

# **Limnologische Untersuchungen Erweiterung des Baggersees im Stadtwald Radolfzell**



BÜRO FÜR GEWÄSSERKUNDE  
UND LANDSCHAFTSÖKOLOGIE  
KLAUS- JÜRGEN BOOS

erstellt von:  
Klaus-Jürgen Boos (Dipl. Geogr.)  
Saarbrücken,  
Januar 2024

Ziehrerstraße 11  
66130 Saarbrücken  
Telefon: (0681) 872962

Telefax: (0681) 872962  
E-Mail: [BGL.Boos@ t-online.de](mailto:BGL.Boos@t-online.de)  
Internet: [www.bgl-boos.de](http://www.bgl-boos.de)

# **Inhaltsverzeichnis**

<b>1</b>	<b><u>EINLEITUNG.....</u></b>	<b>4</b>
<b>2</b>	<b><u>QUALITÄTSZIELE UND GÜTEANFORDERUNGEN FÜR STILLGEWÄSSER.....</u></b>	<b>5</b>
2.1	NÄHRSTOFFGEHALTE .....	5
2.2	SAUERSTOFFGEHALTE .....	5
2.3	CHLOROPHYLLGEHALTE .....	6
2.4	CYANOBAKTERIEN .....	6
2.5	SICHTTIEFE .....	7
<b>3</b>	<b><u>MORPHOLOGISCHE UND HYDRAULISCHE KENNWERTE DER UNTERSUCHTEN VIER VARIANTEN .....</u></b>	<b>8</b>
3.1	MORPHOLOGISCHE KENNWERTE.....	8
3.1.1	SEEMORPHOLOGIE ISTZUSTAND.....	8
3.1.2	SEEMORPHOLOGIE NULLFALL .....	11
3.1.3	SEEMORPHOLOGIE REKULTIVIERUNGSPLANUNG 2006 .....	13
3.1.4	SEEMORPHOLOGIE PLANFALL .....	15
3.2	WASSERHAUSHALT DES BAGGERSEES.....	17
<b>4</b>	<b><u>EXTERNE EINFLUSSGRÖßEN DURCH DIE LANDNUTZUNG.....</u></b>	<b>18</b>
<b>5</b>	<b><u>EXTERNE BELASTUNGEN DURCH DEN GRUNDWASSERWASSERZUFLUSS.....</u></b>	<b>19</b>
5.1	GRUNDWASSERFLIEßRICHTUNG .....	19
5.2	BESCHAFFENHEITSKENNWERTE DES GRUNDWASSERS IM SEEUMFELD.....	19
5.3	PRIMÄRE STOFFWECHSEL- UND REAKTIONSPROZESSE .....	23
5.3.1	PROZESSE MIT EINEM MODERATEN EINFLUSS AUF DAS EUTROPHIERUNGSGESCHEHEN ODER LEICHTEM PHOSPHORRÜCKHALT .....	23
5.3.2	AD- UND DESORPTIONSVORGÄNGE AN DEN SANDEN UND KIESEN (P3A & P3B).....	23
5.3.3	STEUERUNGSWIRKUNG BIOCHEMISCHER PROZESSE AUF DIE GRUNDWASSERBESCHAFFENHEIT .....	24
5.4	AUSWIRKUNGEN DER STOFFWECHSELPROZESSE IM GRUNDWASSER FÜR DIE WASSERBESCHAFFENHEIT DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS .....	25
5.4.1	OXIDATIONSZUSTAND UND PRIMÄRE BIOCHEMISCHE PROZESSE DES GRUNDWASSERS IM ZUSTROMBEREICH.....	25
5.4.2	NÄHRSTOFFGEHALTE (P UND N).....	26
5.4.3	CARBONATHÄRTE UND PUFFERUNGSKAPAZITÄT .....	27
5.4.4	TEMPERATUR UND LEITFÄHIGKEIT SOWIE WEITERE PARAMETER.....	27
<b>6</b>	<b><u>GÜTEZUSTAND DES BAGGERSEES.....</u></b>	<b>29</b>
6.1	UNTERSUCHUNGSUMFANG .....	29
6.2	WASSERBESCHAFFENHEIT .....	30
6.2.1	TEMPERATURHAUSHALT UND GEWÄSSERSCHICHTUNG .....	30
6.2.2	SAUERSTOFFHAUSHALT .....	32
6.2.3	LEITFÄHIGKEITSWERTE.....	34
6.2.4	VERTEILUNG AUSGESUCHTER IONEN .....	36
6.2.5	NÄHRSTOFFHAUSHALT UND BIOMASSE.....	39
6.2.5.1	Phosphorgehalte und Phosphatfällungsvermögen.....	39
6.2.5.2	Stickstoffgehalte.....	40
6.2.5.3	Weitere Indikatorwerte zur Beurteilung des Nährstoffhaushaltes.....	41
6.3	BESIEDLUNGSBILD DER BODENLEBENDEN GEWÄSSERORGANISMEN (MAKROZOOBENTHOS).....	41
6.4	VERBREITUNG DER SUBMERSEN MAKROPHYTEN .....	44

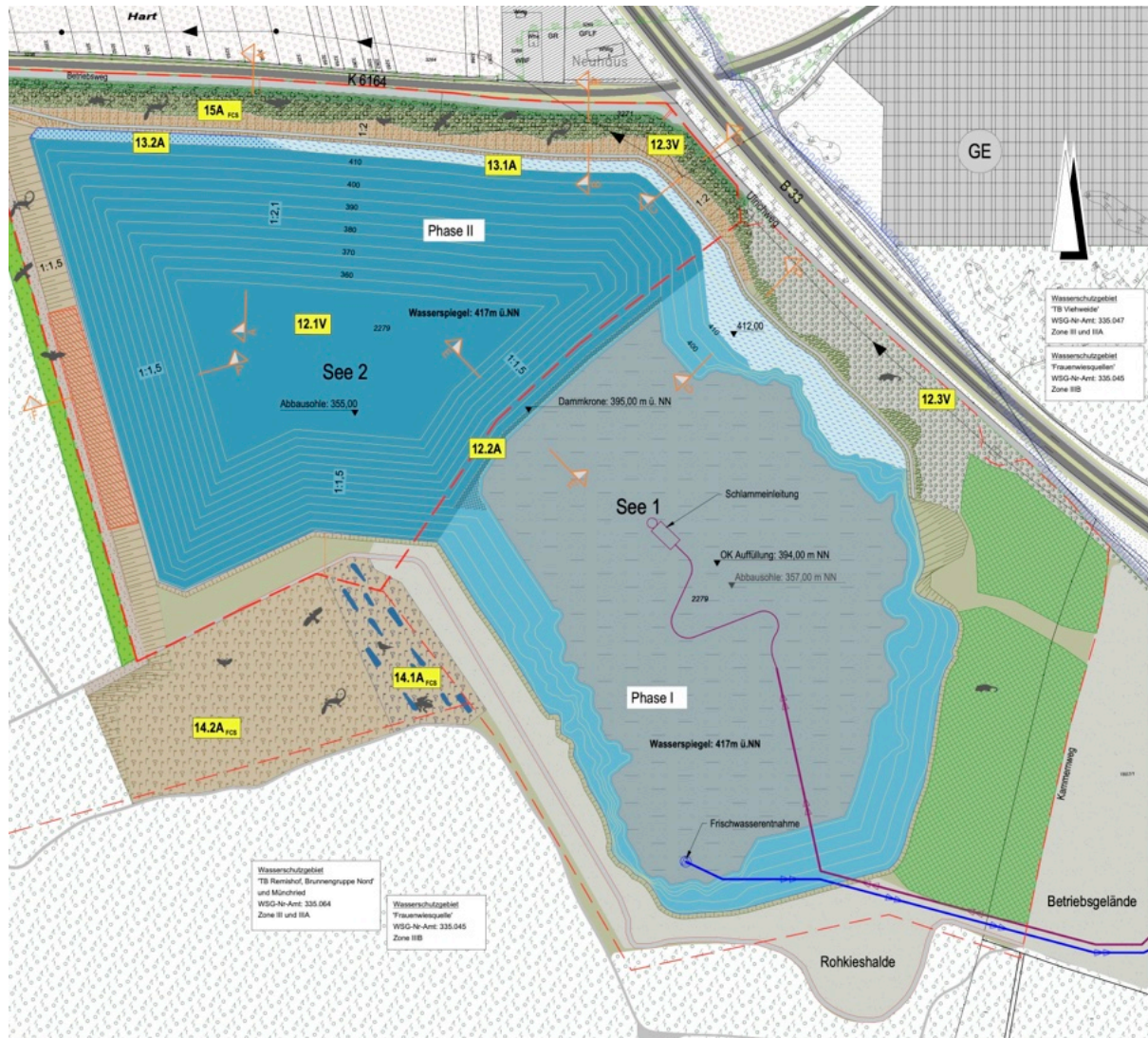
6.5	BESIEDLUNGSBILD DES PHYTOPLANKTONS .....	46
6.6	SEDIMENTBESCHAFFENHEIT DES SEES .....	46
6.7	BESCHAFFENHEIT DER KIESE UND SANDE AUS DER KIESWASCHWASSERRÜCKLEITUNG UND MÖGLICHES BELASTUNGSPOTENTIAL FÜR DEN SEE .....	47
6.8	ZUSAMMENFASSENDE BESCHREIBUNG DES GEWÄSSERZUSTANDES .....	49
<b>7</b>	<b><u>GRUNDWASSER-SEEWASSER AUSTAUSCHPROZESSE .....</u></b>	<b>51</b>
7.1	TEMPERATURLÄNGSPROFILE.....	51
7.2	LEITFÄHIGKEITSWERTE IM LÄNGSPROFIL .....	53
<b>8</b>	<b><u>PROGNOSE DER VORHABENSBEDINGTEN AUSWIRKUNGEN AUF DIE WASSERBESCHAFFENHEIT DES SEES.....</u></b>	<b>55</b>
8.1	METHODIK .....	55
8.1.1	PROGNOSEMODELL UND MODELLKONSTANTEN.....	55
8.1.2	INPUTDATEN .....	57
8.1.2.1	Meteorologie.....	57
8.1.2.2	Hydraulische Anbindung des Sees an das Grundwasser.....	58
8.1.2.3	Beschaffenheitskennwerte des Grundwasserzuflusses.....	59
8.1.2.4	Zehrungsrate des Sediments .....	60
8.1.3	DARSTELLUNG DER PROGNOSEERGEBNISSE .....	61
8.2	ISTZUSTAND .....	62
8.2.1	TEMPERATURHAUSHALT IM ISTZUSTAND .....	63
8.2.2	SAUERSTOFFHAUSHALT IM ISTZUSTAND.....	66
8.2.3	NÄHRSTOFFSITUATION (PHOSPHORGEHALT) IM ISTZUSTAND.....	69
8.2.4	CHLOROPHYLL-A GEHALTE IM ISTZUSTAND.....	73
8.2.5	CYANOBAKTERIEN (BLAUALGEN) IM ISTZUSTAND .....	75
8.2.6	SICHTTIEFENWERTE IM ISTZUSTAND.....	76
8.2.7	NITRATBELASTUNG DES SEEWASSERS IM ISTZUSTAND.....	78
8.2.8	ZUSAMMENFASSENDE BEURTEILUNG DER MODELLGENAUIGKEIT.....	80
8.3	VARIANTENPRÜFUNG .....	81
8.3.1	TEMPERATURHAUSHALT .....	81
8.3.2	PRÜFUNG DES DURCHMISCHUNGSVERHALTENS MIT EINEM VIRTUELLEN TRACER .....	86
8.3.3	SAUERSTOFFHAUSHALT .....	88
8.3.4	NÄHRSTOFFSITUATION (PHOSPHORGEHALT) .....	92
8.3.5	CHLOROPHYLL-A GEHALTE .....	95
8.3.6	CYANOBAKTERIEN (BLAUALGEN).....	97
8.3.7	SICHTTIEFENWERTE .....	99
8.3.8	NITRATBELASTUNG .....	100
<b>9</b>	<b><u>VORHABENSBEDINGTE AUSWIRKUNGEN AUF DAS GRUNDWASSER.....</u></b>	<b>103</b>
9.1	GRUNDWASSERNEUBILDUNGSRATE .....	103
9.2	NITRATBELASTUNG DES GRUNDWASSERS .....	105
9.3	ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG DER VORHABENSBEDINGTEN AUSWIRKUNGEN AUF DIE WASSERSCHUTZGEBIETE.....	107
<b>10</b>	<b><u>ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG PLANUNGSBEDINGTER AUSWIRKUNGEN AUF DEN ZUSTAND DES BAGGERSEES UND DES ABSTROMIGEN GRUNDWASSERS.....</u></b>	<b>108</b>
<b>11</b>	<b><u>OPTIMIERUNGSVORSCHLÄGE .....</u></b>	<b>110</b>
11.1	ERHÖHUNG DES TRENNDAMMES ZWISCHEN SEE 1 UND SEE 2 .....	110
11.2	FOLGENUTZUNG DES SEES MIT OPTIMIERUNGSPOTENTIAL FÜR DIE GEWÄSSERGÜTE .....	111

11.2.1	SPV-ANLAGE.....	111
11.2.2	SEETHERMISCHE NUTZUNG IN VERBINDUNG MIT STEUERUNGSMÖGLICHKEITEN ZUR GÜTESICHERUNG .....	113
<b>12</b>	<b><u>ZUSAMMENFASSUNG .....</u></b>	<b><u>115</u></b>
<b>13</b>	<b><u>ABBILDUNGSVERZEICHNIS .....</u></b>	<b><u>118</u></b>
<b>14</b>	<b><u>TABELLENVERZEICHNIS.....</u></b>	<b><u>121</u></b>
<b>15</b>	<b><u>LITERATURVERZEICHNIS .....</u></b>	<b><u>123</u></b>



# 1 Einleitung

Die Meichle & Mohr GmbH plant die in der Abbildung 1.1 dargestellte Erweiterung (=Phase 2) des bestehenden Nassabbaus im Radolfzeller Stadtwald (=Phase 1).



**Abbildung 1.1: Lage der geplanten Erweiterungsfläche (Phase 2) im Anschluss an die genehmigte Abbaufäche (Phase 1). Unterlagen Eberhard Landschaftsarchitekten 2024**

Der vorliegende Bericht erarbeitet die erforderlichen limnologischen und gewässerökologischen Unterlagen für die geplante Erweiterung (Phase 2) des Baggersees im Stadtwald Radolfzell Gemarkung Singen der Meichle & Mohr GmbH. Die zugrunde gelegten Gewässergütedaten (See- und Grundwasser) wurden im Zeitraum 2009-2023 erhoben.

Gegenstand der Studie ist die Darstellung der Gewässergüte des Sees im Istzustand entsprechend den Vorgaben des Leitfadens Kiesgewinnung und Wasserwirtschaft (LfU 2004a, S. 64 ff: PF-UVU-N) sowie eine Prognose der Güteentwicklung für die in Kapitel 3 beschriebenen vier Varianten.

## 2 Qualitätsziele und Güteanforderungen für Stillgewässer

Das Gütebild eines Sees wird maßgeblich von den Nährstoffkonzentrationen und der dazu in einer Wechselwirkung stehenden Qualität des Sauerstoffhaushaltes bestimmt. Hier soll daher zunächst dargestellt werden, in welchem Umfang eine Belastung durch Nährstoffe toleriert werden kann und wie sich die Nährstoffzufuhr auf die Flächenbelastung und den trophischen Zustand eines Sees auswirkt.

Baggerseen, die wie das Untersuchungsgewässer

- eine Wassertiefe von mehr als 10 m aufweisen und
- weder an Fließgewässer angebunden sind noch im Überflutungsbereich eines großen Fließgewässers liegen,

sollten zumindest über einen mesotrophen Status verfügen.

### 2.1 Nährstoffgehalte

Durch die Zufuhr von Nährstoffen kann es zu einer Verschlechterung der Wasserqualität kommen, insbesondere dann, wenn die Nährstoffbelastung des Gewässers einen gewissen Schwellenwert überschreitet. Eine besondere Relevanz hat dabei der Nährstoff Phosphor, der unter natürlichen, vom Menschen unbeeinflussten Bedingungen nur in sehr geringen Konzentrationen vorliegt und somit das Algenwachstum limitiert.

Starkes Algenwachstum führt immer auch zu einer Belastung des Sauerstoffhaushaltes, da für die Mineralisierung des Algendetritus ein hoher Sauerstoffbedarf notwendig ist. Die durch die Photosynthese gebildete organische Substanz aus Algenbiomasse stellt somit ein Reduktionsmittel dar, das den Stoffhaushalt von Stillgewässern stark beeinflussen kann und auch redoxsensitive Nährstofffreisetzungen aus dem Sediment begünstigt.

Als Grundlage für die trophische Einstufung des Gewässers auf der Basis der Phosphorgehalte dienen die folgenden Zuordnungsgrößen, wobei ein mesotropher Referenzzustand zugrunde gelegt wird:

Gesamt-Phosphor								
		Oligotroph	Mesotroph		Eutroph		Polytroph	Quelle
Zirkulation	[µg/l]	< 15	15 - 45		45 - 150		> 150	LfU 2004
	[mg/l]	< 0,015	0,015 - 0,045		0,045 - 0,150		> 0,150	
		Oligo- troph	Meso- troph 1	Meso- troph 2	Eutroph 1	Eutroph 2	Poly- troph 1	LAWA 2014*
Saison- mittelwerte	[µg/l]	4-11	12-18	20-31	35-53	58-89	99-150	
	[mg/l]	0,004-0,011	0,012-0,018	0,020-0,031	0,035-0,053	0,058-0,089	0,099-0,150	
Zirkulation	[µg/l]	3-10	11-18	20-32	36-57	64-102	114-181	
	[mg/l]	0,003-0,010	0,011-0,018	0,020-0,032	0,036-0,057	0,064-0,102	0,114-0,181	

\* Werte für geschichtete Seen des Alpenvorlandes, der Alpen und der Mittelgebirge

### 2.2 Sauerstoffgehalte

Der Sauerstoffhaushalt steht in einem direkten Bezug zur Nährstoffbelastung und Biomasseentwicklung, er beeinflusst maßgeblich das Besiedlungsbild eines Sees. In eingeschichte-

ten Seen kann die relative Mächtigkeit der sauerstoffarmen ( $< 2 \text{ mg/l O}_2$ ) Wasserschicht über Grund im Verhältnis zur Gesamttiefe als Trophieindikator herangezogen werden (LfU 2004). Bei einem mesotrophen Gewässerstatus, der als Zielgröße für das Untersuchungs-gewässer gilt, beträgt diese Schicht 10 - 30 % der maximalen Seetiefe. In der OGEV (2016) oder der LAWA (2014) hingegen existieren für den Sauerstoffhaushalt kein Orientierungs- oder Zielwerte.

	Oligotroph	<b>Mesotroph</b>	Eutroph	Polytroph	Quelle
Anteil der O <sub>2</sub> -freien Schicht in %	0-10	<b>10-30</b>	>30	>>30	LfU 2004

## 2.3 Chlorophyllgehalte

Auch der Parameter Chlorophyll-a Gehalt bietet eine wichtige Beurteilungsgrundlage für den Trophiestatus eines Gewässers. Als Bezugsgrößen für die trophische Einstufung dienen die im Folgenden angegebenen Werte, wobei ein mesotropher Referenzzustand zugrunde gelegt wird:

<b>Chlorophyll-a</b>							
	Oligotroph		<b>Mesotroph</b>	Eutroph		Polytroph	Quelle
Stagnation [ $\mu\text{g/l}$ ]	< 4		<b>4 - 12</b>	12 - 35		>35	LfU 2004
	Oligo-troph	Meso-troph 1	<b>Meso-troph 2</b>	Eutroph 1	Eutroph 2	Poly-troph 1	
Saisonmittel [ $\mu\text{g/l}$ ]	0,9-3,0	3,4-5,4	<b>6,0-9,6</b>	11-17	19-31	35-56	LAWA 2014*

\* Werte für geschichtete Seen des Alpenvorlandes, der Alpen und der Mittelgebirge

## 2.4 Cyanobakterien

Obwohl die oft als Blaualgen bezeichneten Cyanobakterien taxonomisch nicht zu den Algen gehören, bevorzugen sie ähnliche Milieubedingungen wie Algen, so dass in algenreichen Seen immer auch Massenentwicklungen von Cyanobakterien möglich sind. In der EU-Badegewässerrichtlinie (2006) wird die Belastung durch Cyanobakterien thematisiert, es gibt aber weder in dieser noch in der Badegewässerverordnung Baden-Württembergs konkrete Grenzwerte für Cyanobakterien. Daher werden im Folgenden die Empfehlungswerte des UBA (2015) für die Einstufung der Wasserbeschaffenheit von Badegewässern zur Beurteilung der vorhabensbedingten Auswirkungen auf die Cyanobakterienentwicklung herangezogen:

<b>Warnstufe UBA (2015)</b>	<b>Cyanobakterien Chl-a</b>		<b>Cyanobakterienbiomasse</b>
Wasserbeschaffenheit Badegewässerqualität	< 5 $\mu\text{g/L}$	$\leftrightarrow$	< 1 $\text{mm}^3/\text{L}$
Warnstufe 1	5 $\mu\text{g/L}$	$\leftrightarrow$	1 $\text{mm}^3/\text{L}$
Warnstufe 2	15 $\mu\text{g/L}$	$\leftrightarrow$	3 $\text{mm}^3/\text{L}$
Warnstufe 3	75 $\mu\text{g/L}$	$\leftrightarrow$	15 $\text{mm}^3/\text{L}$

## 2.5 Sichttiefe

Die verstärkte biologische Aktivität in einem belasteten See verursacht vor allem infolge der Algenentwicklung eine deutliche Gewässertrübung, die ebenfalls als Maßstab für die Bestimmung des Trophiestatus genutzt werden kann.

Sofern Trübungseffekte auch durch die Kiesgewinnung oder die mit dem Kieswaschwasser eingetragenen Feinmineralien entstehen, ist der Indikatorwert der Sichttiefe allerdings eingeschränkt, da die mineralische Trübung kein Sekundäreffekt der Eutrophierung ist. Als Bezugsgrößen für die trophische Einstufung dienen die im Folgenden wiedergegebenen Werte. Als Referenz gilt wiederum der mesotrophe Zustand.

<b>Sichttiefe</b>							
	Oligotroph	<b>Mesotroph</b>		Eutroph		Polytroph	Verfahren/Quelle
Stagnation [m]	> 5	> 2		< 2		< 1	LfU 2004
	Oligo-troph	Meso-troph 1	<b>Meso-troph 2</b>	Eutroph 1	Eutroph 2	Polytroph 1	
Saisonmittel [m]	8,9-4,7	4,4-3,4	<b>3,2-2,5</b>	2,3-1,8	1,7-1,3	1,2-0,93	LAWA 2014*

\* Werte für geschichtete Seen des Alpenvorlandes, der Alpen und der Mittelgebirge

### 3 Morphologische und hydraulische Kennwerte der untersuchten vier Varianten

Gegenstand des Berichtes sind die in der Tabelle 3.1 beschriebenen vier Varianten, die durch den Abgrabungsfortschritt und den Betriebszustand (in Auskiesung / stillgelegt) spezifiziert werden. Die Volumen- und Flächen-Angaben sind der Darstellung von Eberhard Landschaftsarchitekten (2024) entnommen.

**Tabelle 3.1: Morphologische Kennwerte der untersuchten Varianten**

	Bezeichnung	Abgrabungsfortschritt	Kiesgewinnung	Fläche [m <sup>2</sup> ]	Volumen [m <sup>3</sup> ]
1	Istzustand	<b>Derzeitige</b> Seeform	Ja / in Auskiesung	161.032	4.012.511
2	Nullfall	Seeform nach Beendigung der <b>genehmigten</b> Auskiesung	Nein / stillgelegt	172.494	5.402.047
3	Rekultivierung 2006	Seeform der <b>alten, genehmigten</b> Auskiesung	Nein / stillgelegt	209.636	4.814.250
4	Planfall	Seeform nach Beendigung der <b>geplanten</b> Auskiesung und Auffüllung von See 1 durch Feinmaterialien aus der Kieswäsche	Nein / stillgelegt	360.480	9.612.806

### 3.1 Morphologische Kennwerte

#### 3.1.1 Seemorphologie Istzustand

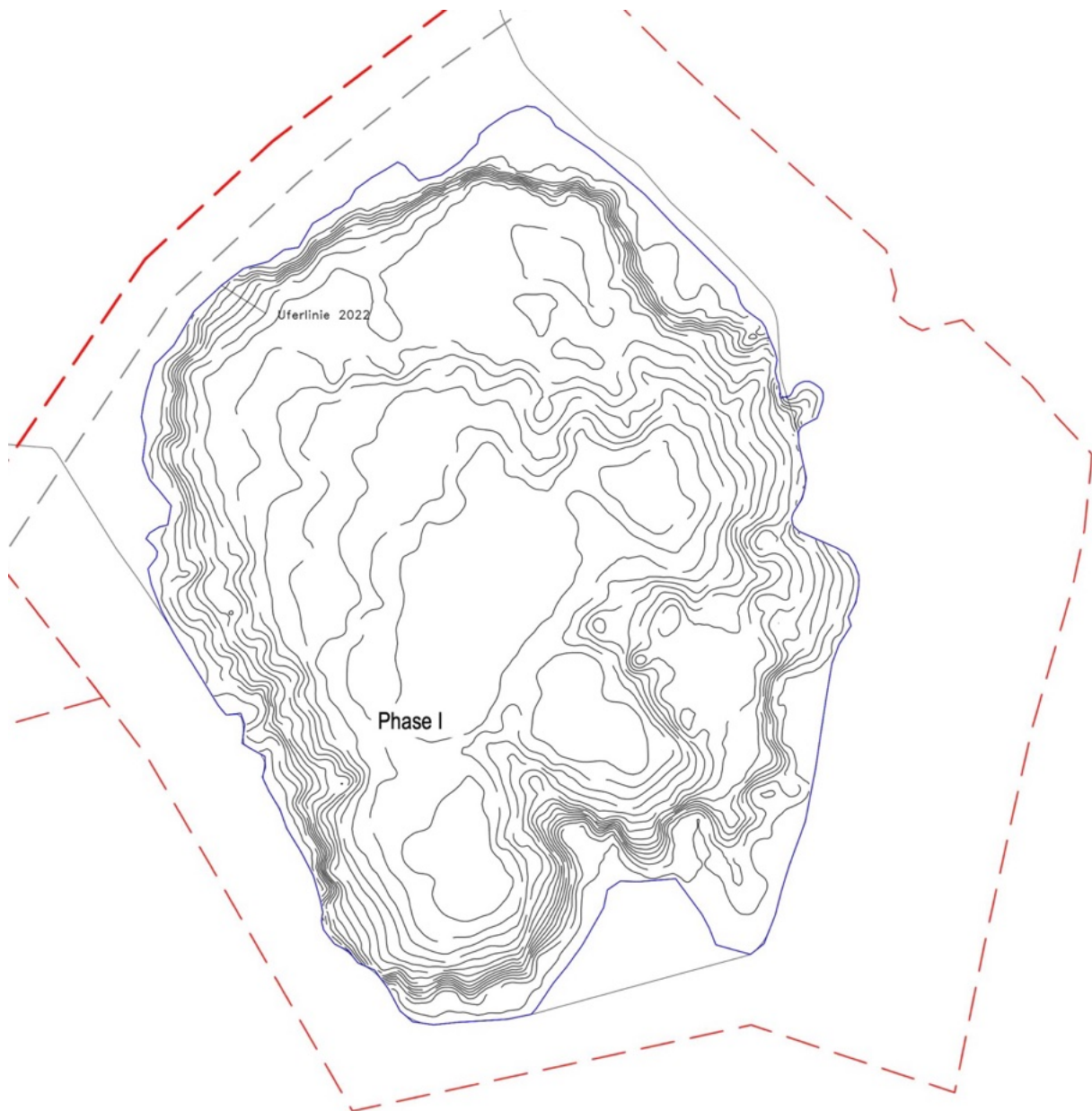
Die derzeitige Gewässermorphologie des Untersuchungsgewässers wurde im Jahr 2022 aufgenommen (vgl. Tabelle 3.2).

Der See wies zu diesem Zeitpunkt eine Seefläche von 16,1 ha auf. Die Abbausohle lag bei 377,5 m ü NN und die mittlere Wasserspiegellage bei 417,2 m ü NN.

**Tabelle 3.2: Morphologische Kennwerte des Untersuchungsgewässers im Istzustand (2022)**

Seesohle [m ü.NN]	ø Wasser- spiegel [m ü.NN]	Fläche [m <sup>2</sup> ]	Maxi- male Tiefe [m]	Mittlere Tiefe (ø) [m]	Tiefe 30% der Maxi- maltiefe [m ü.NN]	Volumen [m <sup>3</sup> ]	Volumen Tiefen- bereich (377,5- 389,4 m ü.NN) [m <sup>3</sup> ]
377,5	417,2	161.032	39,7	24,9	389,4	4.012.511	562.319

Die Seefläche und die Tiefenlinien des derzeit bestehenden Sees zeigt die Abbildung 3.1.

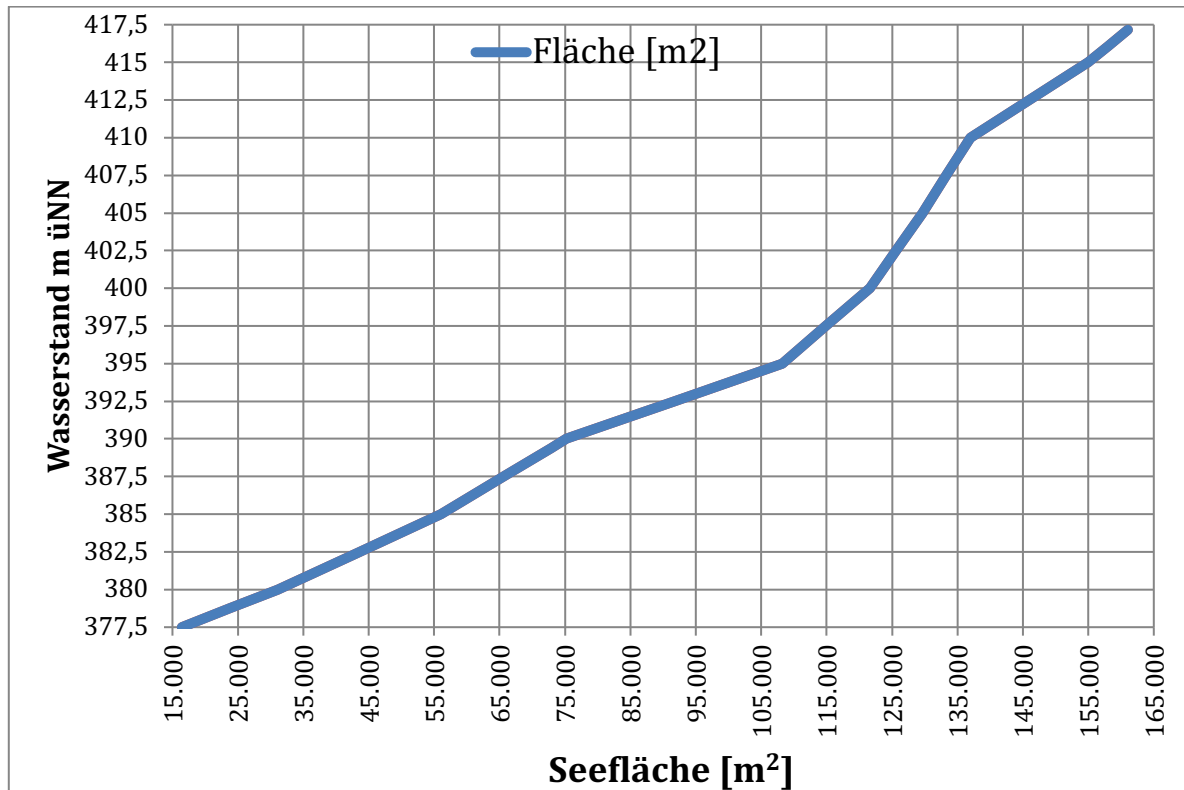


**Abbildung 3.1: Ausgestaltung des Seebeckens im Istzustand**

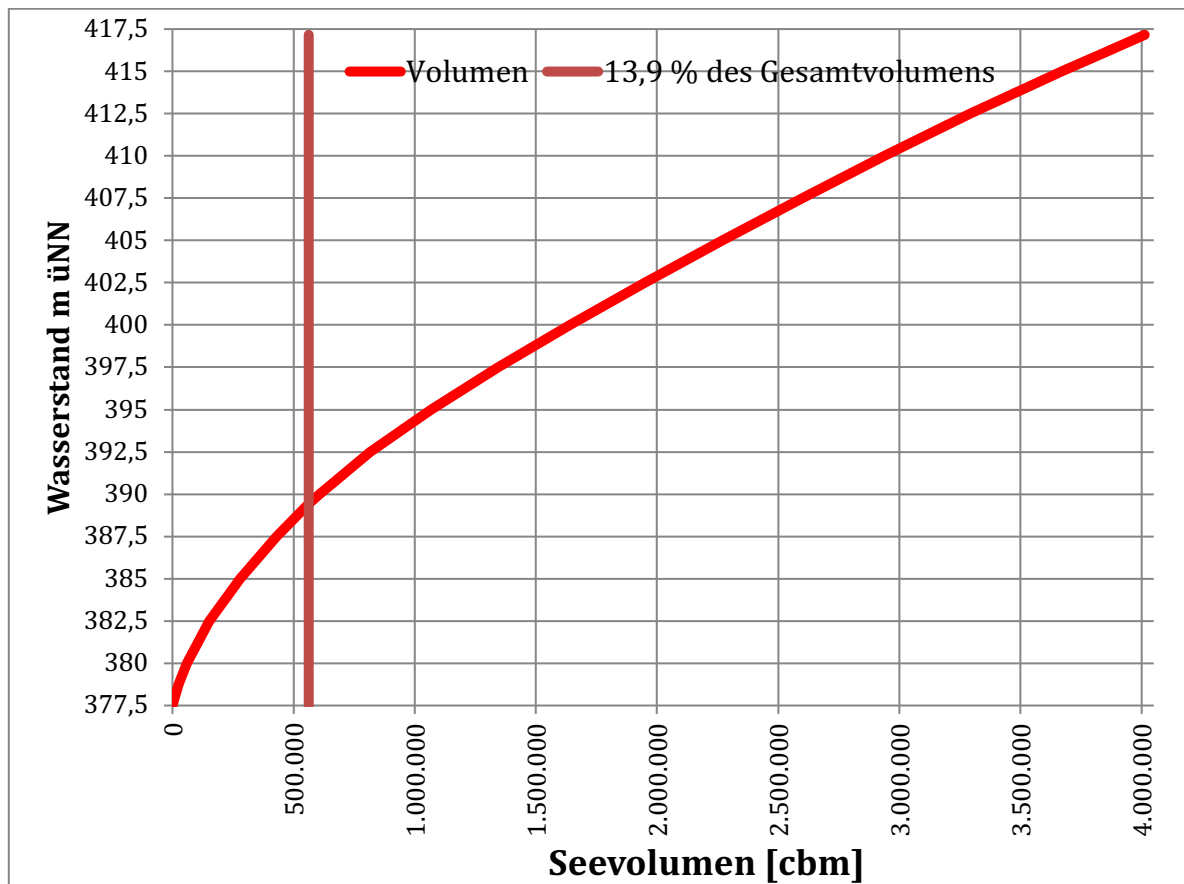
Flächenkurve und Volumenkurve des Istzustandes sind in Abbildung 3.2 und Abbildung 3.3 dargestellt. Der Volumenanteil des Sees unterhalb einer Wassertiefe von 28 m (= Wasserstand 389,4 m ü.NN) beträgt ca. 13,9 % des Gesamtvolumens.

Dieser Wasserkörper repräsentiert 30 % der maximalen Tiefe über Grund, nimmt aber nur ein vergleichsweise geringes Volumen von ein.





*Abbildung 3.2: Flächenkurve im Istzustand*



*Abbildung 3.3: Volumenkurve im Istzustand*

### 3.1.2 Seemorphologie Nullfall

Der Nullfall repräsentiert den Zustand, der nach Abschluss der bestehenden und genehmigten Auskiesung ohne Umsetzung des geplanten Vorhabens erreicht wird. Die diesbezüglichen morphologischen Kennwerte sind der Tabelle 3.3 zu entnehmen. Die Flächenausdehnung des Sees im Nullfall zeigt die Abbildung 3.4

**Tabelle 3.3: Morphologische Kennwerte des Sees im Nullfall**

Seesohle	ø Wasserspiegel	Fläche	Maximale Tiefe	Mittlere Tiefe (ø)	Tiefe 30% der Maximaltiefe	Volumen	Volumen Tiefenbereich (357-375,1 m ü.NN)
[m ü.NN]	[m ü.NN]	[m <sup>2</sup> ]	[m]	[m]	[m ü.NN]	[m <sup>3</sup> ]	[m <sup>3</sup> ]
357	417	172.494	60	31,3	375,1	5.402.047	558.583





## Morphologische und hydraulische Kennwerte der untersuchten Varianten

Abbildung 3.4: Flächenausdehnung des Sees im Nullfall

Flächen- und Volumenkurve sind in den folgenden beiden Abbildungen dargestellt. Der Volumenanteil des Sees unterhalb einer Wassertiefe von 42 m (= Wasserstand 375,1 m ü.NN) beträgt ca. 10,3 % des Gesamtvolumens und nimmt damit gegenüber dem Istzustand weiter ab.

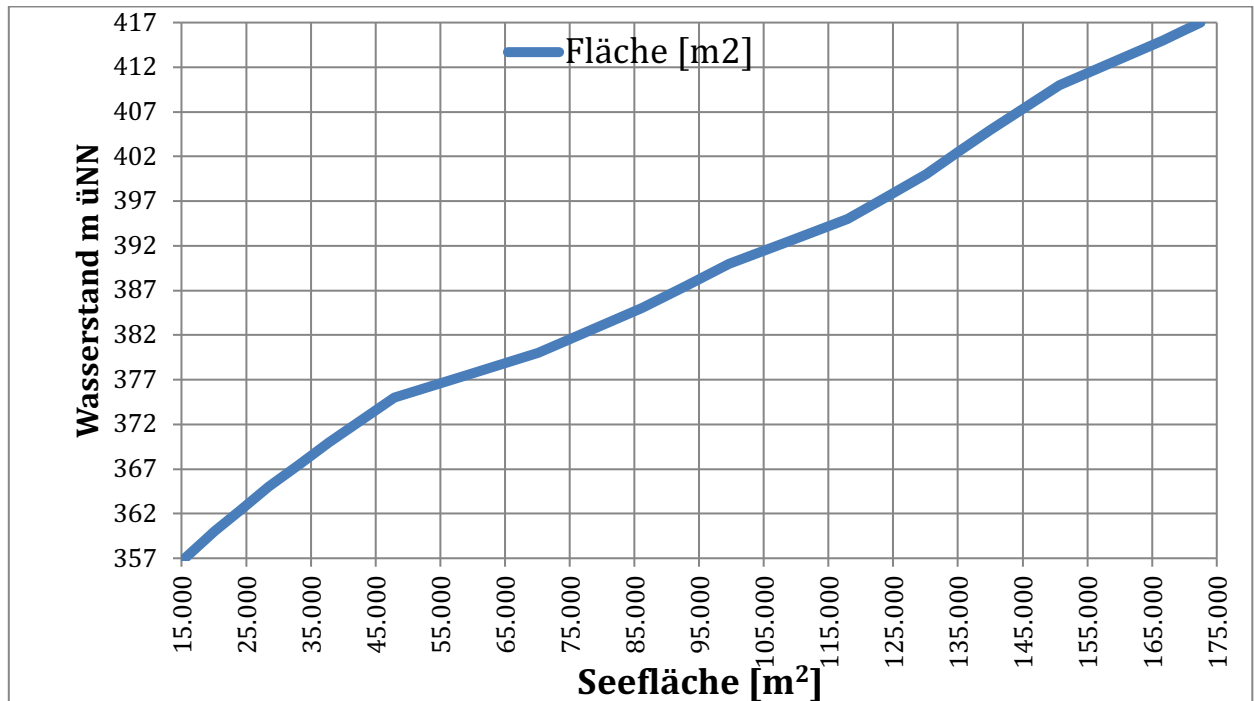


Abbildung 3.5: Flächenkurve des Untersuchungsgewässers im Nullfall

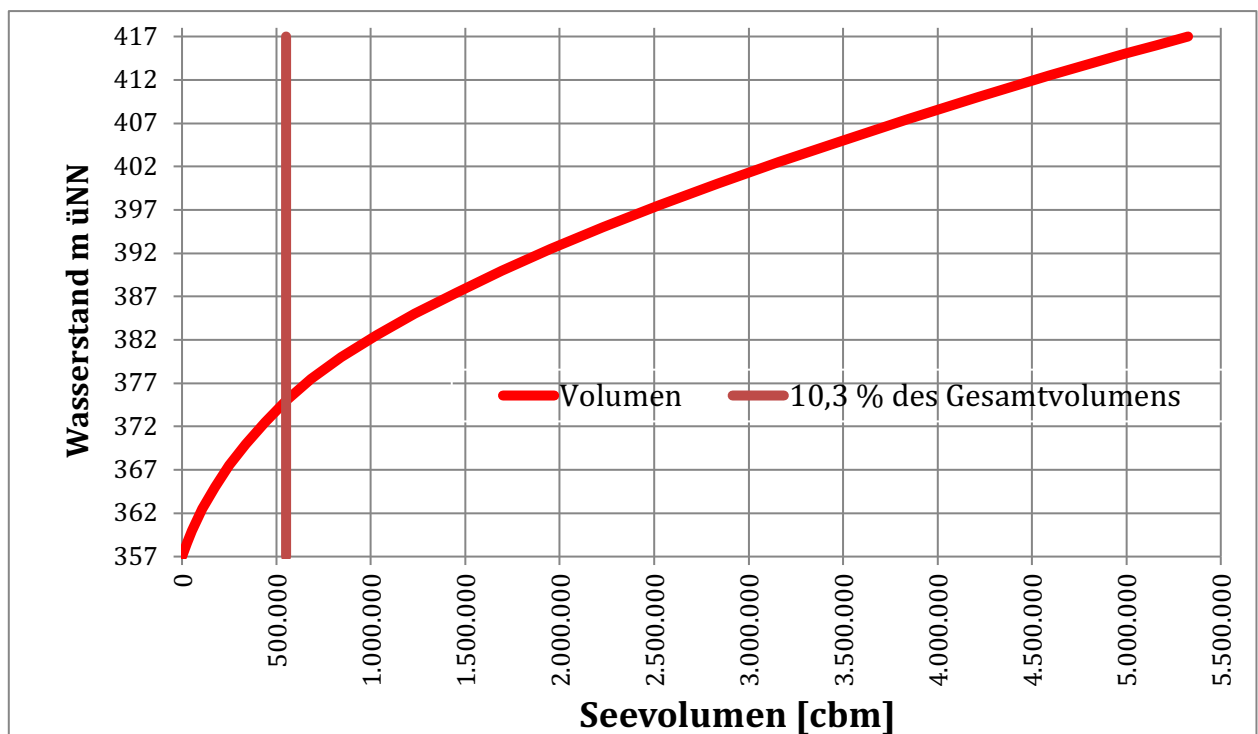


Abbildung 3.6: Volumenkurven des Untersuchungsgewässers im Nullfall



### Morphologische und hydraulische Kennwerte der untersuchten Varianten

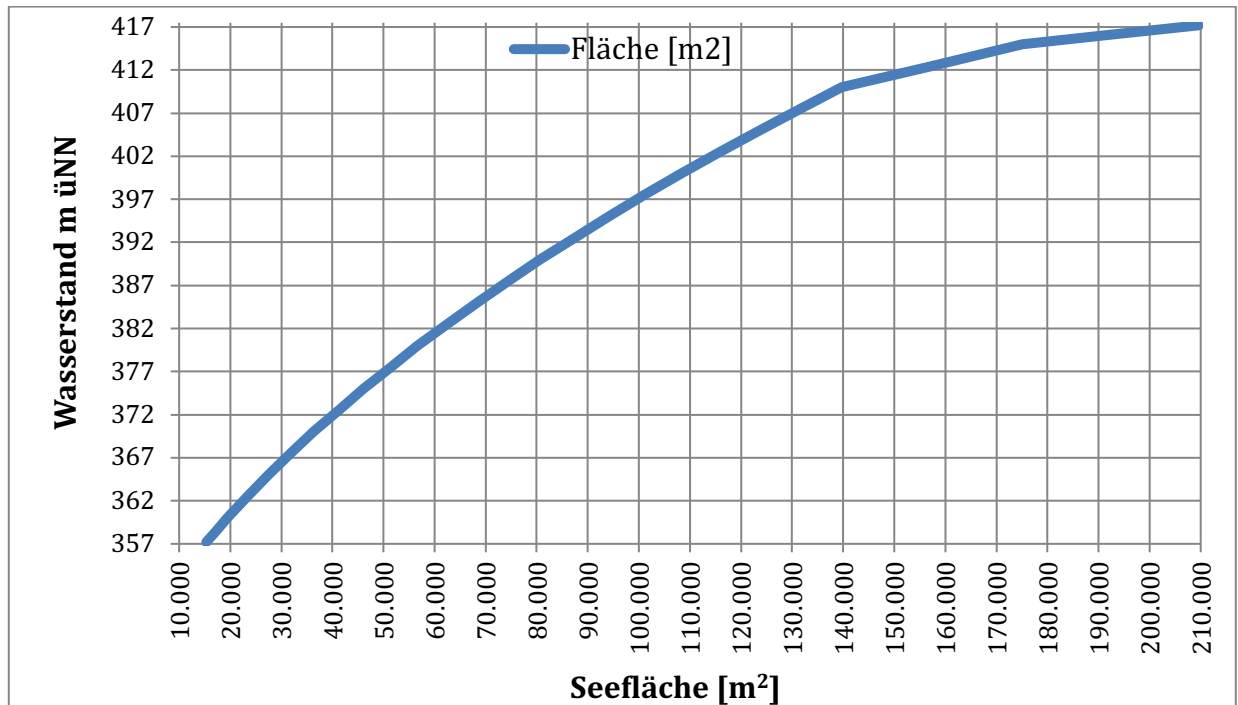


Abbildung 3.8: Flächenkurven für die Rekultivierungsplanung 2006

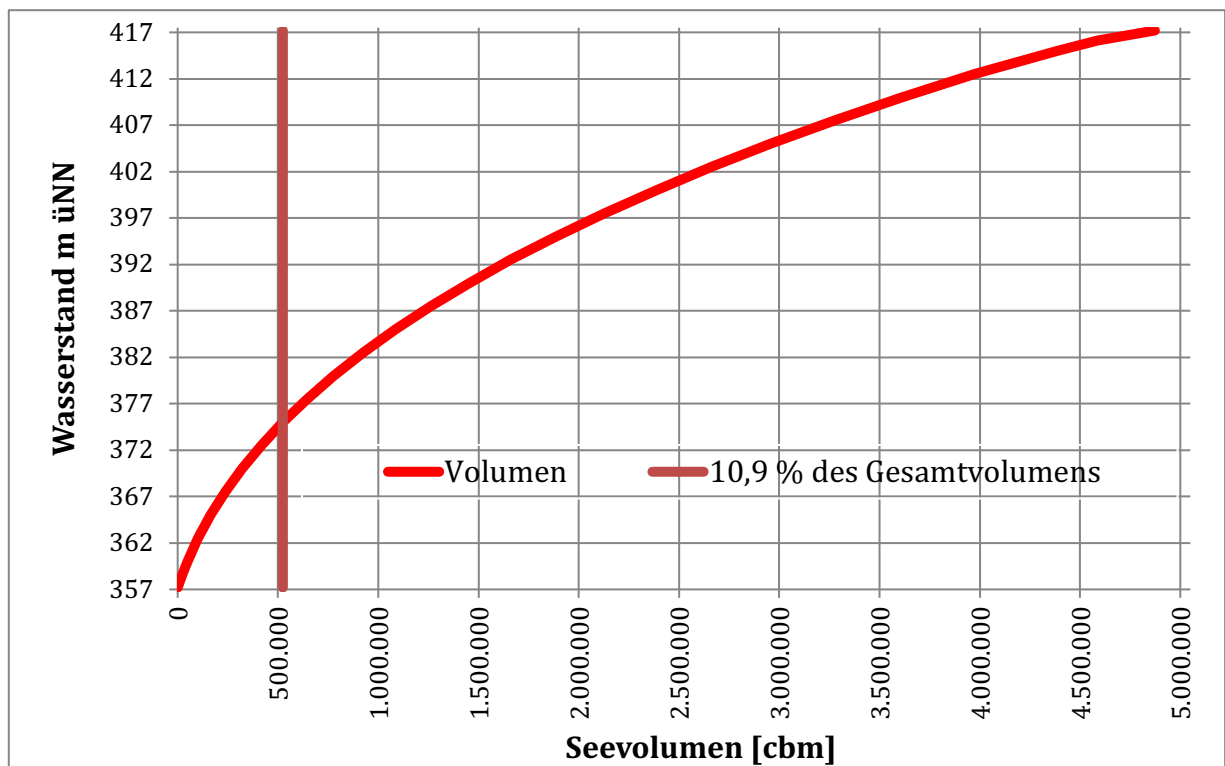


Abbildung 3.9: Volumenkurven für die Rekultivierungsplanung 2006



### 3.1.4 Seemorphologie Planfall

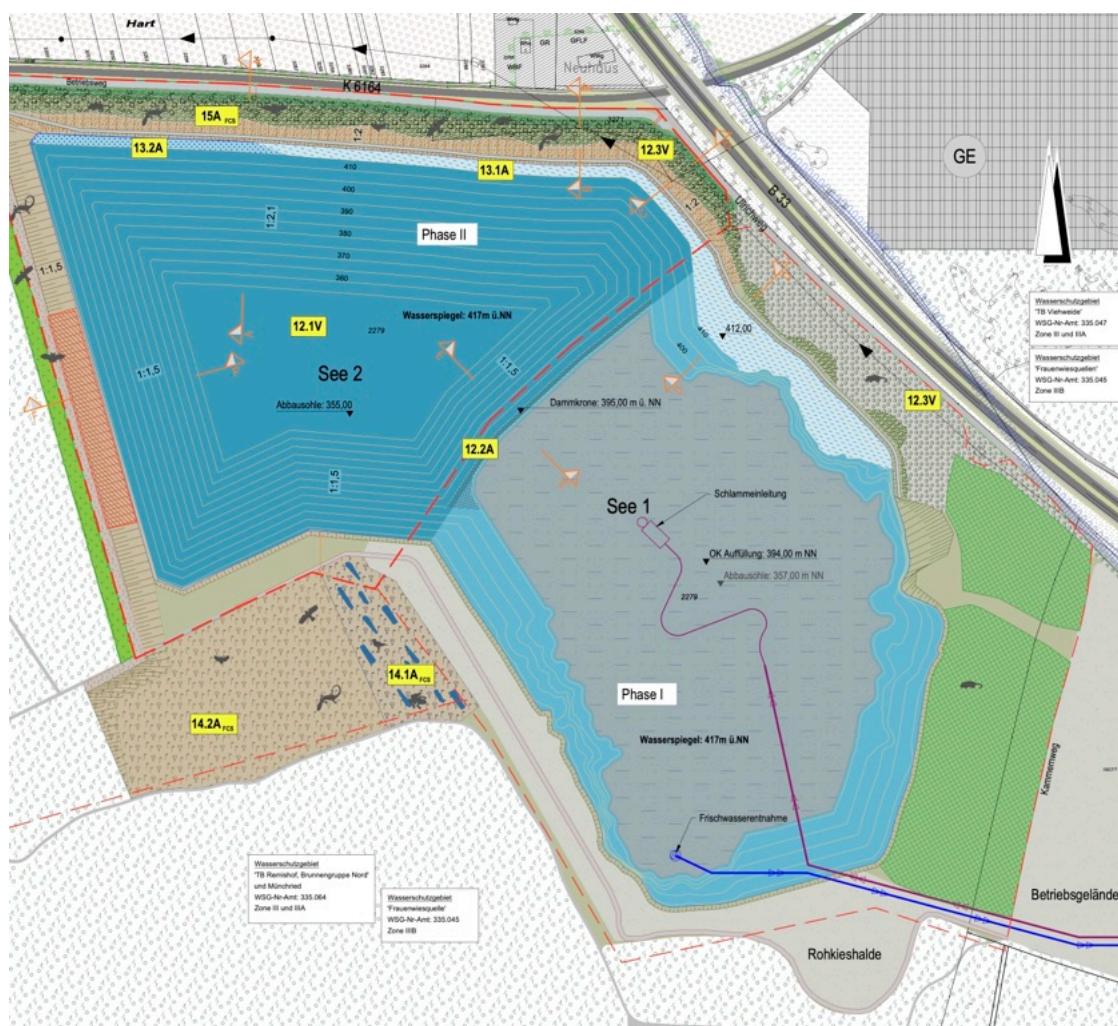
Die morphologischen Kennwerte des Planfalls sind der Tabelle 3.5 zu entnehmen. Die Kennwerte für den vorhandenen See 1 (= Phase 1), die vorgesehene Erweiterungsfläche (= See 2 / Phase 2) und den schließlich entstehenden gesamten See (See 1 & 2) sind getrennt ausgewiesen.

**Tabelle 3.5: Morphologische Kennwerte des Sees im Planfall**

	Seesohle [müNN]	Ø Wasserspiegel [m ü.NN]	Fläche [m <sup>2</sup> ]	Maximale Tiefe [m]	Mittlere Tiefe (ø) [m]	Tiefe 30% der Maximaltiefe [m ü.NN]	Volumen [m <sup>3</sup> ]	Volumen Tiefenbereich (357-375,1 m ü.NN) [m <sup>3</sup> ]
See1	395*	417	184.767	22		401,6	3.452.317	
See2	355	417	175.713	62		375,1	6.220.740	1.081.990
See 1 & 2	355	417	360.480	62	26,7	375,1	9.612.806	1.081.990

\* Nach Auffüllung mit Feinmaterialien aus der Kieswäsche

Die Seekontur des Planfalls zeigt die Abbildung 3.10. Im Rahmen des Abgrabungsfortschritts wird in See 1 ein Großteil der zurückgeleiteten Feinmaterialien akkumulieren. Dies führt zu einer verstärkten Auflandung dieses Seebereichs, in deren Folge das Tiefenniveau auf 395 m ü.NN ansteigt.



**Abbildung 3.10: Flächenausdehnung im Planfall. Unterlagen Eberhard Landschaftsarchitekten 2024**

## *Morphologische und hydraulische Kennwerte der untersuchten Varianten*

Die auch wiederum für die Abgrabungsphasen getrennt ausgewiesenen Flächen- und Volumenkurven (Abbildung 3.11 und Abbildung 3.12 zeigen, dass der Volumenanteil des am Ende der geplanten Erweiterung entstandenen Sees (See 1 & 2) unterhalb einer Wassertiefe von 42 m (= Wasserstand 375,1 m ü.NN) ca. 11 % des Gesamtvolumens einnimmt.

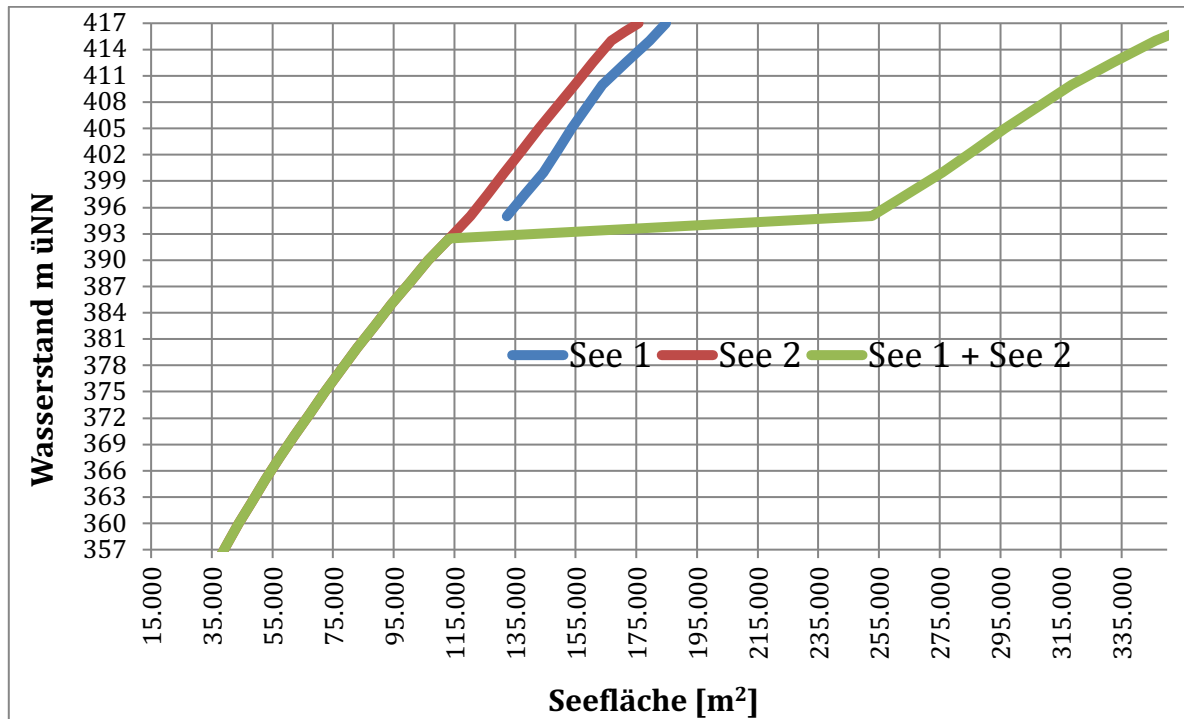


Abbildung 3.11: Flächenkurven im Planfall

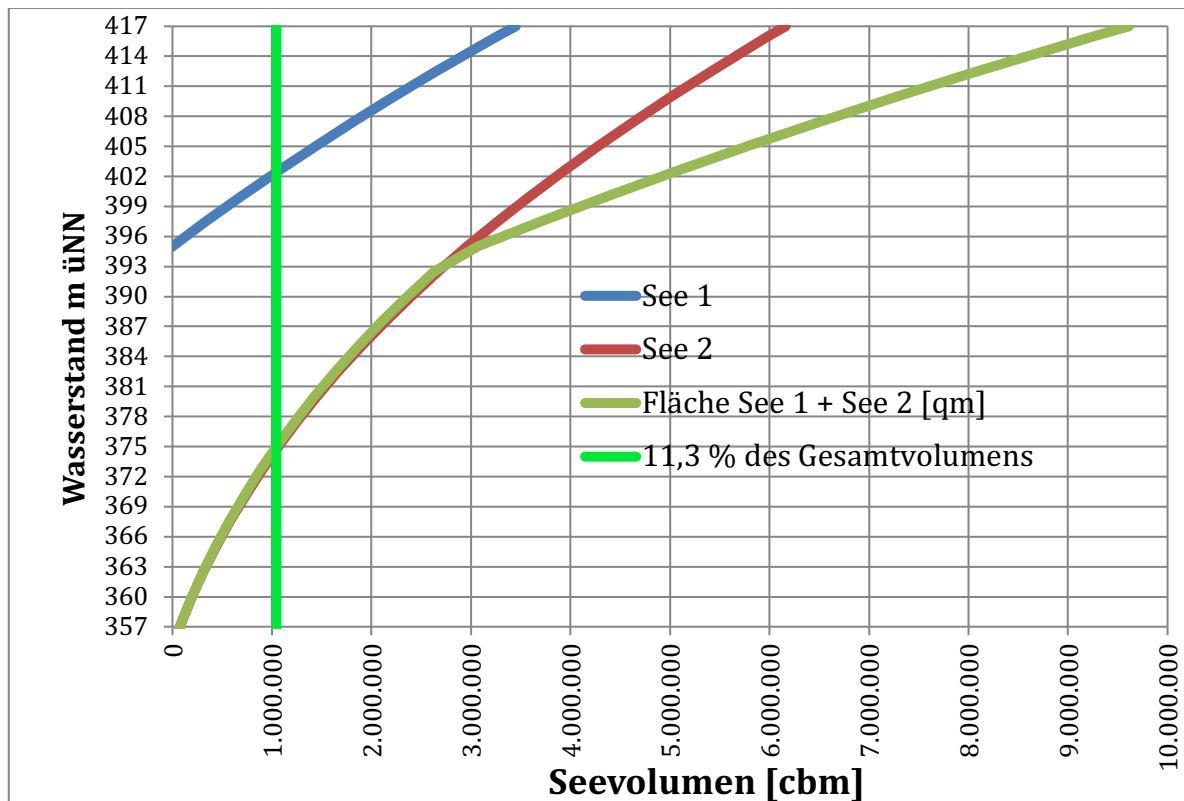


Abbildung 3.12: Volumenkurven im Planfall

### 3.2 Wasserhaushalt des Baggersees

Auf Basis der von Niemeyer (1978) angegeben Formel errechnen sich für die vier Varianten mittlere Wasserweilzeiten im See von 10,5 Jahren im Istzustand, 8,1 Jahren für den Nullfall, 10,0 Jahren für die Rekultivierung 2006 und 12,4 Jahren im Planfall (vgl. Tabelle 3.6). Auf Basis des Grundwassermodells von Hydrodata (2023) ergeben sich ähnliche Werte von 9,4 Jahren im Istzustand, 12,3 Jahren für den Nullfall, 11,0 Jahren für die Rekultivierung 2006 und 13,4 Jahren im Planfall.

**Tabelle 3.6: Grundwasserzustrom und Wasserverweilzeiten**

	Einheit	Istzustand	Nullfall	Rekultivierung 2006	Planfall
BS (Breite des Sees quer zur GW Fließr.)	m	403	403	494	520
JGW (Mittleres Grundwassergefälle)		0,000418	0,000418	0,000418	0,000418
LS (Länge des Sees in GW Fließrichtung)	m	502	502	596	1040
Tmax (Maximale Tiefe)	m	40	60	60	62
TM (Mittlere Tiefe)	m	24,9	31,1	23,0	26,8
Tiefe des Zustrombereichs Tzu = Tmax	m	40	60	60	62
Tiefe des Zustrombereichs Tzu = TM	m	24,9	31,1	23,0	26,7
Seefläche	m <sup>2</sup>	161.032	172.494	209.636	360.480
V (Seevolumen)	m <sup>3</sup>	4.012.511	5.402.047	4.814.250	9.612.806
kf (Durchlässigkeitsbeiwert)	m/sec	0,00162	0,00162	0,00162	0,00162
<b>Berechnung nach Niemeyer (1978) FORMEL: <math>Q=kf \cdot JGW \cdot TM \cdot (BS+700 \cdot JGW \cdot LS)</math></b>					
Zufluss Grundwasser Q [Tzu = Tmax]= Obere Wert	l/s	14,9	22,3	27,2	34,6
Zufluss Grundwasser Q [Tzu = TM]= Unterer Wert	l/s	9,3	11,7	10,4	14,9
Mittlere Zuflussrate	l/s	12,1	18,8	17,0	24,8
Mittlere Verweilzeit	Jahre	10,5	8,1	10,0	12,4
<b>Modellierung Hydrodata (2023)</b>					
Mittlere Zuflussrate	l/s	13,5 ± 6%	13,9 ± 6%	13,9 ± 6%	12,8+9,9 [22,7 ± 6%]
Mittlere Verweilzeit	Jahre	9,4	12,3	11,0	13,4

## **4 Externe Einflussgrößen durch die Landnutzung**

Primäre Nutzungsformen im umgebenden Planungsraum sind:

- Wald- und Forstflächen als die mit Abstand wichtigste Nutzungsform im unmittelbaren Grundwasserzustrombereich des Sees
- Landwirtschaftliche Nutzungen
- Industriegebiete

Von untergeordneter Bedeutung sind Siedlungsbereiche und Verkehrswege.



*Abbildung 4.1: Landnutzung im Grundwassereinzugsgebiet des Untersuchungsgewässers (Grundlage Google Earth 2022. Abbildung maßstablos)*

Infolge der landwirtschaftlichen Nutzungen kann es zu einer Verlagerung von Nitrat in den See kommen. Aus den übrigen Nutzungsformen ergeben sich keine oder nur geringe Beeinflussungen für die Wasserqualität des Sees.



## 5 Externe Belastungen durch den Grundwasserzufluss

### 5.1 Grundwasserfließrichtung

Die Grundwasserfließrichtung im Untersuchungsgebiet ist in der Abbildung 5.1 dargestellt. Entsprechend der Komplexität des Untergrundes ergibt sich eine östliche und dann auf Süden schwenkende Grundwasserströmung.

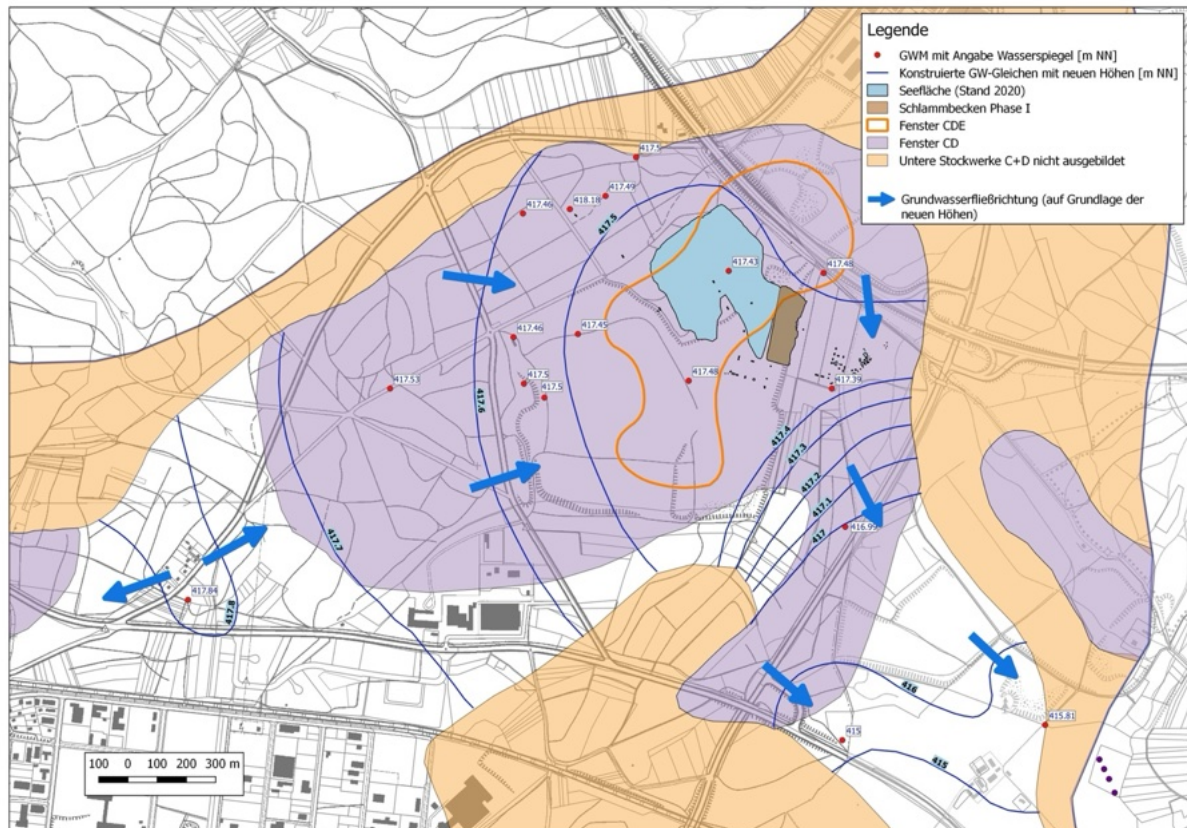
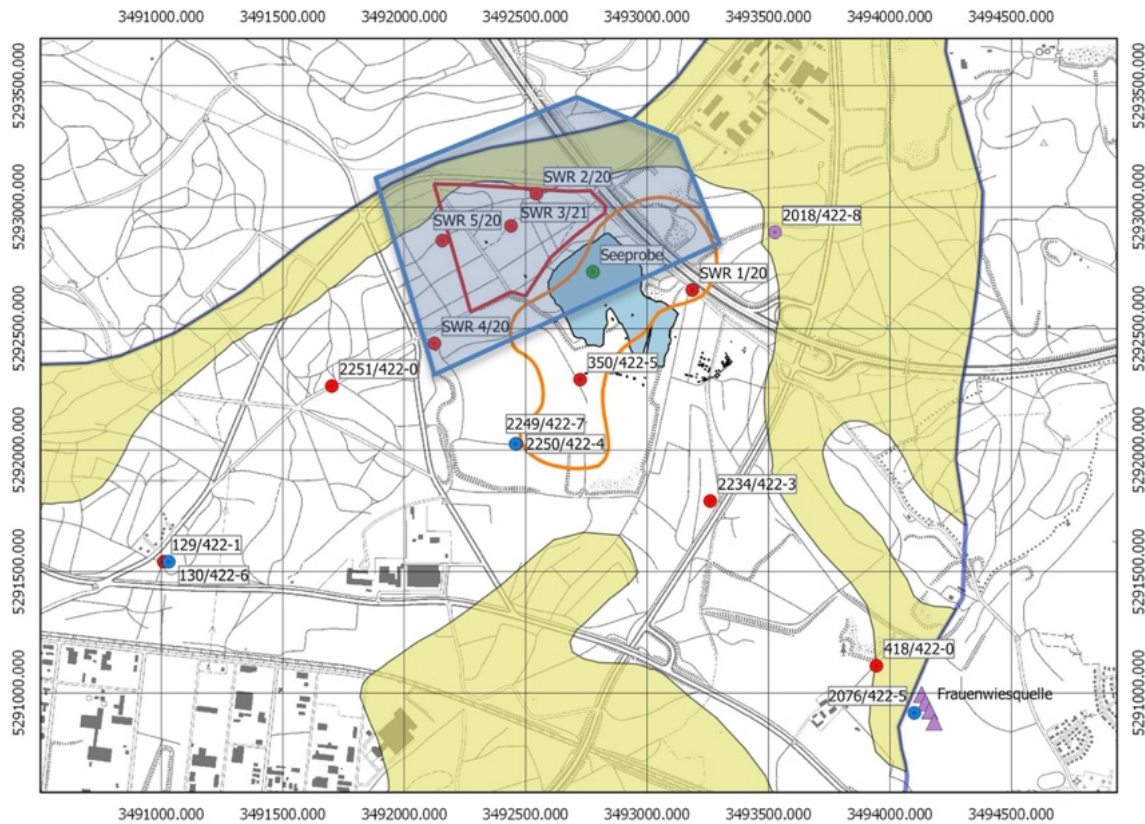


Abbildung 5.1: Grundwassergleichen (Datengrundlage Hydrodata 2023)

### 5.2 Beschaffenheitskennwerte des Grundwassers im Seeumfeld

Die Ermittlung der Grundwasserbeschaffenheit im Seeumfeld beruht auf zwei Messkampagnen im April und September 2023, die von Hydrodata durchgeführt wurde (Hydrodata 2023). Die Lage der untersuchten Grundwasserstellen SWR 2/20, SWR 3/21, SWR 4/20 und SWR 5/20 ist in der Abbildung 5.2 blau hinterlegt dargestellt.





**Abbildung 5.2: Grundwassermessstellen (Datengrundlage Hydrodata 2023)**

Die Beurteilung der Beschaffenheit des in den Baggersee einströmenden Grundwassers beruht auf den in der Tabelle 5.1 angegebenen Werten. Für Messungen unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze des jeweiligen Verfahrens wurde für die statistische Auswertung entsprechend der üblichen Vorgehensweise der halbe Wert des Bestimmungsgrenzwertes genutzt.

In die Mittelwertberechnung, auf denen die späteren Modellierungen basieren, geht jede Messstelle mit der gleichen Gewichtung ein. Neben den Mittelwerten, die als Inputdaten der Modellierungen dienen, wird auch eine Maximalabweichung (Worst Case) definiert. Die Konfidenzintervalle legen die Grenzen fest, innerhalb derer ein Parameter der Grundgesamtheit (aller Daten) mit einer vorgegebenen Wahrscheinlichkeit (hier 90%) liegt. Die Berechnung des oberen und des unteren Wertes für das 90% Konfidenzintervalls wird mit den folgenden Formeln durchgeführt:

$$m - t \cdot (s / \sqrt{n}) \text{ bzw. } m + t \cdot (s / \sqrt{n})$$

m=Mittelwert

s=Standardabweichung

n=Anzahl der Messungen

t= t-Wert. (Aufgrund der Symmetrie ist bei einem Konfidenzintervall von 90% der alpha-Wert von 5% aus den Studentische-t- Verteilungstabellen heranzuziehen.)

Auf dieser Basis ergeben sich für die 4 Messstellen die in der Tabelle 5.1 angegebenen Werte. Aufgrund der Symmetrie der Verteilungsfunktion wird das 90% Konfidenzintervall durch einen oberen Überschreitungsbereich (5%) und einen unteren Unterschreitungsbereich (5%) abgegrenzt. Berücksichtigt wird bei der Worst-Case-Betrachtung mit Ausnahme des Sauerstoffgehaltes der obere Überschreitungsbereich, der entsprechend der Streuung der Messwerte nur noch in 5 % der Fälle überschritten wird. Nur beim Sauerstoffgehalt wird auf den untere Überschreitungswert Bezug genommen, da für diesen Parameter niedrigere Werte dem Negativkriterium entsprechen.

## Externe Belastungen durch den Grundwasserzufluss

**Tabelle 5.1: Grundwasserbeschaffenheit im Seezustrom**

Parameter	Einheit	GW-Messtellen im Zustrom								Mittelwert	Worst Case Wert (p=0,05)	Variationskoeffizient
		SWR 2/20		SWR 3/21		SWR 4/20		SWR 5/20				
		05.04.23	05.09.23	04.04.23	06.09.23	04.04.23	06.09.23	05.04.23	05.09.23			
Abstich	m	18,34	17,92	5,5	5,1	10,24	9,84	18,46	18,05			
Entnahmetiefe	m	25	25	15	15	25	25	25	25			
Sauerstoff	mg/l	4,4	5,2	4	3,9	3,7	2,5	3,5	3	3,8	3,2	21,9%
Temperatur	°C	11,1	11,4	11,9	11,4	10,5	10,5	10,5	10,7	11,0	11,3	4,8%
Lf	µS/cm	826	894	544	662	657	655	738	739	714,4	786,6	15,4%
pH	/	7,3	7,2	7,3	7,3	7,1	7,2	7,3	7,2	7,2	7,3	1,0%
Redox	mV	170		176		195		174		178,8	190,6	6,2%
Menge	l/s	0,3	0,5	0,3	0,5	0,3	0,5	0,3	0,5	0,4	0,5	26,7%
DOC	mg/l	<0,5	0,8		0,7	<0,5	0,7	<0,5	0,8	0,5	0,7	50,5%
KMnO4-Verbrauch	mg/l	2,7	5,2		4,8	2,3	4,1	7	2,6	4,1	5,3	41,7%
Oxidierbarkeit als Sauerstoff-Verbrauch	mg/l	0,68	1,3		1,2	0,57	1	1,8	0,65	1,0	1,3	43,0%
Chlorid	mg/l	24	52,1		26,2	13,6	12,9	25,5	25,5	25,7	35,0	50,5%
Sulfat	mg/l	21	28		33	37	35	41	38	33,3	38,2	20,4%
Nitrat	mg/l	12,7	85,9		19,4	13,1	16,9	24,7	29,3	28,9	47,4	89,6%
Nitrat -N	mg/l	2,9	19		4,4	3	3,8	5,6	6,6	6,5	10,5	87,9%
Nitrit	mg/l	<0,02	<0,02		<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,0	0,010	0,000
Nitrit - N	mg/l	<0,006	<0,006		<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	0,0	0,003	0,000
Ammonium	mg/l	<0,04	<0,04		<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	0,0	0,020	0,000
Ammonium-N	mg/l	<0,03	<0,03		<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,0	0,015	0,000
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/l	7,98	6,21		5,91	6,02	6,2	6,25	6,29	6,4	6,9	11,0%
Gesamthärte als CaCO3	mmol/l	4,46	4,5		3,49	3,65	3,6	3,79	3,95	3,9	4,2	10,4%
Summe Erdalkalien	mmol/l	4,5	4,5		3,5	3,7	3,6	3,8	3,9	3,9	4,2	10,5%
Gesamthärte als CaO	mg/l	250	253		196	205	202	212	221	219,9	236,3	10,5%
Hydrogencarbonathärte	mg/l	223,76	174,13		165,72	168,8	173,85	175,25	176,37	179,7	193,9	11,0%
Gesamthärte	°dH	25	25,3		19,6	20,5	20,2	21,2	22,1	22,0	23,6	10,5%
Härtehydrogencarbonat	°dH	22,38	17,41		16,57	16,88	17,38	17,52	17,64	18,0	19,4	11,0%
Härtebereich		4	4		3	3	3	3	4	3,4	3,8	15,6%
ortho-Phosphat	mg/l	<0,015	0,014		0,009	<0,015	<0,006	<0,015	0,006	0,008	0,010	42,7%
ortho-Phosphat als Phosphor	mg/l	<0,002	0,005		0,003	<0,002	<0,002	<0,002	0,002	0,002	0,003	76,4%
Gesamtphosphat	mg/l	<0,015	0,016		0,044	<0,015	0,019	<0,015	0,032	0,019	0,029	74,1%

**Externe Belastungen durch den Grundwasserzufluss**

Parameter	Einheit	GW-Messtellen im Zustrom								Mittelwert	Worst Case Wert (p=0,05)	Variationskoeffizient
		SWR 2/20		SWR 3/21		SWR 4/20		SWR 5/20				
		05.04.23	05.09.23	04.04.23	06.09.23	04.04.23	06.09.23	05.04.23	05.09.23			
Gesamtposphat als Phosphor	mg/l	<0,005	0,005		0,014	<0,005	0,006	<0,005	0,01	0,006	0,009	73,0%
Calcium	mg/l	133	132		99,6	91,1	92,9	98,7	106	107,6	120,3	16,4%
Eisen, ges.	mg/l	0,58	0,05		0,03	0,03	0,02	0,03	0,01	0,1	0,3	194,9%
Kalium	mg/l	1,1	1,4		1,3	1,1	1,2	1,2	1,4	1,2	1,3	10,2%
Magnesium	mg/l	27,8	29,4		24,5	33,6	31,2	32,2	31,7	30,1	32,3	10,3%
Mangan	mg/l	0,029	<0,005		0,016	0,006	<0,005	<0,005	<0,005	0,009	0,016	117,3%
Natrium	mg/l	17	20,3		12,5	7,3	7,5	19,6	15	14,2	18,0	37,6%
Silicium	mg/l	7,8	6,7		6,6	8	6,5	7,5	7,2	7,2	7,6	8,4%
Ionenbilanz	%	4,36	2,84		1,12	3,61	0,07	2,84	3,71	2,7	3,7	57,7%

### 5.3 Primäre Stoffwechsel- und Reaktionsprozesse

Zunächst sollen hier biochemische Prozesse beschrieben werden, die zur Erklärung der im Grundwasser des Untersuchungsraums gemessenen Werte dienen. Diese Prozesse beeinflussen den Nährstoffhaushalt, aber auch die Konzentrationen anderer Stoffe wie Eisen, Mangan, Sulfat und Nickel. Die Phosphor- und Stickstoffwerte bestimmen den Nährstoffhaushalt eines Sees und damit seine trophische Entwicklung einschließlich der Gefahr von Cyanobakterienmassenentwicklungen.

#### 5.3.1 Prozesse mit einem moderaten Einfluss auf das Eutrophierungsgeschehen oder leichtem Phosphorrückhalt

##### - Prozess 1 (P1)

Die Oxidation organischer Kohlenstoffverbindungen unter Bildung von CO<sub>2</sub> durch Mikroorganismen (aerober-chemoorganotropher-heterotropher Stoffwechsel) stellt einen der maßgeblichen Abbauprozesse dar. Der durch die folgende Formel (SCHLEGEL 1992) wiedergegebene Vorgang führt zum Sauerstoffverbrauch und zu einer pH-Absenkung.



Dieser Stoffwechsel wird von streng oder fakultativ aeroben Organismen in Gegenwart von Sauerstoff durchgeführt. Für die Sauerstoffatmung repräsentativ sind die folgenden Arten (SCHLEGEL 1992):

- *Pseudomonas aeruginosa*
- *Escherichia coli*

Durch diesen Umsetzungsprozess wird Sauerstoff verbraucht und Biomasse mineralisiert, wobei sich ein moderates Freisetzungspotential für Phosphor, aber auch für Ammonium ergeben kann. Von deutlichen Phosphormobilisierungsraten ist jedoch weder im oxischen noch im anoxischen Milieu auszugehen.

##### - Prozess 2 (P2)

Unter oxischen Bedingungen kann durch die Freisetzung von Eisen und die anschließende Oxidation des Eisens eine Eisen-Phosphat-Fällung induziert werden. Für den Ablauf des Fällungsmechanismus ist das folgende, vereinfachte Reaktionsschema maßgeblich:



Dabei werden sowohl Fällungs- [F2] als auch Flockungsreaktionen [F3] hervorgerufen. Zum einen verbindet sich ortho-Phosphat mit dem freiwerdenden Eisen zu schwer löslichem Eisen-III-Phosphat (FePO<sub>4</sub>), zum anderen entsteht ein Eisenhydroxid [Fe(OH)<sub>3</sub>], an das die Eisenphosphat-Partikel angelagert werden. Dieser Adsorptionsvorgang scheint für die Phosphatfällung eine bedeutendere Rolle zu spielen als die Bildung von Eisenphosphat (COOKE et al. 1993; HUPFER & SCHARF 2002).

#### 5.3.2 Ad- und Desorptionsvorgänge an den Sanden und Kiesen (P3a & P3b)

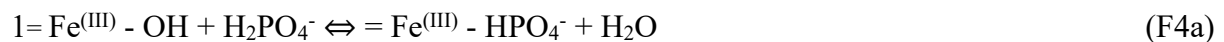
Bei den Adsorptionsvorgängen werden elektrostatische Anziehungskräfte zwischen meist negativ geladener Austauschoberfläche und positiv geladenen Kationen wirksam. Adsorbiert wer-

den geladene Atome und Moleküle sowie ungeladene Moleküle, aber auch die (meist) negativ geladenen Mikroorganismen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992, DANIELS 1980). Die Adsorption kann mit und ohne gleichzeitige Desorption erfolgen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Der hier interessierende Anionenaustausch erfolgt immer unter gleichzeitiger Desorption anders geladener Atome und Moleküle. Dieser ist in starkem Maße pH-abhängig. Niedrige pH-Werte führen zu einer "Protonisierung" der Oberflächen, das heißt es entstehen zunehmend positive Ladungsstellen, an denen zum Beispiel Nitrat und Phosphat angelagert wird. Bei zunehmendem pH-Wert werden die Anionen wieder freigesetzt, da die Zahl der positiven Ladungsstellen abnimmt, aber auch die Zahl der konkurrierenden OH-Ionen zunimmt. Dies erklärt im Übrigen auch die starke pH-Abhängigkeit der Phosphatfällung, wenn Eisen- oder Aluminiumsalze eingesetzt werden.

Die spezifische Adsorption beruht im Gegensatz zur unspezifischen auf einer Wechselwirkung zwischen bestimmten Anionen und Adsorbentien (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Zu ihnen gehören vor allem Al- und Fe- Hydroxyde sowie einige Tonmineralien. Spezifisch adsorbiert wird unter anderem Phosphat. Dieses Anion hat eine hohe Affinität zu den Adsorbentien und kann insofern in die Koordinationshülle ihrer Atome eindringen, OH- und OH<sub>2</sub>-Liganden verdrängen und eine oder zwei Sauerstoffbrücken zu den Al- und Fe- Atomen schlagen.

Bei pH-Werten um 7, wie sie kennzeichnen für die Porengrundwasserleiter sind, liegt ionisches Phosphat je zur Hälfte als Hydrogenphosphat (HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) und Dihydrogenphosphat (H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup>) vor. Unter diesen Bedingungen laufen die Adsorptionsprozesse entsprechend den folgenden Reaktionsgleichungen ab (SIGG & STUMM (1991, zitiert aus ROLF 2002):

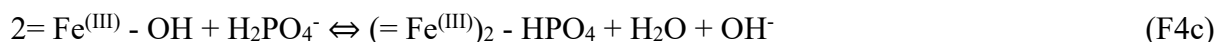
Adsorption als einzähniger Ligand:



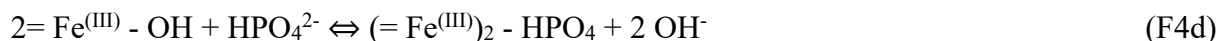
oder



Adsorption als zweizähniger Ligand:



oder



Im oxischen Grundwasserleiter ergibt sich folglich auch durch Adsorption ein Phosphatrückhalt. Die Desorption kann immer dann einsetzen, wenn sich das Redoxmilieu ändert, und insbesondere, wenn es zur Sulfatreduktion kommt.

### **5.3.3 Steuerungswirkung biochemischer Prozesse auf die Grundwasserbeschaffenheit**

In der Tabelle 5.2 werden die in Grundwässern ablaufenden biochemischen Prozesse und die sich daraus ergebenden Beeinflussungen der Wasserbeschaffenheit dargestellt. Da die einzelnen Prozesse unterschiedliche chemisch-physikalische Beschaffenheitskennwerte im Grundwasser zur Voraussetzung haben, bildet die Ausprägung der relevanten Parameter eine Signatur aus, die Rückschlüsse auf die dominierenden biochemischen Prozesse im Bereich der beprobten Grundwassermessstellen zulassen.

Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass einige der biochemischen Vorgänge, wie die Sulfatreduktion und die Pyritbildung gleichzeitig (nebeneinander) stattfinden können und die Auswirkungen des einen Prozesses auf die Parameterausprägung durch einen anderen abgeschwächt oder unterbunden werden. Beispielsweise wird das Ausmaß der Sulfatreduktion nicht unbedingt durch eine Zunahme der Sulfidgehalte in der Wasserprobe gespiegelt, wenn sich das freie Sulfid bei Eisenüberschuss als Pyrit niederschlägt.

**Tabelle 5.2: Maßgebliche biochemische Prozesse und Indikatorvariablen**

Nr.	Prozess*	Voraussetzungen	Indikatorparameter	Effekt
P 1	Aerob-chemoorganotroph-heterotropher Stoffwechsel (F1)	Oxisches Milieu, hohe organische Kohlenstoffgehalte	Sauerstoffgehalte > 2 mg/L, in der Regel geringe Phosphorgehalte, mitunter hohe NH <sub>4</sub> -Werte.	Häufig ohne Effekt, nur bei hoher Intensität P & NH <sub>4</sub> Zunahme.
P 2	Fällungsprozesse (F2 & F3)	Oxisches Milieu und Eisenüberschuss	Sauerstoffgehalte > 2 mg/L, sehr geringe ortho-Phosphat Werte. Ist im reduzierten Grundwasser bedeutungslos, hat aber bei hohen Eisengehalten und der anschließenden Oxidation im See für den Phosphorhaushalt eine sehr hohe Bedeutung.	P-Abnahme
P3a	Adsorption (F4)	Oxisches Milieu	Sauerstoffgehalte > 2 mg/L, ggf. hohe Eisengehalte.	P-Abnahme
P3b	Desorption (F4)	Anoxisches Milieu, sulfidische Bedingungen, hoher pH-Wert.	Geringe Sauerstoffgehalte und hohe Sulfidwerte bzw. hohe pH-Werte.	P-Zunahme

\* Die Bezeichnungen F1 bis F4 beziehen sich auf die in den Kapiteln 5.3.1 und 5.3.2 beschriebenen Reaktionsformeln

## 5.4 Auswirkungen der Stoffwechselprozesse im Grundwasser für die Wasserbeschaffenheit des Untersuchungsgewässers

Die Herausarbeitung der primären Stoffwechselprozesse im Grundwasserzufluss-Bereich des Sees beruht auf Messwerten, die in den Jahren 2023 an den Zustrommessstellen SWR 2/20, SWR 3/21, SWR 4/20 und SWR 5/20 erfasst wurden (vgl. Abbildung 5.2 auf Seite 20).

### 5.4.1 Oxidationszustand und primäre biochemische Prozesse des Grundwassers im Zustrombereich

Von besonderer Bedeutung für die Umbauprozesse im Grundwasser ist der Oxidationszustand, da es in Abhängigkeit von den Redoxzuständen (oxische bzw. anoxische Verhältnisse) zu unterschiedlichen Stofffreisetzungen, Stofffestlegungen oder Mineralienneubildungen kommt. Die Stoffdepots können bei einer Veränderung des Oxidationszustandes wieder in Lösung gehen und dann u.U. Belastungen verursachen. Die Messwerte der in diesem Zusammenhang relevanten Parameter sind der Tabelle 5.3 zu entnehmen.

**Tabelle 5.3: Oxidationszustand des Grundwassers im Umfeld des Untersuchungsgewässers**

Parameter / Biochemische Prozesse		SWR 2/20		SWR 3/21	SWR 4/20		SWR 5/20	
		05.04.23	05.09.23	06.09.23	04.04.23	06.09.23	05.04.23	05.09.23
Sauerstoff	mg/l	4,4	5,2	3,9	3,7	2,5	3,5	3
pH-Wert	/	7,3	7,2	7,3	7,1	7,2	7,3	7,2
DOC	mg/l	<0,5	0,8	0,7	<0,5	0,7	<0,5	0,8
Sulfat	mg/l	21	28	33	37	35	41	38
Nitrat-N	mg/l	2,9	19	4,4	3	3,8	5,6	6,6
Nitrit-N	mg/l	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006
Ammonium-N	mg/l	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Hydrogencarbonat	mg/l	223,76	174,13	165,72	168,8	173,85	175,25	176,37
Eisen, ges.	mg/l	0,58	0,05	0,03	0,03	0,02	0,03	0,01
P1* und P2*		Aerobes Milieu mit Sauerstoff- und Nitrat-Überschuss sowie sehr geringen Gehalten an organischem Kohlenstoff (DOC). Leicht erhöhte bis stark erhöhte Eisengehalte.						
P3*		Aerobes Milieu mit Sauerstoffgehalten und Nitratüberschuss gewährleisten Adsorptionsverhalten des Grundwasserleiter für o-PO <sub>4</sub> am Festmaterial.						

\* Vgl. Tabelle 5.2, Seite 25

Die Messwerte belegen für den Grundwasserleiter einen oxidischen Charakter mit geringem bis mäßigem aeroben Kohlenstoff- und Nitrat-Abbau. Verantwortlich hierfür ist der Mangel an organischem Kohlenstoff (DOC), der nur in sehr geringen Konzentrationen vorkommt.

#### 5.4.2 Nährstoffgehalte (P und N)

Phosphor ist für die Nährstoffbelastung von Seen der primäre Belastungsparameter, da dieser Nährstoff in der Regel als Minimumfaktor fungiert. Im seenahen Grundwasser kommen beide Phosphorspezies nur in sehr geringen Konzentrationen bzw. Spuren vor (vgl. Tabelle 5.4). Der Grundwasserzustrom übt demzufolge keine eutrophierende Wirkung auf den See aus.

**Tabelle 5.4: Nährstoffgehalte des Grundwassers im Umfeld des Untersuchungsgewässers**

Parameter / Biochemische Prozesse		SWR 2/20		SWR 3/21	SWR 4/20		SWR 5/20	
		05.04.23	05.09.23	06.09.23	04.04.23	06.09.23	05.04.23	05.09.23
DOC	mg/l	<0,5	0,8	0,7	<0,5	0,7	<0,5	0,8
Nitrat -N = N <sub>anorganisch</sub>	mg/l	2,9	19	4,4	3	3,8	5,6	6,6
ortho-Phosphat als Phosphor	mg/l	<0,002	0,005	0,003	<0,002	<0,002	<0,002	0,002
Gesamtposphat als Phosphor	mg/l	<0,005	0,005	0,014	<0,005	0,006	<0,005	0,01
Eisen, ges.	mg/l	0,58	0,05	0,03	0,03	0,02	0,03	0,01
Silicium	mg/l	7,8	6,7	6,6	8	6,5	7,5	7,2
N:P Verhältnis	/	1.160	3.800	314	1.200	633	2.240	660
P1*: heterotropher Kohlenstoffabbau		Aufgrund der geringen DOC-Werte keine P Freisetzung durch Mineralisierungsvorgänge.						
P2*: Eisenfällung		Aufgrund der geringen Eisengehalte ist ein nur mäßiges Fällungspotential für Phosphat zu erwarten. Da die N:P Verhältnisse aber sehr hoch sind, muss im weiter entfernten oberstromigen Grundwasserleiter ein Phosphorrückhalt bereits stattgefunden haben, sofern dieser nicht primär durch den Prozess P3 verursacht wird.						
P3a*: Adsorption		Das oxische Milieu begünstigt den Adsorptionsprozess. Ein direkter Nachweis über die Messwerte im Grundwasser ist nicht möglich, sondern erfordert eine Feststoffuntersuchung. Allerdings sprechen die sehr hohen N:P Verhältnisse für ein hohes Reaktionspotential und damit einem hohen PO <sub>4</sub> -Rückhalt						

Parameter / Biochemische Prozesse		SWR 2/20		SWR 3/21	SWR 4/20		SWR 5/20	
		05.04.23	05.09.23	06.09.23	04.04.23	06.09.23	05.04.23	05.09.23
P3b*: Desorption		Sauerstoff- und Nitratüberschuss sind dafür verantwortlich, dass es nicht zu einer Desorption von PO <sub>4</sub> kommt. Diese tritt dann ein, wenn im Rahmen der Sulfatreduktion Sulfid gebildet wird. Eine Sulfatreduktion ist im oxischen Milieu und bei Nitratüberschuss auszuschließen.						

\* Vgl. Tabelle 5.2, Seite 25

Bei den Stickstoffspezies tritt nur Nitrat in höheren Konzentrationen auf, Nitrit und Ammonium bleiben unterhalb der Bestimmungsgrenze. Eine durch heterotrophen Kohlenstoffabbau verursachte Ammoniumanreicherung ist nicht zu erkennen.

Insgesamt ist das externe Nährstoffbelastungspotential durch den Grundwasserzufluss insbesondere im Hinblick auf die Phosphorgehalte im Grundwasser so gering, dass im Untersuchungsgewässer von der Ausbildung eines nährstoffarmen Zustandes ausgegangen werden kann.

### 5.4.3 Carbonathärte und Pufferungskapazität

Von erheblicher Bedeutung für den Nährstoffhaushalt von Seen ist neben den Nährstoffbelastungen auch das Pufferungsvermögen des Zuflusswassers, das wesentlich durch die Zusammensetzung der Gesteinsformationen im Einzugsgebiet bestimmt wird.

Gewässer mit Gehalten an Hydrogenkarbonat (HCO<sub>3</sub>) von mehr als 1 mmol/l (= 61 mg/l) und Calciumwerten über 15 mg/L gelten als gut gepuffert und sind gegenüber Nährstoffeinträgen weniger empfindlich. Wegen der hohen Hydrogenkarbonat- und Calciumgehalte im seenahen Grundwasser (vgl. Tabelle 5.5) ermöglicht die Qualität des zuströmenden Grundwassers eine gute Abpufferung von Nährstoffeinträgen und bietet im Hinblick auf die Trophieentwicklung günstige Voraussetzungen für eine langfristig hohe Seewasserqualität.

**Tabelle 5.5: Hydrogenkarbonat- und Calciumgehalte im seenahen Grundwasser**

		SWR 2/20		SWR 3/21	SWR 4/20		SWR 5/20	
		05.04.23	05.09.23	06.09.23	04.04.23	06.09.23	05.04.23	05.09.23
Hydrogenkarbonat	mg/l	223,76	174,13	165,72	168,8	173,85	175,25	176,37
Calcium	mg/l	133	132	99,6	91,1	92,9	98,7	106

### 5.4.4 Temperatur und Leitfähigkeit sowie weitere Parameter

Die Temperatur- und insbesondere die Leitfähigkeitswerte im Grundwasser zeigen ein mittleres Ausmaß. Auffallend sind die starken Schwankungen der Leitfähigkeitswerte aber auch der Chlorid- und Natriumwerte zwischen den einzelnen Messstellen.

Die Messwerte für Natrium und Chlorid (vgl. Tabelle 5.6) verweisen auf eine höhere Grundwasserbelastung in Straßennähe, was auf Streusalzbelastungen zurückzuführen ist. An der Seitenstrommessstelle SWR 1/20, die sich unmittelbar an der Bundesstraße B33 befindet, wurden bei der Messung am 5.9.2023 mit Chloridgehalten von 65 mg/L und Natriumgehalten von 47,2 mg/L deutlich erhöhte Werte gemessen.



## *Grundwasser-Seewasser Wechselwirkungen und Eutrophierungspotential des Grundwassers*

**Tabelle 5.6: Weitere Messwerte im seenahen Grundwasser**

Parameter	Einheit	Grundwasser (GW)-Zustrom								GW-Seitstrom	
		SWR 2/20		SWR 3/21		SWR 4/20		SWR 5/20		SWR 1/20	
		05.04.23	05.09.23	04.04.23	06.09.23	04.04.23	06.09.23	05.04.23	05.09.23	05.04.23	05.09.23
Temperatur	°C	11,1	11,4	11,9	11,4	10,5	10,5	10,5	10,7	11,3	11,5
el. Lf <sub>cap25</sub>	µS/cm	826	894	544	662	657	655	738	739	797	885
Chlorid	mg/l	24	52,1		26,2	13,6	12,9	25,5	25,5	34,8	65
Natrium	mg/l	17	20,3		12,5	7,3	7,5	19,6	15	24,9	47,2

## 6 Gütezustand des Baggersees

### 6.1 Untersuchungsumfang

Als Grundlage zur Beurteilung der Wasser- und Sedimentbeschaffenheit des Baggersees dienen Beprobungen aus dem Zeitraum 2009 bis 2023 (vgl. Tabelle 6.1).

Der Untersuchungsumfang orientierte sich an den Vorgaben des Leitfadens Kiesgewinnung und Wasserwirtschaft (LfU 2004).

*Tabelle 6.1: Datenerhebungen zum Gewässerzustand des Baggersees*

Datum	Chem.-phys. Wasserbeschaffenheit	Tiefenprofile	Sedimentbeschaffenheit	Makrozoobenthos	Makrophyten	Phytoplankton
21.10.09		X				
15.03.10	X	X				
11.10.10	X	X				
01.03.11		X				
31.03.16	X					
20.06.11		X				
28.09.11		X				
20.03.12		X				
27.09.12		X				
20.03.13		X				
25.09.13		X				
24.03.14		X				
17.09.14		X				
24.03.15		X				
21.09.15		X				
31.03.16		X				
12.09.16	X					
29.09.16		X				
29.03.17	X					
03.04.17		X				
20.09.17	X	X				
26.03.18	X	X				
12.09.18		X				
18.09.18	X					
29.03.19	X	X				
06.09.19					X	
10.09.19	X	X				
09.09.20	X	X				
10.09.20						X
31.03.21	X	X				
06.04.21				X		
05.04.23	X	X				
22.08.23	X	X				

## 6.2 Wasserbeschaffenheit

### 6.2.1 Temperaturhaushalt und Gewässerschichtung

Infolge der intensiven Auskiesungstätigkeit hat sich insbesondere während der ersten Jahre des Untersuchungszeitraums in dem flächenmäßig noch kleinen See keine Temperaturschichtung während der Sommermonate ausgebildet (vgl. Abbildung 6.1).

Ab 2019 traten erste Schichtungseffekte auf. Die Temperaturzunahme blieb aber auf wenige Meter des oberflächennahen Wasservolumens beschränkt. Auch die letzte Messung im August 2023 wies ab 3,5 m weitgehend identische Wassertemperaturen bis zum Gewässergrund aus.

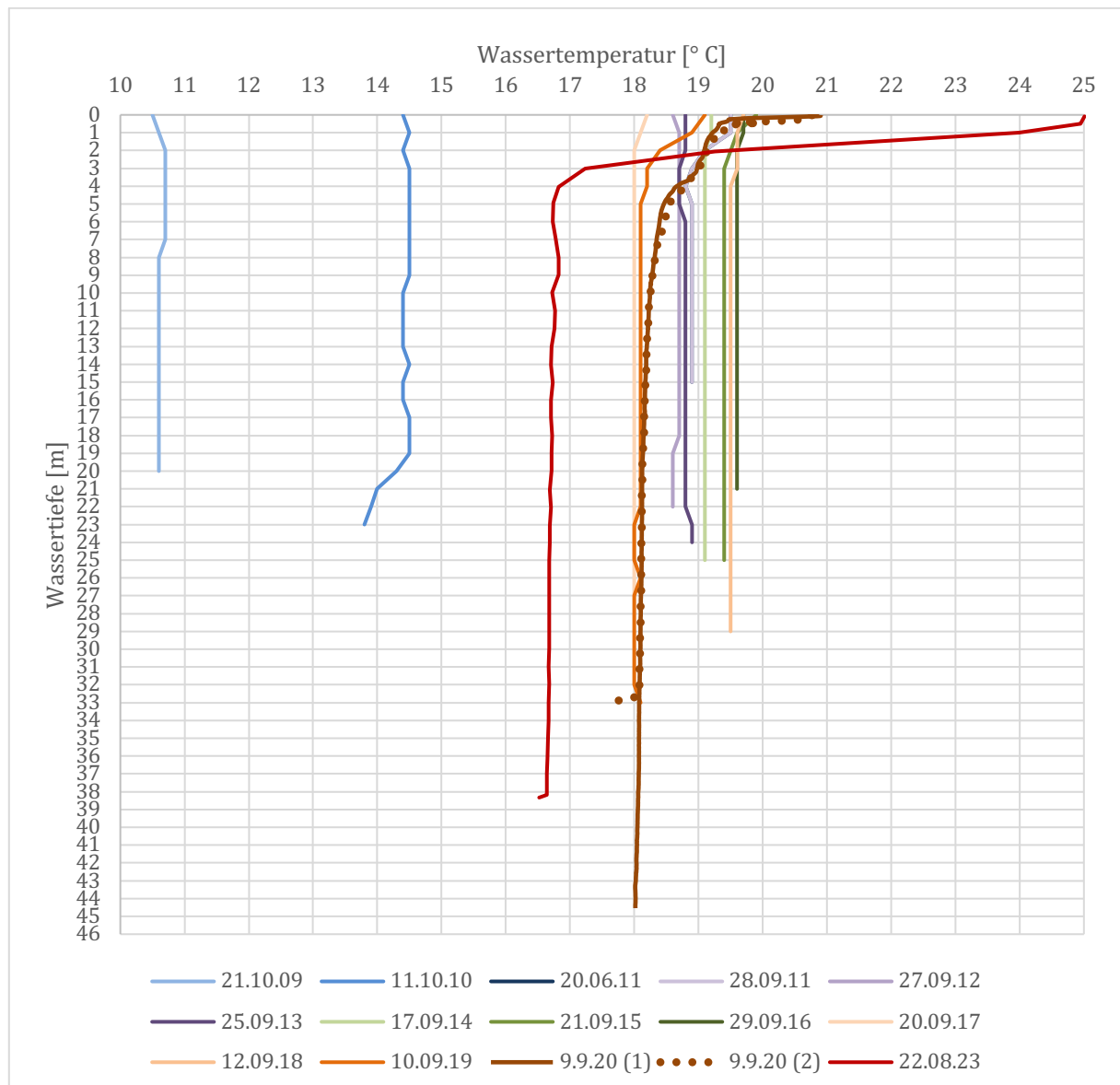
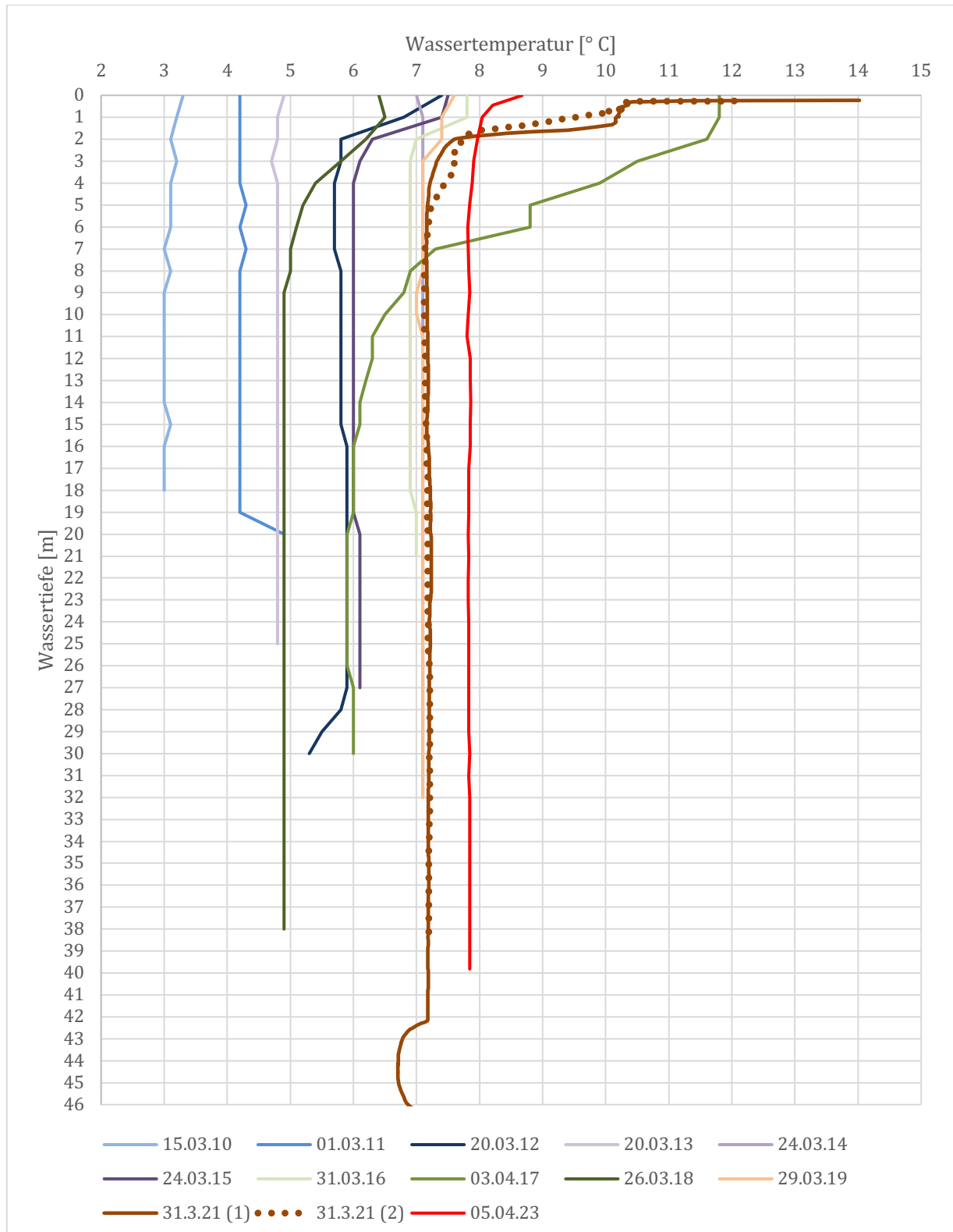


Abbildung 6.1: Tiefenprofile der Wassertemperatur in den Stagnationsphasen

Die Wassertemperaturen im Hypolimnion sind generell deutlich höher als in einem Zustand ohne Auskiesungstätigkeit. Dabei wären Temperaturen zwischen 4-8 °C zu erwarten, aber keineswegs Werte um 17 °C.

Auch in den winterlichen Zirkulationsphasen wird die Wassertemperatur von der Intensität der Baggertätigkeit bestimmt.



**Abbildung 6.2: Tiefenprofile der Wassertemperatur in den Zirkulationsphasen**

## 6.2.2 Sauerstoffhaushalt

Die Vertikalverteilung der Sauerstoffgehalte zeigt ebenfalls den derzeit immer noch dominanten Einfluss der Baggertätigkeit auf das Schichtungsverhalten des Untersuchungsgewässers. Zwischen den Stagnationsphasen (vgl. Abbildung 6.3) und den Zirkulationsphasen (vgl. Abbildung 6.4) bestehen kaum Unterschiede im Tiefenprofil. Generell ergaben sich hohe Sauerstoffwerte bis zum Gewässergrund.

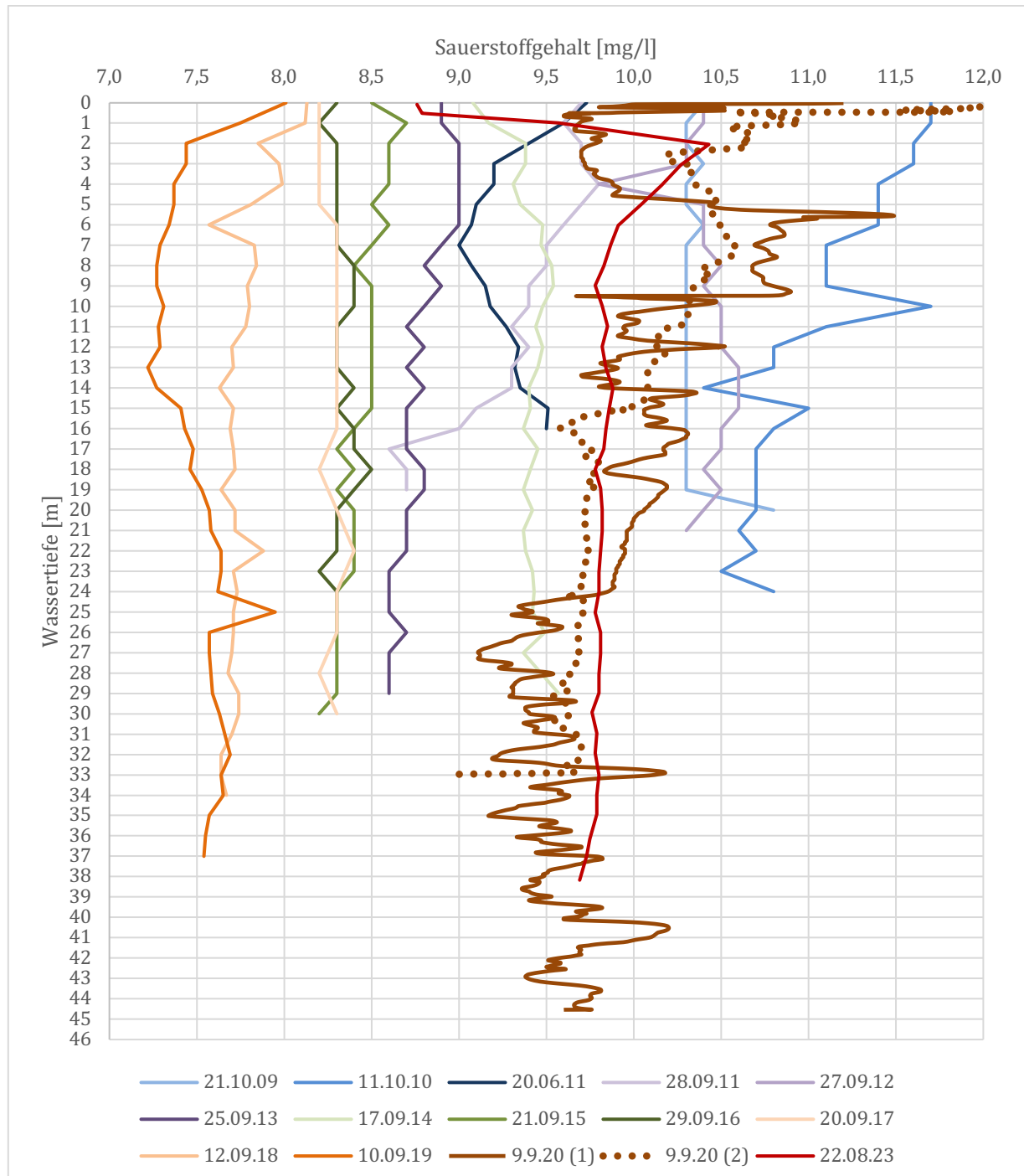
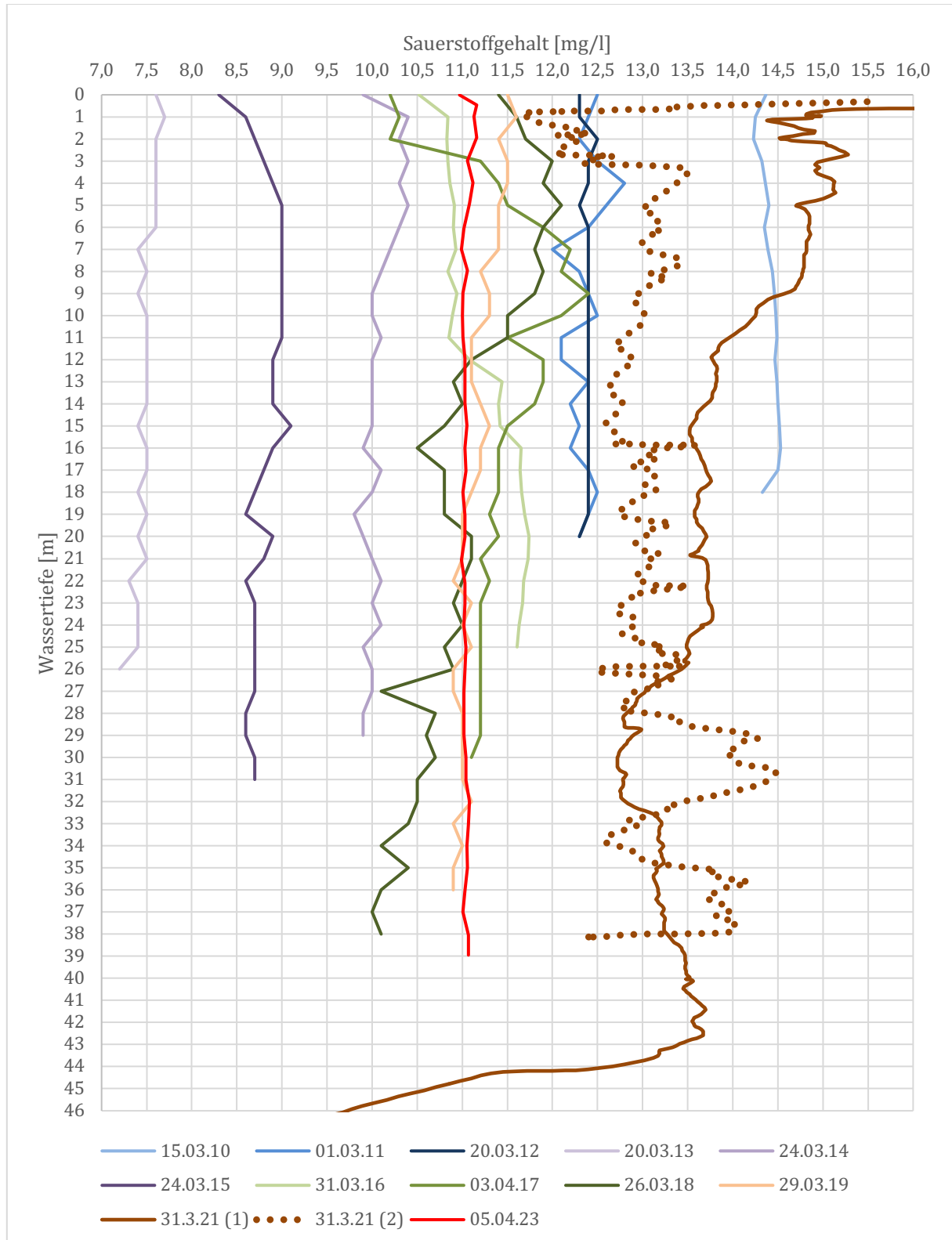


Abbildung 6.3: Tiefenprofile der Sauerstoffgehalte in den Stagnationsphasen

Die Variabilität der einzelnen Profile ist eine Folge des Sauerstoffeintrags durch die Baggertätigkeit in Verbindung mit der durch Photosyntheseaktivität von Algen und Makrophyten verursachten Sauerstoffanreicherung.



**Abbildung 6.4: Tiefenprofile der Sauerstoffgehalte in den Zirkulationsphasen**

### 6.2.3 Leitfähigkeitswerte

Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Indikator für die Menge der im Wasser gelösten Ionen, sie erreichte im Untersuchungsgewässer Werte zwischen 480 und 615  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Auch dieser Parameter zeigt bei den einzelnen Messungen weitgehend identische Werte über die gesamte Wassertiefe sowohl in den Stagnationsphasen (vgl. Abbildung 6.5) als auch in den Zirkulationsphasen (vgl. Abbildung 6.6) und belegt damit wiederum den bestimmenden Einfluss der Baggertätigkeit.

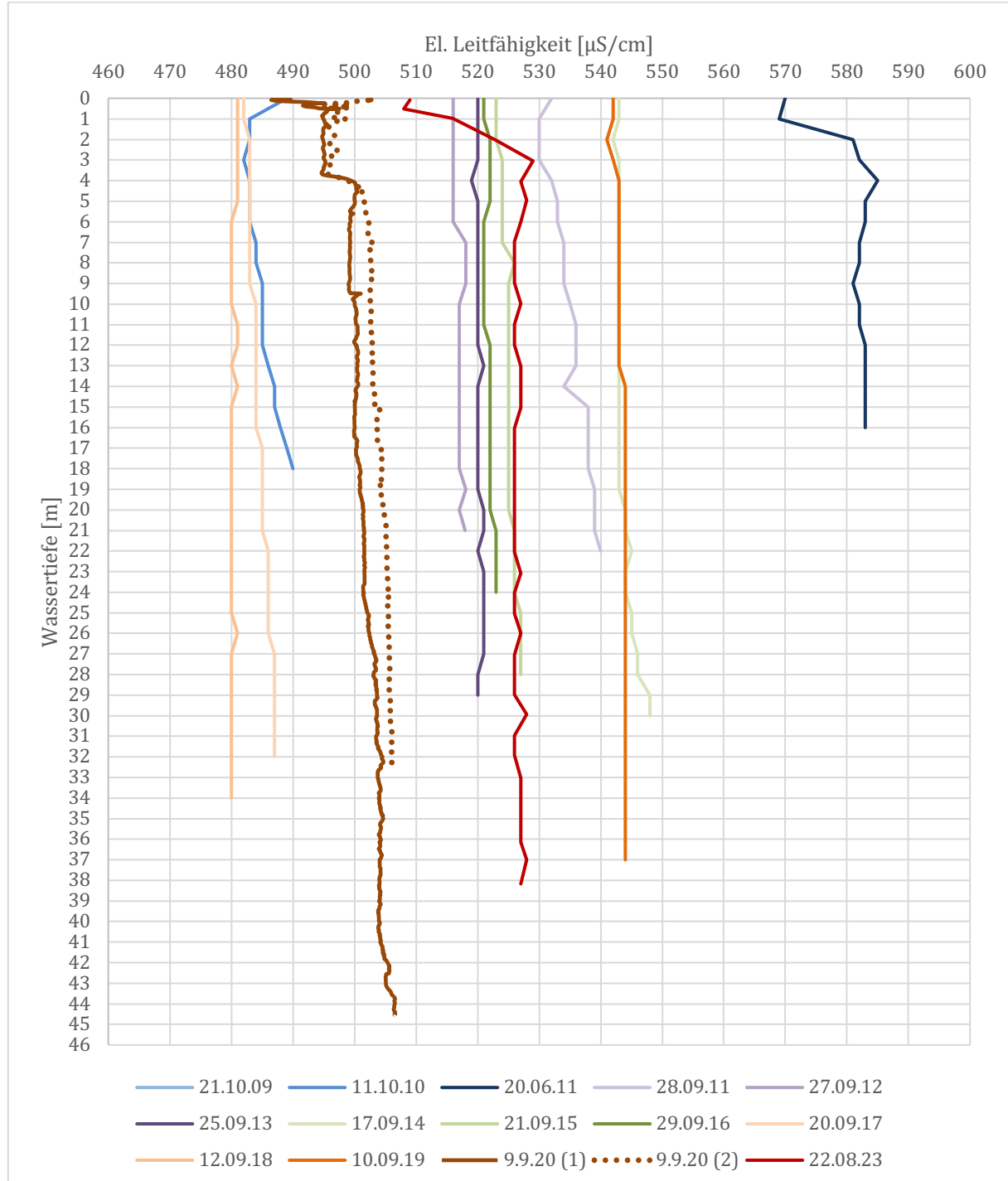
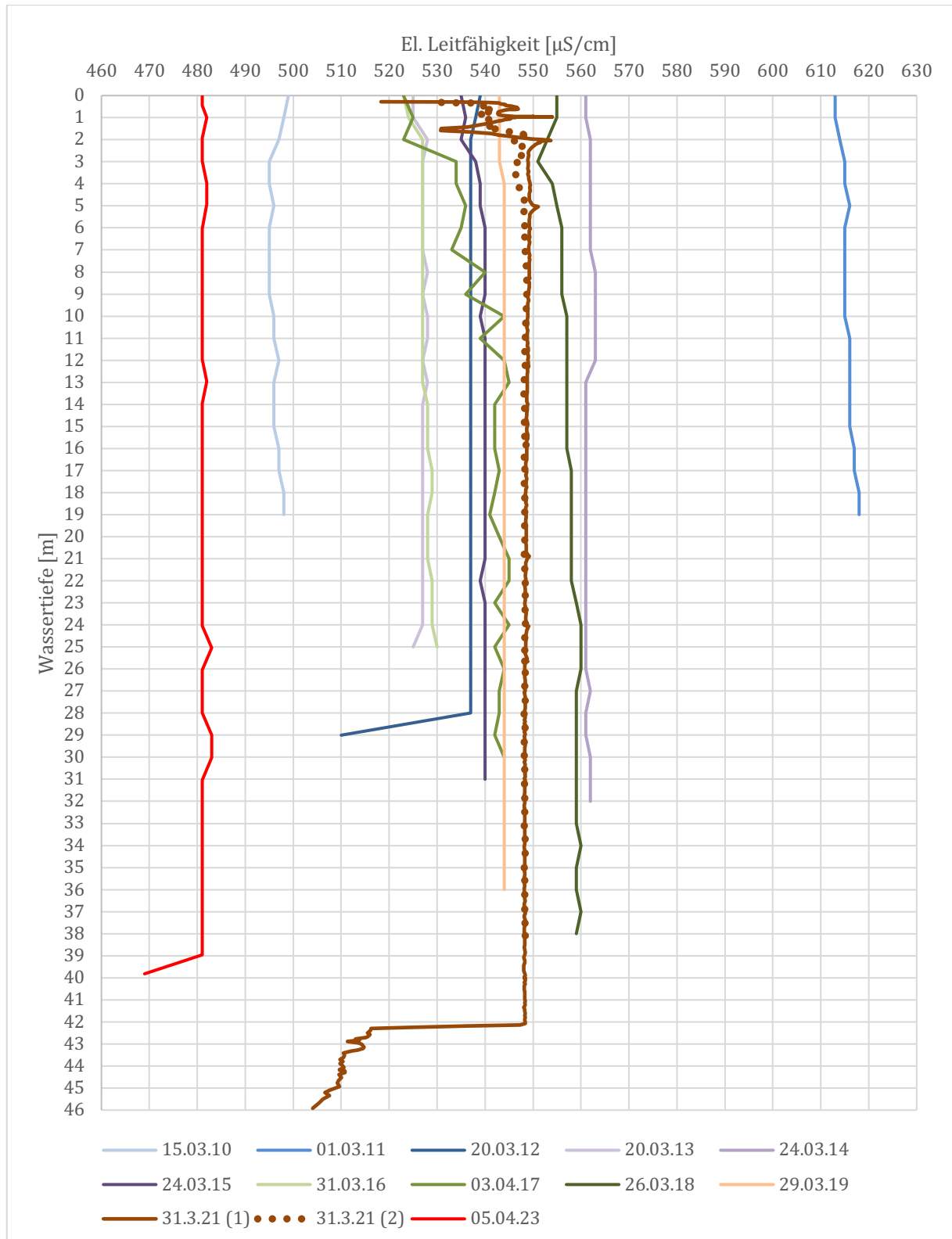


Abbildung 6.5: Tiefenprofile der elektrischen Leitfähigkeit in den Stagnationsphasen

Die deutlichen Unterschiede zwischen den einzelnen Messungen sind auf jeweils unterschiedliche Beschaffenheiten des zufließenden Grundwassers zurückzuführen.



**Abbildung 6.6: Tiefenprofile der elektrischen Leitfähigkeit in den Zirkulationsphasen**



#### **6.2.4 Verteilung ausgesuchter Ionen**

Die Konzentrationen und das Verteilungsmuster der Stoffe Sulfat, Chlorid, Hydrogenkarbonat, Calcium, Magnesium, Silicium, Kalium und Natrium im Vertikalprofil bzw. im Jahresverlauf (vgl. Tabelle 6.2, Seite 37f) können als Indikatoren zur Beurteilung der Gewässergüte genutzt werden.

In Abhängigkeit von dem Gütezustand eines Sees ergeben sich für die Konzentrationen der hier ausgewählten Stoffe typische Verteilungsmuster im Vertikalprofil bzw. im Jahresverlauf, die auf spezifische Ausprägungen der Stoffwechselprozesse im See hinweisen. Mögliche Anreicherungsprozesse in unterschiedlichen Tiefenzonen würden im Untersuchungsgewässer allerdings wegen der Beeinflussung der Schichtung durch die Baggertätigkeit derzeit nur abgeschwächt auftreten.

Während der Stagnationsphase sinkt biologisches Material aus der produktiven Zone des Sees (Epilimnion) in das Hypolimnion und verursacht dort eine Erhöhung der Gehalte an Hydrogenkarbonat, Calcium und Silizium. In nährstoffreichen Gewässern kommt es dabei u.a. durch die Verlagerung von Algenbiomasse in die Tiefe und ihre anschließende Mineralisierung zu erheblichen Konzentrationsunterschieden zwischen dem Epilimnion und dem Hypolimnion.

Dieser Anreicherungseffekt bestand im Untersuchungsgewässer nicht bzw. nur in sehr geringem Ausmaß. Hinweise auf eine hohe biologische Produktivität ergaben sich aus den im Zeitraum 2010 bis 2023 gemessenen Werte also nicht.

Sulfat unterlag im See aufgrund der guten Sauerstoffversorgung bis zum Gewässergrund nicht der Reduktion. Die Höhe der Sulfat- wie auch der Chloridkonzentrationen im See wurde maßgeblich von der Qualität des zuströmenden Grundwassers bestimmt, ein Um- oder Abbau der Stoffe fand im See nicht statt.

Auch infolge der betriebsbedingten Durchmischung des Wasserkörpers ergaben sich generell nur geringe Unterschiede der Stoffkonzentrationen im Tiefenprofil.

Insgesamt verweisen weder die absoluten Konzentrationen noch das tiefendifferenzierte Verteilungsmuster auf Gütedefizite im Untersuchungsgewässer. Die erhobenen Messwerte blieben sehr deutlich unter den Warnwerten der LUBW (2013) und den Grenzwerten der TrinkwV (2001).

Hinweise auf externe Belastungen bzw. negative Entwicklungen der Wasserqualität ergaben sich nicht.

Tabelle 6.2: Verteilung ausgesuchter Ionen im Seewasser

Parameter	Tiefe	15.03.10	11.10.10	31.03.16	12.09.16	29.03.17	20.09.17	26.03.18	18.09.18	29.03.19	10.09.19	09.09.20	31.03.21	05.04.23	22.08.23	WW*	Trinkw V**
Sulfat [mg/l]	Mischpr.	35	50	35	34	32	30	32	31	33	34		36	36		180	250
	Epil.											32			25		
	Hypol.											32			29		
	ü.Grđ.											31			26		
Chlorid [mg/l]	Mischpr.	14,1	29,3	50,6	51,5	49,1	48,7	47,8	54,3	51,1	49,7		49,1	50,1		187,5	250
	Epil.											50,8			51,2		
	Hypol.											50,1			43		
	ü.Grđ.											51,6			43		
Hydro- gencarbo- nat [mg/l]	Mischpr.	237	204	193	196	174	193	201	207	190	190		193	195			
	Epil.											180			190		
	Hypol.											184			170		
	ü.Grđ.											190			190		
Säureka- pazität bis pH 4,3 [mmol/l]	Mischpr.	3,89	3,34	3,16	3,22	2,86	3,16	3,3	3,39	3,12	3,12		3,17	3,19			
	Epil.											2,95			3,11		
	Hypol.											3,01			2,78		
	ü.Grđ.											3,11			3,12		
Eisen, ges. [mg/l]	Mischpr.	0,72	0,11	0,11	0,21	0,04	0,04	0,06	0,11	0,7	0,08		0,31	0,34			0,2
	Epil.											<0,01			<0,01		
	Hypol.											0,02			<0,01		
	ü.Grđ.											0,02			0,01		
Mangan [mg/l]	Mischpr.	0,11	0,007	0,01	0,014	<0,005	0,01	0,022	0,014	0,072	0,006		0,045	0,045			0,05
	Epil.											0,015			0,046		
	Hypol.											0,027			0,041		
	ü.Grđ.											0,033			0,046		
Calcium [mg/l]	Mischpr.	61,8	28,3	58,1	61,6	55,8	55,3	55,5	56,1	64,5	56,3		58,2	61,7			
	Epil.											56,8			55,3		
	Hypol.											57,2			39,5		
	ü.Grđ.											61,9			54		
Magnesi- um [mg/l]	Mischpr.	19,5	17,7	17,2	17,2	16,8	17,7	16,5	17,7	17,6	17,3		17,2	20,3			
	Epil.											18,3			19,2		
	Hypol.											18			19,2		
	ü.Grđ.											19			19,1		

*Gütezustand des Baggersees*

Parameter	Tiefe	15.03.10	11.10.10	31.03.16	12.09.16	29.03.17	20.09.17	26.03.18	18.09.18	29.03.19	10.09.19	09.09.20	31.03.21	05.04.23	22.08.23	WW*	Trinkw V**
Silicium [mg/l]	Mischpr.	11	0,89	4,3	4,7	4,1	4,6	4	4,1	5,3	4,2		5,4	5			
	Epil.											4,1			4,1		
	Hypol.											4,3			4,1		
	ü.Grđ.											4,3			4,2		
Kalium [mg/l]	Mischpr.	2,4	5,4	2,7	3,3	2,6	1,2	2,6	2,9	2,6	2,2		2,3	2,7		10	
	Epil.											2,3			2,8		
	Hypol.											2,4			2,8		
	ü.Grđ.											2,5			2,7		
Natrium [mg/l]	Mischpr.	9,5	14,3	24,6	24,8	24,1	22,7	24,2	23,3	24,8	23,8		23,1	23,3		160	200
	Epil.											23,9			23,6		
	Hypol.											24,1			23,4		
	ü.Grđ.											24,1			23		

\* LUBW (2013), Grundwasserüberwachungsprogramm \*\* Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001)

## 6.2.5 Nährstoffhaushalt und Biomasse

### 6.2.5.1 Phosphorgehalte und Phosphatfällungsvermögen

Von besonderer Bedeutung für die Belastungssituation eines Sees ist der P-Gehalt des Seewassers, da Phosphor in der Regel in sehr geringen Konzentrationen vorhanden ist und somit das Algenwachstum limitiert.

Gesamtposphor war während der Untersuchungstermine nur in geringen bis sehr geringen Konzentrationen im Seewasser vorhanden (vgl. Tabelle 6.3). Die Werte blieben generell im Bereich der Orientierungsgrößen oder erreichten ein noch niedrigeres Ausmaß und zeigten damit einen nährstoffarmen Zustand im mesotrophen oder sogar oligotrophen Status an.

Für den direkt pflanzenverfügbare ortho-Phosphat-Phosphor wurden ebenfalls niedrige Werte gemessen.

**Tabelle 6.3: Phosphorgehalte im Seewasser**

		Gesamtposphat	Gesamtposphat als Phosphor (P)	ortho-Phosphat	ortho-Phosphat als Phosphor	Eisen gesamt	Fe:P Verhältnis
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	/
15.03.10	Mischprobe			0,21	0,07	0,72	
11.10.10	Mischprobe			<0,03	<0,01	0,11	
31.03.16	Mischprobe	0,017	0,0055	<0,015	<0,005	0,11	20,0
12.09.16	Mischprobe	<0,015	<0,0049	<0,015	<0,002	0,21	84,0
29.03.17	Mischprobe	0,024	0,0078	0,011	0,004	0,04	5,1
20.09.17	Mischprobe	0,06	0,0196	0,06	0,02	0,04	2,0
26.03.18	Mischprobe	<0,015	<0,0049	<0,006	<0,002	0,06	24,0
18.09.18	Mischprobe	0,046	0,0150	0,035	0,011	0,11	7,3
29.03.19	Mischprobe	<0,04	<0,013	<0,06	<0,02	0,7	107,7
10.09.19	Mischprobe	<0,04	<0,013	<0,06	<0,02	0,08	12,3
09.09.20	Epilimnion	0,06	0,0196	0,05	0,016	<0,01	0,3
	Hypolimnion	<0,04	<0,013	0,05	0,016	0,02	3,1
	über Grund	0,09	0,0293	0,091	0,03	0,02	0,7
31.03.21	Mischprobe	<0,04	<0,013	0,063	0,021	0,31	47,7
05.04.23	Mischprobe	<0,015	<0,0049	<0,015	<0,002	0,34	136,0
						Mittelwert	34,6
<b>Orientierungsgrößen (mesotroph)</b>							
Zirkulationsphase			0,015 bis 0,045* 0,020 bis 0,032**				
Saisonmittelwert			0,020 bis 0,031**				

\* LfU 2004 \*\* LAWA 2014

Die Verfügbarkeit von Phosphor im Seewasser ist in erheblichem Umfang auch von den jeweiligen Retentions- und Rückhaltemechanismen abhängig, wobei den Eisengehalten eine besondere Bedeutung zukommt. Die oxischen Milieubedingungen im See führen in Verbindung mit dem Eisenüberschuss, der sich vor allem während der Zirkulationsphase infolge intensiverer Umwälzungsvorgänge ausbildet, zu einer oxidativen Phosphatfällung.

Als Vergleichsgröße zur Darstellung des Fällungspotentials in Abhängigkeit des Fe:P Verhältnisses soll auf die in der Abwasserwirtschaft und bei Seerestaurierungen üblichen Dosierungen bei Phosphatfällungen Bezug genommen werden. Ohne Berücksichtigung der Flockungsvorgänge würden für die Fällung von 1 mg/l  $\text{PO}_4^{3-}$  ca. 0,59 mg/l  $\text{Fe}^{3+}$  ausreichen. In der Praxis wird bei der Abwasserbehandlung aber meist das 5 bis 10 fache der stöchio-

metrisch erforderlichen Menge zugesetzt. Dies sind 5,9 Fe mg/L bezogen auf 1 mg/L PO<sub>4</sub>. Legt man PO<sub>4</sub>-Gesamt oder hier auch Pgesamt zugrunde, erhöht sich das Verhältnis auf das 15-30 fache.

Bei den meist trübstoffarmen Seen kommen im Rahmen von Restaurierungsprojekten Dosierungen mit einem noch höheren Faktor zur Anwendung. Im Rahmen der Restaurierung des Kuprunder Sees wurde für einen optimalen Fällungsverlauf ein 30-facher molarer Eisenüberschuss bezogen auf Gesamtposphat ermittelt (JAEGER 1995). Diesen Wert bestätigen HUPFER & SCHARF (2002). DEPPE & BENNDORF (1998) gehen von einem günstigen molaren Verhältnis Fe:PO<sub>4</sub> von 40:1 aus. Höhere Dosierungen führen demnach zu keiner weiteren Abnahme der PO<sub>4</sub>-P Konzentrationen.

Im Untersuchungsgewässer ergeben sich Fe:P Verhältnisse von 34,6:1 im Mittel (vgl. Tabelle 6.3), so dass eine weitgehende P-Fällung ermöglicht wird.

### 6.2.5.2 Stickstoffgehalte

Die Untersuchung der Stickstoffspezies (vgl. Tabelle 6.4) ergab eine dem moderaten Nitratbeintrag durch das Grundwasser entsprechende Nitratbelastung im See. Obwohl für Seen die gemessenen Nitratgehalte von 8-17 mg/L (= 2-4 mg/L NO<sub>3</sub>-N) vergleichsweise hoch sind, entstehen keine erheblichen negativen Beeinflussungen des Nährstoffhaushaltes, da Nitrat auch zur Stabilisierung des Sauerstoffhaushaltes beitragen kann.

Die Nitritwerte blieben generell sehr gering und lagen häufig unterhalb der Nachweisgrenze. Gleiches gilt für Ammonium, das sich aufgrund des oxischen Charakters im Seewasser nicht oder nur geringfügig über Grund anreicherte.

**Tabelle 6.4: Stickstoffgehalte im Seewasser**

		Ammonium	Ammonium-N	Nitrat	Nitrat-N	Nitrit	Nitrit-N
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
15.03.10	Mischprobe	<0,04	<0,03	8,5	1,9	0,05	0,02
11.10.10	Mischprobe	<0,04	<0,03	8,5	1,9	0,11	0,033
31.03.16	Mischprobe	<0,04	<0,04	15,8	3,6	<0,02	<0,007
12.09.16	Mischprobe	<0,04	<0,04	16	3,6	0,02	0,006
29.03.17	Mischprobe	<0,04	<0,03	15,5	3,5	<0,02	<0,006
20.09.17	Mischprobe	<0,04	<0,03	15,5	3,5	<0,02	<0,006
26.03.18	Mischprobe	<0,04	<0,03	16,5	3,7	<0,02	<0,006
18.09.18	Mischprobe	<0,04	<0,03	18,5	4,3	<0,02	<0,006
29.03.19	Mischprobe	0,04	0,03	16,8	3,8	<0,02	<0,006
10.09.19	Mischprobe	<0,04	<0,03	16,9	3,8	0,06	0,018
09.09.20	Epilimnion	<0,04	<0,03	16,7	3,8	<0,02	<0,006
	Hypolimnion	0,12	0,09	16,8	3,8	<0,02	<0,006
	über Grund	0,05	0,04	17,1	3,9	<0,02	<0,006
31.03.21	Mischprobe	<0,04	<0,03	15,1	3,4	<0,02	<0,006
05.04.23	Mischprobe	<0,04	<0,03	18	4,1	<0,02	<0,006
22.08.23	Epilimnion	<0,04	<0,03	13,1	3	<0,02	<0,006
	Hypolimnion	<0,04	<0,03	13	2,9	<0,02	<0,006
	über Grund	<0,04	<0,03	13	2,9	<0,02	<0,006
<b>Orientierungsgrößen</b>							
	WW*	0,38		37,5		0,08	
	TrinkwV**	0,5		50		0,1	

\* LUBW, 2013 Grundwasserüberwachungsprogramm \*\* Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001)

Insgesamt ergibt sich aus den Stickstoffspezies keine Belastung des Nährstoffhaushaltes des Untersuchungsgewässers.

### 6.2.5.3 Weitere Indikatorwerte zur Beurteilung des Nährstoffhaushaltes

Die in der Tabelle 6.5 angegebenen Parameter beschreiben die Entwicklung des Sees während der allmählichen Vertiefung durch die Kiesentnahme und werden von dieser erheblich beeinflusst. Dies gilt insbesondere für die Sichttiefe, die durch mineralische Trübung stark herabgesetzt wird und demzufolge nicht als Trophieindikator dienen kann.

Die Messwerte für den organischen Kohlenstoff (DOC und TOC) waren gering, und auch die Chlorophyll-a Werte bleiben auf einem niedrigen Niveau.

*Tabelle 6.5: Weitere Indikatorwerte des Nährstoffhaushaltes im Seewasser*

		DOC [mg/l]	TOC [mg/l]	Chloro- phyll-a [µg/l]	Phäophytin [µg/l]	Sichttiefe [m]
15.03.10	Mischprobe	<0,5				
	Epilimnion					
	Hypolimnion					
	über Grund					
11.10.10	Mischprobe	1,2				
	Epilimnion					
31.03.16	Mischprobe	0,5				
12.09.16	Mischprobe	2,9		1,45		
29.03.17	Mischprobe	1				
20.09.17	Mischprobe	0,6		1,14		
26.03.18	Mischprobe	1				
18.09.18	Mischprobe	0,9		3,32		
29.03.19	Mischprobe	0,8				
10.09.19	Mischprobe	0,9		<0,01		
09.09.20	Epilimnion		1,3	0,7		1,0
	Hypolimnion		1,2			
	über Grund		1,2			
31.03.21	Mischprobe		0,7			1,2
05.04.23	Mischprobe (DOC)	0,7				0,62
22.08.23	Epilimnion	0,6		0,805	0,035	1,28
	Hypolimnion	0,7				
	über Grund	0,5				
<b>Orientierungsgrößen (me- sotroph)</b>						
LfU (2004)				4-12		>2
LAWA (2014)				6-9,6		3,2-2,5

## 6.3 Besiedlungsbild der bodenlebenden Gewässerorganismen (Makrozoobenthos)

Das Makrozoobenthos wurde am 06.04.2021 an den in der Abbildung 6.7 dargestellten Probenahmestellen erfasst. Eine Beschreibung der einzelnen Probestellen enthält die Tabelle 6.6.

Tabelle 6.6: Beschreibung der Probestellen und Methode der Probenahme

Probestelle	Habitatbeschreibung	Sonderstruktur
PS 1	Grobkies, Rohboden, Grund mit Schluff bedeckt.	Insel
PS 2	Grobkies, Rohboden mit Schluff bedeckt. Überschwemmte Berme mit terrestrischen Pflanzen bewachsen.	lebende terr. Pflanzen, Treibholz
PS 3	Bucht mit schluffdominiertem Flachufer, terrestrischen Pflanzen,	lebende terr. Pflanzen, Treibholz
PS 4	Steilufer, Grobkies mit Schluffauflage, submerse Makrophyten	Ponton, Makrophyten
PS 5	Grobkies von Schluff bedeckt. wenige emerse Makrophyten	Makrophyten
PS 6	Flachufer mit Schluffauflage, emerse Makrophyten Fadenalgen, Weidenaufwuchs,	lebende terr. Pflanzen, wenige Makrophyten

Die Bearbeitung erfolgte durch Dipl.-Biologe/Limnologe Dietmar Bernauer, Kerzenheim. Die Ergebnisse sind in einer beigelegten Studie dargestellt, hier erfolgt nur eine zusammenfassende Kurzdarstellung. Die 6 Proben wurden lebend vor Ort bearbeitet (Lebensortierung), repräsentativ Organismen konserviert und im Labor nach der operationellen Taxaliste Seen determiniert.

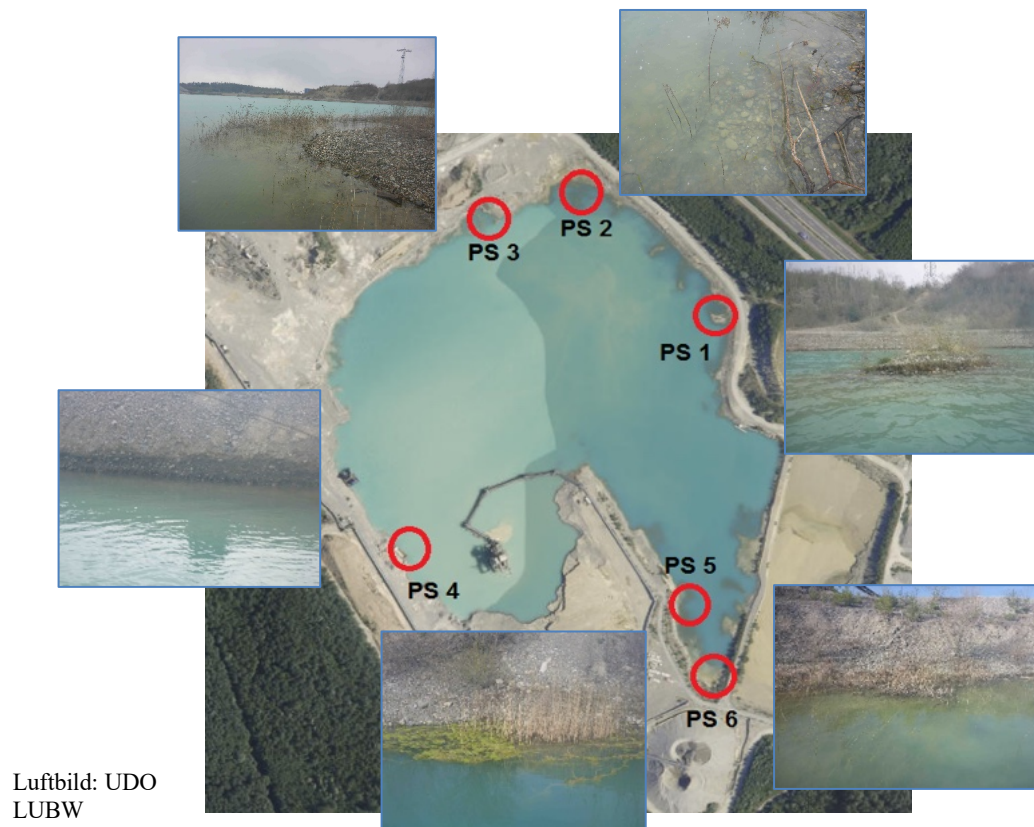


Abbildung 6.7: Makrozoobenthos-Probenahmestellen

An den 6 Probestellen wurden insgesamt ca. 870 Makrozoobenthosorganismen nachgewiesen, die 39 Arten oder höheren taxonomische Einheiten angehören (vgl. Tabelle 6.7). Die Chironomidae (Zuckmücken) wurden nur bis zur Unterfamilie oder Tribus determiniert. Einige Taxa, die aufgrund ihres frühen Entwicklungsstadiums nur auf Familienniveau angegeben wurden, können derselben Art angehören, wie weiter entwickelte und bis zur Art bestimmte Individuen (z. B. Haliplidae gen. sp. [Larve] und *Haliphus fulvus* [Imago]).

Tabelle 6.7: Gesamtartenliste Makrozoobenthos

DINNo	TAXON_NAME	PS 1	PS 2	PS 3	PS 4	PS 5	PS 6
394	Cloeon dipterum	17	98	35	0	149	196
10154	Micronecta sp.	0	5	6	0	74	16
5972	Cladocera Gen. sp.	0	0	4	0	44	4
911	Chironomidae Gen. sp.	6	21	0	1	0	6
352	Haliphus flavicollis	1	9	1	0	6	6
20084	Chironominae Gen. sp.	0	0	9	5	2	0
1958	Physella acuta	2	5	2	0	6	1
252	Centroptilum luteolum	0	7	5	0	2	0
847	Caenis luctuosa	13	0	0	0	0	0
1020	Galba truncatula	0	1	0	0	2	9
493	Ceratopogonidae Gen. sp.	0	2	0	5	4	0
10259	Bidessus minutissimus	4	0	1	2	2	0
1937	Lumbriculidae Gen. sp.	8	0	0	0	0	0
159	Ischnura elegans	0	0	0	0	0	6
605	Tanytarsini Gen. sp.	0	0	0	0	6	0
5077	Ostracoda Gen. sp.	0	0	0	0	6	0
58	Agrypnia obsoleta	1	0	0	2	0	1
186	Ephemera vulgata	2	0	0	2	0	0
148	Limnephilus sp.	0	0	0	0	2	2
140	Laccobius sp.	0	0	0	0	4	0
425	Coenagrion puella	0	1	0	0	2	0
151	Corixa sp.	0	1	0	0	0	2
205	Laccophilus minutus	0	2	1	0	0	0
845	Noterus clavicornis	0	0	0	0	3	0
156	Caenis horaria	0	1	0	1	0	0
69	Cyrrus trimaculatus	0	0	0	2	0	0
10452	Ephemera glaucops	1	0	0	1	0	0
261	Sigara falleni	0	0	0	0	0	2
803	Tinodes waeneri	0	0	0	2	0	0
427	Cordulia aenea	1	0	0	0	0	0
1092	Eiseniella tetraedra	0	0	0	0	1	0
432	Enallagma cyathigerum	0	0	0	0	1	0
5891	Naididae Gen. sp.	0	1	0	0	0	0
419	Anax parthenope	0	0	0	0	1	0
120	Limoniidae Gen. sp.	0	1	0	0	0	0
366	Halplidae Gen. sp.	1	0	0	0	0	0
10107	Haliphus fulvus	0	0	0	0	1	0
20153	Nebrioporus depressus	1	0	0	0	0	0
40	Stictotarsus duodecimpustulatus	0	0	0	0	1	0

Es wurden vier Arten nachgewiesen, die in den Roten Listen der gefährdeten Tierarten Deutschlands (RL BRD) oder Baden-Württembergs (RL Ba-Wü) gelistet sind.

Tabelle 6.8: MZB - Arten der Roten-Listen

Art	Deutscher Name oder Gruppe	RL Ba-Wü	RL BRD	BNatSchG bes. gesch.	Untersuchungsge- wässer PS
<i>Agrypnia obsoleta</i>	Köcherfliege		3		1,4,6
<i>Ephemera glaucops</i>	Eintagsfliege		3		1,4
<i>Haliphus fulvus</i>	Wassertreter (Käfer)		V		5

1 = vom Aussterben bedroht    2 = stark gefährdet    3 = gefährdet    V = Vorwarnliste



Die Bewertung mit AESHNA als „mäßig“ ist aufgrund der vorkommenden bedrohten Arten fachgutachterlich zu vertreten, aufgrund der geringen Taxazahl und Individuendichte ergibt sich aber eine Tendenz zur schlechteren Einstufung „unbefriedigend“.

Makrozoobenthosorganismen der Ernährungstypen Aufwuchsweider und Sammler werden ebenso wie filtrierende Organismen durch die ständige Freisetzung und Sedimentation von Schluffpartikeln im Rahmen der Kiesgewinnung beeinträchtigt. Die Substratdiversität ist ebenso wie die Ausprägung von besiedelbaren Habitaten schlecht. Die Böschung fällt steil ab, so dass die besiedelbare Zone auf einen relativ schmalen Uferstreifen begrenzt bleibt.

#### **6.4 Verbreitung der submersen Makrophyten**

Die Wasserpflanzenkartierung erfolgte am 6.9.2019 mittels Presslufttauchgängen durch die Pätzold-Gewässerökologie, Baden-Baden an 5 Tauchtransekten (vgl. Abbildung 6.8) in Tiefenstufen von 0-1 m, 1-2 m, 2-4 m sowie 4 m und tiefer, wobei die Bearbeitung in 2 m Schritten bis zur „Unteren Makrophytengrenze“ (UMG) beibehalten wurde.



**Abbildung 6.8: Lage der Tauchtransekte**

Die Ergebnisse sind in einer beigelegten Studie dargestellt und werden hier zusammenfassend referiert. Im Baggersee kamen überwiegend Wasserpflanzenarten nährstoffarmer Seen (LRT 3140) vor, die sich wie folgt auf die fünf Abschnitte verteilen:

- In Abschnitt 1 dominieren die Armleuchteralgenarten gemeinsam mit dem Zwerg-Laichkraut. Die Untere Verbreitungsgrenze der submersen Vegetation liegt bei 5,2 m Tiefe.

- In Abschnitt 2 wurden zwei Armleuchteralgenarten nachgewiesen. Die Zerbrechliche Armleuchteralge bildet den Tiefenaspekt und reicht bis in eine Tiefe von 5,5 m (der UMG) herab. Bis in 4 m Tiefe sind das Kamm- und das Zwerg- Laichkraut eingestreut.
- In Abschnitt 3 ist die submerse Vegetation überwiegend schütter ausgebildet. Auch hier beherrschen die Characeen die Wassertiefen von 0 – 3,4 m. Hier siedeln zu- meist Einzelpflanzen vom Mittleren Nixkraut, dem Kamm-Laichkraut und dem Zwerg-Laichkraut.
- In Abschnitt 4 kommt ausschließlich die Gegensätzliche Armleuchteralge in höhe- rer Dichte vor. Auch hier siedeln beide Laichkrautarten. Die UMG liegt bei 3,1 m.
- In Abschnitt 5 kommen in vergleichsweise geringer Dichte die Zerbrechliche und die Gegensätzliche Armleuchteralge gemeinsam mit dem Zwerg-Laichkraut vor. Die UMG liegt bei 2,5 m.

Die aktuelle Untersuchung zeigt ein für einen erst seit wenigen Jahren in der Nutzungspha- se befindlichen Baggersee vergleichsweise normales Artenaufkommen mit einer zumeist flächigen Verbreitung der submersen Vegetation. Dies kann mit dem Fehlen von wühlen- den Fischen zusammenhängen. Die vertikale Verbreitung reicht derzeit bis in eine Tiefe von etwa 5,5 m.

**Tabelle 6.9: Verbreitung der Wasserpflanzenarten in 5 Transekten und 4 Tiefenstufen 0-1, 1-2, 2-4, > 4 m**

Art		T1	T2	T3	T4	T5
Zerbrechliche Armleuchteralge	<i>Chara globularis</i>	0-3-3-3	0-0-3-4	0-3-4-0		0-2-0-0
Gegensätzliche Armleuchteralge	<i>Chara contraria</i>	4-5-3-0	4-5-3-0	4-5-4-0	4-5-3-0	2-3-2-0
Dunkle Glanzleuchteralge	<i>Nitella opaca</i>	0-0-3-3				
Mittleres Nixkraut	<i>Najas intermedia</i>			2-1-0-0	2-0-0-0	
Kamm- Laichkraut	<i>Potamogeton pectinatus</i>	2-2-2-0	2-2-2-0	2-2-0-0	2-3-0-0	
Zwerg- Laichkraut	<i>Potamogeton pusillus</i>	2-3-2-0	2-2-2-0	2-2-0-0	2-3-2-0	1-2-0-0
Rötlicher Wasserehrenpreis	<i>Veronica cf. catenata</i>	1-1-0-0		1-1-0-0		
Teichsimse	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	2-0-0	2-2-0-0			
Untere Makrophyten-Tiefengrenze UMG (m)		5,2	5,5	3,4	3,1	2,5

1 = Einzelpflanzen, 2 = Polster, 3 = kleinere Fläche, 4 = größere Flächen, 5 = großflächig bewachsen

Zusammenfassend hält das Gutachten als Fazit der Untersuchung vom 6.9.2019 fest:

„Dem jungen, noch artenarmen See wird für die regionale wie überregionale Flora durch das Vorkommen bisher weniger zumeist kommuner Arten aktuell eine geringe Bedeutung zugewiesen.

Als Lebensraum für Armleuchteralgen weist das Gewässer trotz Baggertätigkeit einen gu- ten Erhaltungszustand auf.

Es ist nur eine Frage der Zeit bis Wasservögel weitere Makrophyten-Arten aus dem nahe gelegenen Bodenseeraum in den See einbringen. Der Baggersee hat ein hohes Potenzial sich zu einem naturschutzfachlich hochwertigen Stillgewässer zu entwickeln. Wichtig ist dabei der Erhalt von Flachwasserbereichen und ein zumindest bereichsweises Vorkommen mit nicht allzu steil abfallenden Unterwasserböschungen.“

## 6.5 Besiedlungsbild des Phytoplanktons

Bei der Untersuchung des Phytoplanktons am 10.09.20 wurden die in der Tabelle 6.10 angegebenen Arten erfasst. Die Häufigkeit der Taxa ist als Individuenzahl je ml und die Gesamtbiomasse in der Einheit mm<sup>3</sup>/L dargestellt. Potentiell toxische Cyanobakterien sind gelb markiert.

**Tabelle 6.10: Gesamtartenliste planktischer Algen und Cyanobakterien (Untersuchungstermin 10.09.20)**

Artname	taxonomische Gruppe	Individuenzahl / ml	Biovolumen mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>	%
<b>Planktothrix agardhii (Zähleinheit 1 µm)</b>	<b>Cyanobakterien (Hormogonales)</b>	<b>27,23</b>	<b>0,3</b>	<b>0,31</b>
Chrysochromulina parva	Chrysophyceae	1,11	0,0	0,02
centrale Diatomeen (0-5)	Diatomeae (Centrales)	46,12	4,2	3,94
centrale Diatomeen (10-15)	Diatomeae (Centrales)	0,56	0,5	0,49
centrale Diatomeen (15-20)	Diatomeae (Centrales)	0,56	1,3	1,23
centrale Diatomeen (5-10)	Diatomeae (Centrales)	13,34	2,9	2,67
Achnanthis minutissimum	Diatomeae (Pennales)	1,11	0,1	0,08
Fragilaria sp. mittel	Diatomeae (Pennales)	0,56	0,2	0,18
Navicula sp. klein	Diatomeae (Pennales)	0,56	0,3	0,27
Navicula sp. mittel	Diatomeae (Pennales)	0,56	1,6	1,45
Nitzschia sp. klein	Diatomeae (Pennales)	0,56	0,0	0,05
Ceratium hirundinella Cyste	Dinophyceae	0,04	2,2	2,05
Ceratium hirundinella groß	Dinophyceae	1,36	91,1	84,81
Chlamydomonas sp. klein	Phytomonadina	1,11	0,1	0,05
Coelastrum microporum mittel	Chlorococcales	0,56	0,1	0,08
Dictyosphaerium sp. (klein)	Chlorococcales	6,11	0,1	0,06
Oocystis sp. mittel	Chlorococcales	1,11	0,2	0,23
Pediastrum boryanum	Chlorococcales	0,80	0,0	0,03
Cryptomonas erosa/ovata klein	Cryptophyceae	1,11	1,2	1,08
Cryptomonas marssonii	Cryptophyceae	0,56	0,3	0,31
Rhodomonas lacustris var. lacustris	Cryptophyceae	13,89	0,7	0,64

Mit einem Biomasseanteil von 0,1 mg/L war ein geringes Aufkommen an Phytoplankton vorhanden. Am häufigsten tritt der relativ große Dinoflagellat *Ceratium hirundinella* auf. Cyanobakterien kommen nur sehr vereinzelt vor, so dass sich diesbezüglich keine Beeinträchtigung ergab.

## 6.6 Sedimentbeschaffenheit des Sees

Wie die in der Tabelle 6.11 angegebenen Werte zeigen, entsprachen die Biomasseanteile und Nährstoffgehalte im Sediment einem sehr niedrigen Belastungsniveau im Vergleich zu den Referenzwerten. Auch die Arsenbelastung des Sediments erreicht nur ein geringes Ausmaß. Das Sediment ist kennzeichnend für Baggerseen in einem frühen Sukzessionsstadium.

Tabelle 6.11: Nährstoffgehalte im Sediment des Baggersees am 31.3.2021

Parameter	Einheit	Messwerte	Referenzwerte Baggerseen*			
		31.03.21	Mittelwert	25. Perz.	90. Perz.	Anzahl
Trockensubstanz	Masse-%	58,4	39,9	33,5	54,7	30
TOC	Masse-% TR	0,3	2,7	1,2	5,6	134
Phosphor, gesamt	mg/kg TR	410	855	517	1.402	140
Stickstoff gesamt	mg/kg TR	290	1538	200	3619	119
Arsen	mg/kg TR	11				

\* aus dem Messprogramm der LUBW an 67 Baggerseen der Oberrheinebene und Eigenuntersuchungen (73 Seen) in den Jahren 1994-2020

## 6.7 Beschaffenheit der Kiese und Sande aus der Kieswaschwasserrückleitung und mögliches Belastungspotential für den See

Selbst hinsichtlich der strengsten Zuordnungswerte sind die Feinsedimente aus der Kieswaschwasserrückleitung, wie aus den am 7.12.2023 erhobenen Werten (vgl. Tabelle 6.12) hervorgeht, als unbelastet anzusehen. Eine Rückleitung der Sedimente in den See stellt für das Gewässer somit kein Belastungspotential dar.

Tabelle 6.12: Beschaffenheit der Feinsedimente aus der Kieswaschwasserrückleitung vom 7.12.2023

Parameter	Einheit	Waschschlammprobe 1	Waschschlammprobe 2	Ersatzbaustoffverordnung Anlage 1, Tabelle 3: Zuordnungswert BM-0 / BG-0 für Lehm, Schluff *
<b>Feststoffuntersuchungen</b>				
Trockensubstanz	Masse-%	70,6	65	
Trockensubstanz LTR	Masse-%	70,2	66,3	
Anteil < 2mm	Masse-%	99,8	100	
Anteil > 2mm	Masse-%	0,2	0	
Kjeldahl-Stickstoff	mg/kg	< 70	< 70	
Kjeldahl-Stickstoff	mg/kg TR	< 100	< 200	
TOC	Masse-% TR	0,1	2,1	17
<b>Metalle:</b>				
Arsen	mg/kg TR	6	7	20
Blei	mg/kg TR	8	8	70
Cadmium	mg/kg TR	< 0,2	< 0,2	1
Chrom	mg/kg TR	38	36	60
Kupfer	mg/kg TR	13	14	40
Nickel	mg/kg TR	22	24	50
Quecksilber	mg/kg TR	< 0,1	< 0,1	0,3
Phosphor	mg/kg TR	390	400	
Thallium	mg/kg TR	< 0,2	< 0,2	1
Zink	mg/kg TR	28	31	150
KW-Index C10-C40	mg/kg TR	< 10	< 10	
KW-Index C10-C22	mg/kg TR	< 10	< 10	
EOX	mg/kg TR	< 0,5	< 0,5	1
<b>PAK (EPA):</b>				
Naphthalin	mg/kg TR	< 0,05	< 0,05	
Acenaphthylen	mg/kg TR	< 0,1	< 0,1	
Acenaphthen	mg/kg TR	< 0,05	< 0,05	

Parameter	Einheit	Wasch- schlamm- probe 1	Wasch- schlamm- probe 2	Ersatzbaustoffverordnung Anla- ge 1, Tabelle 3: Zuordnungswert BM-0 / BG-0 für Lehm, Schluff *
Fluoren	mg/kg TR	< 0,05	< 0,05	
Phenanthren	mg/kg TR	< 0,05	< 0,05	
Anthracen	mg/kg TR	< 0,05	< 0,05	
Fluoranthren	mg/kg TR	< 0,05	< 0,05	
Pyren	mg/kg TR	< 0,05	< 0,05	
Benz(a)anthracen	mg/kg TR	< 0,05	< 0,05	
Chrysen	mg/kg TR	< 0,05	< 0,05	
Benzo(b)fluoranthren	mg/kg TR	< 0,05	< 0,05	
Benzo(k)fluoranthren	mg/kg TR	< 0,05	< 0,05	
Benzo(a)pyren	mg/kg TR	< 0,05	< 0,05	0,3
Dibenzo(a,h)anthracen	mg/kg TR	< 0,05	< 0,05	
Benzo(g,h,i)perylen	mg/kg TR	< 0,05	< 0,05	
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	mg/kg TR	< 0,05	< 0,05	
Summe PAK nach EPA	mg/kg TR	-	-	3
<b>PCB:</b>				
PCB 28	mg/kg TR	< 0,003	< 0,003	
PCB 52	mg/kg TR	< 0,003	< 0,003	
PCB 101	mg/kg TR	< 0,003	< 0,003	
PCB 118	mg/kg TR	< 0,003	< 0,003	
PCB 153	mg/kg TR	< 0,003	< 0,003	
PCB 138	mg/kg TR	< 0,003	< 0,003	
PCB 180	mg/kg TR	< 0,003	< 0,003	
Summe 6 PCB (DIN)	mg/kg TR	-	-	0,05
Summe PCB nachgew.	mg/kg TR	-	-	
<b>Eluatuntersuchungen</b>				
pH-Wert		8,8	8,6	
Elektr.Leitfähigkeit (25°C)	µS/cm	136	156	
Sulfat	mg/l	9	11	250
<b>Metalle im Eluat:</b>				
Arsen	mg/l	< 0,005	< 0,005	8 (13)
Blei	mg/l	< 0,005	< 0,005	23 (43)
Cadmium	mg/l	< 0,001	< 0,001	2 (4)
Chrom	mg/l	< 0,005	< 0,005	10 (19)
Kupfer	mg/l	< 0,005	< 0,005	20 (41)
Nickel	mg/l	< 0,005	< 0,005	20 (31)
Quecksilber	mg/l	< 0,00003	< 0,00003	0,1
Thallium	mg/l	< 0,00006	< 0,00006	0,2 (0,3)
Zink	mg/l	< 0,01	< 0,01	100 (210)
<b>PAK im Eluat:</b>				
Naphthalin	µg/l	< 0,01	< 0,01	
Acenaphthylen	µg/l	< 0,01	< 0,01	
Acenaphthen	µg/l	< 0,01	< 0,01	
Fluoren	µg/l	< 0,01	< 0,01	
Phenanthren	µg/l	< 0,01	< 0,01	
Anthracen	µg/l	< 0,01	< 0,01	
Fluoranthren	µg/l	< 0,01	< 0,01	
Pyren	µg/l	< 0,01	< 0,01	
Benzo(a)anthracen	µg/l	< 0,01	< 0,01	
Chrysen	µg/l	< 0,01	< 0,01	
Benzo(b)fluoranthren	µg/l	< 0,01	< 0,01	
Benzo(k)fluoranthren	µg/l	< 0,01	< 0,01	

Parameter	Einheit	Wasch- schlamm- probe 1	Wasch- schlamm- probe 2	Ersatzbaustoffverordnung Anla- ge 1, Tabelle 3: Zuordnungswert BM-0 / BG-0 für Lehm, Schluff *
Benzo(a)pyren	µg/l	< 0,01	< 0,01	
Dibenzo(a,h)anthracen	µg/l	< 0,01	< 0,01	
Benzo(g,h,i)perylene	µg/l	< 0,01	< 0,01	
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	µg/l	< 0,01	< 0,01	
Summe PAK nach EPA	µg/l	-	-	
Summe PAK 15	µg/l	-	-	0,2
<b>PCB im Eluat</b>				
PCB 28	µg/l	< 0,001	< 0,001	
PCB 52	µg/l	< 0,001	< 0,001	
PCB 101	µg/l	< 0,001	< 0,001	
PCB 118	µg/l	< 0,001	< 0,001	
PCB 138	µg/l	< 0,001	< 0,001	
PCB 153	µg/l	< 0,001	< 0,001	
PCB 180	µg/l	< 0,001	< 0,001	
Summe PCB nachge- wiesen	µg/l	-	-	0,01

\* Die Zuordnungswerte für Eluat sind nur maßgeblich, wenn für den betreffenden Stoff der jeweilige Feststoffwert überschritten wird. Die in Klammern gesetzten Werte gelten bei einem TOC-Gehalt von  $\geq 0,5\%$ .

## 6.8 Zusammenfassende Beschreibung des Gewässerzustandes

Die in der Tabelle 6.13 dargestellte zusammenfassende Bewertung zeigt, dass derzeit keine Belastungen oder Negativentwicklungen im Untersuchungsgewässer festzustellen sind. Allerdings begünstigt die Auskiesungstätigkeit das Zirkulationsverhalten und trägt somit zum positiven Gewässerzustand bei.

**Tabelle 6.13: Zusammenfassende Bewertung des Gewässerzustandes**

Parameter	Indikatorbedeutung	Bewertung	Orientie- rungswert	Einstufung
Temperatur & Gewässer- schichtung	Bei eingeschränktem Zirkulationsverhalten (Meromixis) entwickeln sich Sauerstoffdefizite.	See zirkuliert, das Zirkulationsverhalten wird in starkem Umfang durch die Auskiesungstätigkeit gefördert.	/	Positiv
Sauerstoffhaus- halt	Sauerstoffdefizite weisen auf ein Überangebot an Nährstoffen und hohe Zehrungsintensität der Sedimente hin.	Keine Sauerstoffdefizite im Tiefenwasserkörper. Auskiesungstätigkeit verbessert die Sauerstoffsituation.	Höchstens 50% der Wassersäule über Grund O <sub>2</sub> -Gehalt <2mg/L	Positiv
Leitfähigkeit	Ionenanreicherungen in der Tiefe weisen auf hohe Trophie hin.	Die Leitfähigkeitswerte nehmen im Sommer mit der Seetiefe kaum zu. Die Auskiesung fördert die Durchmischung. Abnahme der Leitfähigkeit über Grund kann auf Zufluss von Wasser mit geringerer Leitfähigkeit oder aber auf Sedimentkontakt der Messzelle zurückzuführen sein.	Die Leitfähigkeitszunahme in der Tiefe sollte $\Delta 200 \mu\text{S/cm}$ unterschreiten	Positiv, keine Belastung erkennbar.

**Gütezustand des Baggersees**

<b>Parameter</b>	<b>Indikatorbedeutung</b>	<b>Bewertung</b>	<b>Orientierungswert</b>	<b>Einstufung</b>
Phosphorgehalte	Erhöhte Phosphorkonzentrationen begünstigen das Algenwachstum und indirekt Sauerstoffdefizite.	Geringe Phosphorgehalte im Wasserkörper. Keine Rücklösung in der Tiefe.	0,015 bis 0,045 mg/L	Positiv, Messwerte weisen eine noch deutlich geringere Nährstoffbelastung aus als der Orientierungswert.
Chlorophyll-a Gehalte	Hohe Chlorophyll-a Gehalte indizieren starkes Algen- und Cyanobakterienwachstum.	Niedrige Chlorophyll-a Gehalte im Wasserkörper infolge geringer Phosphorkonzentrationen und intensiver Wassenumwälzung durch die Auskiesungstätigkeit.	4-12 µg/L	Positiv, Messwerte liegen deutlich unterhalb des Orientierungswertes.
Sichttiefe	Geringe Sichttiefenwerte sind ein Indikator für Algen- und Cyanobakterienmassenentwicklungen.	Sichttiefenwerte durch Auskiesungstätigkeit (mineralische Trübe) vermindert.	> 2 m	Wegen betriebsbedingten Eintrags mineralischer Trübe nicht als Trophieindikator geeignet.
Phytoplankton	Algenmassenentwicklungen sind Trophiezeiger. Das Auftreten potentiell toxischer Cyanobakterien schränkt die Badegewässerqualität ein.	Aufgrund der niedrigen Nährstoffgehalte geringe Algendichte und kein relevantes Entwicklungspotential für Cyanobakterien.	Cyanobakterien Chl-a < 5 µg/L	Positiv, da Cyanobakterien nur in sehr geringer Dichte auftreten
Makrozoobenthos	Geringes Aufkommen infolge des frühen Entwicklungsstadiums. Keine Indikatorfunktion			
Makrophyten	Normales Artenaufkommen für einen erst seit wenigen Jahren in der Nutzungsphase befindlichen Baggersee mit einer zumeist flächigen Verbreitung in geringer Dichte. Keine Indikatorfunktion.			



## **7 Grundwasser-Seewasser Austauschprozesse**

Die Wechselwirkungen zwischen Grund- und Seewasser werden im Folgenden unter Bezug auf Beschaffenheitsunterschiede zwischen den beiden Parametern Wassertemperatur und elektrische Leitfähigkeit, die für die beiden Wasserkörper jeweils charakteristische Unterschiede aufweisen, diskutiert.

### **7.1 Temperaturlängsprofile**

Am 31.3.2021 erfolgte eine flächenmäßige Erfassung der Wassertemperaturen im Bereich der Wasseroberfläche entlang der Uferlinie (vgl. Abbildung 7.1).

Die verwendete CTD-Sonde (CDT 90 M von SST) war mit einem GPS-Empfänger gekoppelt, so dass die einzelnen Messwerte räumlich punktgenau zugeordnet werden konnten. Die Messung diente vor allem dazu, durch Temperaturunterschiede zu erkennende Grundwasserzutrittsstellen zu ermitteln.

Während des Winterhalbjahres ist davon auszugehen, dass im Seewasser niedrigere Temperaturen vorherrschen als in dem ganzjährig nahezu gleich warmen Grundwasser. Die Messung vom 31.3.2022 zeigt aufgrund des deutlichen Temperaturgradienten einen Grundwasserzustrom in den See aus nord-westlicher Richtung an.

Die gemessenen Temperaturunterschiede und ihre räumliche Differenzierung können neben den Grundwasserzustromverhältnissen auch von der Sonnenbestrahlung während der Probenahme und der Windabschattung in Teilbereichen des Sees beeinflusst werden. Der Temperaturgradient ist allerdings so deutlich ausgeprägt, dass von einem signifikanten Hinweis auf einen nicht unerheblichen Grundwasserzustrom auszugehen ist.

Im See kam es zum Zeitpunkt der Erhebung bereits zu einer leichten Einschichtung des Seewassers (vgl. Kapitel 6.2.1, Abbildung 6.2 auf Seite 31). Die Wassertemperatur im zentralen Seebereich lag etwas unterhalb der Temperaturen im Zustromuferbereich. Zum Messzeitpunkt war demnach das Seewasser kühler als das zuströmende Grundwasser.

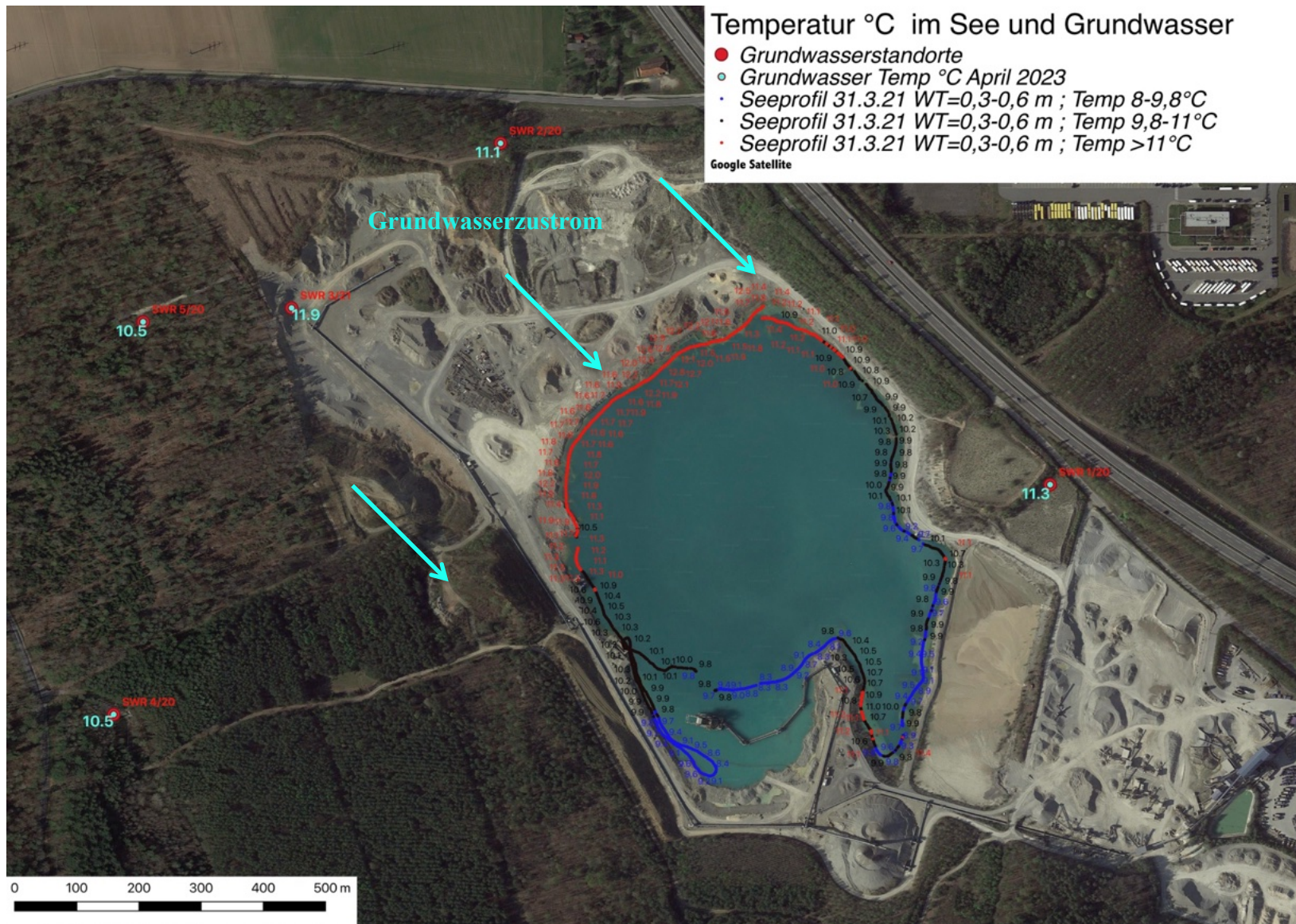


Abbildung 7.1: Verteilung der Temperaturwerte [°C] im ufernahen Seewasser und den Grundwassermessstellen im Zustrom vom 31.3.2021

## 7.2 Leitfähigkeitswerte im Längsprofil

Die parallel zu den Messungen der Wassertemperatur ebenfalls am 31.3.2021 flächenmäßig erfassten Werte der elektrischen Leitfähigkeit (vgl. Abbildung 7.3, Seite 54) zeigten geringere Leitfähigkeitswerte im unmittelbaren Bereich des Grundwasserzutritts (Nord- und Nord-Westufer) als im übrigen See.

Höhere Leitfähigkeitswerte im See als im Grundwasser stellen eher die Ausnahme dar. Normalerweise kommt es im See durch Entkarbonatisierung (physikalische und biogene Entkalkung) zu einer Enthärtung des Wassers und einer Abnahme der Leitfähigkeitswerte. Im Untersuchungsgebiet variieren die Leitfähigkeitswerte im Grundwasserleiter (SWR 3/21) allerdings sehr stark. Insofern ist ein hoher Anteil von neugebildetem, durch frisches Niederschlagswasser angereichertem Grundwasser im Zustrom des Sees als Erklärung für die niedrigeren Leitfähigkeitswerte plausibel, zumal zum Jahresbeginn 2021 sehr hohe Niederschlagsmengen zu verzeichnen waren (vgl. Abbildung 7.2).

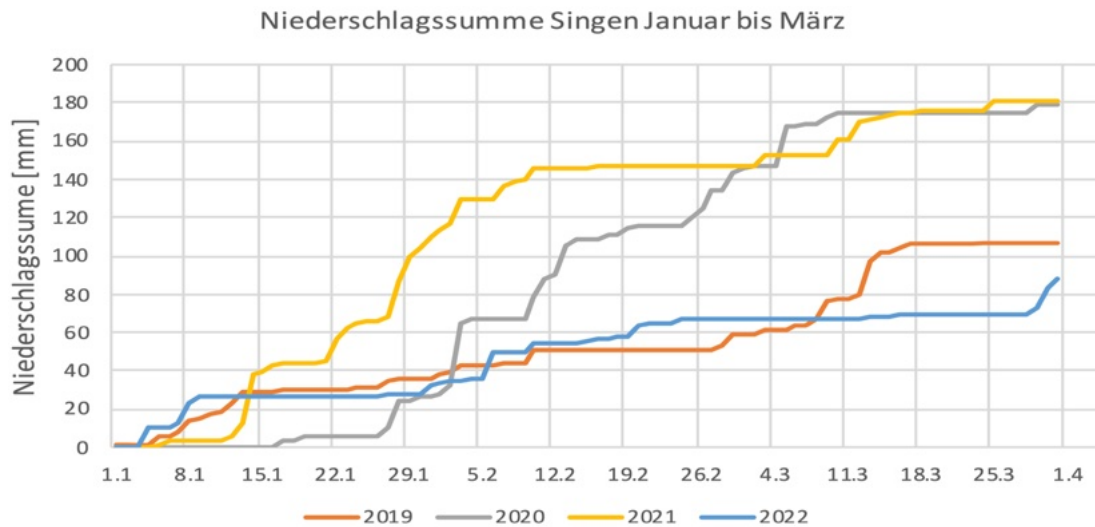


Abbildung 7.2: Leitfähigkeitsprofil vom 31.3.2021

Betrachtet man die in der Abbildung 7.3 dargestellten Unterschiede der Leitfähigkeitswerte im oberflächennahen Seewasser (0,5 m Wassertiefe), dann ergibt sich eine deutliche Differenzierung zwischen den durch niedrigere Leitfähigkeitswerte gekennzeichneten Zustrombereichen des Grundwassers in den See und den Abstrombereichen aus dem See in das Grundwasser, die höhere Leitfähigkeitswerte aufweisen. Der Messzeitpunkt im Spätwinter war für diese Untersuchung besonders gut geeignet, da sich das zu diesem Zeitpunkt noch wärmere und also leichtere Grundwasser beim Zustrom in die oberflächennahe Wasserschicht des Sees einmischt und somit die Zustrombereiche deutlich vom übrigen See unterscheidbar macht.

Die Ermittlung der primären Grundwasserzutrittsstellen mittels unterschiedlicher Ausprägungen der Leitfähigkeitswerte zeigt, dass wie bei den Wassertemperaturen das Nord- und das Nord-Westufer den Grundwasserzustrombereich des Sees repräsentieren.



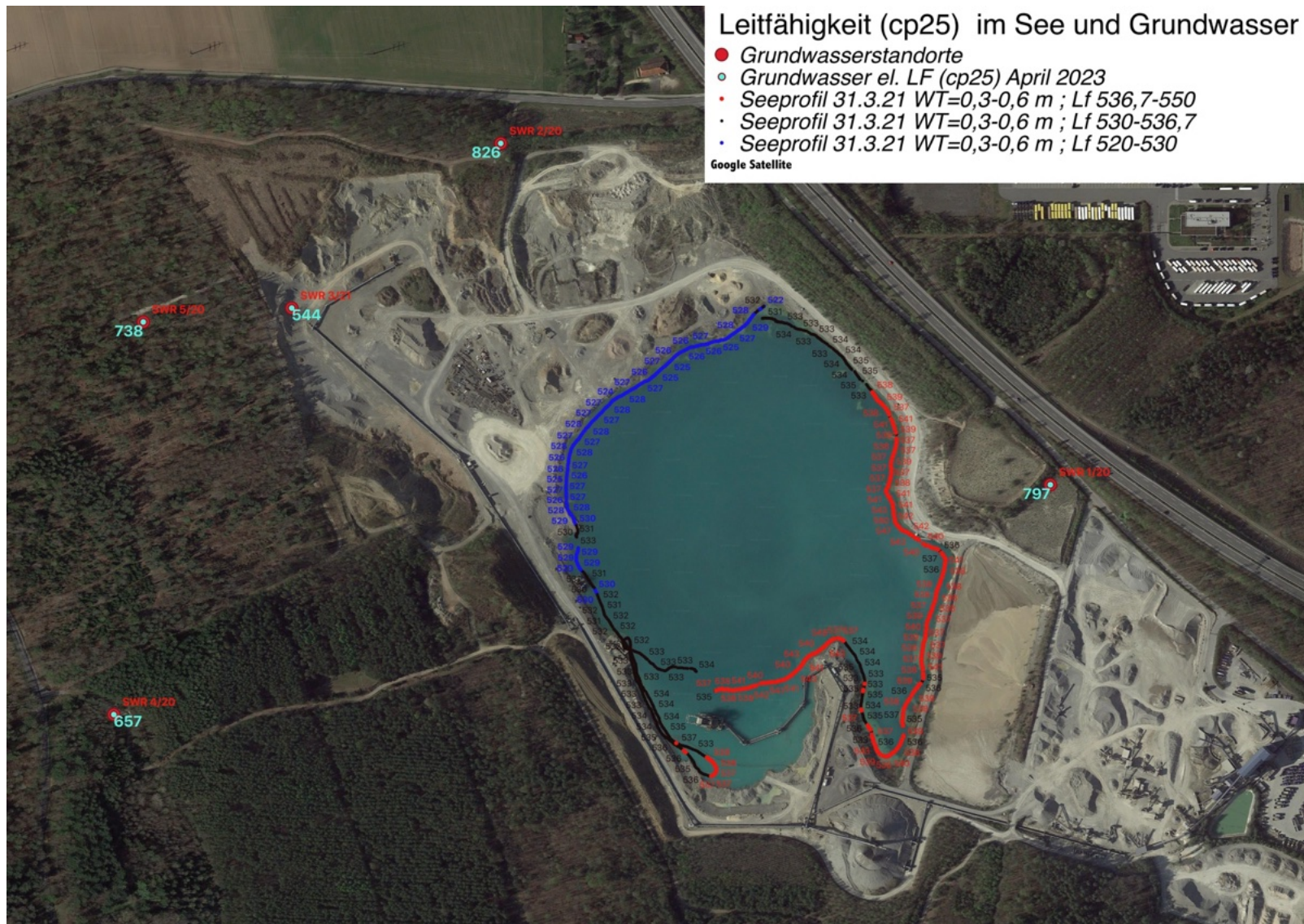


Abbildung 7.3: Verteilung der Leitfähigkeitswerte cp25 [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ] im ufernahen Seewasser und den Grundwassermessstellen im Zustrom vom 31.3.2021

## **8 Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees**

Gegenstände der Prognose des Gewässerzustandes sind jene Parameter, die durch die Veränderung der Seemorphologie im Rahmen des geplanten Vorhabens betroffen sein können, also vor allem das Zirkulationsverhalten des Sees, die Entwicklung des Sauerstoffhaushaltes und die Ausprägungen des Nährstoffhaushaltes. Zu diesem Zweck werden die Kennwerte für die folgenden Qualitätsparameter prognostiziert:

- Wassertemperaturen
- Sauerstoffkonzentrationen
- Phosphorgehalte
- Chlorophyll-a Werte
- Cyanobakterienbiomasse
- Sichttiefen
- Nitratgehalte

Die Prognosen beziehen sich auf einen 20-jährigen Entwicklungszeitraum und vier Szenarien (vgl. Kapitel 3):

1. Istzustand (derzeitige Seemorphologie, in Auskiesung)
2. Nullfall (Seemorphologie nach Beendigung der genehmigten Auskiesung)
3. Rekultivierungsplanung (nicht realisierte Seemorphologie nach Abschluss der der alten, genehmigten Auskiesung)
4. Planfall (Seemorphologie nach Beendigung der geplanten Auskiesung)

Bei den Modellsimulationen werden also nur unter Bezug auf den Istzustand die durch Baggertätigkeit verursachten Wasserturbulenzen berücksichtigt. Für die anderen Szenarien wird die Beendigung der Auskiesung vorausgesetzt. Die Modellierungen unter den Bedingungen des Istzustandes ermöglichen einen Vergleich zwischen den im Modell ermittelten Werten mit zeitidentischen Messwerten und werden in erster Linie zur Modellanpassung herangezogen.

### **8.1 Methodik**

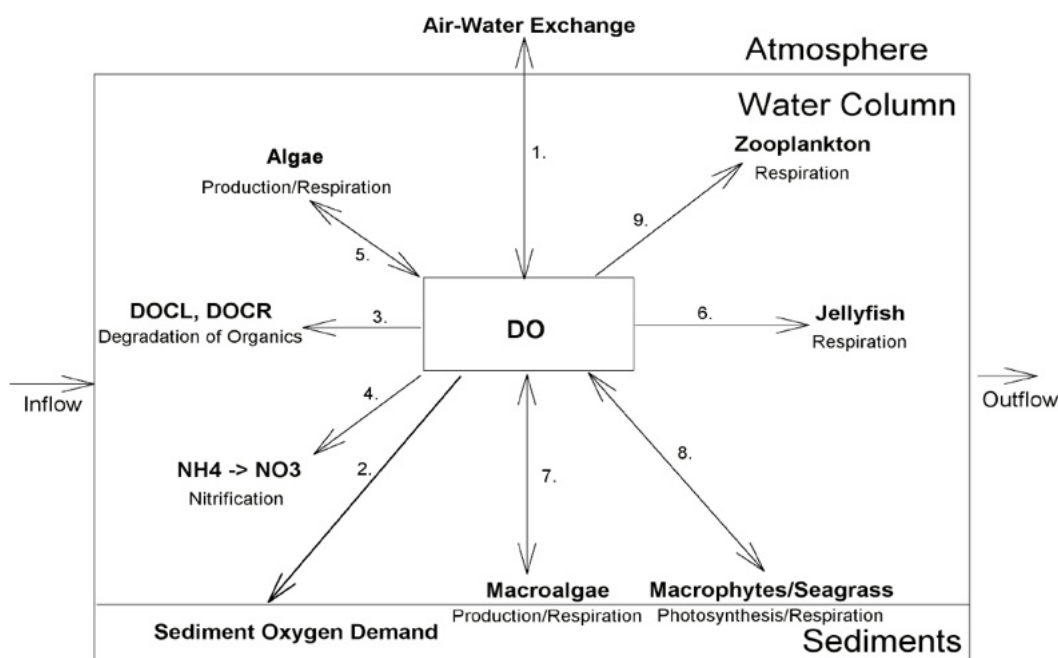
#### **8.1.1 Prognosemodell und Modellkonstanten**

Zur Modellsimulation des Temperaturhaushaltes und Zirkulationsverhaltens dient das 1-D hydrodynamische Modell DYRESM (Dynamic Reservoir Simulation Model), das für die Prognose der Wasserqualität mit dem Programm CAEDYM gekoppelt wird. DYRESM wird seit 1978 unter stetiger Weiterentwicklung an einer Vielzahl von Seen eingesetzt und entspricht dem Stand der Technik. Das Modell stellt die Turbulenzverhältnisse durch Berücksichtigung der turbulenten kinetischen Energie (TKE) dar, so dass konvektive und advektive sowie durch Reibung an Grenzschichten verursachte Vermischungsvorgänge in die Berechnung einbezogen werden.

Seemodellierungen mittels DYRESM erfordern einen umfangreichen Dateninput, u.a. von Kenngrößen der Seemorphologie, meteorologischen Tages- oder Stundenwerten, Was-

serzu- und Wasserabflussmengen sowie betriebsbedingten Kenngrößen, die sich auf die Entwicklung der Wassertemperaturen auswirken. Zusätzlich kommt das Programmpaket CAEDYM in der Version 2.3 zur Anwendung, das aufbauend auf dem hydrodynamischen Modell DYRESM und den damit simulierten Einschichtungs- und Durchflussverhältnissen die Simulation der Stoffflüsse durch die einzelnen Kompartimente eines aquatischen Ökosystems ermöglicht. Dabei werden alle wesentlichen Produktions- und Abbauprozesse in Wasserkörper und Sediment einschließlich der Wechselwirkungen mit den Gewässerorganismen abgebildet sowie in Tagesschritten berechnet.

Da bei der Bewertung des Untersuchungsgewässers einschließlich seiner unterschiedlichen Entwicklungsphasen dem Sauerstoffhaushalt eine zentrale Rolle zukommt, soll hier das diesbezügliche Vorgehen bei der Prognosestellung erläutert werden. Das Sauerstoffmodul berücksichtigt alle Einzelkompartimente einschließlich der Sauerstoffeinträge durch die Photosyntheseaktivität von Algen oder Makrophyten und des Sauerstoffverbrauchs durch biogene Ab- und Umbauvorgänge sowie die Zehrung des Sediments (vgl. Abbildung 8.1).



**Abbildung 8.1: Abhängigkeit des Sauerstoffhaushaltes von den Einzelkompartimenten (Abb. aus HIP-SEYet. al. 2006)**

Für die Entwicklung der Wasserqualität ist das Zirkulationsverhalten des Sees, aber auch die Sauerstoffzehrungsrate des Sediments insbesondere in der Langfristperspektive von sehr erheblicher Bedeutung, da sie zumeist entscheidend auf den Zustand des Sauerstoffhaushaltes einwirkt, der seinerseits wesentliche Gütekennwerte bestimmt.

Für die Modellierungen wird neben den Modellkonstanten von Hipsey et al. (2006) auch auf alternative Vorschläge von ÖZKUNDAKCI et al. (2011) zurückgegriffen, deren Parameterausprägungen besser zu der Seecharakteristik des Untersuchungsgewässers passen. Die benutzten Werte und ihre gegebenenfalls vorgenommenen Anpassungen sind in der Tabelle 8.1 angegeben.

**Tabelle 8.1: Modellkonstanten**

Bezeichnung	Einheit	HIPSEY et al. (2006)	ÖZKUNDAKCI et al. (2011)
<b>Physical parameters</b>			
Effective surface area coefficient	m <sup>-2</sup>	1,0 *10 <sup>+7</sup>	1,45*10 <sup>+6</sup>
Critical wind speed	m/s	3	3
shear production efficiency (eta K)		0,17	0,21
potential energy mixing efficiency (eta P)		0,20	0,2
wind stirring efficiency (eta S)		0,4	0,2
Benthic boundary layer dissipation coefficient	m <sup>2</sup> /s	1,4 10 <sup>-5</sup>	7,5*10 <sup>-6</sup>
vertical mixing coeff.	/	20	600
Tageszeitpunkt (sec) der Modellierung 36.000 sec oder 10h Sonnenzeit	sec	36.000	36.000
<b>Sediment Parameters</b>			
Sediment DO demand	g/m <sup>2</sup> /day	0,3	2 (0,8*)
Half-saturation coefficient for sediment oxygen demand	mg/l	0,5	0,25

\* Die Sauerstoffzehrungsrate wurde unter Bezug auf TGL 27 885/04 (1985) von 2 auf 0,8 g/m<sup>2</sup>/d verringert (vgl. Kapitel 8.1.2.4).

## 8.1.2 Inputdaten

Grundlagen für den Antrieb des Modells bilden meteorologische und hydraulische Daten (einschließlich der externen Belastungsgrößen) sowie die Auswirkungen des Sediments (Nährstofffreisetzung und Sauerstoffzehrung).

### 8.1.2.1 Meteorologie

Für die Modellierung der Seewasserbeschaffenheit wird auf meteorologische Daten in Form von Tageswerten mit folgendem Parameterumfang zurückgegriffen:

- Globalstrahlung in W/m<sup>2</sup>
- Gesamtbedeckung in Achteln
- Windgeschwindigkeit in m/s
- Lufttemperatur in °C
- Relative Luftfeuchte in %
- Niederschlagshöhe in mm

Die Datengrundlage bilden meteorologische Kennwerte aus historischen Messreihen und die Test-Referenz-Jahre (TRY) des DWD. Insgesamt umfasst der Betrachtungszeitraum 20 Jahre mit einem historischen Referenzzeitraum, einem historischen Test-Referenz-Jahr (TRY 2015) des DWD und einem in der Zukunft liegenden Test-Referenz-Jahr (TRY 2045) des DWD.

Die ersten 16 Jahre des Betrachtungszeitraums beziehen sich auf historische Daten des DWD, die als Tageswerte im Zeitraum 2008 bis 2023 an der Messstelle Singen (Niederschlag, Temperatur, Gesamtbedeckung, relative Luftfeuchte, Niederschlagshöhe) mit der DWD-Stationsnummer 6263 (445.00; 47.7738; 8.8219) erfasst wurden. Bei der Windgeschwindigkeit und der Globalstrahlung musste auf Daten von Konstanz (DWD-Station 2712) zurückgegriffen werden. Die Windgeschwindigkeiten der Station Konstanz wurde an die Verhältnisse des Untersuchungsgebietes durch die Multiplikation mit dem Faktor 1,2674 angepasst. Dieser Faktor wurde aus der Relation der Messwerte und der TRY Modellwerte der DWD Station Konstanz für das Bezugsjahr 2015 ermittelt.



## *Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees*

Der folgende 4 Jahre umfassende Teil des Betrachtungszeitraums wird aus einer Kombination der Test-Referenz-Jahre (TRY) 2015 und 2045 des DWD gebildet. Die meteorologischen Werte dieser Test-Referenz-Jahre wurden für das Untersuchungsgebiet (Referenzpunkt WGS84= 47,7736° N; 8,9030° O) auf Basis von 24 regionalen Klimamodellen (RCP 4,5 & RCP 8,5) aus dem Zeitraum 1995 bis 2012 (TRY 2015) und 2031-2060 (Zukunfts-TRY 2045) prognostiziert. Neben der mittleren klimatischen Entwicklung dieses schon in stärkerem Umfang von der Klimaerwärmung betroffenen Zukunfts-Zeitraums (TRY 2045 ø) wurden auch Datensätze mit einem sehr kalten Winterhalbjahr (Oktober bis März; sehr kalt = TRX 2045 Min) und einem sehr warmen Sommerhalbjahr (April bis September; sehr warm = TRY 2045) berücksichtigt.

In der Tabelle 8.2 sind die Klimamittelwerte der Inputdaten angegeben.

**Tabelle 8.2: Klimakennwerte der Modelljahre und Referenzzeiträume**

Periode	historischer Referenzzeitraum																Zukunfts- Referenzzeitraum			
Modelljahre	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Referenz- zeitraum	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	TRY 2045 ø	TRY 2045 MAX	TRY 2045 ø	TRY 2045 ø
Globalstrahlung [W/m <sup>2</sup> ]	134,3	136,9	131,0	142,9	141,3	129,8	134,6	141,2	135,5	143,0	150,6	143,7	147,6	143,7	158,2	145,4	136,0	144,3	136,2	136,2
Temperatur [°C]	9,4	9,4	8,6	10,1	9,6	9,1	10,4	10,2	9,7	9,8	11,0	10,3	10,4	9,3	11,1	11,2	9,7	11,1	9,7	9,7
Bedeckungsgrad %	0,69	0,70	0,73	0,66	0,68	0,66	0,65	0,63	0,63	0,68	0,39	0,74	0,02	0,05	0,68	0,75	0,64	0,61	0,64	0,64
Dampfdruck VP [mb]	9,4	9,5	9,6	10,0	10,2	9,9	10,5	10,0	10,2	9,9	10,2	10,0	9,8	9,9	10,2	10,5	10,3	11,1	10,3	10,3
Niederschlag [mm]	882	839	834	709	926	781	906	687	945	823	659	807	781	862	703	913	687	703	768	768
Windgeschwindigkeit [m/s]	2,7	2,6	2,8	2,7	2,9	2,8	2,6	2,8	2,8	3,0	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	3,3	2,7	2,8	2,7	2,7

### **8.1.2.2 Hydraulische Anbindung des Sees an das Grundwasser**

Das Grundwasser fließt dem See in jeweils verschiedenen Mengen über unterschiedliche Tiefenstufen (Schichten 1 bis 3) zu. Als Modellannahme gelten folgende Voraussetzungen:

- Zustrom und Abstrom erfolgt über die mittlere Tiefenlage der jeweiligen Schichten.
- In der tiefsten Schicht (Schicht 3) fließt das Wasser über den Seeboden zu und ab. Diese Annahme beruht auf der Tatsache, dass der Baggersee nicht bis zur Kiesbasis ausgeküst wird und so der gesamte Seebodenbereich als Zutrittsstelle fungieren kann.

## **Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees**

Für die vier untersuchten Szenarien ergeben sich die folgenden Grundwasserzufluss- und Abflussmengen in den einzelnen Tiefenlagen der Zuflussbereiche.

**Tabelle 8.3: Hydraulische Anbindung des Sees in den drei untersuchten Szenarien**

<b>Istzustand (in Auskiesung)</b>						
	Basis	Oberer Bereich	Zutritts- und Abströmbereich im Modell	Mächtigkeit	GW-Zufluss	GW-Abfluss
Einheit	m NHN	m NHN	m NHN	m	L/s	L/s
Schicht 1	404	417,16	411	13,16	5,4	5,4
Schicht 2	391	404	398	13	2,7	2,7
Schicht 3	377,5	391	377,5	13,5	5,4	5,4
Gesamtzufluss					13,5	13,5
<b>Nullfall (stillgelegt)</b>						
	Basis	Oberer Bereich	Zutritts- und Abströmbereich	Mächtigkeit	GW-Zufluss	GW-Abfluss
Einheit	m NHN	m NHN	m NHN	m	L/s	L/s
Schicht 1	397	417	407	20	7,7	7,7
Schicht 2	377	397	387	20	2,8	2,8
Schicht 3	357,2	377	357,2	19,8	3,5	3,5
Gesamtzufluss					13,9	13,9
<b>Rekultivierungsplanung 2006 (stillgelegt)</b>						
	Basis	Oberer Bereich	Zutritts- und Abströmbereich	Mächtigkeit	GW-Zufluss	GW-Abfluss
Einheit	m NHN	m NHN	m NHN	m	L/s	L/s
Schicht 1	397,2	417,2	407,2	20	7,7	7,7
Schicht 2	377,2	397,2	387,2	20	2,8	2,8
Schicht 3	357,2	377,2	357,2	20	3,5	3,5
Gesamtzufluss					13,9	13,9
<b>Planfall (stillgelegt)</b>						
	Basis	Oberer Bereich	Zutritts- und Abströmbereich	Mächtigkeit	GW-Zufluss	GW-Abfluss
Einheit	m NHN	m NHN	m NHN	m	L/s	L/s
Schicht 1	396	417	406,5	21	12,5	12,5
Schicht 2	375	396	385,5	21	4,5	4,5
Schicht 3	355	375	355	20	5,7	5,7
Gesamtzufluss					22,7	22,7

### **8.1.2.3 Beschaffenheitskennwerte des Grundwasserzuflusses**

Als Grundlage zur Darstellung der mittleren Belastung des Sees durch das zuströmende Grundwasser dienen die in der Tabelle 8.4 angegebenen Werte (vgl. auch die Kapitel 5.2).

**Tabelle 8.4: Chemisch-physikalische Beschaffenheit des zuströmenden Grundwassers (Mittelwerte)**

Parameter	Einheit	Mittelwert	Variationskoeffizient
Sauerstoff	mg/l	3,8	21,9%
Temperatur	°C	11,0	4,8%
Lf	µS/cm	714,4	15,4%
pH	/	7,2	1,0%
DOC	mg/l	0,5	50,5%
Chlorid	mg/l	25,7	50,5%
Sulfat	mg/l	33,3	20,4%

## *Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees*

Parameter	Einheit	Mittelwert	Variationskoeffizient
Nitrat	mg/l	28,9	89,6%
Nitrat -N	mg/l	6,5	87,9%
Nitrit	mg/l	0,010	0,0%
Nitrit - N	mg/l	0,003	0,0%
Ammonium	mg/l	0,020	0,0%
Ammonium-N	mg/l	0,015	0,0%
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/l	6,4	11,0%
Gesamthärte als CaCO <sub>3</sub>	mmol/l	3,9	10,4%
ortho-Phosphat	mg/l	0,008	42,7%
ortho-Phosphat als Phosphor	mg/l	0,002	76,4%
Gesamtphosphat	mg/l	0,019	74,1%
Gesamtphosphat als Phosphor	mg/l	0,006	73,0%
Calcium	mg/l	107,6	16,4%
Eisen, ges.	mg/l	0,1	194,9%
Kalium	mg/l	1,2	10,2%
Magnesium	mg/l	30,1	10,3%
Mangan	mg/l	0,009	117,3%
Natrium	mg/l	14,2	37,6%
Silicium	mg/l	7,2	8,4%

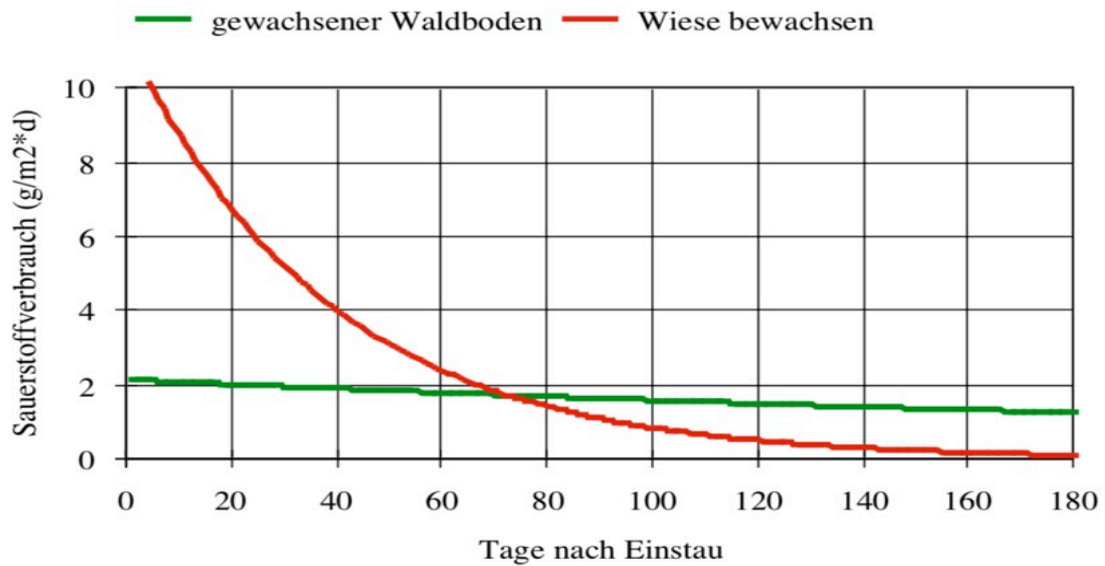
### 8.1.2.4 Zehrungsrate des Sediments

Die Sedimentzehrung kann je nach Gewässertyp und Seebodenbildung ein sehr unterschiedliches Ausmaß annehmen. In der Fachliteratur finden sich Angaben von 0,02 bis 15 O<sub>2</sub> g/m<sup>2</sup>/d. Der für die Reaktionsgeschwindigkeit und das Ausmaß der tatsächlichen Zehrungsrate sehr wichtige Halbsättigungskoeffizient kann zwischen 0,1 und 1,5 mg/L betragen. Für die hier verwendete Modellkonfiguration zur Berechnung einer mittleren Belastung wird eine Sedimentzehrungsrate von 1 g/m<sup>2</sup>/d vorausgesetzt. Diese übersteigt den von HIPSEY et al. (2006) mit 0,3 g/m<sup>2</sup>/d angegebenen Wert, bleibt aber deutlich unter den 2 g/m<sup>2</sup>/d, die ÖZKUNDAKCI et al. (2011) ermittelt haben (vgl. Tabelle 8.1, Seite 57). Für den Halbsättigungskoeffizienten werden entsprechend ÖZKUNDAKCI et al. (2011) 0,25 mg/l angenommen.

Der Zehrungswert von 2 g/m<sup>2</sup>/d wäre für das Untersuchungsgewässer deutlich zu hoch, da bei einer derart starken Sedimentzehrung bereits im Istzustand trotz Auskiesung ein sauerstoffarmer Tiefenwasserkörper entstanden wäre. Dies wurde aber in keiner Messung nachgewiesen. Auch Untersuchungen am Lichtenbroicher Baggersee bei Düsseldorf, der seit vielen Jahren nicht mehr ausgekiest wird, zeigen, dass Zehrungsraten von 2 g/m<sup>2</sup>/d als zu hoch anzusehen sind (Boos 2021).

Der angenommene Zehrungswert von 0,8 g/m<sup>2</sup>/d in Verbindung mit dem Halbsättigungskoeffizienten von 0,25 mg/L kann für die Darstellung des oberen Niveaus eines aufgrund der geringen Grundwasserzuflüsse höchstens mittleren Belastung als realistisch gelten, da dieser Wert selbst unter deutlich zehrungsintensiveren Bedingungen kaum überschritten wird. Nach den in der TGL 27 885/04 angegebenen Formeln für die Berechnung der Sauerstoffzehrung von Flachspeichern nach Ersteinstau ist eine Sedimentzehrungsrate von 0,75 g/m<sup>2</sup>/d als hoch anzusehen. Dieser Wert wird nach der Erstüberstauung einer bewachsenen Wiese bereits nach ca. 100 bis 120 Tagen unterschritten (vgl.

Abbildung 8.2).



*Abbildung 8.2: Verlauf der O<sub>2</sub>-Zehrungsraten bei unterschiedlichem Bewuchs (T 20°C) nach TGL 27 885/04*

### 8.1.3 Darstellung der Prognoseergebnisse

Die graphische Aufbereitung der Rechenläufe des Modells erfolgt mittels Isoplethendiagrammen, die eine sehr übersichtliche zeit- und tiefenliniengetreue Darstellung der Prognosewerte für die einzelnen Untersuchungsparameter ermöglichen. Nicht darstellbar ist auf diese Weise allerdings das den jeweiligen Tiefenstufen zuzuordnende Wasservolumen, das mit zunehmender Gewässertiefe sehr deutlich zurückgeht.

So nimmt in einem als Beispiel in der Abbildung 8.3 dargestellten Baggersee der 18 m mächtige bodennahe Wasserkörper 30% der Gesamttiefe von 37 m (bezogen auf Mittelwasserstand) ein, sein Volumenanteil beträgt aber lediglich 13,9%.

Dieses Missverhältnis ist insbesondere bei der Bewertung von Stoffanreicherungen im Grundbereich des Sees und ihrer Interpretation im Hinblick auf daraus entstehende Auswirkungen für die Wasserqualität des Gesamtsystems zu beachten, damit Fehl- oder Überinterpretationen durch die visuelle Anmutung der Isoplethendiagramme vermieden werden.

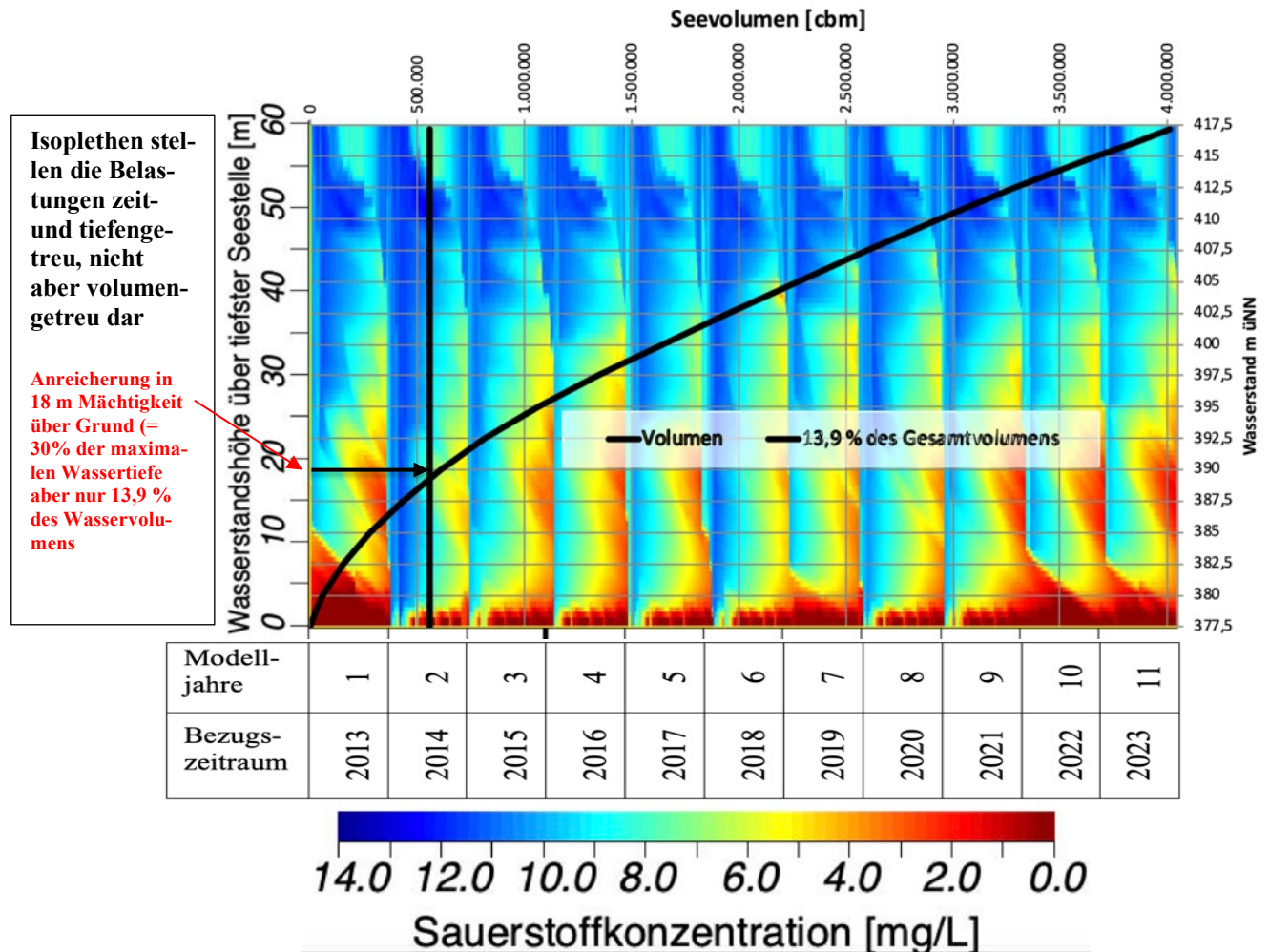


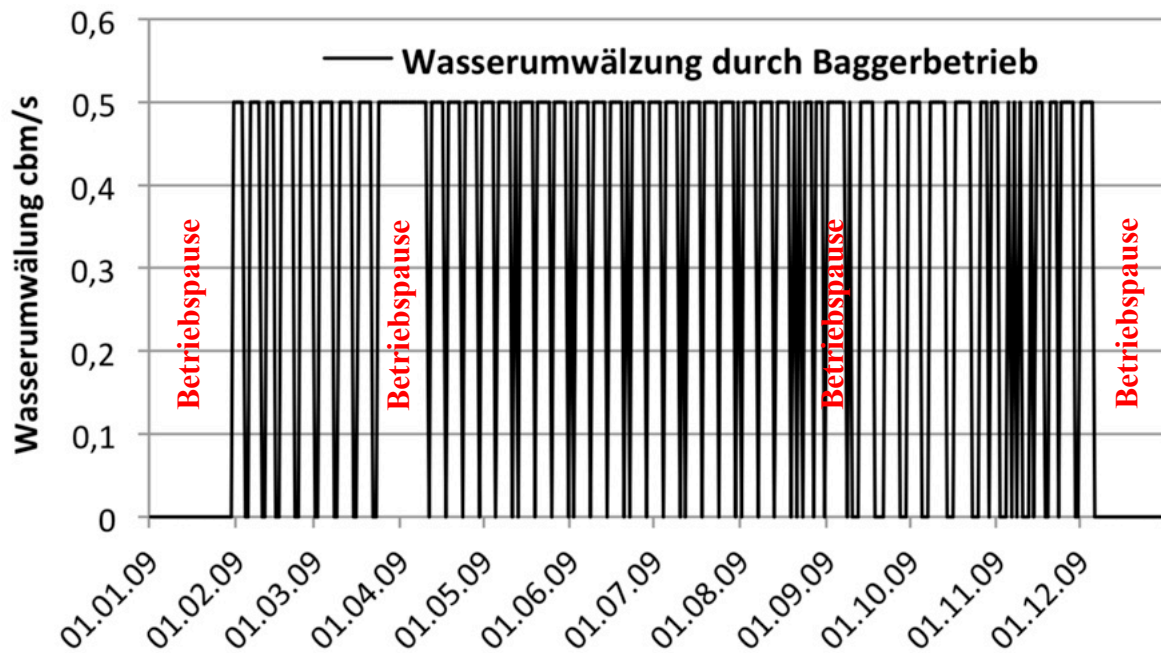
Abbildung 8.3: Isoplethendarstellung der Stoffkonzentrationen in unterschiedlichen Tiefenstufen und deren Anteile am Gesamtvolumen

## 8.2 Istzustand

Die Auskiesungstätigkeit intensiviert das Zirkulationsverhalten im Istzustand erheblich und setzt damit die Schichtungsstabilität deutlich herab. Dieser Prozess ist vergleichbar mit hydromechanischen Effekten durch Rührwerke zur Destratifikation, die im Modell berücksichtigt werden können, so dass auf diese Weise eine Simulation der auskiesungsverursachten Beeinflussungen des Schichtungsverhaltens möglich wird (LEWIS et al. 2001).

Die Zirkulationswirksamkeit der Baggertätigkeit kann anhand der eingesetzten Baggertechnik (Seilbagger), der täglichen Hebezyklen (Seilbagger), der Zahl der Betriebstage und Betriebsstunden, der Baggertiefe und der Schaufelgeometrie ermittelt werden. Aufgrund von Erfahrungswerten bezüglich der üblicherweise in vergleichbaren Baggerseen eingesetzten Gewinnungstechnik wird dabei von einer mittleren Wasserumwälzung durch den Hebevorgang ausgegangen, die einem Volumenstrom von 1 m<sup>3</sup>/s entspricht.

Diese Umwälzung wird an 12 Stunden eines Tages (daytime) wirksam, wobei der Kiesbetrieb, der zu der Umwälzung führt, an 228 Tagen innerhalb eines Jahres erfolgt. Sonntags und samstags, während der Betriebsferien und im Winter (5.12. bis 31.1.) findet kein Betrieb statt. Die Tagesverteilung der Wasserumwälzung ist der Abbildung 8.4 zu entnehmen.



**Abbildung 8.4: Wasserumwälzung im Tagesbetrieb (12 h)**

Durch die Kiesgewinnung kommt es zu einer Partikelfreisetzung. Diese wird als Fracht dem Grundwasserzufluss zugeschlagen, wobei die Konzentrationen das folgende Ausmaß annehmen:

Bezeichnung	Korngrößendurchmesser	Konzentration
SSOL1	$\leq 0,003$ mm	1.000 mg/L
SSOL2	$> 0,003$ und $\leq 0,01$ mm	1.000 mg/L

### 8.2.1 Temperaturhaushalt im Istzustand

Unter Bezug auf die morphologischen Kennwerte des Istzustandes (vgl. Kapitel 3.1.1) und die in Kapitel 8.1.2 dargestellten meteorologischen und hydraulischen Inputdaten ergeben sich die in der Abbildung 8.5 dargestellten Temperaturverläufe während des 20 Jahre umfassenden Untersuchungszeitraums.

Für den gesamten Untersuchungszeitraum errechnet das Modell eine Volldurchmischung des Sees in den Winterhalbjahren und eine Stratifizierung im Sommer. Die vergleichsweise hohen hypolimnischen Wassertemperaturen zwischen 16-17 °C in den Sommermonaten sind auf die Auskiesungstätigkeit zurückzuführen. Diese verursacht Vermischungsprozesse, in deren Folge sich warmes Oberflächenwasser in die Gewässertiefe einmischt.



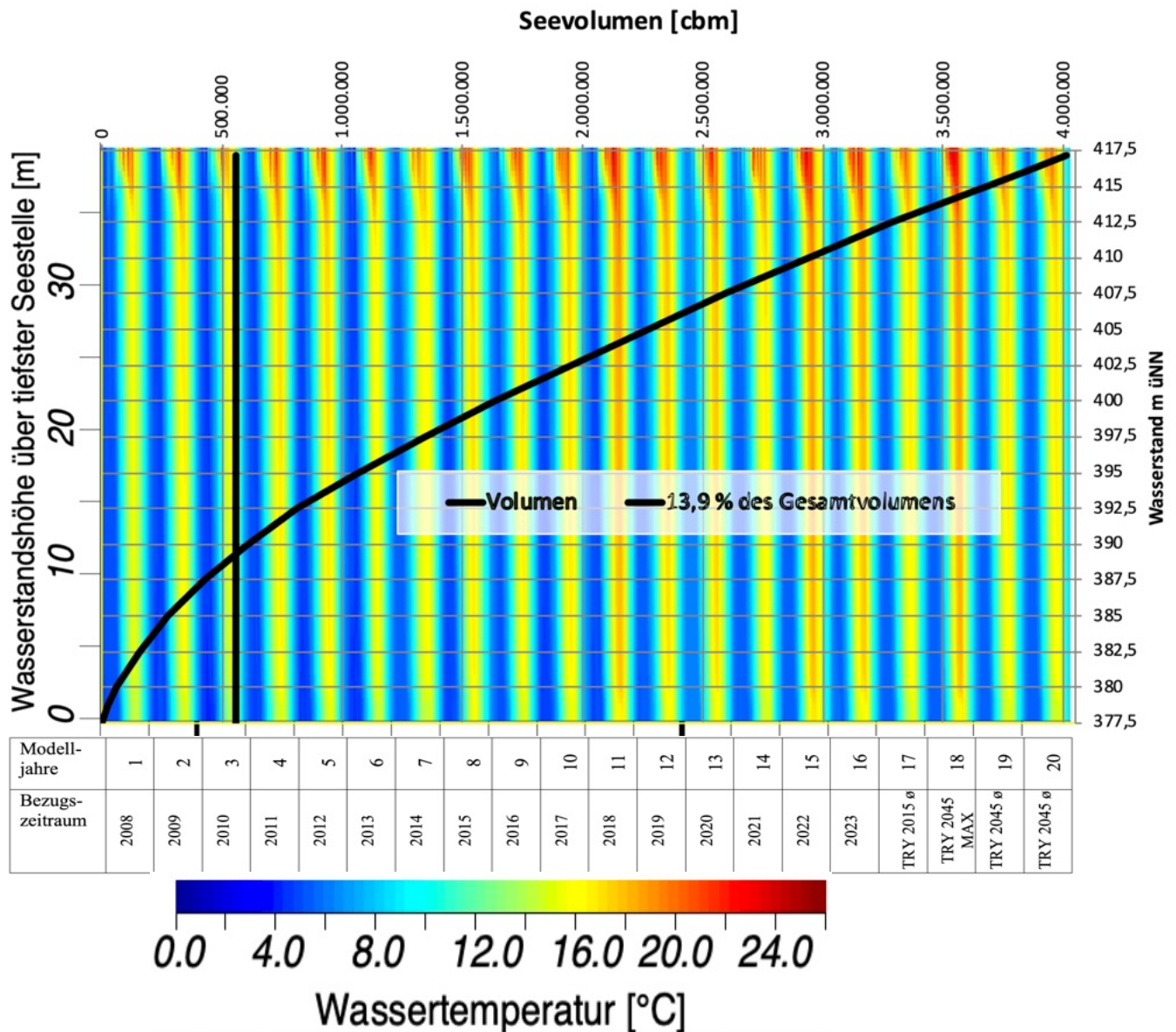


Abbildung 8.5: Temperatursimulation für die Kennwerte des Istzustandes auf der Grundlage historischer Klimadaten und der vom Klimawandel geprägten zukünftigen Entwicklung (Tageswerte)

Die Darstellungen der Prognoseergebnisse für das Epilimnion (3 m Wassertiefe), für die Tiefenstufe von 20 m Wassertiefe und den seebodennahen Wasserkörper (3 m über Grund = 36,6 m Wassertiefe) zeigen einen deutlichen Jahresgang der Temperaturen in allen drei Tiefenschichten (vgl. Abbildung 8.6).



## Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

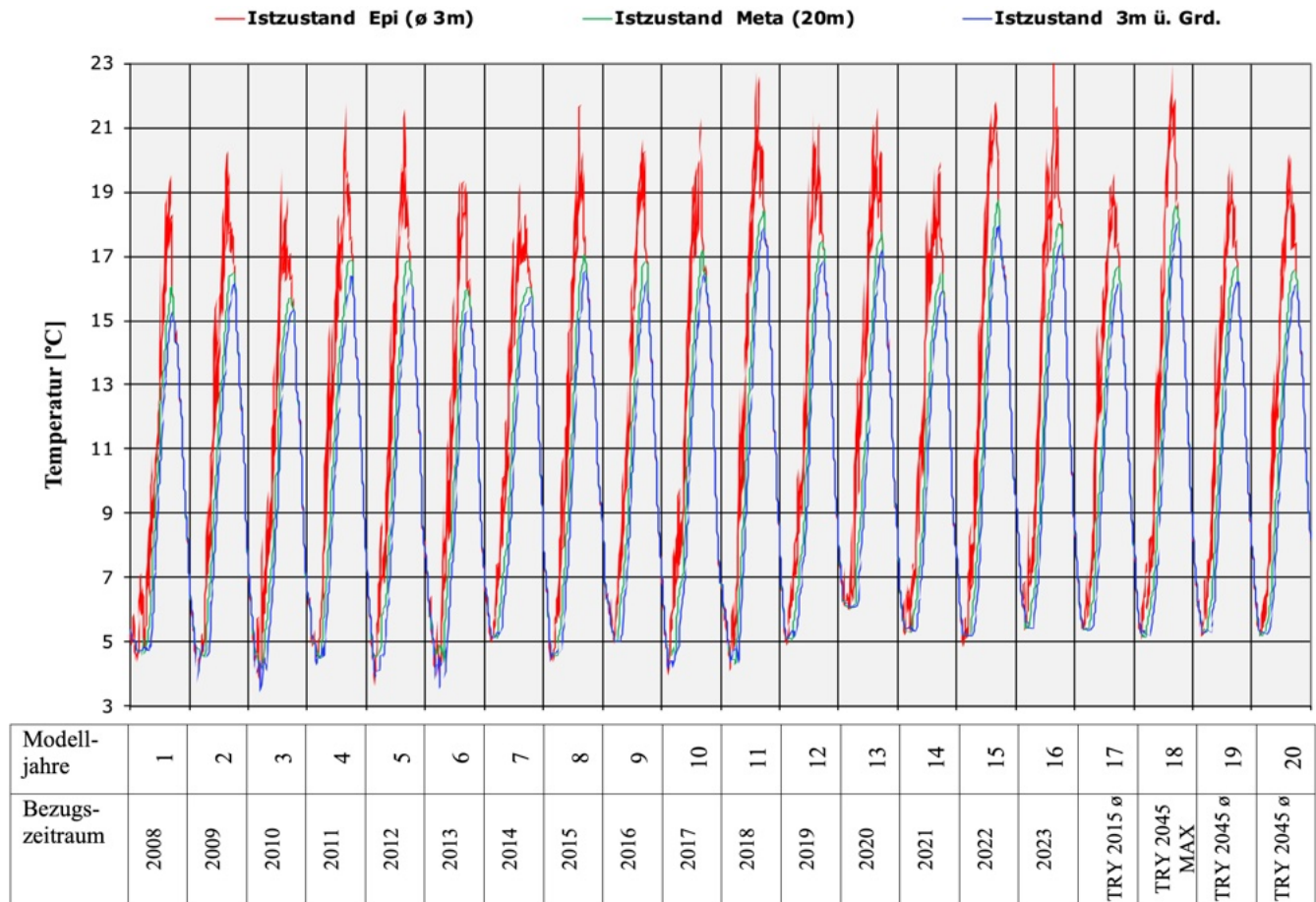


Abbildung 8.6: Temperaturwerte der Simulation des Istzustands in unterschiedlichen Tiefenstufen

Im Epilimnion können Wassertemperaturen von bis zu 23 °C erreicht werden. Die sehr hohen sommerlichen Wassertemperaturen im Tiefenbereich des Sees sind, wie oben erwähnt, eine Folge der künstlich durch die Kiesgewinnung intensivierten Wasserzirkulation.

Unter den meteorologischen Bedingungen des historischen Zeitraums von 2008 bis 2023 errechnen sich für das Epilimnion, die Wasserschicht in 20 m Tiefe und über Grund teils niedrigere Wassertemperaturen als für die zukünftig zu erwartende klimatische Entwicklung im Zukunftszeitraum (siehe Tabelle 8.5).

Infolge der Klimaerwärmung ist also mit einer Erwärmung des Wasserkörpers zu rechnen. Generell gilt es auch hier zu berücksichtigen, dass die Baggertätigkeit die Vermischung des Seewassers verstärkt und somit Temperaturunterschiede zwischen dem oberflächennahen und dem tiefen Wasserkörper abschwächt.

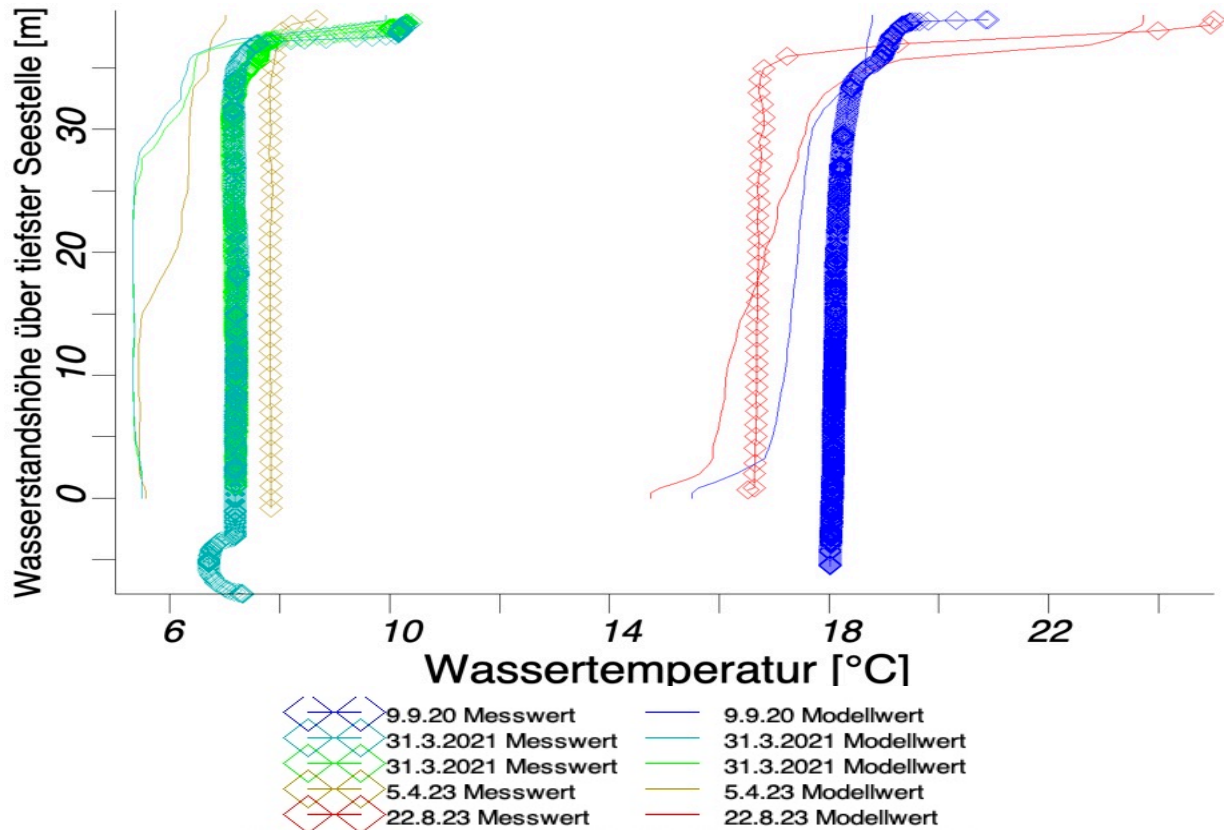
Tabelle 8.5: Statistische Lageparameter der prognostizierten Wassertemperaturen für den Istzustand in drei Tiefenstufen

	historischer Zeitraum 2009-2023			Zukunftszeitraum (4 Jahre aus 2030-2060)		
	Epilimnion	Wassertiefe (WT)=20m	3m ü. Grd.	Epilimnion	Wassertiefe (WT)=12m	3m ü. Grd.
Mittelwert [°C]	11,75	10,39	9,79	12,04	10,67	10,10
Minimum [°C]	3,55	4,02	3,43	5,05	5,14	5,19
Maximum [°C]	23,37	18,77	18,00	22,97	18,65	18,09

Ein Vergleich der im Modell berechneten Simulationswerte mit den im Rahmen des Projektes gemessenen Feldwerten zeigt eine gute bis sehr gute Übereinstimmung für sämtliche

Stichtagsmessungen an (vgl. Abbildung 8.7). Eine noch höhere Übereinstimmung zwischen den jeweiligen Wertepaaren ist nicht zu erreichen, weil die Intensität der Baggertätigkeit nicht tagesgenau erfasst wird.

Das Modell ist im Hinblick auf die hier ermittelte Genauigkeit für eine Bewertung der maßnahmenbedingten Auswirkungen auf den Temperaturhaushalt und das Schichtungsverhalten des Sees uneingeschränkt nutzbar.

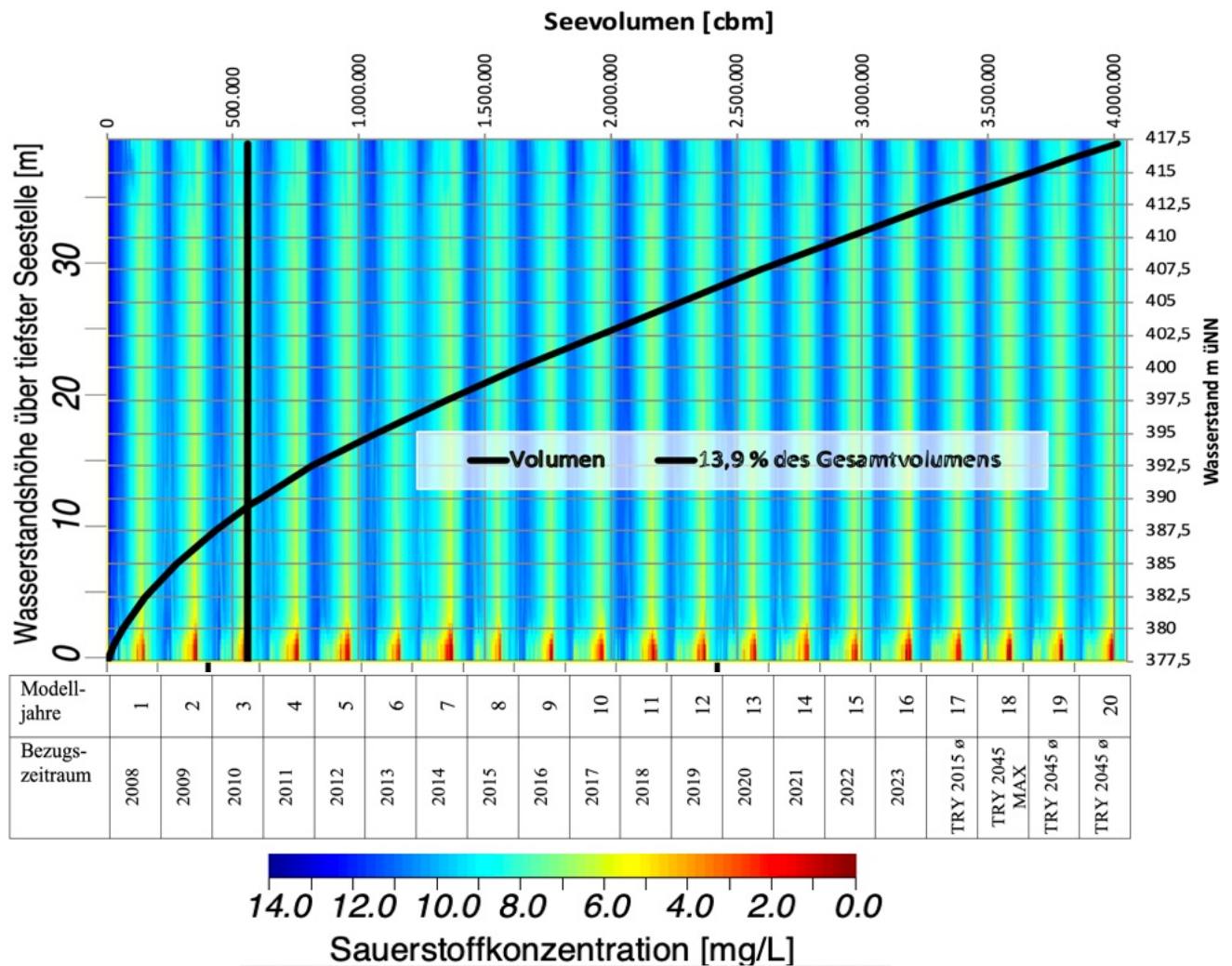


**Abbildung 8.7:** Feldmessungen 2020 bis 2023 im Vergleich zu den Simulationswerten der Wassertemperatur im Istzustand

## 8.2.2 Sauerstoffhaushalt im Istzustand

Die Prognosen des Sauerstoffhaushaltes weisen für den Istzustand während der Stagnationsphasen nahezu keine Sauerstoffdefizite aus. Niedrige Sauerstoffwerte bleiben auf einen sehr kleinvolumigen, grundnahen Wasserkörper mit einer Mächtigkeit von 2,5 m und einem Volumenanteil von 1,5% beschränkt (vgl. Abbildung 8.8).

In den Zirkulationsphasen kommt es stets zu einer vollständigen Oxidierung des gesamten Wasserkörpers.



**Abbildung 8.8: Simulation der Sauerstoffgehalte im Istzustand**

Die Darstellung der Modellwerte für die Wassertiefe von 27,8 m (= Obergrenze der grundnahen Wasserschicht mit einer Ausdehnung von 30 % der Gesamttiefe) zeigt, dass der gesetzte Orientierungswert, demzufolge maximal 30% der Wassersäule über Grund sauerstoffarm ( $O_2$  Gehalt  $< 2$  mg/L) sein dürfen, immer eingehalten wird (vgl. Abb.8.9). Auch während der Stagnationsphasen werden hier 6 mg/L nicht unterschritten.

Mit einer noch leicht besseren Sauerstoffversorgung ist in einer Tiefe von 19,8 m (entspricht 50 % der maximalen Wassertiefe) zu rechnen

## Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

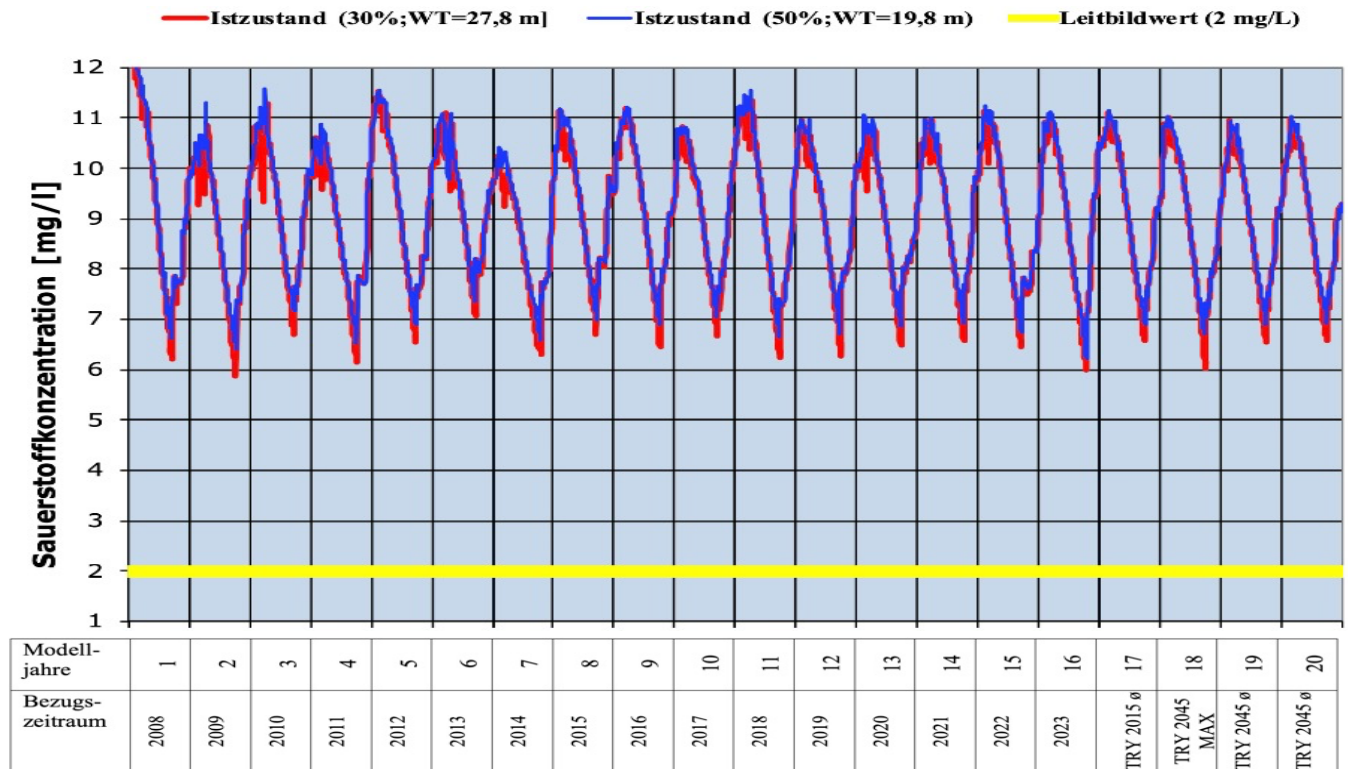


Abbildung 8.9: Simulation der Sauerstoffwerte des Istzustandes im Bereich von 30 und 50 % der maximalen Wassertiefe über Grund

Wie aus den in Tabelle 8.6 getrennt angegebenen Prognosewerten für die Berechnungen mit den historischen Klimadaten von 2009 bis 2023 und den zukünftig durch die globale Erwärmung zu erwartenden Klimadaten hervorgeht, ist infolge dieser Klimaänderung nicht mit einer güterelevanten Verschlechterung der Sauerstoffwerte zu rechnen, wie ein Vergleich der Minimalwerte zeigt. Auch die Mittelwerte gehen nur geringfügig zurück.

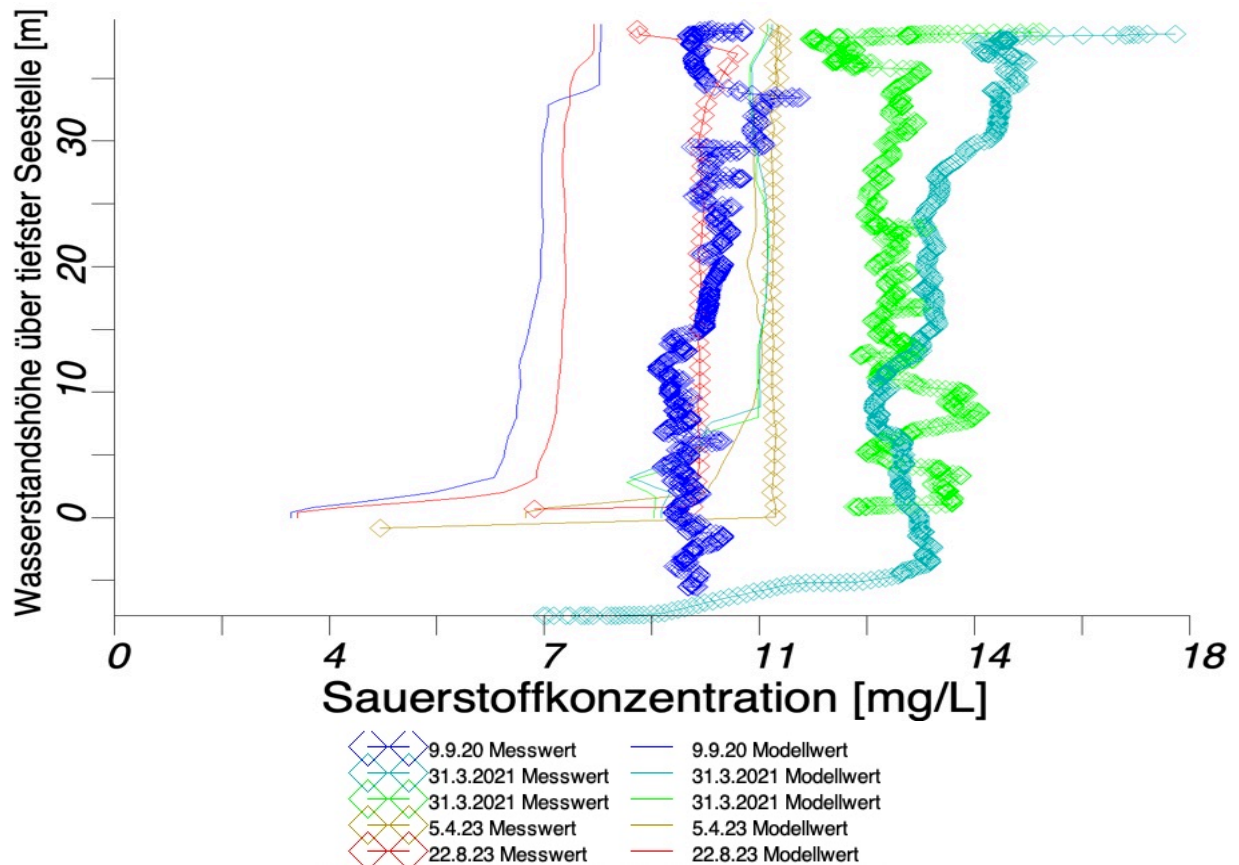
Tabelle 8.6: Statistische Lageparameter der prognostizierten Sauerstoffgehalte in 18,6 m und 13,4 m Wassertiefe für den Istzustand

	WT 27,8 m 2008-2023	WT=27,8 m Zu- kunftszeitraum (4J aus 2030-2060)	WT=19,8 m 2008- 2023	WT=19,8 m Zu- kunftszeitraum (4J aus 2030-2060)
Mittelwert [O <sub>2</sub> mg/L]	9,10	9,01	9,21	9,11
Minimum [O <sub>2</sub> mg/L]	5,88	6,02	6,23	6,72
Maximum [O <sub>2</sub> mg/L]	13,49	11,13	13,49	11,15

Die im Modell prognostizierten Sauerstoffgehalte weichen von den als Vergleich herangezogenen Stichtagsmessungen nur in einem Ausmaß ab, das die Nutzbarkeit des Modells nicht in Frage stellt. Das Modell tendiert allerdings zur Berechnung von etwas niedrigeren Werten als sie real auftreten (vgl. Abbildung 8.10).

Die Unterschiede beruhen wahrscheinlich auf einer zu starken Gewichtung der Sedimentzehrung im Modell. Folglich wird im Rahmen der Modellierung der Sauerstoffhaushalt eher etwas ungünstiger dargestellt, als in der tatsächlichen Ausprägung zu erwarten ist.





*Abbildung 8.10: Feldmessungen 2020 bis 2023 im Vergleich zu den Simulationen der Sauerstoffwerte im Istzustand*

### 8.2.3 Nährstoffsituation (Phosphorgehalt) im Istzustand

Für die Phosphorbelastung des Seewassers im Istzustand werden sehr niedrige Werte während des gesamten Prognosezeitraumes berechnet (vgl. Abbildung 8.12).

Die Konzentrationen bleiben sowohl im Epilimnion als auch in den tieferen Wasserschichten sehr gering, Phosphoranreicherungen durch Rücklösungseffekte, die zu höheren Konzentrationen über Grund führen würden, sind nicht zu erkennen. Insgesamt besteht im Istzustand kein Eutrophierungspotential für das Untersuchungsgewässer.

Auffällig sind die anfangs erhöhten Phosphor-Werte, die nach drei Jahren deutlich abnehmen. Dies liegt an den hohen Startwerten der Modellierung. Als Startwerte fungieren die mittleren im See gemessenen Konzentrationen. Diese Messwerte sind beim Phosphor als zu hoch anzusehen, da die auskiesungsbedingten Trübstoffaufwirbelungen den Anteil mineralisch gebundenen, partikulären Phosphors erhöhen. Nach ca. drei Jahren hat sich das Modell eingependelt und liefert dann stabile Werte.

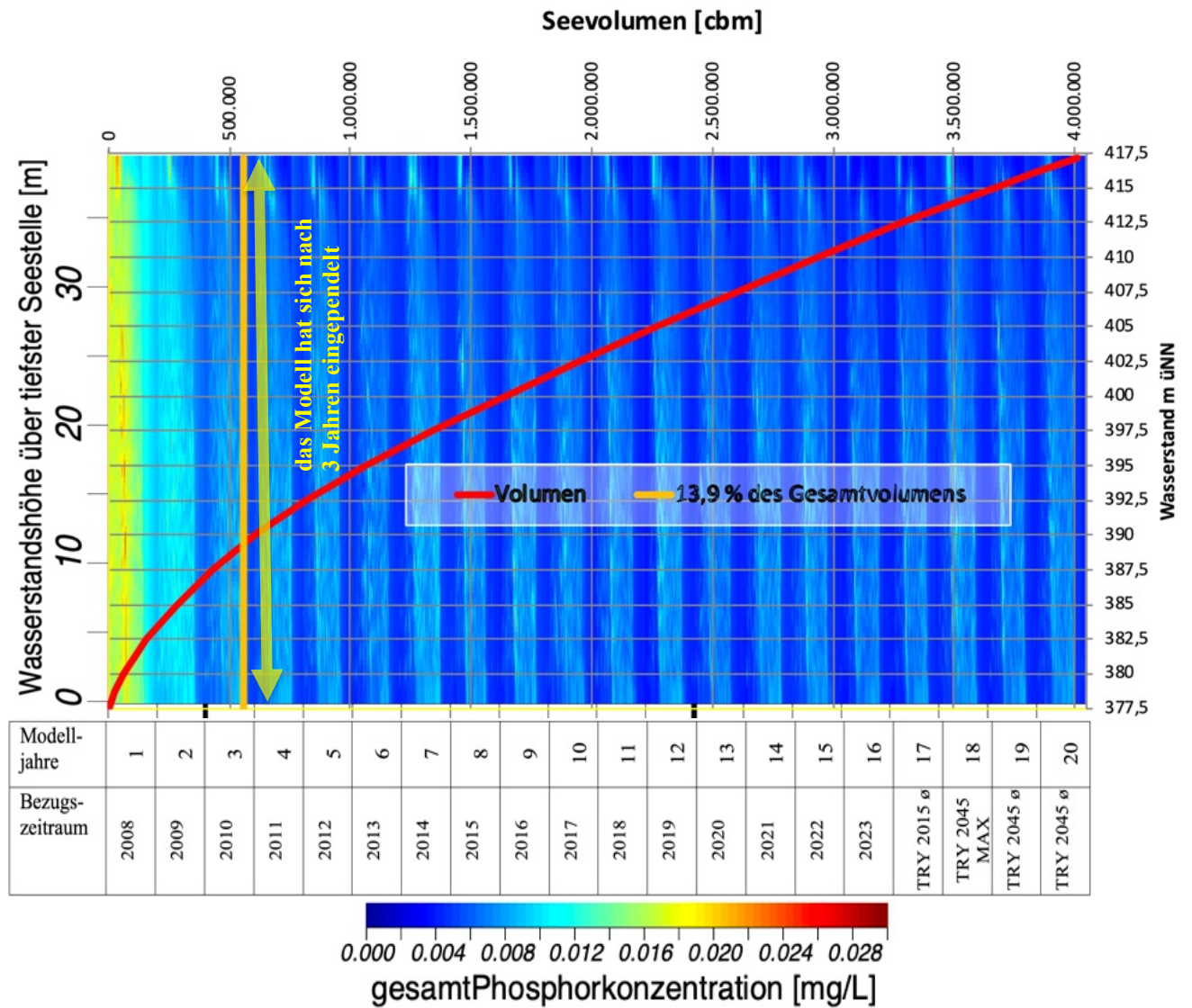


Abbildung 8.11: Phosphorsimulation im Istzustand

Die für die trophische Einstufung des Sees entscheidenden Phosphorkonzentrationen in der trophogenen Zone (0-6 m Wassertiefe) unterliegen einem jahreszeitlichen Schwankungsmuster mit Maximalwerten im Frühjahr (vgl. Abbildung 8.12).

Die Saisonmittelwerte (April bis Oktober) zeigen stets einen oligotrophen Status an und prognostizieren damit einen langfristig stabilen, sehr hohen Gütezustand mit geringen Nährstoffbelastungen.

## Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

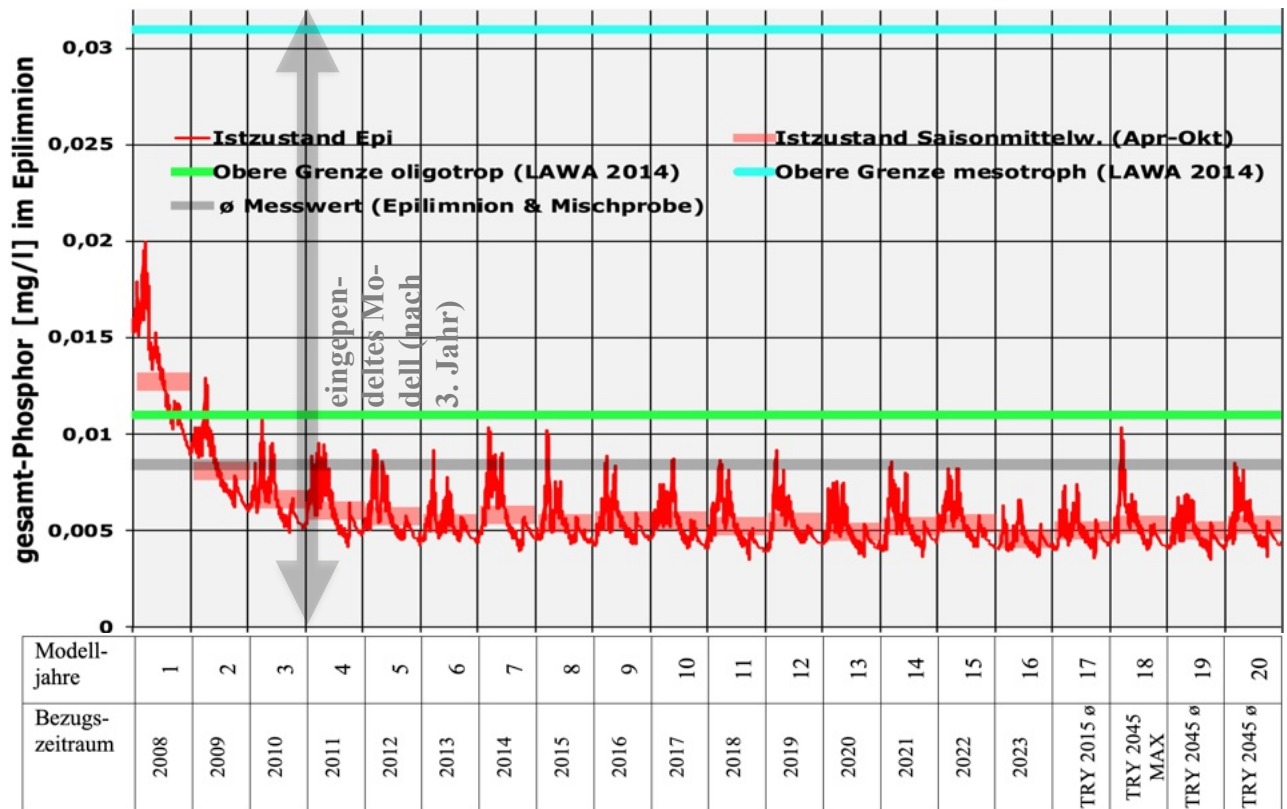


Abbildung 8.12: Simulation der Phosphorgehalte in der trophogenen Zone unter Bezug auf den leitbildkonformen Orientierungswert (Istzustand)

Aus den in der Tabelle 8.7 angegebenen statistischen Lageparameter sind keine negativen Folgen für die Nährstoffbelastung des Seewassers durch Klimaveränderungen abzulesen. Für den Nährstoffhaushalt des Untersuchungsgewässers kann daher eine sehr günstige Prognose im Istzustand gestellt werden. Infolge der höheren Wassertemperaturen, die sich durch die zukünftige Klimaerwärmung ergeben, wird es nicht zu einer Belastung des Nährstoffhaushaltes kommen.

Stabile oligotrophe bis mesotrophe Bedingungen stellen das günstigste Entwicklungsszenarium dar, das unter den gegebenen naturräumlichen und zukünftigen klimatischen Bedingungen zu erwarten ist.

Tabelle 8.7: Statistische Lageparameter der prognostizieren Phosphorgehalte des Istzustandes im Epilimnion

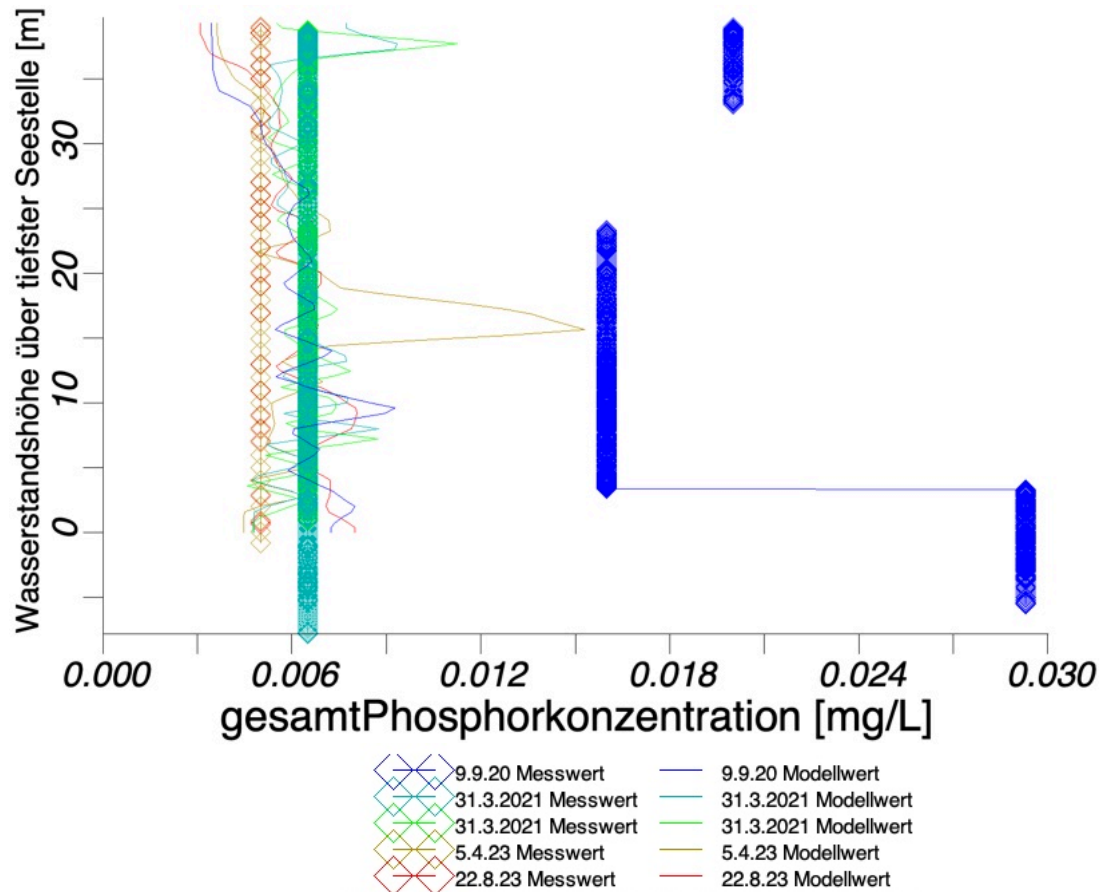
	Historischer Zeitraum	Zukunftszeitraum	Zielwert LAWA (2014)
Mittelwert [P mg/l]	0,0053	0,0051	≤ 0,031
Minimum [P mg/l]	0,0035	0,0035	
Maximum [P mg/l]	0,0103	0,0103	

Im Vergleich der Simulationswerte mit den 2020 bis 2023 gemessenen Feldwerten zeigt sich außer für die Messung am 9.9.2020 eine sehr gute Übereinstimmung (vgl. Abbildung 8.13).

Die Messung am 9.9.2020 ist wegen der deutlich höheren Werte im Vergleich zu den übrigen Messungen als Ausreißer zu sehen. Für die erhöhten Werte dürfte ein verstärkter Anteil an mineralisch gebundenem Phosphor verantwortlich sein, der sich durch auskiesungsbedingte Trübstofffreisetzungen ergab. Infolge ihrer Bindungsformen, oft als Apatit, ist der



dadurch verursachte Phosphoreintrag nicht oder nur in geringem Umfang algenverfügbar. Auch dieser einmalig erhöhte Messwert liegt aber immer noch unter dem LAWA-Zielwert von maximal 0,031 mg/L.



**Abbildung 8.13:** Feldmessung 2020 bis 2023 im Vergleich zu den Simulationswerten der Phosphorgehalte im Istzustand

## 8.2.4 Chlorophyll-a Gehalte im Istzustand

Aufgrund der niedrigen Phosphorgehalte im Seewasser bleibt auch die Planktonentwicklung sehr gering (vgl. Abbildung 8.15), die Maxima werden im Frühjahr und Frühsommer erreicht. Die höheren Werte im ersten Modelljahr entstanden, weil sich das Modell noch nicht „eingeschwungen“ hat (vgl. Kapitel 8.2.3).

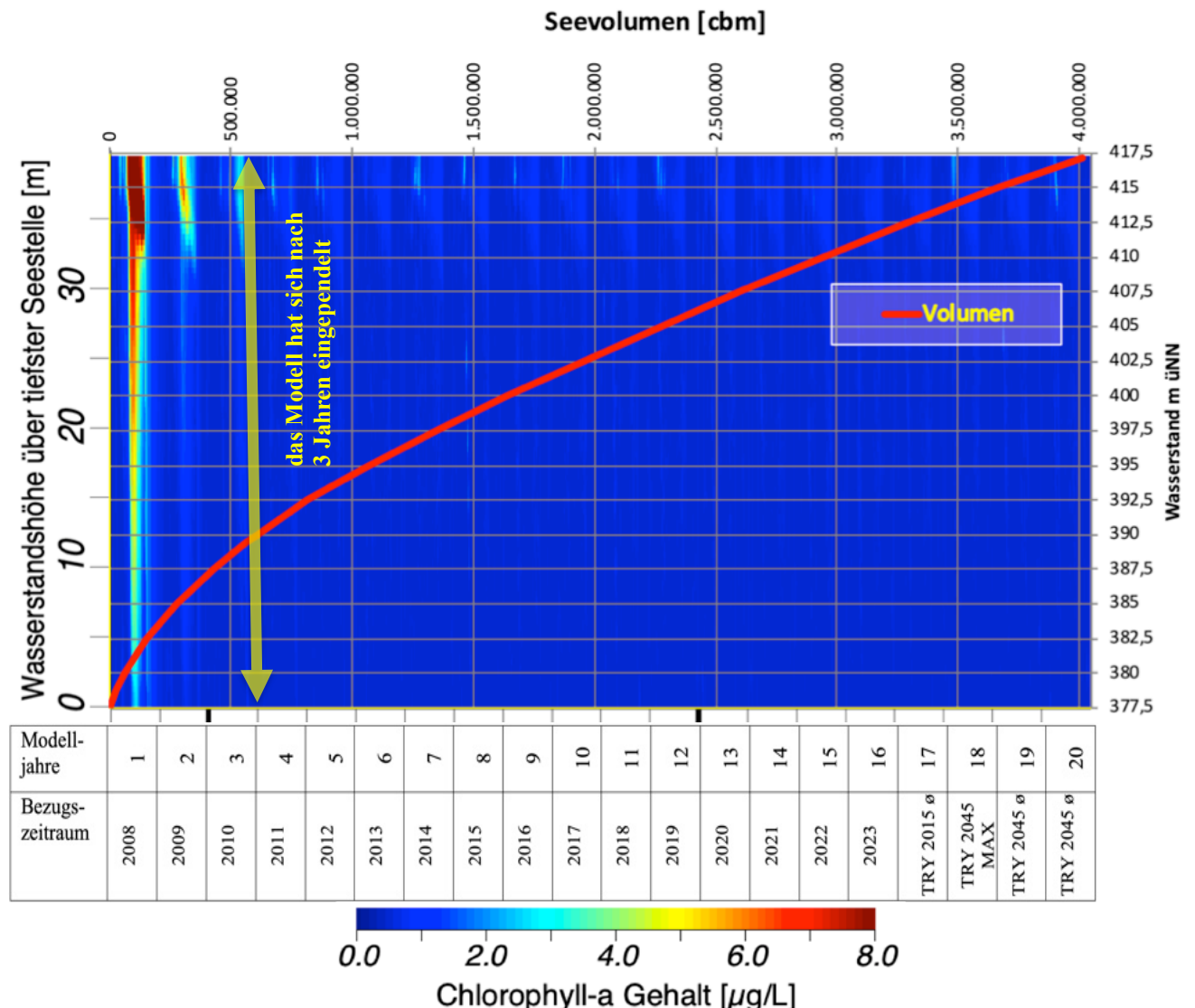
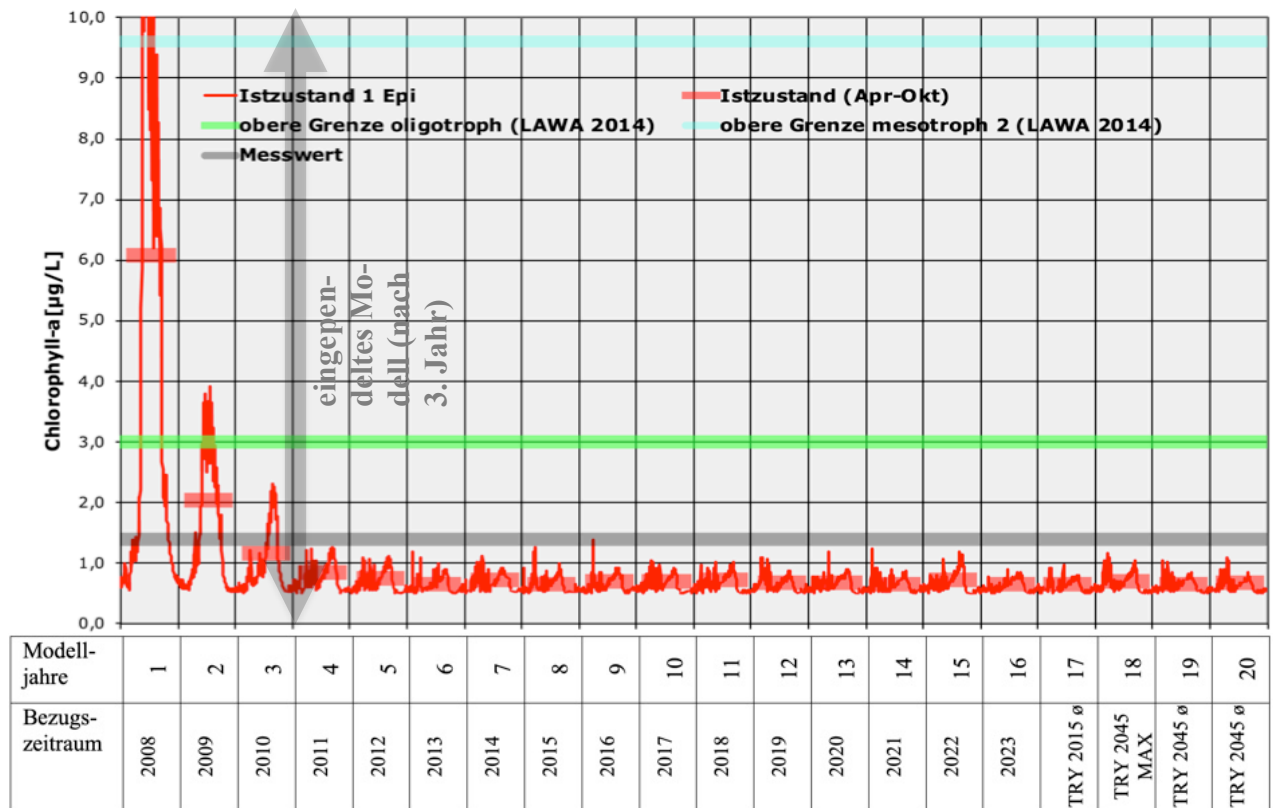


Abbildung 8.14: Chlorophyll-a Simulation im Istzustand

Da die Planktonentwicklung stark witterungsabhängig ist und bei höheren Temperaturen zunimmt, ist in wärmeren Jahren mit einem Anstieg zu rechnen. Dennoch weist das Modell keinen signifikanten Anstieg des Algenaufkommens für die Zukunftsreferenzjahre aus. Vielmehr stellt sich ein stabiler Gleichgewichtszustand ein.

Die Chlorophyll-a Gehalte bleiben, nachdem sich das Modell eingependelt hat, im Bereich des oligotrophen Spektrums und zeigen damit einen sehr nährstoffarmen Zustand noch unterhalb des Orientierungsrahmens (mesotroph) an. Die maßgeblichen Saisonmittelwerte der Chlorophyll-a Gehalte (April bis Oktober) weisen den See als oligotrophes Gewässer aus (vgl. Abbildung 8.16).

## Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees



**Abbildung 8.15: Simulation der Chlorophyll-a Gehalte in der trophogenen Zone unter Bezug auf den leitbildkonformen Orientierungswert (Istzustand)**

Die stärkere Erwärmung des Seewassers durch den Klimawandel führt nicht zu einer Erhöhung der Algenentwicklung (vgl. Tabelle 8.8). Insgesamt ergibt sich hinsichtlich der Chlorophyll-a Gehalte eine sehr gute Prognose auch unter der Voraussetzung zukünftig ansteigender Wassertemperaturen.

**Tabelle 8.8: Statistische Lageparameter der prognostizierten Chlorophyll-a Werte für den Istzustand**

	Trophogene Zone (0-6 m) 2011-2023 Saisonwerte	Trophogene Zone (0-6 m) Zu- kunftszeitraum Saisonwerte	Orientierungswert
Mittelwert (mg/l Chl-a)	0,70	0,67	< 9,6 (LAWA 2014; mesotroph 2)
Minimum (mg/l Chl-a)	0,66	0,64	
Maximum (mg/l Chl-a)	0,85	0,69	

Die im Modell ermittelten Simulationenwerte stimmen gut mit den 2023 gemessene Sommer-Werten überein (vgl. Abbildung 8.16). Für die Frühjahrsmessung ist die Übereinstimmung allerdings höchstens mäßig. Unter Berücksichtigung der natürlicherweise hohen Variabilität des Algenaufkommens ist dennoch von einer hinreichenden Modellgenauigkeit auszugehen.

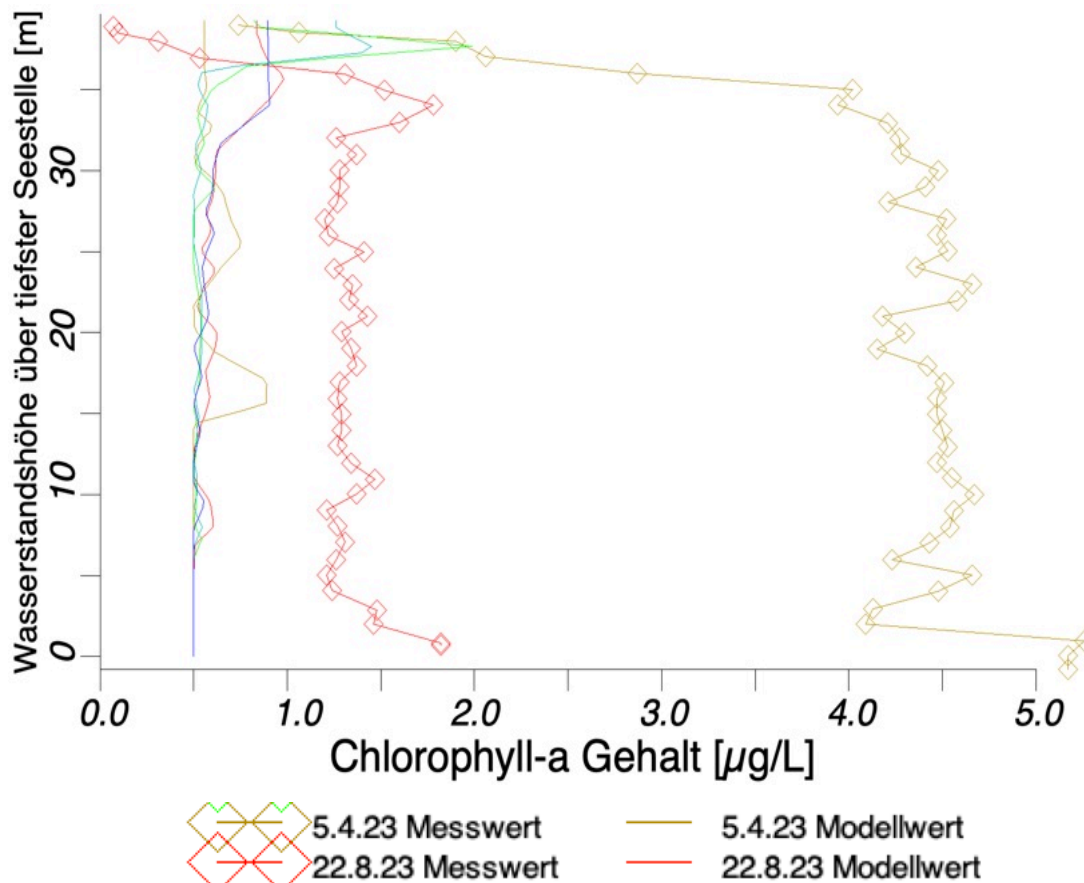


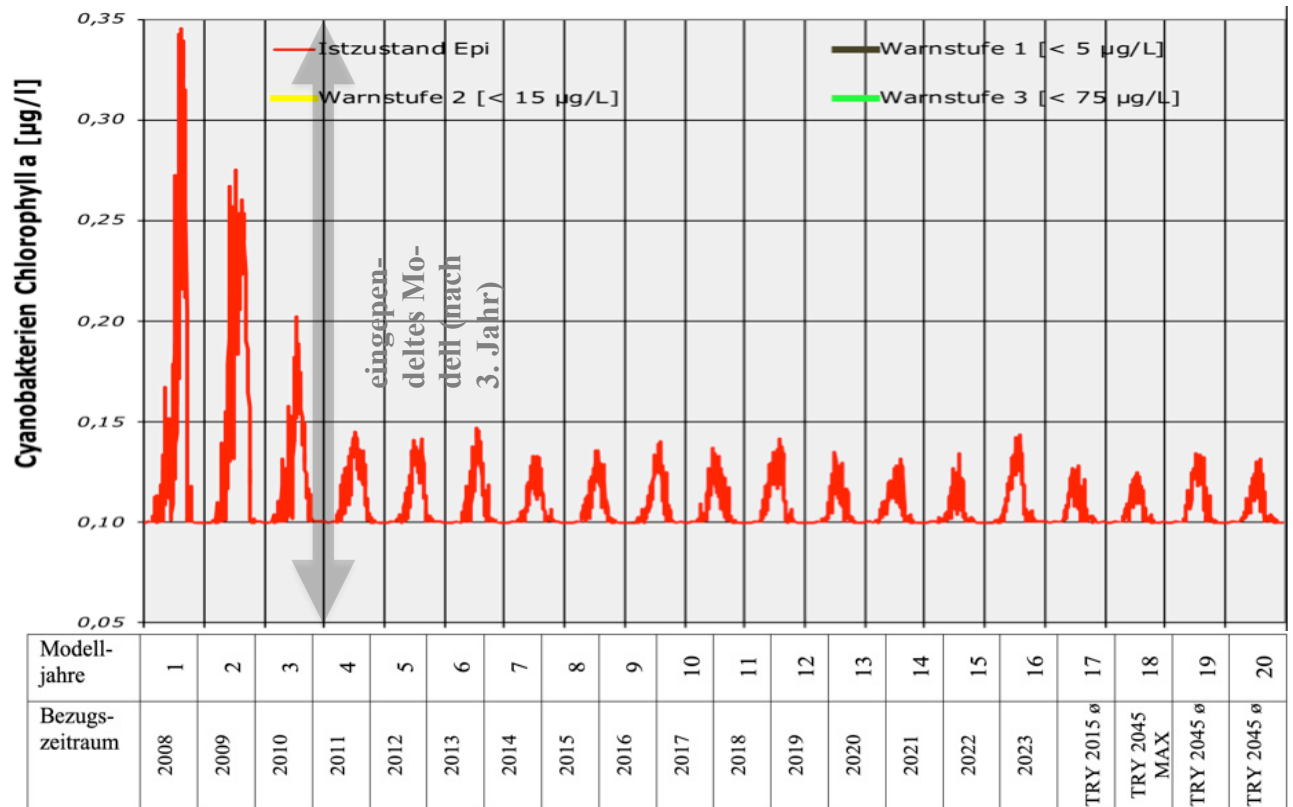
Abbildung 8.16: Feldmessungen 2023 im Vergleich zu den Simulationswerten der Chlorophyll-a Gehalte im Istzustand

### 8.2.5 Cyanobakterien (Blaualgen) im Istzustand

Derzeit besteht in dem von geringen Algenentwicklungen geprägten Untersuchungsgewässer keine Cyanobakterien- (Blaualgen-) Problematik. Das sehr geringe Cyanobakterienaufkommen kann allerdings durch eine Nährstoffzunahme und/oder steigende Wassertemperaturen bzw. vermehrte Sonneneinstrahlung jederzeit zunehmen.

Ein Anstieg des Cyanobakterienaufkommens ist also in Zukunft infolge der globalen Erwärmung durchaus möglich. Auch nehmen potentiell toxische Arten wie *Cylindrospermopsis* und *Lyngbya*, die über einen tropischen bis subtropischen Verbreitungsschwerpunkt verfügen, seit den letzten beiden Dekaden in Europa zu. Cyanobakterien dominieren oft in Gewässern, die sich durch mittlere oder sogar geringe Nährstoffgehalte auszeichnen. Gerade warme, langanhaltende Sommer bieten den ansonsten im Vergleich zu Algen langsamer wachsenden Cyanobakterien gute Entwicklungsmöglichkeiten, so dass sie unter diesen Bedingungen eine Dominanz ausbilden können.

In der Abbildung 8.18 wird das Prognoseergebnis der Biomasseentwicklung der Cyanobakterien im Istzustand als Chlorophyll-a Gehalt in  $\mu\text{g/L}$  in der belichteten (trophogenen) Zone als Mittelwert für die Wassertiefe von 3 m dargestellt.



**Abbildung 8.17: Simulation der Cyanobakteriendichte im Istzustand in der trophogenen Zone (WT=0-8 m) und im Bereich der Wasseroberfläche (1 m)**

Die Simulation zeigt, dass sowohl unter Bezug auf die gegenwärtig vorherrschenden Klimabedingungen als auch für den Zukunftszeitraum Blaualgen (Cyanobakterien) im Istzustand, also während der Auskiesung, keine Rolle spielen. Selbst der Wert für die unterste Warnstufe des UBA (Warnstufe 1 = < 5 µg/L) wird bei weitem nicht erreicht. Die extremen Peaks in den ersten drei Modelljahren ist auf eine noch unzureichende Modelleinschwingung zurückzuführen (vgl. Kapitel 8.2.3).

## 8.2.6 Sichttiefenwerte im Istzustand

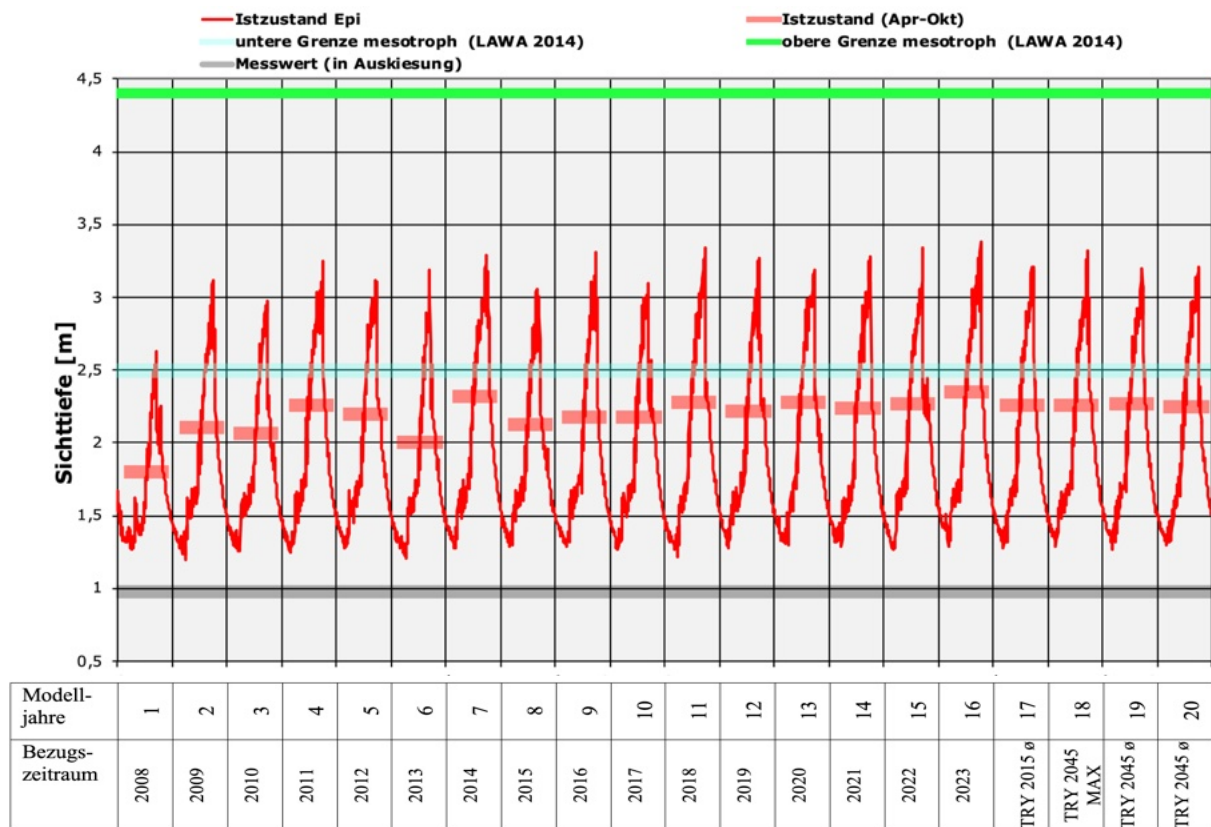
Die Sichttiefe hängt von der Menge der im Wasser gelösten Partikel (Trübstoffe) ab und ist ein wichtiges Maß, um die maximale Tiefe des möglichen Wasserpflanzenwachstums abschätzen zu können. In grundwasserdominierten Seen ohne starke oberflächige Trübstoffeinträge wird die Sichttiefe maßgeblich von der Menge schwebender Organismen (Plankton), insbesondere von Algen, bestimmt.

Aus der im Modell ermittelten Extinktionsrate wurde die Sichttiefe in Anlehnung an HORNUNG (2002) nach der folgenden Formel berechnet:

$$\text{Sichttiefe SD [m]} = 1,44 / (\text{Extinktionskoeffizient} \cdot \text{m}^{-1})$$

Die Modellsimulation zeigt eine durch Trübungen infolge der Kieswaschwasserrückleitung geprägte Entwicklung der Sichttiefe. Der Orientierungswert mesotroph (SD > 2m) wird bezogen auf die Saisonmittelwerte (April bis Oktober) aber gleichwohl immer erreicht (vgl. Abbildung 8.18).

## Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees



**Abbildung 8.18: Simulation der Sichttiefenwerte im Istzustand**

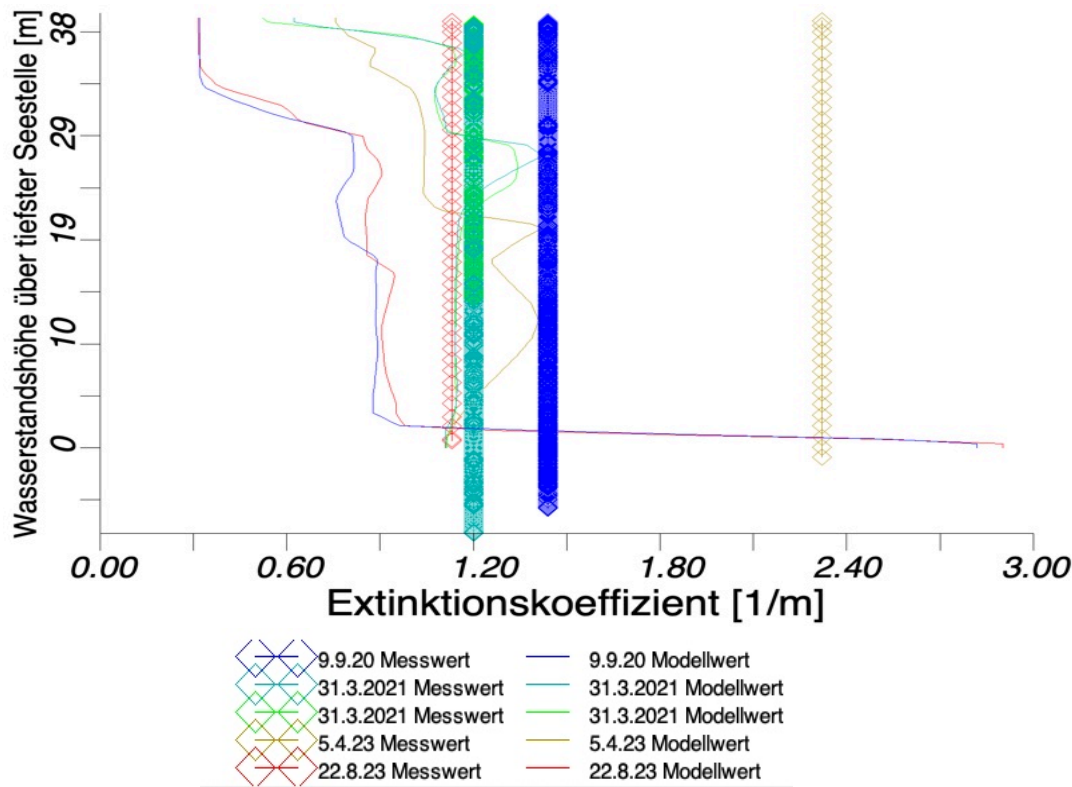
Ebenso wie bei den Chlorophyll-a Gehalten kommt es auch bei der Sichttiefe nicht zu relevanten Veränderungen durch die globale Erwärmung (vgl. Tabelle 8.9).

**Tabelle 8.9: Statistische Lageparameter der prognostizierten Sichttiefenwerte für den Istzustand**

	Historischer Zeitraum	Zukunftszeitraum	Orientierungswert
Mittelwert (m)	1,9	2,0	> 2,5 m (LAWA 2014; mesotroph 2)
Minimum (m)	1,2	1,3	
Maximum (m)	3,4	3,3	

Wie die Gegenüberstellung der gemessenen und modellierten Trübungswerte (vgl. Abbildung 8.19) zeigt, ergibt sich bis auf die Messung vom 5.4.2023 eine sehr gute Übereinstimmung zwischen Modellergebnissen und Messwerten.





**Abbildung 8.19: Feldmessungen 2020 bis 2023 im Vergleich zu den Simulationswerten der Extinktion (1/m) im Istzustand**

### 8.2.7 Nitratbelastung des Seewassers im Istzustand

Wegen der Grundwasserschutzfunktion, die Baggerseen gerade in Bezug auf die Nitratbelastung ausüben können, sollte im Rahmen des Vorhabens die Denitrifikationsleistung des Sees bei der Passage des Grundwassers nicht vermindert werden.

Nach dem grundwasserbürtigen Nitratreintrag erfolgt im See eine Verringerung der Konzentrationen insbesondere durch folgende Prozesse:

- Abbau durch heterotrophe Denitrifikation  
Die Denitrifikation durch heterotrophe Bakterien findet nur unter sauerstoffarmen Bedingungen statt. Für eine hohe Denitrifikationskapazität ist darüber hinaus ein C:N Verhältnis > 1,5 notwendig.
- Verbrauch durch Inkorporation in Algenbiomasse und Bakterien  
Algen und Bakterien nehmen Stickstoff primär in reduzierter Form als Ammonium auf. Ist der Ammoniumstickstoff weitgehend aufgebraucht, kann auch Nitrat genutzt werden. Dies ist aber mit einem sehr viel höheren Energieaufwand für die Algen verbunden, da zuerst Nitratreduktase gebildet werden muss. Es ist daher mit einem relativ geringen Verbrauch des Nitrats durch Biomasseinkorporation zu rechnen. Durch Rücklösung oder Zersetzung der Biomasse erfolgt wieder eine schnelle Freisetzung des Stickstoffs als Ammonium, der dann im aeroben Milieu auch zu Nitrat umgebildet werden kann
- Nitratammonifikation  
Mehrere fakultativ anaerobe Bakterien, wie z.B. *E. coli* und *Enterobacter aerogenes*, können unter anaeroben Bedingungen durch die Reduktion von Nitrat zu Nitrit

## Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

Energie gewinnen. Nitrit wird auf dem Wege der assimilatorischen Nitritreduktion zu Ammonium reduziert und ausgeschieden. Die Reduktion von Nitrit zu Ammonium ermöglicht dabei keine Energiegewinnung. Dieser Prozess findet nur unter Sauerstoffarmut/-freiheit statt.

Zu einer Erhöhung der Nitratgehalte kommt es durch die folgenden Faktoren:

- Externe Einträge
- Erhöhung durch Nitrifikation des Ammoniums  
Das Ausmaß der dadurch verursachten Nitraterhöhung ist aufgrund der geringen Ammoniumgehalte und der Nutzung von Ammonium durch Algen sehr gering.
- Eintrag durch Blaualgen (Cyanobakterien)  
Einige Cyanobakterien (*Nostocales*) sind zur Stickstofffixierung in der Lage und können folglich Luftstickstoff aus der Atmosphäre assimilieren. Der in die Algenbiomasse inkorporierte Luftstickstoff führt zu einer Erhöhung der Stickstoffkonzentrationen im Wasser. Dieser Prozess ist nur möglich, wenn Sauerstoff weitgehend fehlt. Insgesamt ist die Stickstofffixierung durch Cyanobakterien in Seen aber bezogen auf den Gesamtumsatz von untergeordneter Bedeutung.

Das in Abbildung 8.20 dargestellten Prognoseergebnis für die Entwicklung der Nitratkonzentrationen im Istzustand zeigt für den gesamten Betrachtungszeitraum mittlere bis geringe Werte im Seewasser an. Dies ist nicht anders zu erwarten, da dem See ebenfalls nur mittelstark belastetes Grundwasser zufließt.

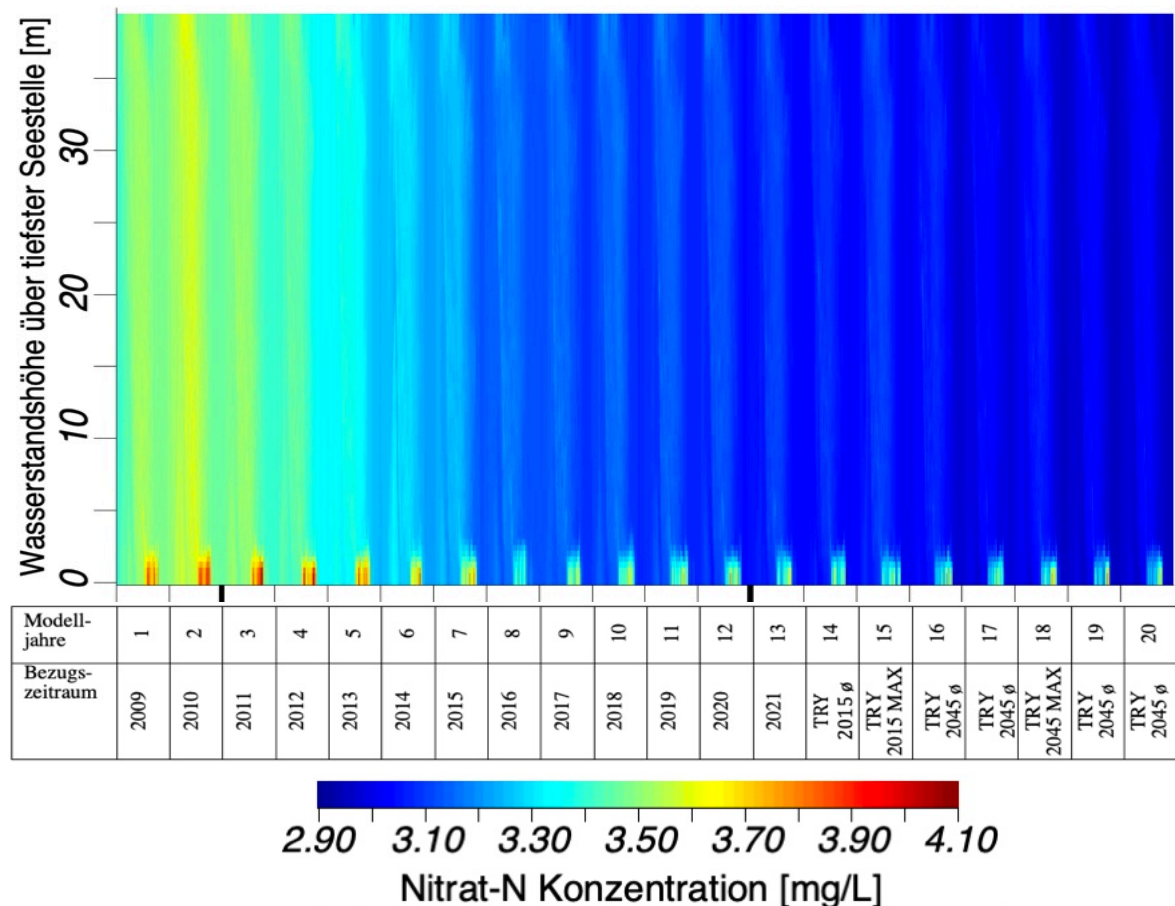
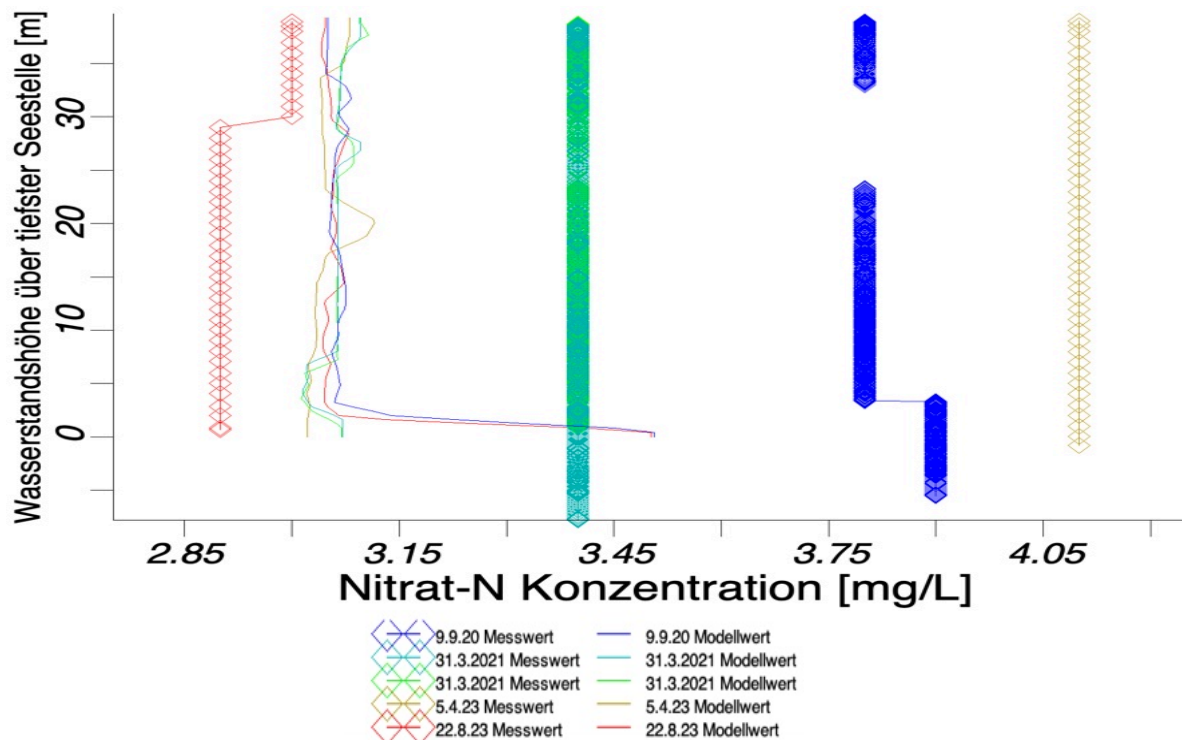


Abbildung 8.20: Nitrat-N ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) Simulation im Istzustand

Der Vergleich zwischen den Prognosewerten und den Messwerten (vgl. Abbildung 8.21) zeigt, dass die im Modell verwendeten Inputwerte für Nitrat gut die Belastungsverhältnisse des Sees wiedergeben.



**Abbildung 8.21:** Feldmessung 2020 bis 2023 im Vergleich zu den Simulationswerten der Nitrat Gehalte im Istzustand

### 8.2.8 Zusammenfassende Beurteilung der Modellgenauigkeit

Die Aussagekraft der Modellergebnisse erreicht für die einzelnen Untersuchungsparameter ein für die Fragestellung stets ausreichendes Ausmaß (vgl. Tabelle 8.10). Generell ist von einer guten bis sehr guten Prognosegenauigkeit auszugehen.

**Tabelle 8.10:** Beurteilung der Modellgenauigkeit in Bezug auf die einzelnen Güteparameter

Parameter	Übereinstimmung Mess-/ Modellwert	Erläuterung
Temperatur	Sehr gut	Uneingeschränkte Beurteilung des Temperaturhaushaltes möglich.
Sauerstoff	Gut	Von einer guten Modellgenauigkeit ist auszugehen. Allerdings kommt es teilweise zu einer Überbetonung der Sedimentzehrung im Modell, so dass real mit tendenziell leicht höheren, also besseren Sauerstoffwerten zu rechnen ist, als sie das Modell ausweist.
Phosphor	Sehr Gut	Für die Phosphorgehalte ergibt sich eine sehr gute Übereinstimmung zwischen Modell- und Messwerten, so dass mit dem Modell eine uneingeschränkte Beurteilung des Phosphorhaushaltes möglich ist.

## *Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees*

Parameter	Übereinstimmung Mess-/ Modellwert	Erläuterung
Chlorophyll-a Gehalt	Gut	Auch für die Chlorophyll-a Gehalte besteht eine gute Prognosegenauigkeit. Die natürliche Schwankungsbreite des Algenwachstums schränkt aber, wie bei allen Prognosen zur Algenentwicklung, die Aussagekraft der Modelle für diesen Parameter ein.
Sichttiefe	Sehr gut	Die hohe Übereinstimmung zwischen Modell- und Messwerten ermöglicht eine uneingeschränkte Beurteilung der Wassertransparenz mit dem Modell.
Nitrat	Gut	Die Modellgenauigkeit ist hoch, die Nitratkonzentrationen werden adäquat dargestellt.

### 8.3 Variantenprüfung

Im Rahmen der Variantenprüfung wird die Güteentwicklung des Sees für die in Kapitel 3 beschriebenen Varianten (Nullfall, Rekultivierung 2006 und Planfall) prognostiziert und vergleichend bewertet. Die Varianten weisen die in der Tabelle 8.11 angegebenen morphologischen und hydraulischen Unterschiede auf.

**Tabelle 8.11: Morphologische und hydraulische Werte der Varianten Nullfall, Rekultivierung 2006 und Planfall**

	Seesohle [m NHN]	Fläche [m <sup>2</sup> ]	Maximale Tiefe [m]	Mittlere Tiefe [m]	Volumen [m <sup>3</sup> ]	Verweil- dauer [Jahre]	GW- Zufluss [L/s]
<b>Nullfall</b>	357	172.494	60	31,3	5.402.047	11	13,9
<b>Rekultivierung 2006</b>	357	209.636	60	22,96	4.814.250	12,1	13,9
<b>Planfall</b>	355	360.480	62	27,3	9.612.806	13,5	22,7

#### 8.3.1 Temperaturhaushalt

Nach Abschluss der Auskiesung wird sich die in der Abbildung 8.22 dargestellte Temperaturentwicklung in dem 20-jährigen Prognosezeitraum für den Nullfall, die Rekultivierung 2006 und den Planfall einstellen.

Für den gesamten Betrachtungszeitraum und alle drei Varianten ist von einer Volldurchmischung des Sees während der Winterhalbjahre und einer Stratifizierung im Sommer auszugehen.

Wegen des Wegfalls der betriebsbedingten Wasserzirkulation fällt in sämtlichen Varianten die Einschichtung im Sommer stärker aus als beim Istzustand (vgl. Kapitel 8.2.1).



## Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

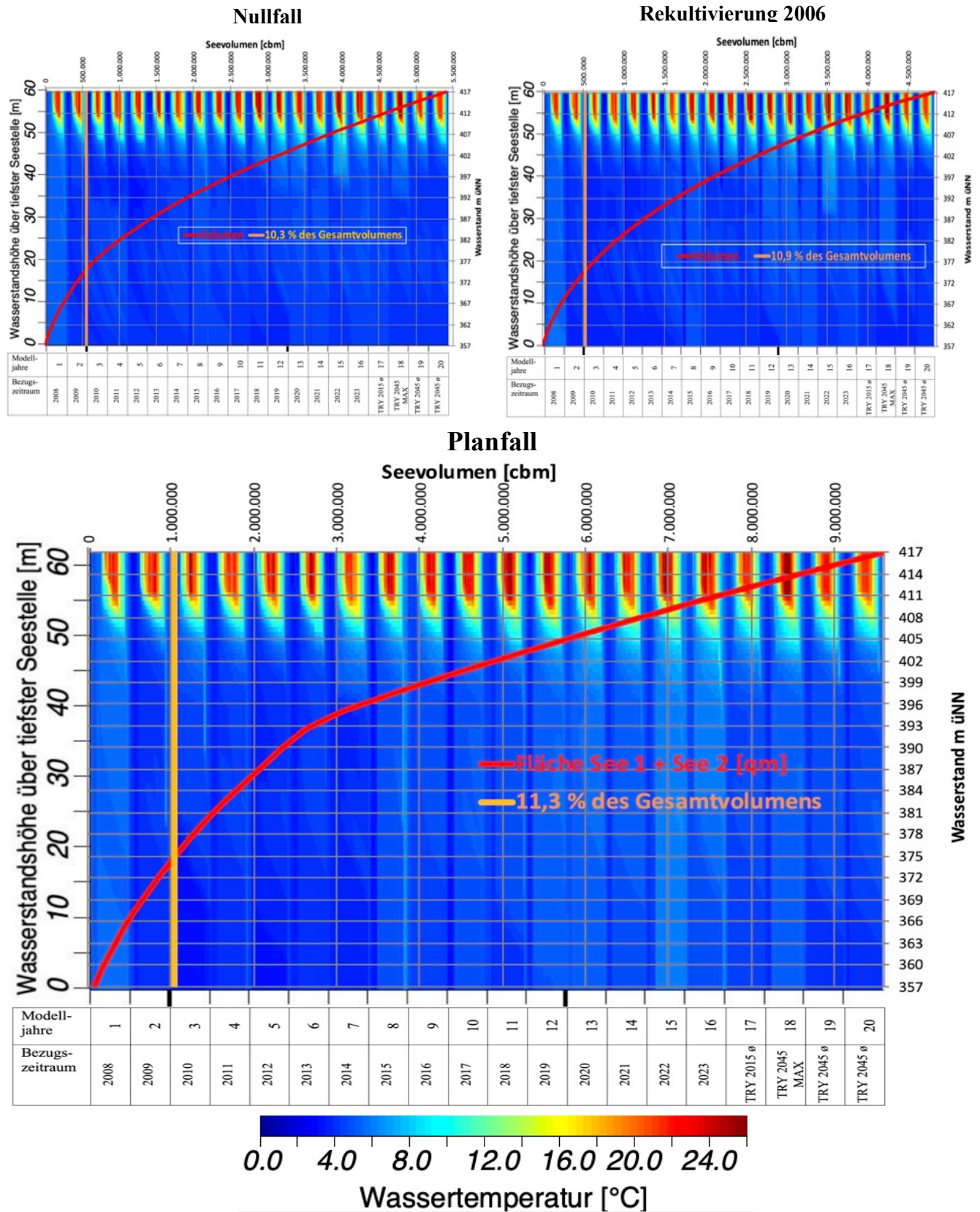


Abbildung 8.22: Temperatursimulation der Variantenprüfung auf der Grundlage historischer Klimadaten und der vom Klimawandel geprägten zukünftigen Entwicklung (Tageswerte)

## Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

Im Epilimnion (3 m Wassertiefe), in der Tiefenstufe von 20 m Wassertiefe und im Bereich des seebodennahen Wasserkörpers (3 m über Grund) wird sich ein Jahresgang der Wassertemperaturen ausbilden, dessen Dynamik allerdings in den tieferen Wasserschichten deutlich geringer ausfällt als in der oberflächennahen Wasserschicht (vgl. Abbildung 8.23).

Im Sommer werden Maximaltemperaturen bis zu 27 °C im Epilimnion (WT ø 3m) erreicht. Hier sind nur marginale Unterschiede zwischen den drei Varianten zu erkennen.

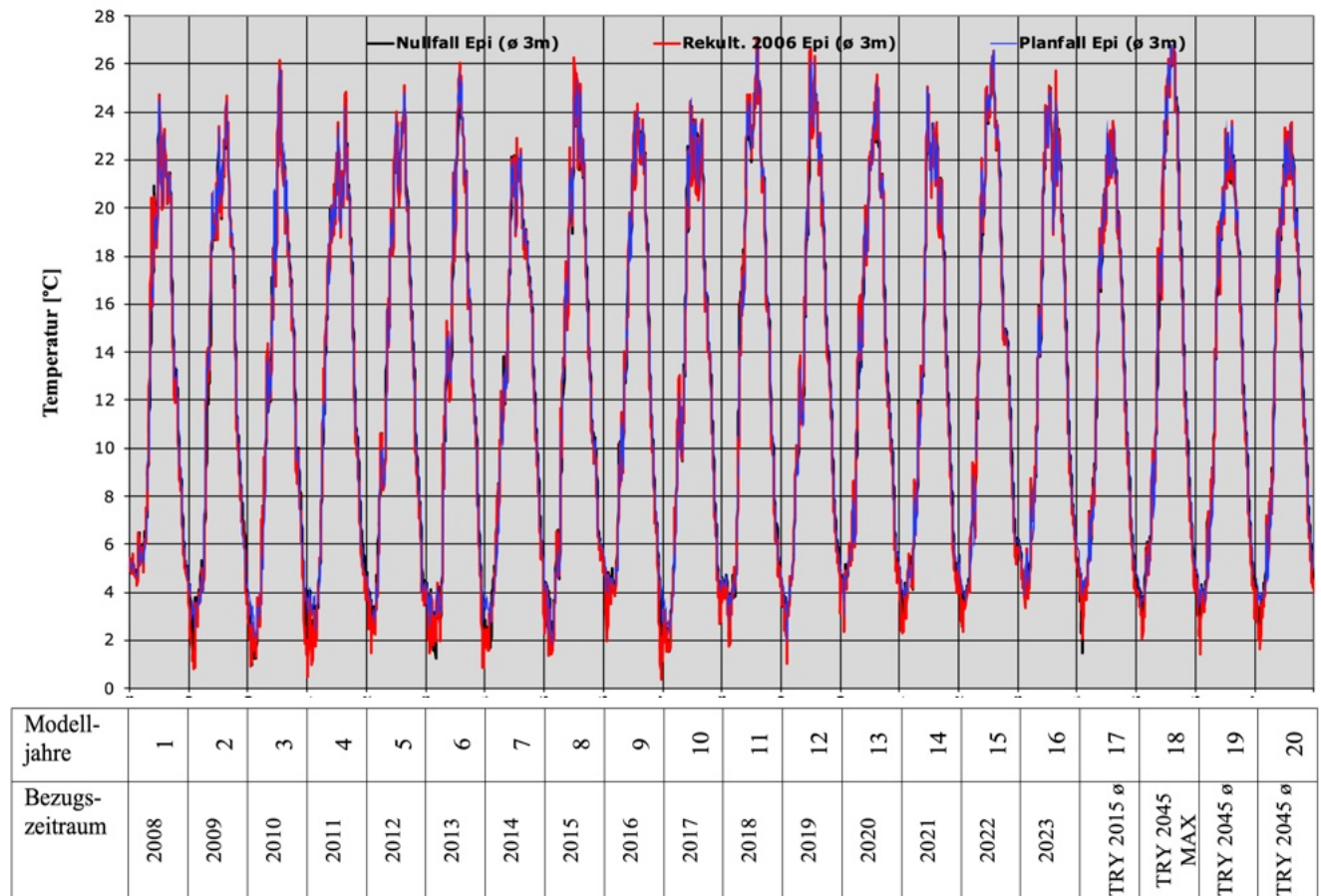


Abbildung 8.23: Temperaturwerte der Simulation im Epilimnion für Nullfall, Rekultivierung 2006 und Planfall

Anders sieht es in den tieferen Wasserschichten aus. Für die Wasserschicht in 20 m Tiefe, die dem unteren Bereich des Metalimnions entspricht, ergeben sich deutliche Unterschiede, wobei der Planfall über die stärkste Schwankungsamplitude verfügt (vgl. Abbildung 8.24). Eine höhere Schwankungsamplitude ist gleichzusetzen mit einem stärkeren Durchmischungsverhalten.



## Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

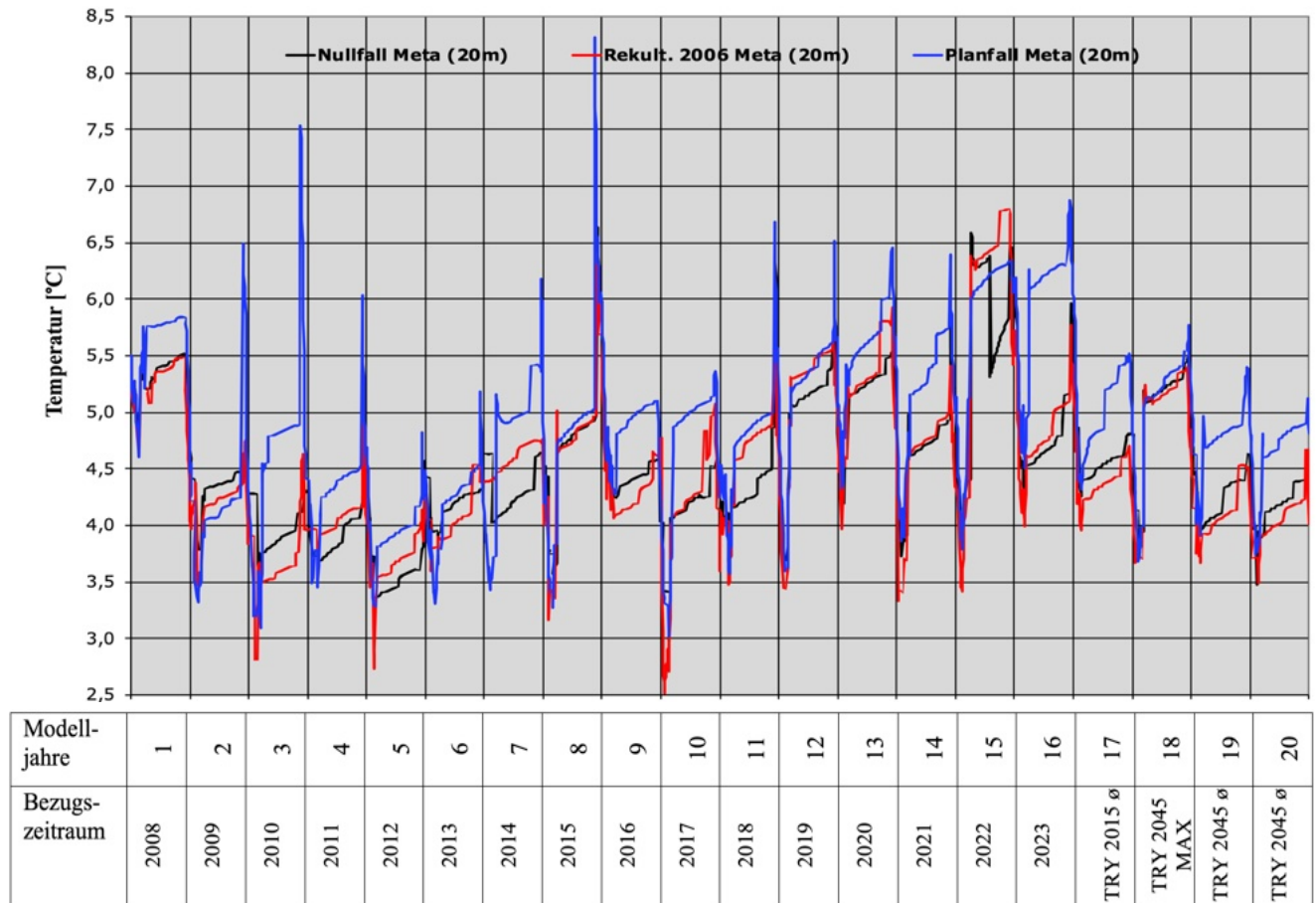


Abbildung 8.24: Temperaturwerte der Simulation im unteren Metalimnion (WT 20 m) für Nullfall, Rekultivierungsplan 2006 und Planfall

In der Wasserschicht von 3 m über Grund zeigen sich ähnliche Verhältnisse wie im unteren Metalimnion (vgl. Abbildung 8.25).

Auch hier weist der Planfall die intensivste Vermischung auf, wie die stärkeren Schwankungen der Kurvenverläufe erkennen lassen. Allerdings kann bei dem sehr kleinen Seevolumen in dieser grundnahen Tiefenschicht auch die hydraulische Anbindung die Wasserzirkulation beeinflussen. Bereits ein Grundwasserzufluss von wenigen L/s ist in der Lage die Zirkulation innerhalb eines schmalen Abgrabungstrichters viel stärker zu intensivieren als in einem großvolumigen Tiefenwasserkörper, indem das zufließende wärmere und damit leichtere Grundwasser aufsteigt.

Insgesamt weist der Planfall auch unter Berücksichtigung der Ergebnisse für das untere Metalimnion (WT 20m) das günstigste Vermischungsverhalten auf.

## Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

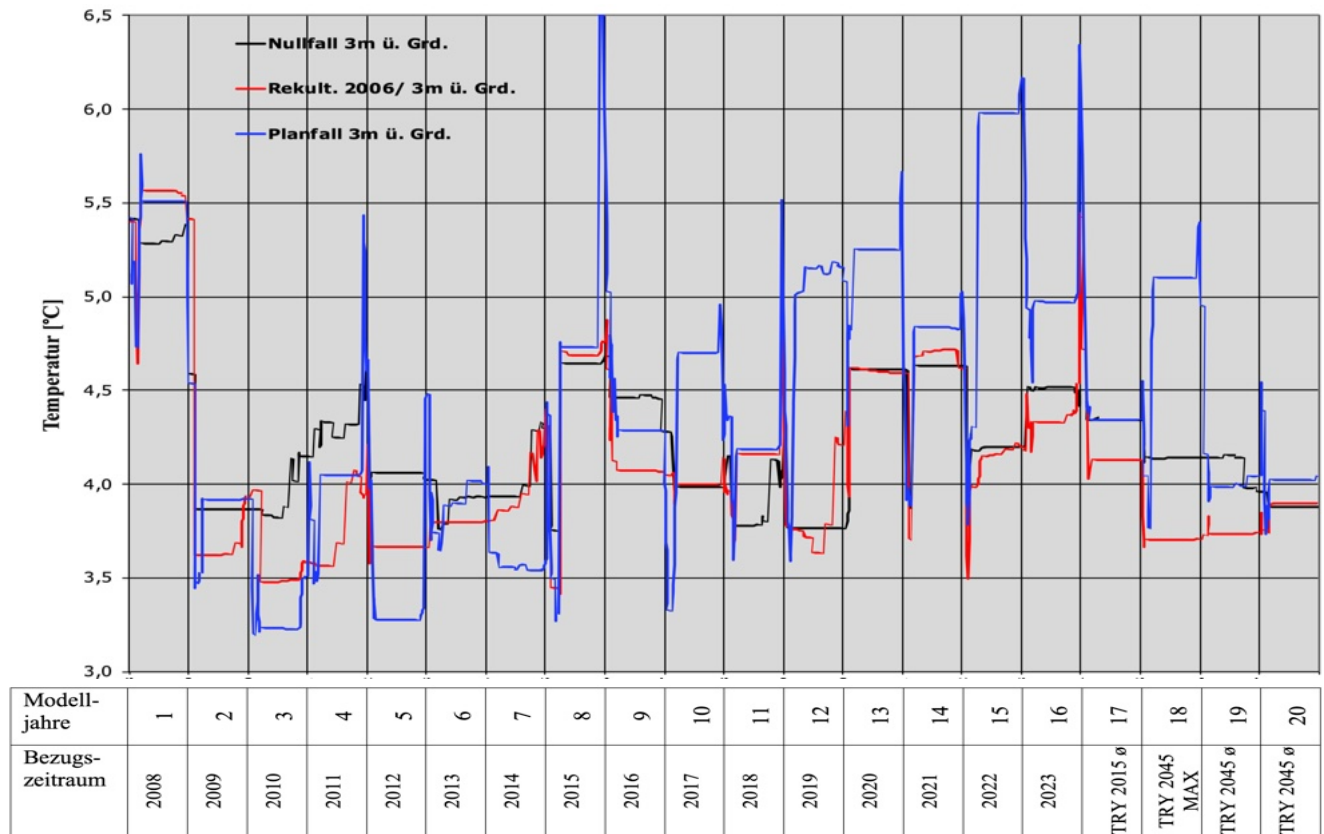


Abbildung 8.25: Temperaturwerte der Simulation im grundnahen Seewasser (3 m über Grund) für den Nullfall, Rekultivierungsplan 2006 und Planfall

Auch die in der Tabelle 8.12 angegebenen statistischen Lageparameter zeigen für die drei untersuchten Varianten eine günstige Entwicklung des Temperaturhaushaltes und eine stets vollständige Zirkulation des Sees im Jahresverlauf an.

Dies gilt ebenfalls unter den klimatisch belastenderen Bedingungen im Zukunftszeitraum, der bereits stärker vom Klimawandel geprägt ist. Anhand der Werte ist gut zu erkennen, dass die Wasserdurchmischung in den tieferen Wasserschichten im Planfall am höchsten ist, wobei sich folgende Reihenfolge ergibt: Nullfall < Rekultivierung < Planfall.

## *Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees*

**Tabelle 8.12: Statistische Lageparameter der prognostizierten Wassertemperaturen in drei Tiefenstufen**

	historischer Zeitraum 2008-2023			Zukunftszeitraum (4 Jahre 2030-2060)		
	Epilimnion	WT 20m	3m ü. Grd.	Epilimnion	WT 20m	3m ü. Grd.
<b>Nullfall</b>						
Mittelwert [°C]	12,60	4,53	4,25	12,78	4,52	4,13
Minimum [°C]	0,97	2,97	3,75	1,49	3,48	3,88
Maximum [°C]	26,99	6,63	5,42	26,63	5,50	4,50
	<b>Δ max.-min.</b>	<b>3,66</b>	<b>1,67</b>	<b>Δ max.-min.</b>	<b>2,02</b>	<b>0,62</b>
<b>Rekultivierung 2006</b>						
Mittelwert [°C]	12,45	4,55	4,15	12,58	4,37	3,89
Minimum [°C]	0,36	2,52	3,41	1,40	3,49	3,66
Maximum [°C]	27,10	6,81	5,56	26,77	5,39	5,43
	<b>Δ max.-min.</b>	<b>4,29</b>	<b>2,15</b>	<b>Δ max.-min.</b>	<b>1,9</b>	<b>1,77</b>
<b>Planfall</b>						
Mittelwert [°C]	12,71	4,91	4,43	12,90	4,88	4,37
Minimum [°C]	1,78	3,02	3,20	3,28	3,68	3,73
Maximum [°C]	27,01	8,31	6,55	26,86	6,05	6,05
	<b>Δ max.-min.</b>	<b>5,29</b>	<b>3,35</b>	<b>Δ max.-min.</b>	<b>2,37</b>	<b>2,32</b>

### **8.3.2 Prüfung des Durchmischungsverhaltens mit einem virtuellen Tracer**

Das Durchmischungsverhalten des Sees wird im Folgenden zusätzlich zur Verteilung der Wassertemperaturen mittels eines virtuellen Farbtracers geprüft.

Dabei gilt die Voraussetzung, dass zu Beginn der Modellläufe der gesamte Wasserkörper des Sees mit der Konzentration von 10 mg/L markiert ist. Verringert sich nun die Tracerkonzentration während des Betrachtungszeitraums über das gesamte Seevolumen gleichmäßig, ist von einer vollständigen Zirkulation des Seewassers auszugehen. Sind hingegen die Konzentrationen im tieferen Wasserkörper höher, ist das Vermischungsverhalten eingeschränkt.

Die Geschwindigkeit der Konzentrationsabnahme lässt keinen Schluss auf das Zirkulationsverhalten zu, sondern wird ausschließlich von der Wasseraustauschrate bestimmt.

Wie der Abbildung 8.26 zu entnehmen ist, verringern sich die Tracer- bzw. Farbkonzentrationen sukzessive. Anreicherungs-effekte in der Tiefe, die auf ein eingeschränktes Zirkulationsverhalten schließen ließen, sind nicht zu erkennen.

Folglich ist bei allen Varianten immer ein ausreichendes Zirkulationsverhalten gegeben.

## Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

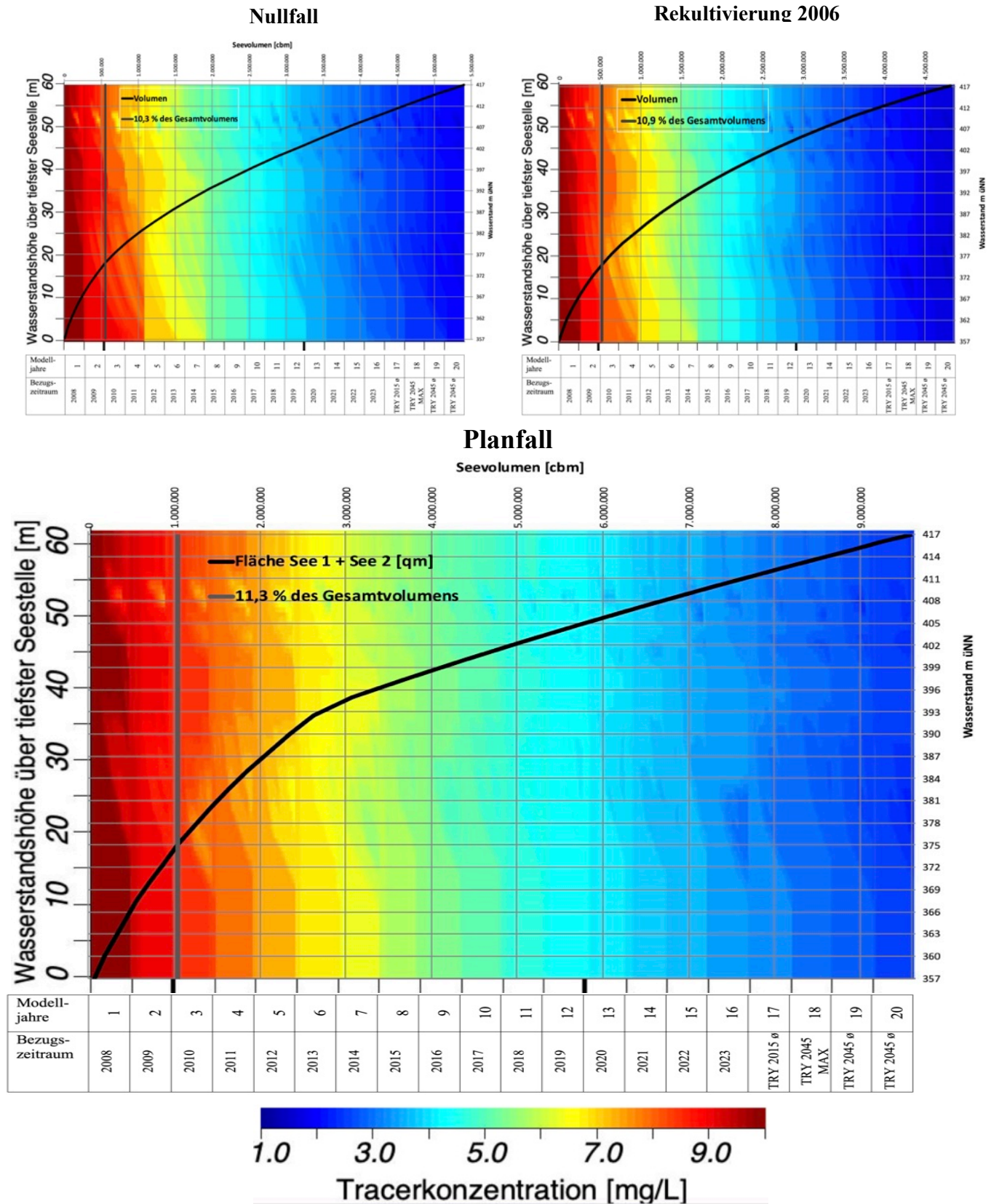


Abbildung 8.26: Verlauf der virtuellen Tracerkonzentrationen als Indikator für das Vermischungsverhalten des Sees



### 8.3.3 Sauerstoffhaushalt

Im Nullfall, aber auch bei der Rekultivierung 2006 sowie im Planfall wird der See während der Stagnationsphasen ein Sauerstoffdefizit im Tiefenwasserkörper ausbilden (vgl. Abbildung 8.27).

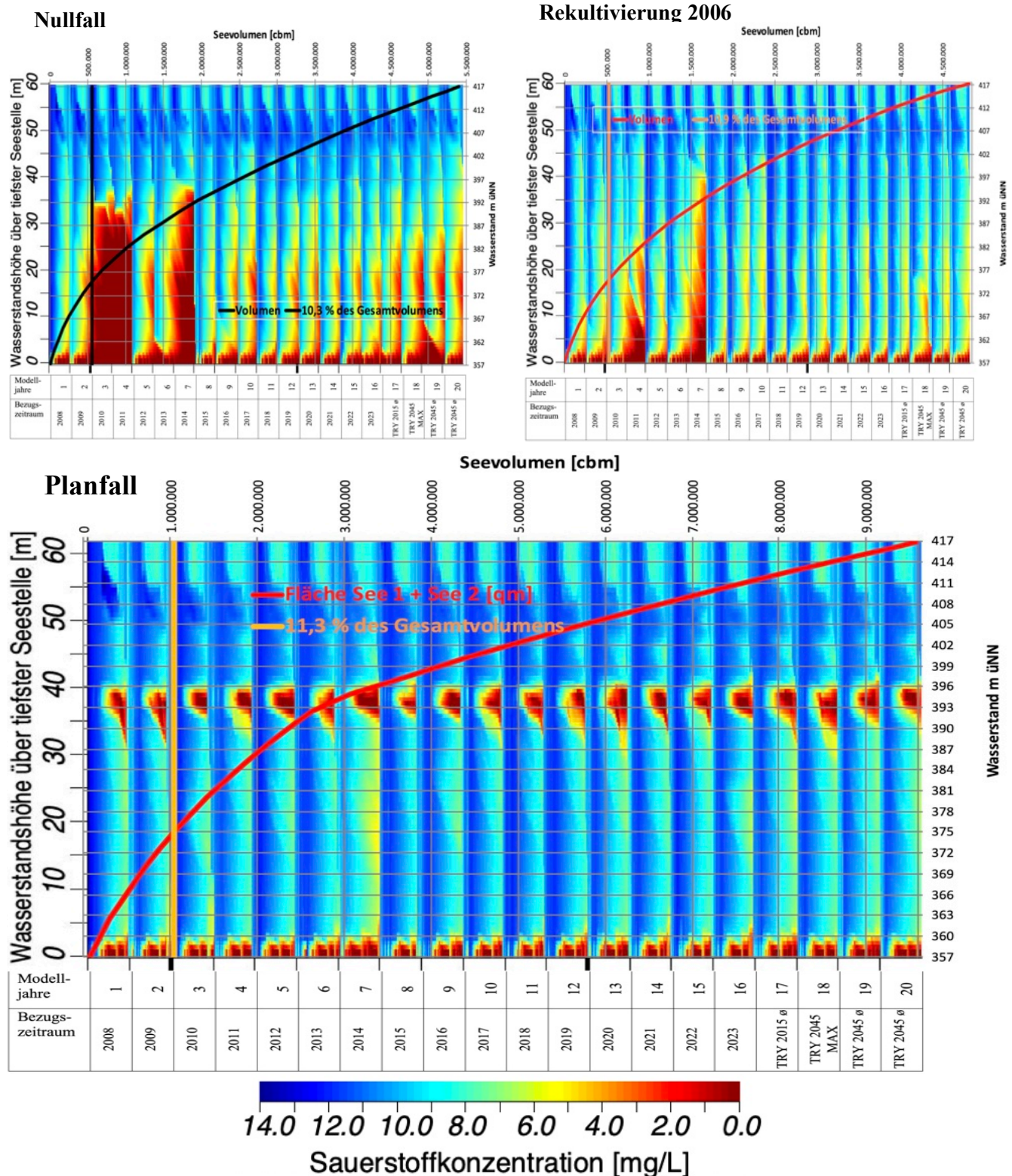


Abbildung 8.27: Simulation der Sauerstoffgehalte für Nullfall, Rekultivierung 2006 und Planfall

## Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

Dabei sind die Sauerstoffverhältnisse im Nullfall am ungünstigsten und verbessern sich mit der Zunahme der Flachwasserbereiche und des Seevolumens sowohl für die Rekultivierung 2006 als auch im Planfall deutlich. Die Sauerstoffdefizite bleiben generell auf den tiefsten Seebereich und die Stagnationsphasen beschränkt. Während der Zirkulationsphasen erfolgt eine Oxidation des Tiefenbereichs, wobei nur im Nullfall einige wenige Ausnahmen auftreten.

Der in der graphischen Darstellung des Planfalls erkennbare zweite durchgängige Bereich mit Sauerstoffdefiziten ab einer Tiefe von 40 m über der tiefsten Seestelle ergibt sich durch die Bedingungen am Gewässergrund des Teilbereichs See 1, der nur über eine maximale Tiefe von ca. 24 m verfügt. In den Stagnationsphasen, bei geringer Wasserturbulenz, wird auch in dem tieferen Seebereich (See 2) in dieser Gewässerschicht ein schmales Band von ca. 3 m Mächtigkeit mit sauerstoffarmem Wasser entstehen, da die Ausbreitung im geschichteten See zunächst primär horizontal und nicht vertikal erfolgt.

Die Bedingungen sind nochmals in der Abbildung 8.28 unter Berücksichtigung der Flächenkurve dargestellt. Dieses Sauerstoffdefizit zwischen 393 und 387 m ü.NN stellt keine erhebliche Beeinträchtigung dar.

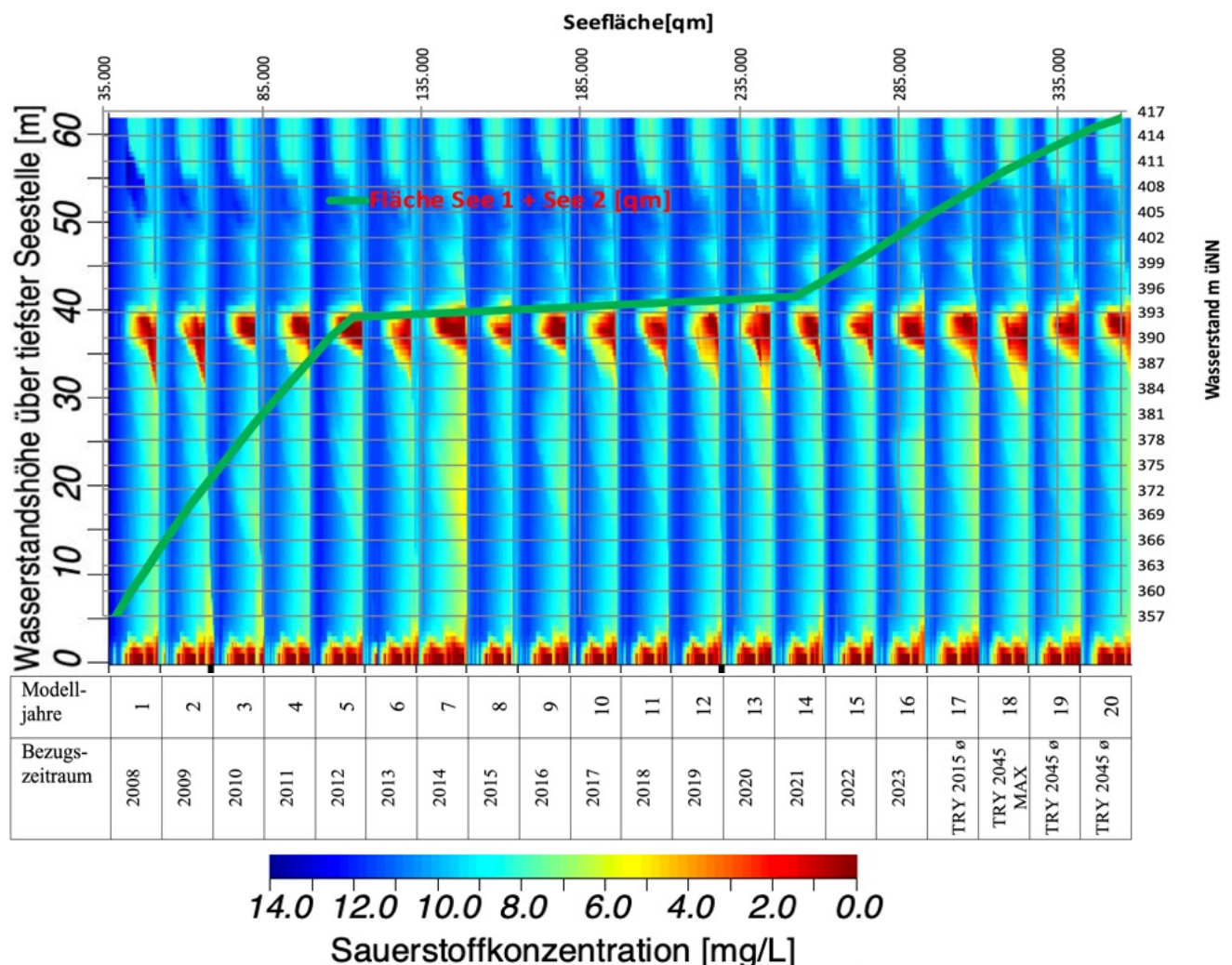


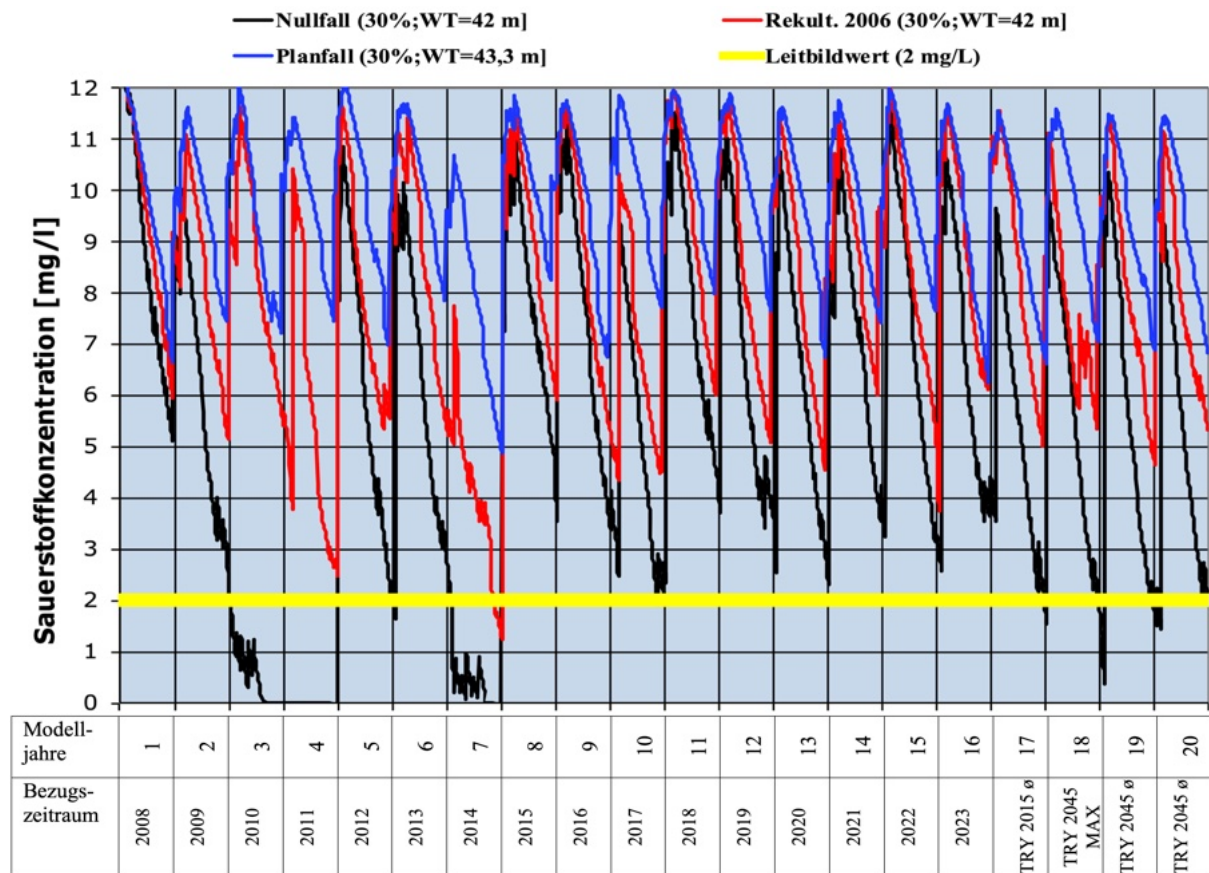
Abbildung 8.28: Sauerstoffverhältnisse im Planfall unter Berücksichtigung der Flächenkurve



Längere Phasen mit ungünstigen Sauerstoffverhältnissen werden nur für den Nullfall prognostiziert. Hier treten in einer Wassertiefe von 42 m (= 30 % der maximalen Wassertiefe) in den Modelljahren 3, 4 und 7 Sauerstoffwerte unter 2 mg/l auf (vgl. Abbildung 8.29). Auch für das Zukunftsreferenzjahr TRY 2045 werden zu niedrige Werte prognostiziert.

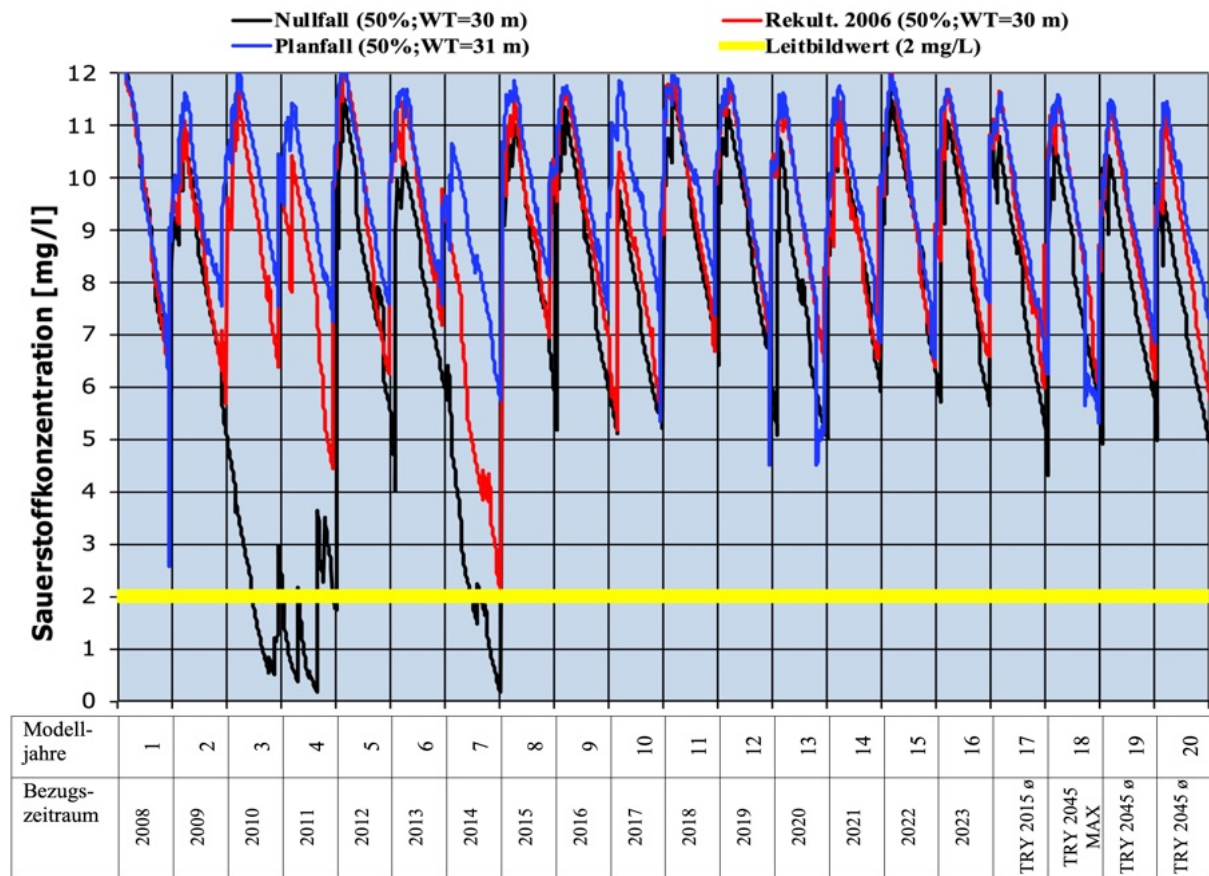
Diese Zeitabschnitte repräsentieren Klimabedingungen mit schwächeren Windereignissen im Winter insbesondere im Januar und Februar sowie einer anschließend schnellen Frühjahrserwärmung und entsprechend stärkerer Einschichtung. In den Zirkulationsphasen kommt es allerdings auch im Nullfall wie bei den beiden anderen Varianten stets zu einem Sauerstoffeintrag bis zum Gewässergrund.

Das Ausmaß der sauerstoffarmen Wasserschicht über Grund übersteigt im Nullfall während 5 Modelljahren (3, 4, 7, 19 und 20) den für mesotrophe Gewässer gesetzten Orientierungswert, demzufolge nicht mehr als 30% der Wassersäule über Grund sauerstoffarm ( $O_2$  Gehalt  $< 2$  mg/L) sein sollten. Im Fall der Rekultivierung 2006 betrifft dies nur ein Modelljahr (7) und im Planfall kommt es zu gar keiner Überschreitung, so dass dann von einem stabilen mesotrophen Status auszugehen ist.



**Abbildung 8.29: Simulation der Sauerstoffwerte für Nullfall, Rekultivierungsplan 2006 und Planfall im Bereich von 30 % der maximalen Wassertiefe (Orientierungswert für einen mesotrophen Status)**

Auch in Bezug auf den Orientierungswert für einen eutrophen Status, dem ein Mindestgehalt von 2 mg/L Sauerstoff in einer Tiefenstufe von 50 % der Maximaltiefe entspricht, ergeben sich noch Defizite für den Nullfall. In drei Modelljahren (3, 4 und 7) wird das Gütekriterium in dieser Variante nicht erreicht (vgl. Abbildung 8.30).



**Abbildung 8.30: Simulation der Sauerstoffwerte für Nullfall, Rekultivierung 2006 und Planfall im Bereich von 50 % der maximalen Wassertiefe (Orientierungswert für einen eutrophen Status)**

Anders als zu erwarten wäre, fallen die prognostizierten Sauerstoffgehalte für den Zukunftszeitraum (4 Jahre aus dem Zeitraum 2030-2060; ø RCP 4,5 und 8,5) etwas günstiger aus als für den historischen Zeitraum von 2009 bis 2023 (vgl. Tabelle 8.13).

Als Ursachen für dieses Ergebnis kann angeführt werden:

1. Für den Zukunftsreferenzzeitraum werden nur 4 Jahre zugrunde gelegt. Dadurch können nicht alle ungünstigen Klimakombinationen abgebildet werden, die zu Sauerstoffdefiziten führen. In diesem Zusammenhang sind geringe Windgeschwindigkeiten und schnelle Frühjahrserwärmung zu nennen.
2. Der Modellansatz des DWD zur Berechnung der Zukunftsreferenzdaten beinhaltet sehr hohe, möglicherweise auch zu hohe Werte für die Windgeschwindigkeit. Dies wirkt sich verstärkend auf das Zirkulationsverhalten und damit verbessernd auf den Sauerstoffhaushalt aus.

## *Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees*

**Tabelle 8.13: Statistische Lageparameter der prognostizierten Sauerstoffgehalte in 42 m (Planfall 43,3 m) und 30 m (Planfall 31 m) Wassertiefe für Nullfall, Rekultivierungsplan 2006 und Planfall**

<b>Nullfall</b>	<b>WT 42 m 2009-2023</b>	<b>WT=30 m 2009-2023</b>	<b>WT=42 m Zukunftszeitraum</b>	<b>WT=30 m Zukunftszeitraum</b>
Mittelwert [mg/L]	5,66	7,37	5,24	7,95
10 Perzentil [mg/L]	0,00	1,90	2,12	5,75
90 Perzentil [mg/L]	10,19	10,69	9,02	10,04
<b>Rekult. 2006</b>	<b>WT 42 m 2009-2023</b>	<b>WT=30 m 2009-2023</b>	<b>WT=42 m Zukunftszeitraum</b>	<b>WT=30 m Zukunftszeitraum</b>
Mittelwert [mg/L]	8,17	9,00	8,15	9,07
10 Perzentil [mg/L]	5,10	6,60	5,70	6,62
90 Perzentil [mg/L]	11,18	11,33	10,86	11,05
<b>Planfall</b>	<b>WT 43,3 m 2009-2023</b>	<b>WT=31 m 2009-2023</b>	<b>WT=43,3 m Zukunftszeitraum</b>	<b>WT=31 m Zukunftszeitraum</b>
Mittelwert [mg/L]	9,85	9,79	9,54	9,32
10 Perzentil [mg/L]	7,75	7,93	7,38	7,09
90 Perzentil [mg/L]	11,59	11,60	11,32	11,24

Insgesamt ist von einer positiven Entwicklung des Sauerstoffhaushaltes insbesondere für den Planfall und die Variante Rekultivierung 2006 auszugehen. Beide Varianten sind bezüglich dieses Parameters als gut und leitbildkonform anzusehen.

Der Nullfall weist zwar Defizite hinsichtlich der Sauerstoffversorgung im Hypolimnion auf, die aber nur in klimatisch stark belastenden Jahren auftreten und in der winterlichen Zirkulationsphase stets ausgeglichen werden.

### **8.3.4 Nährstoffsituation (Phosphorgehalt)**

Die Phosphorgehalte im Seewasser werden in allen drei Varianten sehr niedrig bleiben (vgl. Abbildung 8.31). Aus der Nährstoffbelastung des Sees ergibt sich demnach generell kein Defizit.

Die positivste Entwicklung des Nährstoffhaushaltes wird für den Planfall prognostiziert. Dies dürfte in erster Linie auf die folgenden Ursachen zurückzuführen sein:

1. Mit der Planumsetzung entsteht eine morphologisch als günstiger einzuschätzende Seebeckenform, die positive Auswirkungen für den Sauerstoffhaushalt und damit auch das Ausmaß der Phosphorrücklösung mit sich bringt.
2. In dem größeren Seevolumen verringert sich die Wasseraustauschrate, so dass die externen Nährstoffeinträge zurückgehen.



## Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

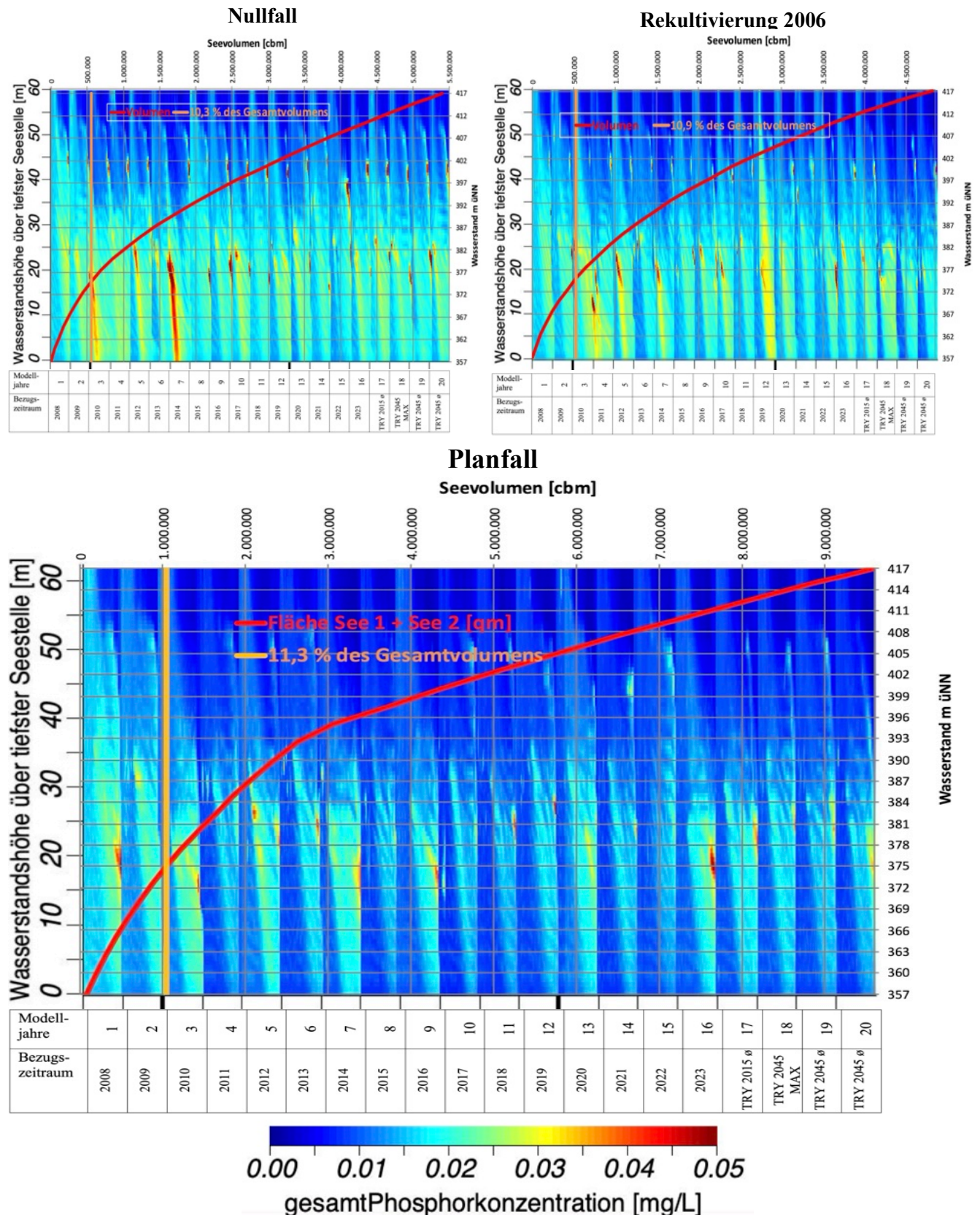
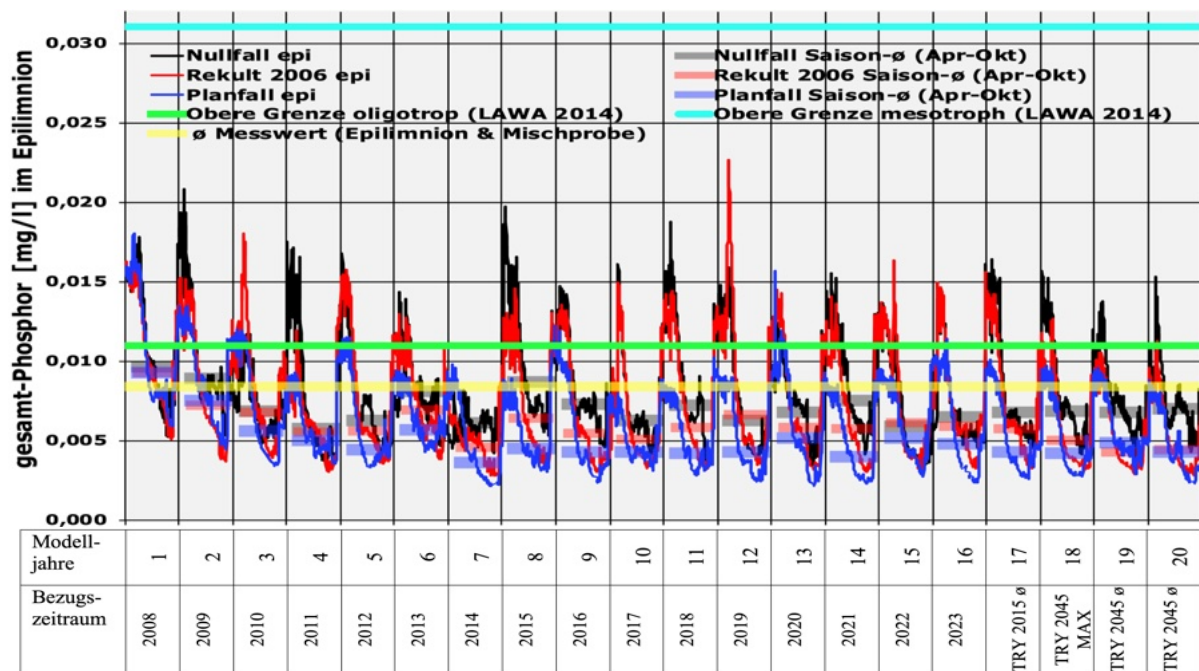


Abbildung 8.31: Phosphorsimulation für Nullfall, Rekultivierung 2006 und Planfall

Die als Maßstab für die trophische Einstufung des Sees dienenden Phosphorkonzentrationen im Epilimnion (0-8 m Wassertiefe) schwanken in einem jahreszeitlichen Rhythmus

(vgl. Abbildung 8.32). Die Maximalwerte ergeben sich während der Zirkulationsphasen, wenn das phosphorreichere Wasser aus der Gewässertiefe im gesamten Seevolumen eingemischt wird. Maxima in den Stagnationsphasen entstehen, wenn durch die Algenentwicklung im Epilimnion eine höhere Phosphorakkumulation erreicht wird.

Insgesamt bleiben die Phosphorwerte für alle drei Varianten sehr gering und zeigen im Saisonmittel (April bis Oktober) einen sehr niedrigen Nährstoffbelastung im oligotrophen Bereich an. Die noch einmal niedrigere Phosphorbelastung im Planfall ergibt sich, wie oben schon angesprochen, durch die längere Wasserverweilzeit und die daraus entstehende Verminderung externer Nährstoffeinträge sowie die günstigere Seebeckenform mit besserer Sauerstoffversorgung und geringerem Rücklösungspotential aus dem Sediment.



**Abbildung 8.32: Simulation der Phosphorgehalte im Epilimnion unter Bezug auf den leitbildkonformen Orientierungswert**

Die in der Tabelle 8.14 angegebenen statischen Kennwerte zeigen ebenfalls für den Planfall eine geringere Phosphorbelastung an. Eine Belastungszunahme durch den Klimawandel weist das Modell für keine der drei Varianten aus.

**Tabelle 8.14: Statistische Lageparameter der prognostizierten Phosphorgehalte im Epilimnion**

Nullfall	Historischer Zeitraum 2009-2023	Zukunftszeitraum (4Jahre)
Mittelwert [mg/L]	0,0079	0,0080
Minimum [mg/L]	0,0032	0,0038
Maximum [mg/L]	0,0197	0,0164
Rekult. 2006	Historischer Zeitraum 2009-2023	Zukunftszeitraum (4Jahre)
Mittelwert [mg/L]	0,0072	0,0061
Minimum [mg/L]	0,0027	0,0028
Maximum [mg/L]	0,0227	0,0144
Planfall	Historischer Zeitraum 2009-2023	Zukunftszeitraum (4Jahre)
Mittelwert [mg/L]	0,0057	0,0053
Minimum [mg/L]	0,0021	0,0023
Maximum [mg/L]	0,0157	0,0101



### 8.3.5 Chlorophyll-a Gehalte

Infolge der geringen Nährstoffbelastung des Seewassers errechnet das Modell für alle drei Varianten sehr niedrige Chlorophyll-a Gehalte (vgl. Abbildung 8.33) generell deutlich unterhalb des als noch akzeptables Maximum gesetzten Zielwert von 9,6 µg/L (mesotroph 1).

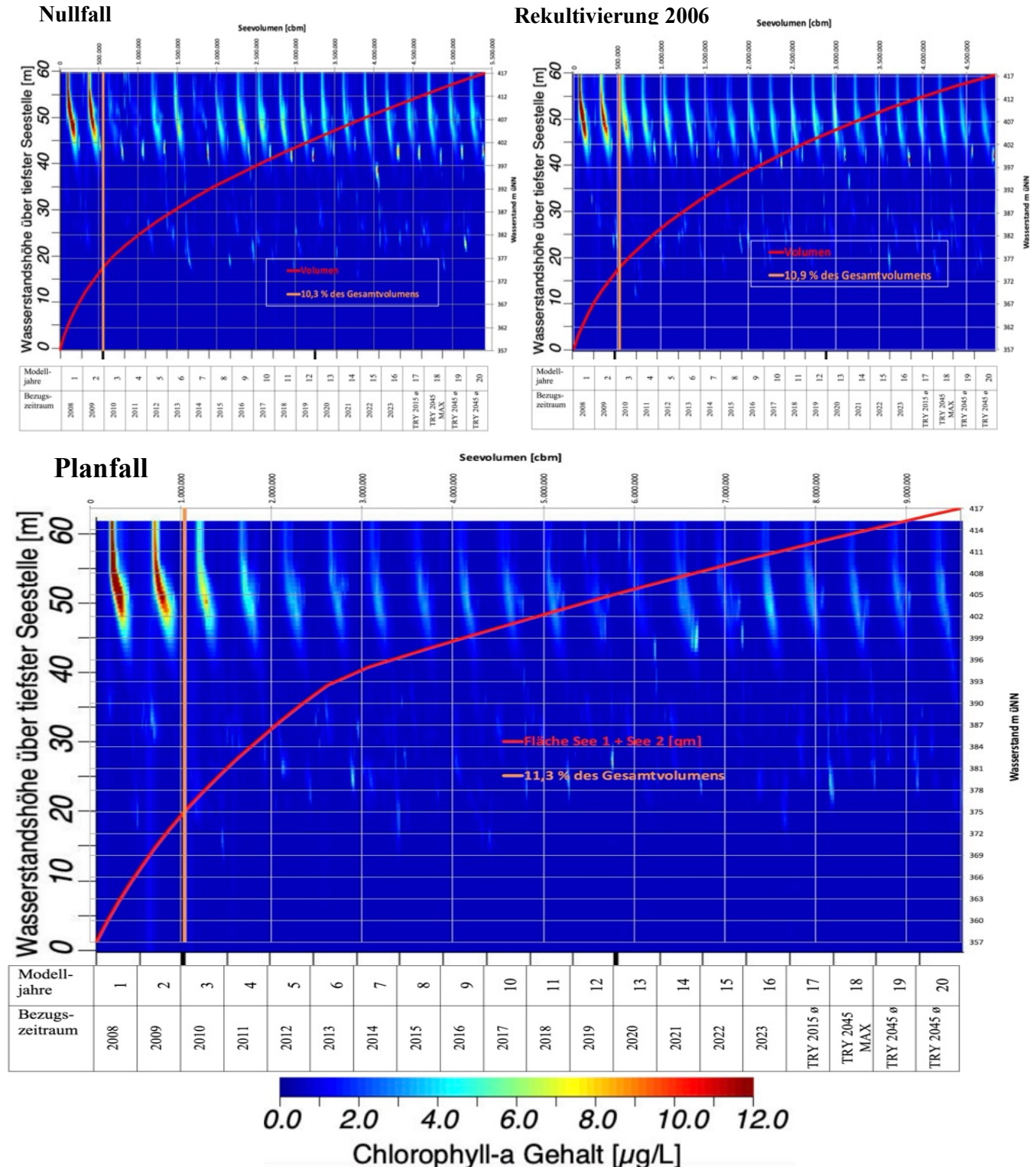


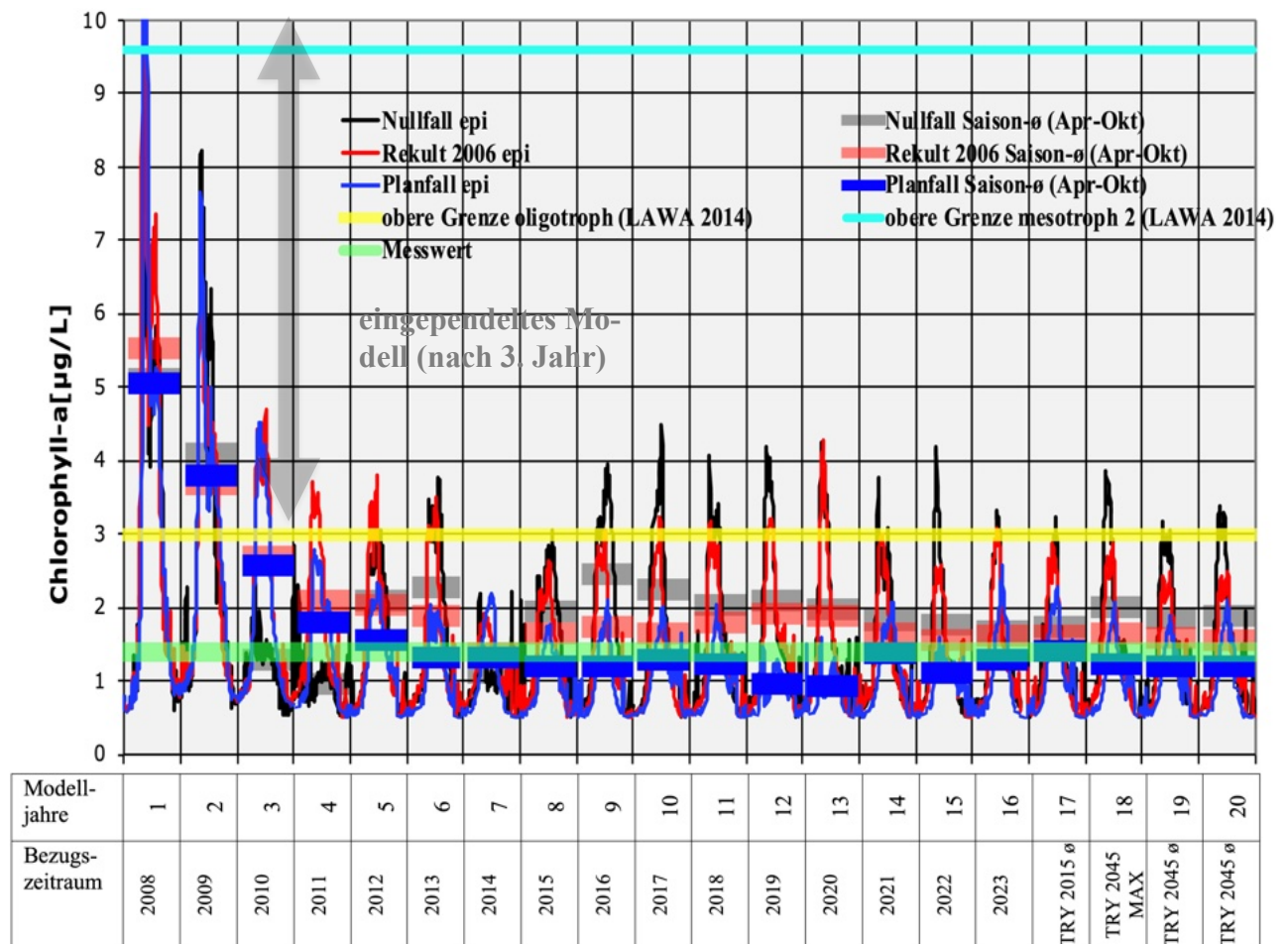
Abbildung 8.33: Chlorophyll-a Simulation für Nullfall, Rekultivierung 2006 und Planfall



Auch bei der Prognose für Chlorophyll-a benötigt das Modell ebenso wie bei den Phosphorgehalten zunächst eine Anpassungsphase und ist erst ab dem dritten Jahr eingependelt, so dass sich ab dann stabile und plausible Werte ergeben. Im Vergleich zum Istzustand (vgl. Kapitel 8.2.4) liegen die Werte allerdings etwas höher, da mit dem Ende der Auskiesung für die Algenentwicklung infolge besserer Belichtungsverhältnisse und stabilerer Gewässerschichtung günstigere Wachstumsbedingungen entstehen. In der Auskiesungsphase limitieren die höhere Trübung und die stärkere Wassenumwälzung die Algenentwicklung. Letztere führt dazu, dass die Algen in einem trüberen Wasser in höhere Wassertiefen verfrachtet werden und so deutlich länger ungünstigen Belichtungsverhältnissen ausgesetzt sind.

Die Prognose weist die höchsten Konzentrationen während des Frühjahrs und Frühsommers in der metalimnischen Wasserschicht aus. Dies ist eine auch für tiefe (natürliche) oligotrophe bis mesotrophe Seen des Alpenvorlandes und der norddeutschen Moränenlandschaften kennzeichnende Entwicklung. Die mit Abstand geringste Algenentwicklung der drei Varianten zeichnet sich für den Planfall ab. Hier führt die günstigere Ausgestaltung des Seebeckens, aber auch die aufgrund der längeren Wasserverweilzeit im See geringere Zuflussbelastung zu einer Entlastung des Untersuchungsgewässers.

Die Chlorophyll-a Gehalte im Epilimnion zeigen im Saisonmittel aber bei allen drei Varianten einen nährstoffarmen, oligotrophen Status noch unterhalb des als Orientierungsgröße gesetzten mesotrophen Zustandes an (vgl. Abbildung 8.34).



**Abbildung 8.34: Simulation der Chlorophyll-a Gehalte in der trophogenen Zone unter Bezug auf den leitbildkonformen Orientierungswert für Nullfall, Rekultivierung 2006 und Planfall**

## *Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees*

Die für die ersten drei Modelljahre berechneten höheren Werte sind, wie oben schon erwähnt, darauf zurückzuführen, dass sich in diesem Zeitraum das Modell noch nicht eingependelt hat.

Weder für den Nullfall noch für die Rekultivierung 2006 oder den Planfall ergeben sich nennenswerte Auswirkungen auf das Algenaufkommen infolge des Klimawandels (vgl. Tabelle 8.15). Die mit den Referenzwerten des Zukunftszeitraums berechneten Chlorophyll-a Gehalte liegen in einem vergleichbaren Größenspektrum wie die auf der Basis von historischen Daten (2008 bis 2023) ermittelten Werte.

**Tabelle 8.15: Statistische Lageparameter der prognostizierten Chlorophyll-a Werte**

<b>Nullfall</b>	Trophogene Zone 2009-2021 Saisonmittelwerte	Trophogene Zone Zukunftszeitraum Saisonmittelwerte	Orientierungswert
Mittelwert (mg/l Chl-a)	1,88	1,87	< 9,6 (LfU 2014)
Minimum (mg/l Chl-a)	0,98	1,74	
Maximum (mg/l Chl-a)	2,46	1,99	
<b>Rekultivierung 2006</b>	Trophogene Zone 2009-2021 Saisonmittelwerte	Trophogene Zone Zukunftszeitraum Saisonmittelwerte	
Mittelwert (mg/l Chl-a)	1,76	1,61	
Minimum (mg/l Chl-a)	1,37	1,56	
Maximum (mg/l Chl-a)	2,10	1,65	
<b>Planfall</b>	Trophogene Zone 2009-2021 Saisonmittelwerte	Trophogene Zone Zukunftszeitraum Saisonmittelwerte	
Mittelwert (mg/l Chl-a)	1,28	1,26	
Minimum (mg/l Chl-a)	0,93	1,19	
Maximum (mg/l Chl-a)	1,80	1,40	

### **8.3.6 Cyanobakterien (Blaualgen)**

Auch in Bezug auf die Prognose die Cyanobakterien-Entwicklung gilt es zu beachten, dass das Modell erst ab dem dritten Modelljahr repräsentative Ergebnisse liefert. Das derzeit sehr geringe Aufkommen an Cyanobakterien wird auch nach Einstellung der Auskiesungstätigkeit in allen Varianten sehr niedrig bleiben (vgl. Abbildung 8.35). Die Gehalte liegen in der für die Beurteilung der Badegewässerqualität relevanten oberflächennahen Wasserschicht (Epilimnion ø 3m) noch deutlich unter der niedrigsten Warnstufe des UBA (Warnstufe 1 = < 5µg/L). Auch durch den Klimawandel ist ein vermehrtes Aufkommen nicht zu erwarten.

Die geringere Nährstoffversorgung und die für die Algen- und Cyanobakterien-Entwicklung ungünstigere Seeform verursachen im Planfall eine weitere Abnahme der ohnehin auch in den beiden anderen Varianten schon sehr geringen Konzentrationen.

## Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

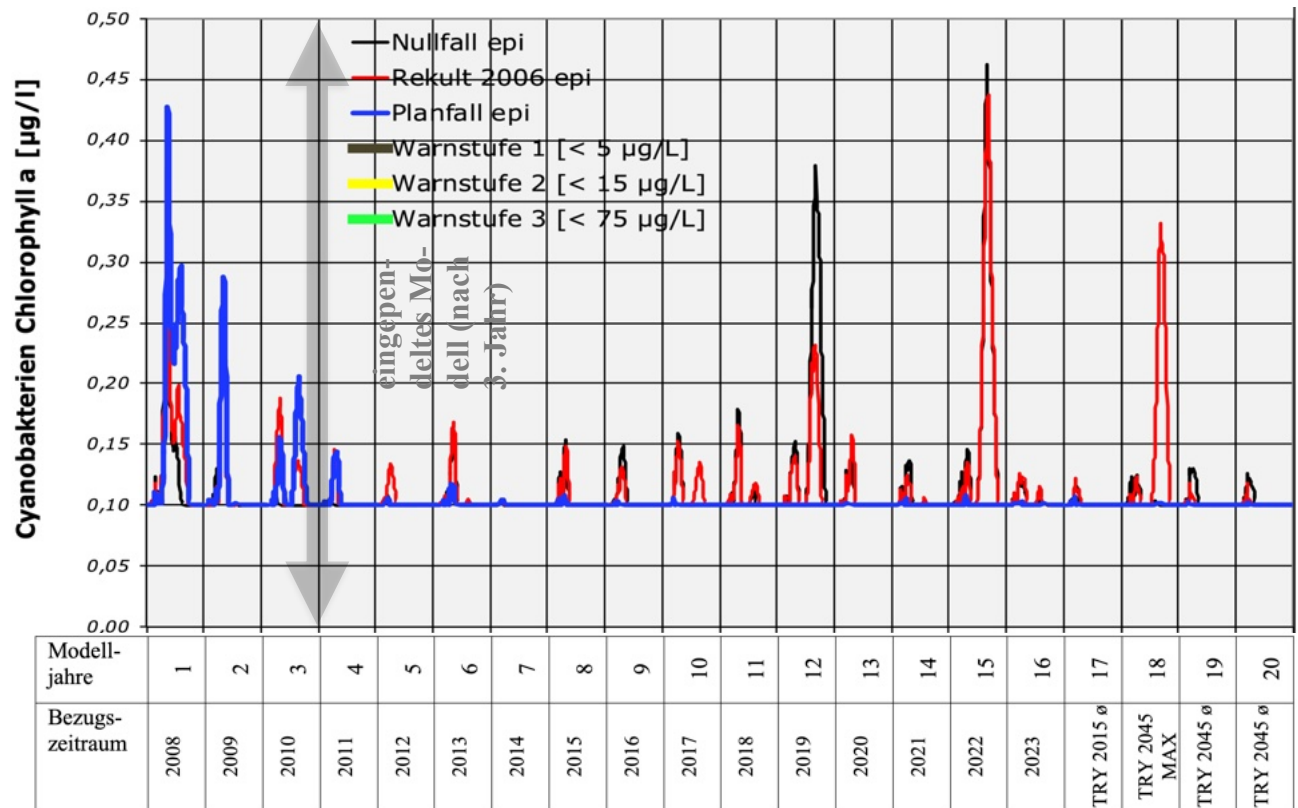
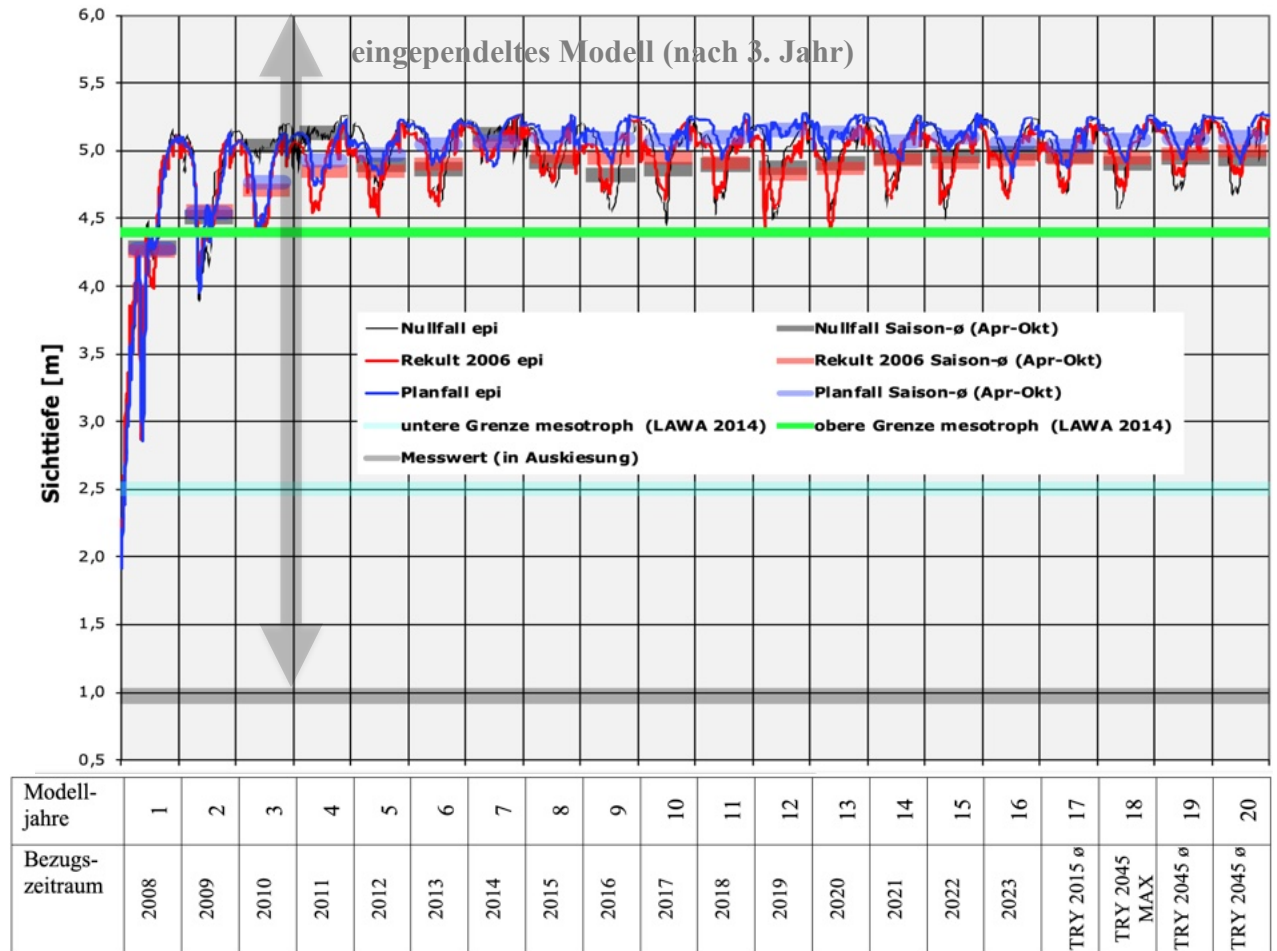


Abbildung 8.35: Simulation der Cyanobakteriendichte für Nullfall, Rekultivierung 2006 und Planfall in der trophogenen Zone

### 8.3.7 Sichttiefenwerte

Die wesentlich vom Ausmaß der im Wasser gelösten mineralischen und organischen Partikel abhängige Sichttiefe (zur Berechnung vgl. Kapitel 8.2.6) wird nach Abschluss der Auskiesung in den hier dargestellten Varianten ohne Kiesgewinnung deutlich ansteigen und im Saisonmittel einem oligotrophen, im Vergleich zur gesetzten mesotrophen Zielgröße also besseren Zustand entsprechen (vgl. Abbildung 8.36).



**Abbildung 8.36: Simulation der Sichttiefenwerte für Nullfall, Rekultivierung 2006 und Planfall**

Nach dem Wegfall der mineralischen Trübung durch den auskiesungsbedingten Feinpartikeleintrag wird das Ausmaß der Algentrübe wegen der geringen Nährstoffbelastung des Sees weiterhin niedrig bleiben.

Auch für die Sichttiefe zeigt sich, dass der Planfall die günstigsten Voraussetzungen für eine hohe Wasserqualität bietet. Die prognostizierten Sichttiefenwerte erreichen bei dieser Variante noch einmal etwas bessere Werte als für den Nullfall oder die Rekultivierung 2006.

## *Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees*

Von einem maßgeblichen Einfluss des Klimawandels auf die Sichttiefenwerte ist nicht auszugehen. Das Modell berechnet für den Zukunftszeitraum Werte, die kaum vom historischen Zeitraum abweichen (vgl. Tabelle 8.16).

Tendenziell zeigt sich sogar eine leichte Zunahme der Wassertransparenz für die vom Klimawandel bestimmte zukünftige Entwicklung.

**Tabelle 8.16: Statistische Lageparameter der prognostizierten Sichttiefenwerte**

<b>Nullfall</b>	<b>Historischer Zeitraum</b>	<b>Zukunftszeitraum</b>	<b>Orientierungswert</b>
Mittelwert [m]	4,9	4,9	> 2,5 m (LfU 2004)
Minimum [m]	4,8	4,9	
Maximum [m]	5,1	5,0	
<b>Rekultivierung 2006</b>	<b>Historischer Zeitraum</b>	<b>Zukunftszeitraum</b>	
Mittelwert [m]	4,9	5,0	
Minimum [m]	4,8	4,9	
Maximum [m]	5,0	5,0	
<b>Planfall</b>	<b>Historischer Zeitraum</b>	<b>Zukunftszeitraum</b>	
Mittelwert [m]	5,1	5,1	
Minimum [m]	4,9	5,0	
Maximum [m]	5,2	5,1	

### **8.3.8 Nitratbelastung**

Das Modell weist die in der Abbildung 8.37 dargestellte Entwicklung der Nitratgehalte für den untersuchten Zeitraum aus.

Die deutlich geringeren Prognosewerte für den Nullfall im Vergleich zur Rekultivierung 2006 ergeben sich durch die längere Verweilzeit und das stärker reduzierte Sauerstoffmilieu, das den Abbau von Nitrat im Seewasser durch Denitrifikation fördert. Die längere Verweilzeit reduziert auf zweierlei Weise die Nitratbelastung:

1. Durch den reduzierte Nitratreintrag infolge der geringeren Zuflussrate
2. Durch den höheren Abbaugrad während der längeren Wasserverweilzeit im See

Im Planfall verursacht neben der nochmals im Vergleich zur Rekultivierung längeren Verweilzeit auch die etwas höhere Abbaurrate im zeitweise sauerstoffarmen grundnahen Wasserkörper vom Seebereich 1 einen stärkeren Nitratabbau, so dass die Nitratwerte bei dieser Variante im Mittel am stärksten zurückgehen.



## Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

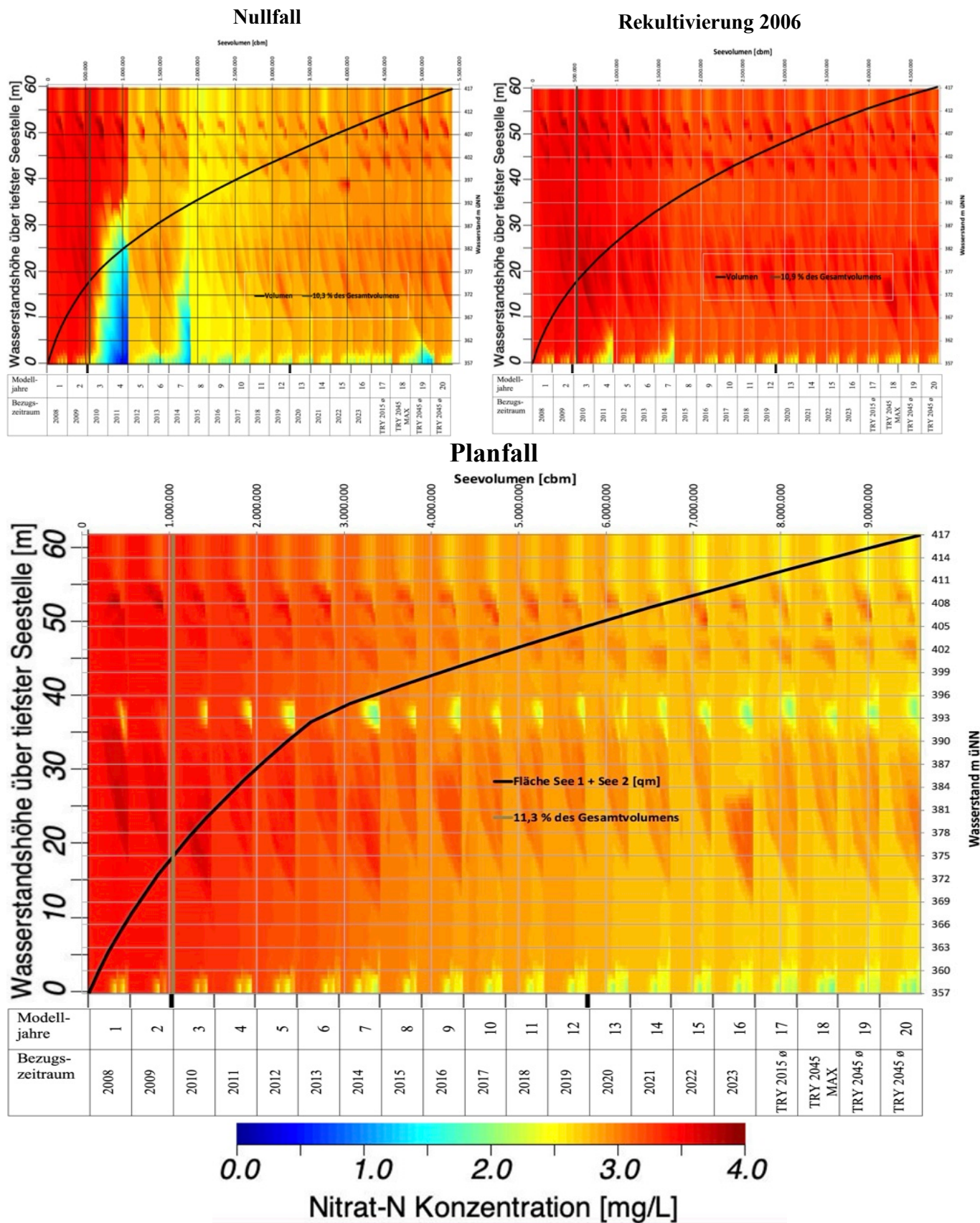


Abbildung 8.37: Nitrat-N ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) Simulation für Nullfall, Rekultivierung 2006 und Planfall



## Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

Der im Modell anfänglich ausgewiesene Rückgang um ca. 10-20 % gegenüber der Ausgangsbelastung (vgl. Abbildung 8.38) ist eine Folge des noch nicht vollständig eingependelten Modellauflaufs während der ersten Jahre.

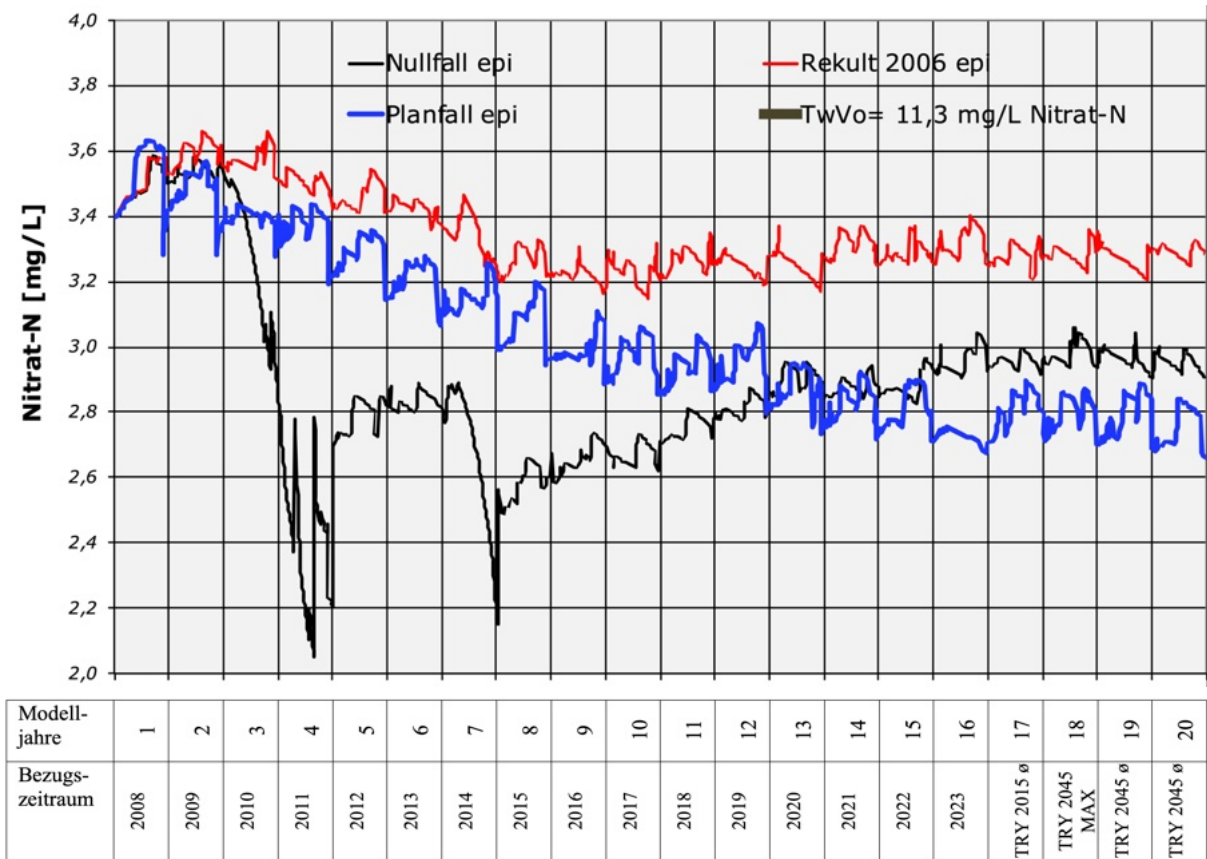


Abbildung 8.38: Simulation der Nitrat-N- Gehalte im Epilimnion für Nullfall, Rekultivierung 2006 und Planfall

## 9 Vorhabensbedingte Auswirkungen auf das Grundwasser

Südlich (Frauenwiesquelle) und süd-westlich (Münchried) des Vorhabengebietes liegen zwei Wasserschutzgebiete. Die hydrogeologischen Verhältnisse und ihre maßnahmenverursachten Beeinflussungen sind in einem gesonderten Bericht (Hydrodata 2023) detailliert beschrieben. Hier werden mögliche Veränderungen der Grundwasserneubildungsrate sowie des Nitratrückhaltes durch die Erweiterung des Baggersees thematisiert.

### 9.1 Grundwasserneubildungsrate

Mit der eingesetzten Modellierungssoftware Caedym können Aussagen zur Seeverdunstung auf der Basis von Tageswerten gemacht werden. Allerdings gilt die Einschränkung, dass aufgrund fehlender Messstellen im Seeumfeld auf die DWD-Wetterstation Singen zurückgegriffen werden musste. Es ist daher diesbezüglich von möglichen Ungenauigkeiten in der Datengrundlage auszugehen, deren Folge eine tendenzielle Über- oder Unterschätzung der Grundwasserneubildungsrate sein kann.

Für den Zukunftszeitraum (TRY 2045, Modelljahre 17-20) erfolgte keine Ermittlung der Verdunstungs- und Neubildungsrate, da für diesen Zeitraum nur abgeleitete Niederschlagswerte zur Verfügung stehen und so eine genaue Bilanzierung nicht angebracht ist.

Betrachtet man den Verlauf der jährlichen Niederschlags- und Verdunstungsrate für die unterschiedlichen Varianten, dann erkennt man sehr gut, dass in der Regel der Niederschlag die Verdunstung überwiegt. Ausnahmen stellten die Jahre 2015, 2018 und 2022 dar (vgl. Abbildung 9.1).

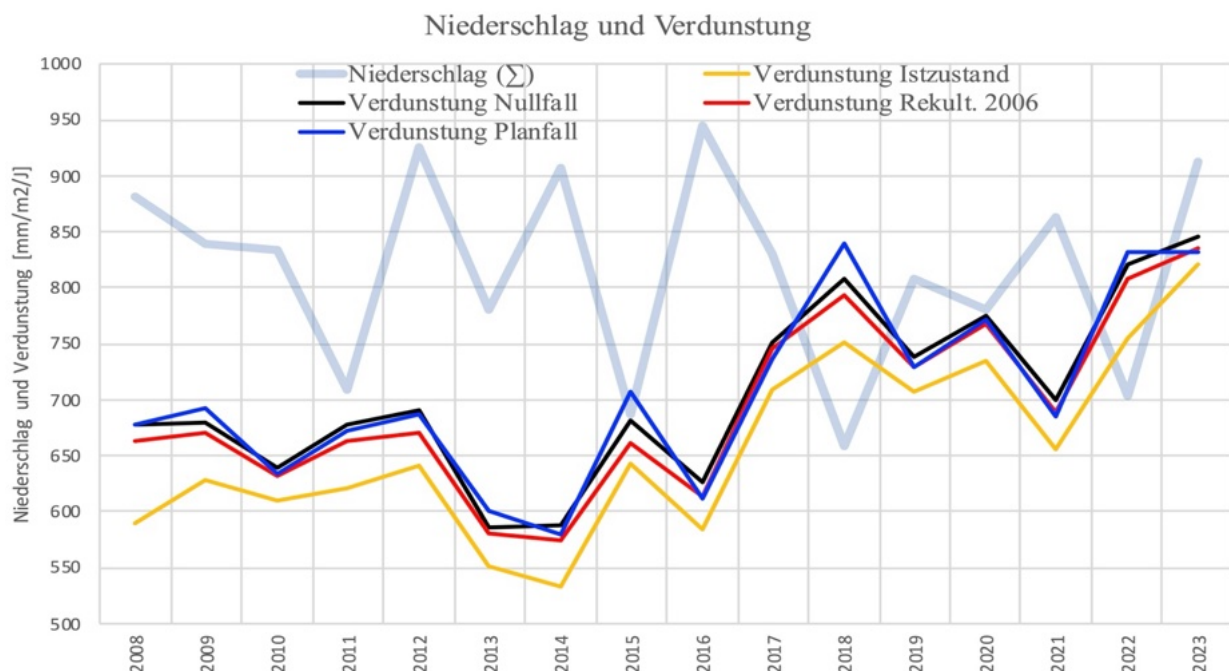
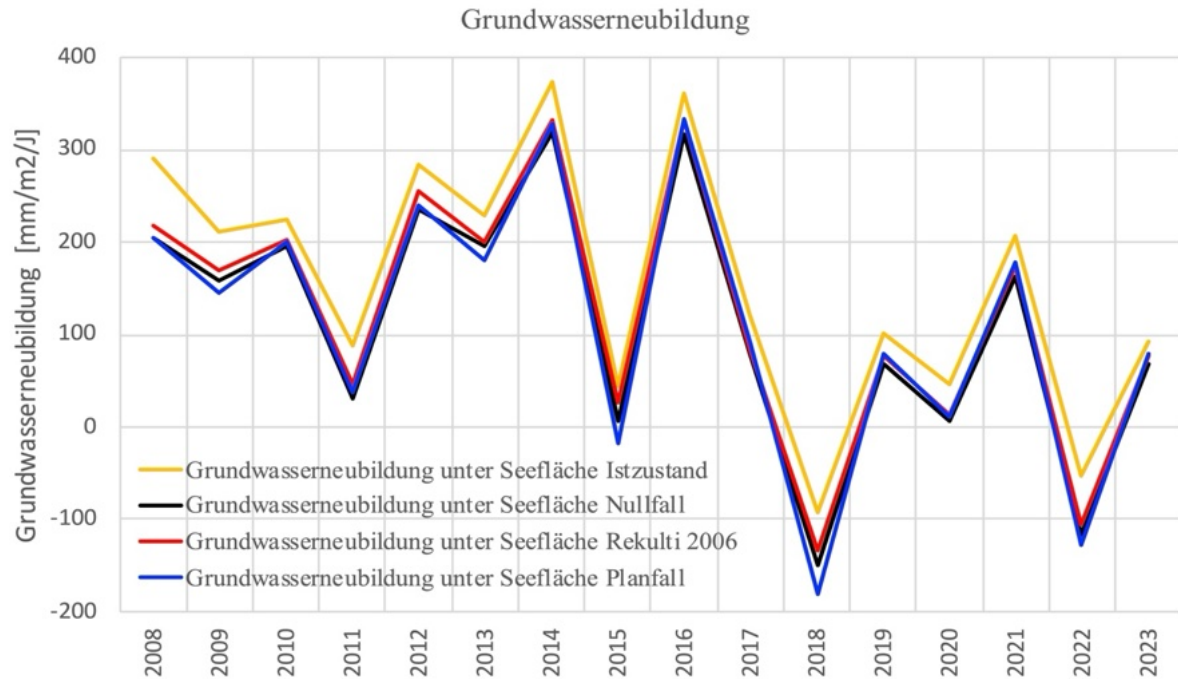


Abbildung 9.1: Monatliche Verdunstungsrate (Summenwert mm/Monat) im Winterhalbjahr für den Istzustand

## Vorhabensbedingte Auswirkungen auf das Grundwasser

Folglich findet im Bereich der Seefläche eine Seewasser- bzw. Grundwasserneubildung statt. Lediglich in den Jahren 2018 und 2022 ergab sich ein Verlust (vgl. Abbildung 9.2).



**Abbildung 9.2: Monatliche Verdunstungsrate (Summenwert mm/Monat) im Sommerhalbjahr für den Istzustand**

Die jährlichen Niederschlagsmengen sowie die Verdunstungs- und Grundwasserneubildungsraten sind in der Tabelle 9.1 aufgelistet.

**Tabelle 9.1: Niederschlagseintrag, Verdunstungsrate und Grundwasserneubildung**

		Istzustand		Nullfall		Rekultivierung 2006		Planfall	
	Nutzung	in Auskiesung		stillgelegt		stillgelegt		stillgelegt	
Jahr	Niederschlag	Verdunstung	Seewasser-Neubildung	Verdunstung	Seewasser-Neubildung	Verdunstung	Seewasser-Neubildung	Verdunstung	Seewasser-Neubildung
	mm/m²/J	mm/m²/J	mm/m²/J	mm/m²/J	mm/m²/J	mm/m²/J	mm/m²/J	mm/m²/J	mm/m²/J
2008	882	590,3	291,2	677,0	204,5	663,9	217,6	677,3	204,2
2009	839	628,7	210,2	679,7	159,2	670,1	168,8	693,1	145,8
2010	834	610,4	224,0	638,9	195,5	632,7	201,7	633,8	200,6
2011	709	621,5	87,1	677,7	30,9	663,6	45,0	672,4	36,2
2012	926	641,0	284,7	691,1	234,6	671,3	254,4	686,7	239,0
2013	781	551,8	229,1	586,0	194,9	580,9	200,0	600,7	180,2
2014	906	533,1	373,3	587,5	318,9	574,4	332,0	579,7	326,7
2015	687	643,4	44,1	681,8	5,7	661,2	26,3	706,2	-18,7
2016	945	584,4	360,3	627,2	317,5	613,4	331,3	611,5	333,2
2017	829	708,4	121,1	751,0	78,5	746,5	83,0	737,2	92,3
2018	659	751,1	-92,5	808,2	-149,6	792,4	-133,8	839,5	-180,9
2019	807	707,0	100,3	738,1	69,2	729,6	77,7	729,0	78,3
2020	781	735,2	45,7	775,1	5,8	767,7	13,2	770,7	10,2
2021	863	655,0	207,5	699,8	162,7	688,5	174,0	684,8	177,7
2022	703	755,1	-52,1	820,5	-117,5	807,8	-104,8	831,0	-128,0
2023	913	820,9	91,8	845,7	67,0	835,2	77,5	832,7	80,0
<b>Ø</b>	<b>816</b>	<b>658,6</b>	<b>157,9</b>	<b>709,5</b>	<b>106,9</b>	<b>699,4</b>	<b>117,1</b>	<b>708,1</b>	<b>108,4</b>
<b>Rückgang gegenüber GW-Neubildung u. Land</b>			<b>23,0%</b>		<b>47,9%</b>		<b>42,9%</b>		<b>47,1%</b>

Im Vergleich zu der im langjährigen Mittel mit  $205 \text{ mm/m}^2/\text{J}$  ( $= 6,5 \text{ L/s/km}^2$ ) anzunehmenden Grundwasserneubildung unter unverbauten Landflächen ist von einem Rückgang der Grundwasserneubildungsrate unter der Seefläche von 23% (Istzustand) auf ca. 47% (Nullfall und Planfall) auszugehen. Die höhere Seewasser-Neubildung im Istzustand ergibt sich durch die geringeren Wassertemperaturen in dem stärker durchmischten Wasserkörper während der Auskiesungsphase.

In der Tabelle 9.2 sind die jährlichen Grundwasserneubildungsraten für den Istzustand mit Auskiesung und die drei Varianten nach Abschluss der Auskiesung aufgeführt.

***Tabelle 9.2: Veränderung der See- und Grundwasserneubildungsrate***

		<b>Istzustand</b> (in Auskiesung)	<b>Nullfall</b> (stillgelegt)	<b>Rekult. 2006</b> (stillgelegt)	<b>Planfall</b> (stillgelegt)
Fläche	m <sup>2</sup>	161.032	172.494	209.636	360.480
Seewasserneubildung (2008-2023)	mm/m <sup>2</sup> /J	157,9	106,9	117,1	108,4
	m <sup>3</sup> /J	25.427	18.440	24.548	39.076
Grundwasserneubildung unter Landflächen bei $205 \text{ mm/m}^2/\text{J}$	m <sup>3</sup> /J	33.012	35.361	42.975	73.898
Rückgang der GW-Bildung gegenüber Landfläche	m <sup>3</sup> /J	7.585	16.922	18.427	34.822
	L/sec	0,24	0,54	0,58	1,10
Grundwasserdurchfluss	L/sec	13,5	13,9	13,9	22,7

Durch die Umsetzung des Vorhabens (Planfall) verringert sich die Grundwasserneubildung im Vergleich zur Grundwasserneubildung unter Landflächen um 1,1 L/sec. Unter Bezug auf den Nullfall mit einem Rückgang von 0,54 L/sec bedeutet dies eine weitere Verminderung um lediglich 0,57 L/sec, so dass sich nur eine unerhebliche Beeinflussung der Grundwasserneubildung durch die Planumsetzung ergibt.

## **9.2 Nitratbelastung des Grundwassers**

Die Nitratgehalte im Grundwasser erreichen derzeit nur moderate Konzentrationen (vgl. Kapitel 5.2 und 5.3), da Nitrat im Grundwasserleiter durch Denitrifikationsvorgänge, hier die autotrophe Denitrifikation, abgebaut wird.

Zur Ermittlung möglicher Veränderungen der Nitratbelastung, die sich durch die Planumsetzung ergeben können, werden auf der Grundlage der Nitratabflussbilanz in den einzelnen Tiefenstufen (vgl. Kapitel 8.1.2.2) die (mengengewichteten) Abflusskonzentrationen für Nitrat-N in das Grundwasser berechnen und unter Bezug auf den Betrachtungszeitraum graphisch darstellen (vgl. Abbildung 9.3).

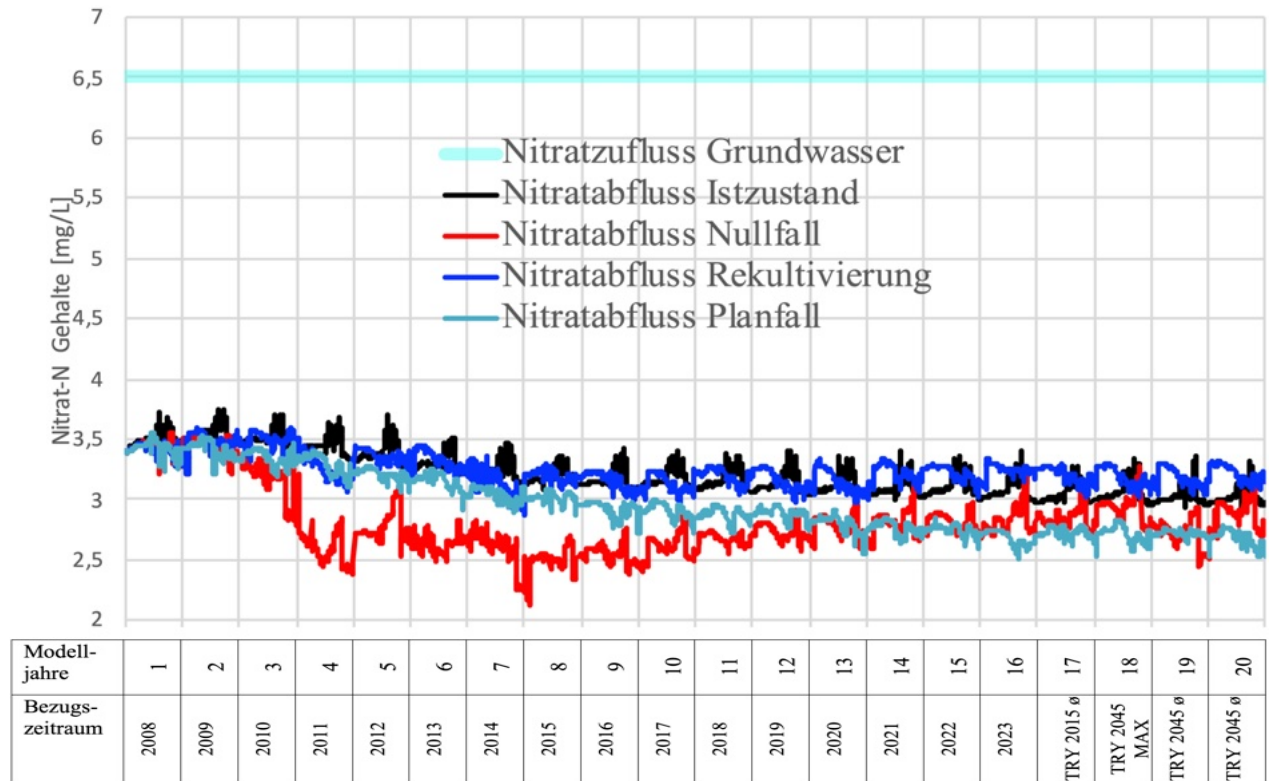


Abbildung 9.3: Simulationswerte der mittleren Nitrat-N Konzentrationen des infiltrierenden Seewassers

Danach ist mit den in Tabelle 9.3 angegebenen Denitrifikationsraten für die vier untersuchten Szenarien zu rechnen.

Tabelle 9.3: Nitratrückhalt (Modellwerte) bei der Passage des Grundwassers durch den See

	Einheit	Istzustand	Nullfall	Rekultivierung	Planfall
Nitrat-N Konzentration im Grundwasser	mg/L	6	6	6	6
Nitrat-N-Gehalt See	mg/L	3,0	2,8	3,2	2,7
Nitratabbaurate	mg/L	49,4%	53,2%	46,8%	55,0%
Verweilzeit	Jahre	9,4	11,0	12,1	13,5

Nitrat wird in sämtlichen Szenarien bei der Grundwasserpassage durch den See abgebaut, die Nitratabbauraten sind aber lediglich als moderat anzusehen. Die Unterschiede zwischen den betrachteten Szenarien sind gering, die Nitratabbaurate beträgt ca. 50 % und erreicht im Nullfall und im Planfall ein leicht höheres Ausmaß.

Dass trotz der langen Verweilzeit des Grundwassers im See von über 10 Jahren (vgl. Kapitel 3.2) nur eine Halbierung der Nitratgehalte erreicht wird, ist auch eine Folge der günstigen Sauerstoffverhältnisse im See und seines insgesamt niedrigen Trophieniveau. In einem See mit sehr hoher Trophie, starken Algenentwicklungen und deutlichen Sauerstoffdefiziten käme es zu einer vollständigen Reduktion von Nitrat.

### **9.3 Zusammenfassende Bewertung der vorhabensbedingten Auswirkungen auf die Wasserschutzgebiete**

Ausweislich der Untersuchungen von Hydrodata (2023) ergeben sich für die Wasserschutzgebiete durch den See und das geplante Vorhaben keine negativen Beeinträchtigungen. Insbesondere sind keine negativen Auswirkungen bezüglich der folgenden Faktoren zu erwarten:

- Verringerung des Grundwasserdargebots durch vermehrte Verdunstung über der Seefläche
- Veränderung des Nitratabbauvermögens und der primären Stoffwechselprozesse im abstromigen Aquifer



## **10 Zusammenfassende Bewertung planungsbedingter Auswirkungen auf den Zustand des Baggersees und des abstromigen Grundwassers**

Das Untersuchungsgewässer wird, wie im Kapitel 8 ausgeführt wurde, auch nach Erreichen des Genehmigungszustandes (Nullfall) und der geplanten Erweiterung (Planfall) über einen insgesamt positiven Gütezustand verfügen.

Hinsichtlich der Beschaffenheitskennwerte des Seewassers, namentlich für den Nährstoffhaushalt (Phosphorbelastung), die Algenentwicklung (Chlorophyll-a), das Cyanobakterienaufkommen und die Transparenz des Wasserkörpers wird eine sehr gute Entwicklungsprognose sowohl für den Nullfall, die Rekultivierung 2006 als auch für den Planfall gestellt.

Auch ohne den auskiesungsbedingten Energieeintrag ist für die Varianten Rekultivierung 2006 und Planfall von einer vollständigen Zirkulation des Wasserkörpers auszugehen, so dass in den Zirkulationsphasen ein Sauerstoffeintrag bis zum Gewässergrund erfolgt. Daher ist langfristig mit einem günstigen Sauerstoffhaushalt im Untersuchungsgewässer zu rechnen. Nur für den Nullfall ergibt sich während der Sommerstagnation zeitweise eine sauerstoffarme Wasserschicht über Grund, deren Ausmaß die leitbildkonforme Maximalausdehnung der bodennahen, sauerstoffarmen Wasserschicht von höchstens 30% der größten Seetiefe übersteigt.

In Bezug auf die trophieindizierenden Qualitätsparameter Phosphor, Chlorophyll-a und Sichttiefe ist für sämtliche Szenarien von einem tendenziell noch nährstoffärmeren, also besseren Trophiestatus (oligotroph) auszugehen als dem hier als Leitbild dienenden mesotrophen Status.

Bei der Passage des Grundwassers durch den See findet ein Nitratrückhalt statt, der eine Halbierung der Nitratbelastung des passierenden Grundwassers verursacht.

Eine zusammenfassende Bewertung der planungsbedingt zu erwartenden Auswirkungen für die See- und Grundwasserqualität gibt die Tabelle 10.1.

Unter Bezug auf die hier untersuchten Parameter ist generell nicht von Gütebeeinträchtigungen durch die geplante Erweiterung auszugehen.

## Zusammenfassende Bewertung planungsbedingter Auswirkungen

**Tabelle 10.1: Gütekennwerte im Variantenvergleich**

	<b>Istzustand</b>		<b>Nullfall</b>		<b>Rekultivierung 2006</b>		<b>Planfall</b>	
Betriebszu- stand	in Auskiesung		stillgelegt		stillgelegt		stillgelegt	
Tiefe max. [m]	40		60		60		62	
mittlere Tiefe [m]	24,9		31,3		23,0		26,7	
Seefläche [m <sup>2</sup> ]	161.032		172.494		209.636		360.480	
Seevol. [m <sup>3</sup> ]	4.012.511		5.402.047		4.814.250		9.612.806	
Zirkulations- verhalten	Vollständige Zirkulation (auch aus- kiesungsbedingt)	+	Vollständige Zirkulation	+	Vollständige Zirkulation	+	Vollständige Zirkulation	+
Sauerstoff- haushalt	Hoher Sauerstoffeintrag durch Bag- gertätigkeit, aber auch relativ hohe Zehrung aufgrund der hohen hypo- limnischen Wassertemperaturen.	/	Bildung einer sauerstoffarmen Wasserschicht über Grund in den Stagnationsphasen mit nicht immer leitbildkonformer Ausdehnung.	o	Trotz Bildung einer sauerstoffar- men Wasserschicht über Grund in den Stagnationsphasen immer güns- tig und leitbildkonform.	+	Trotz Bildung einer sauerstoffar- men Wasserschicht über Grund in den Stagnationsphasen immer günstig und leitbildkonform.	+
Phosphor- haushalt	Leitbildkonform oder besser (hier oligotroph)	+	Leitbildkonform oder besser (hier oligotroph)	+	Leitbildkonform oder besser (hier oligotroph)	+	Leitbildkonform oder besser (hier oligotroph)	+
Chlorophyll- a	Leitbildkonform oder besser (hier oligotroph)	+	Leitbildkonform oder besser (hier oligotroph)	+	Leitbildkonform oder besser (hier oligotroph)	+	Leitbildkonform oder besser (hier oligotroph)	+
Cyanobakte- rien	Keine Belastung. Aufkommen sehr deutlich unterhalb der niedrigsten Warnstufe.	+	Keine Belastung. Aufkommen sehr deutlich unterhalb der niedrigsten Warnstufe.	+	Keine Belastung. Aufkommen sehr deutlich unterhalb der niedrigsten Warnstufe.	+	Keine Belastung. Aufkommen sehr deutlich unterhalb der nied- rigsten Warnstufe.	+
Sichttiefe	Wegen mineralischer Trübung ohne Indikatorfunktion.	/	Leitbildkonform oder besser (hier oligotroph)	+	Leitbildkonform oder besser (hier oligotroph)	+	Leitbildkonform oder besser (hier oligotroph)	+
Retentions- funktion für das abstrom- ige Grund- wasser	Leitbildkonform, Verminderung der Nitratbelastung durch Retentionsef- fekte des Sees. Denitrifikationsrate aufgrund des oligotrophen Gütezu- standes auf ca. 50% begrenzt (Hal- bierung).	+	Leitbildkonform, Verminderung der Nitratbelastung durch Retentionsef- fekte des Sees. Denitrifikationsrate aufgrund des oligotrophen Gütezu- standes auf ca. 50% begrenzt (Hal- bierung).	+	Leitbildkonform, Verminderung der Nitratbelastung durch Retentionsef- fekte des Sees. Denitrifikationsrate aufgrund des oligotrophen Gütezu- standes auf ca. 50% begrenzt (Hal- bierung).	+	Leitbildkonform, Verminderung der Nitratbelastung durch Re- tentionseffekte des Sees. Denitri- fikationsrate aufgrund des oligo- trophen Gütezustandes auf ca. 50% begrenzt (Halbierung).	+

+ = positive Entwicklung / - = negative Entwicklung / o = eingeschränkt positiv / = Einstufung nicht möglich

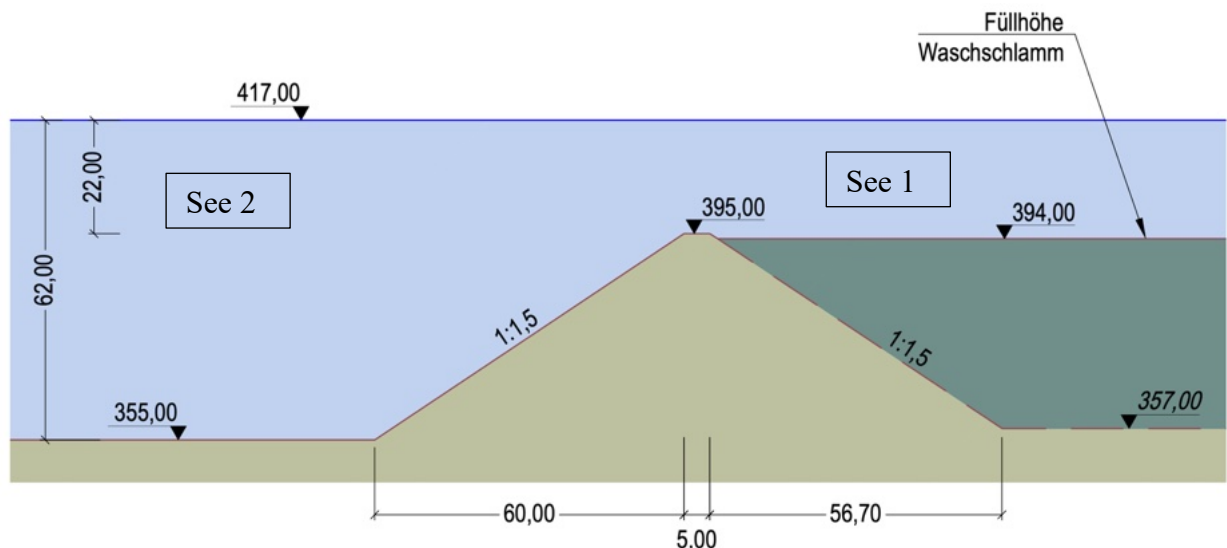
## 11 Optimierungsvorschläge

Abschließend sollen Möglichkeiten zur Sicherung der Seewasserqualität durch einen begrenzten morphologischen Eingriff (1) und Folgenutzungen mit Optimierungspotential für die Gewässerqualität (2) aufgezeigt werden:

1. Erhöhung des Damms zwischen See 1 und See 2.
2. Installation einer schwimmenden Photovoltaik (SPV) Anlage zur Verminderung der Seeverdunstungsrate und Nutzung von Seethermie mit Steuerungsmöglichkeiten zur Beeinflussung der Gewässergüte.

### 11.1 Erhöhung des Trenndammes zwischen See 1 und See 2

Derzeit ist eine Höhe des Unterwasserdammes auf 395 m ü.NN vorgesehen (vgl. Abbildung 11.1).



**Abbildung 11.1: Geplante Höhe des Trenndammes (Abbildungsgrundlage Seequerschnitt EBERHARD LANDSCHAFTS ARCHITEKTEN 2024)**

Wie in Kapitel 8.3.3 gezeigt wurde, tritt bei der geplanten Dammhöhe während der Stagnationsphase sauerstoffarmes Tiefenwasser aus dem flacheren Seebereich in den tieferen See über und bildet dort infolge der dichtebedingt zunächst nur horizontalen Einmischung eine sauerstoffarme Wasserschicht in einer mittleren Gewässertiefe aus (vgl. Abbildung 11.2).

Durch eine Erhöhung des Damms würde, allerdings zu Lasten der Rohstoffgewinnung, der Zustrom von sauerstoffarmem Tiefenwasser in den Hauptsee unterbunden und der Sauerstoffgehalt verbessert.

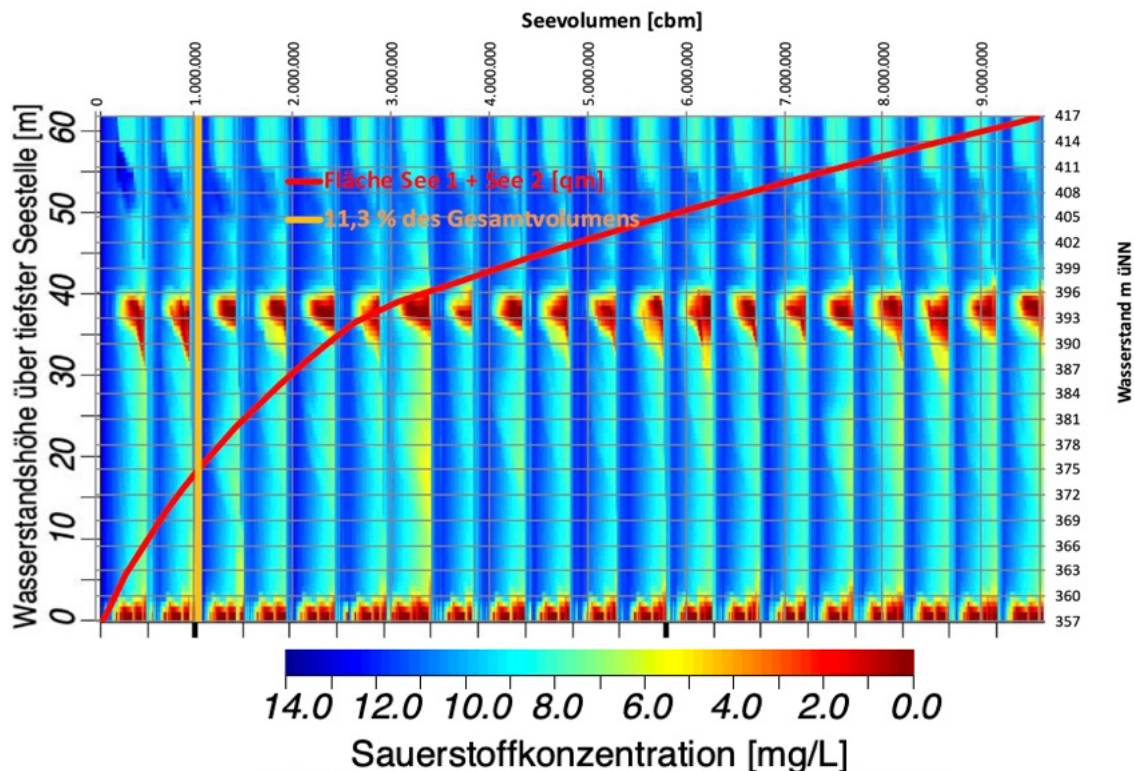


Abbildung 11.2: Sauerstoffkonzentrationen im Planfall

Als weiterer positiver Effekt der Dammerhöhung wäre zukünftig auch eine stärkere Anhebung des Seebodens im See 1 durch die Einleitung von Feinschlämmen möglich. Bei entsprechender Aufhöhung könnte dann der Seeboden in die belichtete Zone hineinragen und für die Besiedlung durch höhere Wasserpflanzen (Characeen) zur Verfügung stehen. Der dadurch entstehende Aufwertungsbereich könnte als Ausgleichsmaßnahme für eine künftige Seerweiterung Berücksichtigung finden.

## 11.2 Folgenutzung des Sees mit Optimierungspotential für die Gewässergüte

### 11.2.1 SPV-Anlage

Durch die Exposition einer schwimmenden Photovoltaik Anlage wird eine Teilbeschattung des Gewässers verursacht (vgl. Abbildung 11.3). Derzeit sieht die WHG einen maximalen Bedeckungsgrad von 15 % vor.

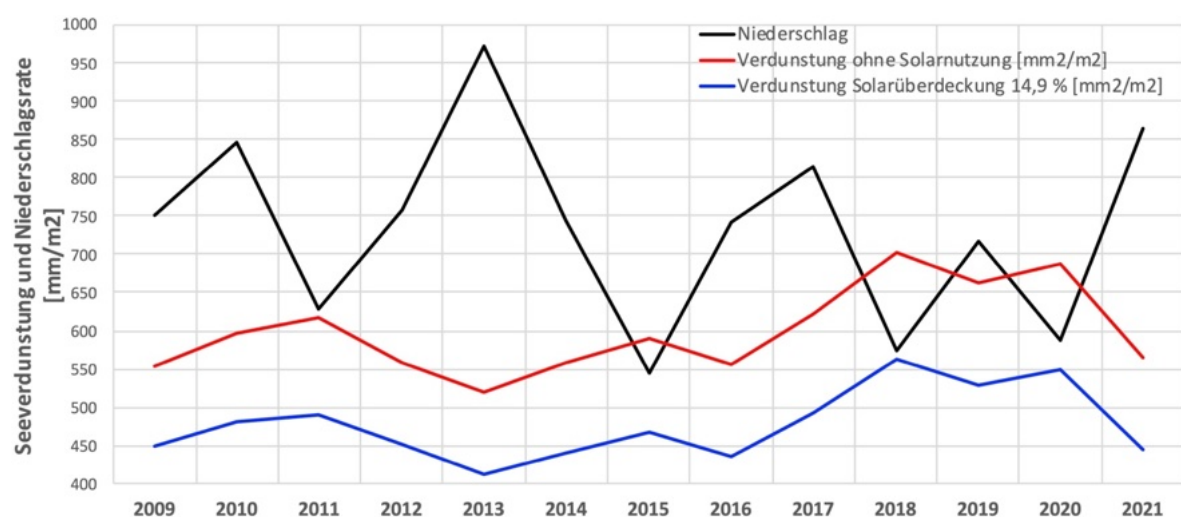
Für verschiedene Baggerseen in der Oberrheinebene erfolgte eine Untersuchung der nutungsbedingten Vorhabensauswirkungen von SPV-Anlagen (Boos 2023a, b, c & d). Dabei zeigte sich, dass Effekte für die Gewässergüte, die von einer Solarüberdeckung ausgehen, relativ gering sind.



**Abbildung 11.3: Schwimmende Photovoltaik- Anlage auf einem Baggersee in Leimersheim (Bild Boos 2023)**

Deutliche Veränderungen ergeben sich nur für die Verdunstungsrate, für die an einem See nördlich von Karlsruhe bei einer Seeüberdeckung von 15% ein Rückgang um 22 % ermittelt wurde (vgl. Abbildung 11.4). Dieses Ergebnis konnte bei drei weiteren Seen bestätigt werden.

Eine entsprechende Nutzung des Untersuchungsgewässers würde zu einer Entlastung des Wasserhaushaltes beitragen, wobei auch mögliche weitere Effekte hinsichtlich Zirkulationsverhalten und Sauerstoffhaushalt vorab zu untersuchen wären.



**Abbildung 11.4: Rückgang der Verdunstungsrate bei einem Baggersee nördlich von Karlsruhe infolge einer Seeüberdeckung durch Solarmodule**



### 11.2.2 Seethermische Nutzung in Verbindung mit Steuerungsmöglichkeiten zur Gütesicherung

Durch Seethermie (Entzug von Wärme aus Seewasser) wird mit der derzeit verfügbaren Technik in erheblichem Umfang als nachhaltig eingestufte Energie gewonnen, die in die Erstellung eines kommunalen Wärmeplans zur klimaneutralen Wärmeversorgung integriert werden kann. Die Seethermie ermöglicht in tieferen Seen ab 20 m Wassertiefe eine Wärmenutzung von jährlich ca. 1.000 MWh pro Hektar Seefläche.

Durch die Implementierung einer in Abhängigkeit vom Wärmehaushalt und Schichtungs geschehen des Sees variierbaren sowie mittels Sensoren einschließlich Rechneinheit autark ausgelegten Steuereinheit sind darüber hinaus positive Effekte für die Gewässergüte des Sees bzw. eine Minimierung maßnahmenbedingter Negativauswirkungen möglich. Beispielsweise können folgende Effekte erzielt werden:

- Minimierung vorhabensbedingter Veränderungen des Temperaturhaushaltes im See.
- Bestehenden und durch Klimawandel oder Eutrophierung zukünftig erwartbaren Negativentwicklungen der Wasserqualität kann z.B. durch eine auf unterschiedliche Gewässertiefen situativ angepasste Wasserentnahme bzw. Wasserrückleitung entgegengesteuert werden. So sorgt allein schon die Rückleitung abgekühlten Wassers, das aus der wärmeren oberflächennahen und sauerstoffreichen Wasserschicht entnommen wurde, durch Dichteströmungen für einen Sauerstofftransport in die Tiefe (vgl. Abbildung 11.5).

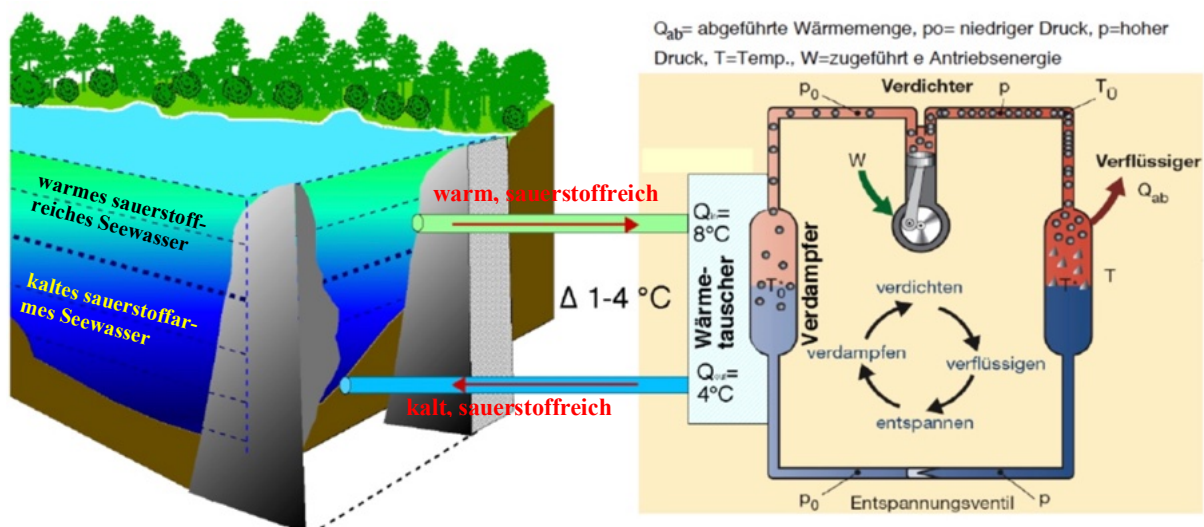


Abbildung 11.5: Seethermische Nutzung mittels einer Wärmepumpe

Die Maßnahme setzt die Möglichkeit einer tiefendifferenzierten Entnahme und Rückleitung des Seewassers voraus (vgl. Abbildung 11.6). Diese kann ggf. automatisiert an unterschiedliche Szenarien angepasst werden und damit eine optimale Energieausbeute ebenso ermöglichen wie einen der Gewässergüte dienenden Betrieb.

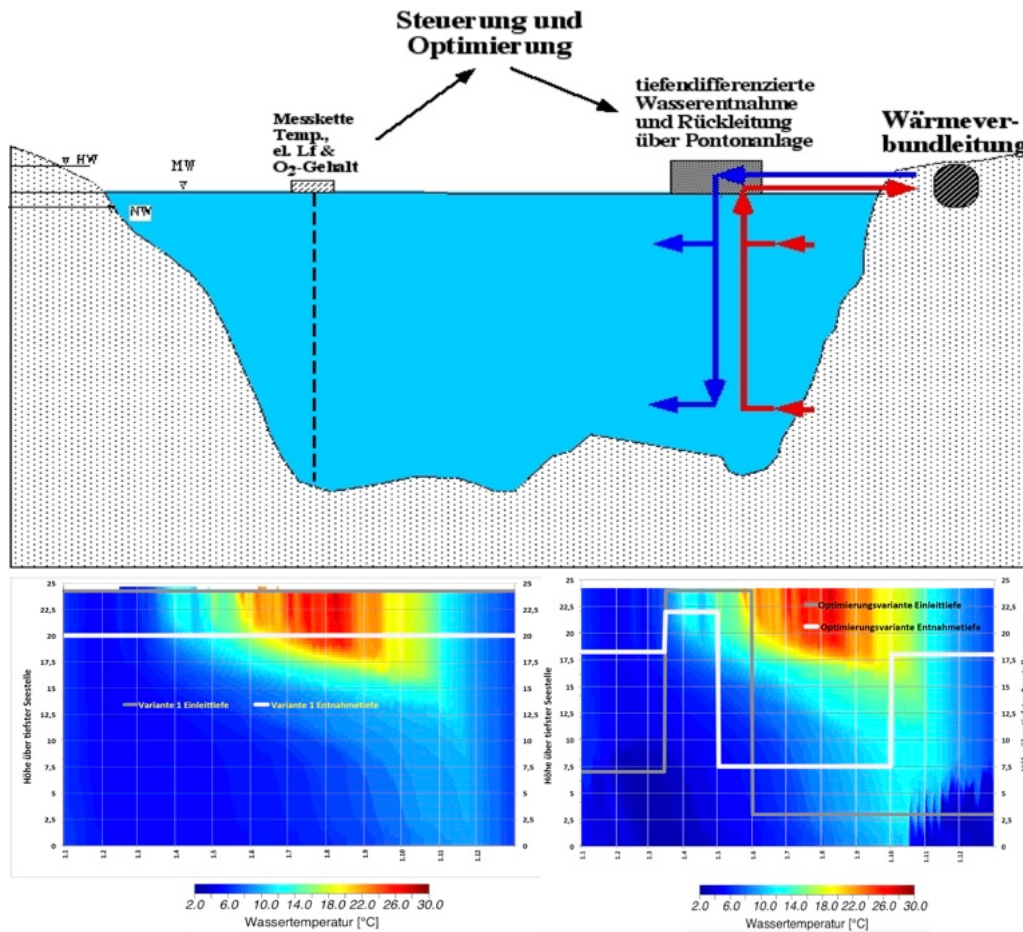


Abbildung 11.6: Überwachung und Steuerung einer Seethermie-Anlage sowie mögliche Beeinflussung des Temperaturhaushaltes

Durch die Nutzung situationsangepasster autarker Steuerungselemente zur Gewässeroptimierung wird nicht nur eine Versorgung mit Wärme bzw. Kühlung gewonnen, sondern es erfolgt eine permanente Überwachung des Gewässers und, durch die angepasste Wassereinnahme und Rückleitung, eine Sicherung bzw. Verbesserung der Wasserbeschaffenheit. Damit kann unmittelbar auf veränderte Randbedingungen, wie z.B. Verschlechterung des Zirkulationsverhalten infolge von ungünstigen Witterungsphasen als Folge der Klimaänderungen, reagiert werden.

Die güteoptimierte Steuerung einer seethermischen Anlage erleichtert die Kombination mit weiteren Nutzungen wie z.B. schwimmenden Photovoltaikanlagen, da die von dieser Nutzung ausgehenden Beeinflussungen der Seewasserqualität durch die Seethermie-Anlage ausgeglichen werden können.

## 12 Zusammenfassung

Gegenstand des Gutachtens ist die Erarbeitung der limnologischen und gewässerökologischen Unterlagen für die geplante Erweiterung (Phase 2) des Baggersees im Stadtwald Radolfzell Gemarkung Singen der Meichle & Mohr GmbH.

Die derzeit (2022) aktuellen gewässermorphologischen Daten weisen für den Baggersee eine Seefläche von 161.032 m<sup>2</sup> auf, die maximale Tiefe beträgt 39,7 m. Bei einer mittleren Tiefe von 24,9 m erreicht das Seevolumen in diesem nachfolgend als „Istzustand“ bezeichneten Entwicklungsstadium 4,01 Mio. m<sup>3</sup>. Genehmigt ist eine weitere Abgrabung bis zu einer Fläche von 172.494 m<sup>2</sup>. In diesem hier „Nullfall“ genannten Status wird der See eine maximale Tiefe von 60 m, eine mittlere Tiefe von 31,3 m und ein Volumen von 5,4 Mio. m<sup>3</sup> aufweisen.

Geplant ist eine weitere Abgrabung („Planfall“). Der See verfügt dann über eine Gesamtfläche von 360.480 m<sup>2</sup> und ein Volumen von 9,6 Mio. m<sup>3</sup>. Im Verlauf der Kiesentnahme werden zwei durch einen nicht bis zur Wasseroberfläche ausgeführten unterseeischen Damm getrennte Seen entstehen. In den bereits jetzt vorhandenen See 1 gelangen die bei der Abgrabung des Erweiterungsbereiches (See 2) anfallenden Schlämmmaterialien, wobei die maximale Gewässertiefe hier derzeit noch 39,7 m beträgt, im Rahmen der laufenden Auskiesung aber auf 60 m zunehmen wird, um dann abschließend durch das Einspülen von Feinmaterialien auf eine Endtiefe von 22m aufgefüllt zu werden. Der zentrale Seebereich (Seeteil 2) erreicht eine Maximaltiefe von 62 m.

Zusätzlich zu Istzustand, Nullfall und Planfall wird als weiteres Szenario die 2006 genehmigte Abbau- und Rekultivierungsplanung („Rekultivierung 2006“) untersucht, die aufgrund veränderter Randbedingungen im Abgrabungsfeld nicht umgesetzt werden konnte.

Diskutiert werden also insgesamt vier Szenarien bzw. Varianten, wobei nur im Istzustand die auskiesungsbedingten Einflüsse auf das Gewässer zu berücksichtigen sind:

- Istzustand (in Auskiesung)
- Nullfall (Auskiesung abgeschlossen)
- Rekultivierung 2006 (Auskiesung abgeschlossen)
- Planfall (Auskiesung abgeschlossen)

Die primären Landnutzungsformen im Planungsraum bilden vor allem landwirtschaftliche Nutzungen, aber auch Wald- und Forstflächen sowie Industriegebiete.

Das Ausmaß des externen Nährstoffeintrags in den Baggersee durch den Grundwasserzufluss wurde mit zwei Messkampagnen im April und September 2023 erfasst. Die Messwerte belegen für den Grundwasserleiter einen oxischen Charakter und sehr geringen Konzentrationen an organischem Kohlenstoff (DOC, TOC). Bei den Stickstoffspezies trat nur Nitrat in höheren bis mittleren Konzentrationen auf, Nitrit und Ammonium blieben unterhalb der Bestimmungsgrenzen. Der für die Eutrophierung von Seen entscheidend wichtige Phosphorgehalt im Zufluss erreichte im seenahen Grundwasser nur sehr geringe Konzentrationen, so dass die nachhaltige Entwicklung eines nährstoffarmen Zustandes im Untersuchungsgewässer anzunehmen ist.

Gegenwärtig besteht eine sehr günstige Wasserqualität im Untersuchungsgewässer. Die Untersuchungsergebnisse aus dem Zeitraum 2009 bis 2023 zeigten für alle Qualitätsparameter einen positiven Zustand an. Der See zirkulierte in den winterlichen Zirkulationspha-

sen vollständig, die Sauerstoffversorgung war bis zum Gewässergrund gut und die Nährstoffbelastung erreichte ein sehr geringes Ausmaß. Dementsprechend blieb auch die Algenentwicklung gering. Die Wassertransparenz wurde durch den Eintrag mineralischer Trübstoffe im Rahmen der Kiesgewinnung vermindert, so dass dieser Parameter nicht als Trophieindikator nutzbar war. In Bezug auf den aktuellen Gütezustand gilt allerdings zu beachten, dass die Auskiesungstätigkeit die Mehrzahl der Qualitätsparameter (nicht die Sichttiefe) positiv beeinflusst.

Die am 6.9.2019 erfassten Bestände höherer Makrophyten zeigten ein normales Artenaufkommen für den erst seit wenigen Jahren in der Nutzungsphase befindlichen Baggersee. Sie erreichten eine zumeist flächige Verbreitung in geringer Dichte. Auch die Untersuchung des Makrozoobenthos am 6.4.2021 ergab ein geringes Aufkommen infolge des frühen Entwicklungsstadiums.

Die Biomasseanteile und Nährstoffgehalte im Sediment entsprachen einem sehr niedrigen Belastungsniveau, auch die Arsenbelastung des Sediments blieb sehr gering.

Die Beschaffenheit der Feinsedimente aus der Kieswaschwasserrückleitung, die in den See eingeleitet werden, sind als unbelastet anzusehen und bilden kein Belastungspotential für das Untersuchungsgewässer aus.

Prognosen zur Güteentwicklung des Seewassers wurden mit dem 1-D hydrodynamische Modell DYRESM (Dynamic Reservoir Simulation Model) und dem Programm CAEDYM erstellt. Zum Modellantrieb dienten meteorologische Kennwerte aus historischen Messreihen und den Testreferenzjahren (TRY) des DWD. Als weitere Inputdaten wurden die hydraulischen Kennwerte der See / Grundwasser Anbindung, die morphologischen Kennwerte des Sees in seinen vier unterschiedlichen Ausgestaltungen (Istzustand, Nullfall, Rekultivierung 2006 und Planfall) sowie die externe Belastung des Sees durch den Grundwasserzustrom genutzt. Zur Anpassung der Modellkonstanten dienten die aktuell erhobenen Beschaffenheitskennwerte des Seewassers und Sediments.

Für die vier Szenarien wurden Prognosen bezüglich der Parameter Wassertemperatur, Sauerstoffkonzentration, Vermischungsverhalten (Tracer), Phosphorgehalt, Chlorophyll-a Wert, Cyanobakterienbiomasse, Sichttiefe und Nitratgehalt des Seewassers erstellt.

Die mit den Kennwerten des Istzustandes berechneten Modellaussagen wurden zur Prüfung der Modellgenauigkeit mit den entsprechenden Messergebnissen verglichen. Generell ist von einer hohen bis sehr hohen Modellgenauigkeit für die Parameter Wassertemperatur, Sauerstoffkonzentration, Phosphorgehalt, Nitratgehalt und Sichttiefe auszugehen. Hinsichtlich der Prognosen des Chlorophyll-a Gehalts und der Cyanobakterienbiomasse ist zu beachten, dass die hohe natürliche Schwankungsbreite des Algenaufkommens stets Prognoseungenauigkeiten mit sich bringt.

Sowohl für den Nullfall, die Rekultivierung und den Planfall können auf Basis der Modellberechnungen günstige Entwicklungsprognosen gestellt werden. Namentlich in Bezug auf den Nährstoffhaushalt (Phosphorbelastung), die Algenentwicklung (Chlorophyll-a), das Cyanobakterienaufkommen und die Transparenz des Wasserkörpers ist mit einer sehr guten Wasserqualität bei einem niedrigem Trophiestatus (oligotroph) zu rechnen. Die gesetzte Zielgröße (mesotroph) wird also sogar übertroffen.

Auch ohne den auskiesungsbedingten Energieeintrag ist für die Varianten Rekultivierung 2006 und Planfall mit einer vollständigen Zirkulation des Wasserkörpers zu rechnen, so dass in den Zirkulationsphasen ein Sauerstoffeintrag bis zum Gewässergrund erfolgt. Daher ergeben sich auch für den Sauerstoffhaushalt in diesen beiden Varianten günstige Entwick-

lungsprognosen, obwohl nach Abschluss der Auskiesung während der Sommerstagnation zeitweise eine sauerstoffarme Wasserschicht über Grund entstehen wird. Der Orientierungswert für die maximale Ausdehnung dieser bodennahen, sauerstoffarmen Wasserschicht von höchstens 30% der maximalen Seetiefe wird aber stets eingehalten.

Lediglich im Nullfall ist während der Sommerstagnation zeitweise von der Ausbildung einer sauerstoffarmen Wasserschicht über Grund auszugehen, deren Ausmaß die leitbildkonforme Maximalausdehnung der bodennahen, sauerstoffarmen Wasserschicht übersteigt.

Bei der Passage des Grundwassers durch den See findet ein Nitratrückhalt statt, der infolge der geringen Nährstoffbelastung des Seewassers ein für Baggerseen eher als gering zu bezeichnendes Ausmaß annimmt, aber dennoch zu einer Verminderung der Nitratbelastung des passierenden Grundwassers beiträgt. Zu maßnahmenbedingten Beeinträchtigungen der Grundwasserqualität kommt es nicht. Infolge des Nitratabbaus bei der Passage des Grundwassers durch den See entsteht vielmehr eine Grundwasserschutzfunktion, die allerdings wegen der niedrigen Trophie und guten Sauerstoffversorgung des Untersuchungsgewässers ein vergleichsweise geringes Ausmaß annimmt.

Für die Grundwasserneubildung unter der Seefläche ist im Vergleich zu der im langjährigen Mittel anzunehmenden Grundwasserneubildung von  $205 \text{ mm/m}^2/\text{J}$  ( $= 6,5 \text{ L/s/km}^2$ ) unter unverbauten Landflächen mit einem Rückgang um 42,9% im Fall der Rekultivierung 2009, 47,9% im Nullfall und 47,1% im Planfall auszugehen.

Durch die Umsetzung des Vorhabens (Planfall) verringert sich die Grundwasserneubildung im Vergleich zur Grundwasserneubildung unter Landflächen um  $1,1 \text{ L/sec}$ . Unter Bezug auf den Nullfall mit einem Rückgang von  $0,54 \text{ L/sec}$  bedeutet dies, dass im Falle der Umsetzung der Phase II eine weitere Verminderung um lediglich  $0,57 \text{ L/sec}$  stattfindet.

Die planungsverursachten Veränderungen sind demnach als unerheblichen zu bezeichnen. Die Grundwasserneubildung bleibt bezogen auf den Betrachtungszeitraum (2008-2023) auch unter der Seefläche positiv.

Für die beiden Wasserschutzgebiete Frauenwiesquelle und Münchried ergeben sich keine negativen Beeinflussungen infolge der geplanten Erweiterung, und zwar weder durch eine Reduzierung des Grundwasserdargebotes (quantitativ) noch durch eine Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit (qualitativ).

Unter Bezug auf die hier untersuchten Parameter ist demnach generell nicht von Gütebeeinträchtigungen durch die geplante Erweiterung auszugehen.

Abschließend wurden Möglichkeiten diskutiert, wie durch eine angepasste Abbauplanung (Erhöhung des Unterwasserdamms zwischen den beiden Seeteilen) und optimierte Nutzungen (schwimmenden Photovoltaik Anlage und Seethermie) positive Auswirkungen auf die Gewässergüte erreicht werden können.



## 13 Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 1.1: LAGE DER GEPLANTEN ERWEITERUNGSFLÄCHE (PHASE 2) IM ANSCHLUSS AN DIE GENEHMIGTE ABBAUFLÄCHE (PHASE 1). UNTERLAGEN EBERHARD LANDSCHAFTSARCHITEKTEN 2024 .....	4
ABBILDUNG 3.1: AUSGESTALTUNG DES SEEBECKENS IM ISTZUSTAND .....	9
ABBILDUNG 3.2: FLÄCHENKURVE IM ISTZUSTAND.....	10
ABBILDUNG 3.3: VOLUMENKURVE IM ISTZUSTAND .....	10
ABBILDUNG 3.4: FLÄCHENAUSDEHNUNG DES SEES IM NULLFALL .....	12
ABBILDUNG 3.5: FLÄCHENKURVE DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS IM NULLFALL.....	12
ABBILDUNG 3.6: VOLUMENKURVEN DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS IM NULLFALL .....	12
ABBILDUNG 3.7: FLÄCHENAUSDEHNUNG FÜR DIE REKULTIVIERUNGSPLANUNG 2006 .....	13
ABBILDUNG 3.8: FLÄCHENKURVEN FÜR DIE REKULTIVIERUNGSPLANUNG 2006 .....	14
ABBILDUNG 3.9: VOLUMENKURVEN FÜR DIE REKULTIVIERUNGSPLANUNG 2006 .....	14
ABBILDUNG 3.10: FLÄCHENAUSDEHNUNG IM PLANFALL .....	15
ABBILDUNG 3.11: FLÄCHENKURVEN IM PLANFALL.....	16
ABBILDUNG 3.12: VOLUMENKURVEN IM PLANFALL.....	16
ABBILDUNG 4.1: LANDNUTZUNG IM GRUNDWASSEREINZUGSGEBIET DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS (GRUNDLAGE GOOGLE EARTH 2022. ABBILDUNG MAßSTABLOS).....	18
ABBILDUNG 5.1: GRUNDWASSERGLEICHEN (DATENGRUNDLAGE HYDRODATA 2023).....	19
ABBILDUNG 5.2: GRUNDWASSERMESSSTELLEN (DATENGRUNDLAGE HYDRODATA 2023).....	20
ABBILDUNG 6.1: TIEFENPROFILE DER Wassertemperatur in den Stagnationsphasen.....	30
ABBILDUNG 6.2: TIEFENPROFILE DER Wassertemperatur in den Zirkulationsphasen .....	31
ABBILDUNG 6.3: TIEFENPROFILE DER SAUERSTOFFGEHALTE IN DEN STAGNATIONSPHASEN .....	32
ABBILDUNG 6.4: TIEFENPROFILE DER SAUERSTOFFGEHALTE IN DEN ZIRKULATIONSPHASEN.....	33
ABBILDUNG 6.5: TIEFENPROFILE DER ELEKTRISCHEN LEITFÄHIGKEIT IN DEN STAGNATIONSPHASEN .....	34
ABBILDUNG 6.6: TIEFENPROFILE DER ELEKTRISCHEN LEITFÄHIGKEIT IN DEN ZIRKULATIONSPHASEN .....	35
ABBILDUNG 6.7: MAKROZOOBENTHOS-PROBENAHMESTELLEN.....	42
ABBILDUNG 6.8: LAGE DER TAUCHTRANSEKTE.....	44
ABBILDUNG 7.1: VERTEILUNG DER TEMPERATURWERTE [°C] IM UFERNAHEN SEEWASSER UND DEN GRUNDWASSERMESSSTELLEN IM ZUSTROM VOM 31.3.2021 .....	52
ABBILDUNG 7.2: LEITFÄHIGKEITSPROFIL VOM 31.3.2021 .....	53
ABBILDUNG 7.3: VERTEILUNG DER LEITFÄHIGKEITSWERTE $CP_{25}$ [ $\mu S/CM$ ] IM UFERNAHEN SEEWASSER UND DEN GRUNDWASSERMESSSTELLEN IM ZUSTROM VOM 31.3.2021 .....	54
ABBILDUNG 8.1: ABHÄNGIGKEIT DES SAUERSTOFFHAUSHALTES VON DEN EINZELKOMPARTIMENTEN (ABB. AUS HIPSEY ET. AL. 2006).....	56
ABBILDUNG 8.2: VERLAUF DER $O_2$ -ZEHRUNGSRATEN BEI UNTERSCHIEDLICHEM BEWUCHS (T 20°C) NACH TGL 27 885/04.....	61
ABBILDUNG 8.3: ISOPLETHENDARSTELLUNG DER STOFFKONZENTRATIONEN IN UNTERSCHIEDLICHEN TIEFENSTUFEN UND DEREN ANTEILE AM GESAMTVOLUMEN .....	62
ABBILDUNG 8.4: WASSERUMWÄLZUNG IM TAGESBETRIEB (12 h) .....	63
ABBILDUNG 8.5: TEMPERATURSIMULATION FÜR DIE KENNWERTE DES ISTZUSTANDES AUF DER GRUNDLAGE HISTORISCHER KLIMADATEN UND DER VOM KLIMAWANDEL GEPRÄGTEN ZUKÜNFTIGEN ENTWICKLUNG (TAGESWERTE).....	64
ABBILDUNG 8.6: TEMPERATURWERTE DER SIMULATION DES ISTZUSTANDS IN UNTERSCHIEDLICHEN TIEFENSTUFEN ....	65

ABBILDUNG 8.7: FELDMESSUNGEN 2020 BIS 2023 IM VERGLEICH ZU DEN SIMULATIONSWERTEN DER Wassertemperatur im Istzustand.....	66
ABBILDUNG 8.8: SIMULATION DER SAUERSTOFFGEHALTE IM ISTZUSTAND .....	67
ABBILDUNG 8.9: SIMULATION DER SAUERSTOFFWERTE DES ISTZUSTANDES IM BEREICH VON 30 UND 50 % DER MAXIMALEN Wassertiefe über Grund .....	68
ABBILDUNG 8.10: FELDMESSUNGEN 2020 BIS 2023 IM VERGLEICH ZU DEN SIMULATIONSWERTEN DER SAUERSTOFFWERTE IM ISTZUSTAND.....	69
ABBILDUNG 8.11: PHOSPHORSIMULATION IM ISTZUSTAND.....	70
ABBILDUNG 8.12: SIMULATION DER PHOSPHORGEHALTE IN DER TROPHOGENEN ZONE UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ORIENTIERUNGSWERT (ISTZUSTAND) .....	71
ABBILDUNG 8.13: FELDMESSUNG 2020 BIS 2023 IM VERGLEICH ZU DEN SIMULATIONSWERTEN DER PHOSPHORGEHALTE IM ISTZUSTAND .....	72
ABBILDUNG 8.14: CHLOROPHYLL-A SIMULATION IM ISTZUSTAND.....	73
ABBILDUNG 8.15: SIMULATION DER CHLOROPHYLL-A GEHALTE IN DER TROPHOGENEN ZONE UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ORIENTIERUNGSWERT (ISTZUSTAND) .....	74
ABBILDUNG 8.16: FELDMESSUNGEN 2023 IM VERGLEICH ZU DEN SIMULATIONSWERTEN DER CHLOROPHYLL-A GEHALTE IM ISTZUSTAND .....	75
ABBILDUNG 8.17: SIMULATION DER CYANOBAKTERIENDICHTE IM ISTZUSTAND IN DER TROPHOGENEN ZONE (WT=0-8 m) UND IM BEREICH DER WASSEROBERFLÄCHE (1 m) .....	76
ABBILDUNG 8.18: SIMULATION DER SICHTTIEFENWERTE IM ISTZUSTAND.....	77
ABBILDUNG 8.19: FELDMESSUNGEN 2020 BIS 2023 IM VERGLEICH ZU DEN SIMULATIONSWERTEN DER EXTINKTION (1/m) IM ISTZUSTAND .....	78
ABBILDUNG 8.20: NITRAT-N (NO <sub>3</sub> -N) SIMULATION IM ISTZUSTAND .....	79
ABBILDUNG 8.21: FELDMESSUNG 2020 BIS 2023 IM VERGLEICH ZU DEN SIMULATIONSWERTEN DER NITRAT GEHALTE IM ISTZUSTAND .....	80
ABBILDUNG 8.22: TEMPERATURSIMULATION DER VARIANTENPRÜFUNG AUF DER GRUNDLAGE HISTORISCHER KLIMADATEN UND DER VOM KLIMAWANDEL GEPRÄGTEN ZUKÜNFTIGEN ENTWICKLUNG (TAGESWERTE) .....	82
ABBILDUNG 8.23: TEMPERATURWERTE DER SIMULATION IM EPILIMNION FÜR NULLFALL, REKULTIVIERUNG 2006 UND PLANFALL .....	83
ABBILDUNG 8.24: TEMPERATURWERTE DER SIMULATION IM UNTEREN METALIMNION (WT 20 m) FÜR NULLFALL, REKULTIVIERUNGSPLAN 2006 UND PLANFALL .....	84
ABBILDUNG 8.25: TEMPERATURWERTE DER SIMULATION IM GRUNDNAHEN SEEWASSER (3 m über Grund) FÜR DEN NULLFALL, REKULTIVIERUNGSPLAN 2006 UND PLANFALL.....	85
ABBILDUNG 8.26: VERLAUF DER VIRTUELLEN TRACERKONZENTRATIONEN ALS INDIKATOR FÜR DAS VERMISCHUNGSVERHALTEN DES SEES.....	87
ABBILDUNG 8.27: SIMULATION DER SAUERSTOFFGEHALTE FÜR NULLFALL, REKULTIVIERUNG 2006 UND PLANFALL ...	88
ABBILDUNG 8.28: SAUERSTOFFVERHÄLTNISSE IM PLANFALL UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DER FLÄCHENKURVE.....	89
ABBILDUNG 8.29: SIMULATION DER SAUERSTOFFWERTE FÜR NULLFALL, REKULTIVIERUNGSPLAN 2006 UND PLANFALL IM BEREICH VON 30 % DER MAXIMALEN Wassertiefe (ORIENTIERUNGSWERT FÜR EINEN MESOTROPHEN STATUS) .....	90
ABBILDUNG 8.30: SIMULATION DER SAUERSTOFFWERTE FÜR NULLFALL, REKULTIVIERUNG 2006 UND PLANFALL IM BEREICH VON 50 % DER MAXIMALEN Wassertiefe (ORIENTIERUNGSWERT FÜR EINEN EUTROPHEN STATUS)..	91
ABBILDUNG 8.31: PHOSPHORSIMULATION FÜR NULLFALL, REKULTIVIERUNG 2006 UND PLANFALL .....	93
ABBILDUNG 8.32: SIMULATION DER PHOSPHORGEHALTE IM EPILIMNION UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ORIENTIERUNGSWERT .....	94
ABBILDUNG 8.33: CHLOROPHYLL-A SIMULATION FÜR NULLFALL, REKULTIVIERUNG 2006 UND PLANFALL .....	95
ABBILDUNG 8.34: SIMULATION DER CHLOROPHYLL-A GEHALTE IN DER TROPHOGENEN ZONE UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ORIENTIERUNGSWERT FÜR NULLFALL, REKULTIVIERUNG 2006 UND PLANFALL .....	96

ABBILDUNG 8.35: SIMULATION DER CYANOBAKTERIENDICHTE FÜR NULLFALL, REKULTIVIERUNG 2006 UND PLANFALL IN DER TROPHOGENEN ZONE .....	98
ABBILDUNG 8.36: SIMULATION DER SICHTTIEFENWERTE FÜR NULLFALL, REKULTIVIERUNG 2006 UND PLANFALL .....	99
ABBILDUNG 8.37: NITRAT-N ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) SIMULATION FÜR NULLFALL, REKULTIVIERUNG 2006 UND PLANFALL .....	101
ABBILDUNG 8.38: SIMULATION DER NITRAT-N- GEHALTE IM EPIIMNION FÜR NULLFALL, REKULTIVIERUNG 2006 UND PLANFALL .....	102
ABBILDUNG 9.1: MONATLICHE VERDUNSTUNGSRATE (SUMMENWERT MM/MONAT) IM WINTERHALBJAHR FÜR DEN ISTZUSTAND.....	103
ABBILDUNG 9.2: MONATLICHE VERDUNSTUNGSRATE (SUMMENWERT MM/MONAT) IM SOMMERHALBJAHR FÜR DEN ISTZUSTAND.....	104
ABBILDUNG 9.3: SIMULATIONSWERTE DER MITTLEREN NITRAT-N KONZENTRATIONEN DES INFILTRIERENDEN SEEWASSERS.....	106
ABBILDUNG 11.1: GEPLANTE HÖHE DES TRENNDAMMES (ABBILDUNGSGRUNDLAGE SEEQUERSCHNITT EBERHARD LANDSCHAFTS ARCHITEKTEN 2024) .....	110
ABBILDUNG 11.2: SAUERSTOFFKONZENTRATIONEN IM PLANFALL.....	111
ABBILDUNG 11.3: SCHWIMMENDE PHOTOVOLTAIK- ANLAGE AUF EINEM BAGGERSEE IN LEIMERSHEIM (BILD BOOS 2023) .....	112
ABBILDUNG 11.4: RÜCKGANG DER VERDUNSTUNGSRATE BEI EINEM BAGGERSEE NÖRDLICH VON KARLSRUHE INFOLGE EINER SEEÜBERDECKUNG DURCH SOLARMODULE.....	112
ABBILDUNG 11.5: SEETHERMISCHE NUTZUNG MITTELS EINER WÄRMEPUMPE.....	113
ABBILDUNG 11.6: ÜBERWACHUNG UND STEUERUNG EINER SEETHERMIE-ANLAGE SOWIE MÖGLICHE BEEINFLUSSUNG DES TEMPERATURHAUSHALTES .....	114

## 14 Tabellenverzeichnis

TABELLE 3.1: MORPHOLOGISCHE KENNWERTE DER UNTERSUCHTEN VARIANTEN .....	8
TABELLE 3.2: MORPHOLOGISCHE KENNWERTE DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS IM ISTZUSTAND (2022).....	8
TABELLE 3.3: MORPHOLOGISCHE KENNWERTE DES SEES IM NULLFALL.....	11
TABELLE 3.4: MORPHOLOGISCHE KENNWERTE DES SEES IM FALL DER REKULTIVIERUNGSPLANUNG 2006 .....	13
TABELLE 3.5: MORPHOLOGISCHE KENNWERTE DES SEES IM PLANFALL.....	15
TABELLE 3.6: GRUNDWASSERZUSTROM UND WASSERVERWEILZEITEN .....	17
TABELLE 5.1: GRUNDWASSERBESCHAFFENHEIT IM SEEZUSTROM.....	21
TABELLE 5.2: MAßGEBLICHE BIOCHEMISCHE PROZESSE UND INDIKATORVARIABLEN.....	25
TABELLE 5.3: OXIDATIONSZUSTAND DES GRUNDWASSERS IM UMFELD DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS .....	26
TABELLE 5.4: NÄHRSTOFFGEHALTE DES GRUNDWASSERS IM UMFELD DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS .....	26
TABELLE 5.5: HYDROGENKARBONAT- UND CALCIUMGEHALTE IM SEENAHEN GRUNDWASSER .....	27
TABELLE 5.6: WEITERE MESSWERTE IM SEENAHEN GRUNDWASSER .....	28
TABELLE 6.1: DATENERHEBUNGEN ZUM GEWÄSSERZUSTAND DES BAGGERSEES .....	29
TABELLE 6.2: VERTEILUNG AUSGESUCHTER IONEN IM SEEWASSER .....	37
TABELLE 6.3: PHOSPHORGEHALTE IM SEEWASSER .....	39
TABELLE 6.4: STICKSTOFFGEHALTE IM SEEWASSER .....	40
TABELLE 6.5: WEITERE INDIKATORWERTE DES NÄHRSTOFFHAUSHALTES IM SEEWASSER.....	41
TABELLE 6.6: BESCHREIBUNG DER PROBESTELLEN UND METHODE DER PROBENAHME.....	42
TABELLE 6.7: GESAMTARTENLISTE MAKROZOOBENTHOS .....	43
TABELLE 6.8: MZB - ARTEN DER ROTEN-LISTEN .....	43
TABELLE 6.9: VERBREITUNG DER WASSERPFLANZENARTEN IN 5 TRANSEKTEN UND 4 TIEFENSTUFEN 0-1, 1-2, 2-4, > 4 M.....	45
TABELLE 6.10: GESAMTARTENLISTE PLANKTISCHER ALGEN UND CYANOBAKTERIEN (UNTERSUCHUNGSTERMIN 10.09.20).....	46
TABELLE 6.11: NÄHRSTOFFGEHALTE IM SEDIMENT DES BAGGERSEES AM 31.3.2021 .....	47
TABELLE 6.12: BESCHAFFENHEIT DER FEINSEDIMENTE AUS DER KIESWASCHWASSERRÜCKLEITUNG VOM 7.12.2023 ..	47
TABELLE 6.13: ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG DES GEWÄSSERZUSTANDES .....	49
TABELLE 8.1: MODELLKONSTANTEN .....	57
TABELLE 8.2: KLIMAKENNWERTE DER MODELLJAHRE UND REFERENZZEITRÄUME .....	58
TABELLE 8.3: HYDRAULISCHE ANBINDUNG DES SEES IN DEN DREI UNTERSUCHTEN SZENARIEN .....	59
TABELLE 8.4: CHEMISCH-PHYSIKALISCHE BESCHAFFENHEIT DES ZUSTRÖMENDEN GRUNDWASSERS (MITTELWERTE)..	59
TABELLE 8.5: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN Wassertemperaturen FÜR DEN ISTZUSTAND IN DREI TIEFENSTUFEN.....	65
TABELLE 8.6: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN SAUERSTOFFGEHALTE IN 18,6 m UND 13,4 m Wassertiefe FÜR DEN ISTZUSTAND .....	68
TABELLE 8.7: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN PHOSPHORGEHALTE DES ISTZUSTANDES IM EPIMLIMNION .....	71
TABELLE 8.8: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN CHLOROPHYLL-A WERTE FÜR DEN ISTZUSTAND .....	74
TABELLE 8.9: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN SICHTTIEFENWERTE FÜR DEN ISTZUSTAND .....	77
TABELLE 8.10: BEURTEILUNG DER MODELLGENAUIGKEIT IN BEZUG AUF DIE EINZELNEN GÜTEPARAMETER .....	80

TABELLE 8.11: MORPHOLOGISCHE UND HYDRAULISCHE WERTE DER VARIANTEN NULLFALL, REKULTIVIERUNG 2006 UND PLANFALL.....	81
TABELLE 8.12: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN Wassertemperaturen in drei Tiefenstufen.....	86
TABELLE 8.13: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN Sauerstoffgehalte in 42 m (Planfall 43,3 m) und 30 m (Planfall 31 m) Wassertiefe für Nullfall, Rekultivierungsplan 2006 und Planfall.....	92
TABELLE 8.14: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN Phosphorgehalte im Epilimnion .....	94
TABELLE 8.15: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN Chlorophyll-A Werte.....	97
TABELLE 8.16: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN Sichttiefenwerte.....	100
TABELLE 9.1: NIEDERSCHLAGSEINTRAG, Verdunstungsrate und Grundwasserneubildung.....	104
TABELLE 9.2: VERÄNDERUNG DER SEE- UND Grundwasserneubildungsrate .....	105
TABELLE 9.3: NITRATRÜCKHALT (Modellwerte) bei der Passage des Grundwassers durch den See.....	106
TABELLE 10.1: Gütekennwerte im Variantenvergleich .....	109



## **15 Literaturverzeichnis**

- Boos, K.-J. (2021): Limnologisches und hydrogeologisches Gutachten zur Bewertung der geothermischen Nutzung des Lichtenbroicher Baggersees (unveröffentlichter Bericht, Juni 2021)
- Boos (2003a): Auswirkungen durch die Anlage und den Betrieb einer schwimmenden PV-Anlage auf der Quarzsandgrube Durmersheim der Wilhelm Stürmlinger & Söhne GmbH & Co. KG
- Boos (2023b): Auswirkungen durch die Anlage und den Betrieb einer schwimmenden PV-Anlage auf die Quarzsand- und Quarzkies-Abbaustätte Iffezheim der Kieswerk und Baustoff-Industrie Kern GmbH & Co. KG
- Boos (2023c): Auswirkungen durch die Anlage und den Betrieb einer schwimmenden PV-Anlage auf dem Baggersee Sandweier der EKS Eugen Kühl und Söhne GmbH & Co. KG
- Boos (2023d): Auswirkungen durch die Anlage und den Betrieb einer schwimmenden PV-Anlage auf den Baggersees Wiesental in Waghäusel
- Cooke, G. D. et al. (1993): Restoration and Management of Lakes and Reservoirs, 2. Aufl., Boca Raton: Lewis Publishers
- Daniels, S.L. (1980): Mechanisms involved in sorption of microorganisms to solid surfaces, in: Bitton, G. & K.C. Marshall (Hrsg.), Adsorption of microorganism to surfaces, New York: Wiley & Sons, S. 7-58
- DFG Deutsche Forschungsgemeinschaft (1992): Schadstoffe im Grundwasser, Band 1 Wärme und Schadstofftransport im Grundwasser, Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft, 480 S.
- Deppe, T. & J. Benndorf (1998)<sup>[SEP]</sup>: Ein kombiniertes Verfahren der gewässerinternen Phosphatfällung und Tiefenwasserförderung zur Blaualgenbekämpfung in eutrophierten Standgewässern, in: Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (Hrsg.), Entwicklung von Gewassertechnologien zur Sanierung von Talsperren und Seen, Abschlußbericht des BMBF- Forschungsverbundvorhabens "Maßnahmen zur Beseitigung nutzungseinschränkender Qualitätseigenschaften stehender Gewässer" 1993 - 1998, Kap. 8
- Eberhard Landschaftsarchitekten (2024): Nassabbau Stadtwald Radolfzell, Phase II
- EU-Badegewässerrichtlinie (2006): Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG
- Hipsey, M.R. et al. (2006): Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model: CAEDYM v2. v2.3 Science Manual. Centre for Water Research, University of Western Australia
- Hornung, R. (2002): Numerical Modelling of Stratification in Lake Constance with the 1- D hydrodynamic model DYRESM. Masters thesis. Universität Stuttgart
- Hupfer, M. & B.W. Scharf (2002): Seentherapie: Interne Maßnahmen zur Verminderung der Phosphorkonzentrationen, in: Steinberg, C. et al. (Hrsg.), Handbuch angewandte Limnologie, 2 Bde. mit Ergänzungslieferungen, Landsberg a. Lech: Ecomed Verlagsgesellschaft - 14. Erg.Lfg. 4/02, S. 1-67

- Hydrodata 2023: Geplante Erweiterung Kiesnassabbau Stadtwald Radolfzell, Phase II, Landkreis Konstanz. Hydro- und rohstoffgeologische Verhältnisse, Grundwasserströmungsmodell, Prognosen.
- Jaeger, D. (1995): Krupunder See - Kontrolluntersuchungen im fünften Restaurierungsjahr: Mai 1994 - März 1995, Bericht im Auftrag der Gemeinde Halstenbek
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2014): Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Empfehlungen Oberirdische Gewässer. Hrsg. LAWA – Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser.
- Lewis, D.M. et al. (2001): Numerical simulation of surface mixers used for destratification of reservoirs, International Congress on Modelling and Simulation, MODSIM 2001, 311-317
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2004): Kiesgewinnung und Wasserwirtschaft - Empfehlungen für die Planung und Genehmigung des Abbaues von Kies und Sand, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 88), Karlsruhe, 104 S.
- LUBW - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2013): Grundwasserüberwachungsprogramm - Ergebnisse der Beprobung 2000-2011; LfU, Karlsruhe
- Niemeyer, R. (1978): Hydrologische Untersuchungen an Baggerseen und Alternativen der Folgenutzung, Mitt. des Inst. f. Landwirtschaftl. Wasserbau der Univ. Bonn 1978
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern (Oberflächengewässerverordnung) vom 20. Juni 2016
- Özkundakci, D. et al. (2011): Modelling the response of a highly eutrophic lake to reductions in external and internal nutrient loading, New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 45:2, 165-185, DOI: 10.1080/00288330.2010.548072
- Rolf, F. (2002): Weitergehende Abwasserreinigung in kleinen Kläranlagen, Diss TU Cottbus
- Scheffer, F. & P. Schachtschabel (1992): Lehrbuch der Bodenkunde, 13. Aufl., Stuttgart: Enke, 491 S.
- Schlegel, H.G. (1992): Allgemeine Mikrobiologie, 7. überarb. Aufl., Stuttgart: Thieme, 634 S.
- TrinkwV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV 2001)
- TGL 27 885/04 (1985) Fachbereichsstandart, Nutzung und Schutz der Gewässer, Stehende Binnengewässer – Wassergütebewirtschaftung wasserwirtschaftlicher Speicher, Leipzig: Verlag für Standardisierung, 6 S.
- UBA (2015): Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterien-Toxinen. Bundesgesundheitsbl 2015· 58: 908–920 DOI 10.1007/s00103-015-2192-8 Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2015