Wang et al. 2018), da Schwefel unter anaeroben Bedingungen Eisen permanent binden kann und damit dem Eisen-Phosphor-Kreislauf entzieht (Postma & Jacobsen 1996).

Bei beiden untersuchten Standorten liegt Fe:P nur bei 4–5, Fe:S bei ca. 1. Natürlicherweise haben die Sedimente des Otterstedter Sees daher nur ein geringes theoretisches Potential zum Rückhalt von Phosphor durch Eisen-Hydroxide. Allerdings können Huminstoffe, wie sie hier am Otterstedter See am Sedimentaufbau beteiligt sind, bestehende Fe-P-Komplexe auch unter reduzierenden Bedingungen stabilisieren (Tammeorg et al. 2022).

Das molare Verhältnis von La:P liegt in 0–30 cm Tiefe zwischen 3,2–6,3 (S1) bzw. (2,5–4,4). Theoretisch muss La:P 1 betragen, um P vollständig zu binden. Laut Dithmer et al. 2016 lag das molare La:P Verhältnis nach der ersten Applikation bei 1,8 (S1). Bei den nach der zweiten Applikation deutlich darüber liegenden Verhältnissen besteht theoretisch noch immer freie Kapazität zur Bindung von Phosphat durch Lanthan-Ionen.

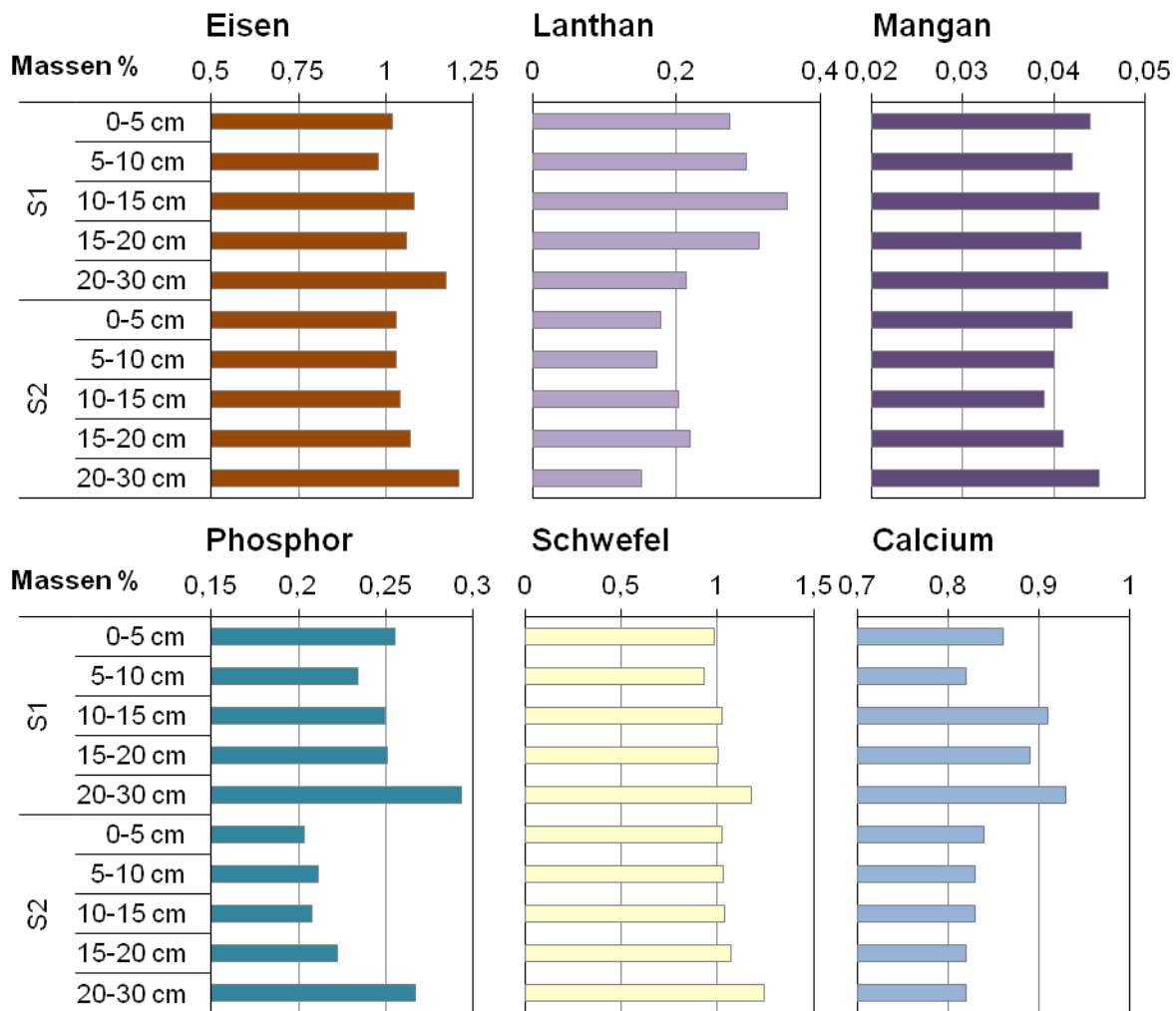


Abbildung 45. Zusammensetzung der Sedimente anhand von ausgewählten Elementen.

Mischproben ganzer Sedimentkerne von drei Standorten (S1 Ø 50 cm; S2 Ø 45 cm, S3 Ø 42 cm) wurden auch gemäß LAGA M20 und DepV untersucht. Hierin werden wichtige Schadstoffgruppen sowie das Austragspotential einzelner Stoffe untersucht. Zweck der LAGA war es (bis Juli 2023) die weitere Verwendung (LAGA M20 mit Zuordnungswerten Z0 für einen uneingeschränkten Einbau bis zu Z2 bei eingeschränktem Einbau mit zusätzlichen technischen Sicherungsmaßnahmen) oder den Entsorgungsweg (DepV mit Zuordnung von DK 0 zur Deponierung auf allen Deponien geeignet bis zu DKIII mit höchsten Anforderungen an die Abdichtung der Deponie) von entnommenem Material (mineralischem Abfall) zu bestimmen.

Da es sich beim Sediment des Otterstedter See nicht um mineralische Abfälle i.w.S. handelt, finden LAGA M20 (seit 1. August 2023 ersetzt durch ErsatzbaustoffV) und DepV keine direkte Anwendung, bieten aber Orientierungswerte zur Einordnung gängiger Schadstoffgruppen. Aufgrund ihres hohen Organikgehalts eignen sich die Sedimente nicht für einen Einbau gemäß LAGA und unabhängig von ihrem Belastungsgrad auch nicht für eine Deponierung, da auch der Brennwert und die Atmungsaktivität AT_4 (hier nicht untersucht) bei solch hohen

TOC-Gehalten überschritten werden. Des weiteren wurden für die orientierende Einordnung umweltrelevanter Stoffkonzentrationen Vorsorgewerte aus der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV) hinzugezogen, die bei einer Ausbringung von Sedimenten z.B. auf Agrarflächen zu berücksichtigen sind (Tabelle 18), aber ebenfalls aufgrund des sehr hohen Organikanteils nicht zur Entscheidung verwendet werden.

Tabelle 18. Vorsorgewerte nach BBodSchV in mg/kg TS (Stand 08/2023). Für die Sedimente des Otterstedter Sees sind aufgrund von TOC-Konzentrationen >9% keine dieser Werte zutreffend. Im Falle einer Einbringung in einen Boden müssten die maßgeblichen Werte im Einzelfall in Anlehnung an regional vergleichbare Bodenverhältnisse abgeleitet werden.

Bodenart	Arsen	Cadmium	Blei	Chrom	Kupfer	Quecksilber	Thallium	Nickel	Zink
Ton	20	1,5	100	100	60	0,3	1	70	200
Lehm/Schluff	20	1	70	60	40	0,3	1	50	150
Sand	10	0,4	40	30	20	0,2	0,5	15	60
	Polychlorierte Biphenyle (Summe 6 PCB + PCB 118)			Benzo(a)pyren			Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (Summe 16 PAK)		
TOC 4-9 %	0,1			0,5			5		
TOC ≤4 %	0,05			0,3			3		

Der TOC-Gehalt bzw. der Glühverlust nahmen von Messstelle S1 (32% TOC) bis S3 nur geringfügig ab (30% TOC), entsprechend >Z2 bzw. >DKIII. An allen drei Stellen lagen die Konzentrationen von PAK und den Schwermetallen Blei, Cadmium und Zink über den gelisteten Vorsorgewerten der BBodSchV bzw. führten zu einem hohen Zuordnungswert nach LAGA. Die Konzentrationen dieser drei Schwermetalle waren in S3 jeweils am höchsten (Blei 205 mg/kg TS, Cadmium 3,8 mg/kg TS, Zink 527 mg/kg TS) und überschritten die Vorsorgewerte damit um das 2-3-fache. Auch die Eluierbarkeit dieser und weiterer Schwermetalle war insbesondere bei S3 hoch. PAK (Summe aller PAK) dagegen waren in S1 mit 5,8 mg/kg TS am höchsten konzentriert und lagen damit auch nur bei S1 über dem Vorsorgewert der BBodSchV. Die Stoffgruppe der PCBs überschritt den Vorsorgewert der BBodSchV mit 0,12 mg/kg TS nur an Standort S2. Cyanid-Konzentrationen von 4,4 und 3,8 mg/kg TS führten an S1 und S2 zum Zuordnungswert Z2. Langkettige (C10-C40) Kohlenwasserstoffe waren an allen Standorten etwas erhöht (Z1), an Standort S2 lagen sie am höchsten (Z2). Der Summenparameter der Kohlenwasserstoffe (KW) erfasst ein variables Stoffgemisch vieler Einzelverbindungen aliphatischer und aromatischer Kohlenwasserstoffe. Darunter fallen auch natürliche Wachse und Fette, wie sie in Sedimenten auch durch den Eintrag von allochthoner Organik gebildet werden können und müssen hier nicht zwangsläufig eine anthropogene Belastung darstellen.

Die o.g. Stoffe, die durch Grenzwerte von LAGA oder BBodSchV (für Material mit viel niedrigerem Organikanteil) auffällig waren, sind Stoffe, die in stark organischen Sedimenten häufig in hoher Konzentration vorkommen (z.B. langkettige Kohlenwasserstoffe), sowie Stoffe wie Schwermetalle, PAK und PCB, die eine hohe Affinität zu organischer Substanz zeigen aufgrund ihrer Oberflächen-Struktur und -Ladung (Calmano 2001).

Aufgrund des hohen TOC-Gehaltes finden die Vorsorgewerte der BBodSchV weder für die Schwermetalle noch für die organischen Stoffe der PCB und PAK Anwendung. Die maßgeb-

lichen Werte müssten hier im Falle einer Sedimententnahme und Ausbringung auf einer Agrarfläche durch die zuständige Behörde angepasst werden an den sehr hohen TOC-Gehalt.

4.10.5. Anthropogene Prägung des Sedimentkörpers im letzten Jahrhundert

Die Untersuchung des über 2 m langen Sedimentabschnitts aus dem insgesamt 4 m langen Bohrkern aus dem Bereich der größten Wassertiefe zeigte in Tiefen >1m Konzentrationen von P, Lanthan (La), Blei (Pb), Kupfer (Cu) und Zink (Zn) ohne deutlichen anthropogenen Einfluss. Oberhalb von 1 m stiegen sowohl P als auch die Schwermetallkonzentrationen nach einem annähernd parallelen Muster an. Dieser Zeitpunkt des Anstiegs kann etwa den 1930-1940 Jahren zugeordnet werden, da sowohl die Eutrophierung am See ab 1935 beschrieben wurde als auch insgesamt die Freisetzung von z.B. Blei durch Verwendung von bleihaltigen Additiven in Benzin ab 1930 stark zunahm (Dörr 1990, Boutron et al. 1991). Ab etwa 1970 nahm die ubiquitäre Verbreitung von Blei in der Umwelt stark ab. Am Otterstedter See konnten zudem die P-Einträge durch den Anschluss an eine Ringkanalisation ebenfalls in den 1970er Jahren deutlich verringert werden. Eine deutliche Abnahme der P-Konzentration im Wasser erfolgte um den Jahrzehntwechsel der 1970/80er Jahre (Poltz 1982). Daher ist anzunehmen, dass in diesen Jahren vermutlich auch sehr viel P-Sedimentation (zunächst weiterer Konzentrationsanstieg von P im Sediment) erfolgte. Der Sedimentabschnitt um ca. 30–40 cm Tiefe kann also etwa den 1970er bis 1980er Jahren zugeordnet werden. In den folgenden Jahren nahm die P-Konzentration im Sediment natürlicherweise den Konzentrationen im Wasser folgend ab, von etwa 3500 auf 2500 mg/kg TS aktuell. Als klar zeitlich zuzuordnender Marker dient La, welches zuerst im Winter 2006/07 eingebracht wurde. Anhand von La-Konzentrationen im Sediment von 2014 wurden die höchsten Werte in etwa 10-20 cm Tiefe erreicht mit maximal 2200 mg/kg TS. Trotz des Eintragspulses wies die La-Konzentration einen breiten Peak über insgesamt ca. 20 cm auf, in denen ebenfalls hohe La-Konzentrationen von >1000 mg/kg TS erreicht wurden. Es ist daher auch in den Tiefenprofilen des Sediments ablesbar, dass die obere Sedimentschicht starker Umlagerung unterworfen ist, wohl v.a. durch Methanblasen-Eruption (Ebullition) und Bioturbation, wie anhand von Inkubationsversuchen sogar im Labor beobachtet werden konnte (vgl. 4.10.7). Zudem hat das Seebecken eine starke Hangneigung, was zu einer Sedimentfokussierung (höchste Sedimentationsraten) im Bereich des Tiefenmaximums führt (vgl. 4.10.4). Die erneute Applikation von La-haltigem P-Bindemittel im Februar 2020 führte interessanterweise nicht zu einem zweiten, oberflächennahen Peak, sondern zu einem insgesamt höheren La-Niveau, das annähernd einer Verdoppelung der Konzentration in der jeweiligen Tiefe entsprach. Das Maximum der La-Konzentrationen lag immer noch in 10–15 cm Tiefe. Entsprechend muss auch aktuell der potentielle Umlagerungsbereich der Sedimente (aus o.g. Gründen) die oberen 20–30 cm umfassen, da auch in dieser Tiefe die La-Konzentrationen mit der zweiten Applikation nochmal gestiegen sind.

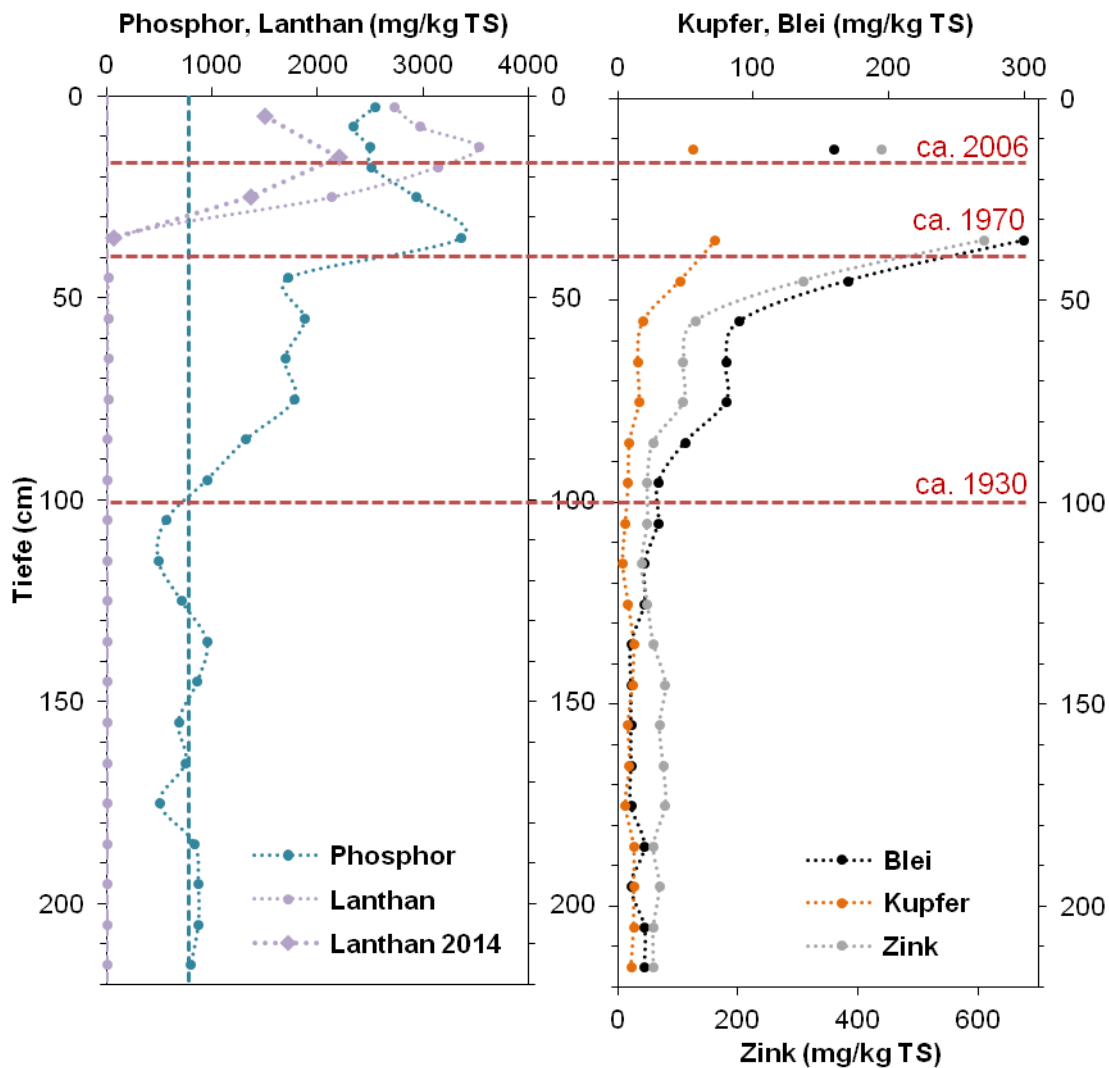


Abbildung 46. Historische Einordnung der Sedimente anhand von Phosphor als Marker für Eutrophierung (gestrichelte vertikale Linie entspricht der durchschnittlichen P-Konzentration vor der Eutrophierung), Lanthan als Marker für die P-Bindung (11/2006, 02/2020) und den Schwermetallen Blei, Kupfer und Zink deren Verwendung und Verbreitung in der Umwelt in den letzten Jahrzehnten ebenfalls bekannten Schwankungen unterlagen. Da insbesondere die jüngeren Sedimente des Otterstedter Sees einen äußerst hohen Wassergehalt und nachweislich Durchmischung der oberen 2–3 Dezimeter aufweisen, sind die jüngeren Zeitschätzungen als sehr ungefähre Zeitangaben zu verstehen.

4.10.6. Potentielle Bioverfügbarkeit von Phosphor

Das P-Freisetzungspotential der Sedimente wird durch ein sequenzielles Extraktionsverfahren (Psenner et al. 1984) ermittelt. Anhand der in jedem Extraktionsschritt spezifisch anvisierten P-Fraktion kann darunter Anteil potentiell freisetzbaren P-Fractionen am Gesamtphosphor aufgeschlüsselt werden. Zu den potentiell freisetzbaren und damit bioverfügbaren P-Fractionen zählen der freie bzw. gelöste P, redox-sensitiv an Metallhydroxide gebundener P, sowie der überwiegende Teil organischer P-Bindungsformen.

An beiden untersuchten Standorten entfällt jeweils ca. die Hälfte des Phosphors auf potentiell freisetzbare und damit theoretisch bioverfügbare P-Fractionen (Tabelle 19). Gemäß dem äußerst hohen Organikgehalt der Sedimente geht etwa 95% des potentiell freisetzbaren P auf den organisch gebundenen Anteil zurück, der Rest entspricht überwiegend Fe/Mn-Hydroxid-gebundenem P (Abbildung 47). Saisonal bedingt kann der Anteil dieser Fraktion im ausgehenden Winter/Frühjahr geringfügig höher ausfallen, wenn die Sauerstoffverfügbarkeit in Sedimentnähe über längere Zeit höher gewesen ist.

Beide Standorte wiesen bei insgesamt etwas höherer Gesamt-P-Konzentration bei S1 über die untersuchte Profillänge jedoch eine sehr ähnliche Verteilung der P-Fractionen auf. In 0–5 cm war der Anteil an potentiell freisetzbarem P an beiden Standorten geringfügig höher gegenüber 5–15 cm Tiefe, in dem der Anteil an potentiell rücklösbaarem P konstant ca. 45% ausmachte. In 20–30 cm Tiefe nahmen zwar die TP-Konzentrationen insgesamt zu, der potentiell rücklösbaare Anteil war hier jedoch mit ca. 30% (S1) und 20% (S2) am niedrigsten.

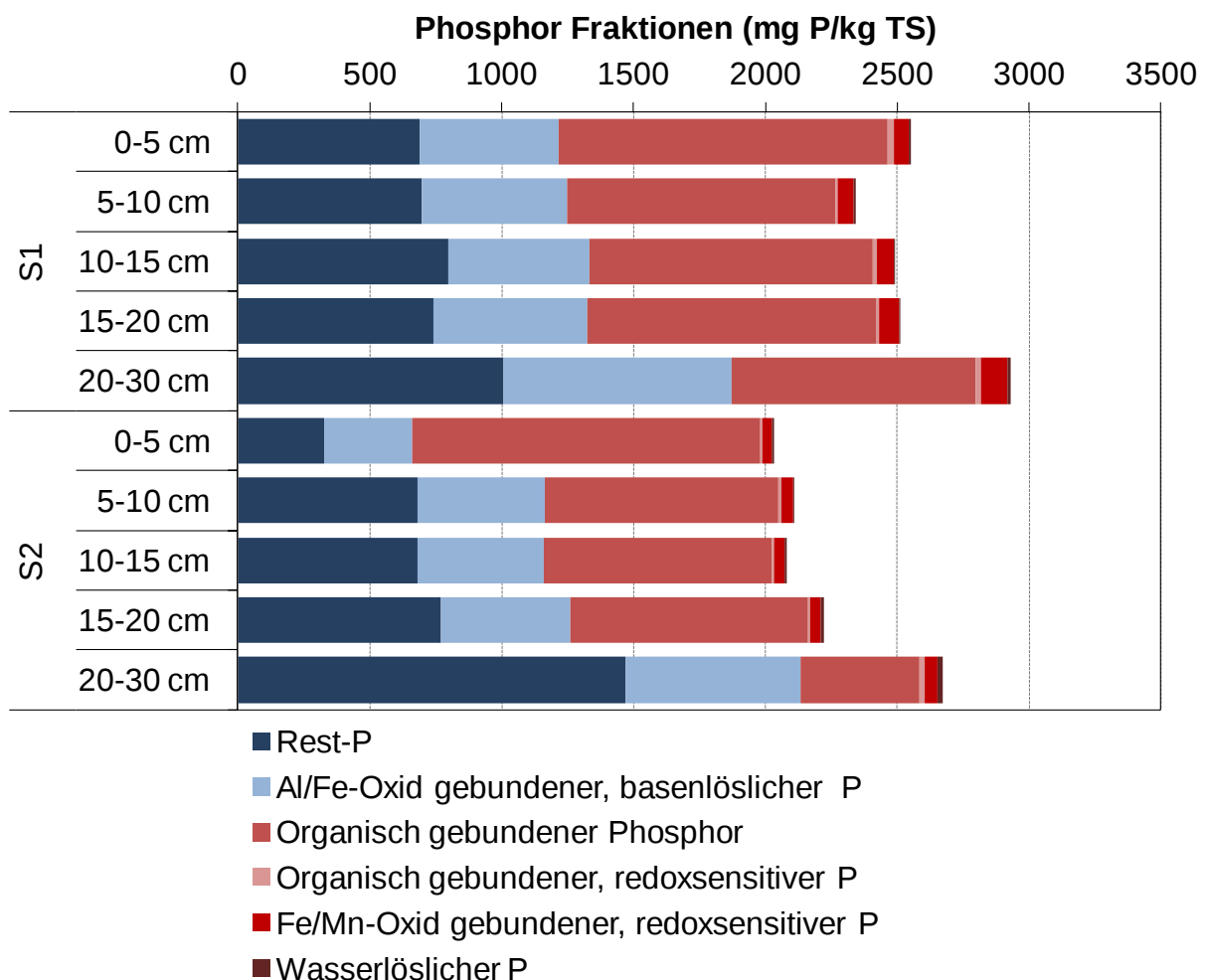


Abbildung 47. Ergebnisse der sequenziellen P-Extraktion der aktuellen Untersuchung. Rottöne geben die Fraktionen von potentiell bioverfügbarem P wieder, Blautöne den permanent gebundenen P.

Tabelle 19. Prozentuale Anteile der P-Fractionen in den oberen 20 cm des Sediments als Mittelwert mit Standardabweichung.

	Einheit	S1	S2
		0-20 cm	0-20 cm
Wasserlöslicher P	%	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,1
Fe/Mn-Oxid gebundener, redoxsensitiver P	%	2,6 ± 0,3	1,9 ± 0,2
Organisch gebundener, redoxsensitiver P	%	0,6 ± 0,3	0,4 ± 0,0
Organisch gebundener Phosphor	%	45 ± 3	47 ± 12
Al/Fe-Oxid gebundener, basenlöslicher P	%	22 ± 1	21 ± 3
Rest-P	%	30 ± 2	29 ± 9
Potentiell freisetzbare P	%	48 ± 3	50 ± 12

Die niedrigeren P-Konzentrationen gleichen sich durch die höhere Lagerungsdichte am Standort S2 mit den Werten von S1 aus, sodass die Flächenbelastung hier gemittelt werden kann. Innerhalb der oberen 20 cm des Sediments sind daher etwa 8,4 g/m² (2,1 g/m² je 5 cm Sediment) potentiell rüchlösbar, wobei die berücksichtigte Sedimenttiefe von 20 cm, die über Rüchlöseprozesse mit dem Wasserkörper korrespondiert, anhand der Sedimentqualität und der Ergebnisse der in situ PO₄-P Profile (vgl. 4.10.8) abgeschätzt wurde.

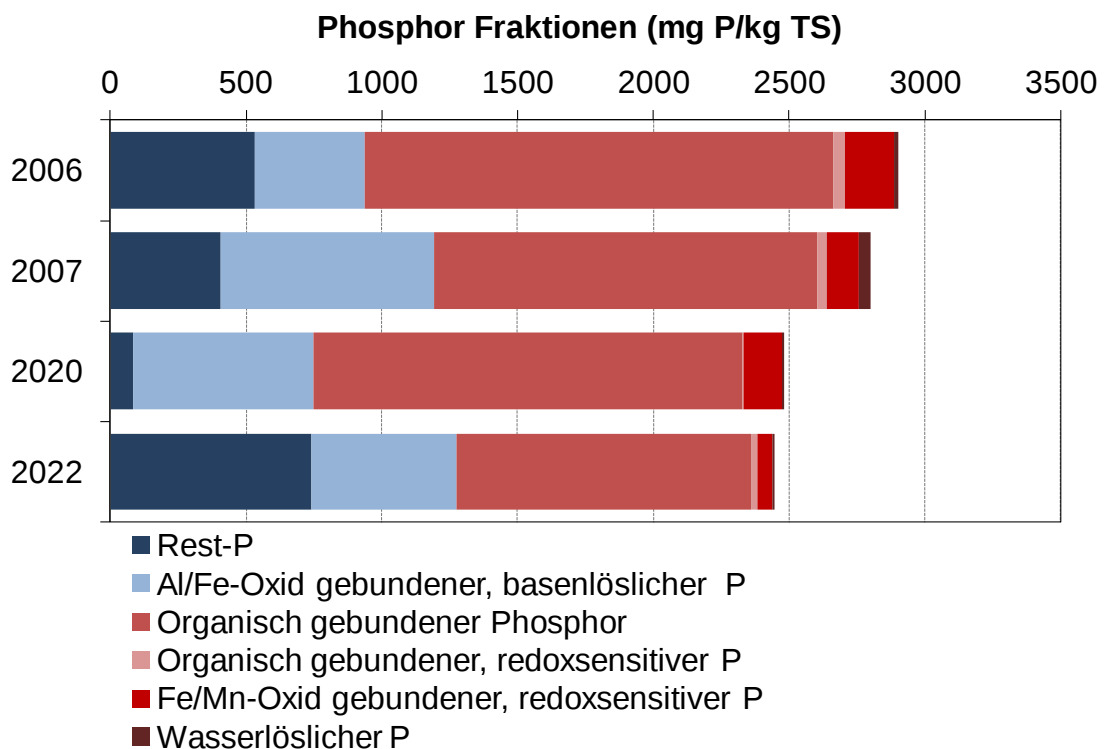


Abbildung 48. Ergebnisse der sequenziellen P-Extraktionen in Sedimentuntersuchungen der oberen 0–10 cm seit 2006, jeweils vor der Applikation von Lanthan-modifiziertem Bentonit (LMB) (2006, 2020) und nach der Applikation (2007, 2022). Rottöne geben die Fraktionen von potentiell bioverfügbarem P wieder, Blautöne den permanent gebundenen P.

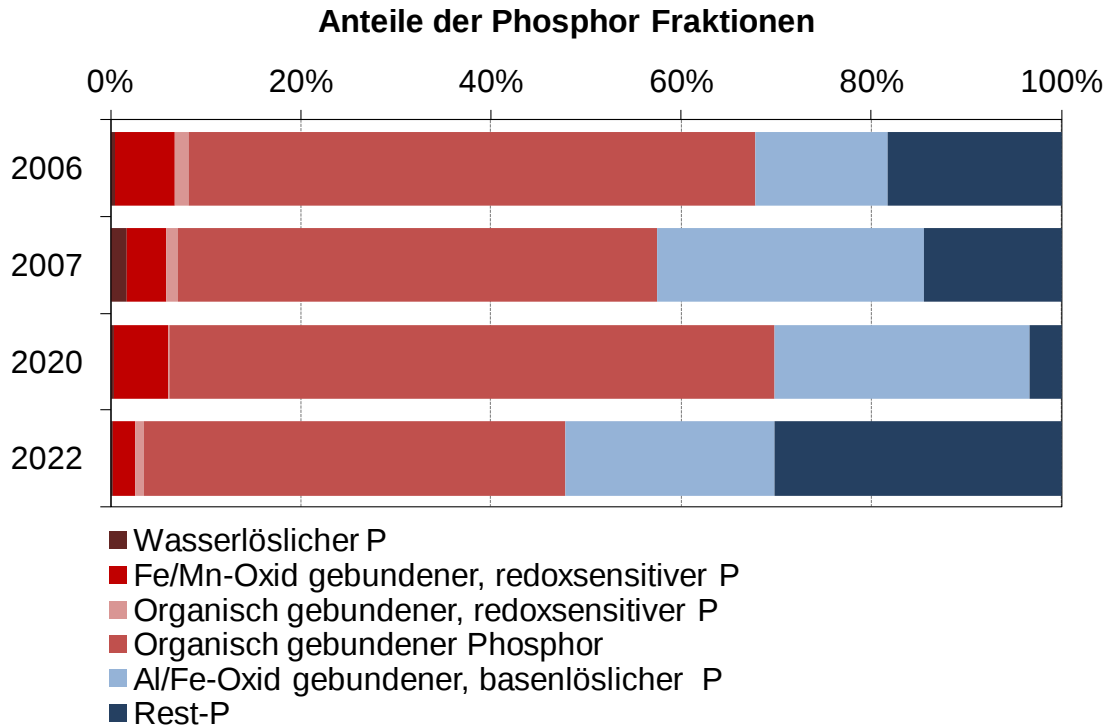


Abbildung 49. Prozentuale Verteilung der P-Fractionen in 0–10 cm des Sediments seit 2006 jeweils vor der Applikation von LMB (2006, 2020) und nach der Applikation (2007, 2022). Rottöne geben die Fraktionen von potentiell bioverfügbarem P wieder, Blautöne den permanent gebundenen P.

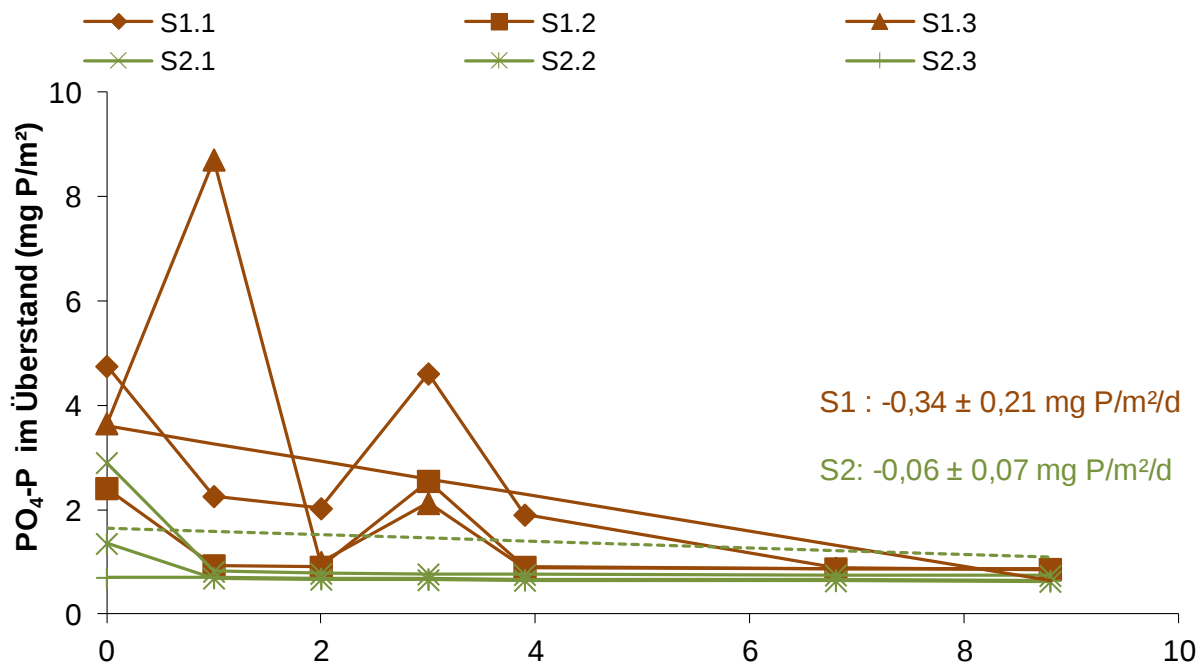
Die sequenzielle Extraktion der Sedimente zur Bestimmung des potentiell rücklösbaeren P wurden an der Messstelle S1 2006, bereits vor der ersten Applikation mit Lanthan-modifiziertem Bentonit durchgeführt, sowie ca. ein halbes Jahr nach der Applikation. Weitere Daten liegen aus dem Sediment vor der zweiten Applikation im Jahr 2020 vor. Zwischen 2006 und 2020 ist die P-Konzentration in den oberen 0–10 cm des Sediments absolut um etwa 400 mg/kg TS zurückgegangen. Ein sichtbarer Rückgang von Sediment-P geht unter den Bedingungen des Otterstedter Sees auf eine deutliche Reduktion der Produktivität im Wasserkörper zurück (vgl. 4.8.5), indem Nährstoffe in der Wasserphase zu einem höheren Anteil recycled werden und folglich Organik mit einem geringeren P-Anteil absedimentiert. Deutlich erkennbar ist aber auch der Effekt im Sediment durch die Verschiebung von P-Fractionen. Während 2006 vor der Applikation etwa 70% des P potentiell rücklösbar waren, so waren es kurz nach der Applikation nur noch knapp 60%. Im Jahr 2020 betrug der Anteil von potentiell rücklösbaeren P wieder ca. 70% durch die Anreicherung mit jungem, v.a. organischem Sediment. Zwei Jahre nach Applikation war der potentiell rücklösbaere Anteil um etwa 20% reduziert. Lanthan-gebundener P wird bei der Extraktion mit HCl (hier inkludiert in Rest-P) freigesetzt (Dithmer et al. 2016). Die Zunahme von Rest-P zwischen 2020 und 2022 entspricht damit dem Rückgang von potentiell freisetzbarem P und deutet auf eine effektive Bindung durch das Lanthan hin. Dass diese Verschiebung nicht in gleicher Weise zwischen 2006 und 2007 beobachtet werden konnte, deutet auf einen länger dauernden Prozess der finalen Sedimentation von La-P und ggf. auch auf einen verzögerten Wirkeintritt von LMB hin. Solange freie Lanthan-Kapazitäten bestehen, kann theoretisch Phosphat gebunden

werden, z.B. in Phasen von intensiver Phosphat-Freisetzung (z.B. im Sediment und im Hypolimnion während der Sommerstagnation). Die La- und P-Konzentrationen der aktuellen Messung aus 20–30 cm Tiefe dürften etwa den oberen 10 cm im Jahr 2007 entsprechen. Demnach ist der potentiell rücklösbare P Anteil in dieser Schicht (neben anderen diagenetischen Prozessen) nochmal deutlich geringer als damals unmittelbar nach der Applikation gemessen wurde. Ein wie hier nur schlussgefolgelter zeitverzögerter Wirkungseintritt von Lanthan-modifiziertem Bentonit insbesondere in huminstoffreichen Gewässern und langfristige Mineralbildungsprozesse in der P-Sequestrierung konnte in Dithmer et al. (2016b) mit spektroskopischen Verfahren nachgewiesen werden.

4.10.7. Phosphor-Rücklösung unter Laborbedingungen (Sedimentinkubationen)

Die Säuleninkubation intakter Sedimentkerne der Standorte S1 und S2 wurde nach neun Tagen beendet, nachdem die Konzentrationen von $\text{PO}_4\text{-P}$ in der Wassersäule stagnierten. Generell lagen in den Röhren von S1 die $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen nach einer Woche unterhalb der Bestimmungsgrenze, in allen Kernen von S2 bereits nach einem Tag.

Die mittleren Freisetzungsraten von $\text{PO}_4\text{-P}$ im Überstand waren demnach mit $-0,34 \text{ mg P/m}^2\text{/d}$ bei S1 bzw. $-0,06 \text{ mg P/m}^2\text{/d}$ bei S2 negativ, entsprechen also einer P Aufnahme vom Sediment. Auch die TP-Konzentration wies an beiden Standorten im Mittel einen leichten Rückgang auf, die einer netto Sedimentation von partikulärem P entspricht (Abbildung 50). Der Anteil von $\text{PO}_4\text{-P}$ / TP ging während der Inkubation von durchschnittlich 9% auf 3% zurück.



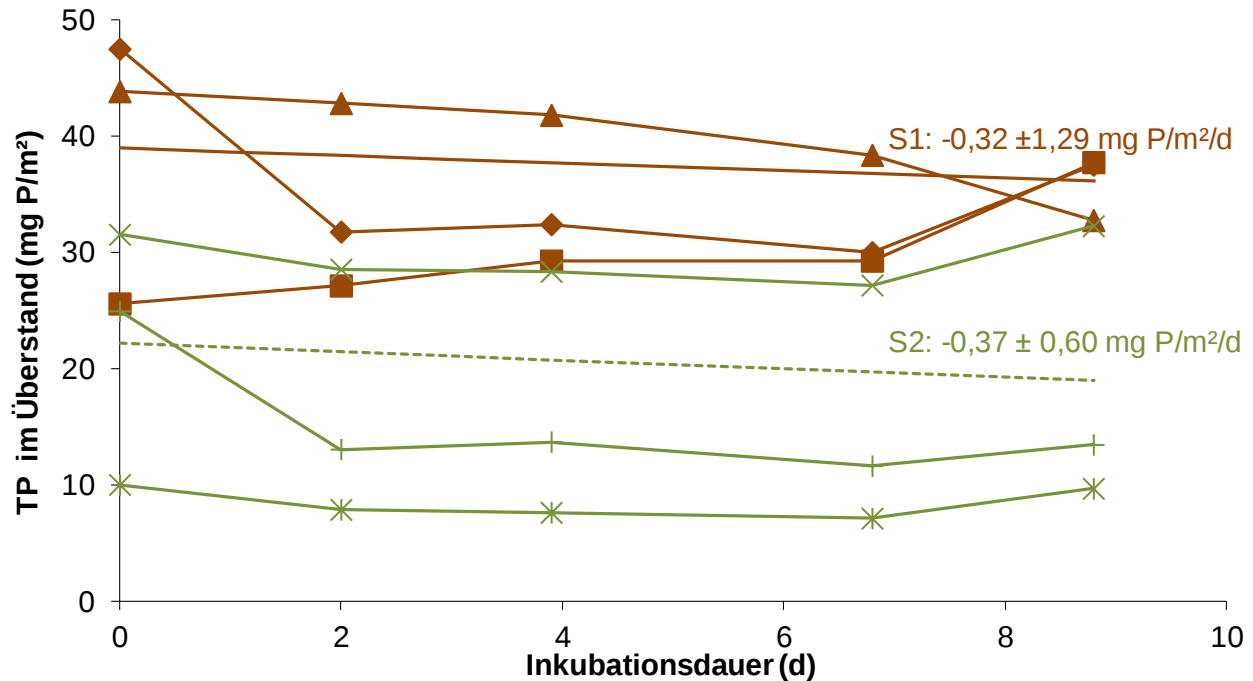


Abbildung 50. Änderungen der Phosphormenge im Überstand während der Inkubation jedes Sedimentkerns (durchgezogene Linie) und der mittleren Steigung je Standort ($\pm$ Freisetzungsrates, gestrichelte Linie) bei 8°C und unter anaeroben Bedingungen. Oben: Die Freisetzung von PO₄-P entspricht der Rücklösung. Unten: Die Freisetzung von TP beinhaltet sowohl Rücklösung als auch Resuspension, die z.T. durch die Beprobung, durch aufsteigende Methanblasen und Bioturbation verursacht wird. Negative Freisetzungsrates von Rücklösung bzw. Resuspension deuten auf eine PO₄-P Bindung bzw. Sedimentation von Partikeln hin.

Obwohl eine netto Abnahme von PO₄-P und TP je Kern nachgewiesen wurde, war die Abnahme stark schwankend statt annähernd linear, wie sie üblicherweise in solchen Ansätzen zu beobachten ist. Gründe dafür liegen in der speziellen Sedimentcharakteristik des Otterstedter Sees. Die Sedimente haben ein sehr hohes Porenvolumen und sind stark methanogen. In den Sedimentporen können sich daher leicht große, überwiegend mit Methan gefüllte Gasblasen bilden und - v.a. wie hier im Experiment bei einer geringen Sedimentdicke und einer geringmächtigen Wassersäule über dem Sediment - leicht aufsteigen. Dabei kann Phosphor freigesetzt werden. Dies geschieht unregelmäßig und wirkt sich daher nicht vorhersehbar auf die Konzentrationen im Überstand aus. Dass dieses Phänomen auch während der Inkubation auftrat, konnte man daran beobachten, dass sich während der Inkubation unterhalb der Sedimentoberfläche so viel Gas bildete, dass der obere Sedimentteil nach der Gasruption abgesprengt wurde und der Hohlraum darunter dauerhaft wassergefüllt war (Abbildung 51).

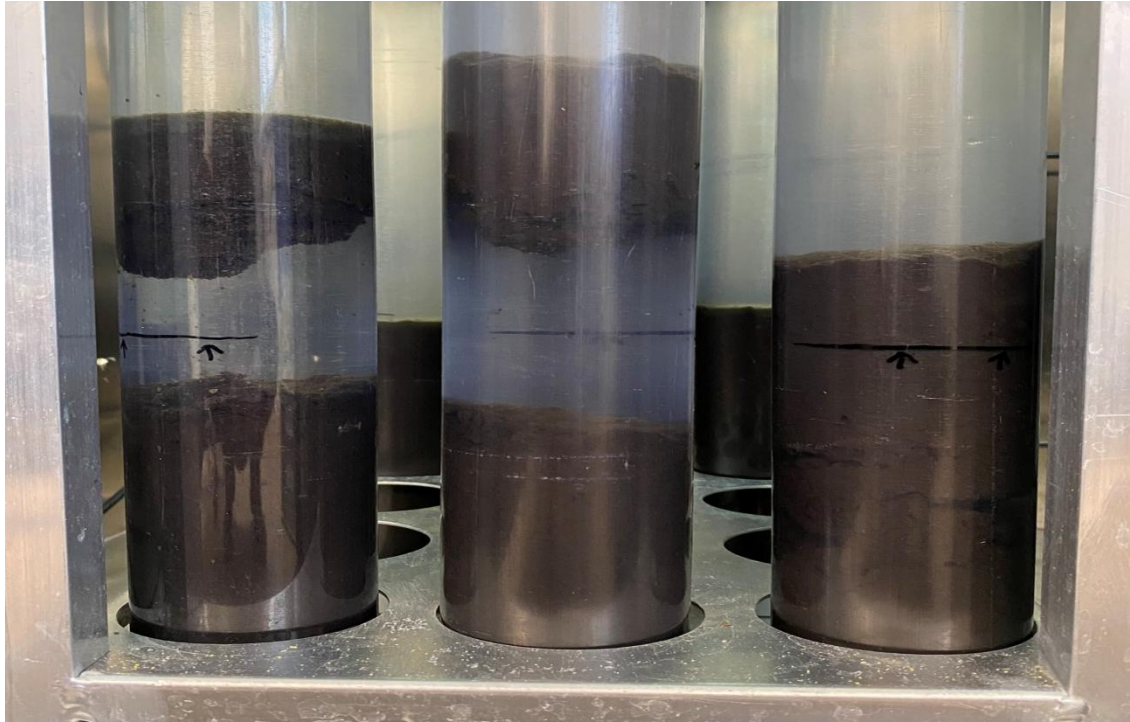


Abbildung 51. Obere Sedimentzone der inkubierten Kerne der Messstelle S2. Bei diesen Kernen ist in allen Replikaten so starke Gasbildung aufgetreten, dass durch den Auftrieb die Sedimentoberfläche „abgesprengt“ wurde. In der rechten Röhre sieht man die Bildung neuer Methanblasen.

Einzelne Konzentrationspeaks wie z.B. bei $\text{PO}_4\text{-P}$ in S1.1 und S1.2 (Abbildung 50, oben) sind daher wahrscheinlich auf die Eruption von Gasblasen zurückzuführen. Ein Grund für die abnehmenden $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen und das extrem niedrige Konzentrationsniveau könnte der Eintrag von kleinsten Mengen Sauerstoff gewesen sein. Denn Cyanobakterien (*Aphanothece* und *Microcystis*) entwickelten sich trotz der nur etwa 10-minütigen Belichtungsphasen je Beprobungsvorgang und können kurzfristig bei der Photosynthese Sauerstoff an das Wasser abgegeben haben. Der Sauerstoffgehalt an der Wasseroberfläche betrug etwa 3 mg/l, sank aber innerhalb von 10 cm unter 0 mg/l, sodass in Sedimentnähe und auf Höhe der Probenentnahme anoxische Bedingungen erhalten blieben. Es kann aber das Redoxpotential noch hoch genug gewesen sein, dass Eisenreduktion nicht oder nur zu einem Teil stattgefunden hat und P noch durch Eisen gebunden wurde. Auch eine nachträgliche Bindung von noch freiem bzw. zunächst durch Organik blockiertem Lanthan, das zwei Jahre vor der Sedimententnahme auf das Sediment aufgetragen wurde, kann zu einer Abnahme von $\text{PO}_4\text{-P}$ trotz sauerstofffreier Bedingungen beigetragen haben.

Um die o.g. methodischen und experimentellen Artefakte auszuschließen, wurde in einem zweiten Inkubationsansatz die Herangehensweise an die Sedimente des Otterstedter Sees angepasst. Dazu wurden Inkubationen an zuvor homogenisiertem Sediment in kleinen Ansätzen durchgeführt (vgl. 3.10.3). Durch die Starke Veränderung des Verhältnisses von Wasser zu Sediment dient dieser Versuch nicht der Quantifizierung von Rücklöseraten. Ebenfalls wurde nicht nur wie beim Säulenversuch die Diffusion von $\text{PO}_4\text{-P}$ in das Überstandswasser betrachtet, sondern die Entwicklung von $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen im ge-

samten Porenwasser. Dies schließt also auch die $\text{PO}_4\text{-P}$ Freisetzung im Sediment ein, die i.d.R. höher ist als die Diffusion durch/ und an der Sediment-Wassergrenze. Bei diesem Ansatz reicht es aus, die $\text{PO}_4\text{-P}$ Entwicklung als Indikator für Rücklöseprozesse auszuwerten.

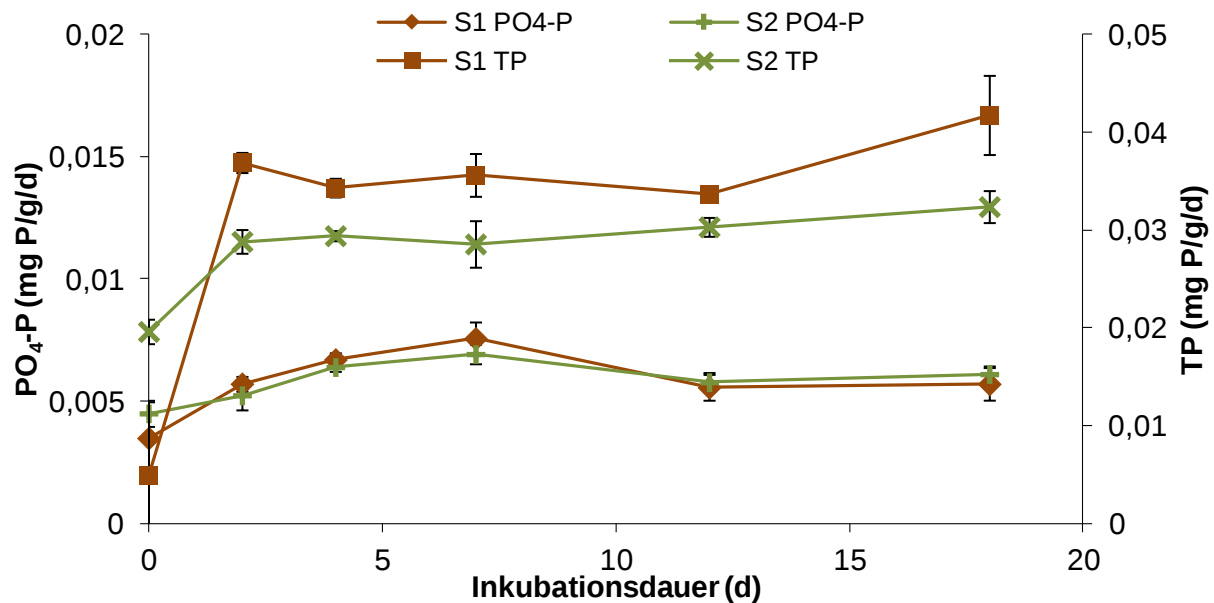


Abbildung 52. Vergleichender Inkubationsansatz mit homogenisiertem Sediment. Durchgezogene Linien entsprechen der Entwicklung des gelösten P (Rücklösung bzw. Aufnahme von P), gestrichelte Linien dem Gesamt-P, der auch den partikulären Anteil enthält.

Bei diesem Ansatz kam es anfangs an beiden Standorten zu einer $\text{PO}_4\text{-P}$ -Freisetzung, die in Sedimenten von S1 normiert auf die Trockensubstanz etwas höher war als bei S2. Die Inkubation stützt damit die Ergebnisse der sequenziellen P-Extraktion, in der die Sedimente von S1 auch eine höhere potentielle Rücklösung von P aufwiesen.

Die anfängliche Rücklösung geht höchstwahrscheinlich auf den Verbrauch restlichen (chemisch) gebundenen Sauerstoffs zurück, der durch das Homogenisieren ins Sediment eingebracht wurde. Jedoch wurde auch wie in der Säuleninkubation nach einiger Zeit ein leichter Rückgang von $\text{PO}_4\text{-P}$ verzeichnet, sedimentäre Prozesse führen also wieder zu einer Bindung von Phosphat. Da mit fortschreitender Versuchsdauer Sauerstoff oder Oxide als Bindungspartner unwahrscheinlicher werden, insbesondere bei dem hohen Sediment:Wasser-Verhältnis in diesem Ansatz, kann dies eher ein Hinweis auf entsprechende Kapazitäten von freiem Lanthan sein und Inkorporation in bakterieller Biomasse oder andere Sorptionsprozesse darstellen (vgl. 4.9 und 4.10.6). Die sich ähnelnden Muster aus den beiden Inkubationsansätzen zusammen genommen deuten stark darauf hin, dass das Sediment des Otterstedter Sees in ungewöhnlicher Weise P zurückhalten kann. Welche chemischen Prozesse primär dazu führen, kann jedoch nicht durch diese Untersuchung aufgeklärt werden.

4.10.8. Diffusive Phosphor-Rücklösung anhand von Phosphat-Profilen im Porenwasser

Am 26.6. und 17.7.2023 wurden die jeweils einige Wochen zuvor eingebrachten Dialysekammern am Standort S1 beprobt. Die Profile von Juni und Juli erreichten bis in 50 cm Sedimenttiefe jeweils maximale $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen bis zu 2 mg/l. Im Juni stieg die $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration rasch unterhalb der Sediment-Wassergrenze und wurde zwischen 10 und ca. 25 cm insgesamt geringer, zeigte aber in dieser Tiefe kleinräumig starke Konzentrationsschwankungen. Dies ist ein Hinweis auf lokale Produktionsbereiche nahe an Bereichen, in denen P gebunden wurde oder aus anderen Gründen niedriger war. Eine stärkere „Störung“ des Sediments z.B. durch Methanblasen könnte solche Muster im $\text{PO}_4\text{-P}$ Profil in einem sonst homogenen Sedimentkörper verursachen. Über größere Bereiche integriert wurde die diffuse P-Freisetzung in den See im Juni aus dem Bereich 0–15 cm ausgelöst bei einer Rücklöserate von 0,024 mg P/m²/d (Abbildung 53, Tabelle 20).

Im Juli dagegen wurde ein Profil mit sehr konstantem Anstieg der P-Konzentrationen gemessen. Die $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration oberhalb der Sediment-Wasser-Grenze war deutlich höher als im Juni, der Anstieg unterhalb der Sediment-Wasser-Grenze jedoch flacher. Ab etwa 30 cm Sedimenttiefe stiegen die Sedimentkonzentrationen nicht weiter an. Die diffuse P-Rücklösung war mit 0,01 mg P/m²/d weniger als halb so hoch wie noch im Juni und wurde aus einer tieferliegenden Freisetzungszone >22 cm nachgeliefert (Abbildung 53, Tabelle 20).

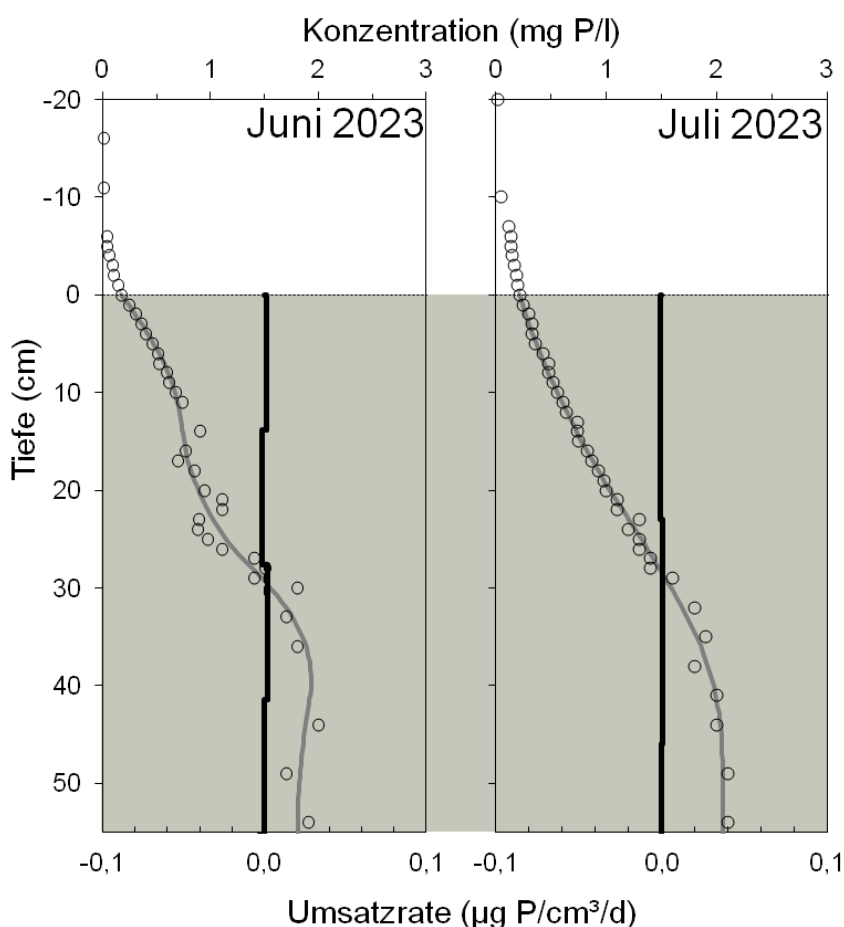


Abbildung 53. Porenwasserprofile am Standort S1 mit den gemessenen Konzentrationen (Kreise), modellierten Konzentrationen (graue Linie) und modellierte Umsatzraten (schwarze Linie).

Die diffusive Freisetzung unterschätzt die Gesamt-Rücklösung von P, da auch Gasaustritte und Bioturbation zur P-Freisetzung beitragen (Søndergaard & Jeppesen 2020). Im Verhältnis handelt es sich bei 0,024 bzw. 0,01 mg P/m²/d allerdings um äußerst geringe diffusive Freisetzungsraten, die in geschichteten Seen während der Vegetationsperiode mittlere einstellige Werte erreichen können (z.B. Lewandowski et al. 2002).

Tabelle 20. Raten der diffusiven P-Rücklösung am Standort S1 (tiefste Stelle).

Datum der Beprobung	26.06.2023	17.07.2023
Rücklöserate (mg P/m ² /d)	0,024	0,01

4.10.9. Synthese der Sedimentuntersuchungen

Die Sedimente des Otterstedter Sees stellen aktuell ein typisches Sediment eines natürlichen Sees mit mäßiger Eutrophierung und einem leicht sauren, huminstoffreichen Grundchemismus dar.

Die räumliche Verteilung und der Chemismus der Sedimente unterschiedlicher Standorte innerhalb des Sees lassen sich auf das steile Gefälle des Seebeckens zurückführen, wodurch es zu Sedimentfokussierung im Bereich der tiefsten Stelle (S1) kommt: Dorthin werden vermehrt feine Partikel, v.a. organischen Ursprungs, transportiert, die in turbulenteren Bereichen des Sees leichter resuspendiert und an die tiefste Stelle weitertransportiert werden können. Dies spiegelte sich dort in einem leicht erhöhten Organikgehalt und etwas höheren Konzentrationen damit assoziierter Elemente wie z.B. C, N und P wider.

Dass Resuspension einen erheblichen Einfluss auch auf den Wasserchemismus haben muss, konnte auch durch das in den Sedimentfallen gesammelte Material gezeigt werden. Die Lanthan-Konzentrationen als Tracer (Markierungssubstanz) sedimentbürtiger Partikel zeigten, dass Resuspension auch noch die Partikelfracht im Epilimnion beeinflusste. Als Hauptursache für die starke Tendenz zur Resuspension trotz stabiler Schichtung und der windgeschützten Exposition des Sees ist zunächst der grundsätzliche Sedimentaufbau zu sehen. Aufgrund geringer Zuläufe, dem nahezu geschlossenen Vegetationsgürtel und der Kessellage sind mineralische Einträge (Stäube, Erosion) in das Sediment vergleichsweise gering und durch das Alter des Sees sind überwiegende Teile des Seebodens mit organischen Sedimenten abgedeckt. Die Sedimentation erfolgt dadurch zu einem höheren Anteil als organisches Material (aus Primär-Produktion, deren Zwischen- und Abbauprodukten). Zudem ist der Otterstedter See reich an Huminstoffen, die als komplexe organische Moleküle große amorphe Partikel mit geringer Dichte bilden können, wie an der Sedimentoberfläche auch beobachtet werden kann. Die Sedimentationsgeschwindigkeit solcher Partikel ist gering und damit ihr Verbleib in der Wasserphase lang. Zugleich ist solch organikreiches Sediment stark methanogen und die geringe Dichte führt zur Bildung von methangefüllten Gasblasen, die eventartig entweichen (Ebullition). Die Produktion von Methan sowie das Auftreten von Ebullition konnten hinreichend in Sedimentkernen, bei Inkubationsversuchen wie auch bei den Geländearbeiten beobachtet werden und ist wahrscheinlich neben der Vollzirkulation als Hauptfaktor für die starke Resuspension zu sehen. Bioturbation als Auslöser für

Resuspension ist vor allem durch die in großen Schwärmen auftretenden, täglich zwischen Sedimentoberfläche und Epilimnion wandernden *Chaoborus*-Larven denkbar. *Chaoborus*-Larven wurden in Sedimentkernen und im Zooplankton nachgewiesen. Fische werden im Otterstedter See allenfalls in ufernahen Bereichen zur Resuspension beitragen (vgl. Kapitel 4.3).

Der hohe Organikgehalt, Methanbildung, Ebullition wie auch Resuspension und das Auftreten an solche Bedingungen angepasster Organismen sind bei einem natürlichen Gewässer wie dem Otterstedter See mit fortschreitendem Seealter Teil der natürlichen Seenentwicklung. Allerdings wird Methanogenese durch hohe Sedimentationsraten von leicht abbaubarer Organik (wie z.B. aus Schwebalgen oder höheren Wasserpflanzen) als Folge eines höheren trophischen Niveaus im Wasserkörper gefördert. Auch wenn Methanogenese und durch Ebullition verursachte Resuspension und P Rücklösung nicht verhindert werden können, so wird durch eine anhaltend niedrige Trophie die Intensität von Methanogenese vermindert.

Die Eutrophierung des Otterstedter Sees lässt sich -neben den langjährig durchgeführten Monitoringprogrammen der Wasserphase- auch in der Entwicklung der P-Konzentrationen im Sediment nachvollziehen. So weist der See seit etwa den 70–80er Jahren des vorigen Jahrhunderts eine deutliche Reduktion von P in den Sedimenten auf, die Konzentrationen im jüngsten Sediment liegen bei etwa 2400 mg/kg TS gegenüber etwa 3400 mg/kg Anfang der 1980er Jahre (Poltz 1982) und noch etwa 2900 mg/kg in 2006 (Yasseri 2007). Durch die Einbringung von P-Bindemitteln konnte schichtweise das P-Rücklösepotential des Sediments verringert werden, am geringsten ist es aktuell in 20–30 cm Tiefe, welches mit dem Zeitraum der ersten P-Bindung um 2006 korrespondiert.

Dabei ist das theoretische Rücklösepotential der Sedimente absolut gesehen immer noch hoch, etwa 50% sind potentiell freisetzbar. Anhand der Extraktionsergebnisse wie auch der *in situ* gemessenen $\text{PO}_4\text{-P}$ -Profile (vgl. 4.10.4 und 4.10.8) ist davon auszugehen, dass etwa die oberen 20 cm des Sediments an Rücklösung von P in den Wasserkörper beteiligt sind. Die Seefläche, die mit Sedimenten >20 cm Mächtigkeit bedeckt ist beträgt ca. 37.000 m². Über längeren Zeitraum in anaerobem Wasser liegende Sedimente, aus denen stärkere P-Rücklösung zu erwarten ist, sind in >3 m Wassertiefe zu finden. Das entspricht einer Seefläche von etwa 22.000 m². Die Hochrechnung des P-Pools beinhaltet aufgrund dieser Annahmen und der geringen Stichprobe bei den sequenziellen P-Extraktionen eine große Unsicherheit. Der potentiell mobilisierbare P-Pool könnte aufgrund unserer Untersuchungen je nach berücksichtigter Fläche demnach zwischen ca. 185 kg P bis 310 kg P betragen. Dieser P-Pool steht einem zwischen 2022–2023 mittleren P-Pool von etwa 7,5 kg in der Wasserphase gegenüber, der in einer mittleren gewichteten Konzentration von etwa 0,04 mg TP in der Wasserphase entspricht.

Absolut betrachtet und in Relation zum Wasserkörper erscheint dieser Wert hoch, allerdings stellt der potentiell bioverfügbare P-Pool ermittelt durch dieses Verfahren immer einen Maximalwert dar. Der tatsächlich daraus rezyklierte P entspricht i.d.R. einem deutlich geringeren Anteil davon aufgrund von physikalischen, chemischen und biologischen Limitationen (u.a. Stoffumsatz gesteuert durch Vorhandensein von Elektronenakzeptoren, Temperatur, pH, Transport von Stoffen). In den Sedimenten des Otterstedter Sees ist wahrscheinlich auch die Bioverfügbarkeit von dem normalerweise leicht freisetzbaren Fe-P-Pool (Nürnberg 1998)

durch Komplexierung mit Huminstoffen weiter eingeschränkt (Guardado et al. 2007, Maranger & Pullin 2003, Tammeorg et al. 2022).

Sowohl beide Inkubationsansätze, als auch die in situ Messungen des diffusiven P-Flusses und die hypolimnische P-Bilanz deuten insgesamt darauf hin, dass die tatsächliche Rücklösung von P aus dem Sediment im Untersuchungszeitraum einen ausgesprochen kleinen Anteil an der P-Anreicherung im Wasserkörper hat. Zudem konnten sowohl in Inkubationen als auch in der Betrachtung der P-Bilanz des Wasserkörpers sogar Phasen mit negativen Flüssen beobachtet werden. Trotz der Limitationen jedes einzelnen dieser Untersuchungsansätze zeigen sie in der gemeinsamen Betrachtung, dass das Sediment im Hinblick auf interne P-Anreicherung im Tiefenwasser aktuell eine untergeordnete Rolle spielt. Neben der natürlichen Wiederaufnahme von P durch das Sediment (durch Re-Oxidierung nach der Vollzirkulation und permanente P Sedimentation) ist theoretisch immer noch freie P-Bindungskapazität durch Lanthan vorhanden und als wahrscheinlichster Grund anzusehen, dass im Verhältnis zum P-Freisetzungspotential die tatsächliche Freisetzung in situ und ex situ so extrem niedrig ist.

Maßnahmen zur Verbesserung des Otterstedter Sees sollten daher derzeit nicht primär auf das Sediment abzielen.

5. Synthese und Bewertung

Im nachfolgenden Kapitel werden die Einzelergebnisse im übergeordneten Kontext betrachtet, bewertet und miteinander verknüpft. Anhand der Synthese werden anschließend Entwicklungsziele für den See definiert.

5.1. Wasserhaushalt und Klima

Der Wasserhaushalt sowie der Zustand und die Entwicklung des Otterstedter Sees im Jahresverlauf sind unter anderem abhängig vom Wettergeschehen (Niederschlag, Temperatur, Sonnenstunden). Zudem unterliegt die Entwicklung des Sees übergeordneten Klimatrends, deren Auswirkungen auf die Stillgewässer aufgrund verschiedener Wechselwirkungen allerdings schwierig zu prognostizieren sind. Dennoch werden im Zuge des voranschreitenden Klimawandels für die meisten Seen eine Erwärmung, ein verändertes Schichtungsverhalten, eine Zunahme der Phosphorrücklösung (interne Düngung) und Änderungen im Nahrungsnetz vorhergesagt (IGB 2018).

Die Auswertung der Temperatur, Sonnenschein- und Niederschlagsdaten seit 1950 in der Großregion des Sees (Station 691 Bremen, DWD 2024) ergab einen jährlichen Anstieg der Temperatur um $0,02\text{ }^{\circ}\text{C}$ sowie der Sonnenscheindauer um $2,48\text{ h}$, während die Niederschläge um etwa $1,32\text{ mm}$ jährlich abnahmen (Abbildung 54). Höhere Temperaturen und die längere Sonnenscheindauer führen zu einer Zunahme der Evaporation (Verdunstung). Eine Studie von Wang et al. (2018) prognostiziert einen Anstieg der mittleren Evaporation in Seen weltweit bis 2100 um $16\text{ }\%$ im Vergleich zum Zeitraum 2006–2015. Die Zunahme der Evaporation hat nach Woolway et al. (2020), insofern sie nicht durch Zuflüsse oder höhere Niederschläge ausgeglichen wird, unmittelbare Auswirkungen auf die hydrologischen und chemischen Bilanzen der Gewässer.

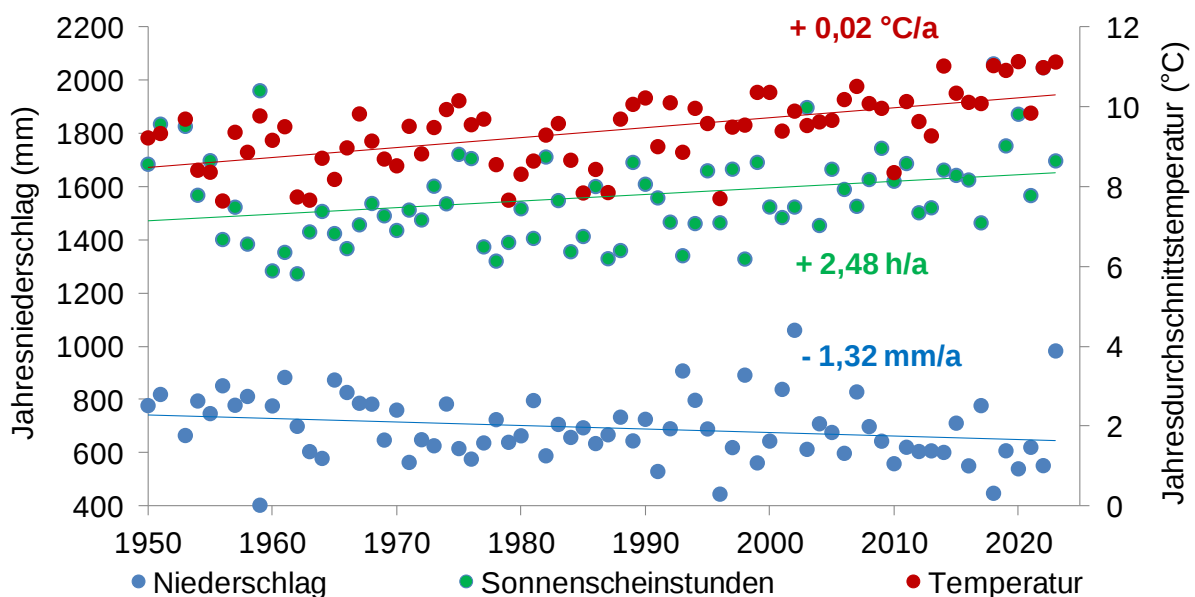


Abbildung 54. Jahresdurchschnittstemperatur ($^{\circ}\text{C}$), Jahressonnenscheinstunden (h) und Jahresniederschlag (mm) im Langzeittrend für die Wetterstation 691 Bremen (DWD 2024).

So führt eine höhere Evaporation zu einer Verkleinerung des Oberflächenwasserkörpers und zu einer höheren Seeoberflächentemperatur, infolgedessen es zu Veränderungen im Schichtungsregime, im Nährstoffhaushalt und schlussendlich in der Wasserqualität kommen kann (Woolway et al. 2020).

Am Otterstedter See traten höhere Wasserverluste in den Rekordsommern 2018 und 2019 auf, die jedoch nicht quantifiziert wurden. Im aktuellen Untersuchungszeitraum zeigte sich, dass die Verdunstung in den meisten Sommermonaten größer war als die Regenspende und der See an Wasser verlor. Über die Wintermonate bestand hingegen häufig eine positive Wasserbilanz und eine Zunahme des Wasservolumens wurde festgestellt. Im Winter 2023 waren die Wasserstände im Gebiet außergewöhnlich hoch und Seewasser floss über den Aalgraben ab. Der Seepiegel des Otterstedter Sees liegt ansonsten meist deutlich oberhalb des Grundwasserspiegels und ist vor allem von der Regenspende abhängig. Bei langanhaltenden Niederschlagsphasen und außergewöhnlich hohen Grundwasserständen, wie Ende 2023 beobachtet, können die Grundwasserstände kurzzeitig oberhalb des Seepiegels liegen. Die Untersuchungen zeigten jedoch, dass der Austausch von Grund- und Seewasser in beiden Situationen sehr gering ist, da die jahrtausendealten Ablagerungen das Gewässerbett zusätzlich zu den ohnehin bindigen Lagen, die den ursprünglichen Seegrund bildeten, abdichten. Ohne diese abdichtende Wirkung des Seegrundes würde das hydraulische Gefälle zwischen See- und Grundwasser in den Sommermonaten einen starken Abfluss von Seewasser bewirken und der See binnen weniger Wochen einen Großteil seines Wassers verlieren.

Aufgrund der hohen Abhängigkeit des Sees von Oberflächen- und Regenwasser kann eine generelle Temperaturzunahme bei gleichzeitiger Abnahme der Niederschlagsmengen im Zuge des Klimawandels, zukünftig verstärkt den Wasserstand des Sees negativ beeinflussen.

5.2. Trophiebewertung

Die Trophie eines Gewässers beschreibt die Intensität der Primärproduktion. Die Zunahme der Trophie, die durch steigende Verfügbarkeit und Ausnutzung von Nährstoffen bewirkt wird, ist als Eutrophierung beschrieben. Der Prozess der Eutrophierung wurde vielfach anthropogen beschleunigt (Beusen et al. 2016, UBA 2021).

Trophieklassifikation von Seen

Trophiestufe	oligotroph	mesotroph1	mesotroph2	eutroph1	eutroph2	polytroph1	polytroph2	hypertroph
Trophie-Index	0,71 – 1,5	1,6 – 2,0	2,1 – 2,5	2,6 – 3,0	3,1 – 3,5	3,6 – 4,0	4,1 – 4,5	4,6 – 5,5
Nährstoffbelastung	ohne							Übermäßig hoch

Abbildung 55. Trophieklassifikation von Seen; verändert nach LAWA 2014.

Historisch betrachtet begann die Eutrophierungsgeschichte des Sees mit ersten anthropogenen Einträgen und durch Nutzung von Viehtränken etwa um 1935. Der bis dahin noch oligot-

rophe (nährstoffarme) See wies zu diesem Zeitpunkt noch Unterwasserrassen auf, die vorwiegend aus den Arten der Gattung *Littorella* und *Fontinalis* gebildet wurden. Konzentrationen der Nährstoffe liegen aus dem frühen Untersuchungszeitraum nicht vor, der Pflanzenbestand zeigt jedoch an, dass vor 1935 über längere Zeit TP-Konzentrationen $< 0,020$ mg/l im See vorgeherrscht haben müssen, die die heutige Trophieklasse oligotroph-mesotroph 1 kennzeichnen. Bereits Mitte der 1950er Jahre war der See in einem leicht eutrophen Zustand (Müller 1970, Poltz 1982) und Mitte des vorigen Jahrhunderts nahm der Nutzungsdruck durch aufkommenden Badebetrieb und die Bebauung der Umgebung durch Wochenendhäuser kontinuierlich zu. Über die Häuser wurde Ab- und Mischwasser direkt in den See eingeleitet. Alte Gutachten zeigen auf, dass Ende der 70er Jahre etwa 25–30 kg P im Wasserkörper waren. Das entspricht einer mittleren Konzentration von etwa 0,155 mg/l und entspräche nur für TP betrachtet der Trophiestufe polytroph 2. Für 1981/82, also kurz nach der Reduzierung externer Einträge durch den Bau einer Ringkanalisation ist beschrieben, dass noch etwa 20 kg P im See enthalten waren. Das entspricht einer mittleren Konzentration von etwa 0,110 mg/l und entspräche nur für TP betrachtet der Trophiestufe polytroph 1. Der Anschluss an die Ringkanalisation war zielführend und bereits Anfang der 1990er Jahre lag die epilimnische P-Konzentration bei etwa 0,08 mg/l und war durch die Verringerung der externen Einträge bereits leicht rückläufig (eutroph 2–polytroph 1, Abbildung 56).

Trophiestufen $\triangleq$ P-Anreicherung im See

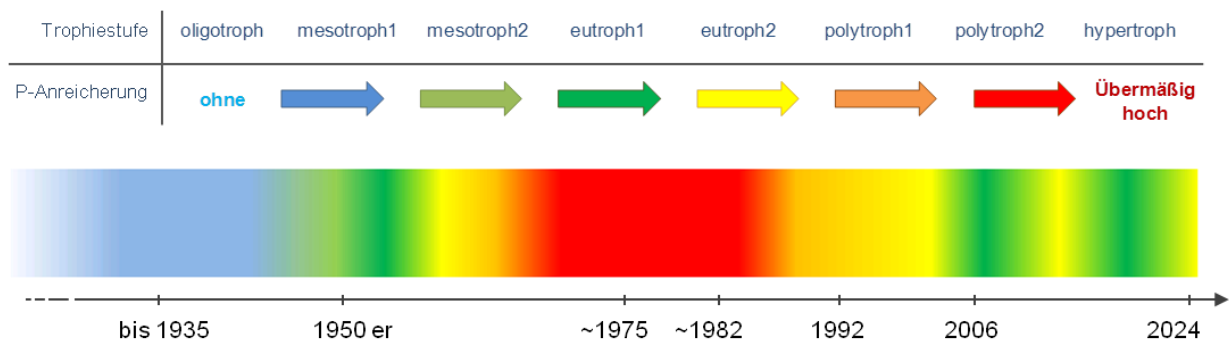


Abbildung 56. Entwicklung der Trophie des Otterstedter Sees in den letzten 90 Jahren abgeleitet aus P-Konzentrationen verschiedener Gutachten. (Chl-a-Konzentrationen und Sichttiefen lagen für diese Darstellung vor 2006 nicht vor; entsprechend wurden P-Konzentrationen dem jeweiligen Trophiestatus aus LAWA 2014 zugeordnet)

Ab 2003 begannen P-reduzierende Maßnahmen (zunächst Tiefenwasserableitung, dann P-Bindung) und seither lagen die mittleren P-Konzentrationen zwischen 0,03 und 0,05 mg/l und damit im Bereich eutroph 1. Tabelle 21 zeigt die Entwicklung der Trophie inkl. der übrigen Parameter in den letzten zwei Jahrzehnten.

Die Richtlinie zur Ermittlung des Trophieindex (LAWA 2014) definiert auch Grenzen des Anwendungsbereiches, wenn spezielle Seen hinsichtlich der Trophieparameter aus dem Normbereich ausscheren. Für den Otterstedter See als humos gefärbtes, dystrophes Gewässer gilt dies für die Sichttiefe. Der oben beschriebene schwache Zusammenhang zwischen

Sichttiefe und Chl-a-Konzentration ist zwar ein Hinweis für die eingeschränkte Anwendbarkeit, die Berechnung des Gesamt-Index wurde jedoch nicht angepasst, da der ST-Index nicht mehr als eine Index-Einheit abweicht.

Tabelle 21. Kenndaten der Trophieauswertung nach LAWA 2014. Aufgrund des späten Untersuchungsbeginns im Jahr 2022 ist der Messwert vom 10.11.2022 als Wert für die Frühjahrszirkulation verwendet worden. Für die Jahre 2006 und 2014 wurden für die Saison-Mittelwerte der TP-Konzentration Mittelwerte aus 1 m und 3 m Tiefe gebildet.

Trophiekriterium	Einheit	Otterstedter See			
		2007	2014	2022	2023
Chl-a (Saison-Mittelwert)	µg/l	32,4	10,5	28,2	31,9
Sichttiefe (Saison-Mittelwert)	m	1,91	1,48	1,41	1,64
TP (Vollzirkulation; Frühjahr*)	µg/l	39	32	37	28
TP (Saison-Mittelwert)	µg/l	46	32	32	46
Gesamt-Trophie-Index		3,09	2,72	3,07	3,08
Trophiegrad		eutroph 2	eutroph 1	eutroph 2	eutroph 2

Für die Ableitung des Entwicklungsziels, sollte jedoch einbezogen werden, dass die natürliche Färbung des Wassers auch ohne hohe Chl-a-Konzentrationen geringere Sichttiefen verursacht und den Weg hin zu transparenten Wasserverhältnissen zusätzlich erschwert.

5.2.1. Nahrungsnetz

Die verschiedenen Organismengruppen in aquatischen Systemen stehen in engen Wechselbeziehungen zueinander. Früher als Nahrungskette betitelt, ging man von einer unidirektionalen Verbindung von Primärproduzenten über Konsumenten verschiedener Ordnung aus. Heute ist bekannt, dass multidirektionale Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Organismengemeinschaften, den sogenannten trophischen Ebenen, bestehen, die als Nahrungsnetz bezeichnet werden (Dokulil et al. 2001). Aufgrund der engen Wechselbeziehungen nehmen die verschiedenen trophischen Ebenen direkt und indirekt Einfluss auf die Trophie eines Gewässers.

Das Phytoplanktonaufkommen im Otterstedter See war in 2022 und 2023 in den zwei Vergleichszeiträumen von Mai bis September mit einer durchschnittlichen Chl-a-Konzentration von 28 und 32 µg/l ähnlich hoch und lag für sich genommen im Bereich der Trophiestufe eutroph 2. Auffällig war, dass im Spätsommer 2022 und über die gesamte 2. Jahreshälfte 2023 die Art *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae), die Phytoplanktongemeinschaft dominierte. *G. semen* kommt bevorzugt in dystrophen Seen mit geringen pH-Werten vor und kann dort hohe Biovolumina erreichen (Ott et al. 2015). Sie gilt gegenüber den meisten Zooplanktonarten, die als Fressfeinde fungieren, als ungenießbar. Hinzu kommt, dass *G. semen* Vertikalwanderung ins Hypolimnion betreibt, wodurch die Art zusätzlich vor Fressfeinden geschützt ist und sich durch die Wanderung ins Hypolimnion während der Sommermonate häufig einen großen Nährstoffpool (anorganische P- und N-Verbindungen) erschließen kann.

(Salonen & Rosenberg 2000). Aufgrund dieser Anpassungen kann diese Art Phytoplanktongemeinschaften dominieren und gilt wegen ihres hohen Ausbreitungspotentials als invasive Art (Rengefors et al. 2012, Hagman et al. 2015). Auch auf den Menschen kann sich *G. semen* negativ auswirken und bei sensiblen Menschen Juckreiz und andere Hautreaktionen auslösen (Watson et al. 2015). Cyanobakterien waren fast über den gesamten Untersuchungszeitraum vertreten, prägten im Freiwasser aber nicht das Erscheinungsbild des Sees. Biovolumina $> 1 \text{ mm}^3/\text{l}$ ($\triangleq$ 1. Warnstufe, erhöhte Aufmerksamkeit; Bundesgesundheitsblatt 2015) wurden in der epilimnischen Mischprobe im Freiwasser im Juni 2022 ($1,5 \text{ mm}^3/\text{l}$) und Juni 2023 ($1,25 \text{ mm}^3/\text{l}$) erreicht. Häufigste Vertreter waren in diesen Situationen *Woronichinia naegeliana* und *Dolichospermum flos-aquae*. In Ufernähe wurden am 21.06.2022 und am 31.05.2023 jedoch Cyanobakterienaufrahmungen mit einem Biovolumen von $> 15 \text{ mm}^3/\text{l}$ bestimmt. Nach der Empfehlung des Bundesumweltamtes (Bundesgesundheitsblatt 2015) entspricht dies der Stufe 3 (Alarmstufe) und ein vorübergehendes Badeverbot wurde in Betracht gezogen.

Die ökologische Bewertung des Gewässers gemäß dem Phyto-See-Index (PSI)-Verfahren angelehnt an die EU-WRRL ergab einen „mäßigen“ ökologischen Zustand. Diese Einstufung wird von kurzen Phasen überschattet, in denen aufrahmende Cyanobakterien das Erscheinungsbild am Ufer prägen und die Nutzung des Sees kurzzeitig einschränken.

Das Phytoplankton bildet einen großen Teil der Nahrungsgrundlage für das Zooplankton. Letzteres ist im Otterstedter See artenreich vertreten und weist hinsichtlich der Artenzusammensetzung eine große Dynamik auf. Unter den Arten waren mehrere Oligo- und Mesotrophiezeiger, sodass die Zooplanktonzönose insgesamt eher dem nährstoffarmen Milieu zuzuordnen ist. Auch die verhältnismäßig geringen Individuenzahlen der einzelnen Gruppen sind positiv zu beurteilen und deuten nach Karabin (1985) auf „nicht eutrophe“ Verhältnisse hin. Allerdings können die geringen Individuenzahlen auch mit der schlechten Fressbarkeit einzelner Phytoplankter oder einem hohen Prädationsdruck durch Fische in Zusammenhang stehen.

Makrophyten besiedeln den Gewässergrund und konkurrieren direkt mit Schwebalgen um Licht und Nährstoffe. Sie können das Wachstum des Phytoplanktons auch direkt durch allopathische Effekte hemmen (Mohamed 2017). Des Weiteren bieten Makrophyten wichtige Schlüsselhabitate für Fische und Wirbellose, die in den Bereichen mit Makrophyten gute Laich-, Aufwachs- und Rückzugsmöglichkeiten finden (Jeppesen et al. 2012). In den am Otterstedter See untersuchten Transekten wurden im Jahr 2022 keine submersen Makrophyten nachgewiesen. Daher konnte eine Bewertung der Transekte und des gesamten Otterstedter Sees unter Nutzung der PHYLIB-Bewertungssoftware nicht durchgeführt werden. Die im Gesamtprojekt durchgeführten Untersuchungen und die Nachweise einer ausgeprägten Makrophytenvegetation in der Vergangenheit, deuten jedoch auf eine anthropogen bedingte Makrophytenverödung hin, die sich mit einer starken trophischen Belastung begründen lässt. Im südlichen Bereich wachsen in manchen Jahren einzelne Pflanzen (meist *Potamogeton crispus*) auf, können jedoch keine großen Bestände bilden. Der Entwicklung von submersen Makrophytenbeständen wird am Otterstedter See eine hohe Bedeutung zugeschrieben, da sie wichtige Lebensraumfunktionen übernehmen, Wuchs von Schwebalgen und Cyanobakterien mindern und den See auf natürliche Weise stabilisieren. Die ausge-

dehnten Bestände emerser Makrophyten (Schwimmbblattvegetation; See- und Teichrosen) können diese Funktionen nur teilweise übernehmen. Sie sind in einem geringeren Maße von einer hohen Wassertransparenz abhängig und haben Uferbereiche daher großflächig besiedeln können. In Richtung Ufer schließt sich an die Bestände vielfach ein breiter und gut ausgeprägter Röhrichtgürtel (vornehmlich Schilf; *Phragmites australis*) an. Diese schützenswerten Pflanzenbestände erfüllen ebenfalls wichtige Funktionen für aquatische Organismen und bewirken zudem einen Nährstoffrückhalt bei Zufluss von Starkniederschlägen.

Neben geringer Wassertransparenz können submerse Makrophyten auch durch benthivore Fischarten, die im Sediment nach Nahrung suchen erheblich beeinträchtigt werden. Vor allem großmaßige Karpfen haben ein hohes Schadenspotential, da sie durch die Wühltätigkeit Pflanzen entwurzeln und zudem Nährstoffe aus dem Sediment freisetzen. Die Fischfauna im Otterstedter See ist weitestgehend gewässertypisch und Karpfen wurden in der Bestandsuntersuchung nicht nachgewiesen. Sollten durch Angler Einzelfänge vorkommen, sind die Karpfen dem Gewässer zwingend zu entnehmen. Viele der Fischarten im Otterstedter See sind von den existierenden Pflanzenbeständen (Schilf und Schwimmbblattvegetation) abhängig und würden von submersen Makrophyten profitieren. Fischbesatz ist weiterhin nicht nötig, da die meisten gewässertypischen Arten im See reproduzieren. Kritisch zu beobachten ist der Bestand des gewässeruntypischen Welses, der ein hohes Ausbreitungspotential aufweist und im Zuge des Klimawandels von höheren Temperaturen profitieren könnte. Fische sind auf O_2 -Konzentrationen $> 3 \text{ mg/l}$ angewiesen. Durch die ausgeprägte Schichtung und Zehrungsprozesse sind Wassertiefen $> 3\text{--}3,5 \text{ m}$ in warmen Sommern ab Juni sauerstofffrei. Aufgrund der Morphologie des Sees stehen jedoch selbst dann ca. 60 % des Wasservolumens als sauerstoffgesättigter Lebensraum zur Verfügung und Mangelsituationen, die Fischsterben auslösen könnten, wurden bislang am See nicht berichtet.

5.2.2. Nährstoffhaushalt

Die Eutrophierung des Otterstedter Sees lässt sich -neben den langjährig durchgeführten Monitoringprogrammen der Wasserphase (vgl. Kap Trophiebewertung) auch in der Entwicklung der P-Konzentrationen im Sediment nachvollziehen. So weist der See seit etwa den 70–80er Jahren des vorigen Jahrhunderts eine deutliche Reduktion von P in den Sedimenten auf, die Konzentrationen im jüngsten Sediment liegen bei etwa 2400 mg/kg TS gegenüber etwa 3400 mg/kg Anfang der 1980er Jahre (Poltz 1982) und noch etwa 2900 mg/kg in 2006 (Yasseri 2007). Durch die Einbringung von P-Bindemitteln konnte schichtweise das P-Rücklösepotential des Sediments verringert werden, am geringsten ist es aktuell in 20–30 cm Tiefe, welches mit dem Zeitraum der ersten P-Bindung um 2006 korrespondiert. Die Sedimente des Otterstedter Sees stellen aktuell ein typisches Sediment eines natürlichen Sees mit mäßiger Eutrophierung und einem leicht sauren, huminstoffreichen Grundchemismus dar.

Dabei ist das theoretische Rücklösepotential der Sedimente absolut gesehen immer noch hoch, etwa 50% sind potentiell freisetzbar. Die Hochrechnung des P-Pools beinhaltet zwar eine große Unsicherheit, der potentiell mobilisierbare P-Pool liegt jedoch je nach berücksichtigter Fläche zwischen ca. 185 kg P bis 310 kg P . Der potentiell bioverfügbare P-Pool stellt immer einen Maximalwert dar, und diese Menge P wird unter natürlichen Bedingungen nie

vollständig rückgelöst. Dieser P-Pool steht einem zwischen 2022–2023 mittleren P-Pool von etwa 7,5 kg in der Wasserphase gegenüber, der rechnerisch einer mittleren gewichteten Konzentration von etwa 0,04 mg TP/l in der Wasserphase entspricht. Insbesondere in den Sommermonaten ist die TP-Konzentration im stark anaeroben Tiefenwasser etwas höher als im Epilimnion, die Konzentration von gelöstem $\text{PO}_4\text{-P}$ unterscheidet sich jedoch kaum. Dies wäre insbesondere bei starken Rücklösungsprozessen von P aus dem Sediment zu erwarten und Anreicherungen von gelöstem $\text{PO}_4\text{-P}$ wurden auch in früheren Jahren beobachtet (vgl. Tabelle 15) und waren Planungsgrundlage für die Tiefenwasserableitung und P-Bindungen mit Bentophos.

Die Inkubationsansätze, die in situ Messungen des diffusiven P-Flusses und auch die hypolimnische P-Bilanz deuten insgesamt darauf hin, dass die tatsächliche Rücklösung von P aus dem Sediment im Untersuchungszeitraum einen ausgesprochen kleinen Anteil an der P-Anreicherung im Wasserkörper hat. Zudem konnten sowohl in Inkubationen als auch in der Betrachtung der P-Bilanz des Wasserkörpers sogar Phasen mit negativen Flüssen also eine P-Aufnahme durch die Sedimente beobachtet werden.

Das Sediment spielt im Hinblick auf interne P-Anreicherung im Tiefenwasser aktuell eine untergeordnete Rolle spielt.

Neben der natürlichen Wiederaufnahme von P durch das Sediment ist theoretisch immer noch freie P-Bindungskapazität durch Lanthan vorhanden. Beides sind Gründe dafür, dass im Verhältnis zum P-Freisetzungspotential die tatsächliche Freisetzung so extrem niedrig ist. Das Tiefenwasser wies im Untersuchungszeitraum zwar keine extrem hohen P-Konzentrationen auf, entsprach hinsichtlich vieler Prozesse (Anreicherung von Ammonium, Abbau von Sulfat parallele Anreicherung von Sulfid und Schwefelwasserstoff; Anreicherung von Eisen) jedoch dennoch einem stark anaeroben Wasserkörper und spiegelt die intensiven Zehrungsprozesse durch Abbau der organischen Substanz wider. Im Zuge dieses Abbaus entsteht in den Sedimenten u.a. Methan, welches im Verlauf des Sommers mit einem Anstieg der hypolimnischen Wassertemperatur zur Wasseroberfläche eventartig entweichen kann (Ebullition). Aufgrund des außergewöhnlich hohen Anteils organischer Substanz und extrem geringer Lagerungsdichten der oberen Sedimentlagen, werden die oberen Sedimente bei der Ebullition teilweise mitgerissen. Die Sedimente werden resuspendiert, d.h. organik- und somit nährstoffreiches Material, welches bereits am Grund des Sees abgelagert war, wird erneut in den Wasserkörper befördert. Dass Resuspension einen erheblichen Einfluss auch auf den Wasserchemismus haben muss, konnte auch durch das in den Sedimentfallen gesammelte Material gezeigt werden. Die Lanthan-Konzentrationen als Tracer (Markierungssubstanz) sedimentbürtiger Partikel zeigten, dass Resuspension auch noch die Partikelfracht im Epilimnion beeinflusste. Bioturbation durch die in großen Schwärmen auftretenden, *Chaoborus*-Larven oder durch Fische im Randbereich des Sees dürfte als Auslöser für Resuspension im Otterstedter See eine geringere Rolle spielen (vgl. Kapitel 4.3 und 4.5). Die Produktion von Methan sowie das Auftreten von Ebullition konnten hinreichend in Sedimentkernen, bei Inkubationsversuchen wie auch bei den Geländearbeiten beobachtet werden und ist wahrscheinlich neben der Vollzirkulation als Hauptfaktor für die starke Resuspension zu sehen.

Der hohe Organikgehalt, Methanbildung, Ebullition wie auch Resuspension und das Auftreten an solche Bedingungen angepasster Organismen sind bei einem natürlichen Gewässer wie dem Otterstedter See mit fortschreitendem Seealter Teil der natürlichen Seenentwicklung. Allerdings wird die Bildung von Methan (Methanogenese) durch hohe Sedimentationsraten von leicht abbaubarer Organik (wie z.B. aus Schwebalgen oder höheren Wasserpflanzen) als Folge eines höheren trophischen Niveaus im Wasserkörper gefördert. Auch wenn Methanogenese und durch Ebullition verursachte Resuspension und P Rücklösung nicht verhindert werden können, so wird durch eine anhaltend niedrige Trophie die Intensität der Methanogenese vermindert.

Im Hinblick auf die langfristige Entwicklung des P-Inhaltes im Wasserkörper konnte insbesondere in 2023 ein ungewöhnlicher Anstieg von etwa 3 kg P verzeichnet werden. Da interne Eutrophierung durch die Sedimente wie oben beschrieben derzeit nicht als Auslöser angesehen werden können, ist der Anstieg des P-Inhalts des Sees Resultat eines oder mehrerer externer Eintragsereignisse. Externe P-Einträge wie atmosphärische Deposition, Laubeintrag, Badenutzung o.ä. sorgen für einen jährlich relativ konstanten P-Eintrag von dem der überwiegende Teil sedimentiert (vgl. Kapitel 4.9.1).

Demnach ist der Anstieg von P wahrscheinlich im Zusammenhang mit P Einträgen in den See durch hohe Niederschlagsmengen zu sehen (nur Oberflächen- und Zwischenabfluss, vgl. Kapitel Grundwasser). Denn der Anstieg von Phosphor deutete sich bereits Anfang 2023 an nach durchschnittlichen bis überdurchschnittlich nassen Wintermonaten 2022/23, in denen der Grundwasserspiegel jedoch noch unter dem Wasserspiegel des Sees lag. Hohe Niederschlagsmengen im weiteren Jahresverlauf führten 2023 zu insgesamt etwa 40 % mehr Niederschlag im Vergleich zum langjährigen Mittel und zum höchsten Wert seit 2002 (1062 mm, DWD 2024, Station Bremen). Nach besonders nassen Jahren wie sie in jüngerer Vergangenheit z.B. auch im Jahr 2002 und 2007 auftraten ist folglich mit höheren P und möglicherweise auch N-Konzentrationen im Freiwasser zu rechnen, die das Wachstum des Phytoplanktons befördern. Zudem könnten sich in Folge auch höhere P-Konzentrationen im Tiefenwasser und eine stärkere Resuspension von Stoffen durch forcierte Methanbildung einstellen, wenn größere Mengen von frisch sedimentiertem organischem Material zersetzt werden.

Im Jahresverlauf 2024 sollte zudem weiter beobachtet werden, ob sich die zeitweise Anbindung an das Grundwasser auf den Wasserchemismus des Sees ausgewirkt hat.

5.3. Entwicklungsziel

Das Entwicklungsziel als realistisches Leitbild beschreibt den gemäß WRRL angestrebten guten ökologischen Zustand eines natürlichen Sees - unter Berücksichtigung der einschränkenden Randbedingungen.

Die starken Veränderungen der natürlichen Ausgangsbedingungen (Veränderungen/Versiegelungen im Einzugsgebiet, Bebauung des Seeufers, intensive Nährstoffeinträge in der Vergangenheit und aktuelle Badenutzung) des Otterstedter Sees sind zum Teil unumkehrbar. Aufgrund der jahrzehntelangen, intensiven Nutzung des Sees und des Einzugsgebietes und der und damit verbundenen Nährstoffeinträge, der weiterhin geplanten Nutzung als Freizeitgewässer, der bereits in starkem Maße mit P angereicherten Sedimente und der kleinen Seefläche entspricht das Entwicklungsziel nicht dem Referenzzustand (mesotroph 1; Gesamt-Trophie-Index < 2,0), sondern beschränkt sich auf das **Erreichen der Trophiestufe mesotroph 2** (Gesamt-Trophie-Index (< 2,5)). An diesem Entwicklungsziel des Otterstedter See, orientieren sich alle Maßnahmen zur Restaurierung.

Neben den in Tabelle 21 genannten einzuhaltenden Kriterien sollte das Phytoplankton-Biovolumen im Jahresmittel 2,4 mm³/l (Otterstedter See 2022: 3,1 mm³/l; 2023: 3,0 mm³/l) nicht überschreiten. Die Makrophytengesellschaft sollte von Arten dominiert sein, die nährstoffarme Standorte bevorzugen und bis in ca. 5 m Wassertiefe reichen. Die Trübung/Färbung des Wassers ist in diese Zielsetzung schon einbezogen und ohne diese wäre die maximale Besiedlungstiefe der Makrophyten noch tiefer anzusetzen. Kennzeichnende Fischarten des Seetyps sind der Flussbarsch, das Rotaugen und die Brachse. Hinzu kommen weitere vergesellschaftete Cypriniden wie beispielsweise Rotfeder und Schleie. Als Raubfisch sollte neben dem Barsch der Hecht dominieren.

*Tabelle 22. Kenndaten der Trophieauswertung nach LAWA 2014 und abgeleitetes Entwicklungsziel für die Erhebung im Jahr 2022 und 2023, sowie Darstellung der Trophiekriterien eines möglichen Entwicklungsziels. * Aufgrund des späten Untersuchungsbeginns in 2022 und des weiterhin teilweise geschichteten Wasserkörpers im November 2022 ist der Messwert vom 06.01.2023 als TP-Wert für die Frühjahrszirkulation 2022 verwendet worden und im Gegensatz zu 2023 (14.03.2023) nicht in die Berechnung der Saisonmittelwerte eingegangen.*

Trophiekriterium	Einheit	2022*	2023	Entwicklungsziel
Chl-a (Saison-Mittelwert)	µg/l	28,2	31,9	≤ 9,6
Sichttiefe (Saison-Mittelwert)	m	1,41	1,64	≥ 2,5
TP (Vollzirkulation; Frühjahr*)	µg/l	37*	28	≥ 31
TP (Saison-Mittelwert)	µg/l	32	46	≥ 30
Gesamt-Trophie-Index	-	3,07	3,08	≤ 2,5
Trophiegrad	-	eutroph 2	eutroph 2	mesotroph 2

6. Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands

Trotz bereits erzielter Verbesserungen in den letzten Jahrzehnten (Kapitel 5.2) sind erhöhte Phosphorkonzentrationen weiterhin ursächlich für eine verhältnismäßig hohe Primärproduktion des gut angepassten Phytoplanktons und die damit einhergehenden schlechten Aufwuchsbedingungen für Makrophyten, welche den ökologischen Zustand des Otterstedter Sees stabilisieren könnten (Kapitel 5.2.1). Neben der Eintrübung durch das Phytoplankton, mindert die Resuspension frisch abgelagerter Sedimente die Wassertransparenz und befördert organische Substanz und Nährstoffe aus der Tiefe des Sees in oberflächennahes Wasser (Kapitel 5.2.2). Dieser Vorgang und externe Einträge über zufließendes Oberflächenwasser stellen momentan die Hauptursache für langsam steigende P-Konzentrationen dar. Mögliche Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Situation zielen daher primär auf die Senkung der Trophie des Sees.

Da vor allem Phosphor für aquatische Systeme der limitierende Nährstoff ist, ist die Senkung der Phosphor-Einträge als auch der internen Phosphor-Belastung durch Resuspension der primäre Steuerungsfaktor für die angestrebte Verbesserung des Otterstedter Sees.

Maßnahmen können dabei entweder direkt die P-Verfügbarkeit im Gewässer senken (Kapitel 6.1) oder dies auf indirektem Wege (Kapitel 6.2 und 6.3) verursachen. Weitere Maßnahmen zielen zudem auf die Wasserbilanz, da sich ein möglichst hoher Seewasserspiegel ebenfalls positiv auswirkt (Kapitel 6.4).

Ziel ist die Stabilisierung bzw. Verbesserung des ökologischen Zustands durch Erreichen des Entwicklungsziels unter Berücksichtigung der weiterhin angestrebten Nutzung des Sees als Freizeit- und Badegewässer.

Im Folgenden werden dabei wissenschaftlich anerkannte und etablierte Maßnahmen betrachtet und deren Eignung am Otterstedter See auf Basis der bisherigen Untersuchungen eingeschätzt. Zudem erfolgt eine erste orientierende Kostenschätzung der entsprechenden Maßnahme gemäß Tabelle 23.

Tabelle 23. Verwendete Kostenklassen zur Kostenschätzung der Maßnahmen am Otterstedter See.

Kostenklasse	geschätzte Kosten in € (netto)
1	< 5.000
2	5.000–15.000
3	15.000–40.000
4	40.000–115.000
5	115.000–350.000
6	> 350.000

6.1. Direkte Verringerung der P-Verfügbarkeit im See

6.1.1. Sedimententnahme

Eine Möglichkeit zur direkten Verringerung des P-Haushalts eines Gewässers ist die Entnahme insbesondere der organik- und phosphorreichen Sedimentauflage. Obwohl nur die obere Auflage am internen Nährstoffhaushalt beteiligt ist, müssen große Mengen organisches Material mittels Saugspülverfahren aus dem See entnommen werden, bis im Idealfall nährstoffärmeres Substrat erreicht wird. Im Otterstedter See lagern insgesamt etwa 56.000 m³ organisches Sediment. Bis in eine Tiefe von etwa 100–130 cm lagern Sedimente mit zum Teil deutlich höheren P-Konzentrationen. Die jüngsten Sedimente hingegen weisen durch umgesetzte Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen bereits deutlich verringerte P-Konzentrationen auf. Um tiefere Lagen mit geringeren P-Konzentrationen großflächig zu erreichen, müssten zwischen 30.000–40.000 m³ Frischsediment entfernt werden. Für die flacheren Bereiche, die ebenfalls mächtige Sedimentlagen aufweisen (s. Abbildung 39) liegen keine tiefengestuftten Messungen vor. Dort ist dennoch mit einer Entnahme in bis zu 80 cm Tiefe zu rechnen. Nach der Entnahme muss das Material auf Spülfeldern oder mittels Pressanlagen getrocknet werden. Seenahe Flächen stehen dafür einzig im Osten, im Bereich der Badestrände zur Verfügung.

Hinweise auf mögliche Verwertungs- bzw. Entsorgungswege des Porenwassers vor allem aber des Sediments liegen bereits vor, da die Sedimente stichprobenartig gemäß LAGA, Deponieverordnung und Bundesbodenschutzverordnung untersucht wurden. Aufgrund ihres hohen Organikgehalts eignen sich die Sedimente nicht für einen Einbau gemäß LAGA und unabhängig von ihrem Belastungsgrad auch nicht für eine Deponierung, da auch der Brennwert und die Atmungsaktivität AT₄ (hier nicht untersucht) bei solch hohen TOC-Gehalten überschritten werden. Durch den hohen Organikanteil können Vorsorgewerte der Bundesbodenschutzverordnung nicht zur Bewertung der Schadstoffkonzentrationen des Sediments herangezogen werden. Eine Ausbringung des entnommenen Sediments auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ist daher formell nicht ausgeschlossen, müsste aber über eine behördliche Einzelfallentscheidung genehmigt werden. Insbesondere die Blei-, Zink- und Cadmiumkonzentrationen waren in den Sedimenten auffällig erhöht, obwohl hier nur jüngere Lagen betrachtet wurden, in denen möglicherweise nicht die maximalen Konzentrationen des zu entnehmenden Materials anzutreffen sind.

Bei einer möglichen Sedimententnahme im Otterstedter See müsste grundsätzlich berücksichtigt werden, dass der sehr hohe Wassergehalt (ca. 95 %) und die feinkörnige Struktur durch den hohen Organikanteil zu einem hohen Aufwand zur Trennung von Fest- und Wasserphase bzw. zu hohen Trocknungszeiten führt. Die Entnahme an sich, die Trocknung und die Aufbereitung des anfallenden Wassers zur Wiedereinleitung in den See und die anschließende Verbringung stellen durch die hohen Volumina und den hohen Wassergehalt dieser Sedimente eine erhebliche technische und ökonomische Herausforderung dar. Ein weiterer Nachteil ist zudem, dass mit dem Sediment auch freie Bindungskapazität für P durch Lanthan entfernt würde. Zudem hat die Untersuchung gezeigt, dass die Sedimente derzeit im Hinblick auf die interne P-Anreicherung eine untergeordnete Rolle spielen.

In kleineren Seen ist die Sedimentmenge meist gering und man erhofft sich durch die Maßnahme zudem eine Vergrößerung des Wasservolumens und durch einen Verdünnungseffekt

eine Verbesserung der trophischen Situation. Unabhängig von der Größe des Wasserkörpers ist jedoch die zeitliche Reichweite der Maßnahme gering, sofern die Höhe der P-Einträge unverändert bleibt. Am Otterstedter See würden sich nährstoffreiche Sedimente unter den jetzigen Bedingungen verhältnismäßig schnell neu bilden und erneut am P-Kreislauf teilnehmen. Ein Vorteil einer Sedimententnahme wäre jedoch eine Verminderung der durch Methanogenese ausgelösten Resuspension der Sedimente.

Hinsichtlich der durchgehenden Nutzung als Bade- und Freizeitgewässer birgt die Maßnahme Risiken, da während der Entnahme der Wasserkörper durch zusätzliche Resuspension der Sedimente eingetrübt werden kann und kurzzeitig große Nährstoffmengen verfügbar sein könnten. Nach Abwägung aller oben betrachteten Punkte wird eine Sedimententnahme am Otterstedter See nicht empfohlen.

- **KEINE EMPFEHLUNG für die Maßnahme „Sedimententnahme“**

Eine Sedimententnahme ist kostenintensiv, da neben der eigentlichen Entnahme wie oben aufgeführt umfangreiche Voruntersuchungen nötig sind und bei der Verwertung (sofern diese von den genehmigenden Behörden überhaupt in Aussicht gestellt würde) bzw. Entsorgung zusätzliche Kosten entstehen. Daher liegt diese Maßnahme voraussichtlich in der Kostenklasse 6.

6.1.2. Tiefenwasserableitung

Eine weitere Option zur Senkung des P-Haushalts eines Gewässers ist die gezielte Entnahme von P-reichem Wasser, z.B. aus dem Tiefenwasser, in dem sich während der Stagnationsphase große Mengen P anreichern können. Neben einer Senkung der P-Konzentration kann auch ein positiver Effekt auf den Sauerstoffhaushalt eintreten, da mit dem Tiefenwasser auch zehrende Substanzen abgeleitet werden. Allerdings verfehlt entnommenes Tiefenwasser häufig die Orientierungswerte der Oberflächengewässerverordnung (O_2 ; TP; $PO_4\text{-P}$; $NH_4\text{-N}$; TOC) und muss möglicherweise aufwendig aufbereitet werden (Belüftung und zusätzliche Nährstofffällung), bevor es einem Vorfluter zugeführt werden kann, ohne diesen zu beeinträchtigen oder zu verschlechtern (Artikel 4 Abs. 1 EG-Wasserrahmenrichtlinie, EU 2000). Im Bereich der Einleitung bzw. Aufbereitungsanlage wäre im Falle des Otterstedter Sees zudem mit einer deutlichen Geruchsbelastung durch Schwefelwasserstoff zu rechnen. Zwischen 2003 und 2006 wurde in den Sommermonaten eine Tiefenwasserableitung am Otterstedter See durchgeführt. Da es in der damaligen Zeit zu einer intensiven P-Anreicherung (u.a. durch eine stärkere Rücklösung) kam, konnten in einzelnen Jahren Mengen um 2,6 kg P aus dem Tiefenwasser des Sees entfernt werden (Kapitel 4.8.5). Dem positiven Effekt stand gegenüber, dass dem See in der Phase maximaler Verdunstung kontinuierlich große Mengen Wasser entnommen wurden, die einen sinkenden Wasserstand zur Folge hatten. Dies war auch im Jahr 2006 einer der Gründe für die Einstellung der Maßnahme.

Die vorliegende Untersuchung zeigt nun, dass der Wasserverlust des Otterstedter Sees in den Sommermonaten auch heute nicht durch einen Zustrom von Grundwasser ausgeglichen würde. Da die Rücklösung von P momentan eine untergeordnete Rolle spielt und P-Konzentrationen im Tiefenwasser derzeit nicht mehr ein Vielfaches des Epilimnions ausma-

chen, würde eine solche Maßnahme unter jetzigen Bedingungen deutlich an Effektivität und Effizienz verlieren. Aufgrund dieser Punkte ist eine Einrichtung einer Tiefenwasserableitung auf Basis des jetzigen Wissensstandes nicht angeraten.

- **KEINE EMPFEHLUNG für die Maßnahme „Tiefenwasserableitung“**

Die Kostenschwerpunkte einer Tiefenwasserableitung liegen zum einen auf der Schaffung der Infrastruktur, da eine Rohrtrasse von der Entnahmestelle bis zur Aufbereitungsanlage und weiter zur Einleitstelle gelegt werden muss. Zum anderen auf der Errichtung der Aufbereitungsanlage, die neben den Baukosten auch fortlaufende Kosten u.a. durch begleitende Untersuchung des Einleitwassers und des Vorfluters verursacht. Insgesamt ist bei einer Tiefenwasserentnahme mit Kosten der Klasse 5 zu rechnen.

► Um den Wasserverlust einer Tiefenwasserableitung zu verhindern, besteht theoretisch die Möglichkeit entnommenes Wasser an Land aufzubereiten und in den See zurückzuführen. Diese Option wird unter Kapitel 6.1.4 ausgeführt.

6.1.3. Phosphorfällung/ -bindung

In Seen kann Phosphor, der im Wasser oder Porenwasser der Sedimente als Phosphat vorliegt, durch die Zugabe eines Fällmittels in eine biologisch inaktive Bindungsform überführt werden. Phosphor wird dem Gewässer auf diese Weise als Nährstoff entzogen und steht dann in geringerem Maß für den Aufbau von Biomasse zur Verfügung. Bei der Restaurierung von Oberflächengewässern kommen derzeit Metallsalze mit Eisen oder Aluminium als Wirkstoff oder Lanthan-modifiziertes Bentonit in Frage.

- **Metallsalze**

Sowohl Eisen als auch Aluminium haben in ihrer oxidierten Form eine hohe Affinität an Phosphat zu binden. Die Zugabe beider Metallsalze als Phosphatbindemittel führt in schwach gepufferten Gewässern zu einer Versauerung während und nach der Fällung, da sie Hydroxide unter Freisetzung von H^+ -Ionen bilden (DWA 2006, Lewandowski 2013). Der Otterstedter See ist schlecht gepuffert und enthielt im Jahr 2023 oberflächennah Wasser mit einer geringen Wasserhärte (Carbonathärte $0,19 \text{ mmol/l} \pm 1,1^\circ\text{dH}$ (Grad deutscher Härte)). Einer Versauerung müsste daher durch Zugabe eines Puffers (z.B. Calciumcarbonat) entgegengewirkt werden. Die Fällmittel auf Eisen- bzw. Aluminium-Basis (z.B. $AlCl_3$, $FeCl_3$) basieren auf Flokkulation und bilden kurzzeitig orange Eisen- bzw. weiße Aluminiumschlämme oder -Wolken. Flachwasserbereiche wären bei einer Ausbringung strikt auszusparen. Der Eintrag von Chlorid bedeutet durch beide Fällmittel eine starke Aufsalzung für den noch immer ionenarmen Wasserkörper des Otterstedter Sees.

Stellen sich sauerstofffreie Bedingungen im Wasser ein, ist die Eisen-Phosphat-Bindung nicht mehr stabil und es kann zu einer erneuten Freisetzung von Phosphat im Tiefenwasser kommen. Aufgrund geringer Fe:P- und Fe:S-Verhältnisse in den Sedimenten des Otterstedter Sees würde ein erheblicher Teil des eingebrachten Eisens im anaeroben Tiefenwasser sulfidisch gebunden und stünde nach einer Vollzirkulation im dann herrschenden

aeroben Milieu nicht mehr zur Bindung von Phosphat-P zur Verfügung. Die hohe Schwefelkonzentration im Verhältnis zu Eisen stellt unter den jetzigen Nährstoffbedingungen daher ein Hemmnis für den Einsatz von Eisen als Fällmittel für Phosphor dar.

Aluminium-Phosphat-Verbindungen sind im Gegensatz zu Eisen-Phosphat-Bindungen unter wechselnden Sauerstoffbedingungen stabil. Bei pH-Werten $< 5,5$ und $> 8,5$ können jedoch gelöste toxische Al-Spezies auftreten. Da bei der Einbringung H^+ -Ionen freigesetzt werden, kann der pH-Wert während der Einbringung in schwach gepufferten Seen wie dem Otterstedter See deutlich absinken. Dies muss ähnlich wie bei der Einbringung von Eisensalzen durch Einbringung einer Puffersubstanz verhindert werden. Ein Risiko von hohen pH-Werten besteht insbesondere im Sommer, wenn Phytoplankton durch die Aufnahme von Kohlenstoffdioxid und Hydrogencarbonat für die Photosynthese den pH-Wert im oberflächennahen Wasser erhöhen. Im Epilimnion des Otterstedter Sees lagen die pH-Werte im Untersuchungszeitraum zwischen 6,4 und 7,5. Während der engmaschigen Überwachung der O_2 -Konzentrationen im Uferbereich, wurden nahe der Wasseroberfläche vereinzelt pH-Werte bis 8,2 gemessen (24.08.2022). Bei einer Einbringung von Aluminiumsalzen entstehen ebenfalls Flocken, die neben gelöstem P auch organisches Material sedimentieren. Die P-Bindekapazität sedimentierter Aluminiumflocken nimmt mit zunehmendem Alter ab. Um eine langfristige Wirkung zu erzielen, muss dies bei der Dosierung einberechnet werden. Die Einbringung beider Salze geht mit einer Erhöhung der Leitfähigkeit des noch immer ionenarmen Wasserkörpers einher, da die Chloridkonzentration um ein Vielfaches ansteigt. Die Charakteristik des Sees würde dies grundlegend und langanhaltend verändern. Ein Vorteil besteht in Bezug auf die Wassertransparenz, da durch die Flockenbildung auch organisches Material und Huminstoffe aus der Wassersäule sedimentieren.

• Lanthan-modifiziertes Bentonit (LMB; Bentophos)

Auch das Element Lanthan eignet sich zur Bindung von Phosphat. Zur Handhabung wird Bentonit als Trägersubstanz für die bindungswirksamen Lanthan-Ionen eingesetzt. Bei der Zugabe des Fällmittels suspendieren die Tonmineralpartikel im Wasser und Phosphat bindet an die Lanthan-Ionen. Die Partikel setzen sich binnen weniger Tage als wenige mm mächtiger Tonschlamm am Grund ab. Im Gegensatz zu Eisen und Aluminium ist Lanthan-gebundenes Phosphat sowohl bei wechselnden Sauerstoffbedingungen als auch pH-Wert-Schwankungen stabil gebunden, da zwischen Lanthan und Phosphat eine unter den natürlich auftretenden Bedingungen im See nicht lösliche ionische Bindung entsteht. Im Alterungsprozess verliert das Material daher nicht an Bindekapazität. Die Zugabe von LMB hat keine Auswirkung auf den pH-Wert und die Leitfähigkeit des Wassers. Im Vergleich zu leichten Flocken können abgesetzte Tonpartikel am Grund in der Regel nur schwer verdriftet werden. Die vorliegende Untersuchung zeigt jedoch eine Resuspension stattfinden kann. In schwach-gepufferten, DOC-reichen Wässern wie dem Otterstedter Sees zeigt LMB eine verzögerte Wirkung durch eine anfänglich verringerte Bindungskapazität für Phosphat. Dithmer et al. (2016b) zeigten in einer Studie, in der auch Sedimente des Otterstedter Sees verwendet wurden, dass die vollständige Wirkung des Fällmittels in diesen Gewässern nach einigen Monaten erreicht wird. Eine gewisse Verzögerung der Wirkung ist daher nach Anwendung von LMB zu erwarten. Aufgrund dieser überwiegend positiven Argumente fiel in der Vergan-

genheit die Entscheidung für eine Einbringung von LMB in den Otterstedter See. Die so ausgelöste Verringerung der P-Konzentration ist in Kapitel 4.8.5 und 4.10.6 dargestellt.

Dennoch traten jedoch vor allem im Frühsommer kurzzeitig Massentwicklungen von Cyanobakterien auf und Aufräumungen im Uferbereich sorgten für Badewarnungen und Badeverbote, die durch die P-Bindung verhindert werden sollten. Das mittelbare Ziel, das massenhafte Auftreten von Cyanobakterien zu verhindern, wurde daher nicht vollständig erreicht.

• Eignung und zeitliche Reichweite

P-Fällungen und Bindungen können die P-Fracht des Wasserkörpers und die P-Rücklösung aus Sedimenten gut mindern und erreichen eine langfristige Wirkung. Durch die vorliegende Untersuchung ist eine momentan verringerte P-Rücklösung aus den Sedimenten festgestellt worden. P-mindernde Maßnahmen am Sediment wären daher derzeit weniger effektiv. Zudem hält die Wirkung der letzten P-Bindung noch an, da rechnerisch noch immer freie La-Bindungsplätze verfügbar sind. Bei weiteren P-Einträgen könnte sich diese Situation ändern und die Relevanz der jüngsten Sedimente für den P-Haushalt des Sees steigen (Kapitel 5.2.2). Wie bereits in der Vergangenheit gezeigt, ist eine Verminderung durch P-Bindung/Fällung dann eine geeignete Maßnahme, um den P-Haushalt zu kontrollieren.

Die vorliegende Untersuchung hat die Defizite, jedoch auch die Besonderheit des natürlichen, ionenarmen Otterstedter Sees aufgezeigt. Eine Aufsalzung als Folge der Einbringung von Metallsalzen würde gepaart mit der obligatorischen Einbringung von Calciumcarbonat den in unserem Naturraum sehr seltenen Charakter des Wasserkörpers langanhaltend und deutlich verändern und einen Rückweg hin zu wertgebenden -kalkarme und nährstoffarme Verhältnisse anzeigenden- Lebensgemeinschaften verbauen. Eine Verwendung von eisenhaltigen Substanzen zur P-Bindung ist aufgrund der ungünstigen stofflichen Verhältnisse für eine langfristige Bindung im Sediment ohnehin nicht angeraten. Die Einbringung von Aluminiumsalzen birgt neben der Aufsalzung überdies im schwach gepufferten Otterstedter See ökotoxikologische Risiken, da eine pH-Absenkung während der Einbringung wahrscheinlich ist und das Auftreten von pH-Werten $> 8,5$ oberflächennahe nicht ausgeschlossen ist. Eine direkte Einbringung von Eisen- oder Aluminiumsalzen in den Otterstedter See wird daher nicht empfohlen.

Für den Fall einer internen P-Bindung/Fällung ist LMB trotz einer gewissen verzögerten P-Festlegung das am besten geeignete Mittel zur Reduktion des P-Haushalts. Neue Erkenntnisse zur Resuspension zeigen jedoch, dass alle Fällmittel, so auch LMB von einer im Otterstedter See besonders stark ablaufenden Resuspension betroffen sind/wären und die jeweiligen Wirksubstanzen (Fe, Al, La) durch diesen Vorgang auch nach Sedimentation erneut in oberflächennahes Wasser eingetragen werden können. Dies wäre im Zuge eines wasserrechtlichen Erlaubnisverfahrens, welches ökotoxikologische Fragestellungen vor aktuellem Forschungshintergrund betrachtet und die chemischen und physikalischen Auswirkungen beim Einsatz der Fällmittel bewertet, zu betrachten.

- **Priorität „P-Fällung“** → **derzeit gering**

Die Kosten einer Phosphorfällung/ -bindung sind aufgrund der geringen P-Menge im vergleichsweise kleinen Wasserkörper nicht sehr hoch. Neben den Ausbringungs- und Materialkosten des Fällungs- bzw. Bindemittels fallen für verschiedene Vor- und Nachuntersuchungen Kosten an. Insgesamt bewegen sich die Kosten für eine P-Bindung mit LMB im niedrigen Bereich der Kostenklasse 3–4.

6.1.4. Externe P-Elimination und bepflanzte Bodenfilter

Eine weitere Möglichkeit Phosphor aus dem System zu entfernen ist eine externe Phosphorelimination durch Rezirkulation von Seewasser über einen Bodenfilter. Bei naturnahen Badeanlagen mit geringen Phosphorkonzentrationen und definierten Umwälzraten wird diese Methode gezielt angewendet und es gibt einzelne Beispiele, wo solche Anlagen die P-Konzentration an größeren Seen um bis zu 70 % reduzieren konnten.

Für den P-Rückhalt ist sowohl die Filtration und ggf. die zeitversetzte Freisetzung von Algen als auch die Bindung von gelöstem P an reaktivem Filtermaterial entscheidend. Hohe Huminstoffanteile im Wasser führten zu einer verminderten Wirkung. Um das reaktive P-Bindemittel vor Kolmation (Verblockung) zu schützen, werden häufig vorgeschaltete Bodenfilter eingesetzt. Dadurch können Schwebstoffe im Vorhinein abgeschieden werden. Bepflanzte Bodenfilter bieten überdies weitere zusätzliche Ökosystemdienstleistungen wie z.B. CO₂-Bindung in pflanzlicher Biomasse, Nitrifikation und Denitrifikation, eine Reduktion von Keimen (*E.coli* als Leitparameter) und Lebensraum für Vögel und Amphibien. Diese positiven Einflüsse stehen dem erhöhten Flächenbedarf im Vergleich zu reinen technischen Lösungen gegenüber.

Am Otterstedter See sollte die Wasserentnahme und Aufbereitung ganzjährig betrieben werden, damit die tägliche hydraulische Filterbelastung reduziert werden kann. Da die Konzentrationsunterschiede zwischen Tiefenwasser und Oberflächenwasser hier nicht extrem sind, kann das Wasser direkt an der Oberfläche abgezogen und an anderer Stelle im See wieder oberflächennah zurückgeleitet werden. Die sommerliche Schichtung wird so nicht beeinträchtigt und eventuelle Geruchsbelastungen werden vermieden.

Unter der Annahme, dass die jährliche Zunahme im Seewasser etwa 1,5 kg P beträgt (2022–2023), P vollständig gelöst also pflanzenverfügbar vorliegt und mit einem externen Filter beispielsweise 3 kg P/Jahr entnommen werden sollen, könnte bei gleichbleibendem Pflanzenzuwachs eine Fläche von 500–800 m² angesetzt werden. Der Bodenfilter könnte in zwei Becken á 400 m² aufgeteilt werden, die wöchentlich alternierend beschickt werden. Die Wasserentnahme sollte am Ostufer mittels Pumpe erfolgen. Vorzugsweise wird der Filter mit Schilf bepflanzte. Für den kontrollierten Filterablauf ist ein Schacht zu errichten, der mit Drosselventilen ausgestattet wird. Damit kann der Wasserstand und der Filterbetrieb optimiert werden.

Da in der Praxis davon auszugehen ist, dass nicht ein 100 % P-Rückhalt erzielt werden kann, wäre die Filterfläche weiter zu erhöhen oder der Bodenfilter durch eine Kaskade mit einem Adsorptionsfilter (z.B. FerroSorp plus[®]; 2–4 mm; Bindekapazität: 12 g P/kg) zu erweitern. Letzteres ist am Otterstedter See aufgrund der geringen Flächenverfügbarkeit sinnvoller. Als nachzuschaltender P-Adsorptionsfilter wird ein Schacht konstruiert, der etwa 1,7 m³

FerroSorp plus® enthält und mit einer Bauhöhe von rund 2,5 m, in den Boden eingelassen wird. Das so behandelte Seewasser sollte am gegenüberliegenden Seeufer oder möglichst weit von der Entnahme entfernt wieder zurückgeführt werden. Hierzu ist eine kleine Druckleitung erforderlich.

Die konkrete Dimensionierung bleibt einer entsprechenden Planung vorbehalten. Auch ist zu empfehlen, Vorversuche z.B. in Containern durchzuführen, um die Reaktion des spezifischen Seewassers in dessen gesamter biologischen und chemischen Zusammensetzung mit dem Bodenfilter zu überprüfen und ggf. die Dimensionierung hinsichtlich Flächenbedarf und der Bau- und Betriebskosten optimieren zu können. In Vorversuchen sollte zudem überprüft werden, wie gut sich organische Partikel im Filter zurückhalten lassen.

- **Priorität „Externe P-Elimination + bepflanze Bodenfilter“** → **hoch**

Die größten Kosten entstehen beim Bau des Bodenfilters. Diese bewegen sich im oberen Bereich der Kostenklasse 5. Für den Betrieb ist mit einem Personalaufwand für die Pflege der Filterbeete, d.h. im Wesentlichen der jährlichen Entnahme von Schilf, und für die Wartung und den Betrieb der Pumpen zu rechnen. Das Filtermedium im nachgeschalteten Filter soll frühestens nach 5 Jahren ausgetauscht werden, wenn die Filterkapazität tatsächlich weitgehend erschöpft ist. Für das Adsorbent ist derzeit mit einem Netto-Preis von etwa 3 €/kg zu rechnen. Insgesamt ist bei (Vor-)Planung, Konstruktion und Betrieb von bepflanzten Bodenfiltern und nachgeschalteter P-Elimination mit Kosten im Bereich der Kostenklasse 5-6 zu rechnen.



Abbildung 57. Seewasserfilter ca. 600 m² in Berlin, Lichtenberg (Foto Akut GmbH; H. Rustige)

6.2. Indirekte Verringerung der P-Verfügbarkeit im See

6.2.1. Tiefenwasserbelüftung / Belüftung

Die Einbringung von reinem Sauerstoff oder in Luft enthaltenem Sauerstoff in das Tiefenwasser ist ein technisches Verfahren, welches den Sauerstoffschwund als ein Symptom erhöhter Nährstoffverfügbarkeit behandelt. Der Lebensraum für Fische und andere aerob lebende Gewässerorganismen kann sich durch diese Maßnahme vergrößern und der Anteil reduzierter Substanzen im Tiefenwasser sinkt. Während der Belüftung kann eine Verringerung der P-Konzentration beobachtet werden, wenn redoxsensitive Metalle (z.B. Eisen) in ihrer oxidierten Form an Phosphat binden und diesen temporär an der Sedimentoberfläche festlegen. Im Verhältnis zur P-Menge im gesamten Wasserkörper und den externen Einträgen ist die kurzzeitig im Sediment festgelegte P-Menge jedoch meist gering und eine langfristige Wirkung auf den P-Haushalt selbst bei hohen Eisenkonzentrationen daher nicht zu erwarten (Gächter & Müller 2003, Hupfer & Lewandowski 2008).

Im Otterstedter See sorgen die stofflichen Verhältnisse für geringe P-Bindungskapazitäten an Eisen und P wird überwiegend organisch gebunden. Der zu erwartende Effekt einer Belüftung auf die P-Konzentration und die Senkung der Trophie wäre im Otterstedter See daher gering. Der Lebensraum obligat aerober Wasserorganismen könnte durch eine Belüftung möglicherweise vergrößert werden. Wie im Kapitel 4.10.1 ausgeführt, sind jedoch auch bei stabiler Schichtung und maximal ausgedehntem Hypolimnion noch immer ca. 60 % des Wasservolumens sauerstoffgesättigt. Technisch müsste eine Einbringung von Sauerstoff oder atmosphärischer Luft mit größter Vorsicht vollzogen werden, da eine Aufwirbelung der oberen Sedimentlagen (hoher Wassergehalt, kaum kompaktiert, geringe Lagerungsdichten) unbedingt zu vermeiden ist. Nach Abwägung dieser Punkte wird eine Tiefenwasserbelüftung am Otterstedter See nicht empfohlen.

- **KEINE EMPFEHLUNG für die Maßnahme „Tiefenwasserbelüftung“**

Bei einer Tiefenwasserbelüftung durch O₂ ist mit verhältnismäßig hohen Material- und Baukosten zu rechnen. So müssen zu Beginn u.a. eine Einmischvorrichtung, druckfeste Sauerstoffleitungen bis ins Tiefenwasser sowie ein Sauerstofflager (z.B. Tank mit Flüssigsauerstoff) gebaut/installiert werden. Anlagen die Luft in das Tiefenwasser einbringen, verursachen geringere Kosten. Des Weiteren fallen jährliche Kosten durch Wartung, Stromverbrauch und im ersten Fall durch Sauerstoffnachlieferung an. Daher sind bei einer Tiefenwasserbelüftung je nach Ausgestaltung Ausgaben in Höhe der Kostenklasse 5–6 wahrscheinlich.

6.2.2. Schutzzonen für Makrophyten (Konzeptentwicklung)

Zwar sind fast an allen Uferabschnitten wertvolle Röhrichbestände ausgeprägt, denen teils ausgedehnte Schwimmblattvegetation vorgelagert ist, ein untergetaucht wachsender (submers) Bestand an Makrophyten fehlt im Otterstedter See jedoch völlig. Diese vor 1950 flächenhaft auftretenden Pflanzen sind durch die anthropogenen Nährstoffeinträge vollständig verschwunden (Kapitel 4.4). Möglicherweise ist durch die teils mächtige, junge Auflage organischer Sedimente die ursprüngliche Bodensamenbank überdeckt. Im südlichen Bereich des

Sees können dennoch in einzelnen Jahren (so auch 2023) vereinzelte Makrophyten beobachtet werden. Meist handelt es sich hierbei um Krauses Laichkraut (*Potamogeton crispus*). Um zu überprüfen, ob ein Aufwuchs von Makrophyten und den jetzigen Bedingungen möglich ist und wodurch dieser limitiert wird, sollten in verschiedenen Tiefen Ansiedlungstests durchgeführt werden. Einzelne Flächen sollten anschließend durch Körbe geschützt werden, um den Aufwuchs auch ohne möglicherweise störende Faktoren beobachten und einschätzen zu können. In einem neuen Handlungsleitfaden des Landesamtes für Umwelt in Schleswig-Holstein (van de Weyer et al. 2023) sind Methoden beschrieben, die fachgutachterlich auf den Otterstedter See angepasst in einem Konzept münden sollten.

- **Priorität „Konzeptentwicklung Schutzzonen Makrophyten“** → **sehr hoch**

Für die Konzepterstellung und die anschließende fachliche Begleitung fallen die größten Kosten an. Die Installation von Bojenketten und/oder Käfigen lässt sich verhältnismäßig schnell und kostengünstig umsetzen. Die Material- und Arbeitskosten für mehrere abzusperrende Bereiche und die anschließende Erfassung und Auswertung des Bewuchses, bewegen sich innerhalb der Kostenklasse 3.



Abbildung 58. Lückig aufwachsende Makrophyten (Krauses Laichkraut) im südlichen Bereich des Sees (28.06.2023)

6.2.3. Steuerung des Fischbestandes / Nahrungsnetzes

Der Einfluss des Fischbestandes auf den Nährstoffhaushalt des Sees wird derzeit als gering eingeschätzt. Um den Status quo zu erhalten, sollte auch zukünftig kein Fischbesatz in den Otterstedter See stattfinden.

Des Weiteren sollten Angler benthivore Cypriniden (Brachsen und Karpfen) konsequent entnehmen, da diese sich negativ auf die Trophie auswirken können (vgl. Kapitel 5.2.1). Das gängige „Catch and Release“ sollte dabei unterlassen werden, da es aus naturschutzfachli-

cher und gesetzlicher Sicht verboten ist.

Das Anfüttern sollte ebenfalls untersagt bleiben. Durchschnittlich werden pro Angler ca. 7,3 kg Futtermittel pro Jahr genutzt (Arlinghaus 2004). Zwar führen die Autoren an, dass der P-Export über die entnommenen Fische bilanziell größer sei, als die zuvor eingebrachte Futtermenge, die Studie betrachtet jedoch nicht die über die benthivoren Arten verursachte Freisetzung von bioverfügbarem Phosphor aus den Sedimenten und die Schadwirkung an Makrophyten. Zudem verzerrt das häufig praktizierte und in Fangstatistiken nicht abgebildete Verfahren des „Catch and Release“ die tatsächlich entnommene Anzahl benthivorer Cypriniden (Waterstraat et al. 2017).

Zur Verbesserung der Laich- und Aufwuchsbedingungen sollte das Trockenfallen strukturreicher Bereiche verhindert werden. Hierzu sollten die Maßnahmen aus Kapitel 6.4 umgesetzt werden.

- **Priorität „Fischbestand“** → **hoch**

Die Umsetzung der Maßnahmen löst keine unmittelbaren Kosten aus (Ausnahme bilden die Maßnahmen Wasserhaushalt (s. Kapitel 6.4)).

6.3. Verringerung der externen P-Einträge

6.3.1. Stoffrückhalt in oberirdischen Zuläufen

Im Niederschlagsabfluss werden bei Regenereignissen stoffliche Belastungen aus der Luft (Atmosphäre, Niederschlag) mit den stofflichen Belastungen der Oberfläche vereinigt. Die stichprobenartigen Untersuchungen an zum Teil nur kurzzeitig entstehenden Zuläufen ergaben erhöhte Phosphor- und Stickstoff-Konzentrationen während und unmittelbar im Anschluss an Starkregenereignisse. Tatsächlich eingetragene Frachten konnten auf Basis dieser Untersuchung nicht ermittelt werden. Insbesondere bei Starkregenereignissen im Sommer deuten die Ergebnisse jedoch auf eine erhöhte pulsartige Nährstofffracht. Die Sondersituation rund um das Hochwasser am 03.01.2024 und Kontrollmessungen des Zulaufs Südwest im Anschluss (23.02.2024) verdeutlichen jedoch, dass auch in den Wintermonaten große Mengen Nährstoffe in den See gelangen können (Kap 4.8.4).

In beiden Situationen gilt es die Nährstoffeinträge möglichst zu verringern.

Kleine Retentions- und Versickerungsbecken, in denen sich die Fließgeschwindigkeit verringert und so partikulär gebundene Nährstoffe zurückgehalten werden, würden die erhöhten pulsartigen Nährstofffrachten wie sie bei Starkniederschlägen anfallen deutlich vermindern. Im Bereich des Driftwegs sind bereits drei solcher Becken vorhanden, nach stärkeren Niederschlägen sind diese jedoch für einen längeren Zeitraum mit Wasser gefüllt - das deutet daraufhin, dass die Funktion derzeit eingeschränkt ist. Die Becken sollten zeitnah überprüft und ggf. ertüchtigt werden. Zudem könnten quer über den Driftweg verlaufende Asphalterhöhungen den Zufluss zu den Versickerungsbereichen erhöhen und die Effizienz steigern (sofern diese einwandfrei funktionieren).

Gleiches gilt für die in Ost-West Richtung verlaufende Straße Am Alten Sportplatz. Am östlichen Ende, bevor die Straße das Seeufer erreicht, wurde in der Vergangenheit ein Versickerungsbereich erstellt, um abfließendes Wasser vor dem direkten Zufluss in den See abzufangen. Anwohner berichten, dass dies nicht oder nur schlecht funktioniert - auch hier sollten die Funktion überprüft und ggf. Maßnahmen zur Ertüchtigung ergriffen werden.

Am West- und Nordufer des Sees sind parallel zum ufernah verlaufenden Fußweg fast durchgängig flache Gräben vorhanden. Teilweise sind diese jedoch aufgrund von Verfüllungen (z.T. Gartenabfälle, Laubstreu) nur noch schwach als Struktur zu erkennen. Eine Vertiefung und Reaktivierung dieser kleinen Gräben, kann in Bereichen sinnvoll sein, denen hangseitig Wasser zufließt. Auch dort kann sich partikuläre Fracht sammeln und zurückgehalten werden.

Im südwestlichen Bereich des Sees fehlen solche Strukturen bis auf einen kleinen Bereich unterhalb des Parkplatzes am Haus am See. Von der versiegelten Fläche fließt bei stärkerem Regen Wasser daher ebenfalls ungehindert dem See zu. Auch hier sollten kleine seeparallele Retentionsbereiche geschaffen werden. Sofern diese Gräben wieder geringfügig vertieft werden, muss im Anschluss eine regelmäßige Räumung gewährleistet sein.

Ein Hauptzufluss von Oberflächenwasser mit hohen P-Belastungen und teilweise hohen P-Frachten erfolgt über den Zulauf im Südwesten des Sees. Über diesen Zulauf entwässert ein großer Teil des dortigen Einzugsgebietes (s. externe Planunterlagen Kleberg + Partner 2015; Abbildung A 3 und polyplan 2004; Abbildung A 14, Abbildung A 15). Der Grabenabschnitt zwischen Feldstraße und dem Weg Heidehof, wird am Weg Heidehof aufgestaut. Er hat oberhalb eine verhältnismäßig lange Wasseraufenthaltszeit, bevor ein dort installierter Überlauf anspringt und das Wasser unter dem Weg, dem von Südost nach Nordwest verlaufenden Graben zufließt. Dieser Abschnitt führt direkt in einem schmalen, verbauten Gerinne kanalartig bis an den Fußweg am Seeufer und das Wasser gelangt nach Unterführung in den See. Aufgrund kaum verfügbarer Freiflächen ist ein Rückhalt von Nährstoffen durch Verlängerung der Wasseraufenthaltszeit im gesamten Grabenverlauf schwierig. Gerade hier ist eine nährstoffarme Nutzung der Gartenflächen an sich und der Rückhalt von Oberflächenwasser auf den einzelnen Grundstücken besonders wichtig und der wichtigste Weg die Nährstofffracht in dem Zufluss zu senken (Kapitel 6.3.2).

Direkt am Fußweg und möglicherweise auch weiter oberhalb im Bereich der Campingflächen, sollte jedoch geprüft werden ob auf privatem Grund kleine Becken zur P-Retention installiert werden können. Das Wasser des Grabens würde in diese ca. B 40 cm * T 30 cm * L 120 cm umfassenden mit einem Eisenhydroxidgranulat-Sand-Gemisch befüllten länglichen Becken laufen, das Gemisch durchströmen und mit verminderter P-Konzentration über ein Steigrohr dem Graben unterhalb des Beckens zufließen. Die Beladung des P-bindenden Eisenhydroxids kann durch einfache Tests kontrolliert werden. Episodisch müsste das Material ausgetauscht und erneuert werden.

Im Bereich der Feldstraße/Ecke Driftweg, sammeln sich nach stärkeren Niederschlägen schnell größere Wassermengen, die dort vom Boden nicht aufgenommen werden können. Das Wasser kann dann, wie am 03.01.2024 geschehen von dem straßenparallelen Graben nicht gehalten werden und lediglich über die Feldstraße fließen und droht dann nordöstlich

gelegene Grundstücke zu überspülen. Um Feuerwehreinsätze und eine Einleitung des Wassers in den See zukünftig zu verhindern, sollte in dem ohnehin nur schlecht nutzbaren nassen Bereich der Ackerfläche die Möglichkeit der Errichtung eines Versickerungsbeckens geprüft werden.

- **Priorität „Retention in Zuläufen“** → **sehr hoch**

Die Kosten für die einzelnen Vertiefungen bestehender Strukturen sind gering und bewegen sich in Kostenklasse 1–2. Etwas höher sind die Kosten ggf. für die Kontrollen der bestehenden Anlagen und ggf. anfallende Arbeiten zur Ertüchtigung (Kostenklasse 2–3).

Die Kosten für ein Retentions- bzw. Versickerungsbecken an der Feldstraße variieren je nach Verfügbarkeit der Fläche, Dimensionierung und Vorplanung und würden voraussichtlich im Bereich im Kostenbereich 3–4 liegen. Zusätzlich müsste eine regelmäßige Räumung durchgeführt werden, die durchschnittliche jährliche Kosten der Kostenklasse 1 verursachen würden.

Eigens konstruierte, kleine P-bindende Retentionsbereiche im südwestlichen Zulauf liegen mit Vorplanung und Ausführung voraussichtlich im Bereich der Kostenklasse 3.

6.3.2. Stoffrückhalt auf den Siedlungsflächen des Einzugsgebietes

In dem nach Regenfällen dem See zufließenden Oberflächenwasser sind erhöhte Nährstoffkonzentrationen nachgewiesen worden (6.3.1). Um den Zufluss von nährstoffreichem Wasser zu minimieren, sollte Regenwasser in den einzelnen Gärten zurückgehalten werden bzw. nicht ungehindert abfließen. Das Gießen von Pflanzen, Bäumen, Obst und Gemüse in Haus und Garten ist die einfachste und sinnvollste Nutzung von Regenwasser. Um Regenwasser für den Garten nutzen zu können, kann das vom Dach abfließende Regenwasser in eine oder mehrere Regentonnen geleitet werden (Bitumenabdichtungen von Dächern mit Teerpappe können Biozide freisetzen und von einer Regenwassernutzung von diesen Flächen ist abzusehen). Auch Gartenteiche können mit Regenwasser gefüllt werden.

Besonders bei Starkniederschlägen im Sommer werden so große Nährstoffmengen zurückgehalten, da das Wasser nicht direkt von den Grundstücken abfließt. Eine weitere Möglichkeit zum Rückhalt ist die Versickerung des Regenwassers. Von normalen Dachflächen (d.h. Dachflächen ohne oder mit vernachlässigbaren Anteilen von Kupfer, Zink und Bitumen) kann das Regenwasser ohne Vorbehandlung ablaufen und versickern. In anderen Fällen müsste geprüft werden, ob von bestimmten Flächen abfließendes Niederschlagswasser mit Schadstoffen belastet ist. Zwar sind Böden mit hohem Tonanteil nicht zu erwarten, die Flächen in der Umgebung des Sees können jedoch unterschiedlich gut für eine Versickerung geeignet sein. Ist der Boden nicht durchlässig genug, kann das durch technische Möglichkeiten der Regenwasserversickerung ausgeglichen werden (UBA 2024). Bei länger anhaltenden Regenfällen lässt sich ein Abfluss von Oberflächenwasser in vielen Bereichen nicht verhindern. Eine nährstoffarme Gartennutzung (Verzicht auf Mineraldünger; schonende Bodenbearbeitung; Querrinnen zur Hangneigung in Beeten) ist der einzige Weg die Nährstofffracht zu ver-

ringern. Die Mithilfe der anwohnenden Personen ist daher nötig und kann entscheidend beitragen und diese sollten über Ihre Möglichkeiten zur Mithilfe informiert werden (Kapitel 6.6.3). Im Bereich „Haus am See“ sollen zukünftig bauliche Veränderungen stattfinden. Im Zuge des Wassermanagements dieser Flächen ist es wichtig, dass nährstoffbelastetes Regenwasser nicht in den See läuft und auch hier eine sinnvolle Nutzung des Regenwassers stattfindet. Gezielt sollte Oberflächenwasser dem See nur zugeleitet werden, wenn sich partikuläre Stoffe zuvor absetzen konnten. Regenrückhaltebecken erfüllen theoretisch diese Funktion und könnten mit Überläufen ausgestattet werden. Zwingend ist allerdings eine regelmäßige und konsequente Räumung der Becken, da bei längeren Standzeiten des Wassers Rücklösungsprozesse aus den dortigen Sedimenten einsetzen und im Moment des nächsten Überlaufs in den See gelangen. Denkbar ist auch Oberflächenwasser zusätzlich über bepflanzte Bereiche (Schilf- und Röhrichtbeete) zu leiten, in denen sich partikuläre Stoffe teilweise absetzen und in den Sommermonaten auch Nährstoffe gebunden werden.

- **Priorität „Stoffrückhalt auf den Siedlungsflächen des Einzugsgebietes“** → **hoch**

Die Umsetzung stoffrückhaltender Maßnahmen erfolgt parzellenbasiert und löst im kleinen Rahmen geringe Kosten für Anwohner aus (Klasse 1).

6.3.3. P-Einträge Badegäste

Über die Badegäste werden am Otterstedter See jährlich etwa 0,92 kg Phosphor eingetragen. Unter den derzeit bekannten quantifizierbaren externen Eintragspfaden ist das neben dem Oberflächenzufluss und dem atmosphärischen Eintrag der mengenmäßig wichtigste Pfad (Kapitel 4.9.2). Der Erhalt des Otterstedter Sees als uneingeschränkt nutzbares Badegewässer hat für den Flecken und die Region eine hohe Priorität. Eine Begrenzung der Nährstoffeinträge durch eine Begrenzung der Anzahl der Badegäste pro Saison wird daher nicht in Erwägung gezogen.

Wichtigster Beitrag der Badegäste zur Senkung der Nährstoffeinträge ist die Nutzung von öffentlichen WCs vor dem Schwimmen. Die sanitären Anlagen sollten dazu in ausreichender Zahl und in einem guten Zustand vorhanden sein. Duschen, die vor dem Schwimmen genutzt werden, tragen in geringerem Maße dazu bei, die Einträge zu vermindern. Zusätzlich können Strandduschen am Hauptbadestrand, im Falle des Auftretens von Cyanobakterien, auch dem Schutz der Badegäste dienen.

Des Weiteren sollte eine Sensibilisierung der Badegäste stattfinden. Durch öffentliche Bekanntmachungen, Informationstafeln und vor Ort mit Hilfe von Flyern, sollten die Gäste zu dem Ökosystem See, dessen Nährstoffkreislauf und dem negativen Einfluss durch externe Nährstoffeinträge informiert werden. An besonders stark frequentierten Wochenenden kann diese Sensibilisierung im direkten Kontakt mit Badegästen vor Ort stattfinden (z.B. einfache Flyer am Haus am See).

Ein Badeverbot für Hunde sollte weiterhin bestehen, u.a. da die Fläche des Sees zu klein ist, um getrennte Bereiche auszuweisen. Wiederkehrend wurde beobachtet, dass Reiter mit ih-

ren Pferden im See baden. Dabei werden große Mengen Schlamm resuspendiert und Nährstoffe eingetragen. Das Badeverbot ist daher auf Pferde auszuweiten.

- **Priorität „P-Einträge Badegäste“** → **sehr hoch**

Die Sensibilisierung der Badegäste kann mit verhältnismäßig wenig Aufwand mittels verschiedener Informationsmittel erfolgen, deren Kosten allesamt in der Kostenklasse 1 anzusiedeln sind. Die Kosten für die Instandsetzung, Neuinstallation und Wartung bzw. kontinuierliche Reinigung von Sanitäranlagen können je nach Aufwand unterschiedlich hoch ausfallen.

6.3.4. Fütterung von Wasservögeln

Die Fütterung von Wasservögeln ist an vielen Gewässern weit verbreitet. Brot oder sonstiges Gebäck stellt einen Nährstoffeintrag in und eine organische Belastung für das Gewässer dar. Zudem verursacht es bei den Wasservögeln Krankheiten und ist als Ernährung ungeeignet. Am Otterstedter See liegen uns keine Hinweise vor, dass die ohnehin eher geringe Zahl von Wasservögeln häufig gefüttert würde. Hinweisschilder, die über das Fehlverhalten informieren, könnten für den Fall, dass sich das ändert am See installiert werden. Auch hier gilt, dass Nutzer des Sees informiert werden müssen, da das falsche Verhalten oftmals nicht bekannt ist.

- **Priorität „Fütterung von Wasservögeln“** → **gering**

Die Maßnahmen zur Verbesserung der Situation wären, sobald dieser Eintragspfad relevanter würde und das Fehlverhalten vor Ort beobachtet wird leicht und kostengünstig umsetzbar und liegen voraussichtlich im Kostensegment 1.

6.3.5. Maßnahmen zum Ufer- und Erosionsschutz

Das Ufer des Otterstedter Sees ist an keiner Stelle durch Wellenschlag oder bereits vorhandene Abbruchkanten erosionsgefährdet. Der bestehende gut entwickelte Röhrichtgürtel übt eine wichtige Schutzfunktion für das Ufer aus und verhindert die Erosion bei stärkerem Wellengang und auch den landseitigen Eintrag von Schweb- und Nährstoffen bei Starkniederschlägen.

Auffällig ist vor Ort und auch in Luftbildern, das Schilf im Uferbereich einzelner Wohngebäude regelmäßig über ein nötiges Maß hinaus entfernt wird. Dies sollte unterlassen werden, um eine natürliche Vegetationsentwicklung am Ufer möglichst großflächig zu ermöglichen.

- **Priorität „Maßnahmen Ufer- und Erosionsschutz“** → **gering**

Die Umsetzung solcher Maßnahmen löst keine unmittelbaren Kosten aus.

6.4. Wasserhaushalt

6.4.1. Anhebung des Seewasserspiegels

Da der Wasserstand des Otterstedter Sees in hohem Maße von der Regenspende bzw. der Verdunstung abhängig ist, sollte der Wasserspiegel im Frühsommer auf einem möglichst hohen Niveau eingestellt sein. So kann die Absenkung auch in trockenen Sommern so gering wie möglich gehalten werden. Das vorliegende Höhennivellement ergab, dass Seewasser theoretisch ab einer Höhe von 19,41 m NHN (Oberkante Schütz am Aalgraben) in den Aalgraben abfließen kann. Vor der Räumung und erneuten Aktivierung des Grabens im Dezember 2023 wird bei diesem Wasserstand jedoch kein oder nur ein geringer, unterirdischer Abfluss erfolgt sein. Im Februar 2023 lag der Wasserspiegel des Sees beispielsweise etwa 12 cm über (19,53 m NHN) der Höhe des Schützes und es war im Aalgraben kein Abfluss ersichtlich. Ein Jahr später bei noch immer hohen Gebietswasserständen führte der Aalgraben Wasser ab und der Wasserspiegel des Sees lag am 16.02.2024 beispielsweise etwa 27 cm über (19,68 m NHN) der Höhe des Schützes.

Eine Anpassung der Stauhaltung sollte mit dem Ziel eines möglichst hohen Seewasserspiegels und gleichzeitigem Schutz bestehender Bebauung erfolgen. Dazu sollten Vermessungen aktuelle Höhen am Aalgraben und im Uferbereich des Sees erfassen. Neben einem Einstau kann das Schütz im Falle von drohendem Hochwasser auch für eine Erhöhung des Abflusses genutzt werden. Dazu muss der Aalgraben jedoch kontinuierlich entsprechende Höhen aufweisen. Eine regelmäßige Kontrolle und ggf. Räumung von Gräben sind auch unter Kapitel 6.3.1 angeraten.

- **Priorität „Anhebung des Seewasserspiegels“** → **sehr hoch**

Um die Stauhaltung anzupassen, sollten zunächst im Gebiet des Sees Vermessungsarbeiten ausgeführt werden, um aktuelle Geländehöhen von Bauwerken, Zu- und Abläufen zu erfassen. Am Schütz selbst, sollte überprüft werden, ob ein höherer Einstau wie oben dargelegt möglich ist, ohne dafür Umbauarbeiten auszuführen. Wenn dies der Fall ist, liegen die Kosten für die Vermessungsarbeiten und eine Konzeption der Anpassung voraussichtlich im Kostensegment 2–3.

6.4.2. Verbot der Wasserentnahme

Um einen möglichst hohen Seewasserspiegel auch während der Sommermonate zu erreichen, sollte umgehend jegliche Entnahme von Seewasser strikt untersagt werden. Dies gilt für kurzzeitig eingesetzte Pumpen, seenah gesetzte flach verfilterte Grundwasserentnahmestellen und Gartenduschen. Häufig kann der Wasserbedarf zur Beregnung von angepflanzten Nutzpflanzen über aufgefangenes Regenwasser (Kapitel 6.3.2) gedeckt werden.

- **Priorität „Verbot von Wasserentnahmen“** → **hoch**

Die Umsetzung eines solchen Verbotes löst keine unmittelbaren Kosten aus.

6.5. Sonstige Maßnahmen (-vorschläge)

Im Folgenden werden kurz Maßnahmen beleuchtet, die entweder zu keiner der vorigen Kategorien passen und/oder am See von unterschiedlichen Akteuren zum Teil wiederkehrend als Restaurierungsmaßnahmen vorgeschlagen werden.

6.5.1. Schlammabbau im Gewässer und Belüftungstechnologien

Um eine Entschlammung (Entnahme des organischen Sediments) zu vermeiden, werden vielversprechende Verfahren angeboten, die die Mächtigkeit der Schlammauflage am Gewässergrund vermindern sollen, ohne die Sedimente entnehmen zu müssen. Meist geht es dabei um die Oxidation organischer Substanz durch Einbringung von Sauerstoff. Sauerstoff kann dabei chemisch (z.B. in Nitrat) oder in partikulären Oxidationsmitteln (z.B. Calciumperoxid) gebunden sein. Das direkte Einblasen von Sauerstoff bzw. Luft mit verschiedensten Techniken (z.B. Drausy-Verfahren; Oloid) soll ebenfalls die abgelagerte organische Substanz verringern.

Zwar können all diese Maßnahmen theoretisch Substanzen wie Schwefelwasserstoff oder Methan vermindern und so zu einer verbesserten Sauerstoffsituation im Wasserkörper beitragen, ein trophiesenkender Effekt, der oberstes Ziel aller Maßnahmen sein sollte, ist jedoch wie bereits im Kapitel 6.2.1 beschrieben, nicht zu erwarten. Hauptsächlich liegt dies daran, dass Phosphor, anders als Stickstoff und Kohlenstoff (N_2 = Luftstickstoff bzw. CO_2 = Kohlendioxid) die Sedimente nicht als Gas verlassen kann. Aufgrund der wenig verfestigten, jedoch voluminösen jüngsten Sedimentlagen im Otterstedter See besteht zudem ein erhöhtes Risiko, dass bei der Anwendung Sedimente resuspendiert und in den oberen Wasserkörper eingetragen werden.

- **KEINE EMPFEHLUNG für Maßnahmen zum „Schlammabbau am Seegrund“**

6.5.2. Einsatz von effektiven Mikroorganismen

Der Einsatz von „Effektiven Mikroorganismen (EM)“ oder „Hochleistungsbakterien“ beruht auf der Erwartung, dass diese neu eingebrachten Mikroorganismen höhere und bessere Stoffwechselleistungen vollbringen als die im See schon vorkommenden Mikroorganismen. In den vielfältigen natürlichen Lebensräumen aquatischer Systeme, die zudem hohe tages- und jahreszeitliche Dynamik aufweisen, können sich habitatfremde Organismen mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht dauerhaft durchsetzen. Vielmehr kann man davon ausgehen, dass in jedem aquatischen Lebensraum die dort lebenden Organismengesellschaften optimal an die dort herrschenden Bedingungen angepasst sind (Lewandowski 2013).

Da die effektiven Mikroorganismen häufig in Nährmedien kultiviert werden, erfolgt mit der Einbringung zudem ein Nährstoffeintrag, der die Eutrophierungssymptome verschärfen kann. Zwar propagieren Hersteller und Wiederverkäufer nahezu dogmatisch die Eignung zur Seenrestaurierung, belastbare Studien, die einen wissenschaftlichen Peer-Review-Prozess durchlaufen haben fehlen jedoch weitgehend. Studien aus den Niederlanden, deuten darauf hin,

dass durch EM das Aufkommen von Cyanobakterien nicht kontrolliert werden kann (Lürling et al. 2010, Lürling & Mucci 2020).

- **KEINE EMPFEHLUNG für die Maßnahme „Einsatz von EM“**

6.5.3. Behandlung des Seewassers mit Ultraschall

Vereinzelt wird als Maßnahme gegen Cyanobakterien der Einsatz von Ultraschall vorgeschlagen. Beschallungen mit hoher Leistung und Frequenz können Cyanobakterien eindämmen, Schadeffekte auf andere aquatische Organismen sind dann jedoch ebenfalls wahrscheinlich und von einem solchen Einsatz im Freiland ist strikt abzuraten.

Die Effekte durch niedrig-frequente und energie-ärmere Beschallung sind nicht eindeutig belegt und es fehlen bislang valide, wissenschaftliche Publikationen für den erfolgreichen Einsatz in großen Gewässern. An einem Gewässer in den Niederlanden hatte der Einsatz von Ultraschall keinen Erfolg (Lürling & Mucci 2020). Untersuchungen an einer australischen Trinkwassertalsperre lieferte keine Belege für eine Beeinflussung der Cyanobakterien (Vaughan et al. 2023) und auch eine vom BMBF geförderte Studie zeigte im Freilandversuch keinen eindeutigen Zusammenhang zwischen der Ultraschallbehandlung und der Phytoplanktonentwicklung (Leßmann & Nixdorf 2015).

- **KEINE EMPFEHLUNG für die Maßnahme „Einsatz von Ultraschall“**

6.5.4. Akut-Maßnahmen gegen Aufräumungen von Cyanobakterien

Wasserstoffperoxid hat eine höhere Schadwirkung auf Cyanobakterien als auf übrige Algenzellen, birgt jedoch flüssig eingebracht ökotoxikologische Risiken. In Form von Natriumpercarbonat kann der Stoff in Granulatform eingebracht werden und dennoch eine oxidative Wirkung entfalten und Cyanobakterien abtöten. Zuvor in der Biomasse gebundene Nährstoffe werden anschließend frei und stehen wieder zum Aufbau von Biomasse zur Verfügung.

Da die Zellzahlen und Biovolumina im Freiwasser des Otterstedter Sees in der Regel sehr gering sind, ist eine dortige Anwendung nicht zielführend. Im Bereich von Aufräumungen könnte das Granulat, in Seewasser gelöst jedoch ufernah Anwendung finden, um die Zerstörung einer dortigen Aufräumung zu beschleunigen. Einzubringende Mengen wären voraussichtlich eher gering. Dennoch müsste der Uferabschnitt aufgrund der stark oxidativen Wirkung sicherheitshalber gesperrt werden. Ein solcher Einsatz des Biozids bedarf einer wasserrechtlichen Erlaubnis und sollte durch Voruntersuchungen (Tests der Wirkweise und Auswirkungen des Mittels im Originalwasser) abgesichert sein.

Da die Aufräumungen von Cyanobakterien am Otterstedter See zuletzt eher vor der eigentlichen Badesaison auftraten, verhältnismäßig schmale Uferbereiche betrafen und sich nach wenigen Tagen durch Veränderung der äußeren Bedingungen aufgelöst hatten, stehen Planung, Risiken und Kosten einer Einbringung von Natriumperkarbonat derzeit in keinem Verhältnis zu den zu erwartenden Effekten.

- **derzeit KEINE EMPFEHLUNG für den „Einsatz von Natriumperkarbonat als Akut-Maßnahme“**

6.5.5. Tauchwandsperren gegen Aufräumungen von Cyanobakterien

In den letzten Jahren ist im Frühsommer insbesondere der östliche und nordöstliche Uferbereich durch die vorherrschenden Winde aus West von Aufräumungen durch Cyanobakterien betroffen. Durch die zeitweise Installation von Tauchwandsperren kann verhindert werden, dass die Aufräumungen in den Uferbereich der Badestrände driften und dort für Kleinkinder zugänglich sind. Die Sperren sollten einige Centimeter über die Wasseroberfläche hinausragen, so dass sie nicht überspült werden können. Die Tauchwände sollten etwa 30–50 cm in den Wasserkörper hängen, so dass Aufräumungen die Sperre nicht unterspülen. Uferseitige Befestigungen und auch Verankerungen im Freiwasser sind nötig, um die Sperren auch bei stärkerem Wind gut fixiert zu wissen. Fachunternehmen können die Installation konzeptionieren. Die Tauchwände können helfen Badewarnungen und Badeverbote zu verhindern, da diese am Otterstedter See in der Vergangenheit aufgrund hoher Biovolumina am Ufersaum ausgesprochen wurden und nicht aufgrund hoher Biovolumina im Freiwasser des Sees.

Da es nicht möglich ist, die Barrieren schwimmend zu überqueren, sollte für Schwimmer, die den ganzen See nutzen wollen, eine Bucht als Zugang offen bleiben. Alternativ könnten Schwimmer in dieser Phase der Badesaison auch den Steg im Nordosten nutzen, um ins Freiwasser zu gelangen bzw. den See wieder zu verlassen.

- **Priorität „Tauchwandsperren gegen Aufräumungen“ → hoch**

Die Kosten für die Errichtung solcher Tauchwände bewegen sich inkl. Anschaffung der Tauchwände und vorausgehender Konzeption im Bereich der Kostenklasse 3–4. Installation und Demontage sollte durch ein Fachunternehmen erfolgen.

6.6. Untersuchungsbedarf & Ausblick

6.6.1. Gewässermonitoring und Überwachung der Gebietswasserstände

Ein jährliches Monitoring des Otterstedter Sees sollte fortgeführt werden, um die weitere Entwicklung des Wasserkörpers zu verfolgen, Auswirkungen von Maßnahmen zu dokumentieren und auf Basis gewässerökologischer und -chemischer Daten handlungsfähig zu bleiben. Anhand einer weiteren Überwachung können eine Verschlechterung des Sees erkannt und Maßnahmen eingeleitet werden. Eine lückenlose Erfassung der Daten bietet zudem die einzige Möglichkeit die Auswirkungen der stark variierenden Witterungsverhältnisse abzubilden und oben empfohlene Maßnahmen jeweils auf dem aktuellen Stand zu planen.

Zu den erforderlichen Untersuchungen gehört neben den tiefengestuftem physikochemischen und gewässerökologischen Untersuchungen auch eine engmaschige Erfassung des Wasserstandes entweder durch Ablesung des Pegels (z.B. wöchentlich) oder eine automatisierte Messung mittels Diver-Datenlogger. Im Umfeld des Sees sollten dazu auch die Grundwasserstände weiter erfasst werden.

In regelmäßigen Abständen sollten Ausschüsse und auch die Öffentlichkeit über die Entwicklung des Sees und bezüglich geplanter oder geleisteter Maßnahmen über den aktuellen Stand informiert werden. Solche Treffen dienen auch dem Dialog, der bei der gemeinsamen Entwicklung von Schutzkonzepten im Zuge einer Restaurierung hilfreich ist, da einzelne Nutzergruppen auf dem Weg zum Entwicklungsziel auch Kompromisse eingehen und fachlich überzeugt werden müssen.

► Durch eine breite Akzeptanz der Maßnahmen in allen Nutzergruppen steigt die Erfolgswahrscheinlichkeit.

6.6.2. Umgang mit Badewarnungen und Badeverboten

Meist wurden Badewarnungen und vereinzelt auch Badeverbote nach voriger Untersuchung durch das Gesundheitsamt ausgesprochen. Aus der potentiell gefährlichen Aufräumung am Ufer wird dazu eine Probe entnommen und gemäß den Empfehlungen im Bundesgesundheitsblatt (2015) in verschiedene Warnstufen eingeordnet.

Dieses Vorgehen funktioniert am Otterstedter See sehr gut und sollte weiter so betrieben werden, um Badende zu schützen. Badewarnungen und Badeverbote müssen allerdings nur aufrechterhalten werden, bis das Vorkommen der Cyanobakterien im Uferbereich abgeklungen ist. Dazu reicht in der Regel eine visuelle Kontrolle, z.B. im Zuge der nächsten mikrobiologischen Untersuchung. In der Vergangenheit erfolgte oftmals keine explizite Aufhebung der Badewarnung oder des Badeverbotes. In der Liste der von Blaualgen betroffenen niedersächsischen Badegewässer, die insbesondere in der Ferienzeit von Funk und Fernsehen genutzt wird, wurde der Otterstedter See dann wiederkehrend von dpa, NDR und lokalen Medien aufgeführt, obwohl längst keine Einschränkung mehr bestand. Diese Außendarstellung schädigt den Ruf und mindert die Attraktivität des Sees und verunsichert Badende vor Ort, die keine Aufräumungen oder Besonderheiten erkennen können.

► Badewarnungen und Badeverbote sollten mit Hinweis an die Öffentlichkeit zukünftig auch wieder aufgehoben werden.

6.6.3. Anwohner-Beratung zu Regenrückhalt und Flächenbewirtschaftung

Wie bereits unter Kapitel 6.3.2 ausgeführt sollten Anwohner gezielt über den Rückhalt von Wasser während Starkniederschlägen im Sommer informiert werden. Regentonnen oder auch unterirdische Zisternen sind Möglichkeiten den unmittelbar einsetzenden Oberflächenabfluss bei Starkniederschlägen zu vermindern. Dieser enthält eine große Menge partikulär gebundener Nährstoffe, die nicht in den See gelangen sollten.

Zudem ist eine Aufklärung zur Nutzung der einzelnen Gärten sinnvoll. Düngemittel sollten nicht oder nur sehr maßvoll verwendet werden. Ähnlich wie bei den öffentlichen Flächen sollten die Anwohner insbesondere auf steileren Grundstücken überprüfen, ob es zu einem oberflächlichen Abfluss von Wasser in Richtung des Sees kommt. Kleine seeparallele Gräben, Mulden oder kleine Teiche können diesen Abfluss meist schon verhindern oder entscheidend mindern. Informiert werden sollte zudem über das Entnahmeverbot von Wasser aus dem See.

6.6.4. Mesokosmenversuche zur Ansiedlung von Makrophyten

Untersuchungsbedarf besteht wie in Kapitel 5.2.1 beschrieben zum derzeitigen Ausbreitungspotential von Makrophyten. Um Kenntnisse zu erlangen, welche Arten in welchen Tiefen im See wachsen könnten und ob neben der verringerten Sichttiefe andere Ausbreitungshindernisse bestehen, sollten Mesokosmenversuche gestartet werden. Diese könnten auch an Monitoringuntersuchungen gekoppelt werden.

6.7. Zusammenfassung Maßnahmen und Untersuchungsbedarf

Tabelle 24. Zusammenfassung u. Priorisierung potentieller Maßnahmen u. Darstellung der Auswirkungen auf Trophie, Ökosystemfunktionen (ÖSF) und Kosten.

Maßnahme → Kapitel	Trophie- senkung	Erhalt und Ent- wicklung ÖSF	Priorität	Kosten- klasse	Ziele & Erläuterungen (Auswahl)
Direkte Verringerung der P-Verfügbarkeit im See					
Sedimententnahme → 6.1.1	+	+	nicht empfohlen	6	- Senkung P, TOC, NH₄-N im Wasserkörper - Vergrößerung des Wasservolumens - kurzzeitige Verminderung der Sauerstoffzehrung Aber: - Hohe Kosten (Durchführung u. Entsorgung) - Entfernung Lanthan = Abnahme Bindungskapazität für P - Geringe zeitliche Reichweite
Tiefenwasserableitung → 6.1.2	++	++	nicht empfohlen	5	- Senkung P, NH₄-N; H₂S - Austrag O₂-zehrender Substanzen - Verringerung Frühjahrs-TP Aber: - Verringerung des Wasservolumens - Geruchsbelastung - Geringe Effektivität (P-Konzentrationen im Tiefenwasser moderat) - Aufbereitung des abgepumpten Wassers

Maßnahme → Kapitel	Trophie- senkung	Erhalt und Ent- wicklung ÖSF	Priorität	Kosten- klasse	Ziele & Erläuterungen (Auswahl)
Phosphorfällung / -bindung → 6.1.3	+++	++	derzeit gering	3–4	- Senkung P, TOC - Erhöhung Wassertransparenz - Verminderung der P-Rücklösung durch P-Bindung im Sediment Aber: - Derzeit geringe Effektivität (weiterhin Wirkung der letzten P-Bindung) - Wahrscheinlich Resuspension
Externe P-Limitation und bepflanzte Bodenfilter → 6.1.4	++	+++	hoch	5–6	- Senkung P, TOC, NH₄-N - Lebensraum für Amphibien und Vögel Aber: - Flächenverbrauch am Ostufer - Wartung und Pflege der Anlage
<i>Indirekte Verringerung der P-Verfügbarkeit im See</i>					
Tiefenwasserbelüftung → 6.2.1	+	++	nicht empfohlen	5–6	- Vergrößerung aerober Lebensräume - Bindung von P an oxidiertem Eisen - Verringerung O₂-zehrender Substanzen Aber: - Mögliche Sedimentaufwirbelung - Geringe Effektivität (nur kurzzeitige P-Bindung)
Schutzzonen für Makrophyten (Konzeptentwicklung) → 6.2.2	+	+++	sehr hoch	3	- Ansiedlung von Makrophyten - Erhöhung der Wassertransparenz - Festlegung von Nährstoffen während der Vegetationsperiode

Maßnahme → Kapitel	Trophie- senkung	Erhalt und Ent- wicklung ÖSF	Priorität	Kosten- klasse	Ziele & Erläuterungen (Auswahl)
Steuerung des Fischbestandes u. Nahrungsnetzes → 6.2.3	+	+	hoch	keine Kosten	• Schutz von Makrophyten • Verminderung von Resuspension und P-Freisetzung • Erhöhung der Wassertransparenz
<i>Verringerung der externen P-Einträge</i>					
Stoffrückhalt in oberirdischen Zuläufen → 6.3.1	+++	++	sehr hoch	1–4	• Senkung P & N während Starkniederschlägen • Rückhalt von sonstigen Stoffen aus dem Einzugsgebiet • Hochwasservorsorge
Stoffrückhalt auf den Siedlungsflächen des Einzugsgebietes → 6.3.2	+	+	hoch	1	• Senkung P & N während Starkniederschlägen • Rückhalt von sonstigen Stoffen aus dem Siedlungsbereich Aber: • dezentrale Lösungen und Mithilfe der anwohnenden Bevölkerung nötig
P-Einträge Badegäste → 6.3.3	++	++	sehr hoch	1	• Senkung P & N • Steigerung der Akzeptanz für Schutzziele und den Erhalt des Badegewässers
Fütterung von Wasservögeln → 6.3.4	+	+	gering	1	• Senkung P, N, TOC und evtl. mikrobiologischer Belastungen
Ufer- und Erosionsschutz → 6.3.5	+	++	gering	keine Kosten	• Förderung der Vegetationsentwicklung • Erhalt des Stoffrückhaltes im Uferbereich gegenüber externen Einträgen

Maßnahme → Kapitel	Trophie- senkung	Erhalt und Ent- wicklung ÖSF	Priorität	Kosten- klasse	Ziele & Erläuterungen (Auswahl)
<i>Wasserhaushalt</i>					
Anhebung des Seewasserspiegels → 6.4.1	/	+++	sehr hoch	2–3	„Klimaresilienz“ - Überstauung von strukturreichen Bereichen (Lebensräume für Fische und Invertebraten)
Verbot der Wasserentnahme → 6.4.2	/	++	hoch	keine Kosten	„Klimaresilienz“ - Überstauung von strukturreichen Bereichen (Lebensräume für Fische und Invertebraten)
<i>Sonstige Maßnahmen</i>					
Schlammabbau im Gewässer und Belüftungstechnologien → 6.5.1	/	+	nicht empfohlen	nicht be- stimmt	- Verringerung O₂-zehrender Substanzen Aber: - Keine Auswirkung auf Trophie - Mögliche Sedimentaufwirbelung
Effektive Mikroorganismen → 6.5.2	–	–	nicht empfohlen	nicht be- stimmt	- Nährstoffeintrag (neg. Effekt) - Fehlende wissenschaftliche Studien
Behandlung des Seewassers mit Ultraschall → 6.5.3	/	–	nicht empfohlen	nicht be- stimmt	- möglicherweise Eindämmung von Cyanobakterien Aber: - Schädigung anderer Organismen wahrscheinlich - Nährstoffe stehen weiterhin zur Verfügung - Wirkweise niedrig-frequenter Schallmuster im Freiland nicht wissenschaftlich belegt

Maßnahme → Kapitel	Trophie- senkung	Erhalt und Ent- wicklung ÖSF	Priorität	Kosten- klasse	Ziele & Erläuterungen (Auswahl)
Akut-Maßnahme gegen Cyanobakterien (Natriumperkarbonat) → 6.5.4	/	–	nicht empfohlen	nicht be- stimmt	- Eindämmung von Cyanobakterien im Bereich von Aufräumungen Aber: - Biozid / wassergefährdende Substanzen - Nährstoffe stehen weiterhin zur Verfügung
Tauchwandsperren gegen Aufräumungen von Cyanobakterien → 6.5.5	/	/	hoch	3–4	- Verhindern des Andriftens von Aufräumungen im Uferbereich - Schutz insbesondere von Kleinkindern Aber: - Abtrennung eines oder mehrerer Uferbereiche vom Freiwasser
<i>Weiterer Untersuchungsbedarf und Ausblick</i>					
Gewässermonitoring → 6.6.1	/	/	/	/	- Prozessverständnis unter wechselnder Witterung - Planungsgrundlage für u. Effizienzkontrolle von Maßnahmen - Dialog von Nutzergruppen und Behörden in Form eines „Runden Tisches“
Umgang mit Badewarnungen und Badeverboten → 6.6.2	/	/	/	/	Badewarnungen und Badeverbote sollten mit Hinweis an die Öffentlichkeit zukünftig auch wieder aufgehoben werden.

Maßnahme → Kapitel	Trophie- senkung	Erhalt und Ent- wicklung ÖSF	Priorität	Kosten- klasse	Ziele & Erläuterungen (Auswahl)
Anwohner-Beratung zu Regenrück- halt und Flächenbewirtschaftung → 6.6.3	/	/	/	/	• Austausch mit Anwohner • Steigerung der Akzeptanz für Schutzziele und den Erhalt des Badegewässers
Mesokosmenversuche zur Ansied- lung von Makrophyten → 6.6.4	/	/	/	/	• Informationsgewinn hinsichtlich Ausbreitungs- potential von Makrophyten

Literaturverzeichnis

- Adámek, Z., Maršálek, B. 2013. Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: a review. *Aquaculture International*, 21, 1-17.
- Adhurya, S., Das, S., Ray, S. 2020. Guantrophication by waterbirds in freshwater lakes: a review on ecosystem perspective. *Mathematical Analysis and Applications in Modeling: ICMAAM 2018*, Kolkata, India, January 9–12, 253–269.
- Appelberg, M. 2000. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets: stratified random sampling with Nordic multi-mesh gillnets provide reliable whole-lake estimates of the relative abundance and biomass of freshwater temperate lakes. *Fiskeriverket Information* (Sweden).
- Arlinghaus, R. 2004. Angelfischerei in Deutschland-eine soziale und ökonomische Analyse. IGB.
- Beaumont, W. R. C., Taylor, A. A. L., Lee, M. J., Welton, J. S. 2002. Guidelines for electric fishing best practice. Environment Agency R&D Technical Report W2-054/TR.
- Berg, P., Risgaard-Petersen, N., Rysgaard, S. 1998. Interpretation of measured concentration profiles in the sediment porewater. *Limnology & Oceanography* 43, 1500–1510.
- Beusen, A. H., Bouwman, A. F., Van Beek, L. P., Mogollón, J. M., Middelburg, J. J. 2016. Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. *Biogeosciences*, 13(8), 2441-2451.
- Boutron, C. F., Görlach, U., Candelone, J. P., Bolshov, M. A., Delmas, R. J. 1991. Decrease in anthropogenic lead, cadmium and zinc in Greenland snow since the late 1960s. *Nature* 353, 153–156.
- Bundesgesundheitsblatt 2015. Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterien-Toxinen. Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz 58, 908–920. <https://doi.org/10.1007/s00103-015-2192-8>.
- Calmano, W. 2001. Untersuchung und Bewertung von Sedimenten. Ökotoxikologische und chemische Testmethoden. Springer, Heidelberg.
- Carey, C. C., McClure, R. P., Doubek, J. P., Lofton, M. E., Ward, N. K., Scott, D. T. 2018. *Chaoborus* spp. transport CH₄ from the sediments to the surface waters of a eutrophic reservoir, but their contribution to water column CH₄ concentrations and diffusive efflux is minor. *Environmental science & technology*, 52(3), 1165-1173.
- Chakraborty, A., Saha, G. K., Aditya, G. 2022. Macroinvertebrates as engineers for bioturbation in freshwater ecosystem. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(43), 64447-64468.
- Cucherousset, J., Horky, P., Slavík, O., Ovidio, M., Arlinghaus, R., Boulêtreau, S., Britton, R., Garcia-Berthou, E., Santoul, F. 2018. Ecology, behaviour and management of the European catfish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 28, 177-190.

- Dithmer, L., Nielsen, U. G., Lürling, M., Spears, B. M., Yasseri, S., Lundberg, D., Moore, A., Jensen, N. D., Reitzel, K. 2016. Responses in sediment phosphorus and lanthanum concentrations and composition across 10 lakes following applications of lanthanum modified bentonite. *Water Research*, 97, 101–110.
- Dithmer, L., Nielsen, U. G., Lundberg, D., Reitzel, K. 2016b. Influence of dissolved organic carbon on the efficiency of P sequestration by a lanthanum-modified clay. *Water Research*, 97, 39–46.
- Dokulil, M., Hamm, A., Kohl, J. K. 2001. *Ökologie und Schutz von Seen*. UTB, Stuttgart.
- Dörr, H., Münnich, K. O. 1990. Gasoline Lead in West German Soils. *Naturwissenschaften* 77, 428-430.
- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.) 2006. Regelwerk- Merkblatt DWA-M 606 Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie. Hennef. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- DWD (Deutscher Wetterdienst) 2015. https://www.dwd.de/DE/leistungen/bilanzgutachten/download/verdunstung_pdf. Abgerufen am 25.01.2023.
- DWD (Deutscher Wetterdienst) 2023. https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/. Mehrfach abgerufen zwischen Januar und Mai 2023.
- DWD (Deutscher Wetterdienst) 2024. https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/. Mehrfach abgerufen zwischen Januar März 2024.
- Eckmann, R., Schleuter-Hofmann, D. 2013. Der Flussbarsch *Perca fluviatilis*: Biologie, Ökologie und fischereiliche Nutzung. Die Neue Brehm Bücherei Band 677, 185 S.
- Enell, M., Löfgren, S. 1988. Phosphorus in interstitial water: methods and dynamics. *Hydrobiologia*, 170, 103–132.
- Europäische Union 1992. Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen –Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L206 vom 22. Juli 1992, Luxemburg.
- Europäische Union 2000. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Brüssel, Belgien
- Freyhof, J., Bowler, D., Broghammer, T., Friedrichs-Manthey, M., Heinze, S., Wolter, C. 2023. Rote Liste und Gesamtartenliste der sich im Süßwasser reproduzierenden Fische und Neunaugen (Pisces et Cyclostomata) Deutschlands – Naturschutz und Biologische Vielfalt 170 (6): 63 S.
- Gächter, R., Müller, B. 2003: Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. – *Limnol. Oceanogr.* 48: 929–933.
- Guardado, I., Urrutia, O., García-Mina, J. M. 2007. Size distribution, complexing capacity, and stability of phosphate– metal– humic complexes. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 55(2), 408-413.

- Hagman, C. H. C., Ballot, A., Hjermann, D. Ø., Skjelbred, B., Brettum, P., Ptacnik, R. 2015. The occurrence and spread of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing (Raphidophyceae) in Norwegian lakes. *Hydrobiologia*, 744, 1-14.
- Hahn, S., Bauer, S., Klaassen, M. 2008. Quantification of allochthonous nutrient input into freshwater bodies by herbivorous waterbirds. *Freshwater Biology*. 53(0):181–193.
- Hoehn, E., Ketelaars, H. A. M., Ewig, B. 1998. Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen. ATT Technische Information 7, R. Oldenbourg Verlag München. Siegburg, 151 S.
- Holmer, M., Storkholm, P. 2001. Sulphate reduction and sulphur cycling in lake sediments: a review. *Freshwater Biology*, 46 (4), 431–451.
- Hupfer, M., Lewandowski, J. 2008. Oxygen Controls the Phosphorus Release from Lake Sediments - a Long-Lasting Paradigm in Limnology. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 93: 415–432. doi:10.1002/iroh.200711054
- IGB, 2018. IGB Dossier. Seen im Klimawandel. Diagnosen und Prognosen aus der Langzeitforschung. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin.
- Jensen, H. S., Kristensen, P., Jeppesen, E., Skytthe, A. 1992. Iron:Phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologica* 235/236, 731–743.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M., Christoffersen, K. 2012. The structuring role of submerged macrophytes in lakes (Vol. 131). Springer Science & Business Media.
- Karabin, A. 1985. Pelagic zooplankton (Rotatoria+ Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. I: Structural and quantitative features.
- Kohler, A. 1978. Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft und Stadt* 10: 73–85.
- Kottelat, M., Freyhof, J. 2007. Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat.
- LANUV NRW (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) 2016. Anleitung zur Bewertung des Erhaltungszustandes von FFH- Lebensraumtypen. Stand Mai 2016.
- LAVES (Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit) 2017. Grenzlängen der Fisch-, Neunaugen und Krebsarten. Hannover.
- LAVES (Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit) 2023. Rote Liste der Süßwasserfische (Pisces), Rundmäuler (Cyclostomata) und Krebse (Decapoda) Niedersachsens, 3. Fassung 2023. – In-form.d. Naturschutz Niedersachsen. 42 (2) (2/23): 81-132.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) 2014. Trophieklassifikation von Seen - Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Hannover.

- Lebret, K., Fernández Fernández, M., Hagman, C. H., Rengefors, K., Hansson, L. A. 2012. Grazing resistance allows bloom formation and may explain invasion success of *Gonyostomum semen*. *Limnology and Oceanography*, 57(3), 727-734.
- Leßmann, D., Nixdorf, B. 2015. Einsatz von Ultraschall zur Reduzierung und Kontrolle von Cyanobakterien und Phytoplankton in Gewässern und technischen Prozessen der Wasseraufbereitung – Teilprojekt 2: Schlussbericht zum F & E-Vorhaben; Förderkennzeichen BMBF 02WQ1197. Verbund-Nr. 01092605. Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg. Cottbus
- Lewandowski, J. 2002. Untersuchungen zum Einfluss seeinterner Verfahren auf die Phosphor-Diagenese in Sedimenten. Dissertation. Humboldt-Universität zu Berlin.
- Lewandowski, J., Rüter, K., Hupfer, M. 2002. Two-Dimensional Small-Scale Variability of Pore Water Phosphate in Freshwater Lakes: Results from a Novel Dialysis Sampler. *Environmental Science & Technology*, 36, 2039–2047.
- Lewandowski, J., Hoehn, E., Kasprzak, P., Kleeberg, A., Kurzreuther, H., Lücke, N., Mathes, J., Meis, S., Röncke, H., Sandrock, S., Wauer, G., Rothe, M., Hupfer, M., 2013. Gewässerinterne Ökotechnologien zur Verminderung der Trophie von Seen und Talsperren. *Korrespondenz Wasserwirtschaft Fachbeiträge Seentherapie*, 718–728.
- LLUR (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Hrsg.) 2001. Chemische Untersuchungen ausgewählter Seensedimente in Schleswig-Holstein. Verfasser: Dr. Heinke Köhn. Flintbek.
- LUA NRW (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) 2006. Klassifikation und Bewertung der Makrophytenvegetation der großen Seen in Nordrhein-Westfalen gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. Merkblatt 52, Essen 2006.
- Lürling, M., Tolman, Y., Van Oosterhout, F., 2010. Cyanobacteria blooms cannot be controlled by Effective Microorganisms (EM®) from mud- or Bokashi-balls. *Hydrobiologia* 646, 133–143.
- Lürling, M., Mucci, M. 2020. Mitigating eutrophication nuisance: in-lake measures are becoming inevitable in eutrophic waters in the Netherlands. *Hydrobiologia*.
- Maberly, S. C., Pitt, J. A., Davies, P. S., Carvalho, L. 2020. Nitrogen and phosphorus limitation and the management of small productive lakes. *Inland Waters* 10: 159–172.
- Maranger, R. P. M. J., Pullin, M. J. 2003. Elemental complexation by dissolved organic matter in lakes: Implications for Fe speciation and the speciation and the bioavailability of Fe and P. In *Aquatic Ecosystems* (pp. 185-214). Academic Press.
- Meinikmann, K., Gelbrecht, J., Grüneberg, B., Wanner, S., Wolf, L., Zak, D., Lewandowski, J. 2013. Diffuse Belastung von Seen aus dem Einzugsgebiet. *Diffuse Belastung von Seen aus dem Einzugsgebiet 2013*, 702–709. <https://doi.org/10.3243/kwe2013.12.002>.
- Meinikmann, K., Hupfer, M., Nützmann, G., Lewandowski, J. 2015. Methoden zur Erfassung von Grundwasser-Oberflächenwasser- Interaktionen, in: *Handbuch Angewandte Limnologie*.
- Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E., Nixdorf, B. 2015. Handbuch für die Seenbewertung mittels Plankton-Phyto-See-Index (Teil A) und PhytoLoss-Modul Zooplankton (Teil B) Stand 27.02.2015. Projektarbeit des LAWA Expertenkreis Seen.

- Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E., Nixdorf, B. 2017. Handbuch Phyto-See-Index – Verfahrensbeschreibung für die Bewertung von Seen mittels Phytoplankton. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms "Wasser, Boden und Abfall". Stand Dezember 2017. Online unter: https://www.gewaesser-bewertung.de/files/handbuch_phyto-see-index_dez2017.pdf. Zuletzt abgerufen am 20.07.2022.
- Mischke, U., Kasten, J., Dürselen, C. D., Täuscher, L., Riedmüller, U., Tworeck, A., Oschwald, L., Hoehn, E., Schilling, P., Kusber, W. H. 2020. Taxaliste Phytoplankton (HTL_2020) in Ergänzung zur Bundestaxaliste für die WRRL-Bewertungsverfahren PhytoSee und PhytoFluss – Elektronische Veröffentlichung auf gewaesser-bewertung.de.
- Mohamed, Z. A. 2017. Macrophytes-cyanobacteria allelopathic interactions and their implications for water resources management—A review. *Limnologica*, 63, 122-132.
- Müller, H. 1970. Ökologische Veränderungen im Otterstedter See im Laufe der Nacheiszeit. *Berichte der Naturhistorischen Gesellschaft zu Hannover*. 114. 33-47.
- Nixdorf, B., Hoehn, E., Riedmüller, U., Mischke, U., Schönfelder, I. Bahnwart, M. 2008. Anforderungen an Probenahme und Analyse der Phytoplanktonbiozönosen in Seen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL. In: Mischke U. & B. Nixdorf (Hrsg.): Gewässerreport (Nr. 10), BTUC-AR 2/2008. Eigenverlag BTU Cottbus, 147–1884.
- Nixdorf, B., Rücker, J., Dolman, A., Wiedner, C., Hilt, S., Kasprzak, P., Köhler, A., van de Weyer, K., Sandrock, S., Scharf, E.M., Willmitzer, H. 2013. Prozessverständnis als Grundlage für die Gewässerbewirtschaftung – Fallbeispiele für Limitation, Konkurrenz, Gewässerstruktur und Nahrungsnetzsteuerung. *Wasserwirtschaft*. 60. 693-701.
- NLB (Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung) 1967. Bericht über die Fortführung der limnologischen Untersuchung am Otterstedter See im Kreis Verden. Hannover.
- Nürnberg, G. 1998. Prediction of phosphorus release rates from total and reductant-soluble phosphorus in anoxic lake sediments. *Can J Fish Aquat Sci* 45(3):453–462.
- Ott, D. W., Oldham-Ott, C. K., Rybalka, N., Friedl, T. 2015. Xanthophyte, eustigmatophyte, and raphidophyte algae. In *Freshwater Algae of North America* (pp. 485-536). Academic Press.
- Poltz, J. 1982. Limnologische Untersuchungen 1981/82 am Otterstedter See (Landkreis Verden). Untersuchungsbericht mit Vorschlägen für Sanierungsmaßnahmen. Gutachten des Nds. Wasseruntersuchungsamtes in Hildesheim.
- polyplan. 2004. Gewässerzustandsbericht, Sanierungskonzept Otterstedter See. Bearbeiter S. Bruns. 24 Seiten. September 2004. Bremen.
- Postma D, Jakobsen R (1996) Redox zonation: equilibrium constraints on the Fe(III)/SO₄-reduction interface. *Geochim Cosmochim Acta* 60(17):3169–3175–3169–3175
- Psenner R, Pucsko R, Sager M 1984. Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten. Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 70. 111–155.
- Rengefors, K., Weyhenmeyer, G. A., Bloch, I. 2012. Temperature as a driver for the expansion of the microalga *Gonyostomum semen* in Swedish lakes. *Harmful algae*, 18, 65-73.

- Riedmüller, U., Mischke, U., Pottgiesser, T., Böhmer, J., Deneke, R., Ritterbusch, D., Stelzer, D., Hoehn, E. 2022. Steckbriefe der deutschen Seetypen. Begleittext und Steckbriefe.
- Rönicke, H., Doerffer, R., Siewers, H., Büttner, O., Lindenschmidt, K.E., Herzsprung, P., Beyer, M., Rupp, H. 2008. Phosphorus input by nordic geese to the eutrophic Lake Arendsee, Germany. *Fundam. Appl. Limnol.* 172, 111–119.
- Salonen, K., Rosenberg, M. 2000. Advantages from diel vertical migration can explain the dominance of *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae) in a small, steeply-stratified humic lake. *Journal of Plankton Research*, 22(10), 1841-1853.
- Scheffer, F., Schachtschabel, P. 2002. Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Auflage.
- Schmitt, T. G., Welker, A., Dierschke, M., Uhl, M., Maus, C., Remmler, F. 2010. Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren Abschlussbericht über ein Entwicklungsprojekt. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. Hennef.
- Sharpley, A., Daniel, T. C., Sims, J. T., Pote, D. H. 1996. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *Journal of soil and water conservation*, 51(2), 160-166.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E. 2020. Understanding the drivers of internal phosphorus loading in lakes. In: Steinman A & Spears BM (Hrsg.). *Internal Phosphorus Loading in Lakes-Causes, Case Studies, and Management*. J.Ross Publishing. Plantation.
- Schulz, L. 1981. Nährstoffeintrag in Seen durch Badegäste, *Zentralblatt für Bakteriologie und Hygiene*. 1. Abt. Org. B 173, Klagenfurt 1981.
- Tammeorg, O., Nürnberg, G. K., Noges, P., Niemistö, J. 2022. The role of humic substances in sediment phosphorus release in northern lakes. *Science of the Total Environment*, 833, 155257.
- Thiel, R., Winkler, H., Böttcher, U., Dänhardt, A., Fricke, R., George, M., Kloppmann, M., Schaarschmidt, T., Uhl, C., Vorberg, R. 2013. Rote Liste und Gesamtartenliste der etablierten Neunaugen und Fische (Petromyzontida, Elasmobranchii and Actinopterygii) der marinen Gewässer Deutschlands, 5 Fassung. *Nat Biol Vielfalt*, 70(2), 11-76.
- Tipping, E., Benham, S., Boyle, J. F., Crow, P., Davies, J., Fischer, U., Guyatt, H., Helliwell, R., Jackson-Blake, L., Lawlor, A. J., Monteith, D. T., Rowe, E. C., Toberman, H. 2014. Atmospheric deposition of phosphorus to land and freshwater. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 16(7), 1608-1617.
- UBA Umweltbundesamt 2021. Eutrophierung: Was bedeutet das? <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaesser/meere/nutzung-belastungen/eutrophierung#eutrophierung-was-bedeutet-das> (zuletzt abgerufen am 02.04.2023)
- UBA Umweltbundesamt 2023. Tipps für eine nachhaltige Regenwassernutzung. <https://www.umweltbundesamt.de/umwelttipps-fuer-den-alltag/garten-freizeit/regenwassernutzung#undefined>. (zuletzt abgerufen am 05.04.2024)
- Van de Weyer, K., Meis, S., Stuhr, J. 2023. Ansiedelung von aquatischen Makrophyten als Maßnahme der Seenrestaurierung. Grundlagen und Handlungsleitfaden für Schleswig-Holstein. Herausgeber: Landesamt für Umwelt des Landes Schleswig-Holstein.

- Vaughan, L., Barnett, D., Bourke, E., Burrows, H., Robertson, F., Smith, B., Cashmore, J., Welk, M., Burch, M., Zamyadi, A. 2023. Evaluating Ultrasonicator Performance for Cyanobacteria Management at Freshwater Sources. *Toxins* 2023, 15, 186.
- Wang, J., Chen, J., Guo, J., Sun, Q., Yang, H. 2018. Combined Fe/P and Fe/S ratios as practicable index for estimating the release potential of internal-P in freshwater sediment. *Environmental Science and Pollution Research* 25, 10740–10751.
- Wassmann, H., Klemz, R., Kosmac, U. 2018. Gewässeruntersuchungen im Otterstedter See im Jahr 2018 zur Vorbereitung einer Phosphorfällung mit Bentophos®. Hohen Neuendorf.
- Waterstraat, A., Krappe, M., Möbius, F., Tschakert, M. 2017. Einfluss benthivorer und phytophager Fischarten auf die Erreichung der Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie bei Seen mit empfindlicher Unterwasservegetation. Endbericht zum LAWA-Projekt O, 4.
- Watson, S. B., Whitton, B. A., Higgins, S. N., Paerl, H. W., Brooks, B. W., Wehr, J. D. 2015. Harmful algal blooms. In *Freshwater Algae of North America* (pp. 873-920). Academic Press.
- Woolway, R. I., Kraemer, B. M., Lenters, J. D., Merchant, C. J., O'Reilly, C. M., Sharma, S. 2020. Global lake responses to climate change. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(8), 388-403.
- Yasseri, S. 2007. Abschlussbericht zu den Restaurierungsmaßnahmen im Otterstedter See. Institut Dr. Nowak. Ottersberg.

Anlage / Tabellen

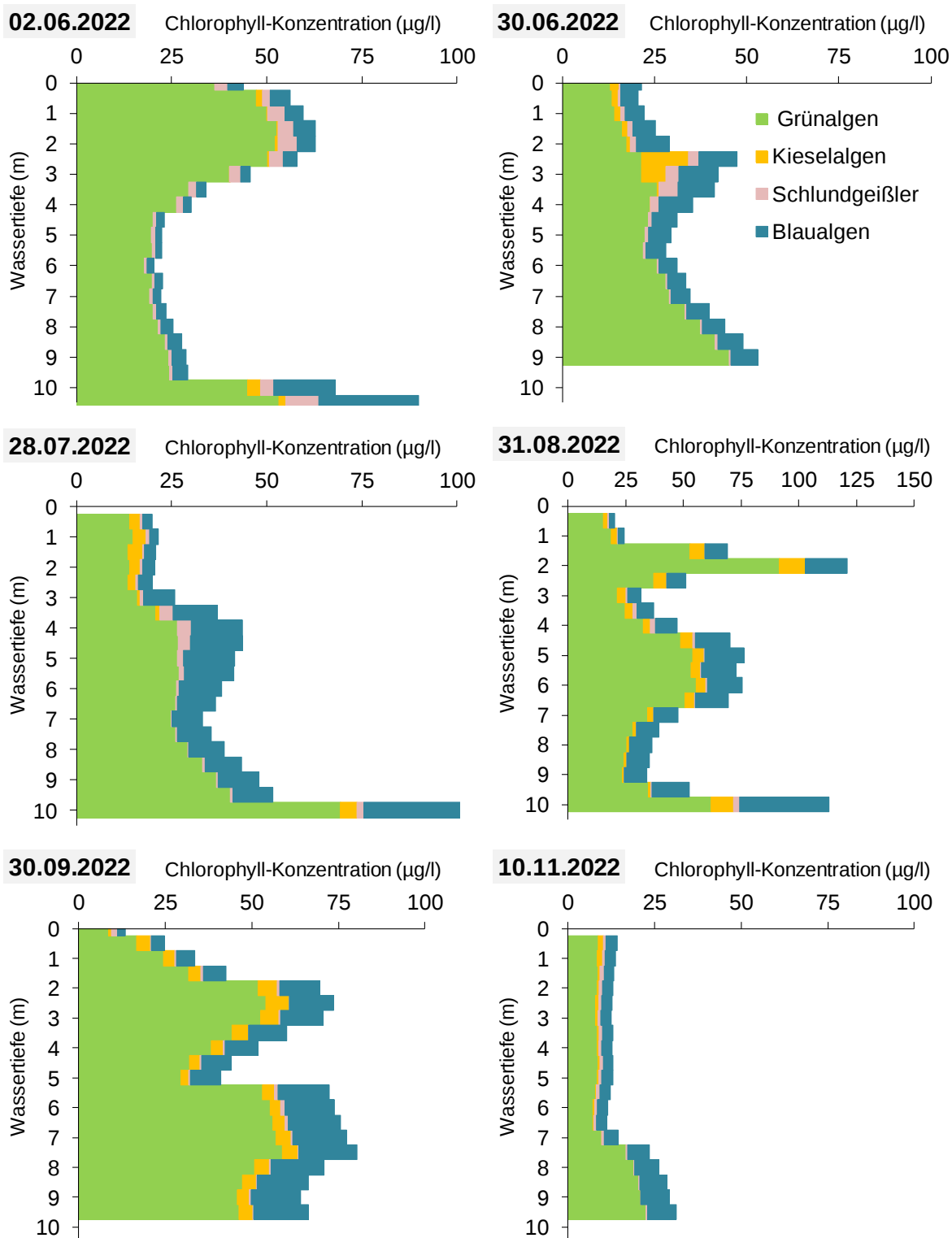


Abbildung A 1. Chlorophyll-a-Konzentrationsprofile einzelner Algengruppen im Otterstedter See 2022 (Fluoroprobe; bbe Moldaenke). Zur besseren Darstellung wurde die X-Achse am 31.08.2022 auf 150 verlängert.

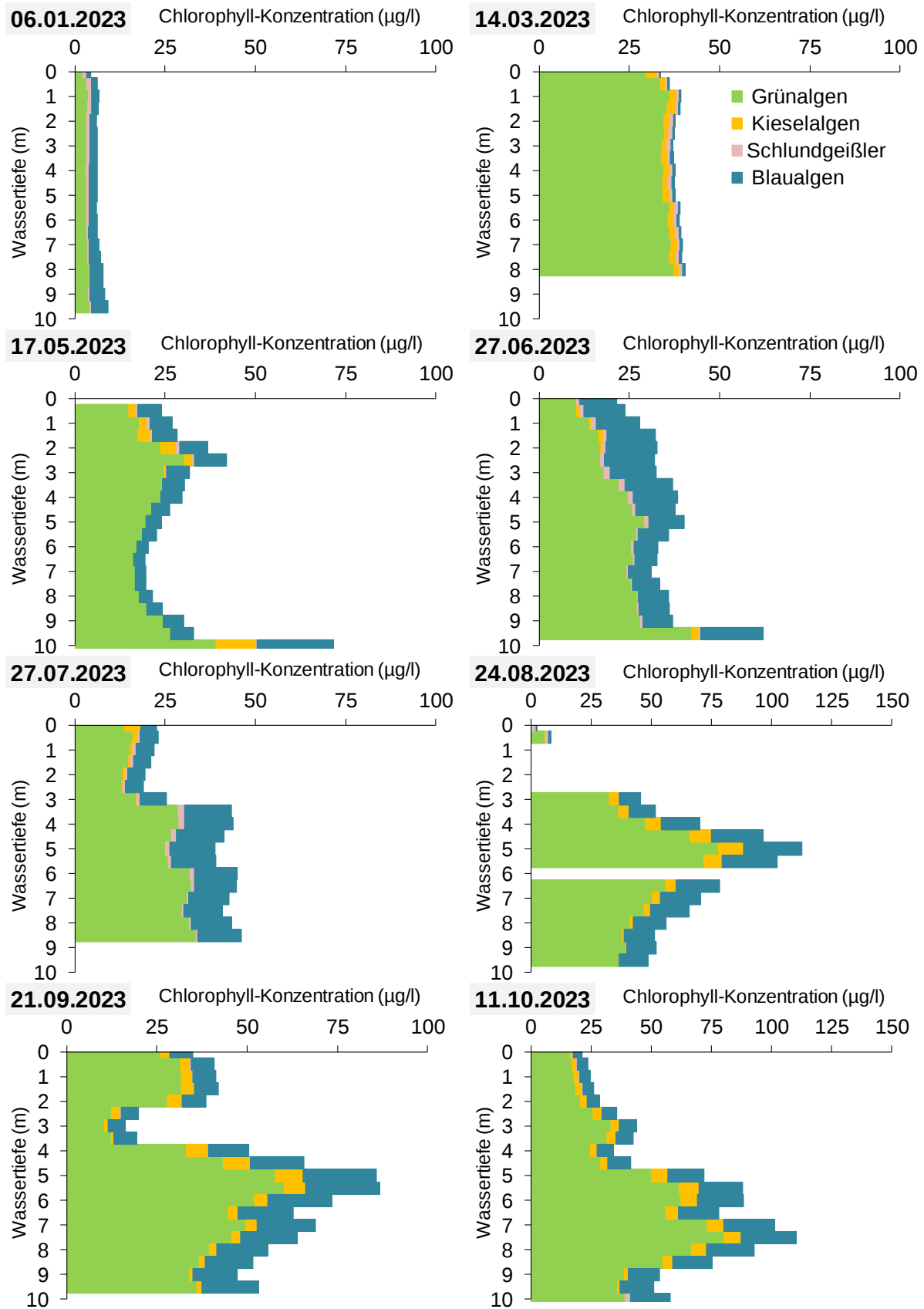


Abbildung A 2. Chlorophyll-a-Konzentrationsprofile einzelner Algengruppen im Otterstedter See 2023 (Fluoroprobe; bbe Moldaenke). Zur besseren Darstellung wurde die X-Achse am 24.08. und 11.10.2023 auf 150 verlängert. Aufgrund eines Messfehlers wurden am 24.08.2023 nicht alle Tiefen erfasst.

Tabelle A 1. Taxaliste des Zooplankons im Otterstedter See 2022 und 2023.

Taxonname	Gruppe	Taxonname	Gruppe
<i>Alona quadrangularis</i>	Cladocera	<i>Brachionus leydigii</i>	Rotatoria
<i>Alonella nana</i>	Cladocera	<i>Brachionus urceolaris</i>	Rotatoria
<i>Bosmina coregoni</i>	Cladocera	<i>Brachionus zahniseri</i>	Rotatoria
<i>Bosmina longirostris</i>	Cladocera	<i>Conochilus unicornis</i>	Rotatoria
<i>Bythotrephes longimanus</i>	Cladocera	<i>Filinia</i> sp.	Rotatoria
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	Cladocera	<i>Gastropus stylifer</i>	Rotatoria
<i>Chydorus sphaericus</i>	Cladocera	<i>Kellicottia bostoniensis</i>	Rotatoria
<i>Daphnia ambigua</i>	Cladocera	<i>Kellicottia longispina</i>	Rotatoria
<i>Daphnia cucullata</i>	Cladocera	<i>Keratella cochlearis</i>	Rotatoria
<i>Daphnia galeata</i>	Cladocera	<i>Keratella cochlearis tecta</i> - Reihe	Rotatoria
<i>Daphnia hyalina</i>	Cladocera	<i>Keratella quadrata</i>	Rotatoria
<i>Daphnia longispina</i>	Cladocera	<i>Keratella valga</i>	Rotatoria
<i>Daphnia x krausi</i>	Cladocera	<i>Lecane</i> sp.	Rotatoria
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	Cladocera	<i>Lepadella</i> sp.	Rotatoria
<i>Pleuroxus aduncus</i>	Cladocera	<i>Ploesoma hudsoni</i>	Rotatoria
<i>Acanthocyclops robustus</i>	Copepoda	<i>Polyarthra dolichoptera</i>	Rotatoria
Calanoida-Copepodid	Copepoda	<i>Polyarthra euryptera</i>	Rotatoria
Calanoida-Nauplius	Copepoda	<i>Polyarthra major</i>	Rotatoria
Cyclopoida-Copepodid	Copepoda	<i>Polyarthra vulgaris</i>	Rotatoria
<i>Cyclops abyssorum</i>	Copepoda	<i>Pompholyx complanata</i>	Rotatoria
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	Copepoda	<i>Pompholyx sulcata</i>	Rotatoria
<i>Eudiaptomus graciloides</i>	Copepoda	<i>Synchaeta longipes</i>	Rotatoria
<i>Thermocyclops crassus</i>	Copepoda	<i>Synchaeta pectinata</i>	Rotatoria
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	Copepoda	<i>Synchaeta</i> sp.	Rotatoria
<i>Chaoborus</i> sp.	Diptera	<i>Trichocerca capucina</i>	Rotatoria
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	Rotatoria	<i>Trichocerca inermis</i>	Rotatoria
<i>Ascomorpha ovalis</i>	Rotatoria	<i>Trichocerca longiseta</i>	Rotatoria
<i>Asplanchna priodonta</i>	Rotatoria	<i>Trichocerca similis</i>	Rotatoria
<i>Brachionus angularis</i>	Rotatoria	<i>Trichocerca</i> sp.	Rotatoria

Tabelle A 2. Taxaliste des Phytoplanktons im Otterstedter See 2022.

Algenklassen	HTL-ID	Taxon	Zellvolumen (µm³)	Biovolumen (mm³/l)					
				2022					
				02.06.	30.06.	28.07.	31.08.	30.09.	10.11.
Bacillariophyceae	72	<i>Asterionella formosa</i>	273	0,01					
	4464	<i>Ankistrodesmus arcuatus</i>	101					0,01	
	94	<i>Botryococcus braunii</i>	13,9	0,89	0,24	0,16	0,04	0,22	0,02
	181	<i>Coelastrum microporum</i>	92	0,11		0,15			
	5212	<i>Desmodesmus dispar</i>	131						
	4291	<i>Hindakia tetrachotomum</i>	90,9				0,06		
	4761	<i>Lemmermannia komarekii</i>	5,4		0,01				
Chlorophyceae	4214	<i>Lemmermannia tetrapedia</i>	15,7	0,68	0,18		0,04	0,02	0,003
	472	<i>Monoraphidium minutum</i>	65,2	0,05				0,01	
	515	<i>Oocystis marssonii</i>	33,6				0,08	0,03	0,01
	535	<i>Pediastrum duplex</i>	62,8	0,03					
	582	<i>Planctosphaeria gelatinosa</i>	199	0,06	0,11	0,19	0,18	0,18	0,02
	614	<i>Quadrigula pfitzeri</i>	23,0				0,09		
	676	<i>Scenedesmus</i> sp.	32,7	0,07	0,03	0,03			0,02
Chrysophyceae	147	Chrysoflagellaten > 10 µm	792			0,4			
	146	<i>Chrysococcus</i> sp.	921					0,08	
	439	<i>Mallomonas caudata</i>	101	0,01			0,00		
	296	<i>Dinobryon bavaricum</i>	192			0,22			0,03
	299	<i>Dinobryon divergens</i>	347						0,03
	1815	<i>Cosmarium sphagnicolum</i>	143				0,41	0,02	
Conjugatophyceae	711	<i>Staurostrum pingue</i>	241				0,01		
	712	<i>Staurostrum tetracerum</i>	780			0,11	0,03		
	847	<i>Staurodesmus</i> sp.	260	0,58		0,12			
	232	<i>Cryptomonas</i> 10–15 µm	245,2			0,08			0,02
	233	<i>Cryptomonas</i> 15–20 µm	669					0,03	
	234	<i>Cryptomonas</i> 20–25 µm	1.303				0,05	0,05	0,08
	235	<i>Cryptomonas</i> 25–30 µm	1.847				0,04		
	237	<i>Cryptomonas</i> 35–40 µm	3.692					0,15	
	238	<i>Cryptomonas</i> 40–45 µm	6.588				0,13		
	4628	<i>Plagioselmis lacustris</i>	62,1	0,06	0,06	0,05	0,01	0,04	0,09
Cyanobacteria	68	<i>Aphanothece</i> sp.	0,9	0,04	0,04				
	64	<i>Aphanocapsa</i> sp.	2,2		0,01		0,05	0,06	0,01
	134	<i>Chroococcus limneticus</i>	92	0,08					0,00
	246	<i>Cyanodictyon</i> sp.	1,1		0,01				
	1873	<i>Cyanocatenula planctonica</i>	1,7		0,04				
	4021	<i>Dolichospermum flos-aquae</i>	125	0,81	0,28	0,35			
	455	<i>Microcystis flos-aquae</i>	19,7		0,09	0,06			
	462	<i>Microcystis wesenbergii</i>	50,9		0,09	0,05	0,06		0,01
	890	<i>Radiocystis geminata</i>	9,7	0,03	0,10	0,06	0,09	0,04	
	821	<i>Woronichinia naegeliana</i>	25,0	0,51	0,18	0,21	0,27	0,07	
Dinophyceae	104	<i>Ceratium hirundinella</i>	71.346	0,78					
	390	<i>Gymnodinium</i> sp. < 50 µm	2.573				0,09	0,10	0,05
	390	<i>Gymnodinium</i> sp. > 50 µm	101.063					0,61	
	390	<i>Gymnodinium</i> sp. > 70 µm	179.945					0,36	
Haptophyceae	143	<i>Chrysochromulina parva</i>	48,3		0,06				0,86
Raphidophyceae	1600	<i>Gonyostomum</i> sp.	16.396			0,06	0,77	2,14	
Ulvophyceae	312	<i>Elakatothrix genevensis</i>	33,3			0,04			
Summe				4,80	1,56	2,38	2,51	4,20	1,23

Tabelle A 3. Taxaliste des Phytoplanktons im Otterstedter See 2023.

Algenklassen	HTL-ID	Taxon	Zellvolumen (µm³)	Biovolumen (mm³/l)							
				2023							
				06.01.	14.03.	17.05.	27.06.	27.07.	24.08.	21.09.	11.10.
Bacillariophyceae	72	<i>Asterionella formosa</i>	307,0		0,29					0,10	0,08
	347	<i>Fragilaria</i> sp.	299,2		0,08						
Chlorophyceae	46	<i>Ankistrodesmus spiralis</i>	44,4				0,01	0,04			
	49	<i>Ankyra judayi</i>	19,7				0,13				
	94	<i>Botryococcus braunii</i>	16,2	0,03	0,04	0,20	0,13	0,03	0,03	0,06	0,01
	184	<i>Coelastrum reticulatum</i>	215,3	0,03							
	181	<i>Coelastrum microporum</i>	109,6				0,07				
	289	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	51,7								0,01
	4291	<i>Hindakia tetrachotomum</i>	81,5				0,07			0,08	
	4761	<i>Lemmermannia komarekii</i>	8,6		0,03						
	4214	<i>Lemmermannia tetrapedia</i>	15,7	0,01	0,02			0,01		0,01	
	468	<i>Monoraphidium contortum</i>	28,0	0,01							
	472	<i>Monoraphidium minutum</i>	69,5			0,04			0,01		
	515	<i>Oocystis marssonii</i>	32,9					0,02	0,004	0,02	0,01
	582	<i>Planctosphaeria gelatinosa</i>	77,5	0,01	0,04	0,38	0,03	0,04			
	676	<i>Scenedesmus</i> sp.	43,4	0,02	0,03	0,07					
	650	<i>Scenedesmus costato-granulatus</i>	25,8	0,01	0,04			0,01			
Chrysophyceae	148	<i>Chrysococcus</i> sp.	958,3						0,13		
	443	<i>Mallomonas</i> sp.	3.228				0,13				
	438	<i>Mallomonas akrokomos</i>	74,6							0,03	
	296	<i>Dinobryon bavaricum</i>	262,5			0,05					0,01
	299	<i>Dinobryon divergens</i>	204,9						0,02		
Conjugatophyceae	850	<i>Stichogloea doederleinii</i>	75,2			0,36	0,11	0,02			0,03
	161	<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>	244,4	0,01	0,14	0,11		0,07	0,02	0,01	0,02
	173	<i>Closterium</i> sp.	1.220						0,02		
	712	<i>Staurastrum tetracerum</i>	231,4					0,01			
Cryptophyceae	847	<i>Staurodesmus</i> sp.	336,4					0,02			
	232	<i>Cryptomonas</i> 10–15 µm	245,2	0,01		0,04	0,03		0,003		0,03
	233	<i>Cryptomonas</i> 15–20 µm	432,2	0,03			0,05		0,02		0,01
	234	<i>Cryptomonas</i> 20–25 µm	1.303	0,04		0,10			0,09	0,03	0,03
	235	<i>Cryptomonas</i> 25–30 µm	1.847			0,15			0,02		
Cyanobacteria	4628	<i>Plagioselmis lacustris</i>	98,3	0,17	0,02	0,06	0,02		0,01		
	68	<i>Aphanothece</i> sp.	0,8				0,10	0,02			
	64	<i>Aphanocapsa</i> sp.	2,1	0,02	0,04			0,04		0,11	
	863	<i>Chroococcus distans</i>	45,4	0,02		0,12	0,03	0,07	0,03	0,01	0,05
	134	<i>Chroococcus limneticus</i>	76,6	0,02							
	5505	<i>Dolichospermum flos-aquae</i>	116,5			0,25	0,39				
	4028	<i>Dolichospermum sigmoideum</i>	123,6			0,08					
	462	<i>Microcystis wesenbergii</i>	50,9			0,04	0,05				
	890	<i>Radiocystis geminata</i>	6,8	0,02	0,01		0,03				
	694	<i>Snowella</i> sp.	5,0					0,02		0,01	
	820	<i>Woronichinia compacta</i>	19,5								0,02
Euglenophyceae	771	<i>Trachelomonas volvocina</i>	2.121						0,02	0,03	
Haptophyceae	143	<i>Chrysochromulina parva</i>	53,0		0,06	0,07		0,02		0,08	
Raphidophyceae	1600	<i>Gonyostomum</i> sp.	16.396			1,31	0,98	1,20	2,19	2,84	
Ulvophyceae	311	<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	30,4				0,03				
Summe				0,50	1,35	3,68	2,90	1,88	2,80	3,46	5,19

Tabelle A 4. Ergebnisse der tiefengestuften Wasseruntersuchungen am Otterstedter See zwischen Juni und Juli 2022 (VM = Vorortmessung).

	Proben-Nr.	22-15058	22-15127	22-15133	22-15134	22-15139	22-17843	22-17844	22-17845	22-17846	22-17847	22-20772	22-20773	22-20774	22-20775	22-20776
	Probenahmebeginn	02.06.2022	02.06.2022	02.06.2022	02.06.2022	02.06.2022	30.06.2022	30.06.2022	30.06.2022	30.06.2022	30.06.2022	28.07.2022	28.07.2022	28.07.2022	28.07.2022	28.07.2022
	Probenahmeort	Otterstedter See	Otterstedter See 4 m	Otterstedter See 6 m	Otterstedter See 8 m	Otterstedter See	Otterstedter See	Otterstedter See 4 m	Otterstedter See 6 m	Otterstedter See 8 m	Otterstedter See	Otterstedter See	Otterstedter See 4 m	Otterstedter See 6 m	Otterstedter See 8 m	Otterstedter See
	Messstelle	Epilimnion	4 m	6 m	8 m	1 m ü. Grund	Epilimnion	4 m	6 m	8 m	1 m ü. Grund	Epilimnion	4 m	6 m	8 m	1 m ü. Grund
Parameter	Einheit															
Sichttiefe Secchi (VM)	m	0,9					1,15					1,6				
Wassertemperatur (VM)	°C	16,3	9,4	7,44	7,24	7,2	22,3	10,4	7,5	7,3	7,3	21,4	12,9	8,77	7,76	7,63
Sauerstoff, gelöst (VM)	mg/l	10,2	1,03	0,12	0,06	0,07	8,08	0,3	0,25	0,38	0,38	7,88	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Sauerstoffsättigung (VM)	%	113	9,8	1,1	0,5	0,6	101	2,9	2,2	3,4	3,4	96,1	0	0	0	0
pH-Wert (VM)		7,54	6,09	5,99	6,08	6,12	7,51	6,39	6,3	6,31	6,32	6,6	5,77	5,79	5,81	5,76
elektrische Leitfähigkeit bei 25 °C (VM)	µS/cm	104	102	103	108	112	106	107	111	121	124	101	97,8	103	114	125
Redoxspannung gegen Normal-wasserstoffelektrode	mV	375	368	404	403	357	296	325	300	17	5	385	375	263	210	193
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N)	mg/l	0,0063	0,026	0,065	0,58	0,77	0,024	0,066	0,37	0,87	1	<0,005	<0,005	<0,005	1,3	2,5
Nitrit-Stickstoff (NO ₂ -N)	mg/l	0,0014	0,0056	0,0042	0,0046	0,0081	0,0028	0,019	0,007	0,0029	0,0038	<0,001	<0,001	<0,001	0,0073	0,011
Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N)	mg/l	0,047	0,55	0,61	0,2	0,046	<0,02	0,17	0,12	0,038	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Stickstoff (Gesamt-N; TNb)	mg/l	1,1	1,4	1,5	1,6	1,6	0,85	1	1,1	1,5	1,5	0,94	0,95	1,3	2,2	3,9
ortho-Phosphat-Phosphor (PO ₄ -P)	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,011	<0,005	0,0052	<0,005	<0,005	0,011	0,0067	<0,005	0,011	0,021
Phosphor (Gesamt-P)	mg/l	0,034	0,027	0,028	0,047	0,051	0,028	0,097	0,15	0,057	0,13	0,032	0,045	0,044	0,055	0,065
Sulfat	mg/l	6,7	6,7	6,6	6,3	6,2	6,4	6,4	6,5	5,4	4,9	6,4	20	5,3	1,6	2,3
Chlorid	mg/l	14	14	13	13	13	14	13	13	13	13	15	14	13	14	14
TC	mg/l	21	16	16	19	20	21	20	20	22	23	20	20	20	24	28
TOC (Ausblasmethode; NPOC)	mg/l	17	13	13	14	14	14	13	12	13	13	17	15	15	17	19
DOC	mg/l	13	11	11	11	11	14	11	11	12	12	15	10	12	13	15
Eisen	mg/l	0,09	0,07	0,08	0,34	0,53	0,09	0,1	0,31	0,78	0,9	0,08	0,12	0,59	1,11	1,57
Mangan	mg/l	0,03	0,06	0,08	0,25	0,28	0,03	0,22	0,27	0,34	0,35	0,03	0,36	0,34	0,39	0,43
Calcium	mg/l	7,5	7,6	7,5	7,8	8,1	7,9	8,1	8,1	9,1	9,3	7,5	8	8,3	9,2	10,1
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/l	0,478				0,471	0,382				0,561	0,384				0,88
Säurekapazität bis pH 8,2	mmol/l	0,125					n.b.					n.b.				
Basenkapazität bis pH 8,2	mmol/l	n.b.				0,116	0,048				0,21	0,044				0,503
Carbonathärte	mmol/l	0,24				0,24	0,19				0,25	0,19				0,44
Kohlendioxid, gelöst	mg/l	1,3				17,5	1,13				19,3	6,49				50,3
Kieselsäure (als SiO ₂)	mg/l	<0,4				<0,4	0,43				<0,4	<0,4				0,67
Chlorophyll A	µg/l	27,1					12,1				20,3	17,8				
Phaeopigmentgehalt	µg/l	19,3					10,8				18,9	3				
Sulfid, leicht freisetzbar	mg/l					<0,1					0,49					3,7

Tabelle A 5. Ergebnisse der tiefengestuften Wasseruntersuchungen am Otterstedter See zwischen August und November 2022 (VM = Vorortmessung).

	Proben-Nr.	22-24197	22-24196	22-24195	22-24194	22-24193	22-28525	22-28526	22-28527	22-28528	22-28529	22-33939	22-33940	22-33941	22-33942	22-33943
	Probenahmebeginn	31.08.2022	31.08.2022	31.08.2022	31.08.2022	31.08.2022	30.09.2022	30.09.2022	30.09.2022	30.09.2022	30.09.2022	10.11.2022	10.11.2022	10.11.2022	10.11.2022	10.11.2022
	Probenahmeort	Otterstedter See	Otterstedter See 4 m	Otterstedter See 6 m	Otterstedter See 8 m	Otterstedter See	Otterstedter See	Otterstedter See 4 m	Otterstedter See 6 m	Otterstedter See 8 m	Otterstedter See	Otterstedter See	Otterstedter See 4 m	Otterstedter See 6 m	Otterstedter See 8 m	Otterstedter See
	Messstelle	Epilimnion	4 m	6 m	8 m	1 m ü. Grund	Epilimnion	4 m	6 m	8 m	1 m ü. Grund	Epilimnion	4 m	6 m	8 m	1 m ü. Grund
Parameter	Einheit															
Sichttiefe Secchi (VM)	m	1,4					2					2				
Wassertemperatur (VM)	°C	21,1	14,7	9,44	8,17	7,93	13,7	13,6	9,65	8,34	8,2	11	11	10,9	8,42	8,18
Sauerstoff, gelöst (VM)	mg/l	8,45	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	9,34	8,07	<0,20	<0,20	<0,20	7,44	7,46	6,81	<0,2	<0,20
Sauerstoffsättigung (VM)	%	102	0	0	0	0	97,2	83,7	0	0	0	72,8	72,9	66,5	0	0
pH-Wert (VM)		7,11	5,79	5,82	5,81	5,75	7,1	6,7	5,9	5,8	5,7	6,4	6,32	6,24	5,67	5,6
elektrische Leitfähigkeit bei 25 °C (VM)	µS/cm	103	105	103	120	130	98,2	98,3	104	123	131	99,2	99,2	99,5	129	138
Redoxspannung gegen Normalwasserstoffelektrode	mV	381	424	207	176	172	325	343	133	127	122	380	385	383	153	147
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N)	mg/l	<0,005	0,0073	0,15	1,8	2,4	<0,005	0,0093	0,013	0,41	0,43	<0,005	0,012	0,014	1,6	2,6
Nitrit-Stickstoff (NO ₂ -N)	mg/l	<0,001	0,0029	0,0035	0,0079	0,013	<0,001	<0,001	0,0048	0,006	0,0054	0,0027	0,0016	0,0027	0,015	0,014
Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N)	mg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Stickstoff (Gesamt-N; TNb)	mg/l	0,87	0,9	0,96	2,8	3,4	1	1,1	0,92	2,6	3,5	0,92	0,87	0,93	2,8	4
ortho-Phosphat-Phosphor (PO ₄ -P)	mg/l	0,0054	<0,005	0,0056	0,01	0,014	0,012	0,0055	0,0089	0,0098	0,01	<0,005	<0,005	<0,005	0,007	0,014
Phosphor (Gesamt-P)	mg/l	0,032	0,04	0,04	0,042	0,044	0,036	0,031	0,053	0,043	0,041	0,019	0,024	0,035	0,037	0,038
Sulfat	mg/l	6	6,3	2,5	<1	<1	5,9	5,9	<1	<1	<1	5,8	6	6	<1	<1
Chlorid	mg/l	15	13	13	13	13	15	15	13	13	14	15	15	17	13	14
TC	mg/l	21	20	22	23	25	20	20	22	26	26	21	21	21	27	28
TOC (Ausblasmethode; NPOC)	mg/l	16	15	14	15	16	16	17	14	16	17	16	15	16	19	16
DOC	mg/l	15	12	12	13	14	14	14	12	14	15	16	15	15	18	13
Eisen	mg/l	0,07	0,24	0,76	1,32	1,54	0,13	0,08	0,99	1,57	1,85	0,11	0,11	0,13	1,95	2,14
Mangan	mg/l	0,03	0,43	0,36	0,41	0,44	0,05	0,05	0,4	0,43	0,46	0,08	0,08	0,09	0,49	0,5
Calcium	mg/l	7,5	9,5	8,9	10	10,4	7,8	7,7	9,6	10,5	11	7,7	7,7	8	11,2	11,5
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/l	0,409				0,859	0,383				0,868	0,397				0,928
Säurekapazität bis pH 8,2	mmol/l	n.b.					n.b.					n.b.				
Basenkapazität bis pH 8,2	mmol/l	<0,01				0,499	0,058				0,347	0,05				0,952
Carbonathärte	mmol/l	0,205				0,43	0,19				0,43	0,2				0,46
Kohlendioxid, gelöst	mg/l	2,6				50	3,11				45,12	9,9				72
Kieselsäure (als SiO ₂)	mg/l	<0,4				0,72	<0,4				0,93	<0,4				1
Chlorophyll A	µg/l	44,4					39,5					10,8				
Phaeopigmentgehalt	µg/l	<1					43,7					12,7				
Sulfid, leicht freisetzbar	mg/l					2,2					3					3,1

Tabelle A 6. Ergebnisse der tiefengestuften Wasseruntersuchungen am Otterstedter See zwischen Januar und April 2023 (VM = Vorortmessung).

	Proben-Nr.	23-00908	23-00909	23-00910	23-00911	23-00912	23-08625	23-08626	23-08627	23-08628	23-08629	23-14409	23-14410	23-14411	23-14412	23-14413
	Probenahmebeginn	06.01.2023	06.01.2023	06.01.2023	06.01.2023	06.01.2023	14.03.2023	14.03.2023	14.03.2023	14.03.2023	14.03.2023	27.04.2023	27.04.2023	27.04.2023	27.04.2023	27.04.2023
	Probenahmeort	Otterstedter See 1 m	Otterstedter See 3 m	Otterstedter See 5 m	Otterstedter See 8 m	Otterstedter See	Otterstedter See 1 m	Otterstedter See 3 m	Otterstedter See 5 m	Otterstedter See 8 m	Otterstedter See	Otterstedter See 1 m	Otterstedter See 3 m	Otterstedter See 5 m	Otterstedter See 8 m	Otterstedter See
	Messstelle	1 m	3 m	5 m	8 m	1 m ü. Grund	1 m	3 m	5 m	8 m	1 m ü. Grund	1 m	3 m	5 m	8 m	1 m ü. Grund
Parameter	Einheit															
Sichttiefe Secchi (VM)	m	1,85					1,4					1				
Wassertemperatur (VM)	°C	6,5	6,7	6,6	6,4	6,3	5,56	5,47	5,43	5,27	4,97	11,9	10,3	6,49	5,66	5,65
Sauerstoff, gelöst (VM)	mg/l	10,7	11,1	11,1	10,8	10,6	11,6	11,6	11,6	11,4	11,3	10,1	8,82	5,97	2,64	2,09
Sauerstoffsättigung (VM)	%	88,9	92,8	89,8	87,6	85,8	92,4	91,8	91,6	90	88,3	94	79,2	48,9	21,2	16,7
pH-Wert (VM)		6,9	6,9	6,6	6,8	6,6	7,3	6,9	6,9	6,9	6,7	6,9	6,8	6,3	6	6
elektrische Leitfähigkeit bei 25 °C (VM)	µS/cm	110	112	110	115	111	95,3	95,4	95,4	95,2	95,2	99,8	99,5	100	102	103
Redoxspannung gegen Normalwasserstoffelektrode	mV	464	500	479	471	473	363	379	389	387	394	328	329	337	342	343
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N)	mg/l	0,41	0,4	0,39	0,4	0,41	0,021	0,017	0,013	0,014	0,019	<0,005	0,022	0,092	0,32	0,37
Nitrit-Stickstoff (NO ₂ -N)	mg/l	0,0074	0,0055	0,0048	0,0044	0,0043	0,0032	0,0028	0,0021	0,0027	0,0028	0,0036	0,0033	0,0032	0,005	0,0041
Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N)	mg/l	0,054	0,044	0,045	0,043	0,05	0,34	0,32	0,32	0,3	0,29	0,17	0,21	0,37	0,35	0,34
Stickstoff (Gesamt-N; TNb)	mg/l	1,1	1,1	1,1	1,1	1,2	1,5	1,3	1,3	1,2	1,3	0,83	0,95	1,1	1,3	1,3
ortho-Phosphat-Phosphor (PO ₄ -P)	mg/l	0,0062	0,0057	0,0063	0,0056	0,0063	0,0072	0,0071	0,007	0,0071	0,0068	0,0059	<0,005	0,0065	<0,005	<0,005
Phosphor (Gesamt-P)	mg/l	0,035	0,033	0,037	0,035	0,047	0,035	0,025	0,024	0,025	0,029	0,038	0,035	0,025	0,045	0,047
Sulfat	mg/l	5,6	5,6	5,6	5,5	5,5	6,4	6,6	6,4	6,4	6,4					
Chlorid	mg/l	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14					
TC	mg/l	17	17	17	18	19	16	16	16	16	17					
TOC (Ausblasmethode; NPOC)	mg/l	13	13	13	13	13	13	12	12	12	13	11	11	11	11	11
DOC	mg/l	13	13	13	13	13	11	12	11	12	11	11	11	11	11	11
Eisen	mg/l	0,16	0,16	0,16	0,17	0,2	0,11	0,1	0,11	0,11	0,12					
Mangan	mg/l	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,02					
Calcium	mg/l	8	8	8	7,9	7,8	8	8	7,7	7,6	7,8					
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/l	0,428				0,437	0,369				0,362					
Säurekapazität bis pH 8,2	mmol/l	n.b.					n.b.									
Basenkapazität bis pH 8,2	mmol/l	0,039				0,04	n.b.				n.b.					
Carbonathärte	mmol/l	0,21				0,22	0,18				0,18					
Kohlendioxid, gelöst	mg/l	5,38				8,72	2				5,9					
Kieselsäure (als SiO ₂)	mg/l	0,4				<0,4	<0,4				<0,4					
Chlorophyll A	µg/l	3,2					17,4									
Phaeopigmentgehalt	µg/l	2,8					<1									
Sulfid, leicht freisetzbar	mg/l															

Tabelle A 7. Ergebnisse der tiefengestuften Wasseruntersuchungen am Otterstedter See zwischen Mai und Juli 2023 (VM = Vorortmessung).

	Proben-Nr.	23-17169	23-17170	23-17171	23-17172	23-17173	23-22486	23-22487	23-22489	23-22490	23-26706	23-26707	23-26708	23-26709	23-26710
	Probenahmebeginn	17.05.2023	17.05.2023	17.05.2023	17.05.2023	17.05.2023	27.06.2023	27.06.2023	27.06.2023	27.06.2023	27.07.2023	27.07.2023	27.07.2023	27.07.2023	27.07.2023
	Probenahmeort	Otterstedter See	Otterstedter See 4 m	Otterstedter See 6 m	Otterstedter See 8 m	Otterstedter See	Otterstedter See	Otterstedter See 4 m	Otterstedter See 8 m	Otterstedter See	Otterstedter See	Otterstedter See 4 m	Otterstedter See 6 m	Otterstedter See 8 m	Otterstedter See
	Messstelle	Epilimnion	4 m	6 m	8 m	1 m ü. Grund	Epilimnion	4 m	8 m	1 m ü. Grund	Epilimnion	4 m	6 m	8 m	1 m ü. Grund
Parameter	Einheit														
Sichttiefe Secchi (VM)	m	1,2					1,25				1,5				
Wassertemperatur (VM)	°C	16	8,43	6,41	6,05	6	23,5	10,4	6,49	6,43	19,9	12,4	7,75	6,73	6,66
Sauerstoff, gelöst (VM)	mg/l	9,85	3,87	1,77	<0,20	<0,20	8,43	<0,20	<0,20	<0,20	8,15	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Sauerstoffsättigung (VM)	%	101	33,2	14,5	0	0	99,9	0	0	0	89,9	0	0	0	0
pH-Wert (VM)		7,2	6,1	5,9	5,9	5,9	7,2	6	6	6,1	7,1	6,1	6	6,1	6,1
elektrische Leitfähigkeit bei 25 °C (VM)	µS/cm	101	99,9	101	104	107	106	103	115	119	103	106	108	126	127
Redoxspannung gegen Normalwasserstoffelektrode	mV	325	344	346	347	341	315	352	212	177	308	326	184	133	122
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N)	mg/l	<0,005	0,068	0,16	0,55	0,55	0,044	0,033	0,86	1,1	<0,005	<0,005	0,085	1,4	1,6
Nitrit-Stickstoff (NO ₂ -N)	mg/l	0,0035	0,0043	0,0029	0,0025	0,0044	0,003	0,024	0,0049	0,0025	0,0012	0,0014	0,0013	0,0055	0,0073
Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N)	mg/l	0,038	0,31	0,46	0,29	0,23	<0,02	0,11	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Stickstoff (Gesamt-N; TNb)	mg/l	0,72	0,9	1,1	1,2	1,4	0,91	1,1	1,7	2,1	0,6	0,51	0,64	1,8	2,1
ortho-Phosphat-Phosphor (PO ₄ -P)	mg/l	0,0074	0,0053	0,0056	0,0052	0,0051	0,0077	0,0062	0,0063	0,0065	0,0059	0,0056	0,0053	0,0078	0,0092
Phosphor (Gesamt-P)	mg/l	0,061	0,027	0,022	0,046	0,053	0,029	0,04	0,045	0,053	0,067	0,036	0,032	0,038	0,082
Sulfat	mg/l	60	6,2	6,3	6,2	6,1	6,4	6,5	6,1	5,5	5,8	6,2	5,6	2	1,5
Chlorid	mg/l	14	13	14	13	14	15	14	14	14	14	14	14	14	14
TC	mg/l	21	17	17	19	20	23	18	11	11	18	20	21	25	26
TOC (Ausblasmethode; NPOC)	mg/l	13	11	11	11	12	14	13	11	11	13	12	12	13	13
DOC	mg/l	13	11	11	11	12	14	12	11	11	13	12	12	13	13
Eisen	mg/l	0,09	0,09	0,12	0,21	0,38	0,09	0,14	0,67	0,85	0,06	0,09	0,5	1,15	1,25
Mangan	mg/l	0,04	0,03	0,07	0,17	0,22	0,03	0,22	0,3	0,33	0,02	0,37	0,28	0,36	0,37
Calcium	mg/l	7,9	7,7	7,6	7,8	8	7,9	8,1	8,8	9,1	7	7,8	7,9	9	9,2
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/l	0,38				0,438	0,401			0,59	0,383				0,754
Säurekapazität bis pH 8,2	mmol/l	n.b.					n.b.				n.b.				
Basenkapazität bis pH 8,2	mmol/l	n.b.				0,135	n.b.			0,271	n.b.				0,413
Carbonathärte	mmol/l	0,19				0,22	0,2			0,3	0,19				0,38
Kohlendioxid, gelöst	mg/l	2,1				19,7	2			26,2	2,5				35,5
Kieselsäure (als SiO ₂)	mg/l	<0,4				<0,4	<0,4			0,46	<0,4				0,53
Chlorophyll A	µg/l	47,8				22,8	30,8			17,8	19,7				23,7
Phaeopigmentgehalt	µg/l	<1				10,8	<1			23,8	3,8				17,9
Sulfid, leicht freisetzbar	mg/l					<0,1				0,23					1,4

Tabelle A 8. Ergebnisse der tiefengestuften Wasseruntersuchungen am Otterstedter See zwischen August und Oktober 2023 (VM = Vorortmessung).

	Proben-Nr.	23-30489	23-30490	23-30491	23-30492	23-30493	23-33565	23-33566	23-33567	23-33568	23-33569	23-36305	23-36306	23-36307	23-36308	23-36309
	Probenahmebeginn	24.08.2023	24.08.2023	24.08.2023	24.08.2023	24.08.2023	21.09.2023	21.09.2023	21.09.2023	21.09.2023	21.09.2023	11.10.2023	11.10.2023	11.10.2023	11.10.2023	11.10.2023
	Probenahmeort	Otterstedter See	Otterstedter See 4 m	Otterstedter See 6 m	Otterstedter See 8 m	Otterstedter See	Otterstedter See	Otterstedter See 4 m	Otterstedter See 6 m	Otterstedter See 8 m	Otterstedter See	Otterstedter See	Otterstedter See 4 m	Otterstedter See 6 m	Otterstedter See 8 m	Otterstedter See
	Messstelle	Epilimnion	4 m	6 m	8 m	1 m ü. Grund	Epilimnion	4 m	6 m	8 m	1 m ü. Grund	Epilimnion	4 m	6 m	8 m	1 m ü. Grund
Parameter	Einheit															
Sichttiefe Secchi (VM)	m	2,65					2					2,15				
Wassertemperatur (VM)	°C	22,4	14,8	8,47	7,16	6,94	19	14,6	8,68	7,26	7,17	15,7	15,5	9,09	7,39	7,25
Sauerstoff, gelöst (VM)	mg/l	8,11	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	8,15	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	8,43	5,15	<0,20	<0,20	<0,20
Sauerstoffsättigung (VM)	%	94,4	0	0	0	0	88,5	0	0	0	0	85,4	51,9	0	0	0
pH-Wert (VM)		7,4	6,1	6,1	6,1	6,1	7,5	6,3	6,2	6,2	6,2	7,2	6,8	6,2	6,1	6,1
elektrische Leitfähigkeit bei 25 °C (VM)	µS/cm	100	108	108	123	138	100	113	111	136	146	100	101	112	134	145
Redoxspannung gegen Normalwasserstoffelektrode	mV	283	320	175	139	129	278	334	151	119	117	300	325	149	134	130
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N)	mg/l	0,014	0,013	0,016	1,5	2,3	<0,005	<0,005	<0,005	1,8	3,2	<0,005	<0,005	<0,005	1,6	2,7
Nitrit-Stickstoff (NO ₂ -N)	mg/l	0,0022	0,0023	0,0053	0,0096	0,0096	<0,001	0,0023	0,0037	0,0098	0,011	0,0015	0,002	0,0029	0,0062	0,007
Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N)	mg/l	0,073	0,063	<0,02	<0,02	0,066	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Stickstoff (Gesamt-N; TNb)	mg/l	0,93	0,78	0,64	2,3	3,4	0,98	1,1	0,67	3,3	4,8	0,85	0,81	0,73	2,6	3,7
ortho-Phosphat-Phosphor (PO ₄ -P)	mg/l	0,0093	0,0094	0,0058	0,012	0,014	0,014	<0,005	0,0076	0,011	0,011	0,011	0,0077	0,013	0,018	0,021
Phosphor (Gesamt-P)	mg/l	0,035	0,054	0,04	0,046	0,041	0,058	0,056	0,055	0,059	0,063	0,059	0,029	0,044	0,048	0,046
Sulfat	mg/l	5,2	6,2	4,3	<1	<1	5,1	6,3	2,5	<1	<1	4,9	4,9	1,6	<1	<1
Chlorid	mg/l	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	16	13	13	13	13
TC	mg/l	21	22	21	24	25	21	20	20	25	28	18	18	21	24	24
TOC (Ausblasmethode; NPOC)	mg/l	16	14	12	13	13	15	15	12	16	18	13	13	12	13	14
DOC	mg/l	14	12	12	12	13	15	13	11	14	15	11	12	11	12	12
Eisen	mg/l	0,06	0,12	0,6	1,23	1,54	0,07	0,21	0,8	1,45	1,84	0,05	0,08	0,87	1,5	1,7
Mangan	mg/l	<0,02	0,42	0,32	0,38	0,41	0,03	0,41	0,37	0,4	0,44	0,03	0,05	0,39	0,4	0,41
Calcium	mg/l	7,2	8	8,4	9,3	9,8	7,1	8,8	8,7	9,7	10,4	7	6,8	8,4	9,4	9,6
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/l	0,398				0,845	0,392				0,941	0,392				0,909
Säurekapazität bis pH 8,2	mmol/l	n.b.					n.b.					n.b.				
Basenkapazität bis pH 8,2	mmol/l	n.b.				0,6	n.b.				0,635	n.b.				0,704
Carbonathärte	mmol/l	0,2				0,42	0,2				0,47	0,2				0,45
Kohlendioxid, gelöst	mg/l	1,33				43,8	1,11				44	2,19				48,8
Kieselsäure (als SiO ₂)	mg/l	<0,4				0,64	<0,4				0,96	0,78				<0,4
Chlorophyll A	µg/l	32,1				26,3	31,1				21,3	44,4				48,1
Phaeopigmentgehalt	µg/l	14,2				8,4	22				33,6	<1				<1
Sulfid, leicht freisetzbar	mg/l					2,4					2,7					1,8

Tabelle A 9. Fangergebnis (Fischarten, Individuenzahlen und Größenklassen) der Elektrofischung im Otterstedter See 2023.

Art	wissenschaftlicher Name	Größenklassen (cm)						Gesamt
		3–<10	10–<20	20–<30	30–<40	40–<50	>=50	
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	0	0	0	0	1	0	1
Brachse	<i>Abramis brama</i>	7	28	0	0	0	0	35
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	26	98	0	0	0	0	124
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>	0	91	0	0	0	0	91
Hecht	<i>Esox lucius</i>	0	2	0	1	0	0	3
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>	475	0	0	0	0	0	475
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	355	136	0	0	0	0	491
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	0	0	1	0	0	0	1
Gesamt		863	219	0	1	1	0	1.221

Tabelle A 10. Fangergebnis (Fischarten, Individuenzahlen und Größenklassen) der Stellnetzbefischung im Otterstedter See 2023.

Art	wissenschaftlicher Name	Größenklassen (cm)						Gesamt
		3–<10	10–<20	20–<30	30–<40	40–<50	>=50	
Brachse	<i>Abramis brama</i>	7	42	2	0	0	0	51
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	0	52	0	0	0	0	52
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>	2	9	0	0	0	0	11
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0	1	0	0	0	0	1
Wels	<i>Silurus glanis</i>	0	0	0	0	0	1	1
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	0	0	0	0	0	1	1
Gesamt		9	104	2	0	0	2	117

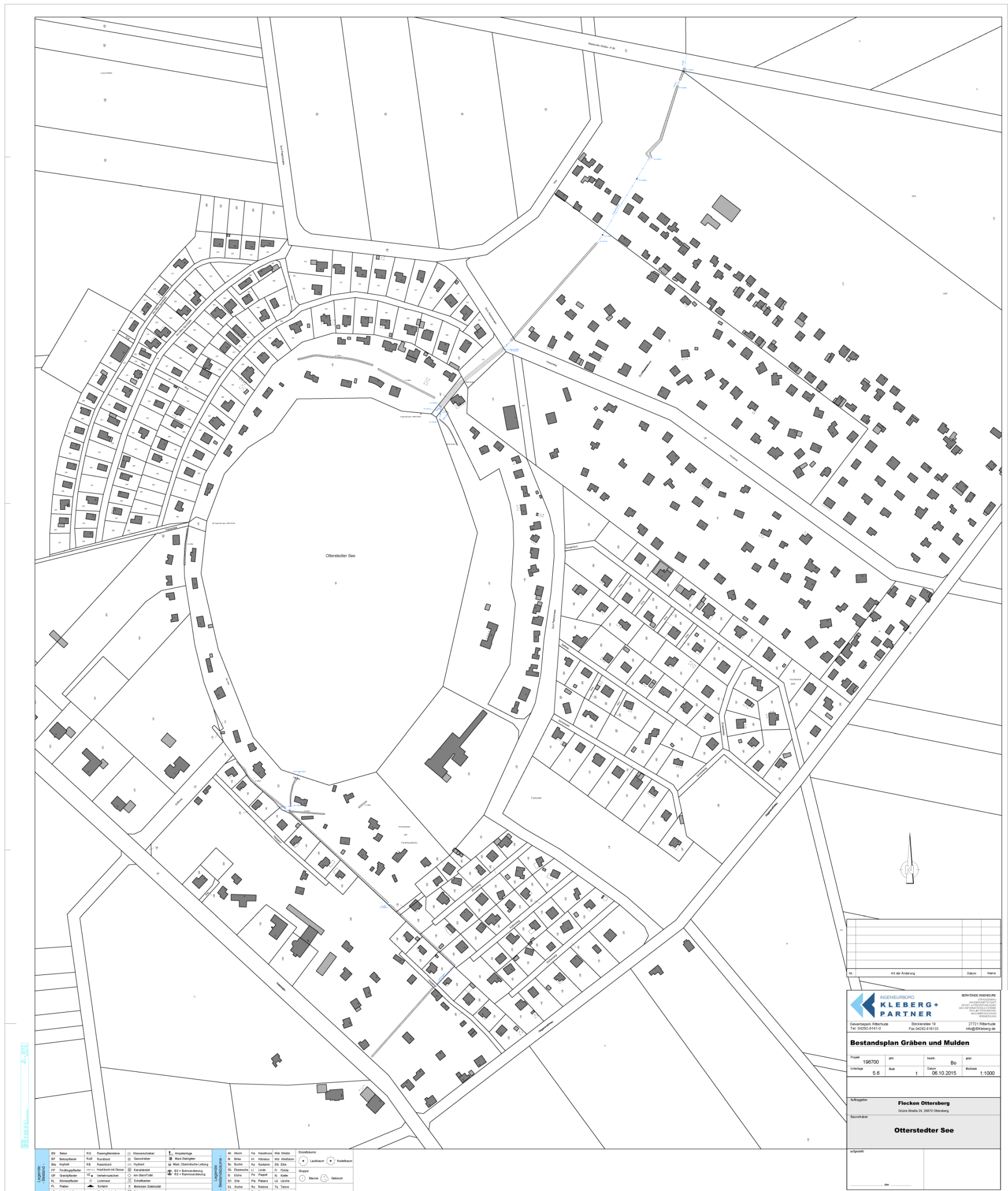
Tabelle A 11. Ergebnisse der drei Zusatzuntersuchungen während Starkniederschlägen bzw. einem Hochwasserereignis (03.01.2024)

	Proben-Nr.	23-22343	23-22347	23-22349	23-22352	23-22353	23-33510	23-33511	23-33512	24-00153	24-00156	24-00157	24-00158	24-00159	24-00160	
	Probenahmebeginn	23.06.23	23.06.23	23.06.23	23.06.23	23.06.23	12.09.23	12.09.23	12.09.23	03.01.24	03.01.24	03.01.24	03.01.24	03.01.24	03.01.24	
	Probenahmeort	Versickerungs- teich Driftweg	OS Zu- lauf Südwest	OS Zu- lauf Am Sport- platz	OS Aal- graben	OS See; Steg Nordost	OS Zu- lauf Am Sport- platz	OS Aal- graben	OS See; Steg Nordost	OS See; Steg Nordost	OS See; Steg Südwest	OS Zu- lauf Südwest	OS Aal- graben	überfl. Wie- senfläche	OS Einlei- tung Hoch- wasser	
Parameter	Methode	Ein- heit														
Wasserprobenahme: Schöpfprobe	DIN 38402-A11:2009-02															
Wassertemperatur (Vorortmessung)	DIN 38404-C4:1976-12	°C								6,2		8,1		7,8		
pH-Wert (Vorortmessung)	DIN EN ISO 10523-C5:2012-04									7,4		6,7		7,1		
elektrische Leitfähigkeit bei 25 °C (Vorortmes- sung)	DIN EN 27888-C8:1993-11	µS/cm								109		98,6		76,6		
Sauerstoff, gelöst (Vorortmessung)	DIN EN ISO 5814-G22:2013-02	mg/l								11,1		10,1		10,5		
Stickstoff (Gesamt-N; TNb)	DIN EN 12260-H34:2003-12	mg/l	1,2	1,1	2,1	2,3	0,97	23	1,1	0,68	1,1	1,1	1,5	1,2	0,83	0,79
TOC (Ausblasmethode; NPOC)	DIN EN 1484-H3: 2019-04	mg/l								12	13	22	14	13	13	
Phosphor (Gesamt-P)	DIN EN ISO 15681-1-D45:2005-05	mg/l	0,13	0,09	0,19	0,076	0,027	1,3	0,078	0,038	0,043	0,041	0,43	0,063	0,43	0,43
aus der filtrierten Probe																
Ammonium-Stickstoff (NH4-N)	DIN EN ISO 11732-E23:2005-05	mg/l	0,22	0,22	0,76	0,57	0,019	2,9	0,22	0,027	0,27	0,28	0,044	0,27	0,012	0,021
Nitrat-Stickstoff (NO3-N)	DIN EN ISO 13395-D28:1996-12	mg/l	0,48	0,28	0,16	<0,02	<0,02	11	0,032	<0,02	0,096	0,078	0,27	0,13	<0,02	<0,02
Nitrit-Stickstoff (NO2-N)	DIN EN ISO 13395-D28:1996-12	mg/l	0,026	0,052	0,048	0,0083	0,0031	3,1	0,0071	0,0051	0,0052	0,0049	0,01	0,0066	0,005	0,0051
ortho-Phosphat-Phosphor (PO4-P)	DIN EN ISO 15681-1-D45:2005-05	mg/l	0,089	0,041	0,082	0,019	<0,005	0,3	0,027	0,005	0,012	0,011	0,25	0,016	0,31	0,31

Tabelle A 12. Ergebnisse der sequenziellen P-Extraktion nach Psenner et al. (1984).

	Standort	S1					S2				
	Sedimenttiefe	0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm	20-30 cm	0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm	20-30 cm
Wasserlöslicher P	mg/kg TS	7,1	6,1	4,9	4,0	12,6	4,8	5,2	6,4	9,7	18,3
Fe/Mn-Oxid gebundener, redoxsensitiver P	mg/kg TS	56	61	62	75	102	37	46	40	40	50
Organisch gebundener, redoxsensitiver P	mg/kg TS	23	8	18	12	17	9	9	10	8	20
Organisch gebundener Phosphor	mg/kg TS	1247	1019	1074	1094	928	1319	888	866	902	451
Al/Fe-Oxid gebundener, basenlöslicher P	mg/kg TS	528	551	535	584	863	335	483	479	490	661
Rest-P	mg/kg TS	688	694	796	742	1008	326	679	679	770	1470
Gesamt-P	mg/kg TS	2550	2340	2490	2510	2930	2030	2110	2080	2220	2670
Wiederfindungsrate	%	102	101	102	108	96	107	92	92	92	70

Abbildung A 3. Bestandsplan Gräben und Mulden 06.10.2015. (zu Verfügung gestellt durch Auftraggeber: Flecken Ottersberg; Ersteller Ingenieurbüro Kleeberg + Partner, Ritterhude; Originalplan in 864 x 1025 mm)



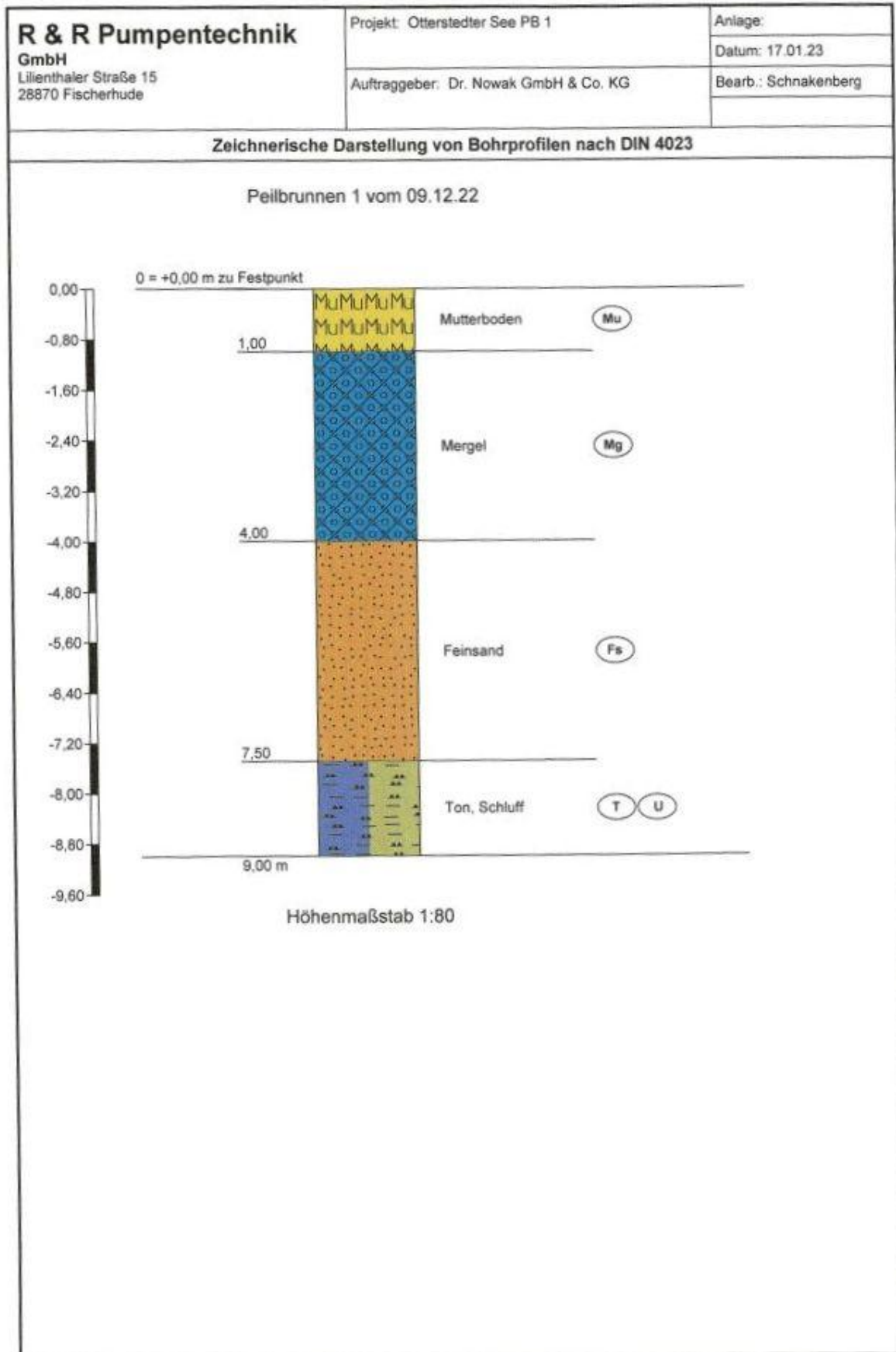


Abbildung A 4. Bohrprofil am Standort GWM 1

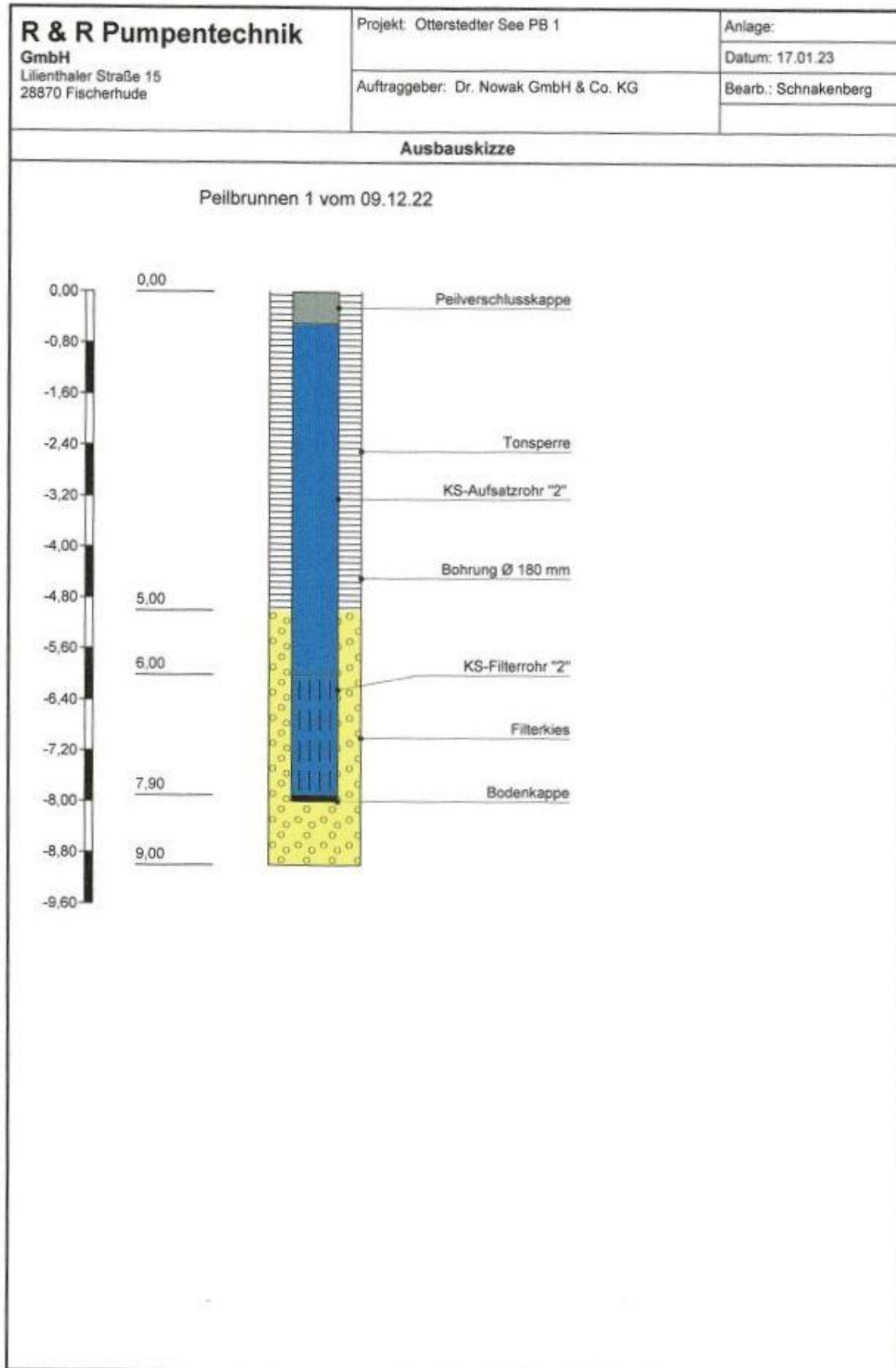


Abbildung A 5. Ausbauskitze der GWM 1

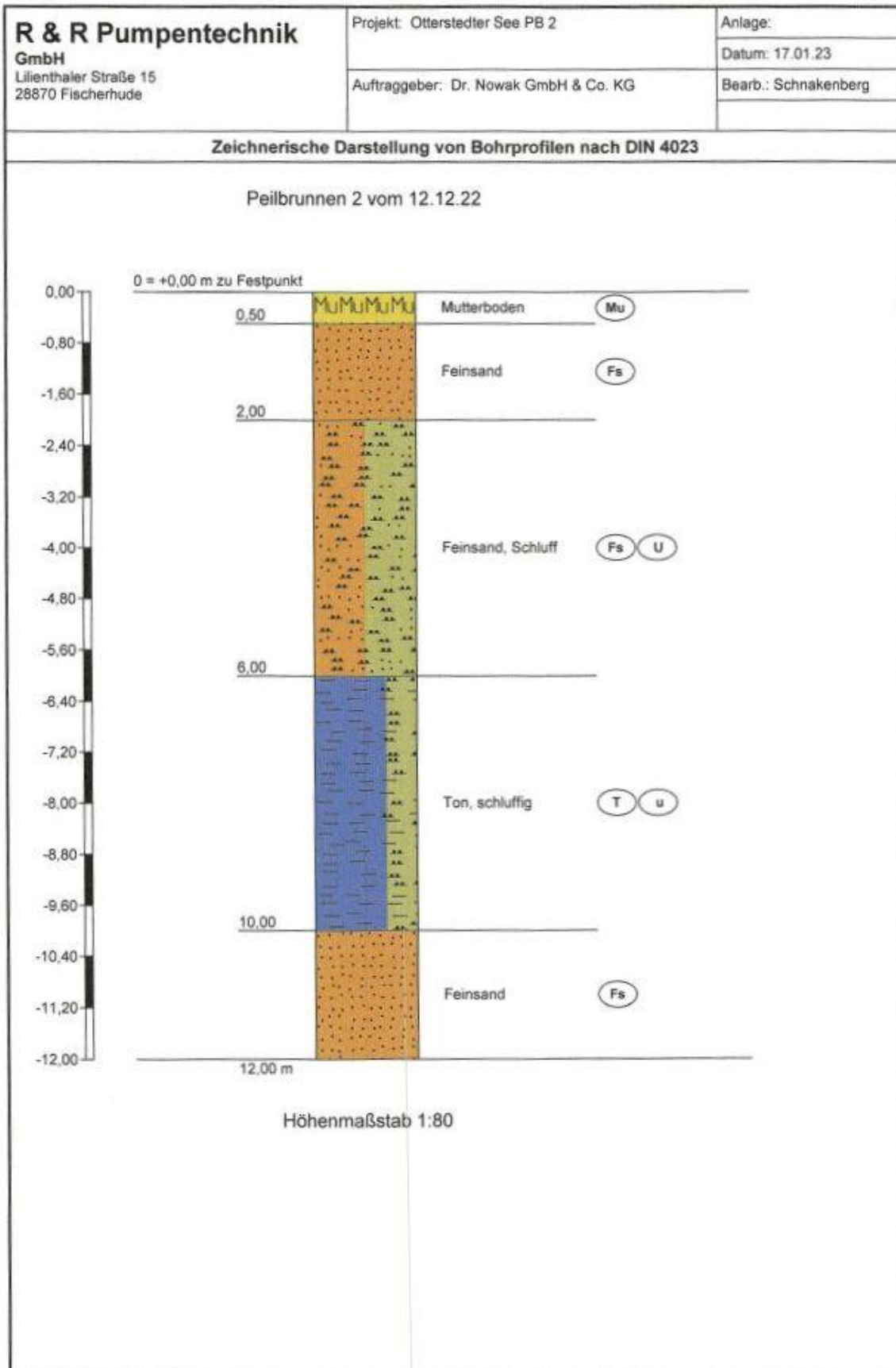


Abbildung A 6. Bohrprofil am Standort GWM 2

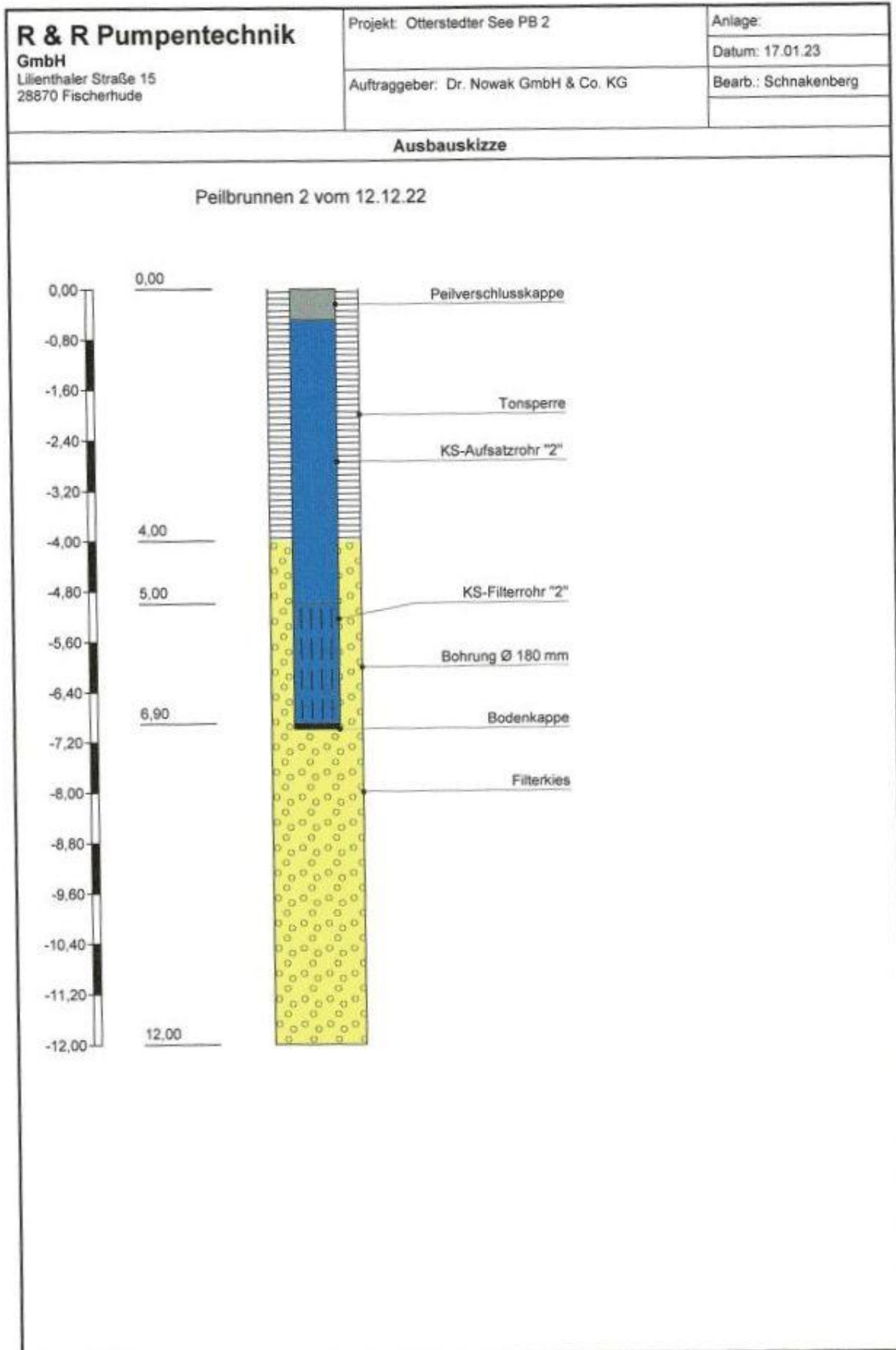


Abbildung A 7. Ausbauskitze der GWM 2

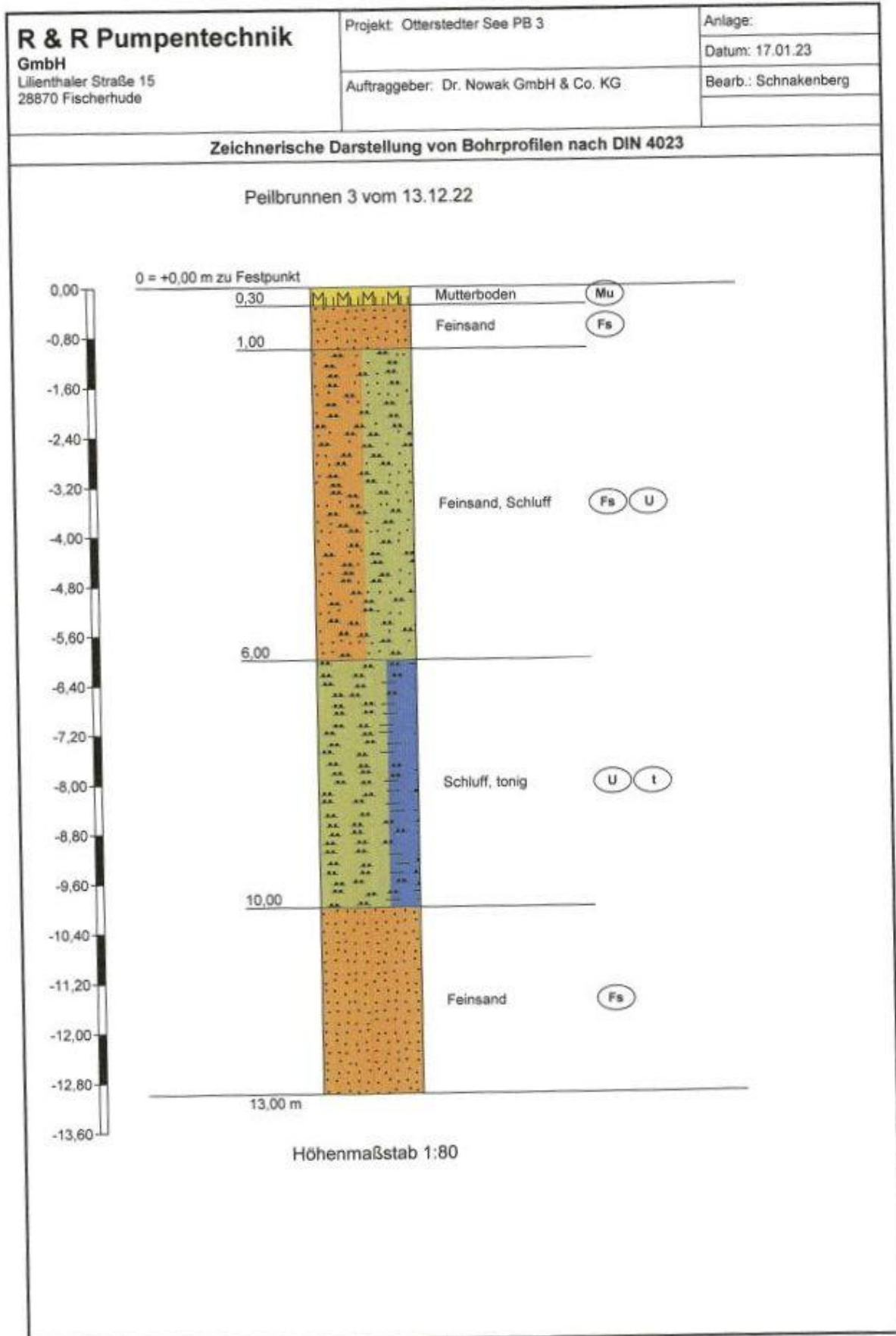


Abbildung A 8. Bohrprofil am Standort GWM 3

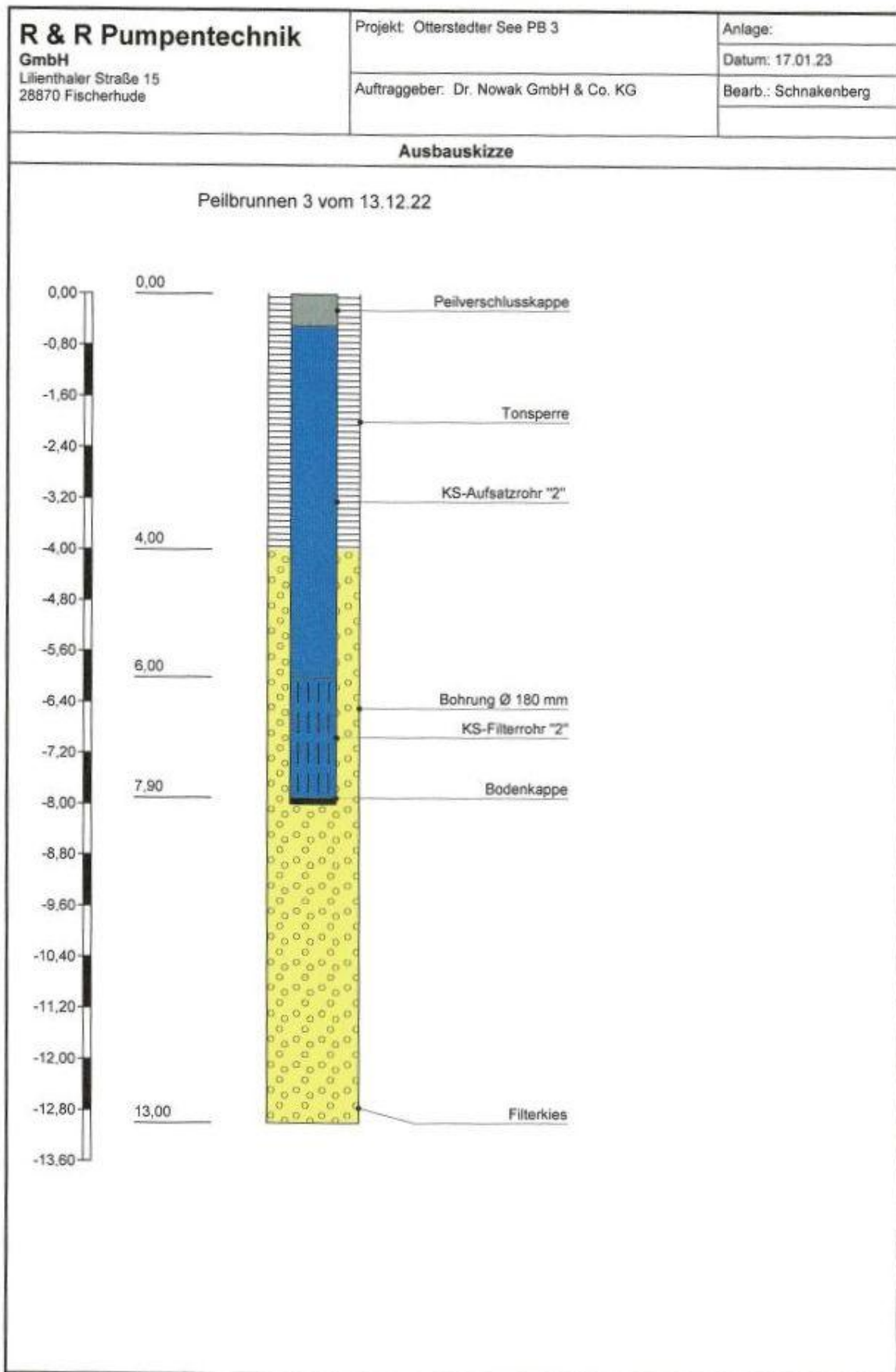


Abbildung A 9. Ausbauskitze der GWM 3

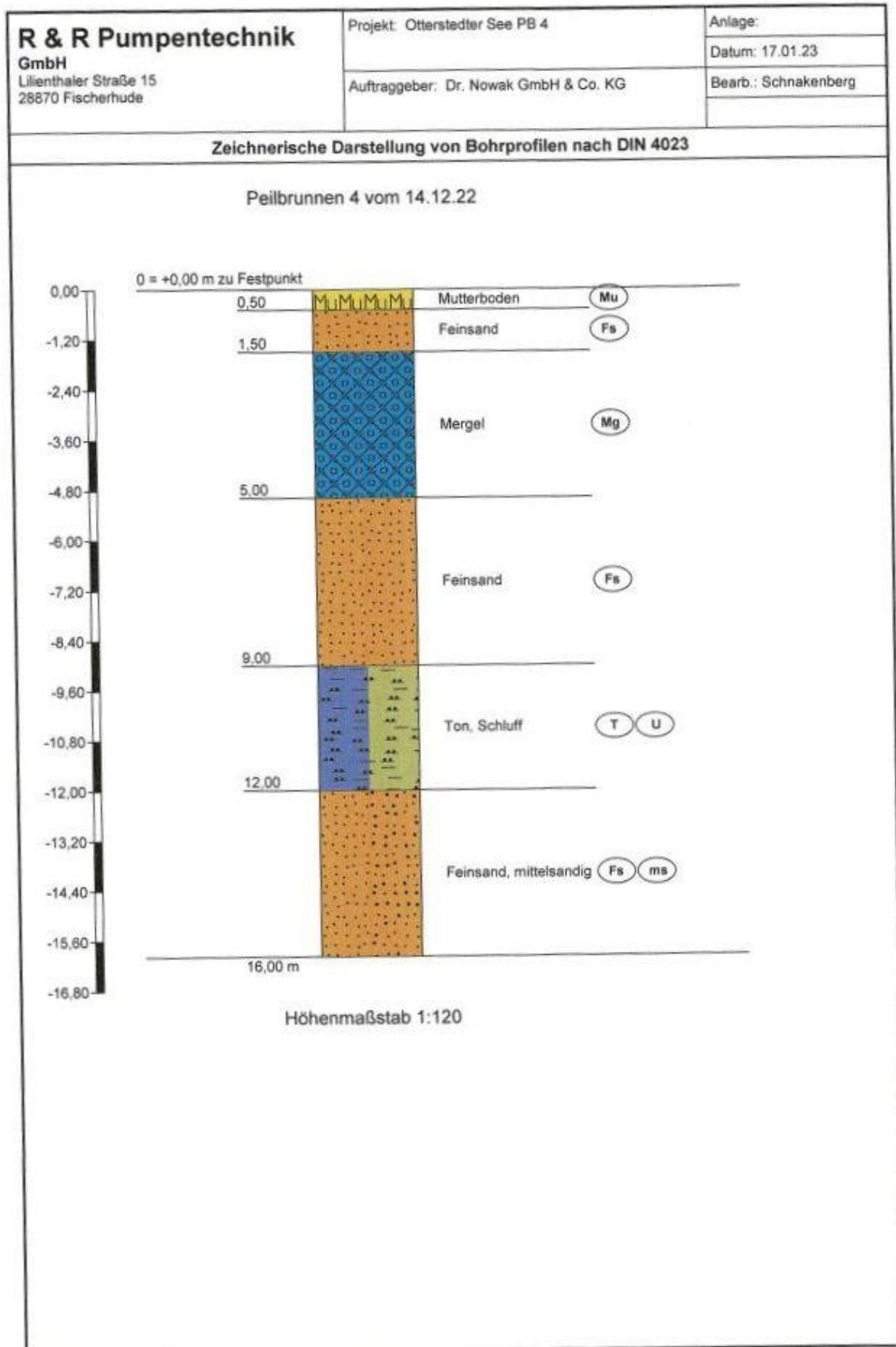


Abbildung A 10. Bohrprofil am Standort GWM 4

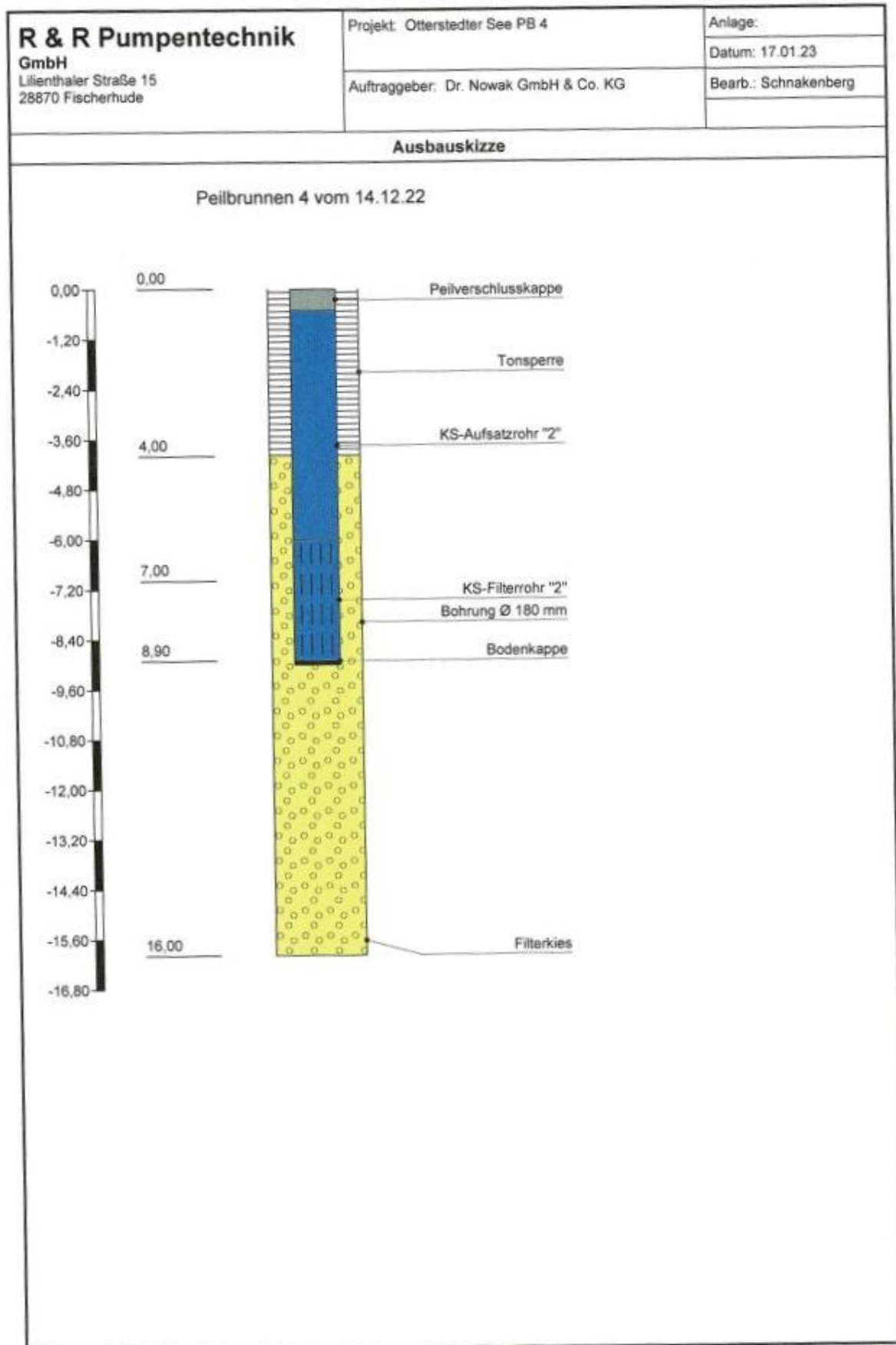


Abbildung A 11. Ausbauskitze der GWM 4

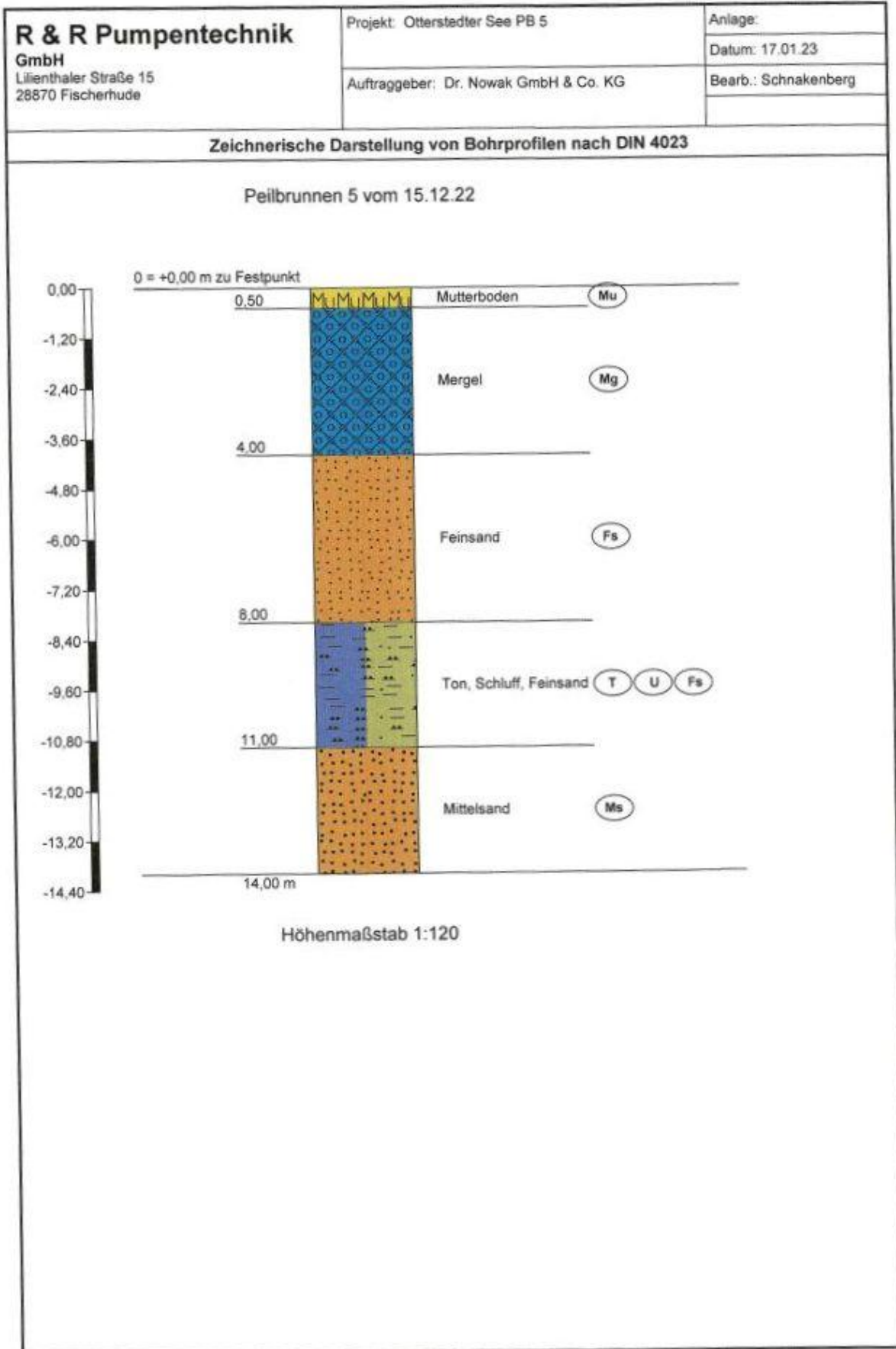


Abbildung A 12. Bohrprofil am Standort GWM 5

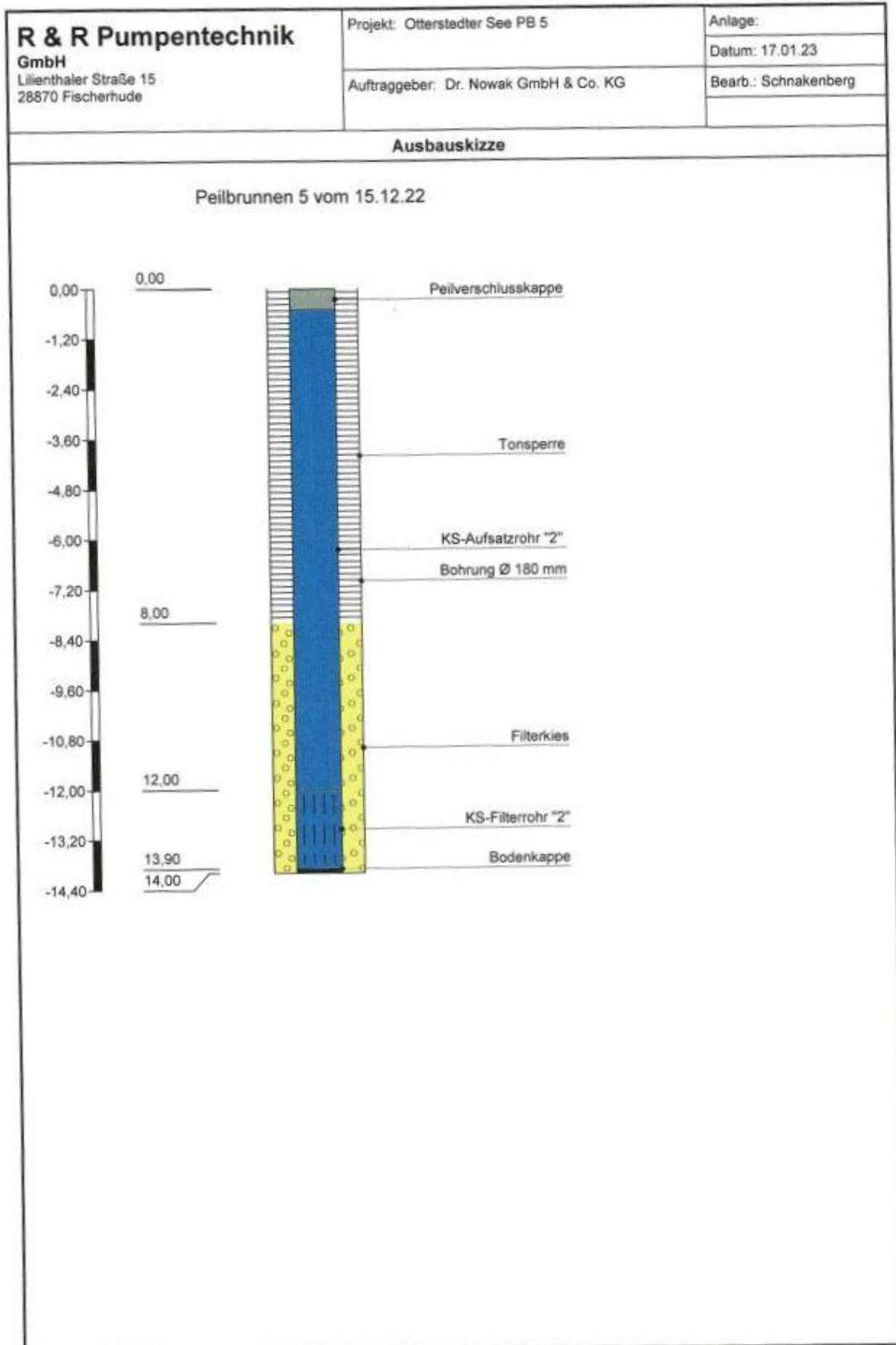


Abbildung A 13. Ausbauskizze der GWM 5

Tabelle A 13. TP-Konzentration des Otterstedter Sees. Datenbasis für Abbildung 34.
(Quelle:  = Flecken Ottersberg;  = Ing.büro Wassmann;  = Institut Dr. Nowak)

Gesamtphosphor (TP)			Gesamtphosphor (TP)		
Datum	Epilimnion	1 m ü. Grund	Datum	Epilimnion	1 m ü. Grund
02.08.1977			27.08.2008	0,045	0,032
29.09.1981		0,12	31.10.2008	0,030	0,063
16.07.1990	0,079		16.12.2008	0,030	0,034
17.08.1990	0,07		16.03.2009	0,033	0,052
27.08.1991	0,09		11.05.2009	0,032	0,057
12.05.1992	0,07		26.06.2009	0,039	0,1
26.06.1995	0,06		24.08.2009	0,041	0,096
01.11.2002	0,039	0,071	09.10.2009	0,040	0,042
06.05.2003	0,051	0,082	01.02.2010	0,023	0,052
24.09.2003	0,053	0,17	30.03.2010	0,040	0,04
11.04.2005	0,057	0,05	04.06.2010	0,032	0,062
04.06.2005	0,043	0,12	26.07.2010	0,036	0,068
30.06.2005	0,042	0,11	02.09.2010	0,035	0,180
18.07.2005	0,053	0,098	20.01.2011	0,058	0,052
26.08.2005	0,096	0,062	08.04.2011	0,031	0,036
13.10.2005	0,053	0,062	26.05.2011	0,032	0,063
25.10.2006	0,032	0,07	25.07.2011	0,043	0,112
03.11.2006	0,053		22.09.2011	0,025	0,060
08.11.2006	0,029	0,049	10.11.2011	0,022	0,059
17.11.2006	0,028	0,06	08.02.2012	0,023	0,036
26.11.2006	0,026		12.04.2012	0,024	0,028
29.12.2006	0,033	0,036	22.06.2012	0,042	0,098
30.01.2007	0,040	0,10	22.08.2012	0,032	0,112
26.03.2007	0,038	0,047	09.10.2012	0,027	0,121
26.04.2007	0,036	0,058	04.04.2013	0,034	0,044
05.06.2007	0,045	0,11	06.06.2013	0,036	0,043
11.07.2007	0,035	0,088	08.08.2013	0,033	0,046
08.08.2007	0,033	0,069	09.10.2013	0,025	0,045
13.09.2007	0,030	0,049	04.03.2014	0,031	0,036
10.10.2007	0,039	0,045	24.06.2014	0,038	0,084
13.11.2007	0,018	0,019	07.08.2014	0,035	0,064
23.01.2008	0,027	0,028	08.10.2014	0,023	0,056
28.02.2008	0,032	0,045	03.12.2014	0,024	0,023
01.04.2008	0,030	0,03	30.11.2015	0,018	0,018
08.05.2008	0,035	0,056	14.12.2015	0,014	0,016
06.06.2008	0,042	0,071	12.01.2016	0,010	
30.07.2008	0,047	0,058	28.01.2016	0,022	0,028

Gesamtphosphor			Gesamtphosphor		
Datum	Epilimnion	1 m ü. Grund	Datum	Epilimnion	1 m ü. Grund
14.07.2016	0,021	0,049	28.07.2022	0,032	0,065
16.09.2016	0,025	0,010	30.09.2022	0,036	0,041
26.04.2017	0,036	0,046	10.11.2022	0,019	0,038
18.07.2017	0,039	0,042	06.01.2023	0,031	0,047
01.09.2017	0,042	0,051	14.03.2023	0,028	0,029
18.12.2017	0,027	0,039	27.04.2023	0,032	0,047
12.04.2018	0,043	0,047	17.05.2023	0,061	0,053
01.06.2018	0,065	0,090	27.06.2023	0,029	0,053
25.07.2018	0,054	0,053	27.07.2023	0,067	0,082
14.10.2018	0,031	0,088	24.08.2023	0,035	0,041
10.12.2018	0,120	0,042	21.09.2023	0,058	0,063
12.02.2019	0,044	0,048	11.10.2023	0,059	0,046
11.06.2019	0,049	0,050			
05.08.2019	0,048	0,056			
05.09.2019	0,047	0,062			
27.09.2019	0,048	0,063			
24.10.2019	0,034	0,059			
04.12.2019	0,039	0,049			
11.12.2019	0,035				
24.02.2020	0,036	0,035			
29.02.2020	0,035	0,033			
11.03.2020	0,033	0,039			
25.03.2020	0,041	0,067			
22.04.2020	0,041	0,059			
17.06.2020	0,038	0,065			
15.07.2020	0,027	0,045			
13.08.2020	0,024	0,046			
09.09.2020	0,032	0,040			
21.10.2020	0,030	0,045			
22.12.2020	0,030				
03.03.2021	0,028	0,048			
07.04.2021	0,030	0,046			
04.05.2021	0,042	0,037			
08.06.2021	0,031	0,040			
14.07.2021	0,035	0,039			
14.09.2021	0,023	0,033			
13.10.2021	0,035	0,026			
09.11.2021	0,026	0,030			
07.12.2021	0,035	0,035			
02.06.2022	0,034	0,051			
30.06.2022	0,028	0,130			
31.08.2022	0,032	0,044			

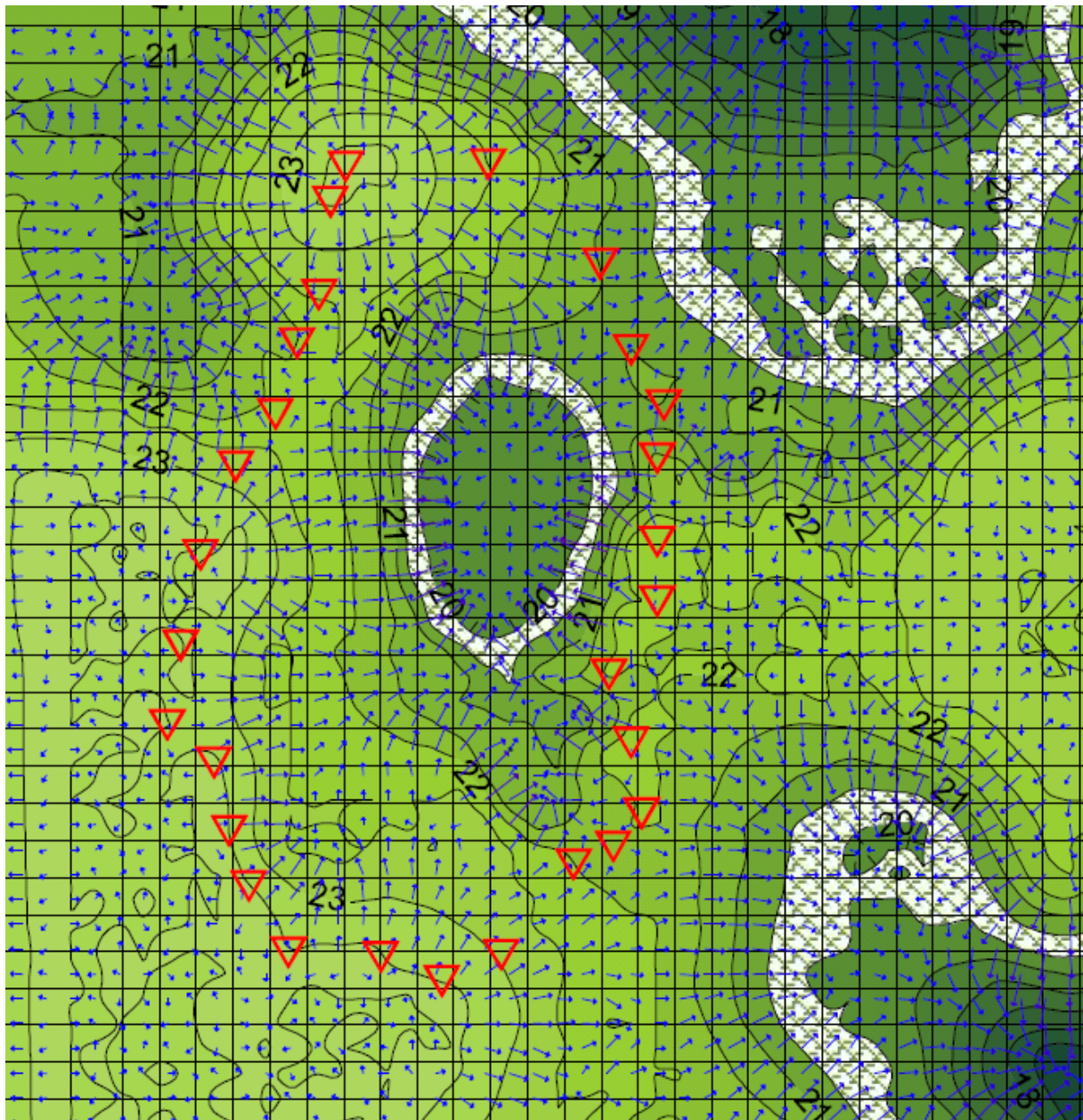


Abbildung A 14. Auszug aus: Gewässerzustandsbericht, Sanierungskonzept Otterstedter See. September 2004. polyplan - S. Bruns. 24 Seiten. Bildunterschrift: Einzugsgebiet des Otterstedter Sees mit Andeutung der Wasserscheide. Zur Nutzung zu Verfügung gestellt durch den Auftraggeber, 05.06.2024 (Anmerkung: Die Methodik zur Abgrenzung des Einzugsgebietes wird im o.g. Bericht nicht näher beschrieben.)



Abbildung A 15. Auszug aus: Gewässerzustandsbericht, Sanierungskonzept Otterstedter See. September 2004. polyplan - S. Bruns. 24 Seiten. Titel der Anlage: Projektion des Einzugsgebietes auf Luftbild. Zur Nutzung zu Verfügung gestellt durch den Auftraggeber, 05.06.2024 (Anmerkung: Die Methodik zur Abgrenzung des Einzugsgebietes wird im o.g. Bericht nicht näher beschrieben.)