

## **Modellierungen zur Folgenabschätzung von schwimmenden Photovoltaikanlagen**

Auftraggeber: Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg  
Institut für Seenforschung  
Argenweg 50/1  
88085 Langenargen

Auftragsdatum: 22.07.2022

Auftragsnummer: A865

Berichtsnummer: A865-1

Bearbeitung: Dr.-Ing. Ulrich Lang  
Dipl.-Ing. Stefan Mirbach

Stuttgart, 22.12.2022



Dr. Ulrich Lang



Stefan Mirbach

**INHALT**

ABBILDUNGSVERZEICHNIS .....	II
TABELLENVERZEICHNIS .....	VI
1 Einleitung.....	1
2 Modellsystem und Szenarienbeschreibung .....	2
2.1 Modellszenarien .....	2
2.1.1 Beispielsee .....	2
2.1.2 Simulationszeitraum .....	2
2.1.3 Modellszenarien FPV.....	2
2.2 Modellsystem.....	3
2.2.1 Hydrodynamisches Seemodell Delft3D-Flow.....	3
2.2.2 Wasserqualitätsmodell Delft3D-WAQ .....	4
2.2.3 Modellnetz .....	8
2.2.4 Anfangsbedingungen.....	9
2.2.5 Randbedingungen .....	9
3 Modellergebnisse .....	13
3.1 Modellvalidierung.....	13
3.1.1 Hydrodynamisches Modell.....	13
3.1.2 Wasserqualitätsmodell.....	15
3.2 Modellszenarien FPV .....	22
3.2.1 Wärmeaustauschprozesse .....	23
3.2.2 Wassertemperaturen und Dichteschichtung .....	24
3.2.3 Primärproduktion und Folgeeffekte.....	32
3.2.4 Sauerstoffgehalt.....	37
3.2.5 Nährstoffe .....	39
4 Zusammenfassung.....	47
LITERATURVERZEICHNIS.....	53

**ABBILDUNGSVERZEICHNIS**

Abbildung 2.1: Schematische Übersicht der Datenflüsse des Delft3D-Modellsystems mit dem hydrodynamischen Modell Delft3D-Flow und dem Wasserqualitätsmodell Delft3D-WAQ .....	4
Abbildung 2.2: Im Wasserqualitätsmodell verwendete Zustandsgrößen .....	7
Abbildung 2.3: Im Wasserqualitätsmodell verwendeten Prozesse .....	8
Abbildung 2.4: Im Modellsystem für den Beispielsee verwendetes Modellnetz .....	9
Abbildung 2.5: Bedeckungsgebiete des Sees in grün bei Bedeckungsgraden von 10 % (links) und 45 % (rechts) der Seefläche.....	12
Abbildung 3.1: Vergleich berechneter und gemessener Wassertemperaturen in verschiedenen Wassertiefen zwischen 0 und 6 m in der Seemitte des Beispielsees .....	14
Abbildung 3.2: Vergleich berechneter und gemessener Wassertemperaturen in verschiedenen Wassertiefen zwischen 7 und 13 m in der Seemitte des Beispielsees .....	15
Abbildung 3.3: Gemessene und berechnete Sauerstoffkonzentrationen in verschiedenen Wassertiefen in der Seemitte des Beispielsees im Zeitraum 2017-2022 .....	16
Abbildung 3.4: Berechnete Sauerstoffzehrung durch oxische Mineralisierung auf dem Sediment und dem Fluss reduzierter Substanzen aus dem Sediment in der Seemitte im Zeitraum 2017-2022 .....	17
Abbildung 3.5: Gemessene und berechnete Phosphatphosphorkonzentrationen in verschiedenen Wassertiefen in der Seemitte des Beispielsees im Zeitraum 2017-2022.....	18
Abbildung 3.6: Gemessene und berechnete Nitratstickstoffkonzentrationen in verschiedenen Wassertiefen in der Seemitte des Beispielsees im Zeitraum 2017-2022 .....	19
Abbildung 3.7: Gemessene und berechnete Ammoniumstickstoffkonzentrationen in verschiedenen Wassertiefen in der Seemitte des Beispielsees im Zeitraum 2017-2022 .....	20
Abbildung 3.8: Gemessene und berechnete Konzentrationen an Chlorphyll a in verschiedenen Wassertiefen in der Seemitte des Beispielsees im Zeitraum 2017-2022 .....	21

Abbildung 3.9: Gemessene und berechnete SiO <sub>2</sub> -Siliziumkonzentrationen in verschiedenen Wassertiefen in der Seemitte des Beispielsees im Zeitraum 2017-2022 .....	22
Abbildung 3.10: Wärmeflüsse der einzelnen Wärmeaustauschprozesse und Nettowärmefluss mit (gestrichelte Linien) und ohne (durchgezogene Linien) FPV exemplarisch für das Jahr 2017; oben: Vergleich ohne und mit FPV auf 10 % der Seefläche; unten: Vergleich ohne und mit FPV auf 45 % der Seefläche.....	24
Abbildung 3.11: Nettowärmeflüsse mit FPV auf 45 % der Seefläche bei Variation der Abschwächung der Ost-West-Windkomponente und der für die Berechnung der langwelligen Abstrahlung verwendete Temperatur der FPV-Anlage .....	24
Abbildung 3.12: Berechnete Wassertemperaturen an der Wasseroberfläche des Beispielsees ohne und mit FPV bei Bedeckungsgraden von 10 und 45 % (oben) sowie Differenz beider FPV-Szenarien zur Situation ohne FPV (unten) .....	25
Abbildung 3.13: Berechnete Wassertemperaturen an der Seesohle in 13 m Wassertiefe des Beispielsees ohne und mit FPV bei Bedeckungsgraden von 10 und 45 % (oben) sowie Differenz beider FPV-Szenarien zur Situation ohne FPV (unten) .....	26
Abbildung 3.14: Wassertiefe der 12 °C-Isotherme bei den Modellszenarien mit und ohne FPV .....	27
Abbildung 3.15: Berechnete Temperaturprofile im Beispielsee ohne (a) und mit FPV mit einer Bedeckung von 10 % (b) und 45 % (d) der Seefläche sowie Differenzen zur Situation ohne FPV für die Bedeckungsgrade von 10 % (c) und 45 % (e) für die Jahre 2017 und 2018 .....	28
Abbildung 3.16: Berechnete Wassertemperaturen an der Wasseroberfläche des auf 40 m eingetieften Beispielsees ohne und mit FPV bei Bedeckungsgraden von 10 und 45 % (oben) sowie Differenz beider FPV-Szenarien zur Situation ohne FPV (unten) .....	29
Abbildung 3.17: Berechnete Wassertemperaturen an der Seesohle in 40 m Wassertiefe des auf 40 m eingetieften Beispielsees ohne und mit FPV bei Bedeckungsgraden von 10 und 45 % (oben) sowie Differenz beider FPV-Szenarien zur Situation ohne FPV (unten)....	30
Abbildung 3.18: Wassertiefe der 12 °C-Isotherme bei den Modellszenarien mit und ohne FPV mit auf 40 m eingetieften See.....	31

Abbildung 3.19: Berechnete Temperaturprofile im auf 40 m eingetieften Beispielsee ohne (a) und mit FPV mit einer Bedeckung von 10 % (b) und 45 % (d) der Seefläche sowie Differenzen zur Situation ohne FPV für die Bedeckungsgrade von 10 % (c) und 45 % (e) für die Jahre 2017 bis 2021 .....	32
Abbildung 3.20: Berechnete Konzentration an Chlorophyll a ohne und mit FPV bei Bedeckungsgraden von 10 und 45 % in den Beispielseen mit a) 13 m Wassertiefe und b) 40 m Wassertiefe (Mittelwerte 0-10 m) .....	33
Abbildung 3.21: Berechnete, oberflächennahe Konzentration an Chlorophyll a in der Seemitte im Bereich der Bedeckung sowie im östlichen Bereich ohne Bedeckung im Beispielsee mit Bedeckungsgraden von a) 10 % und b) 45 % .....	34
Abbildung 3.22: Jährliche Nettoprimärproduktion ohne und mit FPV bei Bedeckungsgraden von 10 und 45 % im Beispielsee mit a) 13 m Wassertiefe und b) 40 m Wassertiefe .....	35
Abbildung 3.23: Berechnete Konzentration an Chlorophyll a ohne und mit FPV bei Bedeckungsgraden von 10 bzw. 45 % in den Beispielseen bei erhöhter Nährstoffkonzentration mit a) 13 m Wassertiefe und b) 40 m Wassertiefe (Mittelwerte 0-10 m) .....	36
Abbildung 3.24: Berechnete Secchi-Tiefe ohne und mit FPV bei Bedeckungsgraden von 10 bzw. 45 % im Beispielsee .....	37
Abbildung 3.25: Berechnete Sauerstoffkonzentrationen im Beispielsee ohne (a) und mit FPV mit einer Bedeckung von 10 % (b) und 45 % (d) der Seefläche sowie Differenzen zur Situation ohne FPV für die Bedeckungsgrade von 10 % (c) und 45 % (e) für die Jahre 2017 bis 2021 .....	38
Abbildung 3.26: Berechnete Sauerstoffkonzentrationen im auf 40 m eingetieften Beispielsee ohne (a) und mit FPV mit einer Bedeckung von 10 % (b) und 45 % (d) der Seefläche sowie Differenzen zur Situation ohne FPV für die Bedeckungsgrade von 10 % (c) und 45 % (e) für die Jahre 2017 bis 2021 .....	39
Abbildung 3.27: Berechnete Phosphatphosphorkonzentrationen im Beispielsee ohne (a) und mit FPV mit einer Bedeckung von 10 % (b) und 45 % (d) der Seefläche sowie Differenzen zur Situation ohne FPV für die Bedeckungsgrade von 10 % (c) und 45 % (e) für die Jahre 2017 bis 2021 .....	41
Abbildung 3.28: Berechnete Phosphatphosphorkonzentrationen im auf 40 m eingetieften Beispielsee ohne (a) und mit FPV mit einer	

---

Bedeckung von 10 % (b) und 45 % (d) der Seefläche sowie Differenzen zur Situation ohne FPV für die Bedeckungsgrade von 10 % (c) und 45 % (e) für die Jahre 2017 bis 2021 .....	42
Abbildung 3.29: Berechnete Nitratstickstoffkonzentrationen im Beispielsee ohne (a) und mit FPV mit einer Bedeckung von 10 % (b) und 45 % (d) der Seefläche sowie Differenzen zur Situation ohne FPV für die Bedeckungsgrade von 10 % (c) und 45 % (e) für die Jahre 2017 bis 2021 .....	43
Abbildung 3.30: Berechnete Nitratstickstoffkonzentrationen im auf 40 m eingetieften Beispielsee ohne (a) und mit FPV mit einer Bedeckung von 10 % (b) und 45 % (d) der Seefläche sowie Differenzen zur Situation ohne FPV für die Bedeckungsgrade von 10 % (c) und 45 % (e) für die Jahre 2017 bis 2021 .....	44
Abbildung 3.31: Berechnete Ammoniumstickstoffkonzentrationen im Beispielsee ohne (a) und mit FPV mit einer Bedeckung von 10 % (b) und 45 % (d) der Seefläche sowie Differenzen zur Situation ohne FPV für die Bedeckungsgrade von 10 % (c) und 45 % (e) für die Jahre 2017 bis 2021 .....	45
Abbildung 3.32: Berechnete Ammoniumstickstoffkonzentrationen im auf 40 m eingetieften Beispielsee ohne (a) und mit FPV mit einer Bedeckung von 10 % (b) und 45 % (d) der Seefläche sowie Differenzen zur Situation ohne FPV für die Bedeckungsgrade von 10 % (c) und 45 % (e) für die Jahre 2017 bis 2021 .....	46

**TABELLENVERZEICHNIS**

Tabelle 2.1:	Übersicht der Modellszenarien zu den FPV .....	3
Tabelle 2.2:	Für die meteorologischen Randbedingungen verwendete Wettermodelle mit jeweiligen Zeiträumen.....	10
Tabelle 3.1:	Berechnete, jährliche Nettoprimärproduktion im Beispielsee ohne und mit FPV bei Bedeckungsgraden von 10 und 45 % in gC/m <sup>2</sup> /a sowie prozentuale Abnahme mit FPV im Vergleich zur Situation ohne FPV .....	35
Tabelle 3.2:	Berechnete, jährliche Nettoprimärproduktion im auf 40 m eingetieften Beispielsee ohne und mit FPV bei Bedeckungsgraden von 10 und 45 % in gC/m <sup>2</sup> /a sowie prozentuale Abnahme mit FPV im Vergleich zur Situation ohne FPV .....	35

## 1 Einleitung

Die Nutzung von schwimmenden Photovoltaikanlagen (FPV, von engl.: floating photovoltaik) auf künstlichen Seen stellt eine interessante Möglichkeit dar, Energie aus regenerativen Quellen zu gewinnen und könnte somit zur Energiewende in Deutschland beitragen. Wichtiger Vorteil im Gegensatz zu Photovoltaikanlagen auf Landflächen ist, dass auf diese Weise Nutzungskonflikte umgangen werden können. Allerdings sind die Folgen der FPV auf das Gewässer selbst bislang noch weitgehend unbekannt. Eine fundierte Messdatenbasis zur Analyse der Auswirkungen fehlt noch, auch weil bislang in Deutschland nur eine geringe Zahl an Anlagen installiert ist. Einen wichtigen Beitrag zur Folgenabschätzung können Modellstudien liefern, mit denen sich räumlich und zeitlich hochaufgelöst die in Seen ablaufenden physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse nachbilden und analysieren lassen. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden für verschiedene Beispelseen numerische Modelle aufgebaut und in mehreren Szenarien mit und ohne FPV die dabei entstehenden Veränderungen identifiziert und quantifiziert.

Um realitätsnahe und verlässliche Aussagen liefern zu können, wird als Modellgrundlage ein existierender See ausgewählt. Für diesen See besteht eine breite Messdatenbasis, die eine umfängliche Modellvalidierung der im See ablaufenden Prozesse ermöglicht. Das validierte Modell stellt somit die Referenzsituation ohne FPV dar. Darauf aufbauend werden Modellszenarien für unterschiedlich intensive FPV-Nutzungen, unterschiedliche Nährstoffgehalte und unterschiedliche Seetiefen definiert.

Der Einsatz von FPV auf Seen führt zu einer Veränderung der Wärmeaustauschprozesse zwischen See und Atmosphäre, einer Verringerung des Impulseintrags durch den Wind sowie einer Lichtabschattung. Im Modell werden diese Prozesse durch Vorgabe meteorologischer Randbedingungen berechnet. Für die Modellszenarien mit FPV müssen im ersten Schritt die Auswirkungen der FPV-Bedeckung auf diese meteorologischen Größen identifiziert und definiert werden. Auf Grundlage der getroffenen Annahmen werden die Größen modifiziert und in den FPV-Szenarien dem Modell als Randbedingung vorgegeben. Diesen Annahmen kommt also eine entscheidende Bedeutung zu.

Ziel der Modellstudie ist es, die Auswirkungen des Einsatzes von FPV auf die Wärmeaustauschprozesse, die Wassertemperaturen, die Dichteschichtung, die Primärproduktion, den Sauerstoffgehalt und die Nährstoffkreisläufe in Seen zu identifizieren, quantifizieren und bewerten sowie mögliche, weitere Folgeeffekte aufzuzeigen. Dabei werden verschiedene Seetypen berücksichtigt und deren Unterschiede aufgezeigt. Bei der Bewertung fließen zudem umfangreiche Erfahrung aus durchgeführten Modellierarbeiten an unterschiedlichsten Seetypen mit ein.

## 2 Modellsystem und Szenarienbeschreibung

Die Auswirkungen schwimmender Photovoltaikanlagen (floating photovoltaik, oder FPV) auf Seen werden mit einem gekoppelten Modellsystem untersucht, bestehend aus einem hydrodynamischen und einem Wasserqualitätsmodell. Mit diesen Modellen können die Strömungsverhältnisse, der Wärmehaushalt und die Wasserqualitätsprozesse in Seen dreidimensional und mit hohem Detailgrad berechnet und nachgebildet werden. Zunächst wird das Modellsystem für einen Beipielsee aufgebaut und ein mehrjähriger Simulationszeitraum ausgewählt und berechnet. Anhand vorliegender Messdaten aus diesem Zeitraum wird das Modell kalibriert und validiert. Die Ergebnisse des validierten Modells über den Simulationszeitraum stellen die Referenzsituation ohne FPV dar. Aufbauend darauf werden die Randbedingungen zum Wärmeaustausch über die Wasseroberfläche entsprechend modifiziert, um den Effekt der FPV nachbilden zu können. Hierbei werden verschiedene Bedeckungsgrade der Wasseroberfläche untersucht. Im Vergleich zur Referenzsituation können so die Auswirkungen der FPV untersucht, identifiziert und quantifiziert werden. Im Folgenden werden das Modellsystem sowie der Simulationszeitraum und die Modellszenarien vorgestellt.

### 2.1 Modellszenarien

#### 2.1.1 *Beipielsee*

Grundlage für die Modelluntersuchungen bildet ein Beipielsee, der sich in der Geometrie an einem realen See orientiert. Der See besitzt eine ovale Form mit einer Länge von ca. 2 km und einer Breite von ca. 500 m. Die Tiefenstruktur ist wannenartig mit einer maximalen Wassertiefe von ca. 13,5 m.

Zusätzlich wird ein weiterer See mit größerer Wassertiefe betrachtet. Hierzu werden die Tiefen des Beipielsees entsprechend skaliert, so dass die maximale Wassertiefe 40 m beträgt.

#### 2.1.2 *Simulationszeitraum*

Der Simulationszeitraum sollte mehrere Jahre umfassen, um sich über die Jahre akkumulierende Effekte darstellen zu können. Zudem sollte im gewählten Zeitraum eine gute Datenbasis für die Kalibrierung und Validierung des Modells zur Verfügung stehen. Auf Grundlage dieser Anforderungen wurde ein Simulationszeitraum vom 01.01.2017 bis zum 01.01.2022 gewählt.

#### 2.1.3 *Modellszenarien FPV*

In verschiedenen Variantenbetrachtungen sollen die Auswirkungen der FPV auf die Verhältnisse in Seen beleuchtet und quantifiziert werden. In vier Modellszenarien werden Bedeckungsgrade mit FPV von 10 % und 45 % der Seefläche für beide

Beispielseen mit 13 m und 40 m Wassertiefe untersucht. Zusätzlich wird bei erhöhtem Nährstoffgehalt (und damit höherer Trophiestufe) im Beispielsee mit einer Wassertiefe von 13 m die Bedeckungsvariante von 10 % und im See mit einer Wassertiefe von 40 m die Bedeckungsvariante von 45 % betrachtet. Tabelle 2.1 fasst die einzelnen Modellvarianten zusammen.

Tabelle 2.1: Übersicht der Modellszenarien zu den FPV

Szenario	Seetiefe 13 m	Seetiefe 40 m
Bedeckung FPV 10 % Seefläche	x	x
Bedeckung FPV 45 % Seefläche	x	x
Bedeckung FPV 10 % Seefläche, erhöhter Nährstoffgehalt	x	
Bedeckung FPV 45 % Seefläche, erhöhter Nährstoffgehalt		x

## 2.2 Modellsystem

### 2.2.1 Hydrodynamisches Seemodell Delft3D-Flow

Für die Berechnung der hydrodynamischen Verhältnisse, der Wassertemperaturen und der Wärmebilanz von Seen wird das von Deltares entwickelte Programmsystem Delft3D-Flow verwendet (Deltares 2019). Delft3D-Flow ermöglicht die Berücksichtigung aller für die Aufgabenstellung relevanter Prozesse, wie Schichtungsentwicklung, thermodynamischer Austausch mit der Atmosphäre, Windeinfluss, Stofftransport sowie Zu- und Abflüsse. Die Ergebnisse des Modells werden als Grundlage für Wasserqualitätsberechnungen mit dem ebenfalls von Deltares entwickelten Modell Delft3D-WAQ verwendet. Die turbulenten Prozesse werden über ein k- $\epsilon$ -Modell berücksichtigt. Das numerische Lösungsverfahren basiert auf dem Finite-Differenzenverfahren. Dadurch ergibt sich in horizontaler Richtung ein zeilen- und spaltenorientiertes Modellnetz. In vertikaler Richtung kann ein Z-Layer- oder Sigma-Layer-Ansatz verwendet werden. Beim Z-Layer-Ansatz werden konstante Schichtmächtigkeiten angesetzt. Beim Sigma-Layer-Ansatz folgen die Schichtgrenzen der Seemorphologie, wodurch unterschiedliche Schichtdicken im Modell entstehen. Der Sigma-Layer-Ansatz ist besonders für die Nachbildung von absinkendem Flusswasserfahnen mit Dichteunterschieden zum Seewasser geeignet. Auf der anderen Seite lassen sich damit geschichtete Verhältnisse nur ungenügend abbilden, da die Sprungschicht durch mehrere Modellschichten verläuft und interne Wellenbewegungen nur ungenügend abgebildet werden bzw. zu einer Aufweitung des Epilimnions führen. Der Z-Layer-Ansatz eignet sich dagegen für die anstehenden Fragestellungen und ermöglicht die adäquate Abbildung der saisonal variierenden Temperatur- bzw. Schichtungsverhältnisse.

### 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 2.1 zeigt eine schematische Übersicht des hydrodynamischen Modells Delft3D-Flow sowie des daran gekoppelten Wasserqualitätsmodells Delft3D-WAQ mit den jeweiligen Datenflüssen.

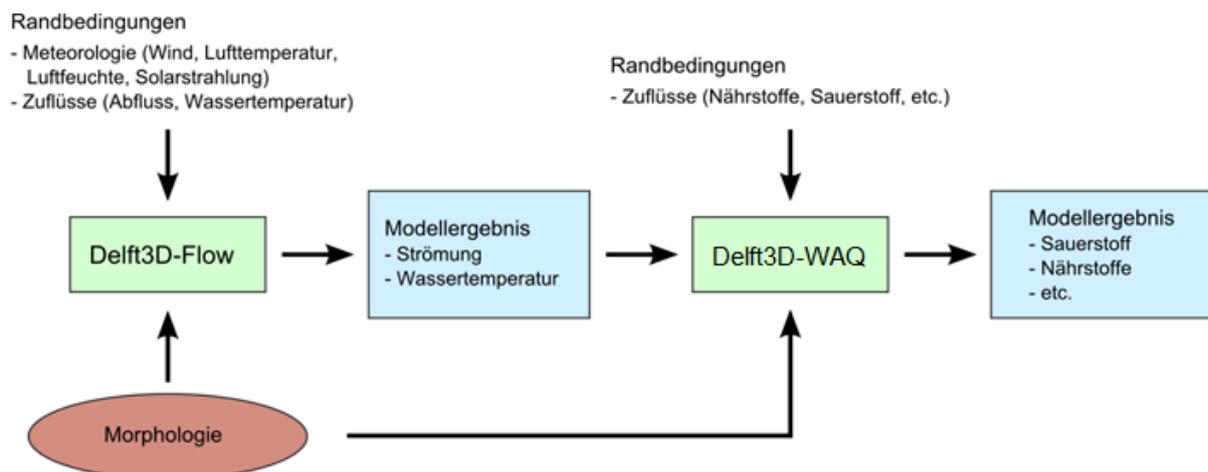


Abbildung 2.1: Schematische Übersicht der Datenflüsse des Delft3D-Modellsystems mit dem hydrodynamischen Modell Delft3D-Flow und dem Wasserqualitätsmodell Delft3D-WAQ

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 sind 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 von Seen abzielen. Zudem wurde eine Prozessformulierung für die Nachbildung des Auf- und Abtriebsverhaltens von *Planktothrix rubescens* implementiert.

Im Rahmen verschiedener Modellanwendungen an unterschiedlichen Seen wurde von Kobus und Partner eine Modellkonfiguration mit Zustandsgrößen und Umwandlungsprozessen erarbeitet, mit der die Primärproduktion, der

Sauerstoffhaushalt sowie die wichtigsten Nährstoffkreisläufe von Seen nachgebildet werden können. Diese Modellkonfiguration wurde bereits mit Erfolg an verschiedenen Seen mit unterschiedlichen Trophiestufen angewandt und ist momentan auch im Onlinemodell des Informationssystems BodenseeOnline im Einsatz. Diese Modellkonfiguration wird auch für die anstehende Fragestellung der FPV verwendet. Abbildung 2.2 zeigt die definierten Zustandsgrößen in der Wassersäule und im Sediment, Abbildung 2.3 die zugehörigen Prozesse. Berücksichtigt werden die Sauerstoffkonzentration, anorganischen Nährstoffe ( $\text{PO}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ , Si), die Primärproduktion, organisches partikuläres ( $\text{POX}_{1/2}$ ) und gelöstes ( $\text{DOX}$ ) Material sowie partikuläres anorganisches Material (IM: Schwebstoffe,  $\text{SiO}_2$ ). 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 darunter liegende, zweite Schicht gelangen Substanzen aus der ersten Schicht durch Umwandlungsprozesse. Die Zustandsgrößen werden durch die einzelnen Prozesse beeinflusst und umgewandelt:

- Algen: Beim Wachstum wird durch Photosynthese Sauerstoff freigesetzt und anorganische Nährstoffe aus der Wassersäule entzogen. Diese werden beim Absterben zu einem kleineren Teil wieder freigesetzt. Der größere Teil der aufgenommenen Nährstoffe wird in Form von partikulärem organischem Material wieder freigesetzt ( $\text{POX}_{1/2}$ ). Kieselalgen, die Silizium aufnehmen, geben dieses in partikulärer Form wieder zurück ( $\text{SiO}_2$ ). Die Algen tragen zu einer Verringerung der Sichttiefe bei, was bei hohem Aufkommen zu einer Selbstabschattung führt. Zudem sind die Algen je nach Spezies einer konstanten Sinkgeschwindigkeit unterworfen. Im Modell werden zwei Algengruppen mit unterschiedlichen Eigenschaften berücksichtigt: Kieselalgen und Grünalgen.
- 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 geringer, kontinuierlicher Phosphateintrag aufgrund eingetragener Partikel.
- Sichttiefe: Aus allen, die Trübung des Wassers beeinflussenden Substanzen wird 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  $\text{SiO}_2$ : Das durch Absterben der Kieselalgen freigesetzte, partikuläre  $\text{SiO}_2$  wird in der Wassersäule und im Sediment wieder gelöst und steht somit wieder für das Algenwachstum zur Verfügung.

- Adsorption von PO<sub>4</sub>: Wie Messdaten des Phosphat-Phosphors im Bodensee 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 PO<sub>4</sub> 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 (PO<sub>4</sub>, NH<sub>4</sub>). 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.
- Sedimentation: Alle partikulären Substanzen sedimentieren je nach definierter Sinkgeschwindigkeit ab.
- Mineralisierung und Rücklösung im Sediment: Absedimentiertes Material wird ebenfalls mineralisiert (Algen, POX) bzw. rückgelöst (SiO<sub>2</sub>). 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 O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/d zugeordnet (Müller et al. 2012). Der im Wasserqualitätsmodell im Beipsee verwendete Wert wird mit Hilfe vorhandener Messdaten zum gelösten Sauerstoff im Rahmen der Modellkalibrierung näher eingegrenzt.

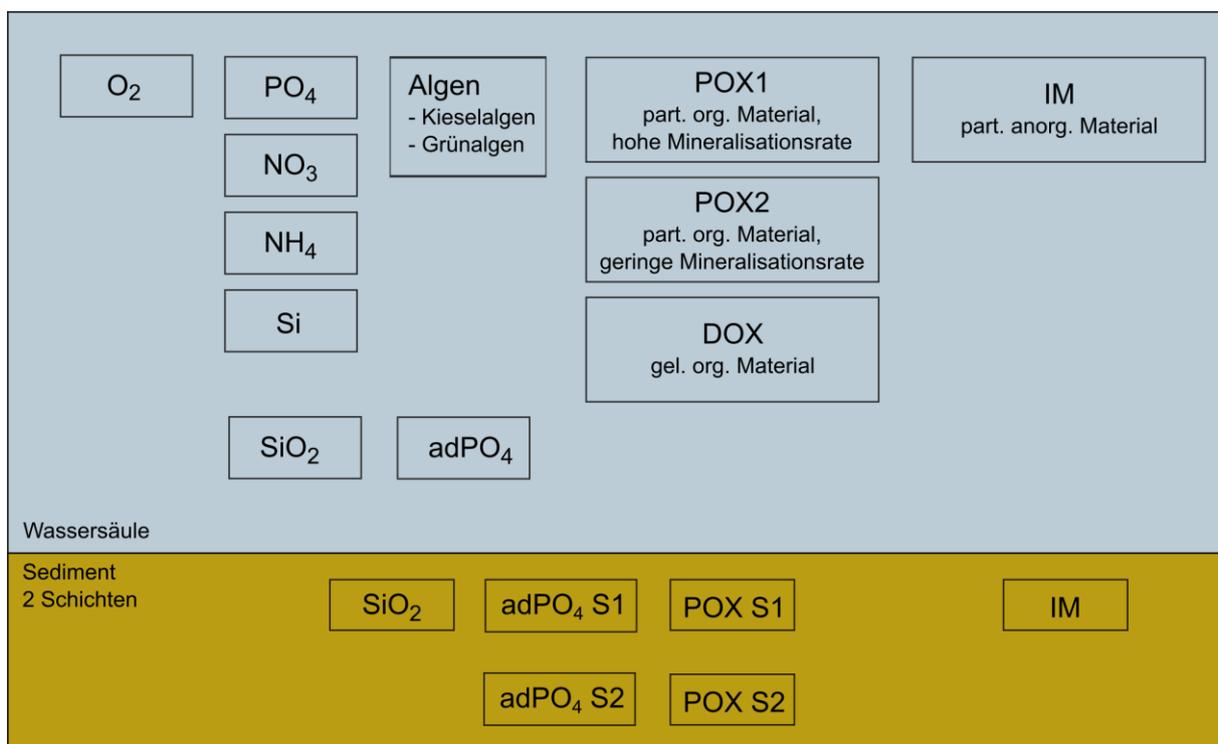


Abbildung 2.2: Im Wasserqualitätsmodell verwendete Zustandsgrößen

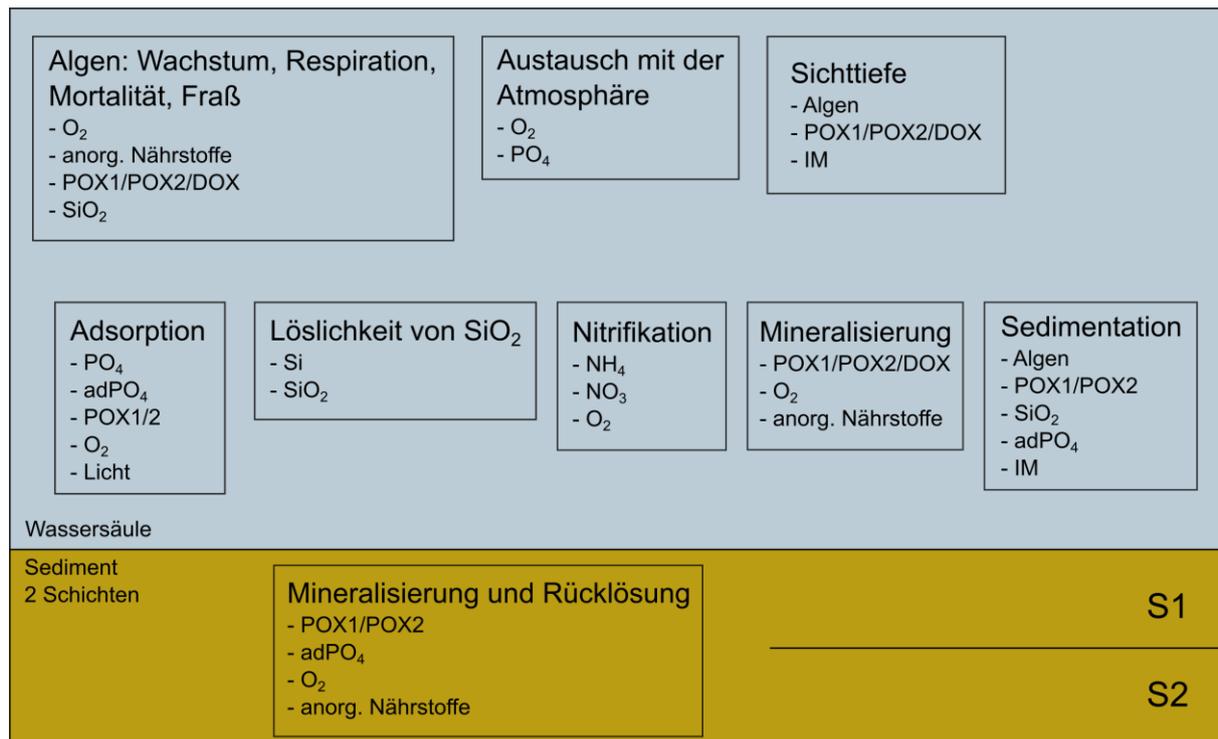


Abbildung 2.3: Im Wasserqualitätsmodell verwendeten Prozesse

### 2.2.3 Modellnetz

Zur Lösung der Strömungsgleichungen im Modell wird das Modellgebiet in ein zeilen- und spaltenorientiertes Gitter unterteilt. Dieses besteht in vertikaler Richtung aus mehreren Schichten mit konstanter Mächtigkeit. Für den Beispielsee wurde ein Modellnetz mit einer einheitlichen Zellgröße von 50 x 50 m<sup>2</sup> verwendet (Abbildung 2.4). In vertikaler Richtung besteht das Netz aus 14 Modellschichten mit einer Mächtigkeit von jeweils 1 m. Für den Beispielsee verfügbare Tiefeninformationen wurden auf das Modellgitter interpoliert.

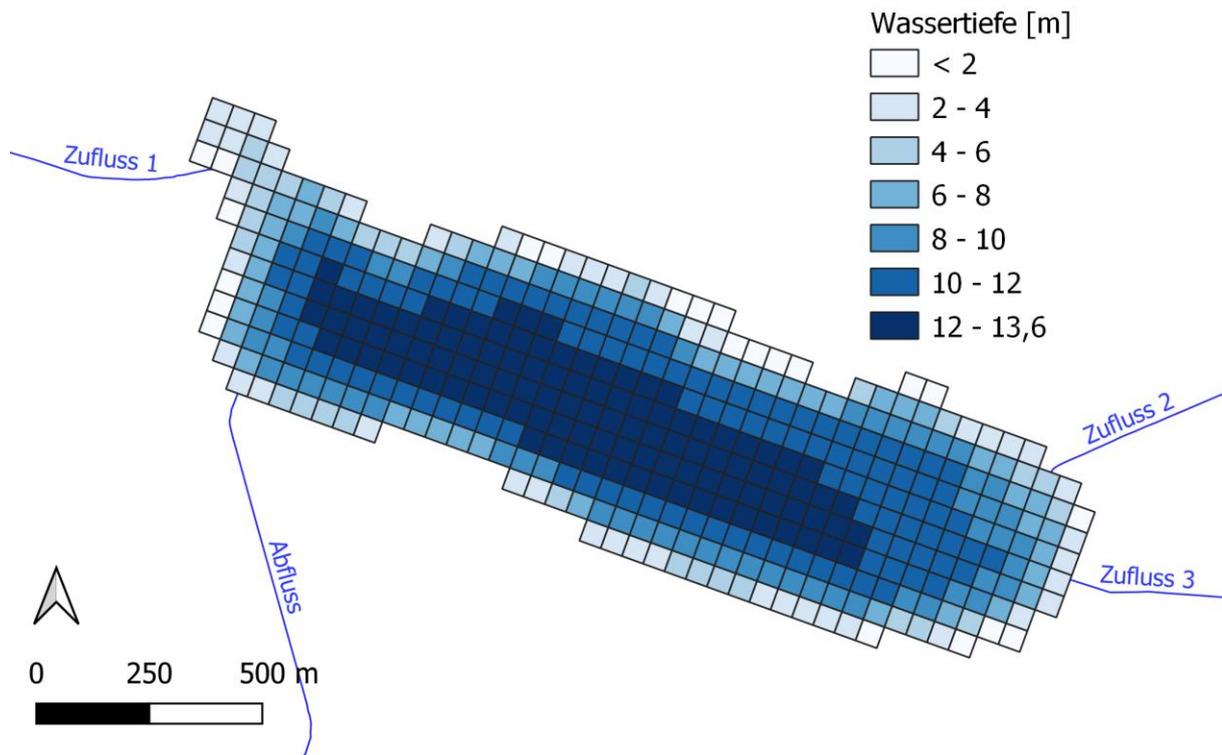


Abbildung 2.4: Im Modellsystem für den Beispielsee verwendetes Modellnetz

#### 2.2.4 Anfangsbedingungen

Zu Beginn der Simulation müssen dem Modell die Startbedingungen für alle zu berechnenden Größen vorgegeben werden. Beim hydrodynamischen Modell sind dies die Strömungsgeschwindigkeiten und Wassertemperaturen. Die Strömungsbedingungen werden beim Start grundsätzlich auf null gesetzt, so dass das Modell eine gewisse „Einschwingdauer“ benötigt. Diese liegt bei wenigen Tagen und ist somit beim hier betrachteten, mehrjährigen Zeitraum nicht relevant. Die vertikale Temperaturverteilung im See zum Modellstart wurde gemäß vorliegender Profilmessungen aus der Seemitte angesetzt. Im Wasserqualitätsmodell wurden soweit vorhanden ebenfalls Messdaten für die Anfangsbedingungen verwendet. Für die übrigen Größen wurden geeignete Annahmen getroffen.

#### 2.2.5 Randbedingungen

Für die drei Zuflussgräben und den Abfluss des Beispielsees liegen keine Abflussmessdaten vor, die als Randbedingungen verwendet werden könnten. Der mittlere Durchfluss des Sees wird mit 200 l/s angegeben (LUBW Seenverzeichnis). Daher wurden im Modell für die drei Zuflüsse zeitlich konstante Durchflussraten von zweimal 70 l/s und einmal 60 l/s sowie aus dem See ein Abfluss von 200 l/s verwendet. Für die Wassertemperaturen und Stoffkonzentrationen wurden geeignete Annahmen getroffen, die im Rahmen der Modellkalibrierung verfeinert wurden.

Die meteorologischen Randbedingungen für das Modell stammen aus den Ergebnissen der Wettermodelle COSMO-REA6, COSMO-D2, ICON-D2. COSMO-REA6 ist ein Reanalysemodell des Hans-Ertel-Zentrums für Wetterforschung (HErZ) und des Deutschen Wetterdiensts (DWD). Das Modell COSMO-D2 wurde vom DWD operativ bis Februar 2021 verwendet und im Anschluss durch das Modell ICON-D2 ersetzt. Da über den gewählten Simulationszeitraum für keines der drei Modelle durchgehenden Daten vorliegen, wurden die Randbedingungen aus den jeweils vorhandenen Datenzeiträumen der drei Modelle zusammengebaut. Tabelle 2.2 listet die jeweils verwendeten Zeiträume auf. Für alle drei Modelle liegen die Daten in stündlichen Zeitschritten vor. Im Seemodell wurden die Ergebnisse zur Lufttemperatur, relativen Luftfeuchte, Globalstrahlung, Wolkenbedeckung und Wind des dem Beispielsee nächstgelegenen Gitterknotens verwendet. Aus diesen Größen wurde mit der Ångström-Formel zusätzlich die langwellige Einstrahlung ins Gewässer berechnet, die vom Modell benötigt wird.

*Tabelle 2.2: Für die meteorologischen Randbedingungen verwendete Wettermodelle mit jeweiligen Zeiträumen*

Modell	Gitterauflösung	Verwendeter Zeitraum
COSMO-REA6	6 km	Januar 2017 – August 2018
COSMO-D2	2 km	August 2018 – Februar 2021
ICON-D2	2 km	Februar 2021 – Januar 2021

Durch die Bedeckung der Seeoberfläche mit schwimmenden Photovoltaikanlagen wird der Licht-, Impuls- und Wärmeaustausch zwischen See und Atmosphäre verändert. Diese Veränderungen werden im Modell über die meteorologischen Randbedingungen berücksichtigt. Da hierfür keine Erfahrungswerte vorliegen, wurde ein Konzept für den Einfluss der FPV auf die einzelnen meteorologischen Größen entwickelt und für die Szenarienberechnungen verwendet. Hierbei wurden möglichst vereinfachte Annahmen getroffen, ohne vertieft auf Anlagenkonstruktionen und -materialien einzugehen. Im Rahmen der Modellauswertungen in Kapitel 3 wird der Einfluss dieser Annahmen und deren Sensitivität aufgezeigt und diskutiert. Die Größen wurden folgendermaßen modifiziert:

- Wind: Da die FPV nach Süden hin ausgerichtet sind, entstehen entsprechende Reihenstrukturen auf dem Gewässer. In südliche bzw. nördliche Richtungen ist daher der Windangriff weitgehend unterbunden. Im Modell wurde die Nord-/Südkomponente des Windes auf 0 m/s gesetzt. In westliche und östliche Richtung hingegen können die Reihen vom Wind durchströmt werden. Die West-/Ostkomponente des Windes wurde daher

aufgrund der erhöhten Reibung und Abschattung mit einem Abschwächungsfaktor von 0,5 multipliziert.

- Lufttemperatur: Für die Luft unter den FPV-Strukturen wird angenommen, dass sich dessen Temperatur unter windschwachen Verhältnissen den oberflächennahen Wassertemperaturen angleicht, bei windstarken Verhältnissen hingegen den tatsächlichen Lufttemperaturen entspricht. Im Bereich von 0 bis 6 m/s Windgeschwindigkeit (Ost-/Westkomponente) wurde hierzu die Temperatur linear zwischen beiden Komponenten interpoliert.
- Relative Luftfeuchte: Ähnlich wie bei der Lufttemperatur wurde für die Luft unter den FPV-Strukturen angenommen, dass sie bei windschwachen Verhältnissen eine relative Luftfeuchte von 100 % und bei windstarken die tatsächliche Luftfeuchte aufweist. Hierzu wurde ebenfalls auf Grundlage der Geschwindigkeit der Ost-/Westwindkomponente linear zwischen 0 und 6 m/s interpoliert.
- Globalstrahlung: Mittels der Photovoltaikanlage wird die Globalstrahlung in elektrische Energie umgewandelt. Da im Bereich der Anlagen die Wasseroberfläche vollständig abgeschattet ist, wird im Modell in diesen Bereich die Globalstrahlung auf 0 W/m<sup>2</sup> gesetzt.
- Langwellige Einstrahlung: Da die Wasseroberfläche im Bereich der Anlagen vollständig abgeschattet ist, wirkt dort nicht die langwellige Einstrahlung aus der Atmosphäre. Stattdessen ist die Wärmeabstrahlung der über der Wasseroberfläche befindlichen FPV-Strukturen zu berücksichtigen. Diese lässt sich als Wärmeabstrahlung eines schwarzen Körpers über dessen Temperatur berechnen. Für die Temperatur wird die Lufttemperatur mit einem Zuschlag von 5 °C aufgrund der Erwärmung durch Einstrahlung auf die Strukturen verwendet.

Im Modell werden 10 % und 45 % Bedeckung der Seefläche mit FPV betrachtet. Die Anlagen werden im Modell dabei zusammenhängend in der Seemitte implementiert. Abbildung 2.5 zeigt die im Modellverwendeten, bedeckten Seeflächen für beide Bedeckungsgrade.

Im Wasserqualitätsmodell fließen die Windgeschwindigkeiten und die Globalstrahlung ein. Die Windgeschwindigkeit wird für die Berechnung des Austauschs von Sauerstoff zwischen Wasser und Atmosphäre verwendet. Aus der Globalstrahlung wird im Modell die photosynthetisch aktive Strahlung berechnet, die im Modell die Grundlage für die Berechnung der Primärproduktion bildet. Für beide Größen wurden für die mit FPV bedeckten Seeflächen die oben beschriebenen Annahmen übernommen. Im Bereich der FPV wird also zum einen der Sauerstoffaustausch zwischen Wasser und Atmosphäre verringert und zum anderen die Photosynthese und damit die Primärproduktion unterbunden.

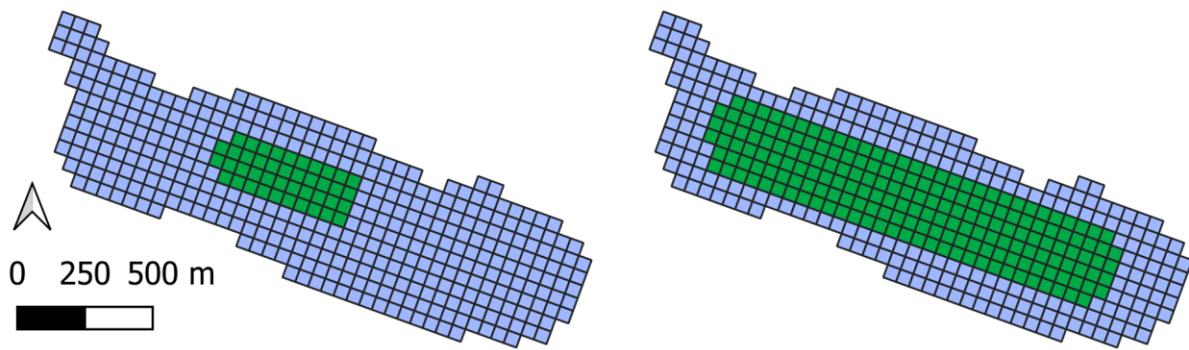


Abbildung 2.5: *Bedeckungsgebiete des Sees in grün bei Bedeckungsgraden von 10 % (links) und 45 % (rechts) der Seefläche*

### 3 Modellergebnisse

#### 3.1 Modellvalidierung

Grundlage für die Modelluntersuchungen zu den FPV ist die Validierung des Modells, mit der aufgezeigt wird, dass mit dem verwendeten Modellsystem die relevanten physikalischen, biologischen und chemischen Prozesse nachgebildet werden können. Hierzu liegen umfangreiche Messdaten für den Beispielsee vor, die für einen Vergleich mit den Modellergebnissen verwendet werden können. Im Fokus der Validierung stehen insbesondere die Nachbildung der Wassertemperaturen und der Schichtungsentwicklung, die in erster Linie von den Wärmeaustauschprozessen zwischen See und Atmosphäre angetrieben werden, sowie die Primärproduktion, der Sauerstoffhaushalt und die Nährstoffkreisläufe im See.

##### 3.1.1 Hydrodynamisches Modell

Im Beispielsee war in der Seemitte an der tiefsten Stelle über fast den gesamten Simulationszeitraum eine Thermistorkette mit 1 m-Abständen eingerichtet. Zusätzlich liegen aus den Jahren 2017 und 2021 etwa monatliche Daten aus CTD-Sondenmessungen, ebenfalls in 1 m-Tiefenschritten, zur Verfügung.

Abbildung 3.1 und Abbildung 3.2 zeigen diese Daten gemeinsam mit den berechneten Wassertemperaturen über den gesamten Simulationszeitraum. In den ersten beiden Jahren werden die gemessenen Werte vom Modell in allen Tiefenstufen sehr gut nachgebildet. Die sommerlichen Temperaturen im Epilimnion, die Tiefe der Sprungschicht und das Temperaturniveau im Hypolimnion wird fast exakt nachgebildet. Lediglich der Anstieg der Temperaturen im Hypolimnion im Herbst wird vom Modell etwas überschätzt. Mögliche Ursache ist eine Überschätzung der tatsächlichen Windgeschwindigkeiten, die z. B. durch lokale Abschattungseffekte aufgrund von Bewaldung abgeschwächt sein können. In den darauffolgenden Jahren 2019 und 2020 werden die Wassertemperaturen in fast allen Tiefen vom Modell um einige Grad Celsius überschätzt. Im daran anschließenden, letzten Jahr hingegen können die Wassertemperaturen vom Modell wieder in allen Tiefen mit hoher Genauigkeit nachgebildet werden.

Von August 2018 bis Januar 2021 stammen die verwendeten Daten für die meteorologischen Randbedingungen aus dem Modell COSMO-D2, davor und danach aus anderen Modellen. Als Ursache für die schlechtere Modellanpassung der beiden Jahre 2019 und 2020 liegt also nahe, dass mit den Daten aus dem Modell COSMO-D2 die Verhältnisse am Mindelsee weniger gut wiedergegeben werden können als mit den Daten der anderen beiden Modelle.

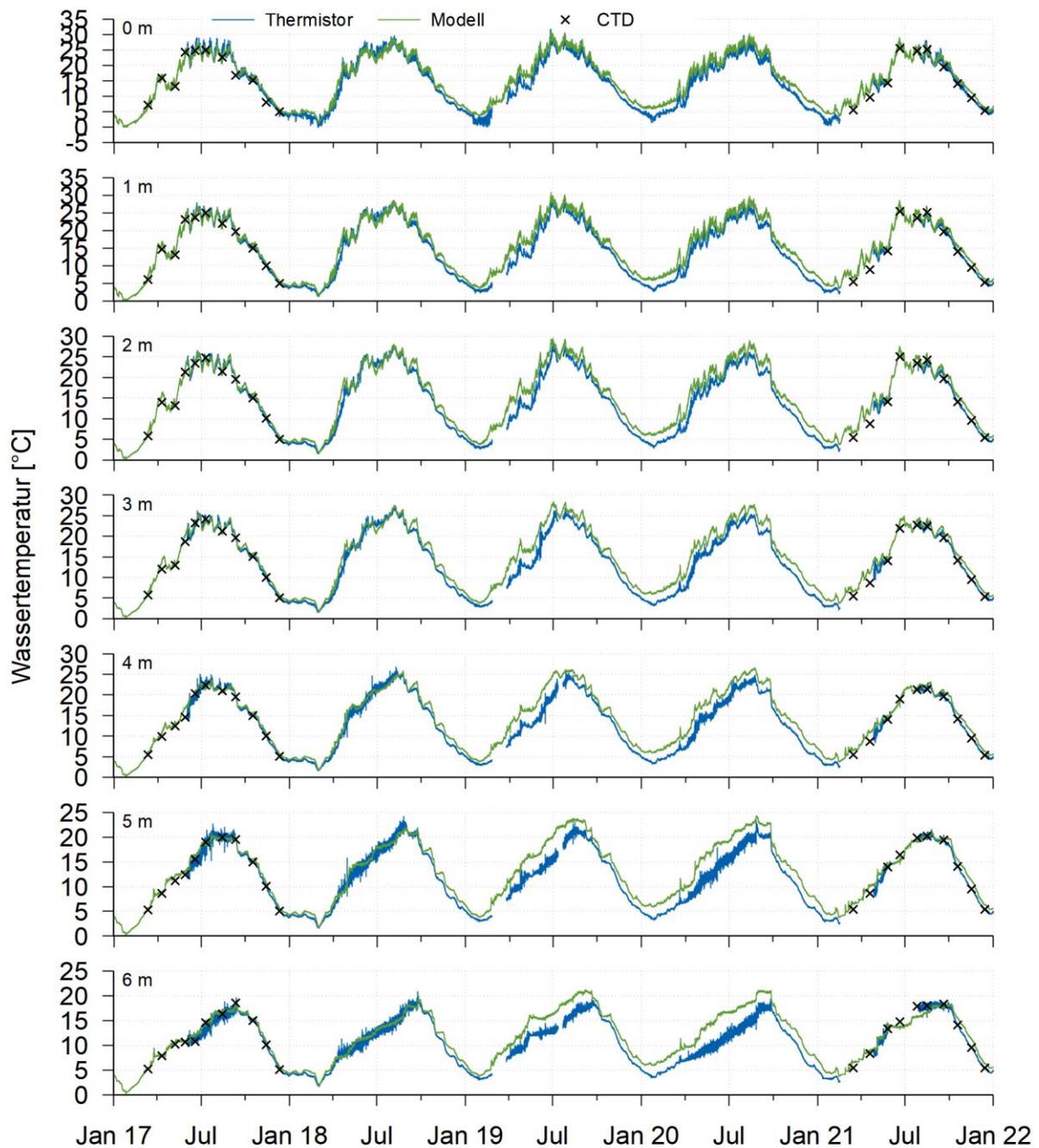


Abbildung 3.1: Vergleich berechneter und gemessener Wassertemperaturen in verschiedenen Wassertiefen zwischen 0 und 6 m in der Seemitte des Beispielsees

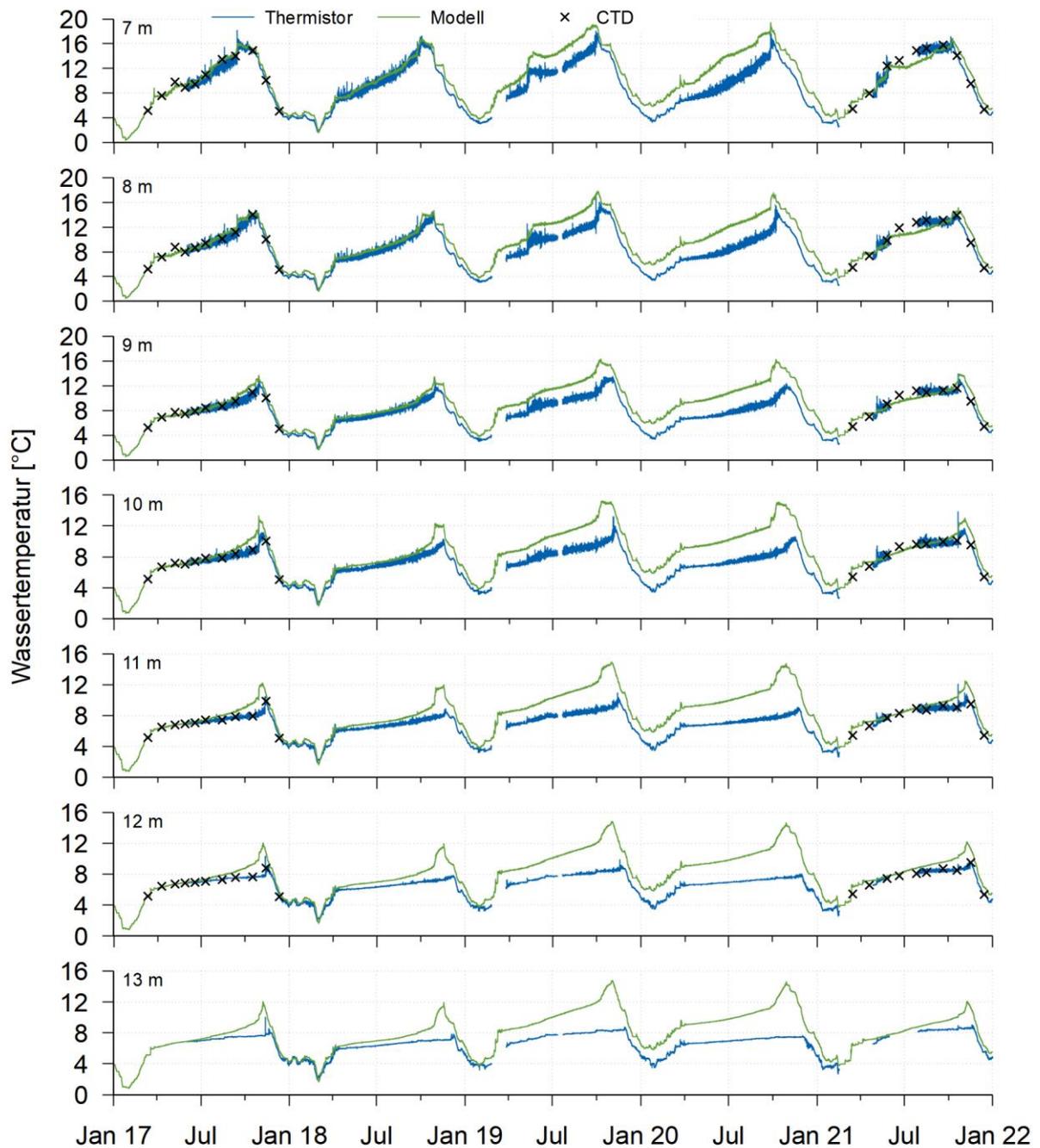


Abbildung 3.2: Vergleich berechneter und gemessener Wassertemperaturen in verschiedenen Wassertiefen zwischen 7 und 13 m in der Seemitte des Beispielsees

### 3.1.2 Wasserqualitätsmodell

Aus dem Beispielsee liegen Messdaten zum Sauerstoffgehalt, Chlorophyll a sowie den Algenährstoffen Phosphat, Nitrat, Ammonium und Silizium vor. Die Konzentrationsentwicklung dieser Größen in einem See ist durch die Primärproduktion und die damit zusammenhängenden Nährstoffkreisläufe eng verzahnt.

Abbildung 3.3 zeigt die gemessenen und berechneten Sauerstoffkonzentrationen in verschiedenen Wassertiefen in der Seemitte des Beispielsees im Simulationszeitraum. Die Konzentrationen im Epilimnion weisen eine leichte Saisonalität auf, die auf das temperaturabhängige Sauerstoffbindungsvermögen von Wasser zurückzuführen sind. Algenblüten können temporär zu Sauerstoffübersättigungen führen. Im Hypolimnion dominieren Zehrungsprozesse die Konzentrationsentwicklung. Während der Schichtungsperiode nehmen die Konzentrationen stetig ab. Jeweils etwa ab Juli ist der Sauerstoff im Tiefenwasser aufgebraucht. Der Vergleich mit den Messwerten zeigt, dass diese saisonale und vertikale Entwicklung der Konzentrationen vom Modell sehr gut nachgebildet werden kann. Im ersten Jahr werden die Werte im Tiefenwasser etwas überschätzt, was vermutlich auf Annahmen bei der Modellinitialisierung zurückzuführen ist. Zu Beginn der Simulation wurde die Biomasse auf dem Sediment auf 0 gesetzt. Im Jahr 2021 stimmen die Konzentrationsverläufe im Tiefenwasser fast exakt überein.

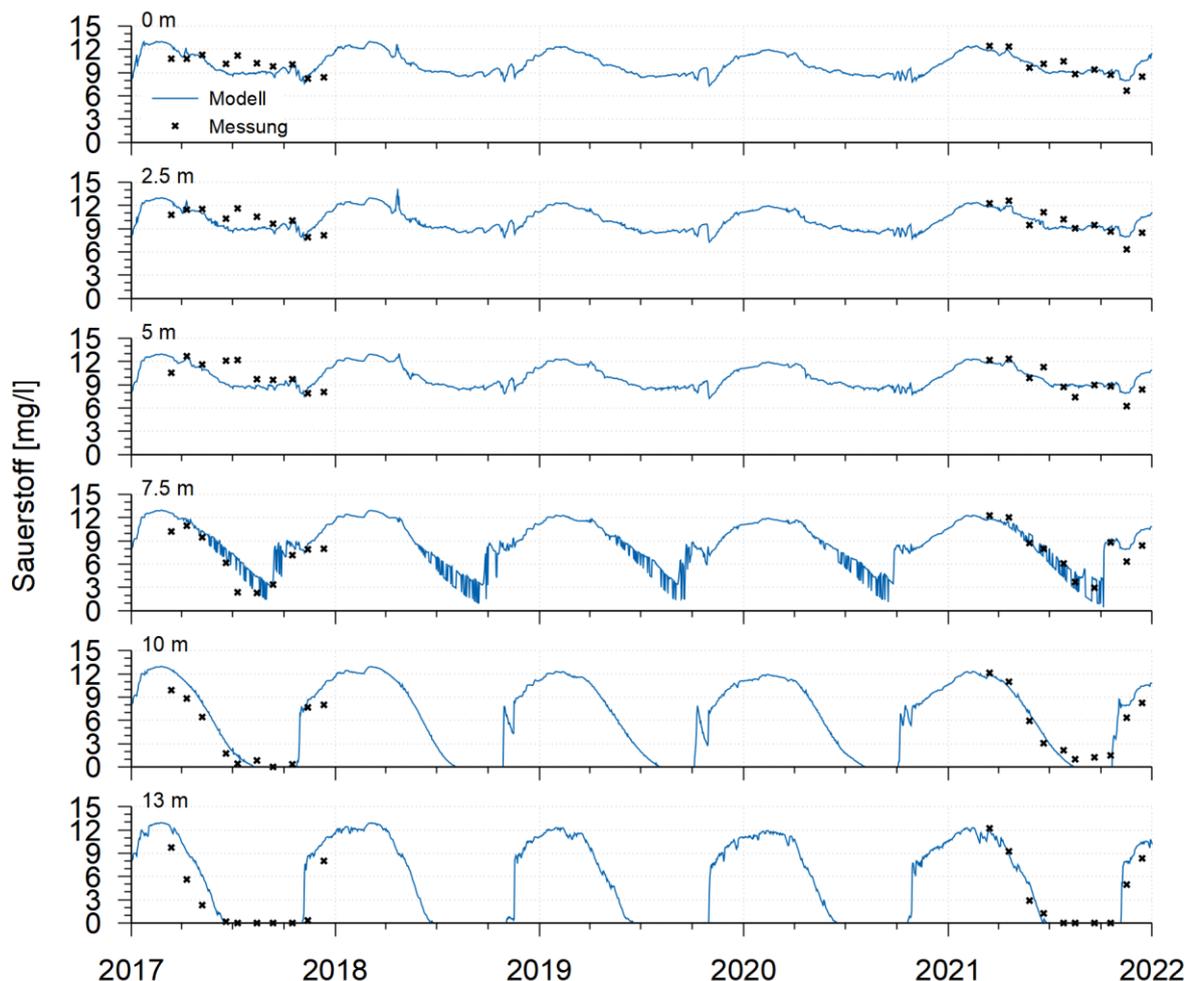


Abbildung 3.3: Gemessene und berechnete Sauerstoffkonzentrationen in verschiedenen Wassertiefen in der Seemitte des Beispielsees im Zeitraum 2017-2022

Die Sauerstoffzehrung durch das Sediment setzt sich aus der oxischen Mineralisierung von absedimentierter Biomasse und dem Fluss reduzierter Substanzen aus tieferen Sedimentschichten zusammen. Abbildung 3.4 zeigt die Anteile beider Prozesse an der Sauerstoffzehrung. Der Fluss reduzierter Substanzen wird als konstant betrachtet. Die oxische Mineralisierung findet nur statt, wenn Sauerstoff verfügbar ist, und ist daher im Sommer nicht vorhanden. Über den Sommer absedimentiertes Material wird im Herbst nach der vertikalen Durchmischung mineralisiert, was zu kurzen, aber starken Anstiegen der Sauerstoffzehrung führt.

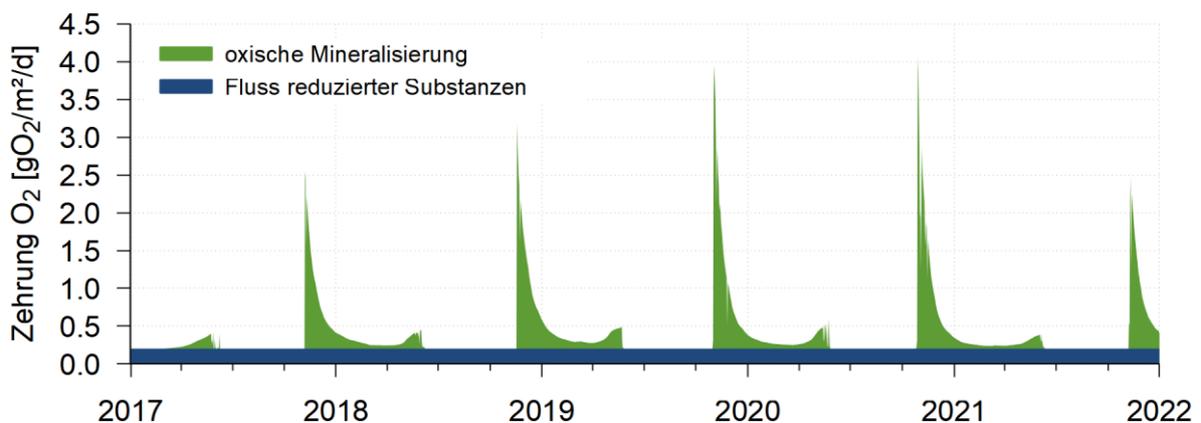


Abbildung 3.4: Berechnete Sauerstoffzehrung durch oxische Mineralisierung auf dem Sediment und dem Fluss reduzierter Substanzen aus dem Sediment in der Seemitte im Zeitraum 2017-2022

Abbildung 3.5 zeigt einen Vergleich der gemessenen und berechneten Phosphatphosphorkonzentrationen in der Seemitte. Im Epilimnion wird Phosphat gänzlich gezehrt während der Schichtungsperiode und ist somit der limitierende Nährstoff für das Algenwachstum. In den Wintermonaten steigen die Konzentrationen meist linear an. Ursache hierfür sind die mit konstanten Zuflussraten angesetzten Zuflüsse. Kurzfristige Einflüsse auf die Konzentrationen im See wie z. B. Hochwasserereignisse können daher nicht nachgebildet werden. Im Tiefenwasser ist im Modell der Effekt der Phosphatrücklösung aus dem Sediment anhand der Konzentrationsanstiege zu erkennen. Die Messdaten zeigen temporär Anstiege an, z. B. im Sommer 2017 in 10 m Wassertiefe oder im Sommer 2022. Überwiegend scheint allerdings keine Rücklösung aus dem Sediment aufzutreten. Dies ist auch vor dem Hintergrund der jährlich auftretenden Sauerstofffreiheit im Hypolimnion des Sees bemerkenswert.

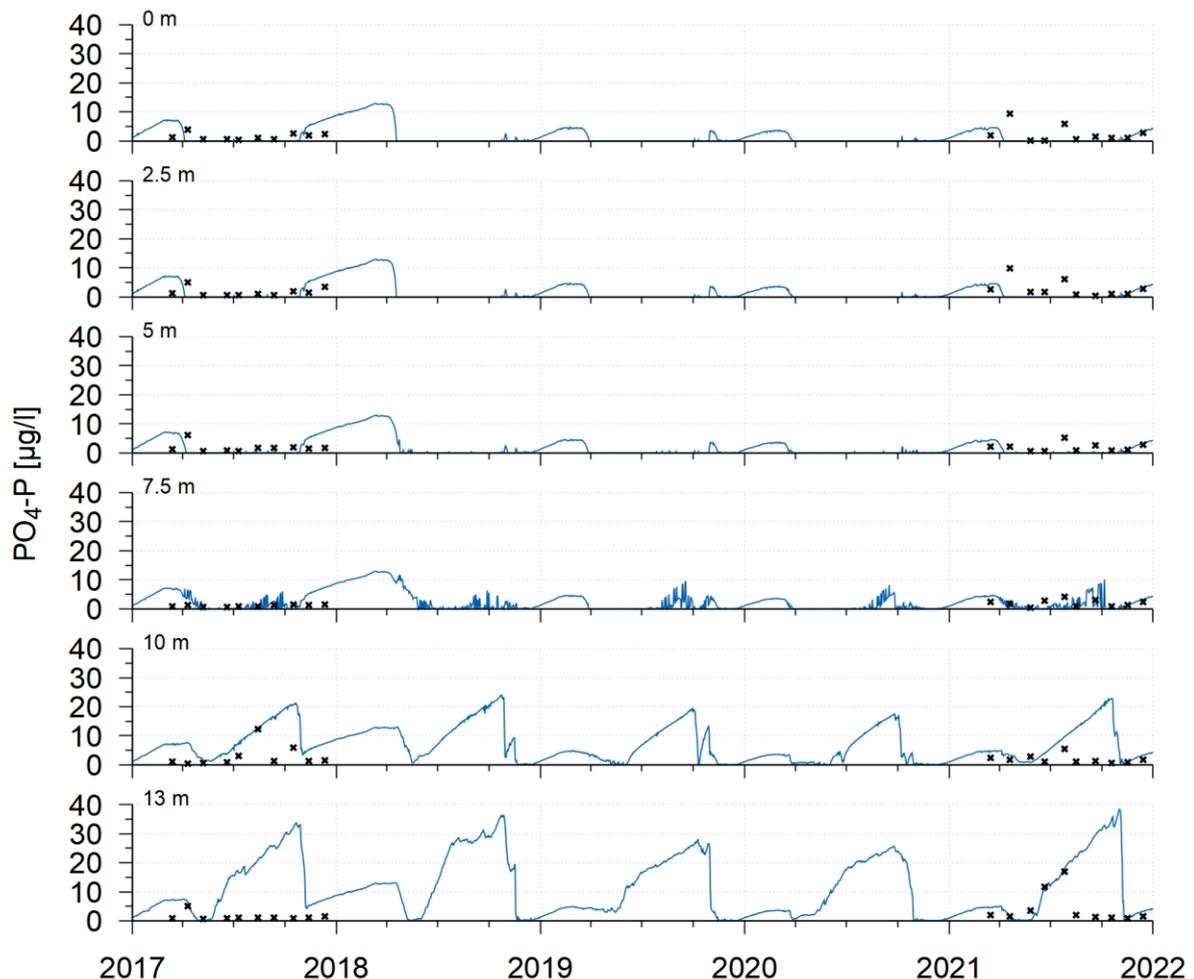


Abbildung 3.5: Gemessene und berechnete Phosphatphosphorkonzentrationen in verschiedenen Wassertiefen in der Seemitte des Beispielsees im Zeitraum 2017-2022

Von den Algen wird Stickstoff in Form von Nitrat oder Ammonium aufgenommen. Abbildung 3.6 zeigt den Vergleich der gemessenen und berechneten Nitratstickstoffkonzentrationen in der Seemitte in verschiedenen Wassertiefen. Die Abnahme im Epilimnion im Sommer ist auf die Primärproduktion zurückzuführen. Während der Wintermonate steigen die Konzentrationen aufgrund der Zuflüsse und der Nitrifikation von Ammonium wieder an. Bei Sauerstofffreiheit im Tiefenwasser wird, falls vorhanden, Nitrat als Oxidationsmittel bei der Mineralisierung von organischem Material verwendet (Denitrifikation). Daher sinken die Werte im Tiefenwasser noch weiter ab als im Epilimnion. Mit kleineren Ausnahmen wird die saisonale und vertikale Entwicklung der Nitratkonzentrationen vom Modell sehr gut nachgebildet.

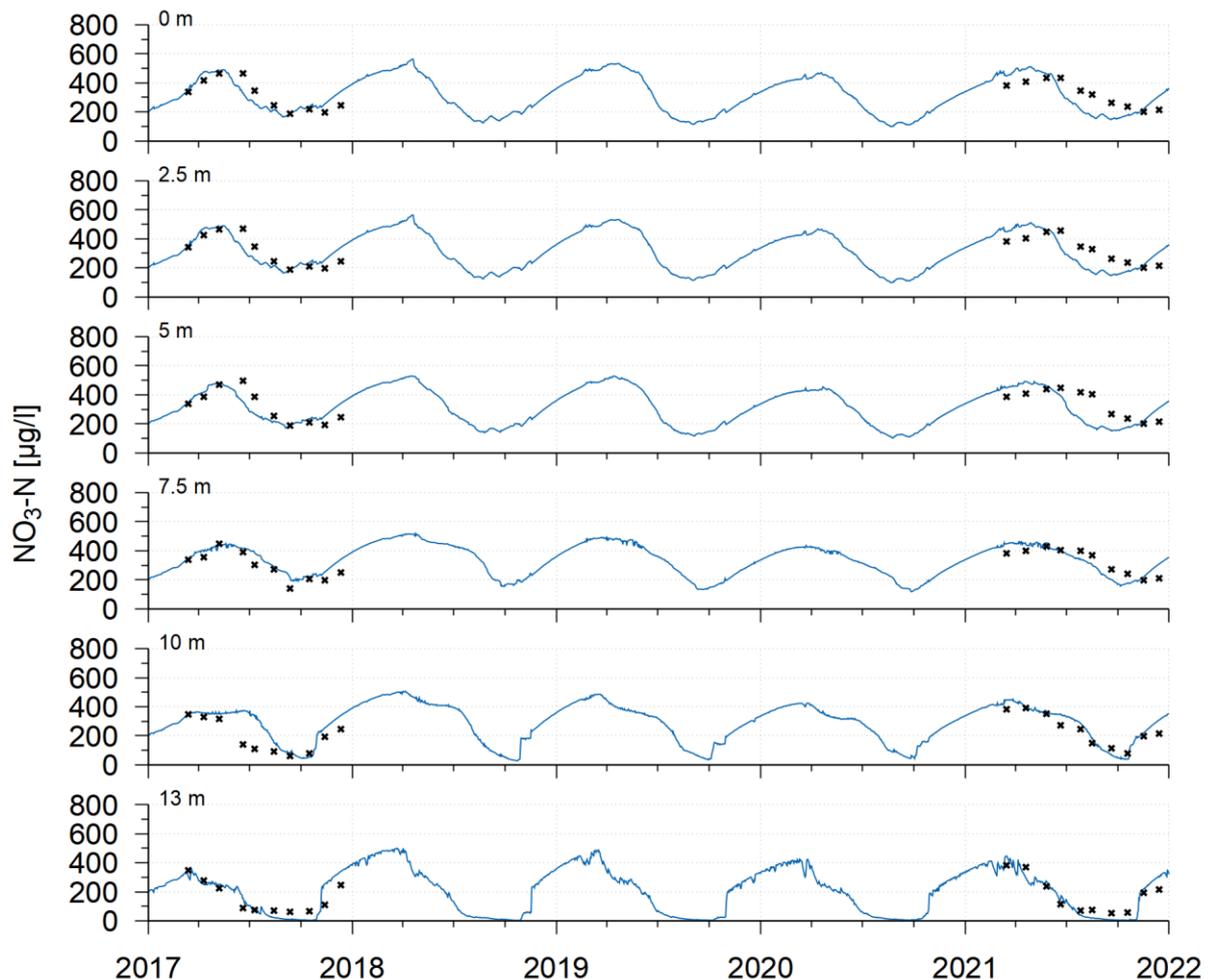


Abbildung 3.6: Gemessene und berechnete Nitratstickstoffkonzentrationen in verschiedenen Wassertiefen in der Seemitte des Beispielsees im Zeitraum 2017-2022

Der Vergleich der berechneten und gemessenen Ammoniumkonzentrationen im Beispielsee ist in Abbildung 3.7 dargestellt. Im Epilimnion wird Ammonium bereits im Frühjahr vollständig gezehrt. Im Tiefenwasser hingegen wird es durch den Abbau organischen Materials freigesetzt (Ammonifikation). Dort akkumuliert es während der Schichtungsperiode, da kein Sauerstoff für die Umwandlung zu Nitrat zur Verfügung steht (Nitrifikation). Im Winter bei volldurchgemischten Verhältnissen wird dann Ammonium zu Nitrat umgewandelt. Der Vergleich zwischen gemessenen und berechneten Werten zeigt, dass mit dem Modell die Entwicklung der Ammoniumkonzentrationen sehr gut nachgebildet werden kann.

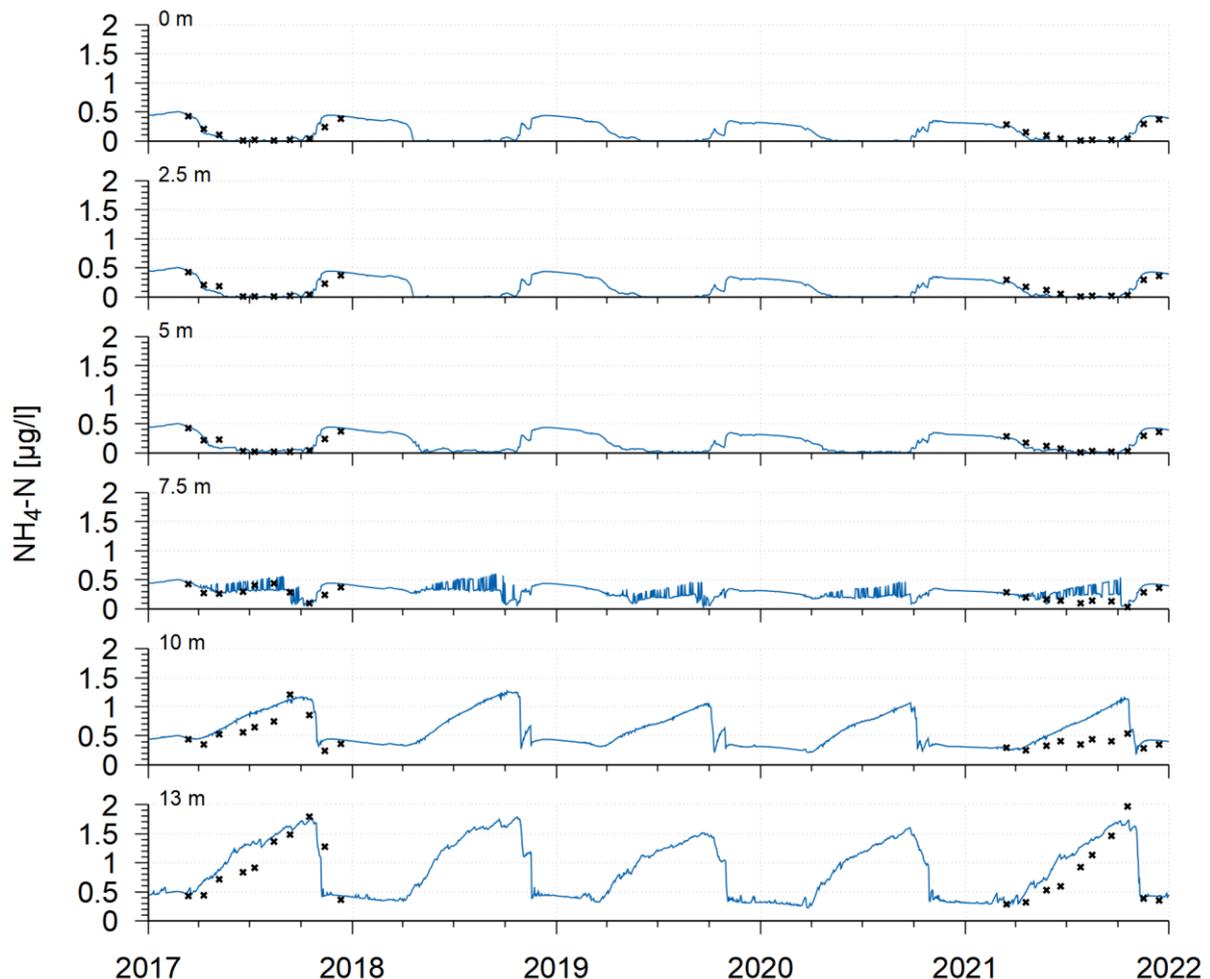


Abbildung 3.7: Gemessene und berechnete Ammoniumstickstoffkonzentrationen in verschiedenen Wassertiefen in der Seemitte des Beispielsees im Zeitraum 2017-2022

Abbildung 3.8 zeigt einen Vergleich der gemessenen und berechneten Konzentrationen an Chlorophyll a, das als Indikator für die Primärproduktion dient. Während der Sommermonate wird im See ein Konzentrationsniveau im Bereich 5-10 µg/l erreicht. Die jährlichen Mittelwerte im Tiefenbereich 0-10 m betragen ca. 5 µg/l, was mesotrophen Verhältnissen entspricht. In einigen Jahren tritt im Frühjahr eine ausgeprägte Algenblüte auf, z. B. im Modell im Jahr 2018 und in der Messung im Jahr 2021. Letztere wird vom Modell nicht nachgebildet. Entscheidend hierfür ist das Konzentrationsniveau der Nährstoffe im Frühjahr, insbesondere Phosphat. Da die Zuflüsse im Modell mit zeitlich konstanten Stoffeinträgen implementiert sind, kann die tatsächlich aufgetretene Variabilität, z. B. durch Hochwasserereignisse oder abflussstarke Wintermonate im Modell nicht nachgebildet werden. Insgesamt gelingt die Nachbildung der Chlorophyll a-Konzentrationen im Modell sehr gut. Das berechnete Konzentrationsniveau bewegt sich eng am gemessenen.

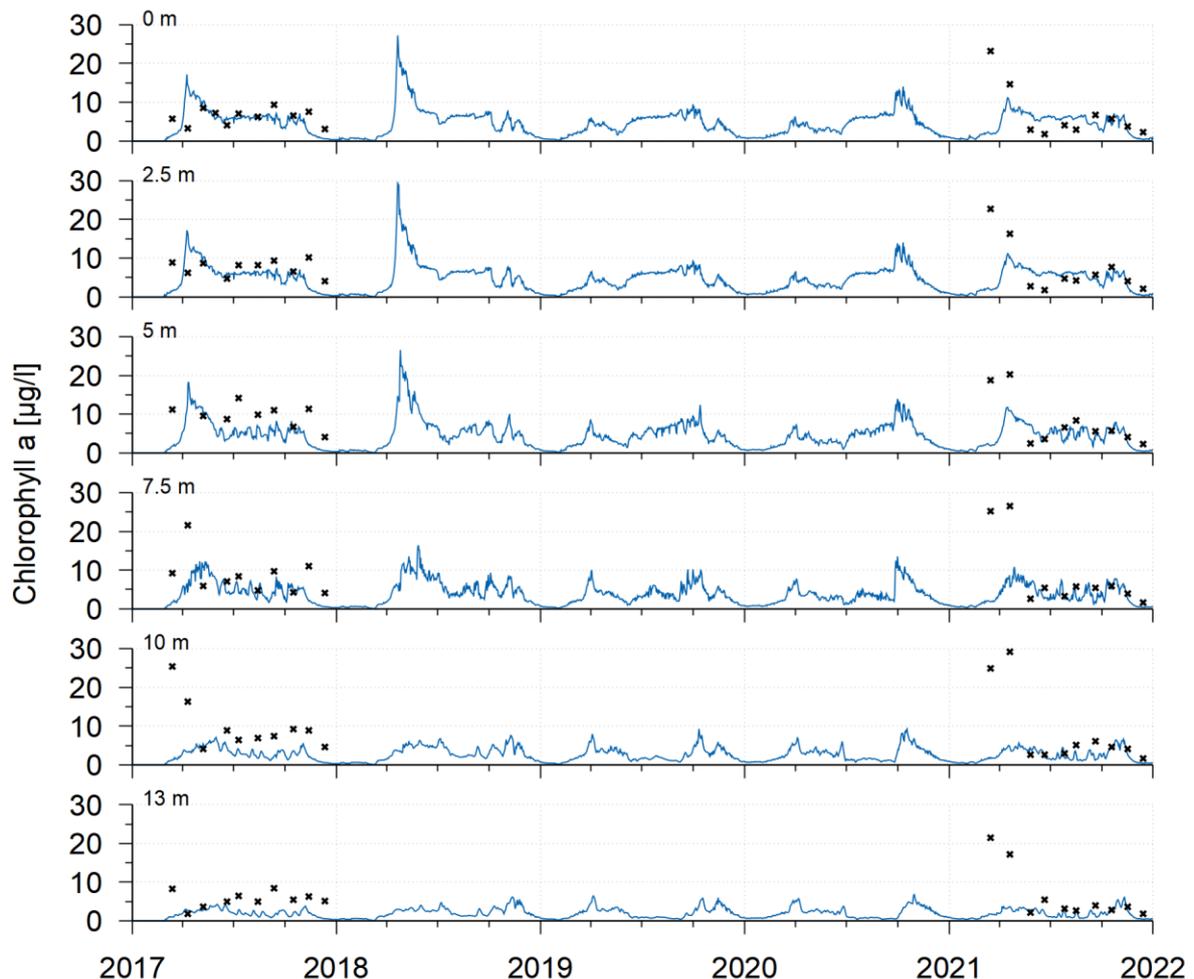


Abbildung 3.8: Gemessene und berechnete Konzentrationen an Chlorophyll a in verschiedenen Wassertiefen in der Seemitte des Beispielsees im Zeitraum 2017-2022

Im Modell wird die Primärproduktion durch die zwei Algengruppen Kieselalgen und Grünalgen repräsentiert. Kieselalgen unterscheiden sich durch die Grünalgen dadurch, dass sie zusätzlich Silizium zum Aufbau ihrer Zellenhülle aufnehmen. Die Gruppe der Grünalgen steht im Modell für alle übrigen Algen, die kein oder kaum Silizium aufnehmen. Indikator für den Anteil der Kieselalgen in einem Gewässer ist die Entwicklung der Siliziumdioxidkonzentrationen im Epilimnion. Abbildung 3.9 zeigt die gemessenen und berechneten Werte im Beispielsee in verschiedenen Wassertiefen über den Simulationszeitraum. In den Jahren 2017 und 2021 zeigen die Messwerte eine fast vollständige Zehrung im Frühjahr. Der Anteil der Kieselalgen an der Frühjahrsblüte war somit vermutlich relativ hoch. Im Modell ist die Zehrung in diesen beiden Jahren deutlich schwächer und somit der Anteil der Kieselalgen geringer. Auf eine zeitaufwendige Einstellung und Kalibrierung der Verhältnisse zwischen den beiden Algengruppen im Modell wurde jedoch verzichtet, da das Verhältnis zwischen Kieselalgen und übrigen Algen von Gewässer zu Gewässer sehr unterschiedlich ausfällt und somit die genaue Nachbildung der Verhältnisse im

Beispielsee vor dem Hintergrund der Übertragbarkeit der Ergebnisse auf beliebige Seen eine untergeordnete Rolle spielt.

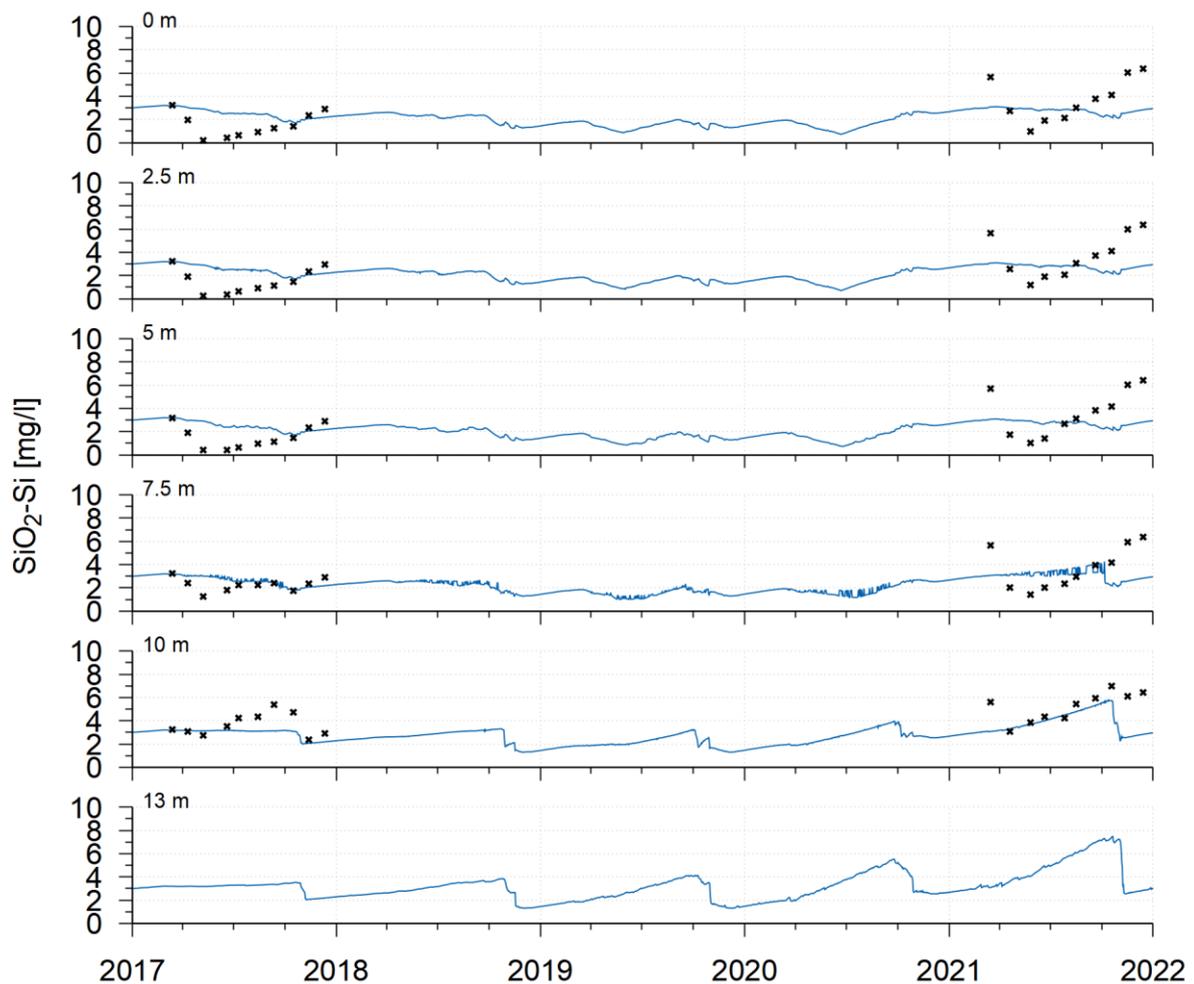


Abbildung 3.9: Gemessene und berechnete  $\text{SiO}_2$ -Siliziumkonzentrationen in verschiedenen Wassertiefen in der Seemitte des Beispielsees im Zeitraum 2017-2022

### 3.2 Modellszenarien FPV

Im Folgenden werden die Ergebnisse der verschiedenen FPV-Modellszenarien vergleichend zur Situation ohne FPV dargestellt und erläutert. Dabei wird in den meisten Fällen Bezug auf die Ergebnisse der beiden Jahre 2017 und 2018 des Simulationszeitraums genommen, um die entstehenden Effekte im Diagramm deutlicher darstellen zu können und sekundäre Effekte auszublenden. In Fällen, in denen in den verbleibenden Jahren 2019-2021 relevante Änderungen zum Zeitraum 2017-2018 aufgetreten sind, werden diese explizit dargestellt. Sekundäre Effekte, wie z. B. der Einfluss von Änderungen im Nährstoffkreislauf auf die Primärproduktion, werden ebenfalls aufgezeigt. Diese können allerdings von See zu See stark voneinander abweichen und sind daher nicht zwingend auf andere Seen übertragbar.

Mögliche Variationen werden diskutiert. Wenn nicht explizit angegeben, handelt es sich in den folgenden, abgebildeten Profilen und Zeitreihen um horizontale Mittelwerte über die einzelnen Modellschichten.

### 3.2.1 Wärmeaustauschprozesse

Direkte Auswirkungen der Platzierung von FPV auf der Seeoberfläche ist neben der Auswirkung auf den Lichthaushalt die Veränderung der Wärmeflüsse zwischen Wasser und Atmosphäre. Abbildung 3.10 zeigt die berechneten Änderungen der einzelnen Wärmeaustauschprozesse sowie des Nettowärmeflusses für die beiden Situationen mit 10 und 45 % Bedeckung der Seefläche mit FPV im Vergleich zur Situation ohne FPV exemplarisch für das Jahr 2017. Der größte Teil der Wärmezufuhr ins Gewässer geschieht über die kurzwellige Strahlung (Globalstrahlung). Da diese im Bereich der FPV auf 0 gesetzt ist, reduziert sich der Eintrag entsprechend der bedeckten Seefläche. Der fühlbare und latente Wärmetransfer verringert sich, da sich die Lufttemperatur unter den Anlagen je nach Windverhältnissen eher den Wassertemperaturen annähert bzw. die Luftfeuchtigkeit dort ansteigt. Beide Prozesse führen fast ganzjährig zu einem Wärmeaustrag aus dem See, der somit bei Bedeckung mit FPV verringert wird. Ein ähnlicher Effekt tritt auch für die langwellige Ein- und Abstrahlung auf. Da sich Ein- und Ausstrahlung annähern, verringert sich die langwellige Nettostrahlung.

Somit wirken die verringerten Wärmeverluste des Sees durch die Veränderungen bei den fühlbaren und latenten Wärmeflüssen sowie der langwellige Nettostrahlung dem verringerten Wärmeintrag über die kurzwellige Strahlung entgegen. Da im saisonalen Verlauf diese Veränderungen für die einzelnen Komponenten nicht konstant sind, sind Veränderungen des Nettowärmeflusses ins Gewässer jahreszeitenabhängig. Bei Bedeckung eines Sees mit FPV verringert sich in den Herbst- und Wintermonaten der Wärmeverlust des Sees, während in den Frühjahrs- und Sommermonaten der Wärmeeintrag sinkt. Das Ausmaß der Veränderung ist abhängig von der bedeckten Seefläche.

Um die Sensitivität der getroffenen Annahmen abschätzen zu können, wurden in weiteren Modellszenarien zum einen die Abschwächung der Ost-West-Komponente des Winds von 50 % auf 10 % und zum anderen der für die Berechnung der langwelligen Abstrahlung der FPV-Anlage verwendete Temperaturaufschlag auf die Lufttemperatur von 5 °C auf 10 °C erhöht. Abbildung 3.11 zeigt den Einfluss dieser Änderungen auf die Nettowärmeflüsse. Relevante Änderungen treten nur im Winterhalbjahr in Zeiträumen mit Wärmeverlust des Sees auf. In diesen Zeiträumen wird der Wärmeverlust mit verringerter Windabschwächung leicht erhöht, während er mit verstärkter langwelliger Einstrahlung leicht verringert wird. Im ersteren Fall würden also im Vergleich zur Situation ohne FPV die Änderungen des Nettowärmeflusses im Winter verringert, während sie im letzteren erhöht werden.

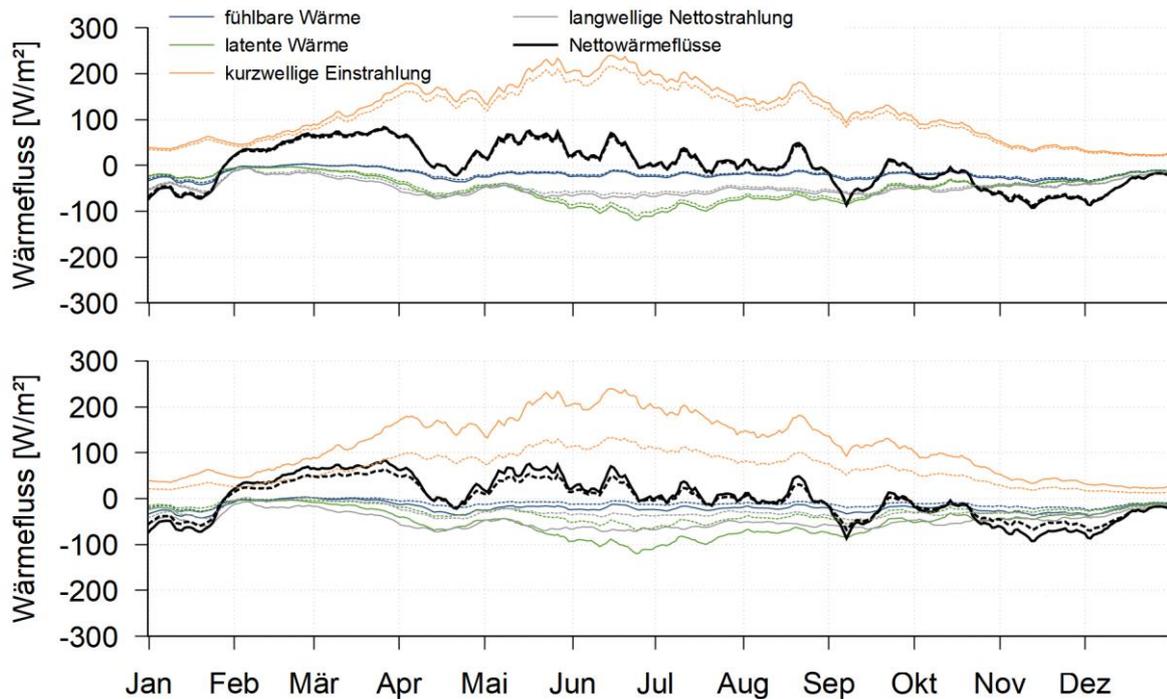


Abbildung 3.10: Wärmeflüsse der einzelnen Wärmeaustauschprozesse und Nettowärmefluss mit (gestrichelte Linien) und ohne (durchgezogene Linien) FPV exemplarisch für das Jahr 2017; oben: Vergleich ohne und mit FPV auf 10 % der Seefläche; unten: Vergleich ohne und mit FPV auf 45 % der Seefläche

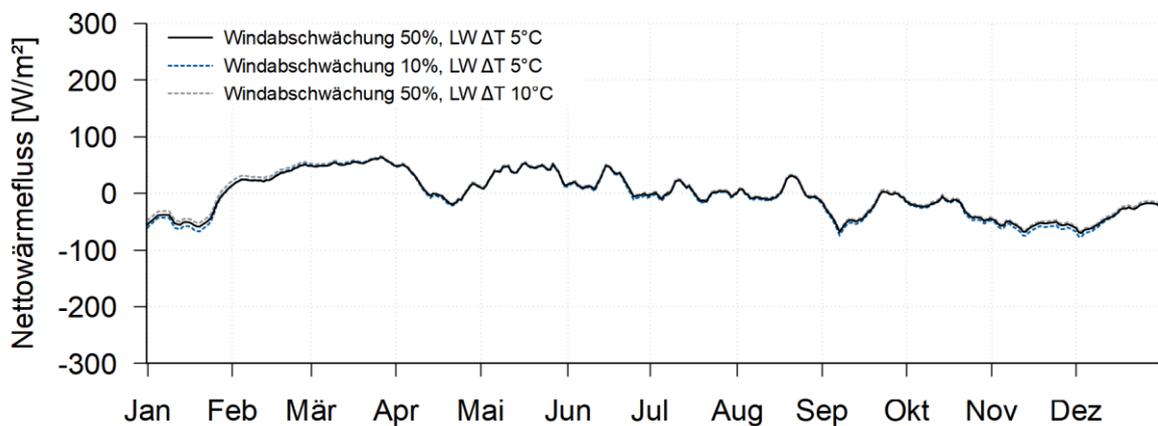


Abbildung 3.11: Nettowärmeflüsse mit FPV auf 45 % der Seefläche bei Variation der Abschwächung der Ost-West-Windkomponente und der für die Berechnung der langwelligen Abstrahlung verwendete Temperatur der FPV-Anlage

### 3.2.2 Wassertemperaturen und Dichteschichtung

Eine Veränderung der Wärmeflüsse beeinflusst die Wassertemperaturen und somit auch die Dichteschichtung im See. Abbildung 3.12 zeigt die berechneten

oberflächennahen Wassertemperaturen ohne und mit FPV bei beiden Bedeckungsgraden sowie die Differenz der FPV-Szenarien zur Situation ohne FPV. Mit FPV steigen im Frühjahr die Wassertemperaturen langsamer an. Bei 10 % Bedeckung betragen die Differenzen zur unveränderten Situation in diesem Zeitraum bis etwa 0,5 °C, bei 45 % Bedeckung bis zu 2 °C. Über die Sommermonate verringern sich die Differenzen, die Temperaturen gleichen sich an. Im Herbst nehmen dann die Temperaturen mit FPV langsamer ab. Im Dezember betragen die Differenzen maximale etwa 0,3 bzw. 0,7 °C bei Bedeckungsgraden von 10 bzw. 45 %. Mit FPV lässt sich also eine Verzögerung der Aufwärmung und Abkühlung des Wasserkörpers beobachten.

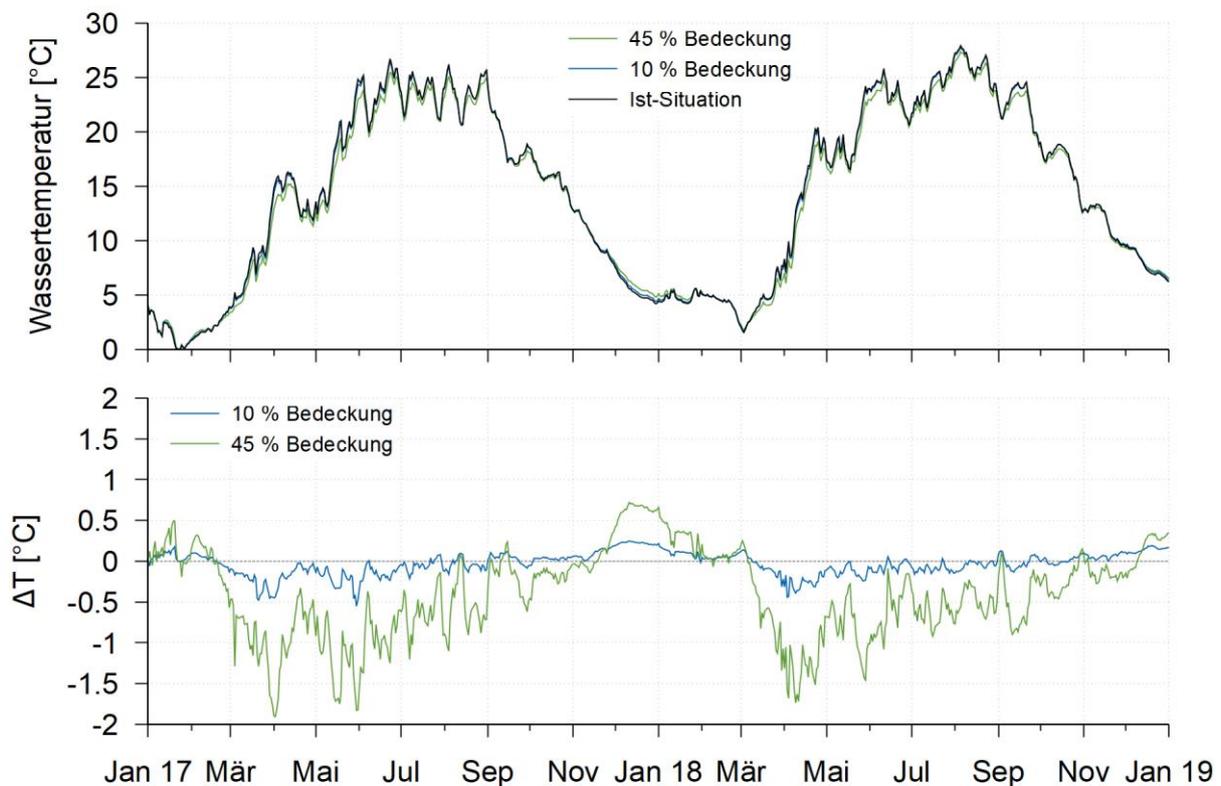


Abbildung 3.12: Berechnete Wassertemperaturen an der Wasseroberfläche des Beispielsees ohne und mit FPV bei Bedeckungsgraden von 10 und 45 % (oben) sowie Differenz beider FPV-Szenarien zur Situation ohne FPV (unten)

Abbildung 3.13 zeigt die Wassertemperaturen der verschiedenen Szenarien und deren Differenzen an der Seesohle in 13 m Wassertiefe. Der geringere Temperaturanstieg im Frühjahr führt dazu, dass im Hypolimnion die Wassertemperaturen mit FPV geringer ausfallen. Bei einer Bedeckung von 10 % sind die Veränderungen marginal, bei 45 % betragen sie ca. 1-1,5 °C. Im Gegensatz zu den oberflächennahen Temperaturänderungen ist die Differenz stark von der Seetiefe abhängig, wie weiter unten am auf 40 m eingetieften See aufgezeigt wird.

Da das Hypolimnion während des Sommerhalbjahrs vom Epilimnion getrennt ist, bleiben die Differenzen in diesem Zeitraum annähernd konstant. Der verringerte Wärmeverlust im Herbst sowie die stabilere Temperaturschichtung durch geringere Hypolimniontemperaturen führen zu einer verzögerten Auflösung der Dichteschichtung. Mit einer Bedeckung von 10 % tritt die vollständige vertikale Durchmischung wenige Tage später ein, bei einer Bedeckung von 45 % etwa einen halben Monat später. Dies kann bei Gewässern mit entsprechend schwacher winterlicher Durchmischung zu einem veränderten Durchmischungsverhalten führen, z. B. zu seltener auftretenden Durchmischungsereignissen oder zu einer Ausbildung eines nichtdurchmischten Wasserkörpers im Tiefenbereich (Monimolimnion). Ersteres tritt im auf 40 m eingetieften Beispielsee auf und wird weiter unten aufgezeigt.

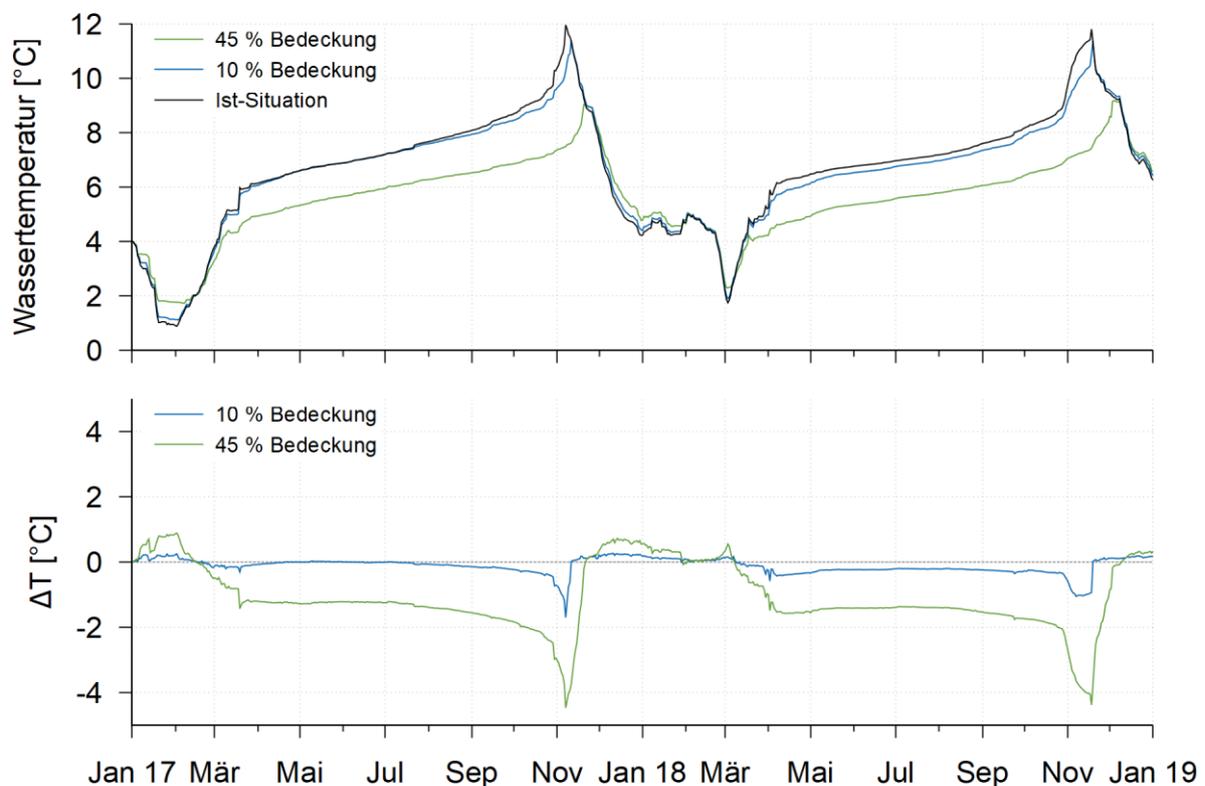


Abbildung 3.13: Berechnete Wassertemperaturen an der Seesohle in 13 m Wassertiefe des Beispielsees ohne und mit FPV bei Bedeckungsgraden von 10 und 45 % (oben) sowie Differenz beider FPV-Szenarien zur Situation ohne FPV (unten)

Der mit FPV verringerte Wärmeeintrag im Frühjahr beeinflusst die Schichtungsentwicklung. Neben den gezeigten Änderungen der Wassertemperaturen kommt es auch zu einer verringerten Epilimnionmächtigkeit. Abbildung 3.14 zeigt den Verlauf der Wassertiefe der 12 °C-Isotherme ohne und mit FPV für beide Bedeckungsszenarien in den ersten beiden Jahren des

Simulationszeitraums. Mit einer Bedeckung von 10 % verringert sich die Wassertiefe der Isotherme um wenige Zentimeter bis Dezimeter. Bei 45 % Bedeckung entstehen bis zum Ende der Stagnationsperiode Unterschied von bis zu 2 m. Das Epilimnion weist also für diesen Fall eine deutlich geringere Mächtigkeit auf. Dies ist auf den verringerten Wärmeeintrag im Frühjahr und Sommer, aber auch auf den geringeren Windimpulseintrag aufgrund der Bedeckung zurückzuführen. Wie die Ergebnisse zum auf 40 m eingetieften See weiter unten zeigen, sind diese Veränderungen stark vom jeweiligen See abhängig.

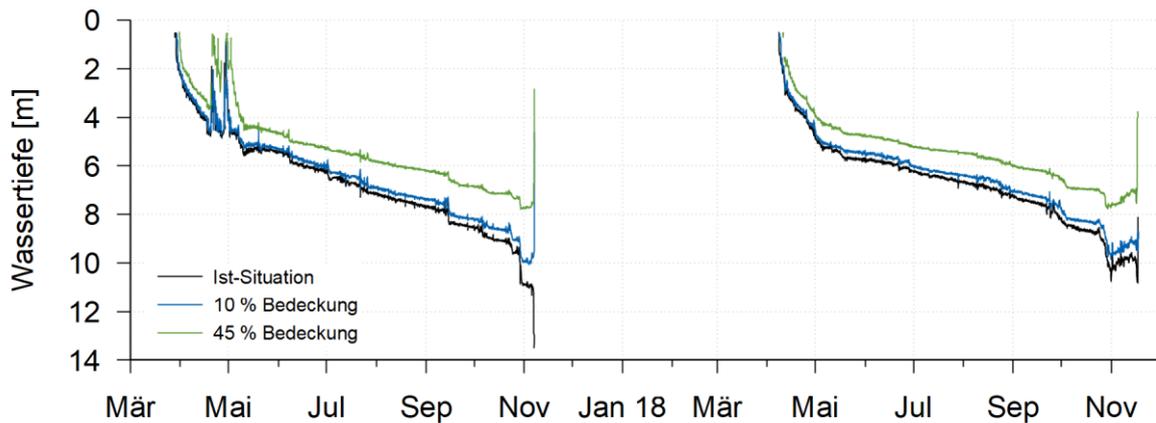


Abbildung 3.14: Wassertiefe der 12 °C-Isotherme bei den Modellszenarien mit und ohne FPV

Die oben beschriebenen Auswirkungen der FPV lassen sich gut anhand einer Darstellung der Temperaturprofile der einzelnen Szenarien sowie deren Differenzen veranschaulichen und zusammenfassen. Abbildung 3.15 zeigt diese Darstellung für die Situation ohne und mit FPV mit den beiden Bedeckungsgraden. Die größten Differenzen treten im Tiefenbereich der Sprungschicht durch die verringerte Mächtigkeit des Epilimnions auf. Gut zu erkennen sind auch der Anstieg der Temperaturen im Herbst und Winter, die verzögerte Erwärmung im Frühjahr und die geringeren Hypolimniontemperaturen. Für eine Bedeckung mit 10 % der Seefläche sind diese Veränderungen alle relativ gering und betragen meist nur wenige Zehntel Grad Celsius. Bei 45 % Bedeckung hingegen betragen die Differenzen je nach Jahreszeit und Tiefenbereich oft mehrere Grad Celsius.

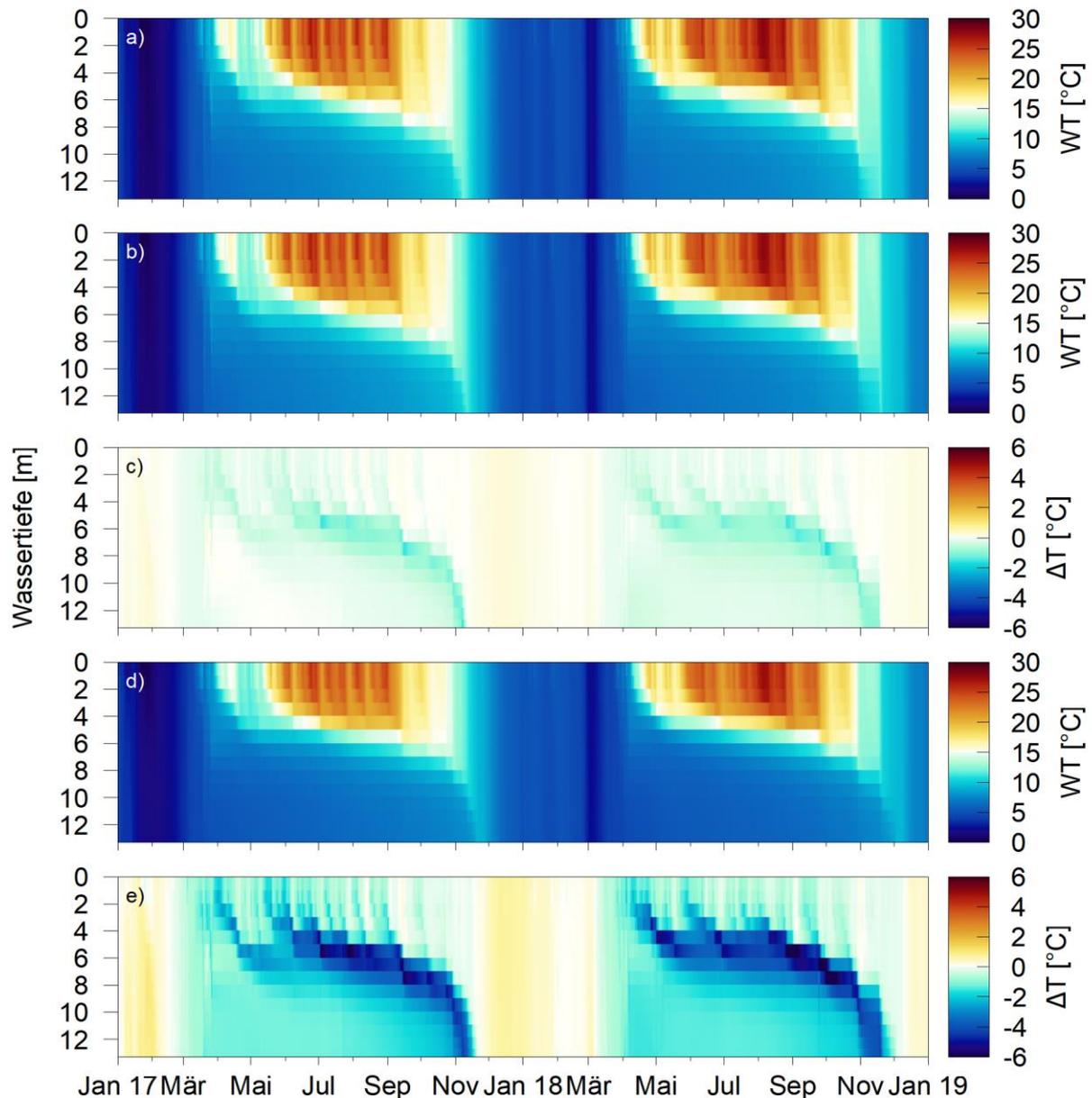


Abbildung 3.15: Berechnete Temperaturprofile im Beispielsee ohne (a) und mit FPV mit einer Bedeckung von 10 % (b) und 45 % (d) der Seefläche sowie Differenzen zur Situation ohne FPV für die Bedeckungsgrade von 10 % (c) und 45 % (e) für die Jahre 2017 und 2018

Wie bereits angesprochen sind einige Auswirkungen der FPV abhängig von der Tiefenstruktur des jeweiligen Sees. Dies kann anhand der Ergebnisse zu den Szenarienberechnungen eines auf 40 m Wassertiefe eingetieften Sees aufgezeigt werden.

Abbildung 3.16 und Abbildung 3.17 zeigen die berechneten Wassertemperaturen für die unterschiedlichen Szenarien mit und ohne FPV an der Wasseroberfläche und an der Seesohle in 40 m Wassertiefe für den eingetieften See über den gesamten Simulationszeitraum. An der Wasseroberfläche sind die Unterschiede im Vergleich

zum See mit geringerer Wassertiefe vernachlässigbar. Die mit FPV entstehenden Differenzen liegen in einem ähnlichen Größenbereich. An der Seesohle sind im eingetieften See die Differenzen zunächst deutlich geringer. Im Jahr 2017 betragen die Differenzen im FPV-Szenario mit einer Bedeckung von 45 % beim 13 m tiefen See bis zu 1,5 °C, beim 40 m tiefen See nur ca. 0,3 °C. Grund hierfür dürfte die vergrößerte Pufferwirkung des Wasserkörpers aufgrund dessen größeren Volumens im Vergleich zum flachen See sein. Unverändert bleibt die verlängerte Stagnationsperiode. Dies macht sich insbesondere im Winter 2019/2020 bemerkbar. Hier wird die ohnehin bereits schwache, vertikale Durchmischung noch weiter abgeschwächt. Während es in den übrigen Jahren im Winter eine Angleichung der Temperaturen der verschiedenen Szenarien gibt, bleibt diese im Winter 2019/2020 aus.

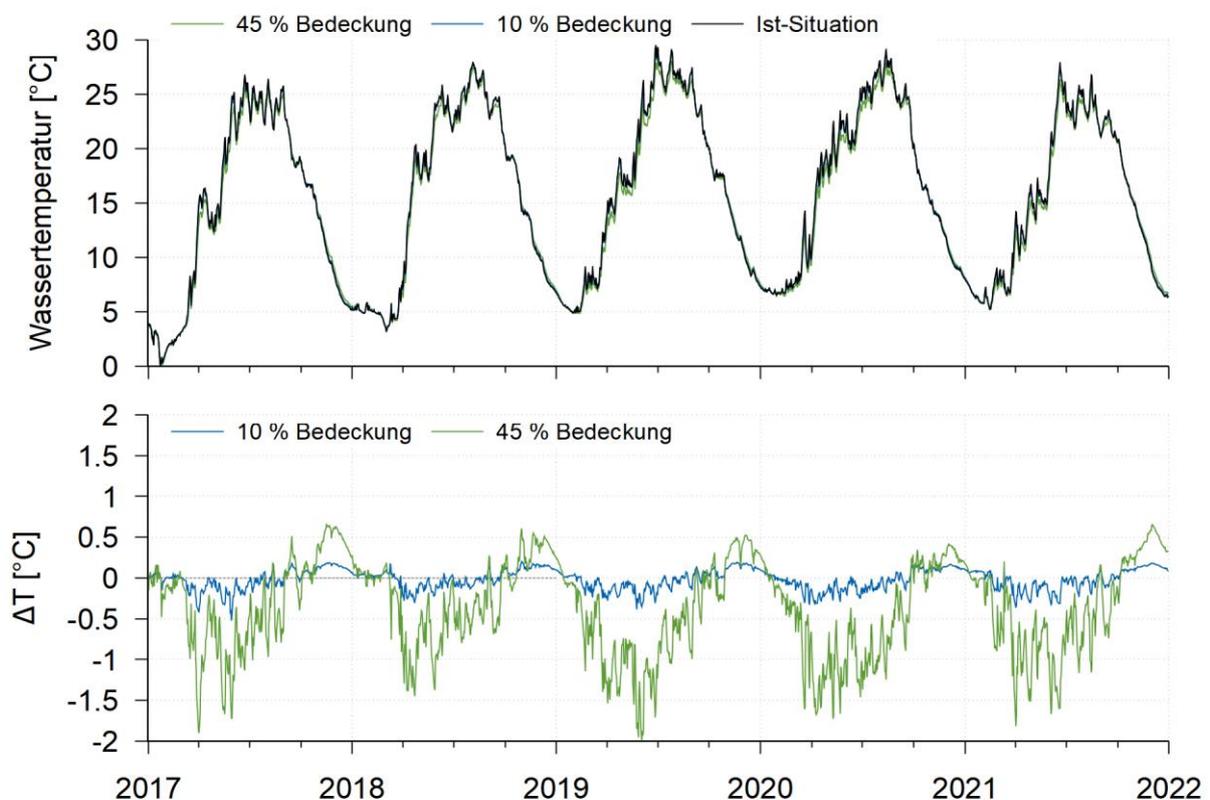


Abbildung 3.16: Berechnete Wassertemperaturen an der Wasseroberfläche des auf 40 m eingetieften Beispielsees ohne und mit FPV bei Bedeckungsgraden von 10 und 45 % (oben) sowie Differenz beider FPV-Szenarien zur Situation ohne FPV (unten)

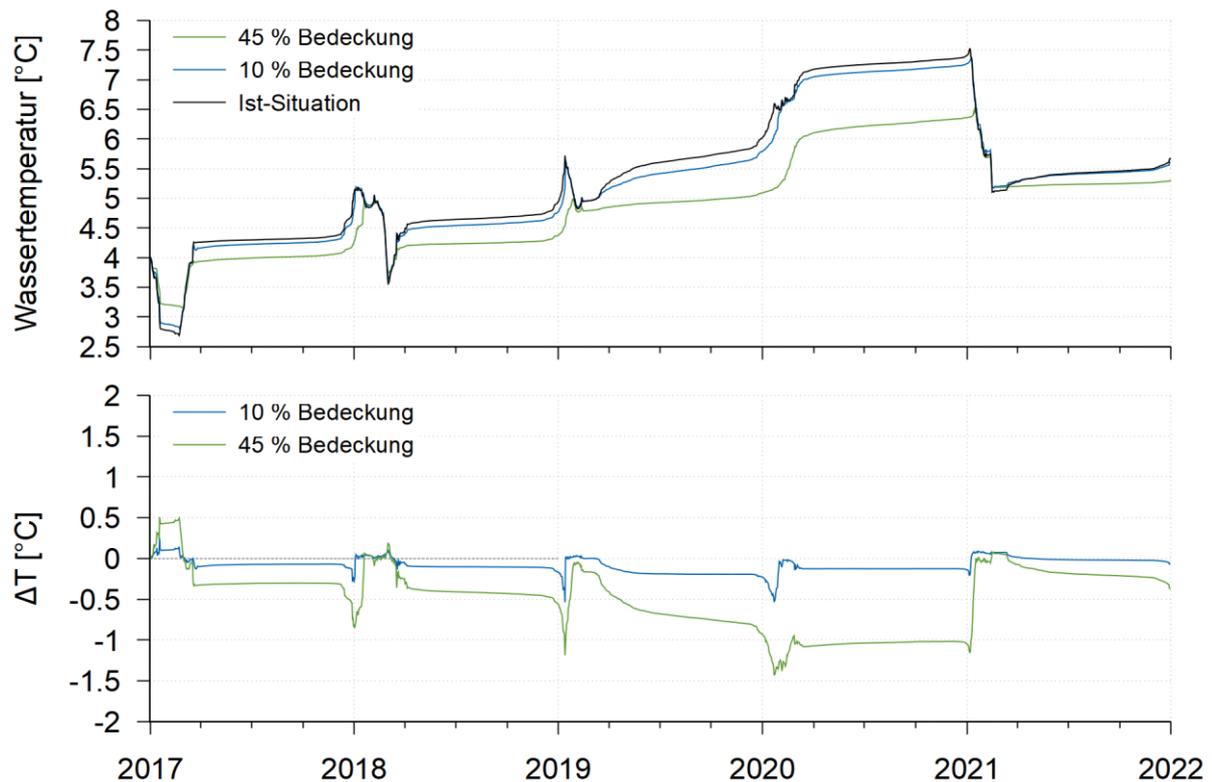


Abbildung 3.17: Berechnete Wassertemperaturen an der Seesohle in 40 m Wassertiefe des auf 40 m eingetieften Beispielsees ohne und mit FPV bei Bedeckungsgraden von 10 und 45 % (oben) sowie Differenz beider FPV-Szenarien zur Situation ohne FPV (unten)

Der Einfluss der FPV auf die Mächtigkeit des Epilimnions ist im auf 40 m eingetieften See deutlich geringer als im See mit einer Tiefe von 13 m. Abbildung 3.18 zeigt die Entwicklung der Wassertiefe der 12 °C-Isotherme für die verschiedenen Szenarien im auf 40 m eingetieften See. Die Unterschiede mit und ohne FPV sind unabhängig vom Bedeckungsgrad vernachlässigbar gering. Im Gegensatz zum flacheren See weisen im tiefen See die nicht bedeckten Bereiche ebenfalls höhere Wassertiefen von meist 20 m und mehr auf. Daher ist in diesen Bereichen im Gegensatz zum flacheren See ein vertikaler Transfer von Impuls bzw. Turbulenz und Wärme in größere Tiefen möglich, was zum einen zu einer tiefer liegenden Sprungschicht und zum anderen zu geringeren Unterschieden bei Bedeckung führt.

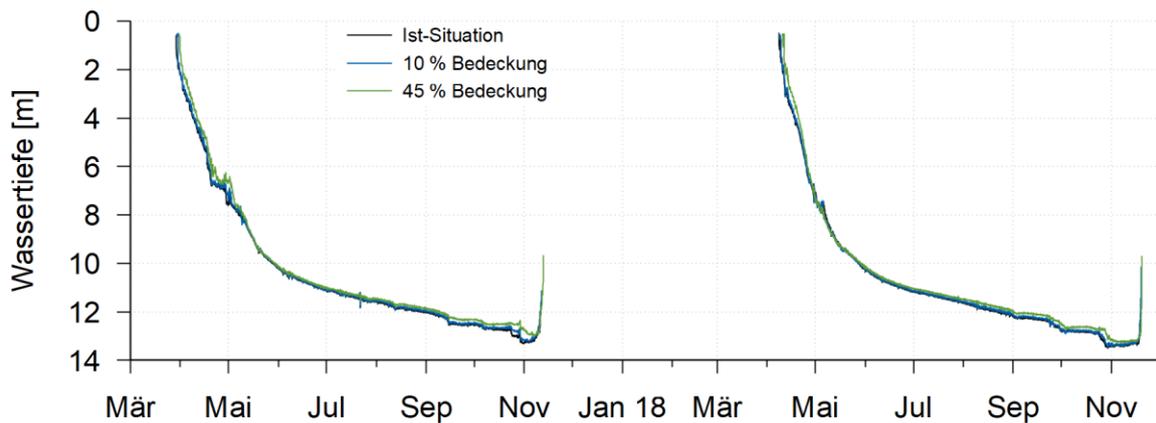


Abbildung 3.18: Wassertiefe der 12 °C-Isotherme bei den Modellszenarien mit und ohne FPV mit auf 40 m eingetieften See

Abbildung 3.19 zeigt nochmals zusammenfassend die Temperaturprofile im vertieften See für die Szenarien ohne mit FPV bei verschiedenen Bedeckungsgraden sowie die Differenzen der FPV-Szenarien zur Situation ohne FPV. Im oberen Bereich der Wassersäule ähneln die Differenzen den beim flacheren See entstehenden. Im Hypolimnion sind sie aufgrund der größeren Pufferwirkung meist geringer, können aber durch eine abgeschwächte vertikale Durchmischung akkumulieren, wie z. B. im Jahr 2020.

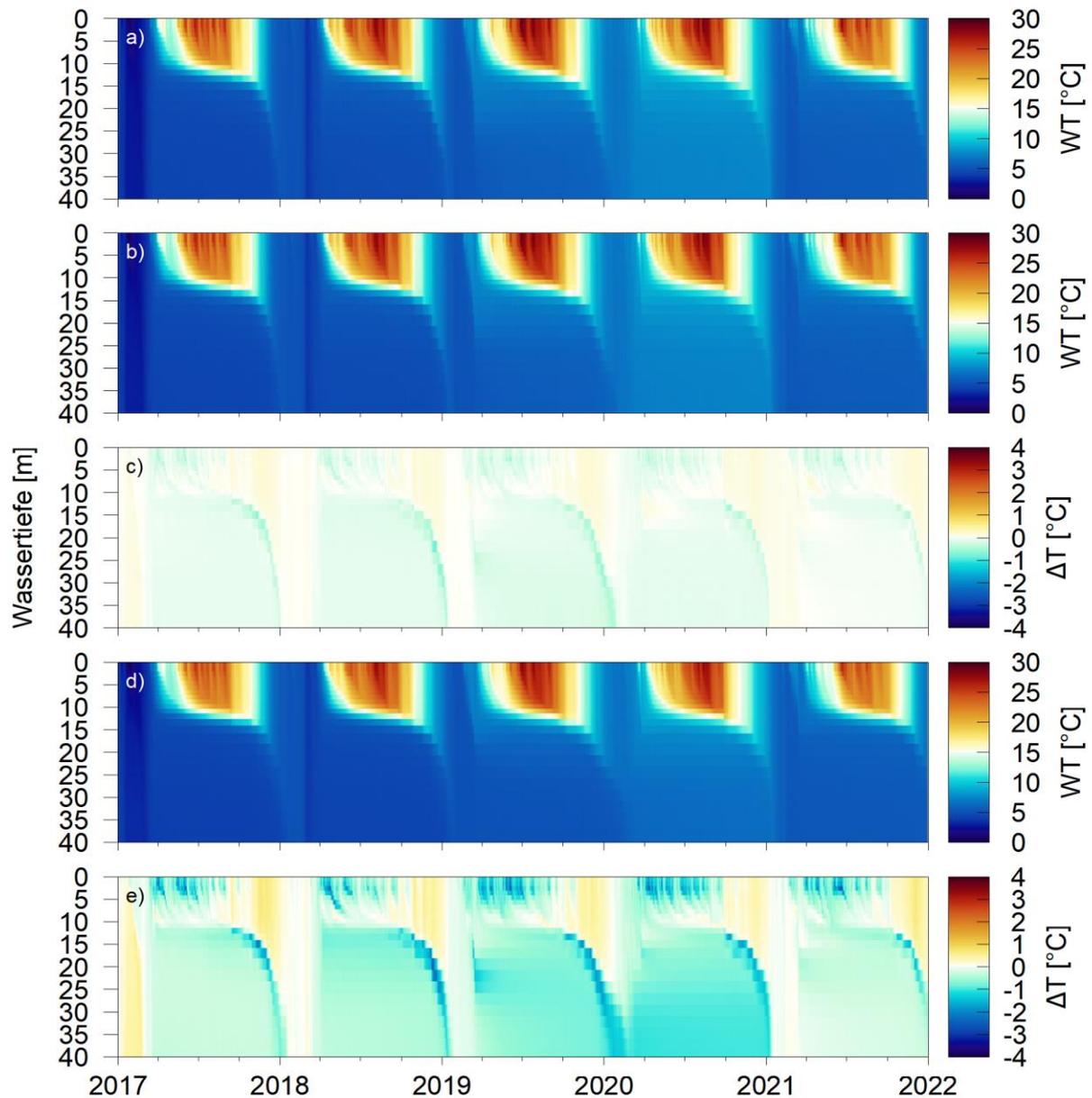


Abbildung 3.19: Berechnete Temperaturprofile in auf 40 m eingetieften Beispielsee ohne (a) und mit FPV mit einer Bedeckung von 10 % (b) und 45 % (d) der Seefläche sowie Differenzen zur Situation ohne FPV für die Bedeckungsgrade von 10 % (c) und 45 % (e) für die Jahre 2017 bis 2021

### 3.2.3 Primärproduktion und Folgeeffekte

Wie oben gezeigt wurde, nehmen mit FPV die Wassertemperaturen im Epilimnion ab. Außerdem gibt es keine Lichteinstrahlung im Bereich der bedeckten Seeflächen und somit auch keine Photosynthese. Dieser Effekt dürfte im Vergleich zum ersteren erheblich bedeutender sein.

Abbildung 3.20 zeigt die berechneten Konzentrationen an Chlorophyll a im den beiden Beispielseen mit 13 m und 40 m Wassertiefe für die Szenarien ohne und mit FPV mit den Bedeckungsgraden von 10 und 45 %. Bei einer Bedeckung von 10 % nehmen die Konzentrationen leicht, aber erkennbar ab. Bei einer Bedeckung von 45 % tritt eine starke Abnahme ein. Zudem wird die abgeschwächte Frühjahrsblüte verzögert. Im auf 40 m eingetieften See liegen generell die Konzentrationen in allen Szenarien etwas niedriger, insbesondere im Frühjahr. Ursache sind geringere Nährstoffkonzentrationen im Epilimnion aufgrund der größeren Verdünnungswirkung des Wasserkörpers. Die Auswirkungen der FPV sind jedoch vergleichbar mit denen beim flacheren See. Bei einer Bedeckung von 45 % nehmen die Konzentrationen deutlich ab.

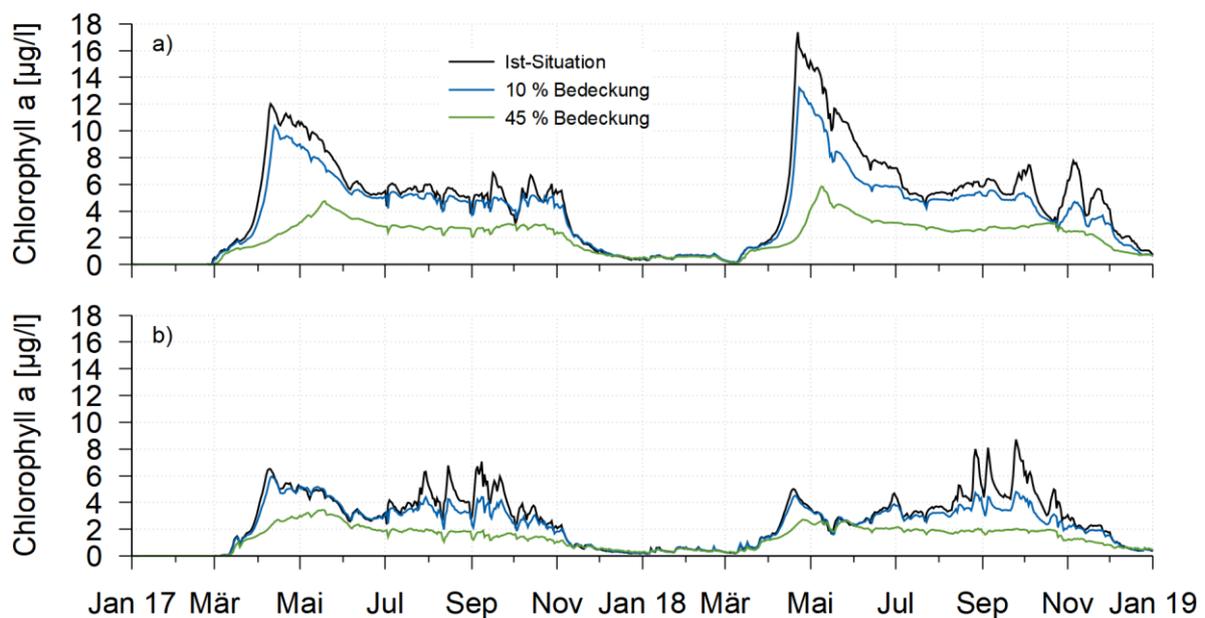


Abbildung 3.20: Berechnete Konzentration an Chlorophyll a ohne und mit FPV bei Bedeckungsgraden von 10 und 45 % in den Beispielseen mit a) 13 m Wassertiefe und b) 40 m Wassertiefe (Mittelwerte 0-10 m)

Die oben in Abbildung 3.20 gezeigten Konzentrationen an Chlorophyll a stellen seeweite Mittelwerte im Tiefenbereich 0-10 m dar. Aufgrund der Bedeckung ist allerdings mit großen räumlichen Konzentrationsunterschieden im See zu rechnen. Abbildung 3.21 zeigt für den Beispielsee bei Bedeckungsgraden von 10 und 45 % jeweils zwei Zeitreihen mit den oberflächennahen Konzentrationen an Chlorophyll a im bedeckten Bereich in der Seemitte und im östlichen Seeteil ohne Bedeckung. Obwohl im bedeckten Bereich keine Photosynthese auftritt, sind dort in beiden Szenarien aufgrund der Verdriftung durch die Seeströmung Algen vorhanden. Dieser Effekt ist bei geringeren Bedeckungsgraden größer, daher ist beim Szenario mit 45 % Bedeckung das Verhältnis zwischen den Konzentrationen an Chlorophyll a im bedeckten und nicht bedeckten Bereich kleiner als bei einer Bedeckung von 10 %.

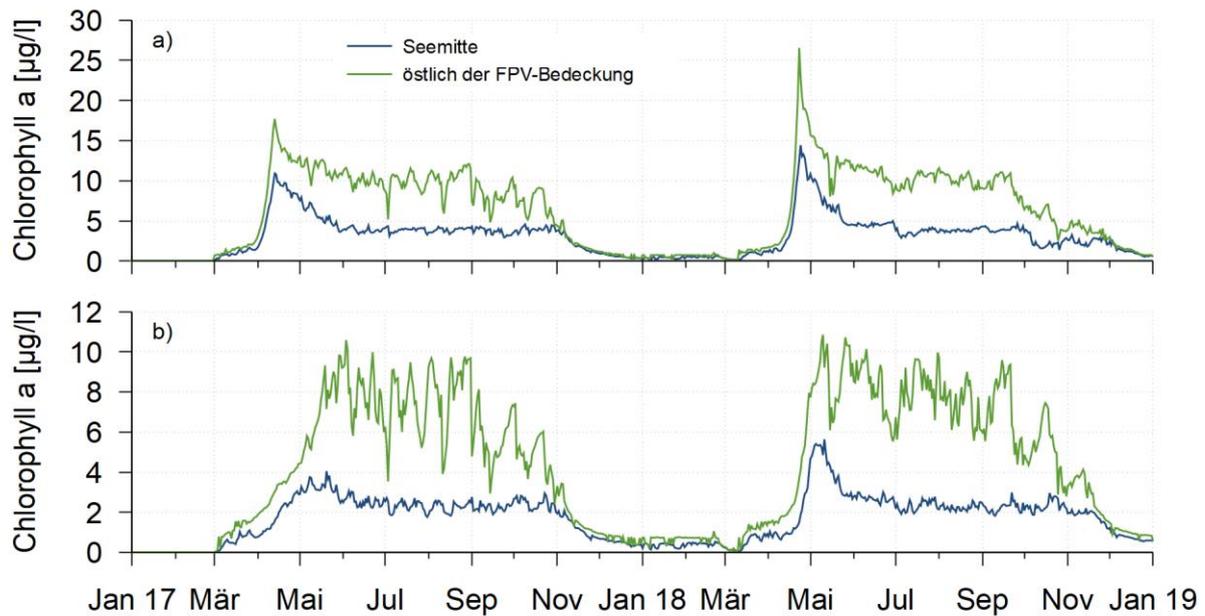


Abbildung 3.21: Berechnete, oberflächennahe Konzentration an Chlorophyll a in der Seemitte im Bereich der Bedeckung sowie im östlichen Bereich ohne Bedeckung im Beispielsee mit Bedeckungsgraden von a) 10 % und b) 45 %

Wie die Modellergebnisse zum Chlorophyll a aufzeigen, wird durch die Bedeckung mit FPV die Produktivität des Gewässers verringert. Abbildung 3.22 zeigt die berechnete, jährliche Nettoprimärproduktion für beide Beispielseen mit 13 m und 40 m Seetiefe für die Situation ohne und mit FPV mit Bedeckungsgraden von 10 und 45 %. Tabelle 3.1 und Tabelle 3.2 listen die dazugehörigen Zahlenwerte mit Angabe der prozentualen Abnahme für beide Beispielseen auf. Für beide Seetypen verringert sich die Nettoprimärproduktion in einem vergleichbaren Ausmaß, da für die Primärproduktion nur die lichtdurchfluteten, oberen Meter der Wassersäule eine Rolle spielen. Bei einer Bedeckung von 10 % liegt die berechnete Abnahme im Bereich 10-20 %, bei einer Bedeckung von 45 % im Größenbereich 50-60 %.

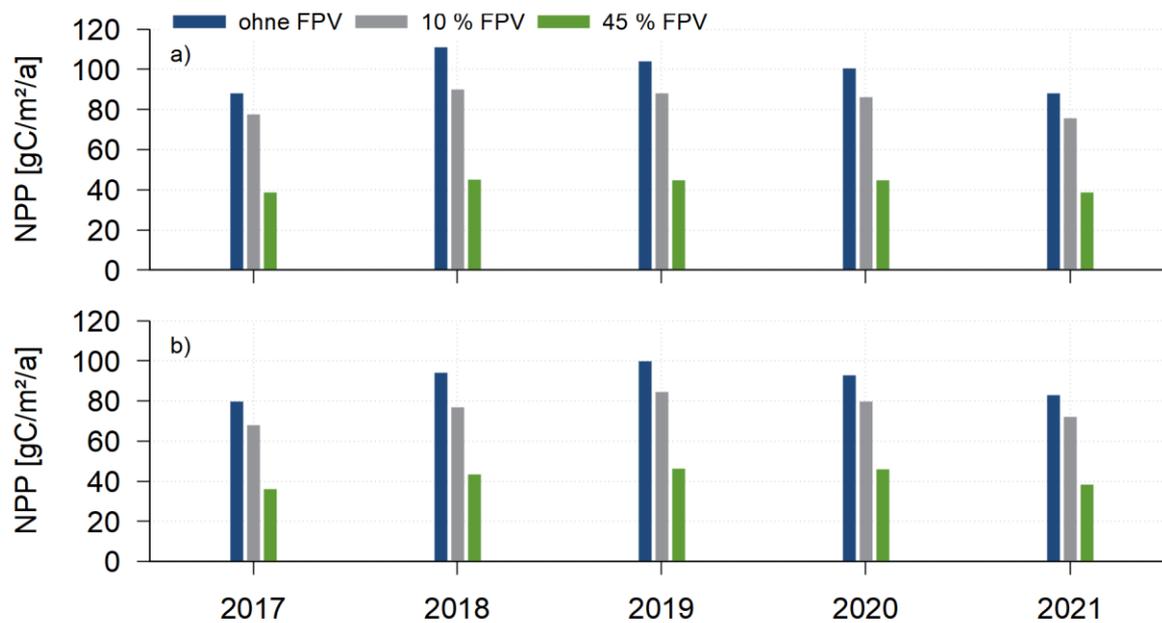


Abbildung 3.22: Jährliche Nettoprimärproduktion ohne und mit FPV bei Bedeckungsgraden von 10 und 45 % im Beispielsee mit a) 13 m Wassertiefe und b) 40 m Wassertiefe

Tabelle 3.1: Berechnete, jährliche Nettoprimärproduktion im Beispielsee ohne und mit FPV bei Bedeckungsgraden von 10 und 45 % in gC/m<sup>2</sup>/a sowie prozentuale Abnahme mit FPV im Vergleich zur Situation ohne FPV

Jahr	Ohne FPV	10 % FPV	45 % FPV
2017	87,9	77,5 (-11,9 %)	38,7 (-56,0 %)
2018	111,0	90,0 (-19,0 %)	45,0 (-59,4 %)
2019	104,1	88,0 (-15,5 %)	44,8 (-57,0 %)
2020	100,6	86,0 (-14,5 %)	44,8 (-55,4 %)
2021	88,2	75,5 (-14,3 %)	38,7 (-56,1 %)

Tabelle 3.2: Berechnete, jährliche Nettoprimärproduktion im auf 40 m eingetieften Beispielsee ohne und mit FPV bei Bedeckungsgraden von 10 und 45 % in gC/m<sup>2</sup>/a sowie prozentuale Abnahme mit FPV im Vergleich zur Situation ohne FPV

Jahr	Ohne FPV	10 % FPV	45 % FPV
2017	79,7	68,0 (-14,7 %)	36,1 (-54,7 %)
2018	94,1	76,7 (-18,5 %)	43,2 (-54,1 %)
2019	99,9	84,5 (-15,4 %)	46,3 (-53,7 %)
2020	92,8	79,7 (-14,2 %)	46,0 (-50,4 %)
2021	82,9	71,9 (-13,3 %)	38,4 (-53,7 %)

In zwei weiteren Modellszenarien wurde der Einfluss der FPV bei einem See mit erhöhten Nährstoffverhältnissen untersucht. Im ersten Szenario wird der Beispielsee mit 13 m Wassertiefe und einem Bedeckungsgrad von 10 % betrachtet, im zweiten der auf 40 m eingetiefe See mit einem Bedeckungsgrad von 45 %. Abbildung 3.23 zeigt die berechneten Konzentrationen an Chlorophyll a für beide Szenarien jeweils im Vergleich zur Situation ohne FPV. Beim Szenario im 13 m tiefen See mit 10 % Bedeckung nimmt die Primärproduktion leicht ab, allerdings etwas weniger als beim entsprechenden Szenario mit geringerem Nährstoffgehalt (Abnahme Nettoprimärproduktion z. B. 2017 und 2018: -9,1 und -9,0 %). Ursache hierfür ist vermutlich der erhöhte Nährstoffeintrag über die Zuflussgräben in die Flachwasserzone, die nicht von FPV bedeckt ist. Die Nährstoffe können somit bereits dort unbeeinflusst von den FPV für die Primärproduktion verwendet werden. Ähnliches gilt auch für das Szenario im 40 m tiefen See bei einem Bedeckungsgrad von 45 % (Abnahme Nettoprimärproduktion z. B. 2017 und 2018: -55,8 und -51,9 %).

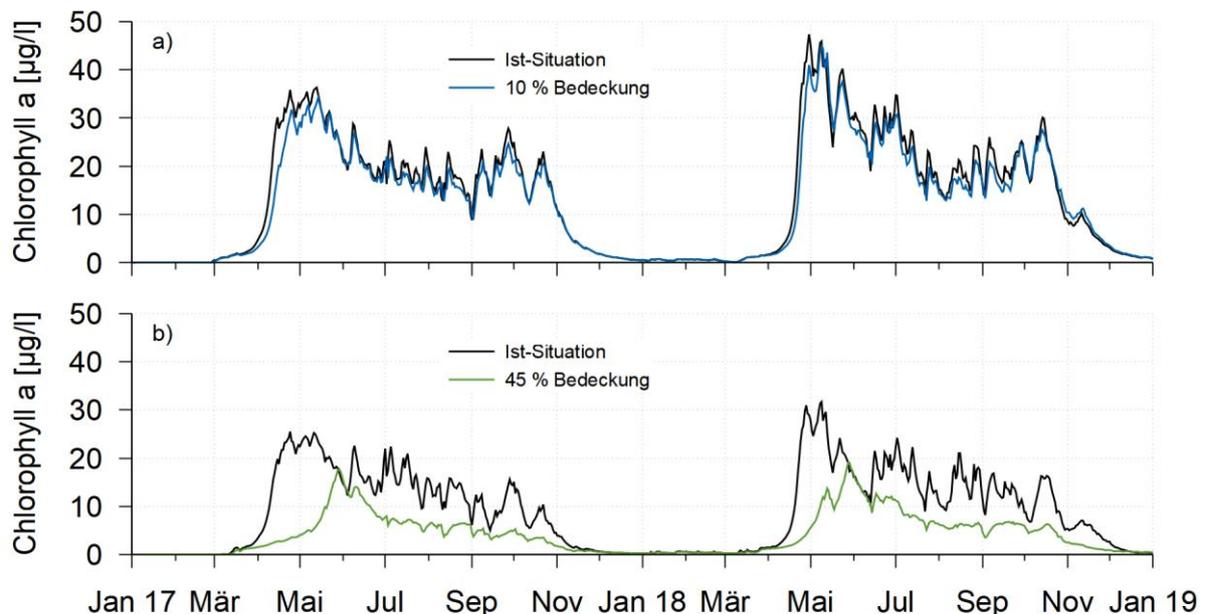


Abbildung 3.23: Berechnete Konzentration an Chlorophyll a ohne und mit FPV bei Bedeckungsgraden von 10 bzw. 45 % in den Beispielseen bei erhöhter Nährstoffkonzentration mit a) 13 m Wassertiefe und b) 40 m Wassertiefe (Mittelwerte 0-10 m)

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass aufgrund der Abschattung durch die FPV die Primärproduktion eines Sees signifikant verringert wird. Entscheidend hierfür ist in erster Linie der Bedeckungsgrad. Weitere Eigenschaften des Sees wie Tiefe und Nährstoffgehalt spielen eine untergeordnete Rolle. Zu beachten ist allerdings, dass diese Ergebnisse auf der Annahme beruhen, dass sich die Algengemeinschaft nicht grundlegend ändert. Tatsächlich ist aber eine Anpassung der Zusammensetzung der vorherrschenden Algenarten an die neuen Verhältnisse

wahrscheinlich, so dass eine effizientere Nutzung der vorhandenen Ressourcen möglich ist und die Abnahme der Produktivität geringer ausfällt als prognostiziert. In jedem Fall ist eine verringerte Produktivität des Gewässers mit einer Zunahme der Sichttiefe verbunden. Abbildung 3.24 zeigt die berechneten Secchi-Tiefen für den Beispielsee ohne und mit FPV für beide Bedeckungsgrade. Der Anstieg der Sichttiefen in den FPV-Szenarien ist auf die geringere Algenkonzentrationen und der damit verringerten Lichtextinktion zurückzuführen. Da die Lichtextinktion von den vorherrschenden Algenarten abhängt, sind diese Ergebnisse als exemplarisch zu betrachten und können je nach See davon abweichen.

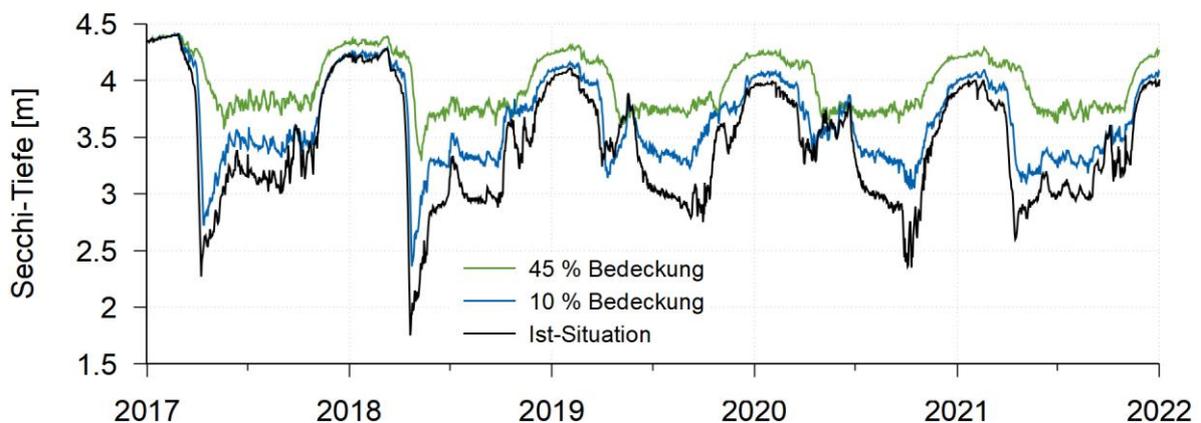


Abbildung 3.24: Berechnete Secchi-Tiefe ohne und mit FPV bei Bedeckungsgraden von 10 bzw. 45 % im Beispielsee

### 3.2.4 Sauerstoffgehalt

Veränderungen bei der Primärproduktion haben direkten Einfluss auf die Sauerstoffverhältnisse eines Sees. Zum einen wird bei der Photosynthese Sauerstoff produziert, zum anderen werden abgestorbene Algen unter Sauerstoffverbrauch mineralisiert. Abbildung 3.25 zeigt die berechneten Sauerstoffkonzentrationen im Beispielsee für die Szenarien ohne und mit FPV mit den Bedeckungsgraden 10 und 45 %, sowie die Differenzen mit und ohne FPV. Beide beschriebenen Effekte sind anhand der verringerten Konzentrationen im Epilimnion und der erhöhten Konzentrationen im Hypolimnion gut zu erkennen. Die größten Unterschiede entstehen allerdings durch das veränderte Durchmischungsverhalten mit der länger anhaltenden Schichtungsperiode im Herbst. Die geringere Durchmischung und der verringerte Austausch von Sauerstoff mit der Atmosphäre führen insbesondere im Winter zu einer leichten Abnahme der Konzentrationen in der gesamten Wassersäule. Da sich die Konzentrationen in diesem Zeitraum auf einem hohen Niveau befinden, ist das bei guter vertikaler Durchmischung allerdings nicht kritisch. Bei ausbleibender vertikaler Durchmischung jedoch kann der Sauerstoffinhalt des Hypolimnions nicht wieder aufgefrischt werden. Diese Situation tritt im Winter 2019/2020 im auf 40 m eingetieften See und einem Bedeckungsgrad von 45 % auf

(Abbildung 3.26). Folgewirkungen, wie z. B. eine verstärkte Nährstofffreisetzung, sind dann möglich.

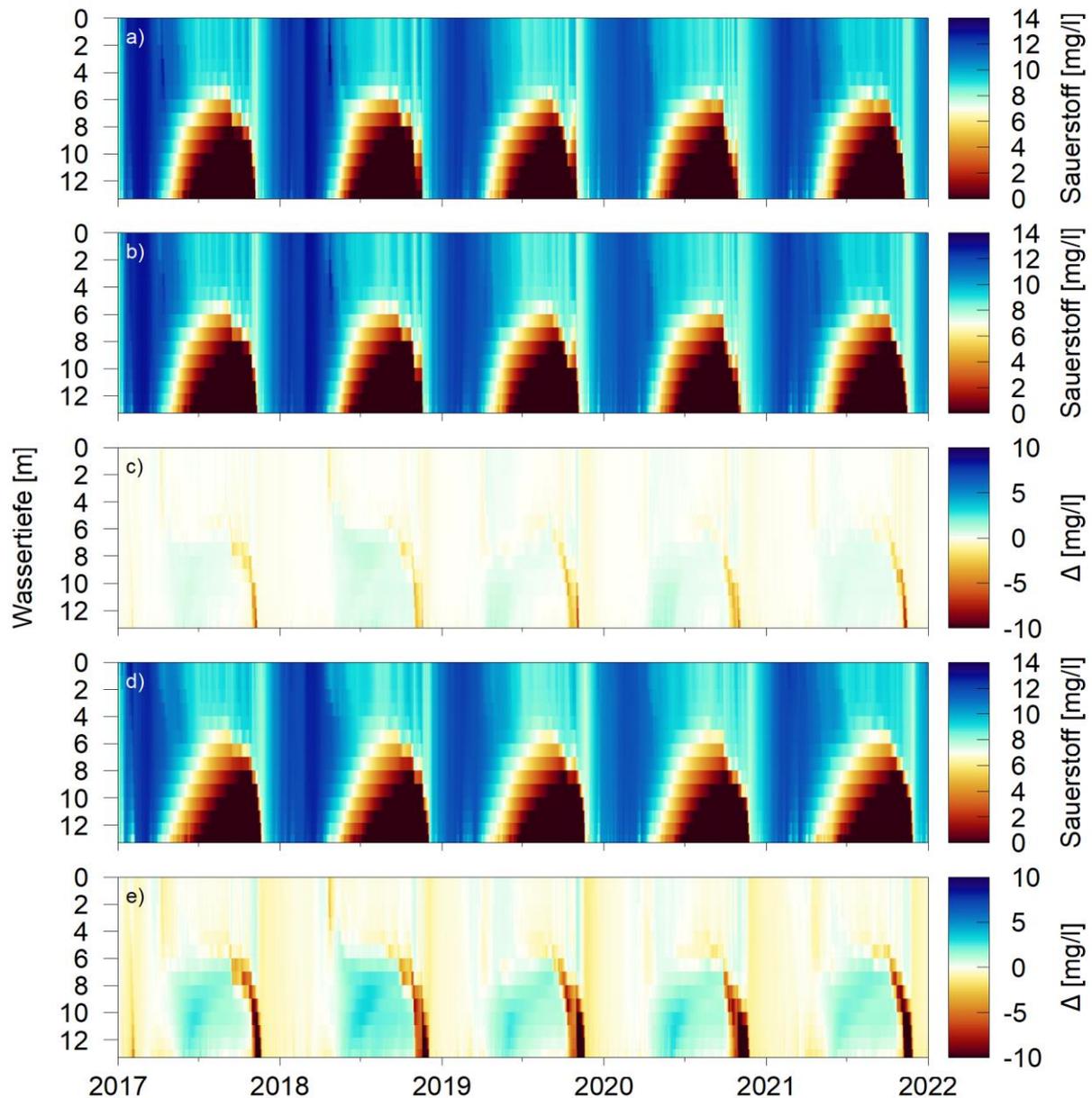


Abbildung 3.25: Berechnete Sauerstoffkonzentrationen im Beispielsee ohne (a) und mit FPV mit einer Bedeckung von 10 % (b) und 45 % (d) der Seefläche sowie Differenzen zur Situation ohne FPV für die Bedeckungsgrade von 10 % (c) und 45 % (e) für die Jahre 2017 bis 2021

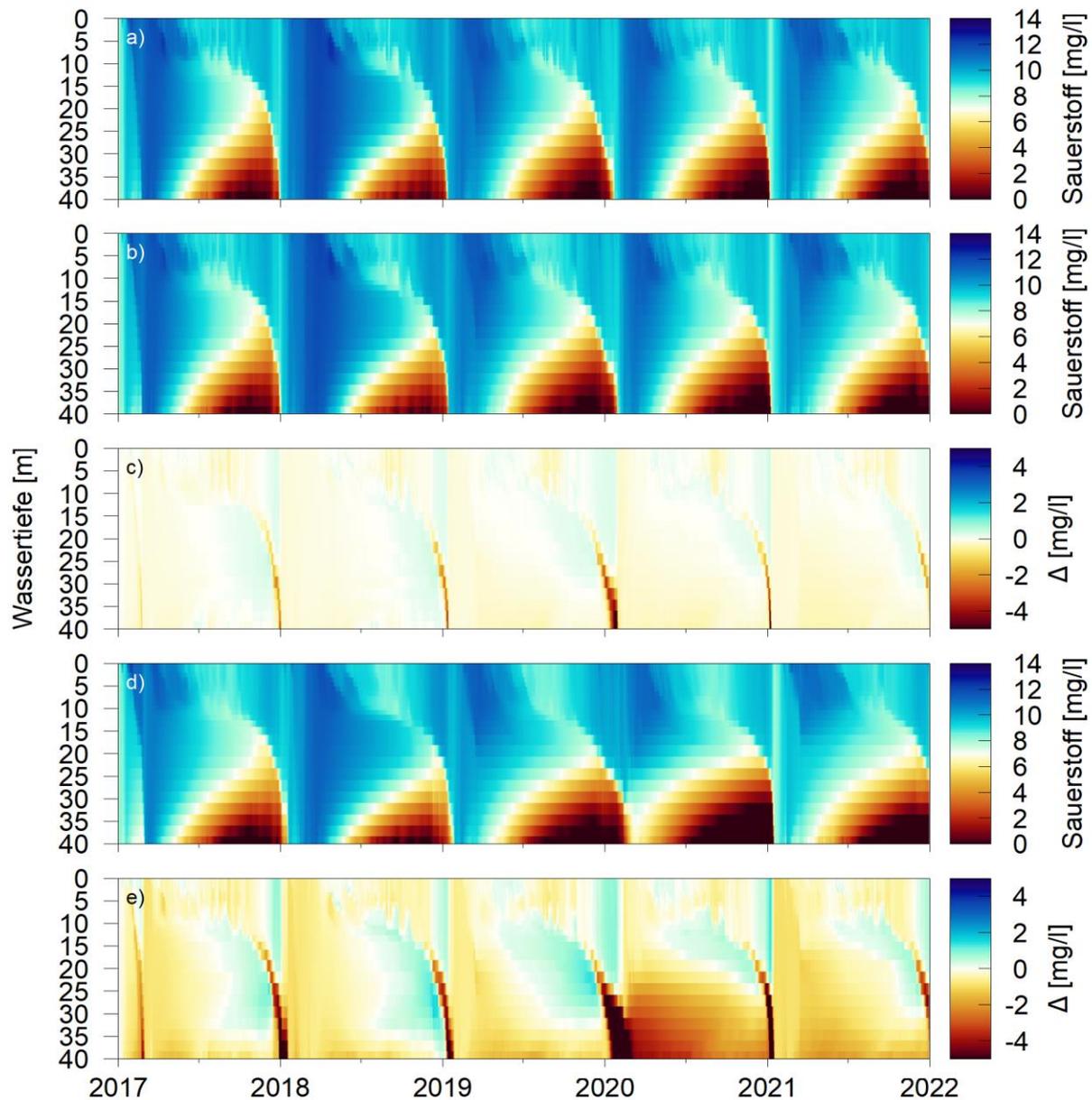


Abbildung 3.26: Berechnete Sauerstoffkonzentrationen im auf 40 m eingetieften Beipilsee ohne (a) und mit FPV mit einer Bedeckung von 10 % (b) und 45 % (d) der Seefläche sowie Differenzen zur Situation ohne FPV für die Bedeckungsgrade von 10 % (c) und 45 % (e) für die Jahre 2017 bis 2021

### 3.2.5 Nährstoffe

Veränderungen bei den Nährstoffkreisläufen im See durch die Bedeckung mit FPV sind durch eine verringerte Primärproduktion als auch durch eine verringerte vertikale Durchmischung möglich. Der Einfluss dieser beiden Faktoren und deren Folgewirkungen auf die Nährstoffkreisläufe eines Sees ist allerdings von See zu See individuell und kann nicht allgemeingültig postuliert werden. So ist beispielsweise die

Phosphorbindekapazität des Sediments abhängig von dessen chemischer Zusammensetzung, die wiederum auf das Einzugsgebiet zurückzuführen ist (Gächter und Wehrli 1998, Gächter und Müller 2003, Moosmann et al. 2006). Bei Veränderung im Phosphorkreislauf eines Sees sind Auswirkungen auf die Primärproduktion zu erwarten, sofern diese phosphorlimitiert ist.

Bereits diese wenigen Beispiele zeigen die Komplexität des Themas auf. Die im Folgenden aufgezeigten Änderungen im Nährstoffkreislauf des Beispielsees sind daher als exemplarisch zu betrachten. Mögliche, in anderen Seen auftretende Effekte werden diskutiert.

Abbildung 3.27 und Abbildung 3.28 zeigen die berechneten Konzentrationen an Phosphatphosphor in den beiden Beispielseen mit 13 und 40 m Wassertiefe, jeweils für die Szenarien mit und ohne FPV sowie die Differenzen zwischen den Szenarien. Mit der verringerten Primärproduktion in den FPV-Szenarien wird weniger Phosphor in Form von abgestorbener Biomasse ins Hypolimnion und ins Sediment eingetragen. Außerdem sind die Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion etwas höher. Beide Effekte führen im Modell dazu, dass die Rücklösungsrate von Phosphor aus dem Sediment geringer ist. Dem entgegen wirkt die verlängerte Schichtungsperiode. Im Beispielsee führt dies im Winter 2017/2018 zu verringerten Phosphatphosphorkonzentrationen im See, in den darauffolgenden Wintern dagegen zu einer leichten Zunahme. Dies ist abhängig von der Rücklösungsrate und der Dauer der Schichtungsverlängerung. Wie die Messdaten zu den Phosphatphosphorkonzentrationen im Beispielsee zeigen, wird in einigen Jahren des betrachteten Zeitraums 2017-2021 kein Phosphor rückgelöst (siehe Kap. 3.1.2). Bei vollständiger Bindung des sedimentierten Phosphors wären die Änderungen mit FPV deutlich geringer, da die Konzentrationen im Hypolimnion in jedem Fall annähernd null betragen. Im Gegensatz dazu zeigen andere Seen ein starkes Rücklösungsverhalten, das in großem Maße von aus tiefen Sedimentschichten diffundierendem Phosphat abhängt. Auch in diesen Fällen wären die Auswirkungen der FPV auf den Phosphorkreislauf begrenzt.

Die Modellszenarien des auf 40 m eingetieften See zeigen im Vergleich zum 13 m tiefen See ein anderes Verhalten. Phosphat im Hypolimnion adsorbiert an absinkende Partikel und wird absedimentiert. Im oberen Bereich des Hypolimnions wird im Sommer Phosphat durch die Mineralisierung von abgestorbener Biomasse freigesetzt. Die Freisetzung von Phosphat aus dem Sediment ist im Szenario mit einer Bedeckung von 45 % höher als beim Szenario ohne FPV, da beim eingetieften See die Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion geringer sind. Dies betrifft insbesondere den Winter 2019/2020 und das Jahr 2020, in denen die vertikale Durchmischung durch die FPV deutlich abgeschwächt wird. Ein Zusammenhang zwischen Sauerstoffkonzentration im Hypolimnion und der Phosphorrücklösung aus dem Sediment ist allerdings nicht grundsätzlich in jedem See gegeben. Auch die

anhand der Ergebnisse des Beispielsees mit 13 m Wassertiefe gezeigten und diskutierten Effekte sind in tieferen Seen möglich.

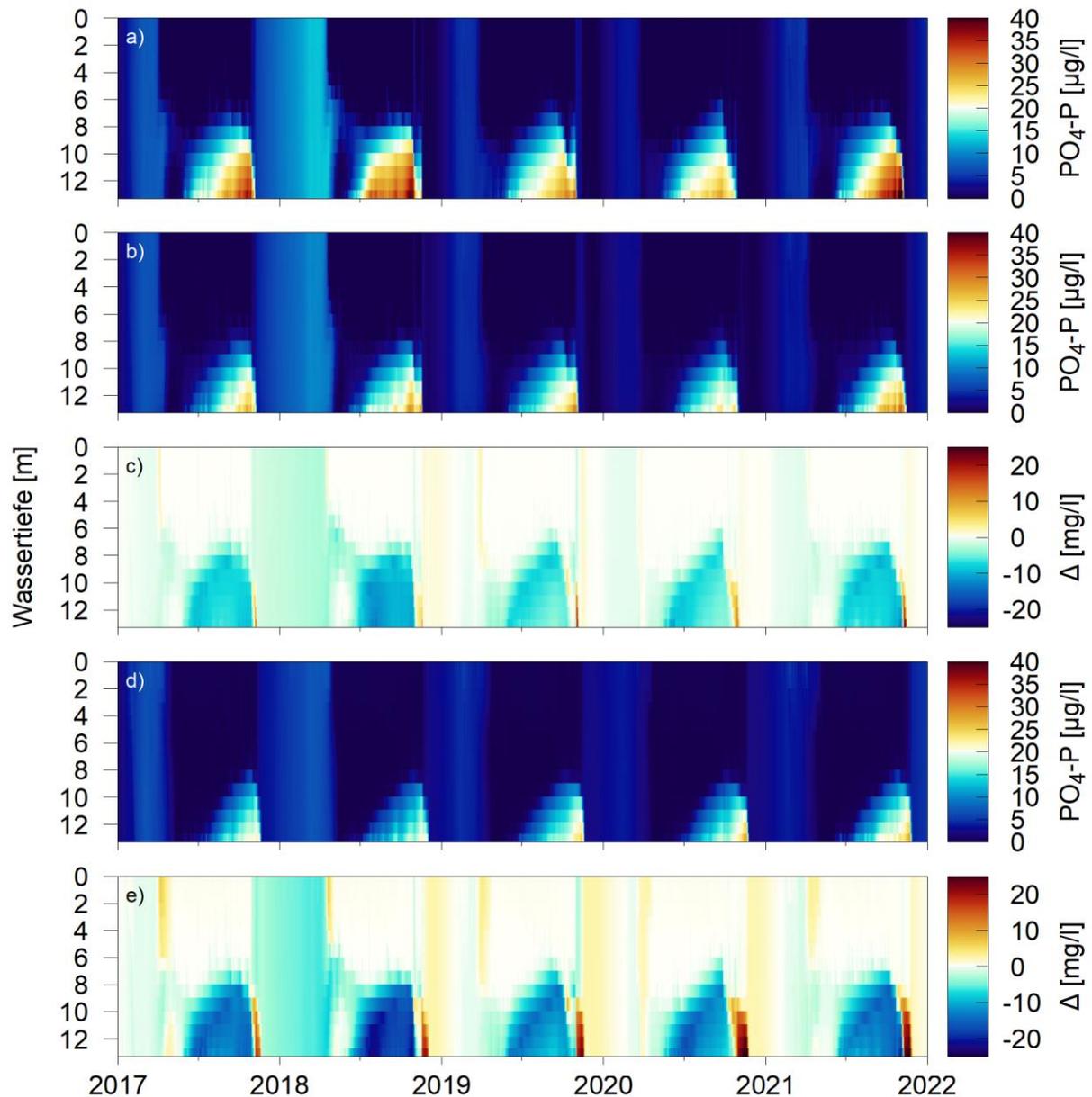


Abbildung 3.27: Berechnete Phosphatphosphorkonzentrationen im Beispielsee ohne (a) und mit FPV mit einer Bedeckung von 10 % (b) und 45 % (d) der Seefläche sowie Differenzen zur Situation ohne FPV für die Bedeckungsgrade von 10 % (c) und 45 % (e) für die Jahre 2017 bis 2021

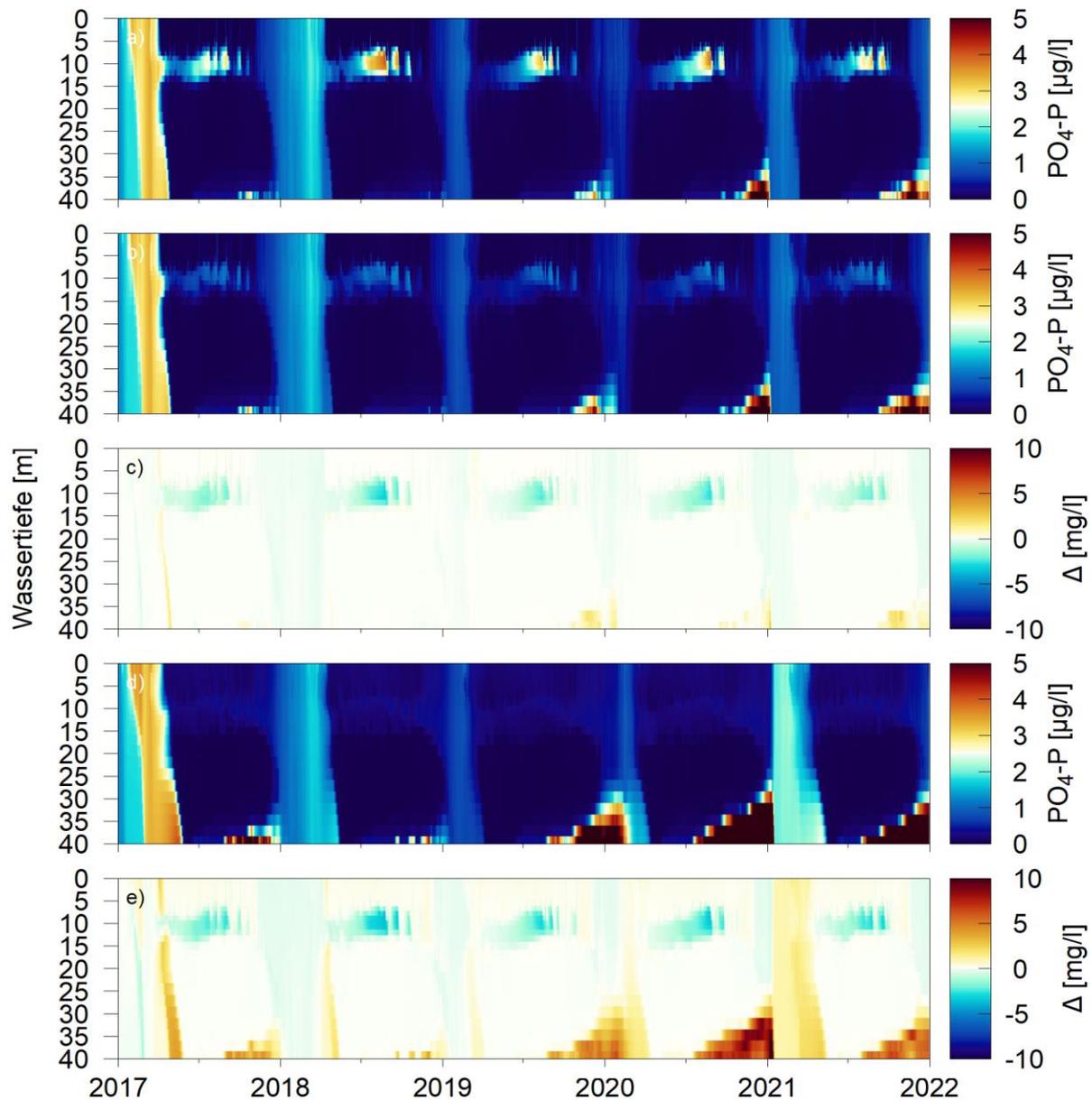


Abbildung 3.28: Berechnete Phosphatphosphorkonzentrationen im auf 40 m eingetieften Beispielsee ohne (a) und mit FPV mit einer Bedeckung von 10 % (b) und 45 % (d) der Seefläche sowie Differenzen zur Situation ohne FPV für die Bedeckungsgrade von 10 % (c) und 45 % (e) für die Jahre 2017 bis 2021

Analog zu den Abbildungen zum Phosphat zeigen Abbildung 3.29 und Abbildung 3.30 die Ergebnisse für Nitratstickstoff für die Beispielseen mit 13 und 40 m Wassertiefe. Im Epilimnion nimmt mit FPV die Nitratzeehrung aufgrund der verringerten Primärproduktion ab. Damit sind dort die Konzentrationen in den FPV-Szenarien höher als ohne FPV. Dies betrifft beide gezeigten Seetypen, unabhängig von deren Tiefe. Im flacheren, 13 m tiefen See nehmen im Hypolimnion die Konzentrationen ebenfalls zu. Da dort im Vergleich zur Situation ohne FPV die

Sauerstoffkonzentrationen höher sind, kann aus der Mineralisierung von Biomasse freigesetztes Ammonium nitrifiziert werden. Im 40 m tiefen See verringern sich hingegen die Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion mit FPV. Daher sind auch die Nitratwerte geringer. Dies betrifft vor allem das Jahr 2020 mit geringer vertikaler Durchmischung. Eine langfristige Zu- oder Abnahme der seeweiten Nitratkonzentrationen findet in beiden Beispielseen nicht statt.

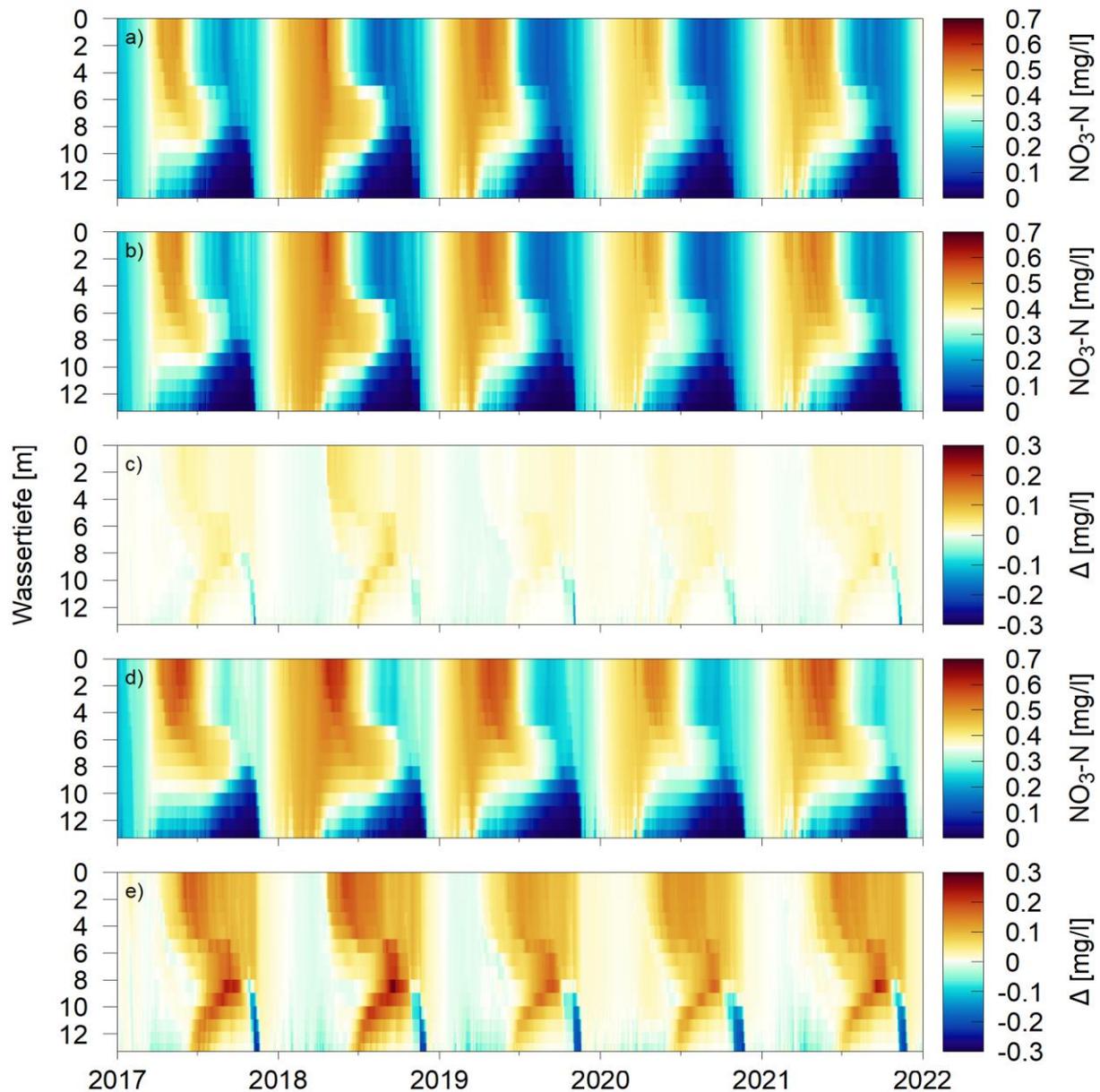


Abbildung 3.29: Berechnete Nitratstickstoffkonzentrationen im Beispielsee ohne (a) und mit FPV mit einer Bedeckung von 10 % (b) und 45 % (d) der Seefläche sowie Differenzen zur Situation ohne FPV für die Bedeckungsgrade von 10 % (c) und 45 % (e) für die Jahre 2017 bis 2021

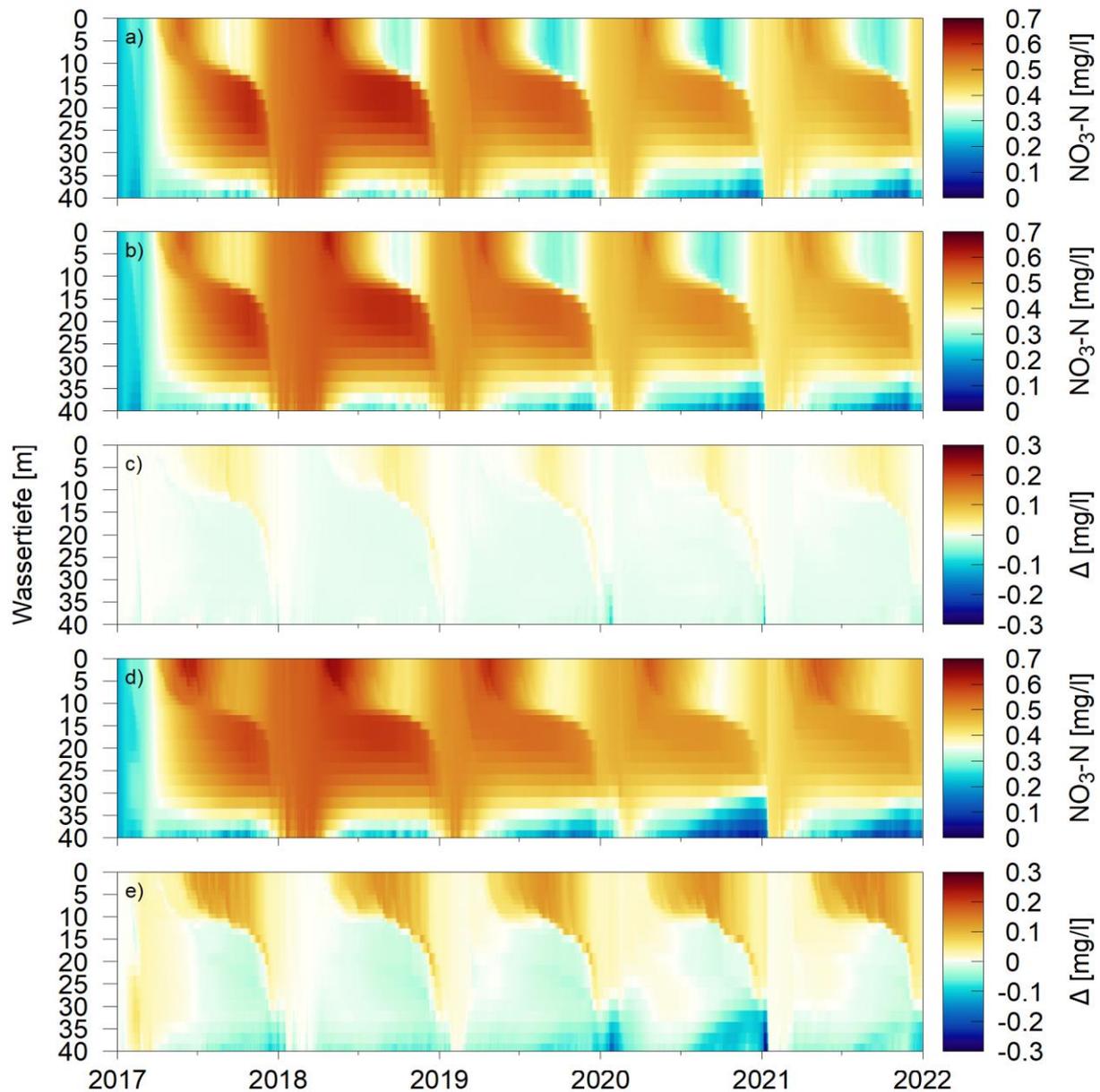


Abbildung 3.30: Berechnete Nitratstickstoffkonzentrationen im auf 40 m eingetieften Beispielsee ohne (a) und mit FPV mit einer Bedeckung von 10 % (b) und 45 % (d) der Seefläche sowie Differenzen zur Situation ohne FPV für die Bedeckungsgrade von 10 % (c) und 45 % (e) für die Jahre 2017 bis 2021

Der Stickstoffkreislauf im See ist stark abhängig von den vorliegenden Sauerstoffkonzentrationen. Wie oben gezeigt führen sauerstoffarme Verhältnisse zu geringeren Nitratkonzentrationen aufgrund geringerer Nitrifikation und höherer Denitrifikation. Gleichzeitig steigen unter diesen Bedingungen die Ammoniumkonzentrationen an. Abbildung 3.31 und Abbildung 3.32 zeigen die Modellergebnisse für den Ammoniumstickstoff für die beiden Beispielseen mit 13 und 40 m Wassertiefe. Beim flacheren See nehmen die Ammoniumkonzentrationen im

Hypolimnion aufgrund der höheren Sauerstoffgehalte ab, im tieferen See dagegen aufgrund geringerer Sauerstoffgehalte zu. Die schwache Durchmischung im Winter 2019/2020 im 40 m tiefen See im Szenario mit 45 % Bedeckung führt dazu, dass die Ammoniumkonzentrationen im Folgejahr im Tiefenwasser dauerhaft höher bleiben. Dies gilt analog für alle reduzierten Substanzen, die sich unter sauerstofffreien Verhältnissen akkumulieren und kann im schlimmsten Fall zur Ausbildung eines Monimolimnions führen.

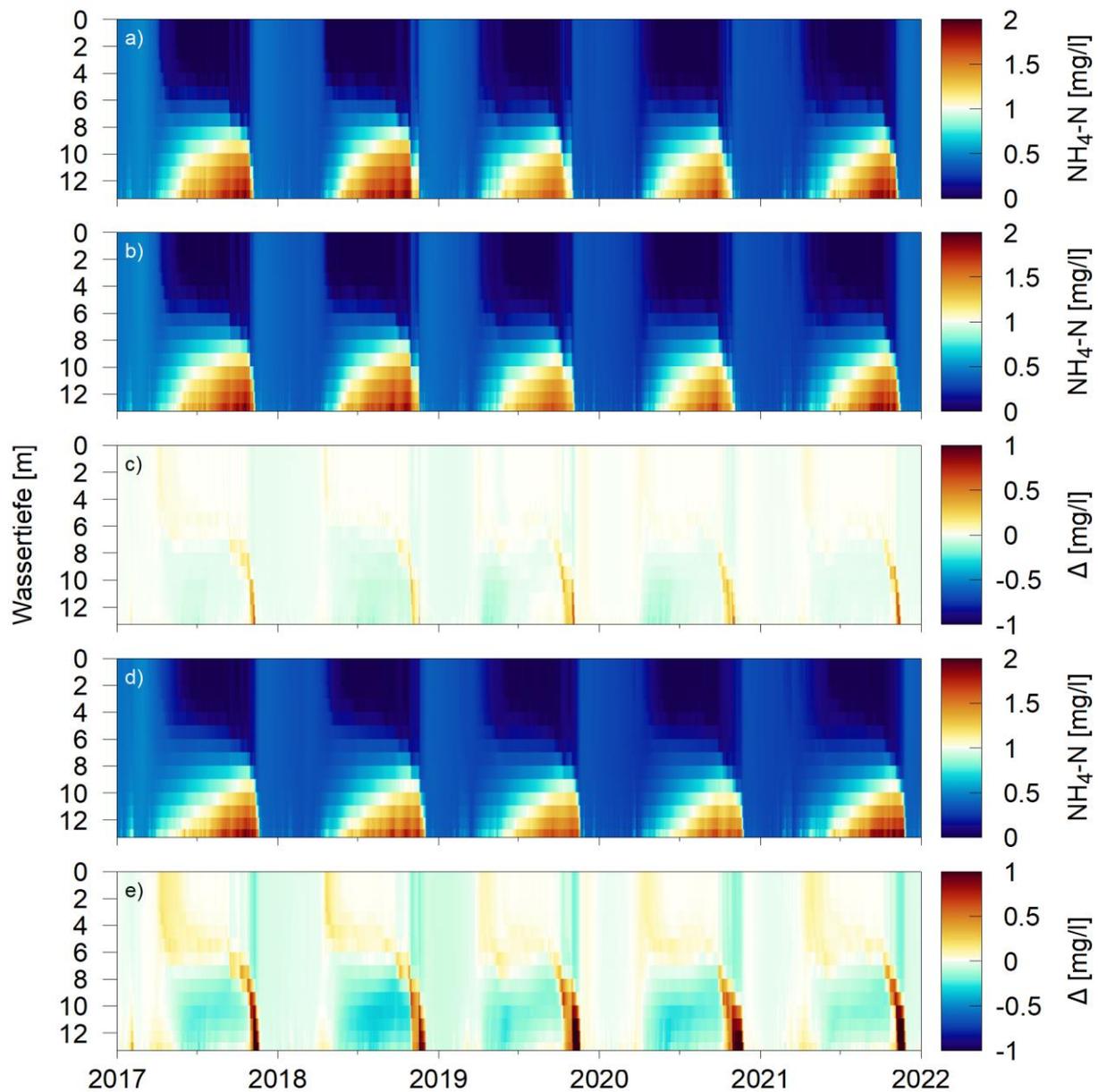


Abbildung 3.31: Berechnete Ammoniumstickstoffkonzentrationen im Beispielsee ohne (a) und mit FPV mit einer Bedeckung von 10 % (b) und 45 % (d) der Seefläche sowie Differenzen zur Situation ohne FPV für die Bedeckungsgrade von 10 % (c) und 45 % (e) für die Jahre 2017 bis 2021

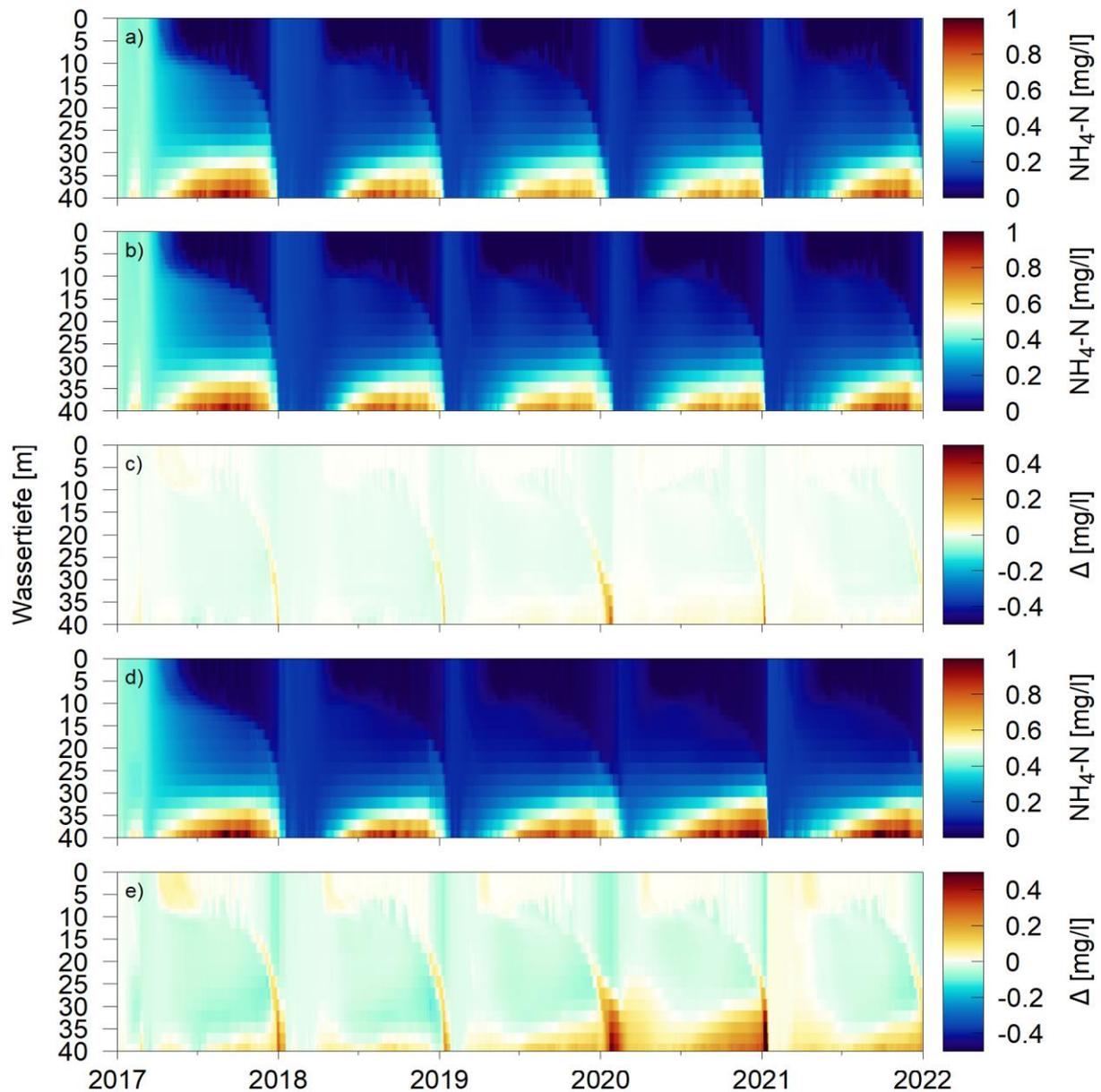


Abbildung 3.32: Berechnete Ammoniumstickstoffkonzentrationen im auf 40 m eingetieften Beispielsee ohne (a) und mit FPV mit einer Bedeckung von 10 % (b) und 45 % (d) der Seefläche sowie Differenzen zur Situation ohne FPV für die Bedeckungsgrade von 10 % (c) und 45 % (e) für die Jahre 2017 bis 2021

## 4 Zusammenfassung

Einen wichtigen Beitrag zur Folgenabschätzung von schwimmenden Photovoltaikanlagen (FPV, von engl.: floating photovoltaik) auf künstliche Seen können Modellstudien liefern, mit denen sich räumlich und zeitlich hochaufgelöst die in Seen ablaufenden physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse nachbilden und analysieren lassen. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden für verschiedene Beispielseen dreidimensional numerische Modelle aufgebaut und in mehreren Szenarien mit und ohne FPV die dabei entstehenden Veränderungen identifiziert und quantifiziert.

Um realitätsnahe und verlässliche Aussagen liefern zu können, wurde als Modellgrundlage ein existierender See ausgewählt. Für diesen See wurde ein gekoppeltes, dreidimensionales Modellsystem aufgebaut, bestehend aus einem hydrodynamischen Modell und einem Wasserqualitätsmodell. Für die Modellberechnungen wurde der mehrjährige Zeitraum der Jahre 2017 bis 2021 gewählt, um Variationen zwischen den Jahren sowie über mehrere Jahre akkumulierende Effekte erfassen zu können. Wichtigste Modellrandbedingung stellen die meteorologischen Verhältnisse dar, die über den Zeitraum gestückelt verschiedenen Modellen des Deutschen Wetterdiensts entnommen wurden. Anhand umfangreicher Messdaten zu verschiedensten Größen konnten die im See ablaufenden physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse kalibriert und validiert werden. Dabei hat sich gezeigt, dass für die Wassertemperaturen die Nachbildungsgüte von der jeweiligen Datengrundlage der meteorologischen Randbedingungen abhängt. Mit den beiden in den Jahren 2017-2018 und 2021 verwendeten Wettermodellen wird eine sehr genaue Anpassung an die gemessenen Werte erzielt (COSMO-REA6, ICON-D2). Mit den Daten des für die Jahre 2019 und 2020 verwendeten Wettermodells sind die berechneten Wassertemperaturen im See etwas zu hoch (COSMO-D2). Mit dem Wasserqualitätsmodell können die Primärproduktion, die Sauerstoffverhältnisse und die Nährstoffkreisläufe im See mit hoher Genauigkeit nachgebildet werden. Lediglich die Phosphatrücklösung aus dem Sediment ist im Modell zu hoch. Die Messdaten zeigen eine fast vollständige Bindung des sedimentierten Phosphors im Sediment. Dies ist auch vor dem Hintergrund der jährlich auftretenden Sauerstofffreiheit im Hypolimnion des Sees bemerkenswert. Eine genaue Nachbildung der Bindekapazität im Modell wird allerdings als vernachlässigbar angesehen, da die Phosphorumwandlungsprozesse von See zu See sehr individuell ablaufen und somit die Aussagekraft des Modells nicht erhöht werden würde. Gleiches gilt für die Nachbildung der Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft.

Basierend auf dem validierten Modell für den See, im Folgenden Beispielsee genannt, wurden zwei Modellszenarien mit FPV bei Bedeckungsgraden von 10 %

und 45 % der Seefläche definiert. Der Beispielsee weist eine Wassertiefe von 13 m auf. Um die Auswirkungen auch auf Seen mit größerer Tiefe bewerten zu können, wurden Modellszenarien auch für den auf 40 m eingetieften Beispielsee aufgebaut. Für beide Seetypen wurden außerdem Szenarien mit erhöhten Nährstoffkonzentrationen und somit erhöhter Primärproduktion betrachtet.

Für die Modellszenarien mit FPV müssen im ersten Schritt die Auswirkungen der FPV-Bedeckung auf die meteorologischen Modellrandbedingungen identifiziert und definiert werden. Da hierfür keine Erfahrungswerte vorliegen, wurde ein Konzept für den Einfluss der mit FPV bedeckten Flächen auf die einzelnen meteorologischen Größen entwickelt:

- Wind: Aufgrund der Reihenstrukturen der FPV wird der Wind in Nord-Süd-Richtung unterbunden und in Ost-West-Richtung um 50 % abgeschwächt.
- Lufttemperatur und relative Luftfeuchte: Bei windschwachen Verhältnissen gleichen sich die Lufttemperaturen den Wassertemperaturen an und die relative Luftfeuchte nähert sich 100 %. Bei steigenden Windgeschwindigkeiten der Ost-West-Komponente gleichen sich beide Größen den aus den Wettermodellen vorgegeben Werten an.
- Globalstrahlung: Aufgrund der vollständigen Abschattung wird die Globalstrahlung auf 0 W/m<sup>2</sup> gesetzt.
- Langwellige Einstrahlung: Anstelle der atmosphärischen, langwelligen Einstrahlung wird die Wärmeabstrahlung der über der Wasseroberfläche befindlichen FPV-Strukturen abgeschätzt.

Daraus resultieren für den Einsatz von FPV auf Seen eine Veränderung der Wärmeaustauschprozesse zwischen See und Atmosphäre, eine Verringerung des Impulseintrags durch den Wind sowie eine Lichtabschattung. Für die beiden betrachteten Szenarien mit 10 % und 45 % Bedeckung der Seefläche wurde die Platzierung der FPV im Modell zusammenhängend in der Seemitte implementiert und in diesem Bereich die meteorologischen Größen wie beschrieben modifiziert.

Die Modellergebnisse zu den Wärmeaustauschprozessen zeigen auf, dass bei Bedeckung mit FPV dem verringerten Wärmeintrag durch geringere Globalstrahlung geringere Wärmeverlust durch den sensiblen und latenten Wärmefluss sowie die langwellige Nettostrahlung entgegenwirken. Die Veränderungen dieser Wärmeaustauschprozesse sind im saisonalen Verlauf nicht konstant, sodass die Änderung der Nettowärmeflüsse eines Sees durch die Bedeckung mit FPV jahreszeitenabhängig ist. In den Herbst- und Wintermonaten verringert sich der Wärmeverlust eines Sees, während in den Frühjahrs- und Sommermonaten der Wärmeeintrag sinkt. Das Ausmaß der Veränderung ist abhängig von der bedeckten Seefläche. Durch Variation der Annahmen zur Windabschwächung sowie der

Wärmeabstrahlung der FPV-Anlagen wurde die Sensitivität dieser Annahmen überprüft. Eine höhere Windgeschwindigkeit im bedeckten Bereich führt in den Wintermonaten zu einem höheren Wärmeverlust und wirkt somit in diesem Zeitraum dem verringerten Wärmeverlust durch die Bedeckung entgegen. Umgekehrt würde eine höhere Wärmeabstrahlung der Anlagen den Wärmeverlust in den Wintermonaten weiter verringern.

Die Auswirkungen dieser bei FPV-Nutzung zu erwartenden Änderungen auf die Wärmeaustauschprozesse sind anhand der in den verschiedenen Modellszenarien berechneten Wassertemperaturen und der daraus resultierenden Dichteschichtung klar ersichtlich. Je nach Bedeckungsgrad lässt sich eine mehr oder weniger starke Verzögerung der Aufwärmung des Wasserkörpers im Frühjahr und dessen Abkühlung im Herbst beobachten. In diesen Zeiträumen wurde eine Veränderung der oberflächennahen Wassertemperaturen bis etwa 0,5 °C bei 10 % Bedeckung und bis zu 2 °C bei 45 % Bedeckung berechnet. Der geringere Temperaturanstieg im Frühjahr führt dazu, dass im Hypolimnion die Wassertemperaturen mit FPV geringer ausfallen. Bei einer Bedeckung von 10 % sind die Veränderungen marginal, bei 45 % betragen sie ca. 1-1,5 °C. Die oberflächennahen Temperaturänderungen sind weitestgehend unabhängig von der Seetiefe. Im Hypolimnion hingegen betragen die Temperaturänderung im 40 m tiefen See nur ca. 0,3 °C. Ursache hierfür dürfte die vergrößerte Pufferwirkung aufgrund des größeren Wasservolumens im Vergleich zum flachen See sein.

Die Änderungen bei der Schichtungsentwicklung machen sich auch anhand der Mächtigkeit des Epilimnions bemerkbar. In den FPV-Modellszenarien im 13 m tiefen See verringert sich die Wassertiefe der 12 °C-Isotherme bei einer Bedeckung von 10 % um wenige Zentimeter bis Dezimeter und bei einer Bedeckung von 45 % um bis zu 2 m. Diese Unterschiede sind bei den Modellszenarien für den 40 m tiefen See deutlich geringer. Im Gegensatz zum flacheren See weisen im tiefen See die nicht bedeckten Bereiche ebenfalls höhere Wassertiefen von meist 20 m und mehr auf. Daher ist in diesen Bereichen im Gegensatz zum flacheren See ein vertikaler Transfer von Impuls bzw. Turbulenz und Wärme in größere Tiefen möglich, was zum einen zu einer tiefer liegenden Sprungschicht und zum anderen zu geringeren Unterschieden bei Bedeckung führt.

Bei beiden Seetypen lässt sich eine Verlängerung der Stagnationsperiode beobachten. Mit einer Bedeckung von 10 % tritt die vollständige vertikale Durchmischung wenige Tage später ein, bei einer Bedeckung von 45 % etwa einen halben Monat später. Dies kann bei Gewässern mit entsprechend schwacher winterlicher Durchmischung zu einem veränderten Durchmischungsverhalten führen, z. B. zu seltener auftretenden Durchmischungsereignissen oder zu einer Ausbildung eines nichtdurchmischten Wasserkörpers im Tiefenbereich (Monimolimnion). Ersteres tritt im Modellszenario mit 45 % FPV-Bedeckung im 40 m tiefen See auf. Die ohnehin schwache Durchmischung im Winter 2019/2020 wird mit der FPV-

Bedeckung weiter abgeschwächt, so dass das Tiefenwasser in diesem Winter im Vergleich zu den übrigen Jahren des Simulationszeitraums nicht vollständig ausgetauscht wird.

Die beschriebenen Auswirkungen der FPV-Bedeckung auf die Wassertemperatur beeinflussen auch das Algenwachstum. Wichtiger dürfte aber die Veränderung der Lichteinstrahlung sein, die im Bereich der Bedeckung die Photosynthese vollständig verhindert. Die Modellergebnisse zeigen je nach Bedeckungsgrad eine mehr oder weniger starke Abnahme der Konzentrationen an Chlorophyll a im Epilimnion. Im Szenario mit einer Bedeckung von 45 % wird die Frühjahrsblüte um einige Wochen nach hinten verschoben. Dabei ist aufgrund der Bedeckung mit großen räumlichen Konzentrationsunterschieden zu rechnen. Obwohl im bedeckten Bereich keine Photosynthese auftritt, sind dort trotzdem aufgrund der Verdriftung durch die Seeströmung geringe Algenkonzentrationen vorhanden.

Ein Vergleich der berechneten jährlichen Nettoprimärproduktion, also der gesamte Aufbau von Biomasse durch das Phytoplankton innerhalb eines Jahres, zeigt für eine FPV-Bedeckung von 10 % eine Abnahme im Bereich von 10-20 % und für eine Bedeckung von 45% eine Abnahme im Bereich von 50-60 %. Diese Werte gelten sowohl für den 13 m tiefen aus auch für den 40 m tiefen See, da für die Primärproduktion nur die lichtdurchfluteten, oberen Meter der Wassersäule eine Rolle spielen. Bei den Modellszenarien mit erhöhtem Nährstoffeintrag fällt die Abnahme der Primärproduktion leicht geringer aus. Da die Nährstoffe über die Zuflüsse in die unbedeckte Flachwasserzone gelangen, können sie bereits dort unbeeinflusst von den FPV für die Primärproduktion verwendet werden.

Mit geringerer Primärproduktion steigt die Sichttiefe eines Gewässers, da die Lichtabschattung durch das Phytoplankton abnimmt. In den FPV-Modellszenario wurde mit einem Bedeckungsgrad von 10 % bzw. 45 % ein Anstieg der Sichttiefe im Sommer um einige Dezimeter bzw. einen Meter berechnet. Da die Lichtextinktion von den vorherrschenden Algenarten abhängt, sind diese Ergebnisse als exemplarisch zu betrachten und können je nach See davon abweichen. Nicht auszuschließen ist, dass derartige Änderungen der Sichttiefe weitere Folgewirkungen nach sich ziehen, wie z. B. ein Wechsel vom phytoplanktondominierten Zustand zum makrophytendominierten Zustand (Hilt et al. 2006).

Veränderungen bei der Primärproduktion haben direkten Einfluss auf die Sauerstoffverhältnisse eines Sees. Zum einen wird bei der Photosynthese Sauerstoff produziert, zum anderen werden abgestorbene Algen unter Sauerstoffverbrauch mineralisiert. Beide Prozesse nehmen bei einer geringeren Primärproduktion durch die FPV-Bedeckung ab. Im Epilimnion werden somit geringere Übersättigungen erzielt, während im Hypolimnion die Sauerstoffzehrung durch die Mineralisierung abnimmt. Im Hypolimnion wirkt dem die verringerte vertikale Durchmischung

entgegen, die die Auffrischung der Sauerstoffreserven im Tiefenwasser vermindert. Welche Effekte dominieren hängt auch von der Seetiefe ab. In den Modellszenarien des 13 m tiefen Sees liegen die Sauerstoffkonzentrationen mit 45 % Bedeckung in den Sommermonaten um einige mg/l über denen ohne FPV. Im 40 m tiefen See hingegen nehmen die Konzentrationen im Tiefenwasser im Vergleich zur Situation ohne FPV ab. Besonders deutlich wird dies im Winter 2019/2020 mit unvollständiger Durchmischung, da dies auch die Konzentrationen während der Stagnationsperiode des Folgejahrs betrifft. Im gesamten Jahr 2020 liegen die Konzentrationen im Tiefenwasser um mehrere mg/l unter denen im Szenario ohne FPV.

Die vorherrschenden Sauerstoffkonzentrationen sind ein wichtiger Einflussfaktor für die Prozesse der Nährstoffkreisläufe. Daher gehen mit den beschriebenen Änderungen beim Sauerstoff auch Auswirkungen auf die Nährstoffkreisläufe einher. Wie diese ausfallen, lässt sich allerdings nicht allgemeingültig prognostizieren, da die ablaufenden Prozesse von See zu See individuell sind. Die Ergebnisse der Modellszenarien zeigen nur eine mögliche Variante der Folgewirkungen der FPV auf die Phosphor- und Stickstoffkreisläufe von Seen.

Generell ist der Eintrag von Phosphor aus dem Epilimnion ins Hypolimnion aufgrund der Abnahme der Primärproduktion mit FPV verringert. Je nach See können allerdings veränderte Sauerstoffkonzentrationen und Durchmischung eine größere Rolle spielen. Liegt in einem See eine Abhängigkeit zwischen Sauerstoffkonzentration und Phosphorrücklösung aus dem Sediment vor, so wird die Rücklösung mit FPV in flacheren Seen mit eher höheren Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion abnehmen, während sie in tieferen Seen mit verringerter Durchmischung und geringeren Sauerstoffkonzentrationen zunimmt. Bei Seen, in denen diese Abhängigkeit nicht besteht und in denen die Phosphorrücklösung hauptsächlich aus dem Diffusionsfluss aus tiefen Sedimentschichten gespeist wird, dürften keine relevanten Auswirkungen auf die Phosphorrücklösung durch die Nutzung von FPV feststellbar sein. Ist dagegen in einem See nur der frisch sedimentierte Anteil an Biomasse relevant für die Phosphorrücklösung, so nimmt diese durch die Bedeckung mit FPV ab. Zwischen diesen exemplarisch beschriebenen Fällen sind Abstufungen möglich. Abhängig vom Seetyp ist also sowohl eine Zu- als auch eine Abnahme der Phosphorkonzentrationen möglich. Eine Abschätzung der Auswirkungen der FPV auf den Phosphorkreislauf eines Sees kann nur dann erfolgen, wenn die relevanten Prozesse im See bekannt sind.

Der Stickstoffkreislauf eines Sees ist eng gekoppelt an die Sauerstoffverhältnisse. Bei sauerstofffreien Verhältnisse wird Nitrat im Rahmen der Denitrifikation gezehrt und bei der Mineralisierung von Biomasse entstehendes Ammonium akkumuliert. Bei hohen Sauerstoffkonzentrationen wird Ammonium zu Nitrat umgewandelt. Beim im Modell betrachteten, flacheren See nehmen mit FPV-Nutzung die Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion zu, was zu einer Abnahme der Ammonium- und einer Zunahme der Nitratkonzentrationen im Hypolimnion im

Vergleich zur Situation ohne FPV führt. Umgekehrt nehmen in den Modellszenarien zum 40 m tiefen See aufgrund der geringeren Sauerstoffkonzentrationen Ammonium zu und Nitrat ab. Die schwache Durchmischung im Winter 2019/2020 im tiefen See im Szenario mit 45 % Bedeckung führt dazu, dass die Ammoniumkonzentrationen im Folgejahr im Tiefenwasser dauerhaft höher bleiben. Dies gilt analog für alle reduzierten Substanzen, die sich unter sauerstofffreien Verhältnissen akkumulieren und kann im schlimmsten Fall zur Ausbildung eines Monimolimnions führen.

In den für beide Seetypen beschriebenen Auswirkungen auf die Stickstoffprozesse ändert sich die Gesamtstickstoffkonzentration im See nicht. Eine langfristige Zu- oder Abnahme der seeweiten Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen durch FPV konnte in beiden Beispielseen nicht festgestellt werden.

Die Ergebnisse der Modellstudie zeigen auf, dass aufgrund der engen Wechselwirkungen der im Ökosystem See ablaufenden Prozesse die Nutzung von FPV vielschichtige Auswirkungen mit sich bringen. Die Folgewirkungen auf die Wärmeaustauschprozesse, die Temperatur- und Schichtungsverhältnisse sowie die Primärproduktion und den Sauerstoffhaushalt lassen sich mit den Modellen klar identifizieren und auch quantifizieren. Bei komplexeren Vorgängen, wie z. B. den Nährstoffkreisläufen, müssen hingegen die Gegebenheiten des betreffenden Sees in die Analyse mit einbezogen werden. Dies wird insbesondere dann relevant, wenn mit negativen Auswirkungen zu rechnen ist, z. B. durch ein ohnehin schwaches Durchmischungsverhalten oder kritische Nährstoffkonzentrationen. Generell kann eine Bewertung, ob die Folgewirkungen der FPV-Nutzung einen negativen, vernachlässigbaren oder gewünschten Effekt mit sich bringen, ebenfalls nur im Kontext des betreffenden Sees vorgenommen werden.

**LITERATURVERZEICHNIS**

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

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

Gächter, R., Wehrli, B. (1998): Ten Years of Artificial Mixing and Oxygenation: No Effect on the Internal Phosphorus Loading of Two Eutrophic Lakes. *Environ. Sci. Technol.* 1998, 32, 3659-3665

Gächter, R., Müller, B. (2003): Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. *Limnol. Oceanogr.*, 48(2), 2003, 929–933

Hilt, S., Gross, E. M., Hupfer, M., Morscheid, H., Mahlmann, J., Melzer, A., Poltz, J., Sandrock, S., Scharf, E. M., Schneider, S. und de Weyer, K. V. (2006): Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes – A guideline and state of the art in Germany. *Limnologica* 36 (3), 2006, 155-171

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>

Moosmann, L., Gächter, R., Müller, B., Wüest, A. (2006): Is phosphorus retention in autochthonous lake sediments controlled by oxygen or phosphorus? *Limnol. Oceanogr.* 51(1, part 2), 2006, 763–771

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