

**Modellstudie zu den Auswirkungen verschiedener
Vertiefungsszenarien auf die Hydrodynamik und Wasserqualität in
der Talsperre Haltern**

Auftraggeber: Gelsenwasser AG
Willy-Brandt-Allee 26
45891 Gelsenkirchen

Auftragsdatum: 24.06.2021

Auftragsnummer: A828

Berichtsnummer: A828-3

Bearbeitung: Dipl.-Ing. Bernhard Keim
Dipl.-Ing. Stefan Mirbach

Stuttgart, 25.03.2025



Bernhard Keim



Stefan Mirbach

INHALT

ABBILDUNGSVERZEICHNIS	III
TABELLENVERZEICHNIS	IX
1 Einleitung.....	1
1.1 Veranlassung	1
1.2 Vorstellung Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner GmbH	1
1.3 Vorgehensweise	2
2 Methodik.....	4
2.1 Messkampagne 2020/2021	4
2.2 Beschreibung Modellsystem.....	5
2.2.1 Hydrodynamisches Seemodell Delft3D-Flow	5
2.2.2 Wasserqualitätsmodell Delft3D-WAQ	5
2.3 Simulationszeiträume	10
2.3.1 Zeitraum Messkampagne März 2020 bis März 2021	10
2.3.2 Langfristiger historischer Zeitraum 2010 bis 2020	10
2.3.3 Klimaszenario 2060 bis 2070	11
2.4 Modellaufbau	11
2.4.1 Modellnetze.....	11
2.4.2 Randbedingungen.....	13
2.4.3 Anfangsbedingungen	28
3 Ist-Zustand der Gewässergüte der Talsperre Haltern.....	29
3.1.1 Wassertemperatur, Schichtung und Durchmischung	29
3.1.2 Primärproduktion.....	33
3.1.3 Sauerstoffverhältnisse.....	38
3.1.4 Nährstoffe	42
4 Prognose der Gewässergüte bei Vertiefung der Talsperre auf 23 m.....	50
4.1 Modellberechnungen Zeitraum Messkampagne 2020/2021	50
4.1.1 Wassertemperatur, Schichtung und Durchmischung	50
4.1.2 Primärproduktion.....	52
4.1.3 Sauerstoffverhältnisse.....	53
4.1.4 Nährstoffe	57
4.2 Klimaszenario 2060-2070 und Vergleich mit 2010-2020	61
4.2.1 Aktueller Ausbaggerungszustand	62
4.2.2 Vertiefung auf 23 m.....	64

5	Zusammenfassende Bewertung	69
	LITERATURVERZEICHNIS.....	73

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 2.1: Übersicht der Probenahmestellen der Messkampagne 2020/2021	4
Abbildung 2.2: Schematische Übersicht der Datenflüsse des Delft3D-Modellsystems mit dem hydrodynamischen Modell Delft3D-Flow und dem Wasserqualitätsmodell Delft3D-WAQ	6
Abbildung 2.3: Konzept der im Wasserqualitätsmodell für die Talsperre Haltern verwendeten Zustandsgrößen.....	9
Abbildung 2.4: Konzept der im Wasserqualitätsmodell der Talsperre Haltern verwendeten Prozesse	10
Abbildung 2.5: Modellnetz Talsperre Haltern mit Sohliefen Stand Juli 2020	12
Abbildung 2.6: Modellnetz Talsperre Haltern mit Restvertiefung auf 15 m.....	12
Abbildung 2.7: Modellnetz Talsperre Haltern mit Vertiefung auf 23 m	13
Abbildung 2.8: Verwendete Abflüsse und Wassertemperaturen für den Zufluss der Zwischensteier in die Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	14
Abbildung 2.9: Verwendete Abflüsse und Wassertemperaturen für den Zufluss des Mühlenbachs in die Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	15
Abbildung 2.10: Im Modell der Talsperre Haltern definierte Modellzellen mit Grundwasserzufluss.....	15
Abbildung 2.11: Berechneter Grundwasserzufluss und gemessener Wasserstand in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	16
Abbildung 2.12: Im Modell verwendeter Ausfluss aus der Talsperre Haltern a) über das Wehr und b) über die Nord-Süd-Verbindung von 2020-2021	16
Abbildung 2.13: Messdaten des Sauerstoffgehalts, der wichtigsten Nährstoffe und der Chlorophyll-a-Konzentration vom Mühlenbach und der Steier bei der Antoniusbrücke im Zeitraum März 2020 bis März 2021	17
Abbildung 2.14: Im Modell verwendete Datenreihen zur Lufttemperatur und Globalstrahlung (oben), relativen Luftfeuchte und zum Niederschlag (zweite Reihe), zur Wolkenbedeckung (dritte Reihe) und zum Wind (unten) im Zeitraum 2020/2021 (Quelle: Deutscher Wetterdienst).....	19

Abbildung 2.15: Gemessene Sichttiefen in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	20
Abbildung 2.16: Verwendete Abflüsse und Wassertemperaturen für den Zufluss der Zwischenstever in die Talsperre Haltern im Zeitraum 2010-2020	21
Abbildung 2.17: Verwendete Abflüsse und Wassertemperaturen für den Zufluss des Mühlenbachs in die Talsperre Haltern im Zeitraum 2010-2020	21
Abbildung 2.18: Berechneter Grundwasserzufluss und gemessener Wasserstand in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2010-2020	22
Abbildung 2.19: Im Modell verwendeter Abfluss aus der Talsperre Haltern a) über das Wehr und b) über die Nord-Süd-Verbindung im Zeitraum 2010-2020	22
Abbildung 2.20: Mess- und Modelldaten des Sauerstoffgehalts, der wichtigsten Nährstoffe und der Chlorophyll-a-Konzentration vom Mühlenbach und der Zwischenstever bei der Antoniusbrücke im Zeitraum der Jahre 2010 bis 2020	24
Abbildung 2.21: In den Modellen verwendete Datenreihen zur Lufttemperatur und Globalstrahlung (oben), relativen Luftfeuchte und zum Niederschlag (zweite Reihe), zur Wolkenbedeckung (dritte Reihe) und zum Wind (unten) im Zeitraum 2010-2020 (Quelle: Deutscher Wetterdienst)	25
Abbildung 2.22: Jahres- und jahreszeitliche Mittelwerte der Lufttemperatur eines Prognose-Modelllaufs aus dem EURO-CORDEX Ensemble für den Zeitraum der Jahre 2008 bis 2100; grau hinterlegter Bereich markiert den Simulationszeitraum mit dem Modell der Talsperre Haltern	26
Abbildung 2.23: Vergleich verschiedener meteorologischer Größen gemessen im Zeitraum 2010-2020 mit den berechneten Daten eines EURO-CORDEX-Modelllaufs aus den Jahren 2060-2070 anhand von Monats- und Jahresmittelwerten (LT: Lufttemperatur, rF: relative Luftfeuchte, Wind: Windgeschwindigkeit, GS: Globalstrahlung, lwS: langwellige Strahlung)	27
Abbildung 3.1: Berechnete Temperaturprofile an den vier Probenahmepunkten der Messkampagne 2020/2021 in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	30
Abbildung 3.2: Vergleich berechneter und gemessener Wassertemperaturen an der Wasseroberfläche an den vier Probenahmepunkten der	

Messkampagne 2020/2021 in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	31
Abbildung 3.3: Vergleich berechneter und gemessener Wassertemperaturen in 6 m Wassertiefe an den vier Probenahmepunkten der Messkampagne 2020/2021 in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	32
Abbildung 3.4: Vergleich berechneter und gemessener Wassertemperaturen in 12 m Wassertiefe an den vier Probenahmepunkten der Messkampagne 2020/2021 in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	33
Abbildung 3.5: Berechnete Konzentrationen an Chlorophyll a im Profil an den Positionen nördlich Insel, Seemitte, westlich Insel und vor Wehr in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	34
Abbildung 3.6: Berechnete Nettoprimärproduktion in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	35
Abbildung 3.7: Gemessene und berechnete Konzentrationen an Chlorophyll a in 0 m und 6 m Wassertiefe und oberflächennah gemessene Zellzahlen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	36
Abbildung 3.8: Gemessene und berechnete Konzentrationen an Chlorophyll a 0 m und 6 m Wassertiefe und oberflächennah gemessene Zellzahlen an der Position nördlich Insel in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	36
Abbildung 3.9: Gemessene und berechnete Konzentrationen an Chlorophyll a in 0 m und 6 m Wassertiefe und oberflächennah gemessene Zellzahlen an der Position westlich Insel in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	37
Abbildung 3.10: Gemessene und berechnete Konzentrationen an Chlorophyll a in 0 m und 6 m Wassertiefe und oberflächennah gemessene Zellzahlen an der Position vor Wehr in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	37
Abbildung 3.11: Vergleich der gemessenen (oben) und berechneten (unten) Sauerstoffkonzentrationen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	39
Abbildung 3.12: Vergleich der gemessenen (oben) und berechneten (unten) Sauerstoffkonzentrationen an der Position vor Wehr in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	39

Abbildung 3.13: Gemessene und berechnete Sauerstoffkonzentrationen in verschiedenen Wassertiefen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	40
Abbildung 3.14: Gemessene und berechnete Sauerstoffkonzentrationen in verschiedenen Wassertiefen an der Position vor Wehr in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	41
Abbildung 3.15: Berechnete Sauerstoffzehrung des Sediments durch den Fluss reduzierter Substanzen und die oxische Mineralisierung von organischem Material an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	42
Abbildung 3.16: Vergleich der gemessenen (oben) und berechneten (unten) Konzentrationen an Phosphatphosphor an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	43
Abbildung 3.17: Gemessene und berechnete Konzentrationen an Phosphatphosphor in verschiedenen Wassertiefen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	44
Abbildung 3.18: Berechneter Verlauf der Phosphorflüsse von der Wassersäule ins Sediment (Sedimentation) und umgekehrt (Rücklösung und Mineralisierung) in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	45
Abbildung 3.19: Vergleich der gemessenen (oben) und berechneten (unten) Konzentrationen an Nitratstickstoff an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	46
Abbildung 3.20: Gemessene und berechnete Konzentrationen an Nitratstickstoff in verschiedenen Wassertiefen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	47
Abbildung 3.21: Vergleich der gemessenen (oben) und berechneten (unten) Konzentrationen an Ammoniumstickstoff an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	48
Abbildung 3.22: Gemessene und berechnete Konzentrationen an Ammoniumstickstoff in verschiedenen Wassertiefen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021	49
Abbildung 4.1: Berechnete Temperaturprofile an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand (oben), die Restvertiefung auf 15 m (Mitte) und die Vertiefung auf 23 m (unten) im Zeitraum 2020/2021	51

Abbildung 4.2: Berechnete Wassertemperaturen an der Wasseroberfläche und über der Seesohle an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand, die Restvertiefung auf 15 m und die Vertiefung auf 23 m im Zeitraum 2020/2021	52
Abbildung 4.3: Berechnete Nettoprimärproduktion in der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand, die Restvertiefung auf 15 m und die Vertiefung auf 23 m im Zeitraum 2020/2021.....	53
Abbildung 4.4: Berechnete Sauerstoffkonzentrationen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand (oben), die Restvertiefung auf 15 m (Mitte) und die Vertiefung auf 23 m (unten) im Zeitraum 2020/2021	55
Abbildung 4.5: Berechnete, mittlere Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand, die Restvertiefung auf 15 m und die Vertiefung auf 23 m im Zeitraum 2020/2021	55
Abbildung 4.6: Berechnete Sauerstoffzehrung des Sediments durch den Fluss reduzierter Substanzen und die oxische Mineralisierung von organischem Material der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand (oben), die Restvertiefung auf 15 m (Mitte) und die Vertiefung auf 23 m (unten) im Zeitraum 2020/2021	56
Abbildung 4.7: Berechnete Phosphatphosphorkonzentrationen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand (oben), die Restvertiefung auf 15 m (Mitte) und die Vertiefung auf 23 m (unten) im Zeitraum 2020/2021	58
Abbildung 4.8: Berechnete Phosphorflüsse in und aus dem Sediment der Talsperre Haltern durch Sedimentation aus der Wassersäule sowie Freisetzung in die Wassersäule durch Mineralisierung bzw. Rücklösung für den momentanen Ausbaggerungszustand (oben), die Restvertiefung auf 15 m (Mitte) und die Vertiefung auf 23 m (unten) im Zeitraum 2020/2021	59
Abbildung 4.9: Berechnete Nitratkonzentrationen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand (oben), die Restvertiefung auf 15 m (Mitte) und die Vertiefung auf 23 m (unten) im Zeitraum 2020/2021	60

Abbildung 4.10: Berechnete Ammoniumstickstoffkonzentrationen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand (oben), die Restvertiefung auf 15 m (Mitte) und die Vertiefung auf 23 m (unten) im Zeitraum 2020/2021	61
Abbildung 4.11: Berechnete Wassertemperaturen an der Wasseroberfläche und an der Seesohle an der Position Seemitte der Talsperre Haltern in den Zeiträumen 2010-2020 (oben) und 2060-2070 (unten) im aktuellen Ausbaggerungszustand; grau hinterlegte Bereiche markieren Schichtungsperioden	62
Abbildung 4.12: Berechnete, jährliche Schichtungsperioden in der Talsperre Haltern in den Zeiträumen 2010-2020 (oben) und 2060-2070 (unten); grau hinterlegte Bereiche markieren mittlere Schichtungsperiode	63
Abbildung 4.13: Berechnete Jahresmittelwerte der Wassertemperatur an der Wasseroberfläche und an der Seesohle an der Position Seemitte der Talsperre Haltern in den Zeiträumen 2010-2020 und 2060-2070	64
Abbildung 4.14: Berechnete Wassertemperaturen an der Wasseroberfläche und an der Seesohle an der Position Seemitte der Talsperre Haltern im momentanen Ausbaggerungszustand (oben) und mit Vertiefung auf 23 m (unten) im Zeitraum 2060-2070; grau hinterlegte Bereiche markieren Schichtungsperioden	65
Abbildung 4.15: Berechnete, jährliche Schichtungsperioden in der Talsperre Haltern im momentanen Ausbaggerungszustand und mit Vertiefung auf 23 m im Zeitraum 2060-2070	66
Abbildung 4.16: Berechnete Jahresmittelwerte der Wassertemperatur an der Wasseroberfläche und an der Seesohle an der Position Seemitte der Talsperre Haltern im momentanen Ausbaggerungszustand und mit Vertiefung auf 23 m im Zeitraum 2060-2070	67
Abbildung 4.17: Berechnete Sauerstoffkonzentrationen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand (oben) und die Vertiefung auf 23 m (unten) im Jahr 2064	68
Abbildung 4.18: Berechnete, mittlere Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand und die Vertiefung auf 23 m im Jahr 2064	68

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 2.1:	Übersicht der im Modell für die Talsperre Haltern verwendeten Randbedingungen	14
--------------	---	----

1 Einleitung

1.1 Veranlassung

Die Talsperre Haltern dient als Rohwasserressource des Wasserwerks Haltern der Sicherstellung der öffentlichen Trinkwasserversorgung. Sie ist ab 1927 durch Ausbaggerung entstanden und wurde im Februar 1972 mit dem heutigen Uferprofil und einer Wassertiefe von 7 m fertiggestellt. Seit 1996 erfolgt auf Grundlage eines bis 31.12.2029 gültigen Rahmenbetriebsplans eine Vertiefung der Talsperre Haltern auf 15 m zum Zweck der Sandgewinnung.

Die GELSENWASSER AG beabsichtigt, die aktuelle Sandgewinnung über das Jahr 2029 hinaus fortzusetzen. Der See soll um weitere 8 m, von 15 m Wassertiefe (24,40 m NHN) auf 23 m (16,40 m NHN) vertieft werden. Für die weitere Sandgewinnung wird eine neue Rahmenbetriebsplanzulassung einschließlich Umweltverträglichkeitsprüfung für 40 Jahre beantragt. Der Bereich der Talsperre, der vertieft wird, hat einen Uferabstand von ca. 60 m. Das abbaubare Sandvolumen beträgt voraussichtlich rund 12 Mio. m³.

Die Weiterführung der Sandgewinnung führt aus folgenden Gründen nur zu geringen Eingriffe in den Naturhaushalt:

- die vorhandene Infrastruktur (Betriebsflächen, Leitungen) kann weiterhin verwendet werden
- keine Vergrößerung der Betriebsplangrenzen
- Verbesserung der Gewässerqualität.

Dieses Fachgutachten beschreibt die entsprechenden Auswirkungen des Vorhabens.

1.2 Vorstellung Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner GmbH

Die Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner GmbH (kup) verfügt über langjährige Erfahrung im Bereich der Modellierung der Hydrodynamik und Wasserqualität von Seen. Mit dem für die Talsperre Haltern verwendeten Modellinstrumentarium wurden bereits in zahlreichen Projekten verschiedenste Fragestellungen zu Schichtungs- und Durchmischungsverhältnissen, Wasserqualitätsprozessen, Ausbreitung von Wasserinhaltsstoffen, Schwebstofftransport und Einfluss des Klimawandels in Seen bearbeitet. Zu nennen sind hier beispielsweise das Online-Informationssystem BodenseeOnline, das in einem Verbundforschungsprojekt gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung und durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft in den Jahren 2005 bis 2008 unter Federführung von kup entwickelt wurde. Nach Abschluss des Forschungsprojekts wurde BodenseeOnline in die IT-Infrastruktur der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg überführt und ist über dessen Webseite erreichbar (<https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/wasser/bodenseeonline>). Das System wird

von kup im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg gewartet, betreut und ständig weiterentwickelt. Es besteht aus miteinander gekoppelten, numerischen Modellen zur Berechnung der Hydrodynamik (Modell Delft3D-Flow), der Wasserqualität (Delft3D-WAQ), windinduzierter Oberflächenwellen (SWAN) und der Meteorologie (WRF). Auf Grundlage dieses Modellinstrumentariums wurden von kup in den letzten Jahren zahlreiche weitere Fragestellungen am Bodensee bearbeitet, wie z.B. Dichteströme durch Hochwasserereignisse über den Alpenrhein, der Einfluss der Klimaänderung auf die langjährige Tiefenwassererneuerung und die Wellenbelastung der Uferzone rund um den See. Ähnliche Fragestellungen wurden und werden von kup auch an weiteren, großen Seen des Alpen- und Voralpenraums bearbeitet, z. B. am Wörthersee (Einfluss thermischer Nutzungen von Seewasser, langjährige Tiefenwassererneuerung, Einfluss Klimawandel auf Schichtung und Wasserqualität, Analyse Wind- und Bootswellen), am Vierwaldstättersee (thermische Nutzungen, saisonale Dichteströme durch Salinitätsdifferenzen zwischen den Teilbecken) und am Baldeggersee (Analyse und Quantifizierung der Einflussfaktoren auf die Sauerstoffzehrung im See, Optimierung künstliche Belüftung).

Unsere Erfahrungen sind auch bei den Berufsverbänden gefragt. Insbesondere sind wir durch Herrn Dr. Lang in den AG GB-3.3 Seenmodellierung des DWA aktiv. Darüber hinaus war Herr Dr. Lang als Sprecher des DWA GB-3.7 für die Erstellung des DWA Merkblatts 641 „Methoden zur Charakterisierung von Grundwasser-See-Interaktionen“ verantwortlich. Ferner sind wir bzw. waren wir in verschiedenen Arbeitskreisen der FHDGG (Kalibrierung von Grundwassermodellen und Hydrogeologie arider Gebiete) und des DVGW (Grundwassermodelle, Grundwasserschutzräume, Markierungsversuche, Beweissicherung) tätig und an der Erstellung der technischen Regel DVGW W 107 „Aufbau und Anwendung numerischer Grundwassermodelle in Wassergewinnungsgebieten“ beteiligt.

Aktuell beschäftigt kup 20 Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter (Voll- und Teilzeit) aus dem Ingenieurwesen und den Geowissenschaften. Der Unternehmenssitz ist in Leinfelden-Echterdingen bei Stuttgart.

1.3 Vorgehensweise

Mit einer Vertiefung der Talsperre ändert sich das Volumen des Wasserkörpers. Damit sind Auswirkungen auf das Durchmischungsverhalten sowie gewässerökologische Prozesse in der Talsperre zu erwarten. Für einen fundierten Entscheidungsprozess hinsichtlich einer weiteren Vertiefung der Talsperre müssen diese Veränderungen zunächst identifiziert und quantifiziert werden. Hierfür bietet sich die Verwendung numerischer Seemodelle an, mit denen die Strömungsverhältnisse, Temperaturverteilung und wichtigsten biogeochemischen Wasserqualitätsprozesse in der Talsperre dreidimensional berechnet werden können. Ein solches Modellsystem wurde im Auftrag der Gelsenwasser AG von der Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und

Partner GmbH für die Talsperre Haltern aufgebaut und steht somit für die Bearbeitung der Fragestellung der weiteren Vertiefung der Talsperre zur Verfügung.

Wichtigste Grundlage beim Einsatz von numerischen Modellen ist deren Validierung. Auf diese Weise wird sichergestellt, dass das Modell in der Lage ist, die relevanten Prozesse in der Talsperre nachzubilden und somit belastbare Ergebnisse zu liefern. Im Rahmen einer umfangreichen Messkampagne wurden ab März 2020 zweiwöchentlich an mehreren Positionen in der Talsperre und in den Zuflüssen Messdaten zu den wichtigsten physikalischen, biologischen und chemischen Größen erhoben. Somit liegt eine optimale Messdatenbasis vor, anhand derer die Modelle kalibriert und überprüft werden können.

Um die Veränderungen einer weiteren Vertiefung auf 23 m auf die Gewässergüte der Talsperre Haltern darstellen zu können, wird im ersten Schritt der aktuelle Zustand der Talsperre dokumentiert. Für die Charakterisierung des Ist-Zustands der Talsperre werden die Daten der Messkampagne sowie die Ergebnisse des überprüften Modells für den einjährigen Simulationszeitraum März 2020 bis März 2021 verwendet. Im Fokus der Analyse stehen die Wassertemperaturen, Schichtungs- und Durchmischungsprozesse, Primärproduktion, Sauerstoffverhältnisse und die Nährstoffkreisläufe im saisonalen Wandel. Im zweiten Schritt wird eine Modellvariante mit auf 23 m vertiefter Talsperre aufgebaut und Berechnungen für den einjährigen Simulationszeitraum von März 2020 bis März 2021 durchgeführt. Anhand der Ergebnisse lässt sich die Gewässergüte der vertieften Talsperre prognostizieren. Im Vergleich mit den Ergebnissen des Modells zum Ist-Zustand lassen sich im Detail die Auswirkungen der Maßnahme für die oben beschriebenen Prozesse analysieren. Da in Zukunft der Klimawandel einen zunehmenden Einfluss auf die Verhältnisse in der Talsperre ausüben wird, werden die Auswirkungen klimatisch veränderter Verhältnisse auf die Talsperre im aktuellen Ausbaggerungszustand sowie mit Vertiefung auf 23 m für den Zeitraum 2060-2070 untersucht und mit den Verhältnissen des Zeitraums 2010-2020 verglichen.

2 Methodik

2.1 Messkampagne 2020/2021

Die Daten der Messkampagne 2020/2021 bilden die Grundlage für die Modellierung der Hydrodynamik und Wasserqualität in der Talsperre. Sie wurden sowohl für den Modellaufbau als auch für die Modellprüfung verwendet und sind damit die Basis der Beschreibung des Ist-Zustands der Talsperre. Aufgrund deren Bedeutung für die Modellierung werden die Eckdaten der Messkampagne an dieser Stelle kurz vorgestellt.

Im Rahmen der Messkampagne wurden vom März 2020 bis zum April 2021 die beiden Talsperren Haltern und Hüllern und deren Zuflüsse beprobt. Das Messintervall betrug 2 Wochen. Abbildung 2.1 zeigt eine Übersicht der beprobten Positionen für das Talsperrensystem Hüllern und Haltern. Die Talsperre Haltern wurde im in der Modellierung berücksichtigten Nordbecken an vier Positionen beprobt. Die Positionen Seemitte und nördlich der Insel liegen im Bereich mit den größten Wassertiefen von ca. 15 m, die Positionen westlich der Insel und vor dem Wehr dagegen in flacheren Bereichen mit ca. 7 m Wassertiefe. Die bei den Profilmessstellen in den Talsperren beprobten Tiefenstufen variieren je nach Messgröße. Die vor Ort gemessenen Parameter Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt und -sättigung, Chlorophyll a (mit Sonde), Leitfähigkeit und pH-Wert wurden in 1 m-Abständen erfasst. Die übrigen Parameter zur Primärproduktion und zu den Nährstoffen wurden in größeren vertikalen Abständen bestimmt.

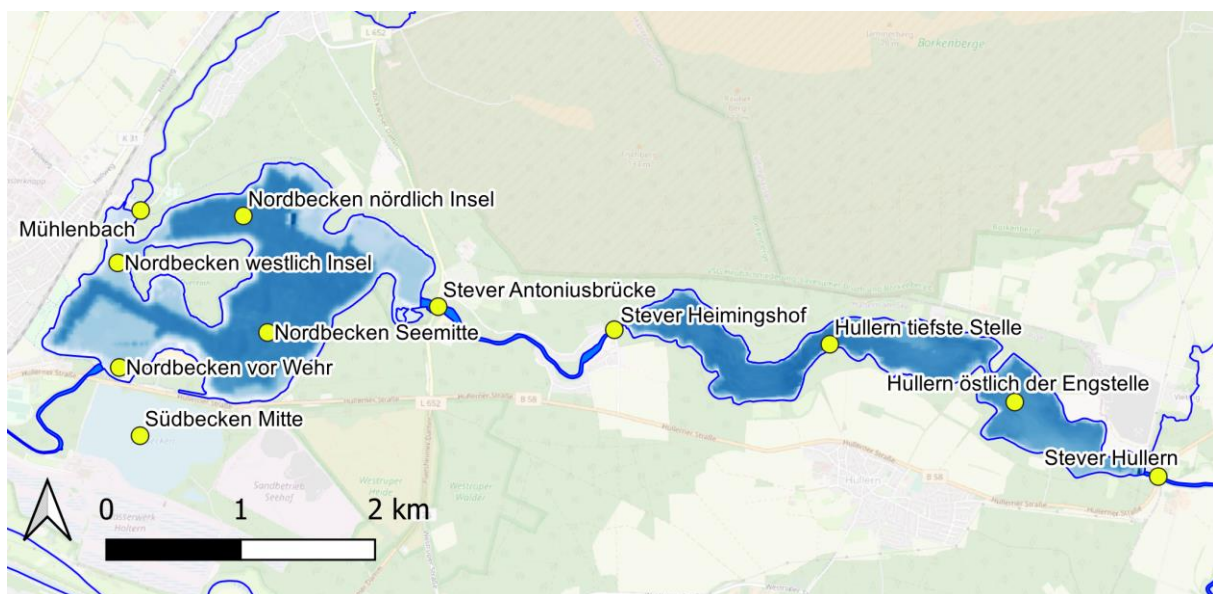


Abbildung 2.1: Übersicht der Probenahmestellen der Messkampagne 2020/2021

2.2 Beschreibung Modellsystem

2.2.1 Hydrodynamisches Seemodell Delft3D-Flow

Für die Berechnung der hydrodynamischen Verhältnisse sowie der Wärmebilanz in der Talsperre wird das von Deltares entwickelte Programmsystem Delft3D-Flow verwendet (Deltares 2019a). Delft3D-Flow ermöglicht die Berücksichtigung aller für die Aufgabenstellung relevanten Prozesse, wie Schichtungsentwicklung, Stofftransport, Zu- und Abflüsse, thermodynamischer Austausch mit der Atmosphäre und Windeinfluss. Die Ergebnisse des Modells bilden die Grundlage für Wasserqualitätsberechnungen mit dem ebenfalls von Deltares entwickelten Modell Delft3D-WAQ.

Die turbulenten Prozesse werden über ein k- ϵ -Modell berücksichtigt. Das numerische Lösungsverfahren basiert auf dem Finite-Differenzen-Verfahren. Dadurch ergibt sich in horizontaler Richtung ein zeilen- und spaltenorientiertes Modellnetz. In vertikaler Richtung wird der Z-Layer-Ansatz mit konstanten Schichtmächtigkeiten verwendet. Der Z-Layer-Ansatz eignet sich besonders für die anstehenden Fragestellungen, denn er ermöglicht die adäquate Abbildung der saisonal variierenden Temperatur- bzw. Schichtungsverhältnisse.

Das Programmsystem Delft3D ist bereits in zahlreichen Seen eingesetzt worden. Von Kobus und Partner wurde das Modellsystem erfolgreich unter anderem am Bodensee, Ammersee, Zürichsee, Vierwaldstättersee, Baldeggersee und Würthersee für ähnliche Fragestellungen verwendet.

2.2.2 Wasserqualitätsmodell Delft3D-WAQ

Für die Berechnung der Wasserqualitätsprozesse wird das dreidimensionale Wasserqualitätsmodell Delft3D-WAQ verwendet, das mit Delft3D-Flow gekoppelt werden kann und von diesem die Strömungsverhältnisse und Wassertemperaturen erhält. Mit Delft3D-WAQ können die Ökologie, die Wasserqualität sowie der Schwebstoffhaushalt eines Wasserkörpers und des Sediments simuliert werden (Deltares 2019b). Abbildung 2.2 zeigt eine schematische Übersicht des hydrodynamischen Modells Delft3D-Flow sowie des daran gekoppelten Wasserqualitätsmodells Delft3D-WAQ mit den jeweiligen Datenflüssen.

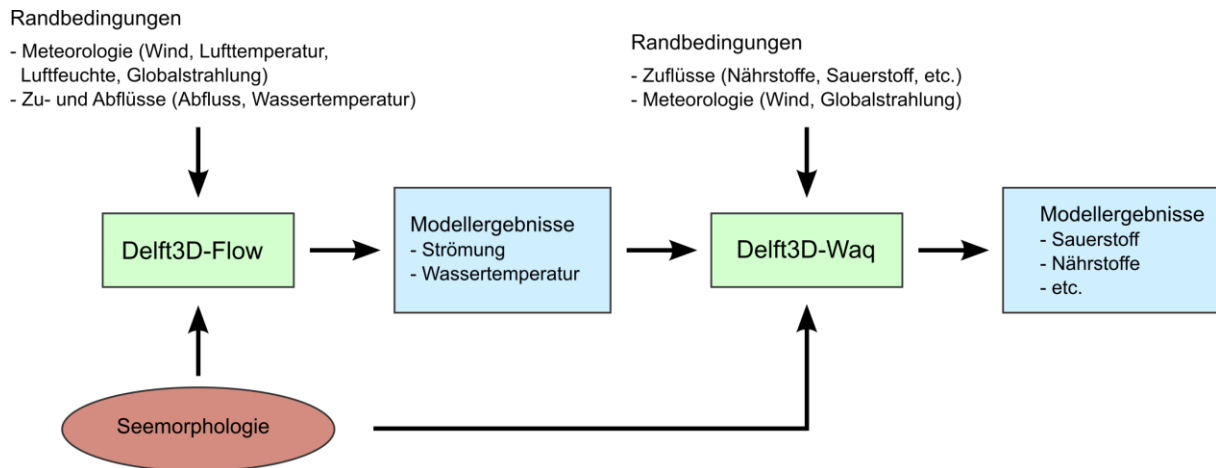


Abbildung 2.2: Schematische Übersicht der Datenflüsse des Delft3D-Modellsystems mit dem hydrodynamischen Modell Delft3D-Flow und dem Wasserqualitätsmodell Delft3D-WAQ

Das Modell Delft3D-WAQ beinhaltet eine umfangreiche Prozessbibliothek, mit deren Hilfe einzelne Substanzen und Prozesse flexibel ausgewählt werden können. Die Substanzen stellen die zu betrachtenden Zustandsgrößen dar (z. B. Nitrat) und die Prozesse die mathematische Beschreibung von Umwandlungsreaktionen (z. B. Nitrifikation). Eine Vielzahl von Substanzen und Prozessen ist in dieser Bibliothek bereits implementiert und verfügbar, weitere können vom Benutzer manuell hinzugefügt und im Modell verwendet werden. Von Kobus und Partner wurden bereits einige Prozessformulierungen für die Bibliothek entwickelt, die insbesondere auf die Nachbildung der Sauerstoffzehrung und des Phosphorhaushalts auf und im Sediment abzielen.

Entscheidend für die Zusammenstellung der Modellkonfiguration mit den Substanzen und zugehörigen Prozessen ist die zu bearbeitende Fragestellung sowie die vorhandenen Datenlage zur Validierung des Modells. Für das Talsperrensystem in Haltern ist insbesondere die Nachbildung der Sauerstoffverhältnisse von Bedeutung. Die Sauerstoffzehrung in den Talsperren ist zu einem Großteil auf die Mineralisierung abgestorbener Algen zurückzuführen. Daher muss eine Modellkonfiguration gewählt werden, in der das Algenwachstum sowie die daran gekoppelten Nährstoffkreisläufe berücksichtigt sind. Im Rahmen der Messkampagne 2020/2021 wurden in beiden Talsperren tiefenaufgelöst an mehreren Positionen im zweiwöchentlichen Abstand Daten zu den von Algen benötigten Nährstoffen Stickstoff (Nitrat, Ammonium), Phosphor (Gesamtposphor, Phosphat) und Silikat sowie Sauerstoffkonzentrationen aufgenommen. Die Algenkonzentrationen wurden anhand von Summenparametern (Chlorophyll A, Summen Algengruppen/-gattungen) erfasst. Damit stehen für eine Validierung alle notwendigen Daten zur Verfügung.

Auf Grundlage dieser Fragestellung und Datenlage wurde ein Konzept der Modellkonfiguration für die Talsperre Haltern erarbeitet. Abbildung 2.3 zeigt die definierten Zustandsgrößen in der Wassersäule und im Sediment, Abbildung 2.4 die zugehörigen Prozesse. Berücksichtigt werden die Sauerstoffkonzentrationen, anorganischen Nährstoffe (PO_4 , NO_3 , NH_4 , Si), die Primärproduktion, organisches partikuläres ($\text{POX}_{1/2}$) und gelöstes (DOX) Material sowie partikuläres anorganisches Material (IM: Schwebstoffe, SiO_2). Das organische Material wird für die einzelnen Nährstoffe weiter aufgeteilt in POC/DOC (Kohlenstoff), PON/DON (Stickstoff) und POP/DOP (Phosphor). Das Sediment wird durch 2 Schichten repräsentiert. In die obere, erste Schicht gelangt aus der Wassersäule absedimentiertes Material. In die zweite Schicht gelangen Substanzen aus der ersten Schicht durch Umwandlungsprozesse. Die Zustandsgrößen werden durch die einzelnen Prozesse beeinflusst und umgewandelt. Diese werden im Folgenden kurz beschrieben. Die detaillierten Modellformulierungen mit mathematischer Grundlage sind in Deltares (2016) dokumentiert.

- **Algen:** Im Modell werden Wachstum, Respiration, Mortalität, Fraß und Absinken von Phytoplankton auf Tagesbasis berechnet. Beim Wachstum wird durch Photosynthese Sauerstoff freigesetzt und anorganische Nährstoffe werden aus der Wassersäule entzogen. Diese werden beim Absterben des Planktons zu einem kleineren Teil wieder freigesetzt (Autolyse). Der größere Teil der aufgenommenen Nährstoffe gelangt in Form von partikulärem organischem Material wieder zurück in die Wassersäule ($\text{POX}_{1/2}$). Kieselalgen, die Silizium aufnehmen, geben dieses in partikulärer Form wieder zurück (SiO_2). Im Modell der Talsperren Haltern und Hullern sowie der Zwischensteven werden zwei Algengruppen mit unterschiedlichen Eigenschaften berücksichtigt: Kieselalgen und übrige Algen.
- **Austausch mit der Atmosphäre:** Je nachdem, ob die Sauerstoffkonzentrationen im Wasser über oder unter der Sättigungskonzentration liegen, wird Sauerstoff an die Atmosphäre abgegeben oder aus der Atmosphäre aufgenommen. Außerdem erfolgt ein kontinuierlicher Phosphateintrag aufgrund eingetragener Partikel. Dieser ist aber verglichen mit der in den Talsperren Haltern und Hullern vorherrschenden Phosphatkonzentration vernachlässigbar.
- **Sichttiefe:** Aus allen die Trübung des Wassers beeinflussenden Substanzen wird aus deren jeweiligen Extinktionskoeffizienten eine Sichttiefe berechnet, die die Mächtigkeit der euphotischen Zone bestimmt und somit das Algenwachstum beeinflusst. Die euphotische Zone ist die lichtdurchflutete Schicht, in der Photosynthese möglich ist.
- **Löslichkeit von SiO_2 :** Das durch Absterben der Kieselalgen freigesetzte, partikuläre SiO_2 sinkt ab und wird in der Wassersäule und im Sediment wieder gelöst und steht somit wieder für das Algenwachstum zur Verfügung. Die Löslichkeiten in der Wassersäule und im Sediment sind unterschiedlich.

- Adsorption von PO₄: Wie Messdaten des Phosphat-Phosphors in der Talsperre Haltern und in vielen anderen Seen zeigen, sind die Konzentrationen während des Sommers nicht nur in der lichtdurchfluteten Zone gering, sondern auch im darunterliegenden Hypolimnion. Dies kann durch die Adsorption des Phosphors an absinkende Partikel erklärt werden (Gächter und Mares 1985, Hupfer et al. 1995). Im Modell wird in Abhängigkeit der Konzentration von partikulärem organischem Material sowie Sauerstoff die Anhaftung von bioverfügbarem Phosphor im Hypolimnion berechnet. Adsorbiertes PO₄ ist nicht bioverfügbar und sinkt gemeinsam mit dem partikulären organischen Material ab.
- Nitrifikation: Ammonium wird unter Sauerstoffverbrauch zu Nitrat umgewandelt. Dieser Prozess findet nur statt, wenn Sauerstoff vorhanden ist.
- Mineralisierung: Organisches Material (POX/DOX) wird unter Verbrauch von Sauerstoff mineralisiert. Falls kein Sauerstoff vorhanden ist, wird Nitrat verbraucht (Denitrifikation). Dabei werden anorganische Nährstoffe freigesetzt (PO₄, NH₄). Da das beim Absterben der Algen freigesetzte partikuläre Material verschiedene Anteile enthält, die unterschiedlich schnell mineralisiert werden können, werden für POX zwei Klassen mit unterschiedlichen Mineralisationsraten verwendet. Die Mineralisierung findet sowohl in der Wassersäule als auch auf dem Sediment bei unterschiedlichen Mineralisierungsraten statt.
- Sedimentation: Alle partikulären Substanzen sedimentieren je nach definierter Sinkgeschwindigkeit ab.
- Mineralisierung und Rücklösung im Sediment: Absedimentiertes Material wird ebenfalls mineralisiert (Algen, POX) bzw. rückgelöst (SiO₂). Die Mineralisationsraten unterscheiden sich von denjenigen in der Wassersäule. Das Sediment wird im Modell mit 2 Modellschichten berücksichtigt. Die obere Schicht repräsentiert die Sedimentoberfläche. Absinkendes partikuläres Material wird dieser Schicht zugeordnet. Bei Vorhandensein von Sauerstoff wird dieses Material unter Sauerstoffverbrauch mineralisiert. Die untere Schicht repräsentiert den tieferen dauerhaft anoxischen Sedimentbereich. In dieser Schicht wird organisches Material anoxisch mineralisiert. Dabei entstehende reduzierte Substanzen gelangen durch Diffusionsfluss in die oberen Sedimentschichten und beeinflussen so die Verhältnisse in der darüber liegenden Wassersäule. Die anoxische Mineralisierung verwendet je nach Verfügbarkeit verschiedene Elektronenakzeptoren (Nitrat, Mangan- und Eisenverbindungen, Sulfat, Methanogenese). Da mit Ausnahme von Nitrat diese Stoffe nicht explizit im Modell als Zustandsvariablen berücksichtigt sind, werden die daraus bei der Mineralisierung entstehenden reduzierten Substanzen (zweiwertiges Eisen und Mangan, Schwefelwasserstoff, Methan) als äquivalenter Sauerstoffbedarf bilanziert. Somit sind im Modell auch negative Sauerstoffkonzentrationen möglich, die auf das Vorhandensein reduzierter,

nicht explizit im Modell berücksichtigter Substanzen hinweisen. Während der Gehalt an organischem Material in der oberen Sedimentschicht zeitlich variabel ist und aufgrund der Primärproduktion und dem Absterben der Algen eine starke saisonale Komponente aufweist, ist der Sauerstoffbedarf der unteren Schichten zeitlich quasi konstant und berücksichtigt die langjährige Historie an sedimentiertem organischem Material, das in dieser Schicht über Jahrzehnte abgelagert wurde. Im Modell wird dieser Schicht daher ein konstanter Sauerstoffbedarf zugeordnet. In der Literatur wird für eutrophe Seen oder Seen mit eutropher Historie ein Wert im Bereich von 0,3-0,5 mg O₂ pro m² und Tag bei einem Mittelwert von ca. 0,36 mg O₂ pro m² und Tag zugeordnet (Müller et al. 2012). Für die Talsperre Haltern wurde im Rahmen der Modellkalibrierung ein Wert von 0,36 mg O₂ pro m² und Tag ermittelt.

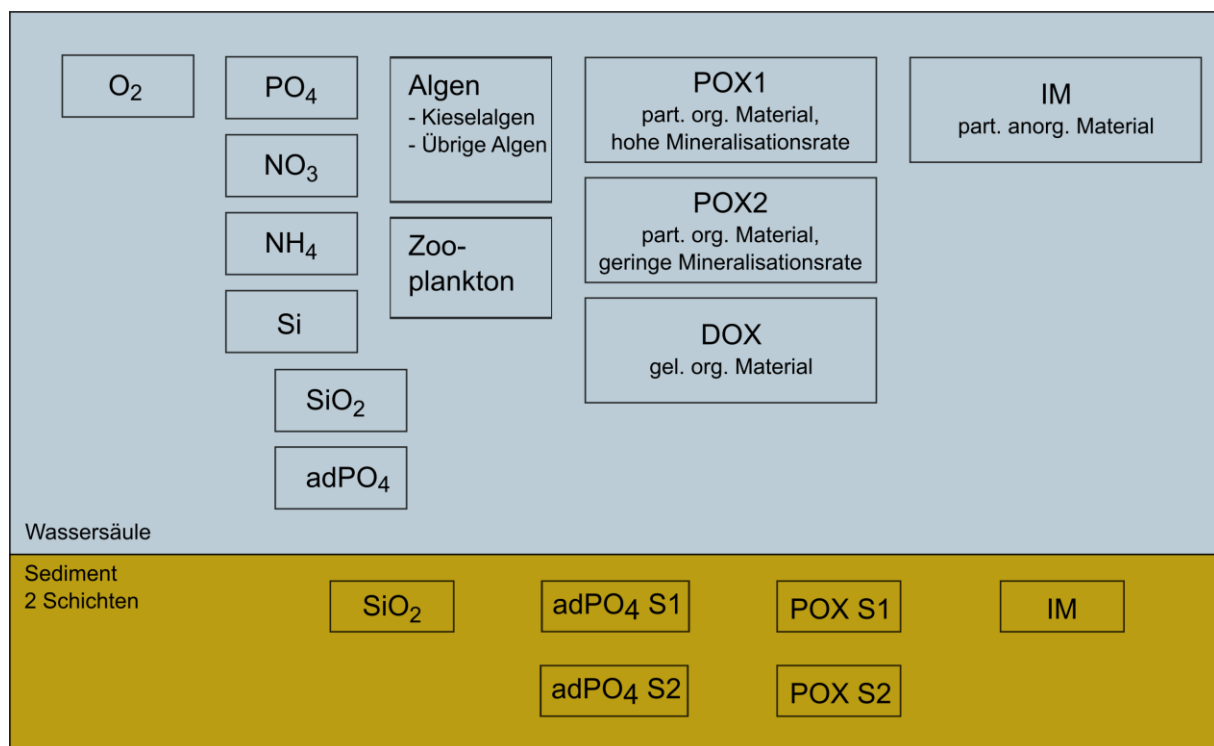


Abbildung 2.3: Konzept der im Wasserqualitätsmodell für die Talsperre Haltern verwendeten Zustandsgrößen

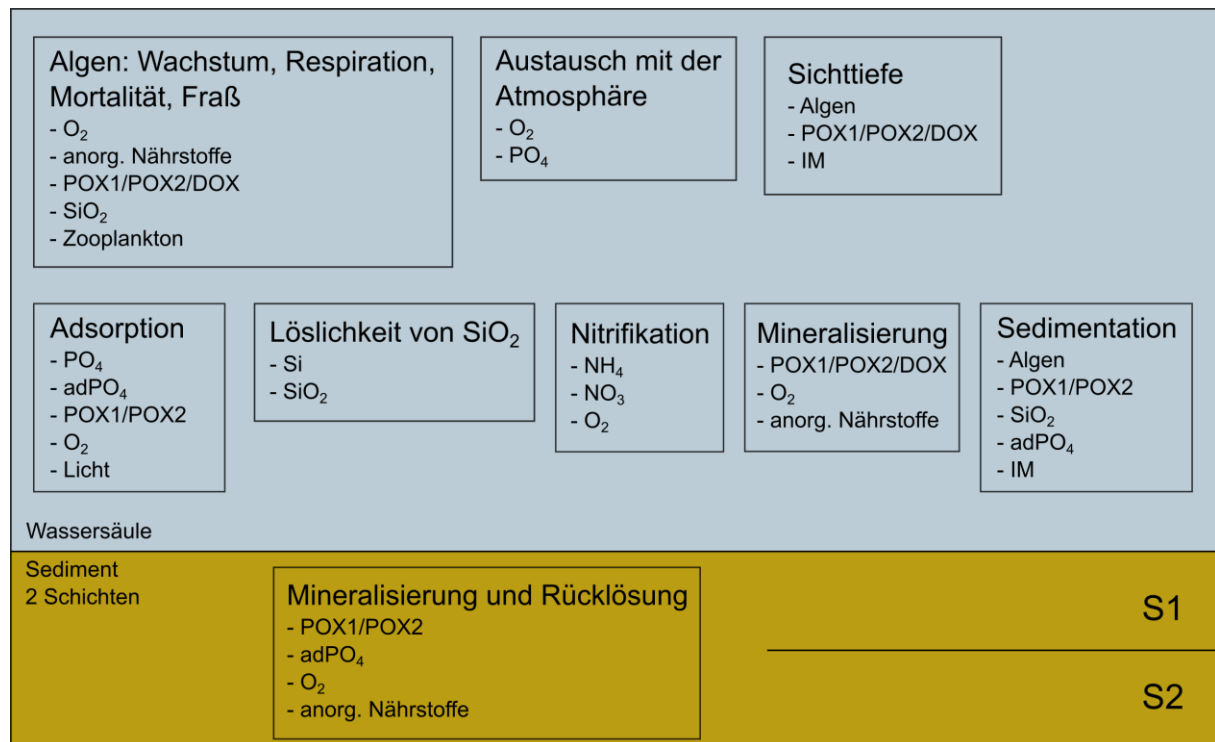


Abbildung 2.4: Konzept der im Wasserqualitätsmodell der Talsperre Haltern verwendeten Prozesse

Die beschriebenen Umwandlungsprozesse werden durch verschiedene Koeffizienten, wie z. B. Reaktionsraten und Temperaturkonstanten, parametrisiert. Für alle Koeffizienten liegen in der Prozessbibliothek aus einer Vielzahl von Messungen und Modellanwendungen an Gewässern in unseren Breiten abgeleitete Zahlenwerte vor. Da einige Prozesse von Gewässer zu Gewässer etwas unterschiedlich ablaufen, müssen im Kalibrierprozess Feinadjustierungen der Koeffizienten durchgeführt werden, um die individuellen Wasserqualitätsprozesse eines Gewässers nachbilden zu können.

2.3 Simulationszeiträume

2.3.1 Zeitraum Messkampagne März 2020 bis März 2021

Im Rahmen der Messkampagne 2020/2021 wurde ab März 2020 die Talsperre Haltern und ihre Zuflüsse alle 2 Wochen beprobt (siehe auch Kapitel 2.1). Damit liegt für diesen einjährigen Zeitraum eine ideale Datengrundlage für den Aufbau und Prüfung der Modelle zur Berechnung der Hydrodynamik und Wasserqualität vor.

2.3.2 Langfristiger historischer Zeitraum 2010 bis 2020

Anhand des langjährigen historischen Zeitraums der Jahre 2010 bis 2020 kann die Variabilität der Verhältnisse in der Talsperre von Jahr zu Jahr quantifiziert und beurteilt werden. Für den Zeitraum stehen Messwerte zum gelösten Sauerstoff, Nitrat,

Ammonium und Phosphat am Profil Seemitte der Talsperre Haltern zur Verfügung, die für eine weitere Modellprüfung verwendet werden können. Zudem dient der Simulationszeitraum als Vergleich zu den Ergebnissen des Klimaszenarios und wird nur für den tatsächlichen Ausbaggerungszustand in diesem Zeitraum berechnet.

2.3.3 *Klimaszenario 2060 bis 2070*

Der Klimawandel führt bereits jetzt zu Veränderungen im Wärmehaushalt und der Wasserqualität von Seen, die sich in Zukunft voraussichtlich noch weiter verstärken werden. Im Rahmen eines Modellszenarios unter klimatisch veränderten meteorologischen Verhältnissen werden diese Effekte untersucht und die Auswirkungen bei verschiedenen Ausbaggerungszuständen aufgezeigt und bewertet. Grundlage für dieses Modellszenario bilden die Prognosen regionaler Klimamodelle für den Zeitraum der Jahre 2060 bis 2070. Nähere Informationen zur Auswahl dieses Zeitraums und den im Seemodell verwendeten Daten können der Beschreibung der Modellrandbedingungen in Kapitel 2.4.2 entnommen werden.

2.4 **Modellaufbau**

2.4.1 *Modellnetze*

Zur Lösung der Strömungs- und Transportgleichungen wird das Modellgebiet in ein zeilen- und spaltenorientiertes Gitter unterteilt. Je feiner dieses Modellgitter gewählt wird, desto höher können die räumlichen Strömungs- und Transportprozesse aufgelöst werden und desto länger sind die Berechnungszeiten. Für die anstehende Fragestellung wird für alle Modellszenarien ein Modellgitter mit quadratischen Zellen von 40 x 40 m² gewählt. In vertikaler Richtung besteht das Modellnetz aus horizontalen Schichten mit konstanten Mächtigkeiten von 0,5 m. Die vom Auftraggeber zur Verfügung gestellten Daten zur Sohltiefe (Vermessungsdaten Stand Juli 2020) sowie zu den beiden Vertiefungsszenarien wurden auf die Modellzellen interpoliert. Abbildung 2.4, Abbildung 2.5 und Abbildung 2.6 zeigen die drei Modellnetze der Talsperre Haltern mit den interpolierten Tiefeninformationen für den Ist-Zustand der Ausbaggerung, die Restvertiefung auf 15 m und die Vertiefung auf 23 m.

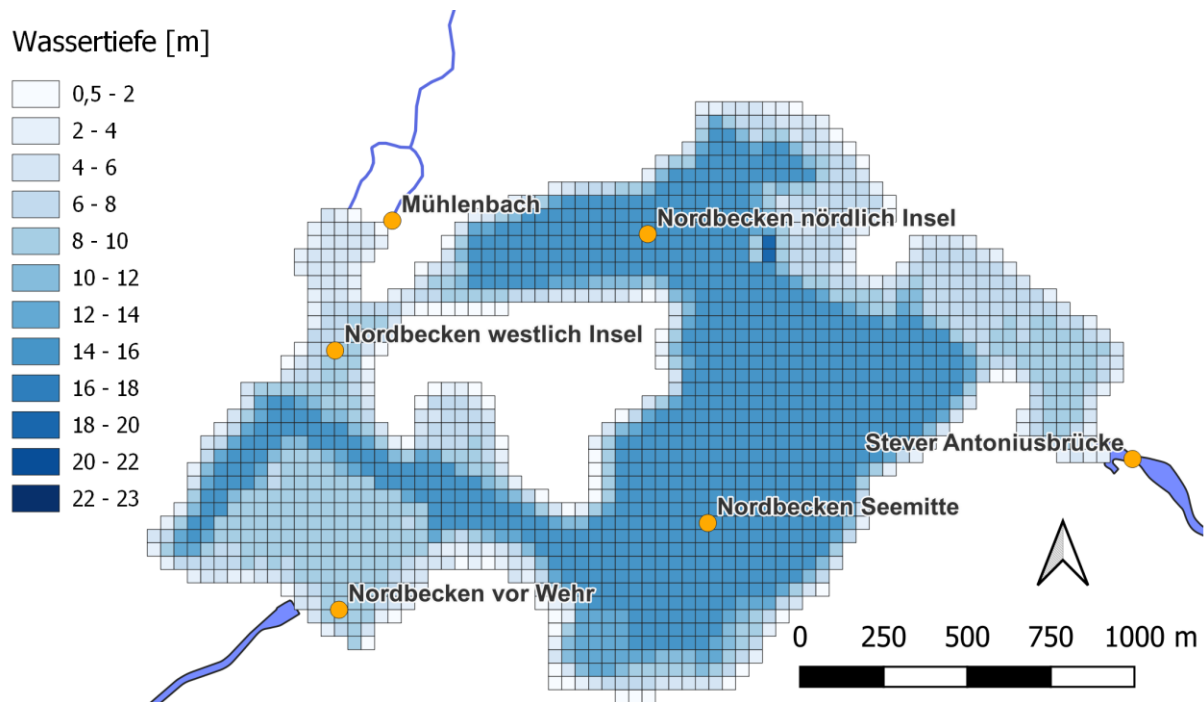


Abbildung 2.5: Modellnetz Talsperre Haltern mit Sohlzeiten Stand Juli 2020

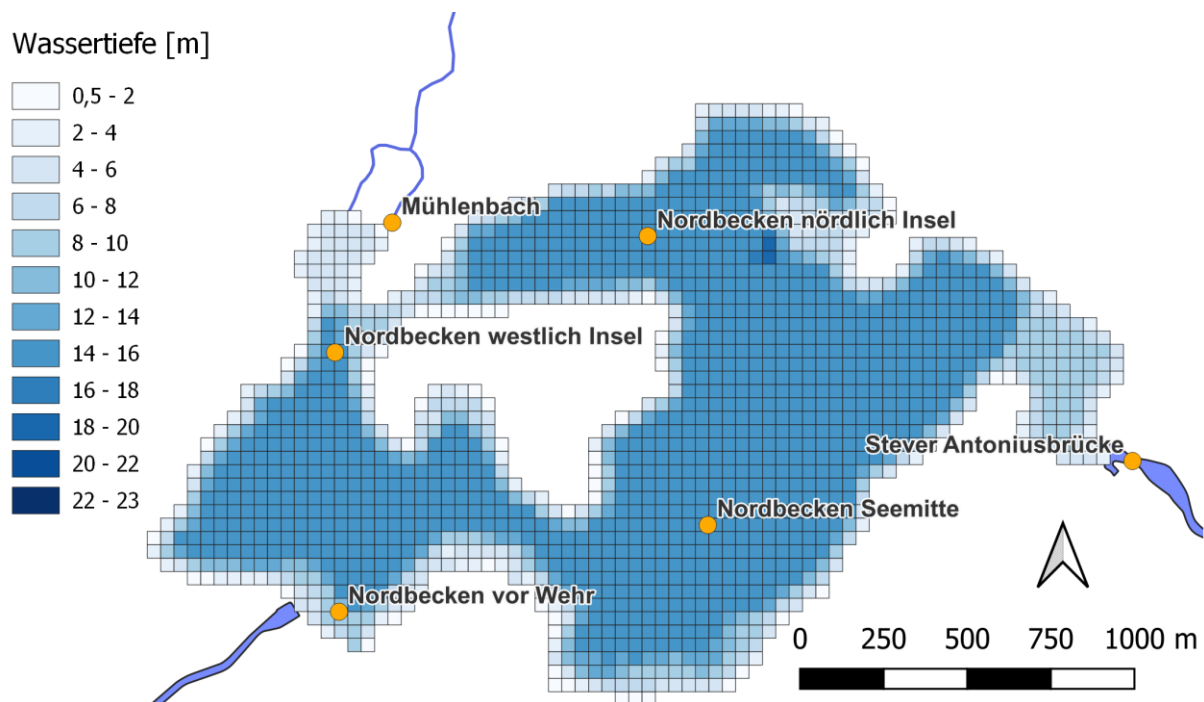


Abbildung 2.6: Modellnetz Talsperre Haltern mit Restvertiefung auf 15 m

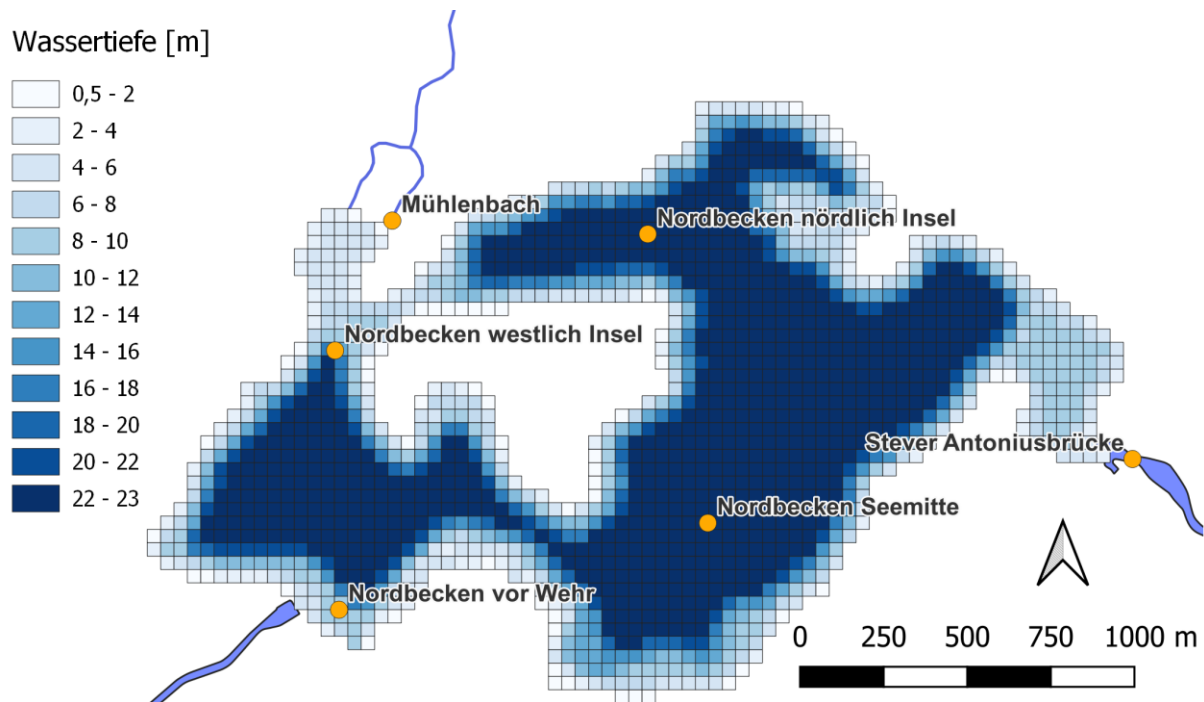


Abbildung 2.7: Modellnetz Talsperre Haltern mit Vertiefung auf 23 m

2.4.2 Randbedingungen

Wichtigste Grundlage für die Berechnungen sind die Randbedingungen, die dem Modell vorgegeben werden. Diese stellen die Antriebsgrößen des betrachteten Systems dar. Tabelle 2.1 gibt einen Überblick über die im Modell der Talsperre Haltern verwendeten Randbedingungen. Die Zu- und Abflüsse sind insbesondere für die Wasserbilanz, aber auch für den Ein- und Austrag von im Wasser gelösten und partikulären Stoffen von Bedeutung. Neben den oberirdischen Zu- und Abflüssen ist auch der Zufluss über das Grundwasser implementiert. Dieser wurde mit Hilfe von Untersuchungen mit einem Grundwassermodell von der delta h Ingenieurgesellschaft mbH im Auftrag der Gelsenwasser AG (delta h 2021) abgeschätzt. Die vorgegebene Meteorologie definiert den Wärmeaustausch mit der Atmosphäre sowie den Windimpulseintrag über die Wasseroberfläche. Außerdem wird der Niederschlag in der Wasserbilanz berücksichtigt. Das Modell berechnet aus den meteorologischen Daten sowie der Wassertemperatur die Verdunstung über die Wasseroberfläche, die ebenfalls in die Wasserbilanz einfließt. Anhand der vorgegebenen Sichttiefen wird die Eindringtiefe der kurzwelligen Sonneneinstrahlung in die Wassersäule und damit die Mächtigkeit des oberflächennahen, warmen Epilimnions bestimmt. Im Folgenden werden für die drei Simulationszeiträume die verwendeten Daten näher beschrieben.

Tabelle 2.1: Übersicht der im Modell für die Talsperre Haltern verwendeten Randbedingungen

Typ	Name
Zuflüsse	Zwischenstever
	Mühlenbach
	Grundwasser
Abflüsse	Wehrüberlauf
	Düker Nord-/Südbecken
Meteorologie	Lufttemperatur
	Relative Luftfeuchte
	Wolkenbedeckung
	Kurzweilige Sonneneinstrahlung
	Wind
	Niederschlag
Sichttiefen	Konstanter Wert oder räumlich/zeitlich variabel

Zeitraum Messkampagne März 2020 bis März 2021

Im hydrodynamischen Modell werden für die Oberflächenwasserzuflüsse die Parameter Abfluss und Wassertemperatur verwendet. Abbildung 2.8 und Abbildung 2.9 zeigen beide Größen für die Zwischenstever und den Mühlenbach. Die Abflussdaten beider Gewässer sowie die Wassertemperaturen des Mühlenbachs stammen aus Messungen. Die Wassertemperaturen der Zwischenstever sind berechnete Werte aus Modellen von Talsperre Hullern und Zwischenstever.

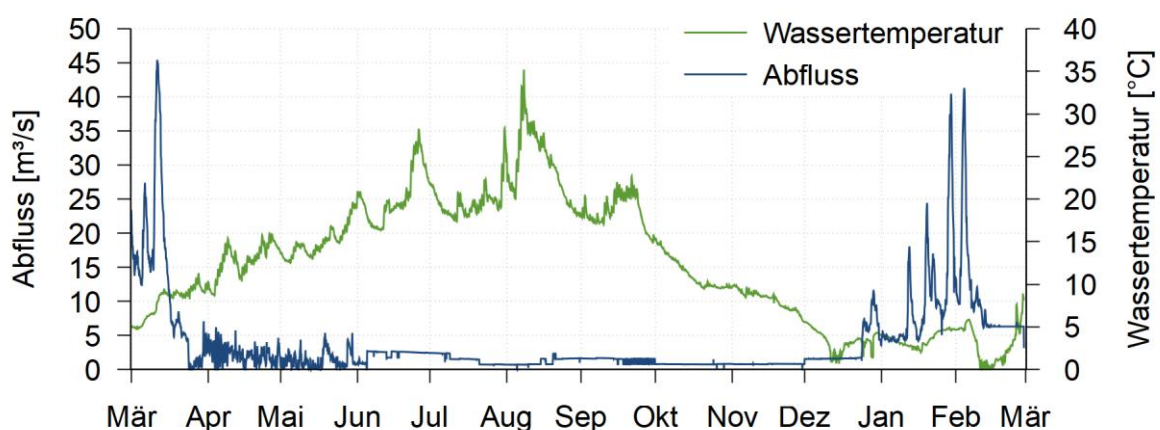


Abbildung 2.8: Verwendete Abflüsse und Wassertemperaturen für den Zufluss der Zwischenstever in die Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

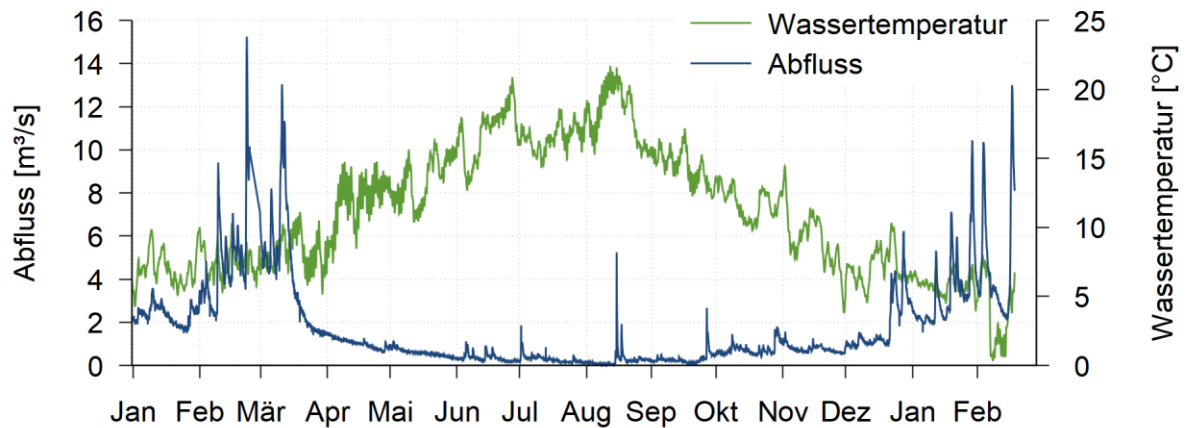


Abbildung 2.9: Verwendete Abflüsse und Wassertemperaturen für den Zufluss des Mühlenbachs in die Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

Der Grundwasserzufluss in die Talsperre wurde mit einem Grundwassermodell von der delta h Ingenieurgesellschaft mbH im Auftrag der Gelsenwasser AG untersucht und bestimmt (delta h 2021). Der Zustrom konzentriert sich demnach auf die Bereiche entlang des Nordufers der Talsperre. Im Modell wurden daher entlang des Nordufers einige Modellzellen definiert, über die der Zufluss stattfindet. Abbildung 2.10 zeigt diese Positionen im Modellnetz.

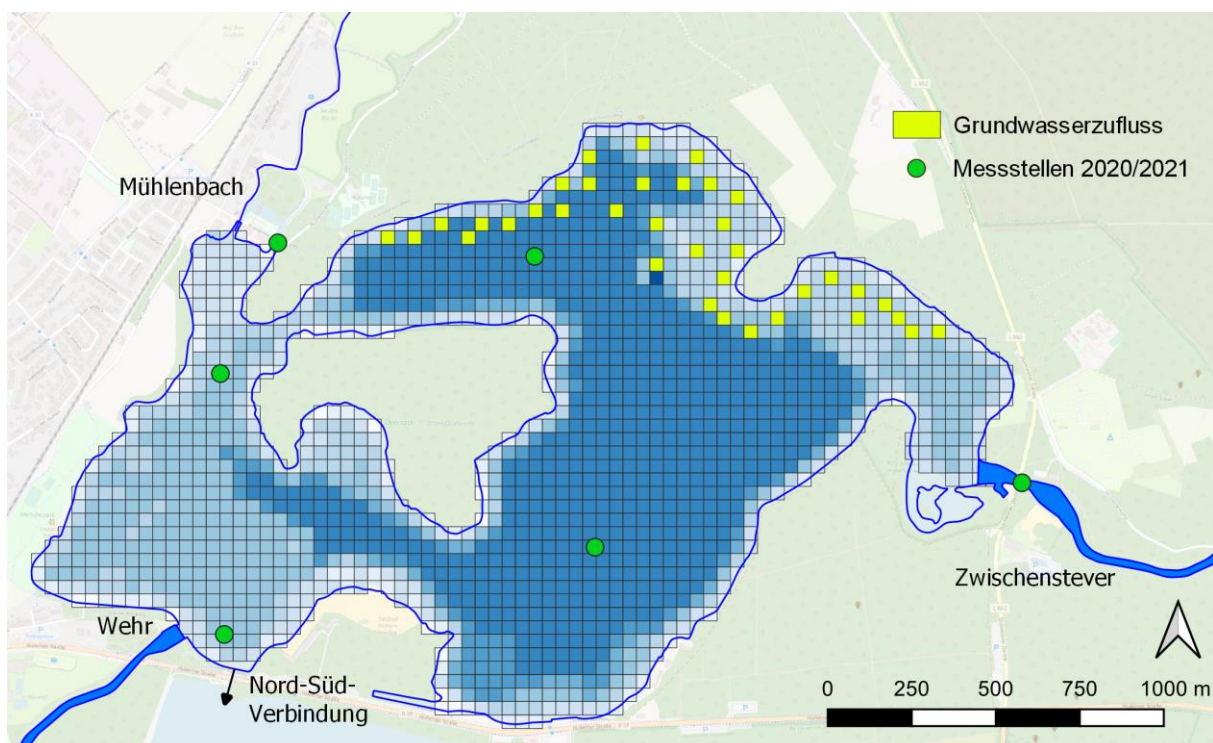


Abbildung 2.10: Im Modell der Talsperre Haltern definierte Modellzellen mit Grundwasserzufluss

Mit Ausnahme des Grundwasserzuflusses liegen für alle Zu- und Abflüsse sowie die Wasserstände in der Talsperre Daten vor. Somit konnte anhand dieser Daten der fehlende Anteil des Grundwasserzuflusses ermittelt werden. Abbildung 2.11 zeigt die auf diese Weise berechnete und anschließend geglättete Ganglinie im Zeitraum 2020/2021. Eine Korrelation mit dem Wasserstand ist erkennbar.

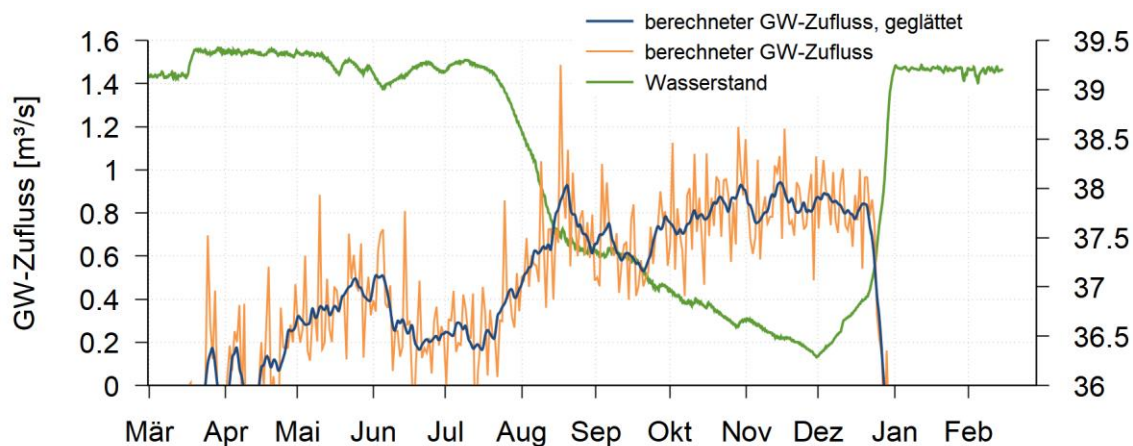


Abbildung 2.11: Berechneter Grundwasserzufluss und gemessener Wasserstand in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

Abbildung 2.12 zeigt die im Modell verwendeten Ganglinien für den Abfluss aus der Talsperre über das Wehr und die Nord-Süd-Verbindung für den Zeitraum 2020/2021. Für beide Abflüsse liegen Messwerte vor, wobei der Ablauf über das Wehr leicht angepasst wurde, so dass die gemessenen Wasserstände in der Talsperre genau nachgebildet werden können.

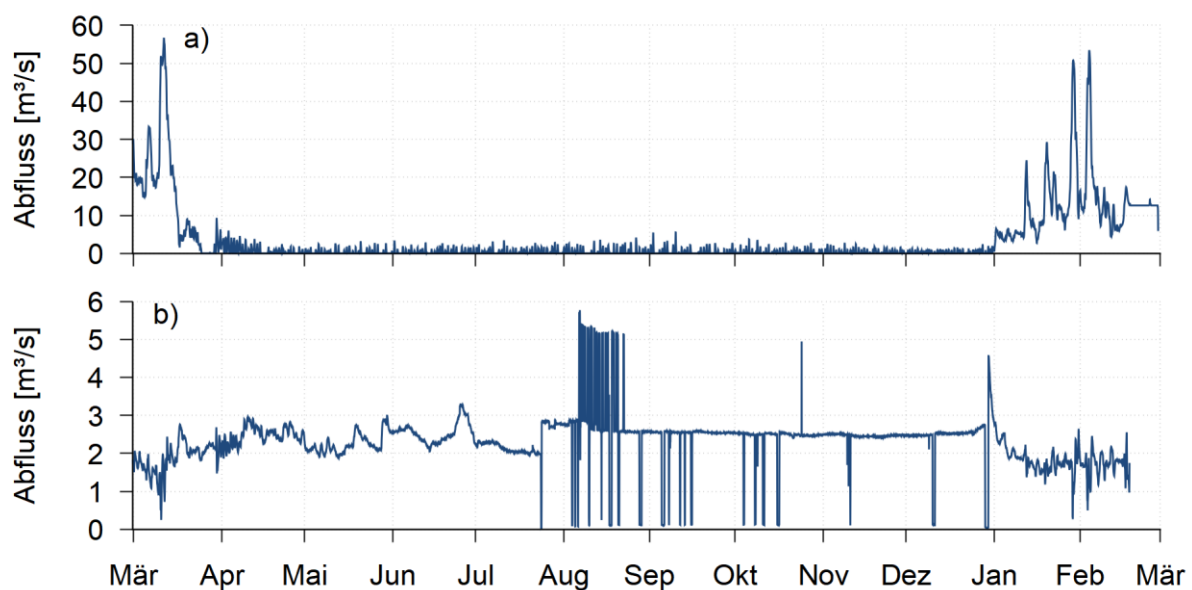


Abbildung 2.12: Im Modell verwendeter Ausfluss aus der Talsperre Haltern a) über das Wehr und b) über die Nord-Süd-Verbindung von 2020-2021

Für das Wasserqualitätsmodell werden an den Zuflüssen zusätzlich Daten zu den verwendeten Zustandsgrößen benötigt. Für die wichtigsten Größen stehen Messdaten zur Verfügung, die im Rahmen der Messkampagne 2020/2021 erhoben wurden. Abbildung 2.13 zeigt die im Modell verwendeten Messdaten zum gelösten Sauerstoff, den wichtigsten Algen Nährstoffen und der Chlorophyll-a-Konzentration im Simulationszeitraum für die Zuflüsse Stever und Mühlenbach.

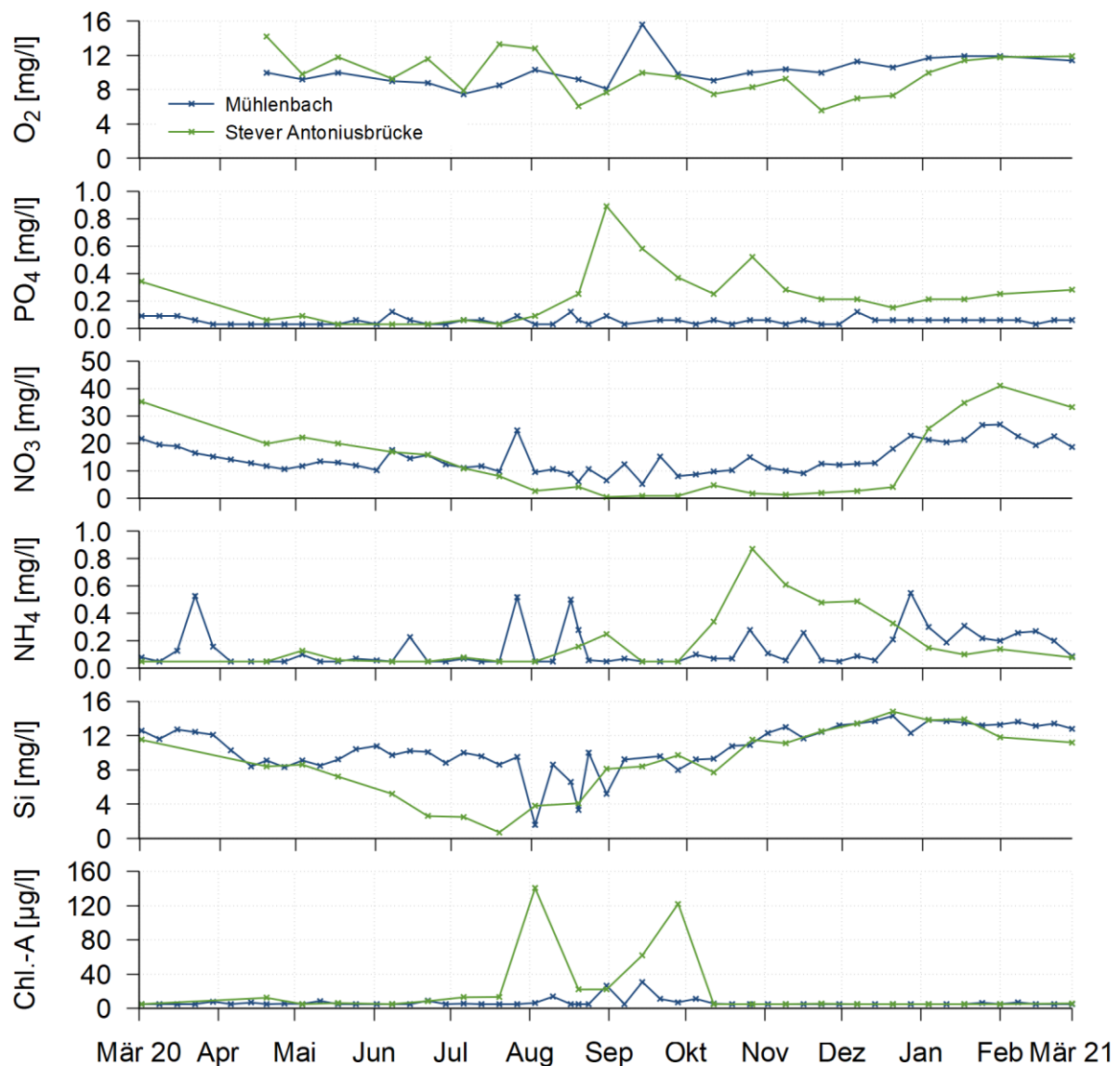


Abbildung 2.13: Messdaten des Sauerstoffgehalts, der wichtigsten Nährstoffe und der Chlorophyll-a-Konzentration vom Mühlenbach und der Stever bei der Antoniusbrücke im Zeitraum März 2020 bis März 2021

Eine möglichst realitätsnahe Vorgabe der meteorologischen Verhältnisse in den Simulationszeiträumen ist für eine Nachbildung der Temperatur- und Strömungsverhältnisse entscheidend. Daher wurde, soweit vorhanden, für die

meteorologischen Größen auf Datenreihen nahegelegener Messstationen zurückgegriffen.

Die Windverhältnisse wurden den vom Deutschen Wetterdienst am Wasserwerk Haltern nur wenige hundert Meter von der Talsperre Haltern entfernt gemessenen Messreihen entnommen. Daten vom Niederschlag stammen von der Messstation Olfen des Deutschen Wetterdiensts ca. 5 km südöstlich der Talsperre Hullern. Die Daten zur Lufttemperatur und zur relativen Luftfeuchte stammen von der ca. 15 km nordöstlich der Talsperre Hullern gelegenen Wetterstation Lüdinghausen-Brochtrup des Deutschen Wetterdiensts. Weniger dicht ist das Messnetz des Deutschen Wetterdiensts zur Aufzeichnung der Wolkenbedeckung und Globalstrahlung. Geeignete Datenreihen liegen bei der Messstation Lüdenscheid im Sauerland vor. Der vorliegende Messzeitraum zur Wolkenbedeckung deckt den Simulationszeitraum ab. Die Globalstrahlung hingegen liegt nur im Zeitraum von 2006 bis 2013 vor. Daher wurde für diesen Zeitraum aus der Korrelation der Globalstrahlung und der Wolkenbedeckung eine mathematische Beziehung abgeleitet, mit dem aus der Wolkenbedeckung die Globalstrahlung für den Zeitraum 2020/2021 berechnet werden kann.

Abbildung 2.14 zeigt die im Model verwendeten, meteorologischen Datenreihen für den Zeitraum 2020/2021. Dargestellt sind der Übersichtlichkeit halber Tagesmittelwerte. Im Modell wurden für alle Datenreihen Stundenwerte angesetzt.

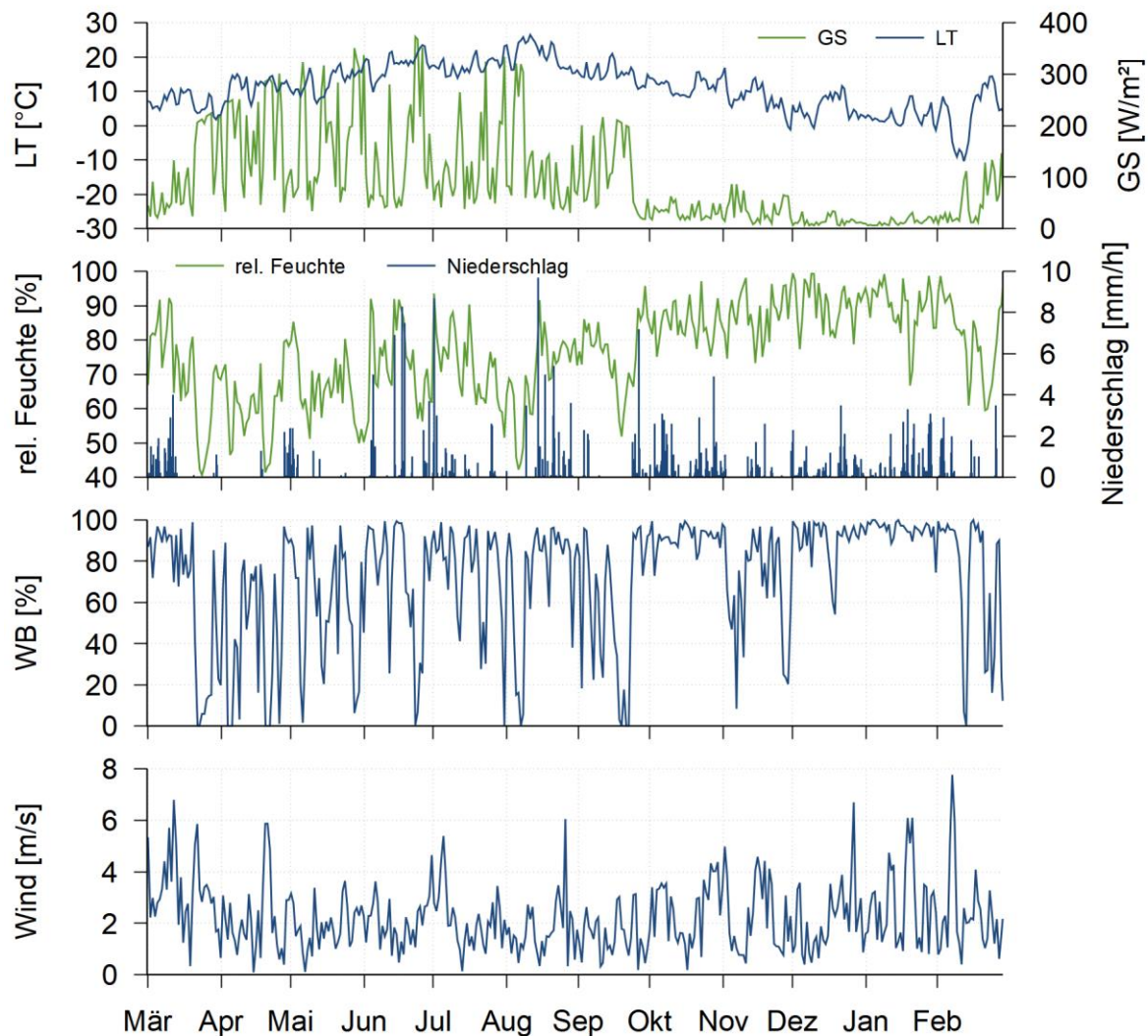


Abbildung 2.14: Im Modell verwendete Datenreihen zur Lufttemperatur und Globalstrahlung (oben), relativen Luftfeuchte und zum Niederschlag (zweite Reihe), zur Wolkenbedeckung (dritte Reihe) und zum Wind (unten) im Zeitraum 2020/2021 (Quelle: Deutscher Wetterdienst)

Die Sichttiefen werden dem Modell vorgegeben, damit die Eindringtiefe der kurzwelligen Sonneneinstrahlung in die Wassersäule berechnet werden kann. Bei hohen Sichttiefen wird im Vergleich zu kleinen Sichttiefen der Wärmeeintrag durch die kurzwellige Strahlung über einen größeren Tiefenbereich verteilt. Somit bildet sich ein mächtigeres Epilimnion mit einer tiefer liegenden Sprungschicht aus. Bei geringen Sichttiefen werden oberflächennah höhere Wassertemperaturen erreicht, da sich die eingetragene Strahlungsenergie auf einen kleineren Tiefenbereich verteilt. Damit im Modell die Temperaturschichtung nachgebildet werden kann, müssen also realistische Werte für die Sichttiefen in der Talsperre vorgegeben werden. Umfangreiche Daten zur Sichttiefe wurden während der Messkampagne 2020/2021 gesammelt.

Abbildung 2.15 zeigt die in der Talsperre Haltern an vier Positionen gemessenen Sichttiefen von März 2020 bis April 2021. Im Modell wurden die Werte der Position Seemitte verwendet, da diese den gesamten Simulationszeitraum abdecken.

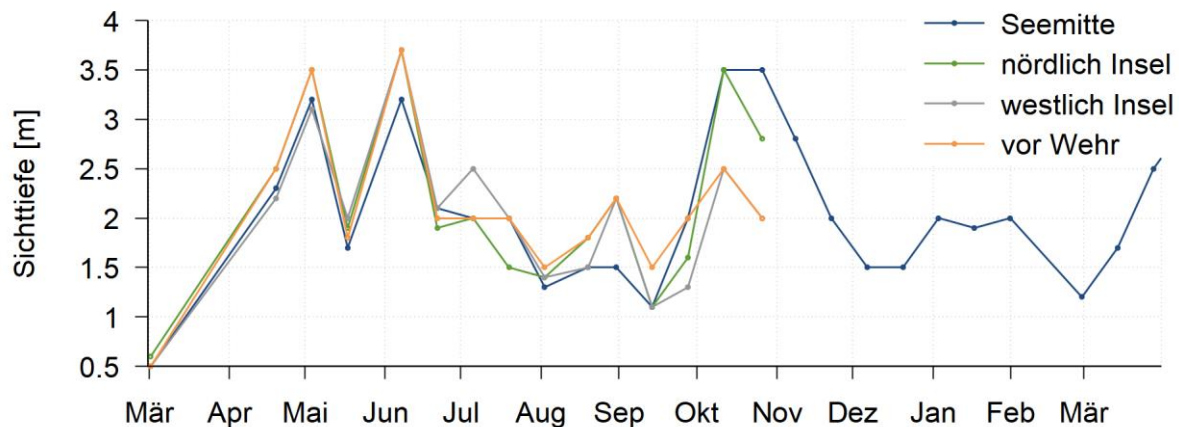


Abbildung 2.15: Gemessene Sichttiefen in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

Langfristiger historischer Zeitraum 2010 bis 2020

Abbildung 2.16 und Abbildung 2.17 zeigen die im Modell verwendeten Abflüsse und Wassertemperaturen im Zeitraum 2010-2020 für die Zwischensteier und den Mühlenbach. Für den Mühlenbach liegen im Zeitraum 2010-2020 keine lückenlosen Messreihen vor. Von Januar 2010 bis November 2012 liegen Abflussmessungen an zwei Pegeln (Sythen I und II) einige Kilometer oberstrom der Mündung in die Talsperre vor. Diese beiden Flussarme vereinigen sich ca. 2 km vor der Mündung, daher wurde für diesen Zeitraum die Summe der beiden Abflussmessungen als Zustrom in die Talsperre verwendet. Ab 2015 liegen dann Abflussmessreihen eines Pegels ca. 1,5 km vor der Mündung vor. Um die verbleibende Lücke von 2012 bis 2015 zu schließen, wurde im Zeitraum 2015 bis 2020 durch Korrelation mit den Abflusswerten der Steier bei Olfen eine mathematische Beziehung hergeleitet, mit der aus den Messwerten der Steier bei Olfen die Abflusswerte des Mühlenbachs konstruiert werden können. Abbildung 2.17 zeigt die vollständige Abflussganglinie von 2010-2020. Die Zeiträume mit den verschiedenen Datenquellen sind farblich hinterlegt. Die dargestellten Wassertemperaturen beider Gewässer stammen aus Messungen.

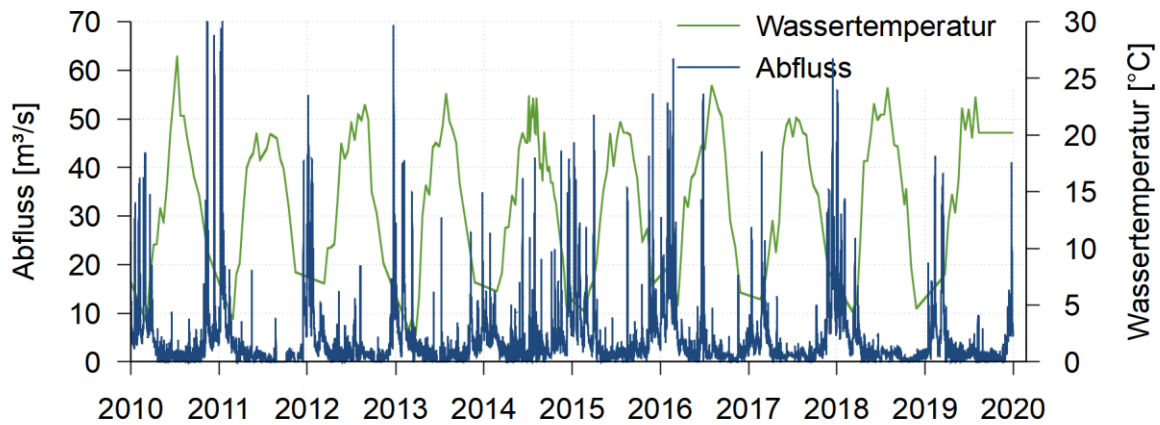


Abbildung 2.16: Verwendete Abflüsse und Wassertemperaturen für den Zufluss der Zwischensteier in die Talsperre Haltern im Zeitraum 2010-2020

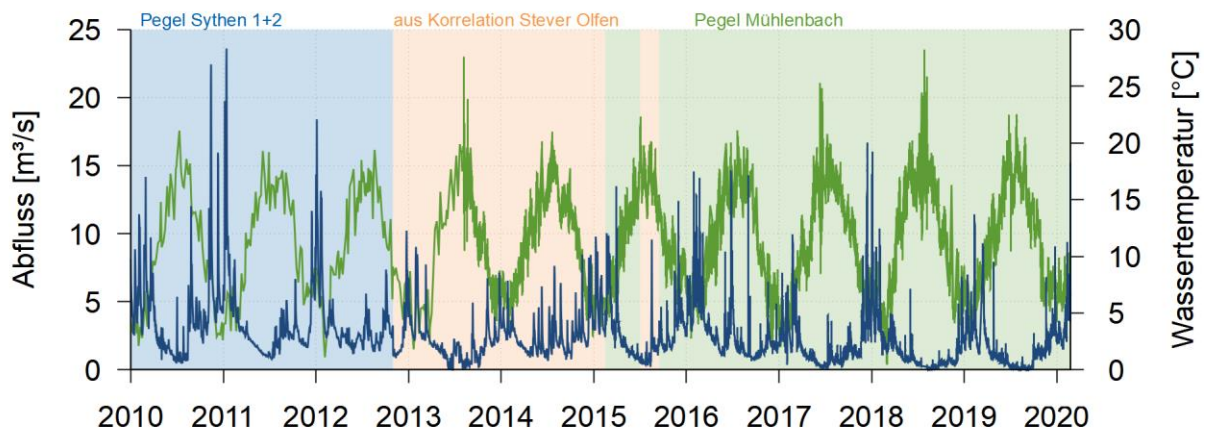


Abbildung 2.17: Verwendete Abflüsse und Wassertemperaturen für den Zufluss des Mühlenbachs in die Talsperre Haltern im Zeitraum 2010-2020

Für die Ermittlung des Grundwasserzuflusses wurde dieselbe Vorgehensweise wie im Zeitraum 2020/2021 verwendet. Auf Grundlage der vorliegenden Daten zur Wasserbilanz wurde die noch fehlende Bilanzkomponente Grundwasserzufluss berechnet. Abbildung 2.18 zeigt die auf diese Weise ermittelten Grundwasserzuflüsse in die Talsperre im Zeitraum 2010-2020.

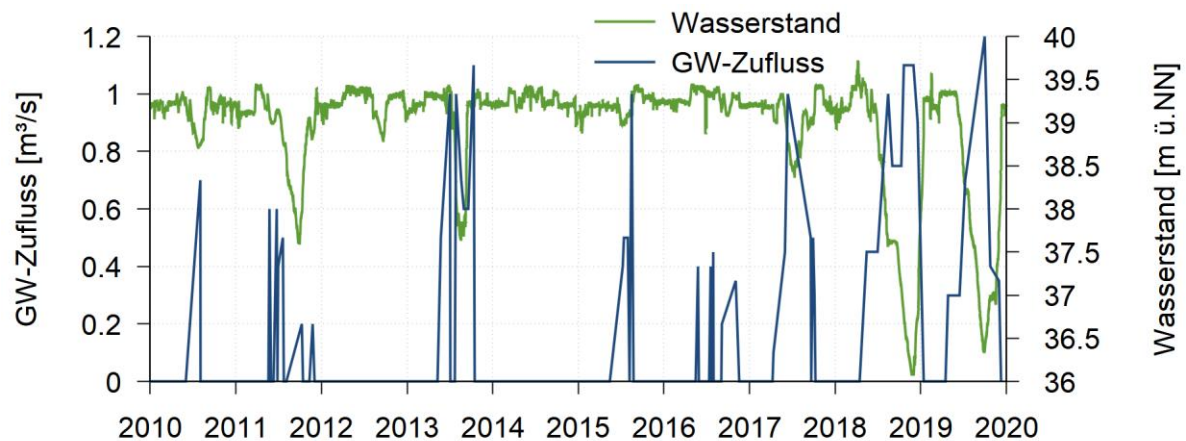


Abbildung 2.18: Berechneter Grundwasserzufluss und gemessener Wasserstand in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2010-2020

Abbildung 2.19 zeigt die im Modell verwendeten Ganglinien für den Abfluss aus der Talsperre über das Wehr und die Nord-Süd-Verbindung für den Zeitraum 2010-2020. Für beide Abflüsse liegen Messwerte vor, wobei der Auslauf über das Wehr leicht angepasst wurde, so dass die gemessenen Wasserstände in der Talsperre genau nachgebildet werden können.

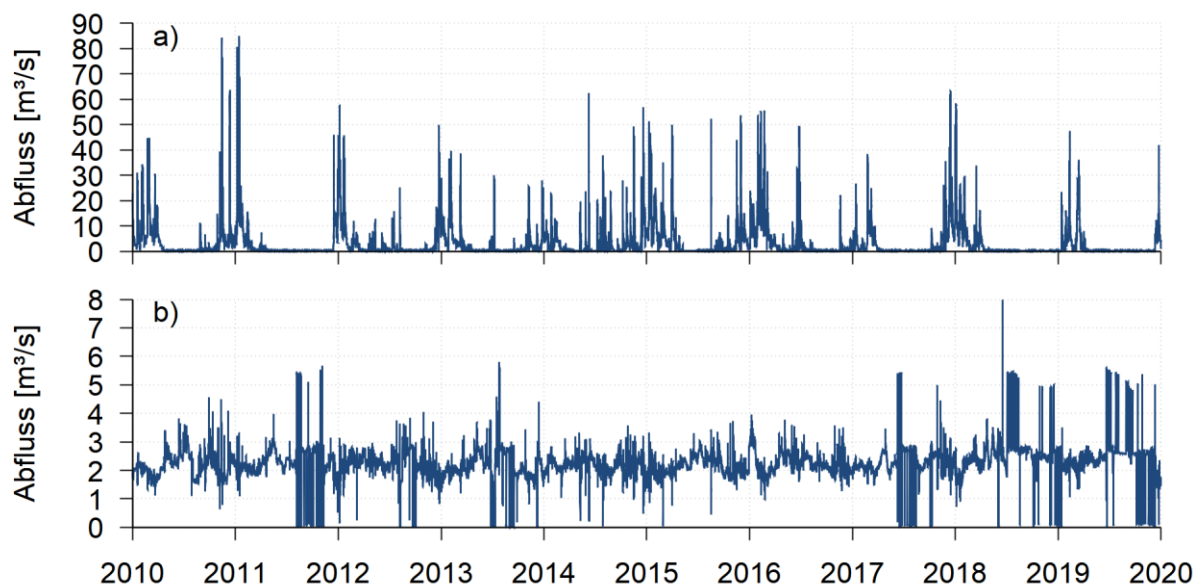


Abbildung 2.19: Im Modell verwendeter Abfluss aus der Talsperre Haltern a) über das Wehr und b) über die Nord-Süd-Verbindung im Zeitraum 2010-2020

Der Zehnjahreszeitraum von 2010 bis 2020 wurde mit gekoppelten Modellen für die Talsperre Hullern, die Zwischensteier und die Talsperre Haltern berechnet. Die Randbedingung der Wasserqualitätsparameter für den Zufluss der Steier in die Talsperre Haltern stammt somit aus Modellergebnissen des Modells für die Zwischensteier. Für die Randbedingung des Mühlenbachs wurden langjährige

Messreihen der wichtigsten Wasserqualitätsparameter verwendet. Abbildung 2.20 zeigt die im Modell verwendeten Messdaten zum gelösten Sauerstoff, den wichtigsten Algennährstoffen und der Chlorophyll-a-Konzentration im Simulationszeitraum für die beiden Zuflüsse in die Talsperre Haltern. Die Werte der Stever sind stark von den Verhältnissen in der Talsperre Hullern mit erhöhter Primärproduktion im Sommerhalbjahr geprägt. Dort ist die saisonale Variabilität der dargestellten Größen deutlich höher als beim Mühlenbach. Für den Mühlenbach liegen keine Informationen zu den Algen- bzw. Chlorophyll-a-Konzentrationen vor. Daher wurde die zufließende Algenkonzentration auf null gesetzt. Die dadurch entstehenden Abweichungen dürften aufgrund der nährstoffärmeren Verhältnisse im Mühlenbach und angesichts der größeren Bedeutung der Stever für die Wasserqualität in der Talsperre Haltern gering sein.

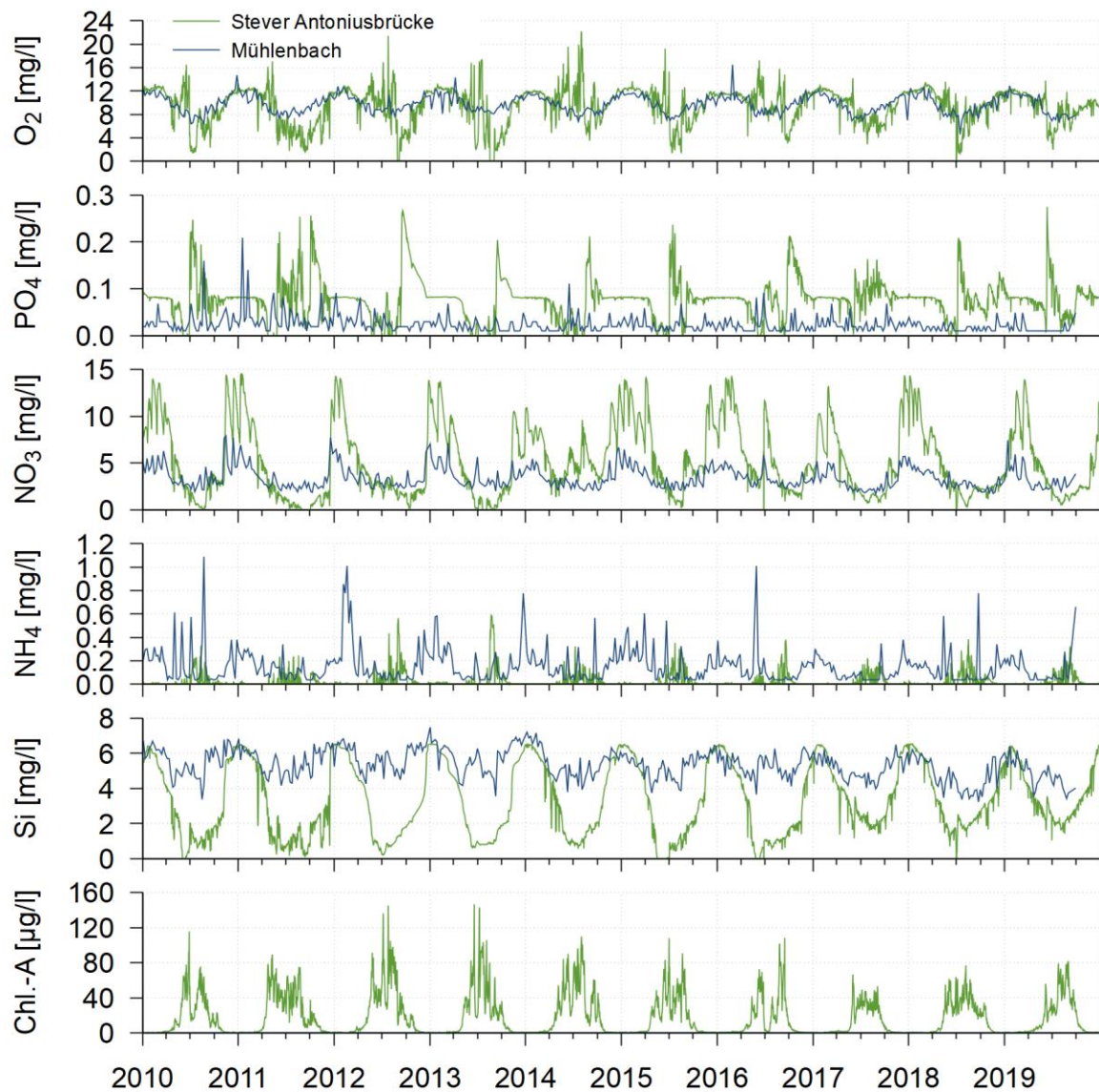


Abbildung 2.20: Mess- und Modelldaten des Sauerstoffgehalts, der wichtigsten Nährstoffe und der Chlorophyll-a-Konzentration vom Mühlenbach und der Zwischenstever bei der Antoniusbrücke im Zeitraum der Jahre 2010 bis 2020

Die Vorgehensweise zur Ermittlung der im Modell verwendeten meteorologischen Größen ist für den Zeitraum 2010-2020 identisch zur oben beschriebenen Vorgehensweise für den Zeitraum 2020/2021. Abbildung 2.21 zeigt die im Modell verwendeten, meteorologischen Datenreihen für den Zeitraum 2010-2020. Dargestellt sind der Übersichtlichkeit halber Tagesmittelwerte. Im Modell wurden für alle Datenreihen Stundenwerte angesetzt.

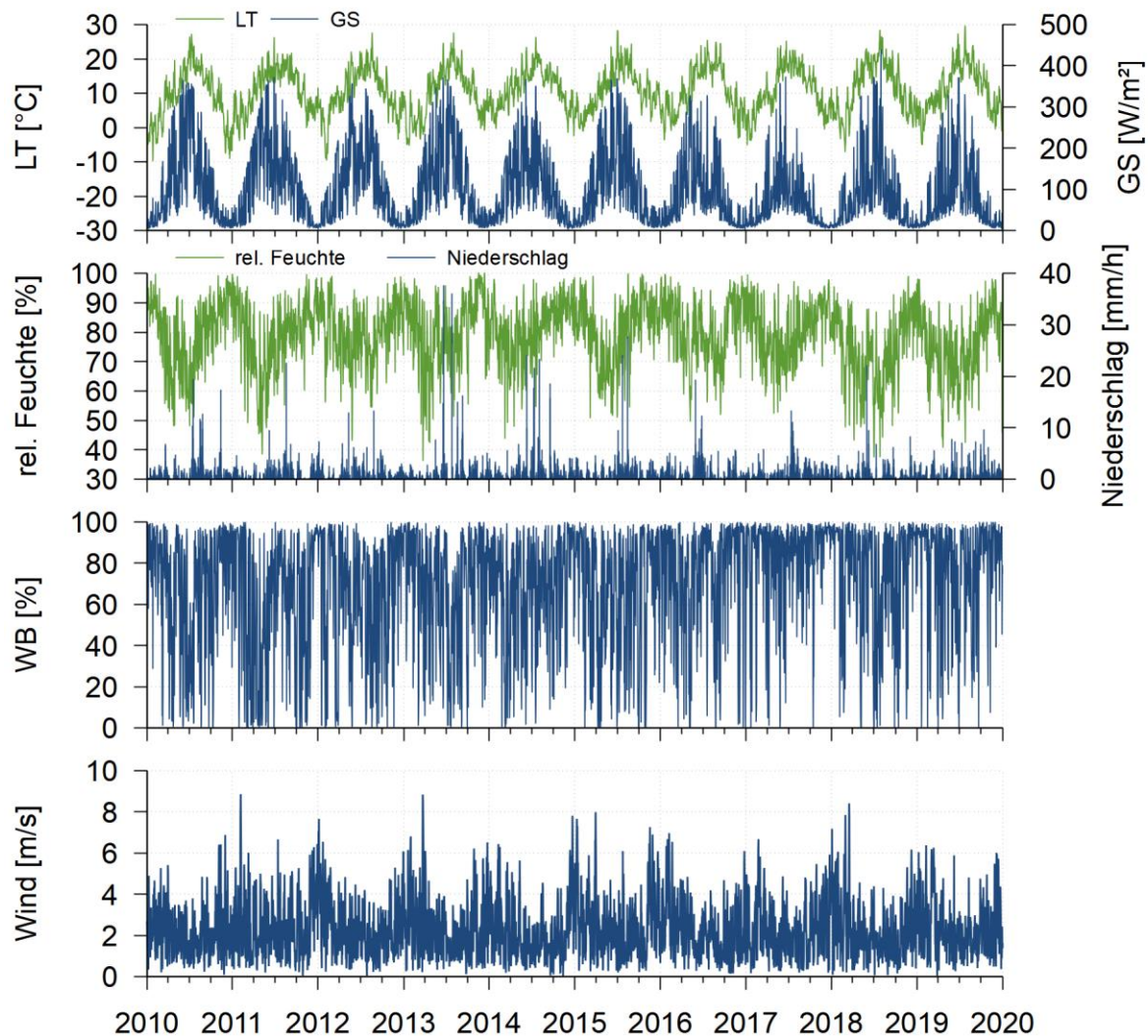


Abbildung 2.21: In den Modellen verwendete Datenreihen zur Lufttemperatur und Globalstrahlung (oben), relativen Luftfeuchte und zum Niederschlag (zweite Reihe), zur Wolkenbedeckung (dritte Reihe) und zum Wind (unten) im Zeitraum 2010-2020 (Quelle: Deutscher Wetterdienst)

Für die Sichttiefen in der Talsperre Haltern liegen im Zeitraum 2010-2020 keine Messdaten vor. Daher wurde aus dem Verlauf der Werte 2020/2021 ein Jahresgang abgeleitet und dieser jeweils für die Jahre 2010-2020 verwendet.

Klimaszenario 2060 bis 2070

Für eine Prognose der Verhältnisse in der Talsperre Haltern bei klimatisch veränderten Verhältnissen müssen die meteorologischen Modellrandbedingungen entsprechend angepasst werden. Hierzu wurde auf die frei verfügbaren Modellberechnungen des Projektes EURO-CORDEX zurückgegriffen (Jakob et al. 2014). Im Rahmen dieses Projektes wurde eine Vielzahl verschiedener Modellläufe für den europäischen Raum mit verschiedenen Modellketten von globalen und regionalen Klimamodellen von

verschiedenen Institutionen durchgeführt und zur Verfügung gestellt. Die Auflösung des Modellgitters ist für alle Modellläufe identisch und beträgt ca. 11 km. Für das Klimaszenario 2060 bis 2070 wurde die Prognose eines Modelllaufs vom Climate Service Center Germany verwendet (globales Modell: HadGEM2-ES, regionales Modell: REMO2015, Emissionsszenario: RCP4.5). Abbildung 2.22 zeigt die Jahres- und jahreszeitlichen Mittelwerte der berechneten Lufttemperatur am der Talsperre Haltern nächstgelegenen Modellknoten. Da im Hinblick auf die vertikale Durchmischung der Talsperre insbesondere milde Winter für die Berechnungen im Modell der Talsperre relevant sind, wurde der Zeitraum der Jahre 2060 bis 2070 ausgewählt. In diesem Zeitraum befindet sich der mildeste Winter der gesamten Prognose sowie auch einige der im Mittel wärmsten Jahre des Zeitraums.

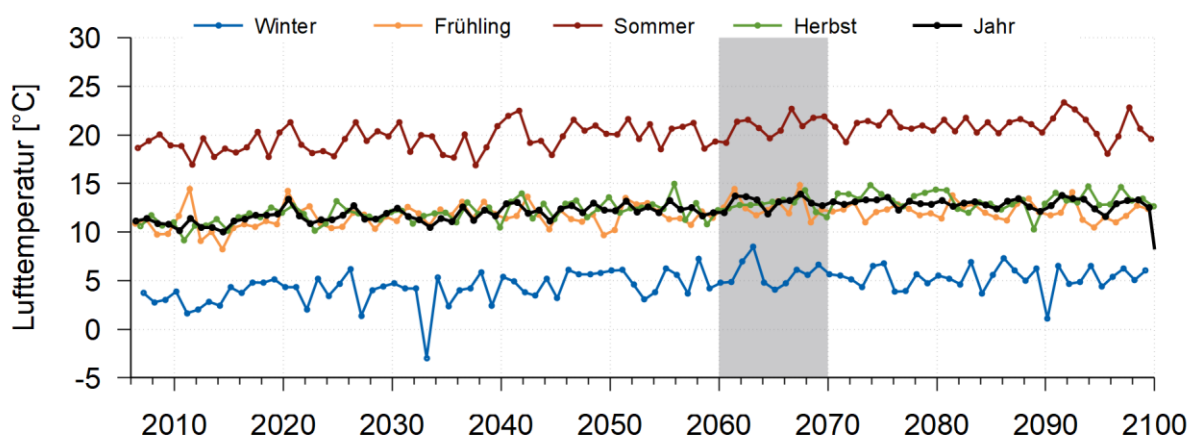


Abbildung 2.22: Jahres- und jahreszeitliche Mittelwerte der Lufttemperatur eines Prognose-Modelllaufs aus dem EURO-CORDEX Ensemble für den Zeitraum der Jahre 2008 bis 2100; grau hinterlegter Bereich markiert den Simulationszeitraum mit dem Modell der Talsperre Haltern

Ein Vergleich der im Modell verwendeten meteorologischen Größen aus dem Prognosezeitraum 2060-2070 und der Messwerte aus dem Zeitraum 2010-2020 ist in Abbildung 2.23 dargestellt. Die aufgrund des Klimawandels entstehenden Differenzen zu den Messdaten sind nachvollziehbar. Die Lufttemperatur liegt im Zeitraum 2060-2070 im Jahresmittel um einige Grad Celsius über den Messdaten des Zeitraums 2010-2020 und auch die Strahlungswerte sind entsprechend leicht erhöht. Die Windgeschwindigkeiten im Prognosezeitraum sind etwa um den Faktor 1,5 erhöht im Vergleich zu den Messdaten. Dies ist möglicherweise auf fehlende Details in der Geländestruktur aufgrund der Modellauflösung von 11 km zurückzuführen. Um eine Beeinflussung der vertikalen Durchmischung in der Talsperre durch diese unplausibel erhöhten Windgeschwindigkeiten zu vermeiden, wurden sie entsprechend auf die Größenordnung der gemessenen Windgeschwindigkeiten skaliert.

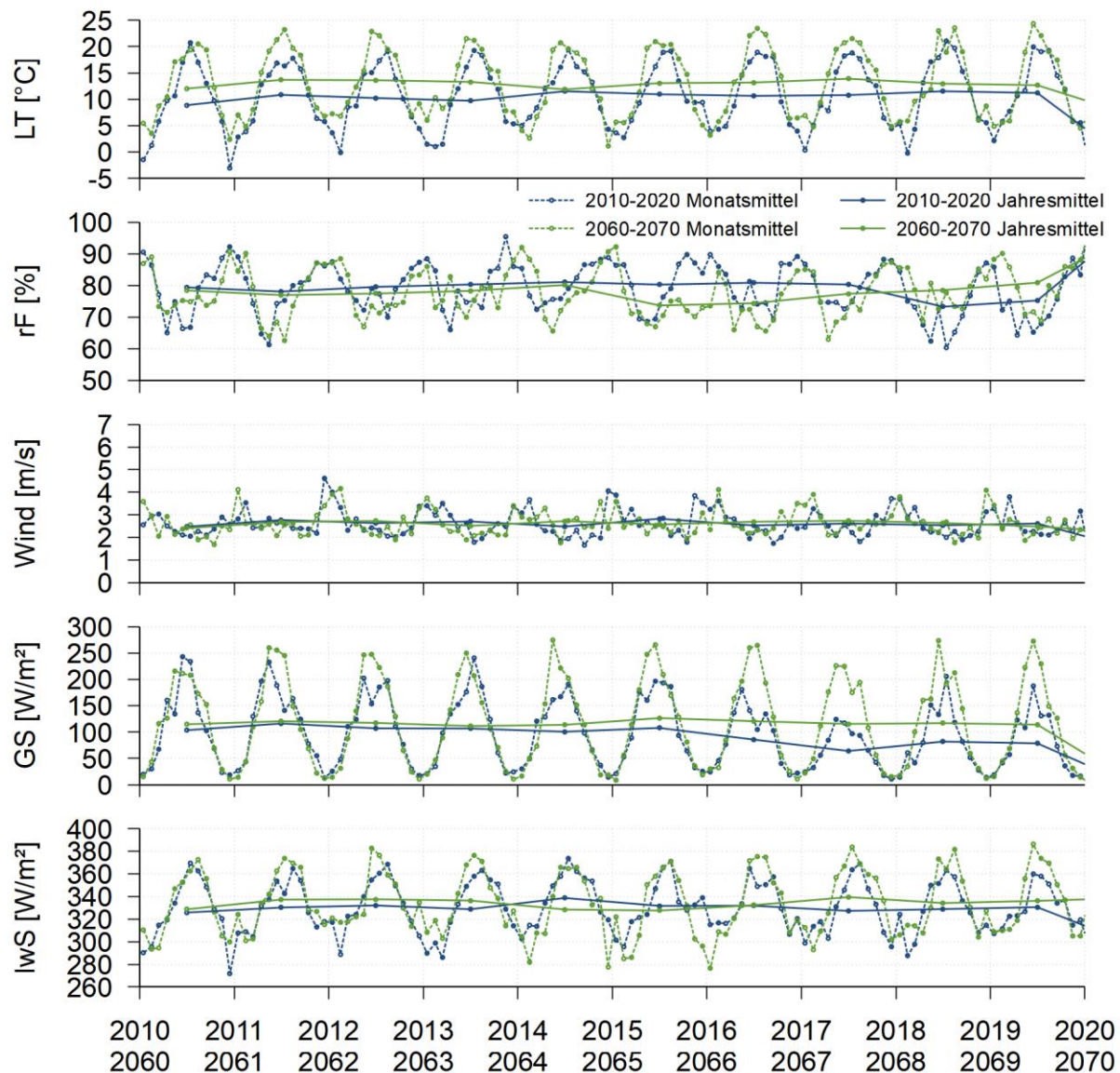


Abbildung 2.23: Vergleich verschiedener meteorologischer Größen gemessen im Zeitraum 2010-2020 mit den berechneten Daten eines EURO-CORDEX-Modelllaufs aus den Jahren 2060-2070 anhand von Monats- und Jahresmittelwerten (LT: Lufttemperatur, rF: relative Luftfeuchte, Wind: Windgeschwindigkeit, GS: Globalstrahlung, lwS: langwellige Strahlung)

Die Randbedingungen der Zu- und Abflüsse wurden für den klimatisch veränderten Zeitraum unverändert aus dem Modellzeitraum 2010 bis 2020 übernommen. Somit können im Modell direkt die Effekte der Veränderung der meteorologischen Größen durch den Klimawandel untersucht werden. Relevant hinsichtlich der Durchmischung in der Talsperre wäre gegebenenfalls das zukünftige Ausbleiben der winterlichen Hochwasserereignisse, die die Durchmischung in der Talsperre zusätzlich fördern. Bisherige Niederschlags- und Abflussdaten weisen allerdings daraufhin, dass nicht mit einer Abnahme der Niederschläge im Winterhalbjahr gerechnet werden muss.

2.4.3 Anfangsbedingungen

Zu Beginn der Simulation muss den Modellen der Anfangszustand für alle zu berechnenden Größen vorgegeben werden. Diese sind im Falle der hydrodynamischen Modellierung die Strömungsgeschwindigkeiten, die Wassertemperatur und der Wasserstand. Die Strömungsgeschwindigkeiten werden zu Beginn der Simulation auf null gesetzt. Daher benötigt das Modell eine gewisse Einschwingzeit, bis realistische Verhältnisse erzielt werden. Diese beträgt in der Regel wenige Tage und ist damit für die hier betrachteten, längeren Modellzeiträume irrelevant. Die initiale Wassertemperatur wird aus zeitlich am nächsten gelegenen Profilmesswerten abgeleitet. Der Wasserstand zum Modellstart wird den langjährigen Datenreihen der Wasserstandsmessung in der Talsperre entnommen.

Für die Berechnungen im Wasserqualitätsmodell müssen für alle definierten Zustandsgrößen initiale Werte vorgegeben werden. Für die Modellzeiträume von März 2020 bis März 2021 sowie von 2010 bis 2020 wurden Daten von dem Startzeitpunkt der Simulation zeitlich am nächsten gelegenen Messungen in der Talsperre verwendet.

3 Ist-Zustand der Gewässergüte der Talsperre Haltern

3.1.1 Wassertemperatur, Schichtung und Durchmischung

In der Talsperre Haltern wurden im Zeitraum der Messkampagne 2020/2021 vier Positionen beprobt. Die beiden Positionen Seemitte und nördlich der Insel befinden sich im tieferen Bereich mit Wassertiefen bis 15 m, die beiden Positionen westlich der Insel und vor dem Wehr in flacheren, ca. 7 m tiefen Bereichen (Lage siehe Abbildung 2.1). Abbildung 3.1 zeigt die berechneten Temperaturprofile an den vier Positionen im Zeitraum März 2020 bis März 2021. Anfang April setzt die Erwärmung der Wassersäule ein. An den beiden tieferen Messstellen baut sich eine stabile Temperaturschichtung auf, die das warme, oberflächennahe Epilimnion vom darunterliegenden, kühlen Hypolimnion abtrennt. Mit der herbstlichen Abkühlung sinkt die Sprungschicht langsam ab, bis Ende Oktober wieder vertikal durchmischte Verhältnisse vorliegen. An den beiden flacheren Positionen gibt es auf Grund der Wassertiefe kein Hypolimnion, allerdings gibt es zeitweise eine Temperaturschichtung, z. B. Ende Juni und im August. In diesen Zeiträumen tritt ebenfalls kein Wasseraustausch zwischen geschichtetem Tiefenbereich und darüber liegendem, homogenem Wasserkörper auf. Kalte Wetterlagen und Windereignisse können diese Schichtung wieder auflösen. Dies geschah im Jahr 2020 z. B. Anfang Juli und Ende August. Beide Ereignisse sind auch an den tieferen Positionen an einer verstärkten Durchmischung im Epilimnion sowie insbesondere Ende August an einem Absinken der Sprungschicht zu erkennen.

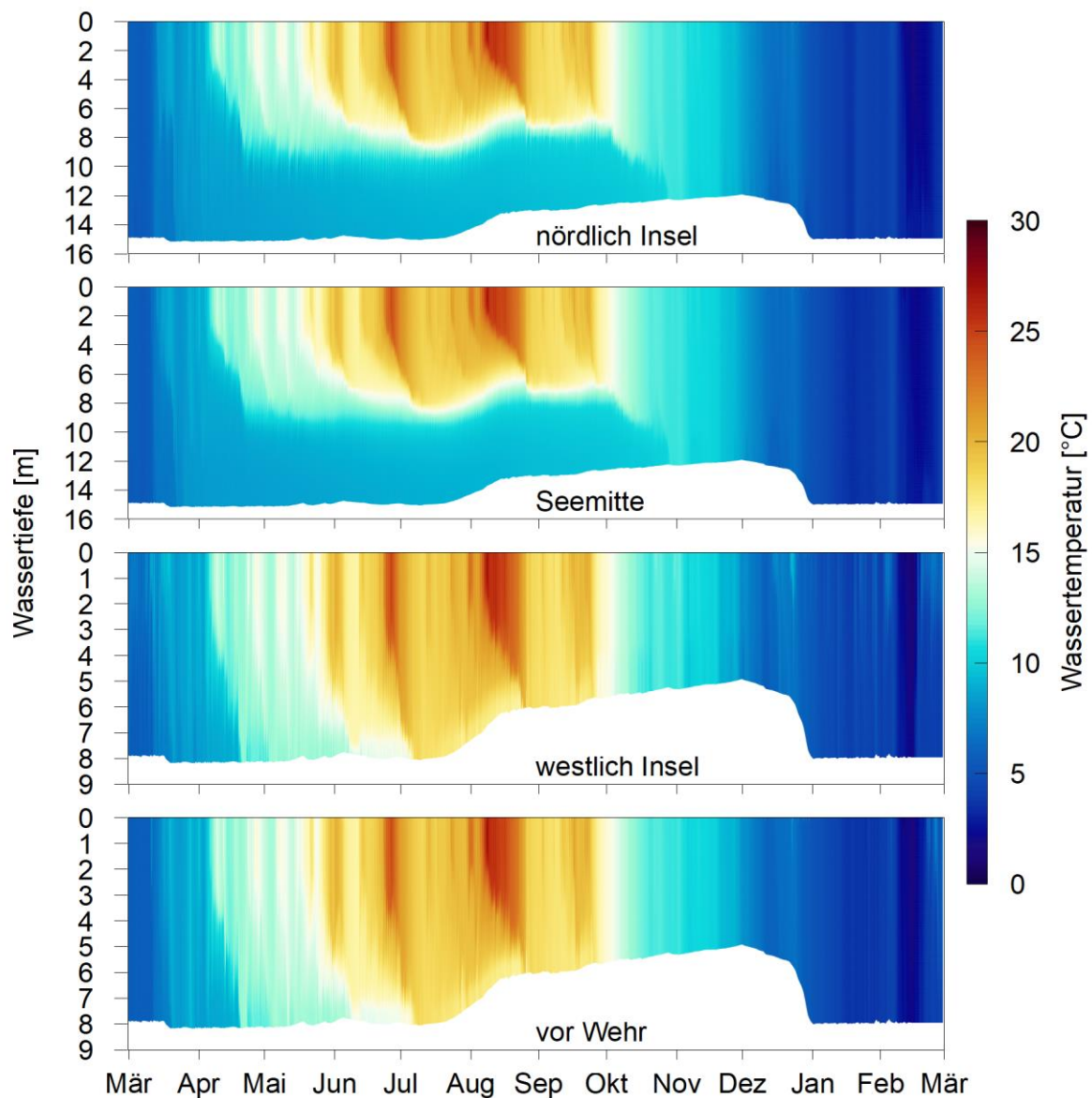


Abbildung 3.1: Berechnete Temperaturprofile an den vier Probenahmepunkten der Messkampagne 2020/2021 in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

Im Folgenden werden die gemessenen und berechneten Wassertemperaturen an den vier Positionen gemeinsam für jeweils einzelne Tiefenstufen verglichen. Auf diese Weise können Unterschiede zwischen den einzelnen Positionen aufgezeigt werden. Abbildung 3.2 zeigt den Vergleich der Werte der vier Positionen an der Wasseroberfläche. Der Verlauf der Messwerte wird an allen vier Positionen vom Modell sehr gut nachgebildet. Gut zu erkennen an den Temperaturspitzen sind die beiden heißen Wetterlagen Ende Juni und im August sowie die daran anschließende Abkühlung. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Positionen sind relativ gering, da die Wassertemperaturen an der Oberfläche in erster Linie vom Wärmeaustausch mit der Atmosphäre beeinflusst sind, der für alle Positionen fast identisch ist.

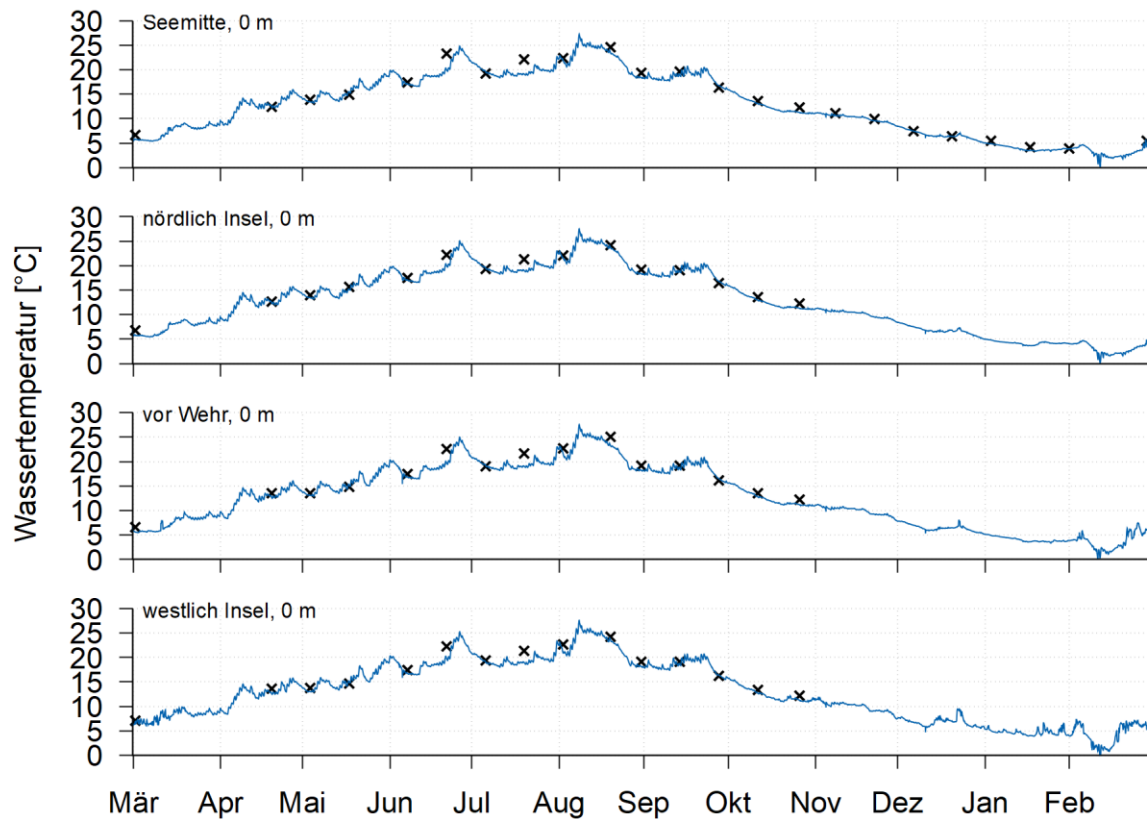


Abbildung 3.2: Vergleich berechneter und gemessener Wassertemperaturen an der Wasseroberfläche an den vier Probenahmepunkten der Messkampagne 2020/2021 in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

Die in Abbildung 3.3 gezeigten gemessenen und berechneten Wassertemperaturen befinden sich mit 6 m Wassertiefe bereits im unteren Bereich des Epilimnions bzw. am oberen Rand der Sprungschicht. Die Temperaturen lagen dort im betrachteten Zeitraum meist unter 20 °C und die Anstiege während der Warmwetterphasen waren schwächer ausgeprägt. Auch in dieser Tiefe folgen die Modellwerte den gemessenen sehr genau. Ein markantes Ereignis ist Ende August 2020 zu erkennen. Im Modell sinken die Temperaturen im Laufe des Augustes aufgrund der Absenkung des Wasserstands durch die Entnahme aus dem Epilimnion ab. Diese Temperaturabnahme wird durch einen Messwert an der Position Seemitte bestätigt, an den anderen Positionen jedoch nicht. Ende August steigen dann die Wassertemperaturen sprunghaft an, was ebenfalls von den Messwerten an der Position Seemitte bestätigt wird. Ursache für diesen Temperatursprung war ein starkes Windereignis am 26. August.

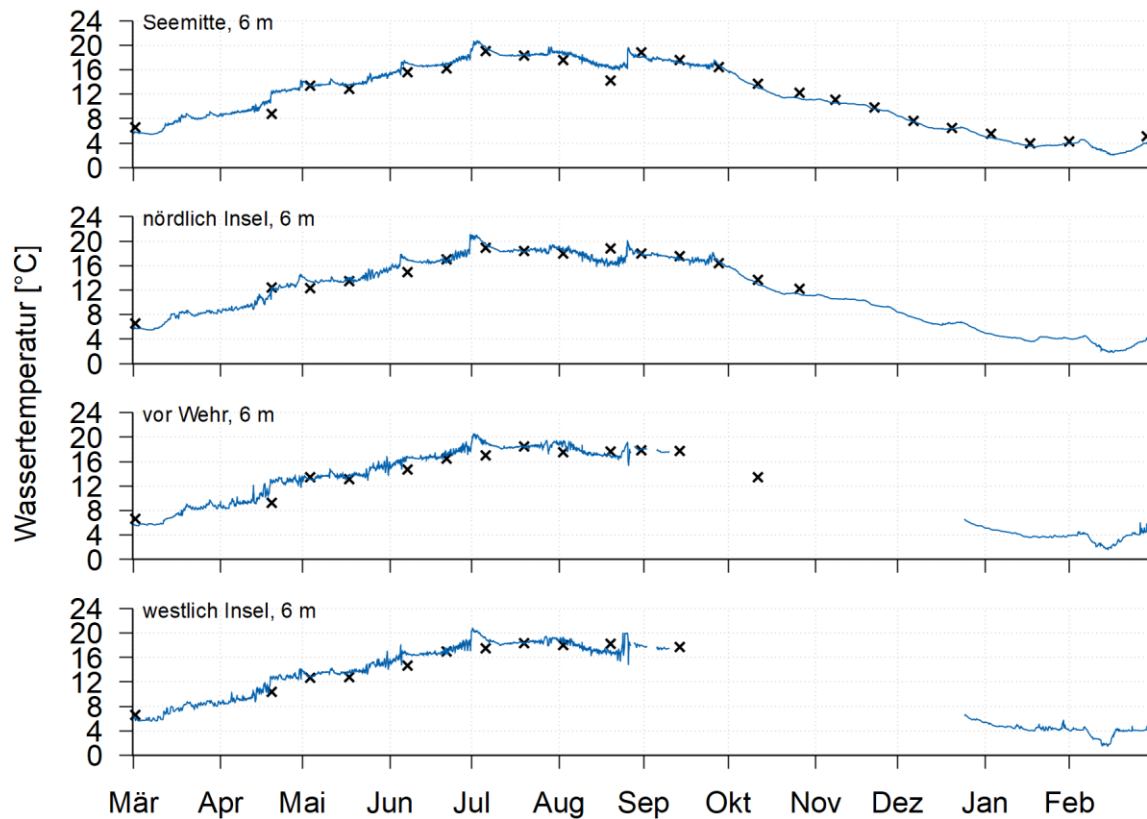


Abbildung 3.3: Vergleich berechneter und gemessener Wassertemperaturen in 6 m Wassertiefe an den vier Probenahmepunkten der Messkampagne 2020/2021 in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

Abbildung 3.4 zeigt die Mess- und Modellwerte in 12 m Wassertiefe. Diese befinden sich im Hypolimnion, wie die konstant niedrigen Temperaturen von 8-10 °C anzeigen. An beiden Positionen werden die gemessenen Werte vom Modell gut nachgebildet. Der kurzzeitige Anstieg der Temperaturen Ende Oktober bzw. Anfang November entsteht, sobald die Sprungschicht den Tiefenbereich erreicht. Ab diesem Zeitpunkt ist also der vertikale Austausch zum darüber liegenden Wasserkörper wieder hergestellt.

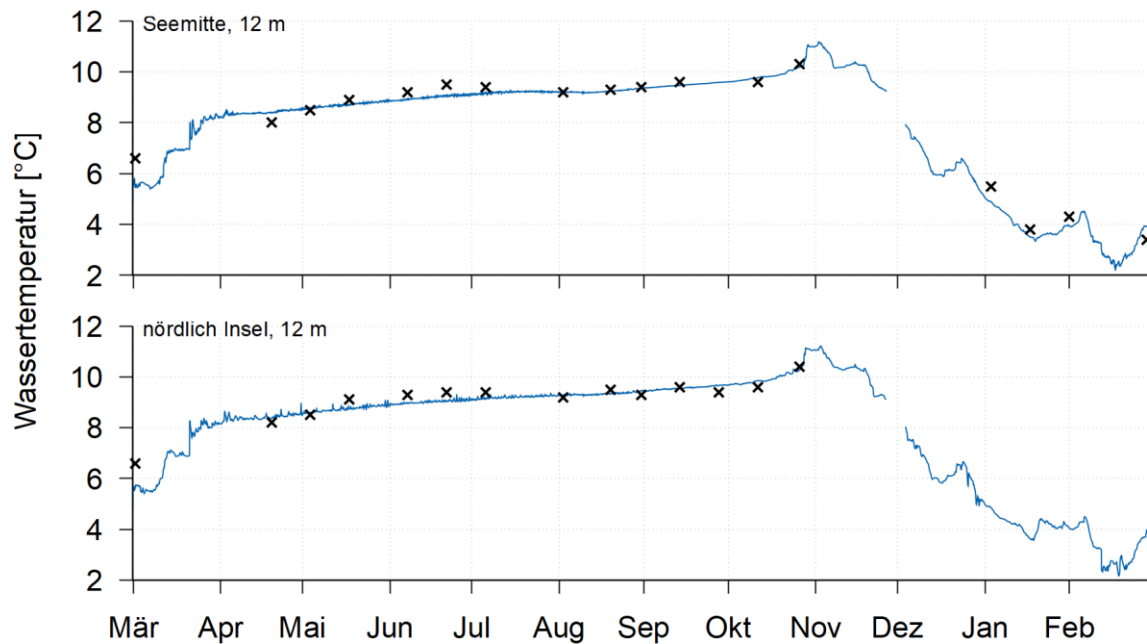


Abbildung 3.4: Vergleich berechneter und gemessener Wassertemperaturen in 12 m Wassertiefe an den vier Probenahmepunkten der Messkampagne 2020/2021 in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

3.1.2 Primärproduktion

Abbildung 3.5 zeigt die berechneten Konzentrationen an Chlorophyll a im Profil an den Positionen nördlich Insel, Seemitte, westlich Insel und vor Wehr in der Talsperre Haltern. Im saisonalen Verlauf des Jahres 2020 werden zwei Algenblüten im Mai und im September berechnet. Während der Frühlingsblüte sind die Konzentrationen an allen vier Positionen vergleichbar hoch. Die zweite und stärkere Blüte im September tritt etwa zeitgleich mit einer Blüte in der Talsperre Hullern auf. Nicht unwesentlich dürfte hierzu der hohe Phosphateintrag in die Talsperre Haltern Anfang September über die Zwischensteven in Folge eines Durchmischungsereignisses in der Talsperre Hullern beigetragen haben. Daher wird für die östlicheren Positionen Seemitte und nördlich Insel eine höhere Algenkonzentration berechnet. Die Biomasseproduktionsraten waren während diesem Ereignis die höchsten im Berechnungszeitraum, wie die talsperrenweiten Nettoprimärproduktionsraten in Abbildung 3.6 aufzeigen.

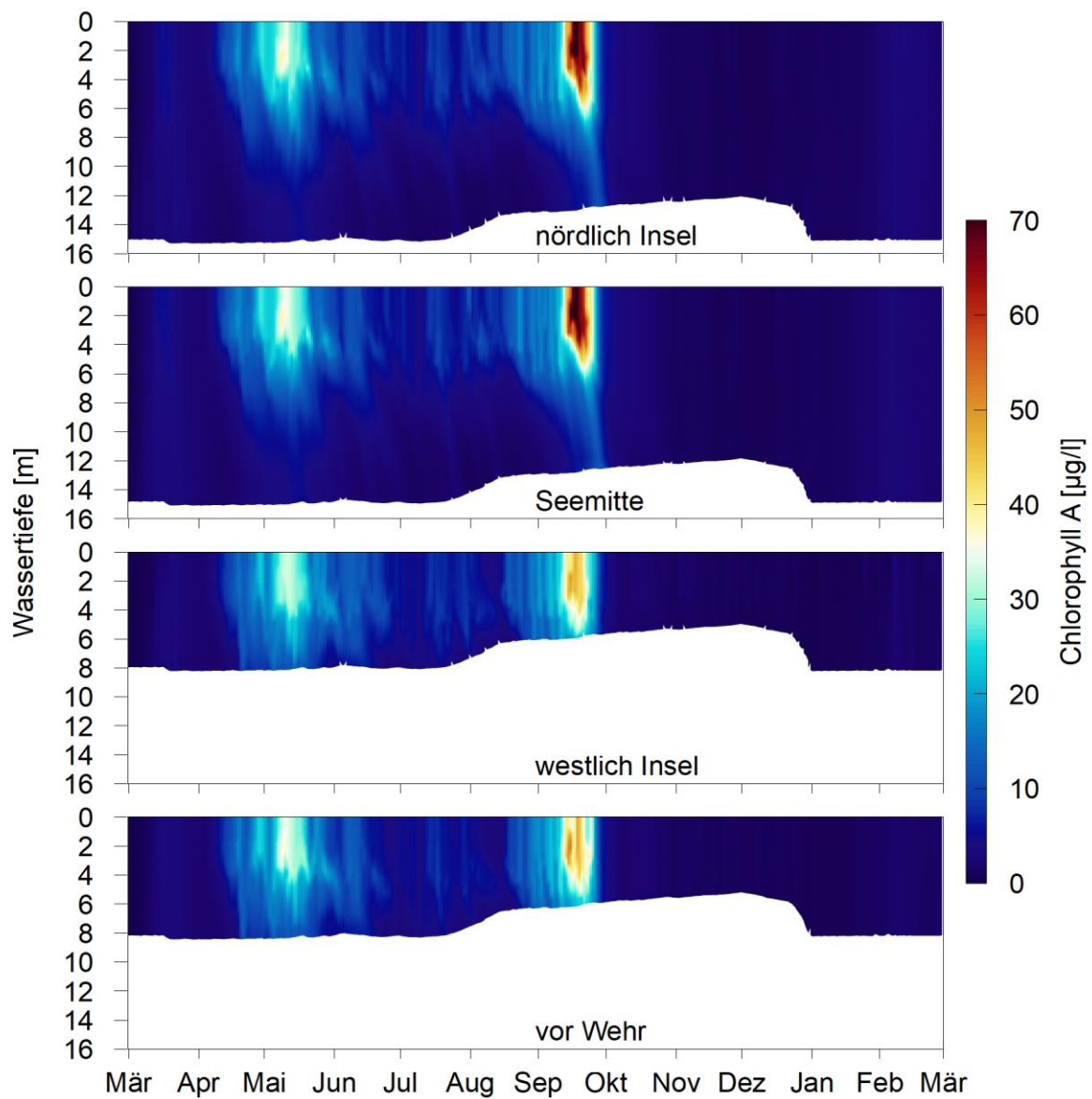


Abbildung 3.5: Berechnete Konzentrationen an Chlorophyll a im Profil an den Positionen nördlich Insel, Seemitte, westlich Insel und vor Wehr in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

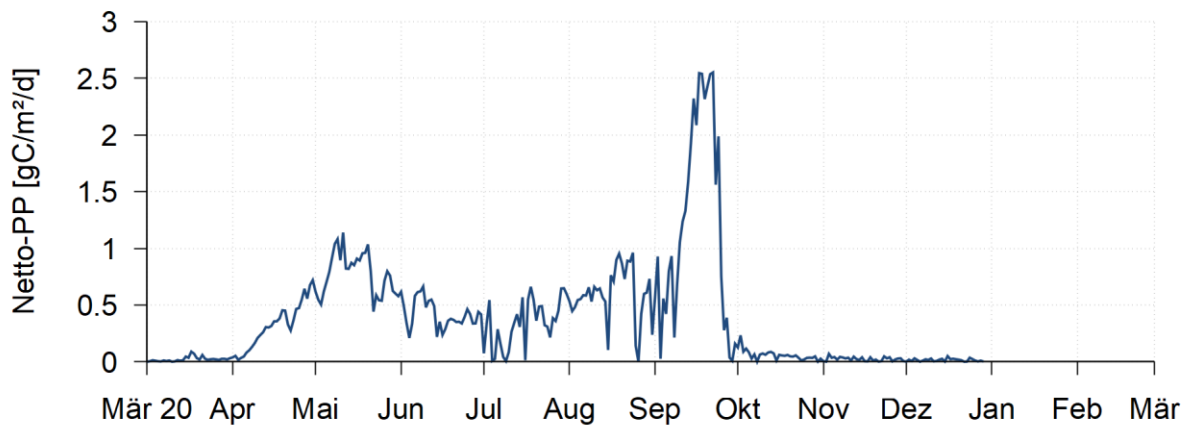


Abbildung 3.6: Berechnete Nettoprimärproduktion in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

Abbildung 3.7 bis Abbildung 3.10 zeigen einen Vergleich der gemessenen und berechneten Konzentrationen an Chlorophyll a sowie die oberflächennah gemessenen Zellzahlen an den vier Positionen Seemitte, nördlich Insel, westlich Insel und vor Wehr. Die gemessenen Chlorophyllwerte zeigen nur eine sehr schwache Frühjahrsblüte an, deutlich geringer als vom Modell berechnet. Die gemessenen Zellzahlen weisen deutlicher auf einen Anstieg der Algenpopulation zu diesem Zeitpunkt hin. Wie bereits oben bei den Ergebnissen zur Talsperre Haltern diskutiert, korrelieren Zellzahlen und Chlorophyll a nicht zwingend, da sowohl die Zellgrößen als auch deren Gehalt an Chlorophyll a von Art zu Art unterschiedlich sind. Im Modell kann dies aufgrund der Verwendung von zwei Algengruppen mit verschiedenen Eigenschaften nur vereinfacht dargestellt werden, weshalb auch die Zellzahlen bei der Bewertung der Modellergebnisse aufschlussreich sein können.

Während der Algenblüte im September fallen Messdaten zum Chlorophyll a an den vier Messstellen heterogen aus, was auf größere räumliche Unterschiede der Algenkonzentrationen in der Talsperre bei diesem Ereignis hinweist. Die Werte an der Position nördlich Insel im tieferen Bereich und westlich Insel im flacheren bestätigten die Größenordnung der berechneten Konzentrationen an Chlorophyll a und auch die im Modell berechneten räumlichen Unterschiede mit höheren Werten im östlichen Teil der Talsperre. Der Anfang September zeitgleich mit dem sehr hohen Wert an der Position nördlich Insel gemessene sehr niedrige Wert an der Position Seemitte, der auf praktisch kein Algenvorkommen hinweist, passt hierzu allerdings nicht ins Bild und ist vermutlich nicht repräsentativ für die Algenbiomasse in der Talsperre zu diesem Zeitpunkt.

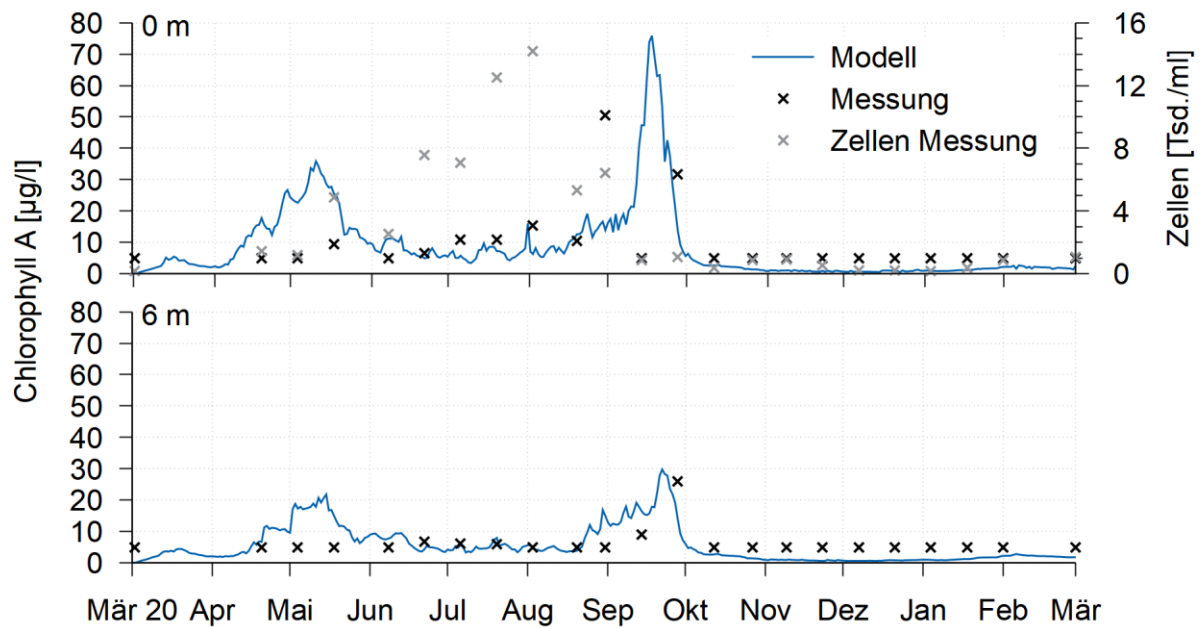


Abbildung 3.7: Gemessene und berechnete Konzentrationen an Chlorophyll a in 0 m und 6 m Wassertiefe und oberflächennah gemessene Zellzahlen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

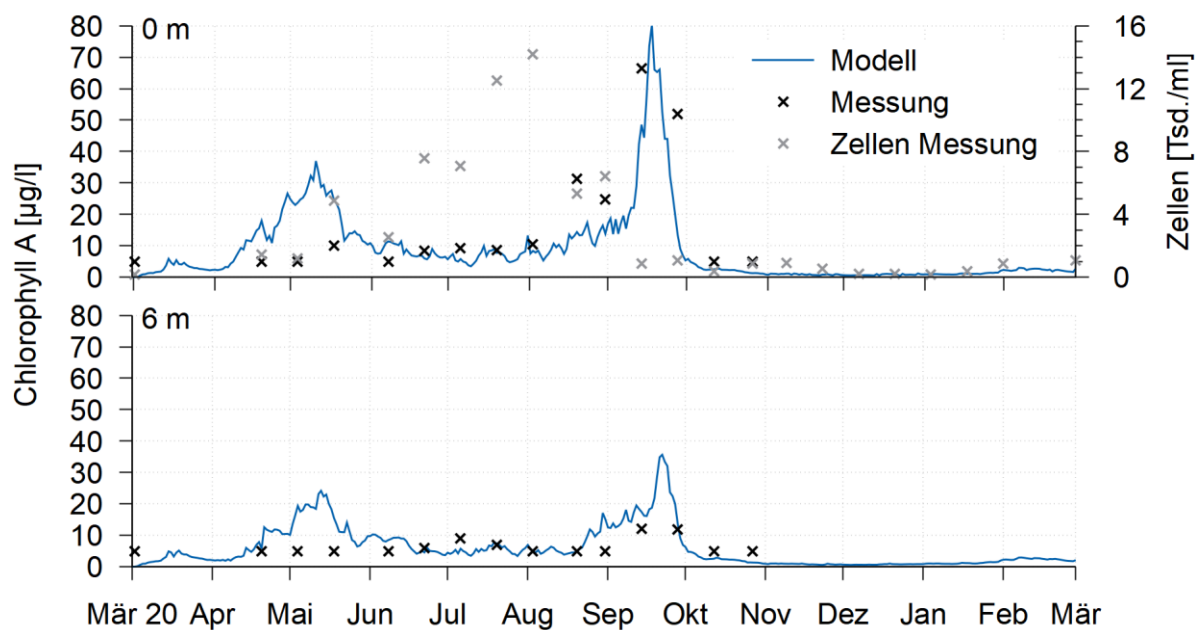


Abbildung 3.8: Gemessene und berechnete Konzentrationen an Chlorophyll a 0 m und 6 m Wassertiefe und oberflächennah gemessene Zellzahlen an der Position nördlich Insel in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

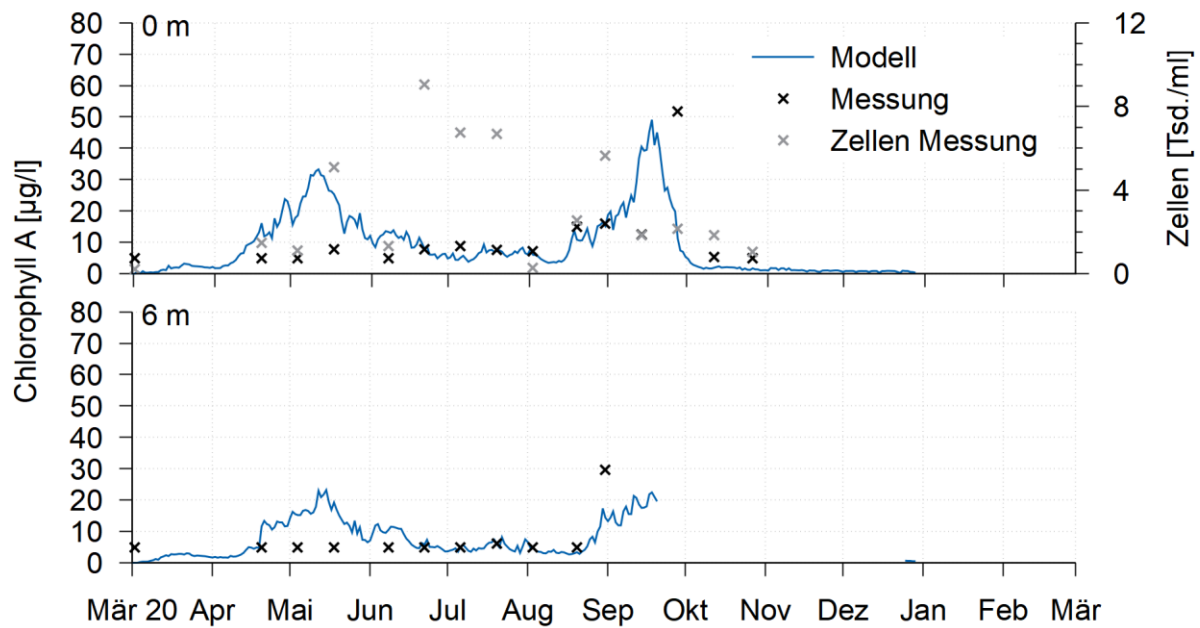


Abbildung 3.9: Gemessene und berechnete Konzentrationen an Chlorophyll a in 0 m und 6 m Wassertiefe und oberflächennah gemessene Zellzahlen an der Position westlich Insel in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

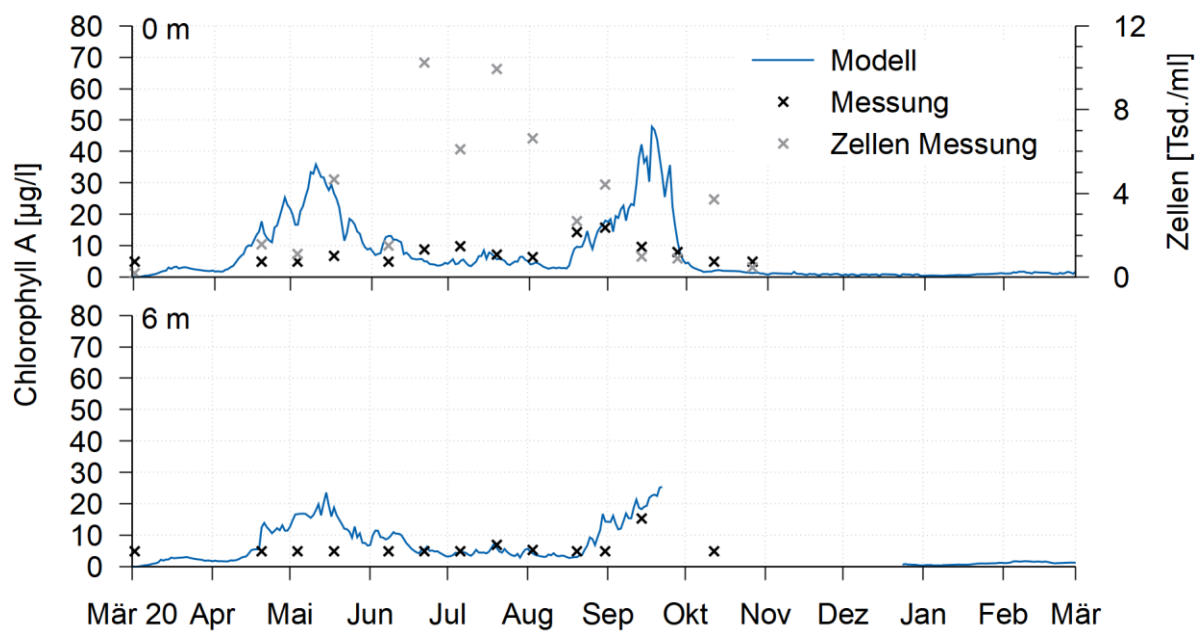


Abbildung 3.10: Gemessene und berechnete Konzentrationen an Chlorophyll a in 0 m und 6 m Wassertiefe und oberflächennah gemessene Zellzahlen an der Position vor Wehr in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

3.1.3 Sauerstoffverhältnisse

Die Primärproduktion beeinflusst maßgeblich die Sauerstoffkonzentrationen in der Talsperre, sowohl durch die Freisetzung von Sauerstoff bei der Photosynthese als auch durch die Zehrung von Sauerstoff beim Abbau der Biomasse. Abbildung 3.11 zeigt einen Vergleich der gemessenen und berechneten Sauerstoffkonzentrationen im Profil an der Position Seemitte. Beide Effekte sind anhand der Übersättigungen im Epilimnion und anhand der Zehrung im Hypolimnion gut zu erkennen. Die gemessene zeitliche und vertikale Entwicklung wird vom Modell mit hoher Genauigkeit nachgebildet. Eine Ausnahme bildet die bei der Messung im August bis in ca. 3 m festgestellte Sauerstoffarmut, die vom Modell nicht nachgebildet wird. Diese wird vermutlich durch den sauerstoffarmen Zustrom aus der Zwischensteven in diesem Zeitraum verursacht, der aufgrund der zeitlichen Auflösung der für die Randbedingungen verwendeten Messdaten aus der Zwischensteven nicht berücksichtigt ist (vgl. Abbildung 2.13). Die durch die Algenblüte Ende September verursachten Sauerstoffübersättigungen sind sowohl in der Messung als auch im Modell zu erkennen. Ab Ende September lässt sich die fortschreitende herbstliche Durchmischung der Talsperre anhand des Absinkens der Sprungschicht und Schrumpfens des Hypolimnions beobachten. Dabei wird sauerstoffreiches Wasser aus dem Hypolimnion ins Epilimnion eingemischt, was zu einer leichten Abnahme der Konzentrationen im Epilimnion führt. Ab Anfang November hat sich eine vollständige vertikale Durchmischung des Wasserkörpers eingestellt.

Abbildung 3.12 zeigt die gemessenen und berechneten Sauerstoffkonzentrationen im Profil an der Position vor Wehr. In diesem flacheren Bereich der Talsperre stellt sich keine dauerhafte Dichteschichtung über die Sommermonate ein. Die Zehrung in den tiefen Wasserschichten in Messung und Modell weist darauf hin, dass über Grund zumindest zeitweise eine leichte Dichteschichtung besteht. Auch an dieser Position werden die gemessenen Konzentrationen vom Modell mit guter Genauigkeit nachgebildet, mit Ausnahme des oben diskutierten Zehrungsereignisses im August.

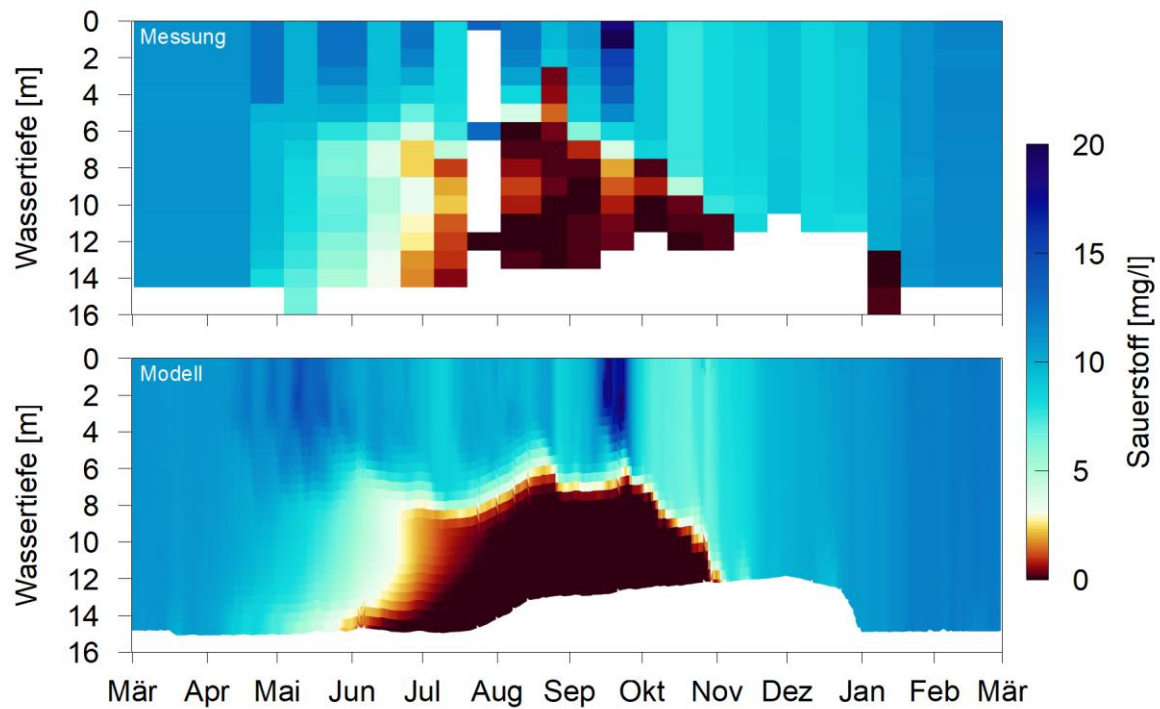


Abbildung 3.11: Vergleich der gemessenen (oben) und berechneten (unten) Sauerstoffkonzentrationen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

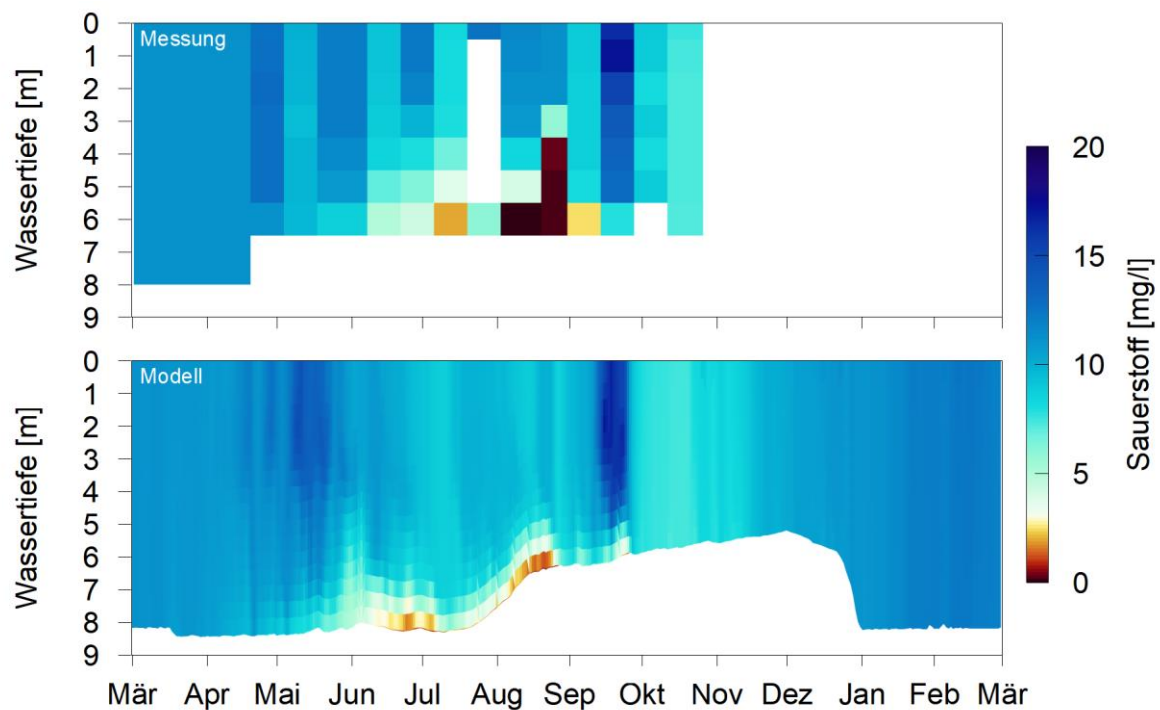


Abbildung 3.12: Vergleich der gemessenen (oben) und berechneten (unten) Sauerstoffkonzentrationen an der Position vor Wehr in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

Abbildung 3.13 und Abbildung 3.14 zeigen für die oben im Profil gezeigten Positionen Seemitte und vor Wehr Zeitreihen der gemessenen und berechneten Sauerstoffkonzentrationen in einzelnen Wassertiefen. Die größten Abweichungen entstehen bei beiden Positionen im Tiefenbereich der Sprungschicht in ca. 6 m. In diesem Tiefenbereich treten aufgrund der Trennung zwischen Epi- und Hypolimnion die größten vertikalen Konzentrationsgradienten auf, die im Modell nur mit der durch die vertikale Modellnetzauflösung von 50 cm vorgegeben Schärfe abgebildet werden können. Mit wenigen Ausnahmen werden die gemessenen Verläufe der Sauerstoffkonzentrationen vom Modell in allen Tiefenstufen gut nachgebildet.

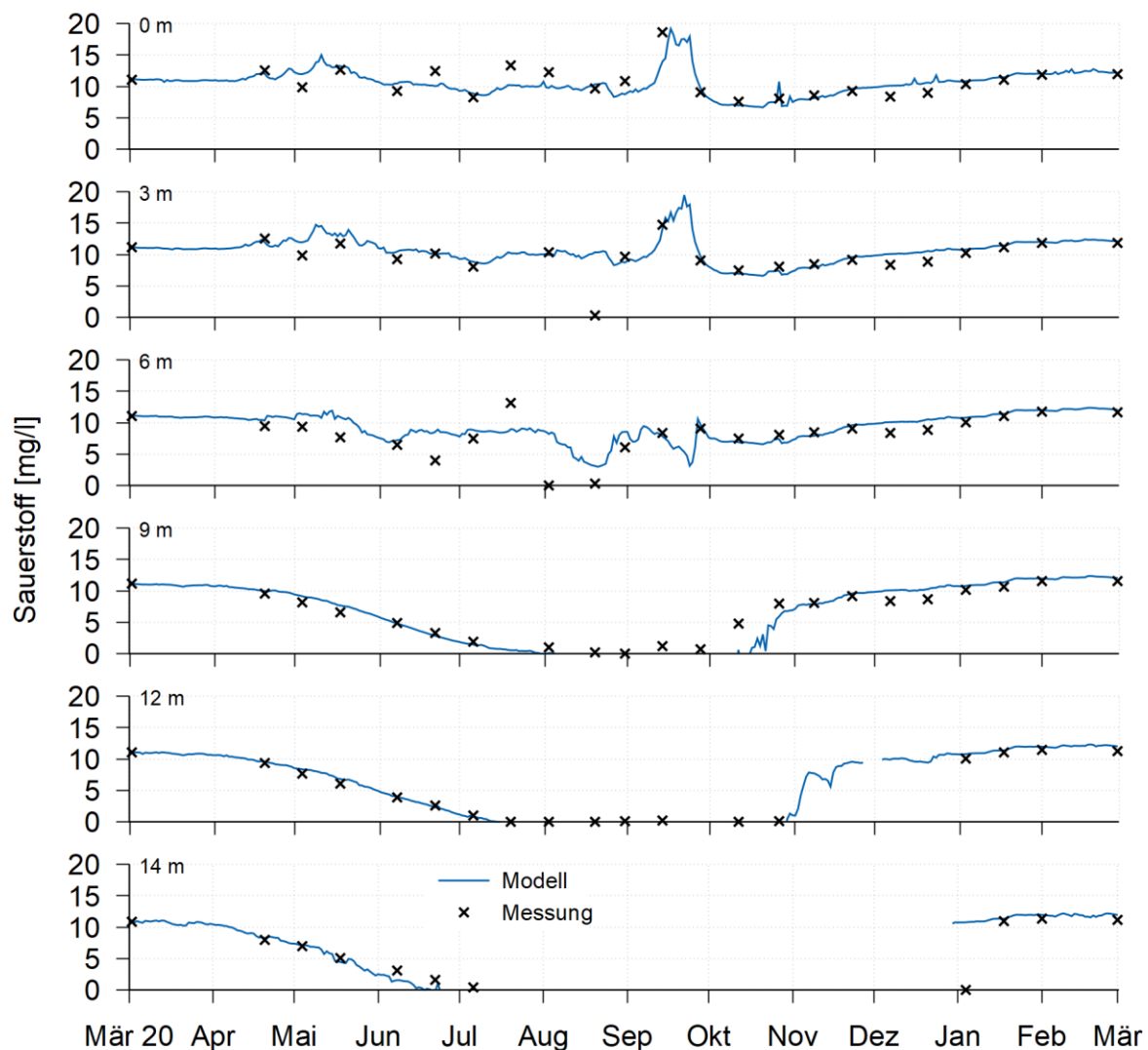


Abbildung 3.13: Gemessene und berechnete Sauerstoffkonzentrationen in verschiedenen Wassertiefen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

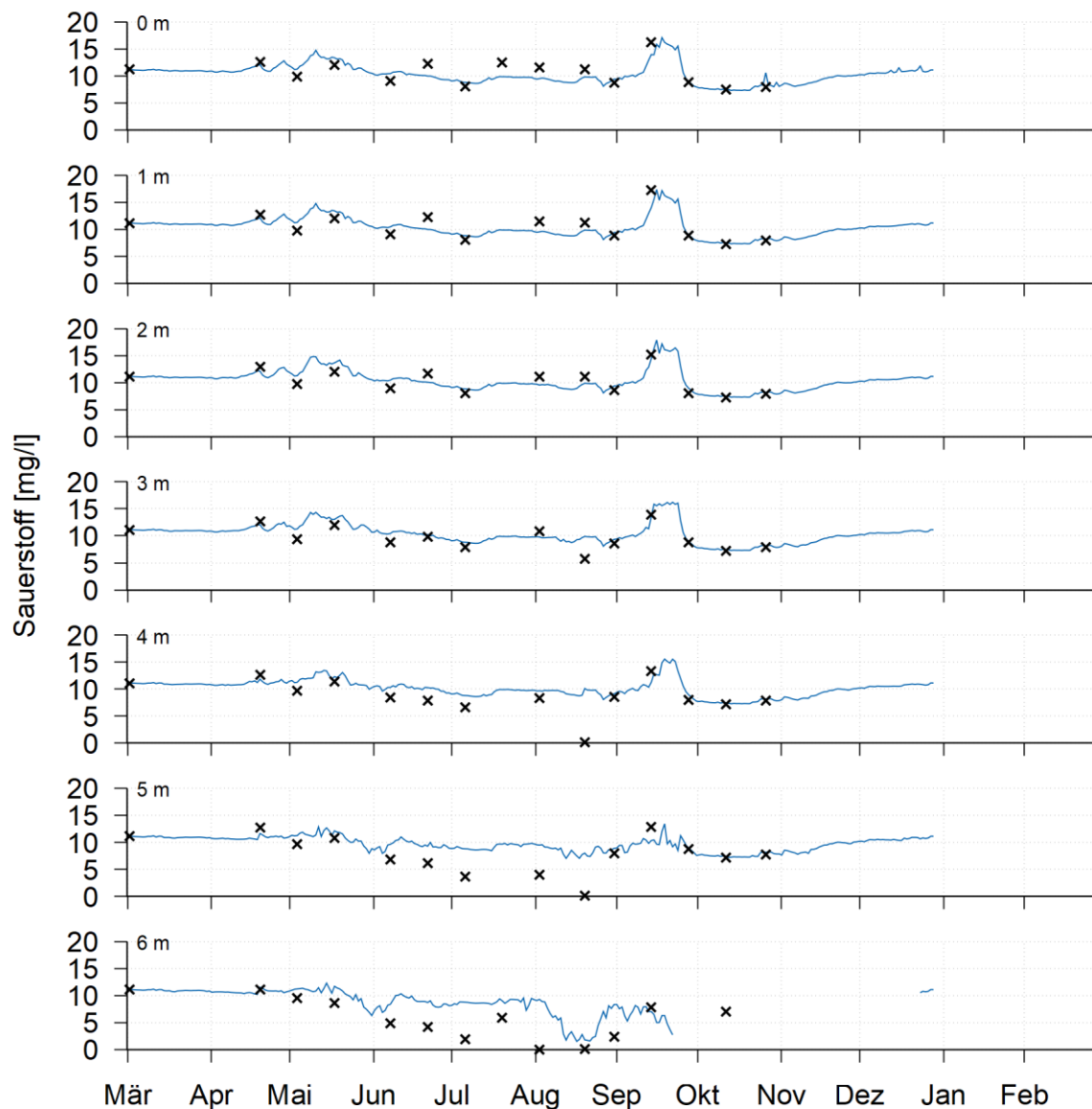


Abbildung 3.14: Gemessene und berechnete Sauerstoffkonzentrationen in verschiedenen Wassertiefen an der Position vor Wehr in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

Abbildung 3.15 zeigt die im Modell berechnete Sauerstoffzehrung des Sediments durch den Fluss reduzierter Substanzen aus dem Sediment und der oxischen Mineralisierung von Biomasse auf dem Sediment. Der Fluss reduzierter Substanzen aus dem Sediment wird über die betrachteten Zeiträume als konstant angenommen, da dieser in Folge der langjährigen Historie an sedimentiertem organischem Material entsteht. Für die Talsperre Haltern wurde im Rahmen der Modellkalibrierung ein Wert von $0,36 \text{ mg O}_2 \text{ pro m}^2 \text{ und Tag}$ ermittelt, was in etwa dem in Müller et al. 2012 angegebenen Mittelwert für eutrophe Seen entspricht. Die oxische Mineralisierung kann nur stattfinden, wenn über Grund Sauerstoff vorhanden ist. Daher geht diese im Juli bei Erreichen von sauerstofffreien Verhältnissen über Grund im Hypolimnion auf null zurück. Mit der vertikalen Durchmischung im Herbst und dem damit einhergehenden

Anstieg der Sauerstoffkonzentrationen steigt auch die Sauerstoffzehrung durch Mineralisierung wieder an.

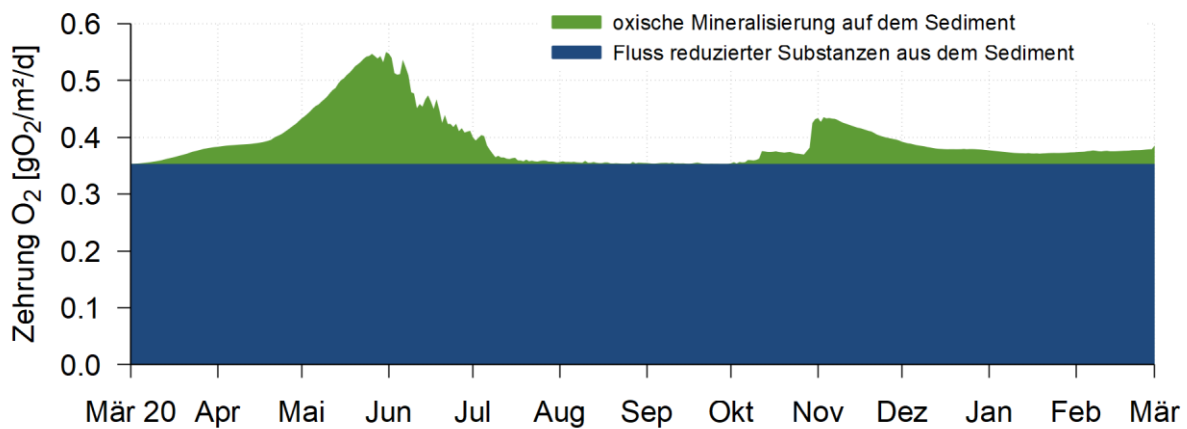


Abbildung 3.15: Berechnete Sauerstoffzehrung des Sediments durch den Fluss reduzierter Substanzen und die oxische Mineralisierung von organischem Material an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

3.1.4 Nährstoffe

Wie weiter oben gezeigt weist die Talsperre Haltern während der Sommermonate eine stabile Dichteschichtung auf. Das bedeutet, dass zwischen dem Epilimnion und dem darunter liegenden Hypolimnion in dieser Zeit praktisch kein Wasseraustausch stattfindet. Im Hypolimnion laufen eine Vielzahl verschiedener Prozesse ab, die in flacheren Gewässern, wie z. B. der Talsperre Hullern, keine Rolle spielen, für das Wasserqualitätsmodell der Talsperre Haltern allerdings berücksichtigt und kalibriert werden müssen.

Dies betrifft beispielsweise auch den Phosphorkreislauf. Im Hypolimnion kann sich gelöstes Phosphat unter oxischen Verhältnissen an absinkende Partikel anheften und sedimentiert mit diesen ab. Unter anoxischen Verhältnissen wiederum ist die Rücklösung von Phosphat aus dem Sediment erhöht. Diese Effekte sind sowohl in den Messdaten als auch in den Modellergebnissen zu erkennen, wie die gemessenen und berechneten Konzentrationen an Phosphatphosphor im Profil Seemitte in Abbildung 3.16 zeigen. Mit einsetzender Primärproduktion im Frühjahr wird Phosphat aus dem Epilimnion gezehrt. Gleichzeitig nehmen auch die Konzentrationen im Hypolimnion (etwa unterhalb 6-7 m Wassertiefe) aufgrund der Adsorption an absinkende Partikel ab. Da im Hypolimnion etwa ab Juli der Sauerstoff weitestgehend gezehrt ist, verstärkt sich die Rücklösung aus dem Sediment. Wie der Vergleich der Messung mit dem Modell zeigt, können diese Prozesse vom Modell mit hoher Genauigkeit nachgebildet werden.

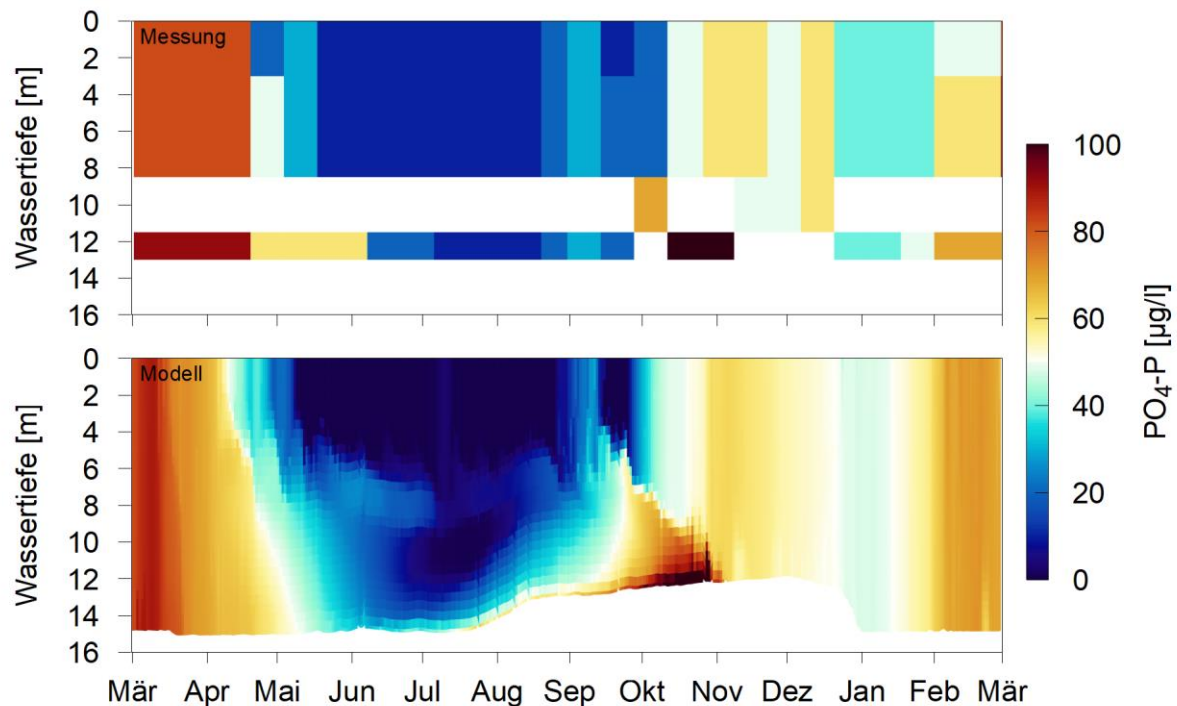


Abbildung 3.16: Vergleich der gemessenen (oben) und berechneten (unten) Konzentrationen an Phosphatphosphor an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

Dies wird auch durch die in Abbildung 3.17 dargestellten gemessenen und berechneten Zeitreihen der Phosphatkonzentrationen in verschiedenen Tiefen an der Position Seemitte bestätigt. Die gemessenen Verläufe werden vom Modell gut erfasst. Die Messwerte am Messprofil nördlich Insel und an der flacheren Position vor Wehr sind sehr ähnlich mit den Werten beim Profil Seemitte. Daher werden in erster Linie die Ergebnisse am Profil Seemitte gezeigt, sofern keine größeren Unterschiede zwischen den Profilen bestehen.

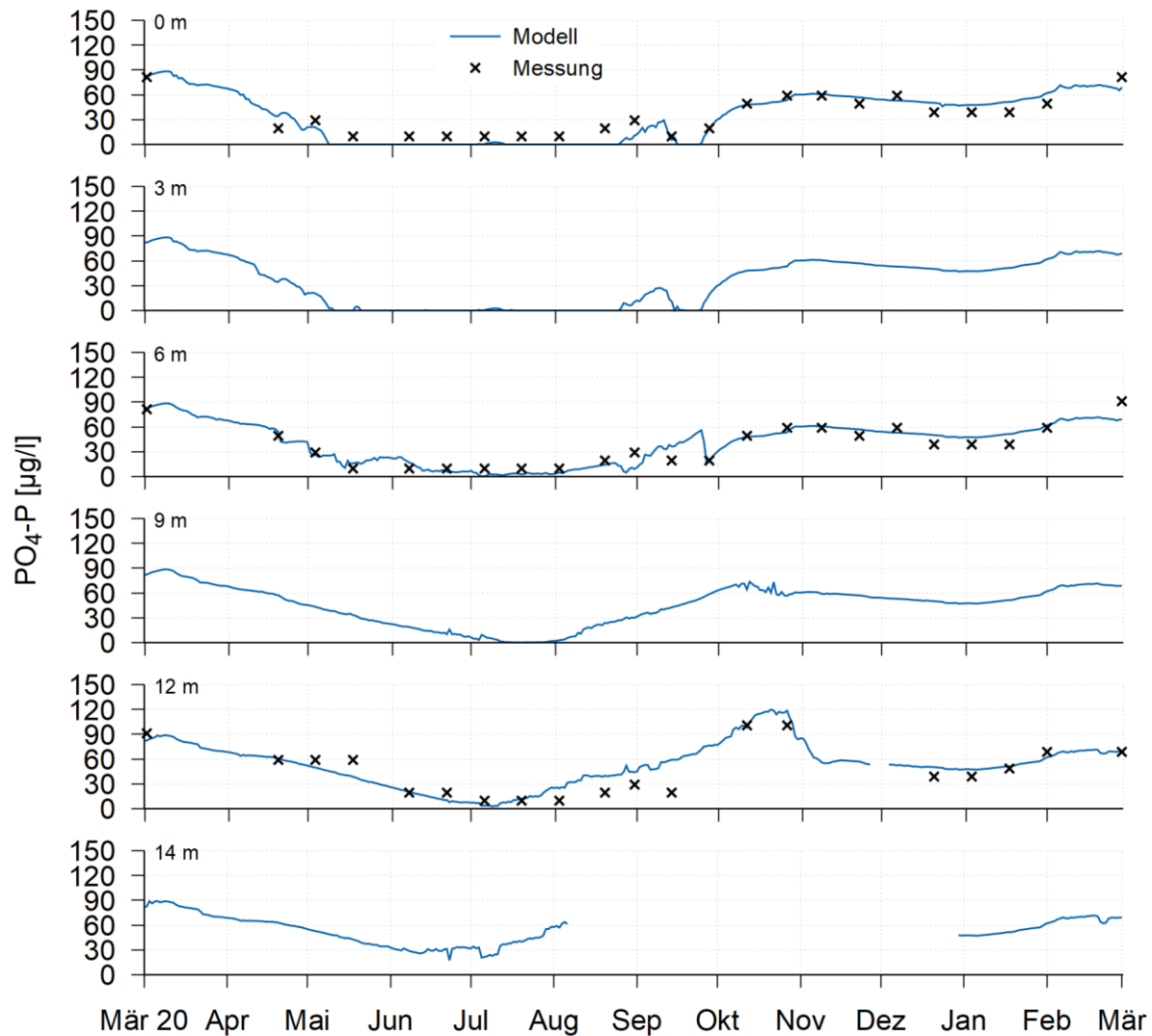


Abbildung 3.17: Gemessene und berechnete Konzentrationen an Phosphatphosphor in verschiedenen Wassertiefen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

Abbildung 3.18 zeigt den berechneten zeitlichen Verlauf der Phosphorflüsse in und aus dem Sediment der Talsperre Haltern. Die größte Sedimentation findet im Frühjahr und im Herbst während Algenblüten statt. In diesen Zeiträumen sinkt insbesondere partikulärer Phosphor aus abgestorbener Biomasse ins Sediment, gemeinsam mit daran adsorbiertem Phosphat. Die Rücklösung ist sauerstoffabhängig und findet daher primär im Sommer statt, wenn über Grund anoxische Verhältnisse erreicht werden. Über den betrachteten einjährigen Zeitraum übersteigen im Modell die Phosphorflüsse ins Sediment bei weitem die Flüsse aus dem Sediment in die Wassersäule. Das Sediment fungiert in der Talsperre Haltern also als Phosphorsenke.

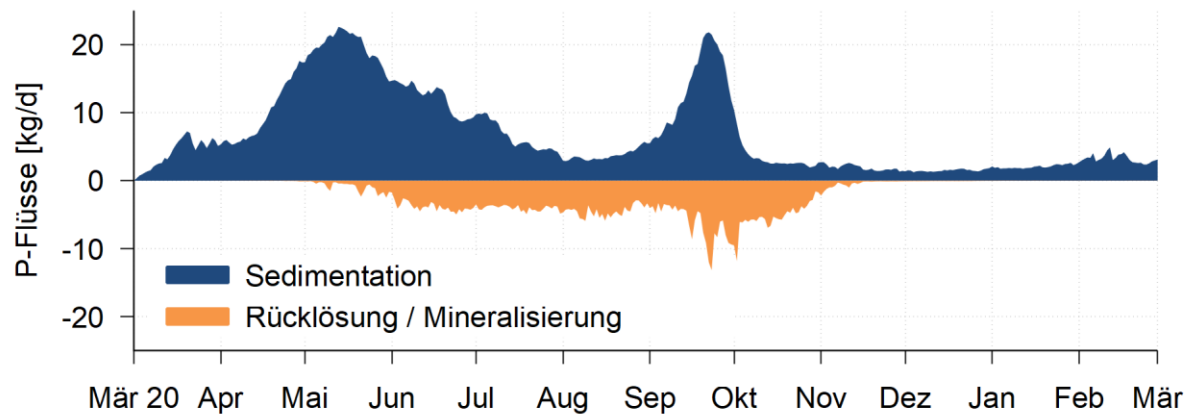


Abbildung 3.18: Berechneter Verlauf der Phosphorflüsse von der Wassersäule ins Sediment (Sedimentation) und umgekehrt (Rücklösung und Mineralisierung) in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

Abbildung 3.19 zeigt die gemessenen und berechneten Konzentrationen an Nitratstickstoff im Profil an der Position Seemitte. Die Abnahme der Konzentrationen im Epilimnion während der Sommermonate ist in erster Linie auf die Primärproduktion zurückzuführen. Im Hypolimnion wird Nitrat sohnah unter anoxischen Verhältnissen bei der Denitrifikation verbraucht. Mit steigenden Zuflussraten ab Januar 2021 wird die Nitratkonzentration in der Talsperre über die Zuflusskonzentrationen reguliert. Die gemessene zeitliche und tiefendifferenzierte Entwicklung in der Talsperre wird vom Modell sehr gut nachgebildet. Dies bestätigt auch der in Abbildung 3.20 dargestellte Vergleich der gemessenen und berechneten Nitratkonzentrationen in verschiedenen Tiefenstufen. Im Epilimnion wird das Konzentrationsminimum im September erreicht. Auch dann ist noch Nitrat verfügbar, so dass der limitierende Faktor bei der Primärproduktion die Phosphorkonzentrationen sind.

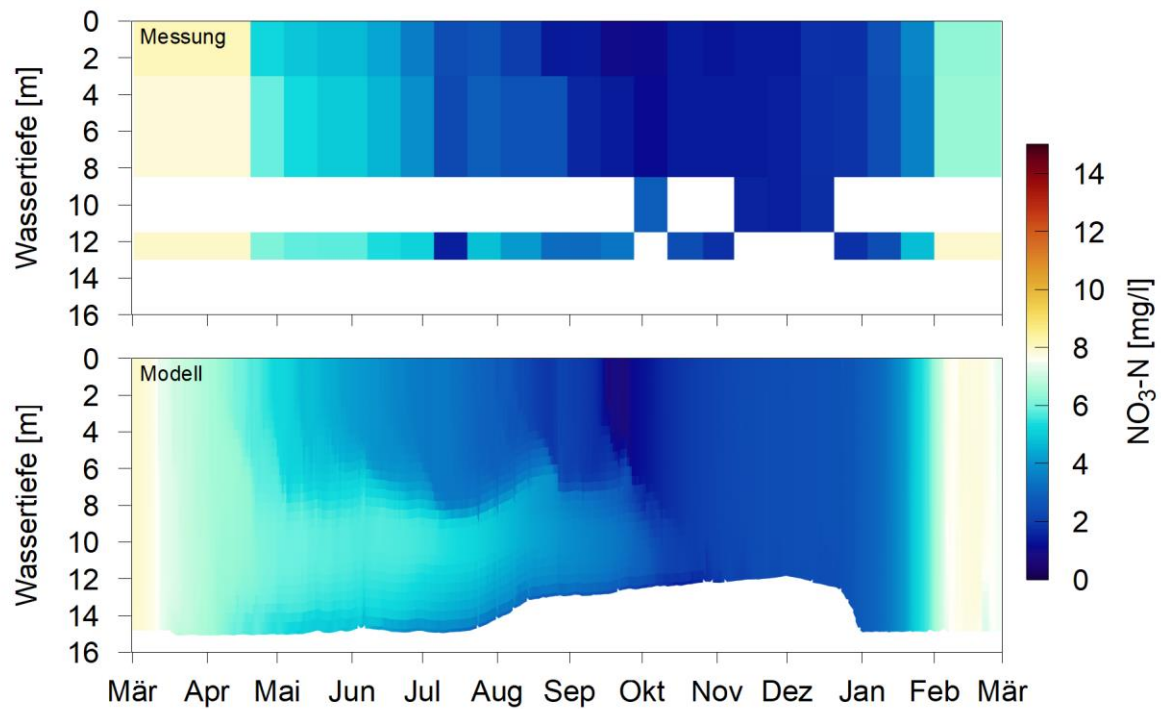


Abbildung 3.19: Vergleich der gemessenen (oben) und berechneten (unten) Konzentrationen an Nitratstickstoff an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

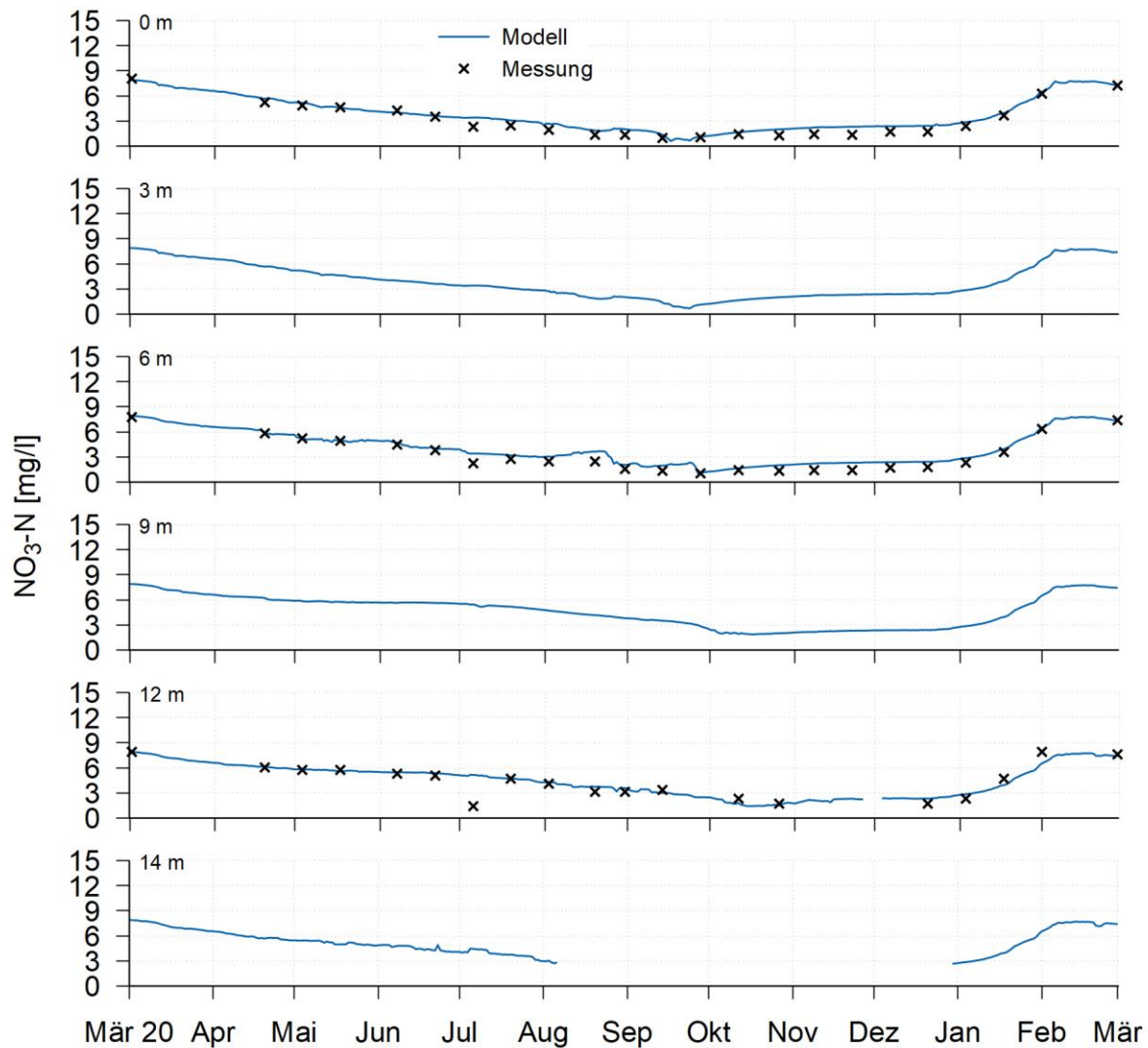


Abbildung 3.20: Gemessene und berechnete Konzentrationen an Nitratstickstoff in verschiedenen Wassertiefen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

Abbildung 3.21 zeigt die gemessenen und berechneten Konzentrationen an Ammoniumstickstoff im Profil an der Position Seemitte. Die Konzentrationen sind die meiste Zeit über sehr gering. Im sauerstofffreien Hypolimnion akkumuliert bei der Mineralisierung von organischem Material freigesetztes Ammonium. Mit der vertikalen Durchmischung der Wassersäule im Oktober wird dieses Ammonium über die vollständige Wassersäule verteilt und in den folgenden Wochen nitrifiziert. Diese Entwicklung wird vom Modell sehr gut nachgebildet. Im November werden die Ammoniumkonzentrationen hingegen unterschätzt. Vermutlich spielt hier der herbstliche Laubeintrag und dessen Mineralisierung in der Talsperre eine Rolle. Abbildung 3.22 zeigt die gemessenen und berechneten Konzentrationen an Ammoniumstickstoff in verschiedenen Tiefen an der Position Seemitte. Auch hier sind nochmal die oben beschriebenen Prozesse gut zu erkennen.

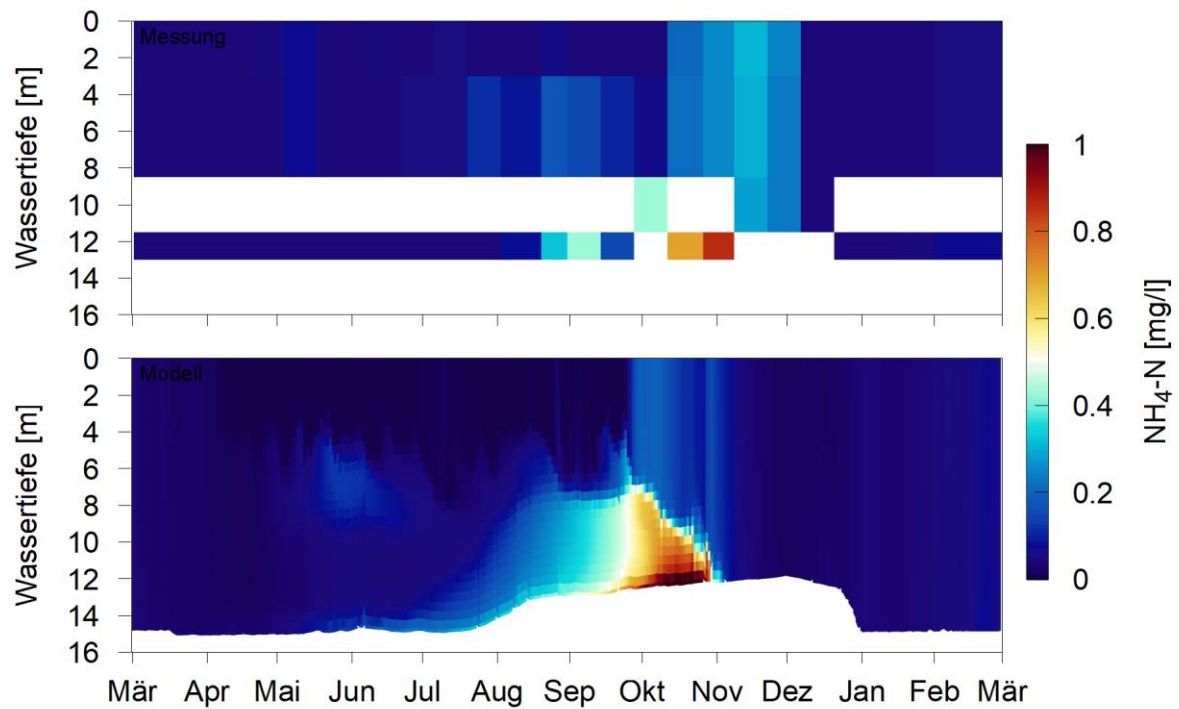


Abbildung 3.21: Vergleich der gemessenen (oben) und berechneten (unten) Konzentrationen an Ammoniumstickstoff an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

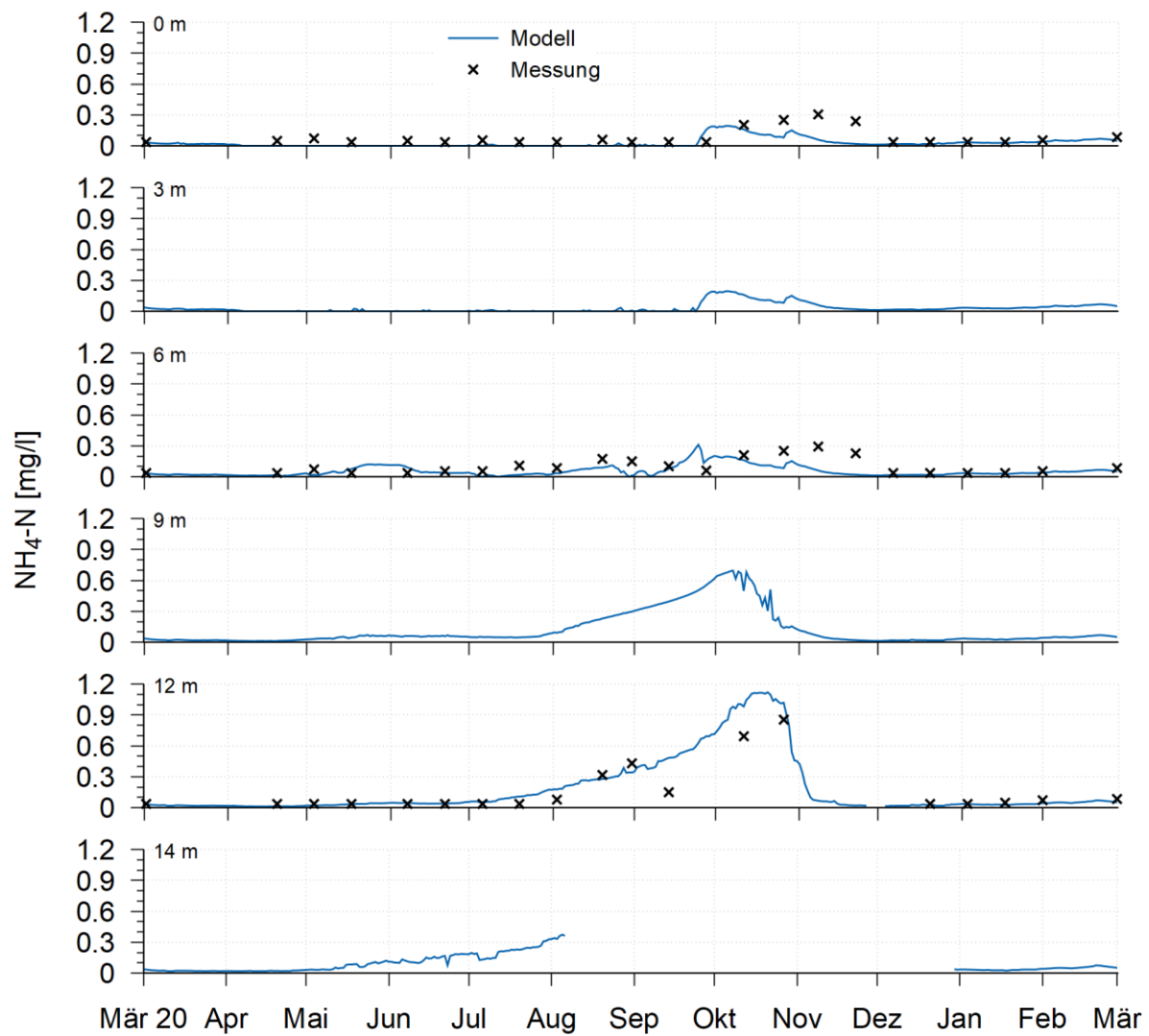


Abbildung 3.22: Gemessene und berechnete Konzentrationen an Ammoniumstickstoff in verschiedenen Wassertiefen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2020/2021

4 Prognose der Gewässergüte bei Vertiefung der Talsperre auf 23 m

4.1 Modellberechnungen Zeitraum Messkampagne 2020/2021

4.1.1 Wassertemperatur, Schichtung und Durchmischung

Mit einer weiteren Vertiefung der Talsperre ist mit Veränderungen im saisonalen Verlauf der Temperaturschichtung und deren Auflösung im Herbst und Winter zu rechnen. Typischerweise baut sich im Frühjahr in der Talsperre durch verstärkten Wärmeintrag eine stabile Temperaturschichtung mit einer oberflächennahen, wärmeren Wasserschicht von einigen Metern Mächtigkeit, dem sogenannten Epilimnion, und einem darunter liegenden, ganzjährig kühlen Wasserkörper, dem sogenannten Hypolimnion, auf. Durch die weitere Vertiefung wird das Hypolimnion vergrößert. Die Effekte auf die Temperaturschichtung und die Durchmischung lassen sich anhand eines Vergleichs der Temperaturprofile der verschiedenen Modellszenarien über den einjährigen Simulationszeitraum gut veranschaulichen. Abbildung 4.1 zeigt die Modellergebnisse der Wassertemperatur im Profil an der Position Seemitte für die Modellszenarien des Ist-Zustands, der Restvertiefung auf 15 m und der Vertiefung auf 23 m. Die visualisierten Modellergebnisse für das Profil Seemitte sind repräsentativ für die gesamte Talsperre, da sich horizontale Temperaturunterschiede aufgrund des damit verbundenen Dichtegradienten ausgleichen. Die zeitlich variierende Wassertiefe ist auf die Wasserspiegelabsenkung in der Talsperre in den Sommer- und Herbstmonaten zurückzuführen. Die Unterschiede zwischen den Wassertemperaturen des Ist-Zustands und der Restvertiefung auf 15 m sind gering und lassen sich visuell kaum identifizieren. Auch sind die Wassertemperaturen im Epilimnion bei allen drei Modellszenarien vergleichbar und damit das Epilimnion von der Vertiefung weitestgehend unbeeinflusst. Beim Modellszenario mit der Vertiefung auf 23 m vergrößert sich entsprechend das Hypolimnion. Damit geht ein verändertes Durchmischungsverhalten im Herbst einher. Die herbstliche Durchmischung wird durch den Wärmeverlust der Talsperre an die Atmosphäre sowie durch Wind angeregte Turbulenzen angetrieben. Dadurch nehmen die Wassertemperaturen im Epilimnion ab, Wasser aus dem Hypolimnion wird eingetragen und die Sprungschicht, die den Übergang zwischen Epilimnion und Hypolimnion markiert, sinkt ab. Dabei handelt es sich um einen graduellen Prozess, der im Spätsommer beginnt und in der Talsperre Haltern unter aktuellen Verhältnissen meist im Laufe des Novembers oder Dezembers abgeschlossen ist. Je mächtiger das Hypolimnion ist, umso mehr Zeit benötigt die vollständige Auflösung der Temperaturschichtung und umso später wird der Zeitpunkt der Volldurchmischung erreicht. Bei den Szenarien zum Ist-Zustand und der Restvertiefung auf 15 m wird die Volldurchmischung Anfang November erreicht, erkennbar an den vertikal homogenen Temperaturverhältnissen in Abbildung 4.1.

Beim Szenario mit einer Vertiefung auf 23 m tritt die Volldurchmischung etwa Ende November ein.

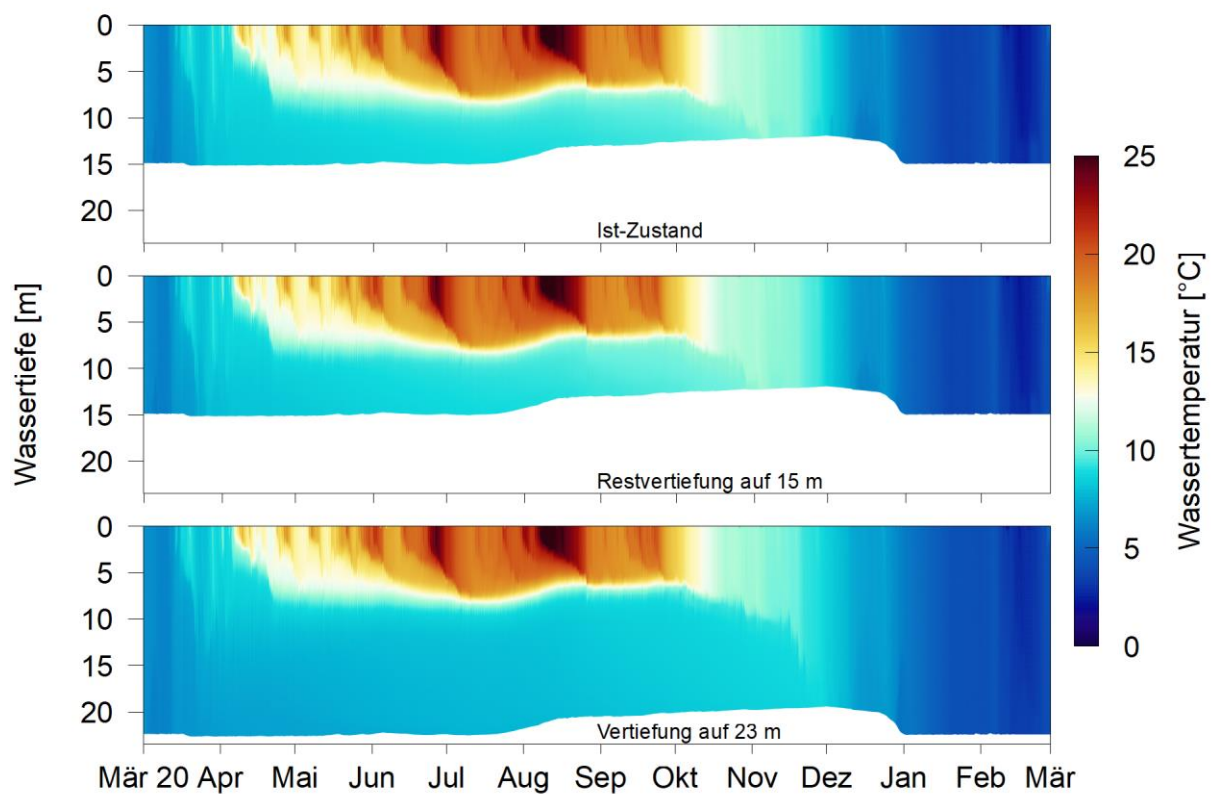


Abbildung 4.1: Berechnete Temperaturprofile an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand (oben), die Restvertiefung auf 15 m (Mitte) und die Vertiefung auf 23 m (unten) im Zeitraum 2020/2021

Abbildung 4.2 zeigt die Zeitreihen der Wassertemperaturen an der Wasseroberfläche und über der Seesohle an der Position Seemitte für die drei Modellszenarien. Zeiträume mit einer Überlagerung der Wassertemperaturkurven an der Wasseroberfläche und an der Sohle weisen auf eine vollständige vertikale Durchmischung hin. Diese tritt im Herbst im Modellszenario zum Ist-Zustand etwa Anfang November ein. Beim Szenario mit einer Restvertiefung auf 15 m verschiebt sich diese nur um wenige Tage nach hinten. Beim Szenario zur Vertiefung auf 23 m tritt sie Ende November ein. Bei diesem Szenario sind auch die Wassertemperaturen im Hypolimnion um ca. 1-2 °C niedriger. Dies ist auf das Durchmischungsereignis Ende März 2020 zurückzuführen, bei dem bei den beiden Modellszenarien zum Ist-Zustand und zur Restvertiefung auf 15 m eine vollständige vertikale Durchmischung stattfand. An der Wasseroberfläche sind keine signifikanten Unterschiede zwischen den Szenarien zu erkennen.

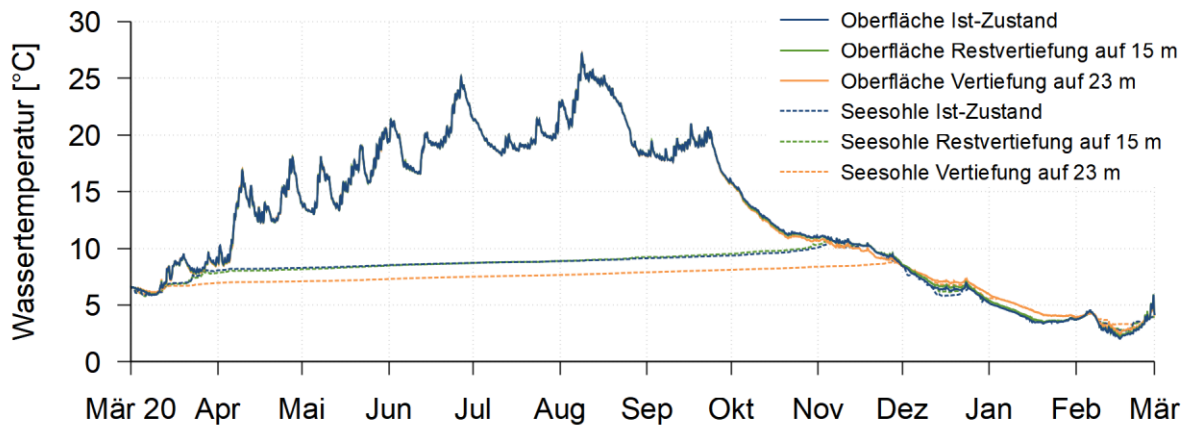


Abbildung 4.2: Berechnete Wassertemperaturen an der Wasseroberfläche und über der Seesohle an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand, die Restvertiefung auf 15 m und die Vertiefung auf 23 m im Zeitraum 2020/2021

Es lässt sich festhalten, dass die Auswirkungen einer Restvertiefung auf 15 m auf die Temperatur- und Schichtungsverhältnisse in der Talsperre vernachlässigbar sind. Bei einer Vertiefung auf 23 m beginnt im Modellszenario 2020/2021 die Temperaturschichtung im Frühjahr einige Tage früher und die herbstliche Auflösung der Schichtung verzögert sich um knapp einen Monat. Diese zeitlichen Unterschiede unterliegen von Jahr zu Jahr einer gewissen Variabilität. Darauf wird im Rahmen der Modellergebnisse zu den 10-jährigen Simulationszeiträumen in Kapitel 4.2 näher eingegangen.

4.1.2 Primärproduktion

Die Primärproduktion in der Talsperre findet überwiegend in den Frühjahrs- und Sommermonaten in den oberen, lichtdurchfluteten Metern der Wassersäule statt. Wie die Ergebnisse zur Wassertemperatur und Schichtung aufzeigen, ist in diesem Bereich bei einer Vertiefung der Talsperre nicht mit nennenswerten Veränderungen zu rechnen. Daher ist der Einfluss einer Vertiefung auf die Primärproduktion ebenfalls nur gering. Abbildung 4.3 zeigt die berechnete Nettoprimärproduktion in der Talsperre für die drei Modellszenarien über den Zeitraum März 2020 bis März 2021. Die Nettoprimärproduktion gibt die Wachstumsrate der Algenbiomasse in der Talsperre an. Die Unterschiede zwischen den Modellszenarien sind sehr gering und bestätigen damit, dass bei einer Vertiefung der Talsperre nicht mit einer veränderten Primärproduktion gerechnet werden muss.

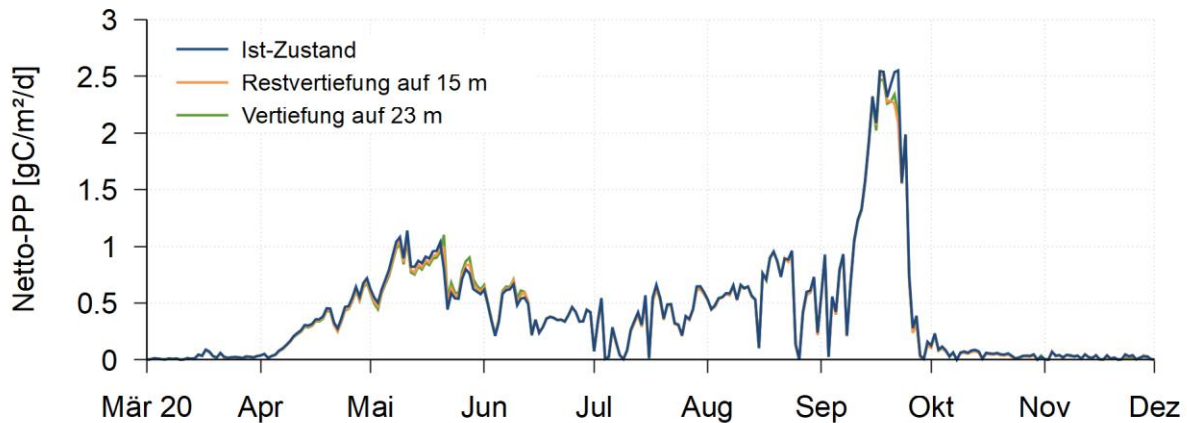


Abbildung 4.3: Berechnete Nettoprimärproduktion in der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand, die Restvertiefung auf 15 m und die Vertiefung auf 23 m im Zeitraum 2020/2021

4.1.3 Sauerstoffverhältnisse

Während der Sommermonate wird im Hypolimnion der Talsperre Sauerstoff gezehrt, so dass meist ab Juli oder August eines Jahres sauerstofffreie Verhältnisse im Hypolimnion entstehen. Die beiden wichtigsten Zehrungsprozesse sind dabei die Mineralisierung von abgestorbener Biomasse aus der Primärproduktion sowie die Oxidation von reduzierten Substanzen, die aus tieferen Sedimentschichten in die Wassersäule diffundieren. Letzterer Prozess wird durch die im Sediment über Jahre bis Jahrzehnte abgelagerte und unvollständig mineralisierte Biomasse verursacht und ist damit abhängig von der Historie der Nährstoffverhältnisse in der Talsperre. In eutrophen Seen ist die dadurch verursachte Sauerstoffzehrung höher als in oligotrophen (Müller et al. 2012). Dieser Prozess ist zeitlich relativ konstant, während die Mineralisierung von abgestorbener Biomasse in der Wassersäule und auf dem Sediment direkt von der aktuellen Nettoprimärproduktion der Talsperre abhängt. Da sich die Primärproduktion durch die Vertiefung der Talsperre nicht entscheidend ändert, ist auch nicht mit einer signifikanten Veränderung der Sauerstoffzehrung in der Talsperre durch die Vertiefung zu rechnen.

Dies wird durch die Modellergebnisse bestätigt. Abbildung 4.4 zeigt die berechneten Sauerstoffkonzentrationen im Profil an der Position Seemitte für die Modellszenarien des Ist-Zustands, der Restvertiefung auf 15 m und der Vertiefung auf 23 m. Alle drei Modellszenarien zeigen den typischen saisonalen Verlauf mit der Sauerstoffzehrung im Hypolimnion bei bestehender Temperaturschichtung, Übersättigungen im Epilimnion durch Photosynthese und der Auflösung der Schichtung im Herbst mit der damit einhergehenden Auffrischung der Sauerstoffkonzentrationen im Tiefenwasser. Während kaum Unterschiede zwischen den Modellszenarien des Ist-Zustands und der Restvertiefung auf 15 m feststellbar sind und auch die Verhältnisse im Epilimnion in allen drei Modellszenarien vergleichbar sind, wirkt sich das vergrößerte

Hypolimnionvolumen beim Vertiefungsszenario auf 23 m signifikant auf die Sauerstoffverhältnisse im Hypolimnion aus. Die Konzentrationen sind im Vergleich zu den anderen beiden Szenarien während der Schichtungsperiode deutlich höher. Werte nahe 0 mg/l werden mit Ausnahme einer dünnen Schicht direkt über der Seesohle erst in den Herbstmonaten erreicht. Damit entspannt sich die Sauerstoffsituation im Sommer mit einer Vertiefung auf 23 m im Vergleich zu den anderen beiden Modellszenarien deutlich. Grund hierfür ist das größere Volumen des Hypolimnions und damit dessen größerer Sauerstoffinhalt zu Beginn der Schichtungsperiode. Da sich, wie oben diskutiert, die Sauerstoffzehrung bei einer Vertiefung nicht ändert, führt der vergrößerte Sauerstoffspeicher zu einer langsameren Abnahme der Konzentrationen während der Schichtungsperiode.

In den Herbstmonaten führt die graduelle Auflösung der Temperaturschichtung zu einer Einmischung des sauerstoffarmen Wassers aus dem Hypolimnion ins Epilimnion. Dadurch sinken dort die Konzentrationen ab. Die Modellergebnisse zeigen, dass mit einer Vertiefung auf 23 m nicht mit einer Verschlechterung der Verhältnisse im Epilimnion zu rechnen ist, da zum einen die Durchmischung nicht schlagartig, sondern über mehrere Wochen stattfindet und zum anderen die Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion im Szenario mit Vertiefung auf 23 m höher sind als in den anderen beiden Szenarien.

Abbildung 4.5 zeigt die Verläufe der über das Hypolimnion gemittelten Sauerstoffkonzentrationen für die drei Modellszenarien. Der Effekt des größeren Sauerstoffspeichers ist auch beim Szenario der Restvertiefung auf 15 m zu erkennen, wenn auch nicht in dem Ausmaß wie bei der Vertiefung auf 23 m. Bei den Modellszenarien zum Ist-Zustand und zur Restvertiefung auf 15 m werden Konzentrationen unter 3 mg/l im Juni und sauerstofffreie Verhältnisse im Juli erreicht. Beim Vertiefungsszenario auf 23 m werden 3 mg/l erst im August unterschritten und sauerstofffreie Verhältnisse treten im Oktober ein. Trotz verlängerter Schichtung ist der Zeitraum mit Konzentrationen unter 3 mg/l beim Vertiefungsszenario auf 23 m mit 96 Tagen deutlich kürzer als beim Szenario zum Ist-Zustand mit 134 Tagen und beim Szenario der Restvertiefung auf 15 m mit 127 Tagen. Diese Zahlen können von Jahr zu Jahr variieren, die Tendenz zu verbesserten Sauerstoffverhältnissen bei einer Vertiefung auf 23 m gilt allerdings unabhängig davon.

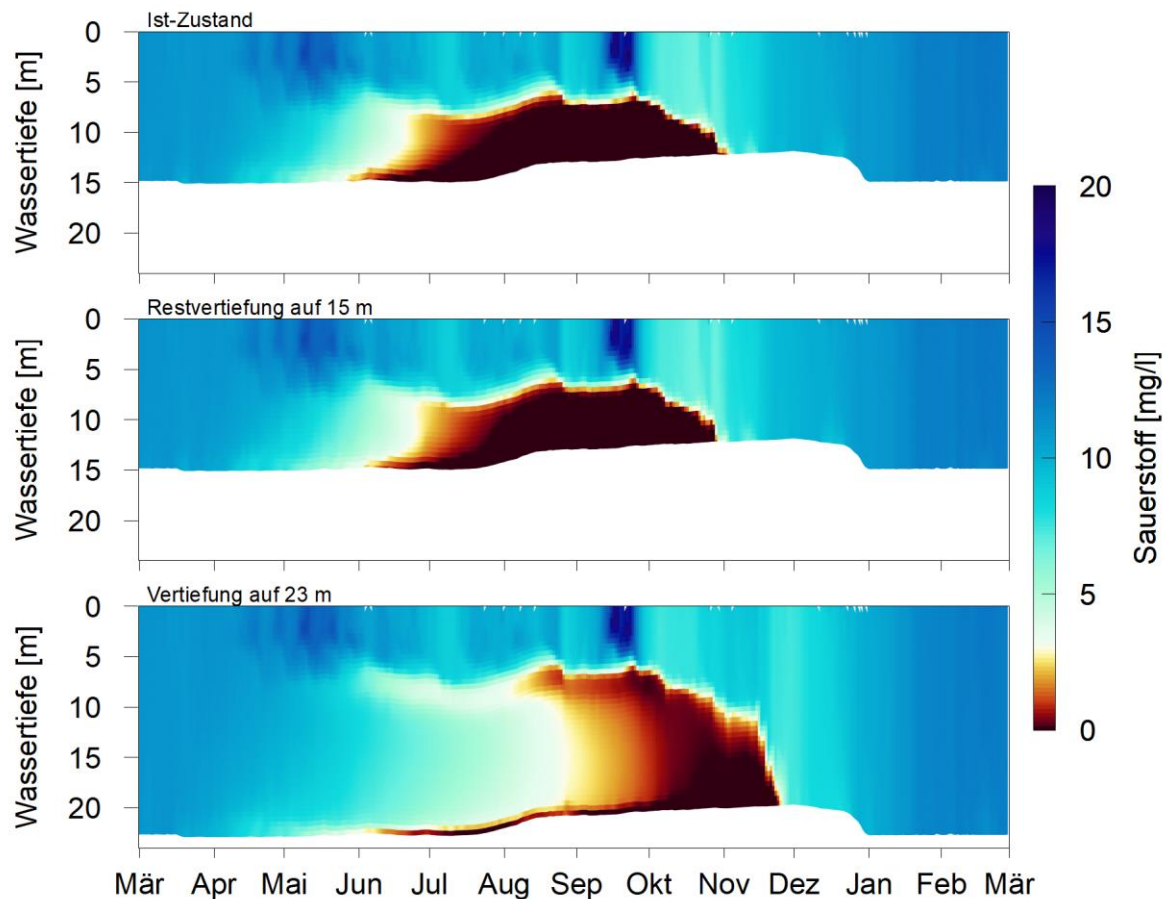


Abbildung 4.4: Berechnete Sauerstoffkonzentrationen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand (oben), die Restvertiefung auf 15 m (Mitte) und die Vertiefung auf 23 m (unten) im Zeitraum 2020/2021

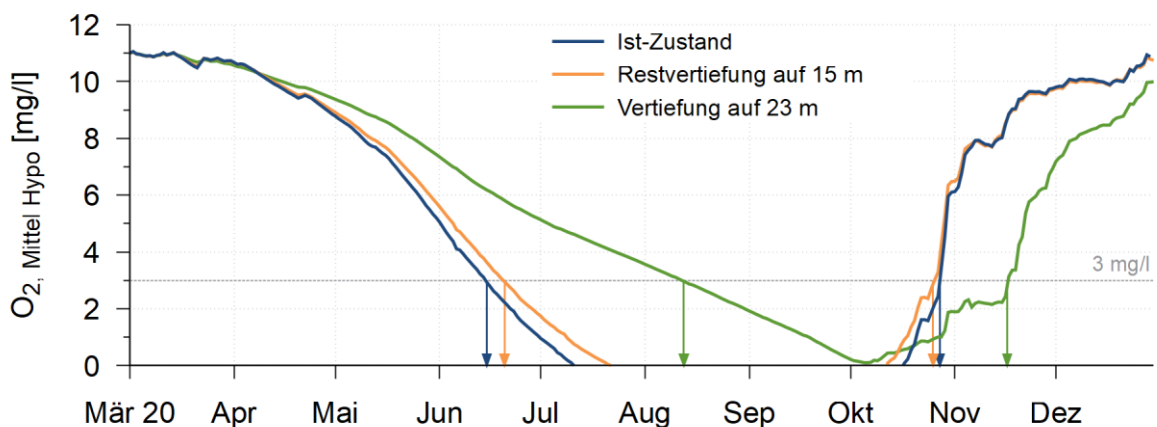


Abbildung 4.5: Berechnete, mittlere Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand, die Restvertiefung auf 15 m und die Vertiefung auf 23 m im Zeitraum 2020/2021

Abbildung 4.6 zeigt im Detail die berechneten Sauerstoffzehrungsraten auf dem Sediment durch oxische Mineralisierung von frisch abgelagerter, abgestorbener Biomasse und im Sediment durch den Diffusionsfluss reduzierter Substanzen. Letzterer Prozess ist, wie oben beschrieben, zeitlich konstant und damit für alle drei Modellszenarien identisch. Die oxische Mineralisierung von abgestorbenem Material auf dem Sediment ist dagegen abhängig von den saisonalen Verhältnissen, insbesondere vom Auftreten von Algenblüten. Dies ist in allen drei Szenarien durch den Anstieg der Zehrung im Mai und Juni gut zu erkennen. Dabei fällt die Zehrungsrate auf dem Sediment bei einer Vertiefung auf 23 m etwas geringer aus, da auch beim langsamen Absinken in der Wassersäule das Material bereits mineralisiert wird. Die Summe der Zehrungsraten in der Wassersäule und auf dem Sediment dürfte somit in diesem Zeitraum bei allen Szenarien etwa vergleichbar sein. Bei den Modellszenarien zum Ist-Zustand und zur Restvertiefung auf 15 m kommt im Juli die oxische Mineralisierung zum Erliegen, da der Sauerstoff im Hypolimnion vollständig gezehrt ist. Beim Vertiefungsszenario auf 23 m hingegen kann weiter Biomasse oxisch mineralisiert werden. Eine verbesserte Mineralisierung führt tendenziell zu einer geringeren Einlagerung von mineralisierbarem, organischem Material in tiefere Sedimentschichten und verringert somit langfristig den Fluss reduzierter Substanzen aus dem Sediment.

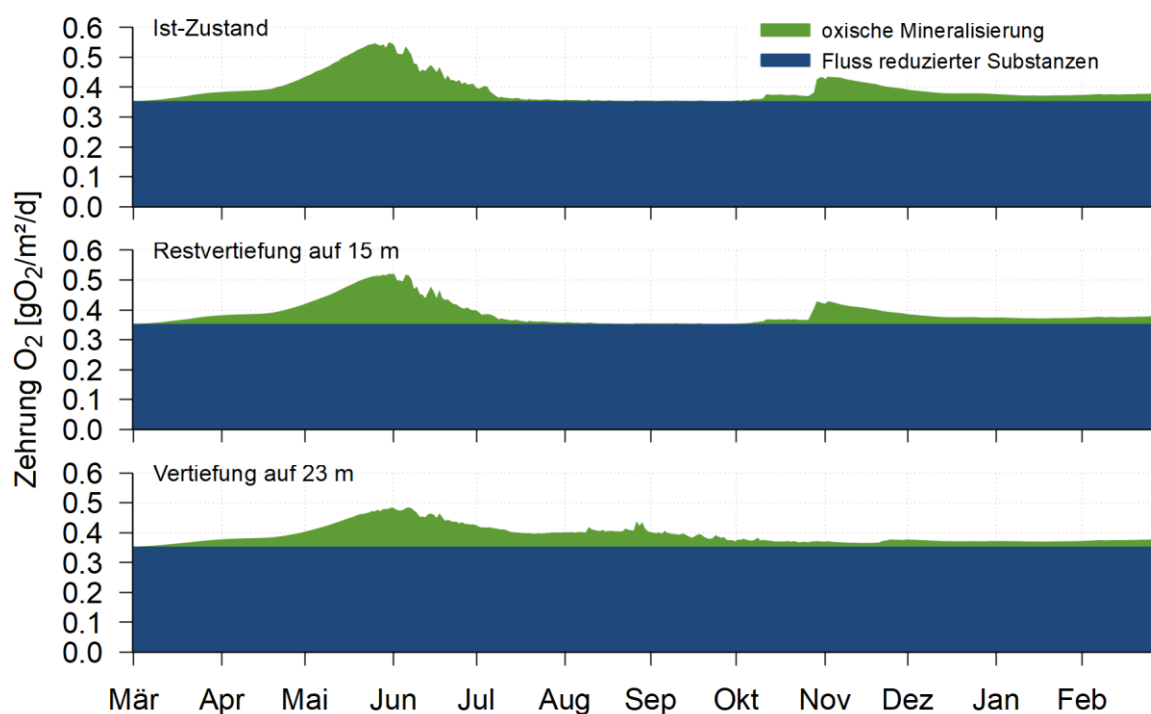


Abbildung 4.6: Berechnete Sauerstoffzehrung des Sediments durch den Fluss reduzierter Substanzen und die oxische Mineralisierung von organischem Material der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand (oben), die Restvertiefung auf 15 m (Mitte) und die Vertiefung auf 23 m (unten) im Zeitraum 2020/2021

4.1.4 Nährstoffe

Die Primärproduktion in der Talsperre ist in erster Linie von den vorhandenen Nährstoffen abhängig. Damit können mögliche Veränderungen in den Nährstoffkreisläufen durch die Vertiefung der Talsperre auch das Algenwachstum und somit die Sauerstoffverhältnisse beeinflussen.

Limitierend und damit am relevantesten für die Primärproduktion in der Talsperre Haltern sind die Phosphatverbindungen. Diese werden während der Schichtungsperiode vor den anderen Nährstoffen durch die Primärproduktion aufgebraucht und wirken somit beschränkend. Abbildung 4.7 zeigt die berechneten Phosphatphosphorkonzentrationen im Profil an der Position Seemitte für die Modellszenarien des Ist-Zustands, der Restvertiefung auf 15 m und der Vertiefung auf 23 m. Im Winter und Frühjahr vor Einsetzen der Temperaturschichtung werden die Konzentrationen in der Talsperre durch das Zuflusswasser dominiert. Mit Beginn der Temperaturschichtung und Einsetzen des Algenwachstums wird das Phosphat im Epilimnion gezehrt. Auch im Hypolimnion nehmen die Konzentrationen durch Adsorption von Phosphat an absinkende Partikel ab (näheres hierzu siehe Modellbeschreibung in Kapitel 2.2.2). Dieser Prozess und auch die Rücklösung aus dem Sediment sind sauerstoffabhängig. Hohe Sauerstoffkonzentrationen führen zu einer verstärkten Bindung von Phosphat im Sediment, geringe oder sauerstofffreie Verhältnisse fördern die Rücklösung von Phosphat zurück in die Wassersäule. Diese Effekte sind anhand der Modellergebnisse gut zu erkennen. Die Rücklösung aus dem Sediment während der Sommer- und Herbstmonate ist beim Modellszenario des Ist-Zustands am größten. Leicht geringer fällt die Rücklösung beim Szenario zur Restvertiefung auf 15 m aus, da die Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion etwas höher sind. Kaum Rücklösung ist hingegen beim Szenario mit einer Vertiefung auf 23 m zu erkennen, da bei diesem Szenario signifikant höhere Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion vorliegen. Dies hat auch zur Folge, dass bei der herbstlichen Durchmischung die Konzentrationen im Epilimnion insgesamt niedriger sind, da sich im Vergleich zu den anderen beiden Szenarien über die Schichtungsperiode weniger Phosphat im Hypolimnion akkumuliert. Im betrachteten Simulationszeitraum führt dies dazu, dass gegen Ende des Zeitraums im Februar 2021 die Konzentrationen beim Vertiefungsszenario auf 23 m am geringsten sind. Dies gilt allerdings nicht generell für jedes Jahr, da wie oben beschrieben die winterlichen Konzentrationen in der Talsperre stark von der Abflusssituation der Zuflüsse abhängen. Auch ist der berechnete Phosphorrückhalt im Sediment im Vertiefungsszenario auf 23 m als exemplarisch zu betrachten, da dieser Zustand in der Talsperre unter jetzigen Verhältnissen nicht auftritt und daher mit dem Modell nicht quantitativ kalibriert werden kann. Die Tendenz des besseren Phosphorrückhalts unter höheren Sauerstoffkonzentrationen gilt aber unabhängig davon.

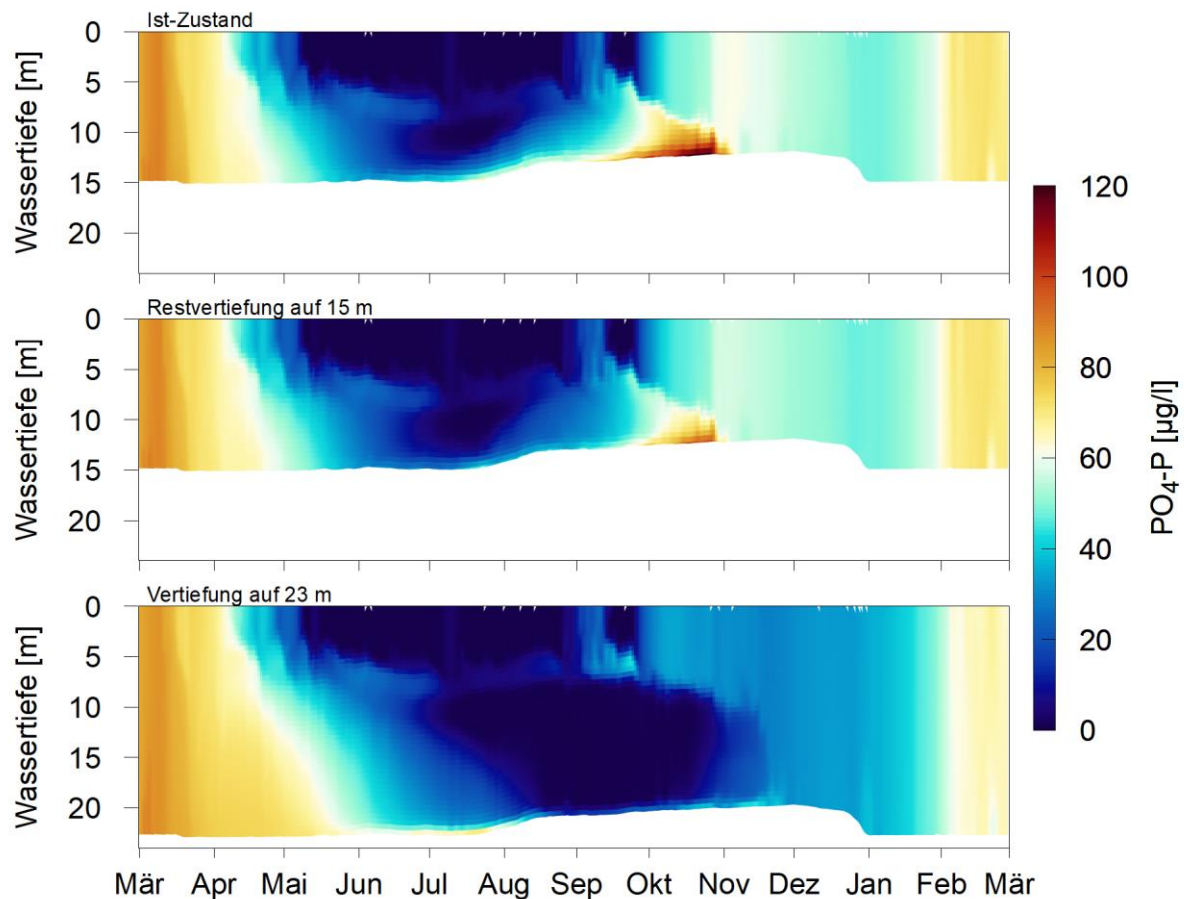


Abbildung 4.7: Berechnete Phosphatphosphorkonzentrationen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand (oben), die Restvertiefung auf 15 m (Mitte) und die Vertiefung auf 23 m (unten) im Zeitraum 2020/2021

Abbildung 4.8 zeigt im Detail die in den drei Modellszenarien berechneten Phosphorflüsse in und aus dem Sediment der Talsperre. Der zeitliche Verlauf der Sedimentation ist eng an den Verlauf der Primärproduktion gekoppelt. Im Szenario zur Vertiefung auf 23 m ist die Sedimentation deutlich höher als bei den anderen beiden Szenarien, insbesondere in den Sommer- und Herbstmonaten. Da die Primärproduktion bei allen Szenarien vergleichbar ist, ist dieser Effekt auf eine stärkere Adsorption von Phosphat an absinkende Partikel zurückzuführen. Trotz damit höherer Phosphorkonzentrationen im Sediment ist bei diesem Szenario die Rücklösungsrate meist vergleichbar oder sogar geringer als bei den anderen beiden Szenarien. Damit ist auch der Phosphorrückhalt im Sediment in diesem Szenario höher. Ursache für diese beiden Effekte sind die höheren Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion, die die Adsorption von Phosphat an absinkende Partikel und eine verstärkte Bindung von Phosphat im Sediment ermöglichen.

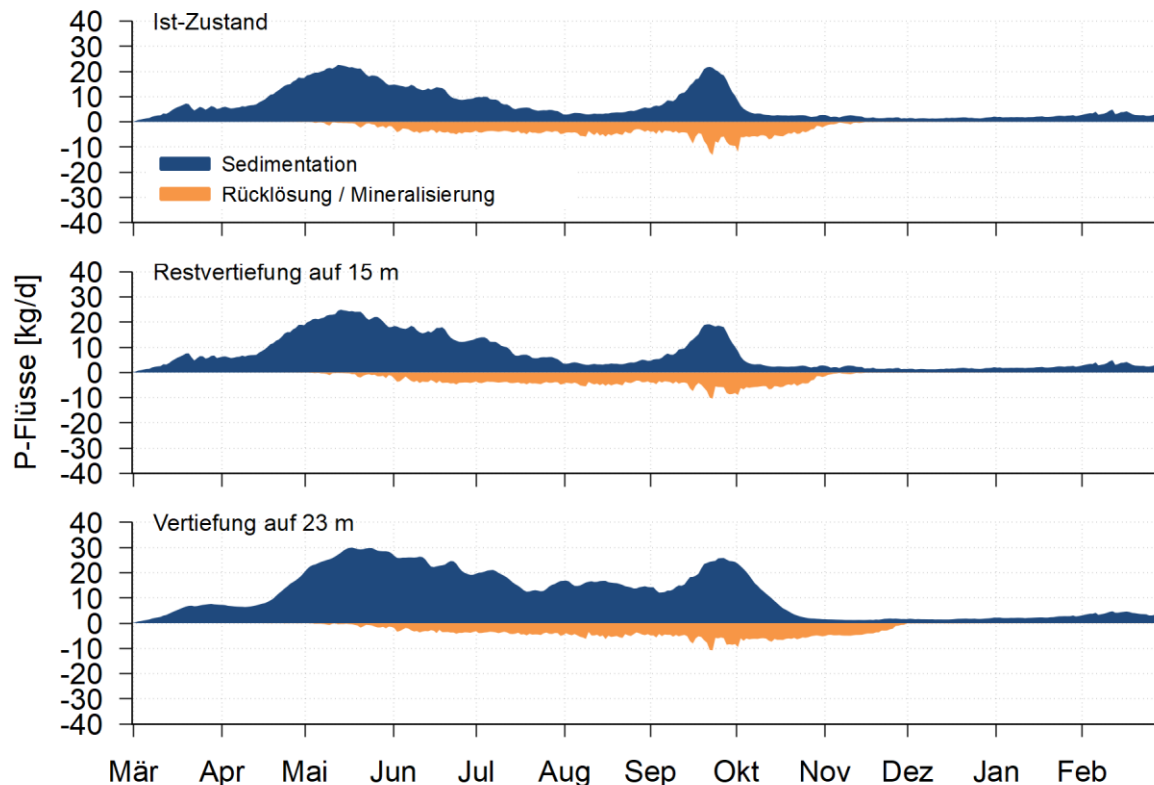


Abbildung 4.8: Berechnete Phosphorflüsse in und aus dem Sediment der Talsperre Haltern durch Sedimentation aus der Wassersäule sowie Freisetzung in die Wassersäule durch Mineralisierung bzw. Rücklösung für den momentanen Ausbaggerungszustand (oben), die Restvertiefung auf 15 m (Mitte) und die Vertiefung auf 23 m (unten) im Zeitraum 2020/2021

Die wichtigsten Stickstoffverbindungen für das Algenwachstum in der Talsperre sind Nitrat und Ammonium. Diese stehen allerdings in ausreichenden Mengen zur Verfügung und wirken somit nicht limitierend. Abbildung 4.9 zeigt die berechneten Nitratkonzentrationen im Profil an der Position Seemitte für die Modellszenarien des Ist-Zustands, der Restvertiefung auf 15 m und der Vertiefung auf 23 m. Im Epilimnion wird während der Schichtungsperiode durch die Primärproduktion Nitrat gezehrt. Im Hypolimnion wird Nitrat unter sauerstofffreien Verhältnissen zur Mineralisierung von organischem Material verwendet (Denitrifikation). Dies führt bei den Modellszenarien zum Ist-Zustand und zur Restvertiefung auf 15 m im Zeitraum mit sauerstofffreien Verhältnissen im Hypolimnion zu einer deutlichen Abnahme der Nitratkonzentrationen. Beim Szenario zur Vertiefung auf 23 m ist diese auch zu erkennen, fällt aber viel geringer aus. Aus diesem Grund und da durch das größere Volumen der Nitratgehalt im Hypolimnion insgesamt höher ist, werden in der Talsperre nach der vollständigen vertikalen Durchmischung höhere Konzentrationen als bei den anderen beiden Szenarien erreicht. In den anschließenden Wintermonaten werden die Nitratkonzentrationen vorwiegend durch die Zuflüsse bestimmt und steigen an. Das

größere Volumen der Talsperre verstärkt die Pufferwirkung der Talsperre und kann somit, je nach winterlichen Abflussverhältnissen, den Einfluss der Zuflüsse abschwächen.

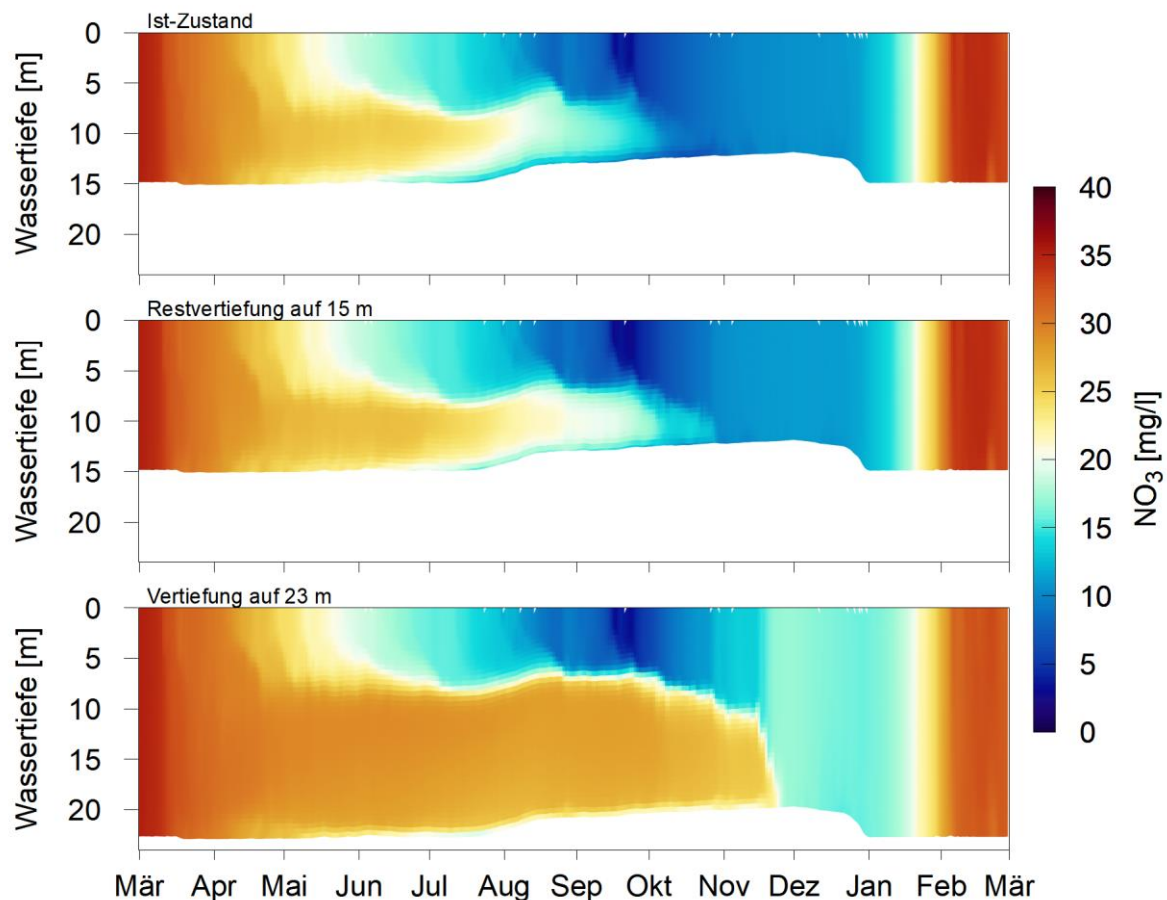


Abbildung 4.9: Berechnete Nitratkonzentrationen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand (oben), die Restvertiefung auf 15 m (Mitte) und die Vertiefung auf 23 m (unten) im Zeitraum 2020/2021

Die Ammoniumkonzentrationen in der Talsperre sind eng an die Sauerstoffverhältnisse gekoppelt, da bei vorhandenem Sauerstoff Ammonium zu Nitrat umgewandelt und dabei Sauerstoff verbraucht wird (Nitrifikation). Ammonium entsteht bei der Mineralisierung von organischem Material. Abbildung 4.10 zeigt die berechneten Ammoniumstickstoffkonzentrationen im Profil an der Position Seemitte für die Modellszenarien des Ist-Zustands, der Restvertiefung auf 15 m und der Vertiefung auf 23 m. Erhöhte Ammoniumkonzentrationen treten insbesondere im sauerstofffreien Hypolimnion in den Sommer- und Herbstmonaten der beiden Modellszenarien zum Ist-Zustand und zur Restvertiefung auf 15 m auf. Beim Szenario mit Vertiefung auf 23 m sind die Ammoniumkonzentrationen aufgrund der verbesserten Sauerstoffverhältnisse deutlich geringer.

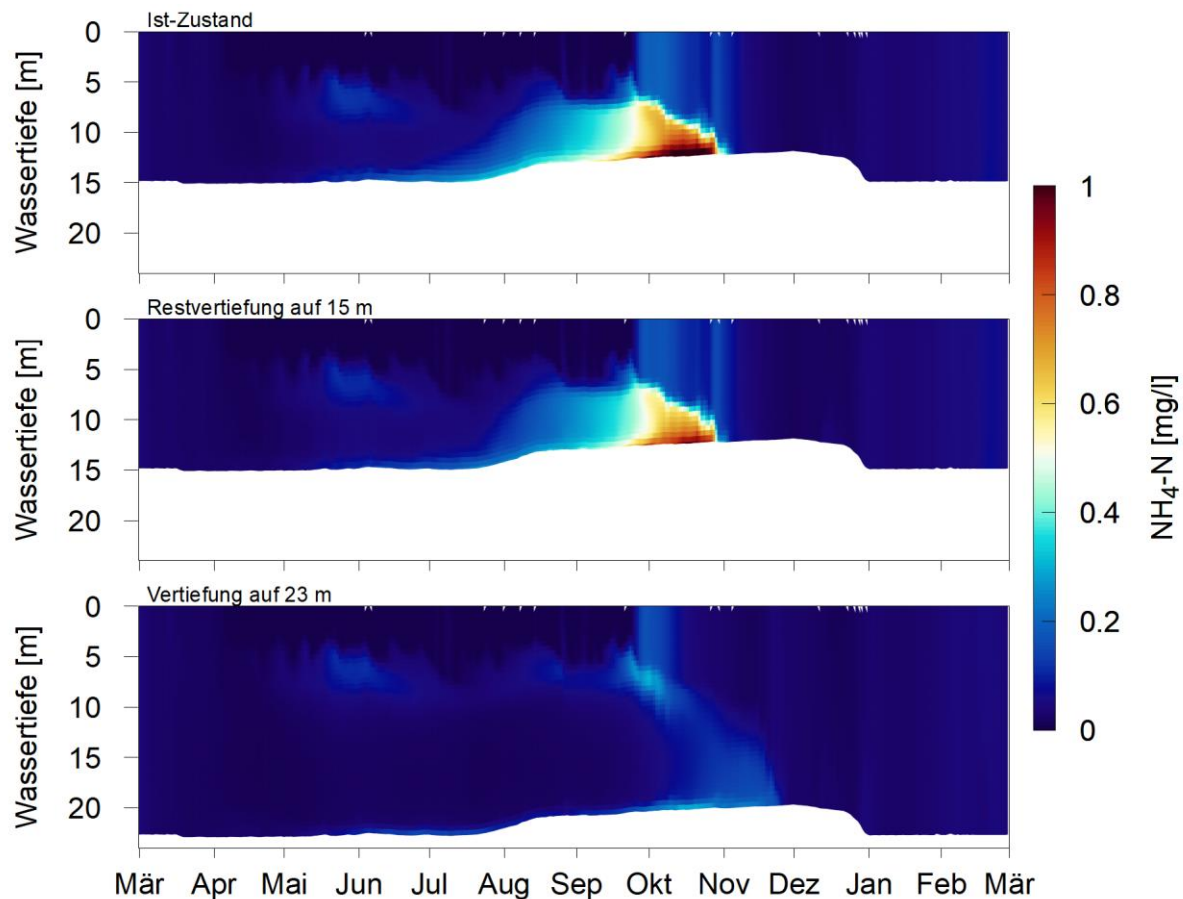


Abbildung 4.10: Berechnete Ammoniumstickstoffkonzentrationen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand (oben), die Restvertiefung auf 15 m (Mitte) und die Vertiefung auf 23 m (unten) im Zeitraum 2020/2021

4.2 Klimaszenario 2060-2070 und Vergleich mit 2010-2020

Mit dem Modell wurden sowohl der aktuelle Ausbaggerungszustand als auch eine Vertiefung auf 23 m unter klimatisch veränderten Verhältnissen betrachtet. Auf Modellberechnungen zur Restvertiefung auf 15 m unter klimatisch veränderten Verhältnissen wurde aufgrund der geringeren Unterschiede zum aktuellen Ausbaggerungszustand verzichtet. Das Modellszenario der Jahre 2010 bis 2020 wurde unter den in diesem Zeitraum vorherrschenden Ausbaggerungsverhältnissen berechnet und stellt das Referenzszenario dar.

Anhand dieser Modellszenarien können also sowohl die Auswirkungen des Klimawandels im aktuellen Ausbaggerungszustand als auch der Effekt des Klimawandels bei einer Vertiefung auf 23 m analysiert und beurteilt werden. Mit den Zehnjahreszeiträumen kann zudem die auftretende Variabilität der Verhältnisse von Jahr zu Jahr, z. B. der Dauer der Schichtungszeiträume, aufgezeigt werden.

4.2.1 Aktueller Ausbaggerungszustand

Im Vergleich der Modellszenarien der Jahre 2010-2020 und 2060-2070 im aktuellen Ausbaggerungszustand lassen sich die Auswirkungen des Klimawandels auf die Wassertemperaturen und Dichteverhältnisse in der Talsperre Haltern unabhängig von einer weiteren Vertiefung ermitteln. Abbildung 4.11 zeigt die berechneten Wassertemperaturen an der Wasseroberfläche und an der Seesohle an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern für beide Zeiträume. Grau hinterlegt sind jeweils die Zeiträume eines Jahres, in denen geschichtete Verhältnisse vorliegen. Diese dauern im Szenario 2060-2070 tendenziell etwas länger an. Allerdings liegen auch unter klimatisch veränderten Verhältnissen im aktuellem Ausbaggerungszustand in jedem Winter vertikal vollständig durchmischte Verhältnisse über die Wintermonate vor.

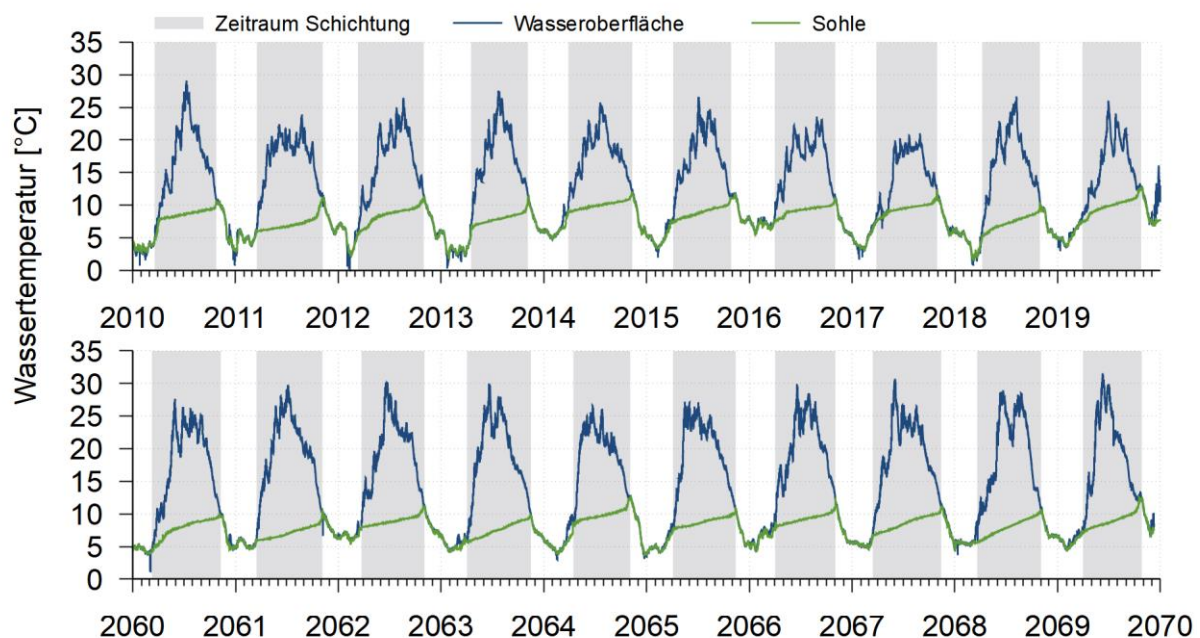


Abbildung 4.11: Berechnete Wassertemperaturen an der Wasseroberfläche und an der Seesohle an der Position Seemitte der Talsperre Haltern in den Zeiträumen 2010-2020 (oben) und 2060-2070 (unten) im aktuellen Ausbaggerungszustand; grau hinterlegte Bereiche markieren Schichtungsperioden

Abbildung 4.12 stellt die Schichtungsperioden der einzelnen Jahre der beiden Modellszenarien vergleichend nebeneinander dar. Grau hinterlegt sind die jeweils über die Zehnjahreszeiträume gemittelten Schichtungszeiträume. Schichtungsbeginn im Referenzszenario 2010-2020 ist im Mittel der 29. März, beim Klimaszenario 2060-2070 der 27. März. Die Schichtung wird in Zukunft also tendenziell etwas früher einsetzen, wobei die Variabilität von Jahr zu Jahr in beiden Zehnjahreszeiträumen relativ groß ist. Die vollständige Auflösung der Temperaturschichtung tritt im Referenzzeitraum 2010-

2020 im Mittel am 1. November ein. Diese wird sich unter klimatisch veränderten Verhältnissen nach hinten verschieben. Im Klimaszenario 2060-2070 tritt die Auflösung der Temperaturschichtung im Mittel am 7. November und damit 6 Tage später ein.

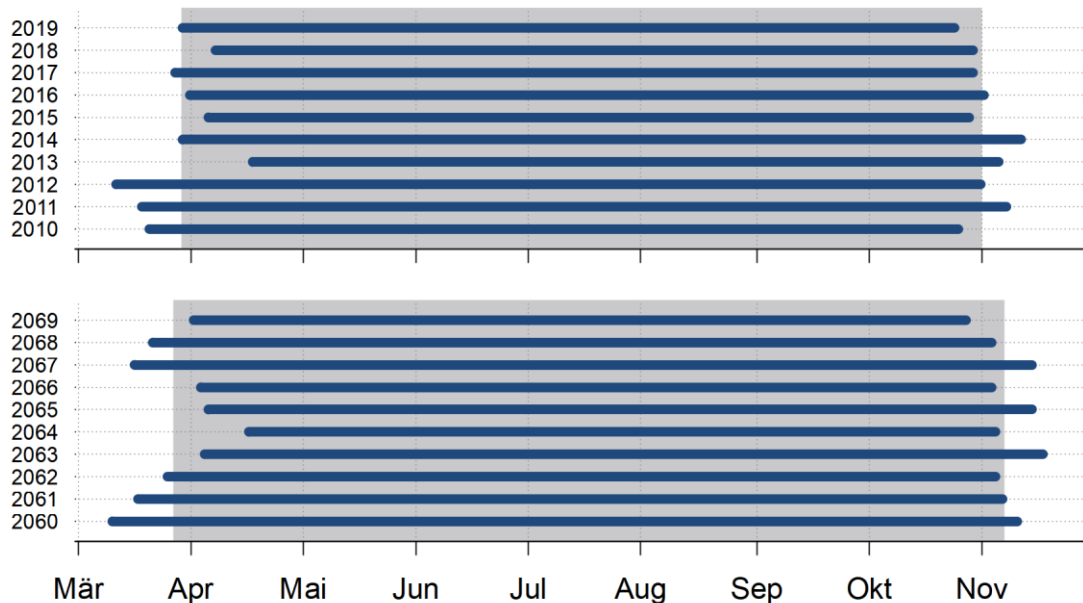


Abbildung 4.12: Berechnete, jährliche Schichtungsperioden in der Talsperre Haltern in den Zeiträumen 2010-2020 (oben) und 2060-2070 (unten); grau hinterlegte Bereiche markieren mittlere Schichtungsperiode

Mit einer Erwärmung des Klimas steigen auch die Wassertemperaturen in der Talsperre an. Besonders deutlich wirkt sich dies auf die oberflächennahen Temperaturen aus, da die oberen Wasserschichten im direkten Wärmeaustausch mit der Atmosphäre stehen. Abbildung 4.13 zeigt die Jahresmittelwerte der Wassertemperaturen an der Wasseroberfläche und an der Seesohle an der Position Seemitte der Talsperre Haltern im Referenzzeitraum 2010-2020 und im Klimaszenario 2060-2070. Die oberflächennahen Wassertemperaturen der Jahre 2060-2070 steigen im Jahresmittel im Vergleich zum Referenzzeitraum 2010-2020 um knapp 2 °C an, was in etwa auch dem Anstieg der Lufttemperaturen entspricht (siehe Randbedingungen Kapitel 2.4.2). Im Tiefenwasser ist der Anstieg deutlich geringer, da kein direkter Austausch mit der Atmosphäre besteht und aufgrund der Dichteschichtung von April bis November kein Austausch mit dem darüberliegenden Epilimnion stattfindet.

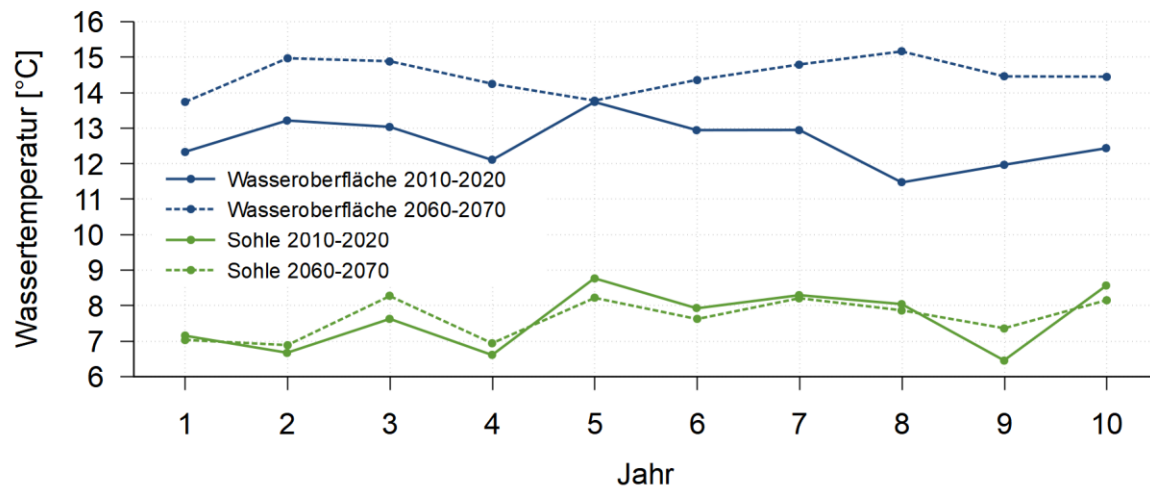


Abbildung 4.13: Berechnete Jahresmittelwerte der Wassertemperatur an der Wasseroberfläche und an der Seesohle an der Position Seemitte der Talsperre Haltern in den Zeiträumen 2010-2020 und 2060-2070

4.2.2 Vertiefung auf 23 m

Die Modellergebnisse der Vertiefungsszenarien im Zeitraum 2020/2021 sowie des Klimaszenarios 2060-2070 zeigen auf, dass sowohl eine Vertiefung der Talsperre als auch der Klimawandel eine Verlängerung der Schichtungsperiode bewirken. Im Folgenden werden anhand der Modellergebnisse zum Klimaszenario 2060-2070 mit Vertiefung der Talsperre auf 23 m beide Effekte kombiniert betrachtet und den Ergebnissen des Klimaszenarios 2060-2070 bei aktuellen Ausbaggerungsverhältnissen vergleichend gegenübergestellt.

Abbildung 4.14 zeigt die berechneten Wassertemperaturen an der Wasseroberfläche und an der Seesohle an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern im Zeitraum 2060-2070 bei aktuellen Ausbaggerungsverhältnissen und mit Vertiefung auf 23 m. Grau hinterlegt sind jeweils die Zeiträume eines Jahres, in denen geschichtete Verhältnisse vorliegen. Im Vergleich zum Szenario mit aktuellen Ausbaggerungsverhältnissen hält die Temperaturschichtung bei einer Vertiefung auf 23 m erwartungsgemäß länger an. Es lässt sich aber festhalten, dass unter klimatisch veränderten Verhältnissen auch mit Vertiefung auf 23 m nicht mit einem Ausbleiben der vollständigen vertikalen Durchmischung im Winter zu rechnen ist.

Abbildung 4.15 zeigt die Dauer der Schichtungsperioden der einzelnen Jahre von 2060-2070 für die Modellszenarien im aktuellen Ausbaggerungszustand und der Vertiefung auf 23 m. Der Beginn der Schichtung im Frühjahr ist mit Ausnahme des Jahres 2064 praktisch identisch, da die Tiefe der Talsperre hierbei nur eine untergeordnete Rolle spielt. Im Frühjahr 2064 wird im Szenario mit aktuellem Ausbaggerungszustand eine sich bereits entwickelnde Temperaturschichtung durch mehrere Windereignisse wieder abgebaut. Beim Szenario mit Vertiefung auf 23 m reicht die Windenergie nicht aus, um das größere Wasservolumen vollständig

umzuwälzen. Das Ende des Schichtungszeitraums verschiebt sich mit Vertiefung auf 23 m um im Mittel 18 Tage nach hinten im Vergleich zum Szenario mit aktuellem Ausbaggerungszustand. Bei letzterem tritt die Volldurchmischung der Talsperre im Mittel am 7. November auf, beim Vertiefungsszenario am 25. November. Dabei ist die Variabilität der Verlängerung des Schichtungszeitraums relativ groß und liegt im Zehnjahreszeitraum zwischen 7 Tagen (Herbst 2068) und 33 Tagen (Herbst 2064). Gemeinsam mit dem gezeigten Effekt der Klimawandels ist also im Worst Case mit einer Verlängerung der Schichtung um ca. 1,5 Monate zu rechnen. Da sich die Temperaturschichtung im Frühjahr meist im März oder April einstellt, kann auch unter klimatisch veränderten Verhältnissen und mit Vertiefung auf 23 m mit einer winterlichen Volldurchmischung über ca. 3 Monate gerechnet werden.

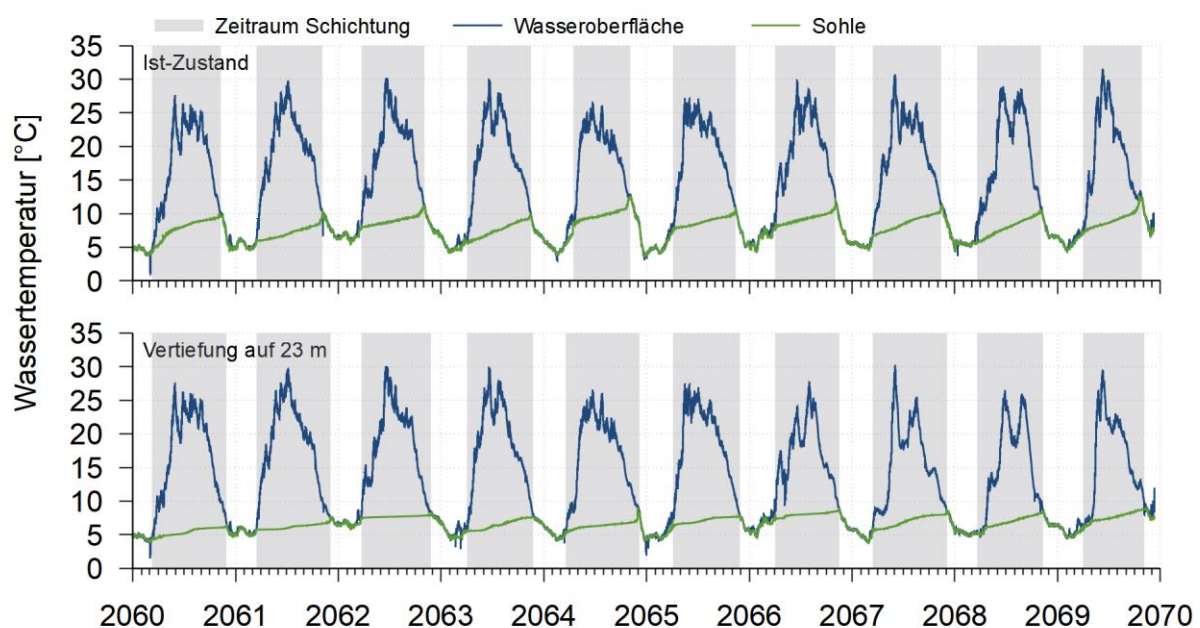


Abbildung 4.14: Berechnete Wassertemperaturen an der Wasseroberfläche und an der Seesohle an der Position Seemitte der Talsperre Haltern im momentanen Ausbaggerungszustand (oben) und mit Vertiefung auf 23 m (unten) im Zeitraum 2060-2070; grau hinterlegte Bereiche markieren Schichtungsperioden

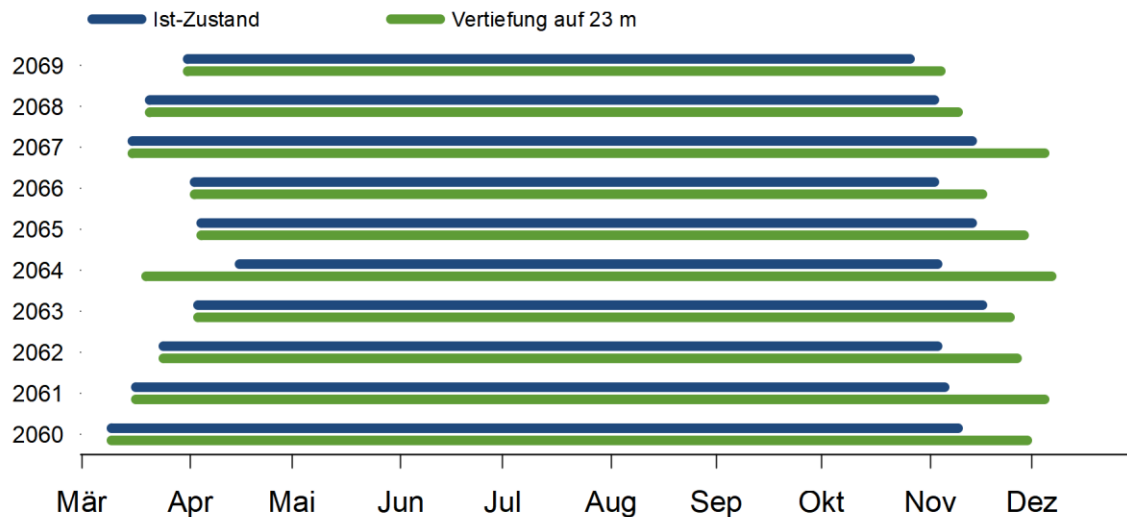


Abbildung 4.15: Berechnete, jährliche Schichtungsperioden in der Talsperre Haltern im momentanen Ausbaggerungszustand und mit Vertiefung auf 23 m im Zeitraum 2060-2070

Die Ergebnisse der Modellszenarien 2020/2021 mit verschiedenen Ausbaggerungszuständen haben bereits aufgezeigt, dass mit einer Vertiefung auf 23 m die Wassertemperaturen im Hypolimnion abnehmen. Dies wird durch die Ergebnisse des Klimaszenarios 2060-2070 nochmals bestätigt. Abbildung 4.16 zeigt die Jahresmittelwerte der berechneten Wassertemperaturen an der Wasseroberfläche und an der Seesohle an der Position Seemitte der Talsperre für das Szenario zum aktuellen Ausbaggerungszustand und zum Vertiefungsszenario auf 23 m. Während an der Wasseroberfläche keine signifikanten Unterschiede auftreten, sind die Wassertemperaturen im Tiefenwasser mit Vertiefung auf 23 m im Mittel um ca. 1-2 °C niedriger als im aktuellen Ausbaggerungszustand.

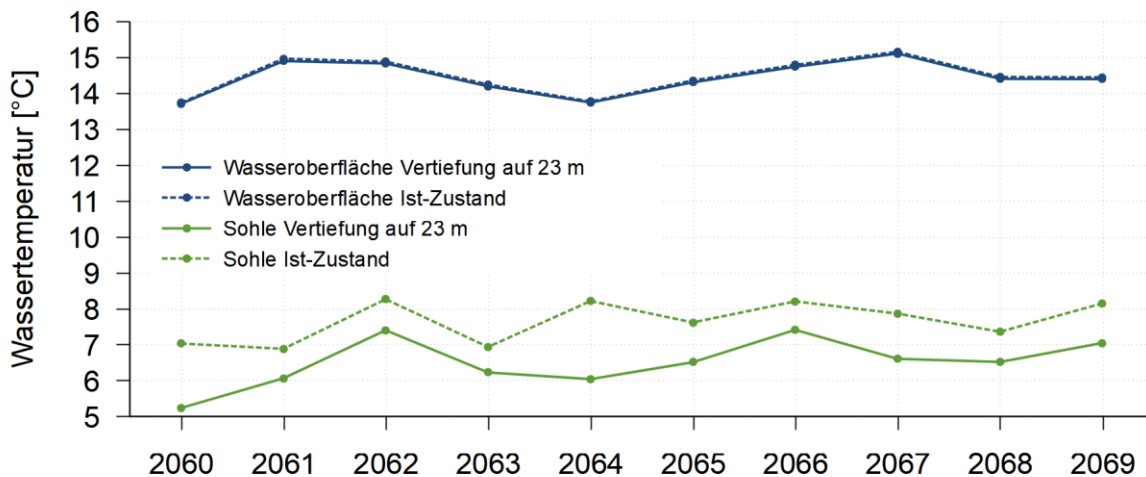


Abbildung 4.16: Berechnete Jahresmittelwerte der Wassertemperatur an der Wasseroberfläche und an der Seesohle an der Position Seemitte der Talsperre Haltern im momentanen Ausbaggerungszustand und mit Vertiefung auf 23 m im Zeitraum 2060-2070

Um die Auswirkungen der verlängerten Temperaturschichtung auf die Wasserqualität und insbesondere die Sauerstoffverhältnisse der Talsperre aufzuzeigen, wurde ein Jahr des Zeitraums 2060-2070 für beide Ausbaggerungszustände mit dem Wasserqualitätsmodell berechnet. Hierfür wurde das Jahr 2064 ausgewählt, da in diesem Jahr die Auflösung der Temperaturschichtung beim Szenario mit Vertiefung auf 23 m erst sehr spät im Jahr auftritt und außerdem die Schichtung ungewöhnlich früh beginnt.

Abbildung 4.17 zeigt die berechneten Sauerstoffverhältnisse im Profil an der Position Seemitte für den aktuellen Ausbaggerungszustand und für eine Vertiefung auf 23 m für das Jahr 2064. Wie die Ergebnisse zu den Modellszenarien 2020/2021 auch schon aufgezeigt haben, treten im Epilimnion keine signifikanten Unterschiede zwischen den Sauerstoffverhältnissen beider Szenarien auf. Im Hypolimnion ist mit einer Vertiefung auf 23 m der Effekt des vergrößerten Hypolimnionvolumens zu erkennen. Die Sauerstoffkonzentrationen fallen während der Schichtungsperiode dort weniger schnell ab, da im Hypolimnion insgesamt die Menge an Sauerstoff größer ist. Mit der verlängerten Schichtung können allerdings die Sauerstoffzehrungsprozesse im Hypolimnion auch länger wirken. Trotzdem entspannen sich auch in diesem Szenario die Sauerstoffverhältnisse im Hypolimnion mit einer Vertiefung auf 23 m. Abbildung 4.18 zeigt die berechneten, über das Hypolimnion gemittelten Sauerstoffkonzentrationen während der Schichtungsperiode des Jahres 2064 für den aktuellen Ausbaggerungszustand und eine Vertiefung auf 23 m. Niedrige Sauerstoffkonzentrationen von weniger als 3 mg/l werden beim aktuellen Ausbaggerungszustand Ende Mai erreicht, mit Vertiefung auf 23 m knapp zwei Monate später. Aufgrund der verlängerten Schichtung mit Vertiefung auf 23 m wird dieser Wert etwa 1,5 Monate später als im Szenario zum aktuellen Ausbaggerungszustand wieder

überschritten. Somit ist also auch unter diesen extremen Verhältnissen bei einer Vertiefung auf 23 m mit einer Verbesserung der Sauerstoffsituation im Hypolimnion der Talsperre auszugehen.

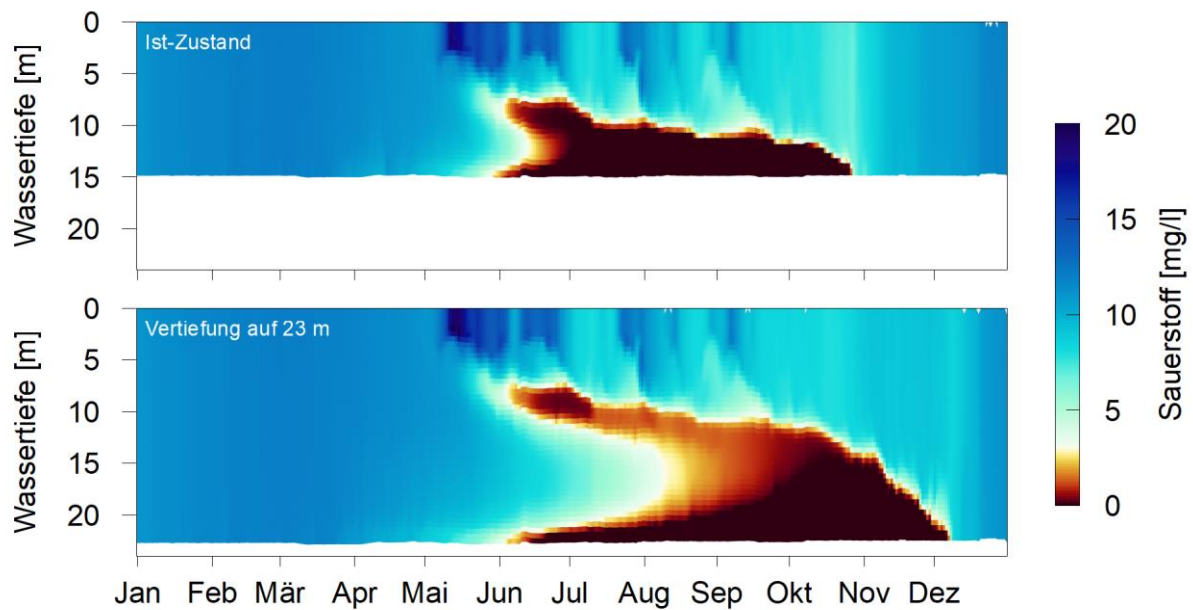


Abbildung 4.17: Berechnete Sauerstoffkonzentrationen an der Position Seemitte in der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand (oben) und die Vertiefung auf 23 m (unten) im Jahr 2064

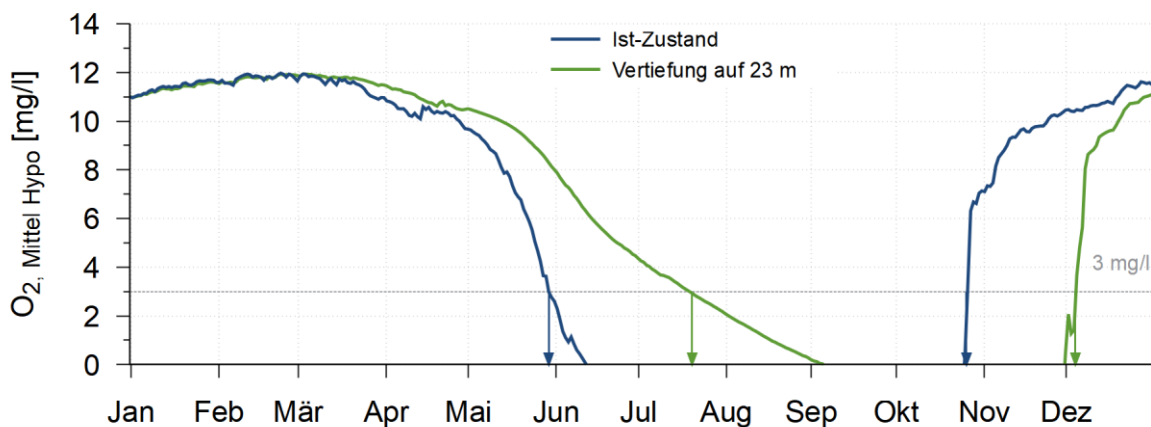


Abbildung 4.18: Berechnete, mittlere Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion der Talsperre Haltern für den momentanen Ausbaggerungszustand und die Vertiefung auf 23 m im Jahr 2064

5 Zusammenfassende Bewertung

Die Talsperre Haltern wird seit 1995 von der Gelsenwasser AG zur Sandgewinnung bis auf eine Wassertiefe von 15 m ausgebaggert. Aktuell sind die vorgesehenen Flächen bereits größtenteils auf 15 m eingetieft, der verbleibende Teil soll bis 2029 ausgebaggert werden. Darüber hinaus gibt es Überlegungen für eine weitere Vertiefung der Talsperre auf 23 m Wassertiefe. Um die Auswirkungen der Vertiefung auf die Verhältnisse in der Talsperre Haltern identifizieren und quantifizieren zu können, wurden mit Hilfe eines numerischen, dreidimensionalen Modellsystems die Wassertemperaturen, Dichteschichtung, Durchmischungsverhältnisse sowie die wichtigsten biogeochemischen Wasserqualitätsprozesse in der Talsperre unter verschiedenen Ausbaggerungszuständen betrachtet und vergleichend gegenübergestellt.

Das verwendete Modellsystem wurde im Auftrag der Gelsenwasser AG von der Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner GmbH für die Talsperre Haltern aufgebaut. Es besteht aus einem hydrodynamischen Modell zur Berechnung der Strömungsverhältnisse, Wassertemperaturen und Durchmischung sowie einem Wasserqualitätsmodell zur Berechnung der Primärproduktion, Nährstoffkreisläufe und gelösten Sauerstoffkonzentrationen. Beide Modelle wurden anhand der im Rahmen einer Messkampagne seit März 2020 an verschiedenen Positionen in der Talsperre Haltern sowie an deren Zuflüssen erhobenen Messdaten kalibriert und umfassend validiert.

Um die durch die Vertiefung auftretenden Auswirkungen auf die Verhältnisse in der Talsperre analysieren zu können, wurde ein umfangreiches Untersuchungsprogramm aufgestellt. Anhand eines einjährigen Simulationszeitraums von März 2020 bis März 2021 wurde untersucht, welche Auswirkungen im saisonalen Verlauf bei einer weiteren Vertiefung auf 23 m im Vergleich zum aktuellen Ausbaggerungszustand zu erwarten sind. Da der Einfluss des Klimawandels auf die Talsperre in den kommenden Jahren und Jahrzehnten weiter zunehmen wird, wurde ein zehnjähriges Klimaszenario über die Jahre 2060 bis 2070 definiert und Modellberechnungen zum aktuellen Ausbaggerungszustand und zur Vertiefung auf 23 m durchgeführt. Als Referenz wurde ein Modellszenario über den Zeitraum 2010-2020 mit den in diesem Zeitraum vorliegenden Ausbaggerungsverhältnissen berechnet, um die Ergebnisse des Klimaszenarios mit den aktuellen Verhältnissen vergleichen zu können. Auf diese Weise lassen sich zudem die Auswirkungen des Klimawandels und der Vertiefung getrennt voneinander betrachten und quantifizieren.

Eine Vertiefung der Talsperre vergrößert das Volumen des Wasserkörpers. Dies hat Auswirkungen auf das saisonale Durchmischungsverhalten. Im aktuellen Ausbaggerungszustand beginnt die Temperaturschichtung meist im März oder April

und dauert bis November an. Zwischen November und März ist in der Talsperre also eine vollständige vertikale Durchmischung gewährleistet. Hinsichtlich der Wasserqualität der Talsperre kommt diesem Durchmischungszeitraum eine große Bedeutung zu, da auf diese Weise das sich über die Sommermonate gebildete, sauerstoffarme Tiefenwasser in der Talsperre erneuern kann. Im Hinblick auf eine weitere Vertiefung der Talsperre muss also sichergestellt werden, dass diese winterliche Durchmischung nicht ausbleibt.

Die Ergebnisse des einjährigen Modellszenarios 2020/2021 für die beiden verschiedenen Ausbaggerungszustände zeigen, dass im Epilimnion, also dem oberen warmen Teil des Wasserkörpers während geschichteter Verhältnisse, keine relevanten Unterschiede zwischen den Ausbaggerungszuständen auftreten. Dasselbe gilt für die Tiefe der Sprungschicht, die den Übergang zwischen dem warmen Epilimnion und dem darunter liegenden, ganzjährig kühlen Hypolimnion markiert. Dies bedeutet, dass beim Szenario mit Vertiefung auf 23 m sich das Volumen des Hypolimnions entsprechend vergrößert. Damit geht ein verändertes Durchmischungsverhalten im Herbst einher. Im Herbst löst sich die Temperaturschichtung nach und nach auf. Dabei wird Wasser aus dem Hypolimnion ins Epilimnion eingetragen, das somit mächtiger wird. Die Sprungschicht sinkt ab. Dabei handelt es sich um einen graduellen Prozess, der im Spätsommer beginnt und in der Talsperre Haltern unter aktuellen Verhältnissen wie oben bereits erwähnt meist im Laufe des Novembers abgeschlossen ist. Je mächtiger das Hypolimnion ist, umso mehr Zeit benötigt die vollständige Auflösung der Temperaturschichtung und umso später wird der Zeitpunkt der Volldurchmischung erreicht. Die Ergebnisse für das Modellszenario mit einer Vertiefung auf 23 m zeigen für das Jahr 2020 eine Verschiebung um knapp einen Monat.

Aufgrund des Klimawandels ist in Zukunft mit einer weiteren Verlängerung der Temperaturschichtung in den Herbstmonaten zu rechnen. Die Modellergebnisse des Klimaszenarios 2060-2070 zeigen für den aktuellen Ausbaggerungszustand eine im Mittel um 6 Tage verzögerte Auflösung der Temperaturschichtung im Herbst im Vergleich zum Referenzzeitraum der Jahre 2010-2020. Der Schichtungsbeginn findet im Mittel um 2 Tage früher statt, wobei das Datum des Schichtungsbeginns von Jahr zu Jahr eine große Variabilität zeigt (März bis April). Unter klimatisch veränderten Verhältnissen ist mit der Vertiefung auf 23 m im Vergleich zum aktuellen Ausbaggerungszustand mit einem um im Mittel 18 Tage nach hinten verschobenen Zeitpunkt der Volldurchmischung zu rechnen. Die Bandbreite im betrachteten Zehnjahreszeitraum liegt zwischen 7 und 33 Tagen. Im Vergleich zum aktuellen Ausbaggerungszustand und Klima ist also unter klimatischen veränderten Verhältnissen bei einer Vertiefung auf 23 m im Worst Case mit einer Verschiebung der Volldurchmischung um ca. 1,5 Monate zu rechnen. Damit verbleibt auch unter diesen Umständen eine winterliche Volldurchmischung der Talsperre über ca. 3 Monate (Dezember bis März).

Da sich die Temperaturverhältnisse im Epilimnion während der Schichtungsperiode zwischen den beiden Vertiefungsszenarien nicht nennenswert unterscheiden, hat eine Vertiefung der Talsperre einen nur beschränkten Einfluss auf die dort ablaufenden Prozesse. Relevant ist dies insbesondere hinsichtlich der Primärproduktion, die überwiegend in den Frühjahrs- und Sommermonaten in den oberen, lichtdurchfluteten Metern der Wassersäule stattfindet. Die Modellergebnisse für die beiden Ausbaggerungszustände im Szenario 2020/2021 zeigen nur sehr geringe Unterschiede für die Nettoprimärproduktion, die die Wachstumsrate der Algenbiomasse angibt. Mit einem verändertem Algenwachstum in der Talsperre aufgrund der Ausbaggerung muss also nicht gerechnet werden.

Während der Sommermonate wird im Hypolimnion der Talsperre Sauerstoff gezehrt, so dass meist ab Juli oder August eines Jahres sauerstofffreie Verhältnisse im Hypolimnion entstehen. Die beiden wichtigsten Zehrungsprozesse sind dabei die Mineralisierung von abgestorbener Biomasse aus der Primärproduktion sowie die Oxidation von reduzierten Substanzen, die aus tieferen Sedimentschichten in die Wassersäule diffundieren. Letzterer Prozess ist zeitlich weitestgehend konstant, da er durch die im Sediment über Jahre bis Jahrzehnte abgelagerte und unvollständige mineralisierte Biomasse verursacht wird und damit abhängig von der Historie der Nährstoffverhältnisse in der Talsperre ist. Die Mineralisierung von abgestorbener Biomasse ist hingegen direkt abhängig von der aktuellen Nettoprimärproduktion in der Talsperre. Da sich diese durch eine Vertiefung nicht ändert, bleibt auch die flächenbezogene Sauerstoffzehrrate weitestgehend unverändert. Das Volumen und damit der Sauerstoffinhalt des Hypolimnions zu Beginn der Schichtungsperiode steigen allerdings an. Die Modellergebnisse zeigen, dass somit bei einer Vertiefung auf 23 m im Hypolimnion in den Sommermonaten deutlich höhere Sauerstoffkonzentrationen vorliegen als beim aktuellen Ausbaggerungszustand. Werte nahe 0 mg/l werden mit Ausnahme einer dünnen Schicht direkt über der Seesohle erst in den Herbstmonaten erreicht. Mittlere Konzentrationen unter 3 mg/l im Hypolimnion treten mit 96 Tagen kürzer auf als beim Szenario zum aktuellen Ausbaggerungszustand mit 134 Tagen. Damit entspannt sich die Sauerstoffsituation im Sommer mit einer Vertiefung auf 23 m deutlich. Dies gilt auch unter klimatisch veränderten Bedingungen, wie die Ergebnisse eines Modellszenarios zum Jahr 2064 zeigen. Dieses Jahr wurde ausgewählt, da es im betrachteten Zeitraum der Jahre 2060 bis 2070 die größte Verlängerung der Temperaturschichtung im Vergleich zum aktuellen Ausbaggerungszustand aufweist.

Mit dem Modell wurden auch die für die Primärproduktion wichtigsten Nährstoffkreisläufe für die beiden Vertiefungszustände betrachtet. Limitierend und damit am relevantesten für die Primärproduktion in der Talsperre Haltern sind die Phosphatverbindungen. Veränderungen sind insbesondere mit einer Vertiefung auf

23 m im Hypolimnion während der Schichtungsperiode zu erwarten. Die Modellergebnisse zeigen eine geringere Rücklösung sedimentierter Phosphorverbindungen. Die erhöhten Sauerstoffkonzentrationen im Vergleich zum Szenario mit aktuellem Ausbaggerungszustand führen zu einer dauerhafteren Bindung des Phosphors im Sediment. Damit ist auch nach der Volldurchmischung im Herbst mit geringeren Phosphatkonzentrationen zu rechnen. Inwieweit dies die für die Frühjahrsblüte zur Verfügung stehenden Phosphatgehalte beeinflusst, hängt in erster Linie von den hydrologischen Verhältnissen in den Zuflüssen ab, die mit winterlichen Hochwässern die Stoffkonzentrationen in der Talsperre maßgeblich beeinflussen.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass aus limnologischer Sicht keine Einwände gegen eine weitere Vertiefung der Talsperre bis auf 23 m bestehen. Die Ergebnisse der vorgestellten, umfassenden Modellstudie zeigen mit Vertiefung eine verbesserte Wasserqualität mit höheren Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion, da bei weitestgehend unveränderten Sauerstoffzehrungsprozessen der Sauerstoffspeicher mit größerem Hypolimnionvolumen zunimmt. Eine winterliche Volldurchmischung über ca. 3 Monate ist auch mit Vertiefung auf 23 m gewährleistet. Dies gilt auch in Zukunft unter weiter voranschreitenden, klimatisch veränderten Verhältnissen.

LITERATURVERZEICHNIS

delta h Ingenieurgesellschaft mbH (2021): Grundwassermodell Wasserwerk Haltern: Bilanzierung des Grundwasserzustroms/-abstroms zu den Talsperren Haltern und Hullern für das Jahr 2018. Bericht im Auftrag der Gelsenwasser AG

Deltares (2019a): Delft3D-FLOW - Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments. User Manual Version 3.15, Delft

Deltares (2019b): D-Water Quality - Versatile water quality modelling in 1D, 2D or 3D systems including physical, (bio)chemical and biological processes. User Manual Version 1.1, Delft

Deltares (2016): D-Water Quality - Processes Library Description. Technical Reference Manual Version 5.01, Delft

Gächter, R., Mares, A. (1985): Does settling seston release soluble reactive phosphorus in the hypolimnion of lakes? *Limnology and Oceanography* 30(2), 1985, 364-371

Hupfer, M., Gächter, R. & Giovanoli, R. (1995): Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. *Aquatic Science* 57, 305–324 1995. <https://doi.org/10.1007/BF00878395>

Jacob, D.; Petersen, J.; Eggert, B.; Alias, A.; Christensen, O. B.; Bouwer, L. M.; Braun, A.; Colette, A.; Déqué, M.; Georgievski, G.; Georgopoulou, E.; Gobiet, A.; Menut, L.; Nikulin, G.; Haensler, A.; Hempelmann, N.; Jones, C.; Keuler, K.; Kovats, S.; Kröner, N.; Kotlarski, S.; Kriegsmann, A.; Martin, E.; van Meijgaard, E.; Moseley, C.; Pfeifer, S.; Preuschmann, S.; Radermacher, C.; Radtke, K.; Rechid, D.; Rounsevell, M.; Samuelsson, P.; Somot, S.; Soussana, J.-F.; Teichmann, C.; Valentini, R.; Vautard, R.; Weber, B. & Yiou, P. EURO-CORDEX (2014): new high-resolution climate change projections for European impact research *Regional Environmental Changes*. Vol. 14, Issue 2, pp. 563-578., <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0499-2>

Müller, B., Bryant L.D., Matzinger, A., Wüest, A. (2012): Hypolimnetic Oxygen Depletion in Eutrophic Lakes. *Environ. Sci. Technol.*, 2012, 46 (18), 9964–9971