

Prof. Dr. Dr. h.c. Dietrich Borchardt

Wissenschaftliche Begleitung Resilienzstrategie Aasee

Inhalt

Verzeichnis der Abbildungen

Verzeichnis der Tabellen

1. Problemstellung.....	4
2. Meteorologische und hydrologische Bedingungen 2018 und 2019 in Deutschland.....	6
3. Hydrologisch-ökologische Bedingungen Aasee im August 2018.....	6
Niederschläge	6
Hydrografie und Abflüsse	6
Wassertemperaturen	8
Sauerstoff	8
Phytoplanktonentwicklung.....	10
4. Hydrologisch-ökologische Bedingungen Aasee 2019 im Vergleich zu 2018	12
Lufttemperaturen	12
Niederschläge	13
Hydrografie und Abflüsse	14
Wassertemperaturen	15
Sauerstoff	16
Phytoplanktonentwicklung.....	18
5. Fischbestand und Wasserqualität	21
Fischbestand und Fischsterben 2018	21
Fischbestand 2019	22
Fischereilicher Hegeplan	24
6. Nährstoffverhältnisse und Nährstoffbilanz für den Aasee.....	26
Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet	29
Interne Phosphorfreisetzung aus den Seesedimenten	29
Gesamtbilanz für Phosphor	30
7. Resilienzstrategie und Maßnahmen.....	31
8. Zusammenfassung und Empfehlungen zur weiteren Vorgehensweise	32

Anhang 1 Ursachenanalyse Prof. Dr. D. Borchardt. 2. Sitzung Runder Tisch Aasee (10.12.2018)

Anhang 2 Maßnahmenvorschläge Prof. Dr. D. Borchardt. 3. Sitzung Runder Tisch Aasee (13.05.2019)

Anhang 3 Abschlusspräsentation Prof. Dr. D. Borchardt. 4. Sitzung Runder Tisch Aasee (11.03.2020)

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1 Chronologie der Erarbeitung und Entwicklung einer Resilienzstrategie für den Aasee in Münster	5
Abbildung 2 Niederschläge von Januar bis Dezember 2018 im Vergleich zum langjährigen Mittel, Station Zoo (Hirschmann und Kramer, 2020)	6
Abbildung 3 Abflüsse der Münsterschen Aa vom 01.04. bis 31.08.2016 und 2017 sowie vom 01.04. bis 22.08.2018 am Pegel Roxeler Straße.	7
Abbildung 3 Sauerstoffgehalte anhand von Punktmessungen um 15:00 Uhr im Neuen und Alten Aasee von April bis August 2018. (Darstellung L. Hirschmann, Amt für Grünflächen, Umwelt und Nachhaltigkeit)	9
Abbildung 4 Sauerstoffgehalte anhand von Punktmessungen um 09:00 Uhr im Neuen und Alten Aasee vom 09. bis 23. August 2018. (Darstellung L. Hirschmann, Amt für Grünflächen, Umwelt und Nachhaltigkeit)	9
Abbildung 5 Schadensbild des Fischsterbens im Aasee. In der Mitte ein verendeter adulter Zander mit weit gespreizten Kiemen als typisches Symptom für das Verenden durch Sauerstoffmangel. (Quelle: Westfälische Nachrichten; Bildnachweis: Matthias Ahlke)	10
Abbildung 6 Jahresgang von Chlorophyll-a und Cyanobakterien an der Station Modersohnbrücke (Quelle: Stadt Münster)	11
Abbildung 7 Jahresgang von Chlorophyll-a und Cyanobakterien an der Station Pardo Pier (Quelle: Stadt Münster)	11
Abbildung 8 Jahresgang von Chlorophyll-a und Cyanobakterien an der Station Freitreppe (Quelle: Stadt Münster)	11
Abbildung 9 Chlorophyll-a Verteilung im Aasee am 31. Juli 2018 (links) und am 31. August 2018 (rechts) (Quelle: EOMAP)	12
Abbildung 10 Verteilung des Indikators für Cyanophyceen (HAB: Harmful Algal Blooms; Schädliche Algenblüten) im Aasee am 31. Juli 2018 (links) und am 31. August 2018 (rechts) (Quelle: EOMAP)	12
Abbildung 12 Anomalien der Lufttemperaturen 2018 und 2019 im Vergleich zum langjährigen Mittel, DWD-Station Münster- Osnabrück (Hirschmann und Kramer, 2020)	13
Abbildung 12 Niederschläge von Januar bis Dezember 2019 im Vergleich zum langjährigen Mittel, Station Zoo (Hirschmann und Kramer, 2020)	13
Abbildung 13 Abflüsse der Münsterschen Aa am Pegel Roxeler Straße vom 01.01. bis 31.12.2018 und 2019	14
Abbildung 15 Kontinuierlich gemessene Wassertemperaturen im Aasee (Meßstation Neuer Aasee) vom Januar bis November 2019 in 0,5 und 1,5 m Wassertiefe (Hirschmann und Kramer, 2020)	15
Abbildung 16 Wassertemperaturen in Stichprobenmessungen im Neuen und Alten Aasee von Mai bis November 2019.	16
Abbildung 17 Sauerstoffgehalte in Stichprobenmessungen im Neuen und Alten Aasee von Mai bis November 2019.	16
Abbildung 18 Sauerstoffsättigungen in Stichprobenmessungen im Neuen und Alten Aasee von Mai bis November 2019.	17
Abbildung 19 Sauerstoffgehalte in aus kontinuierlichen Messungen im Neuen Aasee von Oktober 2018 bis Dezember 2019.	17
Abbildung 19 Phytoplanktonentwicklung (Grün: Chlorophyll-a; Blau: Cyanobakterien in $\mu\text{g l}^{-1}$) im Aasee von Mai bis November 2018 und 2019.	18

Abbildung 19 Massenentwicklung von filtrierendem Zooplankton im Aasee im Mai 2019.	20
Abbildung 21 Konzeptionelles Modell für die Struktur der Nahrungsnetze, Einordnung der Verhältnisse im Aasee vor und nach dem Fischsterben 2018 und bei einem zukünftig anzustrebenden Raubfischbestand von 30 -40% der Fischbiomasse.	21
Abbildung 23 Lage der Fangstationen und relative Häufigkeit der Fischarten im Aasee 2019 (RWG 2019).	23
Abbildung 23 Lage und bauliche Ausstattung der Phosphatfällung Münstersche Aa, Roxeler Straße.	26
Abbildung 25 Verläufe der Gehalte an Ges-P von April bis Oktober 2018 und 2019 ober- und unterhalb der P-Fällung (Roxeler Straße bzw. Haus Kump) und im Aasee.	27
Abbildung 25 Zeitlicher Verlauf der Nitratkonzentrationen in der Münsterschen Aa vor Zufluss in den Aasee 2016 -2019 (Messstelle Haus Kump).	28
Abbildung 27 Rücklösungen von Stickstoff (NH ₄ -N und NO ₃ -N) und Phosphor (PO ₄ -P und Ges-P) aus inkubierten Sedimentkernen aus dem Aasee (fiw/gaiac, 2020).	29
Abbildung 28 Grobbilanz für Phosphor für den Aasee bezogen auf die Jahre 2011 - 2015.	31
Abbildung 29 Chronologie der Ereignisse, Aktivitäten und Maßnahmen zur Erarbeitung und Umsetzung der Resilienzstrategie für den Aasee.	32

Verzeichnis der Abbildungen

Tabelle 1 Altersklassen der Fischarten im Aasee 2019 (RWG 2019)	23
Tabelle 2 Fischbesatz im Aasee von 2005 - 2019 (RWG 2019)	24
Tabelle 3 Empfohlener Fischbesatz im Aasee für das Bewirtschaftungsziel „Zandersee“ (RWG 2020)	25
Tabelle 3 Modellierter Nährstoffbilanz für Phosphor und Stickstoff für den Aasee im „Standardszenario“ (fiw/gaiac 2020)	30

1. Problemstellung

Der Aasee in Münster ist als Hochwasserrückhaltebecken im Dauerstau ein künstliches Gewässer mit der Zusatznutzung als Wasserreservoir für die Spülung der Stadtgewässer und zur Freizeitnutzung. Erreicht wird dieses durch Aufstau des Flachlandflusses Münstersche Aa im Hauptschluß. Das oberhalb liegende Einzugsgebiet der Münsterschen Aa ist regionaltypisch abflußschwach, durch intensive Landwirtschaft geprägt und der Oberlauf mit den Zuflüssen Hemkerbach und Schlautbach ist Vorflutgewässer für das gereinigte Abwasser der Kläranlage Havixbeck (Aubaugröße 13.000 Einwohnerwerte).

Die Fläche des Aasee beträgt seit einer zweiten Ausbaustufe in den 1970er Jahren rund 40 ha mit circa 740.000 m³ Volumen mit einer maximalen Tiefe von 2 m. Ein seinerzeit für diese Ausbaustufe angeführter Grund war die Verbesserung der Wasserqualität, die seinerzeit zumindest zeitweise bereits unbefriedigend war (Stadt Münster 2019).

Seit den 1990er Jahren traten in immer stärkerem Maße Wasserqualitätsprobleme auf. Im Jahr 2000 wurden erstmals Cyanophyceen im Aasee nachgewiesen, seit 2004 mit hoher Dominanz in der gesamten Vegetationsperiode. Seit dem Jahr 2005 wird von jeweils April bis Oktober eine Phosphatfällungsanlage mit Eisen(III)-chlorid als Fällmittel im Zulauf des Aasees betrieben, um die vermeintlich prioritäre Ursache der zu hohen Phosphorgehalte als Auslöser für die Eutrophierung und das Auftreten der Cyanophyceen zu bekämpfen.

Im Sommer 2018 herrschte im Münsterland, wie auch in großen Teilen Mitteleuropas und Deutschlands, eine Periode ungewöhnlich langer Trockenheit kombiniert mit langen, stabilen Hochdruckwetterlagen, mehreren Hitzewellen und Rekordtemperaturen.

Im Aasee setzte ab Ende Juli/Anfang August 2018 eine Massenentwicklung von Cyanophyceen ein und in der Nacht vom 08. auf den 09. August kam es zu einem ausgedehnten Sterben von Fischen (in der Summe rund 20 Tonnen), das sich am 10. August fortsetzte, begleitet von verendenden Wasservögeln (rund 70 Individuen).

Das Fischsterben hat in Verwaltung, Politik und Öffentlichkeit die Frage aufgeworfen, ob dieses Fischsterben vermeidbar gewesen wäre und welche Maßnahmen getroffen werden müssen, um künftig vergleichbare Situationen besser bewältigen zu können oder sie gar nicht erst entstehen zu lassen.

Mit Schreiben vom 12.11.2018 wurde der Unterzeichner mit begleitenden wissenschaftlichen Beratungen bei der Sanierung des Aasee beauftragt.

In die Erarbeitung dieses Abschlußgutachtens sind neben eigenen umfangreichen Daten- und Literaturrecherchen die Ergebnisse des operativen und investigativen Monitorings der Stadt Münster eingegangen. Auf dieser Grundlage und anhand der Zwischenergebnisse (s. Anhang 1 und Anhang 2) wurden durch die Stadt Münster weitere Studien zur Bearbeitung spezifischer Fragestellungen zur Sedimentbelastung und Gütemodellierung (FiW/gaiac 2020), zur Eisenchloridfällung (Schülting 2019) und einem fischereilichen Hegeplans (RWG 2020) in Auftrag gegeben. Die für die Resilienzstrategie wesentlichen Ergebnisse dieser Studien sind in dieses Abschlußgutachten eingeflossen.

Einen Überblick über die Chronologie der Abläufe gibt Abbildung 1.



Abbildung 1 Chronologie der Erarbeitung und Entwicklung einer Resilienzstrategie für den Aasee in Münster

2. Meteorologische und hydrologische Bedingungen 2018 und 2019 in Deutschland

3. Hydrologisch-ökologische Bedingungen Aasee im August 2018

Niederschläge

Das Jahr 2018 war als meteorologisches Jahr in ganz Deutschland und damit auch im Münsterland durch ausgeprägte Schwankungen im Niederschlagsregime im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten gekennzeichnet (Abbildung 2).

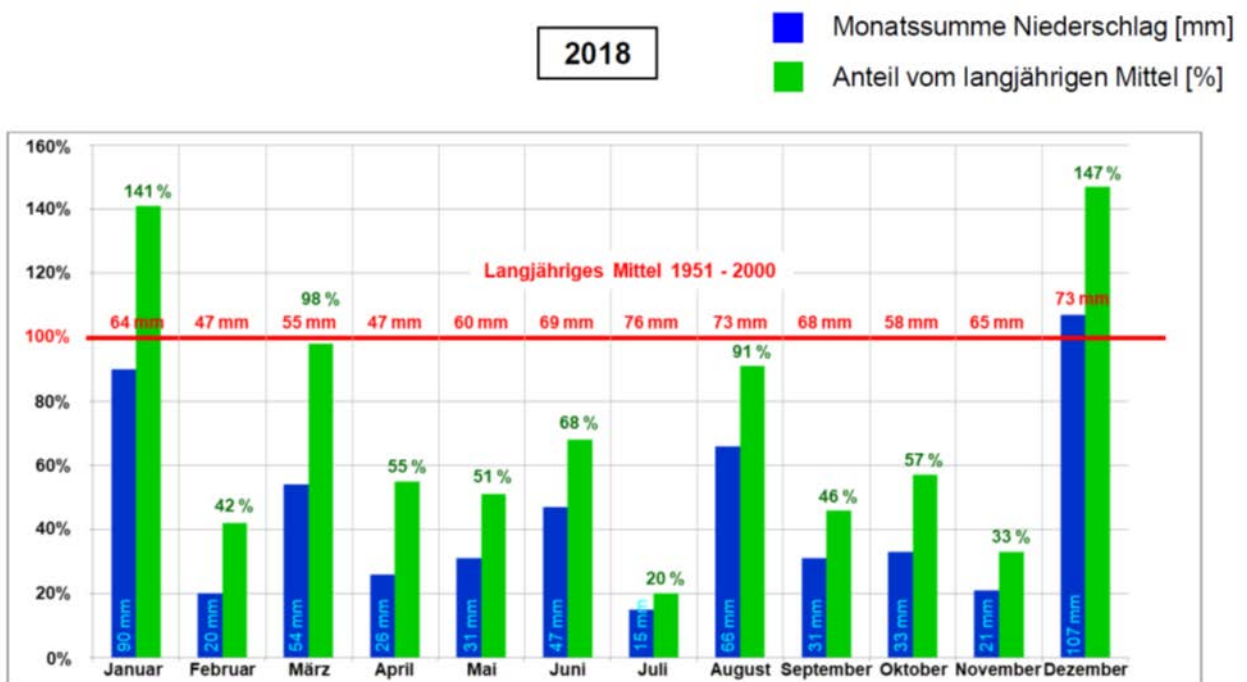


Abbildung 2 Niederschläge von Januar bis Dezember 2018 im Vergleich zum langjährigen Mittel, Station Zoo (Hirschmann und Kramer, 2020)

Der Januar und Dezember waren noch durch weit überdurchschnittliche Niederschläge gekennzeichnet (141% bzw. 147%), während der Februar und die Monate von April bis November mit Ausnahme des August durch zum Teil extreme Niederschlagsdefizite gekennzeichnet waren. Insbesondere der Monat Juli und damit die Periode unmittelbar vor dem Fischsterben wiesen mit 15 mm nur 20% des langjährigen Niederschlagsmittels auf.

Hydrografie und Abflüsse

Der Aasee in Münster ist als Hochwasserrückhaltebecken im Dauerstau ein künstlich angelegtes Gewässer. Das oberhalb liegende hydrologische Einzugsgebiet hat eine Fläche von 172,3 km² und wird durch die Münstersche Aa entwässert. Die Münstersche Aa hat bis zur Mündung in den Aasee eine Fließstrecke von 28 km, ist regionaltypisch abflußschwach und das Einzugsgebiet durch intensive Landwirtschaft geprägt. Die mittleren jährlichen Abflüsse betragen bei einer geschätzten spezifischen Abflussspende von 10 ls⁻¹km⁻² rund 1,73 m³s⁻¹, entsprechend 149.472 m³ Tag⁻¹ und 54.6x10⁶ m³ Jahr⁻¹.

Die Wasserfläche des Aasee beträgt seit einer zweiten Ausbaustufe in den 1970er Jahren rund 40 ha mit circa 740.000 m³ Volumen bei einer durchschnittlichen Wassertiefe von 1,5 m und einer Maximaltiefe von 2 m. der Aasee ist damit ein ausgesprochen flaches Standgewässer.

Aus den gegebenen hydrografischen Verhältnissen errechnet sich eine jährliche mittlere Aufenthaltszeit des Wassers von durchschnittlich 5 Tagen. Diese unterliegt entsprechend der Niederschlags- und Abflussdynamik aber großen kurzzeitigen Schwankungen. So lag der Zufluss im Juni, Juli und August 2018 infolge der Niederschlagsdefizite unter 50 l s⁻¹ (Abbildung 2). Dies entspricht einem Tageszufluss von rund 4,3 m³ Tag⁻¹ entsprechend einer rechnerischen Aufenthaltszeit von 172 Tagen. Die Aufenthaltszeiten sind entscheidend für die Kontaktzeit des Wasserkörpers mit den Sedimenten und den von ihnen ausgehenden Quellen- und Senkenfunktionen (insb. Nährstoff-Fällung und Rücklösung; Sauerstoffzehrung).

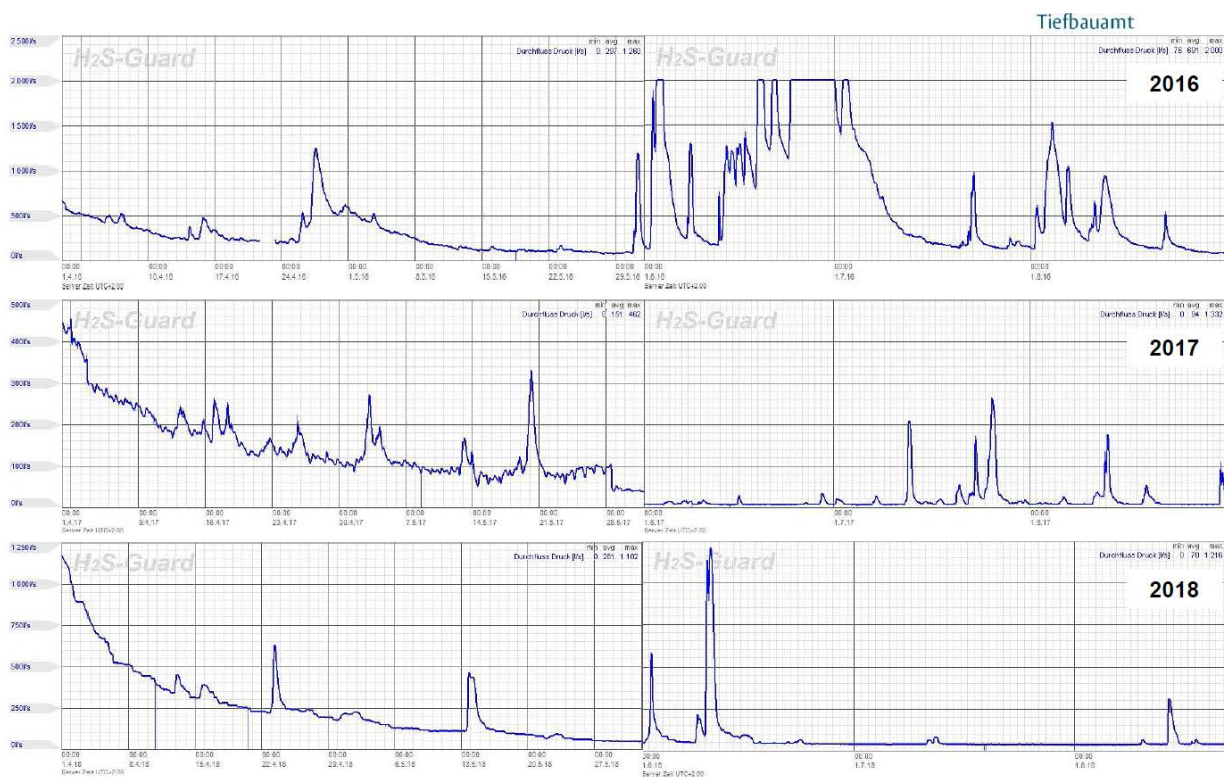


Abbildung 3 Abflüsse der Münsterschen Aa vom 01.04. bis 31.08.2016 und 2017 sowie vom 01.04. bis 22.08.2018 am Pegel Roxeler Straße.

In allen drei Jahren ist das regionen-typische Regime der Abflüsse mit zunächst hohen Werten im Winterhalbjahr durch hohe Niederschläge und geringe Evapotranspiration geprägt. Im Sommerhalbjahr ab Mai/Juni weist die Münstersche Aa dann Perioden ausgeprägter Niedrigwasserabflüsse auf, die auf weniger als 100 l/s zurückgehen können. Während die Niedrigwasserperioden in den Jahren 2016 und 2017 durch Niederschlagsereignisse mit unterschiedlich hohen Abflussspitzen unterbrochen waren, blieben diese im Sommer 2018 aufgrund der ungewöhnlich langen Trockenheit kombiniert mit einer langen, stabilen Hochdruckwetterlage praktisch aus. So betrugen die Regenmengen in Münster im Juni 2018 lediglich 36,5 mm, im Juli 8,9 mm und im August 42,8 mm. Das entspricht 52,9%, 12,2% bzw. 55,6 % des jeweils langjährigen Mittels (Abbildung 2).

Die konstant niedrigen Abflüsse von Mitte Juni bis Mitte August haben damit zu ungewöhnlich langen Aufenthaltszeiten des Wassers im Aasee während des gesamten Sommers geführt.

Ein weiterer wichtiger hydrografischer Faktor für die zu betrachtenden Wirkungszusammenhänge ist die Wassertiefe. Diese erreichte aufgrund der dauerhaft niedrigen Zuflüsse von Juni bis August bei

gleichzeitig hoher Verdunstung und den in den Unterlauf abzugebenden Abflüssen historische Tiefstände von 53,85 cm gegenüber dem langjährigen Durchschnitt von 1,50 m.

Wassertemperaturen

Die Trockenperiode 2018 war begleitet durch mehrere Hitzewellen. Der heißeste Tag war der 07. August mit Höchstwerten von 37,1°C. Die Durchschnittstemperaturen im Juni – August 2018 betrugen 19,8°C und erreichten damit die bisherigen Höchstwerte des Sommers 2013 (19,6°C).

Dementsprechend dauerhaft hoch waren auch die Wassertemperaturen im Aasee mit Spitzenwerten von über 28°C.

Sie lagen damit über längere Zeiten im oberen Toleranzbereich der im Aasee vorkommenden Fischarten und erreichen den imperativen Grenzwert der Fischgewässerverordnung (FischGewV) für Cyprinidengewässer, der im Sinne der Verordnung lediglich in 2% der Fälle zeitlich überschritten werden dürfte. Obwohl diese Verordnung rechtlich zwischenzeitlich aufgehoben wurde, gibt sie dennoch Anhaltspunkte für die Einordnung der Verhältnisse, insbesondere zu der Frage, ob Temperaturstress mitverantwortlich für das massenhafte Fischsterben war.

Sauerstoff

Die Sauerstoffgehalte im Aasee waren bis Anfang August für die Verhältnisse am Aasee eher unkritisch und lagen anhand der Messungen der Stadt Münster nachmittags um jeweils 15 Uhr über dem absolut kritischen Wert von 4 mg l⁻¹ O₂ für die Fischfauna (Abbildung 3). Anhaltspunkt für einen ökologisch ausreichenden Sauerstoffhaushalt gibt auch hier die Fischgewässerverordnung (FischGewV), die einen Zielkorridor für Cyprinidengewässer von 50 bis 100 % Sauerstoffsättigung nennt, sowie einen imperativen Grenzwert von 50 % Sättigung bzw. $\geq 7 \text{ mg l}^{-1} \text{ O}_2$.

Es ist davon auszugehen, dass die Messungen um jeweils 15 Uhr eher die Höchstwerte der Sauerstoffgehalte im Tagesverlauf erfasst haben, weil die eutrophierungsbedingte Sauerstoffproduktion der Algen abhängig von der Höhe des Sonnenstandes in den frühen Nachmittagsstunden ihre höchsten Werte erreicht, während die Minimalwerte aufgrund der nächtlichen Zehrung kurz vor Sonnenaufgang zu erwarten sind.

Die Stichpunktmessungen während des Fischsterbens zeigen, dass der Sauerstoffhaushalt in der Nacht vom 08.08. auf den 09.08. kurzfristig massiv und rapide um mehr als 2 mg l⁻¹ O₂ einbrach. Die gemessenen Minimalwerte lagen um 09:00 Uhr im Neuen und Alten Aasee bei ca. 2 mg l⁻¹ O₂ und dürften drei Stunden zuvor, der Sonnenaufgang im August ist ca. 05:44 Uhr MESZ, deutlich niedriger gewesen sein und auch im Freiwasser nahe 0 mg l⁻¹ O₂ gelegen haben. Diese Konstellation erklärte ursächlich, warum das Fischsterben den Beobachtungen vor Ort nach massiv und plötzlich einsetzte.

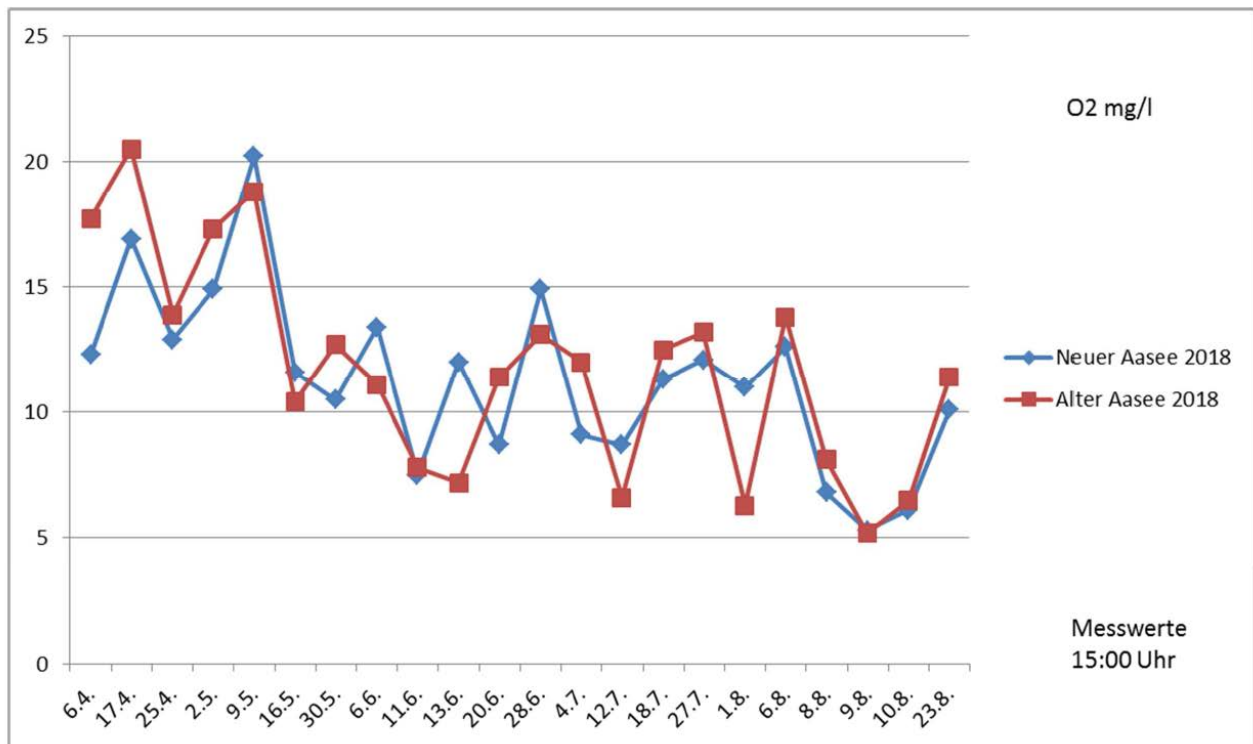


Abbildung 4 Sauerstoffgehalte anhand von Punktmessungen um 15:00 Uhr im Neuen und Alten Aasee von April bis August 2018. (Darstellung L. Hirschmann, Amt für Grünflächen, Umwelt und Nachhaltigkeit)

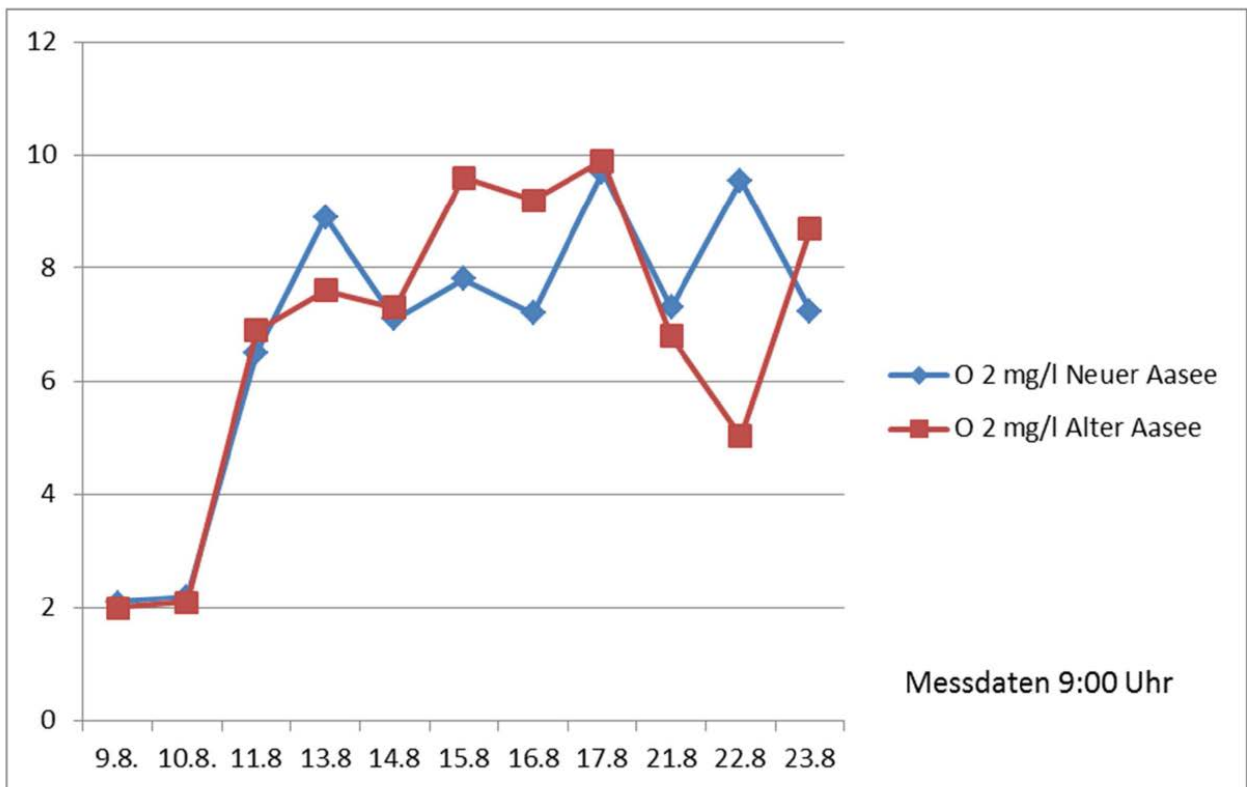


Abbildung 5 Sauerstoffgehalte anhand von Punktmessungen um 09:00 Uhr im Neuen und Alten Aasee vom 09. bis 23. August 2018. (Darstellung L. Hirschmann, Amt für Grünflächen, Umwelt und Nachhaltigkeit)

Ein weiteres Indiz liefert das Schadensbild der verendeten Fische. Insbesondere große Individuen und die Arten mit relativ höheren Sauerstoffansprüchen (insb. Zander und Hechte) verendeten demnach mit weit gespreizten Kiemen, ein typisches Erstickungssymptom unter Sauerstoffmangel.



Abbildung 6 Schadensbild des Fischsterbens im Aasee. In der Mitte ein verendeter adulter Zander mit weit gespreizten Kiemen als typisches Symptom für das Verenden durch Sauerstoffmangel. (Quelle: Westfälische Nachrichten; Bildnachweis: Matthias Ahlke)

Das Fischsterben war deshalb m. E. ursächlich durch den Sauerstoffmangel verursacht, ev. in Zusammenhang mit Blaualgentoxinen. Ein Indiz dafür ist das Auffinden toter Wasservögel, die Toxine insbesondere beim Säubern ihrer Gefieder oder in geringerem Maße direkt oder durch verendete Fisch aufnehmen können.

Die sehr hohen Wassertemperaturen über mehrere Wochen im oberen Toleranzbereich der vorkommenden Fischarten haben m. E. ebenfalls eine Rolle gespielt, weil sie einen entsprechenden physiologischen Stress erzeugt haben. Fische haben als wechselwarme Tiere einen temperaturabhängigen Stoffwechsel, der mit ansteigenden Temperaturen proportional steigt. Im vorliegenden Fall traf also ein temperaturbedingt hoher Sauerstoffbedarf der Fische auf ein zeitgleich minimales Sauerstoffangebot.

Das andere fischgiftige Stoffe oder das Einleiten von Fremdstoffen für ein Fischsterben in der eingetretenen Größenordnung und unter den gegebenen Randbedingungen eine Rolle gespielt haben, muss aufgrund fehlender Messwerte offen bleiben, ist aber in Anbetracht der beobachteten akuten Symptome und von der Indizienkette her sehr unwahrscheinlich.

Phytoplanktonentwicklung

Seit den 1990er Jahren traten im Aasee in immer stärkerem Maße Wasserqualitätsprobleme auf. Im Jahr 2000 wurden erstmals Cyanophyceen im Aasee nachgewiesen, seit 2004 mit hoher Dominanz in der gesamten Vegetationsperiode.

Aufgrund der Problematik wird am Aasee durch die Stadt Münster (Amt für Grünflächen, Umwelt und Nachhaltigkeit) ein intensives Monitoring der Algenentwicklung mit kontinuierlichen Sonden betrieben, mit der die Entwicklung im Jahr 2018 im gesamten See sehr gut dokumentiert ist. Zu Einsatz kommen Sonden, mit denen der Chlorophyll-a Gehalt als Indikator für die Gesamtalgenbiomasse und der Anteil an Cyanobakterien an bis zu zehn Stationen im longitudinalen Transsekt des Aasee gemessen wird.

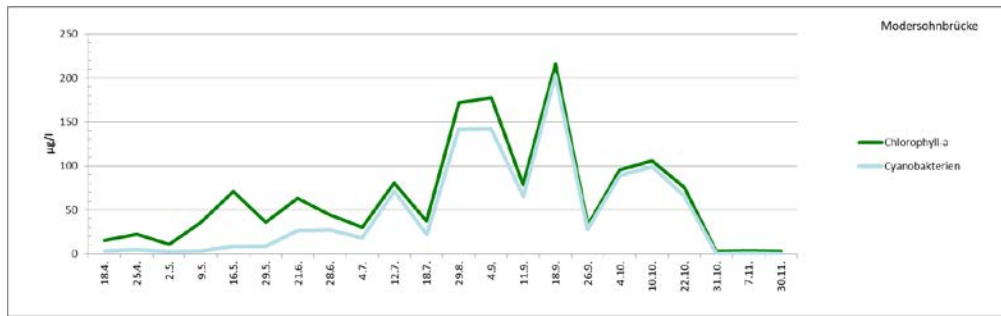


Abbildung 7 Jahresgang von Chlorophyll-a und Cyanobakterien an der Station Modersohnbrücke (Quelle: Stadt Münster)

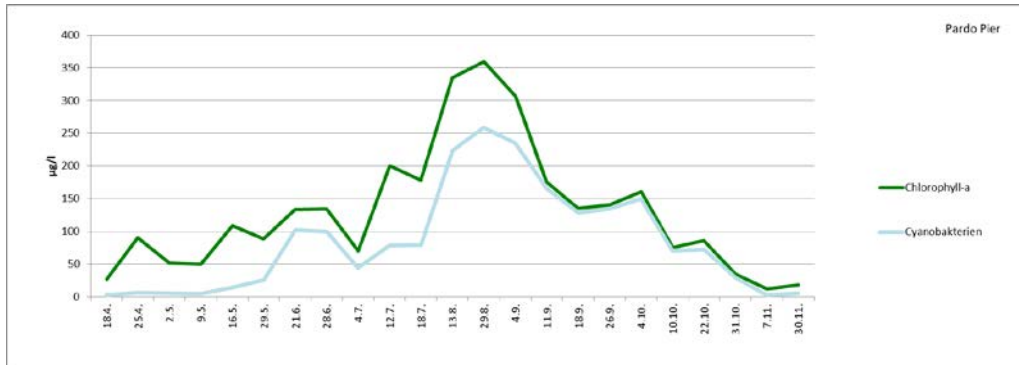


Abbildung 8 Jahresgang von Chlorophyll-a und Cyanobakterien an der Station Pardo Pier (Quelle: Stadt Münster)

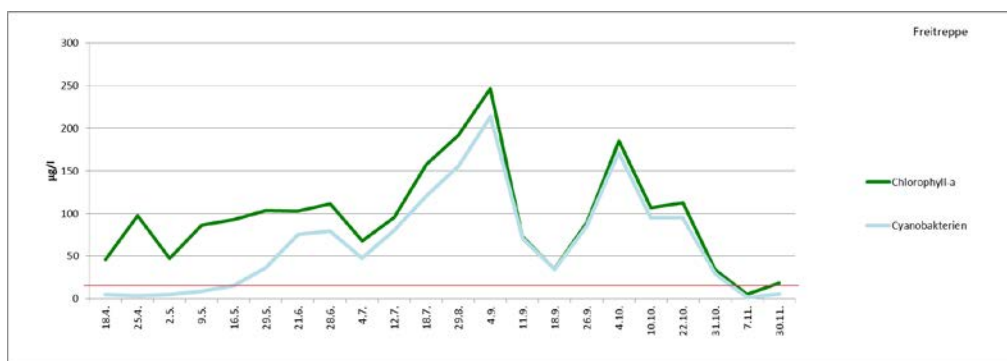


Abbildung 9 Jahresgang von Chlorophyll-a und Cyanobakterien an der Station Freitreppe (Quelle: Stadt Münster)

Die Messungen zeigen für die gesamte Vegetationsperiode im gesamten See hohe bis sehr hohe, durch Cyanophyceen (umgangssprachlich „Blaualgen“) dominierte Algenentwicklungen, die typisch für hypertrophe (extrem nährstoffreiche) Gewässer sind (Abbildung 6, Abbildung 7, Abbildung 8). Eine extreme Algenblüte bildete sich demnach im Zuge der niederschlagsarmen, sonnenreichen Hitzeperiode ab Anfang Juli aus und erreichte ihre Höchstwerte in der zweiten Julihälfte.

Obwohl der See eher klein ist und einen in West-Ost-Richtung homogenen Wasserkörper aufweist, bestehen zwischen den Stationen deutliche Unterschiede in der Planktodynamik. Diese könnten durch kleinräumige Schichtungsphänomene, lokale Kurzschlussströmungen oder kleinräumige Unterschiede in den Nährstoffgehalten durch Rücklösung aus dem Sediment begründet sein.

Um diesem Phänomen näher nachzugehen, wurden Satellitenaufnahmen herangezogen und ausgewertet (Abbildung 9, Abbildung 10).

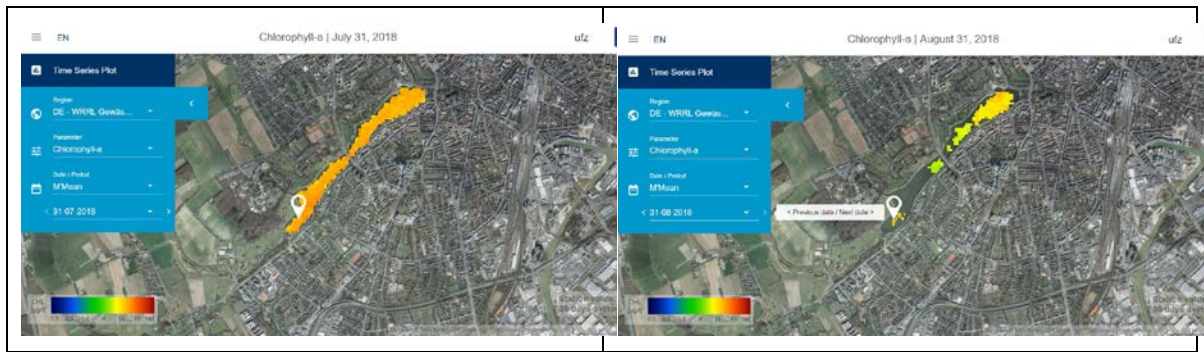


Abbildung 10 Chlorophyll-a Verteilung im Aasee am 31. Juli 2018 (links) und am 31. August 2018 (rechts)
(Quelle: EOMAP)



Abbildung 11 Verteilung des Indikators für Cyanophyceen (HAB: Harmful Algal Blooms; Schädliche Algenblüten) im Aasee am 31. Juli 2018 (links) und am 31. August 2018 (rechts) (Quelle: EOMAP)

Es werden jenseits der zeitlichen Variabilität zwischen den zwei Aufnahmen im Juli und August zwei Grundmuster deutlich. Die Algenbiomasse ist in der lateralen Dimension sehr viel homogener als longitudinal und der Alte Aasee scheint stärkere Algenblüten auszubilden als der Neue Aasee. Dieses Muster würde erklären, warum das Fischsterben verstärkt im westlichen Seebereich auftrat und zumindest ein Teil des Fischbestandes im Neuen Aasee überlebte, was durch Elektrofischungen Ende November bestätigt werden konnte.

4. Hydrologisch-ökologische Bedingungen Aasee 2019 im Vergleich zu 2018

Lufttemperaturen

Die Jahre 2018 und 2019 waren als meteorologische Jahre ausgeprägt warm und die mittleren Monatstemperaturen lagen mit wenigen Ausnahmen zum Teil deutlich über den langjährigen Mittelwerten.

Das Jahr 2018 war bereits ab dem Frühjahr ausgesprochen warm mit Temperaturanomalien von +3,6 und +3,8 °C im April und Mai. Der Juli als Monat vor dem Fischsterben war gegenüber dem langjährigen Mittelwert um 3,1 °C zu warm.

Im Jahr 2019 waren die Monate Februar und März sogar noch wärmer, gefolgt von einem kühlen Mai, aber einem noch sehr viel wärmeren Frühsommer mit +4,0°C im Juni und +1,2 °C im Juli. Die Temperaturanomalien im Hochsommer im August waren in beiden Jahren annähernd identisch (+1,8 bzw. 2,1 °C).

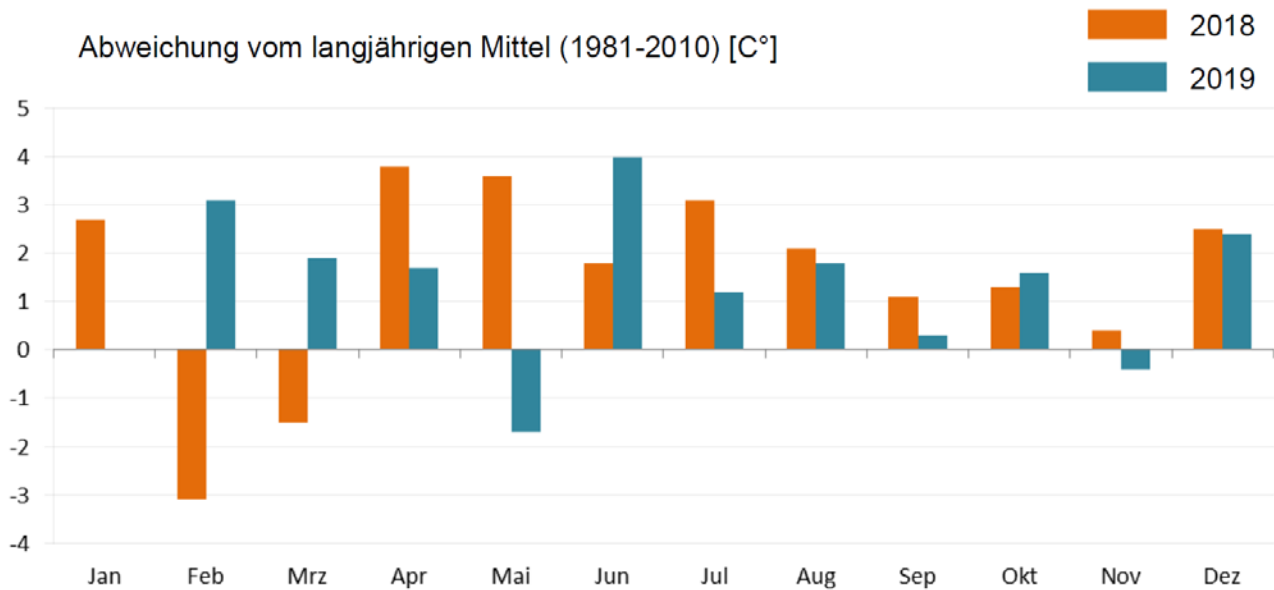


Abbildung 12 Anomalien der Lufttemperaturen 2018 und 2019 im Vergleich zum langjährigen Mittel, DWD-Station Münster-Osnabrück (Hirschmann und Kramer, 2020)

Niederschläge

Das Jahr 2019 war als hydrologisches Jahr abermals durch ausgeprägte Schwankungen im Niederschlagsregime im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten gekennzeichnet.

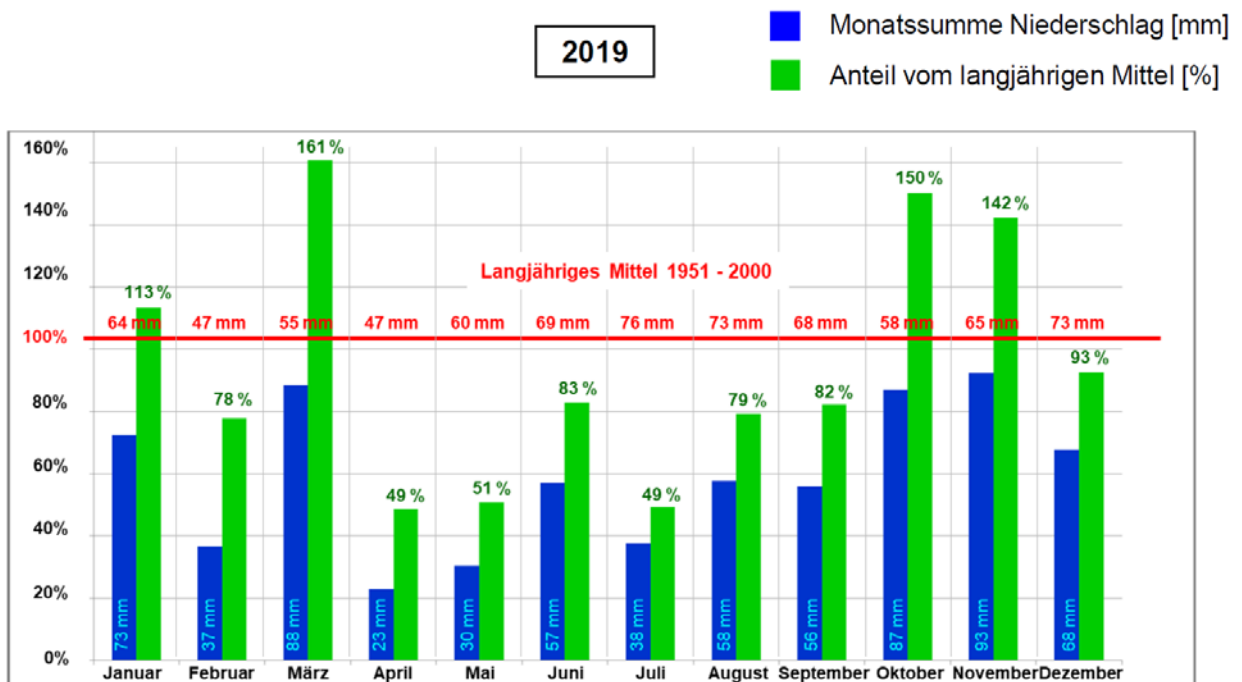


Abbildung 13 Niederschläge von Januar bis Dezember 2019 im Vergleich zum langjährigen Mittel, Station Zoo (Hirschmann und Kramer, 2020)

Der Januar, März, Oktober und November waren durch zum Teil weit überdurchschnittliche Niederschläge gekennzeichnet (113% bis 161%), während die gesamte Zeitspanne von April bis September wiederum durch zum Teil extreme Niederschlagsdefizite gekennzeichnet waren. Insbesondere die

Monate April und Juli wiesen mit 23 und 28 mm nur jeweils 49% der langjährigen Niederschlagsmittel in diesen beiden Monaten auf.

Hinsichtlich der Niederschlagsdefizite und deren jahreszeitlichen Verläufen sind beide Jahre daher in wesentlichen hydrologischen, wassergütewirtschaftlichen und ökologischen Aspekten für den Aasee vergleichbar.

Hydrografie und Abflüsse

In beiden an dieser Stelle zu vergleichenden Jahren 2018 und 2019 ist der regionen-typische Rückgang der Abflüsse von hohen Werten im Winterhalbjahr durch hohe Niederschläge und geringe Evapotranspiration hin zu ausgeprägten Niedrigwasserperioden im Sommerhalbjahr gekennzeichnet, die durch einzelne und kurze Abflussereignisse unterbrochen sind.

Sehr auffällig ist das in beiden Jahren ausgesprochen ähnliche Muster des Abflussregimes von Januar bis Ende Mai/Anfang Juni. Im Sommerhalbjahr ab Mai/Juni traten in der Münsterschen Aa in beiden Jahren längere Perioden ausgeprägter Niedrigwasserabflüsse auf, die auf weniger als 100 l/s zurückgingen. Während die Niedrigwasserperioden 2018 bis in den Oktober hinein nur durch kleinere Niederschlagsereignisse und in der Folge geringen Abflußspitzen unterbrochen wurden, fielen diese im Sommer 2018 bei etwa gleicher Anzahl und Abfolge jeweils deutlich höher aus. Die circa vierwöchigen Perioden sehr geringer Zuflüsse bei gleichzeitig hohen Temperaturen von Mitte Jul bis Mitte August, in denen sich aufgrund der abiotischen Faktoren Temperatur, hoher Sonneneinstrahlung und langer Aufenthaltszeiten besonders starke Algenblüten ausbilden können, sind in beiden Jahren sehr ähnlich ausgeprägt und erlauben vergleichende Rückschlüsse.

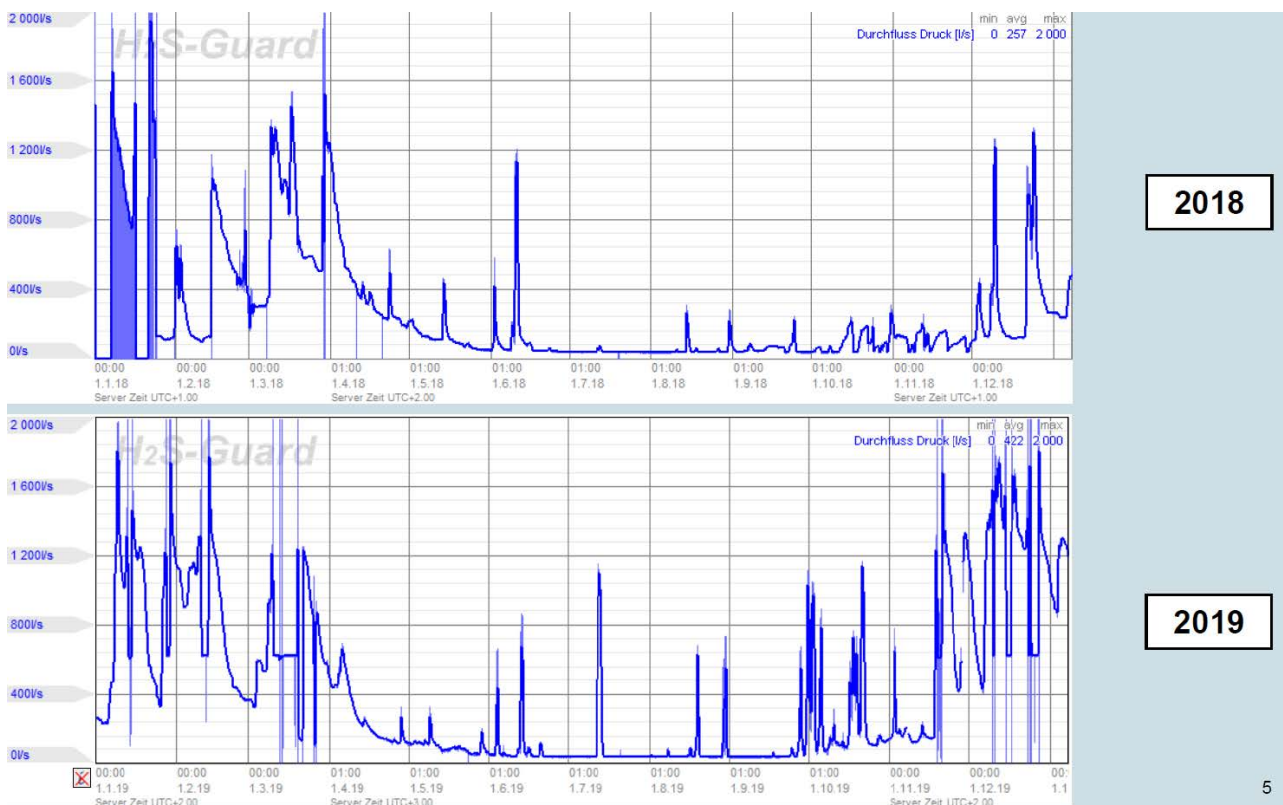


Abbildung 14 Abflüsse der Münsterschen Aa am Pegel Roxeler Straße vom 01.01. bis 31.12.2018 und 2019

Wassertemperaturen

Die Wassertemperaturen im Aasee lassen sich für das Jahr 2019 exemplarisch anhand der Meßperiode von Januar bis November der Meßstation „Neuer Aasee“ einschätzen (Abbildung 15).

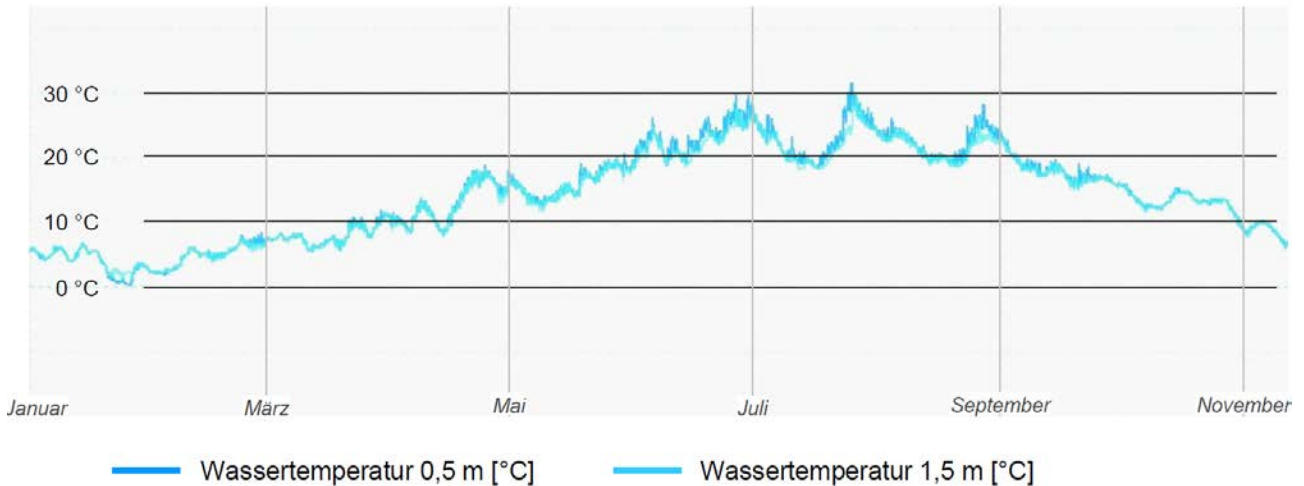


Abbildung 15 Kontinuierlich gemessene Wassertemperaturen im Aasee (Meßstation Neuer Aasee) vom Januar bis November 2019 in 0,5 und 1,5 m Wassertiefe (Hirschmann und Kramer, 2020)

Die Jahresgang war 2019 demnach von niedrigen Wintertemperaturen einer kurzen Periode mit Eisbildung Ende Januar und anschließend durch stetig steigende Temperaturen mit Höchstwerten Ende Juni/Anfang Juli und im August gekennzeichnet. Diese erreichten Maximalwerte von 30 Grad und mehr, was wie 2018 in den Grenzbereich der von einheimischen Fischarten tolerierten Temperaturen reicht.

Die Differenzen zwischen den in 0,5 und 1,5 m Tiefe gemessenen Temperaturen sind gering und zeigen, dass der Aasee ganzjährig in der Wassersäule keine stabilen Schichtungen ausbildet, was aufgrund der geringen Tiefen und Windexposition des Wasserkörpers auch nicht zu erwarten ist.

Für den Zeitraum von Mai bis November 2019 liegen zudem zeitgleich Stichpunktmessungen der Temperaturen im Alten und Neuen Aasee vor (Abbildung 16).

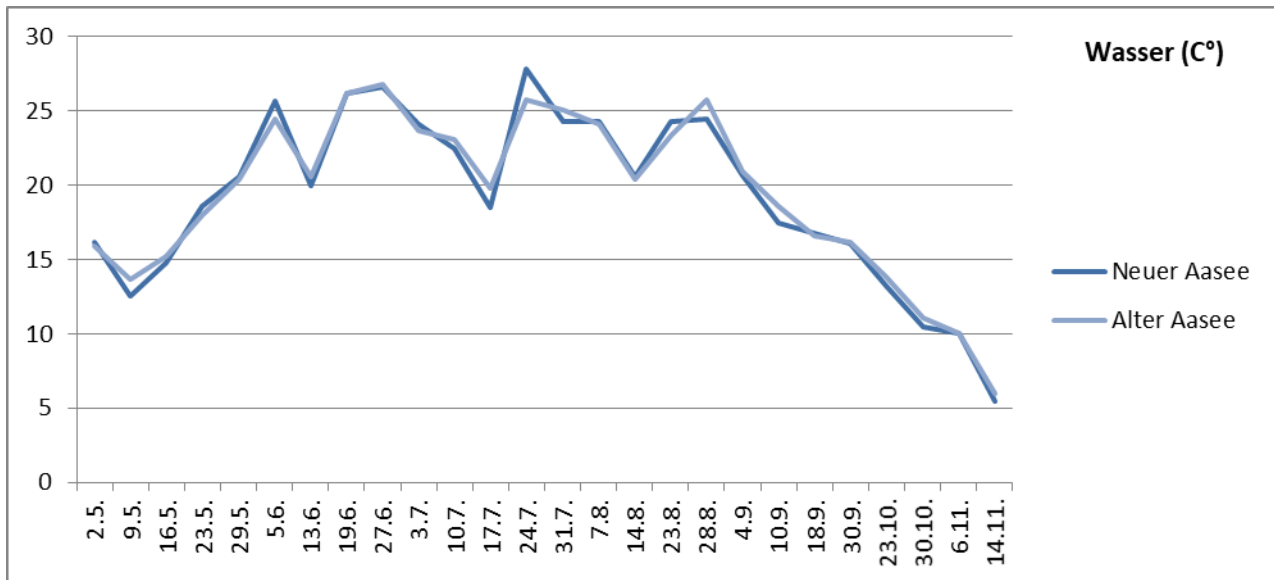


Abbildung 16 Wassertemperaturen in Stichprobenmessungen im Neuen und Alten Aasee von Mai bis November 2019.

Beide Wasserkörper unterscheiden sich in ihrem Temperaturregime nur an einzelnen Messtagen und die Unterschiede sind jeweils relativ gering. Dies bedeutet, dass der Aasee in seinem Wärmehaushalt als insgesamt homogener Wasserkörper angesehen werden kann und es in thermisch kritischen Situationen keine Wasserkörper gibt, die als Refugien oder Ausweichräume dienen können.

Sauerstoff

Für das Jahr 2019 lagen Messungen der Sauerstoffgehalte in Stichproben von Anfang Mai bis Mitte November 2019 vor (Abbildung 17 und Abbildung 18).

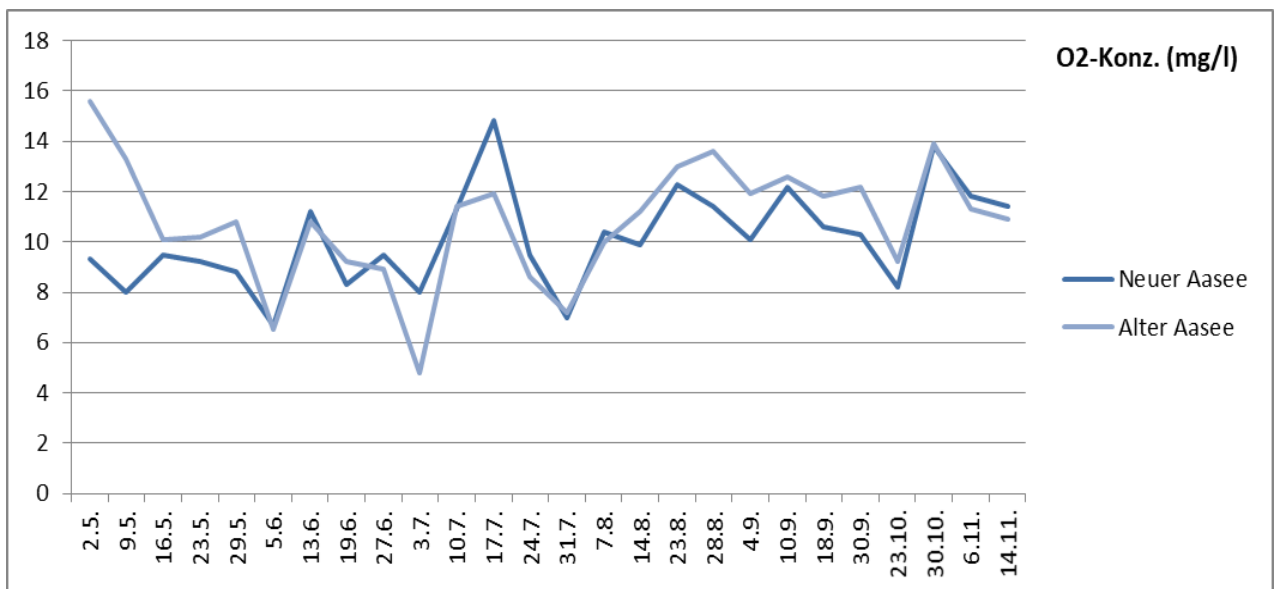


Abbildung 17 Sauerstoffgehalte in Stichprobenmessungen im Neuen und Alten Aasee von Mai bis November 2019.

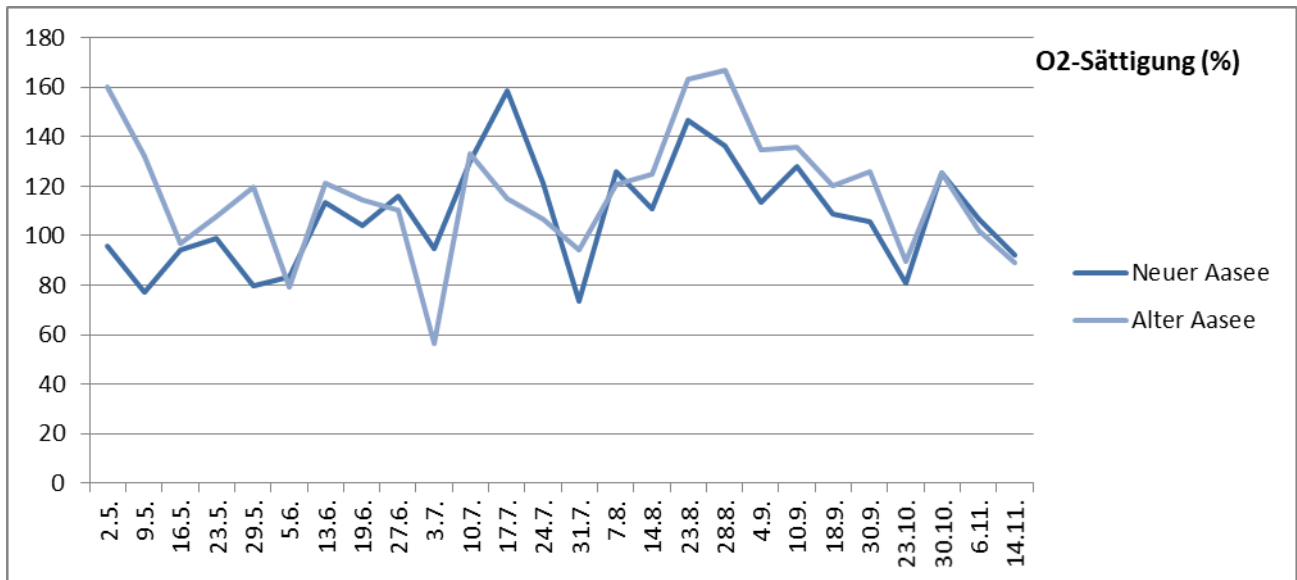


Abbildung 18 Sauerstoffsättigungen in Stichprobenmessungen im Neuen und Alten Aasee von Mai bis November 2019.

Die Sauerstoffwerte hatten auch bei den Stichprobenmessungen im Jahr 2019 große Schwankungsbreiten zwischen 60% und 160% Sättigung, wie sie für eutrophe Flachgewässer typisch ist. Die zum Teil hohen Übersättigungen sind auch in diesem Jahr auf die Sauerstoffproduktion der Algen zurückzuführen, die abhängig von Lichtangebot und Biomasse entsprechende Dynamiken aufweist.

Obwohl aber die meteorologischen und hydrologischen Randbedingungen ähnlich kritisch waren wie im Jahr 2018, kam es nur kurzzeitig und auch nur in Teilen des Aasees zu niedrigen Sauerstoffwerten. Diese betrugen bei einer Messung am 03.07.2019 im alten Aasee knapp 60% Sauerstoffsättigung entsprechend $5 \text{ mg l}^{-1} \text{ O}_2$ und lagen damit in einem für die Fischfauna noch unkritischen Bereich. Zeitgleich waren die Werte im Neuen Aasee mit $8 \text{ mg l}^{-1} \text{ O}_2$ sehr viel höher und lagen nahe der Sättigungsgrenze.

Ein differenzierteres Bild zeigen die kontinuierlichen Sauerstoffmessungen im Neuen Aasee von Oktober 2018 bis Dezember 2019.

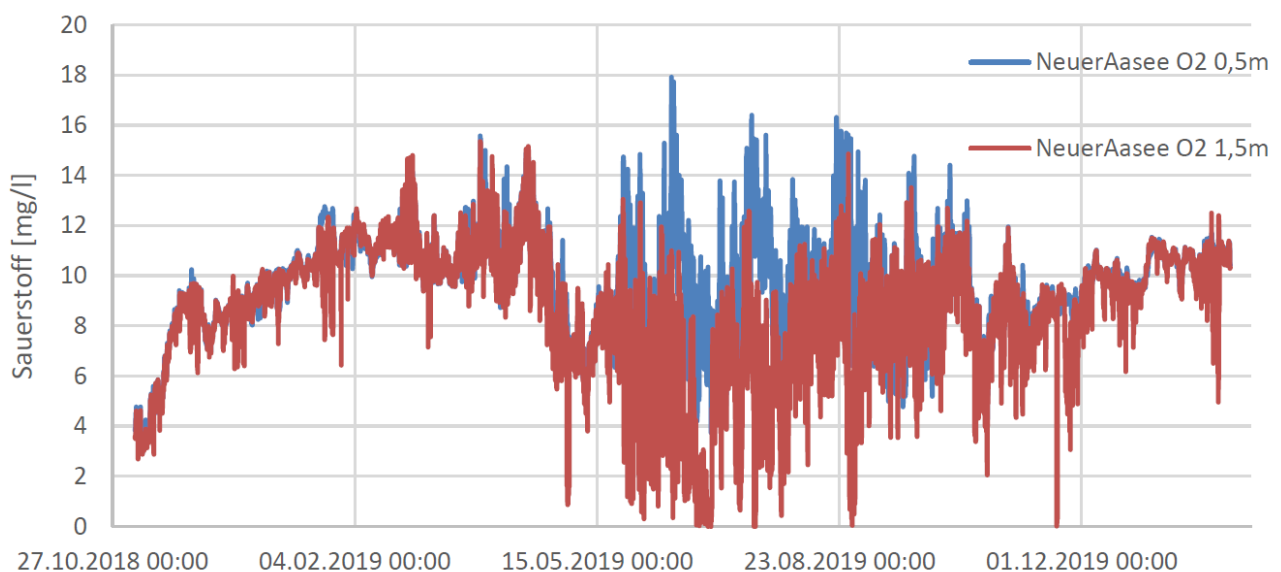


Abbildung 19 Sauerstoffgehalte in aus kontinuierlichen Messungen im Neuen Aasee von Oktober 2018 bis Dezember 2019.

Danach kam es auch im Sommer 2019 über drei Monate hinweg zu ausgeprägten Unterschieden der Sauerstoffgehalte im Oberflächen nahen Wasser in 0,5 m Tiefe im Vergleich zu den Verhältnissen nahe über Grund in 1,5 m (Abbildung 18). Dies deutet auf eine starke Sauerstoffzehrung in den Sedimenten hin, die die Sauerstoffgehalte regelmäßig unter die für die Fischfauna kritischen Werte von 4 mg l^{-1} absinken lassen, immer wieder sogar auf Werte unter 2 bis nahezu 0 mg l^{-1} . Diese Sauerstoffgehalte sind dann maßgeblich für die Redox-Verhältnisse an der Grenzschicht zwischen Wasser und Sedimenten und damit verbunden insbesondere für das gewässerinterne Fällungs- und Freisetzungsregime der Makronährstoffe Phosphor und Stickstoff.

Phytoplanktonentwicklung

Die Phytoplanktonentwicklung für die beiden Komponenten Chlorophyll-a und Cyanobakterien von Mai bis November in den Jahren 2018 und 2019 zeigt Abbildung 19.

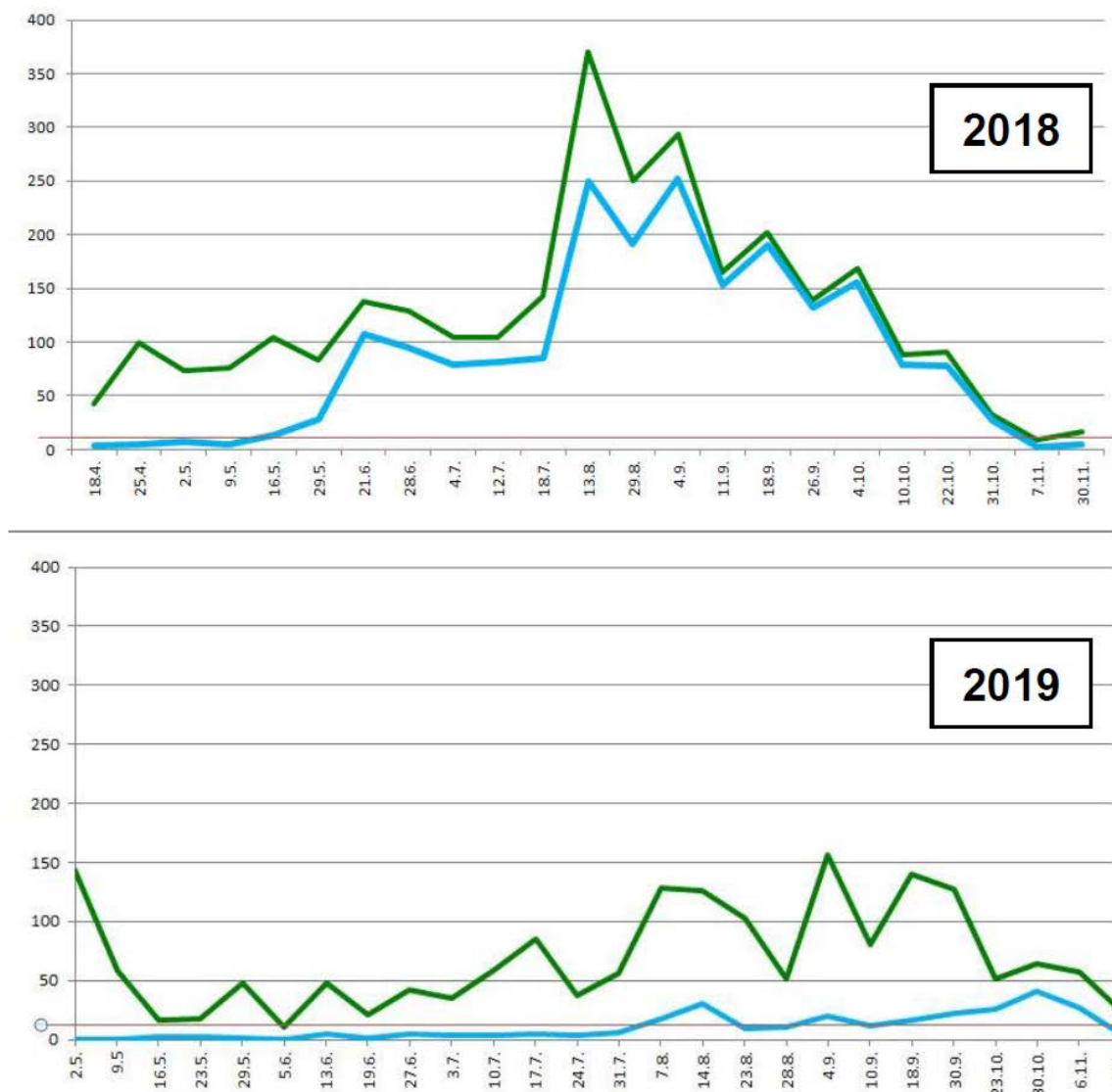


Abbildung 20 Phytoplanktonentwicklung (Grün: Chlorophyll-a; Blau: Cyanobakterien in $\mu\text{g l}^{-1}$) im Aasee von Mai bis November 2018 und 2019.

Trotz der sehr ähnlichen und extremen meteorologischen sowie hydrologischen Verhältnisse in beiden Jahren unterscheiden sich die Algenentwicklung und damit das Eutrophierungsgeschehen grundlegend. Dies betrifft insbesondere die zeitliche Entwicklung, die Maximalwerte und den Anteil der Cyanobakterien im Verhältnis zum Chlorophyll-a.

Im Jahr 2018 betrugen die Maximalwerte des Chlorophyll-a kurz nach dem Fischsterben Anfang August über $350 \mu\text{g l}^{-1}$ bei gleichzeitigen Cyanobakterienggehalten von bis zu $250 \mu\text{g l}^{-1}$. Das Maximum dieser Algenblüte war gekennzeichnet durch eine voran gegangene exponentielle Wachstumsphase ohne erkennbare limitierende Faktoren. Ein weiteres auffälliges Charakteristikum im Jahr 2018 war die nahezu vollständige Dominanz der Cyanobakterien im Spätsommer und Herbst über mehrere Monate hinweg mit ausgesprochen hohen Werten, die erst Anfang November wieder Schwellenwerte von $10 \mu\text{g l}^{-1}$ unterschritten.

Im Jahr 2019 war das Regime des Algenwachstums von einer Frühjahrsalgenblüte im Mai gekennzeichnet, die für eutrophe Gewässer in Mitteleuropa typisch ist und regelhaft auftritt. Im Aasee erreichte sie Werte von rund $150 \mu\text{g l}^{-1}$ Chlorophyll-a ohne nennenswerte Anteile von Cyanobakterien.

Diese Algengehalte nahmen bis Mitte Mai auf rund $10 \mu\text{g l}^{-1}$ Chlorophyll-a rapide ab, obwohl die abiotischen Wachstumsfaktoren wie Licht, Temperatur und Nährstoffangebot zu einem ähnlichen Wachstum wie im Jahr 2018 hätten führen müssen. Sie blieben auch im weiteren Verlauf des warmen und regenarmen Sommers bis in den Juli hinein auf für den Aasee niedrigem Niveau von bis zu $50 \mu\text{g l}^{-1}$ Chlorophyll-a und stiegen erst im Spätsommer und Herbst wieder auf die Werte der Frühjahrsalgenblüte an. Die Anteile der Cyanobakterien blieben in der gesamten Vegetationsperiode gering mit einer kleinen Spitze etwa Mitte August und höheren Werten bis zu $45 \mu\text{g l}^{-1}$ im Oktober.

Als Ursache für die markanten Unterschiede in der Wasserqualität und im ökologischen Zustand des Aasee zwischen den Jahren 2018 und 2019 scheiden meteorologische und hydrologische Faktoren sowie ein unterschiedliches Nährstoffregime aus. Vielmehr geben Beobachtungen aus dem Monitoring am Aasee durch Herrn Lutz Hirschmann (Amt für Grünflächen, Umwelt und Nachhaltigkeit) hinreichend Evidenz, dass Massenentwicklungen von filtrierendem Zooplankton für diese Verhältnisse verantwortlich waren (Abbildung 19).

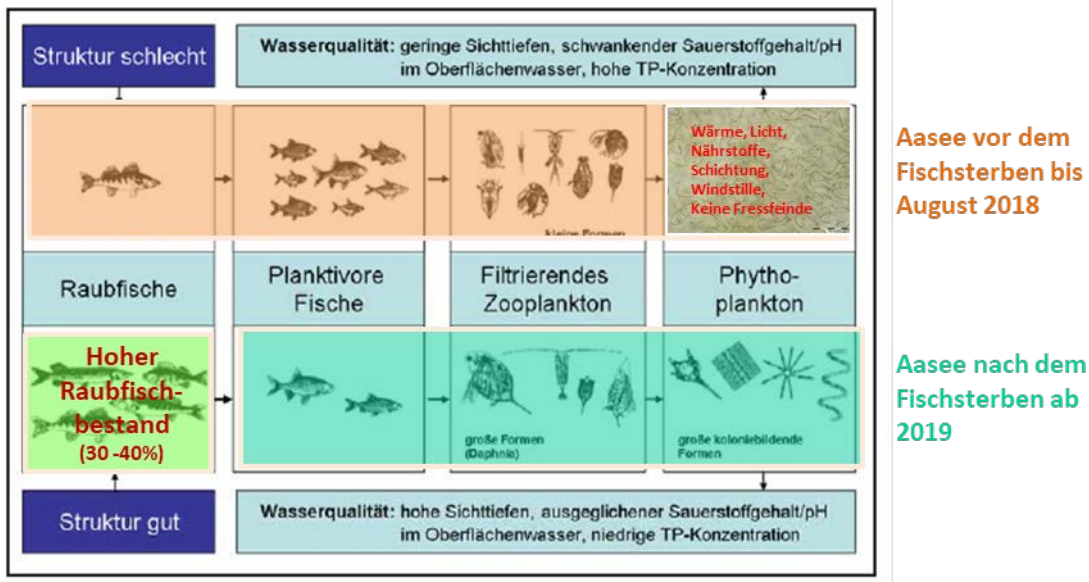


Abbildung 21 Massenentwicklung von filtrierendem Zooplankton im Aasee im Mai 2019.

Ein solches Massenaufkommen von großen (*Daphnia spec.*) und kleineren filtrierenden Kleinkrebsen (*Bosmina spec.*) konnte Anfang Mai 2019 in Aasee beobachtet werden, in dessen Folge ein „Klarwasserstadium“ mit Sichttiefen bis zum Grund, d. h. über 1,5 m Wassertiefe beobachtet wurden. Dies war für die Vegetationsperiode ein bisher nicht bekannter Zustand im Aasee.

Die zugrunde legende Wirkungskette sind Wechselbeziehungen im biologischen Nahrungsnetz. Die entweder als einzelne Zellen oder als Agglomerate verbundenen einzelligen Algen werden im freien Wasser eines Gewässers durch filtrierende Organismen „abgeerntet“. Besonders wichtig sind dabei filtrierende Kleinkrebse (Daphnien), Hüpferlinge (Copepoden) und Rädertiere (Rotatorien). Dadurch kann ein Gewässer im Prinzip nahezu algenfrei filtriert werden und dieser Zustand wird als „Klarwasserstadium“ bezeichnet (Lampert und Sommer, 1993). Allerdings haben auch die Algen filtrierenden Organismen wiederum ihre Prädatoren, vor allem planktivore Fischarten, meist aus der Familie der Karpfenartigen Fische (Cypriniden). Diese wiederum haben Barschartige Fischarten (Perciden) oder Hechte (Esociden) als Fressfeinde. Jeder dieser trophischen Ebenen von Produzenten und Konsumenten unterschiedlicher Ordnung kann in Gewässerökosystemen die jeweils darunter liegende Ebene kontrollieren. Deshalb kann ein zu hoher Bestand an Zooplankton fressenden Fischen indirekt die Algen und damit die Eutrophierung fördern, weil das Absterben der Algen ausfällt.

Alle Indizien und Befunde aus dem Monitoring sprechen dafür, dass genau diese Wirkungszusammenhänge im Aasee vorlagen bzw. gegeben sind (Abbildung 21).



(nach Kasprzak et al. 2000, verändert und ergänzt)

Abbildung 22 Konzeptionelles Modell für die Struktur der Nahrungsnetze, Einordnung der Verhältnisse im Aasee vor und nach dem Fischsterben 2018 und bei einem zukünftig anzustrebenden Raubfischbestand von 30 -40% der Fischbiomasse.

Dem Fischbestand und der fischereilichen Bewirtschaftung kommt deshalb eine wichtige Rolle bei der Entwicklung und Umsetzung einer Resilienzstrategie für eine gute Wasserqualität und nachhaltige Mehrfachnutzungen des Aasee zu.

5. Fischbestand und Wasserqualität

Fischbestand und Fischsterben 2018

Der Aasee ist ein hoch produktives Gewässer mit einem für das Tiefland in der Artenzusammensetzung typischen Fischbestand aus Cypriniden (karpfenartigen Fischen) und Barschen, Zandern und Hechten als dominanten Raubfischen. An dieser Stelle soll auf zwei besonders auffällige und relevante Aspekte näher eingegangen werden.

Nach den öffentlichen Verlautbarungen sind beim Fischsterben am 08./09. August 2018 20 Tonnen Fische verendet. Diese Zahl kann als verlässlich gelten, weil die Kadaver entsorgt werden mussten und dabei die Gesamtmenge gewogen wurde. Bezogen auf die Wasserfläche entspricht dies näherungsweise einer Biomasse von $20.000 \text{ kg} / 40 \text{ ha} = 500 \text{ kg Biomasse/ha}$. Dies entspricht Werten, wie sie in natürlichen Gewässern nur äußerst selten vorkommen (Barthelmes 1981), bzw. die in der Karpfenteichwirtschaft erreicht werden und hier der „Ertragsklasse I“ entsprechen. Ich halte es für wahrscheinlich, dass die enormen Fischdichten, die sich zudem in einigen Seenzonen während der kritischen Phase Anfang August verdichtet haben, eine weiterer Co-Faktor für das Auftreten und das Ausmaß des Fischsterbens waren.

Eine Fischdichte in der gegebenen Größenordnung hat einen entsprechenden Nahrungsbedarf, den die Cypriniden überwiegend durch Nahrungsaufnahme vom Grund decken müssen, weil die Zooplanktonproduktion trotz der hohen Algendichten dafür nicht ausreichen kann. Dabei tragen sie mutmaßlich zusätzlich zu den kritischen Redox-Verhältnissen erheblich zur Remobilisierung der im

Sediment gebundenen Nährstoffe bei. Zudem wird Zooplankton, dass zumindest zeitweise zur Kontrolle der Algenentwicklung beitragen kann, auf unterkritische Dichten dezimiert. Das hat allerdings für das Aufkommen der Cyanobakterien keine zentrale Bedeutung, weil diese aus physiologischen und morphologischen Gründen (Bildung Toxinen bzw. von Kolonien) als Nahrung gemieden werden.

Die Alterszusammensetzung des Fischbestandes zum Zeitpunkt des Fischsterbens zeigt augenscheinlich einen breiten Altersaufbau. Die Fotografien der verendeten Fische zeigen bei den Raubfischen Zander über 70 cm Länge, Hechte über 1 m Länge sowie bei den Friedfischen Brachsen über 50 cm Länge. Solche Individuen sind unter den gegebenen trophischen Bedingungen über 5 – 10 Jahre alt und zeigen, dass die immer wiederkehrenden, zeitweise kritischen Lebensbedingungen im Aasee die Ausbildung ausgeprägter Alterspyramiden im Fischbestand dennoch zulassen. In Anbetracht der außerordentlich großen Fischdichten wären Anzeichen einer „Verbüttung“ (Kleinwüchsigkeit) zu erwarten gewesen, was aber augenscheinlich nicht der Fall ist.

Die fischereiliche Bewirtschaftung des Aasee ist daher auch aus Gründen der fischereilichen Produktivität mit in die Resilienzstrategie und die zukünftigen Lösungsoptionen einzubeziehen.

Fischbestand 2019

Auf Vorschlag des Verfassers dieses Gutachtens wurde aufgrund dieser Befunde im Juli 2019 die Ruhr Wasserwirtschafts GmbH mit einer Studie zur Ermittlung des Fischbestandes beauftragt.

Zur Artenerfassung und Abschätzung des Fischbestandes wurden Befischungen durchgeführt und verschiedene Fangmethoden angewandt. Mit Stellnetzen wurden Benthal und Pelagial, das Litoral mittels Elektrofischerei und Reusen befischt (RWG 2019), wobei der gesamte See mit entsprechenden Fangplätzen abgedeckt wurde (Abbildung 21).

Mit diesen Methoden konnten im Aasee 2019 insgesamt 13 Fischarten mit 2.731 Individuen sowie 15 Kamberekrebse nachgewiesen werden. Die in ihren Individuenzahlen häufigsten Arten waren Karpfenartige Fische mit einem Dominanzanteil von 41,84 % ($n = 1.449$) Rotaugen, gefolgt von Güstern ($n = 651/24,49$ %), Brassen ($n = 49/13,13$ %) und Flussbarschen ($n = 23/5,76$ %) (Abbildung 21).

Zur Einschätzung der trophischen Struktur des Fischbestandes wurden zusätzlich die Biomassen der gefangenen Fischarten bestimmt. Danach bestand im Aasee zum Zeitpunkt der Untersuchung 2019, also ein Jahr nach dem großen Fischsterben, bereits wieder ein ausgeprägtes Missverhältnis von Raub- zu Friedfischen von 12,76 % zu 87,24 % bezogen auf die Fischbiomasse und 1,86 % zu 98,14 % auf die Abundanz der gefangenen Fische. Für wirksame positive Nahrungsketteneffekte auf das filternde Zooplankton müsste der Biomasseanteil der Raubfische bei 30 – 40% liegen (vergl. Abbildung 21).

Aus den Daten des Gutachtens zum Fischbestand berechnet sich für die dominante Fischart Rotauge ein Durchschnittsgewicht von 35g/Individuum. Es handelte sich demnach um überwiegend junge Tiere, die entweder die extremen Bedingungen im August 2018 überlebt haben, oder aber aus der Reproduktion im Jahr 2019 stammen (Altersgruppe 0+).

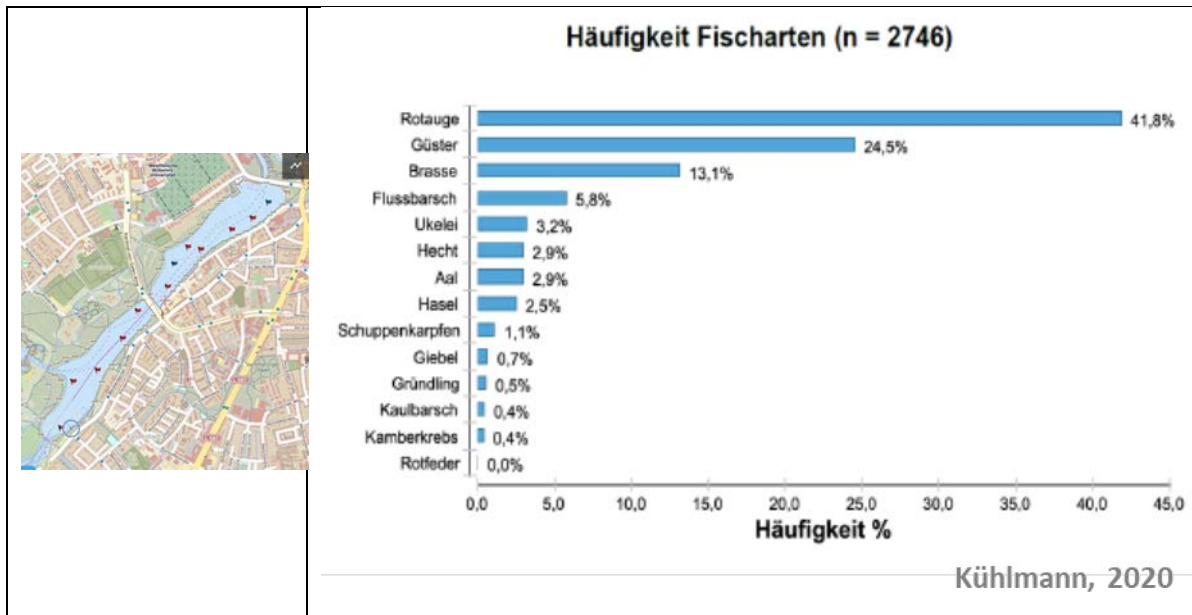


Abbildung 23 Lage der Fangstationen und relative Häufigkeit der Fischarten im Aasee 2019 (RWG 2019).

Über den Altersaufbau des Fischbestandes geben die Längen- und daraus abgeleiteten Altersverteilungen genaueren Aufschluss (Tabelle 1).

Bei der dominanten Fischart Rotaugen gehörten demnach der ganz überwiegende Anteil der Individuen der Altersgruppe 0+ und 1+ an. Rotaugen laichen im Frühjahr im April – Mai bei Wassertemperaturen zwischen 6 und 10 °C, so dass die Altersgruppe 1+ aus der Laichzeit 2018 vor dem Fischsterben stammen muss und diese Katastrophe überlebt haben. Dasselbe gilt für alle anderen Fischarten mit Individuen von 1+ und älter. Das Fischsterben 2018 hatte demnach zwar erhebliche Ausmaße, aber es verblieben für praktisch alle vorkommenden Fischarten Restbestände, bei einzelnen Arten allerdings in sehr geringer Zahl.

Tabelle 1 Altersklassen der Fischarten im Aasee 2019 (RWG 2019)

Altersklassen und Stückzahl Gesamtfang						
Fischart	0+	1+	2+	3+	4+	5+ und älter
Aal						15
Brasse				34	10	5
Flussbarsch	192	30	5	2	1	
Giebel	1					2
Gründling	27	1				
Güster	496	66	25	64		
Hasel	120	1				
Hecht	2	2				2
Kamberkrebs						
Kaulbarsch	17	2				
Rotaugen	545	876	25	3		
Rotfeder		1				
Schuppenkarpfen		1			1	1
Ukelei	149	4	3			

Die Mehrzahl der im Aasee nachgewiesenen Fischarten wird ab dem 3. oder 4. Lebensjahr laichreif (Altersklasse 3+ und älter). Individuen in diesen Altersklassen wurden für praktisch alle Arten entweder gar nicht, oder aber nur in geringer Anzahl nachgewiesen. Von den demnach geringen Restpopu-

lationen geschlechtsreifer Individuen aus erfolgte im Jahr 2019 dennoch eine signifikante Reproduktion und es konnten für 9 Fischarten Individuen der Altersklasse 0+ nachgewiesen werden, für Rotauge, Güster, Hasel, Ukelei und Flussbarsch sogar in erheblicher Anzahl. Vormalis bestandsbildende Arten, z. B. der Zander, konnten hingegen weder subadult noch adult nachgewiesen werden, der Hecht nur in sehr geringer Zahl. Ohne weitere hegerische Maßnahmen ist deshalb davon auszugehen, dass zwar ein sehr schneller Aufbau des Fischbestandes mit entsprechenden Biomassen erfolgen dürfte, die Missverhältnisse in den trophischen Ebenen und in der Artenzusammensetzung aber bestehen bleiben.

Fischereilicher Hegeplan

In einem weiteren Gutachten wurde aufgrund der Ergebnisse der Fischbestandserfassung im Juli 2019 die Ruhr Wasserwirtschafts GmbH deshalb mit der Erstellung eines fischereilichen Hegeplans beauftragt. Die wesentlichen Eckdaten und Empfehlungen werden nachfolgend zusammengefasst.

Pächter des Fischereirechts am Aasee ist der Verein für Fischerei und Gewässerschutz „Frühauf“ Münster 1922 e.V. und damit verantwortlich für die Ausübung einer ordnungsgemäßen Fischerei. Die Angelfischerei ist den Vereinsmitgliedern mit zwei Handangeln vom Ufer aus gestattet. Es gelten die einschlägigen gesetzlichen Schonzeiten und Mindestmaße. Bei den Arten Hecht, Zander und Karpfen wurden für den Aasee die Mindestmaße seitens des Vereins etwas erhöht, gefangene Weißfische müssen entnommen werden. Zum Schutz des verbliebenen Raubfischbestandes darf aktuell nicht auf Raubfische wie Hecht und Zander gefischt werden. Von der Angelfischerei wurden auf diese Weise in den vergangenen Jahren 3.000 – 4.000 kg Fischbiomasse/Jahr im Aasee gefangen und entnommen, was einem jährlichen Ertrag von 75 – 100 kg/ha entspricht. Diese Zahl schwankte in den zurück liegenden Jahren teilweise deutlich, ist gemessen am Fischbestand, dem potentiellen Fischertrag und dem Verlust durch Fischsterben (ca. 20.000 kg entsprechend 500 kg/ha) aber zu relativieren und dürfte in den Jahren vor dem Fischsterben rund 15 % des Fischbestandes jährlich betragen haben.

Zur Bewirtschaftung des Fischbestands führte der Fischereiverein in den zurückliegenden Jahren regelmäßigen Besatz mit Hechten, Zandern, Aalen, Karpfen und Schleien durch (Tabelle 2).

Tabelle 2 Fischbesatz im Aasee von 2005 - 2019 (RWG 2019)

Fischart	Hecht		Zander		Zander		Aal		Karpfen		Schleie	
Jahr	n	cm	n	cm	n	cm	n	cm	n	cm	n	cm
2005	200	30 - 35	385	20 - 25					keine Daten	keine Daten		
2006	500	30 - 35	750	20 - 25								
2007			1.000	20 - 25	2.250	10 - 12						
2008			1.080	18 - 25	2.200	10 - 12	1.400	15 - 17				
2009			1.000	20 - 25	2.000	11 - 14	1.400	15 - 17				
2010			500	20 - 25			1.400	15 - 17				
2011			1.200	20 - 25			1.400	15 - 17				
2012	500	30 - 35	3.000	15 - 20			1.400	15 - 17				
2013	325	25 - 30	1.000	20 - 25			1.400	15 - 17	200	20 - 25	250	15 - 19
2014	500	30 - 35	1.000	20 - 25			1.400	15 - 17	300	20 - 25	500	15 - 19
2015	400	30 - 35					1.400	15 - 17	500	25 - 28		
2016									500	25 - 28	250	16 - 19
2017	400	30 - 35					1.400	15 - 17				
2018	kein Besatz											
2019			1.000	15 - 25								

Insgesamt ist aber festzuhalten, dass die fischereiliche Bewirtschaftung des Aasee in den Jahren vor 2018 durch die gezielte Entnahme der gefangenen Weißfische und den verstärkten Besatz mit Hechten und Zandern bereits wichtige Elemente enthielt, die im Rahmen einer Resilienzstrategie für den Aasee zu stärken sind.

Zukünftige Eckpunkte der fischereilichen Bewirtschaftung sollten in Einklang mit dem Vorschlag aus dem fischereilichen Hegeplan (RWG 2020) Höchstgrenzen für den Fischbestand, ein anzustrebender Raubfischanteil an der gesamten Fischbiomasse.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass Individuen von 13 Fischarten und der Kamberkrebs (*Orconectes limosus*) das massive Fischsterben von 2018 überlebt haben, aber circa 90 % des Gesamtbestandes vernichtet wurde. Bestände einzelner Arten, insbesondere der Zanderbestand dürften praktisch ausgelöscht worden sein. Restbestände der überlebenden Arten hatten sich durch natürliche Vermehrung bereits im Jahr 2019 erkennbar erholt und die gesamte Fischbiomasse ließ sich für 2019 bereits wieder auf etwa 4 – 6 t Biomasse schätzen. Eine Fortsetzung dieses schnellen und von Cypriniden dominierten Anwachsens des Fischbestandes ohne hegerische Maßnahmen in den Folgejahren ist zu erwarten.

Für den Aasee liegt ein nachhaltiger Fischereiertrag bei $\approx 80 - 90 \text{ kg/ha/Jahr}$ entsprechend $\approx 3.500 \text{ kg Fischbiomasse/Jahr}$. Daraus errechnet sich ein nachhaltiger Bestand von $\approx 3 \cdot \text{Ertrag} \approx 10.500 \text{ kg Fischbiomasse im Aasee}$, also rund 10 t. Diese Zahl entspricht ca. 50 % des 2018 verendeten Bestandes und dürfte in den Jahren 2022 -2023 durch natürliche Vermehrung wieder erreicht werden, wenn keine erneuten massiven Verluste eintreten.

Aus ökologischen und wassergütewirtschaftlichen Gründen sollte der Aasee als „Zandersee“ bewirtschaftet werden mit einem Raubfischanteil von 30 – 40% an der gesamten Fischbiomasse. Dafür wird ein entsprechend gezielter Besatz benötigt und empfohlen (Tabelle 3).

Tabelle 3 Empfohlener Fischbesatz im Aasee für das Bewirtschaftungsziel „Zandersee“ (RWG 2020)

Fischart	Bezeichnung	TL cm	n / ha	Menge / N	Besatz-Zeitpunkt
Hecht	Brut	1,5	2.000	80.000	April
Zander	vorgestreckt	3 - 5	500	20.000	Mai
Zander	zweisömrig	25 - 30	20	800	Oktober/November

Die angestrebte Entwicklung des Fischbestandes sollte durch geeignete Monitoringmaßnahmen begleitet werden. Dazu gehören professionelle Netz- und Reusenbefischungen zur Bestandsermittlung hinsichtlich Biomasse, Artenzusammensetzung und Altersaufbau, die methodisch standardisiert und vergleichbar angelegt sein sollten. Seitens der Angelfischerei sollte dies komplementiert werden durch das Führen, Auswerten und Fortschreiben einer gewissenhaften, jährlichen Fang- und Fische-reistatistik.

Es ist absehbar, dass der Besatz mit Raubfischen und die alleinige Befischung der Cypriniden (Weißfische) in der regulären Angelfischerei nicht ausreichen werden, um den Fischbestand in den ökologisch und wassergütewirtschaftlich erforderlichen Grenzen zu bewirtschaften. Deshalb ist hinsichtlich der Angelfischerei zu empfehlen, regelmäßige und koordinierte Hegefischen durchzuführen und diese entsprechend der Monitoringergebnisse sowie Bewirtschaftungsziele durch professionelle Zugnetz- oder Reusenfischerei zu komplementieren.

Hinsichtlich der beabsichtigten Wirkungen auf die Wasserqualität und zur Vermeidung massiver Fischsterben wie im Jahr 2018 ist die Fortführung des Algen- und Wasserqualitätsmonitorings entscheidend. Die Stadt Münster mit seinen nachgeordneten Ämtern betreibt dies bereits in beispielhafter Weise und sollte dies fortsetzen. Es sollte ergänzt werden um das gezielte Monitoring des Zooplankton, insbesondere im Hinblick auf Indikatoren für eine effektive Phytoplanktonfiltration und die Frage, ob im Fischbestand zooplanktonfressende Friedfische dominieren und die großen filtrierenden Zooplanktonarten dezimieren. Ein geeigneter Wert ist der Größenindex der Cladoceren („Wasserflöhe“) als Cadocera Size Index (CSI), der nach standardisierten Methoden von einschlägig ausgewiesenen limnologischen Laboren mit verhältnismäßigem Aufwand bestimmt und bewertet werden kann (ATT, 2008).

Weitere sinnvolle hegerische Maßnahmen betreffen die Lebensraumgestaltung des Aasee als künstlichem bzw. stark verändertem Gewässer und die Unterstützung der Reproduktion von zu fördernden Fischarten, insbesondere Zander und Hecht. Zu nennen sind die Ufergestaltung durch Flachwasserzonen mit submersen und emersen Makrophyten sowie das Einbringen von Laichhilfen für Zander (Dunker et al., 2015; Ernst et al. 2018).

6. Nährstoffverhältnisse und Nährstoffbilanz für den Aasee

Die Nährstoffverhältnisse im Aasee und die Nährstoffbilanzen aus Einträgen, Umsatz im See und Weitertransport sind entscheidend für das Eutrophierungsgeschehen. Maßgebliche Komponenten sind der gelöste und partikulär gebundene Phosphor, in der Summe als Gesamt-Phosphor zusammen gefasst, und der Stickstoff in seinen organischen und anorganischen sowie gelösten und partikulären Komponenten.

Die Probleme mit zu hohen Nährstoffeinträgen in den Aasee sind schon länger bekannt und Gegenstand wasserwirtschaftlicher Maßnahmen (Stadt Münster 2019). So wurde von 2005 bis 2019 eine Phosphatfällung in der Münsterschen Aa mit abflussabhängiger Steuerung von Fällmittel (FeCl_3) an der Roxeler Straße errichtet und betrieben, um die Einträge in den See zu begrenzen.



Abbildung 24 Lage und bauliche Ausstattung der Phosphatfällung Münstersche Aa, Roxeler Straße.

Die Anlage wurde in den zurück liegenden Jahren typischerweise in der Vegetationsperiode von April bis Oktober betrieben, wobei sehr unterschiedliche Mengen an Fällmittel verbraucht wurden. Jährlich wurden demnach 2 bis 11 Tankfüllungen mit je 16.500 l Volumen verbraucht (Amt für Mobilität und Tiefbau, mündliche Mitteilung). Aus diesen Zahlen lässt sich abschätzen, dass im Zeitraum 2011 – 2015 im Ø 3.500 kg PO₄-P/Jahr mit FeCl₃ gefällt und unter aeroben Bedingungen an Fe^{III+} gebunden als FePO₄ in den Aasee transportiert wurden.

Für die Phosphorgehalte in der Münsterschen Aa ist der Wirksamkeit der Fällung anhand der Ges-P Meßwerte für 2018 und 2019 abzulesen.

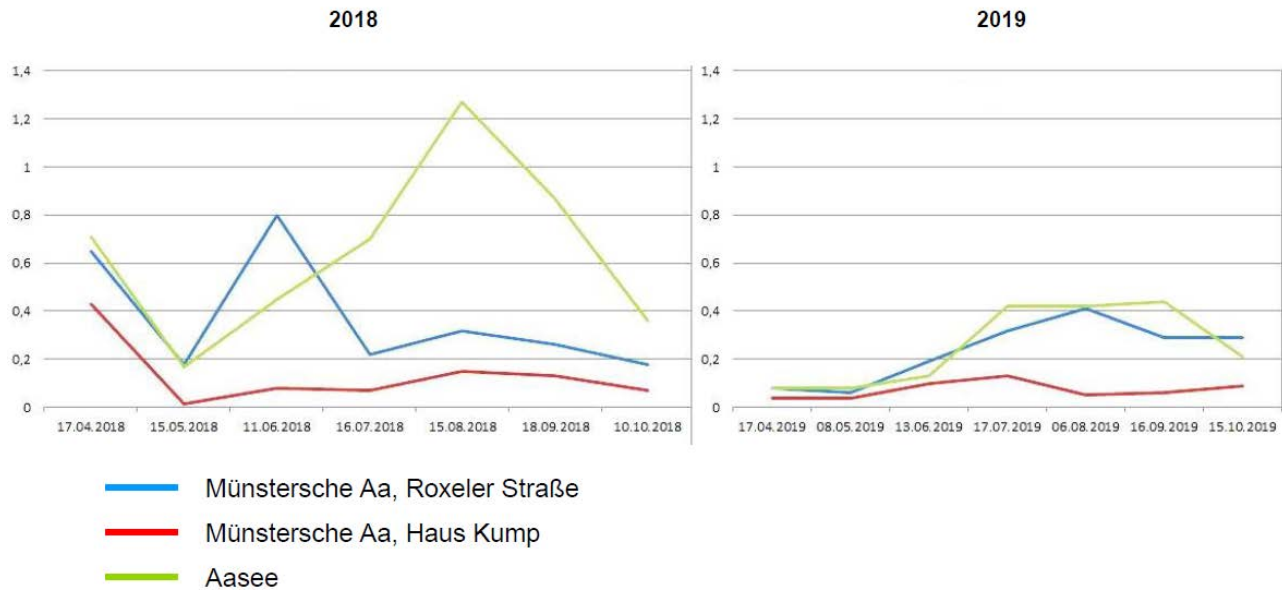


Abbildung 25 Verläufe der Gehalte an Ges-P von April bis Oktober 2018 und 2019 ober- und unterhalb der P-Fällung (Roxeler Straße bzw. Haus Kump) und im Aasee.

Die Münstersche Aa wies in diesen Jahren oberhalb der P-Fällung Werte zwischen 0,1 und 0,8 mg/l⁻¹ Ges-P auf, wobei die Konzentrationsverläufe 2019 bis etwa Juni unter den Werten für 2018 lagen, in der zweiten Hälfte der Vegetationsperiode jedoch darüber. Gemessen an den Orientierungswerten in Anlage 7 der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) für Allgemeine chemisch-physikalische Qualitätskomponenten überschreiten die Ges-P-Gehalte damit weit die Referenzwerte von $\leq 0,05$ mg/l⁻¹ Ges-P als Jahresmittelwert und liegen auch erheblich über denen für einen guten ökologischen Zustand der Münsterschen Aa (0,15 mg/l⁻¹ Ges-P). Ursache dafür sind die Nutzungen im oberhalb liegenden Gewässereinzugsgebiet insbesondere durch Siedlungen mit entsprechendem Abwasser- und Niederschlagswasseranfall sowie die Landwirtschaft.

Durch die Fällung gelang es, die Phosphorgehalte vor Eintritt der Münsterschen Aa in den Aasee (Messstelle Haus Kump) deutlich zu senken und während der Vegetationsperiode unter einem Wert von 0,2 mg/l⁻¹ Ges-P zu halten.

Im Aasee selbst kommt es dann wieder zu deutlich höheren Ges-P-Gehalten, die dauerhaft über den Werten im Zufluss der Münsterschen Aa am Haus Kump und selbst die oberhalb der P-Fällung deutlich überschritten. Mit Werten von 1,2 mg/l⁻¹ Ges-P lagen diese zur Zeit des massiven Fischsterbens im August 2018 in einem für Oberflächengewässer extremen Bereich. Dies ist nur zu erklären durch

seeinterne Rücklösungsprozesse von Phosphor unter Sauerstoffmangelbedingungen aus dem Sediment in den Wasserkörper und die anschließende Festlegung in der Biomasse der Algenblüte.

In diesem Zusammenhang ist auch die Nährstoffbelastung mit Stickstoff von Bedeutung, insbesondere mit Nitrat. Nitrat ist zum einen die dominierende Stickstoffverbindung in der Münsterschen Aa, wobei die Werte starken Schwankungen unterliegen. Es ist zu erwarten, dass die Einträge dominierend aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet und landwirtschaftlichen Einträgen stammen. Sie werden, wie die Messreihe für 2016 zeigt, überwiegend im Winterhalbjahr mit hohen Abflüssen transportiert und eingetragen. Diese Periode wurde in den Messreihen der Folgejahre leider nicht erfasst.

In Zeiten niedriger Abflüsse und in der Vegetationsperiode gehen die Nitratgehalte deutlich zurück, schwanken im Mittel um $2 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$, in einzelnen Perioden wie im Sommer 2018 und 2019 lagen sie sogar deutlich darunter (Abbildung 25).

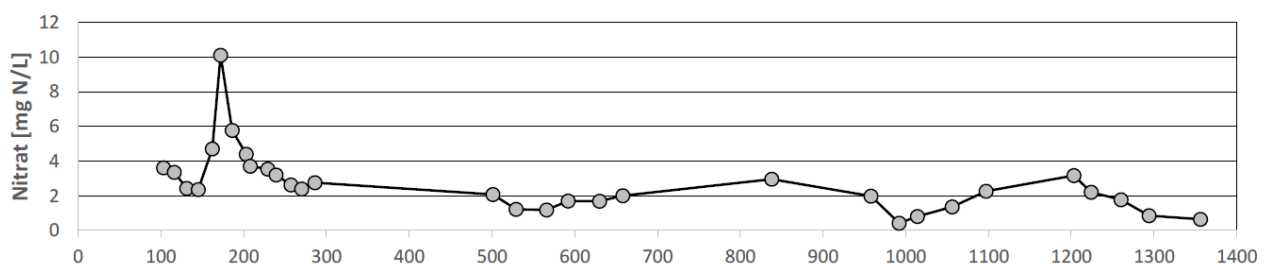


Abbildung 26 Zeitlicher Verlauf der Nitratkonzentrationen in der Münsterschen Aa vor Zufluss in den Aasee 2016 -2019 (Messstelle Haus Kump).

Diese Befunde sind nicht nur für das Eutrophierungsgeschehen über das Algenwachstum von Bedeutung, sondern auch für die P-Rücklösung aus den Seensedimenten. Nitrat ist ein Elektronenakzeptor und kann deshalb die Redox-Potentiale an den Wasser-Sediment-Grenzschichten auf einem Niveau stabilisieren, dass die Reduktion von Eisen^{III+} zu Eisen^{II+} und damit die Rücklösung des gebundenen Phosphors aus dem Sediment begrenzt. Wenn kein oder nur begrenzt molekularer Sauerstoff verfügbar ist (anoxische beziehungsweise hypoxische Verhältnisse), wird Nitrat aber auch von autotrophen und heterotrophen Mikroorganismen prozessiert, indem sie das Nitrat als Elektronenakzeptor (Oxidationsmittel) für ihren oxidativen Energiestoffwechsel nutzen. Endprodukt des Stoffwechsels ist molekularer Stickstoff, der dann aus dem Wasser in die Atmosphäre übergeht.

Aus einer Gesamtperspektive ist die Phosphorfällung insbesondere mit Eisen(III)-Chlorid als Fällmittel m. E. kritisch zu bewerten, da der so gebundene Phosphor nicht Redox-stabil ist und Redox-labile Bedingungen im Aasee regelhaft und wiederkehrend auftreten. Das bedeutet, dass es insbesondere bei den regelmäßig und durch das Monitoring nachgewiesenen sehr geringen Sauerstoffgehalten im Aasee und dem mutmaßlich weitgehend vollständig in Algenbiomasse überführten und/oder durch Denitrifikation aus dem Wasser eliminierten Nitrat-Stickstoff, zu massiven gewässerinternen Rücklösungen von Phosphor aus dem Sediment in den Wasserkörper des Aasees kommt. Es kommt also zu mehreren negativen Rückkopplungen im Stoffhaushalt, die die Algenblüten einer sich selbst verstärkenden Prozesskette anheizen und so Schadenskaskaden bis hin zum Fischsterben in Gang setzen. In diesem Zusammenhang ist von Bedeutung, dass durch den langjährigen Betrieb der Fällungsanlage ein erheblicher Pool von an $\text{Fe}^{\text{III}+}$ gebundenem Phosphor in den Aasee transportiert wurde und dort über die Rücklösung aus dem Sediment wie eine dauerhafte diffuse Quelle wirkt.

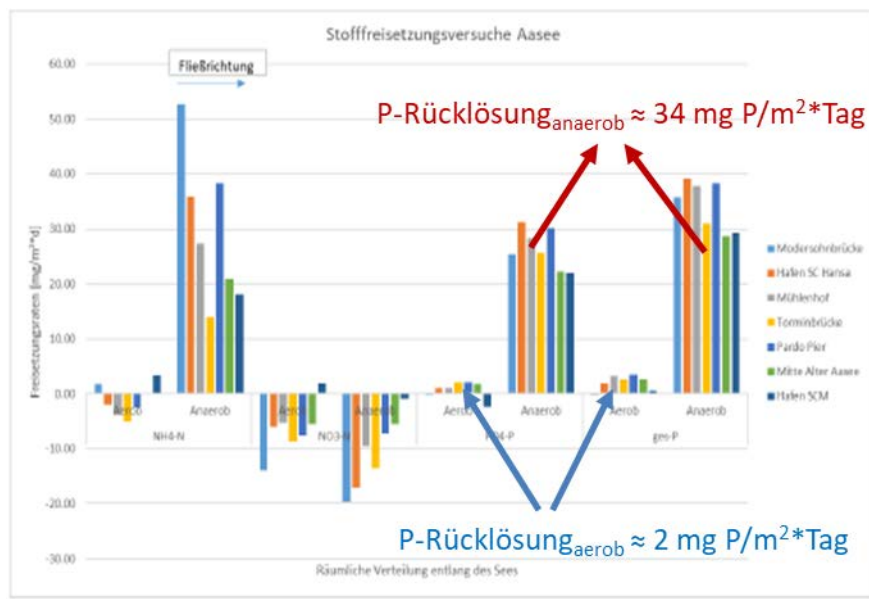
Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet

Um diesen komplexen Zusammenhängen genauer nachzugehen, wurde auf Vorschlag des Verfassers dieses Gutachtens das Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen (FiW) e.V. und das Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und -bewertung e.V. (gaiac) mit einer Studie zur Erstellung einer Nährstoffbilanz unter besonderer Berücksichtigung der Phosphorfreisetzung aus dem Sediment beauftragt. Dieses Gutachten wurde 2020 als Abschlussbericht „Gesamtkonzeption der Aasee-Untersuchung“ vorgelegt (fiw/gaiac, 2020).

Interne Phosphorfreisetzung aus den Seesedimenten

Zur Bestimmung der potentiellen gewässerinternen Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten im Aasee wurden im Jahr 2019 an sieben Probenstellen in Längsrichtung des Aasee zwischen Modersohnbrücke und Hafen SCM weitestgehend ungestörte Sedimentkerne entnommen, in Plexiglaszylinder überführt und im Labor unter unterschiedlichen Redox-Bedingungen inkubiert (fiw/gaiac, 2020).

Nach diesen Versuchen kommt es sowohl für Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) als auch für Phosphor zu einer um Größenordnungen ansteigenden Freisetzung aus dem Sediment unter sauerstoffarmen bzw. -freien Bedingungen gegenüber aeroben Zuständen (Abbildung 27). Beim Nitrat fungieren die Sedimente durch unterschiedliche bio-chemisch-physikalische Prozesse hingegen sowohl bei aeroben als auch unter anaeroben Bedingungen als Senke.



FiW, 2020

Abbildung 27 Rücklösungen von Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$) und Phosphor ($\text{PO}_4\text{-P}$ und Ges-P) aus inkubierten Sedimentkernen aus dem Aasee (fiw/gaiac, 2020).

Bei mehreren Stoffen zeigt sich eine Tendenz hin zu abnehmenden Freisetzungswerten in Durchflussrichtung des Aasee von der Modersohnbrücke in Richtung des Hafen SCM, die auf eine zwar vorhandene, quantitativ aber insgesamt nur wenig bedeutsame Abnahme der Rücklösung von Nährstoffen aus dem Sediment in Längsrichtung des Aasee hindeuten.

Insgesamt bestätigten die in-situ Sedimentuntersuchungen und Rücklösungsversuche im Labor die Indizienkette aus dem Monitoring in der Münsterschen Aa und im Aasee zu den Nährstoffdynamiken

und der wesentlichen Rolle der Sedimente bei der Festlegung und Freisetzung des eingetragenen Stickstoff und Phosphor.

Für Gesamtbilanzen über längere Zeiträume, wie z. B. hydrologische Jahre oder Jahresreihen, ist es aufgrund der Ergebnisse berechtigt, von Mittelwerten auszugehen und diese für die gesamte See- und Sedimentfläche hochzurechnen.

Gesamtbilanz für Phosphor

Wesentlich für die Resilienzstrategie für den Aasee ist eine Gesamtbilanz für Phosphor und Stickstoff, die mit verschiedenen Ansätzen abgeschätzt werden kann.

Im Gutachten „Gesamtkonzeption der Aasee-Untersuchung“ (fiw/gaiac 2020) wurde dafür ein komplexes Gewässergütemodell eingesetzt, das zu den in Tabelle 3 zusammen gefassten Ergebnissen als durchschnittliche Tageswerte kommt.

Tabelle 4 Modellierte Nährstoffbilanz für Phosphor und Stickstoff für den Aasee im „Standardszenario“ (fiw/gaiac 2020)

Nährstoffbilanz	[mg/(m ² · Tag)]
P Zufluss	1.7
PO ₄ -P Sedimentfreisetzung	9.9
P Eintrag durch Fische	2.4
<i>Summe P-Eintrag</i>	14.0
P Sedimentation	5.5
P Ausfluss	7.9
<i>Summe P-Austrag</i>	13.4
N Zufluss	52.3
N ₂ -Fixierung	51.5
NH ₄ -N Sedimentfreisetzung	7.6
N Eintrag durch Fische	12.3
<i>Summe N-Eintrag</i>	111.4
N Ausfluss	76.9
N Sedimentation	48.7
Denitrifikation	5.1
<i>Summe N-Austrag</i>	130.7

Beim Phosphor ist der dominante Prozess in der Nährstoffbilanz die Sedimentfreisetzung (9.9 mgPm⁻²Tag⁻¹), gefolgt von den Ausscheidungen der Fische (2.4 mgPm⁻²Tag⁻¹) und dem Eintrag aus dem Zufluss über die Münstersche Aa (1.7 mgPm⁻²Tag⁻¹). Von dieser Gesamtmenge sedimentieren rechnerisch 5.5 mgPm⁻²Tag⁻¹ und verbleiben im seeinternen P- Kreislauf, 7.9 mgPm⁻²Tag⁻¹ werden aus dem See über den Ausfluss wieder ausgetragen.

Beim Stickstoff ist der dominante Prozess in der Nährstoffbilanz der N-Zufluss über die Münstersche Aa (52.3 mg N m⁻²Tag⁻¹), gefolgt von der Stickstofffixierung im See in annähernd gleicher Größenordnung (51.5 mg N m⁻²Tag⁻¹), den Ausscheidungen der Fische (12.3 mg N m⁻²Tag⁻¹) und über die Freisetzung von Ammonium aus dem Sediment (7.6 mg N m⁻²Tag⁻¹). Von dieser Gesamtmenge wird der weit überwiegende Teil aus dem See über den Ausfluss wieder ausgetragen (76.9 mg N m⁻²Tag⁻¹), rechnerisch sedimentieren 48.7 mg N m⁻²Tag⁻¹ und ein relativ geringer Anteil wird durch Denitrifikation aus dem System entfernt (5.1 mg N m⁻²Tag⁻¹).

Aus den zur Verfügung stehenden Daten zum Wasser- und Stoffhaushalt des Aasee und Literaturwerten für den atmosphärischen Stoffeintrag sowie die Einträge aus der Siedlungsentwässerung lässt

sich für Phosphor eine komplementäre Grobbilanz der wesentlichen Eintragspfade als Jahresfrachten errechnen (Abbildung 28), die der Plausibilisierung dient und weitere Hinweise für die Resilienzstrategie ergibt.



Abbildung 28 Grobbilanz für Phosphor für den Aasee bezogen auf die Jahre 2011 - 2015.

Diese Grobbilanz ergibt für Phosphor ähnliche Relationen wie die Gütemodellierungen für mittlere Tageswerte. Demnach überwiegen die Phosphorrücklösungen aus dem Sediment gegenüber den Einträgen aus der Münsterschen Aa und atmosphärischen Einträgen über die Seeoberfläche. Die Herkünfte der P-Einträge aus den verteilten Quellen im Einzugsgebiet sollten im Zuge der Resilienzstrategie näher zu ermittelt und abgeschätzt werden, welche Maßnahmen dort zu einer wirksamen weiteren Reduzierung der P-Einträge über die Münstersche Aa beitragen können. Hierbei ist insbesondere die Siedlungsentwässerung im Einzugsgebiet zu betrachten (Kläranlagen, eventuell nicht zentral angeschlossene Einwohner und Einträge über Niederschlagswassereinleitungen aus Misch- und Trennkanalisationen). Letztere könnten auch als Direkteinträge aus dem Stadtgebiet Münster in den Aasee eine nicht zu vernachlässigende Rolle spielen und sollten ebenfalls im Rahmen der Resilienzstrategie näher untersucht werden.

7. Resilienzstrategie und Maßnahmen

Bereits während der Erarbeitung dieses Gutachtens und aufgrund des weiteren meteorologisch und hydrologisch extremen Jahres 2019 wurden bereits vor Abschluss des Gutachtens verschiedene Maßnahmen ergriffen und umgesetzt, die einzeln und in Kombination Elemente einer Resilienzstrategie für Aasee darstellen. Eine Chronologie der Aktivitäten und Maßnahmen zeigt Abbildung 29.

Eine Resilienzstrategie für den Aasee sollte in Würdigung aller Erfahrungen, Daten und Studien die folgenden Eckpunkte umfassen:

- Frühwarnung und Interventionsmanagement

- Angepasste fischereiliche Bewirtschaftung
- Mittelfristige Maßnahmen der Seebewirtschaftung
- Langfristige Maßnahmen im Einzugsgebiet

Die inhaltlichen Details zu diesen Eckpunkten sind in den Anhängen 1 bis 3 ausgeführt.

Gutachten Resilienzstrategie Aasee



Abbildung 29 Chronologie der Ereignisse, Aktivitäten und Maßnahmen zur Erarbeitung und Umsetzung der Resilienzstrategie für den Aasee.

8. Zusammenfassung und Empfehlungen zur weiteren Vorgehensweise

1. Der Aasee ist aufgrund seiner Hydrografie und Morphometrie auch zukünftig ein hochgradig eutrophierungsgefährdetes Gewässer, insbesondere aufgrund der Größe, Tiefe, Wasseraufenthaltszeiten und der externen sowie internen Nährstoffbelastung. Er ist und bleibt daher anfällig für Symptome wie Blaualgenblüten, Fischsterben und Geruchsbelästigungen.
2. Das Fischsterben zwischen dem 08.-10.08.2018 war m.E. ursächlich durch die extreme Wetterlage mit der Folge sehr hoher Wassertemperaturen über längere Zeit im oberen Toleranzbereich der vorkommenden Fischarten, die einen entsprechenden physiologischen Stress bedeuten, kombiniert mit der massiven Algenblüte, die den Sauerstoffhaushalt praktisch zusammenbrechen ließ, verursacht. Eine weitere kritische Größe ist in diesem Zusammenhang der sehr hohe Fischbestand mit Werten, wie sie in natürlichen Gewässern nur äußerst selten vorkommen.
3. Die lange Hitzewelle und Trockenheit mit der Kombination aus hohen Temperaturen, hoher Sonneneinstrahlung und den sehr geringen Zuflüssen haben im Aasee trotz der geringen Tiefen vermutlich zu relativ stabilen bzw. turbulenzarmen Bedingungen im Wasserkörper geführt. Alle diese Faktoren begünstigen die Ausbildung von Cyanophyceenblüten. Es muss zusätzlich starke Rücklösungen von Nährstoffen aus dem Sediment gegeben haben, die wegen

der geringen Wassertiefe sehr schnell die oberen warmen, durchlichteten Wasserschichten erreichten und dort die Massenentwicklung der Cyanophyceen weiter angeheizt haben.

4. Haben sich Cyanophyceen erst einmal in einem Gewässer etabliert, ist aufgrund von Erfahrungen an vielen anderen Gewässern davon auszugehen, dass sich die Wahrscheinlichkeit zukünftiger Blüten erheblich erhöht, auch bei weniger extremen Wetterbedingungen.
5. Die Phosphorfällung mit Eisen(III) Chlorid als Fällmittel ist m. E. kritisch zu bewerten, da der so gebundene Phosphor nicht Redox-stabil ist. Das bedeutet, dass es bei den regelmäßig geringen Sauerstoffgehalten und dem mutmaßlich weitgehend vollständig in Algenbiomasse überführten Nitrat-Stickstoff, zu massiven gewässerinternen Rücklösungen von Phosphor aus dem Sediment in den Wasserkörper des Aasees kommt, was als negative Rückkopplung die Algenblüten weiter anheizt und so eine Schadenskaskade bis hin zum Fischsterben in Gang setzt.
6. Durch die jahrelange Fällung von Phosphor mit Eisen(III) Chlorid als Fällmittel aus der Aa ist ein für die Wasserqualität bedeutsamer Nährstoffpool in den See transportiert worden, der dort im Sediment liegt und bei ungünstigen Bedingungen, wie wenig Sauerstoff und geringe Nitratwerte im Wasser, warme Temperaturen, stabile Grenzschichten zwischen Wasser und Sediment, in erheblichem Umfang zur Phosphorversorgung der Algenblüten beiträgt und insgesamt die externe Belastung durch die Aa überschreitet.
7. Folgende Elemente sollten deshalb die Eckpunkte einer Resilienzstrategie bilden:
 - a. Kurz- und mittelfristig integrierte Lösungen zur akuten Schadensabwehr (insb. hinsichtlich Frühwarnung unter Heranziehung der Monitoringdaten im Aasee, ergänzt um prognostische Wetter- und Abflussdaten, ggf. Fernerkundung, künstliche Sauerstoffanreicherung) in einer von den hydrografischen Randbedingungen her ansonsten unveränderten Situation. Hierfür werden regelbasierte Werte für das Auslösen von Warnschwellen, die Information der Öffentlichkeit und das Auslösen von Interventionen benannt (Anlage 2).
 - b. Die Fällmittelstrategie sollte hinsichtlich der positiven und negativen Effekte kritisch hinterfragt werden, ein Testbetrieb mit Einstellung der Fällung ist m. E. vertretbar.
 - c. Die fischereiliche Bewirtschaftung sollte entsprechend den Empfehlungen des Fischereilichen Hegeplans mit dem Bewirtschaftungsziel „Zandergewässer“ und den dort ermittelten Obergrenzen der Biomasse erfolgen (Anlage 3).
 - d. Das operative und investigative Monitoring im Aasee sollte zu den im Gutachten genannten Punkten weiter geführt werden. Ohne die bereits vorliegenden Monitoringdaten wäre die differenzierte Ermittlung der Ursachen für das Fischsterben 2018 und die fachliche differenzierte Bestimmung der Elemente einer effektiven Resilienzstrategie nicht möglich gewesen.
 - e. Mittelfristige Maßnahmen der Seebewirtschaftung, die die Resilienz steigern, betreffen u. a. die Ufergestaltung und Aufwertungen des Sees als Lebensraum. Eine Entfernung des Sediments empfehle ich in diesem Zusammenhang nicht. Sie würde, wenn überhaupt, die Situation nur temporär verbessern, da sehr schnell neues Sediment mit entsprechender Nährstoffbelastung eingetragen würde. Auch zukünftig würde der Nährstoffhaushalt sowie die Eutrophierungsbedingungen weiterhin vor allem durch die seeninternen Prozesse gesteuert.
 - f. Die weitere Minimierung der Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet ist insbesondere beim Phosphor dennoch geboten, weil dadurch die Resilienz des Gesamtsystems, bestehend aus Einzugsgebiet, Münstersche Aa und Aasee weiter erhöht würde. Besonderes Augenmerk ist dabei auf den Abwasserpfad bestehend aus allen

Einleitungen gereinigten Abwassers im Einzugsgebiet und die Niederschlags- und Mischwassereinleitungen zu richten. Letztere sind auch für das direkte Einzugsgebiet des Aasee im Stadtgebiet von Münster von Bedeutung.

- g. Die weitere Minimierung der Stoffeinträge aus dem Einzugsgebiet sollte auch für den Verursacherbereich Landwirtschaft weiter verfolgt werden. So sind die Daten für die zeitweise sehr hohen Einträge an Nitrat lückenhaft, insbesondere für die Perioden erhöhter Abflüsse in den Wintermonaten. Dasselbe gilt für die Einträge aus Boden-erosion und ihre Bedeutung für den Sedimenteintrag in den Aasee und den -austrag über den Seeausfluss.

Unterschrift

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'D. Borchardt', with a large, stylized initial 'D'.

Prof. Dr. Dr. h.c. Dietrich Borchardt

Magdeburg, den 02.12.2021

Literatur

- Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren (ATT) e.V. (2008). Bewertung von Zooplankton im Hinblick auf dessen Wirkung auf die Biofiltration in Trinkwassertalsperren, ATT-Schriftreihe Band 8, Siegburg.
- Barthelmes, D. (1981). Hydrobiologische Grundlagen der Binnenfischerei, Fischer Verlag Stuttgart.
- Benndorf, J. und M. Henning, (1989). Daphnia and toxic blooms of *Microcystis aeruginosa* in Bautzen reservoir (GDR). *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 74: 233-248.
- Benndorf, J. (1987). Food web manipulation without nutrient control: A useful strategy in lake restoration? *Schweiz. Z. Hydrobiol.* 49, 237-248.
- Benndorf, J. et al. (1988). Food-web manipulation by enhancement of piscivorous fish stocks: Long-term effects in the hypertrophic Bautzen reservoir. *Limnologica* 19, 97-110.
- Benndorf, J., Schultz, H., Benndorf, A. und B. Meltzer (1991). Möglichkeiten und Grenzen der Steuerung der Planktonsukzession durch Biomanipulation. Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren (Hrsg.): *Trinkwasser aus Talsperren*. München, 135-162.
- Cremona, F. et al. (2018). Factors controlling the three-decade long rise in cyanobacteria biomass in a eutrophic shallow lake. *Science of the Total Environment* 621, 352-359.
- Ernst, S. (2018). Einsatz von Laichhilfen für Zander und Flussbarsch, Erfahrungsbericht vom Ammersee, LfL Fortbildungsseminar für Fluss- und Seenfischer, Starnberg.
- FiW/Gaiac (2020) Gesamtkonzept der Aaseeuntersuchung-Abschlussbericht. Gutachten im Auftrag des Tiefbauamtes der Stadt Münster. 73 Seiten. Aachen
- Hirschmann, L. und S. Kramer (2020). Aasee – Sachstand 2020. Präsentation 3. Runder Tisch Aasee.
- Huber, V., Wagner, C., Gerten, D. et al. (2012). To bloom or not to bloom: contrasting responses of cyanobacteria to recent heat waves explained by critical thresholds of abiotic drivers. *Oecologia* 169, 245–256. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2186-7>
- Lampert, W. und Ulrich Sommer (1999). *Limnoökologie*. 440 pp, Stuttgart. Georg Thieme Verlag.
- Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 - OGewV (2016). BGBl. I S. 1373.
- Ruhr-Wasserwirtschafts-Gesellschaft-mbH (2020). Fischereilicher Hegeplan für den Aasee. Gutachten im Auftrag der Stadt Münster. 63 Seiten. Arnsberg.
- Schülting, A. (2019). Bericht zur Eisen-III-Chlorid Behandlung der Münsterschen Aa und dem Aasee im Jahr 2019. Gutachten im Auftrag der Stadt Münster. 19 Seiten. Münster
- Shatwell, T. and Jan Köhler (2018). Decreased nitrogen loading controls summer cyanobacterial blooms without promoting nitrogen-fixing taxa: long-term response of a shallow lake. *Limnology and Oceanography*. doi: 10.1002/lno.11002.
- Stadt Münster (2019). Der Aasee – Freizeit, Erholung, Ökologie und Wasserqualität. Amt für Grünflächen, Umwelt und Nachhaltigkeit, abgerufen am 20. August 2019.
- Wagner, c. and Rita Adrian (2009). Cyanobacteria dominance: quantifying the effects of climate change. *Limnology and Oceanography* 54 (6), 2460-2468.

Anhang 1

Ursachenanalyse

Prof. Dr. D. Borchardt. 2. Sitzung Runder Tisch Aasee (10.12.2018)



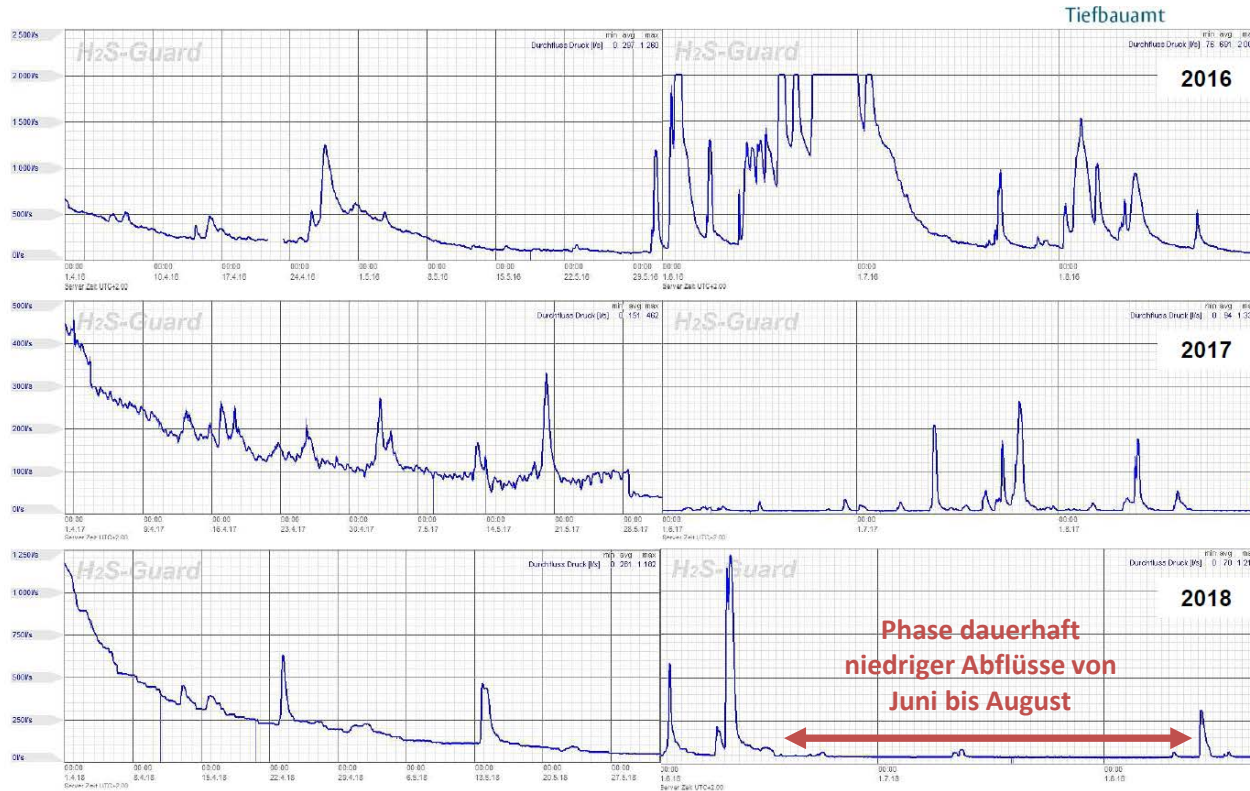
Wissenschaftliche Beratung Sanierung Aasee in Münster

- Ursachenanalyse -

- Maßnahmen -

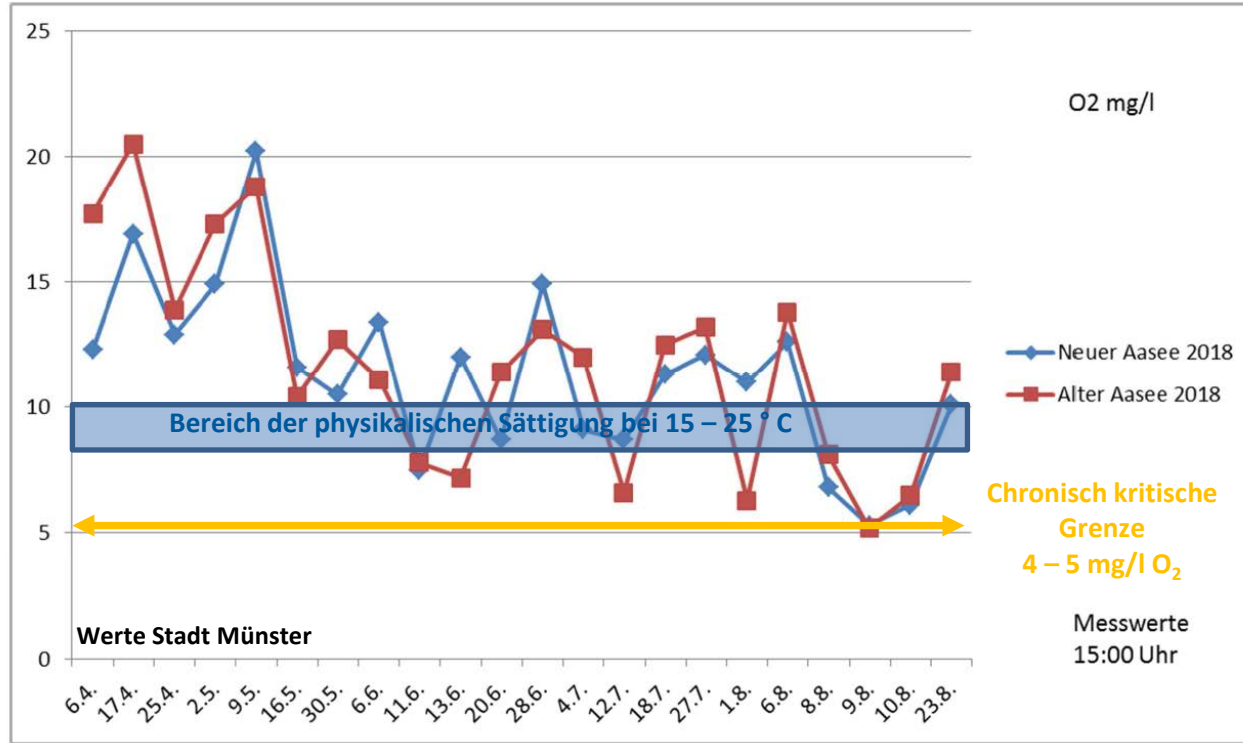
Dietrich Borchardt (TU Dresden und Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ)

Abflüsse 2016, 2017, 2018



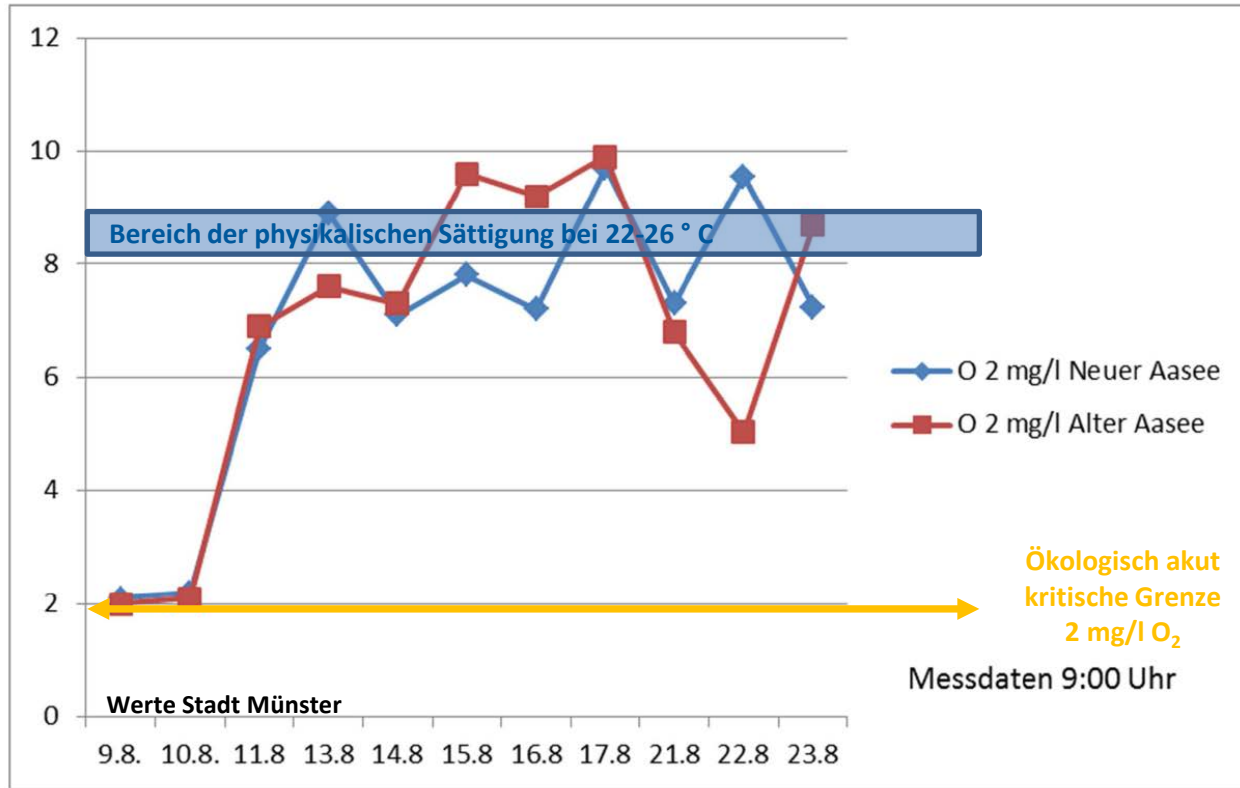
- ungewöhnlich lange Aufenthaltszeiten des Wassers 2018 (bis ca. 170 Tage)
- Hohe Nährstoffausnutzung durch Algen
- Hohe Kontaktzeiten Sediment./Wasser
- Vertikale Wasserschichtungen während des gesamten Sommers, obwohl der Aasee sehr flach ist (alter Aasee bis 1,80 - 1,90 m; neuer Aasee bis 1,50 - 1,70 m)
- Im Sommer 2018 bis 30 cm flacher

Langfristentwicklung des Sauerstoff im Aasee



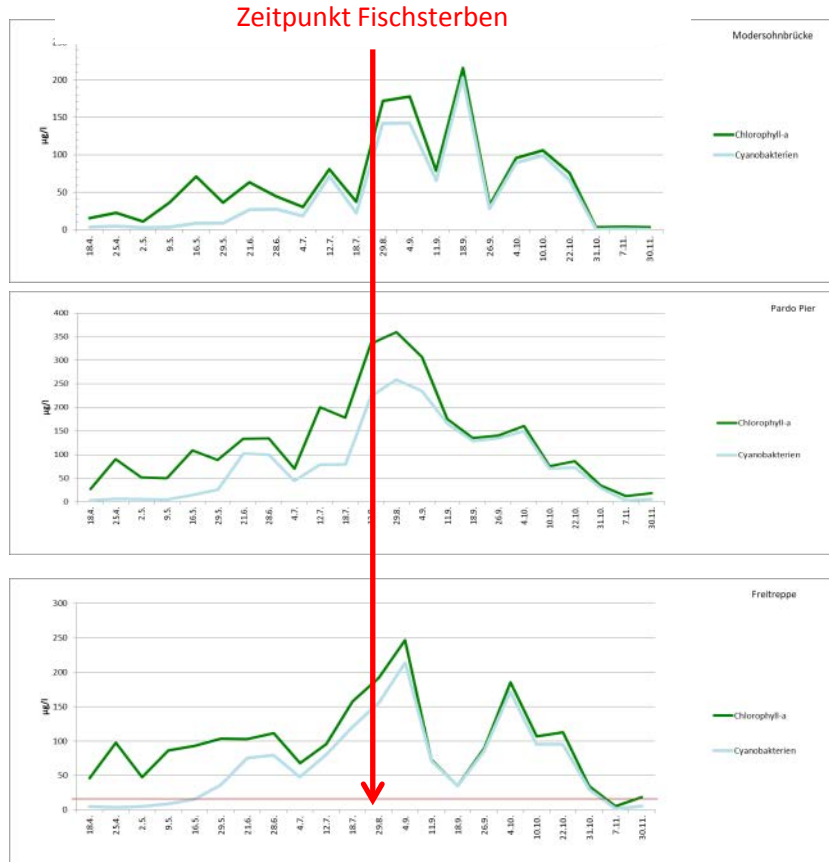
- Sauerstoffgehalt im Aasee ist während der gesamten Vegetationsperiode sehr labil
- Geprägt durch Eutrophierung (hohe Algengehalte; hohe Primärproduktion)
- Besonders ausgeprägt im Frühjahr 2018/2018
- Scheinbar konstant von Mitte Mai bis Anfang August
- Besonders starker, kurzzeitiger Einbruch um den 08./09. August

Entwicklung des Sauerstoff im Aasee im August 2018



- Besonders starker, kurzzeitiger Einbruch um den 08./09. August
- Nächtliche Tiefstwerte mit Sicherheit noch sehr viel geringer (9 Uhr = 3 h nach Sonnenaufgang)
- Am 09.08./10.08. verhalten sich beide Seenteile identisch
- Am 22.08. im neuen Aasee offenbar sehr viel günstigere Verhältnisse

Entwicklung der Algenbiomasse von April bis November 2018

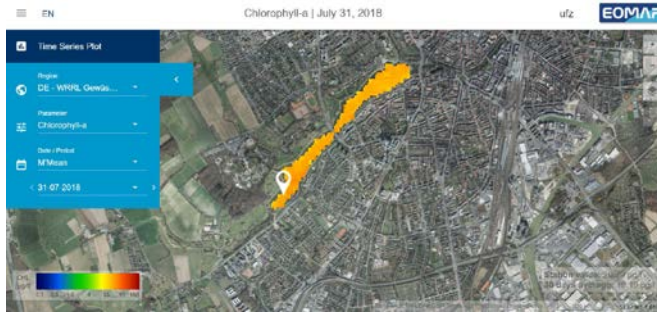


Werte Stadt Münster

- In der gesamten Vegetationsperiode im gesamten See hohe bis sehr hohe, durch Cyanophyceen („Blaualgen“) dominierte Algenentwicklungen
- typisch für hypertrophe (extrem nährstoffreiche) Gewässer
- eine extreme Algenblüte bildete sich demnach im Zuge der niederschlagsarmen, sonnenreichen Hitzeperiode ab Anfang Juli aus
- Höchstwerte in der zweiten Julihälfte
- Einheitliches Grundmuster, aber mit z. T. beträchtlichen saisonalen Unterschieden in den Seengebieten
- Cyanophyceenblüte war besonders stark im Übergangsbereich zwischen neuem und altem Aasee

Entwicklung der Algenbiomasse (links) und Cyanophyceen (rechts) im Juli und August 2018 aus Satellitendaten

Chlorophyll

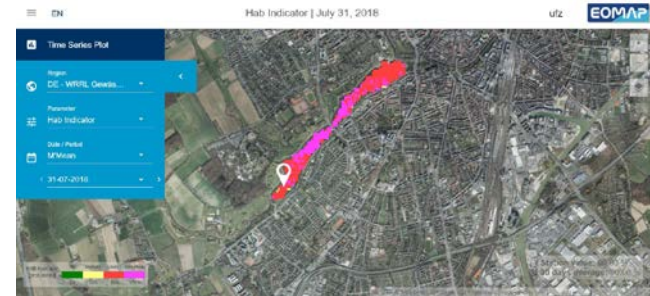


31. Juli 2018



31. August 2018

„Cyanophyceen“



Werte EOMAP

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen



1. Der Aasee in Münster ist aufgrund seiner Hydrografie und Morphometrie auch zukünftig ein hochgradig eutrophierungsgefährdetes Gewässer
2. Er ist und bleibt daher anfällig für Symptome wie Cyanophyceenblüten, Fischsterben und Geruchsbelästigungen.
3. Das Fischsterben ist m.E. ursächlich durch die extreme Wetterlage mit der Folge sehr hoher Wassertemperaturen über längere Zeit, kombiniert mit dem Absterben einer massiven Algenblüte, die den Sauerstoffhaushalt praktisch zusammenbrechen ließ, verursacht.
4. Eine weitere kritische Größe ist in diesem Zusammenhang der sehr hohe Fischbestand mit Werten, wie sie in natürlichen Gewässern nur äußerst selten vorkommen.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen



5. Die lange Hitzewelle und Trockenheit mit der Kombination aus hohen Temperaturen, hoher Sonneneinstrahlung und den sehr geringen Zuflüssen haben 2018 die Ausbildung der besonders starken Cyanophyteenblüte begünstigt.
6. Haben sich Cyanophyteen erst einmal in einem Gewässer etabliert, ist die Wahrscheinlichkeit zukünftiger Massentwicklungen erheblich erhöht, auch bei weniger extremen Nährstoff-/Wetterbedingungen.
7. Die Phosphorfällung mit Eisen(III) Chlorid als Fällmittel ist m. E. kritisch, da nicht Redox-stabil.
8. Nährstoffpool und Rücklösungspotenzial im See sollten daher bilanziert werden. Dabei ist auch die Rolle des Fischbestandes zu berücksichtigen.
9. Alle vorliegenden Maßnahmenvorschläge aufgreifen und nach einheitlichen Kriterien vergleichend analysieren (z. B. Ökologische Wirksamkeit, Auswirkungen auf die Nutzungen, technische Machbarkeit, Kosten, rechtliche Umsetzbarkeit, Akzeptanz, indirekte Wirkungen, Zeithorizont der Umsetzung, Zeithorizont der Wirkung etc.)
10. Auf dieser Grundlage faktenbasierte Lösungsoptionen entwickeln.

Anhang 2

Maßnahmenvorschläge

Prof. Dr. D. Borchardt. 3. Sitzung Runder Tisch Aasee (13.05.2019)



Wissenschaftliche Beratung Sanierung Aasee in Münster

- Maßnahmen -

Dietrich Borchardt (TU Dresden und Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ)

AUSWIRKUNGEN DER DÜRRE UND HITZEWELLE 2018 AUF DIE OBERFLÄCHENGEWÄSSER IN D



Systematische Erhebung von Auswirkungen der Dürre- und Hitzewelle 2018 auf Oberflächengewässer und Einordnung des Fischsterbens am Aasee

Hypothese: die Berichterstattung in regionalen Tageszeitungen hat bedeutsame lokale oder regionale Vorfälle abgebildet und auf diese Weise lässt sich eine repräsentative Datenbasis über die Art der Ereignisse und deren zeitlicher und räumlicher Ausprägung erarbeiten

Methode: Medienanalyse aller regionalen Tageszeitung in D im Zeitfenster 01.07. - 31.08.2018

Suchstring: Überordnet: Hitze, Hitzewelle, Trockenheit, Dürre; **mit Objekt:** Bach, Fluss, Grundwasser, See, Teich, Talsperre, Badegewässer, Küste, Strand; **in Verbindung mit:** - Niedrigwasser, - Wasserstand, - Trinkwasser, - Wassertemperatur, - Wasserqualität, - Fischsterben, - Algen, -Algenblüten, Blaualgen, - Beschränkungen (insb. Badeverbot, Fischereiverbot, Wasserentnahmen, Schifffahrt, Kühlwasser, Industrieproduktion, Wasserkraft), - Maßnahmen (insb. Wasserbelüftung, Abfischen)



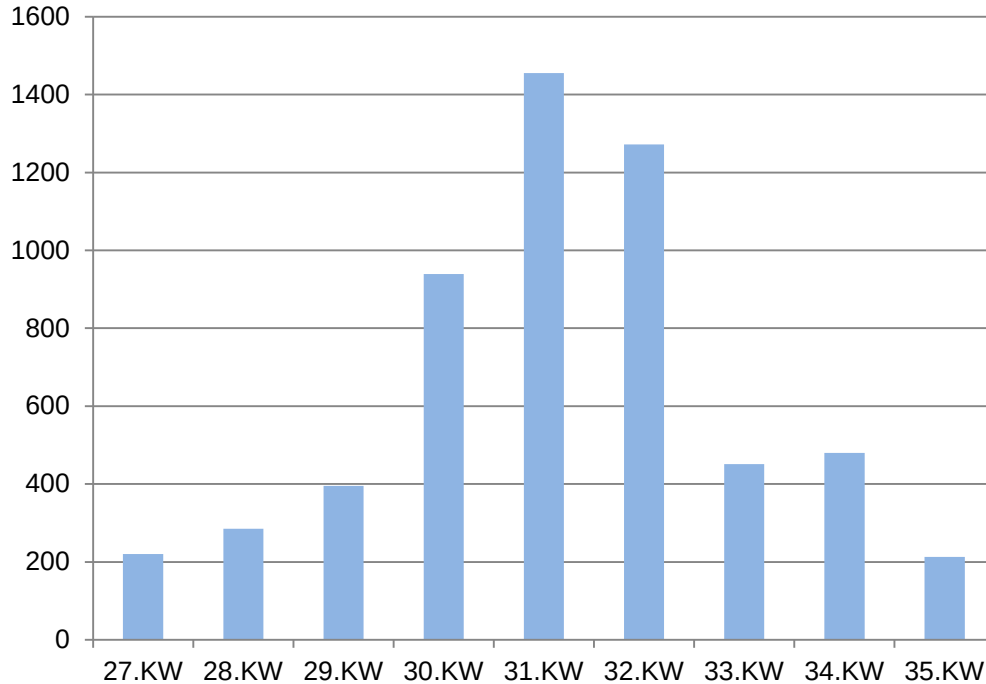
Systematische Erhebung von Auswirkungen der Dürre- und Hitzewelle 2018 auf Oberflächengewässer mit dem Fokus auf Massenentwicklungen von Cyanophyceen

Hypothese: bedingt durch die Hitzewelle und Trockenheit aus der Kombination von Temperatur, Sonneneinstrahlung und hydrologischen Faktoren trat eine historisch hohe Eutrophierung in unterschiedlichsten Gewässern und potentiell toxischen Algenblüten (Indikator Cyanophyceen) in bisher nicht gekanntem Ausmaß auf

Methode: Auswertung Fernerkundungsdaten-Daten für alle WRRL Wasserkörper in D mit gezieltem Ground Truthing zusammen mit EOMAP



Zeitliche Entwicklung der Berichterstattung (Anzahl Artikel/Woche von der 27. KW bis zur 35. KW)

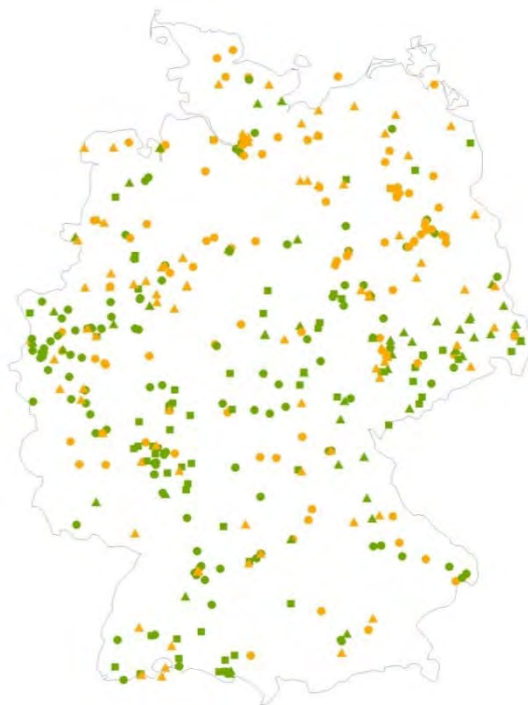


- Sprunghafter Anstieg der Berichterstattungen ab der 30. KW (vierte Juli-Woche)
- 64 % der Berichte zwischen 23.07. und 30.07.2018
- 48% der Berichte zwischen 30.07. und 12.08.2018

Kalenderwoche	Zeitraum	Anzahl der Artikel
27.KW	(1.7.)2.7.-8.7.	220
28.KW	9.7.-15.7.	285
29.KW	16.7.-22.7.	395
30.KW	23.7.-29.7.	939
31.KW	30.7.-5.8.	1.455
32.KW	6.8.-12.8.	1.272
33.KW	13.8.-19.8.	451
34.KW	20.8.-26.8	480
35.KW	27.8.-1.9. (2.9.)	213
Summe:		5.710

Räumliche Verteilung der Vorfälle auf Gewässergüte/-ökologie

Insgesamt 102 Fälle giftiger Algenblüten(Cyanophyceen),
93 Fischsterben, 252 Fälle mit Maßnahmen zur
Gefahrenabwehr



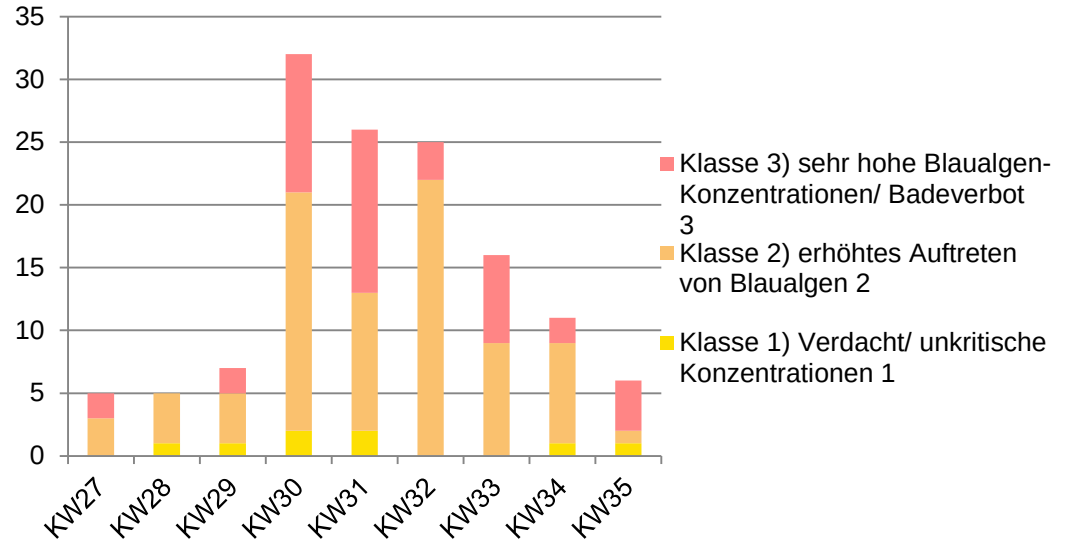
- Events - Blaualgen
- ▲ Events - Fischsterben
- Vorsorgemaßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität
- ▲ Vorsorgemaßnahmen zur Sicherung des Fischbestandes
- Entnahmeverbote

	Blaualgien	Fischsterben	Vorsorge- maßnahmen
Saarland	0	0	1
Hessen	5	3	34
Thüringen	0	5	20
Baden-Württemberg	2	8	30
Sachsen	6	6	35
Sachsen-Anhalt	7	3	17
NRW	12	19	45
Bayern	14	6	25
Niedersachsen	17	7	17
Brandenburg	12	9	12
Rheinland-Pfalz	4	3	4
Hamburg	1	7	4
Schleswig-Holstein	6	2	4
Berlin	8	0	2
Mecklenburg-Vorpommern	6	8	2
Bremen	1	5	0

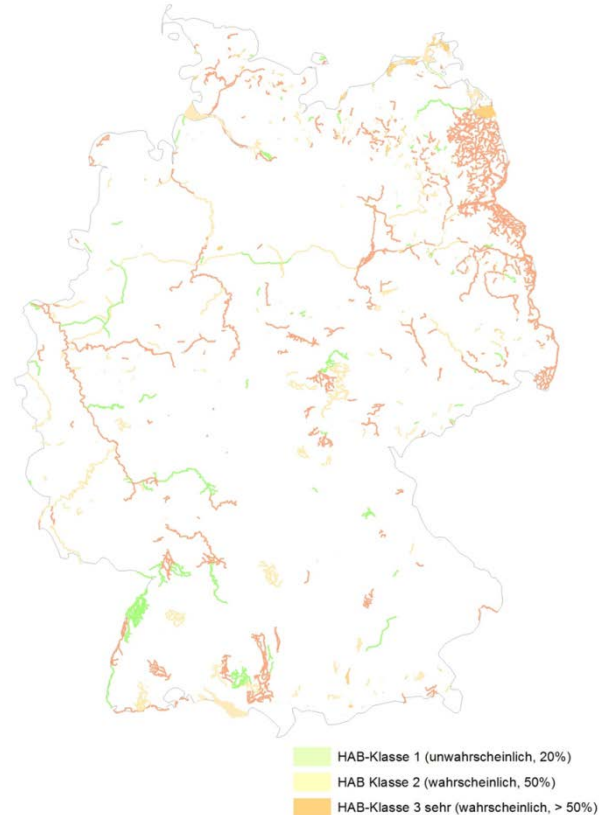
Verteilung und Intensität der Cyanophyceen Vorfälle 2018 (nach Medienrecherche)



- Verdacht/ Blaualgen werden erwartet / unkritische Konzentration
- Auftreten von Blaualgen/ erhöhte Werte / vom Baden wird abgeraten
- hohe Blaualgenkonzentration / Badeverbot / Angelverbot



Verteilung und Intensität der Cyanophyceen aus Remote Sensing



Indikator für gefährliche Algenblüten
Harmful Algal Bloom Indicator (HAB)



Edersee, Hessen, 29.08.2018

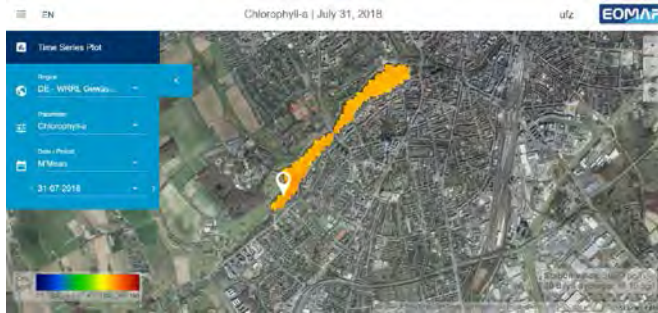
Foto: G. Meitzel



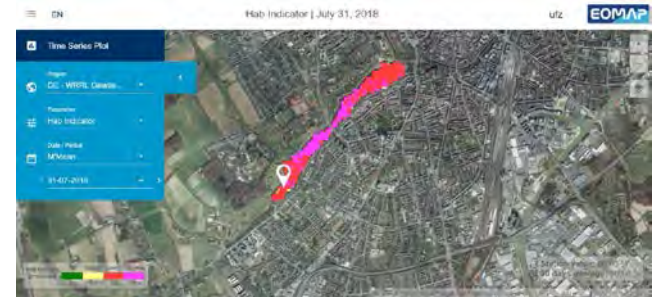
ENTWICKLUNG DER ALGENBIOMASSE (LINKS) UND CYANOPHYCEEN (RECHTS) IM AASEE AUS SATELLITENDATEN

Chlorophyll

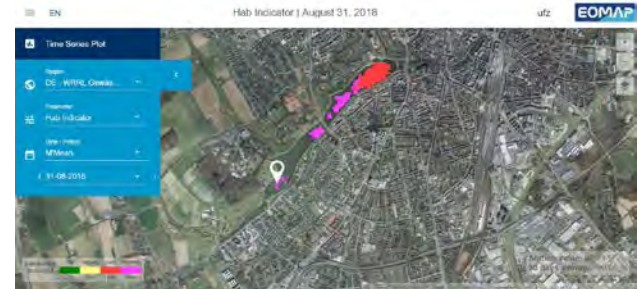
„Cyanophyceen“



31. Juli 2018

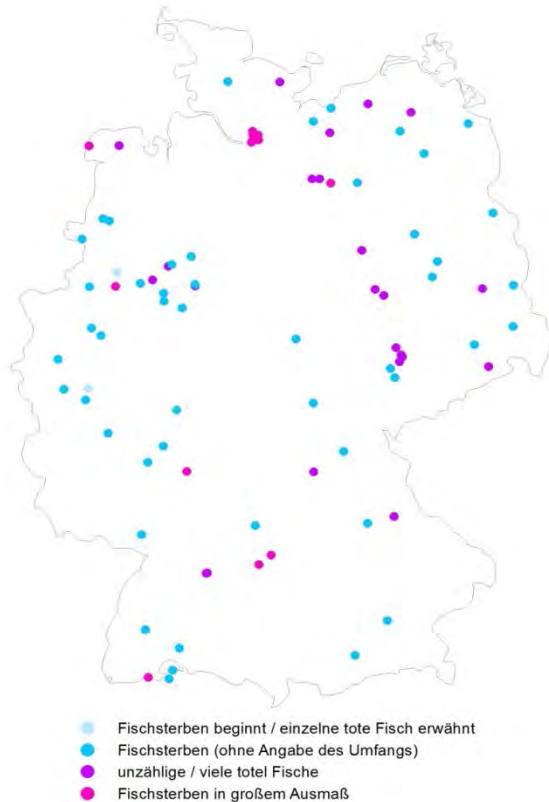


31. August 2018

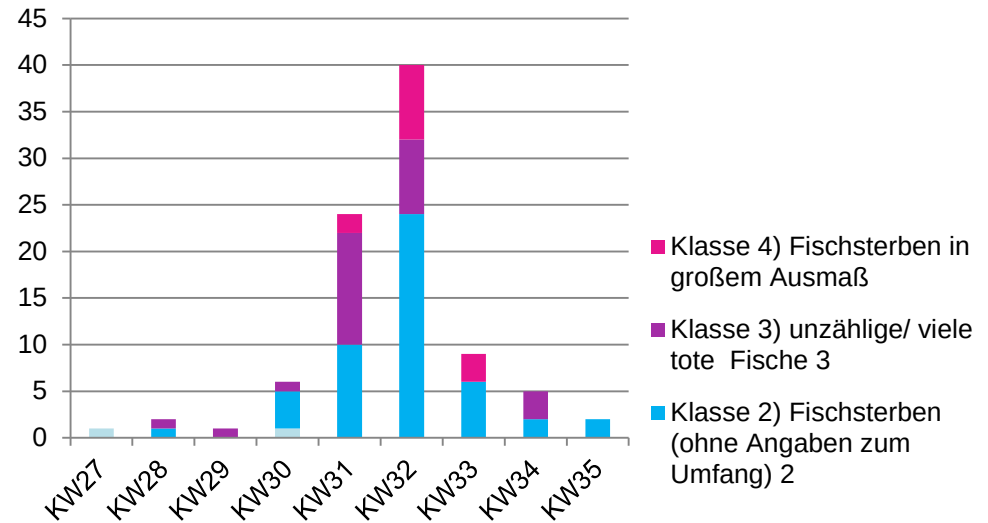


Werte EOMAP

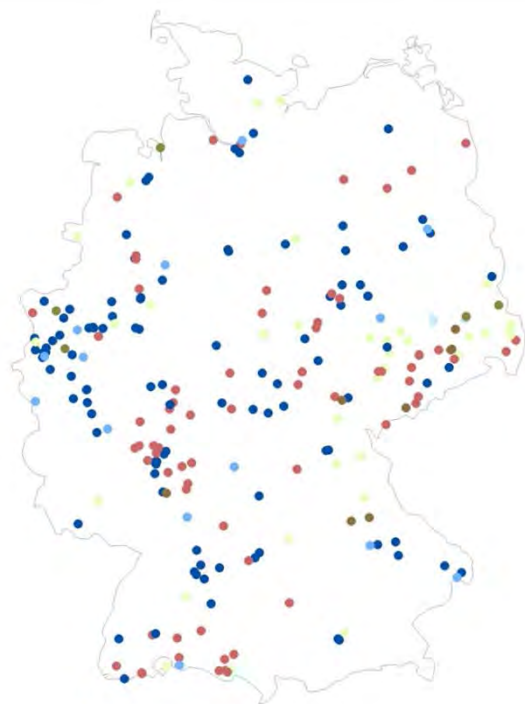
Verteilung und Intensität der Fischsterben in D 2018 (nach Medienrecherche)



Insgesamt 90 Fischsterben,
davon 39 **erheblich/massiv**

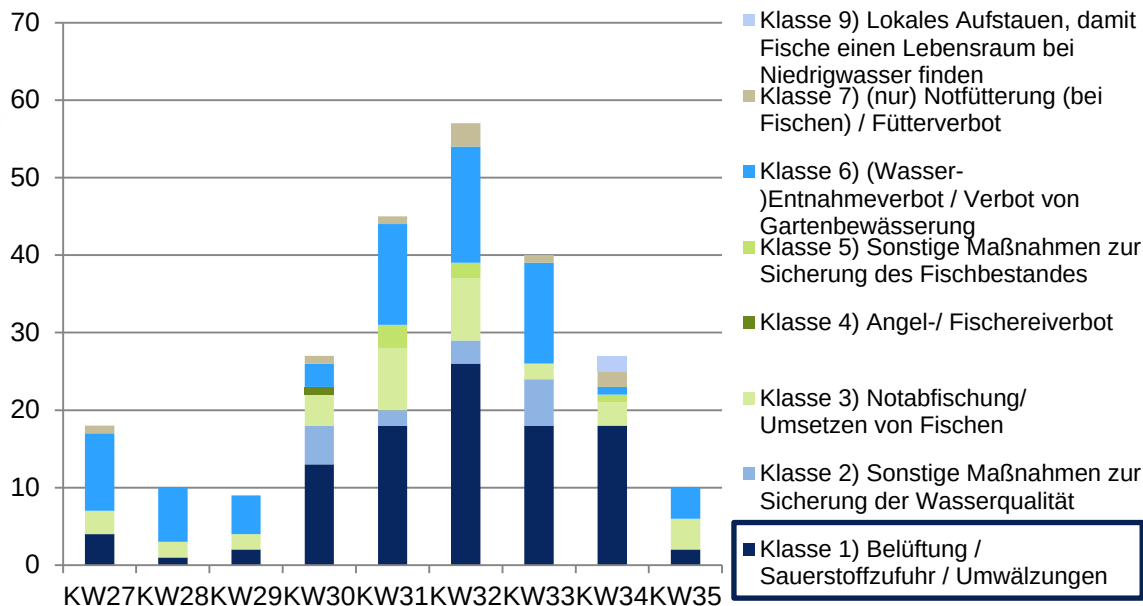


Notmaßnahmen zur Verhinderung von Fischsterben



- Belüftung / Sauerstoffzufuhr / Umwälzungen
- sonstige Maßnahmen zur Sicherung der Wasserqualität
- Notabfischung / Umsetzung von Fischen
- Angel-/ Fischereiverbot
- sonstige Maßnahmen zur Sicherung des Fischbestandes
- (Wasser-) Entnahmeverbot / Verbot von Gartenbewässerung
- Notfütterung / Fütterverbot
- lokales Aufstauen, damit Fische einen Lebensraums bei Niedrigwasser finden

Insgesamt 243 Gewässer, an denen
Notmaßnahmen ergriffen wurden
Am häufigsten Belüftung



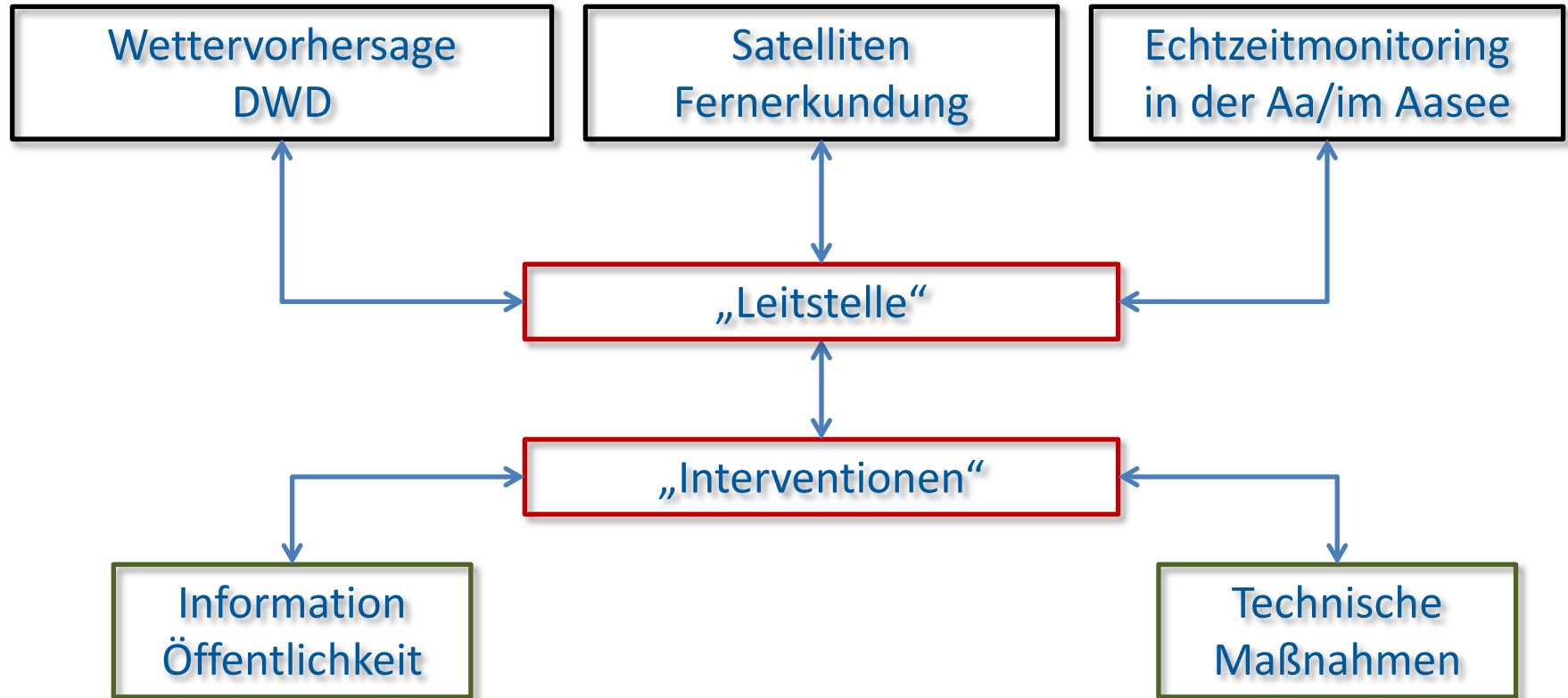
Schlussfolgerungen Bestandsaufnahme und Maßnahmen Aasee (1)



1. Der Aasee in Münster ist aufgrund seiner Hydrografie und Morphometrie auch zukünftig ein hochgradig eutrophierungsgefährdetes Gewässer
2. Er ist und bleibt daher anfällig für Symptome wie Cyanophyceenblüten, Fischsterben und Geruchsbelästigungen.
3. Das Fischsterben war ursächlich durch die extreme Wetterlage mit der Folge sehr hoher Wassertemperaturen über längere Zeit, kombiniert mit dem Absterben einer massiven Algenblüte, die den Sauerstoffhaushalt praktisch zusammenbrechen ließ, verursacht.

→ **Frühwarnsystem und Interventionsmanagement**

Konzept für ein „Interventionsmanagement“ für den Aasee

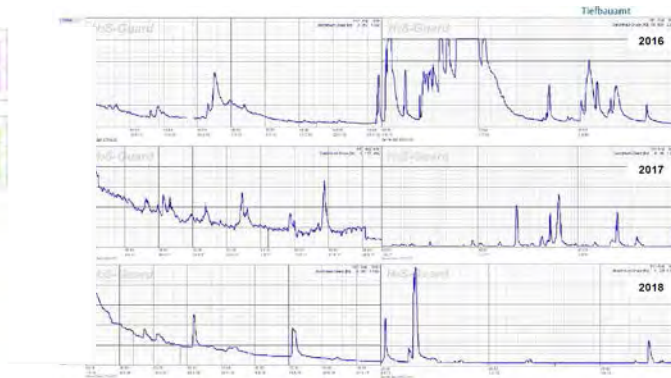


Kontinuierliche/online-verfügbare Meßdaten für den Aasee

Wetter (Aktuell; Vorhersagen)



Abflüsse Münstersche Aa (aktuell)

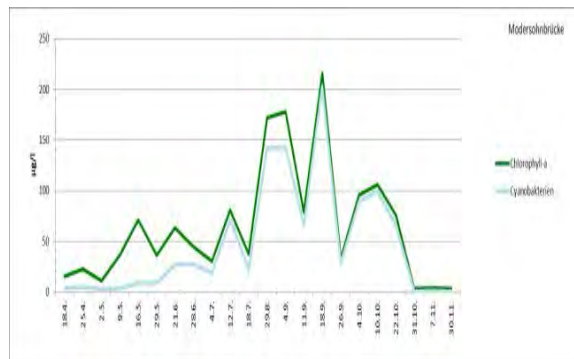


Wie nutzen für ein Frühwarn-/Interventionsmanagement ?

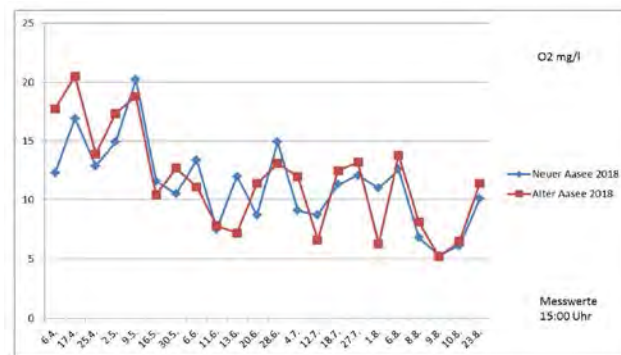
Chlorophyll/HAB aus Fernerkundung



Chlorophyll-a/Cyanobakterien im Aasee



Sauerstoffgehalte im Aasee

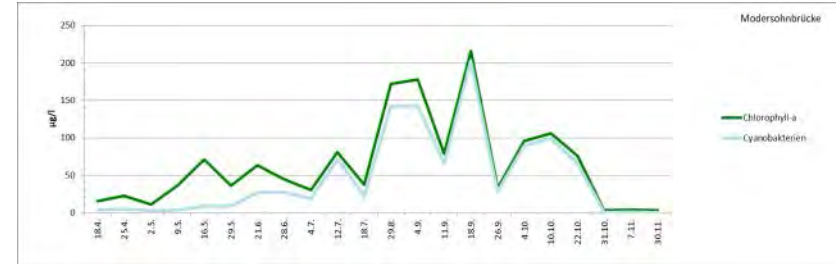
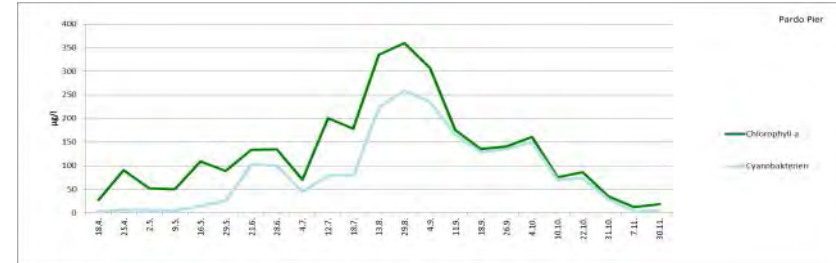
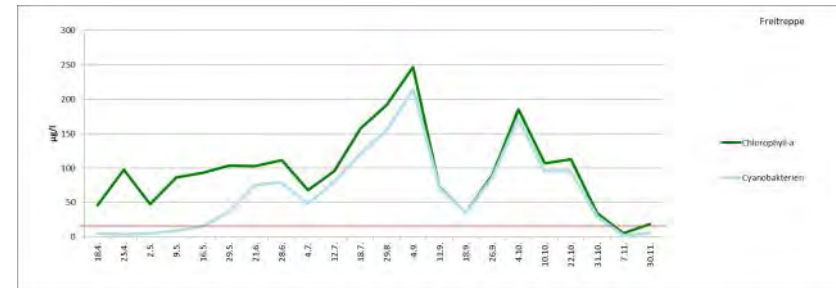


Kritische Situationen und Gefahrenabwehr

- **Faktoren für die Dominanz von Cyanobakterien in Standgewässern (cf. Wagner & Adrian, LNO, 2009)**
 - Luft-/Wassertemperatur (Schwellenwerte)
 - Sonneneinstrahlung (Schwellenwerte)
 - Schichtung des Wassers (Dauer)
 - Nährstoffgehalte (Phosphor-, Stickstoffgehalte)
 - Zooplankton (Biomasse „große Filtrierer“)
- „Entscheidungsbäume“ anhand von Schwellenwerten für Phosphor und Schichtungsstabilität (cf. Huber et al., Oecologia, 2012)

Cyanobacterial contribution	Symbol ^a	Rule	% Classification error ^b		
			Subset of rules	All rules	Null model ^c
<50%	▽	$TP_e < 70$	8 ($n = 510$)	14 ($n = 625$)	16 ($n = 625$)
	▼	$70 \leq TP_e \leq 215$ and $S_d \leq 3$			
≥50%	△	$TP_e > 215$	44 ($n = 115$)		
	▲	$70 \leq TP_e \leq 215$ and $S_d > 3$			
<70%	▽	$TP_e < 70$	5 ($n = 453$)	17 ($n = 564$)	10 ($n = 564$)
	▼	$70 \leq TP_e \leq 215$ and $S_1 \leq 44$			
≥70%	△	$TP_e > 215$	66 ($n = 111$)		
	▲	$70 \leq TP_e \leq 215$ and $S_1 > 44$			

Chlorophyll-a/Cyanobakterien im Aasee 2018



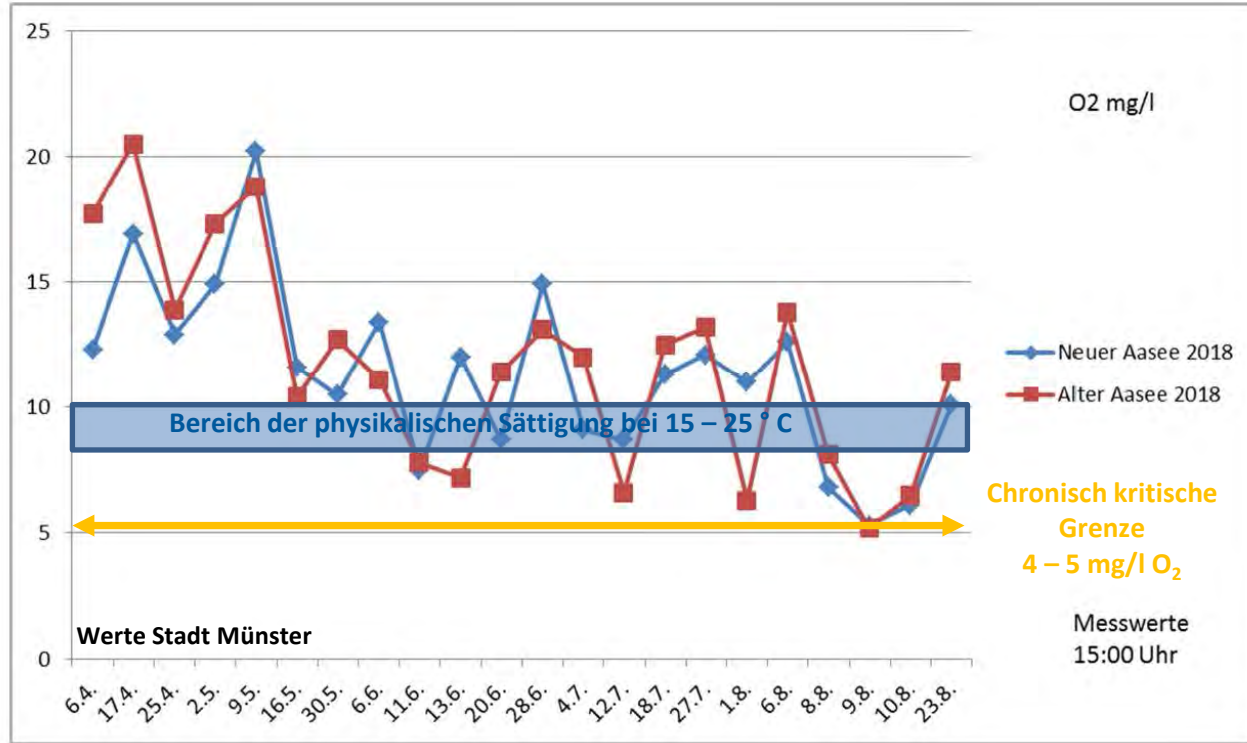
Kurzfristige Maßnahmen und Gefahrenabwehr

- **Faktoren für die Dominanz von Cyanobakterien in Standgewässern (cf. Wagner & Adrian, LNO, 2009; Huber et al. 2012)**
 - Luft-/Wassertemperatur (Schwellenwerte)
 - Sonneneinstrahlung (Schwellenwerte)
 - Schichtung des Wassers (Stabilität, Dauer)
 - Nährstoffgehalte (Phosphor-, Stickstoffgehalte)
 - Zooplankton (Biomasse „große Filtrierer“)
- **Vorschlag Messgrößen und Schwellenwerte für eine Frühwarn-Strategie im Aasee (Gefährdungsindex)**
 - Abflüsse ($< 0,2 \text{ m}^3/\text{s}$ > 14 Tage M.-Aa Roxel)
 - Wassertemperaturen ($> 20^\circ\text{C}$ im Tagesmittel)
 - Sonneneinstrahlung ($> 175 \text{ W m}^{-2}$)
 - Windgeschwindigkeit ($< 3 \text{ m s}^{-1}$)
 - Algenbiomasse (Chlorophyll-a $> 100 \mu\text{g l}^{-1}$)
 - Cyanophyceenanteil größer 30%

Zeitpunkt Fischsterben 2018



Vorwarnung und Schwellenwerte im Aasee für technische Maßnahmen (Belüftung und Umwälzung)



- Meßwerte Sauerstoffgehalt im Aasee um 15:00 Uhr unter 7 mg/l O₂ (April - Oktober)

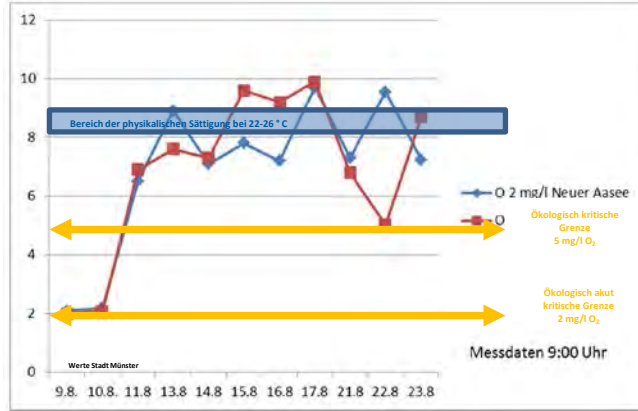
und

- Chlorophyll über 100 µg l⁻¹
- Cyanobakterienanteil größer als 30%

und

- Hochdruckwetterlage (DWD Station Münster) für die nächste Woche
 - Sonnenscheindauer (größer als Mittelwert)
 - Windgeschwindigkeit (< 3m/s)

Sauerstoffanreicherung im Aasee und Maßnahmen im „Notfall“

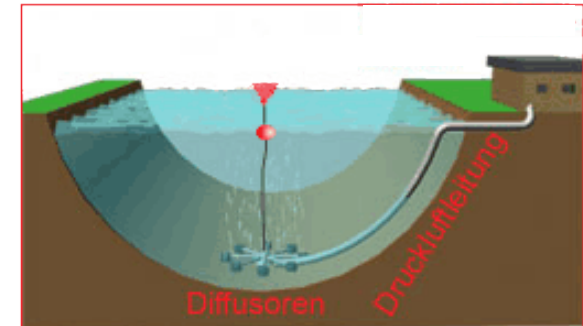


Ausgangsbedingung
Oberflächen-/
Volumen-Verhältnis
Aasee
≈ 0,56

Technische Maßnahmen

- Schwimmende Kreisel(-rad)belüfter
- Schwimmende Belüfter mit Luftverwirbelung
- Untergetauchte Düsenschläuche

Oberflächenbelüfter



ATV-DVWK-Regelwerk

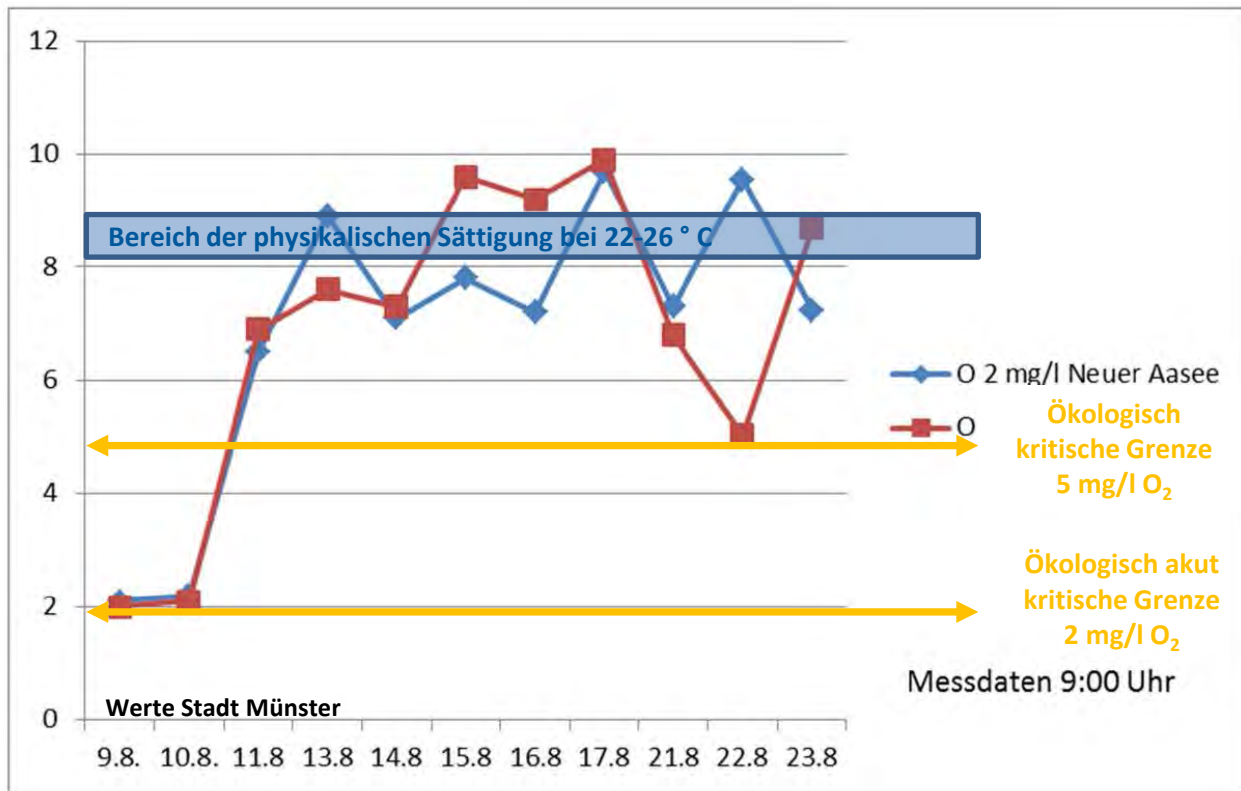
ATV - REGELWERK
ABWASSER - ABFALL

ATV-M 250
Maßnahmen zur Sauerstoffanreicherung von
Oberflächengewässern

DK 628.394.4
September 1985

Die Ausarbeitung wurde vom DVGW-Arbeitskreis "Maßnahmen zur Sauerstoffanreicherung von Oberflächengewässern" des DVGW-Hauptausschusses "Wassergüte und -aufbereitung" unter Beteiligung der Abwassertechnischen Vereinigung e.V. (ATV), der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und der Bundesanstalt für Gewässerkunde vorgelegt.

Sauerstoffbedarf im Aasee im August 2018 und Maßnahmen



- **Fehlbetrag im „Normalfall“**
6 mg/l O₂ (von 2 auf 8 mg/l O₂)
- **Fehlbetrag im „Notfall“**
3 mg/l O₂ (von 2 auf 5 mg/l O₂)
- Grenztemperatur 25°C
- Bemessung nach DWA M 250
 - Für den ganzen See
 - Für inselartige Refugien
 - Neuer/Alter Aasee)

ATV-DVWK-Regelwerk

ATV - REGELWERK
ABWASSER - ABFALL

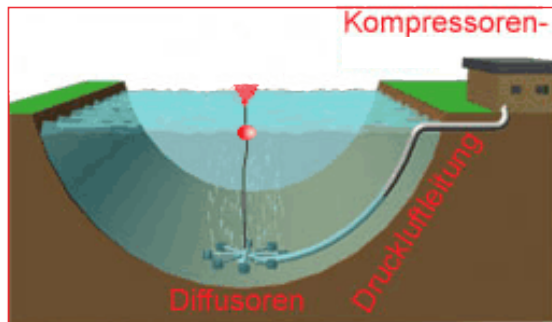
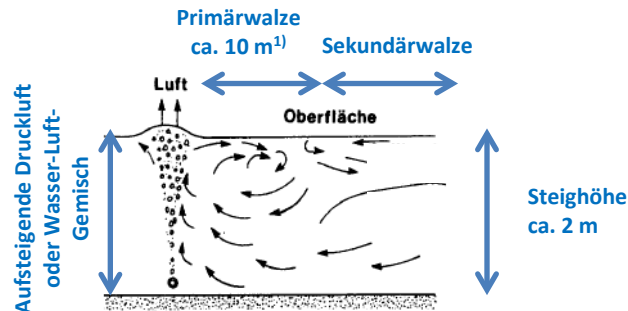
ATV-M 250
Maßnahmen zur Sauerstoffanreicherung von
Oberflächengewässern

DK 628.394.4
September 1985

Die Ausarbeitung wurde vom DVGW-Arbeitskreis "Maßnahmen zur Sauerstoffanreicherung von Oberflächengewässern" des DVGW-Hauptausschusses "Wassergüte und -aufarbeitung" unter Beteiligung der Abwassertechnischen Vereinigung e.V. (ATV), der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und der Bundesanstalt für Gewässerkunde vorgelegt.

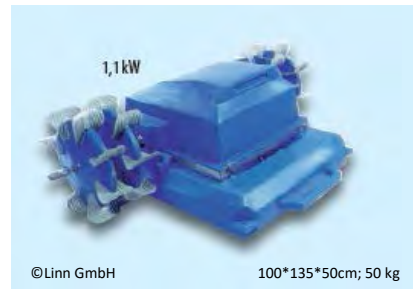
Maßnahmen zur Sauerstoffanreicherung im Aasee im Notfall

Wirkmechanismen Düsensschläuche



¹⁾ Schätzwert ca. 5 x Steighöhe nach ATV M - 260

Flügelrad-Oberflächenbelüfter



- Einsatzbereich
 - Fischzucht
 - Teichkläranlagen
- Aufnahmeleistung
 - ca. 1.5 KW/400V
- Ansaugtiefe
 - ca. 1,8 m
- Mindestwassertiefe
 - ca. 0,5 m
- Fließgeschwindigkeit
 - ca. 0,8 ms⁻¹ m; Nahbereich
- Wirkzone (Strömung)
 - ca. 100 m

Oberflächenbelüfter mit Luftverwirbelung



- Einsatzbereich
 - Fischzucht
 - Teichkläranlagen
- Aufnahmeleistung
 - ca. 1.5 KW/400 V
- Wirkzone
 - ca. 90 m
- Wassenumwälzung
 - ca. 300 m³h⁻¹
- Lufteinzug
 - ca. 35 m³h⁻¹
- Wirkzone
 - ca. 90 m

Schlussfolgerungen Bestandsaufnahmen (2)

- Eine weitere kritische Größe in Zusammenhang mit dem Fischsterben war der sehr hohe Fischbestand mit Werten, wie sie in natürlichen Gewässern nur äußerst selten vorkommen ($> 500 \text{ kg ha}^{-1}$ Biomasse)

Wechselwirkungen zwischen Struktur des Fischbestandes und der Wasserqualität (nach Kasprzak et al. 2000)



- **Fischereilicher Hegeplan für den Aasee**
 - Mindestinhalt nach LFischG NRW
 - Zusätzlich:
 - Zielgrößen der Artenzusammensetzung und Biomasse
 - Wechselwirkungen mit der Wasserqualität
 - Einfluss auf die Nährstoffrücklösung
 - Maßnahmen fischereiliche Hege
 - Strukturelle Maßnahmen (Ufer)
- **Pflichtenheft erarbeiten und abstimmen**

Schlußfolgerungen Bestandsaufnahme (4)

- Phosphorfällung im Zulauf zum Aasee zur Begrenzung der P-Fracht auf Schwellenwerte (ca. $70 \mu\text{g l}^{-1}$ im Aasee)
- Die Phosphorfällung mit Eisen(III) Chlorid als Fällmittel ist aber auch kritisch, da nicht Fe(III)PO_4 nicht Redox-stabil



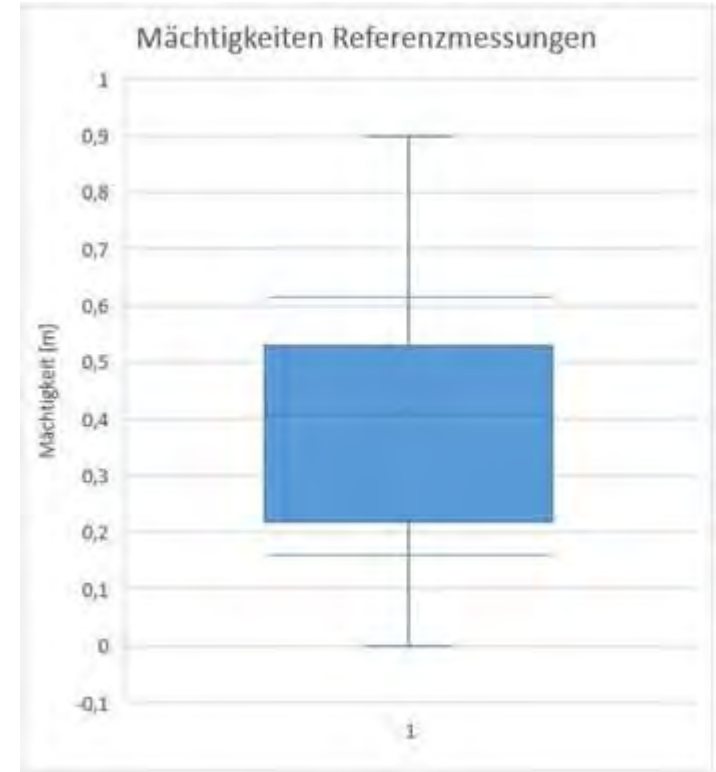
- Nährstoffpool und Rücklösungspotenzial im See müssen neu bilanziert werden
- Alle Nährstoffeinträge (extern/intern)
 - Atmosphärischer Eintrag (1)
 - Zulauf aus Einzugsgebiet über Münstersche Aa (2)
 - Direkte Einleitungen in den Aasee (3)
 - Rücklösung aus dem Sediment (4) (Grundwasser)
- Alle Verursacher (Einzugsgebiet/direkt)
 - Punktquellen
 - Kläranlagen
 - Niederschlagswassereinleitungen im Einzugsgebiet
 - Niederschlagswassereinleitungen direkt in den Aasee
 - Diffuse Quellen
 - Atmosphärischer Eintrag
 - Differenziert nach Flächennutzungen im Einzugsgebiet

Schlußfolgerungen Bestandsaufnahme (4)

Grobbilanz für den Gel.-Phosphor im Aasee



Im Zeitraum 2011 – 2015 wurden $\varnothing 3.500 \text{ kg PO}_4\text{-P/Jahr}$ mit FeCl_3 **gefällt** → dauerhaft ?



Sedimentmächtigkeit im Aasee im April 2019
(Wehmeyer et al., pers. Mitt.)

Ausblick kurz-, mittel- und langfristige Maßnahmen

Nr.	Beschreibung der Maßnahme	Sauerstoffeintrag	Sauerstoffzehrung verhältnismäßig Entschlammung	Expertise bereitstellen	Methode			Wirksamkeit			Beurteilung
					Technisch	Mikrobiologisch	Ökologisch	Sofort	Mittelfristig	Langfristig	
1											
2	Anwendung eines Hyperbolischen Schaber-Trichter Das Wasser, wird in einem Trichter eingewirbelt. Dadurch sollen störende Fremdinformationen im Wasser gelöscht werden und ursprüngliche positive Qualitätsmerkmale wieder verstärkt werden. Offenbar geht es dabei um Einflüsse und Wirkungen außerhalb der klassischen naturwissenschaftlichen Lehre...	X		X	X		X			X	Wenn Interesse an einer Behandlung des Aasee mit einem hyperbolischen Trichter besteht, kann diese Methode m.E. nur im Rahmen eines langfristig angelegten Projekts auf ihre Wirkung und grundsätzliche Machbarkeit geprüft werden. Die Anregung beschäftigt sich nicht mit den Ursachen der Probleme im Aasee. Eine nachhaltige Wirksamkeit ist nicht gegeben.
3	Aasee entschlammen		X		X					X	Den Aasee zu entschlammen kann ein wichtiger Bestandteil einer Aasee-Sanierung werden. Hierdurch wird dem See sauerstoffzehrendes Material entzogen und das Wasservolumen vergrößert, was in kritischen Situationen ein „Umkippen“ des Sees verhindern kann. Eine Entschlammung sollte jedoch immer nur als Teil eines Maßnahmenpakets in Betracht gezogen werden. Dies ist schon deshalb wichtig, weil eine Entschlammung einen erheblichen Eingriff in das Gewässer darstellt, die zusätzlich sehr teuer ist. Die Nachhaltigkeit der Maßnahme ist daher besonders wichtig. Grundlegende Voruntersuchungen zu den chemischen und ökologischen Abläufen im Aasee sind genauso wie die Beschreibung bzw. Erfassung des Aasees (Topographie, Morphometrie, Nutzung, anthropogener Einfluss) dringend erforderlich. Verweis auf Anregungen Nr. 26 und 27 (Frau Achten Grundwasserstände, Herr Hirschmann River-View).
4	Einbau einer Wasserfontäne in der Mitte des neuen Aasees	X			X			X			Sauerstoffeintrag ist grundsätzlich positiv zu bewerten. Eine Fontäne löst jedoch nicht das grundsätzliche Problem im Aasee (flach, warm, Nährstoffreich). Der vorgeschlagene Standort ist zur Attraktivitätssteigerung des Aasees vielleicht geeignet. Ob sich die Fische in einer Notsituation genau in der Mitte des Sees aufhalten, glaube ich jedoch nicht. Das der Wirkbereich (O ₂ -Anreicherung) einer Fontäne bis in für Fische bevorzugte Aufenthaltsbereiche des Aasees reicht, ist nicht anzunehmen. Die Anregung beschäftigt sich nicht mit den Ursachen der Probleme im Aasee. Eine nachhaltige Wirksamkeit ist nicht gegeben.
5	Waldenacksee und Prestelsee Bei beiden Projekten wird das Seewasser umgewälzt. Es wird sauerstoffreiches Wasser aus den oberen Schichten in sauerstoffarme tiefere Bereiche der Seen gepumpt.	X (Umwälzung)			X			X			Es ist davon auszugehen, dass es sich bei den betreffenden Seen um deutlich tiefere Seen als der Aasee handelt. Bei diesen Seen bilden sich im Sommer klare Temperaturzonen (Schichten). Der Bereich des Seebodens (sauerstoffarme untere Schicht) wird durch die Maßnahme mit Sauerstoff versorgt, sodass ein Abbau der toten Biomasse (Schlamm) stattfinden kann. Auch die Rücklösung von Nährstoffen (z.B. Phosphor), die im abgelagerten Sediment in gebundener Form vorhanden sein können, wird durch die Maßnahme verhindert bzw. reduziert. Sofort der Aasee aufgrund seiner geringen Tiefe im Sommer und Winter keine ausgeprägten Temperaturzonen aufweist, ist eine Umwälzung des Wassers nutzlos.

- Alle vorliegenden Maßnahmenvorschläge aufgreifen und nach einheitlichen Kriterien vergleichend analysieren
 - Ökologische Wirksamkeit,
 - Auswirkungen auf die Nutzungen,
 - technische Machbarkeit,
 - Kosten,
 - rechtliche Umsetzbarkeit,
 - Akzeptanz,
 - indirekte Wirkungen,
 - Zeithorizont der Umsetzung,
 - Zeithorizont der Wirkung

Anhang 3

Abschlusspräsentation

Prof. Dr. D. Borchardt. 4. Sitzung Runder Tisch Aasee (11.03.2020)



Resilienzstrategie für den Aasee in Münster

- **Auswertung der
Daten und Studien**
- **Abschlussgutachten**

Dietrich Borchardt (TU Dresden und Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ)

Chronologie der Arbeiten zur Resilienzstrategie Aasee

08./09.08.2018	Massives Fischsterben (20 t); verendete Wasservögel
30.08.2018	1. Runder Tisch Aasee
07.09.2018	Kurzstellungnahme
10.12.2019	2. Runder Tisch Aasee
13.05.2019	3. Runder Tisch Aasee
ab Juni 2019	Kurzfristmaßnahmen wg. 2. Hitzesommer
Oktober 2019	Fischereiliche Untersuchungen
November 2019	Externe Gewässeruntersuchungen Sedimente
November 2019	Externe Gewässeruntersuchungen Eisenchlorid
11.03.2020	4. Runder Tisch Aasee

Fortlaufendes Monitoring Aasee Stadt Münster



Bericht zur Elster-Blickfeld Behandlung der Wäterschen Aa und dem Aasee im Jahr 2019



Aussagen der Kurzstellungnahme (August 2018)

Ursachen des Fischsterbens

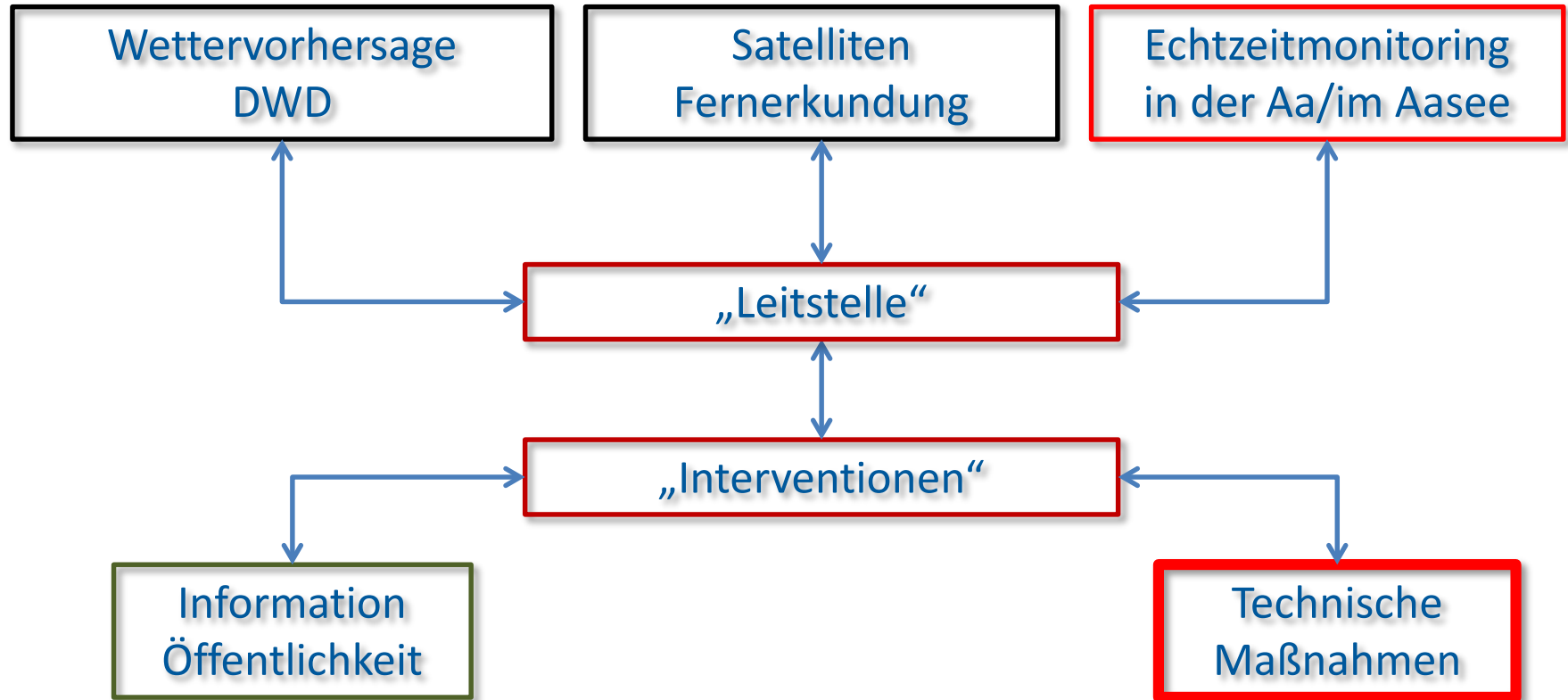
- Für das mehrtägige, massive Fischsterben 2018 war **folgende Wirkungskette ursächlich:**
- extreme, lang anhaltende **Hitzewelle/Trockenheit/Sonneneinstrahlung/Windstille**
- **sehr hohe Wassertemperaturen** im oberen Toleranzbereich der vorkommenden Fischarten
- eine seenweite massive, **von Cyanobakterien dominierte Algenblüte**
- ein aufgrund aller dieser Faktoren **temporärer Zusammenbruch des Sauerstoffhaushaltes.**
- **Solche extremen, stabilen und lang anhaltenden Hochdruckwetterlagen im Sommer** sind bedingt durch den Klimawandel **in Zukunft regelmäßiger** zu erwarten (siehe Sommer 2019)

Integrierte Maßnahmen zur Schadensabwehr

- **Operatives Monitoring Stadt Münster Wöchentlich (2 – 10 Probestellen)**
 - Chlorophyll-a, Cyanobakterien
 - Temperatur, Sauerstoff, pH-Wert, Leitfähigkeit
- **Parameter kontinuierlich an 2 Standorten**
 - Sauerstoff
 - 4 Sensoren an 2 Standorten
 - Oberfläche und über Grund
 - Online-Datenübertragung
- **Beschaffung von 12 mobilen Belüftern mit Tauchmotor**
 - Linn „Aquapilz“



„Interventionsmanagement“ für den Aasee



Maßnahmen zur Sauerstoffanreicherung im Aasee im Notfall

Wasserbelüfter mit Tauchmotor

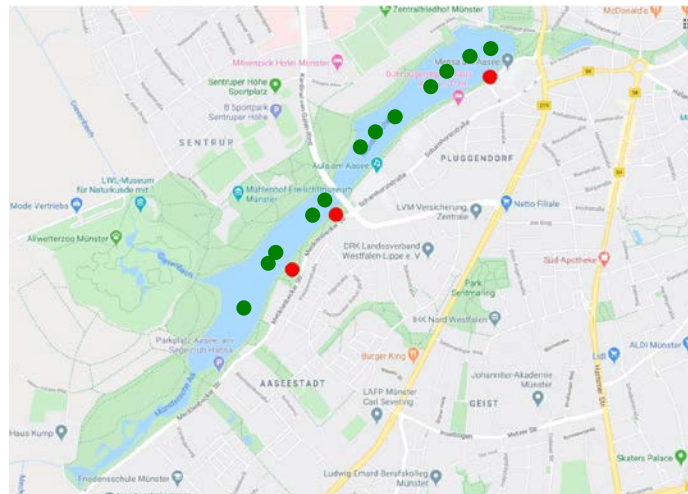
Ø 85 cm; Höhe ca. 65 cm; Gewicht 30 kg



- Hersteller: Linn Gerätebau GmbH
- Modell: „Aqua-Pilz“
- Sieb: 9mm, Zusatzschuttsieb Edelstahl 18mm
- Motorleistung: 1,1 kW
- Spannung: 400 V
- Wurfkreis ca.: 5,0 m
- Auswurfhöhe ca.: 0,7 m
- Saugzone Tiefe bis: 3,5 m
- Wirkzone: 55 m
- Fördermenge: 300 m³/h
- Anzahl: 12 Stück

Neue Stromanschlüsse am Seeufer ●

Höhe Körnerstraße; westlich Torminbrücke; Höhe Maringstraße



Mögliche Verteilung im Einsatzfall ●

Wirksamkeit der Sauerstoffanreicherung im Aasee

Wasserbelüfter mit Tauchmotor

Ø 85 cm; Höhe ca. 65 cm; Gewicht 30 kg

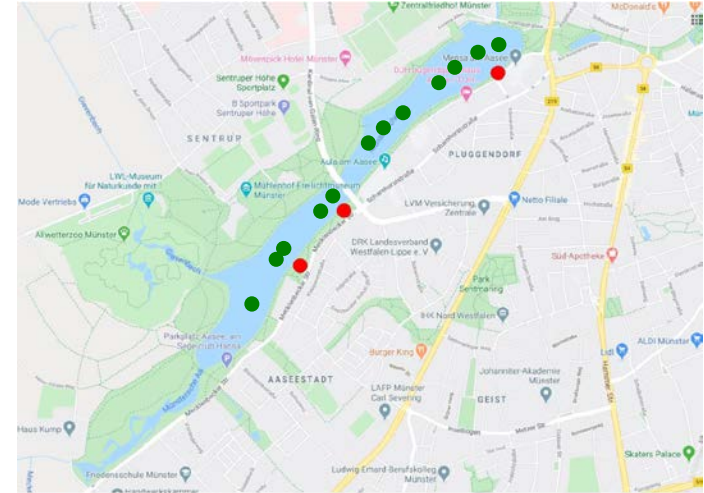


Abschätzung der Wirksamkeit:

- Saugzone bis 3,5 m Tiefe
- Wasser wird aus allen Tiefen des Aasee angesaugt; zerstört Schichtung; bremst P-Rücklösung aus Sediment
- Wirkzone: 55 m
- Anzahl: 12 Stück
- „Wirkzone“ bei $d = 55 \text{ m} \approx 2.400 \text{ m}^2$ Seefläche./Belüfter
- Anzahl von 12 Stück $\approx 28.800 \text{ m}^2$ Seefläche./Summe aller Belüfter
- Dies entspricht $\approx 7,2\%$ der gesamten Seefläche des Aasee ($\approx 400.000 \text{ m}^2$)

Neue Stromanschlüsse am Seeufer

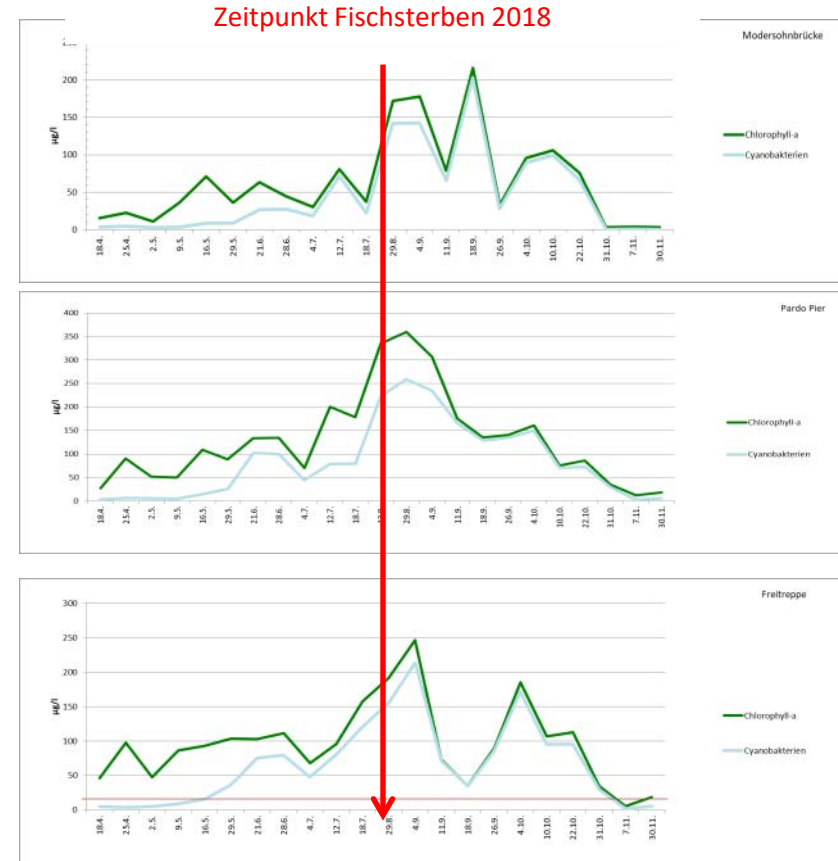
Höhe Körnerstraße; westlich Torminbrücke; Höhe Maringstraße



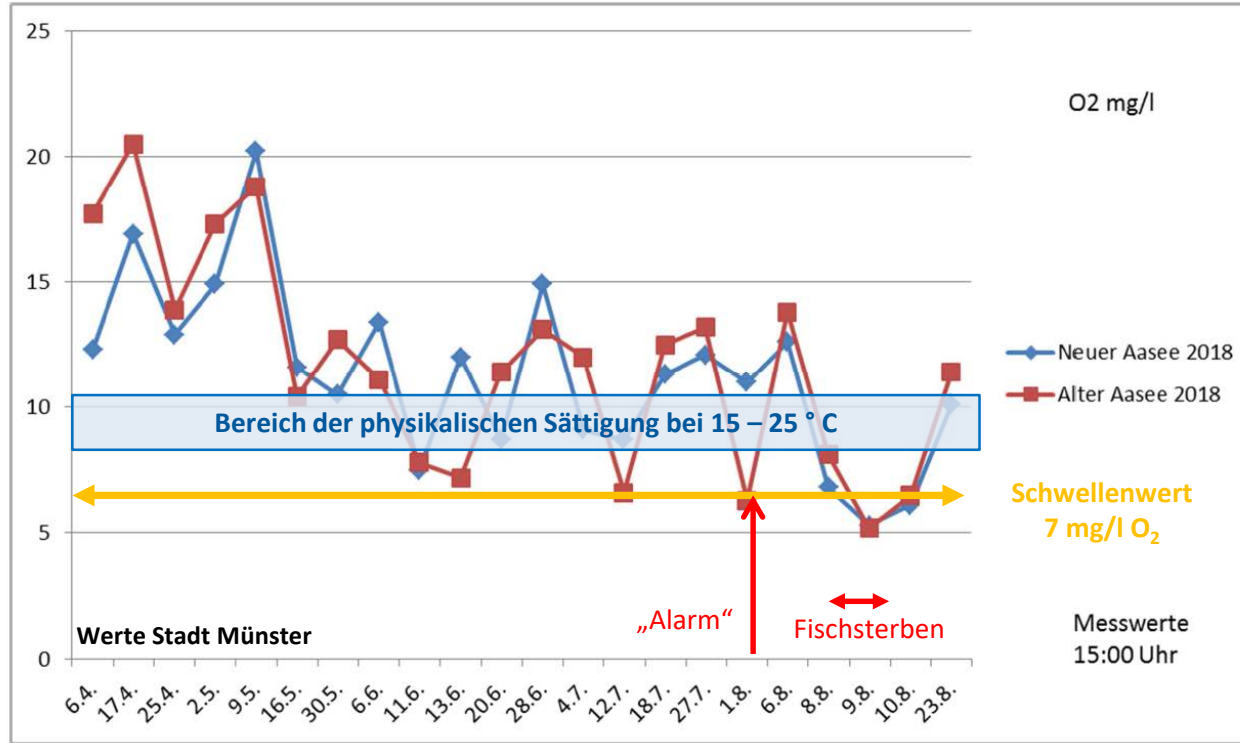
Verteilung im Einsatzfall

Messgrößen, Regeln und Schwellenwerte für den Belüftereinsatz

- **Faktoren für die Dominanz von Cyanobakterien in Standgewässern (cf. Wagner & Adrian, LNO, 2009; Huber et al. 2012)**
 - Luft-/Wassertemperatur (Schwellenwerte)
 - Sonneneinstrahlung (Schwellenwerte)
 - Schichtung des Wassers (Stabilität, Dauer)
 - Nährstoffgehalte (Phosphor-, Stickstoffgehalte)
 - Zooplankton (Biomasse „große Filtrierer“)
- **Vorschlag Messgrößen und Schwellenwerte für eine Frühwarn-Strategie im Aasee (Gefährdungsindex)**
 - Abflüsse ($< 0,2 \text{ m}^3/\text{s}$ > 14 Tage M.-Aa Roxel)
 - Wassertemperaturen ($> 20^\circ\text{C}$ im Tagesmittel)
 - Sonneneinstrahlung ($> 175 \text{ W m}^{-2}$)
 - Windgeschwindigkeit ($< 3 \text{ m s}^{-1}$)
 - Algenbiomasse (Chlorophyll-a $> 100 \mu\text{g l}^{-1}$)
 - Cyanophyceenanteil größer 30%



Vorwarnung und Schwellenwerte im Aasee für technische Maßnahmen (Belüftung und Umwälzung)



- Meßwerte Sauerstoffgehalt im Aasee um 15:00 Uhr unter 7 mg/l O₂ (April - Oktober)
- und
- Chlorophyll über 100 µg l⁻¹
- Cyanobakterienanteil größer als 30%
- und
- Hochdruckwetterlage (DWD Station Münster) für die nächste Woche
 - Sonnenscheindauer (größer als Mittelwert)
 - Windgeschwindigkeit (< 3m/s)

Empfehlung Fischereilicher Hegeplan

- Eine weitere kritische Größe in Zusammenhang mit dem Fischsterben war der sehr hohe Fischbestand mit Werten, wie sie in natürlichen Gewässern nur äußerst selten vorkommen ($> 500 \text{ kg ha}^{-1}$ Biomasse)

Fischereilicher Hegeplan für den Aasee



- Empfehlungen zur fischereilichen Bewirtschaftung
- Hegemaßnahmen und künftiges Monitoring
- Empfehlungen zu strukturellen Verbesserungen an den Seeufern
- Empfehlungen für den künftigen Fischbesatz, Fischbesatzplan inklusive Kostenkalkulation

Ergebnisse Befischung im Oktober 2019

- **Ermittlung des Fischbestandes im Oktober 2019 durch kombinierte Elektro-, Reusen- und Stellnetzbefischung**

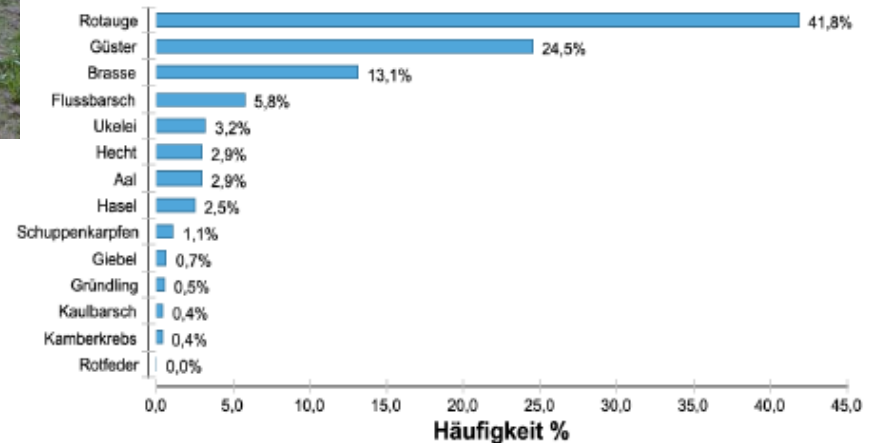


Positionen
Fischbestandsuntersuchungen



- Individuen einzelner Fischarten und der Kamberskreb haben das Fischsterben überlebt
- Wenige Adulte; überwiegend Juvenile 1+ und 2+
- Zanderbestand praktisch ausgelöscht
- Anteil Biomasse Raubfische (Hecht, Aal, Flussbarsch > 15 cm) heute $\approx 13\%$

Häufigkeit Fischarten (n = 2746)



Empfehlung Fischereilicher Hegeplan



Fischereilicher Hegeplan für den Aasee



im Auftrag der Stadt Münster



Bewirtschaftungsmaßnahmen Aasee

Maßnahme	Zeitpunkt	Frequenz	Verantwortlicher	Umsetzung ab
Lebensraumverbesserung, Habitate	ganzjährig	einmalig	Stadt Münster	2020
Raubfischbesatz ¹⁾	Frühjahr/Herbst	jährlich	VFG Frühauf Münster, Stadt Münster	2020
fischereiliche Bewirtschaftung u. Hege	ganzjährig	nach Bedarf	VFG Frühauf Münster	2020
Monitoring Wasser, Trophie u. Phytoplankton	April - Okt.	monatlich	Stadt Münster	2020
Monitoring Zooplankton	Mai - Okt.	monatlich	Stadt Münster	2020
Monitoring Fischbestand	Herbst	zweijährig	Stadt Münster, Sachverständiger	2021
Biomasse-Untersuchung	Herbst	zweijährig	Stadt Münster, Sachverständiger	2021
professionelle Hegebefischungen	Herbst/Winter	nach Bedarf	Stadt Münster, Berufsfischer	2021

cf. Köhlmann, 2020

Besatzempfehlung Aasee

Fischart	Bezeichnung	TL cm	n / ha	Menge / N	Besatz-Zeitpunkt
Hecht	Brut	1,5	2.000	80.000	April
Zander	vorgestreckt	3 - 5	500	20.000	Mai
Zander	zweisömmrig	25 - 30	20	800	Oktober/November

cf. Köhlmann, 2020

1) Erster Besatz im November 2019
mit 2.000 Zandern, 2-sömmrig



Ausgestaltung Uferzonen



Laichhilfen für Zander



Hegebefischung

Herleitung des nachhaltigen Fischertrags

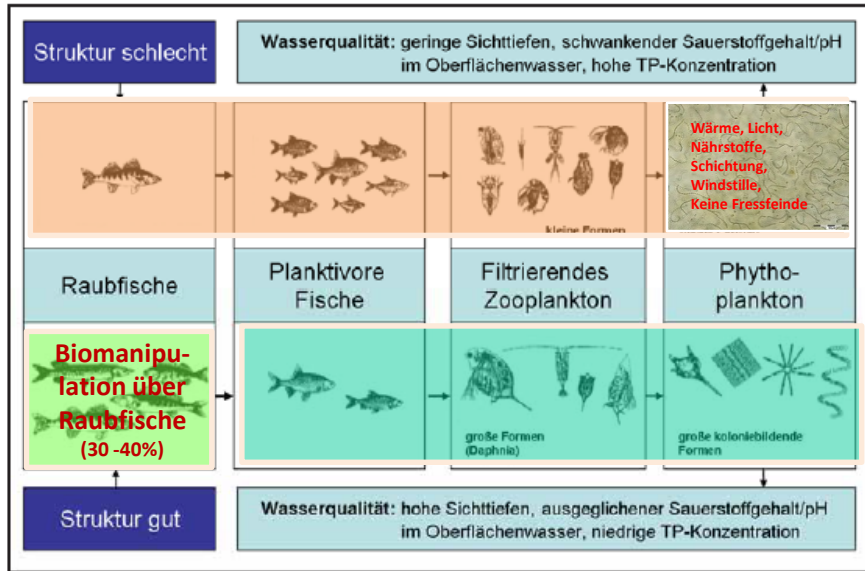
- Ermittlung des Fischbestandes im Oktober 2019 durch kombinierte Elektro-, Reusen- und Stellnetzbefischung



- Individuen von **13 Fischarten** und des Kamberkrebs haben **2018 überlebt**; aber ca. 90 % des Bestandes vernichtet
 - **Zanderbestand** praktisch **ausgelöscht**
 - Restbestand hat sich durch natürliche Vermehrung sehr schnell wieder erholt; **gegenwärtig etwa 4 – 6 t Biomasse**
 - **Nachhaltiger Ertrag $\approx 80 - 90 \text{ kg/ha/Jahr}$**
 - entsprechend $\approx 3.500 \text{ kg Fischbiomasse/Jahr}$
 - **Nachhaltiger Bestand $\approx 3 * \text{Ertrag} \approx 10.500 \text{ kg Fischbiomasse}$** (ca. 50 % des 2018 verendeten Bestandes; dürfte im Herbst 2020 erreicht sein)
 - **Fang- und Entnahme durch Angelfischerei** in den Jahren vor dem Fischsterben **etwa 15 % des Fischbestandes jährlich**
-
- **Bewirtschaftung als „Zandersee“**; 30 – 40% Raubfischbiomasse
 - **Intensive Befischung der Cypriniden** (Weißfische); inclusive koordinierte Hegefischen etc.
 - Zusätzlich **professionelle Netz-/Reusenbefischungen**
 - Führen, Auswerten und Fortschreiben einer gewissenhaften, jährlichen **Fang- und Fischereistatistik**
 - **Fischereiliches Monitoring**

Wechselwirkung Fischbestand und Wasserqualität./Biommanipulation

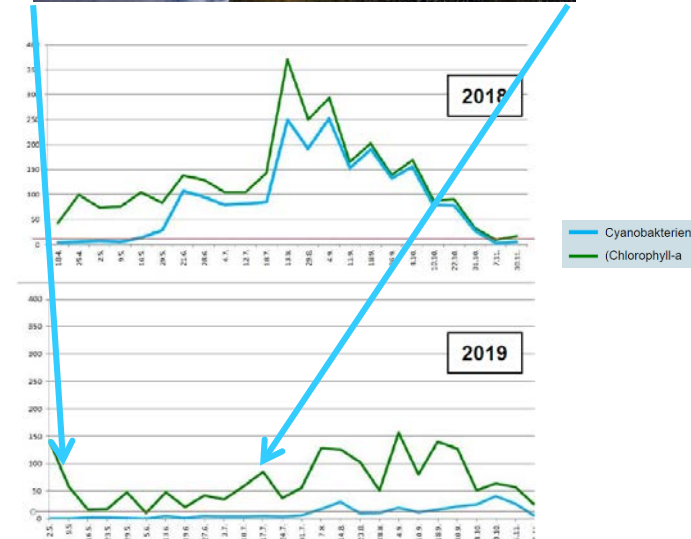
- Wechselwirkungen zwischen Struktur des Fischbestandes und der Wasserqualität



(nach Kasprzak et al. 2000)

Aasee vor dem Fischsterben bis August 2018

Aasee nach dem Fischsterben ab 2019



Schlussfolgerungen fischereiliches Management

- Eine weitere kritische Größe in Zusammenhang mit dem Fischsterben war **der sehr hohe Fischbestand** mit Werten, wie sie in natürlichen Gewässern nur äußerst selten vorkommen ($> 500 \text{ kg ha}^{-1}$ Biomasse)



Fischereilicher Hegeplan für den Aasee



im Auftrag der Stadt Münster

Kühlmann, 2020



Maßnahmen für den Aasee

- Nachhaltiges fischereiliches Management
- Durchführung einer TOP-Down Nahrungsnetz-Steuerung im Aasee
 - angemessen großer Fischbestand mit ca. 10.000 kg
 - zu entnehmender Ertrag von ca. 3.500 kg Fischbiomasse/Jahr (Angelfischerei und Hegebefischungen)
 - mit einem Raubfischanteil (überwiegend Zander) von 30 – 40 % Biomasse
 - Unterstützte natürliche Vermehrung
- Strukturelle Maßnahmen im See (Uferzonen)

Nährstoffbelastung Phosphor für den Aasee

- Phosphorfällung im Zulauf zum Aasee zur Begrenzung der P-Fracht auf Schwellenwerte (ca. $70 \mu\text{g l}^{-1}$ im Aasee)
- Die Phosphorfällung mit Eisen(III) Chlorid als Fällmittel ist aber auch kritisch, da nicht Fe(III)PO_4 nicht Redox-stabil



- Nährstoffpool und Rücklösungspotenzial im See müssen neu bilanziert werden
- Alle Nährstoffeinträge (extern/intern)
 - Atmosphärischer Eintrag (1)
 - Zulauf aus Einzugsgebiet über Münstersche Aa (2)
 - Direkte Einleitungen in den Aasee (3)
 - **Rücklösung aus dem Sediment (4)**
 - (Grundwasser)
- Alle Verursacher (Einzugsgebiet/direkt)
 - Punktquellen
 - Kläranlagen
 - Niederschlagswassereinleitungen im Einzugsgebiet
 - Niederschlagswassereinleitungen direkt in den Aasee
 - Diffuse Quellen
 - Atmosphärischer Eintrag
 - Differenziert nach Flächennutzungen im Einzugsgebiet

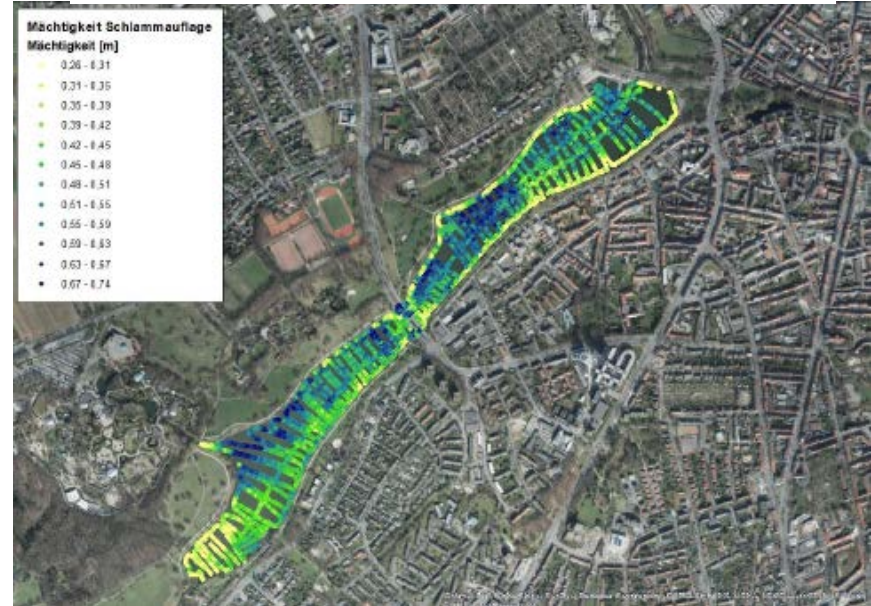
Bestimmung der Sedimentmächtigkeit

Sediment-Profiler



FiW, 2020

Mächtigkeit Schlammauflage

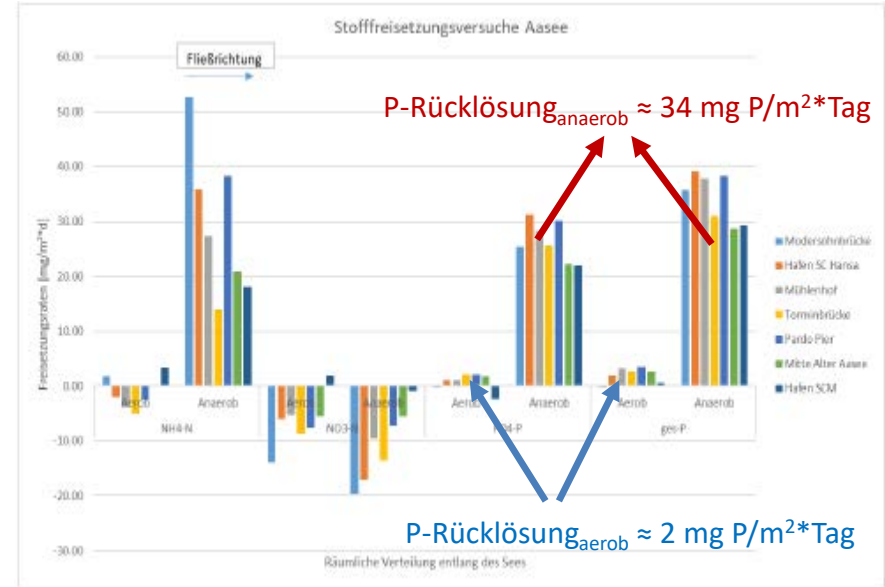


Skala $0,25 < x < 0,75 \text{ m}$

FiW, 2020

Bestimmung der Nährstoffrücklösung

Probenahme und Inkubation im Labor



FiW, 2020

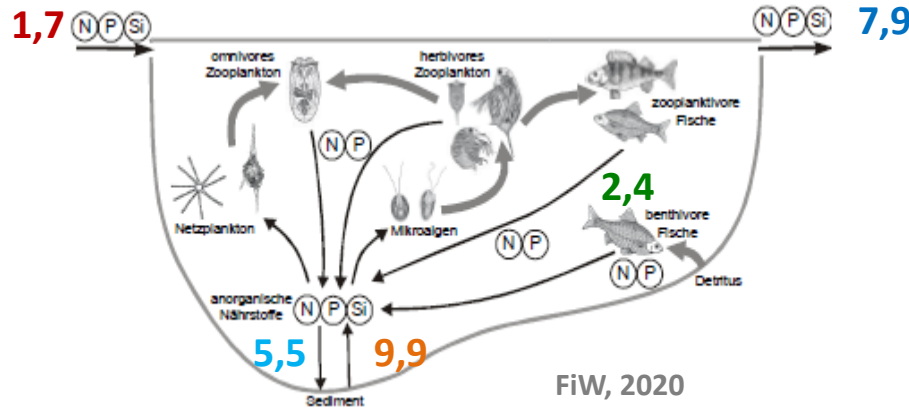
FiW, 2020

Modellierung der Nährstoffflüsse

Schematische Darstellung der modellierten Nährstoffflüsse im Seenmodell StoLaM

Fraßbeziehungen: graue Pfeile

Stoffflüsse: schwarze Pfeile

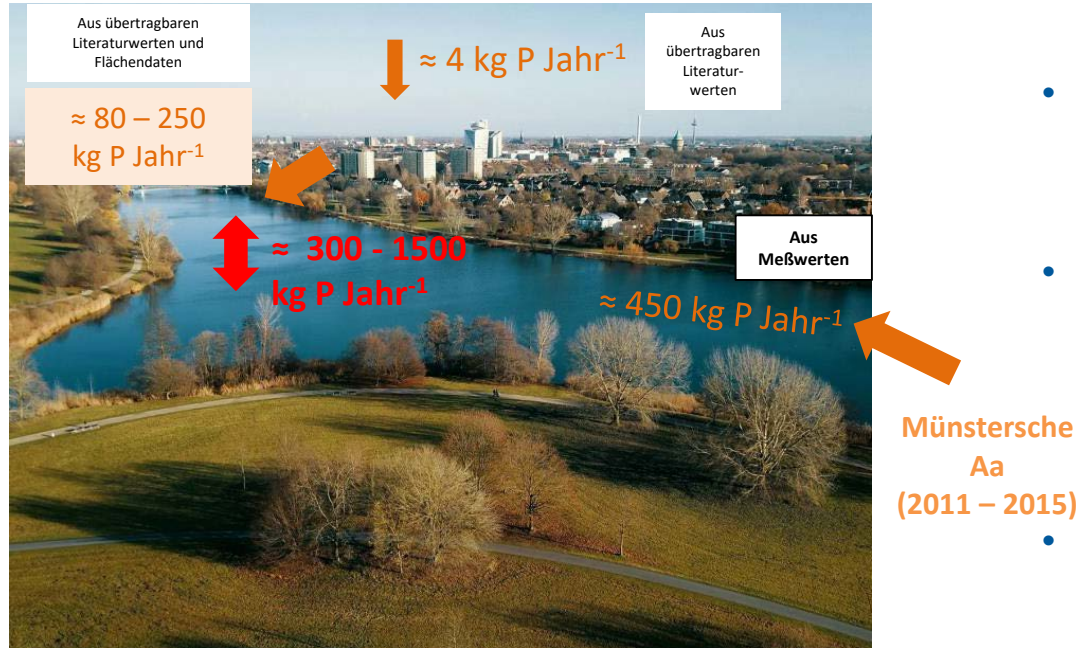


Nährstoffbilanz des Standardlaufs für die Vegetationsperiode 2018

Nährstoffbilanz	[mg/(m ² · Tag)]
P Zufluss	1.7
PO ₄ -P Sedimentfreisetzung	9.9
P Eintrag durch Fische	2.4
Summe P-Eintrag	14.0
P Sedimentation	5.5
P Ausfluss	7.9
Summe P-Austrag	13.4

Schlußfolgerungen Sedimentmanagement

Grobbilanz für den Gel.-Phosphor im Aasee



Im Zeitraum 2011 – 2015 wurden $\varnothing 3.500 \text{ kg PO}_4\text{-P/Jahr}$ mit FeCl_3 **gefällt** → dauerhaft ?

- Ein nennenswerter Anteil des gefällten P wird im See wieder zurück gelöst (10 – 40 % in „Normaljahren“)
- **wesentliche Nährstoffbelastung im See stammt in der Vegetationsperiode aus dem Sediment** (extrem hoch bei Sauerstoffmangel)
- **eine Entfernung des Sediments** würde die Situation nur temporär verbessern, da sich sehr schnell neues Sediment mit entsprechender Nährstoffbelastung ablagern würde
- **Weitere Minimierung der Nährstoffeinträge** aus dem Einzugsgebiet geboten
- **Testweise Einstellung der P-Fällung** im Zulauf

Ausblick kurz-, mittel- und langfristige Entwicklung

- Hitzewellen, Trockenheitsperioden, anhaltende Hochdruckwetterlagen weiterhin zu erwarten
- Aasee wird immer ein eutrophes Gewässer bleiben
- Mit dem Maßnahmenpaket kann die Resilienz des Aasee erheblich gesteigert und Ereignisse, wie das Fischsterben 2018, können vermieden werden
- **Aber**: Entwicklung hin zu einem Gewässer mit größerer Sichttiefe zu erwarten, in dessen Folge sich sehr viel mehr Unterwasserpflanzen entwickeln werden



Gutachten Resilienzstrategie Aasee

