



## Abschlussbericht

---

# Gesamtkonzept der Aaseuntersuchung

Im Auftrag des Tiefbauamtes Münster



**Projektpartner:**

Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse  
und -bewertung e.V. (gaiac)  
Kackertstraße 10  
52056 Aachen



Abschlussbericht zum Projekt

# **Ergebnisse der Aasee-Untersuchung und Modellierung 2019**

W\_1082

im Auftrag des  
Tiefbauamtes der Stadt Münster

Aachen, im Februar 2020  
FiW an der RWTH Aachen

Dr.-Ing. Paul Wermter



## Projektbearbeitung

### Institution

Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft  
an der RWTH Aachen (FiW) e.V.  
Kackertstraße 15-17  
52056 Aachen

### Bearbeiter

Dr.-Ing. Paul Wermter  
David Wehmeyer M.Sc.  
Lukas Klatt B.Sc.

Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und -bewertung  
e.V. (gaiac)  
Kackertstraße 10  
52056 Aachen

Dr. Tido Strauß



## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Veranlassung und Zielsetzung</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Projektbearbeitung</b> .....	<b>2</b>
<b>3</b>	<b>Datenerfassung</b> .....	<b>3</b>
3.1	Datenerfassung mittels RiverBoat .....	3
3.1.1	Sensorik .....	3
3.1.2	Durchführung der Messung .....	4
3.2	Datenerfassung mittels Subbottom-Profilier .....	5
3.2.1	Referenzpunktaufnahme .....	7
3.3	Sedimentprobenahme .....	8
3.4	Durchführung der Stofffreisetzungsversuche.....	11
<b>4</b>	<b>Datenauswertung</b> .....	<b>13</b>
4.1	GNSS (Global Navigation Satellite System) .....	13
4.2	DGM-Erstellung.....	13
4.3	Auswertung der Subbottom-Profilier-Datensätze.....	14
4.4	Auswertung der Stofffreisetzungsversuche .....	16
<b>5</b>	<b>Modellierung trophischer Aspekte des Aasees mit StoLaM</b> .....	<b>17</b>
5.1	Genereller Aufbau des Modells .....	17
5.2	Datengrundlage.....	19
5.2.1	Datensätze des ab 2018 eingerichteten Onlinemonitorings der Sauerstoff- und Temperaturverläufe im Aasee .....	20
5.2.2	Morphometrie .....	21
5.2.3	Gewässer-Trübung.....	22
5.2.4	Wetter .....	23
5.2.5	Aufbereitung der Zu- und Abflussdaten .....	23
5.2.6	Nährstoffgehalte im Zufluss.....	26
5.2.7	Biologische Messdaten .....	27
5.2.8	Bewertung der Datengrundlage.....	27
5.3	Kalibrierung des Modells und Standardlauf .....	28
5.3.1	Wetter und Wassertemperatur.....	29
5.3.2	Sauerstoff.....	32
5.3.3	Standardlauf StoLaM.....	35
5.4	Auswahl der zu modellierenden Bewirtschaftungsszenarien .....	39
5.5	Ergebnisse der Szenarienrechnung .....	41
5.5.1	Wassermenge Zufluss.....	41
5.5.2	Nährstoffgehalt Zufluss und Stickstofffixierung .....	42
5.5.3	Turbulenz und Sauerstoffeintrag .....	47
5.5.4	Anoxische Phosphorfreisetzung Sediment und Sedimententfernung..	52

---

5.5.5 Fische und Trübung .....	56
<b>6 Handlungsempfehlungen .....</b>	<b>60</b>
<b>Literaturhinweise.....</b>	<b>62</b>

## Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1:	RiverBoat mit Sensorik.....	3
Abbildung 2:	Die Geräte des Sedimentecholots.....	5
Abbildung 3:	Das Setup des Subbottom-Profilers .....	6
Abbildung 4:	Die Messlatte zur Erhebung der Referenzwerte. Zu sehen sind Reste des Schlamms. ....	7
Abbildung 5:	Durchführung der Sedimentprobenahme. Links: Ein Teil der Ausstattung auf dem Arbeitsboot "Hedwig", rechts: Entnahme der Sedimentproben mit Hilfe eines Ekmann-Greifers .....	8
Abbildung 6:	Probenahmestellen am Aasee .....	9
Abbildung 7:	Ein Teil der gewonnen Sedimentproben vom Aasee .....	10
Abbildung 8:	Die Sedimentproberöhren mit den Schläuchen zur Belüftung bzw. Eingasung von Stickstoff.....	11
Abbildung 9:	Verlauf der Sauerstoffkonzentrationen in den beiden Versuchsreihen. Gemittelte Werte über alle Proberöhren.....	12
Abbildung 10:	DGM-W des Aasees .....	13
Abbildung 12:	Mächtigkeit der Schlammauflage nach Digitalisierung SBP.....	15
Abbildung 13:	Ergebnisse der Stofffreisetzungsversuche .....	16
Abbildung 14:	Modellierte Nährstoffflüsse. 1: Zufluss; 2: oberflächlicher Abfluss; 3: Tiefenwasserableitung; 4: Versickerung; 5: turbulente Diffusion; 6: Sedimentation; 7: Absinken; 8: Vertikalwanderung von Algen; 9: aerobe und anaerobe Sedimentfreisetzung, Aktivität benthivorer Fische; 10: N <sub>2</sub> -Fixierung und Denitrifikation.....	18
Abbildung 15:	Schematische Darstellung der modellierten Nährstoffflüsse im Seenmodell StoLaM (Fraßbeziehungen als graue Pfeile). ....	18
Abbildung 16:	Temperaturganglinie des Onlinemonitorings (neuer Aasee).....	20
Abbildung 17:	Sauerstoffganglinie des Onlinemonitorings (neuer Aasee).....	20
Abbildung 18:	Wasserstands-Flächen-Beziehung des Aasees .....	21
Abbildung 19:	Morphometrische Eingangsdaten für die Modelle HyLaM und StoLaM.....	21
Abbildung 20:	Trübungswerte vor (oben) und nach (unten) dem Fischsterben im Aasee. Korrelation zwischen Chlorophyll-a-Konzentration mit der Sichttiefe (links) und dem Attenuationskoeffizienten (rechts). ....	22
Abbildung 21:	Zu- und Abflüsse Aasee 2016 .....	24
Abbildung 22:	Zu- und Abflüsse Aasee 2017 .....	24
Abbildung 23:	Zu- und Abflüsse Aasee 2019 .....	25
Abbildung 24:	Zu- und Abflüsse Aasee 2018 .....	25
Abbildung 25:	Ortho-Phosphat(SRP)-Konzentration in der Münsterschen Aa an der Messstelle Haus Kump (2016-2019). ....	26
Abbildung 26:	Detritus-gebundener Phosphor in der Münsterschen Aa an der Messstelle Haus Kump (2016-2019).....	26

Abbildung 27:	Nitratkonzentration in der Münsterschen Aa an der Messstelle Haus Kump (2016-2019). .....	26
Abbildung 28:	Ammoniumkonzentration in der Münsterschen Aa an der Messstelle Haus Kump (2016-2019). .....	27
Abbildung 29:	Vergleich simulierter (Linien) und gemessener (Symbole) Wassertemperaturen in 50 cm Tiefe für verschiedene Wetterstationen in 2016-2019. Aachener (rot) und Münsteraner (grün) Wetterdaten. Windreduktion: -30 %. Messpunkte: Alter Aasee (grüner Punkt), Neuer Aasee (blauer Punkt), Aasee ohne weitere Angaben (schwarzer Punkt)...	29
Abbildung 30:	Vergleich simulierter (Linien) und gemessener (Symbole) Wassertemperaturen in 50 cm Tiefe für verschiedene Windstärken in 2016-2019 (Wetterstation Münster). Keine Windanpassung (blau), -30% (grün) und -50% (rot) Windreduktion (Messpunkte: Alter Aasee (grüner Punkt), Neuer Aasee (blauer Punkt), Aasee ohne weitere Angaben (schwarzer Punkt). .....	29
Abbildung 31:	Vergleich von simulierten Wassertemperaturen (rot) mit Messungen im alten Aasee (schwarz) und neuen Aasee (blau) Ende 2018 bis Ende 2019 in 0,5 m Wassertiefe. ....	30
Abbildung 32:	Vergleich simulierter (rot) und gemessener (schwarz) Temperaturdifferenzen zwischen 0,5 m und 1,5 m Wassertiefe über vier Jahre.....	31
Abbildung 33:	Vergleich simulierter (rot) und gemessener (schwarz) Temperaturdifferenzen zwischen 0,5 m und 1,5 m Wassertiefe für das Intervall Ende 2018 bis Ende 2019.....	31
Abbildung 34:	Simulation der Phosphorkonzentrationen in Abhängigkeit vom Windeinfluss mit dem Modell StoLaM. Ohne Windänderung (grün), mit -15% (blau) und -30% Windreduktion (rot).....	32
Abbildung 35:	Simulation der Sauerstoffkonzentrationen (% Sättigung) in Abhängigkeit vom Windeinfluss in 1.8 m Wassertiefe. Ohne Windänderung (rot), mit -15% (blau) und -30% Windreduktion (schwarz). Simulationen mit dem Modell StoLaM. ....	33
Abbildung 36:	Vergleich von simulierten Sauerstoffkonzentrationen (% Sättigung) (rot) mit Messungen im neuen Aasee (blau) Ende 2018 bis Ende 2019 in 0,5 m Wassertiefe. Simulationen mit dem Modell HyLaM.....	33
Abbildung 37:	Vergleich von simulierten Sauerstoffkonzentrationen (% Sättigung) (rot) mit Messungen im neuen Aasee (blau) Ende 2018 bis Ende 2019 in 1,5 m Wassertiefe. Simulationen mit dem Modell HyLaM.....	33
Abbildung 38:	Vergleich von simulierten Sauerstoffkonzentrationen (% Sättigung) (rot) mit Messungen im neuen Aasee (blau) Ende 2018 bis Ende 2019 in 0,5 m Wassertiefe. Simulationen mit dem Modell StoLaM.....	34
Abbildung 39:	Vergleich von simulierten Sauerstoffkonzentrationen (% Sättigung) (rot) mit Messungen im neuen Aasee (blau) Ende 2018 bis Ende 2019 in 1,5 m Wassertiefe. Simulationen mit dem Modell StoLaM.....	34

Abbildung 40:	Simulation der Gesamtphosphor-Konzentration für den Standardlauf (rote Linie) und mit veränderter Sauerstoffzehrung (Szenario B, grüne Linie). Graue Punkte: Messdaten.....	35
Abbildung 41:	Standardlauf des Chlorophyll-a-Gehaltes im Aasee. Simulation Gesamt-Chlorophyll (rote Linie) und Blaualgen-Chlorophyll (blaue Linie), Messung Gesamt-Chlorophyll (schwarze Punkte) und Blaualgen-Chlorophyll (blaue Dreiecke). ....	37
Abbildung 42:	Standardlauf Simulation der Secchi-Sichttiefe (rote Linie) und Messdaten (graue Punkte). ....	37
Abbildung 43:	Standardlauf Simulation der Gesamtphosphor-Konzentration (rote Linie) und Messdaten (graue Punkte). ....	37
Abbildung 44:	Standardlauf Simulation der ortho-Phosphat-Konzentration (rote Linie) und Messdaten (graue Punkte). SRP: soluble reactive phosphorus $\approx$ ortho-Phosphat-P. ....	38
Abbildung 45:	Standardlauf Simulation der Nitrat-Konzentration (rote Linie) und Simulation mit erhöhter Denitrifikationsrate (grüne Linie). Graue Punkte: Messdaten. ....	38
Abbildung 46:	Standardlauf Simulation der Ammonium-Konzentration (rote Linie) und Messdaten (graue Punkte). ....	38
Abbildung 47:	Simulierter Gesamt-Chlorophyll-a-Gehalt in Abhängigkeit der Zuflussmengen (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole). ....	41
Abbildung 48:	Simulierter Blaualgen-Chlorophyll-a-Gehalt in Abhängigkeit der Zuflussmengen (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole). ....	42
Abbildung 49:	Simulierter Gesamt-Phosphor-Gehalt in Abhängigkeit der Zuflussmengen (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).....	42
Abbildung 50:	Simulierter Gesamt-Chlorophyll-a-Gehalt in Abhängigkeit der Nährstoffgehalte im Zufluss (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).....	43
Abbildung 51:	Simulierter Gesamt-Phosphor-Gehalt in Abhängigkeit der Nährstoffgehalte im Zufluss (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole)...	43
Abbildung 52:	Simulierter Nitrat-Gehalt in Abhängigkeit der Nährstoffgehalte im Zufluss (Linien) in Relation zu Messdaten (von 2016-2019 Symbole).....	44
Abbildung 53:	Simulierter Ammonium-Gehalt in Abhängigkeit der Nährstoffgehalte im Zufluss (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole). ....	44
Abbildung 54:	Simulierter Gesamt-Chlorophyll-a-Gehalt in Abhängigkeit der Nitratversorgung im Zufluss bzw. der Stickstofffixierung durch Blaualgen (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).....	45
Abbildung 55:	Simulierter Gesamt-Phosphor-Gehalt in Abhängigkeit der Nitratversorgung im Zufluss bzw. der Stickstofffixierung durch Blaualgen (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole). ....	46
Abbildung 56:	Simulierter Nitrat-Gehalt in Abhängigkeit der Nitratversorgung im Zufluss bzw. der Stickstofffixierung durch Blaualgen (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).....	46

Abbildung 57:	Simulierter Ammonium-Gehalt in Abhängigkeit der Nitratversorgung im Zufluss bzw. der Stickstofffixierung durch Blaualgen (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).....	46
Abbildung 58:	Simulierter Gesamt-Chlorophyll-a-Gehalt in Abhängigkeit der minimalen Turbulenz (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole)...	48
Abbildung 59:	Simulierter Blaualgen-Chlorophyll-a-Gehalt in Abhängigkeit der minimalen Turbulenz (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole)...	49
Abbildung 60:	Simulierter Gesamt-Phosphor-Gehalt in Abhängigkeit der minimalen Turbulenz (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole)...	49
Abbildung 61:	Simulierter Nitrat-Gehalt in Abhängigkeit der minimalen Turbulenz (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).....	49
Abbildung 62:	Simulierter Gesamt-Chlorophyll-a-Gehalt in Abhängigkeit des täglichen Sauerstoffeintrages (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).....	50
Abbildung 63:	Simulierter Blaualgen-Chlorophyll-a-Gehalt in Abhängigkeit des täglichen Sauerstoffeintrages (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).....	51
Abbildung 64:	Simulierte Phosphor-Konzentration in Abhängigkeit des täglichen Sauerstoffeintrages (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).....	51
Abbildung 65:	Simulierte Phosphat-P-Konzentration in Abhängigkeit des täglichen Sauerstoffeintrages (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole). SRP: soluble reactive phosphorus $\approx$ ortho-Phosphat-P.....	51
Abbildung 66:	Simulierter Gesamt-Chlorophyll-a-Gehalt mit und ohne anoxischer Phosphorfreisetzung aus dem Sediment (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).....	52
Abbildung 67:	Simulierte Gesamt-Phosphor-Konzentration mit und ohne anoxischer Phosphorfreisetzung aus dem Sediment (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).....	53
Abbildung 68:	Simulierte Phosphat-P-Konzentration mit und ohne anoxischer Phosphorfreisetzung aus dem Sediment (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole). SRP: soluble reactive phosphorus $\approx$ ortho-Phosphat-P.....	53
Abbildung 69:	Simulierte Nitrat-Konzentration mit und ohne anoxischer Phosphorfreisetzung aus dem Sediment (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).....	53
Abbildung 70:	Simulierte Ammonium-Konzentration mit und ohne anoxischer Phosphorfreisetzung aus dem Sediment (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).....	53
Abbildung 71:	Simulierter Gesamt-Chlorophyll-a-Gehalt mit und ohne Sedimententfernung zu Beginn der Simulation (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).....	55

Abbildung 72:	Simulierter Blaualgen-Chlorophyll-a-Gehalt mit und ohne Sedimententfernung zu Beginn der Simulation (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).....	55
Abbildung 73:	Simulierte Gesamt-Phosphor-Konzentration mit und ohne Sedimententfernung zu Beginn der Simulation (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).....	55
Abbildung 74:	Simulierter Gesamt-Chlorophyll-a-Gehalt mit und ohne Fisch bei verschiedener Trübung (Attenuation) (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).....	57
Abbildung 75:	Simulierte Gesamt-Phosphor-Konzentration mit und ohne Fisch bei verschiedener Trübung (Attenuation) (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).....	57
Abbildung 76:	Simulierte Phosphat-P-Konzentration mit und ohne Fisch bei verschiedener Trübung (Attenuation) (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole). SRP: soluble reactive phosphorus $\approx$ ortho-Phosphat-P.....	57
Abbildung 77:	Simulierte Nitrat-Konzentration mit und ohne Fisch bei verschiedener Trübung (Attenuation) (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole) .....	58
Abbildung 78:	Simulierte Sichttiefe (oben) und Gesamt-P-Konzentration (unten) mit (Standardlauf) und ohne Fisch bei verschiedener Trübung (Attenuation) (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).....	59

### Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1:	Wesentliche Datengrundlage und Quellen .....	19
Tabelle 2:	Sauerstoffparameter für Standardszenario und Szenario B.....	35
Tabelle 3:	Für den Standardlauf angepasste Parameter des Modells StoLaM. Für alle weiteren Parameter siehe Strauss (2009). .....	36
Tabelle 4:	Nährstoffbilanz des Standardlaufs für den Zeitraum 01. Mai - 15. Nov 2018.....	39
Tabelle 5:	Stickstoffbilanz für ausgewählte Simulationsszenarien für den Zeitraum 01. Mai - 15. Nov 2018 (Tag 850-1050). .....	47
Tabelle 6:	Übersicht der Auswirkung verschiedener Szenarien auf die Indikatoren Blaualgenbiomasse, Phosphor und Nitrat (+: Erhöhung; -: Verringerung; o: keine nennenswerte Änderung).....	60

## 1 Veranlassung und Zielsetzung

Das Tiefbauamt der Stadt Münster beauftragte das Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen (FiW) e.V. mit einer Ursachenerkundung des Fischsterbens im Sommer 2018 mit Fokus auf Sediment und Stoffumsetzungsmechanismen und zur Ableitung von Bewirtschaftungsmaßnahmen. Die Ergebnisse der Untersuchung werden digital übergeben und in Form dieses Kurzberichts erläutert.

Es wurden die folgenden Leistungen entsprechend dem Leistungsverzeichnis durch den Auftragnehmer erbracht:

- Echolotvermessung des Sees mit RiverBoat
- Methodenentwicklung zur Ermittlung von Schlammmächtigkeiten
- Sedimentprobenahme, Stofffreisetzungsversuche und Ergebnisauswertung
- Datenakquise für die Modellierung
- Modellierung des Sees (gaiac)
- Ableitung von Bewirtschaftungsszenarien und Handlungsempfehlungen

Der Bericht des FiW umfasst eine kurze Beschreibung der Methodik, der verwendeten Messtechnik und der Datenaufbereitung sowie die Ergebnissvorstellung.

## 2 Projektbearbeitung

Das Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen (FiW) e.V. wurde 1979 als unabhängiges Institut an der RWTH Aachen gegründet. Die Arbeiten mit über 30 wissenschaftlichen Mitarbeitern konzentrieren sich auf themenübergreifende Forschungsaktivitäten im Spannungsfeld von Wasserwirtschaft, Infrastruktur, Energie und Klima. Das FiW betreibt anwendungsorientierte Forschung und Entwicklung inkl. Wissenstransfer und ist regelmäßig als Mitinitiator und Gesamtkoordinator an Verbundforschungsprojekten beteiligt.

So koordinierte das FiW das ReWaM Verbundprojekt RiverView® – gewässerbezogenes Monitoring und Management, mit welchem erstmals ein holistischer Ansatz für ein gewässerzustandsbezogenes Monitoring und Management entwickelt wurde, der die zielgerichtete systematische Erhebung von synoptischen bildlichen, hydromorphologischen, -chemischen und -physikalischen Gewässerdaten ermöglicht. Die aufgenommen, georeferenzierten Daten werden in einem Geodatenbanksystem gespeichert, plausibilisiert und aufbereitet. Durch die Vielzahl aufgenommener Panoramabilder und Daten wird das Gewässerökosystem im Längs- und Querprofil sowie das Einzugsgebiet detailliert beschrieben und die Daten dienen als Grundlage für die Identifizierung von Ursache-Wirkungs-Beziehungen sowie der Absicherung von Entwicklungszielen und der Ableitung von Maßnahmen. Im Rahmen dieses Projektes werden regelmäßige Messkampagnen organisiert und durchgeführt. Das entwickelte Messsystem ist dabei sowohl für Fließgewässer verschiedener Größe, als auch für Talsperrenstaukörper bzw. Standgewässer geeignet und wurde bereits an beiden erfolgreich eingesetzt.

Das Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und –bewertung e.V. (gaiac) ist ein im Jahr 2003 gegründetes Forschungsinstitut an der RWTH Aachen und verfügt über langjährige Erfahrung in der Bearbeitung von anwendungsbezogenen ökotoxikologischen und ökologischen Fragestellungen. Forschungsschwerpunkte sind die Systemanalyse und –bewertung aquatischer und terrestrischer Lebensgemeinschaften und deren Veränderungen durch anthropogen bedingte Einflüsse. Neben experimentellen Ansätzen im Labor und Freiland stehen die Entwicklung von mathematischen Modellen zur Darstellung biologischer Umweltprozesse sowie die Erarbeitung von Lösungsstrategien zur nachhaltigen Umweltentwicklung im Fokus.

In Stehgewässern führt gaiac regelmäßig Planktonuntersuchungen sowie Nährstoffanalysen für Monitoring oder maßnahmenbegleitende Untersuchungen durch. Darüber hinaus bietet gaiac Bewertungen von Gewässerbiozönosen und die Erarbeitung von Managementkonzepten für Stehgewässer an. Hierbei wurde bereits in mehreren Projekten unterstützend das von Dr. Tido Strauß entwickelte und validierte, numerische Computersimulationsmodell StoLaM zur Vorhersage von Populationsdynamiken und Nährstofffrachten eingesetzt.

### 3 Datenerfassung

#### 3.1 Datenerfassung mittels RiverBoat

##### 3.1.1 Sensorik

Das FiW hat im Rahmen des Verbundforschungsprojektes RiverView® gemeinsam mit seinen Partnern einen autonomen Messkatamaran (RiverBoat) entwickelt (Abbildung 1), der u.a. mit einer 360°-Panoramakamera, einem Breitband Singlebeam Echolot, einer Unterwasserkamera, einem Linienlaser und GNSS (Global Navigation Satellite System) ausgestattet ist. Mit diesen Messinstrumenten können die Bathymetrie des Gewässers und die Topographie des direkten Gewässerumfeldes erfasst werden. Der modulare Aufbau des RiverBoats ermöglicht den Einsatz verschiedener Messinstrumente, die für die jeweiligen wasserwirtschaftlichen Fragestellungen entsprechend am Boot befestigt werden.

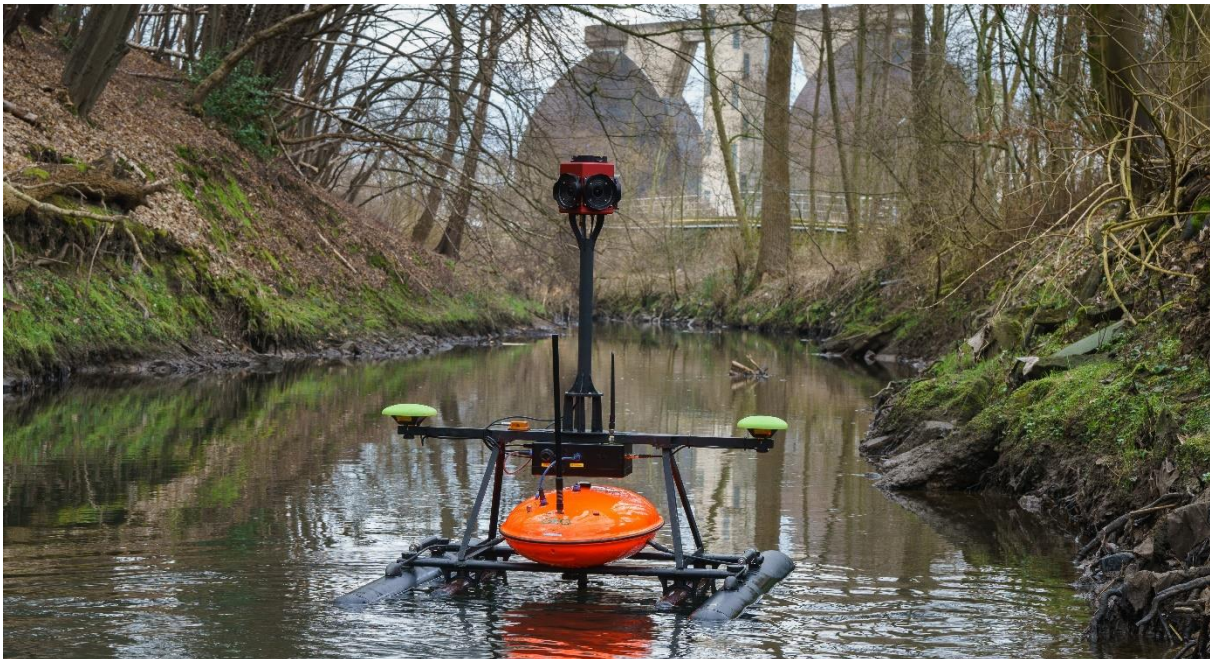


Abbildung 1: RiverBoat mit Sensorik

Für die Vermessung des Aasees kam das RiverBoat mit Echolot zum Einsatz. Die Daten wurden in Echtzeit georeferenziert.

Die Echolotmessungen wurden mit einem Singlebeam-Breitband Echolot durchgeführt. Die technischen Spezifikationen ermöglichen auch Messungen in allen Flachwasserbereichen (ab 30 cm Wassertiefe) und erzeugen Messwerte mit einer Auflösung von 6 mm. Die somit ermittelten Tiefenwerte können auf das absolute Nullniveau bezogen werden und ermöglichen somit eine Vermessung der Höhenlage der Gewässersohle. Bei dem Echolot handelt es sich um ein Breitband-Echolot, das mit einem Frequenzspektrum von 80 bis 120 kHz arbeitet.

### **3.1.2 Durchführung der Messung**

Die Vermessung erfolgte an 3 verschiedenen Terminen. An einem ersten Orientierungstermin wurden Daten für die o.g. wissenschaftliche Voruntersuchung erhoben.

Die eigentliche Vermessung wurde im Frühjahr 2019 durchgeführt. Der See wurde im Spurabstand von 5 m befahren. Das Echolot zeichnet dabei mit einer Messfrequenz von 5 Hz Tiefenwerte auf.

Die Befahrung erfolgt durch eine Erfassung der Uferlinie als Grundlage zur Erstellung der automatischen Befahrungsrouten. Im Anschluss werden diese Routen auf Autopilot abgefahren. Das RiverBoat wird dabei begleitet um eine Beschädigung zu vermeiden.

### 3.2 Datenerfassung mittels Subbottom-Profilier

Der Subbottom-Profilier stellt ein hydroakustisches Messverfahren dar, mit welchem Schichtungen von Sedimenten analysiert werden. Zum Einsatz kam das System SES-2000 Smart von Innomar.

Das System wurde von einem bemannbaren Begleitboot, das von der Stadt Münster zur Verfügung gestellt wurde, aus eingesetzt. Einzelteile des Gerätes wie Steuercomputer, GNSS-Empfänger und Wechselrichter sind in Abbildung 2 dargestellt. Der Schallgeber sendet ein Frequenzband aus, welches zur Ausbildung von Sekundärfrequenzen im Sediment führt. Das resultierende graphische Tiefenprofil kann im Postprocessing in eine Tiefenschichtung von Sedimenten übersetzt werden.



Abbildung 2: Die Geräte des Sedimentecholots

Das Gerät sendet eine Primärfrequenz von circa 100 kHz aus und empfängt zusätzlich die Sekundärfrequenz von 10 kHz. Der am Gerät variierbare Gain des Signals, d.h. die Verstärkung des empfangenen Signals, wurde entsprechend der Wassertiefe zwischen den Gefahre-

nen Abschnitten variiert. In flachen Bereichen wurde ein Gain von 0 gewählt, in tieferen Bereichen von bis zu 30. Aufgrund des höheren Gains werden tiefere Schichten deutlicher dargestellt, in flacheren Bereichen führt ein hoher Gain jedoch zu einer Übersteuerung des Signals. Mit dem Subbottom-Profilier wurden Längs- und Querprofile auf den Seen erfasst und im Post-processing digitalisiert. Gleichzeitig wurden mit einer Messlatte Referenzpunkte aufgenommen, um die digitalisierten Tiefenwerte zu verifizieren. Es wurden insgesamt ca. 90 Referenzpunkte aufgenommen.



**Abbildung 3: Das Setup des Subbottom-Profilers**

### 3.2.1 Referenzpunktaufnahme

Die Aufnahme der Referenzpunkte erfolgte, indem die Messlatte auf den Gewässergrund aufgesetzt wurde und ohne zusätzlichen Druck festgehalten wurden. Dieser Tiefenwert wurde aufgenommen und die Messlatte anschließend an gleicher Position mit zusätzlichem Druck in das Sediment gedrückt, bis kein weiteres Eindringen mehr möglich war. Dieser zweite Tiefenwert wurde ebenfalls aufgenommen. Die Differenz der beiden Tiefen ergibt eine Mächtigkeit einer durchdringbaren Sedimentschicht. Die Referenzpunkte wurden über das GNSS-System des Subbottom-Profilers georeferenziert.



**Abbildung 4:** Die Messlatte zur Erhebung der Referenzwerte. Zu sehen sind Reste des Schlamms.

### 3.3 Sedimentprobenahme



**Abbildung 5: Durchführung der Sedimentprobenahme. Links: Ein Teil der Ausstattung auf dem Arbeitsboot "Hedwig", rechts: Entnahme der Sedimentproben mit Hilfe eines Eckmann-Greifers**

Die Sedimentprobenahme erfolgte am 16.05.2019.

Die Probenahme wurde vom Wasser aus vom Arbeitsboot MS Hedwig des Umweltamtes Münster durchgeführt.

An jeder Probenahmestelle wurden 4 Proben entnommen, die Probenahmestellen sind in Abbildung 6 dargestellt.

Die Proben wurden gewonnen, indem mittels Eckmanngreifer eine weitestgehend ungestörte Sedimentprobe entnommen wurde. In diese Sedimentprobe wurden die Probenbehälter, transparente Plexiglasröhren, eingedrückt, gefüllt mit Schlamm entnommen und an der Unterseite verschlossen wurden.

An den Probenahmestellen wurden außerdem die Vor-Ort-Parameter Wassertemperatur, Sichttiefe, Sauerstoffgehalt und Redox-Potential gemessen und Dokumentiert.

Um eine weitest gehende Vermeidung von Umwelteinflüssen auf die entnommenen Proben zu vermeiden, wurden die Probegefäße temporär verschlossen.

## Probenahmestellen Freisetzungsversuche

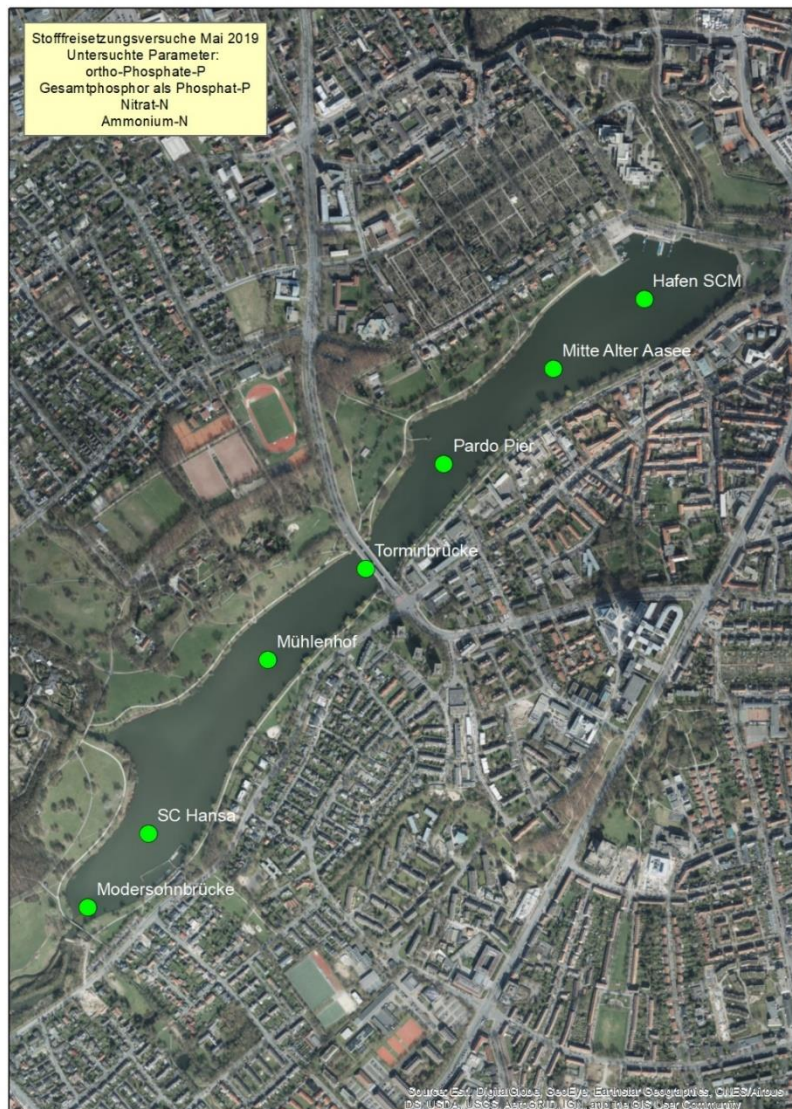


Abbildung 6: Probenahmestellen am Aasee

Parallel zur Sedimentprobenahme wurde an jeder Probenahmestelle eine Wasserprobe entnommen. Hierfür wurde ein 5L-Kanister verwendet. Die Wasserprobe wurde sowohl für die Messung der Ausgangskonzentrationen der Zielparameter, als auch für die Überschichtung der Proben verwendet. Für die Überschichtung der Proben wurde das Wasser mit einer Vakuumpumpe gefiltert.

Das Ergebnis der Probenahme ist in Abbildung 7 dargestellt.



**Abbildung 7: Ein Teil der gewonnen Sedimentproben vom Aasee**

### 3.4 Durchführung der Stofffreisetzungsversuche

Die Analytik der Sedimentproben aus dem Aasee fand vom 16.05.2019 bis zum 27.05.2019 statt.

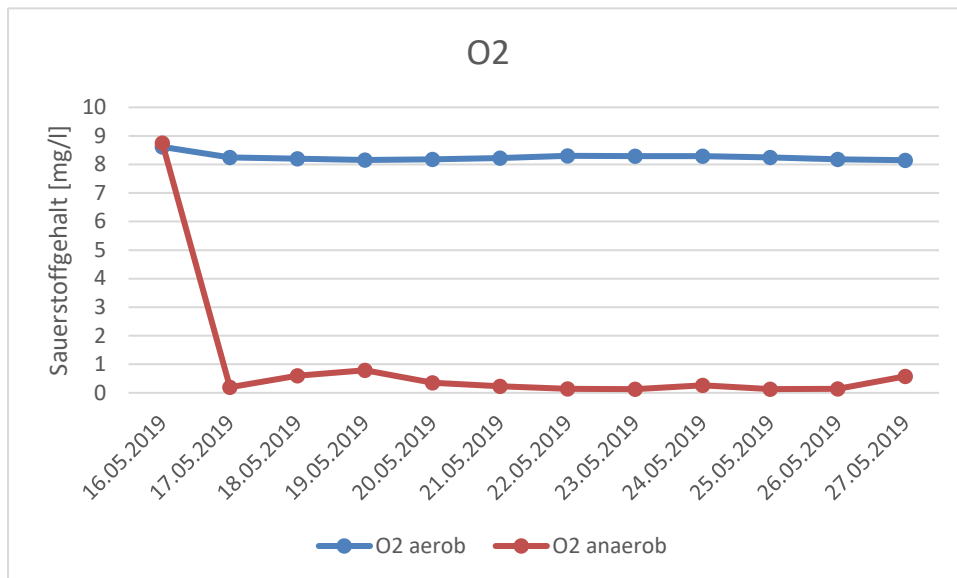
Die entnommenen Sedimentproben wurden zunächst in Plexiglaszylinder eingebracht deren Volumen einen Liter umfasste. Das Volumen der Sedimentprobe wurde notiert und diese dann vorsichtig mit gefiltertem Wasser aus dem Aasee überschichtet.



**Abbildung 8:** Die Sedimentproberöhren mit den Schläuchen zur Belüftung bzw. Eingasung von Stickstoff

Auf diese Art und Weise wurden zwei Reihen der selben Proben hergestellt, wobei eine Reihe in der Folgezeit belüftet wurde, um ein aerobes Milieu in der Wassersäule über dem Sediment zu schaffen. Die andere Reihe wurde mit Stickstoff begast, um so ein anaerobes Milieu zu schaffen. Innerhalb des genannten Zeitraums wurden täglich Sauerstoffgehalt, Redoxpotential und Temperatur gemessen. Für den Sauerstoff wurde dazu eine optische Sonde und für das Redoxpotential eine elektrochemische Sonde verwendet.

Die Belüftung sorgte dafür, dass der Sauerstoffgehalt in der Wasserprobe konstant hoch blieb, in der mit Stickstoff begasten Versuchsreihe fiel der Sauerstoffgehalt rasch auf einen sehr niedrigen Wert ab und konnte für die Dauer der Versuchsdurchführung auf unter 1 mg/l gehalten werden.



**Abbildung 9:** Verlauf der Sauerstoffkonzentrationen in den beiden Versuchsröhen. Gemittelte Werte über alle Proberöhren

Jeweils am 16.05.2019, am 20.05.2019, am 23.05.2019 und am 27.05.2019 wurde zur Analytik der Nährstoffgehalte aus jeder Probe ein Volumen aus der Wassersäule entnommen. Die Analytik erfolgte photometrisch. Es wurden jeweils die Parameter Ammonium-Stickstoff, Nitrat-Stickstoff, Orthophosphat und Gesamtphosphor beprobt. Dadurch wurden die rückgelösten Nährstofffraktionen detailliert ermittelt.

Die so gemessenen Nährstoffkonzentrationen an den jeweiligen Tagen wurden in, auf die Fläche bezogene, Rücklösungsrate umgerechnet. Dabei wurde folgendermaßen vorgegangen:

$$\text{Rücklösung} \left[ \frac{\text{mg}}{\text{m}^2 \cdot \text{d}} \right] = \frac{(\text{Konzentration}_0 - \text{Konzentration}_1) \left[ \frac{\text{mg}}{\text{l}} \right] * \text{Volumen} [\text{l}]}{\text{Oberfläche} [\text{m}^2] * \text{vergangene Zeit} [\text{d}]}$$

Die so berechnete Rücklösung diente als Grundlage für die folgende Simulation mit dem Programm StoLaM.

## 4 Datenauswertung

### 4.1 GNSS (Global Navigation Satellite System)

Die während der Befahrung aufgezeichneten Rohdaten der Echolotmessungen enthalten unter anderem einen Zeitstempel, die Position im UTM-System, den gemessenen Tiefenwert des Echolotes und Angaben zur GNSS-Lösung. Bei gutem Mobilfunk-Empfang werden die Messungen im RTK-Modus (Real-Time-Kinematik) durchgeführt. Die Lagekoordinaten des Korrekturdatendienstes AXIO-NET liegen im Bezugssystem UTM (WGS84) und die Höhen beziehen sich auf das Deutsche Haupthöhennetz (DHHN16, GCG2016). AXIO-NET gibt die Lagegenauigkeit mit +/- 2 cm und die Höhengenaugigkeit mit +/- 4 cm an. Die GNSS-Datenpunkte wurden, wie im folgenden Kapitel beschrieben, weiterverarbeitet.

### 4.2 DGM-Erstellung

Die Echolotmessungen wurden mit dem digitalen Geländemodell des Landes NRW (<https://www.opengeodata.nrw.de/>) zu einem digitalen Geländemodell interpoliert.

Für die Erstellung des DGMs wurden jeweils mehrere Punktwerte in der Umgebung herangezogen und eine Dreiecksvermaschung (Delaunay Triangulation) angewendet. Als Ergebnis wurde ein regelmäßiges Raster mit 1 m Abstand erzeugt, für die Interpolation des TIN zu einem Rasterdatensatz wurde die Interpolationsmethode „Natural Neighbors“ angewendet.

Die Ergebnisse liegen sowohl als Flächenmodell im geoTIFF-Format als auch in Form einer Punktliste in ASCII-Format vor. Das erstellte DGM bezieht sich als Sohlhöhe auf die Oberkante der Schlammschicht.

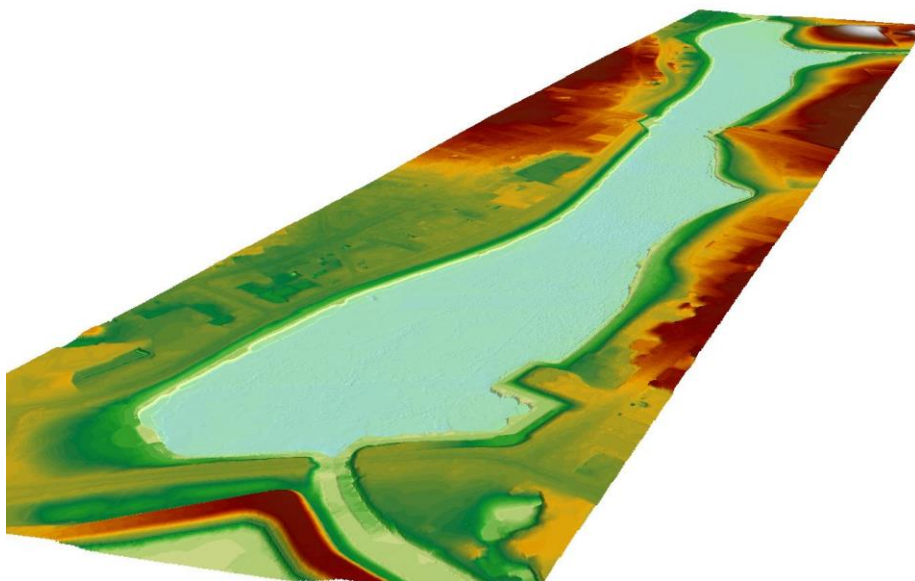


Abbildung 10: DGM-W des Aasees

### 4.3 Auswertung der Subbottom-Profiler-Datensätze

Für eine flächige Erfassung von Gewässertiefen werden üblicherweise akustische Laufzeitverfahren verwendet, deren ausgesendete Signale sich an einem Dichtesprung ganz oder teilweise reflektieren. Diese Reflektion kommt durch eine Änderung der Dichte zustande. Je nach Frequenz des verwendeten Echolots kommt eine veränderte Eindringtiefe zustande. Bei Breitbandecholot des Riverboats wird ein Band von 80 bis 120 kHz an Frequenzen verwendet. Der Subbottom-Profiler erreicht durch die Verwendung einer Primär- und Sekundärfrequenz (100 kHz und 10 kHz) insgesamt eine höhere Eindringung. Damit ist die Ansprache von verschieden dichten Medien möglich.

Das Ziel der vorliegenden Untersuchung war die Erfassung von Schlammmächtigkeiten aus hydroakustischen Messverfahren. Dies wurde mit den zwei verschiedenen Echoloten getestet und über Referenzmessungen validiert. Die gewählte Methodik zur Referenzierung der Tiefenwerte war eine vergleichende Tiefenmessung mittels Messlatte.

Die flächendeckende Erfassung von Schlammmächtigkeiten wurde anhand der Datensätze des Subbottom-Profilers durchgeführt. Mittels der vom Hersteller (Fa. Innomar GmbH) mitgelieferten Auswertesoftware wurden die Ergebnisse der Aufnahme der Subbottom-Profiler Datensätze ausgewertet.

Dem hier angewendeten Verfahren liegen folgende Annahmen und Definitionen zu Grunde:

- „Schlamm“ bezeichnet hier eine weiche Sedimentschicht auf der Sohloberfläche, welche sich dadurch auszeichnet, dass sie mit der Messlatte durchdringbar ist
- Es wurden insofern pro Referenzpunkt zwei Tiefen erfasst:
  - Wassertiefe bei Aufsetzen der Messlatte auf die Sedimentoberfläche ohne zusätzliches Gewicht
  - Tiefe bei „Drücken“ der Messlatte in das Sediment hinein

Die Digitalisierung der Schlammmächtigkeiten des Subbottom-Profilers ergibt eine räumliche Verteilung der Mächtigkeiten wie in der folgenden Abbildung dargestellt.

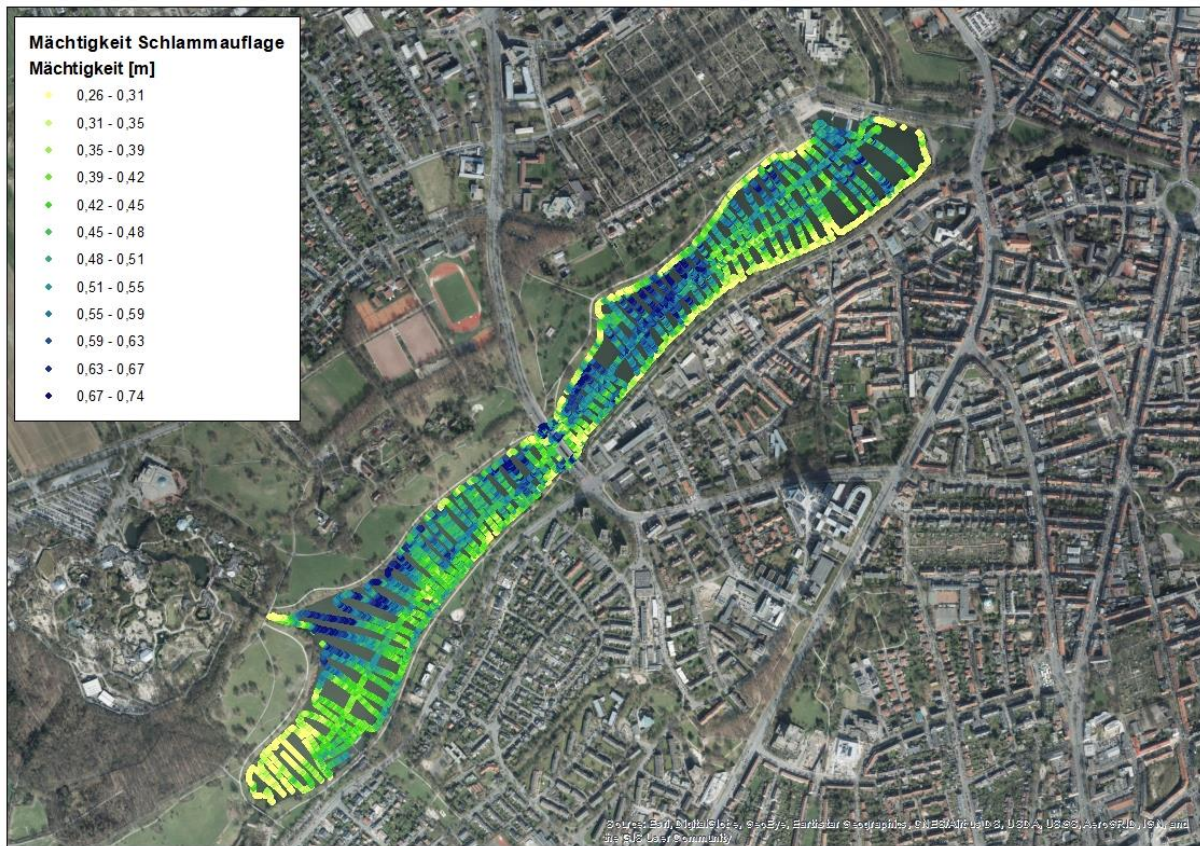


Abbildung 11: Mächtigkeit der Schlammauflage nach Digitalisierung SBP

### 4.4 Auswertung der Stofffreisetzungsversuche

Die gemessenen Konzentrationen wurden über die Querschnittsfläche der Probenzylinder und des im Zylinder verbliebenen Wasservolumens umgerechnet in eine Freisetzungsrate pro Fläche und Zeit [mg/m<sup>2</sup>\*d]. Dies ist die Zieleinheit, welche für die Modellierung der Rücklösungs-raten in StoLaM verwendet wird.

Die Ergebnisse der Stofffreisetzungsversuche zeigen den Erwartungen entsprechende Tendenzen der Rücklösung bzw. Sedimentation der betrachteten Nährstoffe. Die Größenordnungen der Rücklösungs-raten sind jedoch erstaunlich hoch. Mit Größenordnungen von bis zu 30 mg/m<sup>2</sup>\*d bzw. fast 40 mg/m<sup>2</sup>\*d bei ortho-Phosphat und Gesamtphosphat ist hier ein besonders hohes Freisetzungspotential vorhanden.

Aus diesen Ergebnissen wurden die Freisetzungsraten abgeleitet, die im Modell angesetzt wurden. Für die Rücklösung von gesamt-P wurde im aeroben Zustand 2.0 mg/m<sup>2</sup>\*d angesetzt, im anaeroben Milieu 34.3 mg/m<sup>2</sup>\*d. Die relevanten angesetzten Rücklösungs-raten der Stickstoffverbindungen betraf hauptsächlich die anaerobe Rücklösung von Ammonium, hier wurde 29.6 mg/m<sup>2</sup>\*d angesetzt.

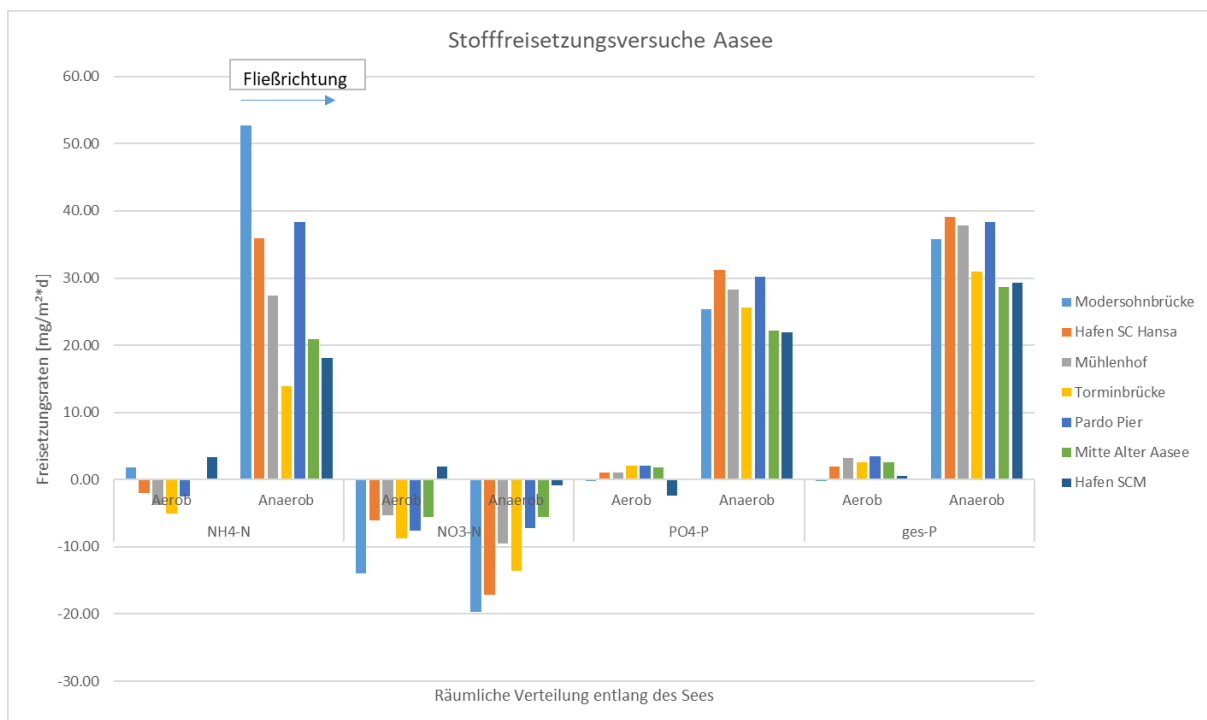


Abbildung 12: Ergebnisse der Stofffreisetzungsversuche

## 5 Modellierung trophischer Aspekte des Aasees mit StoLaM

### 5.1 Genereller Aufbau des Modells

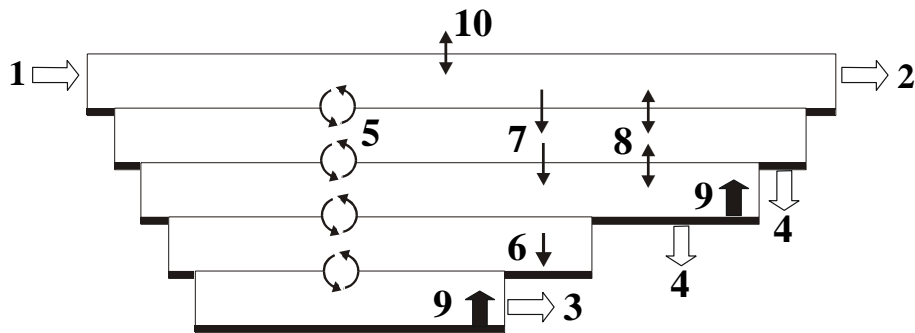
#### Das Gewässergütemodell StoLaM

Das dynamische Seenmodell StoLaM (Stoichiometric Lake Model, Strauss 2009) ist sowohl für kleine als auch größere Seen ausgelegt. Es berücksichtigt die in Flachgewässern wichtigen Sediment-Wasser-Interaktionen sowie die in vor allem in tieferen Gewässern bedeutsamen vertikalen Gradienten physikalisch-chemischer Parameter. Die Basis bildet das eindimensionale (vertikal aufgelöste) hydrodynamische Modul HyLaM (Hydrodynamic Lake Model) unter Verwendung stündlicher Wetterdaten. Aufgrund der zeitlich und räumlich hohen Auflösung wird somit die realitätsnahe Simulation der seeinternen physikalischen Bedingungen (Temperatur- und Lichtgradienten, Turbulenz) zur Darstellung der Nährstoff- und Planktodynamik ermöglicht. Ebenso können der Einfluss wechselnder Wetterbedingungen, Zuflussmengen, Nährstoffeinträge und die Morphologie des Gewässers berücksichtigt werden (Abbildung 13).

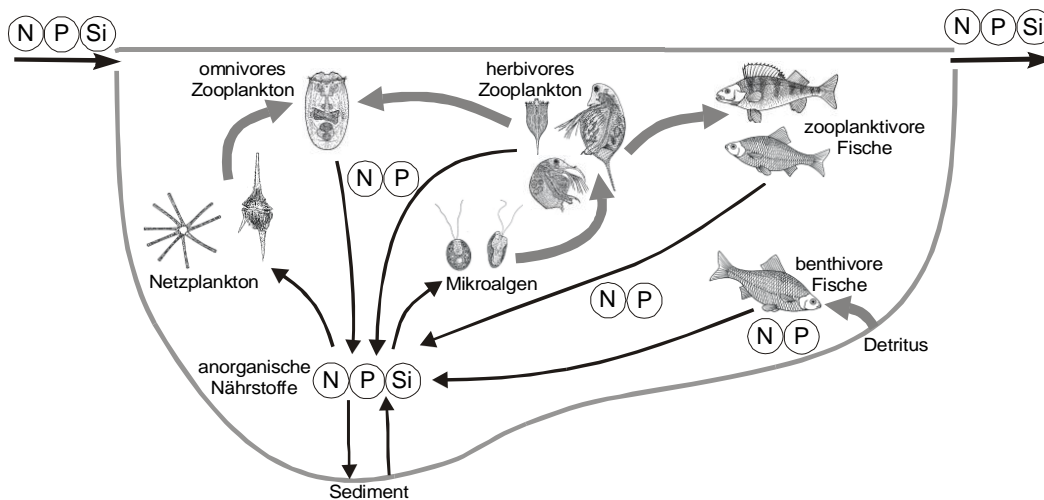
Das hydrodynamische Modul wurde mit einem komplexen ökologischen Seenmodell gekoppelt, welches die für Seen wesentlichen Nahrungsnetzkomponenten und Nährstoffinteraktionen einschließt. Neben der Darstellung der Sauerstoffdynamik erlaubt das Modell die Simulation mehrerer Zooplankton- und Phytoplanktongruppen. Der Kreislauf der wichtigsten Pflanzennährstoffe (Stickstoff- und Phosphorfraktionen sowie Silizium) wurde unter Beachtung ihrer stöchiometrischen Relationen bei Nährstoffaufnahme und Regeneration durch die Planktonorganismen modelliert (Abbildung 14).

Mithilfe eines Fischmoduls kann sowohl der Einfluss omnivorer Weißfische auf das Zooplankton als auch der fischbedingte Nährstoffeintrag aus dem Sediment in die Wassersäule dargestellt werden, der in vielen eutrophen Flachseen eine wesentliche Rolle spielt.

Als Eingangsdaten für das Modell werden neben den Startwerten der Zustandsgrößen, die zu jedem Zeitpunkt den aktuellen Zustand der Simulation beschreiben, Daten zu den Randbedingungen wie Zu- und Abflussmengen, Nährstofffracht und Wetterdaten benötigt. Zur gewässerspezifischen Parametrisierung sind Angaben zur Beckenmorphometrie und Struktur des Nahrungsnetzes, sedimentspezifische Kenngrößen wie  $O_2$ -Zehrung und Nährstoffrücklösungsrate sowie Trübung des Wasserkörpers erforderlich.



**Abbildung 13:** Modellierter Nährstofffluss. 1: Zufluss; 2: oberflächlicher Abfluss; 3: Tiefenwasserableitung; 4: Versickerung; 5: turbulente Diffusion; 6: Sedimentation; 7: Absinken; 8: Vertikalwanderung von Algen; 9: aerobe und anaerobe Sedimentfreisetzung, Aktivität benthivorer Fische; 10:  $N_2$ -Fixierung und Denitrifikation.



**Abbildung 14:** Schematische Darstellung der modellierten Nährstoffflüsse im Seenmodell StoLaM (Fraßbeziehungen als graue Pfeile).

Das Modell HyLaM erlaubt, neben der Berechnung der Temperaturdynamik, auch die Simulation von Sauerstoffverhältnissen im Gewässer. Dazu müssen gemessene Werte für die Sichttiefe und das Chlorophyll-a eingegeben werden, da diese nicht dynamisch simuliert werden. Im komplexen Seenmodell StoLaM ist die Sauerstoffentwicklung abhängig von der dynamischen Entwicklung der Phytoplanktonpopulationen mit ihren ökosystemaren Rückkopplungen. In diesem Projekt wurden die Simulationen, wenn nicht anders berichtet (z.B. Verwendung HyLaM in Kapitel 0), mit dem Modell StoLaM durchgeführt.

Das Modell ist in einer deutschsprachigen Dissertation (Strauss 2009) ausführlich dokumentiert und als download frei verfügbar (siehe Literatur). Das hier entwickelte Temperaturmodul, welches integraler Bestandteil der Modelle HyLaM und StoLaM ist, wurde in der Publikation von Gross (2017) intensiv validiert. Anwendungsbeispiele zur Gewässergütemodellierung und Managementplanung (Projekte mit der Stadt Alsdorf sowie dem Erftverband, Bergheim) finden sich in Strauss (2008). Eine Erweiterung des Modellansatzes ist von Strauss et al. (2017) publiziert worden.

## 5.2 Datengrundlage

In Zusammenarbeit mit dem Tiefbauamt Münster und dem Amt für Grünflächen, Umwelt und Nachhaltigkeit wurden die für die Modellierung notwendigen Datensätze zusammengetragen.

Die wichtigsten Datengrundlagen stellten hier bei dar:

- Wetterdaten der WWU Münster und der FH Münster
- Abflussdaten der Aa der Pegelstation Roxeler Str.
- Abflussdaten des Wehres unterhalb des Aasees
- Monitoringergebnisse des Untersuchungsprogrammes zur Phosphatfällung, erstellt von Herrn Dr. Ansgar Schülting
- Weitere Erfassung von Online-Parametern am Aasee durch Herrn Hirschmann

**Tabelle 1: Wesentliche Datengrundlage und Quellen**

Parameter	Quelle	Auflösung
Morphometrie	FiW	1m x 1m
Sedimentfreisetzung	FiW	Versuche FiW 2019
Wetterdaten	FH & WWU Münster	10-Minütig oder feiner
Zu- und Abflüsse (Wassermengen)	Aa Roxeler Str.: Online-Pegelstation des Landes Wehr: Messdaten Tiefbauamt Münster	10-Minütig
Zufluss (Nährstoffe)	Berichte Herr Dr. Schülting	ca. monatlich
Monitoringdaten Aasee (Nährstoffe, Chlorophyll a, Temperatur, Sauerstoff)	Berichte Herr Dr. Schülting	ca. monatlich
Halbquantitative Planktonanalysen	Berichte Herr Dr. Schülting	ca. monatlich in den Sommermonaten
Kontinuierliche Sauerstoff- und Temperaturmessung	Ab 05.11.2018 (neuer Aasee) Ab 15.10.2018 (alter Aasee)	< 1h
Chlorophyll-a Konzentrationen, Temperaturen und weitere Parameter	Monitoringprotokolle Herr Hirschmann	Unregelmäßig

### 5.2.1 Datensätze des ab 2018 eingerichteten Onlinemonitorings der Sauerstoff- und Temperaturverläufe im Aasee

Im Nachgang des Fischsterbens 2018 wurden im Aasee zwei Messstellen eingerichtet, an denen kontinuierlich Sauerstoff und Temperatur gemessen werden. Jede dieser Messstellen ist mit jeweils zwei Sonden ausgestattet, eine in Nähe des Gewässergrundes, eine oberflächennah (ca. 0,5 m unterhalb der Oberfläche und ca. 0,5 m oberhalb des Gewässergrundes).

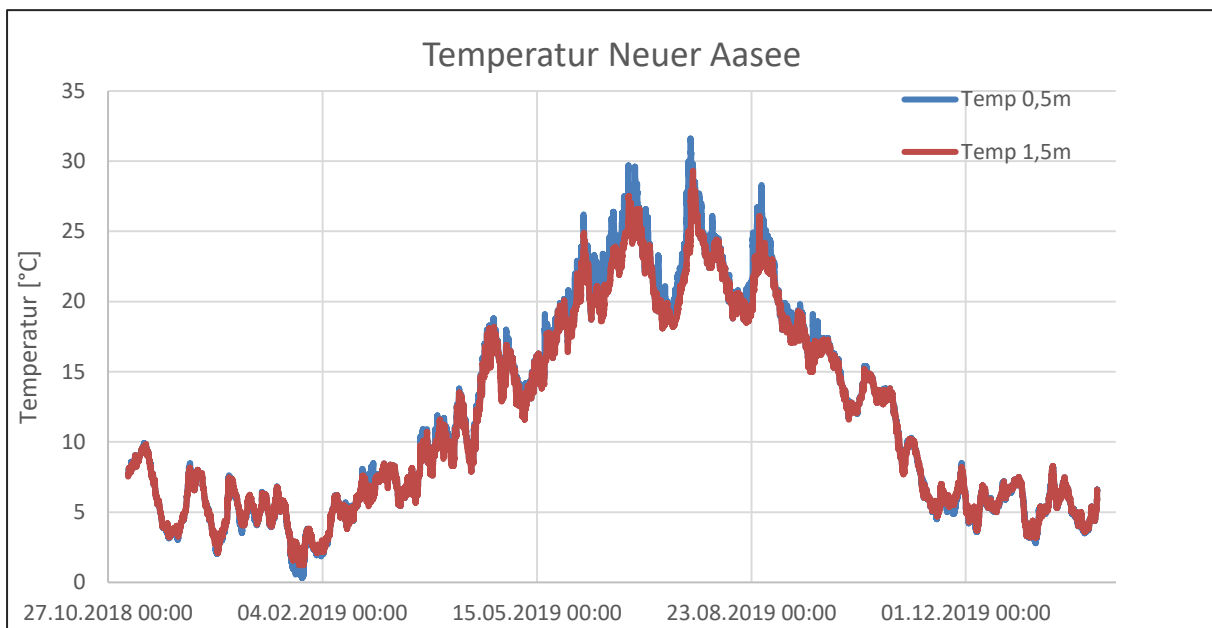


Abbildung 15: Temperaturganglinie des Onlinemonitorings (neuer Aasee)

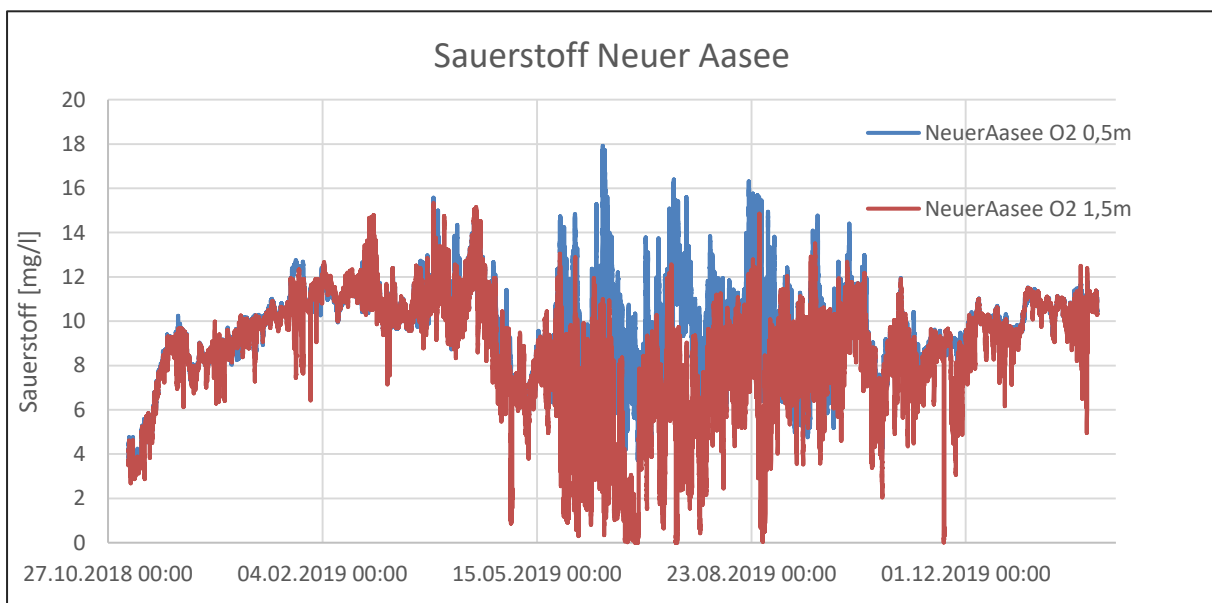


Abbildung 16: Sauerstoffganglinie des Onlinemonitorings (neuer Aasee)

Die Ganglinien des Sauerstoffgehaltes und der Temperatur sind in Abbildungen für den Neuen Aasee dargestellt, analog dazu sind die Daten für den Alten Aasee vorhanden.

## 5.2.2 Morphometrie

Als eine wesentliche Datengrundlage für das Modell StoLaM dient die Morphometrie des Gewässers. Die geometrische Form des Gewässers wird als Wasserstands-Flächen-Beziehung in das Modell eingespeist.

Dieser Datensatz wurde aus dem digitalen Geländemodell (vgl. Kapitel 4.2) abgeleitet.

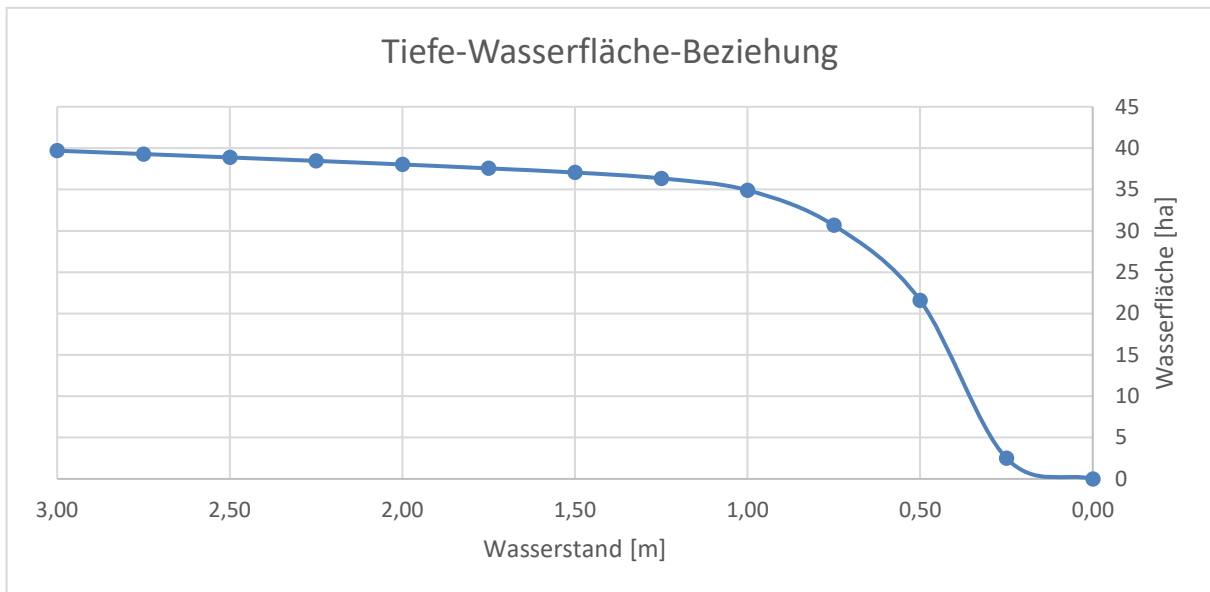


Abbildung 17: Wasserstands-Flächen-Beziehung des Aasees

Modelltechnisch wurde die Tiefenvermessung übersetzt in 8 Tiefensegmente mit einer Höhe von jeweils 25 cm, die sich in ihrer Oberfläche unterscheiden. Das morphometrische Profil, welches in allen Simulationen verwendet wurde, ist in Abbildung 18 dargestellt. Die maximale Tiefe des Aasees wurde auf 4 m gesetzt.

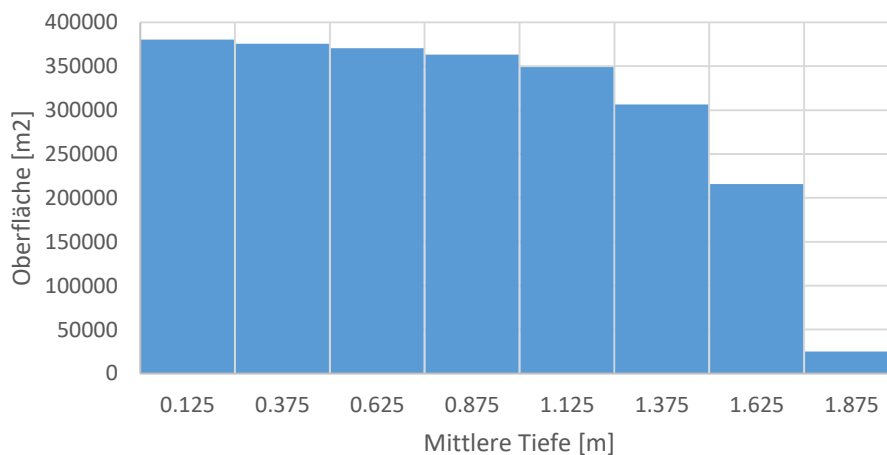
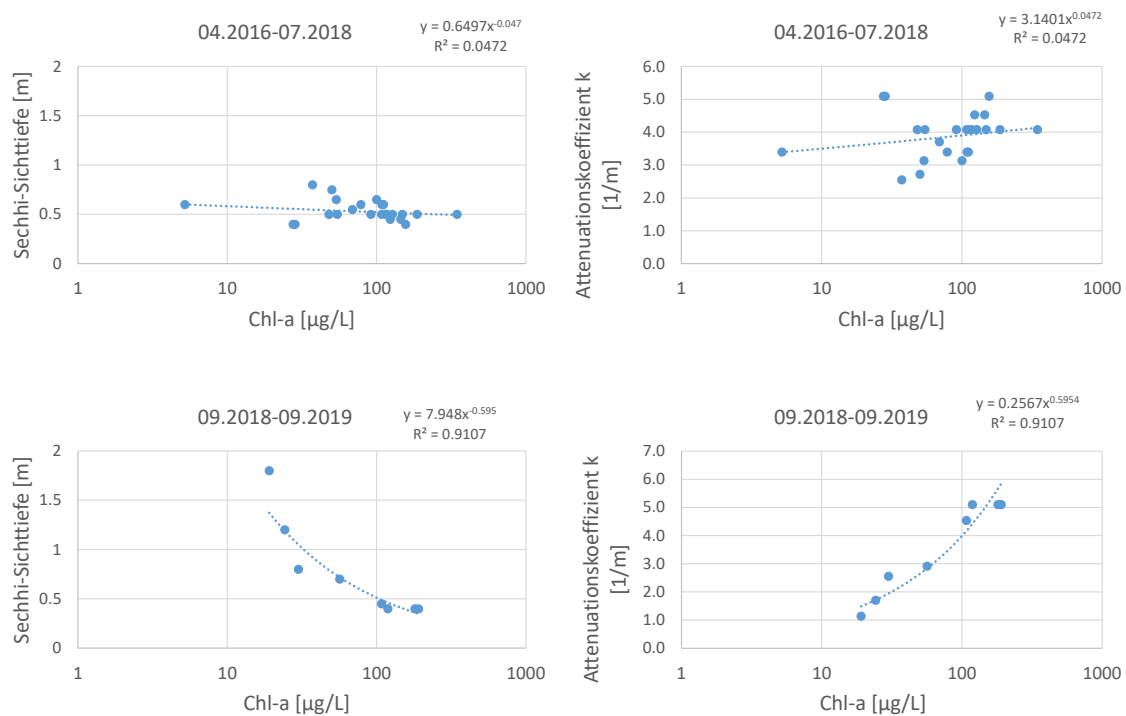


Abbildung 18: Morphometrische Eingangsdaten für die Modelle HyLaM und StoLaM.

### 5.2.3 Gewässer-Trübung

Die Gewässertrübung ist für den Wärmehaushalt von Gewässern relevant, da eine hohe Trübung eine Temperaturschichtung im Sommer begünstigt. Des weiteren bestimmt sie die Lichtverfügbarkeit der Algen in unterschiedlichen Tiefen, und somit auch die Sauerstoffproduktion in den spezifischen Tiefen. Da die Trübung ein Seenspezifischer Wert ist, wurden zur Parametrisierung Freilandwerte genutzt.

Die Trübung wird als Secchi-Sichttiefe [m] gemessen, und für das Modell in den Attenuationskoeffizienten umgerechnet [1/m]. Aus den Freilanddaten vor und nach dem Fischsterben wurde die Lichtattenuation des Wassers ohne Chlorophyll a als Maß für die Trübung durch gelöste Substanzen (Huminstoffe etc...) oder Detritus abgeleitet (vgl. Abbildung 19). Für die Situation mit normalem Fischbesatz (2016-Herbst 2018) wurde für die Chlorophyll-unabhängige Grundtrübung ein Attenuationskoeffizient  $k$  von 3 abgeleitet. Für den Zeitraum nach dem Fischsterben (Herbst 2018-2019) wurde ein Attenuationskoeffizient  $k$  von 1 angenommen.



**Abbildung 19:** Trübungswerte vor (oben) und nach (unten) dem Fischsterben im Aasee. Korrelation zwischen Chlorophyll-a-Konzentration mit der Sichttiefe (links) und dem Attenuationskoeffizienten (rechts).

### 5.2.4 Wetter

Die im Modell verwendeten Wetterdaten stammen von der Wilhelms-Universität Münster und der Fachhochschule Münster. Diese wurden entsprechend den Anforderungen des Modells (10-Minuten-Schritte) umformatiert.

Im Ergebnis liegen für die Jahre 2016, 2017 und 2018 (in 2019 bis zum Spätsommer) vollständige Zeitreihen für das Modell vor. Die genutzten Datensätze umfassen die folgenden Parameter:

- Globalstrahlung
- Lufttemperatur
- Luftdruck
- Relative Luftfeuchtigkeit
- Windgeschwindigkeit

### 5.2.5 Aufbereitung der Zu- und Abflussdaten

Zur Darstellung des Zu- und Abflussgeschehens des Sees wurden dem FiW Pegeldaten der Münsterschen Aa im Zufluss (Roxeler Str.) und Abflusswerte des Wehres unterhalb des Sees bzw. der zugehörigen Fischaufstiegsanlage zur Verfügung gestellt.

Die Datensätze wurde entsprechend der für das Modell geforderten Auflösung aufgearbeitet und gaiac zur Verfügung gestellt.

Die Abflussdaten der Aa lagen als 30-Minuten-Werte vor, für das Modell wurden diese auf Tagesmittelwerte umgerechnet.

Die Abflussdaten der Münsterschen Aa wurden als Eingangsdaten für das Modell verwendet, die Abflüsse aus dem Aasee wurden im Modell nicht verwendet.

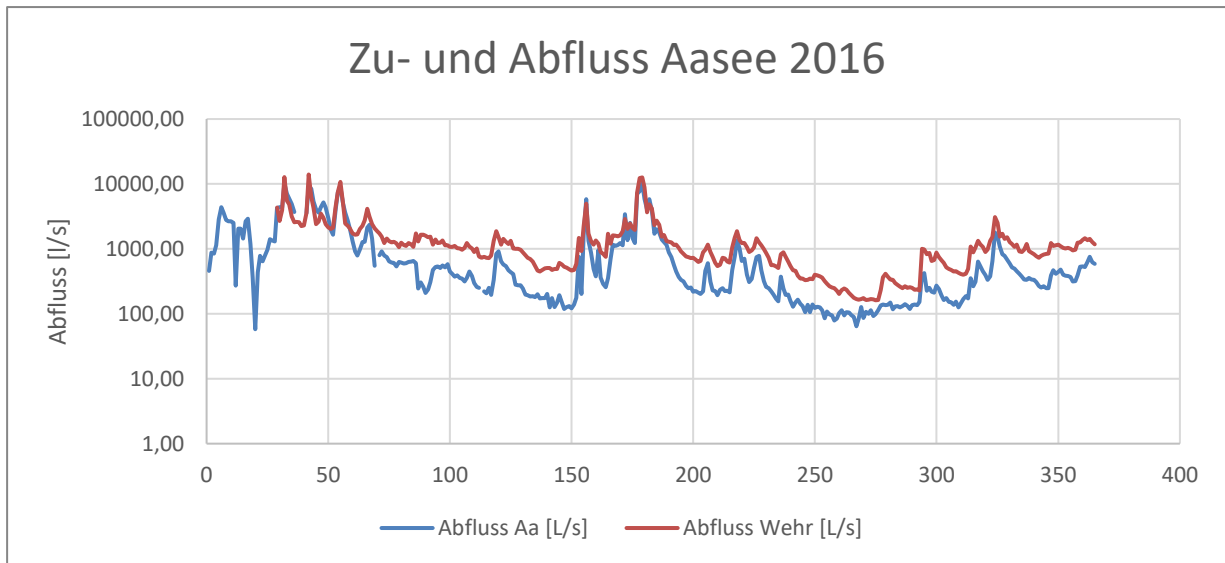


Abbildung 20: Zu- und Abflüsse Aasee 2016

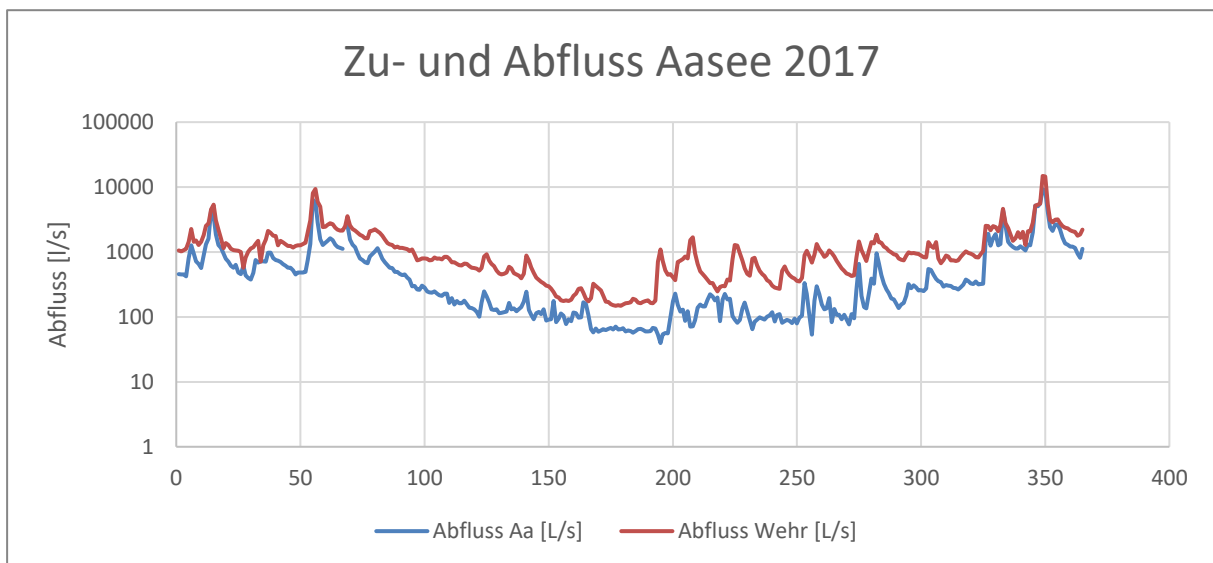
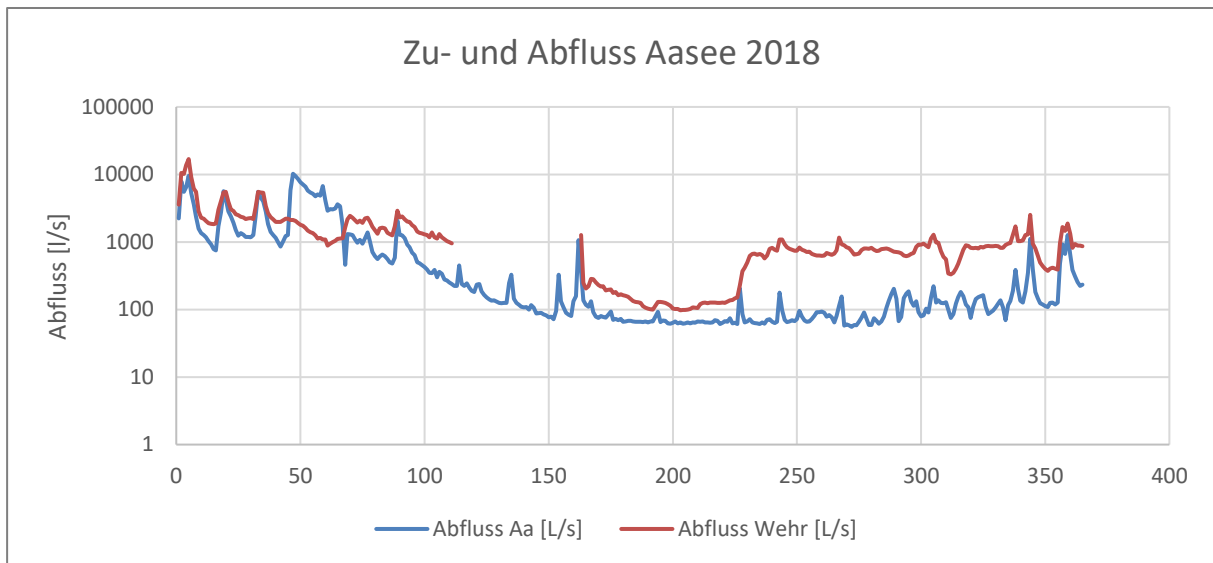
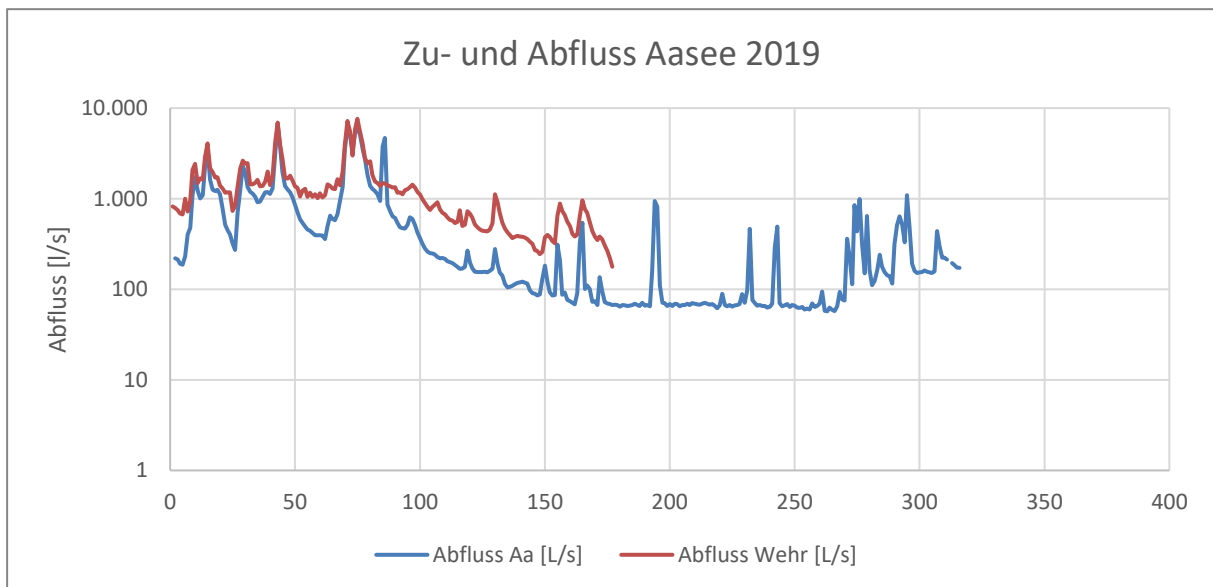


Abbildung 21: Zu- und Abflüsse Aasee 2017



**Abbildung 23: Zu- und Abflüsse Aasee 2018**



**Abbildung 22: Zu- und Abflüsse Aasee 2019**

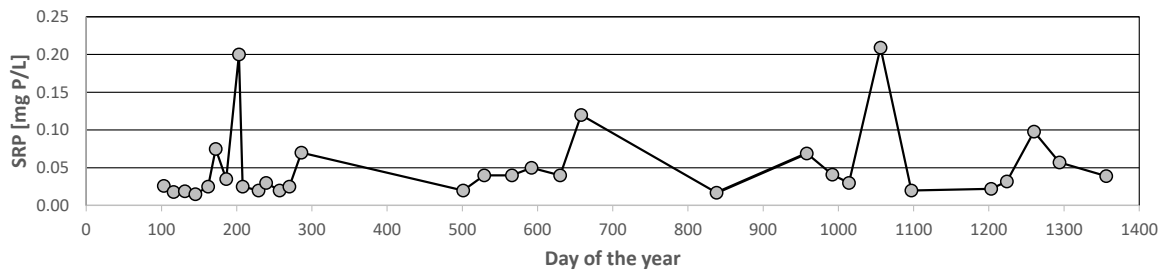
## 5.2.6 Nährstoffgehalte im Zufluss

Die für die Simulation des Zuflusses zum Aasee benötigten Nährstoff-Konzentrationen aus der Münsterschen Aa wurden an der Messstelle Haus Kump (nach Phosphorfällung) erhoben (Abbildung 24 bis Abbildung 27).

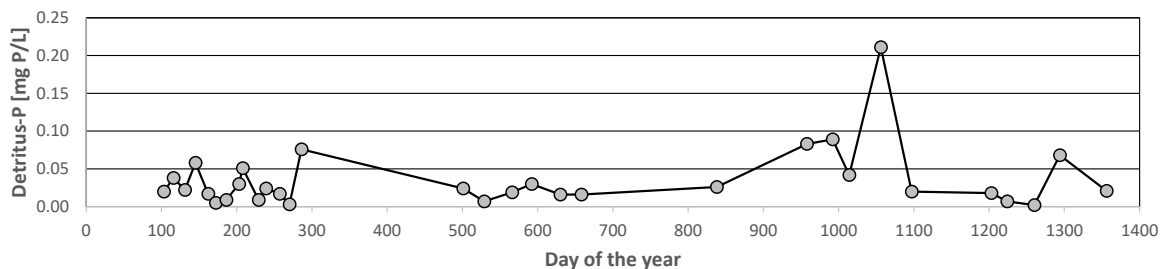
Die Differenz von Gesamtphosphor und ortho-Phosphat wurde als Detritus-gebundener Phosphor in das Modell eingelesen. Somit ist diese Fraktion in der Lage, nach Zufluss in den Aasee je nach den herrschenden Bedingungen sowohl remineralisiert zu werden als auch zu sedimentieren.

Die Siliziumkonzentration wurde nach stichprobenhaften Messungen Ende 2019 auf 3 mg Si/L gesetzt.

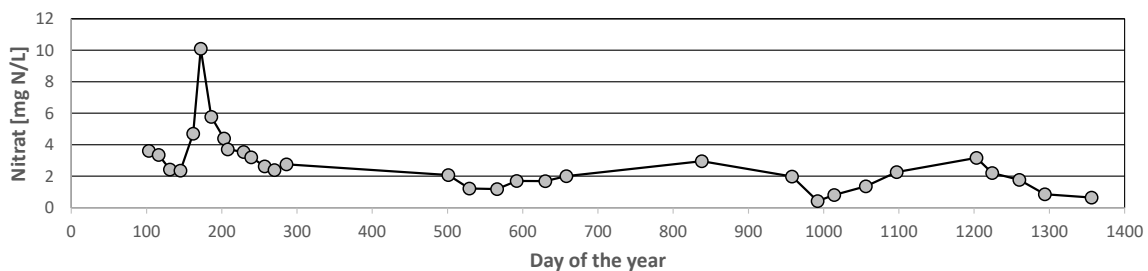
Die Nährstoffkonzentrationen wurden für den jeweiligen Messtag in das Modell eingelesen und bis zum nächsten Messwert konstant beibehalten.



**Abbildung 24:** Ortho-Phosphat(SRP)-Konzentration in der Münsterschen Aa an der Messstelle Haus Kump (2016-2019).



**Abbildung 25:** Detritus-gebundener Phosphor in der Münsterschen Aa an der Messstelle Haus Kump (2016-2019).



**Abbildung 26:** Nitratkonzentration in der Münsterschen Aa an der Messstelle Haus Kump (2016-2019).

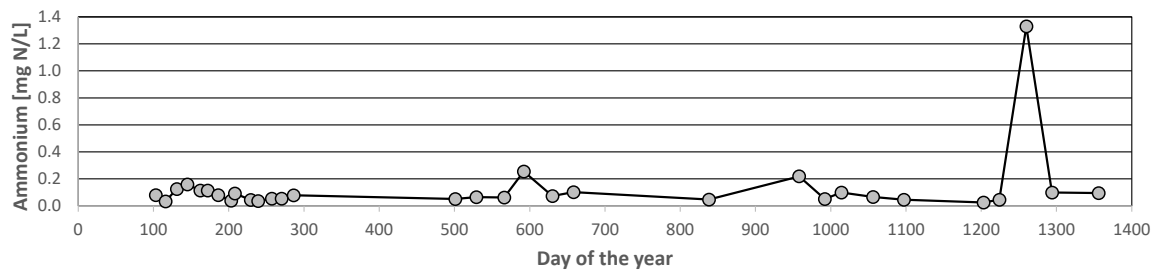


Abbildung 27: Ammoniumkonzentration in der Münsterschen Aa an der Messstelle Haus Kump (2016-2019).

## 5.2.7 Biologische Messdaten

Biologische Messdaten zum Phytoplankton lagen als Chlorophyll-a-Konzentration vor. Die Messungen wurden mit Fluoreszenzmessgeräten durchgeführt. Dabei wurde das Gesamtchlorophyll sowie Cyanobakterien-assoziiertes Chlorophyll differenziert. Dies erlaubt einen groben Vergleich zwischen den Modellergebnissen (modellintern und algengruppenspezifisch umgerechnet in Chlorophyll-a) und den Messungen. Die Dominanz innerhalb des Phytoplanktons konnte grob anhand halbquantitativer Erhebungen abgeleitet werden. Eine häufig dominante Blaualge ist die Art *Aphanizomenon flos-aquae*, für die eine getestete Modell-Parametrisierung in StoLaM vorliegt. Die Chlorophyll-Messungen lassen allerdings keine weitere Differenzierung zwischen Nicht-Blaualgen zu. Ebenfalls erlaubt dieser Endpunkt keine Aussage über andere Eigenschaften der Phytoplankter wie z.B. ihre Größe, welche die Fressbarkeit durch Zooplankter oder ihre Sedimentationsgeschwindigkeit bestimmt.

Für das Zooplankton lagen stichprobenhafte Quantifizierungen zu den wichtigsten Gruppen für die Jahre 2016-2019 vor.

Zu den Fischen im Aasee waren bisher keine belastbaren Daten verfügbar. Die Modellparametrisierung ist in Kapitel 5.5.5 erläutert.

## 5.2.8 Bewertung der Datengrundlage

Eine wesentliche Datenlücke stellen die Abschlüge aus dem Kanalnetz dar. Hier entwässern relevante Flächen im Misch- und Trennsystem in den Aasee, es liegen aber keine Messwerte zu Mengen und Qualität der Abschlüge vor. Lediglich die genehmigten Abschlagsmengen nach Genehmigungsbescheid sind bekannt, welche nicht ausreichend für eine Abschätzung der Abflussmengen- und Qualitäten sind. Dies ist eine relevante Wissenslücke. Aufgrund der hohen Nährstoffeinträge aus der Aa wird hier allerdings davon ausgegangen, dass Niederschlagswasserabschlüge aus dem Kanalnetz keine primäre Nährstoffquelle darstellen. Es wäre für eine zukünftige weitere Betrachtung der trophischen Zusammenhänge im Aasee sehr hilfreich, hier Durchflussganglinien zu messen und, zumindest Stichprobenartig, Nährstoffe zu analysieren, um darüber Frachten abschätzen zu können.

Die neu geschaffenen Sauerstoff- und Temperaturmessungen im Aasee stellen eine deutliche Verbesserung der Datengrundlage dar. Insb. die Messungen oberflächennah und am Grund sind eine große Hilfe, um Schichtungsprozesse einschätzen zu können. Die Auflösung der Messungen sind hier ebenfalls sehr detailliert.

Auffällig ist, insb. bei logarithmischer Auftragung der Abflusswerte, dass die Abflüsse aus dem Aasee z.T. deutlich höher liegen als der Zufluss zum Aasee aus der Münsterschen Aa. Für die Modellierung wurden nur die Zuflusswerte verwendet, daher ist dies hier als nicht sehr relevant zu bewerten, allerdings sollte hier ggfs. geprüft werden, wie diese Differenz zustande kommt.

Eine Informationslücke stellt auch das Nahrungsnetz dar. Insbesondere eine Quantifizierung des Fischbesatzes war uns nicht bekannt, ist aber für verschiedene Prozesse des Nahrungsnetzes sehr relevant.

### 5.3 Kalibrierung des Modells und Standardlauf

Grundsätzlich wurde das Modell StoLaM in der Parametrisierung möglichst unverändert genutzt. Es wird davon ausgegangen, dass allgemeingültige Parameter nicht an die spezifische Situation angepasst werden müssen. Gewässerspezifische Parameter hingegen müssen aus Messdaten abgeleitet werden, oder es müssen Werte aus vergleichbaren Gewässern verwendet werden.

Für den Aasee wurden zur Nutzung der Modelle lediglich folgende gewässerspezifische Parameter kalibriert:

Die effektive Windstärke auf der Seeoberfläche (Kapitel 5.3.1 und 0), die Sauerstoffzehrung in der Wassersäule und des Sediments (Kapitel 0).

Die seespezifischen Freisetzungsraten von Nährstoffen aus dem Sediment wurde mit Hilfe von Sedimentkernen gemessen (vgl. Kapitel 3.4).

Weitere wichtige Parameter wurden aufgrund fehlender Werte angenommen. So wurde die für den Stickstoffkreislauf bedeutsame Denitrifikationsrate auf den Wert von  $10 \text{ [L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{Tag}^{-1}]$  eingestellt. Allerdings wurden auch höhere Werte exemplarisch evaluiert (siehe Kapitel 5.5.5).

Für den Fischbestand lagen keine belastbaren Daten vor, zur Parametrisierung der Fische siehe Kapitel 5.5.5.

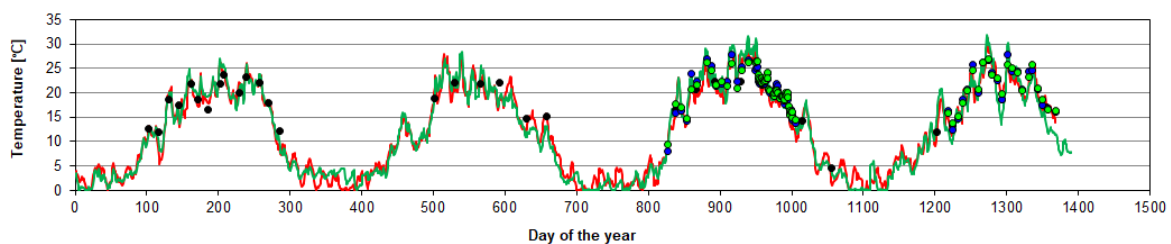
Größere Modellunsicherheiten ergeben sich aus Datenlücken in den Eingangsdaten, insbesondere der Wassermengen und Nährstoffgehalte der Zuflüsse. Für diese wurden die vorliegenden Daten verwendet. Die Nährstoffkonzentrationen wurden für den jeweiligen Messtag in das Modell eingelesen und bis zum nächsten Messwert konstant beibehalten.

Die verwendeten Parameter sind in Tabelle 3 und in Kapitel 5.3.3 dargestellt.

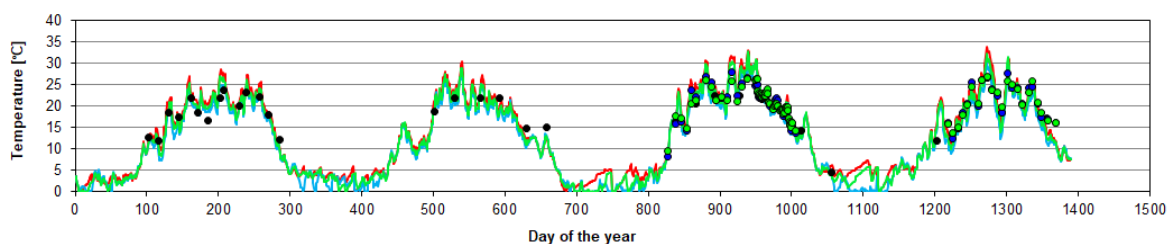
### 5.3.1 Wetter und Wassertemperatur

Grundsätzlich ergeben die Wetterdaten von Münster in der Simulation ähnliche Wassertemperaturen wie die Aachener Daten, die zuvor in ersten Simulationen Verwendung fanden (Abbildung 28). Dies zeigt, dass die Entwicklung der Wassertemperatur keine lokale Sondersituation darstellt. Alle weiteren Simulationen wurden mit den Wetterdaten aus Münster durchgeführt. Grundsätzlich wurde für den Standardlauf und die Szenarienrechnungen eine Reduktion der gemessenen Windwerte um 30% vorgenommen (Kalibrierung siehe Kapitel 0).

Abbildung 29 zeigt die Wassertemperatur in 50 cm Tiefe für verschiedene Windstärken. In Kapitel 0 wird die Reduktion der Windstärke im Modell hinsichtlich der Sauerstoffkonzentration näher begründet. Hier zeigt sich allerdings kein signifikanter Einfluss der Windstärke auf die Wassertemperatur in 50 cm Tiefe, selbst bei einer Reduktion der Windstärke um 50%.



**Abbildung 28:** Vergleich simulierter (Linien) und gemessener (Symbole) Wassertemperaturen in 50 cm Tiefe für verschiedene Wetterstationen in 2016-2019. Aachener (rot) und Münsteraner (grün) Wetterdaten. Windreduktion: -30%. Messpunkte: Alter Aasee (grüner Punkt), Neuer Aasee (blauer Punkt), Aasee ohne weitere Angaben (schwarzer Punkt).



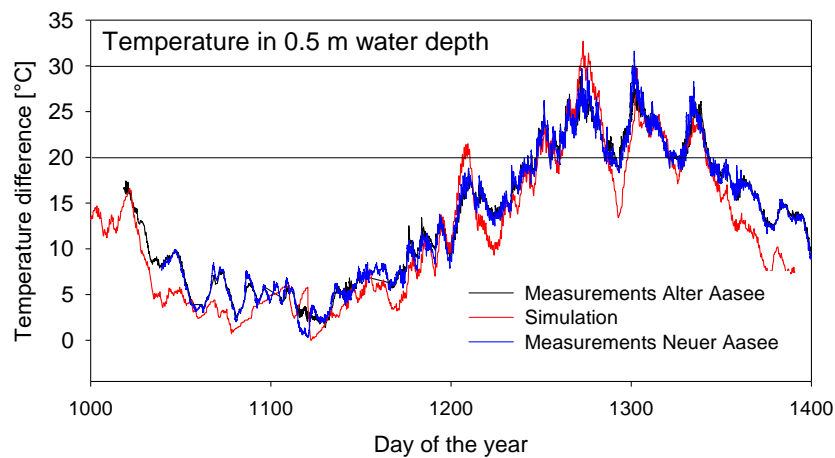
**Abbildung 29:** Vergleich simulierter (Linien) und gemessener (Symbole) Wassertemperaturen in 50 cm Tiefe für verschiedene Windstärken in 2016-2019 (Wetterstation Münster). Keine Windanpassung (blau), -30% (grün) und -50% (rot) Windreduktion (Messpunkte: Alter Aasee (grüner Punkt), Neuer Aasee (blauer Punkt), Aasee ohne weitere Angaben (schwarzer Punkt).

Sowohl die Simulation als auch die Messung der Wassertemperatur in 50 cm Tiefe ergeben für den Sommer 2019 regelmäßige Wassertemperaturen weit über 20 °C, in den Spitzen sogar über 30°C (Abbildung 30). Diese hohen Wassertemperaturen sind für die gesamten Stoffumsätze äußerst relevant.

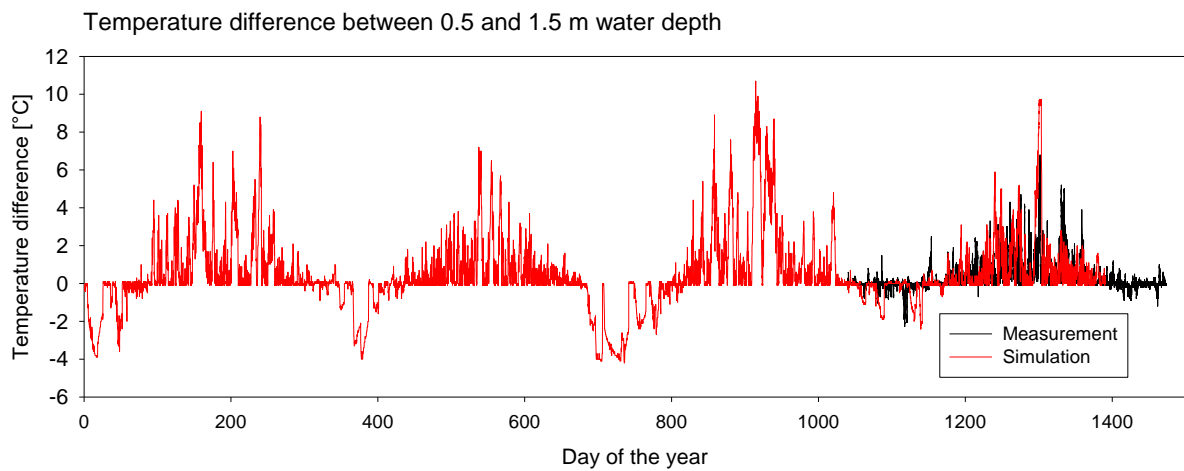
Der Vergleich zwischen den Simulationen und den Messungen zeigt eine gute Übereinstimmung. Dies gilt ebenfalls für die Temperaturamplituden zwischen 0,5 m und 1,5 m Tiefe, die

ein Maß für die Schichtung darstellen. Diese betragen in der Simulation im Sommer regelmäßig 4-6°C, zum Teil darüber hinaus, und konnten im Sommer 2019 ebenfalls gemessen werden mit Spitzenwerten von über 6°C (vgl. Abbildung 31 und Abbildung 32).

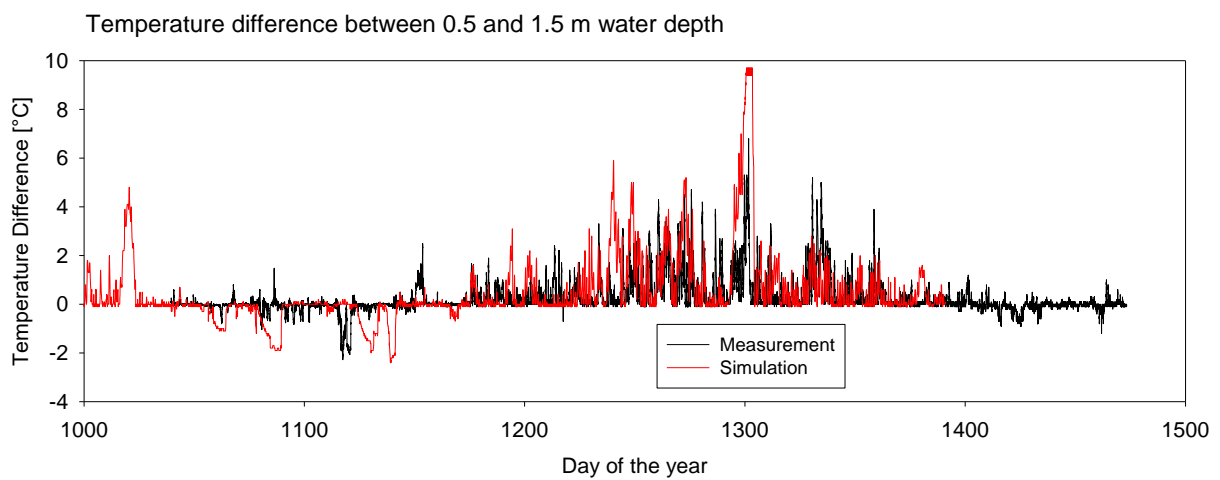
Die gute Übereinstimmung der Simulationen mit stündlicher Auflösung mit den kontinuierlichen Messwerten im Aasee (10 – 15 Minütige Messungen) von November 2018 bis Juni 2019 zeigt, dass die thermischen Bedingungen mit dem Modell gut abgebildet werden können. Dies bestätigt auch die Simulation der thermischen Vertikalschichtung, die eine wesentliche Voraussetzung für die Gewässergütesimulation des Aasees darstellt.



**Abbildung 30:** Vergleich von simulierten Wassertemperaturen (rot) mit Messungen im alten Aasee (schwarz) und neuen Aasee (blau) Ende 2018 bis Ende 2019 in 0,5 m Wassertiefe.



**Abbildung 31:** Vergleich simulierter (rot) und gemessener (schwarz) Temperaturdifferenzen zwischen 0,5 m und 1,5 m Wassertiefe über vier Jahre.



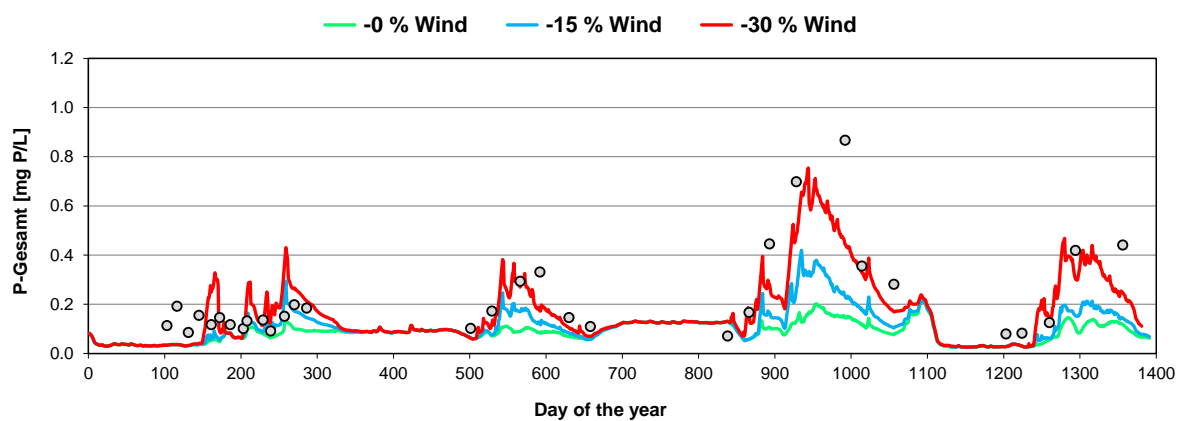
**Abbildung 32:** Vergleich simulierter (rot) und gemessener (schwarz) Temperaturdifferenzen zwischen 0,5 m und 1,5 m Wassertiefe für das Intervall Ende 2018 bis Ende 2019.

### 5.3.2 Sauerstoff

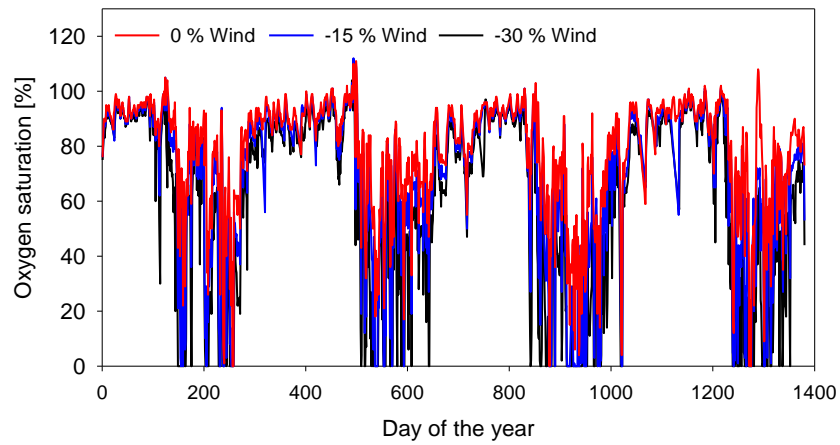
Die Parameter für die Sauerstoffzehrung im Wasserkörper (BOD) und des Sediments (SOD) wurden weitestgehend von Daten anderer eutropher Flachseen (Strauss 2009) übernommen und nur geringfügig angepasst (Biochemischer Sauerstoffbedarf BOD (20°C):  $0,5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{Tag}^{-1}$ ; Sauerstoffbedarf des Sediments SOD (20°C):  $1.14 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{Tag}^{-1}$ ).

Wichtig war hierbei die Kalibrierung der effektiven Windstärke, da über diese die Temperaturschichtung und in direkter Folge der Sauerstoffgehalt in der Tiefe und die Nährstofffreisetzung beeinflusst werden. Daher wurde als Zielgröße die Gesamtphosphoranreicherung im Aasee verwendet, und daran die nötige Windreduktion kalibriert die nötig ist, um eine ausreichende Schichtung mit den abhängigen Prozessen zu generieren. In Abbildung 33 sind Simulationen mit dem Modell StoLaM mit verschiedenen Windstärken gezeigt. Es wurde eine Reduktion von 30% der Windstärke für alle künftigen Simulationen ausgewählt. Abbildung 34 zeigt den Wind Einfluss auf die Sauerstoffkonzentration in der Nähe des Sedimentes (1.8 m Tiefe).

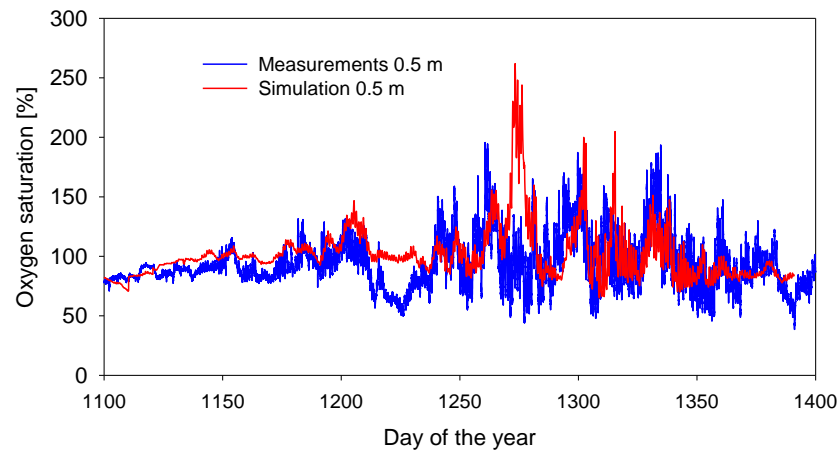
Eine Überprüfung des angepassten Windes und der Sauerstoffzehrungsraten ist in Abbildung 35 und Abbildung 36 dargestellt. Hier wurden die mit dem Modell HyLaM simulierten Sauerstoffsättigungen in 0,5 m und 1,5 m Tiefe mit den kontinuierlichen Messungen im Neuen Aasee verglichen. Die gute Übereinstimmung bestätigt die vorhergehende Kalibrierung der Windstärke.



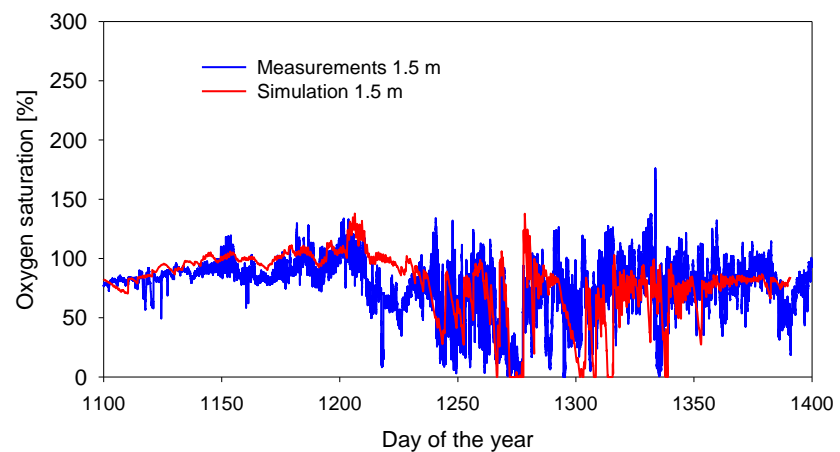
**Abbildung 33:** Simulation der Phosphorkonzentrationen in Abhängigkeit vom Windeinfluss mit dem Modell StoLaM. Ohne Windänderung (grün), mit -15% (blau) und -30% Windreduktion (rot).



**Abbildung 34:** Simulation der Sauerstoffkonzentrationen (% Sättigung) in Abhängigkeit vom Windeinfluss in 1.8 m Wassertiefe. Ohne Windänderung (rot), mit -15% (blau) und -30% Windreduktion (schwarz). Simulationen mit dem Modell StoLaM.

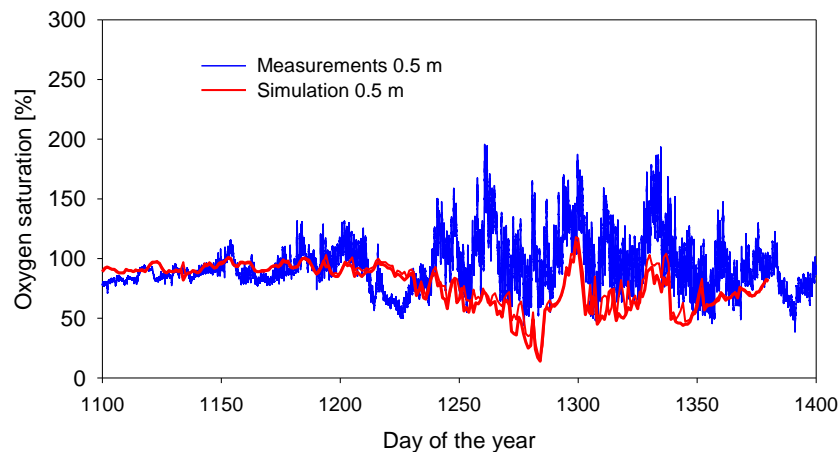


**Abbildung 35:** Vergleich von simulierten Sauerstoffkonzentrationen (% Sättigung) (rot) mit Messungen im neuen Aasee (blau) Ende 2018 bis Ende 2019 in 0,5 m Wassertiefe. Simulationen mit dem Modell HyLaM.

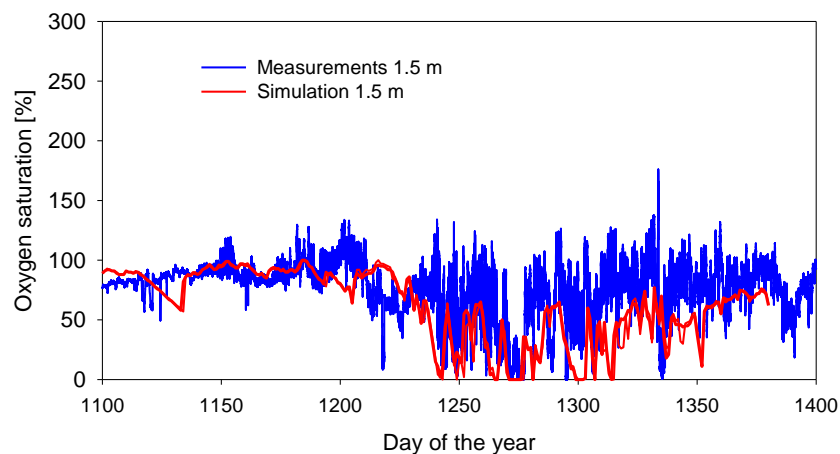


**Abbildung 36:** Vergleich von simulierten Sauerstoffkonzentrationen (% Sättigung) (rot) mit Messungen im neuen Aasee (blau) Ende 2018 bis Ende 2019 in 1,5 m Wassertiefe. Simulationen mit dem Modell HyLaM.

Die mit dem Modell StoLaM simulierten Sauerstoffkonzentrationen wurden für zwei Tiefen (0,5 und 1,5 m) ebenfalls überprüft. Hierbei wurde die für die Fragestellung relevante untere Ganglinie der Sauerstoffmessungen sowohl für die Tiefe 0,5 m (vgl. Abbildung 37) und 1,5 m Tiefe (Abbildung 38) vom Modell gut getroffen.



**Abbildung 37:** Vergleich von simulierten Sauerstoffkonzentrationen (% Sättigung) (rot) mit Messungen im neuen Aasee (blau) Ende 2018 bis Ende 2019 in 0,5 m Wassertiefe. Simulationen mit dem Modell StoLaM.



**Abbildung 38:** Vergleich von simulierten Sauerstoffkonzentrationen (% Sättigung) (rot) mit Messungen im neuen Aasee (blau) Ende 2018 bis Ende 2019 in 1,5 m Wassertiefe. Simulationen mit dem Modell StoLaM.

In Abbildung 39 ist eine Simulation der Phosphordynamik im Aasee mit leicht geänderten Parametern für die Sauerstoffzehrung dargestellt. Eine Erhöhung des SOD und zeitgleiche Erniedrigung des BOD (vgl. Tabelle 2) führt zu einer nahezu identischen Freisetzungsrates für Phosphor.

Tabelle 2: Sauerstoffparameter für Standardszenario und Szenario B

Parameter	Standard-Szenario	Szenario B
Biochemischer Sauerstoffbedarf BOD (20°C) [mg O <sub>2</sub> · L <sup>-1</sup> · Tag <sup>-1</sup> ]	0,5	0,3
Sauerstoffbedarf des Sediments SOD (20°C) [g O <sub>2</sub> · m <sup>-2</sup> · Tag <sup>-1</sup> ]	1,14	1,5

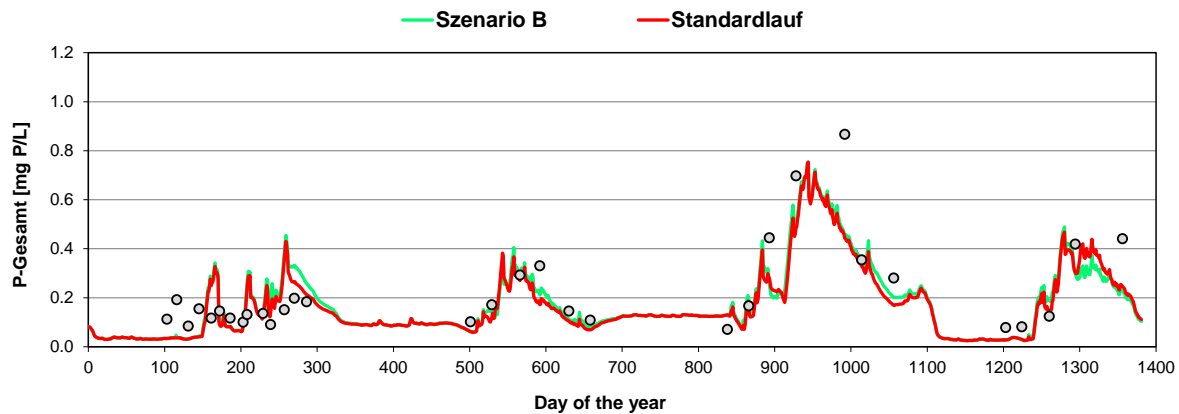


Abbildung 39: Simulation der Gesamtphosphor-Konzentration für den Standardlauf (rote Linie) und mit veränderter Sauerstoffzehrung (Szenario B, grüne Linie). Graue Punkte: Messdaten.

### 5.3.3 Standardlauf StoLaM

In diesem Kapitel wird der Standardlauf mit dem Modell StoLaM dargestellt. Dazu wurden die Münsteraner Wetterdaten (2016-2019) verwendet, die Winddaten wurden um 30% reduziert. Start der Simulation ist immer der 01.01.2016 (Tag 1).

In der Standard-Simulation wurden für das Nahrungsnetz folgende Organismen zugeschaltet:  
Phytoplankton:

- Aphanizomenon flos-aquae* (Stickstofffixierende Blaualge)
- Grünalgen (Chlorococcales)
- Cryptomonaden (Schlundflagellaten)
- Synedra acus* (Kieselalge)
- Zentr. Kieselalgen (*Cyclotella*-Typ)

Zooplankton:

- Daphnia* (Cladocera)
- Bosmina* (Cladocera)

Fisch:

- 1 Rotaugel (*Rutilus rutilus*) pro m<sup>3</sup> mit 12 g Feuchtwicht pro Tier, omnivore Ernährung

**Tabelle 3:** Für den Standardlauf angepasste Parameter des Modells StoLaM. Für alle weiteren Parameter siehe Strauss (2009).

Parameter	Wert
Prozentuale Reduktion der gemessenen Windstärke [ $m \cdot s^{-1}$ ]	-30%
Biol. Sauerstoffbedarf BOD (20°C) [ $mg O_2 \cdot L^{-1} \cdot Tag^{-1}$ ]	0,5
Sauerstoffbedarf Sediment SOD (20°C) [ $O_2 \cdot m^{-2} \cdot Tag^{-1}$ ]	1,14
Attenuationskoeffizient Wasser $Att_w$ [ $m^{-1}$ ]	3
aerobe $PO_4$ -P-Sedimentfreisetzung [ $mg P \cdot m^{-2} \cdot Tag^{-1}$ ]	2,0
anaerobe $PO_4$ -P-Sedimentfreisetzung [ $mg P \cdot m^{-2} \cdot Tag^{-1}$ ]	34,3
anaerobe $NH_4$ -N- Sedimentfreisetzung [ $mg N \cdot m^{-2} \cdot Tag^{-1}$ ]	29,6
Denitrifikationskoeffizient (20°C) [ $L \cdot m^{-2} \cdot Tag^{-1}$ ]	10

Die wetterbedingten Unterschiede bestimmen die Blaualgen-Gehalte der Jahre 2016-2019 (Abbildung 40). Die Algensukzession in den Jahren 2016-2018 ist gut darstellbar mit hoher Fluktuation fressbarer Algen, und einer zunehmenden Dominanz von Cyanobakterien.

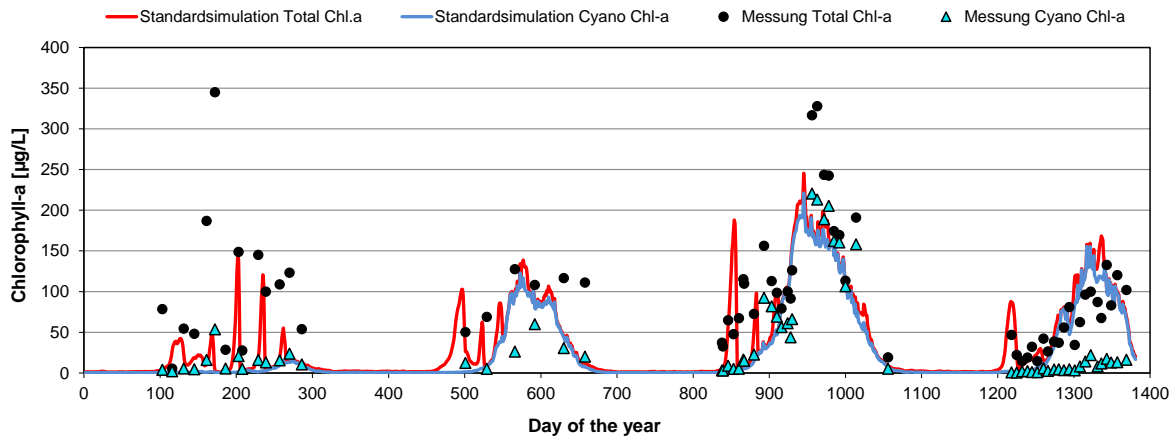
Im Jahr 2019 traten Unterschiede in den Blaualgen/Cyanobakterien auf. Die Fluoreszenzmessungen im See zeigten kaum Auftreten von Blaualgen, obwohl in den halbquantitativen mikroskopischen Phytoplanktonerhebungen die Blaualge *Aphanizomenon flos-aquae* dominant war. Das Modell prognostiziert auch für 2019 Blaualgen, oder zumindest hohe Biomassen nicht-fressbarer Algen. Aufgrund fehlender Zählraten für das Phytoplankton ist keine Aussage zu anderen, möglicherweise nicht fressbaren Phytoplanktongruppen möglich. Insgesamt aber spiegelt das Modell die gemessenen Parameter gut wider.

Die Sichttiefe (Abbildung 41) ist mit dem Modell im Jahresverlauf gut reproduzierbar, wird aber nach dem Fischsterben beim Jahreswechsel 2018/2019 unterschätzt. Dies beruht auf der statischen Eingabe des Attenuationskoeffizienten des Wassers. Eine möglicherweise durch die geringere Fischaktivität reduzierte Trübung ist im Modell nicht dynamisch angelegt.

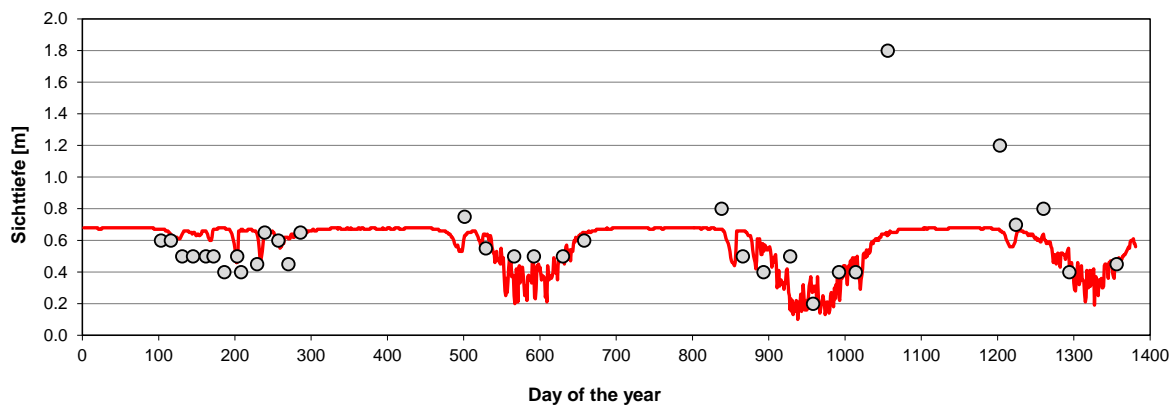
Der Gesamt-Phosphor (Abbildung 42) liegt häufig meist als gelöstes anorganisches ortho-Phosphat (SRP) vor (Abbildung 43). Insgesamt sind diese Parameter gut darstellbar, insbesondere durch die anoxische Freisetzung aus Sediment. Die Variabilität des Wettergeschehens erklärt einen Großteil der Variabilität der Phosphorkonzentrationen im Gewässer in den Jahren 2016-2019.

Die Nitrat-Konzentration (Abbildung 44) wird sehr stark durch den Zufluss (insbesondere im Jahr 2016), die Denitrifikation und die Aufnahme durch Algen bestimmt. Die Standardsimulation wurde mit der Denitrifikationsrate von  $10 [L \cdot m^{-2} \cdot Tag^{-1}]$  durchgeführt. Unter Verwendung einer Denitrifikationsrate von  $85 [L \cdot m^{-2} \cdot Tag^{-1}]$  (eutropher Flachsee bei Alsdorf, Strauss 2009) werden die Messwerte teilweise noch besser getroffen, allerdings hat diese Änderung keine Auswirkung auf die anderen Simulationseindpunkte.

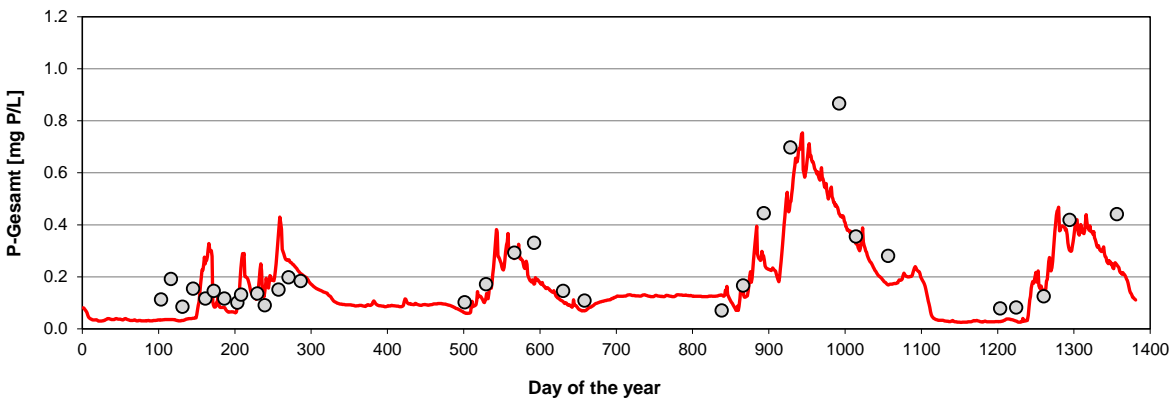
Die Simulation des Ammoniums, das im Sommer vor allem durch Zooplankton- und Algenexkretion oder durch Freisetzung aus dem Sediment angeheizt wird, wird in der Grunddynamik und der Größenordnung befriedigend abgebildet (Abbildung 45).



**Abbildung 40:** Standardlauf des Chlorophyll-a-Gehaltes im Aasee. Simulation Gesamt-Chlorophyll (rote Linie) und Blaualgen-Chlorophyll (blaue Linie), Messung Gesamt-Chlorophyll (schwarze Punkte) und Blaualgen-Chlorophyll (blaue Dreiecke).



**Abbildung 41:** Standardlauf Simulation der Secchi-Sichttiefe (rote Linie) und Messdaten (graue Punkte).



**Abbildung 42:** Standardlauf Simulation der Gesamtphosphor-Konzentration (rote Linie) und Messdaten (graue Punkte).

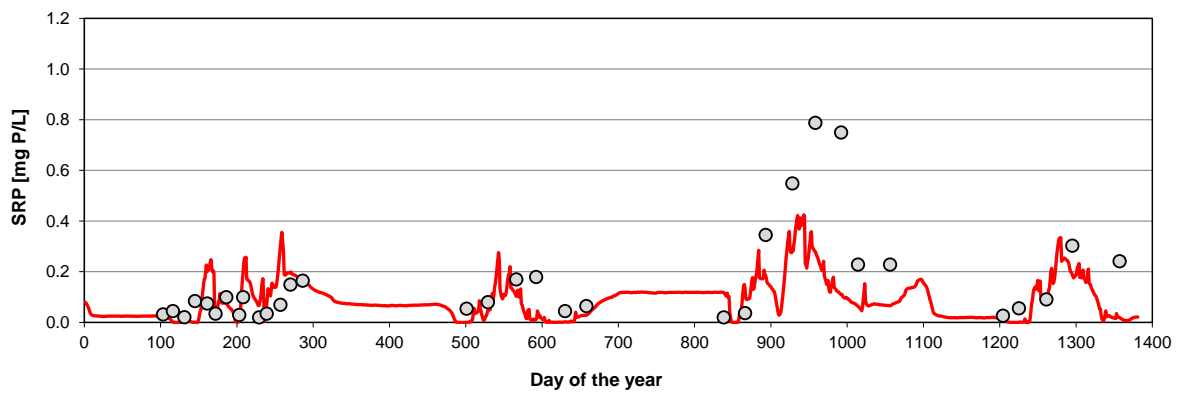


Abbildung 43: Standardlauf Simulation der ortho-Phosphat-Konzentration (rote Linie) und Messdaten (graue Punkte). SRP: soluble reactive phosphorus  $\approx$  ortho-Phosphat-P.

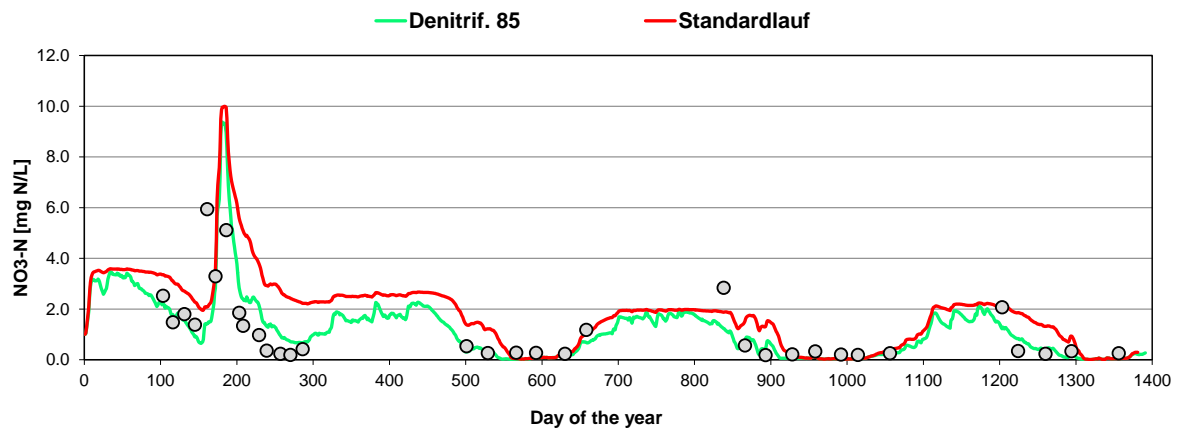


Abbildung 44: Standardlauf Simulation der Nitrat-Konzentration (rote Linie) und Simulation mit erhöhter Denitrifikationsrate (grüne Linie). Graue Punkte: Messdaten.

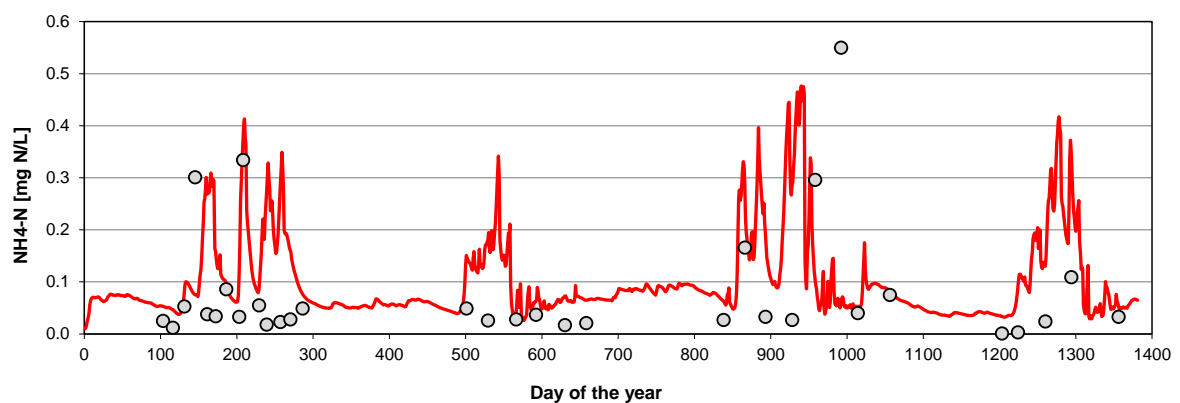


Abbildung 45: Standardlauf Simulation der Ammonium-Konzentration (rote Linie) und Messdaten (graue Punkte).

In Tabelle 4 ist die Nährstoffbilanz der Vegetationsperiode im Jahr 2018 für Phosphor und Stickstoff dargestellt. Bemerkenswert ist die hohe Rate an Phosphat eintrag aus dem Sediment in die Wassersäule. Diese gemessenen Freisetzungsraten erklären sehr präzise die gemessene Phosphor-Konzentration im See. Jedoch ist auch ohne Eintrag aus dem Sediment, sprich Nährstoffrücklösung, eine für das Algenwachstum ausreichende Menge an Phosphat vorhanden (Zufluss, Fische).

Tabelle 4: Nährstoffbilanz des Standardlaufs für den Zeitraum 01. Mai - 15. Nov 2018.

Nährstoffbilanz	[mg/(m <sup>2</sup> · Tag)]
P Zufluss	1.7
PO <sub>4</sub> -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 <sub>2</sub> -Fixierung	51.5
NH <sub>4</sub> -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

#### 5.4 Auswahl der zu modellierenden Bewirtschaftungsszenarien

Die möglichen Bewirtschaftungsszenarien umfassen für den Aasee drei Themenkomplexe:

Einen wichtigen Einfluss auf Gewässer haben ihre Zu- und Abflüsse. In den Szenarien werden Simulationen mit veränderten Zuflussmengen als auch unterschiedlichen Nährstoffgehalten des Zuflusses behandelt (Kapitel 5.5.1 und 5.5.2).

Seeintern stellt das Sediment eine bedeutende Nährstoffquelle, insbesondere für Phosphor, dar. Daher werden unterschiedliche Szenarien, die sich letztlich auf die Nährstofffreisetzung aus dem Sediment auswirken, durchgespielt. Dabei werden Maßnahmen zur Änderung der Schichtungsverhältnisse und dem Sauerstoffgehalt ebenso behandelt wie Manipulationen des Sediments selbst (Kapitel 5.5.3 und 5.5.4).

Ein dritter, ebenfalls seeinterner Aspekt, befasst sich mit der Nahrungsnetzstruktur im Gewässer. Im vorliegenden Projekt werden Szenarien mit und ohne Fische bewertet, um so zum

einen das Fischsterben im Jahr 2018 trophisch einordnen zu können, zum anderen Maßnahmen wie weitere Fischentnahmen (sogenannte Biomanipulation) hinsichtlich ihrer möglichen Auswirkung auf die Gewässergüte des Aasees zu untersuchen (Kapitel 5.5.5).

Somit werden in dieser Studie die wichtigsten Aspekte für künftige Management-Maßnahmen abgedeckt.

## 5.5 Ergebnisse der Szenarienrechnung

In diesem Abschnitt werden die Gewässergütesimulationen für den Aasee durchgespielt. Diese umfassen neben verschiedenen Managementszenarien ebenso Szenarien, die zwar unrealistisch sind, aber dem besseren Verständnis der dominanten Prozesse im Aasee dienen.

### 5.5.1 Wassermenge Zufluss

In diesem Szenario wurde die Zuflussmenge des Zulaufes variiert bei gleichbleibenden Nährstoffgehalten. Die veränderte Durchströmung hat modelltechnisch keinen Einfluss auf die Schichtungsverhältnisse.

Eine Verringerung des Zulaufes wurde simuliert, indem der Zufluss durchgängig auf konstant 100 L/s gesetzt wurde, was annähernd dem Mindestzufluss im Sommer entspricht. Für das zweite Szenario wurde der minimale Zufluss auf 500 L/s gesetzt, so dass niedrigere Zuflussmengen nicht mehr auftraten (Niedrigwasserstützung).

Die dauerhafte Erniedrigung des Zuflusses führte insbesondere zu einer Erhöhung der Blaualgen und des P-Gehaltes in 2016 durch geringere Auswaschung (Abbildung 47, Abbildung 48). Der Nitrat-gehalt ist deutlich verringert. Insgesamt wird eine Verschlechterung des trophischen Zustandes prognostiziert.

Die Erhöhung des Mindestabflusses des Zulaufes hingegen führt zu einer deutlichen Erniedrigung des Phytoplanktons inklusive der Blaualgen durch erhöhte Auswaschung (Abbildung 46 und Abbildung 47). Dies geht einher mit einer leichten Erniedrigung des  $P_{\text{tot}}$ -Gehaltes, wenn auch nicht des SRP-Gehaltes. Daraus ist zu schließen, dass eine deutliche Erhöhung des Mindestwasserabflusses durch Auswaschung von Nährstoffen und Phytoplankton-Biomasse zu besseren Bedingungen im Aasee führen würde.

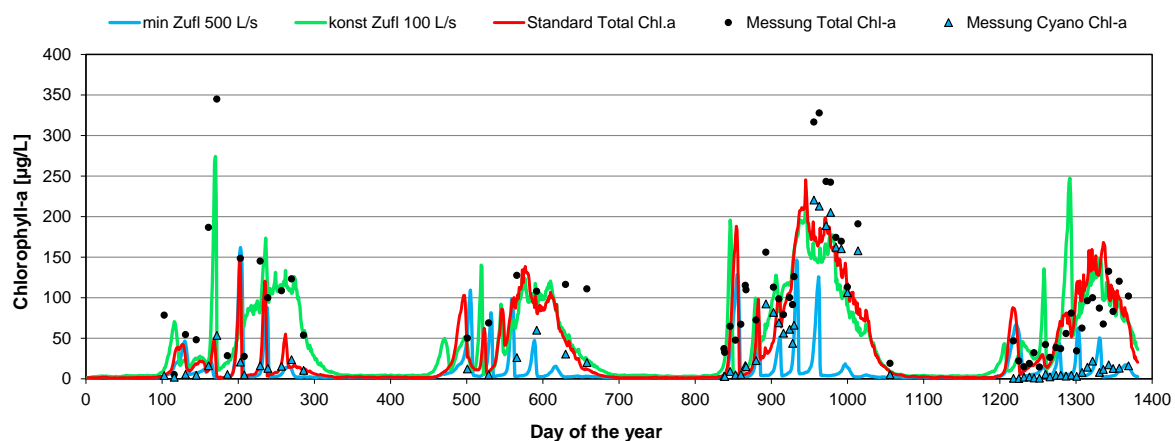


Abbildung 46: Simulierter Gesamt-Chlorophyll-a-Gehalt in Abhängigkeit der Zuflussmengen (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

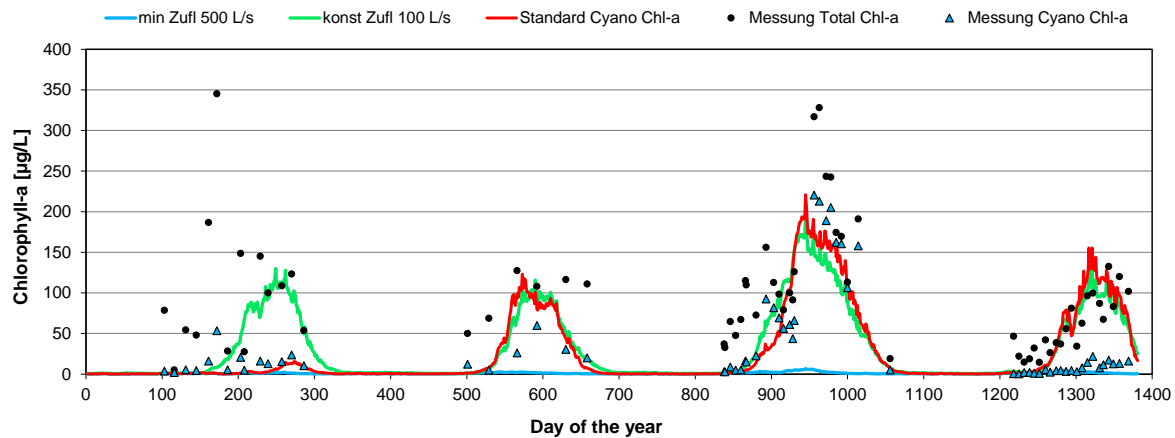


Abbildung 47: Simulierter Blaualgen-Chlorophyll-a-Gehalt in Abhängigkeit der Zuflussmengen (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

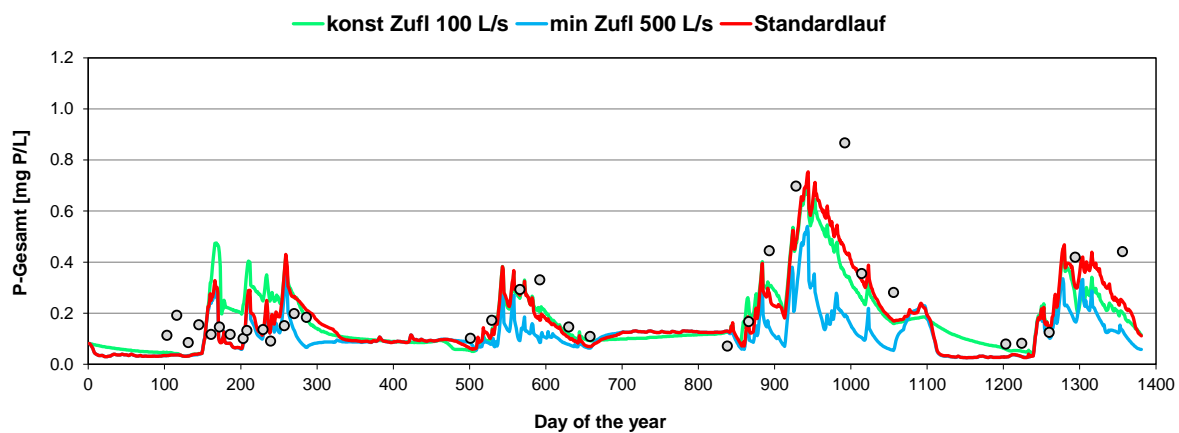


Abbildung 48: Simulierter Gesamt-Phosphor-Gehalt in Abhängigkeit der Zuflussmengen (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

## 5.5.2 Nährstoffgehalt Zufluss und Stickstofffixierung

In den folgenden zwei Szenarien wird allein die Nährstoffkonzentration der Zuflüsse verändert unter Beibehaltung der Zuflussmengen. Zum einen wird der Einfluss der Nährstoffe im Zufluss ohne Phosphor simuliert, zum anderen vollständig ohne Nährstoffe (P, N, Si).

Wird der zufließende Phosphor abgeschaltet, ist zwar der Phosphorgehalt von Herbst bis Frühjahr deutlich vermindert (Abbildung 50), die sedimentbürtige Phosphorfreisetzung und die sommerliche Phytoplanktonentwicklung (Abbildung 49) werden davon allerdings kaum beeinflusst. Eine Erniedrigung der Nährstoffgehalte im Zufluss wirkt sich kaum auf die Entwicklung der sommerlichen Algenbiomasse aus, da die Freisetzung aus dem Sediment dominiert. Dieses Szenario bringt daher keine Verbesserung der Gewässergüte im Sommer.

Fehlen sämtliche Makronährstoffe im Zufluss, ergibt sich ebenfalls keine deutliche Änderung der sommerlichen Phytoplanktondichte, von leichten Effekten in 2019 abgesehen (Abbildung 49). Der fehlende Nitratgehalt im Zufluss führt dauerhaft zu sehr geringen Nitratkonzentrationen im Aasee (Abbildung 51) und zur Verringerung der Ammoniumkonzentration (Abbildung 52). Dennoch wirkt sich dies kaum auf die Phytoplanktonentwicklung aus, da offensichtlich die seeinterne Nachlieferung von Stickstoff ausreichend ist. Eine wesentliche Verbesserung der Gewässergüte im Sommer konnte daher in diesem Szenario nicht gezeigt werden.

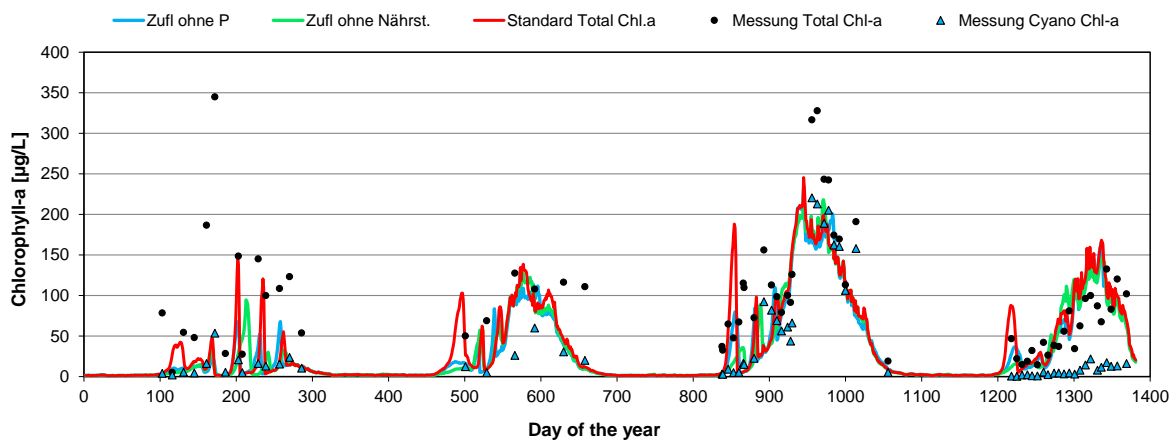


Abbildung 49: Simulierter Gesamt-Chlorophyll-a-Gehalt in Abhängigkeit der Nährstoffgehalte im Zufluss (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

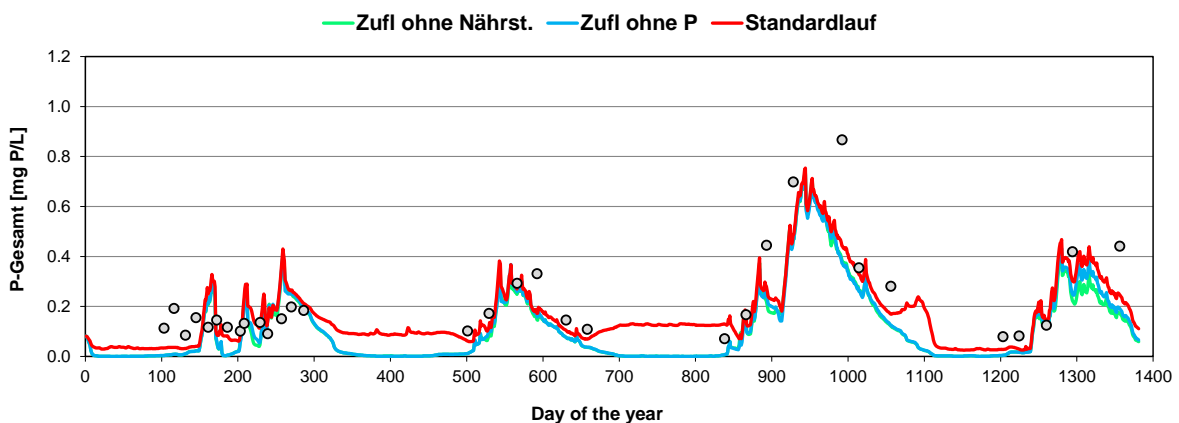


Abbildung 50: Simulierter Gesamt-Phosphor-Gehalt in Abhängigkeit der Nährstoffgehalte im Zufluss (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

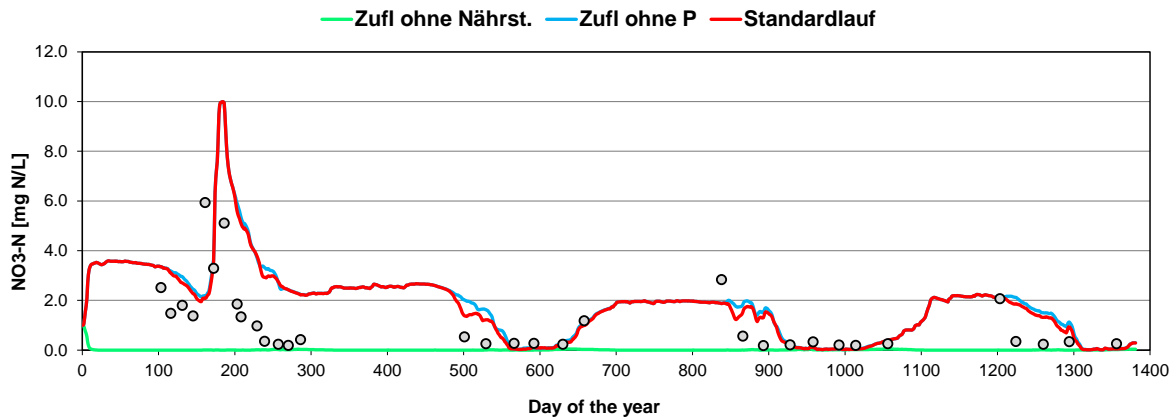


Abbildung 51: Simulierter Nitrat-Gehalt in Abhängigkeit der Nährstoffgehalte im Zufluss (Linien) in Relation zu Messdaten (von 2016-2019 Symbole).

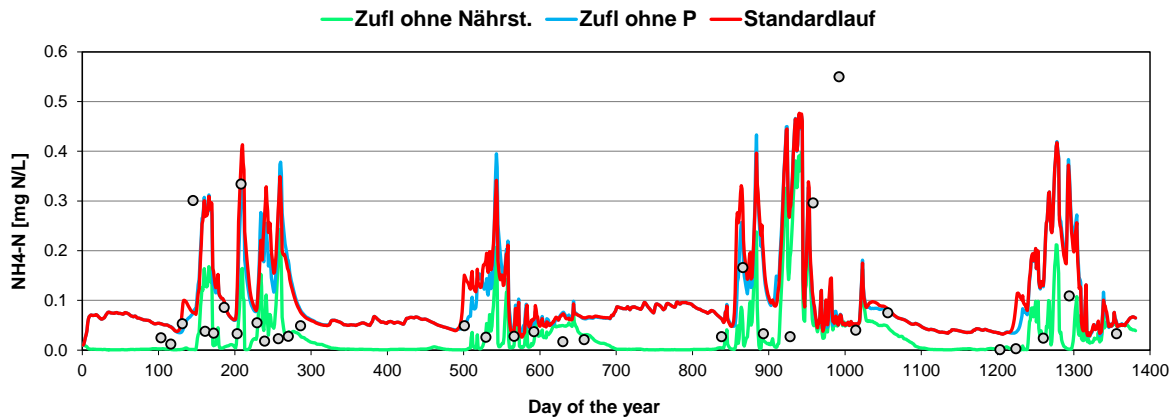


Abbildung 52: Simulierter Ammonium-Gehalt in Abhängigkeit der Nährstoffgehalte im Zufluss (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

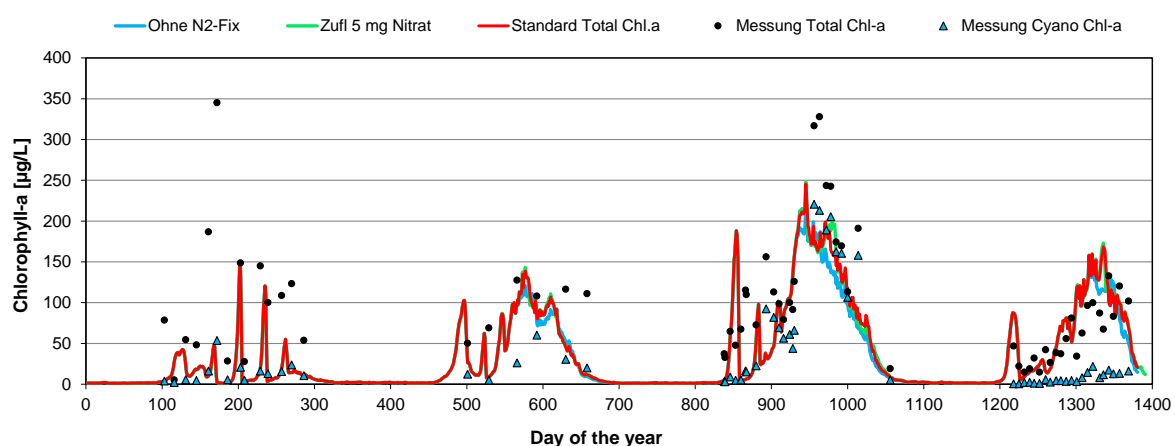
In weiteren Szenarien wurde die Rolle des Stickstoffs für das Blaualgenwachstum weiter analysiert.

Zum einen wurde eine verbesserte Versorgung mit Nitrat simuliert, indem für den Zufluss konstant 5 mg  $\text{NO}_3\text{-N/L}$  angenommen wurde. Es zeigte sich keine Veränderung im Phytoplankton (Abbildung 53) oder Gesamt-Phosphor (Abbildung 54). Lediglich der Nitratgehalt war erwartungsgemäß deutlich erhöht (Abbildung 55), und es kam zu einer leichten Erhöhung des Ammoniumgehaltes (Abbildung 56). Daraus ist abzuleiten, dass die Algen im Aasee keiner nennenswerten Stickstofflimitation ausgesetzt sind.

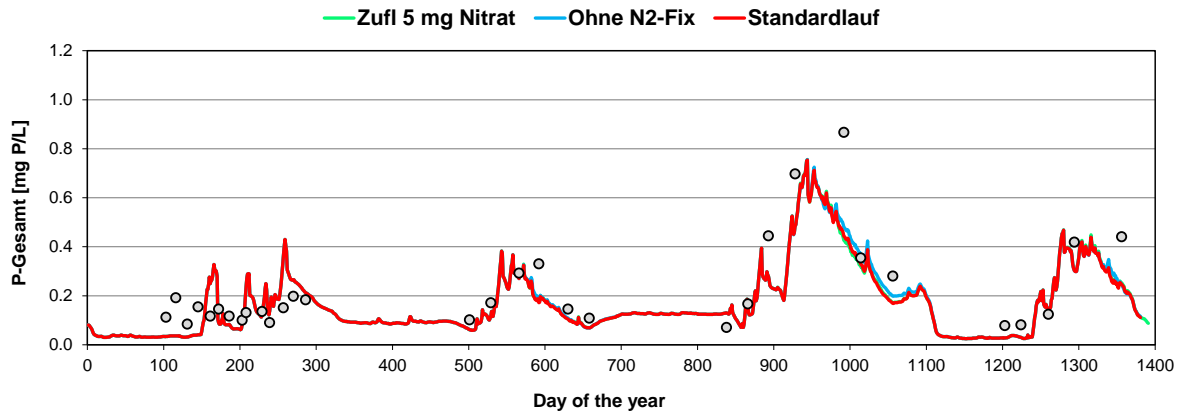
Des Weiteren wurde analysiert, wie sich die Algen bei Standardeinstellungen des Zuflusses entwickeln, allerdings ohne die Befähigung der Cyanobakterien (Blaualgen) zur Stickstofffixierung ( $\text{N}_2$ -Fixierung). Hierbei kommt es lediglich zu einer minimalen Verringerung der Cyanobakterien und der Ammoniumkonzentration, aber zu keiner wesentlichen Änderung in der Phosphorkonzentration oder der Algenbiomasse.

Die Menge des durch Cyanobakterien fixierten Luftstickstoffs kompensiert den unterschiedlichen Nitratreintrag in den Szenarien, so dass diese Blaualgen keinen Nitratmangel zeigen (Tabelle 5). Ohne die Befähigung zur  $\text{N}_2$ -Fixierung das Wachstum der Blaualgen ist zwar die Menge an umgesetzten Stickstoffs geringer, aber das Wachstum der Cyanobakterien verändert sich dennoch nicht sichtbar. Daher ist davon auszugehen, dass bei dem Standardszenario für den Aasee die  $\text{N}_2$ -Fixierung durch Cyanobakterien kein ausschlaggebender Prozess für ihr Wachstum darstellt.

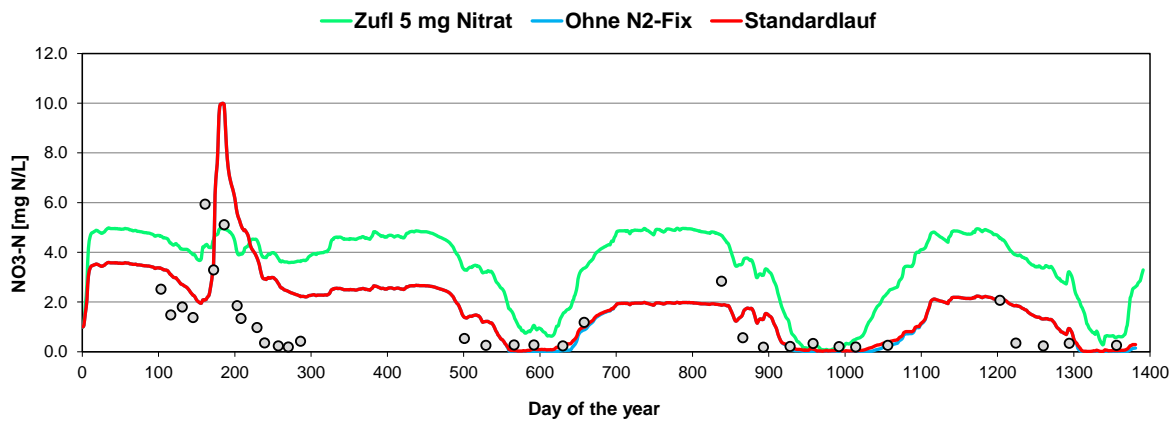
Diese Ergebnisse zeigen deutlich, dass im Aasee die Dominanz der Cyanobakterien (Blaualgen) nicht durch eine Nitrat-Mangelsituation hervorgerufen wird.



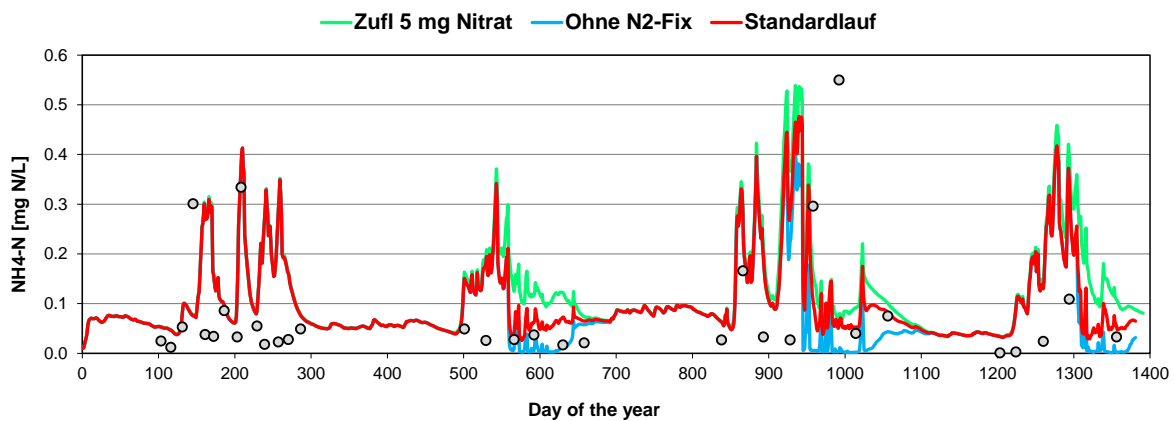
**Abbildung 53:** Simulierter Gesamt-Chlorophyll-a-Gehalt in Abhängigkeit der Nitratversorgung im Zufluss bzw. der Stickstofffixierung durch Blaualgen (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).



**Abbildung 54:** Simulierter Gesamt-Phosphor-Gehalt in Abhängigkeit der Nitratversorgung im Zufluss bzw. der Stickstofffixierung durch Blaualgen (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).



**Abbildung 55:** Simulierter Nitrat-Gehalt in Abhängigkeit der Nitratversorgung im Zufluss bzw. der Stickstofffixierung durch Blaualgen (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).



**Abbildung 56:** Simulierter Ammonium-Gehalt in Abhängigkeit der Nitratversorgung im Zufluss bzw. der Stickstofffixierung durch Blaualgen (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

Tabelle 5: Stickstoffbilanz für ausgewählte Simulationsszenarien für den Zeitraum 01. Mai - 15. Nov 2018 (Tag 850-1050).

Stickstoffbilanz [mg N/(m <sup>2</sup> · Tag)]	Standard Szenario	Zufluss ohne Nährstoffe	Zufluss mit 5 mg Nitrat-N	Cyanobakterien ohne N <sub>2</sub> -Fixierung
<b>N Zufluss</b>	52.3	<b>0</b>	<b>119</b>	52.3
<b>N<sub>2</sub>-Fixierung</b>	51.5	<b>83.5</b>	<b>20.6</b>	0
<b>NH<sub>4</sub>-N Sediment- freisetzung</b>	7.6	7.6	7.7	7.6
<b>N Eintrag durch Fi- sche</b>	12.3	13.3	12.3	12.4
<b>Summe N-Eintrag</b>	<i>111.4</i>	<i>91.1</i>	<i>147.3</i>	<i>59.9</i>
<b>N Ausfluss</b>	76.9	54.8	106.5	50
<b>N Sedimentation</b>	48.7	42.9	49.1	29.6
<b>Denitrifikation</b>	5.1	0	14.7	4.8
<b>Summe N-Austrag</b>	<i>130.7</i>	<i>97.7</i>	<i>170.3</i>	<i>84.4</i>

### 5.5.3 Turbulenz und Sauerstoffeintrag

In diesem Kapitel werden zwei in der Realität häufig gekoppelte Maßnahmen getrennt betrachtet, die Erhöhung der vertikalen Turbulenz (Durchmischung) und den künstlich erhöhten Sauerstoffeintrag.

#### Erhöhung der Turbulenz:

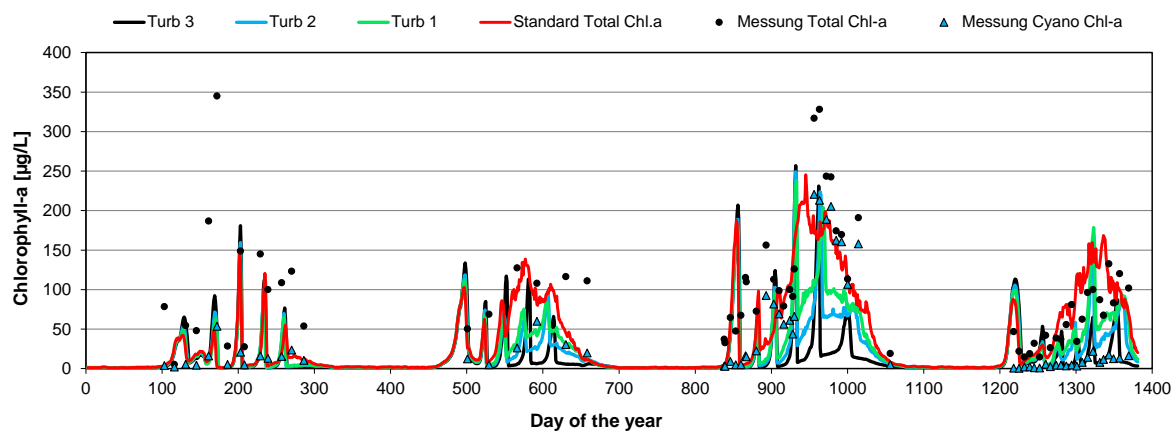
Die Erhöhung der minimalen Turbulenz wird simuliert, indem die turbulente Diffusion auf einen Mindestwert gesetzt wird. Dieser wurde in den Szenarien in drei Schritten gesteigert. Die turbulente Diffusion entspricht physikalisch dem effektiven Diffusionskoeffizienten  $D$  [m<sup>2</sup> · s<sup>-1</sup>]. Dieser fasst die windinduzierte Turbulenz und die Konvektion durch oberflächliche Abkühlung zusammen. Im Standard-Szenario kann  $D$  auch den Wert 0 annehmen (keinerlei vertikale Turbulenz), in den Szenarien „Turb1“ bis „Turb3“ wird die minimale Turbulenz von 0.000005 m<sup>2</sup> · s<sup>-1</sup> über 0.00001 m<sup>2</sup> · s<sup>-1</sup> auf 0.00005 m<sup>2</sup> · s<sup>-1</sup> gesteigert wurde. Technische Details zur Simulation des Diffusionskoeffizienten sind in Strauss (2009, Seite 202 ff.) zu finden.

In den folgenden Szenarien wird eine leicht erhöhte minimale Durchmischung betrachtet. Sauerstoff wird hierbei nicht aktiv in die Wassersäule eingebracht, sondern lediglich vertikal eingemischt, falls Sauerstoffgradienten vorliegen.

Eine leichte Erhöhung der Mindestturbulenz (Modellparameter Turb 1) führt zu einer Verkürzung der anoxischen Phasen und somit zu einem verminderten Phosphoreintrag (Abbildung 59). Dies resultiert ebenfalls in einer deutlichen Reduktion der Blaualgen, die aber dennoch noch in nennenswerter Biomasse auftreten (Abbildung 58).

Eine weitere Erhöhung der minimalen Turbulenz (Modellparameter Turb2 und Turb3) führt nicht zu einer weiteren Verringerung der Phosphorfreisetzung (Abbildung 59), unterbindet aber das Wachstum der filamentösen Blaualgen durch vertikale Einmischung in die Tiefe und somit einer schlechteren Lichtversorgung (Lichtlimitation) in diesem sehr trüben Gewässer (Abbildung 58). Die Turbulenz muss stark genug sein, um die zeitgleich stattfindenden Auftrieb der Blaualgen effektiv entgegenzutreten zu können.

Diese Resultate sind auch ein weiterer Hinweis darauf, dass eine thermisch bedingte Schichtung der Wassersäule einen starken Einfluss auf die Freisetzung von Nährstoffen aus dem Sediment hat, und dadurch die Algenentwicklung durch eine verminderte P-Freisetzung beschränkt wird. Darüber hinaus kann die Turbulenz die Biomasseentwicklung durch rein physikalische Verfrachtung verringern.



**Abbildung 57:** Simulierter Gesamt-Chlorophyll-a-Gehalt in Abhängigkeit der minimalen Turbulenz (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

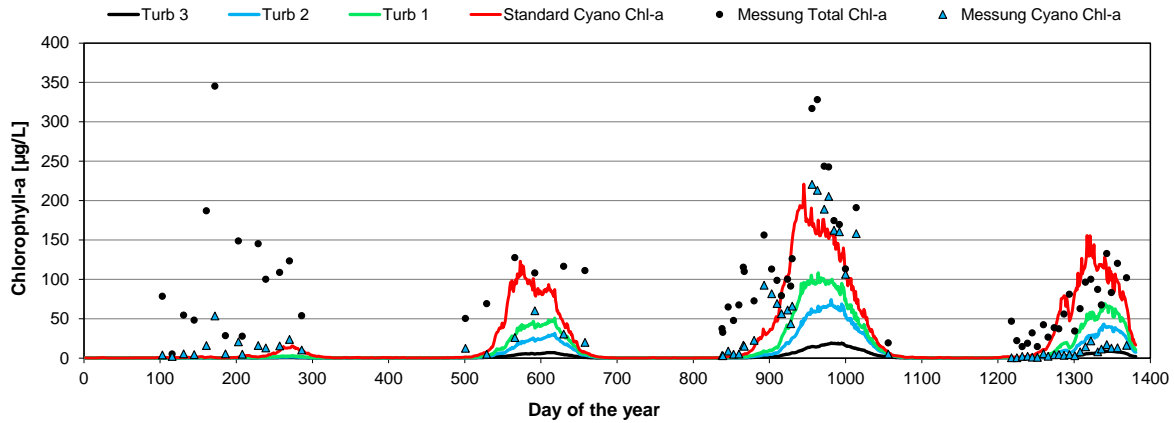


Abbildung 58: Simulierter Blaualgen-Chlorophyll-a-Gehalt in Abhängigkeit der minimalen Turbulenz (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

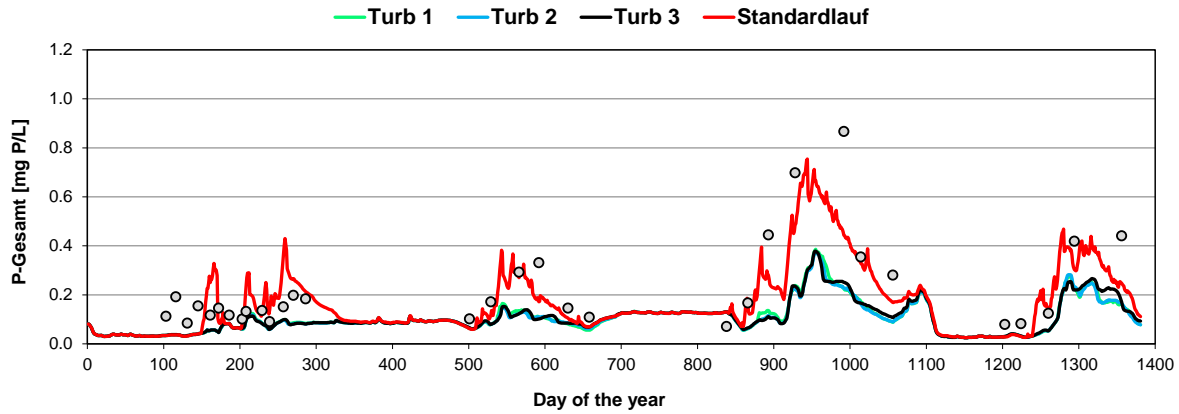


Abbildung 59: Simulierter Gesamt-Phosphor-Gehalt in Abhängigkeit der minimalen Turbulenz (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

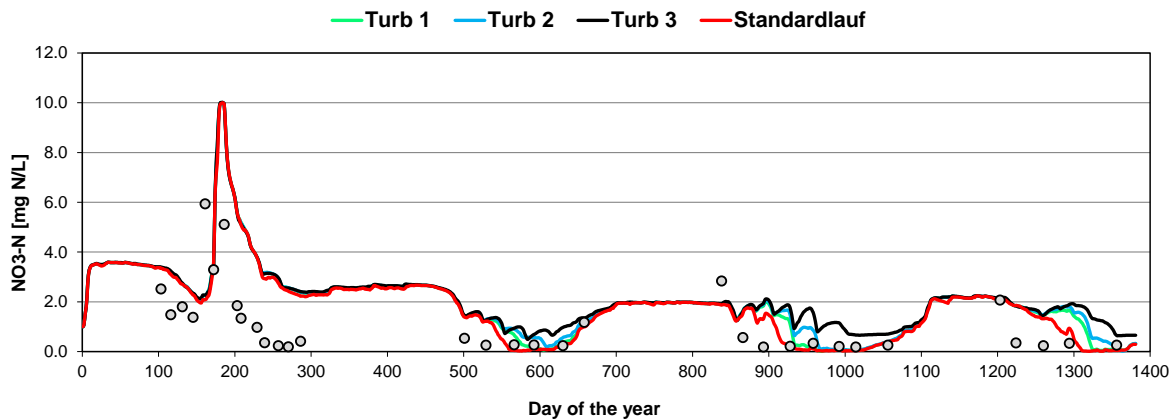


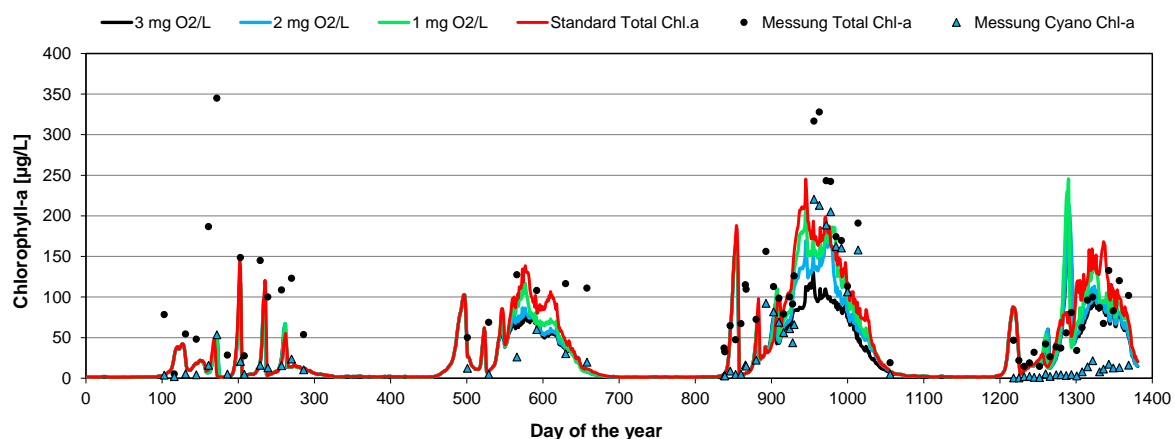
Abbildung 60: Simulierter Nitrat-Gehalt in Abhängigkeit der minimalen Turbulenz (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

### O<sub>2</sub>-Eintrag in die Wassersäule:

In diesem Szenario wird eine tägliche O<sub>2</sub>-Anreicherung in der gesamten Wassersäule ohne Veränderung der Turbulenz simuliert. Je nach Szenario werden 1, 2 und 3 mg O<sub>2</sub>/L im täglichen Verlauf zugegeben, und der Eintrag erfolgt homogen über die gesamte Fläche und die gesamte Wassersäule. Hierdurch wird insbesondere die anoxische Rücklösung von Nährstoffen reduziert bzw. sogar verhindert. Mit zunehmenden O<sub>2</sub>-Eintrag verringert sich die Biomasse der Blaualgen nennenswert (Abbildung 62). Dies ist auf die ebenfalls deutliche Verringerung des Phosphorgehalts im Aasee zurückzuführen, sowohl in Form von Gesamtphosphor (Abbildung 63) als auch gelöstem anorganischem ortho-Phosphat (Abbildung 64). Auswirkungen auf den Nitratgehalt gibt es keine.

Der Einfluss des Sauerstoffs bemisst sich an den Sauerstoffzehrungsprozessen in der Wassersäule und an der Sedimentoberfläche. Diese Prozesse würden auch die Bemessung der benötigten Sauerstoffmenge in einer konkreten Managementmaßnahme festlegen. Dabei ist zu beachten, dass im Aasee der vergangenen Sommermonate regelmäßig sehr hohe Wassertemperaturen weit über 25°C erreicht wurden, wodurch die Sauerstoffzehrung deutlich erhöht wird.

Ein künstlicher Eintrag von Sauerstoff in die Wassersäule wirkt sich positiv (vermindernd) auf die Entwicklung von Algen und auf die Freisetzung von Phosphor aus.



**Abbildung 61:** Simulierter Gesamt-Chlorophyll-a-Gehalt in Abhängigkeit des täglichen Sauerstoffeintrages (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

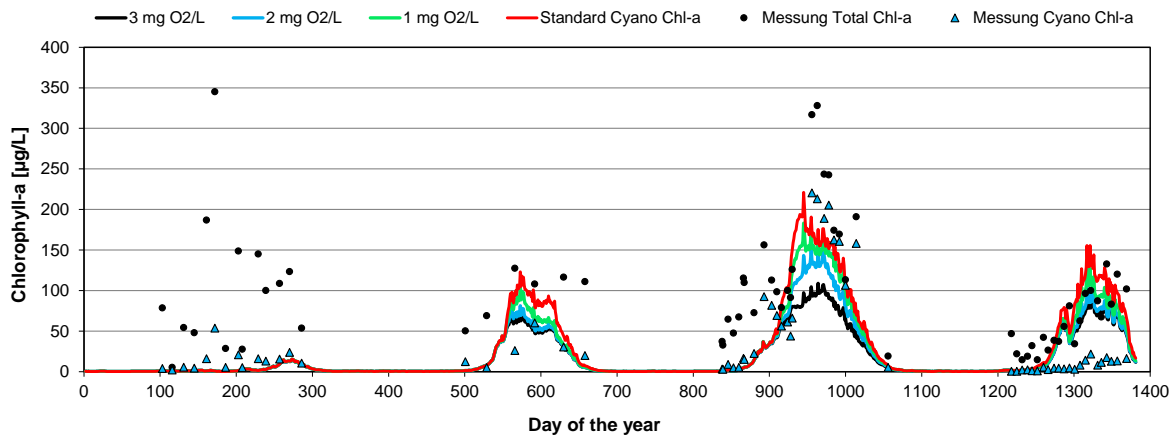


Abbildung 62: Simulierter Blaualgen-Chlorophyll-a-Gehalt in Abhängigkeit des täglichen Sauerstoffeintrages (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

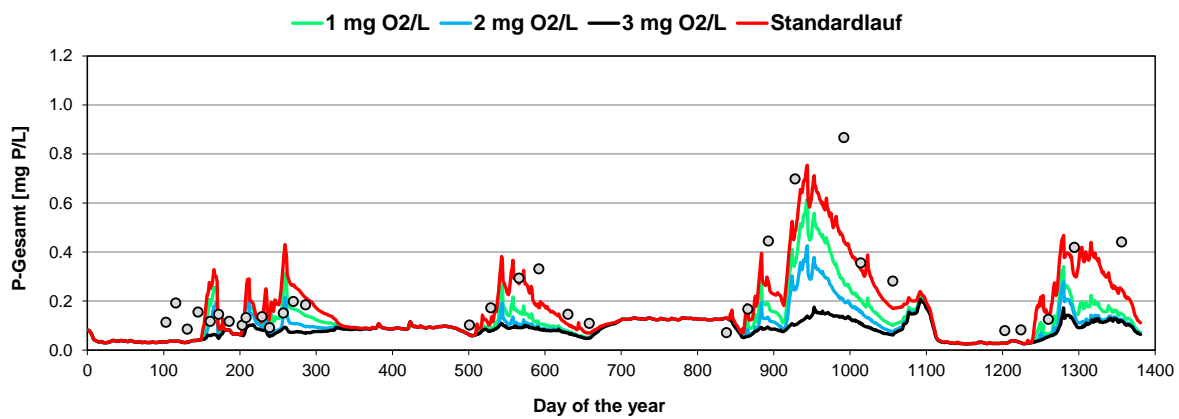


Abbildung 63: Simulierte Phosphor-Konzentration in Abhängigkeit des täglichen Sauerstoffeintrages (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

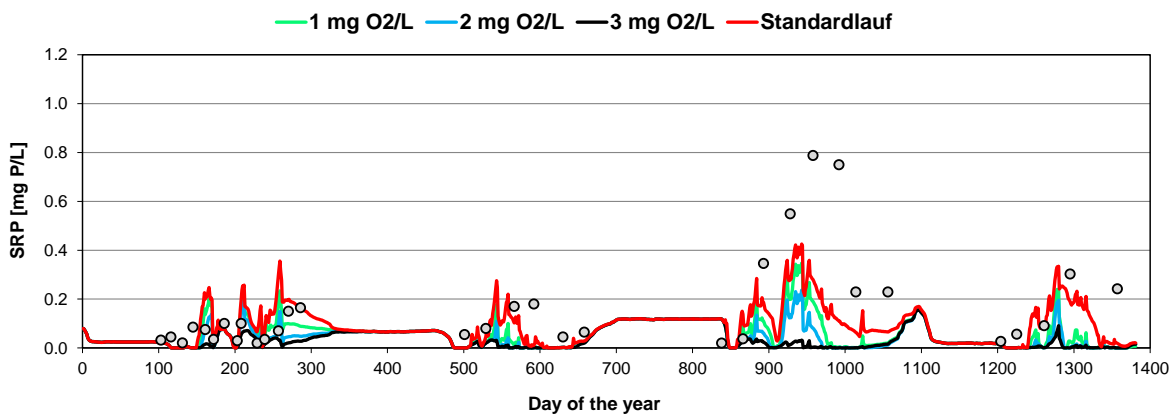


Abbildung 64: Simulierte Phosphat-P-Konzentration in Abhängigkeit des täglichen Sauerstoffeintrages (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole). SRP: soluble reactive phosphorus ≈ ortho-Phosphat-P.

### 5.5.4 Anoxische Phosphorfreisetzung Sediment und Sedimententfernung

Die Rolle der Phosphorfreisetzung aus dem Sediment unter anoxischen Bedingungen wird in diesem Kapitel näher beleuchtet. Als ein Szenario wurde die modelltechnische Abschaltung der anoxischen P-Freisetzung gewählt, um diesen Prozess in seiner maximalen Auswirkung, wenn auch unter unrealistischen Bedingungen, analysieren zu können. Ein zweites Szenario simuliert die komplette Entfernung des Sediments, wobei sich anschließend wieder Sediment anreichern kann. Dies soll abklären, ob Maßnahmen wie Ausbaggern überhaupt eine diskussionswürdige Option darstellen können, solange sich an den sonstigen Randbedingungen nichts ändert.

Das erste Szenario wurde ohne anoxische Sedimentfreisetzung durchgespielt. In diesem Szenario ist die Hauptquelle der sommerlichen Phosphorquelle abgeschaltet, d.h., die P-Freisetzung der anoxischen Flächen ist Null.

Durch diese drastische (theoretische) Reduktion des P-Eintrages (Abbildung 66) ist die Kapazität des Blaualgenwachstums deutlich reduziert worden (Abbildung 65). Dennoch erreichen die Blaualgenblüten im Sommer noch recht hohe Werte, da durch die anderen P-Quellen, insbesondere durch den Zufluss, ausreichend Phosphor nachgeliefert wird.

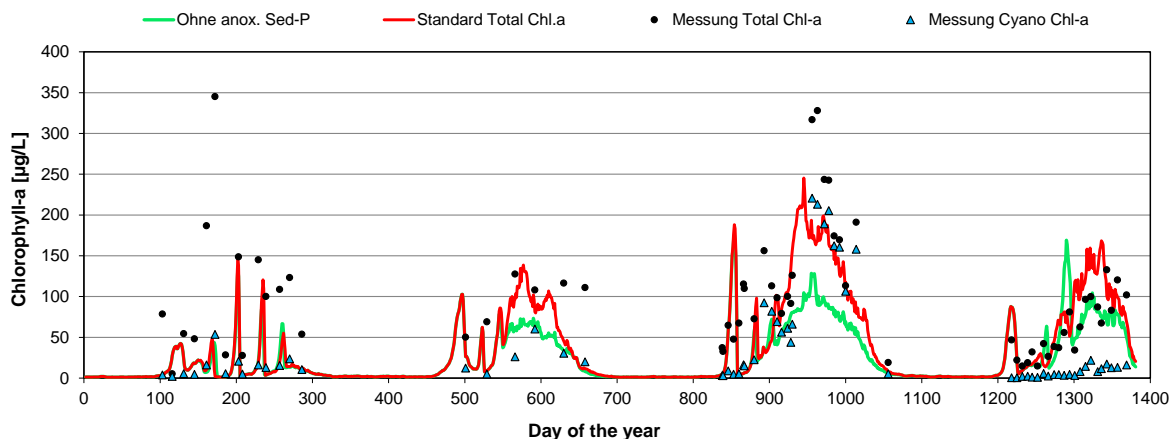


Abbildung 65: Simulierter Gesamt-Chlorophyll-a-Gehalt mit und ohne anoxischer Phosphorfreisetzung aus dem Sediment (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

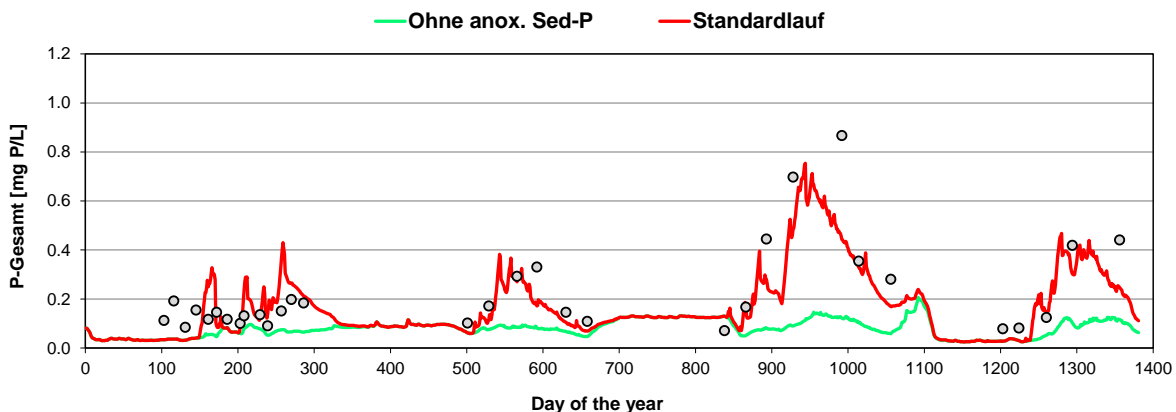


Abbildung 66: Simulierte Gesamt-Phosphor-Konzentration mit und ohne anoxischer Phosphorfreisetzung aus dem Sediment (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

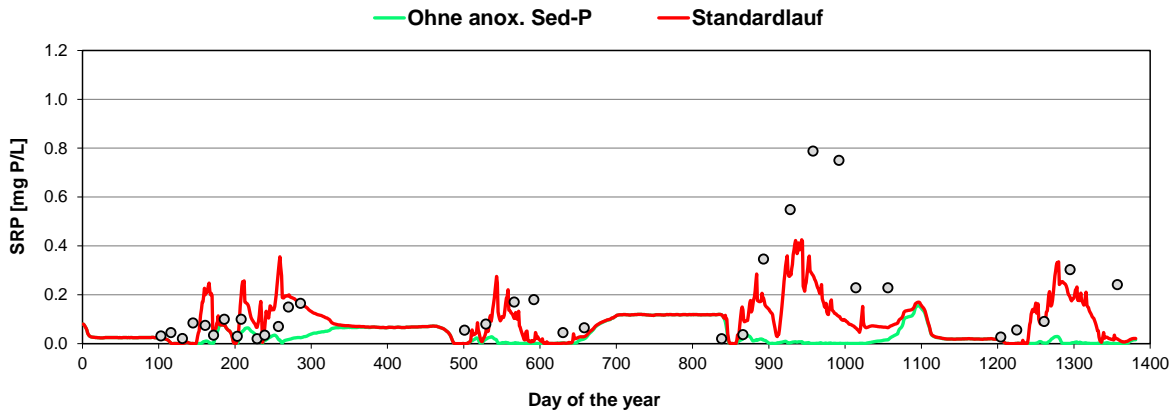


Abbildung 67: Simulierte Phosphat-P-Konzentration mit und ohne anoxischer Phosphorfreisetzung aus dem Sediment (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole). SRP: soluble reactive phosphorus ≈ ortho-Phosphat-P.

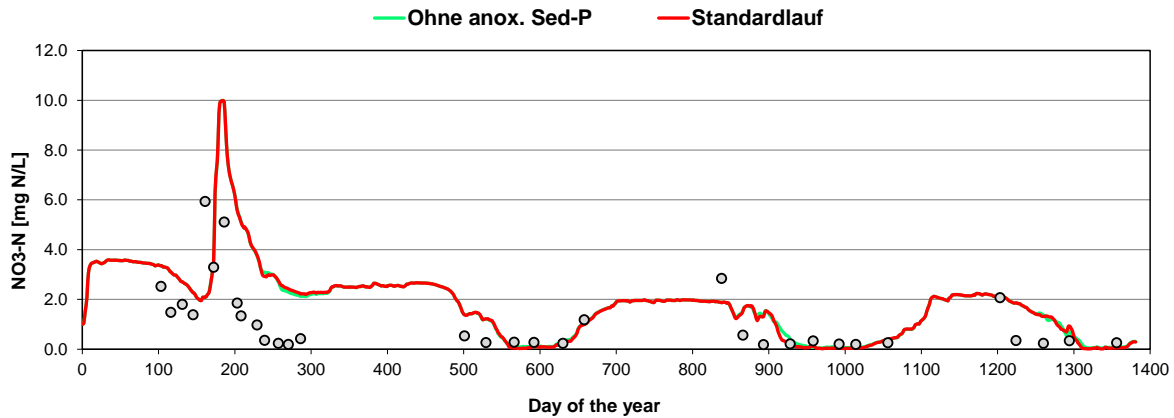


Abbildung 68: Simulierte Nitrat-Konzentration mit und ohne anoxischer Phosphorfreisetzung aus dem Sediment (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

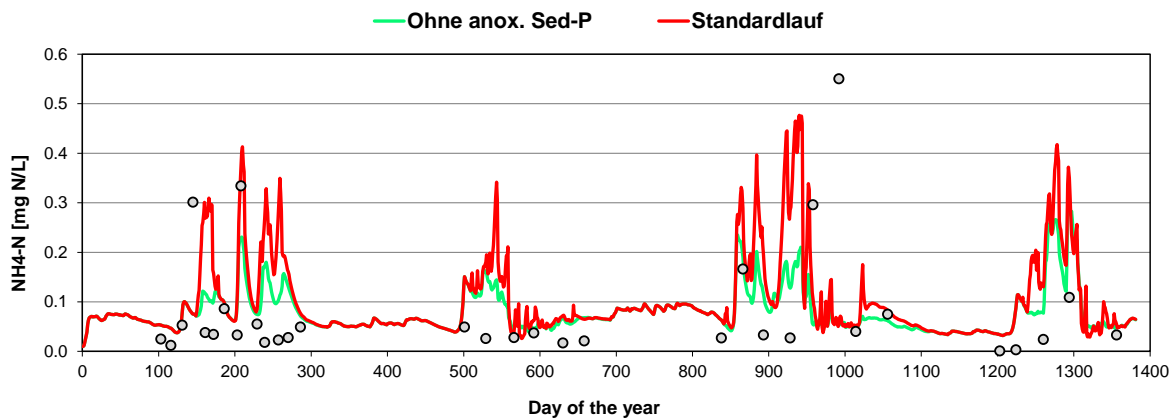


Abbildung 69: Simulierte Ammonium-Konzentration mit und ohne anoxischer Phosphorfreisetzung aus dem Sediment (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

### Szenario ohne anfänglicher Nährstoffbelastung des Sediments (virtuelle Ausbaggerung)

In einer weiteren Simulation wurde ein Szenario gewählt, bei dem von einem Gewässer mit komplett entfernter Sedimentschicht ausgegangen wird. D.h., zu Beginn der Simulation sind keine Nährstoffe (N, P, Si, T<sub>org</sub>) im Sediment enthalten. Die Freisetzung von Nährstoffen ist daher abhängig von den zuvor (ab Beginn der Simulation) neu sedimentierten Nährstoffmengen, und die Sauerstoffzehrung des Sediments beruht aus der neu sedimentierten Menge organischen Materials. Die Sedimentneubildung mit Nährstoffbelastung wird im Modell vor allem durch seeintern absterbende Algen und Zooplankter, Fische, und Eintrag durch Zuflüsse bewirkt.

Im Verlauf der Simulation werden die erneut freigesetzten Nährstoffmengen sowie der veratmete Anteil des organischen Gehaltes des Sedimentes wieder vom Sediment-Pool abgezogen, wodurch nur so viel Material freigesetzt bzw. veratmet werden kann, wie auch zuvor sedimentierte. In diesem einfachen Modellansatz werden sowohl die Freisetzungsraten der sedimentbürtigen Nährstoffe als auch die Sauerstoffzehrung des Sedimentes beibehalten, es darf lediglich bilanztechnisch die Menge der vorhandenen sedimentgebundenen Nährstoffe und des organischen Materials überschritten werden.

Trotz der anfänglichen Entfernung aller Nährstoffe im Sediment (P, N, Si, TG<sub>org</sub>) reicherte sich im Laufe der vierjährigen Simulation zum einen schon nach 2 Jahren genug Phosphor und Stickstoff an, um im dritten Jahr (2018) wieder nennenswerte P-Freisetzungsraten zu ermöglichen (Abbildung 72). Zu dem leicht geringeren Phosphorgehalt auch in den Jahren 2018 und 2019 führt die limitierende Menge an abbaubarem, organischem Material, die zu einer geringeren Sauerstoffzehrung und somit einer verringerten Phosphorfreisetzung führt. Die Entwicklung der Blaualgen zeigt ab 2018 ebenfalls kaum Unterschiede zum Standardszenario (Abbildung 71).

Obwohl die sedimentinternen Prozesse in diesem Modell nur stark vereinfacht dargestellt werden können, zeigt diese Simulation, dass voraussichtlich eine Sedimententfernung, zum Beispiel durch Ausbaggerung, bei den bestehenden Nährstoffeinträgen durch die Zuflüsse keine nachhaltige Sanierungsoption darstellt. Die Entstehung von Blaualgen wird kaum beeinflusst, da durch die Zuflüsse noch genug Nährstoffe zur Verfügung stehen, und da im Sediment bereits nach relativ kurzer Zeit neue Nährstoffe für die sommerliche Freisetzung zur Verfügung stehen.

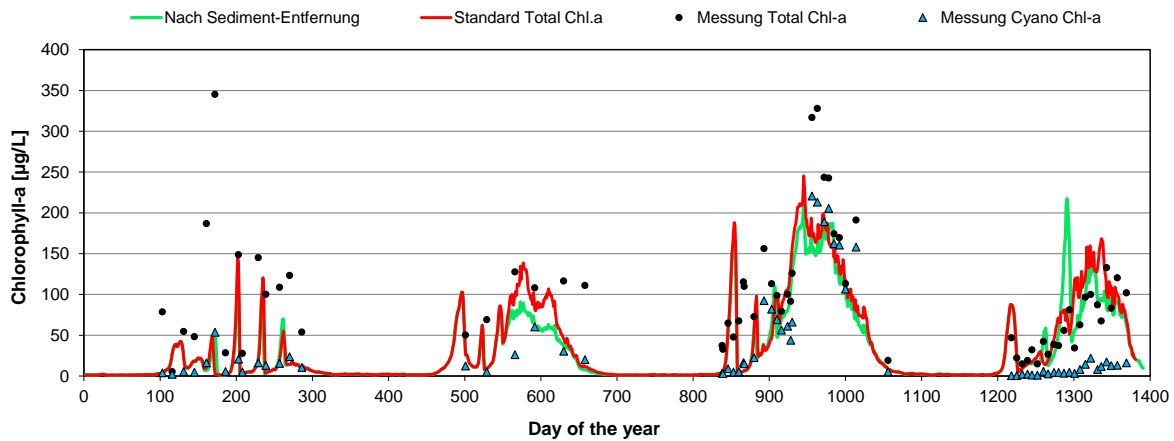


Abbildung 70: Simulierter Gesamt-Chlorophyll-a-Gehalt mit und ohne Sedimententfernung zu Beginn der Simulation (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

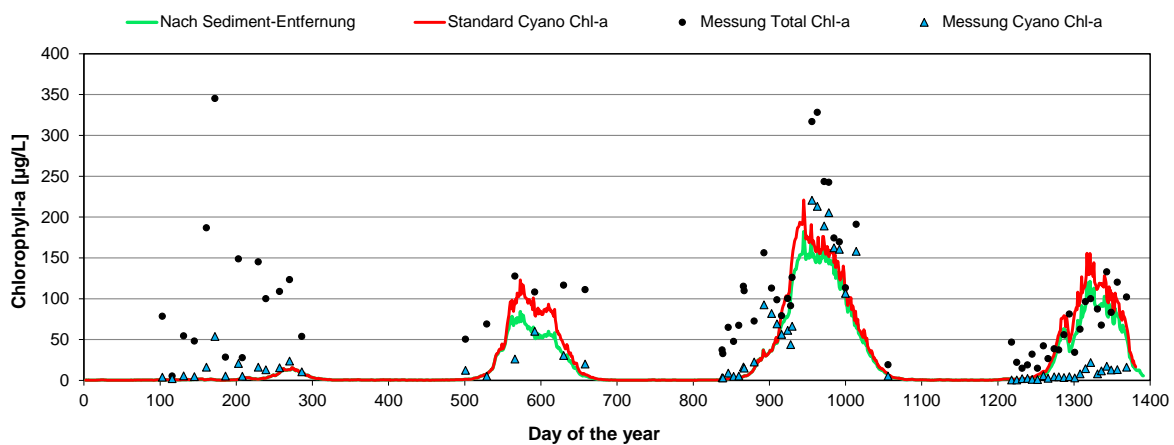


Abbildung 71: Simulierter Blaualgen-Chlorophyll-a-Gehalt mit und ohne Sedimententfernung zu Beginn der Simulation (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

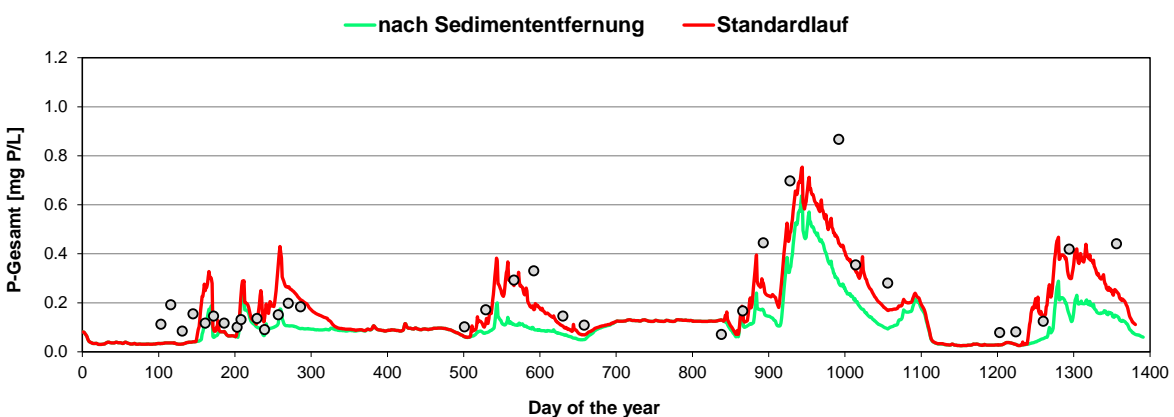


Abbildung 72: Simulierte Gesamt-Phosphor-Konzentration mit und ohne Sedimententfernung zu Beginn der Simulation (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

### 5.5.5 Fische und Trübung

Fische können in dem Seenmodell StoLaM auf verschiedene Arten wirken: zum einen können sie Zooplankton fressen und so direkt Einfluss auf das Nahrungsnetz nehmen. In der Regel wird dadurch die Biomasse der durch Zooplankton fressbaren Algen erhöht. Zum anderen fressen Fische wie Rotaugen bei ungenügendem Angebot von Zooplankton auch andere Ressourcen wie z.B. Sediment, um ihren Energiebedarf zu decken (Benthivorie). Dadurch können Fische die Nährstoffbedingungen im See insofern beeinflussen, als dass die Nährstoffe der ingestierten Sedimente in die Wassersäule verfrachtet und dort exkretiert werden. Dies hat einen fördernden Effekt auf alle Primärproduzenten.

In den Standard-Simulationen wurde mit einem 1 Rotauge pro  $\text{m}^3$  (12 g Feuchtgewicht pro Tier) gerechnet. Diese Fischpopulation steht stellvertretend für einen hohen Fischbesatz, der auch Nährstoffe aus dem Sediment mobilisiert, und ist somit für die Gewässergüte ein „worst case“-Szenario.

Es wurden nun Simulationen ohne Fischbesatz durchgeführt, jeweils eine Situation bei typisch hoher Trübung (mit einem Attenuationskoeffizient  $k$  von 3 [ $1/\text{m}$ ]) und reduzierter Trübung ( $k$  von 1 [ $1/\text{m}$ ]), wie es kurz nach dem Fischsterben wohl im Aasee der Fall war.

Die Fischaktivität wirkt sich im Modell zum einen auf die Nährstoffverfrachtung (Phosphor, Stickstoff) der omnivoren Fische aus, zum anderen unterdrücken die Fische die Grazingaktivität des Zooplanktons und somit das Wachstum der für Zooplankton gut fressbaren Algen.

Die angenommene hohe Fischdichte von 1 Rotauge pro  $\text{m}^3$  (12 g Feuchtgewicht) bei omnivorer Lebensweise führt bei gleichbleibender Trübung (Attenuation = 3) lediglich zu einer leichten Erhöhung des P-Gehaltes im Sommer im Vergleich zu Simulationen ohne Fisch (Abbildung 74). Bei der hohen Trophie des Aasees fällt die Entnahme der Fische bei sonst unveränderten Bedingungen kaum ins Gewicht.

Nimmt man hingegen zusätzlich eine langanhaltende Verringerung der Gewässertrübung (= erhöhte Transparenz des Gewässers) an, wie es z.T. nach Fischsterben beobachtet werden kann (Attenuation = 1), verringert sich die P-Anreicherung im Sommer deutlich (Abbildung 74). Dies wird durch die höhere Eindringtiefe des Lichts bedingt, welches zu einer erhöhten Sauerstoffproduktion in der Tiefe und zu veränderten thermischen Bedingungen führt. Allerdings kann durch die verbesserten Lichtbedingungen auch das Phytoplanktonwachstum leicht angeregt werden (Abbildung 73).

Zusammenfassend kann daraus geschlossen werden, dass auch omnivore Fische mit hohem Anteil von Benthivorie unter den trophischen Bedingungen nur einen untergeordneten Einfluss auf die Gewässergüte haben. Eine Erhöhung der Transparenz kann sich allerdings positiv auf

die thermische Schichtung und Sauerstoffproduktion auswirken (Verringerung der anoxischen O<sub>2</sub>-Zehrung).

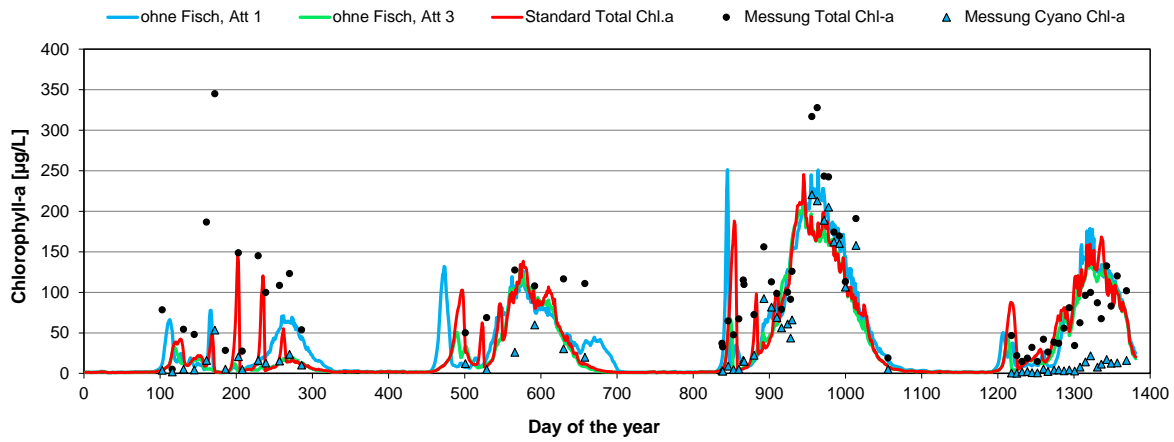


Abbildung 73: Simulierter Gesamt-Chlorophyll-a-Gehalt mit und ohne Fisch bei verschiedener Trübung (Attenuation) (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

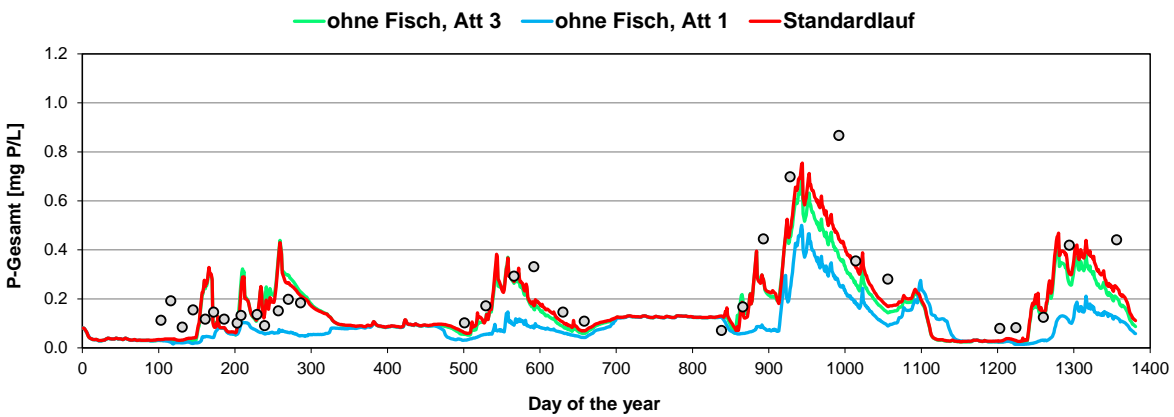


Abbildung 74: Simulierte Gesamt-Phosphor-Konzentration mit und ohne Fisch bei verschiedener Trübung (Attenuation) (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

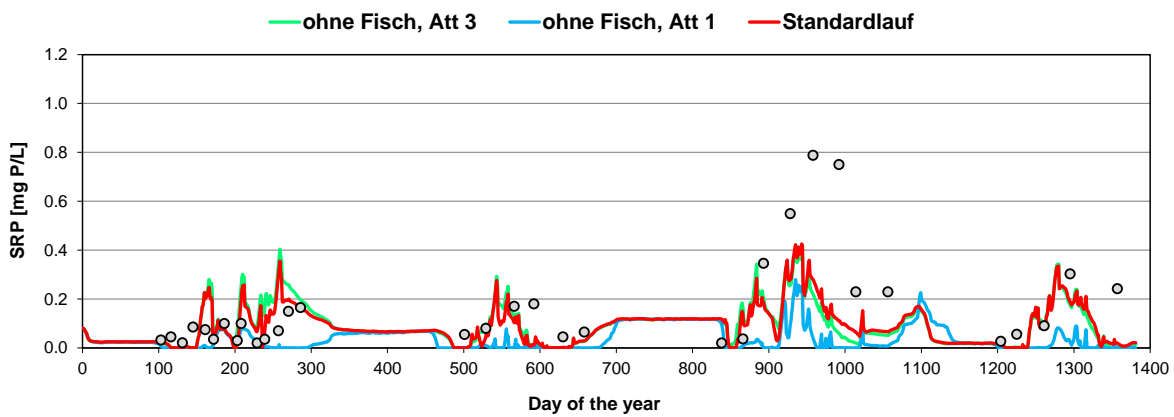
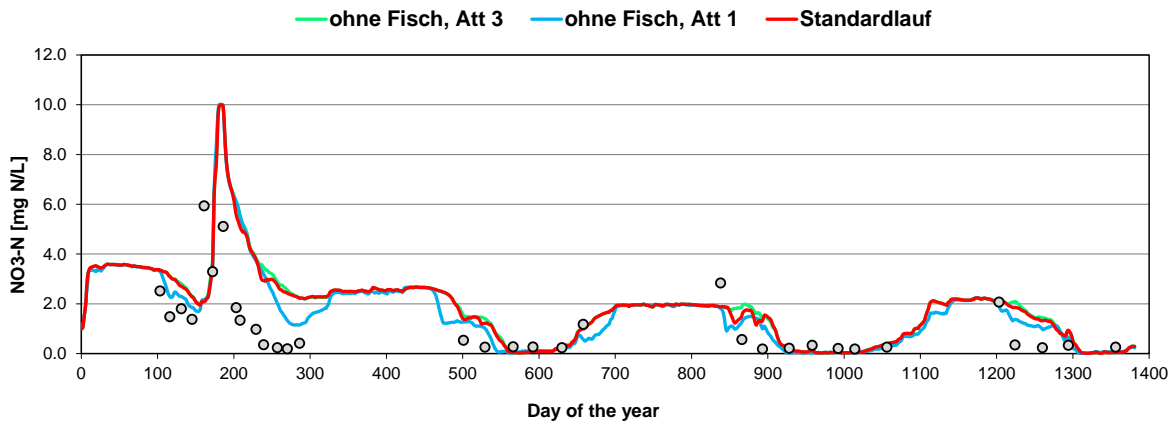
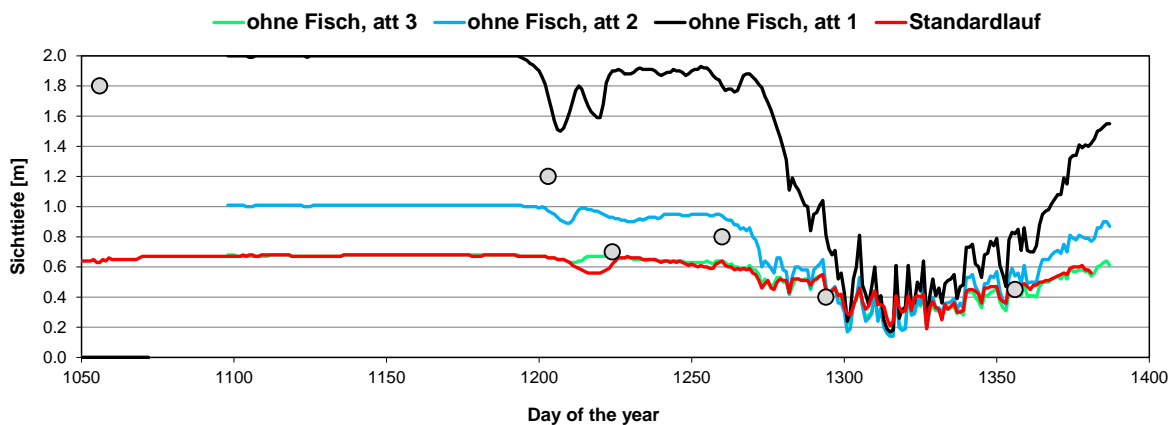


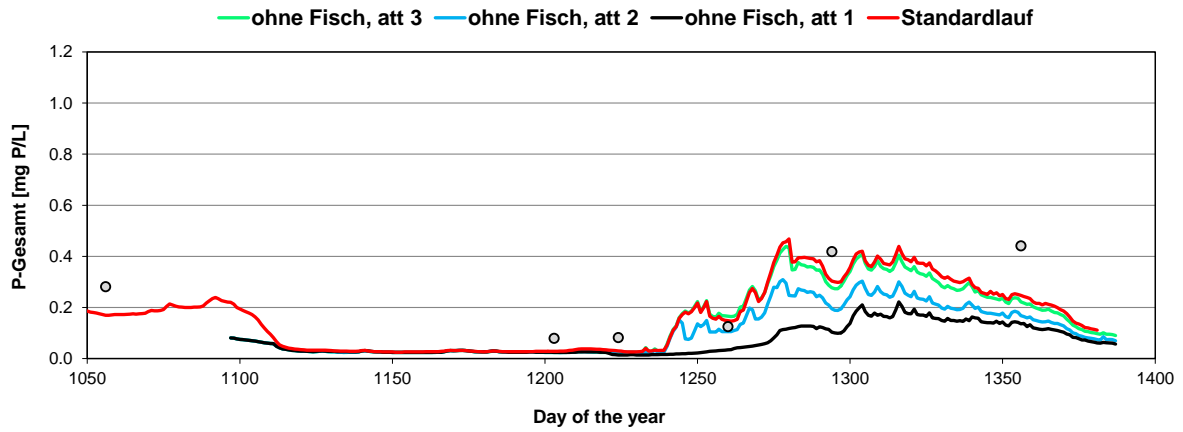
Abbildung 75: Simulierte Phosphat-P-Konzentration mit und ohne Fisch bei verschiedener Trübung (Attenuation) (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole). SRP: soluble reactive phosphorus ≈ ortho-Phosphat-P.



**Abbildung 76:** Simulierte Nitrat-Konzentration mit und ohne Fisch bei verschiedener Trübung (Attenuation) (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole)

Wenn nach dem Fischsterben Ende 2018 die im Aasee erhöhte Sichttiefe über einen Verringeren Attenuationskoeffizienten von 1 berücksichtigt wird, wird schon nach kurzer Zeit die Sichttiefe über- und der Gesamtphosphor unterschätzt (Abbildung 77). Die Simulation wird im Laufe des Sommers 2019 mit einem Attenuationskoeffizienten von 3 hinsichtlich beider Endpunkte besser durch die Simulation repräsentiert. Daraus kann geschlossen werden, dass die nach dem Fischsterben kurzfristig erniedrigte Licht-Attenuation wieder auf relativ hohe Werte anstieg.





**Abbildung 77:** Simulierte Sichttiefe (oben) und Gesamt-P-Konzentration (unten) mit (Standardlauf) und ohne Fisch bei verschiedener Trübung (Attenuation) (Linien) in Relation zu Messdaten von 2016-2019 (Symbole).

## 6 Handlungsempfehlungen

Die Ergebnisse der Modellierung zeigen deutlich, dass der wesentliche Faktor für eine Verschlechterung der Wasserqualität im Sommer eine starke wetterabhängige Schichtung des Sees und die damit einhergehende Sauerstoffarmut im unteren Teil der Wassersäule ist. Dieses Ergebnis wird durch die Werte des Online-Monitorings des Sauerstoff- und Temperaturhaushaltes des Aasees bestätigt.

Diese Sauerstoffarmut, insb. an der Grenzfläche zwischen Sediment und Wassersäule, führt zu einer starken Nährstofffreisetzung aus dem Sediment. Dies wurde insb. in den hier beschriebenen Stofffreisetzungsversuchen deutlich. Das hohe Nährstoffangebot führt wiederum zu starkem Algenwachstum. Daher ist eine Verringerung der Freisetzung wesentlich.

Es wurden verschiedene mögliche Bewirtschaftungsszenarien simuliert, um zu prüfen inwiefern diese einen Beitrag zur Verbesserung des Zustandes des Aasees leisten können. Die Szenarien sind, versehen mit einer qualitativen Einschätzung des Effektes auf den Zustand des Sees, in der folgenden Tabelle dargestellt.

**Tabelle 6:** Übersicht der Auswirkung verschiedener Szenarien auf die Indikatoren Blaualgenbiomasse, Phosphor und Nitrat (+: Erhöhung; -: Verringerung; o: keine nennenswerte Änderung).

	Blualgen (Cyanobakterien)	Phosphor Sommer	im Nitrat
Zufluss immer konstant 100 L/s	+	+	-
Minimaler Zufluss auf 500 L/s gesetzt	--	--	+
Zufluss ohne Nährstoffe	o	o	--
Zufluss ohne Phosphor	o	o	o
Zufluss konstant 5 mg NO <sub>3</sub> -N/L	o	o	+
ohne N <sub>2</sub> -Fixierung der Cyanobakterien	o	o	o
Erhöhung der Turbulenz	--	-	o
Eintrag von O <sub>2</sub>	-	--	o
ohne anoxische Phosphor-Sedimentfreisetzung	-	--	o
Theoretische Entschlammung	o	o	o
ohne Fische, Attenuationskoeffizient 3	o	o	o
ohne Fische, Attenuationskoeffizient 1	o	-	o

Eine wesentliche Verbesserung würde eine Zufuhr von Sauerstoff, einhergehend mit einer Herbeiführung von Turbulenz (Blaualgen) in der Wassersäule bringen. Dies würde insb. den Prozess der Nährstofffreisetzung von Phosphor aus dem Sediment, welche stark von dem Sauerstoffgehalt und somit von der thermischen Schichtung im Sommer kontrolliert wird, beeinflussen. Dies kann insbesondere durch Belüftung erreicht werden. Eine Erhöhung der Turbulenz auch in Zeiten der sommerlichen thermischen Schichtung würde insbesondere die Dominanz problematischer Blaualgen reduzieren. Diese werden bei Turbulenz in die Wassersäule eingemischt und damit ihr Wachstum verlangsamt.

Eine erhöhte Zuflussmenge, insbesondere im Sommer, wäre günstig, da so anwachsende Algenblüten sowie angereicherte Nährstoffe ausgewaschen würden. Dies würde den generellen Zustand des Sees verbessern, da der erhöhte Zufluss verschiedene Stagnationsprozesse unterdrücken würden. Insbesondere die Auswaschung von Blaualgen, welche verstärkt aufschwimmen, würde hier zu einer Verbesserung führen. Eine Veränderung der Nährstoffe im Zufluss hingegen ist von geringerer Bedeutung, solange seeintern die Nährstoffnachlieferung so hoch liegt. Dies wurde in verschiedenen Szenarien gezeigt. Auch eine Erhöhung des Stickstoffanteils der nachgelieferten Nährstoffe wirkt sich nicht wesentlich auf die Zusammensetzung der Algenbiomasse aus.

Wie in der eingehenden Darstellung der Modellierungsszenarien beschrieben, führt auch die potentielle Maßnahme der Entschlammung nicht zu einer wesentlichen bzw. dauerhaften Verbesserung der Situation im Aasee. Die wesentliche Nährstoffbelastung des Aasees rührt zwar aus dem Sediment her, aber eine Entfernung des Sediments würde nur temporär eine Verbesserung der Situation herbeiführen, da sich sehr schnell neues Sediment mit entsprechender Nährstoffbelastung einstellen würde.

Die Nährstofffreisetzung aus dem Sediment lässt sich jedoch auch ohne Entfernung des Sediments unterdrücken. Hierzu ist es essentiell, das Eintreten von anoxischen Bedingungen auf dem Seegrund zu verhindern.

## Literaturhinweise

Gross, G. (2017). Some effects of water bodies on the n environment–numerical experiments. Journal of Heat Island Institute International Vol, 12, 2. [https://www.muk.uni-hannover.de/uploads/tx\\_tkpublikationen/Gross-Some\\_effects\\_of\\_water\\_bodies.pdf](https://www.muk.uni-hannover.de/uploads/tx_tkpublikationen/Gross-Some_effects_of_water_bodies.pdf)

Strauss, T. (2008): Das Gewässergütemodell StoLaM - ein Werkzeug zum Management stehender Gewässer. In: Naturschutz und Freizeitgesellschaft, Bd. 8 (Renaturierung - Programmatik und Effektivitätsmessung), S. 153-171, Academia Verlag, St. Augustin.

Strauss, T. (2009): Dynamische Simulation der Planktonentwicklung und interner Stoffflüsse in einem eutrophen Flachsee. Shaker, Aachen, ISBN 978-3-8322-8501-2. DOI: [10.18154/RWTH-CONV-113654; https://publications.rwth-aachen.de/record/51353/files/51353.pdf](https://publications.rwth-aachen.de/record/51353/files/51353.pdf)

Strauss T, Gabsi F, Hammers-Wirtz M, Thorbek P, Preuss TG (2017): The power of hybrid modelling: An example from aquatic ecosystems. Ecological Modelling 364:77-88. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.09.019>