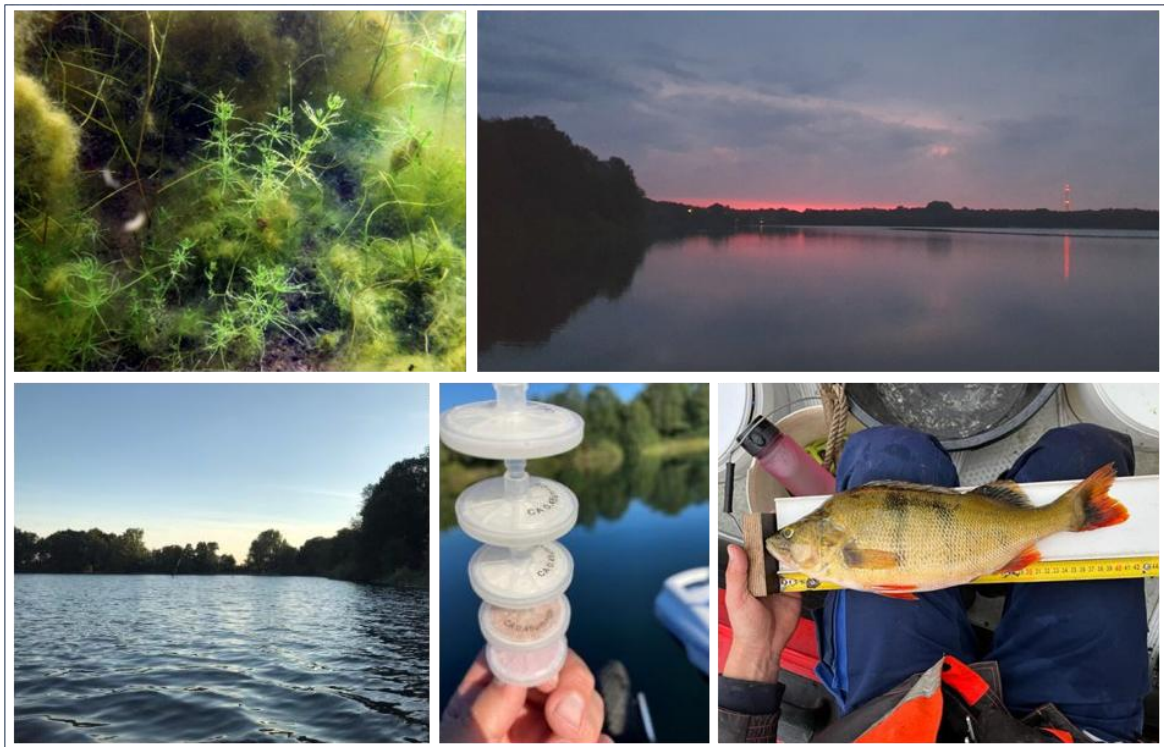


**- Untersuchungen und Empfehlungen
zur ökologischen Stabilisierung des Stadtwaldsees -**



August 2023

- Untersuchungen und Empfehlungen zur ökologischen Stabilisierung des Stadtwaldsees -

Projekträger: **Senatorin für Klimaschutz, Umwelt, Mobilität, Stadtentwicklung und Wohnungsbau**

Ansprechpartnerin: Martina Völkel (martina.voelkel@umwelt.bremen.de)
Referat 33: Qualitative Wasserwirtschaft –
Team Oberflächengewässer, Gewässergüte, Wasserrahmenrichtlinie
An der Reeperbahn 2
28217 Bremen

Auftraggeber: **Hanseatische Naturentwicklung GmbH**

Ansprechpartnerin Frau Kerstin Kunze (kunze@haneg.de)
Konsul-Smidt-Straße 8p
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
Dipl. Biol. Susanne Baumgartner

+ limknow GmbH & Co. KG; Dr. Stephan Hilgert
Sedimentmächtigkeiten und Gewässervermessung (Kapitel 3.6.2 & 4.8.2)

+ DIE GEWÄSSER-EXPERTEN!; Ingo Nienhaus
Makrophyten (Kapitel 3.2 & 4.3, bearbeitet)

+ LimSa Gewässerbüro; Dr. Sabine Schmidt-Halewicz
Zooplanktonbestimmung (Kapitel 3.1 & 4.2, bearbeitet)

Ottersberg, 08. August 2023



Epe

Inhaltsverzeichnis

1. Veranlassung.....	1
2. Untersuchungsgebiet und Nutzung.....	1
3. Methodik.....	3
3.1. Phyto- und Zooplankton.....	3
3.2. Makrophyten.....	4
3.3. Fische.....	5
3.4. Wasserhaushalt.....	6
3.4.1. Witterung.....	6
3.4.2. Erfassung von Wasserständen und Wasservolumina.....	6
3.4.3. Wasserbilanz.....	6
3.5. Wasserchemie.....	7
3.6. Sedimente.....	11
3.6.1. Qualitative Sedimentuntersuchungen.....	11
3.6.2. Sedimentmächtigkeiten und Gewässervermessung.....	14
3.7. Nährstoffbilanzierung.....	14
4. Ergebnisse.....	15
4.1. Phytoplankton.....	15
4.2. Zooplankton.....	19
4.3. Makrophyten.....	20
4.3.1. Beschreibung der Transekte.....	20
4.3.2. Gesamtartenbestand.....	23
4.3.3. Deckungsgrad der Kenn- und Trennarten sowie Störanzeiger.....	24
4.3.4. Mittlere Makrophyten-Tiefengrenze.....	25
4.3.5. Bewertung nach PHYLIB.....	25
4.3.6. Erfassung von Wühlschäden.....	26
4.4. Fische.....	27
4.4.1. Vor-Ort-Parameter und abiotische Faktoren.....	27
4.4.2. Elektrobefischung.....	28
4.4.3. Stellnetzbefischung.....	29
4.4.4. Bestandsdaten.....	30
4.4.5. Einordnung der Befischungsergebnisse.....	31
4.5. Wasserhaushalt.....	32
4.5.1. Witterung.....	32
4.5.2. Wasserbilanz des Sees.....	35
4.5.3. Hydrologische Verhältnisse im Nahumfeld des Sees.....	36
4.6. Wasserchemismus.....	37
4.6.1. Vor-Ort-Parameter.....	37
4.6.2. Nährstoffe und Limitation.....	41

4.6.3.	Schwefel und Metalle	45
4.6.4.	Wassertransparenz und Algenwachstum.....	46
4.6.5.	Zuläufe	47
4.6.6.	Historische Entwicklung.....	47
4.7.	Massenbilanz des Phosphors im Wasserkörper.....	49
4.8.	Sedimentuntersuchungen	52
4.8.1.	Qualitative Sedimentuntersuchungen	52
4.8.2.	Sedimentmächtigkeiten und Gewässervermessung	67
5.	Synthese und Bewertung.....	70
5.1.	Wasserhaushalt und Klima	70
5.2.	Trophiebewertung	72
5.2.1.	Nahrungsnetz.....	73
5.2.2.	Nährstoffhaushalt	75
5.3.	Entwicklungsziel.....	76
6.	Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands.....	78
6.1.	Direkte Verringerung der P-Verfügbarkeit im See	78
6.1.1.	Sedimententnahme	78
6.1.2.	Tiefenwasserentnahme	79
6.1.3.	Phosphorfällung/ -bindung.....	80
6.2.	Indirekte Verringerung der P-Verfügbarkeit im See	82
6.2.1.	Tiefenwasserbelüftung	82
6.2.2.	Steuerung des Fischbestandes / Nahrungsnetzes.....	83
6.2.3.	Schutzzonen für Makrophyten	84
6.2.4.	Entfernung von Fadenalgenmatten.....	85
6.3.	Verringerung der externen P-Einträge.....	86
6.3.1.	P-Einträge Badegäste	86
6.3.2.	Fütterung von Wasservögeln.....	88
6.3.3.	Ufer- und Erosionsschutz	88
6.3.4.	Rückhalt in oberirdischen Zuläufen.....	89
6.4.	Untersuchungsbedarf & Ausblick	89
6.4.1.	Gewässermonitoring.....	89
6.4.2.	Errichtung von Grundwassermessstellen.....	90
6.5.	Zusammenfassung Maßnahmen und Untersuchungsbedarf	91
	Literaturverzeichnis	93
	Anlage / Tabellen	99

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1. Luftbilder des Stadtwaldsees 1974 (links) kurz nach der Beendigung der Baggerungsarbeiten und 2021 (rechts).	2
Abbildung 2: Darstellung eines benthischen/pelagischen Multi-Maschen-Kiemennetzes.....	5
Abbildung 3. Überblick der Messstellen am und im Stadtwaldsee 2022.	10
Abbildung 4. Biovolumen und Chlorophyll-a-Konzentrationen (oben) sowie prozentuale Verteilung (unten) der Phytoplanktongruppen im Stadtwaldsee 2022.....	15
Abbildung 5. Planktothrix rubescens im Nordwesten des Stadtwaldsees am 14.02.2023.	16
Abbildung 6. Chlorophyll-a-Konzentrationsprofile einzelner Algengruppen im Stadtwaldsee 2022 (Fluoroprobe; bbe Moldaenke).....	18
Abbildung 7. Biovolumen und Individuendichte (oben) sowie prozentuale Verteilung (unten) der Zooplanktongruppen im Stadtwaldsee 2022.....	19
Abbildung 8. Armleuchteralge im Elodea-Bestand (links) und Orconectes limosus (rechts)..	20
Abbildung 9. Armleuchteralgen und Bewuchs von Fadenalgen (links) und Potamogeton pusillus im Flachwasser (rechts).....	21
Abbildung 10. Armleuchteralgen und Aufwuchs von Fadenalgen	22
Abbildung 11. Wühlschäden innerhalb Transekt 5 im Stadtwaldsee 21.06.2022.	27
Abbildung 12. Durch Elektrobefischung nachgewiesene Fischarten	28
Abbildung 13. Durch Stellnetzbefischung nachgewiesene Fischarten	29
Abbildung 14. Jährliche Mittelwerte der Niederschlagsmengen und Sonnenscheindauern der DWD Wetterstation 691 Bremen	33
Abbildung 15. Monatliche Mittelwerte der Lufttemperatur, Niederschlagshöhe und Sonnenscheindauer im Jahr 2022	34
Abbildung 16: Änderung des Wasservolumens und der Wasserbilanz	35
Abbildung 17: Änderung des Wasservolumens und der Wasserbilanz	36
Abbildung 18. Entwicklung der Wassertemperatur im Tiefenprofil des Stadtwaldsees.....	38
Abbildung 19. Entwicklung der Sauerstoffkonzentration im Tiefenprofil des Stadtwaldsees.	39
Abbildung 20 Entwicklung der Sauerstoffsättigung im Tiefenprofil des Stadtwaldsees.	39
Abbildung 21. Entwicklung der pH-Werte im Tiefenprofil des Stadtwaldsees.....	39
Abbildung 22. Entwicklung der Redoxpotentiale im Tiefenprofil des Stadtwaldsees.	40
Abbildung 23. Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit im Tiefenprofil des Stadtwaldsees.	40
Abbildung 24. Stützpunkte der jeweiligen Tiefenprofile.....	41
Abbildung 25. Gesamtphosphor (TP)- und ortho-Phosphat-Phosphor (PO ₄ -P)-Konzentration im Epi und Hypolimnion.....	42
Abbildung 26. Gesamtstickstoff (TN)- und Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N)-Konzentration im Epi- und Hypolimnion	42
Abbildung 27. Phasen potentieller Nährstofflimitation im Stadtwaldsee.	44
Abbildung 28. Links: Sulfat-Konzentration im Epi- und Hypolimnion und Sulfid-Konzentration im Hypolimnion des Stadtwaldsees im Jahr 2022. Rechts: Eisen- und Mangan-Konzentration im Epi- und Hypolimnion des Stadtwaldsees im Jahr 2022.....	45
Abbildung 29. Mikrobielle Redoxprozesse beim Abbau organischer Substanz	46
Abbildung 30. Sichttiefe und Biovolumen des Phytoplanktons (erste y-Achse) und Chlorophyll-a Konzentration und Zooplankton Biovolumen (zweite y-Achse).....	46

Abbildung 31. Historische Entwicklung der Gesamtphosphor(TP-) und ortho-Phosphat-Phosphor (PO ₄ -P)-Konzentration.....	48
Abbildung 32. Historische Entwicklung der Eisen (Fe)-Konzentration.....	48
Abbildung 33. Historische Entwicklung der Eisen (Fe)-Konzentration in ~ 2m Wassertiefe zum Ende der Sommerstagnation	49
Abbildung 34. Für Analytik ausgewählte Sedimentkerne der drei untersuchten Standorte ...	53
Abbildung 35. Sedimentoberfläche von exemplarischen Kernen, die parallel sowohl weißfädige als auch purpurne Schwefelbakterien aufwiesen.....	53
Abbildung 36. Elementare Zusammensetzung der Sedimente des Stadtwaldsees.....	54
Abbildung 37. Phosphorfraktionen der Sedimente des Stadtwaldsees	57
Abbildung 38. Entwicklung der Phosphormengen im Überstand während anoxischer Inkubationen.....	59
Abbildung 39. Links: Sedimentoberfläche der Sedimentkerne zu Inkubationsbeginn der Phase I.....	61
Abbildung 40. Porenwasserprofile am Standort S1 zwischen Juli und September 2022.....	63
Abbildung 41. Porenwasserprofile am 18.08.2022 an den drei untersuchten Standorten im Vergleich.....	64
Abbildung 42. Einzelmesspunkte u. Eindringtiefe der Graviprobe (GP) in den Seegrund.	68
Abbildung 43. Interpolation der Sedimentmächtigkeiten am Stadtwaldsee	68
Abbildung 44. Beispiel einer Messung der Eindringtiefe und des Konus-Durchdringungswiderstandes.....	69
Abbildung 45. Jahresdurchschnittstemperatur (°C), Jahressonnenscheinstunden (h) und Jahresniederschlag (mm) im Langzeittrend für die Wetterstation 691 Bremen (DWD 2023).	70
Abbildung 46. Stadtwaldsee- und Grundwasserpegel (026) im Zeitraum 1976–1999.....	71
Abbildung 47. Trophieklassifikation von Seen	72
Abbildung 48. oben links: Schemazeichnung möglicher Schwimmleinen/Bojenketten zum Schutz des Schilfbestands und der Makrophytenvegetation.....	85
Abbildung 49. Reinigungsarbeiten am Badestrand des Stadtwaldsees am 17.06.2022	86
Abbildung 50. Plakatives Hinweisschild.....	88

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1. Gewässerkenndaten des Stadtwaldsees.	2
Tabelle 2. Wertebereiche und Ökologische Zustandsklassen des Phyto-Seen-Index.	3
Tabelle 3. Fünfstufige Skala zur Erfassung primärer und sekundärer Schäden durch benthivore Fischarten.	4
Tabelle 4. Wertebereiche und Ökologische Zustandsklassen nach PHYLIB.	5
Tabelle 5. Untersuchungsumfang der Wasserproben.	7
Tabelle 6. Untersuchungsparameter an den bekannten Einleitstellen bei einem Starkregenereignis.	8
Tabelle 7. Untersuchungsumfang und Laborverfahren der Sedimentuntersuchungen.	11
Tabelle 8. Ökologische Zustandsbewertung des Stadtwaldsees (LAWA-Seetyp: 13; Phytoplankton-Seentyp: 13k) mit dem Phyto-See-Index-Verfahren (PSI; PhytoSee 7.1) gemäß EU-WRRL.	17
Tabelle 9. Gesamtartenliste der Makrophyten.	23
Tabelle 10. Artenverteilung der Makrophyten in den Transekten.	23
Tabelle 11. Zusammenfassung der für die Bewertung relevanten Ergebnisse aus der Makrophytenuntersuchung 2022.	24
Tabelle 12. Makrophyten-Tiefengrenzen (MT) der untersuchten Transekte (TS).	25
Tabelle 13. Bewertung der Transekte und Gesamtbewertung der Komponente Makrophyten.	26
Tabelle 14. Im Jahr 2022 festgestellte primäre Schäden (Wühlschäden).	26
Tabelle 15. Vor-Ort-Parameter, erhoben in 0,5 m Wassertiefe am Stadtwaldsee 2022.	28
Tabelle 16. Anzahl an Fischen pro 50 m Uferlinie.	28
Tabelle 17. Durchschnittliche Anzahl an Fischen pro m ² Netz im Stadtwaldsee.	30
Tabelle 18: Fischbesatz im Stadtwaldsee 2018–2022.	31
Tabelle 19: Kenndaten zur Wasserbilanz 04.2022–02.2023.	36
Tabelle 20. Mittelwert der TP-Konzentration zum Zeitpunkt der Vollzirkulation.	48
Tabelle 21. Gesamtphosphormenge im Untersuchungszeitraum im Stadtwaldsee 04.2022–02.2023.	50
Tabelle 22. Übersicht über derzeit bekannte externe P-Eintragspfade in den Stadtwaldsee.	52
Tabelle 23. Metrische Parameter zu den beprobten Sedimentkernen.	54
Tabelle 24. Rücklöseraten aus Phase I.	59
Tabelle 25. Rücklöseraten aus Phase II.	60
Tabelle 26. Rücklöseraten aus Phase III.	62
Tabelle 27. Rücklöseraten errechnet aus den Porenwasserprofilen ermittelt mit Dialysekammern.	65
Tabelle 28. Kenndaten der Trophieauswertung nach LAWA 2014.	72
Tabelle 29. Kenndaten der Trophieauswertung nach LAWA 2014.	77
Tabelle 30. Verwendete Kostenklassen zur Kostenschätzung der Maßnahmen.	78
Tabelle 31. Übersicht: Priorisierung von Maßnahmen.	91

1. Veranlassung

Der Stadtwaldsee im Bremer Stadtteil Horn-Lehe ist ein Baggersee der im Zuge des Autobahnbaus zwischen 1972 und 1973 durch Sandentnahme entstanden ist. Das Gewässer ist seither ein beliebtes Naherholungsziel, wird vielfach genutzt und vor allem im Sommer als Badegewässer stark frequentiert. In den 1990er Jahren wurden im Stadtwaldsee erstmalig Eutrophierungserscheinungen festgestellt (Thobor 2000), deren Folgen sich in den letzten Jahren verstärkt haben. So kam es beispielsweise in der jüngeren Vergangenheit häufiger zu Cyanobakterienblüten, die die Freizeitnutzung des Sees zeitweise einschränkten.

Daher veranlasste das Referat 33 bei der Senatorin für Klimaschutz, Umwelt, Mobilität, Stadtentwicklung und Wohnungsbau (SKUMS) unter Projektsteuerung durch die Hanseatische Naturentwicklung GmbH (haneg) physiko-chemische und gewässerökologische Untersuchungen zur aktuellen Entwicklung.

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

2. Untersuchungsgebiet und Nutzung

Wie im vorigen Kapitel beschrieben, geht die Genese des Stadtwaldsees auf den Bau der Autobahn 27 in den 1970er Jahren zurück. Der See liegt in der räumlichen Einheit Blockland, welche von Moormarsch geprägt ist (Thobor 2000). Wenige Meter unterhalb der moorigen Böden liegt der pleistozäne Sand, für welchen der See ausgebagert wurde. Mittlerweile hat sich auf dem sandigen Ausgangssubstrat am Seegrund eine großflächige organische Auflage von ca. 71.600–86.700 m³ gebildet (Tabelle 1). Der See besitzt keine mengenmäßig relevanten Zuflüsse und ist grundwassergespeist. Das Grundwasser wird in diesem Bereich vom Lilienthaler Salzstock beeinflusst. Dies bedingt höhere elektrische Leitfähigkeiten im See. Im Laufe der Zeit wurde ein Rückgang der Leitfähigkeiten beobachtet.

Der Stadtwaldsee ist ca. 28 ha groß, bei einer maximalen Wasserfläche von etwa 288.900 m². Die durchschnittliche Tiefe liegt bei 8,1 m, in einzelnen Bereichen werden Maximaltiefen von 14,5 m erreicht (Tabelle 1). Die Ufer des Sees sind stark abfallend, größere Flachwasserbereiche gibt es nur an den ausgewiesenen Badestränden im Südosten und Osten sowie am östlichen Strand angrenzenden Schilfbereich. Die Ufervegetation umfasst typisches Galeriegehölz sowie Kraut- und Hochstauden, deren Ausbreitung durch den dahinterliegenden Campingplatz, den Hochschulring sowie die Kleine Wümme begrenzt werden (Abbildung 1).

Aufgrund seiner Lage ist der Stadtwaldsee seit seiner Entstehung ein beliebtes Ausflugsziel und erfährt eine intensive Freizeitnutzung. Neben der Naherholung als Badegewässer, wird der See für diverse Freizeit- und Wassersportaktivitäten genutzt. Daher wurden um den See Parkplätze, Fuß- und Radwege sowie eine Slipanlage im Nordwesten geschaffen.

Hinsichtlich seiner ökologischen Bedeutung für Flora und Fauna stellt der Stadtwaldsee wichtige Lebensräume für höhere Wasserpflanzen (Makrophyten) die in hoher Artenzahl vertreten sind. Ebenso artenreich ist die Fischfauna, die durch den Sportfischer-Verein Bremen (SFV) gehegt und gepflegt wird. Im Hinblick auf Wasservögel wird die ökologische Bedeutung des Stadtwaldsees durch die intensive Freizeitnutzung begrenzt (Thobor 2000).

Tabelle 1. Gewässerkenndaten des Stadtwaldsees. Daten basieren auf eigenen Messungen; Stand Januar 2023.

Gewässerkenndaten Stadtwaldsee	
Maximale Wasserfläche	288.884 m ²
Maximale Wassertiefe	14,5 m
Mittlere Wassertiefe	8,09 m
Wasservolumen	ca. 2.331.000–2.423.000 m ³
Maximaler Wasserstand	April
Trophie 2022 (nach LAWA 2014)	mesotroph 2 (Index 2,40)
Ablagerungen organischer Sedimente	ca. 71.600–86.700 m ³

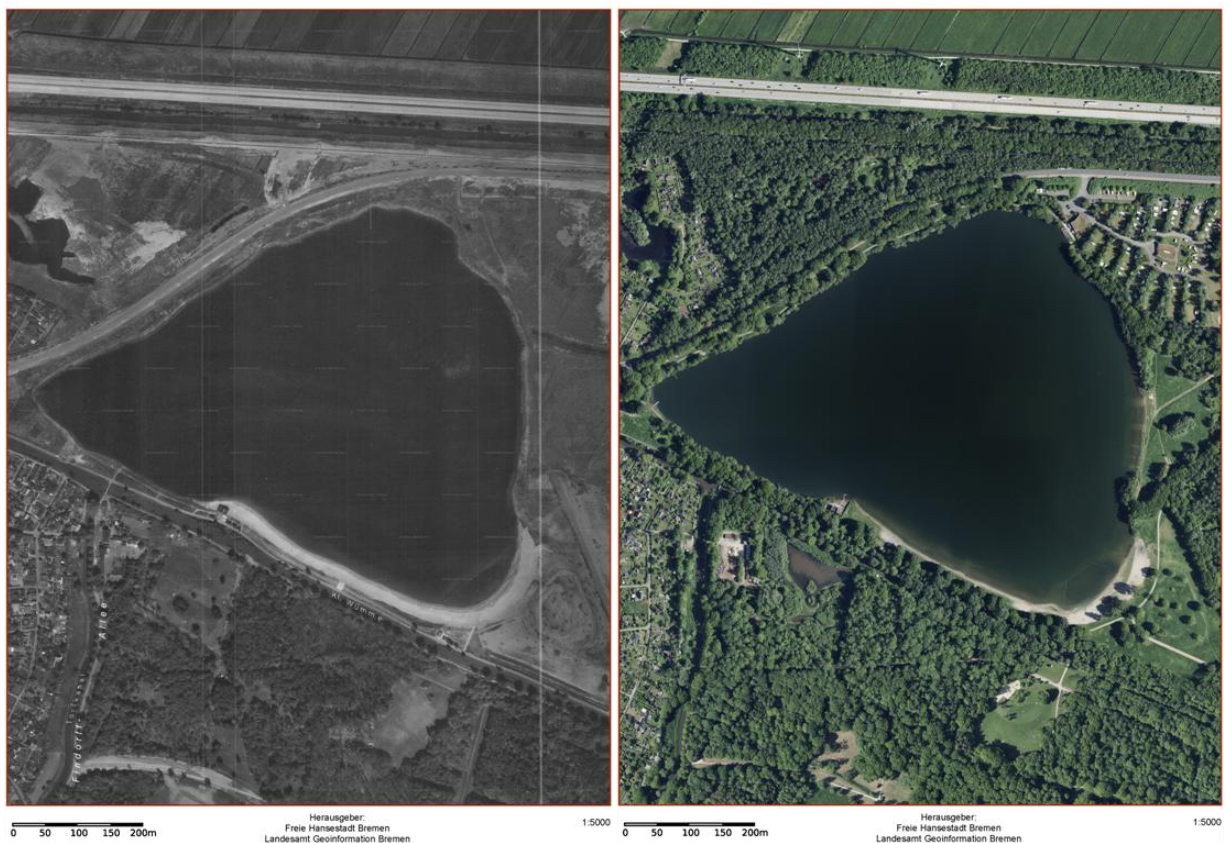


Abbildung 1. Luftbilder des Stadtwaldsees 1974 (links) kurz nach der Beendigung der Baggerungsarbeiten und 2021 (rechts). Quelle: <https://geoportal.bremen.de/geoportal/#>. Maßstab 1:5000 gilt im DIN A4 Einzelformat der jeweiligen Luftbilder; Skala 0–200 m gilt auch in dieser Ansicht.

3. Methodik

3.1. Phyto- und Zooplankton

Die Proben für die Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons wurden an sieben Terminen im Jahresverlauf 2022 (28.04., 19.05., 16.06., 26.07., 18.08., 22.09. und 21.11.) an Messstelle W1 entnommen (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 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.

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 & Kusber 2008) festgelegt 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-Konzentration mittels Fluoreszenzsonde (Fluoroprobe; bbe moldaenke, Schwentimental) über alle Tiefenbereiche des Wasserkörpers aufgezeichnet und entsprechend der Klassen Cyanobakterien, Diatomeen, Grünalgen, Cryptophyceen 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 Indikator-taxa) der Phyto-See-Index (PSI) bestimmt, der das Gewässer in einer der zu beschreibenden ökologischen Zustandsklassen eingruppiert (Tabelle 2).

Tabelle 2. 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.

3.2. Makrophyten

Die Tauchuntersuchungen wurden am 21.06.2022 mit einer modifizierten Sporttauchausrüstung durchgeführt. Im Flachwasser wurden Arten auch schnorchelnd, ohne den Einsatz von Pressluft, erfasst.

Ausgehend vom Ufer wurden in 1 m-Tiefenstufen bis zur Makrophyten-Tiefengrenze alle gefundenen Arten qualitativ und quantitativ erfasst. Die quantitative Erfassung erfolgte sowohl im Deckungsgrad in %, als auch nach der 5-stufigen Kohler-Skala (Kohler 1978). Die Erfassung erfolgte 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). Die Standorte der kartierten Transekte sind in Abbildung 3 dargestellt, die dazugehörigen UTM-Koordinaten sind im Anhang Tabelle A 2 aufgeführt.

Die Erfassung von Wühlschäden und Sedimentablagerungen in den 5 untersuchten Transekten erfolgte nach dem Verfahren von Meis et al. (2018). Armleuchteralgen und höhere Makrophyten können durch benthivore Fischarten, die im Sediment nach Nahrung suchen erheblich beeinträchtigt werden. Nach dem Verfahren von Meis et al. (2018) werden primäre und sekundäre Schäden unterschieden (Tabelle 3).

Als primäre Schäden sind direkte, durch die Wühltätigkeit entstandene Wühlschäden, als sekundäre Schäden Sedimentablagerungen auf den Makrophytenbeständen zu werten. Die Schäden wurden anhand einer fünfstufigen Skala getrennt nach den o.g. Tiefenstufen erfasst. Die Verwendung derselben Bezugsfläche (= Tiefenstufen) für die Erfassung der Makrophyten erleichtert die Vergleichbarkeit der Ergebnisse.

Tabelle 3. Fünfstufige Skala zur Erfassung primärer und sekundärer Schäden durch benthivore Fischarten (Meis et al. 2018).

Stufe	Primäre Schäden (Wühlschäden)	Sekundäre Schäden (Sedimentablagerungen)
n.d.	nicht detektierbar (Hart- bzw. Weichsubstrate vorherrschend)	nicht detektierbar (Hartsubstrate vorherrschend)
0	keine Wühlschäden (0 % der Fläche in einer Tiefenstufe)	keine Sedimentablagerungen (0 % der Submersvegetation bedeckt)
x	geringe Wühlschäden (1–25 % der Fläche in einer Tiefenstufe)	geringe Sedimentablagerungen (1–25 % der Submersvegetation bedeckt)
xx	mittlere Wühlschäden (25–50 % der Fläche in einer Tiefenstufe)	mittlere Sedimentablagerungen (25–50 % der Submersvegetation bedeckt)
xxx	starke Wühlschäden (> 50 % der Fläche in einer Tiefenstufe)	starke Sedimentablagerungen (> 50 % der Submersvegetation bedeckt)

Die ökologische Bewertung der Transekte und des gesamten Stadtwaldsees erfolgte gemäß EU-WRRRL 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

3.3. 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 06.09.2022 vier repräsentative Transekte mit Einzellängen von ca. 300 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 zwischengehältert, 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 vier 30 m lange und 1,5 m hohe benthische Multi-Maschen-Kiemennetze und ein 30 m langes und 6 m hohes pelagisches Multi-Maschen-Kiemennetz (Abbildung 2) über zwei Nächste vom 06.–08.09.2022 im Stadtwaldsee See exponiert (Snb/p; Abbildung 3).

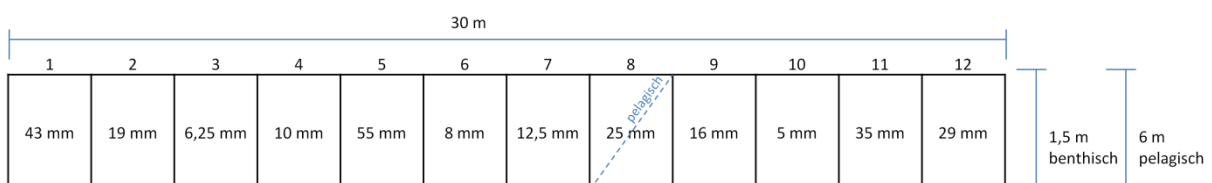


Abbildung 2: Darstellung eines benthischen/pelagischen Multi-Maschen-Kiemennetzes nach DIN EN 14757 (schematisch). Das Feld 8 (25 mm Maschenweite) ist bei einem pelagischen Multi-Maschen-Kiemennetz nicht enthalten.

Die Netze wurden nach einer Nacht gehoben, geleert und wieder gesetzt, sodass insgesamt zehn Netzfänge ausgewertet werden konnten. 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 6,5 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, Sportfischer-Verein Bremen (SFV Bremen) e.V. (Herr Lumma), bereitgestellt und ausgewertet.

3.4. Wasserhaushalt

3.4.1. Witterung

Um einen Überblick über die Witterungsereignisse am Stadtwaldsee zu erhalten, wurden Daten (Niederschlag, Temperatur, Sonnenscheindauer und Wind) der ca. 6 km entfernten Wetterstation 691 Bremen (DWD 2023) betrachtet und Aufzeichnungsreihen seit 1950 ausgewertet.

3.4.2. Erfassung von Wasserständen und Wasservolumina

Der Wasserstand wurde an den Untersuchungsterminen der Wasseruntersuchungen an der Slipanlage im Nordwesten am installierten Pegel (87) abgelesen. Das Wasservolumen des Sees wurde anhand von 42 stichprobenhaften Tiefenmessungen im Rahmen der Vermessung des Sedimentkörpers durch ein trianguliertes bathymetrisches Modell errechnet (QGIS; 3.16.8-Hannover, Boston, USA) und näherungsweise um die Wasserstandsschwankungen korrigiert. Für die Korrektur wurde, aufgrund des überwiegend gefassten Ufers, die Wasserfläche am Tag der Vermessung als Grundfläche zugrunde gelegt. Dies führt zu einer geringfügigen Unterschätzung des Gesamtvolumens zu Beginn der Saison, die Ungenauigkeit ist aber aufgrund der niedrigen Auflösungen an Tiefenmessungen verhältnismäßig.

3.4.3. Wasserbilanz

Für die Bilanzierung wurden die errechneten Wasservolumina (s. Kapitel 3.4.2) der einzelnen Untersuchungstermine zugrunde gelegt. Dadurch konnte die Änderung des Wasservolumens für die jeweiligen Intervalle zwischen den einzelnen Untersuchungsterminen errechnet werden.

Die Regenspende wurde aus den Niederschlagsdaten der ca. 6 km 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.

Da die Transpiration durch Pflanzen sowie das seenahe Grundwasser nicht betrachtet wurden und die modellierten Werte, abgeschätzten Parameter und Wetterdaten der Station 691 für den Standort des Stadtwaldsees generell einer gewissen Ungenauigkeit unterliegen, sind die bilanzierten Ergebnisse als ungefähre Richtgröße zu werten.

3.5. Wasserchemie

Die Wasseruntersuchungen erfolgten an sieben Terminen im Jahresverlauf 2022 (28.04., 19.05., 16.06., 26.07., 18.08., 22.09. und 21.11.). An der Hauptprobestelle im Nordwesten des Sees (W1; Abbildung 3) wurden in Abhängigkeit vom ermittelten Schichtungsprofil am jeweiligen Untersuchungstermin eine epilimnische Mischprobe sowie Wasserproben aus 6 m und 9 m Wassertiefe und ein Meter über Grund entnommen. Zum Abgleich mit bestehenden Daten (SKUMS 2022) wurde zudem eine Probe aus 2 m Wassertiefe entnommen und auf die wichtigsten Nährstoffparameter (Phosphor (P) und Stickstoff (N)) untersucht. Vor-Ort-Parameter (Tabelle 5) wurden als Vertikalprofil in 0,5 m Schritten mit einer Multiparameter-sonde (MS5, HL4; OTT HydroMet GmbH, Kempten) gemessen.

Die Wasserproben wurden gemäß Parameterumfang Tabelle 5, Teil A, B und C untersucht. Die nasschemische Bestimmung der Chlorophyll-a (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. Bei Hinweisen auf ein Tiefenwasser-Chlorophyll-Maximum (DCM) wurde im entsprechenden Tiefenbereich eine zusätzlich Probe entnommen und dominierende Phytoplanktontaxa bestimmt.

Tabelle 5. Untersuchungsumfang der Wasserproben (* Analytik in 2 m Wassertiefe).

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 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

Parameter	Methode	Einheit
A (alle Tiefen)		
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
Kieselsäure (als SiO ₂)	DIN 38405-D21:1990-10	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		
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	-
Sulfid (<i>leicht freisetzbar</i>); nur 1 m ü. Grund	DIN 38405-D27-1:2017-10	mg/l
Parameter		
C (epilimnische Mischprobe)		
Phytoplankton (gemäß Phyto See, WRRL)	mikroskopisch	-
Zooplankton (Ind.zahlen und Biovolumina)	mikroskopisch	-
Chlorophyll -a**	DIN 38412-L16:1985-12	µg/l
Phaeopigmentgehalt**	DIN 38412-L16:1985-12	µg/l

** Die nasschemische Extraktion von Chlorophyll-a wurde nach Rücksprache mit den Fachbehörden gemäß DIN 38412-L16:1985-12 ausgeführt.

Unmittelbar nach stärkeren Niederschlägen wurden am 01.07.2022 an den bekannten Zuläufen im Bereich des Campingplatzes am Ostufer des Sees Proben entnommen (Z; Abbildung 3). Neben der Ermittlung der Vor-Ort-Parameter wurden Parameter gemäß Tabelle 6 analysiert.

Tabelle 6. Untersuchungsparameter an den bekannten Einleitstellen bei einem Starkregenereignis.

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

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

Messdaten zwischen 1977 und 2021 wurden von der Senatorin für Klimaschutz, Umwelt, Mobilität, Stadtentwicklung und Wohnungsbau (SKUMS), Team Oberflächengewässer, Gewässergüte, Wasserrahmenrichtlinie der freien Hansestadt Bremen als Einzelmessungen zur Verfügung gestellt (SKUMS 2022), aufbereitet und ausgewertet. In Anlehnung an die Regelungen der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) wurden in den Altdaten und den aktuellen Ergebnissen bei Erreichen der Bestimmungsgrenze, die Hälfte der jeweiligen Bestimmungsgrenze für Berechnungen und Darstellungen verwendet.

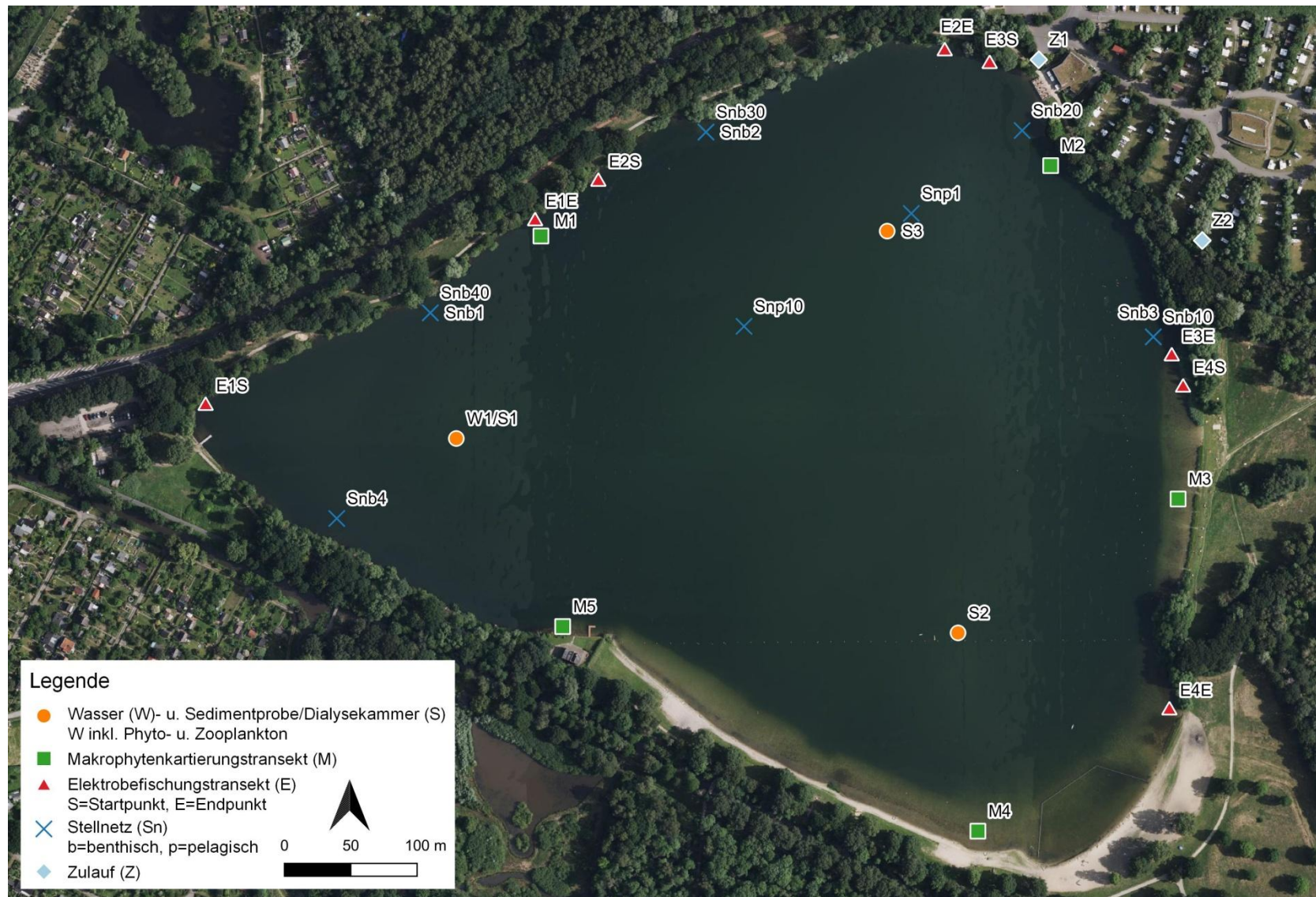


Abbildung 3. Überblick der Messstellen am und im Stadtwaldsee 2022.

3.6. Sedimente

3.6.1. Qualitative Sedimentuntersuchungen

3.6.1.1. Sedimententnahme und Dokumentation

Für die Laboranalysen wurden am 28.04.2022 an drei Standorten im Stadtwaldsee (S1–S3; Abbildung 3) jeweils vier intakte Sedimentkerne mittels Gravity-Corer (UWITEC, Mondsee, Österreich) entnommen (DIN 38414-S11:1987-08). Die Kerne wurden für den Transport gesichert, bei 4°C gekühlt und dunkel bis zur Probenaufbereitung gelagert.

Vor der weiteren Probenaufbereitung wurden die Sedimentkerne vermessen, die Stratigraphie dokumentiert und fotografiert.

Für die allgemeine chemische Charakterisierung und die Bestimmung des potenziell rücklöslichen Phosphors wurden drei Kerne je Standort in jeweils 0–5 cm, 5–10 cm und 10–15 cm Abschnitte unterteilt. Je Standort und Tiefensegment wurde eine Mischprobe aus den Triplikaten erstellt (insgesamt neun Sedimentproben). An dem vierten Sedimentkern jedes Standorts wurde die Lagerungsdichte (Trockenmasse je Volumen) über die Länge des Sedimentkerns bestimmt. Am 11.07.2022 wurden am Standort S1 vier weitere Sedimentkerne per Gravity Corer für das Inkubationsexperiment entnommen.

3.6.1.2. Allgemeine chemische Analytik und P-Rücklösepotential

Die in jeweils 5 cm Abschnitte unterteilten Mischproben aller drei Standorte wurden neben der allgemeinen chemischen Charakterisierung (Tabelle 7) auch auf das P-Freisetzungspotential hin untersucht.

Tabelle 7. Untersuchungsumfang und Laborverfahren der Sedimentuntersuchungen zur allg. chemischen Charakterisierung und Ermittlung des potentiell rücklöslichen Phosphors.

Parameter	Methode	Einheit
Sedimentprobenahme mit Mondsee-Corer	DIN 38414-S11:1987-08	
Trockensubstanz	DIN ISO 11465:1996-12/DIN EN	%
Glühverlust 550°C	DIN 38414-S3:1985-11/DIN EN	%
Glührückstand 800°C	DIN 38414-S3:1985-11	%
Eisen	DIN ISO 22036:2009-06	mg/kg TS
Mangan	DIN ISO 22036:2009-06	mg/kg TS
Aluminium	DIN ISO 22036:2009-06	mg/kg TS
Phosphor	DIN ISO 22036:2009-06	mg/kg TS
TC	DIN ISO 10694:1996-08/DIN EN 13137:2001-12/DIN EN 15936:2012-11	%
TOC	DIN ISO 10694:1996-08/DIN EN 13137:2001-12/DIN EN 15936:2012-11	%

Parameter	Methode	Einheit
Stickstoff (Gesamt-N)	DIN EN 16168:2012-11	%
Calcium	DIN ISO 22036:2009-06	mg/kg TS
Magnesium	DIN ISO 22036:2009-06	mg/kg TS
Natrium	DIN ISO 22036:2009-06	mg/kg TS
Kalium	DIN ISO 22036:2009-06	mg/kg TS
Schwefel	DIN ISO 22036:2009-06	mg/kg TS
fraktionierte Sedimentextraktion (Psenner)	nach Psenner et al. 1984	mg/kg TS

Das P-Freisetzungspotential der Sedimente wird durch ein sequenzielles, nasschemisches Aufschlussverfahren (Psenner et al. 1984) ermittelt, bei dem das Sediment mit jedem weiteren Extraktionsschritt stärkeren Extraktionsmitteln ausgesetzt wird. Anhand der in jedem Schritt spezifisch anvisierten P-Fraktion kann darunter der Anteil potentiell freisetzbare P-Fractionen am Gesamtphosphor aufgeschlüsselt werden. Zu den potentiell freisetzbaren P-Fractionen zählen der freie bzw. gelöste P, redox-sensitiv an Metallhydroxide gebundener P, sowie der überwiegende Teil organischer P-Bindungsformen.

3.6.1.3. Phosphor-Rücklösung (Labor-Inkubationen)

Es wurden am 11.07.2022 an der Messstelle S1 (parallel zu Wasseruntersuchungen und weiteren Sedimentuntersuchungen) drei stratigraphisch vergleichbare Sedimentkerne (+ ein Reserve-Kern) mit Gravity-Corer (UWITEC, Mondsee, Österreich) entnommen. Die Sedimentkerne wurden noch vor Ort auf eine vergleichbare Sedimentlänge von $22 \pm 1,5$ cm abgesenkt. Der Wasserverlust durch das Absenken der Kerne auf eine einheitliche Länge wurde durch zuvor knapp über Grund gefördertes Wasser ausgeglichen und die Kerne luftdicht verschlossen. Die Sedimentkerne wurden darauf in einem dreistufigen Experiment unter verschiedenen gewählten Umweltbedingungen inkubiert.

Phase I (Sommerstagnation, theoretische hypolimnische Temperatur 13 °C, anoxisch)

In dieser Phase des Experiments wurden die Sedimentkerne unmittelbar nach der Probenahme und kurzem Transport zum Labor auf 13 °C als hypolimnische Maximaltemperatur („Stresstest“) in einem Klimaschrank (Foster, Kings Lynn, UK) temperiert. Zum Zeitpunkt der Entnahme betrug die Temperatur knapp über Grund 7,5 °C, bei einem pH von 7,34 und 0,25 mg/l O₂. Da die Vorbereitung der Kerne sowie der Transport erschütterungsarm durchgeführt werden konnten, wurde die t₀ Probe direkt im Anschluss nach der Platzierung im Klimaschrank entnommen. Durch initiales Erwärmen wurde die Inkubationstemperatur von 13 °C innerhalb von drei Stunden erreicht. An den folgenden Tagen wurde jeweils eine Wasserprobe 8 cm über der Sedimentoberfläche entnommen, zwischen den Probenahmen wurden die Kerne luftdicht verschlossen um den Sauerstoffeintrag möglichst gering zu halten. Die Proben wurden auf Gesamtphosphor (TP) und ortho-Phosphat-P (PO₄-P) hin analysiert, wobei der Anstieg der PO₄-P-Konzentrationen für die Berechnung der Rücklöseraten genutzt wurde und TP zur Kontrolle von Störeffekten diente. Diese erste Phase des Experiments

wurde nach neun Tagen beendet, da an den Folgetagen eine Aufsättigung der Konzentrationen im Überstand einsetzte.

Phase II (Vollzirkulationsbedingungen 8 °C, oxisch)

In dieser Phase des Experiments wurde die Inkubationstemperatur auf 8 °C gesenkt. Die Wahl von 8 °C stellt eine prognostizierte Temperatur während der Voldurchmischung dar, tatsächlich wurden am 21.11.2022 nach vollständiger Zirkulation 8,96 °C in Sedimentnähe gemessen. Innerhalb eines Tages wurden die Kerne im Anschluss an Phase I auf 8 °C abgekühlt und mit einer Belüftungsanlage aufoxidiert (ca. 2,5 ml Umgebungsluft/sec; Belüftungsschlauch ca. 15 cm über dem Sediment installiert), ohne Partikel der Sedimentoberfläche zu mobilisieren.

Phase III (Stagnation, tatsächliche hypolimnische Temperatur von 8°C, anoxisch)

In dieser Phase wurde in einem erneuten anoxischen Zyklus die Freisetzung unter realen Temperaturbedingungen während der Sommerstagnation getestet. Dazu wurde die Belüftung der Kerne entfernt, entgastes, filtriertes Seewasser aufgefüllt und die Kerne luftdicht verschlossen. Die Kerne wurden so bei Inkubationstemperatur stehen gelassen, bis die Sauerstoffkonzentrationen im Überstand unter 0,5 mg/l (nach sieben Tagen) gesunken waren. An drei Terminen innerhalb von drei Wochen wurde eine Probe entnommen. Das Experiment wurde nach insgesamt drei Probenahmen beendet, da dann ähnliche Konzentrationen im Überstand erreicht waren wie nach Ende der Inkubationsphase I, als die Konzentrationen im Überstand in eine Sättigung übergingen.

3.6.1.4. Phosphor-Rücklösung (*in situ* Porenwasseruntersuchungen)

Im Hochsommer, dann wenn mit maximaler Freisetzung von P aus den Sedimenten gerechnet werden kann, wurden sog. Dialysekammern in den Stadtwaldsee an S1–S3 eingebracht (vgl. Søndergaard & Jeppesen 2020). Diese Kammern sind Passivsammler und ermöglichen die Messung von räumlich hoch aufgelösten Porenwasserprofilen im Sediment. Die von uns konfigurierten Kammern messen in 1 cm Auflösung. Während der Exposition von > 2 Wochen stellt sich ein Konzentrationsgleichgewicht zwischen dem Porenwasser und den Kammern der Sammler ein. Durch die Vertikalprofile von Phosphat-Phosphor können anhand von Umsatzraten 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. Aufnahme rate von Phosphat berechnet werden (Lewandowski et al. 2002). Berechnungen können digital unterstützt durch das Programm PROFILE 1.0 (Berg et al. 1998) durchgeführt werden. Die Interpretation der Modellierungen wurde durch manuelle Berechnungen geprüft und validiert. Das Verfahren eignet sich für quasi-stationäre Bedingungen und berücksichtigt hier nur Diffusion als Transportmechanismus, da keine Daten zur (Bio-)turbation vorliegen. Wenn beispielsweise starke Bioturbation vorherrscht oder viel Ebullition (gasförmige Methanemission) stattfindet, kann die Ermittlung von Rücklöseraten anhand von Dialysekammern zu deutlich unterschätzten Freisetzungsraten führen (Enell & Löfgren 1988, Lewandowski et al. 2002).

3.6.2. Sedimentmächtigkeiten und Gewässervermessung

Zur Erfassung der aktuellen Schlammmächtigkeit wurden am Stadtwaldsee 47 Messungen mit einem Freifall-Penetrometer (Graviprobe, GP) durchgeführt. Das Messprinzip basiert auf den Messungen von Beschleunigungs-, Neigungs- sowie Drucksensoren, welche in der Spitze und am Ende der GP installiert sind. Die Sensoren messen über 4000-mal pro Sekunde und ermöglichen so eine vertikale Auflösung von ~1 cm. Nach einer Beschleunigungsphase in der Wassersäule wird die GP beim Auftreffen auf dem Seegrund bzw. beim Eintritt in das Sediment gebremst. Die Entschleunigung ist proportional zum Eindringwiderstand, welcher über hinterlegte Formeln berechnet wird. In der Nachbearbeitung werden die Ergebnisvariablen kontrolliert, der Eintrittspunkt in das Sediment korrigiert und eine Reihe von Einzelparametern validiert, um ein korrektes Ergebnis zu erhalten. Durchdringt die GP die weiche Sedimentauflage steigt der Eindringwiderstand sprunghaft an. So können Schichtgrenzen bzw. im Falle von alten Baggerseen die Sediment-Kies/Sand-Grenze detektiert werden.

Die Penetrometermessungen fanden am 11.10.2022 statt. Die Messungen an Stellen mit Wassertiefen < 3 m wurden gesondert durchgeführt und mit einem „shallow water“ Algorithmus korrigiert. Die Messpunkte wurden entlang eines groben Rasters gleichmäßig über die Seefläche verteilt. Parallel zu den Messungen mit der GP wurde an 42 Stellen die Gewässertiefe mit einer Genauigkeit von 0,1 m separat mit einem Handecholot erfasst. Für diese Messpunkte wurden die Koordinaten der GP Messungen verwendet. Diese Messungen reichten nicht aus, um ein aussagekräftiges Raster zu interpolieren, geben aber einen Eindruck der Tiefenverteilung des Gewässers.

3.7. Nährstoffbilanzierung

Zur Berechnung der P-Anreicherung bzw. Abreicherung im Gewässer während der Vegetationsperiode wurden die tiefengestuft gemessenen Gesamtphosphor-Konzentrationen sowie das tiefengewichtete Volumen entsprechender Abschnitte der Wassersäule herangezogen. Es wurde die Annahme zugrunde gelegt, dass im selben Tiefenbereich jeweilige Konzentrationen im gesamten Gewässer der Konzentration an der Messstelle entsprechen. Die Volumina der entsprechenden Tiefenschichten wurden anhand eines aus 42 Messpunkten erstellten, triangulierten Modells des Seebeckens in 0,5 m Abschnitten berechnet (QGIS 3.16.8-Hannover, Boston, USA). Anhand der aufgezeichneten Pegeldata wurde das Wasservolumen des Epilimnions um die jeweiligen Wasserstandsänderungen korrigiert. Da die gesamte Vegetationsperiode bis zur Vollzirkulation berücksichtigt wurde (28.04.–21.11.2022) wurde jeweils der gesamte Wasserkörper und nicht nur der hypolimnische P-Pool berücksichtigt.

Über externe P-Einträge durch das Grundwasser können keine bilanziellen Aussagen getroffen werden, da keine seenahen Grundwassermessstellen vorhanden sind, die Daten zur Qualität und zum Grundwasserstand liefern könnten. Die Berechnung der P-Einträge über den Laubeintrag, durch den Kot von Wasservögeln, durch atmosphärische Deposition und durch Badegäste wurde anhand von Literaturdaten vorgenommen. Lokale Kenntnisse wie Beobachtungen des Angelvereins oder auch Badegastzählungen (haneg; DLRG) wurden in die jeweiligen Kalkulationen einbezogen und sind in Kapitel 4.7 näher beschrieben.

4. Ergebnisse

4.1. Phytoplankton

Der Stadtwaldsee zeigte im Untersuchungszeitraum ein vergleichsweise geringes Phytoplanktonaufkommen mit einer durchschnittlichen Chlorophyll-a-Konzentration von 5,7 µg/l. Die Maximalkonzentration wurde am 28.04. mit 18,0 µg/l erreicht. Im weiteren Jahresverlauf lagen die Chl-a-Konzentrationen zwischen 0,50–6,50 µg/l (Abbildung 4).

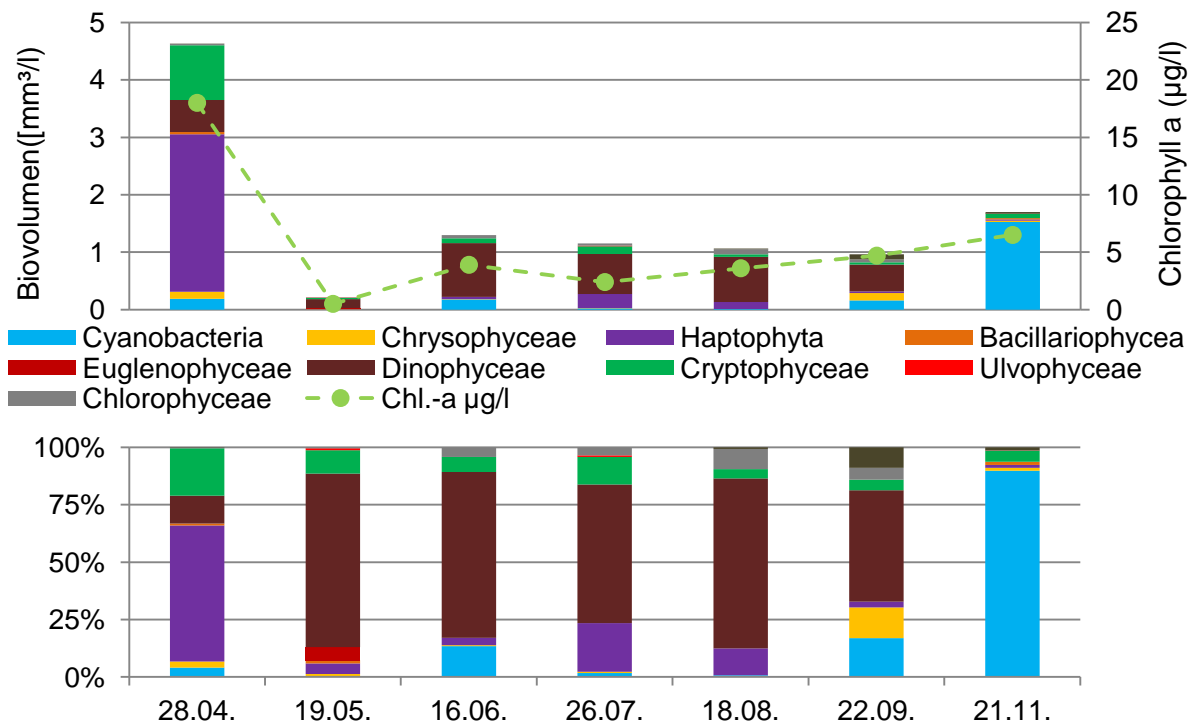


Abbildung 4. Biovolumen und Chlorophyll-a-Konzentrationen (oben) sowie prozentuale Verteilung (unten) der Phytoplanktongruppen im Stadtwaldsee 2022.

Im Vergleich zur Chlorophyll-Konzentration, die stellvertretend für die Konzentration photosynthetisch aktiver Zellbestandteile steht, berücksichtigt die Bestimmung des Biovolumens die Zellgröße und Anzahl der Phytoplanktonarten. Im Stadtwaldsee zeigte das Phytoplanktonbiovolumen eine große Übereinstimmung mit der Chl-a-Konzentration. So konnte auch für das Biovolumen am 28.04 mit 4,63 mm³/l die Maximalkonzentration bestimmt werden, bei einem durchschnittlichen Jahreswert von 1,57 mm³/l. Die Frühjahrsblüte setzte sich dabei vor allem aus der Art *Chrysochromulina parva* (Haptophyta, Kalkalgen) zusammen, die 59 % des Biovolumens stellte (2,74 mm³/l). Deren Blüte ist nicht ungewöhnlich und tritt im Frühsommer in vielen Stillgewässern weltweit auf (Wehr et al. 2015). Mit deutlich geringerem Volumen folgten Arten der Cryptophyceae (Schlundgeißler, 0,95 mm³/l) und Dinophyceae (Panzerflagellaten, 0,56 mm³/l, Abbildung 4)

Im Laufe des Sommers, etwa von Mai bis August, war die Artzusammensetzung des Phytoplanktons stabil. Die Artengemeinschaft wurde über diesen Zeitraum von Dinophyceae, hauptsächlich der Taxa *Ceratium hirundinella*, *Gymnodinium* sp. und *Peridinium* sp., dominiert, die 60–76 % des Gesamtbiovolumens stellten (Abbildung 4). Dinophyceaeblüten, allen

voran der Art *C. hirundinella*, sind über die Sommermonate in Seen mittlerer Breiten häufig zu beobachten und für Mensch und Tier meist ungefährlich. Oft brechen diese Blüten auch gegen Ende des Sommers abrupt ein, wenn die Dinophyceae Akineten (Überdauerungszellen) ausbilden, um in tieferen Bereichen zu überwintern (Wehr et al. 2015).

So war die Dinophyceaeblüte im September bereits rückläufig und deren Anteil am Gesamtbiovolumen nahm auf etwa 49 % ab. Gleichzeitig konnte eine Zunahme der Cyanobacteria (nf. Cyanobakterien; 17 %) und der Chrysophyceae (Goldalgen, 13 %) verzeichnet werden (Abbildung 4).

Am 21.11. waren keine Dinophyceae mehr nachweisbar, wohingegen eine deutliche Zunahme an Cyanobakterien festgestellt wurde (1,53 mm³/l, 90 %). Häufigste Art war hierbei *Planktothrix rubescens* (1,52 mm³/l, Abbildung 4).

Cyanobakterien waren über den gesamten Untersuchungszeitraum mit verschiedenen Arten im Stadtwaldsee vertreten, erreichten mit Ausnahme am 21.11. aber nie ein Biovolumen > 1 mm³/l, was nach der Empfehlung des Bundesumweltamtes (Bundesgesundheitsblatt 2015) unterhalb der 1. Stufe, die eine erhöhte Aufmerksamkeit am Gewässer empfiehlt, einzuordnen ist. Allerdings muss das Auftreten von *P. rubescens* als bedenklich eingestuft werden, da diese Art häufig Toxine (hpts. Microcystin) bildet und Vertikalwanderung im Gewässer betreibt. Die potentiell toxische Art wurde bereits 2021 im Stadtwaldsee nachgewiesen und konnte auch im Untersuchungszeitraum 2022 mithilfe der Fluoreszenzsonde mehrfach in verschiedenen Tiefen bestimmt werden (z.B. 19.05. 6 m Tiefe: 2,1 mm³/l). Das Gefahrenpotential dieser Art besteht vor allem dadurch, dass sich *P. rubescens* in tieferen Bereichen einschichtet und bei Änderung der Umweltbedingungen temporär an die Oberfläche gelangen kann. Dort bildet sie häufig Aufrahmungen mit hohen Biovolumina, wie beispielsweise am 14.02.2023 im Stadtwaldsee beobachtet (Abbildung 5).



Abbildung 5. *Planktothrix rubescens* im Nordwesten des Stadtwaldsees am 14.02.2023. © P. Ross.

Die Verteilung der Algenklassen im Vertikalprofil wurde mittels Fluoreszenzsonde ermittelt. Auch mit dieser Messmethode wurde am 28.04. die maximale Chlorophyll-Konzentration innerhalb des Untersuchungszeitraums bestimmt, die Artenzusammensetzung bestand im Gegensatz zur Laborbestimmung allerdings aus Grün- und Kieselalgen. Es ist wahrschein-

lich, dass die Fluoreszenzsonde die Haptophyceae-Blüte fälschlicherweise den Grün- und Kieselalgen zuordnete, da diese Algengruppe ähnliche Pigmente und damit ein ähnliches Fluoreszenzspektrum wie Grün- und Kieselalgen besitzt (Houliet et al. 2012).

Im weiteren Verlauf des Sommers waren die Chlorophyll-Konzentrationen nahe der Gewässeroberfläche gering, in tieferen Bereichen wurde ein vermeintlicher Anstieg der Schlundgeißler detektiert. Diesen ordnet die Fluoreszenzsonde häufig auch Taxa mit dem Pigment Phycoerythrin zu, welches unter anderem Cyanobakterien (z.B. *P. rubescens*) besitzen. So ist auch der Chlorophyll-Peak am 19.05. in 6 m Tiefe *P. rubescens* zuzuschreiben.

Von Juli bis September waren im oberflächennahen Wasser alle vier Algengruppen in geringen Konzentrationen vertreten. Im Tiefenwasser konnten jedoch hohe Chlorophyll-Konzentrationen gemessen werden, die irrtümlich Algengruppen zugeschlagen wurden, die unter den anaeroben Bedingungen nicht existieren können. Es ist daher davon auszugehen, dass es sich um Chlorophyll photoautotropher Bakterien (z.B. schwefeloxidierende Bakterien) handelte.

Im November waren nach der Voldurchmischung in der gesamten Wassersäule Cyanobakterien vertreten. Die hohe Konzentration an Schlundgeißlern war erneut dem Cyanobakterium *P. rubescens* zuzuordnen.

Die ökologische Bewertung des Gewässers erfolgte gemäß Ausschreibung mit dem Phyto-See-Index (PSI)-Verfahren, da auch Gewässer < 50 h plausibel mit dem Tool bewertet werden können. Der Stadtwaldsee wurde nach Riedmüller et al. 2022 dem Phytoplankton-Seetyp 13k, künstlicher, *stabil geschichteter, karbonatischer Wasserkörper des Tieflandes mit relativ kleinem Einzugsgebiet*, zugeordnet.

Das Gesamtergebnis des PSI lag bei 2,2, was dem ökologischen Zustand „gut“ entspricht. Das Ergebnis basiert auf Grundlage der Einzelmetrics Biomasse, Algenklassen und Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI). Positiv auf die Gesamtbewertung wirkte sich die Algenklassen-Metric, Teilbewertung „sehr gut“ (1,5), und die Biomasse-Metric, Teilbewertung „gut“ (2,4), aus. Negativ auf die Gesamtbewertung wirkte sich hingegen der PTSI aus, der nur eine Teilbewertung von „mäßig“ (2,7) erreichte.

Tabelle 8. Ökologische Zustandsbewertung des Stadtwaldsees (LAWA-Seetyp: 13; Phytoplankton-Seentyp: 13k) mit dem Phyto-See-Index-Verfahren (PSI; PhytoSee 7.1) gemäß EU-WRRRL.

Phyto-See-Index: Stadtwaldsee						
Jahr	Bewertung Einzelmetrics			Anzahl Indikatortaxa (n)	Gesamtergebnis PSI	Gesamtergebnis Zustandsklasse
	Biomasse	Algenklassen	PTSI			
2022	2,4	1,5	2,7	6,1	2,2	gut

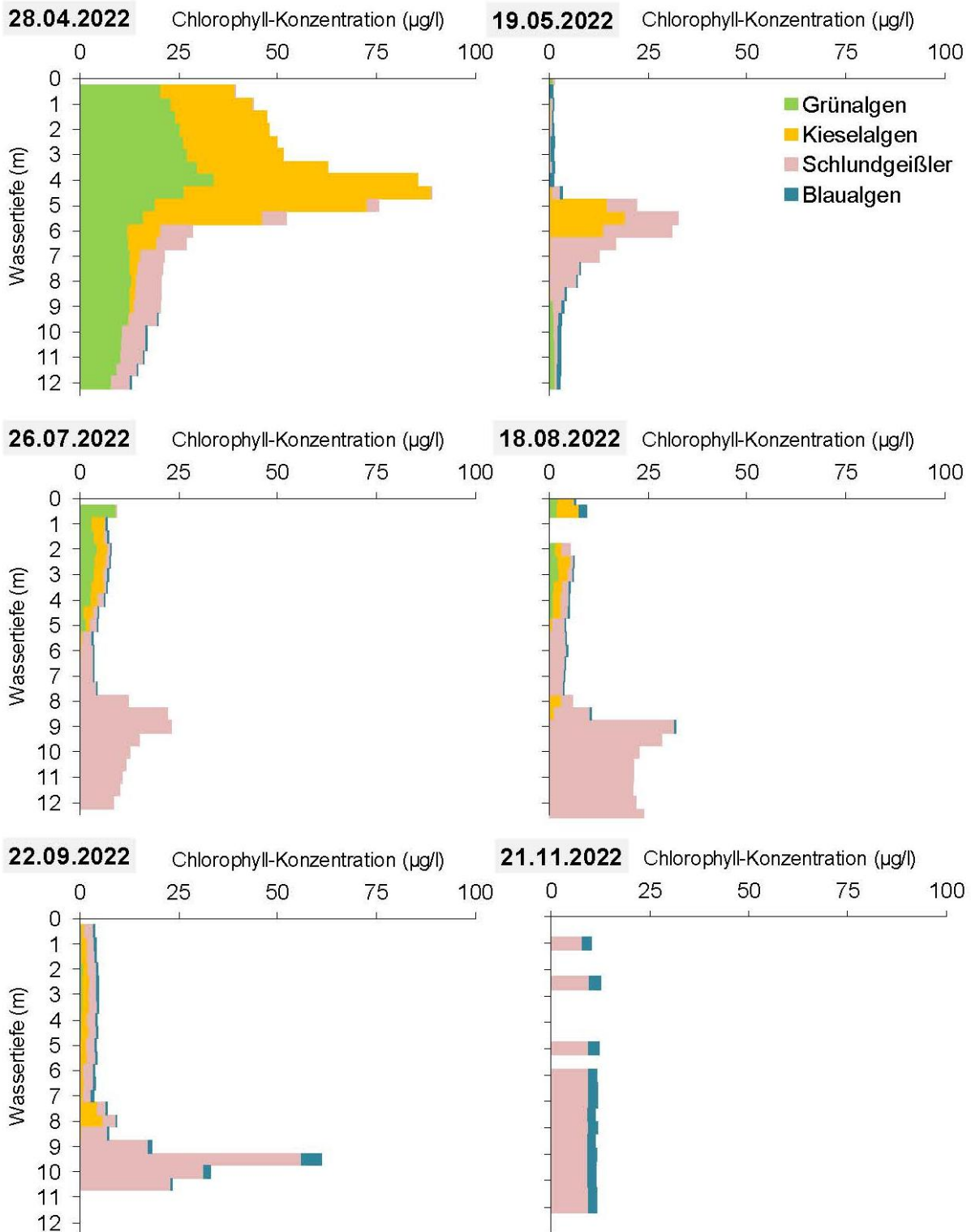


Abbildung 6. Chlorophyll-a-Konzentrationsprofile einzelner Algengruppen im Stadtwaldsee 2022 (Fluoroprobe; bbe Moldaenke). Aufgrund von Messfehlern wurden am 18.08. und 21.11. nicht alle Tiefen erfasst.

4.2. Zooplankton

Das Zooplanktonbiovolumen lag im Untersuchungszeitraum bei etwa $767 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3/\text{l}$, bei einer durchschnittlichen Individuendichte von 106 Individuen (Ind.)/l (Abbildung 7).

Im Frühsommer von April bis Juni erreichte das Zooplankton die höchsten Biovolumina mit einem Maximum im Juni von etwa $1.380 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3/\text{l}$. Die höchste Individuendichte wurde dabei im Mai mit ca. 170 Ind./l gemessen. In diesem Zeitraum wurde das Zooplankton hauptsächlich von Copepoden (Ruderfußkrebse) dominiert, die einen Anteil am Gesamtbiovolumen von 60–96 % hatten (Abbildung 7). Häufigste Art war *Cyclops abyssorum*, ein vergleichsweise großer, cyclopoider Ruderfußkrebis der meist als C4-Stadium überwintert. Die Art beginnt daher zu Saisonstart nicht mit dem kleinsten Jugendstadium (C1; Einsle 1993) und hat deshalb im Frühjahr möglicherweise einen Vorteil gegenüber anderer Arten.

Im Juli war eine deutliche Abnahme des Zooplanktonbiovolumens auf $555 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3/\text{l}$ zu erkennen. Besonders deutlich war hierbei der Rückgang der Copepoden zugunsten der Cladoceren (Wasserflöhe) sichtbar. Beim Vergleich des Biovolumens und der Individuendichte zwischen Juni und Juli ist zu erkennen, dass die absolute Individuenzahl unverändert blieb, was auf eine Verschiebung von großen zu kleinen Zooplankter schließen lässt (Abbildung 7).

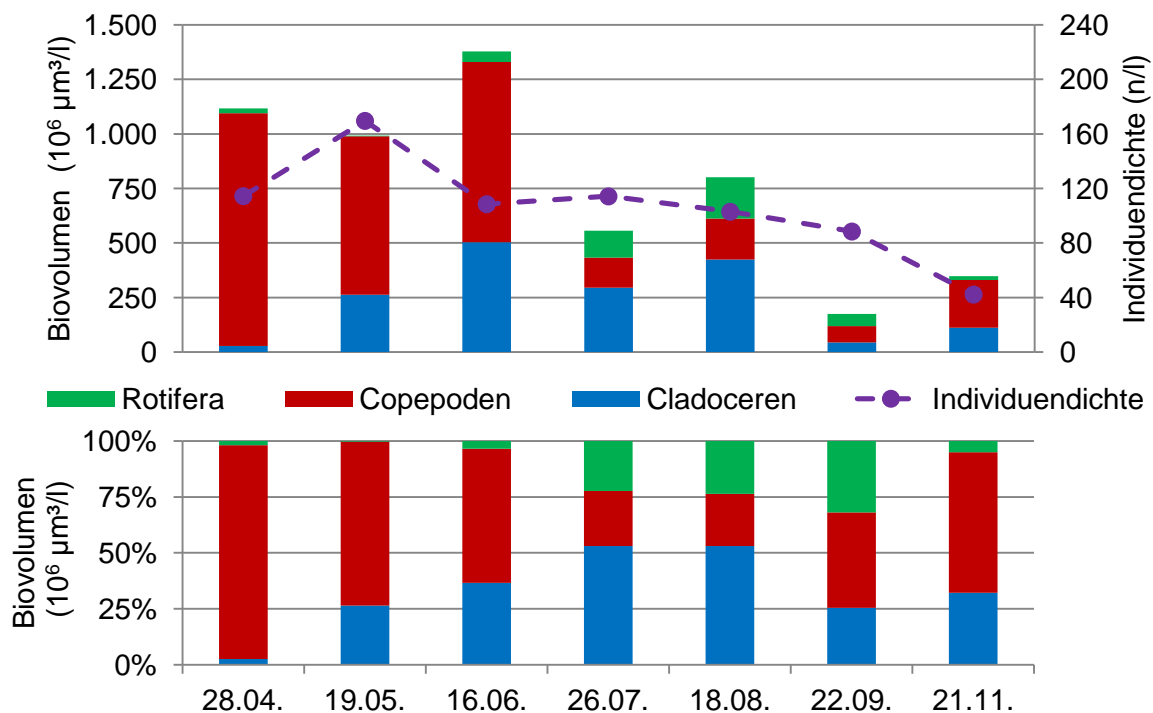


Abbildung 7. Biovolumen und Individuendichte (oben) sowie prozentuale Verteilung (unten) der Zooplanktongruppen im Stadtwaldsee 2022.

Im weiteren Verlauf des Sommers stieg der Anteil der Rotifera (Rädertierchen) am Biovolumen. Das Maximum wurde im September mit etwa $56 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3/\text{l}$ erreicht, was einem Anteil am Gesamtbiovolumen von 32 % entsprach. Zu diesem Zeitpunkt wurde auch die höchste Individuenzahl mit ca. 72 Ind./l festgestellt (Abbildung 7). Die Individuendichte der Rotifera ist insgesamt als ungewöhnlich gering zu werten. Vergleichbare Untersuchungen zeigen für gewöhnlich eine 10–fach höhere Anzahl an Rädertierchen.

Gegen Ende des Untersuchungszeitraums konnte erneut ein Anstieg der Copepoden festgestellt werden, die im November ein Anteil am Gesamtbiovolumen von 63 % hatten (Abbildung 7). Dominiert wurde die Artengemeinschaft von der calanoiden Art *Eudiaptomus gracilis*. Als besonders erwähnenswert gilt der bei der Zooplanktonuntersuchung bestimmte Beifang von *Dreissena*-Larven im Post-Veliger-Stadium. Vermutlich handelte es sich hierbei um die invasive Art *Dreissena rostriformis bugensis* (Quagga-Dreikantmuschel), die sich seit dem Erstdnachweis im Rhein und Main im Jahr 2007 (Martens et al. 2007, Velde & Platvoet 2007) in deutschen Gewässern ausbreitet und mittlerweile auch in mehreren Gewässern in Niedersachsen nachgewiesen wurde (Drescher & Eggers 2021). Im Stadtwaldsee ist bisher nur das Vorkommen der nahverwandten *Dreissena polymorpha* (Wandermuschel) bekannt. Da auch *D. rostriformis bugensis* großflächige Bestände mit hohen Dichten ausbilden kann, sollte deren Vorkommen im Stadtwaldsee überprüft, und bei Nachweis deren Entwicklung zukünftig beobachtet werden.

4.3. Makrophyten

4.3.1. Beschreibung der Transekte

4.3.1.1. Transekt M1

Das Transekt M1 war nur spärlich mit Makrophyten bewachsen, es konnten lediglich 2 Arten nachgewiesen werden. *Elodea canadensis* dominierte alle Tiefenstufen bis 4,8 m Tiefe, in dieser Tiefe wurde die Makrophyten-Tiefengrenze festgestellt. Als Vertreter der Armleuchteralgen kam lediglich *Chara globularis* vor. Im Flachwasser bis 1 m Wassertiefe konnten geringe Wühlschäden benthivorer Fischarten festgestellt werden. Eine leichte Fadenalgenentwicklung wurde in allen Tiefenstufen festgestellt. Neben den Pflanzenarten konnten die Muschelarten *Corbicula* sp. und *Dreissena polymorpha* sowie die Krebsart *Orconectes limosus* nachgewiesen werden (Abbildung 8).

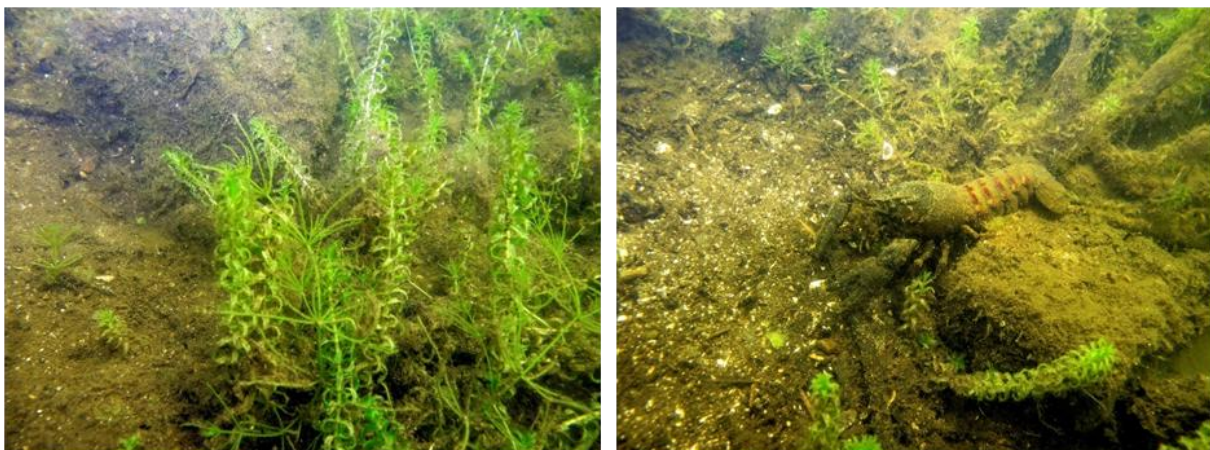


Abbildung 8. Armleuchteralge im *Elodea*-Bestand (links) und *Orconectes limosus* (rechts); beide Aufnahmen aus Transekt M1 am 21.06.2022

4.3.1.2. Transekt M2

Im Transekt M2 wurden insgesamt 7 Makrophytenarten nachgewiesen, davon 3 Arten aus der Gruppe der Armelechteralgen und 4 Arten aus der Gruppe der höheren Makrophyten. Die Makrophyten-Tiefengrenze wurde mit 3,9 m festgestellt. Aus der Gruppe der Armelechteralgen dominierte *Chara vulgaris* und kam in den Tiefen von 1 m–3,9 m vor. Untergeordnet konnten *Chara virgata* und *Chara globularis* nachgewiesen werden. Der Deckungsgrad des besiedelbaren Gewässergrundes mit Armelechteralgen war allerdings mit 10–25 % relativ gering. Aus der Gruppe der höheren Makrophyten dominierten *Potamogeton pectinatus* und *Elodea canadensis*. Untergeordnet kam *Myriophyllum spicatum* und emers *Phragmites australis* vor. Alle Tiefenstufen waren gering mit fädigen Grünalgen bewachsen, in der Tiefe von 1 m–2 m kamen diese auf eine mittlere Häufigkeit. Wühlschäden konnten aufgrund der Topographie und der Sedimentzusammensetzung (vorwiegend Kies) nicht festgestellt werden.

4.3.1.3. Transekt M3

Im Transekt M3 konnten insgesamt 8 Makrophytenarten nachgewiesen werden, davon 3 Arten aus der Gruppe der Armelechteralgen und 5 Arten aus der Gruppe der höheren Makrophyten. Die Makrophyten-Tiefengrenze lag in diesem Transekt bei 5,3 m. Aus der Gruppe der Armelechteralgen dominierte auch in M4 *Chara vulgaris*. Untergeordnet kamen die Arten *Chara globularis* und eine unberindete *Nitella*-Art vor, die allerdings aufgrund noch nicht ausgebildeter Fortpflanzungsorgane nicht bis auf Artniveau bestimmt werden konnte (*Nitella* sp.). Die Deckungsgrade waren mit 10–25 % weiterhin gering. Eine klare Dominanz aus der Gruppe der höheren Makrophyten konnte nicht nachgewiesen werden, *Potamogeton pectinatus* und *Potamogeton perfoliatus* kamen etwas häufiger vor als *Elodea canadensis* und *Potamogeton pusillus* sowie *Myriophyllum spicatum* (Abbildung 9).

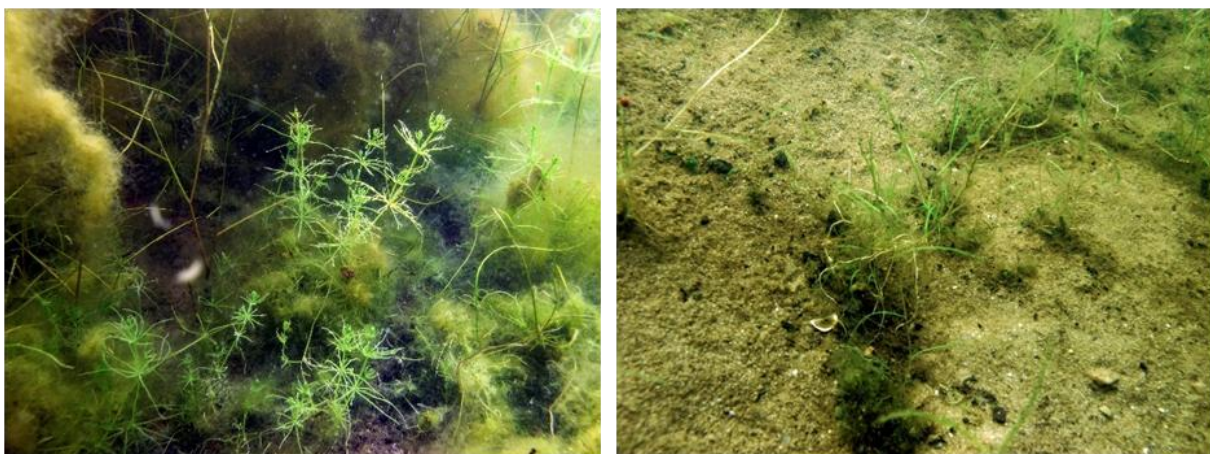


Abbildung 9. Armelechteralgen und Bewuchs von Fadenalgen (links) und *Potamogeton pusillus* im Flachwasser (rechts); beide Aufnahmen aus Transekt M3 am 21.06.2022

Ob es sich bei den mechanischen Schäden in den Tiefenstufen 0–1 m und 1–2 m um Wühl-
schäden oder mechanischen Vertritt von Badenden des FKK-Bereichs handelte, kann ab-
schließend nicht geklärt werden. Berichten zufolge sollen allerdings Karpfen im Flachwasser
sowohl des FKK-Bereich, als auch des Badebereichs des Öfteren zwischen den Badegästen
geschwommen sein. Fadenalgenentwicklung fand in allen Tiefenstufen des dritten Transekts
statt.

4.3.1.4. Transekt M4

Im Transekt M4 wurden insgesamt 6 Makrophytenarten nachgewiesen, davon 3 Arten aus
der Gruppe der Armluchteralgen und 3 Arten aus der Gruppe der höheren Makrophyten.
Die Makrophyten-Tiefengrenze lag wie im Transekt M3 bei 5,3 m und damit höher als in den
Transekten 1, 2 und 5. Aus der Gruppe der Armluchteralgen kam *Nitellopsis obtusa* ab ei-
ner Tiefe von 2 m dominant und häufig bis zur Tiefengrenze vor. Die Art bildete hier ausge-
dehnte und zusammenhängende Bestände. Darüber hinaus kommen *Chara vulgaris* und
Chara globularis untergeordnet vor. Aus der Gruppe der höheren Makrophyten kam nur
Potamogeton pectinatus relativ dominant vor, setzte sich jedoch auch in der Tiefe nicht ge-
genüber den Beständen von *Nitellopsis obtusa* durch. *Elodea canadensis* und *Myriophyllum
spicatum* traten in diesem Transekt in den Hintergrund (Abbildung 10).

Ob es sich bei den mechanischen Schäden in den Tiefenstufen 0–1 m und 1–2 m um Wühl-
schäden oder mechanischen Vertritt von Badenden handelte, kann abschließend nicht ge-
klärt werden. Berichten zufolge sollen allerdings Karpfen im Flachwasser sowohl des FKK-
Bereich, als auch des Badebereichs des Öfteren zwischen den Badegästen geschwommen
sein. Fadenalgenentwicklung fand in allen Tiefenstufen statt.

Die Armluchteralgenbestände waren in diesem Transekt am besten ausgebildet.



Abbildung 10. Armluchteralgen und Aufwuchs von Fadenalgen ;beide Aufnahmen aus Transekt M4
am 21.06.2022

4.3.1.5. Transekt M5

Im Transekt M5 wurden sehr starke Wühlschäden in Tiefen bis 2 m und mittlere Wühlschäden zwischen 2 m und 4 m Wassertiefe festgestellt, wodurch die Makrophytenvegetation deutlich gestört angetroffen wurde. Es wurden insgesamt 5 Makrophytenarten nachgewiesen, davon mit *Chara globularis* nur eine Art aus der Gruppe der Armleuchteralgen und diese auch nur als Einzelfund in der Tiefe. Bis auf einen leichten Schilfsaum gebildet aus *Phragmites australis* war der Bereich bis 1 m Wassertiefe vegetationsfrei. Höhere Makrophyten setzten erst ab ca. 1,5 m ein. Die Arten *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton pectinatus* und *Elodea nuttallii* kamen in diesem Transekt vor, allerdings ohne Dominanzen auszubilden. Fadenalgen kamen in allen Tiefenzonen vor.

Die Makrophytenvegetation in diesem Transekt kann als degradiert bezeichnet werden. Die Tiefengrenze lag bei lediglich 4,0 m.

4.3.2. Gesamtartenbestand

In den untersuchten Transekten wurden im Jahr 2022 insgesamt 12 Wasserpflanzenarten nachgewiesen. Davon entfallen 5 Arten auf die Gruppe der Armleuchteralgen und 7 Arten auf die Gruppe der höheren Makrophyten (Tabelle 9). Die Verteilung der Arten auf die einzelnen Transekte kann Tabelle 10 entnommen werden.

Tabelle 9. Gesamtartenliste der Makrophyten des Stadtwaldsees 2022.

Armleuchteralgen (n 5)	Höhere Wasserpflanzen (n 7)
<i>Chara globularis</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>
<i>Chara virgata</i>	<i>Elodea canadensis</i>
<i>Chara vulgaris</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>
<i>Nitella sp.</i>	<i>Phragmites australis</i>
<i>Nitellopsis obtusa</i>	<i>Potamogeton pectinatus</i>
	<i>Potamogeton perfoliatus</i>
	<i>Potamogeton pusillus</i>

Tabelle 10. Artenverteilung der Makrophyten in den Transekten (M, Makrophytentranspekt) des Stadtwaldsees 2022.

	M1	M2	M3	M4	M5
Characeen (Armleuchteralgen)					
<i>Chara globularis</i>	X	X	X	X	X
<i>Chara virgata</i>	-	X	-	-	-
<i>Chara vulgaris</i>	-	X	X	X	-
<i>Nitella sp.</i>	-	-	X	-	-
<i>Nitellopsis obtusa</i>	-	-	-	X	-
Anzahl Characeen	1	3	3	3	1

	M1	M2	M3	M4	M5
Höhere Makrophyten					
<i>Ceratophyllum demersum</i>	-	-	-	-	X
<i>Elodea canadensis</i>	X	X	X	X	X
<i>Myriophyllum spicatum</i>	-	X	X	X	-
<i>Phragmites australis</i>	-	X	-	-	X
<i>Potamogeton pectinatus</i>	-	X	X	X	X
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	-	-	X	-	-
<i>Potamogeton pusillus</i>	-	-	X	-	-
Anzahl höhere Makrophyten	1	4	5	3	4
Arten insgesamt					
	2	7	8	6	5

4.3.3. Deckungsgrad der Kenn- und Trennarten sowie Störanzeiger

Tabelle 11. Zusammenfassung der für die Bewertung relevanten Ergebnisse aus der Makrophytenuntersuchung 2022 aufgeteilt nach Transekten (M, Makrophytentranspekt).

M	Störanzeiger	Anteil Störanzeiger	Kennarten	Anteil Kennarten
1	<i>Elodea canadensis</i>	5–10 %	<i>Chara globularis</i>	< 5 %
2	<i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>Elodea canadensis</i> , <i>Myriophyllum spicatum</i>	25–50 %	<i>Chara globularis</i> , <i>Chara vulgaris</i> , <i>Chara virgata</i>	10–25 %
3	<i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>Elodea canadensis</i> , <i>Myriophyllum spicatum</i>	> 50 %	<i>Chara vulgaris</i> , <i>Nitella sp.</i> , <i>Chara globularis</i>	10–25 %
4	<i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>Elodea canadensis</i> , <i>Myriophyllum spicatum</i>	10–25 %	<i>Nitellopsis obtusa</i> , <i>Chara vulgaris</i> , <i>Chara globularis</i>	25–50 %
5	<i>Ceratophyllum demersum</i> , <i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>Elodea canadensis</i>	10–25 %	<i>Chara globularis</i>	< 5 %
Stadtwaldsee (Gesamt)				
	Störanzeiger	Anteil Störanzeiger	Kennarten	Anteil Kennarten
	<i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>Elodea canadensis</i> , <i>Myriophyllum spicatum</i> , <i>Ceratophyllum demersum</i> (n 4)	10–25 %	<i>Chara globularis</i> , <i>Chara vulgaris</i> , <i>Chara virgata</i> , <i>Nitella sp.</i> , <i>Nitellopsis obtusa</i> (n 5)	10–25 %

Der Deckungsgrad des besiedelbaren Gewässerbodens mit Armluchteralgen-Unterwasserrasen ist ein wichtiges Kriterium in der Bewertung des Zustandes der Makrophytenvegetation. Zwischen den einzelnen Transektstandorten gab es teilweise große

Schwankungen. Die höchsten Deckungsgrade wurden im Bereich des Transekt M4 (Badebereich) festgestellt. Insgesamt lag der Deckungsgrad mit Armelechteraigen-Unterwasserrassen bei 10–25 % (Tabelle 11). Ebenso hoch fiel insgesamt der Anteil der Störanzeiger aus. Als Störanzeiger bzw. Eutrophierungszeiger wurden *Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis*, *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus* identifiziert.

4.3.4. Mittlere Makrophyten-Tiefengrenze

Die Wuchstiefe von Makrophyten in einem stehenden Gewässer ist eine direkte Funktion der Sichtbarkeit und des eindringenden Lichtes in den Wasserkörper und stellt damit ein wichtiges Indiz für die Nährstoffsituation des Gewässers dar.

Die mittlere Makrophyten-Tiefengrenze wird aus den einzelnen Tiefengrenzen der Transekte berechnet. Sie ist die Tiefe, bis zu der Makrophyten sessil (im Gewässergrund verankert) wachsen. Bei der Festlegung der absoluten Tiefengrenzen muss kein flächiger Makrophyten-Bewuchs vorhanden sein, vor allem Einzelpflanzen werden hier mit in die Festlegung der Makrophyten-Tiefengrenze einbezogen. Die Makrophytentiefengrenze wird in jedem Transekt separat erfasst, aus allen Werten wird der Mittelwert = mittlere Makrophytentiefengrenze berechnet.

Die im Jahr 2022 festgestellten Makrophytentiefengrenzen der einzelnen Transekte bewegen sich zwischen 4,0 m und 5,3 m (Tabelle 12). Die berechnete mittlere Makrophytentiefengrenze für den Stadtwaldsee wird mit 4,7 m berechnet.

Tabelle 12. Makrophyten-Tiefengrenzen (MT) der untersuchten Transekte (TS) und mittlere Makrophyten-Tiefengrenze (MMT) im Stadtwaldsee 2022.

TS	1	2	3	4	5
MT (m)	4,8	3,9	5,3	5,3	4,0
MMT (m)	4,7				

4.3.5. Bewertung nach PHYLIB

Die Bewertung der Transekte und des gesamten Stadtwaldsees erfolgte unter Nutzung der PHYLIB-Bewertungssoftware Version 5.3.0. Aufgrund von geringen Deckungsgraden in den Transekten 1 und 5 ist das Bewertungsergebnis hier nicht gesichert, dennoch gibt die Bewertungssoftware eine Bewertung für diese Transekte aus. Für 3 der 5 bewerteten Transekte liegt ein gesichertes Ergebnis vor. Der Bewertung wurde als Leitbild der Stillgewässertyp TKg 13 zugrunde gelegt, dies entspricht einem „stabil geschichteten karbonatischen Wasserkörper des Tieflandes mit relativ kleinem Einzugsgebiet“.

Die Bewertung der Ergebnisse für die einzelnen Transekte fällt heterogen aus. In Transekt 1 und 5 wird die Bewertung mit „unbefriedigend“ angegeben. Dies liegt im Transekt 1 im hohen Anteil von Störzeigern (*Elodea canadensis*) bzw. im niedrigen Anteil der Armelechteraigen

begründet. Im Transekt 5 schlägt die hohe Störung der Makrophytenvegetation durch benthivore Fischarten durch. Die Transekte 2 und 3 werden mit mäßig bewertet. Einzig das Transekt 4 wird, vor allem durch das Vorkommen von ausgedehnten Beständen vor allem von *Nitellopsis obtusa*, mit „gut“ bewertet.

Tabelle 13. Bewertung der Transekte und Gesamtbewertung der Komponente Makrophyten mit dem PHYLIB-Tool 5.3.0.

Transekt	Makrophyten-Seotyp	Modulwert	Zustandsklasse	Bewertung	Ergebnis gesichert
1	TKg 13	3,92	4	unbefriedigend	nein
2		3,15	3	mäßig	ja
3		2,75	3	mäßig	ja
4		2,29	2	gut	ja
5		3,74	4	unbefriedigend	nein
Mittelwert:		2,7	3	mäßig	

Der Mittelwert für das PHYLIB-Modul Makrophyten liegt mit 2,7 in der Zustandsklasse 3, damit kann die Makrophytenvegetation im Stadtwaldsee insgesamt mit „mäßig“ bewertet werden (Tabelle 13). Aus der Bewertung des Stadtwaldsees ergibt sich hinsichtlich der Makrophytenflora ein Maßnahmenbedarf (schlechter als „gut“), auf den im Kapitel 6 eingegangen wird.

4.3.6. Erfassung von Wühlschäden

In allen fünf Transekten wurden während der Erfassung der Makrophytenvegetation die Schäden durch benthivore Fischarten erfasst. Primäre Schäden (direkte Wühlschäden) waren in 4 von 5 Transekten nachzuweisen, sekundäre Schäden in Form von Sedimentablagerungen wurden hingegen nicht festgestellt. Daher sind in Tabelle 14 nur die primären Schäden je Transekt und Tiefenstufe dargestellt.

Tabelle 14. Im Jahr 2022 festgestellte primäre Schäden (Wühlschäden) durch benthivore Fischarten in den Transekten des Stadtwaldsees

	0–1 m	1–2 m	2–4 m	4–6 m
Transekt 1		x		
Transekt 2				
Transekt 3	x x	x x		
Transekt 4	x x	x x		
Transekt 5	x x x	x x x	x x	

Auffällig waren die Wühlschäden im Bereich des DLRG-Standortes in Transekt 5. Hier waren bis in Tiefen von 4 m überwiegend starke Wühlschäden vorhanden. Der Seegrund war dort nahezu bewuchsfrei, die Makrophytenvegetation war hier erheblich gestört. Das Sediment war von den typischen durch benthivore Fischarten bei der Nahrungsaufnahme erzeugten Mulden geprägt (Abbildung 11).

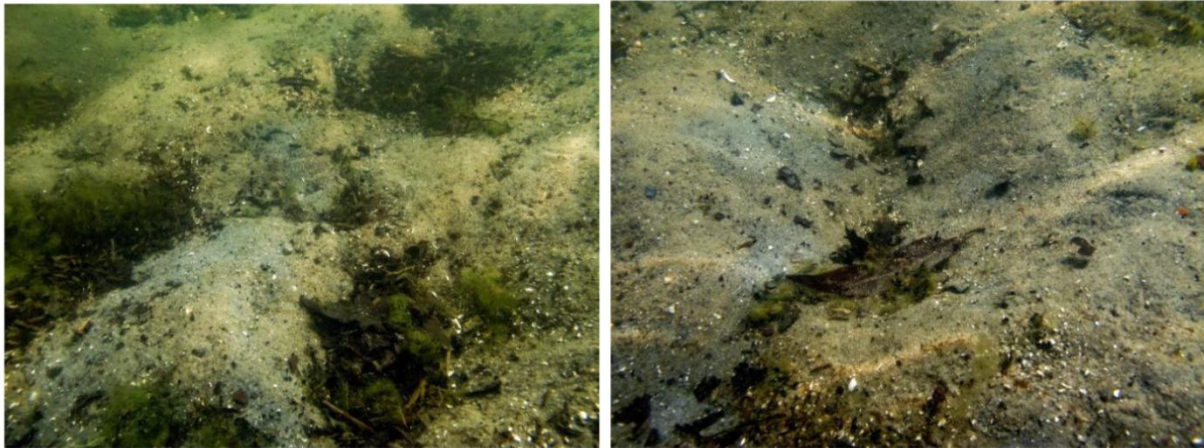


Abbildung 11. Wühlschäden innerhalb Transekt 5 im Stadtwaldsee 21.06.2022.

Im Bereich des Transekt 3 (FKK-Bereich) und des Transekt 4 (Badebereich) war die submerse Vegetation insbesondere im Flachwasserbereich stark gestört. Es wird vermutet, dass auch hier Wühlschäden vorhanden sind. Jedoch konnte nicht zweifelsfrei eine Trennung der Störung durch Badegäste und benthivore Fischarten vorgenommen werden. Nach Aussagen von Badenden vor Ort schwimmen große Karpfen aber regelmäßig auf der Nahrungssuche zwischen den Beinen der Badenden hindurch.

Im Bereich des Transekt 1 wurden – vermutlich bedingt durch die Topographie des Seebodens – nur leichte Wühlschäden in 1–2 m Wassertiefe festgestellt. Ebenfalls aufgrund der Topographie und des vorhandenen gröbereren Sediments gehen wir davon aus, dass im Transekt 2 keine Wühlschäden nachgewiesen wurden.

Die Untersuchung in 5 Transekten zeigt, dass benthivore Fischarten an geeigneten Stellen mit Lockersedimenten ein hohes Schadenspotenzial aufweisen. Schäden an den Beständen submerser Vegetation sollten vermieden werden und Schutzmaßnahmen sollten ergriffen werden. Eine Handlungsempfehlung hierzu erfolgt in Kapitel 6.2.3.

4.4. Fische

4.4.1. Vor-Ort-Parameter und abiotische Faktoren

Zum Zeitpunkt der E-Befischung konnte am Stadtwaldsee eine hohe Sichttiefe (> 4 m) festgestellt werden. Auch die weiteren Vor-Ort-Parameter zeigten keine Auffälligkeiten, sodass die Befischung erfolgreich durchgeführt werden konnte (Tabelle 15).

Tabelle 15. Vor-Ort-Parameter, erhoben in 0,5 m Wassertiefe am Stadtwaldsee 2022.

Parameter	Einheit	06.09.2022
Sichttiefe	m	> 4
Wassertemperatur	°C	20,3
Sauerstoffkonzentration	mg/l	8,98
pH		8,45
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	1.270

4.4.2. Elektrofischung

Durch die Elektrofischung (E-Befischung) konnten insgesamt fünf Fischarten festgestellt und 136 Fische gefangen werden. Mit 55 Individuen und einem Anteil am Gesamtfang von 40 % war der Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) die häufigste Art. Es folgten die Arten Aal (*Anguilla anguilla*, 32 %) und Schleie (*Tinca tinca*, 23 %). Mit einem Anteil am Gesamtfang < 10 % waren die Arten Hecht (*Esox lucius*) und Wels (*Silurus glanis*) vertreten (Abbildung 12).

Die Altersstruktur zeigte eine Dominanz der Altersgruppe (AG) 1 (präadult), in die sich etwa 60 % der Fische zuordnen ließen. Mit einem Anteil von 33 % und 7 % folgten die AG 0 (juvenile) und AG 2 (adult; Abbildung 12). Die Altersverteilung des Fangs ist für E-Befischungen typisch. Da juvenile und subadulte Fische bevorzugt ufernahe Habitats besiedeln, werden diese AG bei ufernahen Abfischungen meistens überrepräsentiert.

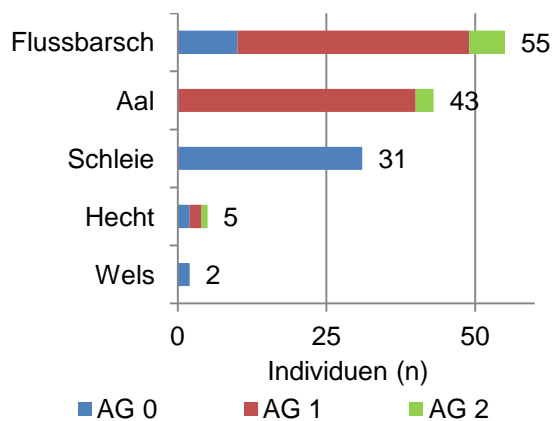


Abbildung 12. Durch Elektrofischung nachgewiesene Fischarten, Individuenzahlen und Altersstrukturen im Stadtwaldsee 2022. AG 0 = 0+-Individuen, AG 1 = präadult, AG 2 = adult.

Tabelle 16. Anzahl an Fischen pro 50 m Uferlinie im Stadtwaldsee 2022. EX = Elektrofischungsstransect X.

Art	E1	E2	E3	E4
	Individuen/50 m Uferlinie			
Aal	2,7	0,5	3,0	1,0
Flussbarsch	1,7	1,0	4,5	2,0
Hecht	0,5	0,0	0,3	0,0
Schleie	0,7	0,0	2,0	2,5
Wels	0,0	0,0	0,2	0,2
Gesamt	5,5	1,5	10,0	5,7

Bezogen auf die befischte Uferlinie zeigte sich mit 5,7 Individuen (Ind.)/50 m Uferlinie eine vergleichsweise geringe Fischabundanz. Die meisten Fische wurde dabei innerhalb Transect E3 in Bereich des Schilfgürtels nahe des FFK-Strandes gefangen (10 Ind./50 m Uferlinie). Die geringste Fischdichte wies das nordöstliche Transect E2 (1,5 Ind./50 m Uferlinie) im Bereich des Restaurants auf (Tabelle 16).

4.4.3. Stellnetzbefischung

Bei der Stellnetzbefischung konnten sieben Fischarten nachgewiesen und 842 Individuen gefangen werden. Im Gegensatz zur E-Befischung konnten bei der Stellnetzbefischung die Arten Brachse (*Abramis brama*), Buckelmaräne (*Coregonus widegreni*; für diese Art kursieren sowohl für den deutschen als auch für den wissenschaftlichen Namen unterschiedliche Bezeichnungen. In diesem Fall erfolgte die wissenschaftliche Benennung nach Kottelat & Freyhof (2007). Da die deutsche Bezeichnung von Coregonenarten nicht eindeutig ist, wird nachfolgend der wissenschaftliche Name verwendet), Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*), Rotauge (*Rutilus rutilus*) und Zander (*Sander lucioperca*) nachgewiesen werden, wohingegen der Fang von Aal, Schleie und Wels mittels Stellnetz nicht gelang.

Die höchste Abundanz wies der Flussbarsch auf, der mit 547 Individuen einen Anteil am Gesamtfang von 65 % hatte. Mit deutlich geringeren Individuenzahlen folgten der Kaulbarsch (158 Ind.) und das Rotauge (98 Ind.). Mit einem Anteil am Gesamtfang von < 10 % waren die Taxa Brachse, *Coregonus widegreni*, Zander und Hecht am seltensten (Abbildung 13).

Die Altersverteilung deckt sich mit der der E-Befischung. So konnte auch bei der Stellnetzbefischung eine Dominanz der AG 1 (70 %), gefolgt von der AG 0 (17 %) und AG 2 (13 %) festgestellt werden (Abbildung 13).

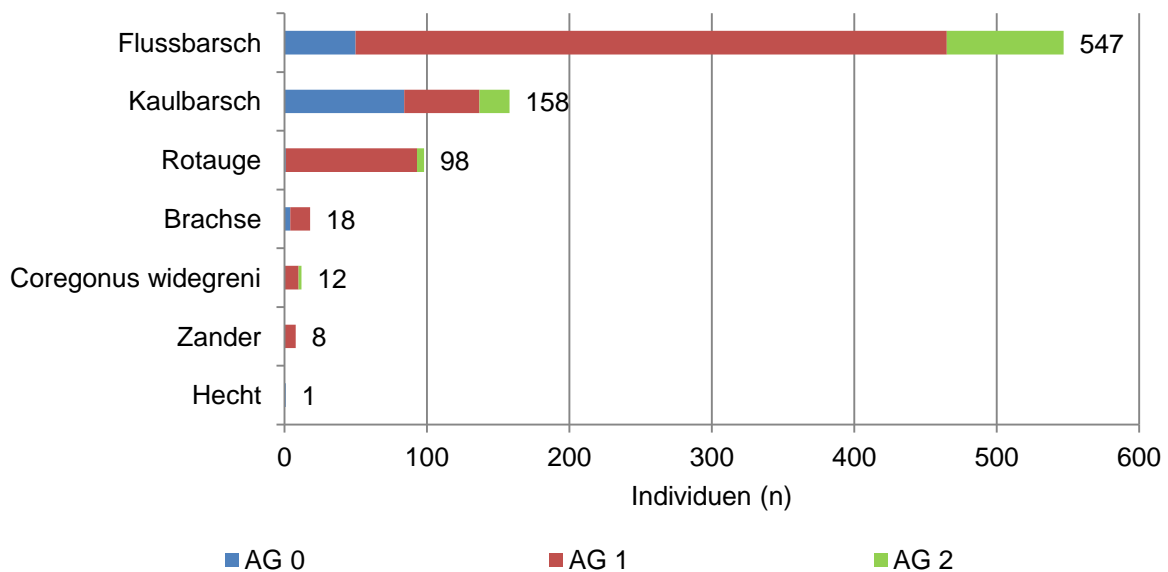


Abbildung 13. Durch Stellnetzbefischung nachgewiesene Fischarten und Individuenzahlen im Stadtwaldsee 2022. AG 0 = 0+-Individuen, AG 1 = präadult, AG 2 = adult.

Bei genauerer Betrachtung der einzelnen Netzfänge, zeigte sich eine Fischdichte von 1,5 Ind./m². Dabei schwankte die Individuendichte zwischen 0,2 und 3,4 Ind./m². Die höchsten Fischdichten wurden dabei in den Netzen Snb1 und Snb2 erreicht, die im Nordwesten des Stadtwaldsees exponiert waren (Tabelle 17).

Auch hinsichtlich der Fischbiomasse konnte in den Netzen Snb1 und Snb2 mit ca. 60 und 79 g/m² die höchsten Fanggewichte festgestellt werden. Die Fischbiomasse schwankte ins-

gesamt zwischen 4,8–79,1 g/m² und lag im Durchschnitt bei 32,8 g/m² (s. Anhang Tabelle A2).

Tabelle 17. Durchschnittliche Anzahl an Fischen pro m² Netz im Stadtwaldsee 2022. SX = Stellnetz benthisch X, PX = Stellnetz pelagisch X.

Art	Snb1	Snb2	Snb3	Snb4	Snp1	Snb10	Snb20	Snb30	Snb40	Snp10
	Individuen/m ² Netz									
Brachse	0,00	0,00	0,02	0,00	0,03	0,02	0,04	0,02	0,02	0,04
<i>Coregonus widegreni</i>	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07
Flussbarsch	2,51	1,04	1,31	1,36	0,16	0,44	0,00	1,82	1,16	0,52
Hecht	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
Kaulbarsch	0,84	1,07	0,02	1,07	0,00	0,07	0,04	0,22	0,18	0,00
Rotauge	0,00	0,31	0,36	0,00	0,01	0,00	0,09	0,00	0,00	0,38
Zander	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,03
Gesamt	3,36	2,47	1,71	2,44	0,23	0,53	0,20	2,09	1,36	1,04

Die Auswertung der Taxaliste hinsichtlich gefährdeter Fische ergab eine Art, die nach der Roten Liste für Deutschland (Freyhof 2009) „stark gefährdet“ ist. Dies betrifft den Aal, der am häufigsten im Bereich des Schilfes nachgewiesen wurde. Nach der FFH-Richtlinie (Europäische Union 1992) wurde keine gefährdete oder geschützte Art im Stadtwaldsee gefangen.

4.4.4. Bestandsdaten

Der SFV Bremen e.V. stellte Fanglisten von 1980–2021 sowie Besatzlisten von 2018–2022 bereit. Bei der Auswertung wurde ersichtlich, dass dem Stadtwaldsee im genannten Zeitraum regelmäßig Besatzfische zugeführt wurden. Insgesamt wurden in den letzten fünf Jahren mehr als zehn Arten besetzt. Der Weißfischmix umfasste mehrere Arten, die nicht näher bestimmt wurden. Nach Herrn Lumma (SFV Bremen e.V.) beinhaltet der Weißfischmix zumindest die Arten Brachse und Rotauge. Neben Fische wurden auch regelmäßig Europäische Edelkrebse (*Astacus astacus*) und Große Teichmuscheln (*Anodonta cygnea*) in den Stadtwaldsee eingebracht.

Seit 2018 jährlich besetzt, wurden ausschließlich Zander (geschlechtsreife Tiere, Z4) und Europäische Edelkrebse. In vier der letzten fünf Jahre wurden die Arten Gründling (*Gobio gobio*), Schleie (geschlechtsreife Tiere, S3/4) und Große Teichmuschel dem See zugeführt. Der Besatz mit Karpfen erfolgte den Angaben zufolge zuletzt 2019 (Tabelle 18).

Die Fanglisten belegen eine regelmäßige Entnahme von Raubfischen und Friedfischen seit 1980. Am häufigsten entnommenen wurden die Arten Aal, Flussbarsch, Hecht, Karpfen, Schleie und Zander. Zudem wurden in der Vergangenheit nicht näher bestimmte Weißfische, wahrscheinlich Brachsen und Rotauge, entnommen.

Tabelle 18: Fischbesatz im Stadtwaldsee 2018–2022.

Art	Besatzjahr
Aal	2018, 2019
Bitterling	2020, 2021, 2022
Gründling	2018, 2020, 2021, 2022
Hecht	2018
Karpfen	2018, 2019
Moderlieschen	2020, 2021
Art	Besatzjahr
Quappe	2018, 2020
Schleie	2018, 2019, 2020, 2021
Ukelei	2021
Weißfischmix	2018, 2019, 2022
Zander	2018, 2019, 2020, 2021, 2022
Europäischer Edelkrebs	2018, 2019, 2020, 2021, 2022
Große Teichmuschel	2019, 2020, 2021, 2022

4.4.5. Einordnung der Befischungsergebnisse

Die anhand der E- und Stellnetzbefischung sowie durch Auswertung der bestehenden Fang- und Besatzlisten erstellte Bestandsübersicht, zeigt eine vergleichsweise artenreiche Fischzönose, die sich überwiegend aus gewässertypischen Fischarten zusammensetzt. Dominiert wurde die Artengemeinschaft 2022 vom Flussbarsch, der im Stadtwaldsee eine hohe Bestandsdichte erreicht. Die Ergebnisse lassen zudem auf einen stabilen Bestand an Rotaugen schließen. Neben den drei nachgewiesenen Cyprinidenarten deuten die Besatz- und Fanglisten außerdem auf ein Vorkommen der Cypriniden Bitterling, Gründling, Karpfen, Moderlieschen und Ukelei hin. Dabei gilt das Vorkommen großmaßiger Karpfen und Brachsen durch die detektierten Wühlkrater (s. Kapitel 4.3.6) als gesichert. Da deren negativen Einfluss auf mesotrophe Stillgewässer mit gut ausgebildeten Makrophytengesellschaften bekannt sind (Waterstraat et al. 2017), wird deren Besatz als unpassend und äußerst bedenklich eingestuft (s. Kapitel 5.2.1).

Bemerkenswert ist der Nachweis von *Coregonus widegreni*. Die Art wurde wahrscheinlich unbeabsichtigt beim Weißfischmischbesatz in den See eingebracht und bildet seither eine Population im Freiwasser, die in der Vergangenheit auch im See reproduzierte. Im Vergleich zu typischen Coregonengewässern weist der Stadtwaldsee allerdings eine geringe Wassertiefe und sommerliche Sauerstoffdefizite im Hypolimnion auf, was den Lebensraum der Coregonen limitiert. Auch ist im Zuge des Klimawandels und der zunehmenden Eutrophierung zukünftig mit einer Verschlechterung der Lebensbedingungen für Coregonen zu rechnen (Salmaso et al. 2018), sodass langfristig ein Einbruch des Coregonenbestandes im Stadtwaldsee wahrscheinlich ist. Hinzu kommt das Auftreten der toxinbildenden Cyanobakterien der Art *Planktothrix rubescens*, die als zusätzlicher Stressor die Fitness von Coregonen reduzieren kann (Ernst et al. 2007, Sotton et al. 2011).

Neben den Friedfischen sind auch die Raubfische im Stadtwaldsee in einem breiten Artenspektrum vertreten. Außer dem inverti-piscivoren (fakultativ fischfressenden) Aal und Fluss-

barsch konnten die piscivoren (fischfressenden) Arten Hecht, Wels und Zander festgestellt werden. Zudem zeigen die Fang- und Besatzlisten das Vorkommen der Quappe (*Lota lota*) an. Die Abundanz der rein piscivoren Arten war bei der Bestandserhebung vergleichsweise gering.

Durch die 2022 erhobenen Fangdaten kann mit Ausnahme des Aals (katadrom), *Coregonus widegreni* und Zanders der Reproduktionserfolg für alle durch E- und Stellnetzbefischung nachgewiesenen Fischarten als gesichert angesehen werden, was äußerst positiv zu werten ist. Zudem lassen die Nachweise von zweijährigen Coregonen und Zander zumindest auf deren Reproduktion im Vorjahr schließen. Da der Stadtwaldsee aufgrund seiner Morphologie nur wenige Flachwasserbereiche aufweist und dadurch potentielle strukturreiche Laichhabitate rar sind, ist die hohe Anzahl an reproduzierende Arten besonders bemerkenswert. Wo möglich wird die Laichsituation auch durch die vom SFV Bremen eingebrachten Laichhilfen verbessert. Ziel sollte hierbei sein, den Fischbesatz von bereits natürlich vermehrenden Fischarten zukünftig zu reduzieren oder sogar auszusetzen. Der Besatz mit bedrohten Arten wie dem Bitterling, wird als positiv angesehen, da der Stadtwaldsee für einzelne schützenswerte Arten geeignete Habitate bieten kann. Diese Arten sollten mittelfristig jedoch selbst reproduzierende Bestände ausbilden. Bei ausbleibender Reproduktion sollten die Besatzmaßnahmen zeitnah beendet werden.

Insgesamt weist der Stadtwaldsee eine diverse Fischfauna auf, die sich weitestgehend aus gewässertypischen, sich selbst reproduzierenden Arten zusammensetzt. Die vom SFV Bremen umgesetzten Maßnahmen zur Erhöhung der Habitatdiversität sollten weiter verfolgt und auch zukünftig umgesetzt werden. Dadurch sollten Besatzmaßnahmen von bereits natürlich vermehrenden Fischarten zukünftig auf ein Minimum reduziert werden können. Maßnahmen die auf eine Senkung der Trophie abzielen werden im Kapitel 6.2.2 erläutert.

4.5. Wasserhaushalt

4.5.1. Witterung

Die Witterung war im Jahr 2022 von einer hohen Sonnenscheindauer und verhältnismäßig geringen Niederschlägen geprägt. Die Lufttemperaturen lagen in 2022 ebenfalls 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 war beispielsweise der sonnenreichste Monat seit Beginn der Aufzeichnungen. Sonnenreiche, niederschlagsarme Verhältnisse treten insbesondere in den letzten Jahren vermehrt auf und gehen auch mit den vielfach beschriebenen höheren Temperaturen einher. Diese Veränderungen wirken sich unmittelbar auf die Wasserbilanz und die Umsetzungsprozesse im Gewässer aus.

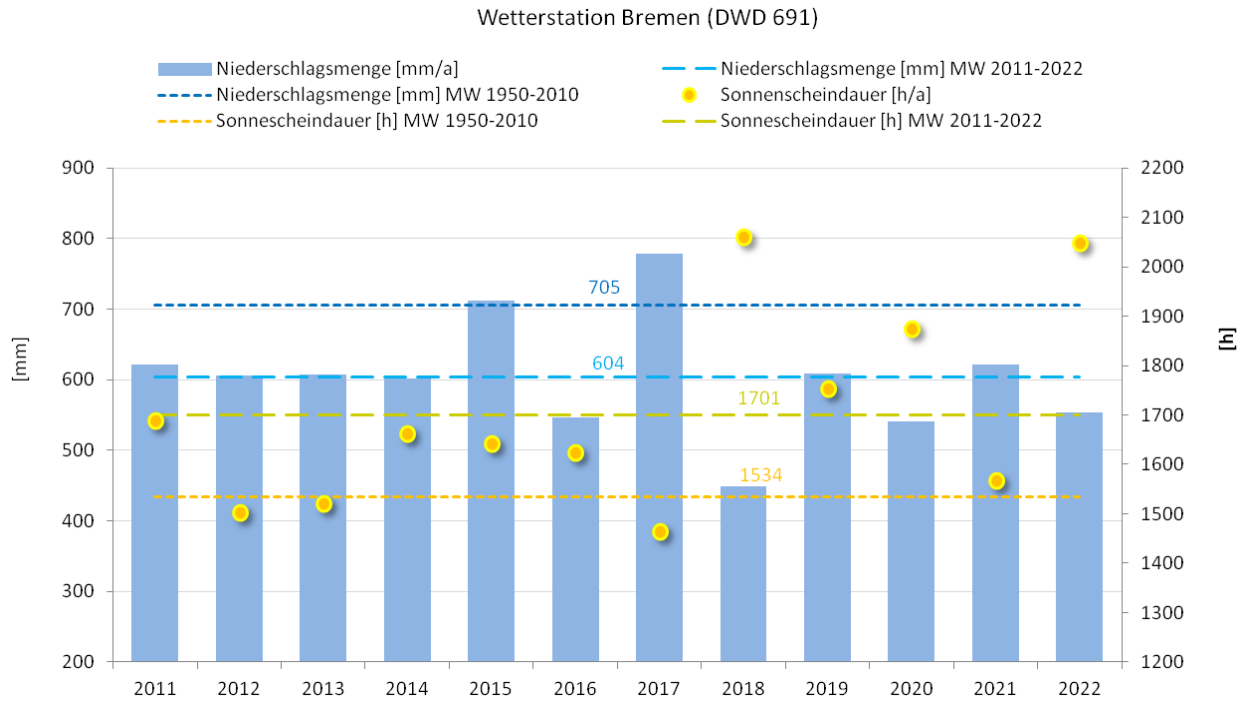


Abbildung 14. Jährliche Mittelwerte der Niederschlagsmengen und Sonnenscheindauern der DWD Wetterstation 691 Bremen für den Zeitraum 2011–2022; Linien zeigen langjährige Mittelwerte (MW) zwischen 1950–2010 und 2011–2022 (Datenquelle: cdc.dwd.de; DWD 2023).

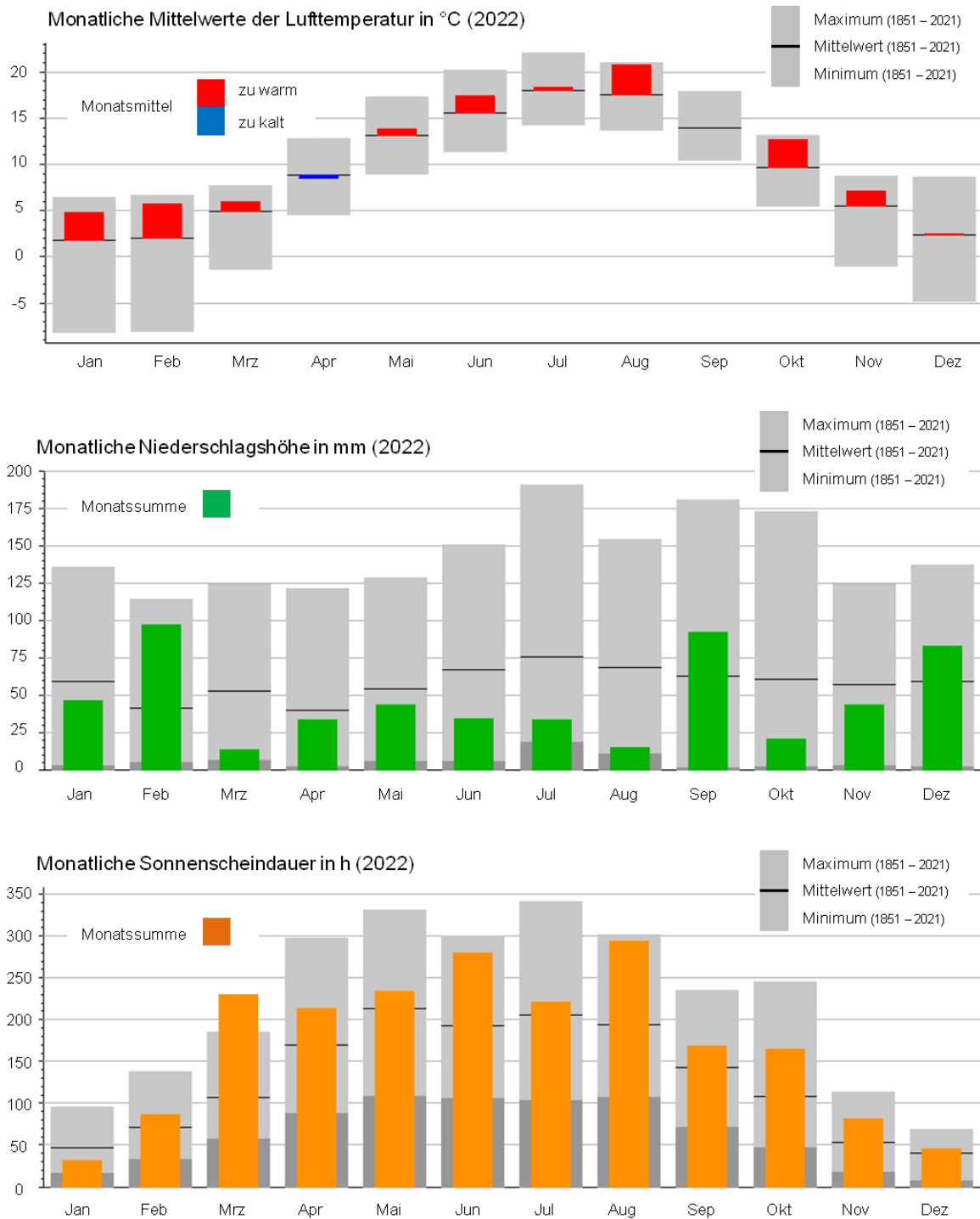


Abbildung 15. Monatliche Mittelwerte der Lufttemperatur, Niederschlagshöhe und Sonnenscheindauer im Jahr 2022 an der Wetterstation Bremen im Vergleich zu langjährigen Maxima, Minima und Mittelwerten (verändert nach https://www.dwd.de/DE/wetter/wetterundklima_vorort/niedersachsen_bremen/bremen/_node.html, abgerufen am 01.02.2023).

4.5.2. Wasserbilanz des Sees

Für die Aufstellung der Wasserbilanz für den Untersuchungszeitraum 28.04.2022–13.02.2023 wurde die Differenz zwischen den aufsummierten Regenspenden und der Verdunstung gebildet (Δ_{RV}).

In der ersten Phase vom 28.04.–17.08. nahm das Wasservolumen des Stadtwaldsees ab. In diesem Zeitraum wurde dem See auch mehr Wasser durch Verdunstung entzogen, als durch Regenspende zugeführt wurde. Allerdings überstieg der Wasserverlust bis zum 15.06. Δ_{RV} um bis zu 20.000 m³. In den anschließenden Messintervallen bis zum 17.08. kehrten sich die Verhältnisse um, und die Abnahme des Wasservolumens war um ca. 5.000–9.000 m³ geringer als Δ_{RV} .

Ab Mitte August kam es zu einer Zunahme des Wasservolumens um durchschnittlich 2.000–5000 m³/Messintervall, bei gleichzeitig negativem Δ_{RV} .

Ab Ende November bis Mitte Februar war die Wasserbilanz positiv. So lag Δ_{RV} bei 48.000 m³ und das Wasservolumen nahm um fast 70.000 m³ zu (Abbildung 16).

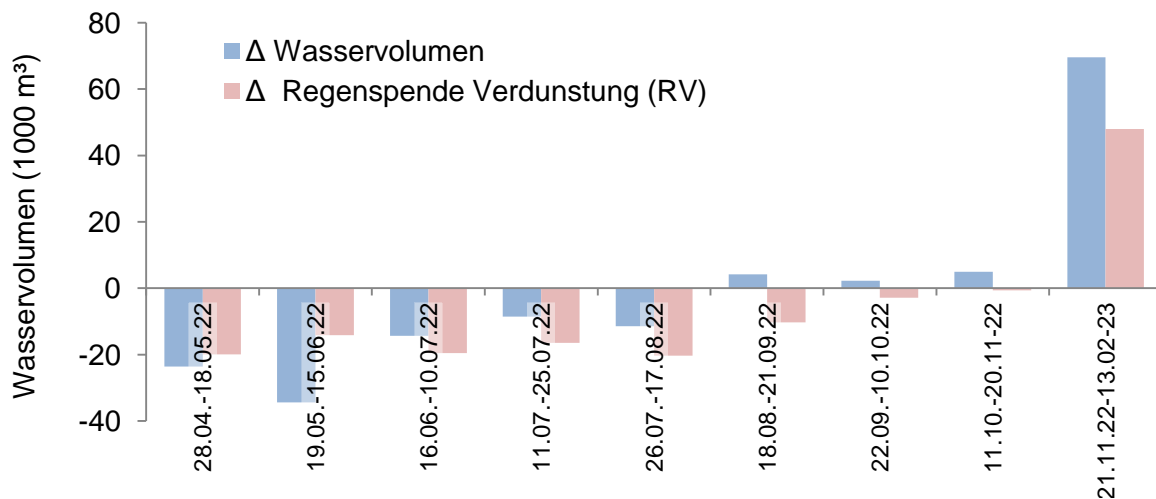


Abbildung 16: Änderung des Wasservolumens und der Wasserbilanz (Differenz aus Regenspende und Verdunstung (Δ)) in m³ für die einzelnen Messintervalle im Untersuchungszeitraum 28.04.2022–13.02.2023 am Stadtwaldsee.

Insgesamt wurde über den gesamten Untersuchungszeitraum eine negative Wasserbilanz errechnet. So belief sich der Wasservolumenverlust des Stadtwaldsees auf etwa 11.000 m³ bei einem negativen Δ_{RV} von 55.000 m³ (Abbildung 17, Tabelle 19). Bei einem Ausgangsvolumen von ca. 2.423.000 m³ entspricht dies einem Wasserverlust von 0,45 %.

Die Ergebnisse zeigen eine Diskrepanz zwischen der Wasserbilanz und der Änderung des Wasservolumens des Stadtwaldsees. Diese ist zum einen auf den Fehler des Modells, hauptsächlich jedoch auf die Nichtbetrachtung von Transpiration und Grundwasser zurückzuführen. Möglicherweise könnte ein hoher Einfluss des Grundwassers dazu geführt haben, dass der Stadtwaldsee trotz zeitweise stark negativem Δ_{RV} nur geringe Wasserstandsschwankungen aufwies.

Tabelle 19: Kenndaten zur Wasserbilanz 04.2022–02.2023.

Auswertungsintervall		28.04.22 – 17.08.22	18.08.22 – 13.02.23	Gesamt
Regenspende	m ³	37.000	94.000	131.000
Verdunstung	m ³	127.000	59.000	186.000
Wasserbilanz (Δ_{RV})	m ³	-90.000	35.000	-55.000
Änderung Wasservolumen	m ³	-92.000	81.000	-11.000

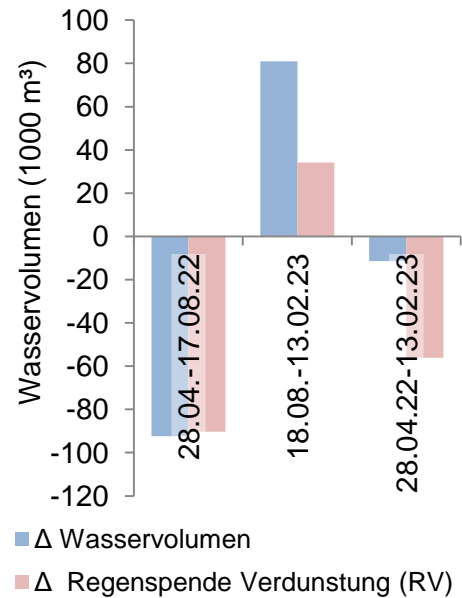


Abbildung 17: Änderung des Wasservolumens und der Wasserbilanz (Differenz aus Regenspende und Verdunstung (Δ)) in m³ für die Abnahme- und Auffüllphase sowie für den gesamten Untersuchungszeitraum.

4.5.3. Hydrologische Verhältnisse im Nahumfeld des Sees

Wie in Kapitel 4.5.2 diskutiert, könnte der Stadtwaldsee auch durch die hydrologischen Verhältnisse im unmittelbaren Umfeld des Sees beeinflusst werden. So ist es wahrscheinlich, dass sich der Zu- und Abstrom von Grundwasser auf den Wasserhaushalt des Stadtwaldsees auswirkt. Es ist möglich, dass aus dem Stadtwaldsee ab Untersuchungsbeginn bis etwa Mitte Juni mehr Wasser in das oberflächennahe Grundwasser ab- als zufluss. In den anschließenden Monaten könnte hingegen aufgrund der verringerten hydraulischen Potentiale zwischen Grund- und Seewasser die Menge an zufließendem Grundwasser höher gewesen sein, als die Wassermenge die aus dem See abfließt. Hinweise liefert hierbei die Stauhöhe der Kleinen Wümme, die im Sommer bei 0,3–0,35 m NHN liegt und über die Sommermonate konstant ist, da bei Bedarf Wasser aus dem Kuhsiel zugeführt wird. Seit etwa 2 Jahren wird zudem der ursprüngliche Sommer-Wasserstand auch im Winter gehalten (pers. Kommunikation M. Völkel, SKUMS, 05.04.2023) Der Seepiegel unterschritt diese Höhe bereits im Zeitraum zwischen dem 19.05. und dem 16.06. (Seepiegel 16.06.22: 0,24 m NHN). Da keine seenahen Grundwasseruntersuchungen stattfanden und auch der Pegel der Kleinen Wümme nicht kontrolliert wurde, gilt der Einfluss des Grundwassers als nicht gesichert.

4.6. Wasserchemismus

4.6.1. Vor-Ort-Parameter

Die Vor-Ort-Parameter Sichttiefe, Wassertemperatur, Sauerstoffkonzentration, pH, und elektrische Leitfähigkeit geben einen Einblick in die vorherrschenden Prozesse stehender Oberflächengewässer. Sie bilden sowohl die äußeren Umwelteinflüsse als auch biologische Vorgänge ab. Die Wassertemperatur ist ein Indikator mit welcher Geschwindigkeit Prozesse im Gewässer stattfinden. Mit steigender Temperatur werden 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. Steigt das Biovolumen von Schwebalgen oder der Anteil von mineralischen oder organischen Schwebstoffen, sinkt die Transparenz des Wassers und die Sichttiefe nimmt ab.

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 Wasserchemismus.

Die Temperaturprofile im Stadtwaldsee zeigten bereits im April 2022 eine Erwärmung des oberflächennahen Wassers und damit einen abnehmenden Temperaturgradienten zum Sediment hin. Während der Sommermonate stabilisierte sich eine Schichtung, die zwischen den Probenahmen im September und November durch eine Vollzirkulation aufgebrochen wurden. Im April lag die Wassertemperatur in 0,5 m Wassertiefe bereits bei 13 °C, zwischen 4 m und 5 m Tiefe nahm sie deutlich ab und lag unterhalb von 5 m Wassertiefe bei durchschnittlich 7,3 °C. In den Folgemonaten stieg die Temperatur des Epilimnions kontinuierlich an und Anfang August wurden oberflächennah mit 24,3 °C maximale Werte erfasst. Zudem stiegen auch die Temperaturen in den mittleren Tiefen des Sees. Während im Mai Temperaturen > 10 °C bis in 5 m Tiefe reichten, wurden diese im September in 9 m Wassertiefe gemessen. Die Temperatur des Hypolimnions stieg zwischen April und September von 7 °C auf etwa 8,5 °C an (Abbildung 18).

Zu Beginn der Untersuchung war das Epilimnion stark mit Sauerstoff übersättigt (140 %), unterhalb von 6 m Tiefe sank die Sauerstoffsättigung bereits kontinuierlich bis auf 43 % in 0,5 m über Grund ab. Der Sauerstoffgehalt des Epilimnions war zwischen April und August durchweg hoch und es wurden meist Konzentrationen über 10 mg/l (> 100 % O₂-Sättigung) gemessen. Insbesondere im April und Mai traten starke Übersättigungen im Epilimnion auf (Abbildung 19 u. Abbildung 20). Im September war bereits sauerstoffreiches Wasser aus größeren Tiefen beigemischt und das Epilimnion wies eine Sauerstoffsättigung um 95 % auf. 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 CO₂ verbraucht, sodass sich der pH Wert erhöht und andererseits Sauerstoff an das Wasser abgegeben. Entsprechend waren in den Phasen hoher O₂-Sättigungen auch hohe pH-Werte bis 8,9 zu beobachten (Abbildung 21).

Das Sauerstoffdefizit im Hypolimnion nahm im Jahresverlauf zu. Lagen die Konzentrationen im April noch über 4 mg/l, war im Mai unterhalb von etwa 10 m Wassertiefe kein gelöster Sauerstoff mehr nachweisbar. Bis in den August verlagerte sich diese Grenze bis in 7,5 m Tiefe. Unterhalb dieser Tiefe überwogen Zehrungsprozesse und u.a. durch die Anreicherung von CO₂ sank der pH-Wert im Tiefenwasser deutlich bis auf 6,59 im August ab. Zudem sank das Redoxpotential, welches ein Maß für den in Elektronenakzeptoren (z.B. Nitrat und Sulfat) chemisch gebundenen Sauerstoff ist, zwischen Juni und September im Tiefenwasser deutlich ab. Dies zeigt die Intensität der anaeroben Prozesse im Tiefenwasser (Abbildung 22).

Im November bestand keine thermische Schichtung und im voll durchmischten Wasserkörper betrug die Sauerstoffkonzentration in allen Tiefen bei etwa 7,5 mg/l (\cong 69 % O₂-Sättigung) und der pH-Wert lag bei 7.

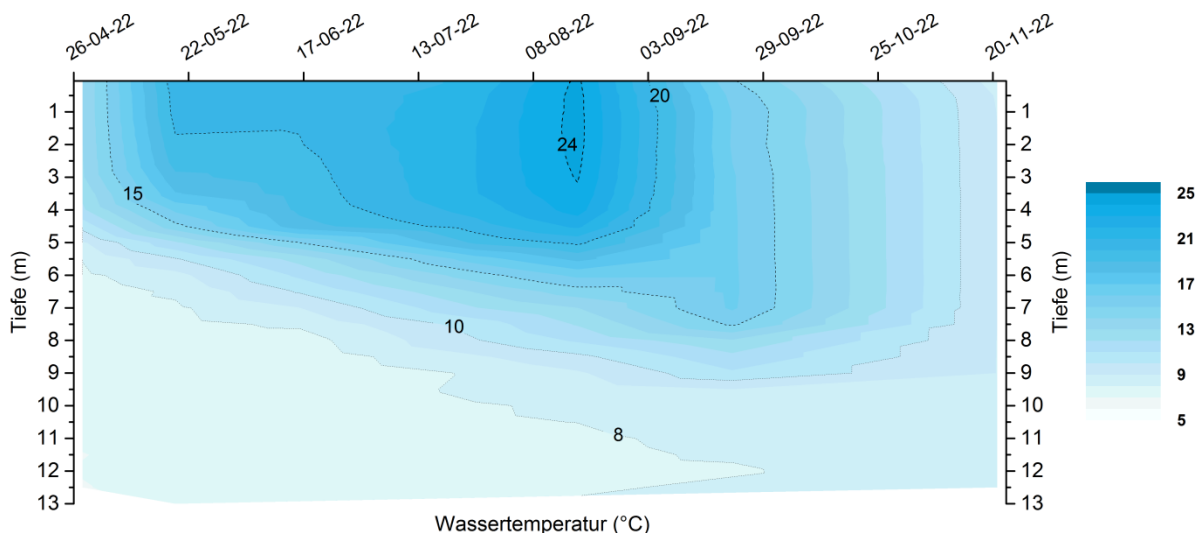


Abbildung 18. Entwicklung der Wassertemperatur im Tiefenprofil des Stadtwaldsees. [Datengrundlage für diese und die folgenden Interpolationen (linear nach Delaunay-Triangulation) sind durchgeführte Einzelmessungen in 0,5 m Schritten je Tiefenprofil; Daten der x-Achse entsprechen nicht den Terminen der Probenahme. siehe Abbildung 24]. Aufgrund schwankender Wasserstände variiert die maximale Tiefe der Einzelmessungen.

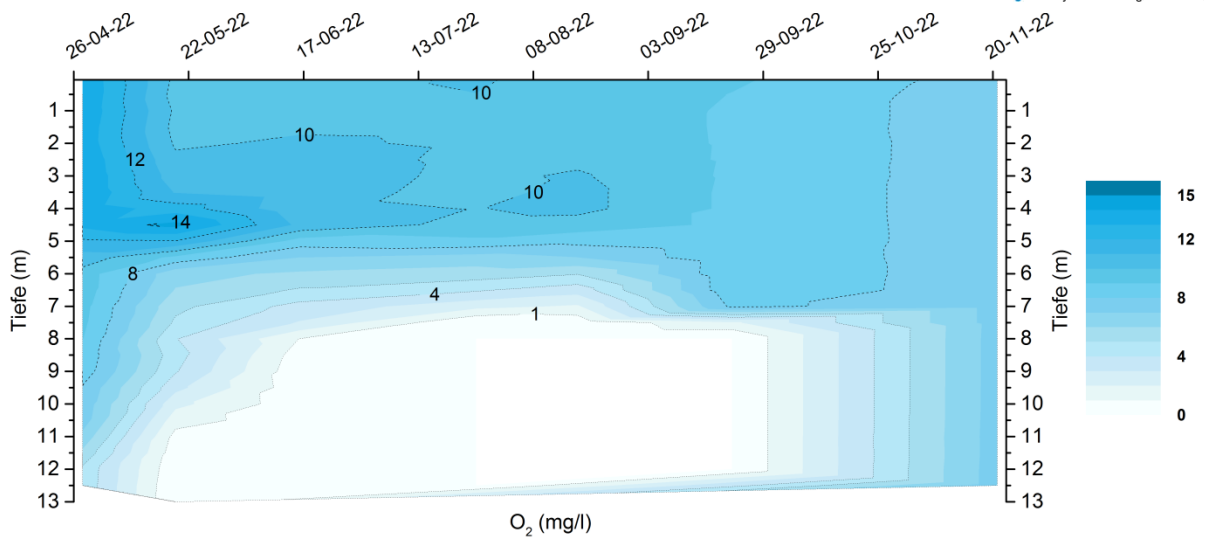


Abbildung 19. Entwicklung der Sauerstoffkonzentration im Tiefenprofil des Stadtwaldsees.

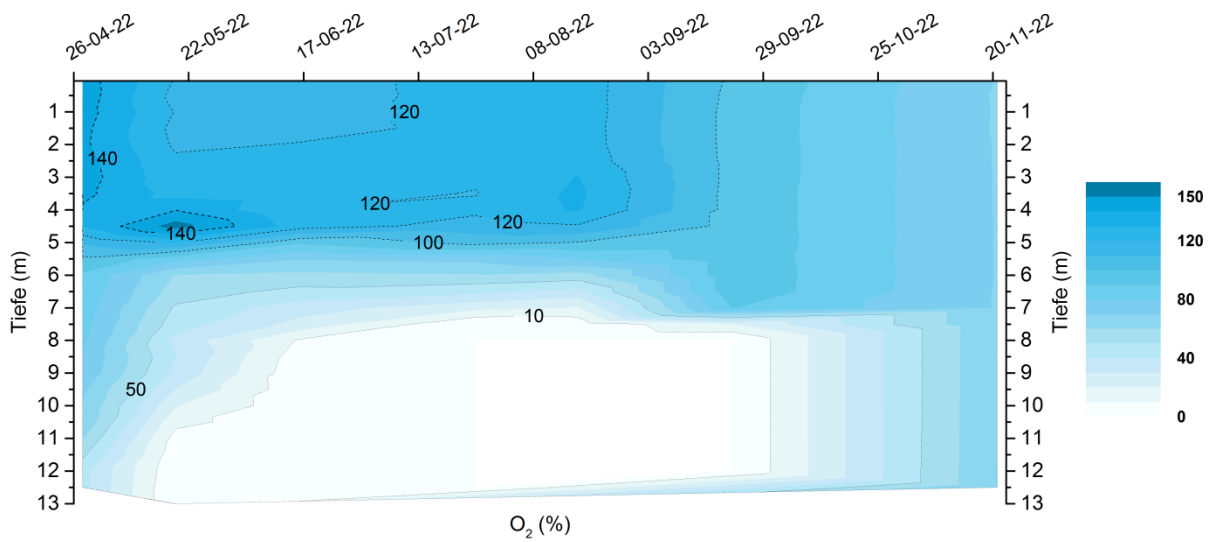


Abbildung 20 Entwicklung der Sauerstoffsättigung im Tiefenprofil des Stadtwaldsees.

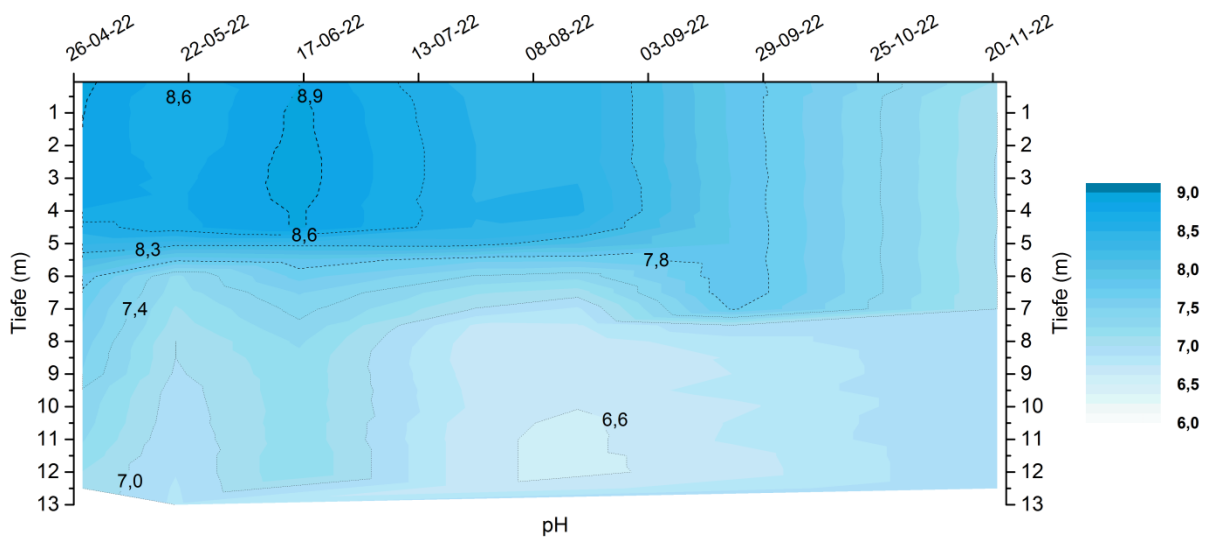


Abbildung 21. Entwicklung der pH-Werte im Tiefenprofil des Stadtwaldsees.

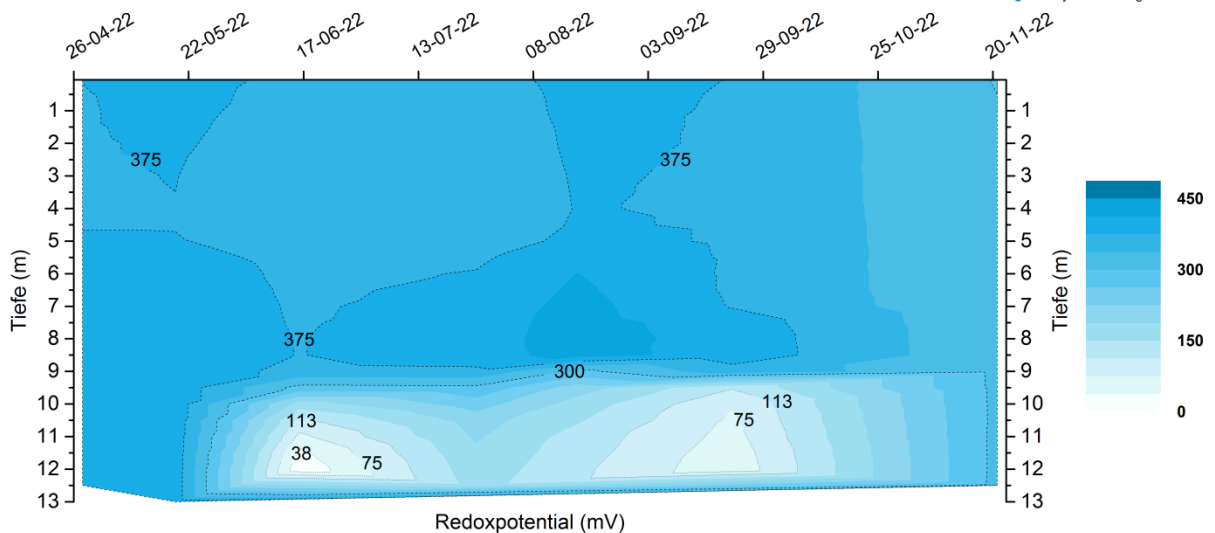


Abbildung 22. Entwicklung der Redoxpotentiale im Tiefenprofil des Stadtwaldsees.

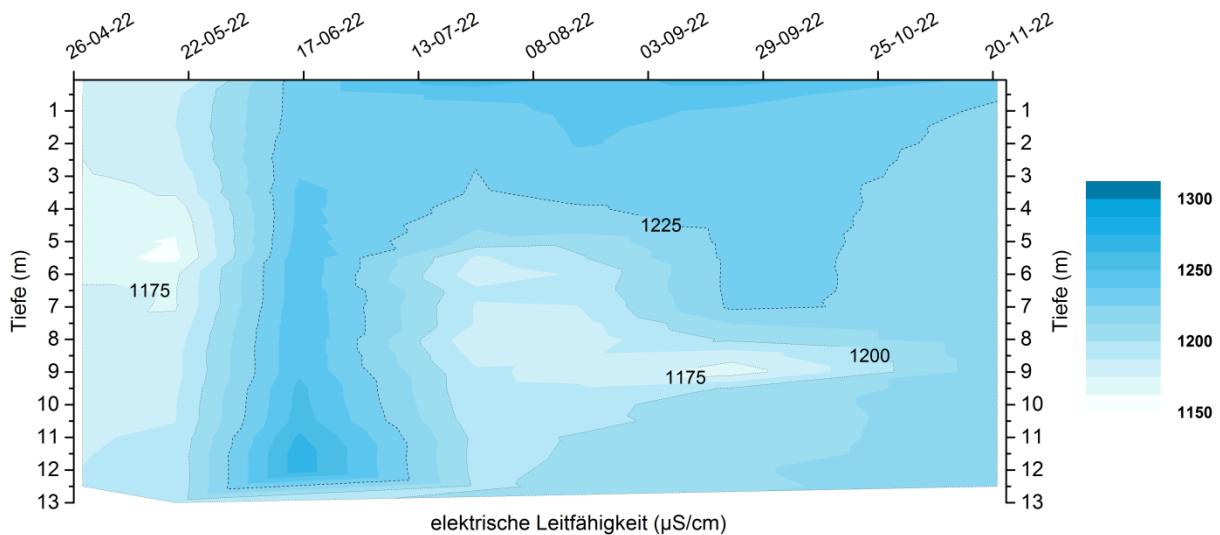


Abbildung 23. Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit im Tiefenprofil des Stadtwaldsees.

Die elektrische Leitfähigkeit beschreibt die Ionenkonzentration im Wasser. Sie lag im Stadtwaldsee im Untersuchungszeitraum meist um $1.200 \mu\text{S}/\text{cm}$ und damit in einem für Seen erhöhten Bereich (Abbildung 23). Während der Entstehung des Stadtwaldsees war der Einfluss von salzhaltigem Grundwasser aus dem Bereich des Lilienthaler Salzstockes besonders hoch und in der ersten Phase nach der Auffüllung wies der See elektrische Leitfähigkeiten über $2.500 \mu\text{S}/\text{cm}$ auf (SKUMS 2022). Vermutlich verlor tiefes Grundwasser über die Jahrzehnte u.a. durch Kolmation (hydrologische Abdichtung) der Gewässersohle an Einfluss und die elektrischen Leitfähigkeiten des Sees nahmen aufgrund des gestiegenen Einflusses von oberflächennahem Grundwasser und Niederschlagswasser ab. Zudem sorgen auch Sedimentationsprozesse für einen kontinuierlichen Austrag von Stoffen aus der Wassersäule.

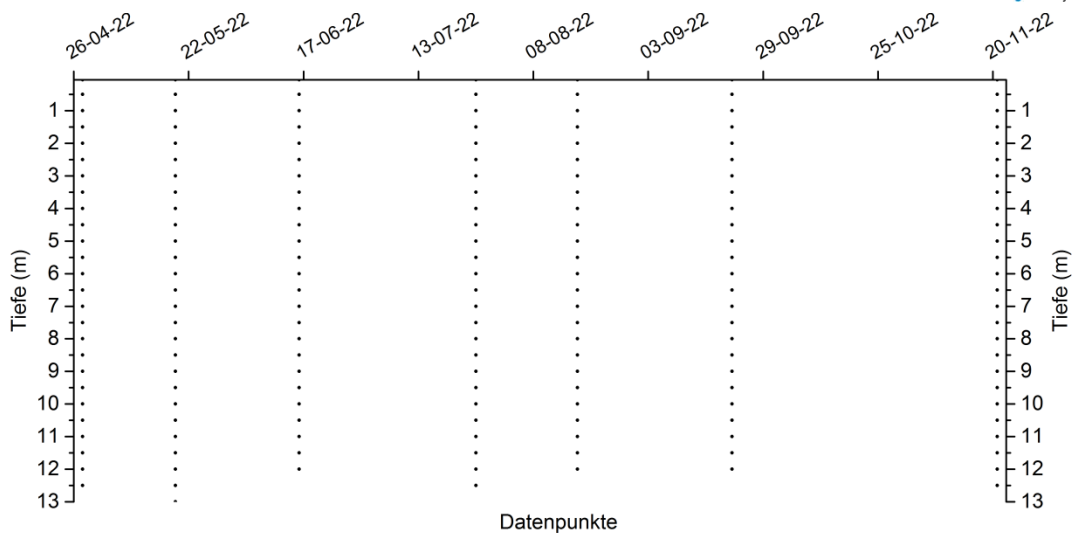


Abbildung 24. Stützpunkte der jeweiligen Tiefenprofile (Abbildung 18 - Abbildung 23). Aufgrund schwankender Wasserstände variiert die maximale Tiefe der Einzelmessungen.

4.6.2. 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 Proteinen, 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 durch die Abgrenzung der Wasserkörper auch in ihrem Wasserchemismus. Bereits im April traten vertikale Unterschiede auf und im Epilimnion war die TP-Konzentration mit 0,031 mg/l niedriger als im Tiefenwasser (0,052 mg/l). Während der Sommermonate nahm die TP-Konzentration im Epilimnion bis auf 0,019 mg/l am 22.09.22 ab. Dies ist für Seen typisch, da organische Substanz nach ihrem Absterben teilweise in tiefere Bereiche des Sees absinkt. P kann zudem durch biogene Fällungsprozesse in tiefere Bereiche verlagert werden. Die Konzentration des $\text{PO}_4\text{-P}$ lag im April im gesamten See im Bereich der Bestimmungsgrenze (BG; 0,005 mg/l). An diesem Termin war P vollständig organisch gebunden. Im Mai, Juli und August lagen zwischen 40 und 80 % des Phosphors im Epilimnion gelöst vor. Die TP-Konzentration im Tiefenwasser verlief gegenläufig und stieg über die Sommermonate sukzessive an. Sie erreichte mit 0,65 mg/l am 22.09.22 ihr Maximum. Der größte Teil des TP im Tiefenwasser lag gelöst vor (Abbildung

25). Ein Anstieg des der P Konzentration im Tiefenwasser ist ebenfalls typisch, da P aus dem Epilimnion in das Tiefenwasser sinkt und zudem aus den Sedimenten rückgelöst wird. Eine bilanzielle Betrachtung erfolgt in Kapitel 4.7.

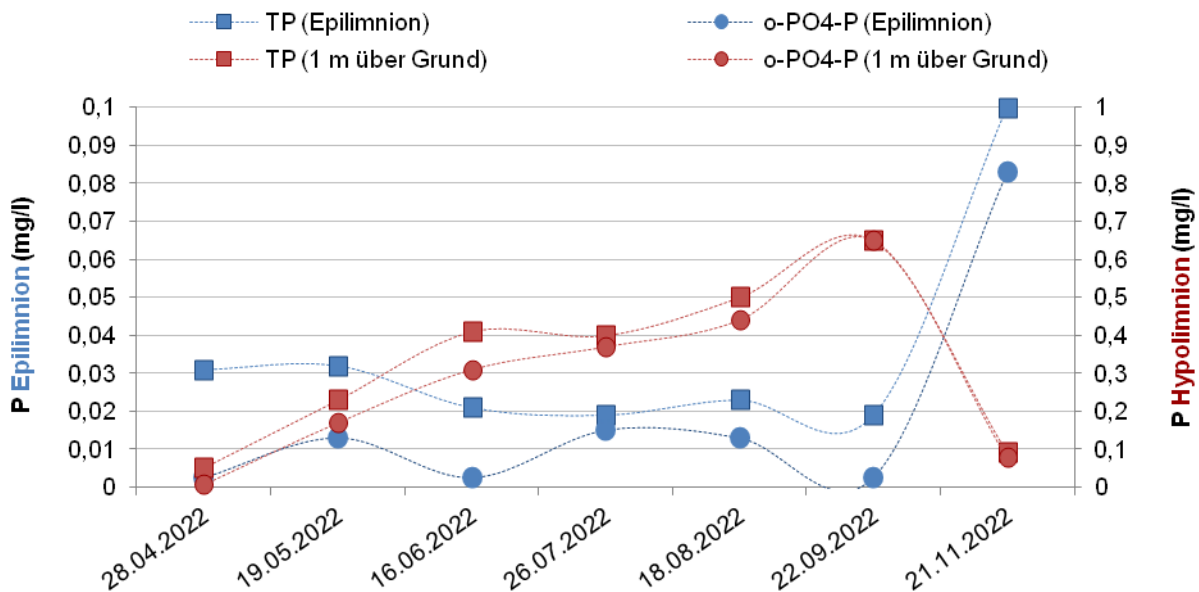


Abbildung 25. Gesamtphosphor (TP)- und ortho-Phosphat-Phosphor ($PO_4\text{-P}$)-Konzentration im Epi- und Hypolimnion des Stadtwaldsees im Jahr 2022. Die primäre y-Achse (links) zeigt die Konzentration im Epilimnion und unterscheidet sich von der sekundären y-Achse (rechts; Hypolimnion) um den Faktor 10.

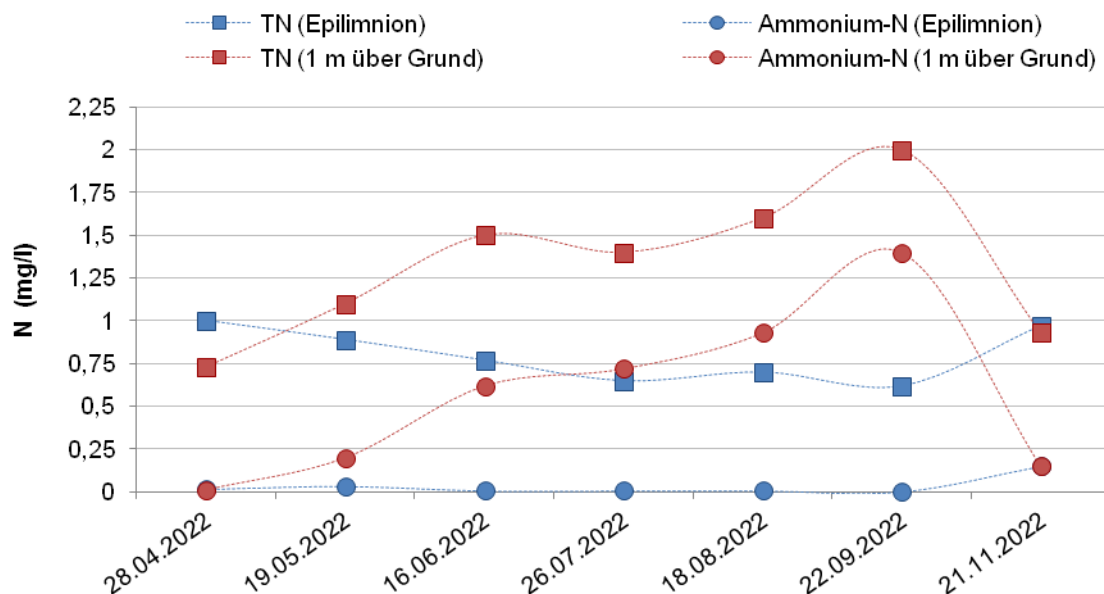


Abbildung 26. Gesamtstickstoff (TN)- und Ammonium-Stickstoff ($NH_4\text{-N}$)-Konzentration im Epi- und Hypolimnion des Stadtwaldsees im Jahr 2022.

Die TN-Konzentration im Epilimnion nahm im Jahresverlauf ebenfalls ab und sank von 1 mg/l im April auf 0,62 mg/l im September. Ähnlich wie beim TP ist auch hier die Sedimentation organischer Substanz als Hauptursache zu sehen. $\text{NH}_4\text{-N}$ lag lediglich im Frühjahr mit 0,017 mg/l (28.04.22) bzw. 0,034 mg/l (19.05.22) in sehr geringer Konzentration vor und bewegte sich ansonsten im Bereich der BG ($< 0,005$ mg/l). Die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration lag an allen Terminen in allen Tiefen des Sees $< 0,02$ mg/l (Tabelle A 3–Tabelle A 6). $\text{NO}_3\text{-N}$ 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).

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 N_2 (Luftstickstoff) nutzen und sofern $\text{PO}_4\text{-P}$ verfügbar ist, ihr Wachstum fortsetzen. Im Tiefenwasser zeigte sich im Jahresverlauf eine Zunahme der TN-Konzentration bis September, die vor allem im Anstieg der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration begründet war (Abbildung 26). 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. Das Epilimnion des Stadtwaldsees enthielt 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 1,8 mg/l; 22.09.22) bestimmt (Tabelle A 3–Tabelle A 6). Wie in Kapitel 4.1 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 (N_{anorg})/ortho-Phosphat-Phosphor ($\text{PO}_4\text{-P}$)) verwendet. Ein Wert < 10 gilt 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).

Beide Grenzwerte wurden am 21.11.2022 überschritten, sodass eine Betrachtung der Verhältniswerte nicht zulässig war. An den restlichen Untersuchungsterminen waren nur sehr geringe N_{anorg} -Konzentrationen im Epilimnion messbar, die im Verlauf des Sommers auch weiter abnahmen. Demgegenüber war $\text{PO}_4\text{-P}$ an drei Terminen in gleichbleibend, geringer Konzentration verfügbar (Mittelwert 0,014 mg/l). Der Verhältniswert sank daher im Jahresverlauf. Im Mai, Juli und August deuten die Daten daher auf eine N-Limitation des Phytoplanktons hin. Während der Frühjahrsblüte deuten die Daten auf eine P-Limitation und im Juni als auch im September lagen beide Nährstoffe im Mangel vor (co-Limitation).

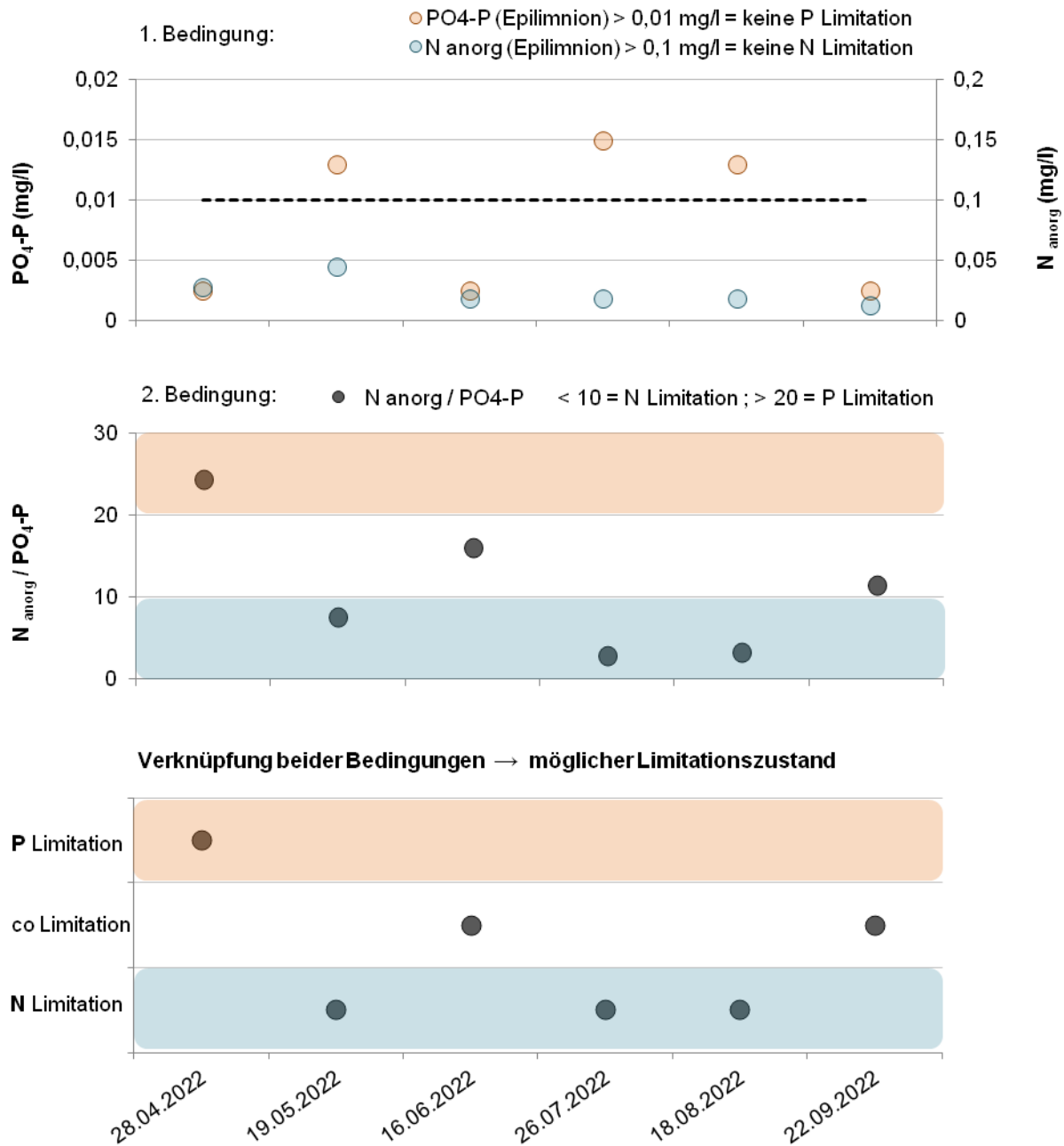


Abbildung 27. Phasen potentieller Nährstofflimitation im Stadtwaldsee. **Oben:** Bedingung 1 = bei Konzentrationen > 0,1 mg/l N_{anorg} gibt es keine N-Limitation; bei Konzentrationen > 0,01 mg/l PO_4 -P gibt es keine P-Limitation. **Mitte:** Bedingung 2 = Verhältniswerte von N_{anorg} / PO_4 -P (molar) < 10 deuten auf N-Limitation; Verhältniswerte > 20 deuten auf P-Limitation. **Unten:** Zusammenfassende Verknüpfung der Bedingungen und Darstellung wahrscheinlicher Limitierung je Termin (Maberly et al. 2020).

Legt man für die Betrachtung Grenzwerte aus dem Projekt Nitrolimit zu Grunde, (Bedingung: $N_{anorg} > 0,14$ mg/l, PO_4 -P > 0,025 mg/l; Verhältnis: $N_{anorg}/TP < 1,6$ = N-Limitation, $N_{anorg}/TP > 1,6$ = P-Limitation), zeigt sich ein noch deutlicherer Trend hin zur N-Limitation (Nixdorf et al. 2013).

4.6.3. 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 29 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 (vgl. Abbildung 22). Daher war im anaeroben Tiefenwasser des Stadtwaldsees im Jahresverlauf auch eine Anreicherung von Mangan und Eisen, sowie ein Abnahme der Sulfat-Konzentration zu beobachten. 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 3.6.1).

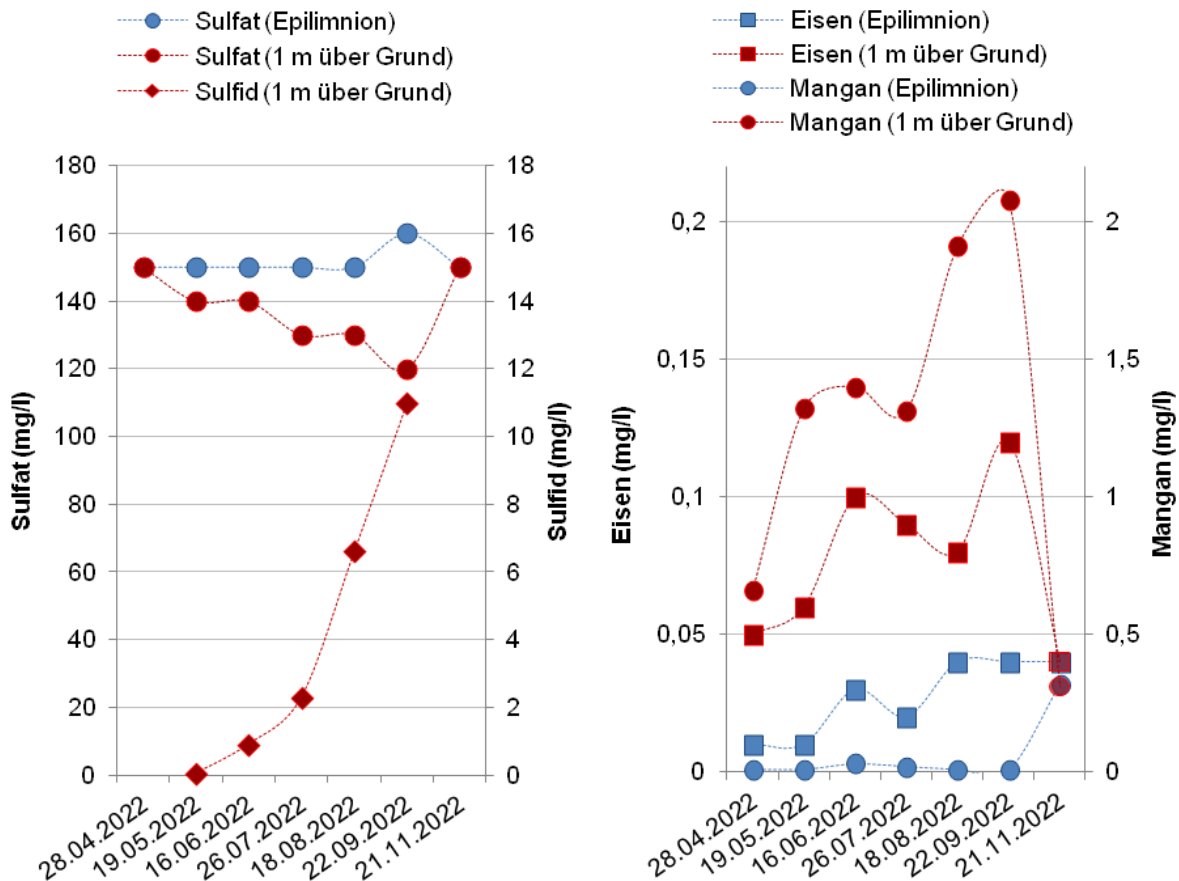


Abbildung 28. Links: Sulfat-Konzentration im Epi- und Hypolimnion und Sulfid-Konzentration im Hypolimnion des Stadtwaldsees im Jahr 2022. Rechts: Eisen- und Mangan-Konzentration im Epi- und Hypolimnion des Stadtwaldsees im Jahr 2022. In beiden Grafiken unterschieden sich die primäre y-Achse und die sekundäre y-Achse um den Faktor 10.

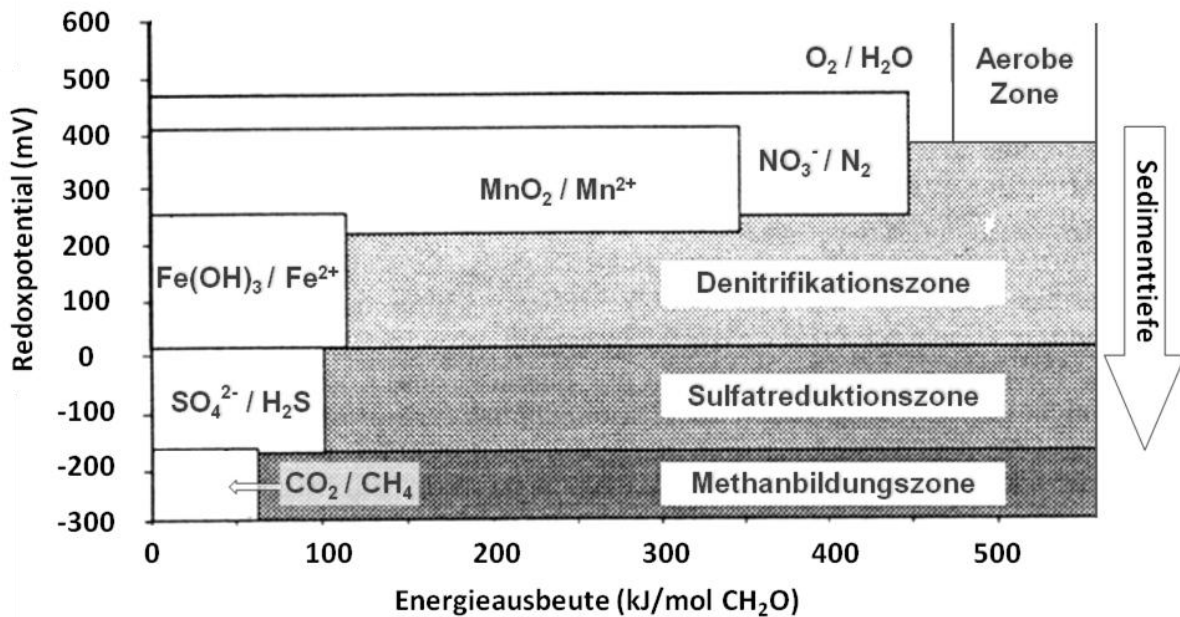


Abbildung 29. Mikrobielle Redoxprozesse beim Abbau organischer Substanz und ihre Zuordnung zum Redoxpotential und zur Energieausbeute (verändert aus Dokulil 2001 und Calmano 2001)

4.6.4. Wassertransparenz und Algenwachstum

Die Sichttiefe wird z.B. durch Phytoplankton, mineralische Partikel, aber auch durch die natürliche Färbung des Wassers beeinflusst. Anhand der Sichttiefe kann abgeschätzt werden, bis in welche Tiefe das Sonnenlicht reicht und Photosynthese der Makrophyten und des Phytoplanktons ermöglicht.

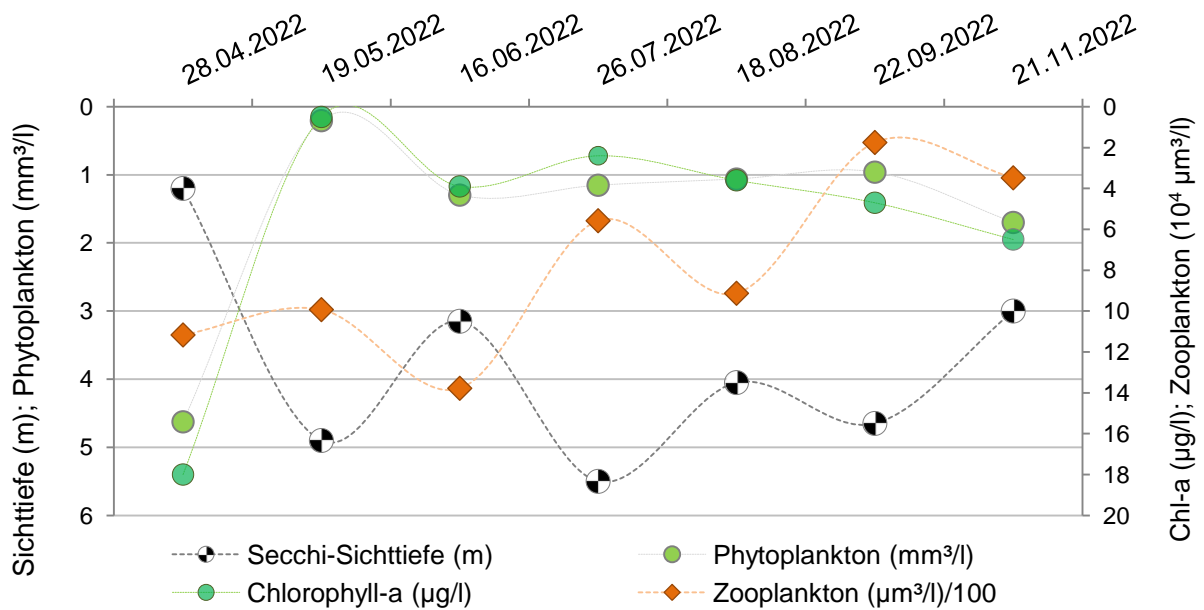


Abbildung 30. Sichttiefe und Biovolumen des Phytoplanktons (erste y-Achse) und Chlorophyll-a Konzentration und Zooplankton Biovolumen (zweite y-Achse) im Stadtwaldsee im Jahr 2022.

Wie bereits in Kapitel 4.1 beschrieben wurde die maximale Chlorophyll-a (Chl-a)- Konzentration mit 18 µg/l und entsprechend das höchste Biovolumen des Phytoplanktons (4,63 mm³/l) bereits am 28.04.22 beobachtet. Diese Frühjahrsblüte trübte den Wasserkörper ein und die Sichttiefe lag bei nur 1,2 m. Bereits am 19.05.22 war die Blüte zusammengebrochen, die Chl-a-Konzentration lag < BG (1 µg/l) und eine deutlich erhöhte Wassertransparenz (Sichttiefe 4,9 m) war feststellbar. Zwischen Juni und September lagen die Chl-a-Konzentrationen im Mittel bei 3,65 µg/l. Die niedrigen Konzentrationen dieser Phase spiegelten sich in einer hohen durchschnittlichen Sichttiefe von 4,35 m. Das Biovolumen des Zooplanktons lag in der ersten Jahreshälfte im Mittel bei 1.165 10⁶ µm³/l und verringerte sich in der zweiten Jahreshälfte um mehr als 50 % auf etwa 500 10⁶ µm³/l (Abbildung 30).

4.6.5. Zuläufe

Nach stärkeren Niederschlägen konnten am 01.07.2022 aus beiden Zulaufschächten im Norden des Sees Wasserproben entnommen werden. Beide Proben zeigten niedrige elektrische Leitfähigkeiten und pH-Werte, was für von Niederschlag geprägtes Oberflächenwasser charakteristisch ist. Im Gegensatz zum Wasser im Schacht auf dem Campingplatz (Zulauf 1; 13 °C), wies das Wasser im Schacht unterhalb des Restaurants (Zulauf 2), eine verhältnismäßig hohe Temperatur auf (19,8 °C) und war wahrscheinlich nicht unmittelbar vor der Entnahme in den Schacht eingespült worden. Die TP-Konzentration betrug dort 0,35 mg/l, gelöster PO₄-P lag im Bereich der Bestimmungsgrenze. Etwa 60 % des gesamten Stickstoffs (3,9 mg/l) lag gelöst, vorwiegend in Form von Ammonium-N (≈1,5 mg/l), vor. Auch dies ist ein Hinweis auf eine längere Standzeit des Wassers, trotz voriger Regenfälle.

Im Schacht auf dem Campingplatz war die Belastung des Wassers mit TP geringer (0,16 mg/l). Gelöster PO₄-P lag ebenfalls im Bereich der Bestimmungsgrenze. Die TN-Konzentration war höher (5,3 mg/l) und von den etwa 70 % des gelösten Stickstoffs lag der überwiegende Teil als Nitrat-N vor (Tabelle A 7).

Die Nährstoffkonzentration des Schachts am Campingplatz war zum Zeitpunkt der Probenahme im Vergleich zum See hoch. Für Niederschlagsabflüsse von teilweise versiegelten Flächen (Mischflächenabfluss) liegen die P-Konzentrationen jedoch in einem niedrigen (erwartbare Konzentration 0,2–1 mg/l; Schmitt et al. 2010), die N-Konzentrationen in einem mittleren Bereich (erwartbare Konzentration 3–8 mg/l; Schmitt et al. 2010).

4.6.6. Historische Entwicklung

Die erhobenen Messdaten zwischen 1977 und 2021 (SKUMS) zeigen in den ersten Jahren nach Auffüllung oberflächennah und im Tiefenwasser erhöhte P-Konzentrationen, die in den 1980er Jahren zunächst rückläufig waren. In den 1990er Jahren stieg die P-Konzentration leicht an und 2004 und 2006 wurden im Tiefenwasser erstmals PO₄-P-Konzentrationen ≥ 0,1 mg/l beobachtet. Seit 2014 erfolgte ein starker, sprunghafter Anstieg der TP und PO₄-P-Konzentration im Tiefenwasser. Die in Abbildung 31 dargestellten Daten sind jeweils Termine maximaler Schichtungsdauer und variieren um einige Wochen. Tabelle 20 zeigt die wenigen vorhandenen Daten zu Zeitpunkten der Vollzirkulation.

Tabelle 20. Mittelwert der TP-Konzentration zum Zeitpunkt der Vollzirkulation.

Datum	03.12.1977	19.03.2012	22.03.2017	10.11.2020	21.11.2022	14.02.2023
MW TP Vollzirkulation	0,030	0,013	0,049	0,073	0,096	0,094

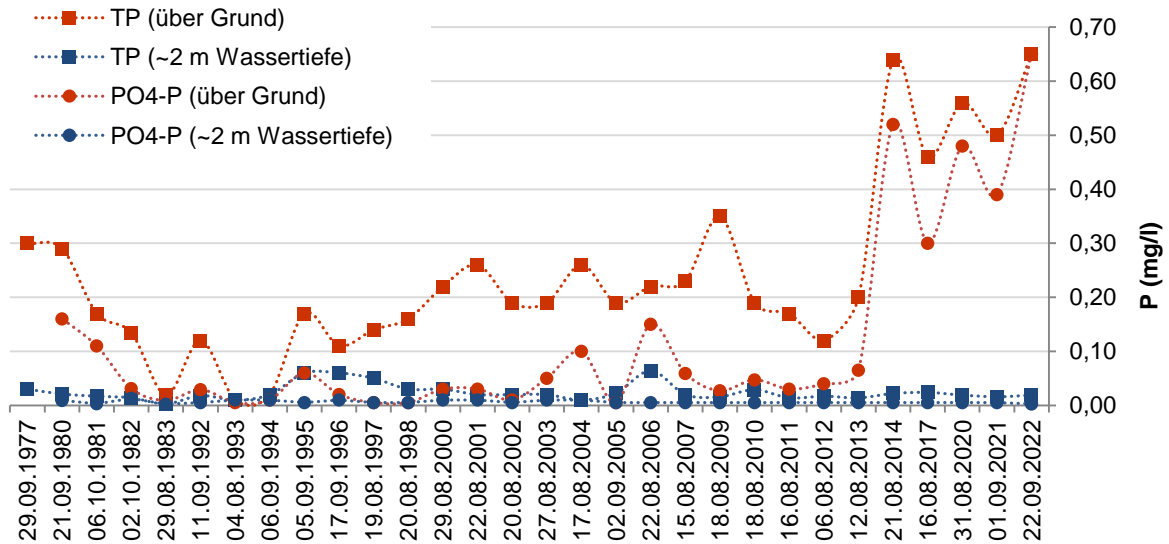


Abbildung 31. Historische Entwicklung der Gesamtphosphor(TP-) und ortho-Phosphat-Phosphor (PO₄-P)-Konzentration in ~2m Wassertiefe und über Grund zum Ende der Sommerstagnation (August-September). Daten 1977-2021: SKUMS; 2022: IDN.

Die Fe-Konzentration des Stadtwaldsees wurde nicht kontinuierlich erhoben. Der deutliche Rückgang im Tiefenwasser von Werten um 8 mg/l nach der Auffüllung auf Werte um 1,3 mg/l in den 2000er Jahren ist dennoch ersichtlich. Abbildung 32 zeigt dies und den erneuten Rückgang der Fe-Konzentration in den letzten 15 Jahren.

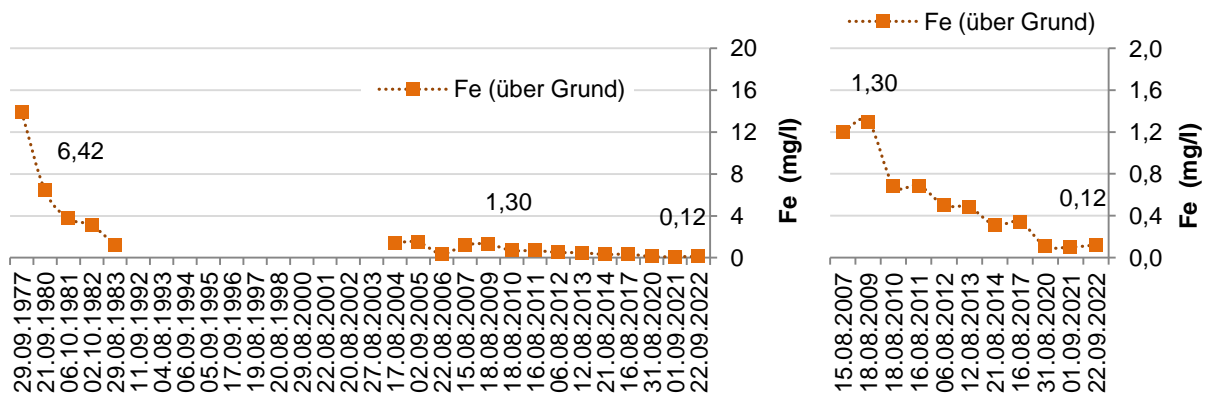


Abbildung 32. Historische Entwicklung der Eisen (Fe)-Konzentration über Grund zum Ende der Sommerstagnation (August-September). Im rechten Teil der Abbildung ist die Entwicklung seit 2007 dargestellt. Die y-Achsen beider Darstellungen unterscheiden sich um den Faktor 10. Daten 1977-2021: SKUMS; 2022: IDN.

Im oberflächennahen Wasser lagen die Konzentrationen in den ersten Jahren nach der Auffüllung um 0,12 mg/l und seit 2004 durchschnittlich bei 0,02 mg/l (Abbildung 33).

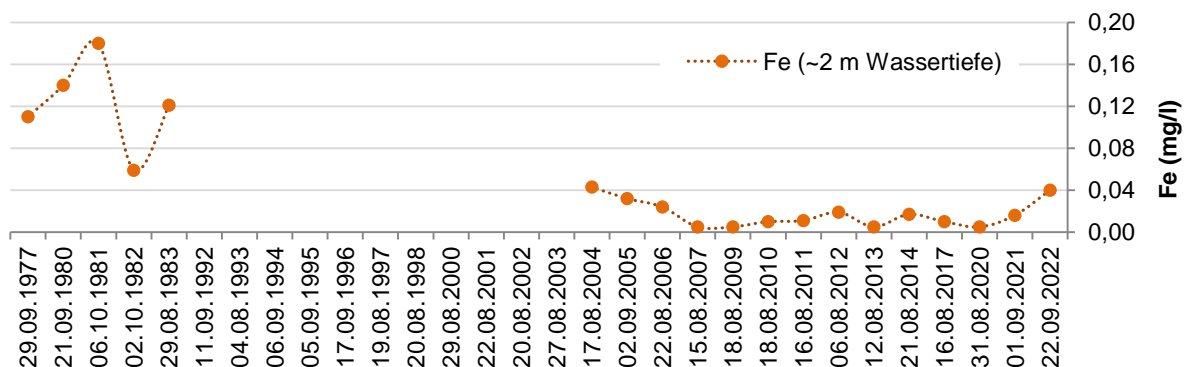


Abbildung 33. Historische Entwicklung der Eisen (Fe)-Konzentration in ~ 2m Wassertiefe zum Ende der Sommerstagnation (August-September). Die Skala der y-Achse ist im Vergleich zum rechten Teil der Abbildung 32 um den Faktor 10, zum linken Teil um den Faktor 100 geringer. Daten 1977-2021: SKUMS; 2022: IDN.

4.7. Massenbilanz des Phosphors im Wasserkörper

Die Gesamtphosphormenge im Stadtwaldsee nahm im Verlauf der Vegetationsperiode zwischen dem Beginn der Untersuchungen Ende April bis Mitte August von anfänglich ca. 98 kg um 236 kg auf die etwa dreifache Menge von 334 kg zu. Bei den folgenden Untersuchungen im September und November war die Gesamtphosphormenge rückläufig, insgesamt waren an diesen Terminen ca. 100 kg weniger Phosphor vorhanden als zum Zeitpunkt der maximalen Menge. Ursächlich für die Anreicherung von Phosphor während der Vegetationsperiode sind in der Regel Rücklösung von in den Sedimenten (temporär) festgelegtem Phosphor, z.B. gebunden in unvollständig abgebauter organischer Substanz oder an redox-sensitiv Metall(-hydr)oxiden, die während der Sommerstagnation zunehmend reduziert werden und sich im Tiefenwasser anreichern. Zudem sedimentiert während der Vegetationsperiode frisches organisches Material aus dem Epilimnion in das Hypolimnion (vgl. Abnahme P-Konzentration im Epilimnion, Abbildung 25). Die P-Menge in der Wassertiefe 0-5 m betrug im Mai etwa 50 kg und sank bis September um etwa 27 kg auf 23 kg P ab.

Zwischen November 2022 und Februar 2023 veränderte sich die Phosphormenge im Wasserkörper nur minimal um etwa 8 kg (Tabelle 21).

Der Beitrag der Sedimente zum Phosphor-Haushalt des Sees wurde anhand von drei weiteren unterschiedlichen methodischen Ansätzen (analytische Ermittlung des Phosphor-Freisetzungspotentials, Sedimentinkubationen und Bestimmung von *in situ* P-Freisetzungsraten anhand von Porenwasserprofilen) näher untersucht. Auch wenn die einzelnen Methoden jeweils Ungenauigkeiten mit sich bringen, bieten sie in der Gesamtheit eine gute Beurteilung der Freisetzung bzw. Festlegung von Phosphor durch Sedimente.

Tabelle 21. Gesamtposphormenge im Untersuchungszeitraum im Stadtwaldsee 04.2022–02.2023.

Datum	Zeitspanne (Tage)	Kg P 0–5 m	Kg P > 5 m bis Grund	kg P	delta (kg P)	delta (kg P/Tag)
28.04.2022		41	57	98		
19.05.2022	21	50	90	140	42	1,91
16.06.2022	28	30	188	218	78	2,79
26.07.2022	40	27	221	248	30	0,75
18.08.2022	23	27	307	334	86	3,74
22.09.2022	35	23	280	303	-31	-0,89
21.11.2022	60	121	109	230	-73	-1,22
14.02.2023	85	117	105	222	-8	-0,09

Zusätzlich konnten weitere externe Eintragspfade quantifiziert werden.

Der **atmosphärische Eintrag** von Phosphorverbindungen kann einen bedeutsamen Anteil am Phosphorhaushalt einnehmen (Tipping et al. 2014). Die atmosphärische P-Deposition in ein Gewässer setzt sich zusammen 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). 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 ein Wert von 0,022 g P/m²/a (Medianwert der 54 in Europa untersuchten Messstellen, aus Tipping et al. (2014)) zu Grunde gelegt. Der Wert liegt im Vergleich zu anderen Studien eher im unteren Wertebereich; Meinikmann et al. (2013) nennen beispielsweise 0,02 bis 0,06 g P/m²/a als übliche Spannweite für Seen in einer kontaminationsarmen, naturnahen Umgebung. Für den Stadtwaldsee ergibt dies einen atmosphärischen Eintrag von (mindestens) 1,4 kg P/a (basierend auf dem minimalen Hintergrundwert von 5 mg P/m²/a von Meinikmann et al. 2013) bis zu 6,4 kg P/a (basierend auf dem Medianwert von Tipping et al. 2014). Die Annahme der unteren Spannweiten der genannten Werte lässt sich dadurch rechtfertigen, dass das Umland überwiegend städtisch geprägt ist und somit potenzielle Quellen für atmosphärischen Phosphor etwas unterdurchschnittlich repräsentiert sein dürften.

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).

Im Stadtwaldsee rasten Berichten zu Folge (Herr Lumma, Mail 22.02.2023) auf den umliegenden Flächen kaum Wasservögel, da diese von Fußgängern und Hunden zu allen Jahreszeiten stark frequentiert sind. Kenntnisse zu rastenden Vogelpopulationen in den Wintermonaten liegen zum Zeitpunkt der Erstellung der Studie nicht vor. Vermutlich ziehen Rastvögel den benachbarten Kuhgrabensee aufgrund der geringeren Nutzungsintensität vor. Ohne zeitlich hoch aufgelöste Beobachtungsdaten können keine Hochrechnungen zu Kotmengen erfolgen, daher wurde für den Eintrag von P durch Vögel 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*) und 0,57 g P (*Cygnus olor*). Demnach würden dem Stadtwaldsee jährlich etwa 2,9 kg P (und 30,9 kg N) durch herbivore Wasservögel zugeführt.

Auch **Laubstreu** von ufersäumigen Bäumen trägt zum P-Import in Gewässer bei. Der Stadtwaldsee ist auf einer Länge von etwa 1.100 m von Baumbestand gesäumt, der überwiegend aus Silberweiden, Buchen, Pappeln, Erlen und Birken besteht. In der Literatur sind Werte angegeben von 100–330 g TS/m²/a Falllaub in einem geschlossenen Buchenwaldstandort, mit einer Baumart-unabhängigen mittleren Phosphorkonzentration von 0,4–2,3 mg/g TS (DWA 2006). Bei einem durchschnittlichen Laubeintrag von 215 g TS/m²/a mit einer mittleren Phosphorkonzentration von 1,35 mg/g TS und der Annahme eines 0,5–1 m breiten Streifens, der direkt über dem Wasser liegt, beträgt der Eintrag durch Laubstreu demnach etwa 160–320 g P/a und ist damit vernachlässigbar gegenüber den anderen Eintragspfaden und dem vorhandenen P-Pool des Stadtwaldsees. Zudem entnehmen Pflanzen auch einen Teil der Nährstoffe über Wurzeln im Nahbereich des Ufers, sodass bilanziell dieser Pfad eher als ausgeglichen betrachtet werden kann.

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. 2022 wurden in Bremen 45 Sommertage während der Badesaison (15. Mai bis 15. September) registriert, zwölf entfielen auf ein Wochenende. Nach einer Zählung durch die Hanseatische Naturentwicklung GmbH (haneg 2022) und einer Einschätzung vom DLRG (Herr Haje) wurden für Spizentage (Sommertage) unter der Woche 750 Badegäste und für Wochenendtage 2.000 Badegäste angenommen. Für die restlichen Tage der Badesaison (79, davon 23 Wochenendtage) wurde ein Drittel der Anzahl der an Spizentagen Badenden angesetzt, sodass 77.818 Badegäste in die Berechnung miteinbezogen wurden. Nach Herrn Haje sind auch außerhalb der Badesaison täglich ca. 20 Personen im See, sodass für die 241 restlichen Tage zusätzlich 4.820 Badegäste hinzuaddiert wurden. Für die insgesamt 82.638 Badegäste ist ein jährlicher Eintrag von 7,44 kg P in die Bilanz eingegangen.

Weitere nicht näher quantifizierbare **Einträge** finden über die Fütterung von Wasservögeln statt. Zwar ist die Population von Wasservögeln aufgrund der hohen Nutzungsintensität vergleichsweise gering, die wenigen dauerhaft ansässigen Stockenten jedoch schwimmen sofort herbei, sobald man einen Steg aufsucht. Dies deutet darauf, dass die Enten immer wieder am Gewässer von Passanten gefüttert werden.

Des Weiteren findet möglicherweise ein Nährstoffeinträg über das Grundwasser statt, welches im näheren Umfeld des Sees allerdings nicht untersucht wurde. Die absoluten Einträge sind vom kleinräumigen hydraulischen Potential abhängig und schwanken daher interannuell.

Tabelle 22. Übersicht über derzeit bekannte externe P-Eintragspfade in den Stadtwaldsee.

Eintragspfade	Stadtwaldsee kg P/a (2022)
atmosphärischer Eintrag	1,4–6,4
Wasservogel	2,9
Fallaub	0,16–0,32
Badegäste	7,4
Summe	11,9–17

4.8. Sedimentuntersuchungen

4.8.1. Qualitative Sedimentuntersuchungen

4.8.1.1. Allgemeine Charakteristika der Sedimente

Die untersuchten Sedimente des Stadtwaldsees wurden in den lokalen Tiefenmaxima mit einer hohen Mächtigkeit von > 30 cm überwiegend organisch geprägter limnischer Auflage vorgefunden. Unterhalb schloss sich eine Schicht grauen bis grau-braunen Tons als C-Horizont an (Abbildung 34). Die organisch geprägte Auflage der Sedimente war überwiegend von homogener Konsistenz und dunkelbraun bis schwarzer Färbung. Das limnische Sediment wird als Sapropel (Faulschlamm) angesprochen.

Die Sedimentoberfläche war von Schwefel verstoffwechselnden Bakterien geprägt, die sich einerseits in einem pinken Belag (verm. Purpur-Bakterien) sowie in einem weißen Geflecht äußerten (verm. *Beggiatoa* sp. oder *Thiothrix* sp). Alle Kerne wiesen Schwefelbakterien auf, teilweise innerhalb eines Standorts entweder Purpur-Bakterien oder Schwefelfäden und in einigen Kernen auch parallel (Abbildung 35).

Die Sedimentkerne am Standort S3 Nord unterschieden sich dagegen deutlich von S1 und S2. Die Kerne waren, obwohl in einem Umkreis von wenigen Metern entnommen, sehr unterschiedlich in ihrer Zusammensetzung und Beschaffenheit, was auf ein ausgeprägtes Mikorelief im Seebecken an dieser Stelle hindeutet. Teilweise wurden organische Auflagen von etwa 20 cm erfasst, überwiegend war diese Schicht jedoch nur etwa einen Dezimeter mäch-

tig (s. Kapitel 4.8.2). Unterhalb schlossen wechselnde Schichten von Mittelsand und grau bis graubraunem Ton an. Die Tonlage war nur in einigen Kernen übersandet, in anderen gab es Sandlagen unterhalb der Tonschicht.

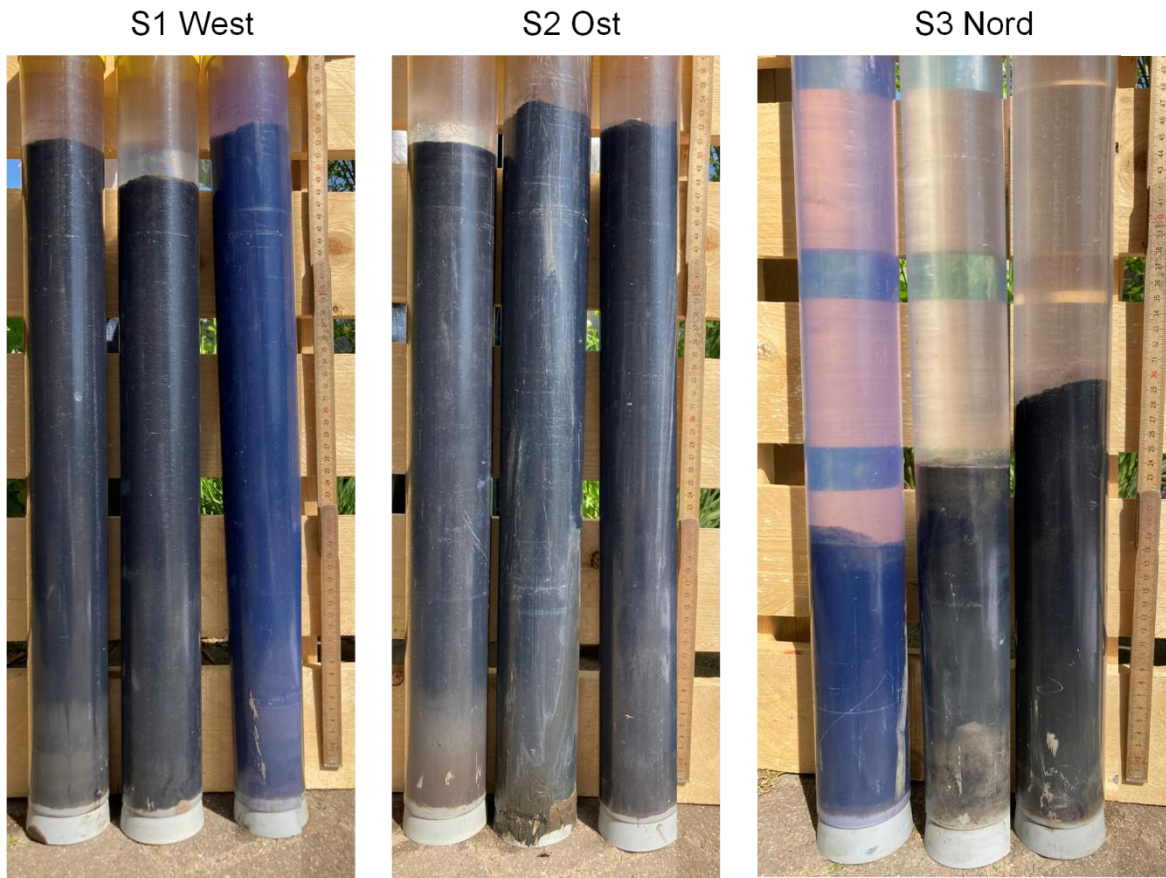


Abbildung 34. Für Analytik ausgewählte Sedimentkerne der drei Untersuchten Standorte in lokalen Tiefenmaxima (S1 West und S2 Ost) sowie in einem etwas flacheren Bereich (S3 Nord).



Abbildung 35. Sedimentoberfläche von exemplarischen Kernen, die parallel sowohl weißfädige als auch purpurne Schwefelbakterien aufwiesen. Links S1, rechts S2.

Die organische Auflage wies am Standort S3 Nord oberflächennah eher eine hellbraune Färbung auf, unterhalb in hellbraun-dunkelbraune Marmorierung übergehend, was auf eine im Vergleich zu den anderen beiden Standorten bessere Sauerstoffversorgung und entsprechenden Redoxzustand des Sediments hinweist. Einige Kerne wiesen auch hier auf der Se-

dimentoberfläche Kolonien von weißen Schwefelbakterien auf. Die organischen Bestandteile dieses Sediments werden ebenfalls dem Sapropel zugeordnet. Für die Analytik wurden hier möglichst vergleichbare Sedimentkerne ausgewählt (vgl. Abbildung 34).

Tabelle 23. Metrische Parameter zu den beprobten Sedimentkernen. Die organische Auflage beschreibt Sedimentlagen mit höherem organischem Anteil in Abgrenzung zu dem überwiegend mineralischen Ausgangssubstrat, hier Fein- bis Mittelsand.

Parameter	S1 West	S2 Ost	S3 Nord
Wassertiefe an der Entnahmestelle (m)	13,0	14,0	10,5
Mächtigkeit Sedimentkerne (cm)	21-52	32-37	19-29
Mächtigkeit der org. Auflage (cm)	33-40	34-46	5-17

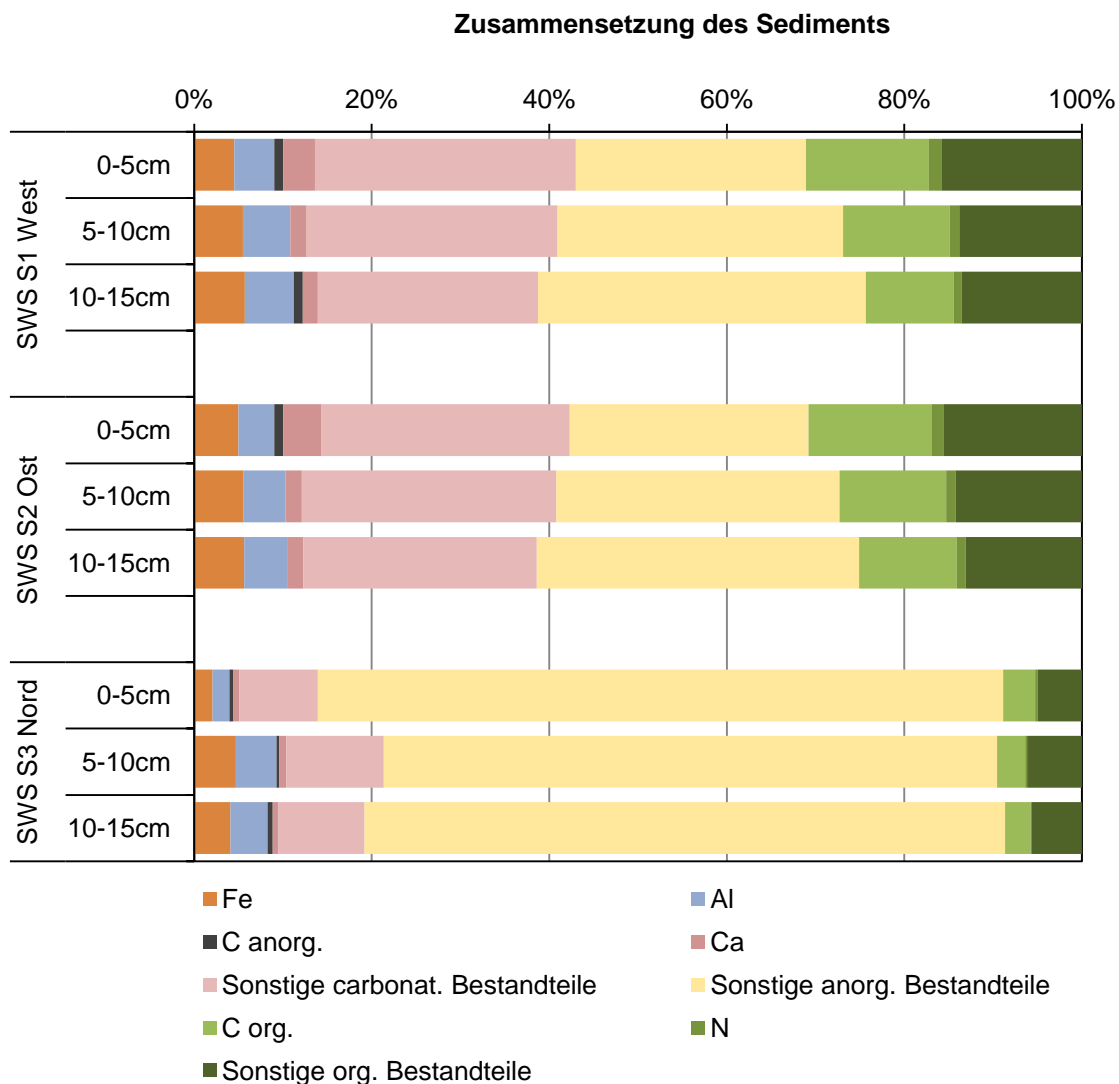


Abbildung 36. Elementare Zusammensetzung der Sedimente des Stadtwaldsees.

Die Sedimente wiesen an den Standorten der lokalen Tiefenmaxima S1 West und S2 Ost geringe Trockensubstanzen von 7,2 % in 0-5 cm Tiefe bis zu 13% in 10-15 cm auf. Die Tro-

ckenssubstanzen am Standort S3 Nord waren mit 33–48 % deutlich höher aufgrund des höheren Mineralanteils. Der Glühverlust, der dem Anteil der organischen Substanz entspricht, bestätigte an den Standorten S1 West und S2 Ost einen Anteil von 1/3 organischer Substanz mit abnehmenden Anteilen mit der Sedimenttiefe, während am Standort S3 weniger als 10 % organische Substanz enthalten waren. Der Anteil organischen Kohlenstoffs beträgt in etwa die Hälfte des Anteils organischer Substanz (11–15 % S1 und S2, bzw. durchschnittlich 4 % bei S3). Der Anteil von Carbonaten und anderen mineralischen Verbindungen betrug etwa 30 % (S1 und S2), sowie 11 % (S3).

In Abhängigkeit der Häufigkeit von Elementen in der Erdkruste stellen typischerweise Eisen (Fe) und Aluminium (Al) die höchsten Massenanteile beteiligter Metalle dar (Scheffer & Schachtschabel 2002). Eisenkonzentrationen betragen in den stärker organisch geprägten Sedimenten S1 und S2 des Stadtwaldsees zwischen 4,6 und 5,8 %, bei S3 Nord zwischen 2,1 und 4,7 %. Die durchschnittlichen Aluminiumkonzentrationen (Königswasseraufschluss) lagen zwischen 3,9 % (S3) und 5,2 %. Für limnische Sedimente sind insbesondere die Eisenkonzentrationen vergleichsweise hoch.

Auch Calcium (Ca) war in den Sedimenten im Bereich der Tiefenmaxima mit > 1,7 % in relevanter Menge vorhanden. In 0-5 cm Sedimenttiefe betragen die Konzentrationen sogar > 3,6 %. Nach der LAWA Definition für die Seen-Klassifizierung anhand der Ca-Konzentrationen im Wasser (> 15 mg/l, durchschnittlich 96 mg/l an der Probenahmestelle) als auch in den Sedimenten (> 2,5 %, LLUR 2001) gilt der Stadtwaldsee damit als calciumreich. Allerdings war die Calciumkonzentration in den Sedimenten von S3 Nord mit 0,6-0,8 % aufgrund des hohen Silikatanteils deutlich geringer. Eine Anreicherung von Ca im obersten Sedimenthorizont kann ein Hinweis darauf sein, dass unterhalb stärker carbonatlösende Bedingungen vorliegen beispielsweise durch niedrigere pH-Werte oder aber in den letzten Jahren verstärkt Calcium sedimentierte, z.B. ausgelöst durch höhere pH-Werte im Wasserkörper (Calcitfällung).

Mit 1,5 % (S3) bis zu 3,3 % (S1) und 3,8 % (S2) waren auch die Schwefelkonzentrationen vergleichsweise hoch. Das Vorkommen entsprechender Bakterien (Abbildung 35) deutete bereits auf die entsprechende Verfügbarkeit hin. In einer vergleichenden Untersuchung Schleswig-Holsteinischer Seen wurden mittlere Schwefelkonzentration um 1 % und in wenigen Proben > 2 % ermittelt (LLUR 2001), Holmer & Storkholm (2001) geben für eutrophe Seen Konzentration bis 1,4 % an.

Die Konzentrationen der Hauptnährelemente Stickstoff und Phosphor sind in weit niedrigeren Konzentrationen vorhanden, haben allerdings durch Interaktion mit dem Wasserkörper den größten Einfluss auf den Nährstoffkreislauf und folglich die Produktivität im Freiwasser. Stickstoff ist in Sedimenten überwiegend partikulär organisch gebunden (Dokulil et al. 2001). Die insgesamt moderaten Stickstoffkonzentrationen lagen zwischen 1–1,4 % (S1 und S2) und nahmen jeweils mit der Tiefe ab. Am Standort S3 war entsprechend des deutlich geringeren Gehaltes organischer Substanz nur etwa 0,1–0,3 % Stickstoff enthalten.

Phosphor lag in 0–5 cm Sedimenttiefe an Entnahmestellen S1 und S2 jeweils bei etwa 1650 mg/kg TS, unterhalb bei etwa 1250 mg/kg TS. Am Standort S3 lagen die Konzentrationen niedriger, zwischen 500–970 mg/kg TS (Abbildung 36).

Das ist eine im Vergleich moderate Phosphorbelastung, die im Mittel für einen mesotrophen Zustand des Gewässers spricht. Der starke Anstieg im obersten, jüngsten Sedimentsegment deutet jedoch auch auf eine verstärkte Eutrophierung hin. Unabhängig der Gesamt-P-Konzentration ist P in Sedimenten sekundären Transportprozessen wie Rücklösung und Bindung sowie der Bildung neuer Mineralformen unterworfen, sodass die Gesamtphosphorkonzentrationen keine Rückschlüsse auf ihre ökologische Relevanz zulassen. Die potentiell bioverfügbaren P-Fractionen wurden daher analytisch ermittelt und sind im folgenden Kapitel 4.8.1.2 dargelegt.

4.8.1.2. Phosphor-Rücklösepotential

Vergleichbar mit den allgemeinen Charakteristika ähnelt sich auch die Verteilung verschiedener Bindungsformen von Phosphor an den Standorten S1 und S2 stark. Im obersten Horizont liegt das Freisetzungspotential des Phosphors bei 30–40 %, einem für eutrophe Gewässer typischen Wert. In 10–15 cm Tiefe beträgt das Freisetzungspotential hier nur noch 10–12 %. Jeweils etwa die Hälfte davon geht auf den organisch gebundenen Phosphor zurück, der durch Abbau der organischen Substanz freigesetzt werden kann. Etwa ein Viertel bis ein Drittel des potentiell rücklösbaren Phosphors geht auf die redox-sensitive Bindung, vorwiegend durch Eisenhydroxide zurück. Am höchsten war dieser Anteil im oberen Sedimenthorizont am Standort S1. Der redox-sensitiv gebundene Phosphor kann bei zunehmend anaeroben Bedingungen im Sediment und dem darüber liegenden Wasser leicht rückgelöst werden.

Am Standort S3 liegt der potentiell rücklösbare Phosphor nur bei 5–13 % und nimmt auch hier mit der Tiefe deutlich ab. Aufgrund des hohen Anteils mineralischer Substanz ist der Anteil damit geringer (Abbildung 37).

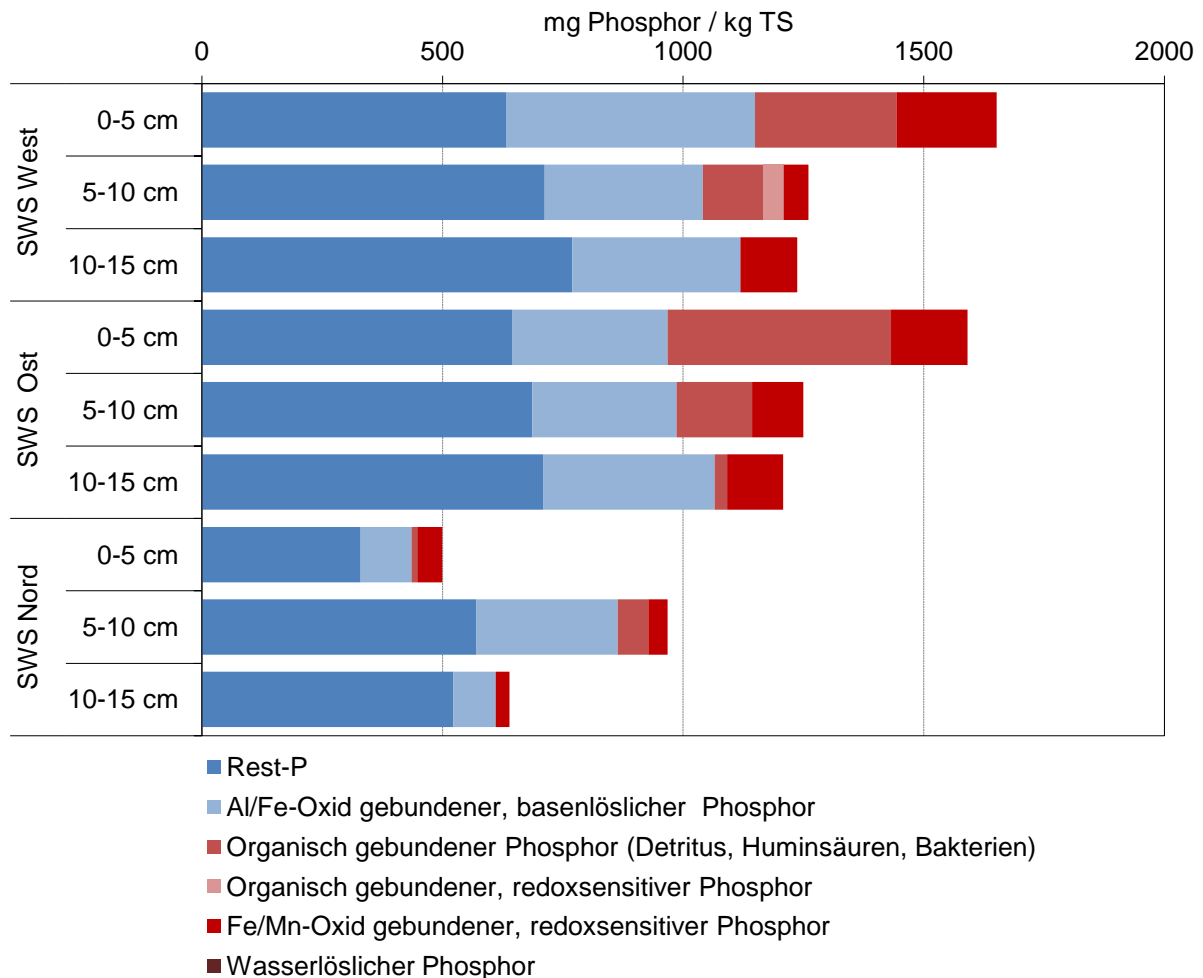


Abbildung 37. Phosphorfraktionen der Sedimente des Stadtwaldsees. In Blautönen sind die unter natürlichen Bedingungen nicht bioverfügbaren Phosphorfraktionen dargestellt, in Rottönen die potentiell bioverfügbaren Phosphorfraktionen.

Absolut und unter Berücksichtigung der Lagerungsdichten der Sedimente (TS/Volumen) beträgt das Freisetzungspotential zwischen 0,8–0,9 g P/m² in 10–15 cm Tiefe, bis zu 2,8 g P/m² in 0–5 cm Tiefe am Standort S1. Auf die untersuchten 15 cm Sedimenttiefe ist das Freisetzungspotential an allen Standorten ähnlich bei 4,4 g P/m² bis 5,4 g P/m².

Im Vergleich mit der P-Massenbilanz aus dem Wasserkörper betrug die Netto Freisetzung im Zeitraum Ende April bis Ende August 2022 im Bereich von S1 ca. 0,8 g P/m². Dass das theoretische Freisetzungspotential *in situ* nicht erreicht wird, ist häufig zu beobachten. Die Massenbilanz bildet eine Art Mischsignal einer größeren Fläche ab, da auch horizontale Wasserbewegungen auftreten. Zudem wird die maximale Konzentration etwa 1 m über Grund erfasst und ist nahe der Sedimentoberfläche höher. Des Weiteren ist erwartbar, dass die tatsächliche P-Rücklösung nicht das theoretische Rücklösepotential erreicht.

Unter den anorganischen P-Bindungen nimmt Eisen eine besondere Stellung ein, da Phosphat an Eisen(III)hydroxide bindet. In den Sedimenten des Stadtwaldsees ist eine hohe Konzentration an elementarem Eisen vorhanden. Das reversible (da Eisen nur oxidiert als dreiwertiges Eisen P bindet) P-Bindungspotential durch Eisenhydroxide kann über die Massen-

verhältnisse von Eisen zu Phosphor (Fe:P) im Sediment abgeschätzt werden. Als Richtwert gilt, dass in Sedimenten mit Fe:P > 15 eine gute P-Retention erzielt werden kann (Jensen et al. 1992). Das gilt in geschichteten Seen allerdings nur temporär, da im Laufe der Stagnationsphasen Sauerstoff im Tiefenwasser verbraucht wird und dabei u.a. Eisenhydroxide alternativ bei Umsetzungsprozessen im Sediment reduziert werden. An ihnen gebundenes Phosphat wird dann wieder freigesetzt und reichert sich im Tiefenwasser an.

Auch Schwefel hat eine hohe Affinität an Eisen zu binden. Unter anaeroben Bedingungen während der Sommermonate bilden sich außerdem mit dem reduzierten Eisen FeS_x Verbindungen. Im Gegensatz zu den Eisen-Phosphor Verbindungen sind diese redox-stabil, so dass Eisen in dieser Form nicht mehr als Bindungspartner für Phosphor zur Verfügung steht. Mit hohen Schwefelkonzentrationen im Sediment des Stadtwaldsees ist hier auch Schwefel hoch relevant für den Phosphorkreislauf. Als Richtwert gilt hierbei, dass das Eisen:Schwefel Verhältnis (Massen) > 1,9 betragen sollte (Rothe et al. 2015), damit Fe als Bindungspartner für P verfügbar ist. Nach anderen Untersuchungen gelten sogar Fe:P Verhältnisse > 30 und Fe:S Verhältnisse > 6 als notwendig (Wang et al. 2018).

Die Fe:P Verhältnisse im Stadtwaldsee waren in allen Sedimenten > 27 (S1 West), im Mittel sogar 44. Sie nahmen an allen Standorten mit der Sedimenttiefe zu. Besonders hohe Fe:P Verhältnisse liegen mit 41–64 in den eher mineralisch geprägten Sedimenten S3 Nord vor. Dagegen steht ein vergleichsweise niedriges mittleres Fe:S Verhältnis von 1,8, das insbesondere bei den organisch geprägten Sedimenten der Standorte S1 West und S2 Ost mit im Mittel 1,5 noch niedriger ausfällt. Die Fe:S Verhältnisse nehmen ebenfalls leicht mit der Tiefe zu. Die Bedingungen sind daher sowohl für die Bildung von Eisenhydroxid-Phosphor Verbindungen als auch für die Bildung von Eisen-Sulfiden günstig, in oberen Sedimenthorizonten eher etwas günstiger für die Bildung von Eisen-Sulfiden als in den tiefer liegenden Sedimenthorizonten und an den organisch geprägten Sedimenten S1 und S2 günstiger als in dem überwiegend mineralischen Sediment von S3.

- ▶ Die potentielle Wiederaufnahmekapazität von Phosphor in Phasen mit guter Sauerstoffversorgung wird durch die Konkurrenz von Sulfid daher nicht voll ausgeschöpft. Bei zunehmend eutrophen Verhältnissen kann der Prozess z.B. durch erhöhten Sauerstoffbedarf zum Abbau organischer Substanz in den Sedimenten zu vermehrter Bildung von Eisensulfiden und damit einhergehender Phosphatfreisetzung über den externen Phosphor-Eintrag hinaus beschleunigt werden. Dies gilt insbesondere in den Bereichen der Tiefenmaxima wie S1 West und S2 Ost mit den stark organisch geprägten Sedimenten.

4.8.1.3. Phosphor-Rücklösung (Laborinkubationen von Sedimenten)

Mit Beginn des Experiments in **Phase I** wurde die Temperatur gegenüber der *in situ*-Bedingung im See um etwa 5 °C erhöht. Die Sauerstoffkonzentration betrug 0,25 mg/l, der pH Wert 7,3. Erwartungsgemäß im Sinne einer Rücklösung stiegen die Konzentrationen von PO₄-P im Überstandswasser binnen neun Tagen nach Entnahme annähernd kontinuierlich an (R²>0,83; n=8, Abbildung 38, links).

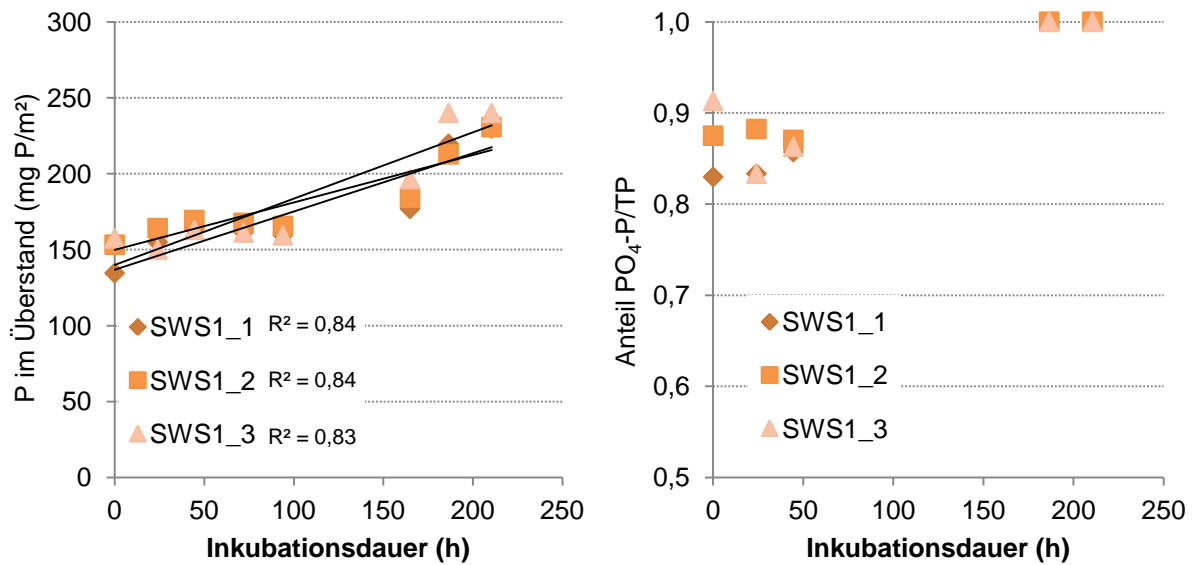


Abbildung 38. Entwicklung der Phosphormengen im Überstand während anoxischer Inkubationen. Links: P Rücklösung aus den Sedimentkernen während des Experiments. Rechts: Anteil des gelösten Phosphors (gemessen als PO₄-P aus dem Filtrat) am Gesamtphosphor.

Ab dem neunten Tag stellte sich ein Sättigungsgleichgewicht ein und das Experiment wurde beendet. Natürlicherweise ist der Diffusionsgradient über die gesamte Wassersäule im Stadtwaldsee größer, die Aufsättigung in der durchschnittlich nur 36 cm hohen Wassersäule der Kerne somit ein erwartetes experimentelles Artefakt. Das Überstandswasser war sehr transparent und partikelarm, wie das Verhältnis von PO₄-P zu TP belegte (ø 88% gelöst, vgl. auch Abbildung 38, rechts). Am Ende der Inkubation waren < 0,04 mg/l Sauerstoff im Überstand vorhanden, der pH Wert war leicht auf 7,1 zurückgegangen.

Ab vier Tagen nach Inkubationsbeginn kam es für die folgenden drei Tage zu einer unerwarteten Abnahme bzw. Stagnation der PO₄-P-Konzentrationen (Abbildung 38, links), die sich auch in den TP Konzentrationen spiegelte und somit nicht labor-analytisch verursacht sein konnte (getrennte Messverfahren der beiden Parameter). In den folgenden Tagen kam es wieder zu einem, dem anfänglichen linearen Trend folgenden, Anstieg der PO₄-P-Konzentrationen. Es sind keine weiteren Faktoren durch Probenahme oder die experimentellen Rahmenbedingungen bekannt, die den zwischenzeitlichen Rückgang der Konzentrationen erklären können.

Tabelle 24. Rücklöseraten aus Phase I. Positive Werte belegen eine tatsächliche Rücklösung (Abgabe von P in die Wasserphase)

Rücklöserate (mg P/m ² /d)	SWS 1.1	SWS 1.2	SWS 1.3	SWS 1 Mittelwert
Nur Lineare Werte	10	8	11	10 ± 1,5
Inkl. nicht-linearer Werte	9	7	10	9 ± 1,4

In Tabelle 24 sind die Werte inklusive und exklusive der drei nicht-linearen Werte zwischen Tag 4 und Tag 7 der Inkubation gegenübergestellt. An den Werten beider Berechnungsvarianten wird deutlich, dass der Unterschied für die Rücklöseraten jedoch klein ist, und das Ergebnis unabhängig der Berechnungsmethode belastbar. Die Rücklöserate beträgt 9 bzw. 10 mg P/m²/d. Es kann anhand der Werte nicht differenziert werden, wie viel des initial partikulär vorliegenden Phosphors sedimentieren konnte oder alternativ auch den Freisetzungprozessen unterworfen war. Ebenfalls ist unklar, ob dieser Anteil durch die Entnahme erhöht war oder schon *in situ* in der Wasserphase kurz über dem Sediment vorhanden war. Es ist nicht auszuschließen, dass einige Sedimentpartikel durch die Entnahme und das Absenken der Kerne in die Wasserphase gelangten und die Bedingungen zum Abbau dort günstiger waren als innerhalb des Sediments. Aufgrund der insgesamt geringen Differenz zwischen PO₄-P und TP ist dieser mögliche Beitrag zu den beobachteten Rücklöseraten jedoch als sehr gering einzustufen.

- Anhand der im Wasserkörper durch die tiefengestufteten Konzentrationsmessungen berechneten Phosphoranreicherung (vgl. Kapitel 4.7, P-Bilanz Wasserkörper) kam es im Juli und August umgerechnet zu einer theoretischen Anreicherung von 7–13 mg P/m²/d. Die experimentell im Inkubationsversuch ermittelte Rücklöserate liegt damit in der erwarteten Größenordnung und genau in der Spanne, die indirekt über die P-Bilanz der Wasserphase berechnet wurde.

In der **Phase II** des Experiments wurden die Kerne direkt im Anschluss an Phase I bei einer Temperatur von 8°C und unter oxischen Bedingungen inkubiert. Durch die Belüftung wurde binnen eines Tages eine Sauerstoffsättigung von 100% erreicht bei einer Sauerstoffkonzentration > 11,2 mg/l während des gesamten Versuchs. Der pH Wert lag zu Beginn bei 8,2–8,3, am Ende des Experiments etwas niedriger zwischen 7,9–8,1. Der Regimewechsel führte innerhalb der ersten fünf Tage zu einer schnellen Aufnahme von Phosphor von 47 ± 3 mg P/m²/d (Tabelle 25). Die Abweichung zwischen den Replikaten war mit 6% gering. Die Wiederaufnahmerate von Phosphor war somit zunächst etwa doppelt so hoch wie die Rücklösung bei maximaler Hypolimniontemperatur.

Nach fünf Tagen ging die Wiederaufnahme deutlich zurück, der Zusammenhang war nicht mehr linear. Näherungsweise betrug die Wiederaufnahme nur noch etwa 10% der anfänglich bestimmten Rate.

Tabelle 25. Rücklöseraten aus Phase II. Positive Werte belegen eine tatsächliche Rücklösung (Abgabe von P in die Wasserphase), negative eine Aufnahme von P. Es sind nur die Werte zwischen Tag 1 und 5 (n=5) berücksichtigt.

Rücklöserate (mg P/m ² /d)	SWS 1.1	SWS 1.2	SWS 1.3	SWS 1 Mittelwert
Lineare Werte (R ² >0,93)	-48	-44	-47	-47 ± 3

Durch die (Re-)oxidation von Metallhydroxiden unter oxischen Bedingungen entstehen Bindungsstellen für Phosphat-Ionen (Abbildung 39). Da Phosphat am Ende der Inkubationspha-

se I in hoher Konzentration vorlag (durchschnittlich 0,69 mg/l PO₄-P), stand es als potentieller Bindungspartner reichlich zur Verfügung. Der deutliche Rückgang der Wiederaufnahmerate von Phosphat nach einigen Tagen kann auf die innerhalb des Sedimentprofils langsamer voranschreitende Re-Oxidation und Diffusion zurückzuführen sein. Die theoretische P-Aufnahme im Sediment basierend auf der P-Massenbilanz der Wasserphase war zwar insgesamt deutlich niedriger (-3 mg P/m²/d zwischen August und September bzw. -6 mg P/m²/d zwischen September und Oktober), zeigte aber ebenfalls eine Abnahme der Wiederaufnahmerate. Dass die theoretischen Wiederaufnahmeraten *in situ* deutlich niedriger sind, ist im Vergleich zu den Inkubationsbedingungen zu erwarten. Im Inkubationsversuch wurden beispielsweise innerhalb eines Tages 100% Sauerstoffsättigung an der Kontaktfläche zum Sediment erreicht, während bis Ende September das Hypolimnion nur leicht erodiert war und erst im November die Voldurchmischung vollzogen. Auch im November wurden in Sedimentnähe lediglich 70% Sauerstoffsättigung erreicht. Die Oxidation von potentiellen Bindungspartnern für Phosphat konnte im Inkubationsexperiment damit deutlich schneller herbeigeführt werden. Zudem wurden im Inkubationsversuch wenige Tage betrachtet und auch hier zeigte sich eine starke Abnahme der Raten nach bereits fünf Tagen. Im Gelände bilden die theoretischen Wiederaufnahmeraten dagegen einen deutlich längeren Zeitraum ab.

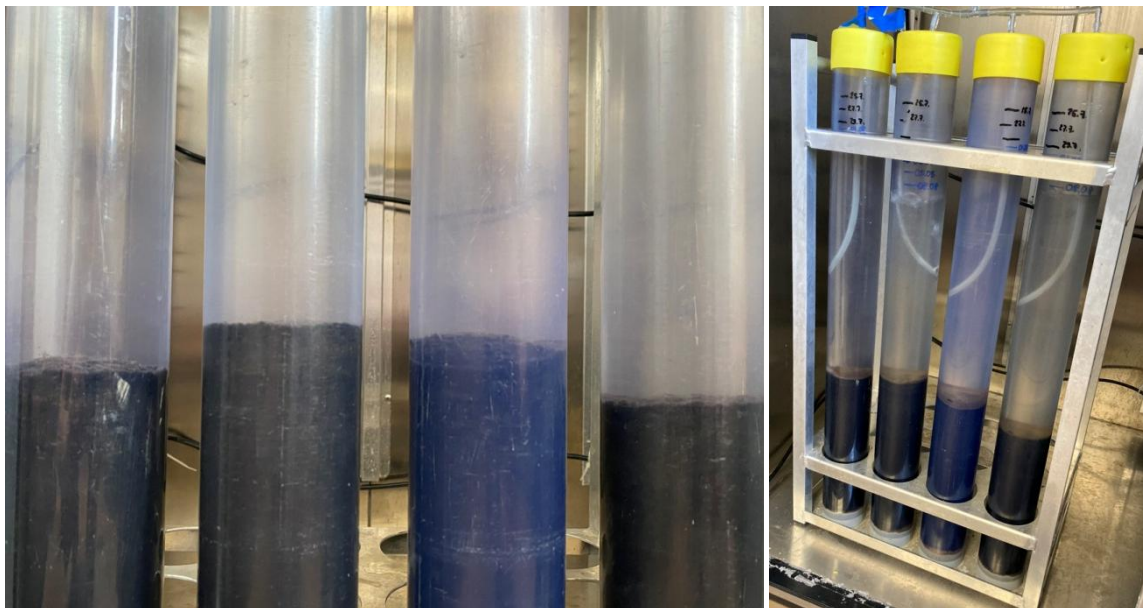


Abbildung 39. Links: Sedimentoberfläche der Sedimentkerne zu Inkubationsbeginn der Phase I. Sie weisen eine charakteristische Schwarzfärbung auf, die auf stark reduzierte Verbindungen hindeutet. Im Überstand direkt über der Sedimentoberfläche war eine leicht rosa Färbung erkennbar durch Schwefel verstoffwechselnde Purpurbakterien. Rechts: Sedimentkerne mit Belüftungsanlage in Phase II. Die Sedimentoberfläche hat eine hellbraune Färbung angenommen, typisch für Sedimente in Kontakt mit sauerstoffreichem Wasser.

Da die tatsächliche maximale hypolimnische Temperatur mit etwa 8°C deutlich niedriger war als die in Phase I verwendete Temperatur, wurde in **Phase III** in einem weiteren (auf drei Probenahmen verkürzten) anoxischen Zyklus bei 8°C die Reversibilität der Reaktion und die entsprechenden Freisetzungsraten getestet.

Die Sauerstoffkonzentrationen sanken auch hier im Versuchsverlauf noch etwas weiter von anfänglich 0,45–0,5 mg/l auf <0,04 mg/l zum Ende des Versuchs. In ähnlicher Weise sank der pH-Wert weiter von durchschnittlich 7,5 auf 7.

In Phase III lagen die Rücklöseraten durchschnittlich bei 8 ± 2 mg P/m²/d (Tabelle 26). Die Abweichungen zwischen den Replikaten waren mit 24% in diesem Durchlauf jedoch etwas höher (vermutlich aufgrund der unterschiedlichen Ausgangskonzentrationen durch unterschiedliche Wassermengen, die bei der Wiederauffüllung des Überstands benötigt wurden). Die Rücklöserate lag damit im Mittel etwas niedriger als in Phase I aber dennoch innerhalb der anhand der P-Massenbilanz theoretisch möglichen Freisetzungsrates während der Sommermonate. Gemäß RGT-Regel gilt als Faustformel, dass sich pro 10 K Temperaturerhöhung die Reaktionsgeschwindigkeit biochemischer Prozesse etwa verdoppelt bis vervierfacht (Lauth 2022). Der geringfügige Rückgang der Rücklöseraten bei hier 5°C kühlerer Inkubation als in Phase I liegt damit im Rahmen des zu erwartenden Temperatureffekts.

Tabelle 26. Rücklöseraten aus Phase III. Positive Werte belegen eine tatsächliche Rücklösung (Abgabe von P in die Wasserphase), negative eine Aufnahme von P.

Rücklöserate	SWS 1.1	SWS 1.2	SWS 1.3	SWS 1 Mittelwert
mg P/m ² /d	10	6	8	8 ± 2

4.8.1.4. Phosphor-Rücklösung (*in situ* Messungen von Porenwasserprofilen)

Am Standort S1, an dem auch Sedimentkerne für das Inkubationsexperiment im Labor gewonnen wurden, wurden zwischen Mitte Juli und Ende September an drei Terminen Vertikalprofile der PO₄-P-Konzentrationen gemessen. Zwischen Ende Juli und Ende August wurden an zwei weiteren Standorten Dialysekammern für den räumlichen Vergleich ausgebracht. Die Vertikalprofile wiesen sowohl zeitlich und räumlich große Unterschiede auf. Am Standort S1 wurde beispielsweise im Juli nur ein sehr schwach ausgeprägter Konzentrationsgradient gemessen, die Konzentrationen in der Wasserphase waren knapp über dem Sediment sogar etwas höher als im Sediment (Abbildung 40). Zwischen Ende Juli und Ende August änderte sich dies grundlegend, die Porenwasserkonzentrationen hatten sich im Maximum etwa verdoppelt und lagen nun deutlich über der Konzentration im sedimentnahen Freiwasser. Ende September kam es erneut zu einem sehr schwach ausgeprägten Konzentrationsgradienten zwischen Porenwasser und dem Freiwasser über dem Sediment.

Vereinfacht kann bei kurz unter der Sedimentoberfläche ansteigenden Phosphatkonzentrationen von einer Rücklösung ins Freiwasser ausgegangen werden, bei einer unter der Sedimentoberfläche rückläufigen Konzentration von P-Bindung (biologisch oder mineralisch). So sind die negativen Rücklöseraten im Juli und Ende September zu erklären, während es zwischen Ende Juli und August zu einer deutlichen Rücklösung aus dem Sediment kam (Tabelle 27). Dabei ist insbesondere die Zone unterhalb der Sedimentoberfläche relevant bis zum ersten Konzentrationsmaximum. Hier kann davon ausgegangen werden, dass dies die aktive Zone ist, in der Austausch mit der Wasserphase besteht. Im Falle von S1 waren dies im Zeitraum mit intensiver Rücklösung die oberen 5 cm.

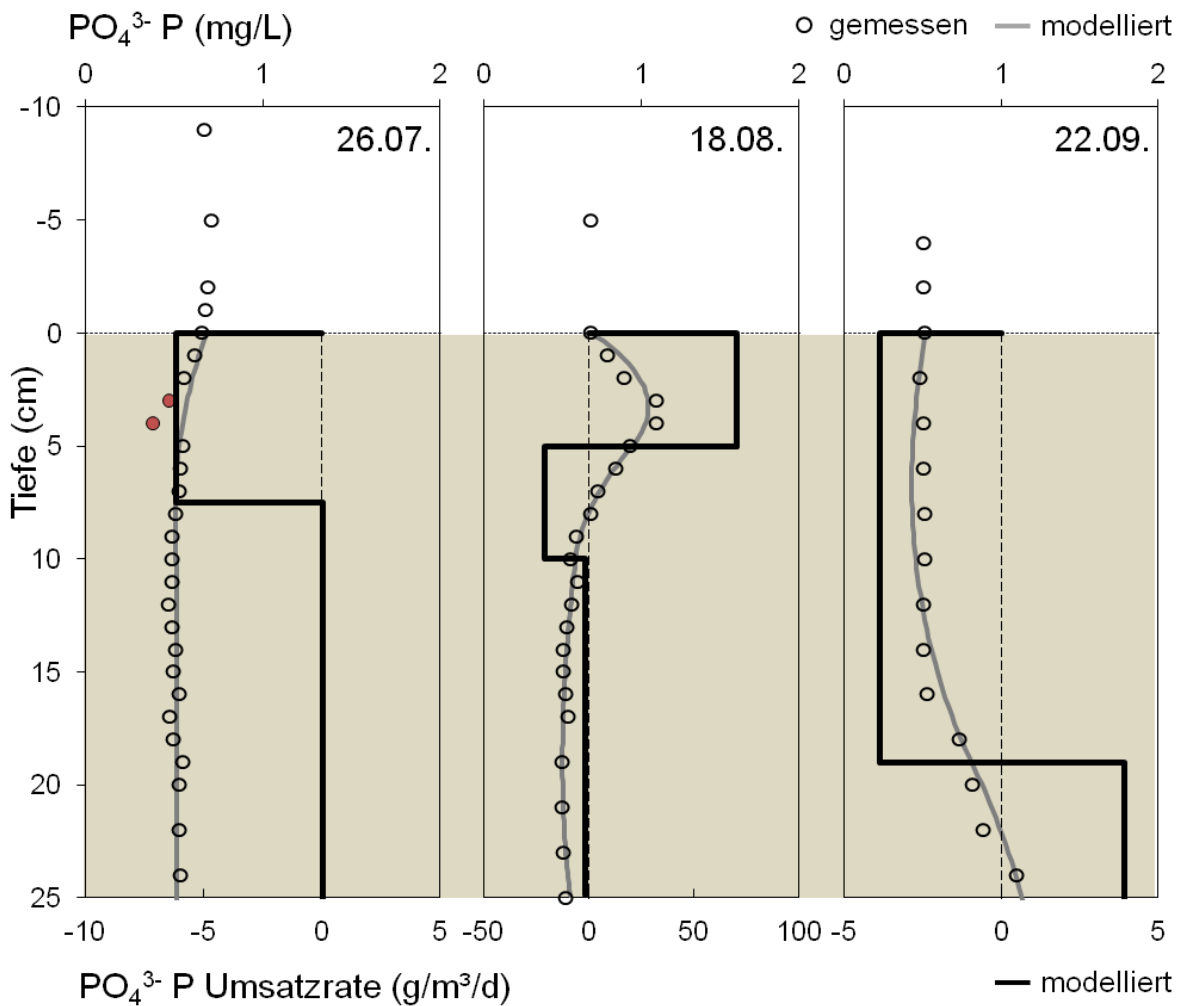


Abbildung 40. Porenwasserprofile am Standort S1 zwischen Juli und September 2022. Die offenen Punkte geben die gemessenen Phosphat-Phosphor-Konzentrationen wieder, graue Linien die durch das Programm PROFILE berechneten Konzentrationen. Rot eingefärbt sind Messwerte, die für die bessere Anpassung des Modells entfernt wurden, diese hatten aufgrund des gleichgebliebenen Konzentrationsgradienten an der Sediment-Wasser-Grenze jedoch keine Auswirkung auf die Berechnung der Rücklöserate. Die schwarzen Bereiche markieren die Phosphat-Umsatzraten. Positive Werte sind als Freisetzung zu interpretieren, negative als Festlegung.

Wie im Abschnitt der Sedimentinkubationen beschrieben, wurden in den Laborversuchen Rücklöseraten ermittelt, die sehr gut übereinstimmten mit der Anreicherung in der Wasserphase, die näherungsweise anhand einer Massenbilanz berechnet wurde. Im Vergleich dazu sind die an Standort S1 per Dialysekammer ermittelten Rücklöseraten im vergleichbaren Zeitraum (26.07.–18.08.) am selben Standort etwa um den Faktor 100 niedriger als in den Sedimentinkubationen. Die Größenordnung ist jedoch im Hinblick auf Untersuchungen mit dieser Methode in anderen Gewässern (z.B. Lewandowski et al. 2002) realistisch für ein schwach eutrophes Gewässer. Wie unter der Beschreibung der Methode dargelegt, bilden die über diese Methode berechneten, rein diffusiven Flüsse ohnehin nur eine untere Grenze möglicher Rücklöseraten, da z.B. die Effekte von Bioturbation und Ausgasung nicht abgebildet werden können. Mindernd auf die Rate wirkt sich auch aus, dass es sich bei der Berechnung anhand von Konzentrationsprofilen nur um Rücklösung über die Sediment-Wassergrenze hinweg handelt, die durch eine vertikale Auflösung von 1 cm auch nicht

zwangsläufig den Gradienten direkt an der Sedimentoberfläche exakt erfasst (Lewandowski 2002). Unter *in situ* Bedingungen findet, und die Überlegung wird durch die höheren Phosphatkonzentrationen im Freiwasser gegenüber dem Porenwasser am 26.07.2022 gestützt, auch ein erheblicher Anteil der Mineralisierung des Phosphors bereits im Wasser statt. Die P-Massenbilanz als auch die Inkubationen identifizieren so zwar einen netto P-Anstieg, jedoch nicht die Zonen oder das Ausgangsmaterial intensiver Umsetzung. Diese können aufgrund der besseren Versorgung mit Elektronenakzeptoren auch außerhalb des Sediments liegen.

Unabhängig von der Größenordnung der Phosphat-Flüsse lassen die Phosphat-Konzentrationen im Porenwasser Schlüsse hinsichtlich der Sedimentzonierung sowie der zeitlichen und räumlichen Unterschiede zu. So spiegelten auch die Vertikalprofile bei S1 die über die P-Massenbilanz ermittelte maximale Rücklösung im Zeitraum Juli bis August und Phosphor-Aufnahme zwischen August und September.

- In Übereinstimmung mit den Ergebnissen der allgemeinen Sedimentcharakteristika und des P-Rücklösepotentials, zeigten die Auswertungen der Konzentrationsprofile, dass insbesondere die oberen 5 cm des Sediments relevant sind für die Rücklösung von P.

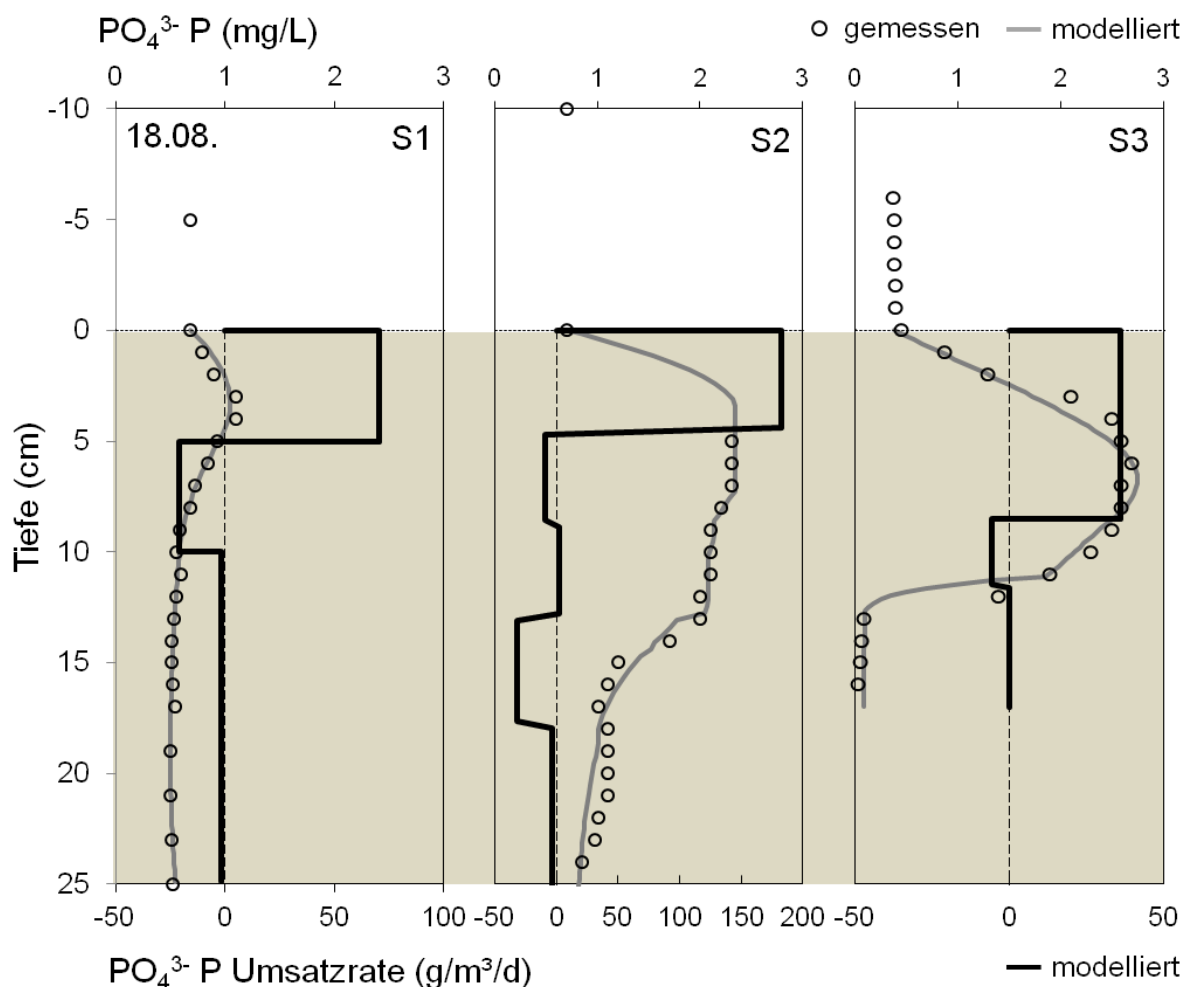


Abbildung 41. Porenwasserprofile am 18.08.2022 an den drei untersuchten Standorten im Vergleich. Die offenen Punkte geben die gemessenen Phosphat-Phosphor-Konzentrationen wieder, graue Linien

die durch das Programm PROFILE berechneten Konzentrationen. Die schwarzen Bereiche markieren die Phosphat-Umsatzraten. Positive Werte sind als Zonen von Freisetzung zu interpretieren, negative als Zonen der Festlegung von Phosphat.

Der Standortvergleich zwischen Juli und August, dem Zeitraum maximaler Rücklösung, zeigte ebenfalls, wie stark sich die Rücklöseraten innerhalb des Gewässers unterscheiden. Auch wenn die Sedimentoberfläche am Profil S2 (Tiefenmaximum nahe dem Schwimmerbereich) nicht genau zugeordnet werden konnte, lag hier ein deutlicher Hotspot von P-Rücklösung vor. Aber auch Standort S3, der anhand des hohen mineralischen Anteils und der geringmächtigen organischen Auflage in den Sedimentuntersuchungen eher eine geringere P-Konzentration und ein geringeres P-Rücklösepotential aufwies, trug in ähnlicher Größenordnung zur Rücklösung bei wie Standort S1. Diesen beiden Standorten war gemein, dass maximale Phosphat-Konzentrationen in etwa 5 cm Tiefe gemessen wurden. Für S3 kann dies nicht genau rekonstruiert werden, bei den anderen Standorten bestätigte dies aber auch insgesamt den Eindruck der chemischen Sedimentanalytik, dass es sich bei den oberen 5 cm jeweils um jüngerer, im Phosphor-Kreislauf reaktiveres Sediment handelte (Abbildung 41). Positive Umsatzraten (Zonen von Phosphatfreisetzung) lagen, sofern rücklösende Bedingungen bestanden daher nur im oberen Sedimenthorizont. Nach unten hin fand im Gegenzug keine oder nur eine geringe Festlegung von Phosphat statt.

Tabelle 27. Rücklöseraten errechnet aus den Porenwasserprofilen ermittelt mit Dialysekammern. Eine negative Rücklöserate steht für die Aufnahme von P, eine positive Rücklöserate für die Freisetzung von P aus den Sedimenten.

Standort	SWS S1	SWS S1	SWS S2	SWS S3	SWS S1
Zeitraum	11.07.- 26.07.	26.07.- 18.08.	26.07.- 18.08.	26.07.- 18.08.	18.08.- 22.09.
Rücklöserate (mg P/m ² /d)	-0,02	0,08	0,11 ¹	0,06	-0,003
Konz. 0-10 cm ü. SOF (mg P L ⁻¹)	0,69	0,7	0,7	0,38	0,51
Oberes Konz.Max. (mg P L ⁻¹)	0,38	1,1	2,3	2,7	1,3
Zone P Austausch Sed-Wasser (cm)	5	4–5	ca. 5	6	28
Modelliert*	NEIN	JA	NEIN	JA	JA
Modellgüte (R ²)	n.b.	0,96	n.b.	0,91	0,97

* Eine Berechnung wurde manuell durchgeführt wenn die tatsächlichen Konzentrationen am Sediment-Wasser-Übergang nicht gut durch das Modell abgebildet werden konnten.

¹ Hier ist ein Wertebereich in der Größenordnung zwischen 0,05 und 1,1 mg P m² d⁻¹ möglich, da die Kammer im Sediment eingesunken war. Der Wert 0,11 bezieht sich auf ein Konzentrationsmaximum im Bereich von 5 cm, wie es anhand der anderen Profile am wahrscheinlichsten anzunehmen ist. Ein Einsinken von >5 cm ist aufgrund der Länge der Kammerung von 56 cm und der maximalen Mächtigkeit organischer Auflage über der mineralischen Sohle auszuschließen, weswegen dieser Wert trotz großer möglicher Spannweite als maximale Rücklöserate im Vergleich zu den anderen Standorten interpretiert wurde.

4.8.1.5. Synthese Sedimentuntersuchungen

Die Sedimente der Standorte S1 und S2 (jeweilige Tiefenmaxima) sind optisch wie auch chemisch sehr ähnlich. Sedimente an den Flanken des Seebeckens bzw. in geringeren Tiefen, wie etwa S3 unterscheiden sich davon deutlich. Es wurde bei der Beprobung auch eine ausgeprägte Mikroreliefierung im Seebecken festgestellt, sodass Sedimente sehr kleinräumig variieren können (vgl. Kapitel 4.8.2).

Durch die unterschiedlichen Untersuchungsansätze und die individuellen Limitationen und Stärken der Methoden, konnten in der Synthese umfangreiche Erkenntnisse zur P-Freisetzung aus dem Sediment abgeleitet werden.

Die Sedimente der oberen 5 cm unterscheiden sich deutlicher von den darunter liegenden 10 cm Sediment, indem die Sedimentoberfläche einen höheren Organikanteil, aber insbesondere eine überdies hinausgehende Anreicherung von N und P von ca. 30 % (S1 und S2) gegenüber den tieferen Sedimentabschnitten aufwies. Dies ist einerseits zu erwarten, da jüngere Organik noch weniger Remineralisierung erfahren hat. Da die Schicht aber eine Mächtigkeit von mehreren cm aufweist und vor allem P (und N) anreichert, kann dies auch als jüngst zunehmende Eutrophierung des Sees interpretiert werden (Carey & Rydin 2011). Auch das P-Freisetzungspotential (sequenzielle P-Extraktion) war in dieser Schicht am höchsten. Besonders hoch konzentriert waren N und P an den lokalen Tiefenmaxima S1 und S2, die organische Auflage war hier durch die höheren Sedimentationsraten insgesamt deutlich mächtiger. Hinsichtlich der *in situ* gemessenen Rücklösung (Dialysekammern) sind jeweils diese oberen 5 cm des Sediments auch als Zone maximaler Phosphat-Freisetzung identifiziert worden.

In Abhängigkeit der Redoxbedingungen sind sowohl die P-Freisetzung als auch die Wiederaufnahme möglich, wie die Inkubationen zeigten. Die gute Übereinstimmung von per Massenbilanz *in situ* beobachteten Freisetzungs- und Wiederaufnahmeraten mit den Ergebnissen der Inkubationen deuten darauf hin, dass primär die Sedimente diese Vorgänge steuern. Im Überblick aller verwendeter Methoden zur Untersuchung der Sedimente (quantitativ und qualitativ) kann abgeleitet werden, dass insbesondere die lokalen Tiefenmaxima als Sedimentfalle fungieren und hier in höherer Rate reaktive, frische Organik sedimentiert, die folglich stärker zur P-Freisetzung, aber durch die schnellere Überlagerung von Material auch zu einer Festlegung von P führt. Dies ist wohl im kleineren Maßstab auch für die insgesamt etwas flachere Nordflanke des Sees (Bereich von S3 Nord) gültig mit ihrer kleinräumig ausgeprägten Mikroreliefierung und deren lokalen Vertiefungen. Insbesondere wenn dort die Inten-

sität der anaeroben Prozesse im Zuge weiterer P-Einträge steigt, könnte weiterer bisher festgelegter P rückgelöst werden.

Dies geschieht, da die Verhältnisse von Schwefel und Eisen gegenüber Phosphor die Bindungskapazität bzw. das Rücklösungspotential der Sedimente des Stadtwaldsees bestimmen. Schwefel liegt insbesondere im jungen 0–5 cm mächtigen, organischen Sediment gegenüber Eisen in verhältnismäßig hoher Konzentration vor und fördert so die sulfidische Bindung von Eisen insbesondere in Bereichen maximaler Seetiefe und in lokalen Senken im Mikrorelief.

- Die potentielle Wiederaufnahmekapazität von Phosphor in Phasen mit guter Sauerstoffversorgung wird durch die Konkurrenz von Sulfid daher nicht voll ausgeschöpft. Bei zunehmend eutrophen Verhältnissen und steigendem Sauerstoffbedarf zum Abbau organischer Substanz kann die Bildung von Eisensulfiden und die damit einhergehende Phosphatfreisetzung über den externen Phosphor-Eintrag hinaus beschleunigt werden.

4.8.2. Sedimentmächtigkeiten und Gewässervermessung

4.8.2.1. Ergebnisse der Seegrunduntersuchung

Am Stadtwaldsee wurden insgesamt 47 Messungen mit der Graviprobe durchgeführt, um den Seegrund zu untersuchen. Die Positionen der Messungen und die Eindringtiefe des Messinstruments im Seegrund sind in Abbildung 42 dargestellt, Abbildung 43 zeigt die interpolierten Sedimentmächtigkeiten als Messergebnis. Hier ist anzumerken, dass diese Angaben lediglich die Mindestsedimentmächtigkeit angeben. In Bereichen in denen das Sediment mächtiger oder sehr konsolidiert ist wird die Graviprobe möglicherweise nicht die kiesig-sandige Basis erreichen. Bei neun der 47 Messungen konnte nicht eindeutig die Kies-Sand-Schicht detektiert werden (Tabelle A 9. Übersicht der Graviprobe Messergebnisse am 11.10.2022. KDW = Konus-Durchdringungswiderstand. Tabelle A 9).

Die Ergebnisse zeigen eine große Variation zwischen den Messpunkten. Die erfassten Sedimentauflagen schwanken zwischen „kein“ Sediment bzw. < 0,05 m (Nr. 16–18). und mächtigeren Sedimentauflagen im Bereich von 1 m mit einem Maximalwert von 1,24 m (Nr. 2). Die Verteilung über das Gewässer ist heterogen, so hat sich keine größere Zone mit gleichmäßiger Verteilung der Sedimente gebildet.

Geringe Sedimentmächtigkeiten finden sich im südlichen Teil nahe dem Badebereich. Hier steht die kiesig-sandige Schicht direkt an oder hat eine weiche Deckschicht von wenigen cm. Im Zentrum des Sees ist relativ wenig Sediment abgelagert. Hier werden Mächtigkeiten von 0,03 m bis ca. 0,4 m erreicht. Die größten Sedimentmächtigkeiten befinden sich im nordwestlichen Teil des Sees. Hier zeigen fünf Messungen Mächtigkeiten > 0,7 m und bis zu 1,24 m an. Dieses „Sedimentband“ zieht sich vom Steg bei der Slipanlage in südöstlicher Richtung.

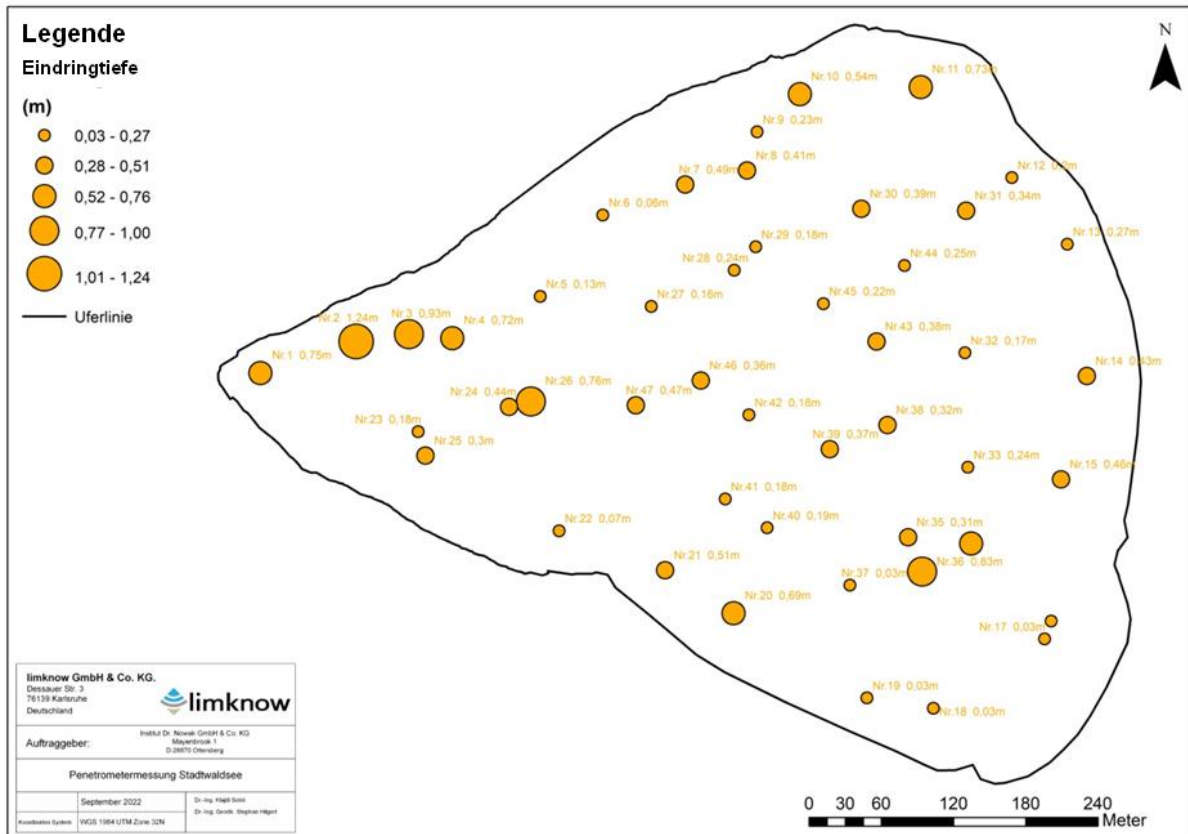


Abbildung 42. Einzelmesspunkte u. Eindringtiefe der Graviprobe (GP) in den Seegrund.

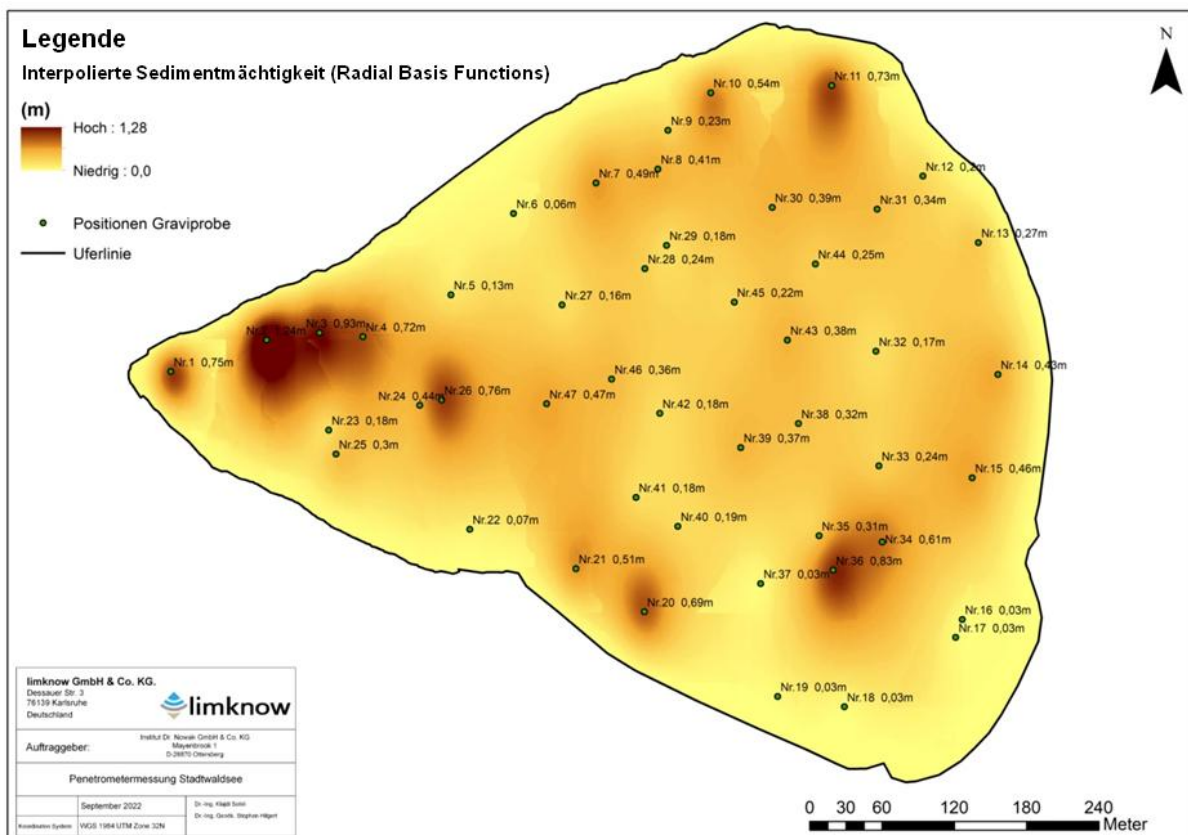


Abbildung 43. Interpolation der Sedimentmächtigkeiten am Stadtwaldsee(RBF-Verfahren; Sedimentmächtigkeit entspricht Eindringtiefe).

Abbildung 44 zeigt exemplarisch eine Kurve des Konus-Durchdringungswiderstandes (KDW) (Cone penetration resistance, CPR) in kPa über die Tiefe im Sediment. Werte bis ca. 20 kPa zeigen „Flüssigschlamm“ und Werte zwischen 20–100 kPa zeigen weiches Sediment an. Werte über 150 bis 250 kPa weisen auf sandige-kiesige kompakte Schichten hin. Die restlichen Graphen sind im Anhang (Abbildung A 4–Abbildung A 9) hinterlegt.

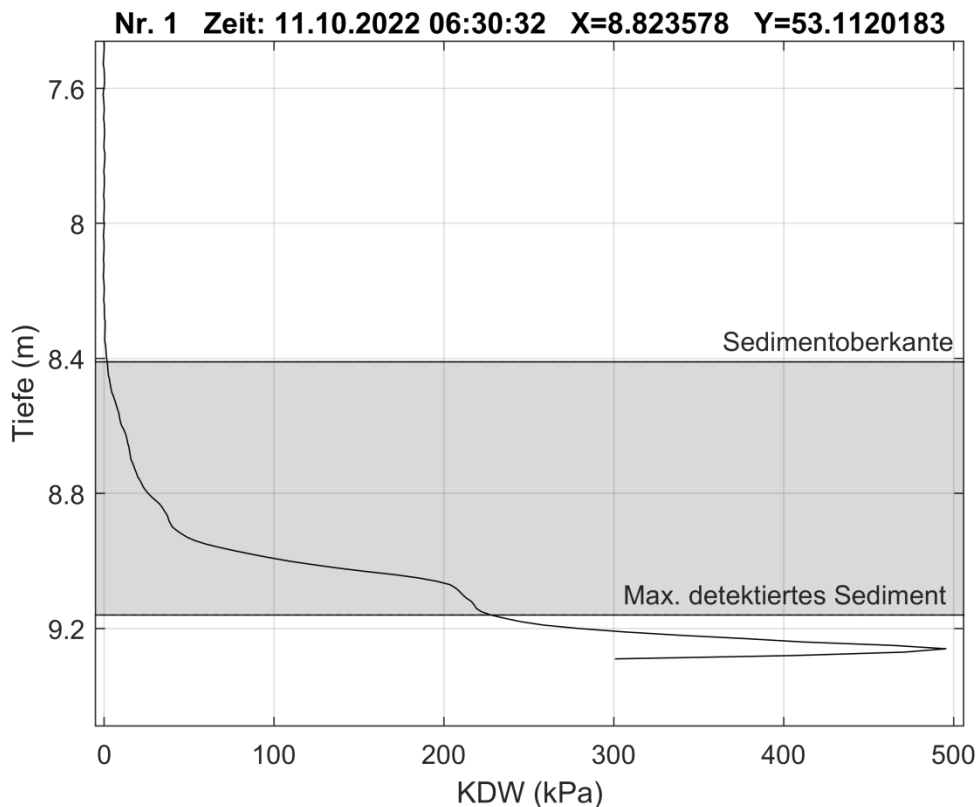


Abbildung 44. Beispiel einer Messung der Eindringtiefe und des Konus-Durchdringungswiderstandes.

Es wurde mit zwei unterschiedlichen Interpolationsmethoden ein Raster erstellt. Hier wurde auf Grund der relativ geringen Anzahl der Punkte und dem fehlenden Höhenmodell des Seegrunds nicht wie häufig angewendet auf die Co-Kriging Methode, sondern auf „Polynomial Functions (PF)“ und „Radial Basis Functions (RBF)“ zurückgegriffen. Die erste Methode glättet stark über die Messpunkte hinweg, erzeugt aber sanftere Übergänge zwischen den Messpunkten und zum Ufer hin. Die zweite Methode ist bei der direkten Umgebung der Messpunkte korrekt, erzeugt aber deutlich Sprünge über die Distanz zwischen den Messpunkten. Dies wird strukturell der Schlammverteilung im See gerecht, da die Messungen gezeigt haben, dass es sehr kleinräumige Unterschiede gibt (z.B. Vergleich Punkt 36 und 37, Abbildung 43).

Das errechnete Schlammvolumen aus dem PF beträgt 86.700 m³ und das Volumen aus dem RBF Ansatz beträgt 71.600 m³. Für eine genauere Bezifferung des Schlammvolumens müsste eine Vermessung mit einem Fächerecholot und einem Sub-Bottom-Profilier durchgeführt werden.

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 Stadtwaldsees 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 Region Bremen (Station 691 Bremen, DWD 2023) ergab einen jährlichen Anstieg der Temperatur um $0,02\text{ }^{\circ}\text{C}$ sowie der Sonnenscheindauer um $2,43\text{ h}$, während die Niederschläge um etwa $1,71\text{ mm}$ jährlich abnahmen (Abbildung 45). Die Auswertung legt nahe, dass die oben genannten Prognosen auch auf Seen in Bremen zutreffen können. Sicher ist, dass die höheren Temperaturen und die längere Sonnenscheindauer zu einer Zunahme der Evaporation führen. Eine Studie von Wang et al. (2018) prognostiziert einen Anstieg der mittleren Evaporation in Seen weltweit bis 2100 um 16% 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. 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).

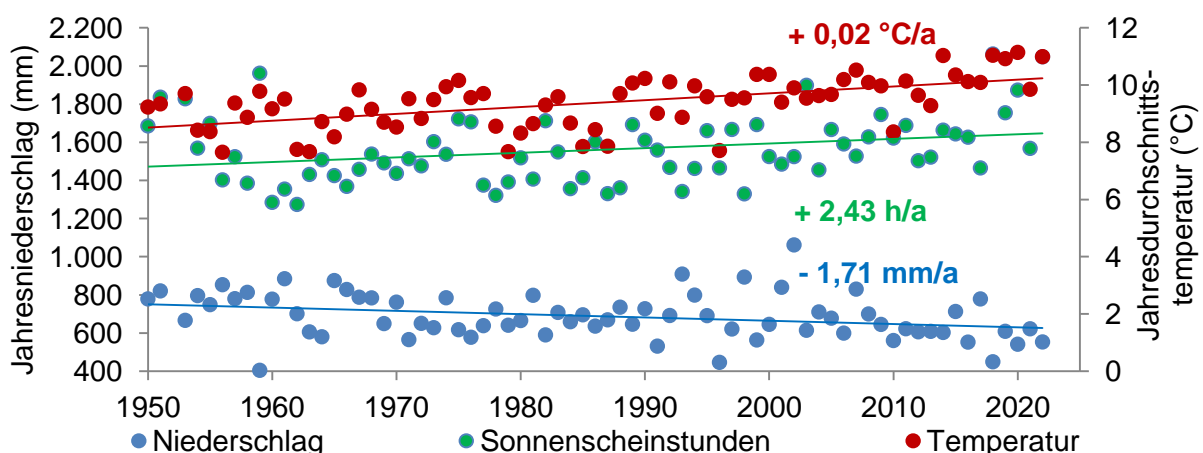


Abbildung 45. Jahresdurchschnittstemperatur ($^{\circ}\text{C}$), Jahressonnenscheinstunden (h) und Jahresniederschlag (mm) im Langzeittrend für die Wetterstation 691 Bremen (DWD 2023).

Am Stadtwaldsee wurden trotz hoher Verdunstungsraten im Untersuchungsverlauf nur geringe Wasserstandsschwankungen festgestellt. Auch bestand eine Diskrepanz zwischen der Wasserbilanz und der Änderung des Wasservolumens. Dies deutet darauf hin, dass der Stadtwaldsee vom Grundwasser beeinflusst wird. Es ist möglich, dass im Frühjahr, wenn der See maximal gefüllt ist, influente Verhältnisse vorherrschen. Also dem See mehr Wasser in das Grundwasser abströmt, als aus diesem zuströmt. Während des Sommerstaus der kleinen Wümme könnte hingegen mehr oberflächennahes Grundwasser dem See zuströmen (effluente Verhältnisse), was den verhältnismäßig geringen Wasserverlust über die Sommermonate erklären könnte. Unterstützt wird diese Annahme durch die Stauhöhe der Kleinen Wümme, die über den Sommer bei ca. 0,3–0,35 m NHN liegt und damit deutlich über dem sommerlichen Seepiegel rangiert (Minimum Seepiegel: 0,12 m NHN, 18.08.2022). Der Wasserstand der Kleinen Wümme ist über die Sommermonate konstant, da bei Bedarf Wasser aus dem Kuhsiel zugeführt wird. Seit etwa 2 Jahren wird der ursprüngliche Sommerwasserstand auch im Winter gehalten (pers. Kommunikation M. Völkel, SKUMS, 05.04.2023). Des Weiteren zeigen Seepiegel- und Grundwasserstände (026) zwischen 1976–1999 ähnliche Verlaufsmuster, was trotz relativ großer Entfernung auf eine Interaktion dieser schließen lässt. Zusätzlich bestätigt die Zeitreihe die geringe Wasserstandsschwankungen des Sees auch in der Vergangenheit (Abbildung 46). Trotz dieser Hinweise, ist der Einfluss des Grundwassers auf die Wasserbilanz und die Wasserqualität nicht gesichert und bedarf weiterer Untersuchungen.

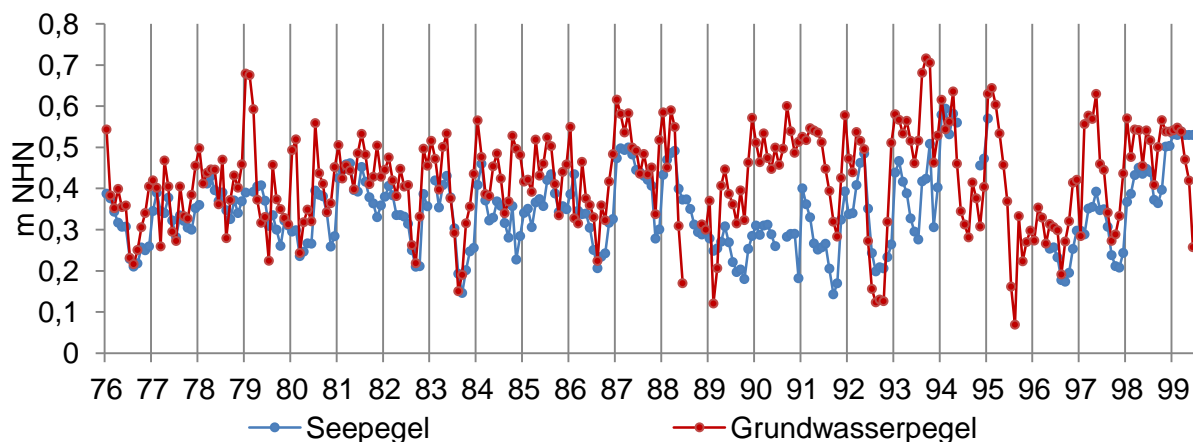


Abbildung 46. Stadtwaldsee- und Grundwasserpegel (026) im Zeitraum 1976–1999.

Der Wasserhaushalt des Stadtwaldsees scheint im Vergleich zu anderen Gewässern in der Norddeutschen Tiefebene gegenüber den zunehmenden Wetterextremen stabilisiert. Aber auch wenn sich die bisherige Temperaturzunahme bei gleichzeitiger Abnahme der Niederschlagsmengen noch nicht in einem verringerten Wasservolumen des Stadtwaldsees widerspiegelt, können zukünftige Dürren verstärkt den Wasserstand des Sees und des Grundwassers beeinflussen. Während die Verdunstungsraten in Bezug auf den See in den Sommermonaten steigen, wird der Wasserstand im westlichen Einzugsgebiet durch Stauhaltungen und Zuwässerungen konstant gehalten. Die Bedeutung des oberflächennahen Grundwassers könnte daher auch zuletzt gestiegen sein bzw. im Zuge des Klimawandels weiter zunehmen.

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 2023).

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 47. Trophieklassifikation von Seen; verändert nach LAWA 2014.

Am Stadtwaldsee deutet die Entwicklung der P-Konzentrationen auf eine Zunahme der Trophie in den letzten Jahrzehnten hin. In den ersten Jahren nach Auffüllung traten erhöhte P-Konzentrationen vermutlich im schwach eutrophen Bereich auf, die in den 1980er Jahren rückläufig waren. In den 1990er Jahren stieg die P-Konzentration leicht an und die Trophie bewegte sich vermutlich zwischen mesotroph 1 und mesotroph 2 (vgl. Abbildung 47).

Nach 2013 erfolgte ein starker, sprunghafter Anstieg der TP- und PO₄-P-Konzentration im Tiefenwasser (08/2014: TP: 0,64 mg/l, PO₄-P: 0,52 mg/l) und verursachte auch erhöhte P-Konzentrationen im Frühjahr (vgl. Tabelle 28 und Abbildung 31).

Tabelle 28. Kenndaten der Trophieauswertung nach LAWA 2014. Aufgrund des späten Untersuchungsbeginns ist der Messwert vom 21.11.2022 als Wert für die Frühjahrszirkulation verwendet worden und wie die eigentlichen Frühjahrswerte auch in die Berechnung der Saisonmittelwerte eingegangen. **Chl-a Konzentrationen < 10 µg/l sind nicht erfasst worden und mit halber Bestimmungsgrenze in die Berechnung eingegangen.

		Stadtwaldsee			
		2012	2017	2020	2022
Trophiekriterium	Einheit	SKUMS			IDN
Chl-a (Saison-Mittelwert)	µg/l	5**	5**	12,3	5,66
Sichttiefe (Saison-Mittelwert)	m	4,31	4,2	3,53	3,78
TP (Vollzirkulation; Frühjahr*)	µg/l	13	49	73	100
TP (Saison-Mittelwert)	µg/l	12,6	30,2	52	35
Gesamt-Trophie-Index	-	1,65	2,15	2,68	2,40
Trophiegrad		mesotroph 1	mesotroph 2	eutroph 1	mesotroph 2

Im Jahr 2020 wurde der See aufgrund hoher TP-Konzentration, gesteigerter Primärproduktion und dadurch verminderter Sichttiefe erstmals mit eutroph 1 bewertet. Die im Vergleich dazu geringere P-Konzentration und Phytoplanktonentwicklung im Jahr 2022 führten zur Einstufung mesotroph 2.

- Veränderungen der Trophie verlaufen nicht linear und sind abhängig von den jeweiligen Witterungsbedingungen. Insgesamt ist der Trend hin zu einer höheren Trophie unverkennbar und aufgrund der in verhältnismäßig kurzer Zeit stark ansteigenden P-Konzentration nach der Vollzirkulation alarmierend.

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 Primäproduzenten 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.

Beispielsweise stehen die Cyanobakterien und Makrophyten in Bezug auf Nährstoffe und Licht in unmittelbarer Konkurrenz. Während der Vegetationsperiode 2022 kam es im Stadtwaldsee beispielsweise zu einer Limitation der Nährstoffe P und/oder N im oberflächennahen Epilimnion (s. Kapitel 4.6.2), die den Aufbau von Biomasse begrenzte. Aber auch wenn in den Sommermonaten 2022 keine Cyanobakterienblüten beobachtet wurden, machen die prognostizierten Wetterextreme und die Anreicherung an Nährstoffen eine zukünftige Entwicklung von Cyanobakterienblüten, wie in der Vergangenheit im Stadtwaldsee beobachtet, wahrscheinlich. Diese finden durch die höheren Temperaturen und vielen Sonnenstunden optimale Lebensbedingungen vor oder bringen sich durch die Vertikalwanderung in ein Umfeld mit besten Wachstumsbedingungen. Eine Zunahme an Cyanobakterien kann im Zuge der Nährstoffanreicherung auch in den Wintermonaten auftreten und hat dann vor allem im Frühsommer einen negativen Einfluss auf die Makrophyten, die in ihrer Hauptwachstumsphase durch Beschattung lichtlimitiert werden (Scheffer 1998). Insbesondere *Planktothrix rubescens* (Aufrahmungen Frühjahr 2021; Frühjahr 2023) kann die höhere P-Verfügbarkeit auch in Zeiten kälterer Temperaturen und geringerer Lichtintensitäten ausnutzen. Dies wird im Stadtwaldsee möglicherweise zusätzlich begünstigt, da Kieselalgen, die in dieser Phase eigentlich ebenfalls optimale klimatische Bedingungen haben, aufgrund kaum verfügbarer Kieselsäure nicht dominant auftreten. Des Weiteren wirkt sich eine Zunahme an Cyanobakterien direkt auf andere Organismen aus. So besteht bei toxinbildenden Cyanobakterien neben der Gefahr für Menschen und terrestrische Tiere (Bundesgesundheitsblatt 2015) ein negativer Effekt auf einzelne Zooplankton- und Fischtaxa (Havens 2008). Zusätzlich kann die schlechte Fressbarkeit und Nährstoffqualität die Fitness des Zooplanktons einschränken (Moustaka-Gouni & Sommer 2020) und zu einer Verschiebung der Zooplanktonartengemeinschaft führen (Ger et al. 2014).

Das Zooplankton wirkt jedoch als Konsument direkt auf das Phytoplankton ein. Das höchste Zooplanktonbiovolumen wurde am Stadtwaldsee im ersten Halbjahr gemessen und nahm ab Juli ab. Zu diesem Zeitpunkt wurde ein Rückgang der Copepoden zugunsten der Cladoceren sichtbar. Womöglich kam die Verschiebung der Artenzusammensetzung, die sich bereits ab Mai andeutete, durch Nahrungskonkurrenz zustande. Beide Gruppen filtrieren Algen, die höhere Filtrierleistung erzielen allerdings Cladoceren wie z.B. Daphnien (Flössner 2000), die sich dadurch wahrscheinlich besser gegenüber den Copepoden entwickeln konnten. Der Einbruch des Biovolumens steht wahrscheinlich in Zusammenhang mit dem einsetzenden Fraßdruck durch zooplanktivore Jungfische, der meist im Hochsommer zunimmt und am Stadtwaldsee als nicht ungewöhnlich einzuordnen ist. In diesem Zeitraum blieb die absolute Individuenzahl unverändert, was auf eine Verschiebung von großen, hin zu kleinen Zooplankter schließen lässt. Daher ist anzunehmen, dass große Individuen von Jungfischen bei der Nahrungssuche besonders präferiert werden. In diesem Zeitraum kam es auch zu einer Zunahme der Rotifera, die häufig beim Rückgang großer Cladoceren höhere Individuenzahlen erreichen (MacIsaac & Gilbert 1989).

Die für entwickelte Baggerseen typische Fischfauna des Stadtwaldsees beinhaltet mehrere Fischarten, die Fraßdruck auf das Zooplankton ausüben. So ernähren sich die drei am häufigsten nachgewiesenen Arten Flussbarsch, Kaulbarsch und Rotaugen temporär oder über die gesamte Lebensphase unter anderem von Zooplankton. Anhand der Fangdaten wird der Fraßdruck auf das Zooplankton als typisch und nicht besonders erhöht eingeschätzt. Die Fischfauna nimmt aber nicht nur Einfluss auf das Zooplankton, sondern auch auf submers Makrophyten und direkt auf den Nährstoffhaushalt des Gewässers. So können großmaßige, benthivore Cypriniden, hauptsächlich die Arten Brachse und Karpfen, bei der Nahrungssuche Makrophyten entwurzeln (Vilizzi et al. 2015) und durch Bioturbation die Freisetzung von Phosphor aus den Sedimenten sowie die Schwebfracht erhöhen (Breukelaar et al. 1994, Loughheed et al. 1998, Huser et al. 2016). Letzteres bewirkt eine verminderte Lichtverfügbarkeit für die Makrophyten, was sich negativ auf deren Wachstum auswirkt. Die Wühltätigkeit von benthivoren Cypriniden, die in einer negativen Wirkung auf die Makrophyten resultiert, ist im Stadtwaldsee anhand von Bildern (s. Kapitel 4.3.6) belegt.

So war die Ausbreitung der submersen Makrophyten stark von der Wühltätigkeit der benthivoren Fische abhängig. Der stark von Brachsen und Karpfen frequentierte Bereich in Nähe der DLRG-Station wies eine deutlich gestörte Makrophytenvegetation, mit teilweise bewuchsfreien Flächen auf. Der Einfluss der benthivoren Cypriniden schränkt die Makrophyten in ihrem Wachstum und ihrer Ausbreitung ein, von einem vollständigen Verlust der höheren Wasserpflanzen aufgrund benthivorer Cypriniden ist allerdings nicht auszugehen. Dies belegen Fangdaten des Angelvereins, die das Vorhandensein von Karpfen seit 1980 zeigen. Seither ist eine stabile, wenn auch mittlerweile gestörte, Makrophytenvegetation im Stadtwaldsee vorhanden. Im Vergleich zu Kartierarbeiten von Trapp (1994, 2000) gingen einige Arten verloren und die Ausbreitung der Makrophyten ist rückläufig. Diese Entwicklung ist wahrscheinlich von verschiedenen Stressoren abhängig und nicht allein auf das Vorhandensein von benthivoren Cypriniden zurückzuführen. So könnte der Rückgang bzw. Verlust der Halophyten wie beispielsweise *Tolypella nidifica* auf die Aussüßung des Stadtwaldsees zurückzuführen sein. Auch sorgt die zunehmende Eutrophierung zu einer Stärkung von Störarten. Dem Erhalt der Makrophyten wird eine hohe Priorität

zugeschrieben, da sie wie oben beschrieben direkte Konkurrenz zu Schwebalgen sind und diese durch allopathische Effekte auch am Wachstum hemmen können (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).

5.2.2. Nährstoffhaushalt

Zur Erklärung und Bewertung der derzeitigen Situation muss ein Rückblick auf die Entwicklung des Sees geworfen werden. In den ersten Jahren nach Auffüllung wies der Stadtwaldsee erhöhte P-Konzentrationen im schwach eutrophen Bereich auf. Nach geringeren Konzentrationen in den 1980er Jahren erfolgte ein leichter Anstieg in den 1990er Jahren und im Tiefenwasser (Hypolimnion) wurden gegen Ende der sommerlichen Stagnation vereinzelte P-Konzentrationen $> 0,1$ mg/l gemessen. Ein starker, sprunghafter Anstieg der hypolimnischen TP- und $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Tiefenwasser wurde seit 2013 beobachtet (0,46–0,65 mg/l), der zeitlich um einige Jahre verzögert von einem Anstieg der $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration im Tiefenwasser begleitet wird.

In der Langzeitentwicklung ist auffällig, dass die Eisenkonzentration nach Auffüllung sehr hoch war und über die Jahrzehnte deutlich gesunken ist. In eutrophen Gewässern ist die Eisenkonzentration am Ende der Stagnationsphase aufgrund von Rücklösungsprozessen im Tiefenwasser meist besonders hoch – insbesondere dort sank diese im Stadtwaldsee in den letzten 15 Jahren jedoch nochmals deutlich ab. Die übrigen Parameter hingegen (z.B. $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$; Mn; SiO_2) deuten auf verstärkte Rücklösung in den letzten Jahren (s. Kapitel 4.6). Dieser vermeintliche Widerspruch lässt sich über den Schwefelkreislauf auflösen. Sulfat ist ganzjährig in vergleichsweise hoher Konzentration im See enthalten und auch im anaeroben Tiefenwasser sinkt die Konzentration im Laufe der Vegetationsperiode lediglich um 20 mg/l ab, während sich dort Sulfid bildet. Eisen (unter oxischen Bedingungen Bindungspartner für P) wird unter diesen stark anaeroben Bedingungen im Tiefenwasser und im Sediment sulfidisch gebunden. Die Sedimentuntersuchung ergab, dass besonders in den jungen organischen Sedimenten die stofflichen Verhältnisse diesen Prozess begünstigen. Sulfidisch gebunden steht Eisen selbst nach der Belüftung des Tiefenwassers durch die Vollzirkulation nicht mehr als Bindungspartner für $\text{PO}_4\text{-P}$ zur Verfügung. Wenn also das Tiefenwasser in der Vollzirkulation erneut mit Sauerstoff versorgt wird, kann die potentielle Wiederaufnahmekapazität von Phosphor durch die Konkurrenz von Sulfid nicht voll ausgeschöpft werden (Orihel et al. 2015, Hupfer und Lewandowski 2008).

- ▶ Bei zunehmend eutrophen Verhältnissen und steigendem Sauerstoffbedarf zum Abbau organischer Substanz kann die Bildung von Eisensulfiden die potentielle Anzahl an Phosphatbindungspartnern verringern und damit die Phosphatfreisetzung über den externen Phosphor-Eintrag hinaus beschleunigen.

Hauptursachen für die zuletzt beobachteten Veränderungen ist der jahrzehntelange, natürliche und nutzungsbedingte P-Eintrag, welcher zu einer Anreicherung von P in den Sedimenten geführt hat. Im schwefelreichen Wasser und Sediment war die Eisenkonzentration über

einen langen Zeitraum hoch genug, um P auch in sauerstoffreichen Phasen wieder zu binden. Mit zunehmender Nährstoffanreicherung, verstärkten sich die anaeroben Prozesse und ein wachsender Fe-Anteil wurde in den Sedimenten sulfidisch gebunden. In der winterlichen Vollzirkulation wird $\text{PO}_4\text{-P}$ weniger effektiv in die Sedimente rückverlagert. Die Ergebnisse der allgemeinen Sedimentcharakteristika, des P-Rücklösepotentials und der *in situ* Konzentrationsprofile zeigten, dass insbesondere die oberen 5 cm des Sediments relevant sind für die Rücklösung von P.

Die höhere Verfügbarkeit von P und N am Ende der Sommerstagnation hat einen Anstieg der P-Konzentration während der Vollzirkulation zur Folge (Tabelle 20), welche wie oben beschrieben (Kapitel 5.2.1) verstärktes Algenwachstum und eine Verminderung der Wassertransparenz in den Frühjahrsmonaten auslöst.

Begünstigt wird die negative Entwicklung durch teils extreme Witterungsverhältnisse seit 2010 (Abbildung 14, Abbildung 45). Höhere Lufttemperaturen, erhöhen die oberflächennahen Wassertemperaturen und verlängern so die Schichtung des Wasserkörpers. Die nährstoffreichen Sedimente unterliegen länger als zuvor den Rücklösungsprozessen. Zudem erschweren hohe Wassertemperaturen das Einsetzen der Vollzirkulation, da der Dichtunterschied zwischen Epilimnion und Hypolimnion steigt. Milde Winter verursachen überdies eine höhere Temperatur des Tiefenwassers zum Start der Stagnation, so dass die Intensität der Prozesse zusätzlich insgesamt gesteigert wird.

Rückblickend ist der Start dieser Entwicklung nicht genau abschätzbar und Datenlücken beispielsweise im Rekordsommer 2018 & 2019 erschweren die Interpretation. Zudem lassen sich verschiedene Steuergrößen auf den Stoffhaushalt des Sees auch auf Basis der jetzigen Untersuchung nur abschätzen. So ist die Qualität des seenahen Grundwassers nicht bekannt und die Interaktion zwischen Seewasser und oberflächennahem Grundwasser konnte lediglich indirekt über den Wasserstand des Vorfluters abgeschätzt werden (Kapitel 5.1). Dennoch erfolgte über die Sommermonate 2022 im Epilimnion trotz der P-Einträge der Badegäste, trotz einer Aufkonzentration der P-Konzentration durch Wasserverlust (Verdunstung) und trotz einem potentiellen Zufluss von oberflächennahem Grundwasser unbekannter Menge und Qualität eine deutliche Absenkung der P-Konzentration (etwa 23 kg von Mai-August). Diese Absenkung entsprach im Jahr 2022 nur etwa 11 % der im gleichen Zeitraum angereicherten P-Menge im tiefen Wasserkörper (217 kg; >5 m Wassertiefe). Dies verdeutlicht die hohe Relevanz der vom Sediment ausgehenden, trophie-steuernden Prozesse.

5.3. Entwicklungsziel

Das Entwicklungsziel als realistisches Leitbild beschreibt den gemäß WRRL angestrebten guten ökologischen Zustand eines natürlichen Sees - unter Berücksichtigung der einschränkenden Randbedingungen. Auch bei künstlichen Seen wie dem Stadtwaldsee sollte sich das Entwicklungsziel an einem Referenzzustand orientieren, muss aber je nach angestrebter Nutzung im Einzelfall festgelegt werden. In Anlehnung an die Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016, Anlage 4, Tabelle 6) werden für die Ableitung des höchsten ökologischen Potenzials die Referenzbedingungen desjenigen natürlichen Gewässertyps herangezogen, der am ehesten mit dem künstlichen Wasserkörper vergleichbar ist.

Für den Stadtwaldsee kann als trophischer Referenzzustand im anthropogen unbeeinflussten Zustand eine Trophie zwischen oligotroph-mesotroph1 (Gesamt-Trophie-Index 1,25–

1,75) angenommen werden, da diese für Referenzgewässer des Seetyps 13 (geschichteter Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet) beschrieben ist (Riedmüller 2022).

Aufgrund der jahrzehntelangen, intensiven Nutzung und damit verbundenen Nährstoffeinträge, der weiterhin geplanten Nutzung als Freizeitgewässer und der bereits in starkem Maße mit P angereicherten Sedimente entspricht das Entwicklungsziel nicht dem Referenzzustand, sondern beschränkt sich auf das **Erreichen der Trophiestufe mesotroph1** (Gesamt-Trophie-Index (1,5–2,0). Neben den in Tabelle 29 genannten einzuhaltenden Kriterien sollte das Phytoplankton-Biovolumen im Jahresmittel 1,2 mm³/l (Stadtwaldsee 2022: 1,57 mm³/l) nicht überschreiten. Die Makrophytengesellschaft sollte von oligotraphenten Arten (= Arten die nährstoffarme Standorte bevorzugen), insbesondere Characeen dominiert sein und bis in 8 m Wassertiefe reichen. Kennzeichnende Fischarten des Seetyps sind der Flussbarsch, das Rotauge und die Brachse. Hinzu kommen weitere vergesellschaftete Cypriniden wie beispielsweise Rotfeder, Schleie und Ukelei. Als Raubfisch sollte neben dem Barsch der Hecht dominieren.

*Tabelle 29. Kenndaten der Trophieauswertung nach LAWA 2014 für die Erhebung im Jahr 2022 und Darstellung der Trophiekriterien eines möglichen Entwicklungsziels. * Aufgrund des späten Untersuchungsbeginns ist der Messwert vom 21.11.2022 als Wert für die Frühjahrszirkulation verwendet worden und wie die eigentlichen Frühjahrswerte auch in die Berechnung der Saisonmittelwerte eingegangen.*

Trophiekriterium	Einheit	Stadtwaldsee 2022	Entwicklungsziel
Chl-a (Saison-Mittelwert)	µg/l	5,66	≤ 5,4
Sichttiefe (Saison-Mittelwert)	m	3,78	≥ 3,40
TP (Vollzirkulation; Frühjahr*)	µg/l	100	≤ 18
TP (Saison-Mittelwert)	µg/l	35	≤ 18
Gesamt-Trophie-Index	-	2,40	≤ 2,0
Trophiegrad	-	mesotroph 2	mesotroph 1

6. Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands

Die höhere Verfügbarkeit von Phosphor ist ursächlich für die gestiegene Primärproduktion, und der damit einhergehenden Verschlechterung der Aufwuchsbedingungen für Makrophyten, die den ökologischen Zustand des Stadtwaldsees stabilisieren (Kapitel 5). Diese Verschlechterung gefährdet die vielfältige Nutzung des Sees. 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 der primäre Steuerungsfaktor (Dokulil et al. 2001) für die angestrebte Verbesserung des Stadtwaldsees. Maßnahmen können dabei entweder direkt die P-Verfügbarkeit im Gewässer senken (Kapitel 6.1) oder dies auf indirektem Wege (Kapitel 6.2) verursachen. Ziel ist die Stabilisierung bzw. Verbesserung des ökologischen Zustands durch Erreichen des Entwicklungsziels unter Berücksichtigung der weiterhin angestrebten Nutzung des Sees als Freizeitgewässer.

Im Folgenden werden dabei wissenschaftlich anerkannte und etablierte Maßnahmen betrachtet und deren Eignung am Stadtwaldsee auf Basis der bisherigen Untersuchungen eingeschätzt. Zudem erfolgt eine erste orientierende Kostenschätzung der entsprechenden Maßnahme gemäß Tabelle 30.

Tabelle 30. Verwendete Kostenklassen zur Kostenschätzung der Maßnahmen am Stadtwaldsee.

Kostenklasse	geschätzte Kosten in € (netto)
1	< 5.000
2	5.000–15.000
3	15.000–45.000
4	45.000–135.000
5	135.000–405.000
6	> 405.000

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 oberen Sedimentauflage. Obwohl nur diese 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. Nach der Entnahme muss das Material auf Spülfeldern oder mittels Pressanlagen getrocknet werden. Verwertungs- bzw. Entsorgungswege des Porenwassers vor allem aber des Sediments sind bereits vor der Entnahme durch umfangreiche Sedimentuntersuchungen (z.B. gemäß LAGA, Deponieverordnung und Bundesbodenschutzverordnung) abzuklären und während der Entnahme durch eine ökologische

Baubegleitung zu sichern. Die hohe Aufnahmekapazität organischer Sedimente für Schadstoffe und der hohe Anteil organischer Substanz schränken die Verwertbarkeit bzw. die Entsorgung häufig ein und verursachen sehr hohe Folgekosten. Die Schadstoffbelastung der Sedimente im Stadtwaldsee ist nicht bekannt, der hohe TOC-Gehalt jedoch würde eine Deposition voraussichtlich verhindern.

In kleineren Seen ist die Sedimentmenge meist gering und man erhofft sich durch die Maßnahme zudem eine Vergrößerung des Wasservolumens und durch den 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 Stadtwaldsee würden sich nährstoffreiche Sedimente verhältnismäßig schnell neu bilden und erneut am P-Kreislauf teilnehmen. Eine Vergrößerung des Wasservolumens hätte aufgrund des großen Wasserkörpers keinen Effekt auf den Stadtwaldsee.

Hinsichtlich der durchgehenden Nutzung als Bade- und Freizeitgewässer birgt die Maßnahme Risiken, da während der Entnahme der Wasserkörper durch Resuspension der Sedimente eingetrübt werden kann und kurzzeitig große Nährstoffmengen verfügbar sein könnten. Aufgrund der oben betrachteten Punkte wird eine Sedimententnahme am Stadtwaldsee ausdrücklich 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 bzw. Entsorgung zusätzliche Kosten entstehen. Daher liegt diese Maßnahme voraussichtlich in der Kostenklasse 6.

6.1.2. Tiefenwasserentnahme

Eine weitere Option zur Senkung des P-Haushalts eines Gewässers ist die gezielte Entnahme von P-reichem Wasser, z.B. aus dem Tiefenwasser während der Stagnationsphase. Neben einer Senkung der P-Konzentration kann auch ein positiver Effekt auf den Sauerstoffhaushalt eintreten, da mit dem Tiefenwasser auch zehrende Substanzen abgeleitet werden. Dem positiven Effekt steht gegenüber, dass dem See in der Phase maximaler Verdunstung große Mengen Wasser entnommen werden, die einen sinkenden Wasserstand zur Folge haben. Im Falle des Stadtwaldsees würde dies möglicherweise durch einen verstärkten Zustrom von Grundwasser ausgeglichen – ein Zustrom, dessen Quantität und Qualität jedoch derzeit unbekannt sind. Häufig verursacht ein erhöhter Zustrom von Grundwasser jedoch zusätzliche P-Einträge und erhöht den P-Pool im See.

Entnommenes Tiefenwasser verfehlt die Orientierungswerte der Oberflächengewässerverordnung (O_2 ; TP; PO_4 -P; NH_4 -N; TOC) und muss aufwendig aufbereitet werden (Belüftung + 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 Aufbereitungsanlage wäre im Falle des Stadtwaldsees mit einer deutlichen Geruchsbelastung durch Schwefelwasserstoff zu rechnen. Solche Anlagen haben

zudem einen hohen Platzbedarf und müssen vor dem Zutritt Unbefugter geschützt werden. Um einen Wasserverlust zu verhindern, besteht theoretisch die Möglichkeit das aufbereitete Wasser in den See zurückzuführen. Da sich das kühle Tiefenwasser durch die Aufbereitung erwärmt, ist eine Rückführung in das Hypolimnion nicht ratsam. Eine Rückführung in das Epilimnion wäre bezüglich der Temperatur kein Problem, allerdings müsste das Wasser dort strengste Qualitätskriterien einhalten, die weit über die Anforderungen der OGewV hinausgehen und nur mit hohem technischen Aufwand zu erreichen sind.

Aufgrund dieser Punkte ist eine Einrichtung einer Tiefenwasserentnahme auf Basis des jetzigen Wissensstandes nicht angeraten.

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

Die Kostenschwerpunkte einer Tiefenwasserentnahme liegen zum einen auf der Schaffung der Infrastruktur, da eine Rohrtrasse von der Entnahmetelle bis zur Aufbereitungsanlage und weiter zur Einleitstelle gelegt werden muss. Zum anderen auf der Errichtung der Aufbereitungsanlage, die neben den Baukosten auch fortlaufende Kosten verursacht. Insgesamt ist bei einer Tiefenwasserentnahme mit Kosten der Klasse 5 bis 6 zu rechnen.

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. Bei der Restaurierung von Oberflächengewässern kommen derzeit Metallsalze mit Eisen oder Aluminium als Wirkstoff oder Lanthan-modifiziertes Bentonit in Frage:

6.1.3.1 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. Der Stadtwaldsee ist gut gepuffert und enthielt im Jahr 2022 Wasser mit einer vergleichsweise hohen Wasserhärte (mind. Carbonathärte $0,59 \text{ mmol/l} \cong 3,3^\circ\text{dH}$ (Grad deutscher Härte)). Einer Versauerung müsste voraussichtlich nicht durch Zugabe eines Puffers (z.B. Calciumcarbonat) entgegen gewirkt 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.

Insbesondere Eisenhydroxid bindet jedoch auch unspezifisch an andere Ionen und organische Partikel, sodass bei einem Einsatz dieses Fällmittels sehr große Mengen eingesetzt werden müssen. 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. Im Stadtwaldsee ist dies in der Vergangenheit bereits mit dem natürlicherweise im See vorhandenen Eisen geschehen. Da die Intensität der Zehrungsprozesse durch die weitere Anreicherung von Phosphor gestiegen ist, wurde Eisen im

Stadtwaldsee vermehrt sulfidisch gebunden. 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 zum Eisen unter wechselnden Sauerstoffbedingungen stabil. Bei pH Werten $< 5,5$ und > 8 können jedoch gelöste toxische Al-Spezies auftreten. Das Risiko von hohen pH-Werten besteht insbesondere im Sommer, wenn Wasserpflanzen (Makrophyten und/oder Phytoplankton) durch die Aufnahme von Kohlenstoffdioxid und Hydrogencarbonat für die Photosynthese den pH-Wert im oberflächennahen Wasser erhöhen. Dort traten im Stadtwaldsee im Jahresverlauf 2022 häufig pH-Werte zwischen 8,5 und 9 auf. 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. Dies verringert die Wirksamkeit, wenn große Mengen verfügbarer P-Verbindungen im Sediment gebunden werden sollen.

6.1.3.2 Lanthan-modifiziertes Bentonit (LMB)

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 nur schwer verdriftet werden und stabilisieren zumindest unmittelbar nach der Zugabe die oberste Sedimentschicht.

LMB zeigt jedoch eine verzögerte Wirkung in schwach-gepufferten, DOC-reichen Wässern durch eine anfänglich verringerte Bindungskapazität für Phosphat. Die vollständige Wirkung des Fällmittels wird in diesen Gewässern nach einigen Monaten erreicht (Dithmer et al. 2016). Im Stadtwaldsee liegen DOC Konzentrationen in einem mittleren Bereich und das Wasser ist wie oben beschrieben gut gepuffert. Die hohe Wasserhärte mindert zwar den negativen Effekt des DOC, bedingt allerdings ebenfalls eine Abnahme der P-Bindekapazität, da Lanthan kurzzeitig auch an Calcium bindet (Reitzel et al. 2017). Eine gewisse zeitliche Verzögerung der Wirkung ist daher nach Anwendung von LMB zu erwarten.

6.1.3.3 Eignung und zeitliche Reichweite

Die Einbringung von Substanzen bedarf einer wasserrechtlichen Erlaubnis. In diesem Rahmen werden auch ökotoxikologische Fragestellungen betrachtet und die chemischen und physikalischen Auswirkungen beim Einsatz der Fällmittel bewertet. Dies ist ein eigener Vorgang, dem bei einem Gewässer der Größe und Relevanz des Stadtwaldsees sicher auch Fällungsversuche vorausgehen, in denen die Wirksamkeit und Effizienz von Fällmitteln im Laborversuch überprüft wird.

Auf Basis unserer Erfahrungen und unserer jetzigen Einschätzung nach ist eine kombinierte AlCl_3 / LMB-Fällung im Tiefenwasser gegen Ende der Stagnationsphase (August/September) zur Senkung der gestiegenen P-Konzentration zielführend. Diese Kombination ist an Gewässern in den Niederlanden vielfach erprobt und bietet den Vorteil, dass auch organisch gebundener P (in Phytoplankton, Schwefelbakterien und Cyanobakterien) in einem ersten Schritt der Al-Fällung mit zur Sedimentoberfläche absinkt. Auf diese Weise können beispielsweise große Mengen von *Planktothrix rubescens* zum Grund verlagert werden. Im Anschluss erfolgt die Einbringung von LMB, welches zusätzlich Phosphat bindet und mit Depotwirkung überdies den potentiell verfügbaren P im Sediment bindet. Die hohe Pufferkapazität des Wassers und die große Tiefe des Wasserkörpers ermöglichen eine sichere Anwendung von Aluminiumsalzen im Tiefenwasser insbesondere zur Flockung und Sedimentation organischer Bestandteile. Der Großteil der P-Bindung erfolgt jedoch über das eingebrachte Lanthan, da es so dauerhaft gebunden ist.

Die zeitnahe Umsetzung der Maßnahme würde den noch immer befriedigenden Zustand des Sees stabilisieren oder gar verbessern und in den Folgejahren den Aufwuchs von Makrophyten stärken. Der drastischen Verringerung der P-Konzentration stehen jedoch die jährlichen Neueinträge gegenüber (Kapitel 4.7), die selbst bei zeitnaher Umsetzung der Maßnahmen in Kapitel 6.3 mittelfristig wieder zu einem Anstieg der P-Konzentration führen werden. Auch wenn auf Basis der jetzigen Untersuchungen der P-Eintrag über das Grundwasser eine untergeordnete Rolle zu spielen scheint, ist dieser Pfad durch weitere Untersuchungen näher einzugrenzen und derzeit nicht abschätzbar. Die genaue zeitliche Reichweite einer P-Bindung ist daher nur schwer vorhersagbar. Die Maßnahme erscheint jedoch aufgrund des rasanten Anstiegs der P-Konzentration in den letzten Jahren erforderlich.

- **Priorität „P-Fällung“** → **Sehr hoch**

Die Kosten einer Phosphorfällung/ -bindung sind vergleichsweise hoch, da neben den Ausbringungs- und Materialkosten des Fällungs- bzw. Bindemittels Kosten für verschiedene Vor- und Nachuntersuchungen anfallen. Die Kostenklasse für eine kombinierte AlCl_3 /LMB-Fällung im Tiefenwasser des Stadtwaldsees wird daher auf 5 geschätzt.

6.2. Indirekte Verringerung der P-Verfügbarkeit im See

6.2.1. Tiefenwasserbelüftung

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 Einträ-

gen 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 Stadtwaldsee ist das Grundproblem, dass Eisen vermehrt sulfidisch gebunden wurde und wird und selbst im anaeroben Tiefenwasser in sehr geringen Konzentrationen verfügbar ist. Der zu erwartende Effekt einer Belüftung wäre im Stadtwaldsee daher stark abgeschwächt und durch die hohen Sulfid-Konzentrationen limitiert.

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

Bei einer Tiefenwasserbelüftung durch O₂ ist mit 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 bis 6 wahrscheinlich.

6.2.2. Steuerung des Fischbestandes / Nahrungsnetzes

Zur Stabilisierung des Nährstoffhaushalts sollte der Anteil an benthivoren Cypriniden verringert werden. Vor allem großmaßige, kormoransichere Karpfen erzeugen bei der Nahrungssuche im Schlamm erhebliche Bioturbation, was sich negativ auf die Trophie auswirkt (s. Kapitel 5.2.1). Daher sollten Karpfen gezielt aus dem See entfernt werden. Unter anderem sollte an die Angler appelliert werden, diese Art konsequent zu entnehmen. Die „Catch and Release-Praxis“ ist aus naturschutzfachlicher und gesetzlicher Sicht untersagt. Des Weiteren könnte ein Großteil der Karpfen mittels Stellnetzbefischung gezielt entnommen werden. Ein Karpfenbesatz sollte zukünftig nicht mehr erfolgen, da nach Lewin et al. (2011) Karpfenbesatz in oligo-mesotrophen Gewässern (Entwicklungsziel: mesotroph 1) ohnehin nicht den Grundsätzen der „Guten Fachlichen Praxis“ in der Binnenfischerei entspricht. Neben Karpfen haben auch großmaßige Brachsen einen negativen Effekt auf die Trophie. Da diese Art im Stadtwaldsee reproduziert, ist deren vollständige Entnahme nicht realistisch, weswegen von einer gezielten Entnahme abgeraten wird. Dennoch sollte der Besatz mit Brachsen dauerhaft eingestellt werden.

Das Anfüttern sollte eingeschränkt oder komplett untersagt werden. 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 Schädigung 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 Förderung sich selbst reproduzierender Fischarten sollten strukturschaffende Maßnahmen, wie sie bereits vom Angelverein umgesetzt werden, weiter fortgeführt werden. Erste

Studien zeigen einen positiven Effekt durch Einbringung von Totholz, welches nicht nur Fischen Struktur bietet, sondern auch für Invertebraten Lebensraum darstellt (Cyrus et al. 2022).

Neben deren Bestandsförderung sollten die Raubfische Hecht und Zander durch eine Senkung des Angeldrucks geschont werden. Dies ist am einfachsten durch verschärfte Aufwands- und Entnahmebestimmungen umzusetzen. Eine Übersicht über mögliche Bestimmungen findet sich beispielsweise in FAO (2012) und Arlinghaus et al. (2017) und kann durch den Angelverein realisiert werden.

Der Besatz mit Großmuscheln und Bitterlingen kann zeitweise fortgeführt werden, bis sich in Zukunft sowohl bei den Großmuscheln als auch beim Bitterling eine natürliche Reproduktion einstellt. Tritt dies nicht ein, sollte der Besatz nach wenigen Jahren eingestellt werden, da die Rahmenbedingungen für eine Etablierung beider Arten dann (noch) nicht stimmen.

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

Die meisten Teil-Maßnahmen verursachen nur geringe Kosten und sind innerhalb der Kostenklasse 1 angesiedelt. Stellnetzbefischungen, strukturschaffende Maßnahmen sowie Großmuschel- und Bitterlingbesatz bewegen sich jeweils im Kostensegment 2 bis 3.

6.2.3. Schutzzonen für Makrophyten

In einigen Bereichen am Ost- und Südufer des Stadtwaldsees gibt es noch immer ausgedehnte wertgebende Makrophytenbestände bis in Tiefen um 5,30 m. Am Südostufer im Bereich des FKK-Strands ist den Makrophyten zudem ein ausgedehnter Schilfbereich vorgelagert. Sowohl Makrophyten als auch Großseggenrieder mit hohem Schilfanteil sind für die Wasserqualität wichtig und erfüllen wichtige Funktionen im See. Ihr Schutz und Erhalt sollte mit zusätzlichen Maßnahmen gefördert werden.

Trotz einiger Artenverluste in den letzten Jahrzehnten ist die Artenausstattung des Sees noch gut. Auf gezielte Anpflanzungen oder Einbringung von Saat, kann aus fachgutachterlicher Sicht noch verzichtet werden, da ein natürliches Regenerations- und Wiederbesiedlungspotenzial besteht, sofern sich die Trophie verbessert. Um dieses Potential zu erhalten, sollten Teile der bestehenden Makrophyten-Bereiche durch die Installation von Bojenketten geschützt werden. Im Luftbild ist ersichtlich wie die Badenutzung in zum Zugang genutzten Bereichen den Bewuchs bis in ca. 1,5 m Wassertiefe mindert bzw. gänzlich verhindert. Falls im Zuge des Klimawandels die Wasserstände im Spätsommer weiter sinken, erhöht sich die Fläche der beeinträchtigten Bereiche, da Badende dann größere Tiefen und somit größere Flächen beeinträchtigen. Vor dem Schilfgürtel des FKK-Bereichs und am Südwestende des Hauptbadebereichs sollten im Wasser Bojenketten gesetzt werden. Diese verhindern, dass Badegäste diese Zonen zum Ausstieg aus dem Wasser nutzen. Landseitig können einfache Holzzäune installiert werden, um auf die Schutzzonen aufmerksam zu machen.



Abbildung 48. oben links: Schemazeichnung möglicher Schwimmleinen/Bojenketten zum Schutz des Schilfbestands und der Makrophytenvegetation (grün) und Verlauf einfacher Holzäune zur landseitigen Abgrenzung (orange) am Ostufer des Stadtwaldsees; oben links: Schrägluftbild 2021 des Schilfgürtels mit Trampelpfaden (beide Luftbilder: <https://geoportal.bremen.de/geoportal/>); unten links: Schemazeichnung möglicher Schwimmleinen/Bojenketten zum Schutz der Makrophytenvegetation (grün) und Verlauf einfacher Holzäune zur landseitigen Abgrenzung (orange) am Südufer des Stadtwaldsees oben rechts: Beispiel einer Schwimmleine mit Festmacherboje in einem Badesee (Quelle: <https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/e/e1/Schwimmleine-01.jpg>); unten rechts: Beispiel einer Festmacherboje mit Piktogramm „Abstand halten“

- **Priorität „Schutzzone Makrophyten“** → **hoch**

Die Installation von Bojenketten und Holzäunen lässt sich verhältnismäßig schnell und kostengünstig umsetzen. Die Material- und Arbeitskosten für zwei abzusperrende Bereiche, ähnlich der Skizzen in Abbildung 48, bewegen sich innerhalb der Kostenklasse 2 bis 3.

6.2.4. Entfernung von Fadenalgenmatten

In 2022 kam es im Frühjahr zu einem verstärkten Wachstum von Fadenalgen. Diese Algen wachsen u.a. auf Makrophyten, Steinen oder der Sedimentoberfläche und sind dabei nicht im Sediment verwurzelt. Sie tolerieren geringe Wassertemperaturen und konnten in 2022 früh im Jahr verfügbare Nährstoffe und ein großes Lichtangebot nutzen. Als sich die Lebensbedingungen veränderten, lösten sich die Pflanzen zum Teil ab und kräftiger Ost-

Nordostwind trieb die aufschwimmenden Fadenalgen in die Badebuchten, wo sie von Mitarbeitern eines Garten- und Landschaftsbaubetriebs eingesammelt und abtransportiert wurden. Sollte sich das Phänomen in Zukunft wiederholen, kann analog vorgegangen werden.



Abbildung 49. Reinigungsarbeiten am Badestrand des Stadtwaldsees am 17.06.2022 und Abfuhr von angeschwemmten Fadenalgen (Bilder: B. Freiheit, SKUMS)

- **Priorität „Entnahme von Fadenalgen“** → **hoch**

Die Kosten für die Entfernung von Fadenalgen durch ein Fachunternehmen liegen innerhalb der Kostenklasse 2.

6.3. Verringerung der externen P-Einträge

6.3.1. P-Einträge Badegäste

Über die Badegäste werden am Stadtwaldsee jährlich etwa 7,4 kg Phosphor eingetragen. Unter den derzeit bekannten externen Eintragspfaden ist das neben dem atmosphärischen Eintrag der mengenmäßig wichtigste Pfad (Kapitel 4.7.1). Der Erhalt des Stadtwaldsees als uneingeschränkt nutzbares Badegewässer hat für die Stadt Bremen 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 WC's vor dem Schwimmen. Die sanitären Anlagen sollten dazu in ausreichender Zahl und in einem guten Zustand vorhanden sein. Am Stadtwaldsee erscheint die Situation dazu verbesserungswürdig. Es gibt zwei kleinere öffentliche WC-Anlagen in der Nähe der Badestrände. Insbesondere das Gebäude am Hauptstrand scheint in einem schlechten Zustand zu sein. Zudem besteht vereinzelt die Möglichkeit der Nutzung von Dixie-Klos (Surferstrand), diese werden jedoch erfahrungsgemäß nicht gut angenommen und stattdessen der See oder Grünanlagen bevorzugt. Eine nicht repräsentative Umfrage von Mitgliedern des Angelvereins fand zu diesem Thema im August 2022 statt und wurde uns zu Verfügung gestellt (C. Lumma, 09.11.2022). Von 182 befragten Personen gaben demnach 108 Personen an, nicht die Toiletten in Seenähe zu nutzen, sondern im bzw. am See zu urinieren. Eine vergleichbar hohe Zahl bewertete die Toilettensituation als schlecht und wünschte sich eine höhere Anzahl an Toiletten. Die Umfrage scheint die generelle Annahme, dass Badegäste Nährstoffe eintragen, zu bestätigen.

Duschen, die vor dem Schwimmen genutzt werden, tragen in geringerem Maße dazu bei, die Einträge zu vermindern. Zusätzlich können Strandduschen, zumindest an den Hauptbadestränden, 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, oder auch citycards, 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 oder citycards am Imbiss). Möglich erscheint dazu auch die Einbindung von Teilnehmer*innen eines FÖJ oder von Gewerbetreibenden am See.

- **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 von Sanitäranlagen können je nach Aufwand unterschiedlich hoch ausfallen. Beispielsweise würden bei einer Neuinstallation einer kompletten Sanitäranlage Kosten in Höhe von Segment 4 bis 5 entstehen; bei einer Renovierung und/oder Erweiterung würden geringere Kosten anfallen. Des Weiteren würden jährlich Wartungs-, Reparatur- und Reinigungskosten anfallen.

Denkbar wäre eine Querfinanzierung dieser Kosten über die Erhebung von Autoparkgebühren am See. Hinzu käme, dass dadurch ein weiterer Anreiz für eine klimafreundliche Anreise entstünde.



Abbildung 50. Plakatives Hinweisschild.

6.3.2. Fütterung von Wasservögeln

Die Fütterung von Wasservögeln ist 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. Hinweisschilder, die eindringlich über das Fehlverhalten informieren, sollten an einigen Stellen am See installiert werden. Auch hier gilt, dass Nutzer des Sees informiert werden müssen, da das falsche Verhalten oftmals nicht bekannt ist. Ein Verbot der Fütterung kann in Erwägung gezogen werden.

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

Die Maßnahmen zur Verbesserung der Situation sind leicht und kostengünstig umsetzbar und liegen voraussichtlich im Kostensegment 1.

6.3.3. Ufer- und Erosionsschutz

Insbesondere am Nord- und Nordwestufer des Stadtwaldsees sind die Ufer steil abschüssig. An vielen Stellen ist die Uferkante unmittelbar oberhalb der Wasseroberfläche abgebrochen und unterliegt der fortschreitenden Erosion. Oftmals sind dies Bereiche, die von Schwimmern und Hunden zum Ein- und Ausstieg aus dem See genutzt werden. In Zeiten niedriger Wasserstände verlagert sich der Einstiegsbereich in Richtung See. Steigt der Wasserstand, ist das beeinträchtigte Ufer bei starkem Wind dem Wellengang ausgesetzt und bricht weiter ab. Dies hat Nährstoffeinträge zur Folge, reduziert aber auch von Jahr zu Jahr die Fläche des Uferbereichs bzw. den Abstand zu angrenzenden Wegen. Vor allem am Nordufer ist nicht mehr viel Platz bis zum Weg vorhanden, sodass dort Handlungsbedarf besteht.

Durch die Einbringung von vorbepflanzten Röhrichtmatten oder -walzen durch Fachfirmen können einzelne besonders gefährdete Bereiche gezielt geschützt werden. Erfahrungsgemäß muss der Zugang nach der Bepflanzung z.B. durch einen einfachen Holzzaun geschützt werden und über die Gründe informiert werden, da die Stelle sonst gewohnheitsmäßig weiter genutzt wird.

- **Priorität „Uferschutz“** → **hoch**

Einzelne Röhrichtmatten- und walzen kosten je nach Durchmesser zwischen 20–50 € pro Meter. Bei einer minimalen Bepflanzung an einzelnen Norduferstellen und der Errichtung eines Holzzauns sind mit Kosten innerhalb Segment 2–3 zu rechnen.

6.3.4. Rückhalt in oberirdischen Zuläufen

Im Niederschlagsabfluss werden bei Regenereignissen stoffliche Belastungen aus der Luft (Atmosphäre, Niederschlag) mit den stofflichen Belastungen der Oberfläche vereinigt. Die stichprobenartige Untersuchung an den beiden oberirdischen Zuläufen im Bereich des Campingplatzes und Restaurants ergaben erhöhte Phosphor und Stickstoff-Konzentrationen unmittelbar im Anschluss an ein Starkregenereignis. Tatsächlich eingetragene Frachten wurden auf Basis dieser Untersuchung nicht ermittelt. Zwar ist bei Starkregenereignissen im Sommer von einer erhöhten Nährstofffracht auszugehen, im Vergleich zu den übrigen Eintragspfaden ist diese aber vermutlich gering. Zudem lag die P-Konzentration in einem der Zuläufe im Anschluss an ein Starkregenereignis in einem verhältnismäßig niedrigen Wertebereich. Die Zuflüsse sollten direkt während einer Einleitung quantitativ und qualitativ erfasst werden.

Ein kleines Retentions- und Versickerungsbecken, in dem sich die Fließgeschwindigkeit an unterschiedlich hohen Stautafeln verringert und so partikulär gebundene Nährstoffe zurückhält, würde die Nährstofffracht vermindern. Das Becken kann mit durchlässigem Untergrund konstruiert werden, so das Oberflächenwasser vor Ort versickert, bis bei besonders großen Regenmengen ein Überlauf anspringt und direkt in den See entwässert. Im Becken abgelagerte Schwebstoffe und Partikel müssten regelmäßig entnommen werden. Der dafür nötige Platz ist insbesondere am Restaurant begrenzt, am Campingplatz jedoch vermutlich ausreichend. Die Möglichkeiten zur Installation eines solchen einfachen technischen Bauwerks sollte an dem Standort zumindest geprüft werden.

- **Priorität „Retention in Zuläufen“** → **mittel**

Die Kosten für ein Retentionsbecken variieren je nach Dimensionierung und Vorplanung. Im Bereich des Campingplatzes würden sie voraussichtlich im Kostenbereich 3 bis 4 liegen. Zusätzlich müsste eine regelmäßige Räumung durchgeführt werden, die jährliche Kosten in Höhe der Klasse 1 verursachen würden.

6.4. Untersuchungsbedarf & Ausblick

6.4.1. Gewässermonitoring

Ein jährliches Monitoring des Stadtwaldsees (vergleichbar dem in 2023; 6 PN/a) 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 kann eine weitere Verschlechterung des Gewässers und seines Umfeldes zeitnah erkannt und pflegerische Maßnahmen eingeleitet werden. Eine lückenlose Erfassung dieser Daten bietet zudem die einzige Möglichkeit die Auswirkungen der stark variierenden Witterungsverhältnisse zu erfassen und Maßnahmen jeweils auf dem aktuellsten 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 sollte die Kleine Wümme und in Phasen der Zuwässerung auch das Kuhsiel in das Monitoring eingeschlossen werden, um grundlegende Nährstoffparameter zu erfassen.

Im Rahmen eines „Runden Tisches“ sollten diese und andere Ergebnisse bzw. Tätigkeitsberichte regelmäßig zwischen den Nutzergruppen des Sees und beteiligten Behörden ausgetauscht und diskutiert werden. Ein solches Forum zum Dialog ist bei der gemeinsamen Entwicklung von Schutzkonzepten im Zuge einer Restaurierung sehr hilfreich, 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.

6.4.2. Errichtung von Grundwassermessstellen

Am Ufer des Sees sollten seenah mehrere Grundwassermessstellen errichtet und auf NHN eingemessen werden. Das Grundwasser sollte dort im Anschluss qualitativ (mind. 4–6 n/a) und quantitativ (wöchentlich manuell oder permanent mittels Diver-Datenlogger) beobachtet werden. Die Höhe der Wasseroberfläche des Sees, Grundwassers und der Kleinen Wümme und ihre Veränderung im Jahresverlauf zueinander, lassen Rückschlüsse auf Wechselwirkungen zu und helfen die letzte große Wissenslücke im Stoffhaushalt des Sees zu schließen.

6.5. Zusammenfassung Maßnahmen und Untersuchungsbedarf

Tabelle 31. Übersicht: Priorisierung von Maßnahmen, anhand der zu erwartenden Auswirkung auf die Trophie und den Erhalt der Ökosystemfunktionen (ÖSF). Kostenklassen beziehen sich auf Tabelle 30.

Maßnahme → Kapitel	Trophie- senkung	Erhalt u. Entwick- lung ÖSF	Priorität	Kosten- klasse	Ziele & Erläuterungen (Auswahl)
Sedimententnahme → 6.1.1	+	+	nicht empfohlen	6	<ul style="list-style-type: none"> • Senkung P, TOC, NH₄-N • Vergrößerung des Wasservolumens • kurzzeitige Verminderung der Sauerstoffzehrung
Tiefenwasser- entnahme → 6.1.2	++	+	nicht empfohlen	5–6	<ul style="list-style-type: none"> • Senkung P, TOC NH₄-N • Austrag O₂-zehrender Substanzen • Verringerung Frühjahrs-TP
Phosphorfällung / - bindung → 6.1.3	+++	+++	sehr hoch	5	<ul style="list-style-type: none"> • Senkung P, TOC • Erhöhung Wassertransparenz • Ausfällung von Cyanobakterien • Verminderung der P-Rücklösung durch P-Bindung im Sediment
Tiefenwasser- belüftung → 6.2.1	+	++	nicht empfohlen	5–6	<ul style="list-style-type: none"> • Vergrößerung aerober Lebensräume • kurzzeitige Bindung von P an oxidiertem Eisen • Verringerung O₂-zehrender Substanzen
Steuerung des Fisch- bestandes u. Nahrungsnetzes → 6.2.2	+	++	hoch	1–3	<ul style="list-style-type: none"> • Schutz von Makrophyten • Verminderung von Resuspension und P-Freisetzung • Erhöhung der Wassertransparenz
Schutzzonen für Makrophyten → 6.2.3	+	+++	sehr hoch	2–3	<ul style="list-style-type: none"> • Erhalt des Regenerationspotentials wertvoller Makrophyten-Bestände • Erhöhung der Wassertransparenz
Entfernung von Fadenalgen → 6.2.4	/	/	hoch	2	<ul style="list-style-type: none"> • bei Bedarf: Entnahme von organischem Material am Ufer
P-Einträge Badegäste → 6.3.1	++	++	sehr hoch	4–5	<ul style="list-style-type: none"> • Senkung P & N • Steigerung der Akzeptanz für Schutzziele und den Erhalt des Badegewässers
Fütterung von Wasservögeln → 6.3.2	+	+	hoch	1	<ul style="list-style-type: none"> • Senkung P, N, TOC

Maßnahme → Kapitel	Trophie- senkung	Erhalt u. Entwick- lung ÖSF	Priorität	Kosten- klasse	Ziele & Erläuterungen (Auswahl)
<i>Fortsetzung Tab. 31</i>					
Ufer- und Erosions- schutz → 6.3.3	+	+	hoch	2–3	<ul style="list-style-type: none"> • Verminderung mineralischer Einträge • Aufwertung und Sicherung von Uferbereichen
Rückhalt in ober- irdischen Zuläufen → 6.3.4	+	+	mittel	3–4	<ul style="list-style-type: none"> • Senkung P & N während Starkniederschlägen • Rückhalt von sonstigen Stoffen aus dem Siedlungsbereich
Gewässermonitoring → 6.4.1	/	/	sehr hoch	2–3	<ul style="list-style-type: none"> • Prozessverständnis unter wechselnder Witterung • Planungsgrundlage für u. Effizienzkontrolle von Maßnahmen • Dialog von Nutzergruppen und Behörden in Form eines „Runden Tisches“
Einrichtung von Grundwassermess- stellen → 6.4.2	/	/	hoch	3	<ul style="list-style-type: none"> • Ermittlung der Quantität und Qualität des seenahen Grundwassers • Erfassung der Wechselwirkung zwischen Grundwasser und See

Literaturverzeichnis

- 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.
- Arlinghaus, R., Müller, R., Rapp, T., Wolter, C. 2017. *Nachhaltiges Management von Angelgewässern: Ein Praxisleitfaden* (Vol. 30). Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) im Forschungsverbund Berlin eV.
- 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. W., A. F. Bouwman, L. P. H. Van Beek, J. M. Mogollón, and J. J. Middelburg. 2016. Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. *Biogeosciences* 13: 2441–2451. doi:10.5194/bg-13-2441-2016.
- 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.
- Breukelaar, A. W., Lammens, E. H., Breteler, J. G. K. Tatrai, I. 1994. Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll a. *Freshwater biology*, 32(1), 113–121.
- 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., Rydin, E. 2011. Lake trophic status can be determined by the depth distribution of sediment phosphorus. *Limnology and Oceanography* 56(6), 2051–2063.
- Cyrus, E. M., Klefoth, T., Emmrich, M., Wolter, C., Nikolaus, R., Matern, S., Schafft, M., Arlinghaus, R. 2022. *Naturnahe Gestaltung von Uferzonen an Baggerseen. Chancen – Schwierigkeiten – Potentiale. Erfahrungen und Ergebnisse aus dem Forschungs- und Umsetzungsprojekt BAGGERSEE*. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin.

- Deneke, R. 2019. PhytoLoss Vers. 3.0.4.1. Integratives Datenbank-Modul zur Auswertung der ökologischen Gewässerqualität mithilfe des Zooplanktons. Online unter <https://www.phytoloss.de/index.html>.
- 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.
- Dokulil, M., Hamm A, Kohl J-K 2001. Ökologie und Schutz von Seen. UTB, Stuttgart.
- Drescher, D., Eggert, T. O. 2021. Weitere Funde der Quagga-Muschel *Dreissena bugensis* (Andrusov 1897) im Wesergebiet und ein kurzer Überblick über die derzeitige Verbreitungssituation in Niedersachsen (Bivalvia: Dreissenidae). Mitteilungen der Deutschen Malakozoologischen Gesellschaft, Vol 105, 11–16, 2021.
- 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.
- Einsle, U. 1993. Crustacea: Copepoda: Calanoida und Cyclopoida. Band 8: 4–1, Fischer, Stuttgart.
- Enell, M., Löfgren, S. 1988. Phosphorus in interstitial water: methods and dynamics. *Hydrobiologia*, 170, 103–132.
- Ernst, B., Hoeger, S. J., O'Brien, E., & Dietrich, D. R. 2007. Physiological stress and pathology in European whitefish (*Coregonus lavaretus*) induced by subchronic exposure to environmentally relevant densities of *Planktothrix rubescens*. *Aquatic toxicology*, 82(1), 15–26.
- 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
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) 2012. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries, No. 13., Rome, Italy.
- Freyhof, J. 2009. Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). Fünfte Fassung. - Naturschutz und Biologische Vielfalt (Bundesamt für Naturschutz) 70(1): 291-316.
- Flössner, D. 2000. Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas. Backhuys.
- 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.

- Ger, K. A., Urrutia-Cordero, P., Frost, P. C., Hansson, L. A., Sarnelle, O., Wilson, A. E., Lürling, M. 2016. The interaction between cyanobacteria and zooplankton in a more eutrophic world. *Harmful algae*, 54, 128-144.
- Hahn, S., Bauer, S., Klaassen, M. 2008. Quantification of allochthonous nutrient input into freshwater bodies by herbivorous waterbirds. *Freshwater Biology*. 53(0):181–193.
- HANEG (Hanseatische Naturentwicklung GmbH) 2022. Badegastzählung am Stadtwaldsee am Montag, 05.09.2022, zwischen 17 und 19 Uhr. Unveröffentlicht.
- Havens, K. E. 2008. Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs*, 733-747.
- 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.
- Houliiez, E., Lizon, F., Thyssen, M., Artigas, L. F., Schmitt, F. G. 2012. Spectral fluorometric characterization of Haptophyte dynamics using the FluoroProbe: an application in the eastern English Channel for monitoring *Phaeocystis globosa*. *Journal of Plankton Research*, 34(2), 136–151.
- 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
- Huser, B. J., Bajer, P. G., Chizinski, C. J. Sorensen, P. W. 2016. Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on sediment mixing depth and mobile phosphorus mass in the active sediment layer of a shallow lake. *Hydrobiologia*, 763(1), 23–33.
- 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.
- 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.
- LAWA (Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) 2022. Seetypologie. Online unter: https://www.gewaesser-bewertung.de/application/pdf/make_pdf.php?article_id=151&bez=3S.1.1_Seetypologie_05052022.pdf. Zuletzt abgerufen am 27.06.2022.

- Lauth, J. S. 2022. Reaktionskinetik. In Physikalische Chemie kompakt (pp. 133-148). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- 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.
- Lewin, W. C., Bischoff, A., Mehner, T. 2011. Die "Gute fachliche Praxis" in der Binnenfischerei – Naturschutzfachliche Konkretisierung einer "Guten fachlichen Praxis" in der Binnenfischerei. Berlin, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei.
- LLUR (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Hrsg.) 2001. Chemische Untersuchungen ausgewählter Seensedimente in Schleswig-Holstein. Verfasser: Dr. Heinke Köhn. Flintbek.
- Lougheed, V. L., Crosbie, B., Chow-Fraser, P. 1998. Predictions on the effect of common carp (*Cyprinus carpio*) exclusion on water quality, zooplankton, and submergent macrophytes in a Great Lakes wetland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(5), 1189-1197.
- LUA NRW (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) 2006. Klassifikation und Bewertung der Makrophytenvegetation der großen Seen in Nordrhein-Westfalen gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. Merkblatt 52, Essen 2006.
- 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.
- Maclsaac, H. J., Gilbert, J. J. 1989. Competition between rotifers and cladocerans of different body sizes. *Oecologia*, 81, 295–301.
- Martens, A., Grabow, K., Schoolmann, G. 2007. Die Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) am Oberrhein (Bivalvia: Dreissenidae). *Lauterbornia*, 61, 145–152.
- 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>.
- Meis, S., van de Weyer, K., Stuhr, J. 2018. Ein Verfahren zur Erfassung und Dokumentation von Schäden durch benthivore Cypriniden an submersen Makrophyten in Stillgewässern. In: Korrespondenz Wasserwirtschaft (DWA), Heft 11, S. 138–141.
- Mischke, U., Kusber, W.-H. 2008. Die harmonisierte Taxaliste des Phytoplanktons für Seen und Flüsse in Deutschland. Publikationen des IGB. Berlin.
- 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.
- Mohamed, Z. A. 2017. Macrophytes-cyanobacteria allelopathic interactions and their implications for water resources management—A review. *Limnologica*, 63, 122-132.
- Moustaka-Gouni, M., Sommer, U. 2020. Effects of harmful blooms of large-sized and colonial cyanobacteria on aquatic food webs. *Water*, 12(6), 1587.
- 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.
- OGewV 2016. Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S.1373).
- Orihel, D. M., D. W. Schindler, N. C. Ballard, M. D. Graham, D. W. O’Connell, L. R. Wilson, Vinebrooke, R. D. 2015. The “nutrient pump:” Iron-poor sediments fuel low nitrogen-to-phosphorus ratios and cyanobacterial blooms in polymictic lakes: Low iron and polymixis fuel blooms. *Limnology and Oceanography* 60: 856–871.
- Psenner, R., Pucsko, R., Sager, M. 1984. Fractionation of organic and inorganic phosphorus compounds in lake sediments. *Arch. Hydrobiol.* 70, 111–155.
- Riedmüller, U., Mischke, U., Pottgiesser, T., Böhmer, J., Deneke, R., Ritterbusch, D., Stelzer, D., Hoehn, E. 2022. Steckbriefe der deutschen Seetypen. Begleittext und Steckbriefe.
- Rothe, M., Kleeberg, A., Grüneberg, B., Friese, K., Pérez-Mayo, M., Hupfer, M. 2015. Sedimentary Sulphur: Iron Ratio Indicates Vivianite Occurrence: A Study from Two Contrasting Freshwater Systems. *PloS one* 10 (11), e0143737.
- 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.
- Salmaso, N., Anneville, O., Straile, D., Viaroli, P. 2018. European large perialpine lakes under anthropogenic pressures and climate change: present status, research gaps and future challenges. *Hydrobiologia*, 824(1), 1–32.
- Scheffer, M. 1998. *Ecology of shallow lakes* (Vol. 1). London: Chapman & Hall.
- Scheffer, F., Schachtschabel, P. 2002. *Lehrbuch der Bodenkunde*. 15. Auflage.
- Thobor, C. 2002. *Stehende Gewässer im Land Bremen. Zustand, Nutzung, Gewässergüte, Ökologie*. SKUMS und BUND e.V.
- SKUMS (Die Senatorin für Klimaschutz, Umwelt, Mobilität, Stadtentwicklung und Wohnungsbau) 2022. *Messungen Stadtwaldsee 1977–2021*. Unveröffentlicht.
- 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.

- Sotton, B., Anneville, O., Cadel-Six, S., Domaizon, I., Krys, S., Guillard, J. 2011. Spatial match between *Planktothrix rubescens* and whitefish in a mesotrophic peri-alpine lake: evidence of toxins accumulation. *Harmful Algae*, 10(6), 749-758.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E. 2020. Understanding the Drivers of Internal Phosphorus Loading in Lakes. In: Steinman AD, Spears B (Hrsg) *Internal Phosphorus Loadings in Lakes. Causes, Case Studies, and Management*. J.Ross Publishing, Miami.
- Schulz, L. 1981. Nährstoffeintrag in Seen durch Badegäste, *Zentralblatt für Bakteriologie und Hygiene*. 1. Abt. Org. B 173, Klagenfurt 1981.
- Trapp, S. 1994. Die submerse Vegetation ausgewählter Seen in Bremen und im Bremer Umland. Diplomarbeit, Universität Bremen.
- Trapp, S. 2000. Zur Vegetationsdynamik anthropogener Stillgewässer Norddeutschlands und ihrer Bedeutung für die Bioindikation. Dissertation, Universität Bremen.
- 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 2023. Eutrophierung: Was bedeutet das? <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaesser/meere/nutzung-belastungen/eutrophierung#eutrophierung-was-bedeutet-das> (zuletzt abgerufen am 19.06.2023)
- Velde, G., Platvoet, D. 2007. Quagga mussels *Dreissena rostriformis burgensis* (Andrusov, 1897) in the Main River (Germany).
- Vilizzi, L., Tarkan, A. S., Copp, G. H. 2015. Experimental evidence from causal criteria analysis for the effects of common carp *Cyprinus carpio* on freshwater ecosystems: a global perspective. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 23(3), 253-290.
- 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.
- 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.
- Wehr, J. D., Sheath, R. G., Kociolek, J. P. 2015. *Freshwater algae of North America: ecology and classification*. Elsevier.
- 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.

Anlage / Tabellen

Tabelle A 1. Durchschnittliche Fischbiomasse in g pro m² Netz im Stadtwaldsee 2022. SX = Stellnetz benthisch X, PX = Stellnetz pelagisch X.

Art	Snb1	Snb2	Snb3	Snb4	Snp1	Snb10	Snb20	Snb30	Snb40	Snp10
	Biomasse g/m ² Netz									
Brachse	0,00	0,00	0,53	0,00	0,55	0,07	0,13	0,16	0,07	0,22
<i>Coregonus widegreni</i>	54,13	68,00	9,42	44,56	5,08	4,31	0,00	36,82	18,16	8,10
Flussbarsch	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,33	0,00	0,00	0,00
Hecht	3,67	6,07	0,09	4,29	0,00	0,40	0,16	0,82	1,16	0,00
Kaulbarsch	0,00	3,80	5,33	0,00	3,92	0,00	19,22	0,00	0,00	8,03
Rotauge	0,00	1,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,87	0,00	0,79
Zander	0,00	0,00	0,00	1,18	3,57	0,00	0,00	0,00	0,00	10,49
Gesamt	57,8	79,1	15,4	50,0	13,1	4,8	21,8	38,7	19,4	27,6

Tabelle A 2. UTM-Koordinaten der Makrophytentransekte.

Transekt	UTM-Koordinaten (ETRS 89 Zone 32n)	
	X-Koordinate	Y-Koordinate
1	488425	5884882
2	488809	5884935
3	488905	5884684
4	488754	5884428
5	488440	5884580

Tabelle A 3. Ergebnisse der tiefengestufteten Wasseruntersuchungen am Stadtwaldsee am 28.04.22 und 19.05.22

Parameter	Einheit	Proben-Nr.	22-11383	22-11949	22-11382	22-11381	22-13796	22-13795	22-14266	22-13794	22-13793	22-13792	
		Probenahmebeginn	28.04.2022	28.04.2022	28.04.2022	28.04.2022	19.05.2022	19.05.2022	19.05.2022	19.05.2022	19.05.2022	19.05.2022	19.05.2022
		Probenahmeort	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee
		Messstelle	SWS EP MP	SWS 2m	SWS TG Zone 2	SWS 1,0 m über Grund	SWS EP MP	SWS 2m	SWS 4,5 m	SWS 6 m	SWS 9 m	SWS 1,0 m über Grund	
Gewässerprobenahme aus stehendem Gewässer													
Sichttiefe Secchi (Vorortmessung = VO)	m	1,2				4,9							
pH-Wert (VO)		8,86	8,87	7,84	7,12	8,67	8,64	8,71	7,22	6,98	6,85		
Wassertemperatur (VO)	°C	12,8	13	7,79	7,02	19,7	19,8	14,7	8,68	7,44	7,08		
Sauerstoff, gelöst (VO)	mg/l	13,8	13,7	9,6	4,8	10	9,87	14,3	6,31	4,09	0		
Sauerstoffsättigung (VO)	%	143	142	88,3	43,4	120	119	155	59,4	37,3	0		
elektrische Leitfähigkeit bei 25 °C (VO)	µS/cm	1180	1180	1170	1190	1180	1190	1160	1170	1180	1190		
Redoxspannung gegen Normalwasserstoffelektrode	mV	371	370	385	393	385	382	373	397	398	397		
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N)	mg/l	0,017	0,016	0,017	0,012	0,034	0,034		<0,005	0,041	0,2		
Nitrit-Stickstoff (NO ₂ -N)	mg/l	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001		<0,001	<0,001	0,001		
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		
Stickstoff (Gesamt-N; TNb)	mg/l	1	0,88	0,91	0,73	0,89	0,9		0,93	0,82	1,1		
ortho-Phosphat-Phosphor (PO ₄ -P)	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	0,0073	0,013	0,005		<0,005	0,028	0,17		
Phosphor (Gesamt-P)	mg/l	0,031	0,03	0,053	0,052	0,032	0,023	0,067	0,062	0,048	0,23		
Sulfat	mg/l	150		150	150	150			150	150	140		
Chlorid	mg/l	240		240	240	250			240	240	240		
TC	mg/l	15		29	29	23			30	30	33		
TOC (Ausblasmethode; NPOC)	mg/l	11		10	10	11			11	9,9	11		
DOC	mg/l	9,7		10	9,3	11			9,7	9,8	9,5		
Kieselsäure (als SiO ₂)	mg/l	<0,4		<0,4	0,4	<0,4			<0,4	<0,4	0,71		
Eisen	mg/l	<0,02		<0,02	0,05	<0,02			<0,02	<0,02	0,06		
Mangan	mg/l	<0,02		0,02	0,66	<0,02			0,05	0,42	1,32		
Calcium	mg/l	91		97	98	89			97	99	98		
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/l	1,3			1,7	1,18					1,18		
Basenkapazität bis pH 8,2	mmol/l	0,248			0,057	0,115					0,111		
Säurekapazität bis pH 8,2	mmol/l										n.b.		
Carbonathärte	mmol/l	0,65			0,85	0,59					0,59		
Kohlendioxid, gelöst	mg/l	0,18			11,31	0,24					15		
Chlorophyll A	µg/l	18				<1							
Phaeopigmentgehalt	µg/l	4,8				1,6							
Sulfid, leicht freisetzbar	mg/l										<0,1		

Tabelle A 4. Ergebnisse der tiefengestuftten Wasseruntersuchungen am Stadtwaldsee am 16.06.22 und 26.07.22

Parameter	Einheit	Proben-Nr.	22-16266	22-16265	22-16264	22-16263	22-16262	22-20531	22-20530	22-20529	22-20528	22-20527	
		Probenahmebeginn	16.06.2022	16.06.2022	16.06.2022	16.06.2022	16.06.2022	16.06.2022	26.07.2022	26.07.2022	26.07.2022	26.07.2022	26.07.2022
		Probenahmeort	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee
		Messstelle	SWS EP MP	SWS 2m	SWS 6 m	SWS 9 m	SWS 1,0 m über Grund	SWS EP MP	SWS 2m	SWS 6 m	SWS 9 m	SWS 1,0 m über Grund	SWS 1,0 m über Grund
Gewässerprobenahme aus stehendem Gewässer													
Sichttiefe Secchi (Vorortmessung = VO)	m	3,15					5,5						
pH-Wert (VO)		8,91	8,92	7,67	7,21	7,24	8,49	8,5	7,36	8,11	6,65		
Wassertemperatur (VO)	°C	19,7	20	11,2	7,24	7,02	21,7	22	14,6	9	7,7		
Sauerstoff, gelöst (VO)	mg/l	10,2	10,1	5,83	0,34	0,44	9,86	9,87	5,53	0	0		
Sauerstoffsättigung (VO)	%	120	120	57,4	3,1	4	121	122	58,8	0	0		
elektrische Leitfähigkeit bei 25 °C (VO)	µS/cm	1231	1232	1246	1248	1270	1230	1225	1180	1190	1200		
Redoxspannung gegen Normalwasserstoffelektrode	mV	346	345	366	364	9	344	343	377	367	181		
Ammonium-Stickstoff (NH4-N)	mg/l	0,0076	0,0092	0,079	0,35	0,62	0,0076	0,014	0,0087	0,35	0,72		
Nitrit-Stickstoff (NO2-N)	mg/l	<0,001	0,0014	<0,001	<0,001	<0,001	0,0013	<0,001	<0,001	<0,001	0,0023		
Nitrat-Stickstoff (NO3-N)	mg/l	<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	0,77	0,75	0,74	1	1,5	0,65	0,66	0,65	1,1	1,4		
ortho-Phosphat-Phosphor (PO4-P)	mg/l	<0,005	0,0062	0,0083	0,17	0,31	0,015	0,023	0,016	0,24	0,37		
Phosphor (Gesamt-P)	mg/l	0,021	0,025	0,023	0,21	0,41	0,019	0,023	0,019	0,28	0,4		
Sulfat	mg/l	150		150	140	140	150		150	140	130		
Chlorid	mg/l	240		240	240	240	250		240	240	240		
TC	mg/l	24		33	31	33	24		28	31	32		
TOC (Ausblasmethode; NPOC)	mg/l	11		11	10	10	11		10	10	10		
DOC	mg/l	9,5		9,3	8,7	8,8	10		10	9,5	9,4		
Kieselsäure (als SiO2)	mg/l	<0,4		<0,4	0,59	0,89	<0,4		<0,4	0,73	0,98		
Eisen	mg/l	0,03		0,03	0,07	0,1	0,02		0,03	0,03	0,09		
Mangan	mg/l	0,03		0,09	0,89	1,4	0,02		0,06	1,27	1,31		
Calcium	mg/l	89		95	97	97	91		95	98	96		
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/l	1,27				2,01	1,26				2,12		
Basenkapazität bis pH 8,2	mmol/l	n.b.				0,087	n.b.				0,092		
Säurekapazität bis pH 8,2	mmol/l					n.b.					n.b.		
Carbonathärte	mmol/l	0,64				1,01	0,63				1,1		
Kohlendioxid, gelöst	mg/l	7,06				11,03	0,29				32		
Chlorophyll A	µg/l	3,9					2,4						
Phaeopigmentgehalt	µg/l	2					<1						
Sulfid, leicht freisetzbar	mg/l					0,91					2,3		

Tabelle A 5. Ergebnisse der tiefengestufteten Wasseruntersuchungen am Stadtwaldsee am 18.08.22 und 22.09.22

Parameter	Einheit	Proben-Nr.	22-22552	22-22551	22-22550	22-22549	22-22548	22-27335	22-27334	22-27333	22-27332	22-27331
		Probenahmebeginn	18.08.2022	18.08.2022	18.08.2022	18.08.2022	18.08.2022	18.08.2022	22.09.2022	22.09.2022	22.09.2022	22.09.2022
		Probenahmeort	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee
		Messstelle	SWS EP MP	SWS 2m	SWS 6 m	SWS 9 m	SWS 1,0 m über Grund	SWS EP MP	SWS 2m	SWS 6 m	SWS 9 m	SWS 1,0 m über Grund
Gewässerprobenahme aus stehendem Gewässer												
Sichttiefe Secchi (Vorortmessung = VO)	m		4,05					4,65				
pH-Wert (VO)			8,44	8,47	7,29	6,68	6,59	7,9	7,9	7,9	6,8	6,7
Wassertemperatur (VO)	°C		23,6	24,4	16,3	8,9	7,9	16	15,9	16,2	10,8	7,87
Sauerstoff, gelöst (VO)	mg/l		9,71	9,67	5,05	0	0	8,81	8,88	8,79	<0,20	<0,20
Sauerstoffsättigung (VO)	%		124	125	55,7	0	0	96,6	97,1	96,7	0	0
elektrische Leitfähigkeit bei 25 °C (VO)	µS/cm		1230	1240	1190	1185	1200	1230	1230	1230	1170	1210
Redoxspannung gegen Normalwasserstoffelektrode	mV		383	383	413	181	-2	371	371	370	359	48
Ammonium-Stickstoff (NH4-N)	mg/l		0,0079	0,0077	0,0063	0,46	0,93	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	1,4
Nitrit-Stickstoff (NO2-N)	mg/l		0,001	0,0012	<0,001	0,0015	0,0076	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,041
Nitrat-Stickstoff (NO3-N)	mg/l		<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		0,7	0,64	0,67	1,3	1,6	0,62	0,63	0,59	0,83	2
ortho-Phosphat-Phosphor (PO4-P)	mg/l		0,013	<0,005	0,0061	0,32	0,44	<0,005	<0,005	0,0064	0,22	0,65
Phosphor (Gesamt-P)	mg/l		0,023	0,02	0,026	0,41	0,5	0,019	0,019	0,019	0,31	0,65
Sulfat	mg/l		150		150	140	130	160		160	140	120
Chlorid	mg/l		250		240	240	240	250		250	240	240
TC	mg/l		24		28	30	32	25		26	33	43
TOC (Ausblasmethode; NPOC)	mg/l		10		10	11	10	11		11	11	11
DOC	mg/l		10		9,8	9,4	9,2	11		11	9,7	10
Kieselsäure (als SiO2)	mg/l		<0,4		<0,4	1,1	1,3	<0,4		<0,4	1	1,8
Eisen	mg/l		0,04		0,03	0,05	0,08	0,04		0,02	0,04	0,12
Mangan	mg/l		<0,02		0,03	1,59	1,91	<0,02		<0,02	0,49	2,08
Calcium	mg/l		93		99	102	102	96		96	104	105
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/l		1,19				2,17	1,39				2,56
Basenkapazität bis pH 8,2	mmol/l		n.b.				0,09	0,019				0,141
Säurekapazität bis pH 8,2	mmol/l						n.b.					n.b.
Carbonathärte	mmol/l		0,6				1,09	0,7				1,28
Kohlendioxid, gelöst	mg/l		0,32				36	1,42				36,5
Chlorophyll A	µg/l		3,6					4,7				
Phaeopigmentgehalt	µg/l		<1					<1				
Sulfid, leicht freisetzbar	mg/l						6,6					11

Tabelle A 6. Ergebnisse der tiefengestufteten Wasseruntersuchungen am Stadtwaldsee am 21.11.22.

Parameter	Einheit	Proben-Nr.	22-35636	22-35635	22-35634	22-35633	22-35632
		Probenahmebeginn	21.11.2022	21.11.2022	21.11.2022	21.11.2022	21.11.2022
		Probenahmeort	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee	Stadtwaldsee
		Messstelle	SWS EP MP	SWS 2m	SWS 6 m	SWS 9 m	SWS 1,0 m über Grund
Gewässerprobenahme aus stehendem Gewässer							
Sichttiefe Secchi (Vorortmessung = VO)	m	3					
pH-Wert (VO)		7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	
Wassertemperatur (VO)	°C	8,96	9	9	8,99	8,96	
Sauerstoff, gelöst (VO)	mg/l	7,43	7,42	7,44	7,46	7,52	
Sauerstoffsättigung (VO)	%	69,5	69,4	69,6	69,8	70,3	
elektrische Leitfähigkeit bei 25 °C (VO)	µS/cm	1220	1220	1220	1220	1220	
Redoxspannung gegen Normalwasserstoffelektrode	mV	304	303	307	309	310	
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N)	mg/l	0,15	0,15	0,15	0,14	0,15	
Nitrit-Stickstoff (NO ₂ -N)	mg/l	0,0032	0,0024	0,0023	0,0059	0,0059	
Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N)	mg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	
Stickstoff (Gesamt-N; TNb)	mg/l	0,97	0,9	0,97	0,98	0,93	
ortho-Phosphat-Phosphor (PO ₄ -P)	mg/l	0,083	0,083	0,081	0,079	0,077	
Phosphor (Gesamt-P)	mg/l	0,1	0,094	0,088	0,11	0,093	
Sulfat	mg/l	150		150	150	150	
Chlorid	mg/l	250		250	250	250	
TC	mg/l	24		24	24	25	
TOC (Ausblasmethode; NPOC)	mg/l	11		11	11	11	
DOC	mg/l	10		10	10	10	
Kieselsäure (als SiO ₂)	mg/l	0,55		0,54	0,53	0,46	
Eisen	mg/l	0,04		0,06	0,05	0,04	
Mangan	mg/l	0,32		0,33	0,32	0,31	
Calcium	mg/l	95		95	95	94	
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/l	1,57				1,58	
Basenkapazität bis pH 8,2	mmol/l	0,042				0,047	
Säurekapazität bis pH 8,2	mmol/l					n.b.	
Carbonathärte	mmol/l	0,79				0,79	
Kohlendioxid, gelöst	mg/l	12,6				12,7	
Chlorophyll A	µg/l	6,5					
Phaeopigmentgehalt	µg/l	<1					
Sulfid, leicht freisetzbar	mg/l					n.b.	

Tabelle A 7. Ergebnisse der Untersuchungen an zwei Zuläufen des Stadtwaldsees nach einem Starkregenereignis.

		Proben-Nr.	22-18047	22-18048
		Probenahmebeginn	01.07.2022	01.07.2022
		Probenahmeort	SWS Zulauf 1	SWS Zulauf 2
		Messstelle	Nähe Sanitärgebäude	Nähe Restaurant
Parameter	Einheit			
Wasserprobenahme: Schöpfprobe				
pH-Wert (Vorortmessung)			7,13	6,74
Wassertemperatur (Vorortmessung)	°C		13	19,8
Sauerstoff, gelöst (Vorortmessung)	mg/l		4,03	3,45
Sauerstoffsättigung (Vorortmessung)	%		38,1	40,1
elektrische Leitfähigkeit bei 25 °C (Vorortmessung)	µS/cm		228	143
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N)	mg/l		0,07	1,5
Nitrit-Stickstoff (NO ₂ -N)	mg/l		0,066	0,067
Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N)	mg/l		3,5	0,82
Stickstoff (Gesamt-N; TNb)	mg/l		5,3	3,9
ortho-Phosphat-Phosphor (PO ₄ -P)	mg/l		0,0087	0,0079
Phosphor (Gesamt-P)	mg/l		0,16	0,35

Tabelle A 8. Ergebnisse der tiefengestuftem Sedimentuntersuchungen im Stadtwaldsee an den drei Standorten (West; Ost; Nord))

Parameter	Methode	Einheit	Proben-Nr.	22-12621	22-12622	22-12623	22-12624	22-12625	22-12626	22-12627	22-12628	22-12629	
			Probenahmebeginn	28.04.2022	28.04.2022	28.04.2022	28.04.2022	28.04.2022	28.04.2022	28.04.2022	28.04.2022	28.04.2022	28.04.2022
			Probenahmeort	Stadtwaldsee West	Stadtwaldsee West	Stadtwaldsee West	Stadtwaldsee Ost	Stadtwaldsee Ost	Stadtwaldsee Ost	Stadtwaldsee Nord	Stadtwaldsee Nord	Stadtwaldsee Nord	Stadtwaldsee Nord
			Messstelle	SWS West 0-5cm	SWS West 5-10cm	SWS West 10-15cm	SWS Ost 0-5cm	SWS Ost 5-10cm	SWS Ost 10-15cm	SWS Nord 0-5cm	SWS Nord 5-10cm	SWS Nord 10-15cm	SWS Nord 10-15cm
Sedimentprobenahme mit Mondsee-Corer	DIN 38414-S11:1987-08												
Trockensubstanz	DIN ISO 11465:1996-12/DIN EN 14346:2007-03	%	7,2	10,8	13,2	7,2	10,6	13	33,1	41,6	47,6		
Glühverlust 550°C	DIN 38414-S3:1985-11/DIN EN 15169:2007-05	% TS	31,4	26,9	24,6	31,1	27,3	25,1	8,9	9,6	8,7		
Glührückstand 800°C	DIN 38414-S3:1985-11	% TS	65,7	69,9	72,2	66,4	69,5	71,9	90	87,9	89		
Eisen	DIN ISO 22036:2009-06	mg/kg TS	45500	54900	57600	50300	55800	56500	20600	47200	41100		
Mangan	DIN ISO 22036:2009-06	mg/kg TS	1680	2010	1370	1360	1430	1200	520	550	330		
Aluminium	DIN ISO 22036:2009-06	mg/kg TS	45800	53300	55800	41000	47000	48300	19400	45900	42000		
Phosphor	DIN ISO 22036:2009-06	mg/kg TS	1660	1270	1240	1610	1260	1210	500	970	640		
TC	DIN ISO 10694:1996-08/DIN EN 13137: 2001-12/DIN EN 15936:2012-11	% TS	15	12	11	15	12	11	4	3,5	3,5		
TOC	DIN ISO 10694:1996-08/DIN EN 13137: 2001-12/DIN EN 15936:2012-11	% TS	14	12	10	14	12	11	3,6	3,2	2,9		
Stickstoff (Gesamt-N)	DIN EN 16168:2012-11	% TS	1,4	1,1	0,96	1,4	1,1	1	0,31	0,21	0,13		
Calcium	DIN ISO 22036:2009-06	mg/kg TS	36200	17600	17400	43100	18400	18100	7200	7700	6200		
Magnesium	DIN ISO 22036:2009-06	mg/kg TS	5950	6690	6890	5480	6050	6210	2670	6260	5880		
Natrium	DIN ISO 22036:2009-06	mg/kg TS	2200	1900	1700	2200	2200	2100	600	800	700		
Kalium	DIN ISO 22036:2009-06	mg/kg TS	8900	10200	10700	8100	9300	9400	4100	9300	8600		
Schwefel	DIN ISO 22036:2009-06	mg/kg TS	29500	36700	34000	35300	40800	37400	10000	17600	17900		
P-Fraktionen	Sequenzielle Extraktion nach Psenner et al. (1984)	Einheit											
Wasserlöslicher P		mg/kg DW	8,3	9,3	2,8	18,9	10,0	2,1	0,8	2,5	0,9		
Fe/Mn-Oxid gebundener, redoxsensitiver P		mg/kg DW	208	52	118	159	106	116	52	40	28		
Organisch gebundener, redoxsensitiver P		mg/kg DW	0,0	41,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		
Al/Fe-Oxid gebundener, basenlöslicher P		mg/kg DW	516	329	350	323	300	356	106	293	88		
Org. geb. P (Detritus, Huminsäuren, Bakterien)		mg/kg DW	294	126	0,2	464	157	26	12	64	0		
Gesamt-P		mg/kg DW	1660	1270	1240	1610	1260	1210	500	970	640		
Rest-P		mg/kg DW	633	712	769	645	686	709	330	571	523		
Potentiell freisetzbarer P (PFP)		%	31	18	10	40	22	12	13	11	5		
Wiederfindungsrate		%	99	90	91	113	88	84	92	97	101		

Tabelle A 9. Übersicht der Graviprobe Messergebnisse am 11.10.2022. KDW = Konus-Durchdringungswiderstand.

Nr_	Datum	Max KDW	Mittlerer KDW	Eindringtiefe	X	Y	Wassertiefe	Kies erreicht
1	11.10.22	495,5	104,5	0,75	8,823578	53,112018	8,7	ja
2	11.10.22	162,4	60,6	1,24	8,824766	53,112255	9,8	ja
3	11.10.22	519,1	88,5	0,93	8,825422	53,11231	12,8	ja
4	11.10.22	290,4	85,0	0,72	8,825958	53,112282	12,4	ja
5	11.10.22	248,0	74,2	0,13	8,827049	53,112595	11,9	ja
6	11.10.22	299,9	94,9	0,06	8,827823	53,113203	10,1	ja
7	11.10.22	122,3	85,0	0,49	8,828845	53,113432	10,6	ja
8	11.10.22	310,9	126,9	0,38	8,829613	53,113537	9,9	ja
9	11.10.22	199,4	80,7	0,2	8,829735	53,113826	11,7	nein
10	11.10.22	278,4	136,2	0,54	8,830265	53,114107	10,4	ja
11	11.10.22	202,5	102,5	0,73	8,831765	53,114163	7	ja
12	11.10.22	334,8	34,0	0,2	8,832899	53,113489	9,8	ja
13	11.10.22	67,3	45,7	0,27	8,833589	53,112994	7,7	nein
14	11.10.22	216,7	74,6	0,43	8,833835	53,112011	7,1	ja
15	11.10.22	275,0	142,2	0,46	8,833519	53,11124	11,5	ja
16	11.10.22	420,6	170,6	0,03	8,833399	53,110183	1,6	ja
17	11.10.22	331,5	184,2	0,03	8,833319	53,110049	2,3	ja
18	11.10.22	366,5	162,0	0,03	8,83194	53,10953	1,2	ja
19	11.10.22	267,4	163,6	0,03	8,831114	53,109606	3,1	ja
20	11.10.22	203,6	119,1	0,69	8,829457	53,110235	11,7	ja
21	11.10.22	243,1	130,0	0,51	8,828607	53,110555	6,4	ja
22	11.10.22	277,4	176,7	0,04	8,82729	53,110847	11,2	ja
23	11.10.22	89,0	48,4	0,18	8,825539	53,111584	9,7	nein
24	11.10.22	219,6	85,8	0,91	8,826666	53,11177	13,4	nein
25	11.10.22	240,2	126,8	0,24	8,82563	53,111406		ja
26	11.10.22	289,2	79,4	0,76	8,826936	53,111811	1,3	ja
27	11.10.22	333,8	151,3	0,16	8,828428	53,112522	10,3	ja
28	11.10.22	553,2	240,1	0,24	8,829455	53,112794	8,8	ja
29	11.10.22	521,9	264,9	0,18	8,829722	53,112968	10,2	ja
30	11.10.22	243,6	62,1	0,39	8,831031	53,113253	11,7	ja
31	11.10.22	164,1	77,0	0,34	8,832333	53,113241	11,5	ja
32	11.10.22	399,2	210,7	0,17	8,832322	53,112182	11,6	ja
33	11.10.22	154,1	60,4	0,24	8,832361	53,111328	12,1	ja
34	11.10.22	259,4	110,8	0,61	8,832404	53,11076	12,1	ja
35	11.10.22	133,8	59,5	0,13	8,831621	53,110805		nein
36	11.10.22	200,4	90,0	0,83	8,831798	53,110549	10	ja
37	11.10.22	192,3	56,0	0,03	8,8309	53,110447	11,4	nein
38	11.10.22	64,3	26,1	0,03	8,831363	53,111641		nein
39	11.10.22	363,7	114,2	0,37	8,830648	53,111461		ja
40	11.10.22	48,7	19,3	0,17	8,829871	53,110873		ja
41	11.10.22	115,5	44,8	0,13	8,829351	53,111088	11,9	ja
42	11.10.22	436,1	120,7	0,18	8,829643	53,111715	10,1	ja
43	11.10.22	122,7	75,7	0,38	8,831224	53,112264	10,9	nein
44	11.10.22	385,6	146,4	0,25	8,831568	53,112832	13,4	ja
45	11.10.22	105,8	66,9	0,22	8,830564	53,112546	10,8	nein
46	11.10.22	454,1	100,6	0,36	8,829045	53,11197	10,9	ja
47	11.10.22	366,9	121,5	0,47	8,828239	53,111784	12,4	ja

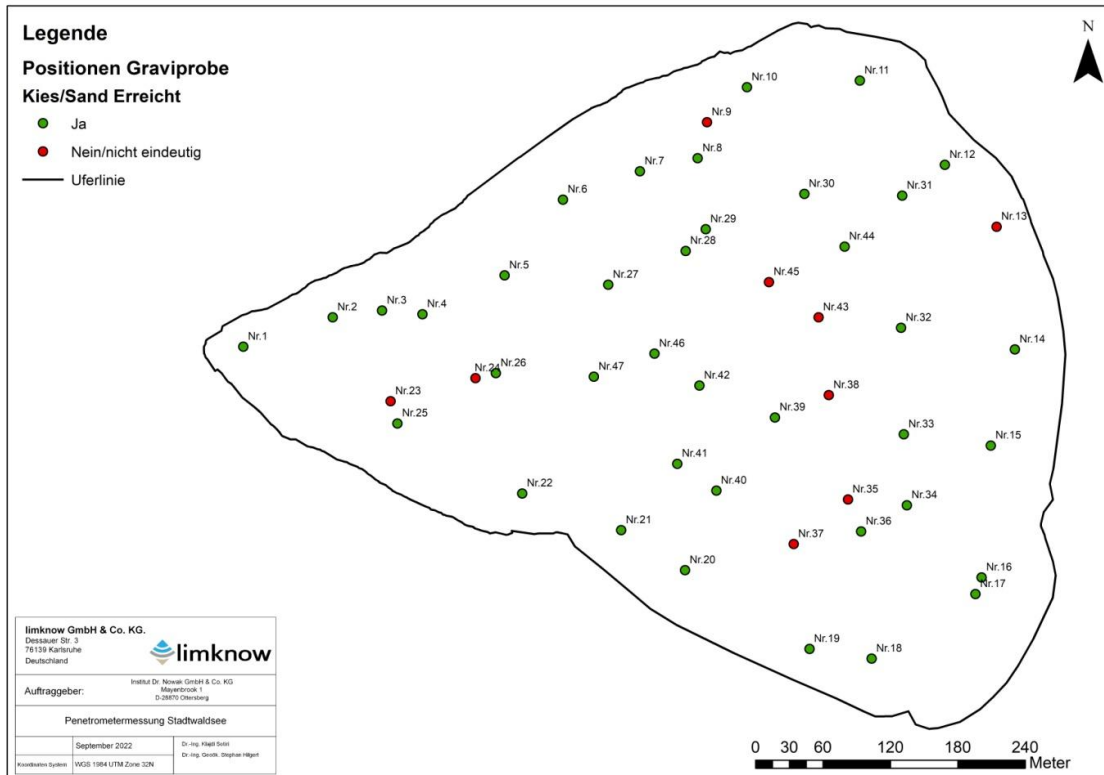


Abbildung A 1. Messstellenübersicht der Graviprobe-Untersuchung. Grün markiert = Messstellen, welche sicher die Sediment-Kies/Sand-Grenze detektiert haben; rot markiert = Messstellen, welche diese Grenze nicht oder nur unsicher detektiert haben.

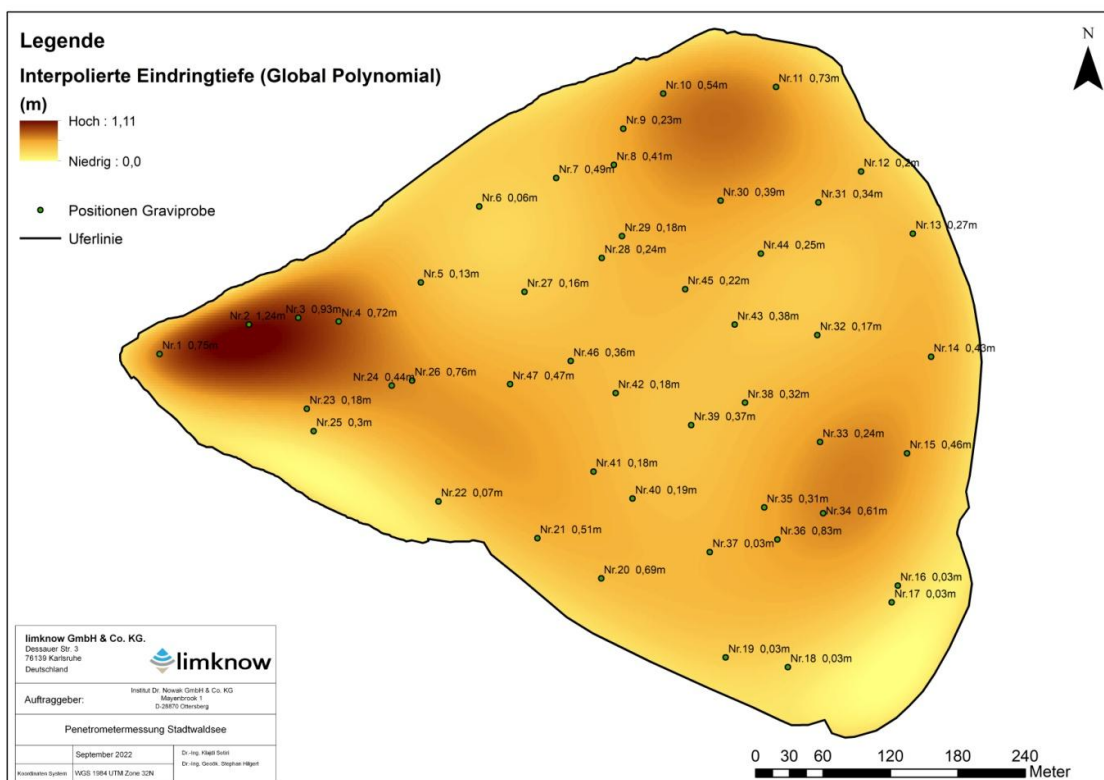


Abbildung A 2. Interpolation der Sedimentmächtigkeiten am Stadtwaldsee (GP-Verfahren).

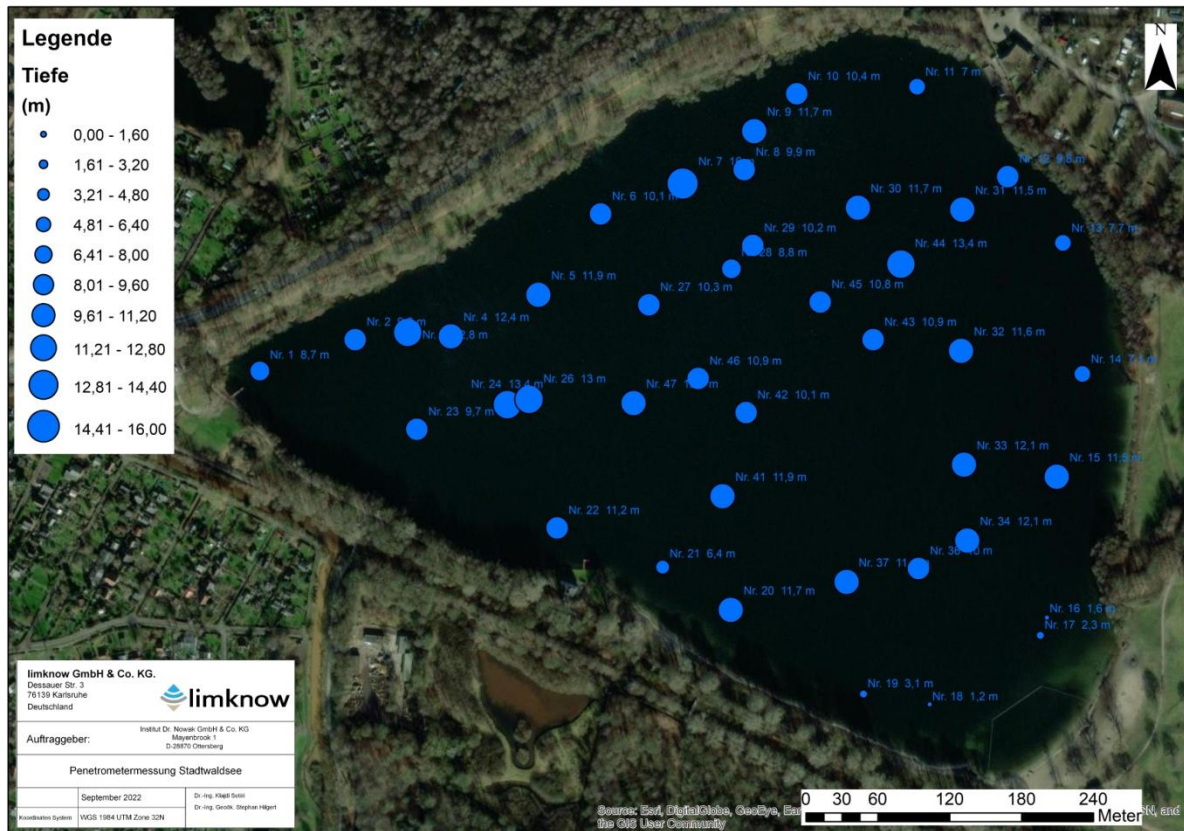


Abbildung A 3. Im Zuge der Sedimentvermessung ermittelte Wassertiefen am 11.10.2022.

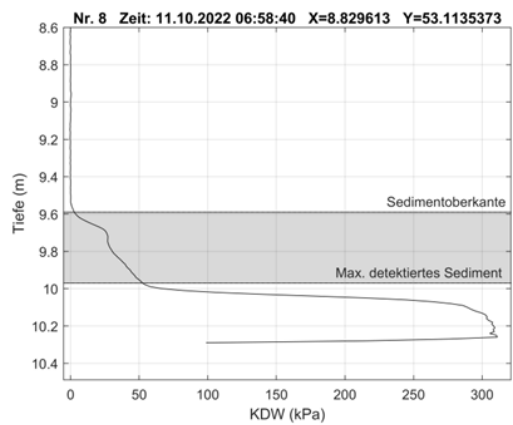
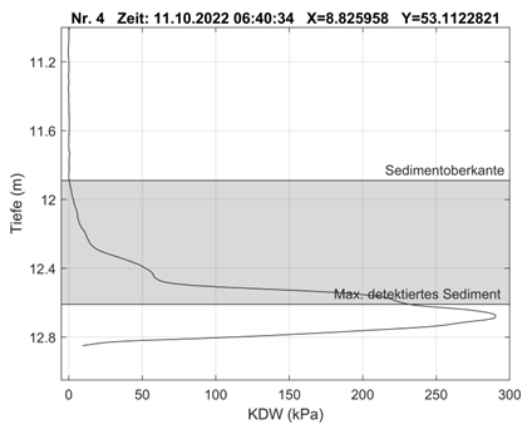
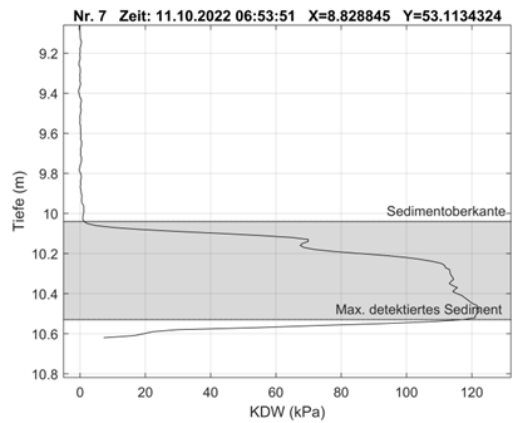
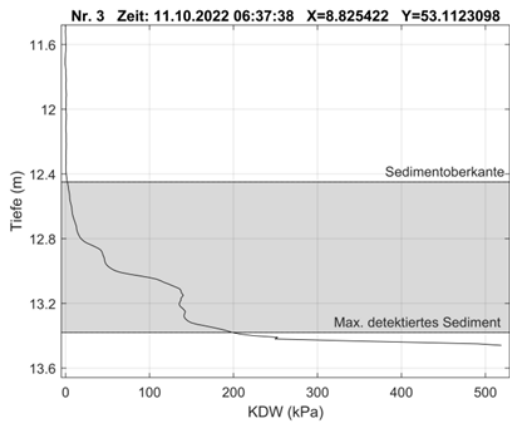
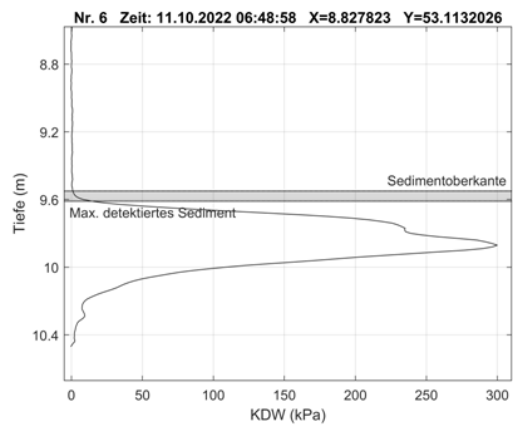
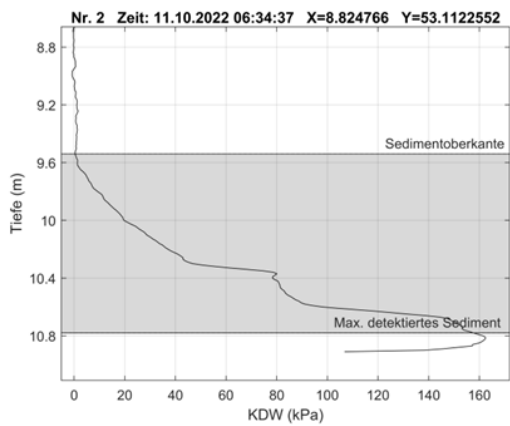
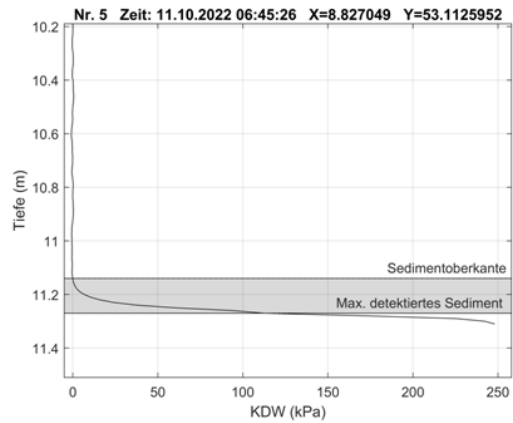
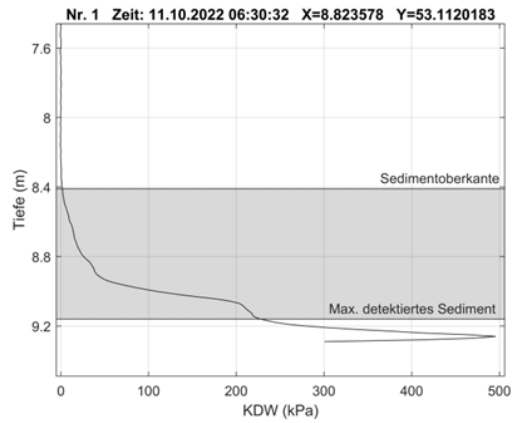


Abbildung A 4. Messung der Eindringtiefe und des Konus-Durchdringungswiderstandes (KDW) - Stadtwaldsee Messpunkte 1-8.

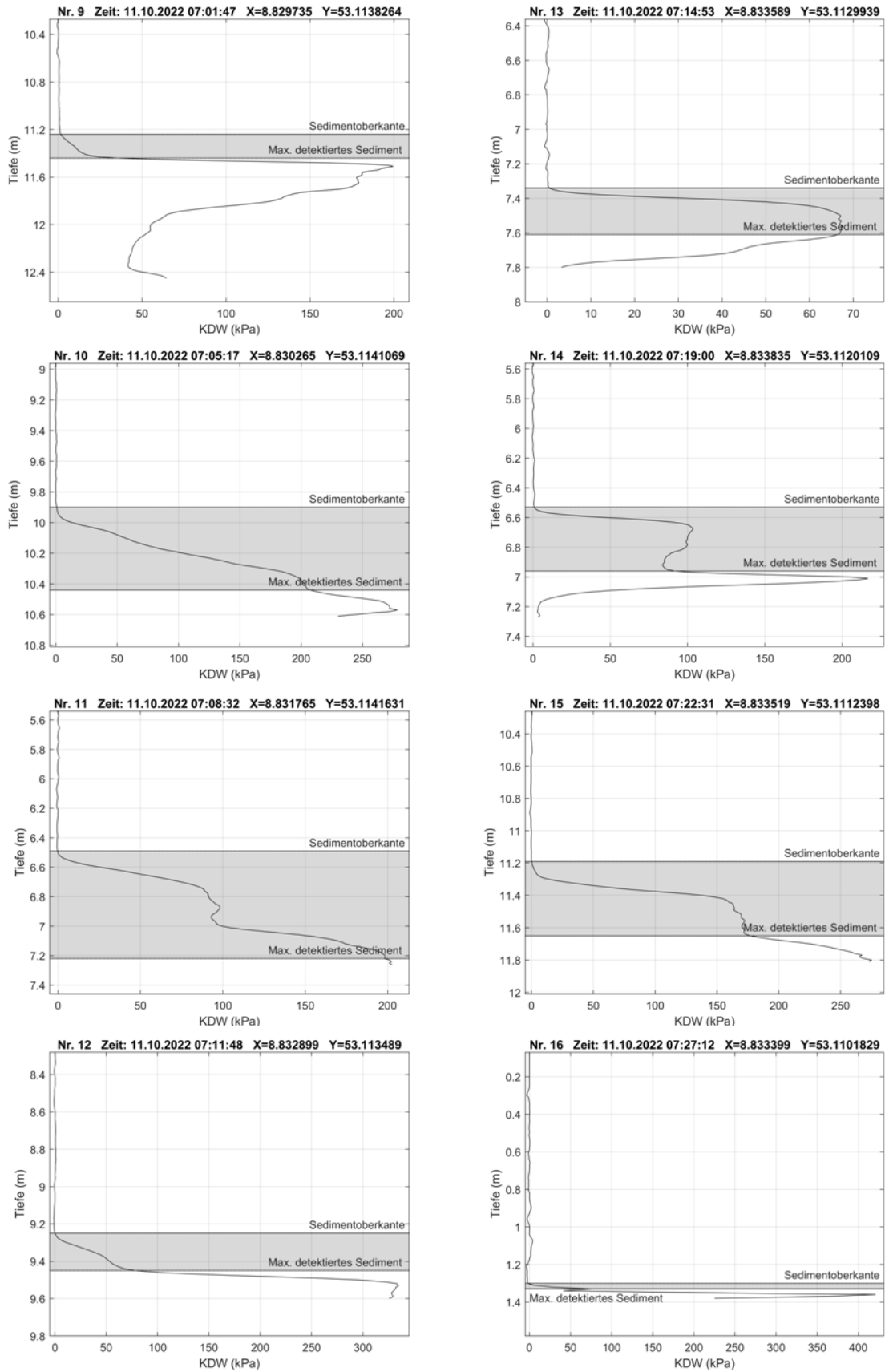


Abbildung A 5. Messung der Eindringtiefe und des Konus-Durchdringungswiderstandes (KDW) - Stadtwaldsee Messpunkte 9-16.

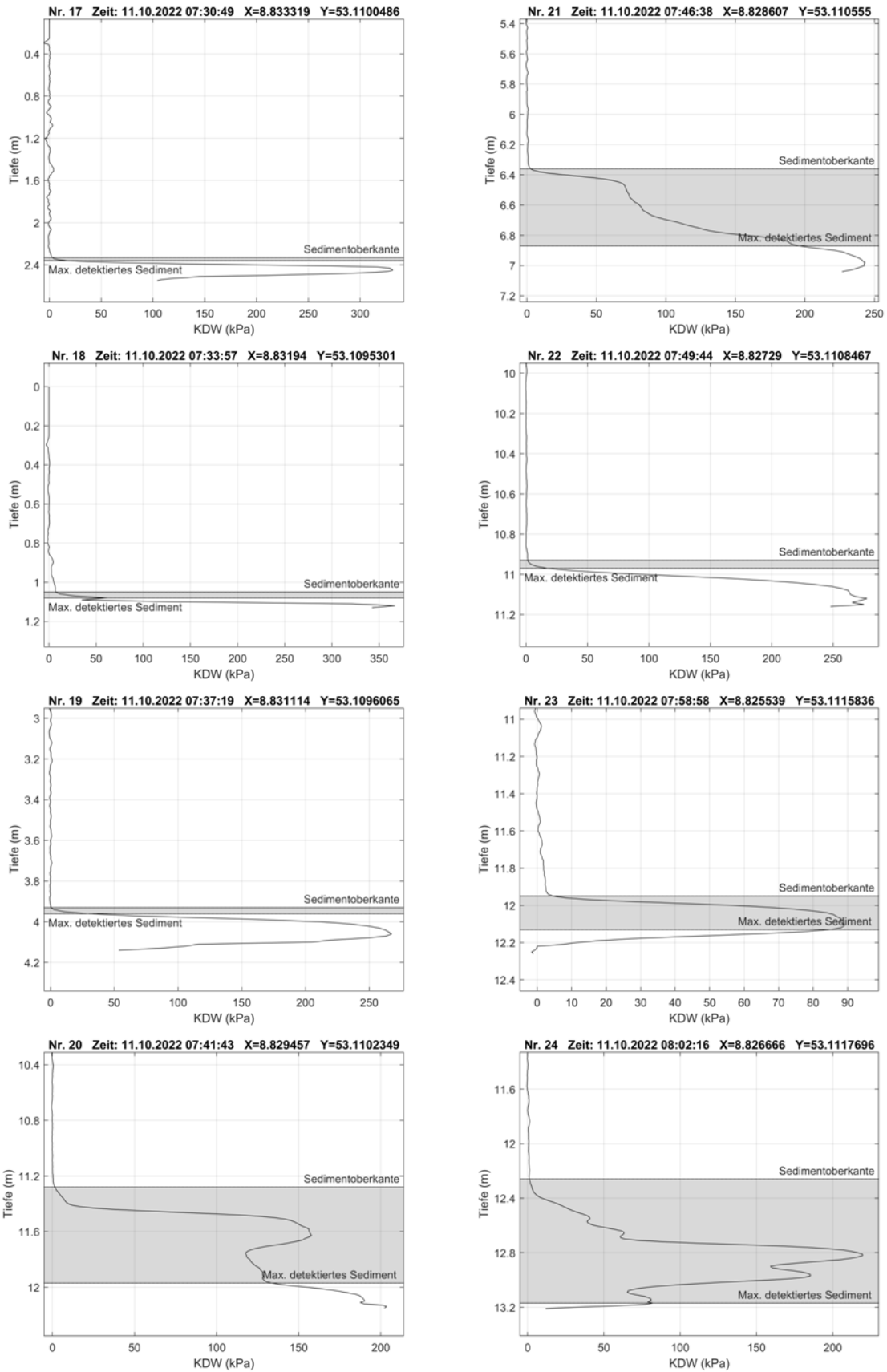


Abbildung A 6. Messung der Eindringtiefe und des Konus-Durchdringungswiderstandes (KDW) - Stadtwaldsee Messpunkte 17-24.

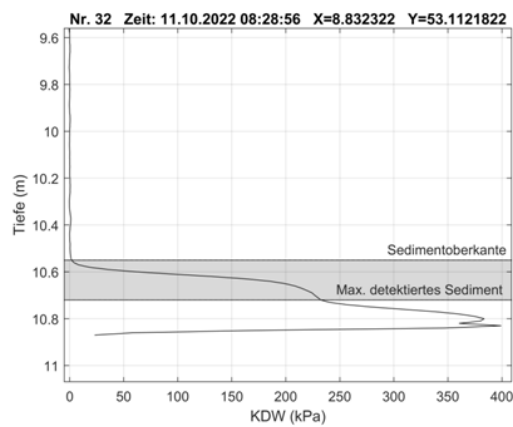
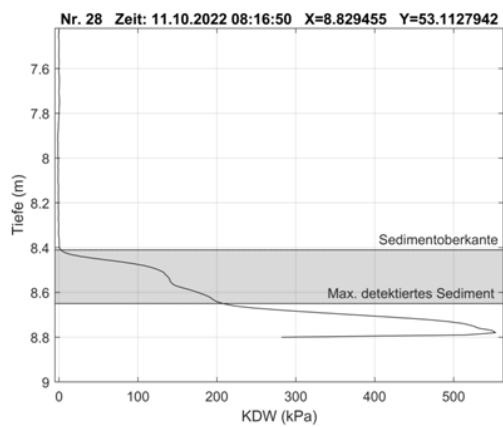
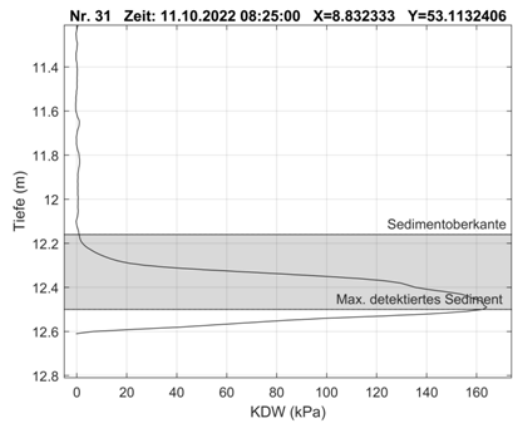
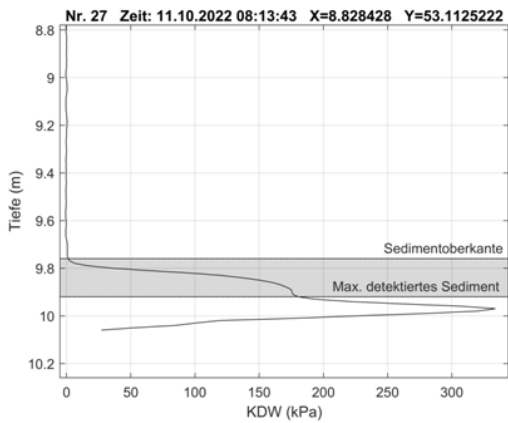
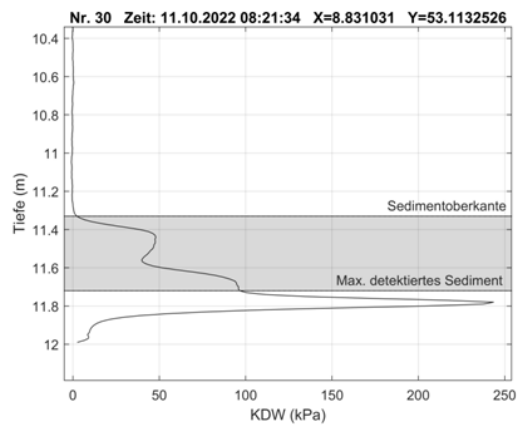
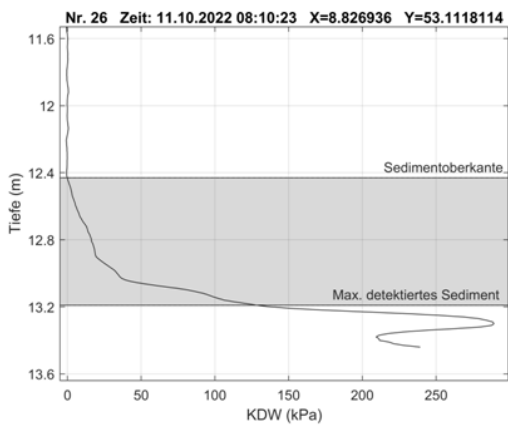
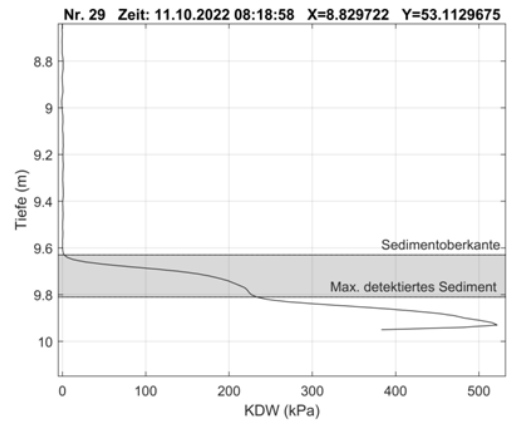
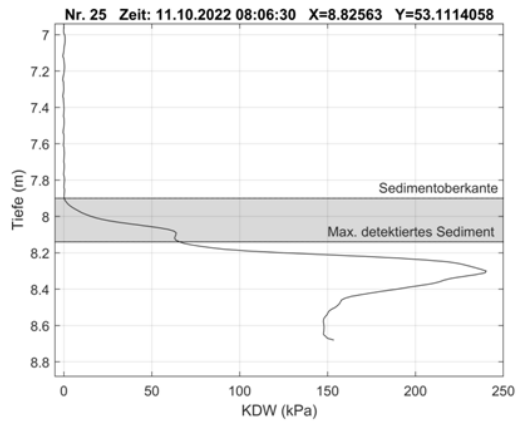


Abbildung A 7. Messung der Eindringtiefe und des Konus-Durchdringungswiderstandes (KDW) - Stadtwaldsee Messpunkte 25-32.

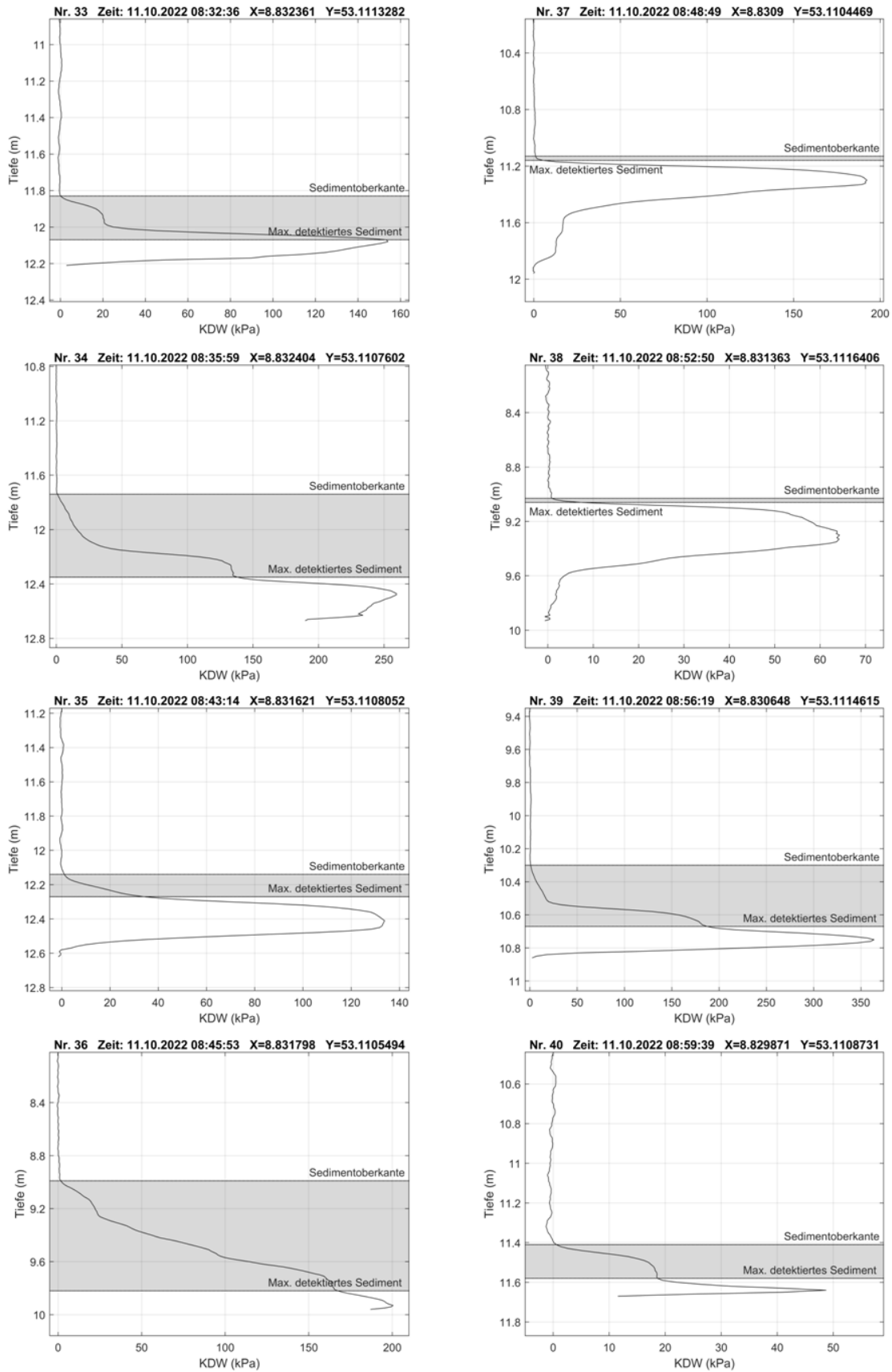


Abbildung A 8. Messung der Eindringtiefe und des Konus-Durchdringungswiderstandes (KDW) - Stadtwaldsee Messpunkte 33-40.

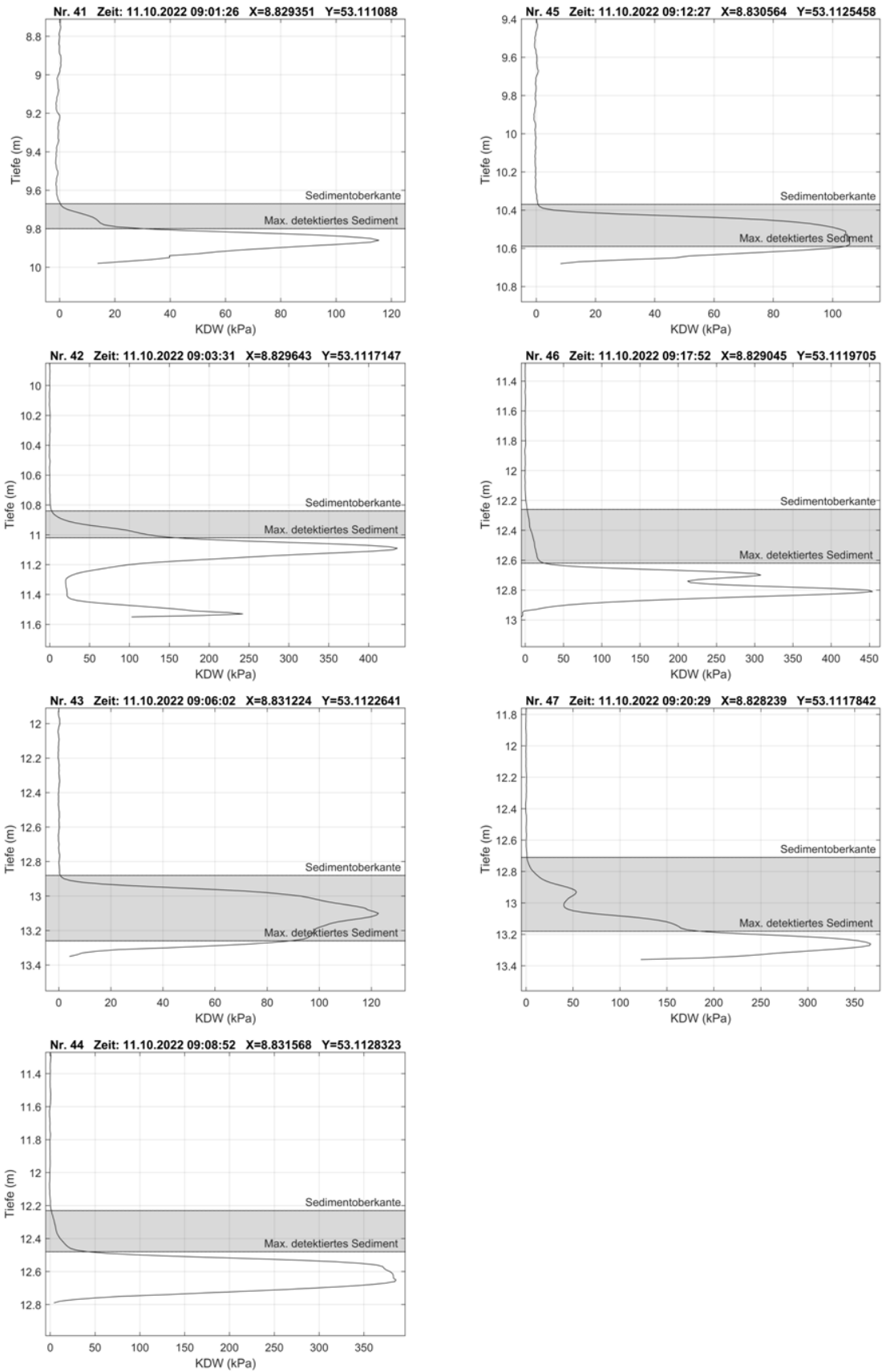


Abbildung A 9. Messung der Eindringtiefe und des Konus-Durchdringungswiderstandes (KDW) - Stadtwaldsee Messpunkte 41-47.