



STADT RECKLINGHAUSEN

- FACHBEREICH 62 - INGENIEURWESEN -

Stadtentwicklungsgesellschaft Recklinghausen mbH



ISEK HILLERHEIDE – BAU DES HILLERSEES IN RECKLINGHAUSEN –

Heft 7:
GEWÄSSERGÜTEMODELL

Antrag auf Planfeststellung nach § 68 WHG



Björnsen Beratende Ingenieure GmbH
Niederlassung Dortmund
Freie-Vogel-Straße 369, 44269 Dortmund
Telefon +49 231 5677099-0, bce-dortmund@bjoernsen.de
Januar 2021 PB 2019261.15

Ingenieurbüro H. Berg
& Partner GmbH
Gewerbepark Brand 48
52078 Aachen

Inhaltsverzeichnis

Erläuterungsbericht

1	Einleitung	1
1.1	Aufgabenstellung	1
1.2	Darstellung Gewässergüteentwicklung – Grundlegende Zusammenhänge	1
1.3	Entwicklungsziele der Seeplanung	2
2	Betrachtungen zur Seewässergüte – Konzeptionelle Ansätze zu den Stofffrachten	5
2.1	Fracht Grundwasser	5
2.2	Fracht Kanalisierte Regenwasserentlastung	6
2.3	Fracht Deposition aus der Luft	7
2.4	Fracht Falllaub	7
2.5	Fracht Wasservögel	8
2.6	Fracht Mensch	8
2.7	Belastung durch Starkregenereignis	8
2.8	Zusammenfassung Stofffrachten	9
3	Modellierung	10
3.1	Modellauswahl	10
3.2	Modellaufbau	11
3.2.1	Definition Segment	11
3.2.2	Volumenbilanz (Abbildungen 1.1 bis 1.3 der Anlage A-2)	12
3.2.3	Massenbilanz (Abbildungen 1.4 bis 1.6 der Anlage A-2)	13
3.2.4	Temperatur	14
3.2.5	Sauerstoff	16
3.2.6	Eutrophierung (Nährstoffe)	17
3.2.7	„Volle“ Eutrophierung (Algenwachstum)	19

3.2.8	Warmlaufphase	20
4	Ergebnisse der Gewässergütesimulation	21
4.1	Szenario A (Normalbedingungen)	21
4.2	Szenario B (Starkregenereignis)	30
5	Kalibrierung, Validierung und Sensitivität	34
6	Empfehlungen für die Bewirtschaftung	40
7	Zusammenfassung	43

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Volumen [m ³] Ganglinie Excel in blau und Volumen [m ³] Ganglinie WASP8 in rot	13
Abbildung 2:	Tracer Konzentration [mg/l] Excel in blau, Tracer Konzentration [mg/l] WASP8 in rot	14
Abbildung 3:	Benutzeroberfläche zur Modelleingabe WASP8, time functions Lufttemperatur [1]	15
Abbildung 4:	Wassertemperatur [°C] Ganglinie Ist-Zustand, WASP8 [1]	22
Abbildung 5:	Gelöster Sauerstoff [mg/l] mit Bandbreite Löslichkeit in rot für Gewässer mit guter Wasserqualität , WASP8 [1]	23
Abbildung 6:	Gelöster Sauerstoff [mg/l] Jahresverlauf Jahr 12, WASP8 [1]	23
Abbildung 7:	Gesamter biologischer Sauerstoffbedarf [mg/l] Ganglinie Ist-Zustand, WASP8 [1]	24
Abbildung 8:	Ammonium-Stickstoff [mg/l] Ganglinie Ist-Zustand, WASP8 [1]	25
Abbildung 9:	Ammonium- und Nitrat-Stickstoff [mg/l] Ganglinie Ist-Zustand, WASP8 [1]	25
Abbildung 10:	Nitrat-Stickstoff [mg/l] Ganglinie Ist-Zustand, WASP8 [1]	26
Abbildung 11:	Gesamter Stickstoff [mg/l] Ganglinie Ist-Zustand, WASP8 [1]	26
Abbildung 12:	Gelöster anorganischer Phosphor [mg/l] Ist-Zustand, WASP8 [1]	27
Abbildung 13:	Jahresgang Jahr 12 von gelösten anorganischem Phosphor im Vergleich zur Entwicklung der Biomasse des Phytoplanktons	28
Abbildung 14:	Gesamtposphor [mg/l] Ist-Zustand, WASP8 [1]	29
Abbildung 15:	Chlorophyll a Gehalt [µg/l] Ist-Zustand, WASP8 [1]	29
Abbildung 16:	Gelöster Sauerstoff [mg/l] Ganglinie Jahr 0 bis 20, Szenario B, WASP8 [1]	30
Abbildung 17:	Gesamter biologischer Sauerstoffbedarf [mg/l] Ganglinie Jahr 0 bis 20, Szenario B, WASP8 [1]	30
Abbildung 18:	Ammonium- Stickstoff [mg/l] Ganglinie Jahr 11 bis 20, Szenario B, WASP8 [1]	31
Abbildung 19:	Nitrat- Stickstoff [mg/l] Ganglinie Jahr 0 bis 20, Szenario B, WASP8 [1]	31
Abbildung 20:	Gesamter Stickstoff [mg/l] Ganglinie Jahr 11 bis 20, Szenario B, WASP8 [1]	32
Abbildung 21:	Gelöster anorganischer Phosphor [mg/l] Ganglinie Jahr 11 bis 20, Szenario B, roter Kreis stellt die Änderung durch das	32

Abbildung 22:	Gesamter Phosphor [mg/l] Ganglinie Jahr 11 bis 20, Szenario B, roter Kreis stellt die Änderung durch das Starkregenereignis bis zum Übergang Ist-Zustand dar, WASP8 [1]	33
Abbildung 23:	Phytoplankton Chlorophyll a [µg/l] Ganglinie Jahr 11 bis 20, Szenario B, roter Kreis stellt die Änderung durch das	33
Abbildung 24:	Regressionsanalyse zwischen P-Konzentration und Chlorophyll, aus LAWA (1999) [11]	35
Abbildung 25:	Wassertemperatursensitivität Normalbedingungen, Erhöhung Lufttemperatur + 5°C, Senkung Lufttemperatur -5°C, WASP8[1]	36
Abbildung 26:	Sensitivitätsbetrachtung biologischer Sauerstoffbedarf [mg/l] mit Konstante Zersetzungsrates, WASP8	37
Abbildung 27:	Sensitivitätsbetrachtung biologischer Sauerstoffbedarf [mg/l] mit Konstante Temperaturkorrekturkoeffizient, WASP8	37
Abbildung 28:	Sensitivitätsbetrachtung biologischer Sauerstoffbedarf [mg/l] mit Konstante Halbsättigungskonstante bzgl. Sauerstoff, WASP8	38
Abbildung 29:	Jahresverlauf gelöster anorganischer Phosphor für das Jahr 12, Szenario A (in blau) und nach Änderung der P-Fracht in rot [1]	39
Abbildung 30:	Jahresverlauf Gesamtphosphor für das Jahr 12, Szenario A (in blau) und nach Änderung der P-Fracht in rot [1]	39
Abbildung 31:	Jahresverlauf Phytoplankton für das Jahr 12, Szenario A (in blau) und nach Änderung der P-Fracht in rot [1]	40

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Grenzen der Trophiebereiche nach [11]	4
Tabelle 2:	Fracht ausgewählter Simulationsgrößen nach [15] aus GW-Zustrom in kg/d	6
Tabelle 3:	Fracht ausgewählter Simulationsgrößen nach [21]aus kanalisiertem RW-Zustrom nach Behandlung in kg/d	7
Tabelle 4:	Fracht ausgewählter Simulationsgrößen nach [15] aus Regenwasser in kg/d	7
Tabelle 5:	Fracht ausgewählter Simulationsgrößen nach [21] durch Starkregenereignis in kg/d	9
Tabelle 6:	Zusammenstellung Annahmen zu täglichen Einträgen von Frachten in kg	9
Tabelle 7:	MPM Zustandsvariablen [1]	10
Tabelle 8:	Auswahl und Eingabe Umwelt-Parameter in WASP8 [1]	15
Tabelle 9:	Auswahl modellinterne Konstanten	16
Tabelle 10:	Auswahl modellinterne Konstanten für DO und CBOD	17
Tabelle 11:	Verteilung gelöste [1] und partikuläre (0) Anteile für Nährstoffe	18
Tabelle 12:	Auswahl modellinterne Konstanten für anorganische und organische Nährstoffe	19
Tabelle 13:	Auswahl modellinterne Konstanten für Phytoplankton	20
Tabelle 14:	Vergleich Größenordnungen Parameter aus Modellierung (WASP8), Messdaten Phoenix See 2017 und 2018	34
Tabelle 15:	Sensitivitätsbetrachtung ausgewählter Konstanten für den Biologischen Sauerstoffbedarf	36

Anlagen

Reihe A: Übersichten und Zusammenstellungen

- A-1 Datensätze WASP8
- A-2 Abbildungen Gewässergütemodell

Verwendete Unterlagen

- [1] Wool, Tim A., Ambrose Robert B., Martin, James L. (2019): „WASP8.32“, United States Environmental Protection Agency (U. S: EPA), April 2019
- [2] Wool, Tim A., Ambrose Robert B., Martin, James L. Martin (2011): „WASP8 Multiple Algae – Model Theory and User’s Guide“, United States Environmental Protection Agency, 2011
- [3] Wool, Tim A., Ambrose Robert B., Martin, James L. (2008): „WASP8 Temperature – Model Theory and User’s Guide“, United States Environmental Protection Agency, 2008
- [4] Wool, Tim A., Ambrose Robert B., Martin, James L., Comer, Edward A. (2001): „Water Quality Analysis Simulation Program (WASP), Version 6 Draft: User’s Manual“, United States Environmental Protection Agency, 2001
- [5] Ambrose Robert B., Wool, Tim A. (2017): „WASP8 Stream Transport – Model Theory and User’s Guide“, United States Environmental Protection Agency, 2017
- [6] Sukopp, H., Trautmann, W. (1981): „Ausbringung von Wildpflanzen. Natur und Landschaft“, 56: 368 – 369, 1981
- [7] Lampert, W. & Sommer, U. (1999): „Limnökologie – 2. überarbeitete Auflage“, 1999
- [8] DWA Fachbeiträge Gewässer und Boden (KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 2014 (7) Nr. 1): „Das Konzept PHOENIX See: Nachhaltiges Management von Makrophyten-Massentwicklungen durch eine Kombination nährstoffarmer Standortbedingungen und Bepflanzung mit Armleuchteralgen“, 2017
- [9] Weyer, K. (2010): „Rote Liste der Armleuchteralgen (Characeae) in Nordrhein-Westfalen“ in Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen LANUV-Fachbericht 36: 273 – 283, Recklinghausen, November 2010
- [10] Merkblatt DWA-M 606 (2006): „Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie“, Dezember 2006

- [11] LAWA (1999): „Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für die Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien“ Kulturbuchverlag Berlin, 1999
- [12] Manny, B. A.; Johnson, W. C.; Wetzel, R. G. (1994): „Nutrient additions by waterfowl to lakes and reservoirs: predicting their effects on productivity and water quality“ In: Hydrobiologia 279/280, pp. 121-132, 1994
- [13] Tappenbeck, L. & Raschewski, U. (1993): „Einfluss von Wassergeflügel auf den Nähr- und Sauerstoffhaushalt im Arendsee (Land Sachsen-Anhalt)“, 1993
- [14] Deutscher Wetterdienst (DWD): Datenreihen Stationen 13696 und 1303 von 2009 bis 2019, Oktober 2020
- [15] HPC AG (2020): Hydrogeologische Untersuchungen – Ergebnisse der Grundwasseranalytik, Ergebnisse der Regenwasseranalytik, Ergebnisse der Trinkwasseranalytik, Januar, Februar, Oktober 2020
- [16] ARGE Hillerheide; Björnson Beratende Ingenieure GmbH und Ingenieurbüro H. Berg & Partner GmbH (2020): „ISEK Hillerheide, See- und Entwässerungsplanung – Erläuterungsbericht zur Leistungsphase 2“, April 2020
- [17] ARGE Hillerheide; Björnson Beratende Ingenieure GmbH und Ingenieurbüro H. Berg & Partner GmbH (2020): „ISEK Hillerheide, Bau des Hillersees in Recklinghausen – Heft 1: Antrag auf Planfeststellung nach § 68“, 2020
- [18] Björnson Beratende Ingenieure GmbH (2017): „Entwicklung des ehemaligen Trabrennbahnareals, Machbarkeitsstudie Seeplanung“, Juni 2017
- [19] Riedmüller, U., Mischke, U., Pottgiesser, T., Böhmer, J., Deneke, R., Ritterbusch, D., Stelzer, D., Hoehne, E. (2013): „Steckbriefe der deutschen Seetypen. Begleittext und Steckbriefe“; Umweltbundesamt, Dessau
- [20] KLS Planungsbüro für Gewässerschutz, Hamburg (2014): „Rantzauer See – Machbarkeitsstudie zur Verbesserung der Wasserqualität“, 2014
- [21] Imhoff, K. & K (2007): „Taschenbuch der Stadtentwässerung“, Oldenbourg Industrieverlag, ISBN-10: 3-8356-3094-6, 2007
- [22] Richter, D. (1988): „Methodische Grundlagen zur Bestimmung der Albedo und der langwelligen Ausstrahlung sowie der langwelligen Gegenstrahlung der Atmosphäre“, Z. Meteorol. 38, Heft 4, 1988
- [23] Iqbal, M. (1983): „An introduction to solar radiation“, Academic Press, Toronto, 1983

- [24] Chapra, S. C. (1997): „Surface Water-Quality Modeling“, reissued 2008 by Waveland Press, Inc.
- [25] Emschergenossenschaft (2018): „Phoenix See – Ergebnisse des Monitoring für das Jahr 2017“, Juni 2018
- [26] Emschergenossenschaft (2019): „Phoenix See – Ergebnisse des Monitoring für das Jahr 2018“, August 2019

Abkürzungsverzeichnis

BSB	Biologischer Sauerstoffbedarf
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
d	Day
DO	Gelöster Sauerstoff
Fe	Eisen
GP	Gesamtposphor
GW	Grundwasser
KG	Kilogramm
L	Liter
Mg	Milligramm
MPM	Multi-Class Phytoplankton Model
N	Stickstoff
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff
NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff
OECD	Organization for Economic Cooperation and Development
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
org.	organisch
P	Phosphor
PHYT	Phytoplankton
RW	Regenwasser
TCBOD	Gesamter biologischer Sauerstoffbedarf
TOC	Total organic carbon
TOP	Gesamter organischer Phosphor
TON	Gesamter organischer Stickstoff
TPO ₄ -P	Phosphat-Phosphor
TS	Trockensubstanz
WASP	Water Quality Analysis Simulation Program
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

1 Einleitung

1.1 Aufgabenstellung

Mit Vorlage der Planfeststellungsunterlagen Heft 1 bis Heft 11 wird die Planfeststellung nach § 68 WHG zur Herstellung des Hillersees beantragt. Die Wasserspeisung und der Wasseraustausch des Hillersees soll in der Regel und in überwiegendem Maße durch das zuströmende Grundwasser, beziehungsweise direkt durch den oberflächigen Niederschlag erfolgen. In einer späteren Ausbauphase soll zusätzlich behandeltes Regenwasser aus den neu zu schaffenden Siedlungsbereichen dem See zugeleitet werden.

Die Erstbefüllung des Sees wird entsprechend der bauzeitlichen Gegebenheiten durch frei zufließendes Grundwasser und zusätzlich durch Leitungswasser aus dem Netz der GELSENWASSER AG erfolgen. Die Wasserbilanzen für den Grundwasserkörper und den Seewasserkörper werden im Heft 1 dieses Planfeststellungsantrages dargestellt [17].

Neben der städtebaulichen Ausprägung der Funktion der Attraktivität des Wohnumfeldes sollen weitere Nutzungen der Erholung und Freizeit am See realisiert werden. Eine mögliche Nutzung als Schwimm- und Badebecken ist nicht vorgesehen, so dass die hygienischen Aspekte eines Schwimmbetriebs im Folgenden nicht betrachtet werden.

Im vorliegenden Heft wird anhand einer numerischen Simulation der voraussichtliche spätere Trophiegrad des Sees (Szenario A, Normalbedingungen) abgeschätzt und der mögliche Verlauf der Seegüte nach einem Starkregenereignis (Szenario B, Starkregenereignis) prognostiziert. Die Abschätzung wird anhand einer numerischen Simulation der wesentlichen physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse in einem See vorgenommen. Die Simulation erfolgt mit dem Programm WASP (Water Quality Analysis Simulation Program) der United States Environmental Protection Agency (U. S: EPA) in der Version 8.32 [1].

1.2 Darstellung Gewässergüteentwicklung – Grundlegende Zusammenhänge

Die Gütebewertung stehender Gewässer wird in der Regel nach der „Richtlinie für die Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien“ durchgeführt. Die Trophieklassifikation des Ist-Zustandes erfolgt anhand der Parameter Chlorophyll, Gesamtphosphor und Sichttiefe (Vorgehen von VOLLENWEIDER, OECD 1982) [11]. Bei der Beurteilung der Trophie wird in Abhängigkeit der Gesamtkonzentration auf den Trophiezustand des Gewässers geschlossen. Die Ermittlung des potentiell natürlichen Zustandes (Referenzzustand) erfolgt auf Grundlage von geographischen, hydrologischen, topographischen und morphologischen Charakteristika des Einzugsgebiets.

Der Hillersee, als künstlicher See, unterscheidet sich von natürlichen Seen dadurch, dass der See kein natürliches, oberirdisches Einzugsgebiet besitzt. Bestimmend für die Seewasserqualität ist damit allein die Nährstoffzufuhr aus Zufluss des Grundwassers, des direkten Niederschlags, Zufluss aus der Regenwasserkanalisation, durch Tiere und Menschen sowie die Umsetzungsprozesse im See selbst.

Diese Prozesse werden im Wesentlichen durch den limitierenden Nährstoff Phosphor bestimmt, der auf die komplexen Beziehungen in der Biozönose wirkt [7].

Im Folgenden werden einige Grundbegriffe der Trophie in Gewässern erläutert, die für das Verständnis der Entwicklungsziele erforderlich sind. Mit dem Gesamtphosphorgehalt korrelieren der Chlorophyllgehalt (wiederum korreliert mit der Algen- /Biomasse) und die Sichttiefe als die wesentlichen Parameter der biologischen Produktion im Epilimnion (obere Wasserschicht im See) [7]. Als Folge von Phosphorgehalten kommt es zu einer verstärkten biologischen Produktion und Vermehrung der Biomasse, in der Regel Algen (Phytoplankton und Phytobenthos), in flachen Gewässern auch Makrophyten. Nach Absterben der Algen und Makrophyten sinken diese in tiefere Wasserbereiche ab und werden dort unter Zehrung von Sauerstoff wieder abgebaut. Neben dem Sauerstoffdefizit kommt es bedingt durch die anoxischen Verhältnisse zu Rücklösungen von Eisen, Mangan sowie Phosphor und schließlich zur Bildung von Ammonium und Schwefelwasserstoff. Die Rücklösung von Phosphor wird auch als interne Seedüngung bezeichnet, da die in der Tiefe fixierten Anteile der Nährstoffe wieder in den Nahrungskreislauf des Sees (in die Wassersäule) zurückgeführt werden und somit der Produktion von Biomasse wieder zur Verfügung stehen. Im System „See“ bleibt daher der Nährstoff Phosphor solange im Kreislauf enthalten, bis er endgültig durch Mineralisierung und bei ständigem Sauerstoffdargebot im Sediment fixiert werden kann. Bei kleinen Seen ist das Sauerstoffdargebot wesentlich kleiner, da das Volumen der tieferen Wasserschicht im Vergleich zu der in der oberen Schicht aufgebauten Biomasse nicht ausreicht, den Sauerstoffbedarf für den Abbau zu decken. Auf der anderen Seite erhält ein See eine kontinuierliche Zufuhr an Nährstoffen, während der Abstrom von Nährstoffen des oberflächennahen Wassers in der Regel wesentlich geringer ist. Somit akkumulieren die Nährstoffe im See und seine Produktivität nimmt mit der Zeit zu. Dieser natürliche Prozess der Seealterung kann sich je nach Trophie über Jahrhunderte / Jahrtausende erstrecken. Je höher die Trophie, desto schneller die Alterung des Sees [7].

Bei der Beurteilung der anzustrebenden Trophie spielt der Charakter des Sees eine wesentliche Rolle. Während tiefere Seen bei oligotrophen Verhältnissen durchaus eine genügende Sauerstoffreserve im Tiefenwasser vorhalten können, ist dies bei mittleren und geringen Seetiefen nicht mehr gegeben. Bei flachen Seen macht sich die Vermischung der Wasserschichten allerdings positiv bemerkbar, die bei in Windrichtung exponierter Lage auch im Sommer mehrmalig erfolgen kann und somit Sauerstoff in die tieferen Wasserschichten einbringen kann. Hierbei darf allerdings der Sauerstoffbedarf der tieferen Wasserschichten nicht dazu führen, dass der gesamte, dann vermischte Wasserkörper deutlich zu niedrige Sauerstoffgehalte erhält [7].

1.3 Entwicklungsziele der Seeplanung

Für die Seewassergüte ergeben sich folgende Entwicklungsziele:

- Möglichst geringer Nährstoffeintrag
- Sicherstellung dauerhaft günstige Wasserqualität (oligotropher bis mesotropher urbaner See)
- Durchmischung und Belüftung (ausreichende Sauerstoffgehalte im gesamten Wasserkörper)

Stadtentwicklungsgesellschaft Recklinghausen mbH

Entwicklung des ehemaligen Trabrennbahnareals

Wasserwirtschaftlicher Entwurf

Heft 7: Gewässergütemodell

- Nährstoffaustrag bzw. Nährstoffentzug oder Nährstofffixierung
- Vermeidung des Algenwachstums (Fadenalgen und toxische Blaualgen)
- Sicherstellung einer vielfältigen gewässertypischen Flora und Fauna
- Ausreichende Sichttiefe
- Möglichst geringe Investitions- und Betriebskosten der Gütebewirtschaftung

Um die Ziele zu erreichen ist eine gezielte Bewirtschaftung erforderlich. Neben einem Monitoring sind begleitende Maßnahmen zur Stabilisierung der Gewässergüte erforderlich.

Minimierung Nährstoffeintrag

Bei der Bewirtschaftung des Sees stellt die Minimierung des Nährstoffeintrags ein übergeordnetes Ziel dar. Für den Hillersee ist eine Speisung aus Grundwasser sowie die Zuleitung des kanalisierten Regenwasserabflusses über Retentionsbodenfilter nach der Erstbefüllung angezeigt, da u. a. durch die Behandlung über die Retentionsbodenfilter eine Reduktion des Phosphorgehaltes erfolgt [16]. Die Größe des Grundwasserzustroms stellt sich in Abhängigkeit des Seewasserspiegels und in Abhängigkeit von baulichen Dichtungsmaßnahmen ein. Auf Dichtungsmaßnahmen im Zustrom soll generell verzichtet werden. Im Abstrombereich soll eine Dichtung angeordnet werden, um die Wasserbilanz zwischen Grundwasserzustrom und Grundwasserabstrom positiv zu beeinflussen [17]. Detailliertere Ausführungen sind dem Heft 1 nach [17] zu entnehmen, wonach eine positive Wasserbilanz für die geplante Seewasserspiegellage nachgewiesen wurde. Ein häufiger Austausch des Seewassers stellt für sich allein kein Beurteilungskriterium für die Güte des Wasserkörpers dar. Wesentlicher für die Gewässergüte eines Sees ist die geringe Nährstoffzufuhr. Die atmosphärische Zufuhr an Phosphor oder weiteren Nährstoffen über Niederschläge kann nicht verhindert werden und wurde bei der Simulation entsprechend berücksichtigt. Bei Eintrag durch Tiere sollte die Populationsdichte der Wasservögel (u. a. Neozoen, vor allem Kanadagänse oder Nilgänse) limitiert werden. Fütterungsverbote (z.B. durch Hinweisschilder) sind empfehlenswert, führen aber erfahrungsgemäß nicht zu einer vollständigen Unterbindung der Fütterung von Wasservögeln durch Naherholungssuchende, sodass der Eintragspfad von Nährstoffen, insbesondere Phosphor häufig erhalten bleibt.

Sicherstellung dauerhaft günstige Wasserqualität

Als Leitbild wurde ein oligotropher bis mesotropher urbaner See, in Anlehnung an den Gewässertyp 14 „polymiktischer Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet“, in Abstimmung mit der Unteren Wasserbehörde Recklinghausen am 05.12.2019 festgelegt.

Durch die LAWA (1999) „Gewässerbewertung stehende Gewässer“ wurden folgende Grenzen voneinander unterschieden [11].

Tabelle 1: Grenzen der Trophiebereiche nach [11]

Gesamtphosphor in µg/l P	Trophiegrad
bis 15	oligotroph o
größer 15 bis 45	mesotroph m
größer 45 bis 85	eutroph e1
größer 85 bis 150	eutroph e2
größer 150 bis 230	polytroph p1
größer 230	polytroph p2

Gemäß der einschlägigen Literatur wird vor allem bei der Neuanlage von Seen empfohlen, zu Beginn möglichst geringe Phosphorkonzentrationen einzustellen, da nur durch eine Begrenzung des Phosphors die Entwicklung eines algen-dominierten Gewässers verhindert werden kann. Ist es gelungen, einen von Makrophyten geprägten See zu entwickeln und zu stabilisieren, können auch höhere Konzentrationen vom System toleriert werden, ohne dass das System zu einem algen-dominierten Gewässer wird [10]. Die Grenze des Vertäglichen wird hier etwa bei 0,05 mg/l P gesehen [10].

Durchmischung und Belüftung

Der See soll keine übermäßigen Tiefen erhalten, um eine Durchmischung von sauerstoffreichem Oberflächenwasser des Epilimnions mit sauerstoffarmen Tiefenwasser des Hypolimnions zu erleichtern. Gemäß der vorangegangenen Planungen nach [16] und [18] ist der geplante See durch seine geringe Tiefe im Jahreszyklus vollständig durchmischt (polymiktisch). Es wird erwartet, dass der Wasserkörper auch im Frühling und Frühsommer durch Winde durchmischt wird und somit auch nach der ersten Algenblüte im Frühjahr eine Belüftung der tieferen Wasserschichten durch Mischung erfolgen kann. Aus diesem Grund wird auf eine unnötige Vertiefung des Seegrundes verzichtet. Mit Ausnahme von einigen bewusst angelegten Flachwasserzonen und den Böschungen wird eine mittlere Tiefe von ca. 2,50 m (Maximaltiefe rd. 3,40 m) erreicht werden, um durch Lichtmangel keinen übermäßigen Pflanzenaufwuchs am Gewässergrund zu zulassen. Dies erscheint auf Grund der bei Flachgewässern üblichen, höheren Trübung erreichbar, dennoch werden sich in den flacheren Bereichen Makrophyten ansiedeln [10].

Nährstoffaustrag bzw. Nährstoffentzug oder Nährstofffixierung

Ein Nährstoffentzug über den Wasserkörper ist über den Seeablauf in den Bärenbach möglich. Der Ablauf erfolgt zur Erhaltung eines konstanten Seewasserspiegels, geringere Schwankungen des Seewasserspiegels werden sich voraussichtlich dennoch einstellen [16].

Eine Fixierung von Phosphor ist in der Biomasse möglich. Je nach Zusammensetzung der Biozönose und Verfügbarkeit der Nährstoffe werden Algen überwiegen. Es können allerdings Situationen auftreten, die ein starkes Wachstum von Makrophyten begünstigen. Licht und Nährstoffe spielen für die Dominanzverhältnisse zwischen Makrophyten, benthischen Algen und Phytoplankton eine gewichtige Rolle [7]. Zudem kann witterungsbedingt eine Art derart einen Konkurrenzvorteil erlangen, dass über eine Saison andere Arten nicht mehr in Erscheinung treten. Eine gezielte Steuerung dieser Prozesse ist relativ schwierig, dennoch sollten verschiedene Strategien zur Bewirtschaftung im Betrieb

vorgehalten werden. Hinsichtlich des Nährstoffentzugs lassen sich die Algenpopulationen nur indirekt über den Nährstoffkreislauf (Wasserfloh, Weißfisch, Raubfisch) beeinflussen. Durch genügend große Populationen von Wasserflöhen lassen sich Algenpopulationen merklich reduzieren [10]. Zusätzlich können Algenblüten manuell entnommen werden. Die Makrophyten können ebenfalls durch gezielte Entnahme beeinflusst werden. Hierzu ist der Einsatz eines Mähboots geeignet, welches nicht nur die Makrophyten schneidet, sondern die Biomasse auch entnehmen kann. Im Bereich der flachen Ufer im südlichen Bereich des Sees wird angestrebt, einen Schilf- und Röhrichtgürtel zu installieren. Ebenso ist im nördlichen Bereich ein Schilfpolder geplant [17]. Auch in diesen Bereichen ist eine regelmäßige, aber nicht flächige Entnahme vorzugsweise im Spätsommer angezeigt. Der Nährstoffentzug ist allerdings relativ gering, wenn die Nährstoffe wieder in die Wurzelbereiche zurücktransportiert worden sind.

Erreichen einer vielfältigen, stabilen und gewässertypischen Seeflora und Seefauna

Weder eine übermäßige Algenentwicklung noch eine übermäßige Entwicklung von Makrophyten wird den Zielen des Sees, einen attraktiven Ort zum Verweilen und für Wassersportaktivitäten (bspw. Tretbootverleih) gerecht. Übermäßige Algenentwicklung (Algenblüte) reduziert hauptsächlich die Sichttiefe. Bei Wasserpflanzen sollten Neophyten wie die Wasserpest (*Elodea nuttallii*) sowie die Fadentalgen der Gattung *Cladophora* vermieden werden, da die heimische Unterwasserflora stark verdrängt wird [19]. Daher sollte bei der Seebefüllung und besonders in den ersten Jahren auf die Artenzusammensetzung Einfluss genommen werden. Ein ausgewählter Besatz mit einheimischen Fischen ist gem. [19] vorgesehen. Es sollen Flachwasserzonen mit Schilf- und Röhricht sowie einheimische Makrophyten in maßvoller Entwicklung gefördert werden, da diese Jungfischen und Fischnährtieren Unterstände bieten. Weitere Ausführungen sind Kapitel 6. Empfehlungen für die Bewirtschaftung zu entnehmen.

Ausreichende Sichttiefe

Eine ausreichende Sichttiefe ist eng mit den Nährstoffgehalten verbunden, da bei hohen Nährstoffgehalten die Phytoplanktonentwicklung dominiert. Bei guter Sichttiefe und Lichteinfall dominieren dagegen die Makrophyten (Wasserpflanzen) das System.

2 Betrachtungen zur Seewassergüte – Konzeptionelle Ansätze zu den Stofffrachten

Für die Gewässergütesimulation müssen zunächst im Rahmen der konzeptionellen Betrachtung die grundlegenden Annahmen bezüglich der Eingangsparameter für die Seewasserqualität getroffen und ihre Plausibilität begründet werden. Die Annahmen bezüglich der eingetragenen Frachten entscheiden im wesentlichen Maße über die erforderlichen Maßnahmen und den späteren betrieblichen Aufwand zur Optimierung der Gewässergüte. Dabei sind Annahmen zu Schmutz- und Nährstofffracht, die vermutlichen Einträge aus der Luft sowie dem Tierbestand notwendig, um die Frachten für verschiedene Szenarien analysieren zu können.

2.1 Fracht Grundwasser

Aus den im Rahmen der Planung des Hillersees durchgeführten Messungen der Grundwasserqualität lässt sich ableiten, dass der Eintrag von Nährstoffen, insbesondere von Gesamt-Phosphor

(limitierender Faktor für die Wachstumsprozesse in Gewässern) über den Pfad Grundwasser gegenüber anderen, diffusen Einträgen (bspw. durch Wasservögel) eher vernachlässigt werden kann [15]. Die von HPC gemessenen Konzentrationen an Gesamt-Phosphor an den untersuchten Grundwasser-messstellen liegen für verschiedene Messkampagnen unterhalb der Bestimmungsgrenze bei 0,05 mg/l [15]. Bei einem erwarteten Zustrom von Grundwasser in der Größenordnung von rd. 36 m³ pro Tag [16] ergibt sich bei Übernahme des Wertes der Bestimmungsgrenze eine maximale Phosphorfracht von ca. 0,0017 kg pro Tag aus dem Grundwasserzustrom.

Für die weiteren ausgewählten Simulationsgrößen werden für das Grundwasser die Messwerte der HPC nach [15] angesetzt und für den GW-Zustrom in kg/d wie folgt angegeben:

Tabelle 2: Fracht ausgewählter Simulationsgrößen nach [15] aus GW-Zustrom in kg/d

Ammonium-Stickstoff [kg/d]	Nitrat- Stickstoff [kg/d]	Partikulärer organischer Stickstoff [kg/d]	Phosphat [kg/d]	Biologischer Sauerstoffbedarf [kg/d]	Gelöster Sauerstoff [kg/d]
0,0021	0,0346	0,0743	0,0019	0,1382	0,1227

2.2 Fracht Kanalisierte Regenwässerentlastung

Für die P-Konzentration aus dem kanalisiertem Regenwasserabfluss wird ein P-Gehalt, auf der sicheren Seite liegend, von 0,02 mg/l P nach Behandlung durch die angeordneten Retentionsbodenfilter gewählt [16], dies entspricht einem Eintrag von 0,0040 kg/d bei einem kanalisiertem RW-Zustrom von 0,0023 m³/s nach [17]. Bei der Beschickung der Retentionsbodenfilter wird von einer Zugabe von 10 Massenprozent Eisenhydroxid ausgegangen [17]. Eisenhydroxid weist ein hohes Adsorptionsvermögen hinsichtlich Phosphor auf. Durch die Verbindung des Eisens und des Phosphates sedimentieren diese als Flocken und können dem Gewässer durch Abschöpfung entzogen werden [8].

Für weitere ausgewählte Simulationsgrößen werden nach Imhoff [21] folgende Konzentrationen aus der RW-Kanalisation (ohne Behandlung) angegeben:

- Ammonium-Stickstoff: 0,92 mg/l
- Nitrat-Stickstoff: 1,4 mg/l
- Biologischer Sauerstoffbedarf: 12 mg/l

In der vorliegenden Betrachtung wird von einer Reinigungsleistung von 75 % der Bodenfilter ausgegangen, so dass die in Tabelle 3 dargestellten Frachten in kg/d für den kanalisiertem RW-Zustrom im Modell angesetzt werden.

Tabelle 3: Fracht ausgewählter Simulationsgrößen nach [21] aus kanalisiertem RW-Zustrom nach Behandlung in kg/d

Ammonium-Stickstoff [kg/d]	Nitrat-Stickstoff [kg/d]	Biologischer Sauerstoffbedarf [kg/d]
0,1371	0,2087	1,7885

2.3 Fracht Deposition aus der Luft

Die Bilanzierung der Deposition aus trockenem (u. a. Staub) und feuchtem (u. a. Niederschlag) Eintrag stützt sich auf Literaturangaben nach LAWA (1999) [11]. Demnach wird für den Hillersee als Deposition aus der Luft ein Wert von 0,30 kg Phosphor pro Hektar pro Jahr Luft angenommen. Dies entspricht einem Eintrag von 0,0048 kg/d.

Neben dem P-Eintrag werden zusätzlich, die im Zuge der Untersuchung des Niederschlagswassers durch HPC übermittelten Messwerte [15] in der Simulation berücksichtigt:

Tabelle 4: Fracht ausgewählter Simulationsgrößen nach [15] aus Regenwasser in kg/d

Ammonium-Stickstoff [kg/d]	Nitrat-Stickstoff [kg/d]	Biologischer Sauerstoffbedarf [kg/d]
0,0797	0,0225	0,4493

2.4 Fracht Falllaub

Der P-Eintrag durch Falllaub in größere stehende Gewässer ist vernachlässigbar gering. In speziell gelagerten Fällen wie etwa bei innerstädtischen Seen kann es jedoch zu Problemen kommen [8]. Eingebragtes Laub, von unmittelbar am Ufer stehenden Bäumen kann einen wesentlichen Beitrag zum Import von Phosphor leisten. Dabei ist der direkte Eintrag des Laubes, aber auch der Transport der Zerfallprodukte des Laubes vor allem über den Zwischenabfluss aus den ufernahen Bereichen in den See von Bedeutung [8]. Nach [8] wird für einen geschlossenen Waldbestand von rund 100 g bis 300 g Trockensubstanz (TS)/m² und einen P-Gehalt von 2,36 mg/g TS P ausgegangen. Gemäß Masterplanung ist eine zweireihige Baumallee um den See geplant, so dass eine Baumkronenfläche von 350 m² angenommen wird. Mit den ungünstigsten Werten nach DWA-M 606 [8] entsteht dadurch ein spezifischer P-Eintrag von rd. 0,25 kg pro Jahr, entsprechend 0,0007 kg/Tag. Im Zuge der Simulation wieder der P-Eintrag dem partikulärem organischem Phosphor zugewiesen.

2.5 Fracht Wasservögel

Der Eintrag von Exkrementen durch Wasservögel insbesondere in kleinen Standgewässern kann erheblich zur P-Belastung beitragen, der Eintrag ist jedoch nur unsicher einzuschätzen. Konkrete Zahlen sind weder im DWA-M 606 [8] noch in LAWA (1999) [11] enthalten. In [20] wird als Ergebnis einer Literaturstudie eine Spanne von 0,15 bis 0,32 g/d/Gans P angegeben (Kanadagänse). Hier wird daher die Belastung durch Wasservögel orientierend durch „Gansäquivalente“ abgebildet. Für die Berechnungen des geplanten Hillersee wird der maximale spezifische P-Ertrag von 0,32 g/d/Gans P verwendet. Ohne weitere fachliche Fundierung ist anzunehmen, dass Enten einen niedrigeren spezifischen P-Eintrag aufweisen und Schwäne einen höheren. Ein ganzjähriger Ansatz von 15 Gansäquivalenten bezogen auf die geplante Größe des Sees erscheint angebracht. In der folgenden Betrachtung wird davon ausgegangen, dass Fütterungsverbote ausgesprochen werden, so dass keine Einträge durch Fütterung von Wasservögeln oder anderen Wassertieren angenommen werden.

Für den Stickstoffeintrag aus Exkrementen durch Wasservögel wird 0,75 g/d/Gans nach Tappenbeck & Raschewski (1993) gewählt, so dass für die angesetzten 15 Gansäquivalente ein Eintrag von 0,0113 kg/d angesetzt wird.

2.6 Fracht Mensch

Da im Hillersee kein Badebetrieb etabliert werden soll, wird kein P-Eintrag durch den Menschen angenommen.

2.7 Belastung durch Starkregenereignis

Bei Starkregenereignissen (Szenario B) wird besonders in der anlaufenden Phase des kanalisierten Regenwasserabflusses sowohl von befestigten als auch von unbefestigten Flächen ein Großteil der abgelagerten Feststoffe abgeschwemmt. Dies führt dazu, dass die Konzentrationen an Feststoffen selbst und an Feststoffen gebundener Phosphor in größerer Masse in das Gewässer bzw. die Kanalisation eingetragen wird. Nach Imhoff (2007) [21] ist die Bandbreite der Pges-Konzentration im RW-Abfluss von Siedlungsflächen erwartungsgemäß groß und wird für RW-Kanäle in Europa mit einem Bereich von 80 µg/l P bis zu 11.600 µg/l P angegeben (Median 510 µg/l P). In Anbetracht der hier bei außergewöhnlichen Starkregenereignissen zu erwartenden Verdünnungssituation wird mit 100 µg/l P ein Wert am unteren Rand der Bandbreite gewählt.

Neben dem Eintrag von Phosphor werden die nach Imhoff [21] folgenden Konzentrationen aus der RW-Kanalisation (ohne Behandlung) im Szenario B berücksichtigt:

- Ammonium-Stickstoff 0,92 mg/l
- Nitrat-Stickstoff 1,4 mg/l
- Biologischer Sauerstoffbedarf 12 mg/l

Für den Zufluss eines Starkregenereignisses wird die Angabe aus dem KOSTRA-Atlas für das Planungsgebiet (Rasterfeld 12, Zeile 47) von 4,1 m³/Tag, entsprechend 0,000047 m³/s angesetzt.

Stadtentwicklungsgesellschaft Recklinghausen mbH

Entwicklung des ehemaligen Trabrennbahnareals

Wasserwirtschaftlicher Entwurf

Heft 7: Gewässergütemodell

Zusammenfassend werden für ein Starkregenereignis folgende Frachten angesetzt:

Tabelle 5: Fracht ausgewählter Simulationsgrößen nach [21] durch Starkregenereignis in kg/d

Ammonium-Stickstoff [kg/d]	Nitrat- Stickstoff [kg/d]	Biologischer Sauerstoffbedarf [kg/d]	Gelöster organischer Phosphor [kg/d]
0,0374	0,0569	0,4873	1,1845

2.8 Zusammenfassung Stofffrachten

Im Folgenden sind die angenommenen Frachten tabellarisch zusammengestellt.

Tabelle 6: Zusammenstellung Annahmen zu täglichen Einträgen von Frachten in kg

Herkunft der Fracht	NH4-N [kg/d]	NO3-N [kg/d]	partikulärer org. N [kg/d]	gelöster org. N [kg/d]	gelöster org. P [kg/d]	partikulärer org. P [kg/d]	Phosphat [kg/d]	BSB [kg/d]	DO [kg/d]
Grundwasser	0,0021	0,0346	0,0743		0,0017		0,0019	0,1382	0,1227
Kanalisierte Regenwasserentlastung	0,1371	0,2087			0,0040			1,7885	
Niederschlag (Messwerte)	0,0797	0,0225						0,4493	
Atmosphärische Deposition (trocken, nass)					0,0048				
Fallaub						0,0007			
Wasservögel (ungefüttert)				0,0113		0,0048			
Summe, Eingabe WASP8	0,2189	0,2658	0,0743	0,0113	0,0105	0,0055	0,0019	2,3760	0,1227

Unter Bezug auf die in Tabelle 6 ermittelte Fracht geht hervor, dass bei einem Wasservolumen von ca. 130.000 m³ im Hillersee die jährliche Fracht von Phosphor in den Hillersee rd. 6,5 kg pro Jahr beträgt, wenn der Phosphor das System nicht wieder verlassen kann oder nicht endgültig mineralisiert im Sediment zurückgehalten werden kann. Die Mineralisierung kann nur bei dauerhaft ausreichendem Sauerstoffdargebot erfolgen. Bei Sauerstoffgehalten unter ca. 4 mg/l wird Phosphor je nach Einbindung wieder aus dem Sediment zurückgelöst und in die Wassersäule geführt und führt dort zu höheren Konzentrationen [7].

3 Modellierung

3.1 Modellauswahl

Das gewählte Programm WASP basiert auf einem ein- bis zu dreidimensionalen Multisegmentansatz. Im vorliegenden Bericht wird der Eutrophierungsbaustein WASP8 Advanced Eutrophication Multi-Class Phytoplankton Model (MPM) verwendet. Ausführliche Beschreibungen sind u. a. auf der Internetseite der U. S. EPA verfügbar. WASP ist aktuell und wird an der U. S. EPA gegenwärtig weiterentwickelt. Das Modellsystem dient weltweit als Grundlage wissenschaftlicher Untersuchungen, die in zahlreichen internationalen Fachveröffentlichungen dokumentiert sind. Als weltweit verbreitetes und bewährtes System ist WASP gründlich getestet, verifiziert und validiert [1].

Der Eutrophierungsbaustein umfasst insgesamt 26 Simulationsgrößen. Im Vorliegenden werden die in Tabelle 7 aufgelisteten Simulationsgrößen verwendet.

Tabelle 7: MPM Zustandsvariablen [1]

	Formel	Einheit	Bedeutung
11	DO	mg - O ₂ /L	Gelöster Sauerstoff
8	CBOD1 (ultimate)	mg - O ₂ /L	Gesamter biologischer Sauerstoffbedarf
1	NH ₄ -N	mg - N/L	Ammonium-Stickstoff
2	NO ₃ -N	mg - N/L	Nitrat-Stickstoff
3	DON	mg - N/L	Gelöster organischer Stickstoff
13	PON	mg - N/L	Partikulärer organischer Stickstoff (Detritus)
4	DIP	mg - P/L	Gelöster anorganischer Phosphor (Phosphat)
5	DOP	mg - P/L	Gelöster organischer Phosphor
14	POP	mg - P/L	Partikulärer organischer Phosphor (Detritus)
24	PHYT	µg-Chla/L	Phytoplankton(Algenwachstum)

Die nach Tabelle 7 definierten Zustandsvariablen wurden aufgrund der wesentlichen Reaktionen zum Nährstoffkreislauf im Gewässer ausgewählt. Hierzu gehören folgende bio-chemische Kreisläufe [7]:

- Sauerstoff
- Kohlenstoff (teilweise)
- Stickstoff
- Phosphor
- Algenwachstum

Abgebildet werden die Reaktionsgleichungen als gekoppelte Differentialgleichung in Abhängigkeit von Konzentration, Temperatur, Lichtangebot und turbulenter Austauschenergie.

In einem flachen Standgewässer reicht die turbulente Energie des Strömungsfeldes aus, um die Wassersäule mit kurzfristigen und lokalen Ausnahmen ganzjährig homogen zu durchmischen [7], d. h. in der vertikalen Raumrichtung sind keine oder nur geringe Gradienten der Wasserinhaltsstoffe zu erwarten. Daher wird auf eine vertikale Auflösung des Freiwasserkörpers verzichtet und die gesamte Wassersäule mit einem einzelnen Freiwasserkontrollvolumen (hier: Seewasserkörper) abgedeckt.

Weiterhin können mit dem gewählten Modell Austauschprozesse zwischen Wasser- und Sedimentkörper simuliert werden. Für den neu hergestellten See sollte die Rücklösung aus dem Sediment keinen bestimmten Eintragspfad darstellen. Eine Simulation des Austauschprozesses wird daher nicht durchgeführt.

Neben den in Tabelle 7 aufgelisteten Zustandsvariablen werden noch die Tracer-Konzentration und die Wassertemperatur des geplanten Sees simuliert. Das Standardmodul WASP-Eutrophierung verwendet die Wassertemperatur, um die Reaktionsgeschwindigkeit zu bestimmen, die von der Temperatur beeinflusst wird. Das WASP-Temperaturmodul wird verwendet, um die Wassersäulentemperatur basierend auf atmosphärischen Daten vorherzusagen. Die zusätzliche Modelleingabe und -ausgabe wird im Kapitel 3.2 Modellaufbau genauer beschrieben.

Die zeitliche Diskretisierung erfolgt im Modell WASP8 nach einem expliziten Euler-Verfahren. Vorteilhaft hierbei ist, dass die diskretisierten Gleichungen ohne Iteration unmittelbar nach den unbekanntem Konzentrationen aufgelöst werden.

Grundsätzlich ist WASP in einen „Pre-processor“ und einen „Post-processor“ unterteilt. Der Daten „Pre-processor“ ermöglicht die Entwicklung von Eingabedatensätzen. Dieser bietet detaillierte Beschreibungen aller Modellparameter und kinetischen Konstanten. Der „Post-processor“ (MOVEM) bietet eine effiziente Methode, um Modellvorhersagen zu überprüfen und mit Daten für die Kalibrierung zu vergleichen.

3.2 Modellaufbau

Einen wesentlichen Schritt zum Aufbau des Gütemodells stellt die Festlegung der modulinternen Konstanten und Parameter dar. Ein Teil kann durch Auswertung vorliegender Daten bestimmt werden. Zur Eingrenzung der übrigen Modellparameter und -konstanten wird ein Literaturstudium durchgeführt. Im Folgenden wird der additive Aufbau des Gewässergütemodells beschrieben.

3.2.1 Definition Segment

Für den Hillersee wird ein Segment „Seewasserkörper“ definiert. Weiterhin wird als Segmenttyp „Surface“ ausgewählt, dies bedeutet, dass die Interaktionen zwischen der Oberfläche des Seewasserkörpers und der Atmosphäre abgebildet werden. Der ausgewählte Transportmodus „flow routing“ bezieht sich auf die Bewegung von Masse und Wasser ohne Rücksicht auf den Nettofluss.

3.2.2 Volumenbilanz (Abbildungen 1.1 bis 1.3 der Anlage A-2)

Im ersten Schritt wird im Modell die Volumenbilanz für das ausgewählte Segment „Seewasserkörper“ aufgestellt. Hierzu wurden die Wasserbilanzen gem. [17] übernommen. Demnach wurde angenommen, dass der Zustrom des Grundwassers im Jahresmittel ca. 13.000 m³ pro Jahr (entsprechend 0,0004 m³/s) beträgt. Der Zustrom über die Regenwasserkanalisation beträgt 73.684 m³ pro Jahr (entsprechend 0,0023 m³/s). Der Zufluss aus der Regenwasserkanalisation wird von Beginn der Simulation abgebildet. Gleichwohl die vollständige Bebauung und somit Einleitung des über einen Bodenfilter gefasste Regenwasser der Dach- und Wegeentwässerung gemäß Terminplan der Projektsteuerung erst nach Bau des Hillersees abgeschlossen ist. Weiterhin werden die Datenreihen des DWD nach [14] der zum Planungsgebiet nahegelegenen Stations-Kennzeichnungen Essen-Bredenei (Stations-ID 1303) und Waltrop-Abdinghof (Stations-ID 13696) von 2015 bis 2019 für den Niederschlag von mm/d in m³/s für die Datenverarbeitung in WASP8 transformiert. Im Zuge der im Hintergrund laufenden Berechnungen greift WASP8 auf die durch den Benutzer eingegebenen Zeitreihen zurück und verarbeitet Informationen nur den zugewiesenen Berechnungszeitraum. Daher wurden behelfsweise die Datenreihen des DWD für 2015 bis 2019 gemäß fiktiv gewähltem Simulationszeitraum in 2025 bis 2030 benannt und entsprechend wiederholt bis 2040 (Jahr 0 bis 16) bzw. bis 2045 (Jahr 20) für das Szenario B. Im Folgenden werden die Jahre 0 bis 20 als Nomenklatur festgelegt.

Der Abstrom wird vereinfacht aus der Summe von GW-Zustrom und Zustrom aus der Regenwasserkanalisation mit 0,0027 m³/s angegeben, damit eine näherungsweise ausgeglichene Volumenbilanz (Zielvolumen: 130.000 m³) erreicht wird. In der gewählten Wasserbilanz ist gemäß planerischer Vorgabe keine Zuspiesung von Stützwasser vorgesehen. Dies hat zur Folge, dass in trockenen Sommermonaten das Seevolumen geringer als das Zielvolumen ist, da der Abfluss größer Zufluss ist. In diversen Projektbesprechungen hat die Untere Wasserbehörde Recklinghausen mitgeteilt, dass Schwankungen im Seewasserspiegel (folglich Seevolumen) ausdrücklich zu etablieren sind. Weiterhin wird die Evaporation aus den Datensätzen nach [14] nach der Penman-Formel berechnet und als Abfluss in WASP8 definiert. Die verwendete Penman-Gleichung, die die Energiebilanz mit den aerodynamischen Verfahren kombiniert, ist in der einschlägigen Literatur umfangreich beschrieben, im Folgenden sind daher ausschließlich die zusätzlich getroffenen Annahmen dokumentiert:

- Der Jahresgang des Albedo der Wasseroberfläche wird nach [22] angesetzt.
- Die astronomisch mögliche Sonnenscheindauer sowie die extraterrestrische Strahlung werden als Monatsmittelwerte entsprechend der geografischen Breite des Untersuchungsgebietes nach [23] angesetzt.

Die aufbereiteten Datensätze zur Eingabe in das Modell können der Anlage A-1 entnommen werden.

Abbildung 1 zeigt die von WASP8 berechnete Volumenbilanz über die Warmlaufphase bis zum Erreichen des „quasi“ Steady State, der als „Ist-Zustand“ des Hillersees beschrieben wird.

Parallel wurde eine Vergleichsrechnung der Volumenbilanz in Excel als Tabellenberechnung mit identischen Eingangswerten durchgeführt (Abbildung 1).

Legt man die beiden Volumen Ganglinien übereinander, zeigt sich, dass das Modell volumengetreu ist (Abbildung 1).

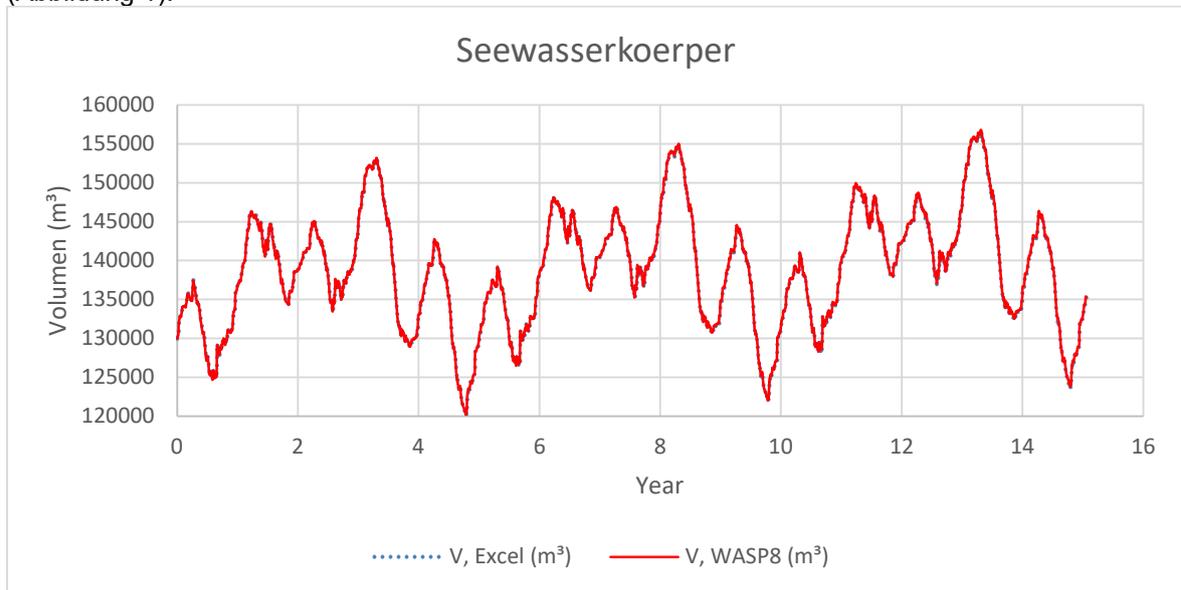


Abbildung 1: Volumen [m³] Ganglinie Excel in blau und Volumen [m³] Ganglinie WASP8 in rot

3.2.3 Massenbilanz (Abbildungen 1.4 bis 1.6 der Anlage A-2)

WASP8 verwendet eine Massenbilanzgleichung um die chemischen Massen und Konzentrationen für jedes Segment zu berechnen. Im ersten Schritt erfolgt die Massenbilanz eines Tracers. Ein chemischer Tracer ist eine nicht reaktive Chemikalie (bspw. Chlorid), die passiv durch den Wasserkörper transportiert wird um u. a. Informationen über die Bewegungsformen des Wassers sowie über Eigenschaften des Gewässers zu erhalten [4]. Zur Berechnung wird im Programm eine tägliche Fracht von 100 kg/d Tracer eingegeben.

Abbildung 2 zeigt die von WASP8 berechnete Massenbilanz (Tracer Konzentration) als Ganglinie von Warmlaufphase bis „Ist-Zustand“.

Parallel wurde eine Vergleichsrechnung der Massenbilanz zur Tracer Konzentration in Excel als Tabellenberechnung mit identischen Eingangswerten durchgeführt (Abbildung 2).

Legt man die beiden Ganglinien der Tracer Konzentration übereinander, zeigt sich, dass das Modell massengetreu ist (Abbildung 2).

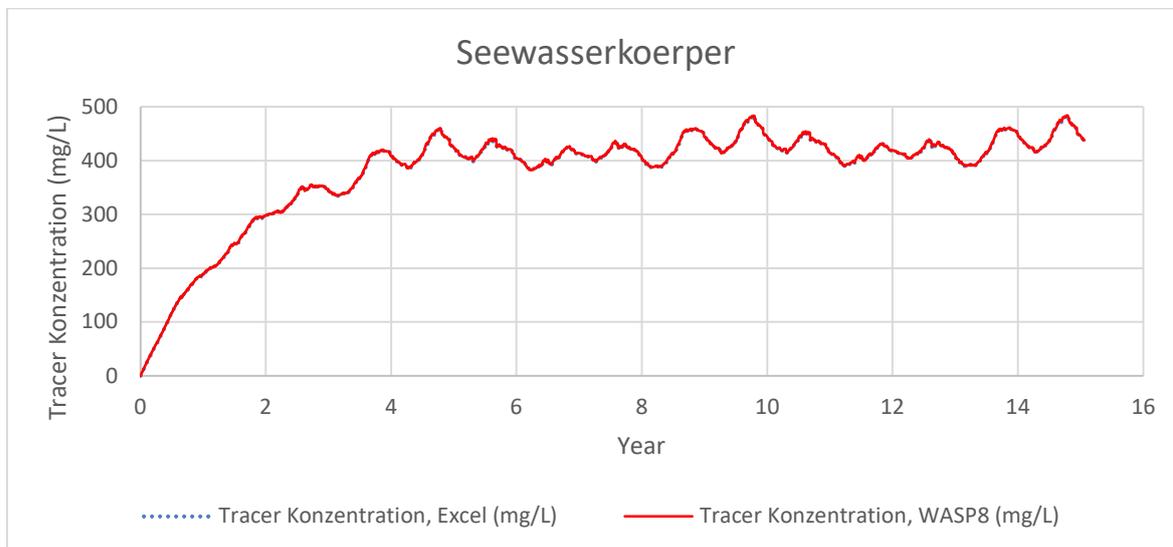


Abbildung 2: Tracer Konzentration [mg/l] Excel in blau, Tracer Konzentration [mg/l] WASP8 in rot

3.2.4 Temperatur

Mit WASP8 wurde die Möglichkeit zur Simulation von Wassertemperaturen erweitert. Die Temperaturen beeinflussen viele der kinetischen Raten. WASP8 wurde entwickelt, um die dynamische Simulation von Prozessen zu ermöglichen, die die Wassertemperaturen beeinflussen, einschließlich des Oberflächenwärmeaustauschs [1].

Zur Berechnung der Wassertemperatur werden unter „time functions“ die Datensätze nach [14] für folgende Umweltparameter eingefügt:

- Solarstrahlung (W/m^2)
- Lufttemperatur ($^{\circ}\text{C}$)
- Windgeschwindigkeit (m/s)
- Taupunkt ($^{\circ}\text{C}$)

Die Datensätze sind in Anlage A-1 zusammengestellt.

Abbildung 3 zeigt exemplarisch die Eingabe in das Modell für die Lufttemperatur.

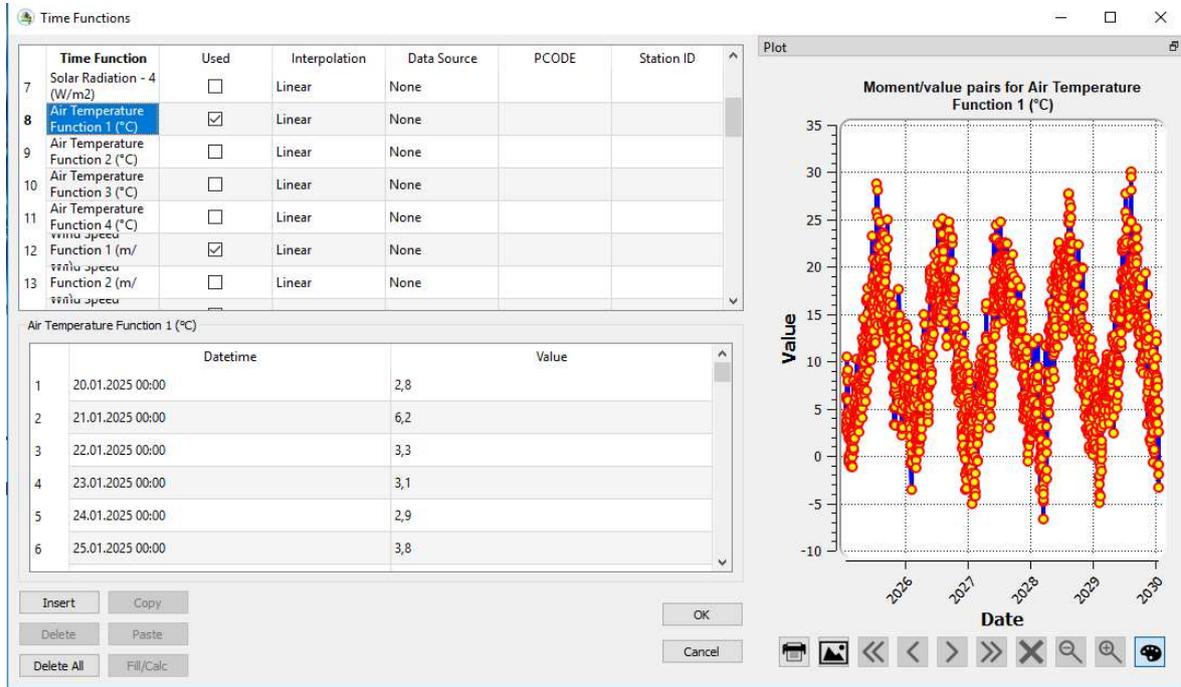


Abbildung 3: Benutzeroberfläche zur Modelleingabe WASP8, time functions Lufttemperatur [1]

Zur Berücksichtigung der eingelesenen Umwelt-Datensätze im Programm muss die Auswahl unter „Parameter“ gemäß Tabelle 8 erfolgen. Parameter sind räumlich variable Eigenschaften des Gewässers. Die Definition der Parameter hängt von der Struktur und Kinetik der Systeme ab, aus denen jedes Modell besteht. Das Eingabeformat in WASP8 ist jedoch konstant. Wenn ein Segmentparameter vom Benutzer nicht definiert wird, wird er als inaktiv betrachtet [1].

Tabelle 8: Auswahl und Eingabe Umwelt-Parameter in WASP8 [1]

Parameter	Seewasserkörper
Solar Radiation Multiplier [unitless or watts/m ²]	1,0000
Solar Radiation Time Function [1-4]	1,0000
Air Temperature of Segment [°C or Multiplier]	1,0000
Pointer to Air Temperature Time Function	1,0000
Wind Speed Multiplier [unitless or m/sec]	1,0000
Pointer to Wind Speed Time Function	1,0000
Dew Point Temperature Multiplier [unitless or °C]	1,0000
Pointer to Dew Point Time Function	1,0000

Neben den Parametern wird auch die Auswahl von Konstanten notwendig. Nachfolgende Tabelle zeigt die Auswahl zur Simulation der Wassertemperatur.

Tabelle 9: Auswahl modellinterne Konstanten

Konstante	Wert	Quelle
Globale Konstanten		
Freshwater =0 Marine Water = 1	0	Zutreffend, Vorgabe WASP8
Latitude- degrees	51,59	Zutreffend, Projektgebiet
Longitude- degrees	7,28	Zutreffend, Projektgebiet
Wassertemperatur		
Heat Exchange Option (0 = full heat balance)	0	Zutreffend, Vorgabe WASP8
Coefficient of Bottom Heat Exchange Watts m ² °C	0,4	Standardwert WASP8
Sediment (ground) Temperature °C	10	Standardwert WASP8
Licht		
Background Light Extinction Coefficient	0,1	Standardwert WASP8
Detritus & Solids Light Extinction Multiplier 1/m (mg/L)	0,3	WASP8 user manual
DOC Light Extinction Multiplier 1/m (mg/L)	0,3	WASP8 user manual

3.2.5 Sauerstoff

Im nächsten Schritt wird gelöster Sauerstoff und zugehörige Variablen (hier: Biologischer Sauerstoffbedarf) mit dem Baustein „EUTRO“ in WASP8 simuliert, da verschiedene physikalisch-chemische Prozesse den Transport und die Wechselwirkung zwischen Nährstoffen, Phytoplankton, kohlenstoffhaltigem Material und gelöstem Sauerstoff in der aquatischen Umwelt beeinflussen.

Neben den bereits beschriebenen Datensätzen, Umgebung und Transport werden weiterhin die im Kapitel 2. Betrachtungen zur Seewassergüte – Konzeptionelle Ansätze zu den Stofffrachten definierten Frachten für die Simulationsgrößen DO und CBOD ins Modell eingepflegt. Für die gelösten Bestandteile des DO und CBOD wird jeweils 1 angegeben. Zusätzlich werden die in Tabelle 10 dargestellten Umsatzprozesse mit den ausgewählten Koeffizienten / Konstanten in das Modell eingepflegt.

Tabelle 10: Auswahl modellinterne Konstanten für DO und CBOD

Konstante	Wert	Quelle
Gelöster Sauerstoff		
Global Reaeration Rate Constant @ 20 C (1/day)	5	WASP6 user manual
Calc Reaeration Option (O= Covar)	0	Zutreffend, Vorgabe WASP8
Elevation above Sea Level (m)	53,6	Zutreffend, Projektgebiet
Oxygen to Carbon Stoichiometric Ratio	2,667	Standardwert WASP8
Theta Reaeration Temperature Correction	1,028	WASP6 user manual
Biologischer Sauerstoffbedarf		
CBOD Decay Rate Constant @ 20 C (1/day)	0,004	Minimum-Wert Literatur
CBOD Decay Temperature Correction Coefficient	1,047	WASP6 user manual, Chapra
CBOD DO Half Saturation Oxygen Limit (mg O ₂ /L)	0,5	WASP6 user manual
Fraction of Detritus Dissolution to CBOD	0,5	WASP6 user manual

3.2.6 Eutrophierung (Nährstoffe)

Nährstoffanreicherung und Eutrophierung sind in vielen Gewässern weiterhin ein Problem. Hohe Konzentrationen von Stickstoff und Phosphor können zu periodischen Phytoplanktonblüten und einer Veränderung des natürlichen trophischen Gleichgewichts führen. Der Gehalt an gelöstem Sauerstoff kann dann stark schwanken und zu niedrigen Sauerstoffkonzentrationen im Gewässer führen. Daher werden die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor (Zustandsvariablen Tabelle 7) im Modell mit Hilfe von Transport- und Transformationsreaktionen simuliert. Die allgemeine Massenbilanzgleichung wird für jede Zustandsvariable gelöst. Zu diesen werden vom Benutzer spezifische Transformationsprozesse (bspw. Nitrifikation, Mineralisierung) hinzugefügt um die Massenbilanz anzupassen, so dass die Umsatzprozesse zeitliche Raten der Konzentrationen darstellen, d. h. sogenannte „Quell- oder Senkenterme“.

Gelöster oder verfügbarer anorganischer Phosphor (DIP, hier: Phosphat) interagiert mit partikulärem anorganischem Phosphor über einen Sorptions-Desorptions-Mechanismus. DIP wird vom Phytoplankton für das Wachstum aufgenommen und in die Phytoplankton-Biomasse eingebaut. Phosphor wird aus dem Phytoplankton- Biomassepool in gelösten und partikulären organischen Phosphor durch endogene Atmung und nicht-prädatorische Mortalität zurückgegeben. Organischer Phosphor wird mit einer temperaturabhängigen Mineralisierungsrate in gelösten anorganischen Phosphor umgewandelt [4].

Die Kinetik der Stickstoffspezies entspricht grundsätzlich der des Phosphorsystems. Ammonium und Nitrat werden vom Phytoplankton für das Wachstum aufgenommen und in die Phytoplankton-Biomasse eingebaut. Die Geschwindigkeit, mit der jeder Nährstoff aufgenommen wird, ist eine Funktion seiner Konzentration im Verhältnis zum gesamten verfügbaren anorganischem Stickstoff. Stickstoff wird aus dem Phytoplankton-Biomassepool in gelösten und partikulären organischen Stickstoff und

Stadtentwicklungsgesellschaft Recklinghausen mbH

Entwicklung des ehemaligen Trabrennbahnareals

Wasserwirtschaftlicher Entwurf

Heft 7: Gewässergütemodell

Ammonium durch endogene Atmung und nicht-prädatorische Mortalität zurück geführt. Organischer Stickstoff wird mit einer temperaturabhängigen Mineralisierungsrate in Ammonium umgewandelt und dieses dann mit einer temperatur- und sauerstoffabhängigen Nitrifikationsrate in Nitrat umgewandelt. Nitrat kann in Abwesenheit von Sauerstoff in Stickstoffgas durch temperatur- und sauerstoffabhängige Denitrifikationsraten umgewandelt werden. Gelöster Sauerstoff ist an die anderen Zustandsvariablen gekoppelt. Die betrachteten Sauerstoffquellen sind die Reaeration und Entwicklung durch Phytoplankton während des Wachstums. Die Sauerstoffsenken sind Algen Atmung, Oxidation von Detritus-Kohlenstoff und Nitrifikation.

Tabelle 11 und Tabelle 12 zeigen die Verteilung der gelösten und partikulären Anteile für die Zustandsvariablen sowie die Auswahl der modellinternen Konstanten. Die berücksichtigten Frachten sind Kapitel 2. Betrachtungen zur Seewassergüte – Konzeptionelle Ansätze zu den Stofffrachten zu entnehmen.

Tabelle 11: Verteilung gelöste [1] und partikuläre (0) Anteile für Nährstoffe

Simulationsgröße	Anteil fk
Partikulärer organischer Phosphor	0
Gelöster organischer Phosphor	1
Phosphat	0,85
Partikulärer organischer Stickstoff	0
Gelöster organischer Stickstoff	1
Nitrat-Stickstoff	1
Ammonium-Stickstoff	1

Tabelle 12: Auswahl modellinterne Konstanten für anorganische und organische Nährstoffe

Konstante	Wert	Quelle
Anorganische Nährstoffe		
Nitrification Rate Constant @ 20 degree C (1/day)	0,09	WASP6 user manual
Nitrification Temperature Coefficient	1,07	WASP8 user manual
Half Saturation Constant for Nitrification Oxygen Limit (mg O ₂ /L)	2	WASP6 user manual
Denitrification Rate Constant @ 20 degree C (1/day)	0,09	WASP6 user manual
Denitrification Temperature Coefficient	1,045	WASP6 user manual
Organische Nährstoffe		
Dissolved Organic Nitrogen Mineralization Rate Constant @ 20 C (1/day)	0,075	WASP6 user manual
Dissolved Organic Nitrogen Mineralization Temperature Coefficient	1,04	WASP6 user manual
Dissolved Organic Phosphorus Mineralization Rate Constant @ 20 C (1/day)	0,22	WASP6 user manual
Dissolved Organic Phosphorus Mineralization Temperature Coefficient	1,08	WASP6 user manual

3.2.7 „Volle“ Eutrophierung (Algenwachstum)

Die Phytoplanktonkinetik spielt eine zentrale Rolle bei der Eutrophierung und betrifft alle anderen bereits zuvor beschriebenen Systeme. Im ausgewählten Modell wird die Gesamtbevölkerung der Algenarten anhand der Gesamtbiomasse des Phytoplanktons simuliert. Die Gesamtbiomasse wiederum wird durch den Surrogatparameter Chlorophyll a ersetzt. Die Kinetik der intermediären Eutrophierung simuliert das Wachstum und den Tod von Phytoplankton, die mit dem Stickstoff- und Phosphorkreisläufen und dem Gleichgewicht des gelösten Sauerstoffs interagieren. Das Wachstum kann durch die Verfügbarkeit von anorganischem Stickstoff, anorganischem Phosphor und Licht begrenzt werden.

Zur Eingabe in das Modell werden vom Benutzer Kombinationen von Umsatzparametern und möglichen Feststofftransportraten ausgewählt. Der Anteil der gelösten Fraktion des Phytoplankton wird mit 0 angesetzt. Für den Parameter Absetzgeschwindigkeit wird für Phytoplankton nach [4] 0,1 m/Tag angegeben. Tabelle 13 zeigt die verwendeten Konstanten.

Tabelle 13: Auswahl modellinterne Konstanten für Phytoplankton

Konstante	Wert	Quelle
Phytoplankton Maximum Growth Rate @ 20 C (1/day)	2	WASP6 user manual
Phytoplankton Growth Temperature Coefficient	1,068	WASP6 user manual
Phytoplankton Carbon to Chlorophyll Ratio (mg C/mg Chl)	15	Annahme, Chapra
Phytoplankton Respiration Rate Constant @ 20 C (1/day)	0,125	WASP6 user manual
Phytoplankton Respiration Temperature Coefficient	1,07	Standard WASP8
Phytoplankton Death Rate Constant (Non-Zoo Predation) (1/day)	0,001	WASP6 user manual
Phytoplankton Half-Saturation Constant for N uptake (mg N/L)	0,025	WASP6 user manual
Phytoplankton Half-Saturation Constant for P uptake (mg P/L)	0,001	WASP6 user manual
Phytoplankton Nitrogen to Carbon Ratio (mg N/mg C)	0,18	Standard WASP8
Phytoplankton Phosphorus to Carbon Ratio (mg P/mg C)	0,025	Standard WASP8

3.2.8 Warmlaufphase

Für die Simulation sind entsprechend der zuvor abgebildeten Prozesse Anfangsbedingungen zu formulieren. Da für den herzustellenden See bisher keine Messdaten für die Simulationsgrößen vorliegen werden die Anfangsbedingungen über einen zehnjährigen Zyklus erstellt (Jahr 0 (20.01.2025, fiktiver Zeitpunkt bei Erreichen des Vollstaus für den Hillersee (gem. Angabe Terminplan der Projektsteuerung)) bis Jahr 10 (31.12.2035)), der im Anschluss den „quasi“ Gleichgewichtszustand zum Start des Kalibrierungs- und Validierungszeitraums / Ist-Zustand repräsentiert (Jahr 11 (01.01.2036) bis Jahr 15 (20.01.2040)).

Es werden keine Senken oder Entnahmen an Nährstoffen durch Biomasseentnahmen oder ähnliches simuliert.

Szenario A (Normalbedingungen)

Für die so generierte Fünfjahresreihe wird die Simulation der Gewässergüteentwicklung als Szenario A bezeichnet. Die Ergebnisse werden in Tagesschritten fortlaufend im Gregorianischen Kalender als Ergebnisfile ausgeschrieben. Ebenso werden die Ergebnisse mit einer Schrittweite von einem Tag dargestellt.

Szenario B (Starkregenereignis)

Für die Betrachtung eines Starkregenereignisses (Szenario B) und die Auswirkungen auf die Gewässergüte des Hillersees werden die Warmlauf Randbedingungen sowie der „Ist-Zustand“ der Simulation unverändert übernommen und mit Beginn des 15 Jahres (am 21.01.2040) ein abrupter Randbedingungswechsel vorgenommen um die Systemreaktion bis zum Erreichen des ursprünglichen „Ist-

Zustandes“ (Verlängerung des Simulationszeitraums bis Jahr 20 (20.01.2045)) zu betrachten. Hierzu werden die im Kapitel 2.7 Belastung durch Starkregenereignis beschriebenen Frachten zusätzlich zu den ohnehin täglichen Frachten für den 21.01.2040 in das Modell eingepflegt. Alle anderen gewählten Parameter und Konstanten werden unverändert aus Szenario A übernommen.

Die Zeitreihen für die Umweltdaten, sowie den Niederschlag werden wiederholt bis zum Simulationsende am 20.01.2045 und können der Anlage A-1 entnommen werden. Ebenso wird die Zeitreihe der Evaporation bis 20.01.2045 wiederholt und ist der Anlage A-1 zu entnehmen. Für die weitere Wasserbilanz werden die konstanten Zuflüsse / Abflüsse bis zum Simulationsende wiederholt.

4 Ergebnisse der Gewässergütesimulation

Die Ergebnisse der Gewässergütesimulation sind in der Anlage 2 in den Abbildungen 1.1 bis 1.34 (Szenario A) und 2.1 bis 2.14 (Szenario B) dargestellt.

In den Abbildungen sind die Verteilungen von Temperatur, gelösten Sauerstoff (DO) und den Sauerstoffbedarf (als BOD), gelöstem anorganischem Phosphor (Phosphat) und von Gesamt-Phosphor, Ammonium- und Nitrat-Stickstoff und gesamtem Stickstoff sowie Chlorophyll a Gehalt (Phytoplankton) jeweils über die Zeit dargestellt.

Im Folgenden werden die Ergebnisse für die Simulation Ist-Zustand des geplanten Hillersees zusammengefasst und bewertet.

4.1 Szenario A (Normalbedingungen)

Temperatur (Abbildungen 1.7 und 1.8 der Anlage A-2)

Die Temperaturen im Wasserkörper folgen gedämpft der Lufttemperatur und sind von der Strahlungsintensität abhängig (Abbildung 4). Im Sommer werden Temperaturen von 20°C bis maximal 25°C erreicht. Im Winter findet regelmäßig eine Eisbildung statt, die durch entsprechende Temperaturen unterhalb des Gefrierpunktes in den gewählten Zeitreihen bedingt sind. Diese Eisbildung wird in den Abbildungen nicht gesondert gekennzeichnet. Durch die niedrigen Temperaturen laufen die biologischen Prozesse stark verlangsamt ab. Die Abhängigkeit der Lufttemperatur zur berechneten Wassertemperatur zeigt sich im Jahresverlauf, so ist bspw. das Jahr 4 deutlich wärmer (im Jahresmittel Sonnenscheindauer 5,5 h, Lufttemperatur 11,5 °C) als bspw. Jahr 2 (Sonnenscheindauer im Jahresmittel nur 4,4 h, Lufttemperatur 10,6 °C), so dass auch die berechnete Wassertemperatur diesen Trend wieder spiegelt.

Temperatur (Abbildungen 1.7 und 1.8 der Anlage A-2)

Die Temperaturen im Wasserkörper folgen gedämpft der Lufttemperatur und sind von der Strahlungsintensität abhängig (Abbildung 4). Im Sommer werden Temperaturen von 20°C bis maximal 25°C erreicht. Im Winter findet regelmäßig eine Eisbildung statt, die durch entsprechende Temperaturen unterhalb des Gefrierpunktes in den gewählten Zeitreihen bedingt sind. Diese Eisbildung wird in den Abbildungen nicht gesondert gekennzeichnet. Durch die niedrigen Temperaturen laufen die biologischen

Prozesse stark verlangsamt ab. Die Abhängigkeit der Lufttemperatur zur berechneten Wassertemperatur zeigt sich im Jahresverlauf, so ist bspw. das Jahr 4 deutlich wärmer (im Jahresmittel Sonnenscheindauer 5,5 h, Lufttemperatur 11,5 °C) als bspw. Jahr 2 (Sonnenscheindauer im Jahresmittel nur 4,4 h, Lufttemperatur 10,6 °C), so dass auch die berechnete Wassertemperatur diesen Trend wieder spiegelt.

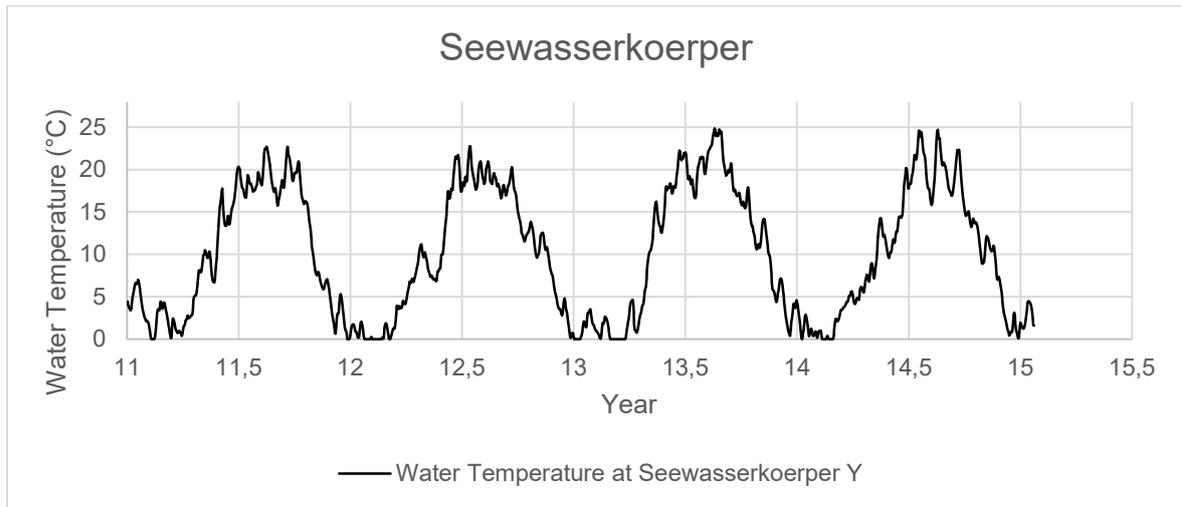


Abbildung 4: Wassertemperatur [°C] Ganglinie Ist-Zustand, WASP8 [1]

Gelöster Sauerstoff (Abbildungen 1.10 bis 1.12 der Anlage A-2)

Der Sauerstoffgehalt in einem Gewässer stellt einen der wichtigsten Indikatoren der Gewässerqualität dar. Die Mineralisierung kann nur bei dauerhaft ausreichendem Sauerstoffdargebot erfolgen. Gem. Angaben in der Literatur werden Sauerstoffgehalte von 4 mg/l als Mindestsauergehalt angesehen. Für Gewässer mit guter Wasserqualität sollten allerdings die Sauerstoffgehalte deutlich höher und zwar an der Sättigungsgrenze der Löslichkeit liegen. Die Löslichkeit liegt bei normalem Luftdruck in Abhängigkeit der Temperatur zwischen etwa 8 und 15 mg/l, wobei gilt, je kälter das Wasser ist, desto mehr Sauerstoff kann gelöst werden.

Im geplanten See werden Minimum-Werte von 8,3 mg/l und Maximal-Werte von 14,6 mg/l simuliert (Abbildung 5). Anhand der Jahresganglinie zeigt sich, dass im Sommer weniger Sauerstoff gelöst ist (Abbildung 6).

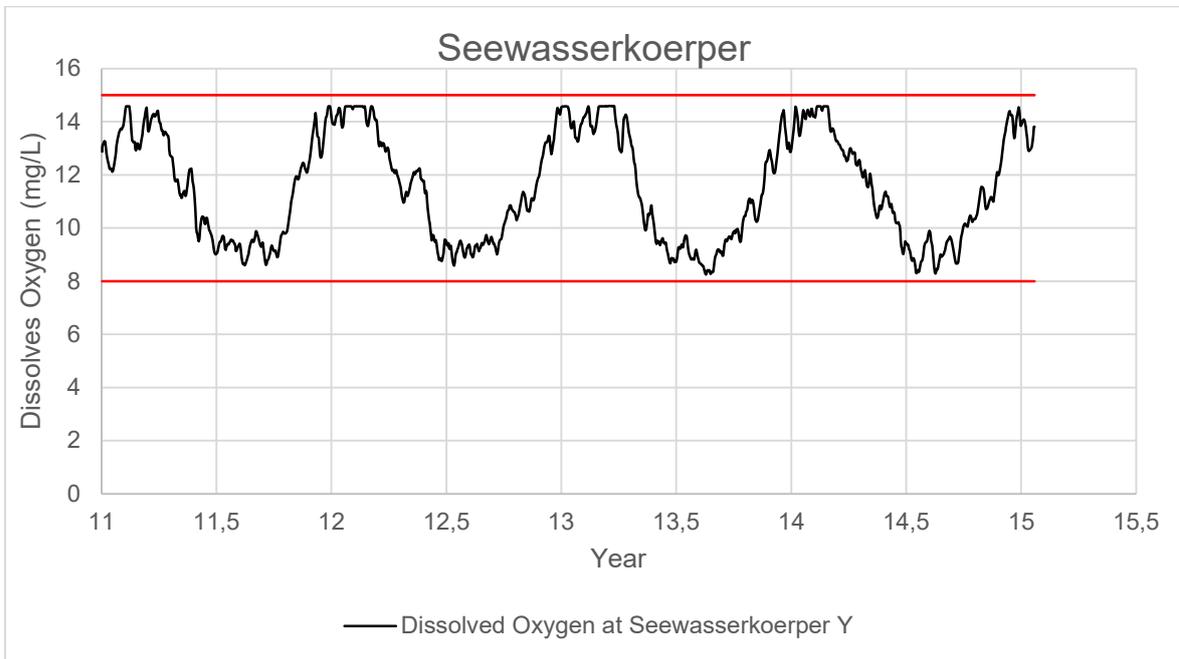


Abbildung 5: Gelöster Sauerstoff [mg/l] mit Bandbreite Löslichkeit in rot für Gewässer mit guter Wasserqualität , WASP8 [1]

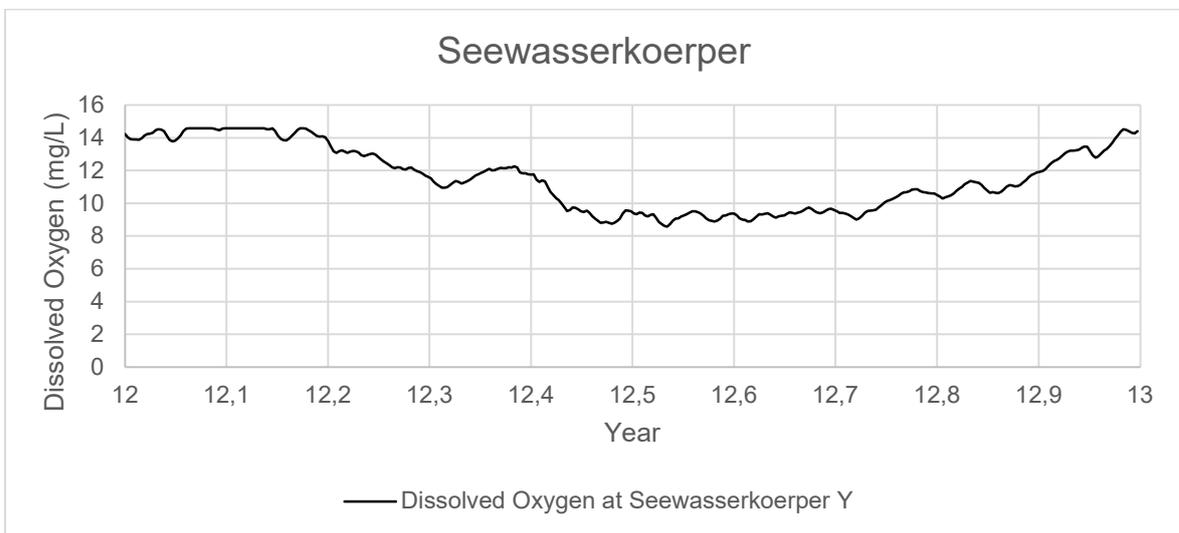


Abbildung 6: Gelöster Sauerstoff [mg/l] Jahresverlauf Jahr 12, WASP8 [1]

Biologischer Sauerstoffbedarf (Abbildungen 1.13 und 1.14 der Anlage A-2)

Neben der Sauerstoffkonzentration stellt der Gehalt an sauerstoffzehrenden Stoffen ein wesentliches Beurteilungskriterium für die Gewässergüte dar. Hierzu wurde bei der Simulation der biologisch bedingte Sauerstoffbedarf verwendet. In der Regel handelt es sich um schnell abbaubare Produkte aus abgestorbenen Algen. Die angegebenen Werte, hier als TCBOD (Total Carbonaceous Biological Oxygen Demand) liegen zwischen 3,7 mg/l und 4,1 mg/l (Abbildung 7). Damit wird der Maximalwert

des in Deutschland gebräuchlichen BSB-5 (Biologischer Sauerstoff Bedarf in fünf Tagen) an den guten ökologischen Zustand und ökologisches Potenzial leicht überschritten (gem. OGWV BSB-5 < 4 mg/l). Gemäß Angaben in der Literatur wird bei Werten von 10 mg/l noch ein verträgliches Maß für Seen gesehen. Dieser Wert wird deutlich unterschritten. Die simulierte TCBOD Konzentration stellt keine besonders hohe Belastung dar, vielmehr spiegelt diese den natürlichen Auf- und Abbauprozess der Biomasse wieder, da der TCBOD Wert in starkem Maße mit der aufgebauten Biomasse korreliert.



Abbildung 7: Gesamter biologischer Sauerstoffbedarf [mg/l] Ganglinie Ist-Zustand, WASP8 [1]

Ammonium- und Nitrat Stickstoff, Gesamter Stickstoff (Abbildungen 1.17 bis 1.24 der Anlage A-2)

Die simulierten Gehalte an Ammonium-Stickstoff liegen zwischen 0,02 mg/l und 0,23 mg/l für den Ist-Zustand (Abbildung 8). Neben den in Kapitel Betrachtungen zur Seewassergüte – Konzeptionelle Ansätze zu den Stofffrachten beschriebenen externen Quellen für Ammonium-Stickstoff stellt eine interne Quelle für Ammonium die Biomasse nach Absterben selbst dar. Bei ausreichendem Sauerstoffangebot wird Ammonium-Stickstoff zügig durch Mikroorganismen in Nitrat-Stickstoff veratmet bzw. umgewandelt (Abbildung 9).

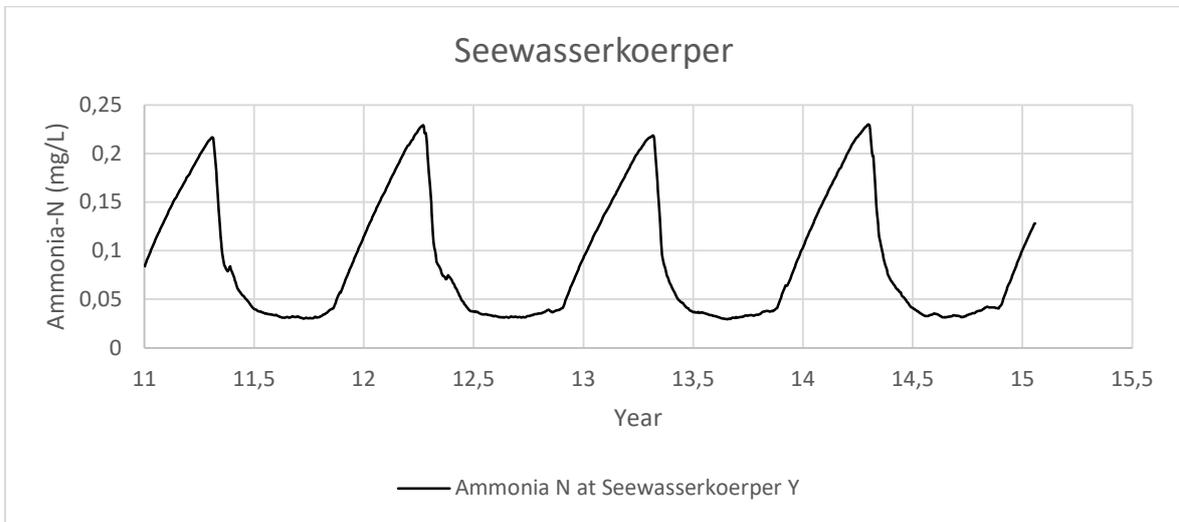


Abbildung 8: Ammonium-Stickstoff [mg/l] Ganglinie Ist-Zustand, WASP8 [1]

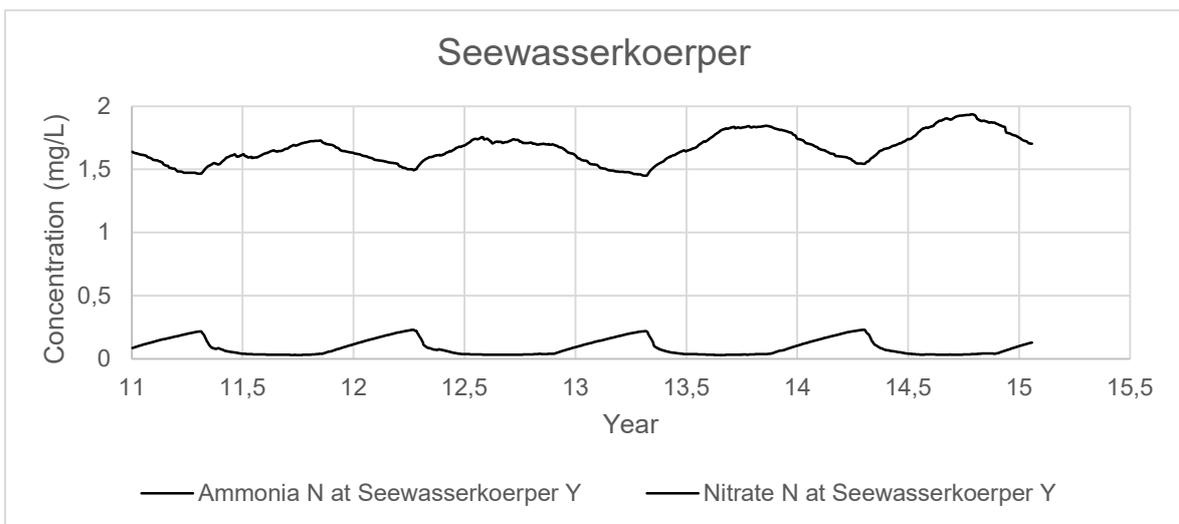


Abbildung 9: Ammonium- und Nitrat-Stickstoff [mg/l] Ganglinie Ist-Zustand, WASP8 [1]

Die simulierten Gehalte an Nitrat-Stickstoff liegen zwischen 1,45 mg/l und 1,93 mg/l für den Ist-Zu-
 stand (Abbildung 10). Insgesamt sind die simulierten Werte noch relativ gering. Nitrat wird im Gegen-
 satz zum Phosphor nur mäßig vom Boden zurückgehalten, daher wird erwartet, dass es in ähnlicher
 Größenordnung mit dem Abstrom wieder den See verlassen wird. Andererseits ist Nitrat in der vorlie-
 genden Konzentration ein Sauerstofflieferant, der bei stark zehrenden Abbauprozessen wirksam wird
 und daher für den See nicht als negativ einzustufen ist [7].

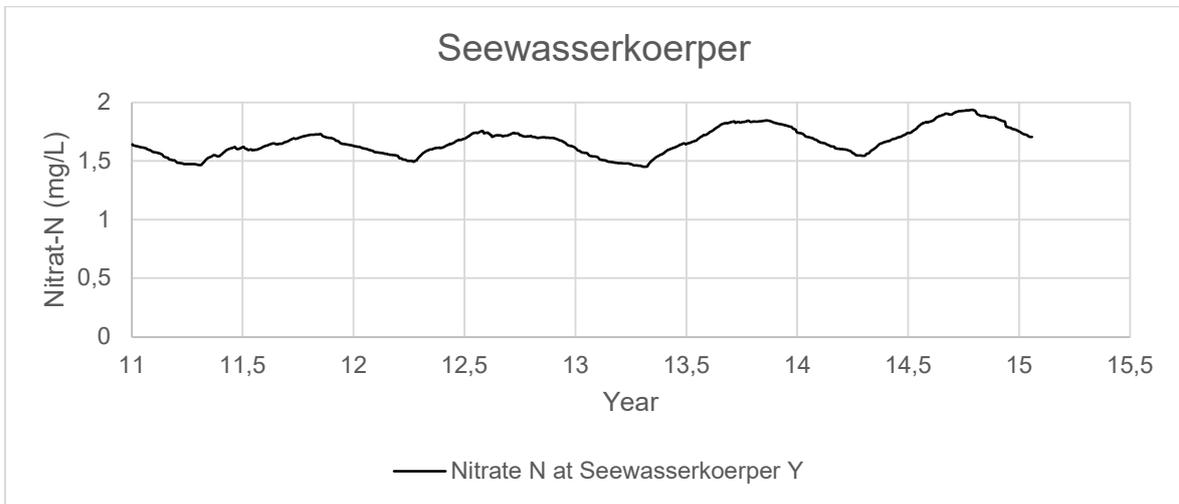


Abbildung 10: Nitrat-Stickstoff [mg/l] Ganglinie Ist-Zustand, WASP8 [1]

Die simulierten Gehalte an Gesamtem Stickstoff liegen zwischen 1,95 mg/l und 2,36 mg/l für den Ist-Zustand (Abbildung 11).

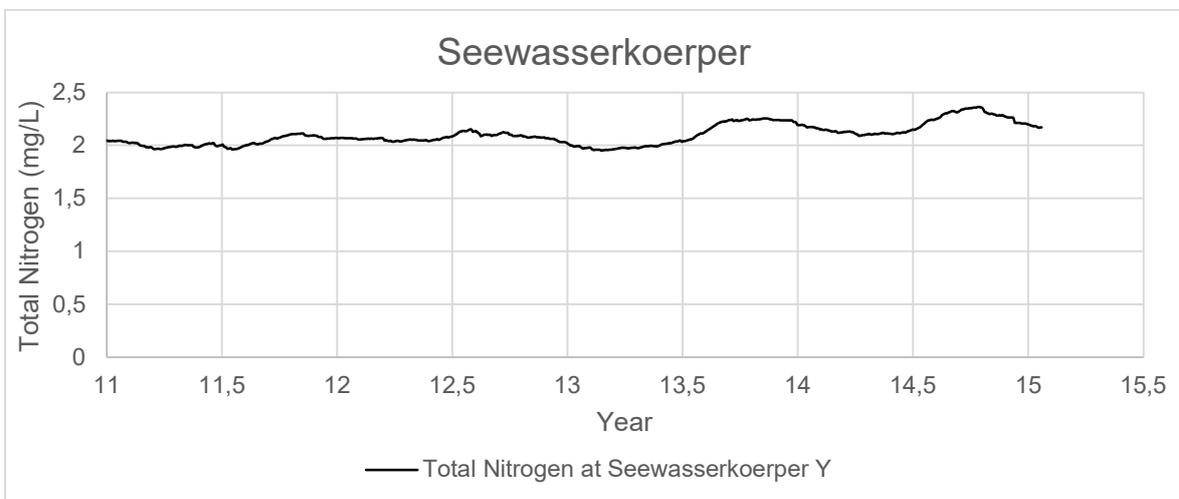


Abbildung 11: Gesamter Stickstoff [mg/l] Ganglinie Ist-Zustand, WASP8 [1]

Gelöster anorganischer Phosphor und Gesamtphosphor (Abbildungen 1.25 bis 1.30 der Anlage A-2)

Die simulierten Gehalte an gelösten anorganischen Phosphor (Phosphat) liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,003 mg/l und maximal bei 0,008 mg/l für den Ist-Zustand (Abbildung 12) und somit unterhalb des Maximaljahreswertes von 0,07 mg/l nach OGewV als Anforderung an den guten ökologischen Zustand und gutes ökologisches Potenzial.

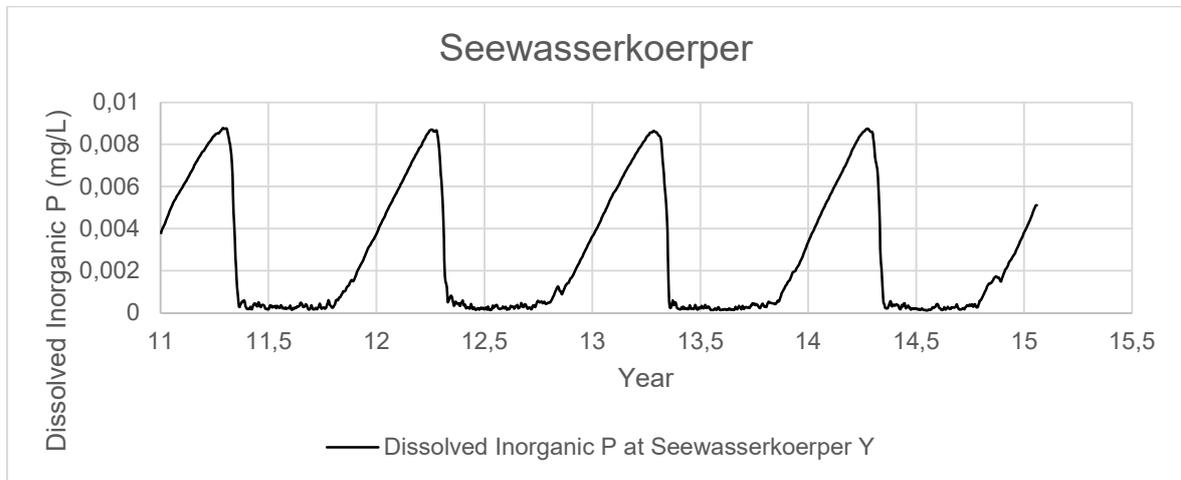


Abbildung 12: Gelöster anorganischer Phosphor [mg/l] Ist-Zustand, WASP8 [1]

Anhand des frei verfügbaren gelösten Phosphor lässt sich die Dynamik der Wachstumsprozesse deutlich erkennen. Die Verteilung an gelöstem Phosphor stellt quasi ein Spiegelbild der Chlorophyll a Gehalte wieder. Ebenso lässt sich deutlich erkennen, dass Phosphor zum Ende der Wachstumsperioden fast vollständig aufgebraucht ist und sich in die Biomasse der Algen verlagert. Nach Ende der Algenentwicklung wird Phosphor wieder in den Wasserkörper freigesetzt und verbleibt dort bis zur nächsten Wachstumsperioden (Abbildung 13).

Der trophische Aufbauprozess im Hillersee wird daher von der Verfügbarkeit von Phosphor limitiert. Aus diesem Grunde sind die überschüssigen Nährstoffe (bspw. Stickstoff) nicht in dem Maße von der Dynamik der Auf- und Abbauprozesse betroffen. Es überwiegt im allgemeinen der überschüssige Zufluss an diesen Stoffen.

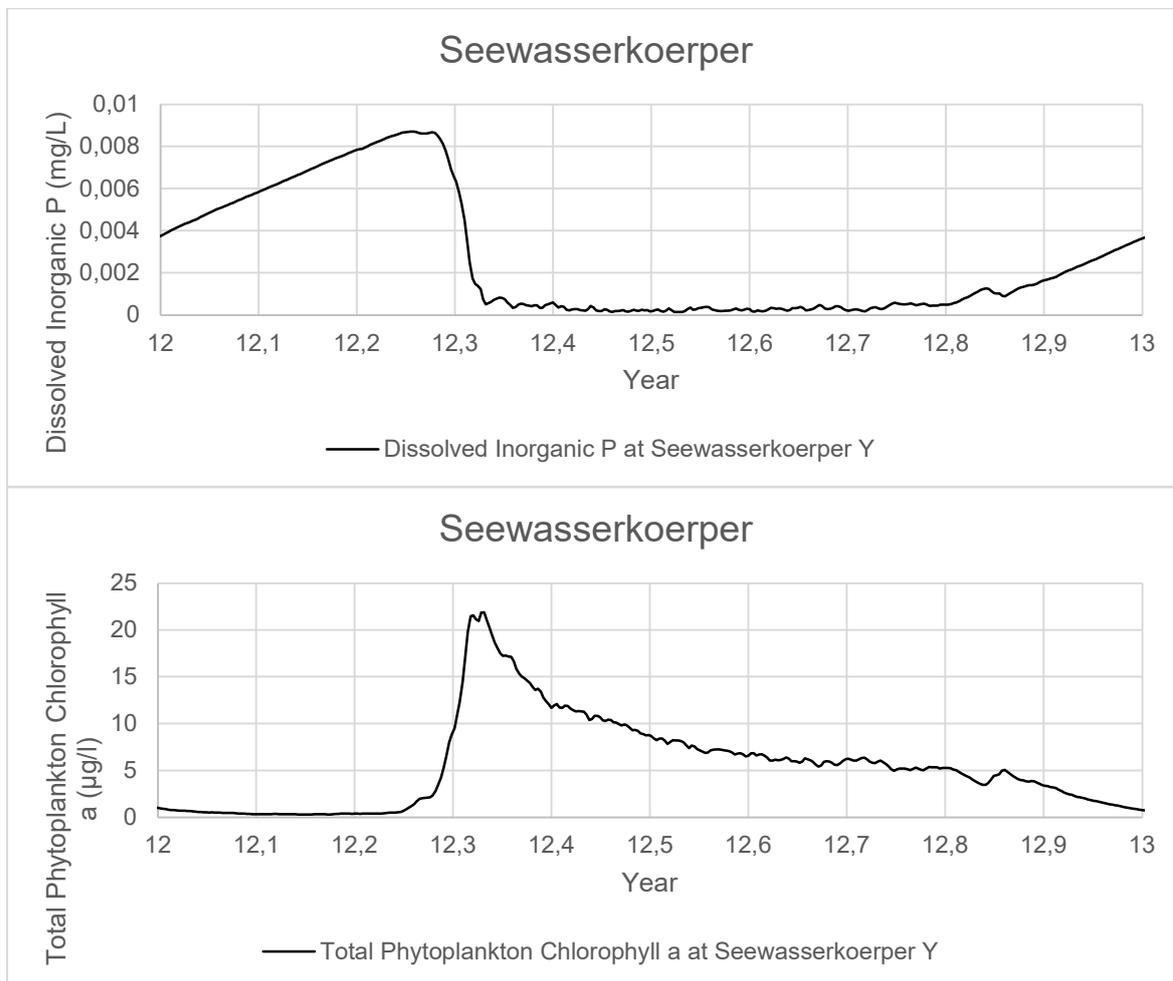


Abbildung 13: Jahresgang Jahr 12 von gelösten anorganischem Phosphor im Vergleich zur Entwicklung der Biomasse des Phytoplanktons

Die Konzentrationen an Gesamtphosphor liegen im mesotrophen Bereich zwischen 27 µg/l bis zu 36 µg/l (Abbildung 14).

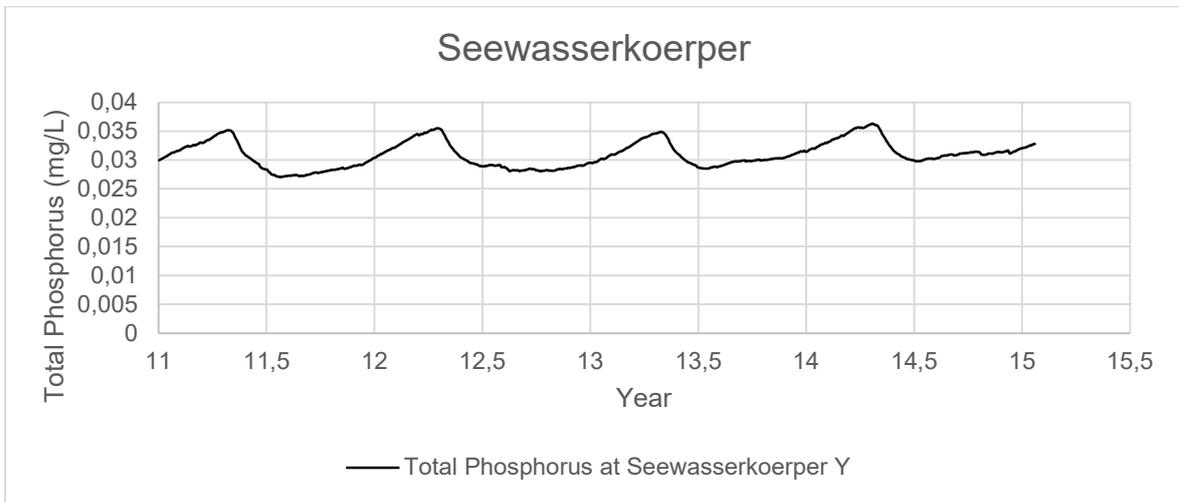


Abbildung 14: Gesamtphosphor [mg/l] Ist-Zustand, WASP8 [1]

Phytoplankton (Abbildungen 1.32 und 1.33 der Anlage A-2)

In der gewählten Zeitreihe können sich Chlorophyll a Gehalte von bis zu 25 µg/l bilden (Abbildung 15). Das Maximum der Algenblüte wird zu Beginn im August erreicht, im weiteren Verlauf dann im Frühjahr (Mai). Es wird ein Jahresmittelwert von 5,39 µg/l (Betrachtung Ist-Zustand) berechnet. Dieser Wert liegt nach [24] im mesotrophen Bereich (4 bis 10 µg/l Chlorophyll a). Jahresmittelwerte größer 10 µg/l Chlorophyll a liegen im eutrophen Bereich [24].

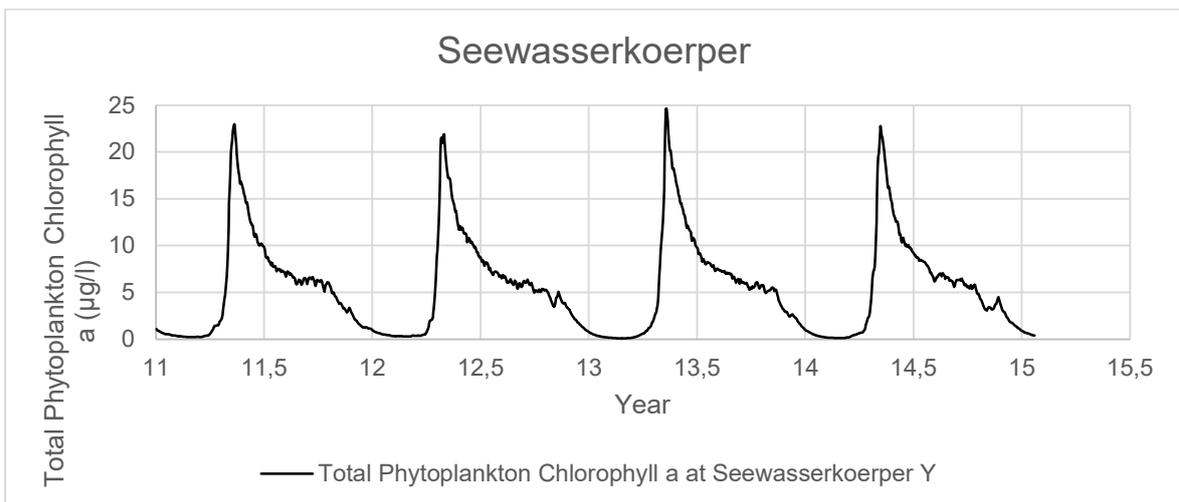


Abbildung 15: Chlorophyll a Gehalt [µg/l] Ist-Zustand, WASP8 [1]

4.2 Szenario B (Starkregenereignis)

Gelöster Sauerstoff (Abbildung 2.1 der Anlage A-2)

Das Starkregenereignis hat keinen Einfluss auf den Gelösten Sauerstoff Gehalt (Abbildung 16). Auch nach dem Starkregenereignis liegt der maximale Gehalt bei rd. 14,6 mg/l.

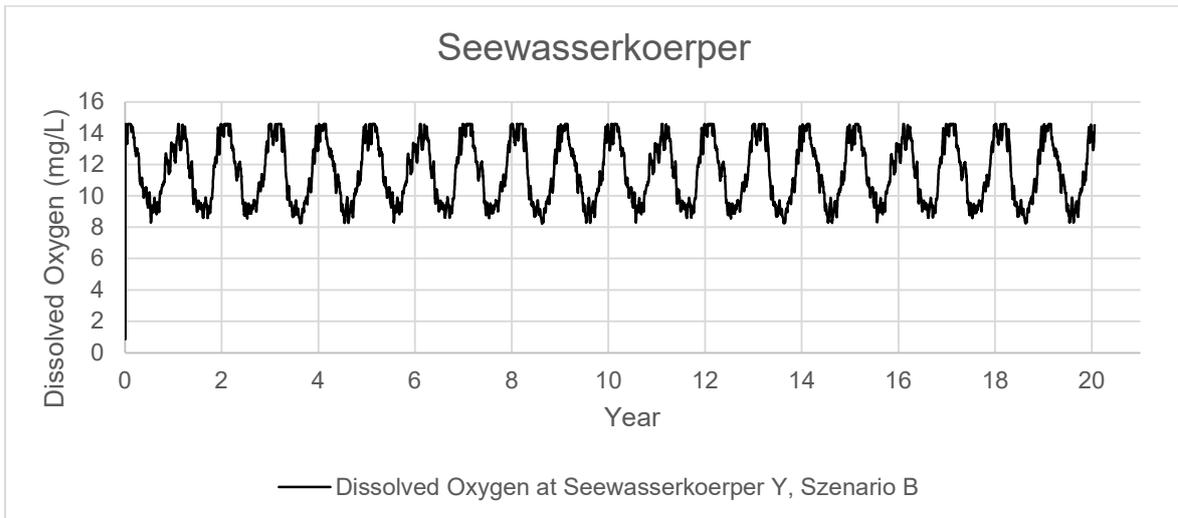


Abbildung 16: Gelöster Sauerstoff [mg/l] Ganglinie Jahr 0 bis 20, Szenario B, WASP8 [1]

Biologischer Sauerstoffbedarf (Abbildungen 2.2 und 2.3 der Anlage A-2)

Der Biologische Sauerstoffbedarf ist nach dem Starkregenereignis leicht erhöht mit einem Maximalwert von rd. 4,3 mg/l (Szenario A: rd. 4,1 mg/l) (Abbildung 17). Im weiteren Verlauf normalisiert sich der Sauerstoffbedarf wieder und erreicht nach rd. einem Jahr den Zustand vor dem Starkregenereignis. Dieser Anstieg war zu erwarten, da parallel zur hohen Algenbiomasse (Abbildung 23) auch der Gehalt an sauerstoffzehrenden Stoffen gleichermaßen zunimmt.

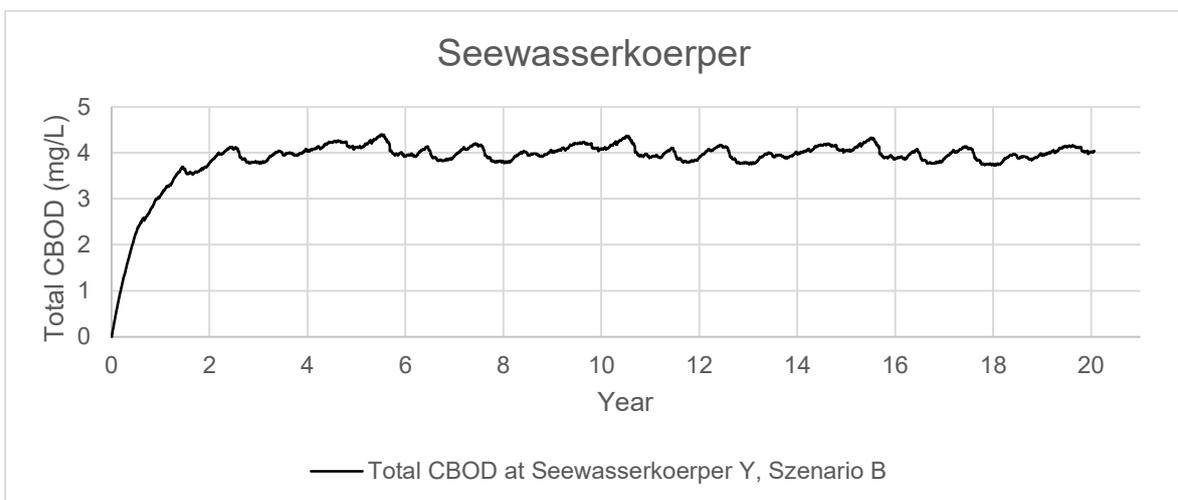


Abbildung 17: Gesamter biologischer Sauerstoffbedarf [mg/l] Ganglinie Jahr 0 bis 20, Szenario B, WASP8 [1]

Ammonium- und Nitrat Stickstoff, Gesamter Stickstoff (Abbildungen 2.4 bis 2.8 der Anlage A-2)

Abbildung 18 bis Abbildung 20 zeigen, dass das Starkregenereignis nahezu keinen Einfluss auf die Konzentrationen von Ammonium- Nitrat Stickstoff und Gesamtem Stickstoff haben. Der maximale gesamte Stickstoffgehalt nach dem Starkregenereignis liegt bei rd. 2,36 mg/L und somit in der gleichen Größenordnung wie ohne Ereignis.

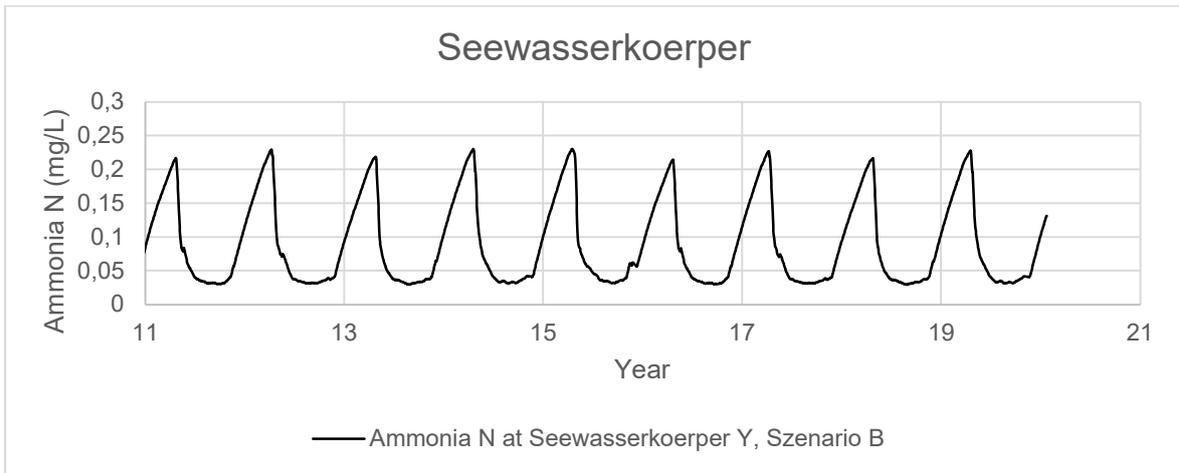


Abbildung 18: Ammonium- Stickstoff [mg/l] Ganglinie Jahr 11 bis 20, Szenario B, WASP8 [1]

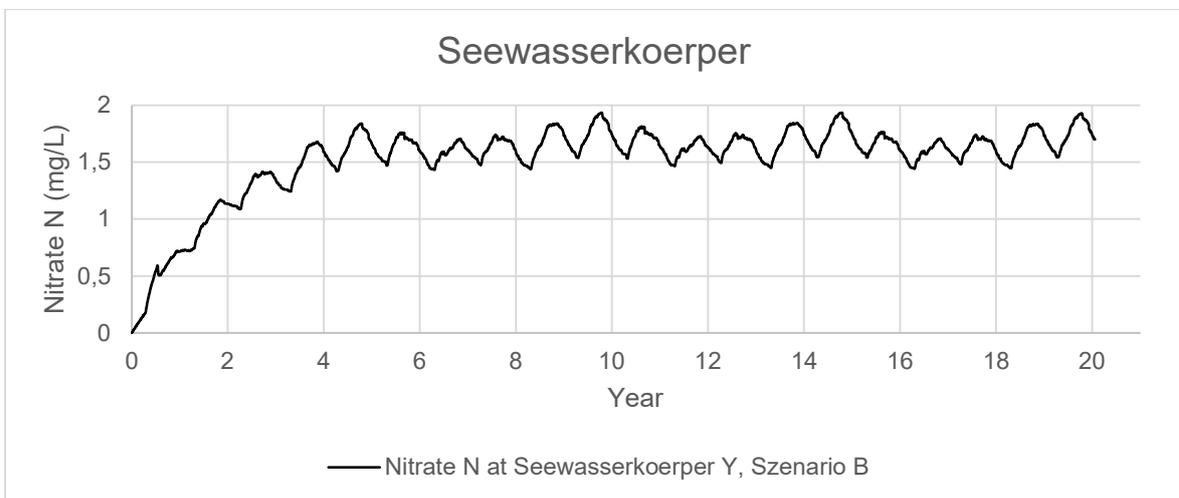


Abbildung 19: Nitrat- Stickstoff [mg/l] Ganglinie Jahr 0 bis 20, Szenario B, WASP8 [1]



Abbildung 20: Gesamter Stickstoff [mg/l] Ganglinie Jahr 11 bis 20, Szenario B, WASP8 [1]

Gelöster anorganischer Phosphor, Gesamter Phosphor (Abbildungen 2.9 bis 2.12 der Anlage A-2)

Mit dem Starkregenereignis ergeben sich deutlich erhöhte Phosphorkonzentrationen, die kurzzeitig am Tag des Starkregenereignisses bei fast 45 mg/l liegen (Abbildung 22). Auch die Auswirkung des Starkregenereignisses auf den gelösten, anorganischen Phosphor lässt sich in Abbildung 21 erkennen.

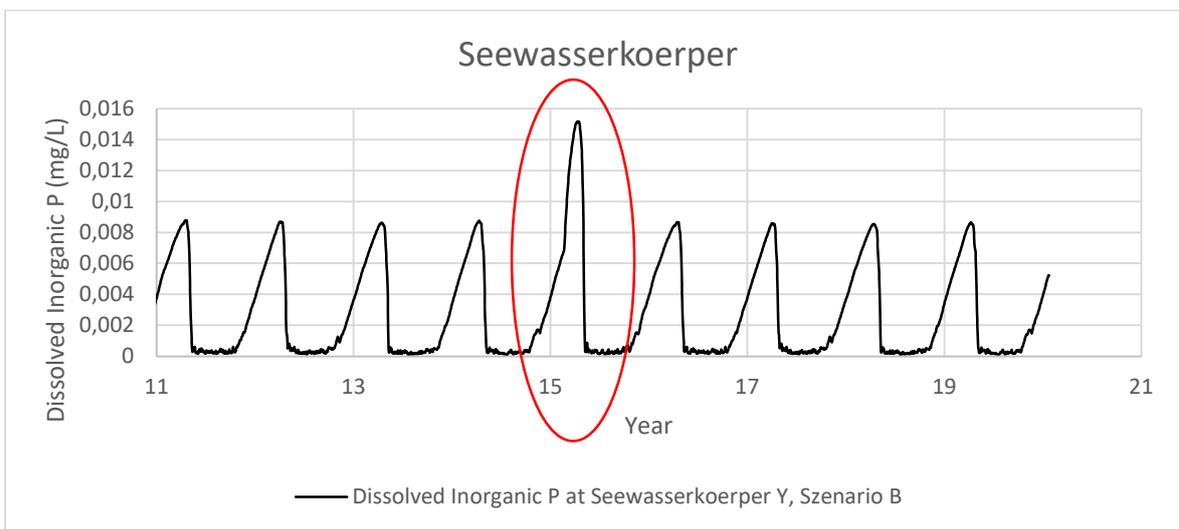


Abbildung 21: Gelöster anorganischer Phosphor [mg/l] Ganglinie Jahr 11 bis 20, Szenario B, roter Kreis stellt die Änderung durch das Starkregenereignis bis zum Übergang Ist-Zustand dar, WASP8 [1]

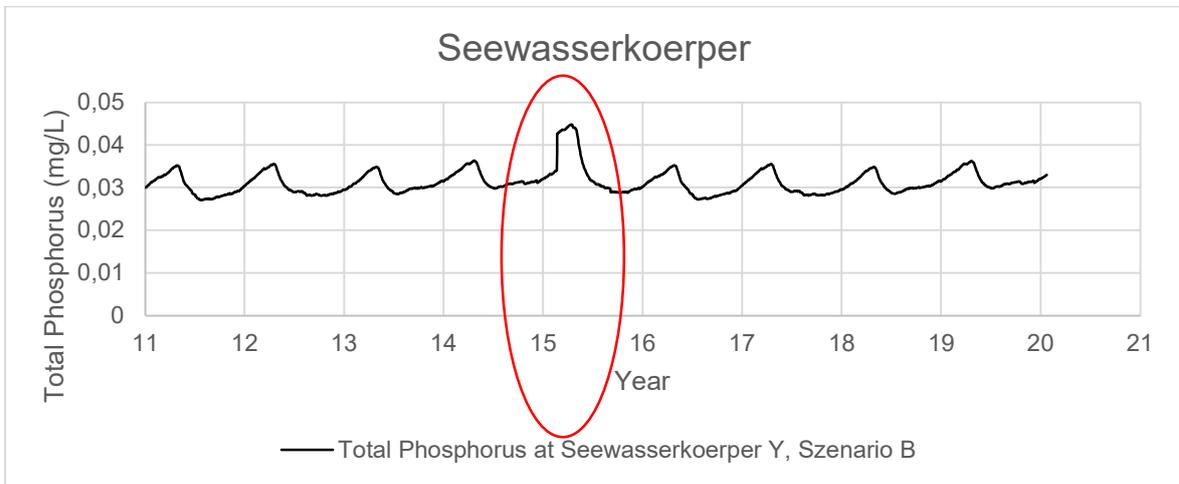


Abbildung 22: Gesamter Phosphor [mg/l] Ganglinie Jahr 11 bis 20, Szenario B, roter Kreis stellt die Änderung durch das Starkregenereignis bis zum Übergang Ist-Zustand dar, WASP8 [1]

Phytoplankton Chlorophyll a (Abbildungen 2.13 und 2.14 der Anlage A-2)

Im Vergleich zur Abbildung 15 zeigt die Abbildung 23 eine deutlich intensivere Entwicklung des Chlorophyll a Gehaltes nach dem Starkregenereignis (Tag 5480) in der darauf folgenden Wachstumsphase (Frühjahr Jahr 15) an. Die höchsten Chlorophyll a Gehalte erreichen dabei einen Wert von rd. 40 µg/l. Durch das höhere Nährstoffangebot wird vorübergehend auch eine höhere Trophiestufe erreicht werden. Im folgenden Jahr sind die Einflüsse jedoch nicht mehr bemerkbar.

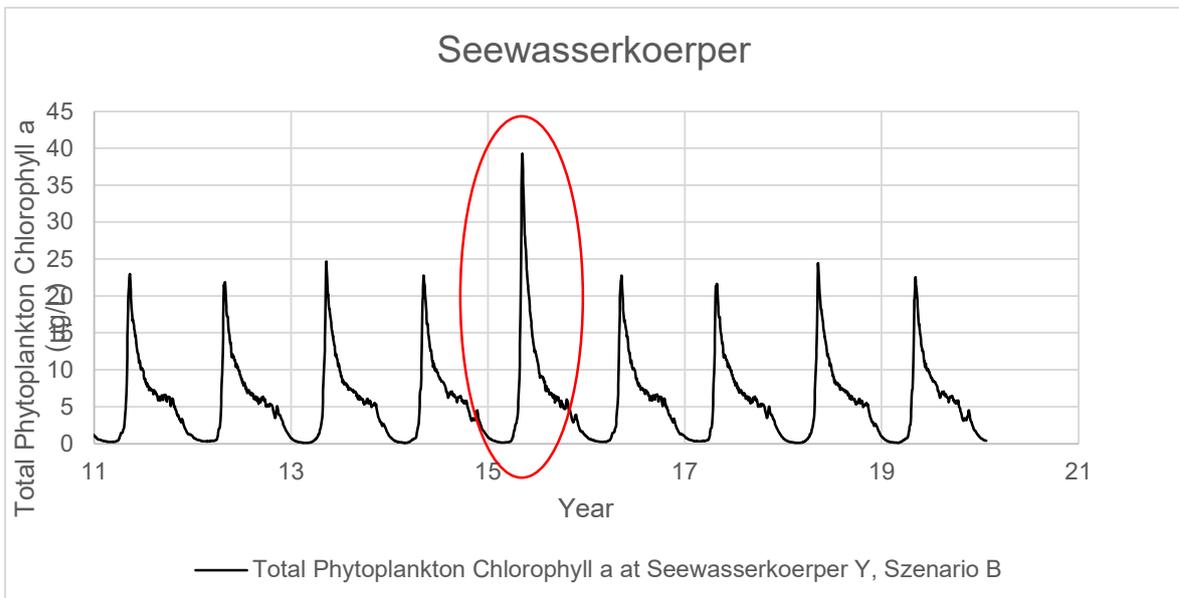


Abbildung 23: Phytoplankton Chlorophyll a [µg/l] Ganglinie Jahr 11 bis 20, Szenario B, roter Kreis stellt die Änderung durch das Starkregenereignis bis zum Übergang Ist-Zustand dar, WASP8 [1]

Die Ergebnisse des Szenario B zeigen, dass nach rd. einem Jahr der See wieder auf dem Niveau vor dem Starkregenereignis ist. In Summe ist festzuhalten, dass eine seltene Beaufschlagung des

geplanten Sees mit einem Starkregenereignis (Szenario B: 1 Tag) die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit nicht nachhaltig beeinflussen sollte.

5 Kalibrierung, Validierung und Sensitivität

Absolute Vergleiche erfordern eine Kalibrierung. Hierzu erforderliche Messungen sind nur in einem existierenden Gewässer möglich. Vor dem Hintergrund, dass der Hillersee erst baulich realisiert wird, erfolgt die Betrachtung der Größenordnungen von Messwerten des Phoenix Sees. Der Phoenix See dient als „Analoggewässer“ aufgrund der vergleichbaren Abmessungen in der Geometrie und des jungen Alters. Als Grundlage dienen hierbei die Ergebnisberichte des Monitoring für das Jahr 2017 und 2018 die im Internet frei einsehbar sind [25][26].

Tabelle 14: Vergleich Größenordnungen Parameter aus Modellierung (WASP8), Messdaten Phoenix See 2017 und 2018

Parameter	Einheit	WASP8*		Phoenix See 2017		Phoenix See 2018	
		Minimum	Maximum	Minimum	Maximum	Minimum	Maximum
Wassertemperatur	°C	0	24,9	4,8	21,9	4,1	21,9
Gelöster Sauerstoff	mg/l	8,3	14,6	8,8	13,8	7,5	13,8
Biologischer Sauerstoffbedarf	mg/l	3,7	4,1	1	4,4	0,9	3,9
Ammonium Stickstoff	mg/l	0,02	0,23	< 0,01	0,13	0,01	0,14
Nitrat Stickstoff	mg/l	1,45	1,93	< 0,05	0,09	< 0,05	0,13
Gesamter Stickstoff	mg/l	1,95	2,36	< 1	< 1	< 1	1,3
Phosphat	mg/l	< 0,003	0,008	< 0,003	0,005	< 0,003	0,009
Gesamter Phosphor	mg/l	0,027	0,036	0,009	0,026	0,011	0,028
Phytoplankton (Chlorophyll)	µg/l	< 1	25	1	10	2	24

* Betrachtung über Jahr 11 bis Ende Simulation, Szenario A

Die Größenordnungen der simulierten Ergebnissen aus WASP8 und den Messwerten vom Phoenix See aus den Jahren 2017 und 2018 sind vergleichbar, mit Ausnahme des Parameters Nitrat-Stickstoff, hierbei ist die Größenordnung im Phoenix See um rd. Faktor 38 kleiner. Einschätzungen zum Parameter wurden bereits im Kapitel 4.1 Szenario A (Normalbedingungen) gegeben. Die tatsächlichen Werte können nicht in der Betrachtung herangezogen werden, da sie maßgeblich in Abhängigkeit der jeweiligen Stoffeinträge stehen und daher entsprechend auch zu unterschiedlichen Konzentrationen führen können.

Weiterhin erfolgt eine Validierung der bisher eingesetzten Vollenweider-Betrachtung [16]. Im Zuge der Vorplanung wurden für verschiedene Varianten und Lastfälle Betrachtungen nach Vollenweider durchgeführt. Von einer Wiederholung der getroffenen Annahmen im Zuge der Vorplanung wird im gegenwärtigen Bericht abgesehen und auf die Vorplanung verwiesen [16]. Die Vollenweider-Betrachtung ergab P-Gehalte zwischen 21 µg/l und 28 µg/l [17]. Die Genauigkeit des exakten Wertes nach Vollenweider darf nicht überbewertet werden, da die Betrachtung nach Vollenweider eine Unterschätzung der gewässerinternen P-Rücklösungen als Belastungsgröße aufweist. Daher ist die Abschätzung

jeweils der Größenordnung nach ausreichend [11]. Trägt man die ermittelten P-Gehalte in das Diagramm zu Regressionsanalysen zwischen P-Konzentrationen und dem Chlorophyll a als Maß für die Phytoplanktonbiomasse ein erhält man einen PHYT Mittelwert von 5 µg/l (Abbildung 24).

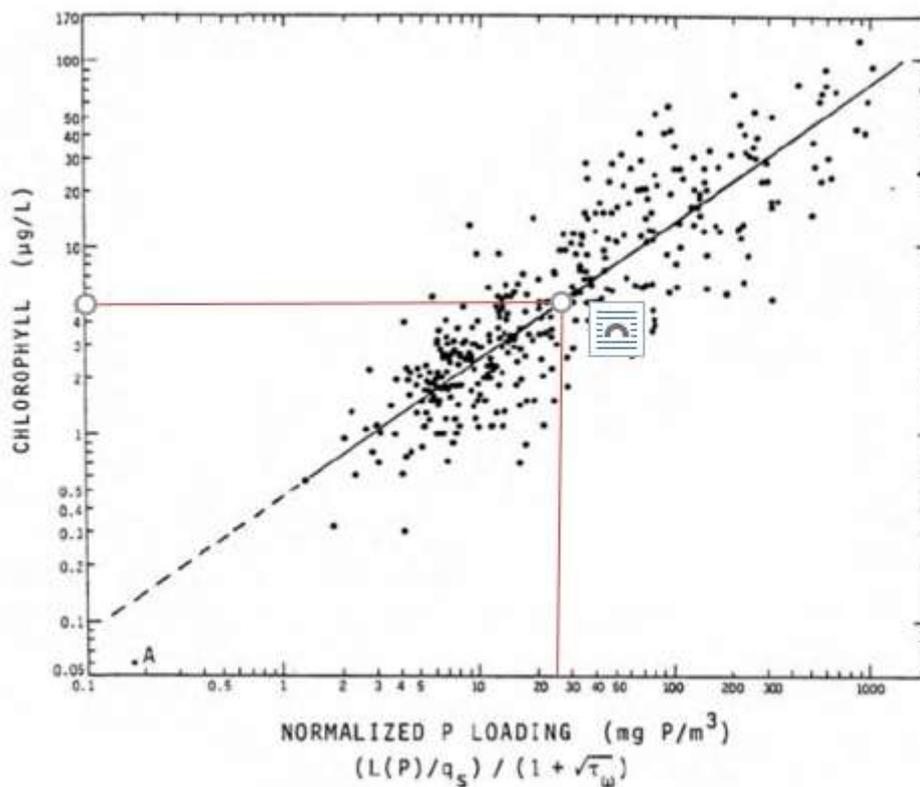


Abbildung 24: Regressionsanalyse zwischen P-Konzentration und Chlorophyll, aus LAWA (1999) [11]

Die Ergebnisse aus dem simulierten Modell nach WASP8 ergeben einen Jahresmittelwert von 5,39 µg/l (Betrachtung über Jahr 11 bis Ende Simulation). Sowohl die Vollenweider-Betrachtung als auch die Simulationsergebnisse nach WASP8 ergeben eine Gewässergüte im mesotrophen Bereich (beurteilt nach PHYT-Mittelwert) nach [11] [24].

Ein weiterer Schwerpunkt der Anwendung des Modells liegt auf relativen Veränderungen, also die Betrachtung von Sensitivitäten gegenüber den Ergebnissen des Szenario A (Normalbedingungen).

Temperatur (Abbildung 1.9 der Anlage A-2)

Zur Sensitivitätsbetrachtung des Modells hinsichtlich der Wassertemperatur wurden die Eingangsdaten der Lufttemperatur um 5°C erhöht bzw. um 5°C gesenkt. Die erwarteten Erhöhungen bzw. Senkungen der Wassertemperatur werden abgebildet (Abbildung 25). Demnach werden im Sommer Wassertemperaturen von maximal 28 °C (Erhöhung Lufttemperatur um 5°C) bzw. maximal 23°C (Senkung Lufttemperatur um 5°C) erreicht.

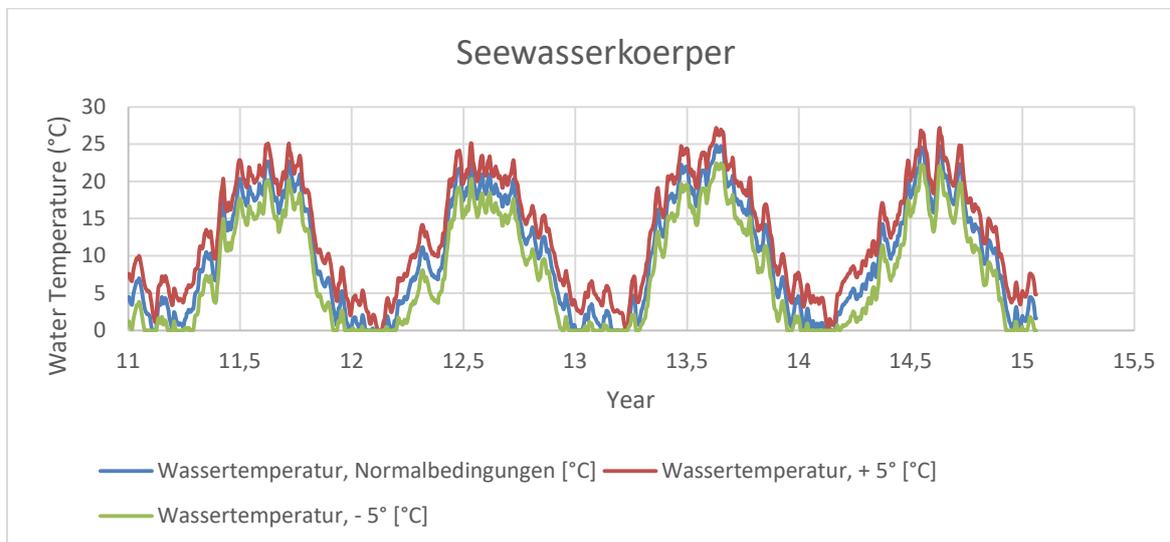


Abbildung 25: Wassertemperatursensitivität Normalbedingungen, Erhöhung Lufttemperatur + 5°C, Senkung Lufttemperatur -5°C, WASP8

Biologischer Sauerstoffbedarf (Abbildungen 1.15 bis 1.17 der Anlage A-2)

Zur Sensitivitätsbetrachtung der ausgewählten Umsatzprozesse (Kapitel 3.2.5 Sauerstoff) für den Sauerstoffbedarf wurden die nachfolgenden Anpassungen der entsprechenden Konstanten in WASP8 durchgeführt und deren Auswirkungen betrachtet.

Tabelle 15: Sensitivitätsbetrachtung ausgewählter Konstanten für den Biologischen Sauerstoffbedarf

Konstante	Wert	Quelle
CBOD Decay Rate Constant @ 20 C (1/day)	0,000	Ohne Zersetzungsrage
	0,350	Chapra
	5,600	Maximum-Wert Literatur
	0,004	Minimum-Wert Literatur, Resultat
CBOD Decay Temperature Correction Coefficient	1,07	Maximum-Wert Literatur
	1,047	WASP6 user manual, Chapra, Resultat
CBOD DO Half Saturation Oxygen Limit (mg O2/L)	0,25	Mittelwert Literatur
	0,5	WASP6 user manual, Resultat

* Resultat=Auswahl zur Simulation in WASP8 gem. Kapitel 3.2.5 Sauerstoff der vorliegenden Heftung

Abbildung 26 zeigt die Sensitivitätsbetrachtung für die Zersetzungsrage. Ohne Zersetzungsrage (rote Ganglinie) wird im Modell nur eine Durchmischung mit den eingegebenen Frachten des BOD geführt. Dies ist nicht korrekt, da eine Zersetzung im Ökosystem See stattfindet. Bei einer Zersetzungsrage von 5,6/Tag (lila Ganglinie) werden TCBOD Gehalte von 0,002 mg/l bis 0,003 mg/l erreicht. Diese Werte sind unrealistisch. Mit einer Zersetzungsrage von 0,35/Tag werden TCBOD Gehalte von 0,043 mg/l bis 0,055 mg/l erzielt. Auch diese Konzentrationen von Biologischem Sauerstoff sind zu gering und nicht realistisch. Einzig bei einer Zersetzungsrage von 0,004/Tag werden TCBOD Gehalte in der erwarteten Größenordnung erreicht, daher wurde der Literaturwert von 0,004 im Weiteren gewählt.

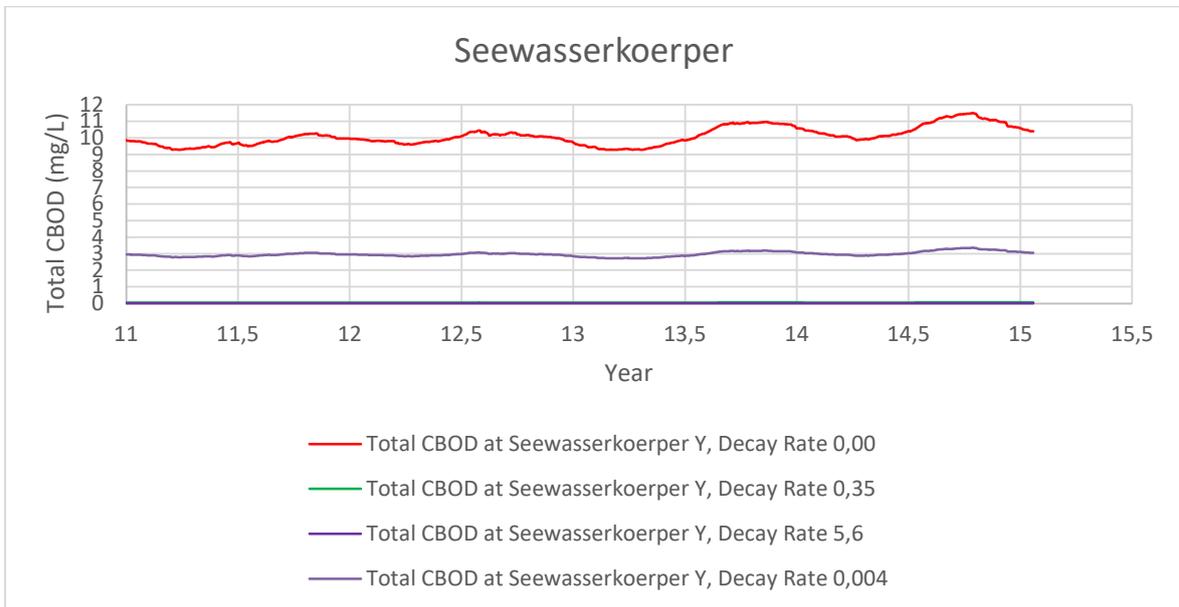


Abbildung 26: Sensitivitätsbetrachtung biologischer Sauerstoffbedarf [mg/l] mit Konstante Zersetzungsrage, WASP8

Abbildung 27 zeigt die Sensitivitätsbetrachtung für den Temperaturkorrekturkoeffizient. Ein erniedrigter Temperaturkorrekturkoeffizient bedingt einen niedrigeren biologischen Sauerstoffbedarf.

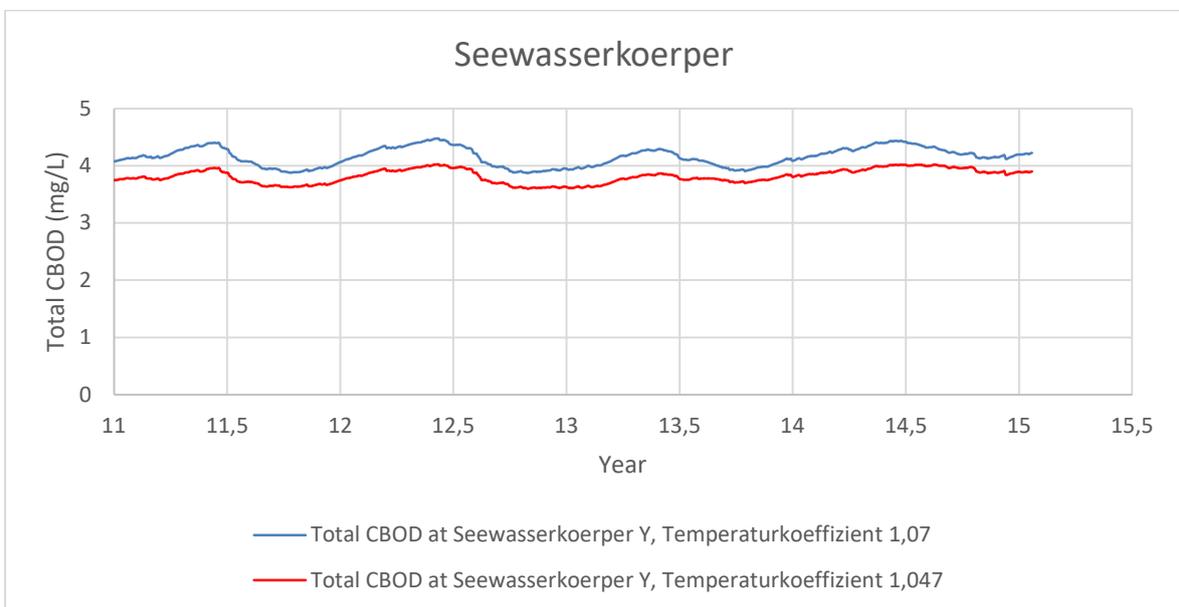


Abbildung 27: Sensitivitätsbetrachtung biologischer Sauerstoffbedarf [mg/l] mit Konstante Temperaturkorrekturkoeffizient, WASP8

Abbildung 28 zeigt die Sensitivitätsbetrachtung für die Halbsättigungskonstante gegenüber Sauerstoff. Die aerobe COBD-Zersetzung ist sauerstoffabhängig. Umso weniger Sauerstoff vorhanden ist, umso weniger Zersetzung findet statt. Die Halbsättigungskonstante bezeichnet diejenige Sauerstoffkonzentration, bei der die CBOD-Zersetzung nur noch 50% ihres unbeeinflussten Wertes beträgt. Die

Veränderung der Halbsättigungskonstante beeinflusst die Konzentration des biologischen Sauerstoffbedarfs jedoch kaum, da die vorhandenen DO-Werte größer als die Halbsättigungskonstante sind.

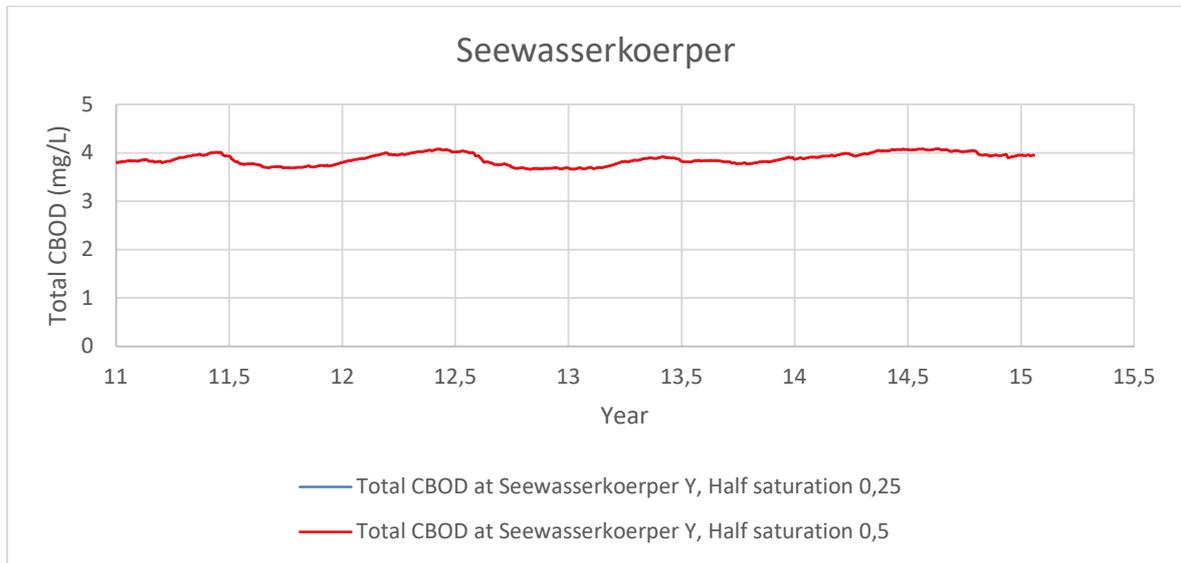


Abbildung 28: Sensitivitätsbetrachtung biologischer Sauerstoffbedarf [mg/l] mit Konstante Halbsättigungskonstante bzgl. Sauerstoff, WASP8

Gelöster anorganischer Phosphor, Gesamtphosphor, Phytoplankton (Abbildungen 1.28, 1.31 und 1.34 der Anlage A-2)

Zur Betrachtung der Änderungen des P-Gehaltes und das Anwachsen des Algenwachstums wurden die P-Frachten wie folgt modifiziert:

- Fracht für Eintrag durch Wasservögel: Erhöhung Anzahl der Wasservögel von 15 auf 50, dadurch Eintrag von 0,0160 kg/d partikulären organischen Phosphor
- Erhöhung Eintrag von gelöstem anorganischem Phosphor auf 0,0107 kg/d

Abbildung 29 bis Abbildung 31 zeigen die Jahresverläufe für das Jahr 12 jeweils für das Szenario A (Normalbedingungen) und nach Änderung der Frachten. Die Konzentrationen an gelösten anorganischem Phosphor, Gesamtphosphor und Phytoplankton haben sich erwartungsgemäß erhöht. Die Änderungen bedingen die erwartete Veränderung um eine Trophieklasse.

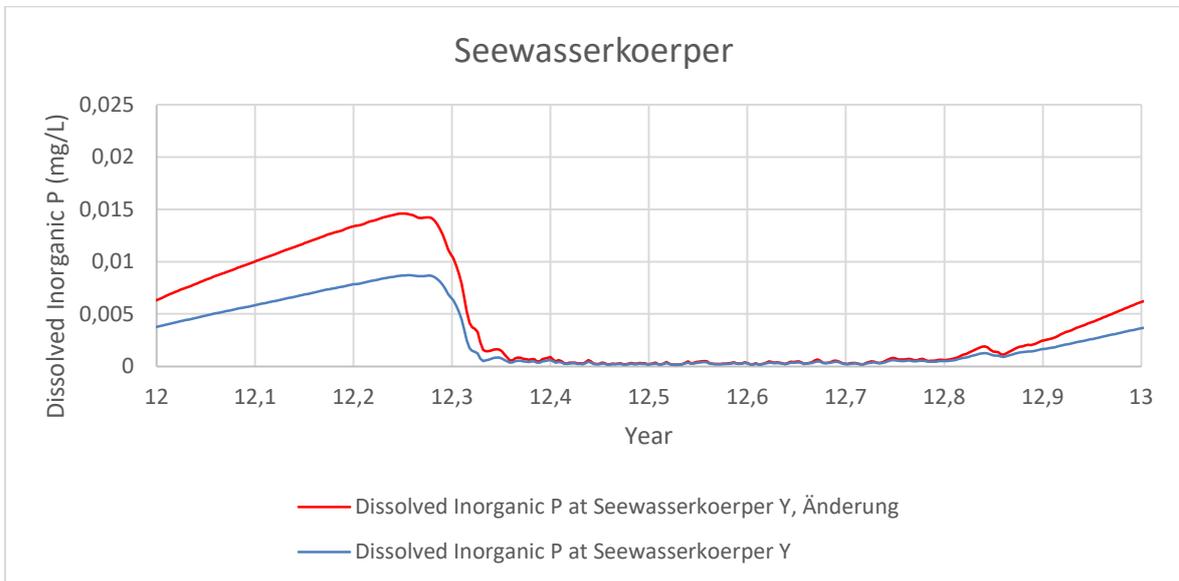


Abbildung 29: Jahresverlauf gelöster anorganischer Phosphor für das Jahr 12, Szenario A (in blau) und nach Änderung der P-Fracht in rot [1]

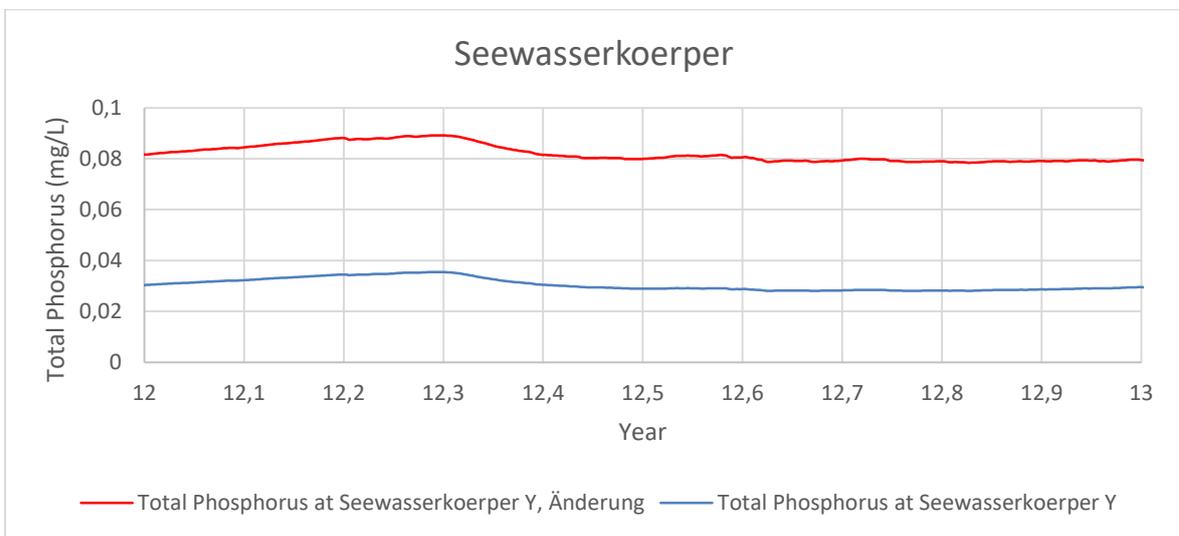


Abbildung 30: Jahresverlauf Gesamtphosphor für das Jahr 12, Szenario A (in blau) und nach Änderung der P-Fracht in rot [1]

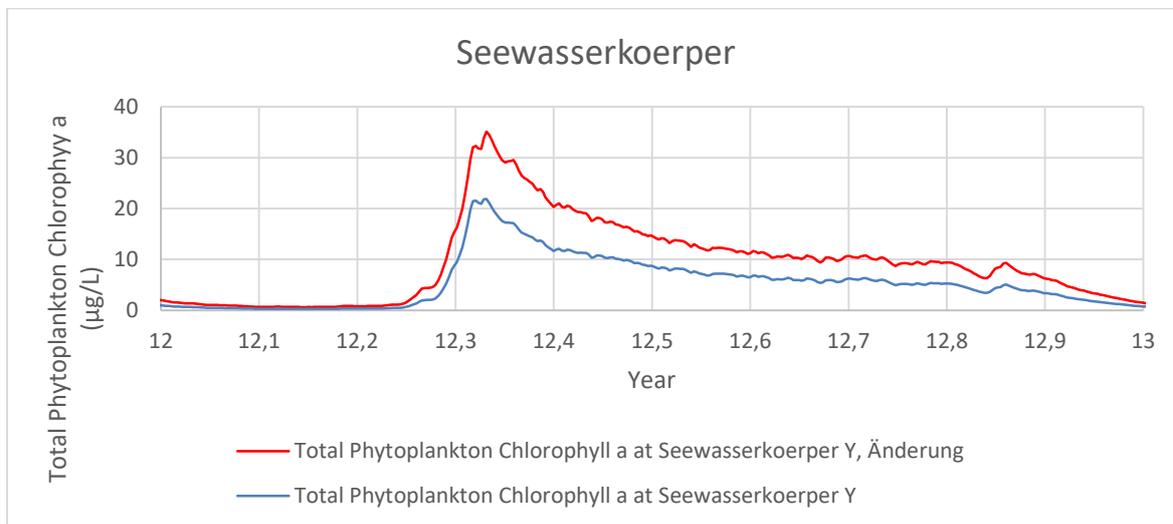


Abbildung 31: Jahresverlauf Phytoplankton für das Jahr 12, Szenario A (in blau) und nach Änderung der P-Fracht in rot [1]

6 Empfehlungen für die Bewirtschaftung

Die Bewirtschaftungskonzeption des Sees sollte in den ersten Jahren nach Befüllung anhand der dann kontinuierlich aufgenommenen Messwerte und an die aktuellen Erkenntnisse angepasst werden. Beispielsweise kann über die Messung der Phosphorgehalte im Frühjahr das Algenwachstum prognostiziert werden.

Bei der Erstbefüllung ist darauf zu achten, dass das Wasser relativ nährstoffarm ist und dass die zwischenzeitlich aufkommende Vegetation bei Bedarf wieder vollständig entfernt wird.

Auf Grundlage der definierten Entwicklungsziele und der Ergebnisse der Gewässergütesimulation werden folgende Maßnahmen zur Gütebewirtschaftung empfohlen:

Durchströmung Wasserkörper

Durch den Zufluss von „frischem“ phosphorarmen Grundwasser wird die Durchmischung im Wasserkörper des Sees bezogen auf die P-Konzentration günstiger, da der P-Gehalt des Grundwassers geringer als die gewählte kritische P-Konzentration (50 µg/l Bestimmungsgrenze) ist. Die Maßnahmen werden ohnehin im Zuge der Regulierung des Seewasserspiegels ausgeführt und sind auch aus Sicht der Gewässergüte ebenfalls sinnvoll.

Animpfung mit Armelechteralgen

Grundsätzlich können sowohl lebende Armelechteralgen als auch deren Oosporen (Fortpflanzungsorgane) im See ausgebracht werden. Die Pflanzung lebender Armelechteralgen hat den Vorteil, dass die Pflanzen relativ schnell anwachsen und sich ausbreiten können. Der Nachteil besteht darin, dass aus logistischen Gründen nur kleine Flächen bepflanzt werden können. Zudem ist die Bepflanzung nur

im flachen Wasser ohne größeren Aufwand möglich (ansonsten z. B. Einsatz von Tauchern notwendig).

Die flächige Beimpfung des Gewässers ist mit Oosporen möglich, hierbei stellt die Tiefe des Gewässers keine Restriktion dar. Ein zeitlicher Nachteil ist hingegen, dass die Oosporen zunächst keimen müssen. Grundsätzlich muss dem Anspritzverfahren vorangeschaltet sein, dass aus einem „Spendergewässer“ ein Wasser-Sediment-Gemisch entnommen wird, welches die Oosporen der Armleuchteralgen beinhaltet. Dies erfolgt erfahrungsgemäß von der Gewässersohle durch Taucher, die einen Sauger einsetzen. Durch einen Schlauch wird das Gemisch in einen Container gepumpt. Dabei wird das Gemisch gefiltert, damit keine unerwünschten Spross-Teile anderer Pflanzenarten in das Zielgewässer eingetragen werden. Das gefilterte Gemisch muss anschließend auf den Oosporen-Gehalt analysiert werden. Die Ausbringung kann dann mittels Anspritzverfahren durchgeführt werden [9].

Für die Bepflanzung mit Armleuchteralgen sollten die „Windsheimer Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen von 1980“ berücksichtigt werden [6]. Demnach ist die gewählte Art innerhalb ihres (jetzigen oder historischen) Verbreitungsgebietes auszubringen. Das Saatgut- oder Pflanzgut stammt aus einem nahegelegenen Vorkommen der gleichen Art, ohne dass diese geschädigt wird. Der Ausbringungsort (hier: Zielgewässer) entspricht den Standortansprüchen der Art. Jede Ausbringung wird „wissenschaftlich betreut und dokumentiert“ [6].

Für den Pflanzplan des geplanten Sees sollten sowohl lebende Armleuchterlagen als auch deren Oosporen ausgewählt werden. Dem Plan B-3.6 der Anlagenreihe B des Heft 1 kann die grundsätzliche Systematik der Anpflanzung entnommen werden. Der eigentliche Pflanzplan wird im Zuge der Ausführungsplanung erstellt. Die Arten sind so auszuwählen, dass diese für die Standortbedingungen des geplanten Sees geeignet sind. In Hinblick auf die Trophie ist darauf zu achten, dass die Arten eine vergleichsweise breite Standortamplitude aufweisen. Dies können beispielsweise folgende Arten sein:

- Gegensätzliche Armleuchteralge (*Chara contraria*)
- Zerbrechliche Armleuchteralge (*Chara globularis*)
- Gewöhnliche Armleuchteralge (*Chara vulgaris*)
- Stachelspitzige Glanzleuchteralge (*Nitella mucronata*)
- Dunkle Glanzleuchteralge (*Nitella opaca*)

Prinzipiell können in der Mitte des Sees auf der Sohle und um das nordwestliche und nordöstliche Ufer (in Flachwasserzonen) Armleuchteralgen eingesetzt werden. Die Anpflanzung sollte in zwei Schritten erfolgen. Aufgrund der unterschiedlichen Phänologie der einzusetzenden Arten sollte eine Bepflanzung der Sohle im Spätsommer (August und September) für die Arten *C. globularis*, *C. vulgaris*, *N. mucronata* und im Frühjahr (Mai) für *C. contraria*, *N. opaca* stattfinden. Die Animpfung mittels Oosporen erfolgt flächig auf der Seesohle.

ArMLEUCHTERLAGEN bevorzugen vor allem sandige Substrate als Sediment. Ist der Boden der Sohle zu stark kalkhaltig und nährstoffreich, gelangen diese Nährstoffe ins Freiwasser und sind dort pflanzenverfügbar, was zur Ansiedlung von fädigen Grünalgen und benthischen Blaualgen führen kann, die

wiederum die Entwicklung der Armelechteralgen negativ beeinflussen. Daher ist eine Abdeckung der Seesohle mit einer ca. 15 bis 20 cm mächtigen Sandschicht erforderlich.

Nahrungsnetzsteuerung (Biomanipulation)

Ein Neubesatz von Fischen nach Herstellung des Sees kann so gesteuert werden, dass sich positive Auswirkungen auf die P-Konzentration ergeben. Aufgrund der guten Erfolgsaussichten und der im Vergleich zu anderen Maßnahmen moderaten Investitionskosten wird die Maßnahme als Vorzugsmaßnahme definiert. Die Kosten von Besatzmaßnahmen richten sich nach den jeweiligen Preisen für die Satzfische. Grundsätzlich steigen die Kosten mit dem Trophiegrad des zu behandelnden Gewässers.

Unter Berücksichtigung der Charakteristika des geplanten Sees (z.B. maximale Tiefe und Fläche, Form und Anbindung) sowie dem erklärten Ziel der Dominanz von Raubfischen (piscivore Fische) wird grundsätzlich zum Erstbesatz die Leitart Hecht (*Esox lucius*) empfohlen [7]. Für den geplanten See sollten etwa 60 bis 100 Tiere der Kategorie Hv (vorgestreckte Hechtbrut) und 10 bis 20 Tiere der Kategorie H1 (Hechte von 20 bis 25 cm Größe) pro Hektar eingesetzt werden. Die vorgestreckte Hechtbrut sollte im Frühjahr von April bis Juni besetzt werden. Einsömmrige Hechte (H1) sind im Herbst zu besetzen.

Weiterhin kann die einheimische Fischart Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) aus der Familie der Karpfenfische eingesetzt werden. Die Rotfeder ernährt sich hauptsächlich von Algen und Wasserpflanzen (z. B. Tausendblatt, Wasserpest u. a.). Für den geplanten See können Rotfedern der Größenordnung von 10 bis 20 cm eingesetzt werden.

Auf Grundlage einer langfristigen Besatzstrategie wird empfohlen, keinen Angelbetrieb für den geplanten See zu zulassen, da beim Angeln üblicherweise Raubfische bevorzugt werden. Ein Angelbetrieb hätte einen erheblichen Einfluss auf die Häufigkeitsverteilung der einzelnen Fischarten. Eine Entnahme von Raubfischen würde zu einer Dominanz von Friedfischen (planktivoren Fische) führen, die sich nachteilig auf die Güteverhältnisse im Gewässer auswirkt, da diese das große herbivore Zooplankton (vor allem große Wasserfloh-Arten der Gattung Daphnia) eliminieren, so dass der Fraßdruck auf Algen minimiert wird. Unter dieser Konstellation ist das Wasser durch die Algen meist stark getrübt und kann zur Eutrophierung führen. Der Fischbestand wirkt also entscheidend auf die Qualität und Struktur eines Gewässers ein. Anders herum: Große Wasserfloh-Arten (z.B. Daphnien) sind also wichtig, um erhöhte Wachstumsraten der Algen durch ihre Fraßtätigkeit zu kompensieren [7].

Abfischen der Algenblüte/ Mechanische Entkrautung

Eine Umsetzung der Pflegemaßnahme kommt in Betracht, wenn es trotz der Umsetzung der Vorzugsmaßnahmen bei Auftreten besonderer Randbedingungen (sehr hoher Nährstoffeintrag bspw. durch Wasservögel, hohe Temperaturen, Verringerung des Wasserkörpers etc.) zu einem vermehrten Algenwachstum kommt. Hierzu eignet sich der Einsatz von Booten um die Algenblüten auf der gesamten Seefläche mittels Netzen/ Keschern abzufischen. Als weitergehende Maßnahme dient der Einsatz eines Mähbootes zur Biomasseentnahme (mechanische Entkrautung) im Spätsommer / Herbst. Hierbei können Makrophyten aus dem Gewässer mittels Schneidvorrichtungen entnommen werden. Das anfallende Mähgut kann weitgehend gehäckselt und direkt in einem am Ufer stehenden

Transportcontainer entladen werden. Beim Verbleiben der Biomasse im See würden nach Absterben der Pflanzen enorme Mengen an Sauerstoff benötigt, die gegebenenfalls nicht schnell genug bereit gestellt werden können. Je nach Nährstoffgehalt kann mit Entnahmemengen von ca. 100 bis 500 t (Feuchtgewicht) gerechnet werden [8]. In der Nährstoffbilanz würde eine Entnahme von ca. 100 t Biomasse einen Entzug von 50 bis 100 kg Phosphor entsprechen. Weiterhin sollte regelmäßig angefallener Müll am und im Wasser beseitigt werden. Auch die Exkrememente der Wasservögel auf den Uferwegen sollten gesammelt und anschließend entsorgt werden.

7 Zusammenfassung

Die Simulationsrechnungen geben einen Überblick über die möglichen Auf- und Abbauprozesse der Biomasse im Hillersee und liefern damit eine Grundlage für die Beurteilung der Trophieeinstufung und die Bewirtschaftung des Sees.

Bei den angenommenen Frachten, insbesondere von Phosphor, sollte es im See nicht zu einer übermäßigen Algenentwicklung kommen.

Nach einem Starkregenereignis steigen die Nährstofffrachten sprunghaft an und erreichen in dem Jahr des Ereignisses höhere Nährstoffgehalte im See, die an der oberen Grenze des mesotrophen Bereich liegen. Trotz der höheren Einträge scheinen die Sauerstoffgehalte ausreichend hoch zu bleiben. Die Wasserqualität im See stellt sich nach rd. einem Jahr gemäß Qualität vor dem Starkregenereignis wieder ein.

Insgesamt zeigt die Abschätzung der möglichen Stofffrachten und die darauf basierende Simulation der Gewässergüte, dass der See in einem mesotrophen Zustand gehalten werden kann. Für einen typischen Flachwassersee entspricht dies den natürlichen Verhältnissen. Bei entsprechender Bewirtschaftung und sorgfältiger Information der Öffentlichkeit können die diffusen Frachten erheblich reduziert werden, so dass dies auch positive Auswirkungen auf die Gewässergüte haben kann.

Aufgestellt:

M. Sc. A. Hörter

Dortmund, Januar 2021

Björnsen Beratende Ingenieure GmbH



Dipl.-Ing. Ulrich Krath



ppa. Dipl.-Ing. Patrick Blase