

Erweiterte limnologische Untersuchung zur Ermittlung der Sanierungsoptionen für das Engelbecken

Abschlussbericht

Auftraggeber: Bezirksamt Mitte von Berlin
Abt. Ordnung, Umwelt, Natur, Straßen und Grünflächen
Umwelt- und Naturschutzamt
Karl-Marx-Allee 31
10178 Berlin

Auftragnehmer:  Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH
Schlunkendorfer Straße 2e
14554 Seddiner See
Tel: 033205/710-0
Fax: 033205/62161
E-Mail: info@iag-gmbh.info
www.iag-gmbh.info

Bearbeiter: Dipl.-Geogr. Jens Meisel
Dr. Ariane Nowak
Dr. Ute Michels
Dr. Thomas Gonsiorczyk
Kerstin Kalies
B.Sc. Tabea Warnow

Seddin, Dezember 2023

Inhaltsverzeichnis

1.	Anlass und Aufgabenstellung	1
2.	Beschreibung des Gewässers	2
2.1	Entstehungsgeschichte	2
2.2	bauliche Verhältnisse und Speisungsbedingungen	2
2.3	Sedimente	10
2.4	Fische.....	13
3.	Untersuchungsergebnisse	15
3.1	Ergebnisse der Untersuchungen im Jahr 2023	15
3.1.1	Wasserhaushalt	15
3.1.2	Temperatur und Schichtungsverhalten.....	24
3.1.3	Sauerstoffverhältnisse.....	25
3.1.4	pH-Wert, Leitfähigkeit und Redoxpotenzial	28
3.1.5	Nährstoffverhältnisse - Phosphor.....	30
3.1.6	Nährstoffverhältnisse - Stickstoff.....	34
3.1.7	Chlorophyll-a	36
3.1.8	Sichttiefe.....	38
3.1.9	Trophie	41
3.1.10	weitere limnochemische Parameter	43
3.1.11	Phytoplankton	54
3.1.12	Zooplankton (Dr. Ute Michels)	58
3.1.13	Makrozoobenthos (Dr. Ariane Nowak)	60
3.1.14	Sedimente (Dr. Thomas Gonsiorczyk)	65
3.2	provisorische Nährstoffbilanz.....	70
3.2.1	externe Nährstoffbelastung durch Zustrom von Grund- und Schichtenwasser	71
3.2.2	externe Nährstoffbelastung durch Wasservögel.....	73
3.2.3	externe Nährstoffbelastung durch Fütterung der Wasservögel	74
3.2.4	Interne Nährstoffbelastung – Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten	74
3.2.5	Interne Nährstoffakkumulation – Nährstoffsedimentation in das Sediment	75
3.2.6	externe Nährstoffentlastung durch Abstrom von Grund- und Schichtenwasser.....	76
3.2.7	provisorische Nährstoffbilanz.....	77
3.3	Handlungsoptionen	78
4.	Maßnahmenplanung	79
4.1	Reduzierung der P-Belastung aus dem Zustrom von Grund- bzw. Schichtenwasser	79
4.2	Reduzierung der P-Belastung aus den Sedimenten durch Sedimententnahme	82
4.3	Reduzierung der P-Belastung durch Rücklösung aus den Sedimenten und Erhöhung des P-Exportes in das Sediment durch Nährstofffällung mittels Polyaluminiumchlorid (PAC).....	84
4.4	Reduzierung der P-Belastung durch Rücklösung aus den Sedimenten und Erhöhung des P-Exportes in das Sediment durch Nährstofffällung mittels Eisen(III)chlorid.....	87
4.5	Reduzierung der P-Belastung durch Rücklösung aus den Sedimenten durch Nährstofffestlegung mittels PhosLock (Bentophos)	90
4.6	Reduzierung der P-Konzentration im Freiwasser durch verschiedene Maßnahmen	92
4.7	Maßnahmen zur Verbesserung des Sauerstoffhaushaltes.....	93
4.8	weitere flankierende Maßnahmen.....	95
4.9	Zielkonflikte	96
4.10	Zusammenfassung.....	98
5.	Literaturverzeichnis, Datengrundlagen	102

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: schematischer Querschnitt durch das Engelbecken (Quelle: HGN (2021) aus HORTEC (2006)	3
Abbildung 2: digitales Geländemodell des Engelbeckens und seiner Umgebung (Quelle: HGN (2021)) 3	
Abbildung 3: Lageplan Engelbecken mit Grundwassermessstellen (GWM) und Sondierpunkten (BS) (Quelle: HGN 2021)	4
Abbildung 4: Grundwassergleichenplan des SenUVK v. Mai 2018 (lila) mit GW-Fließrichtung (blau) (Quelle: HGN 2021)	5
Abbildung 5: Entwicklung der Wasserstände Engelbecken, tägliche Niederschlagshöhen (Klimastation Tempelhof (Quelle: HGN 2021)	6
Abbildung 6: Hydrogeologische Profilschnitte SW-NE und NW-SE des Engelbeckens (Quelle: HGN 2021).....	8
Abbildung 7: Wasserhaushalt des Engelbeckens (Quelle: HGN 2021).....	9
Abbildung 8: theoretische Volumenänderung im Engelbecken auf der Basis der KWB ohne Zu- und Abstrom in das Grundwasser, Jahressumme für den Zeitraum November 2019 – Oktober 2020.....	18
Abbildung 9: tatsächliche Volumenänderung im Engelbecken auf der Basis tatsächlichen Wasserstände, Jahressumme für den Zeitraum November 2019 – Oktober 2020	19
Abbildung 10: Zu- und Abstrom von Grund- und Schichtenwasser in das Engelbecken als Differenz aus theoretischer Volumenänderung auf der Basis der KWB sowie tatsächlicher Volumenänderung auf der Basis der gemessenen Wasserstände, Jahressumme für den Zeitraum November 2019 – Oktober 2020 (rot: Zustrom aus dem Grundwasser; grün: Abstrom in das Grundwasser).	20
Abbildung 11: Wasserstände im Engelbecken sowie in Grundwasserpegeln im Zu- und Abstrom des Engelbeckens im November und Dezember 2019	21
Abbildung 12: Wasserstände im Engelbecken sowie in Grundwasserpegeln im Zu- und Abstrom des Engelbeckens im März und Mai 2020	22
Abbildung 13: Wasserstände im Engelbecken sowie in Grundwasserpegeln im Zu- und Abstrom des Engelbeckens im Juli und August 2020	22
Abbildung 14: Wasserstände im Engelbecken sowie in Grundwasserpegeln im Zu- und Abstrom des Engelbeckens im September und Oktober 2020.....	23
Abbildung 15: Wassertemperatur im Engelbecken im Untersuchungszeitraum Februar – August 2023	25
Abbildung 16: Sauerstoffsättigung im Engelbecken im Untersuchungszeitraum Februar – August 2023	26
Abbildung 17: Brunnenanlage im Engelbecken (Quelle: BA Mitte von Berlin- HORTEC 2006).....	27
Abbildung 18: pH-Werte im Engelbecken im Untersuchungszeitraum Februar – August 2023.....	28
Abbildung 19: Leitfähigkeit im Engelbecken im Untersuchungszeitraum Februar – August 2023.....	29
Abbildung 20: Redoxpotential im Engelbecken im Untersuchungszeitraum Februar – August 2023 ..	29
Abbildung 21: Molare N:P – Verhältnisse im Engelbecken und Grenze P-Limitation (redfield ratio) im Untersuchungsjahr 2023	30
Abbildung 22: Konzentration des Gesamt-Phosphors und des Orthophosphat-Phosphors im Engelbecken im Jahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH).....	31
Abbildung 23: Entwicklung der im Engelbecken enthaltenen Menge des Gesamt-Phosphors im Jahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH).....	32
Abbildung 24: Konzentration des Gesamt-Stickstoffs und der gelösten Stickstoffkomponenten im Engelbecken im Jahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023))	34

Abbildung 25: Konzentration des Chlorophyll-a im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)	36
Abbildung 26: Entwicklung der Sichttiefe im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023. GS = Grundsicht (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)	39
Abbildung 27: Konzentrationen des BSB ₅ und des CSB im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH).....	44
Abbildung 28: Konzentrationen des DOC und des TOC im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH).....	45
Abbildung 29: Konzentrationen des Sulfat und des gelösten Eisens im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)	46
Abbildung 30: Konzentrationen des Mangans im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)	48
Abbildung 31: Konzentrationen des Calciums und Magnesiums im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH).....	48
Abbildung 32: Konzentrationen des Kaliums im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)	49
Abbildung 33: Konzentrationen des Chlorid im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)	50
Abbildung 34: Konzentrationen von Blei und Cadmium im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH).....	51
Abbildung 35: Konzentrationen von Kupfer und Quecksilber im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH).....	52
Abbildung 36: Konzentrationen von Zink und Zinn im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH).....	53
Abbildung 37: Biovolumina und Artzusammensetzung (Großgruppen) des Phytoplanktons im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH).....	55
Abbildung 38: Anteile der Großgruppen des Phytoplanktons am Gesamt-Biovolumen im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)	56
Abbildung 39: Fadenalgen im Engelbecken im Jahr 2022 (Quelle: Klemz, privat)	57
Abbildung 40: Biomasse (Trockengewicht) des Zooplanktons (Säulen) und Phytoplankton-Biovolumen (Punkt-Linie) für das Engelbecken im Jahr 2023. Oben: Absolute Biomassegehalte. Unten: Prozentuale Anteile.	59
Abbildung 41: Vertikalprofile der Trockengewichtsanteile am Feuchtgewicht (FG) und der Anteile an organischer Substanz and Calciumcarbonat am Trockengewicht (TG) des Sedimentes im Engelbecken	66
Abbildung 42: Vertikalprofile der Gesamtphosphoranteile (TP) am Trockengewicht (TG) im Sediment des Engelbeckens, Definition eines Background-TP-Anteiles (Mittelwert 12-16 cm) und Einteilung in mobilen P (P-Mobilisierungspotential) und permanent gebundenem P im Sediment.	67
Abbildung 43: Vertikalprofile der verschiedenen P-Bindungsformen im Sediment des Engelbeckens	68
Abbildung 44: Verteilung der potentiell mobilen (rote und gelbe Färbung) und permanent gebundenen P-Formen (blau/lila gefärbt) im Sediment des Engelbeckens.....	68
Abbildung 45: Variabilität der SRP-Diffusionsraten aus dem Sediment und b) zeitlicher Verlauf der TP-Konzentrationen im Wasserkörper des Engelbeckens.....	69
Abbildung 46: Konzentrationen des Gesamt-Phosphors im Engelbecken, im Grundwasserpegel GWM 2 sowie Klassengrenzen der Trophiegrade nach LAWA (1999).....	72
Abbildung 47: Konzentrationen des Gesamt-Stickstoffs im Engelbecken und im Grundwasserpegel GWM 2	72

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Ergebnisse der Wasserstandsmessungen (GW/OW) (Quelle: HGN, 2021)	6
Tabelle 2: Klassifizierung der organischen Sedimente im Engelbecken nach LAGA M 20 (Quelle: HGN, 2021).....	11
Tabelle 3: Daten der Klimatischen Wasserbilanz für das Engelbecken Oktober 2019 – Oktober 2020 (Quelle: HGN, 2021)	17
Tabelle 4: gemessene Wasserstände im Engelbecken sowie Wasserstands- und Volumendifferenz zum Vormonat (Quelle: HGN, 2021)	19
Tabelle 5: Ergebnisse der provisorischen Trophieklassifikation nach LAWA (2014) für das Engelbecken für das Jahr 2023	42
Tabelle 6: Ergebnisse der provisorischen Trophieklassifikation nach LAWA (2014) für das Engelbecken für das Jahr 2023	42
Tabelle 7: Taxaliste Makrozoobenthos für das Engelbecken Angabe der Individuenanzahl pro m ²	61
Tabelle 8: Habitatpräferenzen der Taxa im Engelbecken 2023	62
Tabelle 9: Ernährungstypen der Taxa im Engelbecken 2023	62
Tabelle 10: Bewertung des Engelbeckens 2023 für den Seetyp 14: Polymiktischer Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet; Ufertyp: Feinsubstrat	63
Tabelle 11: Bewertung des Engelbeckens 2023 für den Seetyp Bost: Typ Baggersee Ostdeutschland; Ufertyp: Feinsubstrat	64
Tabelle 12: P-Mobilisierungspotential der verschiedenen P-Bindungsformen im Sediment des Engelbeckens [g P m ⁻²] mit P-Background-Werten bei 12-16 cm berechnet.....	68

1. Anlass und Aufgabenstellung

Das Engelbecken liegt im Bezirk Mitte von Berlin zwischen Michaelkirchplatz im Norden, Leigendamm im Westen, Leuschnerdamm im Osten und Waldemarstraße im Süden.

Das Engelbecken ist ein wesentlicher Bestandteil des unter Gartendenkmalschutz stehenden ehemaligen Luisenstädtischen Kanals an der Grenze zum Nachbarbezirk Friedrichshain-Kreuzberg. Dem Erhalt dieses Ensembles kommt daher eine wesentliche landesweite städtebauliche Bedeutung zu.

Durch die Lage des Engelbeckens im dicht besiedelten Zentrum von Berlin und die umgebende Parkanlage im ehemaligen Luisenstädtischen Kanal ist der Bereich stark durch Besucher frequentiert.

Dem steht eine ungenügende Wasserqualität gegenüber. Der Auftraggeber schätzt ein: „Eine enorme Nährstoffbelastung, insbesondere durch Phosphate, sowie der Überbesatz mit teilweise gewässerfremden Fischarten bedroht mittelfristig den Fortbestand des Engelbeckens.“ (BA Mitte, 2022).

Ziel des vorliegenden Gutachtens ist die Verbreiterung der Datengrundlage zur Wasserqualität und zum ökologischen Zustand des Engelbeckens sowie die Identifikation und Bewertung der Ursachen festgestellter Defizite.

Auf der Basis dieser Arbeiten wurden externe wie interne Sanierungsmaßnahmen entwickelt und vergleichend betrachtet, deren Umsetzung zu einer nachhaltigen Verbesserung der Verhältnisse führen kann.

Im Ergebnis wurde eine prioritäre Handlungsempfehlung unter Abwägung der Erfolgsaussichten, der möglichen Begleiterscheinungen, der Kosten und der Dauer der verschiedenen Maßnahmenoptionen erarbeitet.

Die durchgeführten Arbeiten beziehen sich auf das Leistungsverzeichnis des Auftraggebers vom 07.10.2022. Die Untersuchungen zum Vorhaben fanden im Zeitraum Februar – September 2023 statt.

2. Beschreibung des Gewässers

Im Zeitraum 2019 – 2020 wurden im Auftrag des Bezirksamtes (BA) Mitte von Berlin durch die HGN Beratungsgesellschaft mbH umfangreiche geohydraulische Untersuchungen durchgeführt (HGN, 2021). Diese Arbeiten sind eine wesentliche Grundlage der in dem vorliegenden Vorhaben durchgeführten limnologischen Untersuchungen sowie der Entwicklung von Optionen zur Verbesserung der Wasserqualität durch Maßnahmen der Sanierung und Restauration.

Aus diesem Grund werden in diesem Kapitel die in HGN (2021) erarbeiteten Grundlagen nachrichtlich dargestellt, soweit sie zum Verständnis der vorliegenden Untersuchungen erforderlich sind.

2.1 Entstehungsgeschichte

Das Engelbecken ist ein künstliches Gewässer mit einer wechselvollen Geschichte. In HGN (2021) wird zur Geschichte des Engelbeckens folgendes dargestellt:

„Zu der historischen Entwicklung des Engelbeckens geben Hinweisschilder am Uferweg wie folgt Auskunft: Das Engelbecken war ursprünglich Teil des Luisenstädtischen Kanals und wurde Mitte des 19. Jahrhunderts (1848-1852) als Schifffahrtskanal zwischen Spree und Landwehrkanal angelegt. Nachdem dieser seine Bedeutung als Verkehrsweg verloren hat, wurde der Kanal in den Jahren 1926/27 zugeschüttet und als Parkanlage umgestaltet. Nach dem Zweiten Weltkrieg wurden einige Abschnitte mit Trümmerschutt aufgefüllt und darauf neue Grünanlagen hergestellt. Während der deutschen Teilung verlief der Grenzabschnitt südlich des Engelbeckens entlang der Bezirksgrenze Mitte-Kreuzberg durch die Parkanlagen. Die Fläche des Engelbeckens gehörte zu den Grenzbefestigungen und wurde komplett verfüllt und planiert. Nach der Wende fanden umfangreiche Neugestaltungen der Parkanlagen statt. Das Engelbecken wurde 1999/2000 freigelegt. Grundwasser füllte das Becken. Zwischen 2005 und 2007 wurden die Becken- und Umfassungsmauern saniert.“

2.2 bauliche Verhältnisse und Speisungsbedingungen

Durch den anthropogenen Charakter des Engelbeckens sind die baulichen Verhältnisse und der Wasserhaushalt eng miteinander verbunden. Die möglichst genaue Beschreibung, wenn möglich aber auch Bilanzierung des Wasserhaushaltes wiederum ist eine wesentliche Grundlage für den Nährstoffhaushalt von Seen, da Zu- und Abfließendes Wasser immer auch Transportmedium für Stoffe, insbesondere Nährstoffe ist.

Durch die Lage und die Entstehungsgeschichte weist das Engelbecken einen stark anthropogen geprägten Charakter auf.

Die Wasserfläche des Engelbeckens ist deutlich in die umgebenden Siedlungsflächen eingetieft. Der schematische Querschnitt ist repräsentativ für das West- und Ostufer des Engelbeckens und nahezu repräsentativ für das Nordufer. Die Wasserfläche ist durch eine komplett umlaufende Betonkante begrenzt, die sich unterhalb der Wasseroberfläche bis zum Gewässerboden erstreckt und oberhalb der Wasseroberfläche bis zu einer anschließenden schmalen

Rasen. Für wassergebundene Organismen ist die Überwindung dieser Betonkante schwierig bis unmöglich. An die ca. 3,0 m breite Rasenfläche schließt sich landseitig eine umlaufende Hecke an, dann ein ca. 4,0 m breiter Weg, der als wassergebundene Decke ausgeprägt ist. Der Niveauunterschied zu den umliegenden Siedlungsflächen wird durch eine senkrechte Ufermauer überwunden, an die sich Straßenflächen anschließen.

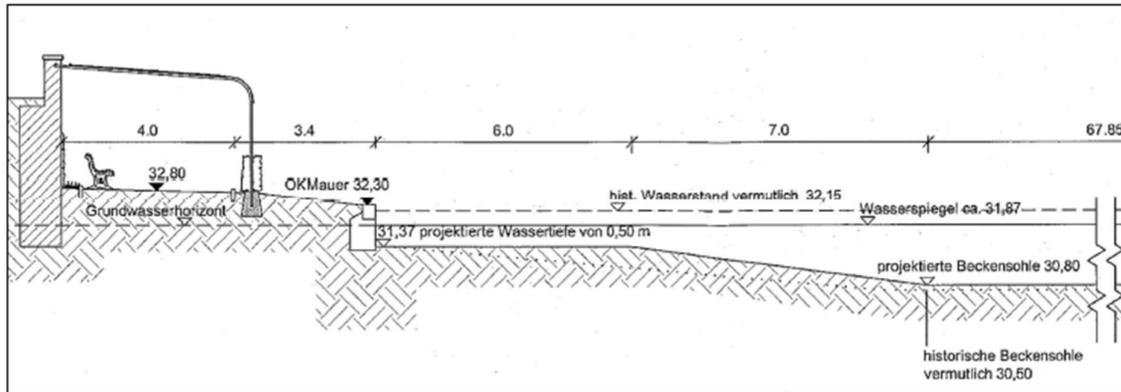


Abbildung 1: schematischer Querschnitt durch das Engelbecken (Quelle: HGN (2021) aus HORTEC (2006))

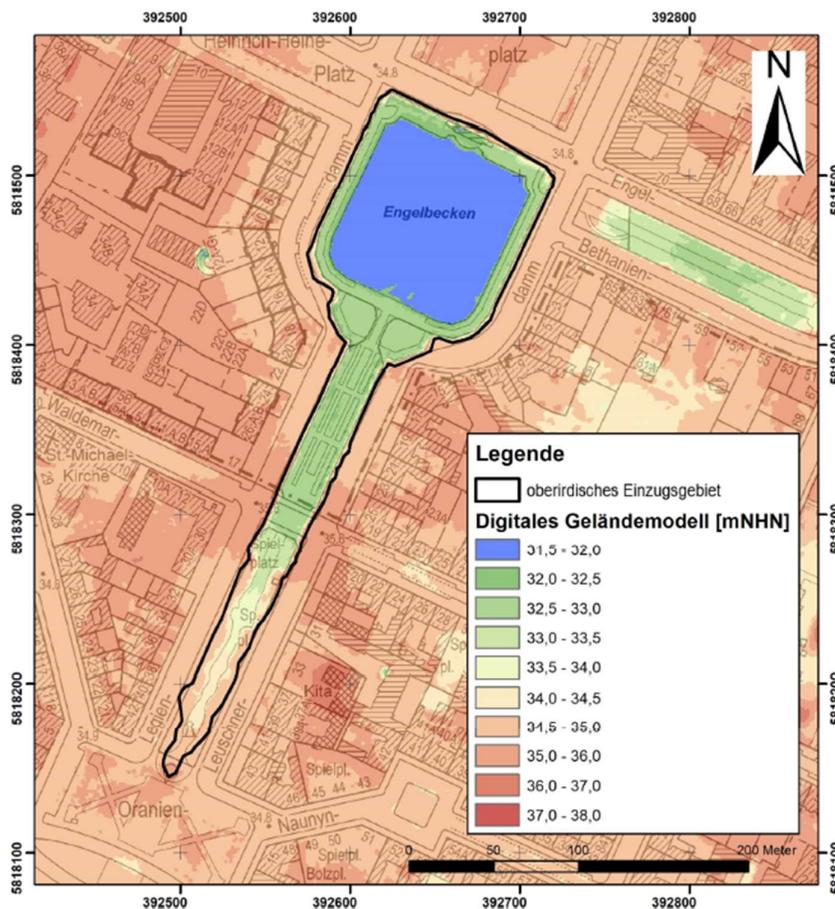


Abbildung 2: digitales Geländemodell des Engelbeckens und seiner Umgebung (Quelle: HGN (2021))

Die beschriebene Situation ist aus zwei Gründen für die weiteren Darstellungen relevant:

Durch die Lage und Umgebungsnutzung sowie die baulichen Verhältnisse ist die Bedeutung des Engelbeckens als Habitat für wassergebundene Arten, die in einem Teil ihres Lebenszyklus auf angrenzende Landlebensräume angewiesen sind, sehr gering, da es natürliche oder naturnahe Landlebensräume in der Umgebung nicht gibt und die beiden senkrechten Ufermauern weitgehend unüberwindbar sind.

Durch die starke Eintiefung des Engelbeckens in das umgebende Relief war zu erwarten, dass das Engelbecken grundwassergespeist ist. Dies wird in HGN (2021) ganz klar bestätigt. „Das Areal befindet sich im Berliner Urstromtal zwischen Landwehrkanal (Entfernung: 1,2 km) und Spree (Entfernung: 0,7 km). Der unbedeckte Grundwasserleiter 1 besteht am Standort aus weichselzeitlichen Sanden des Berliner Urstromtals mit einer Mächtigkeit von ca. 20 m am Standort.“ Oberirdische Zuflüsse existieren nicht. Da die angrenzenden stark versiegelten Siedlungs- und Straßenflächen an das Regenkanalnetz der Berliner Wasserbetriebe angeschlossen sind kommen HGN (2021) zu dem Schluss: „Aufgrund der Ummauerung und der Straßenentwässerung wird davon ausgegangen, dass kein nennenswerter Oberflächenabfluss von den umliegenden Straßen und Gehwegen in das Engelbecken erfolgt.“

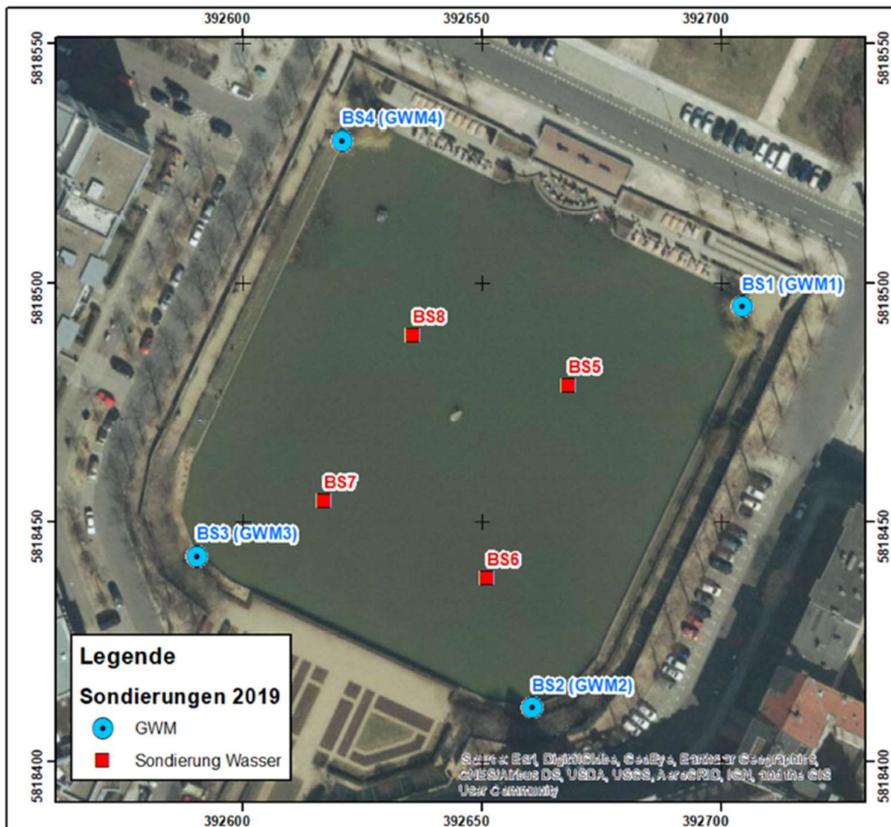


Abbildung 3: Lageplan Engelbecken mit Grundwassermessstellen (GWM) und Sondierpunkten (BS) (Quelle: HGN 2021)

Damit ist der Zu- und Abstrom in das umgebende Grund- und Schichtenwasser eine bedeutende Größe im Wasser- und Nährstoffhaushalt des Engelbeckens.

Zentrales Thema von HGN (2021) war die geohydraulische Erkundung des Engelbeckens. Zur Klärung der wasserhaushaltlichen Verhältnisse und der Speisungsbedingungen des Engelbeckens wurden eine Reihe von Untersuchungen durchgeführt. Insbesondere wurden im Uferbereich des Engelbeckens vier Grundwassermessstellen (GWM 1 - 4) errichtet und auf der Wasseroberfläche des Engelbeckens vier Sondierpunkte (BS 6 - 8) eingerichtet.

Die Wasserspiegellage in den vier GWM und der Seespiegel an den vier BS wurde zwischen Oktober 2019 und Oktober 2020 an insgesamt 13 Terminen eingemessen. Durch die Messungen wurde ein Grundwasseranstrom aus nordöstlicher Richtung (GWM 1) und ein Abstrom in östliche Richtung (GWM 3 und 4) bestätigt, wie er im Grundwassergleichenplan des SenUVK dargestellt ist.

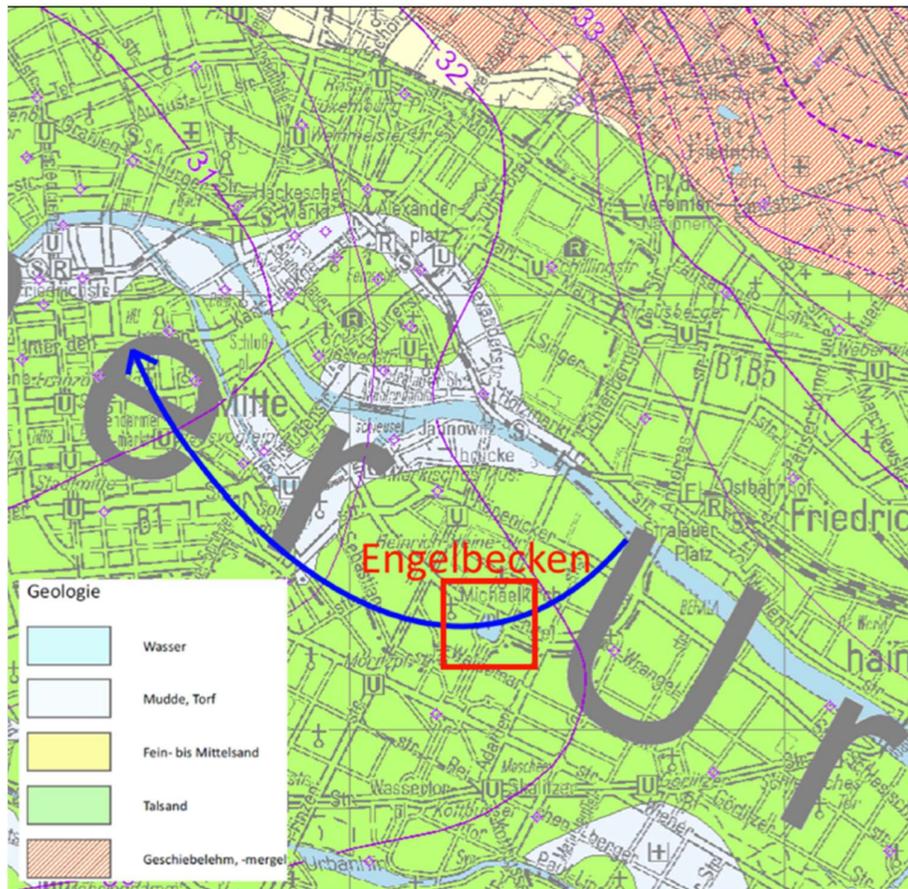


Abbildung 4: Grundwassergleichenplan des SenUVK v. Mai 2018 (lila) mit GW-Fließrichtung (blau) (Quelle: HGN 2021)

Tabelle 1 zeigt die im Untersuchungszeitraum 2019-2020 gemessenen Wasserstände in den GWM 1 – 4 sowie die mittlere Wasserspiegellage als Mittelwert der Messergebnisse von BS 5 – 8. Die Wasserstände in GWM 1 und 2 sind an jedem Termin deutlich höher, als an GWM 3 und 4 so dass die Grundwasserfließrichtung aus dem Grundwassergleichenplan grundsätzlich bestätigt wird. Dadurch, dass die GWM nur einen Abstand von ca. 90 m haben sind die Höhenunterschiede allerdings jeweils sehr gering.

Abbildung 5 zeigt einen deutlichen Jahresgang der Wasserstände in den Grundwasserpegeln und der Wasserspiegellage im Engelbecken.

Die Ganglinien der GWM hatten im Untersuchungszeitraum ihre höchsten Wasserstände Mitte März, die niedrigsten Wasserstände Ende August. Für den Pegel im Anstrom (GWM 1) schwanken die Wasserstände zwischen 31,78 m ü. NHN und 32,00 m ü. NH, die Amplitude beträgt 0,22 m.

Tabelle 1: Ergebnisse der Wasserstandsmessungen (GW/OW) (Quelle: HGN, 2021)

GWM/Datum	GWM 1 [mNHN]	GWM 2 [mNHN]	GWM 3 [mNHN]	GWM 4 [mNHN]	OW [mNHN]
31.10.2019	31,95	31,94	31,92	31,93	31,93
22.11.2019	31,96	31,95	31,95	31,94	31,97
17.12.2019	31,98	31,96	31,96	31,96	31,99
15.01.2020	32,00	31,97	31,98	31,97	32,00
17.02.2020	32,03	32,02	31,99	32,01	32,04
18.03.2020	32,04	32,03	32,00	32,00	32,07
24.04.2020	31,97	31,96	31,93	31,95	31,96
25.05.2020	31,86	31,87	31,87	31,84	31,87
22.06.2020	31,83	31,83	31,82	31,81	31,81
22.07.2020	31,81	31,82	31,81	31,80	31,77
17.08.2020	31,78	31,78	31,77	31,75	31,73
15.09.2020	31,82	31,82	31,68	31,80	31,78
21.10.2020	31,94	31,93	31,81	31,92	31,90

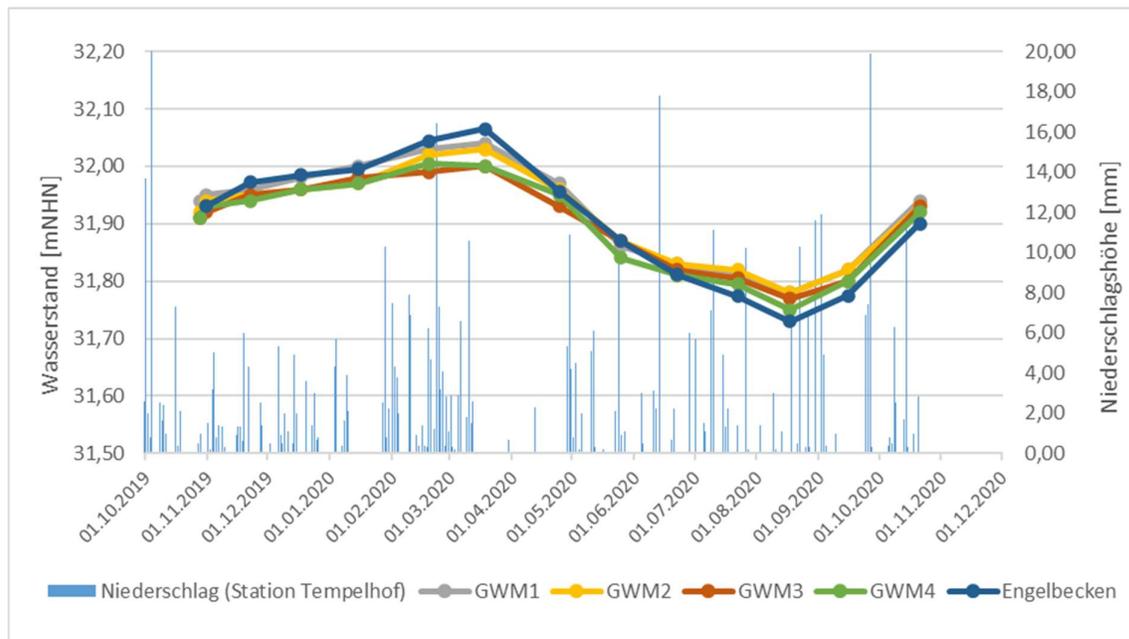


Abbildung 5: Entwicklung der Wasserstände Engelbecken, tägliche Niederschlagshöhen (Klimastation Tempelhof) (Quelle: HGN 2021)

Für den Pegel im Abstrom (GWM 4) schwanken die Wasserstände zwischen 31,75 m ü. NHN und 32,01 m ü. NH, die Amplitude beträgt 0,26 m.

Die Ganglinie der Wasseroberfläche des Engelbeckens folgt grundsätzlich den Wasserständen der GWM, der höchste Wasserstand wurde Mitte März mit 32,07 m ü. NHN gemessen, der niedrigste Wasserstand Ende August 2020 mit 31,73 m ü. NHN. Die Amplitude betrug damit im Untersuchungszeitraum 0,34 m.

HGN (2021) merken dazu an: *„Die Wasserspiegeldifferenz zwischen den Grundwasserständen und dem Wasserstand im Engelbecken zeigt, dass die hydraulische Anbindung gedämpft ist. Beide Systeme unterliegen den gleichen Witterungsbedingungen. Der Beckenwasserstand reagiert unmittelbar und deutlicher auf niederschlagsreiche bzw. verdunstungsstarke Perioden, wohingegen die Schwankungen im Grundwasser etwas geringer ausfallen.“* Hinsichtlich der stärkeren Schwankungen des Wasserstandes im Engelbecken gegenüber den GWM 1 – 4, aber auch ausgewerteten Grundwassermessstellen in der Umgebung stellen HGN (2021) dar: *„Daraus kann abgeleitet werden, dass vom Wasserstand im Engelbecken eine Beeinflussung der Grundwasserstände im angrenzenden Grundwasserleiter ausgeht.“*

In HGN (2021) wird zusätzlich darauf verwiesen, dass das Engelbecken, die Grundwasserspiegel im unbedeckten Grundwasserleiter der Talsande im Spreetal sowie der Spree selbst hydraulisch eng miteinander verbunden sind. *„Über die allgemein gut durchlässigen Talsande sind die Grundwasserspiegel mit dem Wasserstand der Spree eng gekoppelt. Mit der festgestellten hydraulischen Anbindung des Engelbeckens an das Grundwasser ist damit mittelfristig kein übermäßiges Absinken bzw. Ansteigen der Wasserstände zu erwarten.“* HGN (2021).

Aus Tabelle 1 und Abbildung 5 wird jedoch auch deutlich, dass zwischen November 2019 und März 2020 der Wasserstand des Engelbeckens über dem Wasserstand aller Grundwasserpegel liegt. Diese untypische Situation macht deutlich, dass der Wasseraustausch zwischen Engelbecken und dem umgebenen Grundwasser behindert sein muss. Wenn dies nicht der Fall wäre, würde der offenbar niederschlagsbedingte hohe Wasserstand im Engelbecken zwischen November 2019 und März 2020 sofort in das umgebende Grundwasser abfließen.

HGN (2021) formuliert dazu: *„Dass dennoch Wasserspiegeldifferenzen von z.T. mehreren Zentimetern zwischen Engelbecken und Grundwasser beobachtet werden, ist auf die bindige Schlammschicht am Grund des Engelbeckens zurückzuführen.“*

Das Phänomen der Kolmation von Seeböden durch organische Sedimente und die dadurch verursachte Behinderung des Wasseraustausches zwischen Grund- bzw. Schichtenwasser und Seewasserkörper ist in der Limnologie bekannt.

Aber auch die bauliche Situation trägt ggf. zusätzlich dazu bei, dass der Wasseraustausch zwischen Seewasserkörper und umliegenden Grundwasser behindert ist.

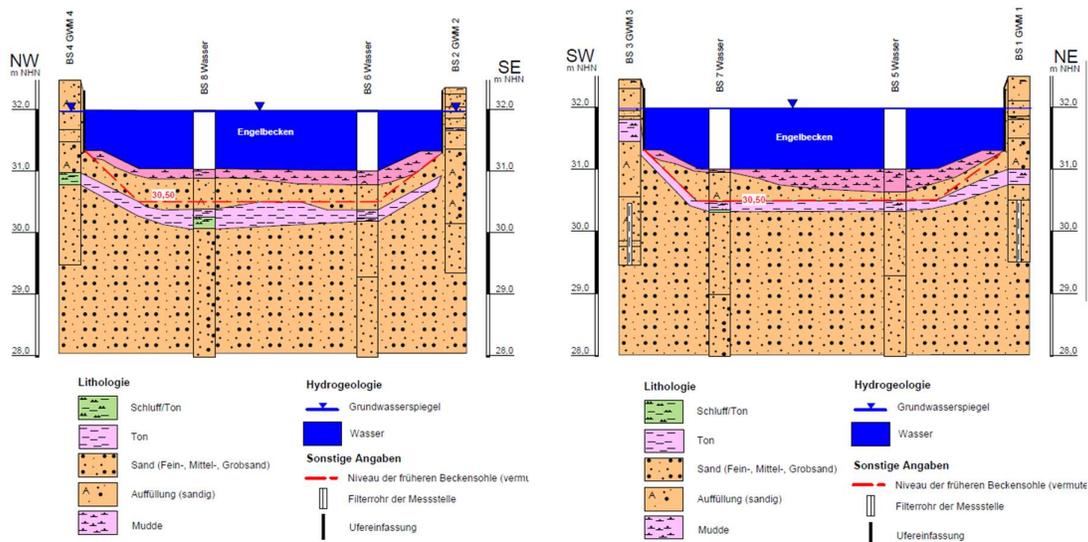


Abbildung 6: Hydrogeologische Profilschnitte SW-NE und NW-SE des Engelbeckens (Quelle: HGN 2021)

Aus den in Abbildung 6 dargestellten hydrogeologischen Profilschnitte geht hervor, dass das Engelbecken nach unten flächendeckend mit einer Tonschicht abgedichtet ist, die teilweise über die Uferlinie des Gewässers hinaus geht, und dass die senkrechten Ufermauern teilweise (im Südwesten) auf der Tonschicht stehen bzw. nur geringmächtige durch Sande gebildete „Fenster“ zwischen der Unterkante der Ufermauer und der Oberfläche der Tondichtung bestehen. Auch die kolmatierende Muddeschicht ist gut erkennbar.

Der zweite wichtige Faktor im Wasserhaushalt des Engelbeckens, neben der Verbindung zum Grundwasser, sind Niederschlag und Verdunstung. Die Bilanz aus Niederschlag und Verdunstung wird als Klimatische Wasserbilanz bezeichnet. HGN (2021) hat sich ebenso mit diesem Faktor der Wasserbilanz beschäftigt.

Abbildung 7 zeigt wie Wasserstände im Engelbecken und die Wasserstände im umgebenden Grundwasser sowie die Komponenten der Klimatischen Wasserbilanz, den Niederschlag, die Evaporation (Eto) und die Wasserbilanz selbst (KWB).

In den Monaten Oktober 2019 bis Februar 2020 sowie im Oktober 2020 war die KWB positiv, das heißt, der Niederschlag auf die freie Wasseroberfläche war größer als die Verdunstung von dieser Oberfläche. Dies führte im Engelbecken zwischen Oktober 2019 und März 2020 einem Anstieg des Wasserstandes um 0,14 m von 31,93 m ü. NHN auf 32,07 m ü. NHN. Auch die Grundwasserstände stiegen an. Dieser Zeitraum ist auch exakt die Periode, in der der Seewasserspiegel über dem Grundwasserspiegel lag.

In den Monaten März bis September 2020 war die Klimatische Wasserbilanz negativ, das heißt, der Niederschlag auf die freie Wasseroberfläche war geringer als die Verdunstung von dieser Oberfläche. Dies führte im Engelbecken zwischen März und August 2020 zu einem Rückgang des Wasserstandes um 0,34 m von 32,07 m ü. NHN auf 31,73 m ü. NHN. Auch die Grundwasserstände gingen zurück. Aber nur in einem Teil dieses Zeitraums lag der Seewasserspiegel deutlich unter dem Grundwasserspiegel.

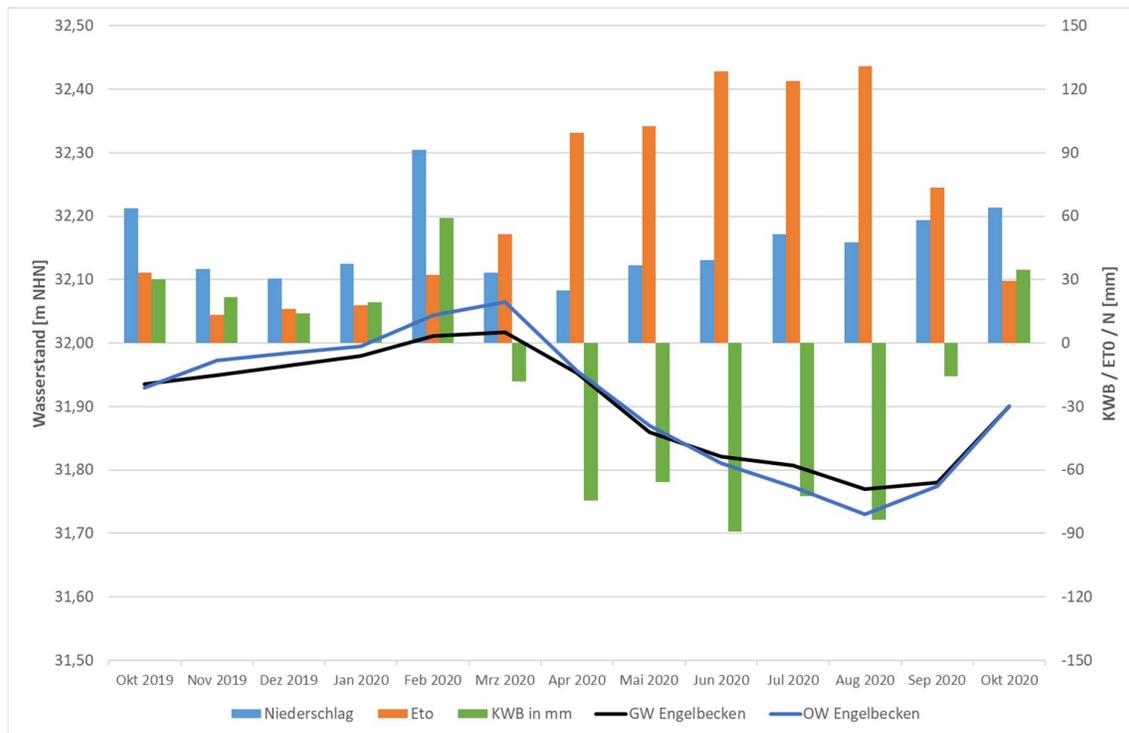


Abbildung 7: Wasserhaushalt des Engelbeckens (Quelle: HGN 2021)

HGN (2021) bewerten die Ergebnisse zur klimatischen Wasserbilanz wie folgt: „Die Summe der Klimatischen Wasserbilanz für die 12 Monate war mit -240 mm negativ. D.h. in einem abgeschlossenen System wäre der Wasserstand im Becken entsprechend um ca. 24 cm gefallen. Dass die Wasserstände dennoch weitestgehend konstant sind, lässt sich über die Speisung der Spree in den Grundwasserleiter erklären. Der Wasserstand der Spree wird über Schleusen weitestgehend konstant gehalten, was Wasserdefizite in den angrenzenden Grundwasserleitern ausgleicht.“.

Das bedeutet für das Engelbecken, dass die jährlichen Verdunstungsverluste in der Bilanz vollständig über den Zustrom von Grundwasser ausgeglichen werden. Damit sind der Niederschlag und der Zustrom von Grundwasser bedeutende Eintragspfade für Stoffe, insbesondere Nährstoffe in das Engelbecken. Durch den Abstrom von Wasser aus dem Engelbecken in das Grundwasser kommt es ebenso zu einem Export von Nährstoffen aus dem Engelbecken in das umgebende Grundwasser.

Da in HGN (2021) keine Wassermengen bilanziert wurden erfolgte dies innerhalb der Arbeiten zum vorliegenden Gutachten, die Ergebnisse werden unten dargestellt. Unabhängig davon stellen die Ergebnisse in HGN (2021) eine wertvolle und hochwertige Basis für die weiteren Arbeiten zur Bilanzierung des Wasserhaushaltes dar.

2.3 Sedimente

Die Sedimente spielen in Seen eine wichtige Rolle im Nährstoffhaushalt. Sie bilden eine bedeutende Nährstoffsенke, insbesondere wenn phytoplanktischer Detritus zum Gewässerboden sinkt und dort als organisches Sediment abgelagert wird oder wenn durch die Rücklösung von Nährstoffen aus dem Sediment insbesondere Phosphor aus dem Sediment in das Freiwasser abgegeben wird. Die Sedimente sind damit ein sehr dynamischer Faktor im Nährstoffhaushalt.

Aus diesem Grund werden bei der Bearbeitung von Vorhaben zur Sanierung und Restauration von Seen auch immer wieder Überlegungen dazu angestellt, ob die Entnahme von organischen Sedimenten einen wirkungsvollen und nachhaltigen Beitrag zur Verbesserung der Wasserqualität leisten kann.

Eine wesentliche Frage, die in diesem Zusammenhang zu beantworten ist, ist die Verwertung von potenziell zu entnehmenden Sedimenten. Die Frage lässt sich letztlich darauf reduzieren, ob eine Nutzung der organischen Sedimente in der Landwirtschaft oder im Landschaftsbau möglich oder eine Deponierung erforderlich ist. Welcher der potenziellen Wege in Frage kommt, hängt vor allem von der stofflichen Zusammensetzung der Sedimente, insbesondere der Schadstoffbelastung ab.

Die Verwertung bzw. Nutzung in der Landwirtschaft und im Landschaftsbau ist durch die Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV, 2021) geregelt, die Verwertung bzw. Nutzung in technischen Bauwerken durch die TR Boden der LAGA M 20 (LAGA, 2003) bis Juli 2023 bzw. durch die Ersatzbaustoffverordnung (ErsatzbaustoffV, 2021) seit August 2023.

Die Möglichkeiten der Nutzung von Sedimenten von Seen (Baggergut) in technischen Bauwerken war früher durch die TR Boden der LAGA M 20 (LAGA, 2003) geregelt. Die TR Boden der LAGA M 20 wurde ab dem 01.08.2023 durch die Ersatzbaustoffverordnung (ErsatzbaustoffV, 2021) formal abgelöst. Für die Beurteilung einer Verwertungsmöglichkeit von Boden/Bauschutt, ist ab August 2023 die ErsatzbaustoffV (2021) und die hier definierten Untersuchungsprogramme und Grenzwerte anzuwenden.

In HGN (2021) erfolgten neben den wasserhaushaltlichen Untersuchungen auch Untersuchungen der Sedimente des Engelbeckens. Dazu wurden an den vier Sondierungspunkten (BS 5 - 8) von einem schwimmfähigen Ponton aus Sedimentkerne entnommen, die nach HGN (2021) sowohl die organische Sedimentauflage erfassten als auch die im Liegenden der organischen Sedimente anzutreffenden Sande und die vorhandene Tondichtung.

Damit muss davon ausgegangen werden, dass die ermittelte Mächtigkeit der organischen Sedimente für das Engelbecken repräsentativ ist, weil nachweislich die gesamte organische Sedimentschicht erfasst wurde.

Nach HGN (2021) wurden deutlich unterschiedliche organische Sedimentmächtigkeiten ermittelt: 0,37 m an BS 5, 0,22 m an BS 6, 0,05 m an BS 7 und 0,15 m an BS 8. HGN (2021) fasst die Untersuchungen wie folgt zusammen: *„Der Schlamm ist an den östlichen BS5 und BS6 Punkten dicker als im westlichen Becken (BS7 und BS8), was möglicherweise an der Hauptwind- und*

damit -wellenrichtung (West nach Ost) liegen könnte. Für gesicherte Aussagen zur Schlammverteilung ist die Aufschlussanzahl jedoch zu gering. Insbesondere aus den Randbereichen des Beckens gibt es keine Informationen. Möglicherweise nimmt zum Rand die Schlammstärke ab. Aus den Schlammsondierungen wird eine mittlere Mächtigkeit von 20 cm hergeleitet. Übertragen auf die Beckenfläche von ca. 9.200 m² ergibt sich ein rechnerisches Nassschlammvolumen von ca. 1.840 m³. Der Schlamm besteht zu min. 60% aus Wasser. Mit einer Entwässerung reduziert sich das voraussichtliche Volumen auf etwa 750 m³.“

Nach HGN (2021) wurden von den vier entnommenen Sedimentkernen die organischen Weichsedimente abgetrennt, zu einer Mischprobe vereinigt und in einem entsprechend akkreditierten Labor chemisch untersucht. Durch die Bildung einer Mischprobe werden im Ergebnis die mittleren Verhältnisse im Engelbecken dargestellt, die allerdings nur als Orientierung für die Konzentrationen einzelner Stoffe dienen kann.

Tabelle 2: Klassifizierung der organischen Sedimente im Engelbecken nach LAGA M 20 (Quelle: HGN, 2021)

Parameter	Einheit	Zuordnungswert nach LAGA Tabelle II.1.2-4		Schlamm Engelbecken
		Z1	Z2	
Arsen	mg/kg TS	45	150	15
Blei	mg/kg TS	210	700	790
Cadmium	mg/kg TS	3	10	2,1
Chrom (gesamt)	mg/kg TS	180	600	35
Kupfer	mg/kg TS	120	400	190
Nicel	mg/kg TS	150	500	26
Thalium	mg/kg TS	2,1	7	0,4
Quecksilber	mg/kg TS	1,5	5	1
Zink	mg/kg TS	450	1.500	850
Cyanide (gesamt)	mg/kg TS	3	10	<1
TOC	Masse-%	1,5	5	7,92
EOX	mg/kg TS	3	10	1,7
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	300 (600)	1.000 (2.000)	170
BTX	mg/kg TS	1	1	< BG
LHKW	mg/kg TS	1	1	< BG
PCB	mg/kg TS	0,15	0,5	0,02
PAK	mg/kg TS	3 (9)	30	42
Benzo(a)pyren	mg/kg TS	0,9	3	3,73

Zur Beurteilung der Verwertungsmöglichkeiten der organischen Sedimente in technischen Bauwerken erfolgte eine Bewertung der Analyseergebnisse anhand der Zuordnungswerte der LAGA M 20 zu einzelnen Verwertungsklassen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 2 dargestellt.

Aus den Ergebnissen der Sedimentuntersuchungen ergibt sich, dass eine Anzahl von Parametern die Zuordnungswerte der Klasse Z 1 zum Teil deutlich unterschreitet. Die Analyseergebnisse der Schwermetalle Kupfer und Zink überschreiten den Zuordnungswert für Z1, die Parameter TOC, Blei, PAK und Benzo(a)pyren den Zuordnungswert für Z 2. Da jedoch zur Beurteilung der Verwertbarkeit die schlechteste Einzelbewertung herangezogen wird, gelten die Sedimente des Engelbeckens nach den Untersuchungen von HGN (2021) als dem Zuordnungswert > Z 2 zugehörig. Damit ist eine Verwertung der Sedimente nicht möglich. Wenn Sedimente entnommen werden sollten, so wären diese zu deponieren.

Die teilweise hohen Konzentrationen von Schwermetallen und organischen Stoffen im Sediment stellt jedoch keine Gefahr für den Freiwasserkörper dar. Die Stoffe sind in der Regel stabil an Sedimentpartikel gebunden und können nicht in das Freiwasser übertreten. Die Untersuchungsergebnisse des Untersuchungsprogramms aus dem Jahr 2023 für einzelne Parameter (Blei, Kupfer, Zink) die im Sedimentprogramm 2019/2020 untersucht wurden, bestätigen dies (Abbildung 34, Abbildung 35, **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Der Parameter Blei (in Sedimentuntersuchung > Z2), erreicht im Rahmen der Untersuchungen in 2023 im Freiwasser des Engelbeckens die UQN der Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2016). Der Parameter Kupfer (in Sedimentuntersuchung Z2), erreicht den Grenzwert von 20 µg/l für die Einleitung in ein Oberflächengewässer nach Merkblatt zu Grundwasserbenutzungen bei Baumaßnahmen und Eigenwasserversorgungsanlagen im Land Berlin (SenUMVK, 2022), der Parameter Zink (in Sedimentuntersuchung Z2), erreicht ebenso den Grenzwert von 500 µg/l für die Einleitung in ein Oberflächengewässer nach Merkblatt zu Grundwasserbenutzungen bei Baumaßnahmen und Eigenwasserversorgungsanlagen im Land Berlin (SenUMVK, 2022). Deshalb ergibt sich aus den teilweise hohen Konzentrationen dieser Stoffe im Sediment keine Belastung für das Freiwasser und deshalb auch keine Notwendigkeit, die belasteten Sedimente zu entnehmen, um eine Belastung des Freiwassers dauerhaft zu reduzieren.

Ein Übergang der Stoffe in die menschliche Nahrungskette ist weitgehend ausgeschlossen, da das Angeln am Engelbecken nicht gestattet ist und dort offenbar auch tatsächlich nicht geangelt wird. Unabhängig davon wäre zu prüfen, ob benthivore (sich von im Sediment lebenden Organismen ernährende Fische) in ihrem Muskelfleisch erhöhte Konzentrationen von diesen Stoffen aufweisen.

An dieser Stelle sei noch einmal darauf verwiesen, dass seit dem 01.08.2023 an Stelle der LAGA M 20 die Ersatzbaustoffverordnung (EBV) getreten ist, zur orientierenden Bewertung der Verwertungswege in technischen Bauwerken müssten erneute Untersuchungen der Sedimente nach den Normen der EBV durchgeführt werden. Zur orientierenden Bewertung der Verwertungswege im Zusammenhang mit Auf- oder Einbringen von Materialien auf oder in den

Boden (Landwirtschaft, Landschaftsbau) müssten erneute Untersuchungen der Sedimente nach den Normen der BBodSchV (2021) durchgeführt werden.

Die Rolle der Sedimente im Nährstoffhaushalt des Engelbeckens wurde in HGN (2021) nicht untersucht. Diese Untersuchungen erfolgten im Untersuchungsprogramm zum vorliegenden Vorhaben, die Ergebnisse sind unten dargestellt. Unabhängig davon stellen die Ergebnisse in HGN (2021) eine wertvolle und hochwertige Basis für die weiteren Arbeiten, insbesondere im Zusammenhang mit der Planung von Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität des Engelbeckens dar.

2.4 Fische

Die Artgruppe der Fische stellt ein Element des Nahrungsnetzes von Gewässern dar. Dabei bilden die Fische die Spitze der Ernährungspyramide, alle anderen Elemente des Nahrungsnetzes (Phytoplankton, Phytobenthos, Makrophyten, Zooplankton, Makrozoobenthos) werden von der Artgruppe der Fische als Nahrungsgrundlage genutzt. Die Biomasse und Artzusammensetzung innerhalb des Nahrungsnetzes ist ebenso grundsätzlich abhängig von der zur Verfügung stehenden Nahrung und damit von der Trophie des Gewässers.

Die Ausprägung der Fischfauna in Artzusammensetzung, Abundanz und Ernährungszustand in einem Gewässer ist damit ganz wesentlich von der Ernährungsbasis und damit der Trophie des Gewässers abhängig. In stark fischereilich genutzten Gewässern oder in anthropogen anderweitig stark überprägten Gewässern wirken sich zusätzlich selektiver Besatz und Fang auf die Fischzönose aus.

Die Fischzönose des Engelbeckens ist damit geprägt durch die trophischen Verhältnisse des Freiwassers sowie den Besatz durch Menschen, der jedoch nicht der fischereilichen Bewirtschaftung dient, sondern durch andere Motive angetrieben ist.

Da die Möglichkeit besteht, dass sich die Fischzönose, bedingt durch verschiedene Prozesse, auch negativ auf die Wasserqualität von Seen auswirken kann (z.B. Nährstofffreisetzung aus den Sedimenten durch benthivore (schlammaufnehmende) Arten, Schädigung von submersen Makrophyten durch Pflanzenfresser oder Abweidung des Phytobenthos, Beeinträchtigung der Zooplanktonzönose) wurden durch das Fischereiamt Berlin in 2020 und 2022 im Engelbecken Fischbestandserfassungen durchgeführt.

Anlässlich der Untersuchungen im Mai 2020 erfolgte eine Erstuntersuchung des Fischbestandes mit dem Ziel, die Fischbestandsdichte abzuschätzen und in Folge ggf. Managementmaßnahmen durchzuführen. Die Bestandserfassung erfolgte mit der Methode der Elektrofischerei. Zusätzlich kam ein Stellnetz zum Einsatz. Bei der Bestandserfassung mit Elektrofischerei (Fischereiamt Berlin, 2021) wurden 116 Plötzen, 12 Bleie, 7 Giebel (Goldform) sowie 1 Rotfeder gefangen, mit dem Stellnetz zusätzlich 9 Plötzen, 3 Zwergwelse und 2 Bleie. Andere faunenfremde oder invasive Arten, wie z.B. Schildkröten, wurden ebenso nicht gefangen, obwohl ein großer Bestand vorhanden ist.

Die Gesamtbestandsdichte betrug 1.520 kg/ha. Das Fischereiamt Berlin (2021) kommt in der Auswertung der Befischung zu folgendem Ergebnis: „*Grundsätzlich sollte die natürliche Fischbestandsmenge in einem Klein- oder Parkgewässer nicht über 400 kg/ha liegen (GEK 2020, Köln).*“. Damit lag die Bestandsmenge in 2020 fast um das Vierfache über der durch Fischereiamt Berlin (2021) empfohlenen Bestandsmenge. Managementmaßnahmen wurden mit der Unteren Naturschutzbehörde diskutiert.

Anlässlich der Untersuchungen im Oktober 2022 erfolgte eine weitere Kontrollbefischung mit dem Ziel, die Entwicklung des Fischbestandes seit der Erstuntersuchung 2020 abzuschätzen und einen Teil zu entnehmen. Die Bestandserfassung erfolgte, wie 2020, mit der Methode der Elektrofischerei. Zusätzlich kamen sechs Stellnetze zum Einsatz. Im Zuge der Maßnahme wurden 117 Plötzen, 6 Bleie, 19 Giebel (Goldform) sowie 2 Hechte, 8 Flussbarsche und 2 Gründlinge gefangen, mit den Stellnetzen zusätzlich 3 Plötzen, 3 Hechte und 1 Güster. Exemplare der Buchstaben-Schmuckschildkröte (*Trachemys scripta ssp.*) wurden wiederum im Becken belassen.

Eine Auswertung des Fangs als Gesamtbestandsdichte erfolgte offenbar leider nicht, so dass die Entwicklung des Fischbestandes seit 2020 für diesen Parameter nicht bewertet werden kann. Es erfolgte jedoch eine kurze textliche Zusammenfassung: „*Insgesamt wurden im Engelbecken 146 Weißfische mit einem Gewicht von 5,008 kg entnommen. Damit bleibt die Fangmenge deutlich unter dem erwarteten Wert. Die 2021 durchgeführte Reduktionsbefischung war offenbar insofern erfolgreich, als dass die dort gefangenen Giebel zwischen 20-30 cm in ihrem Bestand scheinbar deutlich reduziert werden konnten. Hinzu kommt, dass die besetzten Hechte wohl ebenfalls ihre Wirkung entfalten konnten. Insgesamt wurden 5 Hechte und 8 Flussbarsche bei der Befischung nachgewiesen. Insbesondere die größeren Exemplare schienen gut genährt. Vor der Befischung wurden außerdem 4 Kormorane beobachtet; diese sind obligatorisch piscivor und haben einen täglichen Nahrungsbedarf von ca. 400 – 500 g Fisch. Karpfenartige Fische wie Giebel werden bis zu einer Länge von ca. 35-40 cm vom Kormoran gefressen. Im Engelbecken gibt es kaum Versteckmöglichkeiten für Fische.*“ (Fischereiamt Berlin, 2022).

In der Auswertung des Fischereiamtes Berlin (2022) wird deutlich, dass in 2021 Managementmaßnahmen durchgeführt wurden, die jedoch nicht dokumentiert sind. Fischereiamt Berlin (2022) fasst bezüglich weiterer Managementmaßnahmen zusammen: „*Aus einer Sicht sind daher bis auf Weiteres keine fischereilichen Maßnahmen mehr erforderlich.*“.

3. Untersuchungsergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchungen im Jahr 2023

Im Folgenden werden die Untersuchungsergebnisse für das Engelbecken aus dem Untersuchungsprogramm 2023 dargestellt.

Das durchgeführte Untersuchungsprogramm ergibt sich grundsätzlich aus dem Leistungsverzeichnis des Auftraggebers vom 07.10.2022.

3.1.1 Wasserhaushalt

Die wesentliche Datenbasis für die Bilanzierung des Wasserhaushaltes sind die Untersuchungen von HGN (2021) zu den Wasserständen im Grundwasser und im Engelbecken sowie zur Klimatischen Wasserbilanz. Mit diesen vorliegenden Daten aus dem Zeitraum 2019 – 2020 soll im Folgenden eine provisorische Wasserbilanz als Basis einer provisorischen Nährstoffbilanz aufgestellt werden.

Da das Engelbecken keine oberirdischen Zu- und Abflüsse hat, sind die Komponenten der Nährstoffbilanz einerseits Niederschlag und Verdunstung, in HGN (2021) dokumentiert in der klimatischen Wasserbilanz, sowie Zu- und Abstrom aus dem Grundwasser, in HGN (2021) dargestellt in Wasserspiegellagen der Wasseroberfläche des Engelbeckens und der umgebenden Grundwasserpegel GWM 1 – 4.

Die im Folgenden aufgestellte provisorische Wasserbilanz ist gültig für den Untersuchungszeitraum 2019-2020. Insbesondere die Klimatische Wasserbilanz (KWB) kann von Jahr zu Jahr deutlich variieren, was insbesondere einen Einfluss auf die Höhenlage des Wasserspiegels des Engelbeckens hat. Was die Wasserspiegellagen im Grundwasser betrifft, so ist zu erwarten, dass durch die Stauhaltung der Spree geringere Schwankungen auftreten als in der KWB. Für den Anstrompegel 71, östlich des Engelbeckens, schwanken die Wasserstände zwischen Januar 2015 und Oktober 2020 (Daten HGN 2021) sehr gering. Ca. 50 % aller Messwerte liegen im engen Bereich zwischen 32,09 und 32,18 m ü. NHN.

Niederschlag und Verdunstung führen zu einer Änderung des Wasservolumens, dass sich in der Höhenlage des Wasserspiegels abbildet. Dabei wird zunächst angenommen, dass keine Verbindung zum Grundwasser existiert und damit auch kein Zu- oder Abstrom aus dem Grundwasser stattfindet.

Die durch HGN (2021) für die Erstellung der KWB genutzten Daten sind in der folgenden

Tabelle 3 dargestellt.

Tabelle 3: Daten der Klimatischen Wasserbilanz für das Engelbecken Oktober 2019 – Oktober 2020 (Quelle: HGN, 2021)

Monat	Niederschlag [mm]	Eto [mm]	KWB [mm]
Okt. 19	63,7	33,4	30,3
Nov. 19	35,2	13,4	21,8
Dez. 19	30,4	16,3	14,1
Jan. 20	37,4	18,0	19,4
Feb. 20	91,5	32,3	59,2
Mrz. 20	33,3	51,6	-18,2
Apr. 20	25,0	99,5	-74,6
Mai. 20	36,6	102,4	-65,8
Jun. 20	39,4	128,6	-89,2
Jul. 20	51,5	123,8	-72,3
Aug. 20	47,5	131,0	-83,5
Sep. 20	58,1	73,6	-15,5
Okt. 20	64,0	29,5	34,6
Okt. 19 – Sep. 20	549,6	823,9	-274,4
Nov. 19 – Okt. 20	549,9	820,0	-270,1

Zwischen Oktober 2019 und September 2020 fiel eine Niederschlagssumme von 549,6 mm, die Evaporation betrug 823,9 mm, daraus ergab sich eine KWB von – 274,4 mm. In HGN (2021) wurde die KWB mit ca. – 240 mm angegeben, dies ist die KWB für einen Zeitraum von 13 Monaten zwischen Oktober 2019 und Oktober 2020.

Für die Berechnung der monatlichen Volumenänderung auf der Basis der KWB wurde von einer Wasseroberfläche von 9.200 m² (HGN, 2021) ausgegangen.

Wie zu erwarten, war die KWB in den Herbst- und Wintermonaten, im Untersuchungszeitraum zwischen Oktober 2019 und Februar 2020 leicht positiv, im Frühjahr und Sommer, zwischen März und September, negativ. Im Juni 2020 betrug der theoretische Wasserverlust auf Grund der negativen KWB fast 9 cm.

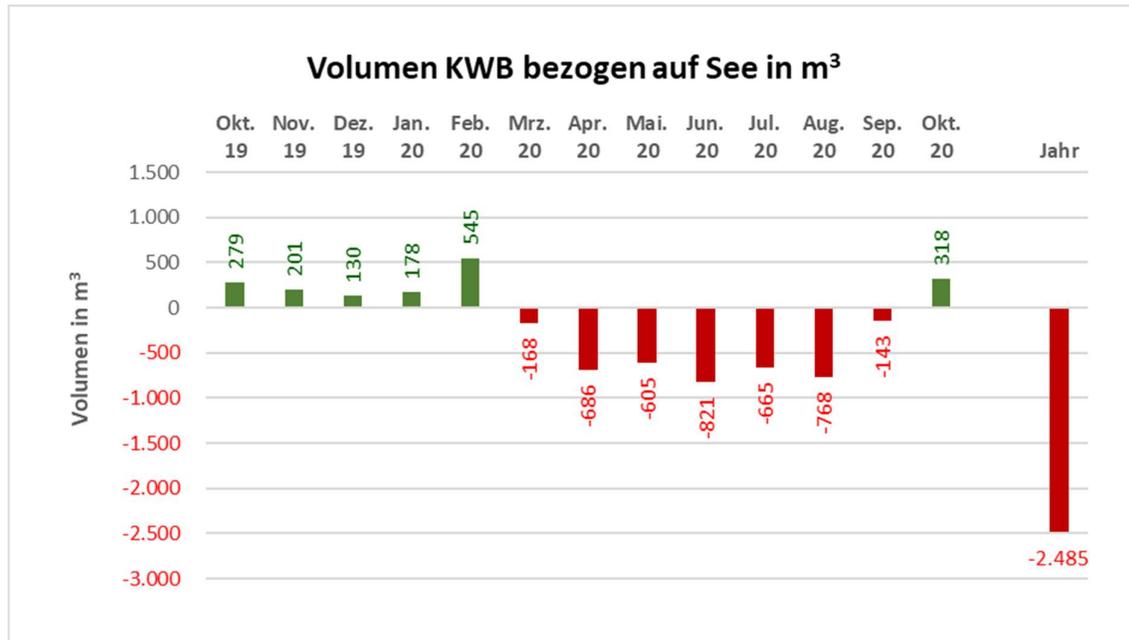


Abbildung 8: theoretische Volumenänderung im Engelbecken auf der Basis der KWB ohne Zu- und Abstrom in das Grundwasser, Jahressumme für den Zeitraum November 2019 – Oktober 2020

Bezogen auf die Gewässerfläche von 9.200 m² ergeben die Kalkulationen für die KWB monatliche Volumengewinne von bis zu ca. 545 m³ (Februar 2020) bzw. monatliche Volumenverluste von bis zu ca. 821 m³ (Juni 2020). In der Jahresbilanz zwischen Oktober 2019 und September 2020 ergibt sich ein theoretischer Wasserverlust von ca. 2.500 m³.

Bei einer Fläche von 9.200 m² und einer mittleren Tiefe von 0,8 m hat das Engelbecken ein Volumen von ca. 7.360 m³. Der theoretische Wasserverlust beträgt damit ca. 1/3 des Gesamtvolumens des Engelbeckens.

Durch die tatsächlich bestehende Verbindung des Engelbeckens zum Grund- bzw. Schichtenwasser ist zu erwarten, dass in den Monaten mit positiver KWB Wasser aus dem Engelbecken in das Grundwasser abströmt und in den Monaten mit negativer KWB der Wasserverlust durch einen Zustrom aus dem Grundwasser mindestens teilweise kompensiert wird. Durch die monatlichen Messungen der Wasserstände im Engelbecken durch HGN (2021) kann nachvollzogen werden, welche Wassermengen auf diese Weise aus dem Engelbecken abströmten bzw. in das Engelbecken zuströmten (Tabelle 4).

Zwischen Oktober 2019 und März 2020 sowie im September und Oktober 2020 kam es zu einem kontinuierlichen Anstieg des Wasserstandes von 31,930 m ü. NHN auf 32,065 m ü. NHN (zwischen Oktober 2019 und März 2020) bzw. von 31,730 m ü. NHN auf 31,900 m ü. NHN (September bis Oktober 2020), die monatlichen Anstiege betragen ca. 1 – 12 cm.

Zwischen April und August 2020 kam es zu einem kontinuierlichen Rückgang des Wasserstandes von 32,650 m ü. NHN auf 31,730 m ü. NHN, die monatlichen Rückgänge betragen ca. 4 – 11 cm.

Tabelle 4: gemessene Wasserstände im Engelbecken sowie Wasserstands- und Volumendifferenz zum Vormonat (Quelle: HGN, 2021)

Monat	Wasserstand [m ü. NHN]	Differenz Vormonat [m]	Differenz Vormonat [m³]
Okt. 19	31,930		
Nov. 19	31,973	0,043	391,0
Dez. 19	31,985	0,012	115,0
Jan. 20	31,995	0,010	92,0
Feb. 20	32,044	0,049	448,5
Mrz. 20	32,065	0,021	195,5
Apr. 20	31,956	-0,109	-1.000,5
Mai. 20	31,870	-0,086	-793,5
Jun. 20	31,811	-0,059	-540,5
Jul. 20	31,774	-0,038	-345,0
Aug. 20	31,730	-0,044	-402,5
Sep. 20	31,775	0,045	414,0
Okt. 20	31,900	0,125	1.150,0
Nov. 19 – Okt. 20			-276,00

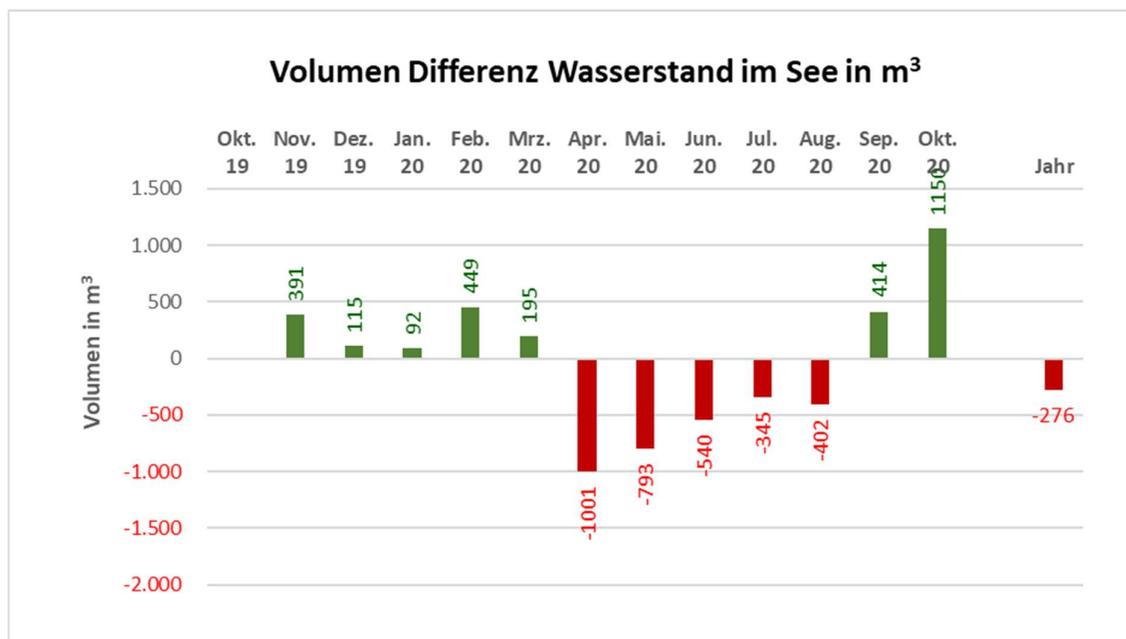


Abbildung 9: tatsächliche Volumenänderung im Engelbecken auf der Basis tatsächlichen Wasserstände, Jahressumme für den Zeitraum November 2019 – Oktober 2020

Bezogen auf die Gewässerfläche von 9.200 m² ergeben die Kalkulationen für die Änderungen im Wasserstand des Engelbeckens monatliche Volumengewinne von bis zu ca. 1.150 m³ (Oktober 2020) bzw. monatliche Volumenverluste von bis zu ca. 1.000 m³ (April 2020). In der Jahresbilanz zwischen November 2019 und Oktober 2020 ergibt sich ein theoretischer Wasserungsverlust von ca. 276 m³.

Wenn die KWB ein Defizit von 2.485 m³ aufweist, der tatsächliche Wasserstand des Engelbeckens für den gleichen Zeitraum jedoch nur ein Defizit von 276 m³ muss die Differenz insgesamt durch den Zustrom von 2.209 m³ Grundwasser kompensiert worden sein.

Die Verteilung des Zustroms von Grundwasser in das Engelbecken im Jahresverlauf zeigt die Abbildung 10.

Wenn zum Beispiel die KWB im November 2019 einen Volumenzuwachs von 201 m³ verursacht hat, der tatsächliche Volumenzuwachs jedoch 391 m³ betrug, so muss die Differenz aus dem Zustrom von 190 m³ Grundwasser ausgeglichen worden sein. Wenn im April 2020 die KWB ein Defizit von 686 m³ aufwies, der tatsächliche Wasserverlust jedoch 1.001 m³ betrug, so müssen 314 m³ Wasser aus dem Engelbecken in das Grundwasser abgeströmt sein.

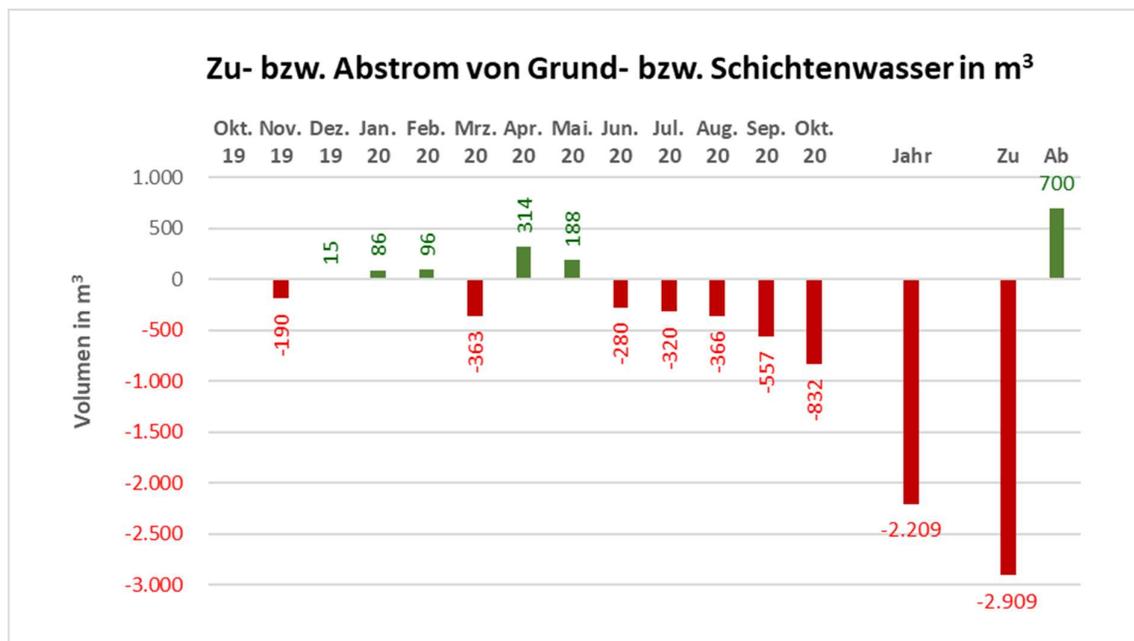


Abbildung 10: Zu- und Abstrom von Grund- und Schichtenwasser in das Engelbecken als Differenz aus theoretischer Volumenänderung auf der Basis der KWB sowie tatsächlicher Volumenänderung auf der Basis der gemessenen Wasserstände, Jahressumme für den Zeitraum November 2019 – Oktober 2020 (rot: Zustrom aus dem Grundwasser; grün: Abstrom in das Grundwasser).

Aus Abbildung 10 ergibt sich, dass es in insgesamt 5 Monaten theoretisch zu einem Abstrom von Seewasser in das Grundwasser in Höhe von ca. 700 m³ gekommen sein muss, in 7 Monaten hingegen zu einem Zustrom von Wasser von dem Grundwasser in das Engelbecken in Höhe von insgesamt ca. 2.909 m³.

Diese Wassermenge berücksichtigt jedoch nicht den Umstand, dass Grundwasser theoretisch ebenso auf der Basis des Gefälles der Grundwasseroberfläche entsprechend der Grundwasserfließrichtung von Nordost nach West das Engelbecken durchströmt hat, Grundwasser also auf der Nordostseite in das Engelbecken eingeströmt und auf der Westseite wieder ausgeströmt ist.

Ob dies tatsächlich der Fall war, kann mit Hilfe der monatlichen höhenmäßigen Einmessungen der Wasserspiegellagen des Engelbeckens einerseits und in den GWM im An- und Abstrom zum Engelbecken andererseits abgeschätzt werden. Der auf diese Weise detektierte Zu- bzw. Abstrom in das Grundwasser lässt sich jedoch nicht quantifizieren. Im Folgenden sollen einige Beispiele dargestellt werden, die die verschiedenen Konstellationen verdeutlichen sollen.

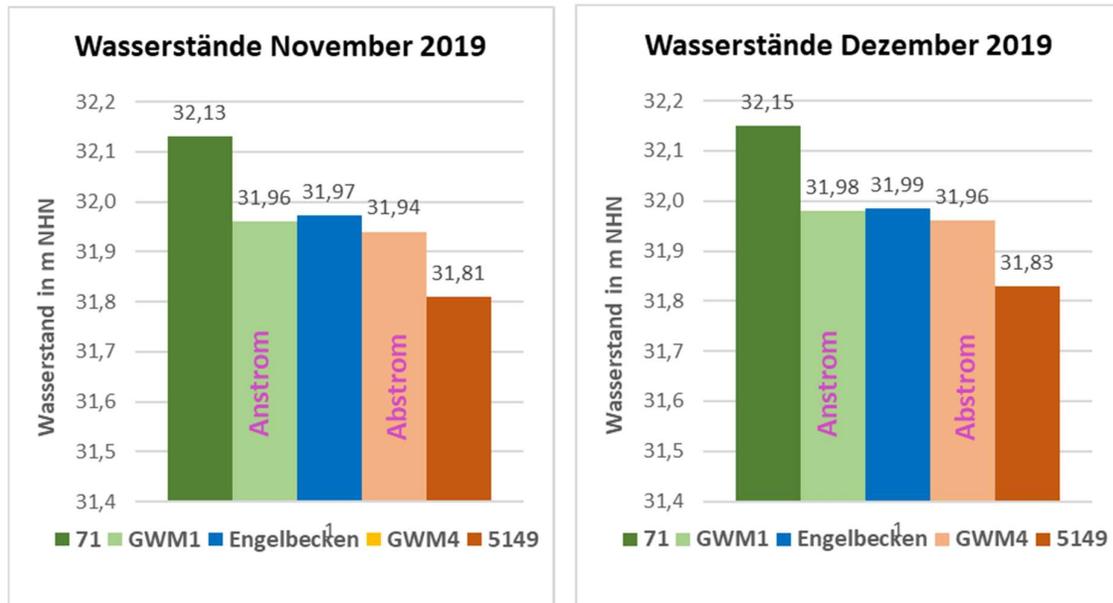


Abbildung 11: Wasserstände im Engelbecken sowie in Grundwasserpegeln im Zu- und Abstrom des Engelbeckens im November und Dezember 2019

In den Monaten November und Dezember 2019 (Abbildung 11) lag der Wasserstand des Seepegels über dem Anstrompegel, ein Zustrom von Grundwasser war nicht zu erwarten. Der Wasserstand im Abstrompegel lag jedoch unter dem Seepegel, so dass Seewasser in das Grundwasser abgeströmt sein muss.

Diese Situation setzte sich bis zum Mai 2020 fort, Wasserstand im Anstrompegel war geringer als im Engelbecken selbst, so dass kein Zustrom von Grundwasser zu erwarten war. Der Wasserstand im Abstrompegel hingegen war niedriger als im Engelbecken, so dass Wasser in das Grundwasser abgeströmt sein muss.

Dieser Zustand deckt sich zeitlich etwa mit den Ergebnissen der Berechnung der KWB, die in den Monaten Oktober 2019 – Februar 2020 positiv war. Nach Februar 2020 war zwar die Wasserbilanz negativ und damit nahm der Seepegel ab, da aber auch der Wasserstand im Anstrompegel abnahm, war der Wasserstand im Seepegel weiterhin höher als im Anstrompegel, so dass offenbar bis Mai 2020 kein Zustrom von Wasser aus dem Grundwasser erfolgte und

damit auch ein „Durchstrom“ von Grundwasser, wie oben vermutet, eher unwahrscheinlich erscheint.

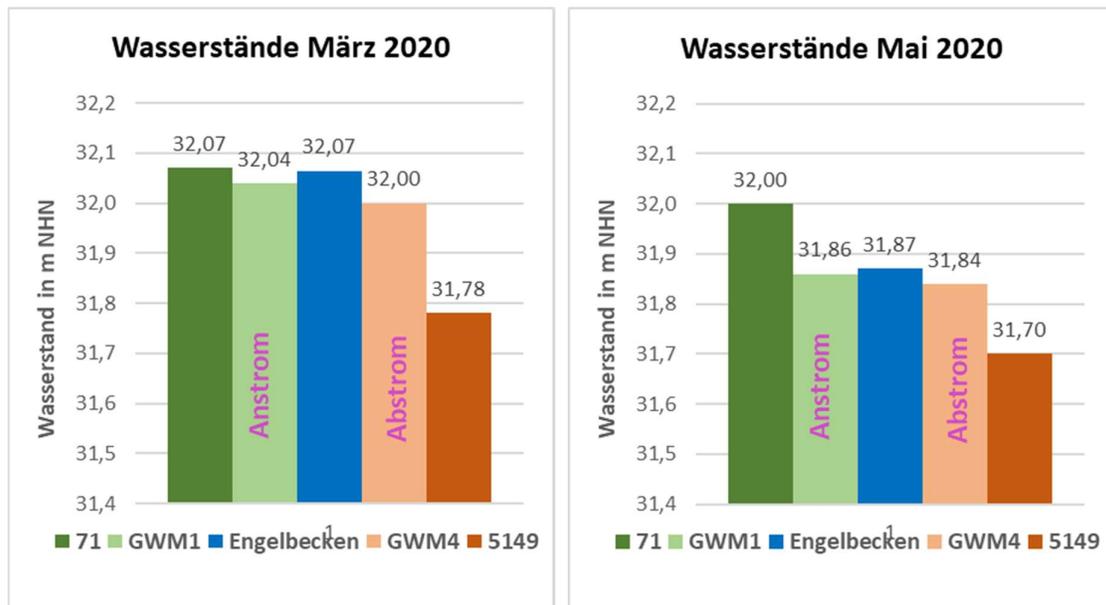


Abbildung 12: Wasserstände im Engelbecken sowie in Grundwasserpegeln im Zu- und Abstrom des Engelbeckens im März und Mai 2020

Ab Juni 2020 veränderte sich die Situation jedoch deutlich. Der Wasserstand des Seewasserpegels lag immer deutlich unter dem Wasserstand des Anstrompegels, aber zusätzlich auch unter dem Wasserstand des Abstrompegels.

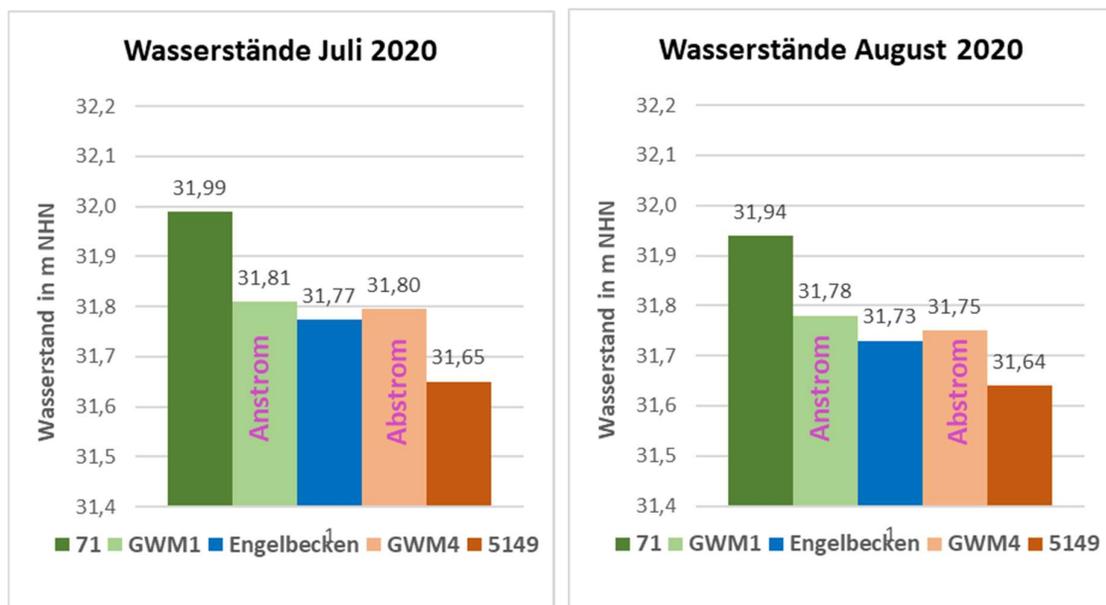


Abbildung 13: Wasserstände im Engelbecken sowie in Grundwasserpegeln im Zu- und Abstrom des Engelbeckens im Juli und August 2020

Dabei wurden die GWM 1 und 4 ihrem Charakter als „Anstrompegel“ und „Abstrompegel“ weiter gerecht, da der Wasserstand im Anstrompegel auch immer über dem Wasserstand des Abstrompegels lag.

In dieser Periode muss demzufolge immer Wasser aus dem umliegenden Grundwasser in das Engelbecken eingeströmt sein, aber theoretisch nicht nur aus nordöstlicher Anstromrichtung sondern auch aus westlicher Abstromrichtung.

Offenbar waren die Verluste aus der KWB von der offenen Wasseroberfläche des Engelbeckens größer als die Verluste aus der KWB aus den umliegenden Flächen, so dass die Wasserstände im Grundwasser nicht so stark zurück gingen. Andererseits war aber offenbar auch der Wasseraustausch zwischen dem umgebenden Grundwasser und Engelbecken so stark behindert, dass sich zwischen Seewasseroberfläche und umgebender Grundwasseroberfläche ein Gradient von 2 – 5 cm ausbilden konnte, der durch Zustrom von Grundwasser nicht ausgeglichen werden konnte. Dass trotzdem Grundwasser eingeströmt sein muss, ergibt Abbildung 10. Trotzdem konnten offenbar die Verluste der KWB nicht in der Geschwindigkeit ausgeglichen werden, wie sie entstanden sind.

Auch in dieser Phase erscheint eine Durchströmung des Engelbeckens durch den umgebenden Grundwasserstrom als eher unwahrscheinlich.

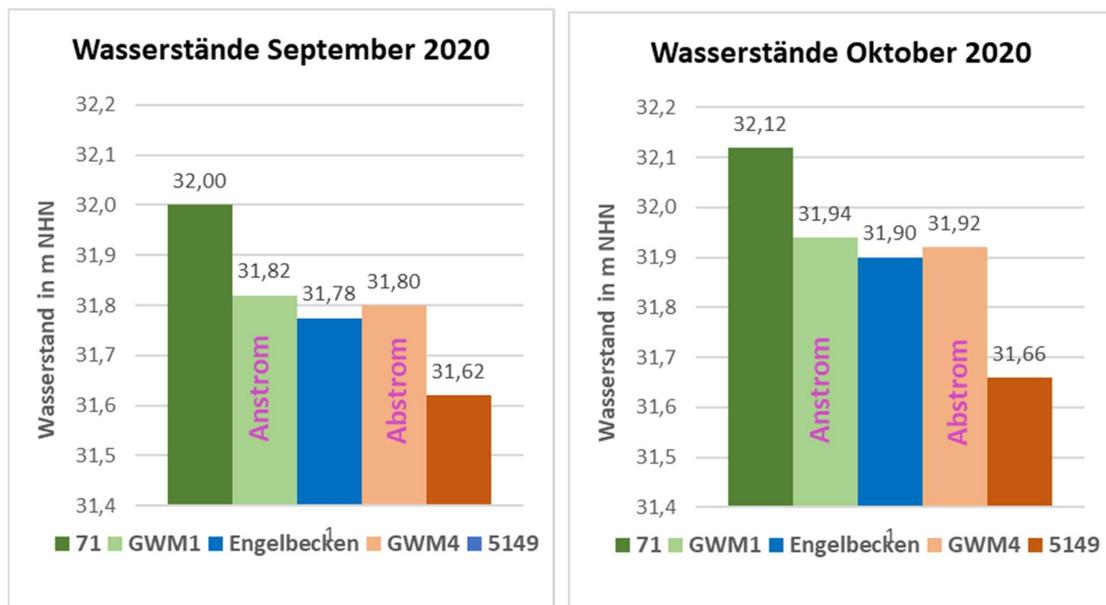


Abbildung 14: Wasserstände im Engelbecken sowie in Grundwasserpegeln im Zu- und Abstrom des Engelbeckens im September und Oktober 2020

Insgesamt muss davon ausgegangen werden, dass sich die Wirkungen beider Ursachen, die den Wasserhaushalt des Engelbeckens steuern, überlagern.

Welcher Anteil am Grundwasserzustrom oder Abstrom nun durch den Ausgleich der KWB verursacht ist, und welcher Anteil durch den Gradienten in der Grundwasseroberfläche ist nicht zu beziffern. Es scheint jedoch im Untersuchungszeitraum 2019 – 2020 so zu sein, dass eine Durchströmung des Engelbeckens entlang des Gradienten der Grundwasseroberfläche eher

unwahrscheinlich erscheint. Auf jeden Fall sollten die auf diese Weise am Wasserhaushalt des Engelbeckens beteiligten Wassermengen gering sein.

Zwar ist es wegen dieser Unsicherheit nicht möglich genau zu beziffern, wie viel Wasser tatsächlich über den Zustrom von Grundwasser in das Engelbecken gelangt, und wie viel Wasser das Engelbecken durch den Abstrom in das Grundwasser verlässt. Die in Abbildung 10 dargestellten Wassermengen mit einem Abstrom von ca. 700 m³/a und einem Zustrom von ca. 2.900 m³/a sollten jedoch, wenigstens für das Untersuchungsjahr, nicht wesentlich übertroffen werden.

Damit wären die Kenngrößen der provisorischen Wasserbilanz für das Engelbecken für den Zeitraum November 2019 – Oktober 2020 wie folgt:

Zufluss / Niederschlag:

Niederschlag auf die Wasserfläche: 549,9 mm bzw.	5.059 m ³
Zustrom Grundwasser:	2.909 m ³
Gesamt Zufluss:	7.968 m ³
Defizit zum Vorjahr:	276 m ³
Gesamt Bilanz:	8.244 m³

Abfluss / Verdunstung:

Evaporation von der Wasserfläche: 820,0 mm bzw.	7.544 m ³
Abstrom Grundwasser:	700 m ³
Gesamt Bilanz:	8.244 m³

Die dargestellten Wassermengen der provisorischen Wasserbilanz werden zur Aufstellung der Nährstoffbilanz genutzt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass alle Untersuchungen zur provisorischen Wasserbilanz im Zeitraum 2019/2020 durchgeführt wurden (HGN, 2021) die Untersuchungen zu Nährstoffbilanz jedoch im Jahr 2023.

3.1.2 Temperatur und Schichtungsverhalten

Mit einer maximalen Tiefe von nur ca. 1,1 m und einer mittleren Tiefe von ca. 0,8 m bildet das Engelbecken in der Vegetationsperiode keine thermische Schichtung aus. Der Wasserkörper ist damit ganzjährig turbulent durchmischt.

Im Untersuchungszeitraum schwankte die Wassertemperatur zwischen 4,3 °C am 27.02.2023 und 24,2 °C am 22.06.2023.

Zwischen dem 27.02. und dem 22.06.2022 stieg die Wassertemperatur zunächst kontinuierlich an, auf 6,3 °C am 30.03.2023, 13,3 °C am 25.04.2023 und 16,3 °C am 25.05.2023. Der Höhepunkt der Wassertemperatur war am 27.06. mit 24,2 °C erreicht. Zum 20.07.2023 verringerte sich die Temperatur des Wasserkörpers wieder auf 22,4 °C um zum 22.08.2023 wieder auf 23,0 °C zu steigen.

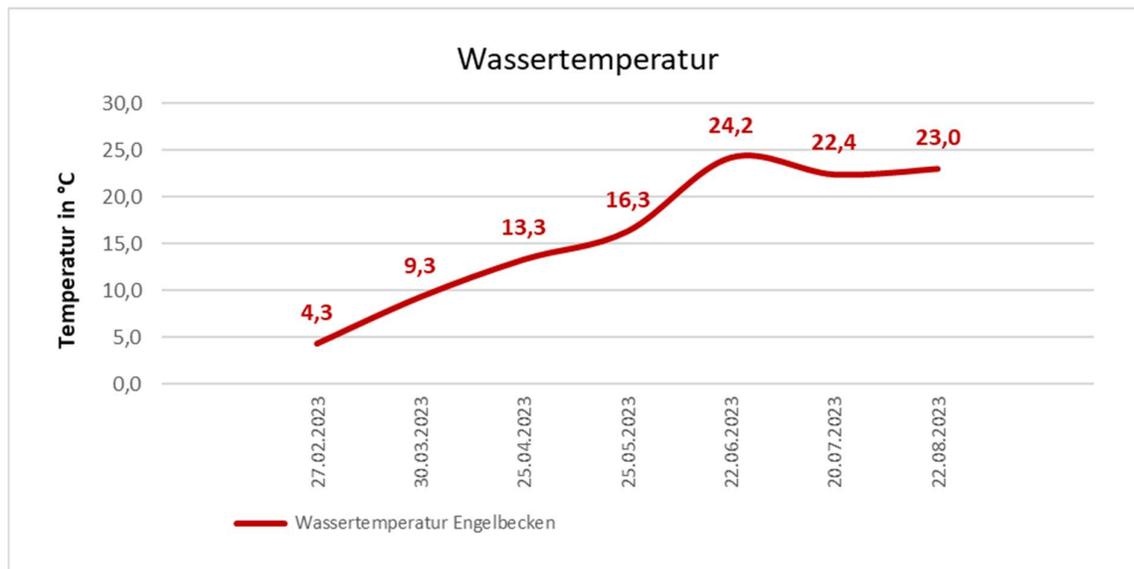


Abbildung 15: Wassertemperatur im Engelbecken im Untersuchungszeitraum Februar – August 2023

Durch die sehr geringe Wassertiefe passt sich die Wassertemperatur sehr schnell den herrschenden Lufttemperaturen an. Dies ist auch die Ursache dafür, dass das Gewässer im Winter bei Frosttemperaturen, sehr schnell eine Eisdecke ausbildet.

Insbesondere die hohen sommerlichen Wassertemperaturen, dokumentiert zwischen 22.06. und 22.08.2023, können einen bedeutenden Einfluss auf den Nährstoffhaushalt des Engelbeckens haben. Durch die geringe Tiefe herrscht auch an der Sedimentoberfläche eine hohe Wassertemperatur. Mikrobielle Abbauprozesse in der obersten Sedimentschicht, die dann ebenso eine hohe Temperatur aufweist, laufen dann intensiver ab, so dass im Porenwasser der obersten Sedimentschicht tendenziell höhere Konzentrationen an gelösten Nährstoffen zur Verfügung stehen, die dann an den Freiwasserkörper abgegeben werden können.

3.1.3 Sauerstoffverhältnisse

Die Entwicklung der Sauerstoffverhältnisse im Engelbecken im Jahresverlauf sind stark von den gewässerinternen Prozessen der Produktion von Sauerstoff durch Photosynthese von planktischen Mikroalgen am Tage, der Zehrung von Sauerstoff durch Atmung von planktischen Mikroalgen in der Nacht sowie durch den mikrobiellen Abbau dieser Biomasse am Ende des Lebenszyklus sowie die Nachlieferung von atmosphärischem Sauerstoff an der Wasseroberfläche geprägt.

Damit entstehen ein Tagesgang der Sauerstoffkonzentrationen und -sättigungsverhältnisse sowie ein überlagernder Jahresgang.

Die Konzentrationen des Sauerstoffs schwankte im Untersuchungszeitraum zwischen 6,5 mg/l und einer Sättigung von 76 % am 22.08.2023 sowie einer Konzentration von 12,1 mg/l und einer Sättigung von 93 % am 27.02.2023. Da die Messungen in der Regel am Morgen zwischen

07:30 Uhr und 08:30 Uhr erfolgten, wurden nächtliche Minima voraussichtlich indirekt erfasst, da die Zeit nach Sonnenaufgang ggf. nicht ausreichend war, um nächtliche Defizite durch die photosynthesebedingte Produktion von Sauerstoff wieder auszugleichen.

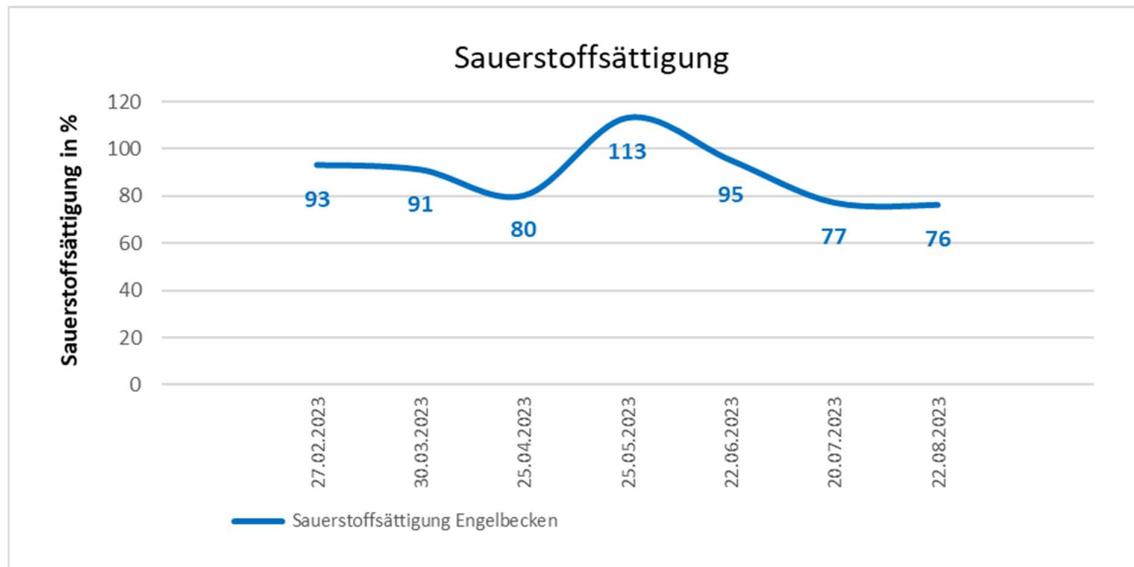


Abbildung 16: Sauerstoffsättigung im Engelbecken im Untersuchungszeitraum Februar – August 2023

Bis auf die Termine im Juli und August, als nur Sättigungen von 76 bzw. 77 % gemessen wurden, schwankten die Sättigungen immer zwischen 80 und 100 %. Eine Sättigung über 100 % konnte am 25.05.2023 um 08:00 Uhr gemessen werden. Dies ist umso bemerkenswerter, da zu diesem Termin die im Jahresverlauf geringste Konzentration an Chlorophyll-a und die geringste Biomasse planktischer Mikroalgen bestimmt wurde. Trotz einer geringen Biomasse sauerstoffproduzierenden Phytoplankter wurde schon eine vergleichsweise hohe Sauerstoff-Übersättigung erreicht.

Da zu den anderen Terminen eine viel höhere phytoplanktische Biomasse anzutreffen war, die theoretisch viel mehr Sauerstoff produzieren kann, ist es bemerkenswert, dass trotzdem relativ geringe Sauerstoffsättigungen gemessen wurden. Dies kann ein Indiz einer starken nächtlichen Sauerstoffzehrung sein. Wenn dies tatsächlich so wäre, hätte dies auch einen Einfluss auf die Organismen der aquatischen Fauna (Fische, Makrozoobenthos), die Sauerstoffkonzentrationen von mindestens > 2,0 mg/l benötigen. Sommerliche nächtliche Sauerstoffkalamitäten würden die Habitatverhältnisse für diese Arten stark beeinträchtigen.

Um dies abzuklären wäre es erforderlich, im Zeitraum Juni – August einen Tagesgang der Sauerstoffverhältnisse im Engelbecken zu erfassen.

Einen wichtigen Einfluss auf die Sauerstoffverhältnisse im Engelbecken hat die vorhandene Brunnenanlage. Die Brunnenanlage wurde im Zuge der Sanierung des Engelbeckens im Zeitraum 2005 – 2007 errichtet, um die Parkanlage aufzuwerten. Die Anlage besteht aus insgesamt 16 einzelnen Fontänen, die entlang des Ost- und des Westufers des Engelbeckens linienhaft angeordnet sind (Abbildung 17).

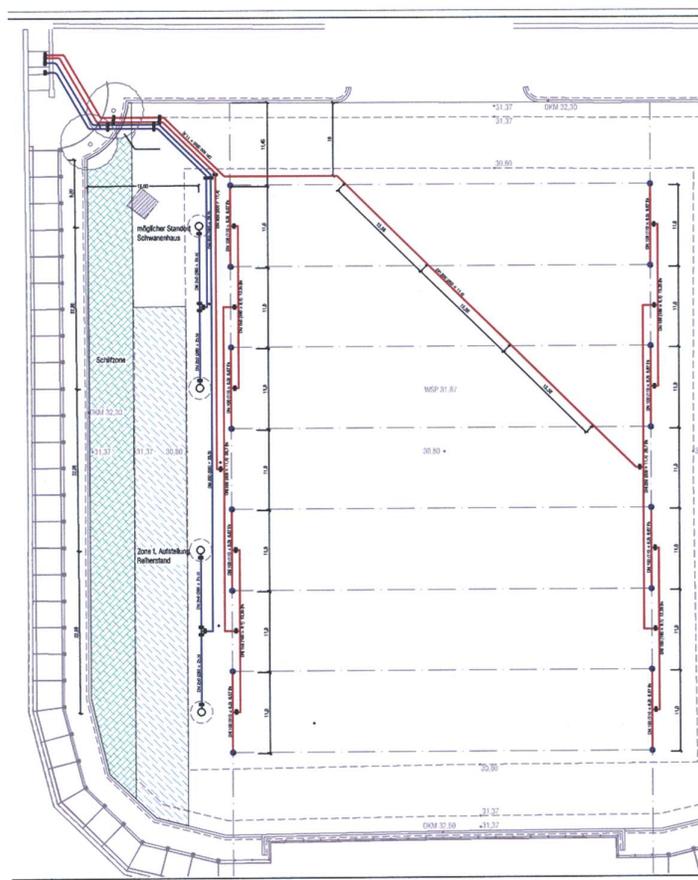


Abbildung 17: Brunnenanlage im Engelbecken (Quelle: BA Mitte von Berlin- HORTEC 2006)

Nach Angaben des Umwelt- und Naturschutzamtes des BA Mitte von Berlin erfolgt die Steuerung der Anlage durch einen externen Dienstleister im Auftrag des Grünflächenamtes des BA Mitte von Berlin. Die Anlage wird von ca. Mitte April bis ca. Mitte/ Ende Oktober durchgängig mit einer Nachtabschaltung zwischen 22:00 Uhr und 10:00 Uhr betrieben.

Die Brunnenanlage wird in einem internen Kreislauf betrieben, es existiert keine externe Speisung. Das Wasser wird durch ein separates Leitungssystem ausschließlich auf der Westseite der Brunnenanlage unterhalb der Brunnendüsen angesaugt (Lochblech) und über eine separate Leitung zur Pumpe in der Nordwestecke des Engelbeckens befördert, um von dort über ein zweites Leistungssystem auf die Brunnen an der Ost- und Westseite verteilt zu werden.

Durch den Betrieb der 16 Einzelbrunnen besteht voraussichtlich grundsätzlich eine sehr gute Möglichkeit, zusätzlich Sauerstoff in das Engelbecken einzutragen. In Auswertung der Messwerte zum Sauerstoff besteht voraussichtlich ein Bedarf zum Eintrag von Sauerstoff jeweils nachts während der Vegetationsperiode, wenn die Gefahr besteht, dass durch Atmung und Zehrung planktischer Mikroalgen Sauerstoffdefizite auftreten sowie ggf. am Ende der Vegetationsperiode, wenn die Population der planktischen Mikroalgen witterungsbedingt zusammenbricht und eine erhöhte Zehrung durch mikrobiellen Abbau von planktischem Detritus entsteht

Hinsichtlich der Sauerstoffverhältnisse muss jedoch zusammenfassend angemerkt werden, dass trotz der beschriebenen, potenziell auftretenden Defizite bislang keine Berichte darüber vorliegen, dass Sauerstoffkalamitäten zu einer Schädigung der aquatischen Fauna (z.B. Fischsterben) geführt haben.

3.1.4 pH-Wert, Leitfähigkeit und Redoxpotenzial

Der pH-Wert im Engelbecken schwankte zwischen 8,1 (30.03.) und 9,1 (22.08.). Sechs Messwerte liegen dabei zwischen 8,1 und 8,8 (zwischen 27.02. und 20.07.). Der höchste Wert wurde am 22.08. mit 9,1 bestimmt.

Die gemessenen pH-Werte liegen im oberen Bereich für natürliche Seen, sie treten häufig in nährstoffreichen Gewässern auf. Der Messwert oberhalb von 9,0 zeigt eine starke Photosyntheseaktivität planktischer Mikroalgen an, wie sie durch die hohe Konzentration des Chlorophyll.-a und die Phytoplankton-Biomasse an diesen Termin bestätigt wurde. Durch die Photosynthese wird dem Wasser CO₂ entzogen, was zu einer Erhöhung des pH-Wertes führt. Dieser Prozess ist an vielen nährstoffreichen Seen in der Vegetationsperiode zu beobachten.

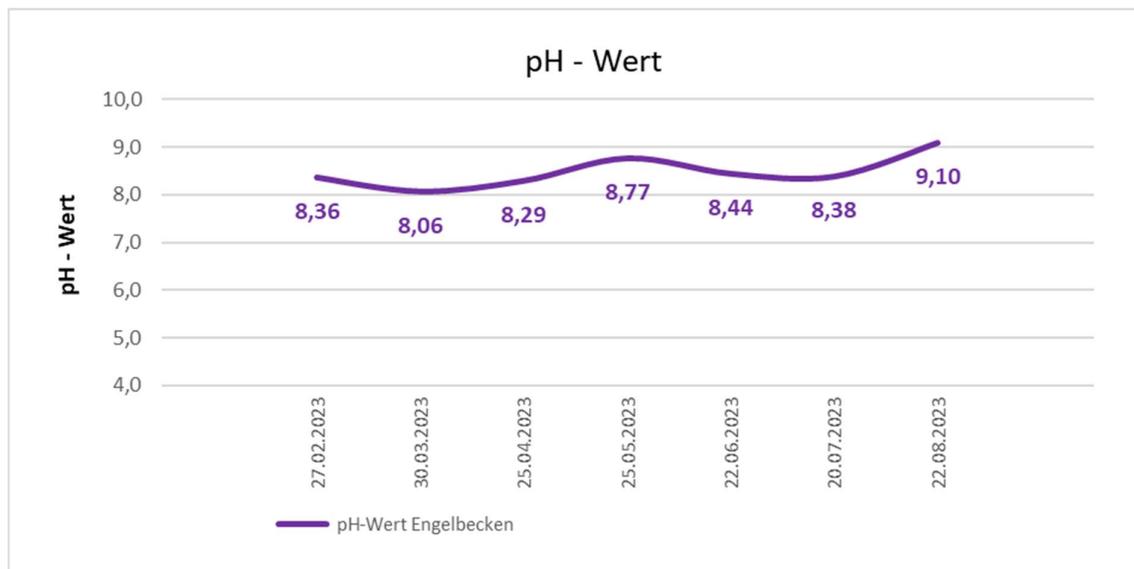


Abbildung 18: pH-Werte im Engelbecken im Untersuchungszeitraum Februar – August 2023

Die Leitfähigkeit im Engelbecken schwankte im Untersuchungszeitraum zwischen 748 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (22.08.) und 908 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (22.06.). Die gemessenen Leitfähigkeiten sind erhöht, sie sind ein Maß für eine erhöhte Konzentration an Salzen im Wasserkörper wie Chloride, Sulfate oder Karbonate.

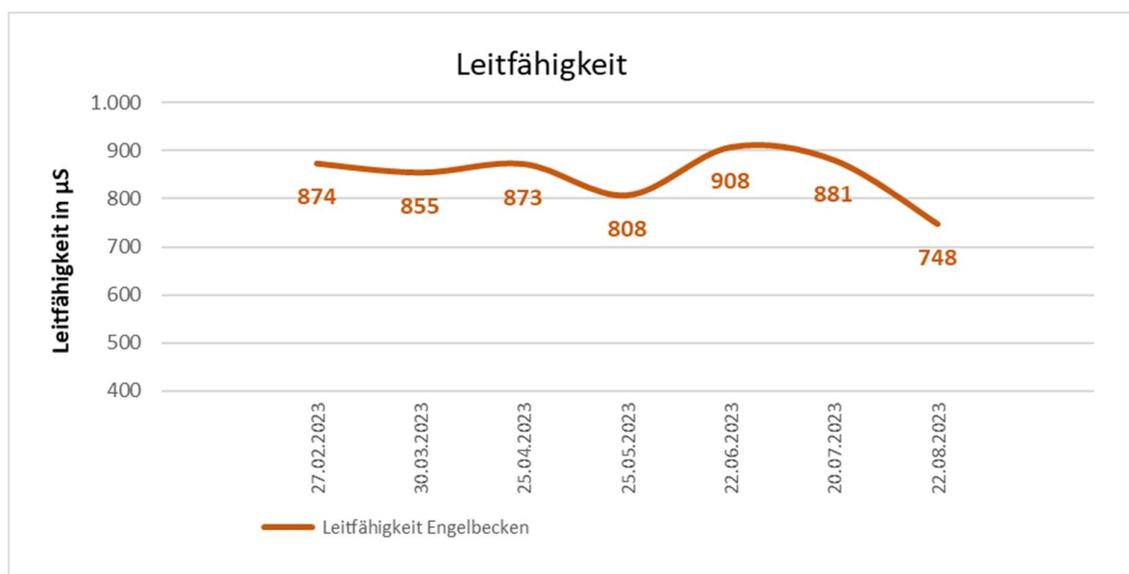


Abbildung 19: Leitfähigkeit im Engelbecken im Untersuchungszeitraum Februar – August 2023

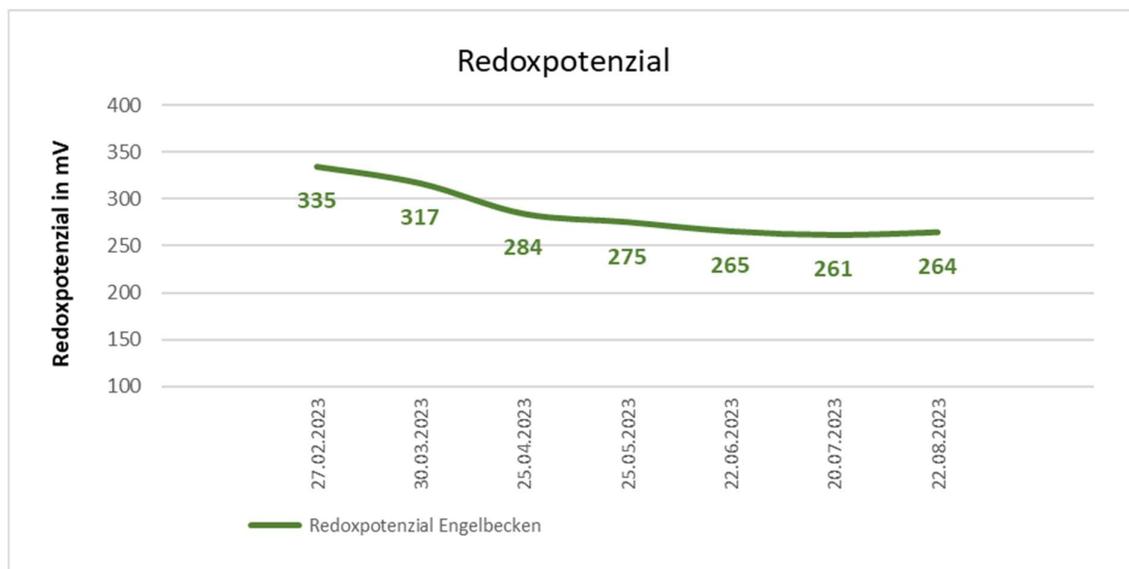


Abbildung 20: Redoxpotential im Engelbecken im Untersuchungszeitraum Februar – August 2023

Das Redoxpotential im Engelbecken schwankte im Jahr 2023 gering zwischen 335 mV (27.02.) und 264 mV (22.08.). Dabei nahm das Redoxpotential im Verlauf der Vegetationsperiode kontinuierlich ab. Im Hochsommer wurde nahezu konstant jeweils ein Redoxpotential von ca. 265 mV gemessen.

3.1.5 Nährstoffverhältnisse - Phosphor

Die Nährstoffverhältnisse, insbesondere die Konzentrationen der Pflanzennährstoffe Phosphor und Stickstoff bestimmen das Maß der Primärproduktion der planktischen Mikroalgen sowie zum Teil der Unterwasserpflanzen, die ihren Nährstoffbedarf ebenfalls ganz oder teilweise aus dem Freiwasser decken, im Becken aber fehlen. Je höher dabei die Nährstoffkonzentrationen sind, desto höher fällt das Niveau der Primärproduktion aus. Je höher die Nährstoffkonzentrationen sind, desto höher ist in der Regel auch der Anteil planktischer Mikroalgen an der Primärproduktion, da diese bei hohen Biomassen die Unterwasserpflanzen beschatten und so deren Wachstum effektiv behindern.

Die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff werden von planktischen Mikroalgen und Unterwasserpflanzen in einem bestimmten Verhältnis zueinander benötigt. Das optimale molare Verhältnis von Stickstoff zu Phosphor ist 10:1 bis 16:1 (Redfield Ratio). Stehen mehr Stickstoff oder mehr Phosphor zur Verfügung, kann nicht mehr Biomasse gebildet werden. In den Seen Norddeutschlands ist in der Regel der Nährstoff Phosphor der Faktor, der die Produktion der pflanzlichen Biomasse begrenzt.

Dies war im Engelbecken in der ersten Hälfte des Untersuchungszeitraumes zwischen Februar und Mai 2023 ganz klar der Fall, das N:P – Verhältnis nahm in diesem Zeitraum von ca. 40:1 (Februar) auf ca. 26:1 (Mai) ab, lag aber deutlich über 16:1. Im weiteren Verlauf des Untersuchungszeitraumes reduzierte sich das N:P - Verhältnis auf ca. 9:1 (Juni und Juli) um im August wieder auf ca. 14:1 anzusteigen (siehe Abbildung 21) und lag damit im Bereich an der Grenze von Phosphor- und Stickstofflimitation.

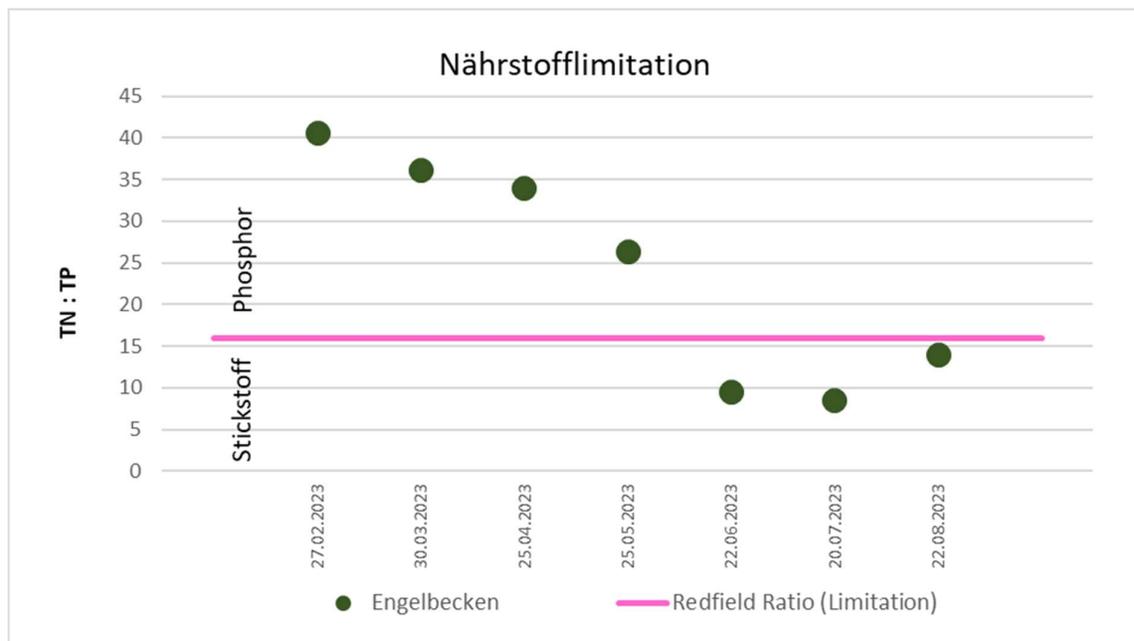


Abbildung 21: Molare N:P – Verhältnisse im Engelbecken und Grenze P-Limitation (redfield ratio) im Untersuchungsjahr 2023

Trotzdem kann davon ausgegangen werden, dass das Engelbecken grundsätzlich eher phosphorlimitiert ist, die Konzentration des Phosphors bestimmt das Maß der Primärproduktion durch Phytoplankton. Die tatsächlichen Verhältnisse werden später bei der Darstellung der Entwicklung der Nährstoffparameter Phosphor und Stickstoff im Untersuchungszeitraum diskutiert.

Die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors sowie des Orthophosphat-Phosphors (gelöster Phosphor) im Engelbecken sind in der folgenden Abbildung 22 dargestellt. Neben der ermittelten Konzentration des Gesamt-Phosphors sind die jeweiligen Obergrenzen der Trophiegrade schwach eutroph (e1), stark eutroph (e2), schwach polytroph (p1), stark polytroph (p2) und hypertroph (h) entsprechend der Trophieklassifikation nach LAWA (1999) dargestellt.

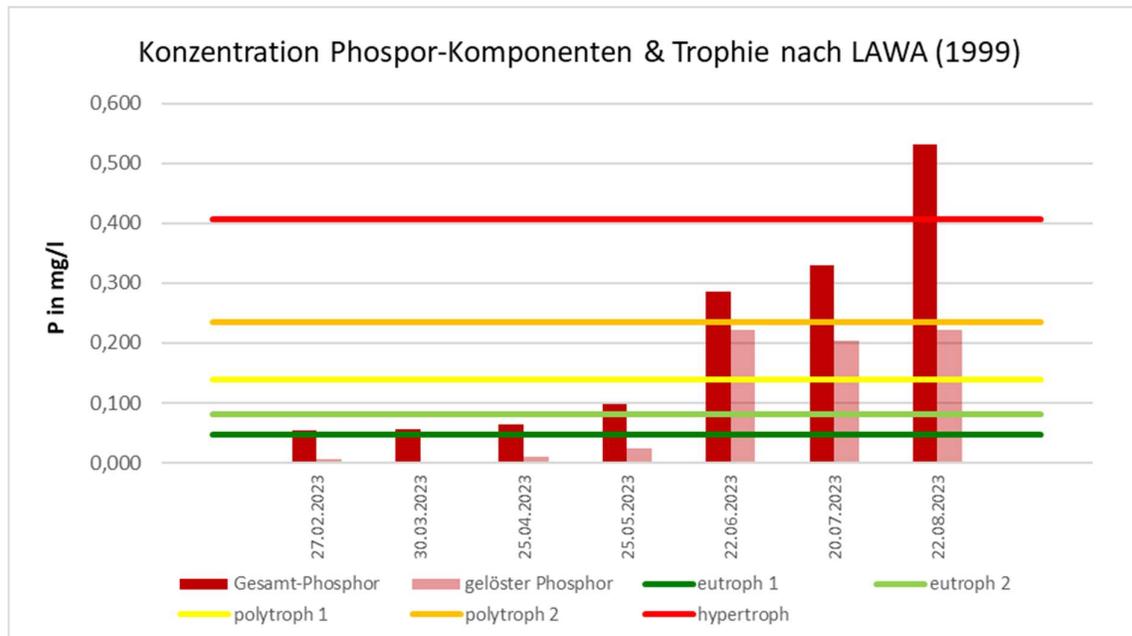


Abbildung 22: Konzentration des Gesamt-Phosphors und des Orthophosphat-Phosphors im Engelbecken im Jahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)

Die Konzentration des Gesamt-Phosphors im Engelbecken nahm im Untersuchungszeitraum stark zu, von 0,054 mg/l im Februar auf 0,532 mg/l im August. Damit kam es in diesem Zeitraum zu einer Verzehnfachung der Konzentration des Gesamt-Phosphors.

Dabei waren die Konzentrationen im Winter und Frühjahr zwischen Ende Februar und Ende April mit 0,054 mg/l bis 0,064 mg/l noch recht gering. Im Laufe des Monats Mai steigt die Konzentration weiter leicht an auf 0,098 mg/l. Im weiteren Verlauf des Untersuchungszeitraumes kommt es dann zu starken Erhöhungen der Konzentration auf 0,286 bzw. 0,330 mg/l im Juni und Juli sowie auf die maximale Konzentration des Untersuchungszeitraumes von 0,532 mg/l Ende August 2023. Da die Messkampagne im August endete ist nicht belegt, wie sich die Konzentrationen im weiteren Jahresverlauf entwickelten, es kann jedoch vermutet werden, dass die Konzentrationen ab September wieder zurück gingen, um im Herbst und Winter wieder den Bereich zwischen 0,050 und 0,070 mg/l zu erreichen.

Die starke Zunahme der Konzentrationen, insbesondere im Hochsommer zwischen Mai und August, ist bemerkenswert im Vergleich zu naturnahen Gewässern in Nordostdeutschland. Insbesondere die Verdreifachung der Konzentration in nur einem Monat zwischen Ende Mai und Ende Juni sowie der erneute starke Anstieg zwischen Ende Juli und Ende August werfen die Frage auf, welche Phosphorquelle in der Lage ist, einen so starken Konzentrationsanstieg zu verursachen.

Abbildung 23 zeigt, dass der Phosphor-Inhalt Ende Mai bei einem Seevolumen von 7.360 m³ (Fläche: 9.200 m², mittlere Tiefe 0,8 m) und einer P-Konzentration von 0,098 mg/l nur ca. 720 g beträgt. Innerhalb von nur vier Wochen nimmt die P-Menge um ca. 1,4 kg auf ca. 2,1 kg zu, bis Ende August erhöht sich die P-Menge noch einmal um ca. 1,8 kg auf ca. 3,9 kg. Die Zunahme der P-Menge zwischen Februar/ März und Ende August beträgt ca. 3,5 kg.

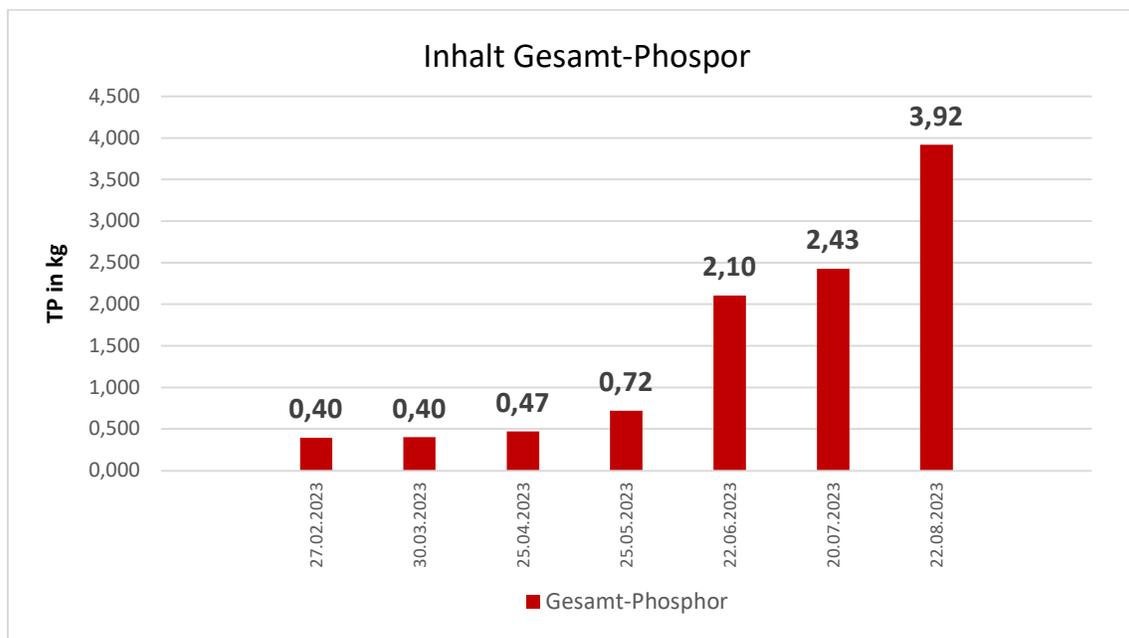


Abbildung 23: Entwicklung der im Engelbecken enthaltenen Menge des Gesamt-Phosphors im Jahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)

Potenzielle Ursachen des starken Anstieges der P-Konzentrationen und der P-Menge im Engelbecken sind die internen und externen P-Quellen, insbesondere der Zustrom von Grundwasser sowie die Rücklösung von Phosphor aus den Sedimenten. Eine Bewertung und Quantifizierung dieser potenziellen Quellen erfolgt später im entsprechenden Kapitel zum Nährstoffhaushalt des Engelbeckens.

Da der Parameter Gesamt-Phosphor alle Komponenten des Phosphors berücksichtigt, also den partikulär, vor Allem in den planktischen Mikroalgen und deren Detritus gebundenen Phosphor, den organisch gebundenen Phosphor sowie den gelösten Phosphor (Orthophosphat – Phosphor) ist er ein Summenparameter, der den aktuellen Nährstoffstatus spiegelt und zur Klassifikation der Trophie nach LAWA genutzt wird. Der gelöste Phosphor (Orthophosphat Phosphor) ist die Phosphor-Komponente, die pflanzenverfügbar ist und die damit sofort für die Primärproduktion planktischer Mikroalgen zur Verfügung steht. In phosphorlimitierten

Seen ist die Konzentration des Orthophosphat-Phosphors immer sehr gering, da der verfügbare gelöste Phosphor sofort zur Bildung neuer Biomasse genutzt wird. Neben der Indikatorfunktion für die Nährstofflimitation kann die Konzentration des gelösten Phosphors jedoch auch ein Indiz zu den Quellen einer Nährstoffbelastung darstellen. Da beispielsweise die Phosphor-Rücklösung aus den Sedimenten über den Parameter Orthophosphat-Phosphor erfolgt, kann ein Anstieg der Konzentration des gelösten Phosphors durch die Rücklösung von Nährstoffen aus den Sedimenten verursacht sein.

Die Konzentrationen des gelösten Orthophosphat-Phosphors (SRP) im Engelbecken ist zwischen Februar und April 2023 gering, sie schwankt zwischen 0,002 und 0,010 mg/l, der Anteil am Gesamt-Phosphor beträgt nur 4 – 16 %. In dieser Phase muss davon ausgegangen werden, dass der gelöste Phosphor sofort in planktische Biomasse überführt wird. Schon im Mai ändern sich jedoch die Verhältnisse, die Konzentration des gelösten Phosphors steigt auf 0,025 mg/l, der Anteil am Gesamt-Phosphor beträgt 25 %. Dies stellt ein Indiz dafür dar, dass offenbar nicht mehr der gesamte verfügbare Phosphor in planktische Biomasse überführt werden kann, im Kontext mit der starken Erhöhung der Konzentration des Gesamt-Phosphors und der P-Menge im See könnte dies auch ein Hinweis auf die beginnende Rücklösung von Phosphor aus den Sedimenten sein. Zwischen Juni und August verstärkt sich der im Mai aufgetretene Trend: die Konzentration des gelösten Phosphors im Engelbecken steigt stark an, auf Konzentrationen zwischen 0,203 und 0,222 mg/l, der Anteil am Gesamt-Phosphor beträgt 78 bzw. 62 % im Juni und Juli sowie 42 % im August. Die hohen Konzentrationen sind ein starkes Indiz dafür, dass die Primärproduktion planktischer Mikroalgen im Engelbecken in dieser Zeit nicht mehr durch Phosphor, sondern durch Stickstoff limitiert ist. Im Zusammenhang mit dem starken Anstieg der Konzentration und Menge des Gesamt-Phosphors im Gewässer muss davon ausgegangen werden, dass ein größerer Teil dieser Konzentrationserhöhung aus dem Sediment gespeist wird.

Der für die Trophieklassifikation nach LAWA (1999) relevante Sommermittelwert der Konzentration des Gesamt-Phosphors (Mai bis September) liegt im Untersuchungsjahr 2023 bei 0,312 mg/l. Damit gilt das Engelbecken für den Parameter Gesamt-Phosphor nach LAWA (1999) mit einem Index für Phosphor von 4,75 als hypertroph (h). Werden die einzelnen Analyseergebnisse im Untersuchungszeitraum mit Hilfe der Klassengrenzen der Konzentration für Gesamt-Phosphor eingeordnet, so erreicht der See im Mai noch den schwach polytrophen (p1) Zustand (Klasse 4 der 6-stufigen Trophieskala) und damit die besten Verhältnisse in der Sommersaison, zwischen Juni und August sind die Konzentrationen des Phosphors jedoch so hoch, dass nur der hypertrophe (h) Zustand und damit Klasse 6 der 6-stufigen Skala erreicht wird.

Die für die Trophieklassifikation ebenso relevanten Zirkulationswerte (Vollzirkulation) der Konzentration des Gesamt-Phosphors (Februar – März) betragen 0,054 mg/l (Februar) bzw. 0,055 mg/l (März). Diese Konzentrationen indizieren den Trophiegrad stark eutroph (e2) und damit Klasse 3 der 6-stufigen Trophieskala. Die Konzentrationen in diesem Zeitraum sind so gering, dass sie im Übergangsbereich zum Trophiegrad schwach eutroph (e1) angesiedelt sind (siehe Abbildung 22).

Damit schwanken die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors im Untersuchungszeitraum 2023 über insgesamt vier Trophiegrade zwischen stark eutroph (e2) und hypertroph (h). Dies ist ein Indiz dafür, dass die Wasserqualität des verhältnismäßig kleinen Wasserkörpers sehr stark durch externe Faktoren und interne chemische Prozesse beeinflusst werden kann und auch tatsächlich beeinflusst wird.

Da das Engelbecken in seiner Trophie und damit seiner Wasserqualität eher durch den Parameter Phosphor gesteuert wird, müssen sich Maßnahmen zur Verbesserung der Verhältnisse vor allem auf diesen Parameter konzentrieren.

3.1.6 Nährstoffverhältnisse - Stickstoff

Die Entwicklung der Konzentrationen des Stickstoffs im Engelbecken im Untersuchungszeitraum 2023 sind in der Abbildung 24 dargestellt. In der Abbildung sind der Gesamt-Stickstoff, als Summenparameter aller Stickstoffkomponenten (partikulär gebundenen Stickstoff, organisch gebundener Stickstoff und gesamt-geöster Stickstoff dargestellt) sowie der Parameter gesamt-gelöster Stickstoff als Summenparameter aller gelösten Stickstoffkomponenten (Nitrit-N, Nitrat-N sowie Ammonium-N). Dabei sind insbesondere der Nitrat-Stickstoff bzw. bedingt der Ammonium-Stickstoff bioverfügbar, die können direkt zum Aufbau phytoplanktischer Biomasse genutzt werden.

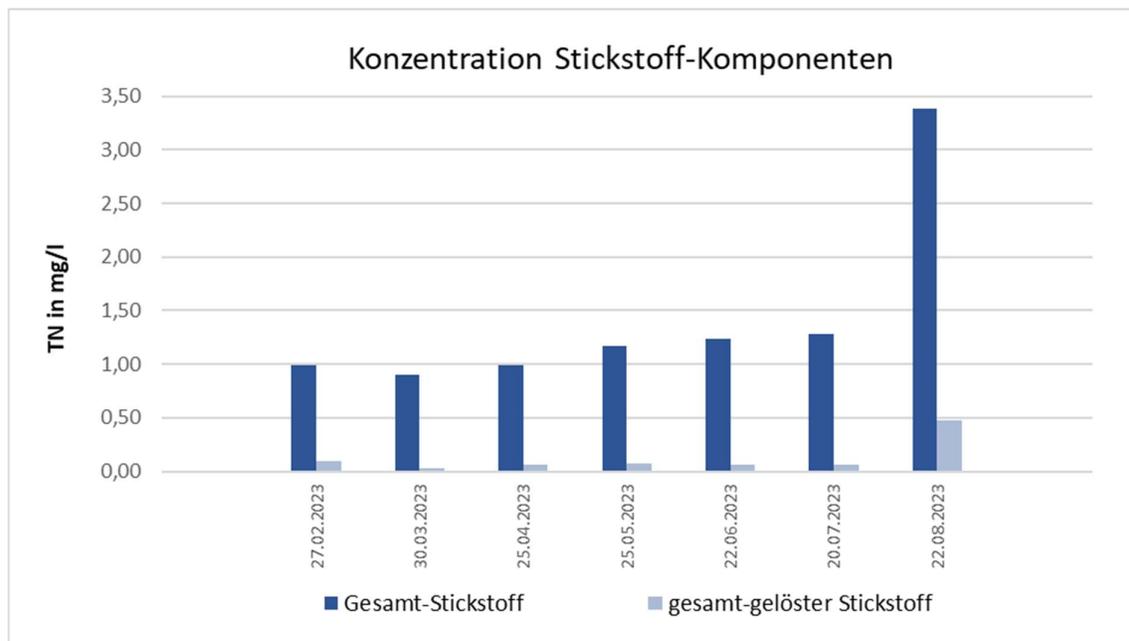


Abbildung 24: Konzentration des Gesamt-Stickstoffs und der gelösten Stickstoffkomponenten im Engelbecken im Jahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH (2023))

Im Untersuchungszeitraum 2023 schwankte die Konzentration des Gesamt-Stickstoffs zwischen 0,90 mg/l (30.03.) und 3,38 mg/l (22.08.).

Im Jahresverlauf wurden zwischen Februar und April, wie beim Gesamt-Phosphor, sehr geringe Konzentrationen zwischen 0,90 und 0,99 mg/l gemessen, der Anteil der gelösten Stickstoff-Komponenten am Gesamt-Stickstoff war mit 3 % (März) bis 9 % (Februar) sehr gering.

Zwischen Mai und Juli erhöhte sich die Konzentration des Gesamt-Stickstoffs gering auf 1,17 (Mai) bis 1,28 mg/l (Juli). Der Anteil der gelösten Stickstoffkomponenten war mit 5 – 6 % weiterhin sehr gering. Insbesondere ist bemerkenswert, dass der starke Anstieg der Konzentrationen des Gesamt-Phosphors, der zwischen Mai und Juli zu beobachten war, für den Parameter Gesamt-Stickstoff nicht erfolgte.

Dieser starke Anstieg erfolgte erst im August, als eine Konzentration des Gesamt-Stickstoffs von 3,38 mg/l analysiert wurde und damit eine Verdreifachung der Konzentration gegenüber dem Juli. Auch der Anteil der gelösten Stickstoffkomponenten nahm im August stark auf 14 % zu.

Die Konzentrationen des gesamt-gelösten Stickstoffs waren zwischen Februar und Juli gering mit Werten zwischen 0,025 mg/l (März) und 0,074 mg/l (Mai). Dabei waren die Konzentrationen des Nitrit-N sowie des direkt bioverfügbaren Nitrat-N mit 0,002 – 0,004 mg/l (Nitrit-N) bzw. 0,008 – 0,011 mg/l (Nitrat-N) sehr gering (im Bereich der Nachweisgrenze des Analyseverfahrens). Damit wurde der Großteil des gesamt-gelösten Stickstoffs durch Ammonium-N gebildet, die Konzentrationen betragen 0,015 – 0,083 mg/l. Im August stieg auch die Konzentration des gesamt-gelösten Stickstoffs gegenüber den Vormonaten deutlich an, auf 0,474 mg/l, etwa eine Verzehnfachung gegenüber der Konzentration im Vormonat Juli. Auch im August waren die Konzentrationen der Komponenten Nitrit-N und Nitrat-N gering, der größte Teil des gesamt-gelösten Stickstoffs wurde durch Ammonium-N gebildet (0,458 mg/l).

Ammonium-N wird unter Anwesenheit von Sauerstoff bei der Nitrifikation bakteriell in zwei Stufen zu Nitrit-N bzw. zu Nitrat-N abgebaut. Da im polymiktischen (mehrmalige jährliche Vollzirkulation) Engelbecken mindestens am Tage immer genügend Sauerstoff zur Nitrifikation verfügbar ist, ist davon auszugehen, dass die Umwandlung von Ammonium-N zu gut bioverfügbarem Nitrat-N permanent erfolgt.

Hinsichtlich der Nährstofflimitation der phytoplanktischen Primärproduktion bedeutet dies, dass das Engelbecken zwischen Februar und Mai, wie durch das N:P Verhältnis dokumentiert, eher durch eine P-Limitation gekennzeichnet ist, während insbesondere die pflanzenverfügbaren Nährstoffe Orthophosphat-Phosphor und Nitrat-Stickstoff immer in sehr geringen Konzentrationen vorlagen, lag nitrifizierbarer Ammonium-Stickstoff in dieser Periode in höheren Konzentrationen vor, bioverfügbares Nitrat-N konnte damit immer produziert werden. Im Juni und Juli kehrte sich die Situation um, es mangelte an pflanzenverfügbarem Stickstoff, Orthophosphat-Phosphor war hingegen in hohen Konzentrationen verfügbar, die Produktion planktischer Biomasse war N-limitiert. Die im Juni und Juli analysierten geringen Konzentrationen des Chlorophyll-a sind ein Indiz für diese These. Im August änderten sich die Verhältnisse grundlegend. Pflanzenverfügbare Phosphor und Stickstoff waren in hohen Konzentrationen vorhanden und führten zu einem starken Anstieg der phytoplanktischen Biomasse, dokumentiert in der hohen Konzentration des Chl.-a und im hohen Phytoplankton-Biovolumen. Die Primärproduktion war im August tatsächlich offensichtlich durch Licht limitiert, da trotz pflanzenverfügbarem Stickstoff und Phosphor keine weitere planktische Biomasse gebildet werden konnte.

Da das Engelbecken in seiner Trophie in einem Großteil des Jahres eher durch den Nährstoff Phosphor limitiert ist, kommt der Reduzierung der Konzentrationen des Stickstoffs nur eine untergeordnete Bedeutung zu.

3.1.7 Chlorophyll-a

Die Konzentration des Chlorophyll-a (Chl.-a) ist ein Äquivalent für das Maß der Primärproduktion der planktischen Mikroalgen. Der grüne Pflanzenfarbstoff ist in den planktischen Mikroalgen enthalten, da diese Photosynthese betreiben. Da die Biomasse der planktischen Mikroalgen in starkem Maße von den Nährstoffverhältnissen abhängig ist, besteht in den meisten Seen ein direkter Zusammenhang zwischen Nährstoffkonzentrationen, insbesondere des Phosphors, und der Konzentration des Chl.-a.

In Seen mit großen Beständen von Unterwasserpflanzen ist das Wachstum der planktischen Mikroalgen durch Nahrungskonkurrenz und Allelopathie begrenzt, die Konzentrationen des Chl.-a können geringer sein, als es die Nährstoffkonzentrationen erwarten lassen. Da das Engelbecken jedoch frei von Unterwasserpflanzen ist, kommt dieser Effekt hier nicht zum Tragen.

Die Konzentrationen des Chl.-a im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 sind in der folgenden Abbildung 25 dargestellt.

Neben den Konzentrationen des Chl.-a sind die jeweiligen Obergrenzen der Trophiegrade schwach eutroph (e1) stark eutroph (e2), schwach polytroph (p1), stark polytroph (p2) und hypertroph entsprechend der Trophieklassifikation nach LAWA (1999) dargestellt.

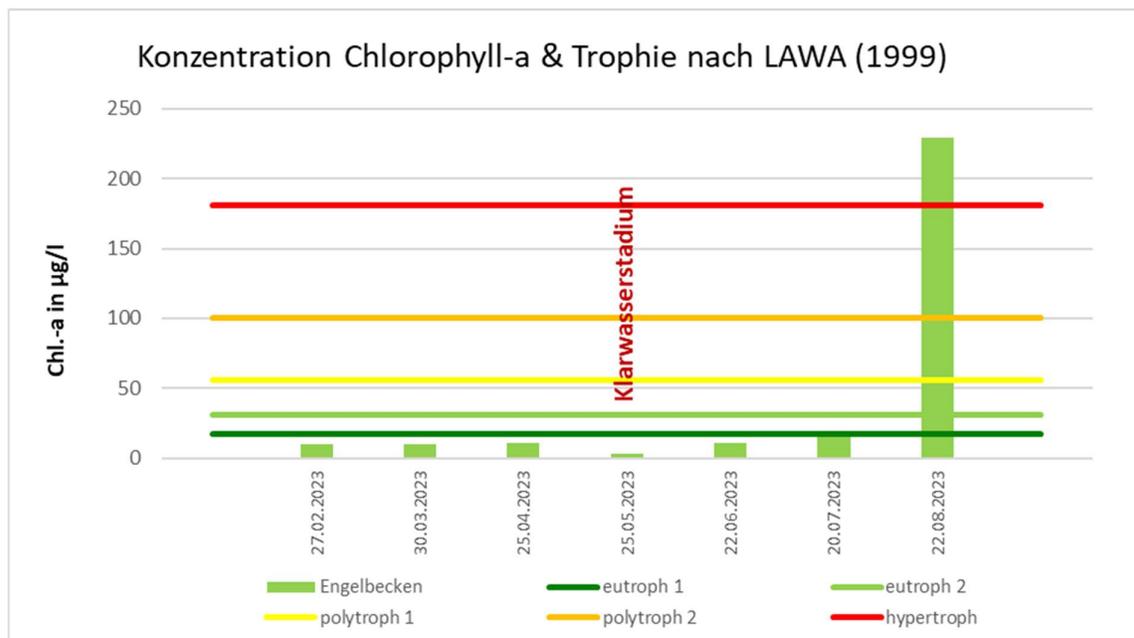


Abbildung 25: Konzentration des Chlorophyll-a im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)

Die Konzentration des Chlorophyll-a (Chl.-a) im Engelbecken schwankte im Untersuchungsjahr 2023 zwischen 3 µg/l (25.05.) und 229 µg/l (22.08.).

Zwischen Februar und April 2023 waren die Konzentrationen des Chl.-a gering, sie schwankten ebenso gering zwischen 10 und 11 µg/l. Nach LAWA (1999) indizieren diese Konzentrationen den Trophiegrad schwach eutroph (e1) im Übergangsbereich zu mesotroph (m), sie sind damit den Klassen 1-2 der 6-stufigen Skala zuzuordnen. Die Bewertung des Parameters Chl.-a ist damit um einen Trophiegrad besser als die Bewertung des Parameters Gesamt-Phosphor.

Im Mai ging die Konzentration de Chl.-a, trotz angestiegener Konzentration des Gesamt-Phosphors, stark auf sehr geringe 3 µg/l zurück. Diese Konzentration indiziert ganz klar mesotrophe Verhältnisse, obwohl die Konzentration des Gesamt-Phosphors mit schwach polytroph (p1) drei Trophiegrade schlechter zu bewerten ist.

Die Ursache für diese Diskrepanz ist die Aktivität des Zooplanktons. Zooplankton steht im Nahrungsnetz von Seen über den planktischen Mikroalgen und nutzt diese als Nahrungsbasis. Insbesondere im Mai trat eine hohe Biomasse des Zooplanktons auf. Aufgrund der Artzusammensetzung des Phytoplanktons (gut fressbare Arten) und der Artzusammensetzung und Abundanz der Fische (geringer Fraßdruck) konnte sich das Zooplankton massenhaft entwickeln und die Biomasse des Phytoplanktons bzw. die Konzentration des Chl.-a effektiv reduzieren. In der Gewässerökologie wird dieser Zustand als Klarwasserstadium bezeichnet.

Auch im Juni und Juli waren die Konzentrationen des Chl.-a noch sehr gering, sie betragen 11 µg/l (Juni) bzw. 19 µg/l (Juli). Diese geringen Konzentrationen stehen im scharfen Kontrast zu den sehr hohen Konzentrationen des Gesamt-Phosphors in diesem Zeitraum. Während nach LAWA (1999) die Konzentrationen des Chl.-a einen schwach eutrophen (e1) Trophiegrad indizieren, ist der Trophiegrad bezüglich des Parameters Gesamt-Phosphor schon hypertroph. Die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors in diesem Zeitraum von ca. 0,300 mg/l könnten nach LAWA (1999) Chl.-a – Konzentrationen von ca. 130 µg/l bilden. Das dieses Szenario am Engelbecken nicht eintrat ist mindestens durch den Wechsel der Limitation ab Juni verursacht, damit sind die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors und des Chl.-a entkoppelt. Ggf. spielt auch in diesen Monaten der Fraßdruck des Zooplanktons eine weitere Rolle bei der Begrenzung der Biomasse des Phytoplanktons und damit der Konzentration des Chl.-a.

Im August kam es zu einem extrem starken Anstieg der Konzentration des Chl.-a auf 229 µg/l, gegenüber der Konzentration im Juli (19 µg/l) erhöhte sich die Konzentration um das ca. 10-fache. Während noch im Juli die geringen Konzentrationen des pflanzenverfügbaren Stickstoffs die Produktion planktischer Biomasse begrenzt hat, kommt dieser Effekt im August nicht mehr zum Tragen, da auch die Konzentration des Stickstoffs und insbesondere des pflanzenverfügbaren Stickstoffs stark zugenommen hat. Die Konzentrationen von Gesamt-Phosphor (0,532 mg/l) bzw. Chl.-a (229 µg/l) sind so hoch, dass sie in der Trophietabelle in LAWA (1999) nicht mehr erscheinen. In LAWA (2014) wird für den Typ der polymiktischen Seen mit einer mittleren Tiefe von < 3,0 m ein Trophie-Index von 5,2 – 5,4 angegeben, dies entspricht ebenso dem hypertrophen Trophiegrad. In LAWA (2014) ist der Konzentration des Gesamt-Phosphors von 0,532 mg/l eine Konzentration des Chl.-a von ca. 280 µg/l zugeordnet, die im Engelbecken

nicht erreicht wird. Dies ist, wie auch die hohen Konzentrationen von pflanzenverfügbarem Stickstoff und Phosphor ein Indiz dafür, dass die planktische Biomasse im August nicht durch Nährstoffe, sondern durch Selbstbeschattung durch den Faktor Licht begrenzt wird.

Die Konzentrationen des Chl.-a korrespondieren dabei sehr gut mit den Biovolumina des Phytoplanktons (vgl. Kap. 3.1.11). Dabei wurde das Phytoplankton jedoch nur an 5 Terminen untersucht.

Im Februar war das Phytoplankton-Biovolumen mit $1,52 \text{ mm}^3/\text{l}$ zunächst recht gering, das Klarwasserstadium im Mai dokumentiert sich mit einem sehr geringen Biovolumen von nur $0,46 \text{ mm}^3/\text{l}$. Auch im Juni ist das Phytoplankton-Biovolumen mit $1,72 \text{ mm}^3/\text{l}$ noch sehr gering. Mit dem leichten Anstieg der Konzentration des Chl.-a im Juli steigt auch das Biovolumen des Phytoplanktons auf $5,84 \text{ mm}^3/\text{l}$. Der starke Anstieg der Konzentration des Chl.-a im August ist verursacht durch den Anstieg des Phytoplankton-Biovolumens auf $36,59 \text{ mm}^3/\text{l}$.

Der für die Trophieklassifikation relevante Sommermittelwert der Konzentration des Chl.-a betrug $65,5 \text{ }\mu\text{g/l}$. Damit gilt das Engelbecken für den Parameter Chlorophyll-a nach LAWA (1999) mit einem Index für Chlorophyll von 4,10 als stark polytroph (p2).

Werden jedoch die einzelnen Analysenergebnisse im Untersuchungszeitraum mit Hilfe der Klassengrenzen der Konzentration für Chlorophyll eingeordnet, so erreicht der See zwischen Februar und Juni den Übergangsbereich zwischen mesotrophem (m) und schwach eutrophen (e1) Zustand und damit Klasse 1-2 der 6-stufigen Skala. Im Mai (Klarwasserstadium) ist der Trophiegrad als mesotroph (m) zu bezeichnen. Im Juli steigt die Konzentration des Chl.-a etwas an, die Trophie verschlechtert sich leicht auf den Trophiegrad stark eutroph (e2) im Übergangsbereich zu schwach eutroph (e1). Im August indiziert die sehr hohe Konzentration des Chl.-a einen hypertrophen (h) Trophiegrad.

Damit schwanken die Konzentrationen des Chl.-a noch viel stärker als die des Gesamt-Phosphors nämlich über insgesamt sechs Trophiegrade zwischen mesotroph (m) und hypertroph (h).

3.1.8 Sichttiefe

Auch die Sichttiefe ist, wie die Konzentration des Chlorophyll-a (Chl.-a), ein Äquivalent für das Maß der Primärproduktion der planktischen Mikroalgen. Je mehr planktische Mikroalgen gebildet werden, desto stärker trüben sie den Wasserkörper ein, desto geringer ist die Sichttiefe.

Neben der Biomasse der planktischen Mikroalgen kann die Sichttiefe jedoch noch durch andere Faktoren beeinflusst werden. Dies sind beispielsweise Huminstoffe, wie in moorgeprägten Seen Deutschlands, vor allem jedoch Skandinaviens; mineralische und organische Sedimente, insbesondere im Bereich von Badestellen oder nach Sturmereignissen; oder mineralischer Kalk, wie er bei dem chemischen Prozess der Calcitfällung in kalkreichen Seen entsteht.

Die Sichttiefe wird mit einer Secchi-Scheibe gemessen, dabei wird die Scheibe vom Boot aus an einer markierten Leine so lange in das Freiwasser abgesenkt, bis sie nicht mehr zu erkennen ist. Die so gemessene Tiefe bezeichnet die Sichttiefe. Bei sehr flachen und zeitweise klaren

Seen, wie auch dem Engelbecken, ist eine Messung der Sichttiefe nicht immer möglich, weil die Secchi-Scheibe an einzelnen Terminen auf den Seegrund trifft, bevor sie nicht mehr zu erkennen ist. Dann herrscht Grundsicht (GS), eine korrekte Messung der Sichttiefe ist damit nicht möglich.

An den Untersuchungsterminen im Februar, März und Mai 2023 herrschte im Engelbecken Grundsicht, so war eine korrekte Messung der Sichttiefe nicht möglich. Damit ist es nach LAWA (1999) nicht zulässig, die Messwerte der Sichttiefe für die Berechnung der Trophie für das Gesamtjahr 2023 zu nutzen, sondern nur für Einzeltermine, an denen keine Grundsicht (GS) bestand.

An den übrigen vier Terminen im April, Juni, Juli und August war eine korrekte Messung der Sichttiefe jedoch möglich.

Die Ergebnisse der Messungen der Sichttiefe im Engelbecken im Untersuchungszeitraum 2023 sind in der Abbildung 26 dargestellt.

Neben der Sichttiefe sind die jeweiligen Obergrenzen der Trophiegrade schwach eutroph (e1), stark eutroph (e2), schwach polytroph (p1), stark polytroph (p2) und hypertroph entsprechend der Trophieklassifikation nach LAWA (1999) dargestellt.

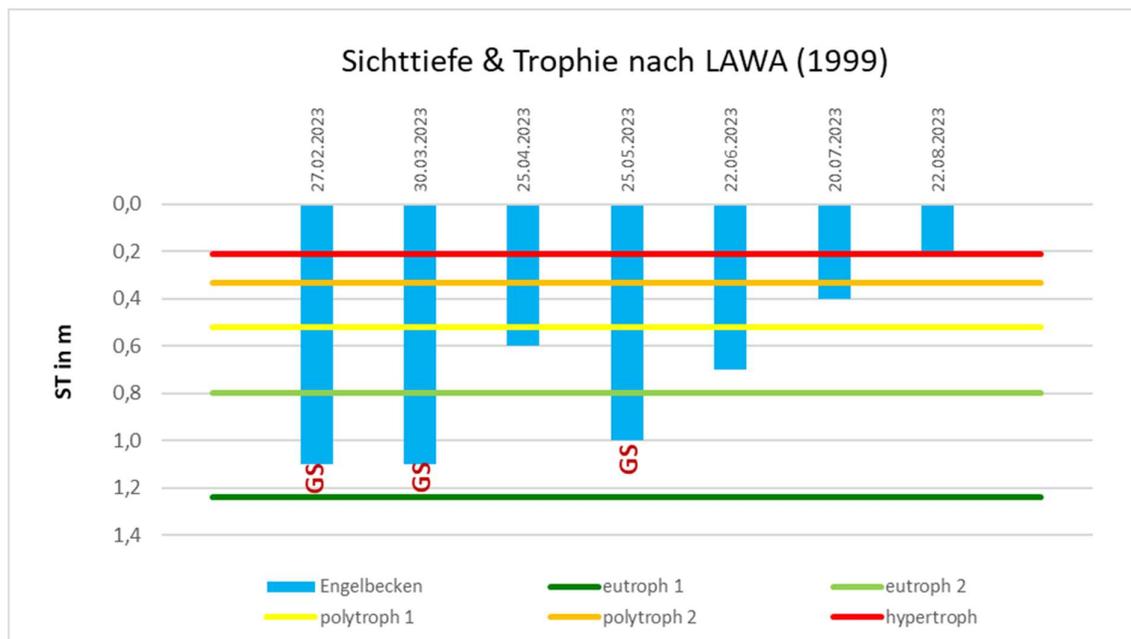


Abbildung 26: Entwicklung der Sichttiefe im Engelbecken im Untersuchungszeitraum 2023. GS = Grundsicht (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)

Im Februar und März war der Wasserkörper des Engelbeckens sehr klar, es herrschte Grundsicht von > 1,1 m. Die Sichttiefe von > 1,1 m indiziert nach LAWA (1999) mindestens stark eutrophe (e2) Verhältnisse oder besser. Nach LAWA (1999) korrespondiert eine Konzentration des Chl.-a von 10 µg/l, wie im Februar und März analysiert, mit einer Sichttiefe von ca. 1,9 m.

Im April kam es zu einem Rückgang der Sichttiefe auf nur noch 0,6 m. Da sich jedoch zwischen März und April die Konzentration des Chl.-a nur geringfügig von 10 auf 11 µg/l verändert hat,

muss die Sichttiefe im April 2023 durch einen weiteren Faktor, neben der Biomasse planktischer Mikroalgen, beeinträchtigt worden sein oder eine Algenart aufgetreten sein, die bei geringem spezifischem Chlorophyll-Inhalt eine besonders starke Trübung hervorgerufen hat. Auch planktischer Detritus, der durch windinduzierte Turbulenz im Freiwasser gehalten wird, könnte eine Ursache für die verhältnismäßig geringe Sichttiefe sein. Denn nach LAWA (1999) korrespondiert eine Konzentration des Chl.-a von 11 µg/l mit einer Sichttiefe von ca. 1,8 m. Da Phytoplankton im April 2023 jedoch nicht untersucht wurde, kann dies nicht weiter aufgeklärt werden. Die Sichttiefe von 0,6 m indiziert einen schwach polytrophen (p1) Trophiegrad.

Mit dem Klarwasserstadium im Mai erreicht auch die Sichttiefe wieder Grundsicht. Durch den Rückgang des Wasserspiegels beträgt die Grundsicht zu diesem Termin > 1,0 m. Dies induziert wiederum mindestens stark eutrophe Verhältnisse oder besser. Nach LAWA (2014) korrespondiert eine Konzentration des Chl.-a von 3 µg/l, wie im Mai analysiert mit einer Sichttiefe von ca. 4,2 m.

Mit zunehmender Konzentration des Chl.-a im Juni verschlechtert sich auch die Sichttiefe im Juni auf 0,7 m. Hier tritt jedoch das gleiche Phänomen auf, wie im April auf: trotz verhältnismäßig geringer Konzentration des Chl.-a ist die Sichttiefe gering. Nach LAWA (1999) korrespondiert eine Konzentration des Chl.-a von 11 µg/l, wie im Juni bestimmt, mit einer Sichttiefe von ca. 1,8 m. Zum Probenstermin wurde eine graue Wasserfarbe festgestellt, möglicherweise wurde die Sichttiefe zusätzlich durch die Aufwirbelung von Sedimenten negativ beeinträchtigt.

Im Juli steigt die Konzentration des Chl.-a auf 19 µg/l, die Sichttiefe geht auf 0,4 m zurück. Auch im Juli ist die Sichttiefe mit 0,4 m deutlich schlechter, als durch die Konzentration des Chl.-a nach LAWA (1999) indiziert. Dort korrespondiert eine Konzentration des Chl.-a von 19 µg/l mit einer Sichttiefe von ca. 1,15 m.

Im August verschlechtert sich die Sichttiefe erneut auf nur noch 0,2 m bei einer Konzentration des Chl.-a von 229 µg/l. Im August korrespondieren die tatsächlichen Messwerte für Sichttiefe und Chl.-a etwas besser: die Konzentration des Chl.-a von 229 µg/l korrespondiert mit einer Sichttiefe von ca. 0,23 m.

Die Bewertung der Verhältnisse von Sichttiefe und Chl.-a zeigt, dass die Nährstoffverhältnisse und dabei insbesondere die verhältnismäßig geringen Konzentrationen des Gesamt-Phosphors im Winter und Frühjahr, die N-Limitation im Juli sowie das zooplanktonindizierte Klarwasserstadium im Juni dazu führen müssten, dass der Wasserkörper des Engelbeckens eine recht große Klarheit aufweist. Im Februar, März und Mai 2023 konnte dies durch die Messergebnisse der Sichttiefe auch bestätigt werden. Im April, Juni und Juli müsste die Sichttiefe und damit die Klarheit des Wasserkörpers auf der Basis der Konzentrationen des Chl.-a besser sein, als tatsächlich gemessen, die Ursache dafür ist allerdings unklar. Nur zum Ende des Sommers hin, im August bewirkt der starke Anstieg der Nährstoffkonzentrationen eine starke Verschlechterung der Wasserqualität, bei der die Messwerte der drei trophierelevanten Parameter Sichttiefe, Chlorophyll-a und Gesamt-Phosphor nach LAWA (1999, 2014) wieder sehr gut miteinander korrespondieren.

Daraus ergibt sich, dass der Prozess identifiziert und bekämpft werden muss, der den starken Anstieg der Nährstoffkonzentrationen im Hochsommer, insbesondere aber im August verursacht.

3.1.9 Trophie

Die Klassifikation der Trophie erfolgte zunächst nach LAWA (1999) also der Vorgängerrichtlinie von LAWA (2014). Der Grund dafür ist, dass in LAWA (1999) auf der Basis von 88 Kleinseen ein Klassifikationsschema speziell für Kleinseen entwickelt wurde, das in LAWA (2014) nicht weiter geführt wurde. Nach LAWA (2014) muss die Klassifikation für den Seetyp „*polymiktische Seen mit einer mittleren Tiefe von < 3 m*“ erfolgen, der jedoch die geringe Größe des Engelbeckens nicht berücksichtigt.

Da die Klassifikation nach LAWA (1999) inhaltlich besser zum Engelbecken passt, aber LAWA (2014) die aktuelle Klassifikationsrichtlinie ist, erfolgte die provisorische Klassifikation der Trophie nach beiden Verfahren.

Für die Klassifikation nach LAWA (1999) wurden für die Sommermittelwerte der Parameter Gesamt-Phosphor und für Chlorophyll-a die Ergebnisse der Untersuchungstermine zwischen Mai und August genutzt. Für den Parameter Gesamt-Phosphor zur Vollzirkulation (bzw. Frühjahr) wurde der Messwert des Monats Februar eingesetzt, also vor Beginn der Vegetationsperiode.

Für die Klassifikation nach LAWA (2014) wurden für die Saisonmittelwerte der Parameter Gesamt-Phosphor und für Chlorophyll-a die Ergebnisse der Untersuchungstermine zwischen März und August genutzt. Für den Parameter Gesamt-Phosphor zur Vollzirkulation (bzw. Frühjahr) wurde der Messwert des Monats Februar eingesetzt, also vor Beginn der Vegetationsperiode.

Durch die nicht mögliche korrekte Bestimmung der Sichttiefe über Einzelmesswerte mit Grundsicht ist eine korrekte Berechnung der Trophie nach LAWA (1999, 2014) nicht möglich, da dieser Parameter für die Bewertung fehlt. Damit sind die berechneten Trophie-Indices und die sich daraus ergebenden Trophiegrade nur provisorisch und damit nur bedingt mit der Trophie anderer Seen vergleichbar.

Die errechnete Trophie ist aus einem weiteren Grund nur provisorisch: die Klassifikation gilt für phosphorlimitierte Seen. Nun ist das Engelbecken zwar grundsätzlich phosphorlimitiert, zwischen Juni und August jedoch eher stickstofflimitiert. Das bedeutet: in diesen Monaten steuert nicht Phosphor die Trophie, sondern Stickstoff. Drei der sechs Einzelwerte für den Parameter Saisonmittelwert Gesamt-Phosphor (Messwerte Juni, Juli und August) sind jedoch nicht relevant für die Primärproduktion.

Trotzdem erfolgt eine provisorische Trophieklassifikation.

Das Ergebnis der Trophieklassifikation nach LAWA (1999) ist in der folgenden Tabelle 5 dargestellt.

Tabelle 5: Ergebnisse der provisorischen Trophieklassifikation nach LAWA (2014) für das Engelbecken für das Jahr 2023

Trophieindex LAWA (1999) für Kleinseen												
SEENAME	JAHR	STSo	Chl-aSo	TPF	TPSo	PP BV	LAWA-INDEX	Index ST	Index Chl a	Index TPF	Index TPSais	Index PP BV
		m	µg/l	µg/l	µg/l	mm ³ /l						
Engelbecken	2023	n.e.	66	54	312	n.b.	4,06	n.e.	4,14	3,22	4,75	n.b.

Das Ergebnis der Trophieklassifikation nach LAWA (2014) ist in der folgenden Tabelle 6 dargestellt.

Tabelle 6: Ergebnisse der provisorischen Trophieklassifikation nach LAWA (2014) für das Engelbecken für das Jahr 2023

Trophieindex LAWA (2014) für polymiktische Seen mit einer mittleren Tiefe von ≤3 m												
SEENAME	JAHR	STSais	Chl-aSais	TPF	TPSais	PP BV	LAWA-INDEX	Index ST	Index Chl a	Index TPF	Index TPSais	Index PP BV
		m	µg/l	µg/l	µg/l	mm ³ /l						
Engelbecken	2023	n.e.	47	54	228	9,23	3,96	n.e.	3,86	3,26	4,58	3,56

Im Ergebnis der Klassifikation wurden für das Engelbecken im Ist-Zustand provisorische Trophie-Indices von 4,06 nach LAWA (1999) bzw. 3,96 nach LAWA (2014) berechnet. Dies entspricht dem Trophiegrad schwach polytroph (p1) bis stark polytroph (p2) und damit der Klasse 4-5 der 6-stufigen Trophieskala.

Für das Ziel des Vorhabens, die Verbesserung der Wasserqualität und damit des ökologischen Zustandes und der Nutzbarkeit ist es hilfreich, einen Zielzustand für die Trophie und damit für die Wasserqualität zu definieren. Der Referenzzustand für Seen nach LAWA (1999) orientiert sich am potenziell natürlichen Nährstoffeintrag und der Seebeckenmorphometrie. Da das Engelbecken jedoch ein naturfernes Gewässer im Stadtgebiet ist, können diese Parameter nur bedingt angewandt werden. Als bessere Kriterien für das Engelbecken werden der tatsächliche Nährstoffeintrag, insbesondere aus dem Grundwasserzustrom, bzw. die tatsächlichen Nährstoffkonzentrationen im Winter und Frühjahr vorgeschlagen.

Da das Engelbecken im Grundwasser unterhalb des Stadtgebietes liegt, bestehen geringe Aussichten, die Beschaffenheit des Grundwassers hinsichtlich des Parameters Gesamt-Phosphor bedeutend zu verbessern. Ein Parameter, der die Referenztrophie des Engelbeckens steuert, ist die Gesamt-Phosphor – Konzentration im anströmenden Grundwasser. Der Mittelwert des Untersuchungsjahres 2023 betrug 0,305 mg/l, dies würde nach LAWA (1999, 2014) hypertrophe Verhältnisse bedeuten.

Andererseits konnten trotz der hohen Phosphorkonzentrationen im speisenden Grundwasser im Winter und Frühjahr 2023 im Freiwasser des Engelbeckens Phosphor-Konzentrationen zwischen 0,054 und 0,064 mg/l bestimmt werden. Dies indiziert nach LAWA (1999, 2014) stark eutrophe (e2) Verhältnisse.

Auf der Basis dieser Überlegungen sollte die Referenztrophie für das Engelbecken im Bereich von stark eutroph (2) angesiedelt werden, und damit auf der Stufe 3 der 6-stufigen Trophieskala. Die aktuelle Trophie ist um 1-2 Klassen schlechter als der Referenzzustand.

Die Konzentrationen der trophiebestimmenden Parameter im Referenzzustand wären nach LAWA (2014) für die Sichttiefe (Saison) ca. 1,0 m, für Chlorophyll-a (Saison) ca. 25 µg/l, für Gesamt-Phosphor (Frühjahr) 0,055 mg/l sowie für Gesamt-Phosphor (Saison) 0,065 mg/l.

Damit würde im Engelbecken mit einer maximalen Tiefe von 1,1 m an vielen Terminen Grund-sicht herrschen, für den Betrachter würde der Wasserkörper als recht klar mit geringer Trübung erscheinen.

3.1.10 weitere limnochemische Parameter

Im Untersuchungsprogramm des Freiwassers des Engelbeckens im Jahr 2023 wurden weitere Parameter an jeweils sieben Terminen zwischen Februar und August untersucht. Die Untersuchungsergebnisse werden im Folgenden dargestellt.

Die Parameter sind verschiedenen Stoffgruppen zuzuordnen. Sie sind zwar nicht relevant für die trophische Bewertung des Engelbeckens, wohl aber für die Bewertung des allgemeinen ökologischen Zustandes.

Zur Bewertung der Analyseergebnisse können verschiedene Richtlinien genutzt werden.

Das wichtigste Bewertungsverfahren ist die Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2016), die die Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) in deutsches Recht umsetzt. Die Bewertung von Seen erfolgt in den Komponenten „Allgemeine Bedingungen“, „Spezifische synthetische Schadstoffe“ und „Spezifische nicht synthetische Schadstoffe“. Die zu bewertenden Stoffe und Grenzwerte zur Beurteilung des ökologischen Zustandes sind in Anlage 6 (OGewV, 2016) für die flussgebietsspezifischen Schadstoffe bzw. in Anlage 8, Tabelle 2 (OGewV, 2016) für die Umweltqualitätsnormen dargestellt. Die im Untersuchungsprogramm 2023 untersuchten Stoffe bzw. Parameter sind jedoch entweder nicht Gegenstand der Anlage 6 bzw. nur für wenige Parameter sind in Anlage 8 Grenzwerte definiert. Damit können nach OGewV (2016), Anlage 8 die Parameter **Blei**, **Cadmium** und **Quecksilber** bewertet werden.

Durch das Land Berlin (SenUMVK, 2022) wurde ein „Merkblatt zu Grundwasserbenutzungen bei Baumaßnahmen und Eigenwasserversorgungsanlagen im Land Berlin“ herausgegeben, in dem Stoffkonzentrationen definiert sind, bei denen eine Einleitung in ein Oberflächengewässer oder in das Grundwasser möglich sind. Dort sind Grenzwerte für die Parameter **DOC**, **Sulfat**, **Chlorid**, **Eisen**, **Blei**, **Cadmium**, **Kupfer**, **Quecksilber** und **Zink** definiert.

Für die übrigen untersuchten Parameter existieren keine für die Bewertung von Oberflächengewässern relevanten Richtlinien oder Verordnungen, die zur Einordnung der Analyseergebnisse genutzt werden können.

Die Parameter BSB₅ und CSB charakterisieren den Sauerstoffhaushalt von Gewässern. Sie stehen für das Zehrungspotenzial für den Parameter Sauerstoff. Je höher die Konzentrationen von BSB₅ bzw. CSB sind, desto größer ist das Sauerstoffzehrungspotenzial und damit das Risiko für Sauerstoffkalamitäten.

Der biologische Sauerstoffbedarf (BSB₅) ist das Maß für die Menge an Sauerstoff, die zum biotischen Abbau von im Wasser vorhandenen organischen Stoffen (biotisch abbaubare

organische Stoffe) unter bestimmten Bedingungen und innerhalb einer bestimmten Zeit benötigt wird. Der BSB₅ gibt damit die Menge an Sauerstoff in mg/l an, die Bakterien und alle anderen im Wasser vorhandene Mikroorganismen bei einer Temperatur von 20 °C innerhalb von fünf Tagen verbrauchen.

Der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) ist das Maß für die Summe aller im Wasser vorhandenen, unter bestimmten Bedingungen oxidierbaren Stoffe, also biotisch nicht abbaubare organische Schadstoffe sowie biotisch abbaubare organische Stoffe. Damit ist der CSB ein Summenparameter, ein Teil des CSB ist der BSB₅.

Die Ergebnisse der Untersuchungen von BSB₅ und CSB im Untersuchungszeitraum 2023 sind in Abbildung 27 dargestellt.

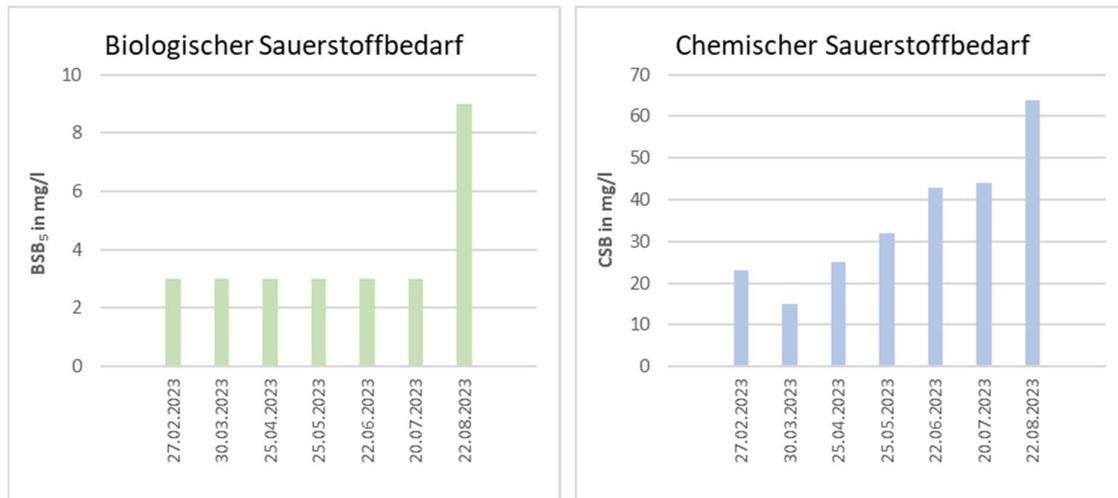


Abbildung 27: Konzentrationen des BSB₅ und des CSB im Engelbecken im Untersuchungszeitraum 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)

Die Konzentration des BSB₅ lagen zwischen Februar und Juli unterhalb der Bestimmungsgrenze von 3 mg/l. Dies korrespondiert sehr gut mit den sehr niedrigen Konzentrationen des Chl.-a bzw. den niedrigen Phytoplankton-Biovolumina, also den Stoffen, die biotisch abbaubar sind. Mit dem Anstieg der Konzentration des Chl.-a bzw. des Phytoplankton-Biovolumens im August steigt der Konzentration des BSB₅ auf 9 mg/l. Da für die Bewertung der Konzentration des BSB₅ in Seen keine Bewertungsverfahren vorliegen, kann keine weitere Bewertung vorgenommen werden.

Durch die geringen Konzentrationen muss davon ausgegangen werden, dass potenziell negative Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt sehr gering sind. Die im Freiwasser gemessenen Sauerstoffkonzentrationen betragen 6,5 – 12,1 mg/l hingegen stellt der BSB₅ den Sauerstoffverbrauch in 5 Tagen dar. Der durch den BSB₅ gezehrte Sauerstoff kann also immer aus der Atmosphäre in das Freiwasser des Engelbeckens nachgeliefert werden.

Die Konzentration des CSB schwankten im Untersuchungszeitraum zwischen 15 mg/l (März) und 64 mg/l (August). Sie betragen damit ein Mehrfaches der Konzentrationen des BSB₅. Da

der CSB ein Summenparameter ist, müssen im Engelbecken eine größere Menge dieser Stoffe vorhanden sein.

Im Verlauf des Untersuchungszeitraumes stiegen die Konzentrationen von ca. 20 mg/l (Februar, März) auf ca. 45 mg/l (Juni, Juli) an, also in dem Zeitraum, in dem der BSB₅ unterhalb der Bestimmungsgrenze lag. Im August stieg der CSB, wie auch der BSB₅, noch einmal deutlich auf 64 mg/l an. Da für die Bewertung der Konzentration des CSB in Seen ebenfalls keine Bewertungsverfahren vorliegen, kann keine weitere Bewertung vorgenommen werden.

Die Konzentrationen des CSB liegen zwar deutlich über den im Freiwasser gemessenen Konzentrationen des Sauerstoffs, aber da ein Großteil des CSB jedoch aus biotisch nicht abbaubaren organischen Stoffen herrührt, besteht keine potenzielle Gefahr für den Sauerstoffhaushalt des Engelbeckens. Im Freiwasser dominieren vor Allem biotische Abbauprozesse. Der biotisch nicht abbaubare Anteil des CSB wird im Freiwasser voraussichtlich auch tatsächlich nicht abgebaut.

Die Parameter DOC und TOC repräsentieren den organisch gebundenen Kohlenstoff. Der DOC den gelösten organisch gebundenen Kohlenstoff, der TOC den gesamten organisch gebundenen Kohlenstoff.

Die Ergebnisse der Untersuchungen von DOC und TOC im Untersuchungsjahr 2023 sind in Abbildung 28 dargestellt.

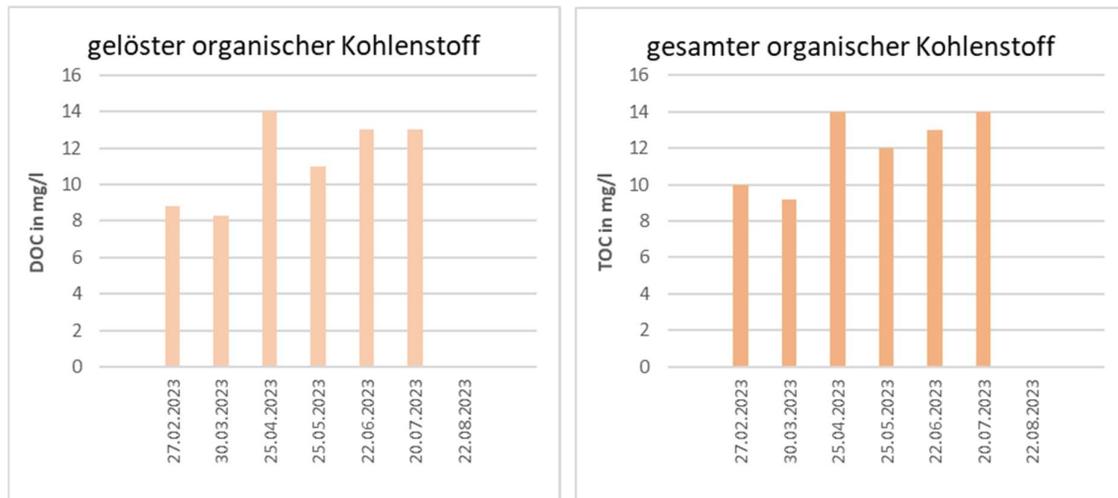


Abbildung 28: Konzentrationen des DOC und des TOC im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)

Die Konzentration des gelösten organisch gebundenen Kohlenstoffs (DOC) schwankte im Untersuchungszeitraum zwischen 8 mg/l (März) und 14 mg/l im April. Die niedrigeren Konzentrationen traten tendenziell am Anfang des Untersuchungszeitraumes auf, die höheren im Juni und Juli. Im August lag die Konzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,2 mg/l. Das Merkblatt zu Grundwasserbenutzungen bei Baumaßnahmen und Eigenwasserversorgungsanlagen im Land Berlin (SenUMVK, 2022) benennt für DOC einen Grenzwert von 10,0 mg/l, alle Analysenergebnisse zwischen April und Juli übersteigen diesen Grenzwert leicht. In

natürlichen Seen Brandenburgs (IaG, 2022) betragen die Konzentrationen des DOC zwischen 5 und 25 mg/l, der Mittelwert der Konzentrationen liegt bei etwa 10 mg/l. Damit liegt die Konzentrationen des DOC im Engelbecken für den Untersuchungszeitraum im Bereich der Konzentrationen von natürlichen Seen in Brandenburg.

Die Konzentration des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoffs (TOC) schwankte im Untersuchungszeitraum zwischen 9 mg/l (März) und 14 mg/l im April und Juli. Die niedrigeren Konzentrationen traten tendenziell am Anfang des Untersuchungszeitraumes auf, die höheren im Juni und Juli. Im August lag die Konzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,2 mg/l.

Die Konzentrationen des TOC überstiegen die Konzentrationen des DOC um 0 – 1,2 mg/l, was bedeutet, dass der Anteil des DOC am TOC 88 – 100 % betrug. Der größte Teil des organisch gebundenen Kohlenstoffs lag damit in gelöster Form vor.

Die Parameter Sulfat stellt in Seen eine Sauerstoffquelle dar, der chemisch gebundene Sauerstoff (z.B. enthalten in Nitrat (NO_3) und Sulfat (SO_4)) wird unter anaeroben Bedingungen freigesetzt.

Die Ergebnisse der Untersuchungen von Sulfat und gelöstem Eisen im Untersuchungsjahr 2023 sind in Abbildung 29 dargestellt.

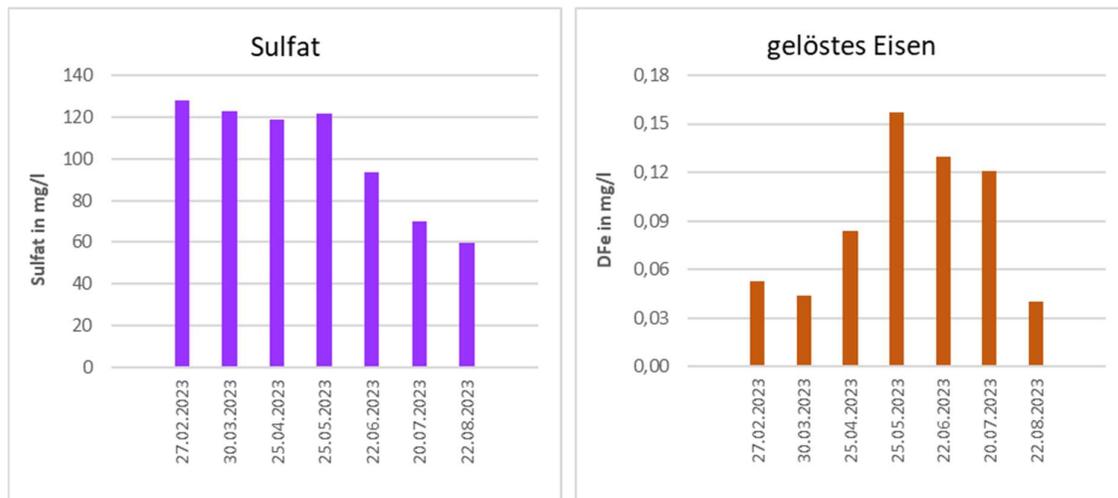


Abbildung 29: Konzentrationen des Sulfats und des gelösten Eisens im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)

Die Konzentration des Sulfats ging im Untersuchungszeitraum kontinuierlich zurück von ca. 120 mg/l (Februar bis Mai) auf 60 mg/l im August. Während im Winter, Frühjahr und Frühsommer die Sulfatkonzentrationen gleichbleibend hoch waren, gehen sie von Mai bis August kontinuierlich zurück. Dies korrespondiert sehr gut mit dem Rückgang der Sauerstoffsättigung im Engelbecken zwischen Juni und August (Abbildung 16). In diesem Zeitraum wurden am Vormittag nur Sauerstoffsättigungen zwischen 75 und 95 % und Sauerstoffkonzentrationen zwischen 6,5 und 8,0 mg/l gemessen, was auf Sauerstoffdefizite hinweist. Offenbar wurde in diesem Zeitraum im Sulfat chemisch gebundener Sauerstoff mobilisiert, woraufhin die Konzentration des Sulfats abnahm. Das Merkblatt zu Grundwasserbenutzungen bei

Baumaßnahmen und Eigenwasserversorgungsanlagen im Land Berlin (SenUMVK, 2022) benennt für Sulfat einen Grenzwert von 400,0 mg/l, alle Analysenergebnisse unterschreiten diesen Grenzwert deutlich.

Eisen und Sulfat nehmen darüber hinaus im Phosphor-Kreislauf wichtige Positionen ein. Gelöstes Eisen geht unter aeroben Bedingungen als Eisen (III) eine reversible Bindung mit Phosphat ein. Unter sauerstofffreien Bedingungen wird diese Bindung gelöst, indem Eisen reduziert und damit als gelöstes (Eisen (II)) und der Phosphor als Orthophosphat-Phosphor wieder verfügbar wird. Parallel dazu wird Sulfat unter anaeroben Bedingungen zu Sulfid (S^{2-}) reduziert. Sulfid geht im anaeroben Milieu wiederum eine feste Bindung mit Fe (II) ein. Eisen kann so als Bindungspartner für Phosphat auf diesem Wege verloren gehen.

Die Konzentration des gelösten Eisens nahm im Untersuchungszeitraum deutlich zu. Während im Februar und März sehr geringe Konzentrationen von ca. 0,05 mg/l bestimmt wurden, verdreifachte sich die Konzentration bis zum Mai auf ca. 0,16 mg/l um im Juli und August wieder auf 0,12 mg/l (Juli) bzw. < 0,04 mg/l (unterhalb der Bestimmungsgrenze) abzusinken. Der Verlauf zeigt zunächst einen Anstieg der Konzentration des gelösten Eisens, offenbar verursacht durch die Auflösung der Eisen (III) – Phosphor – Komplexe, so dass im Mai die höchste Konzentration erreicht wurde. Da ab Juni durch die Sulfatreduktion vermehrt Sulfid als Bindungspartner zur Verfügung steht, sinkt die Konzentration des gelösten Eisens ab Mai wieder, da sich eine feste chemische Bindung mit Sulfid einstellt. Das Merkblatt zu Grundwasserbenutzungen bei Baumaßnahmen und Eigenwasserversorgungsanlagen im Land Berlin (SenUMVK, 2022) benennt für gelöstes Eisen einen Grenzwert von 2,0 mg/l, alle Analysenergebnisse unterschreiten diesen Grenzwert deutlich.

Die Konzentration des Mangans in Gewässern wird durch ähnliche Prozesse beeinflusst wie beim Eisen. Ein geringer Sauerstoffgehalt und das Vorhandensein von Huminstoffen bewirken einen höheren Gehalt an Eisen und Mangan im Wasser.

Die Ergebnisse der Untersuchungen von Mangan im Untersuchungsjahr 2023 sind in Abbildung 30 dargestellt.

Die Konzentration des Mangans stieg im Untersuchungszeitraum kontinuierlich an. Während im Februar und März mit ca. 5 µg/l (0,005 mg/l) die geringsten Konzentrationen bestimmt wurden, stiegen die Konzentrationen für den Zeitraum April – Juni leicht an auf 8 – 10 µg/l. Im Juli und August hingegen kam es zu einem starken Anstieg der Konzentration auf 20 – 22 µg/l.

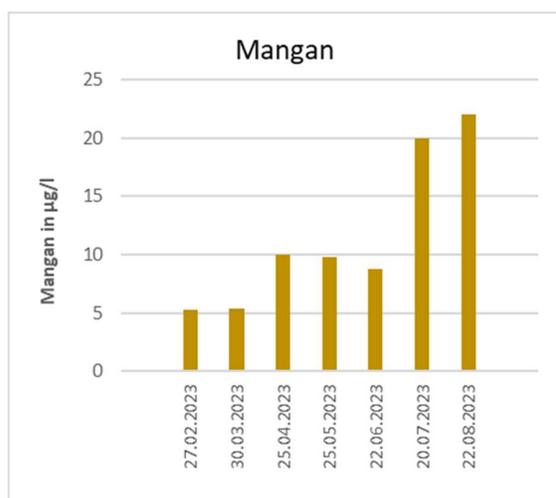


Abbildung 30: Konzentrationen des Mangans im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)

Der Prozess der Konzentrationserhöhung des Mangans ist wiederum an die Veränderung der Sauerstoffverhältnisse gebunden, wie er schon beim Parameter Sulfat und Sauerstoff diskutiert wurde. Die Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse im Juli und August führte zu einer Freisetzung des Mangans und Erhöhung der messbaren Konzentration im Freiwasser.

Härtebildner in Gewässern sind Calcium- und Magnesiumsalze, insbesondere ihre Chloride und Sulfate. Die Konzentrationen von Calcium und Magnesium sowie Chlorid und Sulfat beschreiben deshalb den Härtegrad eines Gewässers. Kalzium und Magnesium liegen im Wasser gelöst als Kalzium- und Magnesiumhydrogencarbonat vor.

Die Ergebnisse der Untersuchungen von Calcium und Magnesium im Untersuchungsjahr 2023 sind in Abbildung 31 dargestellt.

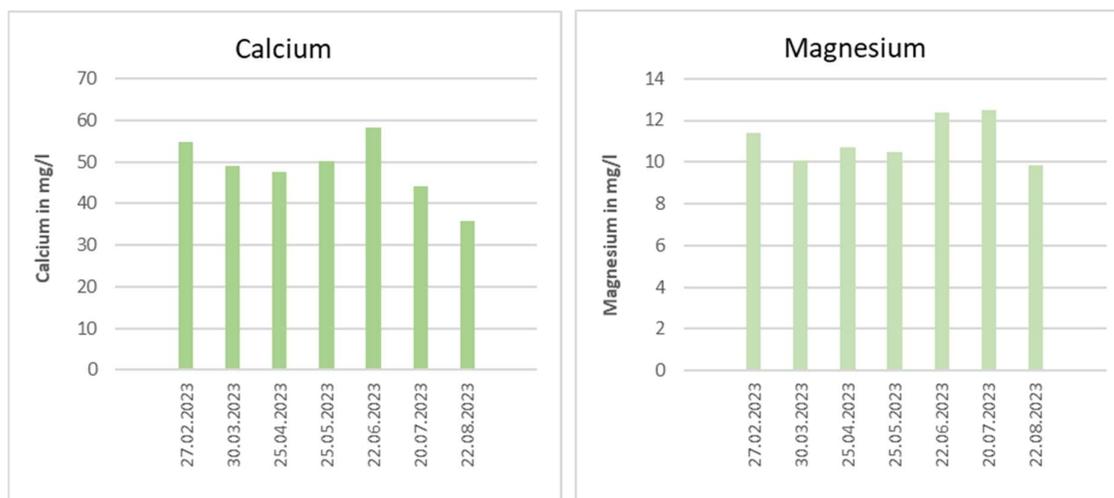


Abbildung 31: Konzentrationen des Calciums und Magnesiums im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)

Die Konzentration des Calciums schwankte im Untersuchungszeitraum zwischen 36 mg/l (August) und 58 mg/l im Juni. Die höchsten Konzentrationen (48 – 58 mg/l) traten zwischen Februar und Juni auf, ab Juni bis August gingen die Konzentrationen leicht zurück auf 44 mg/l (Juli) bzw. 36 mg/l /.

Die Konzentration des Magnesiums schwankte im Untersuchungszeitraum gering zwischen ca. 10 mg/l (März, April, Mai, August) und 12 mg/l (Februar, Juni, Juli). Die höchsten Konzentrationen wurden im Juni und Juli analysiert.

Da der Härtegrad des Wassers im Wesentlichen durch die Konzentrationen von Calcium und Magnesium bestimmt wird, kann mit den Untersuchungsergebnissen der Härtegrad des Freiwassers des Engelbeckens berechnet werden. Aus der mittleren Konzentration des Magnesiums von 11 mg/l und der mittleren Konzentration des Calciums von 49 mg/l ergibt sich eine Gesamthärte von 9,4 °dH. Damit ist die Gesamthärte im unteren Bereich der Härtestufe II (mittehart) angesiedelt. Das Berliner Trinkwasser hat eine Gesamthärte von 14 °dH und ist damit im oberen Bereich Härtestufe II (mittehart) angesiedelt.

Da für die Bewertung der Konzentration des Calciums und Magnesiums in Seen keine weiteren Bewertungsverfahren vorliegen, kann keine Bewertung vorgenommen werden.

Kalium wird bei der Verwitterung von silikatischen Gesteinen und durch die Mineralisation von abgestorbenem pflanzlichen Material freigesetzt.

Die Ergebnisse der Untersuchungen von Kalium im Untersuchungsjahr 2023 sind in Abbildung 32 dargestellt.

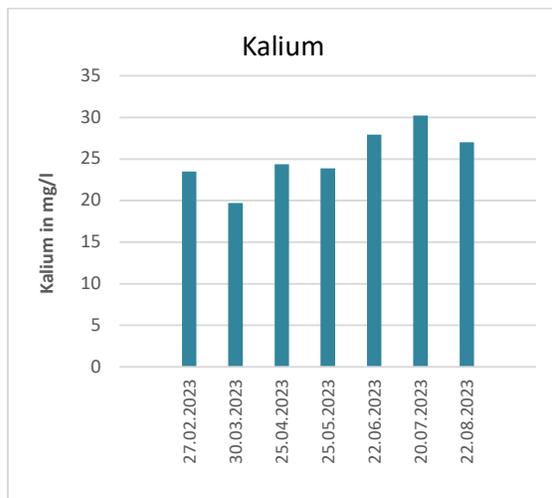


Abbildung 32: Konzentrationen des Kaliums im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)

Die Konzentration des Kaliums schwankte im Untersuchungszeitraum gering zwischen ca. 20 mg/l (März) und ca. 30 mg/l (Juli). Dabei steigen die Konzentrationen im Verlauf des Untersuchungszeitraumes tendenziell an.

Da für die Bewertung der Konzentration des Kaliums in Seen keine weiteren Bewertungsverfahren vorliegen, kann ebenfalls keine Bewertung vorgenommen werden.

Chlorid ist als Bestandteil von Salzen weit verbreitet. Stark erhöhte Chloridgehalte im Grundwasser, die nicht natürlich bedingt sind, können auf punktuelle Abwassereinleitungen, Belastungen aus Deponien, Streusalzeinflüsse und den Einsatz von Düngemitteln hinweisen. Grundwasser weist normalerweise Chloridgehalte bis etwa 20 mg/l auf.

Die Ergebnisse der Untersuchungen von Chlorid im Untersuchungszeitraum 2023 sind in Abbildung 33 dargestellt.

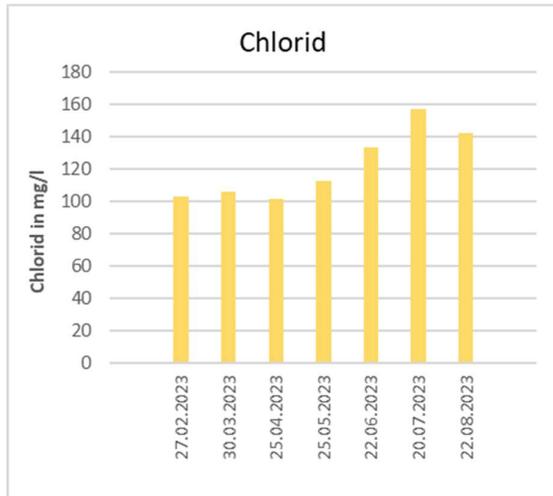


Abbildung 33: Konzentrationen des Chlorids im Engelbecken im Untersuchungszeitraum 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)

Die Konzentration des Chlorids stieg im Untersuchungszeitraum kontinuierlich an von ca. 100 mg/l im Zeitraum Februar bis April auf ca. 140 – 160 mg/l im Juli und August. Die Konzentrationen können, im Vergleich zu unbelastetem Grundwasser, als erhöht bezeichnet werden.

Das Merkblatt zu Grundwasserbenutzungen bei Baumaßnahmen und Eigenwasserversorgungsanlagen im Land Berlin (SenUMVK, 2022) benennt für Chlorid einen Grenzwert von 250 mg/l, alle Analyseergebnisse unterschreiten diesen Grenzwert. In natürlichen Seen Brandenburgs (IaG, 2022) betragen die Konzentrationen des Chlorids zwischen 10 und 170 mg/l, der Mittelwert der Konzentrationen liegt bei etwa 50 mg/l. Damit liegen die Konzentrationen des Chlorids im Engelbecken im Untersuchungszeitraum zwar im Bereich der Konzentrationen von natürlichen Seen in Brandenburg, jedoch deutlich über dem Mittelwert.

Die Ursache für die erhöhte Konzentration des Chlorids liegt möglicherweise in der Speisung des Engelbeckens durch den unbedeckten Grund- bzw. Schichtenwasserleiter. Hier ist ein Eintrag von Chlorid aus den o.g. Quellen, z.B. Streusalz, Düngemittel, Abwasser) denkbar.

Die untersuchten Parameter Blei, Cadmium, Kupfer, Quecksilber, Zink und Zinn sind Schwermetalle. Schwermetalle sind natürliche Bestandteile der Erdkruste, einige sind sogar lebensnotwendige Bestandteile unserer Nahrung. Hierzu zählen Zink, Eisen, Mangan und Kupfer. Andere Schwermetalle wie Blei, Cadmium oder Quecksilber können jedoch die menschliche Gesundheit schädigen. Die Quellen für Schwermetalle im Wasser sind einerseits natürliche (geogene) Quellen (Hintergrundbelastung) aber auch anthropogene Belastungen aus der

Landwirtschaft (z.B. Mineraldünger und Klärschlamm), aus punktuellen Stoffeinträgen (z.B. alte Industrie- und Gewerbestandorte), aus Abwasser oder aus der atmosphärischen Deposition (z.B. durch Verbrennung fossiler Brennstoffe). Die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Cobalt, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink sind in unterschiedlichen Mengen schädlich für Organismen, deshalb muss vermieden werden, dass Schwermetalle in Ökosysteme oder die Systeme der menschlichen Ernährung eindringen.

Die Ergebnisse der Untersuchungen von Blei und Cadmium im Untersuchungszeitraum 2023 sind in Abbildung 34 dargestellt.

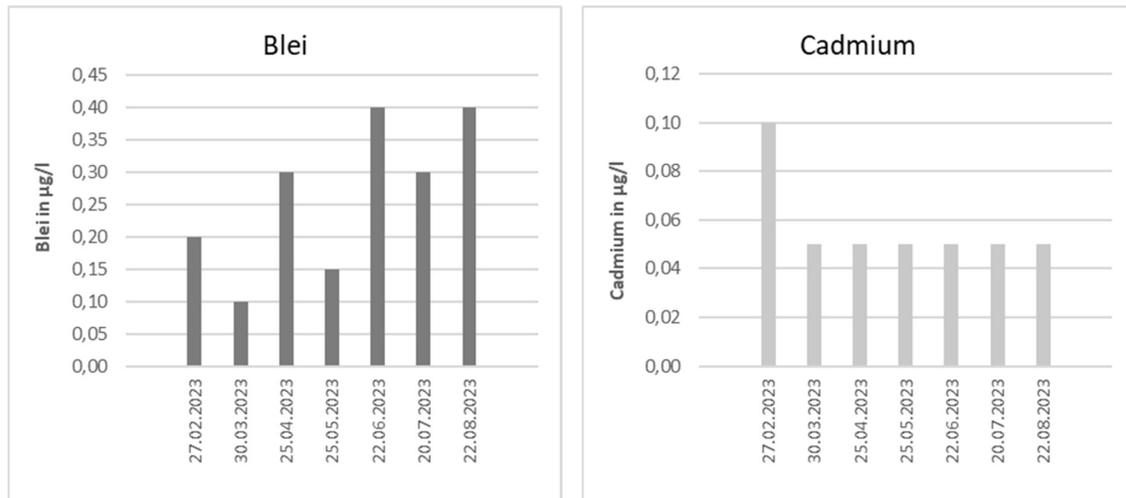


Abbildung 34: Konzentrationen von Blei und Cadmium im Engelbecken im Untersuchungszeitraum 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)

Die Konzentration von Blei schwankte im Untersuchungszeitraum gering zwischen 0,10 µg/l (März) und 0,40 µg/l (Juni und August). Dabei steigen die Konzentrationen im Verlauf des Untersuchungszeitraumes tendenziell an.

In der OGeV (2016), Anlage 8, Tabelle 2 sind die Umweltqualitätsnormen für den Parameter Blei dargestellt. Der JD-UQN (Jahresdurchschnitt der Konzentrationen) beträgt 1,2 µg/l, der ZHK-UQN (zulässige Höchstkonzentration) beträgt 14 µg/l. Damit erreicht das Freiwasser des Engelbeckens bezüglich des Parameters Blei die UQN.

Das Merkblatt zu Grundwasserbenutzungen bei Baumaßnahmen und Eigenwasserversorgungsanlagen im Land Berlin (SenUMVK, 2022) benennt für Blei einen Grenzwert von 20 µg/l für die Einleitung in ein Oberflächengewässer bzw. 10 µg/l für die Einleitung in das Grundwasser. Alle Analysenergebnisse unterschreiten beide Grenzwerte.

Die Konzentration von Cadmium schwankte im Untersuchungszeitraum gering zwischen 0,10 µg/l (März) und < 0,05 µg/l (Bestimmungsgrenze) in allen übrigen Monaten.

In der OGeV (2016), Anlage 8, Tabelle 2 sind die Umweltqualitätsnormen für den Parameter Cadmium dargestellt. Die Grenzwerte für JD-UQN und ZHK-UQN beziehen sich auf verschiedene Wasserhärteklassen. Die Wasserhärteklassen beziehen sich auf die Konzentration des CaCO₃. (Klasse 1: < 40 mg CaCO₃/l, Klasse 2: 40 bis < 50 mg CaCO₃/l, Klasse 3: 50 bis < 100 mg

CaCO₃/l, Klasse 4: 100 bis < 200 mg CaCO₃/l und Klasse 5: ≥ 200 mg CaCO₃/l). Da Kalziumcarbonat im Vorhaben nicht untersucht wurde, kann keine eindeutige Zuordnung des Freiwassers des Engelbeckens zu den Wasserhärteklassen zur Bewertung der UQN vorgenommen werden.

Der JD-UQN (Jahresdurchschnitt der Konzentrationen) beträgt < 0,08 µg/l (Klasse 1), 0,08 µg/l (Klasse 2), 0,09 µg/l (Klasse 3), 0,15 µg/l (Klasse 4) bzw. 0,25 µg/l (Klasse 5), der ZHK-UQN (zulässige Höchstkonzentration) beträgt < 0,45 µg/l (Klasse 1), 0,45 µg/l (Klasse 2), 0,6 µg/l (Klasse 3), 0,9 µg/l (Klasse 4) bzw. 1,5 µg/l (Klasse 5). Damit erreicht das Freiwasser des Engelbeckens bezüglich des Parameters Cadmium mit hoher Wahrscheinlichkeit die UQN.

Das Merkblatt zu Grundwasserbenutzungen bei Baumaßnahmen und Eigenwasserversorgungsanlagen im Land Berlin (SenUMVK, 2022) benennt für Cadmium einen Grenzwert von 5 µg/l für die Einleitung in ein Oberflächengewässer bzw. 0,5 µg/l für die Einleitung in das Grundwasser. Alle Analyseergebnisse unterschreiten beide Grenzwerte.

Die Ergebnisse der Untersuchungen von Kupfer und Quecksilber im Untersuchungsjahr 2023 sind in Abbildung 35 dargestellt.

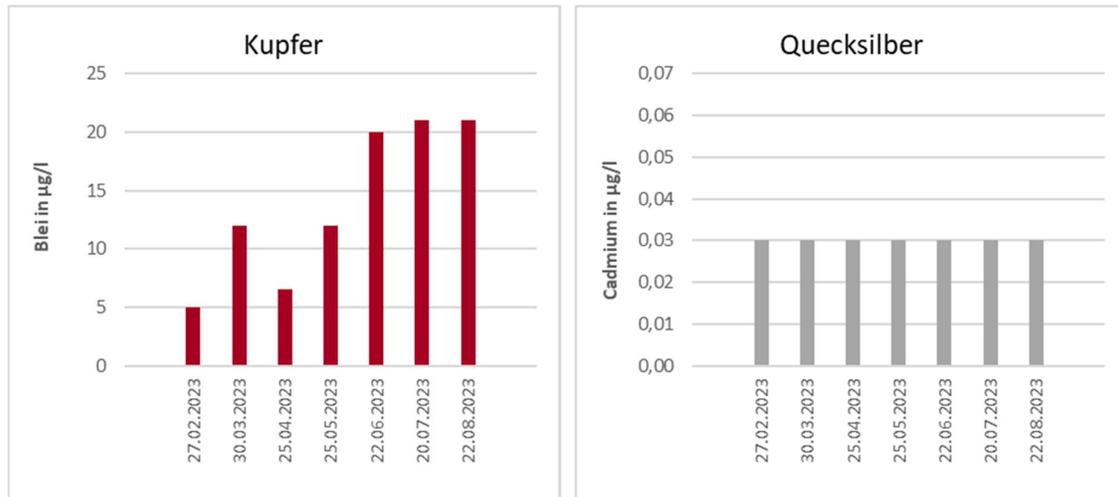


Abbildung 35: Konzentrationen von Kupfer und Quecksilber im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)

Die Konzentration von Kupfer schwankte im Untersuchungszeitraum zwischen 5 µg/l (März) und 21 µg/l (Juli und August). Dabei steigen die Konzentrationen im Verlauf des Untersuchungszeitraumes tendenziell an.

In der OGewV (2016) gibt es für den Parameter Kupfer im Freiwasser keine UQN oder sonstige Grenzwerte.

Das Merkblatt zu Grundwasserbenutzungen bei Baumaßnahmen und Eigenwasserversorgungsanlagen im Land Berlin (SenUMVK, 2022) benennt für Kupfer einen Grenzwert von 20 µg/l für die Einleitung in ein Oberflächengewässer bzw. 14 µg/l für die Einleitung in das Grundwasser. Die Analyseergebnisse zwischen Februar und Mai unterschreiten beide Grenzwerte. Die Analyseergebnisse zwischen Juni und August überschreiten beide Grenzwerte.

Die Konzentration von Quecksilber unterschritt im Untersuchungszeitraum an allen Terminen die Bestimmungsgrenze von 0,03 µg/l.

In der OGeV (2016), Anlage 8, Tabelle 2 sind die Umweltqualitätsnormen für den Parameter Quecksilber dargestellt. Ein JD-UQN (Jahresdurchschnitt der Konzentrationen) ist für Quecksilber nicht angegeben, der ZHK-UQN (zulässige Höchstkonzentration) beträgt 0,07 µg/l. Damit erreicht das Freiwasser des Engelbeckens bezüglich des Parameters Quecksilber die UQN.

Das Merkblatt zu Grundwasserbenutzungen bei Baumaßnahmen und Eigenwasserversorgungsanlagen im Land Berlin (SenUMVK, 2022) benennt für Quecksilber einen Grenzwert von 1 µg/l für die Einleitung in ein Oberflächengewässer bzw. 0,2 µg/l für die Einleitung in das Grundwasser. Alle Analyseergebnisse unterschreiten beide Grenzwerte.

Die Ergebnisse der Untersuchungen von Zink und Zinn im Untersuchungszeitraum 2023 sind in Abbildung 36 dargestellt.



Abbildung 36: Konzentrationen von Zink und Zinn im Engelbecken im Untersuchungszeitraum 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)

Die Konzentration von Zink unterschritt im Untersuchungszeitraum an allen Terminen die Bestimmungsgrenze von 20 µg/l.

In der OGeV (2016) gibt es für den Parameter Kupfer im Freiwasser keine UQN oder sonstige Grenzwerte.

Das Merkblatt zu Grundwasserbenutzungen bei Baumaßnahmen und Eigenwasserversorgungsanlagen im Land Berlin (SenUMVK, 2022) benennt für Zink einen Grenzwert von 500 µg/l für die Einleitung in ein Oberflächengewässer bzw. 58 µg/l für die Einleitung in das Grundwasser. Alle Analyseergebnisse unterschreiten beide Grenzwerte.

Die Konzentration von Zinn unterschritt im Untersuchungszeitraum an sechs von sieben Terminen die Bestimmungsgrenze von 3 µg/l. Im August wurde eine Konzentration von 20 µg/l bestimmt.

In der OGewV (2016) gibt es für den Parameter Zinn im Freiwasser keine UQN oder sonstige Grenzwerte.

Im Merkblatt zu Grundwasserbenutzungen bei Baumaßnahmen und Eigenwasserversorgungsanlagen im Land Berlin (SenUMVK, 2022) gibt es für den Parameter Zinn ebenso keine Grenzwerte.

3.1.11 Phytoplankton

Die taxonomische Zusammensetzung und das Biovolumen des Phytoplanktons spiegeln im Wesentlichen die Nährstoffverhältnisse im Gewässer wider. Aus diesem Grund enthält die Richtlinie zur Trophieklassifikation (LAWA, 2014) auch eine Zuweisung eines Trophie-Index zum Saisonmittelwert des Phytoplankton-Biovolumens.

Das Biovolumen des Phytoplanktons korreliert normalerweise gut mit der Konzentration des Chlorophyll-a sowie der Konzentration des Gesamt-Phosphors und der Sichttiefe.

Es gibt jedoch mindestens zwei Faktoren, die sich auf das Biovolumen des Phytoplanktons auswirken können: ein Bestand von submersen Makrophyten sowie die Trübung des Wasserkörpers durch mineralische Partikel oder das Phytoplankton selbst.

Submerse Makrophyten sind im Engelbecken nicht vorhanden.

Durch den Eintrag mineralischer Partikel aus einem Zufluss, aber auch durch die Calcitfällung kann es zu einer, meist temporären, mineralischen Trübung von Standgewässern kommen. Aber auch das Biovolumen des Phytoplanktons kann zuweilen so hoch sein, dass es zu einer Selbstbeschattung des Phytoplanktons und damit zur Lichtlimitation der planktischen Primärproduktion kommt.

Tritt ein solcher Fall ein, verschlechtert sich das Lichtangebot für planktische Mikroalgen und das Phytoplankton-Biovolumen sowie die Konzentration des Chl.-a bleiben ebenso hinter den aus den Phosphor-Konzentrationen erwarteten Werten zurück. Die Sichttiefe ist hingegen schlechter als erwartet.

Das Phytoplankton des Engelbeckens wurde im Untersuchungsjahr an fünf Terminen untersucht. Die Probenahme fand immer zusammen mit der limnochemischen Probenahme statt. Für die so entnommenen sieben Phytoplanktonproben wurde am Ende der Saison nach erster Auswertung der limnochemische Daten entschieden, für welche fünf der sieben Proben die taxonomische Determination erfolgt. Dies erfolgte ebenso unter Berücksichtigung der Anforderungen für die taxonomische Determination des Zooplanktons, da beide Artgruppen im Nahrungsnetz eng miteinander verknüpft sind.

Die Ergebnisse der Untersuchung des Phytoplanktons sind in im Überblick in der Abbildung 37 und der Abbildung 38 dargestellt.

Die Biovolumina des Phytoplanktons schwankten im Untersuchungszeitraum stark und korrelieren sehr gut mit den Konzentrationen des Chl.-a.

Zu den Untersuchungsterminen im Februar, Mai und Juni ist das Phytoplankton – Biovolumen jeweils sehr gering, im Februar 1,52 mm³/l, im Mai 0,46 mm³/l sowie im Juni 1,72 mm³/l. Nach LAWA (2014) indizieren diese Biovolumina stark mesotrophe (m2) Verhältnisse. Im Mai war das Biovolumen, bedingt durch das bei der Darstellung des Parameters Chl.-a diskutierte Klarwasserstadium, sehr gering. Im Juli steigt das Biovolumen des Phytoplanktons deutlich auf 5,84 mm³/l an, dies induziert nach LAWA (2014) stark eutrophe (e2) Verhältnisse.

Im August kommt es, wie beim Parameter Gesamt-Phosphor, zu einem sprunghaften Anstieg des Biovolumens des Phytoplanktons auf 36,59 mm³/l, dies induziert hypertrophe Verhältnisse (LAWA, 2014).

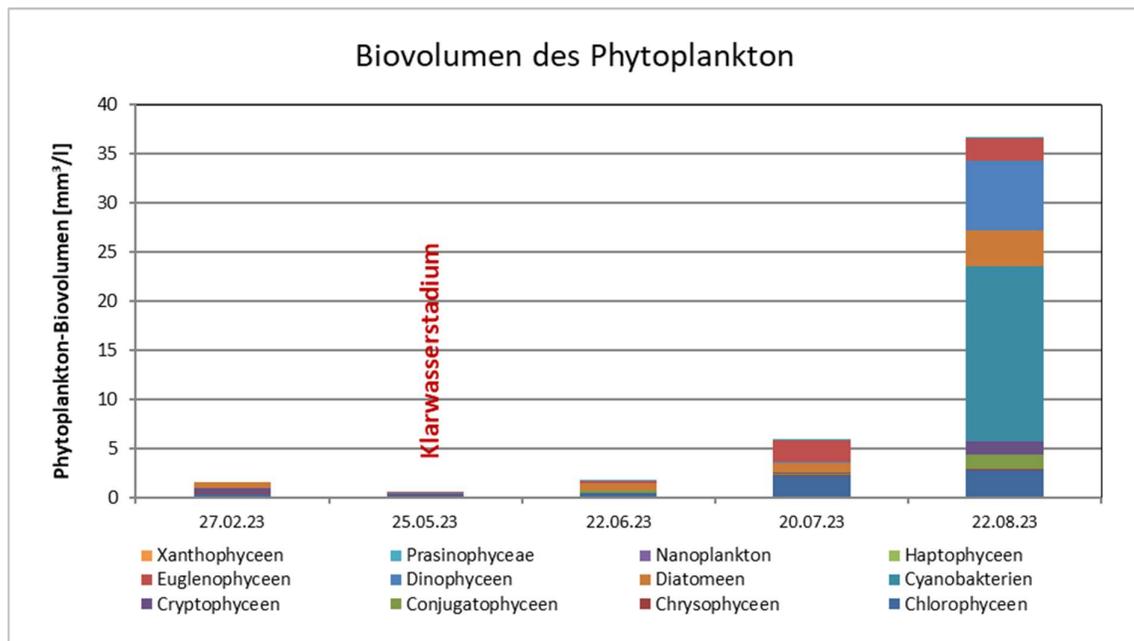


Abbildung 37: Biovolumina und Artzusammensetzung (Großgruppen) des Phytoplanktons im Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)

Die Artzusammensetzung und Abundanz bzw. Dominanz einzelner Arten und Artgruppen des Phytoplanktons ist im Wesentlichen bedingt durch die Nährstoffverhältnisse sowie den Witterungsverlauf im Jahr (Lichtverhältnisse und Wassertemperatur).

Im Engelbecken dominierten im Übergang vom Winter zum zeitigen Frühjahr (Ende Februar) drei Artgruppen, die zusammen ca. 95 % des Biovolumens bildeten. Keine der Artgruppen war dominant, die Anteile am Biovolumen ausgewogen. Dies waren die für diese Jahreszeit typischen Kieselalgen (Diatomeen), die ca. 38 % des Gesamt-Biovolumens ausmachten, die Schlundgeißler (Cryptophyceen), die ca. 33 % des Biovolumens bildeten sowie die Grünalgen (Chlorophyceen), die zu ca. 24 % am Biovolumen beteiligt waren.

Drei Monate später, Ende Mai, hatten sich insbesondere die Witterungsverhältnisse stark verändert, auch die Konzentration des Phosphors hatte deutlich zugenommen. Zudem trat ein durch Zooplankton indiziertes Klarwasserstadium auf. Trotzdem wurde das Phytoplankton, in nahezu gleich starkem Maße wie im Februar, durch diese drei Artgruppen dominiert. Nur ihre

Anteile am Gesamt-Biovolumen änderten sich leicht. So war die Artgruppe mit dem höchsten Biovolumen die Schlundgeißler (Cryptophyceen), die ca. 56 % des Biovolumens bildeten, gefolgt von den Grünalgen (Chlorophyceen), die zu ca. 23 % am Biovolumen beteiligt waren. Die für das zeitige Frühjahr typische Artgruppe der Kieselalgen (Diatomeen) trat mit nur noch ca. 10 % des Biovolumens deutlich zurück.

Im Juni kam es zu einer starken Veränderung in den Nährstoffverhältnissen, die Konzentration des Phosphors verdreifachte sich gegenüber dem Mai. Dies führte zwar auch zu einer Verdreifachung des Biovolumens, jedoch immer noch auf recht niedrigem Niveau, die Artzusammensetzung des Phytoplanktons änderte sich jedoch nicht grundsätzlich. Zwei der Artgruppen, die im Februar und Mai relevant waren, bildeten nach wie vor größere Biovolumenanteile. Dies waren die einerseits die Grünalgen (Chlorophyceen), deren Biovolumenanteil im Juni 22 % betrug. Dominante Artgruppe im Juni, mit einem Biovolumenanteil von 44 % waren erneut die Kieselalgen (Diatomeen). Zu diesen beiden Gruppen traten begleitend mit Biovolumen-Anteilen von 13 bzw. 15 % die Jochalgen (Conjugatophyceen) und die Augenflagellaten (Euglenophyceen).

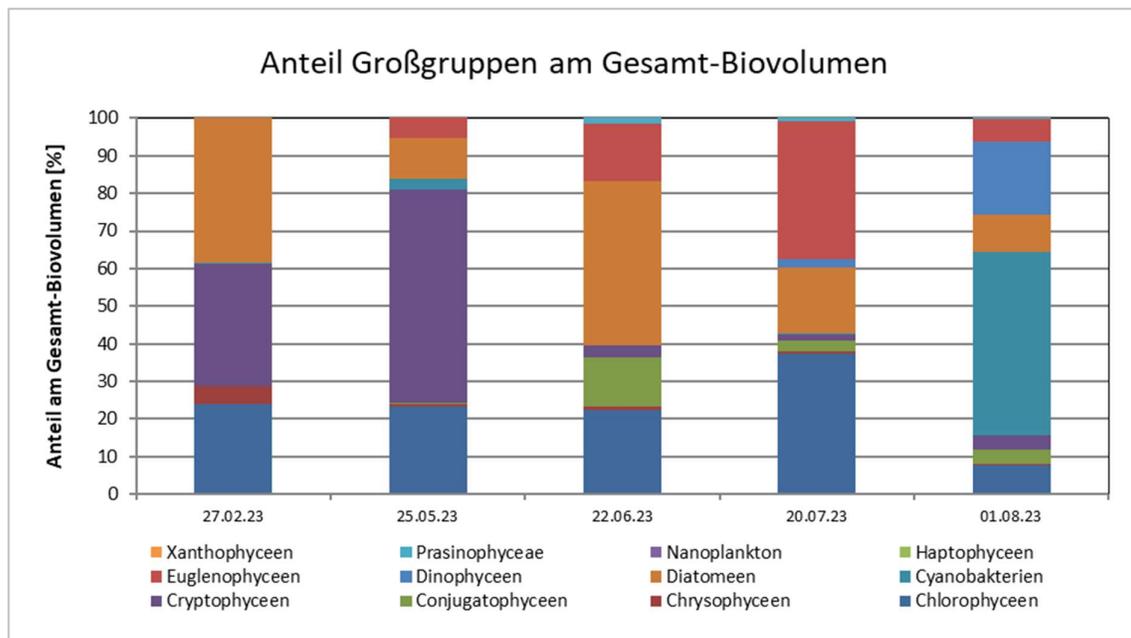


Abbildung 38: Anteile der Großgruppen des Phytoplanktons am Gesamt-Biovolumen im Engelbecken im Untersuchungs-jahr 2023 (Quelle: Monitoringprogramm der IaG GmbH)

Im Juli kam es erneut zu einem Anstieg der Nährstoffkonzentrationen, auch wenn der Anstieg gegenüber dem Vormonat Juni nicht so drastisch ausfiel, wie zwischen Mai und Juni. Ein bedeutender Wandel in der Artzusammensetzung bezogen auf die Großgruppen des Phytoplanktons fand jedoch nicht statt. Gegenüber dem Vormonat Juni ging das Biovolumen der Jochalgen (Conjugatophyceen) bedeutend auf nur noch ca. 3 % des Gesamtbiovolumens zurück, alle anderen Artgruppen bildeten auch im Juli die dominanten Taxa des Phytoplanktons, nur mit wechselnden Dominanzverhältnissen. Die Artgruppen mit dem höchsten Biovolumenanteil von jeweils ca. 37 % waren die Augenflagellaten (Euglenophyceen) sowie die

Grünalgen (Chlorophyteen). Der Anteil der Kieselalgen (Diatomeen) ging auf ca. 18 % zurück. Trotz der recht hohen Nährstoffkonzentrationen spielten Blaualgen (Cyanobakterien) im Juli mit einem Biovolumenanteil von 0,27 % praktisch keine Rolle.

Mit dem dramatischen Anstieg der Nährstoffkonzentrationen im August änderte sich auch die Artzusammensetzung des Phytoplanktons drastisch. Mit einem Biovolumenanteil von 49 % waren die Blaualgen (Cyanobakterien) die dominante Artgruppe des Phytoplanktons. Alle anderen Artgruppen traten deutlich subdominant auf, die Dinoflagellaten (Dinophyceen) traten mit einem Biovolumenanteil von ca. 19 % erstmals im Jahresverlauf auf. Die in den Vormonaten aufgetretenen Artgruppen waren weiter vorhanden, jedoch mit deutlich geringeren Biovolumenanteilen von 10 % (Kieselalgen (Diatomeen)), 8 % (Grünalgen (Chlorophyteen)), und 6 % (Augenflagellaten (Eugleonophyceen)). Damit führten die extrem hohen Nährstoffkonzentrationen, insbesondere des Phosphors zu der beobachteten Blaualgendominanz.

Der Saisonmittelwert (Februar-August) des Phytoplankton-Biovolumens betrug $9,23 \text{ mm}^3/\text{l}$. Nach LAWA (2014) kann diesem Biovolumen ein Trophie-Index von 3,56 zugewiesen werden, der entsprechende Trophiegrad liegt damit bei schwach polytroph (p1). Die Klassengrenze von e2 (stark eutroph) zu p1 (schwach polytroph) liegt bei einem Index von 3,5.

Für das Untersuchungsjahr 2023 wurde ein provisorischer Trophie-Index nach LAWA (2014) von 3,96 berechnet. Damit wurde ein Trophiegrad von schwach polytroph (p1) erreicht. Die Einzelindices betragen für TP_z 3,26, für TP_{Sais} 4,58 und für $\text{Chl.-a}_{\text{Sais}}$ 3,86. Damit entspricht der Einzelindex für das Phytoplankton-Biovolumen etwa dem Einzelindex für $\text{Chl.-a}_{\text{Sais}}$ (3,86).

Eine besondere Variante der Besiedlung des Engelbeckens mit Algen stellen Fadenalgen dar, die in der Vergangenheit, jedoch nicht in 2023 auftraten. KLEMZ (pers. Mitt. 2023) dokumentierte ein Auftreten in 2022.



Abbildung 39: Fadenalgen im Engelbecken im Jahr 2022 (Quelle: Klemz, privat)

Fadenalgen gehören zur Gattung *Zygnema* in der Klasse der Schmuckalgen (*Zygnematophyceae*). Fadenalgen treten häufig zunächst als Aufwuchs auf dem Gewässerboden auf. Durch die Produktion von Sauerstoff durch Photosynthese verfängt sich ein Teil des Sauerstoffs in Form von kleinen Blasen im Geflecht der Fadenalgen, die dadurch starken Auftrieb erfahren. Ist der Auftrieb zu stark, gelangen Pakete der Fadenalgen in Form von Matten bzw. Watten an die Gewässeroberfläche, manchmal bedecken sie dort wesentliche Teile der Wasseroberfläche. An öffentlich genutzten Gewässern führen diese unschönen Matten zu Beschwerden von Nutzern beim Eigentümer der Gewässer, der häufig aufgefordert wird, die Matten zu entfernen. Dies ist mit einem hohen technischen (Bootseinsatz) und Personalaufwand verbunden.

Da die Fadenalgen sich zunächst am Gewässerboden entwickeln, ist dafür eine recht hohe Transparenz des Wasserkörpers erforderlich. Dies ist ein Indiz dafür, dass Fadenalgen kein Zeiger für eine besonders schlechte Wasserqualität sind. Dies wird durch das früher regelmäßige Auftreten von Fadenalgen am Urbanen Gewässer am Potsdamer Platz in Berlin-Mitte bestätigt, wo der Wasserkörper durch sehr niedrige Nährstoffkonzentrationen geprägt ist (IaG, 1998-2023). Ohne eine aktive Entfernung erfahren die Fadenalgenmatten eine mikrobielle Zersetzung und ein Absinken auf die Sedimentoberfläche als Detritus. Da der Entwicklungszyklus der Fadenalgen aus gewässerinternen Nährstoffressourcen gespeist wird, tragen die Fadenalgen nicht zu einer zusätzlichen Nährstoffbelastung bei. Die Nährstoffgehalte der Fadenalgen sind eher gering, die aufwändige Entnahme der Algen kann damit nur zu einem geringen Anteil mit der Entnahme von Nährstoffen begründet werden (IaG, 2020).

3.1.12 Zooplankton (Dr. Ute Michels)

Das Engelbecken wurde vom 27.2. bis zum 28.08.2023 an insgesamt 7 Terminen auf das Zooplankton untersucht. Insgesamt wurden 38 Arten sowie höhere Taxa des Metazooplanktons festgestellt (Rotifera – 27, Cladocera – 8 und Copepoda – 3). Darüber hinaus waren 6 Taxa aus der Gruppe der Protozoen in den Proben vorhanden. Große carnivore Arten wie die Raubcladocere *Leptodora kindtii* oder Larven der Büschelmücke *Chaoborus flavicans* wurden nicht nachgewiesen.

Rädertiere sind sehr divers und zahlreich vertreten; die Individuendichte beträgt durchschnittlich 2.130 Ind./l, ein für die Rotatorien sehr hoher Wert. Aspekt bestimmende Arten sind neben den allgemein häufigen Facetten-Rädertierchen (*Keratella quadrata* und *K. cochlearis*) Flossenrädertiere (*Polyarthra dolichoptera* und *P. remata*); temporär kommen *Brachionus calyciflorus*, *Filinia longiseta* und *Hexarthra mira* in hohen Individuendichten vor.

Die Individuendichte der Cladoceren ist durchschnittlich hoch, sie beträgt im Mittel 88 Ind./l. Effektive Phytoplanktonfiltrierer sind mit der Gattung *Daphnia* vor allem im Frühjahr aspektbestimmend vorhanden. Wichtige Arten sind *Daphnia cucullata* und *Daphnia galeata*.

Die Individuendichte der Copepoden ist mit im Mittel 185 Ind./l vergleichsweise niedrig. Schwebekrebse (Calanoida) mit besonderer Bedeutung am Phytoplankton-Grazing konnten im Plankton nicht nachgewiesen werden. Cyclopoide Vertreter der Ruderfußkrebse sind mit

Cyclops vicinus und *C. kolensis* im Frühjahr und mit *Acanthocyclops robustus* (Eutrophierungszeiger) vor allem im August präsent.

Die durchschnittliche Biomasse des Metazooplanktons ist hoch, sie beträgt 573 µg/l (Mittelwert) bzw. 268 µg/l (Median). Die höchste Zooplanktonbiomasse wird Ende August gebildet (>2000µg/l!), ein weiterer Entwicklungsspeak Ende April ist mit 920 µg/l deutlich niedriger. Haupt-Massebildner sind cyclopoide Copepoden, ihr durchschnittlicher Anteil an der Zooplanktonbiomasse liegt bei 48%. Der Anteil der für das Phytoplanktongrazing wichtigen Cladoceren beträgt im Mittel nur 20 %; für die Biomasse-Anteile der Rädertiere wurden durchschnittlich 32% ermittelt (Abbildung 40).

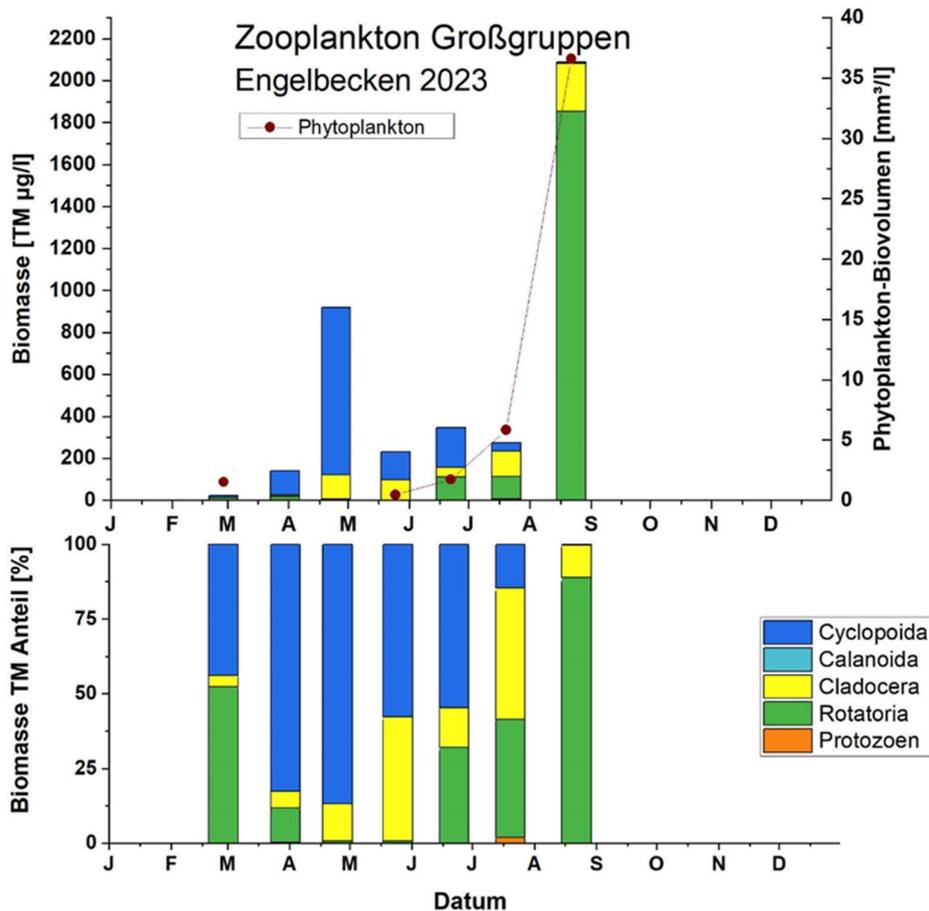


Abbildung 40: Biomasse (Trockengewicht) des Zooplanktons (Säulen) und Phytoplankton-Biovolumen (Punktlinie) für das Engelbecken im Jahr 2023. Oben: Absolute Biomassegehalte. Unten: Prozentuale Anteile.

Der Umsatz von Phytoplankton in Zooplanktonbiomasse (Z/P) (Grazing) ist niedrig, im Mittel (Median) beträgt er nur 13 %/d. Die höchsten Werte wurden Ende Mai mit 110 %/d registriert. Diese hohe Umsatzrate korrespondiert mit dem Vorkommen bzw. den hohen Anteilen gut fressbarer Algenklassen (v.a. Cryptophyceen und Chlorophyceen) am Phytoplanktonbiovolumen. Im Zeitraum April/Mai haben große Cladoceren (*Daphnia galeata* / *D. cucullata*) als effektive Phytoplanktonfiltrierer ihr Entwicklungsmaximum. Gleichzeitig wird das

Phytoplankton Ende Mai stark dezimiert, es kommt zur Ausbildung eines Klarwasserstadiums. Bereits ab Ende Juni verändert sich die Zusammensetzung des Zooplanktons deutlich, innerhalb der Cladoceren dominieren jetzt kleine Arten (*Bosmina longirostris*), die neben kleinen Phytoplanktern auch Bakterioplankton verwerten können. Darüber hinaus steigt der Biomasseanteil der Rotatorien bis auf >80 %! (Ende August). Rotatorien verwerten ausschließlich kleine Phytoplankter (<30 µm) und/oder Bakterioplankton; die Nahrungsbeziehungen zwischen Phyto- und Zooplankton sind in der zweiten Jahreshälfte weitestgehend entkoppelt.

Der Cladoceren-Größenindex (GIC) als Indikator für Fischfraßeffekte (Prädation) ist niedrig, er liegt im Mittel bei 1,6 µg/Ind. (Median) und damit deutlich unter dem Wert einer 1 mm großen Daphnie (6 µg/Ind). Ein hoher GIC steht für geringe, ein niedriger GIC für hohe Effekte durch Fischfraß. Große Daphnien sind vor allem Ende Mai vorhanden, am 25.5. wurde ein GIC von 9,0 µg/Ind. registriert; die mittlere Größe der Cladoceren betrug zu diesem Zeitpunkt 1,0 mm. Bereits ab Juni sinkt die mittlere Körpergröße der Cladoceren wieder deutlich, ein Indiz für einen mäßigen bis hohen Fraßdruck planktivorer Fische. Dafür spricht auch das Fehlen großer carnivorer Invertebraten wie der Raubcladocere *Leptodora kindtii* und / oder den Larven der Büschelmücke *Chaoborus flavicans*.

3.1.13 Makrozoobenthos (Dr. Ariane Nowak)

Die einmalige Erfassung des Makrozoobenthos erfolgte am 22.05.2023. Die Wassertiefe betrug 0,80 m. Gemäß Methodischem Handbuch zur EG-WRRL-Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos wurden 25 Teilproben (0,25 m x 0,25 m) anteilig der Substratbeschaffenheit (Fläche gesamt mindestens 1 m²) im 0,92 ha großen Engelbecken entnommen: 18 Teilproben Sand, 4 Teilproben Kies, 2 Teilproben Betonwand sowie 1 Teilprobe emerse Makrophyten aus einer der zwei künstlichen Schwimmseln mit Wasserpflanzen. Ca. 80 % der gesammelten Feinsubstrate war mit Fadenalgenwatten überzogen. Das Becken war stark vermüllt (Fahrrad, Eimer, Kisten etc.).

Die gesamte Probe (Mischprobe) wurde mit 96 %igem Ethanol fixiert und vollständig im Labor ausgelesen.

Tabelle 7 beinhaltet die Taxaliste der vorgefundenen Makrozoobenthos-Organismen mit Angaben zu den Individuendichten pro m². Mit 25 nachgewiesenen Taxa war die Lebensgemeinschaft im Engelbecken vergleichsweise artenarm. Es wurde ein Ausfall der Tiergruppen Gastropoda, Bivalvia und Coleoptera verzeichnet. Die Individuendichte war mit ca. 2.200 Individuen pro m² hingegen hoch. Massenhaft kamen die anspruchslosen Zuckmückenlarven vor. Die massenhaft vorkommende Zuckmücke *Polypedilum nubeculosum* beispielsweise lebt in organischen und sandigen Schlamm in Stillgewässern und langsam fließenden Fließgewässern mit nicht zu geringen Sauerstoffgehalten als Detritus- und Algenfresser (ORENDT et al. 2013). *Tanytus punctipennis*, ebenfalls in erhöhte Dichte im Engelbecken vorkommend, ist ein typischer Bewohner organisch-schlammiger Bodensubstrate und ernährt sich von Algen und Detritus (ORENDT et al. 2013). Auch die kleine Wasserwanze *Micronecta scholtzi* kam vermehrt vor. Die Art bevorzugt vegetationsfreie flache Uferbereiche in Stillgewässern (sandig, kiesig,

schlammig) (STRAUSS & NIEDRINGHAUS 2014). Hingegen konnten nur wenige Tiere aus der Gruppe der sensiblen EPTCBO-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia, Odonata) nachgewiesen werden. Diese stammten aus der Teilprobe emerse Makrophyten auf den Schwimminseln. Bei *Caenis luctuosa* (Eintagsfliege) und *Ecnomus tenellus* (Köcherfliege) handelt es sich um weit verbreitete Arten, die bevorzugt in Stillgewässern vorkommen.

Tabelle 7: Taxaliste Makrozoobenthos für das Engelbecken Angabe der Individuenanzahl pro m²

DV-Nr.	ID-Nr.	Großgruppe	Taxon	Individuenanzahl
1052	5862	Oligochaeta	<i>Limnodrilus claparedianus</i>	19
1110	5866		<i>Limnodrilus sp.</i>	62
1257	6529		<i>Potamothrix bavaricus</i>	10
1268	7517	Amphipoda	<i>Dikerogammarus villosus</i>	2
847	4521	Ephemeroptera	<i>Caenis luctuosa</i>	19
104	5064	Trichoptera	<i>Ecnomus tenellus</i>	14
909	4723	Odonata	<i>Coenagrionidae</i>	5
689	8202	Heteroptera	<i>Micronecta scholtzi</i>	139
910	4644	Diptera	<i>Chironomini</i>	22
409	4663		<i>Chironomus</i>	7
20057	4693		<i>Cladotanytarsus</i>	43
20984	4823		<i>Cryptochironomus defectus</i>	7
106	6208		<i>Orthocladiinae</i>	7
30166	10935		<i>Parachironomus mauricii</i>	14
10365	6492		<i>Polypedilum nubeculosum</i>	446
10042	6501		<i>Polypedilum</i>	43
10043	6571		<i>Procladius</i>	151
10732	7922		<i>Psectrocladius obivus</i>	22
20992	6633		<i>Psectrocladius sordidellus-Gruppe</i>	187
10044	6634		<i>Psectrocladius</i>	7
10532	6974		<i>Tanytus punctipennis</i>	259
10955	6995		<i>Tanytarsus mendax</i>	540
10367	7007		<i>Tanytarsus pallidicornis</i>	7
10971	7015		<i>Tanytarsus usmaensis</i>	115
20530	7009		<i>Tanytarsus</i>	43
			Summe	2.193

Der überwiegende Teil der eingestuften Makrozoobenthos-Taxa bevorzugte als Besiedlungsstrukturen Schlamm (auch im Sinne von Feindetritus), Sand sowie grobpartikulär organisches Material (POM) (Tabelle 8).

Tabelle 8: Habitatpräferenzen der Taxa im Engelbecken 2023

Habitatpräferenz (alle Taxa)	Anteil in %
Habitat Argylal	2
Habitat Pelal	19
Habitat Psammal	20
Habitat Akal	1
Habitat Lithal	1
Habitat Phytal	3
Habitat POM	14
Habitat Andere	0
Habitat Nicht eingestuft	40

Die Individuen des Makrozoobenthos im Engelbecken können überwiegend den Ernährungstypen Sedimentfresser und Räuber zugeordnet werden. Auffällig war der geringe Anteil an Weidegängern und Filtrierern. Die dafür entsprechenden Substrate zum Abgrasen von Algen/Bakterien-Biofilmen bzw. zum Festheften wie Makrophyten, Totholz oder andere Harts-ubstrate fehlen im Engelbecken weitgehend (Tabelle 9).

Tabelle 9: Ernährungstypen der Taxa im Engelbecken 2023

Ernährungstyp (alle Taxa)	Anteil in %
Ernährung Zerkleinerer	1
Ernährung Sedimentfresser	39
Ernährung Weidegänger	3
Ernährung aktive Filtrierer	2
Ernährung passive Filtrierer	1
Ernährung Holzfresser	0
Ernährung Räuber	13
Ernährung Zellstecher	0
Ernährung Parasiten	0
Ernährung Andere	0
Ernährung Nicht eingestuft	41

Die Schaffung naturnaher Uferstrukturen würde die Makrozoobenthoszönose definitiv aufwerten. Da dies in dem künstlich angelegten kleinen Engelbecken mit stabiler Betonfassung nicht so einfach möglich ist, sollten Überlegungen zur Schaffung weiterer Schwimmseln mit emersen Makrophyten angestellt werden.

Die Bewertung des das Engelbecken besiedelnden Makrozoobenthos erfolgte zusätzlich mit Hilfe des Bewertungsverfahrens AESHNA. Das Verfahren wurde nach den Vorgaben der EG-WRRL für Gewässer mit einer Fläche > 50 ha entwickelt. Es befindet sich derzeit noch in der

Erprobungsphase und liefert noch nicht immer nachvollziehbare Ergebnisse. Für das Engelbecken kommen die beiden See-Typen 14 (Polymiktischer Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet) und Bost (Baggersee Ostdeutschland) in Frage. Die Ergebnisse werden gutachterlich validiert.

Die Durchführung der Bewertung der Probestelle erfolgte mit dem Access-Tool AESHNA (Version Mai 2017). Auf Basis der erstellten Taxaliste werden verschiedene typspezifische Metrics berechnet, die den Grad der strukturellen Degradation beschreiben sollen (BÖHMER, 2017).

Tabelle 10 und

Die Bewertung des für das Engelbecken relevanten Seetyps 14 (Polymiktischer Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet) erfolgt über folgende Einzelmetrics:

- Faunaindex (Toleranzmetric);
- Prozentualer Anteil der Lithalbewohner (Kies/Steinbewohner) in Häufigkeitsklassen (Metric zur Beurteilung funktionaler Gruppen);
- Prozentualer Anteil EPTCBO-Taxa (Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen, Käfer, Libellen und Muscheln) in Häufigkeitsklassen (Metric zur taxonomischen Zusammensetzung);
- Typspezifische Vielfalt (Metric zur taxonomischen Vielfalt);
- Prozentualer Anteil der Holzbewohner (Metric zur Beurteilung funktionaler Gruppen).

Die Bewertung für den Seetyp 14 erscheint mit der Einstufung in die Ökologische Zustandsklasse 3 („mäßig“) zu positiv.

Tabelle 11 enthalten die Bewertungsergebnisse der relevanten Metrics für den Multimetrischen Index (MMI) sowie der daraus resultierenden Ökologischen Zustandsklasse für den Seetyp 14 bzw. Ökologischen Potentialklasse für den Seetyp Bost anhand der vorgefundenen Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft im Engelbecken. Die Ergebnisse wurden gutachterlich validiert.

Tabelle 10: Bewertung des Engelbeckens 2023 für den Seetyp 14: Polymiktischer Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet; Ufertyp: Feinsubstrat

Bewertung des Ökologischen Zustands		
Metric	Wert	Bewertung
Faunaindex (FI_norm01)	0,44	3
Anteil Lithalbewohner HK% (LIT_HK_norm01)	1	1
Anteil EPTCBO (EPTCBO_HK_norm01)	0	5
Typspezifische Vielfalt (Div_FI)	0,31	4
Anteil Holzbewohner (holzbewohner_norm01)	0,24	4
Gesamtbewertung		
Multimetrischer Index (MMI)		0,45
Ökologische Zustandsklasse anhand der Qualitätskomponente Makrozoobenthos		3
Abschließende Bemerkungen:		
Die Bewertung ist nicht plausibel; Abstufung um eine Klasse.		4

Bewertung: 1 = blau = sehr gut; 2 = grün = gut; 3 = gelb = mäßig; 4 = orange = unbefriedigend; 5 = rot = schlecht

Die Bewertung des für das Engelbecken relevanten Seetyps 14 (Polymiktischer Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet) erfolgt über folgende Einzelmetrics:

- Faunaindex (Toleranzmetric);
- Prozentualer Anteil der Lithalbewohner (Kies/Steinbewohner) in Häufigkeitsklassen (Metric zur Beurteilung funktionaler Gruppen);
- Prozentualer Anteil EPTCBO-Taxa (Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen, Käfer, Libellen und Muscheln) in Häufigkeitsklassen (Metric zur taxonomischen Zusammensetzung);
- Typspezifische Vielfalt (Metric zur taxonomischen Vielfalt);
- Prozentualer Anteil der Holzbewohner (Metric zur Beurteilung funktionaler Gruppen).

Die Bewertung für den Seetyp 14 erscheint mit der Einstufung in die Ökologische Zustandsklasse 3 („mäßig“) zu positiv.

Tabelle 11: Bewertung des Engelbeckens 2023 für den Seetyp Bost: Typ Baggersee Ostdeutschland; Ufertyp: Feinsubstrat

Bewertung des Ökologischen Potentials		
Metric	Wert	Bewertung
Faunaindex (FI_norm01)	0,38	4
Anteil Lithalbewohner HK% (LIT_HK_norm01)	0,98	1
Sedimentfresser HK% (gather_HK_norm01)	0,07	5
ASPT (ASPT_norm01)	0,63	2
Anzahl EPTCBO (no_EPTCBO_norm01)	0,25	4
Anteil Odonata HK% (Odonata_HK_norm01)	0,31	4
Anteil ETO HK% (ETO_HK_norm01)	0,07	5
Anteil Chironominae Ind. % (Chirinae_norm01)	0	5
Gesamtbewertung		
Multimetrischer Index (MMI)		0,34
Ökologische Potentialklasse anhand der Qualitätskomponente Makrozoobenthos		4
Abschließende Bemerkungen:		
Die Bewertung erscheint plausibel.		

Bewertung: 1 = blau = sehr gut; 2 = grün = gut; 3 = gelb = mäßig; 4 = orange = unbefriedigend; 5 = rot = schlecht

Die Bewertung des für das Engelbecken am ehesten in Frage kommenden Seetyps für künstliche Gewässer ist der Typ Bost (Baggersee Ostdeutschland) und erfolgt über folgende Einzelmetrics:

- Faunaindex (Toleranzmetric);
- Prozentualer Anteil der Lithalbewohner (Kies/Steinbewohner) in Häufigkeitsklassen (Metric zur Beurteilung funktionaler Gruppen);
- Prozentualer Anteil der Sedimentfresser in Häufigkeitsklassen (Metric zur Beurteilung funktionaler Gruppen);
- ASPT (Average Score Per Taxon);

- Anzahl EPTCBO-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia und Odonata (Metric zur taxonomischen Vielfalt);
- Prozentualer Anteil der Odonata in Häufigkeitsklassen (Metric zur taxonomischen Zusammensetzung);
- Prozentualer Anteil der Ephemeroptera, Trichoptera und Odonata in Häufigkeitsklassen (Metric zur taxonomischen Zusammensetzung);
- Prozentualer Anteil der Chironominae an der Gesamtindividuedichte (Metric zur taxonomischen Zusammensetzung).

Die Einstufung in die Ökologische Potentialklasse 4 („unbefriedigend“) für den Seetyp Bost erscheint hingegen gerechtfertigt. Es kamen nur drei Taxa aus den Großgruppen EPTCBO (Ephemeroptera/Plecoptera/Trichoptera/Coleoptera/Bivalvia/Odonata) in jeweils geringen Abundanzen vor. Zudem wurde ein Ausfall der Tiergruppen Gastropoda, Bivalvia und Coleoptera verzeichnet.

3.1.14 Sedimente (Dr. Thomas Gonsiorczyk)

Die Untersuchungen der Sedimente richteten sich insbesondere auf die Rolle der Sedimente im Nährstoffhaushalt und die damit verbundenen Parameter der allgemeinen chemischen Zusammensetzung der Sedimente. Andere Aspekte wie die Mächtigkeiten der organischen Weichsedimentauflage, die allgemeine chemische Zusammensetzung der Sedimente sowie deren Schadstoffbelastung wurden in früheren Untersuchungen (HGN, 2021) bearbeitet. Die Ergebnisse wurden oben nachrichtlich dargestellt.

Die Entnahme der Sedimentproben erfolgte mit einem Uwitec-Sedimentstecher in der Gewässermitte. Bei der Probenahme am 2.06.2023 wurde an der Sedimentoberfläche eine Ansammlung von filamentösen Algen beobachtet. Der entnommene Sedimentkern wurde an einer Schneidevorrichtung in die folgenden Tiefenintervalle getrennt: 0-1 cm, 1-2 cm, 2-4 cm und danach 4 cm-Abschnitte bis in eine Sedimenttiefe von 16 cm.

Die Untersuchung der **allgemeinen chemischen Zusammensetzung der Sedimente** richtete sich auf die Parameter Trockengewicht, organische Substanz und mineralische Substanzen (Calciumcarbonat) und Gesamtphosphor.

Das Sediment des Engelbeckens weist einen sehr hohen Trockengewichtsanteil auf (Abbildung 41). In einer Sedimenttiefe von 12-16 cm wurde ein Trockengewichtsanteil von fast 30 % ermittelt. Der mittlere Anteil organischer Substanz in den oberen 16 cm lag bei etwa 10 % des Trockengewichtes (TG). Der Anteil an CaCO_3 lag bei durchschnittlich 30 % d. TG.

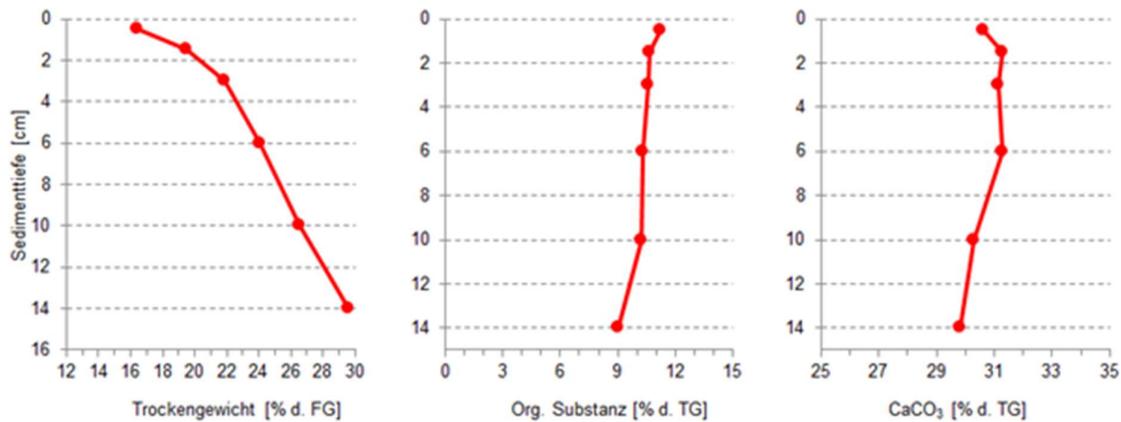


Abbildung 41: Vertikalprofile der Trockengewichtsanteile am Feuchtgewicht (FG) und der Anteile an organischer Substanz und Calciumcarbonat am Trockengewicht (TG) des Sedimentes im Engelbecken

An der Sedimentoberfläche (0-1 cm) wurde ein Gesamtphosphor-Anteil (TP = total phosphorus) von $1,79 \text{ g P (kg TG)}^{-1}$ ermittelt (Abbildung 42). Der mittlere TP-Gehalt in den oberen 16 cm des Sedimentes lag mit $1,42 \text{ g P (kg TG)}^{-1}$ in einem relativ niedrigen Bereich. Da jedoch die Trockengewichtsanteile sehr hoch sind, liegen die absoluten P-Konzentrationen im Feuchtsediment ebenfalls relativ hoch. Bei einem TG-Anteil von 16,4 % d. FG und einer Feuchtsedimentdichte von $1,106 \text{ kg FG L}^{-1}$ liegt die TP-Konzentration an der Sedimentoberfläche (0-1 cm) bei $323,9 \text{ mg P L}^{-1}$ bzw. bei 3239 mg P m^{-2} . Im Vergleich dazu betrug der P-Inhalt im Wasserkörper über dem Sediment im Juli etwa 330 mg P m^{-2} (Wassertiefe: 1,0 m). Damit ist an der Sedimentoberfläche (0-1 cm) etwa die 10-fache Menge an P vorhanden als in der darüber liegenden Wassersäule. Bis in eine Sedimenttiefe von 16 cm kommt es zu einer nahezu linearen Abnahme der TP-Anteile in der Trockensubstanz. Diese Abnahme spiegelt die Intensität von P-Mobilisierungs- und Rücklösungsprozessen wider. Unterhalb einer Sedimenttiefe von 16 cm sind die P-Mobilisierungsprozesse wahrscheinlich weitgehend abgeschlossen.

Aus dem Vertikalprofil der TP-Anteile lässt sich das P-Mobilisierungspotential berechnen. Das ist der P-Anteil im Sediment, der unter gleichbleibenden Bedingungen langfristig wieder freigesetzt wird (mobilisierbarer P, der lediglich temporär im Sediment gebundenen ist und nicht permanent im Sediment festgelegt wird).

Dabei wurden die TP-Anteile in der Sedimentschicht von 12-16 cm als Background-TP-Anteil definiert ($1,24 \text{ g P (kg TG)}^{-1}$). Dieser P-Anteil wird als permanent im Sediment festgelegt betrachtet. Die Differenz zu den höheren P-Anteilen in den darüber liegenden Schichten wird als P-Mobilisierungspotential bezeichnet. Im Falle des Engelbeckens wurde für die oberen 12 cm ein P-Mobilisierungspotential von 7375 mg P m^{-2} berechnet.

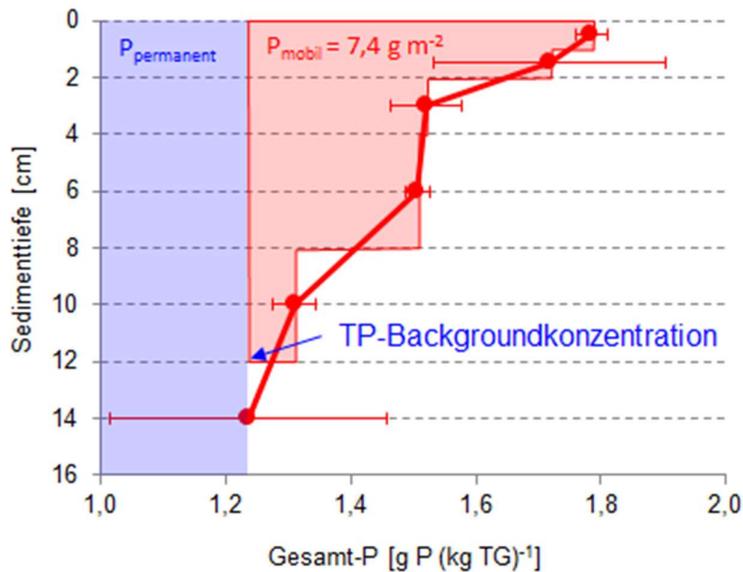


Abbildung 42: Vertikalprofile der Gesamtphosphoranteile (TP) am Trockengewicht (TG) im Sediment des Engelbeckens, Definition eines Background-TP-Anteiles (Mittelwert 12-16 cm) und Einteilung in mobilen P (P-Mobilisierungspotential) und permanent gebundenem P im Sediment.

Im Sediment des Engelbeckens wurden auch die verschiedenen P-Bindungsformen in unterschiedlicher Sedimenttiefe ermittelt (Abbildung 43). Der organisch gebundene, reduktiv-lösliche und labil adsorbierte P wird meist als mobiler P-Pool betrachtet, wohingegen der an Metalloxid gebundene, die säurelöslichen sowie die refraktären P-Bindungen als stabil im Sediment festgelegt betrachtet werden (Abbildung 44). Im Durchschnitt ist fast die Hälfte des TP im Sediment an Calciumcarbonat gebunden (säurelöslicher P).

Analog zu den TP-Anteilen lässt sich aus den Vertikalprofilen der einzelnen P-Bindungsformen ebenfalls ein P-Mobilisierungspotential berechnen. Entsprechend wurde für die mobilen P-Formen das P-Mobilisierungspotential berechnet (Tabelle 12). Auf der Grundlage der verschiedenen P-Bindungsformen ergab sich ein P-Mobilisierungspotential von $13,3 \text{ g P m}^{-2}$, das fast doppelt so hoch liegt wie auf der Grundlage der TP-Anteile ($7,4 \text{ g P m}^{-2}$). Die Rücklösung der redoxsensitiven P-Bindungen ist dabei zu fast 75 % für die P-Rücklösung verantwortlich.

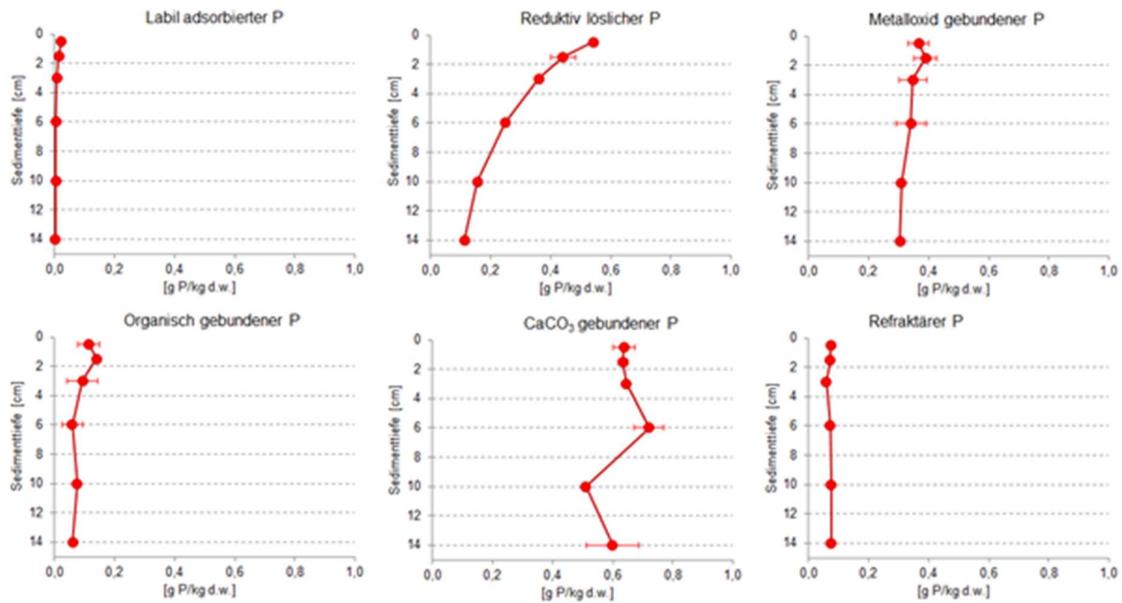


Abbildung 43: Vertikalprofile der verschiedenen P-Bindungsformen im Sediment des Engelbeckens

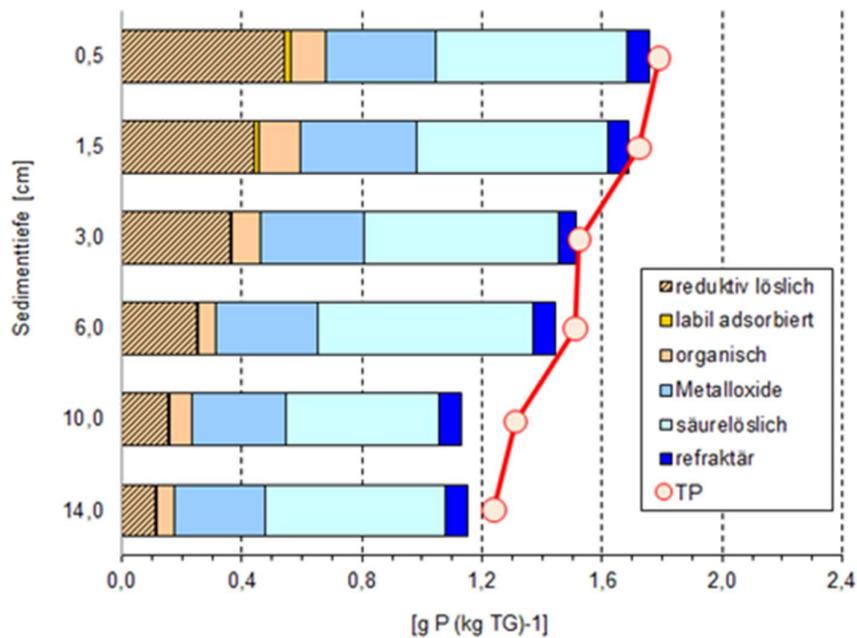


Abbildung 44: Verteilung der potentiell mobilen (rote und gelbe Färbung) und permanent gebundenen P-Formen (blau/lila gefärbt) im Sediment des Engelbeckens

Tabelle 12: P-Mobilisierungspotential der verschiedenen P-Bindungsformen im Sediment des Engelbeckens [g P m^{-2}] mit P-Background-Werten bei 12-16 cm berechnet

Reduktiv löslicher P	Organisch gebundener P	Labil adsorbierter P	Summe
9,89	3,26	0,10	13,25

An der Sedimentoberfläche (0-2 cm) wurden im Porenwasser sowie im Wasser direkt über dem Sediment die SRP-Konzentrationen zu verschiedenen Zeitpunkten ermittelt. Aus der Konzentrationsdifferenz lassen sich die SRP-Diffusionsraten aus dem Sediment berechnen.

In den Monaten Februar bis Mai wurden nur sehr geringe SRP-Diffusionsraten aus dem Sediment ermittelt (Abbildung 45a). Zeitweise kam es stellenweise sogar zu einer SRP-Diffusion in das Sediment. Ab Juni kam es jedoch zu einem kontinuierlichen Anstieg der SRP-Diffusionsraten aus dem Sediment. Im August wurde mit $12,6 \pm 2,4 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ das Maximum erreicht. Mit der Zunahme der SRP-Diffusionsraten aus dem Sediment kam es zu einer zeitgleichen Zunahme der TP-Konzentrationen im Sediment (Abbildung 45b).

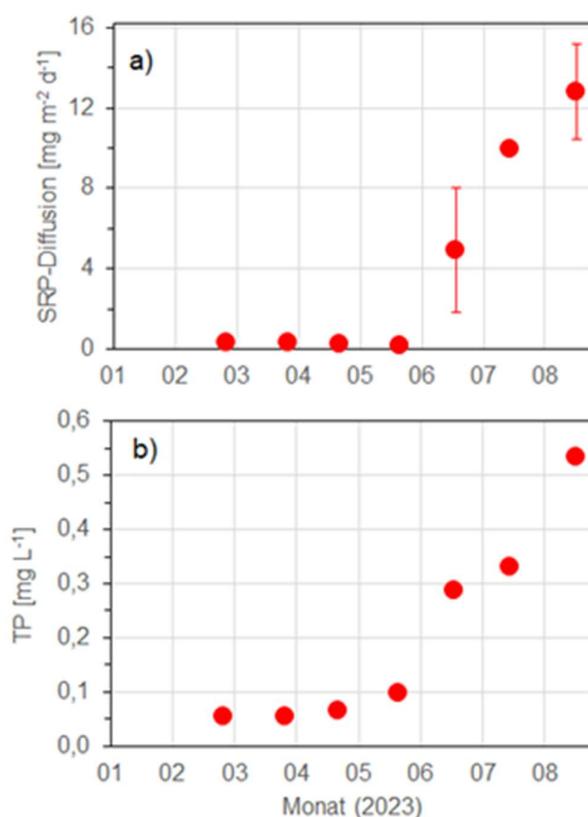


Abbildung 45: Variabilität der SRP-Diffusionsraten aus dem Sediment und b) zeitlicher Verlauf der TP-Konzentrationen im Wasserkörper des Engelbeckens

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass das Sediment des Engelbeckens einen sehr hohen Trockengewichtsanteil von durchschnittlich 25 % d. FG (0-16 cm) aufweist. Die Anteile organischer Substanz liegen bei durchschnittlich 10,1 % d. TG und die Anteile von Calciumcarbonat bei 30,6 % d. TG.

Aus der Abnahme der TP-Anteile mit der Sedimenttiefe wurde ein P-Mobilisierungspotential von $7,4 \text{ g P m}^{-2}$ berechnet.

Im Durchschnitt ist fast die Hälfte des TP im Sediment an Calciumcarbonat gebunden (säurelöslicher P) und damit relativ stabil im Sediment festgelegt. Analog zu den TP-Anteilen lässt sich aus den Vertikalprofilen der mobilen P-Bindungsformen ein P-Mobilisierungspotential von $13,3 \text{ g P m}^{-2}$ berechnen, welches etwa doppelt so hoch liegt wie das aus dem TP-Profil berechneten P-Mobilisierungspotential. Die Rücklösung von redoxsensitiven P-Verbindungen ist zu fast 75 % für die P-Rücklösung verantwortlich.

In den Sommermonaten Juni bis August kam es zu einer sehr starken Zunahme der SRP-Diffusionsraten auf ein Maximum von $12,6 \pm 2,4 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ im August. Die Zunahme der SRP-Diffusionsraten ist maßgeblich für den zeitgleichen Anstieg der TP-Konzentrationen in Wasserkörper verantwortlich.

3.2 provisorische Nährstoffbilanz

Zur Identifikation und Priorisierung der Nährstoffbelastungsquellen wurde mit den verfügbaren Untersuchungsergebnissen eine provisorische Nährstoffbilanz aufgestellt.

Mit Hilfe der provisorischen Nährstoffbilanz werden die wesentlichen Quellen und Senken der Nährstoffbelastung benannt und quantifiziert. Dies ist die wichtigste Grundlage zur Entwicklung von Strategien zur Verbesserung von Wasserqualität und ökologischem Zustand durch eine Verbesserung des Nährstoffhaushaltes, insbesondere durch eine Verringerung der Nährstoffkonzentrationen und eine Verringerung der Trophie.

Die provisorische Nährstoffbilanz enthält alle bekannten Quellen und Senken, insbesondere für den trophiebestimmenden Parameter Phosphor.

Die externe Nährstoffbelastung des Engelbeckens kann über verschiedene Pfade geschehen. Potenzielle Pfade sind der Nährstoffeintrag durch Niederschlag, der Nährstoffeintrag durch flächenhaft, z.B. bei Starkniederschlägen, oberflächlich zufließendes Wasser, der Nährstoffeintrag durch zufließende Oberflächengewässer sowie der Nährstoffeintrag durch das Grund- bzw. Schichtenwasser.

Ein Nährstoffeintrag durch flächenhaft (z.B. bei Starkniederschlägen) oberflächlich zufließendes Wasser bzw. der Nährstoffeintrag durch zufließende Oberflächengewässer spielt am Engelbecken keine Rolle, da das Einzugsgebiet an die Regenwasserkanalisation angeschlossen ist bzw. keine oberirdischen Zuflüsse existieren. Diese potenziellen Quellen werden sie im Folgenden nicht berücksichtigt.

Zur Nährstoffbelastung aus dem Niederschlag wurden keine Untersuchungen beauftragt bzw. durchgeführt.

Die Sedimente des Engelbeckens stellen sowohl eine interne Nährstoffbelastungsquelle dar, wie auch eine Nährstoffsенke.

Weitere potenzielle Nährstoffsенken sind die Verdunstung, oberflächlich abfließendes Wasser sowie der Nährstoffaustrag über den Abstrom von Grund- bzw. Schichtenwasser.

Ein Nährstoffaustrag durch oberirdische Abflüsse spielt am Engelbecken keine Rolle, da keine oberirdischen Abflüsse existieren. Diese potenzielle Senke wird sie im Folgenden nicht berücksichtigt.

Ein Nährstoffaustrag durch Verdunstung ist nicht möglich, da beim Prozess der Verdunstung nur Wassermoleküle in die gasförmige Phase übergehen und durch die Atmosphäre aufgenommen werden, nicht aber im Freiwasser gelöste oder partikulär gebundene Stoffe.

3.2.1 externe Nährstoffbelastung durch Zustrom von Grund- und Schichtenwasser

Zur Nährstoffbelastung durch das zuströmende Grund- und Schichtenwassers wurden ausgewählte Untersuchungen durchgeführt.

Hinsichtlich der **Nährstoffbelastung aus dem Grund- bzw. Schichtenwasser** wurde an dem vorhandenen Grundwasserpegel am südöstlichen Ufer des Engelbeckens (GWM 2) des Engelbeckens an allen sieben Untersuchungsterminen zwischen Februar und August 2023 jeweils eine Wasserprobe entnommen und hinsichtlich der Konzentrationen von Gesamt-Phosphor und Gesamt-Stickstoff untersucht.

Nährstofffrachten können auf der Basis der Untersuchungen zur klimatischen Wasserbilanz und zu den Wasserständen im Engelbecken aus dem Untersuchungszeitraum 2019 / 2020 (HGN, 2021) provisorisch berechnet werden.

Die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors (Abbildung 46) im untersuchten Grundwasserpegel schwanken im Untersuchungszeitraum deutlich, jedoch weniger stark wie die Konzentrationen im Freiwasser des Engelbeckens.

Im GWM 2 wurde an sieben Terminen eine mittlere Konzentration des Gesamt-Phosphors von 0,305 mg/l bestimmt, die minimale Konzentration betrug 0,247 mg/l (Februar und März), die maximale Konzentration 0,365 mg/l (April). Die Konzentration des Orthophosphat-Phosphors schwankte zwischen 0,201 mg/l (Mai) und 0,320 mg/l (August), die mittlere Konzentration betrug 0,260 mg/l. Der Anteil des Orthophosphat-Phosphors am Gesamt-Phosphor schwankte zwischen 70 und 98 % im Mittel betrug der Anteil 85 %.

In vier der sieben Monate (Februar – Mai) waren die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors im Grundwasser höher als die Konzentrationen im Engelbecken selbst. In zwei Monaten waren die Konzentrationen im Grund- und Schichtenwasser etwa auf dem gleichen Niveau wie im Freiwasser des Engelbeckens (Juni, Juli), im August war die Konzentration des Gesamt-Phosphors im Freiwasser des Engelbeckens bedeutend höher, als im Anstrom des Grund- bzw. Schichtenwassers.

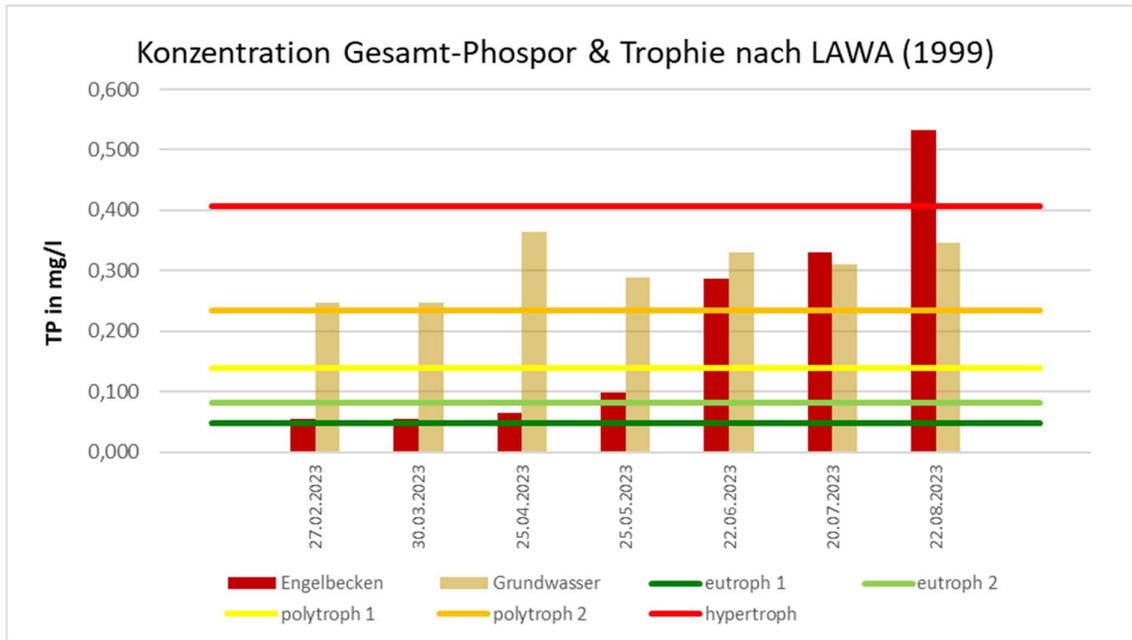


Abbildung 46: Konzentrationen des Gesamt-Phosphors im Engelbecken, im Grundwasserpegel GWM 2 sowie Klassengrenzen der Trophiegrade nach LAWA (1999)

Die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors (Abbildung 47) im untersuchten Grundwasserpegel schwanken im Untersuchungszeitraum sehr stark.

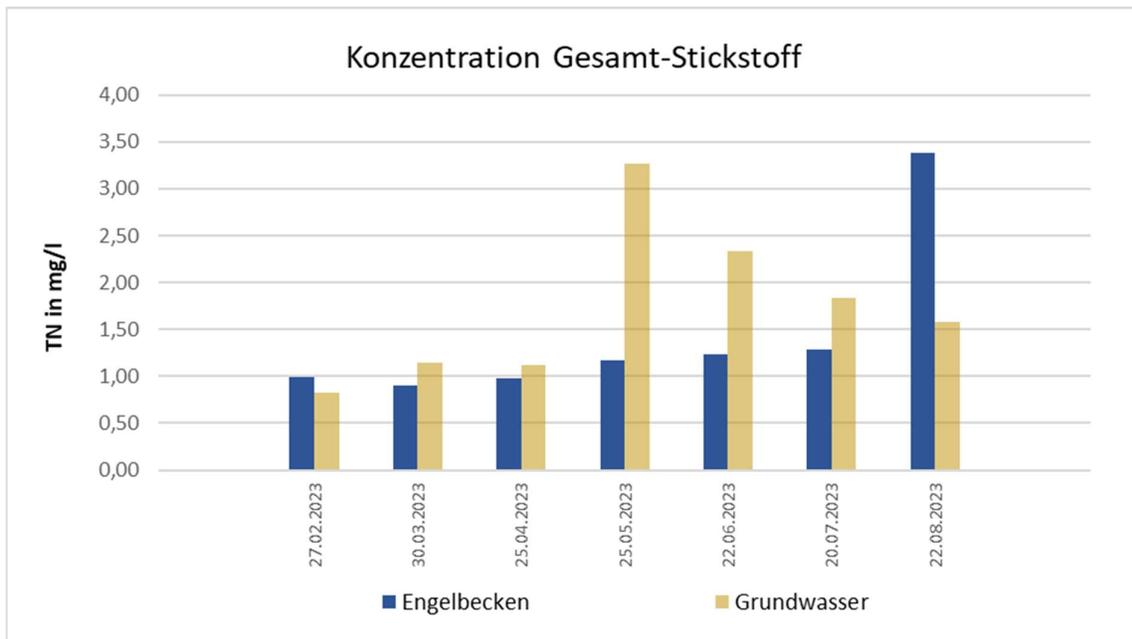


Abbildung 47: Konzentrationen des Gesamt-Stickstoffs im Engelbecken und im Grundwasserpegel GWM 2

Im GWM 2 wurde an sieben Terminen eine mittlere Konzentration des Gesamt-Stickstoffs von 1,73 mg/l bestimmt, die minimale Konzentration betrug 0,83 mg/l (Februar), die maximale Konzentration 3,27 mg/l (Mai). Die Konzentration des gesamt-gelösten Stickstoffs schwankte

zwischen 0,53 mg/l (Februar) und 2,68 mg/l (Mai), die mittlere Konzentration betrug 1,33 mg/l. Der Anteil des gesamt-gelösten Stickstoffs am Gesamt-Stickstoff schwankte zwischen 55 und 88 % im Mittel betrug der Anteil 75 %.

Zur Abschätzung der potenziellen Nährstoffbelastung aus dieser Quelle sollen die mittlere Konzentration des Gesamt-Phosphors im GWM 2 im Untersuchungszeitraum 2023 sowie die Berechnungen zum Zustrom von Grund- und Schichtenwasser im Kapitel 3.1.1 (Abbildung 10) auf der Basis der Untersuchungen aus 2019/2020 herangezogen werden.

Die mittlere Konzentration des Gesamt-Phosphors im Untersuchungszeitraum 2023 im zuströmenden Grund- bzw. Schichtenwasser betrug 0,305 mg/l, die mittlere Konzentration des Orthophosphat-Phosphors betrug 0,260 mg/l.

Da die Konzentration des organisch gebundenen Phosphors als Komponente des Gesamt-Phosphors nicht untersucht wurde, muss davon ausgegangen werden, dass mindestens die Fraktion des Orthophosphat-Phosphors in das Engelbecken eingeströmt ist.

Da unklar ist, wie hoch der Anteil des organisch gebundenen Phosphors im Grund- bzw. Schichtenwasser ist bzw. ob es einen Anteil an partikulär gebundenen Phosphor im speisenden Grundwasser gibt, muss davon ausgegangen werden, dass maximal die gesamte P-Menge des Gesamt-Phosphors in das Engelbecken eingeströmt ist.

Nach Kapitel 3.1.1 (Abbildung 10) sind dem Engelbecken im Untersuchungszeitraum November 2019 und Oktober 2020 ca. 2.909 m³ Wasser aus dem anströmenden Grund- und Schichtenwasserkörper zugeflossen.

Daraus ergibt sich eine **Phosphor-Fracht zwischen 0,756 und 0,887 kg Phosphor pro Jahr**.

Im Verhältnis dazu schwankte der P-Inhalt im Engelbecken im Untersuchungszeitraum 2023 zwischen 0,400 kg (Februar, März) und 3,920 kg (August).

Insbesondere bezogen auf den P-Inhalt im Frühjahr stellt die kalkulierte P-Fracht aus der Quelle Zustrom von Grund- und Schichtenwasser eine bedeutende externe Phosphorbelastung dar.

3.2.2 externe Nährstoffbelastung durch Wasservögel

Die auf dem Engelbecken lebenden bzw. rastenden Wasservögel stellen eine potenzielle Nährstoffbelastung dar, insbesondere dann, wenn der Kot der Tiere in das Wasser gelangt.

Wasservögel sind am Engelbecken vorhanden, insbesondere mindestens Schwäne, Stockenten, Bläsrallen, zuweilen Kormorane und Möwen, die Anzahl der Tiere wurde jedoch nicht erfasst.

Aus diesem Grund ist es nicht möglich, die externe Nährstoffbelastung durch Wasservögel zu quantifizieren.

Da das Engelbecken jedoch keine Massenbesiedlung mit Wasservögeln aufweist, wird davon ausgegangen, dass der Nährstoffeintrag aus dieser Quelle gering ist. Überdies ist eine

Vergrämung der Wasservögel zur Reduzierung der Nährstoffbelastung aus verschiedenen Gründen keine Maßnahmenoption.

3.2.3 externe Nährstoffbelastung durch Fütterung der Wasservögel

Durch die auf dem Engelbecken lebenden bzw. rastenden Wasservögel kommt es regelmäßig dazu, dass Besucher diese Wasservögel mit Brot sowie ggf. anderen Futtermitteln füttern. Dies stellt eine potenzielle Nährstoffbelastung dar.

Es existieren jedoch keine Erhebungen darüber, wie viele Besucher pro Jahr Wasservögel füttern sowie welche Mengen welcher Futtermittel auf diese Weise in das Engelbecken gelangen.

Aus diesem Grund ist es nicht möglich, die externe Nährstoffbelastung durch Futtermittel zu quantifizieren.

Da das Engelbecken jedoch keine Massenbesiedlung mit Wasservögeln aufweist und mehrere Hinweisschilder zum Fütterungsverbot im Uferbereich gut sichtbar angebracht sind, wird davon ausgegangen, dass der Nährstoffeintrag aus dieser Quelle eher gering ist. Trotzdem sind weitere Überlegungen zur besseren Umsetzung des Fütterungsverbotes eine Maßnahme, die sich positiv auf den Nährstoffhaushalt des Engelbeckens auswirken wird.

3.2.4 Interne Nährstoffbelastung – Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten

Die Sedimente stellen eine wichtige Größe im Nährstoffhaushalt von Seen und damit auch im Engelbecken dar.

Entsprechend der Vorgaben des Leistungsverzeichnisses wurden insbesondere die Phosphor-Rücklösungsraten sowie das P-Mobilisierungspotenzial auf der Basis der Phosphor-Bindungsformen untersucht.

Damit kann die interne Nährstoffbelastung aus den Sedimenten gut quantifiziert werden.

Im Kapitel 3.1.14 wurden die Ergebnisse der Untersuchungen dargestellt.

Die beiden Parameter P-Mobilisierungspotenzial und P-Rücklösungsraten beziehen sich beide auf die P-Rücklösung aus den Sedimenten, sie unterscheiden sich jedoch dahingehend voneinander, dass das P-Mobilisierungspotenzial tatsächlich das Potenzial der Rücklösung abbildet. Da das Potenzial aus den verschiedenen P-Bindungsformen abgeleitet wird, die unter bestimmten chemischen Bedingungen aufgelöst werden können bleibt unklar, wie viel von dem Potenzial hinsichtlich der realen Rücklösung tatsächlich wirksam wird.

Die P-Rücklösungsraten sind hingegen gemessene Größen, die das tatsächliche Rücklösungsgeschehen am Untersuchungstag darstellen. Sie speisen sich zwar grundsätzlich aus dem P-Mobilisierungspotenzial, repräsentieren aber die tatsächlichen Rücklösungsbedingungen am Untersuchungstag.

Hinsichtlich des P-Mobilisierungspotenzials wurde dargestellt, dass auf Grund der festgestellten P-Bindungsformen im Sediment des Engelbeckens ein P-Mobilisierungspotenzial von 13,3 g/m² vorhanden ist. Bezogen auf eine Sedimentoberfläche von 9.200 m² ergibt sich für die

Sedimentschicht zwischen 0 und 14 cm Tiefe ein Mobilisierungspotenzial von 122,36 kg Gesamt-Phosphor, der an das Freiwasser abgegeben werden könnte. Das bedeutet jedoch nicht, dass diese P-Menge tatsächlich in einem bestimmten Zeitraum, wie z.B. einer Vegetationsperiode an das Freiwasser abgegeben wird. Dies kann über die P-Rücklösungsraten abgeschätzt werden.

Hinsichtlich der P-Rücklösungsraten wurde dargestellt, dass diese im Jahresverlauf sehr variabel sind. Während im Zeitraum Februar bis April die Rücklösungsraten mit ca. $0,050 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ sehr gering sind, steigt die P-Rücklösungsrate im Juli auf $9,7 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ sowie im August auf $12,6 \pm 2,4 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ an.

Bezogen auf die ermittelten P-Diffusionsraten ergeben sich zwischen Juni und August 2023 für das Engelbecken folgende Phosphor Frachten aus dem Sediment in das Freiwasser: im Juni betrug die P-Diffusionsrate ca. $4,7 \text{ mg/m}^2/\text{d}$. Bei einer Sedimentoberfläche von 9.200 m^2 und unter der Annahme, dass die gleiche P-Diffusion an allen 30 Tagen des Juni erfolgt, ergibt sich eine Phosphor-Fracht von ca. $1,29 \text{ kg TP / Monat}$. Im Juli beträgt die P-Diffusionsrate ca. $9,7 \text{ mg/m}^2/\text{d}$, daraus ergibt sich eine P-Fracht von $2,68 \text{ kg TP / Monat}$, im August bei einer P-Diffusion von $12,6 \text{ mg/m}^2/\text{d}$ eine Fracht von $3,78 \text{ kg TP / Monat}$.

Im gleichen Zeitraum Juni – August kam es im Freiwasser des Engelbeckens zu einer erheblichen Zunahme der P-Konzentration. Tatsächliche P-Mobilisierung stimmt in der Dimension mit dem Anstieg der P-Konzentration im Freiwasser recht gut überein.

Im Vergleich der Untersuchungsergebnisse zum P-Mobilisierungspotenzial sowie zur P-Rücklösung kann festgestellt werden, dass unter den Bedingungen, wie sie im Untersuchungszeitraum 2023 geherrscht haben, nur ein recht geringer Teil des potenziell mobilisierbaren Phosphors aus dem Sediment in das Freiwasser abgegeben wurde. Andererseits war die abgegebene P-Menge so hoch, dass sie zu dem beobachteten starken Anstieg der P-Konzentrationen im Freiwasser führen konnte.

Im Zeitraum Juni – August schwankte die **Phosphor-Fracht** aus den Sedimenten ins das Freiwasser zwischen **1,29 und 3,78 kg Phosphor pro Monat**.

3.2.5 Interne Nährstoffakkumulation – Nährstoffsedimentation in das Sediment

Die Sedimente stellen eine wichtige Größe im Nährstoffhaushalt von Seen und damit auch im Engelbecken dar.

Neben der Freisetzung von Nährstoffen durch Rücklösung nehmen die Sedimente gleichzeitig eine Rolle als Nährstoffsenke ein. Dabei sedimentiert organische Substanz aus dem Freiwasser, in der Regel abgestorbene planktische Mikroalgen, aber auch abgestorbenes Zooplankton.

Um die Sedimentation von Nährstoffen zu messen, müssen Nährstofffallen eingerichtet werden, mit denen die sedimentierenden Detrituspartikel aufgefangen und untersucht werden können.

Diese Untersuchungen wurden für das Engelbecken nicht beauftragt, so dass die Nährstoffsedimentation nicht quantifiziert werden kann.

Nährstoffsedimentation und Nährstoffrücklösung laufen permanent parallel zueinander ab, nur die Nährstoffmengen die zu bestimmten Zeitpunkten sedimentiert oder rückgelöst werden sind unterschiedlich.

In der Regel ist es zwar so, dass in der Jahresbilanz Sedimentation und Rücklösung etwa auf dem gleichen Niveau liegen, in einzelnen Monaten jedoch die Rücklösung die Sedimentation stark übertrifft.

Im Engelbecken erscheint es so, dass insbesondere im Juni, Juli und August das Maß der Nährstofffreisetzung durch Rücklösung das Maß der Sedimentation von Nährstoffen um ein Mehrfaches übertrifft, im Ergebnis steigt die P-Menge im See stark an. Obwohl der Untersuchungszeitraum im August 2023 endete ist zu erwarten, dass, wie im Winter und zeitigen Frühjahr 2023 die P-Menge im Freiwasser des Engelbeckens wieder stark zurück geht. Die wesentliche Ursache dieses starken Rückganges ist die Sedimentation von Nährstoffen in Form von planktischem Detritus.

3.2.6 externe Nährstoffentlastung durch Abstrom von Grund- und Schichtenwasser

Zur Nährstoffentlastung durch das abströmende Grund- und Schichtenwassers wurden zwar keine speziellen Untersuchungen durchgeführt, trotzdem ist es mit den Ergebnissen der Untersuchungen im Untersuchungsjahr 2023 möglich, die Nährstoffentlastung auf diesem Pfad provisorisch zu quantifizieren.

Nährstofffrachten können auf der Basis der Nährstoffkonzentrationen im Freiwasser des Engelbeckens sowie der Untersuchungen zur klimatischen Wasserbilanz und zu den Wasserständen im Engelbecken aus dem Untersuchungszeitraum 2019 / 2020 (HGN, 2021) provisorisch berechnet werden.

Zur Abschätzung der potenziellen Nährstoffentlastung in diese Senke sollen die mittlere Konzentration des Orthophosphat-Phosphors im Freiwasser im Untersuchungszeitraum 2023 sowie die Berechnungen zum Abstrom von Grund- und Schichtenwasser im Kapitel 3.1.1 (Abbildung 10) auf der Basis der Untersuchungen aus 2019/2020 herangezogen werden.

Die mittlere Konzentration des Orthophosphat-Phosphors betrug 0,099 mg/l.

Obwohl die Konzentration des organisch gebundenen Phosphors als Komponente des Gesamt-Phosphors nicht untersucht wurde, muss davon ausgegangen werden, dass fast ausschließlich die Fraktion des Orthophosphat-Phosphors aus dem Engelbecken abgeströmt ist.

Durch die hohen Biovolumina der planktischen Mikroalgen wird davon ausgegangen, dass der Großteil der Differenz zwischen Gesamt-Phosphor und Orthophosphat-Phosphor aus partikulär in planktischer Biomasse gebundenem Phosphor besteht, und nur zu einem geringen Teil aus organisch gebundenem Phosphor. Da jedoch die Partikel des partikulär gebundenen Phosphors durch ihre Größe nicht in der Lage sind, in den Porenraum des Grund- bzw.

Schichtenwasserleiters einzuströmen, muss angenommen werden, dass der Nährstoffexport aus dem Engelbecken über diesen Pfad fast ausschließlich über den Orthophosphat – Phosphor erfolgt.

Nach Kapitel 3.1.1 (Abbildung 10) sind aus dem Engelbecken im Untersuchungszeitraum November 2019 und Oktober 2020 ca. 700 m³ Wasser in den abströmenden Grund- und Schichtenwasserkörper abgeflossen.

Daraus ergibt sich eine **Phosphor-Fracht von etwa 0,069 kg Phosphor pro Jahr.**

3.2.7 provisorische Nährstoffbilanz

Die Untersuchungen zur Nährstoffbilanz ergeben, dass die wichtigste Nährstoffbelastungsquelle des Engelbeckens die Sedimente sind. Insbesondere in den Hochsommermonaten Juni – August gelangen große Mengen an gelöstem Phosphor in das Freiwasser des Engelbeckens und führen dort zu einem starken Anstieg der Konzentrationen des Phosphors sowie in Folge zu einer starken Entwicklung des Phytoplankton-Biovolumens. Im Ergebnis trübt sich der Wasserkörper sehr stark ein, Wasserqualität und ökologischer Zustand verschlechtern sich stark, die Aufenthaltsqualität im umgebenden Park vermindert sich deutlich. Die auf diese Weise in nur drei Monaten **in den Wasserkörper eingetragenen Phosphormenge** beläuft sich insgesamt auf ca. **7,75 kg.**

Die P-Menge die hingegen im gesamten Jahr aus dem **Zustrom von Grund- bzw. Schichtenwasser** in das Engelbecken gelangt ist, ist mit ca. **0,756 bis 0,887 kg Phosphor** pro Jahr deutlich geringer.

Weitere bedeutende Nährstoffbelastungsquellen konnten nicht identifiziert werden, wenngleich ggf. auch eine Nährstoffbelastung durch den Kot von Wasservögeln bzw. die Fütterung von Wasservögeln besteht, die jedoch voraussichtlich nicht die Größe der vorgenannten Quellen erreicht.

Die wichtigste Nährstoffsенke des Engelbeckens sind ebenso die Sedimente. Selbst die sehr hohe P-Fracht durch Rücklösung aus den Sedimenten zwischen Juni und August in Höhe von ca. 7,75 kg Phosphor führte nur zu einem Anstieg der P-Menge im Freiwasser zwischen Mai (0,72 kg) und August (3,92 kg) von ca. 3,20 kg. Die Differenz von 4,55 kg Phosphor muss in diesem Zeitraum als planktischer Detritus sedimentiert sein.

Der Abstrom von Nährstoffen in das Grund- und Schichtenwasser spielt in der Nährstoffbilanz voraussichtlich eine absolut untergeordnete Rolle. Auf diese Weise werden nur ca. 0,069 kg Phosphor aus dem See exportiert.

3.3 Handlungsoptionen

Mit dem Gesamt-Index von 3,96 (LAWA, 2014) bzw. 4,06 (LAWA, 1999) erreichte das Engelbecken im Untersuchungsjahr 2023 mit dem Trophiegrad stark polytroph (p2) bis hypertroph (h) nur eine verhältnismäßig schlechte Wasserqualität, die um zwei bis drei Trophieklassen über dem Referenzzustand von stark eutroph (e2) liegt.

Es konnte jedoch auch gezeigt werden, dass diese Trophieeinstufung vor Allem durch die starke Erhöhung der Phosphor-Konzentrationen im Hochsommer zwischen Juni und August verursacht ist, während im Zeitraum zwischen Februar und Mai bedeutend geringere Nährstoffkonzentrationen und eine geringere Trophie verzeichnet wurden.

Die Ursachen dieser Situation liegen vor allem in der internen Belastung des Engelbeckens mit Nährstoffen, insbesondere Phosphor, aus der Quelle „Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten“. Eine weitere wichtige, aber aktuell zweitrangige Belastungsquelle, stellt der Zustrom von nährstoffreichem Grund- und Schichtenwasser dar.

Zur Verbesserung der Verhältnisse müssen Maßnahmen geplant und umgesetzt werden, die diese Belastungen reduzieren.

Seeinterne Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität stehen damit in der Priorität der weiteren Planung und Umsetzung an erster Position zur nachhaltigen Verbesserung der Wasserqualität des Engelbeckens und damit ebenso zur Verbesserung des ökologischen Zustandes und der Nutzbarkeit des Sees dar.

Insbesondere die Reduzierung der internen P-Belastung durch Rücklösung aus den Sedimenten ist eine Maßnahme, die schnell umgesetzt werden kann und die zu einer Verbesserung der Verhältnisse führen würde.

4. Maßnahmenplanung

Hinsichtlich der Wasserqualität (Trophie) wurde dem Engelbecken der Referenzzustand „stark eutroph (e2)“ zugeordnet. Dieser Referenzzustand wurde 2023 mit dem Trophiegrad „stark polytroph (p2)“ bis „hypertroph (h)“ nicht erreicht.

Die Ursache für die Nichterreichung des Referenzzustandes sind zu hohe Konzentrationen des Gesamt-Phosphors, verursacht durch interne und zweitrangig externe Belastungen mit dem Nährstoff Phosphor. Der Weg zur Erreichung des Zielzustandes ist damit die dauerhafte Absenkung der Konzentrationen des Nährstoffs Phosphor im See auf einen stabilen Zielwert von 0,060 – 0,070 mg/l Gesamt-Phosphor, sowohl zur Vollzirkulation (Frühjahr) als auch im Saisonmittel. Nach LAWA (2014) entspricht dies dem Trophiegrad stark eutroph (e2).

Damit müssen potenzielle Maßnahmen auf eine Reduzierung der Konzentrationen des Gesamt-Phosphors im Freiwasser des Engelbeckens zielen.

Da der Nährstoffhaushalt des Engelbeckens vor Allem durch den Nährstoffimport aus externen Quellen sowie die Interaktion mit den Sedimenten gesteuert wird, müssen Maßnahmen an diesen Elementen des Nährstoffhaushaltes ansetzen.

Potenzielle Maßnahmen sind deshalb:

- Reduzierung der Nährstofffrachten aus dem Zustrom von Grund- und Schichtenwasser,
- Reduzierung der Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten,
- Erhöhung des Nährstoffexports in die Sedimente,
- Reduzierung der externen Nährstoffbelastung aus anderen Quellen (Futtermittel für Fische)

Unten werden diese potenziell möglichen Maßnahmen hinsichtlich der Umsetzbarkeit am Engelbecken diskutiert.

Im Folgenden sollen zunächst potenzielle Maßnahmen diskutiert werden, die dazu dienen können, die potenziellen bzw. identifizierten Nährstoffbelastungsquellen zu reduzieren oder zu beseitigen.

4.1 Reduzierung der P-Belastung aus dem Zustrom von Grund- bzw. Schichtenwasser

Die Phosphor-Belastung aus dem Grund- und Schichtenwasser ist nach der Belastung durch Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten die zweitwichtigste P-Belastungsquelle.

Um die P-Belastung aus dieser Quelle zu reduzieren, schlagen wir die Anhebung des Wasserstandes im Engelbecken durch Zuschusswasser vor. Es konnte gezeigt werden, dass es vor Allem in den Monaten Juni bis Oktober auf Grund der negativen klimatischen Wasserbilanz zu einem Zustrom von Wasser aus dem Grund- und Schichtenwasser kommt, das eine zusätzliche Nährstofffracht für das Engelbecken darstellt.

Dieser Zustrom von nährstoffbelastetem Schichtenwasser kann durch die Sicherung eines positiven Gradienten zum Schichtenwasser durch Zuschusswasser verringert bzw. verhindert

werden. Wenn der Wasserstand im Engelbecken immer über dem Wasserstand im umliegenden Grund- bzw. Schichtenwasserleiter liegt, kann kein Wasser aus diesem Grund- bzw. Schichtenwasserleiter in das Engelbecken einströmen.

Im Winter ist der Wasserstand im Engelbecken höher als im umliegenden Schichtenwasserleiter. Dieser Zustand dürfte sich eigentlich nicht einstellen, weil Wasser in das Schichtenwasser abströmen müsste. HGN (2021) sprechen jedoch von „geringer Konnektivität“ zwischen Engelbecken und angrenzendem Schichtenwasserkörper, weshalb der Austausch offenbar behindert ist. Im Sommer ist der Wasserstand im Engelbecken allerdings niedriger als im umliegenden Schichtenwasserleiter, so kommt es zum Zustrom von nährstoffbelastetem Schichtenwasser und Nährstoffbelastung des Engelbeckens.

Zur Verhinderung des Zustromes von nährstoffbelastetem Schichtenwasser durch die Sicherung eines positiven Gradienten zum Schichtenwasser soll der Wasserstand im Engelbecken immer über dem Wasserstand im umgebenden Grund- bzw. Schichtenwasser gehalten werden. Potenzielle Quellen stellen das Trinkwasser im Leitungsnetz der BWB oder das Grundwasser eines tieferen Grundwasserleiters dar.

Die exakte Menge des zu diesem Zweck in das Engelbecken einzuleitenden Zuschusswassers kann nicht exakt bestimmt werden und variiert sicher von Jahr zu Jahr entsprechend der Witterungsverhältnisse, insbesondere der Niederschlagsmenge und deren jährlicher Verteilung sowie der Verdunstungshöhe von der freien Wasseroberfläche. Geht man jedoch davon aus, dass der niedrigere Wasserstand im Engelbecken gegenüber dem Wasserstand im Grundwasserpegel in den Monaten Juni bis Oktober in erster Linie durch die Verdunstung verursacht wird, müsste sich die benötigte Zuschusswassermenge an den Wasserverlusten aus der klimatischen Wasserbilanz orientieren. Nach Abbildung 8 betrug der Wasserverlust des Engelbeckens im Ergebnis der negativen klimatischen Wasserbilanz im Untersuchungszeitraum November 2019 – Oktober 2020 insgesamt ca. 2.500 m³. Die größten Wasserverluste traten zwischen April und August, also einen Zeitraum von 5 Monaten auf, daraus ergibt sich eine theoretische monatliche Einleitungsmenge von ca. 500 m³. Zur Nachspeisung wäre damit voraussichtlich eine verhältnismäßig geringe Wassermenge von geschätzt maximal 5.000 m³ / Jahr bzw. ca. 1.000 m³ pro Monat erforderlich. Im Vergleich dazu beträgt der Wasserverbrauch pro Person und Tag in Berlin 113 Liter (BWB, 2024) bzw. ca. 41 m³ / Jahr. Bei einer Zuschusswassermenge von 2.500 m³ entspräche dies dem Jahresverbrauch von Trinkwasser von 60 Menschen, bei dem geschätzten Maximalverbrauch von 5.000 m³ dem Jahresverbrauch von etwa 120 Menschen.

Hinsichtlich der Quelle des Zuschusswassers stehen theoretisch das Leitungsnetz der Berliner Wasserbetriebe (BWB) bzw. ein tieferer Grundwasserleiter zur Verfügung.

Trinkwasser aus dem Leitungsnetz der BWB wäre mit von P-Konzentrationen von 0,040 – 0,050 mg/l grundsätzlich geeignet. Die Kosten für Trinkwasser aus dem Leitungsnetz der BWB belaufen sich aktuell auf 1,81 € Brutto pro m³. Mindestens durch den Betrieb des Cafés am Engelbecken, ggf. aber auch für die Bewässerung des Parks am Engelbecken ist ein

Trinkwasseranschluss grundsätzlich vorhanden. Damit müsste nur eine technische Möglichkeit zur Einleitung des Wassers in das Engelbecken hergestellt werden.

Grundwasser steht grundsätzlich ebenso zu Verfügung. Da die Wasserqualität des unbedeckten Grundwasserleiters, wie im Vorhaben untersucht, nicht ausreicht, um zur Nachspeisung des Engelbeckens genutzt zu werden, müsste ein tiefer gelegener, bedeckter Grundwasserleiter dazu genutzt werden. Im Bezirk Lichtenberg werden am Fennpfuhl zwei Grundwasserbrunnen mit einer Bautiefe von ca. 50 m genutzt, um den Wasserspiegel des Fennpfuhls im Sommer zu stabilisieren. Hier wurden in den Jahren 2020 – 2022 jährlich zwischen 15.000 und 40.000 m³ Grundwasser (IAG, 2024) in den Fennpfuhl eingeleitet. Mit P-Konzentrationen von 0,050 – 0,085 mg/l (IAG, 2024) wäre auch dieses Wasser grundsätzlich geeignet, auch wenn die entscheidende P-Konzentration deutlich über der des Trinkwassers liegt. Wie die Verhältnisse im Bereich des Engelbeckens sind, ist allerdings unbekannt. Weder ist klar, in welcher Tiefe ein geeigneter Grundwasserleiter anzutreffen ist noch ist bekannt, welche Wasserqualität er aufweist. Unklar ist ebenso, ob ein solcher Brunnen genehmigungsfähig wäre bzw. wie aufwändig ein entsprechendes Genehmigungsverfahren.

Vorteile bei der Umsetzung beider Maßnahmen wären eine kurze Bauzeit und ein geringer Flächenbedarf mit deutlichen Vorteilen für die Nutzung von Trinkwasser.

Zusätzlich wird eingeschätzt, dass ein Genehmigungsverfahren zur Einleitung von Trinkwasser voraussichtlich unkompliziert ist und auch die bauliche Abwicklung zur Umsetzung wenig aufwändig. Die Umsetzungskosten sind gering.

Für die Einleitung von Grundwasser wäre das Genehmigungsverfahren mit hoher Wahrscheinlichkeit aufwändiger. Hinzu kommen Kosten für die geologische Erkundung und die Errichtung der Brunnenanlage. Risiko bleibt die zunächst unbekannte Wasserqualität in diesem Grundwasserleiter. Ein zusätzlicher Vorteil ergibt sich dadurch, dass ggf. erforderliches Bewässerungswasser für den Park ebenso aus dem Brunnen entnommen werden könnte, und damit den Einsatz von Trinkwasser ersetzen würde.

Für die Umsetzung beider Varianten wäre es erforderlich, die Wasserstände im Engelbecken und im umgebenden Grundwasser exakt zu messen, um feststellen zu können, wann und wie viel Wasser in das Engelbecken eingeleitet werden muss, um den Wasserstand im umgebenden Grund- bzw. Schichtenwasser zu übertreffen. Dazu müssen entweder automatische Messseinrichtungen installiert werden oder am Engelbecken ein Lattenpegel errichtet und eingemessen werden. Für die vorhandene Grundwassermessstelle GWM 2 sollten Höhendaten vorhanden sein. Ggf. müsste eine zweite Grundwassermessstelle errichtet werden.

Sollte diese Maßnahme umgesetzt werden ist Personal erforderlich, das die Entscheidung trifft, wann eine Nachspeisung mit welcher Wassermenge erfolgen muss. Die errichteten technischen Anlagen müsse regelmäßig gewartet werden.

Ggf. müssen zur Umsetzung der Maßnahme auch grundsätzliche Vorbehalte gegen eine Speisung des Engelbeckens aus Trink- oder Grundwasser berücksichtigt werden.

Entsprechend der aufgestellten Nährstoffbilanz ist die Jahresfracht an Phosphor in das Engelbecken gegenüber der Nährstoffquelle Sedimente gering.

Das bedeutet einerseits, dass die Umsetzung dieser Maßnahme, ohne die Umsetzung von Maßnahmen zur starken Verringerung der Nährstoffbelastung aus den Sedimenten, nicht zu einer bedeutenden Verbesserung der Wasserqualität im Engelbecken führen würde.

Das bedeutet jedoch andererseits, dass nach einer Umsetzung von Maßnahmen zur starken Verringerung der Nährstoffbelastung aus den Sedimenten die P-Belastung aus dem Grund- und Schichtenwasser die bedeutendste Nährstoffquelle für das Engelbecken darstellt, die das Potenzial aufweist, die Wasserqualität erneut zu verschlechtern.

Deshalb wird vorgeschlagen beide Maßnahmen (Reduzierung der P-Belastung aus den Sedimenten, Einleitung von Zuschusswasser) parallel zu planen und umzusetzen.

4.2 Reduzierung der P-Belastung aus den Sedimenten durch Sedimententnahme

In Kapitel 3.1.13 konnte gezeigt werden, dass die Sedimente eine wichtige Rolle im Nährstoffhaushalt des Engelbeckens spielen.

Um die P-Belastung aus den Sedimenten zu reduzieren, könnten Sedimente aus dem Engelbecken entnommen werden.

Dabei könnte die Belastungsquelle theoretisch vollständig beseitigt werden, gleichzeitig würde eine Erhöhung der Wassertiefe erfolgen und eine potenziell mögliche windinduzierte Aufwirbelung von Sedimenten künftig unterbunden werden.

In HGN (2021) sind die Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen 2019/2020 dargestellt. Die Sedimentmächtigkeiten variieren zwischen ca. 0,05 und 0,35 m, HGN (2021) leiten daraus eine mittlere Sedimentmächtigkeit von 0,20 m ab. Daraus ergibt sich ein Nassschlammvolumen von ca. 1.840 m³, HGN rechnen nach der Entwässerung der entnommenen Rohsedimente mit einem zu entsorgenden Sedimentvolumen von 750 m³. HGN (2021) weisen jedoch deutlich darauf hin, dass für gesicherte Aussagen zur Schlammverteilung (Mächtigkeit und Menge) zu wenige Sondierungen durchgeführt wurden.

Die chemische Untersuchung der Sedimente ergab, dass sechs Untersuchungsparameter, Blei, TOC, PAK, Benzo(a)pyren sowie Kupfer und Zink Konzentrationen aufweisen, die die Zuordnungswerte der Klasse Z1 der LAGA M 20 überschreiten. Damit ist eine Verwertung der Sedimente nicht möglich. Wenn Sedimente entnommen werden sollen, so wären diese zu deponieren.

Die Realisierung einer Sedimententnahme ist anspruchsvoll, da nur die vollständige Entnahme der Sedimente das gewünschte Ergebnis, die vollständige Entnahme des P-belasteten Sediments, sicherstellt. Da die Sedimentmächtigkeit voraussichtlich nur ca. 0,20 m beträgt, ist das Volumen der zu entnehmenden Sedimente, im Vergleich zu anderen Gewässern, mit 1.840 m³ verhältnismäßig gering.

HGN (2021) schlägt zur Sedimententnahme drei Verfahren vor, die Spülbaggerung, die Nassbaggerung sowie die Trockenbaggerung. Die Nassbaggerung wird schon von HGN (2021) wegen der ökologischen Auswirkungen und der unpräzisen Sedimententnahme ausgeschlossen, so dass als potenzielle Verfahren zur Entnahme der Sedimente nur noch die Spülbaggerung sowie die Trockenbaggerung in Frage kommen.

Die Spülbaggerung hätte den Vorteil, dass das Sediment recht präzise mit Hilfe eines Spülbaggers bis zur Grenzschicht zum mineralischen Liegenden entnommen werden könnte sowie voraussichtlich auch die Fontänenanlage im Wasser verbleiben könnte. Durch das Saugspülverfahren vergrößert sich aber die Entnahmemenge von 1.840 m³ um den zur Spülung erforderlichen Wasseranteil, und damit die zu entwässernde Sedimentmenge. Die Maßnahme ist nicht an eine Jahreszeit gebunden, nur bei Frost sind keine Arbeiten möglich.

Die Trockenbaggerung hätte ebenso den Vorteil, dass das Sediment recht präzise mit Hilfe eines Baggers bis zur Grenzschicht zum mineralischen Liegenden entnommen werden könnte sowie voraussichtlich auch die Fontänenanlage im Wasser verbleiben könnte. Durch die Trockenbaggerung würde sich die Entnahmemenge von 1.840 m³ nicht weiter vergrößern, damit würde auch die zu entwässernde Sedimentmenge, im Vergleich zur Spülbaggerung, gering sein. Wesentlicher Nachteil ist jedoch, dass zur Trockenbaggerung das Wasser des Engelbeckens komplett abgepumpt werden müsste und auch dann nicht klar ist, ob der Wassergehalt des gering genug ist, um das Sediment auszubaggern. Wegen der hydraulischen Verbindung zum Grund- bzw. Schichtenwasser müsste ggf. noch eine Wasserhaltung betrieben werden. Der Eingriff in den Park wäre sehr groß, da ein größerer Bagger an oder in das Engelbecken eingebracht werden müsste, das abgebagerte Sediment müsste voraussichtlich mittels Förderbändern zur Entwässerungsanlage gefördert werden.

Unabhängig von den gewählten Verfahren der Sedimententnahmen wäre der nächste Arbeitsschritt nach der Sedimententnahme die Entwässerung der Sedimente. Die Entwässerung kann entweder über Kammerfilter- bzw. Siebbandpressen erfolgen oder mit Hilfe von Geotubes. Bei der Entwässerung mit Pressen ist eine Aufstellfläche für die erforderlichen technischen Anlagen erforderlich sowie Behälter (z.B. Kippmulden) zur Zwischenlagerung des entwässerten Sediments. Das abgepresste nährstoffreiche Wasser kann entweder, wenn möglich, in die Regen- bzw. Schmutzwasserkanalisation abgeleitet werden oder nach einer technischen Behandlung zu P-Elimination in das Engelbecken zurückgeführt werden. Wenn das abgepresste Wasser nicht in das Engelbecken zurückgeführt wird, muss die fehlende Wassermenge aus einer anderen nährstoffarmen Quelle ersetzt werden. Das anstehende Grund- und Schichtenwasser ist wegen der hohen P-Konzentration nicht geeignet.

Bei der Entwässerung mit Geotubes sind Lagerplätze für die Geotubes vorzubereiten. Der Untergrund ist voraussichtlich abzudichten, um das Entwässerungswasser aufzufangen und entweder zu behandeln oder in die Regen- bzw. Schmutzwasserkanalisation abzuleiten. Die dabei zu lösenden Probleme wurden oben diskutiert. Die Geotubes sind so lange in der Umgebung zu lagern, bis die enthaltenen Sedimente stichfest entwässert sind.

Die in den Behältern zwischengelagerten Sedimente bzw. die entwässerten Sedimente in den Geotubes sind vor der Entsorgung erneut chemisch zu untersuchen, um den korrekten Entsorgungsweg entsprechend des tatsächlichen Schadstoffgehaltes zu bestimmen.

Im Falle der Zwischenlagerung in Behältern (Kippmulden) können die Kippmulden dann einzeln, nach Vorliegen der Untersuchungsergebnisse, mittels LKW abgefahren und der Entsorgung zugeführt werden. In Falle der Entwässerung durch Geotubes müssen die Geotubes dann aufgeschnitten werden und das enthaltene Sediment mittels Bagger auf Transportfahrzeuge geladen und der Entsorgung zugeführt werden.

Durch die beschriebenen technischen Verfahren ist die Maßnahme der Sedimententnahme grundsätzlich aufwändig und mit einem größeren Platzbedarf für die Aufstellung der Presse und Kippmulden bzw. Geotubes sowie ggf. für die Behandlung des abgepressten Wassers verbunden. Durch die Entnahme, Entwässerung und Zwischenlagerung der Sedimente wäre die Nutzung des Parks für voraussichtlich mindestens 3 Monate beeinträchtigt.

Durch den technischen Aufwand zur Entnahme, Entwässerung und Lagerung entstehen hohe Kosten. Ein weiterer beträchtlicher Kostenfaktor ist die Entsorgung der belasteten Sedimente auf einer Deponie. Aus diesem Grund gehören Vorhaben der Gewässerrestauration durch Sedimententnahme zu den sehr teuren Verfahren zur Restauration.

Zusätzlich ist zu erwarten, dass auch der Aufwand für das erforderliche Genehmigungsverfahren und die planerische und bauliche Abwicklung stark aufwändig sind.

4.3 Reduzierung der P-Belastung durch Rücklösung aus den Sedimenten und Erhöhung des P-Exportes in das Sediment durch Nährstofffällung mittels Polyaluminiumchlorid (PAC)

In Kapitel 3.1.13 konnte gezeigt werden, dass die Sedimente eine wichtige Rolle im Nährstoffhaushalt des Engelbeckens spielen.

Eine Möglichkeit der Reduzierung der P-Belastung durch Rücklösung, zur Erhöhung des P-Exportes in das Sediment sowie zur Erhöhung des P-Bindungsvermögens der Sedimente ist die Nährstofffällung mit Calcium, Eisen oder Aluminium. Dabei werden die natürlichen chemischen Bindungsprozesse für Phosphor im Sediment „aktiviert“. Calcium, Eisen und Aluminium sind Stoffe, die natürlicherweise im Boden sowie Oberflächen- und Grundwasser vorkommen und auch in unbelasteten Gewässern Phosphor chemisch stabil sowie weitgehend unlöslich im Sediment binden. Durch die zusätzliche Einbringung dieser Stoffe bei der Nährstofffällung wird die Menge dieser potenziellen Bindungspartner im Freiwasser und Sediment erhöht, so dass mehr Phosphor stabil gebunden werden kann.

Durch die P-Bindungsfähigkeit dieser Stoffe kann durch eine Applikation in das Freiwasser die P-Konzentration im Freiwasser gesenkt werden, die Fällprodukte (Fällmittelflocken) sinken auf die Sedimentoberfläche ab. Damit wird einmalig der P-Export in das Sediment erhöht. Die abgelagerten Fällmittelflocken auf der Sedimentoberfläche führen zudem dazu, dass eine

chemische Sperrschicht auf der Sedimentoberfläche entsteht, die eine P-Rücklösung aus den Sedimenten verhindert. Das P-Bindungsvermögen der Sedimente nimmt damit gleichzeitig zu.

Das Verfahren der P-Fällung mit Eisen oder Aluminium findet in der Abwassertechnik regelmäßig Anwendung, um in einer letzten Reinigungsstufe die P-Konzentrationen des gereinigten Abwassers vor Ableitung in ein Oberflächengewässer so stark zu reduzieren, dass die Grenzwerte zur Ableitung eingehalten werden.

Die anzuwendende Fällmittelmenge ergibt sich aus den P-Konzentrationen im Freiwasser sowie aus dem P-Rücklösungspotenzial der Sedimente. Durch das geringe Volumen des Engelbeckens ist voraussichtlich nur eine recht geringe Fällmittelmenge erforderlich.

Da die chemische Bindung von Phosphor an Aluminium gegenüber der Bindung an Calcium oder Eisen die chemisch stabilste Bindung ist, ist die Gefahr der Rücklösung des mit der Maßnahme gebundenen Phosphors sehr gering.

Die Umsetzung der Maßnahme ist technisch sehr einfach und von kurzer Dauer, es besteht für die Umsetzung ein geringer Flächenbedarf. Das in der Anwendung zur Seenrestoration und der Abwasserbehandlung gebräuchlichste Fällmittel ist Polyaluminiumchlorid (PAC). Das Mittel ist eine starke Säure und kann deshalb nur in Gewässern mit einem gutem Puffervermögen (Säurekapazität bzw. Alkalinität) angewendet werden. Wenn die Alkalinität zu gering ist, kann nicht genügend Fällmittel (Aluminium) eingebracht werden, um die P-Menge im Freiwasser auszufällen und das P-Bindungsvermögen der Sedimente zu verbessern, ohne den pH-Wert des Gewässers unzulässig abzusenken. Als ökologisch unbedenkliche Grenze der Absenkung des pH-Wertes wird häufig ein pH-Wert von 6 genannt.

Für das Engelbecken wurde im Rahmen der Untersuchungen des Freiwassers im Jahr 2023 die Alkalinität zu keinem Termin bestimmt. Durch die Speisungsverhältnisse des Engelbeckens und die allgemeinen hydrogeochemischen Verhältnisse wird jedoch angenommen, dass eine potenziell zu geringe Alkalinität im Freiwasser des Engelbeckens kein Ausschlusskriterium für die Anwendbarkeit der Methode darstellt. Diese Wissenslücke lässt sich jedoch mit einer einmaligen zusätzlichen Probenahme schließen.

Die Ausbringung des Fällmittels erfolgt von einem kleinen Boot aus. Um die Belastung des pH-Wertes möglichst gering zu halten, wird die tägliche Einbringmenge in der Regel begrenzt, eine permanente Überwachung des pH-Wertes während der Einbringung ist obligatorisch. Durch die geringe absolute und tägliche Einbringmenge ist es nicht erforderlich, am Engelbecken ein Fällmittellager einzurichten, die täglich auszubringende Fällmittelmenge kann arbeitstäglich aus einem externen Fällmittellager angeliefert und über den Arbeitstag verteilt verbraucht werden. Dabei wird der kleine Fällmittelbehälter auf dem Boot immer wieder aus dem Fällmitteltank in einem Fahrzeug nachgefüllt. Zur Ausbringung des Fällmittels wird das Gewässer profilweise flächendeckend abgefahren, so dass die gesamte Sedimentoberfläche flächendeckend von einer Fällmittelflockenschicht abgedeckt wird.

Durch die Ausbringungsmethode ist der Flächenbedarf zur Umsetzung der Maßnahme sehr gering, der Platzbedarf beschränkt sich auf eine Einsatzstelle für das Boot, sowie

Abstellflächen für Bootstrailer und Zugfahrzeug sowie ein weiteres Fahrzeug mit dem mobilen Fällmitteltank. Es wird angenommen, dass die Arbeiten zur Nährstofffällung nicht mehr als zwei Wochen (10 Arbeitstage) in Anspruch nehmen, eher weniger. In der Regel erfolgt die Nährstofffällung im zeitigen Frühjahr oder späten Herbst. Damit ist das entstehende Konfliktpotenzial mit der Nutzung des Parks am Engelbecken vergleichsweise gering.

Da die Methode der Nährstofffällung mit Polyaluminiumchlorid (PAC) in Nordostdeutschland bislang sehr häufig erfolgreich zum Einsatz gekommen ist, ist voraussichtlich ein wenig aufwändiges Genehmigungsverfahren zu erwarten, auch die planerische und bauliche Abwicklung sind voraussichtlich mit einem verhältnismäßig geringen Aufwand verbunden.

Da Polyaluminiumchlorid in vielen Kläranlagen zur P-Elimination genutzt wird, wird die Chemikalie von mehreren Herstellern geliefert, die Kosten sind, zum Beispiel gegenüber PhosLock, gering.

Durch den Einsatz einer Chemikalie mit dem Wirkstoff Aluminium bestehen jedoch ggf. Vorbehalte in der Öffentlichkeit. Die Vorbehalte sind jedoch unbegründet, in keiner der bislang umgesetzten Nährstofffällungen mit Polyaluminiumchlorid kam es in der Vergangenheit zu Schäden am Ökosystem oder beim Menschen. Dies ist durch begleitende wissenschaftliche Untersuchungen umfangreich belegt.

Im Ergebnis der Nährstofffällung wäre die P-Konzentration im Freiwasser sehr stark auf voraussichtlich 0,030 – 0,040 mg/l reduziert, eine P-Rücklösung aus den Sedimenten unterbunden.

Diese positiven Effekte einer P-Fällung würden jedoch nach und nach durch den weiterhin anhaltenden Zustrom von phosphorreicher Grund- und Schichtenwasser kompensiert werden.

Während die Abdeckung der Sedimente durch Fällmittelflocken eine länger anhaltende Wirkung hätte, und zwar so lange, bis sich wieder eine neue Schicht organischer Sedimente abgelagert hätte, wirkt die Reduzierung der P-Konzentration im Freiwasser, ohne die Umsetzung weiterer Maßnahmen zur Verringerung der externen P-Belastung aus dem Grund- und Schichtenwasser, voraussichtlich nur über eine oder wenige Saisons, da sich durch den Zustrom von phosphorreicher Grund- bzw. Schichtenwasser die Phosphorkonzentration im Freiwasser langsam wieder erhöhen würde.

Trotzdem wird es, auch ohne die Umsetzung weiterer Maßnahmen, durch die länger anhaltende Reduzierung der P-Rücklösung aus den Sedimenten zu einer deutlichen und länger anhaltenden Verbesserung der Wasserqualität kommen.

Eine tatsächliche maximale Nachhaltigkeit kann jedoch nur gesichert werden, wenn ebenso Maßnahmen zur Reduzierung der externen Belastung aus dem Grund- und Schichtenwasser erfolgen. Ohne diese Maßnahmen ist die Zielwasserqualität mit dem Trophiegrad eutroph 2 nur über eine verhältnismäßig kurze Dauer zu erreichen.

Eine mögliche windinduzierte oder durch Wasservögel verursachte Aufwirbelung von Sedimenten führt durch die Einarbeitung der Fällmittelflocken in die oberste Sedimentschicht eher zu einer Verbesserung der Nachhaltigkeit der Maßnahme.

4.4 Reduzierung der P-Belastung durch Rücklösung aus den Sedimenten und Erhöhung des P-Exportes in das Sediment durch Nährstofffällung mittels Eisen(III)chlorid

In Kapitel 3.1.13 konnte gezeigt werden, dass die Sedimente eine wichtige Rolle im Nährstoffhaushalt des Engelbeckens spielen.

Eine Möglichkeit der Reduzierung der P-Belastung durch Rücklösung und zur Erhöhung des P-Exportes in das Sediment ist die Nährstofffällung mit Calcium, Eisen oder Aluminium.

Durch die P-Bindungsfähigkeit dieser Stoffe kann durch eine Applikation in das Freiwasser die P-Konzentration im Freiwasser gesenkt werden, die Fällprodukte sinken auf die Sedimentoberfläche ab. Damit wird einmalig der P-Export in das Sediment erhöht. Die abgelagerte Schicht der Fällprodukte auf der Sedimentoberfläche führt zudem dazu, dass eine chemische Sperrschicht auf der Sedimentoberfläche entsteht, die eine P-Rücklösung aus den Sedimenten verhindert. Das P-Bindungsvermögen der Sedimente nimmt damit gleichzeitig zu.

Das Verfahren der P-Fällung mit Eisen oder Aluminium findet in der Abwassertechnik regelmäßig Anwendung, um in einer letzten Reinigungsstufe die P-Konzentrationen des gereinigten Abwassers vor Ableitung in ein Oberflächengewässer so stark zu reduzieren, dass die Grenzwerte zur Ableitung eingehalten werden.

Die anzuwendende Fällmittelmenge ergibt sich aus den P-Konzentrationen im Freiwasser sowie aus dem P-Rücklösungspotenzial der Sedimente. Durch das geringe Volumen des Engelbeckens ist voraussichtlich nur eine recht geringe Fällmittelmenge erforderlich.

Da die chemische Bindung von Phosphor an Eisen gegenüber der Bindung an Aluminium hinsichtlich der chemischen Stabilität im Nachteil ist, ist die Gefahr der Rücklösung des mit der Maßnahme gebundenen Phosphors größer, als beim Einsatz von Aluminium. Insbesondere besteht eine Redoxsensitivität. Treten an der Sedimentoberfläche Sauerstoffkalamitäten auf, wie sie am Engelbecken im Hochsommer in der Nacht nicht ausgeschlossen werden können, so kann sie die chemische Bindung des Phosphors an das Eisen wieder auflösen und der Phosphor freigesetzt werden.

Die Umsetzung der Maßnahme ist technisch sehr einfach und von kurzer Dauer, es besteht für die Umsetzung ein geringer Flächenbedarf. Das in der Anwendung zur Seenrestauration und der Abwasserbehandlung genutzte Fällmittel ist Eisen(III)chlorid. Das Mittel ist eine starke Säure und kann deshalb nur in Gewässern mit einem gutem Puffervermögen (Säurekapazität bzw. Alkalinität) angewendet werden. Wenn die Alkalinität zu gering ist, kann nicht genügend Fällmittel (Eisen) eingebracht werden, um die P-Menge im Freiwasser auszufällen und das P-Bindungsvermögen der Sedimente zu verbessern, ohne den pH-Wert des Gewässers unzulässig abzusenken. Als ökologisch unbedenkliche Grenze der Absenkung des pH-Wertes wird häufig ein pH-Wert von 6 genannt.

Für das Engelbecken wurde im Rahmen der Untersuchungen des Freiwassers im Jahr 2023 die Alkalinität zu keinem Termin bestimmt. Durch die Speisungsverhältnisse des Engelbeckens und die allgemeinen hydrogeochemischen Verhältnisse wird jedoch angenommen, dass eine potenziell zu geringe Alkalinität im Freiwasser des Engelbeckens kein Ausschlusskriterium für die Anwendbarkeit der Methode darstellt. Diese Wissenslücke lässt sich jedoch mit einer einmaligen zusätzlichen Probenahme schließen.

Die Ausbringung des Fällmittels erfolgt von einem kleinen Boot aus. Um die Belastung des pH-Wertes möglichst gering zu halten, wird die tägliche Einbringmenge in der Regel begrenzt, eine permanente Überwachung des pH-Wertes während der Einbringung ist obligatorisch. Durch die geringe absolute und tägliche Einbringmenge ist es nicht erforderlich, am Engelbecken ein Fällmittellager einzurichten, die täglich auszubringende Fällmittelmenge kann arbeitstäglich aus einem externen Fällmittellager angeliefert und über den Arbeitstag verteilt verbraucht werden. Dabei wird der kleine Fällmittelbehälter auf dem Boot immer wieder aus dem Fällmitteltank in einem Fahrzeug nachgefüllt. Zur Ausbringung des Fällmittels wird das Gewässer profilweise flächendeckend abgefahren, so dass die gesamte Sedimentoberfläche flächendeckend von einer Fällmittelflockenschicht abgedeckt wird.

Durch den metallaggressiven Charakter des Eisen(III)chlorids bestehen jedoch besondere Anforderungen an die Ausbringtechnik, dies ist ein Nachteil gegenüber dem Einsatz von Polyaluminiumchlorid (PAC).

Durch die Ausbringungsmethode ist der Flächenbedarf zur Umsetzung der Maßnahme sehr gering, der Platzbedarf beschränkt sich auf eine Einsatzstelle für das Boot, sowie Abstellflächen für Bootstrailer und Zugfahrzeug sowie ein weiteres Fahrzeug mit dem mobilen Fällmitteltank. Es wird angenommen, dass die Arbeiten zur Nährstofffällung nicht mehr als zwei Wochen (10 Arbeitstage) in Anspruch nehmen, eher weniger. In der Regel erfolgt die Nährstofffällung im zeitigen Frühjahr oder späten Herbst. Damit ist das entstehende Konfliktpotenzial mit der Nutzung des Parks am Engelbecken vergleichsweise gering.

Da die Methode der Nährstofffällung mit Eisen(III)chlorid in Nordostdeutschland bislang in einigen Vorhaben zum Einsatz gekommen ist, ist voraussichtlich ein wenig aufwändiges Genehmigungsverfahren zu erwarten, auch die planerische und bauliche Abwicklung sind voraussichtlich mit einem verhältnismäßig geringen Aufwand verbunden.

Da Eisen(III)chlorid in vielen Kläranlagen zur P-Elimination genutzt wird, wird die Chemikalie von mehreren Herstellern geliefert, die Kosten sind, zum Beispiel gegenüber PhosLock, gering.

Durch den Einsatz einer Chemikalie mit dem Wirkstoff Eisen bestehen jedoch ggf. Vorbehalte in der Öffentlichkeit. Die Vorbehalte sind jedoch unbegründet, in keiner der bislang umgesetzten Nährstofffällungen mit Eisen(III)chlorid kam es in der Vergangenheit zu Schäden am Ökosystem oder beim Menschen. Dies ist durch begleitende wissenschaftliche Untersuchungen belegt. Durch die relative Seltenheit der Nutzung von Eisen(III)chlorid in der Seenrestoration sind allerdings weniger Untersuchungsergebnisse verfügbar als für den Einsatz von PAC.

Im Ergebnis der Nährstofffällung wäre die P-Konzentration im Freiwasser sehr stark auf voraussichtlich 0,030 – 0,040 mg/l reduziert, eine P-Rücklösung aus den Sedimenten weitgehend unterbunden, solange die Sauerstoffverhältnisse an der Sedimentoberfläche eine ausreichende Sauerstoffversorgung des Sedimentes sicher stellen.

Diese positiven Effekte einer P-Fällung würden jedoch durch den weiterhin anhaltenden Zufluss von phosphorreicher Grund- und Schichtenwasser kompensiert werden. Durch potenziell auftretende Sauerstoffkalamitäten an der Sedimentoberfläche ist es möglich, dass an Eisen gebundener Phosphor wieder in Lösung geht und an das Freiwasser abgegeben wird.

Aus diesem Grund sollten zur Sicherung des Restaurationserfolges flankierende zusätzliche Maßnahmen umgesetzt werden.

Zur potenziell erforderlichen Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse im Bereich der Sedimentoberfläche sollte durch ergänzende Messungen von Tagesgängen der Sauerstoffkonzentrationen, insbesondere im Hochsommer, festgestellt werden, ob es im Engelbecken tatsächlich zu nächtlichen Sauerstoffkalamitäten kommt. Wenn dies der Fall ist müssten Gegenmaßnahmen ergriffen werden, wenn eine Nährstofffällung mit Eisen(III)chlorid umgesetzt werden soll. Eine Möglichkeit wäre der Dauerbetrieb der Fontänenanlage auch in der Nacht, um die Sauerstoffversorgung des Wasserkörpers zu verbessern. Für diese Variante muss durch Messungen geprüft werden, ob der Sauerstoffeintrag durch die Fontänenanlage für eine bessere Sauerstoffversorgung ausreicht und ob ein Dauerbetrieb aus Lärmschutzgründen zulässig wäre. Ist dies nicht der Fall, müsste eine zusätzliche effektivere technische Belüftung, zum Beispiel mit einem DRAUSY-System erfolgen.

Während die Abdeckung der Sedimente durch Fällmittelflocken unter Berücksichtigung der Sauerstoffverhältnisse eine länger anhaltende Wirkung hätte, und zwar so lange, bis sich wieder eine neue Schicht organischer Sedimente abgelagert hätte, wirkt die Reduzierung der P-Konzentration im Freiwasser, ohne die Umsetzung weiterer Maßnahmen zur Verringerung der externen P-Belastung aus dem Grund- und Schichtenwasser, voraussichtlich nur über eine oder wenige Saisons, da sich durch den Zustrom von phosphorreicher Grund- bzw. Schichtenwasser die Phosphorkonzentration im Freiwasser langsam wieder erhöhen würde.

Trotzdem wird es, auch ohne die Umsetzung weiterer Maßnahmen, durch die länger anhaltende Reduzierung der P-Rücklösung aus den Sedimenten zu einer deutlichen und länger anhaltenden Verbesserung der Wasserqualität kommen.

Eine tatsächliche maximale Nachhaltigkeit kann jedoch nur gesichert werden, wenn ebenso Maßnahmen zur Reduzierung der externen Belastung aus dem Grund- und Schichtenwasser erfolgen. Ohne diese Maßnahmen ist die Zielwasserqualität mit dem Trophiegrad eutroph 2 nur über eine verhältnismäßig kurze Dauer zu erreichen.

Eine mögliche windinduzierte oder durch Wasservögel verursachte Aufwirbelung von Sedimenten führt durch die Einarbeitung der Fällmittelflocken in die oberste Sedimentschicht eher zu einer Verbesserung der Nachhaltigkeit der Maßnahme.

4.5 Reduzierung der P-Belastung durch Rücklösung aus den Sedimenten durch Nährstofffestlegung mittels PhosLock (Bentophos)

In Kapitel 3.1.13 konnte gezeigt werden, dass die Sedimente eine wichtige Rolle im Nährstoffhaushalt des Engelbeckens spielen.

Eine Möglichkeit der Reduzierung der P-Belastung durch Rücklösung aus dem Sediment ist die Aufbringung von Lanthan (Metall der seltenen Erden) auf die Sedimentoberfläche. Lanthan ist wie Calcium, Eisen oder Aluminium in der Lage, Phosphor chemisch stabil zu binden.

Lanthan verfügt über eine grundsätzlich ähnlich hohe P-Bindungsfähigkeit wie Aluminium oder Eisen, der chemische Prozess der P-Bindung verläuft jedoch langsamer, so dass durch die Applikation in das Freiwasser die P-Konzentration im Freiwasser nur in deutlich geringerem Umfang gesenkt werden kann, wie das beim Einsatz von Eisen oder Aluminium der Fall ist.

Ein bedeutender P-Export aus dem Freiwasser in das Sediment findet damit, im Gegensatz zur Behandlung mit Aluminium oder Eisen, nicht statt. Die abgelagerte Schicht des Lanthangranulats auf der Sedimentoberfläche führt dazu, dass eine chemische Sperrschicht auf der Sedimentoberfläche entsteht, die eine P-Rücklösung aus den Sedimenten verhindert. Das P-Bindungsvermögen der Sedimente nimmt damit gleichzeitig zu. In diesen Eigenschaften gleicht die Wirkung des Lanthans den Wirkungen von Eisen oder Aluminium.

Das Verfahren der P-Fällung mit Lanthangranulat findet bislang ausschließlich in der Gewässerrestauration Anwendung, eine breite Nutzung in der Abwassertechnik erfolgt nicht.

Die anzuwendende Granulatmenge ergibt sich aus P-Rücklösungspotenzial der Sedimente. Durch die geringe Fläche der Sedimentoberfläche ist voraussichtlich nur eine recht geringe Granulatmenge erforderlich.

Da die chemische Bindung von Phosphor an Lanthan, wie die Bindung an Aluminium gegenüber der Bindung an Calcium oder Eisen die chemisch stabilste Bindung ist, ist die Gefahr der Rücklösung des mit der Maßnahme gebundenen Phosphors sehr gering.

Die Umsetzung der Maßnahme ist technisch sehr einfach und von kurzer Dauer, es besteht für die Umsetzung ein geringer Flächenbedarf. Da das Lanthangranulat keinen Einfluss auf den pH-Wert des Gewässers hat, entfallen die Einschränkungen, die sich ggf. aus der Nutzung von PAC oder Eisen(III)chlorid in Bezug auf das Säurebindungsvermögen bzw. den pH-Wert ergeben.

Die Ausbringung des Granulats erfolgt von einem Boot aus. Da keine Auswirkungen auf den pH-Wert oder andere ökologische Parameter bestehen, ist die arbeitstäglich ausbringbare Granulatmenge nicht begrenzt. Damit ist es möglich, das Granulat in einem sehr kurzen Zeitraum auszubringen. Dazu besteht die Möglichkeit, am Engelbecken ein kleines temporäres Granulatlager einzurichten oder die täglich auszubringende Granulatmenge arbeitstäglich aus einem externen Lager anzuliefern. Zur Ausbringung des Granulats wird das Gewässer profilweise flächendeckend abgefahren, so dass die gesamte Sedimentoberfläche flächendeckend von einer Granulatschicht abgedeckt wird.

Das Lanthangranulat sinkt nach der Ausbringung rasch auf die Sedimentoberfläche ab. Die abgelagerte Schicht des Lanthangranulats auf der Sedimentoberfläche führt dazu, dass eine chemische Sperrschicht auf der Sedimentoberfläche entsteht, die eine P-Rücklösung aus den Sedimenten verhindert und das P-Bindungsvermögen der Sedimente verbessert.

Durch die Ausbringungsmethode ist der Flächenbedarf zur Umsetzung der Maßnahme sehr gering, der Platzbedarf beschränkt sich auf eine Einsatzstelle für das Boot, sowie Abstellflächen für Bootstrailer und Zugfahrzeug sowie ein weiteres Fahrzeug mit dem Transportbehälter für das Lanthangranulat. Es wird angenommen, dass die Arbeiten zur Behandlung mit Lanthangranulat nicht mehr als eine Woche (5 Arbeitstage) in Anspruch nehmen. Eine Anwendung im zeitigen Frühjahr oder späten Herbst ist möglich. Damit ist das entstehende Konfliktpotenzial mit der Nutzung des Parks am Engelbecken vergleichsweise gering.

Da die Methode der Nährstofffällung mit Lanthangranulat in Nordwestdeutschland bislang einige Male zum Einsatz gekommen ist, ist voraussichtlich ein wenig aufwändiges Genehmigungsverfahren zu erwarten, auch die planerische und bauliche Abwicklung sind voraussichtlich mit einem verhältnismäßig geringen Aufwand verbunden.

Da Lanthangranulat ausschließlich zur Seentherapie genutzt wird, wird die Chemikalie unter den Handelsnamen Bentophos bzw. Phoslock nur von einem Hersteller, der Firma Phoslock Environmental Technologies geliefert, die Kosten sind, zum Beispiel gegenüber Aluminium bzw. Eisen, sehr hoch.

Durch den Einsatz eines artifiziellen Granulats bestehen jedoch ggf. Vorbehalte in der Öffentlichkeit. Die Vorbehalte sind jedoch unbegründet, in keiner der bislang umgesetzten Maßnahmen unter dem Einsatz von Lanthangranulat kam es in der Vergangenheit zu Schäden am Ökosystem oder beim Menschen. Dies ist voraussichtlich durch begleitende Untersuchungen belegt.

Im Ergebnis der Nährstofffällung wäre die P-Konzentration im Freiwasser nur minimal reduziert, da eine chemische Bindung von Phosphor aus dem Freiwasser nur in minimalem Umfang erfolgt. Die Hauptwirkung entfaltet das Lanthangranulat auf der Sedimentoberfläche in dem es die P-Rücklösung aus den Sedimenten unterbindet und das P-Bindungsvermögen des Sedimentes verbessert. Die nachhaltige Wirkung des Lanthangranulats besteht daher eher in einer schrittweisen Reduzierung der P-Konzentrationen im Freiwasser über den Weg der Sedimentation von phytoplanktischem Detritus. Bei dem mikrobiellen Abbau des Detritus im Sediment wird der dabei freiwerdende Orthophosphat-Phosphor chemisch stabil an Lanthan gebunden und steht damit nicht mehr für die Rücklösung in das Freiwasser zur Verfügung. Damit sollten sich die P-Konzentrationen im Freiwasser langsam verringern, weil im Sediment mehr Phosphor stabil gebunden wird, als rückgelöst.

Dieser Effekt des dauerhaften P-Exports in das Sediment würde jedoch durch den weiterhin anhaltenden Zustrom von phosphorreicher Grund- und Schichtenwasser in seiner Wirksamkeit stark reduziert oder sogar vollständig kompensiert werden. Dabei würde die P-Menge, die in Form von phytoplanktischem Detritus in das Sediment exportiert wurde sofort durch

eine P-Menge aus dem Zustrom des nährstoffreichen Grund- bzw. Schichtenwassers ersetzt werden. Im schlechtesten Fall würde sich die P-Konzentration im Freiwasser und damit die Wasserqualität durch diesen Effekt nicht ändern.

Deshalb ist es bei der Umsetzung der Methode der P-Bindung mit Lanthangranulat zwingend erforderlich ebenso Maßnahmen zur Reduzierung der externen Belastung aus dem Grund- und Schichtenwasser umzusetzen. Ohne diese Maßnahmen ist die Zielwasserqualität mit dem Trophiegrad eutroph 2 voraussichtlich nicht zu erreichen.

4.6 Reduzierung der P-Konzentration im Freiwasser durch verschiedene Maßnahmen

Die hohen P-Konzentrationen im Freiwasser des Engelbeckens sind die Ursache für die hohe Trophie, die schlechte Wasserqualität sowie den unbefriedigenden ökologischen Zustand und die zeitweilig schlechte Aufenthaltsqualität im umgebenden Park.

Eine Reduzierung der P-Konzentrationen im Freiwasser des Engelbeckens würde die Verhältnisse entsprechend verbessern. Während die vorgenannten Maßnahmen auf die Reduzierung der externen wie internen P-Belastung zielen, also an die Ursachen der hohen P-Konzentrationen im Engelbecken bekämpfen, besteht ebenso die Möglichkeit, nur die P-Konzentrationen im Freiwasser durch technische Maßnahmen zu reduzieren.

Um mit dieser Methode erfolgreich zu sein, müsste jeweils mindestens die P-Menge aus dem Freiwasser entfernt werden, die durch die externen wie internen Quellen eingetragen wird. Das bedeutet, dass die technischen Anlagen dauerhaft so lange betrieben werden müssen, bis die internen bzw. externen P-Quellen keinen oder nur noch wenig Phosphor in das Freiwasser abgeben.

Für die externe Belastung aus dem Grund- bzw. Schichtenwasser ist nicht zu erwarten, dass sich die P-Belastung schnell und deutlich reduziert, diese P-Fracht bleibt deshalb mittel- bis langfristig bestehen.

Für die interne Belastung aus den Sedimenten ist zu erwarten, dass das gesamte P-Mobilisierungspotenzial von $13,3 \text{ g P m}^{-2}$ bzw. insgesamt ca. 122 kg P durch Rücklösung in das Freiwasser abgegeben werden würde und durch die technischen Maßnahmen aus dem Freiwasser entfernt werden müsste. Nach diesem Ausbluten der Sedimente wäre die P-Belastung aus dieser Quelle deutlich reduziert. Wie lange dieser Prozess dauern würde ist unklar und hängt von der Kapazität der Reinigungsanlage und der Geschwindigkeit der Freisetzung des Phosphors aus den Sedimenten ab.

Eine Technologie zur Entfernung des Phosphors aus dem Freiwasser ist die Methode der externen Nährstofffällung. Dazu sind in der Vergangenheit containerbasierte Anlagen vom Typ PELICON zum Einsatz gekommen. Dabei wird das nährstoffreiche Seewasser in einer externen technischen Anlage einer Nährstofffällung mit Polyaluminiumchlorid unterzogen. Das Wasser wird aus dem See entnommen, in die Containeranlage gepumpt, dort erfolgt die Nährstofffällung. Das P-reduzierte Wasser wird in den See zurückgeleitet. Die Fällmittelflocken werden technisch abgetrennt, ggf. entwässert, in einem Behälter zwischengelagert und entsorgt.

Durch die Konfiguration der Anlage entsteht ein dauerhafter Flächenbedarf. Da die Anlage erworben werden muss entstehen hohe Investitionskosten. Da, Es entstünden hohe Betriebskosten, weil die Anlage dauerhaft über mehrere Jahre betrieben und gewartet werden muss. Voraussichtlich ist der Abschluss eines Wartungsvertrages erforderlich. Der entstehende Abfall (Fällmittelflocken) muss regelmäßig und dauerhaft entsorgt werden.

Eine weitere Technologie zur Entfernung des Phosphors aus dem Freiwasser ist die Methode der externen Nährstoffentfernung mittels Bodenfiltern. Die Methode ist aus der Behandlung von Regenwasser oder Badewasser aus Naturbadeteichen bekannt und wird in den letzten Jahren auch zur Behandlung von Seewasser eingesetzt. Dabei wird Seewasser auf einen Bodenfilter aufgebracht, das Wasser durchströmt den Filter und wird, je nach Konfiguration des Filters, durch mechanische und chemische Prozesse teilweise von der P-Belastung befreit. Durch den Aufbau des Bodenfilters aus Kiessubstraten erfolgt ein mechanischer Rückhalt des partikulär gebundenen Phosphors. Durch den Einsatz von P-adsorbierenden Materialien kann zudem auch gelöster Phosphor im Filter zurückgehalten werden.

In Berlin werden aktuell mindestens zwei Bodenfilter zur Reinigung von Seewasser betrieben, eine Filteranlage durch das BA Lichtenberg von Berlin am Obersee und eine weitere Anlage durch das FEZ Berlin am Badeteich des FEZ. Beide Anlagen sind nicht voll funktionstüchtig, ihre Funktion zur Reinigung des Seewassers erfüllen sie nur sehr bedingt. Offenbar sind Bodenfilteranlagen nur in bestimmten Konfigurationen und ggf. in Kombination mit zusätzlichen technischen Anlagen wie Mikrosiebanlagen in der Lage, Seewasser effektiv zu reinigen.

Durch die Konfiguration der Anlage entsteht ein dauerhafter hoher Flächenbedarf. Da die Anlage dauerhaft über mehrere Jahre betrieben und gewartet werden muss, ergeben sich hohe Investitions- und Betriebskosten. Voraussichtlich ist der Abschluss eines Wartungsvertrages mit einer Fachfirma erforderlich, die den Betrieb der Anlage steuert. Je nach Konfiguration der Anlage, müssen die Substrate der Anlage regelmäßig ausgetauscht werden.

4.7 Maßnahmen zur Verbesserung des Sauerstoffhaushaltes

In Kapitel 3.1.3 konnte gezeigt werden, dass durch die hohe Trophie, ausgedrückt durch eine hohe Primärproduktion planktischer Mikroalgen, auch der Sauerstoffhaushalt des Engelbeckens belastet ist. Inwieweit es dadurch insbesondere in Hochsommernächten oder im Herbst zu Sauerstoffkalamitäten kommt, ist nicht bekannt, weil dazu keine Untersuchungen (Messungen) durchgeführt wurden.

Da in den vergangenen Jahren jedoch keine Fischsterben auftraten und der überwiegende Teil der in 2023 erfassten Makrozoobenthos-Taxa Schlamm als Besiedlungsstruktur bevorzugte, können diese Umstände als Indiz dafür gewertet werden, dass Sauerstoffkalamitäten selten oder nie auftreten.

Andererseits können Sauerstoffkalamitäten nicht nur direkte Auswirkungen auf die faunistische Besiedlung entfalten, sondern auch den Nährstoffhaushalt beeinflussen. In Kapitel 3.1.14. (Abbildung 43, Abbildung 44) konnte gezeigt werden, dass insbesondere an der Sedimentoberfläche ein großer Anteil des gebundenen Phosphors als reduktiv löslicher Phosphor

auftritt, der dann rückgelöst und an das Freiwasser abgegeben wird, wenn in der Umgebung anaerobe Verhältnisse herrschen. Dies würde durch Sauerstoffmangel an der Sedimentoberfläche stark begünstigt.

Aus diesem Grund schlagen wir vor, die Situation zu erkunden, indem im Hochsommer (Juni – September) an einzelnen Terminen Tagesgänge der Sauerstoffkonzentrationen in Tiefenprofilen aufgenommen werden. Dazu sollten warme, strahlungsreiche und windarme Sommertage untersucht werden, an denen die potenzielle nächtliche Zehrung der phytoplanktischen Biomasse hoch und ein windinduzierter Sauerstoffeintrag niedrig sind. Sollten dabei tatsächlich Sauerstoffkalamitäten festgestellt werden ist es ggf. erforderlich, Maßnahmen zur Verbesserung des Sauerstoffeintrags zu planen und umzusetzen.

Die ggf. einfachste Maßnahme dazu ist die bedarfsorientierte zeitliche Verlängerung des Betriebes der vorhandenen Fontänenanlage bis in die Nachtstunden hinein bzw. die gesamte Nacht hindurch.

Im Vorfeld wäre zu prüfen, ob und unter welchen genehmigungsrechtlichen Bedingungen dies möglich ist. Da das Areal um das Engelbecken dicht besiedelt ist und der Betrieb der Fontänenanlage Geräusche erzeugt wäre die Frage, ob der Geräuschpegel der Anlage in der Nacht vorhandene Grenzwerte einhalten kann. Ist dies im Sinne eines Nachtbetriebes positiv entschieden muss überprüft werden, ob die technische Konfiguration der Anlage einen solchen Betrieb erlaubt und mit welchen zusätzlichen Kosten für Betrieb und Wartung zu rechnen ist. Gleichzeitig muss geprüft werden, ob mit dem nächtlichen Betrieb der Anlage Sauerstoffkalamitäten tatsächlich effektiv bekämpft werden können oder die Anlage ggf. bauartbedingt nicht in der Lage ist, genügend Sauerstoff einzutragen, um die Zehrungsbedingten Defizite zu kompensieren.

Sollte die Fontänenanlage technisch und genehmigungstechnisch in der Lage sein, Sauerstoffkalamitäten zu vermeiden, so sollte der Betrieb der Anlage mit einem Sauerstoffsensoren gesteuert werden, so dass die Fontänenanlage nur dann im Nachbetrieb läuft, wenn dies tatsächlich erforderlich ist.

Eine weitere Option zur Verbesserung des Sauerstoffhaushaltes im Engelbecken wäre eine technische Belüftung mit einer Anlage, die speziell für einen solchen Zweck konzipiert wurde. Ein möglicher Anlagentyp ist eine Anlage von Typ DRAUSY. Zwei DRAUSY – Anlagen sind zur Zeit in Berlin im Einsatz, eine Anlage im Karpfenteich des Schloss Charlottenburg im Auftrag der Stiftung Preußischer Kulturbesitz sowie eine Anlage am Südparkteich Berlin-Spandau im Auftrag des BA Spandau,

Die Anlagen sind recht einfach konzipiert, Luftsauerstoff wird über einen Kompressor durch einen Vorlagebehälter in ein auf dem Gewässerboden verlegtes spezielles Schlauchsystem gepresst. Der Schlauch ist mit Mikrolöchern versehen, durch das der Luftsauerstoff in das Wasser eingetragen wird. Belüftungsanlagen vom Typ DRAUSY sind ursprünglich dafür entwickelt worden, die Sedimentoberfläche so mit Sauerstoff zu versorgen, dass der mikrobielle Abbau des Sediments intensiviert wird, und damit Sedimentmächtigkeiten reduziert werden. Der

Sedimentabbau solcher Anlagen ist recht gut dokumentiert, unklar ist jedoch weiterhin, ob und in welcher Menge die durch den Abbau freigesetzten Nährstoffe wieder im Freiwasser zur Verfügung stehen oder stabil im Sediment eingelagert werden.

Eine Anlage von Typ DRAUSY wäre ohne vorherige Prüfung in der Lage, den Sauerstoffhaushalt des Engelbeckens in dem erforderlichen Maße zu verbessern. Auch ein Nachtbetrieb wäre voraussichtlich problemlos möglich, dass der Kompressor eingehaust werden kann und nur periodisch betrieben wird, um den Vorlagebehälter wieder zu füllen.

4.8 weitere flankierende Maßnahmen

Die oben vorgeschlagenen Maßnahmen zielen auf eine Reduzierung der Belastung aus den wichtigsten externen und internen Belastungsquellen bzw. der Nährstoffkonzentrationen im Freiwasser des Engelbeckens. Ohne die Umsetzung einer oder mehrerer der vorgeschlagenen Maßnahmen ist eine Verbesserung von Wasserqualität und ökologischem Zustand nicht möglich.

Neben diesen obligatorischen Maßnahmen werden jedoch weitere Maßnahmen vorgeschlagen, die die dauerhafte Erreichung der Ziele der „Hauptmaßnahmen“ unterstützen.

Wie oben dargestellt, ist die Fütterung der Fische und Wasservögel im Engelbecken durch Besucher eine nicht genau zu quantifizierende Größe im Nährstoffhaushalt. Neben der Nährstoffbelastung entsteht zusätzlich eine Belastung des Sauerstoffhaushaltes und damit ggf. sogar auch eine potenzielle Schädigung des Fischbestandes. Aus diesem Grund sollten weitere Anstrengungen unternommen werden, um die Öffentlichkeit über die nicht vorhandene Notwendigkeit und Schädlichkeit der Fütterung mit dem Ziel zu informieren, dies zu unterlassen. Die aktuell vorhandenen und gut sichtbaren Hinweisschilder leisten dazu voraussichtlich schon jetzt einen sehr guten Beitrag. Es wird vorgeschlagen, ergänzend zu den bisher vorhandenen Infotafeln eine weitere, größere Infotafel aufzustellen, auf der auf populärwissenschaftliche Weise die ökologischen Hintergründe des Fütterungsverbotes dargestellt sind.

Der Fischbestand des Engelbeckens war in den vergangenen Jahren Gegenstand von Untersuchungen des Fischereiamtes Berlin. Da der Fischbestand in gewissem Umfang in der Lage ist, den ökologischen Zustand von Seen zu beeinflussen, ist in anthropogen geprägten Gewässern wie dem Engelbecken ein aktives Management des Fischbestandes erforderlich. Über mindestens zwei Prozesse wirkt der Fischbestand auf den ökologischen Zustand und die Wasserqualität von Seen: bodenwühlende Arten wie Karpfen oder Bleie (Brassen) sind in der Lage, die Rücklösung von Nährstoffen aus den Sedimenten zu intensivieren. Zu viele Individuen dieser Arten bewirken damit eine zusätzliche Verschlechterung der Wasserqualität. Darüber hinaus sind Fische Prädatoren für das Zooplankton, das sich seinerseits vom Phytoplankton ernährt und damit in der Lage ist, die Phytoplankton-Biomasse in gewissem Umfang zu steuern (Klarwasserstadium). Besteht ein hoher Fraßdruck durch Fische auf das Zooplankton, kann das Zooplankton diese potenzielle Wirkung nur ungenügend entfalten. Aus diesem Grund wird dringend die Weiterführung des Monitorings des Fischbestandes des Engelbeckens durch das Fischereiamt Berlin in 3-jährigem Abstand empfohlen. Ziel ist das effektive Management des

Fischbestandes, wenn erforderlich durch Nachbesatz von Raubfischen oder sogar die Entnahme von Fisch.

Das Engelbecken ist, insbesondere durch die Ufergestaltung mit senkrechten Betonwänden ein weitgehend naturfernes Gewässer. Die historisch vorhandenen Röhrichtbestände sind aus unbekannter Ursache verschwunden, die aktuell vorhandenen Pflanzkörbe am Nordufer können autochthone Röhrichtbestände nur teilweise kompensieren. Die Ergebnisse der Untersuchungen des Makrozoobenthos in 2023 (siehe Kapitel 3.1.13.) zeigen, dass die schlechte ökologische Potenzial- bzw. Zustandsklasse des Engelbeckens ihre Ursache nicht nur in den hohen Nährstoffkonzentrationen hat, sondern auch in der fehlenden Habitat- und Nahrungsdiversität (Tabelle 8, Tabelle 9). Eine Verbesserung der Habitatstrukturen würde mit hoher Wahrscheinlichkeit auch die faunistische Vielfalt in allen Artgruppen verbessern. Dies könnte beispielsweise durch den erneuten Versuch der Etablierung von Röhrichtbeständen erfolgen, oder aber auch durch den Einbau weiterer und ggf. auch anders strukturierter Pflanzkörbe bzw. Hartsubstrate wie Totholz oder Steine.

Andererseits ist das Gewässer in seinem Ursprung und seiner Geschichte ein künstliches Gewässer dessen Hauptfunktion nicht die Habitatfunktion ist, sondern eher eine landschaftsgärtnerische Gestaltungsfunktion bzw. Erholungsfunktion mindestens im Winter, wenn das Gewässer intensiv zum Schlittschuhlaufen und Eishockeyspiel genutzt wird, wie in diesem Winter erneut geschehen.

Eine Etablierung von Röhrichtbeständen kann diese Funktion beeinträchtigen. Da Röhrichtbestände grundsätzlich in organisch geprägten Flachwasserseen und Teichen das Bestreben entwickeln, die gesamte offene Wasserfläche zu besiedeln (rasante Verlandung) besteht am Engelbecken, auch wenn die Erfahrungen der Vergangenheit dem widersprechen, trotzdem das Risiko einer schnellen vollständigen Besiedlung der gesamten Wasserfläche mit Röhrichten. Da dies nicht gewollt ist und nicht akzeptiert werden kann, müssten Teile der Röhrichtbestände regelmäßig durch aufwändige Maßnahmen entfernt werden.

Wenn eine weitere Verbesserung der Habitatverhältnisse erreicht werden soll, so sollte dies nicht durch Anpflanzung von Röhrichten sondern durch wenige weitere Pflanzkörbe oder die Einbringung von Hartsubstraten wie Totholz und Steinen erfolgen.

4.9 Zielkonflikte

Ziel der geplanten Maßnahmen ist die Verbesserung der Wasserqualität des Engelbeckens, der Weg zu diesem Ziel führt im Wesentlichen über eine Reduzierung der Nährstoffkonzentrationen, insbesondere des Nährstoffs Phosphor. Da der Nährstoff Phosphor die photoautotrophe Primärproduktion, insbesondere durch die planktischen Mikroalgen steuert, führt eine deutliche Reduzierung der Konzentrationen des Phosphors zu einer deutlichen Reduzierung des phytoplanktischen Biovolumens. Infolgedessen kommt es zu einer Verbesserung der Transparenz des Wasserkörpers bzw. zu einer Erhöhung der Sichttiefe.

Nach LAWA (1999, 2014) würde für die Referenztrophy eutroph 2 eine mittlere saisonale Sichttiefe von ca. 1,0 m erreichbar sein. Da die Wassertiefe des Engelbeckens ebenso bei ca.

1,0 m liegt, würde über längere Zeiträume im Jahr, so wie jetzt schon im Winter und zeitigen Frühjahr und während des Klarwasserstadiums im Mai, Grundsicht herrschen, d.h. der Gewässerboden würde über einen längeren Zeitraum im Jahr deutlich mehr Licht erhalten als bisher.

Die Ursachen dafür, dass das Engelbecken aktuell frei von einer Vegetation von Unterwasserpflanzen (submersen Makrophyten) ist, sind mit hoher Wahrscheinlichkeit die geringe Sichttiefe, so dass am Gewässerboden zu wenig Licht für ein Wachstum submerse Makrophyten verfügbar ist sowie ggf. die Konsistenz der Sedimente, die ggf. ein für Unterwasserpflanzen lebensfeindliches Habitat darstellen.

Wenn sich nun aber im Ergebnis der Absenkung der Nährstoffkonzentrationen die Lichtverhältnisse am Gewässergrund verbessern, besteht die Möglichkeit, dass infolgedessen zu einer Besiedlung mit Unterwasserpflanzen kommt. Aus ökologischer Sicht ist dies zu begrüßen, da sich dadurch die Habitatverhältnisse für die Artgruppen der Fauna verbessern.

Die Auswirkungen auf die landschaftsgärtnerische Funktion des Engelbeckens im Park und damit als Anziehungspunkt der Bevölkerung ist abhängig von der Art und Wuchsform der Unterwasserpflanzen die sich ansiedeln. Eine potenziell erstbesiedelnde Art stellt das Raue Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) dar. Die Art ist anspruchslos und kann in eutrophen Gewässern mit schlammigem Boden, wie im Engelbecken ausgeprägt, siedeln. Die Art tritt in drei Wuchsformen auf, untergetaucht, frei treibend oder mit wurzelähnlichen Organen (Rhizoiden) im Boden verankert. Die Art hat jedoch unabhängig von der Wuchsform die Eigenschaft, dass sie in geeigneten flachen Gewässern den gesamten Wasserkörper bis zur Wasseroberfläche ausfüllt. Eine freie Wasseroberfläche wäre dann nicht mehr sichtbar, die gesamte Wasseroberfläche könnte so von den Pflanzenteilen bedeckt sein. Oft tritt begleitend noch ein Bewuchs mit Fadenalgen auf. Die Beseitigung einer solchen Massenentwicklung des Rauen Hornblattes ist arbeitsintensiv und aufwändig und muss ggf. mehrfach in der Saison wiederholt werden.

Ob ein solches Szenario am Engelbecken tatsächlich eintritt, kann nicht prognostiziert werden.

Dagegen spricht, dass schon im Untersuchungsjahr 2023 im Februar und März Grundsicht herrschte sowie zwischen April und Juni noch verhältnismäßig hohe Sichttiefen, also durchaus Verhältnisse, die eine Besiedlung mit dem Rauem Hornblatt nicht ausschließen. Trotzdem kam es in den vergangenen Jahren nicht zu einer Besiedlung des Engelbeckens mit dieser Art.

Das potenzielle Szenario einer Massenentwicklung des Rauen Hornblattes sollte jedoch nicht dazu führen, keine er vorgeschlagenen Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität umzusetzen. Ggf. können die Nährstoffkonzentrationen dauerhaft auch stärker abgesenkt werden, so dass auch andere Wasserpflanzen, die beispielsweise ausschließlich am Gewässerboden wachsen, das Engelbecken besiedeln können.

Die Artzusammensetzung der Phytoplanktonzönose des Engelbeckens ist entsprechend der Nährstoffverhältnisse, des Prädationsdrucks durch das Zooplankton und Fische sowie der Witterungsverhältnisse im Jahreserlauf geprägt. Cyanobakterien (Blaualgen) traten in 2023 zwischen Februar und Juli nur mit sehr geringen Biovolumenanteilen auf, nur im August (und ggf.

auch noch danach) bildeten sie hohe Biovolumenanteile. Mindestens Cyanobakterien sind dafür bekannt, dass sie eine weite ökologische Amplitude aufweisen und damit zum Beispiel auch unter den Bedingungen niedriger Nährstoffkonzentrationen, mindestens über einen begrenzten Zeitraum, hohe Biovolumina bilden können. Dies hat für Vorhaben der Seenrestaurierung die Konsequenz, dass trotz starker Absenkung der Nährstoffkonzentrationen das Phytoplanktonbiovolumen auf einem hohen Niveau verbleiben und sich damit die Sichttiefe nicht wie erhofft verbessert. Für die Restaurationsvorhaben am Gr. Seddiner See (Brandenburg, IaG GmbH) und Feldberger Haussee (Brandenburg, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei) konnte ein solcher Effekt beobachtet werden. Trotz starker und dauerhafter Absenkung der Nährstoffkonzentrationen dauerte es zwei bis drei Jahre, ehe sich die Phytoplanktonzönose umgestellt hatte und sich damit Artzusammensetzung und Biovolumen des Phytoplanktons änderten und die Sichttiefe beträchtlich zunahm. Ein solches Szenario ist für die beteiligten Wissenschaftler kein Problem, da ihnen der Effekt bekannt ist und, wenn die Nährstoffkonzentrationen nachhaltig abgesenkt wurden, eine Verbesserung der Wasserqualität früher oder später zu erwarten ist. Die Öffentlichkeit hat jedoch diese Fachkenntnisse zunächst nicht und stellt den Erfolg der Restaurierung in Frage. Das kann jedoch durch eine offensive Information der Öffentlichkeit teilweise geheilt werden.

Ob ein solches Szenario am Engelbecken tatsächlich eintritt, kann nicht prognostiziert werden.

Dagegen spricht, dass insbesondere Blaualgen im Engelbecken offenbar nur in einer kurzen Periode am Ende des Sommers auftreten, so dass die nicht über einen längeren Zeitraum der Vegetationsperiode, und insbesondere nicht am Beginn der Vegetationsperiode die dominante Artgruppe sind, damit ist das oben dargestellte Szenario eher unwahrscheinlich.

Das potenzielle Szenario einer verspäteten Verbesserung der Sichttiefe durch verspätete Umstellung der Phytoplanktonzönose sollte jedoch nicht dazu führen, keine der vorgeschlagenen Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität umzusetzen. Wie oben dargestellt ist das Risiko dafür eher gering, selbst wenn es eintreten sollte, stellt dies kein Scheitern der Restaurierung dar sondern einen speziellen ökologischen Effekt, der spätestens nach 2-3 Jahren nicht mehr auftritt.

4.10 Zusammenfassung

Im Ergebnis der Maßnahmenplanung kann eingeschätzt werden, dass eine Verbesserung der Wasserqualität des Engelbeckens möglich ist. Für die beiden wichtigsten Belastungsquellen, die interne Nährstoffbelastung aus den Sedimenten sowie die externe Belastung durch zuströmendes Grund- bzw. Schichtenwasser sind Methoden verfügbar, mit denen die Belastung aus diesen Quellen effektiv und stark verringert werden kann.

Eine vergleichende Übersicht über die oben vorgeschlagenen Verfahren, zu deren Vor- und Nachteilen sowie weiteren für die Umsetzung relevanten Parametern gibt die Tabelle im Anhang 1 zu diesem Bericht.

Eine bislang nicht diskutierte Option ist der Verzicht auf die Umsetzung jeglicher Hauptmaßnahmen, die einen deutlichen Einfluss auf den Nährstoffhaushalt des Engelbeckens haben.

Um die Konsequenzen dieser Option darzustellen, soll angenommen werden, dass sich an den Nährstoffkonzentrationen im zuströmenden Grund- bzw. Schichtenwasser nichts ändert und ebenso keine Änderungen in der Umgebungsnutzung auftreten.

Der damit aus unserer Sicht entscheidende Faktor für den Nährstoffhaushalt des Engelbeckens und damit die Wasserqualität und den ökologischen Zustand sind die Sedimente und deren Verhalten als Nährstoffquelle und Nährstoffsenke.

Um das zukünftige Verhalten der Sedimente im Nährstoffhaushalt besser bewerten zu können, sei noch einmal auf Kapitel 3.1.14 verwiesen. Dort ist dargestellt, wie viel mobilisierbarer Phosphor im Sediment enthalten ist sowie welcher Anteil dieses Phosphors auf Basis der P-Bindungsformen unter welchen Bedingungen tatsächlich mobilisiert werden kann.

Wichtige Faktoren für die Bindungsfähigkeit der Sedimente sind die Menge der verfügbaren chemischen Bindungspartner für eine stabile P-Bindung, die limnophysikalischen Verhältnisse an der Grenzschicht Wasser-Sediment (Temperatur, Sauerstoff, P-Konzentration im Wasser) sowie die P-Menge, die zu binden ist.

Die Menge der verfügbaren chemischen Bindungspartner für eine stabile P-Bindung, zum Beispiel Calcium, Eisen und Aluminium wird sich voraussichtlich in Zukunft wenig ändern, die Stoffe sind im Freiwasser des Engelbeckens und im Grund- bzw. Schichtenwasser enthalten, die verfügbare Menge sollte sich nicht wesentlich ändern. Erhöht sich der Zustrom von Grund- und Schichtenwasser könnte sich die Fracht dieser Stoffe in das Engelbecken erhöhen, und damit die Bindungspartner in größerer Menge zur Verfügung stehen.

Ein erhöhter Zustrom könnte sich aus einer stärker negativen klimatischen Wasserbilanz ergeben. Die meisten Klimaszenarien erwarten für die Zukunft im Mittel gleichbleibende Niederschlagssummen jedoch eine höhere Verdunstung auf Grund der steigenden Jahresmitteltemperaturen. Damit würde insbesondere in der Vegetationsperiode, in der schon heute eine Speisung des Engelbeckens aus dem Grund- und Schichtenwasser erfolgt, die Verdunstung von der Wasserfläche des Engelbeckens zunehmen, sich der Wasserspiegelgradient zum umliegenden Grund- bzw. Schichtenwasser erhöhen und damit mehr Wasser in das Engelbecken einströmen.

Ein erhöhter Zustrom aus dem Grund- bzw. Schichtenwasser würde jedoch nicht nur die Fracht potenzieller Bindungspartner in das Engelbecken erhöhen, sondern auch die Phosphor-Fracht. Damit würden sich beide Prozesse ggf. aufheben, es käme nicht zu einer Verschlechterung oder Verbesserung der Wasserqualität.

Der wichtigere klimawandelbezogene Faktor, der den Nährstoffhaushalt der Sedimente beeinflussen wird, ist die Wassertemperatur. Der erwartete Anstieg der Lufttemperaturen führt zu einem Anstieg der Wassertemperaturen.

Der Anstieg der Wassertemperaturen kann sich in dreierlei Weise auf den Nährstoffhaushalt der Sedimente auswirken.

Zum Einen sind die mikrobiellen Abbauprozesse des organischen Sediments, insbesondere der nicht stabil gebundenen Fraktion des Phosphors, temperaturabhängig. Höhere Temperaturen intensivieren den mikrobiellen Abbau der Biomasse hin zu gelöstem Phosphor, der an das Freiwasser abgegeben werden kann. Da die Abbauprozesse unter Verbrauch von Sauerstoff ablaufen, wird mehr Sauerstoff verbraucht und die Wahrscheinlichkeit steigt, dass im Sediment oder der direkt darüber befindlichen Wasserlamelle Sauerstofffreiheit auftritt. Unter Sauerstofffreiheit geht jedoch auch ein Teil der im Sediment stabil gebundenen P-Fraktion Lösung, zum Beispiel der an Eisen gebundene Phosphor. Damit ist zu erwarten, dass die Erhöhung der Wassertemperatur indirekt, über den Sauerstoffhaushalt, Einfluss auf die P-Bindungsfähigkeit der Sedimente ausübt und es auch auf diesem Weg zu einer Intensivierung der P-Rücklösung aus den Sedimenten kommt.

Die höheren Temperaturen wirken sich jedoch noch über einen weiteren, zweiten Wirkungspfad auf den Sauerstoffhaushalt des Freiwassers und damit das P-Bindungsvermögen der Sedimente aus. Die im Wasser lösliche Sauerstoffmenge ist von der Wassertemperatur und den Luftdruckverhältnissen abhängig. Im gleichen Wasservolumen kann bei höheren Temperaturen viel weniger Sauerstoff gelöst werden, als bei niedrigen Temperaturen. In Wasser können bei 22°C ca. 8,7 mg/l Sauerstoff gelöst sein, bei 25°C ca. 8,2 mg/l und bei 27°C nur noch 7,9 mg/l. Da das Engelbecken sehr flach ist, erwärmt sich der Wasserkörper schnell und bis zur Sedimentoberfläche. Die höchste in 2023 gemessene Wassertemperatur war 24,3 °C Ende Juni. Durch die tendenziell geringere Sauerstoffmenge in der Wasserlamelle über der Sedimentoberfläche verstärkt sich jedoch der oben dargestellte Prozess, die P-Rücklösung aus redoxsensitiven Bindungen tritt voraussichtlich eher ein und hält länger an, wenn durch höhere Wassertemperaturen der Sauerstoffgehalt im Wasserkörper geringer ist.

Der dritte Wirkungspfad übt über die phytoplanktische Primärproduktion auf den Nährstoffhaushalt der Sedimente. Lufttemperaturbedingte höhere Wassertemperaturen und durch geringere Wolkenbedeckung erhöhte Globalstrahlung können sich auf das Phytoplanktonvolumen auswirken, da höhere Temperatur und besseres Lichtangebot die Wachstumsbedingungen für das Phytoplankton verbessern. Erhöht sich so das Phytoplankton-Biovolumen, wird am Tage im Zuge der Photosynthese mehr Sauerstoff produziert, der sich aber im Wasser nicht lösen kann, weil die Wassertemperatur so hoch ist. Er entweicht in die Atmosphäre. Nachts findet jedoch keine Photosynthese statt, der Prozess kehrt um. Durch die sich weiter fortsetzende Dunkelatmung strömt CO₂ nach außen und der zur Atmung benötigte Sauerstoff diffundiert in die Phytoplanktonzellen. In der Bilanz Tag - Nacht wird zwar insgesamt mehr CO₂ verbraucht als produziert und mehr Sauerstoff produziert als verbraucht, trotzdem führt die Dunkelatmung des Phytoplanktons nachts zu einer Belastung der Sauerstoffhaushaltes, die wiederum, wie oben dargestellt, eine Auswirkung auf den Nährstoffhaushalt der Sedimente hat.

Insgesamt ist deshalb davon auszugehen, dass die Wirkungen des Klimawandeln nicht dazu beitragen, die Wasserqualität im Engelbecken zu verbessern, es ist eher von einer Verschlechterung auszugehen.

Da jedoch die Witterungsbedingungen einzelner Jahre stark variieren können, können sich die denkbaren Szenarien für die Wasserqualität des Engelbeckens ebenso stark unterscheiden.

Im Untersuchungsjahr 2023 konnte beobachtet werden, dass eine Verschlechterung der Wasserqualität mit der Erhöhung der Nährstoff- und Chlorophyllkonzentrationen sowie der Phytoplankton-Biomasse und Verschlechterung der Sichttiefe im Juni einsetzte und sich im August extrem verstärkte. Wie lange dieser Zustand anhielt, ist für 2023 nicht belegt, da nach August keine Untersuchungen mehr durchgeführt wurden. Im Winter 2023/2024 normalisierten sich die Verhältnisse jedoch scheinbar wieder, zumindest herrschte Grundsicht.

Entsprechend der Witterungsverhältnisse kann der Prozess der sommerlichen Verschlechterung eher oder später einsetzen und damit die Periode einer sehr schlechten Wasserqualität länger oder kürzer andauern.

Sobald die durch die Wassertemperatur und Sauerstoffverhältnisse getriebene massive Rücklösung von Nährstoffen aus dem Sediment einsetzt, kommt in kurzer Frist es zu einer massiven Verschlechterung der Wasserqualität durch eine Phytoplankton- (Blaualgen-) -massenentwicklung. Da die so freigesetzten Nährstoffe in kurzgeschlossenen Kreisläufen voraussichtlich zum größten Teil im Freiwasser verbleiben, wird diese Massenentwicklung erst durch eine herbstliche Verschlechterung der Temperatur- und Strahlungsverhältnisse gebremst, kann also bis in den Herbst hinein anhalten.

In Jahren mit niedrigen Sommertemperaturen und schlechten Strahlungsbedingungen ist es ggf. auch möglich, dass sich Verhältnisse, wie sie sich in 2023 entwickelt haben, nicht so stark entwickeln können, so dass auch am Ende des Sommers eine bessere Wasserqualität zu beobachten ist.

Da die Prozesse jedoch letztlich durch Temperatur und Globalstrahlung angetrieben werden und sich der Klimawandel insbesondere in einer Erhöhung der Temperaturen und der Globalstrahlung auswirkt, ist für die Zukunft der Wasserqualität des Engelbeckens, bei Verzicht auf die Umsetzung vorgeschlagener Hauptmaßnahmen, eher von einer Verschlechterung auszugehen. Diese Verschlechterung dokumentiert sich voraussichtlich durch die zeitliche Verlängerung von Perioden mit einer sehr schlechten Wasserqualität wie im August 2023.

5. Literaturverzeichnis, Datengrundlagen

Rechtsgrundlagen

- BBODSCHV (2021): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). "Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 9. Juli 2021 (BGBl. I S. 2598, 2716)"
- ERSATZBAUSTOFFV (2021): Verordnung über Anforderungen an den Einbau von mineralischen Ersatzbaustoffen in technische Bauwerke (Ersatzbaustoffverordnung - ErsatzbaustoffV). „Ersatzbaustoffverordnung vom 9. Juli 2021 (BGBl. I S. 2598), die durch Artikel 1 der Verordnung vom 13. Juli 2023 (BGBl. 2023 I Nr. 186) geändert worden ist“
- OGEWV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV). „Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373), die zuletzt durch Artikel 2 Absatz 4 des Gesetzes vom 9. Dezember 2020 (BGBl. I S. 2873) geändert worden ist“
- WRRL (2000): Wasserrahmen-Richtlinie – 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 (Wasserrahmenrichtlinie) (ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1), zuletzt geändert durch RICHTLINIE 2014/101/EU DER KOMMISSION Text von Bedeutung für den EWR vom 30. Oktober 2014 (ABl. L 311 vom 31.10.2014, S. 32).

Literatur

- BÖHMER, J. (2017): Methodisches Handbuch zur WRRL-Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos gemäß AESHNA - Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Stehgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie – Stand Februar 2017, unveröff. Projektbericht, 78 pp.
- FISCHEREIAMT BERLIN (2021): Ergebnisse der Befischung des Engelbecken am 18.05.2020. unveröff. Kurzbericht, 2 pp.
- laG GmbH (2020): Gewässerüberwachung Urbanes Gewässer am Potsdamer Platz, Abschlussbericht 2020. i.A. IMPPV GmbH, unveröff. Projektbericht, 45 pp.
- laG GmbH (2024): Gewässerökologische Untersuchung des Fennpfuhls im Jahr 2023. i.A. BA Lichtenberg von Berlin, Umwelt- und Naturschutzamt. unveröff. Projektbericht, 128 pp.
- HGN Beratungsgesellschaft mbH (2021): Geohydrologische Erkundung Engelbecken Berlin 2019-2020. i.A. BA Mitte, Umwelt- und Naturschutzamt. 29 S. + Anhänge
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998. Kulturbuchverlag Berlin. 74 S.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2014): Trophieklassifikation von Seen - Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Kulturbuchverlag Berlin. 34 S.

ORENDT, C., DETTINGER-KLEMM; A. & M. SPIES (2013): Bestimmungsschlüssel für die Larven der Chironomidae (Diptera) der Brackgewässer Deutschlands und angrenzender Gebiete, in: P. Schilling (Hrsg.), Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee (BLMP) – Berichte der Qualitätssicherungsstelle 2013/1, Deutschland/Umweltbundesamt, 242 S.

SENUMVK (2021): Merkblatt Grundwasserbenutzungen bei Baumaßnahmen und Eigenwasserversorgungsanlagen im Land Berlin. 8 S.

Verfahren	Einleitung Trinkwasser	Einleitung Grundwasser	Sedimententnahme	Nährstofffällung mittels Aluminium	Nährstofffällung mittels Eisen
Kurzbeschreibung	Einleitung von Trinkwasser zur Herstellung eines positiven Gradienten zwischen See- und Grundwasserspiegel	Einleitung von Grundwasser zur Herstellung eines positiven Gradienten zwischen See- und Grundwasserspiegel	Vollständige Entnahme der organischen Sedimente	Ausfällung des Phosphors und Behandlung der Sedimente mit Polyaluminiumchlorid	Ausfällung des Phosphors und Behandlung der Sedimente mit Eisen(III)chlorid
Hintergrund	Durch die negative klimatische Wasserbilanz des Engelbeckens strömt zwischen Juni und Oktober nährstoffreiches Grund- bzw. Schichtenwasser in das Engelbecken ein, da in dieser Zeit der Wasserspiegel des Grundwassers höher liegt, als der Wasserspiegel des Engelbeckens. Mit einer Jahresfracht von ca. 0,75 – 0,90 kg Phosphor stellt diese Quelle die zweitwichtigste Nährstoffbelastungsquelle des Engelbeckens dar. Durch die Anhebung des Wasserspiegels des Engelbeckens in dieser Zeit wird das Wasserspiegelgefälle umgekehrt, so dass kein Wasser mehr aus dem Grundwasser in das Engelbecken einströmen kann, ggf. findet ein geringer Abstrom von Wasser aus dem Engelbecken in das Grundwasser statt. Dazu soll Trinkwasser aus dem vorhandenen Leitungsnetz der BWB in das Engelbecken eingeleitet werden.	Durch die negative klimatische Wasserbilanz des Engelbeckens strömt zwischen Juni und Oktober nährstoffreiches Grund- bzw. Schichtenwasser in das Engelbecken ein, da in dieser Zeit der Wasserspiegel des Grundwassers höher liegt, als der Wasserspiegel des Engelbeckens. Mit einer Jahresfracht von ca. 0,75 – 0,90 kg Phosphor stellt diese Quelle die zweitwichtigste Nährstoffbelastungsquelle des Engelbeckens dar. Durch die Anhebung des Wasserspiegels des Engelbeckens in dieser Zeit wird das Wasserspiegelgefälle umgekehrt, so dass kein Wasser mehr aus dem Grundwasser in das Engelbecken einströmen kann, ggf. findet ein geringer Abstrom von Wasser aus dem Engelbecken in das Grundwasser statt. Dazu soll ein Grundwasserbrunnen mit Förderanlage errichtet werden, um Grundwasser in das Engelbecken einzuleiten.	Die Rücklösung von Nährstoffen aus den Sedimenten in das Freiwasser stellt die mit Abstand bedeutendste Belastungsquelle für das Engelbecken dar. Die monatliche Fracht zwischen Juni und August beträgt zwischen 1,3 und 3,8 kg Phosphor. Durch die vollständige Entnahme der organischen Sedimente bis zur Tonabdichtung des Beckens soll die Nährstoffquelle beseitigt werden. Da-zu müssen die Sedimente voraussichtlich mit einem Saugspülbagger entnommen und an Land durch Pressen oder in Geotubes entwässert werden. Das anfallende Wasser muss behandelt oder in das Kanalnetz abgeleitet werden, entstehende Wasserverluste müssen durch nährstoffarmes Wasser aus anderen Quellen ersetzt werden. Durch die Schadstoffbelastung ist eine kostenintensive Deponierung erforderlich.	Die Rücklösung von Nährstoffen aus den Sedimenten in das Freiwasser stellt die mit Abstand bedeutendste Belastungsquelle für das Engelbecken dar. Die monatliche Fracht zwischen Juni und August beträgt zwischen 1,3 und 3,8 kg Phosphor. Durch die Einbringung von Polyaluminiumchlorid (PAC) werden Nährstoffe im Freiwasser in Fällmittelflocken gebunden und sedimentiert. Die Fällmittelflockenschicht verhindert die Phosphorrücklösung aus dem Sediment und verbessert das P-Bindungsvermögen der Sedimente für die nächsten Jahre. Damit wird auch die P-Rücklösung aus neu gebildeten Sedimenten über einen längeren Zeitraum nach Abschluss der Behandlung stark reduziert. Das Verfahren wird in der Seenrestauration sehr häufig angewendet. Negative Auswirkungen auf die Fauna bestehen nicht.	Die Rücklösung von Nährstoffen aus den Sedimenten in das Freiwasser stellt die mit Abstand bedeutendste Belastungsquelle für das Engelbecken dar. Die monatliche Fracht zwischen Juni und August beträgt zwischen 1,3 und 3,8 kg Phosphor. Durch die Einbringung von Eisen(III)chlorid werden Nährstoffe im Freiwasser in Fällmittelflocken gebunden und sedimentiert. Die Fällmittelflockenschicht verhindert die Phosphorrücklösung aus dem Sediment und verbessert das P-Bindungsvermögen der Sedimente für die nächsten Jahre. Damit wird auch die P-Rücklösung aus neu gebildeten Sedimenten über einen längeren Zeitraum nach Abschluss der Behandlung stark reduziert. Das Verfahren wird in der Seenrestauration selten angewendet. Negative Auswirkungen auf die Fauna bestehen nicht.
Wirkungsziel	Reduzierung der externen Nährstoffbelastung aus dem Grund- bzw. Schichtenwasser	Reduzierung der externen Nährstoffbelastung aus dem Grund- bzw. Schichtenwasser	Starke Reduzierung der internen Nährstoffbelastung aus den Sedimenten	Starke Reduzierung der internen Nährstoffbelastung aus den Sedimenten	Starke Reduzierung der internen Nährstoffbelastung aus den Sedimenten
Nachhaltigkeit	mäßig die Anlage muss in den genannten Jahresabschnitten ohne zeitliche Begrenzung betrieben werden, die Ursachen der Belastung werden nicht beseitigt	mäßig die Anlage muss in den genannten Jahresabschnitten ohne zeitliche Begrenzung betrieben werden, die Ursachen der Belastung werden nicht beseitigt	mäßig die Ursachen der aktuellen Belastung werden zwar beseitigt, aus neu gebildeten Sedimenten können aber weiter Nährstoffe in das Freiwasser abgegeben werden	hoch die Ursachen der aktuellen Belastung werden beseitigt, durch Verbesserung des P-Bindungsvermögens kann auch in neu gebildeten Sedimenten Phosphor stabil gebunden werden	mäßig die Ursachen der aktuellen Belastung werden beseitigt, das zukünftige P-Bindungsvermögens der Sedimente ist stark vom Sauerstoffhaushalt des Gewässers abhängig
Planungsaufwand	gering	mäßig	hoch	mäßig	mäßig
Genehmigungsfähigkeit	hoch es wird davon ausgegangen, dass keine separate Genehmigung erforderlich ist	mäßig es wird davon ausgegangen, für eine Grundwasserentnahme eine wasserrechtliche Erlaubnis / Genehmigung erforderlich ist, ggf. wird diese nicht erteilt, weil das Grundwasser auch mengenmäßig zu schützen ist	mäßig es wird davon ausgegangen, für eine Sedimententnahme mindestens eine wasserrechtliche Erlaubnis / Genehmigung sowie eine abfallrechtliche Genehmigung erforderlich ist, ggf. noch naturschutzfachlich, ggf. wird diese nicht erteilt, weil zu deponierender Abfall vermieden werden soll	hoch es wird davon ausgegangen, für eine Nährstofffällung eine wasserrechtliche Erlaubnis / Genehmigung erforderlich ist, da das Verfahren jedoch häufig erfolgreich angewandt wurde, sollte die Genehmigungsfähigkeit problemlos gegeben sein	hoch es wird davon ausgegangen, für eine Nährstofffällung eine wasserrechtliche Erlaubnis / Genehmigung erforderlich ist, da das Verfahren jedoch häufig erfolgreich angewandt wurde, sollte die Genehmigungsfähigkeit problemlos gegeben sein

Kosten Investition	gering einmalig Euro 10.000,- – 20.000,-	mäßig einmalig Euro 60.000,- - 80.000,-	keine	keine	keine
Kosten Umsetzung	gering einmalig Euro 10.000,- – 20.000,-	mäßig einmalig Euro 40.000,- - 60.000,-	sehr hoch einmalig Euro 220.000,- - 260.000,-	mäßig einmalig Euro 50.000,-	mäßig einmalig Euro 75.000,-
Kosten Betrieb	gering pro Jahr Euro 5.000,- – 10.000,-	mäßig pro Jahr Euro 10.000,- – 20.000,-	keine	keine	keine
Flächenbedarf	gering ca. 20 qm für Leitungstrasse zum Engelbecken	gering ca. 10 qm für unterirdische Brunnenanlage sowie 60 qm für Leitungstrasse zum Engelbecken entsprechend Standort Brunnenanlage	hoch ca. 2.500 qm für Sedimententwässerung durch Pressen bzw. Geotubes, ca. 500 qm für Zwischenlagerung der entwässerten Sedimente in Kippmulden, ggf. 1.000 qm für Behandlung Abpresswasser	gering temporäre Aufstellfläche für zwei PKW mit Anhänger tagsüber während der Zeit der Fällung, ca. 100 qm	gering temporäre Aufstellfläche für zwei PKW mit Anhänger tagsüber während der Zeit der Fällung, ca. 100 qm
Bauzeit	gering ca. 2 Wochen	mäßig ca. 6 Wochen	hoch ca. 8 Wochen	gering ca. 1 Woche	gering ca. 1 Woche
Eingriff in Park	gering	gering	stark	gering	gering
Nutzbarkeit des Parks während der Maßnahme	vollständig nutzbar	vollständig nutzbar	in Teilen nutzbar Schwimmbagger permanent auf dem Gewässer, Transportleitung quert Uferweg, Fläche Sedimententwässerung z.B. auf Grünfläche Michaelkirchplatz	weitgehend vollständig nutzbar Fällboot arbeitstäglich ca. 4 Stunden auf dem Gewässer, Aufstellfläche für PKW mit Anhänger ca. 6 Stunden genutzt	weitgehend vollständig nutzbar Fällboot arbeitstäglich ca. 4 Stunden auf dem Gewässer, Aufstellfläche für PKW mit Anhänger ca. 6 Stunden genutzt

Verfahren	Behandlung Sedimente mit Lanthan	Externe Nährstofffällung	Externe Nährstoffentfernung	Belüftung des Wasserkörpers	Belüftung des Wasserkörpers
Kurzbeschreibung	Verhinderung der P-Rücklösung und Verbesserung des P-Bindungsvermögens durch Lanthan	Entnahme von Nährstoffen aus dem Freiwasser durch externe Behandlung mit Polyaluminiumchlorid	Entnahme von Nährstoffen aus dem Freiwasser durch externe Behandlung im Bodenfilter	Verbesserung des Sauerstoffhaushaltes des Engelbeckens durch Nachtbetrieb der Fontänenanlage	Verbesserung des Sauerstoffhaushaltes des Engelbeckens durch technische Belüftung
Hintergrund	Die Rücklösung von Nährstoffen aus den Sedimenten in das Freiwasser stellt die mit Abstand bedeutendste Belastungsquelle für das Engelbecken dar. Die monatliche Fracht zwischen Juni und August beträgt zwischen 1,3 und 3,8 kg Phosphor. Durch die Einbringung von Lanthangranulat wird die Phosphorrücklösung aus dem Sediment verhindert und das P-Bindungsvermögen der Sedimente für die nächsten Jahre verbessert. Damit wird auch die P-Rücklösung aus neu gebildeten Sedimenten über einen längeren Zeitraum nach Abschluss der Behandlung stark reduziert. Das Verfahren wird in der Seenrestaurierung selten angewendet. Negative Auswirkungen auf die Fauna bestehen nicht.	Die Phosphorkonzentrationen im Freiwasser des Engelbeckens sind mit 0,203 mg/l im Jahresmittel zu hoch, um den erwünschten Zielzustand des Trophiegrades eutroph 2 zu erreichen mit einem Jahresmittel von ca. 0,050 – 0,070 mg/l zu erreichen. Durch die externe Behandlung des Freiwassers des Engelbeckens zum Beispiel mit einer PELICON-Anlage, wird die P-Konzentration durch externe Nährstofffällung mit Polyaluminiumchlorid stark reduziert und phosphorarmes Wasser in das Engelbecken abgeleitet. Die entstehenden Fällmittelflocken werden abgetrennt und müssen entsorgt werden.	Die Phosphorkonzentrationen im Freiwasser des Engelbeckens sind mit 0,203 mg/l im Jahresmittel zu hoch, um den erwünschten Zielzustand des Trophiegrades eutroph 2 zu erreichen mit einem Jahresmittel von ca. 0,050 – 0,070 mg/l zu erreichen. Durch die externe Behandlung des Freiwassers des Engelbeckens in einem Bodenfilter mit P-bindungsfähigem Substrat wird die P-Konzentration durch externe Behandlung reduziert und phosphorarmes Wasser in das Engelbecken abgeleitet. Zur Behandlung von planktonreichem Seewasser muss ggf. noch eine Mikrosiebanlage vorgeschaltet werden. Das Rückspülwasser der Mikrosiebanlage muss entsorgt werden.	Der Sauerstoffhaushalt des Engelbeckens ist vermutlich insbesondere im Hochsommer sowie ggf. im Herbst durch nächtliche Atmung bzw. mikrobiellen Abbau der phytoplanktischen Mikroalgen gestört, ggf. treten Sauerstoffkalamitäten auf. Dies kann die Gewässerfauna schädigen und die P-Rücklösung aus den Sedimenten verstärken. Da die Kalamitäten voraussichtlich vor Allem im Hochsommer in der Nacht auftreten, kann durch einen nächtlichen Betrieb der Fontänenanlage der nächtliche Sauerstoffhaushalt verbessert werden. Durch ein sommerliches Messprogramm sollte jedoch zunächst geprüft werden, ob tatsächlich Sauerstoffkalamitäten auftreten.	Der Sauerstoffhaushalt des Engelbeckens ist vermutlich insbesondere im Hochsommer sowie ggf. im Herbst durch nächtliche Atmung bzw. mikrobiellen Abbau der phytoplanktischen Mikroalgen gestört, ggf. treten Sauerstoffkalamitäten auf. Dies kann die Gewässerfauna schädigen und die P-Rücklösung aus den Sedimenten verstärken. Da die Kalamitäten voraussichtlich vor Allem im Hochsommer in der Nacht, aber ggf. auch im Herbst auftreten, kann durch den Betrieb einer technischen Belüftungsanlage, z.B. vom Typ DRAUSY der Sauerstoffhaushalt verbessert werden. Durch ein sommerliches Messprogramm sollte jedoch zunächst geprüft werden, ob tatsächlich Sauerstoffkalamitäten auftreten.
Wirkungsziel	Starke Reduzierung der internen Nährstoffbelastung aus den Sedimenten	Reduzierung der Nährstoffkonzentration im Freiwasser	Reduzierung der Nährstoffkonzentration im Freiwasser	Erhöhung der Sauerstoffkonzentrationen	Erhöhung der Sauerstoffkonzentrationen
Nachhaltigkeit	mäßig die Ursachen der aktuellen Belastung werden beseitigt, durch Verbesserung des P-Bindungsvermögens kann auch in neu gebildeten Sedimenten Phosphor stabil gebunden werden, eine Reduzierung der P-Konzentration im Freiwasser erfolgt jedoch nicht	mäßig die Anlage muss in der frostfreien Zeit ohne zeitliche Begrenzung betrieben werden, die Ursachen der Belastung werden nicht beseitigt	mäßig die Anlage muss in der frostfreien Zeit ohne zeitliche Begrenzung betrieben werden, die Ursachen der Belastung werden nicht beseitigt	mäßig die Ursachen der aktuellen Belastung werden nicht beseitigt, sondern ggf. durch Verbesserung der P-Bindung im Sediment in einem Jahresabschnitt (Hochsommer) verringert	mäßig die Ursachen der aktuellen Belastung werden nicht beseitigt, sondern ggf. durch Verbesserung der P-Bindung im Sediment in einem Jahresabschnitt (Hochsommer) verringert, durch ggf. permanenten Betrieb der Anlage werden organische Sedimente abgebaut und das Freiwasser ggf. mit Phosphor belastet
Planungsaufwand	gering	mäßig	sehr hoch	gering	mäßig
Genehmigungsfähigkeit	hoch es wird davon ausgegangen, für eine Nährstofffällung eine wasserrechtliche Erlaubnis / Genehmigung erforderlich ist, da das Verfahren jedoch häufig erfolgreich angewandt wurde, sollte die Genehmigungsfähigkeit problemlos gegeben sein	mäßig es wird davon ausgegangen, für eine externe Nährstofffällung eine wasserrechtliche Erlaubnis / Genehmigung sowie eine Baugenehmigung erforderlich ist, da für das Verfahren jedoch Referenzen bestehen, sollte die Genehmigungsfähigkeit problemlos gegeben sein, unklar ob für die entstehenden	hoch es wird davon ausgegangen, für den Bau eines Bodenfilters eine wasserrechtliche Erlaubnis / Genehmigung sowie eine Baugenehmigung erforderlich ist, da das Verfahren jedoch häufig erfolgreich angewandt wurde, sollte die Genehmigungsfähigkeit problemlos gegeben sein	mäßig es wird davon ausgegangen, dass für den nächtlichen Betrieb der Fontänenanlage ggf. ein Emissionsschutzrechtliches Verfahren (Schall) durchgeführt werden muss	hoch es wird davon ausgegangen, für die Installation einer DRAUSY-Anlage ggf. eine wasserrechtliche Erlaubnis / Genehmigung sowie eine Baugenehmigung erforderlich ist, da für das Verfahren jedoch Referenzen bestehen, sollte die Genehmigungsfähigkeit problemlos gegeben sein

		Fällprodukte ein abfallrechtliches Verfahren erforderlich ist			
Kosten Investition	keine	sehr hoch einmalig Euro 200.000,- - 250.000,-	sehr hoch einmalig Euro 400.000,- - 500.000,-	keine	hoch einmalig Euro 120.000 – 130.000,-
Kosten Umsetzung	hoch einmalig Euro 100.000,-	hoch einmalig Euro 100.000,-	hoch einmalig Euro 100.000,-	gering	mäßig einmalig Euro 40.000,- - 50.000,-
Kosten Betrieb	keine	mäßig pro Jahr Euro 40.000,- – 50.000,-	mäßig pro Jahr Euro 40.000,- – 50.000,-	gering	mäßig pro Jahr Euro 10.000,- – 20.000,-
Flächenbedarf	gering temporäre Aufstellfläche für zwei PKW mit Anhänger tagsüber während der Zeit der Fällung, ca. 100 qm	mäßig Aufstellfläche für PELICON-Container und Behälter für Fällprodukte ca. 1.000 qm sowie 60 qm für Leitungstrasse vom Engelbecken zum Standort PELICON-Anlage	hoch Fläche für Bodenfilter mindestens ca. 2.000 qm sowie 60 qm für Leitungstrasse vom Engelbecken zum Standort Bodenfilter	ohne	mäßig Aufstellfläche für Kompressor und Druckbehälter im Container ca. 100 qm sowie 60 qm für Leitungstrasse vom Engelbecken zum Standort Container
Bauzeit	gering ca. 1 Woche	mäßig ca. 2 Monate	hoch ca. 12 Monate	keine	mäßig ca. 1 Monat
Eingriff in Park	gering	mäßig	stark	ohne	Mäßig
Nutzbarkeit des Parks während der Maßnahme	weitgehend vollständig nutzbar Ausbringboot arbeitstäglich ca. 6 Stunden auf dem Gewässer, Aufstellfläche für PKW mit Anhänger ca. 8 Stunden genutzt	weitgehend vollständig nutzbar Einschränkung nur zur Verlegung Leitungstrasse zur PELICON-Anlage, Standort PELICON-Anlage ggf. im Bereich Michaelkirchplatz	weitgehend vollständig nutzbar Einschränkung nur zur Verlegung Leitungstrasse zum Bodenfilter, Standort Bodenfilter im Bereich Michaelkirchplatz	vollständig nutzbar	weitgehend vollständig nutzbar Einschränkung nur zur Verlegung Leitungstrasse zum Container für Kompressor und Druckbehälter

Verfahren	Umweltbildung	Monitoring Fischbestand	Einbau weiterer Pflanzkörbe		
Kurzbeschreibung	Verbesserung der Besucherinformation hinsichtlich des Verbots der Fütterung von Wasservögeln und Fischen	Regelmäßige Kontrolle des Fischbestandes und ggf. Entnahme und Besatz	Verbesserung der Habitatstrukturen		
Hintergrund	Das Engelbecken ist unter anderem durch Wasservogel, Fische sowie Wasserschildkröten besiedelt. Durch Unwissenheit und Sorge um das Leben der Tiere erfolgt durch Besucher zuweilen eine Fütterung mit Brot, ggf. auch mit anderen Futtermitteln. Diese Fütterung verursacht einen Nährstoffeintrag und beeinflusst den Sauerstoffhaushalt negativ. Damit wirkt die Fütterung den Zielen für Wasserqualität und ökologischen Zustand entgegen. Durch verschiedene Infotafeln werden die Besucher schon jetzt aufgefordert, eine Fütterung zu unterlassen. Zur Verstärkung und Verbesserung der schon bestehenden Wirkung soll eine weitere, größere Infotafel erstellt werden, auf der die ökologischen Hintergründe des Fütterungsverbotes populärwissenschaftlich dargestellt werden.	Das Engelbecken ist unter anderem durch Fische sowie Wasserschildkröten besiedelt. Durch den Charakter des Engelbeckens als naturfernes Gewässer und durch den ggf. erfolgenden illegalen Besatz durch Besucher ist die Zönose des Gewässers gestört. Die gestörte Zönose der Fische und Reptilien wirkt sich auf die Zönose von Phyto- und Zooplankton sowie des Makrozoobenthos und damit auf Wasserqualität und ökologischen Zustand aus. Um bedeutende negative Auswirkungen zu erkennen und zu beseitigen und eine basale Hege im Sinne des § 3 des Landesfischereigesetzes (LFischG) umzusetzen soll durch das Fischereiamt Berlin in 3-jährigem Abstand eine qualifizierte Fischbestandserfassung erfolgen, im Ergebnis der Erfassung sollen ggf. fischereiliche Maßnahmen (Entnahme, Besatz) durchgeführt werden.	Das Engelbecken ist unter anderem durch Organismen des Zooplanktons und des Makrozoobenthos besiedelt. Durch den Charakter des Engelbeckens als naturfernes Gewässer ist die Zönose des Gewässers gestört, insbesondere weil bestimmte Habitatstrukturen, die in naturnahen Gewässern vorhanden sind, hier fehlen. Das bewirkt eine relative Artenarmut in diesen Zönosen und hat damit negative Auswirkungen auf Wasserqualität und ökologischen Zustand. Um die Situation zu verbessern können fehlende Habitatstrukturen wie Röhrichte, Totholz oder andere Hartsubstrate entwickelt oder eingebracht werden. Dabei darf jedoch kein Konflikt mit der landschaftsgärtnerischen und Erholungsfunktion des Gewässers entstehen. Deshalb sollten sich Maßnahmen ggf. auf die Einbringung weniger weiterer Pflanzkörbe sowie von Hartsubstraten (Steine, Totholz) beschränken.		
Wirkungsziel	Reduzierung der Belastung des Nähr- und Sauerstoffhaushaltes	Reduzierung potenziell negativer Auswirkungen der Zönose von Fischen und Reptilien	Verbesserung der Lebensbedingungen für die Zönosen des Zooplanktons und des Makrozoobenthos		
Nachhaltigkeit	mäßig die Ursachen der aktuellen Belastung werden nur teilweise und in geringem Maße beseitigt	mäßig die Ursachen der aktuellen Belastung werden nur teilweise und in geringem Maße beseitigt	mäßig die Ursachen der aktuellen Belastung werden nicht beseitigt		
Planungsaufwand	gering	mäßig	mäßig		
Genehmigungsfähigkeit	hoch voraussichtlich keine Genehmigung erforderlich	hoch voraussichtlich keine Genehmigung erforderlich	hoch voraussichtlich keine Genehmigung erforderlich		
Kosten Investition	gering einmalig Euro 10.000,- – 20.000,-	keine Durchführung durch Fischereiamt Berlin in Amtshilfe	mäßig einmalig Euro 50.000,- - 60.000,-		
Kosten Umsetzung	gering einmalig Euro 2.000,- – 5.000,-	gering Durchführung durch Fischereiamt Berlin in Amtshilfe	gering einmalig Euro 5.000,- – 10.000,-		

Kosten Betrieb	gering pro Jahr Euro 500,- – 1.000,-	keine	gering pro Jahr Euro 500,- – 1.000,-		
Flächenbedarf	gering Aufstellfläche für Infotafel von ca. 5 qm	ohne	ohne		
Bauzeit	gering ca. 1 Woche	gering ca. 1 Tag	gering ca. 1 Woche		
Eingriff in Park	gering	ohne	ohne		
Nutzbarkeit des Parks während der Maßnahme	weitgehend vollständig nutzbar geringe Einschränkung während Bauzeit zur Aufstellung der Infotafel	weitgehend vollständig nutzbar geringe Einschränkung am Tage der Fischbestandserfassung	weitgehend vollständig nutzbar geringe Einschränkung am Tage der Einbringung		