

Limnologische Untersuchung des Anlagensees in Tübingen



Untersuchungszeitraum: 10/2018 – 09/2019

Auftraggeber:

Stadt Tübingen

Bearbeiter:

Gewässerökologisches Labor, Dr. Karl Wurm
72181 Starzach-Felldorf, Tulpenstr. 4

Starzach, den 7. 11. 2020

Inhaltsverzeichnis

1	Anlass und Zielsetzung	2
2	Untersuchungsgebiet und Methodik	3
2.1	Der Anlagensee und sein Einzugsgebiet.....	3
2.2	Untersuchungsmethodik	4
3	Ergebnisse der limnologischen Untersuchungen	5
3.1	Die chemisch-physikalischen Kennwerte des Anlagensees.....	5
3.2	Trophischer Zustand des Anlagensees	13
3.3	Die Auswirkungen der Trophie im Anlagensee	15
3.4	Die chemisch-physikalischen Messungen im Tiefenwasser.....	20
3.5	Sedimentuntersuchungen.....	22
4	Zusammenfassung und Maßnahmen zur Sanierung des Anlagensees	25
5	Anhang	31

1 Anlass und Zielsetzung

Der Anlagensee, im Süden von Tübingen zwischen Neckar und Hauptbahnhof gelegen, entstand im Jahr 1904 als Baggersee. In seiner heutigen Form wurde er 1910 fertiggestellt (BECK-RIEDLINGER 1991).

Im Jahr 1960 wurde der See letztmals ausgebaggert und eine 2,5 m mächtige Schlammschicht entfernt. Diese Maßnahme war notwendig geworden, weil der See im Sommer 1957/58 kurz vor dem „Umkippen“ stand. Der Sauerstoffmangel war damals so groß, dass massenweise Fische starben und sich „die Aale über das Land wanden“ (FRICK, Gartenbauamt Tübingen; zit. in BECK-RIEDLINGER 1991).

Die limnologische Untersuchung im Jahr 2000 ergab, dass sich der Anlagensee im zweitschlechtesten Trophiezustand befand, der für Stillgewässer überhaupt möglich ist - er wurde als **polytroph 2** eingestuft, d. h. als hochgradig überdüngt (s. WURM 2001).

Als wichtigste Belastungsquelle wurde in dieser Untersuchung eindeutig der zufließende Mühlbach identifiziert und an zweiter Stelle die intensive Fütterung der Wasservögel.

Damals wurde der Anlagensee durchschnittlich von ein- bis zweihundert Enten und ca. 40 (im Sommer) bis maximal 130 (Winter) Schwänen besiedelt, die täglich mit großen Mengen Brot gefüttert wurden.

Nach der Trockenlegung im Winter 2002/2003 wurde der Anlagensee im Winter 2018/2019 erneut abgelassen und trocken gelegt.

Die vorliegenden Untersuchungen haben das Ziel, die Auswirkungen dieser Winterung auf den Anlagensee zu analysieren und zu dokumentieren. Zusätzlich sollen auf Grundlage des aktuellen Belastungszustandes weitere Maßnahmen zur Sanierung des Sees erarbeitet werden.

2 Untersuchungsgebiet und Methodik

2.1 Der Anlagensee und sein Einzugsgebiet

Der Anlagensee in Tübingen befindet sich im Anlagenpark zwischen dem Neckar und dem Hauptbahnhof. Er hat eine Wasserfläche von 1,75 ha. Mit einer maximalen Wassertiefe von 2,4 Metern zählt er zu den polymiktischen Kleinseen, die regelmäßig und sehr oft im Jahr bis zum Grund umgewälzt werden.

Mit einer Wasserfläche von 1,75 ha und einer mittleren Tiefe von 1,8 m besitzt der Anlagensee ein Wasservolumen von 31.00 m³.

Gespeist wird der Anlagensee vom Mühlbach, der auf Höhe Gartenstadt/Bläsibad aus der Steinlach ausgeleitet wird. Kurz vor der Ausleitung des Mühlbaches leitet die Kläranlage Dusslingen ihr gereinigtes Abwasser in die Steinlach ein.

Der Ablauf des Sees wird in die Kanalisation der Stadt Tübingen eingeleitet.

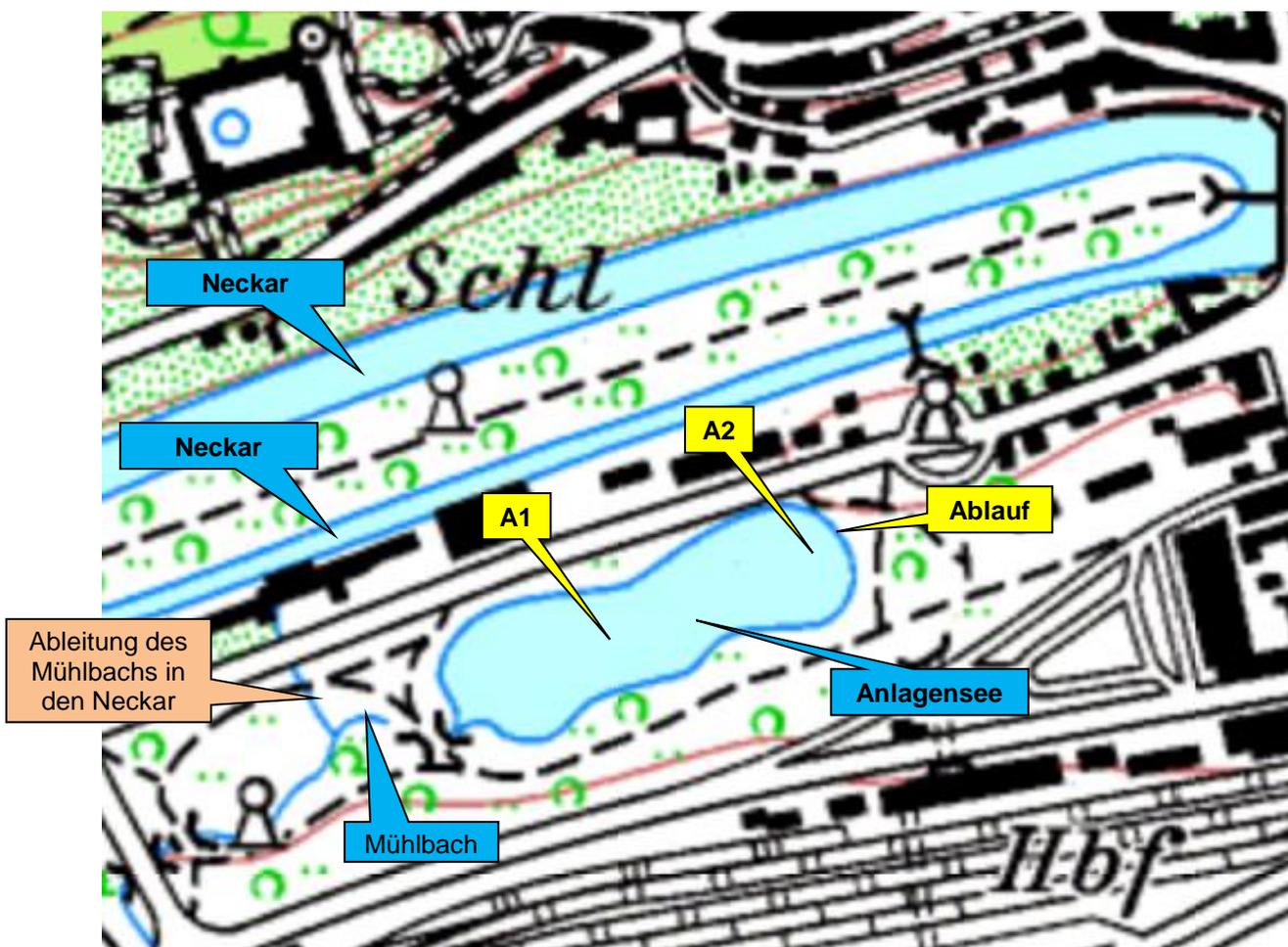


Abb. 1: Die Lage des Anlagensees in Tübingen mit seinem Umfeld und den beiden Untersuchungsstellen im See sowie am zufließenden Mühlbach.

Kurz oberhalb des Anlagensees kann das Wasser des Mühlbachs zudem über ein Umleitungswehr teilweise oder ganz dem Neckar zugeleitet werden (Entlastung) (s. Abb. 1). Die Lage der beiden Untersuchungsstellen in der Seemitte und vor dem Auslauf ist mit der letzten Untersuchung aus dem Jahr 2003 identisch.

2.2 Untersuchungsmethodik

Probenahme:

Die Wasserproben wurden unter der Wasseroberfläche entnommen und in dunkle PE-Flaschen abgefüllt. Die Proben für die Chlorophyll a- und Orthophosphat-Bestimmung wurden am gleichen Tag filtriert bzw. analysiert.

Chemisch-physikalische Untersuchungsverfahren:

Temperatur	Universalmeßgerät MultiLine P4 (Fa. WTW)
Leitfähigkeit	MultiLine P4 (Fa. WTW) ($T_{ref. 25\text{ °C}}$)
pH-Wert	Universalmeßgerät MultiLine P4 (Fa. WTW)
Nitrat-Stickstoff	DIN 38405 – D29
Ammonium-Stickstoff	DIN 38406 - E5 - 1
o-Phosphat-Phosphor	nach DIN 38405 - D11 - 1
Gesamtphosphat-Phosphor	nach DIN 38405 - D11 - 4
Sauerstoffgehalt	nach EN 25813 - G21 und EN 25814 - G22 (mit OXI 340 der Fa. WTW).
Sauerstoffsättigungsindex	nach DIN 38408 - G23
Chlorophyll a	nach DIN 38412 - L16
Sichttiefe	Secchi-Scheibe

Sedimentanalysen:

Wassergehalt	nach DIN 38414 - S2
Glühverlust	nach DIN 38414 – S3

Die Sedimentproben wurden mit Hilfe eines Sedimentstechrohres gewonnen. Die Korngrößenbestimmung erfolgte durch das Labor Eurofins (Tübingen).

Biologische Analysen:

Die Proben für die halbquantitative Untersuchung des Phytoplanktons wurden vor Ort mit Lugol'scher Lösung fixiert und nach der Methode von UTERMÖHL (1932) mit Hilfe des Umkehrmikroskops IM der Fa. Zeiss (10 bis 100fache Vergrößerung) halbquantitativ im Hinblick auf die jeweils dominierenden bzw. blütenbildenden Algen ausgewertet.

Trophieklassifikation

Die Klassifikation des Trophiezustandes des Anlagensees richtet sich nach der Klassifikation der LAWA (1998)¹.

Der Anlagensee gehört aufgrund seiner geringen Wasserfläche von 1,75 ha und Maximaltiefe von 2,4 m in die Kategorie der ungeschichteten Kleinseen (mit einer Seefläche < 5 ha).

¹ LAWA (1998): Gewässerbewertung Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. – Kulturbuch-Verlag Berlin GmbH.

3 Ergebnisse der limnologischen Untersuchungen

3.1 Die chemisch-physikalischen Kennwerte des Anlagensees

Im Zeitraum von März bis September 2019 wurden insgesamt 6 limnologische Untersuchungen im Anlagensee durchgeführt, um die Veränderungen der Gewässerqualität nach dem Ablassen und Trockenlegen („Wintern“) des Anlagensees in den Wintermonaten 2018/19 zu dokumentieren. Die Untersuchung am 14.10.2018 zeigt die Belastungssituation des Anlagensees vor der Winterung auf. In den nachfolgenden Diagrammen sind auch die chemisch-physikalischen Untersuchungsergebnisse aus dem Jahr 2003 zum direkten Vergleich mit aufgeführt, die ebenfalls nach einer Winterung stattfanden – bei der damals allerdings noch wesentlich stärkeren Phosphatbelastung im zufließenden Mühlbach.

3.1.1 Der Temperaturverlauf

Abbildung 2 zeigt, dass sich das Wasser im Anlagensee im Sommer 2019 bis auf maximal 28 °C erwärmt hat. Interessant ist hierbei, dass die Erwärmung in dem außergewöhnlich warmen und trockenen Jahr 2003, in dem die Zuflussmenge im Sommer auf fast konstant unter 10 L/s abgesunken ist, ebenfalls nur diese Höhe erreichte.

Das bedeutet, dass auch bei einer Reduzierung des Zuflusses auf 20 bis 30 L/s auch zukünftig nicht von einer stärkeren Erwärmung des Anlagensees auszugehen ist.

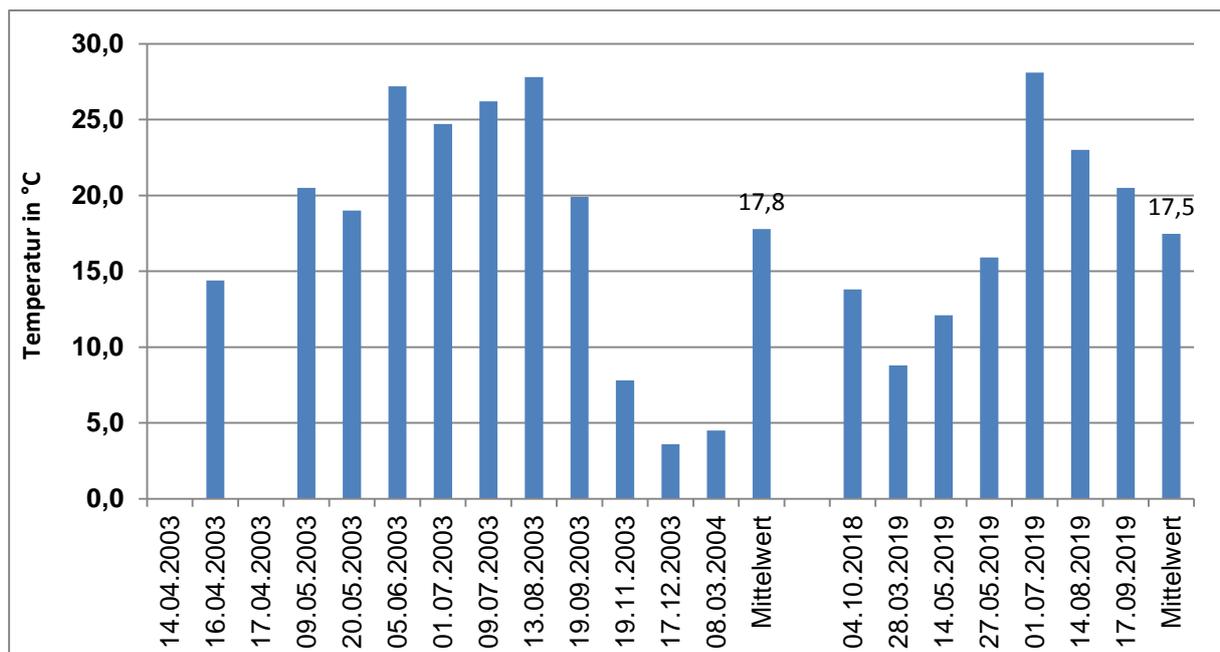


Abb. 2: Der Verlauf der Wassertemperatur im Anlagensee in den Untersuchungsjahren 2003 und 2019.

3.1.2 Der pH-Verlauf

Der pH-Wert des Anlagensees hat auch im Untersuchungsjahr 2019 – wie in noch etwas stärkerem Ausmaß im Jahr 2003 - den für die meisten Gewässerorganismen tolerierbaren Bereich zwischen pH 7,0 und maximal pH 8,5 deutlich überschritten (s. Abb. 3). Mit einem maximalen pH-Wert von pH 9,7 hat der Anlagensee bereits den kritischen Bereich für empfindliche Organismen überschritten.

Verursacht werden die hohen pH-Werte durch die Photosynthese der großen Algenbiomasse, d. h. die Eutrophierung. Aufgrund des hohen Hydrogenkarbonatgehaltes ist im Anlagensee zwar eine gute Pufferkapazität vorhanden; diese reicht bei dem derzeit immer noch zu hohen Niveau des Algenwachstums jedoch bei weitem nicht aus, um pH-Erhöhungen wirksam ab zu puffern.

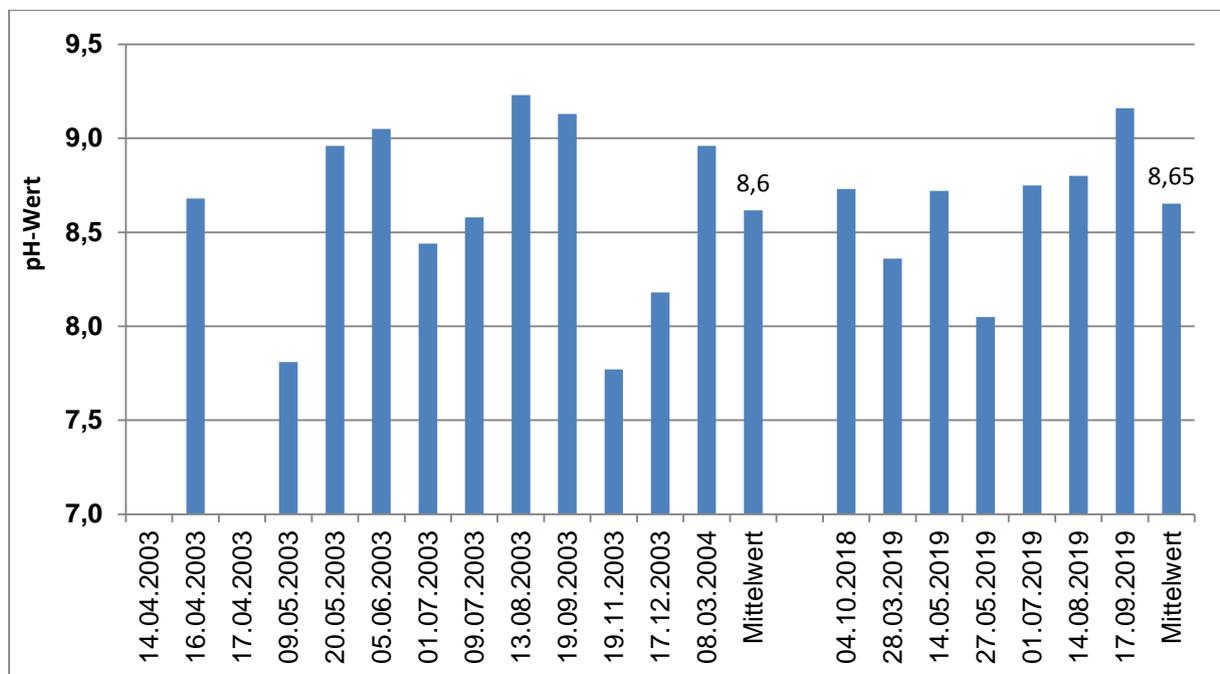


Abb. 3: Der Verlauf der pH-Werte im Anlagensee in den Untersuchungsjahren 2003 und 2019.

3.1.3 Der Ionengehalt (elektrische Leitfähigkeit)

Der relativ hohe Ionengehalt des Anlagensees weist auf einen hohen Kalkanteil im Einzugsgebiet hin, was normalerweise ein gutes Pufferungsvermögen gegenüber Schwankungen des pH-Wertes darstellt.

Die elektrische Leitfähigkeit als Maß für den Ionengehalt eines Gewässers wurde im Anlagensee in hohem Maße durch den Ionengehalt des Mühlbachs bestimmt, wie aus den parallelen Messungen des Mühlbachs in Anlage 2 ersichtlich ist.

Das bedeutet, dass Schwankungen im Ionengehalt des Anlagensees hauptsächlich auf das jeweilige Mischungsverhältnis zwischen der Einleitung der Kläranlage Dusslingen und der Steinlach zurückzuführen sind. Hohe Leitfähigkeiten treten bei niedriger Wasserführung der Steinlach in längeren Trockenperioden (s. Werte im Herbst 2003 und 2019) auf, während es in Phasen von erhöhter Wasserführung und starker Niederschläge zu geringeren Leitfähigkeitswerten kommt (s. Abb. 4).

Im Anlagensee kommt noch ein weiterer Effekt zum Tragen, die biogene Entkalkung infolge der starken Photosynthesetätigkeit der Algen, welche v. a. in den Sommermonaten zu einem Rückgang des Ionengehaltes im Wasser und damit der Leitfähigkeit führt (s. Abb. 4).

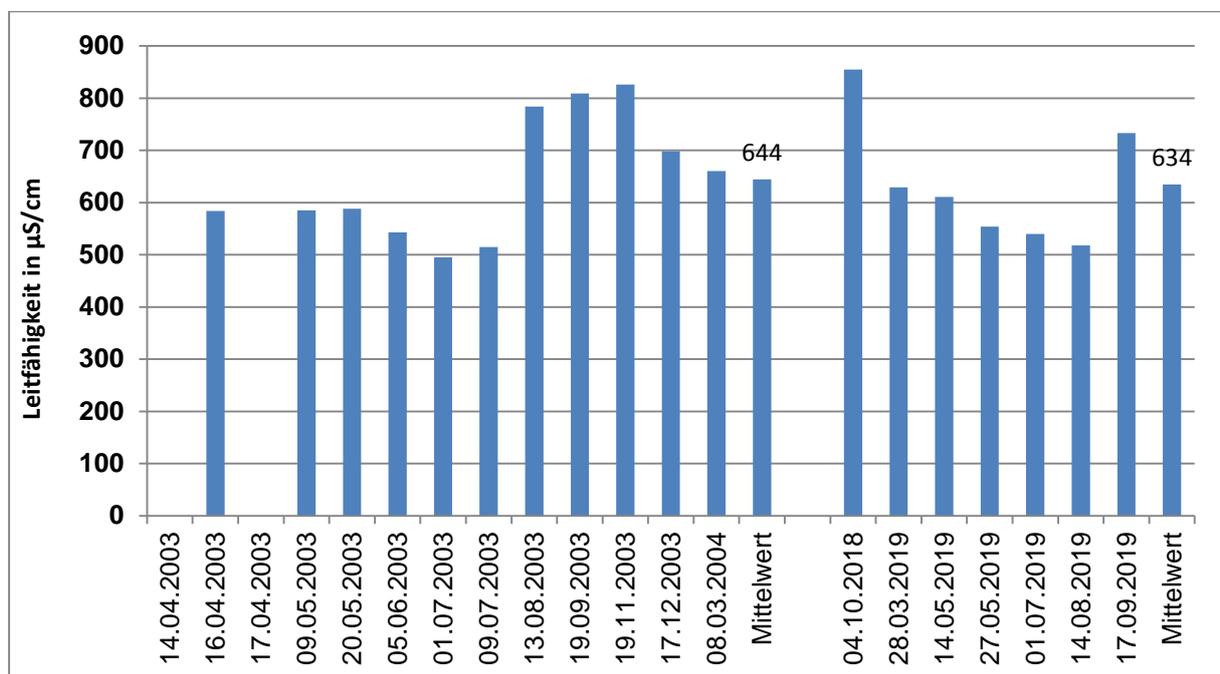


Abb. 4: Der Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit im Anlagensee in den Untersuchungsjahren 2003 und 2019.

3.1.4 Der Nährstoffhaushalt

3.1.4.1 Stickstoff

Stickstoff hat nach Kohlenstoff unter den Makronährstoffen mengenmäßig den größten Anteil am Aufbau pflanzlicher und tierischer Organismen. Die Elemente Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor werden von den Algen und höheren Wasserpflanzen im molaren Verhältnis 106 : 16 : 1 zum Wachstum benötigt.

Kohlenstoff ist in aller Regel in kalkreichen Gewässern in ausreichenden Mengen im Gewässer verfügbar (s. Kap. 3.1.3).

Unter den drei verschiedenen Oxidationsformen des anorganischen Stickstoffs (Ammonium, Nitrit, Nitrat) kommt in un- bis allenfalls mäßig belasteten Gewässern dem Nitratstickstoff eine überragende Bedeutung zu. Ammonium und Nitrit treten hier normalerweise nur in Spuren auf.

Im Untersuchungsjahr 2019 traten im Anlagensee nur noch vergleichsweise niedrige Konzentrationen von Ammoniumstickstoff gegenüber dem Vergleichszeitraum 2003 (s. Abb. 5). Dies ist ein Indikator für die Verringerung der Belastung des Anlagensees in diesem Zeitraum.

Dennoch zeigen die Ammoniummaxima von $\geq 0,1$ mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ im Jahr 2019, dass der Anlagensee immer noch zu hoch belastet ist.

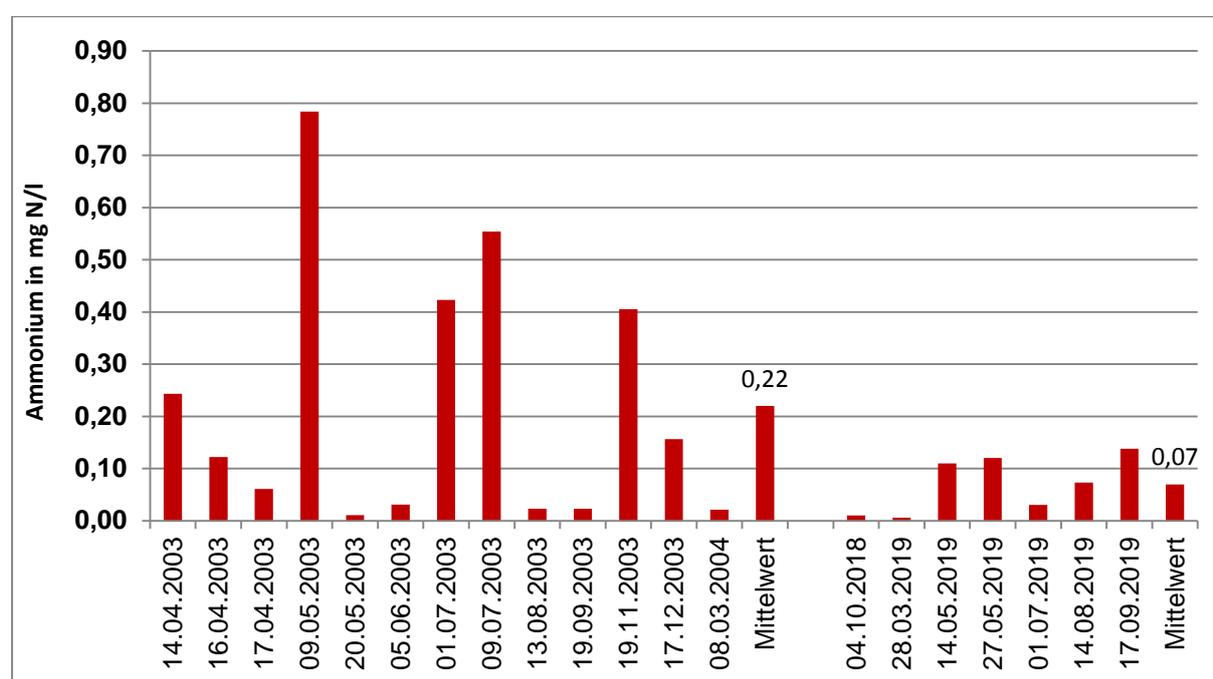


Abb. 5: Der Verlauf des Ammoniumstickstoffs im Anlagensee in den Untersuchungsjahren 2003 und 2019.

Über 90 % des Anorganischen Stickstoffs lag 2019 jedoch in der volloxidierten und nicht toxischen Nitratform vor.

Aus den Abbildungen 6 und 7 ist zu erkennen, dass der Nitratstickstoff im Anlagensee in hohem Maße durch den Zufluss des Mühlbachs beeinflusst wird. Die durch den Mühlbach eingetragene Nitratfracht hat sich zwischen den beiden Untersuchungszeiträumen 2003 und 2019 nicht wesentlich verändert (s. Abb. 7). Die höheren Nitratkonzentrationen im Sommer 2003 sind durch die sehr niedrige Wasserführung der Steinlach und damit auch des Mühlbachs bedingt. Insofern kann die eingetragene Nitratfracht als weitgehend konstant angesehen werden.

Im Anlagensee kam es auch im Sommer 2019 durch die Nitratzehrung infolge des starken Algenwachstums zu einem deutlichen Rückgang der Nitratkonzentrationen. Eine vollständige Aufzehrung des Nitrats, wie es im Sommer 2003 noch der Fall war, trat 2019 jedoch nicht auf (s. Abb. 6).

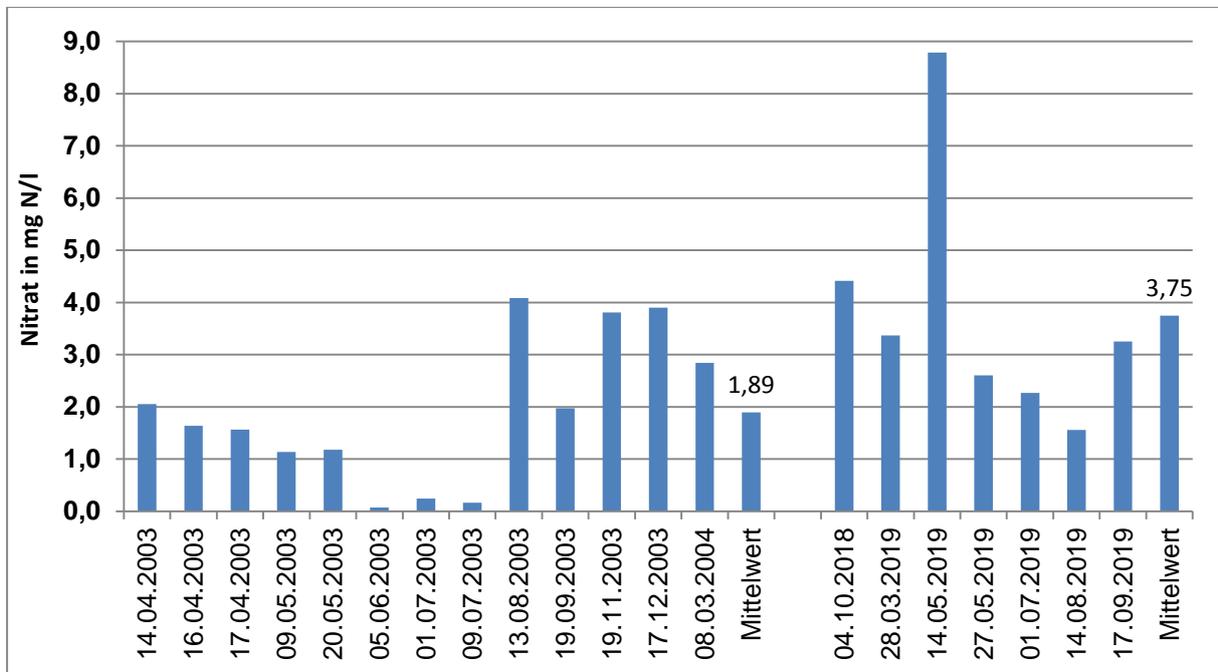


Abb. 6: Der Verlauf des Nitratstickstoffs im Anlagensee in den Untersuchungsjahren 2003 und 2019.

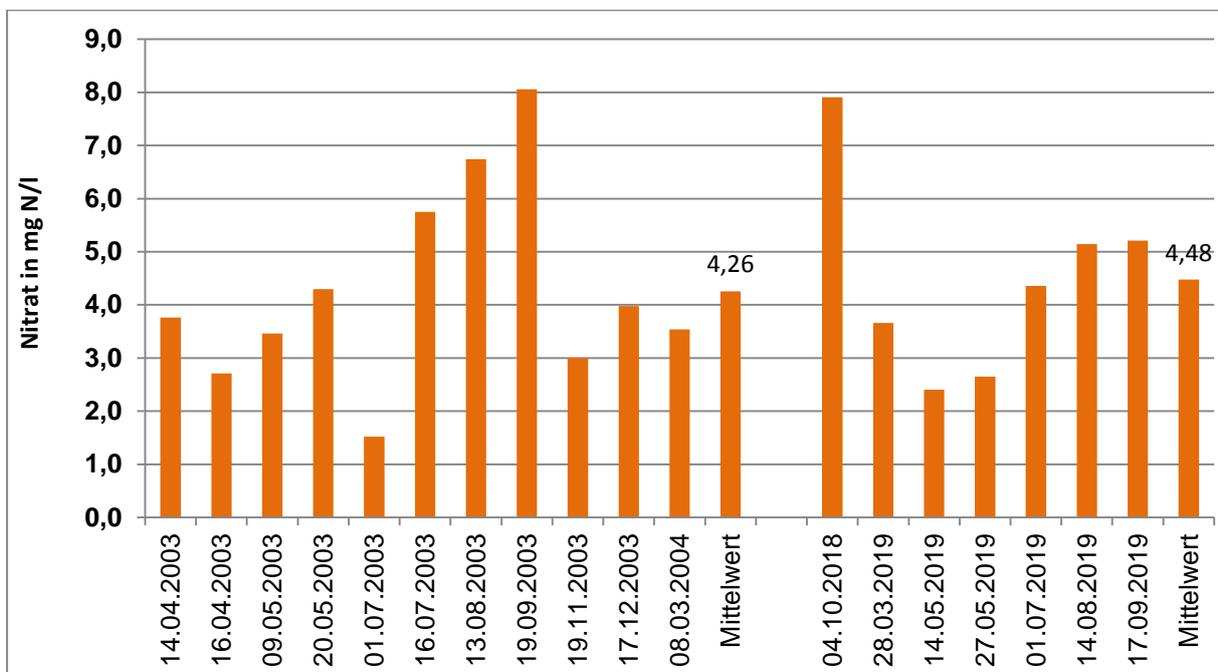


Abb. 7: Der Verlauf des Ammoniumstickstoffs im zufließenden Mühlbach in den Untersuchungsjahren 2003 und 2019.

Zu der verringerten Nitratzehrung im Jahr 2019 hat auch die vorangegangene Win-

terung beigetragen. Durch die teilweise Oxidation der oberen Sedimentschicht wird die organische Belastung des Sediments verringert und damit auch die Denitrifikationsrate gesenkt.

Das bedeutet, dass bei dem aktuellen Belastungsniveau Stickstoff keine wachstums-limitierende Rolle für die Algen im Anlagensee spielen kann, sondern das Wachstum der planktischen Algen neben den abiotischen Faktoren (Licht, Temperatur, ...) auf der Nährstoffseite durch den verfügbaren Phosphor gesteuert wird.

Gleichzeitig wird durch den während der gesamten Vegetationsperiode ausreichend vorhandenen Nitratstickstoff das Wachstum von Blaualgen wirksam unterdrückt, welche durch ihre Toxinproduktion eine Gefährdung darstellen.

3.1.4.2 Phosphor

Phosphor ist in der Regel der wachstumslimitierende Faktor für das Algen- und Makrophytenwachstum in den Stillgewässern. Im Anlagensee war dies im vorliegenden Untersuchungszeitraum 2019 nur im Juli der Fall. Wie aus Abbildung 8 ersichtlich ist, trat nur in der Messung am 1.07.2019 eine vollständige Aufzehrung des algenverfügbaren Orthophosphates auf.

Wie aus Abbildung 8 hervorgeht, kam es zwischen den Untersuchungsjahren 2003 und 2019 zu einer starken Verringerung des Orthophosphates im Anlagensee. **Im Mittel sanken die Orthophosphatkonzentrationen in diesem Zeitraum von 149 µg P/l auf 38 µg P/l ab.**

Dennoch ist die Phosphatbelastung des Anlagensees auch auf dem Niveau von 2019 bei weitem noch zu hoch für eine wirksame Verringerung des Algenwachstums bzw. das Erreichen eines „guten“ Zustandes im Anlagensee.

Die Analysen an der Probestelle A2, vor dem Auslauf des Anlagensees in Anlage 2 zeigen, dass immer noch ein erheblicher Teil des Phosphateintrages über den Seeablauf ausgetragen wird.

Das Niveau des Phosphorgehaltes im Anlagensee wird zum einen von den externen P-Einträgen über die Zuflüsse bestimmt und zum anderen über die interne Rücklösung aus dem Sediment.

Wie aus Abbildung 9 ersichtlich ist, hat sich die Orthophosphatbelastung des zufließenden Mühlbachs in diesen Jahren ebenfalls erheblich verringert: von durchschnittlich 325 µg P/l im Jahr 2003 auf 131 µg P/l im Jahr 2019; d. h. in der gleichen Größenordnung wie im Anlagensee selbst (s. Abb. 9).

Durch die vorangegangene Winterung hat sich auch die internen Phosphorrücklösung verringert – gegenüber dem nach wie vor hohen externen Eintrag über den Mühlbach spielt die interne Rücklösung jedoch nur eine untergeordnete Rolle.

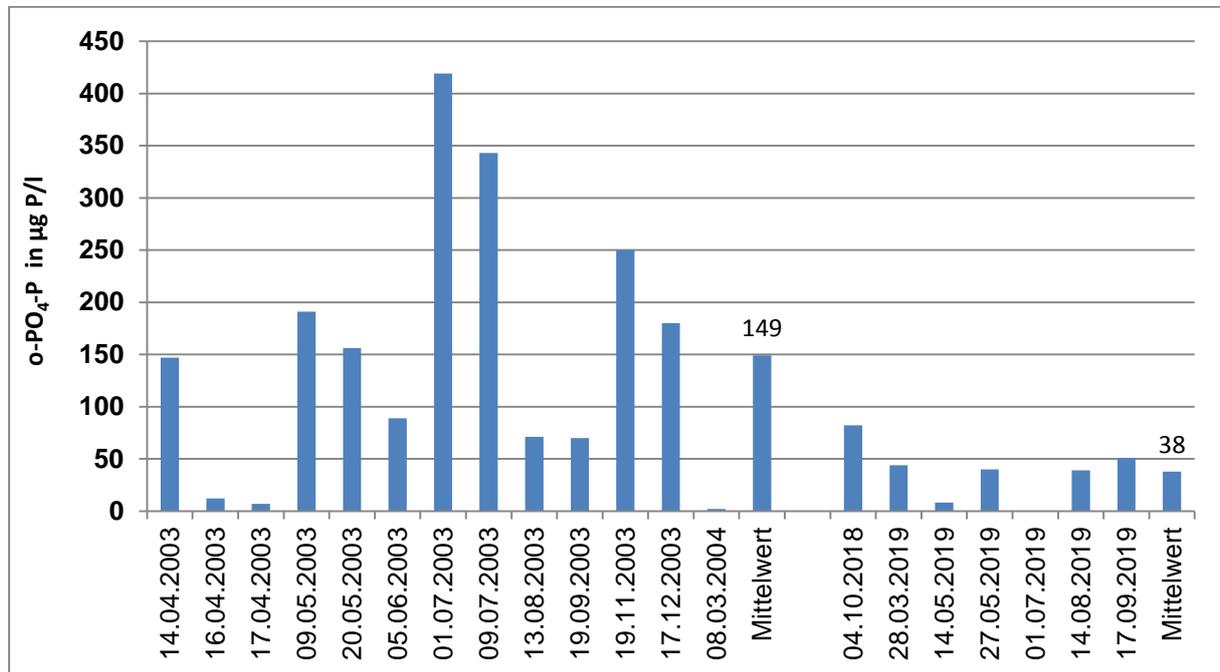


Abb. 8: Der Verlauf des anorganisch gelösten Orthophosphats im Anlagensee in den Untersuchungsjahren 2003 und 2019.

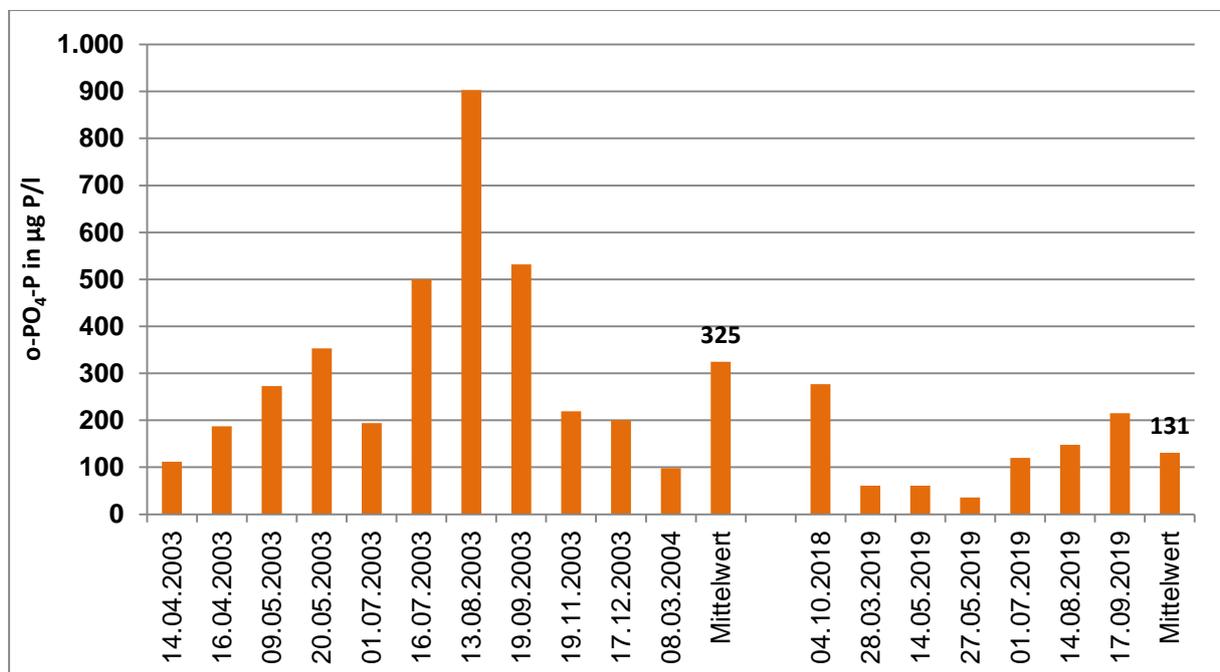


Abb. 9: Der Verlauf des Orthophosphats im zufließenden Mühlbach in den Untersuchungsjahren 2003 und 2019.

Wie aus Abbildung 10 ersichtlich ist, hat sich auch die Gesamtphosphatbelastung des Anlagensees zwischen 2003 und 2019 halbiert: **von durchschnittlich 259 µg**

P/I auf 133 µg P/I. Mit durchschnittlich 133 µg P/I muss der Anlagensee jedoch immer noch als hoch eutroph eingestuft werden.

Im Mühlbach hat sich die Gesamtphosphatbelastung zwischen 2003 und 2019 mehr als halbiert: **von durchschnittlich 420 µg P/I auf 189 µg P/I** (s. Abb. 11). Der Vergleich der Abbildungen 9 und 11 zeigt, dass ein erheblicher Anteil des über den Mühlbach eingetragenen Phosphors partikulär gebunden ist.

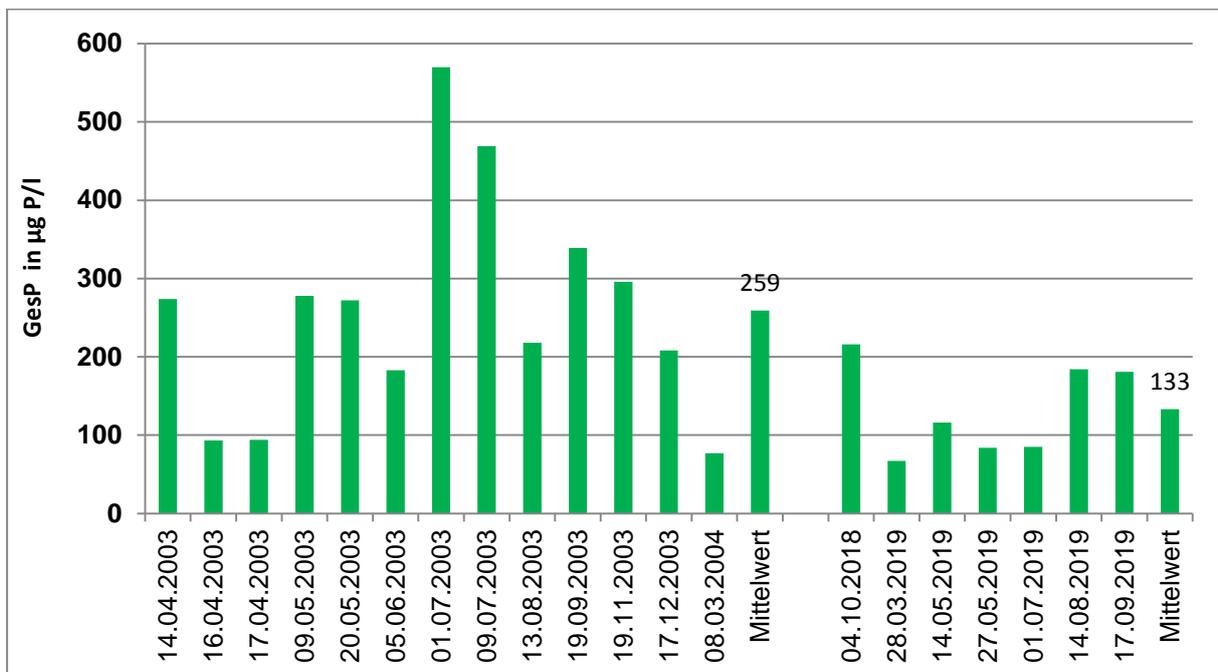


Abb. 10: Der Konzentrationsverlauf des Gesamtphosphats (in µg P/I) im Anlagensee und im zufließenden Mühlbach in den Jahren 2003 und 2019.

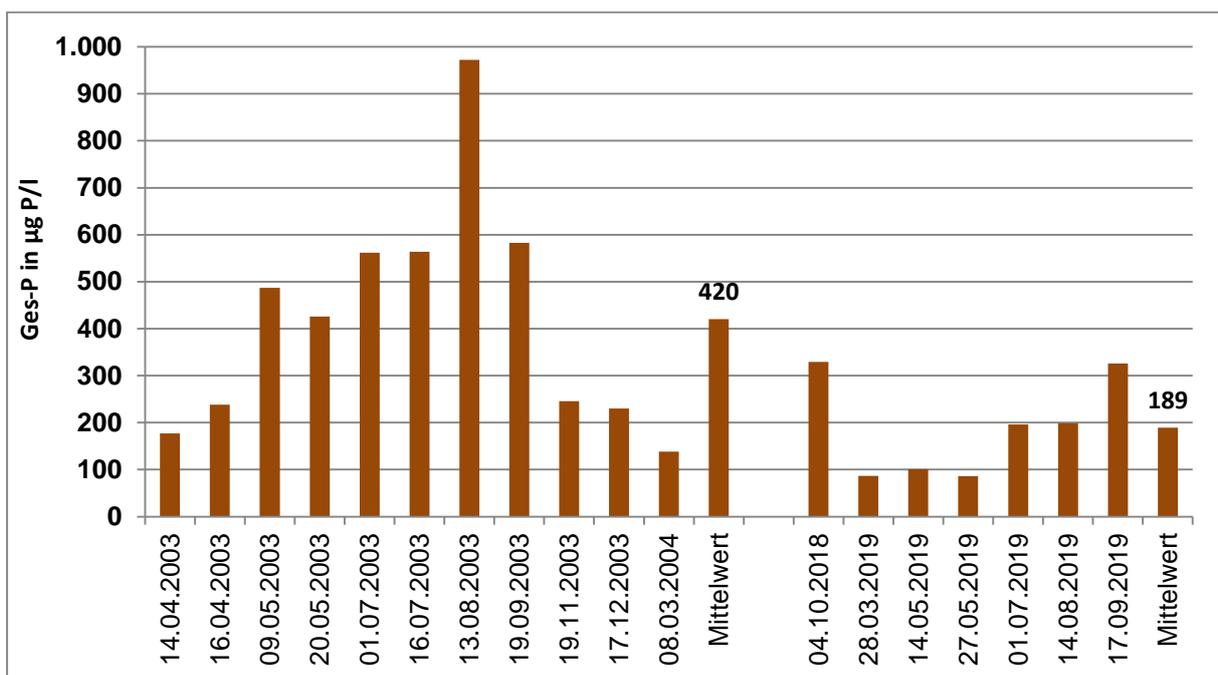


Abb. 11: Der Verlauf des Gesamtphosphats (in µg P/I) im zufließenden Mühlbach in den Untersuchungsjahren 2003 und 2019.

3.2 Trophischer Zustand des Anlagensees

Die Trophie eines Gewässers beschreibt die Intensität der autotrophen Produktion organischer Substanz, d. h. die Primärproduktion durch Algen und höhere Wasserpflanzen. Sie hängt im Wesentlichen (ursächlich) von der Verfügbarkeit der Nährstoffe ab. Durch weitere, abiotische Faktoren wird die Höhe der Trophie stark beeinflusst: Witterung, Lichtintensität, (Selbst-)Beschattung, Morphologie des Seebeckens, u.a.m..

Dabei gilt generell, dass flache Seen (< 10 m Tiefe) produktiver sind als tiefe Seen. Die fehlende dauerhafte Einschichtung im Sommerhalbjahr und die höheren Temperaturen an der Wasser-Sediment-Kontaktzone führt in Flachseen u. a. dazu, dass eine höhere Bioaktivität durch bodenbewohnende Tiere und Bakterien vorhanden ist, die auch eine erhöhte Nährstoffrücklösung bewirken. Die durch höhere Temperaturen gesteigerten Stoffwechselgeschwindigkeiten im gesamten See sind letztlich die Ursache für die höhere Bioaktivität des Flachsees.

Zudem muss in Flachseen durch die (windinduzierte) Resuspension des Sedimentes von einer fast permanenten, leichten Rückdüngung des Wasserkörpers ausgegangen werden.

Der Anlagensee weist nach den limnologischen Analysen im Jahr 2019 die Zustandsklasse eutroph 2 auf (s. Tabelle 1). Mit einem Trophieindex von 3,44 ist er allerdings nur wenig von der Stufe polytroph 1 entfernt, die bei 3,50 beginnt (s. Abb. 12). Das bedeutet, dass der Anlagensee aktuell immer noch zwei Trophiestufen schlechter ist gegenüber dem Referenzzustand („mesotroph) flacher Seen.

Tabelle 1: Trophischer Zustand des Anlagensees im Untersuchungsjahr 2019 nach LAWA (1998).

Parameter	Einheit	Meßwert	Index	Berechnung	Wichtungsfaktor
Chlorophyll a	µg/l	33	3,55	35,5	10
Sichttiefe	m	1,3	2,95	20,65	7
Gesamtphosphor (Frühjahr)	µg/l	67	3,37	16,85	5
Gesamtphosphor (Sommer)	µg/l	130	3,95	19,75	5
Summe				3,44	27
Gesamtrophie - Index				eutroph 2	

Als eutroph 2 werden Gewässer mit stark erhöhter Nährstoffbelastung und entsprechend intensivem Algenwachstum klassifiziert. Gewässer dieser Trophiestufe können einen großen Teil der Vegetationsperiode über starke Algenblüten ausbilden.

In der Folge davon kommt es regelmäßig u. a. zu Sauerstoffdefiziten im Tiefenwasser über dem Grund.

Dass im Jahr 2019 keine dem Trophiezustand eutroph 2 entsprechende, starke Algenentwicklung im Anlagensee stattgefunden hat, ist eine Folge des intensiven Auftretens von großen Daphnien im Zooplankton, welche die Algen sehr stark dezimiert haben. Das Vorkommen der Daphnien ist wiederum eine Folge der vorangegangenen Winterung.

Ein Massenaufreten von toxischen Blaualgen ist auch bei dieser Trophiestufe noch sehr wahrscheinlich. Dass 2019 keine Massenentwicklung von Blaualgen stattgefunden hatte, ist in erster Linie auf die ausreichende Nitratversorgung des Anlagensees in diesem Jahr zurückzuführen (s. Kap. 3.1.4.1).

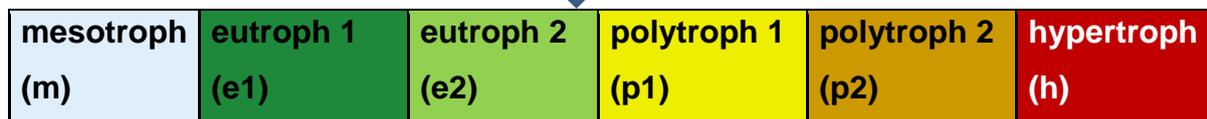


Abb. 12: Die Einordnung des trophischen Zustands im Anlagensee im Untersuchungsjahr 2019 innerhalb des Trophiesystems für Kleinseen.

Gegenüber der letzten Untersuchung des Anlagensees im Jahr 2003 hat sich der Trophiezustand des Anlagensees jedoch um zwei Trophiestufen verbessert. Damals erreichte der Anlagensee nur die Stufe polytroph 2 (s. Tabelle 2) und war damit nur eine Stufe von der schlechtesten, in Stillgewässern möglichen Trophiestufe entfernt (s. Abb. 12).

Tabelle 2: Trophischer Zustand des Anlagensees im Untersuchungsjahr 2003 nach LAWA (1998).

Parameter	Einheit	Meßwert	Index	Berechnung	Wichtungsfaktor
Chlorophyll a	µg/l	111	4,58	45,8	10
Sichttiefe	m	0,7	3,65	25,55	7
Gesamtphosphor (Frühjahr)	µg/l	94	3,6	18	5
Gesamtphosphor (Sommer)	µg/l	342	4,85	24,25	5
Summe				4,2	27
Gesamtrophie - Index				polytroph 2	

3.3 Die Auswirkungen der Trophie im Anlagensee

Unter dem Begriff Trophie wird das Ausmaß der Primärproduktion in einem Gewässer verstanden, die von Algen, Makrophyten oder photosynthesetreibenden Bakterien getragen wird und die im Wesentlichen auf der Verfügbarkeit von Nährstoffen (v. a. Phosphor) beruht und von den abiotischen Faktoren (Sonneneinstrahlung, Wärme, Witterung und Wasseraufenthaltszeit) gesteuert wird.

Chlorophyll a ist das Hauptphotosynthesepigment in allen Algen und Cyanobakterien² enthalten und kann daher als Parameter für die Höhe der Biomasse an planktischen Algen in einem Gewässer verwendet werden.

Die Chlorophyll a-Kurve zeichnet die jahreszeitliche Entwicklung der Planktonalgen im Anlagensee nach. Der Chlorophyll a-Gehalt schwankte in den 6 Untersuchungen des Jahres 2019 zwischen minimal 4 und maximal 64 µg/l, was auf eine für die Trophiestufe eutroph 2 verhältnismäßig niedrige Phytoplanktonbiomasse hinweist (s. Abb. 13).

Gegenüber dem Untersuchungsjahr 2003 hatten sich die Chlorophyll a-Konzentrationen 2019 im Anlagensee mehr als halbiert (s. Abb. 13).

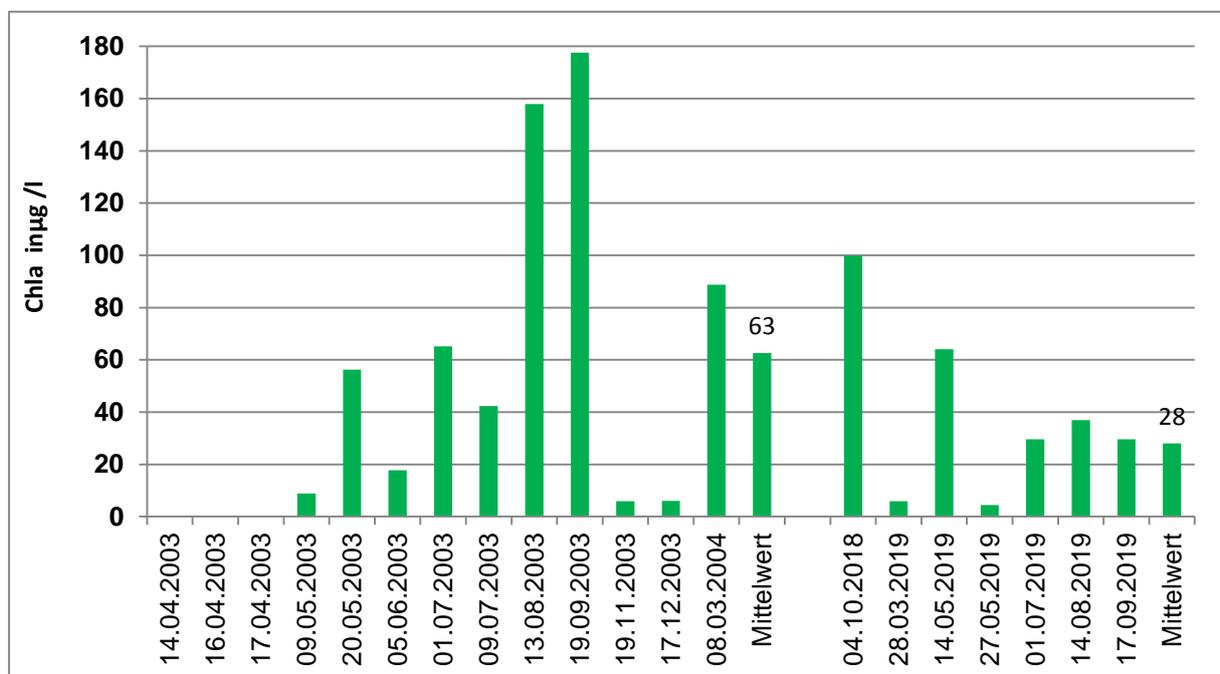


Abb. 13: Der Konzentrationsverlauf des Chlorophyll a-Gehaltes (in µg/l) im Anlagensee in den Jahren 2003 und 2019 (Der Chlorophyll a Mittelwert 2019 wurde ohne die Messung vom 4.10.2018 berechnet).

² = Blaualgen

Der Grund für das in Relation zur nach wie vor deutlich zu hohen Phosphatbelastung geringe Algenwachstum in der Vegetationsperiode 2019 liegt in dem sog. Grazing, d. h. im Abweiden der Algen durch das tierische Plankton (= Zooplankton). Durch die Winterung hatten die im Sediment lagernden Dauerstadien der Großfiltrierer, v.a. der großen Daphnien (Blattfusskrebse), einen Impuls zum Schlüpfen erhalten und traten daher im Sommer 2019 in hoher Dichte auf. Dadurch wurden die Algen im Anlagensee sehr stark dezimiert und der See war zeitweise so klar, dass man auf den Seegrund in über 2 Meter Tiefe schauen konnte. Die Sichttiefe war in drei von sechs Monaten höher als die Seetiefe (s. Anlage 2).

Die Messung vom 4.10.2018 zeigt, dass das Algenwachstum vor der Winterung erheblich höher war im Vergleich zum Sommer/Herbst 2019 nach der Winterung.

Auch der Sauerstoffhaushalt als Indikator für die Höhe der Eutrophierung des Anlagensees war 2019 wesentlich ausgeglichener im Vergleich zum Untersuchungsjahr 2003 (s. Abb. 14).

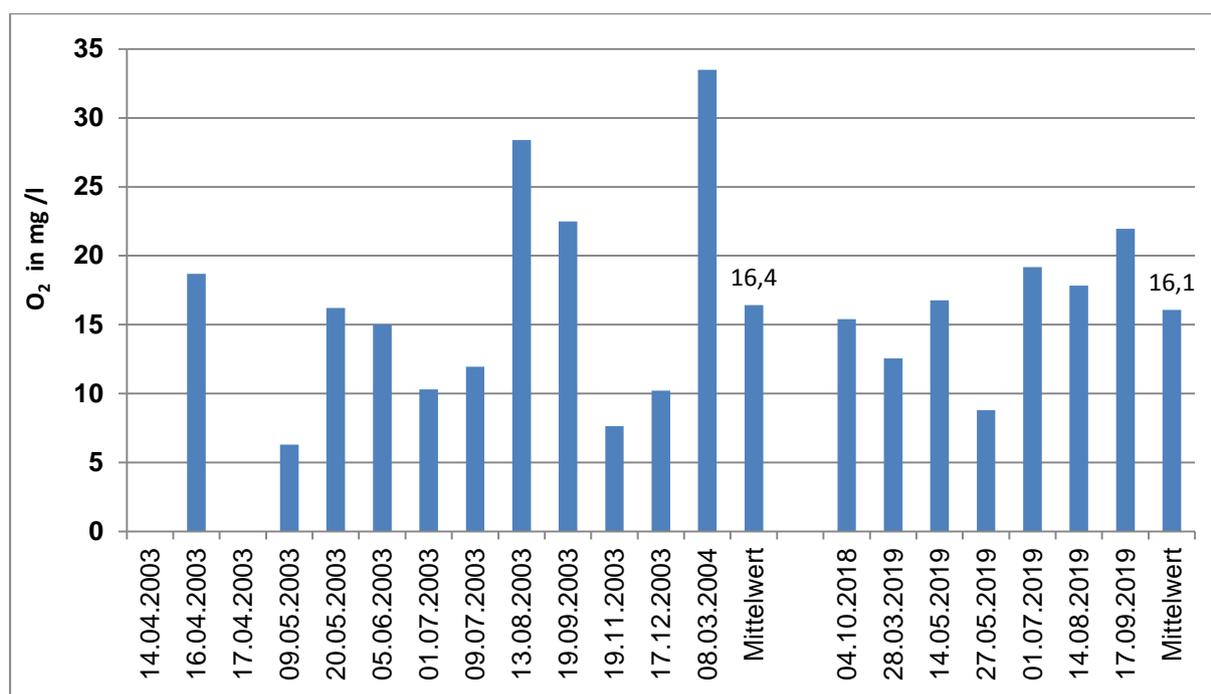


Abb. 14: Der Konzentrationsverlauf des Sauerstoffgehaltes (in mg/l) im Anlagensee in den Jahren 2003 und 2019.

Die Sauerstoffübersättigung war 2019 mit maximal 250 % deutlich niedriger im Vergleich zu 2013 mit maximal 371 %, wie aus Abbildung 15 hervorgeht. Mit durchschnittlich 176 % ist die Sauerstoffübersättigung jedoch immer noch zu hoch, um negative Auswirkungen für die Biozönose (z. B. Gasblasenkrankheit) mit Sicherheit ausschließen zu können.

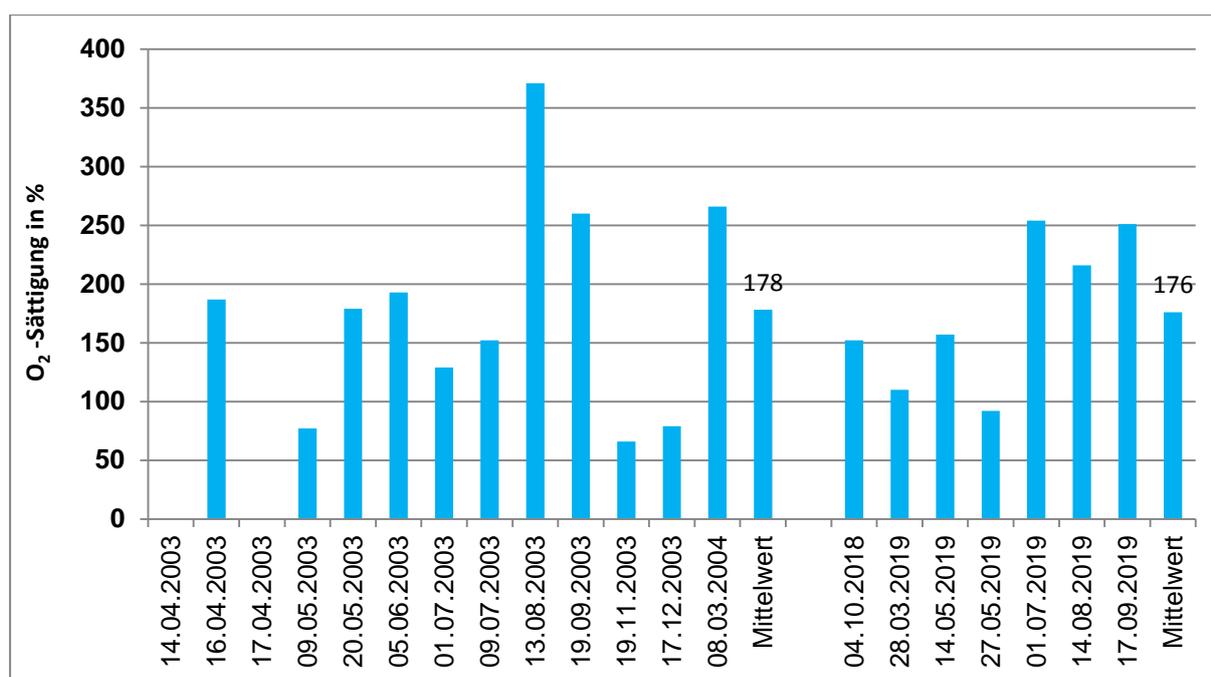


Abb. 15: Der Verlauf der Sauerstoffsättigung (in %) im Anlagensee in den Jahren 2003 und 2019.

Planktonentwicklung

Die pflanzliche Primärproduktion beruht im Anlagensee fast ausschließlich auf dem Wachstum planktischer Algen, d. h. der frei im Wasser schwebenden Algen und Fadenalgen. Höhere Wasserpflanzen (Makrophyten) konnten sich bislang aufgrund der geringen Sichttiefe im Sommer nicht entwickeln, da ihnen zu wenig Licht zum Wachstum am Grund in 2 Metern Tiefe zur Verfügung stand.

Das **Phytoplankton** des Anlagensees wurde im Juli 2019 erstmals von der großen, kugelförmigen Grünalge aus der Gattung *Volvox* dominiert (s. Tabelle 3).

Im August und September 2019 wurde das Phytoplankton eindeutig von den begeißelten *Cryptomonas*-Arten dominiert, die auch in den Untersuchungen der Jahre 2000 und 2003 bereits in hoher Populationsdichte aufgetreten waren.

Daneben traten noch Algen aus fast allen Ordnungen in geringerer Dichte bzw. nur vereinzelt auf: kleine begeißelte Goldalgen (Chrysoflagellaten), die Panzergeißelflagellaten *Ceratium hirundinella* und *Peridinium spp.* sowie einzelne Grünalgen (v. a. *Scenedesmus*) und in geringer Dichte Kieselalgen (*Fragilaria*, *Centrales*).

Blaualgen (Cyanobakterien), welche aufgrund ihrer Toxinproduktion nicht nur für die Gewässerorganismen schädigend sein können, sondern auch problematisch hinsichtlich des Betriebs einer Fontäne (wegen Schleimhautreizungen u. a.), wurden

2019 jedoch zu keinem Zeitpunkt in nennenswertem Ausmaß registriert (s. Tabelle 3).

Tabelle 3: Phytoplanktonzusammensetzung im Anlagensee im Sommer 2019. Halb-quantitativ in 5 Abundanzklassen: 1 = vereinzelt, 2 = selten, 3= verbreitet; 4 = häufig; 5 = massenhaft. Blütenbildende Arten sind zusätzlich gelb markiert.

Taxon	1.07.2019	14.08.2019	17.09.2019
Cyanobacteria (Blualgen)			
fädige Blualgen (Lyngbya, ...)			2
µ-Algen (Cyanobacteria)			2
Chrysophyceae (Goldalgen)			
kleine Chrysoflagellaten (Erkenia, ...)	3	4	2
Bacillariophyceae (Kieselalgen)			
Centrales groß (Cyclotella,...)		2	1
Fragularia capucina, F. crotonensis, F. spp.	1	3	2
Dinophyceae (Panzergeißelflagellaten)			
Ceratium hirundinella		2	1
Peridinium spp.			1
Chlorophyceae (Grünalgen)			
Ulotrichales (Monorhaphidium, Koliella, Kirchneriella, ...)	3	4	2
Coelastrum div. spp.		2	1
Chlorococcales (mittelgroß)	2	1	
Tetraedron spp, Crucigena spp.	1	1	2
Volvox spp.	5		
Scenedesmus div. spp. (S. obtusus, S. quadricauda,..)	2	2	2
Pediastrum div. spp. (P.boryanum, P.duplex, P.tetras,..)		1	1
Euglenophyceae (Augenflagellaten)			
Euglena acus		1	1
Phacus div. spp.			1
Conjugatophyceae (Jochalgen)			
Closterium acutum		1	1
Cryptophyceae (Geißelalgen)			
Cryptomonas spp.	2	3	2
Cryptomonas erosa	2	5	5
Cryptomonas ovata			5
Cryptomonas marsonii	2	1	
Rhodomonas minuta, R. lens	3	4	3

Im Sommer/Herbst 2013 dominierten im Gegensatz dazu die fädigen Blualgen *Anabaena flos-aquae* und die grüne Spanalge *Aphanizomenon flos-aquae* im Phytoplankton des Anlagensees. Beide Arten können Toxine bilden.

Aufgrund der geringen Wasserzufuhr durch den Mühlbach in dem sehr trockenen Sommer 2003 kam es zu einer Stickstoffverarmung im Anlagensee im Verlauf der Sommermonate. Da diese Blualgen atmosphärischen Stickstoff

aus der Luft binden können, haben sie gegenüber anderen Algen einen entscheidenden Konkurrenzvorteil bei einer Stickstoffverknappung im Wasser.

Im Untersuchungsjahr 2000 wurde dagegen im Anlagensee kein wesentliches Auftreten von Blaualgen beobachtet, was trotz der erheblich höheren Phosphatbelastung zu dieser Zeit auf die in diesem Jahr ausreichenden Nitratkonzentrationen im Anlagensee zurückzuführen war.

Das **Zooplankton** des Anlagensees bestand im Sommer 2019 hauptsächlich aus Daphnien (= Blattfusskrebse). Durch die hohe Populationsdichte der großen Daphnien (v. a. *Daphnia cf. longispina*) wurden die planktischen Algen von Mai bis Juli 2019 nahezu vollständig herausfiltriert, so dass der See in dieser Zeit ganz klar war und die Sichttiefe größer war als die Wassertiefe von 2,2 Metern (= Klarwasserstadium). Lediglich die Grünalge aus der Gattung Volvox konnte aufgrund ihrer Größe nicht von den Daphnien gefressen werden, worauf der leicht erhöhte Chlorophyll a-Gehalt in der Juliuntersuchung zurückzuführen ist. Im August und September dominierten dagegen kleinere Daphnien, wie der Weiherrüsselkrebs *Bosmina longirostris* und in geringerem Umfang *Ceriodaphnia reticulata* im Plankton, die das Algenwachstum durch ihre Fressstätigkeit („Abweiden“) ebenfalls noch einigermaßen in Grenzen halten konnten, wie aus dem Verlauf der Chlorophyll a-Gehalte in Abbildung 13 zu erkennen ist.

Nach der Winterung 2002/03 wurden in den Sommermonaten 2003 ebenfalls hohe Populationsdichten an großen Daphnien (= Blattfusskrebse) festgestellt, wodurch sich die Sichttiefe im Juni 2003 ebenfalls bis zum Seegrund ausdehnte („Klarwasserstadium“).

3.4 Die chemisch-physikalischen Messungen im Tiefenwasser

Der Anlagensee bildet aufgrund seiner geringen Tiefe von maximal 2,2 bis 2,4 Meter nur in sehr warmen Perioden eine leichte Temperaturschichtung aus, die in der Regel spätestens nach wenigen Wochen verschwindet.

Wie aus Abbildung 16 ersichtlich ist, kam es im Juli 2019 zu einer deutlichen Ausbildung einer Temperatursprungschicht³ bereits in einer Tiefe von 1 Meter, während im August und September nur eine ganz schwache Schichtung im Wasserkörper vorhanden war (s. auch Anlage 4).

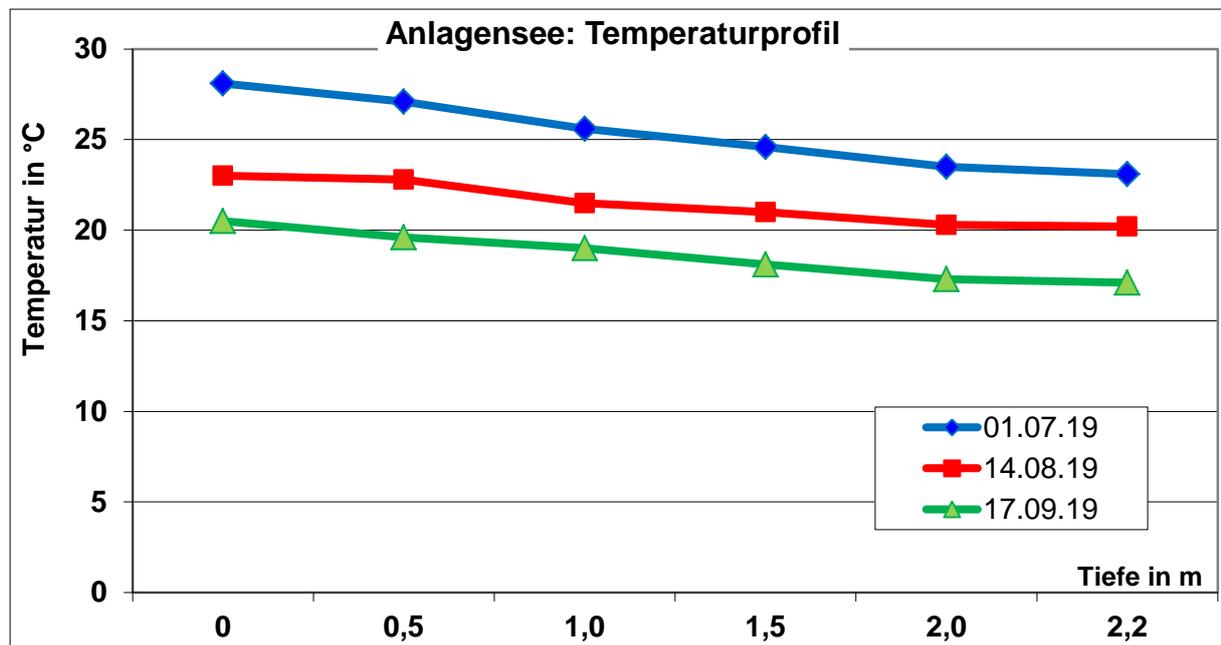


Abb. 16: Der Verlauf des Temperaturtiefengradienten in dem nur 2,2 Meter tiefen Anlagensee im Sommer 2019.

In der oberen Wasserschicht des Anlagensees lagen stets hohe und ausreichende Sauerstoffwerte vor. Etwas anders sah es im Tiefenwasser aus. Während der kurzen Einschichtungsphasen im Juli und September wurde im Tiefenwasser, d. h. über dem Seegrund, ein Rückgang des Sauerstoffgehaltes auf 3,0 mg/l bzw. 1,6 mg/l gemessen, was einer Sauerstoffsättigung von minimal 36 % bzw. 17 % entspricht.

Dieses Defizit wird durch die Sauerstoffzehrung der im Sediment abgelagerten organischen Reststoffe verursacht, die hauptsächlich aus pflanzlichen Resten der Algen bestehen.

³ Eine Temperatursprungschicht liegt dann vor, wenn die Temperaturabnahme pro Tiefenmeter über 1 °C beträgt.

Das bedeutet, dass durch die vorangegangene Winterung das Sauerstoffzehrungspotenzial im Sediment des Anlagensees gerade soweit verringert werden konnte, dass eine vollständige Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser verhindert werden konnte.

Auf der anderen Seite zeigt dieser Befund aber zugleich die hohe Belastung des Sedimentes im Anlagensee.

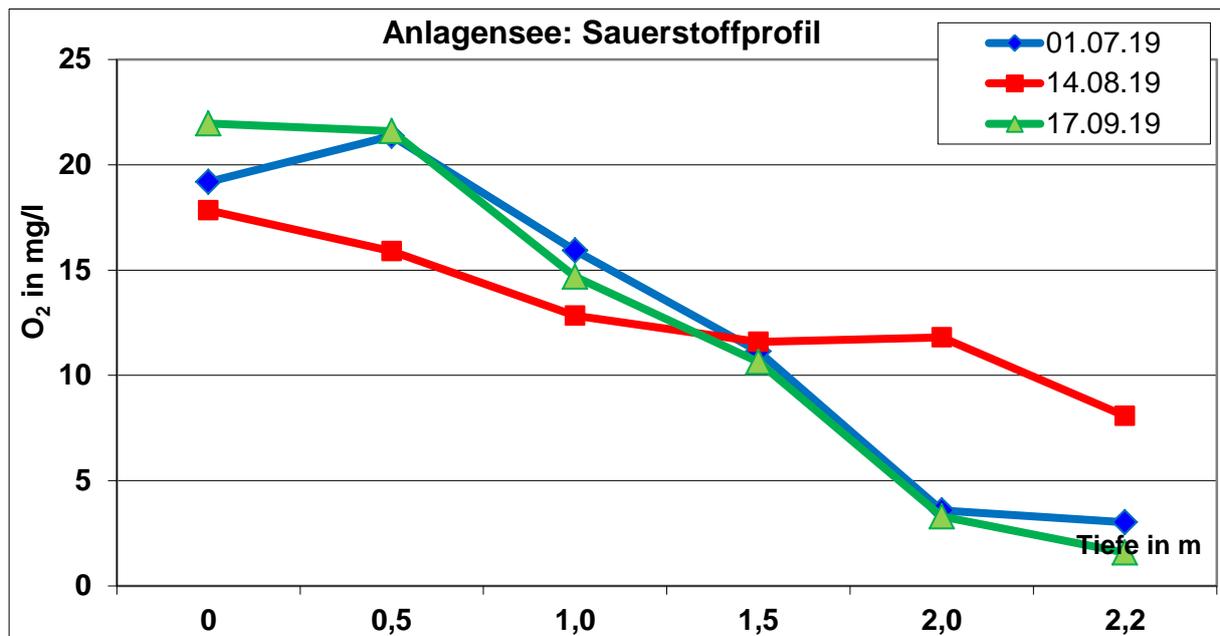


Abb. 17: Der Verlauf des Sauerstoff-Tiefengradienten in dem nur 2,2 Meter tiefen Anlagensee im Sommer 2019.

Anzeichen einer internen Nährstoffrücklösung aus dem Sediment des Anlagensees traten im Untersuchungsjahr 2019 erst in der letzten Messung am 17. September auf. Das Orthophosphat stieg von 51 $\mu\text{g P/l}$ an der Seeoberfläche bis auf 127 $\mu\text{g P/l}$ über dem Grund an und das Gesamtphosphat von 181 auf 210 $\mu\text{g P/l}$ (s. Anlage 5).

Das bedeutet, dass bei der derzeit hohen Belastung des Sedimentes im Anlagensee die Sauerstoffaufzehrung im Tiefenwasser und die interne Nährstoffrücklösung durch eine Winterung sehr wahrscheinlich nur über eine Vegetationsperiode effektiv unterbunden werden kann.

3.5 Sedimentuntersuchungen

Am 7. November 2018 wurden an drei Stellen im Anlagensee – im Zulaufbereich, der Seemitte und beim Ablauf - Sedimentproben entnommen, um den Zustand des Sedimentes kurz nach dem Ablassen zu untersuchen (s. Abb. 18 bis 20).

Am 15.03.2019 wurde diese Untersuchung kurz vor dem Befüllen des Sees wiederholt, um die Auswirkungen der Winterung auf die Kondition des Sedimentes dokumentieren zu können.

Die Proben wurden dabei von den oberen 5 cm des Sedimentes entnommen und hinsichtlich des Wassergehaltes und des Glühverlustes (bei 550 °C) analysiert, was Rückschlüsse auf die organische Belastung des Sedimentes und damit auch das Sauerstoffzehrungspotenzial am Seegrund ermöglicht.

Der Glühverlust im Sediment des Anlagensees schwankte in den drei Proben zwischen 11 % und 15 % (s. Tabelle 4). Diese Werte liegen in der Größenordnung, die dem organischen Gehalt in den Sedimenten eutropher Seen entsprechen und gleichzeitig auf einen hohen mineralischen Gehalt im Sediment des Sees hinweisen.



Abb. 18: Der Anlagensee am 7.11.2018 nach dem Ablassen vom Zulauf her aufgenommen mit Wasseransammlungen im Bereich der Seemitte.



Abb. 19: Der Anlagensee am 7.11.2018 – vom Ablauf her aufgenommen.



Abb. 20: Das Sediment im Anlagensee nach dem Ablassen. Die Schwarzfärbung zeigt die Bildung von Eisensulfid an, die durch anaerobe (sauerstofffreie) Verhältnisse im Sediment verursacht wird (= Faulschlamm-Bildung).

Dies zeigt auch der Wassergehalt, der sich in diesen drei Proben zwischen 62 % und 74 % bewegte.

Das Sediment an der Entnahmestelle in der Seemitte wies mit einem Wassergehalt von 74 % und einem Glühverlust von 16 % die höchste organische Belastung auf (s. Tabelle 4).

Daraus folgt, dass das Sediment des Anlagensees deutlich aber nicht übermäßig organisch belastet ist. Dennoch reicht diese organische Belastung aus, dass der Sauerstoff vollständig aufgezehrt wird und das Sediment in Faulschlamm übergeht (s. Abb. 20). Dadurch kann auch Phosphor nur noch unvollständig im Sediment gebunden werden und es kommt zu einer Phosphor-Rücklösung aus dem Sediment. Des Weiteren fällt das Sediment des Anlagensees dadurch weitgehend als Lebensraum für die aeroben, d. h. auf Sauerstoff angewiesenen Organismen aus.

Tabelle 4: Der Wassergehalt und der Glühverlust in den drei Sedimentproben aus dem Anlagensee vor (7.11.2018) und nach dem Ablassen (15.03.2019).

Entnahmeort	Zulauf	Mitte	Ablauf	Mittel
Wassergehalt in %				
07.11.2018	64,8	73,7	62	
15.03.2020	59,2	65,4	58	
Differenz	5,6	8,3	4	
Abnahme in %	8,6	11,3	6,5	8,8
Glühverlust in %				
07.11.2018	11,0	16,1	9,8	
15.03.2020	10,4	14,3	9,1	
Differenz	0,6	1,8	0,7	
Abnahme in %	5,5	11,2	7,1	7,9

Nach der Winterung verringerte sich der Wassergehalt in den Sedimenten an den drei Entnahmestellen um durchschnittlich 8,8 % und der Glühverlust um 7,9 % im Mittel der 3 Proben.

Dies entspricht der Größenordnung, welche auch nach der letzten Trockenlegung im Winter 2002/03 ermittelt wurde (s. WURM 2003).

Dabei ist zu berücksichtigen, dass ein großer Teil der organischen Belastung in den Sedimenten in Form von mikrobiell nur sehr langsam abbaubaren Verbindungen (Huminstoffe, ...) besteht, die dadurch auch nur ein geringes Sauerstoffzehrungspotential aufweisen.

Am 14.08.2019 wurden mit Hilfe eines Stechröhres Sedimentkerne aus dem Zulaufbereich, der Seemitte und vor dem Auslauf entnommen. Dabei wurden jeweils 3 Proben an jeder Stelle zu einer Mischprobe vereinigt. Die Mächtigkeit der Sedimentkerne lag zwischen 40 und 50 cm (s. Abb. 21).



Abb. 21: Ein am 14.08.2019 mit Hilfe eines Stechröhres im Anlagensee entnommener Sedimentkern.

Wie aus Tabelle 5 hervorgeht, setzt sich das Sediment im Anlagensee nahezu einheitlich zu 80 % aus der Schlufffraktion und zu 16 % aus Ton zusammen. Der Sandanteil erreicht lediglich 2 bis 6 %.

Des Weiteren ist kein Gradient in der Korngrößenzusammensetzung zwischen den Proben im Zulaufbereich und dem Auslauf des Anlagensees vorhanden. Das bedeutet, dass sich auch im Zulaufbereich kein gröberes Sediment absetzt im Vergleich zur Restfläche des Sees.

Damit ist die Anlage eines Absetzbeckens im Mühlbach vor dem Anlagensee nicht sinnvoll, da die vorherrschende Schluff- und Tonfraktion hier nur in sehr geringem Ausmaß sedimentieren würde.

Tabelle 5: Die Korngrößenzusammensetzung [in %] der an drei Stellen im Anlagensee am 14.08.2019 entnommenen Sedimentkerne.

Entnahmeort	Korngröße in µm	Zulauf	Mitte	Ablauf
Grobsand	2.000 - 630	0,11	0,09	0,17
Mittelsand	630 - 200	0,35	0,25	0,41
Feinsand	200 - 63	3	1,3	5,4
	Sand (gesamt) in %	3,5	1,6	6,0
Grobschluff	63 - 20	58,1	57,4	54,8
Mittelschluff	20-6,3	10	12,7	13,1
Feinschluff	6,3 - 2	12,5	12,2	9,9
	Schluff (gesamt) in %	80,6	82,3	77,8
Ton < 2	Ton in %	15,9	16,1	16,2

4 Zusammenfassung und Maßnahmen zur Sanierung des Anlagensees

Im Zeitraum von März bis September 2019 wurden insgesamt 6 limnologische Untersuchungen im Anlagensee durchgeführt, um die Veränderungen der Gewässerqualität nach dem Ablassen und Trockenlegen („Wintern“) des Anlagensees in den Wintermonaten 2018/19 zu dokumentieren. Die Untersuchung am 14.10.2018 zeigte die Belastungssituation des Anlagensees vor der Winterung auf.

Der Anlagensee weist nach den limnologischen Analysen im Jahr 2019 die Zustandsklasse eutroph 2 auf. Das bedeutet, dass der Anlagensee aktuell immer noch zwei Trophiestufen schlechter ist gegenüber dem Referenzzustand flacher Seen („mesotroph“).

Gegenüber der letzten Untersuchung des Anlagensees im Jahr 2003 hat sich der Trophiezustand des Anlagensees jedoch um zwei Trophiestufen verbessert. Damals erreichte der Anlagensee nur die Stufe polytroph 2 und war damit nur eine Stufe von der schlechtesten, in Stillgewässern möglichen Trophiestufe entfernt

Zwischen den Untersuchungsjahren 2003 und 2019 kam es zu einer starken Verringerung der Phosphatbelastung im Anlagensee. Im Mittel sanken die Orthophosphatkonzentrationen in diesem Zeitraum im See von 149 µg P/l auf 38 µg P/l ab. Parallel dazu wurde ein Rückgang der Phosphatbelastung im Mühlbach in der gleichen Größenordnung registriert.

Dennoch ist die Phosphatbelastung des Anlagensees auch auf dem Niveau von 2019 bei weitem noch zu hoch für eine wirksame Verringerung des Algenwachstums bzw. das Erreichen eines „guten“ ökologischen Zustandes im Anlagensee.

Die vorliegenden Analysen zeigen, dass die Überdüngung derzeit noch so hoch ist, dass immer noch ein erheblicher Teil des eingetragenen Phosphates über den Seeablauf ausgetragen wird.

Die Auswirkungen der Winterung im Winter 2018/19 führten in der Vegetationsperiode 2019 zu einer Verringerung

- der Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser durch die verringerte organische Belastung im Sediment
- der Nitratzehrung

- der internen Nährstoffrücklösung

und zu einem Auftreten von Großfiltrieren, v.a. der Blattfußkrebse der Gattung Daphnia, die dafür sorgten, dass der Anlagensee trotz des nach wie vor zu hohen Phosphateintrages über den Mühlbach durch das intensive Abweiden der Algen über lange Perioden im Jahr 2019 klar geblieben ist mit einer Sichttiefe bis zum Grund des Sees.

Nach der Winterung verringerten sich der Wassergehalt in den Sedimenten an den drei Entnahmestellen um durchschnittlich 8,8 % und der Glühverlust um 7,9 % im Mittel der 3 Proben.

Dies entspricht der Größenordnung, welche auch nach der letzten Trockenlegung im Winter 2002/03 ermittelt wurde (s. WURM 2003).

Die Messungen der Tiefengradienten im Sommer 2019 weisen darauf hin, dass bei dem derzeit noch sehr hohen externen Phosphateintrag über den Mühlbach die Sauerstoffaufzehrung im Tiefenwasser und die interne Nährstoffrücklösung durch eine Winterung sehr wahrscheinlich nur über eine bis maximal zwei Vegetationsperioden effektiv unterbunden werden kann.

Daher müsste die Winterung zumindest alle 2 bis 3 Jahre wiederholt werden und stellt daher keine langfristig sinnvolle Sanierungs- bzw. Bewirtschaftungsmaßnahme dar.

Das Sediment im Anlagensee besteht nahezu einheitlich zu 80 % aus der Schlufffraktion und zu 16 % aus Ton. Der Sandanteil erreicht lediglich 2 bis 6 %.

Des Weiteren ist kein Gradient in der Korngrößenzusammensetzung zwischen den Proben im Zulaufbereich und dem Auslauf des Anlagensees vorhanden. Das bedeutet, dass sich auch im Zulaufbereich kein gröberes Sediment absetzt im Vergleich zur Restfläche des Sees.

Damit ist die Anlage eines Absetzbeckens im Mühlbach vor dem Anlagensee nicht sinnvoll, da die vorherrschende Schluff- und Tonfraktion hier nur in sehr geringem Ausmaß sedimentieren würde.

Maßnahmenvorschläge

Die Eutrophierung des Anlagensees wird derzeit in erster Linie durch den noch wesentlich zu hohen Phosphateintrag über den Mühlbach verursacht. Selbst bei einer weiteren Reduktion der Phosphatablaufwerte der KA Dusslingen von 0,5 mg GesP/l im Jahresmittel (s. DWA 2019) auf die angestrebten 0,3 mg GesP/l im Jahresmittel wäre die Phosphatbelastung für den Anlagensee immer noch zu hoch, um einen „guten“ ökologischen Zustand zu erreichen.

Daher wird vorgeschlagen im Zulaufbereich eine chemische Phosphatfällung durch Zudosierung von Eisenchlorid durchzuführen. Der Orthophosphatgehalt sollte im Zufluss auf unter 10 µg P/l abgesenkt werden.

Hierzu ist es sinnvoll, den Zulauf des Mühlbachs bei Trockenwetter auf 20 L/s zu drosseln. Dadurch kann der Fällmitteleinsatz minimiert werden.

Der Zufluss muss in jedem Fall die Verdunstungs- und Versickerungsverluste im Anlagensee ausgleichen und eine geringe Wasseraustauschrate gewährleisten. Des Weiteren muss eine ausreichende Nitratversorgung durch den Zufluss sichergestellt werden, da der Nitratstickstoff das Wachstum von Blaualgen wirksam unterdrückt, welche durch ihre Toxinproduktion eine Gefährdung darstellen.

Die Steuerung des Zuflusses am Mühlbachwehr sollte nicht fest, sondern variierbar sein, bis genau ermittelt werden kann, über welche Zuflussmenge die oben angeführten Bedingungen garantiert werden.

Um den Eintrag von Sedimenten in den Anlagensee weitgehend zu verhindern, die hauptsächlich bei stärkeren Regenfällen zusammen mit Entlastungen der RÜB im Steinlacheinzugsgebiet über den Mühlbach eingetragen werden, muss der Zufluss ebenfalls auf diese Trockenwassermenge nach oben begrenzt werden. Das bedeutet, dass im Niederschlagsfall der Mühlbach größtenteils über die Entlastungsleitung in den Neckar umgeleitet wird.

Am besten wäre eine flexible Steuerung des Zulaufwehres mit Hilfe einer Trübungssonde. Dadurch könnte das Wehr während der Eintrübung des Mühlbachs ganz geschlossen werden und so der Sedimenteintrag fast vollständig unterbunden werden.

Von zentraler Bedeutung ist die Entschlammung des Anlagensees, der zwischenzeitlich eine Sedimentmächtigkeit zwischen 40 und 50 cm aufweist.

Durch die Entschlammung werden zum einen die Sauerstoffzehrung und die interne Phosphatrücklösung aus dem Sediment langfristig beseitigt. Zum anderen würde ein intensives Wasserpflanzenwachstum verhindert, das nach der Klarwerdung des Sees aufgrund der Phosphatfällung zwangsläufig eintreten würde. Es ist anzunehmen, dass in diesem Fall der Anlagensee in kürzester Zeit nahezu vollständig zuwächst, wie dies z. B. im Hirschauer Baggersee bei relativ geringen Phosphatkonzentrationen zu beobachten ist.

Zur gezielten und begrenzten Förderung einzelner Makrophyten könnten Pflanzkörbe mit Sediment eingebracht werden.

Des Weiteren sollte ein Sedimenttrichter angelegt werden, damit sich hier ein Großteil der Flocken aus der Phosphatfällung und der Mitfällung organischer Substanzen absetzen kann.

Aufgrund der vorherrschenden Windrichtung von West nach Ost ist die Anlage im Auslaubereich sinnvoll. Hier besteht auch ein guter Zugang für die regelmäßige Räumung oder Absaugung der Feinsedimente.

Die Maßnahmen zur Phosphatfällung und der Anlage des Sedimenttrichters sind im Detail im Gutachten von LAMBERT (BIOPLAN_Landeskulturgesellschaft) aus dem Jahr 2000 beschrieben.



Starzach, den 7.11.2020

(Dr. Karl Wurm)

5 Anhang

Anlage 1: Literaturverzeichnis.

BECK-RIEDLINGER, H. (1991): STÄDTISCHE ANLAGENSEEN UND IHRE ÖKOLOGISCHE UND SOZIO-KULTURELLE FUNKTION. DIPLOMARBEIT, UNIVERSITÄT TÜBINGEN.

LAWA (1998): Gewässerbewertung Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. – Kulturbuch-Verlag Berlin GmbH.

WURM, K. (2001): Untersuchungsbericht Anlagensee. Auftraggeber Stadt Tübingen

WURM, K. (2003): Untersuchungsbericht Anlagensee. Auftraggeber Stadt Tübingen

Anlage 2: Chemisch-physikalische Analysen des Anlagensees und des Mühlbachs im Zeitraum 2018/19.

Tabelle: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchung des Anlagensees auf Höhe des Denkmals (A1) in den Jahren 2018/19

ZNr.	Datum	Zeit	Sicht.	Aussehen	Temp.	pH	Leitf.	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Anorg.N	o-PO ₄	Ges.P	O ₂ -Geh.	O ₂ -Sätt.	Chl.a
		h:min	m		°C		µS/cm	mg N/l	mg N/l	mg N/l	µg P/l	µg P/l	mg O ₂ /l	%	µg/l
1	04.10.2018	12:20	0,65	stark trüb, gelbbraun	13,8	8,73	855	0,01	4,41	4,42	82	216	15,4	152	100
2	28.03.2019	9:05	> 2	klar, leicht grün	8,8	8,36	629	0,01	3,37	3,37	44	67	12,6	110	5,9
3	14.05.2019	9:00	0,95	leicht trüb	12,1	8,72	611	0,11	8,79	8,90	8	116	16,8	157	64
4	27.05.2019	8:05	> 2	klar bis auf den Grund	15,9	8,05	554	0,12	2,60	2,72	40	84	8,8	92	4,4
5	01.07.2019	12:45	>2,20	grün, ~klar	28,1	8,75	540	0,03	2,26	2,29	0	85	19,2	254	30
6	14.08.2019	16:40	0,70	trüb, grün	23,0	8,8	518	0,07	1,56	1,63	39	184	17,8	216	37
7	17.09.2019	15:50	0,85	~klar	20,5	9,16	733	0,14	3,25	3,39	51	181	22,0	251	30
14	Mittelwert				17,5	8,65	634	0,07	3,75	3,82	38	133	16,1	176	28
15	Minimum				8,8	8,05	518	0,01	1,56	1,63	0	67	8,8	92	4
16	Maximum				28,1	9,16	855	0,14	8,79	8,90	82	216	22,0	254	100

Der Chlorophyll a Mittelwert 2019 wurde ohne die Messung vom 4.10.2018 berechnet.

	Mittelwert		1,3		Sommer							130			33,0
--	-------------------	--	-----	--	--------	--	--	--	--	--	--	-----	--	--	------

Tabelle: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchung des Anlagensees am Ablauf in den Jahren 2018/19

ZNr.	Datum	Zeit	Sicht.	Aussehen	Temp.	pH	Leitf.	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Anorg.N	o-PO ₄	Ges.P	O ₂ -Geh.	O ₂ -Sätt.	Chl.a
		h:min	m		°C		µS/cm	mg N/l	mg N/l	mg N/l	µg P/l	µg P/l	mg O ₂ /l	%	µg/l
1	04.10.2018			nicht beprobt											
2	28.03.2019	9:20		klar, leicht grün	8,4	8,33	629	0,01	3,34	3,35	43	73	12,7	110	4,4
3	14.05.2019	8:45		leicht trüb	12,5	8,82	603	0,13	9,03	9,15	19	130	19,1	184	49
4	27.05.2019	8:20		klar bis auf den Grund	16,0	8,11	556	0,10	2,64	2,73	33	63	9,2	95	3
5	01.07.2019	13:20	>2,30	grün, ~klar	28,0	8,71	541	0,03	2,25	2,28	0	48	20,7	273	15
6	14.08.2019	16:00		trüb, grün	23,1	8,85	519	0,06	1,57	1,63	39	140	16,2	198	57
7	17.09.2019	16:35		~klar	20,5	9,16	736	0,16	3,04	3,20	44	128	20,1	231	28
14	Mittelwert				18,1	8,66	597	0,08	3,64	3,72	30	97	16,3	182	26
15	Minimum				8,4	8,11	519	0,01	1,57	1,63	0	48	9,2	95	3
16	Maximum				28,0	9,16	736	0,16	9,03	9,15	44	140	20,7	273	57

Tabelle: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchung des Mühlbachs im Zulauf zum Anlagensee in den Jahren 2018/19

ZNr.	Datum	Zeit	Wf	Aussehen	Temp.	pH	Leitf.	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Anorg.N	o-PO ₄	Ges.P	O ₂ -Geh.	O ₂ -Sätt.
		h:min	l/s		°C		µS/cm	mg N/l	mg N/l	mg N/l	µg P/l	µg P/l	mg O ₂ /l	%
2	04.10.2018	12:10		klar	12,8	8,27	883	0,02	7,91	7,93	277	329	9,4	90
3	28.03.2019	9:35	50	klar	5,9	8,19	653	0,01	3,66	3,67	61	87	12,2	99
3	14.05.2019	9:15	80	klar	8,7	8,25	596	0,04	2,40	2,44	61	101	11,3	98
3	27.05.2019	8:35	90	klar	11,5	7,82	589	0,03	2,65	2,68	36	86	9,6	91
5	01.07.2019	12:30	30	klar	21,7	8,2	720	0,00	4,36	4,36	120	196	7,4	89
4	14.08.2019	17:20	45	klar	18,0	8,4	692	0,02	5,15	5,17	148	199	8,1	91
4	17.09.2019	16:55	55	klar	17,5	8,29	966	0,07	5,21	5,28	215	326	8,5	92
12	Mittelwert				13,7	8,20	728	0,03	4,48	4,50	131	189	9,5	93
13	Minimum				5,9	7,82	589	0,00	2,40	2,44	36	86	7,4	89
14	Maximum				21,7	8,40	966	0,07	7,91	7,93	277	329	12,2	99

Anlage 3: Chemisch-physikalische Analysen des Anlagensees und des Mühlbachs im Zeitraum 2003/04.

Tabelle: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchung des Anlagensees im Jahr 2003

ZNr.	Datum	Temp.	Zeit	Sicht.	Aussehen	pH	Leitf.	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	Anorg.N	o-PO ₄	Ges.P	O ₂ -Geh.	O ₂ -Sätt.	BSB ₅	Chl.a
		°C	h:min	m			µS/cm	mg N/l	mg N/l	mg N/l	mg N/l	µg P/l	µg P/l	mg O ₂ /l	%	mg O ₂ /l	µg/l
1	14.04.2003				leicht trüb			0,24	2,06		2,30	147	274				
2	16.04.2003	14,4	13:40		klar, leicht grün	8,7	584	0,12	1,64	0,054	1,81	12	93	18,7	187	5,7	
3	17.04.2003		18:10	> 1	klar, leicht grün			0,06	1,56	0,054	1,68	7	94			5,4	
4	09.05.2003	20,5	19:30	> 1,5	klar	7,8	585	0,78	1,13	0,071	1,99	191	278	6,3	77	3,0	9
5	20.05.2003	19,0	18:10	1,7	klar, grün	9,0	588	0,01	1,18	0,075	1,26	156	272	16,2	179	4,7	56
6	05.06.2003	27,2	14:30	1,7	klar	9,1	543	0,03	0,07	0,007	0,11	89	183	15,0	193	3,7	18
7	01.07.2003	24,7	11:30	1,1	l. gelb-grün, klar	8,4	495	0,42	0,24	0,080	0,74	419	570	10,3	129	8,7	65
8	09.07.2003	26,2	17:40	0,8	klar, grün	8,6	515	0,55	0,16	0,074	0,79	343	469	12,0	152	4,9	42
9	13.08.2003	27,8	15:30	0,75	grün	9,2	784	0,02	4,08	0,129	4,24	71	218	28,4	371	5,4	158
10	19.09.2003	19,9	15:20	0,3	klar	9,1	809	0,02	1,97	0,090	2,08	70	339	22,5	260	12,1	178
11	19.11.2003	7,8	14:15	> 1,5	g. leicht trüb	7,8	826	0,41	3,81	0,047	4,26	250	296	7,6	66	2,1	6
12	17.12.2003	3,6	12:25	> 1,5	klar	8,2	698	0,16	3,90	0,024	4,08	180	208	10,2	79	1,1	6
13	08.03.2004	4,5	17:35	0,8	gelbgrün	9,0	660	0,02	2,84	0,023	2,88	2	77	33,5	266	8,1	89
14	Mittelwert	17,8				8,6	644	0,22	1,89	0,061	2,17	149	259	16,4	178	5,4	63
15	Minimum	3,6				7,8	495	0,01	0,07	0,007	0,11	2	77	6,3	66	1,1	6
16	Maximum	27,8				9,2	826	0,78	4,08	0,129	4,26	419	570	33,5	371	12,1	178

Tabelle: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchung des Mühlbachs im Untersuchungszeitraum 2003

ZNr.	Datum	Temp.	Zeit	Wf	Aussehen	pH	Leitf.	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	Anorg.N	o-PO ₄	Ges.P	O ₂ -Geh.	O ₂ -Sätt.	BSB ₅
		°C	h:min	l/s			µS/cm	mg N/l	mg N/l	mg N/l	mg N/l	µg P/l	µg P/l	mg O ₂ /l	%	mg O ₂ /l
1	14.04.2003				klar			0,02	3,77		3,79	112	177			
2	16.04.2003	12,1		5-8	klar	8,4	719	0,07	2,71	0,029	2,81	187	238	11,4	110	2,4
3	09.05.2003	16,4	19:55	~ 20	leicht trüb, grau	7,9	495	0,23	3,46	0,096	3,79	273	487	6,9	73	4,9
4	20.05.2003	14,7	17:50	~ 7	klar	8,2	665	0,11	4,30	0,053	4,46	353	426	8,5	86	3,0
5	01.07.2003	17,9	11:00		grau, sehr trüb	7,7	492	0,42	1,52	0,065	2,00	194	562	5,1	56	11,5
6	16.07.2003	20,5	12:00	3-5	klar, etw. Algenfl.	8,1	953	0,06	5,75	0,009	5,82	500	564	14,2	168	1,2
7	13.08.2003	21,8	16:20	5-8	klar	8,3	902	0,05	6,74	0,014	6,80	903	972	7,7	93	0,9
8	19.09.2003	13,3	16:10	~ 7	klar	8,3	947	0,04	8,06	0,010	8,11	532	583	9,8	96	2,9
9	19.11.2003	8,5	14:00	> 10	klar	8,1	719	0,04	3,00	0,007	3,04	219	246	10,3	90	2,4
10	17.12.2003	2,3	12:40	6-10	klar	8,3	976	0,040	3,98	0,011	4,03	200	230	12,4	93	0,9
11	08.03.2004	4,3	17:15	15-20	klar, Diatomeen	8,9	695	0,03	3,54	0,008	3,57	98	138	14,3	113	1,7
12	Mittelwert	13,2				8,2	756	0,10	4,26	0,030	4,38	325	420	10,1	98	3,2
13	Minimum	2,3				7,7	492	0,02	1,52	0,007	2,00	98	138	5,1	56	0,9
14	Maximum	21,8				8,9	976	0,42	8,06	0,096	8,11	903	972	14,3	168	11,5

Anlage 4: Messungen des Tiefengradienten von Temperatur und Sauerstoff im Anlagensee im Sommer 2019.

Datum: 1.07.2019					Datum: 14.08.2019				
Gewässer stelle	Tiefe in m	Temp in °C	O ₂ -Gehalt mg O ₂ /l	O ₂ -Sätt. in %	Gewässer stelle	Tiefe in m	Temp in °C	O ₂ -Gehalt mg O ₂ /l	O ₂ -Sätt. in %
AS1	0	28,1	19,2	254	AS1	0	23,0	17,8	216
Seemitte	0,5	27,1	21,4	278	Seemitte	0,5	22,8	15,9	187
	1,0	25,6	15,9	201		1,0	21,5	12,8	150
	1,5	24,6	11,1	138		1,5	21,0	11,6	134
	2,0	23,5	3,6	44		2,0	20,3	11,8	135
	2,2	23,1	3,0	36		2,2	20,2	8,1	91

Datum: 1.07.2019					Datum: 17.09.2019				
Gewässer stelle	Tiefe in m	Temp in °C	O ₂ -Gehalt mg O ₂ /l	O ₂ -Sätt. in %	Gewässer stelle	Tiefe in m	Temp in °C	O ₂ -Gehalt mg O ₂ /l	O ₂ -Sätt. in %
AS2	0	28,0	20,7	273	AS1	0	20,5	22,0	251
Ablauf	0,5	26,8	20,1	261	Seemitte	0,5	19,6	21,6	244
	1,0	25,6	18,1	230		1,0	19,0	14,7	163
	1,5	24,5	12,0	149		1,5	18,1	10,6	115
	2,0	23,5	1,8	22		2,0	17,3	3,3	35
	2,3	23,0	1,0	12		2,2	17,1	1,6	17

Anlage 5: Chemisch-physikalische Analysen des Tiefenwassers im Anlagensee im Sommer 2019.

Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchung des Tiefenwassers im Anlagensee in der Seemitte (A1) im Jahr 2019															
ZNr.	Datum	Zeit	Sicht.	Aussehen	Temp.	pH	Leitf.	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Anorg.N	o-PO ₄	Ges.P	O ₂ -Geh.	O ₂ -Sätt.	Chl.a
		h:min	m		°C		µS/cm	mg N/l	mg N/l	mg N/l	µg P/l	µg P/l	mg O ₂ /l	%	µg/l
	01.07.2019														
	Oberfläche	12:45	>2,20	grün, -klar	28,1	8,75	540	0,03	2,26	2,29	0	85	19,2	254	30
	über Grund				23,1	8,08	630	0,03	2,44	2,47	0	104	3,0	36	
	14.08.2019														
	Oberfläche	16:40	0,70	trüb, grün	23,0	8,8	518	0,07	1,56	1,63	39	184	17,8	216	37
	über Grund				20,2	8,44	530	0,08	1,75	1,83	47	150	8,1	91	
	17.09.2019														
	Oberfläche	15:50	0,85	-klar	20,5	9,16	733	0,14	3,25	3,39	51	181	22,0	251	30
	über Grund				17,1	8,32	805	0,32	3,43	3,75	127	210	1,6	17	

Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchung des Tiefenwassers im Anlagensee vor dem Ablauf (A2) im Jahr 2019															
ZNr.	Datum	Zeit	Sicht.	Aussehen	Temp.	pH	Leitf.	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Anorg.N	o-PO ₄	Ges.P	O ₂ -Geh.	O ₂ -Sätt.	Chl.a
		h:min	m		°C		µS/cm	mg N/l	mg N/l	mg N/l	µg P/l	µg P/l	mg O ₂ /l	%	µg/l
	01.07.2019														
	Oberfläche	13:20	> 2,30	grün, -klar	28,0	8,71	541	0,03	2,25	2,28	0	48	20,7	273	15
	über Grund				23,0	8,06	632	0,05	2,48	2,52	0	112	1,0	13	