

Limnologische Untersuchungen zur Erweiterung des Baggersees Wiesental in Waghäusel



BÜRO FÜR GEWÄSSERKUNDE
UND LANDSCHAFTSÖKOLOGIE
KLAUS- JÜRGEN BOOS

erstellt von:
Klaus-Jürgen Boos (Dipl. Geogr.)
Saarbrücken,
Oktober 2022

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

Inhaltsverzeichnis

<u>1</u>	<u>EINLEITUNG UND VORHABENSBESCHREIBUNG.....</u>	<u>4</u>
<u>2</u>	<u>MORPHOLOGISCHE UND HYDRAULISCHE KENNWERTE</u>	<u>5</u>
2.1	SEEMORPHOLOGIE IM ISTZUSTAND	5
2.2	SEEMORPHOLOGIE IM GENEHMIGUNGS- UND PLANZUSTAND	7
2.3	WASSERHAUSHALT DES BAGGERSEES	9
<u>3</u>	<u>EXTERNE EINFLUSSGRÖßEN DURCH LANDNUTZUNG UND ATMOSPHÄRISCHE EINTRÄGE.....</u>	<u>10</u>
3.1	LANDNUTZUNGEN	10
3.2	ATMOSPHÄRISCHE EINTRAGSPOTENTIALE FÜR NÄHRSTOFFE	11
<u>4</u>	<u>EXTERNE BELASTUNGEN DURCH DEN GRUNDWASSERWASSERZUFLUSS</u>	<u>13</u>
4.1	GRUNDWASSERFLIEßRICHTUNG	13
4.2	BESCHAFFENHEITSKENNWERTE DES GRUNDWASSERS IM SEEUMFELD.....	13
4.3	BESCHREIBUNG DES UMGEBENDEN GRUNDWASSERS	15
4.3.1	PRIMÄRE STOFFWECHSEL- UND REAKTIONSPROZESSE	15
4.3.1.1	Prozesse mit moderatem Einfluss auf das Eutrophierungsgeschehen	15
4.3.1.2	Prozesse mit Phosphorrückhalt	16
4.3.1.2.1	Anaerobe chemolithoautotrophe Denitrifikation und Folgereaktionen	16
4.3.1.2.2	Ad- und Desorption.....	17
4.3.1.2.3	Fällungsprozesse.....	18
4.3.1.3	Prozesse mit Phosphormobilisierung	18
4.3.1.4	Weitere Prozesse	18
4.3.1.5	Steuerungswirkung biochemischer Prozesse für die Grundwasserbeschaffenheit....	19
4.3.2	AUSWIRKUNGEN DER STOFFWECHSELPROZESSE IM GRUNDWASSER FÜR DIE WASSERBESCHAFFENHEIT DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS.....	20
4.3.2.1	Oxidationszustand und primäre biochemische Prozesse des Grundwassers im Zustrombereich	21
4.3.2.2	Nährstoffgehalte (P und N)	21
4.3.2.3	Carbonathärte und Pufferungskapazität.....	22
4.3.2.4	Temperatur und Leitfähigkeit.....	23
4.3.2.5	Weitere Parameter.....	23
<u>5</u>	<u>GRUNDWASSER-SEEWASSER WECHSELWIRKUNGEN UND EUTROPHIERUNGSPOTENTIAL DES ZUFLIEßENDEN GRUNDWASSERS.....</u>	<u>24</u>
5.1	TEMPERATURLÄNGSPROFILE.....	24
5.2	LEITFÄHIGKEITSWERTE IM LÄNGSPROFIL	25
5.3	ERMITTLUNG DER HYDRAULISCHEN ANBINDUNG DES SEES AN DAS GRUNDWASSER MITTELS ERFASSUNG DER WASSERSTANDSHÖHEN IM UNMITTELBAREN SEEUMFELD	26
5.4	EUTROPHIERUNGSPOTENTIAL DES ZUFLIEßENDEN GRUNDWASSERS	29
<u>6</u>	<u>GÜTEZUSTAND DES BAGGERSEES.....</u>	<u>31</u>
6.1	UNTERSUCHUNGSUMFANG UND PROBENNAHMESTANDORTE.....	31
6.2	QUALITÄTSZIELE UND GÜTEANFORDERUNGEN FÜR STILLGEWÄSSER.....	33
6.2.1	NÄHRSTOFFGEHALTE	33
6.2.2	SAUERSTOFFGEHALTE.....	33
6.2.3	CHLOROPHYLLGEHALTE	34

6.2.4	CYANOBAKTERIEN	34
6.2.5	SICHTTIEFE.....	34
6.3	WASSERBESCHAFFENHEIT	36
6.3.1	TEMPERATURHAUSHALT UND GEWÄSSERSCHICHTUNG	36
6.3.2	SAUERSTOFFHAUSHALT	37
6.3.3	LEITFÄHIGKEITSWERTE.....	38
6.3.4	VERTEILUNG AUSGESUCHTER IONEN	39
6.3.5	NÄHRSTOFFHAUSHALT UND BIOMASSE.....	43
6.3.5.1	Phosphorgehalte	43
6.3.5.2	Stickstoffgehalte.....	44
6.3.5.3	Weitere Indikatorwerte zur Beurteilung des Nährstoffhaushaltes.....	46
6.4	BESIEDLUNGSBILD DER BODENLEBENDEN GEWÄSSERORGANISMEN (MAKROZOOBENTHOS).....	47
6.5	BESIEDLUNGSBILD DES PHYTOPLANKTONS	49
6.6	SEDIMENTBESCHAFFENHEIT	50
6.7	ZUSAMMENFASSENDE BESCHREIBUNG DES GEWÄSSERZUSTANDES	50
7	<u>BELASTUNGSPFADE.....</u>	<u>52</u>
7.1	NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH GRUNDWASSERZUFLUSS	52
7.2	NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH NIEDERSCHLAG.....	52
7.3	NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH BADENUTZUNG.....	53
7.4	NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH FREIZEITFISCHEREI.....	53
7.5	NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH WASSERVÖGEL	53
7.6	NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH FALLLAUB	55
7.7	GESAMTBILANZ DER EXTERNEN NÄHRSTOFFEINTRÄGE.....	56
7.7.1	PHOSPHOREINTRÄGE.....	56
7.7.2	STICKSTOFFEINTRÄGE.....	56
8	<u>PROGNOSE DER VORHABENSBEDINGTEN AUSWIRKUNGEN AUF DIE</u>	
	<u>WASSERBESCHAFFENHEIT DES WIESENTALER BAGGERSEES</u>	<u>58</u>
8.1	METHODIK	58
8.1.1	PROGNOSEMODELL UND MODELLKONSTANTEN.....	58
8.1.2	INPUTDATEN	60
8.1.2.1	Meteorologie.....	60
8.1.2.2	Hydraulische Anbindung des Sees an das Grundwasser.....	61
8.1.2.3	Die Beschaffenheitskennwerte der Zuflüsse	62
8.1.2.3.1	Mittelwertbasierte Belastung.....	62
8.1.2.3.2	Variabilität externer Belastungsgrößen und Abweichungen von der mittelwertbasierten Modellierung (Fehlerbetrachtung)	63
8.1.2.4	Zehrungsrate des Sediments	64
8.2	ISTZUSTAND	66
8.2.1	TEMPERATURHAUSHALT IM ISTZUSTAND	67
8.2.2	SAUERSTOFFHAUSHALT IM ISTZUSTAND.....	70
8.2.3	NÄHRSTOFFSITUATION (PHOSPHORGEHALT) IM ISTZUSTAND.....	73
8.2.4	CHLOROPHYLL-A GEHALTE IM ISTZUSTAND.....	76
8.2.5	CYANOBAKTERIEN (BLAUALGEN) IM ISTZUSTAND	78
8.2.6	SICHTTIEFENWERTE IM ISTZUSTAND.....	79
8.2.7	NITRATBELASTUNG DES SEEWASSERS IM ISTZUSTAND.....	81
8.2.8	ZUSAMMENFASSENDE BEURTEILUNG DER MODELLGENAUIGKEIT.....	83
8.3	AUSWIRKUNGEN VERÄNDERTER RANDBEDINGUNGEN AUF DAS PROGNOSEERGEBNIS DES	
	ISTZUSTANDES	84
8.3.1	ERHÖHUNG DER GRUNDWASSERZUFLUSSRATE	84
8.3.1.1	Wassertemperatur	84

8.3.1.2	Sauerstoffhaushalt	84
8.3.2	ERHÖHUNG DER GRUNDWASSERBELASTUNG	87
8.3.2.1	Sauerstoffhaushalt	88
8.3.2.2	Phosphorhaushalt	89
8.3.2.3	Algenentwicklung / Chlorophyll-a Gehalte	90
8.4	VARIANTENPRÜFUNG	92
8.4.1	TEMPERATURHAUSHALT	92
8.4.2	SAUERSTOFFHAUSHALT	94
8.4.3	NÄHRSTOFFSITUATION (PHOSPHORGEHALT)	96
8.4.4	CHLOROPHYLL-A GEHALTE	98
8.4.5	CYANOBAKTERIEN (BLAUALGEN)	99
8.4.6	SICHTTIEFENWERTE	101
8.4.7	NITRATBELASTUNG	102
9	<u>VORHABENSBEDINGTE AUSWIRKUNGEN AUF DAS GRUNDWASSER</u>	<u>103</u>
9.1	VERÄNDERUNG DER GRUNDWASSERNEUBILDUNGSRATE	103
9.2	VERÄNDERUNG DES DENITRIFIKATIONSVERMÖGENS UND DES RÜCKHALTEVERMÖGENS GEGENÜBER EISEN DURCH DAS UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS	105
9.2.1	NITRATRÜCKHALTEVERMÖGEN DES SEES	106
9.2.2	RÜCKHALTEVERMÖGEN GEGENÜBER EISEN	106
9.3	BELASTUNGSPOTENTIALS DURCH MIKROVERUNREINIGUNGEN IM SEEWASSER	108
9.3.1	MESSWERTE	108
9.3.2	BEWERTUNG DER ERGEBNISSE	109
9.4	ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG DER VORHABENSBEDINGTEN AUSWIRKUNGEN AUF DAS WASSERSCHUTZGEBIET	110
10	<u>ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG PLANUNGSBEDINGTER AUSWIRKUNGEN AUF DEN ZUSTAND DES BAGGERSEES UND DES ABSTROMIGEN GRUNDWASSERS</u>	<u>111</u>
11	<u>ZUSAMMENFASSUNG</u>	<u>113</u>
12	<u>ABBILDUNGSVERZEICHNIS</u>	<u>116</u>
13	<u>TABELLENVERZEICHNIS</u>	<u>119</u>
14	<u>LITERATURVERZEICHNIS</u>	<u>121</u>

1 Einleitung und Vorhabensbeschreibung

Die Heidelberger Sand und Kies GmbH plant die in der Abbildung 1.1 dargestellte Erweiterung des Kieswerks Waghäusel-Wiesental in nord-westliche Richtung.

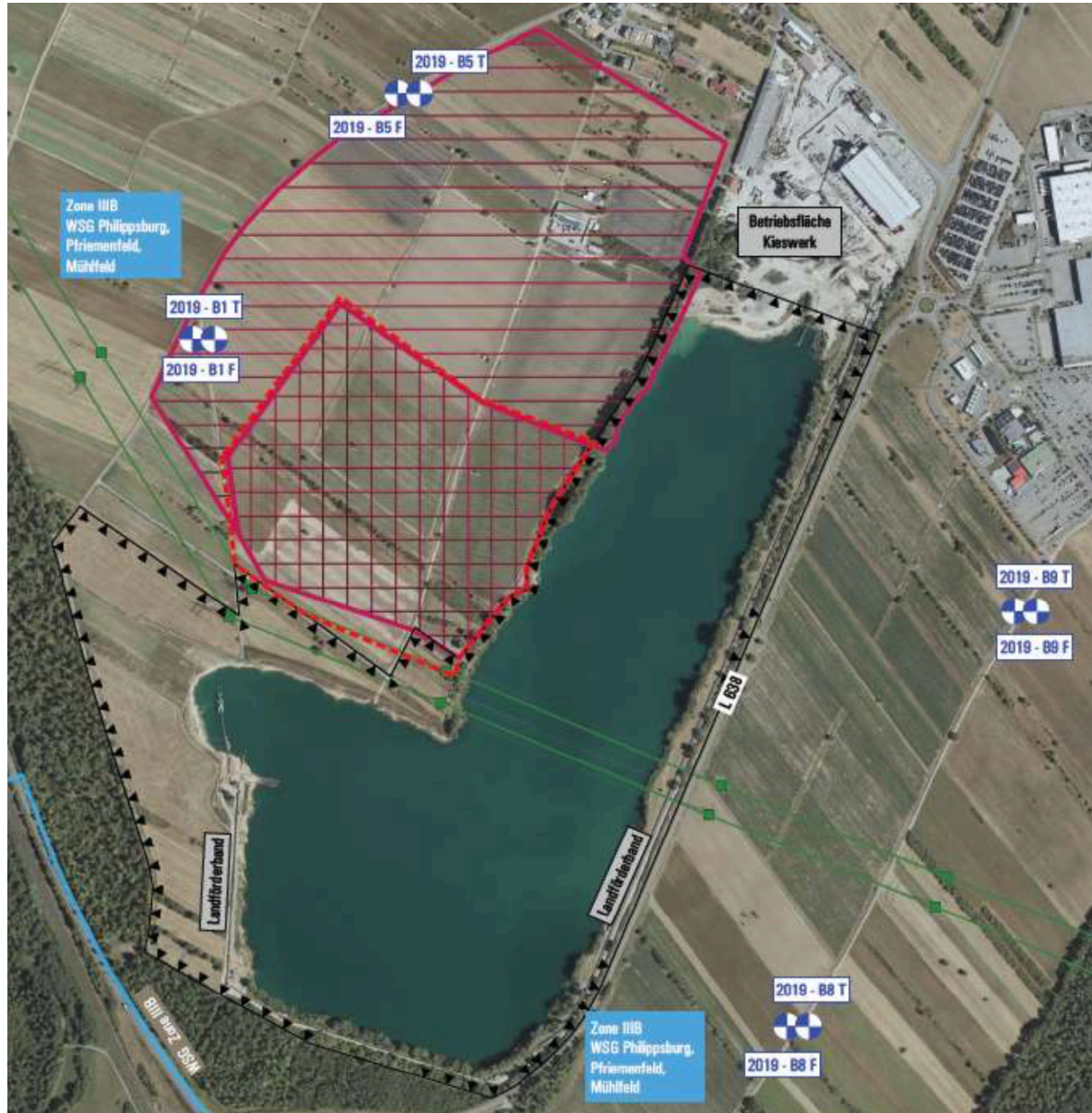


Abbildung 1.1: Lage der geplanten Erweiterungsfläche (rot gekreuzte Schraffur) im Anschluss an die genehmigte Abbaufläche von 1968 und 1999 (schwarz umrandet) (Quelle: Hydrag 2022)

Der vorliegende Bericht erarbeitet die erforderlichen limnologischen und gewässerökologischen Unterlagen für die geplante Erweiterung des Baggersees Wiesental. Die zugrunde gelegten Gewässergütedaten (See- und Grundwasser) wurden im Zeitraum 2016-2022 erhoben.

2 Morphologische und hydraulische Kennwerte

2.1 Seemorphologie im Istzustand

Die Gewässermorphologie des Untersuchungsgewässers wurde am 13.7.2020 aufgenommen. Der See wies zu diesem Zeitpunkt eine Seefläche von 53,3 ha auf. Die Abbausohle lag bei 76 m NHN. Die morphologischen Kennwerte (arguplan 2022) sind der Tabelle 2.1 zu entnehmen.

Tabelle 2.1: Morphologische Kennwerte des Untersuchungsgewässers im Istzustand

Abbausohle [m NHN]	Fläche [m ²]	Maximale Tiefe [m]	Mittlere Tiefe (ø) [m]	Volumen [m ³]
76	532.824	30,2	17,7	9,4 Mio.

Die Flächenkurve und die Volumenkurve des Istzustandes sind in Abbildung 2.1 und Abbildung 2.2 dargestellt. Der Volumenanteil des Sees unterhalb einer Wassertiefe von 12 m (= Wasserstand 90 m NHN) beträgt ca. 40 % des Gesamtvolumens. Die Verteilung der unterschiedlichen Gewässertiefen im derzeit bestehenden See zeigt die Abbildung 2.3.

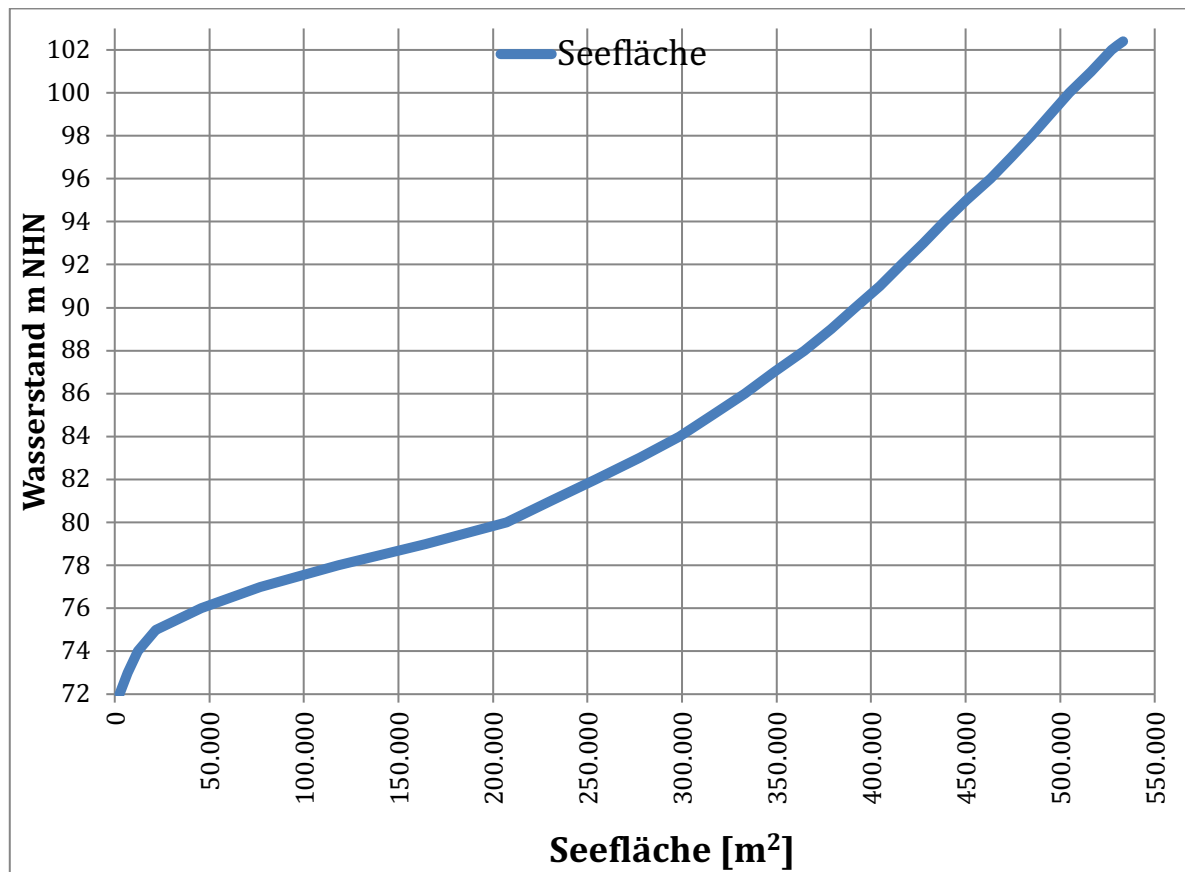


Abbildung 2.1: Flächenkurve

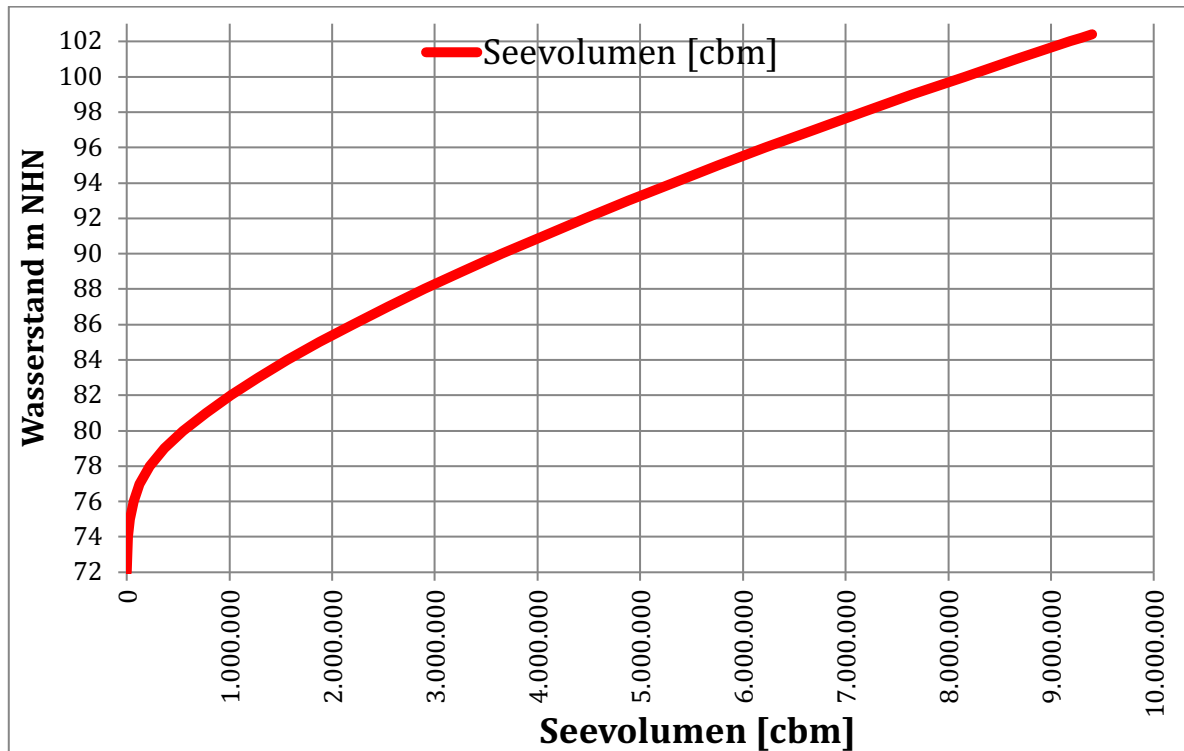


Abbildung 2.2: Volumenkurve

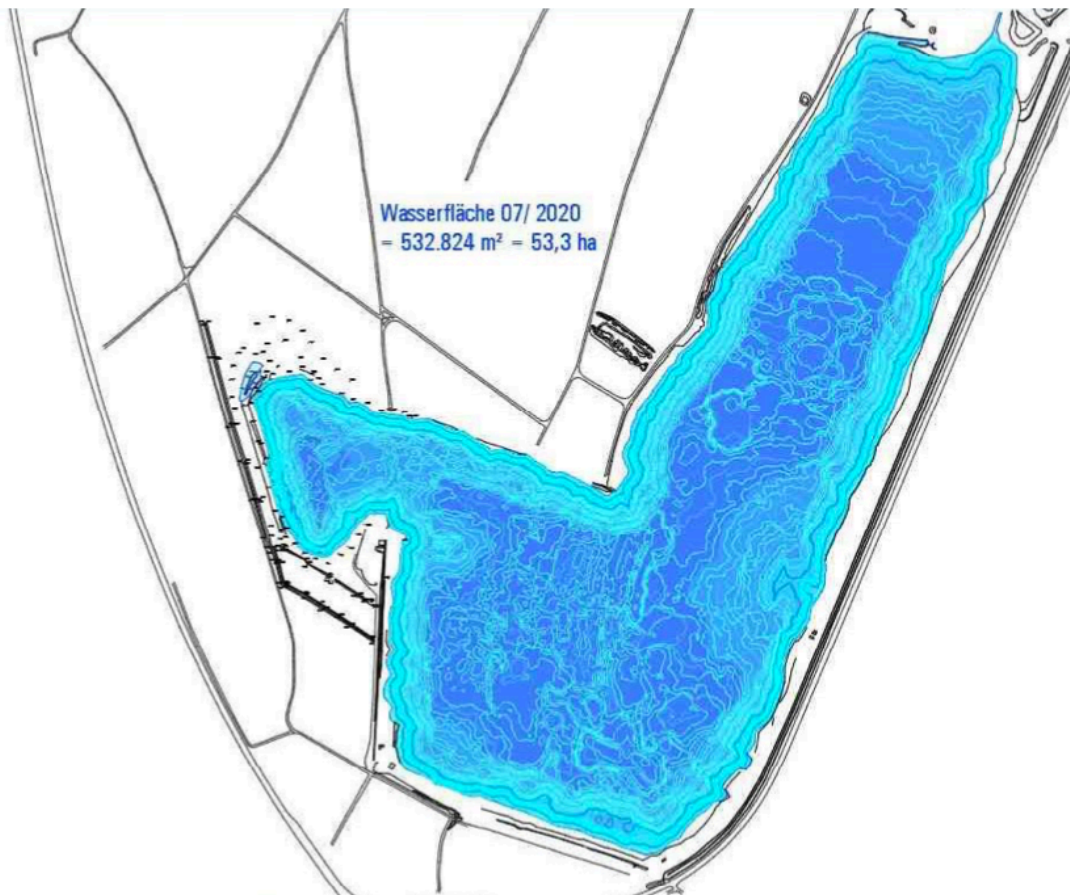


Abbildung 2.3: Ausgestaltung des Seebeckens im Istzustand

2.2 Seemorphologie im Genehmigungs- und Planzustand

Die morphologischen Kennwerte der drei Entwicklungsstadien des Sees unter Einschluss des Istzustandes sind der Tabelle 2.2 zu entnehmen.

Tabelle 2.2: Morphologische Kennwerte des Sees im Verlauf der geplanten Erweiterung

	Genehmigte Seesohle [m NHN]	Fläche [m ²]	Maximale Tiefe [m]	Mittlere Tiefe (ø) [m]	Volumen [m ³]
Istzustand	76	532.824	30,2	17,2	9.4 Mio.
Genehmigungszustand (nach Abschluss der Genehmigung, Auskiesung eingestellt)	76	627.000	26,7	21,4	13.4 Mio.
Planzustand (nach Abschluss der Erweiterung, Auskiesung eingestellt)	76	798.000	26,7	21,4	17.1 Mio.

Flächen- und Volumenkurven der drei Varianten sind in den folgenden beiden Abbildungen dargestellt.

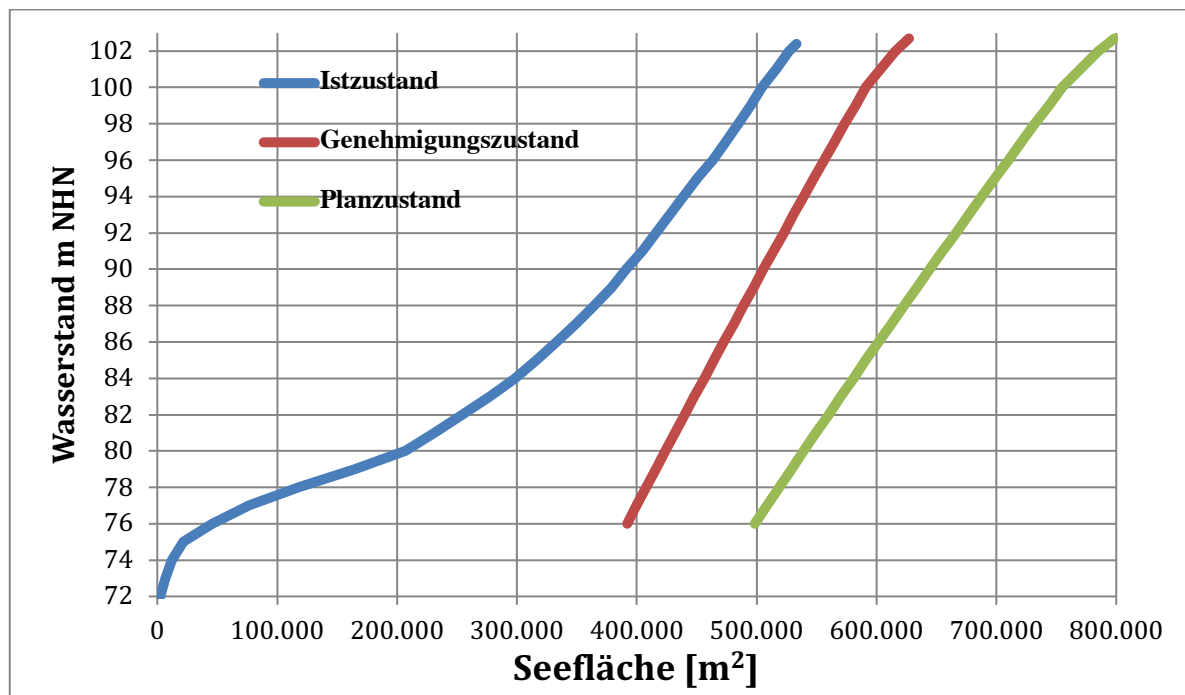


Abbildung 2.4: Flächenkurven von Istzustand, Genehmigungszustand und Planzustand

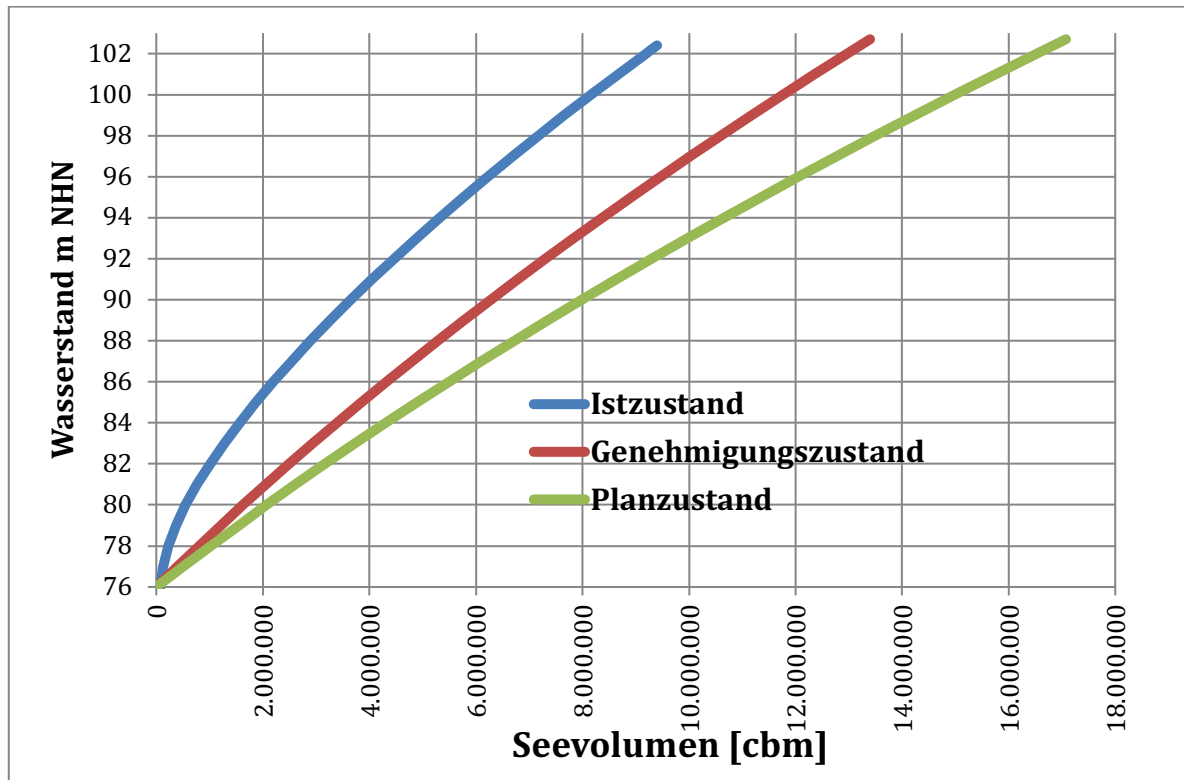


Abbildung 2.5: Volumenkurven von Istzustand, Genehmigungszustand und Planzustand

Die kartographische Darstellung der Seekontur im Genehmigungszustand und Planzustand gibt die Abbildung 2.6.

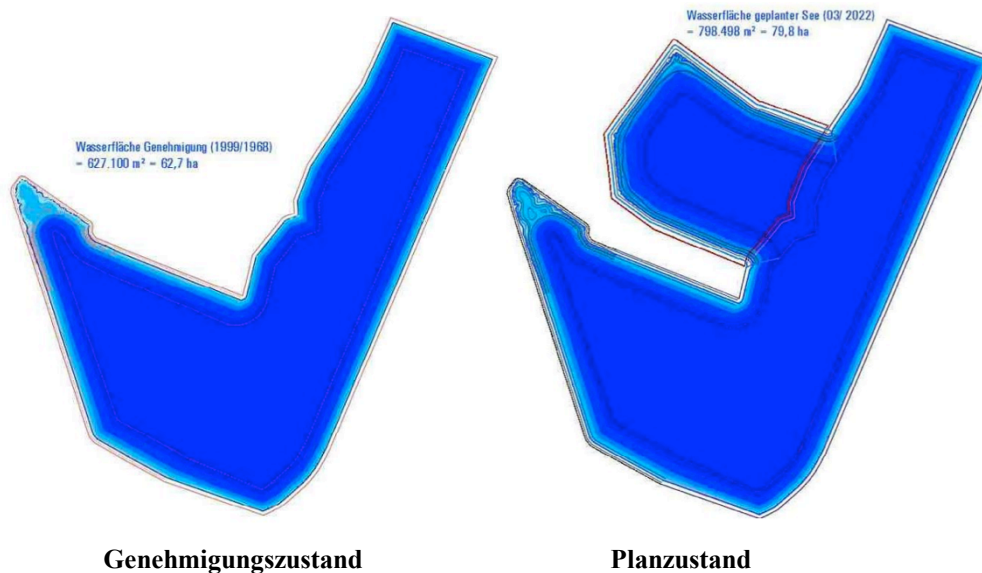


Abbildung 2.6: Flächenausdehnung im Genehmigungszustand und Planzustand

2.3 Wasserhaushalt des Baggersees

Die Grundwasseraustauschraten wurden von Hydrag (2022) in Abstimmung mit Hydroisotop und BGL ermittelt. Dabei ergaben sich die folgenden Zuflussmengen, die dem See ausschließlich über den OGWL zufließen, und Wasserverweilzeiten.

Tabelle 2.3: Grundwasserzustrom und Wasserverweilzeiten

	Istzustand	Genehmigungszustand	Planzustand
Grundwasserzustrom [l/s]	39	41	41
Mittlere Wasserverweilzeit [Jahre]	7,6	10,4	13,2
Seevolumen [m ³]	9,4 Mio.	13,4 Mio.	17,1 Mio.

Im Genehmigungs- und Planzustand kommt es zu einer deutlichen Erhöhung der Wasserverweilzeiten im See. Damit verbessern sich die Ab- und Umbaubedingungen für extern mit dem Grundwasser eingetragene Nährstoffe, so dass trotz der höheren Grundwasserzuflussmengen mit einer Verringerung der Nährstoffbelastung im Vergleich zum Istzustand zu rechnen ist.

3 Externe Einflussgrößen durch Landnutzung und atmosphärische Einträge

3.1 Landnutzungen

Primäre Nutzungsformen im umgebenden Planungsraum sind:

- Landwirtschaftliche Nutzungen als die mit Abstand wichtigste Nutzungsform im unmittelbaren Grundwasserzuströmbereich (< 1 km oberstromig) des Sees
- Wald- und Forstflächen
- Industriegebiete mit der Produktionsanlage der Heidelberger Sand und Kies GmbH

Von untergeordneter Bedeutung sind Siedlungsbereiche und Verkehrswege.



Abbildung 3.1: 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.

3.2 Atmosphärische Eintragspotentiale für Nährstoffe

Phosphor und Stickstoff stellen die wichtigsten Nährstoffe für das Pflanzenwachstum dar. Insbesondere in grundwasserdominierten Seen limitiert die verfügbare Phosphormenge das gesamte Pflanzenwachstum, so dass zusätzliche Einträge durch Immission immer ein verstärktes Pflanzenwachstum verursachen. Für Stickstoff gilt dies in der Regel nicht, da insbesondere Nitrat mikrobiell abgebaut wird, ohne in den Nährstoffkreislauf zu gelangen.

Zur Bilanzierung der mit dem Niederschlag über die Seeoberfläche eingetragenen Nährstoffgehalte (vgl. Tabelle 3.1) werden die von der Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg ermittelten Depositionsraten an den Waldstandorten Rotenfels bei Gaggenau und Heidelberg herangezogen (vgl. Abbildung 3.2 und Abbildung 3.3).

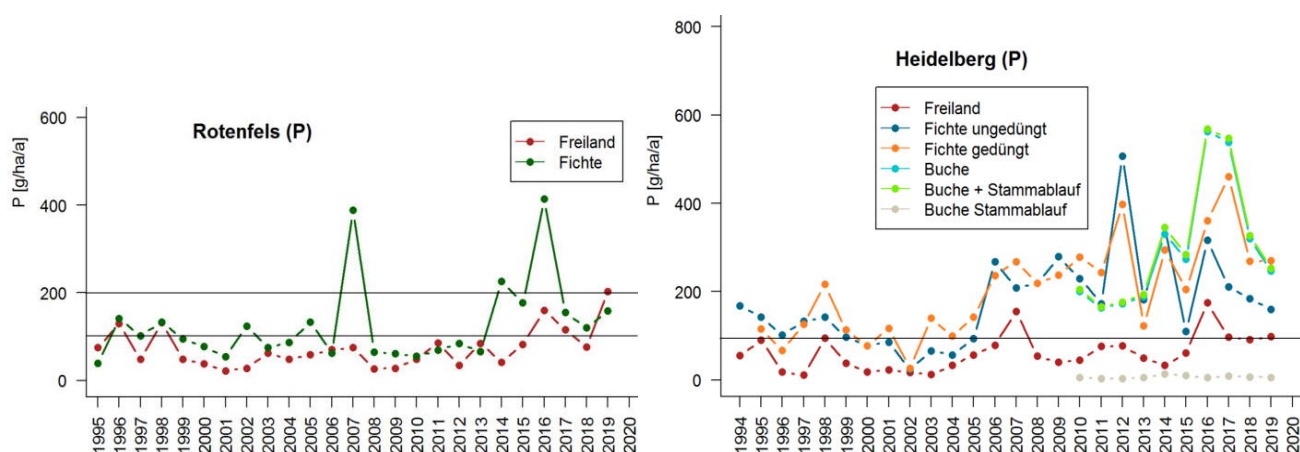


Abbildung 3.2: Phosphordepotion durch Niederschlag an den Waldstandorten Rotenfels (<https://www.fva-bw.de/rotenfels>) und Heidelberg (<https://www.fva-bw.de/heidelberg>)

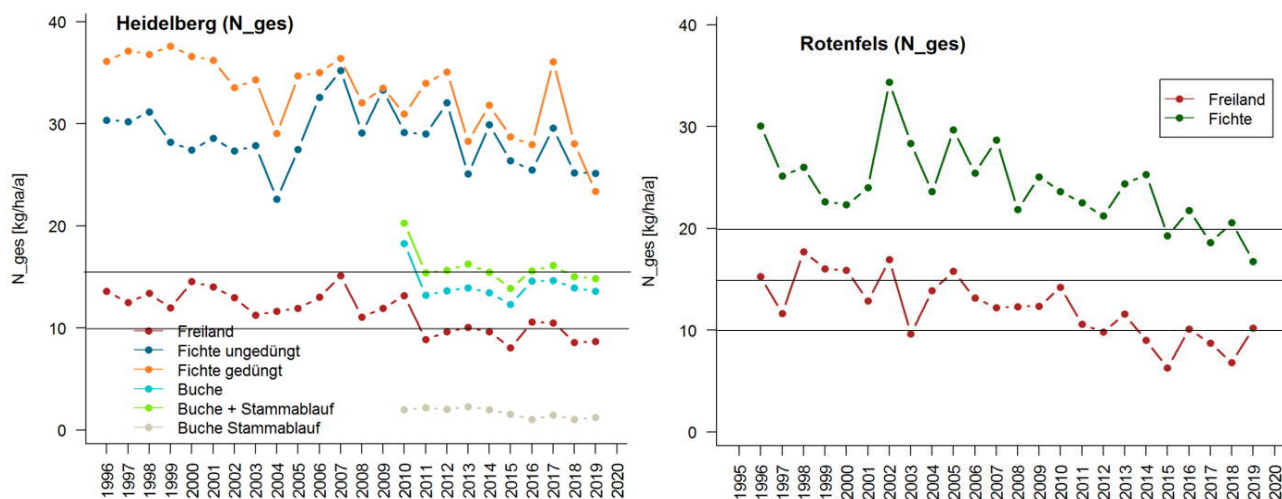


Abbildung 3.3: Stickstoffdepotion durch Niederschlag an den Waldstandorten Rotenfels (<https://www.fva-bw.de/rotenfels>) und Heidelberg (<https://www.fva-bw.de/heidelberg>)

Tabelle 3.1: Depositionsraten für Nährstoffe (Freiland)

	Rotenfels (2011-2019)	Heidelberg (2011-2019)	ø Gebietswert
P [g/ha/a]	105	94	99,5
Nges. [kg/ha/a]	9,4	9,8	9,6

Externe Einflussgrößen im Untersuchungsgebiet

Pro Hektar und Jahr errechnen sich anhand dieser Werte die folgenden durchschnittlichen Eintrags- und Bilanzierungsgrößen für das Untersuchungsgebiet. Sowohl bei den Phosphor- als auch bei den Stickstoffgehalten handelt es sich um den gelösten Anteil der Nährstofffraktionen.

$$\text{P-Eintrag}_{\text{Bruhberg}} = 0,995 \text{ [kg/ha*Jahr]}$$

$$\text{N-Eintrag}_{\text{Bruhberg}} = 9,6 \text{ [kg/ha*Jahr]}$$

4 Externe Belastungen durch den Grundwasserzufluss

4.1 Grundwasserfließrichtung

Entsprechend den Grundwassergleichen im nahen Gewässerumfeld ergibt sich im Ostbereich des Sees eine nord-westliche und im mittleren sowie im westlichen Bereich einen nord-nord-westliche Strömungsrichtung.

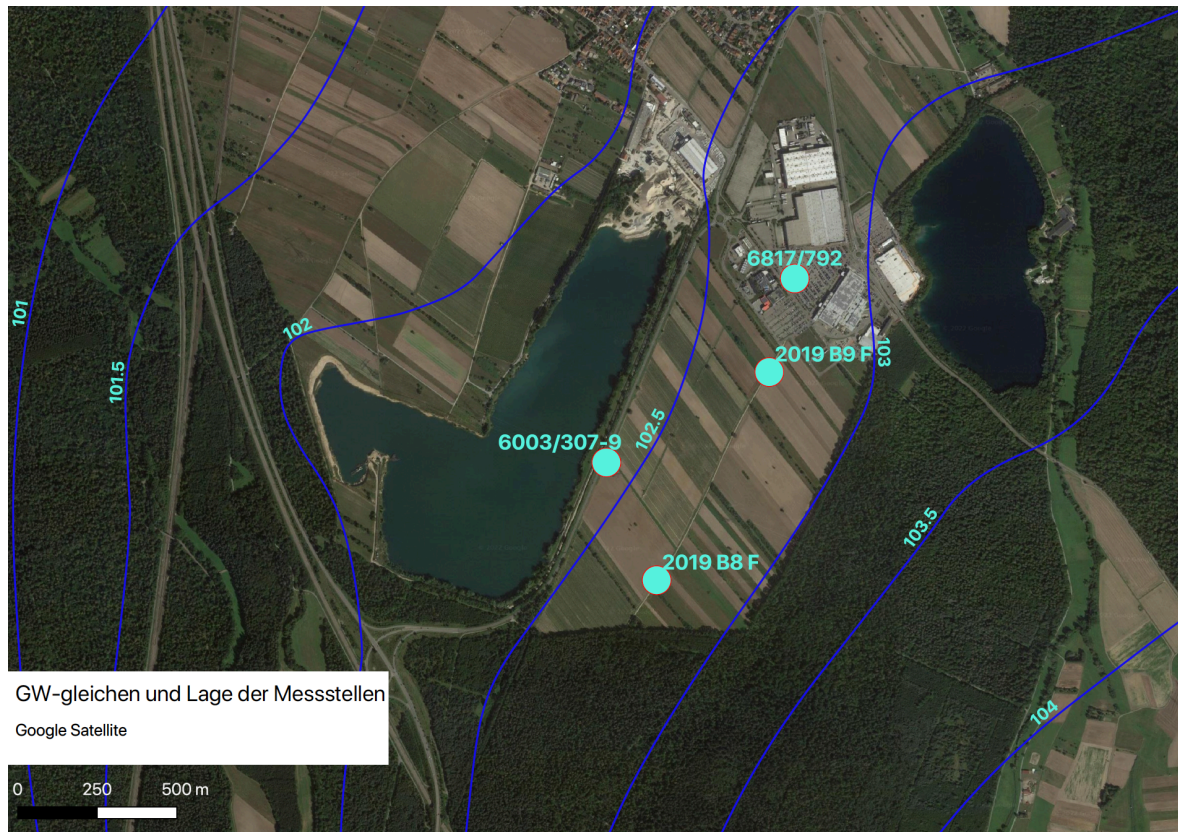


Abbildung 4.1: Grundwassergleichen bezogen auf die GW-hydrologische Situation vom 03.05.2021 (Datengrundlage Hydrag 2022, Karte maßstabslos)

4.2 Beschaffenheitskennwerte des Grundwassers im Seeumfeld

Die Ermittlung der Grundwasserbeschaffenheit im Seeumfeld beruht auf mehreren Messkampagnen:

1. Eine von der Fa. Hydroisotop durchgeführte Beprobung im Jahr 2021
2. Zwei Messungen an der GWM 6003/307-9 durch Limnoconsult im Jahr 2016.

Die Lage der untersuchten Grundwasserstellen ist in der Abbildung 4.1 dargestellt. Die Beurteilung der Beschaffenheit des in den Baggersee einströmenden Grundwassers beruht auf den in der Tabelle 4.1 angegebenen Werten. Für Messungen unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze des jeweiligen Verfahrens wurde in der statistischen Auswertung entsprechend der üblichen Vorgehensweise der halbe Wert des Bestimmungsgrenzwertes genutzt. Die Werte

Externe Belastungen durch den Grundwasserzufluss

in der Tabelle wurden dementsprechend berechnet, wobei jeder Standort mit der gleichen Gewichtung in die Mittelwertberechnung eingeht.

Tabelle 4.1: Chemisch-physikalische Beschaffenheit des Grundwassers im Zustrom des Untersuchungsgewässers

		Zustrom OGWL						Mittelwert*	90 % Wert***
		2019 B8 F	2019 B9 F	6003/30 7-9	6003/30 7-9	6003/30 7-9	6817/79 2		
		10.11.21	10.11.21	27.01.16	21.09.16	11.11.21	11.11.21		
RW_utm	/	465004	465358			464846	465438		
HW_utm	/	5450250	5450904			5450620	5451198		
Ausbautiefe	m	31,7	31,87			32,3	19,5		
Ausbaudurchmesser	mm	125	125			125	600		
Entnahmetiefe	m	8	8			8	17		
Ruhewasserspiegel	m	5,88	4,93			5,68	4,73		
Förderdauer	min	50	50			50	55		
Förderstrom	l/sec	0,21	0,21			0,21	0,1		
Abge. Wassersp.	m	5,89	4,94			5,71	4,73		
Färbung	/	farblos	farblos			farblos	farblos		
Trübung visuell	/	klar	klar			klar	klar		
Geruch	/	ohne	ohne			ohne	ohne		
Temperatur	°C	12,8	12,5	11,2	11,7	12,4	14,1	12,79	14,26
el. Leitfähigkeit	µS/cm	775	991	836	815	845	793	847,75	995,98
pH-Wert	/	7,1	7,1	7,58	7,86	7,1	7,2	7,23	7,52
Sauerstoff	mg/l	1	<0,1	1,6	0,1	<0,1	<0,1	0,63	1,40
Permanganatindex	mgO ₂ /l			3,32	2,3			0,70	2,82
Redoxspannung	mV	146	135			131	127	134,75	147,07
Bk-Wert (pH 8,2)	mmol/l	0,76	0,92			0,82	0,44	0,74	1,05
Sk-Wert (pH 4,3)	mmol/l	5	5,15			5,1	3,4	4,66	5,93
Natrium	mg/l	16	21	13	13	13	37	21,75	37,85
Kalium	mg/l	1,9	3,2	1,89	1,9	2	3,3	2,58	3,75
Calcium	mg/l	130	160	128	121	130	110	131,58	162,98
Magnesium	mg/l	15	22	20,1	21	20	13	17,59	24,04
Hydrogencarbonat	mg/l	296	296	293	309	297	199	272,67	346,68
Chlorid	mg/l	31	45	31	23	35	65	42,67	67,40
Sulfat	mg/l	120	220	151	109	150	150	156,67	222,89
Nitrat	mg/l	3,8	0,31	<1	1,7	0,3	0,59	1,38	3,83
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0,86	0,07	<0,25	0,4	0,07	0,13	0,32	0,87
Ammonium	mg/l	0,18	0,51	0,35	0,41	0,32	0,6	0,4125	0,6895
Ammonium-N	mg/l	0,14	0,40	0,27	0,32	0,25	0,47	0,3225	0,5405
Nitrit	mg/l	0,06	<0,01	<0,01	<0,03	0,03	0,08	0,0392	0,0951
Nitrit-N	mg/l	0,018	<0,003	<0,003	<0,01	0,009	0,024	0,0122	0,0281
Gesamtphosphat	mg/l	0,05	<0,04	0,120	0,120	<0,04	0,04	0,0492	0,0912
Gesamtphosphat-P	mg/l	0,02	<0,01	0,039	0,039	<0,01	0,01	0,0157	0,0309
ortho-Phosphat	mg/l	<0,015	<0,015		<0,015	0,061	0,03	0,0186	0,0414
ortho-Phosphat-P	mg/l	<0,005	<0,005		<0,005	0,02	0,01	0,0066	0,0137
Silicium	mg/l	5,66	5,76	6,39	4,9	5,86	5,5	5,66	5,83
Eisen, ges.	mg/l	5,07	6,17	6,34	5,8	6,87	3,94	5,38	7,05
Mangan	mg/l	0,9	1,39	1,41	1,4	1,78	1,24	1,27	1,67
DOC	mg/l	1,3	1,8	2 (9,3**)	2,3	1,6	1,7	1,69	2,12
KMnO ₄ -Index	mgO ₂ /l	<0,5	<0,5			<0,5	<0,5	0,25	
Bor	mg/l	0,067	0,056			0,042	0,047	0,05	0,07
Acesulfam	µg/l	1,7	1,4			0,64	0,63	1,09	1,91
N,N-Dimethylsulfamid	µg/l	0,04	0,04			0,03	0,09	0,05	0,09
Gesamthärte	mmol/l	3,77	4,79	4,02	3,89	4,12	3,2	3,94	4,94
	°dH	21,2	26,9	22,5	21,8	23,1	18	22,14	27,70

Externe Belastungen durch den Grundwasserzufluss

		Zustrom OGWL						Mittelwert*	90 % Wert***
		2019 B8 F	2019 B9 F	6003/30 7-9	6003/30 7-9	6003/30 7-9	6817/79 2		
		10.11.21	10.11.21	27.01.16	21.09.16	11.11.21	11.11.21		
Sauerstoff-18 (*18O) CRDS	‰	-8,57	-8,45			-8,53	-5,8	-7,84	-5,79
Deuterium (*2H) CRDS	‰	-59,1	-58,7			-59	-46	-55,70	-45,96
Deuterium-Exzess	‰	9,46	8,9			9,24	0,4	7,00	13,64
Tritium (*3H)	TU	4,8 ± 0,6	5,4 ± 0,7						
Schwefelhexafluorid (SF6)	fmol/l	3,5 ± 0,4	1,0 ± 0,2						

* Mittelwertberechnung beruht auf den mittleren Belastungswerten an Std. 6003/30 7-9 (n=3) sowie den von 2019 B8/B9 und 6817/79

** als Ausreißer durch ø ersetzt

*** 90% Wert gibt jenen Wert an, der nur in 5 % der Fälle über- oder unterschritten wird

4.3 Beschreibung des umgebenden Grundwassers

4.3.1 Primäre Stoffwechsel- und Reaktionsprozesse

Zunächst sollen hier biochemische Prozesse beschrieben werden, die zur Erläuterung 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.

4.3.1.1 Prozesse mit moderatem Einfluss auf das Eutrophierungsgeschehen

- Aerober-chemoorganotropher-heterotropher Stoffwechsel**

Die Oxidation organischer Kohlenstoffverbindungen unter Bildung von CO₂ durch Mikroorganismen 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 aber weder im oxischen noch im anoxischen Milieu auszugehen. 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:

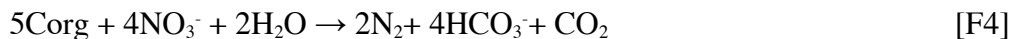




Dabei werden sowohl Fällungs- [2] als auch Flockungsreaktionen [3] hervorgerufen. Zum einen verbindet sich ortho-Phosphat mit dem freiwerdenden Eisen zu schwer löslichem Eisen-III-Phosphat (FePO_4), zum anderen entsteht ein Eisenhydroxid [$\text{Fe}(\text{OH})_3$], an das die Eisenphosphat-Partikel angelagert werden. Dieser Adsorptionsvorgang scheint für die Phosphatfällung eine bedeutendere Rolle zu spielen als die Bildung von Eisenphosphat (COOKE et al. 1993; HUPFER & SCHARF 2002).

- **Anaerobe-chemoorganotrophe-heterotrophe Denitrifikation**

Dieser nach der Formel (SCHLEGEL 1992)



ablaufende Prozess ist einer der wichtigsten Stoffwechselprozesse unter Sauerstoffarmut und führt zur Nitratreduktion und zur Kohlenstoffoxidation.

Die Denitrifikanten sind aerobe, strikt respiratorische Bakterien, die anaerob nicht zu wachsen vermögen, wenn Nitrat nicht zur Verfügung steht (SCHLEGEL 1992). Es gibt anscheinend keine Denitrifikanten, die obligate Anaerobier wären. Alle Denitrifikanten verfügen vielmehr über das komplette Atmungssystem.

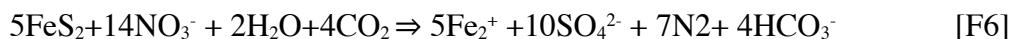
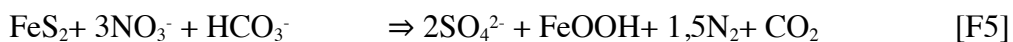
SCHLEGEL (1992) gibt die folgende Artenauswahl als repräsentativ für die Nitratatmung an:

- *Pseudomonas denitrificans*
- *Paracoccus denitrificans*
- *Thiobacillus denitrificans*
- *Pseudomonas aeruginosa*
- *Bacillus licheniformis*

4.3.1.2 Prozesse mit Phosphorrückhalt

4.3.1.2.1 Anaerobe chemolithoautotrophe Denitrifikation und Folgereaktionen

Nach Nitratreintrag kann es infolge der anaeroben chemolithoautotrophen Denitrifikation, die bei Mangel an organischem Kohlenstoff anstelle der anaeroben chemoorganotrophen heterotrophen Denitrifikation abläuft, zu einer Phosphormitfällung im Rahmen der Eisenoxidation kommen. Dieser Denitrifikationsprozess vollzieht sich in Abhängigkeit von den Redoxzuständen entsprechend einer der folgenden Reaktionsgleichungen (RÖDELSPERGER et al. in DFG 1992 & DVWK 1993) und kommt im Grundwasser deutlich häufiger vor als im Seewasser:



Da in vielen Grundwasserleitern Pyrit abgelagert ist, wird durch die Denitrifikation Eisen frei, das entweder in dreiwertiger Form [F5] oder in zweiwertiger Form [F6] vorliegt. An den Eisenoxidhydraten wird Phosphat adsorbiert, so dass bei einer Reaktion entsprechend Formel F5 eine verstärkte Phosphorfestlegung erfolgt.

Durch die Zugabe von Nitrat kann die Bildung von Eisenoxidhydraten auch verursacht werden, wenn Eisen in zweiwertiger Form entsprechend Reaktionsgleichung F6 oder aus anderer Quelle vorliegt. Dabei ergibt sich eine Reaktion, die nach der folgenden Formel abläuft (KÖLLE 1991 & 1992):



Wenn Eisen vorhanden ist, wird also das Phosphorbindungsvermögen durch die Nitratzugabe in jedem Fall gesteigert.

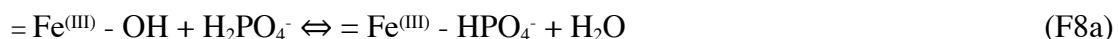
4.3.1.2.2 Ad- und Desorption

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

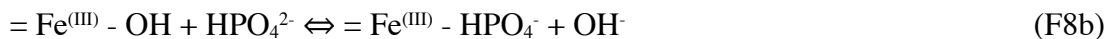
Die spezifische Adsorption beruht im Gegensatz zur unspezifischen auf einer Wechselwirkung zwischen bestimmten Anionen und Adsorbentien (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Zu ihnen gehören vor allem Al- und Fe- Hydroxyde sowie einige Tonmineralien. Spezifisch adsorbiert wird unter anderem Phosphat. Dieses Anion hat eine hohe Affinität zu den Adsorbentien und kann insofern in die Koordinationshülle ihrer Atome eindringen, OH- und OH₂-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 (HPO₄²⁻) und Dihydrogenphosphat (H₂PO₄⁻) 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

4.3.1.2.3 Fällungsprozesse

Freies Eisen (Fe- III) dient für ortho-Phosphat als Fällungspartner. Auf diesen Prozess wurde in Kapitel 4.3.1.1 (Reaktionen [F2] und [F3]) schon eingegangen. Damit es zur Phosphatfällung kommt, ist neben Eisenüberschuss auch ein oxisches Milieu notwendig.

4.3.1.3 Prozesse mit Phosphormobilisierung

- **Anaerobe-chemoorganotrophe-heterotrophe Sulfatreduktion**

Die Sulfatreduktion findet nur unter streng reduzierenden Bedingungen in einem Redox-Spannungsbereich von ca. -400 bis 0 mV statt. Für die Sulfatreduktion kann die folgende Gleichung (SCHLEGEL 1992) angegeben werden:



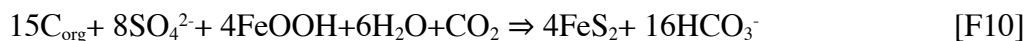
Zur Sulfatatmung sind mehrere Gruppen anaerober Bakterien befähigt, wie *Desulfovibrio*, *Desulfobacterium*, *Desulfococcus*, *Desulfomonas*, *Desulfobulbus*, *Desulfosacrina*, *Thermosulfobacterium*, *Desulfonema*, *Desulfotomaculum* und *Archaeoglobus*.

Als Wasserstoff- oder Elektronendonator können einfache niedermolekulare Verbindungen (Lactat, Acetat, Fettsäuren usw.) oder aber auch Wasserstoff (H_2) dienen.

Einige Arten vermögen mit H_2 und Sulfat oder Thiosulfat autotroph zu wachsen. Dazu gehören u.a. die Stämme *Desulfovibrio*, *Desulfobacterium* und *Desulfococcus*. Insofern kann es sich bei der Sulfatreduktion auch um einen chemolithotrophen Prozess handeln.

Der entstandene Sulfidschwefel reagiert in Gewässern und auch im wassergesättigten Sediment bzw. Boden weiter.

Wenn detritisches Eisen vorhanden ist, kommt es durch Ausfällungsvorgänge zum Pyritniederschlag. RÖDELSPERGER et al. (in DFG 1992 & DVWK 1993) geben hierfür die folgende Gleichung an:



Neben Eisen werden auch andere Schwermetalle (z.B. Nickel) gefällt bzw. mitgefällt. Während dieses Vorgangs findet eine pH-Erhöhung statt, die sich durch das entstehende Hydrogencarbonat ergibt. Dieses Säureneutralisationspotential (HCO_3^-) bleibt in Lösung und wird in der Regel mit dem Grundwasser wegtransportiert. Der sich niederschlagende Pyrit stellt ein Säurebildungspotential dar und akkumuliert an Ort und Stelle.

Das als Zwischenprodukt entstehende Sulfid ist hoch toxisch und verdrängt zudem Phosphate unter Bildung von FeS aus ihren Bindungsstellen. Außerdem ermöglicht Sulfid eine chemische Reduktion von Fe III (BOSTRÖM et al. 1988 & HUPFER 1993). Hieraus ergibt sich das starke Phosphatfreisetzungsvermögen dieses Vorgangs.

4.3.1.4 Weitere Prozesse

- **Aerober autotroph-chemolithotropher Stoffwechsel**

In Anwesenheit von Sauerstoff kann Pyrit aerob oxidiert werden. Die Reaktionsgleichung lautet in diesem Fall:



Durch diesen Prozess der aeroben Pyritverwitterung kommt es zu einer sehr starken pH-Absenkung, die einen erheblich größeren Umfang erreicht als bei der autotroph-chemolithotrophen Denitrifikation, vor allem wenn das Hydrogencarbonat mit dem abströmenden Grundwasser wegtransportiert wird und somit dem niedergeschlagenen Pyrit bei der Reoxidation kein entsprechend hohes Säureneutralisationspotential gegenübersteht.

4.3.1.5 Steuerungswirkung biochemischer Prozesse für die Grundwasserbeschaffenheit

In der Tabelle 4.2 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 widerspiegelt, wenn sich das freie Sulfid bei Eisenüberschuss als Pyrit niederschlägt.

Tabelle 4.2: 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 ₄ -Werte.	Häufig ohne Effekt, nur bei hoher Intensität P & NH ₄ Zunahme.
P 2	Fällungsprozesse (F2 & F3)	Oxisches Milieu und Eisenüberschuss.	Sauerstoffgehalte > 2 mg/L, sehr geringe ortho-Phosphatwerte. Ist im reduzierten Grundwasser bedeutungslos, hat aber bei hohen Eisengehalten und der anschließenden Oxidation im See für den Phosphorhaushalt des Baggersees eine sehr hohe Bedeutung.	P Abnahme
P 3	Anaerob-chemoorganotrophe-heterotrophe Denitrifikation (F4)	Anoxisches Milieu, hohe Gehalte an organischem Kohlenstoff und Nitrat.	Geringe Sauerstoffgehalte, hohe DOC/TOC- und HCO ₃ -Werte. Bei intensiver Denitrifikation nehmen die NH ₄ -Gehalte zu. Bei Eisenüberschuss in der Regel sehr geringe Phosphorgehalte.	P Abnahme bei Nitrat- / Eisenüberschuss
P 4	Anaerob-chemolithoautotrophe Denitrifikation (F5, F6 & F7)	Anoxisches Milieu, hohe Gehalte an anorganischem Kohlenstoff (HCO ₃ , CO ₂). Pyrit Ablagerungen im Aquifermaterial.	Geringe Sauerstoffgehalte. Hohe Sulfat- und Eisen- Werte, niedrige HCO ₃ - und pH-Werte. Bei Eisen- und Nitratüberschuss in der Regel sehr geringe Phosphorgehalte im Grundwasser, wobei nachgeliefertes Eisen bei vorhandenem Nitrat weiterreagiert und ausfällt. Sehr hohes P-Fällungspotential bei Oxidation des Wasserkörpers im See.	P Abnahme bei Nitrat- / Eisenüberschuss
P5a	Adsorption (F8)	Oxisches Milieu	Sauerstoffgehalte > 2 mg/L, ggf. hohe Eisengehalte.	P-Abnahme
P5b	Desorption (F8)	Anoxisches Milieu, sulfidische Bedingungen, hoher pH-Wert.	Geringe Sauerstoffgehalte und hohe Sulfidwerte bzw. hohe pH-Werte.	P-Zunahme

Nr.	Prozess*	Voraussetzungen	Indikatorparameter	Effekt
P 6	Anaerobe-chemoorganotrophe-heterotrophe Sulfatreduktion ohne Eisenüberschuss (F9)	Hohe geogene Ausgangsbelastung des Grundwasserleiters mit Sulfat, hohe Gehalte an DOC und TOC (alternativ auch H ⁺).	Abnahme der Sulfatwerte, Zunahme der H ₂ S- und S ²⁻ -Werte. Ebenfalls hohe HCO ₃ -Gehalte und pH-Werte.	Starke P-Zunahme
P 7	Anaerobe-chemoorganotrophe-heterotrophe Sulfatreduktion mit Eisenüberschuss und Pyritniederschlag (F9 & F10)	Hohe geogene Ausgangsbelastung des Grundwasserleiters mit Sulfat, hohe Gehalte an DOC und TOC (alternativ H ⁺). Gelöstes Eisen.	Abnahme der Sulfatwerte, geringe oder moderate H ₂ S- und S ²⁻ -Werte durch Pyritbildung. Hohe HCO ₃ -Gehalte und pH-Werte.	Moderate P-Zunahme
P 8	Aerober-autotroph-chemolithotropher Stoffwechsel (Pyrit-Verwitterung) (F11)	Oxisches Milieu, Pyrit-Ablagerungen im Aquifermaterial.	Hohe Sauerstoffgehalte, Zunahme der Sulfat- und Eisengehalte. Niedrige pH-Werte.	Aufgrund der begrenzten Sauerstoffnachlieferung im Grundwasserleiter von untergeordneter Bedeutung.

* Die Bezeichnungen F1 bis F11 beziehen sich auf die in den Kapiteln 4.3.1.1 bis 4.3.1.4 beschriebenen Reaktionsformeln

4.3.2 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 2016 bis 2022 an den Zustrommessstellen 2019 B8 F, 2019 B9 F, 6003/307-9 und 6817/792 erfasst wurden (vgl. Abbildung 4.2).

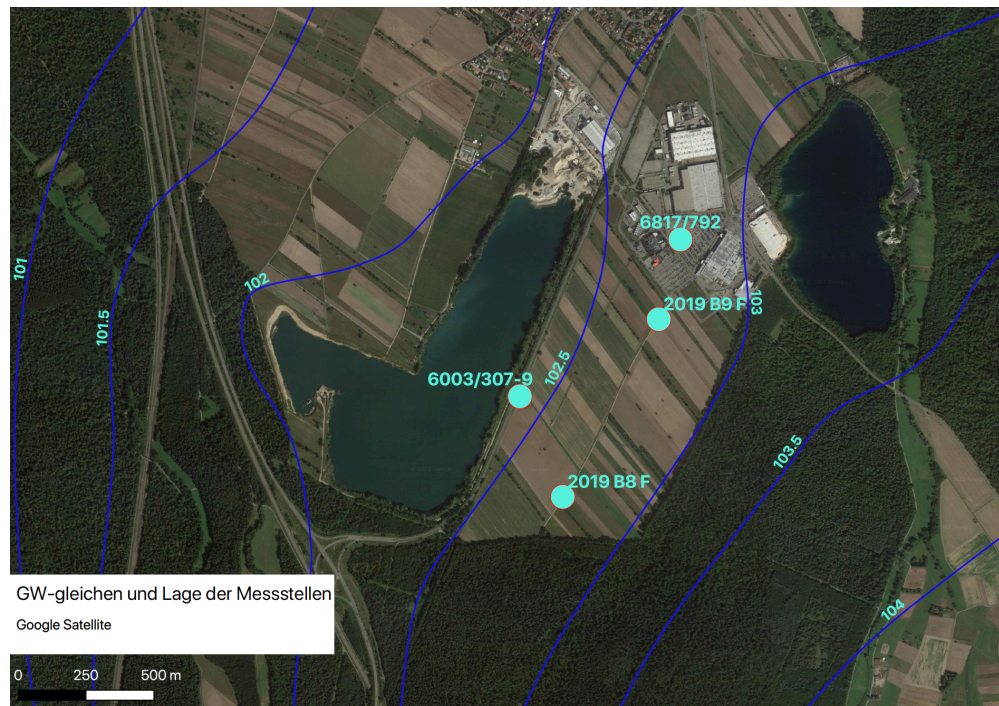


Abbildung 4.2: Lage der GW-Messstellen im Seezustrom

4.3.2.1 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 Werte der in diesem Zusammenhang relevanten Parameter sind der Tabelle 4.3 zu entnehmen.

Tabelle 4.3: Oxidationszustand des Grundwassers (OGWL) im Umfeld des Wiesentaler Baggersees

		anoxisches Milieu					
		Nitrat- über- schuss	abgeschlossene autotrophe Denitrifikation				einsetzende Sulfatreduktion
		2019 B8 F	2019 B9 F	6817/7 92	6003/3 07-9	6003/3 07-9	6003/307-9
	Datum	10.11.21	10.11.21	11.11.21	27.01.16	11.11.21	21.09.16
pH-Wert	/	7,1	7,1	7,2	7,58	7,1	7,86
Sauerstoff	mg/l	1	<0,1	<0,1	1,6	<0,1	0,1
Hydrogencarbonat	mg/l	296	296	199	293	297	309
Sulfat	mg/l	120	220	150	151	150	109
Nitrat	mg/l	3,8	0,31	0,59	<1	0,3	1,7
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0,86	0,07	0,13	<0,25	0,07	0,4
Eisen, ges.	mg/l	5,07	6,17	3,94	6,34	6,87	5,8
DOC	mg/l	1,3	1,8	1,7	2	1,6	2,3
Biochemische Prozesse							
P 4*: autotrophe Denitrifikation		Die hohen Eisengehalte und die erhöhten Sulfatwerte weisen auf eine vorausgegangene und weitgehend abgeschlossene (autotrophe) Denitrifikation hin. Dieser Prozess ist für den oberstromigen Grundwasserleiter charakteristisch					
P 7*: Sulfatreduktion mit Eisenüberschuss (F9&F10)							Einsetzende Sulfatreduktion, die aber aufgrund der geringen DOC Werte nur moderat ausfällt. Deutliche Sulfidbildung wird durch den Eisenüberschuss unterbunden.

* Vgl. Tabelle 4.2, Seite 19

Die Messwerte belegen für den OGWL einen anoxischen Charakter. Bis auf die Messstelle 2019 B8 F ist von einer weitgehend abgeschlossenen autotrophen Denitrifikation und einer einsetzenden Sulfatreduktion auszugehen. Das geringe Ausmaß der Sulfatreduktion ist auf die niedrigen DOC-Konzentrationen zurückzuführen.

Bei der von leicht erhöhten Nitratgehalten geprägten Messstellen 2019 B8 F bietet die Sauerstoffarmut günstige Voraussetzungen für die autotrophe Denitrifikation. Die hohen Nitratwerte unterbinden effizient die Sulfatreduktion.

4.3.2.2 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 in geringen bis mäßigen Konzentrationen bzw. Spuren vor (vgl. Tabelle 4.4). Der Grundwasserzustrom übt demzufolge eine mäßig eutrophierende Wirkung auf den See aus.

Die leicht erhöhten Ammoniumwerte sind auf heterotrophe Ab- und Umbauvorgänge einschließlich Nitratammonifikation zurückzuführen.

Tabelle 4.4: Nährstoffgehalte des Grundwassers (OGWL) im Umfeld des Wiesentaler Baggersees

		2019 B8 F	2019 B9 F	6003/307-9	6003/307-9	6003/307-9	6817/792
		10.11.21	10.11.21	27.01.16	21.09.16	11.11.21	11.11.21
Sauerstoff	mg/L	1	<0,1	1,6	0,1	<0,1	<0,1
Nitrat	mg/L	3,8	0,31	<1	1,7	0,3	0,59
Eisen, ges.	mg/l	5,07	6,17	3,94	6,34	6,87	5,8
Nitrat-Stickstoff	mg/L	0,86	0,07	<0,25	0,4	0,07	0,13
Ammonium	mg/L	0,18	0,51	0,35	0,41	0,32	0,6
Ammonium-N	mg/L	0,14	0,40	0,27	0,32	0,25	0,47
Nitrit	mg/L	0,06	<0,01	<0,01	<0,03	0,03	0,08
Nitrit-N	mg/L	0,018	<0,003	<0,003	<0,01	0,009	0,024
N _{anorganisch} ges.	mg/L	1,018	0,47	0,395	0,72	0,329	0,624
Gesamtphosphat-P	mg/l	0,02	<0,01	0,039	0,039	<0,01	0,01
ortho-Phosphat-P	mg/l	<0,005	<0,005		<0,005	0,02	0,01
N:P Verhältnis		51:1	94:1	10:1	18:1	66:1	62:1
P1*: heterotropher Kohlenstoffabbau		Aufgrund der geringen DOC-Werte keine P Freisetzung durch Mineralisierungsvorgänge.					
P 4*: autotrophe Denitrifikation		Die hohen Eisengehalte und die erhöhten Sulfatwerte weisen auf eine vorausgegangene und weitgehend abgeschlossene (autotrophe) Denitrifikation hin. Da ein Nitratüberschuss fehlt, besteht kein hoher Phosphatrückhalt. Zu diesem kommt es erst nach Zufluss in den See und Oxidation der reduzierten Eisenverbindungen im See- wasser.					
P 7*: Sulfatreduk- tion mit Eisenüber- schuss		Einsetzende Sulfatreduktion, die aber aufgrund der geringen DOC Werte nur moderat ausfällt. Deutliche Sulfidbildung wird durch den Eisenüberschuss unterbunden. Zu einer massiven Phosphatfreisetzung kann es dadurch nicht kommen.					

* Vgl. Tabelle 4.2, Seite 19

Weder der heterotrophe Kohlenstoffabbau noch eine Sulfatreduktion mit Eisenmangel kommen als Faktoren für eine starke Phosphatmobilisierung in Frage. Gerade der Eisenüberschusses unterbindet eine Schwefelwasserstoff- / Sulfid-Anreicherung, so dass die Bedingungen für eine starke Phosphorfreisetzung nicht gegeben sind.

Allerdings kommt es durch das anoxische Milieu und die geringen Nitratwerte auch nicht zu Fällungs- und Adsorptionsvorgängen. Damit fehlen ausgesprochene Phosphatsenken. Es ist von einer moderaten Phosphatmobilisierung auszugehen.

4.3.2.3 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 (HCO₃) 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 4.5) 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 4.5: Hydrogenkarbonat- und Calciumgehalte im seenahen Grundwasser

		Zustrom OGWL							
		2019 B8 F	2019 B9 F	6003/30 7-9	6003/30 7-9	6003/30 7-9	6817/79 2	Mittel- wert*	90% Wert**
		10.11.21	10.11.21	27.01.16	21.09.16	11.11.21	11.11.21		
Sk-Wert (pH 4,3)	mmol/l	5	5,15			5,1	3,4	4,66	5,93
Calcium	mg/l	130	160	128	121	130	110	131,58	162,98
Hydrogencarbonat	mg/l	296	296	293	309	297	199	272,67	346,68
Gesamthärte	mmol/l	3,77	4,79	4,02	3,89	4,12	3,2	3,94	4,94
	°dH	21,2	26,9	22,5	21,8	23,1	18	22,14	27,70

* Mittelwertberechnung beruht auf den mittleren Belastungswerten an Std. 6003/30 7-9 (n=3).

** Gibt jenen Wert an, der nur in 5 % der Fälle über- oder unterschritten wird

4.3.2.4 Temperatur und Leitfähigkeit

Die Temperatur- und Leitfähigkeitswerte im Grundwasser (vgl. Tabelle 4.1 auf Seite 14) zeigen ein mittleres Ausmaß und verweisen nicht auf Defizite im Untersuchungsgewässer.

4.3.2.5 Weitere Parameter

Die Messwerte für Natrium und Chlorid (vgl. Tabelle 4.6) zeigen eine höhere Grundwasserbelastung in Ortsnähe (Messstellen 2019 B9 F und 6817/792), was eventuell auf Streusalzbelastungen im Siedlungsbereich oder andere, abwasserbürtige Belastungen zurückzuführen ist. Hinsichtlich der Chlorid- und Natriumgehalte besteht eine hohe Ähnlichkeit der Seebelastung mit den Messstellen 2019 B8 F und 6003/307-9.

Für Calcium verfügt der See durch die biogene und physikalische Entkalkung über ein erhebliches Retentionsvermögen. Dies trifft in vermindertem Umfang auch für Magnesium zu.

Starke Belastungen, die auf punktuelle oder diffuse Eintragsquellen zurückzuführen wären, sind nicht zu erkennen.

Tabelle 4.6: Weitere Messwerte im seenahen Grundwasser

		Zustrom OGWL						Mit- tel- wert	90% Wert *	Mittl. Seebelastung
		2019 B8 F	2019 B9 F	6003/3 07-9	6003/3 07-9	6003/3 07-9	6817/7 92			
		10.11.21	10.11.21	27.01.16	21.09.16	11.11.21	11.11.21			
Chlorid	mg/l	31	45	31	23	35	65	42,67	67,40	30
Natrium	mg/l	16	21	13	13	13	37	21,75	37,85	15
Kalium	mg/l	1,9	3,2	1,89	1,9	2	3,3	2,58	3,75	3,9
Calcium	mg/l	130	160	128	121	130	110	132	163	85
Magnesium	mg/l	15	22	20,1	21	20	13	17,59	24,04	16
Silicium	mg/l	5,66	5,76	6,39	4,9	5,86	5,5	5,66	5,83	0,68

* Gibt jenen Wert an, der nur in 5 % der Fälle über- oder unterschritten wird.

5 Grundwasser-Seewasser Wechselwirkungen und Eutrophierungspotential des zufließenden Grundwassers

Die Wechselwirkungen zwischen Grund- und Seewasser sowie die Folgen des Nährstoffeintrags durch den Grundwasserzufluss für den Nährstoffhaushalt des Sees werden im Folgenden unter Bezug auf Beschaffenheitsunterschiede kennzeichnender Parameter sowie die jeweils bestimmenden chemisch-physikalischen und biochemischen Prozesse diskutiert.

5.1 Temperaturlängsprofile

Am 5.3.2022 erfolgte eine flächenmäßige Erfassung der Wassertemperaturen im Bereich der Wasseroberfläche entlang der Uferlinie und in einem weiteren Segment (vgl. Abbildung 5.1). 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. Von einer Beeinflussung des Temperaturhaushaltes im See ist neben den Auswirkungen des Grundwasserzuflusses allerdings auch durch die Rückleitung des bei der Kieswäsche anfallenden Rückspülwasser auszugehen, das ebenfalls zu einer Erwärmung des Seewassers beiträgt.

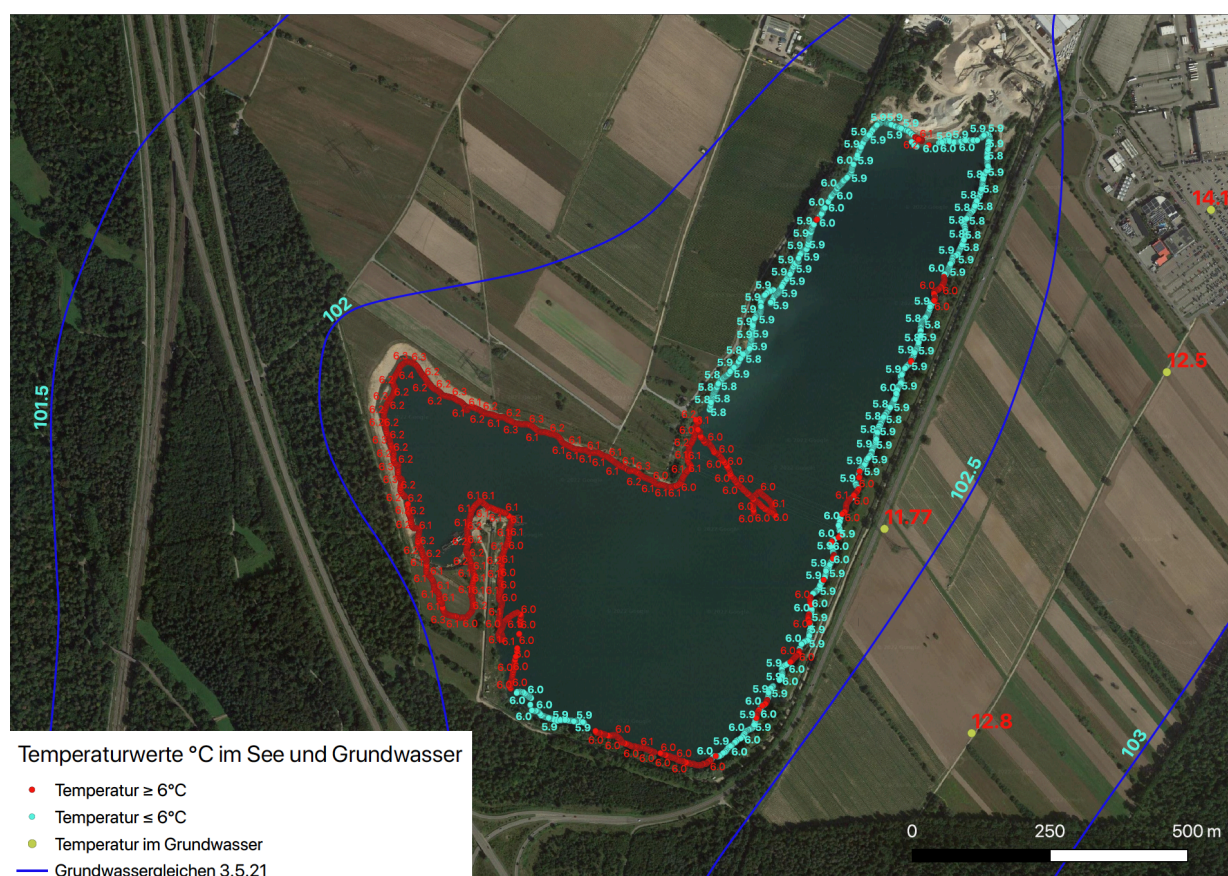


Abbildung 5.1: Verteilung der Temperaturwerte [°C] im Untersuchungsgebiet vom 5.3.2022

Aus der Messung vom 5.3.2022 sind keine Hinweise auf Zutrittsstellen von Grundwasser abzuleiten. Starke Gradienten traten nicht auf. Die räumliche Differenzierung spiegelt nicht die Grundwasserzustromverhältnisse wider, sondern sie wird von der starken Sonnenbestrahlung während der Probenahme und der Windabschattung in Teilbereichen des Sees verursacht.

5.2 Leitfähigkeitswerte im Längsprofil

Die parallel zu den Messungen der Wassertemperatur flächenmäßig erfassten Werte der elektrischen Leitfähigkeit (vgl. Abbildung 5.2) ergaben hingegen ein eindeutiges Ergebnis. Im unmittelbaren Bereich des Grundwasserzutritts sind die Leitfähigkeitswerte höher als im übrigen See. Hier gehen die Werte aufgrund von Sedimentationsvorgängen und Verdünnungseffekten durch Niederschlag zurück.

Dieser Rückgang wird vor allem durch den Karbonat-Haushalt des Sees und die damit in Zusammenhang stehende biogene und physikalische Entkalkung verursacht, die insbesondere die Hydrogencarbonat-, die Kohlensäure- und die Calcium- Gehalte betrifft.

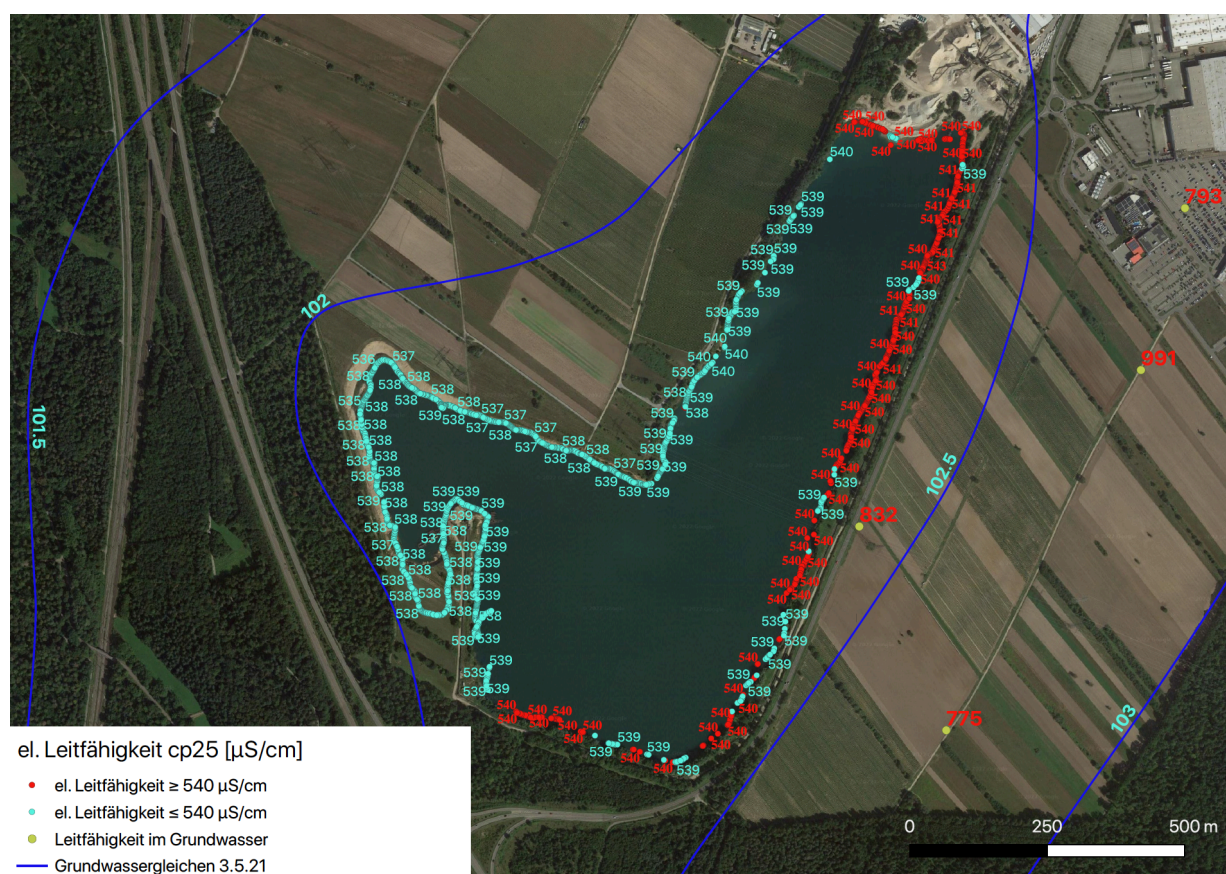


Abbildung 5.2: Verteilung der Leitfähigkeitswerte cp25 [$\mu\text{S}/\text{cm}$] im Untersuchungsgebiet vom 5.3.2022

Betrachtet man die in der Abbildung 5.2 dargestellten Unterschiede der Leitfähigkeitswerte im oberflächennahen Seewasser (0,5 m Wassertiefe), dann ergibt sich eine gute Differenzierung zwischen den durch höhere Leitfähigkeitswerte gekennzeichneten Zustrombereichen des Grundwassers in den See und den Abstrombereichen mit geringeren Leitfähigkeitswerten. Der Messzeitpunkt im Spätwinter war für diese Untersuchung besonders gut geeignet, da sich das

wärmere Grundwasser beim Zustrom in die oberflächennahe Wasserschicht des Sees einmischt und somit die Zustrombereiche deutlicher vom übrigen See unterscheidbar macht.

Die Ermittlung der primären Grundwasserzutrittsstellen mittels unterschiedlicher Ausprägungen der Leitfähigkeitswerte zeigt, dass die vier ausgesuchten Grundwassermessstellen den Grundwasserzustrombereich des Sees repräsentieren.

5.3 Ermittlung der hydraulischen Anbindung des Sees an das Grundwasser mittels Erfassung der Wasserstandshöhen im unmittelbaren Seeumfeld

Im März 2021 wurden mittels Mini-Piezometern Untersuchungen zur Ermittlung der Druckhöhenunterschiede zwischen dem Seewasser und dem seenahen Grundwasser durchgeführt. Mit der in Abbildung 5.3 dargestellten Apparatur können die Wasserstandsdifferenzen zwischen Seewasser und Grundwasser im Nahbereich gemessen werden.

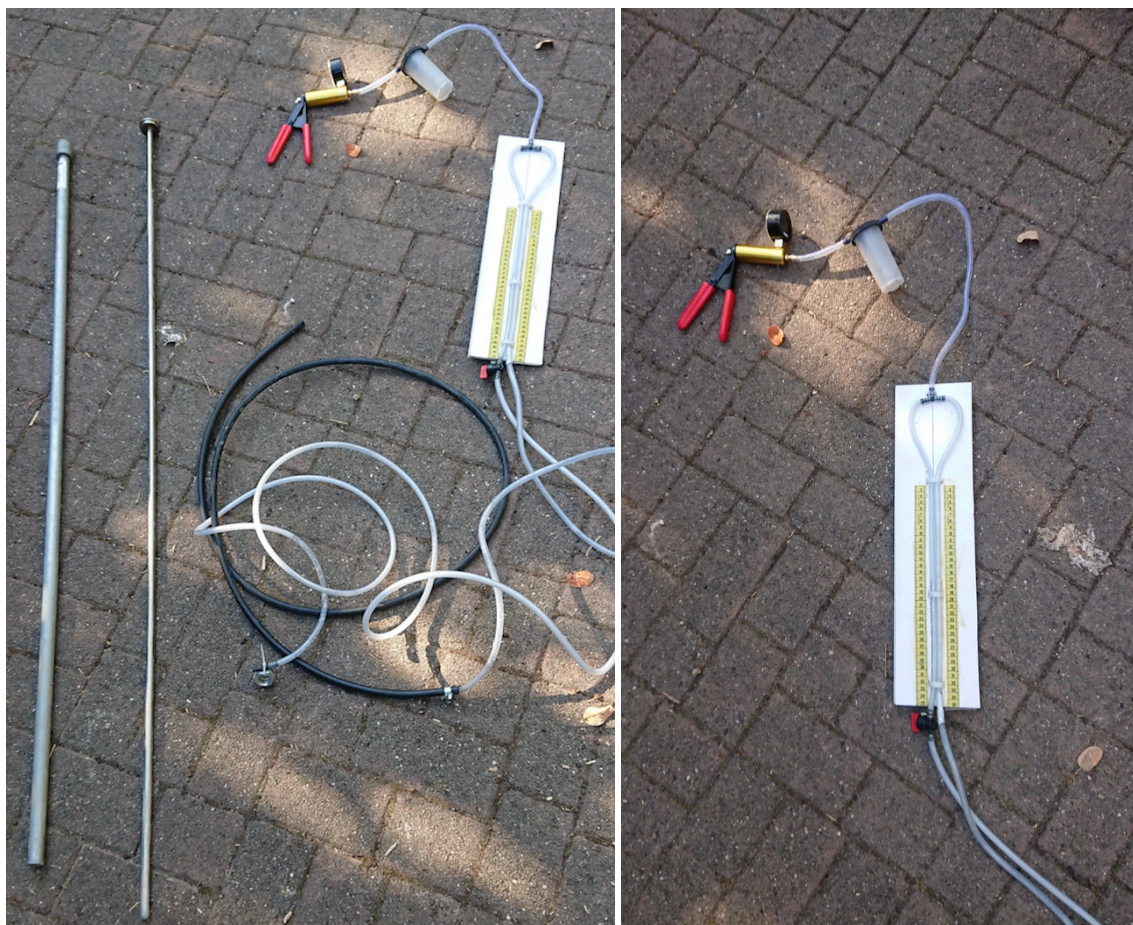


Abbildung 5.3: Apparatur zur Messung der Wasserstandsdifferenzen

Die für das Untersuchungsgebiet ermittelten Werte sind in der Tabelle 5.1 aufgelistet. Über die Uferbereiche, an denen die Grundwasserstände über den Wasserständen des Sees liegen, strömt Grundwasser in den See ein. In Bereichen mit höheren Seewasserständen infiltriert Seewasser in das Grundwasser.

Der Wasserstandsgradient ergibt sich aus der Differenz der Wasserstände von See- und Grundwasser dividiert durch die Entfernung der Messstellen zur Uferlinie.

Grundwasser-Seewasser Wechselwirkungen und Eutrophierungspotential des Grundwassers

Tabelle 5.1: Wasserstandsdifferenzen zwischen See- und Grundwasser im unmittelbaren Seeumfeld

Stand-ort	Lat.	Long.	Distanz zur Uferlinie[cm]=d	Wasserstands-differenz [cm]=h	Wasserstandsgradient (d/h)	Lage im Vergleich zum Grundwasser
1	49,209191	8,512589	125	11	0,09	Seewasserstand höher als Grundwasserstand
2	49,209191	8,512589	78	8,5	0,11	
3	49,209713	8,504813	15	2	0,13	
4	49,209735	8,504812	90	10	0,11	
5	49,209735	8,504812	170	15	0,09	
6	49,214003	8,517665	15	4	0,27	
7	49,214018	8,517663	65	2	0,03	
8	49,213552	8,520039	10	4	0,40	
9	49,213549	8,520013	85	3	0,04	
10	49,205835	8,515672	10	-4	-0,40	Seewasserstand tiefer als Grundwasserstand
11	49,209191	8,512589	30	-3	-0,10	

Stellt man die Entfernung der Uferlinie in Relation zu den Wasserstandsdifferenzen im Abstrom dar (vgl. Abbildung 5.4), ergibt sich mit einem Korrelationskoeffizienten von $r = 0,83$ und einem Anteil der erklärten Varianz von $r^2 = 0,70064$ eine sehr gute Zusatzinformation durch diese Methode im Hinblick auf die Anbindung des Untersuchungsgewässers an das Grundwasser.

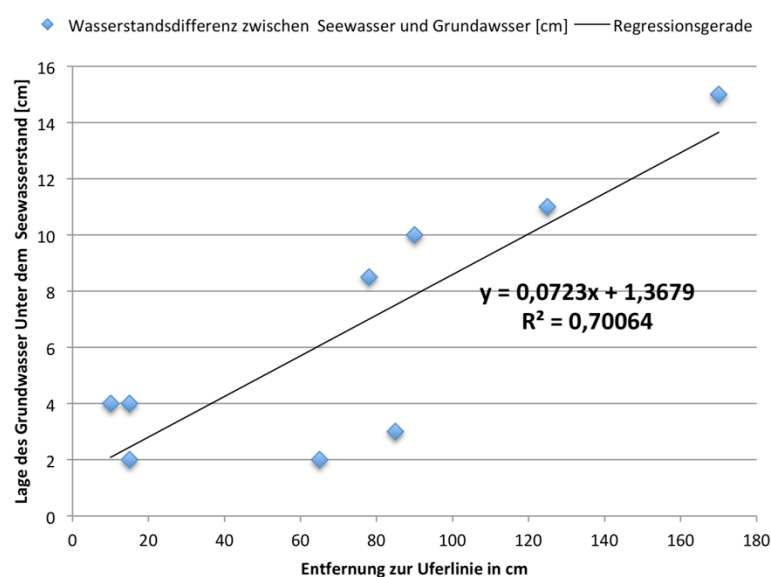


Abbildung 5.4: Relation zwischen Uferlinienentfernung und Wasserstandsdifferenzen im Seeabstrom

Dieses Ergebnis bestätigt auf Basis der Wasserstandsdifferenzen die Untersuchungsergebnisse aus der Berechnung der Grundwassergleichen (vgl. Kapitel 4.1), also eine Durchströmung des Baggersees von süd-östlicher in nord-westliche Richtung.

Die hier nachgewiesenen Zustromgradienten zeigen außerdem, dass sich keine starke Uferkolmatierung ausgebildet hat und Wasseraustauschprozesse zwischen Baggersee und Grundwasser stattfinden.

Grundwasser-Seewasser Wechselwirkungen und Eutrophierungspotential des Grundwassers

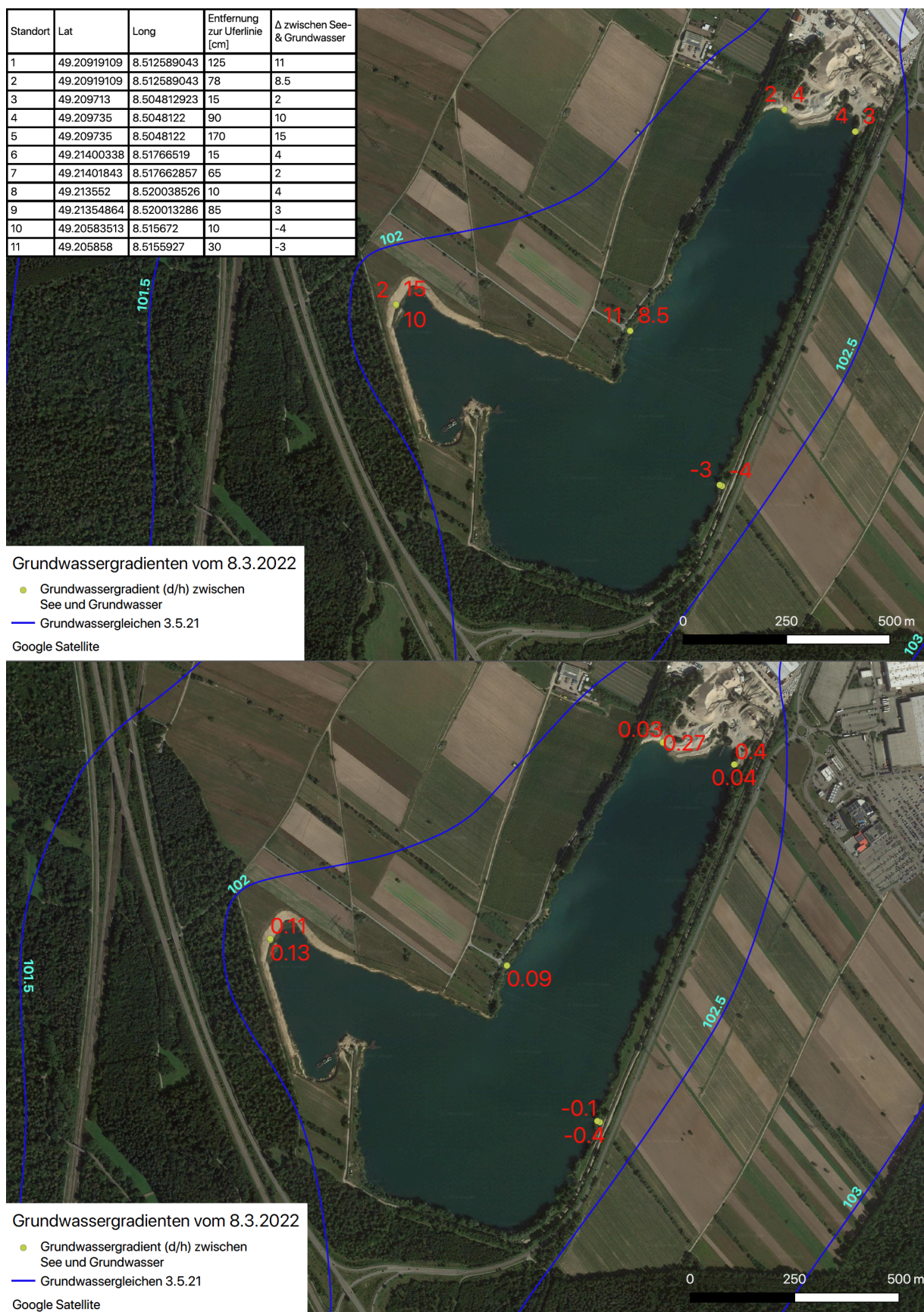


Abbildung 5.5: Wasserstandsdifferenzen und Grundwassergradienten zwischen See und seenahem Grundwasser.

5.4 Eutrophierungspotential des zufließenden Grundwassers

Wie aus den in Kapitel 4.3 beschriebenen Konstellationen der Indikatorparameter hervorgeht, ergeben sich im Grundwasserleiter für Phosphor keine Freisetzungsprozesse. Allerdings fehlen wegen des anoxischen Milieus und der geringen Nitratwerte auch ausgesprochene Phosphorrückhalteeffekte durch Adsorption und Fällung. Aus diesem Grunde sind die Phosphorwerte an der Messstelle GWM 6003/307-9 leicht erhöht.

Wegen der hohen Eisengehalte im Grundwasser ($\approx 6 \text{ mg/L}$), die eine Folge der biochemischen Ab- und Umbauvorgänge im seeoberstromigen Grundwasser sind (Prozess P4, vgl. Tabelle 4.2 auf Seite 19), ergibt sich aber kein erhöhtes Eutrophierungspotential für den Baggersee. Der gegenüber den Phosphorgehalten hohe Eisenüberschuss sorgt dafür, dass durch die Oxidation des Grundwassers im See eine Eisenphosphatfällung stattfindet.

Zusätzlich zu der durch die autotrophe Denitrifikation und die fehlende Sulfatreduktion verursachten hohen Eisenmobilität im Grundwasser kommt es beim Zutritt des Grundwassers in den See im Rahmen der Grundwasser-Seewasser-Wechselwirkungen zu einer Veränderung des Oxidationszustandes (Redoxpotentials). Die Oxidation des zufließenden Grundwassers im See führt in Verbindung mit dem Eisenüberschuss zu einer oxidativen Phosphatfällung. Dieser Prozess (P2, vgl. Tabelle 4.2 auf Seite 19) mit Eisen-III-Phosphat (FePO_4) Fällung und Phosphat Adsorption am Eisenhydroxid [$\text{Fe}(\text{OH})_3$] bewirkt das sehr geringe Eutrophierungspotential des Grundwassers. Der hier beschriebene Vorgang ist in der Abbildung 5.6 dargestellt.

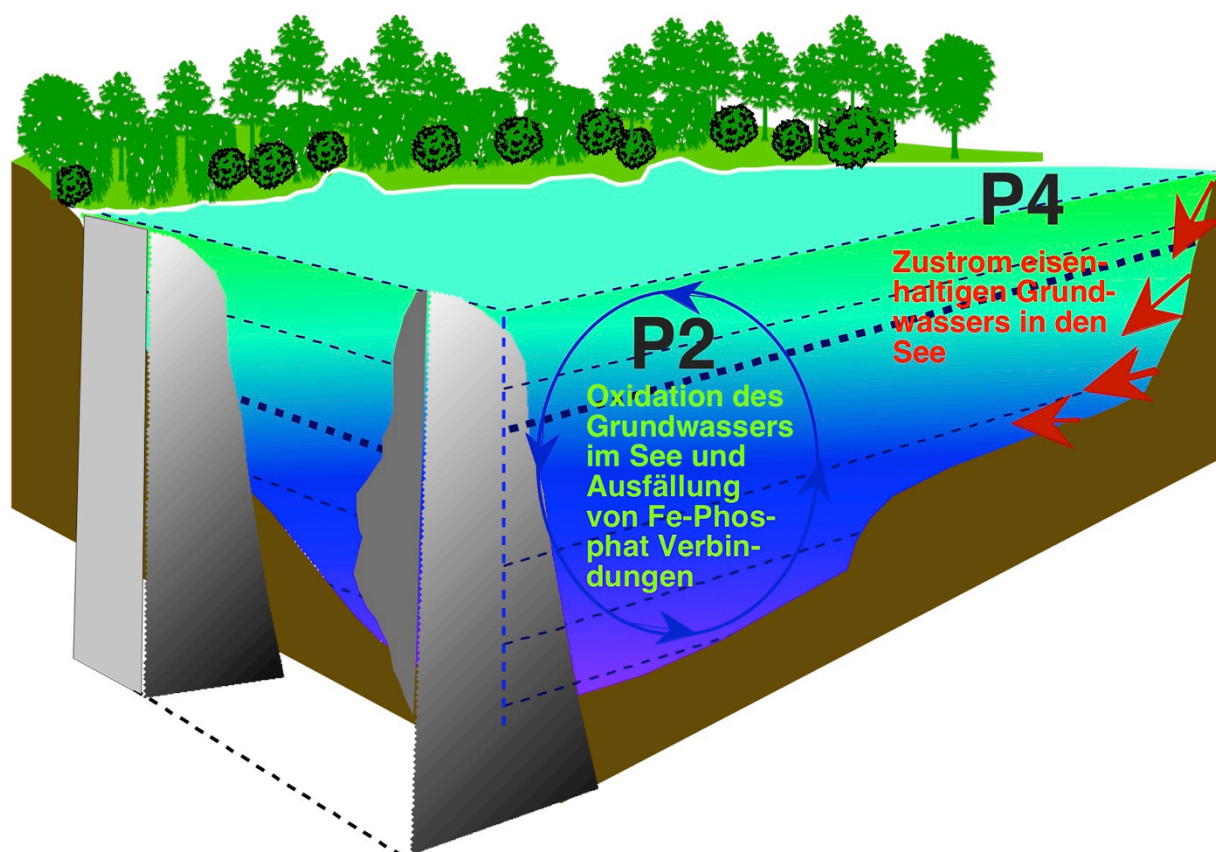


Abbildung 5.6: Durch die Änderung der Redoxverhältnisse wird das eisenhaltige Grundwasser im See oxidiert und eine Eisen-Phosphat-Fällung ausgelöst.

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 PO_4^{3-} ca. 0,59 mg/l Fe^{3+} ausreichen. In der Praxis wird bei der Abwasserbehandlung aber meist das 5 bis 10 fache der stöchiometrisch erforderlichen Menge zugesetzt. Dies sind 5,9 Fe mg/L bezogen auf 1 mg/L PO_4 . Legt man PO_4 -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 noch höherem Faktor zur Anwendung. Im Rahmen der Restaurierung des Kuprun-der 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_4 von 40:1 aus. Höhere Dosierungen führen demnach zu keiner weiteren Abnahme der PO_4 -P Konzentrationen.

Im Grundwasserzuströmbereich des Sees ergeben sich Fe:P Verhältnisse, die eine weitgehenden P-Fällung bei der Oxidation des zuströmenden Grundwassers im See ermöglichen (vgl. Tabelle 5.2).

Tabelle 5.2: Fe:P Verhältnis im zuströmenden Grundwasser

		2019 B8 F	2019 B9 F	6003/307-9	6003/307-9	6003/307-9	6817/792
Messzeitpunkt		10.11.21	10.11.21	27.01.16	21.09.16	11.11.21	11.11.21
Eisen, ges.	mg/l	5,07	6,17	3,94	6,34	6,87	5,8
Gesamtposphat-P	mg/l	0,02	<0,01	0,039	0,039	<0,01	0,01
Fe:P Verhältnis	/	254:1	94:1	10:1	18:1	66:1	62:1
Optimale Phosphatfällung bei Fe:P	54 bis 72 : 1						

Ein weiterer Einfluss auf das Eutrophierungspotential des zufließenden Grundwassers entsteht durch anthropogene Einflüsse in Form des Eintrags von Nährstoffen, insbesondere Nitrat, in den Aquifer bei gleichzeitig verminderter DOC und TOC Verlagerung in den Untergrund durch die Entnahme der Feldfrucht.

Dies verringert oder unterbindet heterotrophe Umsetzungsprozesse im Grundwasserleiter und begünstigt die autotrophe Denitrifikation als dominierenden Prozess, wobei sich infolge fehlender oder geringer Sulfatreduktion eine hohe Eisenmobilität und ein hoher bis sehr hoher Phosphorrückhalt ergibt.

6 Gütezustand des Baggersees

6.1 Untersuchungsumfang und Probennahmestandorte

Als Grundlage zur Beurteilung der Wasser- und Sedimentbeschaffenheit des Baggersees dienen Beprobungen aus dem Zeitraum 2016 bis 2021 (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	Chemisch-physikalische Wasserbeschaffenheit	Tiefenprofile	Sedimentbeschaffenheit
27.01.16	X ³⁾		
21.09.16	X ³⁾		X ³⁾
27.01.19	X ³⁾		
11.03.20	X ³⁾	X ¹⁾	
10.09.20	X ³⁾	X ¹⁾	
23.09.20	X ²⁾	X ²⁾	
6.11.20	X ¹⁾		
22.01.21	X ²⁾	X ²⁾	X ²⁾
8.03.22		X ²⁾	
24.03.21	X ³⁾		
30.04.21	X ¹⁾		
05.05.21	X ¹⁾		
10.11.21	X ¹⁾		
11.11.21	X ¹⁾		
20.12.21	X ¹⁾		

¹⁾ Messung Hydroisotop; ²⁾ Messung BGL; ³⁾ Messung LimnoConsult

Die Lage der beprobten Messstellen ist in den beiden folgenden Abbildungen dargestellt.



Abbildung 6.1: Probennahmestandorte LimnoConsult

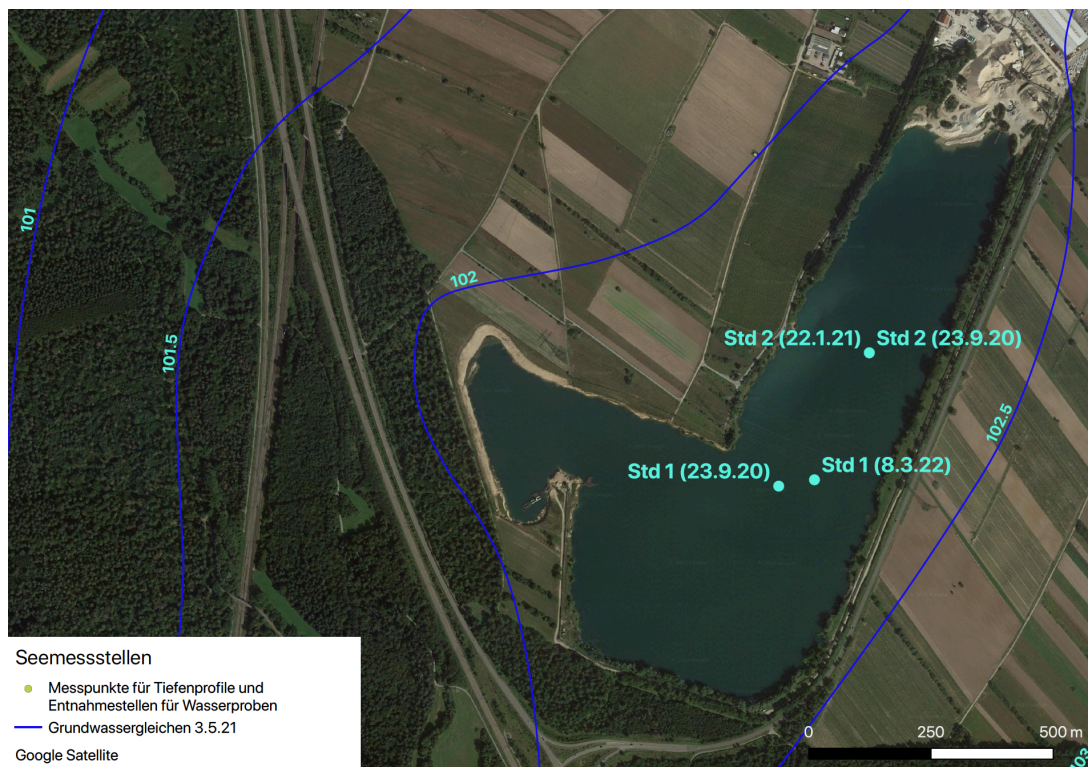


Abbildung 6.2: Probennahmestandorte BGL

6.2 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.

6.2.1 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

6.2.2 Sauerstoffgehalte

Der Sauerstoffhaushalt steht in einem direkten Bezug zur Nährstoffbelastung und Biomasseentwicklung, er beeinflusst maßgeblich das Besiedlungsbild eines Sees. In eingeschichteten Seen kann die relative Mächtigkeit der sauerstoffarmen (< 2 mg/l O₂) Wasserschicht über Grund im Verhältnis zur Gesamttiefe als Trophieindikator herangezogen werden (LfU 2004).

Bei einem mesotrophen Gewässerstatus, der als Zielgröße für das Untersuchungsgewässer gilt, beträgt diese Schicht 10 - 30 % der maximalen Seetiefe. Für das Untersuchungsgewässer ergibt sich demnach bei einer maximalen Gewässertiefe von ca. 26,4 m (Istzustand) als Zielgröße für die Mächtigkeit der sauerstoffarmen Wasserschicht über Grund während der Stagnationsphase ein Wert von ≤ 8 m.

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

6.2.3 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:

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

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

6.2.4 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:

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

6.2.5 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 einge-

schränkt, 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.

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

6.3 Wasserbeschaffenheit

6.3.1 Temperaturhaushalt und Gewässerschichtung

Die Temperaturtiefenprofile (vgl. Abbildung 6.3) zeigen eine Zirkulation des Wasserkörpers in den Winterhalbjahren sowie eine deutliche thermische Schichtung in den Sommerhalbjahren an. Die Temperaturdifferenz zwischen der Wasseroberfläche und dem Gewässergrund betrug in der Stagnationsphase 2020 ca. 10 °C. Unterschiede zwischen den einzelnen Standorten ergaben sich nicht.

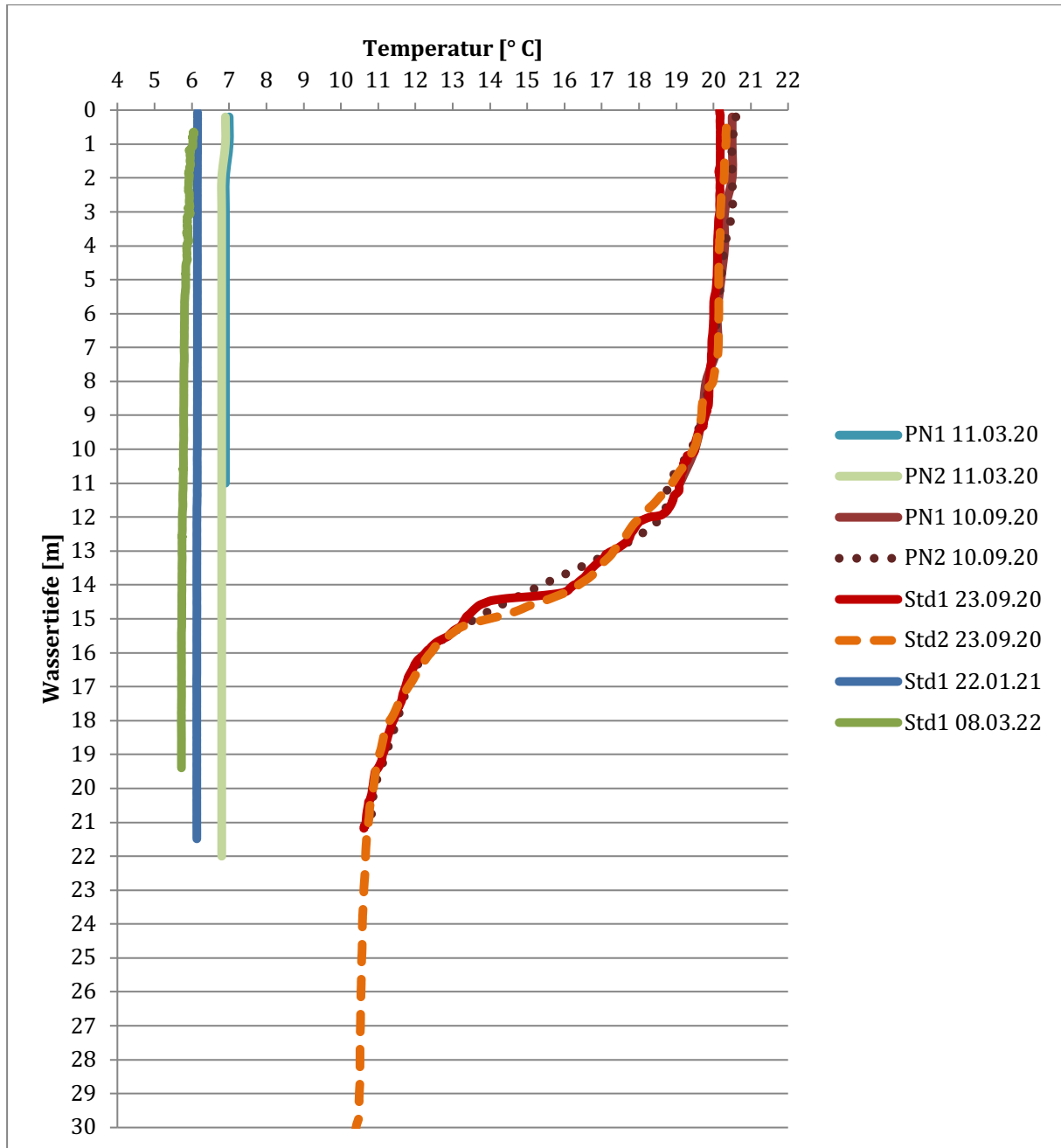


Abbildung 6.3: Tiefenprofile der Wassertemperatur

6.3.2 Sauerstoffhaushalt

Obwohl die Sauerstoffgehalte in der Stagnationsphase mit zunehmender Gewässertiefe deutlich zurückgingen, hatte sich kein sauerstoffarmer Wasserkörper über Grund mit O_2 -Gehalten unter 2 mg/l ausgebildet (vgl. Abbildung 6.4). Der Orientierungswert für einen mesotrophen Status (maximale Ausdehnung der sauerstoffarmen Schicht 10-30 % der Gesamttiefe) wurde demnach deutlich erreicht. In den Zirkulationsphasen kam es stets zu einem Sauerstoffeintrag bis in die Gewässertiefe.

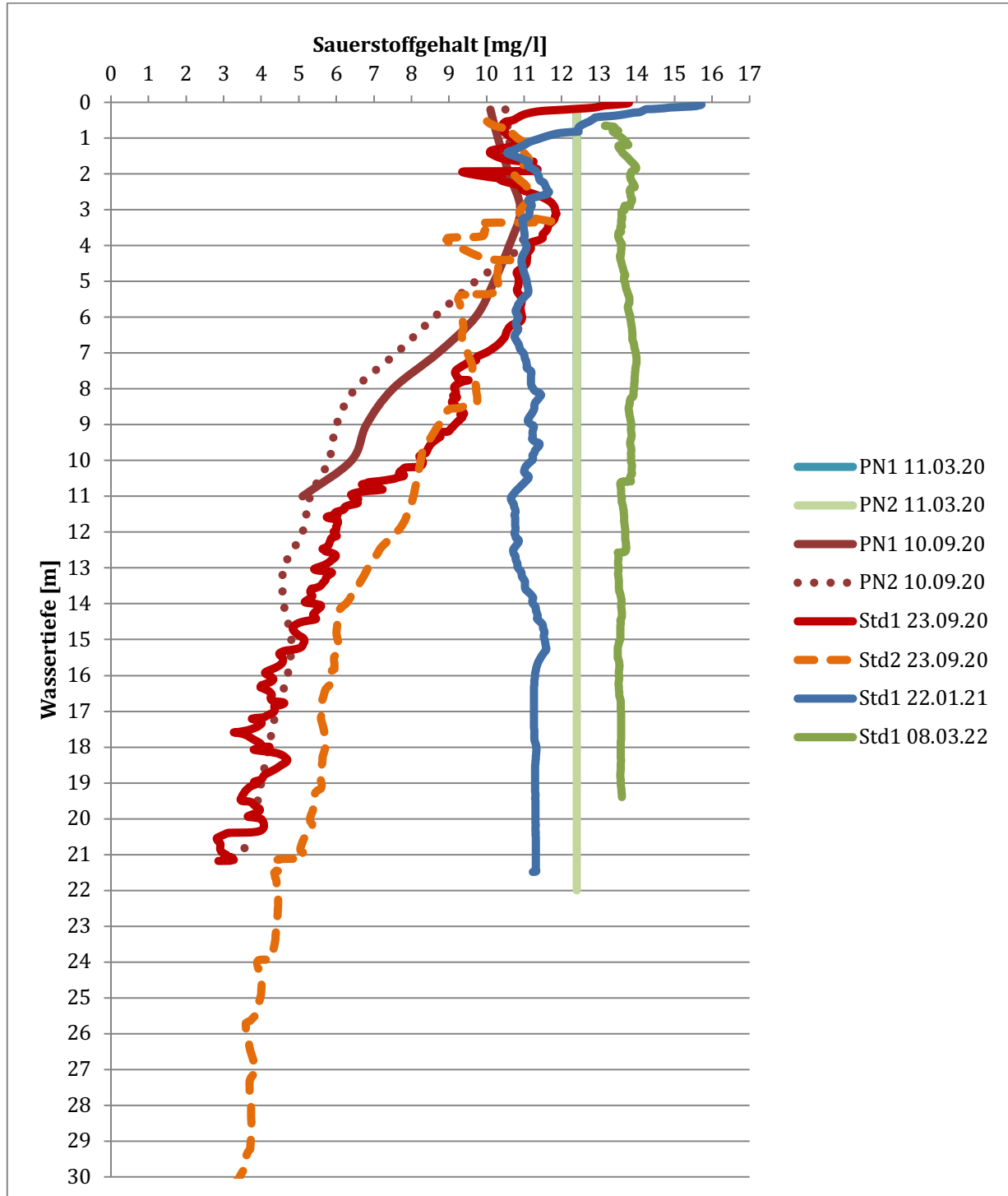


Abbildung 6.4: Tiefenprofile der Sauerstoffgehalte

6.3.3 Leitfähigkeitswerte

Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Indikator für die Menge der im Wasser gelösten Ionen, sie erreichte im Untersuchungsgewässer mittlere, für die geogene Grundbelastung des Naturraums typische Werte.

Die teilweise geringfügig niedrigeren Leitfähigkeitswerte in der oberen, epilimnischen Wasserschicht wurden durch die Stoffaufnahme in Pflanzenbiomasse (Algen, höhere Wasserpflanzen) und physikalische Prozesse verursacht. Im Wesentlichen sind dies Vorgänge, die im Zusammenhang mit der physikalischen oder biogenen Entkalkung stehen.

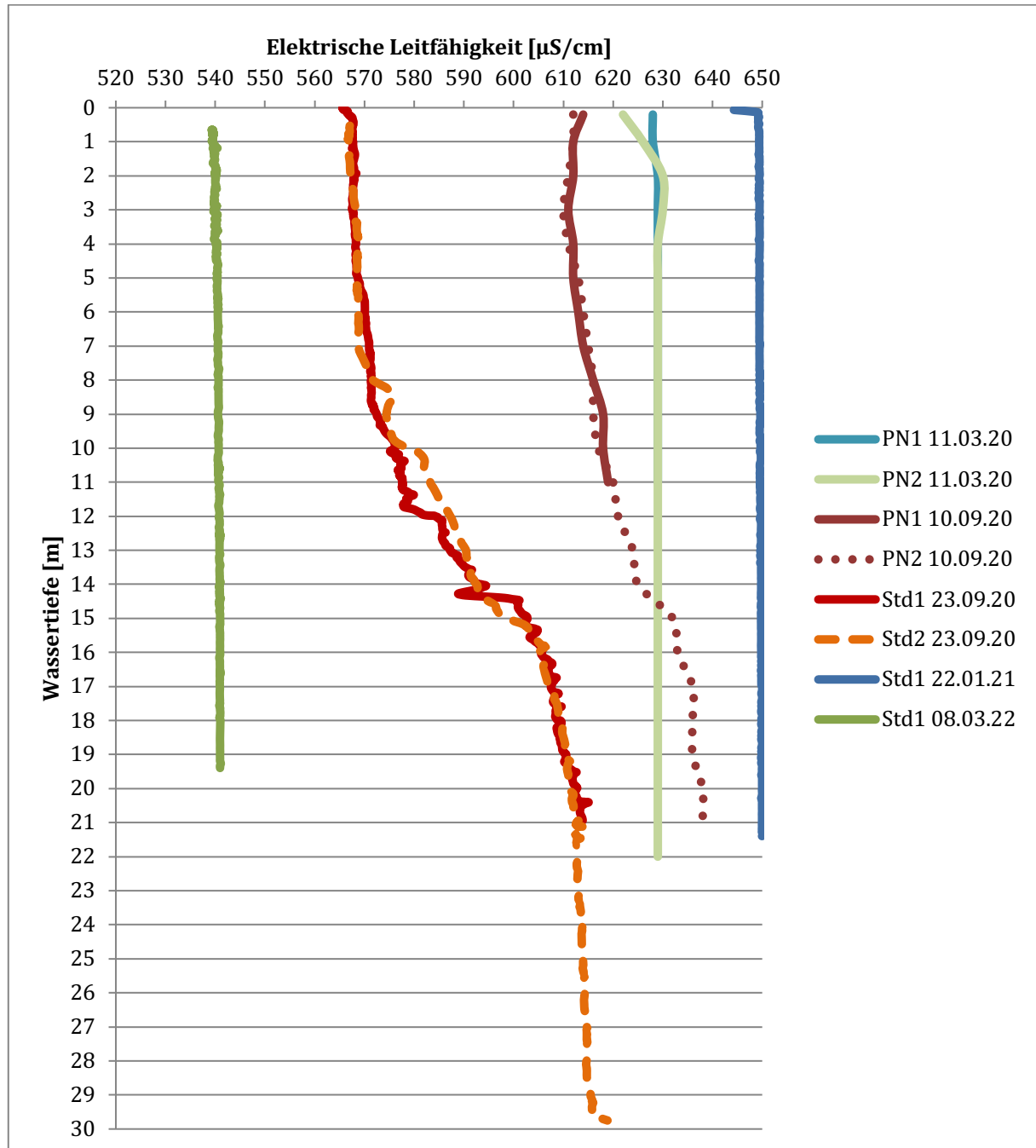


Abbildung 6.5: Tiefenprofile der elektrischen Leitfähigkeit

6.3.4 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) können als Indikatoren zur Beurteilung der Gewässergüte genutzt werden.

Tabelle 6.2: Verteilung ausgesuchter Ionen im Seewasser

Parameter	Messstelle	Tiefe	21.09.16	27.01.19	23.09.20	06.11.20	22.01.21	30.04.21	10.11.21	11.11.21	20.12.21	WW *	Trin kWV **
Sulfat [mg/l]	See (NO)	3m				148		130	150			180	250
		10m				149		130		140	140		
		15m				147		130		140			
	See (SW)	3m				146		130		140			
		10m				147		130		140	140		
		17m				146		130		140			
	See PN1	Epil.	139										
		Hypol.	147										
		ü.Grđ.	117										
		Mischpr.		147									
	See PN2	Epil.	140										
		Hypol.	144										
		ü.Grđ.	142										
		Mischpr.		145									
	Std. 2	Epil.			125								
		Hypol.			122								
		ü.Grđ.			119								
		Mischpr.					140						
Chlorid [mg/l]	See (NO)	3m				28,6		29	30			187,5	250
		10m				28,8		30		30	31		
		15m				28,9		30		31			
	See (SW)	3m				28,2		29		28			
		10m				28,3		30		28	31		
		17m				28		30		30			
	See PN1	Epil.	34										
		Hypol.	31										
		ü.Grđ.	25										
		Mischpr.		29									
	See PN2	Epil.	29										
		Hypol.	30										
		ü.Grđ.	30										
		Mischpr.		28									
	Std. 2	Epil.			29,8								
		Hypol.			27,5								
		ü.Grđ.			26,6								
		Mischpr.					30,9						

Gütezustand des Baggersees

Parameter	Messstelle	Tiefe	21.09.16	27.01.19	23.09.20	06.11.20	22.01.21	30.04.21	10.11.21	11.11.21	20.12.21	WW *	Trin kwV **
Hydro- gencarbo- nat [mg/l]	See (NO)	3m				163		165	167				
		10m				160		170		166	173		
		15m				163		168		170			
	See (SW)	3m				150		169		167			
		10m				142		170		168	173		
		17m				160		171		169			
	See PN1	Epil.	146										
		Hypol.	146										
		ü.Grđ.	165										
		MP.		165									
	See PN2	Epil.	146										
		Hypol.	176										
		ü.Grđ.	177										
		Mischpr.		165									
	Std. 2	Epil.			147								
		Hypol.			164								
		ü.Grđ.			171								
		MP.					162						
Eisen, ges. [mg/l]	See (NO)	3m											0,2
		10m						0,04		<002			
		15m											
	See (SW)	3m											
		10m						0,45		0,71			
		17m											
	See PN1	Epil.	009										
		Hypol.	0084										
		ü.Grđ.	0094										
		MP.		0033									
	See PN2	Epil.	0097										
		Hypol.	0069										
		ü.Grđ.	0052										
		MP.		0012									
	Std. 2	Epil.			0,02								
		Hypol.			0,02								
		ü.Grđ.			0,01								
		MP.					<001						
Mangan [mg/l]	See (NO)	3m											0,05
		10m						0,37		<001			
		15m											
	See (SW)	3m											
		10m						0,32		0,36			
		17m											
	See PN1	Epil.	0009										
		Hypol.	0021										
		ü.Grđ.	0009										
		MP.		0019									
	See PN2	Epil.	0008										
		Hypol.	0014										
		ü.Grđ.	001										
		MP.		0012									
	Std. 2	Epil.			0031								

Gütezustand des Baggersees

Parameter	Messstelle	Tiefe	21.09.16	27.01.19	23.09.20	06.11.20	22.01.21	30.04.21	10.11.21	11.11.21	20.12.21	WW *	Trin kwV **
		Hypol.			0,011								
		ü.Grđ.			0,055								
		MP.					0,006						
Calcium [mg/l]	See (NO)	3m				89,1		83	85				
		10m				88,7		85		91	90		
		15m				89,3		85		86			
	See (SW)	3m				84,1		84		86			
		10m				81,3		85		86	90		
		17m				85,4		85		86			
	See PN1	Epil.	81										
		Hypol.	86										
		ü.Grđ.	81										
		MP.		89,9									
	See PN2	Epil.	81										
		Hypol.	89										
		ü.Grđ.	88										
		MP.		89,9									
	Std. 2	Epil.			81,4								
		Hypol.			84,7								
		ü.Grđ.			88,8								
		MP.					88,8						
Magnesi- um [mg/l]	See (NO)	3m				16,7		16	19				
		10m				16,7		16		17	16		
		15m				16,7		16		16			
	See (SW)	3m				16,7		16		17			
		10m				16,6		16		16	16		
		17m				16,7		16		16			
	See PN1	Epil.	16										
		Hypol.	17										
		ü.Grđ.	17										
		MP.		16,2									
	See PN2	Epil.	17										
		Hypol.	17										
		ü.Grđ.	17										
		MP.		15,9									
	Std. 2	Epil.			14,9								
		Hypol.			14,6								
		ü.Grđ.			15								
		MP.					15,9						
Silicium [mg/l]	See (NO)	3m											
		10m						0,46		0,7			
		15m											
	See (SW)	3m											
		10m						0,33		0,68			
		17m											
	See PN1	Epil.	1,6										
		Hypol.	1,8										
		ü.Grđ.	1,6										
		MP.		1,82									
	See PN2	Epil.	1,6										
		Hypol.	1,8										

Gütezustand des Baggersees

Parameter	Messstelle	Tiefe	21.09.16	27.01.19	23.09.20	06.11.20	22.01.21	30.04.21	10.11.21	11.11.21	20.12.21	WW *	Trin kwV **
	Std. 2	ü.Grđ.	1,9										
		MP.		1,88									
		Epil.			0,26								
		Hypol.			0,63								
		ü.Grđ.			0,83								
		MP.					0,5						
Kalium [mg/l]	See (NO)	3m				4,1		3,9	4,2			10	
		10m				4,1		3,9		4,2	4,1		
		15m				4		3,8		4,3			
	See (SW)	3m				4,1		3,9		4,2			
		10m				4,1		3,9		4,3	4,1		
		17m				6		3,9		4,4			
	See PN1	Epil.	2,9										
		Hypol.	2,9										
		ü.Grđ.	2,8										
		MP.		2,93									
	See PN2	Epil.	2,9										
		Hypol.	2,7										
		ü.Grđ.	2,6										
		MP.		2,83									
	Std. 2	Epil.			3,9								
		Hypol.			3,8								
		ü.Grđ.			3,6								
		MP.					3,6						
Natrium [mg/l]	See (NO)	3m				14,8		14	15			160	200
		10m				15,1		14		15	15		
		15m				14,7		14		15			
	See (SW)	3m				14,7		14		15			
		10m				14,7		14		15	15		
		17m				15,8		14		15			
	See PN1	Epil.	14										
		Hypol.	14										
		ü.Grđ.	14										
		MP.		14									
	See PN2	Epil.	14										
		Hypol.	14										
		ü.Grđ.	14										
		MP.		13,7									
	Std. 2	Epil.			17,1								
		Hypol.			16,1								
		ü.Grđ.			16,2								
		MP.					16,4						

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

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 Untersuchungs-gewässer 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 nur in sehr geringem Umfang. Hinweise auf eine hohe biologische Produktivität ergaben sich daraus 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 in der Regel sehr deutlich unter den Warnwerten der LUBW (WW) und den Grenzwerten der TrinkwV (2001).

6.3.5 Nährstoffhaushalt und Biomasse

6.3.5.1 Phosphorgehalte

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. Gesamtphosphor war während der Untersuchungsperiode nur in geringen bis sehr geringen Konzentrationen im Seewasser vorhanden (vgl. Tabelle 6.3).

Erhöhungen über Grund, die auf Rücklösungsprozesse für Phosphor hinweisen, waren nicht zu erkennen. 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.

Der direkt pflanzenverfügbare ortho-Phosphat-Phosphor war zumeist aufgezehrt oder in niedrigen Konzentrationen vorhanden.

Tabelle 6.3: Phosphorgehalte im Seewasser

Parameter	Proben- stelle	Tiefe	27.01.16	21.09.16	11.03.20	23.09.20	22.01.21	30.04.21	05.05.21	11.11.21	Orientie- rungsgrö- ßen me- sotroph	
Ge- samtphos- phat-P [mg/l]	See (NO)	10m						0,01			Zir- ku- lati- on: 0,015 bis 0,045 * 0,020 bis 0,032 **	Sai- son- MW: 0,020 bis 0,031 **
		MP.							<0,01	0,02		
	See (SW)	10m						0,013				
		MP.							<0,01	0,06		
	See PN1	Epil.		0,015								
		Hypol.		0,011								
		ü.Grđ.		0,007								
		MP.	<0,005		0,013							
	See PN2	Epil.		0,016								
		Hypol.		0,009								
		ü.Grđ.		0,008								
		MP.	<0,007									
		MP.			0,01							
	Std. 2	Epil.				0,01						
		Hypol.				<0,01						
		ü.Grđ.				<0,01						
		MP.					0,02					
ortho- Phosphat- P [mg/l]	See (NO)	10m						<0,01				
		MP.							<0,005	0,008		
	See (SW)	10m						<0,01				
		MP.							<0,005	0,019		
	See PN1	Epil.		<0,005								
		Hypol.		<0,005								
		ü.Grđ.		<0,005								
	See PN2	Epil.		<0,005								
		Hypol.		<0,005								
		ü.Grđ.		<0,005								
	Std. 2	Epil.				0,012						
		Hypol.				0,012						
		ü.Grđ.				0,011						
		MP.					<0,005					

* LfU 2004 ** LAWA 2014

6.3.5.2 Stickstoffgehalte

Die Untersuchung der Stickstoffspezies (vgl. Tabelle 6.4) ergab infolge der geringen Nitrateinträge mit dem Grundwasser eine niedrige Nitratbelastung im See.

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

Tabelle 6.4: Stickstoffgehalte im Seewasser

Parameter	Probenstelle	Tiefe	27.01.16	21.09.16	10.09.20	23.09.20	06.11.20	22.01.21	30.04.21	10.11.21	11.11.21	20.12.21	WW*	TrinkwV**
Ammonium [mg/l]	See (NO)	10m							<0,05		<0,05		0,38	0,5
	See (SW)	10m							<0,05		0,06			
	See PN1	Epil.		0,01	<0,05									
		Hypol.		0,03	<0,05									
		ü.Gr.		0,03	<0,05									
		MP	<0,06											
	See PN2	Epil.		0,15	<0,05									
		Hypol.		0,01	<0,05									
		ü.Gr.		0,01	<0,05									
		MP	<0,06											
	Std. 2	Epil.				0,06								
		Hypol.				0,08								
		ü.Gr.				0,04								
		MP						0,04						
Nitrit [mg/l]	See (NO)	10m							<0,01		<0,01		0,08	0,1
	See (SW)	10m							<0,01		0,01			
	See PN1	Epil.		0,03										
		Hypol.		0,03										
		ü.Gr.		<0,01										
		MP	0,02											
	See PN2	Epil.		0,03										
		Hypol.		<0,03										
		ü.Gr.		<0,03										
		MP	0,02											
	Std. 2	Epil.				<0,02								
		Hypol.				<0,02								
		ü.Gr.				<0,02								
		MP						<0,02						
Nitrat [mg/l]	See (NO)	3m					1,5		0,96	1,4			37,5	50
		10m					1,5		1,5		1,4	1,5		
		15m					1,6		1,5		1,2			
	See (SW)	3m					0,82		1,5		1,2			
		10m					0,7		1,4		1,3	1,4		
		17m					1,3		1,4		1,4			
	See PN1	Epil.		4,3										
		Hypol.		4,3										
		ü.Gr.		3,8										
		MP	8											
	See PN2	Epil.		4,1										
		Hypol.		4,6										
		ü.Gr.		4,7										
		MP	3,7											
	Std. 2	Epil.				0,7								
		Hypol.				1,8								
		ü.Gr.				2,1								
		MP						1,7						

* LUBW, 2013 Grundwassertüberwachungsprogramm ** Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001)

6.3.5.3 Weitere Indikatorwerte zur Beurteilung des Nährstoffhaushaltes

Die in der Tabelle 6.5 angegebenen Parameter verweisen auf einen weitgehend ausgeglichenen Zustand des Nährstoffhaushaltes.

Tabelle 6.5: Weitere Indikatorwerte des Nährstoffhaushaltes im Seewasser

Parameter	Proben- stelle	Tiefe	21.09.16	27.01.19	11.03.20	10.09.20	23.09.20	22.01.21	30.04.21	11.11.21	Orientie- rungs- größen
DOC [mg/l]	See (NO)	3m									
		10m							1,6	1,6	
		15m									
	See (SW)	3m									
		10m							1,6	1,6	
		17m									
	See PN1	Epil.	2								
		Hypol.	1,8								
		ü.Grđ.	1,8								
		MP		6,6							
	See PN2	Epil.	1,9								
		Hypol.	1,8								
		ü.Grđ.	1,8								
		MP		13							
TOC [mg/l]	Std. 2	Epil.					1,8				
		Hypol.					1,7				
		ü.Grđ.					1,7				
		MP						1,6			
Chlorophyll-a [µg/l]	See PN1	Epil.	2			<2					4-12*
	See PN2	Epil.	6			<2					6-9,6**
Phaeopigment [µg/l]	See PN1	Epil.				<2					
	See PN2	Epil.				<2					
Sichttiefe [m]	See PN1		1,52	2,80	1,35	2,85					>2*
	See PN2		1,42	2,70	1,10	4,20					3,2-2,5**

* LfU 2004 ** LAWA 2014

Die Gehalte des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) waren gering, was auch mit den sehr niedrigen Chlorophyll-a Gehalten zusammenhängt. Von einer Belastung des Sauerstoffhaushaltes durch die Mineralisierung organischer Wasserinhaltsstoffe ist folglich im Untersuchungsgewässer nicht auszugehen.

Die Chlorophyll-a Werte zeigten einen oligotrophen Zustand, also eine noch geringere Nährstoffbelastung als für den leitbildadäquaten mesotrophen Status an. Die Sichttiefenwerte wurden durch den vom Baggerbetrieb verursachten Eintrag mineralischer Trübung vermindert und können demzufolge nicht als Trophieindikator dienen.

6.4 Besiedlungsbild der bodenlebenden Gewässerorganismen (Makrozoobenthos)

Das Makrozoobenthos wurde am 08.05.21 an den in Abbildung 6.6 dargestellten Probenahmestellen erfasst. Die Bearbeitung erfolgte extern durch Dipl.-Biologe/Limnologe Dietmar Bernauer, Kerzenheim. Die Ergebnisse sind in einer beigelegten Studie dargestellt, hier erfolgt nur eine zusammenfassende Kurzdarstellung.

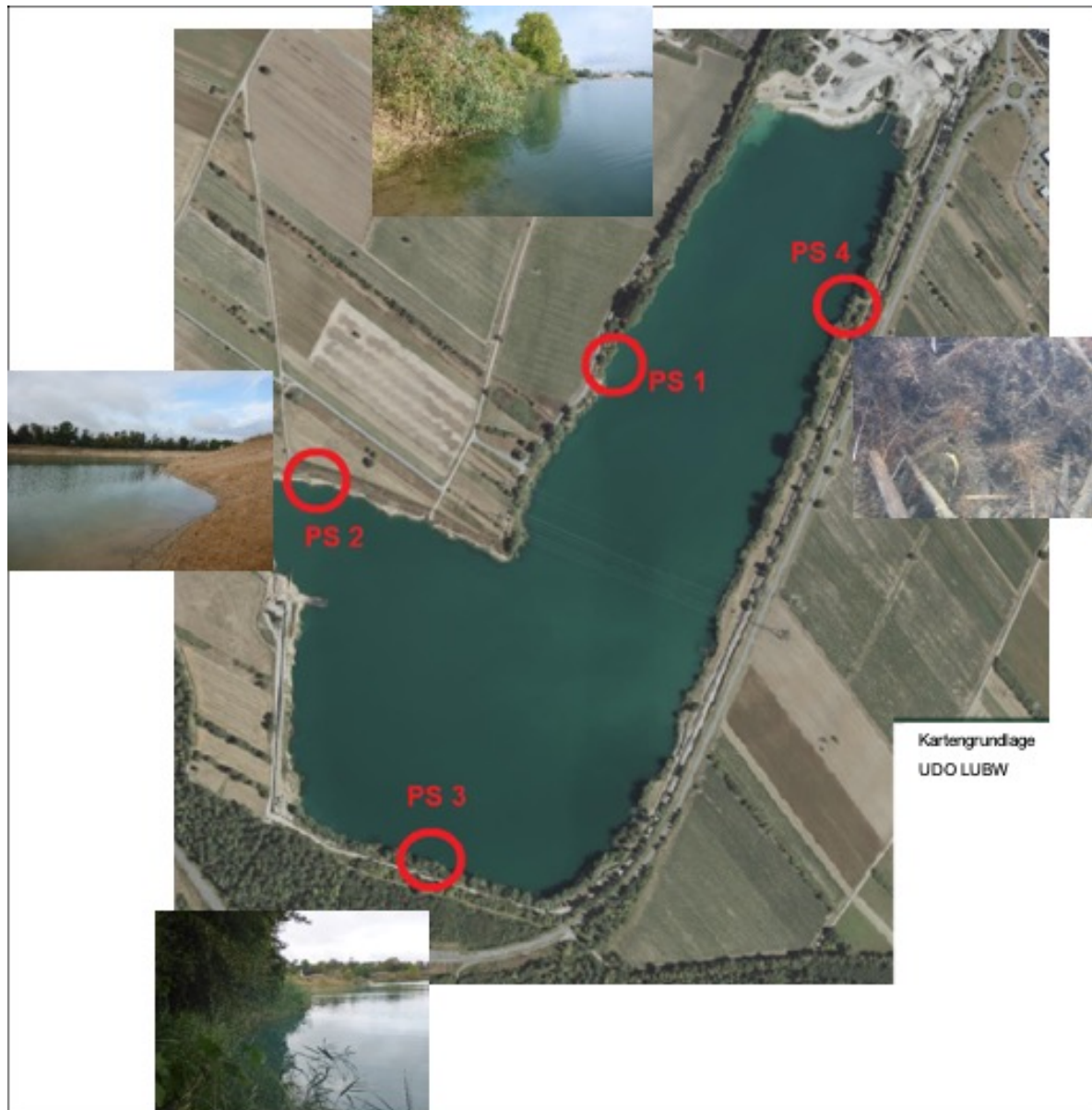


Abbildung 6.6: Lage der Makrozoobenthos-Probenahmestellen (Erfassung 08.05.21)

An den 4 Probestellen wurden insgesamt ca. 2.600 Makrozoobenthosorganismen nachgewiesen, die 45 Arten oder höheren taxonomische Einheiten angehören (vgl. Tabelle 6.6).

Tabelle 6.6: Gesamtartenliste Makrozoobenthos

DV-Nr	Taxonname	Individuen / m ²				Neozoon
		PS 1	PS 2	PS 3	PS 4	
418	<i>Anax imperator</i>	0	0	1	0	
847	<i>Caenis luctuosa</i>	22	13	0	0	
177	<i>Caenis macrura</i>	0	7	0	0	
493	<i>Ceratopogonidae Gen. sp.</i>	3	2	0	0	
911	<i>Chironomidae Gen. sp.</i>	25	0	0	0	
20084	<i>Chironominae Gen. sp.</i>	15	0	32	31	
394	<i>Cloeon dipterum</i>	37	0	0	7	
308	<i>Coenagrion sp.</i>	4	0	0	0	
909	<i>Coenagrionidae Gen. sp.</i>	7	0	7	0	
1550	<i>Corophium curvispinum</i>	29	0	0	0	x
1104	<i>Dugesia tigrina</i>	9	0	0	4	x
104	<i>Ecnomus tenellus</i>	1	0	0	0	
186	<i>Ephemera vulgata</i>	1	0	0	0	
1226	<i>Gyraulus parvus</i>	0	0	0	3	x
159	<i>Ischnura elegans</i>	23	2	7	0	
10221	<i>Libellula fulva</i>	0	0	0	1	
1099	<i>Lumbricidae Gen. sp.</i>	22	0	0	0	
1030	<i>Lymnaea stagnalis</i>	2	1	1	0	
858	<i>Lype reducta</i>	0	1	0	0	
10154	<i>Micronecta sp.</i>	93	19	0	0	
451	<i>Mystacides azurea</i>	0	0	51	7	
622	<i>Oecetis notata</i>	0	0	2	0	
1973	<i>Orconectes limosus</i>	0	0	1	1	x
1958	<i>Physella acuta</i>	3	1	6	0	x
101	<i>Platynemesis pennipes</i>	14	0	9	2	
5011	<i>Stylaria lacustris</i>	27	0	7	0	
605	<i>Tanytarsini Gen. sp.</i>	5	0	0	0	
146	<i>Tipula sp.</i>	1	1	0	0	
1013	<i>Tubificidae Gen. sp.</i>	0	0	9	0	
419	<i>Anax parthenope</i>	21	0	0	0	
1937	<i>Lumbriculidae Gen. sp.</i>	0	0	5	0	
1268	<i>Dikerogammarus villosus</i>	14	0	4	0	x
1036	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	8	1	0	0	x
120	<i>Limoniidae Gen. sp.</i>	1	0	1	0	
1004	<i>Asellus aquaticus</i>	0	0	47	65	
1451	<i>Limnomysis benedeni</i>	257	61	207	135	x
5077	<i>Ostracoda Gen. sp.</i>	0	5	0	0	
15273	<i>Hydrachnidia Gen. sp.</i>	55	17	0	20	
252	<i>Centroptilum luteolum</i>	2	0	7	0	
10020	<i>Sympetrum sp.</i>	0	2	0	0	
20307	<i>c. f. Stactobiella risi</i>	2	0	0	0	
1300	<i>Corbicula fluminea</i>	2	0	3	0	x
1245	<i>Menetus dilatatus</i>	0	2	0	0	x
20337	<i>Leptocerus lusitanicus</i>	0	0	3	0	x
1586	<i>Dreissena rostriformis</i>	340	31	143	580	x

Mit *Libellula fulva* wurde eine Art nachgewiesen, die in den Roten Listen der gefährdeten Tierarten Deutschlands (RL BRD) oder Baden-Württembergs (RL Ba-Wü) gelistet ist. Sie profitiert als thermophile Art von den höheren Durchschnittstemperaturen der vergangenen Dekade und ist in Ausbreitung begriffen.

Der ökologische Uferzustand des Baggersees Wiesental wird von AESHNA in die Bewertungsklasse „mäßig“, mit der Tendenz zu „gut“ eingestuft.

Im See findet aktuell Kiesabbau durch Nassbaggerung statt. Makrozoobenthosorganismen der Ernährungstypen Aufwuchsweider und Sammler werden ebenso wie filtrierende Organismen durch die ständige Freisetzung und Sedimentation von Schluffpartikeln beeinträchtigt. Filtrierer benötigen artabhängig einen unterschiedlich hohen Anteil an verwertbaren (organischen) Partikeln, wie z. B. Phytoplankton. Die Massenentwicklung der Quaggaamschel belegt, dass diese Art relativ gut mit den im Baggersee herrschenden Bedingungen zurechtkommt.

Die Substratdiversität ist ebenso wie die Ausprägung von besiedelbaren Habitaten nur mäßig. Die Böschung fällt steil ab, so dass die besiedelbare Zone auf einen relativ schmalen Uferstreifen begrenzt bleibt. Die Struktur der Uferlinie ist überwiegend gleichförmig.

Die wertvollen Landschaftsbestandteile, die am Baggersee ausgewiesen wurden:

- Röhrichte am Westufer Baggersee Wittmer & Klee (Nr. 167172152505)
- Nordwestufer Baggersee Wittmer & Klee (Nr. 167172152507)

sind nur in geringer Ausprägung und Flächenausdehnung vorhanden. Sie entwickeln sich, bei geeigneten Bedingungen, aufgrund des raschen Zuwachses der Röhrichte und Gehölze (Weiden, Erlen) innerhalb weniger Jahre aus Initialstadien.

6.5 Besiedlungsbild des Phytoplanktons

Bei der Untersuchung des Phytoplanktons am 23.09.21 wurden die in der Tabelle 6.7 angegebenen Arten erfasst. Die Häufigkeit der Taxa ist als Individuenzahl je ml und die Gesamtbio­masse in der Einheit mm³/L dargestellt.

Tabelle 6.7: Gesamtartenliste planktischer Algen und Cyanobakterien (Untersuchungstermin 23.09.21)

Artname	taxonomische Gruppe	Individuenzahl / ml	Gesamtbio­masse mm ³ /L
<i>Chrysochromulina parva</i>	<i>Chrysophyceae</i>	33,34	0,8
<i>Uroglena</i> sp.	<i>Chrysophyceae</i>	66,68	12,8
centrale Diatomeen (5-10)	<i>Diatomeae (Centrales)</i>	16,67	3,6
<i>Ceratium hirundinella</i>	<i>Dinophyceae</i>	2,40	115,2
<i>Chlamydomonas</i> sp. klein	<i>Phytomonadina</i>	16,67	0,8
<i>Chlamydomonas</i> sp., rund	<i>Phytomonadina</i>	50,01	39,2
<i>Chlamydomonas</i> sp., rund klein	<i>Phytomonadina</i>	3.217,25	506,6
<i>Coelastrum microporum</i> mittel	<i>Chlorococcales</i>	16,67	2,5
<i>Coelastrum polychordum</i> groß	<i>Chlorococcales</i>	16,67	13,3
<i>Coelastrum polychordum</i> klein	<i>Chlorococcales</i>	1.083,53	41,7
<i>Coelastrum polychordum</i> mittel	<i>Chlorococcales</i>	1.700,31	174,3
<i>Coelastrum reticulatum</i>	<i>Chlorococcales</i>	400,07	90,1
<i>Coelastrum reticulatum</i> groß	<i>Chlorococcales</i>	133,36	109,0
<i>Oocystis</i> sp. mittel	<i>Chlorococcales</i>	16,67	3,7
<i>Elakatothrix genevensis</i>	<i>Ulotrichales</i>	33,34	1,1
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>	<i>Conjugatophyceae (Desmidiiales)</i>	0,80	0,2
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>	<i>Cryptophyceae</i>	133,36	6,6

Mit einem Biomasseanteil von 1 mg/L war ein nur mäßig hohes Aufkommen an Phytoplankton vorhanden. Zum Probetermin konnten sich überwiegend volvocale Grünalgen (*Phytomonadina*) der Gattung *Chlamydomonas* sowie in kompakten Kolonien auftretende chlorococcale Grünalgen der Gattung *Coelastrum* entwickeln.

Cyanobakterien wurden zum Zeitpunkt der Probenahme nicht aufgefunden, so dass sich diesbezüglich keine Beeinträchtigungen der Badegewässerqualität (vgl. Kapitel 6.2.4) ergaben.

6.6 Sedimentbeschaffenheit

Wie die in der Tabelle 6.8 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 sehr geringes Ausmaß.

Tabelle 6.8: Nährstoffgehalte im Sediment des Baggersees

Parameter	Einheit	Messwerte			Referenzwerte Baggerseen			
		21.9.16 (PN1)	21.9.16 (PN2)	22.1.21	Mittelwert	25. Perz.	90. Perz.	Anzahl
Glührückstand	Masse% TS	95,9	96,6					
Glühverlust	Masse% TS	4,1	3,4					
Trockensubstanz	Masse-%			61,7	39,9	33,5	54,7	30
TOC	Masse-%			0,9	2,7	1,2	5,6	134
Phosphor, gesamt	mg/kg TR	430	490	670	855	517	1.402	140
Stickstoff gesamt	mg/kg TR	700	1300	820	1538	200	3619	119
Arsen	mg/kg TR			13				

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

6.7 Zusammenfassende Beschreibung des Gewässerzustandes

Die in der Tabelle 6.9 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 6.9: Zusammenfassende Bewertung des Gewässerzustandes

Parameter	Indikatorbedeutung	Bewertung	Orientierungswert	Einstufung
Temperatur & Gewässerschichtung	Bei eingeschränktem Zirkulationsverhalten (Meromixis) entwickeln sich Sauerstoffdefizite.	See zirkuliert, das Zirkulationsverhalten wird auch durch die Auskiesungstätigkeit gefördert.	/	Positiv

Parameter	Indikatorbedeutung	Bewertung	Orientierungswert	Einstufung
Sauerstoffhaus- halt	Sauerstoffdefizite weisen auf ein Überangebot an Nährstoffen und hohe Zehrungsintensität der Sedimente hin.	Keine Sauerstoffdefizite im Tiefenwasserkörper. Auskiesungstätigkeit verbessert die Sauerstoffsituation.	Höchstens 30% der Wassersäule über Grund O ₂ -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.	/	Positiv, keine Belastung erkennbar.
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 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 Wasserumwälzung durch die Auskiesungstätigkeit.	4-12 µg/L	Positiv, Messwerte liegen im Bereich des Orientierungswertes oder unterschreiten diesen.
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 keine Cyanobakterien.	Cyanobakterien Chl-a < 5 µg/L	Positiv

7 Belastungspfade

Die Wasserqualität eines Stillgewässers wird wesentlich von externen Belastungen geprägt, die auf unterschiedliche Art und Weise in den See gelangen.

Inwieweit derartige Einträge das Gütebild eines Stillgewässers negativ beeinflussen, resultiert neben den absoluten Belastungsgrößen auch aus der Fähigkeit des Seemetabolismus zur Abpufferung der Belastungen, die wesentlich durch morphologische (z.B. Fläche, Tiefe, Uferform), hydraulische (z.B. Wasserhaushalt, Wasserverweilzeit) oder auch biotische (z.B. Lebensgemeinschaften, Nahrungsnetz) Faktoren geprägt ist. Die Folgen externer Belastungen für die Wasserqualität fallen je nach Gewässertyp sehr unterschiedlich aus. Daher kann von einem externen Belastungsmuster nicht unmittelbar auf die damit verbundenen Auswirkungen für den Gütezustand des Sees geschlossen werden.

7.1 Nährstoffeinträge durch Grundwasserzufluss

Mit dem Grundwasserzufluss gelangen permanent Nährstoffe in den Baggersee. Das Belastungspotential des Grundwassers im Untersuchungsraum wurde anhand von mehreren Stichtagmessungen erfasst (vgl. Tabelle 4.1 auf Seite 14). Auf der Grundlage der daraus hergeleiteten Belastungskennwerte lassen sich die in der Tabelle 7.1 angegebenen Eintragswerte durch den Grundwasserzufluss in den Baggersee ermitteln. Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze werden mit dem halben Bestimmungsgrenzwert berücksichtigt.

Tabelle 7.1: Eintragswerte und Belastungen durch den Grundwasserzufluss

	Mittlere Belastung	Grundwasserzufluss	Jahresfracht mittlere Belastung
	mg/l	m ³ /Jahr	kg/Jahr
ø Gesamt-Phosphor (P)	0,0157	1.230.746	19,32
ø Ngesamt-anorganisch (NH ₄ -N+NO ₂ -N+NO ₃ -N)	0,6547	1.230.746	805,77

7.2 Nährstoffeinträge durch Niederschlag

Ein Teil der externen Phosphor- und Stickstoffeinträge in den See erfolgt auch durch Niederschlag. Legt man die in Kapitel 3.2 ermittelten Werte zu Grunde, ergeben sich die folgenden Eintragsraten:

Tabelle 7.2: Nährstoffeinträge durch Niederschlag

Parameter	Zugrunde gelegter Eintragswert [kg/ha*Jahr]	Wasserfläche [ha]	Eintragsgröße [kg/Jahr]
gesamt-P-Eintrag	0,0995	53,2	5,3
N-Eintrag	9,6	53,2	510,7

Der für den Bodenseeraum ermittelte P-Eintrag von 0,46 kg/ha*J (IGKB 2004) wird derzeit an keiner Stelle in Baden-Württemberg mehr erreicht (<https://www.fva-bw.de/daten-und-tools/monitoring/depositionsmessnetz>) und kann als zu hoch angesehen werden. Die von

der FVA-Baden-Württemberg an vielen Depositionsstellen ermittelten Belastungswerte liegen in der oben genannten Größenordnung.

7.3 Nährstoffeinträge durch Badenutzung

Obwohl die Badenutzung im Untersuchungsgewässer verboten ist, sollen hier die theoretisch möglichen Eintragungspotentiale dargestellt werden. Für den Eintrag von Nährstoffen durch die Badenutzung kann auf pauschale Bilanzierungskennwerte zurückgegriffen werden, wobei von einem jährlichen Eintrag durch Badenutzung von 0,1 g P und 1,8 g N je Badetag und Badegast ausgegangen wird (vgl. BOOS 1996).

Unter mitteleuropäischen Klimaverhältnissen ist mit 55 Badetagen pro Jahr zu rechnen. Während der Probenahmen wurden keine Badegäste gezählt, der See ist aber in Teilen als Badensee zugänglich

Für die Bilanzierungen wird von 20 Badegästen je Badetag ausgegangen. Aus den angegebenen Eintragungswerten errechnen sich die folgenden Belastungswerte für den See.

Tabelle 7.3: Nährstoffeinträge durch Badenutzung

Parameter	Eintragungswert [g/Badegast]	Zahl der Badegäste	Anzahl der Badetage	Eintrag pro Jahr [kg/J]
Phosphor	0,1	20	55	0,11
Stickstoff	1,8	20	55	1,98

7.4 Nährstoffeinträge durch Freizeitfischerei

Nährstoffeinträge durch die Freizeitfischerei ergeben sich durch die mit dem Anfütterungsmaterial eingebrachten Nährstoffe, die u.U. erhebliche Belastungen verursachen können. Geht man pro Angler von 1 kg Anfütterungsmaterial mit Phosphorkonzentrationen von 1 g P je kg Trockensubstanz und Stickstoffkonzentrationen von 6 g N je kg Trockensubstanz (SCHMITT 1988) aus, dann gelangen bei 200 Angeltagen mit je 5 Angeln pro Jahr 1.000 kg Anfütterungsmaterial in das Gewässer. Dies entspricht den folgenden Nährstoffeinträgen:

Tabelle 7.4: Nährstoffeinträge durch Freizeitfischerei

	Konzentration im Anfütterungsmaterial [g je kg TS]	Anfütterungsmenge im Jahr [kg*Jahr]	Eintrag [kg/ Jahr]
Phosphor	1	1000	1
Stickstoff	6	1000	6

7.5 Nährstoffeinträge durch Wasservögel

Nährstoffeinträge durch Wasservögel stellen in der Regel unter den in Mitteleuropa herrschenden Verhältnissen keinen Belastungsfaktor dar. Nach ZIEMANN (1986) ist der Phos-

phoreintrag in Seen durch Wasservögel hier im Allgemeinen als sehr gering anzusehen. Die genaue Ermittlung des P- Eintrages in ein Gewässer setzt präzise Angaben zur Populationsdichte und Populationszusammensetzung der Vogelfauna voraus. Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt eines Gewässers infolge von Wasservögeln ergeben sich in unterschiedlicher Weise durch:

1. **Import** von Nährstoffen bei Nahrungsaufnahme außerhalb des Gewässers und Kotabgabe im Gewässer.
2. **Regeneration** der im Gewässer vorhandenen Nährstoffe durch Nahrungsaufnahme aus dem Gewässer und Kotabgabe in das Gewässer, wodurch sich eine Vergrößerung der Umsatzgeschwindigkeit und eine Remobilisierung von Nährstoffen ergeben.
3. **Export** von Nährstoffen durch Nahrungsaufnahme im Gewässer und Kotabgabe außerhalb des Gewässers.

ZIEMANN (1986) geht von einem Verhältnis zwischen Import (Nahrungsaufnahme außerhalb, Kotabgabe in das Gewässer) und Regeneration (Nahrungsaufnahme und Kotabgabe im Gewässer) in der Größenordnung von 23:77 aus. Damit würden nur 23 % der durch Wasservögel verursachten Phosphorbelastung des Seewassers durch Import entstehen, den deutlich größeren Anteil bildet die Regeneration des bereits im Gewässer vorhandenen Phosphors. SCHERER et al. (1995) halten mit einem Verhältnis von 13:87 den Importanteil noch für deutlich geringer.

Im Hinblick auf die Beeinflussung des Nährstoffhaushaltes können drei ökologische Gruppen von Wasservögeln unterschieden werden:

1. Brut und Nahrungsaufnahme ausschließlich am oder im Gewässer (*Fulica* = Blässhuhn, *Aythya ferina* = Tafelente, *Podiceps* = Haubentaucher). Kein Import, nur Regeneration und geringer Export.
2. Brut außerhalb des Gewässers, Nahrungsaufnahme aus dem Gewässer (*Ardea cinerea* = Graureiher). Kein Nährstoffimport, sondern Export, teilweise Regeneration.
3. Brut meist am Gewässer, Nahrung teils aus dem Gewässer, teils aus der Umgebung (*Anas* = Enten, *Anser* = Gänse, *Larus* = Möwen). Export, Import und Regeneration. Gänse geben nur 20-25% ihres Kots in das Gewässer ab, der Rest verbleibt im Uferbereich (ZAGLAUER 2002).

Für den P- Gehalt der Nahrung werden üblicherweise die folgenden Umrechnungen vorgenommen:

$$100 \text{ g FM}_{(\text{Frischmasse})} = 12 \text{ g TM}_{(\text{Trockenmasse})} = 9 \text{ g organische Substanz}$$

Der P- Gehalt wird nach ZIEMANN (1986) mit 0,3% der TM bei pflanzlicher Nahrung und bei tierischer Nahrung mit 0,5% der FM angenommen. 100 g FM sind wie folgt zu beschreiben:

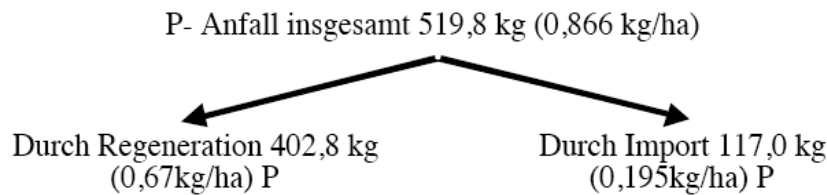
Tierisch:	63,5 kcal $\Rightarrow$	265,8 kJ $\Rightarrow$	0,5 g P
Pflanzlich:	41,4 kcal $\Rightarrow$	173,3 kJ $\Rightarrow$	0,036 g P

Das Verhältnis pflanzlicher zu tierischer Nahrung beträgt für:

$$\text{Gänse} \quad \Rightarrow \quad 95:5$$

Bleßralle	⇒	90:10
Tafelente	⇒	80:20
Stockente	⇒	75:25
Lachmöve	⇒	10:90

Nach MANNY et al. (1975) gehen allerdings im Eluat (destilliertes Wasser 24h eluiert) nur 16% P und 36% N in Lösung, es ist also nur ein Teil des abgegebenen Kots eutrophierungswirksam. ZIEMANN (1986) errechnet für die 600 ha große Talsperre in Kelbra folgende Einträge durch Wasservögel, wobei zu berücksichtigen ist, dass in dem Untersuchungsgebiet eine hohe Vogeldichte bestand:



In der Gesamtbilanz der Talsperre Kelbra macht dies allerdings nur rund 0,7% des gesamten P-Imports aus. Geht man für das Untersuchungsgebiet von identischen Verhältnissen aus, dann ergibt sich ein Phosphorimport durch Wasservögel in folgendem Ausmaß:

Tabelle 7.5: Nährstoffeinträge durch Wasservögel

	Referenzwert [kg/ ha*Jahr]	Seefläche [ha]	Gesamt [kg/Jahr]
Pgesamt	0,20	53,2	10,6
Nanorg	1,17	53,2	62,2

Bezogen auf die sehr hohe Vogelpopulation an der Talsperre Kelbra, dürfte die Übertragung dieses Werte als Maximalwert zu verstehen sein.

7.6 Nährstoffeinträge durch Falllaub

Das Belastungspotential durch Falllaubeintrag kann unberücksichtigt bleiben, weil die Belastungswerte so gering sind, dass sie nicht ins Gewicht fallen.

Für die mit dem Laubfall eines Baumes in den See eingetragene P- Belastung geben KEIM & GEISLER (1992, zitiert aus HERRMANN 1993) einen Wert von 5 g organisch gebundenem Phosphor an. Zusätzlich zu diesem sehr geringen Wert ist zu berücksichtigen, dass der im Blattgewebe organisch gebundene Phosphor nur in geringem Umfang als wasserlöslicher Phosphor freigesetzt wird. CASPER et al. (1985) geben einen Maximalwert von 5% P an, der innerhalb kurzer Zeit aus dem Blattgewebe (Buchenlaub) eluiert wird. Für Stickstoff kann ein um den Faktor 6-7 höherer Massenanteil angenommen werden. Auch diese Menge fällt nicht ins Gewicht.

7.7 Gesamtbilanz der externen Nährstoffeinträge

Die Gesamtbilanz wird im Folgenden für Gesamtphosphor und anorganischen Gesamtstickstoff durchgeführt.

7.7.1 Phosphoreinträge

Die Bilanzierung aller Phosphoreinträge in den See zeigt, dass mit dem Grundwasserzustrom zwar die stärkste externe Phosphorbelastung erfolgt (vgl. Abbildung 7.1). Aufgrund der niedrigen Phosphoreinträge durch das Grundwasser ist dieser Belastungspfad im Vergleich zu den meisten Baggerseen unterdurchschnittlich ausgeprägt, so dass der Eintrag durch Wasservögel einen relativ hohen Anteil erreicht.

Dabei muss aber darauf hingewiesen werden, dass die zu Grunde gelegte Belastungsgröße für Wasservögel Bezug auf die sehr wasservogelreiche Staustufe Kelbra nimmt und insofern hier eher ein zu starker Eintragspfad für diese Belastungsgröße angenommen wird. Niederschlag stellt ebenfalls eine merkliche P-Belastungsquelle dar.

Insgesamt ist von einer geringen bis mäßigen externen Phosphorbelastung des Sees auszugehen.

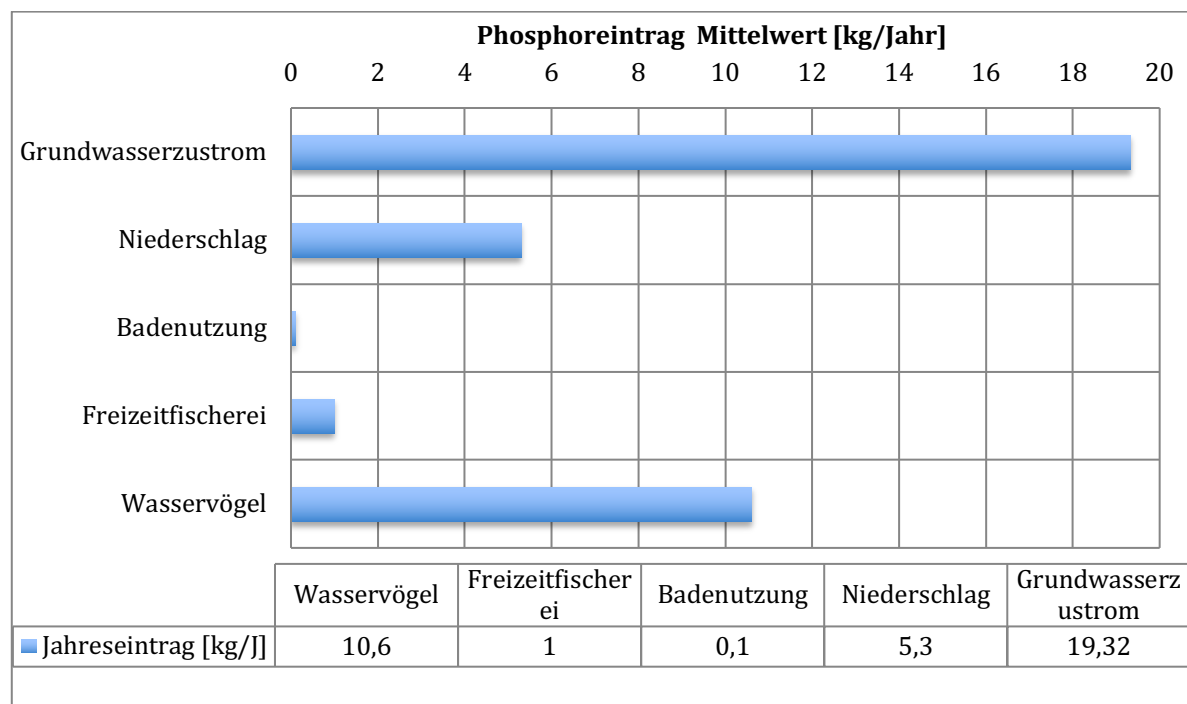


Abbildung 7.1: Modellbilanz der externen Phosphoreinträge in den Wiesentaler Baggersee

7.7.2 Stickstoffeinträge

Ähnlich wie bei den Phosphoreinträgen ergibt sich aufgrund der geringen Nitratbelastung des Grundwassers im Untersuchungsraum eine relativ hohe Bedeutung der Nitratreinträge mit dem Niederschlag (vgl. Abbildung 7.2). Die Wasservögel erreichen nur einen Anteil von 5% der Gesamtbelastung

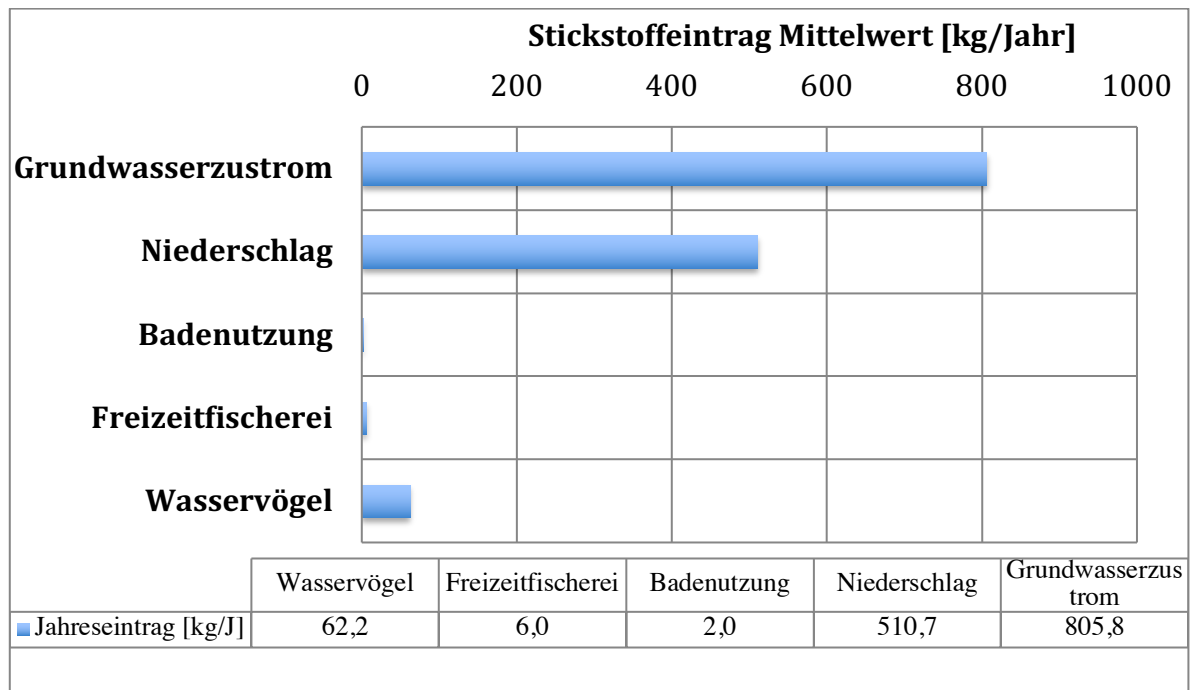


Abbildung 7.2: Modellbilanz der externen Stickstoffeinträge in den Wiesentaler Baggersee

8 Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Wiesentaler Baggersees

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 ermittelt:

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

Die Prognosen beziehen sich auf einen 20-jährigen Entwicklungszeitraum und drei Szenarien:

1. Istzustand (in Auskiesung)
2. Genehmigungszustand (Auskiesung abgeschlossen)
3. Planzustand (Auskiesung abgeschlossen)

Bei den Modellsimulationen werden also nur unter Bezug auf den Istzustand die durch Baggertätigkeit verursachten Wasserturbulenzen berücksichtigt. Für die anderen Entwicklungsvarianten wird die Beendigung der Auskiesung vorausgesetzt. Die Modellierung unter den Bedingungen des Istzustandes dient in erster Linie zur Modellanpassung, indem die im Modell ermittelten Werte mit entsprechenden Messwerten verglichen werden.

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, Wasserzu- 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).

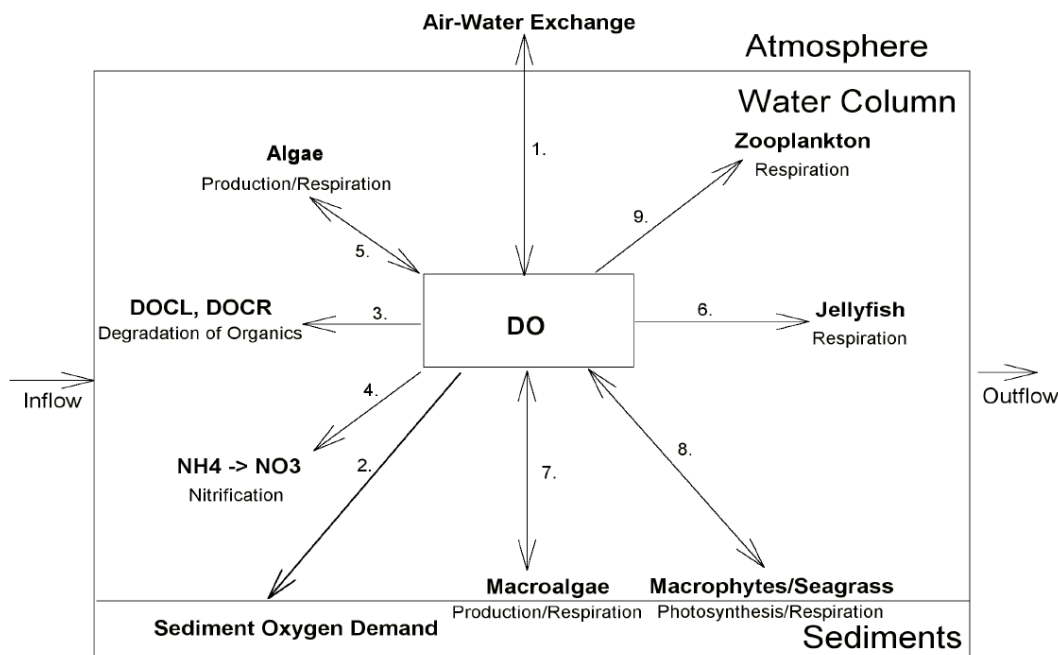


Abbildung 8.1: Abhängigkeit des Sauerstoffhaushaltes von den Einzelkompartimenten (Abb. aus HIPSEY et. al. 2006)

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 wurde auf die Modellkonstanten von ÖZKUNDAKCI et al. (2011) zurückgegriffen, da diese besser zu der Seecharakteristik passen als z.B. die von Hipsey et al. (2006).

Tabelle 8.1: Modellkonstanten

Bezeichnung	Einheit	ÖZKUNDAKCI et al. (2011)
Physical parameters		
Effective surface area coefficient	m ²	1,45*10 ⁺⁶
Critical wind speed	m/s	3
shear production efficiency (eta_K)		0.21
potential energy mixing efficiency (eta_P)		0,2
wind stirring efficiency (eta_S)		0,2
Benthic boundary layer dissipation coefficient	m ² /s	7,5*10 ⁻⁶
vertical mixing coeff.	/	600

Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

Tageszeitpunkt (sec) der Modellierung 36.000 sec oder 10h Sonnenzeit	sec	36.000
Sediment Parameters		
Sediment DO demand	g/m ² /day	1 (2)*
Half-saturation coefficient for sediment oxygen demand	mg/l	0,25
Maximum potential PO ₄ g/m ² /day	g/m ² /day	0,016
Oxygen and nitrate half-saturation for release of phosphate from bottom sediments	mg/l	1,5
Maximum potential NH ₄ release rate	g/m ² /day	0,1
Oxygen half-saturation constant for release of ammonium from bottom sediments	mg/l	5
Temperature multiplier for nutrient release		1,05
Nutrient parameters		
Decomposition rate of POPL to DOPL	d ⁻¹	(0,001) 0,0035
Mineralisation rate of DOPL to PO ₄	d ⁻¹	0,025
Decomposition rate of PONL to DONL	d ⁻¹	0,007
Mineralisation rate of DONL to NH ₄	d ⁻¹	0,01

* Die Sauerstoffzehrungsrate wurde unter Bezug auf TGL 27 885/04 (1985) von 2 auf 1 g/m²/d verringert (vgl. Kapitel 8.1.2.4).

8.1.2 Inputdaten

Die Grundlage für den Antrieb des Modells bilden neben den in Kapitel 7 beschriebenen externen Einträgen meteorologische und hydraulische Daten.

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/m²
- 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 (vgl. Tabelle 8.2) 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 13 Jahre des Betrachtungszeitraums beziehen sich auf historische Daten des DWD, die als Tageswerte im Zeitraum 2009 bis 2021 an der Messstelle Rheinstetten mit der DWD-Stationsnummer 4177 (116.10 m NHN; 48.9726; 8.3302) erfasst wurden.

Der folgende 7 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= 49.24080381 N; 8.61383518 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

Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

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.

Die Windgeschwindigkeiten werden in der Regel bei den Test-Referenz-Jahren überschätzt. Aus diesem Grund erfolgte mittels Bias-Korrekturen eine Anpassung. Diese erscheint aber aus meiner gutachterlichen Sicht im Vergleich zu den historischen Daten als zu stark.

Tabelle 8.2: Klimakennwerte der Modelljahre und Referenzzeiträume

Periode	historischer Referenzzeitraum													Zukunfts- Referenzzeitraum							
Modell- jahre	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
Refe- renzzeit- raum	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	TRY 2015 ø	TRY 2015 MAX	TRY 2045 ø	TRY 2045 ø	TRY 2045 MAX	TRY 2045 ø	TRY 2045 ø	
Glo- balstrah- lung [W/m²]	128,89	127,14	135,04	127,07	119,15	127,52	127,80	121,48	128,59	143,35	139,82	142,69	133,74	133,21	134,23	139,17	139,46	140,37	139,46	139,17	
Tempe- ratur [°C]	11,45	10,58	11,68	11,36	10,67	12,24	11,82	11,27	11,83	12,57	11,85	12,24	10,87	10,98	11,86	12,54	12,55	12,93	12,55	12,54	
Bede- ckungs- grad %	68%	74%	68%	72%	75%	71%	70%	73%	74%	66%	63%	60%	65%	64%	61%	61%	60%	59%	61%	61%	
Dampf- druck VP [mb]	10,79	10,13	10,70	10,67	10,86	11,34	10,77	11,02	10,81	10,87	10,59	10,27	10,52	10,30	10,98	11,30	11,31	11,24	11,31	11,30	
Nieder- schlag [mm]	0,75	0,85	0,63	0,76	0,97	0,74	0,54	0,74	0,82	0,57	0,72	0,59	0,86	0,63	0,54	0,59	0,58	0,57	0,58	0,59	
Windge- schwin- digkeit [m/s]	3,01	3,35	3,34	3,27	3,35	3,08	3,31	3,22	3,44	3,29	3,33	3,42	3,08	2,91	2,65	2,80	2,79	2,77	2,79	2,80	

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 ausgeküstet wurde und so der gesamte Seebodenbereich als Zutrittsstelle fungieren kann.

Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

Für den Istzustand (in Betrieb), den Genehmigungszustand (stillgelegt) und den Planzustand (stillgelegt) 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

Istzustand						
	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	93	102,4	98	9,4	21,5	21,5
Schicht 2	84	93	89	9	7,8	7,8
Schicht 3	76	84	76	8	9,8	9,8
Gesamtzufluss					39	39
Genehmigungszustand						
	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	93	102,4	98	9,4	22,6	22,6
Schicht 2	84	93	89	9	8,2	8,2
Schicht 3	76	84	80	8	10,3	10,3
Gesamtzufluss					41	41
Planzustand						
	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	93	102,4	98	9,4	22,6	22,6
Schicht 2	84	93	89	9	8,2	8,2
Schicht 3	76	84	80	8	10,3	10,3
Gesamtzufluss					41	41

8.1.2.3 Die Beschaffenheitskennwerte der Zuflüsse

8.1.2.3.1 Mittelwertbasierte Belastung

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 4.2 und 4.3).

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

Parameter	Einheit	Mittelwert
Temperatur	°C	12,79
el. Leitfähigkeit	µS/cm	847,75
Salinität	/	0,4
pH-Wert	/	7,23
Sauerstoff	mg/l	0,63
Calcium	mg/l	131,58
Hydrogencarbonat	mg/l	272,67
Chlorid	mg/l	42,67
Nitrat	mg/l	1,38
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0,32

Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

Parameter	Einheit	Mittelwert
Ammonium	mg/l	0,4125
Ammonium-N	mg/l	0,3225
Nitrit	mg/l	0,0392
Nitrit-N	mg/l	0,0122
Gesamtphosphat	mg/l	0,0492
Gesamtphosphat-P	mg/l	0,0157
ortho-Phosphat	mg/l	0,0186
ortho-Phosphat-P	mg/l	0,0066
Silicium	mg/l	5,66
Eisen, ges.	mg/l	5,38
Mangan	mg/l	1,27
DOC	mg/l	1,69
Gesamthärte	mmol/l	3,94

8.1.2.3.2 Variabilität externer Belastungsgrößen und Abweichungen von der mittelwertbasierten Modellierung (Fehlerbetrachtung)

Die den Modellierungen zu Grunde liegenden Inputwerte zur Darstellung der externen Belastungsgrößen basieren in der Regel auf Mittelwerten. Je nach Variabilität der Messdaten kann sich aber eine hohe Schwankungsbreite für die Belastungsparameter ergeben. Um das Ausmaß möglicher Abweichungen von den mittelwertberechneten Modellergebnissen zu ermitteln, soll das Konfidenzintervall (hier 90 %) für jeden Zufluss bestimmt werden. Diese Werten dienen später als Datengrundlage für eine zusätzliche Berechnung in Form einer Worst-Case-Betrachtung.

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:

$$m - t \cdot (s / \text{Wurzel}(n))$$

und

$$m + t \cdot (s / \text{Wurzel}(n))$$

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 des OGWL die in der Tabelle 8.5 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 nur der obere Überschreitungsbereich, der entsprechend der Streuung der Messwerte nur noch in 5 % der Fälle überschritten wird.

Tabelle 8.5: Belastungskennwerte für die Berechnung des Worst-Case-Szenarios

Parameter	Einheit	Mittelwert	Worst-Case-Betrachtung (Modellwert)
Temperatur	°C	12,79	14,26
el. Leitfähigkeit	µS/cm	847,75	995,98
Salinität	/	0,4	0,49

Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

Parameter	Einheit	Mittelwert	Worst-Case-Betrachtung (Modellwert)
pH-Wert	/	7,23	7,52
Sauerstoff	mg/l	0,63	0
Calcium	mg/l	131,58	162,98
Hydrogencarbonat	mg/l	272,67	346,68
Chlorid	mg/l	42,67	67,40
Nitrat	mg/l	1,38	3,83
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0,32	0,87
Ammonium	mg/l	0,4125	0,6895
Ammonium-N	mg/l	0,3225	0,5405
Nitrit	mg/l	0,0392	0,0951
Nitrit-N	mg/l	0,0122	0,0281
Gesamtphosphat	mg/l	0,0492	0,0912
Gesamtphosphat-P	mg/l	0,0157	0,0309
ortho-Phosphat	mg/l	0,0186	0,0414
ortho-Phosphat-P	mg/l	0,0066	0,0137
Silicium	mg/l	5,66	5,83
Eisen, ges.	mg/l	5,38	7,05
Mangan	mg/l	1,27	1,67
DOC	mg/l	1,69	2,12
Gesamthärte	mmol/l	3,94	4,94

Eine Prognose der Güteentwicklung auf Basis der Werte des 90% Konfidenzintervalls erfolgt für die fünf Parameter Sauerstoffhaushalt, Phosphor, Algenentwicklung, Cyanobakterienbiomasse und Nitrat. Dargestellt wird jeweils die Maximalbelastung, die mit Ausnahme des Parameters Sauerstoff dem oberen Bereich des 90 % Konfidenzintervalls entspricht. Für Sauerstoff wird der Wert des unteren Konfidenzintervall zugrunde gelegt, da durch den Zufluss von sauerstoffarmem Grundwasser im See ein Stoffhaushalt mit geringerem Redoxniveau entsteht und sich hieraus eine ungünstigere Trophieentwicklung ergeben kann.

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 O₂ g/m²/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/m²/d vorausgesetzt. Diese übersteigt den von HIPSEY et al. (2006) mit 0,3 g/m²/d angegebenen Wert, bleibt aber deutlich unter den 2 g/m²/d, die ÖZKUNDAKCI et al. (2011) ermittelt haben (vgl. Tabelle 8.1, Seite 59). Für den Halbsättigungskoeffizienten werden entsprechend ÖZKUNDAKCI et al. (2011) 0,25 mg/l angenommen.

Der Zehrungswert von 2 g/m²/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 ausgekieset wird, zeigen, dass Zehrungsraten von 2 g/m²/d als zu hoch anzusehen sind (Boos 2021).

Der angenommene Zehrungswert von 1 g/m²/d in Verbindung mit dem Halbsättigungskoeffizienten von 0,25 mg/L kann für die Darstellung des oberen Niveaus einer mittleren Belastung als realistisch gelten, da dieser Wert selbst unter deutlich zehrungsintensiveren Bedin-

gungen 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 $1 \text{ g/m}^2/\text{d}$ als hoch anzusehen. Dieser Wert wird nach der Erstüberstauung einer bewachsenen Wiese bereits nach ca. 100 Tagen unterschritten (vgl. Abbildung 8.2).

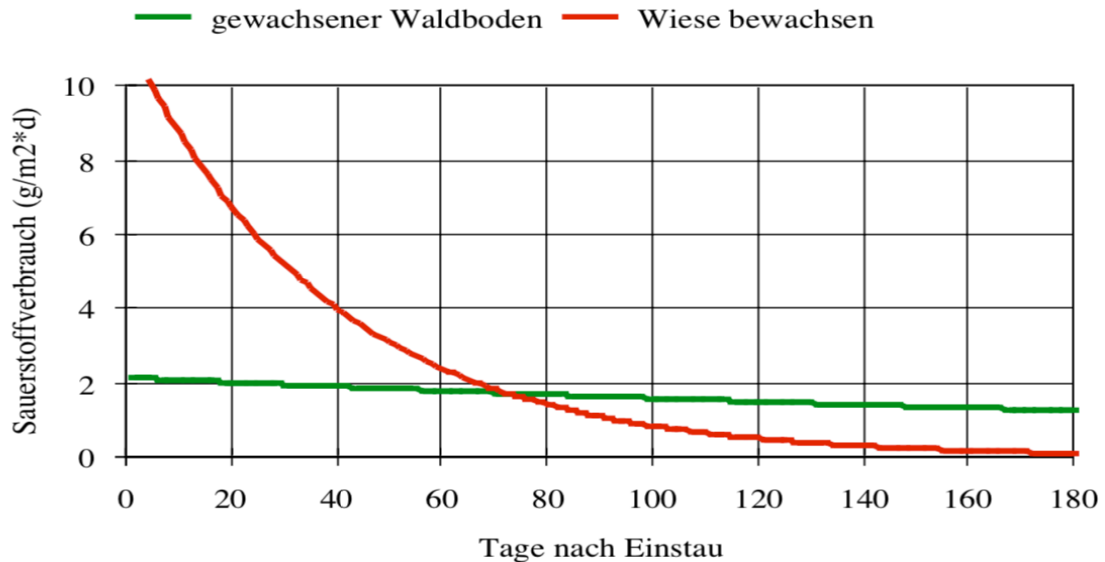


Abbildung 8.2: Verlauf der O_2 -Zehrungsraten bei unterschiedlichem Bewuchs ($T 20^\circ\text{C}$) nach TGL 27 885/04

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 umgeschlagenen Wassermenge (Kieswäsche), 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 $0,7 \text{ m}^3/\text{s}$ 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 8.3 zu entnehmen.

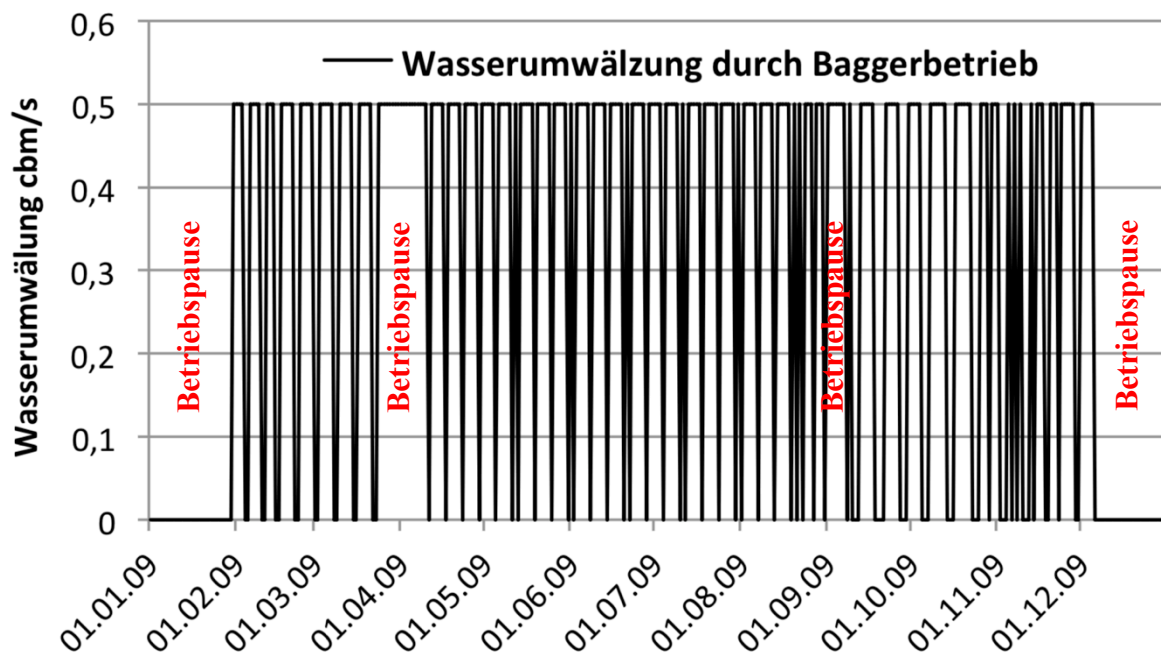


Abbildung 8.3: Wasserumwälzung im Tagesbetrieb (12 h)

Die durch die Kieswäsche umgewälzte Wassermenge nimmt ein Ausmaß von $500.000 \text{ m}^3/\text{Jahr}$ an. Für die Einleitungen von Kieswaschwasser werden identische Betriebsphasen vorausgesetzt wie für den Baggerbetrieb. Das entscheidende Kriterium zur Bestimmung der Güterelevanz des in den See zurückgeleiteten Kieswaschwassers ist sein Anteil an mineralischen Feinmaterialien aus Ton, Schluff und Sand. Dieser Partikeleintrag beeinflusst die Wassertrübung und den Dichtegrad des Wassers.

Für die Modellierungen wird von den folgenden Korngrößenanteilen und Konzentrationen abfiltrierbarer Stoffe ausgegangen:

Bezeichnung	Korngrößendurchmesser	Konzentration
SSOL1	$\leq 0,003$ mm	750 mg/L
SSOL2	$> 0,003$ und $\leq 0,01$ mm	750 mg/L

8.2.1 Temperaturhaushalt im Istzustand

Unter Bezug auf die morphologischen Kennwerte und die meteorologischen und hydraulischen Inputdaten ergeben sich die in der Abbildung 8.4 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 14-16 °C in den Sommermonaten sind wegen des damit verbundenen Eintrags von warmem Oberflächenwasser in die Gewässertiefe auf die Auskiesungstätigkeit zurückzuführen.

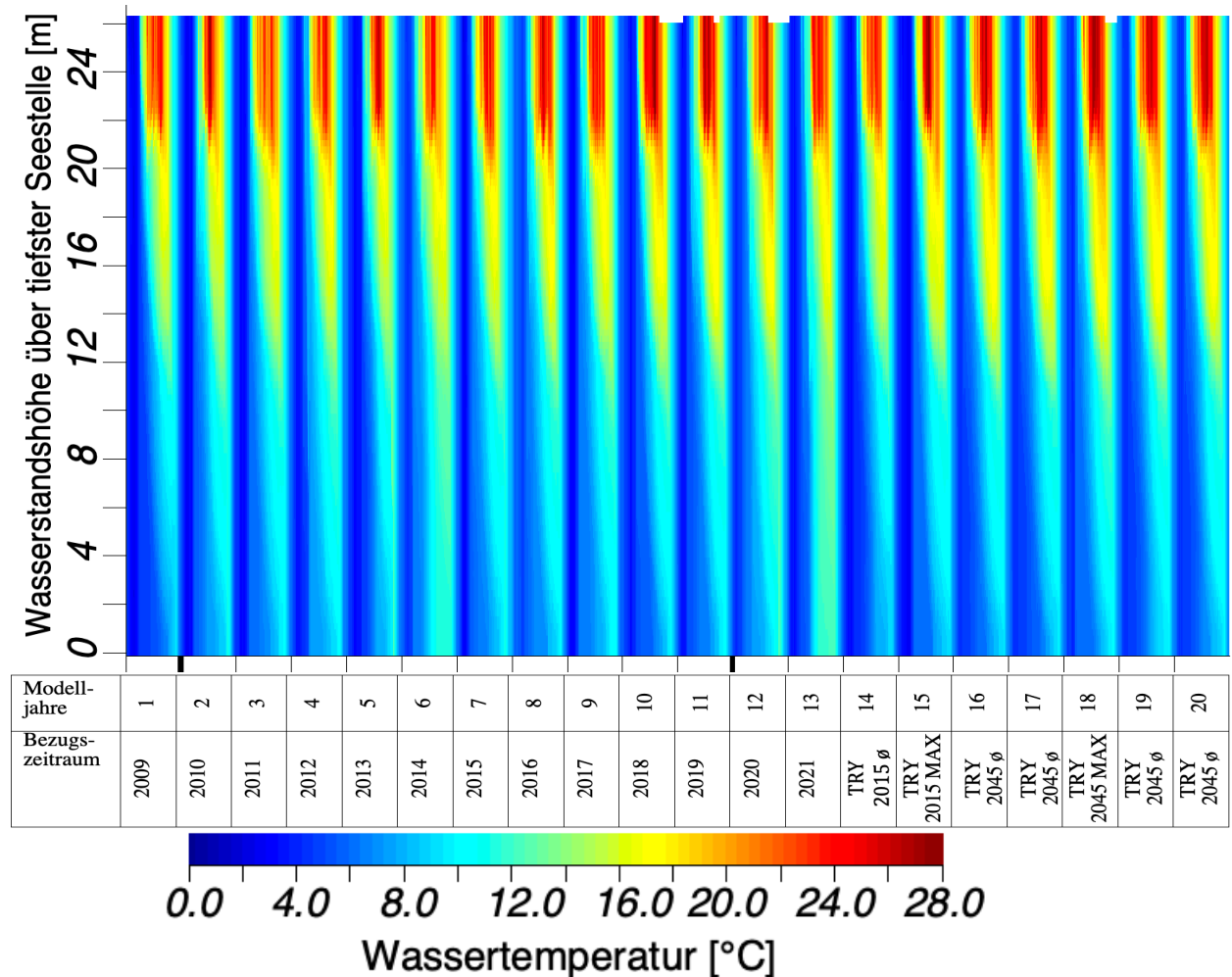


Abbildung 8.4: Temperatursimulation für die Kennwerte des Istzustandes auf der Grundlage historischer Klimadaten und der vom Klimawandel geprägten zukünftigen Entwicklung (Tageswerte)

Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

Die Darstellungen der Prognoseergebnisse für das Epilimnion (3 m Wassertiefe), für die Tiefenstufe von 12 m Wassertiefe und den seebodennahen Wasserkörper (3 m über Grund = 23,4 m Wassertiefe) zeigen einen deutlichen Jahresgang der Temperaturen in allen drei Tiefenschichten (vgl. Abbildung 8.5).

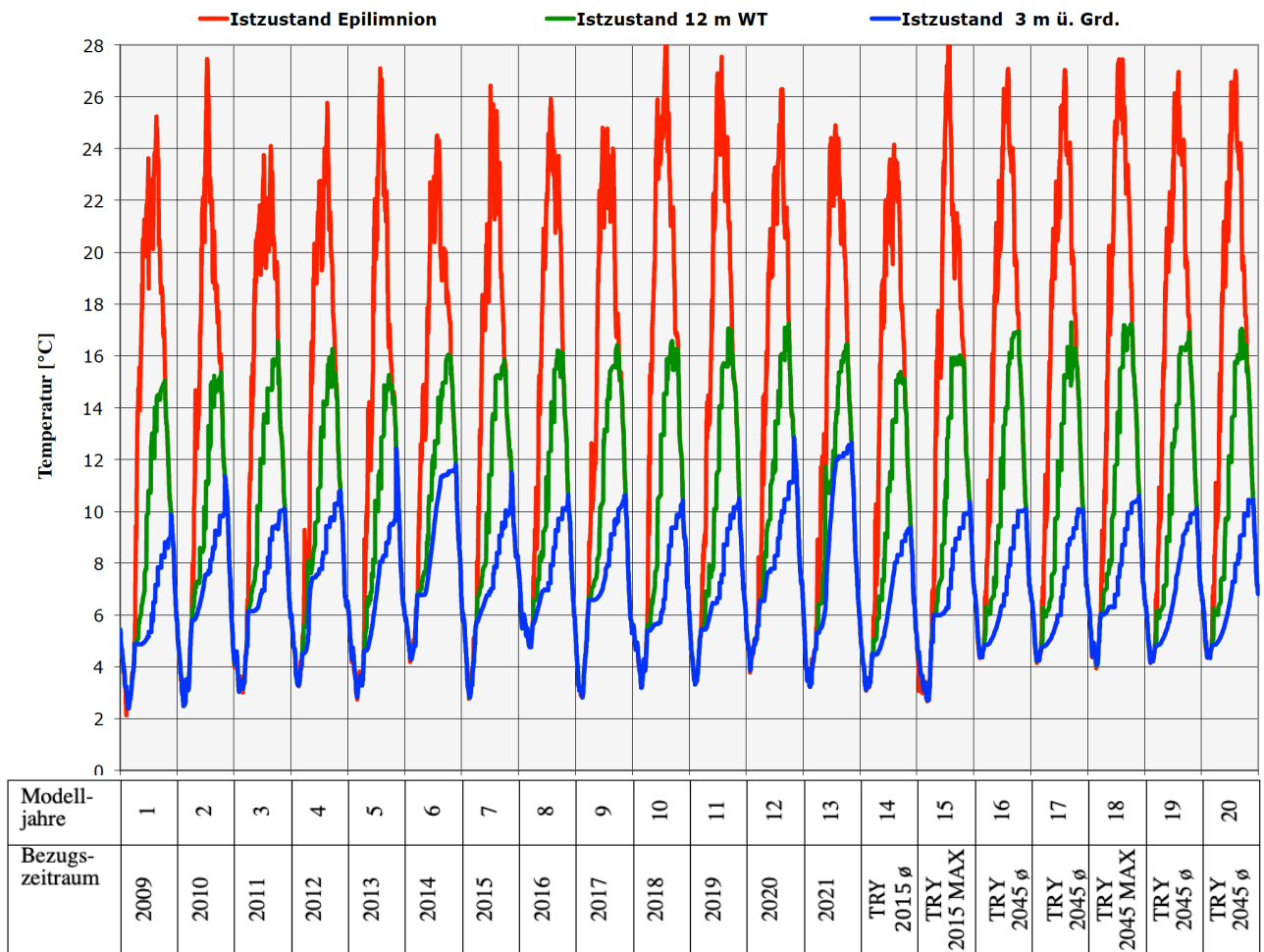


Abbildung 8.5: Temperaturwerte der Simulation des Istzustands in unterschiedlichen Tiefenstufen

Im Epilimnion können Wassertemperaturen von bis zu 28 °C erreicht werden. Unter den meteorologischen Bedingungen des historischen Zeitraums von 2009 bis 2021 errechnen sich für das Epilimnion und, mit geringerer Differenz, auch für die Wasserschicht in 12 m Tiefe teils deutlich niedrigere Wassertemperaturen als für die zukünftig zu erwartende klimatische Entwicklung im Zukunftszeitraum (siehe Tabelle 8.6).

Infolge der Klimaerwärmung ist also mit einer Erwärmung vor allem des epilimnischen Wasserkörpers zu rechnen. Dabei gilt es zu berücksichtigen, dass die Baggertätigkeit zu einer intensiveren Vermischung des Seewassers führt und somit Temperaturunterschiede zwischen dem oberflächennahen und dem tiefen Wasserkörper abgeschwächt.

Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

Tabelle 8.6: Statistische Lageparameter der prognostizierten Wassertemperaturen für den Istzustand in drei Tiefenstufen

	historischer Zeitraum 2009-2021			Zukunftszeitraum		
	Epilimnion	Wassertiefe (WT)=12m	3m ü. Grd.	Epilimnion	Wassertiefe (WT)=12m	3m ü. Grd.
Mittelwert [°C]	13,33	9,43	7,19	14,29	9,83	6,87
Minimum [°C]	2,13	2,39	2,39	2,68	2,71	2,71
Maximum [°C]	28,46	17,23	12,85	29,16	17,29	10,60

Ein Vergleich der Simulationswerte mit den im Rahmen des Projektes gemessenen Feldwerten zeigt eine gute Übereinstimmung (vgl. Abbildung 8.6). Vorhandene Abweichungen können auf die folgenden Ursachen zurückgeführt werden:

- Einen im Vergleich zur Modellannahme höheren Grundwasserzufluss. Das Grundwasser weist im Winter gegenüber dem Seewasser eine höhere Wassertemperatur auf.
- Eine stärkere Windgeschwindigkeit und damit eine höhere Abkühlung des Seewassers im Winterhalbjahr.

Trotz dieser, ohnehin nur geringen, Abweichungen ist das Modell für eine Bewertung der maßnahmenbedingten Auswirkungen auf den Temperaturhaushalt und das Schichtungsverhalten des Sees uneingeschränkt nutzbar.

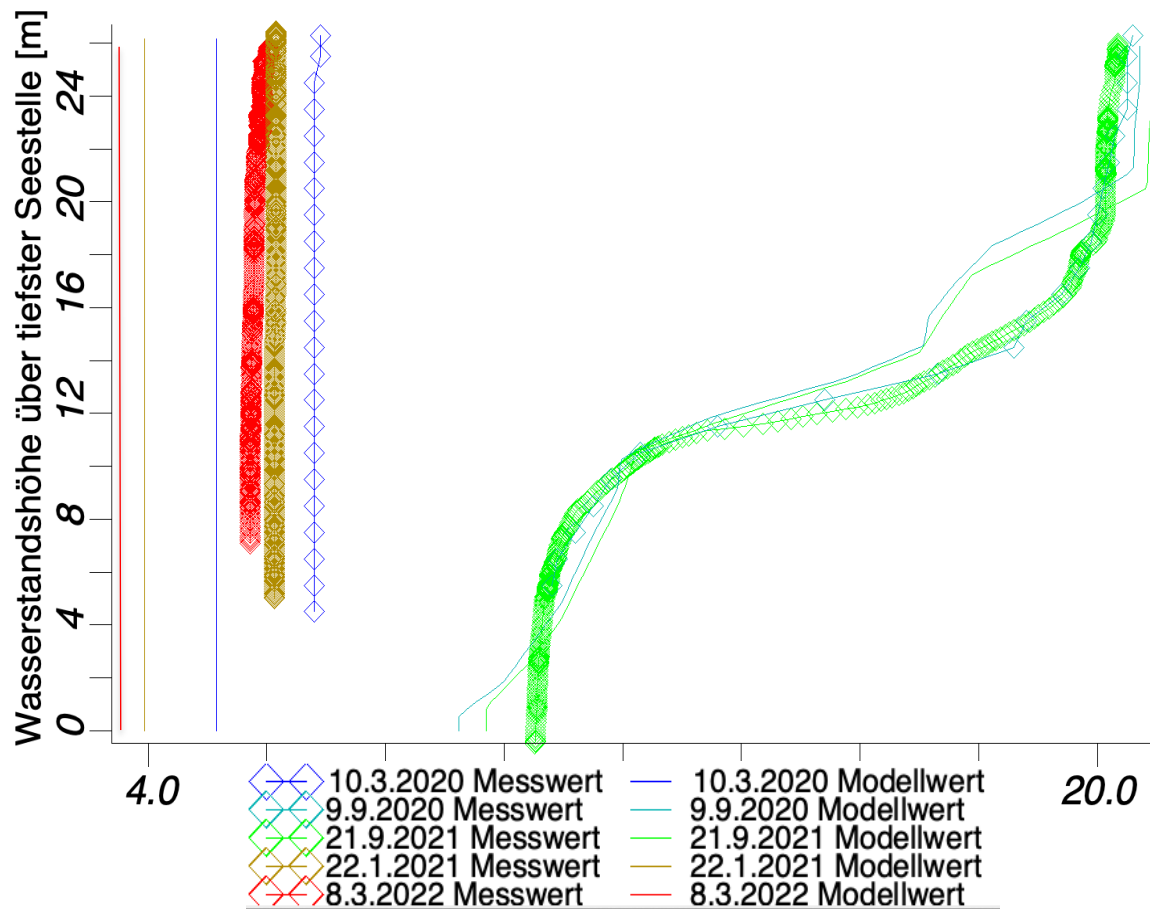


Abbildung 8.6: Feldmessungen 2020 bis 2022 im Vergleich zu den Simulationswerten der Temperatur im Istzustand

8.2.2 Sauerstoffhaushalt im Istzustand

Die Prognosen des Sauerstoffhaushaltes weisen für den Istzustand während der Stagnationsphasen deutliche Sauerstoffdefizite in den tieferen Wasserschichten aus (vgl. Abbildung 8.7). In den Zirkulationsphasen kommt es allerdings stets zu einer vollständigen Oxidierung des gesamten Wasserkörpers. Die von der sommerlichen Sauerstoffarmut betroffene Schicht macht, wie aus der abgebildeten Volumenkurve hervorgeht, maximal ca. 25% des gesamten Seevolumens aus.

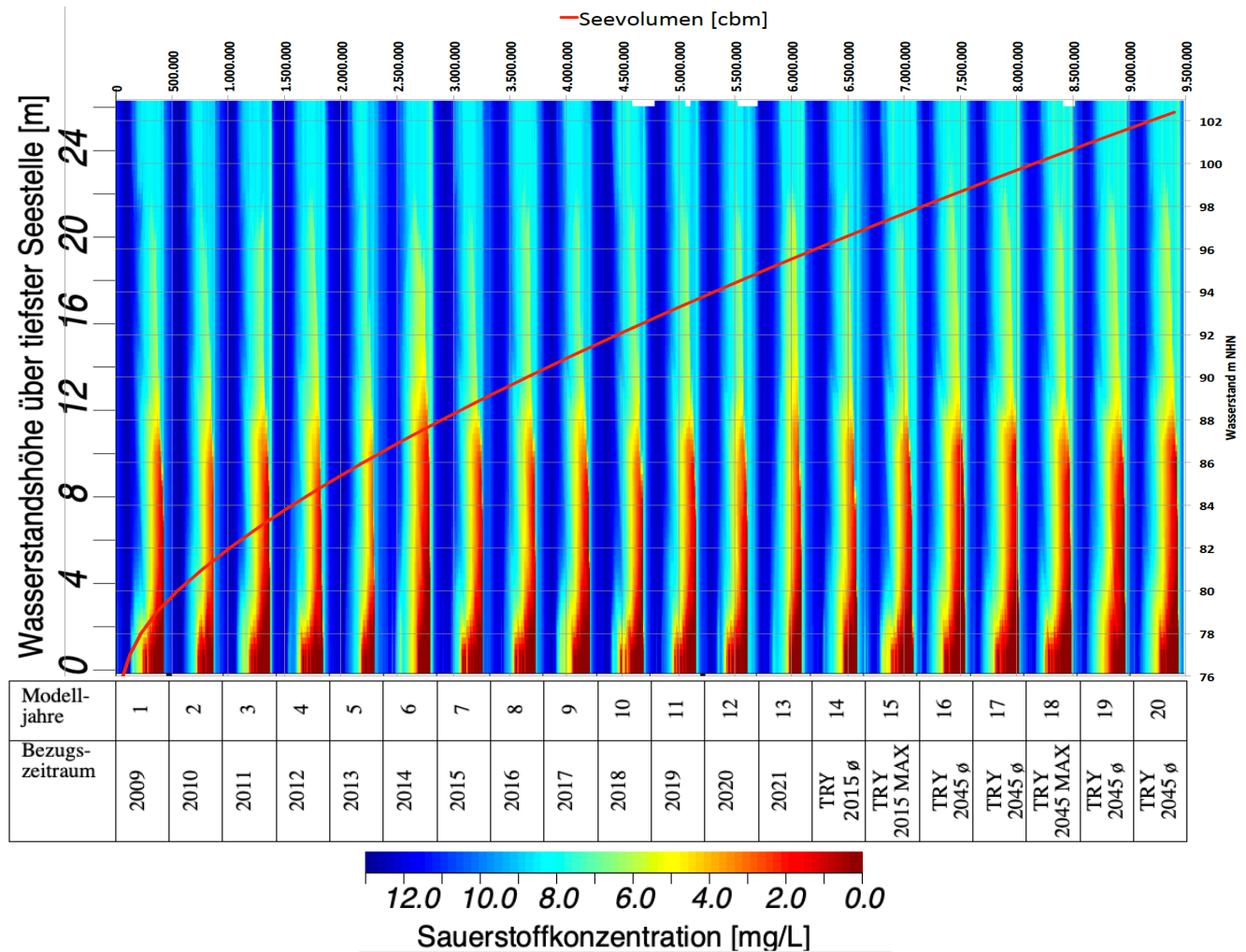


Abbildung 8.7: Simulation der Sauerstoffgehalte im Istzustand

Die Darstellung der Modellwerte für die Wassertiefe von 18,6 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, häufig nicht eingehalten werden kann (vgl. Abbildung 8.8).

Die Sauerstoffdefizite bleiben aber auf den grundnahen Wasserkörper beschränkt, ab einer Tiefe von 13,5 m (entspricht 50 % der maximalen Wassertiefe) ergeben sich auch in den Stagnationsphasen Sauerstoffwerte von ca. 5 mg/L.

Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

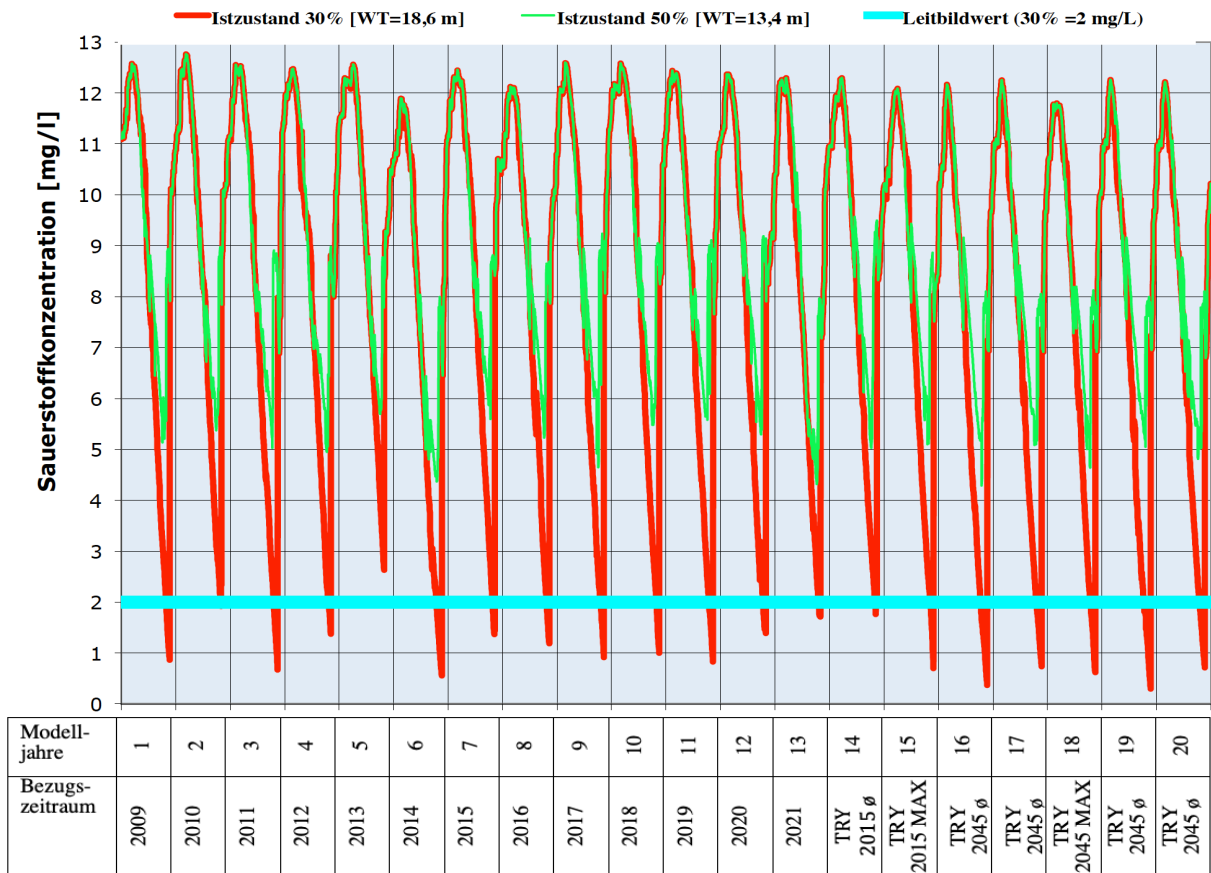


Abbildung 8.8: Simulation der Sauerstoffwerte des Istzustandes im Bereich von 30 und 50 % der maximalen Wassertiefe über Grund

Wie aus den in Tabelle 8.7 getrennt angegebenen Prognosewerten für die Berechnungen mit den historischen Klimadaten von 2009 bis 2021 und den zukünftig durch die globale Erwärmung zu erwartenden Klimadaten hervorgeht, ist infolge dieser Klimaänderung mit einer Verschlechterung der Sauerstoffwerte im Tiefenbereich des Sees zu rechnen, die allerdings kein erhebliches Ausmaß annimmt.

Die prognostizierten Werte sowohl in 18,6 m Wassertiefe als auch in 13,4 m Wassertiefe fallen für den Zukunftszeitraum geringfügig ungünstiger aus als für den historischen Zeitraum.

Tabelle 8.7: Statistische Lageparameter der prognostizierten Sauerstoffgehalte in 18,6 m und 13,4 m Wassertiefe für den Istzustand

	WT 18,6 m 2009-2021	WT=18,6 m Zu- kunftszeitraum	WT=13,4 m 2009-2021	WT=13,4 m Zu- kunftszeitraum
Mittelwert [O ₂ mg/L]	8,48	7,72	9,36	8,91
Minimum [O ₂ mg/L]	0,56	0,29	4,32	4,29
Maximum [O ₂ mg/L]	12,76	12,30	12,77	12,30

Die im Modell prognostizierten Sauerstoffgehalte weichen von den als Vergleich herangezogenen Stichtagsmessungen teilweise ab (vgl. Abbildung 8.9).

Das Modell tendiert zur Berechnung von etwas niedrigeren Werten als sie real auftreten. Die Unterschiede beruhen wahrscheinlich auf einer zu starken Gewichtung der Sedi-

mentzehrung, die im Modell etwas zu hoch eingestuft wird. Folglich wird im Rahmen der Modellierung von Genehmigungs-und Planzustand der Sauerstoffhaushalt eher ungünstiger als in der tatsächlichen Ausprägung dargestellt.

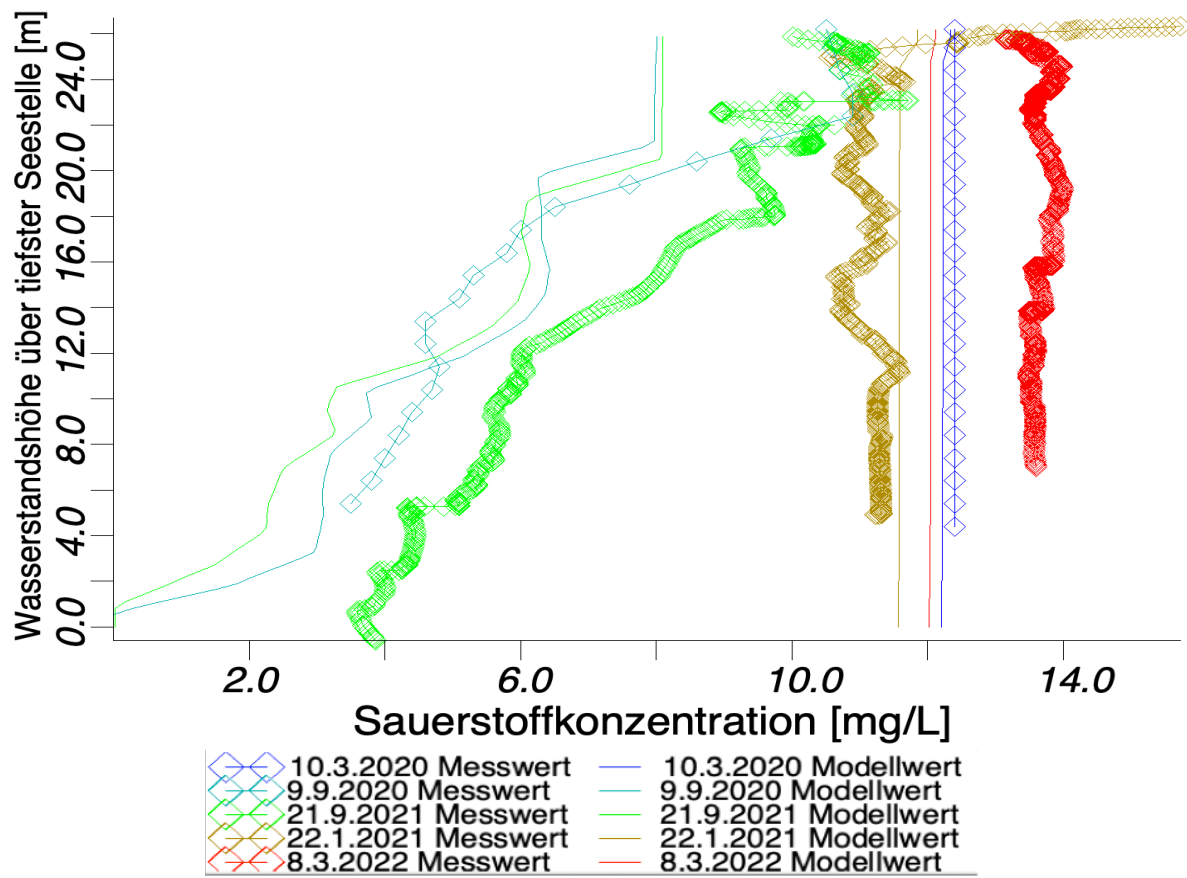


Abbildung 8.9: Feldmessung und Simulation der Sauerstoffwerte 2020-2021 im Istzustand

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 8.10). 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.

Die niedrige Phosphorbelastung des Seewassers ist eine Folge des geringen Eutrophierungspotentials durch das zufließende Grundwasser (vgl. Kapitel 5.4).

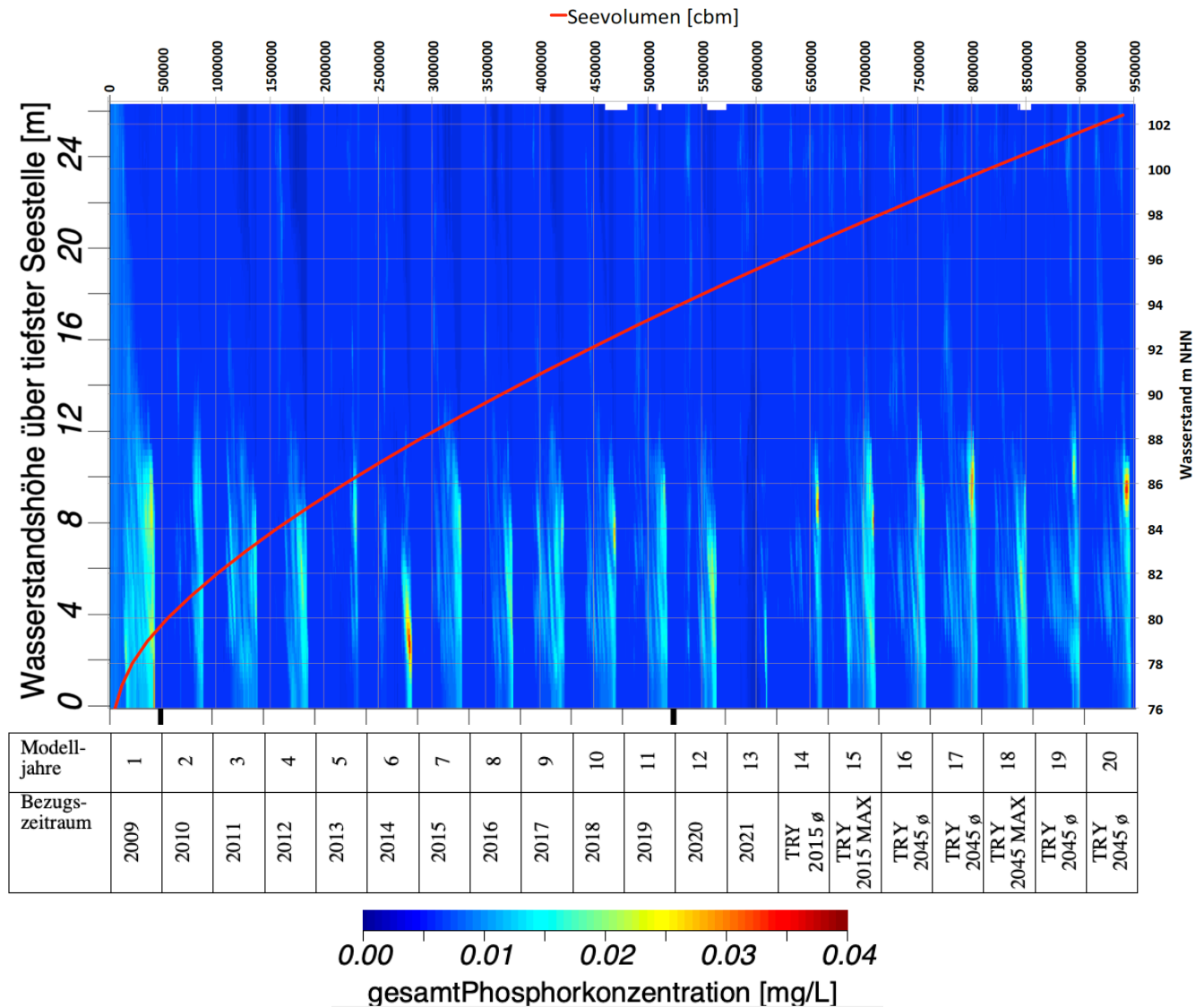


Abbildung 8.10: Phosphorsimulation im Istzustand

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 8.11). 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

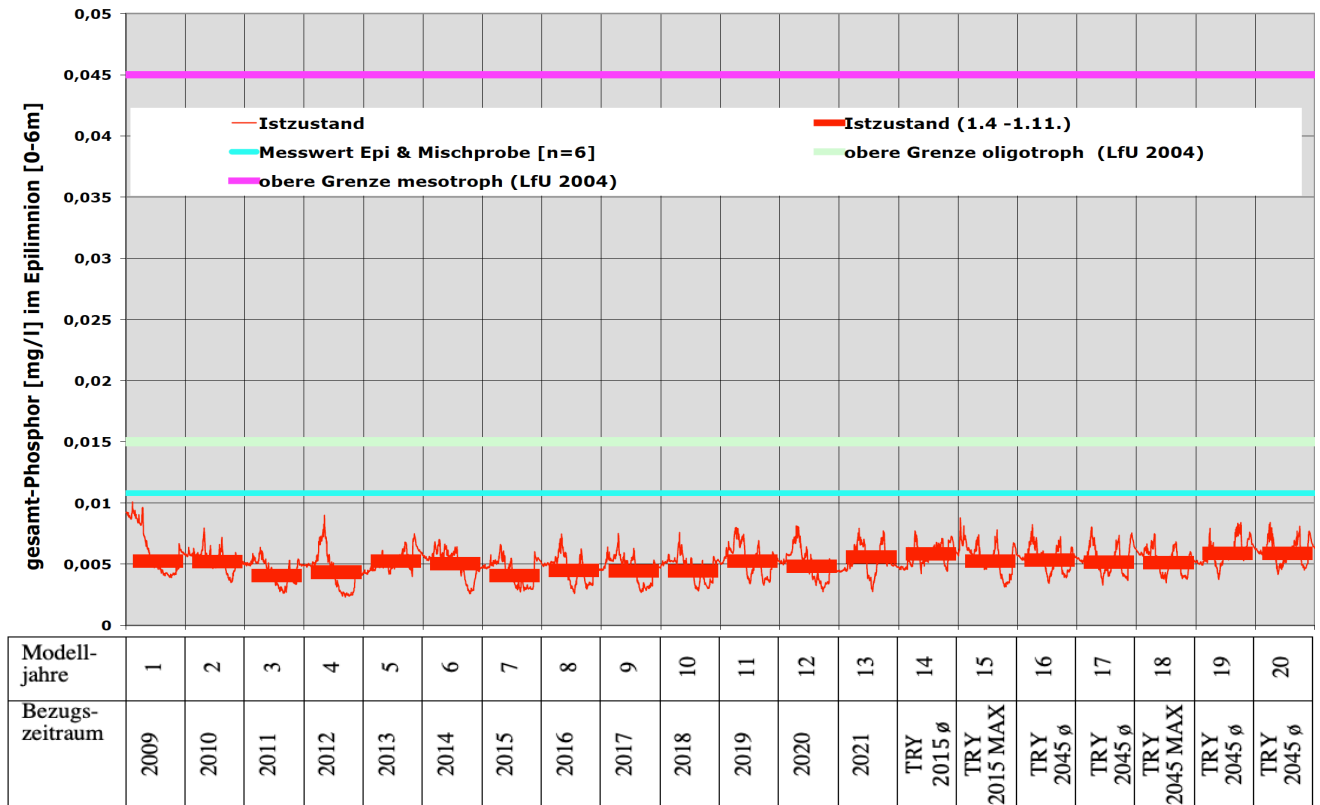


Abbildung 8.11: Simulation der Phosphorgehalte in der trophogenen Zone unter Bezug auf den leitbildkonformen Orientierungswert (Istzustand)

Aus den in der Tabelle 8.8 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 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 8.8: Statistische Lageparameter der prognostizierten Phosphorgehalte des Istzustandes im Epilimnion

	Historischer Zeitraum	Zukunftszeitraum
Mittelwert [P mg/l]	0,0050	0,0056
Minimum [P mg/l]	0,0023	0,0031
Maximum [P mg/l]	0,0101	0,0088

Im Vergleich der Simulationswerte mit den 2020 bis 2021 gemessenen Feldwerten zeigt sich eine sehr gute Übereinstimmung für die Sommermessungen (vgl. Abbildung 8.12).

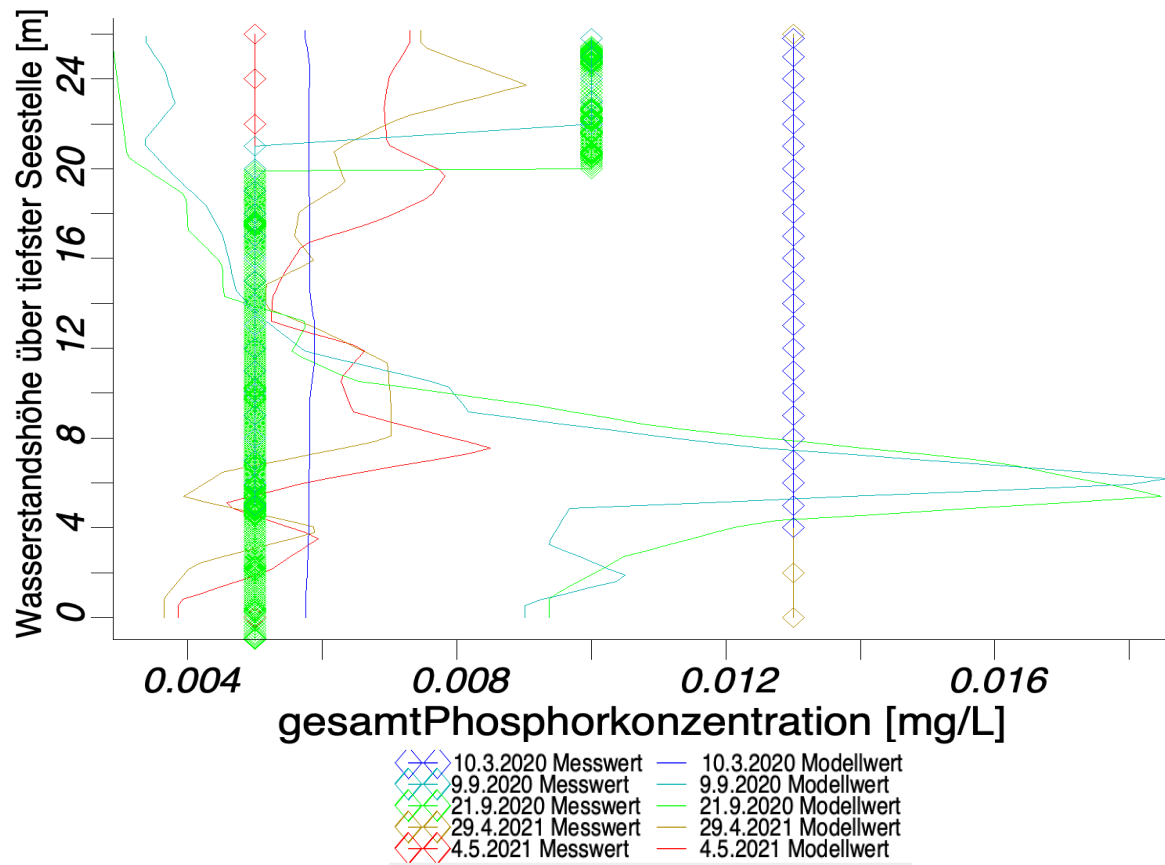


Abbildung 8.12: Feldmessung und Simulation der Phosphorgehalte 2017 im Istzustand

8.2.4 Chlorophyll-a Gehalte im Istzustand

Aufgrund der niedrigen Phosphorgehalte im Seewasser bleibt auch die Planktonentwicklung sehr gering (vgl. Abbildung 8.13), die Maxima werden im Frühjahr und Frühsommer erreicht. Die höheren Werte im ersten Modelljahr entstanden, weil sich das Modell noch nicht „eingeschwungen“ hat.

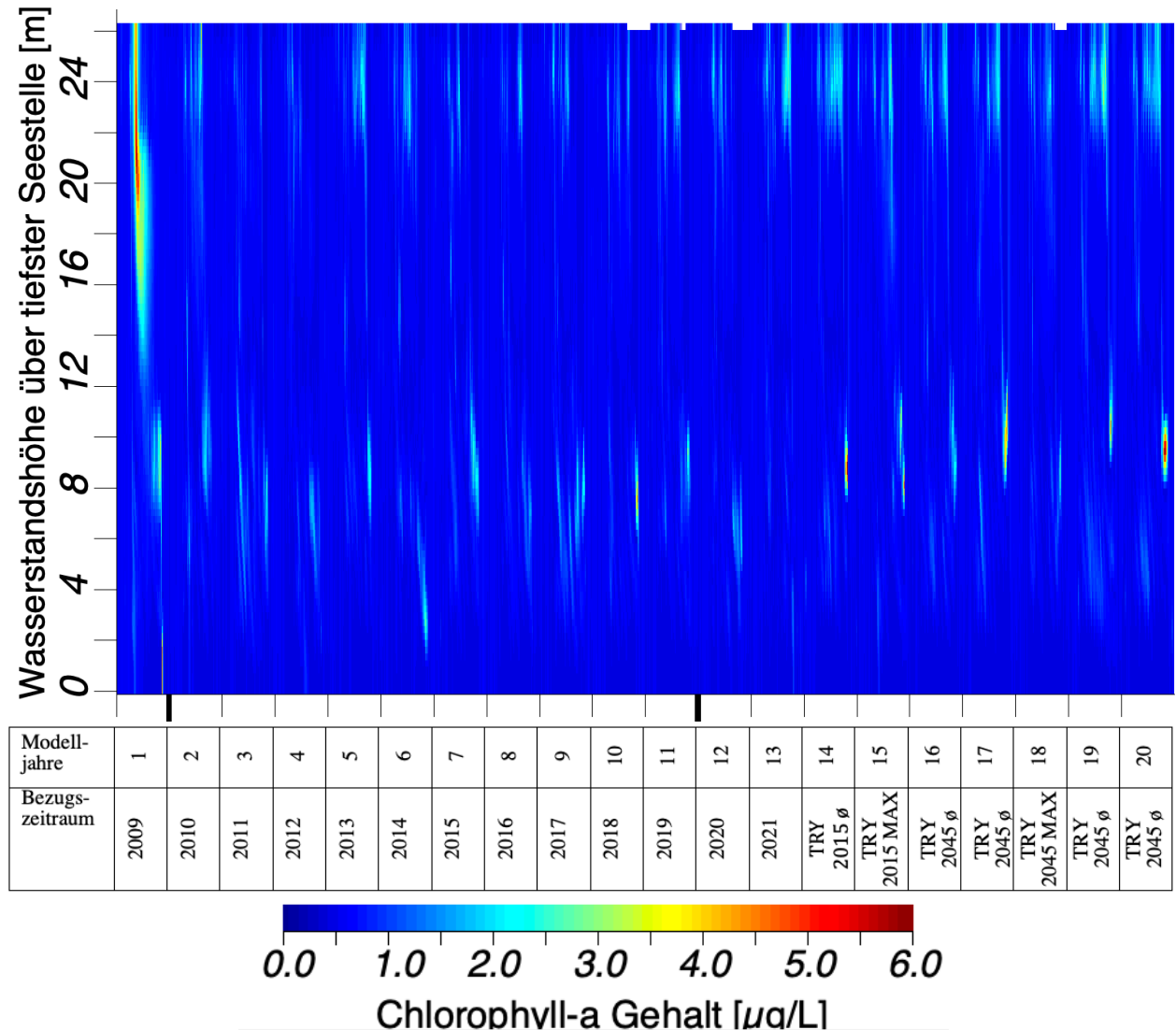


Abbildung 8.13: Chlorophyll-a Simulation im Istzustand

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 generell deutlich 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 weisen den See als oligotrophes Gewässer aus (vgl. Abbildung 8.14).

Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

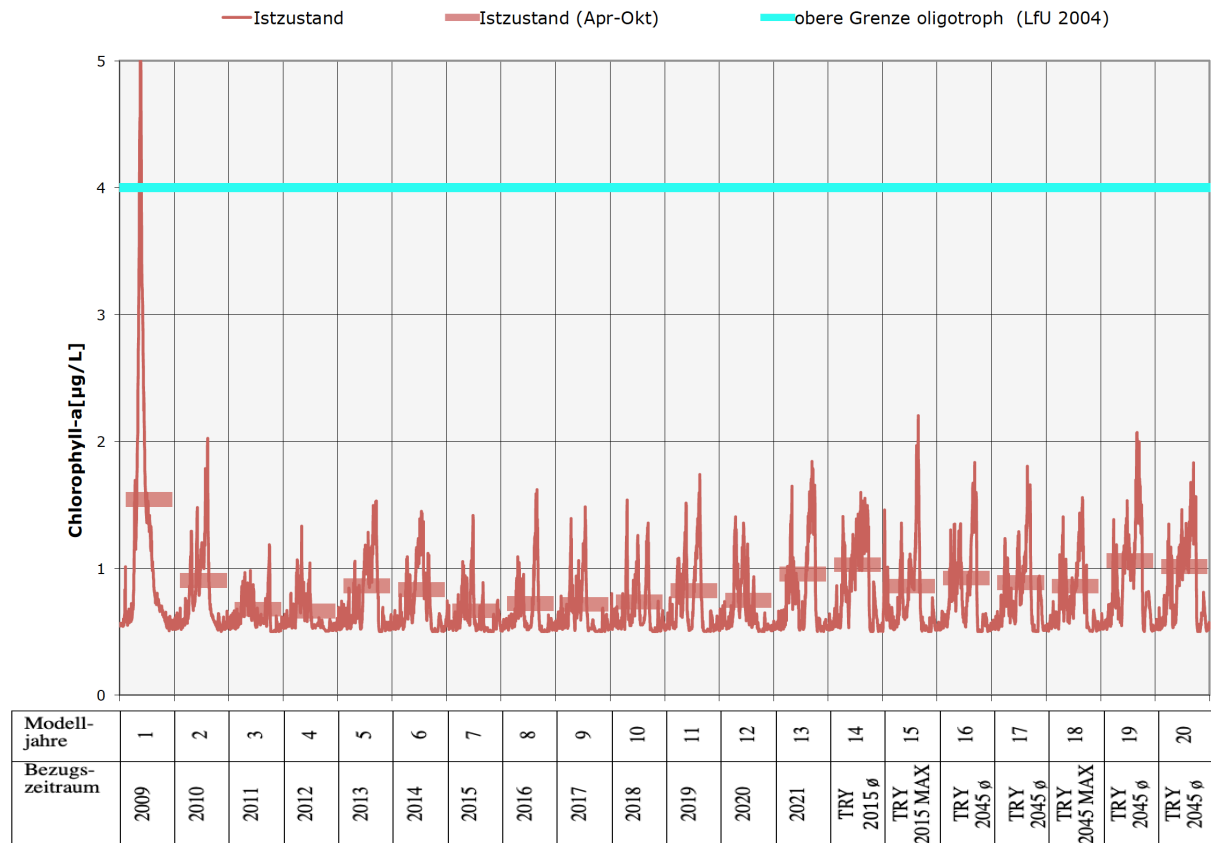


Abbildung 8.14: Simulation der Chlorophyll-a Gehalte in der trophogenen Zone unter Bezug auf den leitbildkonformen Orientierungswert (Istzustand)

Die stärkere Erwärmung des Seewassers durch den Klimawandel führt zu einer geringfügigen Erhöhung der Algenentwicklung (vgl. Tabelle 8.9). Insgesamt ergibt sich hinsichtlich der Chlorophyll-a Gehalte eine sehr gute Prognose auch unter der Voraussetzung zukünftig ansteigender Wassertemperaturen.

Tabelle 8.9: Statistische Lageparameter der prognostizierten Chlorophyll-a Werte für den Istzustand

	Trophogene Zone (0-5 m) 2009-2021 Saisonwerte	Trophogene Zone (0-5 m) Zukunftszeitraum Saisonwerte	Orientierungswert
Mittelwert (mg/l Chl-a)	0,83	0,95	< 12 (LfU 2004)
Minimum (mg/l Chl-a)	0,66	0,86	
Maximum (mg/l Chl-a)	1,54	1,06	

Die im Modell ermittelten Simulationswerte stimmen gut mit den 2020 gemessenen Werten überein (vgl. Abbildung 8.15). Gerade die Algenentwicklung unterliegt infolge der kurzen Lebenszyklen sämtlicher Algenarten einer sehr erheblichen Schwankungsbreite, so dass der Vergleich einzelner Stichlagsmessungen mit den Modellwerten keine starke Aussagekraft in Bezug auf die Modellgenauigkeit besitzt.

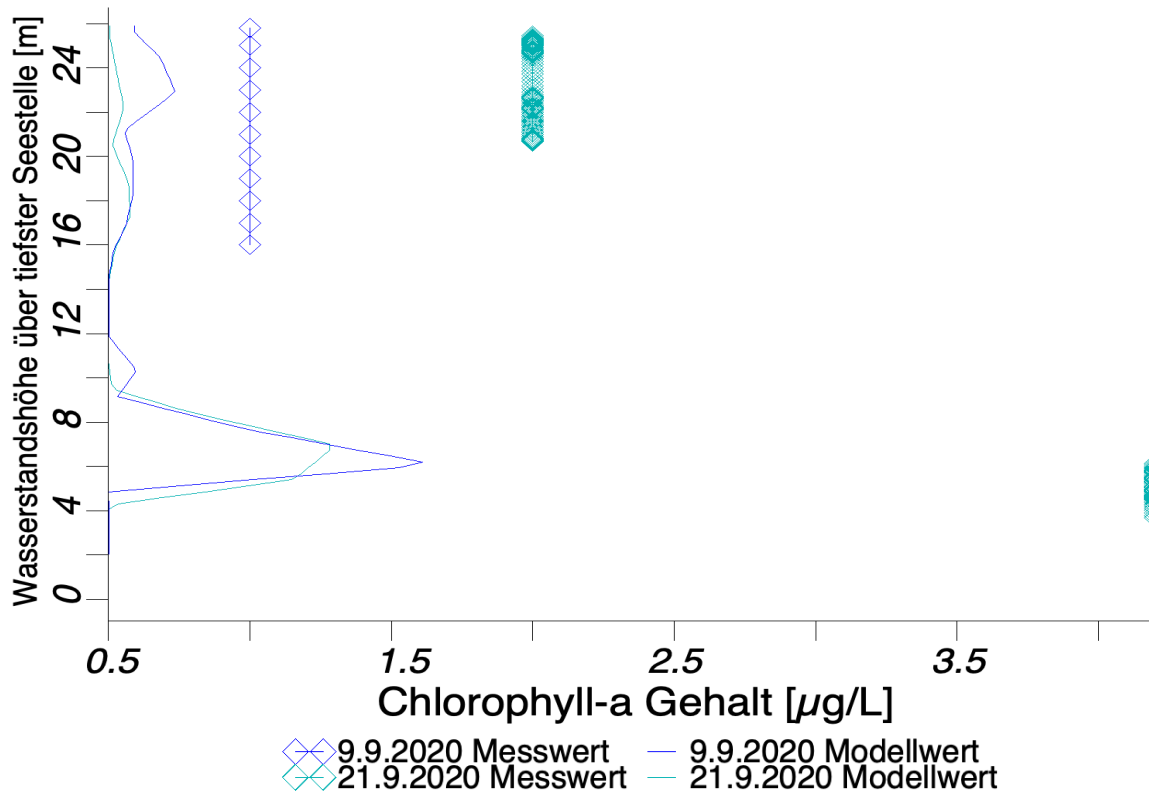


Abbildung 8.15: Feldmessung und Simulation der Chlorophyll-a Gehalte im Istzustand

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 8.16 wird das Prognoseergebnis der Biomasseentwicklung der Cyanobakterien im Istzustand als Chlorophyll-a Gehalt in $\mu\text{g/L}$ für die belichtete (trophogene) Zone als Mittelwert aus der Wassertiefe von 0-8 m und für die Wasseroberfläche (WT=1 m) dargestellt. Der Cyanobakteriendichte an der Wasseroberfläche kommt im Hinblick auf die Nutzbarkeit eines Gewässers zum Baden eine besondere Bedeutung zu.

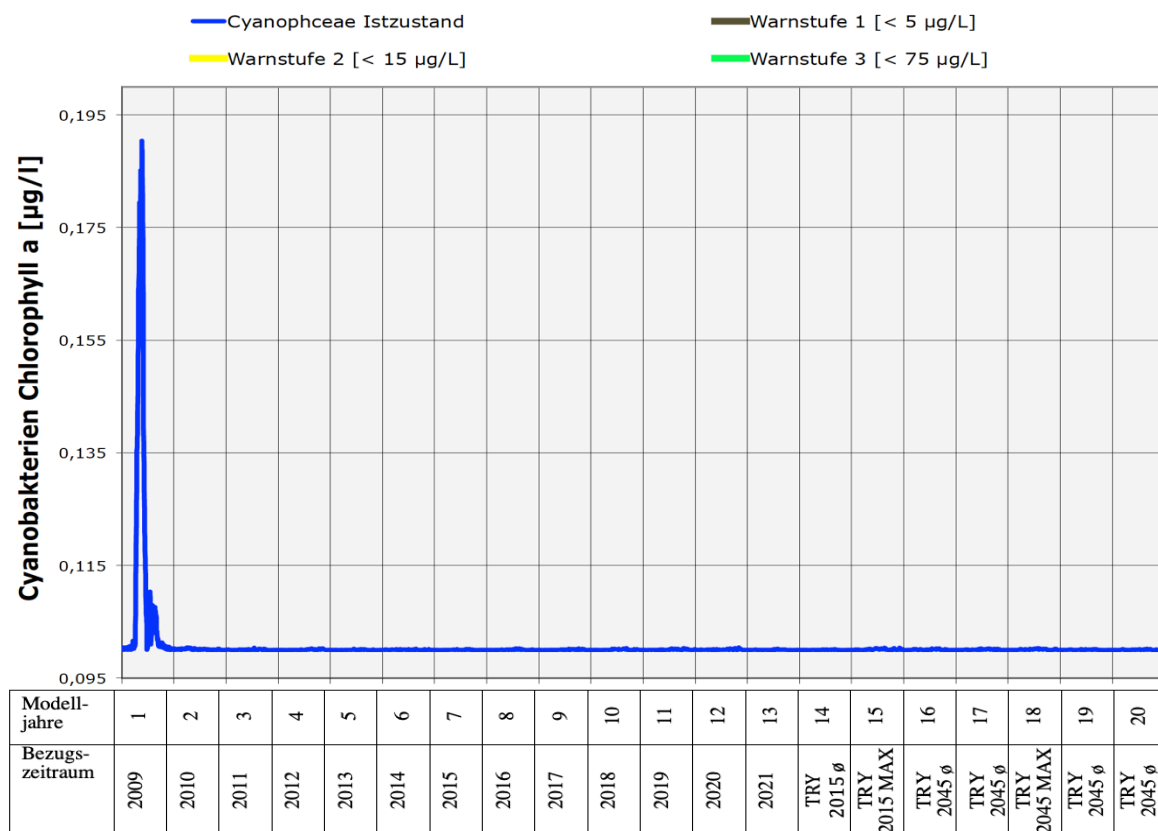


Abbildung 8.16: Simulation der Cyanobakteriendichte im Istzustand in der trophogenen Zone (WT=0-8 m) und im Bereich der Wasseroberfläche (1 m)

Die Simulation zeigt, dass sowohl unter Bezug auf die gegenwärtig vorherrschenden Klimabedingungen als auch für den Zukunftszeitraum Blaualgen (Cyanobakterien) im Istzustand während der Auskiesung keine Rolle spielen. Selbst der Wert für die unterste Warnstufe des UBA (Warnstufe 1 = $< 5 \mu\text{g/L}$, vgl. Kapitel 6.2.4) wird bei weitem nicht erreicht. Der extreme Peak im ersten Modelljahr ist auf eine noch unzureichende Modelleinschwin-gung zurückzuführen.

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 Trübstoff-einträge wird die Sichttiefe maßgeblich von der Menge schwebender Organismen (Plank-ton), insbesondere von Algen, bestimmt.

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

$$\text{Sichttiefe SD [m]} = 1,4 / (\text{Extinktionskoeffizient} \cdot \text{m}^{-1})$$

Die Modellsimulation zeigt eine durch Trübungen infolge der Kieswaschwasserrückleitung geprägte Entwicklung der Sichttiefe. Der Orientierungswert mesotroph ($\text{SD} > 2\text{m}$) wird be-zogen auf die Saisonmittelwerte (April bis Oktober) aber gleichwohl immer erreicht (vgl. Abbildung 8.17).

Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

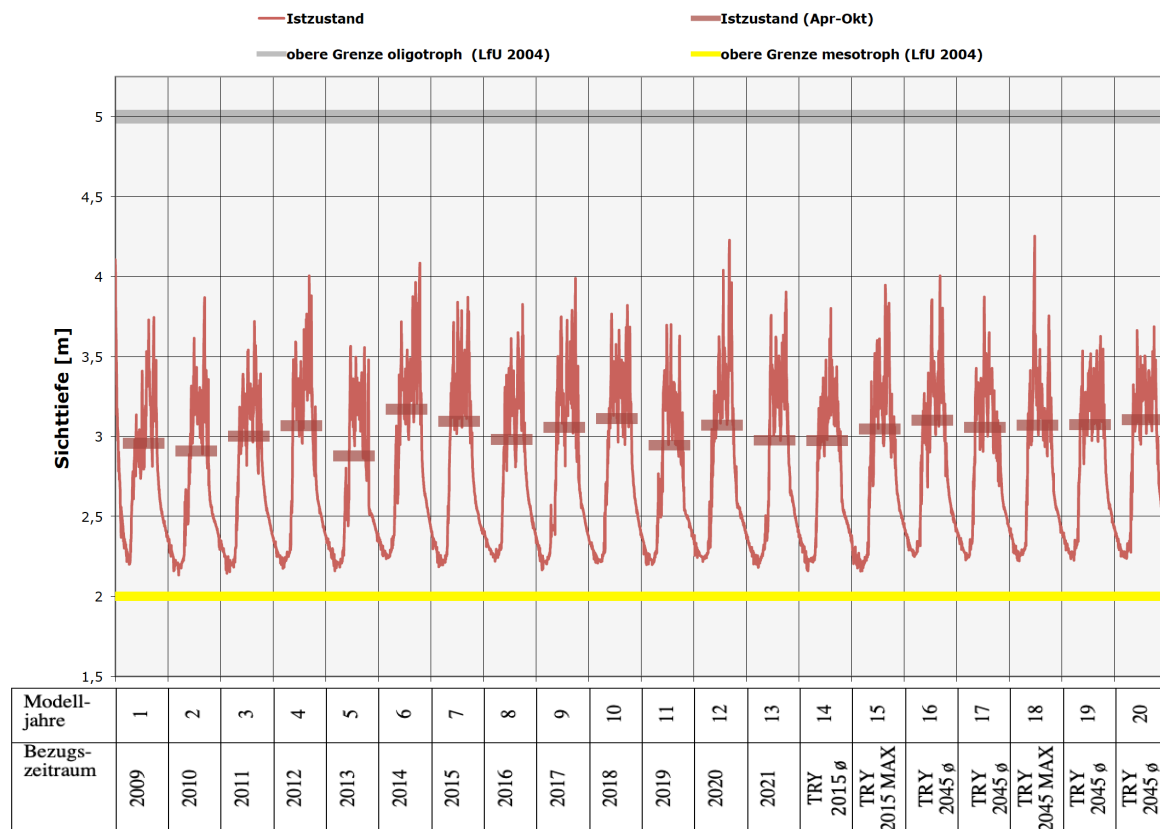


Abbildung 8.17: Simulation der Sichttiefenwerte im Istzustand

Ebenso wie bei den Chlorophyll-a Gehalten kommt es auch bei der Sichttiefe nicht zu relevanten Veränderungen durch die globale Erwärmung (vgl. Tabelle 8.10).

Tabelle 8.10: Statistische Lageparameter der prognostizierten Sichttiefenwerte für den Istzustand

	Historischer Zeitraum	Zukunftszeitraum	Orientierungswert
Mittelwert (m)	2,75	2,79	> 2 m (LfU 2004)
Minimum (m)	2,13	2,16	
Maximum (m)	4,23	4,25	

Wie die Gegenüberstellung der gemessenen und modellierten Trübungswerte (vgl. Abbildung 8.18) zeigt, ergibt sich eine gute Übereinstimmung zwischen Modellergebnissen und Messwerten.

Durch die Berücksichtigung der Kieswaschwassereinleitung mit dem recht hohen Anteil an abfiltrierbaren Stoffen von 1500 mg/L (SSOL1=750 mg/L; SSOL2=750 mg/L) können die Trübungseffekte adäquat erfasst werden.

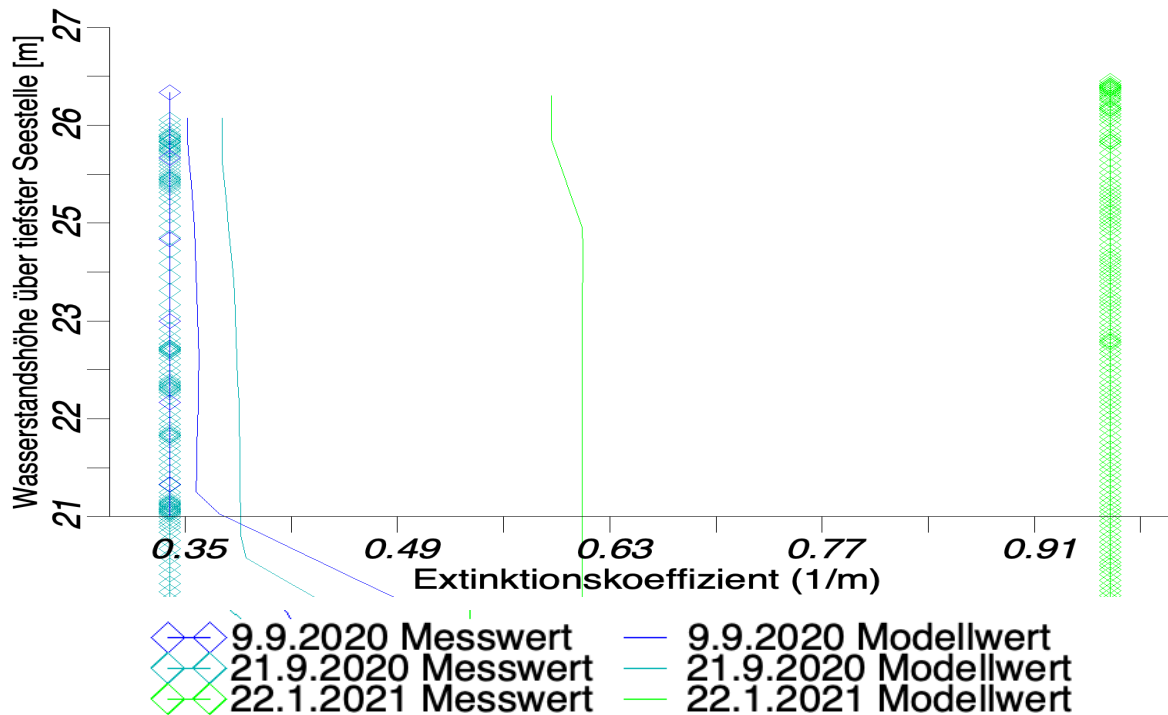


Abbildung 8.18: Feldmessung und Simulation der Extinktion (1/m) im Istzustand

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 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 Energie gewinnen. Nitrit wird auf dem Wege der assimilatorischen Nitritreduktion zu Ammonium reduziert und ausgeschieden. Die Reduktion von Nitrit zu Ammoni-

um ermöglicht dabei keine Energiegewinnung. Dieser Prozess findet nur unter Sauerstoffarmut/-freiheit.

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

- Externe Einträge
Mit dem Grundwasser gelangen 805,8, mit dem Niederschlag (bei einer mittleren Depositionsrate von 9,6 kg/ha) 510,7 und durch Wasservögel 62,2 kg NO₃-N/Jahr in den See (vgl. Kapitel 7.7.2).
- 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 also 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 8.19 dargestellten Prognoseergebnis für die Entwicklung der Nitratkonzentrationen im Istzustand zeigt für den gesamten Betrachtungszeitraum sehr geringe Werte im Seewasser an. Dies war auch zu erwarten, da dem See weitgehend nitratarmes, denitrifiziertes Grundwasser zufließt.

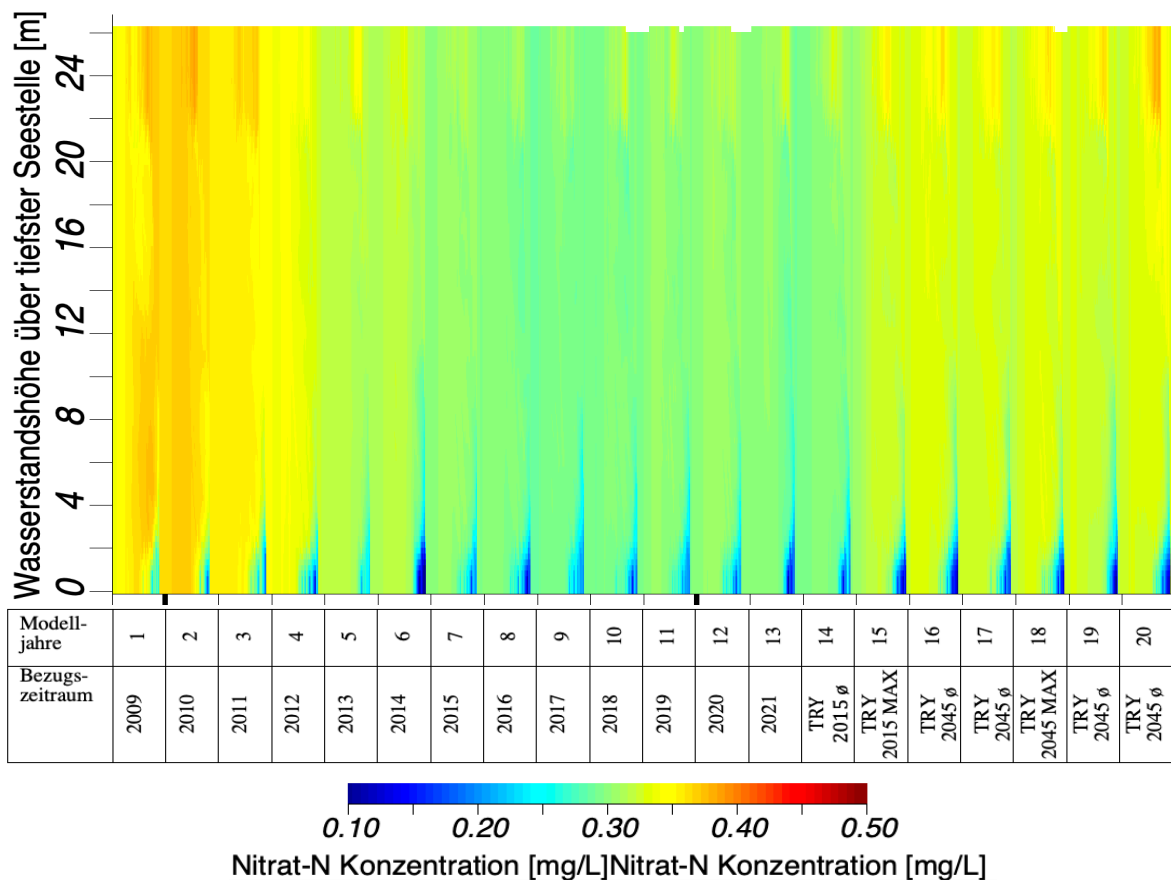


Abbildung 8.19: Nitrat-N (NO₃-N) Simulation im Istzustand

Der in Abbildung 8.20 dargestellte Vergleich zwischen den Prognosewerten und den Messwerten zeigt, dass die im Modell verwendeten Inputwerte für Nitrat sehr gut die geringen Belastungsverhältnisse des Sees wiedergeben.

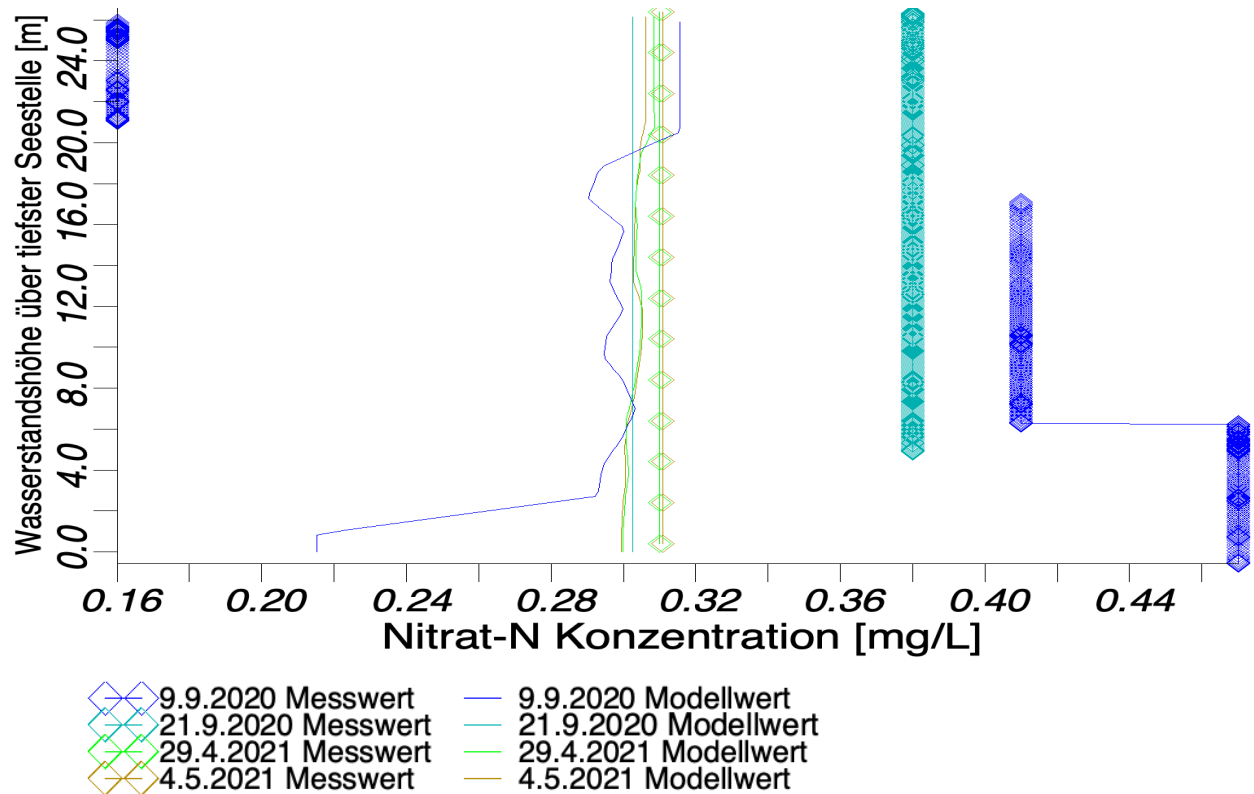


Abbildung 8.20: Feldmessung und Simulation der Nitrat Gehalte im Istzustand

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 8.11). Generell ist von einer guten bis sehr guten Prognosegenauigkeit auszugehen.

Tabelle 8.11: 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 wurde im Modell eine für das Sediment des Istzustandes mit seinen noch geringen organischen Ablagerungen zu hohe Sauerstoffzehrrate ($1\text{g/m}^2\text{d}$) angesetzt. Für den Zustand nach Einstellung der Auskiesungstätigkeit dürfte diese Sedimentzehrrate aber sehr gut die Verhältnisse wiedergeben.
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.

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	Gut	Die hohe Übereinstimmung zwischen Modell- und Messwerten ermöglicht eine uneingeschränkte Beurteilung der Wassertransparenz mit dem Modell.
Nitrat	Sehr gut	Die Modellgenauigkeit ist hoch, die Nitratkonzentrationen werden adäquat dargestellt.

8.3 Auswirkungen veränderter Randbedingungen auf das Prognoseergebnis des Istzustandes

Im Folgenden soll gezeigt werden, wie sich Veränderungen der Randbedingungen auf die im Modell berechneten Werte für den Istzustand auswirken. In diesem Zusammenhang werden zwei Annahmen geprüft:

- Die Erhöhung der Grundwasserzuflussrate von 39 L/s auf 78 L/s.
- Die Erhöhung der Belastung des Grundwasserzuflusses entsprechend dem 90% Konfidenzintervall (vgl. Kapitel 8.1.2.3.2).

8.3.1 Erhöhung der Grundwasserzuflussrate

8.3.1.1 Wassertemperatur

Bei einer Erhöhung der Grundwasserzuflussrate ist insbesondere durch die im Vergleich zum Seewasser während der Wintermonate höheren Grundwassertemperaturen mit einer Erwärmung des Seewasserkörpers in diesem Zeitraum zu rechnen. Mit einer Verdoppelung der Grundwasserzuflussrate von 39 L/s auf 78 L/s verbessert sich die Prognosegenauigkeit für Messung im März 2022, nicht aber die Januarmessung 2021 und die Märzmessung 2020 (vgl. Abbildung 8.21). Höhere Abweichungen durch eine zu starke Erwärmung ergeben sich auch für das Hypolimnion im Sommer 2021. Folglich kann durch eine Erhöhung der Grundwasserzuflussrate im Modellinput das Gesamtergebnis nicht verbessert werden. Daher ist davon auszugehen, dass mit der ursprünglichen Festlegung der Grundwasserzuflussrate die adäquatere Beschreibung des Einschichtungsverhaltens im See vorgenommen werden kann.

8.3.1.2 Sauerstoffhaushalt

Betrachtet man die Vergleichsgraphiken mit der Gegenüberstellung von Mess- und Modellwerten für die Sauerstoffgehalte (siehe Abbildung 8.22), zeigt sich, dass bei einer Verdoppelung der Grundwasserzuflussrate geringere Übereinstimmungen zwischen den Wertepaaren erreicht werden. Auch unter Bezug auf diesen Parameter ist demzufolge der ursprüngliche Ansatz realistischer.

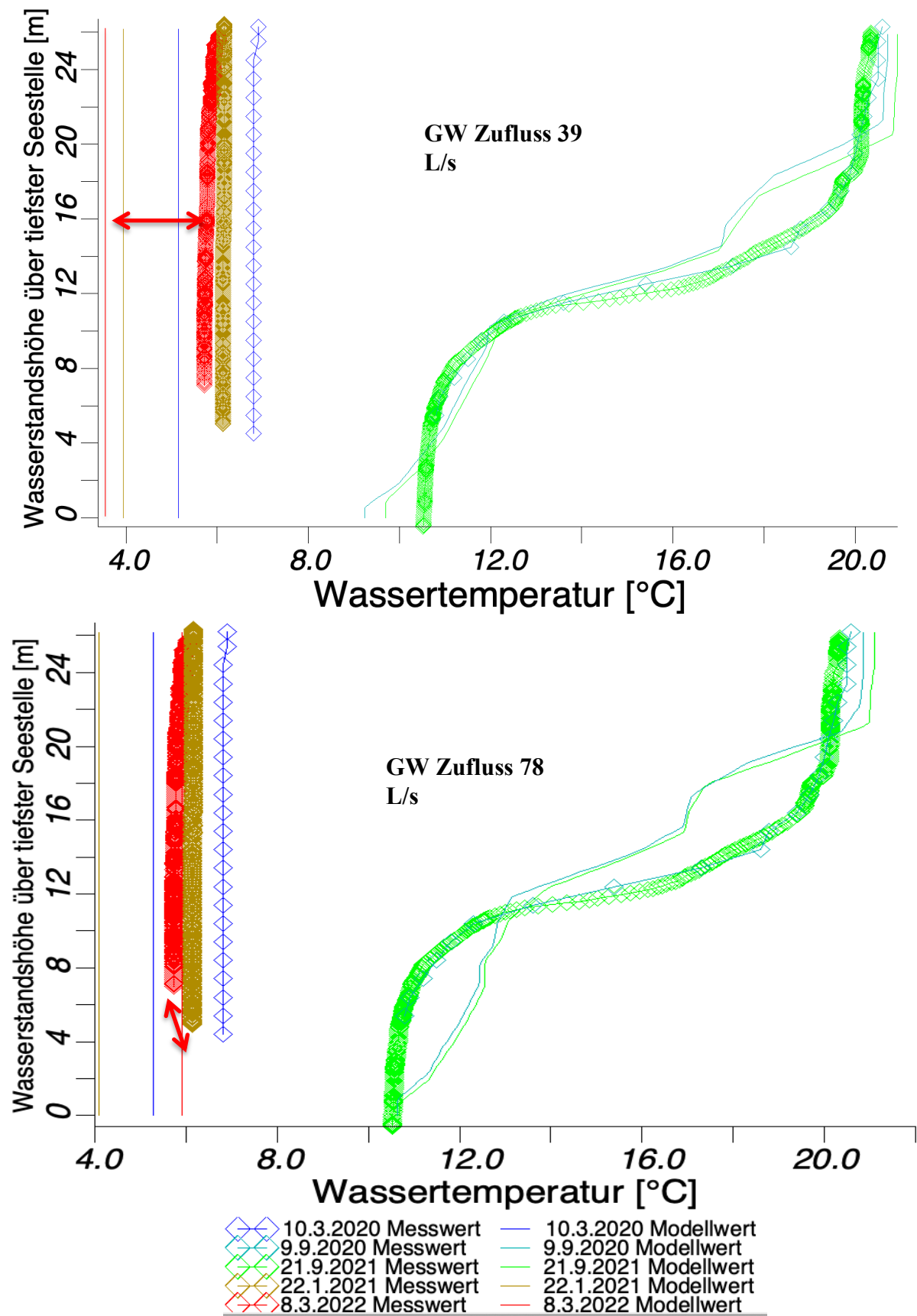


Abbildung 8.21: Feldmessungen 2020 bis 2022 im Vergleich zu den Simulationswerten der Temperatur im Istzustand bei Verdoppelung der Grundwasserzuflussrate

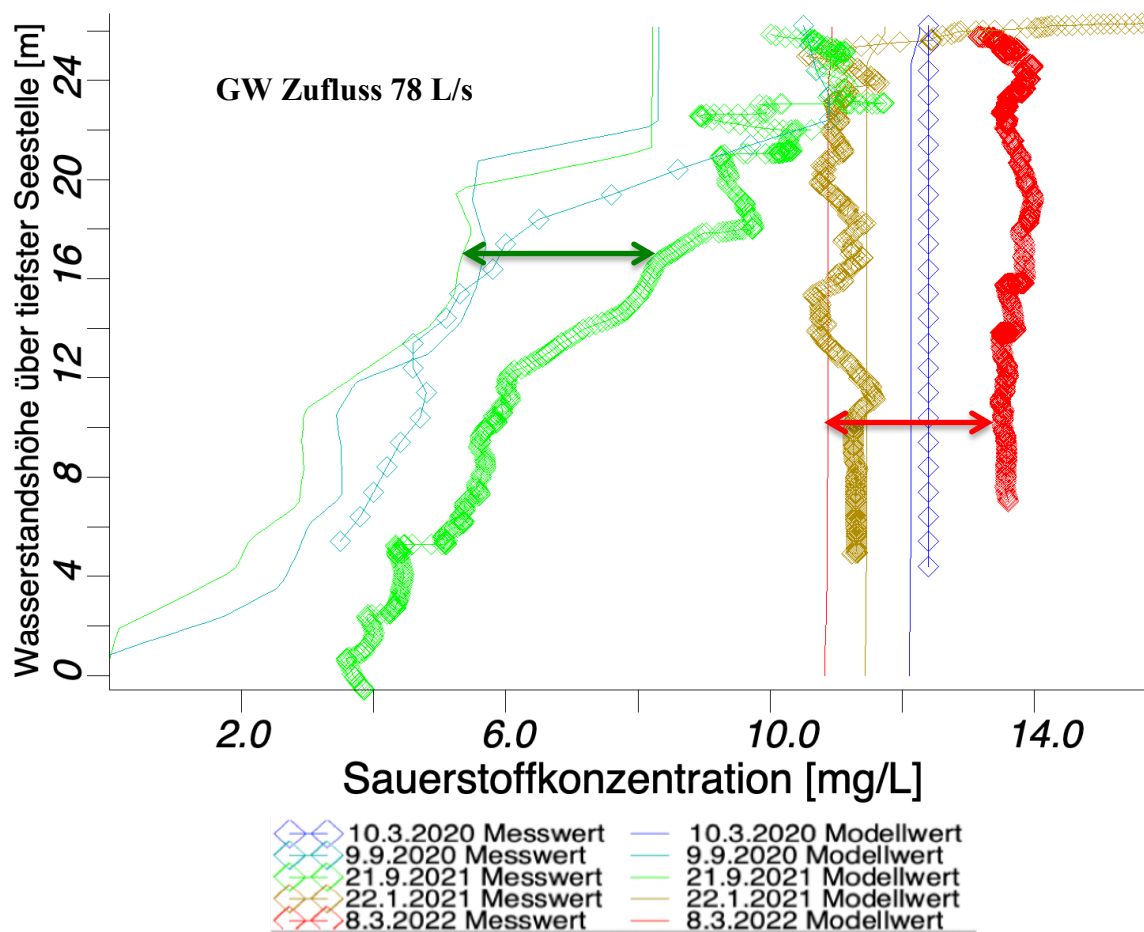
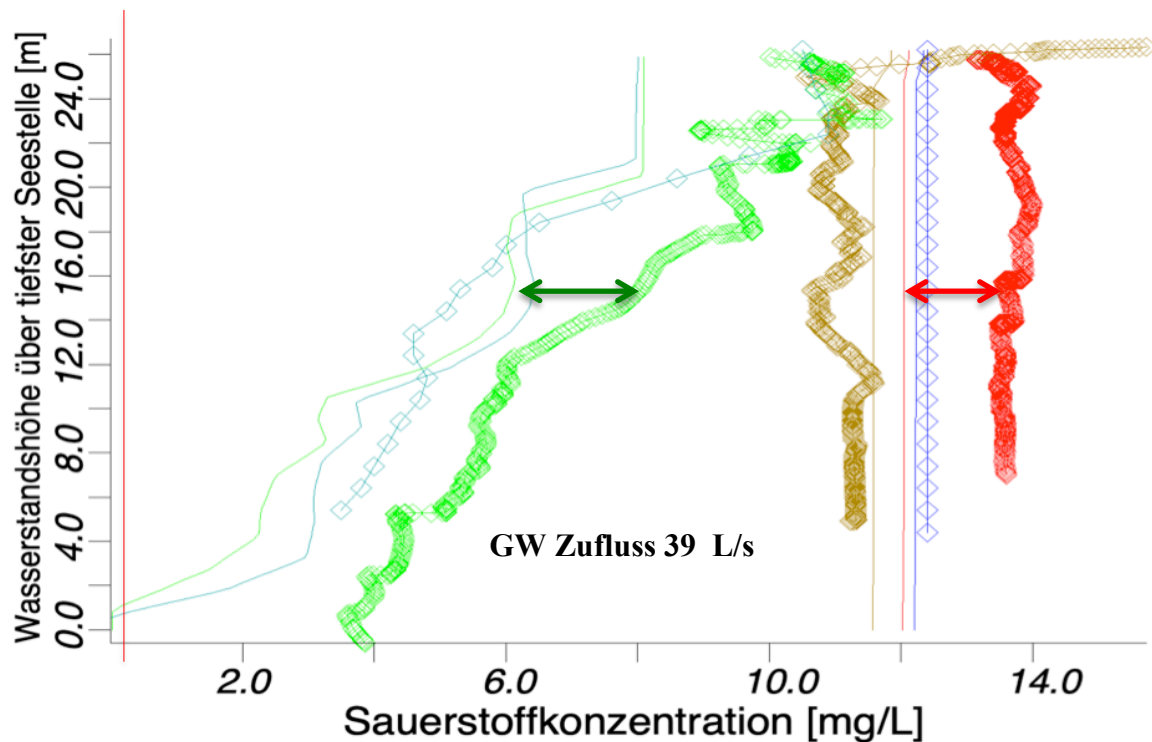


Abbildung 8.22: Feldmessungen 2020 bis 2022 im Vergleich zu den Simulationswerten der Sauerstoffgehalte im Istzustand bei Verdoppelung der Grundwasserzuflussrate

Entsprechend diesen Ergebnissen ist davon auszugehen, dass der Modellinputwert für den Grundwasserzufluss von 39 L/s eine realistische Annahme darstellt.

Hier ist aber auch anzumerken, dass der Einfluss der Auskiesungstätigkeit, der im Rahmen der Modellierung berücksichtigt wurde, das Ergebnis der Vergleichsanalyse beeinträchtigt, da er die vom Grundwasserzufluss auf den Sauerstoff- und Temperaturhaushalt ausgeübten Effekte überprägt.

8.3.2 Erhöhung der Grundwasserbelastung

Durch die Ansetzung des 90% Konfidenzintervalls (vgl. Kapitel 8.1.2.3.2) als Modellinputwerte wird ein Worst-Case-Szenario simuliert. Unter diesen Bedingungen würde sich die externe Belastung des Sees durch das zufließende Grundwasser um das in der Tabelle 8.12 angegeben Ausmaß erhöhen. Eine Prognose der Güteentwicklung auf Basis der Werte des 90% Konfidenzintervalls erfolgt für die Parameter Sauerstoffhaushalt, Phosphor und Algenentwicklung.

Tabelle 8.12: Belastungskennwerte für die Berechnung des Worst-Case-Szenario

Parameter	Einheit	Mittelwert	Worst-Case-Betrachtung (Modellwert)
Temperatur	°C	12,79	14,26
el. Leitfähigkeit	$\mu\text{S/cm}$	847,75	995,98
Salinität	/	0,4	0,49
pH-Wert	/	7,23	7,52
Sauerstoff	mg/l	0,63	0
Calcium	mg/l	131,58	162,98
Hydrogencarbonat	mg/l	272,67	346,68
Chlorid	mg/l	42,67	67,40
Nitrat	mg/l	1,38	3,83
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0,32	0,87
Ammonium	mg/l	0,4125	0,6895
Ammonium-N	mg/l	0,3225	0,5405
Nitrit	mg/l	0,0392	0,0951
Nitrit-N	mg/l	0,0122	0,0281
Gesamtphosphat	mg/l	0,0492	0,0912
Gesamtphosphat-P	mg/l	0,0157	0,0309
ortho-Phosphat	mg/l	0,0186	0,0414
ortho-Phosphat-P	mg/l	0,0066	0,0137
Silicium	mg/l	5,66	5,83
Eisen, ges.	mg/l	5,38	7,05
Mangan	mg/l	1,27	1,67
DOC	mg/l	1,69	2,12
Gesamthärte	mmol/l	3,94	4,94

8.3.2.1 Sauerstoffhaushalt

Die Erhöhung der Grundwasserbelastung verändert das Prognoseergebnis für den Sauerstoffhaushalt nicht (vgl. Abbildung 8.23), da die Wasseraustauschraten und damit die Beeinflussungen zu gering sind.

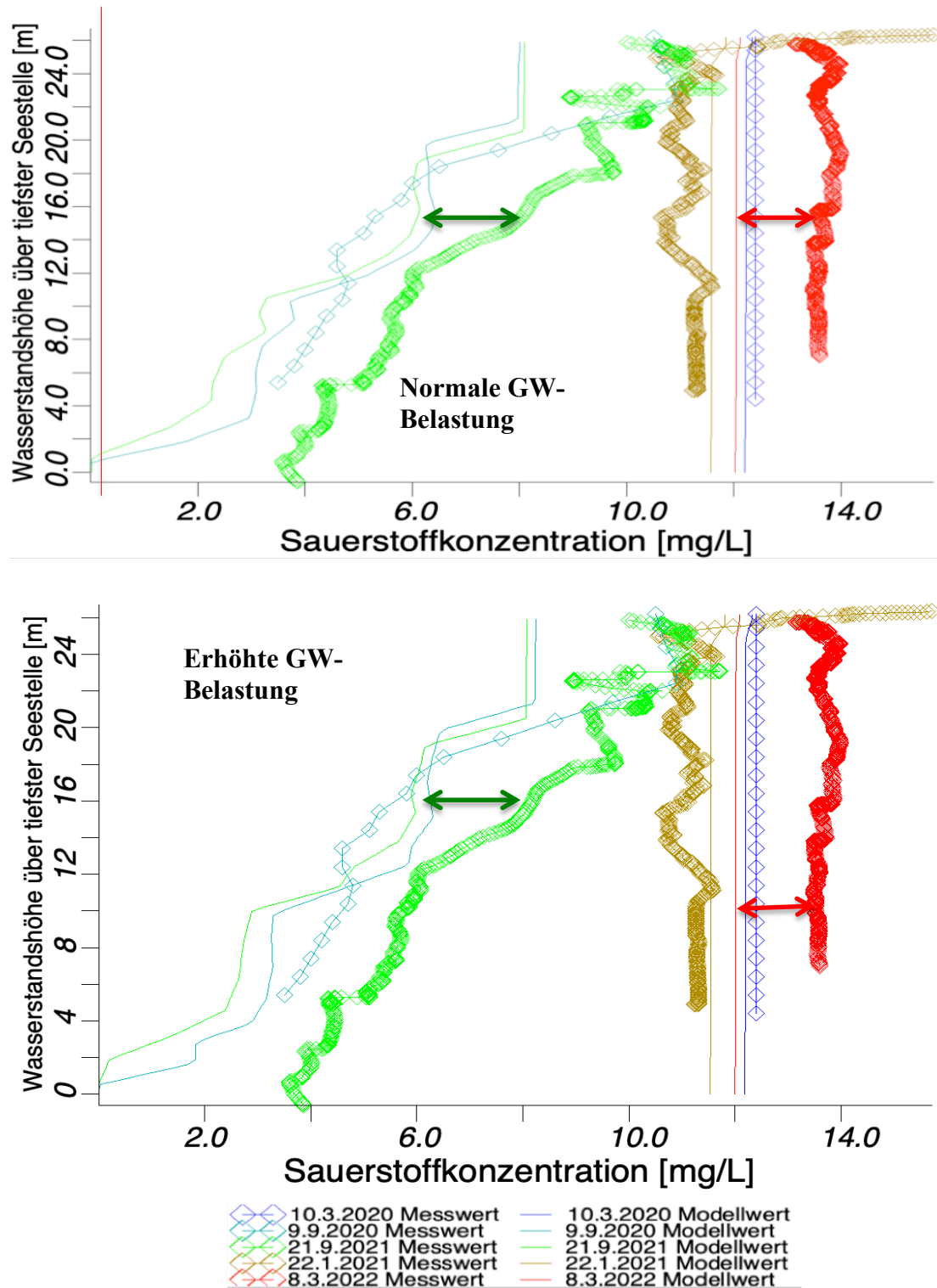


Abbildung 8.23: Feldmessungen 2020 bis 2022 im Vergleich zu den Simulationswerten der Sauerstoffgehalte im Istzustand bei Erhöhung der Grundwasserbelastung (90% Konfidenzintervall)

8.3.2.2 Phosphorhaushalt

Auch bei den Phosphorgehalten zeichnet sich kein erheblicher Unterschied zwischen den beiden Simulationsergebnissen ab (vgl. Abbildung 8.24).

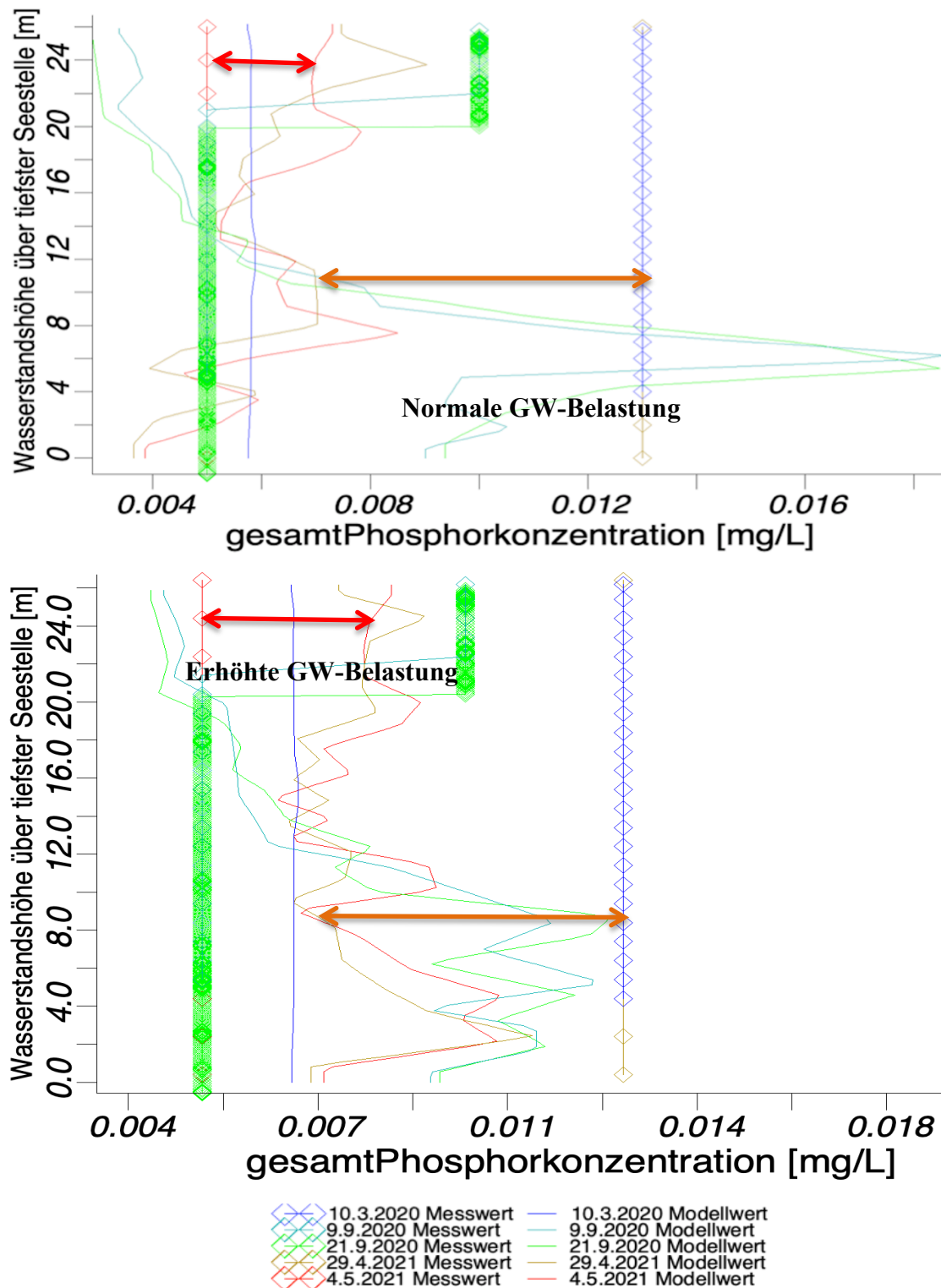


Abbildung 8.24: Feldmessungen 2020 bis 2022 im Vergleich zu den Simulationswerten der Phosphorkonzentrationen im Istzustand bei Normalbelastung und bei Erhöhung der Grundwasserbelastung (90% Konfidenzintervall)

Eine sehr gute Übereinstimmung zwischen Messung und Prognose ergibt sich für den 4.5.21, eine schlechtere für den 10.3.20. Für einige Stichtage ist eine bessere, für andere eine schlechtere Übereinstimmung zu erkennen. Die erhöhte externe Belastung verursacht kaum Veränderungen der Belastungswerte im Seewasser, weil im Pessimalszenario auch die Eisengehalte zunehmen, so dass den höheren Phosphoreinträgen ein höheres Fällungspotential gegenübersteht.

Betrachtet man den Verlauf der Prognosewerte der Phosphorgehalte im Epilimnion für den Istzustand bei mittleren Belastungen durch den Grundwasserzustrom und unter Worst-Case-Bedingungen, zeigen sich sehr geringe Unterschiede (vgl. Abbildung 8.25). Gründe hierfür sind die geringen Phosphoranstiege im zufließenden Grundwasser bei der Pessimalbetrachtung, da die Streuung der Daten gering ist und das 90% Konfidenzintervall entsprechend gering ausfällt, und die schon oben erwähnte Tatsache, dass die Pessimalsimulation auch höhere Eisengehalte im Grundwasser voraussetzt, so dass Phosphor entsprechend stärker ausgefällt wird.

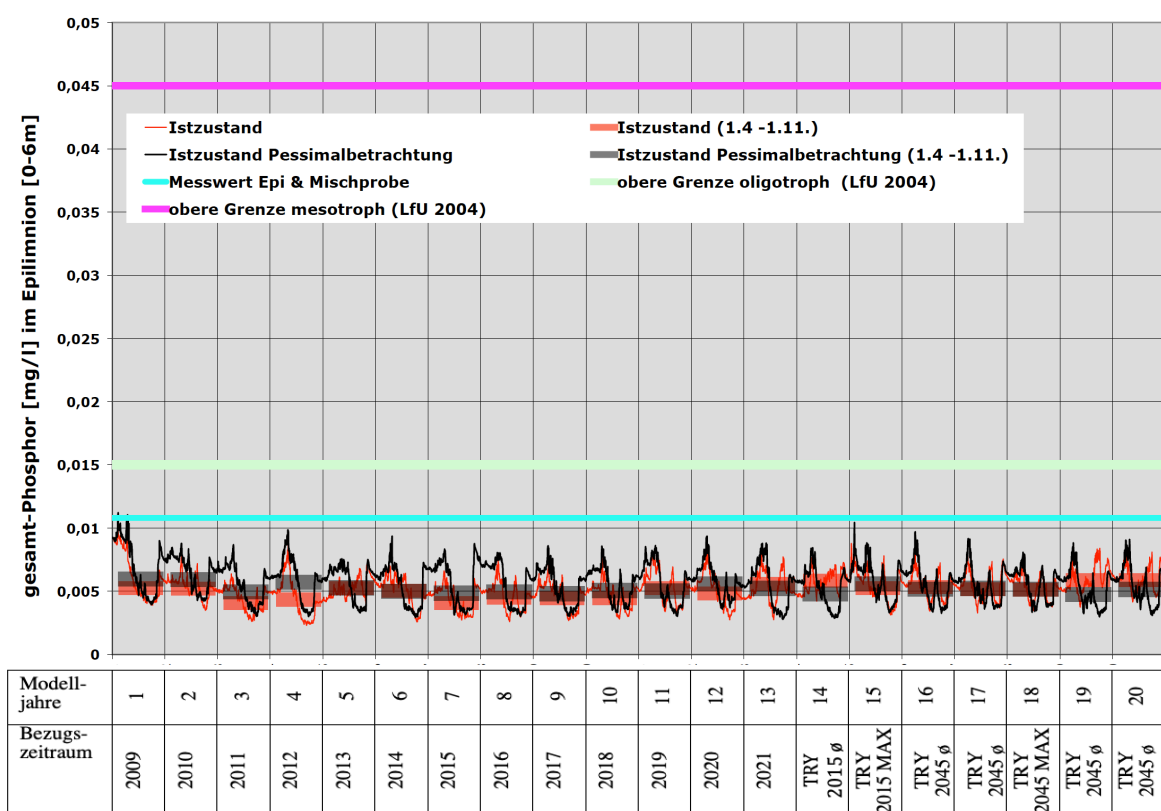


Abbildung 8.25: Simulation der Phosphorgehalte im Epilimnion für den Istzustand bei mittlerer Belastung durch den Grundwasserzustrom und unter erhöhten Belastungen (Pessimalbetrachtung)

8.3.2.3 Algenentwicklung / Chlorophyll-a Gehalte

Wie aus der Darstellung des Simulationsergebnisses für die Chlorophyll-a Werte im Epilimnion (vgl. Abbildung 8.26) hervorgeht, ist unter der Voraussetzung einer verstärkten Nährstoffbefruchtung mit dem Grundwasserzustrom zwar von einer Zunahme der Algenentwicklung auszugehen, zu einer Überschreitung der Orientierungswerte kommt es aber auch dann nicht.

Auch hinsichtlich der Algenentwicklung bleibt bei der Pessimalebetrachtung der sehr gute oligotrophe Zustand erhalten. Hierfür ist primär das geringe Eutrophierungspotential des zufließenden Grundwassers verantwortlich.

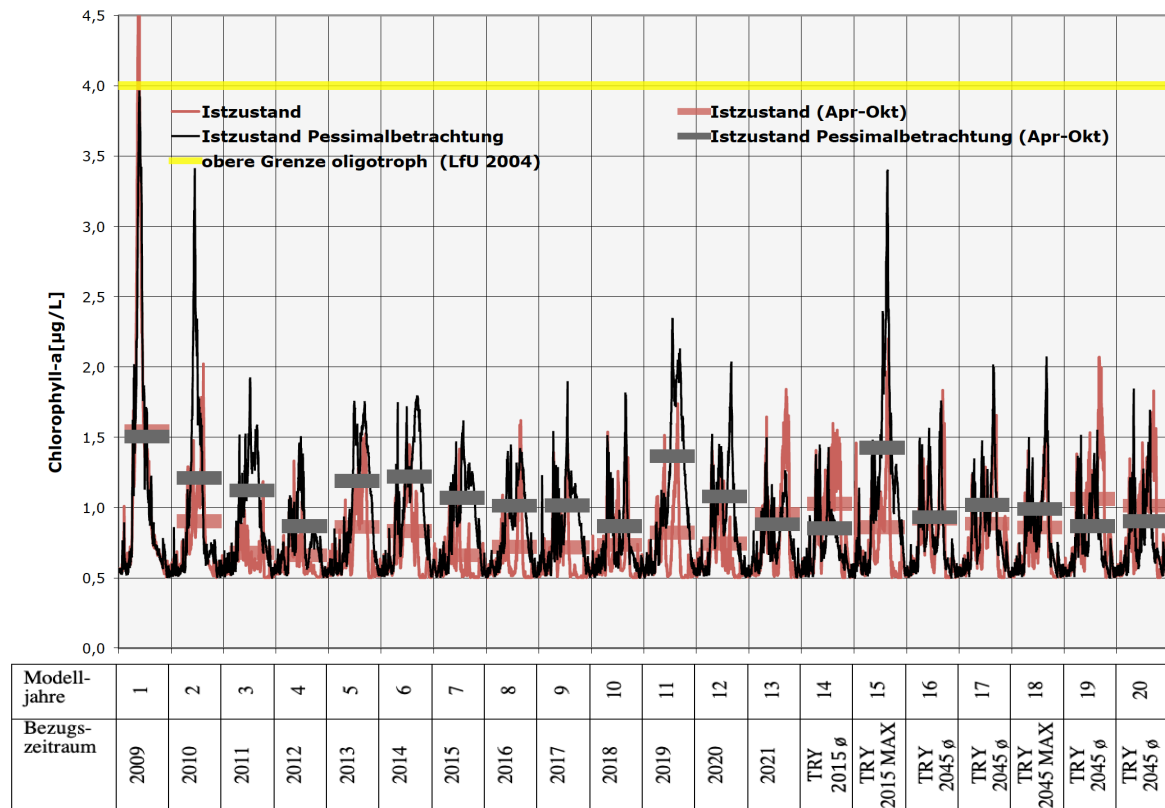


Abbildung 8.26: Simulation der Chlorophyll-a Gehalte im Epilimnion für den Istzustand bei mittlerer Belastung durch den Grundwasserzustrom und unter erhöhten Belastungen (Pessimalebetrachtung)

Wegen der hohen Variabilität der Algenentwicklung (vgl. Kapitel 8.2.4) kann hier auf einen Vergleich der Mess- und Modellwerte verzichtet werden.

8.4 Variantenprüfung

Im Rahmen der Variantenprüfung werden Genehmigungszustand und Planzustand (vgl. Kapitel 2.2) einander gegenüberstellt. Beide Varianten unterscheiden sich hinsichtlich der in Tabelle 8.13 angegebenen morphologischen und hydraulischen Merkmale. Der Genehmigungszustand wird nach Abschluss des schon genehmigten Abgrabungsvolumens mit Einstellung der Auskiesung erreicht. Der Planzustand ist dann erreicht, wenn das geplante Vorhaben umgesetzt und die Auskiesungstätigkeit abgeschlossen ist.

Tabelle 8.13: Morphologische und hydraulische Kennwerte im Genehmigungs- und Planzustand

	Seesohle [m NHN]	Fläche [m ²]	Maximale Tiefe [m]	Mittlere Tiefe [m]	Volumen [m ³]	Verweil- dauer [Jahre]	GW- Zufluss [L/s]
Genehmigungszustand	76	627.000	26,7	21,37	13.4 Mio.	10,62	40
Planzustand	76	798.000	26,7	21,4	17.1 Mio.	6,81	41

8.4.1 Temperaturhaushalt

Nach Abschluss der Auskiesung wird sich die in der Abbildung 8.27 dargestellte Temperaturentwicklung für den 20-jährigen Prognosezeitraum im Genehmigungs- und Planzustand einstellen.

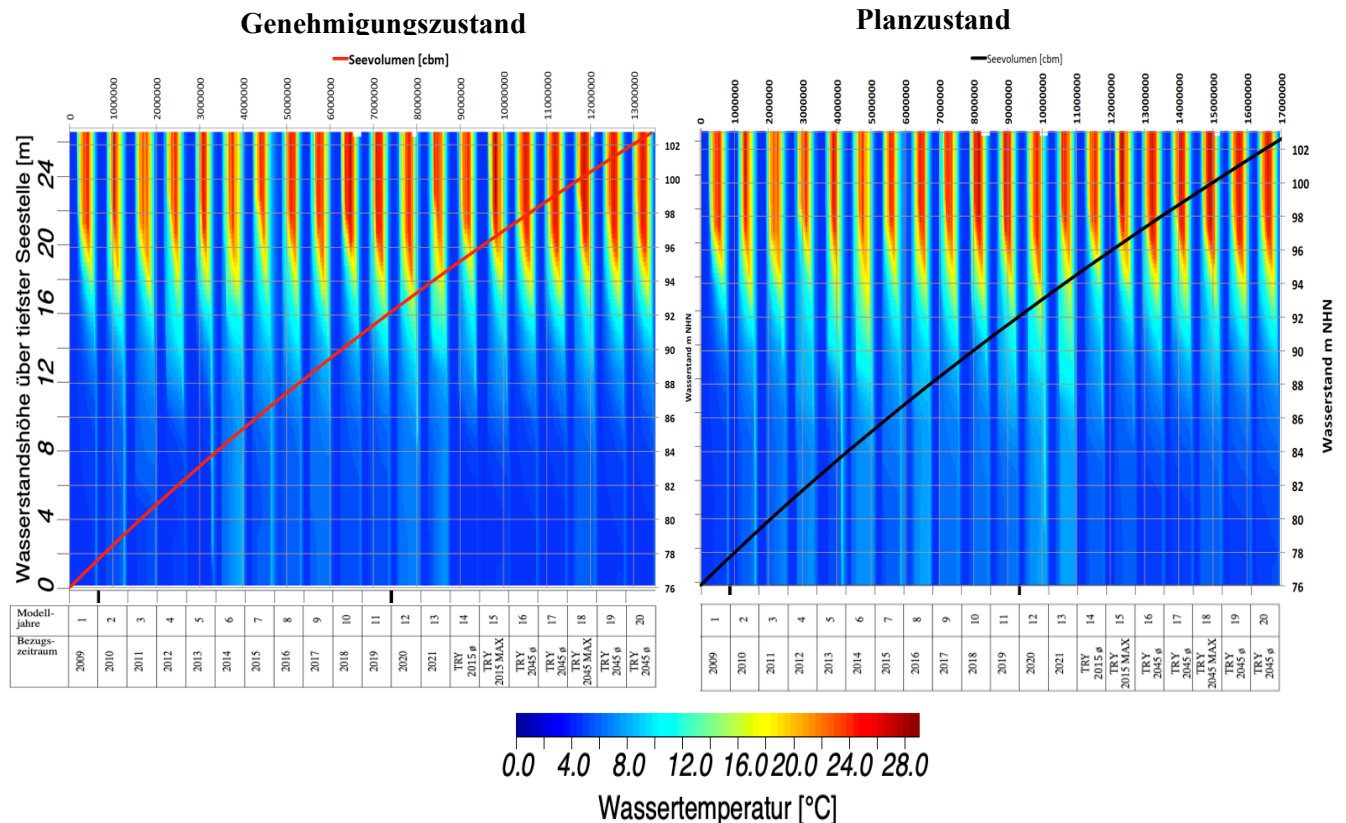


Abbildung 8.27: Temperatursimulation für den Genehmigungs- und Planzustand auf der Grundlage historischer Klimadaten und der vom Klimawandel geprägten zukünftigen Entwicklung (Tageswerte)

Auch nach dem Ende der Auskiesungstätigkeit errechnet das Modell eine Vollandurchmischung des Sees während der Winterhalbjahre und eine Stratifizierung im Sommer, wobei

die Einschichtung im Sommer wegen des Wegfalls der betriebsbedingten Wasserzirkulation stärker ausfällt als beim Istzustand.

Im Epilimnion (3 m Wassertiefe), in der Tiefenstufe von 12 m Wassertiefe und im Bereich des seebodennahen Wasserkörpers (3 m über Grund = 26,7 m Wassertiefe) wird sich ein Jahresgang der Wassertemperaturen ausbilden, dessen Dynamik allerdings in den tieferen Wasserschichten deutlich geringer ausfällt als in der oberflächennahen Wasserschicht. (vgl. Abbildung 8.28). Die deutlichen Temperaturschwankungen im Bereich der seebodennahen Wasserschicht zeigen, dass der Tiefenbereich immer in das Zirkulationsgeschehen einbezogen ist.

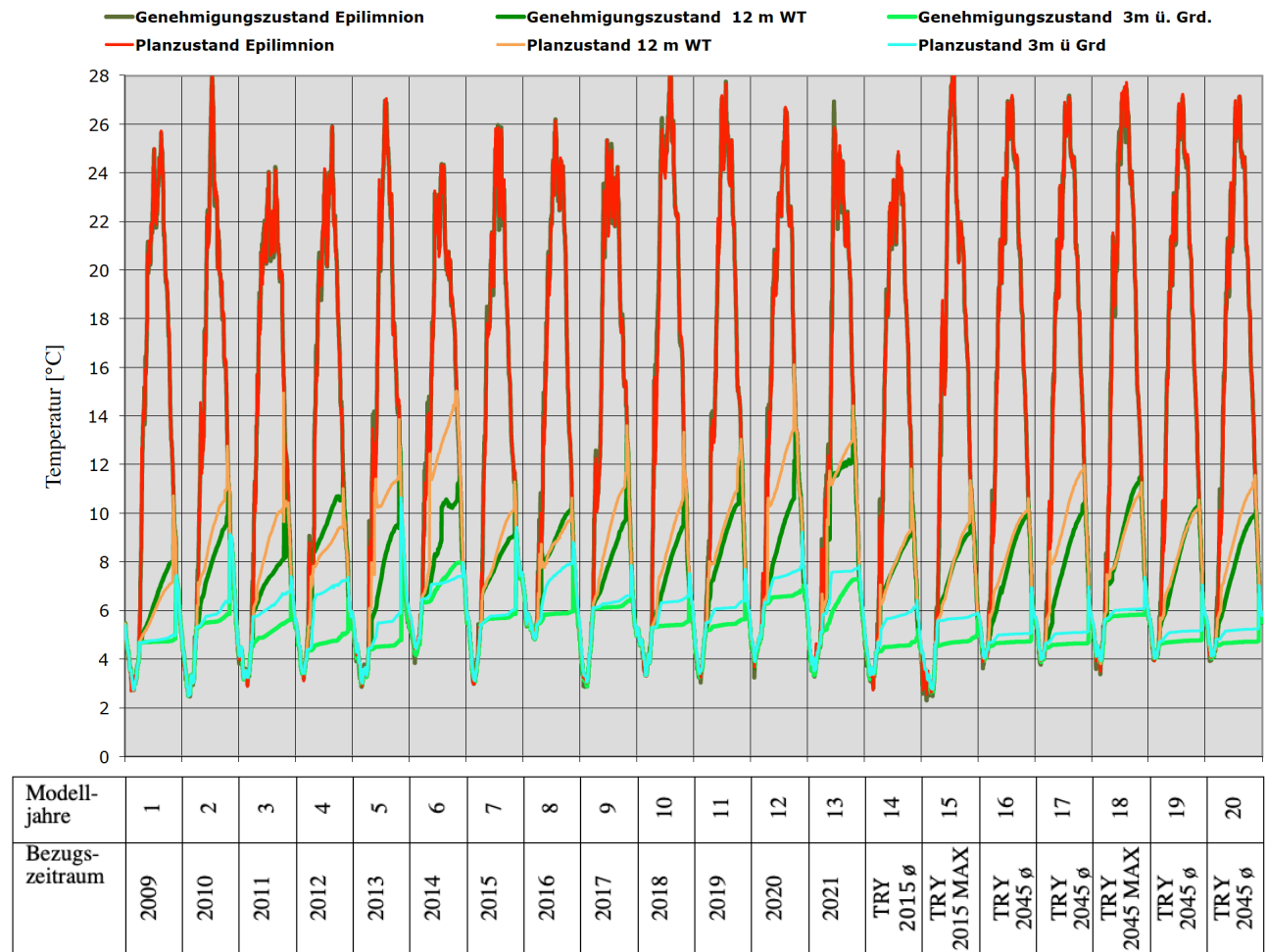


Abbildung 8.28: Temperaturwerte der Simulation im Genehmigungs- und Planzustand in unterschiedlichen Tiefenstufen

Die Wassertemperaturen im Bereich des Epilimnions unterscheiden sich zwischen Genehmigungs- und Planzustand nur sehr geringfügig und erreichen im Maximum ca. 28,5 °C (vgl. Tabelle 8.14). Für den Zukunftszeitraum mit höheren Lufttemperaturen und geringeren Windgeschwindigkeiten weist das Modell einen leichten Anstieg der Wassertemperaturen im Epilimnion um ca. 1°C aus, der für beide Varianten ebenfalls nahezu gleichstark ausfällt.

Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

Tabelle 8.14: Statistische Lageparameter der prognostizierten Wassertemperaturen im Genehmigungs- und Planzustand in drei Tiefenstufen

	historischer Zeitraum 2009-2021			Zukunftszeitraum		
Genehmigungszustand	Epilimnion	Wassertiefe (WT)=12m	3m ü. Grd.	Epilimnion	WT=12m	3m ü. Grd.
Mittelwert [°C]	13,30	7,26	5,40	14,29	7,17	4,75
Minimum [°C]	2,47	2,50	2,50	2,31	2,63	2,64
Maximum [°C]	28,53	14,22	9,44	29,09	11,79	7,10
	historischer Zeitraum 2009-2021			Zukunftszeitraum		
Planzustand	Epilimnion	Wassertiefe (WT)=15m	3m ü. Grd.	Epilimnion	WT=15m	3m ü. Grd.
Mittelwert [°C]	13,28	7,90	5,91	14,32	7,55	5,19
Minimum [°C]	2,48	2,49	2,49	2,56	2,77	2,77
Maximum [°C]	28,50	16,10	10,64	29,19	11,96	7,37

8.4.2 Sauerstoffhaushalt

Im Genehmigungs- und im Planzustand wird der See während der Stagnationsphasen ein Sauerstoffdefizit im Tiefenwasserkörper ausbilden (vgl. Abbildung 8.29).

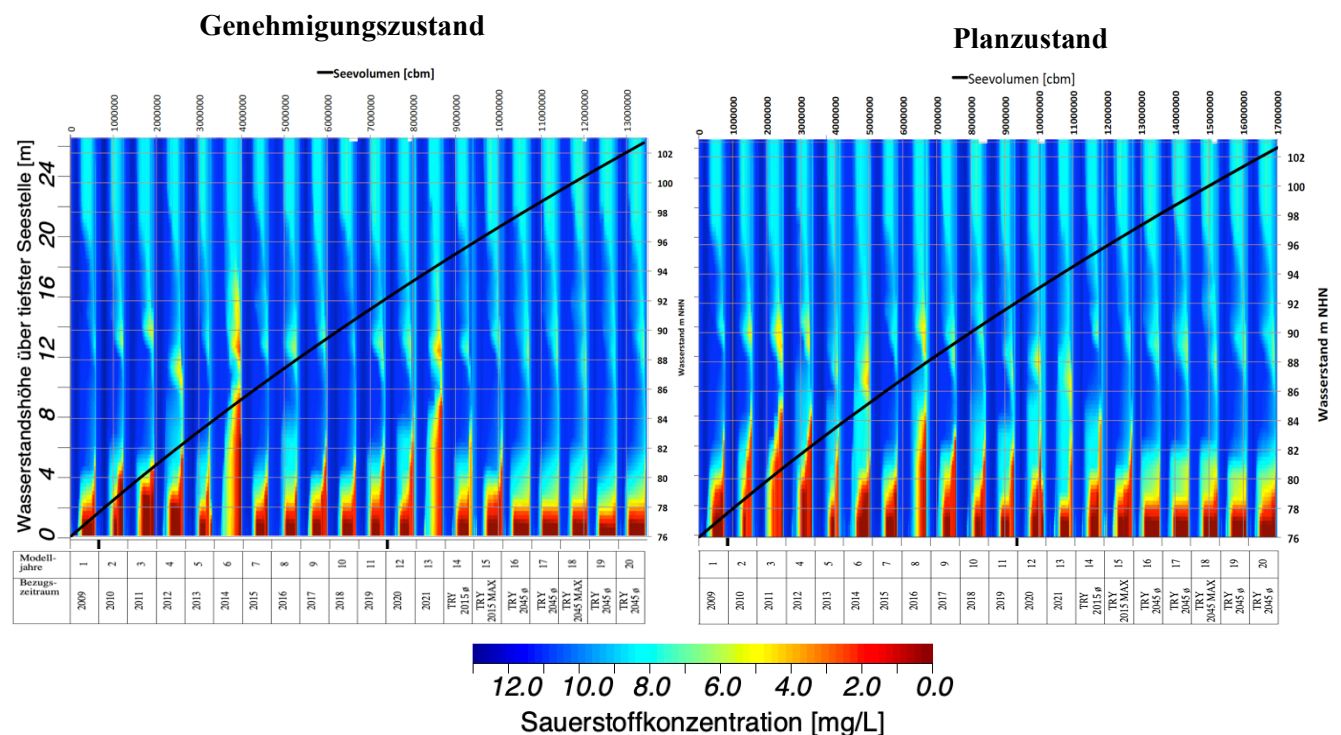


Abbildung 8.29: Simulation der Sauerstoffgehalte im Genehmigungs- und Planzustand

Die Sauerstoffdefizite bleiben aber auf den tiefsten Seebereich und die Stagnationsphasen beschränkt. Beim Genehmigungszustand ist hiervon ein Wasservolumen von ca. 1,5 Mio. m³ betroffen. Dies macht ca. 12 % des gesamten Seevolumens aus. Beim Planzustand sind es etwa 2 Mio. m³ des Tiefenwasserkörpers, in denen Sauerstoffdefizite auftreten. Bezogen auf das größere Seewasservolumen von 17 Mio. m³ umfassen sie damit einen ähnlich großen Volumenanteil (ca. 12 %) wie im Genehmigungszustand.

Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

In den Zirkulationsphasen kommt es stets zu einem Sauerstoffeintrag bis zum Gewässergrund. Das Ausmaß der sauerstoffarmen Wasserschicht über Grund übersteigt im Genehmigungszustand während zwei Modelljahren (6 & 13) und im Planzustand während drei Modelljahren (3, 4 & 8) den gesetzten Orientierungswert, demzufolge nicht mehr als 30% der Wassersäule über Grund sauerstoffarm (O_2 Gehalt < 2 mg/L) sein sollten (vgl. Abbildung 8.30).

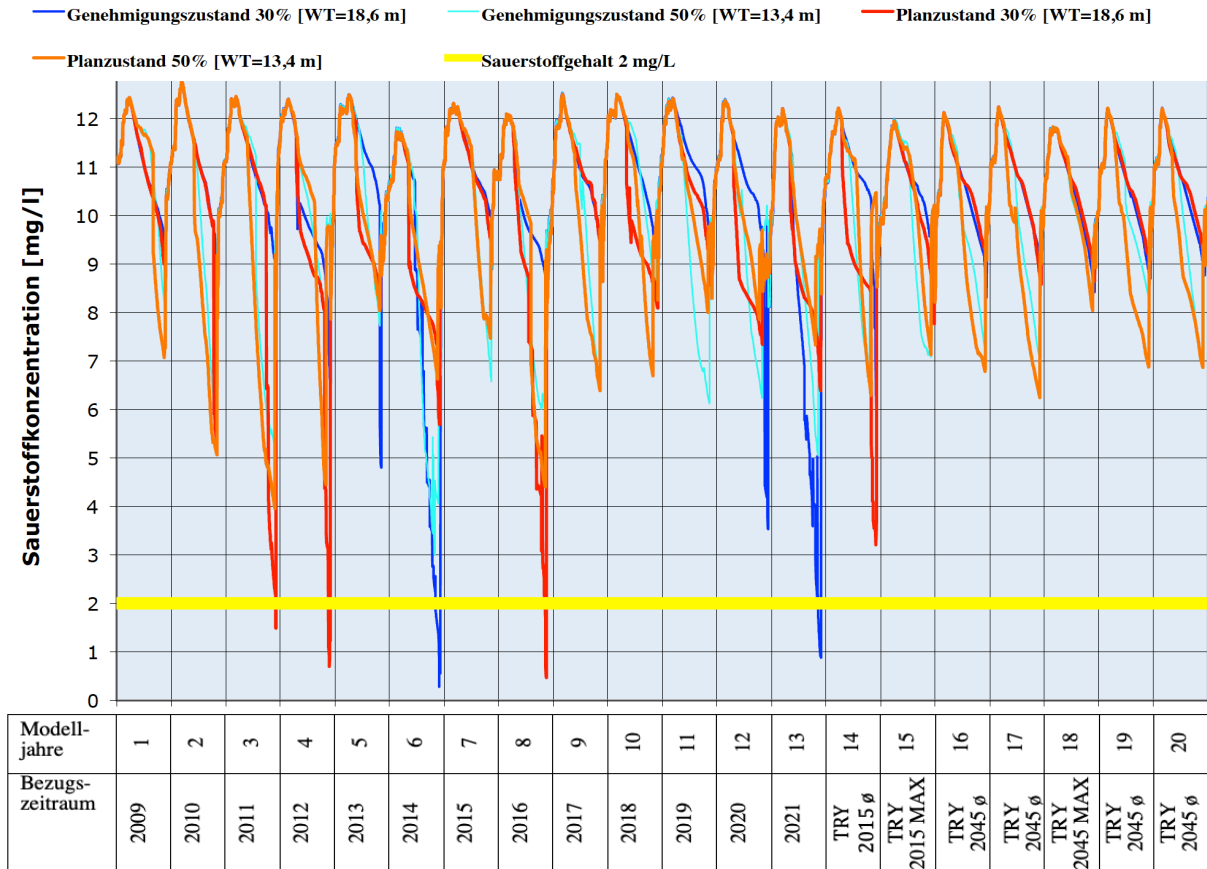


Abbildung 8.30: Simulation der Sauerstoffwerte im Genehmigungszustand und Planzustand im Bereich von 30 % und 50 % der maximalen Wassertiefe

Insgesamt fallen die prognostizierten Sauerstoffgehalte für den Zukunftszeitraum nahezu gleich oder sogar etwas günstiger aus als für den historischen Zeitraum von 2009 bis 2021 (vgl. Tabelle 8.15).

Tabelle 8.15: Statistische Lageparameter der prognostizierten Sauerstoffgehalte in 18,6 m und 13,4 m Wassertiefe im Genehmigungszustand und Planzustand

Genehmigungszustand	WT 18,6 m 2009-2021	WT=18,6 m Zu- kunftszeitraum	WT=13,4 m 2009-2021	WT=13,4 m Zu- kunftszeitraum
Mittelwert [°C]	10,50	10,65	10,16	10,17
Minimum [°C]	0,28	5,84	2,99	6,71
Maximum [°C]	12,74	12,25	12,74	12,25
Planzustand	WT 18,6 m 2009-2021	WT=18,6 m Zu- kunftszeitraum	WT=13,4 m 2009-2021	WT=13,4 m Zu- kunftszeitraum
Mittelwert [°C]	10,16	10,45	10,09	9,93
Minimum [°C]	0,47	3,21	3,96	6,24
Maximum [°C]	12,75	12,24	12,75	12,24

8.4.3 Nährstoffsituation (Phosphorgehalt)

Die Phosphorgehalte im Seewasser werden sowohl im Genehmigungszustand als auch im Planzustand sehr niedrig bleiben (vgl. Abbildung 8.31).

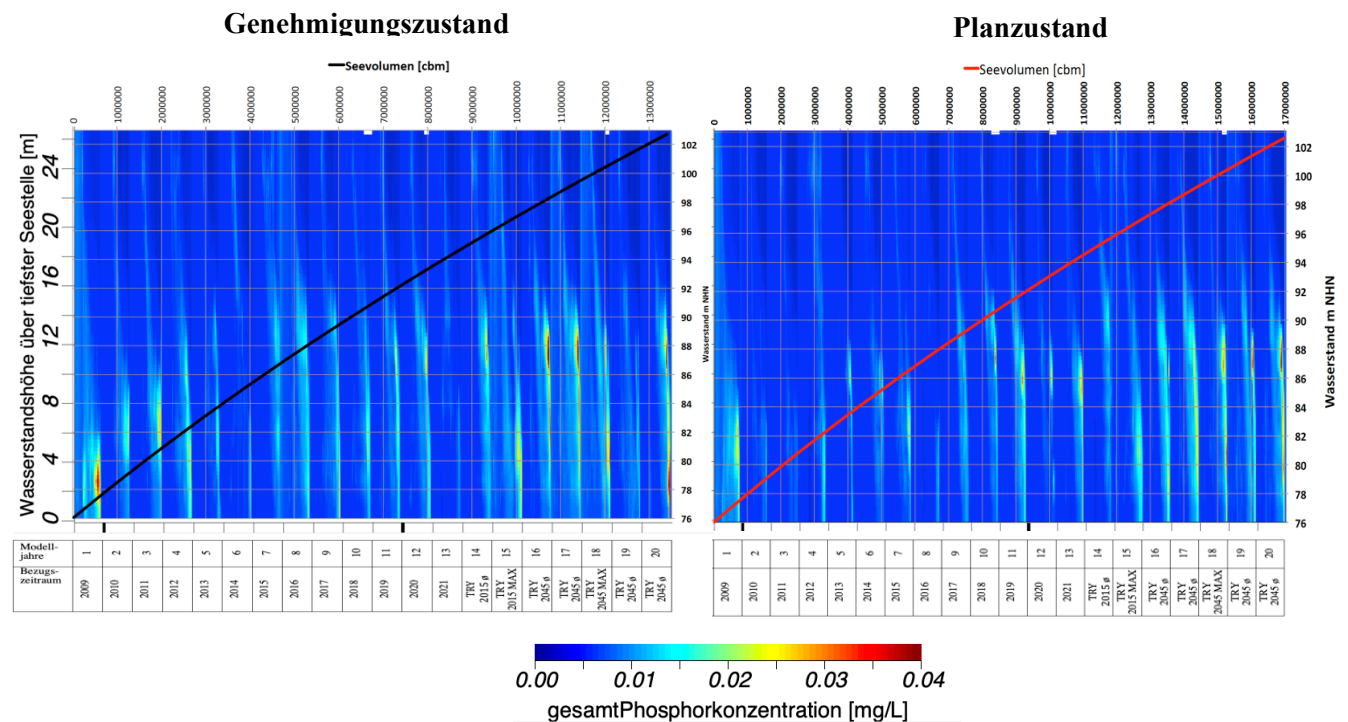


Abbildung 8.31: Phosphorsimulation im Genehmigungszustand und Planzustand

Die als Maßstab für die trophische Einstufung des Sees dienenden Phosphorkonzentrationen im Epilimnion (0-8 m Wassertiefe) schwanken im jahreszeitlichen Rhythmus (vgl. Abbildung 8.32).

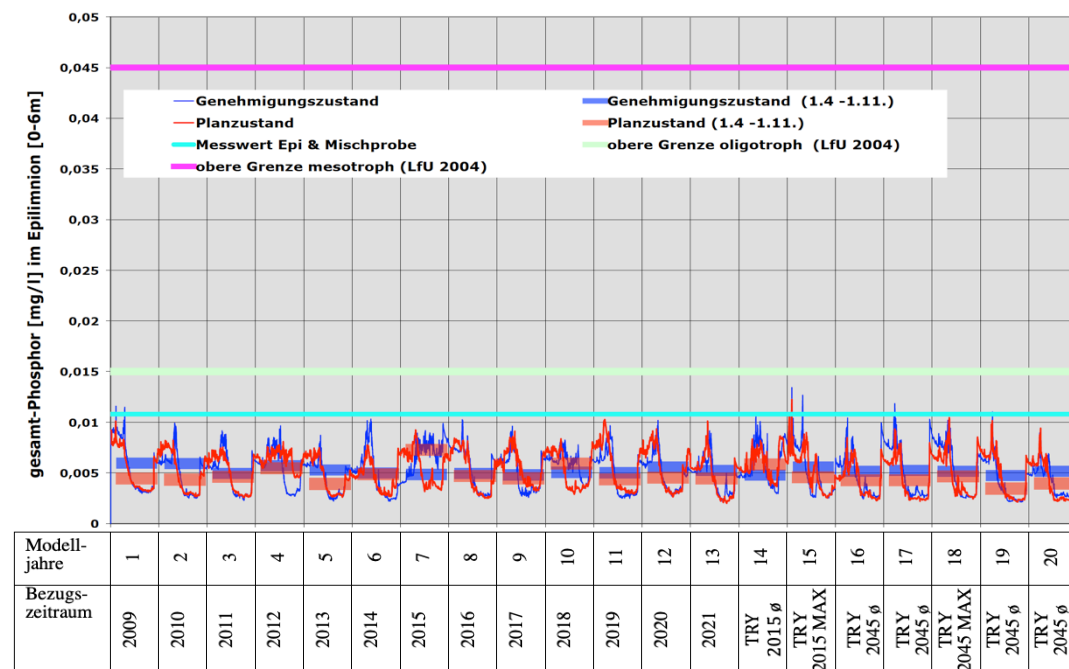


Abbildung 8.32: Simulation der Phosphorgehalte im Epilimnion unter Bezug auf den leitbildkonformen Orientierungswert im Genehmigungszustand und Planzustand

Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

Während der Zirkulationsphasen ergeben sich die Maximalwerte, wenn das phosphorreiche Wasser aus der Tiefe im gesamten Seevolumen eingemischt wird. Die Maxima in den Stagnationsphasen entstehen, wenn durch die Algenentwicklung im Epilimnion eine höhere Phosphorakkumulation erreicht wird oder es durch Algen und Zooplankton zu einem Phosphortransport aus den tieferen Wasserschichten kommt. Insgesamt bleiben die Phosphorwerte sehr gering und zeigen eine sehr niedrige Nährstoffbelastung im oligotrophen Bereich an. Die minimale weitere Abnahme der Phosphorbelastung im Planzustand ergibt sich durch die längere Wasserverweilzeit und die daraus entstehende Verminderung externer Nährstoffeinträge.

Die in der Tabelle 8.16 angegebenen statischen Kennwerte zeigen die geringfügige Abnahme der Phosphorwerte des Planzustandes im Vergleich zum Genehmigungszustand. Als Folge der globalen Erwärmung (Zukunftszeitraum) ist nicht mit einem Anstieg der Phosphorbelastung zu rechnen, diese geht sogar leicht zurück. Die infolge der höheren Temperaturen verstärkte Einschichtung des Seewassers führt dazu, dass die Austauschprozesse mit dem phosphorreichen Tiefenwasser abgeschwächt werden.

Tabelle 8.16: Statistische Lageparameter der prognostizierten Phosphorgehalte im Genehmigungszustand und Planzustand im Epilimnion

Genehmigungszustand	Historischer Zeitraum	Zukunftszeitraum
Mittelwert [P mg/l]	0,0052	0,0051
Minimum [P mg/l]	0,0022	0,0021
Maximum [P mg/l]	0,0116	0,0134
Planzustand	Historischer Zeitraum	Zukunftszeitraum
Mittelwert [P mg/l]	0,0052	0,0049
Minimum [P mg/l]	0,0020	0,0021
Maximum [P mg/l]	0,0103	0,0123

8.4.4 Chlorophyll-a Gehalte

Infolge der weiterhin geringen Nährstoffbelastung des Seewassers errechnet das Modell für den Genehmigungs- und den Planzustand sehr niedrige Chlorophyll-a Gehalte (vgl. Abbildung 8.33).

Die höchsten Konzentrationen bilden sich während des Frühjahrs und Frühsommers im Metalimnion aus. Dies ist kennzeichnend für oligo- bis mesotrophe Gewässer mit einem metalimnischen Algen-Peak.

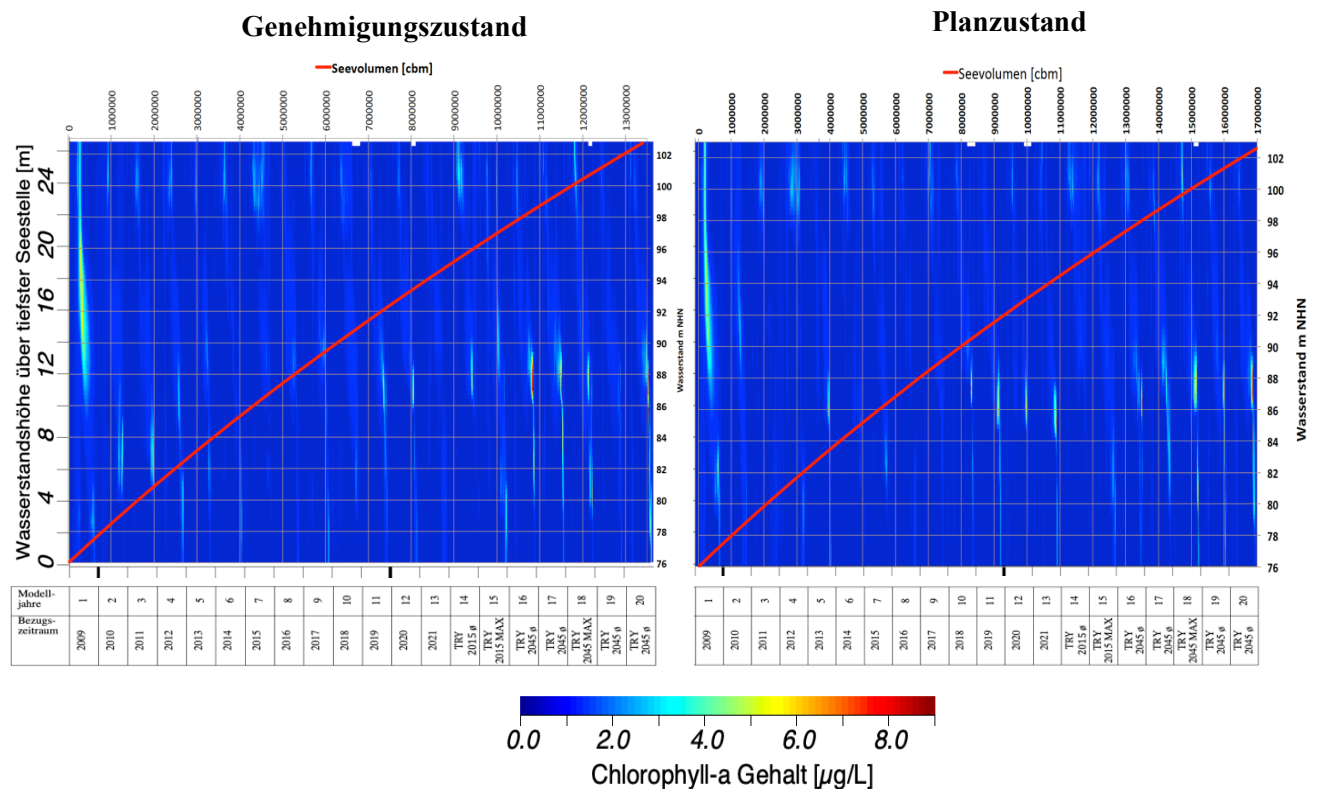


Abbildung 8.33: Chlorophyll-a Simulation im Genehmigungs- und Planzustand

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

Die im ersten Modelljahr berechneten erhöhten Werte sind darauf zurückzuführen, dass sich zu diesem Zeitpunkt das Modell noch nicht eingependelt hat.

Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

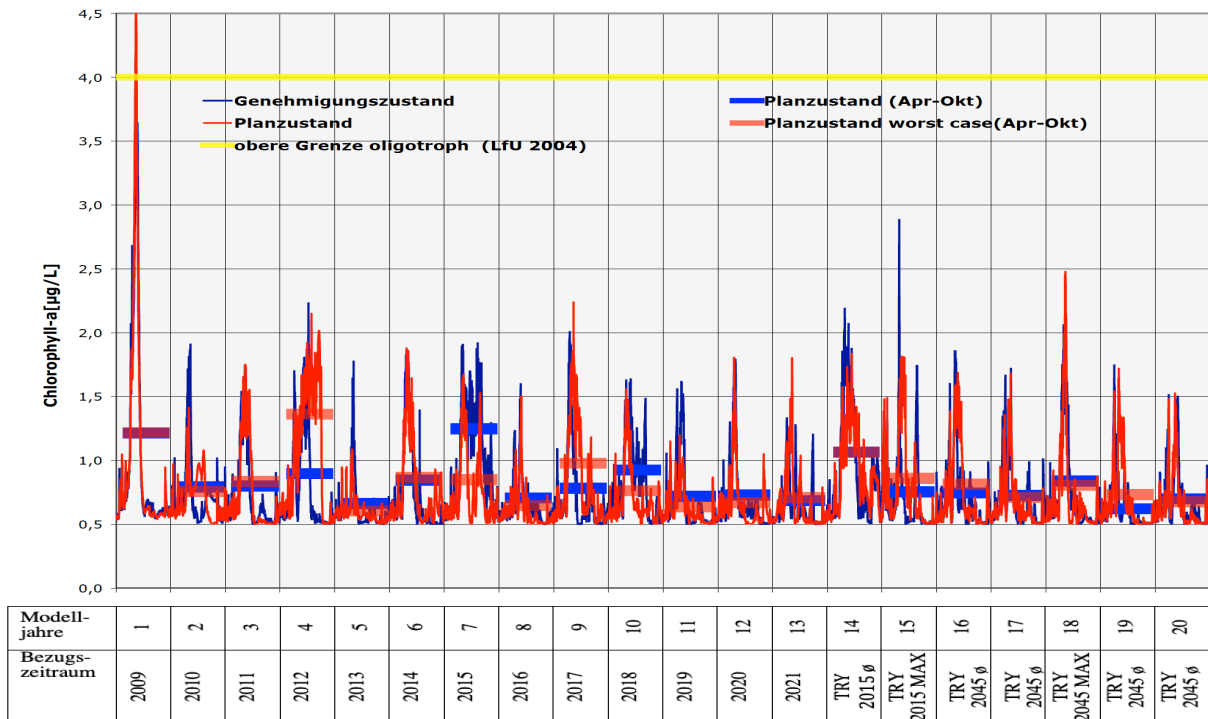


Abbildung 8.34: Simulation der Chlorophyll-a Gehalte in der trophogenen Zone unter Bezug auf den leitbildkonformen Orientierungswert im Genehmigungs- und Planzustand

Weder im Genehmigungs- noch im Planzustand ergeben sich nennenswerte Auswirkungen auf das Algenaufkommen infolge des Klimawandels (vgl. Tabelle 8.17). Die mit den Referenzwerten des Zukunftszeitraums berechneten Chlorophyll-a Gehalte liegen in einem vergleichbaren Größenspektrum wie die auf der Basis von historischen Daten (2009 bis 2021) ermittelten Werte. Tendenziell scheint die stärkere Einschichtung des Sees bei insgesamt höheren Temperaturen und einem oligotrophen Nährstoffhaushalt eher zu einem Rückgang der Planktondichte zu führen. Der Orientierungswert von maximal 12 mg/l Chl-a wird sehr deutlich eingehalten.

Tabelle 8.17: Statistische Lageparameter der prognostizierten Chlorophyll-a Werte im Genehmigungs- und Planzustand

Genehmigungszustand	Trophogene Zone 2009-2021 Saisonmittelwerte	Trophogene Zone Zukunftszeitraum Saisonmittelwerte	Orientierungswert < 12 (LfU 2004)
Mittelwert (mg/l Chl-a)	1,32	1,12	
Minimum (mg/l Chl-a)	1,06	1,04	
Maximum (mg/l Chl-a)	1,90	1,17	
Planzustand	Trophogene Zone 2009-2021 Saisonmittelwerte	Trophogene Zone Zukunftszeitraum Saisonmittelwerte	
Mittelwert (mg/l Chl-a)	1,22	1,13	
Minimum (mg/l Chl-a)	1,09	1,07	
Maximum (mg/l Chl-a)	1,90	1,20	

8.4.5 Cyanobakterien (Blaualgen)

Das derzeit sehr geringe Aufkommen an Cyanobakterien wird nach Einstellung der Auskiesungstätigkeit weder im Genehmigungs- noch im Planzustand zunehmen (vgl. Abbildung 8.35). Die Gehalte bleiben in der für die Beurteilung der Badegewässerqualität rele-

Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

vanten oberflächennahen Wasserschicht (1m Wassertiefe) noch deutlich unter der niedrigsten Warnstufe des UBA (Warnstufe 1 = $< 5 \mu\text{g/L}$). Auch durch den Klimawandel ist ein vermehrtes Aufkommen nicht zu erwarten.

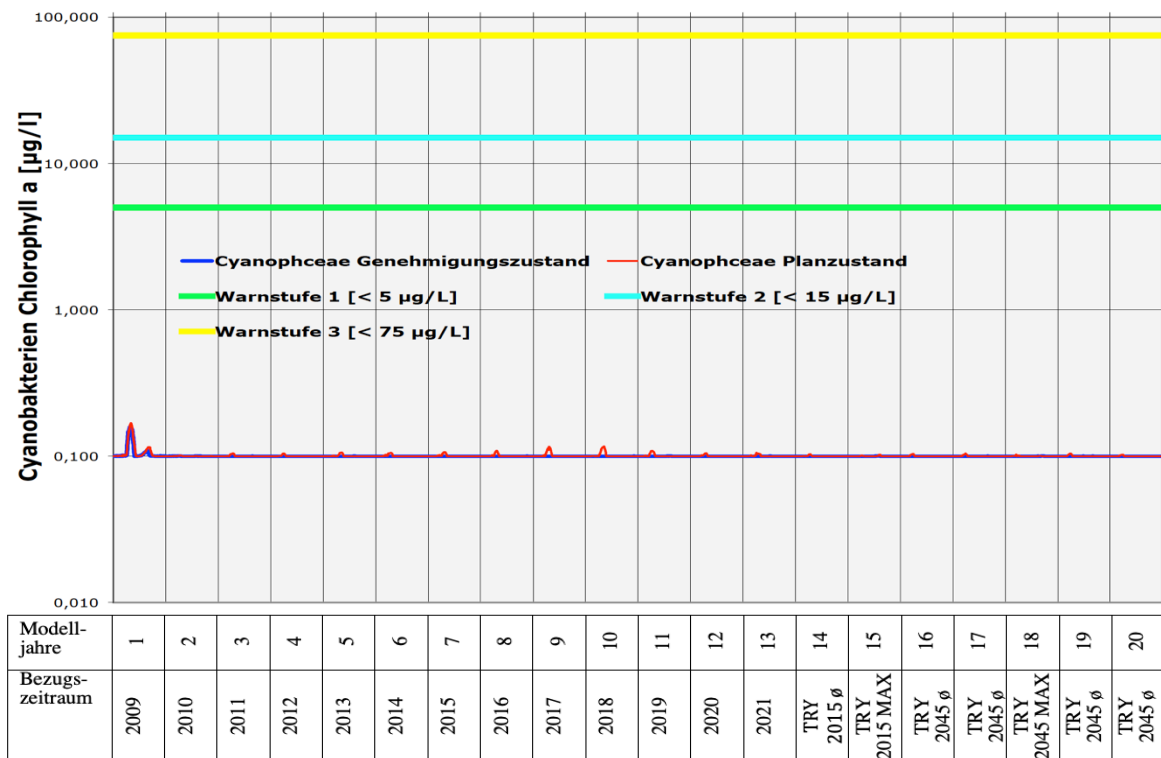


Abbildung 8.35: Simulation der Cyanobakteriendichte im Genehmigungs- und Planzustand in der trophogenen Zone

8.4.6 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 im Genehmigungs- und Planzustand deutlich ansteigen und im Saisonmittel einem oligotrophen, im Vergleich zur gesetzten mesotrophen Zielgröße also besseren Zustand entsprechen (vgl. Abbildung 8.36).

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

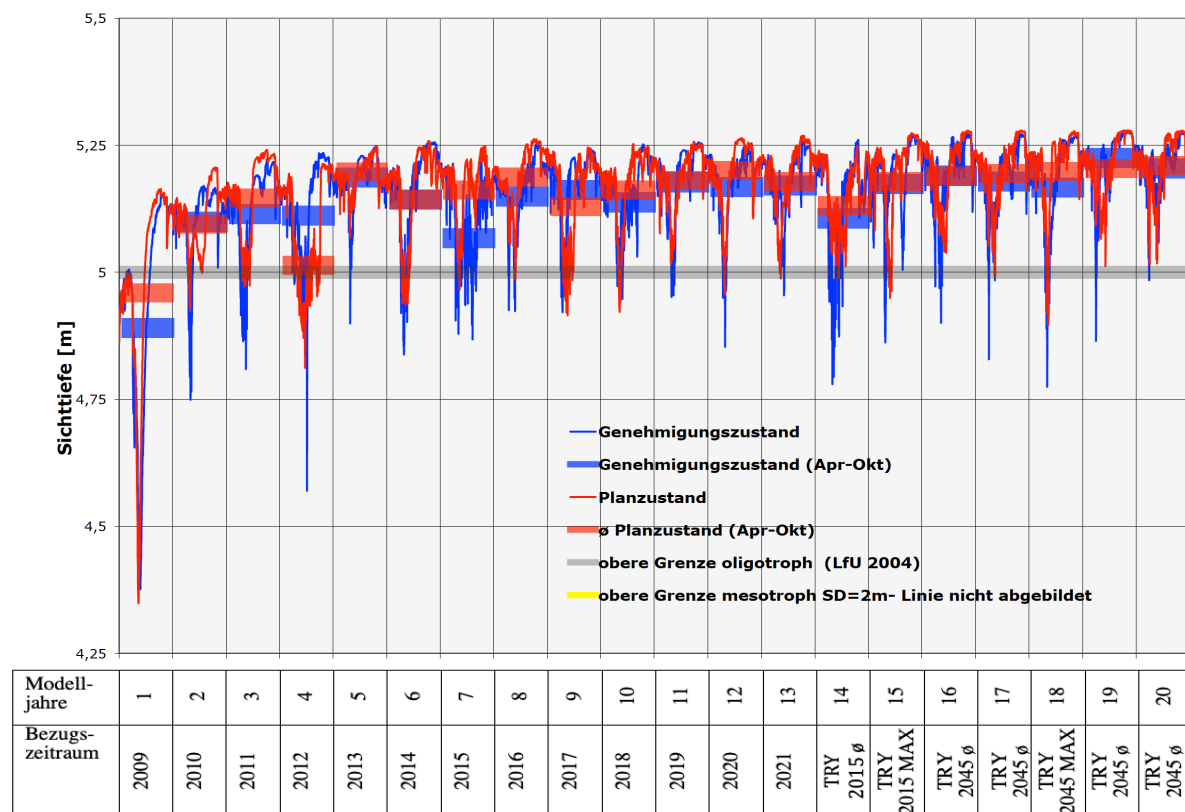


Abbildung 8.36: Simulation der Sichttiefenwerte im Genehmigungs- und Planzustand

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 8.18).

Tendenziell zeigt sich sogar eine leichte Zunahme der Wassertransparenz für die vom Klimawandel bestimmte zukünftige Entwicklung. Die mit der Erwärmung verbundene stärkere Einschichtung und die geringeren Windgeschwindigkeiten führen dazu, dass Algen aus dem wärmeren, stärker vom Hypolimnion abgetrennten oberflächennahen Wasserkörper vermehrt aussinken. Diese höhere Verlustrate beeinflusst die Wassertransparenz positiv.

Prognose vorhabensbedingter Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Sees

Tabelle 8.18: Statistische Lageparameter der prognostizierten Sichttiefenwerte im Genehmigungs- und Planzustand

Genehmigungszustand	Historischer Zeitraum	Zukunftszeitraum	Orientierungswert
Mittelwert [m]	5,14	5,19	> 2 m (LfU 2004)
Minimum [m]	4,38	4,77	
Maximum [m]	5,26	5,28	
Planzustand	Historischer Zeitraum	Zukunftszeitraum	
Mittelwert [m]	5,15	5,20	
Minimum [m]	4,35	4,90	
Maximum [m]	5,27	5,28	

8.4.7 Nitratbelastung

Das Modell weist die in der Abbildung 8.37 dargestellte Entwicklung der Nitratgehalte für den untersuchten Zeitraum aus. Der Rückgang der Nitratwerte in den ersten 5 Modelljahren erklärt sich durch zu hohe Startwerte bei der SeeEinstufung.

Erst nach dem 6. Jahr bildet sich ein Gleichgewichtszustand aus. Der deutliche Rückgang der Nitratgehalte des Planzustandes im Vergleich zum Genehmigungszustand ist auf die längere Verweilzeit des zugeflossenen Grundwassers im See zurückzuführen, die eine höhere Abbaurrate ermöglicht. Insgesamt ist die externe Nitratbelastung des Sees durch das Grundwasser ohnehin sehr gering.

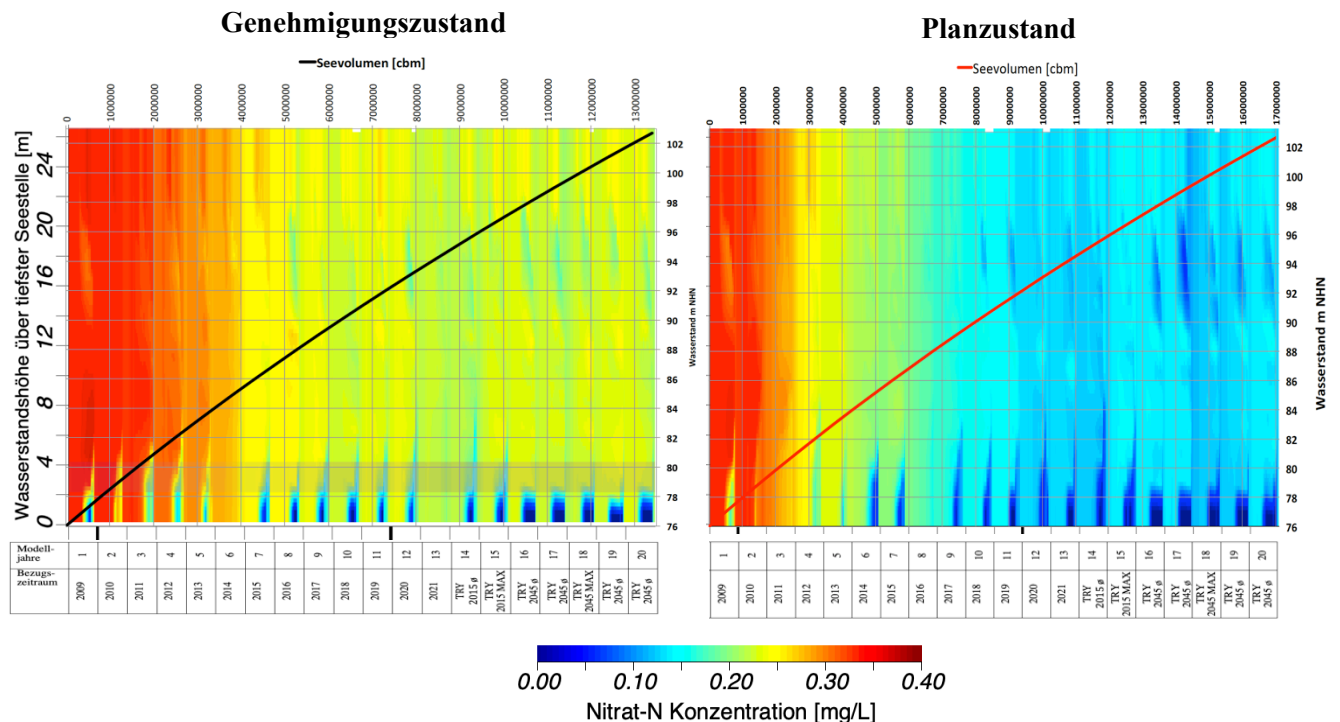


Abbildung 8.37: Nitrat-N ($\text{NO}_3\text{-N}$) im Genehmigungs- und Planzustand

9 Vorhabensbedingte Auswirkungen auf das Grundwasser

Westlich des Vorhabengebietes liegt das Wasserschutzgebiet Philippsburg, Pfriemfeld/Mühlfeld. Sowohl die bisher genehmigte Abbaufäche als auch die Erweiterung liegen vollständig innerhalb der Schutzzone IIIB dieses Wasserschutzgebietes. Nach der geplanten Erweiterung verringert sich die Entfernung zwischen dem Wasserschutzgebiet IIIA und der Abbaustätte „Wiesental“ auf ca. 1 km in nordwestlicher Richtung. Aus diesem Grunde soll im Folgenden auf mögliche Veränderungen der Grundwasserneubildungsrate sowie des Nitratrückhaltes durch die Erweiterung des Baggersees eingegangen werden.

9.1 Veränderung der 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 Rheinstetten zurückgegriffen werden musste. Es ist daher diesbezüglich von möglichen Ungenauigkeiten in der Datengrundlage auszugehen, deren Folge eine tendenzielle Überschätzung der Grundwasserneubildungsrate sein kann.

Betrachtet man den Verlauf der monatlichen Verdunstungsrate (Summenwert) für den Istzustand, dann erkennt man sehr gut, dass auch während des Winterhalbjahres eine Wasserverdunstung in erheblichem Umfang stattfindet (vgl. Abbildung 9.1). Auffallend sind die zum Teil hohen Verdunstungsraten im Februar.

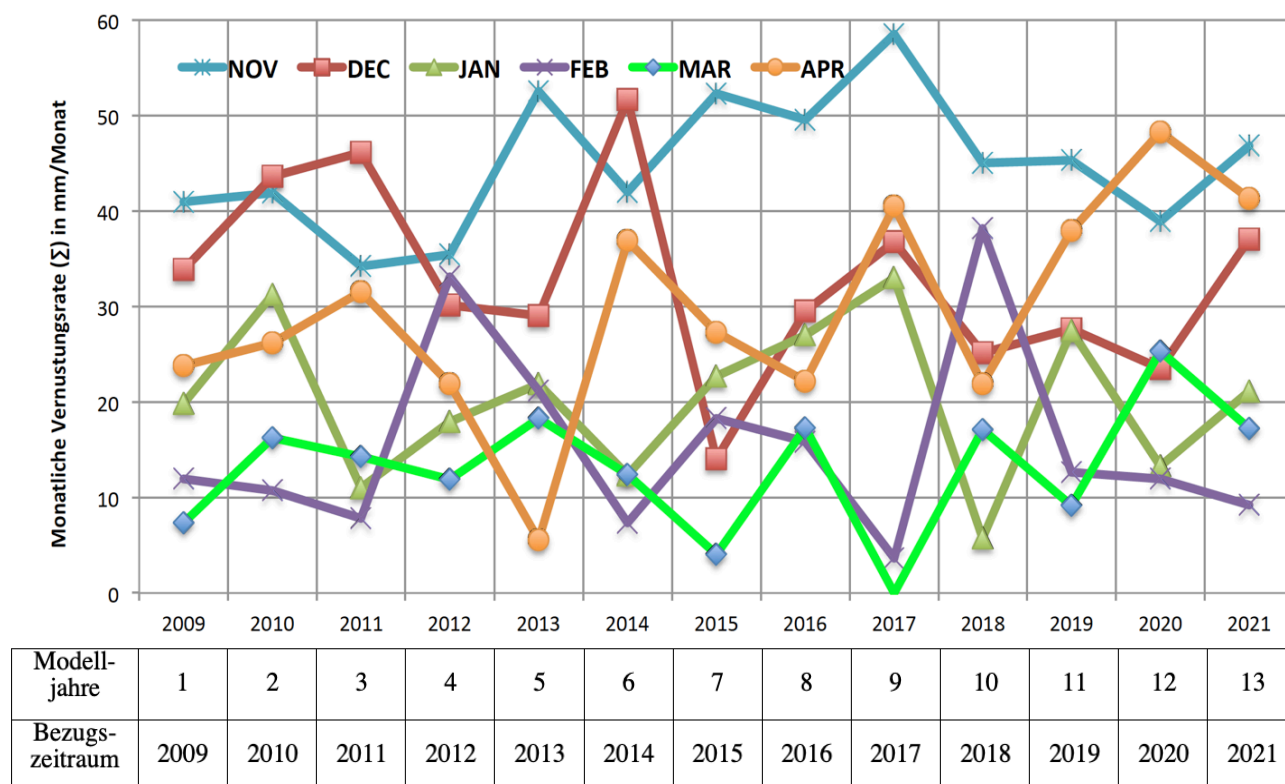


Abbildung 9.1: Monatliche Verdunstungsrate (Summenwert mm/Monat) im Winterhalbjahr für den Istzustand

Vorhabensbedingte Auswirkungen auf das Grundwasser

Während des Sommerhalbjahres treten um den Faktor 3-4 höhere Werte auf (vgl. Abbildung 9.2). Der sommerlichen Verdunstung entspricht ein tatsächlicher Wasserverlust aus dem See, während die verdunstungsbedingten Wasserverluste im Winterhalbjahr durch die höheren Niederschlagsmengen kompensiert werden.

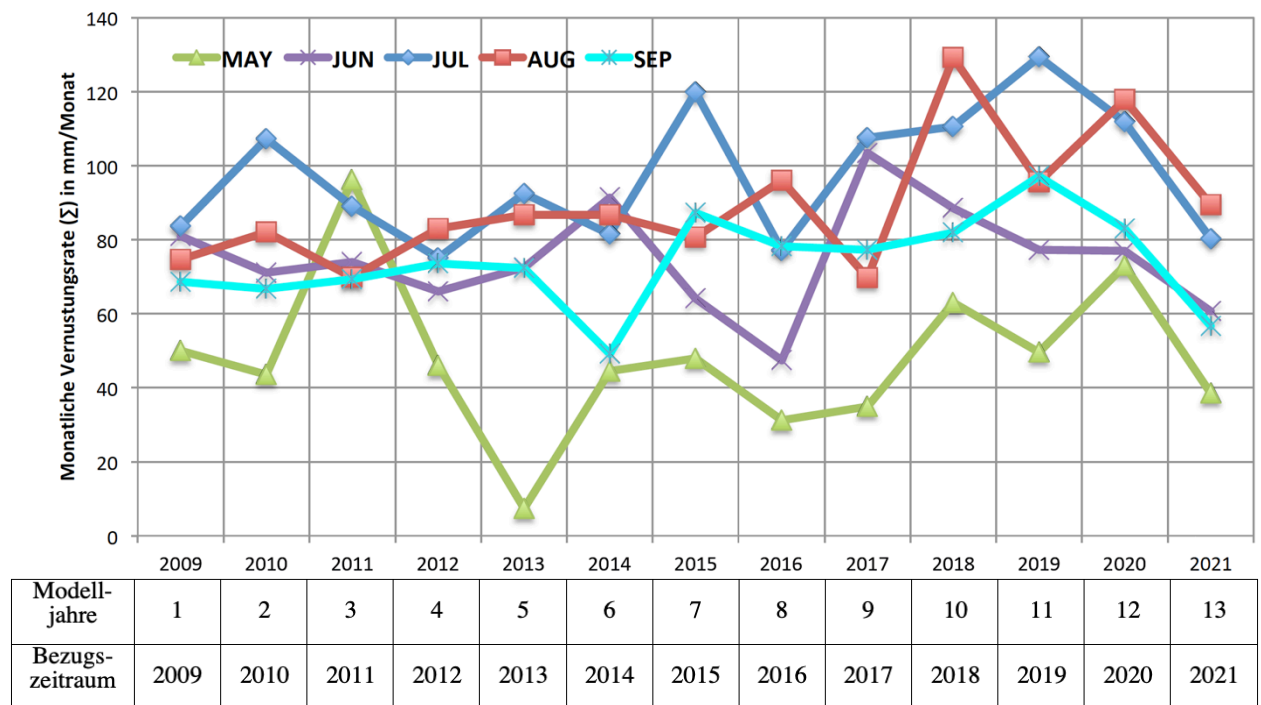


Abbildung 9.2: Monatliche Verdunstungsrate (Summenwert mm/Monat) im Sommerhalbjahr für den Istzustand

Die jährlichen Niederschlagsmengen sowie die Verdunstungs- und Grundwasserneubildungs-Raten sind in der Tabelle 9.1 aufgelistet. Die Angaben beruhen auf Jahresmittelwerten des Zeitraums 2009 bis 2021, meteorologischer Bezugspunkt war die DWD-Messstelle Rheinstetten.

Tabelle 9.1: Niederschlagseintrag, Verdunstungsrate und Grundwasserneubildung

		Istzustand		Genehmigungszustand		Planzustand	
Jahr	Nieder-schlag	Verduns-tung	Seewasser-Neubildung	Verduns-tung	Seewasser-Neubildung	Verduns-tung	Seewasser-Neubildung
Einheit	mm/m2/J	mm/m2/J	mm/m2/J	mm/m2/J	mm/m2/J	mm/m2/J	mm/m2/J
2009	752,0	554,1	197,9	561,1	190,9	561,6	190,4
2010	845,7	596,0	249,7	588,3	257,4	588,1	257,6
2011	628,5	617,0	11,5	612,2	16,3	607,0	21,5
2012	757,4	557,6	199,8	566,4	191,0	555,7	201,7
2013	972,4	519,3	453,1	516,1	456,3	511,4	461,0
2014	743,4	558,7	184,7	552,1	191,3	552,0	191,4
2015	544,4	588,7	-44,3	580,2	-35,8	581,9	-37,5
2016	742,6	556,6	186,0	543,8	198,8	537,4	205,2
2017	815,7	622,3	193,4	624,5	191,2	618,3	197,4
2018	574,7	702,4	-127,7	704,3	-129,6	691,8	-117,1
2019	717,0	662,8	54,2	660,4	56,6	653,1	63,9
2020	587,0	687,8	-100,8	687,1	-100,1	683,5	-96,5
2021	864,9	564,0	300,9	554,8	310,1	561,4	303,5
Ø	734,3	599,0	135,3	596,3	138,0	592,6	141,7

Die Grundwasserneubildung erreicht für die drei dargestellten Szenarien weitgehend gleiche Werte, die (geringen) Unterschiede werden durch die jeweils abweichende Seemorphologie, aber auch durch die Kiesgewinnung verursacht.

Im Vergleich zu der im langjährigen Mittel mit $211 \text{ mm/m}^2/\text{J}$ ($= 6,7 \text{ L/s/km}^2$) anzunehmenden Grundwasserneubildung unter unverbauten Landflächen ist also von einem Rückgang der Grundwasserneubildungsrate unter der Seefläche von 35% auszugehen. Da der Referenzzeitraum allerdings von erheblicher Trockenheit geprägt war, ist anzunehmen, dass die Grundwasserneubildungsrate unter Land zwischen 2009 und 2021 unterdurchschnittlich ausfiel und der Unterschied zur Grundwasserneubildung unter der Seefläche eher ein geringeres Ausmaß erreicht.

In der Tabelle 9.2 sind die jährlichen Grundwasserneubildungsraten für den Istzustand und die Varianten dargestellt.

Tabelle 9.2: Veränderung der See- und Grundwasserneubildungsrate

	Einheit	Istzustand	Genehmigungszustand	Planzustand
Fläche	m ²	532.824	627.000	798.000
Seewasserneubildung (2009-2021)	mm/m ² /J	135,3	138	141,4
Seewasserneubildung (2009-2021)	m ³ /J	72.091	86.526	112.837
Grundwasserneubildung unter Landfläche bei $211 \text{ mm/m}^2/\text{J}$	m ³ /J	112.426	132.297	168.378
Abnahme der GW-Bildung gegenüber Landfläche	m ³ /J	40.335	45.771	55.541
Abnahme der GW-Bildung gegenüber Landfläche	L/sec	1,3	1,5	1,8
Grundwasserdurchfluss	L/sec	39	41	41

Durch die Umsetzung des Vorhabens (Planzustand) verringert sich die Grundwasserneubildung im Vergleich zur Grundwasserneubildung unter Landflächen um weitere 0,5 L/sec gegenüber dem Istzustand (1,8 statt 1,3 L/sec). Unter Bezug auf die Umsatzrate des Sees von durchschnittlich ca. 40 L/sec stellt dies einen unerheblichen Verlust dar.

9.2 Veränderung des Denitrifikationsvermögens und des Rückhaltevermögens gegenüber Eisen durch das Untersuchungsgewässers

Durch die Nitratgehalte im Grundwasser ergibt sich keine direkte Belastungssituation, da Nitrat im Grundwasserleiter durch Denitrifikationsvorgänge, hier die autotrophe Denitrifikation, weitgehend aufgebraucht ist. Allerdings führt dieser Prozess infolge des damit einhergehenden Pyritabbaus zur Freisetzung von Sulfat und Eisen im Grundwasser.

Eisen unterliegt beim Zutritt des Grundwassers in den See durch den Wechsel der Redoxverhältnisse von anoxisch zu oxisch einer starken Retention. Sulfat kann im See zu Schwefelwasserstoff und Sulfid abgebaut werden, allerdings sind hierfür sauerstofffreie Verhältnisse notwendig, die nur im Sedimentbereich gegeben sind. Folglich ist dieser Abbaupfad von geringer Bedeutung. Daher ergibt sich im See ein Retentionsvermögen primär für Nitrat und Eisen.

9.2.1 Nitratrückhaltevermögen des Sees

Auf der Grundlage der Nitratabflussbilanz in den einzelnen Tiefenstufen (vgl. Kapitel 8.1.2.2) lassen sich die (mengengewichteten) Abflusskonzentrationen für Nitrat-N in das Grundwasser berechnen und unter Bezug auf den Betrachtungszeitraum graphisch darstellen (vgl. Abbildung 9.3).

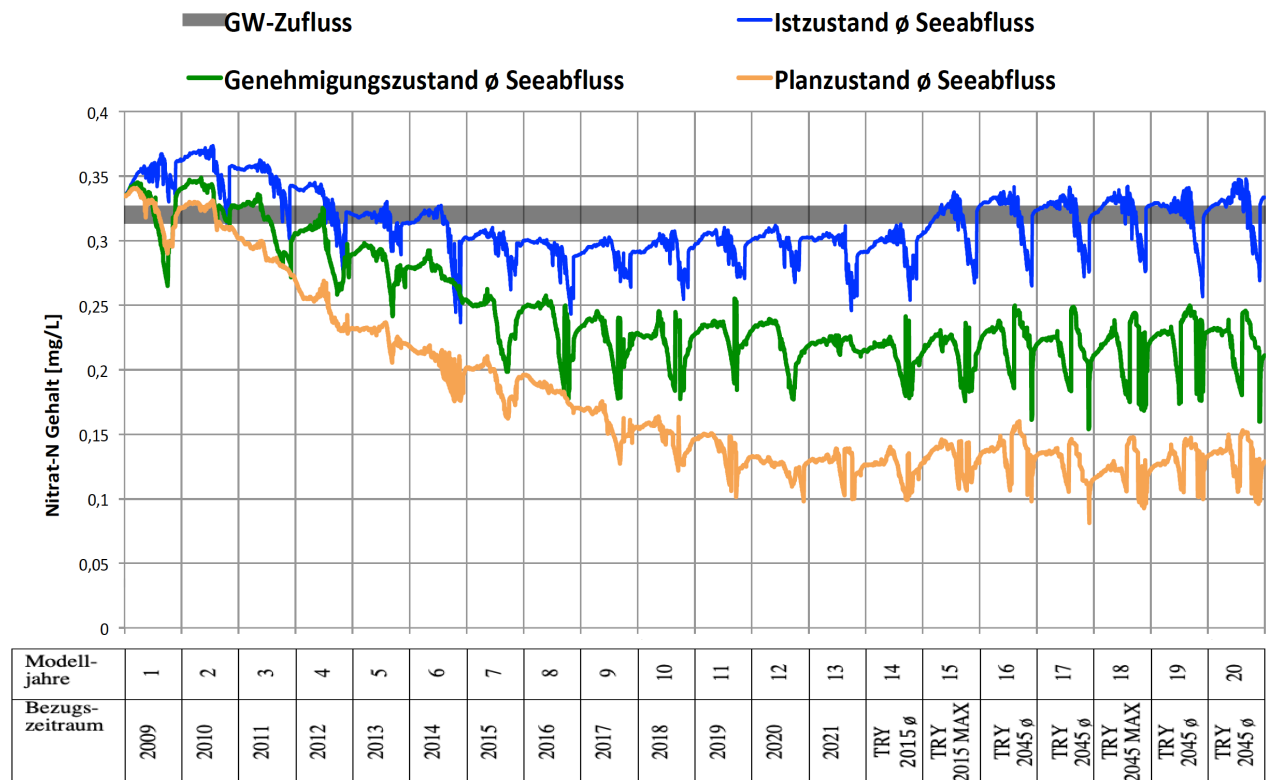


Abbildung 9.3: Simulationen der mittleren Nitrat-N Konzentrationen des infiltrierenden Seewassers

Nach einer ca. 10 Jahre andauernden Anpassungsphase ist mit den in Tabelle 9.3 angegebenen Denitrifikationsraten für die drei untersuchten Szenarien zu rechnen.

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

	Istzustand	Genehmigungszustand	Planzustand
Nitratabbaurate	2,9%	31,4%	59,4%

Die sehr geringen Nitratabbauraten während des Istzustandes ergeben sich neben den sehr geringen Nitratwerten im Zufluss auch durch die geringe Algendichte. Die höchste Nitratabbaurate wird, vor allem infolge der längeren Wasserverweilzeit, im Szenario Planzustand erreicht, wobei aber wegen des niedrigen Trophiestatus auch hier der Nitratabbau ein für Baggerseen eher unterdurchschnittliches Ausmaß erreicht.

9.2.2 Rückhaltevermögen gegenüber Eisen

Das Rückhaltevermögen des Sees gegenüber Gesamt-Eisen ist ein Indikator für die Fällungskapazität in Bezug auf redoxsensitive Metalle. In diesem Zusammenhang sind Nickel,

das eine ähnliche Fällungscharakteristik wie Eisen aufweist, und Arsen, das an absedimentierenden Eisenverbindungen anhaftet und so mitgefällt werden kann, von Bedeutung. Ein hoher Rückhalt von gelöstem und freiem Eisen bewirkt außerdem eine starke Phosphatelimination und damit eine geringe Trophielage des Sees.

Auf der Grundlage der Abflussbilanz in den einzelnen Tiefenstufen (vgl. Kapitel 8.1.2.2) lassen sich die (mengengewichteten) Abflusskonzentrationen für Gesamt-Eisen in das Grundwasser berechnen und unter Bezug auf den Betrachtungszeitraum graphisch darstellen (vgl. Abbildung 9.4).

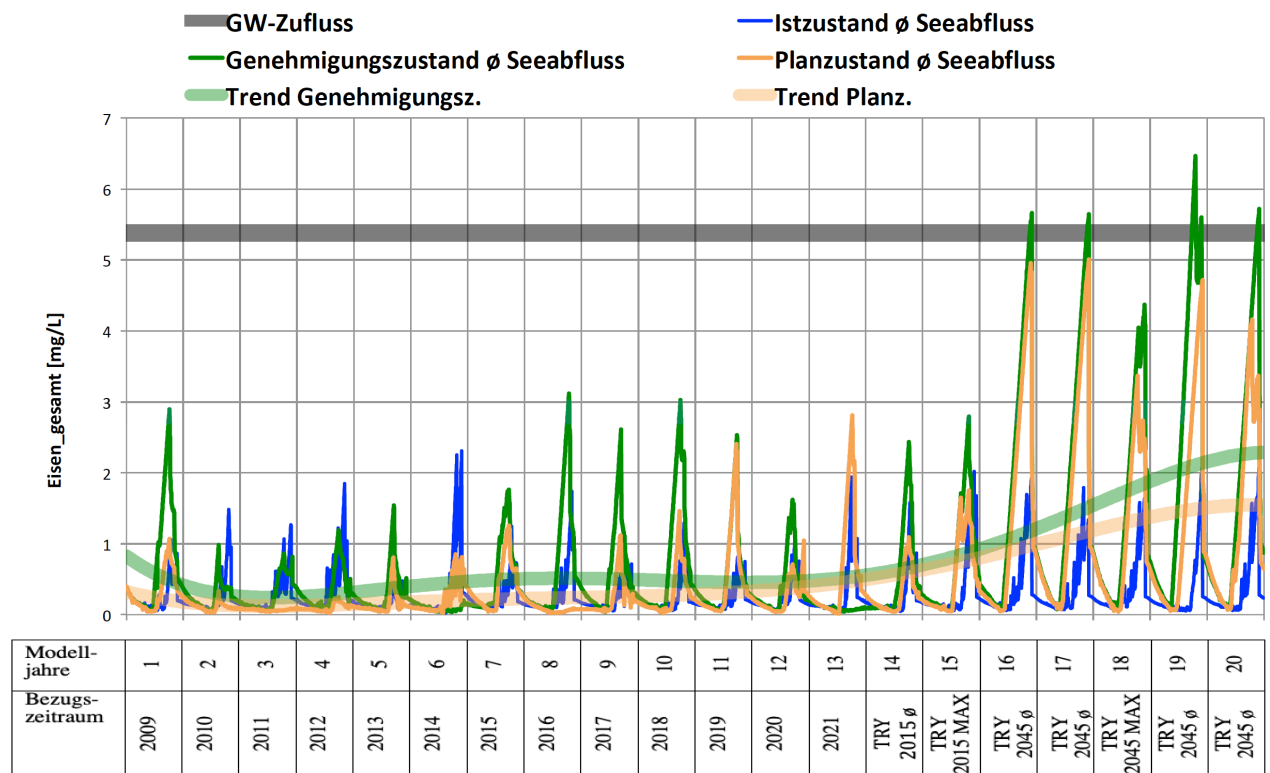


Abbildung 9.4: Simulationswerte der mittleren Gesamt-Eisen Konzentrationen des infiltrierenden Seewassers

Der prognostizierte Anstieg der Eisengehalte für den Zukunftsreferenzzeitraum ergibt sich durch die stärkere Einschichtung des Seewassers, die für diesen Prognosezeitraum modelliert wurde. Da die Schichtungsstabilität im Genehmigungszustand stärker ausfällt als im Planzustand, steigt der Eiseneintrag in das Grundwasser im Planzustand weniger an als im Genehmigungszustand. In keinem Fall ist aber von einer Belastung des abstromigen Grundwassers durch den Eintrag redoxsensitiver Metalle auszugehen.

9.3 Belastungspotentiale durch Mikroverunreinigungen im Seewasser

9.3.1 Messwerte

Die Parameter zur Ermittlung von Mikroverunreinigungen im Seewasser wurden am 22.1.2021 erfasst. Beprobte wurde die gesamte Wassersäule mittels einer Mischprobe.

Die Messergebnisse (vgl. Tabelle 9.4) zeigen, dass nur für wenige der untersuchten Substanzen überhaupt die Bestimmungsgrenze erreicht wurde. Grenz- oder Orientierungswerte bzw. Zielvorgaben wurden nicht überschritten.

Tabelle 9.4: Schadstoffe im Seewasser am 22.1.2021

Parameter	Einheit	Konzentration	Grenzwert	Art des GW
10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepin	µg/l	< 0,01		
Carbamazepin	µg/l	< 0,01		
Diclofenac	µg/l	< 0,01		
Ibuprofen	µg/l	< 0,01		
Metoprolol	µg/l	< 0,01		
Sulfamethoxazol	µg/l	< 0,01		
Bezafibrat	µg/l	< 0,01		
Candesartan	µg/l	< 0,01		
Ciprofloxacin	µg/l	< 0,02		
Clarithromycin	µg/l	< 0,01		
Dehydrato-Erythromycin A	µg/l	< 0,01		
Erythromycin A	µg/l	< 0,01		
Gabapentin	µg/l	< 0,01		
Guanylharnstoff	µg/l	< 0,05		
Hydrochlorothiazid	µg/l	< 0,01		
Irbesartan	µg/l	< 0,01		
Metformin	µg/l	< 0,01		
Azithromycin	µg/l	< 0,01		
Amidotrizoesäure	µg/l	< 0,01		
Iohexol	µg/l	< 0,01		
Iomeprol	µg/l	< 0,01		
Iopamidol	µg/l	< 0,01		
Iopromid	µg/l	< 0,01		
17-alpha-Ethinylestradiol	µg/l	< 0,0001		
17-beta-Estradiol	µg/l	< 0,0001		
Estron	µg/l	0,0001	0,1	*PNEC
Carbendazim	µg/l	< 0,01		
DEET	µg/l	< 0,01		
MCP (Mecoprop)	µg/l	< 0,01		
Terbutryn	µg/l	< 0,01		
PSM-Wirkstoffe und Metabolite	µg/l	< 0,01		
Benzotriazol	µg/l	< 0,01		
4-Methylbenzotriazol	µg/l	< 0,01		
5-Methylbenzotriazol	µg/l	< 0,01		
DTPA (Diethylentriaminpentaacetat)	µg/l	< 1		
EDTA (Ethyldinitritotetraacetat)	µg/l	< 0,5		
NTA (Nitrilotriacetat)	µg/l	< 0,5		
Melamin	µg/l	0,74	35	**Zielvorgabe
Perfluorbutanoat (PFBA)	µg/l	0,001	10	***GFS
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	µg/l	< 0,001		
Perfluoroctanoat (PFOA)	µg/l	0,006	0,1	***GFS

Vorhabensbedingte Auswirkungen auf das Grundwasser

Parameter	Einheit	Konzentration	Grenzwert	Art des GW
Perfluorooctansulfonat (PFOS)	$\mu\text{g/l}$	0,002	0,1	***GFS
AHTN	$\mu\text{g/l}$	< 0,005		
HHCB	$\mu\text{g/l}$	< 0,005		
Tris-(2-chlorethyl)-phosphat (TCEP)	$\mu\text{g/l}$	< 0,025		
Tris-(2-chlorpropyl)-phosphat (TCPP)	$\mu\text{g/l}$	< 0,025		
Acesulfam	$\mu\text{g/l}$	0,1		synth. Süßst.
Cyclamat	$\mu\text{g/l}$	0,022		
Sucralose	$\mu\text{g/l}$	< 0,05		

* PNEC-Werte. Da für viele der untersuchten Parameter keine Orientierungswerte existieren, wurde auf PNEC-Werte (predicted no effect concentration) zurückgegriffen. Die PNEC-Werte lassen sich experimentell für jede Substanz ermitteln. Die PNEC-Werte sollten im Seewasser nicht überschritten werden. Der PNEC-Wert für Estron ist UBA 2016 zu entnehmen

** Zielvorgabe. Für Melamin existiert derzeit kein Grenzwert. Als Zielvorgabe wird der niederländische Grenzwert für die Trinkwassernutzung herangezogen (IKSR 2020).

*** GFS. Geringfügigkeitsschwelle für die Belastung mit PFT'S. Diese Werte gelten gleichzeitig als Trinkwasserleitwerte nach Trinkwasserverordnung (BUNSV 2022).

9.3.2 Bewertung der Ergebnisse

Nur für 7 Substanzen wurden Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenzen ermittelt. Diese sollen hier hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Belastungssituation des Gewässers beschrieben werden. Grenz- oder Zielwerte bzw. Geringfügigkeitsschwellen wurden generell nicht überschritten.

- Estron

Estron (E1) ist ein natürliches Estrogen. Die Biosynthese von Estron erfolgt über die Aromatisierung und Demethylierung von Androstendion mittels des Enzyms Aromatase. Der Abbaugrad in konventionellen Kläranlagen liegt bei > 83 % (BAFU 2012). Hormone können auch in sehr geringen Konzentrationen Auswirkungen auf Gewässerorganismen haben. Die Konzentration des nachgewiesenen natürlichen Hormons Estron lag sehr deutlich unterhalb des PNEC-Wertes von 0,1 $\mu\text{g/L}$

Parameter	Einheit	Messwert	Grenzwert/ Zielvorgabe	Art Grenzwert/Zielvorgabe
Estron	$\mu\text{g/l}$	0,0001	0,1	PNEC

- Melamin

Melamin (2,4,6-Triamino-s-triazin) ist eine farblose Substanz in Form einer heterocyclischen aromatischen Verbindung mit Stickstoff. Melamin bildet den Ausgangsstoff für die Herstellung von Melaminharzen, die als Leime und Klebstoffe verwendet oder zu Duroplasten umgesetzt werden. Grenz- oder Zielwerte für Melamin werden derzeit nur für die Trinkwasserkonzentrationen in den Niederlanden angegeben. Hier beträgt der Grenzwert für Melamin 35 $\mu\text{g/L}$ (IKSR 2020).

Parameter	Einheit	Messwert	Grenzwert/ Zielvorgabe	Art Grenzwert/Zielvorgabe
Estron	$\mu\text{g/l}$	0,74	35	Zielvorgabe

- Poly- und perfluorierte Tenside PFBA, PFOA & PFOS

Hierbei handelt es sich um organische oberflächenaktive Verbindungen, bei denen die Wasserstoffatome am Kohlenstoffgerüst vollständig durch Fluoratome ersetzt worden sind.

Vorhabensbedingte Auswirkungen auf das Grundwasser

Diese Stoffe haben keine natürliche Quelle. Wegen ihrer besonderen physikalisch-chemischen Eigenschaften werden sie industriell hergestellt und in einer Vielzahl von Produkten verwendet. Sie reichern sich in der Umwelt sowie im menschlichen und tierischen Gewebe an und stehen im Verdacht krebserregend zu sein.

Bei jenen drei Substanzen, deren Bestimmungsgrenzen in der Probe erreicht wurden, lagen die Konzentrationen sehr deutlich unterhalb der Geringfügigkeitsschwelle.

Parameter	Einheit	Messwert	Grenzwert/ Zielvorgabe	Art Grenzwert/Zielvorgabe
Perfluorbutanoat (PFBA)	µg/l	0,001	10	Geringfügigkeitsschwelle
Perfluoroctanoat (PFOA)	µg/l	0,006	0,1	
Perfluoroctansulfonat (PFOS)	µg/l	0,002	0,1	

- **Synthetische Süßstoffe**

Acesulfam-K und Cyclamat sind synthetische Süßstoffe. Die Substanzen reichern sich nicht im Körper an und sind auch nicht toxisch. Sie sind ein Indikator für Abwasseranteile im Seewasser, die über Uferfiltrat oder auch durch undichte Versorgungsleitungen in den Grundwasserleiter und damit in den See gelangen können.

Parameter	Einheit	Messwert	Grenzwert/ Zielvorgabe	Art Grenzwert/Zielvorgabe
Acesulfam	µg/l	0,1	/	/
Cyclamat	µg/l	0,022	/	/

Aus den im Seewasser gemessenen Mikroverunreinigungen ergibt sich keine Belastungssituation für das Untersuchungsgewässer. Vorhabensbedingte Gefährdungen sind auch für den abstromigen Grundwasserleiter nicht abzuleiten.

9.4 Zusammenfassende Bewertung der vorhabensbedingten Auswirkungen auf das Wasserschutzgebiet

Für das Wasserschutzgebiet Philippsburg - Pfriemenfeld/Mühlfeld ergeben sich durch den See und das geplante Vorhaben keine negativen Beeinträchtigungen. Insbesondere sind keine negativen Auswirkungen bezüglich der folgenden Faktoren zu erwarten:

- Veränderung des Grundwasserdargebots durch vermehrte Seeverdunstung
- Veränderung des Nitratabbauvermögens und der primären Stoffwechselprozesse im abstromigen Aquifer
- Eintrag redoxsensitiver Metalle (Eisen) in den Aquifer
- Belastung des Grundwassers durch Mikroverunreinigungen

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 Abschluss des Genehmigungszustandes und der geplanten Erweiterung (Planzustand) über einen insgesamt positiven Gütezustand verfügen.

Hinsichtlich der Beschaffenheitskennwerte des Seewassers, namentlich für den Nährstoffhaushalt (Phosphorbelastung), die Algenentwicklung (Chlorophyll-a), das Cyanobakterienaufkommen und die Algenentwicklung sowie die Transparenz des Wasserkörpers wird eine sehr gute Entwicklungsprognose sowohl für den Genehmigungszustand als auch für den Planzustand gestellt. Auch ohne den auskiesungsbedingten Energieeintrag ist sowohl im Genehmigungszustand als auch im Planzustand weiterhin von einer vollständigen Zirkulation des Wasserkörpers auszugehen, so dass in den Zirkulationsphasen ein Sauerstoffeintrag bis zum Gewässergrund erfolgt.

Daher ergeben sich für den Sauerstoffhaushalt ebenfalls günstige Entwicklungsprognosen, 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 fast durchgängig eingehalten.

In Bezug auf die trophieindizierenden Qualitätsparameter Phosphor, Chlorophyll-a und Sichttiefe ist für den Genehmigungszustand und den Planzustand von einem tendenziell noch nährstoffärmeren, besseren Trophiestatus (oligotroph) auszugehen als dem hier als Leitbild dienenden mesotrophen Status. Alle drei Parameter weisen eine stabile Trophielage im oligotrophen Bereich aus.

Bei der Passage des Grundwassers durch den See findet ein Nitratrückhalt statt, der infolge der geringen Nitratwerte im Grundwasser und im See sowie der niedrigen Trophie ein für Baggerseen eher als gering zu bezeichnendes Ausmaß annimmt, aber dennoch zu einer Verminderung der Nitratbelastung des passierenden Grundwassers beiträgt. Eine höhere Denitrifikationsrate im See würde eine höhere Trophie und eine vermehrte Sauerstoffarmut im tieferen Wasserkörper, also eine geringere Gewässergüte zur Voraussetzung haben.

Auch Eisen wird im Seewasser abgebaut.

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.

Tabelle 10.1: Gütekennwerte im Variantenvergleich

	Istzustand		Genehmigungszustand		Planzustand	
Betriebszu- stand	in Auskiesung		stillgelegt		stillgelegt	
Tiefe max. [m]	30,4		26,7		26,7	
Seefläche [m²]	532.824		627.000		798.000	
Seevol. [m³]	9.4 Mio.		13.4 Mio.		17.1 Mio.	
Zirkulations- verhalten	Vollständige Zirkulation (auch aus- kiesungsbedingt)	+	Vollständige Zirkulation	+	Vollständige Zirkulation	+
Sauerstoff- haushalt	Hoher Sauerstoffeintrag durch Baggertä- tigkeit, aber auch relativ hohe Zehrung aufgrund der hohen hypolimnischen Wassertemperaturen.	/	Trotz Bildung einer sauerstoffarmen Wasser- schicht über Grund in den Stagnationsphasen fast durchgängig günstig und leitbildkonform.	o	Trotz Bildung einer sauerstoffarmen Was- serschicht über Grund in den Stagnations- phasen fast durchgängig günstig und leit- bildkonform.	o
Phosphorhaus- halt	Leitbildkonform oder besser (hier oligo- troph)	+	Leitbildkonform oder besser (hier oligotroph)	+	Leitbildkonform oder besser (hier oligo- troph)	+
Chlorophyll-a	Leitbildkonform oder besser (hier oligo- troph)	+	Leitbildkonform oder besser (hier oligotroph)	+	Leitbildkonform oder besser (hier oligo- troph)	+
Cyanobakterien	Keine Belastung. Aufkommen deutlich unterhalb der niedrigsten Warnstufe.	+	Keine Belastung. Aufkommen deutlich unter- halb der niedrigsten Warnstufe.	+	Keine Belastung. Aufkommen deutlich un- terhalb der niedrigsten Warnstufe.	+
Sichttiefe	Wegen mineralischer Trübung ohne Indi- katorfunktion.	/	Leitbildkonform oder besser (hier oligotroph)	+	Leitbildkonform oder besser (hier oligotroph)	+
Retentions- funktion für das abstromige Grundwasser	Leitbildkonform, Verminderung der Nit- rat- und Eisenbelastung durch Re- tentionseffekte des Sees. Denitrifikations- rate aufgrund des oligotrophen Gütezu- standes begrenzt.	+	Leitbildkonform, Verminderung der Nitrat- und Eisenbelastung durch Retentionseffekte des Sees. Denitrifikationsrate aufgrund des oligotrophen Gütezustandes begrenzt.	+	Leitbildkonform, Verminderung der Nitrat- und Eisenbelastung durch Retentionseffekte des Sees. Denitrifikationsrate aufgrund des oligotrophen Gütezustandes begrenzt.	+

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

11 Zusammenfassung

Gegenstand des Gutachtens ist die Erarbeitung der limnologischen und gewässerökologischen Unterlagen für die Erweiterung des Baggersees Wiesental im Kieswerk Waghäusel-Wiesental der Heidelberger Sand und Kies GmbH.

Die am 13.7.2020 aufgenommenen gewässermorphologischen Daten weisen für den Baggersee eine Seefläche von 532.824 m² auf, die maximale Tiefe beträgt derzeit 30,2 m. Bei einer mittleren Tiefe von 17,7 m erreicht das Seevolumen in diesem nachfolgend als Istzustand bezeichneten Entwicklungsstadium 9,4 Mio. m³. Genehmigt ist eine weitere Abgrabung bis zu einer Fläche von 627.000 m². In diesem hier Genehmigungszustand genannten Status wird der See eine maximale Tiefe von 26,7 m, eine mittlere Tiefe von 21,4 m und ein Volumen von 13,4 Mio. m³ aufweisen.

Geplant ist die weitere Abgrabung um eine Fläche von 171.000 m². Am Ende dieser Abgrabung, im Planzustand, werden die maximale Tiefe 26,7 m, die mittlere Tiefe 21,4 m und das Seevolumen 17,1 Mio. m³ betragen. Diskutiert wurden die gemessenen bzw. zu erwartenden Kennwerte der Gewässergüte für diese drei Szenarien:

- Istzustand (in Auskiesung)
- Genehmigungszustand (Auskiesung abgeschlossen)
- Planzustand (Auskiesung abgeschlossen)

Die primären Landnutzungsformen im Planungsraum bilden vor allem landwirtschaftliche Nutzungen, aber auch Wald- und Forstflächen sowie Industriegebiete mit der Produktionsanlage der Heidelberger Sand und Kies GmbH.

Externe Nährstoffbelastungen des Sees erfolgen durch den Grundwasserzustrom, Niederschlagseintrag, Badenutzung, Freizeitfischerei und Einträge durch Wasservögel. Unter Bezug auf die beiden wichtigsten Nährstoffkomponenten Phosphor und Stickstoff zeigte sich, dass der Grundwasserzustrom zwar die höchsten Nährstoffeinträge in den See verursacht, aber infolge der sehr geringen Phosphorgehalte des Grundwassers die Einträge durch Niederschlag und Wasservögel in einem für Baggerseen unterdurchschnittlich geringen Maß überschreitet.

Schadstoffbelastungen im Grundwasser des Baggerseeumfeldes, die sich negativ auf die Wasserbeschaffenheit des Untersuchungsgewässers auswirken könnten, bestehen nicht.

Gegenwärtig ist von einer sehr günstigen Wasserqualität im Untersuchungsgewässer auszugehen. Die Untersuchungen zeigten für alle Qualitätsparameter einen positiven Zustand an und wiesen zumeist Werte noch oberhalb der gesetzten Zielgrößen für einen mesotrophen Status aus. Der See zirkulierte in den winterlichen Zirkulationsphasen vollständig, die Sauerstoffversorgung war bis zum Gewässergrund sehr 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 die Sichttiefenwerte nicht als Trophieindikator nutzbar waren. In Bezug auf den aktuellen Gütezustand gilt allerdings zu beachten, dass die Auskiesungstätigkeit die Mehrzahl der Qualitätsparameter (nicht die Sichttiefe) positiv beeinflusst.

Bei der Erfassung der bodenlebenden Gewässerorganismen (Makrozoobenthos) im Mai 2021 wurden insgesamt ca. 2.600 Makrozoobenthosorganismen nachgewiesen, die 45 Ar-

ten oder höheren taxonomischen Einheiten angehören. Der ökologische Uferzustand des Baggersees wird auf der Basis dieser Erhebung in die Bewertungsklasse „mäßig“, mit der Tendenz zu „gut“ eingestuft. Die Substratdiversität ist ebenso wie die Ausprägung von besiedelbaren Habitaten nur mäßig. Die Böschung fällt steil ab, so dass die besiedelbare Zone auf einen relativ schmalen Uferstreifen begrenzt bleibt. Die Struktur der Uferlinie ist überwiegend gleichförmig. Die am Baggersee ausgewiesenen wertvollen Landschaftsbestandteile waren nur in geringer Ausprägung und Flächenausdehnung vorhanden.

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

Die Prognosen zur Güteentwicklung des Seewassers wurden mit dem 1-D hydrodynamische Modell DYRESM (Dynamic Reservoir Simulation Model) und dem Programm CAE-DYM 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 drei unterschiedlichen Ausgestaltungen (Istzustand, Genehmigungszustand und Planzustand) sowie Daten zur externen Belastung des Sees durch Grundwasserzustrom, Niederschlag, Badenutzung, Freizeitfischerei und Wasservögel genutzt. Zur Anpassung der Modellkonstanten dienten die aktuell erhobenen Beschaffenheitskennwerte des Seewassers und Sediments.

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

Die auf Basis der Kennwerte 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 und Sichttiefe auszugehen. Hinsichtlich der Prognosen des Chlorophyll-a Gehalt ist zu beachten, dass die hohe natürliche Schwankungsbreite des Algenaufkommens stets Prognoseungenauigkeiten mit sich bringt.

Sowohl für den Genehmigungszustand als auch für den Planzustand wiesen die Modellergebnisse eine positive Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit aus. Namentlich für den Nährstoffhaushalt (Phosphorbelastung), die Algenentwicklung (Chlorophyll-a), das Cyanobakterienaufkommen und die Transparenz des Wasserkörpers wurde eine gute Entwicklungsprognose mit sehr niedrigem Trophiestatus (oligotroph) für beide Varianten gestellt.

Auch ohne den auskiesungsbedingten Energieeintrag ist weiterhin 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 günstige Entwicklungsprognosen, 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 mit wenigen Ausnahmen eingehalten.

Bei der Passage des Grundwassers durch den See findet ein Eisen- und Nitratrückhalt statt. Infolge der geringen Nährstoffbelastung des Seewassers nimmt der Nitratrückhalt ein für Baggerseen eher als gering zu bezeichnendes Ausmaß an, das 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 sowohl im Istzustand als auch im Genehmigungs- und Planzustand 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 mit $211 \text{ mm/m}^2/\text{J}$ ($= 6,7 \text{ L/s/km}^2$) anzunehmenden Grundwasserneubildung unter unverbauten Landflächen von einem Rückgang um 35% auszugehen. Im Vergleich zum Istzustand verringert sich durch die Erweiterung des Sees die Grundwasserneubildung im Planzustand um $0,5 \text{ L/sec}$. Bei einer Grundwasseraustauschrate von 40 L/sec stellt dies einen unerheblichen Wert dar.

Auch Mikroverunreinigungen stellen für den See und demnach ebenfalls für den abstromigen Grundwasserleiter keine Belastungssituation dar.

Für das abstromige Wasserschutzgebiet Philippsburg - Pfriemenfeld/Mühlfeld 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 generell nicht von Gütebeeinträchtigungen durch die geplante Erweiterung auszugehen.

12 Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 1.1: LAGE DER GEPLANTEN ERWEITERUNGSFLÄCHE (ROT GEKREUZTE SCHRAFFUR) IM ANSCHLUSS AN DIE GENEHMIGTE ABBAUFLÄCHE VON 1968 UND 1999 (SCHWARZ UMRANDET) (QUELLE: HYDRAG 2022)	4
ABBILDUNG 2.1: FLÄCHENKURVE	5
ABBILDUNG 2.2: VOLUMENKURVE.....	6
ABBILDUNG 2.3: AUSGESTALTUNG DES SEEBECKENS IM ISTZUSTAND	6
ABBILDUNG 2.4: FLÄCHENKURVEN VON ISTZUSTAND, GENEHMIGUNGSZUSTAND UND PLANZUSTAND	7
ABBILDUNG 2.5: VOLUMENKURVEN VON ISTZUSTAND, GENEHMIGUNGSZUSTAND UND PLANZUSTAND	8
ABBILDUNG 2.6: FLÄCHENAUSDEHNUNG IM GENEHMIGUNGSZUSTAND UND PLANZUSTAND	8
ABBILDUNG 3.1: LANDNUTZUNG IM GRUNDWASSEREINZUGSGEBIET DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS (GRUNDLAGE GOOGLE EARTH 2022. ABBILDUNG MAßSTABLOS)	10
ABBILDUNG 3.2: PHOSPHORDEPOSITION DURCH NIEDERSCHLAG AN DEN WALDSTANDORTEN ROTENFELS (HTTPS://WWW.FVA-BW.DE/ROTENFELS) UND HEIDELBERG (HTTPS://WWW.FVA-BW.DE/HEIDELBERG)	11
ABBILDUNG 3.3: STICKSTOFFDEPOSITION DURCH NIEDERSCHLAG AN DEN WALDSTANDORTEN ROTENFELS (HTTPS://WWW.FVA-BW.DE/ROTENFELS) UND HEIDELBERG (HTTPS://WWW.FVA-BW.DE/HEIDELBERG)	11
ABBILDUNG 4.1: GRUNDWASSERGLEICHEN BEZOGEN AUF DIE GW-HYDROLOGISCHE SITUATION VOM 03.05.2021 (DATENGRUNDLAGE HYDRAG 2022, KARTE MAßSTABLOS)	13
ABBILDUNG 4.2: LAGE DER GW-MESSSTELLEN IM SEEZUSTROM	20
ABBILDUNG 5.1: VERTEILUNG DER TEMPERATURWERTE [°C] IM UNTERSUCHUNGSGEBIET VOM 5.3.2022.....	24
ABBILDUNG 5.2: VERTEILUNG DER LEITFÄHIGKEITSWERTE CP25 [$\mu\text{S}/\text{CM}$] IM UNTERSUCHUNGSGEBIET VOM 5.3.2022	25
ABBILDUNG 5.3: APPARATUR ZUR MESSUNG DER WASSERSTANDSDIFFERENZEN.....	26
ABBILDUNG 5.4: RELATION ZWISCHEN UFERLINIENENTFERNUNG UND WASSERSTANDSDIFFERENZEN IM SEEABSTROM	27
ABBILDUNG 5.5: WASSERSTANDSDIFFERENZEN UND GRUNDWASSERGRADIENTEN ZWISCHEN SEE UND SEENAHM GRUNDWASSER	28
ABBILDUNG 5.6: DURCH DIE ÄNDERUNG DER REDOXVERHÄLTNISSE WIRD DAS EISENHALTIGE GRUNDWASSER IM SEE OXIDIERT UND EINE EISEN-PHOSPHAT-FÄLLUNG AUSGELÖST.	29
ABBILDUNG 6.1: PROBENNAHMESTANDORTE LIMNOCONSULT	32
ABBILDUNG 6.2: PROBENNAHMESTANDORTE BGL.....	32
ABBILDUNG 6.3: TIEFENPROFILE DER WASSERTEMPERATUR.....	36
ABBILDUNG 6.4: TIEFENPROFILE DER SAUERSTOFFGEHALTE	37
ABBILDUNG 6.5: TIEFENPROFILE DER ELEKTRISCHEN LEITFÄHIGKEIT	38
ABBILDUNG 6.6: LAGE DER MAKROZOOBENTHOS-PROBENNAHMESTELLEN (ERFASSUNG 08.05.21).....	47
ABBILDUNG 7.1: MODELLBILANZ DER EXTERNEN PHOSPHOREINTRÄGE IN DEN WIESENTALER BAGGERSEE	56
ABBILDUNG 7.2: MODELLBILANZ DER EXTERNEN STICKSTOFFEINTRÄGE IN DEN WIESENTALER BAGGERSEE.....	57
ABBILDUNG 8.1: ABHÄNGIGKEIT DES SAUERSTOFFHAUSHALTES VON DEN EINZELKOMPARTIMENTEN (ABB. AUS HIPSEY ET. AL. 2006).....	59
ABBILDUNG 8.2: VERLAUF DER O ₂ -ZEHRUNGSRATEN BEI UNTERSCHIEDLICHEM BEWUCHS (T 20°C) NACH TGL 27 885/04	65
ABBILDUNG 8.3: WASSERUMWÄLZUNG IM TAGESBETRIEB (12 h)	66
ABBILDUNG 8.4: TEMPERATURSIMULATION FÜR DIE KENNWERTE DES ISTZUSTANDES AUF DER GRUNDLAGE HISTORISCHER KLIMADATEN UND DER VOM KLIMAWANDEL GEPRÄGTEN ZUKÜNFTIGEN ENTWICKLUNG (TAGESWERTE)	67
ABBILDUNG 8.5: TEMPERATURWERTE DER SIMULATION DES ISTZUSTANDS IN UNTERSCHIEDLICHEN TIEFENSTUFEN	68
ABBILDUNG 8.6: FELDMESSUNGEN 2020 BIS 2022 IM VERGLEICH ZU DEN SIMULATIONSWERTEN DER TEMPERATUR IM ISTZUSTAND	69

ABBILDUNG 8.7: SIMULATION DER SAUERSTOFFGEHALTE IM ISTZUSTAND	70
ABBILDUNG 8.8: SIMULATION DER SAUERSTOFFWERTE DES ISTZUSTANDES IM BEREICH VON 30 UND 50 % DER MAXIMALEN WASSERTIEFE ÜBER GRUND	71
ABBILDUNG 8.9: FELDMESSUNG UND SIMULATION DER SAUERSTOFFWERTE 2020-2021 IM ISTZUSTAND	72
ABBILDUNG 8.10: PHOSPHORSIMULATION IM ISTZUSTAND	73
ABBILDUNG 8.11: SIMULATION DER PHOSPHORGEHALTE IN DER TROPHOGENEN ZONE UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ORIENTIERUNGSWERT (ISTZUSTAND)	74
ABBILDUNG 8.12: FELDMESSUNG UND SIMULATION DER PHOSPHORGEHALTE 2017 IM ISTZUSTAND	75
ABBILDUNG 8.13: CHLOROPHYLL-A SIMULATION IM ISTZUSTAND	76
ABBILDUNG 8.14: SIMULATION DER CHLOROPHYLL-A GEHALTE IN DER TROPHOGENEN ZONE UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ORIENTIERUNGSWERT (ISTZUSTAND)	77
ABBILDUNG 8.15: FELDMESSUNG UND SIMULATION DER CHLOROPHYLL-A GEHALTE IM ISTZUSTAND	78
ABBILDUNG 8.16: SIMULATION DER CYANOBAKTERIENDICHTE IM ISTZUSTAND IN DER TROPHOGENEN ZONE (WT=0-8 M) UND IM BEREICH DER WASSEROBERFLÄCHE (1 M)	79
ABBILDUNG 8.17: SIMULATION DER SICHTTIEFENWERTE IM ISTZUSTAND	80
ABBILDUNG 8.18: FELDMESSUNG UND SIMULATION DER EXTINKTION (1/M) IM ISTZUSTAND	81
ABBILDUNG 8.19: NITRAT-N (NO ₃ -N) SIMULATION IM ISTZUSTAND	82
ABBILDUNG 8.20: FELDMESSUNG UND SIMULATION DER NITRAT GEHALTE IM ISTZUSTAND	83
ABBILDUNG 8.21: FELDMESSUNGEN 2020 BIS 2022 IM VERGLEICH ZU DEN SIMULATIONSWERTEN DER TEMPERATUR IM ISTZUSTAND BEI VERDOPPELUNG DER GRUNDWASSERZUFUSSRATE	85
ABBILDUNG 8.22: FELDMESSUNGEN 2020 BIS 2022 IM VERGLEICH ZU DEN SIMULATIONSWERTEN DER SAUERSTOFFGEHALTE IM ISTZUSTAND BEI VERDOPPELUNG DER GRUNDWASSERZUFUSSRATE	86
ABBILDUNG 8.23: FELDMESSUNGEN 2020 BIS 2022 IM VERGLEICH ZU DEN SIMULATIONSWERTEN DER SAUERSTOFFGEHALTE IM ISTZUSTAND BEI ERHÖHUNG DER GRUNDWASSERBELASTUNG (90% KONFIDENZINTERVAL)	88
ABBILDUNG 8.24: FELDMESSUNGEN 2020 BIS 2022 IM VERGLEICH ZU DEN SIMULATIONSWERTEN DER PHOSPHORKONZENTRATIONEN IM ISTZUSTAND BEI NORMALBELASTUNG UND BEI ERHÖHUNG DER GRUNDWASSERBELASTUNG (90% KONFIDENZINTERVAL)	89
ABBILDUNG 8.25: SIMULATION DER PHOSPHORGEHALTE IM EPILIMNION FÜR DEN ISTZUSTAND BEI MITTLERER BELASTUNG DURCH DEN GRUNDWASSERZUSTROM UND UNTER ERHÖHTEN BELASTUNGEN (PESSIMALBETRACHTUNG)	90
ABBILDUNG 8.26: SIMULATION DER CHLOROPHYLL-A GEHALTE IM EPILIMNION FÜR DEN ISTZUSTAND BEI MITTLERER BELASTUNG DURCH DEN GRUNDWASSERZUSTROM UND UNTER ERHÖHTEN BELASTUNGEN (PESSIMALBETRACHTUNG)	91
ABBILDUNG 8.27: TEMPERATURSIMULATION FÜR DEN GENEHMIGUNGS- UND PLANZUSTAND AUF DER GRUNDLAGE HISTORISCHER KLIMADATEN UND DER VOM KLIMAWANDEL GEPRÄGTEN ZUKÜNFTIGEN ENTWICKLUNG (TAGESWERTE)	92
ABBILDUNG 8.28: TEMPERATURWERTE DER SIMULATION IM GENEHMIGUNGS- UND PLANZUSTAND IN UNTERSCHIEDLICHEN TIEFENSTUFEN	93
ABBILDUNG 8.29: SIMULATION DER SAUERSTOFFGEHALTE IM GENEHMIGUNGS- UND PLANZUSTAND	94
ABBILDUNG 8.30: SIMULATION DER SAUERSTOFFWERTE IM GENEHMIGUNGS- UND PLANZUSTAND IM BEREICH VON 30 % UND 50 % DER MAXIMALEN WASSERTIEFE	95
ABBILDUNG 8.31: PHOSPHORSIMULATION IM GENEHMIGUNGS- UND PLANZUSTAND	96
ABBILDUNG 8.32: SIMULATION DER PHOSPHORGEHALTE IM EPILIMNION UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ORIENTIERUNGSWERT IM GENEHMIGUNGS- UND PLANZUSTAND	96
ABBILDUNG 8.33: CHLOROPHYLL-A SIMULATION IM GENEHMIGUNGS- UND PLANZUSTAND	98
ABBILDUNG 8.34: SIMULATION DER CHLOROPHYLL-A GEHALTE IN DER TROPHOGENEN ZONE UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ORIENTIERUNGSWERT IM GENEHMIGUNGS- UND PLANZUSTAND	99

ABBILDUNG 8.35: SIMULATION DER CYANOBAKTERIENDICHTE IM GENEHMIGUNGS- UND PLANZUSTAND IN DER TROPHOGENEN ZONE.....	100
ABBILDUNG 8.36: SIMULATION DER SICHTTIEFENWERTE IM GENEHMIGUNGS- UND PLANZUSTAND	101
ABBILDUNG 8.37: NITRAT-N ($\text{NO}_3\text{-N}$) IM GENEHMIGUNGS- UND PLANZUSTAND	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 9.4: SIMULATIONSWERTE DER MITTLEREN GESAMT-EISEN KONZENTRATIONEN DES INFILTRIERENDEN SEEWASSERS	107

13 Tabellenverzeichnis

TABELLE 2.1: MORPHOLOGISCHE KENNWERTE DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS IM ISTZUSTAND	5
TABELLE 2.2: MORPHOLOGISCHE KENNWERTE DES SEES IM VERLAUF DER GEPLANTEN ERWEITERUNG.....	7
TABELLE 2.3: GRUNDWASSERZUSTROM UND WASSERVERWEILZEITEN	9
TABELLE 3.1: DEPOSITIONSRATEN FÜR NÄHRSTOFFE (FREILAND)	11
TABELLE 4.1: CHEMISCH-PHYSIKALISCHE BESCHAFFENHEIT DES GRUNDWASSERS IM ZUSTROM DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS	14
TABELLE 4.2: MAßGEBLICHE BIOCHEMISCHE PROZESSE UND INDIKATORVARIABLEN.....	19
TABELLE 4.3: OXIDATIONSZUSTAND DES GRUNDWASSERS (OGWL) IM UMFELD DES WIESENTALER BAGGERSEES	21
TABELLE 4.4: NÄHRSTOFFGEHALTE DES GRUNDWASSERS (OGWL) IM UMFELD DES WIESENTALER BAGGERSEES	22
TABELLE 4.5: HYDROGENKARBONAT- UND CALCIUMGEHALTE IM SEENAHEN GRUNDWASSER.....	23
TABELLE 4.6: WEITERE MESSWERTE IM SEENAHEN GRUNDWASSER.....	23
TABELLE 5.1: WASSERSTANDSDIFFERENZEN ZWISCHEN SEE- UND GRUNDWASSER IM UNMITTELBAREN SEEUMFELD ...	27
TABELLE 5.2: FE:P VERHÄLTNIS IM ZUSTRÖMENDEN GRUNDWASSER.....	30
TABELLE 6.1: DATENERHEBUNGEN ZUM GEWÄSSERZUSTAND DES BAGGERSEES	31
TABELLE 6.2: VERTEILUNG AUSGESUCHTER IONEN IM SEEWASSER.....	39
TABELLE 6.3: PHOSPHORGEHALTE IM SEEWASSER	44
TABELLE 6.4: STICKSTOFFGEHALTE IM SEEWASSER	45
TABELLE 6.5: WEITERE INDIKATORWERTE DES NÄHRSTOFFHAUSHALTES IM SEEWASSER	46
TABELLE 6.6: GESAMTARTENLISTE MAKROZOOBENTHOS	48
TABELLE 6.7: GESAMTARTENLISTE PLANKTISCHER ALGEN UND CYANOBAKTERIEN (UNTERSUCHUNGSTERMIN 23.09.21).....	49
TABELLE 6.8: NÄHRSTOFFGEHALTE IM SEDIMENT DES BAGGERSEES	50
TABELLE 6.9: ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG DES GEWÄSSERZUSTANDES.....	50
TABELLE 7.1: EINTRAGSWERTE UND BELASTUNGEN DURCH DEN GRUNDWASSERZUFLUSS	52
TABELLE 7.2: NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH NIEDERSCHLAG	52
TABELLE 7.3: NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH BADENUTZUNG	53
TABELLE 7.4: NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH FREIZEITFISCHEREI	53
TABELLE 7.5: NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH WASSERVÖGEL.....	55
TABELLE 8.1: MODELLKONSTANTEN	59
TABELLE 8.2: KLIMAKENNWERTE DER MODELLJAHRE UND REFERENZZEITRÄUME	61
TABELLE 8.3: HYDRAULISCHE ANBINDUNG DES SEES IN DEN DREI UNTERSUCHTEN SZENARIEN	62
TABELLE 8.4: CHEMISCH-PHYSIKALISCHE BESCHAFFENHEIT DES ZUSTRÖMENDEN GRUNDWASSERS (MITTELWERTE)..	62
TABELLE 8.5: BELASTUNGSKENNWERTE FÜR DIE BERECHNUNG DES WORST-CASE-SZENARIOS	63
TABELLE 8.6: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN Wassertemperaturen FÜR DEN ISTZUSTAND IN DREI TIEFENSTUFEN	69
TABELLE 8.7: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN SAUERSTOFFGEHALTE IN 18,6 m UND 13,4 m Wassertiefe FÜR DEN ISTZUSTAND.....	71
TABELLE 8.8: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN PHOSPHORGEHALTE DES ISTZUSTANDES IM EPIIMNION	74
TABELLE 8.9: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN CHLOROPHYLL-A WERTE FÜR DEN ISTZUSTAND	77
TABELLE 8.10: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN SICHTTIEFENWERTE FÜR DEN ISTZUSTAND ...	80

TABELLE 8.11: BEURTEILUNG DER MODELLGENAUIGKEIT IN BEZUG AUF DIE EINZELNEN GÜTEPARAMETER	83
TABELLE 8.12: BELASTUNGSKENNWERTE FÜR DIE BERECHNUNG DES WORST-CASE-SZENARIO	87
TABELLE 8.13: MORPHOLOGISCHE UND HYDRAULISCHE KENNWERTE IM GENEHMIGUNGS- UND PLANZUSTAND	92
TABELLE 8.14: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN Wassertemperaturen im GENEHMIGUNGS- UND PLANZUSTAND IN DREI TIEFENSTUFEN.....	94
TABELLE 8.15: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN SAUERSTOFFGEHALTE IN 18,6 m UND 13,4 m Wassertiefe im GENEHMIGUNGS- UND PLANZUSTAND	95
TABELLE 8.16: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN PHOSPHORGEHALTE IM GENEHMIGUNGS- UND PLANZUSTAND IM EPILIMNION	97
TABELLE 8.17: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN CHLOROPHYLL-A WERTE IM GENEHMIGUNGS- UND PLANZUSTAND.....	99
TABELLE 8.18: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN SICHTTIEFENWERTE IM GENEHMIGUNGS- UND PLANZUSTAND	102
TABELLE 9.1: NIEDERSCHLAGEINTRAG, 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 9.4: SCHADSTOFFE IM SEEWASSER AM 22.1.2021	108
TABELLE 10.1: GÜTEKENNWERTE IM VARIANTENVERGLEICH.....	112

14 Literaturverzeichnis

- arguplan (2022): Heidelberger Sand und Kies GmbH – Werk Wiesental - Geplante Erweiterung. Volumenbilanzen und Flächenangaben.
- BAFU (2012): Abegglen, C & H. Siegrist, Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt- Wissen Nr. 1414: 210 S.
- Boos, K.-J. (1996): Nährstoff- und Schadstoffeinträge in Baggerseen - Literaturstudie, Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (= Veröffentlichungen des Zentralen Fachdienstes Wasser -Boden - Abfall - Altlasten bei der Landesanstalt für Umweltschutz Bd. 33), 163 S.
- Boos, K.-J. (2021): Limnologisches und hydrogeologisches Gutachten zur Bewertung der geothermischen Nutzung des Lichtenbroicher Baggersees (unveröffentlichter Bericht, Juni 2021)
- Boström, B., G. Persson & B. Broberg (1988): Bioavailability of different phosphorus forms in freshwater systems, *Hydrobiologia* 170, 229-244
- BUNSV (2022): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz, Leitfaden zur PFAS-Bewertung - Empfehlungen für die bundeseinheitliche Bewertung von Boden- und Gewässerverunreinigungen sowie für die Entsorgung PFAS-haltigen Bodenmaterials
- Casper, S.J., L. Krey & G. Proft (1985): Fallen leaves in Lake Stechlin, in: Casper, S.J. (Hrsg.), *Lake Stechlin - A temperate oligotrophic lake*, Dordrecht, Boston, Lancaster: Dr. W. Junk Publ., S. 400-409
- 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) 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
- DVWK - Dt. Verb. für Wasserwirtschaft u. Kulturbau e. V. (1993): *Stoffeintrag und Grundwasserbewirtschaftung*, Bonn (= DVWK- Schriften Bd. 104), 287 S.
- Herrmann, S. (1993): *Phosphatgehalt im Sediment und Nährstoffsituation zweier tiefer Karlsruher Baggerseen*, Diplomarbeit in der Fachrichtung Umwelt- und Strahlenschutz an der Berufsakademie Karlsruhe

- 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. (1993): Untersuchungen zur Phosphatmobilität in Gewässersedimenten, Diss. TU Dresden, 144 S.
- 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
- Hydrag (2022): Erweiterung Kieswerk Waghäusel-Wiesental. Fachgutachtliche Stellungnahme. Juni 2022
- IGKB (2004): Limnologischer Zustand des Bodensees, Jahresberichte (Grüne Berichte) Nr. 31
- IKSR (2020): Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (Hrsg.), Melamin Bericht, Bericht Nr. 270
- Jaeger, D. (1995): Krupunder See - Kontrolluntersuchungen im fünften Restaurierungsjahr: Mai 1994 - März 1995, Bericht im Auftrag der Gemeinde Halstenbek
- Kölle, W. (1991): Mobilisierung von Nickel und anderer Schwermetalle im Grundwasserleiter als Folge der Oxidation reduzierter Metallverbindungen durch Nitrat, in: Rheinisch-Westfälisches Inst. f. Wasserchemie und Wassertechnologie, Probleme der Öffentlichen Wasserversorgung mit metallischen Spurenstoffen, Band 5, S. 124-139
- Kölle, W. (1992): Mobilisierung und Immobilisierung geogener Schwermetalle, 3. Fachtagung Umweltverträgliches Wirtschaften - Die nachhaltige Sicherung des Trinkwassers, Verant.: WFO, VDI, Stadtwerke Osnabrück, 22. 10. 1992
- 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
- Manny, B.A., R.G. Wetzel & W.C. Johnson (1975): Annual contribution of carbon, nitrogen and phosphorus by migrant Canada geese to a hardwater lake, Verh. int. Ver. Limnol. 19, 949-951

- Martinez, C. J. (2016) Mini-piezometers for Measuring Groundwater to Surface Water Exchange. U.S. Department of Agriculture, UF/IFAS Extension Service, University of Florida, IFAS, Florida A & M University Cooperative Extension Program, and Boards of County Commissioners Cooperating. Nick T. Place, dean for UF/IFAS Extension.
- 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.
- Scherer, N.M. et al. (1995): Phosphorus loading of an urban lake by bird droppings, *Lake and Reservoir Management* 11(4), 317-327
- Schlegel, H.G. (1992): Allgemeine Mikrobiologie, 7. überarb. Aufl., Stuttgart: Thieme, 634 S.
- Schmitt, H. (1988): Untersuchungen zur limnologischen Bedeutung intensiver Fischenfütterung in kleinen Seen, o.O., unveröffentlichter Bericht
- 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
- UBA (2016): Umweltbundesamt, Texte 60/2016, Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer – Phase 2
- Zaglauer A. (2002): Bakteriologische-hygienische Beeinflussung von Oberflächengewässern durch Wasservögel. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Materialien Nr. 105
- Ziemann, H. (1986): Zur Einschätzung des Phosphoreintrages in Gewässer durch Wasservögel, dargestellt am Beispiel der Talsperre Kelbra, *Acta ornithoecol.* 1(2), 154-153