

Limnologisches Gutachten zur Entwicklung der Abgrabungsstätte Gymnich nach Befüllung

BGL

BÜRO FÜR GEWÄSSERKUNDE
UND LANDSCHAFTSÖKOLOGIE
KLAUS- JÜRGEN BOOS

erstellt von:
Klaus-Jürgen Boos (Dipl. Geogr.)
Saarbrücken,
Oktober 2023

Ziehrerstraße 11
66130 Saarbrücken
Telefon: (0681) 872962

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

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG.....	3
2	QUALITÄTSZIELE UND GÜTEANFORDERUNGEN.....	4
2.1	NÄHRSTOFFGEHALTE	4
2.2	SAUERSTOFFGEHALTE	5
2.3	CHLOROPHYLLGEHALTE.....	5
2.4	SICHTTIEFE	5
3	VORHABENSBeschreibung	7
4	EXTERNE EINFLUSSGRÖßen IM UNTERSUCHUNGSGEBIET	10
4.1	LANDNUTZUNGEN	10
4.2	ATMOSPHÄRISCHE EINTRAGSPOTENTIALE FÜR NÄHRSTOFFE	11
4.3	GRUNDWASSER	11
4.3.1	GRUNDWASSERSTÄNDE UND GRUNDWASSERFLIEßRICHTUNG	11
4.3.2	DURCHLÄSSIGKEIT DES UNTERGRUNDES (KF-WERT).....	13
4.3.3	BESCHAFFENHEIT DES ZUSTRÖMENDEN GRUNDWASSERS	14
4.3.3.1	Beschaffenheitskennwerte.....	14
4.3.3.2	Primäre Stoffwechsel- und Reaktionsprozesse.....	14
4.3.3.2.1	Prozesse mit moderatem Einfluss auf das Eutrophierungsgeschehen	15
4.3.3.2.2	Prozesse mit Phosphorrückhalt	15
4.3.3.2.3	Prozesse mit Phosphormobilisierung.....	16
4.3.3.3	Weitere Stoffwechselprozesse.....	17
4.3.3.4	Bedeutung für den entstehenden See.....	17
5	WASSERAUSTAUSCH DES ENTSTEHENDEN SEES	18
5.1	WASSERAUSTAUSCH BEI OFFENEN UFERN	18
5.2	WASSERAUSTAUSCH BEI ABGEDICHTETEN UFERN	19
5.3	WASSERAUSTAUSCH DURCH INSTATIONÄREN GRUNDWASSERZUSTROM	20
5.4	ZUFLUSSMENGEN UND WASSERVERWEILZEITEN	21
6	VERGLEICHSGEWÄSSER	22
6.1	ZÜLPICHER WASSERSPORTSEE.....	22
6.1.1	TEMPERATURHAUSHALT	22
6.1.2	SAUERSTOFFHAUSHALT	24
6.1.3	ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT	25
6.1.4	CHEMISCH-PHYSIKALISCHE WASSERBESCHAFFENHEIT	25
6.2	NEFFELSEE	27
6.2.1	TEMPERATURHAUSHALT	27
6.2.2	SAUERSTOFFHAUSHALT	28
6.2.3	ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT	29
6.2.4	CHEMISCH-PHYSIKALISCHE WASSERBESCHAFFENHEIT	29
6.3	WASSERBESCHAFFENHEIT IM SEDIMENTATIONSBECKEN DER ABGRABUNG GYMNICH.....	31
6.3.1	BESCHAFFENHEIT DES GENUTZTEN GRUNDWASSERS.....	31
6.3.2	WASSERBESCHAFFENHEIT IM SEDIMENTATIONSBECKEN	31

7 PROGNOSE DER WASSERQUALITÄT DES ENTSTEHENDEN SEES.....	33
7.1 METHODISCHE VORGEHENSWEISE	35
7.1.1 PROGNOSEMODELL UND MODELLKONSTANTEN.....	35
7.1.2 INPUTDATEN	36
7.1.2.1 Meteorologie.....	36
7.1.2.2 Hydraulische Anbindung des Sees an das Grundwasser.....	38
7.2 PROGNOSE DES TEMPERATURHAUSHALTES UND DES ZIRKULATIONSVERHALTENS	40
7.2.1 GENEHMIGUNGZUSTAND	40
7.2.2 PLANUNGSVARIANTE.....	45
7.3 SAUERSTOFFHAUSHALT DES WASSERKÖRPERS.....	50
7.3.1 GENEHMIGUNGZUSTAND	50
7.3.2 PLANUNGSVARIANTE.....	53
7.4 PHOSPHORGEHALTE IM WASSERKÖRPER.....	57
7.4.1 GENEHMIGUNGZUSTAND	57
7.4.2 PLANUNGSVARIANTE.....	59
7.5 CHLOROPHYLL-A GEHALTE IM SEEWASSER.....	63
7.5.1 GENEHMIGUNGZUSTAND	63
7.5.2 PLANUNGSVARIANTE.....	66
7.6 SICHTTIEFENWERTE	68
7.6.1 GENEHMIGUNGZUSTAND	69
7.6.2 PLANUNGSVARIANTE.....	69
7.7 NITRATBELASTUNG DES SEEWASSERS	70
7.7.1 GENEHMIGUNGZUSTAND	72
7.7.2 PLANUNGSVARIANTE.....	73
8 VORHABENSBEDINGTE AUSWIRKUNGEN AUF DAS GRUNDWASSER.....	75
9 ZUSAMMENFASENDE BEWERTUNG DER GÜTEENTWICKLUNG DES SEES UND DER AUSWIRKUNGEN AUF DAS ABSTROMIGE GRUNDWASSER.....	77
10 MÖGLICHKEITEN ZUR OPTIMIERUNG DER SAUERSTOFFVERSORGUNG DES TIEFENWASSERKÖRPERS (OPTIMIERUNGSVARIANTE)	79
11 ZUSAMMENFASSUNG.....	87
12 ABBILDUNGSVERZEICHNIS	89
13 TABELLENVERZEICHNIS.....	91
14 LITERATURVERZEICHNIS	93

1 Einleitung

Der vorliegende Bericht erarbeitet die limnologischen und gewässerökologischen Unterlagen für das Vertiefungsvorhaben der Abgrabung Erftstadt-Gymnich durch die Rheinische Baustoffwerke GmbH (RBS).

Derzeit wird im Bereich der Vorhabensfläche der Grundwasserspiegel durch Sümpfungsmaßnahmen der RWE Power AG im Zusammenhang mit dem Braunkohletagebau Hambach beeinflusst. Erst nach Beendigung der Sümpfungsmaßnahmen steigt der Grundwasserspiegel soweit an (ca. 72,9 m ü.NN), dass sich hier eine offene Wasserfläche bilden wird.

Ziel des Gutachtens ist die Prognose der Seewasserbeschaffenheit bei unterschiedlichen Gestaltungsvarianten des Sees und verschiedenen Belastungsmustern. Hierzu wird das Programmpaket DYRESM/CAEDYM benutzt, das an einer Vielzahl von Gewässern erfolgreich eingesetzt wurde.

2 Qualitätsziele und Güteanforderungen

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.

Seen, 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 langfristig nährstoffarm sein und zumindest über einen mesotrophen Status verfügen.

Zur Herleitung leidbildadäquater Orientierungswerte für die einzelnen Güteparameter wird auf die folgenden Quellen zurückgegriffen:

1. 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.
2. 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.
3. OGewV (2016): Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern (Oberflächen Gewässerverordnung) vom 20. Juni 2016.

In der OGewV 2016 werden Baggerseen bzw. Abgrabungsseen dem Typ 99 zugeordnet, für den bisher allerdings noch keine Orientierungswerte definiert sind. Der für einen tiefen Baggersee in der Niederrheinischen Bucht als Referenzgewässer mit vorgegebenen Orientierungswerten geeignete Seetyp ist der Typ 13 (geschichteter Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet). Da es sich um ein künstliches, vom Menschen geschaffenes Gewässer handelt, ergeben sich Anforderungen für einen guten ökologischen Zustand und ein gutes ökologisches Potential.

2.1 Nährstoffgehalte

Durch die Zufuhr von Nährstoffen kann es zu einer Verschlechterung der Wasserqualität kommen, insbesondere wenn die Nährstoffbelastung des Gewässers einen gewissen Schwellenwert überschreitet. Eine besondere Relevanz kommt dabei dem Nährstoff Phosphor zu, 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 Reduktions-

mittel dar, das den Stoffhaushalt von Stillgewässern stark beeinflussen kann und auch redoxsensitive Nährstofffreisetzung aus dem Sediment begünstigt.

Als Grundlage für die trophische Einstufung des Gewässers auf der Basis der Phosphorgehalte dienen die folgenden Zuordnungsgrößen für die Saisonmittelwerte (1.4. bis 31.10).

Gesamt-Phosphor		LfU 2004	LAWA 2014*	OGewV 2016 (Seetyp 13)**
Zirkulation	[$\mu\text{g/l}$]	15 - 45	36	/
	[mg/l]	0,015 - 0,045	0,036	/
Stagnation	[$\mu\text{g/l}$]	7 - 36		/
	[mg/l]	0,007 - 0,036		/
Saisonmittelwert (Apr-Okt)	[$\mu\text{g/l}$]	7 - 36	34	25-35
	[mg/l]	0,007 - 0,036	0,034	0,025 - 0,035

* Trophiestatus mesotroph 2

** Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potential. Seetyp 13= geschichteter Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet

2.2 Sauerstoffgehalte

Der Sauerstoffhaushalt steht in einem direkten Bezug zur Nährstoffbelastung und Biomassentwicklung, er beeinflusst maßgeblich das Besiedlungsbild eines Sees. In eingeschichteten Seen ist daher auch die relative Mächtigkeit der sauerstoffarmen ($< 2 \text{ mg/l O}_2$) Wasserschicht über Grund im Verhältnis zur Gesamttiefe ein möglicher Trophieindikator (LfU 2004). Bei einem mesotrophen Gewässerstatus, der als Zielgröße für das Untersuchungsgewässer gilt, kann diese Schicht 10 - 30 % der maximalen Seetiefe betragen.

	LfU 2004	LAWA 2014*	OGewV 2016 (Seetyp 13)**
Anteil der O_2 -freien Schicht über Grund unter Bezug auf die maximale Seetiefe in %	10-30	kein Orientierungswert definiert	

* Geschichteter See der Norddeutschen Tiefebene ($> 5\text{ha}$)

** Geschichteter Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet

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 für das Saisonmittel (1.4. bis 31.10), wobei ein Referenzzustand von mesotroph 2 zugrunde gelegt wird.

	LfU 2004	LAWA 2014*	OGewV 2016 (Seetyp 13)**
Chlorophyll-a [$\mu\text{g/l}$]	4 - 12	9,6	/

* Geschichteter See der Norddeutschen Tiefebene ($> 5\text{ha}$) / Saisonmittelwert

** Geschichteter Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet / Saisonmittelwert

2.4 Sichttiefe

Die verstärkte biologische Aktivität in einem belasteten See verursacht vor allem infolge der Algenentwicklung eine deutliche Gewässertrübung, die ebenfalls als Maßstab für die

Qualitätsziele und Güteanforderungen

Bestimmung des Trophiestatus genutzt werden kann. Sofern Trübungseffekte auch durch eingetragene Feinmineralien entstehen, ist der Indikatorwert der Sichttiefe allerdings eingeschränkt, da die mineralische Trübung kein Sekundäreffekt der Eutrophierung ist.

Als Bezugsgrößen für die trophische Einstufung dienen die im Folgenden wiedergegebenen Werte. Als Referenz wird ein Referenzzustand von mesotroph 2 zugrunde gelegt.

	LfU 2004	LAWA 2014	OGewV 2016 (Seetyp 13)*
Sichttiefe [m]	4,4 bis 2	2,5	3,5-2,5

* Geschichteter See der Norddeutschen Tiefebene (> 5ha) / Saisonmittelwert

** Geschichteter Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet / Saisonmittelwert

3 Vorhabensbeschreibung

Nach Abschluss des derzeit genehmigten Abbaus wird eine Abgrabungsfläche von 50,4 ha (80 m ü.NN) mit einer Sohltiefe von 50 m ü.NN entstanden sein. Auf dieser Fläche bildet sich nach Beendigung der Sümpfungsmaßnahmen und dem Anstieg des Grundwasserspiegels auf einen dem Voreingriffszustand in den 1950er Jahren vergleichbaren Wert eine Wasserfläche aus.

Über diesen im Folgenden als "Genehmigungszustand" bezeichneten Status hinaus plant die Rheinische Baustoffwerke GmbH eine zusätzliche Vertiefung der Abbausohle um weitere 50 m auf 0 m ü.NN. Die Auswirkungen dieser "Planungsvariante" auf die Gewässergüte des entstehenden Sees und insbesondere die Veränderungen, die sich in Bezug auf den Genehmigungszustand ergeben, bilden den Gegenstand der folgenden Untersuchungen.

1. Genehmigungszustand

Nach Wiederanstieg des Grundwasserspiegels auf 72,9 m ü.NN wird in dem durch Trockenabbau entstandenen Becken ein See mit einer Seefläche von ca. 41,6 ha, einer maximalen Wassertiefe von 22,9 m und einem Seevolumen von ca. 7,44 Mio. m³ entstehen.

2. Planungsvariante

Im Verlauf einer weiteren Vertiefung des Trockenabbaus auf 0 m ü.NN wird nach Wiederanstieg des Grundwasserspiegels auf 72,9 m ü.NN ein See mit gleicher Seefläche (ca. 41,6 ha), einer maximalen Wassertiefe von 72,9 m und einem Seevolumen von ca. 12,8 Mio. m³ entstehen.

Den beiden Entwicklungsstufen entsprechen die in der Tabelle 3.1 angegebenen morphologischen Kennwerte. Alle Angaben beziehen sich auf einen Seepegelstand von 72,9 m ü.NN.

Tabelle 3.1: Morphologische Kennwerte des Genehmigungszustandes und der Planungsvariante

Wasserspiegel MW 72,9 m ü.NN	Seesohle [m. ü NN]	Fläche [m²]	Tmax [m]	Mittlere Tiefe [m]	Volumen [m³]
Genehmigungszustand [Tmax= 22,9 m]	50	416.000	22,9	17,5	7.437.855
Planungsvariante [Tmax= 72,9 m]	0	416.000	72,9	30,2	12.800.000

Die Veränderungen des Vorhabensbereichs im Verlauf der genehmigten Abgrabung und nach Umsetzung der Planungsvariante sind in der Abbildung 3.1 dargestellt.

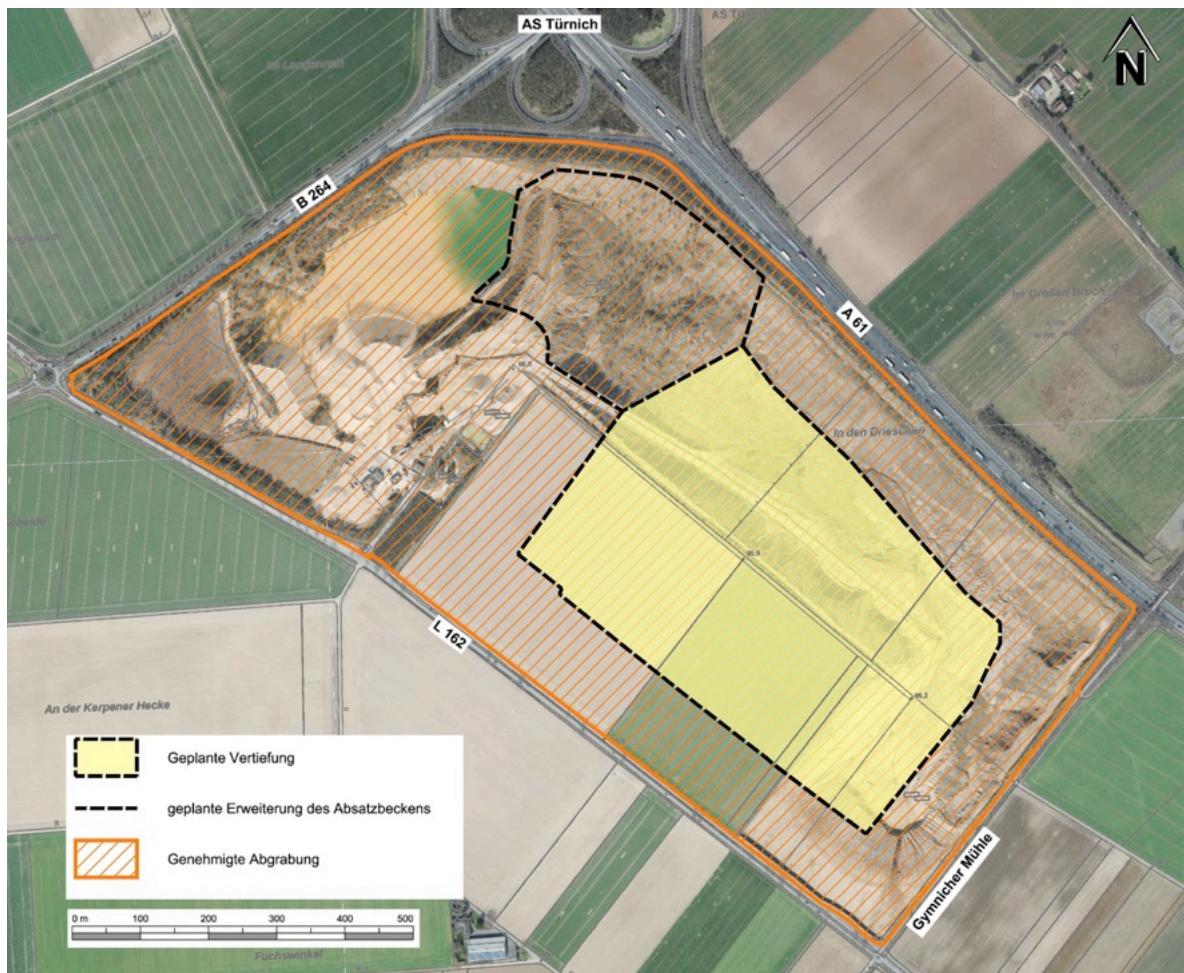


Abbildung 3.1: Ausgestaltung des Seebeckens im Verlauf der geplanten Entwicklung (Karte Ingenieur- und Planungsbüro Lange GbR)

Insgesamt ergeben sich nach der Auffüllung des Beckens mit Grundwasser die in Abbildung 3.2 und Abbildung 3.3 dargestellten Flächen- und Volumenkurven. Die Werte für die grundnahen Volumen (10 m über Grund) und die tiefen, hypolimnischen Volumen (30% der maximalen Seetiefe über Grund) sind in der Tabelle 3.2 gesondert angegeben.

Tabelle 3.2: Volumen der grundnahen und tiefen Seebereiche

	Genehmigungszustand		Planungsvariante	
	m^3	$m \text{ ü.NN}$	m^3	$m \text{ ü.NN}$
Seevolumen bis 10 m über Grund	3.281.773	60	623.225	10
Seevolumen bis 30% der maximalen Seetiefe	2.299.665	57	1.709.728	22,9

Wie aus den folgenden Abbildungen zu ersehen ist, verfügen beide Varianten, insbesondere aber die Planungsvariante, über sehr kleinvolumige hypolimnische Wasserkörper. In dem kleinen Volumen werden die absedimentierenden Stoffe stark konzentriert und verursachen hier bei der Mineralisierung erhebliche Sauerstoffzehrungen. Allerdings können diese Wasserkörper wegen ihres geringen Volumens nur einen schwachen Einfluss auf den Zustand des Gesamtwasserkörpers ausüben.

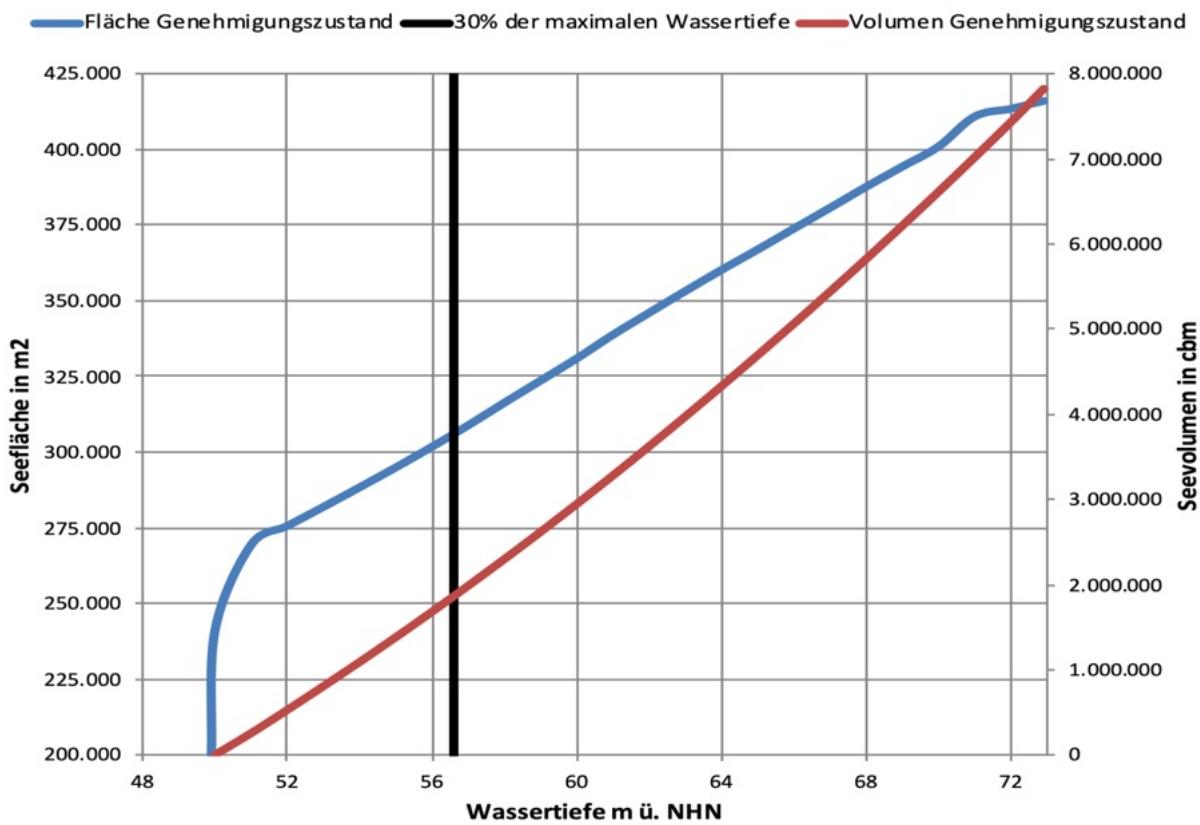
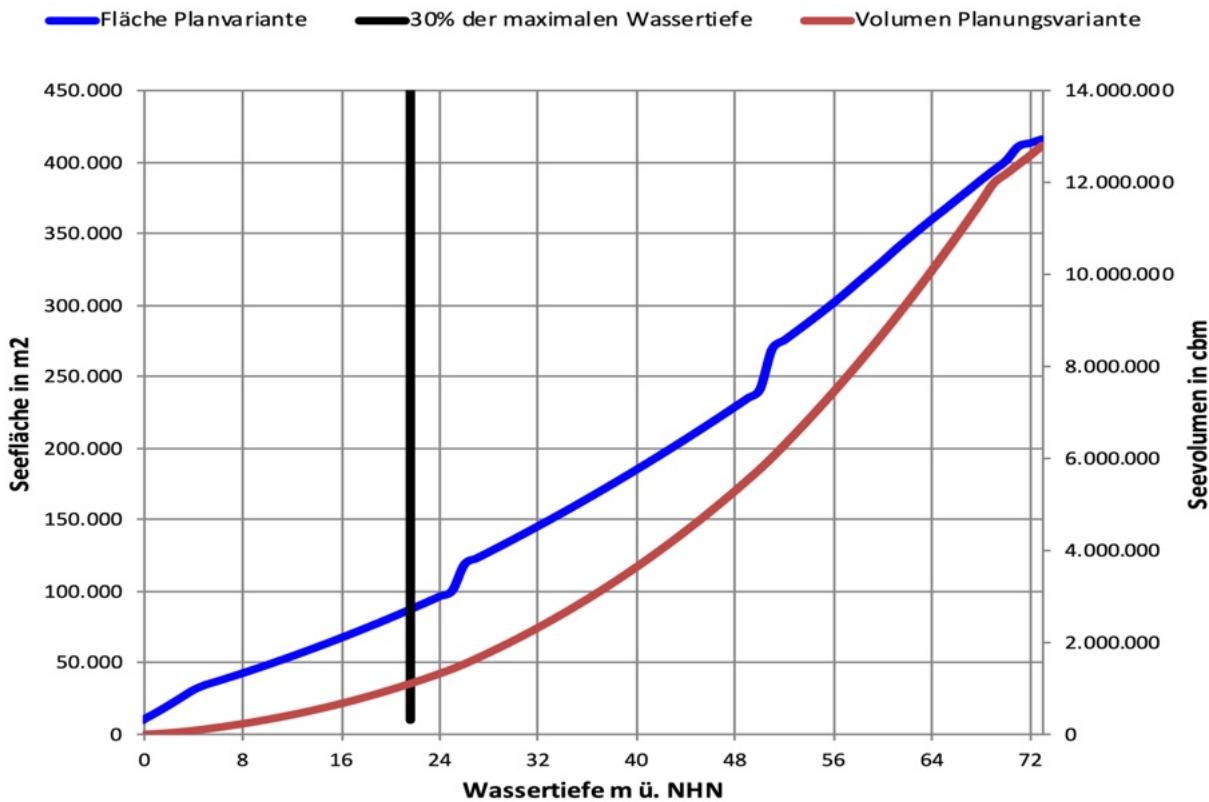


Abbildung 3.2: Seefläche und Seevolumen in Abhängigkeit von der Wassertiefe im Genehmigungszustand



4 Externe Einflussgrößen im Untersuchungsgebiet

4.1 Landnutzungen

Primäre Nutzungsformen im Umfeld des Planungsraums sind:

- Landwirtschaftliche Nutzungen als die mit Abstand wichtigste Nutzungsform im unmittelbaren Grundwasserzustrombereich (< 2 km oberstromig) der Abgrabungsfläche

Von untergeordneter Bedeutung bzw. in weiterer Entfernung (> 2 km oberstromig) sind Nutzungen wie:

- Feuchtgebiete und Grünland im Süd-Westen des Vorhabensbereichs
- Lagerflächen der Abbaustädte im Norden der Abgrabungsfläche einschließlich Sedimentationsbecken zur Feinmaterialablagerung
- Siedlungsbereiche einschließlich Verkehrswege
- Wald- und Forstflächen

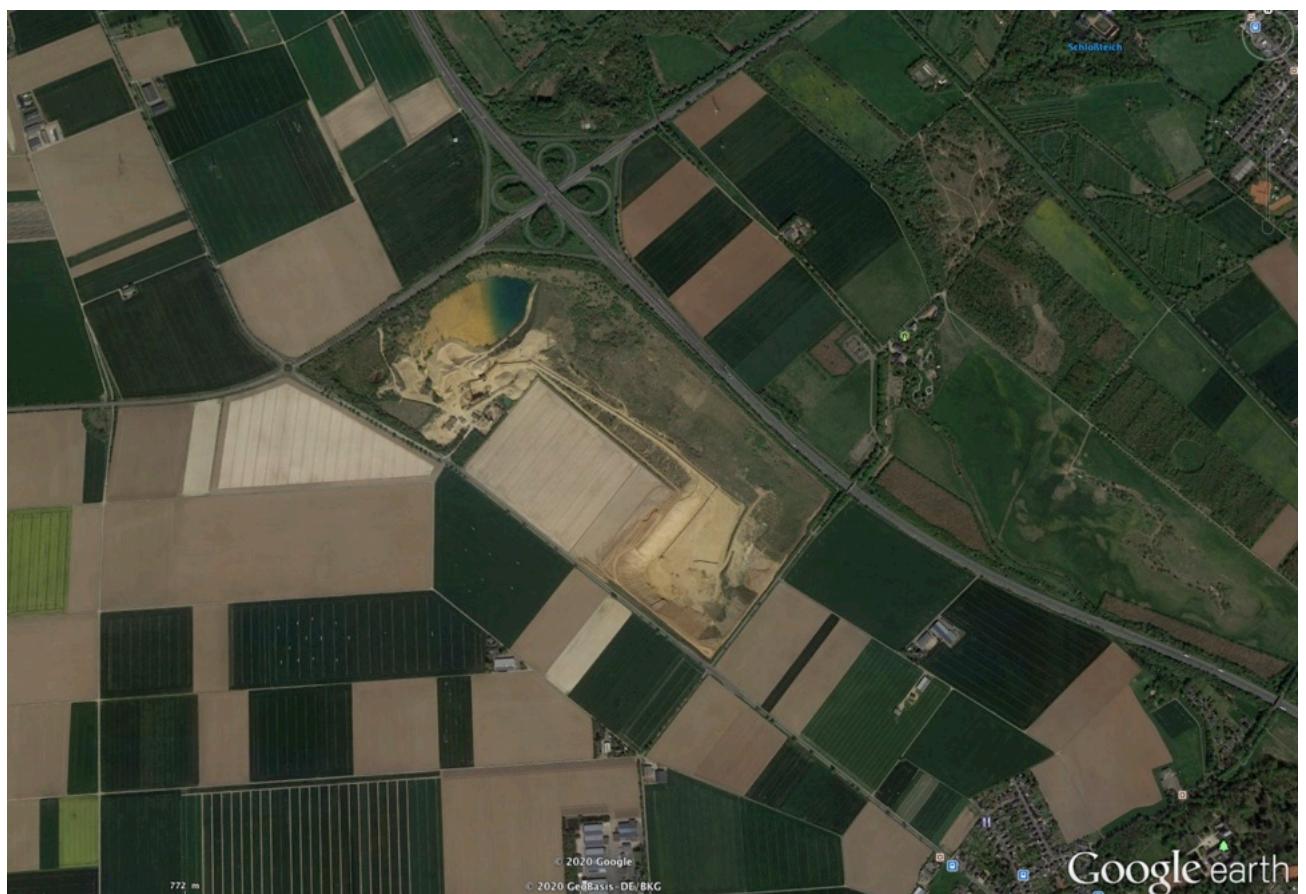


Abbildung 4.1: Landnutzung im Grundwassereinzugsgebiet des Vorhabensbereichs (Grundlage Google Earth)

4.2 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 4.1) werden für Stickstoff die vom UBA ermittelten Depositionsraten herangezogen (<http://gis.uba.de/website/depo1/index.htm>).

Ein entsprechender gebietstypischer Wert für den Phosphoreintrag steht nicht zur Verfügung. Ersatzweise wird auf einen über der Ostsee ermittelten Wert zurückgegriffen (https://www.ufz.de/export/data/9/226629_Schumann_Phosphordeposition.pdf), der gut mit den für Baden-Württemberg an den Messstellen der forstlichen Versuchsanstalt erhobenen Werten übereinstimmt.

Tabelle 4.1: Depositionsraten für Nährstoffe

	Zeitraum 2013-2015
P [g/ha/a]	50
Nges. [kg/ha/a]	13

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 Stickstoffanalysen handelt es sich um den gelösten Anteil der Nährstofffraktionen.

$$P\text{-Eintrag}_{\text{Bruhberg}} = 0,053 \text{ [kg/ha*Jahr]} \quad N\text{-Eintrag}_{\text{Bruhberg}} = 12,4 \text{ [kg/ha*Jahr]}$$

4.3 Grundwasser

4.3.1 Grundwasserstände und Grundwasserfließrichtung

Aufgrund der Sümpfungsmaßnahmen im Abbaubereich Hambach liegt der Grundwasserspiegel bei -42,5 m ü.NN (vgl. Abbildung 4.2) und damit mehr als 40 Meter unterhalb der Sohle des zusätzlich geplanten Abbaubereichs (0 m ü.NN).

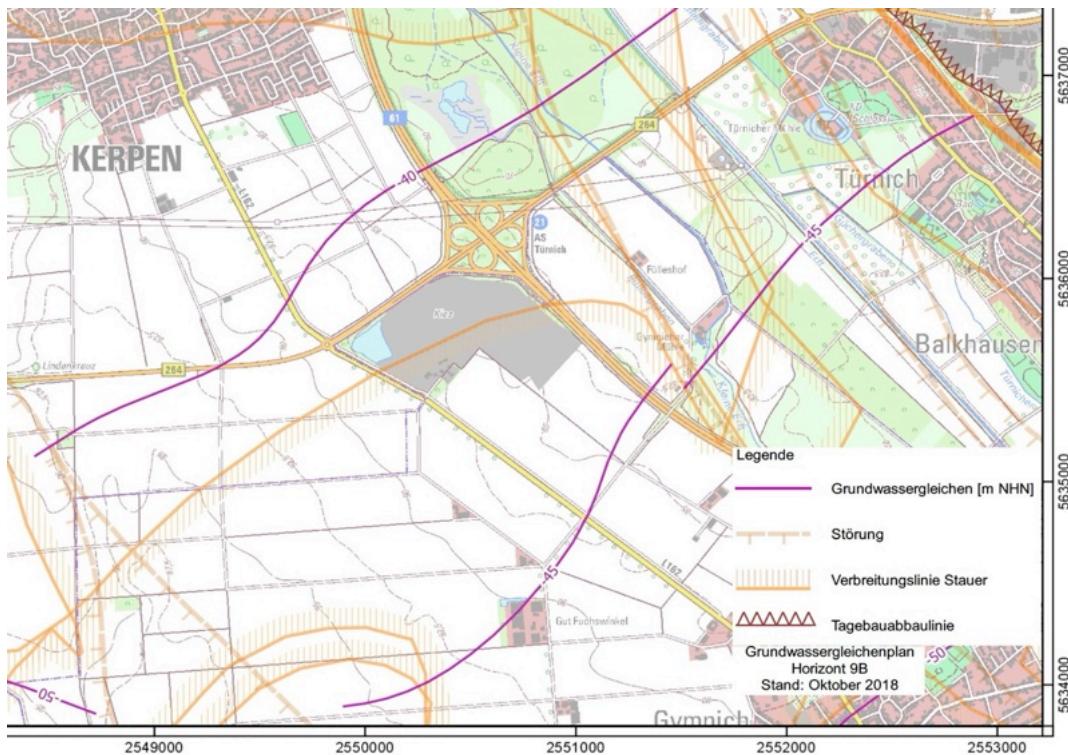


Abbildung 4.2: Grundwassergleichenplan Oktober 2018 (Karte Erftverband)

Erst nach Einstellung der Sümpfungsmaßnahmen ist nach einem Grundwassergleichenplan des Erftverbandes mit einem allmählichen Anstieg der Grundwasserstände auf einen Wert von + 72 m ü.NN zu rechnen, in dessen Folge sich das entstandene Becken mit Wasser füllt (vgl. Abbildung 4.3).

Berechnungen mittels eines 3D-Grundwasserströmungsmodells (delta h Ingenieurgesellschaft 2023) ergaben einen geringfügig höheren Stand von 72,9 m ü.NN. Wegen der höheren Auflösung des 3D- Grundwasserströmungsmodells im Bereich der Abgrabung Gymnich wurde nachfolgen von einem Niveau von 72,9 m ü.NN ausgegangen.

Unter diesen Bedingungen und unter Berücksichtigung der seebedingten Grundwassergleichenweitung ergibt sich bei einem Grundwassergefälle von $\varnothing 0,833 \%$ eine Grundwasserfließrichtung von Süden nach Norden (vgl. Tabelle 4.2).

Tabelle 4.2: Grundwassergefälle

Stichtag	Endstand 2200
Länge [m]	1200
Δh [m]	1
hydraulisches Gefälle [%]	0,833

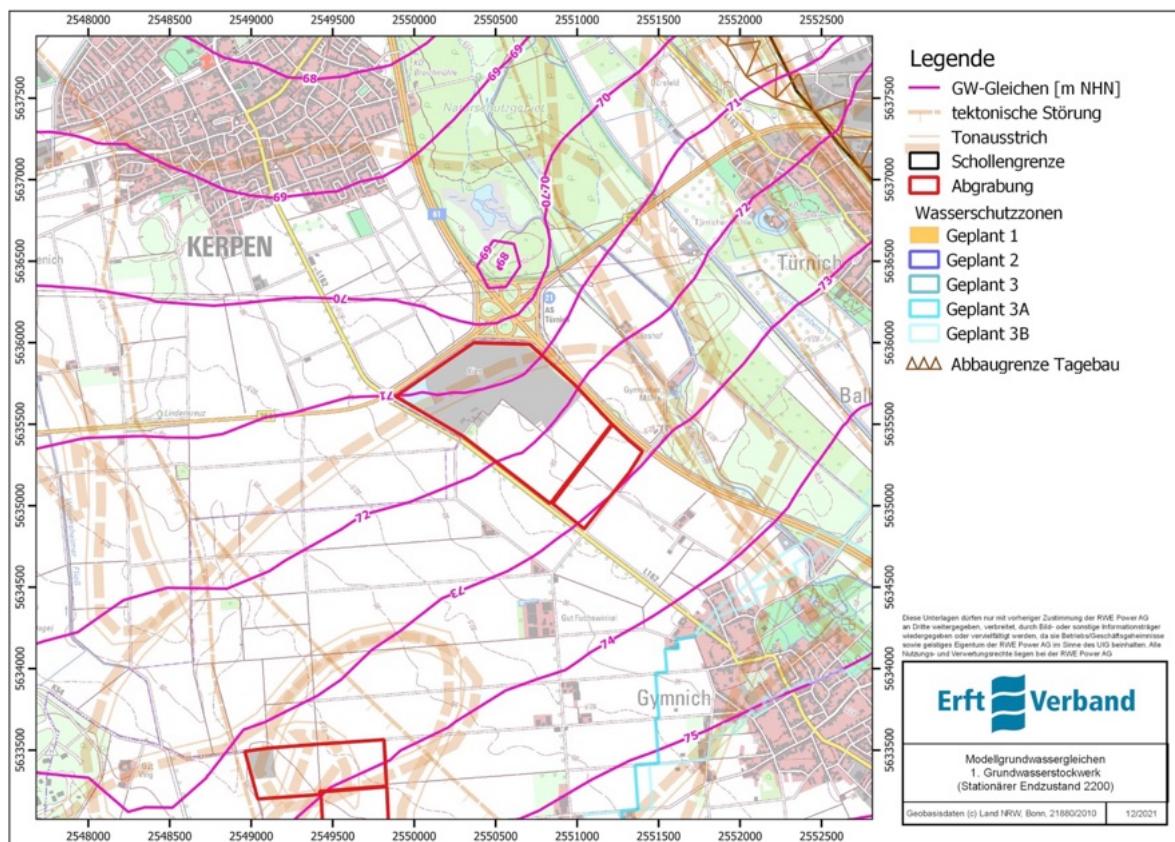


Abbildung 4.3: Grundwassergleichenplan 2200 (Karte Erftverband)

4.3.2 Durchlässigkeit des Untergrundes (kf-Wert)

Die Ermittlung der Durchlässigkeit des Untergrundes erfolgte durch die geologie:büro Dr. Jendrzejewski & Wefers PG (nachfolgend geologie:büro) mittels Siebanalysen von 70 Bodenproben und auf der Basis des hydrodynamischen Modells des Erftverbandes. Dabei ergaben sich für den oberen Grundwasserleiter die folgenden Werte.

Tabelle 4.3: Durchlässigkeit des Untergrundes

Bezeichnung	Herkunft der Daten	Art der Erhebung	kf-Wert
Horizonte 16/14 (OSTW)	Erftverband	Grundwassermodell	$5,4 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$
Horizonte 16/14 (OSTW)	geologie:büro	Siebanalysen von 70 Bohrgutproben	$6 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$
		Mittelwert	$5,7 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$

Dieser Wert gilt für offene Ufer. Die Kiesbasis im Untersuchungsgebiet bildet eine weitgehend undurchlässige Tonschicht, die über die folgenden kf Werte verfügt:

- Horizont 13 ca. $1,0 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$
- Horizont 11 ca. $1,0 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$

Durch die Anschüttung von Feinmaterial auf die Uferböschungen und deren Verdichtung wird die Durchlässigkeit der Böschungen erheblich reduziert, so dass bei rekultivierten und durch Anschüttungen gering bis mäßig verdichteten Ufern von einem kf-Wert von $1 \cdot 10^{-7}$ auszugehen ist.

4.3.3 Beschaffenheit des zuströmenden Grundwassers

4.3.3.1 Beschaffenheitskennwerte

Die Abschätzung des Erftverbandes für die Grundwasserbeschaffenheit in dem seit Jahrzehnten vollständig entleerten obersten Grundwasserstockwerk nach dem erneuten Grundwasseranstieg ergab die in der Tabelle 4.4 angegebenen Werte. Unter Bezug auf die Schwankungsbereiche und die allgemeine Grundwassercharakteristik werden für den Modellinput konstante Werte in einem mittleren Schwankungsbereich abgeleitet.

Tabelle 4.4: Beschaffenheitskennwerte des Grundwassers

Parameter	Einheit	Wert	Schwan-kungsbereich	Modellinput-werte
Temperatur	°C	12	± 2	12
elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	1000	± 250	1000
Sauerstoff	mg/l	7	± 3	5
pH-Wert		7,0	± 0,5	7
Säurekapazität (K _{S 4,3})	mmol/l	5	± 1	5
Hydrogenkarbonat	mg/l	305	± 60	305
Ammonium	mg/l	< 0,1		0,05
Nitrit	mg/l	< 0,3		0,15
Nitrat	mg/l	60	± 20	80
Nanorganisch (NH ₄ +NO ₂ +NO ₃)	mg/l			18,3
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	< 0,02		0,008
POPL (partikulärer, leicht verfügbaren organischer Phosphor)	mg/l			0,003
DOC	mg/l	1,0	± 0,4	1
Kieselsäure (als Si)	mg/l	k.A.	k.A.	4,7
Eisen	mg/l	< 0,01		0,01
Mangan	mg/l	< 0,005		0,005
KMnO ₄ -Verbrauch	mg/l	k.A.	k.A.	/
Kalium	mg/l	5	± 2	/
Natrium	mg/l	40	± 15	/
Magnesium	mg/l	30	± 5	/
Calcium	mg/l	140	± 40	140
Chlorid	mg/l	100	± 25	/
Sulfat	mg/l	130	± 40	/

/ = für den Modellinput nicht erforderliche Parameter

Der vom Erftverband für die Grundwasserbeschaffenheit im Untersuchungsraum als maßgeblich angesehene primäre biochemische Prozess der anaeroben chemolithoautotrophen Denitrifikation und die dadurch induzierten Folgeprozesse (siehe auch Formeln 3-5 in Kapitel 4.3.3.2.2) bedingen die relativ geringen Phosphorwerte im Grundwasser, die unter diesen Bedingungen gerade auch bei massiver landwirtschaftlicher Nutzung bestehen bleiben.

4.3.3.2 Primäre Stoffwechsel- und Reaktionsprozesse

Die im Folgenden dargestellten biochemischen Prozesse beeinflussen die Nährstoff-, insbesondere die Phosphorverfügbarkeit, aber auch die Verfügbarkeit anderer Stoffe wie Eisen, Mangan, Sulfat und Nickel im Grundwasserleiter und im See.

4.3.3.2.1 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) wiedergegeben 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.

- **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 Kohlenstoffoxydation.

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

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

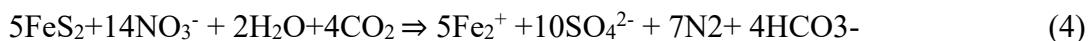
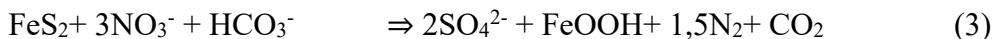
- *Pseudomonas denitrificans*
- *Paracoccus denitrificans*
- *Thiobacillus denitrificans*
- *Pseudomonas aeruginosa*
- *Bacillus licheniformis*

4.3.3.2.2 Prozesse mit Phosphorrückhalt

- **Anaerobe chemolithoautotrophe Denitrifikation und Folgereaktionen**

Nach Nitrateintrag 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 (RÖ-

DELSPERGER 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 (3) oder in zweiseitiger Form (4) vorliegt. An den Eisenoxidhydraten wird Phosphat adsorbiert, so dass bei einer Reaktion entsprechend Formel (3) eine verstärkte Phosphorfestlegung erfolgt. Durch die Zugabe von Nitrat kann die Bildung von Eisenoxidhydraten auch verursacht werden, wenn Eisen in zweiseitiger Form entsprechend Reaktionsgleichung (4) 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 Nitratzugeabe in jedem Fall gesteigert.

4.3.3.2.3 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 folgenden Gleichung (SCHLEGEL 1992) angeben werden:



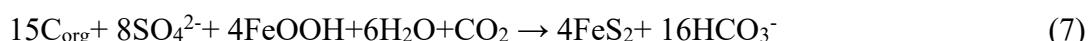
Zur Sulfatatmung sind mehrere Gruppen anaerober Bakterien befähigt, wie *Desulfovibrio*, *Desulfbacterium*, *Desulfococcus*, *Desulfomonas*, *Desulfovulbus*, *Desulfosacrina*, *Thermosulfobacterium*, *Desulfonema*, *Desulfotomaculum* und *Archaeoglobus*.

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*, *Desulfbacterium* 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 Vorganges 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 Zwischen-

produkt 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 Phosphatfreisetzungsvormögen dieses Vorgangs.

4.3.3.3 Weitere Stoffwechselprozesse

Als weiterer, gerade bei Tagebaurestseen öfter zu beobachtender biochemischer Prozess ist die aerobe-chemolithoautotrophe Schwefeloxidation zu nennen. Dieser Prozess führt zu einer deutlichen Zunahme der Sulfatgehalte sowie der Eisenwerte und bedingt eine starke pH-Absenkung.

Zur Energiegewinnung durch Oxidation reduzierter Schwefelverbindungen ist eine Gruppe Gram-negativer, polar begeißelter Bakterien befähigt, die zur Gattung *Thiobacillus* zusammengefasst werden. Die meisten *Thiobacilli* vermögen verschiedene Schwefelverbindungen zu oxidieren und bilden als Endprodukt Sulfat. Ein Großteil der *Thiobacilli* sind obligat chemolithoautotroph und auf CO₂-Fixierung angewiesen (u.a. *T. thiooxidans* und *T. thioparus*). Andere wachsen auch mit organischen Verbindungen (*T. novellus* und *T. intermedius*). Für naturnahe abwassertechnische Anlagen ist der Prozess der aeroben-chemolithoautotrophen Schwefeloxidation insbesondere dann von Bedeutung, wenn es durch die Reoxidation sulfidischer Ablagerungen in Sedimenten oder im Bodenfilterkörper zu einer oxidativen Auflösung von Schwermetallsulfiden und zu einer starken pH-Absenkung kommt. Das Auflösen von Schwermetallsulfiden erfolgt in mehreren Einzelschritten (SCHLEGEL 1992):

- Bakterielle Oxidation von reduzierten Schwefelverbindungen

$$\text{FeS}_2 + 3\frac{1}{2}\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{FeSO}_4 + \text{H}_2\text{SO}_4 \quad (8)$$
- Bakterielle Oxidation von elementarem Schwefel zu Schwefelsäure

$$\text{S} + 1\frac{1}{2}\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_2\text{SO}_4 \quad (9)$$
- Bakterielle Oxidation von Fe²⁺ zu Fe³⁺

$$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 + \text{H}_2\text{O} \quad (10)$$
- Chemische Oxidation von unlöslichen Schwermetallsalzen zu löslichen Metallsulfaten und Schwefel

$$\text{MeS} + 2\text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{Me}^{2+} + 2\text{Fe}^{2+} + \text{S} \quad (11)$$

4.3.3.4 Bedeutung für den entstehenden See

Infolge der oben beschriebenen Stoffwechselprozesse können die Phosphorgehalte im Grundwasser trotz hoher Nitrateinträge durch die Verlagerung von Landwirtschaftsdünger ein sehr geringes Ausmaß annehmen. Bewirkt wird dies durch das Fällungs- und Adsorptionsverhalten von ortho-Phosphat bei Nitratüberschuss und erhöhten Eisengehalten.

Durch die landwirtschaftliche Düngung erfolgt zwar ein Phosphor- und Stickstoffeintrag, gleichzeitig ergibt sich aber eine Phosphorbbindung, wenn Nitrat und Eisen im Wasser gelöst sind (vgl. Formeln 3,4 und 5). Hieraus erklärt sich auch die Tatsache, dass im Grundwasser das N:P Verhältnis (bezogen auf die Masse) weit oberhalb der von Wirtschaftsdünger bekannten Relation von 7:1 liegt. Für einen Grundwasserleiter mit Gehalten von 10 mg/l NO₃-N (= 44,3 mg/l NO₃) sind Phosphatkonzentrationen zwischen 0,01 und 0,02 mg/l Pgesamt charakteristisch, was einem N:P Verhältnis zwischen 1000:1 und 500:1 entspricht.

5 Wasserhaushalt des entstehenden Sees

Der Wasserhaushalt des Sees wird während des Grundwasseranstiegs nach Beendigung der Sümpfung durch die folgenden Faktoren bestimmt:

1. Wasseraustausch mit dem Grundwasser entsprechend dem hydraulischen Gefälle (Stationärer Grundwasserzufluss)
2. Durch Grundwasserstandsschwankungen verursachte zusätzliche Ab- und Zuflüsse (instationärer Anteil des Grundwasserzuflusses)
3. Niederschlagseinträge in den See
4. Verdunstungsausgleich

5.1 Wasseraustausch bei offenen Ufern

Entsprechend den in den Kapiteln 4.3.1 und 4.3.2 dargestellten Werten ist von einer nördlichen Grundwasserfließrichtung im Untersuchungsraum auszugehen. Das hydraulische Gefälle beträgt im Mittel $IGW = 0,63 \text{ \%}$. Der Durchlässigkeitsbeiwert erreicht bei offenen Ufern $kf = 5,7 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$. Nach der Uferabdichtung durch Böschungsanschüttungen wird von einem kf-Wert von $1,0 \cdot 10^{-7} \text{ m/s}$ ausgegangen (siehe Tabelle 5.1).

Tabelle 5.1: Durchlässigkeitsbeiwerte des Untergrundes im Untersuchungsraum

	Offene Ufer	Abgedichtete Ufer durch Böschungsanschüttungen
kf-Wert:	$kf = 5,7 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$	$kf = 1,0 \cdot 10^{-7} \text{ m/s}$

Für konstante (stationäre) See- und Grundwasserstände werden die Grundwasserzuflussmengen und die Wasserverweilzeiten mittels der in der Tabelle 5.2 angegebenen Formel und Variablen berechnet.

Tabelle 5.2: Stationärer Grundwasserzustrom bei offenen Ufern

	Einheit	Genehmigungs-zustand	Planungsvarian-te
kf (Durchlässigkeitsbeiwert- offene Ufer)	m/sec	$5,7 \cdot 10^{-4}$	$5,7 \cdot 10^{-4}$
JGW (Mittleres Grundwassergefälle)		0,83 %	0,63 %
Geometrie			
BS (Breite des Sees quer zur GW Fließrichtung)	m	965	965
LS (Länge des Sees in GW Fließrichtung)	m	925	925
Tmax (Maximale Tiefe)	m	22,9	72,9
TM (Mittlere Tiefe)	m	17,5	30,2
Seefläche	m^2	416.000	416.000
V (Seevolumen)	m^3	7.437.855	12.800.000
FORMEL $Q = kf \cdot JGW \cdot TQ \cdot (BS + 700 \cdot JGW \cdot LS)$ (NIEMEYER 1978)			
Zufluss Grundwasser Q (offene Ufer)	m^3/Jahr	393.396	746.294
Zufluss Grundwasser Q (offene Ufer)	l/s	12,5	23,7
TW-Verweilzeit (offene Ufer)	Jahre	18,9	17,7

Nach dem Einstau der Abgrabungsfläche werden im Genehmigungszustand und nach Umsetzung der Planungsvariante Grundwasserzuflüsse von 12,5 l/s im Genehmigungszustand und 23,7 l/s für die Planungsvariante erreicht. Die entsprechenden Wasserverweilzeiten von 18,9 bzw. 17,7 Jahren sind als sehr hoch anzusehen, so dass seetypische Prozesse wie die Sedimentation gegenüber der Ausspülung dominieren. Auch nach Umsetzung der Planungsvariante ist die Wasserverweilzeit immer noch als ausgesprochen hoch anzusehen.

5.2 Wasseraustausch bei abgedichteten Ufern

Im Rahmen der Rekultivierung erfolgt eine Anschüttung von Feinmaterialien an die Uferböschungen, in deren Folge sich eine Teilkolmation der Böschungsbereiche einstellt.

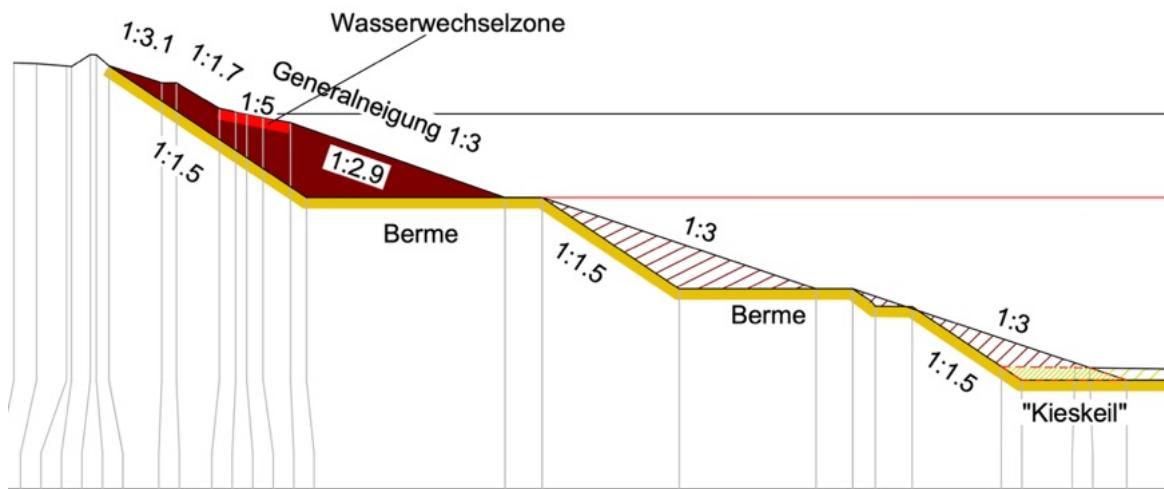


Abbildung 5.1: Böschungsgestaltung (Abbildung: Rheinische Baustoffwerke; Schnitt A)

Für die Böschungsbereiche wurden Durchlässigkeitsbeiwerte von weniger als $k_f = 1 \cdot 10^{-7}$ m/s ermittelt.

Allerdings kann durch Böschungsfußanschüttungen wegen der im Folgenden angeführten Ursachen nur eine Teilabdichtung der Ufer erreicht werden.

- Unvermeidbare Inhomogenitäten verhindern eine vollständige Abdichtung des Böschungsfußes.
- Die Erosion in der Seewasserwechselzone erhöht die Durchlässigkeit der Ufer.
- Die Abdichtung der Ufer vergrößert das Potentialgefälle im unmittelbaren Seefeld.

In einer von der LfU (1981) durchgeführten Studie wurden im Rahmen von Prinzipfallberechnungen mit einem stationären GrundwassermodeLL die Durchflussraten in Abhängigkeit vom Dichtungsgrad der Seeufer bei unterschiedlicher Anordnung zur Grundwasserfließrichtung ermittelt. Auf dieser Basis ergibt sich die in der Abbildung 5.2 dargestellte Zuordnung des Untersuchungsgewässers für den Genehmigungszustand und die Planungsvariante. Demnach ist mit einer theoretischen Verminderung des Durchflusses um 45% zu rechnen, wenn man von einem Abdichtungsfaktor zwischen 10^{-3} und 10^{-4} ausgeht.

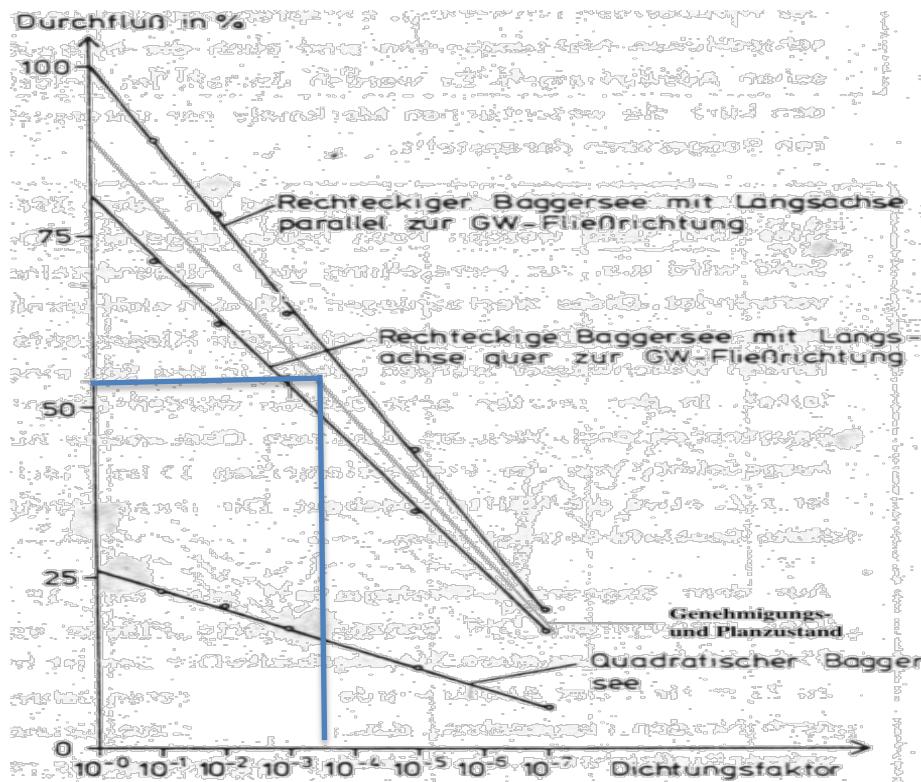


Abbildung 5.2: Abhängigkeit des Durchflusses vom Dichtungsgrad der Seeufer bei verschiedener Anordnung zur Grundwasserfließrichtung (Abbildung aus LfU (1981, verändert)

Da aber, wie oben beschrieben, nur von einer Teilabdichtung auszugehen ist, wird im Folgenden eine Verminderung des Durchflusses nur um 30% vorausgesetzt. Damit ergeben sich die in der Tabelle 5.3 angegebenen Grundwasserzuflussmengen und Verweilzeiten. Durch die Abdichtung der Ufer erhöhen sich die Verweilzeiten von 18,9 auf 27 Jahre (Genehmigungszustand) und von 17,7 auf 25,3 Jahre (Planungsvariante).

Tabelle 5.3: Stationärer Grundwasserzustrom bei abgedichteten Ufern

	Einheit	Genehmigungszustand	Planungsvariante
kf (Durchlässigkeitsbeiwert- abgedichtete Ufer)	m/sec	$1 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-7}$
Seefläche	m^2	416.000	416.000
V (Seevolumen)	m^3	7.437.855	12.800.000
Zufluss Grundwasser Q (abgedichtete Ufer)	$m^3/Jahr$	275.377	522.406
Zufluss Grundwasser Q (abgedichtete Ufer)	l/s	8,7	16,6
TW-Verweilzeit (abgedichtete Ufer)	Jahre	27	25,3

5.3 Wasseraustausch durch instationären Grundwasserzustrom

Bei steigenden Grundwasserständen im Seeumfeld ergibt sich ein zusätzlicher Grundwasserzustrom. Infolge des Retentions- und Speichereffektes werden Seen bei einem Anstieg der Grundwasserstände vermehrt mit Grundwasser gefüllt. Umgekehrt erfolgt bei wieder sinkenden Grundwasserständen ein vermehrter Abstrom aus dem See in den Aquifer. Im Rahmen dieses Geschehens wird die Wasseraustauschrate erhöht.

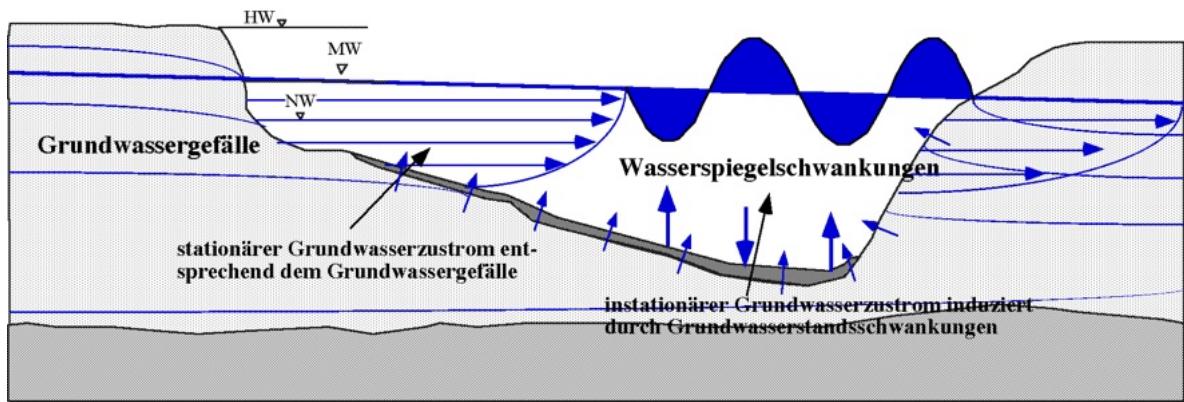


Abbildung 5.3: Stationärer und instationärer Grundwasserzufluss

Als Grundlage für die Berechnung des instationären Grundwasserzuflusses dienen die mittleren jährlichen Wasserspiegelanstiege eines Sees unter Berücksichtigung der Niederschlagseinträge und Verdunstungsverluste. Da derartige Daten für den Grundwasserleiter nicht existieren, kann diese Komponente hier nicht berechnet, sondern nur abgeschätzt werden. Für Baggerseen in der Oberrheinebene beträgt der instationäre Anteil des Grundwasserzuflusses ca. $0,5 \text{ m}/(\text{m}^2 \text{ Seefläche} * \text{J})$. Aufgrund der geringeren Wasserstandsdynamik wird für das Untersuchungsgewässer ein Summenwert von $0,35 \text{ m}/(\text{m}^2 \text{ Seefläche} * \text{J})$ vorausgesetzt. Demgemäß ergibt sich für die 416.000 m^2 große Seefläche des entstehenden Sees ein stationärer Grundwasserzufluss von $148.364 \text{ m}^3/\text{Jahr}$.

5.4 Zuflussmengen und Wasserverweilzeiten

Der jährliche Grundwasserzufluss (Q) errechnet sich aus der Summe des stationären und des instationären Grundwasserzuflusses. Ein weiterer Wassereintrag erfolgt durch den Niederschlag, der allerdings größtenteils durch Verdunstung wieder verloren geht. Für den Genehmigungszustand und die Planungsvariante ist bei offenen bzw. abgedichteten Ufern von den in der Tabelle 5.4 angegebenen Zuflussmengen und Wasserverweilzeiten auszugehen. Generell sind die Wasserverweilzeiten sehr lang, es werden also seetypische, vom Sedimentationsgeschehen geprägte Ab- und Umbauprozesse gegenüber den Ausspülungsprozessen deutlich dominieren.

Tabelle 5.4: Zuflussmengen und Wasserverweilzeiten

	Einheit	Genehmigungs- zustand	Planungsvari- ante
Stationärer GW-Zustrom (offene Ufer)	m^3/Jahr	393.396	746.294
Instationärer Grundwasserzufluss (offene Ufer)	m^3/Jahr	148.364	148.364
Gesamtzuflussmenge (offene Ufer)	m^3/Jahr	541.760	894.658
Wasserverweilzeit TW (offene Ufer)	Jahre	13,7	14,8
Stationärer GW-Zustrom (abgedichtete Ufer)	m^3/Jahr	275.377	522.406
Instationärer Grundwasserzufluss (abgedichtete Ufer)	m^3/Jahr	148.364	148.364
Gesamtzuflussmenge (abgedichtete Ufer)	m^3/Jahr	423.741	670.770
Wasserverweilzeit TW (abgedichtete Ufer)	Jahre	17,6	19,7

6 Vergleichsgewässer

Da es sich bei dem Vorhaben um einen Trockenabbau handelt und das entstandene Becken erst mit Aufgabe der Sümpfungsmaßnahmen im Bereich des Tagebaus Hambach befüllt wird, soll hier auf die Kenndaten von ebenfalls tiefen Seen im weiteren Untersuchungsgebiet als Vergleichsgrößen für eine gebietstypische Wasserqualität zurückgegriffen werden.

Als Vergleichsgewässer kommen der Zülpicher Wassersportsee und der Neffelsee in Frage, die beide relativ nah zum Untersuchungsgewässer liegen und zumindest bezogen auf den Genehmigungszustand über eine vergleichbare Gewässertiefe und Seefläche verfügen wie der entstehende See.

Tabelle 6.1: Morphologische Kenngrößen des Untersuchungsgewässers und der Vergleichsgewässer

Parameter	Untersuchungsgewässer im Genehmigungszustand	Untersuchungsgewässer im Planungszustand	Zülpicher Wassersportsee	Neffelsee
Seefläche [ha]	41,6	41,6	84	60
Maximale Tiefe [m]	22,9	72,9	36	38

Zusätzlich soll anhand einer Untersuchung der Wasserbeschaffenheit im Sedimentationsbecken der Kieswäsche geprüft werden, ob beim künftigen See eine pH-Absenkung durch die oxidative Pyrit-Verwitterung zu erwarten ist.

6.1 Zülpicher Wassersportsee

6.1.1 Temperaturhaushalt

Die Wassertemperaturen im Seewasserkörper weisen für den Zülpicher Wassersportsee einen voll durchmischten Wasserkörper aus (vgl. Abbildung 6.1). Im Frühjahr zeigt sich eine Gleichverteilung des Temperaturprofils mit einer leichten Zunahme der Wassertemperaturen von 5,8 ° über Grund bis zu 8° C an der Wasseroberfläche.

Die relativ hohen Wassertemperaturen des tieferen Hypolimnions von 5,8 °C sind durch die milden Winter 2010 und 2015, aber auch durch den insgesamt hohen Grundwasserzstrom zu erklären, der zu einer Temperaturerhöhung im Hypolimnion führt.

Daher weichen die Werte von der bei dieser Tiefe zu erwartenden Temperatur von 4° C ab.

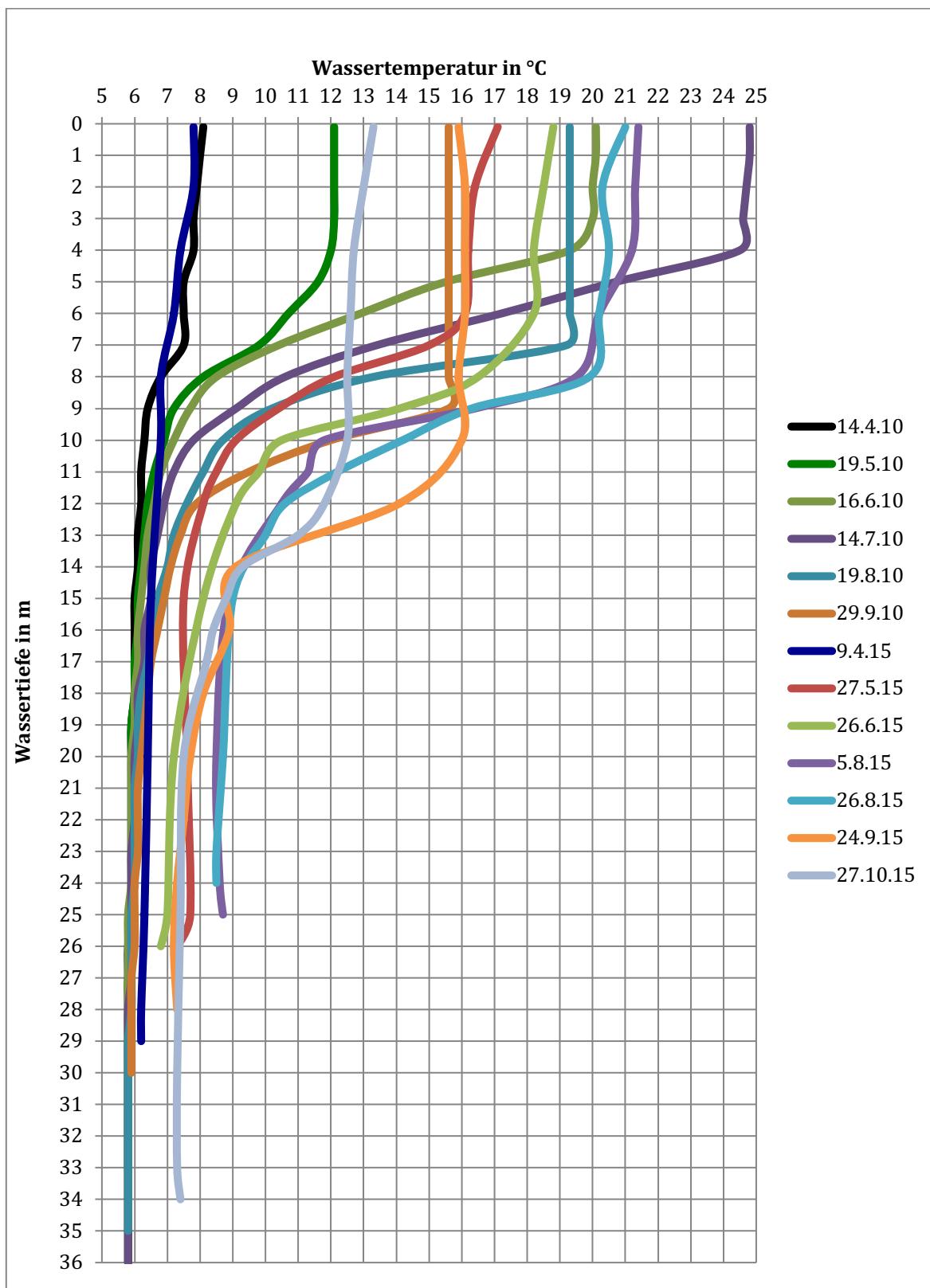


Abbildung 6.1: Wassertemperatur im Zülpicher Wassersportsee

6.1.2 Sauerstoffhaushalt

Während der Stagnationsphasen stellt sich ein hypolimnisches Sauerstoffdefizit ein, dessen Ausdehnung im Sommer 2015 bis zu einer Wassertiefe von 22,9 m über Grund reichte. Damit wurde der Orientierungswert nach LfU (2004), demzufolge in mesotrophen Seen die sauerstoffarme Schicht ($O_2 \leq 2 \text{ mg/l}$) über Grund höchstens 30 % der maximalen Seetiefe, hier also 11,2 m einnehmen darf, im Jahr 2015 geringfügig überschritten. Ansonsten weist der See einen für mesotrophe Gewässer typischen Sauerstoffhaushalt auf.

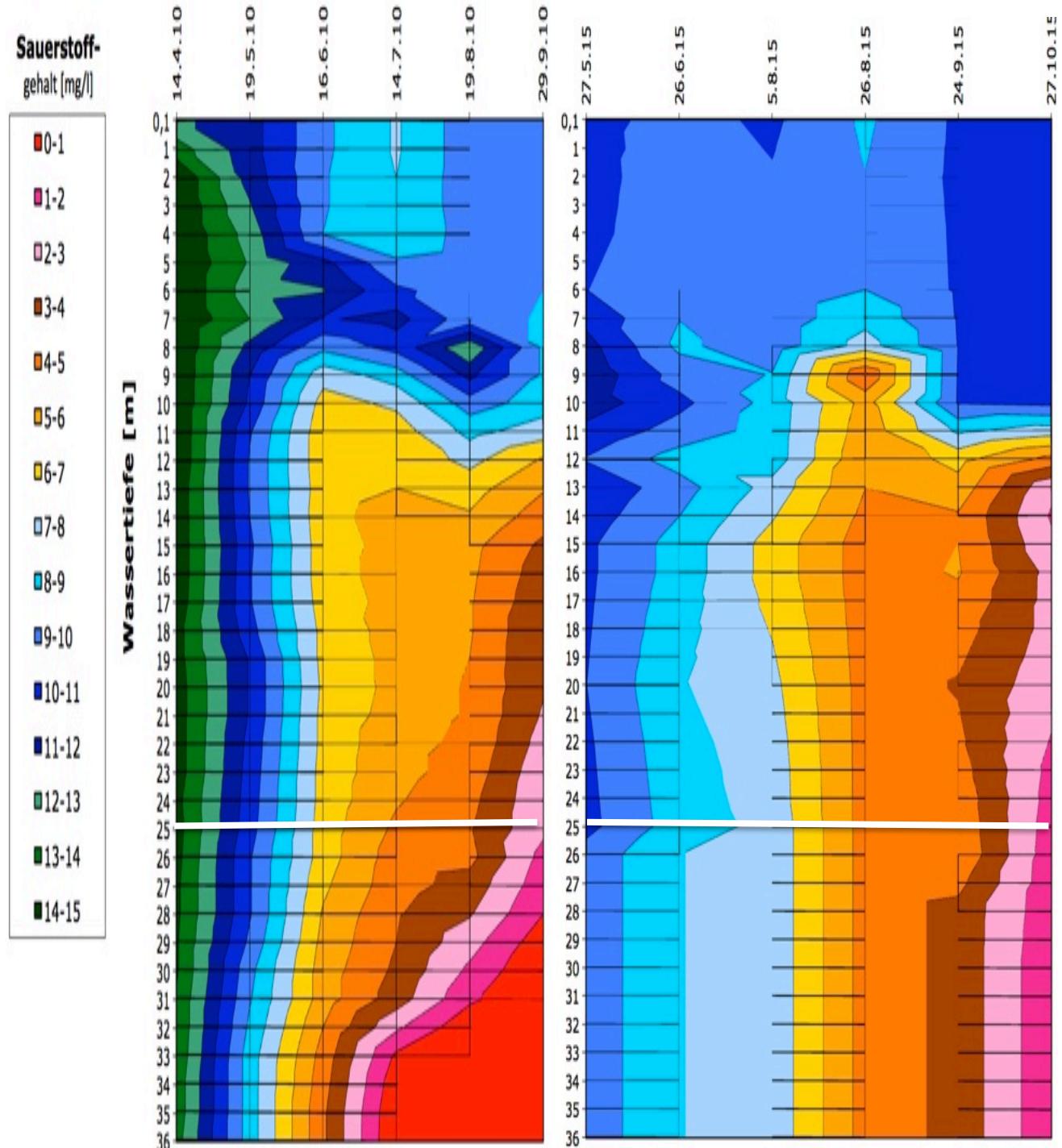


Abbildung 6.2: Sauerstoffgehalt im Zülpicher Wassersportsee

6.1.3 Elektrische Leitfähigkeit

Der See zeigt keine durch die elektrische Leitfähigkeit indizierten Anreicherungseffekte in der Tiefe, die z.B. auf eine starke Sedimentation oder den Zufluss tieferen Grundwassers mit höherer Leitfähigkeit (Salinität) zurückzuführen wären. Die deutliche Leitfähigkeitszunahme im August dürfte auf messtechnische Ursachen wie die Benutzung unterschiedlicher Sonden zurückzuführen sein.

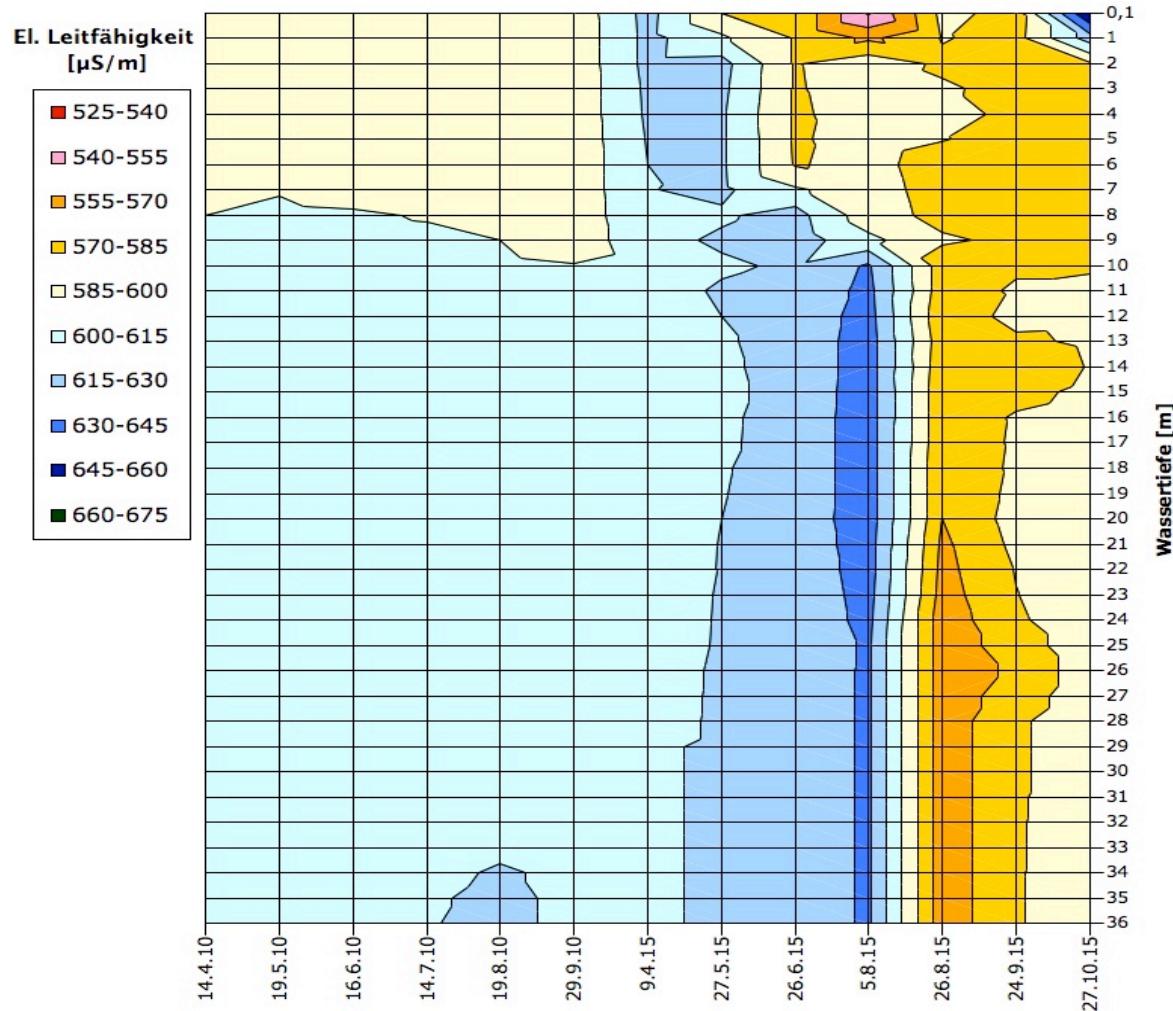


Abbildung 6.3: Elektrische Leitfähigkeit im Zülpicher Wassersportsee

6.1.4 Chemisch-physikalische Wasserbeschaffenheit

Der Zülpicher Wassersportsee ist ein mesotrophes Gewässer, das bezogen auf die Phosphorwerte zu einem eutrophen Status neigt (vgl. Tabelle 6.2). Durch Rücklösungsprozesse kann es zu erhöhten Phosphorwerten in der euphotischen Zone kommen. Die Sichttiefenwerte hingegen, aber auch die Chlorophyll-a Gehalte indizieren einen mesotrophen Status.

Tabelle 6.2: Wasserbeschaffenheit im Zülpicher See

		09.04.15		27.05.15		25.06.15		05.08.15		26.08.15		24.09.15		29.10.15		21.03.17		22.05.17		20.06.17		25.07.17		22.08.17		19.09.17		Orientierungswert											
		Vollzirkulation	Hypolimnion	Epi-limnion	eu-photische Zone	Hypolimnion	Vollzirkulation	1 m über Grund	Epi-limnion	eu-photische Zone	Hypolimnion																												
Wassertemperatur	°C	7,6	6,2	23,6	17,7	11,1	19,2	13,8	9,2	20,8	17,7	8,7	20,2	18,4	8,5	15,8	14,7	7,3	12,3	11,9	7,3	8	6,1	17,3	12,3	7,3	16,1	21,6	7,4	20,4	14,1	7,3	19,6	12,7	8,5	15,6	12,5	7,2	
Lufttemperatur	°C	10	10	16	16	23	23	23	24	24	24	27	27	27	15	15	10	12	13	10	10	10	20	20	20	25	25	20	20	20	25	25	13	13	13				
Sichttiefe (Sichtscheibe)	m	2,3	2,3	n.a.	n.a.	7,5	7,5	7,5	2,8	2,8	2,8	3,4	3,4	3,4	2,5	2,5	2	2	2	2,4	2,4	6,2	6,2	6,2	6,5	6,5	6,5	6,2	6,2	6,4	6,4	6,4	6,6	6,6	6,6	≥ 2,5			
Trübung, spektr. Schwäch.-Koeffizient	FNU	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	1,7	1,7	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	9,7		
pH-Wert	-	8,5	8,3	8,7	8	7,8	8,6	8	7,5	8,7	8,4	7,7	9	8,5	7,6	9	8,7	7,7	8,7	8,7	7,5	8,5	8	8,7	7,6	8,4	7,5	8,3	7,4	7,4	8,5	7,8	7,4	8,5	7,7	7,5			
Elektrische Leitfähigkeit bei 25°C	mS/m	61,2	61,2	58,4	62	61,4	59,6	62,9	62,4	58,5	59,5	63,2	59,1	58,4	58,3	58,5	59,5	58,3	58,3	59,9	58,8	60	62	62	59	63	62	63	60	64	63	63	63	64					
Natrium	mg/l	24	24	27	27	26	21	21	22	21	21	23	22	22	22	22	21	21	21	22	22	24	24	24	21	21	21	23	23	23	24,5	24	24	24	24				
Kalium	mg/l	9	8,9	9,1	9,1	8,5	9	8,9	8,9	9,4	9,3	9,2	10	9,8	9,7	9,6	9,5	9,6	9,5	9,5	9,5	9,5	9,5	9,5	9,5	9,5	9,5	9,5	9,5	9,5	9,5	9,5	9,5	9,5	9,5	9,5	9,5	9,5	9,2
Magnesium	mg/l	33	33	33	33	33	33	33	33	34	33	33	34	33	34	33	33	33	33	33	32	32	32	31,5	31	33	33	32	31	31	32	32	32	32	30	29			
Calcium	mg/l	49	49	50	49	47	47	48	46	47	48	46	48	50	45	46	49	45	46	48	46	45	45	45	47	48	49	48	49	47	48	48	48	48	48				
Mangan	µg/l	5,9	10	7,2	8,2	12	8,4	8,6	23	3,3	7	61	3	8,8	62	4	6,3	54	7,5	9,9	1500	7,8	7,8	7,9	8,5	48	6	10	110	2,8	11	540	3,2	9,8	100	4,4	9,4	1400	
Eisen	µg/l	22	27	<20	<20	<20	26	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	23	21	32	<20	26	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<30	20				
Silizium	µg/l	62	110	51	57	120	95	97	150	75	92	210	110	120	220	61	89	260	92	100	550	58	88	89	200	100	120	280	130	110	440	120	480	100	130	670			
Stickstoff, gesamt	mg/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1				
Stickstoff, mineral. (NH ₄ , NO ₃ , NO ₂)	mg/l	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37					
Nitrat-Stickstoff	mg/l	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3				
Nitrit-Stickstoff	mg/l	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02				
Ammonium-Stickstoff	mg/l	<0,05	0,07	<0,05	<0,05	0,1	0,1	0,17	0,09	0,11	0,13	0,15	0,08	0,09	0,09	0,05	0,1	0,06	<0,05	0,48	5	<0,05	0,13	0,09	<0,05	<0,05	<0,05	0,06	0,09	0,05	0,08	<0,05	0,07	<0,05	0,08	0,06	0,37		
Gesamtphosphat-Phosphor	mg/l	0,084	0,08	0,035	0,055	0,074	0,04	0,063	0,089	0,026	0,048	0,1	0,018	0,036	0,108	0,019	0,028	0,126	0,02	0,035	0,294	0,08	0,077	0,042	0,067	0,086	0,023	0,058	0,12	0,017	0,055	0,21	0,02	0,056	0,16	0,023	0,055	0,27	
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	0,04	0,05	0,033	0,046	0,069	0,012	0,041	0,074	<0,01	0,025	0,094	<0,01	0,017	0,094	<0,01	0,0122	<0,01	0,01	0,256	0,045	0,051	0,014	0,048	0,071	<0,01	0,035	0,12	<0,005	0,038	0,19	<0,005	0,036	0,15	<0,005	0,041	0,25		
Sauerstoff	mg/l	13,6	12,1	9,71	9,96	9,84	9,06	8,17	7,77	9,66	8,68	7,72	9,05	7,63	4,43	10,1	8,69	3,69	8,8	8,3	1,2	13	13,2	10,2	8,78	8,32	7,34	8,87	5,4	8,67	5,9	2,82	9,12	8,24	3,61	9,2	6,67	2,96	
Sauerstoffsättigungsindex	%	114	98,4	107	99,5	69,4	98,5	80,7	67,5	110	90,3	66,9	102	83,1	38,9	103	84	31,2	82,6	78	10	113	111	108	83,7	70,7	77,2	103	47	98,6	59,2	22,9	101	74,5	31,1	94,1	65	23,7	
Sulfat	mg/l	92,7	92,5	92,5	92,1	94,6	91,9	93,7	89,7	90,3	88,5	87,4	92	92	90,1	82,3	80,7	92,6	92	87	87	89	92	91	90	93	91	91	92	90	86	90	88	92	91	87			
Chlorid	mg/l	57,2	56,3	56,3	56	55,5	56,7	55,9	58,3	57,7	57,3	55,8	59,1	58,9	57,4	56,4	56,1	54,7	55,8	57,1	56	56	58	58	57	57	58	56	56	56	55	61	60	58					
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/l	1	2,35	2,38	2,36	2,36	2,36	2,34	2,35	2,38	2,27	2,36	2,43	2,2	2,3	2,4	2,19	2,26	2,37	2,19	2,27	2,54	2,32	2,32	2,31	2,32	2,3	2,29	2,32	2,33	2,35	2,38	2,42	2,39	2,42	2,43	2,35	2,37	2,46
DOC	mg/l	7,1	6,5	6,9	6,9	6	7,8	7,8	6,9	7,4	7,2	6,4	7,3	7	5,9	7,8	8,2	6,2	7	6,7	6,1	6,5	6,7	8,4	7,3	6,3	7,4	7,4	6,6	7,4	7,4	6,4	7,8	7,9	6,8	7,9	7,2	6,2	
TOC	mg/l	7,2	6,6	7,3	7,2	6,2	8,9	8,9	7,1	8,4	7,7	6,8	8,3	7,4	6,3	8,8	9,8	7	7,8	7,9	6,7	7,1	7,6	9,1	7,9	6,6	7,7	7,5	7	7,6	8,2	6,9	8	8,5	7,5	8,8	7,8	6,8	
Phaeopigmente	µg/l	0,93	3,8	0,97	0,12	0,61	2,18	1,78	0,36	0,6	2,6	2,58	2,42	2,25	2,32	0,25	0,33	0,29	0,51	1,14	1,14	1,04	2,07	2,37	3,85	3,92	2,74	≤ 9,6											
Chlorophyll-a	µg/l	6,66	1,92	1,63	0,3	0,74	5,62	2,07	5,13	3,92	23,09	18,92	26,49	22,87	17,91	0,74	1,33	1,11	1,09	1,04	2,37	3,85	3,92	2,74	≤ 9,6														

6.2 Neffelsee

6.2.1 Temperaturhaushalt

Der Neffelsee besitzt ein für tiefe Seen typisches Einschichtungsverhalten. Die Zunahme der hypolimnischen Wassertemperatur auf 5,5 °C im Frühjahr weist auf eine höchstens mittlere Grundwasseranbindung hin. Temperaturanstiege mit der Tiefe, die auf eine Mero-mixie hindeuten, bestehen nicht.

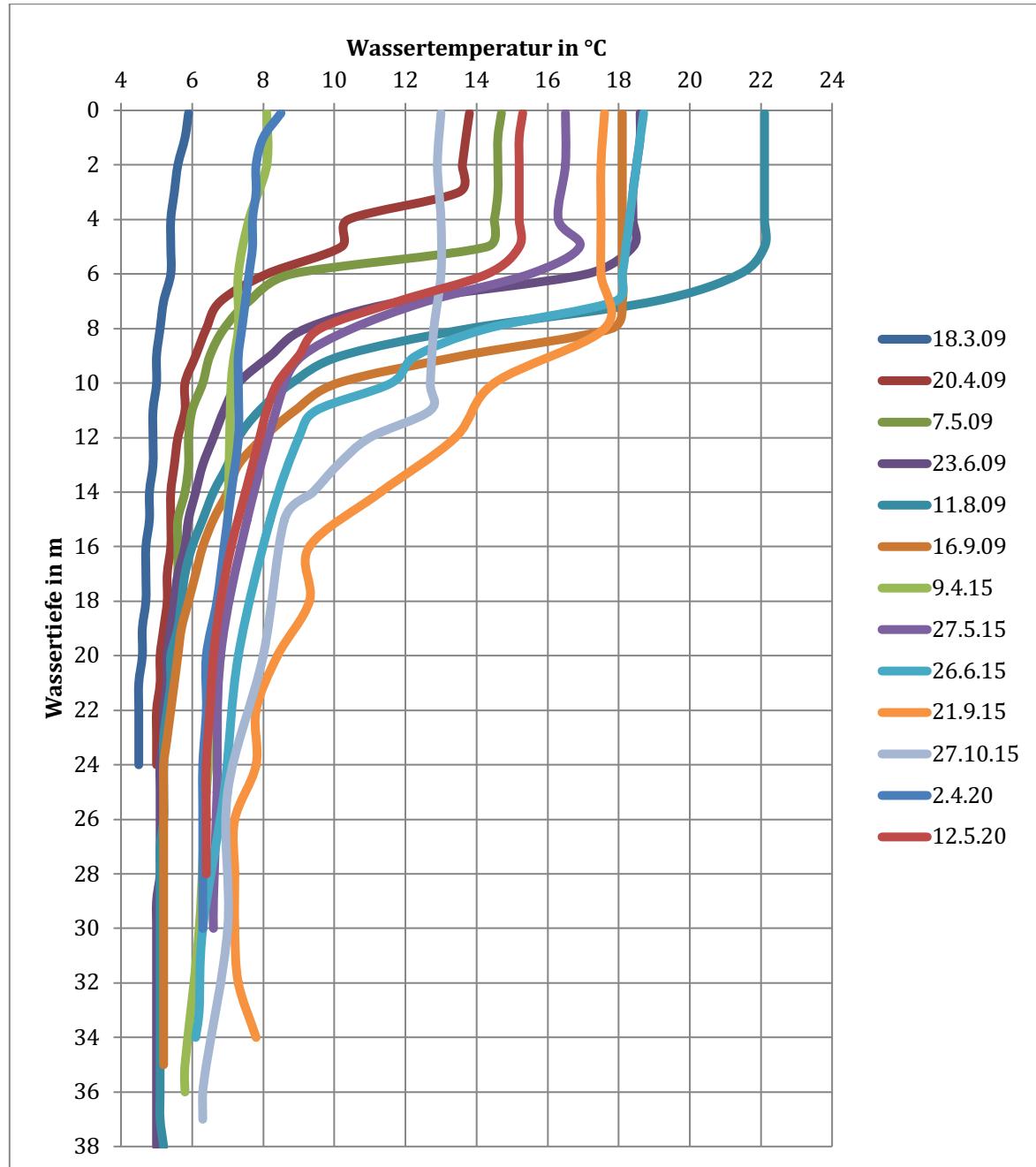


Abbildung 6.4: Wassertemperatur im Neffelsee

6.2.2 Sauerstoffhaushalt

Entsprechend der hohen Wassertiefe bildet sich in der Stagnationsphase ein hypolimnisches Sauerstoffdefizit aus, dessen Mächtigkeit aber gering bleibt. Der von der LfU Baden-Württemberg (2004) vorgeschlagene Orientierungswert für mesotrophe Seen, demzufolge sich ein Sauerstoffdefizit (O_2 Gehalt < 2 mg/l) des grundnahen Wasserkörpers in mesotrophen Seen nicht auf mehr als 30 % der Maximaltiefe (hier gleich 26,6 m Wassertiefe) ausdehnen sollte, wird eingehalten.

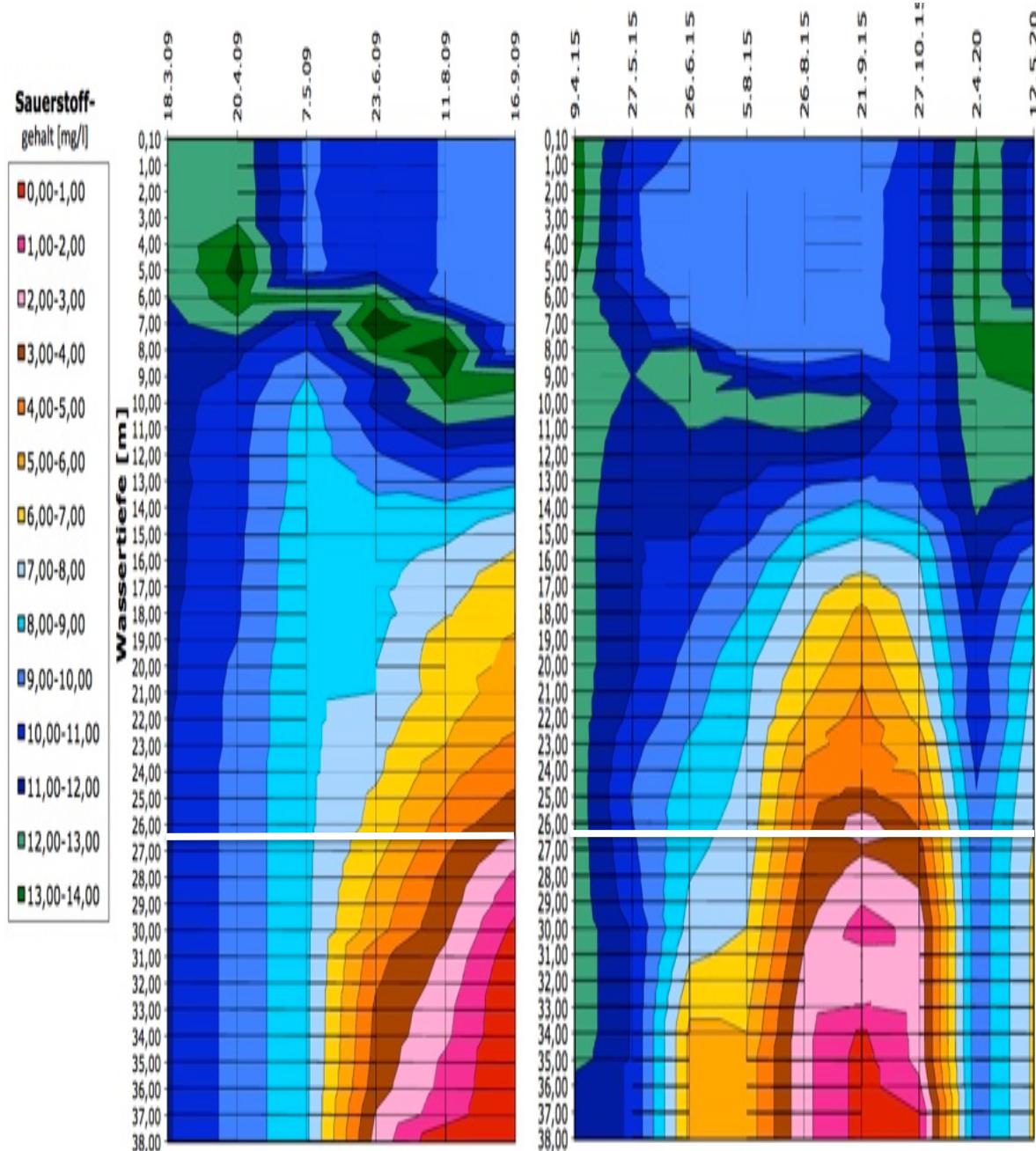


Abbildung 6.5: Sauerstoffgehalt im Neffelsee

6.2.3 Elektrische Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeitswerte weisen nicht auf eine starke eutrophierungsbedingte Ionenanreicherungen in der Tiefe oder den Zufluss ionenreicherer, weil stärker mineralisierten Grundwassers in die Seetiefe hin. Die Leitfähigkeitsunterschiede betragen zwischen dem Epilimnion und dem Hypolimnion maximal 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

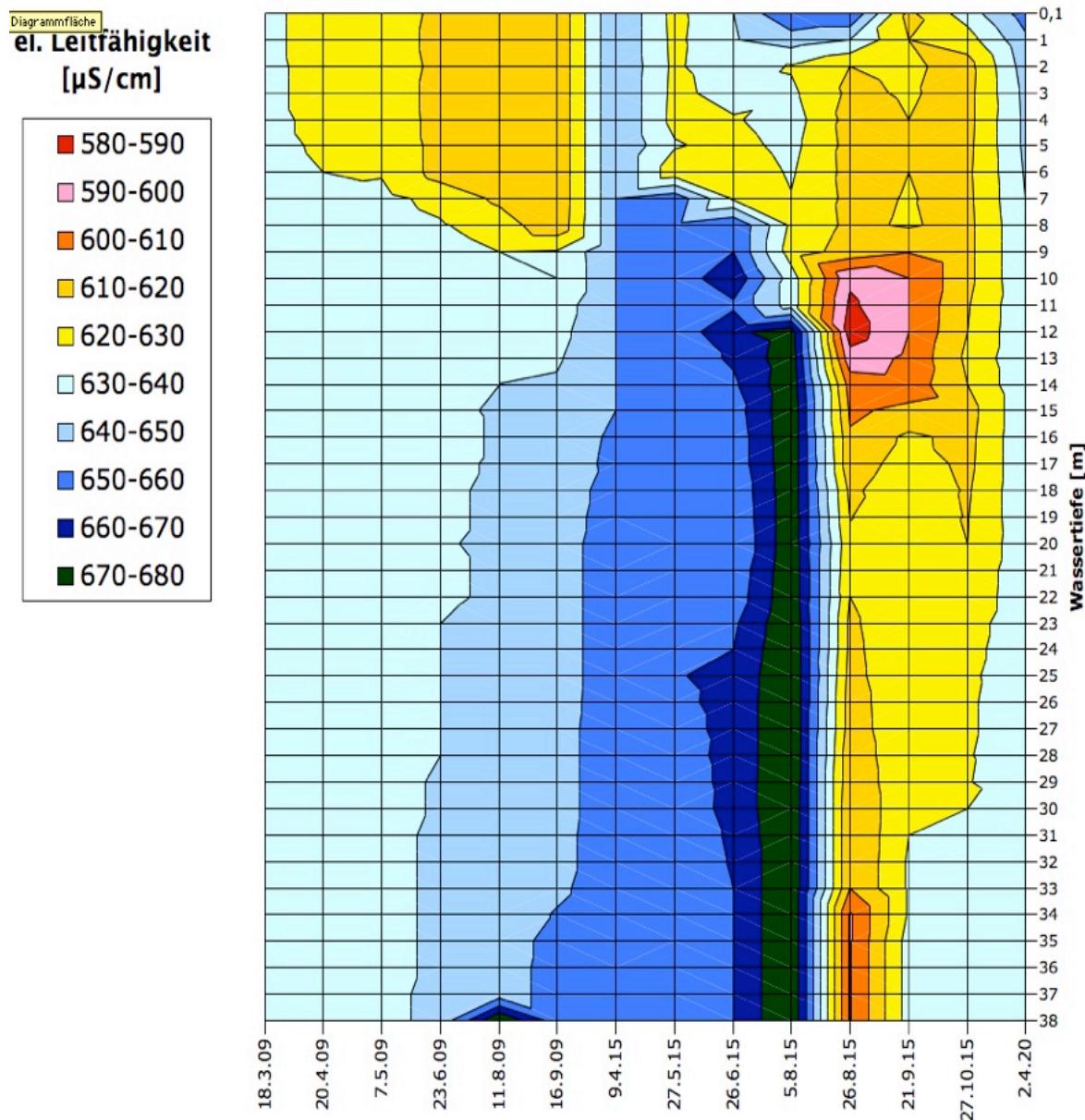


Abbildung 6.6: Elektrische Leitfähigkeit im Neffelsee

6.2.4 Chemisch-physikalische Wasserbeschaffenheit

Bezüglich der chemisch-physikalischen Parameter einschließlich der Sichttiefe weist der Neffelsee einen guten Zustand im mesotrophen Spektrum auf (vgl. Tabelle 6.3).

Tabelle 6.3: Wasserbeschaffenheit im Neffelsee

		09.04.15		27.05.15			25.06.15			05.08.15			26.08.15			21.09.15			27.10.15			Orientierungs-wert
		Vollzirkulation	Über Grund	Epilim-nion	Euphoti-sche Zone	Hypo-limnion	Epi-limnion	euphoti-sche Zone/0-10 m	Hypo-limnion	Epilim-nion	euphoti-sche Zone/0-10 m	Hypo-limnion										
Wassertemperatur	°C	8,3	5,8	15,7	13,1	12,4	18,2	14,1	8,3	20,5	15,4	8,6	19,7	17	8,7	17,1	15,5	7,6	12,7	11,6	6,7	
Lufttemperatur	°C	15	15	15	15	15	20	20	20	24	24	24	22	22	22	18	18	18	12	16	18	
Sichttiefe (Sichtscheibe)	m	2,3		8,2	8,2		8	8		8	8		8	8		9,6	9,6		7,5	7,5		≥ 2,5
Trübung, spektr. Schwäch.-Koeffizient	FNU	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	
pH-Wert	-	8,6	8,07	8,6	8,3	8	8,6	8,4	7,5	8,7	8,6	7,4	8,8	8,8	7,5	8,7	8,6	7,4	8,7	8,5	7,4	
Elektrische Leitfähigkeit bei 25°C	mS/m	65,8	65,7	63,1	66	66,2	63,1	66,3	66,8	62,8	63,2	68,1	62,5	62,7	60,9	62,7	62,4	63,4	62,4	63	63,1	
Natrium	mg/l	19	19	22	21	21	17	17	17	17	18	17	18	18	17	18	17	17	17	17	16	
Kalium	mg/l	6,8	6,6	6,5	6,4	6,3	6,7	6,6	6,6	7	7,4	7,3	7,3	7,3	7,3	7,6	7,6	7,5	8,2	7,7	7,1	
Magnesium	mg/l	37	37	38	38	37	38	38	37	38	38	38	38	38	38	39	38	38	38	37	37	
Calcium	mg/l	59	59	59	58	59	56	56	57	55	58	60	55	57	60	55	57	60	54	55	59	
Mangan	µg/l	14	15	13	13	48	10	11	63	6	8,2	160	4,8	8,5	260	5	7,1	1200	5,4	6	1300	
Eisen	µg/l	38	<30	<20	<20	27	23	<20	<20	<20	<20	51	<20	<20	27	30	38	39	25	20	46	
Silizium	µg/l	74	190	90	76	230	140	110	270	180	170	680	200	190	770	210	200	990	200	180	1100	
Stickstoff, gesamt	mg/l	<1	<1	<1	<1	<1	1,1	<1	1,1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1,1
Stickstoff, mineralisch (NH ₄ , NO ₃ , NO ₂)	mg/l	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	0,64	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	0,43
Nitrat-Stickstoff	mg/l	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,51	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
Nitrit-Stickstoff	mg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	
Ammonium-Stickstoff	mg/l	<0,05	0,09	0,12	0,07	0,14	0,13	0,06	0,08	<0,05	0,11	0,13	0,17	0,13	0,14	0,08	0,07	0,25	0,07	0,06	0,43	
Gesamtphosphat-Phosphor	mg/l	0,035	0,029	0,016	0,017	0,021	0,026	0,024	0,031	0,013	0,018	0,088	0,01	0,013	0,106	0,015	0,017	0,149	0,015	0,012	0,182	<0,035
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	<0,01	0,013	<0,01	<0,01	0,016	<0,01	<0,01	0,017	<0,01	<0,01	0,081	<0,01	<0,01	0,092	<0,01	<0,01	0,125	<0,01	<0,01	0,16	
Sauerstoff	mg/l	13,1	11,5	9,47	11,1	10,6	9,82	10,5	6,39	9,45	10,6	5,6	9,33	10,4	2,15	9,9	10,3	0,64	10,4	10,1	0,99	
Sauerstoffsättigungsindex	%	113	91	97,7	105	92,8	106	101	56,1	107	109	48,2	104	106	18,9	104	104	5,4	99,1	94,9	7,9	
Sulfat	mg/l	138	141	150	149	148	140	140	139	140	138	134	142	141	138	137	136	135	138	138	133	
Chlorid	mg/l	42,8	42,6	46,3	45,7	45,5	46,3	45	45,1	45	44,3	44	45,7	45	44,5	45,7	45,4	44,9	45,7	45,4	44,3	
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/l	2,32	2,32	2,31	2,32	2,34	2,26	2,3	2,35	2,24	2,3	2,41	2,19	2,25	2,4	2,15	2,27	2,48	2,21	2,27	2,6	
Organischer Kohlenstoff, gelöst	mg/l	6,2	5,8	6,1	5,4	4,8	7,5	6,1	5,8	5,7	6	4,9	5,9	5,7	5	6,3	6,3	4,5	6,2	5,5	4,8	
Organischer Kohlenstoff, gesamt (TOC)	mg/l	6,5	6,1	6,2	5,8	5,4	8,1	6,2	6,3	6,3	6,6	5	6,3	5,8	5,4	6,8	6,6	4,9	6,3	6,2	5,1	
Phaeopigmente	µg/l	4,35		0,27	<0,1		0,12	0,57		4,7	1,95		<0,1	0,41		<0,1	<0,1		0,14	<0,1		
Chlorophyll-A	µg/l	6,36		0,15	2,07		0,3	0,89		0,3	0,44		2,52	1,78		1,48	1,37		2,66	2,66		≤ 9,6

6.3 Wasserbeschaffenheit im Sedimentationsbecken der Abgrabung Gymnich

Anhand der Wasserbeschaffenheit in dem Sedimentationsbecken der Abgrabung soll untersucht werden, ob während des Einstaus mit einer Pyritoxidation in der Entstehungsphase des Sees zu rechnen ist, in deren Folge geringe pH-Werte sowie hohe Eisen- und Sulfatgehalte entstehen.

6.3.1 Beschaffenheit des genutzten Grundwassers

Als Kieswaschwasser wird Grundwasser benutzt, das aus zwei Tiefbrunnen entnommen wird. Dieses Wasser gelangt später nicht mehr in den entstehenden See und kann daher nur zur Beurteilung der externen Belastung im Sedimentationsbecken dienen. Im Grundwasser sind keine Belastungsmerkmale erkennbar (vgl. Tabelle 6.4), so dass mögliche Defizite ausschließlich im Sedimentationsbecken selbst entstehen können.

Tabelle 6.4: Beschaffenheitskennwerte des Zuflusses in das Sedimentationsbecken

Parameter	Mittelwert	75. Perzentil	Anzahl der Messungen
elektrische Leitfähigkeit (25°C)	456,9	490	
Säurekapazität 4,3	3,6	3,9	
Hydrogencarbonat	216,7	237,9	
Calcium (mg/L)	68,6	73	
Magnesium (mg/L)	12,8	14	
Sulfat (mg/L)	35,1	35,6	
Eisen (µg/L)	965,9	950	17

6.3.2 Wasserbeschaffenheit im Sedimentationsbecken

Die Wasserbeschaffenheit des Sedimentationsbeckens wurde während zweier Stichtage untersucht (vgl. Tabelle 6.5). Der Wasserkörper wies einen leicht anoxischen Zustand auf. Wie die Redoxwerte und der Permanganatindex zeigen, ist das Sauerstoffzehrungspotential gering. Das Beckenwasser war gut gepuffert, zu Eisen- oder Sulfatfreisetzung kam es nicht. Die pH-Werte belegen ebenfalls einen neutralen bis leicht basischen Charakter des Wassers

Tabelle 6.5: Beschaffenheitskennwerte des Wassers im Sedimentationsbecken

Parameter	19.2.2020	04.03.2020
Temperatur (°C)	8,3	10,6
Gelöster Sauerstoff (mg/L)	1,9	0,9
Sauerstoff-Sättigung (%)	17	8
pH-Wert [-log c (H ₃ O ⁺)]	8,03	8,41
Redoxpotential (mV)	247	252
elektrische Leitfähigkeit [µS/cm]	625	563
Säurekapazität 4,3	2,4	2,4
Hydrogencarbonat	146,4	146,4
Sulfat (mg/L)	47,9	48,5
Eisen (µg/L)	63	99

Parameter	19.2.2020	04.03.2020
Mangan (µg/L)	< 10	12
Permanganat-Index (mgO2/L)	< 1	< 1
Permanganat-Verbrauch (mmol/L)	< 4	< 4

Das gewonnene Material verursacht keine Pyrit-Belastung im Sedimentationsbecken. Aus diesem Ergebnis ist darauf zu schließen, dass auch beim Einstau des Sees keine entsprechenden Defizite auftreten werden. Es dominieren dort also die für Seewasser typischen Prozesse.

7 Prognose der Wasserqualität des entstehenden Sees

Mit dem Ende der Sümpfungsmaßnahmen erfolgt im Vorhabensbereich ein sukzessiver Anstieg des Grundwasserspiegels im Oberen Grundwasserleiter, der nach dem 3D-Grundwasserströmungsmodell Abgrabung Gymnich der delta h Ingenieurgesellschaft aller Wahrscheinlichkeit einen Grundwasserspiegel von ca. 72,9 m ü.NN erreichen wird. Die anzunehmende Dauer oder Dynamik des Wiederanstiegs ist in der Abbildung 7.1 dargestellt. Demzufolge ist mit einer 70-jährigen Zeitspanne für den Wiederanstieg zu rechnen, wobei zunächst von einem schnellen Anstieg mit ca. 3 m/Jahr bis zu einem Wasserstand von 60 m ü.NN auszugehen ist. Danach nimmt der Wasserstand mit einem geringeren Anstieg von ca. 0,25 m/ Jahr zu.

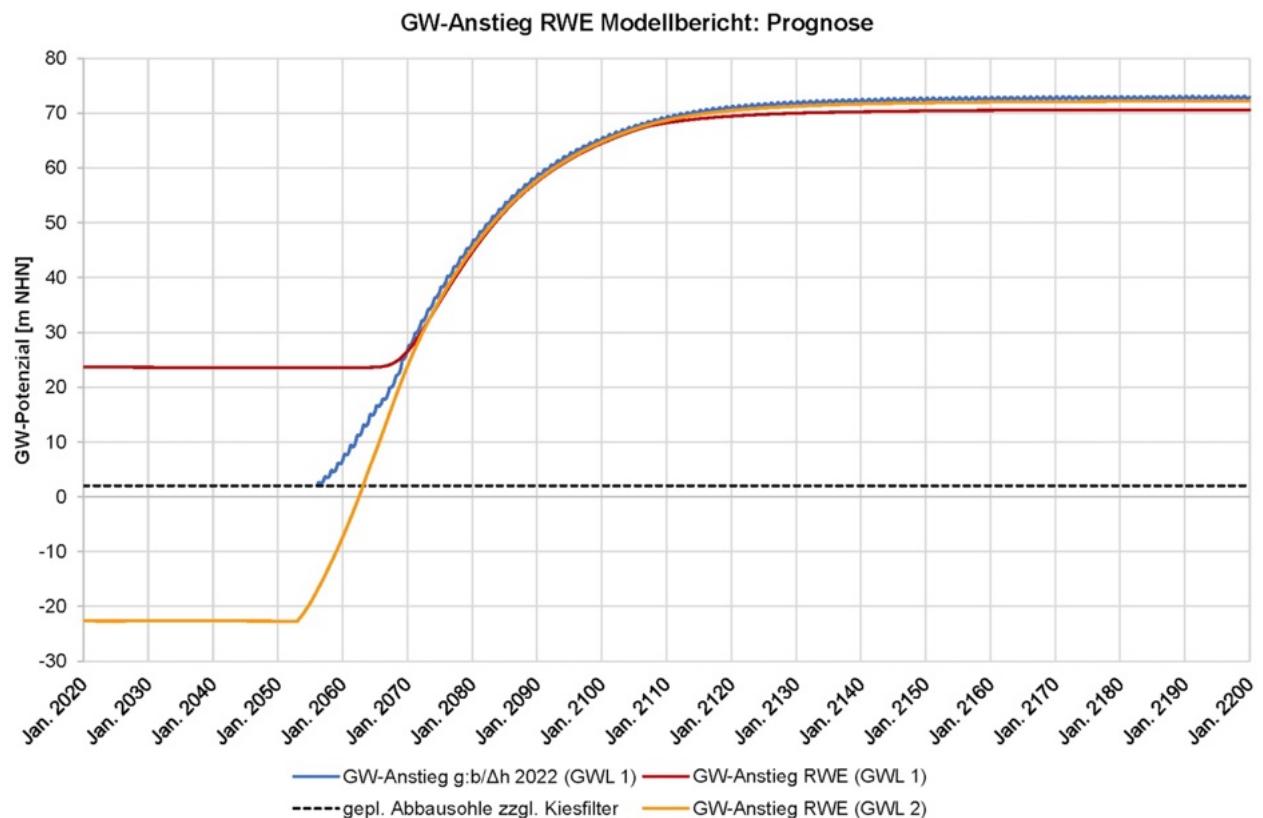


Abbildung 7.1: Wiederanstieg des Grundwasserspiegels im obersten Grundwasserstockwerk (Graphik RWE Modellbericht / delta h Ingenieurgesellschaft 2023)

Während der frühen Phase der Überstauung können spezifische Belastungen durch Sauerstoffzehrung und Stofffreisetzung infolge der Mineralisierung des Oberbodens und einer vorhandenen Vegetationsdecke entstehen. Der daraus resultierende Sauerstoffverbrauch bleibt aber auf einen relativ kurzen Zeitraum beschränkt (vgl. Abbildung 7.2).

Da diese Prozesse vergleichsweise schnell ablaufen, wirken sie wegen des langsamem Seewasserstandsanstiegs nur auf eine kleinflächige Seebodenfläche. Damit ist auch nur ein sehr kleines Seevolumen von ca. ca. 0,24 % des Gesamtvolumens betroffen. Aus diesem Grund kann im Rahmen der Modellierung auf eine gesonderte Berücksichtigung der Erstbefüllungsphase verzichtet werden. Vor der Überstauung sollte aber dennoch die Vegetation auf den jeweils betroffenen Gebieten entfernt oder stark zurückgeschnitten werden, um mögliche Belastungen zu minimieren.

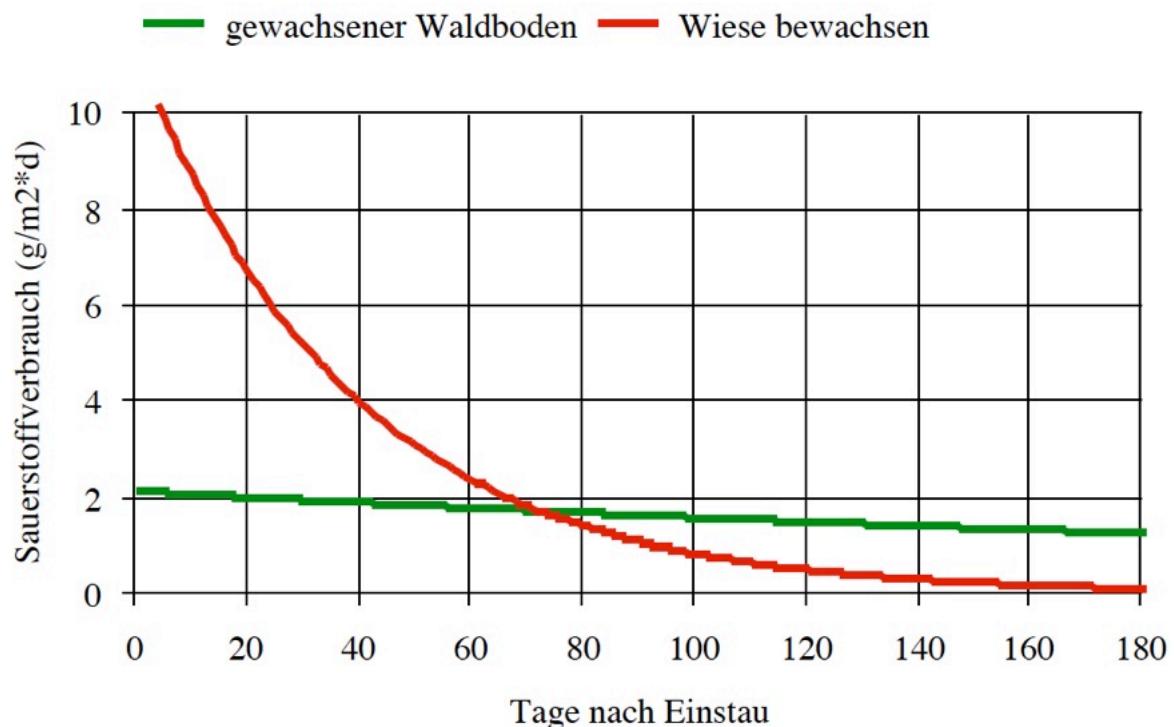


Abbildung 7.2: Verlauf der O₂-Zehrungsraten bei unterschiedlichem Bewuchs (T 20°C) nach TGL 27 885/04

Das Einschichtungs- und Zirkulationsverhalten des entstehenden Sees wird maßgeblich von seiner Tiefe geprägt. Daher wird hier insbesondere die Frage thematisiert, ob die nur noch leicht modifizierte gegenwärtige Beckenform (im Folgenden: Genehmigungszustand) und die Planungsvariante mit einer weiteren Vertiefung stets eine vollständige Zirkulation des Wasserkörpers nach Befüllung zulassen und mit welchen diesbezüglichen Unterschieden zwischen beiden Varianten zu rechnen ist.

Bei einer eingeschränkten oder nur noch unzureichenden Vermischung des Tiefenwasserkörpers verschlechtert sich im Tiefenbereich des Sees der Sauerstoffhaushalt, da die Nachlieferung sauerstoffreichen Oberflächenwassers aus dem Epilimnion nur noch episodisch stattfindet. Daraus ergeben sich negative Folgen auch für den Nährstoffhaushalt, da sich am Seegrund durch Sedimentation abgestorbener Biomasse allmählich ein Nährstoffpool ausbildet, der ein starkes Belastungspotential durch Rücklösung von Sedimentphosphor verursacht.

Die Modellierung der Beschaffenheitskennwerte des Seewassers erfolgt für einen 21-jährigen Entwicklungszeitraum nach vollständiger Befüllung des Beckens unter Bezug auf die Beckengeometrie der beiden Varianten:

- Genehmigungszustand
- Planungsvariante

Gegenstände der Prognose des Gewässerzustandes sind das Zirkulationsverhalten des Sees, die Entwicklung des Sauerstoffhaushaltes und die Ausprägungen des Nährstoffhaushaltes.

7.1 Methodische Vorgehensweise

7.1.1 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 sowie Wasserzu- und Wasserabflussmengen, 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 neu entstandenen Sees dem Sauerstoffhaushalt eine zentrale Rolle zu kommt, 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 7.3).

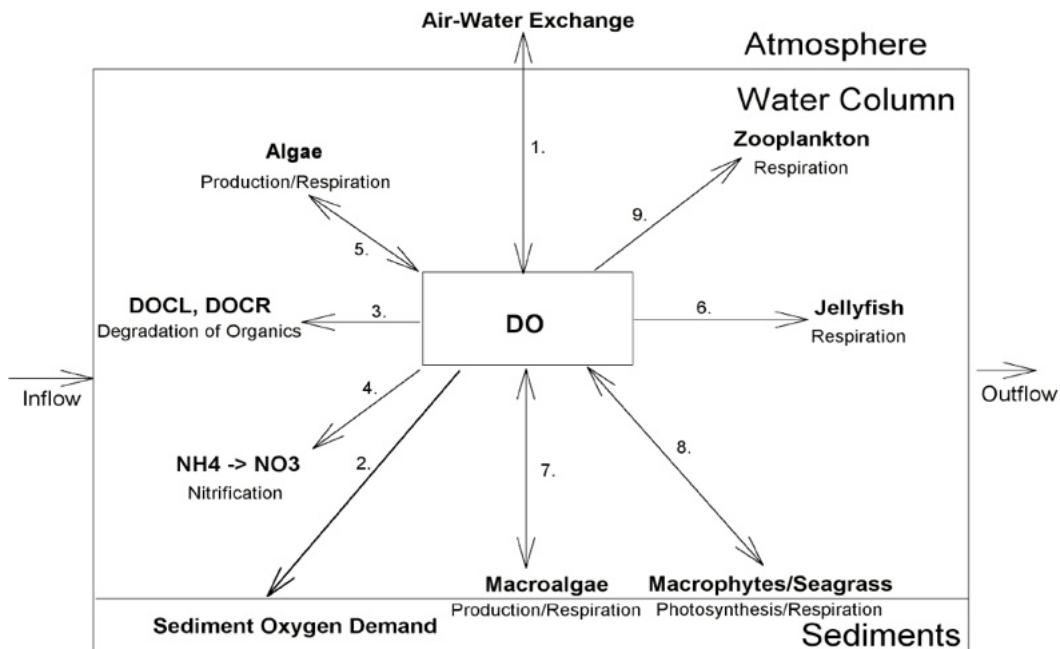


Abbildung 7.3: Abhängigkeit des Sauerstoffhaushaltes von den Einzelkompartimenten (Abb. aus HIPSE Yet. al. 2006)

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 beide Parameter gibt das Modell Konstanten (vgl. Tabelle 7.1) vor, die auf die besonderen Bedingungen des Einzelfalls angepasst werden können.

Tabelle 7.1: Modellkonstanten

Bezeichnung	Einheit	HIPSEY et al. (2006)
Physical parameters		
Effective surface area coefficient	m^{-2}	$1,45 \cdot 10^{+6}$
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	$7,5 \cdot 10^{-6}$
vertical mixing coeff.	/	600
Tageszeitpunkt (sec) der Modellierung 36.000 sec oder 10h Sonnenzeit	sec	36.000
Sediment Parameters		
Sediment DO demand	$\text{g/m}^2/\text{day}$	0,25
Half-saturation coefficient for sediment oxygen demand	mg/l	0,5
Maximum potential PO_4 $\text{g/m}^2/\text{day}$	$\text{g/m}^2/\text{day}$	0,0026
Maximum potential NH_4 release rate	$\text{g/m}^2/\text{day}$	0,019
Temperature multiplier for nutrient release		1,05
Nutrient parameters		
Decomposition rate of POPL to DOPL	d^{-1}	0,003*
Mineralisation rate of DOPL to PO_4	d^{-1}	0,01
Decomposition rate of PONL to DONL	d^{-1}	0,01
Mineralisation rate of DONL to NH_4	d^{-1}	0,003

7.1.2 Inputdaten

Die Grundlage für den Antrieb des Modells bilden neben den in Kapitel 4 beschriebenen externen Einträgen meteorologische und hydraulische Daten.

7.1.2.1 Meteorologie

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

- Globalstrahlung in W/m^2
- Gesamtbedeckung in Achteln
- Windgeschwindigkeit in m/s
- Lufttemperatur in $^{\circ}\text{C}$
- 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 21 Jahre (vgl. Tabelle 7.2) 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 10 Jahre des Betrachtungszeitraums beziehen sich auf historische Daten des DWD, die als Tageswerte im Zeitraum 2010 bis 2919 an der Messstelle Flugplatz Nörvenich (50,8294°N; 6,6602° O, Höhe 111 m ü.NN) erhoben wurden.

Daran schließt sich das DWD Test-Referenz-Jahr 2015 an. Zusätzlich wird das Jahr 2003 betrachtet, weil in diesem Jahr die höchsten Globalstrahlungswerte gemessen wurden (vgl. Abbildung 7.4).

Der folgende, 8 Jahre umfassende Teil des Betrachtungszeitraums bezieht sich auf eine Kombination der Test-Referenz-Jahre (TRY) 2015 und 2045 des DWD. Die meteorologischen Werte dieser Test-Referenz-Jahre wurden für das Untersuchungsgebiet (Referenzpunkt WGS84= 50,8512° N; 6,7269° O) auf Basis von 24 regionalen Klimamodellen aus dem Zeitraum 1995 bis 2012 (TRY 2015) und 2031-2060 (Zukunfts-TRY 2045) prognostiziert. Neben der mittleren klimatischen Entwicklung dieses schon in stärkerem Umfang von der Klimaerwärmung betroffenen Zukunfts-Zeitraums (TRY 2045 \emptyset) 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.

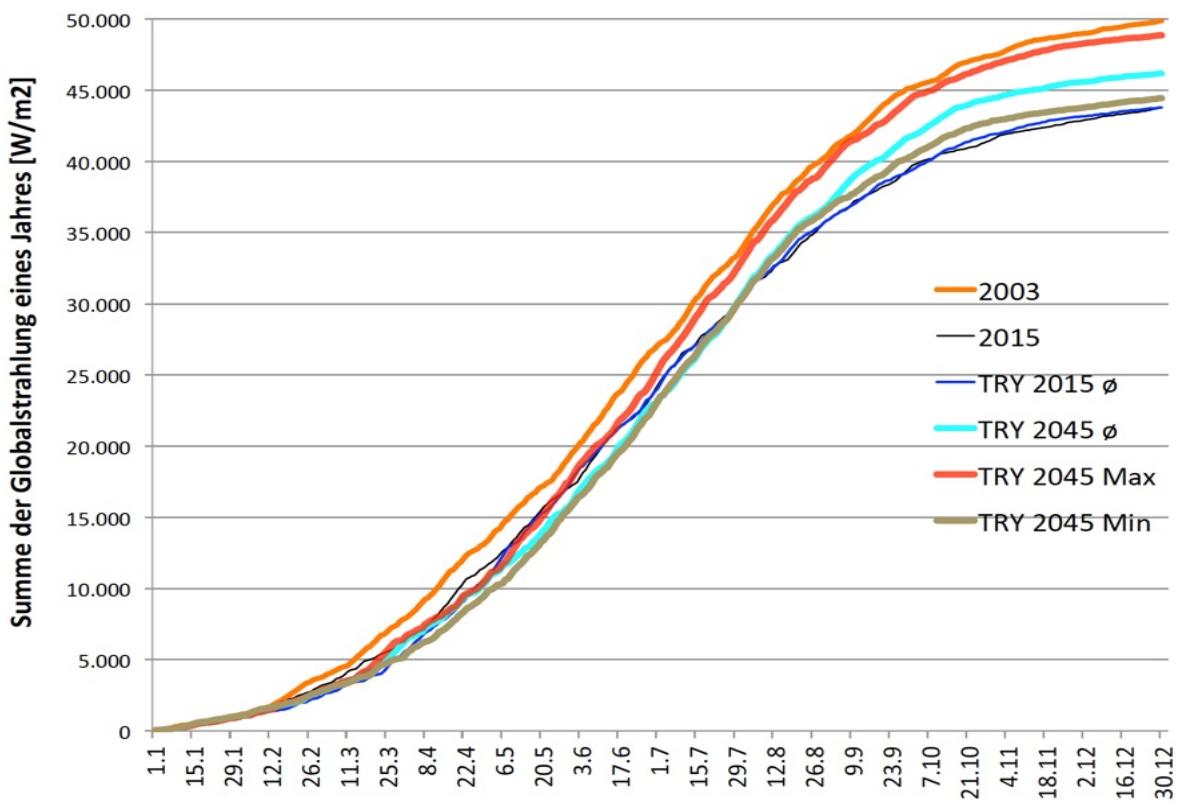


Abbildung 7.4: Verlauf der aufsummierten Globalstrahlungswerte ausgewählter Jahre

Wie der Abbildung 7.4 zu entnehmen ist, weist das historische Jahr 2003 eine noch stärkere Sonneneinstrahlung (Globalstrahlung) auf als das durch die Klimaerwärmung schon stark beeinflusste Zukunfts-TRY 2045 Max, so dass in Zukunft nur sehr selten die Extrema des Jahres 2003 überschritten werden dürften. Dies ist plausibel, weil die Klimaerwärmung keinen Einfluss auf die maximalen Globalstrahlungswerte hat, die auf die Seefläche treffen. Allerdings werden die Dauer der Schönwetterphasen und die Zahl der Jahre, in denen hohe Einstrahlungswerte den Strahlungshaushalt des Sees prägen, in Zukunft ansteigen.

Tabelle 7.2: Klimakennwerte der Modelljahre und Referenzzeiträume

Modell- jahre		1	2010	2011	2012	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	
Ref- erenzzeit- raum																									
Glo- balstrah- lung [W/m ²]																									
Tem- peratur [°C]	673	70%	9,4	121,1																					
747	63%		11,3	124,0																					
626	67%		10,6	109,0																					
592	70%		10,2	111,5																					
714	68%		11,7	109,4																					
597	66%		11,2	120,0																					
584	68%		11,0	113,0																					
578	69%		11,1	115,3																					
506	66%		11,7	128,9																					
609	68%		11,4	123,5																					
596	66%		10,8	120,0				TRY 2015 ø																	
445	57%		11,2	136,3				2003																	
597	66%		10,8	120,0				TRY 2015 ø																	
597	66%		10,8	120,0				TRY 2015 ø																	
547	61%		12,0	126,5				TRY 2045 ø																	
506	58%		12,4	133,5				TRY 2045 MAX																	
547	61%		12,0	126,5				TRY 2045 ø																	
673	65%		10,9	121,8				TRY 2045 MIN																	
506	58%		12,4	133,6				TRY 2045 MAX																	
547	61%		12,0	126,5				TRY 2045 ø																	

7.1.2.2 Hydraulische Anbindung des Sees an das Grundwasser

Das Grundwasser fließt dem See in jeweils verschiedenen Mengen über unterschiedliche Tiefenstufen zu. Als Modellannahme wird vorausgesetzt, dass in der Vertikalen 4 Grundwasserzutritts- und 4 Grundwasseraustrittsbereiche existieren. In Abhängigkeit von der Seetiefe ergeben sich die in Tabelle 7.3 und Tabelle 7.4 angegebenen Zustrombereiche und Wasseraustauschmengen bei offenen bzw. abgedichteten Ufern. Der Grundwasserzufluss wird sich im Fall einer Böschungsanschüttung verringern. Daher werden im Folgenden sowohl für weitgehend durchlässige, offene Ufer als auch für stärker abgedichtete Ufer Prognosen erstellt.

In Bezug auf das abströmende Seewasser wird davon ausgegangen, dass sich in den Tiefenstufen 2 bis 4 die Abflussmenge um 25% reduziert und diese Menge über die oberflächennahe Schicht (Tiefenstufe 1) abfließt. Dadurch wird den folgenden beiden Sachverhalten Rechnung getragen:

- Die Erosion durch Wellenschlag und Wasserstandsschwankungen ist im Uferbereich am stärksten.
- Das Druckgefälle (Wasserstandsdifferenz) zwischen Seespiegel und Grundwasser ist am abstromigen Ufer am höchsten.

Prognose der Wasserqualität des entstehenden Sees

Tabelle 7.3: Tiefenstufen und Wasseraustausch bei offenen Ufern

	Tiefenstufen			
	1 (OGWL)	2 (OGWL)	3 (OGWL)	4 (OGWL)
Genehmigungszustand	ges. Grundwasserzu- & -abfluss [m³/J]	541.760		
Prozentanteil am Gesamtumsatz Zufluss	28,8%	25,9%	23,0%	22,3%
Prozentanteil am Gesamtumsatz Abfluss	46,6%	19,4%	17,3%	16,7%
Tiefenbereich [m. ü.NN]	72,9-66,5	66,5-61	61-55,5	55,5-50
Ø Tiefenlage [m. ü.NN]	69,3	63,8	58,3	50
Grundwasserzufluss [m ³ /J]	156.027	140.316	124.605	120.812
Seewasserabfluss [m ³ /J]	252.460	105.237	93.454	90.609
Planungsvariante	ges. Grundwasserzu- & -abfluss [m³/J]	894.658		
Prozentanteil am Gesamtumsatz Zufluss	48,1%	27,3%	16,8%	7,8%
Prozentanteil am Gesamtumsatz Abfluss	61,1%	20,5%	12,6%	5,8%
Tiefenbereich [m. ü.NN]	72,9-54	54-36	36-18	18-0
Ø Tiefenlage [m. ü.NN]	63	45	27	0
Grundwasserzufluss [m ³ /J]	430.331	244.242	150.302	69.783
Seewasserabfluss [m ³ /J]	546.413	183.181	112.727	52.337

Durch die Abdichtung der Ufer verringert sich die Wasseraustauschrate im Genehmigungszustand um 20,3 % und bei der Planungsvariante um 25,0 %.

Tabelle 7.4: Tiefenstufen und Wasseraustausch bei abgedichteten Ufern

	Tiefenstufen			
	1 (OGWL)	2 (OGWL)	3 (OGWL)	4 (OGWL)
Genehmigungszustand	ges. Grundwasserzu- & -abfluss [m³/J]	423.741		
Prozentanteil am Gesamtumsatz Zufluss	28,8%	25,9%	23,0%	22,3%
Prozentanteil am Gesamtumsatz Abfluss	46,6%	19,4%	17,3%	16,7%
Tiefenbereich [m. ü.NN]	72,9-66,5	66,5-61	61-55,5	55,5-50
Ø Tiefenlage [m. ü.NN]	69,3	63,8	58,3	50
Grundwasserzufluss [m ³ /J]	122.038	109.749	97.461	94.494
Seewasserabfluss [m ³ /J]	176.920	89.784	79.732	77.305
Planungsvariante	ges. Grundwasserzu- & -abfluss [m³/J]	670.770		
Prozentanteil am Gesamtumsatz Zufluss	48,1%	27,3%	16,8%	7,8%
Prozentanteil am Gesamtumsatz Abfluss	61,1%	20,5%	12,6%	5,8%
Tiefenbereich [m. ü.NN]	72,9-54	54-36	36-18	18-0
Ø Tiefenlage [m. ü.NN]	63	45	27	0
Grundwasserzufluss [m ³ /J]	322.640	183.120	112.689	52.320
Seewasserabfluss [m ³ /J]	409.840	137.508	84.517	38.905

Nach vollständiger Befüllung des Sees ergeben sich die in der Tabelle 7.5 angegebenen morphologischen und hydraulischen Kenndaten für den entstehenden See.

Tabelle 7.5: Morphologischen und hydraulischen Kenndaten des Sees nach Befüllung

Wasserspiegel MW 72,9,9 m ü.NN	Seesohle [m. ü.NN]	Fläche [m ²]	Tmax [m]	Mittl. Tiefe [m]	Volumen [m ³]	GW-Zufluss Ufer offen [m ³ /J]	GW-Zufluss Ufer abgedichtet [m ³ /J]
Genehmigungszu- stand [Tmax= 22,9 m]	50	416.000	22,9	17,6	7.437.855	541.760	423.741
Planzustand [Tmax= 72,9 m]	0	416.000	72,9	31,2	12.800.000	894.658	670.770

7.2 Prognose des Temperaturhaushaltes und des Zirkulationsverhaltens

7.2.1 Genehmigungszustand

Unter Bezug auf die in Kapitel 7.1.2 genannten Kennwerte errechnet das Modell die in Abbildung 7.5 bzw. Abbildung 7.6 dargestellten Temperaturverläufe für den Referenzzeitraum auf der Basis von Tageswerten für den Genehmigungszustand mit offenen bzw. abgedichteten Ufern.

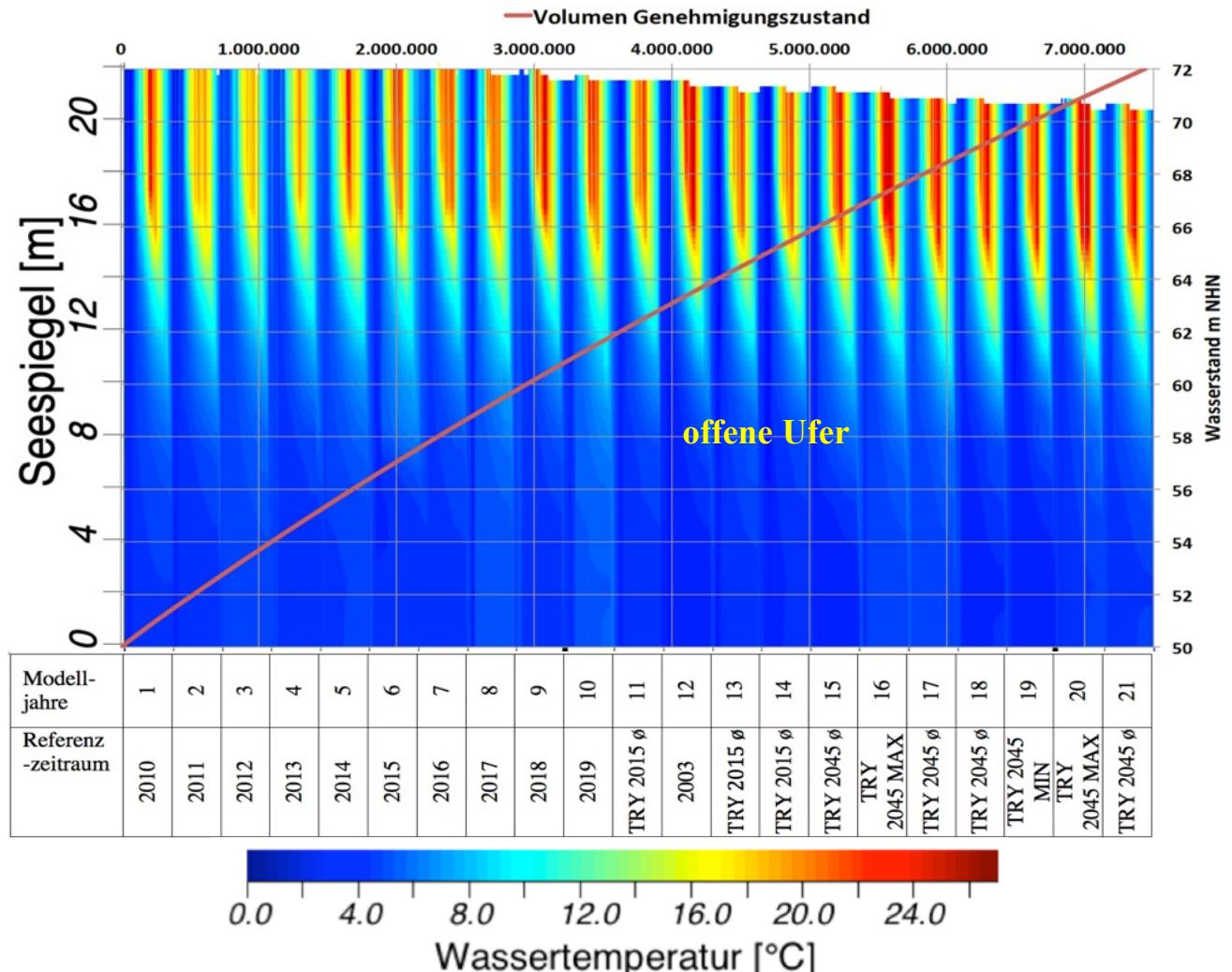


Abbildung 7.5: Temperatursimulation des Genehmigungszustandes bei offenen Ufern

Prognose der Wasserqualität des entstehenden Sees

Nach der Befüllung des Sees ist von einem stabilen Schichtungs- und Zirkulationsmuster sowie der Ausbildung eines kalttemperierte, hypolimnischen Tiefenwasserkörper mit einer Mächtigkeit von ca. 12 m auszugehen, dessen Wassertemperatur während des Jahres geringfügig ansteigt. Dieser Anstieg ergibt sich durch Teileinmischungen von Seewasser aus dem Metalimnion, aber auch durch den Zufluss von Grundwasser.

Während der Winterhalbjahre kommt es stets zu einer Vollzirkulation des Wasserkörpers mit einer Angleichung der Temperaturen über die gesamte Wassertiefe.

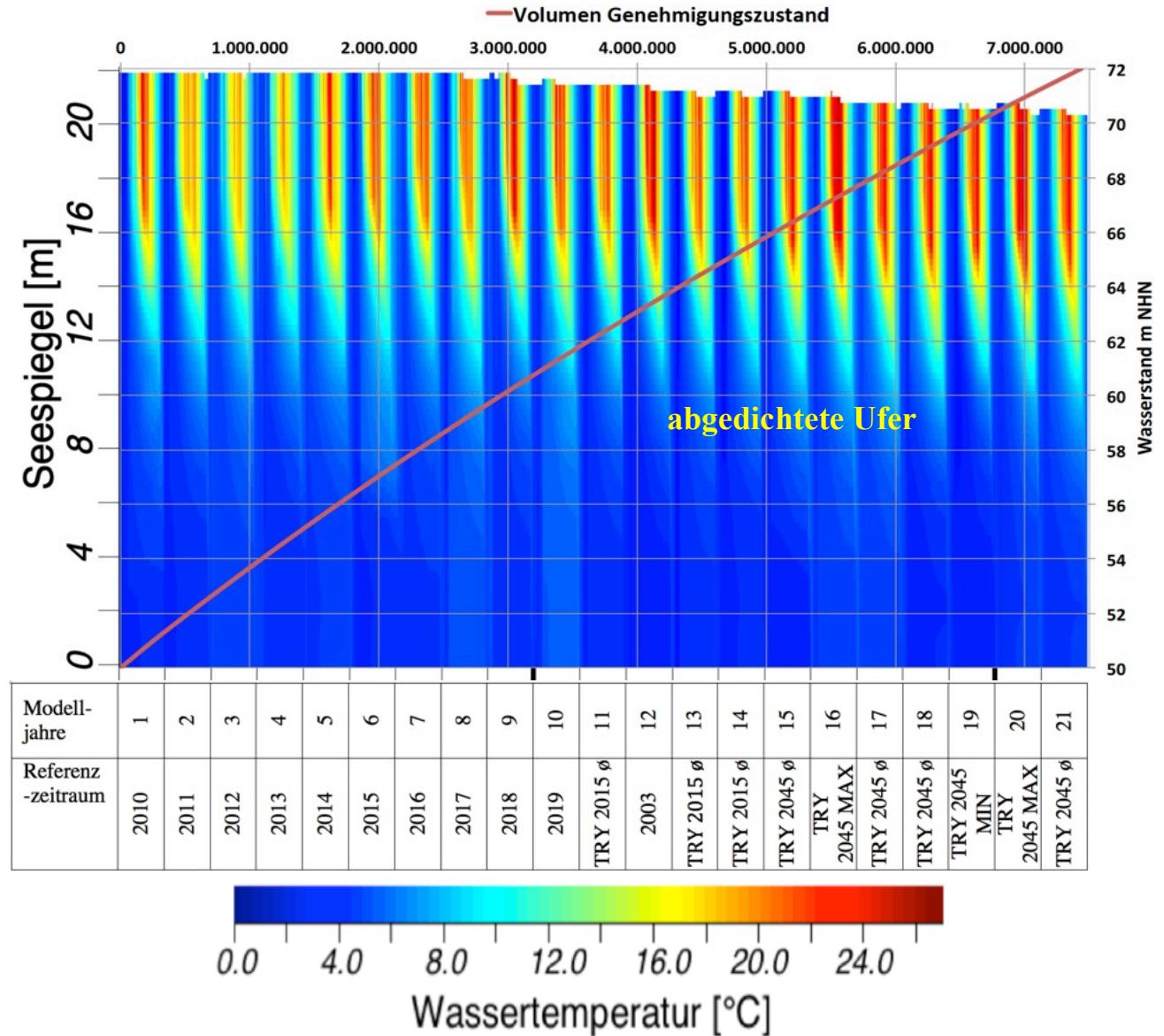


Abbildung 7.6: Temperatursimulation des Genehmigungszustandes bei abgedichteten Ufern

Für die Modelljahre 6 bis 10 (= Referenzjahre 2015 bis 2019) sowie alle Zukunftsreferenzjahre berechnet das Modell höhere Wassertemperaturen als für die Referenzjahre vor 2015 und bildet damit die durch eine zunehmende Erwärmung infolge des Klimawandels verursachten Effekte ab.

Die Darstellung des Simulationsergebnisses für einzelne Tiefenstufen (vgl. Abbildung 7.7) zeigt, dass die Wassertemperaturen des Epilimnions in 0-6 m Wassertiefe Maximaltemperaturen von 20 bis 26 °C und Minimaltemperaturen zwischen 2 und 4 °C erreichen. In sehr heißen Sommern können kurzfristig an der Wasseroberfläche auch Werte bis zu 28 °C auftreten.

Auch in den tieferen Wasserschichten, selbst 1 m über Grund, ergeben sich noch jahreszeitliche Temperaturschwankungen. Dies verweist auf einen Zustrom von kälterem Oberflächenwasser und damit eine durchgängige Vollzirkulation bis in die grundnahe Wasserschicht.

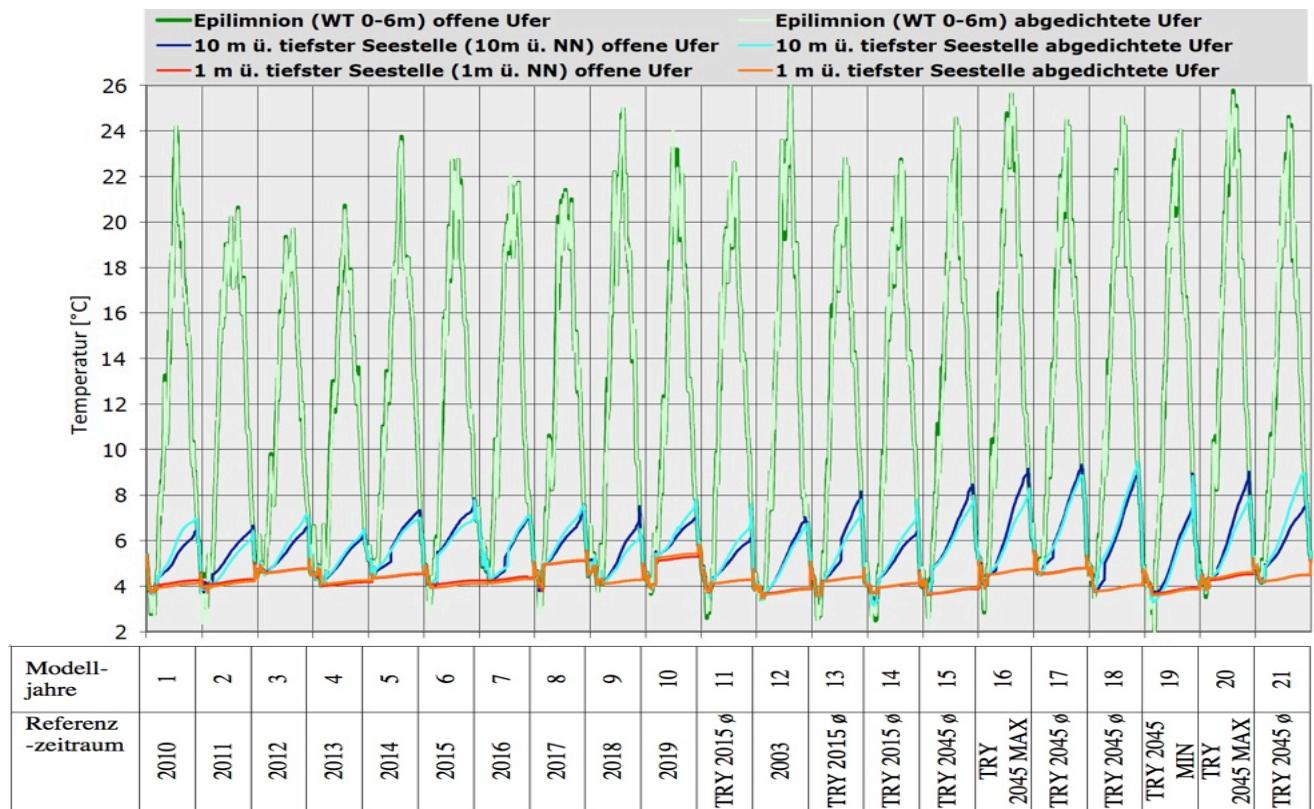


Abbildung 7.7: Simulationswerte der Wassertemperatur des Genehmigungszustand in drei Tiefenstufen

Wie die statistischen Lageparametern in der Tabelle 7.6 ausweisen, ist durch eine stärkere Uferabdichtung nur mit geringfügigen Veränderungen des Temperaturhaushaltes und des Schichtungsverhaltens zu rechnen, die keinerlei Auswirkungen für den Gütezustand haben.

Tabelle 7.6: Statistische Lageparameter der prognostizieren Wassertemperaturen für den Genehmigungszustand in drei Tiefenstufen

	Epilimnion offene Ufer	Epilimnion abgedichte-te Ufer	60 m ü.NN offene Ufer	60 m ü.NN abgedichte-te Ufer	51 m ü.NN offene Ufer	51 m ü.NN abgedichte-te Ufer
Mittelwert [Temp.°C]	12,12	12,09	5,59	5,60	4,30	4,29
Minimum [Temp.°C]	2,05	1,96	3,20	3,14	3,49	3,49
Maximum [Temp.°C]	26,46	26,27	9,34	9,46	5,80	5,83

Zur weiteren Prüfung der Frage, ob nach Abschluss der Auskiesung vom Zirkulationsgeschehen ausgenommene bodennahe Wasserschichten entstehen können, wurde im Modell ein virtueller Tracer zur Markierung des zufließenden Grundwassers mit den folgenden Kennwerten eingesetzt:

- Zuflusskonzentration: 10 mg/L
- Zuflussdauer: 730 Tage ab Simulationsbeginn
- Zuflussmenge: 275 cbm/Tag
- Tiefenlage des Zuflusses: über Grund

Sowohl die Simulation für offene Ufer (vgl. Abbildung 7.8) als auch für abgedichtete Ufer (vgl. Abbildung 7.9) zeigt, dass mit einer vollständigen Einmischung des tracermarkierten Grundwassers bereits im ersten Modelljahr und einer zeitversetzten gänzlichen Ausspülung zu rechnen ist.

Anreicherungen in der Seetiefe und eine Einschränkung der Zirkulation des Seewassers werden nicht angezeigt. Wegen des stärkeren Grundwasserzustroms erfolgt die Tracerausspülung bei offenen Ufern etwas rascher als bei abgedichteten Ufern.

Güterelevante Auswirkungen sind damit aber nicht verbunden.

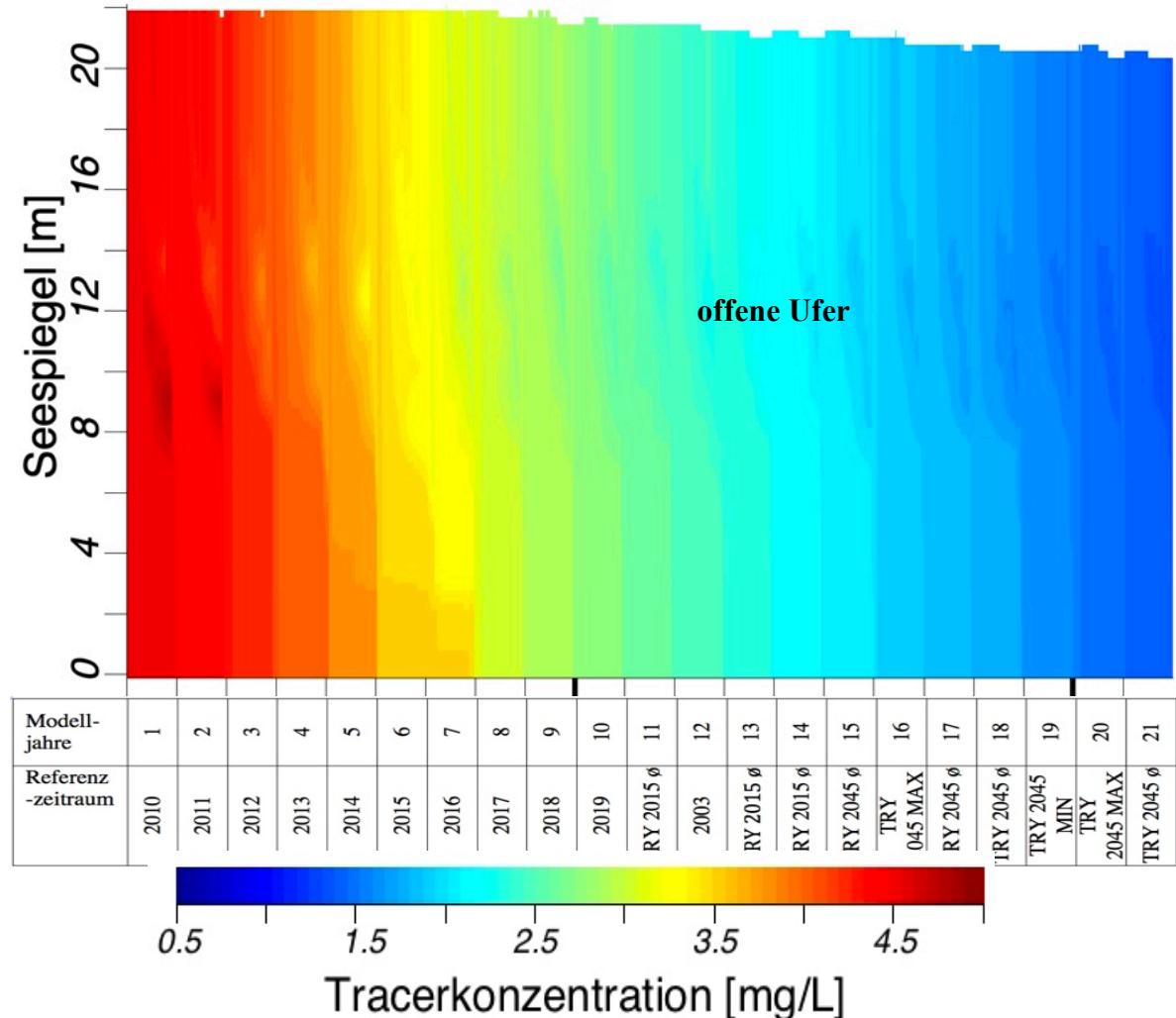


Abbildung 7.8: Tracersimulation eines Grundwasserzustroms im Bereich des Seebodens sowie seiner Vermischung und Ausspülung im Genehmigungszustand bei offenen Ufern

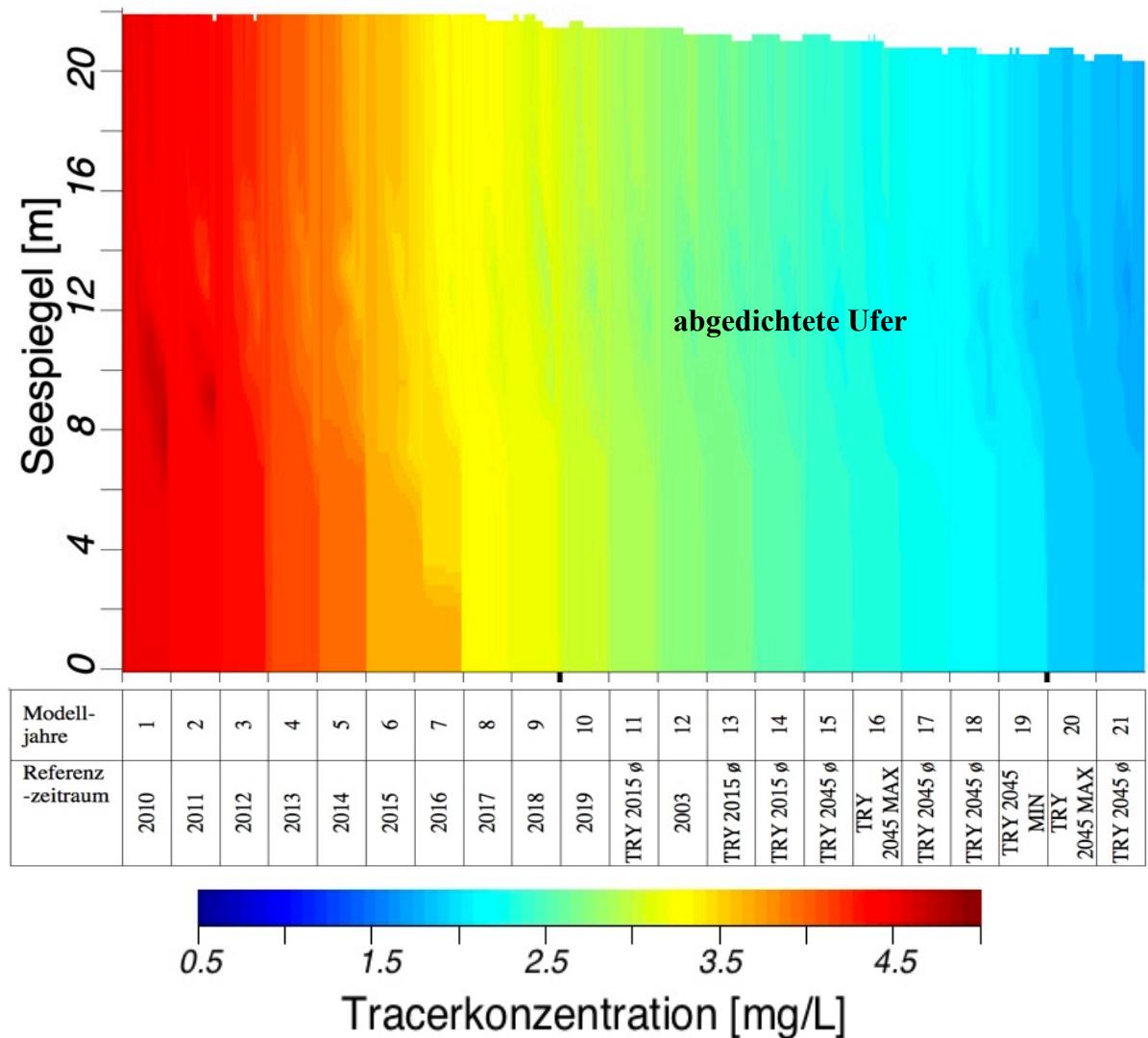


Abbildung 7.9: Tracersimulation eines Grundwasserzustroms im Bereich des Seebodens sowie seiner Vermischung und Ausspülung im Genehmigungszustand bei abgedeckten Ufern

7.2.2 Planungsvariante

Für die Planungsvariante mit einer weiteren Vertiefung auf 72,9 m errechnet das Modell die in Abbildung 7.10 und Abbildung 7.11 dargestellten Temperaturverläufe für offene bzw. abgedichtete Ufer. In dem auf 72,9 m vertieften See wird sich während der Sommerstagnation ein kalttemperierter, hypolimnischer Tiefenwasserkörper mit einer Mächtigkeit von ca. 60 m ausbilden.

Wie für den Genehmigungszustand errechnen sich auch hier für die Modelljahre 6 bis 10 (= Referenzjahre 2015 bis 2019) sowie alle Zukunftsreferenzjahre höhere Wassertemperaturen an der Gewässeroberfläche als für die Referenzjahre vor 2015. Dies ist auf die zunehmende Erwärmung durch den Klimawandel zurückzuführen.

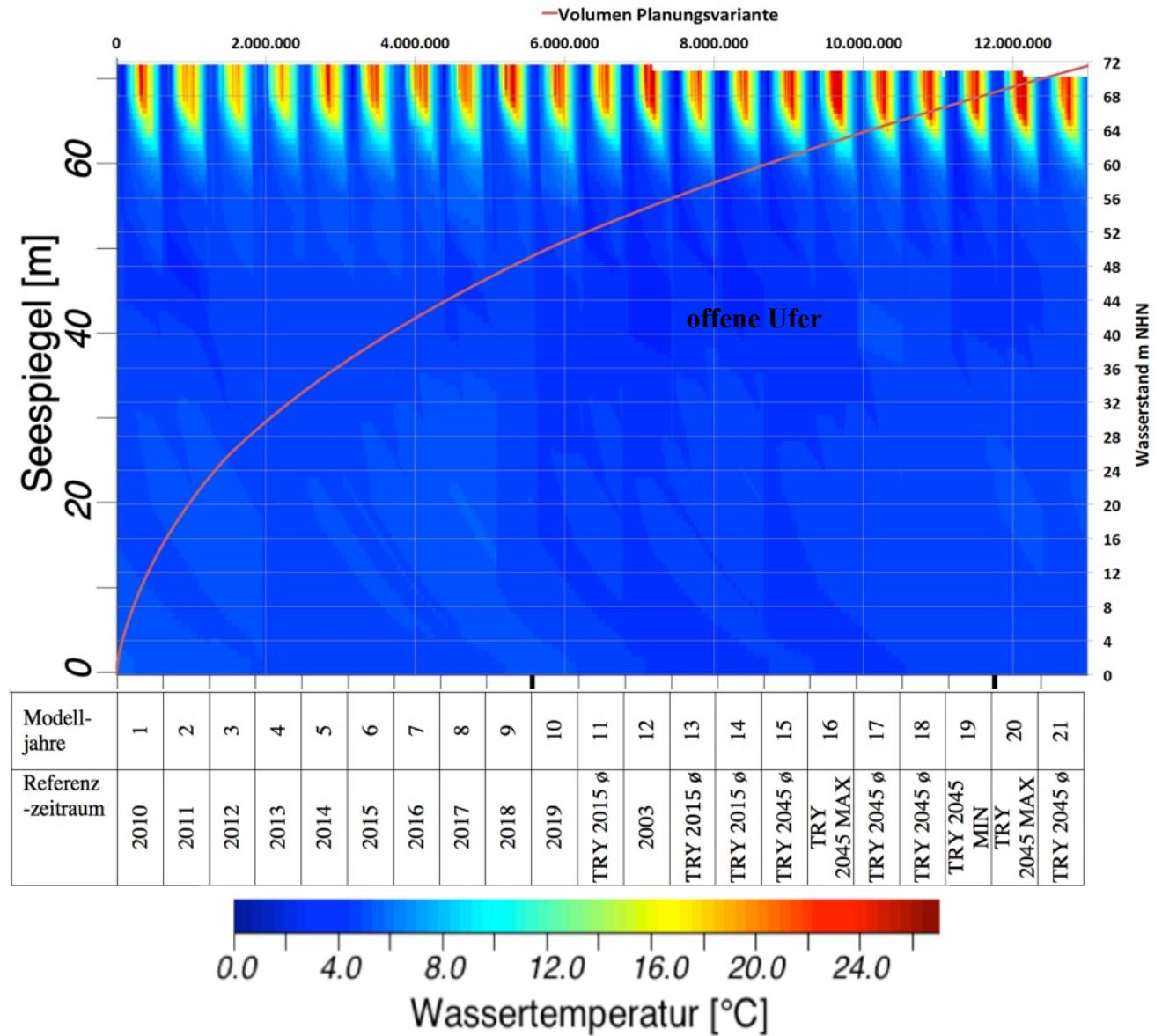


Abbildung 7.10: Temperatursimulation der Planungsvariante bei offenen Ufern

Prognose der Wasserqualität des entstehenden Sees

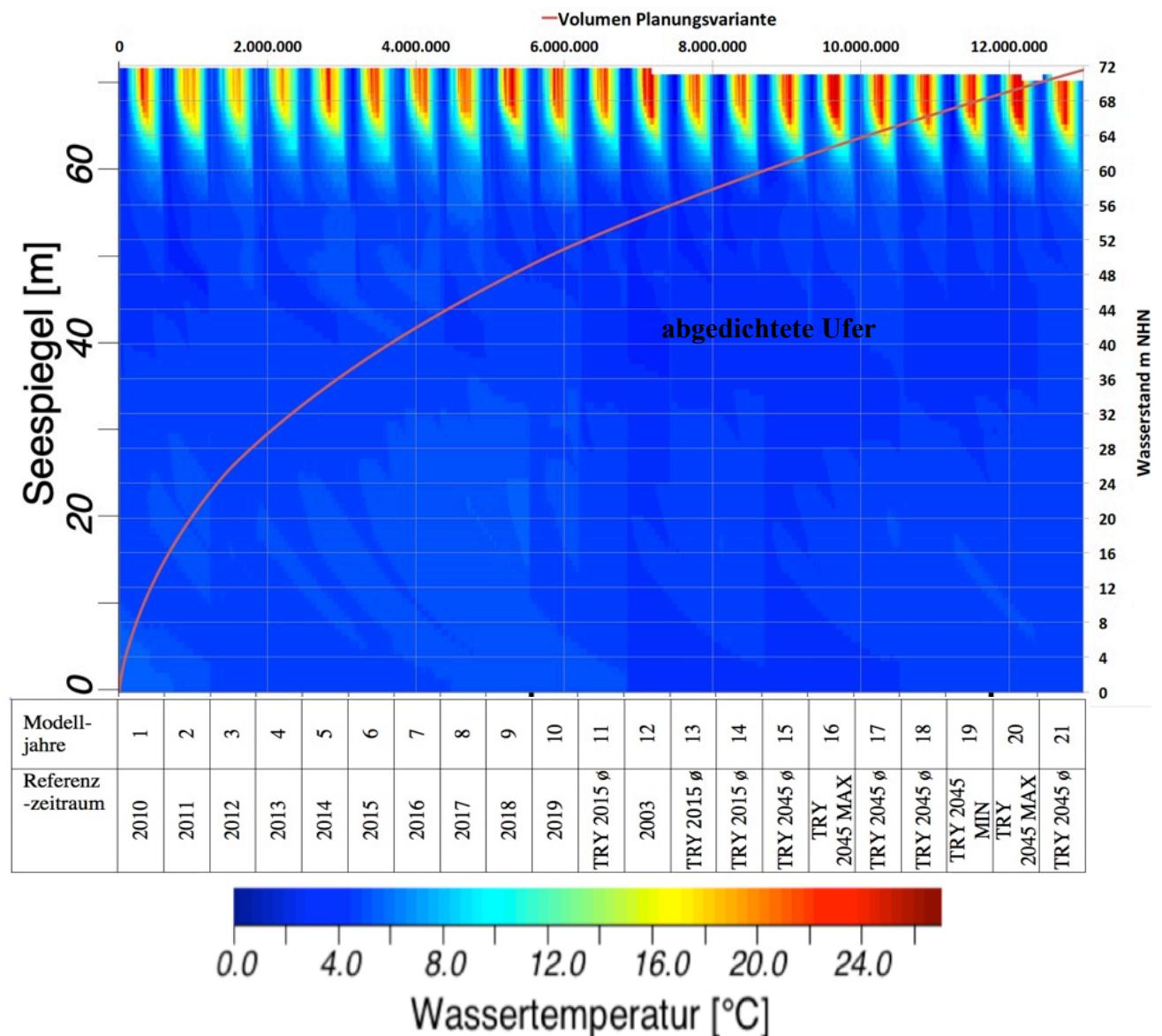


Abbildung 7.11: Temperatursimulation der Planungsvariante bei abgedichteten Ufern

Die Wassertemperaturen im Epilimnion erreichen im Maximum 20 bis 26 °C und im Minimum 2 bis 4 °C (vgl. Abbildung 7.12). Diesbezüglich ergeben sich keine Unterschiede zum Genehmigungszustand.

In den tiefsten Wasserschichten sind die Temperaturschwankungen geringer ausgeprägt als im Genehmigungszustand. Vermischungsvorgänge gehen primär auf dynamische, durch die Massenträgheit des absinkenden Wasserkörpers verursachte Effekte und weniger auf konvektive, durch Dichteunterschiede infolge unterschiedlicher Temperaturen oder Salinität bedingte Vorgänge zurück.

Prognose der Wasserqualität des entstehenden Sees

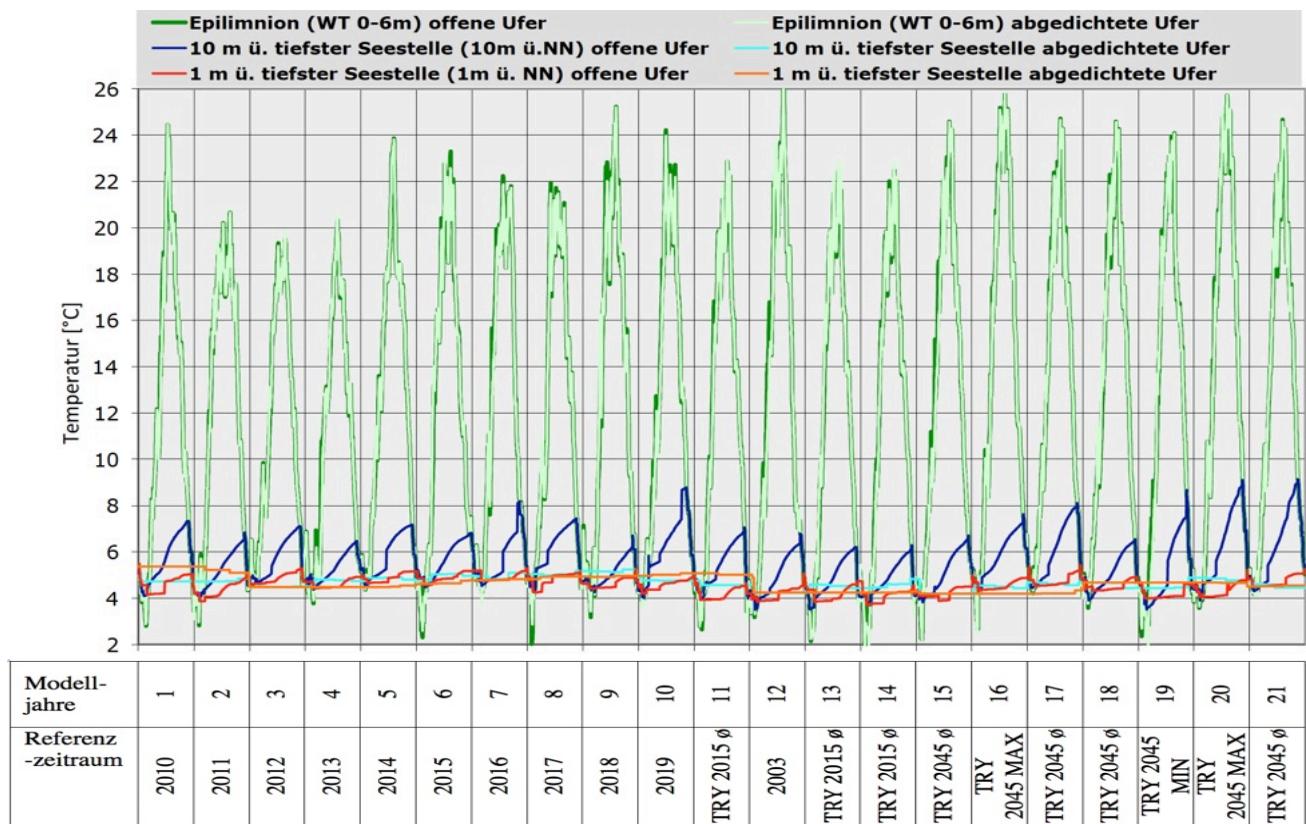


Abbildung 7.12: Simulationswerte der Wassertemperatur der Planungsvariante in drei Tiefenstufen

Durch eine stärkere Uferabdichtung ist nur mit geringfügigen Veränderungen des Temperaturhaushaltes und des Schichtungsverhaltens zu rechnen (vgl. Tabelle 7.7).

Tabelle 7.7: Statistische Lageparameter der prognostizierten Wassertemperaturen für die Planungsvariante in drei Tiefenstufen

	Epilimnion offene Ufer	Epilimnion abgedichtete Ufer	10 m über tiefster Seestelle (10 m ü.NN) offene Ufer	10 m über tiefster Seestelle abgedichtete Ufer	1 m über tiefster Seestelle (1 m ü.NN) offene Ufer	1 m über tiefster Seestelle abgedichtete Ufer
Mittelwert [T°C]	12,2	12,1	4,6	4,7	4,5	4,6
Minimum [T°C]	1,8	1,7	4,2	4,2	3,7	4,2
Maximum [T°C]	26,4	26,4	5,4	5,4	5,5	5,4

Wie beim Genehmigungszustand wurde auch hier durch die Zugabe eines virtuellen Tracers geprüft, ob sich ein vom Zirkulationsverhalten weniger oder gar nicht beeinflusster Tiefenwasserkörper und damit langfristig eine Meromixis ausbilden kann.

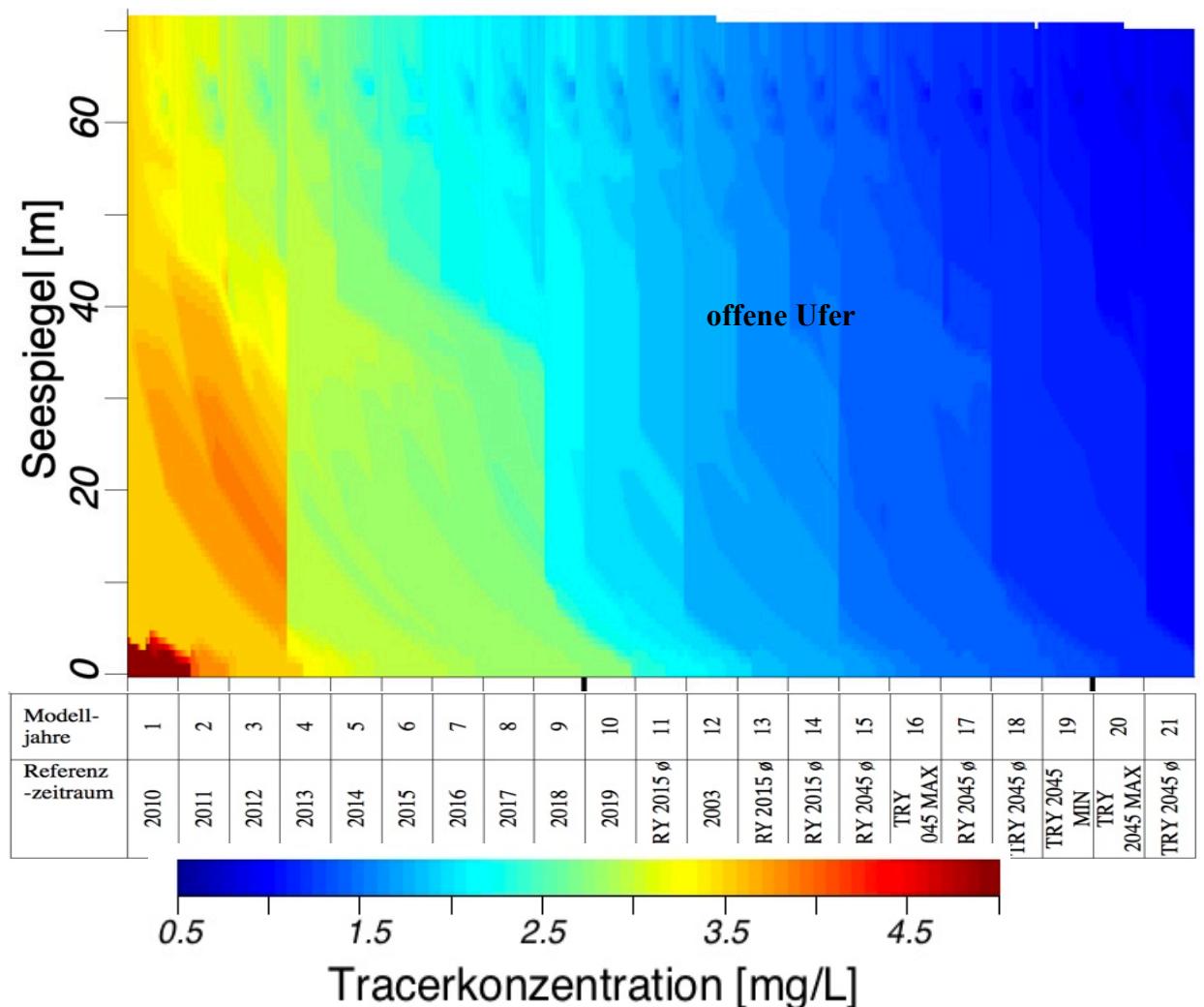


Abbildung 7.13: Tracersimulation eines Grundwasserzustroms im Bereich des Seebodens sowie seiner Vermischung und Ausspülung in der Planungsvariante bei offenen Ufern

Aus den in Abbildung 7.13 und Abbildung 7.14 dargestellten Ergebnissen der Modellsimulation geht hervor, dass der Tiefenwasserkörper sowohl bei offenen als auch bei abgedichteten Ufern vollständig in das Zirkulationsgeschehen eingebunden ist.

Allerdings erfolgt die Wasservermischung in der Tiefe weniger intensiv als in der oberen oder mittleren Wasserschicht.

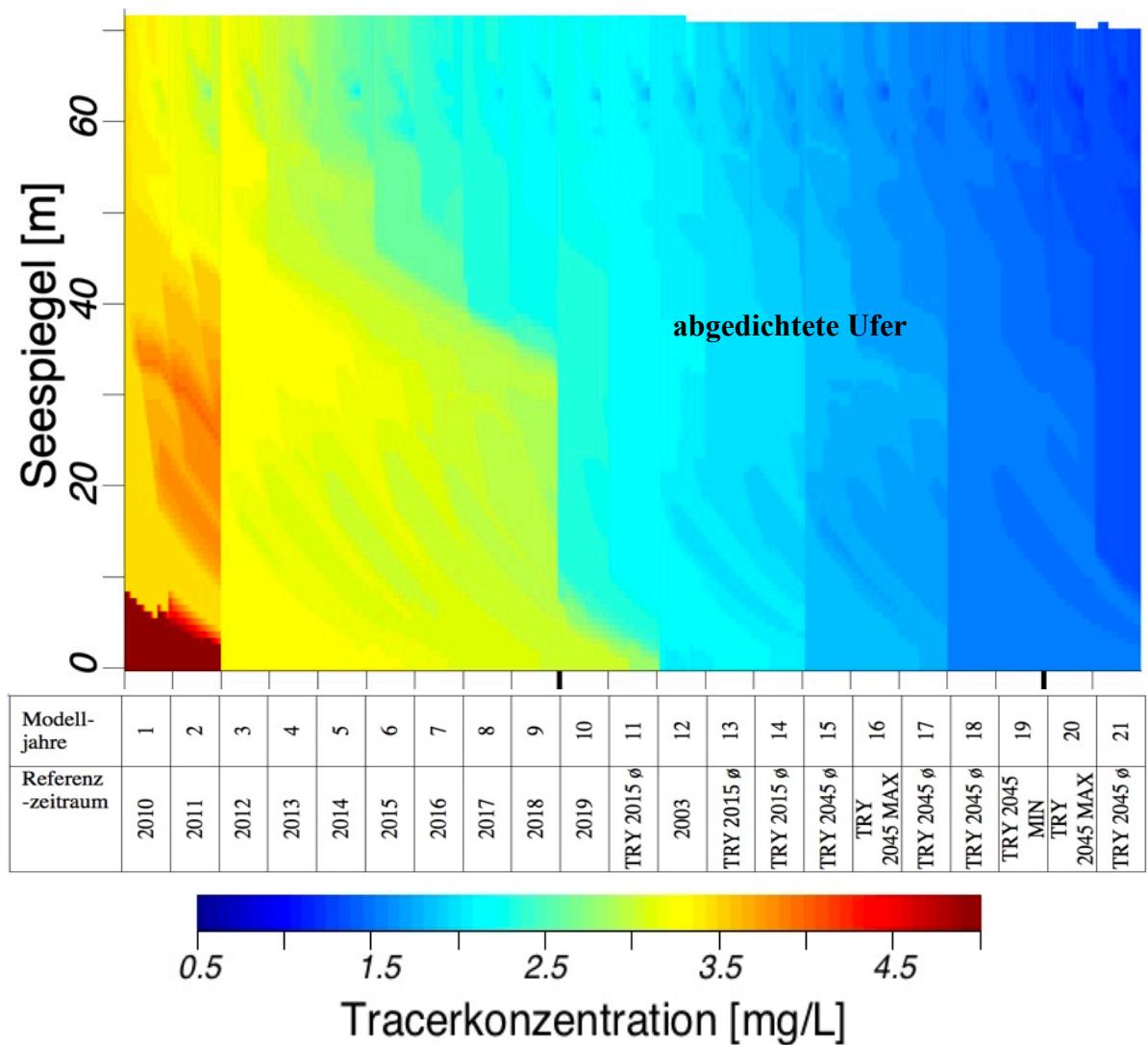


Abbildung 7.14: Tracersimulation eines Grundwasserzustroms im Bereich des Seebodens sowie seiner Vermischung und Ausspülung in der Planungsvariante bei abgedichteten Ufern

7.3 Sauerstoffhaushalt des Wasserkörpers

7.3.1 Genehmigungszustand

Die Prognosen des Sauerstoffhaushaltes weisen das entstehende Gewässer als einen See mit ausgeglichenem Sauerstoffhaushalt und der Tendenz zu einem metalimnischen Sauerstoffmaximum im Frühjahr/Frühsommer aus (vgl. Abbildung 7.15 und Abbildung 7.16).

Sauerstoffzehrende Prozesse bleiben auf die tiefere seebodennahe Wasserschicht beschränkt, so dass nur in einem 2-3 Meter mächtigen Wasserkörper über Grund während der Sommerstagnation Sauerstoffdefizite auftreten.

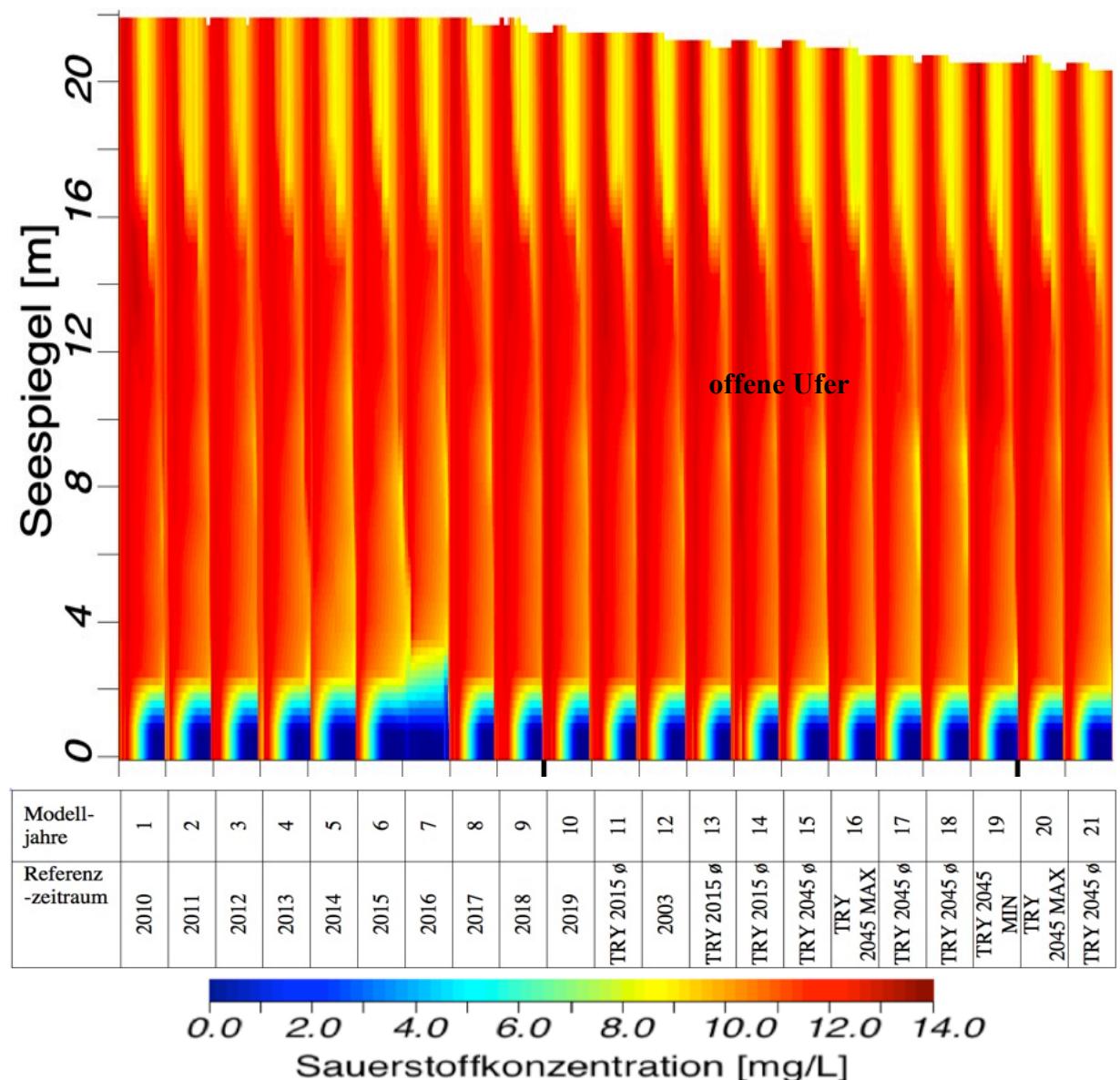


Abbildung 7.15: Simulation der Sauerstoffgehalte im Genehmigungszustand bei offenen Ufern

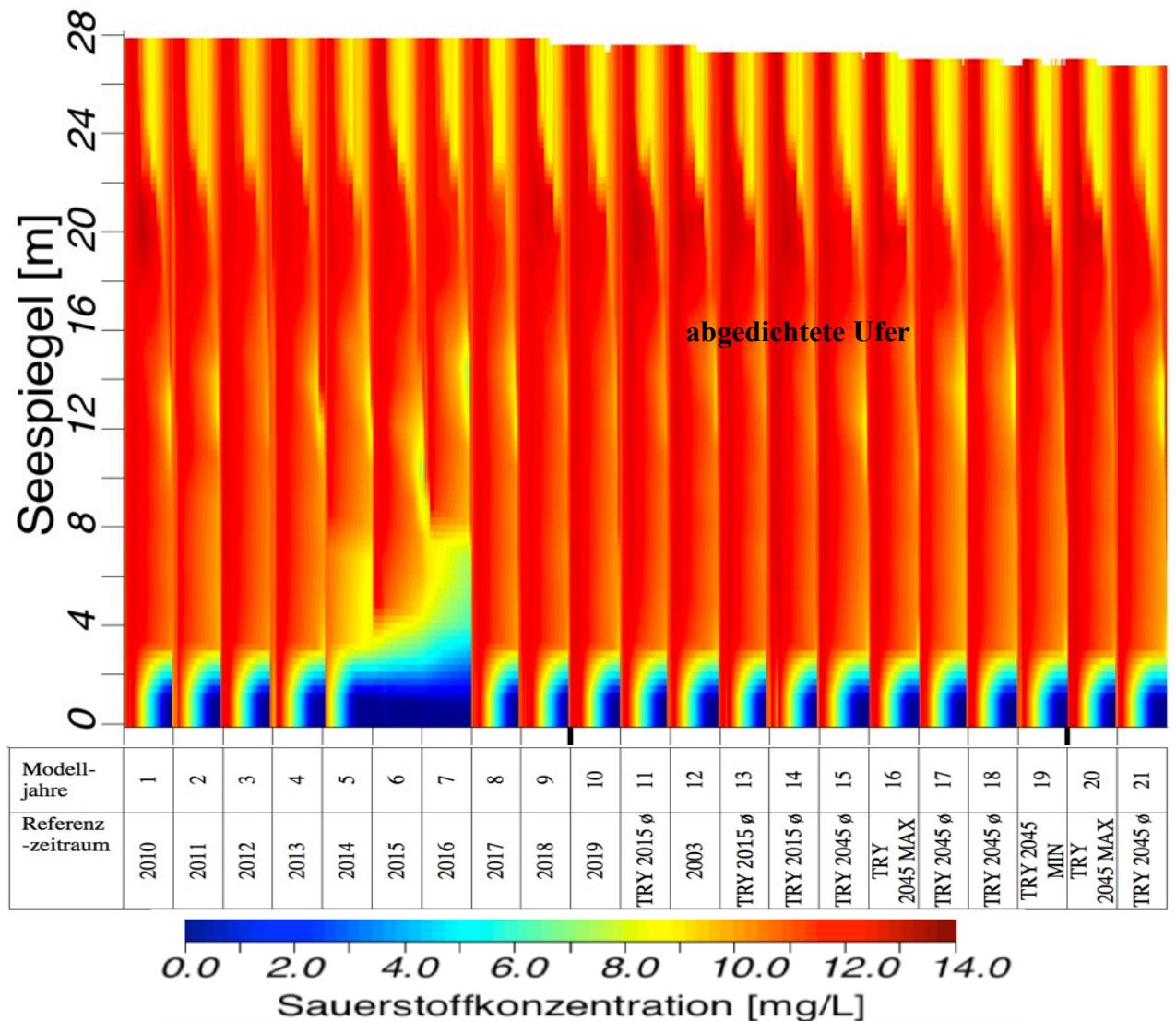


Abbildung 7.16: Simulation der Sauerstoffgehalte im Genehmigungszustand bei abgedichteten Ufern

Unter Bezug auf den Orientierungswert, demzufolge die sauerstoffarme Wasserschicht ($\leq 2 \text{ mg/l O}_2$) über Grund eine maximale Ausdehnung von 30 % der maximalen Tiefe einnehmen darf (vgl. Kapitel 2.2), ist auch bei zunehmenden Temperaturen aber nicht von möglichen Defiziten auszugehen.

Das in der Abbildung 7.17 dargestellte Simulationsergebnis für die Sauerstoffgehalte in der Wassertiefe von 56,6 m ü.NN zeigt deutlich höhere Sauerstoffgehalte zwischen 8 und 10 mg/l auch in den Stagnationsphasen an.

Prognose der Wasserqualität des entstehenden Sees

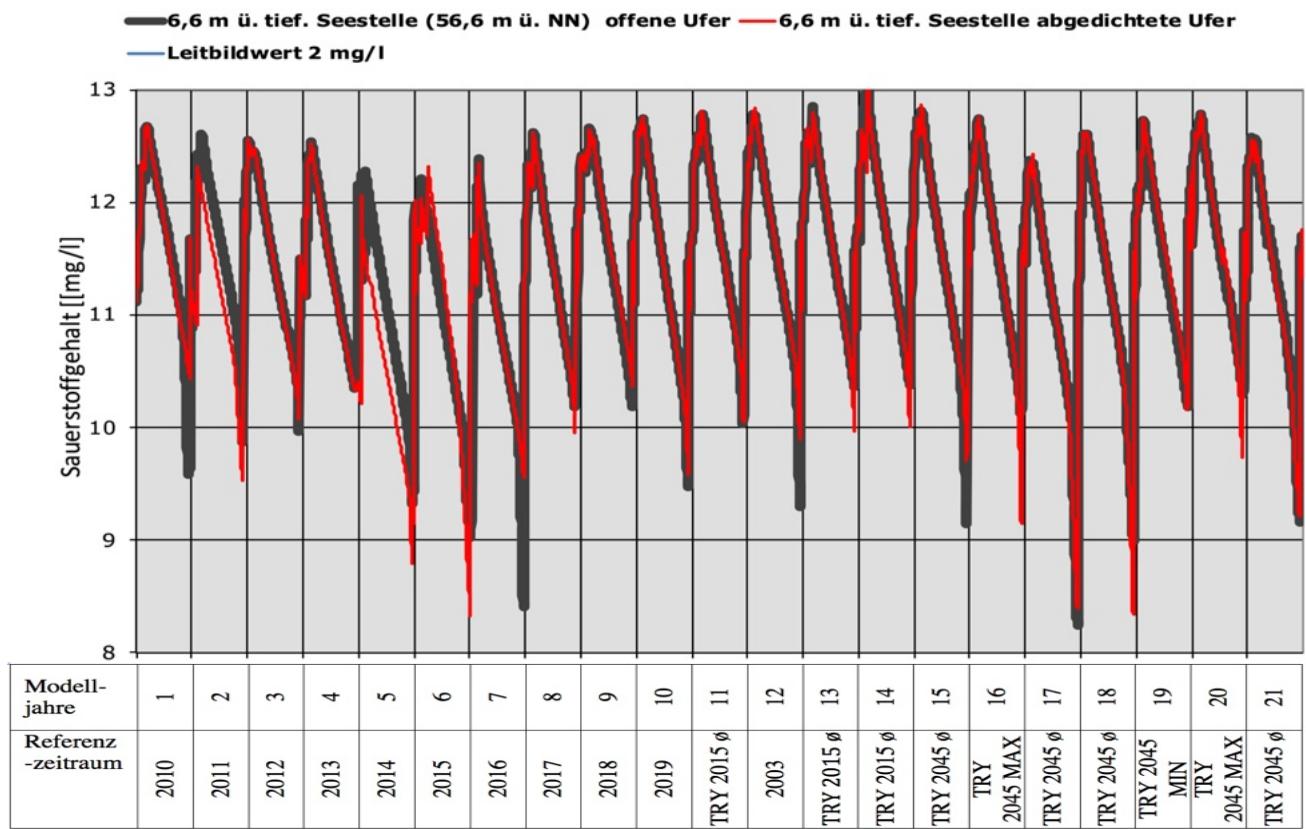


Abbildung 7.17: Simulation der Sauerstoffwerte im Genehmigungszustand im Tiefenbereich von 30 % der maximalen Wassertiefe über Grund (56,6 m ü.NN)

Die Unterschiede, die durch die Uferabdichtung und dem daraus folgenden geringeren Grundwasserzufluss entstehen, sind sehr gering. Bei einer stärkeren Abdichtung verringern sich die Sauerstoffwerte nur minimal (vgl. Tabelle 7.8).

Tabelle 7.8: Statistische Lageparameter der prognostizierten Sauerstoffwerte für den Genehmigungszustand in 56,6 m ü.NN

	56,6 m ü.NN offene Ufer	56,6 m ü.NN abgedichtete Ufer	Orientierungswert
Mittelwert (mg/l O ₂)	11,5	11,4	> 2 (LfU 2004)
Minimum (mg/l O ₂)	8,2	8,3	
Maximum (mg/l O ₂)	13,0	13,0	

7.3.2 Planungsvariante

In Bezug auf die Verhältnisse im Epilimnion und teilweise auch im Metalimnion berechnet das Modell für die Planungsvariante weitgehend ähnliche Sauerstoffverhältnisse wie für den Genehmigungszustand, also einen ausgeglichenen Sauerstoffhaushalt mit metalimnischen Sauerstoffmaxima im Frühjahr/Frühsommer (vgl. Abbildung 7.18 und Abbildung 7.19).

Der tiefe hypolimnische Wasserkörper wird allerdings stärker von zeitweiligen sauerstoffzehrenden Prozessen geprägt sein. Die sauerstofffreie Schicht über Grund kann sich auf eine Mächtigkeit von bis zu 35 m ausdehnen und wird auch in den Zirkulationsphasen nicht vollständig aufgelöst. Allerdings ist davon nur eine sehr kleinvolymige bodennahe Wasserschicht von wenigen 1000 m³ betroffen.

Von einer Verstärkung des hypolimnischen Sauerstoffdefizits durch den Klimawandel ist nicht auszugehen. Die ungünstigsten Bedingungen werden nicht für die Zukunftsreferenzwerte berechnet, sondern für die Jahre 2014 bis 2017.

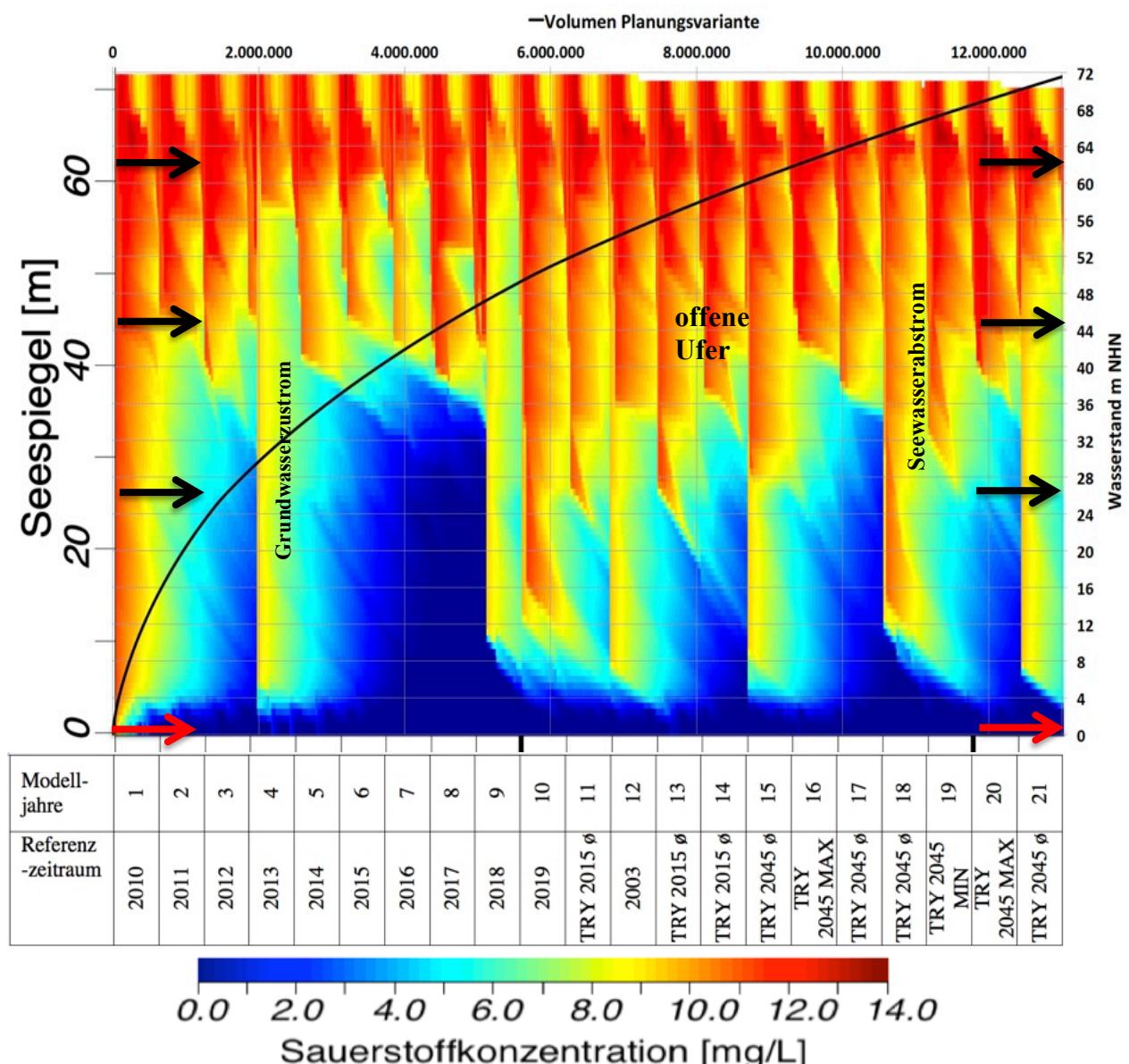


Abbildung 7.18: Simulation der Sauerstoffgehalte für die Planungsvariante bei offenen Ufern

Prognose der Wasserqualität des entstehenden Sees

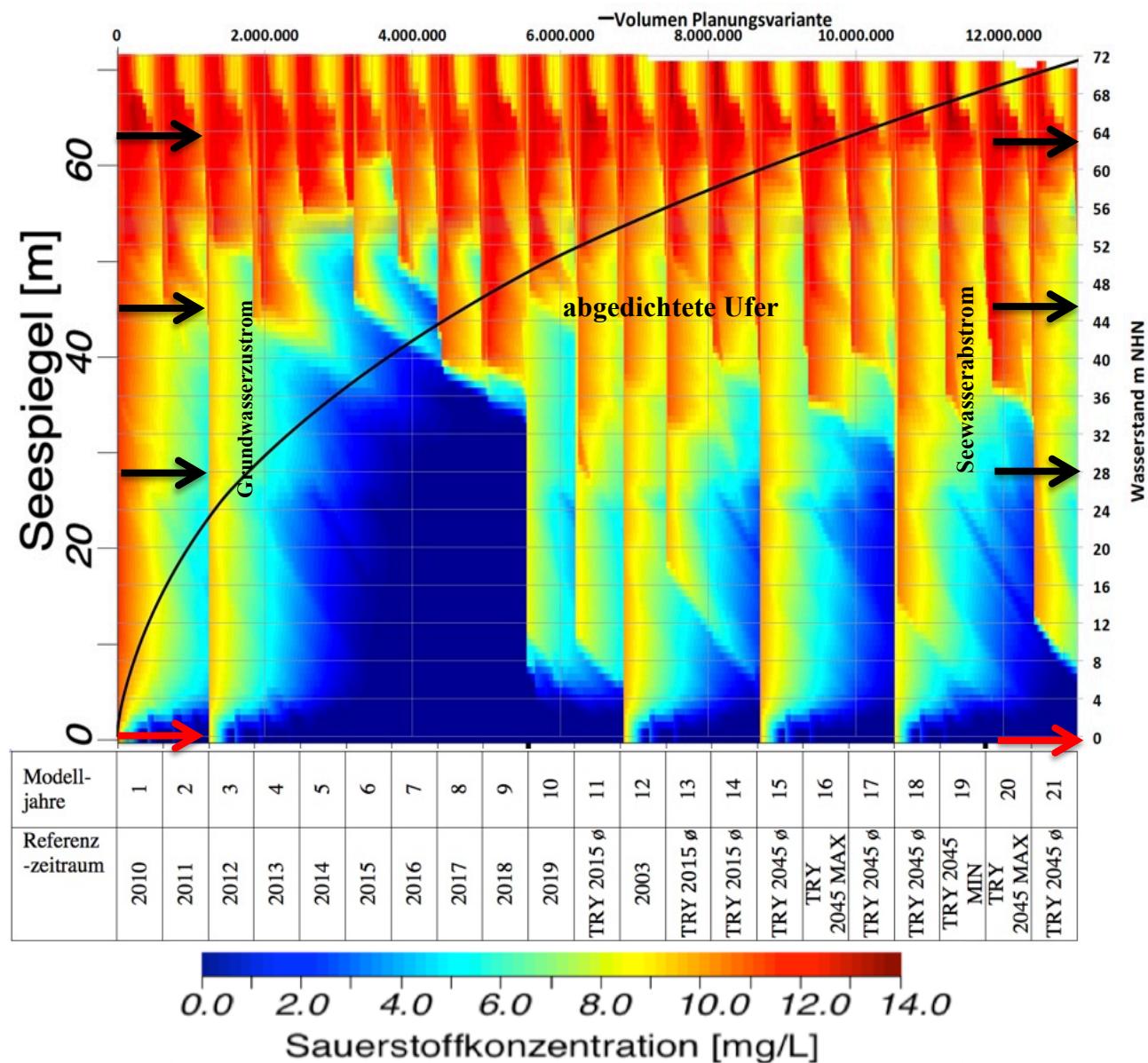


Abbildung 7.19: Simulation der Sauerstoffgehalte für die Planungsvariante bei abgedichteten Ufern

Die Verteilung der Sauerstoffwerte in der Tiefe wird in starkem Umfang auch von den Grundwasserzuflüssen (vgl. Tabelle 7.9) bestimmt.

Tabelle 7.9: Grundwasserzuflüsse in unterschiedlichen Tiefenstufen (Planungsvariante)

hydraulische Anbindung		Tiefenstufen			
		1 (OGWL)	2 (OGWL)	3 (OGWL)	4 (OGWL)
		Tiefenbereich [m. ü.NN]	72,9-54	54-36	36-18
offene Ufer	ø Tiefenlage [m. ü.NN]	63	45	27	0
	Grundwasserzufluss [m ³ /J]	430.331	244.242	150.302	69.783
abgedichtete Ufer	Seewasserabfluss [m ³ /J]	546.413	183.181	112.727	52.337
	Grundwasserzufluss [m ³ /J]	322.640	183.120	112.689	52.320
	Seewasserabfluss [m ³ /J]	409.840	137.508	84.517	38.905

Da das Grundwasser deutlich wärmer ist als das tiefe Seewasser, in welches es einströmt, löst es Vermischungsvorgänge aus. Diese beeinflussen die Sauerstoffgehalte in den einzelnen Tiefen-

schichten, zumal das zuströmende Grundwasser oxisch ist und Sauerstoff in den See einträgt. Aus diesem Effekt ergeben sich deutliche Schwankungen der Sauerstoffwerte im Tiefenprofil (vgl. Abbildung 7.20). In den Tiefenbereichen von 27 bis 62 m kommt es durch einströmungsverursachte Vermischungsvorgänge und den Sauerstoffeintrag mit dem Grundwasserzufluss zu einer Erhöhung der Sauerstoffgehalte.

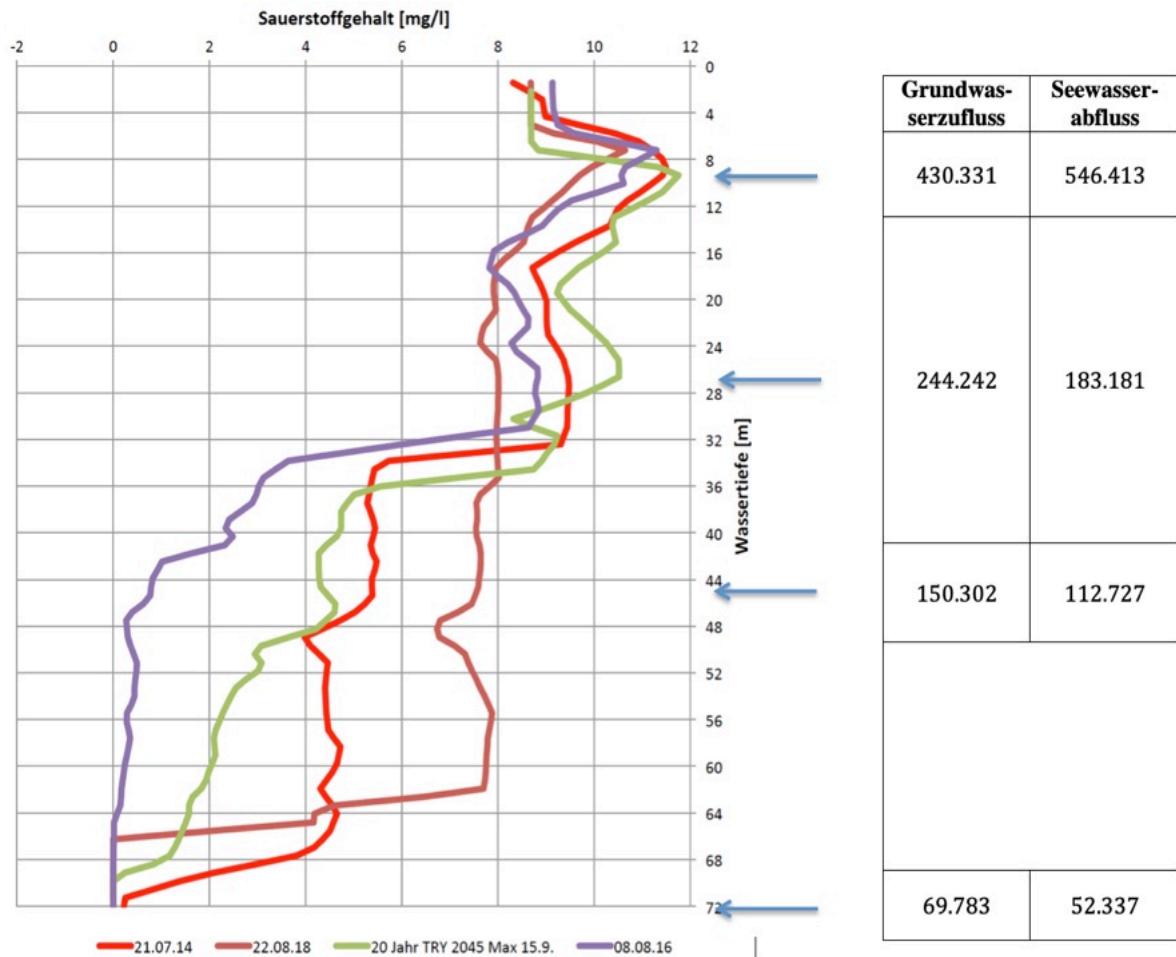


Abbildung 7.20: Aus dem Modellergebnis für die Planungsvariante abgeleitete Sauerstofftiefenprofile ausgewählter Stichtage bei offenen Ufern

Wenn man den Orientierungswert zugrunde legt, demzufolge die sauerstoffarme Wasserschicht ($\leq 2 \text{ mg/l O}_2$) über Grund nur eine maximale Ausdehnung von 30 % der maximalen Tiefe einnehmen darf (vgl. Abbildung 7.21), weist das Modell für ca. 30% der berechneten Tageswerte eine Überschreitung des Orientierungswertes aus.

Auch hiervon sind allerdings weniger die Zukunftsreferenzjahre betroffen als der Referenzzeitraum von 2014 bis 2018. Wenn man zusätzlich berücksichtigt, dass das Wasservolumen des betroffenen tiefsten Seebereichs sehr gering ist, spricht dieses Ergebnis nicht gegen eine Umsetzung der Planungsvariante.

Prognose der Wasserqualität des entstehenden Sees

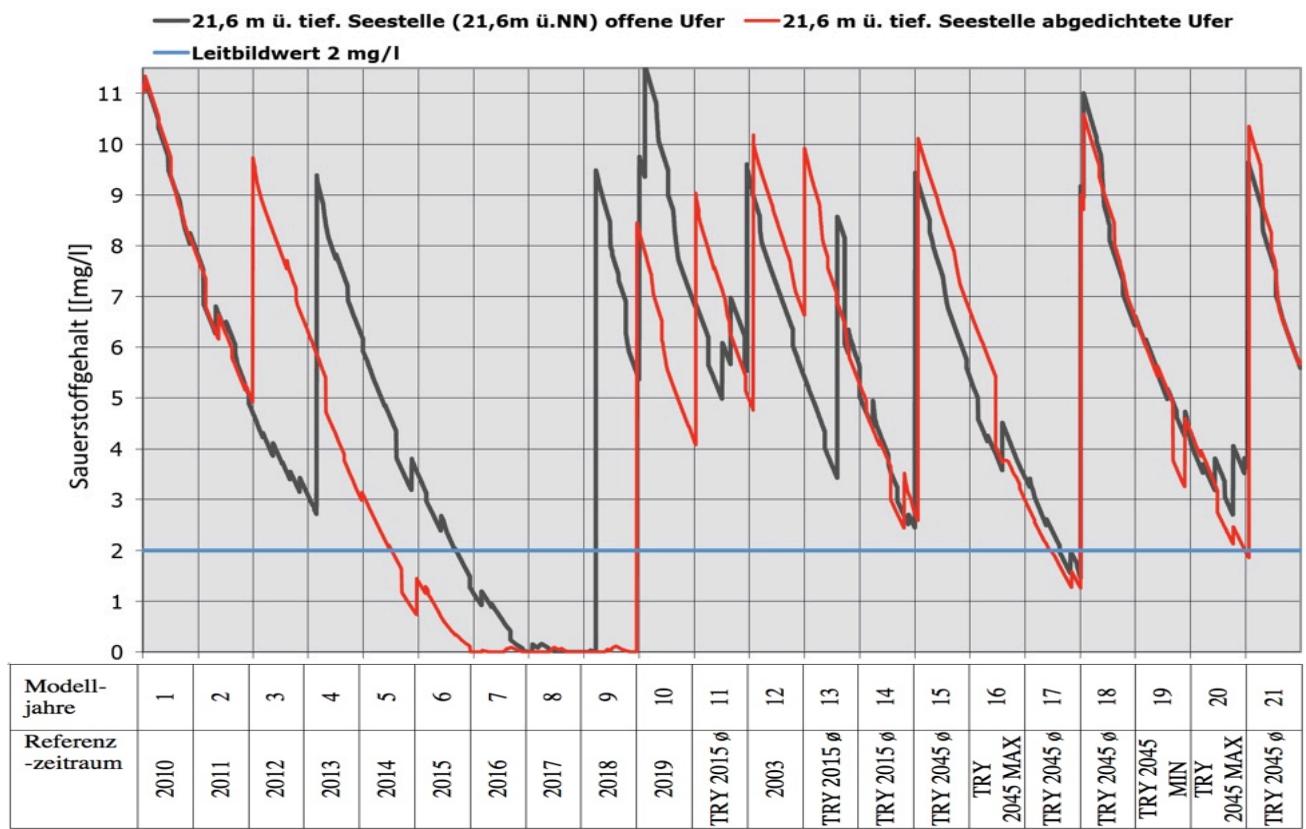


Abbildung 7.21: Simulation der Sauerstoffwerte für die Planungsvariante im Tiefenbereich von 30 % der maximalen Wassertiefe über Grund (21,6 m ü.NN)

Mit einer stärkeren Uferabdichtung wird sich nur eine geringe Verminderung der Sauerstoffgehalte einstellen (vgl. Tabelle 7.10).

Tabelle 7.10: Statistische Lageparameter der prognostizierten Sauerstoffwerte für die Planungsvariante in 21,6 m ü.NN

	21,6 m ü.NN offene Ufer	21,6 m ü.NN abgedichtete Ufer	Orientierungswert
Mittelwert (mg/l O ₂)	5,2	4,9	> 2
Minimum (mg/l O ₂)	0,0	0,0	
Maximum (mg/l O ₂)	11,6	11,3	

7.4 Phosphorgehalte im Wasserkörper

7.4.1 Genehmigungszustand

Die Phosphorwerte des Seewassers erreichen nach der Befüllung des Beckens analog zu den moderaten bis leicht erhöhten ortho-Phosphat- und Phosphorgehalten im Grundwasser nur geringe Konzentrationen (vgl. Abbildung 7.22 und Abbildung 7.23).

Mit den höchsten Werten im Epilimnion ist während der Winterzirkulation, also bei Volldurchmischung, zu rechnen. Für die Stagnationsphasen ermittelt das Modell niedrigere Phosphorgehalte in der belichteten (trophogenen) Zone.

Insgesamt ergibt sich nach Einstau für den Genehmigungszustand sowohl bei offenen wie bei abgedichteten Ufern nur eine geringe Phosphoranreicherung.

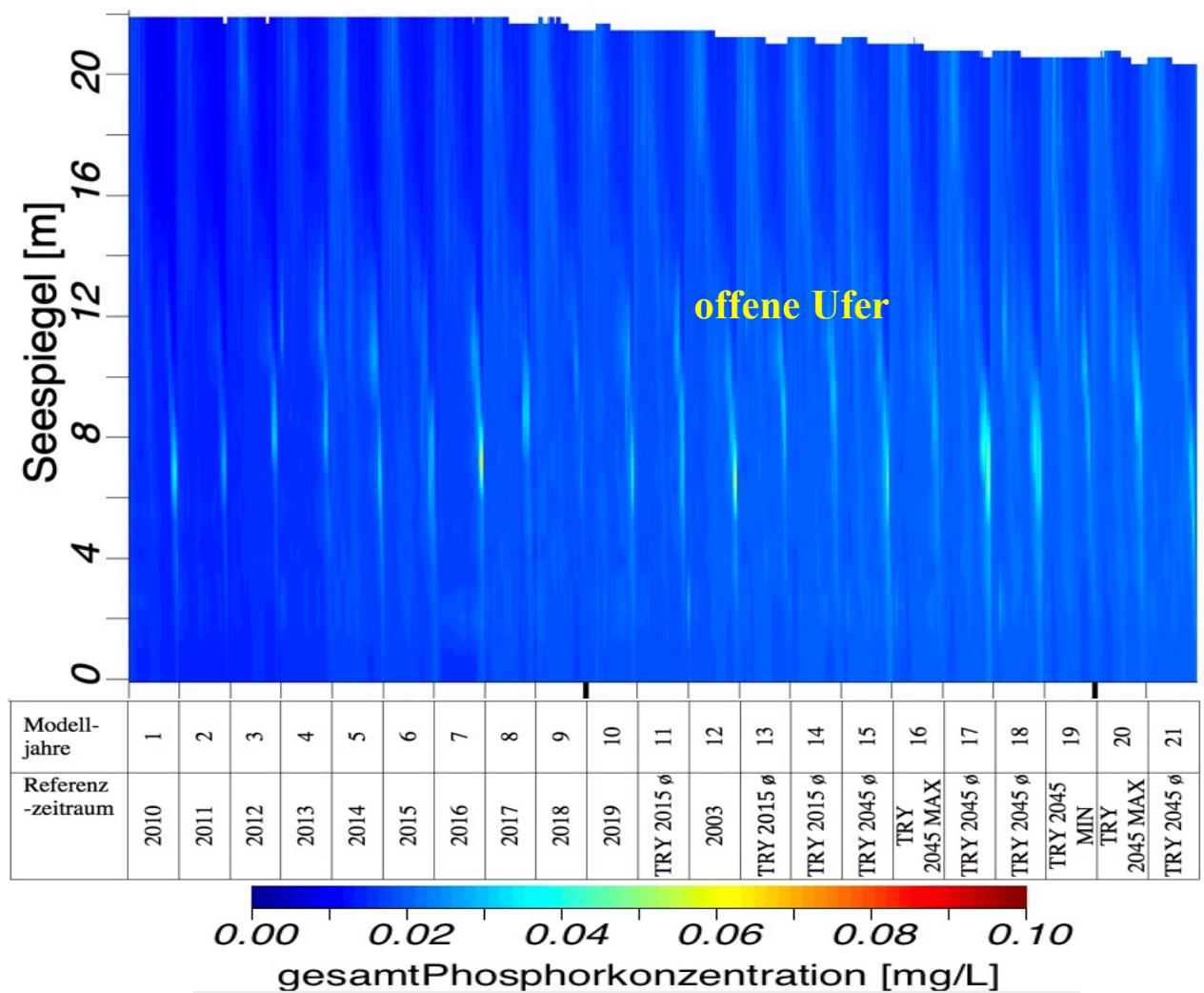


Abbildung 7.22: Phosphorsimulation im Genehmigungszustand bei offenen Ufern

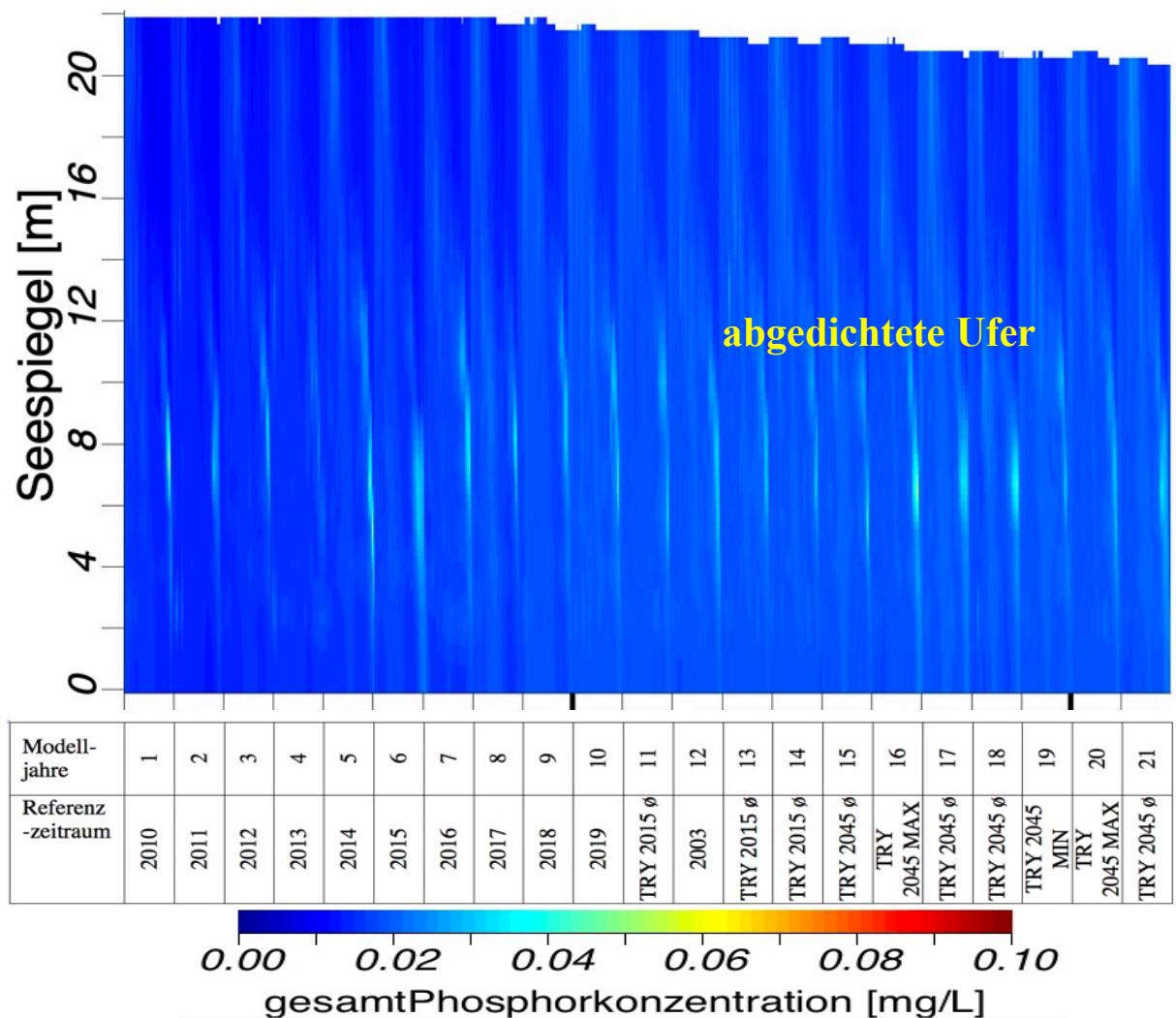


Abbildung 7.23: Phosphorsimulation im Genehmigungszustand bei abgedichteten Ufern

Der gesetzte Orientierungswert (vgl. Kapitel 2.1) wird stets deutlich eingehalten, wie das in der Abbildung 7.24 dargestellte Simulationsergebnis zeigt.

Die Phosphorkonzentrationen in der trophogenen Zone unterliegen einem Schwankungsmuster, es kommt aber nicht zu einem relevanten, fortgesetzten Anstieg im Zusammenhang mit insgesamt ansteigenden Temperaturen. Vielmehr pendeln sich die Werte auf einem leicht erhöhten Niveau stabil ein.

Prognose der Wasserqualität des entstehenden Sees

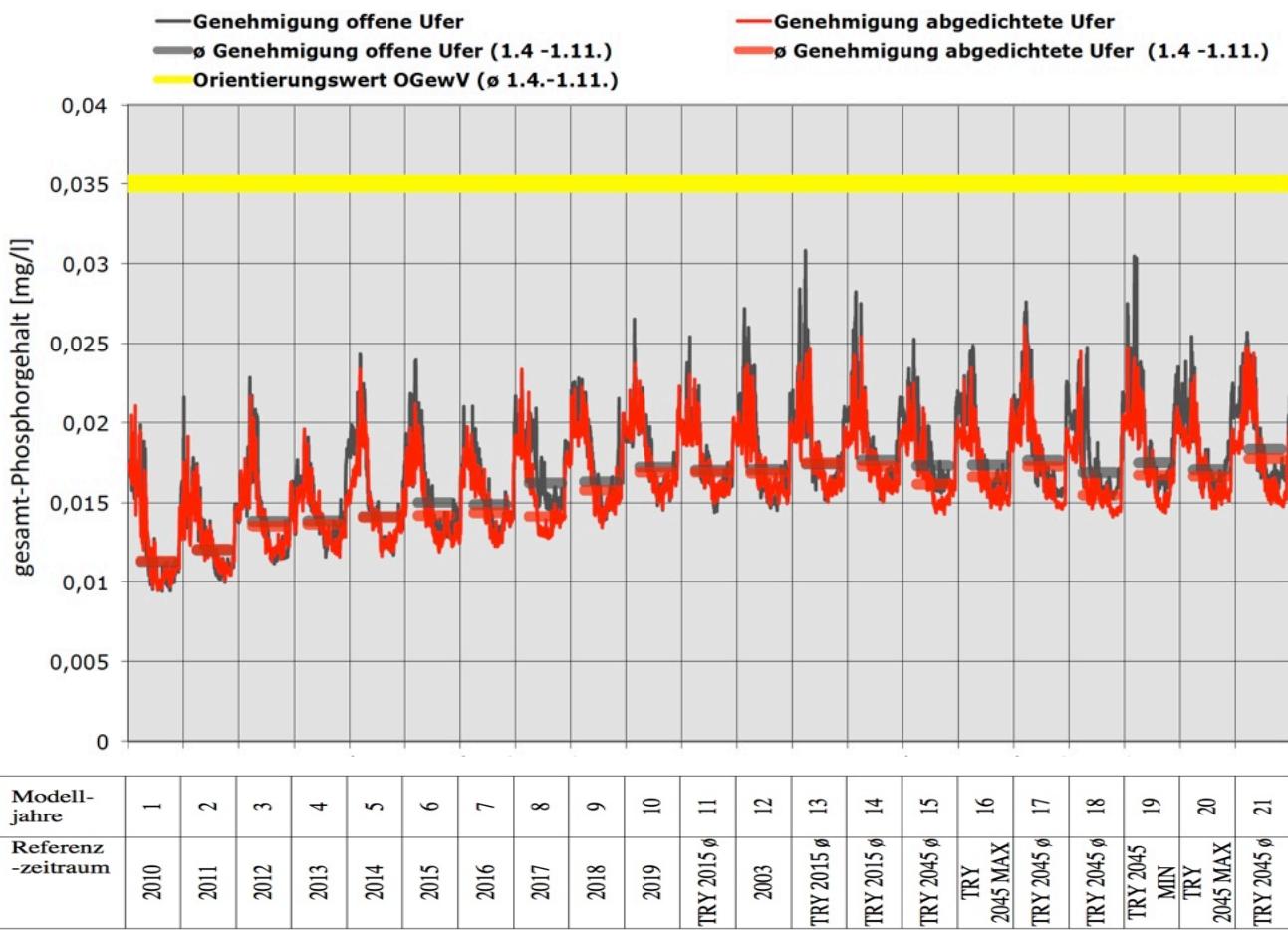


Abbildung 7.24: Simulation der Phosphorgehalte in der trophogenen Zone unter Bezug auf den leitbildkonformen Zielwert (Genehmigungszustand)

Der Einfluss einer stärkeren Uferabdichtung auf die Phosphorgehalte des Seewassers ist gering. Tendenziell ergeben sich infolge der leicht rückläufigen externen Belastung bei abgedichteten Ufern etwas niedrigere Phosphorgehalte (vgl. Tabelle 7.11).

Tabelle 7.11: Statistische Lageparameter der prognostizierten Phosphorgehalte für den Genehmigungszustand im Epilimnion (Saisonmittel)

	Epilimnion offene Ufer	Epilimnion abgedichtete Ufer	Orientierungswert
Mittelwert (mg/l P)	0,016	0,015	> 0,035 (OGewV 2016)
Minimum (mg/l P)	0,011	0,011	
Maximum (mg/l P)	0,018	0,018	

7.4.2 Planungsvariante

Nach Umsetzung der Planungsvariante werden die Phosphorgehalte im Seewasser ein etwas höheres Ausmaß annehmen als im Genehmigungszustand.

Dies ergibt sich aus der höheren Wasserumsatzrate und dem ungünstigeren Sauerstoffhaushalt, der die Phosphorrücklösung aus dem Sediment fördert. Wie im Genehmigungszustand erreichen die Phosphorgehalte im Epilimnion während der Winterzirkulation die höchsten Werte.

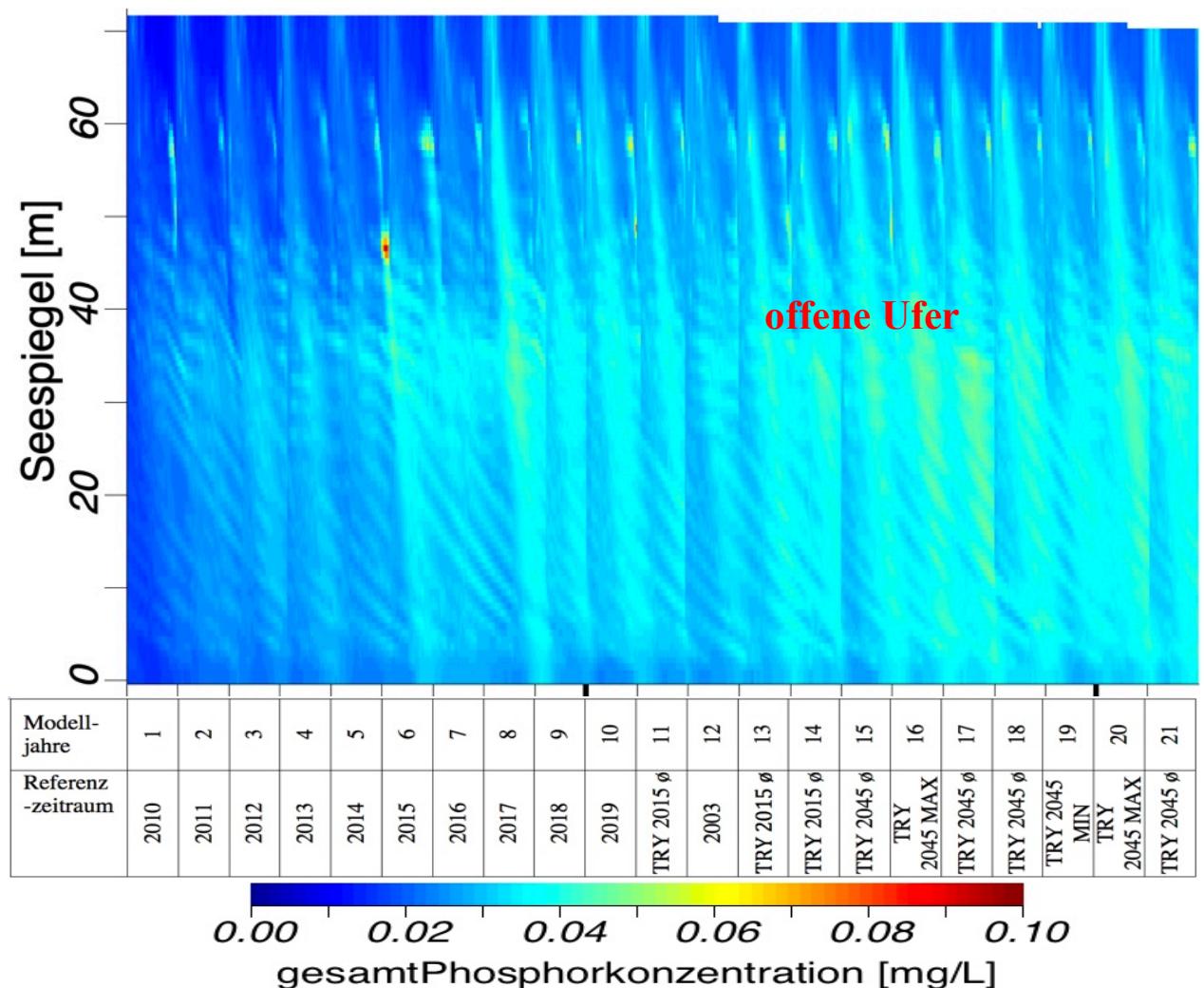


Abbildung 7.25: Phosphorsimulation im Genehmigungszustand bei offenen Ufern

Nach einem Anstieg der Phosphorgehalte in den ersten Jahren des Referenzzeitraums ergibt sich ein stabiler Zustand etwa ab dem 8. bis 9. Modelljahr. Danach ist kein weiterer Anstieg festzustellen.

Schwankungen ergeben sich durch Belastungszunahmen in heißen Jahren, die durch vermehrte Rücklösung von Sedimentphosphor bei Sauerstoffarmut über Grund und eine intensivere Algenentwicklung verursacht werden.

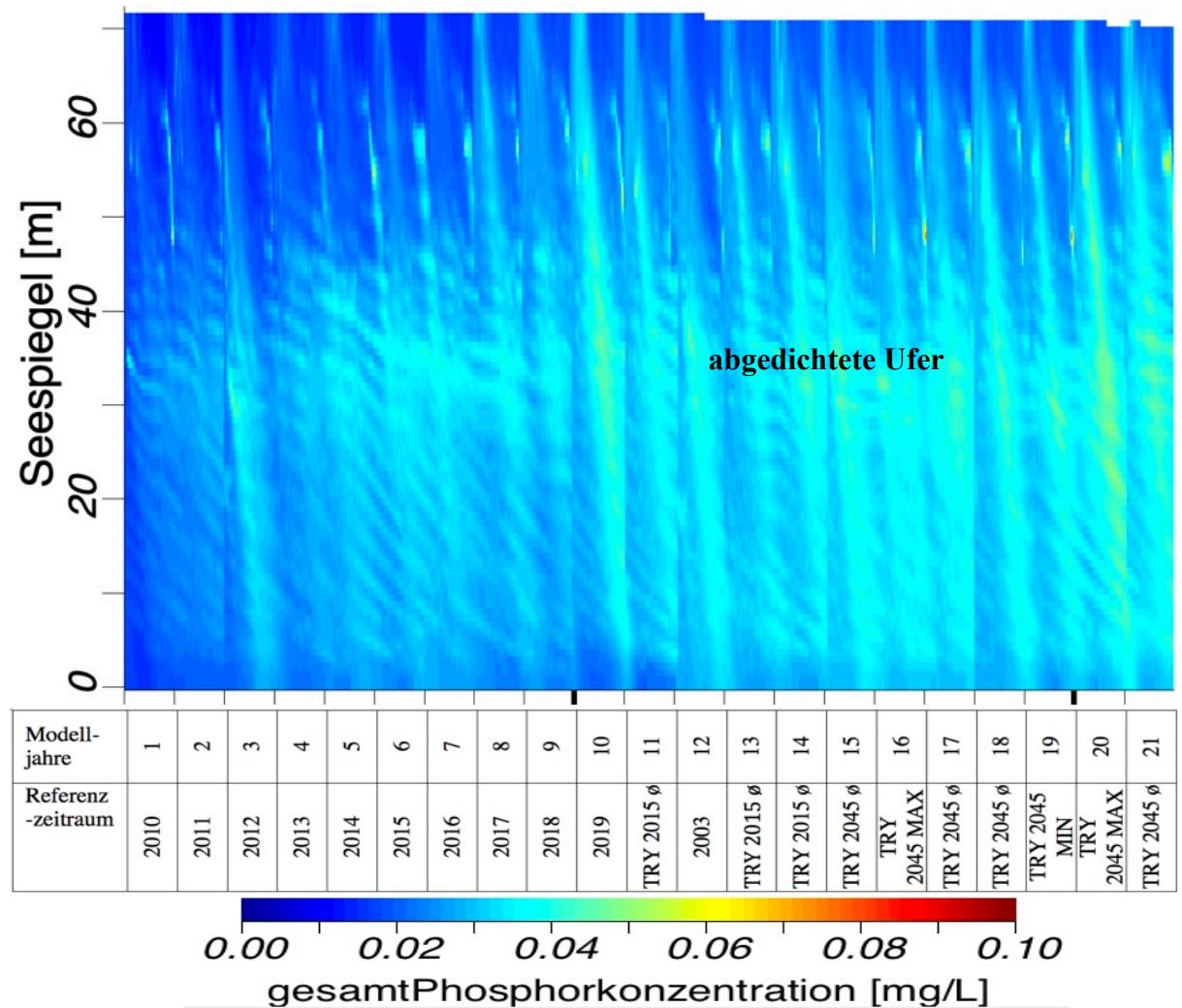


Abbildung 7.26: Phosphorsimulation im Genehmigungszustand bei abgedichteten Ufern

Sowohl bei offenen wie auch bei abgedichteten Ufern bleibt die Phosphorbelastung des Seewassers moderat. Der Orientierungswert für das Saisonmittel wird immer eingehalten (vgl. Abbildung 7.27).

Die stärkere Uferabdichtung übt nur eine sehr geringe Wirkung auf die Phosphorgehalte des Seewassers aus. Wie beim Genehmigungszustand führt die leicht niedrigere externe Belastung bei abgedichteten Ufern zu etwas geringeren Phosphorgehalten (vgl. Tabelle 7.12).

Tabelle 7.12: Statistische Lageparameter der prognostizierten Phosphorgehalte für die Planungsvariante im Epilimnion (Saisonmittel)

	Epilimnion offene Ufer	Epilimnion abgedeckte Ufer	Orientierungswert
Mittelwert (mg/l P)	0,019	0,018	> 0,035 (OGewV 2016)
Minimum (mg/l P)	0,012	0,012	
Maximum (mg/l P)	0,022	0,022	

Prognose der Wasserqualität des entstehenden Sees

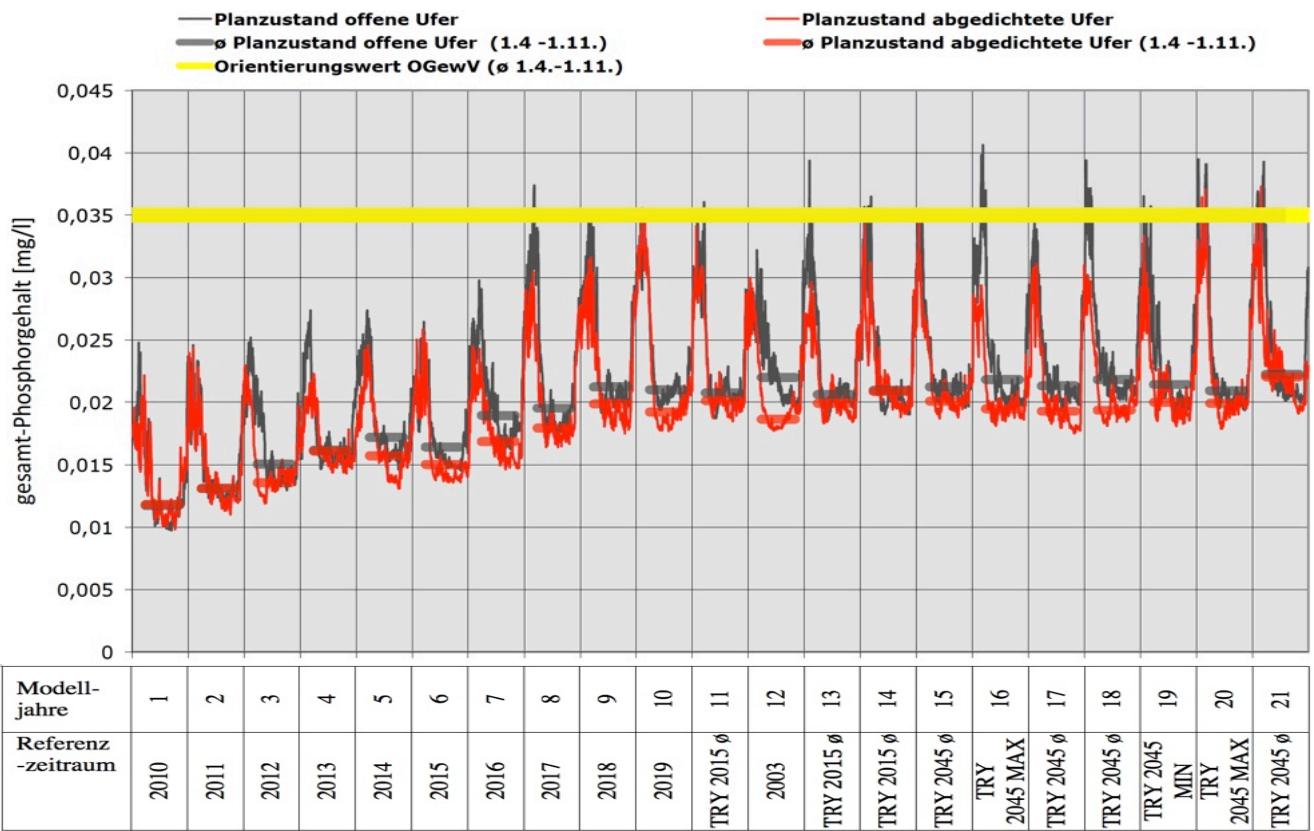


Abbildung 7.27: Simulation der Phosphorgehalte in der trophogenen Zone unter Bezug auf den leitbildkonformen Zielwert (Planungsvariante)

7.5 Chlorophyll-a Gehalte im Seewasser

7.5.1 Genehmigungszustand

Aufgrund der moderaten Phosphorgehalte im Seewasser bleibt auch die Planktonentwicklung begrenzt (vgl. Abbildung 7.28 und Abbildung 7.29).

Mit einer Ausdehnung bis in ca. 12 m Wassertiefe werden die Maxima im Frühjahr und Frühsommer erreicht. Die Planktonverteilung begünstigt das metalimnische Sauerstoffmaximum (vgl. Kapitel 7.3) und ist typisch für von Klarwasserphasen geprägte, mesotrophe Seen.

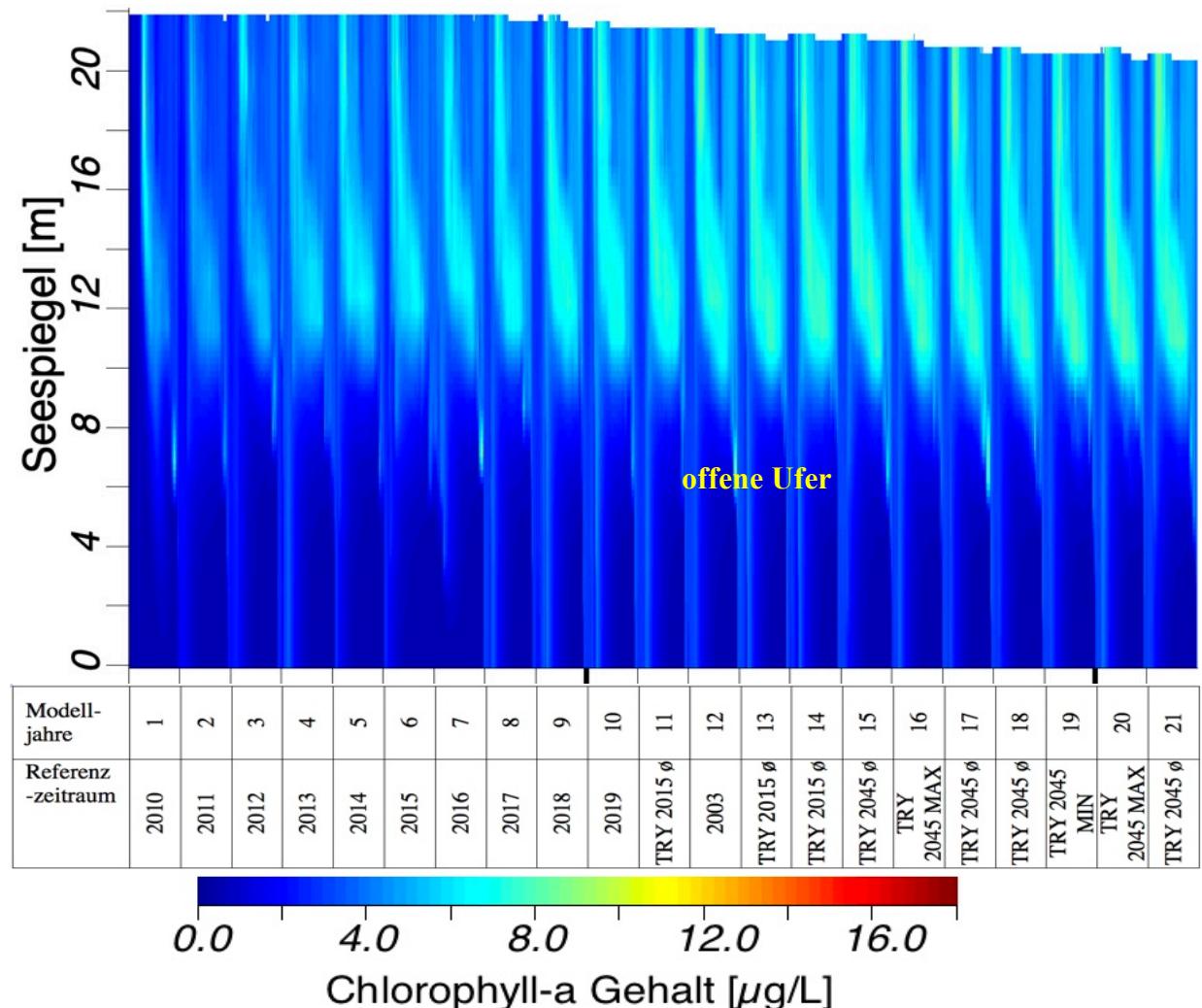


Abbildung 7.28: Chlorophyll-a Simulation im Genehmigungszustand bei offenen Ufern

Die Planktonentwicklung ist stark witterungsabhängig und nimmt bei höheren Temperaturen zu. Insgesamt ist in wärmeren Jahren mit einem Anstieg zu rechnen, der sich aber nicht kontinuierlich fortsetzt, sondern auf einem etwas höheren Niveau stabil bleibt.

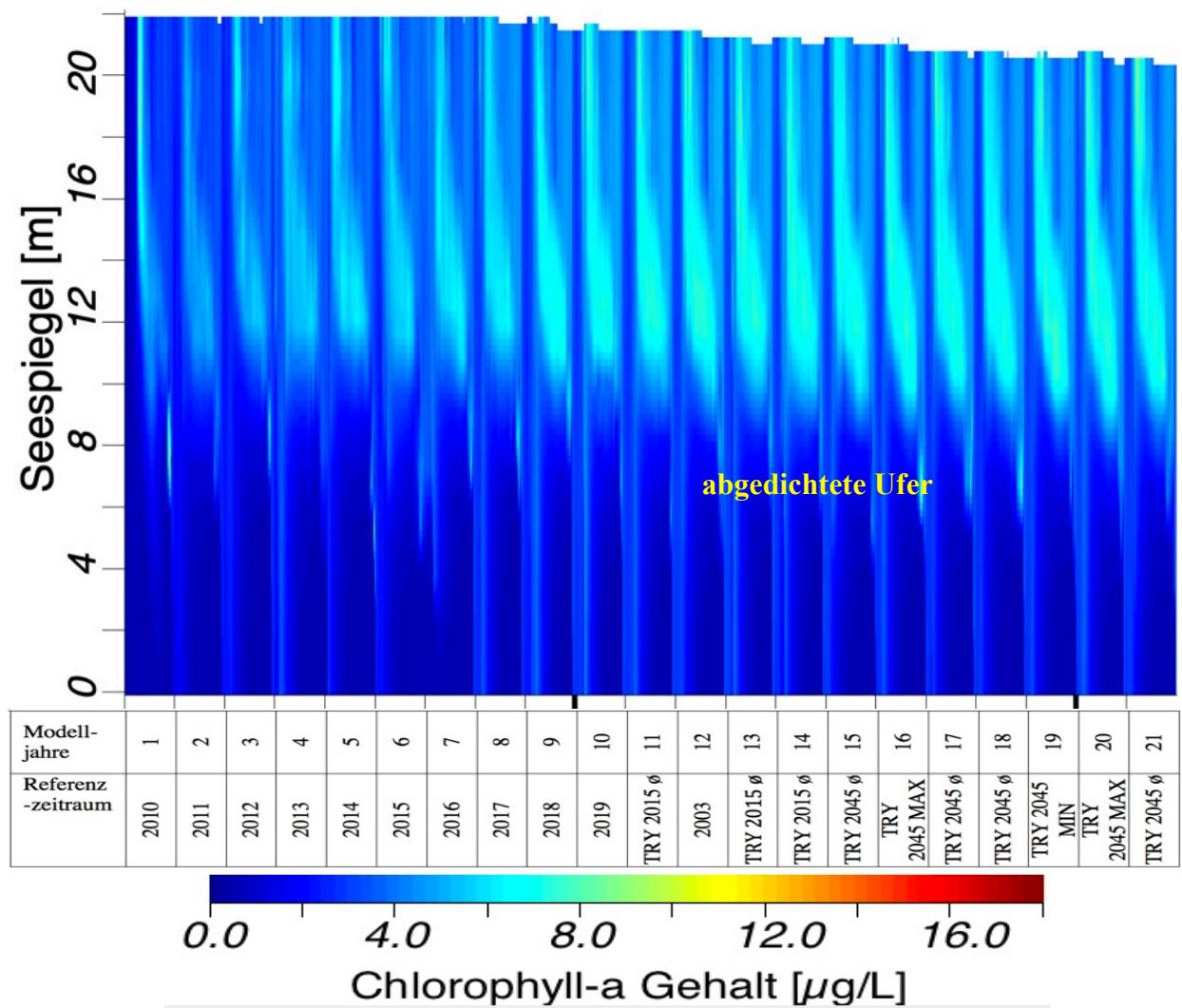


Abbildung 7.29: Chlorophyll-a Simulation im Genehmigungszustand bei abgedichteten Ufern

Für die Chlorophyll-a Gehalte im Epilimnion weist das Modell Werte deutlich innerhalb des gesetzten Orientierungsrahmens (vgl. Kapitel 2.3) aus.

Die maßgeblichen Saisonmittelwerte lassen eine Einordnung sogar im unteren mesotrophen Bereich zu (vgl. Abbildung 7.30).

Prognose der Wasserqualität des entstehenden Sees

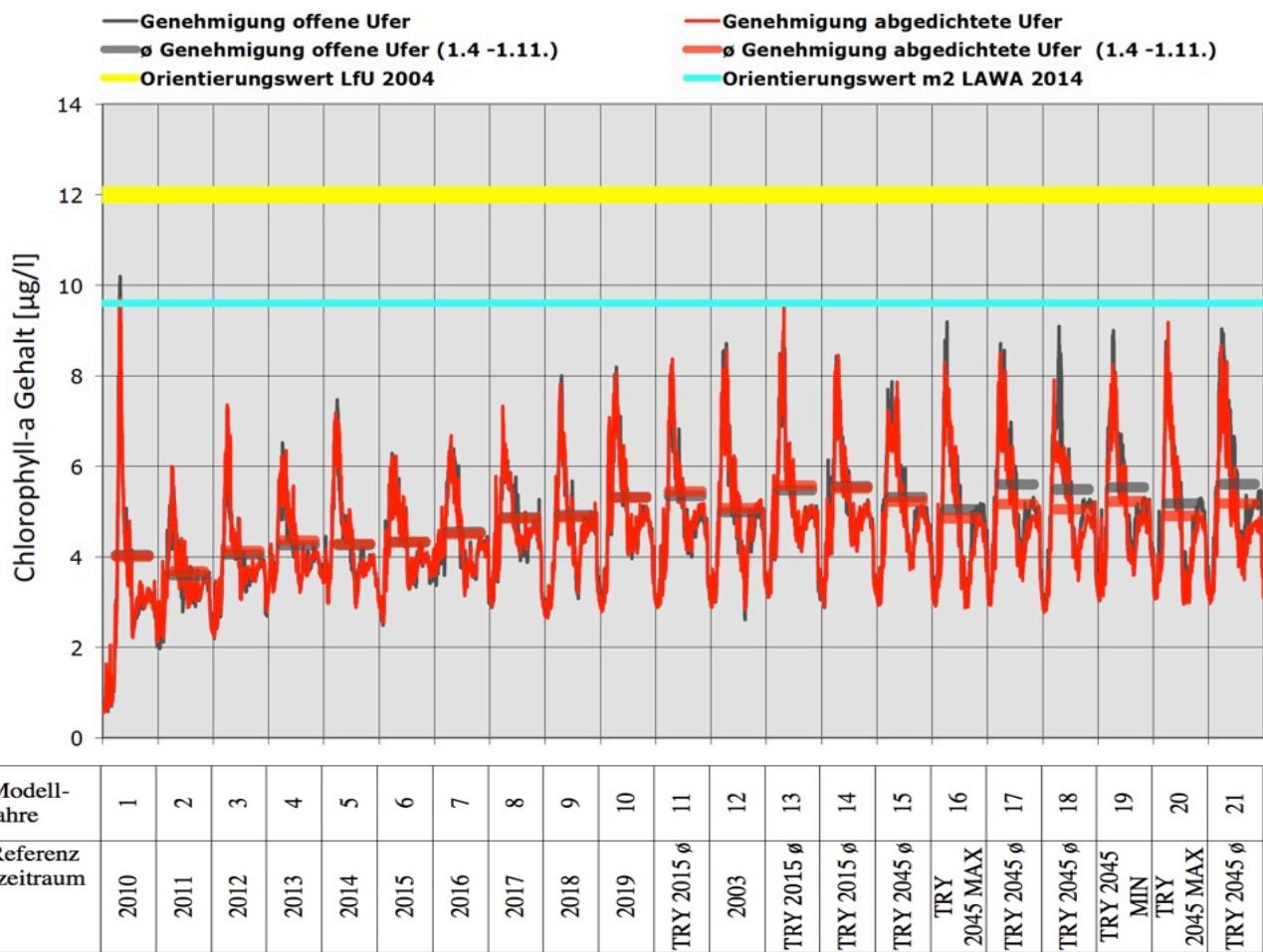


Abbildung 7.30: Simulation der Chlorophyll-a Gehalte in der trophogenen Zone unter Bezug auf den leitbildkonformen Zielwert (Genehmigungszustand)

Tendenziell führen eine stärkere Uferabdichtung und die Verringerung der Wasseraustauschrate zu einer schwächeren Algenentwicklung. Die Unterschiede zur Algenentwicklung bei offenen Ufern sind aber minimal.

Tabelle 7.13: Statistische Lageparameter der für den Genehmigungszustand prognostizieren Chlorophyll-a Werte im Epilimnion (Saisonmittelwert)

	Epilimnion offene Ufer Saisonwerte	Epilimnion abgedichtete Ufer Saisonwerte	Orientierungswert
Mittelwert (mg/l Chl-a)	4,92	4,83	< 12 (LfU 2004) < 9,6 (LAWA 2014)
Minimum (mg/l Chl-a)	3,60	3,67	
Maximum (mg/l Chl-a)	5,61	5,57	

7.5.2 Planungsvariante

Analog zu den moderaten Phosphorgehalten im Seewasser auch nach Umsetzung der Planungsvariante wird die Algenentwicklung ebenfalls ein geringes, für mesotrophe Seen typisches Ausmaß annehmen (vgl. Abbildung 7.31 und Abbildung 7.32).

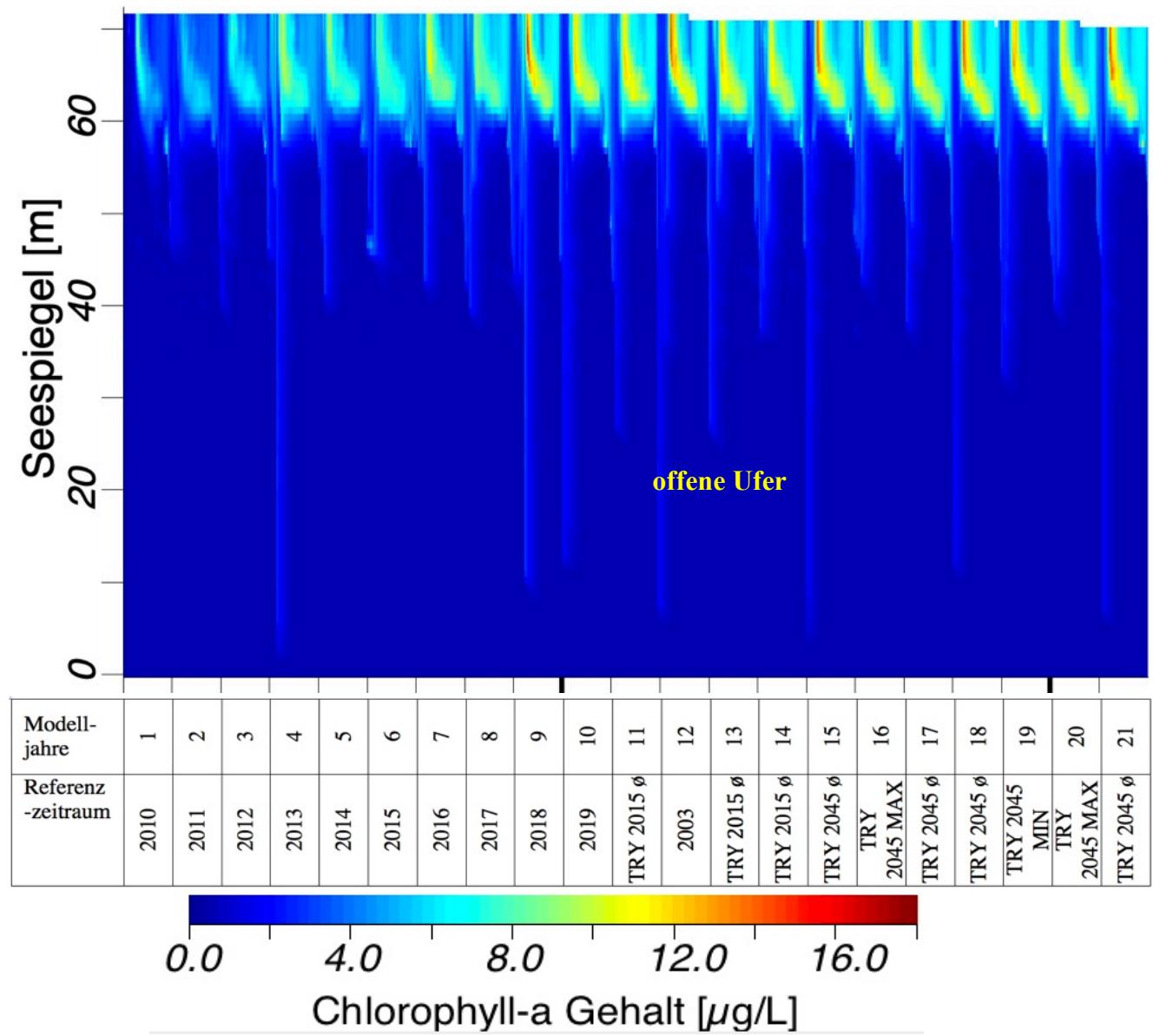


Abbildung 7.31: Chlorophyll-a Simulation für die Planungsvariante bei offenen Ufern

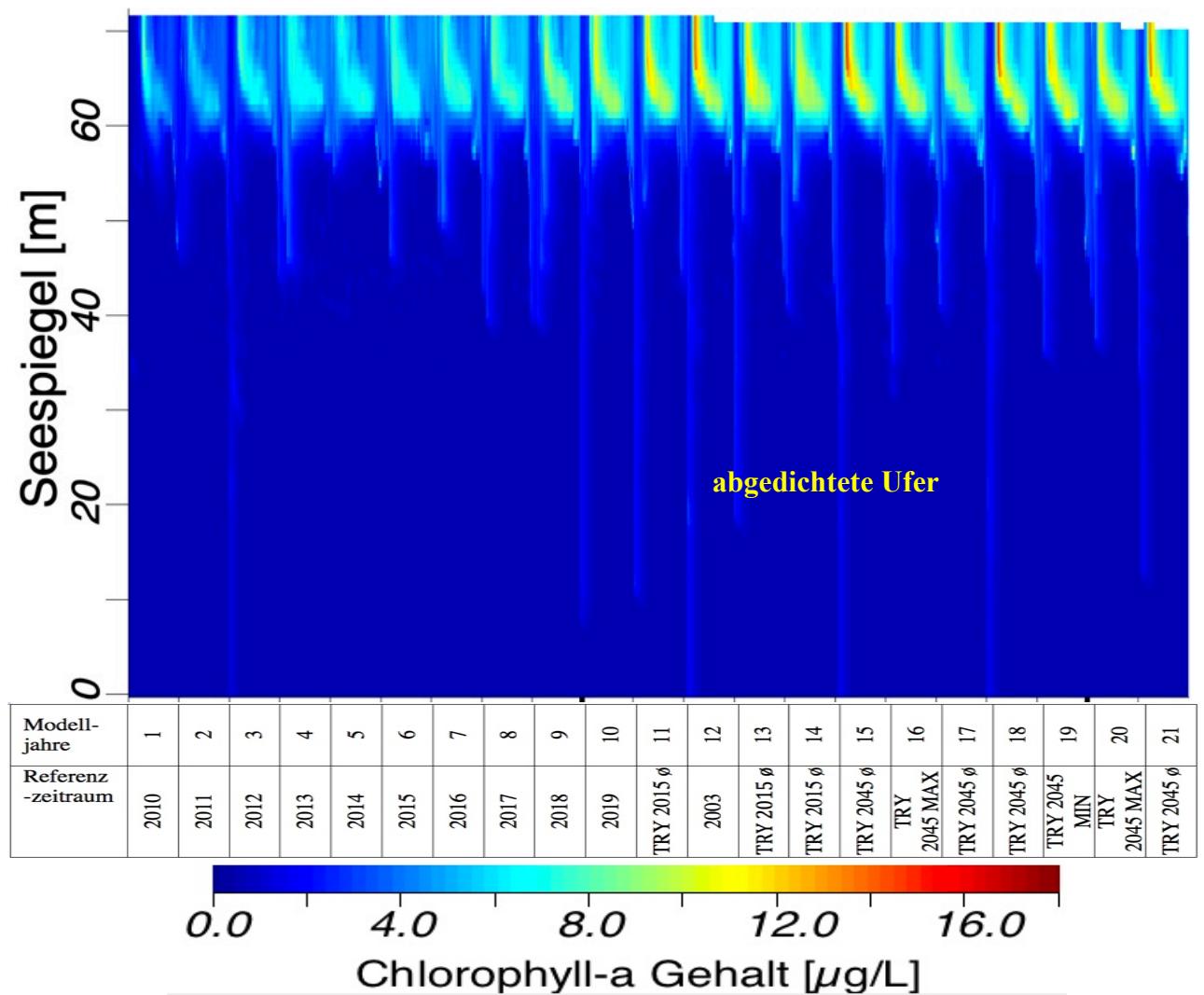


Abbildung 7.32: Chlorophyll-a Simulation für die Planungsvariante bei abgedichteten Ufern

Die Planktonentwicklung ist stark witterungsabhängig und nimmt bei höheren Temperaturen zu, so dass generell in wärmeren Jahren mit einem Anstieg zu rechnen ist.

Trotz des höheren Niveaus im Vergleich zu den Prognosewerten für den Genehmigungszustand werden die Saisommittelwerte der Chlorophyll-a Gehalte im Epilimnion auch nach Umsetzung der Planungsvariante stets deutlich im Bereich der gesetzten Orientierungswerte liegen (vgl. Abbildung 7.33).

Prognose der Wasserqualität des entstehenden Sees

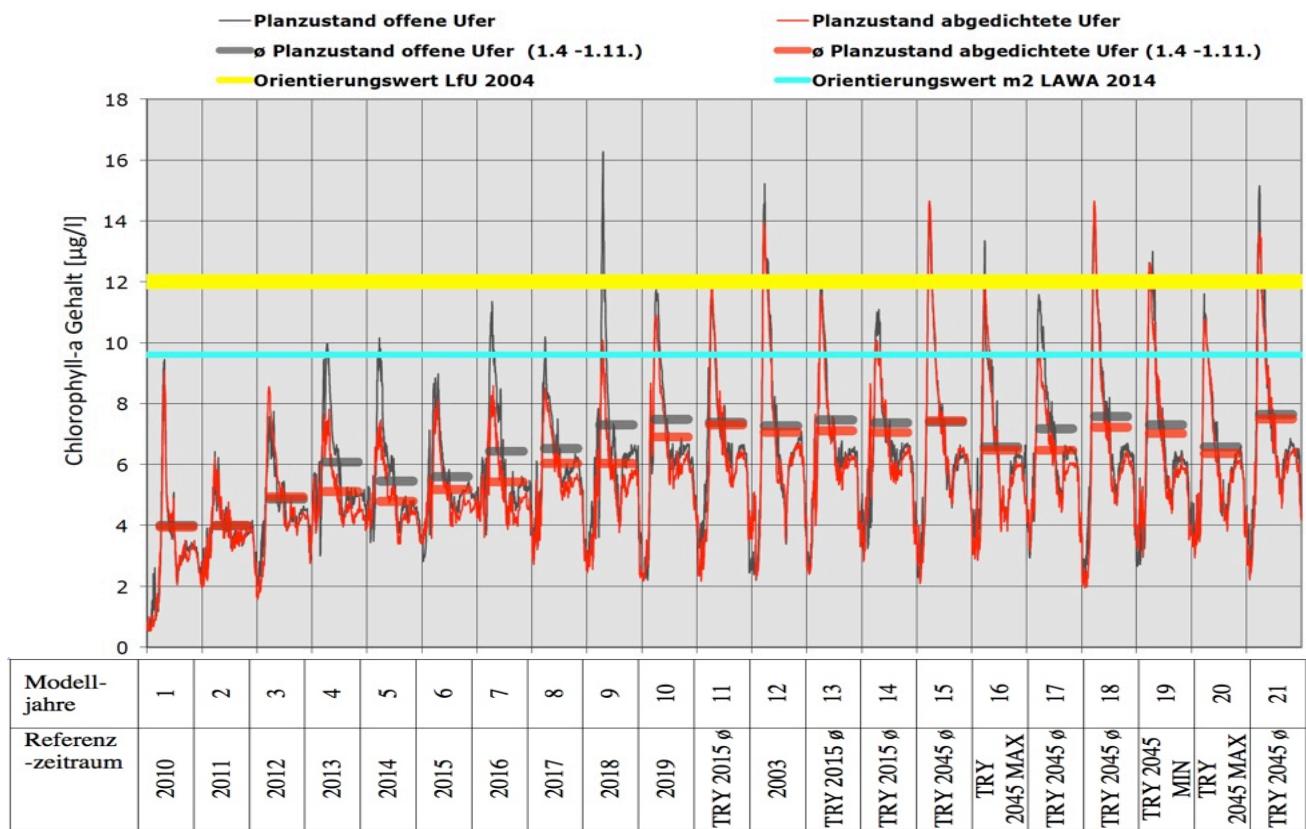


Abbildung 7.33: Simulation der Chlorophyll-a Gehalte in der trophogenen Zone unter Bezug auf den leitbildkonformen Zielwert (Planungsvariante)

Wie beim Genehmigungszustand ergibt sich auch für die Planungsvariante eine leichte Verminde-
rung der Algenentwicklung infolge der stärkeren Uferabdichtung und der Verringerung der Was-
seraustauschrate.

Tabelle 7.14: Statistische Lageparameter der für die Planungsvariante prognostizieren Chlorophyll-a Werte im Epilimnion

	Epilimnion offene Ufer Saisonwerte	Epilimnion abgedichtete Ufer Saisonwerte	Orientierungswert
Mittelwert (mg/l Chl-a)	6,54	6,16	< 12 (LfU 2004) < 9,6 (LAWA 2014)
Minimum (mg/l Chl-a)	3,99	3,94	
Maximum (mg/l Chl-a)	7,64	7,49	

7.6 Sichttiefenwerte

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 oberflächliche Trübstoffeinträge wird die Sichttiefe maßgeblich von der Menge schwebender Organismen (Plankton), insbesondere von Algen, bestimmt.

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

$$\text{Sichttiefe SD [m]} = 1,6 / (\text{Extinktionskoeffizient} * \text{m}^{-1})$$

7.6.1 Genehmigungszustand

Die Modellsimulationen ergeben sowohl für den Genehmigungszustand mit offenen Ufern und folglich etwas stärkerem Grundwasserzufluss als auch mit abgedichteten Ufern einen leitbildkonformen Zustand. Die Mindestanforderung von 2,5 m Sichttiefe wird immer sehr deutlich überschritten, wobei die Saisonmittelwerte als maßgebliche Größen zugrunde zu legen sind (vgl. Abbildung 7.34).

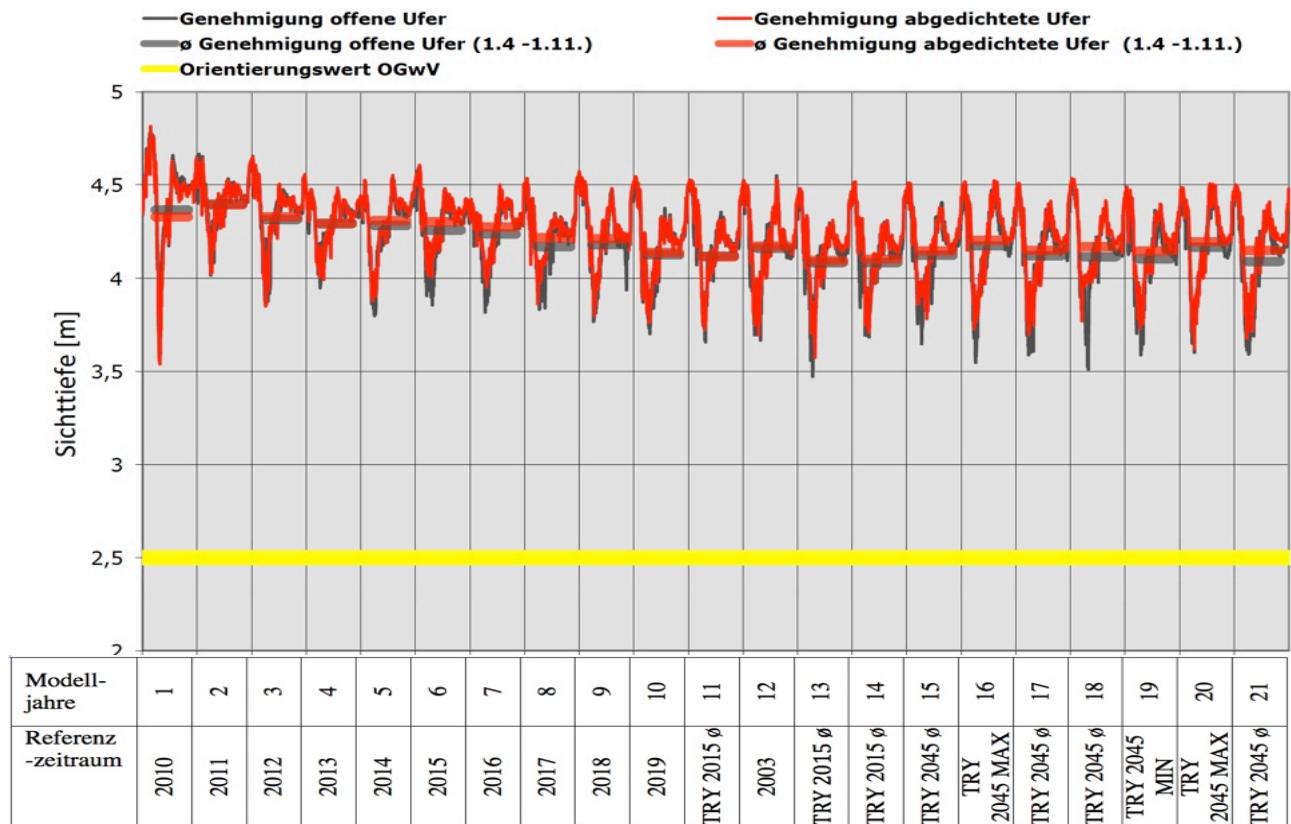


Abbildung 7.34: Simulation der Sichttiefenwerte unter Bezug auf den leitbildkonformen Zielwert

Durch die unterschiedliche Uferabdichtung ergeben sich nur minimale Auswirkungen auf die Sichttiefe (vgl. Tabelle 7.15).

Tabelle 7.15: Statistische Lageparameter der prognostizierten Sichttiefenwerte für den Genehmigungszustand (Saisonmittelwerte)

	Epilimnion offene Ufer Saisonwerte	Epilimnion abgedichtete Ufer Saisonwerte	Orientierungswert
Mittelwert (m)	4,19	4,21	> 2,5 m (OGewV 2016)
Minimum (m)	4,08	4,09	
Maximum (m)	4,40	4,39	

7.6.2 Planungsvariante

Nach Umsetzung der Planungsvariante ist von einer stärkeren Schwankungsbreite der Sichttiefenwerte auszugehen als im Genehmigungszustand. Allerdings ist auch hier mit einem stabilen leitbildkonformen Zustand zu rechnen (vgl. Abbildung 7.35). Die Mindestanforderung von 2,5 m

(Saisonmittelwert) wird sowohl bei offenen als auch bei abgedichteten Ufern immer sehr deutlich eingehalten.

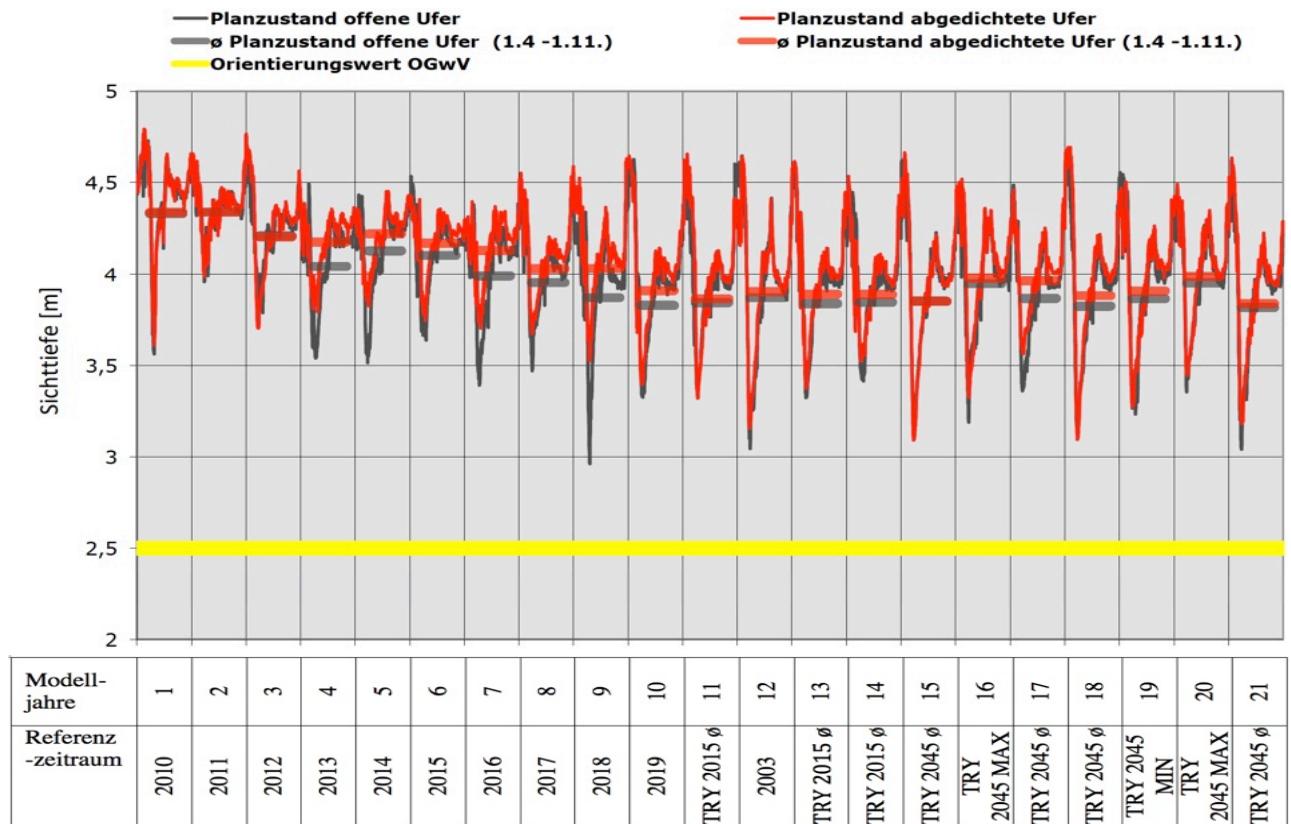


Abbildung 7.35: Simulation der Sichttiefenwerte unter Bezug auf den leitbildkonformen Zielwert

Die Art der hydraulischen Anbindung (offene oder abgedichtete Ufer) hat auch bei der Planungsvariante nur einen sehr geringen Einfluss auf die Sichttiefe.

Tabelle 7.16: Statistische Lageparameter der prognostizierten Sichttiefenwerte für die Planungsvariante

	Epilimnion offene Ufer Saisonwerte	Epilimnion abgedichtete Ufer Saisonwerte	Orientierungswert
Mittelwert (mg/l Chl-a)	3,97	4,02	> 2,5 m (OGewV)
Minimum (mg/l Chl-a)	3,82	3,84	
Maximum (mg/l Chl-a)	4,34	4,34	

7.7 Nitratbelastung des Seewassers

Mit dem Ende der Sümpfungsmaßnahmen und dem anschließenden Anstieg des Grundwasserspiegels (vgl. Kapitel 3) wird es zu einer Erhöhung der Nitratgehalte im Grundwasser kommen. Für die Modellierungen wird hier ein sehr hoher Nitratgehalt des Grundwasserzuflusses in den See von 80,8 mg/l NO₃ oder 18,25 mg/l NO₃-N vorausgesetzt. Dabei kommt es zu erheblichen Nitrateinträgen in den See.

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

- Verdünnung durch Niederschlag

Verdünnungseffekte durch die Einmischung von Niederschlagswasser in den See wirken sich nur in geringem Umfang auf die Nitratgehalte im Seewasser aus, da der Nettoeintrag an Niederschlag relativ gering ist und die atmosphärische Nitratdeposition selbst ebenfalls eine Eintragsquelle darstellt.

- Abbau durch heterotrophe Denitrifikation

Die Denitrifikation durch heterotrophe Bakterien findet nur unter sauerstoffarmen Bedingungen statt. Solange im gesamten Wasserkörper hohe Sauerstoffgehalte bestehen, kann ein Nitratabbau durch heterotrophe Denitrifikation nur während der Infiltration des Seewassers in den Untergrund (Uferpassage) erfolgen, dessen Ausmaß derzeit nicht quantifizierbar ist. Als weitere Stickstoffsenke ist die Wechselwirkung zwischen Seewasser und Sediment zu sehen, die aber aufgrund des oxischen Milieus und der noch fehlenden Seebodenbildung zunächst keine Rolle spielen wird.

Erst wenn zeitweilig im Tiefenwasserkörper sauerstoffarme Bedingungen auftreten, kann es infolge der guten Versorgung der biochemischen Prozesse durch organischen Kohlenstoff aus Algendetritus zu einem intensiven Nitratabbau durch Denitrifikation kommen. Das Reaktionsschema für die Denitrifikation lautet wie folgt:



Für eine hohe Denitrifikationskapazität sind darüber hinaus C:N Verhältnisse $> 1,5$ 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 hierfür zuerst Nitratreduktase gebildet werden muss. Außerdem ist im aeroben Milieu die Bildung der Nitratreduktase gehemmt.

Folglich findet ein intensiver Nitratabbau unter aeroben Bedingungen durch Inkorporation in Algenbiomasse erst bei einer sehr hohen Trophielage (polytroph bis hypertroph) statt. Dabei werden Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor entsprechend der Redfield Ratio in der Algenbiomasse gespeichert $[(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4)]$. Diese hocheutrophen Bedingungen werden sich im Untersuchungsgewässer allerdings nicht einstellen.

- 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 Ammonium ermöglicht dabei keine Energiegewinnung. Auch dieser Prozess, der bei der Stickstoffumsetzung von geringerer Bedeutung ist, findet nur unter Sauerstoffarmut/-freiheit statt.

Im Untersuchungsgewässer werden Nitratabbauprozesse hauptsächlich durch die heterotrophe Denitrifikation und in deutlich geringerem Ausmaß auch durch Inkorporation in Algenbiomasse erfolgen.

7.7.1 Genehmigungszustand

Die für den Genehmigungszustand modellierten Nitrat-N Gehalte (siehe Abbildung 7.36) zeigen, dass ausgehend von der festgelegten, hohen Startkonfiguration im Seewasser (9,6 mg/l NO₃-N bzw. 42,5 mg/l NO₃) zu Beginn des Betrachtungszeitraumes ein vergleichsweise deutlicher Rückgang prognostiziert wird.

Danach ist mit der Ausbildung eines stabilen Gleichgewichtszustandes mit Gehalten zwischen 6-7 mg/l NO₃-N zu rechnen.

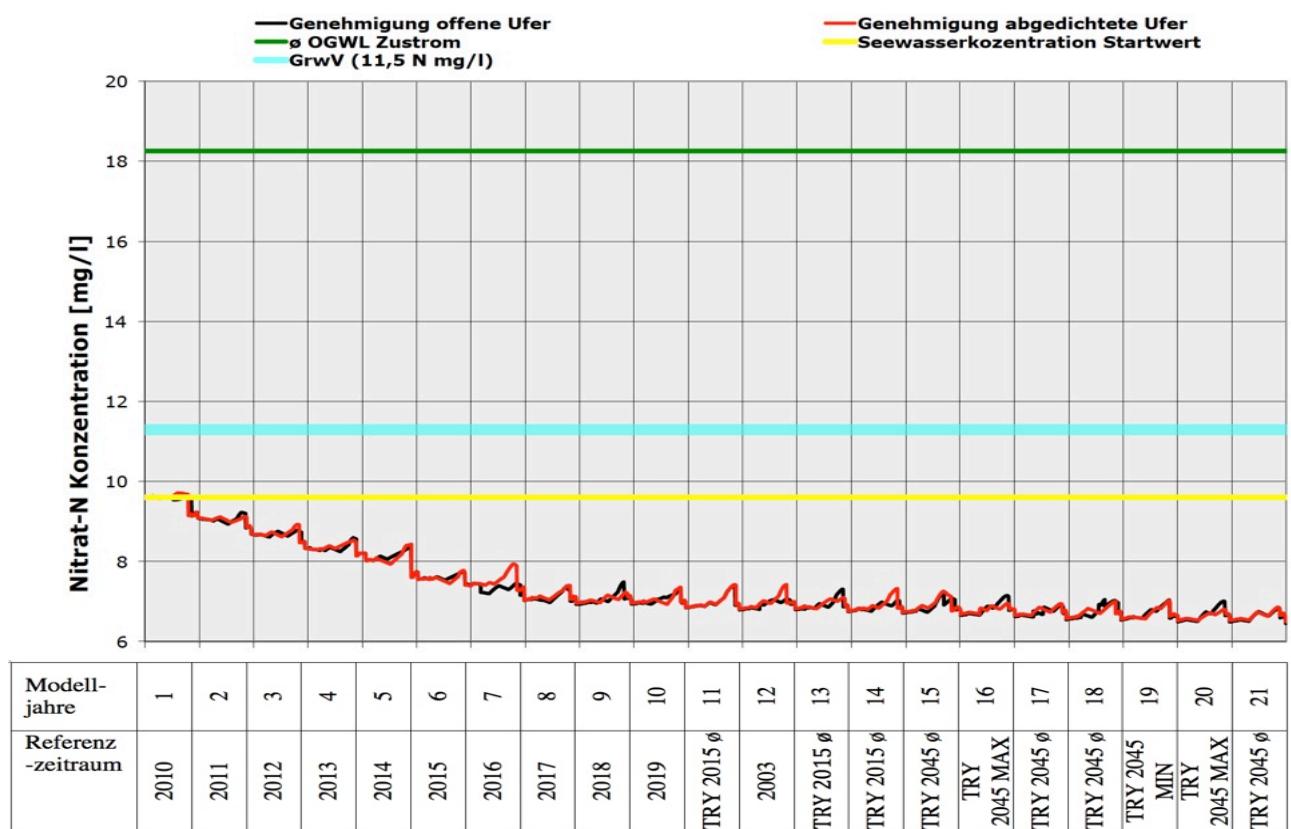


Abbildung 7.36: Simulation der Nitrat-N Konzentrationen des Seewassers bei 10 m Wassertiefe im Genehmigungszustand

Aus dem in Abbildung 7.36 dargestellten Verlauf der Modellwerte für die Nitrat-N Konzentrationen im Seewasser bei einer Wassertiefe von 10 m lassen sich die folgenden Abbauraten ableiten:

- Für den Genehmigungszustand mit offenen Ufern ergibt sich eine mittlere Abbaurate von ca. 57,9 % (Modelljahre 13-21).
- Für den Genehmigungszustand mit abgedichteten Ufern ergibt sich eine mittlere Abbaurate von ca. 63,5 % (Modelljahre 13-21).

Die stärkere Uferabdichtung hat folglich nur einen geringen Einfluss auf die Nitratabbaurate des Sees. Bedingt durch die oxischen Verhältnisse des Seewassers und die relative Nährstoffarmut des Gewässers ist die Nitratabbaurate in beiden Fällen begrenzt.

Tabelle 7.17: Abbau von Nitrat im Seewasser (Wassertiefe 15m) im Genehmigungszustand

	Genehmigungszustand mit offenen Ufern	Genehmigungszustand mit abgedichteten Ufern
Grundwasserzufluss OGWL [l/s]	17,2	13,4
Abbaurate (Modelljahre 13-21)	57,9 %	63,5%
Nitratwerte am Ende des Prognosezeitraums [mg/l]	34,1	29,49
Nitrat- N-Werte am Ende des Prognosezeitraums [mg/l]	7,7	6,7

7.7.2 Planungsvariante

Auch für die Planungsvariante wird ein deutlicher Rückgang der hoch angesetzten Startkonfiguration prognostiziert (vgl. Abbildung 7.37). Danach ist ebenfalls von einem stabilen Gleichgewichtszustand auszugehen. Allerdings ist das Belastungsniveau leicht höher als im Genehmigungszustand, was jedoch kein relevantes Defizit darstellt.

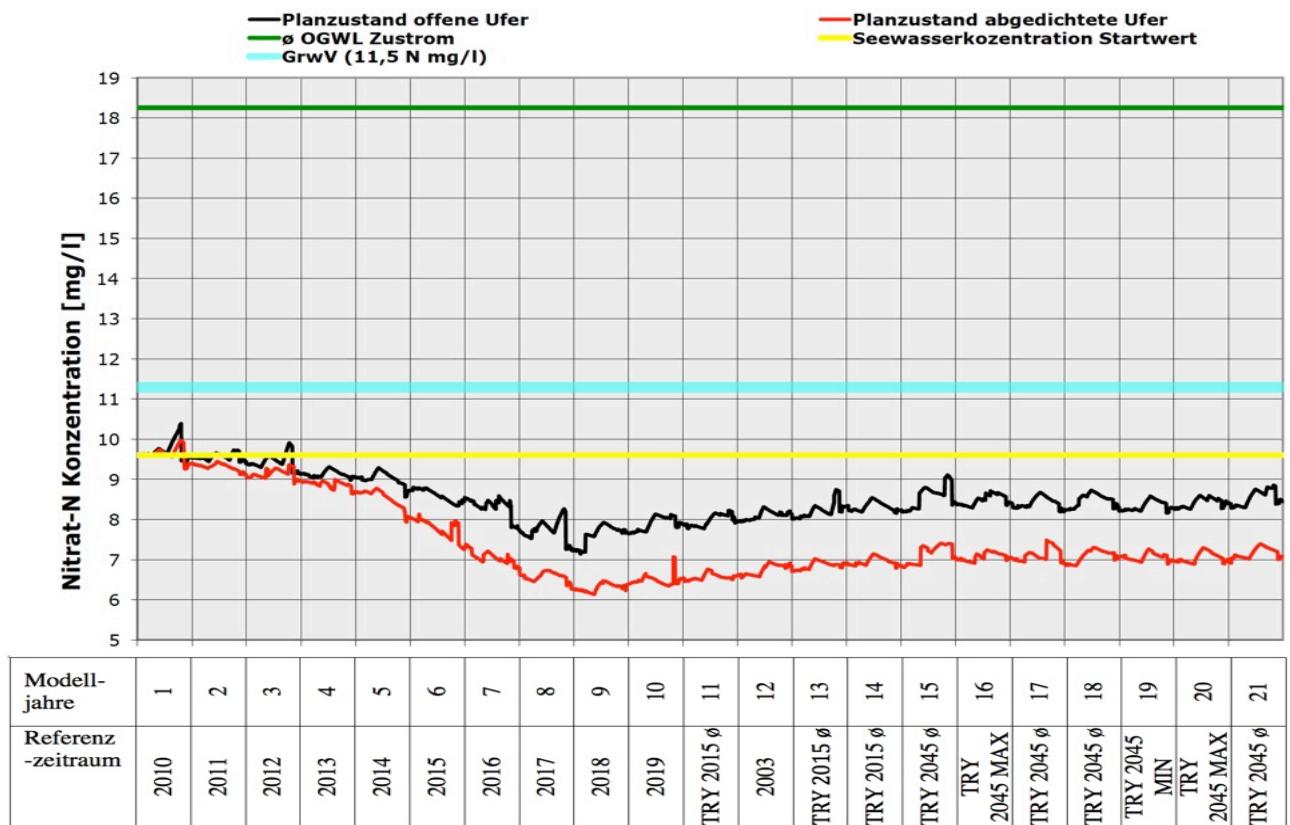


Abbildung 7.37: Simulation der Nitrat-N Konzentrationen des Seewassers in der Planungsvariante bei unterschiedlicher Uferdurchlässigkeit

Die im Vergleich zum Genehmigungszustand leicht niedrigeren Abbauraten von 53,8 % bei offenen Ufern (Genehmigungszustand 57,9 %) und 61,1 % bei abgedichteten Ufern (Genehmigungszustand 63,5 %) ergeben sich durch die deutlich höhere Wasseraustauschrate nach der Vertiefung.

Prognose der Wasserqualität des entstehenden Sees

Tabelle 7.18: Abbau von Nitrat im Seewasser (Wassertiefe 15m) für die Planungsvariante

	Planungsvariante mit offenen Ufern	Planungsvariante mit abgedichteten Ufern
Grundwasserzufluss OGWL [l/s]	28,4	21,3
Abbauante (Modelljahr 13-21)	53,8%	61,1%
Nitratwerte am Ende des Prognosezeitraums [mg/l]	37,33	31,41
Nitrat- N-Werte am Ende des Prognosezeitraums [mg/l]	8,4	7,1

8 **Vorhabensbedingte Auswirkungen auf das Grundwasser**

Nach der Befüllung des Beckens wird es bei der Passage des Grundwassers durch den See zu einem erheblichen Nitratrückhalt kommen. Dieses Retentionsvermögen bewirkt eine deutliche Entlastung des seeabstromigen Grundwasserleiters.

Die Nitratgehalte des in das Grundwasser abströmenden Seewassers wurden im Modell für vier Abflussbereiche in unterschiedlichen Höhenlagen mit den entsprechenden Abflussmengen berechnet (siehe Tabelle 8.1). Diese Festlegung der Zu- und Abflusszonen auf fest definierte Höhen ist notwendig, da mittels der eingesetzten Modelle (DYREM/CAEDYM) die Berücksichtigung eines homogenen Ab- bzw. Zustroms über die gesamten Abstrombereiche der Ufer und der Seesohle nicht möglich ist. Die Lage der Zonen wird aus der Seegeometrie abgeleitet und berücksichtigt die Größe der einzelnen Anschnittsflächen.

Tabelle 8.1: Abflussbereiche und Abflussmengen des infiltrierenden Seewassers im Modell

	Abfluss 1	Abfluss 2	Abfluss 3	Abfluss 4
Höhenlage der Abflussstelle				
Genehmigungszustand offene Ufer [m ü.NN]	69,3	63,8	58,3	50
Genehmigungszustand abgedichtete Ufer [m ü.NN]	69,3	63,8	58,3	50
Planungsvariante offene Ufer [m ü.NN]	63	45	27	0
Planungsvariante abgedichtete Ufer [m ü.NN]	63	45	27	0
Mittlere Abflussmengen in den Grundwasserleiter				
Genehmigungszustand offene Ufer [l/s]	8,0	3,3	2,9	2,8
Genehmigungszustand abgedichtete Ufer [l/s]	5,6	2,9	2,5	2,4
Planungsvariante offene Ufer [l/s]	17,3	5,8	3,6	1,7
Planungsvariante abgedichtete Ufer [l/s]	13,0	4,4	2,7	1,2

Für den Abfluss im oberen Uferbereich (Abfluss 1) wird im Modell eine vermehrte Infiltration von abströmendem Seewasser bei erhöhten Seewasserständen infolge von Niederschlagsereignissen angenommen.

Auf der Grundlage der Nitratabflussbilanz in den einzelnen Tiefenstufen lassen sich die (mengengewichteten) Abflusskonzentrationen für Nitrat-N in das Grundwasser berechnen und unter Bezug auf den Betrachtungszeitraum graphisch darstellen (vgl. Abbildung 8.1).

Dabei zeigt sich, dass sich ab dem 7 Modelljahr ein Gleichgewichtszustand der Nitratwerte im Seewasser einstellt

Für die Genehmigungsvariante ($T_{max}=22.9$ m) ist infolge der geringeren Grundwasserumsatzrate und des höheren Niederschlagsanteils im Seewasser von einem etwas stärkeren Nitratabbau auszugehen. Der Niederschlag weist im Vergleich zum Grundwasser deutlich geringere Stickstoffgehalte (6,5% des Grundwasserzuflusses) auf.

Vorhabensbedingte Auswirkungen auf das Grundwasser

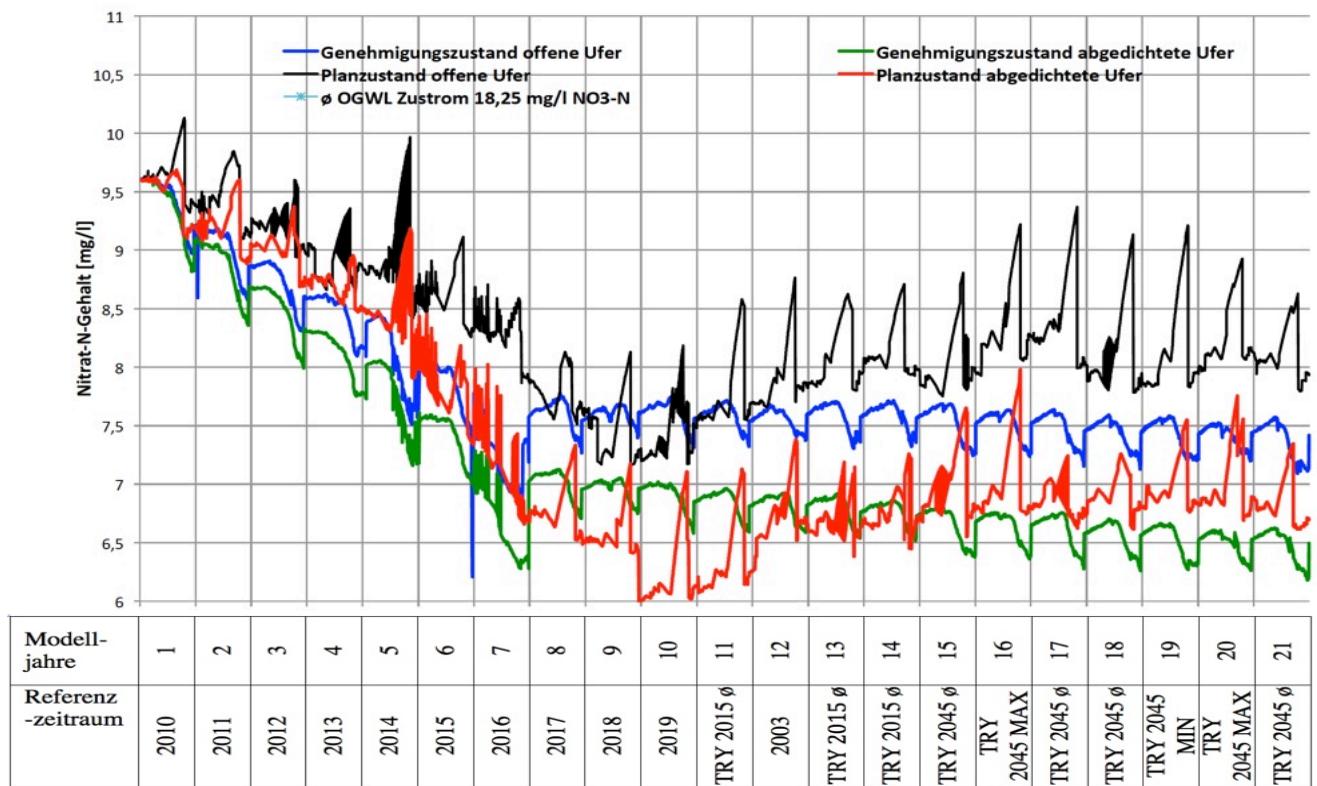


Abbildung 8.1: Simulationswerte der mittleren Nitrat-N Konzentrationen des infiltrierenden Seewassers

Insgesamt ergibt sich für alle untersuchten Varianten ein hoher Nitratabbau von mehr als 50 %. (vgl. Tabelle 8.2) Die höchsten Rückhalteraten werden beim Genehmigungszustand mit abgedichteten Ufern erreicht.

Tabelle 8.2: Abbaurate für Nitrat-N bei der Grundwasserpassage durch den See

	Genehmigungs-zustand offene Ufer	Genehmigungs-zustand abgedichtete Ufer	Planzustand offene Ufer	Planzustand abgedichtete Ufer
Abbaurate des mit dem Grundwasserzufluss in den See eingetragenen Nitrat-N im Verlauf eines 14-jährigen Beobachtungszeitraums (Modelljahre 8-21)	58,8%	63,3%	56,0%	62,9%

9 Zusammenfassende Bewertung der Güteentwicklung des Sees und der Auswirkungen auf das abstromige Grundwasser

Das Untersuchungsgewässer wird, wie im Kapitel 7 ausgeführt wurde, auch nach Umsetzung der geplanten Vertiefung (Planungsvariante) über einen insgesamt positiven Gütezustand verfügen.

Hinsichtlich der Beschaffenheitskennwerte des Seewassers, namentlich für den Nährstoffhaushalt und die Algenentwicklung sowie der Transparenz des Wasserkörpers kann eine gute Entwicklungsprognose sowohl für den Genehmigungszustand als auch für die Planungsvariante gestellt werden. In Bezug auf die Phosphorwerte, die Chlorophyll-a Gehalte (Algenentwicklung) und die Wassertransparenz ist für den Genehmigungszustand und die Planungsvariante von einer leitbildkonformen Ausprägung der Qualitätsparameter im mesotrophen Bereich auszugehen.

Der See wird nach vollständiger Befüllung des Beckens in den Wintermonaten stets zirkulieren, so dass die thermische Schichtung des Sommerhalbjahres immer aufgelöst wird. Dies gilt sowohl für den Genehmigungszustand als auch für die Planungsvariante.

Für den Sauerstoffhaushalt ergibt sich für den Genehmigungszustand eine sehr günstige Prognose. Während der Stagnationsphasen bildet sich nur eine geringmächtige sauerstoffarme Schicht über Grund aus. Bei der Planungsvariante hingegen wird der Orientierungswert für die maximale Ausdehnung der bodennahen, sauerstoffarmen Wasserschicht von höchstens 30% der größten Seetiefe in klimatisch ungünstigen Jahren nicht immer eingehalten. Die Überschreitungen bleiben jedoch auf Einzeljahre begrenzt und verursachen kein dauerhaftes Defizit.

Eine ausbaubedingt stärkere Uferabdichtung verursacht nur geringfügige Veränderungen der Qualitätsparameter, die keine Auswirkungen für die Beurteilung der Gewässergüte haben. Durch die Vertiefung des Beckens bei Umsetzung der Planungsvariante ergeben sich insgesamt etwas schlechtere, aber immer noch vollständig leitbildkonforme Werte für die Phosphorgehalte, die Chlorophyll-a Werte und die Sichttiefe. Mit stärkeren Auswirkungen durch die Vertiefung ist in Bezug auf den Sauerstoffhaushalt zu rechnen. Das gesetzte Qualitätsziel wird nicht in jedem Jahr eingehalten, es kommt aber nicht zu längerfristig wirksamen oder gar dauerhaften Defiziten. Deshalb spricht dieser Befund nicht gegen eine Umsetzung der Planungsvariante.

Bei der Passage des Grundwassers durch den See findet ein Nitratrückhalt statt, der eine Entlastungsfunktion für das Grundwasser ausbildet.

Eine zusammenfassende Bewertung der zu erwartenden Auswirkungen für die See- und Grundwasserqualität gibt die Tabelle 9.1.

Tabelle 9.1: Gütekennwerte im Variantenvergleich

	Genehmigungszustand offene Ufer	Genehmigungszustand abgedichtete Ufer	Planungsvariante offene Ufer	Planungsvariante abgedichtete Ufer	
Tiefe max. [m]	22,9	22,9	72,9	72,9	
Seefläche [m ²]	416.000	416.000	416.000	416.000	
Seevol. [m ³]	7.437.855	7.437.855	12.800.000	12.800.000	
Grundwasserzufluss [m ³ /J]	541.760	423.741	894.658	670.770	
Wasserverweilzeit [J]	13,7	17,6	14,8	19,7	
Zirkulationsverhalten	Vollständige Zirkulation	+	Vollständige Zirkulation	+	Vollständige Zirkulation
Sauerstoffhaushalt	Trotz Bildung einer sauerstoffarmen Wasserschicht über Grund in der Stagnationsphase durchgängig günstig und leitbildkonform.	+	Trotz Bildung einer sauerstoffarmen Wasserschicht über Grund in der Stagnationsphase durchgängig günstig und leitbildkonform	+	Trotz Bildung einer sauerstoffarmen Wasserschicht über Grund in der Stagnationsphase günstig und leitbildkonform. Überschreitungen des Orientierungswertes nur episodisch.
Phosphorhaushalt	Leitbildkonform (mesotroph) oder besser	+	Leitbildkonform (mesotroph) oder besser	+	Leitbildkonform (mesotroph) oder besser
Chlorophyll-a	Leitbildkonform (mesotroph) oder besser	+	Leitbildkonform (mesotroph) oder besser	+	Leitbildkonform (mesotroph) oder besser
Sichttiefe	Leitbildkonform (mesotroph)	+	Leitbildkonform (mesotroph)	+	Leitbildkonform (mesotroph)
Nitratbelastung abstromiges Grundwasser	Leitbildkonform, Verminderung der Nitratbelastung durch Retentionseffekte des Sees.	+	Leitbildkonform, Verminderung der Nitratbelastung durch Retentionseffekte des Sees.	+	Leitbildkonform, Verminderung der Nitratbelastung durch Retentionseffekte des Sees.

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

10 Möglichkeiten zur Optimierung der Sauerstoffversorgung des Tiefenwasserkörpers (Optimierungsvariante)

Mit Ausnahme der Sauerstoffversorgung des grundnahen Wasserkörpers in der Stagnationsphase nach Umsetzung der Planungsvariante wurde generell eine günstige, vollständig leitbildkonforme Entwicklungsprognose gestellt.

Hier soll nun untersucht werden, ob die Sauerstoffversorgung des Hypolimnions durch eine veränderte hydraulische Anbindung verbessert werden kann. Zu diesem Zweck wird ein verstärkter Grundwasserzustrom in die Gewässertiefe des Sees angestrebt, indem Teilbereiche im Böschungsfuß des Zustromufers nicht abgedichtet werden (vgl. Abbildung 10.1).

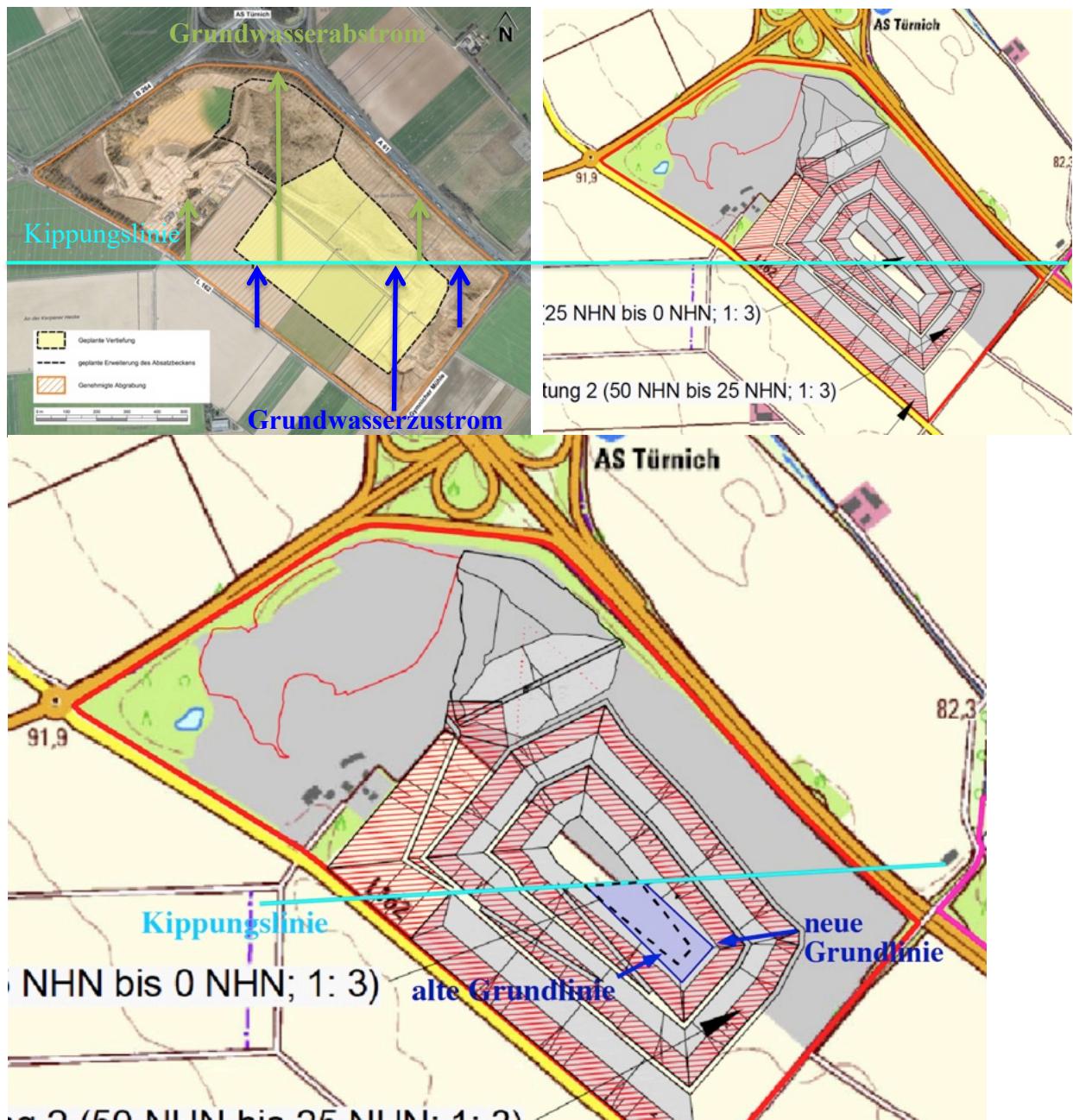


Abbildung 10.1: Verminderte Uferabdichtung im Bereich des Böschungsfußes

Möglichkeiten zur Optimierung der Sauerstoffversorgung des Tiefenwassers

An der Grundwasserzustromseite bleibt eine ca. 5 m mächtige Kiesschicht stehen, die bis zur Seemitte (Kippungslinie) ausläuft. Dadurch verringert sich die gewinnbare Kiesmenge um maximal 67.000 m³. Die beiden Varianten der Böschungsfußgestaltung sind in der Abbildung 10.2 dargestellt.

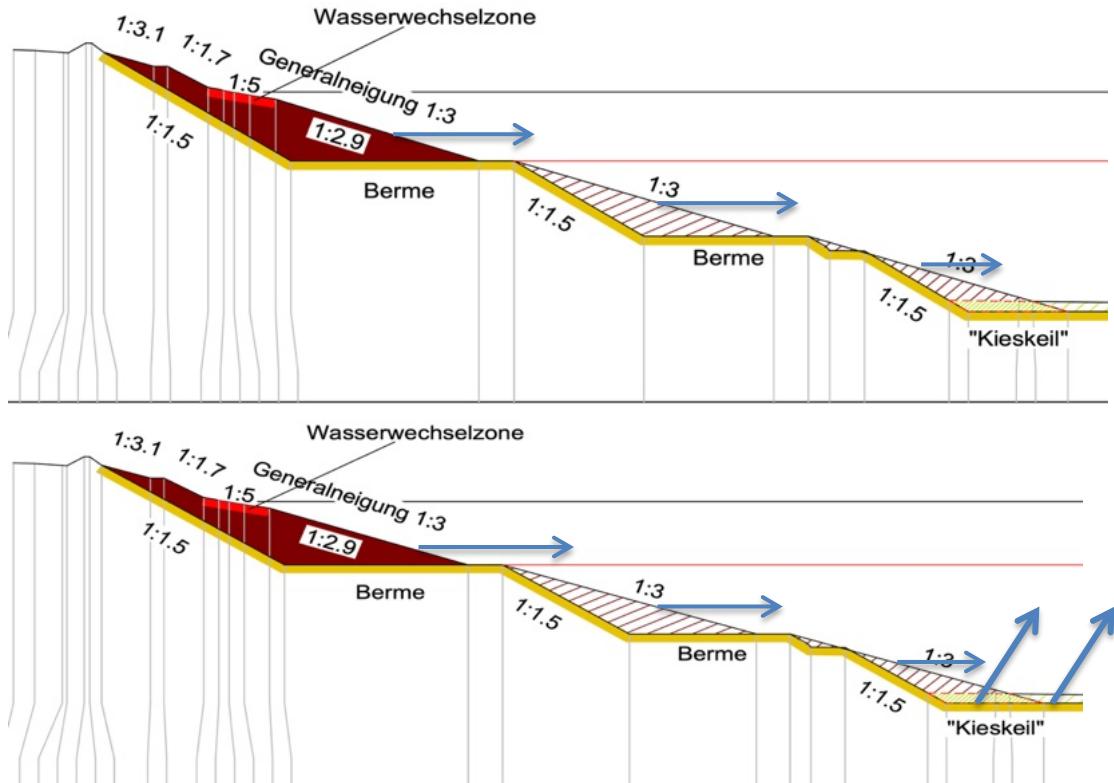


Abbildung 10.2: Profilschnitt bei abgedichtetem und bei offenem Böschungsfuß im Schnitt A

Infolge der höheren Durchlässigkeit der Ufer im tiefsten Seebereich ändert sich bei der Optimierungsvariante der Grundwasserzustrom in der Tiefe wie folgt:

Tabelle 10.1: Anbindungsvarianten des Sees an das Grundwasser

Grundwasserzu- strom [m ³ /J]	Höhe Zutrittsstellen [m ü.NN]	Tiefenstufen			
		1 (OGWL)	2 (OGWL)	3 (OGWL)	4 (OGWL)
	Höhe Zutrittsstellen [m ü.NN]	72,9-54 (63)	54-36 (45)	36-18 (27)	18-0 (0)
	Planungsvariante offene Ufer	430.331	244.242	150.302	69.783
	Planungsvariante abgedichtete Ufer	322.640	183.120	112.689	52.320
	Optimierungsvariante mit erhöhter Durchlässigkeit der Grundwasserzustromufer 0-5 m ü.NN	322.640	183.120	112.689	87.948
Seewasserab- strom [m ³ /J]	Höhe Austrittsstellen [m ü.NN]	1 (OGWL)	2 (OGWL)	3 (OGWL)	4 (OGWL)
		72,9-54 (63)	54-36 (45)	36-18 (27)	18-0 (0)
	Planungsvariante offene Ufer	546.413	183.181	112.727	52.337
	Planungsvariante abgedichtete Ufer	409.840	137.508	84.517	38.905
	Optimierungsvariante	431.608	144.812	89.006	40.971

Wie das in der Abbildung 10.3 dargestellte Prognoseergebnis zeigt, ist nach einer anfänglichen Verschlechterung langfristig mit einer besseren Sauerstoffversorgung des Tiefenwassers zu rechnen, wenn der Grundwasserzustrom in den tieferen Seebereich intensiviert wird.

Möglichkeiten zur Optimierung der Sauerstoffversorgung des Tiefenwassers

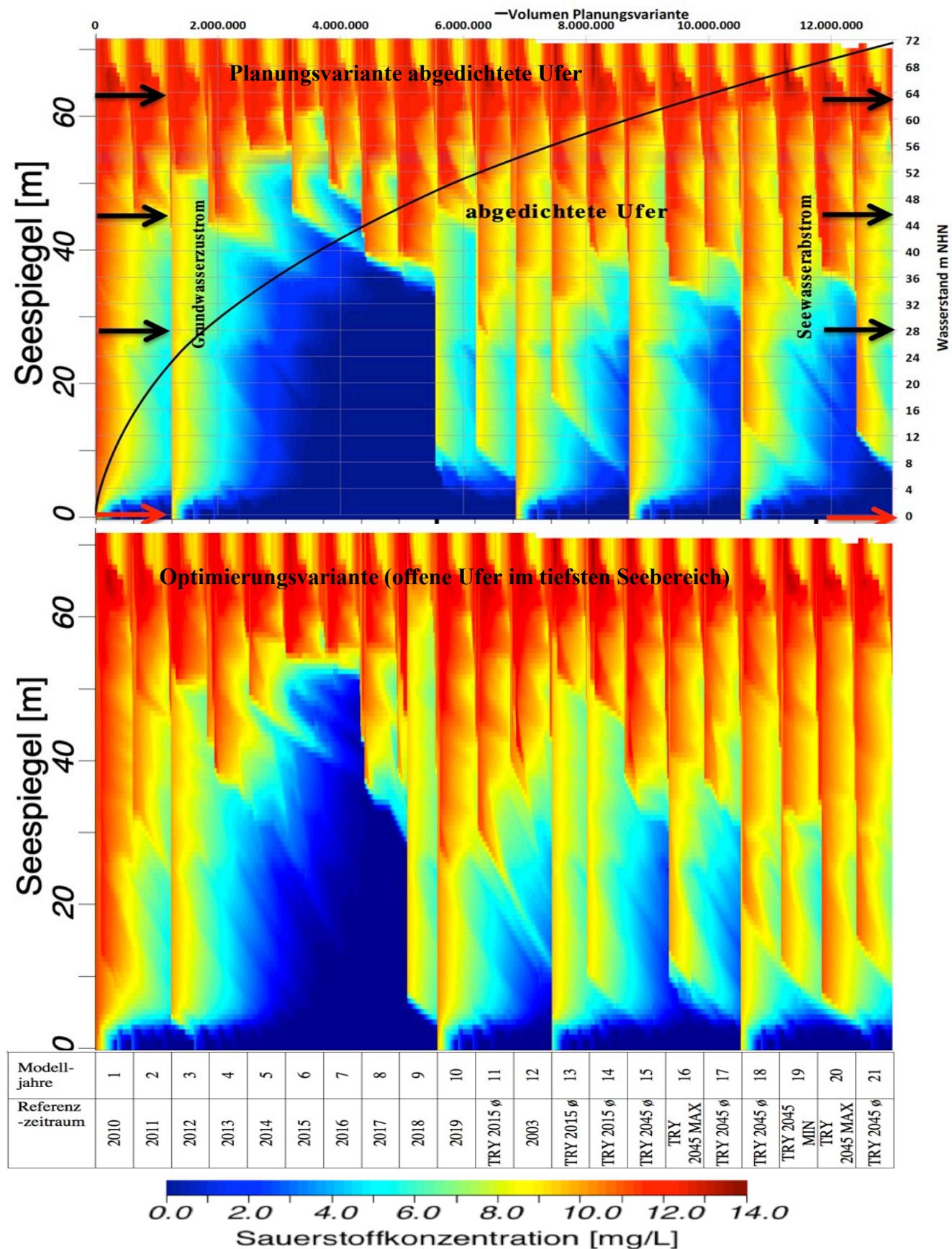


Abbildung 10.3: Sauerstoffhaushalt der Planungsvariante bei abgedichteten Ufern und bei der Optimierungsvariante

Möglichkeiten zur Optimierung der Sauerstoffversorgung des Tiefenwassers

Dieses Ergebnis wird durch die Darstellung der Sauerstoffgehalte in der Tiefe von 21.6 m ü.NN verdeutlicht (vgl. Abbildung 10.4). In dieser Tiefe (= 50,4 m Wassertiefe) sollte der Sauerstoffgehalt des Sees einen Wert von 2 mg/l nicht unterschreiten, damit die Güteanforderung für mesotrophe Gewässer eingehalten wird.

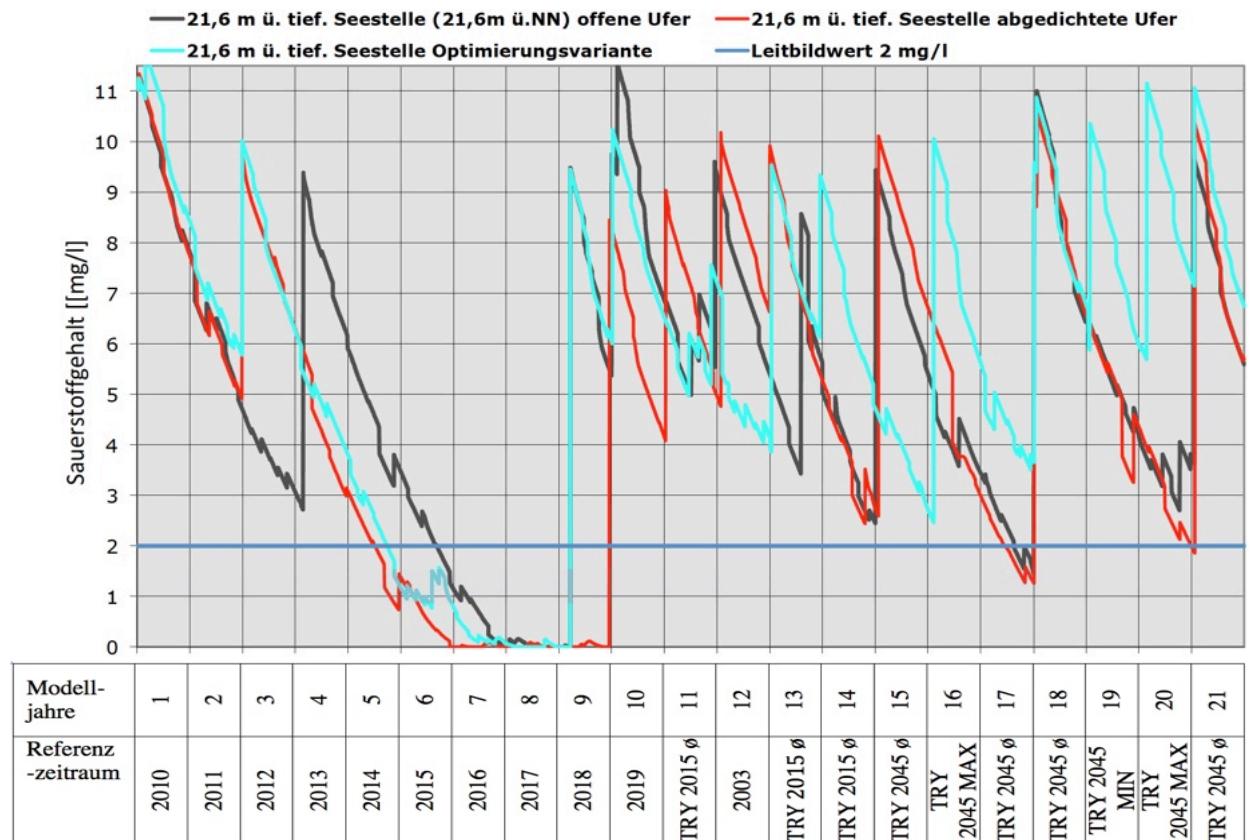


Abbildung 10.4: Simulation der Sauerstoffgehalte in 21,6 m über der tiefsten Seestelle bei unterschiedlicher Grundwasseranbindung

Unter Bezug auf die Zukunftsreferenzjahre errechnet das Modell deutliche bessere Werte für die optimierte Grundwasseranbindung mit vermehrtem Zustrom in die Seetiefe als für die anderen beiden Varianten (vgl. Tabelle 10.2). Durch die optimierte Anbindung kommt es an weniger Tagen zu Beeinträchtigungen des Sauerstoffhaushaltes.

Tabelle 10.2: Belastung des Sauerstoffhaushaltes im Tiefenwasser des Sees bei unterschiedlicher Grundwasseranbindung

Anzahl der Tage mit Sauerstoffwerten ≤ 2 mg/l in 21,6 m ü.NN									
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
offene Ufer	0	0	0	0	95	179	0	2014	0
abgedichtete Ufer	0	0	0	0	365	365	365	365	351
optimierte Anbindung	0	0	0	0	80	351	80	2018	0
	TRY 2015 Ø								
offene Ufer	0	0	0	0	0	0	0	0	0
abgedichtete Ufer	0	0	0	0	0	0	0	0	0
optimierte Anbindung	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	TRY 2045 Ø								
offene Ufer	200	136	136	136	136	136	136	136	136
abgedichtete Ufer	4	3	3	3	3	3	3	3	3
optimierte Anbindung	22	0	0	0	0	0	0	0	0

Möglichkeiten zur Optimierung der Sauerstoffversorgung des Tiefenwassers

Auch hinsichtlich der Phosphorwerte weist die Optimierungsvariante ein günstiges und leitbildkonformes Gütebild mit leichten Verbesserungen im Vergleich zu den Planvarianten mit offenen bzw. abgedichteten Ufern auf (vgl. Abbildung 10.5 und Tabelle 10.3).

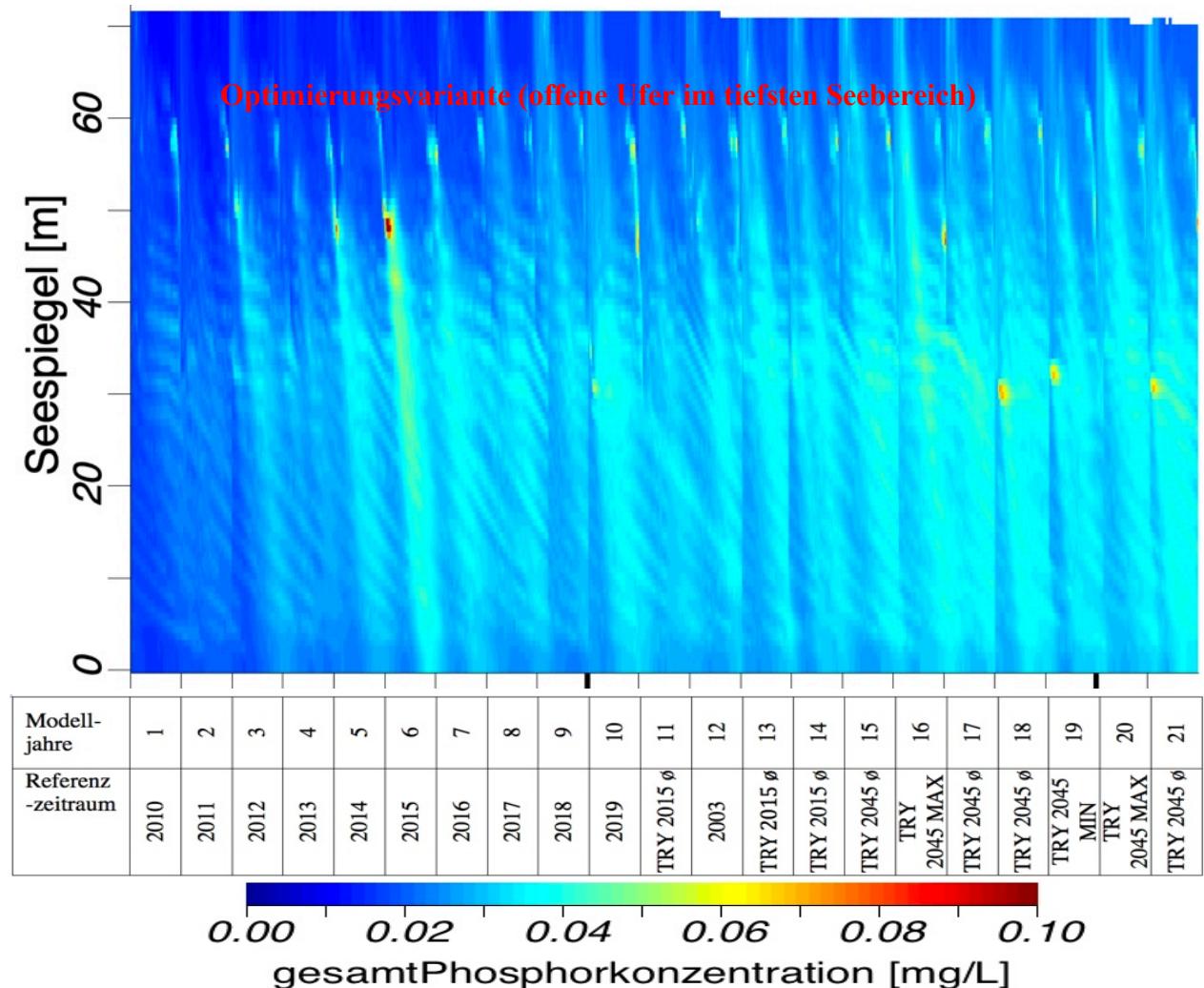


Abbildung 10.5: Phosphorsimulation für die Optimierungsvariante

Tabelle 10.3: Statistische Lageparameter der prognostizierten Phosphorgehalte für die Planungsvariante und die Optimierungsvariante im Epilimnion (Saisonmittel)

	Epilimnion Planvariante offene Ufer	Epilimnion Planvariante abgedichtete Ufer	Epilimnion Optimie- rungsvariante	Orientie- rungswert
Mittelwert (mg/l P)	0,022	0,020	0,019	≤ 0,035
Minimum (mg/l P)	0,010	0,010	0,010	(OGewV
Maximum (mg/l P)	0,041	0,037	0,034	2016)

Die Phosphorbelastung des Seewassers bleibt moderat, dem Orientierungswert für das Saisonmittel wird immer deutlich entsprochen (vgl. Abbildung 10.6).

Möglichkeiten zur Optimierung der Sauerstoffversorgung des Tiefenwassers

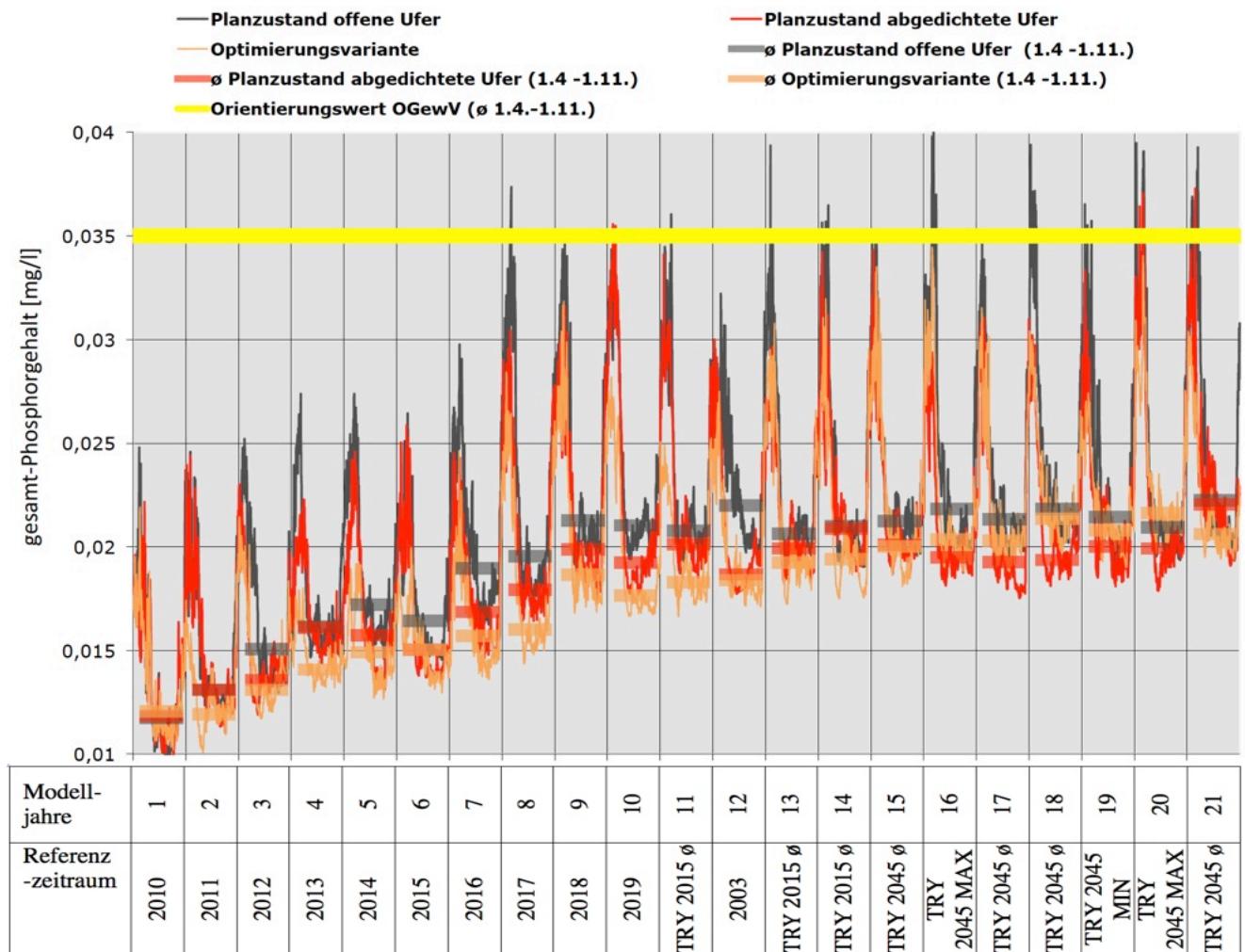


Abbildung 10.6: Simulation der Phosphorgehalte in der trophogenen Zone unter Bezug auf den leitbildkonformen Zielwert

Das Simulationsergebnis für die Chlorophyll-a Gehalte (vgl. Abbildung 10.7) zeigt auch für die Optimierungsvariante die starke Witterungsabhängigkeit der Planktonentwicklung, für die generell in wärmeren Jahren mit einem Anstieg zu rechnen ist.

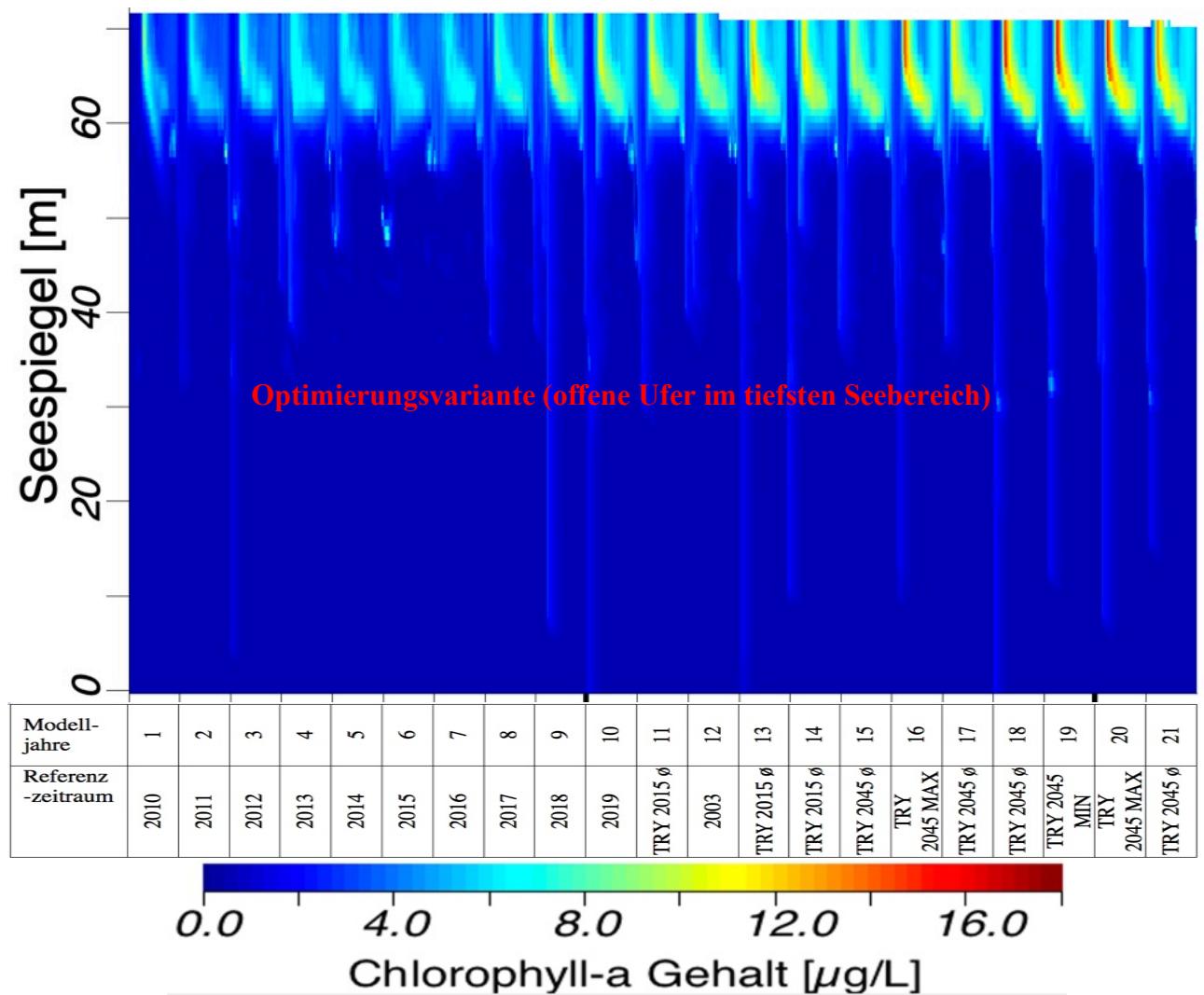


Abbildung 10.7: Chlorophyll-a Simulation für die Optimierungsvariante

Gegenüber der Planungsvariante mit offenem und abgedichteten Ufern nimmt die Algenentwicklung bei der Optimierungsvariante im Mittel minimal ab. Zu Überschreitungen der Orientierungswerte kommt es also auch hier nicht (vgl. Abbildung 10.8 und Tabelle 10.4).

Möglichkeiten zur Optimierung der Sauerstoffversorgung des Tiefenwassers

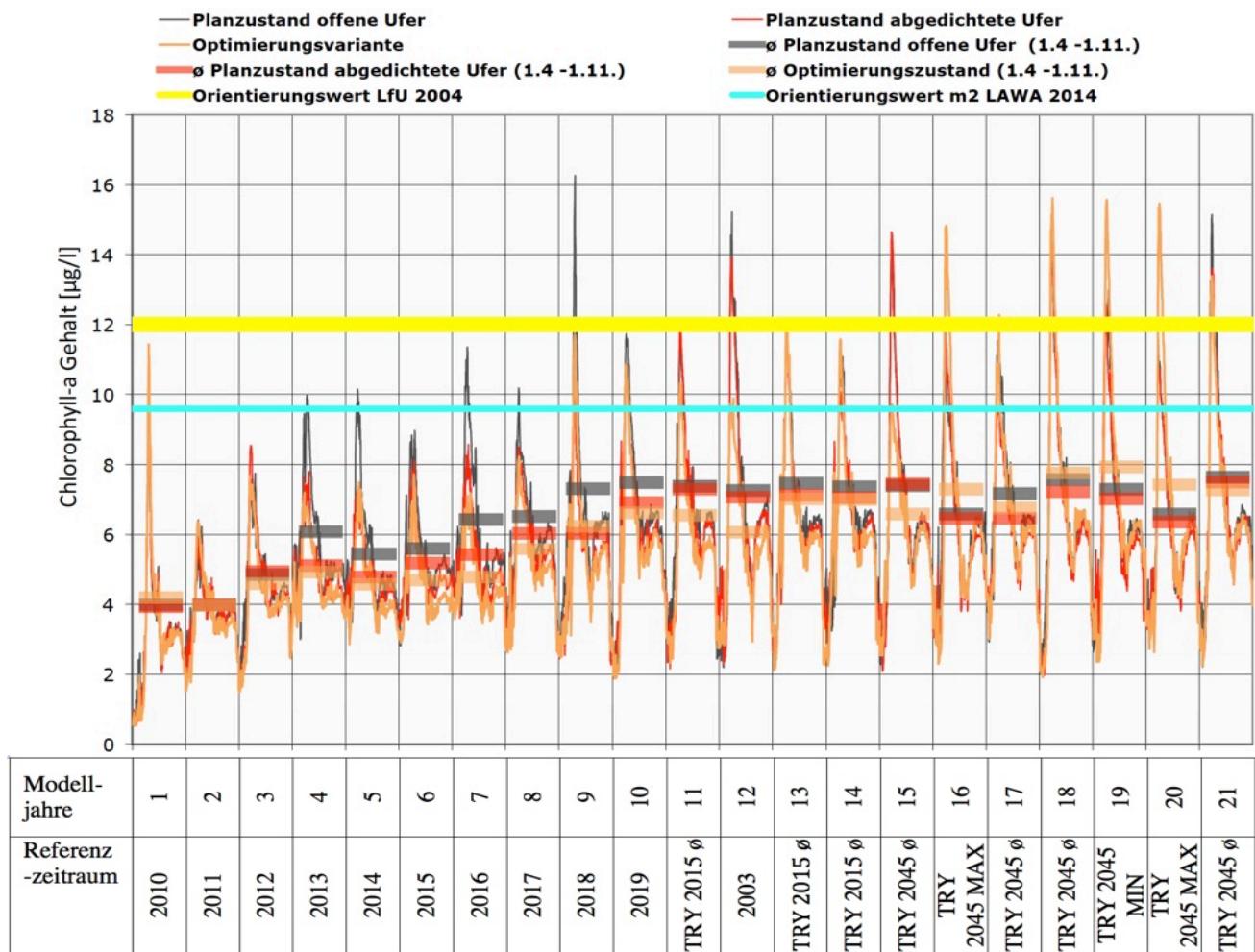


Abbildung 10.8: Simulation der Chlorophyll-a Gehalte in der trophogenen Zone unter Bezug auf den leitbildkonformen Zielwert

Tabelle 10.4: Statistische Lageparameter der für die Planungs- und Optimierungsvariante prognostizieren Chlorophyll-a Werte im Epilimnion (Saisonmittel)

	Epilimnion Planvariante offene Ufer	Epilimnion Planvariante abgedichtete Ufer	Epilimnion Optimierungsvariante	Orientierungswert
Mittelwert (mg/l Chl-a)	6,54	6,16	6,09	≤ 12 (LfU 2004)
Minimum (mg/l Chl-a)	3,99	3,94	3,98	≤ 9,6 (LAWA 2014)
Maximum (mg/l Chl-a)	7,64	7,49	7,93	

Die Optimierungsvariante ermöglicht in der Langfristperspektive eine deutlich bessere Sauerstoffversorgung der tiefen Gewässerbereiche des Sees als die Planungsvariante bei abgedichteten Ufern.

11 Zusammenfassung

Gegenstand des Berichtes sind limnologische und gewässerökologische Untersuchungen zum Vertiefungsvorhaben der Abgrabung Erftstadt-Gymnich durch die Rheinische Bau-stoffwerke GmbH (RBS). Nach Abschluss des derzeit genehmigten Abbaus (Genehmi-gungszustand) entsteht eine Abgrabungsfläche von 50,4 ha (80 m ü.NN) mit einer Sohltiefe von 50 m ü.NN, auf der sich nach Beendigung der Sümpfungsmaßnahmen eine Wasserflä-
che ausbildeten wird.

Nach der Befüllung wird dieser See eine Fläche von 416.000 m², eine maximale Tiefe von 22,9 m und ein Volumen von 7.437.855 m³ besitzen. Durch eine als Planungsvariante vor-gesehene weitere Vertiefung würde der entstehende See bei gleicher Fläche mit einer ma-ximalen Tiefe von nunmehr 72,9 m ein Wasservolumen von 12.800.000 m³ aufweisen.

Um einen Anhaltspunkt für die im Untersuchungsraum charakteristische Wasserqualität tie-fer Abgrabungsgewässer zu gewinnen, wurden die Kenndaten zweier in räumlicher Nach-barschaft zum Untersuchungsraum gelegener Seen, Zülpicher Wassersportsee und Neffel-see, ausgewertet. Beide Gewässer zeigen eine stabile thermische Schichtung im Sommer, die in der winterlichen Zirkulationsphase aufgelöst wird, und weisen einen mesotrophen Nährstoffhaushalt auf, wobei im Zülpicher Wassersportsee insbesondere hinsichtlich der Phosphorgehalte die Tendenz zu einer stärkeren Nährstoffbelastung erkennbar ist.

Um festzustellen, ob während des Einstaus mit einer Pyritoxidation in der Entstehungspha-se des Sees zu rechnen ist, wurde die Wasserbeschaffenheit des Sedimentationsbeckens in der Abgrabung Gymnich untersucht. Aus diesem Ergebnis ist darauf zu schließen, dass auch beim Einstau des Sees keine entsprechenden Defizite auftreten werden. Es dominieren dort also die für Seewasser typischen Prozesse.

Für den entstehenden See wurden als Qualitätsziele die Kenngrößen eines mesotrophen Status gesetzt. Zur Herleitung leidbildadäquater Orientierungswerte für die einzelnen Güte-parameter dienten die Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern (Oberflächen-
gewässerverordnung) vom 20. Juni 2016 (OGewV 2016), die Trophieklassifikation von Seen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 2014) und der Leitfaden Kiesgewin-nung und Wasserwirtschaft der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU 2004).

Externe Einflussgrößen für das entstehende Gewässer ergeben sich durch die primär von Landwirtschaft geprägten Landnutzungen, atmosphärische Nährstoffeinträge und den Grundwasserzufluss. Nach Einstellung der Sümpfungsmaßnahmen wird der Grundwasser-spiegel im Untersuchungsraum allmählich ansteigen, so dass es zu einer Befüllung der Ab-
grabungsfläche durch zuströmendes Grundwasser kommt. Dieses Grundwasser wird leicht oxisch sein und nur mäßige Phosphorgehalte, aber relativ hohe Nitratgehalte aufweisen. Im Grundwasser wird als primärer biochemischer Prozess die anaerobe chemolithoautotrophe Denitrifikation dominieren, so dass infolge der Fällung und Adsorption von ortho-Phosphat bei Nitratüberschuss und erhöhten Eisengehalten mit einem geringen Eutrophierungspoten-tial des Grundwasserzustroms in den zukünftigen See zu rechnen ist.

Das Grundwasser wird dem See aus südlicher Richtung mit einem Gefälle von durch-schnittlich 0,83 % zuströmen. In Abhängigkeit vom Ausmaß der Uferabdichtung, die bei offenen Ufern einem Durchlässigkeitsbeiwert von $k_f=5,7*10^{-4}$ m/s und bei einer Uferab-dichtung durch Böschungsanschüttungen einem Durchlässigkeitsbeiwert von $k_f=1,0*10^{-7}$

m/s entspricht, ergeben sich Grundwasserzuflussmengen von 541.760 m³/Jahr (offene Ufer) und von 423.741 m³/Jahr (abgedichtete Ufer) im Genehmigungszustand. Nach der geplanten Vertiefung (Planungsvariante) erreichen diese Werte Größenordnungen von 894.658 m³/Jahr (offene Ufer) und von 670.770 m³/Jahr (abgedichtete Ufer). Daraus ergeben sich bei offenen Ufern Wasserverweilzeiten von 13,7 Jahren (Genehmigungszustand) und 14,8 Jahren (Planungsvariante) sowie von 17,6 Jahren (Genehmigungszustand) und 19,7 Jahren (Planungsvariante) bei abgedichteten Ufern.

Zur Prognose der voraussichtlichen Wasserqualität des entstehenden Sees erfolgte eine Modellierung der Beschaffenheitskennwerte des Seewassers für einen 21-jährigen Betrachtungszeitraum nach vollständiger Befüllung des Beckens unter Bezug auf die Beckengeometrie der beiden Varianten Genehmigungszustand und Planungsvariante. Zusätzlich wurden jeweils die Auswirkungen berücksichtigt, die sich aus einer Abdichtung der Ufer ergeben. Als Prognosemodell diente das 1-D hydrodynamische Modell DYRESM (Dynamic Reservoir Simulation Model) und das Programm Paket CAEDYM in der Version 2.3. Die Grundlage für den Antrieb des Modells bildeten die externen Einträge sowie meteorologische und hydraulische Daten. Gegenstände der Prognose des Gewässerzustandes waren das Zirkulationsverhalten des Sees, die Entwicklung des Sauerstoffhaushaltes und die Ausprägungen des Nährstoffhaushaltes. Der Betrachtungszeitraum umfasste einen historischen Referenzzeitraum, das historische Test-Referenz-Jahr (2015) des DWD und ein in der Zukunft liegendes Test-Referenz-Jahr (2045) des DWD.

Hinsichtlich der Beschaffenheitskennwerte des Seewassers, namentlich für den Nährstoffhaushalt und die Algenentwicklung sowie der Transparenz des Wasserkörpers wurde eine günstige Entwicklungsprognose sowohl für den Genehmigungszustand als auch für die Planungsvariante gestellt. Die Phosphorwerte, die Chlorophyll-a Gehalte (Algenentwicklung) und die Wassertransparenz erreichen generell eine leitbildkonforme Ausprägung im mesotrophen Bereich. Nach der sommerlichen Stagnationsphase ist ebenfalls für beide Varianten mit einer vollständigen Zirkulation des Wasserkörpers in den Wintermonaten zu rechnen. Insgesamt errechnet das Modell für die Planungsvariante etwas schlechtere, aber immer noch vollständig leitbildkonforme Werte.

Bei der Passage des Grundwassers durch den See findet ein Nitratrückhalt statt, der in beiden Varianten eine Entlastungsfunktion für das Grundwasser ausbildet.

In Bezug auf den Sauerstoffhaushalt ergibt sich nur für den Genehmigungszustand eine sehr günstige Prognose. In der Prognose für die Planungsvariante wird der Orientierungswert für die maximale Ausdehnung der bodennahen, sauerstoffarmen Wasserschicht in klimatisch belastenden Jahren nicht immer eingehalten. Die Überschreitungen bleiben jedoch auf Einzeljahre begrenzt und verursachen kein dauerhaftes Defizit, so dass dieser Befund nicht gegen eine Umsetzung der Planungsvariante spricht.

Eine Verbesserung der Sauerstoffversorgung nach Umsetzung der Planungsvariante ist durch eine Verstärkung des Grundwasserzuflusses in die Gewässertiefe möglich. Zu diesem Zweck werden lediglich die oberen Ufer abgedichtet, während die untere Uferböschung (0-5 m ü.NN) einschließlich von Teilen des Seebodenbereichs frei bleiben. Durch die Umsetzung dieser Optimierungsvariante wird eine verbesserte Sauerstoffversorgung des Seewassers in der Tiefe erreicht. Die übrigen Qualitätsparameter werden nur minimal verändert.

12 Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 3.1: AUSGESTALTUNG DES SEEBECKENS IM VERLAUF DER GEPLANTEN ENTWICKLUNG (KARTE INGENIEUR- UND PLANUNGSBÜRO LANGE GBR).....	8
ABBILDUNG 3.2: SEEFLÄCHE UND SEEVOLUMEN IN ABHÄNGIGKEIT VON DER WASSERTIEFE IM GENEHMIGUNGSZUSTAND	9
ABBILDUNG 3.3: SEEFLÄCHE UND SEEVOLUMEN IN ABHÄNGIGKEIT VON DER WASSERTIEFE BEI DER PLANUNGSVARIANTE.....	9
ABBILDUNG 4.1: LANDNUTZUNG IM GRUNDWASSEREINZUGSGEBIET DES VORHABENBEREICH (GRUNDLAGE GOOGLE EARTH).....	10
ABBILDUNG 4.2: GRUNDWASSERGLEICHENPLAN OKTOBER 2018 (KARTE ERFTVERBAND)	12
ABBILDUNG 4.3: GRUNDWASSERGLEICHENPLAN OKTOBER 1955 (KARTE ERFTVERBAND)	13
ABBILDUNG 5.1: BÖSCHUNGSGESTALTUNG DES WESTUFERS (ABBILDUNG: INGENIEUR- UND PLANUNGSBÜRO LANGE GBR).....	19
ABBILDUNG 5.2: ABHÄNGIGKEIT DES DURCHFLUSSES VOM DICHTUNGSGRAD DER SEEUFER BEI VERSCHIEDENER ANORDNUNG ZUR GRUNDWASSERFLIEßRICHTUNG (ABBILDUNG AUS LFU (1981, VERÄNDERT)	20
ABBILDUNG 5.3: STATIONÄRER UND INSTATIONÄRER GRUNDWASSERZUSTROM.....	21
ABBILDUNG 6.1: WASSERTEMPERATUR IM ZÜLPICHER WASSERSPORTSEE.....	23
ABBILDUNG 6.2: SAUERSTOFFGEHALT IM ZÜLPICHER WASSERSPORTSEE	24
ABBILDUNG 6.3: ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT IM ZÜLPICHER WASSERSPORTSEE	25
ABBILDUNG 6.4: WASSERTEMPERATUR IM NEFFELSEE.....	27
ABBILDUNG 6.5: SAUERSTOFFGEHALT IM NEFFELSEE	28
ABBILDUNG 6.6: ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT IM NEFFELSEE	29
ABBILDUNG 7.1: WIEDERANSTIEG DES GRUNDWASSERSPIEGELS IM OBERSTEN GRUNDWASSERSTOCKWERK (RWE POWER AG).....	33
ABBILDUNG 7.2: VERLAUF DER O ₂ -ZEHRUNGSRATEN BEI UNTERSCHIEDLICHEN BEWUCHS (T 20°C) NACH TGL 27 885/04	34
ABBILDUNG 7.3: ABHÄNGIGKEIT DES SAUERSTOFFHAUSHALTES VON DEN EINZELKOMPARTIMENTEN (ABB. AUS HIPSEYET. AL. 2006).....	35
ABBILDUNG 7.4: VERLAUF DER AUFSUMMIERTEN GLOBALSTRahlUNGSWERTE AUSGEWÄHLTER JAHRE	37
ABBILDUNG 7.5: TEMPERATURSIMULATION DES GENEHMIGUNGZUSTANDES BEI OFFENEN UFERN	40
ABBILDUNG 7.6: TEMPERATURSIMULATION DES GENEHMIGUNGZUSTANDES BEI ABGEDICHTETEN UFERN.....	41
ABBILDUNG 7.7: SIMULATIONSWERTE DER WASSERTEMPERATUR DES GENEHMIGUNGZUSTAND IN DREI TIEFENSTUFEN	42
ABBILDUNG 7.8: TRACERSIMULATION EINES GRUNDWASSERZUSTROMS IM BEREICH DES SEEBOEDENS SOWIE SEINER VERMISCHUNG UND AUSSPÜLUNG IM GENEHMIGUNGZUSTAND BEI OFFENEN UFERN	43
ABBILDUNG 7.9: TRACERSIMULATION EINES GRUNDWASSERZUSTROMS IM BEREICH DES SEEBOEDENS SOWIE SEINER VERMISCHUNG UND AUSSPÜLUNG IM GENEHMIGUNGZUSTAND BEI ABGEDICHTETEN UFERN	44
ABBILDUNG 7.10: TEMPERATURSIMULATION DER PLANUNGSVARIANTE BEI OFFENEN UFERN	45
ABBILDUNG 7.11: TEMPERATURSIMULATION DER PLANUNGSVARIANTE BEI ABGEDICHTETEN UFERN	46
ABBILDUNG 7.12: SIMULATIONSWERTE DER WASSERTEMPERATUR DER PLANUNGSVARIANTE IN DREI TIEFENSTUFEN	47
ABBILDUNG 7.13: TRACERSIMULATION EINES GRUNDWASSERZUSTROMS IM BEREICH DES SEEBOEDENS SOWIE SEINER VERMISCHUNG UND AUSSPÜLUNG IN DER PLANUNGSVARIANTE BEI OFFENEN UFERN	48
ABBILDUNG 7.14: TRACERSIMULATION EINES GRUNDWASSERZUSTROMS IM BEREICH DES SEEBOEDENS SOWIE SEINER VERMISCHUNG UND AUSSPÜLUNG IN DER PLANUNGSVARIANTE BEI ABGEDICHTETEN UFERN	49
ABBILDUNG 7.15: SIMULATION DER SAUERSTOFFGEHALTE IM GENEHMIGUNGZUSTAND BEI OFFENEN UFERN	50
ABBILDUNG 7.16: SIMULATION DER SAUERSTOFFGEHALTE IM GENEHMIGUNGZUSTAND BEI ABGEDICHTETEN UFERN	51

ABBILDUNG 7.17: SIMULATION DER SAUERSTOFFWERTE IM GENEHMIGUNGSZUSTAND IM TIEFENBEREICH VON 30 % DER MAXIMALEN WASSERTIEFE ÜBER GRUND (56,6 M Ü.NN).....	52
ABBILDUNG 7.18: SIMULATION DER SAUERSTOFFGEHALTE FÜR DIE PLANUNGSVARIANTE BEI OFFENEN UFERN	53
ABBILDUNG 7.19: SIMULATION DER SAUERSTOFFGEHALTE FÜR DIE PLANUNGSVARIANTE BEI ABGEDICHTETEN UFERN	54
ABBILDUNG 7.20: AUS DEM MODELLERGEBNIS FÜR DIE PLANUNGSVARIANTE ABGELEITETE SAUERSTOFFTIEFENPROFILE AUSGEWÄHLTER STICHTAGE BEI OFFENEN UFERN	55
ABBILDUNG 7.21: SIMULATION DER SAUERSTOFFWERTE FÜR DIE PLANUNGSVARIANTE IM TIEFENBEREICH VON 30 % DER MAXIMALEN WASSERTIEFE ÜBER GRUND (21,6 M Ü.NN).....	56
ABBILDUNG 7.22: PHOSPHORSIMULATION IM GENEHMIGUNGSZUSTAND BEI OFFENEN UFERN.....	57
ABBILDUNG 7.23: PHOSPHORSIMULATION IM GENEHMIGUNGSZUSTAND BEI ABGEDICHTETEN UFERN.....	58
ABBILDUNG 7.24: SIMULATION DER PHOSPHORGEHALTE IN DER TROPHOGENEN ZONE UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ZIELWERT (GENEHMIGUNGSZUSTAND)	59
ABBILDUNG 7.25: PHOSPHORSIMULATION IM GENEHMIGUNGSZUSTAND BEI OFFENEN UFERN	60
ABBILDUNG 7.26: PHOSPHORSIMULATION IM GENEHMIGUNGSZUSTAND BEI ABGEDICHTETEN UFERN.....	61
ABBILDUNG 7.27: SIMULATION DER PHOSPHORGEHALTE IN DER TROPHOGENEN ZONE UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ZIELWERT (PLANUNGSVARIANTE)	62
ABBILDUNG 7.28: CHLOROPHYLL-A SIMULATION IM GENEHMIGUNGSZUSTAND BEI OFFENEN UFERN	63
ABBILDUNG 7.29: CHLOROPHYLL-A SIMULATION IM GENEHMIGUNGSZUSTAND BEI ABGEDICHTETEN UFERN.....	64
ABBILDUNG 7.30: SIMULATION DER CHLOROPHYLL-A GEHALTE IN DER TROPHOGENEN ZONE UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ZIELWERT (GENEHMIGUNGSZUSTAND)	65
ABBILDUNG 7.31: CHLOROPHYLL-A SIMULATION FÜR DIE PLANUNGSVARIANTE BEI OFFENEN UFERN.....	66
ABBILDUNG 7.32: CHLOROPHYLL-A SIMULATION FÜR DIE PLANUNGSVARIANTE BEI ABGEDICHTETEN UFERN	67
ABBILDUNG 7.33: SIMULATION DER CHLOROPHYLL-A GEHALTE IN DER TROPHOGENEN ZONE UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ZIELWERT (PLANUNGSVARIANTE)	68
ABBILDUNG 7.34: SIMULATION DER SICHTTIEFENWERTE UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ZIELWERT	69
ABBILDUNG 7.35: SIMULATION DER SICHTTIEFENWERTE UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ZIELWERT	70
ABBILDUNG 7.36: SIMULATION DER NITRAT-N KONZENTRATIONEN DES SEEWASSERS BEI 10 M WASSERTIEFE IM GENEHMIGUNGSZUSTAND	72
ABBILDUNG 7.37: SIMULATION DER NITRAT-N KONZENTRATIONEN DES SEEWASSERS IN DER PLANUNGSVARIANTE BEI UNTERSCHIEDLICHER UFERDURCHLÄSSIGKEIT.....	73
ABBILDUNG 8.1: SIMULATIONSWERTE DER MITTLEREN NITRAT-N KONZENTRATIONEN DES INFILTRIERENDEN SEEWASSERS.....	76
ABBILDUNG 10.1: VERMINDerte UFERABDICHTUNG IM BEREICH DES BÖSCHUNGSFÜES.....	79
ABBILDUNG 10.2: PROFILSCHNITT BEI ABGEDICHTETEM UND BEI OFFENEM BÖSCHUNGSFÜS.....	80
ABBILDUNG 10.3: SAUERSTOFFHAUSHALT DER PLANUNGSVARIANTE BEI ABGEDICHTETEN UFERN UND BEI DER OPTIMIERUNGSVARIANTE	81
ABBILDUNG 10.4: SIMULATION DER SAUERSTOFFGEHALTE IN 21,6 M ÜBER DER TIEFSTEN SEESTELLE BEI UNTERSCHIEDLICHER GRUNDWASSERANBINDUNG	82
ABBILDUNG 10.5: PHOSPHORSIMULATION FÜR DIE OPTIMIERUNGSVARIANTE	83
ABBILDUNG 10.6: SIMULATION DER PHOSPHORGEHALTE IN DER TROPHOGENEN ZONE UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ZIELWERT	84
ABBILDUNG 10.7: CHLOROPHYLL-A SIMULATION FÜR DIE OPTIMIERUNGSVARIANTE	85
ABBILDUNG 10.8: SIMULATION DER CHLOROPHYLL-A GEHALTE IN DER TROPHOGENEN ZONE UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ZIELWERT	86

13 Tabellenverzeichnis

TABELLE 3.1: MORPHOLOGISCHE KENNWERTE DES GENEHMIGUNGZUSTANDES UND DER PLANUNGSVARIANTE	7
TABELLE 3.2: VOLUMEN DER GRUNDNAHEN UND TIEFEN SEEBEREICHE.....	8
TABELLE 4.1: DEPOSITIONSRATES FÜR NÄHRSTOFFE.....	11
TABELLE 4.2: GRUNDWASSERGEFÄLLE.....	12
TABELLE 4.3: DURCHLÄSSIGKEIT DES UNTERGRUNDES.....	13
TABELLE 4.4: BESCHAFFENHEITSKENNWERTE DES GRUNDWASSERS.....	14
TABELLE 5.1: DURCHLÄSSIGKEITSBEIWERTE DES UNTERGRUNDES IM UNTERSUCHUNGSRAUM.....	18
TABELLE 5.2: STATIONÄRER GRUNDWASSERZUSTROM BEI OFFENEN UFERN	18
TABELLE 5.3: STATIONÄRER GRUNDWASSERZUSTROM BEI ABGEDICHTETEN UFERN	20
TABELLE 5.4: ZUFLUSSMENGEN UND WASSERVERWEILZEITEN	21
TABELLE 6.1: MORPHOLOGISCHE KENNGRÖßen DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS UND DER VERGLEICHSGEWÄSSER..	22
TABELLE 6.2: WASSERBESCHAFFENHEIT IM ZÜLPICHER SEE.....	26
TABELLE 6.3: WASSERBESCHAFFENHEIT IM NEFFELSEE	30
TABELLE 6.4: BESCHAFFENHEITSKENNWERTE DES ZUFLUSSES IN DAS SEDIMENTATIONSBECKEN	31
TABELLE 6.5: BESCHAFFENHEITSKENNWERTE DES WASSERS IM SEDIMENTATIONSBECKEN	31
TABELLE 7.1: MODELLKONSTANTEN	36
TABELLE 7.2: KLIMAKENNWERTE DER MODELLJAHRE UND REFERENZZEITRÄUME	38
TABELLE 7.3: TIEFENSTUFEN UND WASSERAUSTAUSCH BEI OFFENEN UFERN	39
TABELLE 7.4: TIEFENSTUFEN UND WASSERAUSTAUSCH BEI ABGEDICHTETEN UFERN	39
TABELLE 7.5: MORPHOLOGISCHEN UND HYDRAULISCHEN KENNDATEN DES SEES NACH BEFÜLLUNG.....	40
TABELLE 7.6: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN WASSERTEMperaturen FÜR DEN GENEHMIGUNGZUSTAND IN DREI TIEFENSTUFEN	42
TABELLE 7.7: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN WASSERTEMperaturen FÜR DIE PLANUNGSVARIANTE IN DREI TIEFENSTUFEN	47
TABELLE 7.8: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN SAUERSTOFFWERTE FÜR DEN GENEHMIGUNGZUSTAND IN 58,4 M Ü.NN.....	52
TABELLE 7.9: GRUNDWASSERZUFLÜSSE IN UNTERSCHIEDLICHEN TIEFENSTUFEN (PLANUNGSVARIANTE)	54
TABELLE 7.10: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN SAUERSTOFFWERTE FÜR DIE PLANUNGSVARIANTE IN 21,6 M Ü.NN.....	56
TABELLE 7.11: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN PHOSPHORGEHALTE FÜR DEN GENEHMIGUNGZUSTAND IM EPILIMNION (SAISONMITTEL)	59
TABELLE 7.12: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN PHOSPHORGEHALTE FÜR DIE PLANUNGSVARIANTE IM EPILIMNION (SAISONMITTEL)	61
TABELLE 7.13: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER FÜR DEN GENEHMIGUNGZUSTAND PROGNOSTIZIEREN CHLOROPHYLL-A WERTE IM EPILIMNION (SAISONMITTELWERT)	65
TABELLE 7.14: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER FÜR DIE PLANUNGSVARIANTE PROGNOSTIZIEREN CHLOROPHYLL-A WERTE IM EPILIMNION	68
TABELLE 7.15: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN SICHTTIEFENWERTE FÜR DEN GENEHMIGUNGZUSTAND (SAISONMITTELWERTE)	69
TABELLE 7.16: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN SICHTTIEFENWERTE FÜR DIE PLANUNGSVARIANTE	70
TABELLE 7.17: ABBAU VON NITRAT IM SEEWASSER (WASSERTIEFE 15M) IM GENEHMIGUNGZUSTAND.....	73
TABELLE 7.18: ABBAU VON NITRAT IM SEEWASSER (WASSERTIEFE 15M) FÜR DIE PLANUNGSVARIANTE.....	74
TABELLE 8.1: ABFLUSSBEREICHE UND ABFLUSSMENGEN DES INFILTRIERENDEN SEEWASSERS IM MODELL.....	75

Tabellenverzeichnis

TABELLE 8.2: ABBAURATE FÜR NITRAT-N BEI DER GRUNDWASSERPASSAGE DURCH DEN SEE.....	76
TABELLE 9.1: GÜTEKENNWERTE IM VARIANTENVERGLEICH.....	78
TABELLE 10.1: ANBINDUNGSVARIANTEN DES SEES AN DAS GRUNDWASSER.....	80
TABELLE 10.2: BELASTUNG DES SAUERSTOFFHAUSHALTES IM TIEFENWASSER DES SEES BEI UNTERSCHIEDLICHER GRUNDWASSERANBINDUNG.....	82
TABELLE 10.3: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN PHOSPHORGEHALTE FÜR DIE PLANUNGSVARIANTE UND DIE OPTIMIERUNGSVARIANTE IM EPILIMNION (SAISONMITTEL).....	83
TABELLE 10.4: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER FÜR DIE PLANUNGS- UND OPTIMIERUNGSVARIANTE PROGNOSTIZIEREN CHLOROPHYLL-A WERTE IM EPILIMNION (SAISONMITTEL).....	86

14 Literaturverzeichnis

- 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. (1999): Ab- und Umbauprozesse in Baggerseen und deren Einfluss auf das Grundwasser - Literaturauswertung, Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), 174 S.
- 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
- delta h Ingenieurgesellschaft (2023): Instationäres 3D-Grundwasserströmungsmodell Abgrabung Gymnich.
- DFG Deutsche Forschungsgemeinschaft (1992): Schadstoffe im Grundwasser, Band 1 Wärme und Schadstofftransport im Grundwasser, Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft, 480 S.
- DVWK - Dt. Verb. für Wasserwirtschaft u. Kulturbau e. V. (1993): Stoffeintrag und Grundwasserbewirtschaftung, Bonn (= DVWK- Schriften Bd. 104), 287 S.
- 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.
- 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, Veranst.: 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, Talsperren und Speicherseen, Berlin
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Wasser- und Abfallwirtschaft (1981): Wasserwirtschaftliche Untersuchungen - Baggerseen - 3. Bericht, Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Wasser- und Abfallwirtschaft
- 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.

- 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
- Mietz, O., H. Viettinghoff & I. Gabrysch (1995): Statistische Untersuchung zur Auswahl, Wichtung und zum Abgleich von Parametern innerhalb eines Klassifikationsansatzes für deutsche Seen sowie die regionale und typenbezogene Differenzierung der Seen in diesem Ansatz, Endbericht zu dem DVWK- Forschungsauftrag, Potsdam, 36 S.
- Niemeyer, R. (1978): Hydrologische Untersuchungen an Baggerseen und Alternativen der Folgenutzung, Mitt. des Inst. f. Landwirtschaftl. Wasserbau der Univ. Bonn 1978
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern (Oberflächengewässerverordnung) vom 20. Juni 2016
- 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 Fischanzucht in kleinen Seen, o.O., unveröffentlichter Bericht
- TGL 27 885/04 (1985): Fachbereichstandart, Nutzung und Schutz der Gewässer, Stehende Binngewässer – Wassergütebewirtschaftung wasserwirtschaftlicher Speicher, Leipzig: Verlag für Standardisierung, 6 S.
- TrinkwV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV 2001)
- 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