



Prognose der limnologischen Entwicklung des Tagebausees Garzweiler II

im Auftrag der
RWE Power AG, Essen
Best.-Nr. 4300384049-R4-564

Dr. Dieter Leßmann
(BTU Cottbus-Senftenberg)

Univ.-Prof. Dr. Thomas R. Råde, Dr. Thomas Demmel,
M.Sc. Felix Fahrenbach (RWTH Aachen)

Dr. Wilfried Uhlmann, Dipl.-Hydrologe Sebastian Mix,
M. Sc. (Geoökologie) Wiebke Seher (IWB Dr. Uhlmann)

Daniel Hühn
(IfB Potsdam-Sacrow)

Cottbus/Aachen/Dresden/Potsdam, 2025

Autoren

Dr. Dieter Leßmann
Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg
Fakultät Umwelt und Naturwissenschaften
Fachgebiet Gewässerökologie
Postfach 101344, 03013 Cottbus
E-Mail: lessmann@b-tu.de

Univ.-Prof. Dr. Thomas R. Rüde
Dr. Thomas Demmel
M.Sc. Felix Fahrenbach
Rheinisch-Westfälische Technische Universität Aachen
Fakultät für Georessourcen und Materialtechnik,
Lehrstuhl für Ingenieurgeologie und Hydrogeologie
Lochnerstr. 4-20, 52064 Aachen
E-Mail: demmel@hydro.rwth-aachen.de,
ruede@hydro.rwth-aachen.de

Dr. Wilfried Uhlmann
Dipl.-Hydrologe Sebastian Mix
M. Sc. (Geoökologie) Wiebke Seher
Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann
Lungkwitzer Str. 12, 01259 Dresden
E-Mail: info@iwb-dresden.de

M.Sc. Daniel Hühn
Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow
Im Königswald 2, 14469 Potsdam
E-Mail: daniel.huehn@ifb-potsdam.de

Alle Nutzungs- und Verwertungsrechte für dieses Gutachten liegen bei der RWE Power AG. Diese Unterlage darf ganz oder teilweise nur mit vorheriger schriftlicher Zustimmung der RWE Power AG weitergegeben, verbreitet, durch Bild- oder sonstige Informationsträger wiedergegeben oder vervielfältigt werden. Die Unterlage enthält Betriebs- und Geschäftsgeheimnisse im Sinne des UIG und unterliegt sowohl vollumfänglich als auch in ihren Einzelinformationen dem Gesetz zum Schutz von Geschäftsgeheimnissen (GeschGehG).

Inhalt

Tabellenverzeichnis.....	7
Abbildungsverzeichnis.....	10
Anhangsverzeichnis	13
Glossar.....	14
Kurzfassung	17
1 Veranlassung	24
2 Flutungsregime	26
2.1 Variante 1 (Flutung mit Rheinwasser)	26
2.2 Variante 2 (Flutung mit Sümpfungswasser und Rheinwasser)	27
2.3 Entwicklung der Grundwasserströmungen.....	28
2.4 Langfristige hydrologische Bedingungen.....	30
3 Beschaffenheit von Flutungswasser und Grundwässern	31
3.1 Hydrologische Rahmenbedingungen der Flutung	31
3.2 Physikalisch-chemische Beschaffenheit des Rheinwassers.....	32
3.2.1 Beurteilungsgrundlagen	32
3.2.2 Ergebnisse der Auswertung der Wasserbeschaffenheitsparameter	34
3.3 Physikalisch-chemische Beschaffenheit der Grundwässer des unverritzten Gebirges.....	39
3.4 Ableitung der physikalisch-chemischen Beschaffenheit des Kippenwassers.....	40
4 Morphologie des Seebeckens	43
5 Seetypologie	45
6 Mischungsregime	47
6.1 Meteorologische Daten als Eingangsgrößen für die Mischungsberechnungen.....	47
6.2 Prognose des Mischungsverhaltens und des Sauerstoffhaushalts.....	51
6.2.1 Numerisches Modell	51
6.2.2 Räumliche Diskretisierung	52
6.2.3 Wasserbilanz und meteorologische Szenarien.....	53
6.2.4 Beschaffenheit der Zuflüsse.....	60
6.2.5 Eisenoxidation und -sedimentation	62
6.3 Berechnungsergebnisse	64
6.3.1 Temperatur und Mixis	64

6.3.2	Sauerstoffhaushalt.....	71
6.3.3	Salinität und Sulfat.....	71
6.3.4	Eisen.....	73
6.4	Einordnung der Ergebnisse.....	73
7	Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit.....	74
7.1	Grundlagen der geochemischen Modellierung.....	74
7.1.1	Modellaufbau	74
7.1.2	Räumliche Diskretisierung	74
7.1.3	Zeitliche Diskretisierung.....	77
7.1.4	Modellannahmen	77
7.1.5	Einfluss der Seeböschung	78
7.1.6	Schematischer Modellablauf	82
7.2	Modellierungsergebnisse	84
7.2.1	Flutungsvariante 1	84
7.2.2	Flutungsvariante 2	87
8	Trophieprognose	91
8.1	Grundlagen.....	91
8.2	Methodik.....	91
8.3	Ergebnisse.....	93
8.3.1	Stationärer Endzustand.....	93
8.3.2	Flutungszeitraum	95
9	Lebensräume im See	97
9.1	Pelagial.....	98
9.1.1	Besiedlung.....	98
9.1.2	Saisonale Entwicklung	99
9.2	Benthal	99
9.2.1	Gliederung und Besiedlung des Litorals.....	99
9.2.2	Flächenmäßige Ausdehnung der einzelnen Bereiche des Benthals.....	101
9.2.3	Röhrichtzone und erweiterte Röhrichtzone.....	104
9.2.4	Schwimm- und Tauchblattzone sowie unterseeische Wiesen	105
9.3	Besiedlungspotential für Makrophyten	107
9.3.1	Besiedlungssteuernde Faktoren.....	107

9.3.2	Potentiell ­ es Artenspektrum	110
9.4	Benthische Diatomeen.....	112
9.5	Makrozoobenthos	113
10	Besiedlungspotential f ­ ur Neobiota und invasive gebietsfremde Arten.....	114
11	Entwicklung der Fischz ­ onosen und fischfaunistisches Leitbild.....	117
11.1	Voraussetzungen f ­ ur die Entwicklung von Fischbest ­ anden.....	117
11.2	Grunds ­ atzliche Entwicklung von Fischbest ­ anden in Tagebauseen	117
11.3	Fischfaunistische und fischereiliche Leitbilder f ­ ur Tagebauseen	118
11.4	Fischfaunistisches und fischereiliches Leitbild des Tagebausees Garzweiler.....	120
11.5	Prognose der Entwicklung der Fischz ­ onose	121
11.5.1	Nat ­ urliche Fischbestandsentwicklung	121
11.5.2	Besatzma ­ nahmen.....	122
11.6	Fazit.....	126
12	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	127
	Literaturverzeichnis	130
	Anhang.....	138

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Gewässerkundliche Hauptwerte des Pegels Düsseldorf-Flehe (Rhein-km 732,2) für den Zeitraum 01.11.1900 bis 31.12.2020.....	31
Tabelle 2:	Spannweite der Wasserbeschaffenheit des Rheins bei Dormagen (Messstellen 322064 oh Garzweiler-Entnahme, 000220 Dormagen-Stürzelberg und 000309 Düsseldorf-Flehe) und entnahmegewichtet berechneter Mittelwert für das Flutungswasser. Datenreihe 2019 bis 4/2024 sowie UQN nach Anlage 8 der OGewV	34
Tabelle 3:	Spannweite der in der Anlage 6 der OGewV geregelten Spurenmetallgehalte im Schwebstoff des Rheins bei Dormagen (Messstelle 000309 Düsseldorf-Flehe) sowie entnahmegewichtet berechneter Mittelwert für das Flutungswasser. Datenreihe 2019 bis 4/2024	36
Tabelle 4:	Prioritäre Stoffe nach Anlage 8 OGewV im Flutungswasser aus dem Rhein mit Überschreitung der UQN (rot markiert). Datenreihe 2019 bis 4/2024	37
Tabelle 5:	Gesetzlich nicht geregelte Stoffe im Flutungswasser aus dem Rhein mit Überschreitung der Orientierungswerte nach LANUV (2020). Datenreihe 2019 bis 4/2024	38
Tabelle 6:	Gesetzlich nicht geregelte Stoffe im Flutungswasser aus dem Rhein mit Überschreitung der Präventivwerte nach LANUV (2020). Datenreihe von 2019 bis 4/2024.....	38
Tabelle 7:	Mittelwerte physikalisch-chemischer Kennwerte der Grundwasserleiter im Umfeld des Tagebaus Garzweiler II auf Basis vorliegender Analysen bis 2023	40
Tabelle 8:	Funktionen zur Ableitung der Beschaffenheit des Kippenwassers des Tagebaus Garzweiler II aus Sulfat-Konzentrationen.....	41
Tabelle 9:	Beispielhafte aus den Funktionsgleichungen abgeleitete Kippenwässer für verschiedene Sulfatkonzentrationen	42
Tabelle 10:	Morphometrische Daten und daraus abgeleitete Kennwerte für den Tagebausee Garzweiler im stationären Endzustand bei einem Zielwasserstand von +66 m NHN.....	44
Tabelle 11:	Charakteristika der DWD-Wetterstationen Aachen und Aachen-Orsbach	47
Tabelle 12:	Meteorologische Kennwerte und verwendete zeitliche Auflösung	48
Tabelle 13:	Vergleich der DWD-Rasterdaten der langjährigen Mittel mit den Standortdaten der Klimastation Aachen für die Jahre 2001 bis 2021 und mit den Modelleingangsdaten für die Jahre 2001 bis 2021	48
Tabelle 14:	Räumliche Diskretisierung des limnophysikalischen Modells des Tagebausees Garzweiler.....	52

Tabelle 15: Wasserbilanzgrößen des Tagebausees Garzweiler für den Prognosezeitraum von 2200 bis 2241 auf Grundlage der aktuellen Klimadaten, der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5.....	54
Tabelle 16: Statistische Kennzahlen des Wasserstands und der Abflussmengen am Ablaufgewässer des Tagebausees Garzweiler für den Prognosezeitraum von 2200 bis 2241 auf Grundlage der aktuellen Klimadaten, der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5	57
Tabelle 17: Annahmen zur Wasserbeschaffenheit der Oberflächenzuflüsse zum Tagebausee Garzweiler	61
Tabelle 18: Wassertemperaturen des Grundwasser- und Kippenzustroms zum Tagebausee Garzweiler in °C für das meteorologische Szenario mit aktuellen Klimadaten (2001 bis 2021)	62
Tabelle 19: Modellparameter für die Eisenkinetiken in CE-QUAL-W2.....	64
Tabelle 20: Jahre (schwarz) des Prognosezeitraums von 2221 bis 2241 mit ausbleibender Vollzirkulation des Tagebausees Garzweiler auf Grundlage der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5	67
Tabelle 21: Statistische Kennzahlen der Wassertemperatur und des Schichtungsverhaltens des Tagebausees Garzweiler für den Prognosezeitraum von 2200 bis 2241 auf Grundlage der aktuellen Klimadaten, der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5	68
Tabelle 22: Mittlere Beschaffenheit des Wassers nach Passage der Oxidationszone der geschnittenen Böschung.....	79
Tabelle 23: Sulfatinventar nach Zone und Grundwasserleiter sowie aus Bilanz abgeleitete Dauer des Rückstroms in den See	81
Tabelle 24: Bilanz des Seezustroms gemäß Flutungsvariante 2 als Grundlage für die geochemische Modellierung der Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit	83
Tabelle 25: Zeitliche Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit im Tagebausee Garzweiler II unter Zugrundelegung der Flutungsvariante 1	85
Tabelle 26: Zeitliche Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit im Tagebausee Garzweiler II unter Zugrundelegung der Flutungsvariante 2 an ausgewählten Zeitpunkten	87
Tabelle 27: Für die Trophieprognose berücksichtigte Quellen und Raten des Phosphoreintrags sowie ihr Anteil am Gesamteintrag in den Tagebausee Garzweiler im stationären Endzustand.....	94

Tabelle 28: Konzentrationen des Gesamtposphors (TP) im Tagebausee Garzweiler im stationären Endzustand nach verschiedenen limnologischen Modellen.....	94
Tabelle 29: Prognostizierte trophierelevante Kennwerte für den Tagebausee Garzweiler im Vergleich mit typspezifischen Referenzwerten für den Seetyp 13.....	94
Tabelle 30: Gliederung und Flächenanteile der Habitate des Benthals im Tagebausee Garzweiler unter Betrachtung einer möglichen Spannweite der Ausdehnung des Litorals zwischen 0 und 10 bzw. 30 m	101
Tabelle 31: Arten der Unionsliste (EU 2014, EU 2022) mit Nachweis in Rhein und/oder Niers	115
Tabelle 32: Merkmale der Maränenseen nach Bauch (1955, 1966) sowie Angaben zum Tagebausee Garzweiler in der stationären Phase	121

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Zeitliche Entwicklung des Seewasserstands im Tagebausee Garzweiler.....	27
Abbildung 2:	Zeitliche Entwicklung der jährlich in den Tagebausee Garzweiler eingeleiteten Flutungswassermenge aus dem Rhein und der kumulativen Menge des aus dem Rhein entnommen Wassers gemäß der Flutungsvariante 1	27
Abbildung 3:	Zeitliche Entwicklung der jährlich in den Tagebausee Garzweiler eingeleiteten Flutungswassermenge aus dem Rhein und von Sümpfungswasser sowie der kumulativen Menge des eingeleiteten Wassers gemäß der Flutungsvariante 2	28
Abbildung 4:	Zeitliche Entwicklung der Strömungssituation im Umfeld des Tagebaus Garzweiler nach Tagebauende in Hz. 6D (Modelllayer 8)	29
Abbildung 5:	Bathymetrische Karte des Tagebausees Garzweiler II.....	44
Abbildung 6:	Klimatische Wasserbilanz des Tagebausees Garzweiler mit einer mittleren Tiefe von 70 Meter, berechnet auf der Grundlage der meteorologischen Messreihe von 2001 bis 2021 der DWD-Station Aachen unter Berücksichtigung des Klimawandels, durch Einbeziehung der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5.....	50
Abbildung 7:	Darstellung eines exemplarischen Ergebnisses der Modellierung der Temperaturschichtung eines dimiktischen Sees innerhalb eines hydrologischen Jahres in Form einer Konturgrafik.	51
Abbildung 8:	Horizontale Segmenteinteilung des Tagebausees Garzweiler mit den mittleren Segmentbreiten und den Querschnitten ausgewählter Segmente ...	53
Abbildung 9:	Wehrfunktion des Ausleitungsbauwerks des Tagebausees Garzweiler mit einer Überfallschwelle bei +65,6 m NHN.....	55
Abbildung 10:	Unterschreitungsdauer des Wasserstandes im Tagebausee Garzweiler für den Prognosezeitraum von 2200 bis 2241 auf Grundlage der aktuellen Klimadaten, der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5.....	58
Abbildung 11:	Spannweite des Wasserstandes im Tagebausee Garzweiler im Jahresverlauf für den Prognosezeitraum von 2200 bis 2241 auf Grundlage der aktuellen Klimadaten, der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5.....	58
Abbildung 12:	Unterschreitungsdauer der Abflussmengen am Ablauf des Tagebausees Garzweiler für den Prognosezeitraum von 2200 bis 2241 auf Grundlage der aktuellen Klimadaten, der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5.....	59

Abbildung 13: Spannweite der Abflussmengen am Ablauf des Tagebausees Garzweiler im Jahresverlauf für den Prognosezeitraum von 2200 bis 2241 auf Grundlage der aktuellen Klimadaten, der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5.....	59
Abbildung 14: Minimum, Mittelwert und Maximum für den Wasserstand und die Abflussmengen am Ablauf des Tagebausees Garzweiler auf Grundlage der Erwärmung der drei meteorologischen Szenarien mit den aktuellen Klimadaten 2001 bis 2021 (+0,5 K), der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 (+2,0 K) und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5 (+4,6 K) für den Prognosezeitraum von 2200 bis 2241	60
Abbildung 15: Konturdiagramm der berechneten Entwicklung der Wassertemperatur im Tagebausee Garzweiler unter dem Witterungseinfluss des hydrologischen Modelljahres 2241 in der Seemitte (Segment 6) für die aktuellen Klimadaten, die 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und die 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5.....	66
Abbildung 16: Unterschreitungsdauern der Wassertemperatur am Ablauf des Tagebausees Garzweiler für den Prognosezeitraum von 2200 bis 2241 auf Grundlage der aktuellen Klimadaten, der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5.....	69
Abbildung 17: Spannweiten der Wassertemperatur am Ablauf des Tagebausees Garzweiler im Jahresverlauf für den Prognosezeitraum von 2200 bis 2241 auf Grundlage der aktuellen Klimadaten, der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5	69
Abbildung 18: Konturdiagramm der berechneten Entwicklung der Wassertemperaturen des Tagebausees Garzweiler für den Prognosezeitraum von 2232 bis 2241 und für das meteorologische Szenario auf Grundlage der aktuellen Klimadaten (2012 bis 2021).....	70
Abbildung 19: Konturdiagramm der berechneten Entwicklung der Sauerstoffsättigung des Tagebausees Garzweiler für den Prognosezeitraum von 2232 bis 2241 und für das meteorologische Szenario auf Grundlage der aktuellen Klimadaten (2012 bis 2021).....	72
Abbildung 20: Umlaufender Profilschnitt gegen den Uhrzeigersinn mit Einfärbung entsprechend der hydraulischen Durchlässigkeit	75
Abbildung 21: Räumliche Diskretisierung des Tagebausees und Profillinie umlaufender Profilschnitt.....	76
Abbildung 22: Sümpfungsbrunnen mit und ohne Seewasseranteil an der Hebung.....	80
Abbildung 23: Schematische Skizze der Oxidation in der geschnittenen Böschung anhand eines NNW-SSE gerichteten Profilschnitts	81
Abbildung 24: Schematische Darstellung des Modellablaufs in PhreeqC	83

Abbildung 25: Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit für ausgewählte Stoffe und von pH-Wert, Konzentrationen gelöster Stoffe (total dissolved solids) und spezifischer elektrischer Leitfähigkeit im Tagebausee Garzweiler II unter Zugrundelegung der Flutungsvariante 1	86
Abbildung 26: Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit für ausgewählte Stoffe und von pH-Wert, gelösten Stoffen (total dissolved solids) und spezifischer elektrischer Leitfähigkeit im Tagebausee Garzweiler II unter Zugrundelegung der Flutungsvariante 2.....	89
Abbildung 27: Gliederung des Pelagials (Freiwasserzone) sowie des Benthals (Bodenzone) eines Sees mit typischer Makrophytenbesiedlung.....	97
Abbildung 28: Fläche des Litorals im Tagebausee Garzweiler mit einer Wassertiefe bis 10 m.....	102
Abbildung 29: Fläche des Litorals im Tagebausee Garzweiler, falls dieses bis zu einer Wassertiefe von 30 m reichen sollte.....	103
Abbildung 30: Ausdehnung des Bereichs der erweiterten Röhrichtzone mit Übergang zur Schwimm- und Tauchblattzone (emerse und submerse Makrophyten) bis 2 m Wassertiefe im Tagebausee Garzweiler	104
Abbildung 31: Ausdehnung des Bereichs der Schwimm- und Tauchblattzone (emerse und submerse Makrophyten) im Tagebausee Garzweiler mit Wassertiefen zwischen 2 und 6 Meter.....	105
Abbildung 32: Ausdehnung des Bereichs der unterseeischen Wiesen im Tagebausee Garzweiler mit Wassertiefen zwischen 6 und 10 Meter.....	106
Abbildung 33: Ausdehnung des Bereichs der unterseeischen Wiesen im Tagebausee Garzweiler mit Wassertiefen zwischen 6 und 30 Meter.....	106
Abbildung 34: Nachweishäufigkeit von submersen Makrophytenarten unter den dominanten Arten in 29 neutralen Tagebauseen	112

Anhangsverzeichnis

Anhang 1:	Visualisierung der Flutung des Tagebausees Garzweiler	139
Anhang 2:	Für die limnophysikalische Modellierung verwendete meteorologische Datenreihe des Zeitraums 2000 bis 2021	142
Anhang 3:	Ergebnisse der limnophysikalischen Modellierung mit CE-QUAL als Prognose für den Zeitraum 2200 bis 2241 für die zeitliche Entwicklung von Wassertemperatur, Sauerstoffsättigung, Sulfat- und Eisenkonzentration im Tiefenprofil des Tagebausees Garzweiler auf Basis der meteorologischen Datenreihe 2001 - 2021	143
Anhang 4:	Ergebnisse der limnophysikalischen Modellierung mit CE-QUAL als Prognose für den Zeitraum 2200 bis 2241 unter Berücksichtigung der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 für die zeitliche Entwicklung von Wassertemperatur, Sauerstoffsättigung, Sulfat- und Eisenkonzentration im Tiefenprofil des Tagebausees Garzweiler auf Basis der meteorologischen Datenreihe 2001 - 2021	148
Anhang 5:	Ergebnisse der limnophysikalischen Modellierung mit CE-QUAL als Prognose für den Zeitraum 2200 bis 2241 unter Berücksichtigung der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5 für die zeitliche Entwicklung von Wassertemperatur, Sauerstoffsättigung, Sulfat- und Eisenkonzentration im Tiefenprofil des Tagebausees Garzweiler auf Basis der meteorologischen Datenreihe 2001 - 2021	153

Glossar

Abundanz	Häufigkeit, Anzahl der Individuen
allochthon	von außen in ein Gewässer eingetragen
anoxisch	sauerstofffrei
aphotische Zone	lichtfreie Zone des Wasserkörpers
autochthon	im Gewässer entstanden
Benthal	Bodenzone eines Gewässers
Benthos	Gesamtheit der am Gewässergrund lebenden Organismen
Chemokline	Grenze zwischen Wasserschichten mit unterschiedlichen chemischen Eigenschaften
Destruenten	Zersetzer von organischem Material
Detritus	sich im Abbau befindendes organisches Material
dimiktisch	zweimal im Jahr durchmischend
emerse Makrophyten	über die Wasseroberfläche hinaus wachsende Gefäßpflanzen
Epilimnion	obere warme Wasserschicht in einem Standgewässer während der Stagnationsperiode mit der Ausbildung von temperaturbedingten Dichteschichtungen des Wasserkörpers
Epiphyt	auf anderen Pflanzen wachsende Pflanze
Eulitoral	Brandungszone eines Sees
euphotische Zone	obere lichtdurchflutete Schicht des Wasserkörpers
Eutrophierung	Intensivierung der Primärproduktion aufgrund einer Erhöhung der Verfügbarkeit an Nährstoffen
Holomixis	vollständige Durchmischung eines Seewasserkörpers von der Oberfläche bis zum Grund
Hypolimnion	untere kalte Wasserschicht in einem Standgewässer während der Stagnationsperiode mit der Ausbildung von temperaturbedingten Dichteschichtungen des Wasserkörpers
Infralitoral	Sublitoral; unterer ständig mit Wasser bedeckter Bereich des Litorals bis zum Übergang zur aphotischen Zone, dem Profundal
JD-UQN	Umweltqualitätsnorm für die Jahresdurchschnittskonzentration
Kompensationsebene	Grenze zwischen euphotischer und aphotischer Zone, zwischen Litoral und Profundal

Limnologie	Wissenschaft von den Binnengewässern (Standgewässer, Fließgewässer, Grundwasser) als Ökosystemen; Gewässerökologie
Litoral	Uferbereich eines Gewässers bis zu einer Tiefe, in der noch ausreichend Licht für das Vorkommen von am Gewässerboden wurzelnden Pflanzen vorhanden ist
Makrophyten	wurzelnde oder frei im Wasser schwebende Gefäßpflanzen
Makrozoobenthos	am Gewässerboden lebende, mit dem bloßen Auge sichtbare tierische Organismen
Meromixis	nicht den gesamten Wasserkörper umfassende Durchmischung eines Gewässers
mesotroph	eine mittlere Produktivität aufweisend
Monimolimnion	Tiefenbereich eines meromiktischen Gewässers, der permanent nicht durchmischt wird
oligomiktischer See	See, der in unregelmäßigen Abständen von i.d.R. mehr als einem Jahr eine komplette Durchmischung des Wasserkörpers aufweist
oligotroph	eine geringe Produktivität aufweisend
Pelagial	Freiwasserbereich eines Standgewässers, in dem keine am Gewässerboden wurzelnden Pflanzen vorkommen
persistente Stoffe	Stoffe, die einem nur sehr langsamen Abbau oder einer nur sehr langsamen Umwandlung unterliegen
photoautotroph	auf anorganischer Stoffaufnahme unter Energiezufuhr von außen basierender Stoffwechsel von Organismen zum Aufbau von Biomasse
Phytobenthos	am Gewässerboden siedelnde, photoautotrophe Organismen
Phytoplankton	photoautotrophe Organismen des Planktons
Plankton	Gesamtheit der im freien Wasser lebenden Organismen, die sich nicht oder nur begrenzt entgegen der Strömungsrichtung bewegen können
Profundal	Bodenzone von Standgewässern unterhalb des Litorals
Sublitoral	Infralitoral; unterer ständig mit Wasser bedeckter Bereich des Litorals bis zum Übergang zur aphotischen Zone, dem Profundal
submerse Makrophyten	nur unterhalb der Wasseroberfläche wachsende Gefäßpflanzen
Supralitoral	oberster Bereich des Litorals im Einflussbereich der Gischt bei Wellenschlag

Thermokline	Temperatursprungschicht, in der Regel zwischen Epi- und Hypolimnion während der sommerlichen Schichtung von See auftretend
Trophie	Intensität der Primärproduktion auf Basis der Verfügbarkeit an Ressourcen für Stoffwechselprozesse von autotrophen Organismen
trophogene Zone	Bereich eines Seewasserkörpers, in dem die Produktion von Biomasse gegenüber Abbauprozessen dominiert
tropholytische Zone	Bereich eines Seewasserkörpers, in dem Abbauprozesse organischer Stoffe gegenüber Produktionsprozessen dominieren
warm-monomiktisch	See, der jährlich eine Schichtungs- und eine Durchmischungsperiode im Sommer- bzw. Winterhalbjahr zeigt
ZHK-UQN	Umweltqualitätsnorm für die zulässige Höchstkonzentration
Zooplankton	heterotrophe Organismen des Planktons

Kurzfassung

Im Tagebau Garzweiler II im Rheinischen Braunkohlerevier soll 2030 (respektive 2033 in Abhängigkeit von der Entscheidung der Bundesregierung in 2026) der reguläre Kohleabbau beendet werden. Im verbleibenden Restloch wird sich danach ab 2036 durch Flutung in einem Zeitraum von ca. 30 Jahren einer der größten künstlichen Seen Deutschlands entwickeln.

Ziel des vorliegenden Gutachtens ist es, die zeitliche und räumliche Entwicklung des neu entstehenden Sees mit seinen Lebensräumen und deren potentielle Besiedlung durch Organismen im Rahmen einer Prognose der limnologischen Entwicklung des Sees vor dem Hintergrund der Betrachtung von zwei Flutungsvarianten abzuschätzen. Dabei bilden die Wasserbeschaffenheit des Flutungswassers mit seiner zentralen Bedeutung für den ersten länger anhaltenden Zeitraum der Seeentwicklung, die daran anschließende langfristige Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit, das damit im Zusammenhang stehende Schichtungsverhalten des Wasserkörpers und die potentielle Entwicklung der Besiedlung des Sees durch Phytoplankton, Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische sowie mögliche Gewässernutzungen Schwerpunkte des Gutachtens.

Die Bearbeitungen ergaben zusammengefasst folgende Ergebnisse:

- Die Flutungsvariante 1 sieht eine Flutung des Sees ausschließlich mit Wasser aus dem Rhein ab 2036 vor. Der Zielwasserstand von +66,0 m NHN soll ca. 2063 erreicht werden. Es schließt sich bis ca. 2079 eine Nachlaufphase zum weiteren Auffüllen der Porenräume im Umfeld des Tagebaus an. Bei einer jährlichen Entnahme von ca. 70 bis 80 Mio. m³ Wasser aus dem Rhein wird eine Gesamtflutungswassermenge von ca. 2.210 Mio. m³ benötigt.
- Gemäß Flutungsvariante 2 soll die Flutung des Sees zusätzlich zum Wasser aus dem Rhein mit Sumpfungswasser erfolgen, das anfangs zwei Drittel der Flutungswassermenge von jährlich 70 bis 80 Mio. m³ stellt, dessen Anteil im Verlauf der Flutung aber rasch zurückgeht und ab ca. 2042 von der Flutungswassermenge aus dem Rhein übertroffen wird, so dass ab ca. 2059 kein Sumpfungswasser mehr eingeleitet wird.
- Die Kennzeichnung der Beschaffenheit des Flutungswassers aus dem Rhein erfolgte anhand aktueller Daten. Die zu erwartenden Veränderungen der Wasserbeschaffenheit des Rheins über den Prognosezeitraum von 40 bis 100 Jahren, insbesondere im Zusammenhang mit der Umsetzung von Maßnahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie, wurden mangels konkreter Anhaltspunkte nicht berücksichtigt. Da grundsätzlich von einer Verbesserung der Wasserbeschaffenheit ausgegangen werden kann, sind die getroffenen Annahmen als Maximalannahmen zu bewerten.
- Für das aus dem Rhein entnommene Flutungswasser wurden auf der Grundlage von Durchflussdaten des Pegels Düsseldorf und langjähriger behördlicher Monitoringdaten zur Wasserbeschaffenheit an den Messstellen 322064 (oh. Garzweiler-Entnahme), 000309 (Düsseldorf-Flehe) und 000220 (Dormagen-Stürzelberg) nach einer durchflussabhängigen Entnahmeregeln entnahmegewichtete Mittelwerte der Wasserbeschaffenheit berechnet. Die entnahmegewichteten Mittelwerte der Wasserbeschaffenheit

können sich methodisch bedingt vom arithmetischen Mittel der gleichen Monitoringdaten unterscheiden.

- Das Flutungswasser aus dem Rhein ist mit $\text{pH} \approx 8$ neutral bis schwach alkalisch und weist eine niedrige Sulfatkonzentration von rund 50 mg/L auf. Mit einer gleichzeitig hohen Puffer- bzw. Säurekapazität $K_{\text{S}4,3}$ im Mittel von 2,7 mmol/L eignet es sich gut zur potentiellen Neutralisation durch Pyritverwitterung freigesetzter Säuren sowie zur Verdünnung ggf. erhöhter Sulfat-Konzentrationen in Wasseraustritten aus der Kippe.
- Das Rheinwasser enthält die Pflanzennährstoffe Phosphor (im gewichteten Mittel rd. 90 $\mu\text{g/L}$ als Gesamtphosphat-P und rd. 30 $\mu\text{g/L}$ als ortho-Phosphat-P) sowie Nitratstickstoff (rd. 2 mg/L im gewichteten Mittel). Die Nitratstickstoffkonzentration liegt deutlich unter der für Gewässer nach Anlage 8 OGeV geforderten Jahresdurchschnittskonzentration (JD-UQN) von 50 mg/L Nitrat bzw. 11,3 mg/L Nitratstickstoff.
- Das Rheinwasser weist sehr niedrige Konzentrationen an Spurenmetallen wie Arsen, Kupfer, Zink und Chrom sowie Blei, Cadmium und Nickel auf. Es erfüllt sowohl für die an Schwebstoffen gebundenen Gehalte als auch für die gelösten Konzentrationen die Umweltqualitätsnormen nach Anlage 6 bzw. Anlage 8 OGeV (2016).
- Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen nach der Anlage 8 OGeV liegen aktuell im Rhein für Benzo(a)pyren und für einige weitere polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sowie für den Biotagehalt von bromierten Diphenylethern, Quecksilber und Quecksilberverbindungen, Perfluoroktansulfonsäure und ihren Derivaten (PFOS) sowie des Insektizids Heptachlor/Heptachlorepoxyd vor.
- Die Orientierungs- und Präventivwerte des „Leitfadens Monitoring Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen“ werden im Flutungswasser aus dem Rhein überwiegend eingehalten. Die Orientierungswerte des Leitfadens für einzelne Verbindungen aus der Stoffgruppe der PAK werden voraussichtlich überschritten. Weiterhin liegt der Mittelwert der gelösten Urankonzentration mit 0,78 $\mu\text{g/L}$ über dem Orientierungswert von 0,44 $\mu\text{g/L}$. Einzelne Präventivwerte werden von verschiedenen Arzneistoffen und Metaboliten sowie Kontrastmitteln nicht eingehalten, insbesondere von Metformin und Iomeprol.
- In den Grundwasserleitern des Gewachsenen im Umfeld des Tagebaus Garzweiler II sind mit pH-Werten zwischen 6,7 und 7,1 und Werten der Säurekapazität von bis zu 4,3 mmol/L gut gepufferte netto-alkalische Wässer mit geringen bis mäßigen Belastungen durch Sulfat mit maximal 89 mg/L im oberflächennahen Grundwasserleiter und bis zu 7 mg/L Eisen in tiefen Grundwasserleitern zu finden. Diese Wässer sind sowohl für die Flutung des Sees gemäß Variante 2 als auch für die längerfristige Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit von Bedeutung. Aus den Stoffkonzentrationen ergeben sich keine Einschränkungen zur Verwendung des Wassers aus einem der Grundwasserleiter zur Flutung des Sees und auch nicht im Hinblick auf die spätere Durchströmung des Sees durch Wasser aus diesen Grundwasserleitern.
- Bei den Kippenwässern bestehen im Vergleich mit den Grundwässern des Unverritzten Unterschiede insbesondere hinsichtlich bergbautypischer Belastungen, wobei eine Korrelation der Konzentrationen von Sulfat, Eisen und Mangan gegeben ist. Auch die stärker belasteten Kippenwässer sind aufgrund ihres gut ausgebildeten Carbonat-

Puffers deutlich netto-alkalisch, so dass ein Absinken der pH-Werte auch nach Belüftung der Wässer und damit verbundener Oxidation und Hydrolyse von Eisen und Mangan auszuschließen ist.

- Bei der Grundwasserströmungsrichtung können drei Phasen unterschieden werden. In Phase I zu Beginn der Flutung bis ca. 25 Jahre danach strömt das Grundwasser dem Restloch zu. Ab ca. 2063 in Phase II stellt sich eine Grundwasserströmung ein, die vorwiegend nach O und SO sowie entlang des südlichen Kippenrands nach OSO gerichtet ist. Im statischen Zustand, der zwischen 2100 und 2200 erreicht werden wird, ergibt sich eine Grundwasserströmungsrichtung von SW nach NO bis O. Damit wird der See keinen direkten Zustrom aus den Kippenbereichen erhalten.
- Nach Abschluss der Flutung generiert der See unter aktuellen klimatischen Bedingungen im Mittel einen hydrologischen Überschuss von ca. 6,8 Mio. m³/a, die in die Niers ausgeleitet werden.
- Durch den Klimawandel sich verändernde meteorologische Bedingungen können Auswirkungen auf den Wasserspiegel des Sees und den Abfluss in die Niers haben. Zur dynamischen Prognose wurden Messdaten der DWD-Wetterstation Aachen bzw. Aachen-Orsbach (2001 bis 2021) auf den Prognosezeitraum übertragen. Zur Betrachtung des Klimawandels wurden die Messdaten ergänzend in die Klimaszenarien RCP4.5 und RCP 8.5 eingeordnet, welche eine Erhöhung des Jahresdurchschnitts der Lufttemperatur in der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP4.5 um +2,0 °C und in der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5 um +4,6 °C gegenüber der Referenzperiode von 1971 bis 2000 prognostizieren.
- Die langjährige mittlere klimatische Wasserbilanz über der Seefläche wird je nach meteorologischem Szenario bei +90 mm/a, +5 mm/a bzw. -150 mm/a liegen. Oberirdische Einleitungen, abgesehen von Böschungszuflüssen, entfallen nach Ende der Flutungswasserzuführung. Aus der Volumenstrombilanz und dem Seevolumen berechnet sich für den stationären Zustand eine theoretische Verweilzeit des Seewassers von ca. 150 Jahren.
- Für die meteorologischen Szenarien wurde die 21-jährige und die an die Klimaszenarien RCP 4.5 und RCP 8.5 angepasste Messdatenreihe der DWD-Wetterstation Aachen bzw. Aachen-Orsbach verwendet. Für einen ausreichend langen Prognosezeitraum wurde die meteorologische Datenreihe ab dem Jahr 2221 wiederholt, so dass sich ein Prognosezeitraum von 2200 bis 2241 ergab.
- In Abhängigkeit vom meteorologischen Szenario kann der mittlere Seewasserspiegel im Prognosezeitraum zwischen +65,7 und +66,0 m NHN liegen. Die Ausleitung über das Ablaufgewässer in die Niers beträgt für die aktuellen Klimadaten im Mittel 0,22 m³/s. Mit zunehmender Erwärmung durch den Klimawandel würden die mittleren Ausleitmengen im pessimistischen Szenario der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5 auf 0,04 m³/s zurückgehen. Bis zu einer Erwärmung um 2 K gegenüber der Referenzperiode von 1971 bis 2000 kann durch eine Bewirtschaftung ein mittlerer Abfluss von 0,12 m³/s gewährleistet werden.

- Als Maßnahmen zur Gewährleistung maximaler Freiheitsgrade bei der Bewirtschaftung des Abflusses in die Niers werden eine variable Überfallbreite des Auslaufbauwerkes zum Abführen sommerlicher Starkregenereignisse und zur Begrenzung des Einstaus in den Wintermonaten sowie eine steuerbare Höhe der Überfallschwelle oder ggf. ein Pumpbetrieb zur Gewährleistung eines sommerlichen Abflusses empfohlen.
- Die morphometrischen Daten des Seebeckens weisen den Tagebausee Garzweiler sowohl von der Fläche (ca. 2.216 ha) als auch vom Volumen (ca. 1,5 Mrd. m³) her als sehr großen, tiefen See (maximale Tiefe ca. 170 m) aus. Die theoretische Epilimniontiefe errechnet sich mit ca. 9,5 m. Während der sommerlichen Schichtung umfasst das Epilimnion nur rund 15 % des Seewasserkörpers.
- Der Tagebausee Garzweiler kann dem Seetyp 13 der deutschen Seetypologie zugeordnet werden, in dem calciumreiche, geschichtete Tieflandseen mit relativ kleinem Einzugsgebiet aufgrund ihrer ökologischen Übereinstimmungen zusammengefasst werden. Seen des Typs 13 weisen eine oligotrophen bis schwach mesotrophen Zustand bei Sichttiefen > 3,5 m im Vegetationssaisonmittel auf. Die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors liegen im Vegetationssaisonmittel bei < 22 µg/L und des Gesamt-Stickstoff bei < 1 mg/L.
- Das Schichtungs- und Mischungsverhalten, der Sauerstoffhaushalt sowie die Eisenbelastung wurden mit dem limnophysikalischen Modell CE-QUAL-W2 prognostiziert. Das räumlich diskrete, zweidimensionale numerische Modell überlagert dazu die stationäre Grundwasserbilanz des Tagebausees mit zeitlich hochaufgelösten (10 Minuten) meteorologischen Szenarien des Niederschlags, der Luft- und Taupunkttemperatur, der Windrichtung und -stärke sowie des Bedeckungsgrades.
- Unabhängig vom meteorologischen Szenario wird der See ein überwiegend warm-monomiktisches Schichtungsverhalten ausprägen mit einer Stagnationsphase von März bis Dezember und einer Vollzirkulation in den Monaten Dezember bis März. Beim Klimaszenario RCP 8.5 wird die Vollzirkulation in einzelnen Jahren nicht bis zum Gewässergrund reichen und ein temporäres Monimolimnion ausbilden. In der betrachteten 21-jährigen Reihe tritt dieser Fall achtmal auf und einmal maximal drei Jahre in Folge.
- Der Tagebausee Garzweiler wird bedingt durch seine Größe im Winter zwar bis 0° C abkühlen, aber nicht flächig zufrieren. Die sommerlichen Maximaltemperaturen an der Wasseroberfläche erreichen ca. +27 bis +29 °C. Die profilgewichtete jahresdurchschnittliche Wassertemperatur wird je nach zukünftigen meteorologischen Bedingungen zwischen +6 und +8 °C liegen.
- Der See wird ganzjährig eine hohe Sauerstoffsättigung von ca. 95 % aufweisen. Zum Ende der Stagnationsphasen und nach Perioden mit unvollständiger Durchmischung im Fall des pessimistischen Klimaszenarios RCP 8.5 wird auch der Tiefenwasserbereich eine ausreichend hohe Sauerstoffsättigung von mindestens 50 % aufweisen. Dies ist auf das sehr große Volumen des Tiefenwasserkörpers und seinen hohen Sauerstoffvorrat zurückzuführen.

- Der Tagebausee Garzweiler wird sich zu einem gut gepufferten Hartwassersee mit stabil im neutralen Bereich liegenden pH-Werten entwickeln, der eine mäßige Mineralisation bei nur geringen bergbauspezifischen Belastungen aufweisen wird. Die Seewasserbeschaffenheit wird zunächst jedoch über einen längeren Zeitraum von der Beschaffenheit der Flutungswässer bestimmt, da nach Ende der Flutung bei nur relativ geringem Grundwasserzustrom eine sehr langsame Annäherung an die Beschaffenheit des zuströmenden Grundwassers erfolgt.
- Bei Flutungsvariante 2 ergibt sich in der Anfangsphase der Seeentwicklung mit der Einleitung von Sümpfungswässern eine etwas höhere Mineralisation als bei Flutungsvariante 1. Die Einleitung von Sümpfungswasser führt insbesondere zu höheren Calcium- (Var. 2: 80 – 100 mg/L bzw. Var. 1: 75 – 80 mg/L), Hydrogencarbonat- (Var. 2: 210 – 220 mg/L bzw. Var. 1: rd. 200 mg/L) und Sulfatkonzentrationen (Var. 2: 65 – 100 mg/L bzw. Var. 1: 55 – 70 mg/L) sowie zu leicht niedrigeren pH-Werten (Var. 2: pH 7,3 bzw. Var. 1: pH 7,8).
- Für die Gewässerökologie ist von Vorteil, dass bei der Flutung des Sees gemäß Variante 2 die Konzentrationen der Pflanzennährstoffe Phosphor und Stickstoff niedriger sein werden, was einen niedrigeren maximalen Trophiegrad während der Seeentwicklung erwarten lässt.
- Auf Basis der in die geochemische Modellierung einbezogenen physikalischen und chemischen Parameter zeigen die Prognoseergebnisse, dass beide Flutungsvarianten gleichermaßen dauerhaft eine gute Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit gewährleisten können. Die bergbautypischen und in anderen Tagebauseen oft erhöhten Konzentrationen an Eisen, Mangan und Sulfat werden sich im Tagebausee Garzweiler nur in einem sehr niedrigen und ökologisch unbedenklichen Bereich bewegen.
- Die Berechnungen zur Trophieentwicklung auf der Basis der Bilanzierung externer Einträge, die vor allem aus dem Grundwasserzufluss, dem Böschungszufluss, der Atmosphäre und von Wasservögeln stammen, ergeben für den stationären Endzustand unter aktuellen klimatischen Bedingungen Gesamt-Phosphorkonzentrationen von rund 11 µg/L. Dies entspricht oligotrophen bis maximal schwach mesotrophen Bedingungen. Der See wird damit seinem trophischen Referenzzustand entsprechen.
- Abhängig von den für die Primärproduktion verfügbaren Nährstoffeinträgen mit dem nährstoffreichen Flutungswasser aus dem Rhein kann es während der Flutungsphase vorübergehend zu einer höheren Trophie bis in den eutrophen Bereich kommen, die bei der Flutungsvariante 1 ausgeprägter sein wird als bei der Flutungsvariante 2, bei der die höheren Eisenkonzentrationen des Sümpfungswassers zur Bindung von Phosphor und dessen Festlegung im Sediment führen.
- Im Hinblick auf die Trophieentwicklung ist wegen der Verminderung der Phosphorverfügbarkeit für die Primärproduktion die Flutungsvariante 2 der Flutungsvariante 1 vorzuziehen. Dabei sollten Sümpfungs- und Rheinwasser bei der Einleitung unter optimaler Belüftung gemischt werden.

- Der den See dominierende Lebensraum ist das Pelagial, das von einer sehr artenreichen Phyto- und Zooplanktongemeinschaft besiedelt wird. Aufgrund der Nährstoffarmut werden im Tagebausee Garzweiler nur relativ geringe Biomassen erreicht. Die saisonale Entwicklung führt zu hohen Sichttiefen in den Wintermonaten, die während der Vegetationsperiode zwar zurückgehen, aber immer noch mehrere Meter betragen.
- Im Litoral weisen die vor allem von zahlreichen Characeen-Arten (Armleuchteralgen) besiedelbaren unterseeischen Wiesen den größten Flächenanteil auf. Die sich tatsächlich im Litoral einstellende Makrophyten-Besiedlung wird neben der Wassertiefe von diversen weiteren Rahmenbedingungen bestimmt. Unter anderem ist das Zufallsprinzip der Erstansiedlung ein entscheidender Faktor.
- Wichtigste tierische Besiedler des Gewässerbodens sind in den ausgedehnten Bereichen des Profundals Oligochaeten (Wenigborster) und Chironomiden (Zuckmücken). Das strukturreichere Litoral wird zudem vor allem von relativ wenigen Insektenarten sowie Muscheln, Schnecken und Kleinkrebsen besiedelt.
- In Rhein und Niers kommen zahlreiche Neobiota vor, die im Rhein u. a. einen hohen Anteil an der Gesamtabundanz des Makrozoobenthos ausmachen. Unter den Neobiota finden sich neun Arten, die auf der EU-Unionsliste invasiver Arten geführt werden. Zum Schutz vor deren Einwanderung aus dem Rhein sind bei der Flutung des Tagebausees Garzweiler Vorkehrungen u. a. durch eine Siebanlage vorgesehen. Die Bestrebungen zum Schutz der Einwanderung von invasiven Arten sollte nicht dazu führen, dass am Seeauslauf in die Niers ein Wanderungshindernis für einheimische Arten entsteht.
- Die guten abiotischen Bedingungen, die mit dem Typ des natürlichen norddeutschen Maränenseen vergleichbar sind, erlauben die Entwicklung einer artenreichen Fischzönose. Leitfischart der nährstoffarmen, tiefen und sauerstoffreichen Maränenseen ist die Kleine Maräne (*Coregonus albula*), die einen wichtigen Wirtschaftsfisch darstellt. Daneben kommen insbesondere in Abhängigkeit von der Ausprägung des Litorals weitere Arten mit relativ geringer Abundanz vor.
- Die Fischbestandsgröße und -zusammensetzung entwickeln sich in Abhängigkeit von der Trophie. Durch den zeitweiligen höheren Trophiegrad während der Flutung ist die Möglichkeit der Entwicklung hoher Bestandsbiomassen gegeben, was einen natürlichen Prozess bei größerer Nahrungsressourcenverfügbarkeit darstellt. Mit der prognostizierten trophischen Entwicklung des Sees zu einem oligotrophen bis maximal schwach mesotrophen Zustand nach Abschluss der Flutung wird sich auch die Fischbestandsbiomasse im See verringern.
- Der Besatz von Fischen kann die Entwicklung eines gewässerangepassten Fischbestandes fördern. Im Gegensatz zu den meisten Nebenfischarten können die Leitfischart Kleine Maräne und auch Große Maräne nur durch Initialbesatzmaßnahmen eingebürgert werden.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass der Tagebausee Garzweiler das Potential aufweist, sich zu einem ökologisch wertvollen Gewässer zu entwickeln, dessen Wasserbeschaffenheit vielfältige Nutzungsmöglichkeiten zulässt.

1 Veranlassung

Zusammen mit den beiden Großtagebauen Hambach und Inden bildet der Tagebau Garzweiler den noch aktiven Teil des Rheinischen Braunkohlereviers. Im Tagebau Garzweiler wird seit mehr als 100 Jahren Braunkohle abgebaut. Dabei stellt der Tagebau Garzweiler II die Fortführung des Tagebaus Garzweiler I dar, der sich östlich vom heutigen Abbaugbiet erstreckte und sich durch die Trassenführung der Autobahn A 44 vom Abbaugbiet Garzweiler II abgrenzen lässt. Der Tagebau erstreckt sich heute schwerpunktmäßig im Rhein-Kreis Neuss und im Kreis Heinsberg. Der Braunkohlenplan Garzweiler II wurde mit Beschluss der Landesregierung von Nordrhein-Westfalen vom 31.03.1995 genehmigt. Erste Abgrabungsarbeiten auf dem Gebiet des Tagebaus Garzweiler II erfolgten 2006. Die jährliche Fördermenge liegt aktuell bei 20 bis 25 Mio. Tonnen (RWE 2024).

Infolge der Entscheidung der Landesregierung von Nordrhein-Westfalen, nach dem dritten Umsiedlungsabschnitt keine weitere Umsiedlung mehr durchzuführen und die Ortschaft Holzweiler im Tagebauvorfeld Garzweiler zu erhalten, erging am 5. Juli 2016 der Beschluss, das bis dahin vorgesehene Abbaugbiet deutlich zu verkleinern. Im Januar 2019 wurde von der Kommission für „Wachstum, Strukturwandel und Beschäftigung“ (KWSB) der Bundesregierung eine schrittweise Reduzierung und Beendigung der Kohleverstromung bis 2038 empfohlen (KWSB 2019). Mit Beschluss der Landesregierung von Nordrhein-Westfalen vom 23. März 2021 wurde dementsprechend die Leitentscheidung getroffen, die Braunkohlegewinnung und -verstromung 2038 enden zu lassen. Im Oktober 2022 kam es zu einer Vereinbarung zwischen dem Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz, dem Ministerium für Wirtschaft, Industrie, Klimaschutz und Energie des Landes Nordrhein-Westfalen und der RWE Power AG, den Braunkohleabbau im rheinischen Revier noch eher zu beenden (BMWK 2022). Daraus folgte am 19.09.2023 die „Leitentscheidung 2023: Meilenstein für den Klimaschutz, Stärkung der Versorgungssicherheit und Klarheit für die Menschen der Region der Landesregierung“ der nordrhein-westfälischen Landesregierung, durch die das Abbauende für den Tagebau Garzweiler auf 2030 vorgezogen wurde. In Abhängigkeit von der Entscheidung der Bundesregierung im Jahr 2026 kann darüber hinaus auch weitere Braunkohle für einen Reservebetrieb der Kraftwerke bis 2033 bereitgestellt werden. Die Gewinnung dieser Reservekohle erfolgt aus dem dann offenen Betriebsgelände.

Nach Stilllegung des Tagebaus im Jahr 2030 bzw. 2033 soll im verbleibenden Restloch ab 2036 durch die Zuführung von Flutungswasser ein Bergbaufolgesee (im Weiteren als Tagebausee bezeichnet) entstehen. Grundlage der Seeentwicklung, sowohl hinsichtlich zukünftiger Nutzungen als auch des ökologischen Zustands, wird neben den vorgegebenen Rahmenbedingungen der geographischen und klimatischen Region sowie der Morphologie des Seebeckens die Wasserbeschaffenheit sein. Diese wird im Wesentlichen bestimmt durch die unter- und oberirdischen Zuflüsse sowie die seeinternen chemischen und biologischen Umsatzprozesse im Zusammenspiel mit der Ausbildung von physikalischen und chemischen Gradienten in der Wassersäule. Grund- und Oberflächenwasser können Stoffe in den See eintragen, die die ökologische Entwicklung ganz wesentlich beeinflussen - sei es durch die Überschreitung von Stoffkonzentrationen, die von bestimmten Organismen nicht mehr toleriert werden, oder durch das Angebot an Nährstoffen für die Primärproduktion. Das ökologische

Potential des Sees und damit die Ausprägung der Besiedlung durch Organismen werden hierdurch mitbestimmt (Hupfer et al. 1995).

Ziel des Gutachtens ist es, die zeitliche und räumliche Entwicklung des neu entstehenden Sees mit seinen Lebensräumen und deren potentielle Besiedlung durch Organismen im Rahmen einer Prognose der limnologischen Entwicklung des Sees abzuschätzen. Dabei bilden die Wasserbeschaffenheit des Flutungswassers mit seiner zentralen Bedeutung für die ersten Jahrzehnte der Seeentwicklung, die langfristige Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit, das damit im Zusammenhang stehende Schichtungsverhalten des Wasserkörpers und die potentielle Entwicklung der Besiedlung des Sees durch Phytoplankton, Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische sowie Fragen zu möglichen Gewässernutzungen Schwerpunkte der Bearbeitung des Gutachtens.

Dem Gutachten liegen vier Teilbearbeitungen zugrunde. Die geochemische Modellierung zur Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit wurde von der RWTH Aachen (Univ.-Prof. Dr. Rüde, Dr. Demmel, Hr. Thielen), die Auswertungen zur Beschaffenheit des Flutungswassers aus dem Rhein sowie die limnophysikalischen Modellierungen zum Durchmischungsverhalten des Seewasserkörpers durch das Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann in Dresden (Dr. Uhlmann, Hr. Mix, Fr. Seher), die Erarbeitung des fischfaunistischen Leitbilds durch das Institut für Binnenfischerei Potsdam-Sacrow (Hr. Hühn) sowie die Bearbeitung der gesamtlimnologischen Entwicklung durch die BTU Cottbus-Senftenberg (Dr. Leßmann) vorgenommen. Als Grundlagen für die Bearbeitung standen detaillierte Daten zur Morphologie des Seebeckens sowie zu dessen Füllung, zur Grund- und Kippenwasserbeschaffenheit, zur Beschaffenheit des Flutungswassers sowie zur regionalen Hydrologie und Meteorologie aus öffentlichen Quellen (z.B. ELWAS) zur Verfügung oder wurden vom Auftraggeber zur Verfügung gestellt.

2 Flutungsregime

Im Rahmen des Gutachtens wurden zwei Flutungsvarianten betrachtet. Während die Flutungsvariante 1 die alleinige Nutzung von Rheinwasser für die Flutung des Tagebausees vorsieht, wird in der Flutungsvariante 2 neben der Rheinwasserzuführung auch die Nutzung von Sumpfungswässern aus den Tagebauseebegleitbrunnen für die Flutung betrachtet. Somit können Aussagen zur Machbarkeit des Tagebausees unter Berücksichtigung von Maximal-szenarien der Wasserqualität getroffen werden.

Eine Konkretisierung des Flutungskonzepts wird erst im Zuge wasserrechtlicher Folgeverfahren durchgeführt und ist neben der Entwicklung des Tagebausees u.a. von den Erfordernissen der Ökowasserversorgung von Feuchtgebieten und Oberflächengewässern sowie von den Anforderungen der Trinkwasserversorgung abhängig. Bei den Jahresangaben handelt es sich um Orientierungswerte, die nicht den Anspruch einer jahresscharfen Genauigkeit erheben.

Unabhängig von der Flutungsvariante ist für die Seebefüllung bis zum Erreichen des Zielwasserstands von +66 m NHN ein Zeitraum von rund 30 Jahren (2036 bis ca. 2063) vorgesehen (Abbildung 1). In diesem Zeitraum werden ca. 2.065 Mio. m³ in den See eingeleitet werden. Daran wird sich bis ca. 2079 eine Nachlaufphase anschließen, in der sich die den Tagebau umgebenden Porenräume noch mit Wasser füllen, um den Seewasserstand konstant zu halten. Durch den über den gesamten Flutungszeitraum bis zum Erreichen des Zielwasserstands bei beiden Flutungsvarianten relativ konstanten jährlichen Zufluss von rund 70 bis 80 Mio. m³/a wird eine kontinuierliche Zunahme des Seevolumens bis zum Endwasserstand zu verzeichnen sein. Danach wird es nur noch sehr geringe Schwankungen des Seewasservolumens geben.

Die Gesamtflutungswassermenge ist mit 2.210 Mio. m³ anzusetzen. Die Differenz zwischen Flutungswassermenge und Seevolumen (1.500 Mio. m³) in Höhe von 710 Mio. m³, was 32 % der Gesamtflutungswassermenge entspricht, ist die Wassermenge, die vom See aus den Porenräumen und Grundwasserleitern zugeführt wird. Davon wird ein Teil in den weiterhin betriebenen Sumpfungswasserbrunnen gehoben werden.

2.1 Variante 1 (Flutung mit Rheinwasser)

Die Flutungsvariante 1 sieht die Flutung des Sees ausschließlich mit Wasser aus dem Rhein bei Dormagen-Rheinfeld vor (Abbildung 2). Das Rheinwasser soll von der Entnahmestelle über eine Transportleitung zum Tagebausee Garzweiler gefördert werden. Die Entnahme erfolgt gestaffelt in Abhängigkeit vom Wasserstand am Pegel Düsseldorf-Flehe. Ab dem am Pegel Düsseldorf-Flehe geltenden gleichwertigen Wasserstand (zum aktuellen Zeitpunkt GIW = 91 cm), der einem Durchfluss von 933 m³/s entspricht, sollen im Jahresmittel rd. 3,4 m³/s Rheinwasser entnommen werden, wovon 70 – 80 % für die Seeflutung und 20 – 30 % als „Ökowasser“ für die Sicherstellung des Abflusses in tagebaubeeinflussten Gewässern zur Verfügung gestellt werden. Um die Versorgung mit „Ökowasser“ auch bei niedrigen Wasserständen im Rhein sicherzustellen, erfolgt bei Wasserständen < GIW eine Mindestentnahme von 1,5 m³/s.

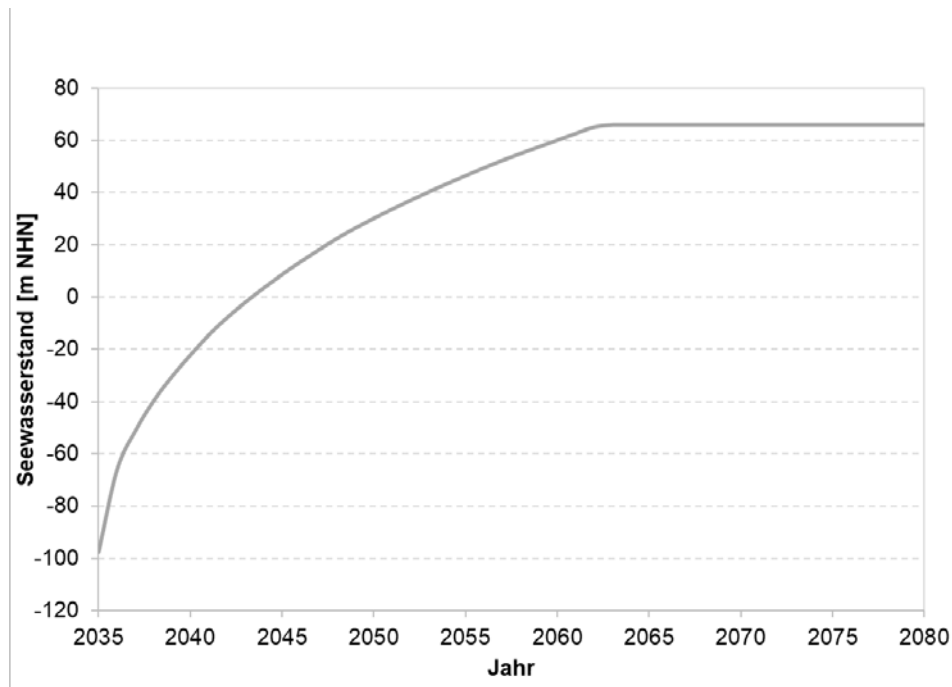


Abbildung 1: Zeitliche Entwicklung des Seewasserstands im Tagebausee Garzweiler

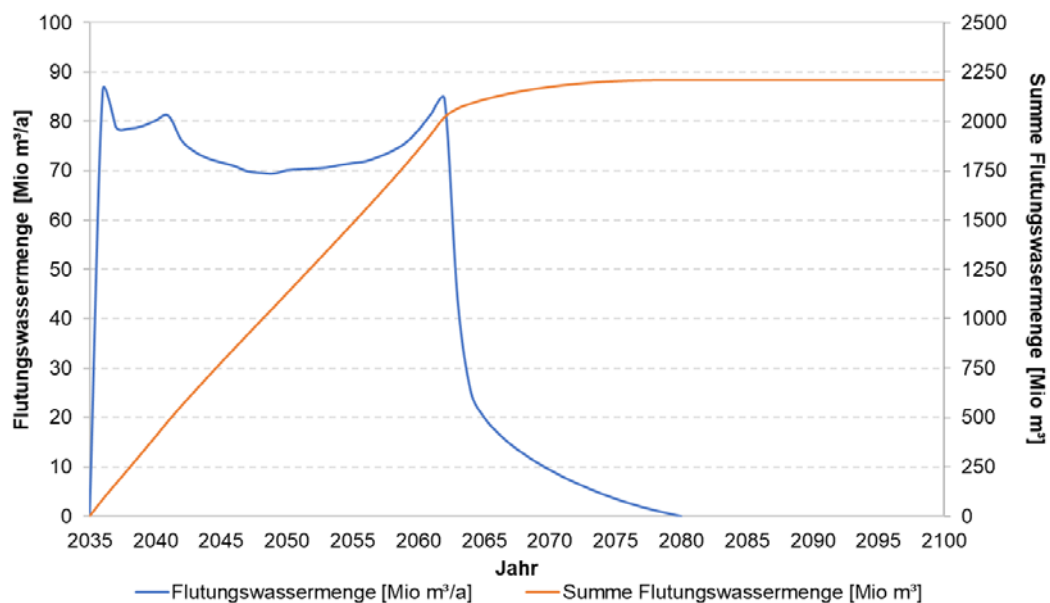


Abbildung 2: Zeitliche Entwicklung der jährlich in den Tagebausee Garzweiler eingeleiteten Flutungswassermenge aus dem Rhein und der kumulativen Menge des aus dem Rhein entnommen Wassers gemäß der Flutungsvariante 1

2.2 Variante 2 (Flutung mit Sumpfungswasser und Rheinwasser)

Nach Einstellung des Abbaus von Braunkohle im Tagebau Garzweiler ist gemäß der Variante 2 eine Flutung des verbleibenden Restlochs mit Sumpfungswasser aus der Umgebung des Tagebaus und mit Wasser aus dem Rhein vorgesehen (Abbildung 3). Dabei wird das

Sümpfungswasser bis ca. 2042 dominieren, danach sein Anteil kontinuierlich abnehmen und der Anteil an Rheinwasser ansteigen. Entsprechend liegt das Volumen des Rheinwassers, das zur Seebefüllung benötigt wird, am Anfang bei rund 30 Mio. m³/a und steigt danach kontinuierlich bis zum Erreichen des Zielwasserstands auf rd. 85 Mio. m³/a entsprechend 100 % der jährlichen Einleitungen an, während die Sümpfungswassermenge von anfangs rund 60 Mio. m³/a rasch im Flutungsverlauf abnimmt. Die Bedingungen zur Entnahme von Wasser aus dem Rhein entsprechen denen der Flutungsvariante 1. Die über den Gesamtzeitraum 2036 bis 2063 in den See eingeleitete Flutungswassermenge wird sich damit zu ca. 30 % aus Sümpfungswasser und zu ca. 70 % aus Rheinwasser zusammensetzen.

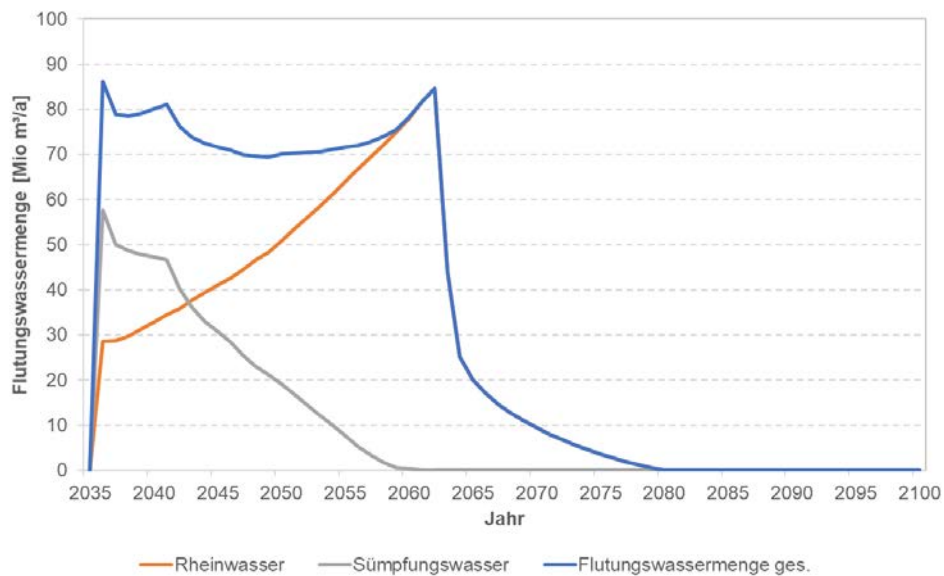


Abbildung 3: Zeitliche Entwicklung der jährlich in den Tagebausee Garzweiler eingeleiteten Flutungswassermenge aus dem Rhein und von Sümpfungswasser sowie der kumulativen Menge des eingeleiteten Wassers gemäß der Flutungsvariante 2

2.3 Entwicklung der Grundwasserströmungen

Zur Trockenhaltung des Abbaufeldes werden während des Tagebaubetriebs Grundwässer aus unterschiedlichen Teufen gehoben und das Gebirge wird entwässert. Daraus resultiert im umliegenden unverritzten Gebirge ein Grundwasserfließen in Richtung des Sümpfungsbeereichs. Die Flutung des Tagebausees Garzweiler II erfolgt nach dem Ende des Tagebaubetriebs in mehreren Phasen. Die sich verändernde Strömungssituation ist in Abbildung 4 exemplarisch anhand von Grundwassergleichen aus dem Modelllayer 8 des numerischen Strömungsmodells von RWE Power dargestellt. Dieser entspricht außerhalb der Kippe in weiten Bereichen stratigraphisch dem Horizont 6D.

Phase I umfasst den Zeitraum bis zum Erreichen des Zielwasserstands im See von +66 m NHN (2036 bis ca. 2063). In Abbildung 4 (links) ist exemplarisch dafür die prognostizierte Strömungssituation im Jahr 2036 dargestellt. Dieser erste Zeitraum ist geprägt durch die Flutung des Restlochs mit Rheinwasser und in Flutungsvariante 2 zusätzlich mit Wasser der

nachlaufenden Sumpfung. Es wird sich eine auf das erst teilweise gefüllte Restloch gerichtete Grundwasserströmung einstellen. Im östlichen Bereich der Kippe bildet sich eine Wasserscheide aus, so dass Grundwasser die dort ungekalkte Kippe aus NO bogenförmig nach SSO durchströmt.

Zur Aufrechterhaltung der Böschungsstabilität muss während der Flutung ein Gradient vom entstehenden Tagebausee in das umgebende unverritzte Gebirge bzw. in die Kippe aufrechterhalten werden. Dazu wird das Grundwasser im unverritzten Gebirge und entstehendes Kippenwasser durch die das Restloch umgebenden Sumpfungsbunnen gegenüber dem Seespiegel abgesenkt. Die Grundwasserstände im zuvor entwässerten Gebirge und in der Kippe steigen nachlaufend zum ansteigenden Seespiegel an. Die Brunnen der nachlaufenden Sumpfung fördern in dieser Phase ein Mischwasser aus Uferfiltrat des entstehenden Tagebausees und aus zuströmendem Grundwasser des unverritzten Gebirges und Kippenwasser. Sie sind je nach Beschaffenheit des Grundwasserleiters bzw. der Kippe positioniert und dimensioniert. Ihre Zahl und Förderleistung reduzieren sich im Verlauf der Phase I.

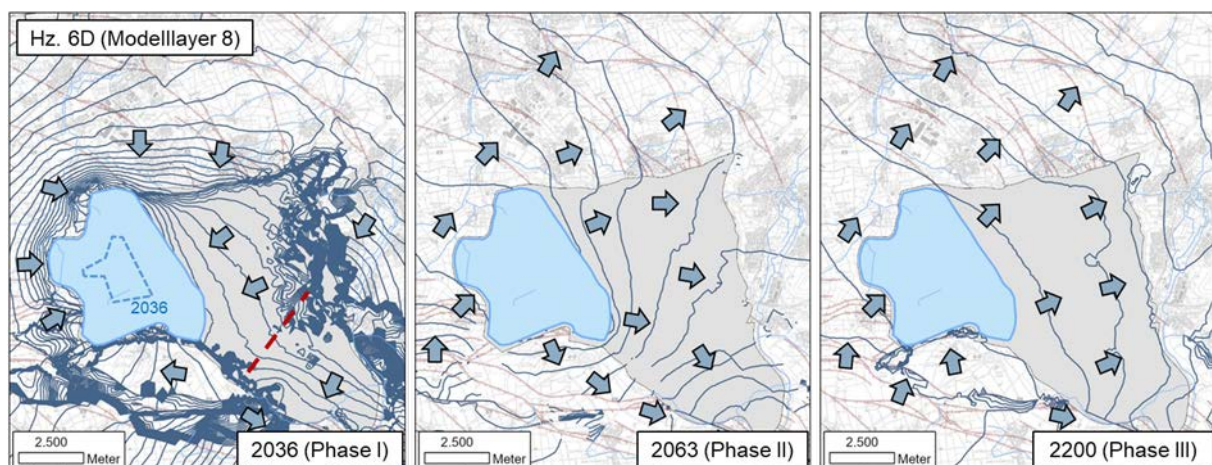


Abbildung 4: Zeitliche Entwicklung der Strömungssituation im Umfeld des Tagebaus Garzweiler nach Tagebauende in Hz. 6D (Modelllayer 8)
(graue Fläche: Tagebaubereich; hellblaue Fläche: geplanter Tagebausee; gestrichelte blaue Linie: Seeumfang im Jahr 2036; dunkelblaue Linien: Grundwassergleichen in 4 m-Intervallen; rote gestrichelte Linie: Wasserscheide; blaue Pfeile: Grundwasserfließrichtung)

Nach Erreichen des anvisierten Seespiegels von +66 m NHN ca. 2063 beginnt Phase II. Diese ist gekennzeichnet durch eine noch wenige Jahre andauernde Einleitung von Rheinwasser bis ca. 2079, um die Versickerungsverluste in die umgebenden Grundwasserleiter auszugleichen. Die Strömungssituation, exemplarisch für das Jahr 2063 dargestellt (Abbildung 4, mittig), veranschaulicht die Durchströmung des Tagebausees von SW nach O in den Kippenkörper. Dort haben sich nach der fortschreitenden Auffüllung des Kippenkörpers die Druckdifferenzen zum nördlichen Grundwasserkörper teilweise ausgeglichen, so dass sich eine vorwiegend vom Tagebausee nach O und dann nach SO abdrehende Grundwasserströmung ausgeprägt hat. Vom Tagebausee nach S ausgehend zeigt sich eine kippenrandparallel nach O verlaufende Grundwasserströmung im Bereich des Jackerather Horstes.

In der darauffolgenden Phase III wird eine grundsätzlich SW nach NO bis O gerichtete Grundwasserströmung prognostiziert, die sich anfangs noch nicht in einem stationären Zustand befindet und den Tagebausee sowie den Kippenkörper durchströmt. Zwischen 2100 und 2200 stellt sich großräumig ein stationärer Strömungszustand im Grundwasserraum ein, der dann – abgesehen von anderweitigen anthropogenen Beeinflussungen – nur noch von der Grundwasserneubildung beeinflusst wird (Abbildung 4, rechts). Der Zustrom in den Tagebausee erfolgt vorwiegend aus S und SW aus den angeschlossenen Grundwasserleitern. Es erfolgt kein direkter Zustrom aus der Kippe.

2.4 Langfristige hydrologische Bedingungen

Während der Flutungsphase wird der Tagebausee Garzweiler durch die Wassereinleitungen, Grundwasserzufluss und Niederschlag gespeist. Verlustgrößen sind die Gewässerverdunstung, der Grundwasserabstrom sowie nach Erreichen des Zielwasserspiegels die Ausleitung in das Ablaufgewässer.

Nach Abschluss der Flutungs- und Nachlaufphase wird der See sowohl bei Variante 1 als auch bei Variante 2 der Flutung einen Zufluss aus dem oberirdischen Einzugsgebiet nur noch als Böschungszufluss bei Niederschlägen im unmittelbar angrenzenden Uferbereichen sowie aus dem unterirdischen Einzugsgebiet über den Grundwasserzustrom erhalten. Der sich langfristig einstellende Grundwasserzufluss wird bei rund $11,5 \text{ m}^3/\text{min}$ liegen. Davon werden ca. $6,5 \text{ m}^3/\text{min}$ wieder in Grundwasserleiter infiltrieren. Insgesamt ergibt sich unter aktuellen klimatischen Bedingungen zusammen mit den Böschungszuflüssen ein Überschuss in Höhe von rund 6,8 Mio. m^3/a , die in die Niers abfließen.

3 Beschaffenheit von Flutungswasser und Grundwässern

Da die Flutung des Tagebausees Garzweiler bei der Flutungsvariante 1 vollständig und bei der Flutungsvariante 2 zu ca. 70 % durch die Einleitung von Wasser aus dem Rhein erfolgt, wird das aus dem Rhein entnommene Oberflächenwasser für längere Zeit maßgeblich die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im See prägen.

3.1 Hydrologische Rahmenbedingungen der Flutung

Die Entnahme von Rheinwasser für die Flutung des Tagebaus Garzweiler II ist bei Dormagen-Rheinfeld bei Rhein-km 712,6 und damit ca. 13 Rhein-km südlich der Rheinmessstation Dormagen-Stürzelberg (Rhein-km 725,9) vorgesehen.

Für die Beurteilung des Durchflusses im Rhein stehen die Messwerte des Pegels Düsseldorf-Flehe (Rhein-km 732,2) zur Verfügung. Aus den langjährigen Durchflussmesswerten für den Zeitraum 1900 bis 2020 ergibt sich ein mittlerer Durchfluss (MQ) von 2.120 m³/s. Der niedrigste Tagesmittelwert des Durchflusses (NQ) liegt bei 464 m³/s (Tabelle 1).

Tabelle 1: Gewässerkundliche Hauptwerte des Pegels Düsseldorf-Flehe (Rhein-km 732,2) für den Zeitraum 01.11.1900 bis 31.12.2020

Hauptwert	Datum/Zeitraum	Durchfluss [m ³ /s]
NQ	16.02.1929	464
NM7Q	01. - 07.11.1947	539
MNQ	1900 - 2020	958
MQ	1900 - 2020	2.120
MHQ	1900 - 2020	6.310
HQ	02.01.1926	11.000

Dem Rhein sollen für die Flutung des Tagebausees Garzweiler im Jahresdurchschnitt ca. 79 Mio. m³/a mit einem Entnahmemaximum von ca. 3,2 m³/s entnommen werden. Zusammen mit der Entnahme von „Ökowasser“ beläuft sich die durchschnittliche Entnahmemenge aus dem Rhein auf ca. 108 Mio. m³/a bzw. ca. 4,2 m³/s im Maximum. Dies entspricht ca. 0,4 % des MNQ und ca. 0,9 % des NQ. Für den ökologischen Zustand des Flusses sind die Entnahmemengen als nicht relevant anzusehen.

Das Entnahmekonzept ist so ausgelegt, dass bei niedrigen Wasserständen eine maximale Absenkung des Rheinpegels um 1 cm nicht überschritten wird. Bei Niedrigwasserständen (< GIW) im Rhein beschränkt sich die auf 1,5 m³/s gedrosselte Entnahme auf die Entnahme für „Ökowasser“. Dadurch kommt es zu einer rechnerischen Absenkung des Rheinpegels um 0,3 cm. Für die Flutung des Tagebausees ist unter diesen Bedingungen eine Entnahme von Rheinwasser nicht mehr vorgesehen.

3.2 Physikalisch-chemische Beschaffenheit des Rheinwassers

3.2.1 Beurteilungsgrundlagen

Zur Beschreibung der zu erwartenden Beschaffenheit des Flutungswassers erfolgte eine umfassende Analyse und Auswertung behördlicher Monitoringdaten. Die Analyse bezog sich auf die makrochemischen Eigenschaften des Rheinwassers, wie den pH-Wert, die Alkalinität, die Mineralisation und Nährstoffe. Die Monitoringdaten wurden darüber hinaus hinsichtlich der Spurenmetalle und synthetischen organischen Schadstoffe bzw. Stoffrückstände betrachtet. Als Vergleichsmaßstab wurden die Umweltqualitätsnormen (UQN) und Beurteilungswerte der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) sowie Beurteilungswerte des Leitfadens Monitoring Oberflächengewässer des Landes Nordrhein-Westfalen (LANUV 2020) herangezogen.

Für die Bewertung nach OGewV sind die in der Anlage 6 (flussgebietsspezifische Schadstoffe zur Beurteilung des ökologischen Zustands/Potenzials) sowie die in der Anlage 8 (Stoffe zur Beurteilung des chemischen Zustands, nachfolgend Bewertung prioritärer Stoffe) festgelegten Umweltqualitätsnormen (JD-UQN, ZHK-UQN) relevant. Die Anlage 7 (Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten) ist nicht relevant, da die für Fließgewässer bezeichneten Anforderungen nicht auf Seen übertragbar sind. Gemäß Anlage 9 Nr. 3.3.1 OGewV (2016) können für die UQN nach Anlage 6 und Anlage 8 der OGewV abweichende Umweltqualitätsnormen gelten, wenn bereits die natürliche Hintergrundkonzentration des Stoffes höher ist als die jeweilige UQN. Für die nordrhein-westfälischen Oberflächenwasserkörper sind dazu in Geologischer Dienst NRW (2019) für Sulfat und die gemäß Anlage 6 und Anlage 8 der OGewV relevanten Metalle und Halbmetalle entsprechende Hintergrundkonzentrationen veröffentlicht. Allerdings ist das Stoffspektrum nicht für jedes Teileinzugsgebiet vollständig abgedeckt. Für den hier betrachteten Oberflächenwasserkörper „Rhein - Leverkusen bis Duisburg“ (DE_NRW_2_701494) sind keine Hintergrundkonzentrationen für Sulfat und Metalle bzw. Halbmetalle mit UQN ausgewiesen. Es gelten damit die UQN nach Anlage 6 und 8 OGewV.

Im Anhang D4 des Leitfadens Monitoring Oberflächengewässer (LANUV 2020) sind neben den UQN nach OGewV für weitere insgesamt ca. 650 Stoffe und Stoffgruppen sogenannte Präventiv- oder Orientierungswerte aufgeführt. Diese werden im Folgenden als Beurteilungswerte für „gesetzlich nicht geregelte Stoffe“ bezeichnet. Orientierungswerte sind spezifische, ökotoxikologisch abgeleitete Konzentrationswerte für Stoffe, die neben den UQN der OGewV zur Beurteilung biologischer Qualitätskomponenten heranzuziehen sind (MULNV 2021b). Ihrer Ableitung liegen die gleichen europaweit geregelten Qualitätsanforderungen zu Grunde wie den gesetzlich geregelten UQN. Überschreitungen der Orientierungswerte können sich schädlich auf die Biozönose auswirken. Sie können maßnahmenrelevant sein, werden jedoch nicht in die Bewertung des ökologischen Zustands oder Potenzials einbezogen. Präventivwerte sind generelle Konzentrationswerte für Schadstoffe, die nicht ökotoxikologisch abgeleitet sind. Bei Überschreitungen der Präventivwerte ist nicht zwingend von schädlichen Auswirkungen auf die Biozönose auszugehen (MULNV 2021b).

Im aktuellen Bewirtschaftungsplan ist der chemische Zustand des Oberflächenwasserkörpers „Rhein - Leverkusen bis Duisburg“ (DE_NRW_2_701494), aus dem das Flutungswasser entnommen werden soll, als „nicht gut“ bewertet (MULNV 2021a). Grund dafür sind die Überschreitungen der UQN nach Anlage 8 OGewV durch folgende ubiquitäre prioritäre Stoffe:

- Benzo(a)pyren,
- Bromierte Diphenylether,
- Heptachlor und Heptachlorepoxyd,
- Perfluoroktansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS) und
- Quecksilber und Quecksilberverbindungen.

Ohne Berücksichtigung der ubiquitären Schadstoffe wird der chemische Zustand als „gut“ bewertet. Die UQN flussgebietsspezifischer Schadstoffe nach Anlage 6 OGewV, die in die Bewertung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials eingehen, werden in diesem Oberflächenwasserkörper nicht überschritten (MULNV 2021a).

Zur Kennzeichnung der voraussichtlich mittleren Beschaffenheit des aus dem Rhein entnommenen Flutungswassers wurden die behördlichen Monitoringdaten der Überblicksmessstellen 000309 (Düsseldorf-Flehe), 000220 (Dormagen-Stürzelberg) sowie 322064 (oh. Garzweiler-Entnahme) im Zeitraum von 2019 bis 4/2024 herangezogen. Die Messstelle 000220 (Dormagen-Stürzelberg) liegt rund 13 km stromunterhalb der Entnahmestelle. Die Messstelle 000309 (Düsseldorf-Flehe) liegt rund 20 km unterhalb der Entnahmestelle und die in 2023 eingerichtete Messstelle „oh Garzweiler-Entnahme“ liegt knapp Oberstrom der geplanten Entnahme. Es handelt sich dabei um die der Entnahmestelle am nächsten gelegenen öffentlich zugänglichen Messstellen, die ein ausreichendes Kennwertespektrum aufweisen.

Für die Bewertung wurde hierbei immer die Messstelle mit dem kritischsten Wert (JD oder ZHK) herangezogen. Bei Überschreitung einer UQN an nur einer Messstelle wurde die Messstelle mit Überschreitung gewählt, sofern die Datengrundlage ausreichend war (mindestens vier Messwerte im Jahr). Bei einem ähnlichen Wertespektrum wurde die Messstelle 322064 (oh. Garzweiler-Entnahme) gewählt, die näher an der Entnahmestelle liegt. Direkt gemessene Werte wurden indirekt ermittelten Werten (z. B. Berechnung der Gesamtkonzentration aus der Konzentration im Schwebstoff und dem Gehalt abfiltrierbarer Stoffe) vorgezogen.

Die Beschaffenheit von Fließgewässern ist unter anderem vom Durchfluss abhängig. In die Berechnung der mittleren Beschaffenheit des aus dem Rhein entnommenen Flutungswassers wurden deshalb nur Messwerte einbezogen, denen am Pegel Düsseldorf ein Wasserstand bzw. Durchfluss oberhalb des Entnahmeschwellenwerts (aktueller GIW = 91 cm) zugeordnet werden kann. Aus den einzelnen Terminwerten der Stoffkonzentration im Rhein und dem Volumenstrom der möglichen Wasserentnahme wurden nach Gleichung 1 entnahmegewichtete Mittelwerte der Stoffkonzentration im Flutungswasser berechnet.

Gleichung 1: Berechnung einer entnahmegewichteten, mittleren Stoffkonzentration des Flutungswassers

$$\bar{c} = \frac{\sum_{i=1}^n (c_i \cdot Q_{E,i})}{\sum_{i=1}^n Q_{E,i}}$$

\bar{c}	entnahmegewichtete, mittlere Stoffkonzentration im Flutungswasser	[mg/L]
c_i	Stoffkonzentration in der Einzelanalyse	[mg/L]
$Q_{E,i}$	mittlerer Volumenstrom der Wasserentnahme am Tag der Analyse	[m ³ /s]

3.2.2 Ergebnisse der Auswertung der Wasserbeschaffenheitsparameter

Die Auswertung in der Tabelle 2 zeigt, dass das Flutungswasser aus dem Rhein mit **pH** ≈ 8 schwach alkalisch und mit einer **Säurekapazität** von $K_{S4,3} \approx 2,7$ mmol/L gut gepuffert ist. Die **Sulfatkonzentration** ist niedrig und entspricht mit rund 50 mg/L etwa dem geogenen Hintergrund. Das Flutungswasser eignet sich damit sehr gut zur Neutralisation freigesetzter Säuren aus der Pyritverwitterung sowie zur Verdünnung ggf. erhöhter Sulfatkonzentrationen in Restwasseraustritten aus der Kippe.

Der Rhein weist mittlere bis erhöhte Konzentrationen der **Pflanzennährstoffe** Phosphor und Stickstoff auf. Nitratstickstoff ist im Mittel mit rund 2 mg/L und Phosphat-Phosphor mit etwa 90 µg/L im Rheinwasser enthalten. Die Konzentration an biologisch leicht verfügbarem ortho-Phosphat-Phosphor liegt im Mittel bei rund 30 µg/L. Die Nitratstickstoff-Konzentration bleibt weit unter der JD-UQN von 50 mg/L Nitrat bzw. 11,3 mg/L Nitratstickstoff nach Anlage 8 der OGewV.

Das Rheinwasser enthält niedrige **Spurenmittelgehalte**. Sowohl die gegenwärtigen Maximalbefunde des Monitorings als auch die nach Gleichung 1 berechneten Mittelwerte für das zukünftige Flutungswasser liegen deutlich unter den UQN der OGewV.

Tabelle 2: Spannweite der Wasserbeschaffenheit des Rheins bei Dormagen (Messstellen 322064 oh Garzweiler-Entnahme, 000220 Dormagen-Stürzelberg und 000309 Düsseldorf-Flehe) und entnahmegewichtet berechneter Mittelwert für das Flutungswasser. Datenreihe 2019 bis 4/2024 sowie UQN nach Anlage 8 der OGewV (n: Anzahl der Messungen)

Kennwert	Einheit	Mess-stelle	n	Minimum	Maximum	Mittelwert ¹⁾	UQN OGewV	
							JD	ZHK
Wassertemperatur	°C	000220	22	7,9	24,8	14,6		
Elektr. Leitfähigkeit	mS/m	000220	22	48	68	56		
Sauerstoffgehalt	mg/L	000220	22	7,9	11,9	10,2		
Sauerstoffsättigung	%	000220	22	90	115	98,4		
pH-Wert	-	322064	4	7,9	8,0	7,9		
Säurekapazität $K_{S4,3}$	mmol/L	000309	29	2,07	3,16	2,69		

Kennwert	Einheit	Mess- stelle	n	Minimum	Maximum	Mittelwert ¹⁾	UQN OGewV	
							JD	ZHK
gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	mg/L	000309	50	1,5	3,6	2,48		
Natrium	mg/L	000220	22	19	50	30,4		
Kalium	mg/L	000309	59	2,5	5,6	3,63		
Magnesium	mg/L	000220	22	10	14	12		
Calcium	mg/L	000220	22	63	100	73,5		
Sulfat	mg/L	000220	22	38	69	52,3		
Chlorid	mg/L	000220	22	34	81	54,4		
Nitratstickstoff	mg/L	000220	22	1,03	3,9	2,4	11,3 ²⁾	
Ammoniumstickstoff	mg/L	000220	22	<0,05	0,19	0,0465		
Gesamt-Phosphat-P	mg/L	000220	22	<0,05	0,48	0,093		
ortho-Phosphat-P	mg/L	000220	22	<0,01	0,07	0,033		
Eisen, gesamt	mg/L	000309	59	0,16	8,3	0,9		
Eisen, gelöst	mg/L	000309	16	<0,02	0,04	0,023		
Mangan, gelöst	mg/L	000220	9	0,0035	0,076	0,021		
Aluminium, gelöst	µg/L	000309	16	10	33	16,3		
Arsen, gelöst	µg/L	000220	17	0,73	1,2	0,942		
Blei, gelöst	µg/L	000309	21	<0,1	0,19	0,06	1,2 ³⁾	14
Cadmium, gelöst	µg/L	000309	49	<0,01	0,018	0,007	0,25 ⁴⁾	1,5 ⁴⁾
Chrom, gelöst	µg/L	322064	6	<0,5	<0,5	0,25		
Kobalt, gelöst	µg/L	000220	17	0,09	0,74	0,238		
Kupfer, gelöst	µg/L	000309	49	1	1,8	1,34		
Quecksilber, gesamt	µg/L	000309	28	<0,005	0,025	0,00629		0,07
Nickel, gelöst	µg/L	000220	16	<1	1,6	0,635	4 ³⁾	34
Thallium, gelöst	µg/L	000220	17	<0,01	0,011	0,006	0,2	
Uran, gelöst	µg/L	322064	6	0,64	0,85	0,78		
Vanadium, gelöst	µg/L	000309	49	0,57	1	0,74		
Zink, gelöst	µg/L	000309	19	<4	9,2	5,17		
Zinn, gesamt	µg/L	000309	14	<0,5	0,68	0,28		

¹⁾ Mittelwert für das Flutungswasser nach Gleichung 1; Befunde unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) wurden mit einem der halben Bestimmungsgrenze (BG/2) entsprechenden Wert berücksichtigt.

²⁾ 50 mg/L als Nitrat

³⁾ bioverfügbare Konzentration

⁴⁾ in der Wasserhärte-Klasse 5 (≥ 200 mg CaCO₃/L)

Abkürzungen: UQN OGewV – Umweltqualitätsnorm nach Oberflächengewässerverordnung,
JD – Jahresdurchschnitt, ZHK – Zulässige Höchstkonzentration

Neben den in der Tabelle 2 verglichenen Spurenmetallkonzentrationen in der Wasserphase sind in der Anlage 6 der OGewV weitere UQN für den Gehalt von Arsen, Chrom, Kupfer und

Zink im Feststoff der Schwebstoffe bzw. des Sediments aufgeführt. Der Vergleich der berechneten Mittelwerte im Flutungswasser mit den UQN zeigt, dass die Schwebstoffe des Rheins bei Dormagen keine erhöhten Spurenmetallgehalte aufweisen (Tabelle 3).

Tabelle 3: Spannweite der in der Anlage 6 der OGewV geregelten Spurenmetallgehalte im Schwebstoff des Rheins bei Dormagen (Messstelle 000309 Düsseldorf-Flehe) sowie entnahmegewichtet berechneter Mittelwert für das Flutungswasser. Datenreihe 2019 bis 4/2024 (n: Anzahl der Messungen)

Kennwert	Einheit	Messstelle	n	Minimum	Maximum	Mittelwert ¹⁾	UQN OGewV	
							JD	ZHK
Arsen	mg/kg	000220	20	12	20	15	40	---
Chrom	mg/kg	000309	19	39	69	56	640	---
Kupfer	mg/kg	000309	19	29	60	44	160	---
Zink	mg/kg	000309	19	200	440	310	800	---

¹⁾ Mittelwert für das Flutungswasser nach Gleichung 1. Befunde unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) wurden mit einem der halben Bestimmungsgrenze (BG/2) entsprechenden Wert berücksichtigt.
Abkürzungen: UQN OGewV – Umweltqualitätsnorm nach Oberflächengewässerverordnung, JD – Jahresdurchschnitt, ZHK – Zulässige Höchstkonzentration

Schadstoffe in Biota mit UQN nach Anlage 8 der OGewV wurden im Betrachtungszeitraum an der Messstelle 000309 Düsseldorf-Flehe nicht untersucht. Daten liegen im Zeitraum von 2019 bis 2022 nur an den Messstellen Wkst Rhein-Süd Bad Honnef und WkSt Rhein-Nord Kleve-Bimmen vor und für das Jahr 2016 an allen drei Messstellen. Auf dieser Grundlage kann angenommen werden, dass für die folgenden Stoffe in Biota die UQN nach Anlage 8 der OGewV auch im Betrachtungszeitraum an der Messstelle 000309 Düsseldorf-Flehe überschritten wurde:

- Bromierte Diphenylether,
- Quecksilber und Quecksilberverbindungen,
- Perfluoroktansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS),
- Heptachlor und Heptachlorepoxyd.

Von den weiteren zur Beurteilung des chemischen Zustands relevanten **prioritären Stoffen** nach Anlage 8 OGewV treten aktuell Überschreitungen der UQN für die Stoffgruppe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) auf. Hier liegen die Mittelwerte für Benzo(a)pyren und Fluoranthen über den JD-UQN. Für drei weitere Verbindungen der PAK wurden im Zeitraum von 2019 bis 4/2024 die ZHK-UQN überschritten (Tabelle 4).

Tabelle 4: Prioritäre Stoffe nach Anlage 8 OGewV im Flutungswasser aus dem Rhein mit Überschreitung der UQN (rot markiert). Datenreihe 2019 bis 4/2024 (n: Anzahl der Messungen)

Kennwert	Einheit	Messstelle	n	Minimum	Maximum	Mittelwert ¹⁾	JD-UQN	ZHK-UQN
Stoffgruppe: PAK								
Benzo(a)pyren	ng/L	000309	37	0,61	31	5,7	0,17	270
Benzo(b)fluoranthren	ng/L	000309	37	1	27	5,4	---	17
Benzo(ghi)perylen	ng/L	000309	36	0,53	23	4	---	8,2
Benzo(k)fluoranthren	ng/L	000309	37	0,6	31	5,4	---	17
Fluoranthren	ng/L	000309	37	1,8	77	12	6,3	120

¹⁾ Mittelwert für das Flutungswasser nach Gleichung 1. Befunde unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) wurden mit einem der halben Bestimmungsgrenze (BG/2) entsprechenden Wert berücksichtigt.
 Abkürzungen: PAK - Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe, UQN – Umweltqualitätsnorm, JD – Jahresdurchschnitt, ZHK - Zulässige Höchstkonzentration

Für alle weiteren prioritären Stoffe und flussgebietspezifischen Schadstoffe nach Anlage 6 und 8 der OGewV wurden im untersuchten Zeitraum keine Überschreitungen der UQN festgestellt. Es sind daher auch im zukünftig zu entnehmenden Flutungswasser keine Überschreitungen dieser UQN zu erwarten.

Bezüglich der vorhandenen UQN-Überschreitungen für PAK ist davon auszugehen, dass diese mindestens noch bis ins erste Jahrzehnt der Flutung fortbestehen. Im aktuellen Bewirtschaftungsplan wurde für das Erreichen des guten chemischen Zustands des Oberflächengewasserkörpers „Rhein – Leverkusen bis Duisburg“ (DE_NRW_2_701494) eine Fristverlängerung bis zum Jahr 2039 festgelegt. Die Fristverlängerung wurde mit einem „unverhältnismäßig hohen Aufwand“, mit der „Überforderung der staatlichen Kostenträger“ und mit der „erforderlichen zeitlichen Streckung der Kostenverteilung“ begründet (MULNV 2021b).

In Tabelle 5 sind die Stoffe aufgeführt, die im Vergleich mit den Orientierungswerten nach Anhang D4 des Leitfadens Monitoring Oberflächengewässer des LANUV (2020) Überschreitungen aufweisen. Die Kupfer- und Urankonzentrationen sind leicht erhöht. Für Kupfer ist jedoch für diesen Abschnitt des Rheins eine Hintergrundkonzentration von 3,8 µg/L (gesamt) angegeben (Geologischer Dienst NRW 2019), die vom berechneten Mittelwert deutlich unterschritten wird. Analog zu den bereits nach OGewV relevanten UQN liegen die Verbindungen aus der Stoffgruppe der PAK über dem Orientierungswert. Für die in der Tabelle 6 aufgeführten zehn organischen Verbindungen aus den Stoffgruppen „Arzneistoffe und Metaboliten“ und „Kontrastmittel“ überschreitet die mittlere Konzentration den Präventivwert nach LANUV (2020). Die Konzentrationen von Metformin und Iomeprol überschreiten den Präventivwert deutlich. Die Überschreitungen von Präventivwerten durch die weiteren Arzneistoffe und Metaboliten sowie Kontrastmittel sind dagegen gering. Für alle weiteren gesetzlich nicht geregelten Stoffe nach LANUV (2020) wurden im Betrachtungszeitraum keine Überschreitungen der Beurteilungswerte nachgewiesen.

Tabelle 5: Gesetzlich nicht geregelte Stoffe im Flutungswasser aus dem Rhein mit Überschreitung der Orientierungswerte nach LANUV (2020) (rot markiert). Datenreihe 2019 bis 4/2024 (n: Anzahl der Messwerte)

Kennwert	Einheit	Mess- stelle	n	Mini- mum	Maxi- mum	Mittel- wert ¹⁾	OW LANUV	
							JD	ZHK
Stoffgruppe: Metalle und Halbmetalle								
Kupfer, gelöst	µg/L	000309	49	1	1,8	1,34 ²⁾	1,1	---
Uran, gelöst	µg/L	322064	6	0,64	0,85	0,78	0,44	---
Stoffgruppe: PAK								
Benzo(a)anthracen	ng/L	000309	37	0,55	27	5,3	2	---
Benzo(ghi)perylen+ Indeno(1,2,3-cd)pyren	ng/L	000309	36	1,4	47	8,6	2	---
Indeno(1,2,3-cd)pyren	ng/L	000309	35	0,74	24	4,6	2	---
Pyren	ng/L	000309	33	0,25	59	10,4	2,3	---

¹⁾ Mittelwert für das Flutungswasser nach Gleichung 1. Befunde unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) wurden mit einem der halben Bestimmungsgrenze (BG/2) entsprechenden Wert berücksichtigt.

²⁾ Hintergrundkonzentration 3,8 µg/L im OWK „Rhein - Leverkusen bis Duisburg“ (DE_NRW_2_701494) (Geologischer Dienst NRW 2019)

Abkürzungen: PAK - Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe, OW LANUV – Orientierungswert nach LANUV (2020), JD – Jahresdurchschnitt, ZHK – Zulässige Höchstkonzentration

Tabelle 6: Gesetzlich nicht geregelte Stoffe im Flutungswasser aus dem Rhein mit Überschreitung der Präventivwerte nach LANUV (2020) (rot markiert). Datenreihe von 2019 bis 4/2024 (n: Anzahl der Messwerte)

Kennwert	Maß- einheit	Mess- stelle	n	Mini- mum	Maxi- mum	Mittel- wert ¹⁾	PW LANUV	
							JD	ZHK
Stoffgruppe: Arzneistoffe und Metaboliten								
4-Acetamidoantipyrin	µg/L	000309	23	0,079	0,21	0,14	0,1	---
4-Formylaminoantipyrin	µg/L	322064	4	0,14	0,28	0,17	0,1	---
Candesartan	µg/L	322064	4	0,079	0,21	0,107	0,1	---
Gabapentin	µg/L	000309	22	0,052	0,21	0,129	0,1	---
Metformin	µg/L	000309	23	0,28	0,79	0,48	0,1	---
Valsartansäure	µg/L	322064	4	0,13	0,39	0,19	0,1	---
Stoffgruppe: Kontrastmittel								
Amidotrizoesäure	µg/L	000309	20	0,057	0,26	0,14	0,1	---
Iomeprol	µg/L	000309	24	0,13	0,67	0,36	0,1	---
Iopamidol	µg/L	000309	24	0,06	0,38	0,18	0,1	---
Iopromid	µg/L	000309	24	0,085	0,24	0,133	0,1	---

¹⁾ Mittelwert für das Flutungswasser nach Gleichung 1. Befunde unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) wurden mit einem der halben Bestimmungsgrenze (BG/2) entsprechenden Wert berücksichtigt.

Abkürzungen: PW LANUV – Präventivwert nach LANUV (2020), JD – Jahresdurchschnitt, ZHK – Zulässige Höchstkonzentration

3.3 Physikalisch-chemische Beschaffenheit der Grundwässer des unverritzten Gebirges

Für die Grundwässer aus dem Unverritzten wurden repräsentative Mittelwerte von Analysen aus Grundwassermessstellen im Kippenumfeld abgeleitet (Tabelle 7). Die Beschaffenheit wurde für den Betrachtungszeitraum als konstant angenommen. Hydrogencarbonat wurde aus der Säurekapazität ($K_{S4.3}$) berechnet. Die Anzahl der zugrundeliegenden Analysewerte je Parameter schwankt, da nicht alle Parameter in jeder Probe analysiert wurden.

Bei mit zunehmender Tiefe natürlicherweise leicht ansteigenden Temperaturen weisen die Grundwasserleiter pH-Werte im neutralen Bereich zwischen 6,7 und 7,1 auf. Das Carbonat-Puffersystem ist mit Calcium-Konzentrationen zwischen 63 und 96 mg/L und Hydrogencarbonat-Konzentrationen bis zu 263 mg/L bzw. Werten der Säurekapazität bis zu 4,3 mmol/L sehr gut ausgebildet. Die Sulfatkonzentrationen erreichen ihre höchsten Werte mit Konzentrationen von 89 mg/L im oberflächennahen Grundwasser. In den tieferen Leitern werden dagegen geringere Sulfatkonzentrationen gemessen. Bei den Eisengesamtkonzentrationen ergibt sich ein umgekehrtes Bild. Hier steigen die Konzentrationen in der Tiefe auf bis zu 7 mg/L an, während sie oberflächennah deutlich niedriger bei rund 2 mg/L liegen. Aufgrund der anoxischen Bedingungen in den tieferen Grundwasserleitern ist davon auszugehen, dass Eisen fast vollständig als gelöstes Eisen(II) vorliegt. Eine möglicherweise durch diffuse landwirtschaftliche Einflüsse bedingte Beeinflussung des oberflächennahen Grundwassers wird bei den Nitrat-Konzentrationen deutlich, die im obersten Grundwasserleiter im Mittel 36 mg/L erreichen. In den tieferen Grundwasserleitern liegen sie jedoch deutlich niedriger. Die Phosphat-Werte bewegen sich zwischen 0,06 und 0,13 mg/L (Tabelle 7).

Insgesamt sind in den Grundwasserleitern des Gewachsenen im Umfeld des Tagebaus Garzweiler II gut gepufferte netto-alkalische Wässer mit geringen bis mäßigen Belastungen durch Sulfat und Eisen zu finden, wobei die Konzentrationen der beiden Stoffe mit zunehmender Tiefe gegenläufig ab- bzw. zunehmen. Aus den Analysendaten ergeben sich keine Einschränkungen zur Verwendung des Wassers aus einem der Grundwasserleiter zur Füllung des Tagebausees.

Tabelle 7: Mittelwerte physikalisch-chemischer Kennwerte der Grundwasserleiter im Umfeld des Tagebaus Garzweiler II auf Basis vorliegender Analysen bis 2023 (Daten: RWE Power)

Parameter	Einheit	OSTW	Hor. 8	Hor. 6D	Hor. 6B
Messpunkte n	-	231	27	49	25
Analysen n	-	14.025	742	991	426
Temperatur	°C	11,5	11,5	12,4	13,6
pH	-	6,7	6,9	7,1	6,8
Hydrogencarbonat	mg/L	211	209	237	263
K _{SO4,3}	mmol/L	3,5	3,4	3,9	4,3
Natrium	mg/L	22	11	8,0	9,1
Kalium	mg/L	4,3	1,5	2,0	3,3
Magnesium	mg/L	16	12	17	15
Calcium	mg/L	96	77	83	63
Chlorid	mg/L	50	28	24	11
Sulfat	mg/L	89	59	59	23
Nitrat	mg/L	36	9,8	< 0,5*	< 0,5*
Phosphat	mg/L	0,10	0,06	0,07	0,13
Eisen, ges.	mg/L	2,0	1,7	3,7	6,9
Mangan	mg/L	0,20	0,11	0,13	0,18

* kleiner als die mittlere Bestimmungsgrenze

3.4 Ableitung der physikalisch-chemischen Beschaffenheit des Kippenwassers

Aktuell können nur an wenigen Stellen Kippenwässer und Drainagewässer in der Kippe Garzweiler beprobt werden, und diese Kippenwassermessstellen stehen nicht repräsentativ für die Gesamtkippe bzw. erbringen wegen Überkipfung im voranschreitenden Tagebaubetrieb nur Einzelwerte (RWTH 2024). Daher wurden Korrelationsbetrachtungen zwischen Sulfat und verschiedenen Parametern auf einer breit angelegten Datenbasis aus dem Rheinischen Revier angestellt und – sofern ein belastbarer Zusammenhang zu Sulfat besteht – Funktionsgleichungen abgeleitet (RWTH 2024). Diese Korrelationen wurden auf Basis neuer Analysedaten aktualisiert. Anhand dieser Funktionsgleichungen konnten ausgehend von simulierten Sulfatkonzentrationen aus der konservativen Stofftransportsimulation des Grundwassermodells der RWE Power Werte für eine zu erwartende Beschaffenheit von Kippenwässern abgeleitet werden (Tabelle 8).

Tabelle 8: Funktionen zur Ableitung der Beschaffenheit des Kippenwassers des Tagebaus Garzweiler II aus Sulfat-Konzentrationen (RWTH 2024)

Parameter	Bedingung	Sulfatfunktion ($x = \text{SO}_4^{2-}$ in mg/L)
pH		$y [-] = -0,0004 x + 6,922$
pe		0 (Kippe), 5 (Kippe mit Seewasseranteil)
Eisen	gekalkt	$y = 7 e^{0,0013 x} - 2$
	ungekalkt	$y = 150 e^{0,0006 x} - 145$
Mangan		$y = 1,5 e^{0,0013 x} + 2$
Magnesium	$c(\text{SO}_4^{2-}) \leq 3.700 \text{ mg/L}$	$y = -6\text{E-}06 x^2 + 0,07 x + 13$
	$c(\text{SO}_4^{2-}) > 3.700 \text{ mg/L}$	$y = 190 \text{ mg/L}$
Calcium	$c(\text{SO}_4^{2-}) \leq 2.040 \text{ mg/L}$	$y = -3\text{E-}05 x^2 + 0,374 x + 70$
	$c(\text{SO}_4^{2-}) > 2.040 \text{ mg/L}$	$y = 710 \text{ mg L}^{-1}$
Kalium		$y = 0,0041 x + 2,8717$
Natrium		$y = 0,006 x + 10$
Chlorid		$y = 0,012 x + 15$
Hydrogenkarbonat		Ionenbilanz
Arsen		$y [\mu\text{g/L}] = 2 e^{0,0013 x} + 3$
Blei		$y [\mu\text{g/L}] = 1,2$
Cadmium		$y [\mu\text{g/L}] = 0,01 e^{0,0011 x} + 0,1$
Nickel		$y [\mu\text{g/L}] = 10 e^{0,0017 x} + 15$
Zink		$y = 0,02 e^{0,0018 x} + 0,5$

Bei der Berechnung der Seewasserbeschaffenheit wurde für den Fall eines Zustroms eine entsprechend der Sulfatbefruchtung variable Kippenwasserzusammensetzung berechnet.

Stellenweise traten sehr hohe rechnerische Sulfatkonzentrationen auf. Dies war auf das zugrundeliegende Wanderpunktverfahren zurückzuführen, bei dem Sulfatpakete aufgesetzt auf dem instationären Strömungsfeld transportiert werden und über eine Zufallskomponente „Dispersion“ simuliert wird. Durch zufällige Aggregation von Sulfatpartikeln in einzelnen Zellen können dann stellenweise rechnerisch sehr hohe Konzentrationen auftreten.

Für die wenigen Zeitabschnitte im Kippenabstrom, wo diese zu verzeichnen sind, wurden die Sulfatkonzentrationen auf eine rechnerische Grenzkonzentration von rund 2.700 mg/L begrenzt. Diese wurde anhand des Modellkippenwassers mit einer thermodynamischen Gleichgewichtsberechnung für die Sättigung von Gips für ein stark eisenbefruchtetes Kippenwasser ermittelt.

Das prognostizierte Kippenwasser wurde anschließend in ein Lösungsgleichgewicht mit Calcit gesetzt, da in dem an den Tagebausee angrenzenden Kippenabschnitt ausreichend Kalk zur

Kippenpufferung abgelagert wurde (A6-Maßnahme). Die hydrogeochemische Modellierung berücksichtigte auch eine mögliche Fällung von Ca-Siderit und Gips bei entsprechender Sättigung des Kippenwassers. Ausgefallener Gips wird im Modell vorgehalten und ggf. in späteren Zeitschritten bei Unterschreiten der Löslichkeitsschwelle wieder in Lösung gebracht.

In Tabelle 9 sind beispielhafte Kippenwässer für verschiedene Sulfatkonzentrationen aufgeführt. Da in den ausgewerteten Studien zu Kippenwasserzusammensetzungen keine Untersuchungen zu Phosphat oder Phosphor erfolgten, konnten zu diesen Parametern keine Sulfat-Funktionen aufgestellt werden.

Tabelle 9: Beispielhafte aus den Funktionsgleichungen abgeleitete Kippenwässer für verschiedene Sulfatkonzentrationen

Parameter	Einheit	Sulfatkonzentration		
		100 mg/L	500 mg/L	1000 mg/L
Temperatur*	°C	14,9	14,9	14,9
pH**	-	6,9	6,7	6,5
Natrium**	mg/L	11	13	16
Kalium**	mg/L	3	5	7
Magnesium**	mg/L	20	47	77
Calcium**	mg/L	107	250	414
Chlorid**	mg/L	16	21	27
Hydrogencarbonat***	mg/L	326	399	451
K _{S4,3} ***	mmol/L	5,34	6,54	7,39
Sulfat	mg/L	100	500	1000
Nitrat****	mg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Eisen, ges.**	mg/L	6,0	11,4	23,7
Mangan**	mg/L	3,7	4,9	7,5

* Temperatur abgeleitet aus mittleren Rohwassertemperaturen von Sumpfungswässern der Wasserwerke Jüchen und Wanlo

** Parameter abgeleitet mit den in Tabelle 8 aufgeführten Funktionsgleichungen

*** anhand der Ionenbilanz berechnet bzw. aus Hydrogencarbonat abgeleitet

**** kleiner als die mittlere Bestimmungsgrenze

Insgesamt ergeben sich für die Kippenwässer im Vergleich mit den Grundwässern des Unverritzten Unterschiede insbesondere hinsichtlich bergbautypischer Belastungen, wobei eine Korrelation der Konzentrationen von Sulfat, Eisen und Mangan gegeben ist. Auch die stärker belasteten Kippenwässer sind aufgrund ihres gut ausgebildeten Carbonat-Puffers deutlich netto-alkalisch, so dass ein Absinken der pH-Werte auch nach Belüftung der Wässer und damit verbundener Oxidation und Hydrolyse von Eisen und Mangan auszuschließen ist.

4 Morphologie des Seebeckens

Die Morphologie des Seebeckens des Tagebausees Garzweiler II ergibt sich aus der Größe und der Abbautechnologie des Tagebaus. Es entsteht ein See mit einer sowohl sehr großen Fläche von rund 22 km² als auch einem sehr großen Volumen von rund 1,5 Mrd. m³. Die maximale Tiefe wird bei rund 170 m liegen (Tabelle 10).

Damit wird der Tagebausee Garzweiler II deutlich größer als alle heutigen Seen in Nordrhein-Westfalen. Von der Fläche her erreicht er etwa die doppelte Größe des Möhnesees (1.070 ha). Das Volumen entspricht etwa dem einiger großer Voralpenseen wie dem Walchensee (ca. 1,3 Mrd. m³) und dem Ammersee (1,75 Mrd. m³). Größere Tiefen weisen derzeit in Deutschland nur Bodensee (251 m), Walchensee (190 m) und Königssee (190 m) auf (Wikipedia 2020). Allerdings wird der Tagebausee Hambach mit einer Fläche von rd. 35,5 km², einem Volumen von rd. 4,3 Mrd. m³ und einer maximalen Tiefe von rd. 350 m noch deutlich größer werden.

Das Seebecken hat eine wannenförmige Struktur, die sich von WNW nach SO mit Ausbuchtungen nach Norden und Süden in der westlichen Hälfte erstreckt. Der Bereich der größten Tiefe ist in der Beckenmitte des westlichen Bereichs zu finden. Die Böschungen sind bis auf die Bereiche der Ausbuchtungen steilscharig (Abbildung 5).

Entsprechend der Daten für Seevolumen und Seefläche ergibt sich für den See eine mittlere Tiefe von 68 m (Tabelle 10). Auf Grundlage der morphometrischen Daten errechnen sich nach LAWA (1998) eine theoretische Epilimniontiefe von 9,5 m und ein Tiefengradient von 18. Dies weist darauf hin, dass sich in den Sommermonaten eine sehr stabile thermische Schichtung mit einer Untergrenze des Epilimnions in etwa 9 m Tiefe ausbilden wird. Diese aus empirischen morphologischen Modellen (Böx et al. 2017) abgeleiteten Daten stimmen gut mit den limnophysikalischen Modellierungsergebnissen überein.

Aus der im Vergleich mit der maximalen Seetiefe geringen Mächtigkeit des Epilimnions ergibt sich, dass das Volumen des Epilimnions nur rund 15 % des Seevolumens ausmachen wird und der See während der Sommerstagnation aus einem sehr großen hypolimnischen Wasserkörper bestehen wird, der einen großen Sauerstoffvorrat von rund 16.500 t aufweisen wird.

Obwohl der Wert der Referenzsichttiefe außerhalb des bei der zugrundeliegenden Modellerstellung verwendeten Datensatzes liegt, zeigt der Wert von 26 m dennoch an, dass der See im Referenzzustand einen sehr klaren Wasserkörper aufweisen sollte, wie er für nährstoffarme oligotrophe Seen typisch ist. Die tatsächlich maximal erreichbare Sichttiefe wird jedoch eher im Bereich zwischen maximal 10 und 20 m liegen, wie die Werte aus anderen nährstoffarmen Seen zeigen.

Die theoretische Wasseraufenthaltszeit ergibt sich aus den hydrologischen Daten und errechnet sich auf der Basis der ober- und unterirdischen Abflüsse aus dem See nach Abschluss der Flutung im stationären Endzustand mit rund 150 Jahren (vgl. Kap. 6.2.3).

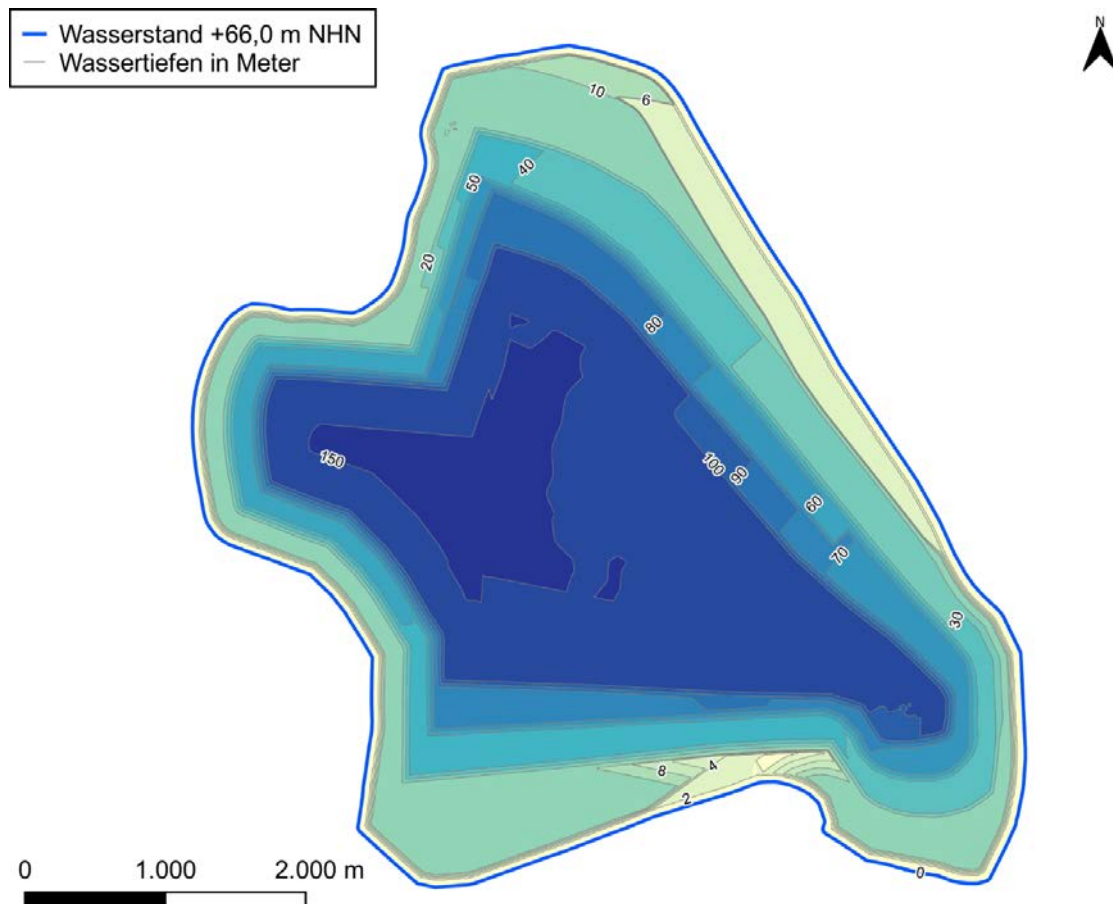


Abbildung 5: Bathymetrische Karte des Tagebausees Garzweiler II (Datenquelle: RWE)

Tabelle 10: Morphometrische Daten und daraus abgeleitete Kennwerte für den Tagebausee Garzweiler im stationären Endzustand bei einem Zielwasserstand von +66 m NHN (alle Werte als Circa-Angaben)

Parameter	Einheit	Wert
Fläche (Oberfläche)	km ²	22,16
Volumen	Mrd. m ³	1,5
Mittlere Tiefe	m	68
Maximale Tiefe	m	170
Uferlänge	km	20,5
Effektive Länge	km	7,0
Effektive Breite	km	4,8
Theoret. Epilimniontiefe	m	9,5
Tiefengradient	-	18
Volumen (Epilimnion)	Mio. m ³	200
Volumen (Hypolimnion)	Mio. m ³	1.300
Volumenverhältnis Hypolimnion : Epilimnion	-	6,5
Referenzsichttiefe	m	26
Verweilzeit	a	150

5 Seetypologie

Auf Basis der Morphologie des Seebeckens, des Durchmischungsregimes, der hydrologischen Bedingungen und der Seewasserbeschaffenheit kann der Tagebausee Garzweiler in seinem stationären Endzustand dem Seetyp 13 bzw. als künstliches Gewässer dem Typ 13k der deutschen Seetypologie nach Riedmüller et al (2013) zugeordnet werden. Im Seetyp 13 werden calciumreiche, geschichtete Tieflandseen mit relativ kleinem Einzugsgebiet aufgrund der großen Übereinstimmung der biologischen Besiedlung und ihres gemeinsamen trophischen Referenzzustands zusammengefasst.

Der Seetyp 13 ist typisch für das zentraleuropäische Tiefland. Seen dieses Typs sind verbreitet in der Jungmoränenlandschaft der norddeutschen Tiefebene mit ihren Sander, Grund- und Endmoränen zu finden. Dazu gehören auch viele Bagger- und Tagebauseen. Natürliche Seen dieses Typs weisen meist mittlere Tiefen zwischen 3 und 30 Meter auf. Die sommerliche Stagnationsperiode dauert länger als drei Monate. Die Verweilzeit des Wassers liegt bei 1 bis mehr als 10 Jahren, wobei ein Wasserzufluss vor allem aus dem Grundwasser erfolgt. Das empirische Verhältnis von Einzugsgebiet zu Volumen ist kleiner als 1,5. Die Calciumkonzentration beträgt mehr als 15 mg/L. Die elektrische Leitfähigkeit liegt im Bereich zwischen 100 und 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$, der pH-Wert im neutralen bis schwach alkalischen Bereich. Das Substrat wird von Feinsedimenten dominiert (Riedmüller et al. 2013). Das Schichtungsverhalten (s. Kap. 6.3) und die Wasserbeschaffenheit (s. Kap. 7.2) des Tagebausees Garzweiler sind damit typkonform zum Seetyp 13.

Abgesehen von wellenexponierten Ufern, die aufgrund der beständigen mechanischen Umlagerungen des Sediments im Bereich des Wellenschlags vegetationsfrei sind, werden die Uferbereiche der Seen des Typs 13 von Röhricht (insbesondere Schilf) bewachsen.

In ihrem Referenzzustand liegen Seen des Typs 13 im Trophiespektrum im oligotrophen bis schwach mesotrophen (mesotroph 1) Bereich (Trophie-Index $< 1,75$). Im Mittel der Vegetationsperiode (März bis Oktober) ergeben sich entsprechend Chlorophyll a-Konzentrationen $< 4 \mu\text{g}/\text{L}$. Die mittlere Sichttiefe ist größer als 3,5 m. Grundlage für die natürlicherweise niedrige Produktivität der Seen sind niedrige Konzentrationen der Pflanzennährstoffe Phosphor (Gesamtphosphor im Saisonmittel $< 22 \mu\text{g}/\text{L}$) und Stickstoff (Gesamtstickstoff $< 1 \text{ mg}/\text{L}$), die keine höhere Primärproduktion ermöglichen (Riedmüller et al. 2013).

Die geringe Produktivität des Gewässers führt zu weitgehend stabilen Sauerstoff-Konzentrationen im Hypolimnion während der Sommerstagnation mit allenfalls nur geringen Rückgängen zum Ende der Schichtungsperiode, wie dies auch für den Tagebausee Garzweiler prognostiziert wird. Nahe der Oberfläche und insbesondere im Metalimnion können Sauerstoffübersättigungen durch die Einschichtung von Algen aufgrund eines dort besseren Nährstoff- oder Lichtangebots auftreten.

Der Tagebausee Garzweiler übertrifft aufgrund seiner Größe zwar hinsichtlich der morphometrischen Daten deutlich die Werte natürlicher Seen des Typs 13, weist aber in seinem stationären Zustand die typspezifischen Kennzeichen auf, so dass die Charakteristika der natürlichen Seen des Typs 13 für die Prognose und Bewertung der limnologischen Entwicklung des Tagebausees Garzweiler herangezogen werden können und auch seinen

trophischen Referenzzustand beschreiben. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass es sich beim Tagebausee Garzweiler um kein natürliches, sondern ein künstliches Gewässer handelt, was für die Bewertung des ökologischen Zustands nach EU-WRRL (2000) relevant ist.

6 Mischungsregime

Die Einstellung einer sommerlichen Schichtung des Wasserkörpers mit der Ausbildung des Epilimnions, das mit seiner höheren Temperatur das kältere Hypolimnion überlagert und dieses damit von dem Austausch mit der Atmosphäre isoliert, ist eine zentrale Eigenschaft von tiefen Seen, die weitreichende Auswirkungen auf die Ökologie des Gewässers mit seinen Stoffkreisläufen und seiner Besiedlung durch Organismen hat. In sehr tiefen Seen, die zudem wie fast alle Tagebauseen unter hohem Grundwassereinfluss stehen, kann es darüber hinaus zur Ausbildung einer permanenten Schichtung (Meromixis) kommen, was erhebliche Auswirkungen auf das Seeökosystem hat, da sich im Tiefenwasserkörper (Monimolimnion) unter anoxischen Bedingungen ein reduzierendes Milieu ausbildet, das weitgehend besiedlungsfeindlich ist und auch Auswirkungen auf die Stoffkreisläufe in den dem darüber liegenden Wasserkörper hat.

Daher kommt der Modellierung des Durchmischungsregimes im Tagebausee Garzweiler II eine große Bedeutung im Hinblick auf die Prognose der Gesamtentwicklung des Gewässers zu. Hierzu wurden daher umfangreiche Berechnungen durchgeführt.

6.1 Meteorologische Daten als Eingangsgrößen für die Mischungsberechnungen

Die Grundlage für die Abschätzung der künftigen meteorologischen Verhältnisse am Tagebausee Garzweiler bildet die gemessene Zeitreihe einer nahen Wetterstation des Deutschen Wetterdienstes (DWD). Für die genannten Zwecke wurden in Abstimmung mit dem LANUV die Daten der DWD-Wetterstation Aachen verwendet. Grund für die Wahl dieser Wetterstation war das Vorliegen von zeitlich hoch aufgelösten Daten für die Strahlung, die Lufttemperatur und den Wind als maßgebliche Triebkräfte von Schichtung und Mixis in Standgewässern (s. Kap. 6.2).

Im April 2011 wurde die DWD-Wetterstation Aachen aus dem städtischen Umfeld in ein ländliches Umfeld verlegt und heißt seitdem Aachen-Orsbach. In Tabelle 11 sind die beiden DWD-Wetterstationen (vor und nach der Umsetzung) gegenübergestellt. Die benötigten meteorologischen Daten liegen von 2000 bis 2021 als Zehnminutenwerte und der Bedeckungsgrad als Stundenwerte vor (Tabelle 12). Die Verlegung der Wetterstation Aachen erforderte für die Kennwerte Wind und relative Feuchte eine Homogenisierung der gemessenen Zeitreihe. Für die limnophysikalische Modellierung wird der 21-jährige Messzeitraum von 2001 bis 2021 verwendet. Im Folgenden wird die DWD-Wetterstation der Einfachheit halber lediglich „Aachen“ genannt.

Tabelle 11: Charakteristika der DWD-Wetterstationen Aachen und Aachen-Orsbach

Kennwert	Aachen	Aachen-Orsbach
verwendete Zeitreihe	1970-2011	2011-2021
Höhe	+202 m NHN	+231 m NHN
Entfernung zum Tagebausee	40 km	42 km
Umfeld	städtisch	ländlich

Tabelle 12: Meteorologische Kennwerte und verwendete zeitliche Auflösung

Kennwert	Einheit	Zeitliche Auflösung
Lufttemperatur in 2 m Höhe	°C	10 Minuten
Taupunkttemperatur	°C	10 Minuten
Windstärke in 2 m Höhe	m/s	10 Minuten
Windrichtung in 2 m Höhe	Grad	10 Minuten
Bedeckungsgrad	Zehntel	Stunde
Niederschlag	mm	10 Minuten

Die möglichen Unterschiede zwischen der Witterung an der DWD-Station Aachen und der Witterung am künftigen Tagebausee Garzweiler wurden mithilfe der DWD-Rasterdaten der langjährigen Mittelwerte verglichen und in der Tabelle 13 zusammengefasst. Laut den DWD-Rasterdaten beträgt die langjährige mittlere Windgeschwindigkeit (1981-2000) im künftigen Uferbereich des Tagebaus Garzweiler etwa 4,0 m/s, an der Wetterstation Aachen-Orsbach (ab 2011) 4,0 m/s und an der Wetterstation Aachen (bis 2011) 2,8 m/s. Im Zuge der Vorbereitung der Modelleingangsdaten wurde mithilfe empirischer Näherungsformeln und unter Berücksichtigung der Geländerauheit die Windgeschwindigkeit der Wetterstation Aachen an die Lage Aachen-Orsbach bzw. an die Lage des Tagebaus Garzweiler angepasst.

Der Unterschied der langjährigen mittleren Lufttemperaturen (1991-2020) zwischen der Wetterstation Aachen und dem Tagebau Garzweiler liegt unter 0,5 K.

Die langjährige mittlere jährliche Niederschlagsmenge (DWD-Rasterdaten) an der Wetterstation Aachen-Orsbach bzw. Aachen-Stadt beträgt 860 bzw. 760 mm/a (1991-2020) und am Tagebau Garzweiler ca. 740 mm/a. Die Abweichungen sind zum Teil auf Messfehler an den einzelnen Standorten zurückzuführen. Die Abweichung der DWD-Station Aachen und Tagebau Garzweiler liegt im Schnitt unter 10 % und entspricht etwa der Niederschlagszunahme unter Berücksichtigung der Klimaprognosen.

Tabelle 13: Vergleich der DWD-Rasterdaten der langjährigen Mittel (jeweils erste Zeilen) mit den Standortdaten der Klimastation Aachen für die Jahre 2001 bis 2021 (unterstrichen) und mit den **Modelleingangsdaten** für die Jahre 2001 bis 2021 (fett)

Parameter	Einheit	Zeitreihe	Aachen-Stadt	Aachen-Orsbach	Tagebau Garzweiler
Lufttemperatur in 2 m Höhe	°C	1991-2020 2001-2021	+10,8 <u>+10,6 (bis 2011)</u>	+10,3 <u>+10,6 (ab 2011)</u>	+10,5 +10,6
Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe	m/s	1981-2000 2001-2021	2,8 <u>3,1 (bis 2011)</u>	4,3 <u>4,5 (ab 2011)</u>	4,0 3,8
Niederschlag	mm/a	1991-2020 2001-2021	760 <u>810 (bis 2011)</u>	860 <u>800 (ab 2011)</u>	740 800

Zur Betrachtung der vorhabenbedingten Auswirkungen werden die aktuellen Klimadaten verwendet. Zur Veranschaulichung der möglichen künftigen klimatischen Entwicklung in der Umgebung des Tagebausees Garzweiler wurde die gemessene Zeitreihe der DWD-Wetterstation Aachen zusätzlich in die Klimaszenarien RCP 4.5 und RCP 8.5 eingeordnet. Dies geschah auf Grundlage der gemessenen Tageswerte für den Zeitraum von 1971 bis 2021 (s. Anhang 2). Dazu wurde die Zeitreihe von 2001 bis 2021 mit der Referenzperiode von 1971 bis 2000 verglichen. Dieser Zeitraum zeigte gegenüber der Referenzperiode bereits eine Erwärmung um ca. 0,5 K. Die Temperaturen der gemessenen Zeitreihe von 2001 bis 2021 der DWD-Wetterstation Aachen wurden entsprechend erhöht, um den Änderungen der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 mit +2,0 K und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5 mit +4,6 K zu entsprechen (s. Anhang 3, Anhang 4, Anhang 5) (GEO-NET 2024).

Dabei ist zu berücksichtigen, dass es sich beim Klimawandelszenario RCP 8.5 um die Klimamodellierung mit den größtmöglichen Auswirkungen des Klimawandels handelt. Es wird auch als „weiter wie bisher“-Szenario bezeichnet und geht davon aus, dass weltweit keine wirksamen Maßnahmen zum Klimaschutz umgesetzt werden. Die Betrachtung der 85. Perzentile ist mit Blick auf den Temperaturanstieg der Maximalansatz, der den pessimistischen Fall darstellt. Die langjährige mittlere Lufttemperatur im Untersuchungsraum würde für diesen Fall von +10,1 °C auf mindestens +14,7 °C ansteigen. Beim Niederschlag wird eine Verschiebung der Niederschläge vom Sommer in den Winter erwartet. Beim Wind wird nur eine minimale Zunahme der Starkwindereignisse prognostiziert und für den Bedeckungsgrad gibt es keine Aussagen. Für die Kennwerte Niederschlag, Wind und Bedeckungsgrad fallen die Änderungen durch den Klimawandel nicht signifikant bzw. nicht eindeutig aus (GEO-NET 2024). Diese meteorologischen Kennwerte werden für die limnophysikalischen Modellbetrachtungen unverändert beibehalten.

Aus den Niederschlägen der 21-jährigen Reihe der DWD-Station Aachen und der nach DVWK (1996) berechneten Gewässerverdunstung für Seen mit einer mittleren Tiefe von 70 Meter (s. Kap. 4) lässt sich auf der Grundlage der aktuellen meteorologischen Verhältnisse eine mittlere klimatische Wasserbilanz für den Tagebausee Garzweiler von +90 mm/a (Abbildung 6) errechnen.

Für die 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und für die 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5 ergibt sich eine mittlere klimatische Wasserbilanz von +5 mm/a bzw. von -150 mm/a. Die klimatische Wasserbilanz über der Seefläche ist für die beiden Klimaszenarien im langjährigen Mittel ausgeglichen bzw. defizitär. Sie deckt die Spanne der möglichen klimatischen Entwicklung bestmöglich ab.

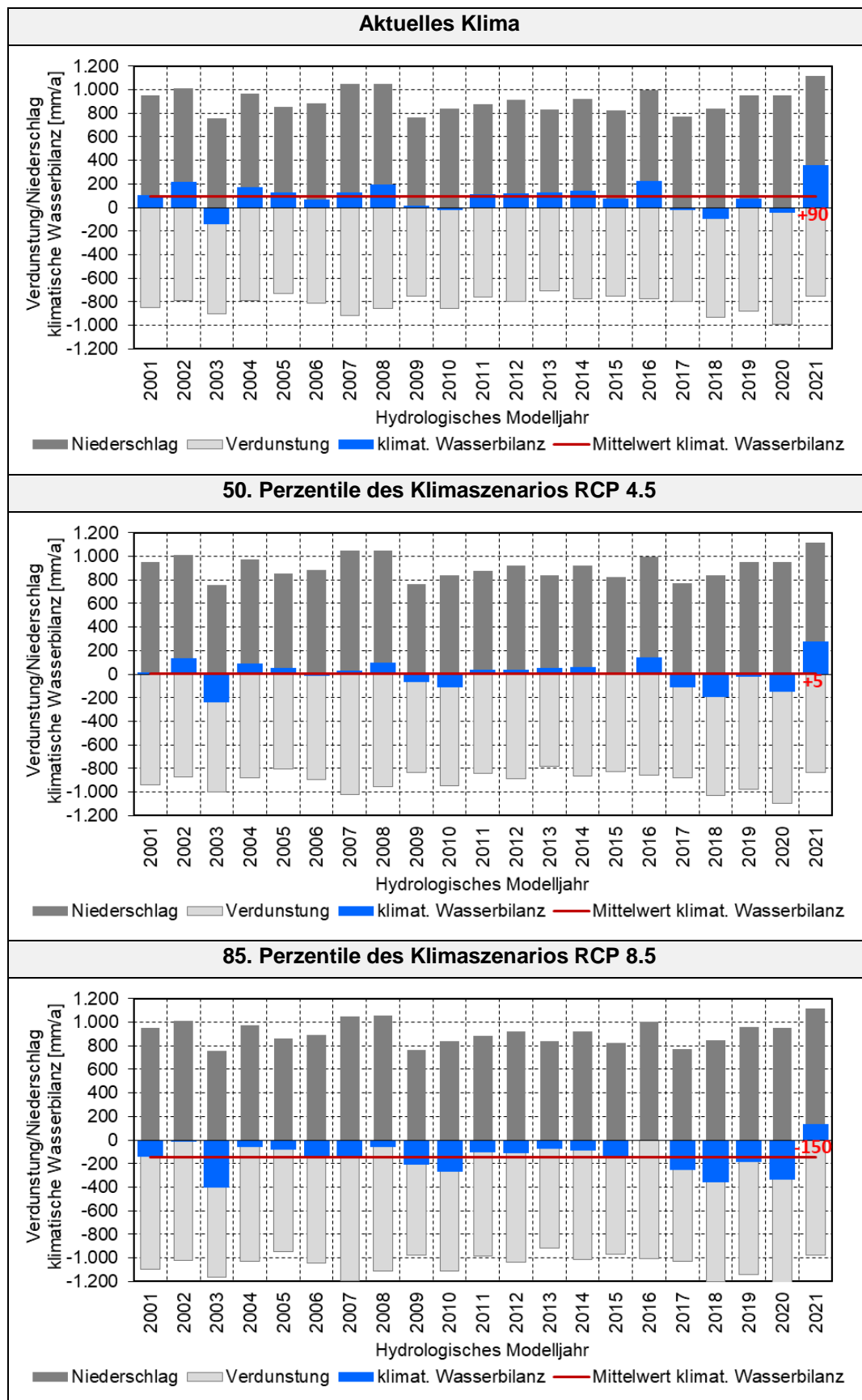


Abbildung 6: Klimatische Wasserbilanz des Tagebausees Garzweiler mit einer mittleren Tiefe von 70 Meter, berechnet auf der Grundlage der meteorologischen Messreihe von 2001 bis 2021 der DWD-Station Aachen unter Berücksichtigung des Klimawandels, durch Einbeziehung der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5

6.2 Prognose des Mischungsverhaltens und des Sauerstoffhaushalts

6.2.1 Numerisches Modell

Die Prognose des limnophysikalischen Verhaltens des Tagebausees Garzweiler, d. h. insbesondere die temperaturbedingten Dichteschichtungen und die daraus resultierenden Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt, erfolgte mithilfe des Modellsystems CE-QUAL-W2 (Wells 2024). CE-QUAL-W2 ist ein volumentreues, zweidimensional vertikalebene Modell zur Simulation der Hydrodynamik und der Wasserbeschaffenheit von Flüssen, Seen und Stauseen. Die Simulation der Hydrodynamik umfasst standardmäßig den Wasserstand, die Strömungsgeschwindigkeit und die Wassertemperatur einschließlich der Eisbedeckung (Abbildung 7). Zur Modellierung der Wasserbeschaffenheit können verschiedene Module zusätzlich eingebunden werden, die vorrangig auf limnobiologische Fragestellungen, wie den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt sowie die Primärproduktion zielen.

Des Weiteren können die Effekte unterschiedlich salinarer Zuflüsse auf die Dichte und damit auf die Hydrodynamik im Gewässer abgebildet werden. Das ist vor allem bei der Betrachtung von Tagebauseen von Bedeutung, die sich durch ihre entstehungsbedingt besondere Morphometrie (z. B. Tiefenwasserzonen im Bereich der Endstellung des Tagebaus, ausgedehnte Flachwasserzonen im Bereich überstauter Innenkippen) von den meisten natürlich entstandenen Seen unterscheiden. Hinzu kommt der Einfluss der Pyritverwitterung auf die Wasserbeschaffenheit des zuströmenden Grundwassers, das entsprechend mit Sulfat, Eisen, Calcium und anderen Wasserinhaltsstoffen angereichert ist und demzufolge eine höhere Salinität und Dichte als bergbaulich unbeeinflusstes Grundwasser besitzt.

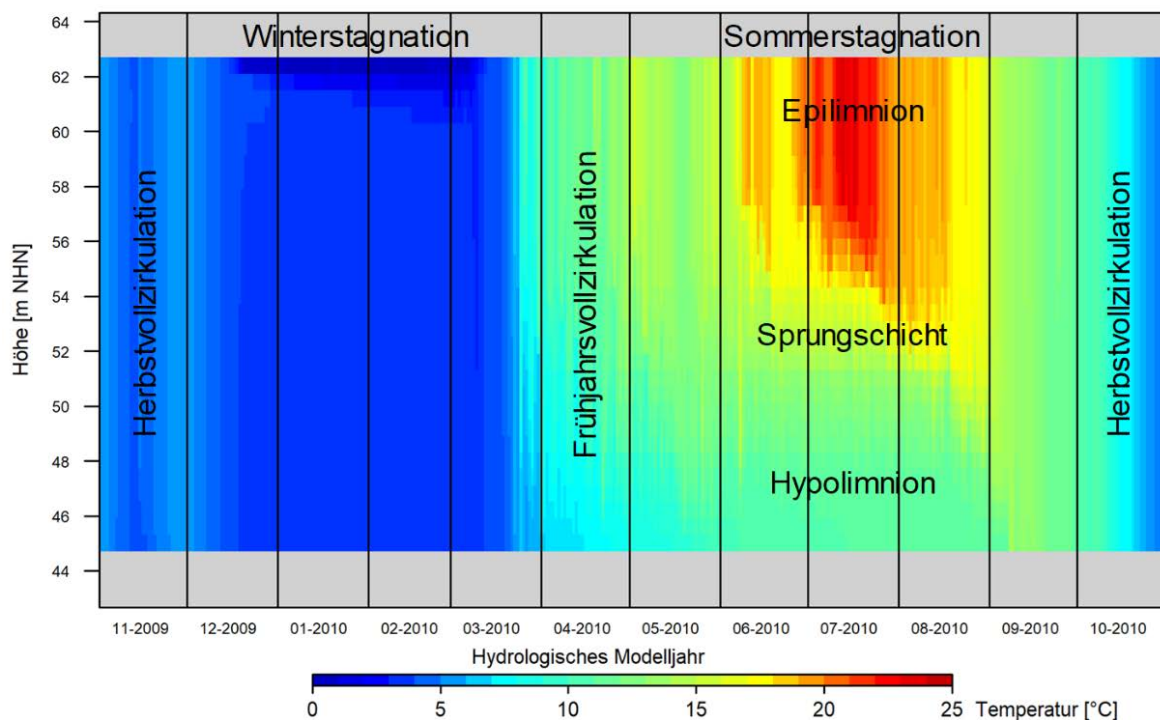


Abbildung 7: Darstellung eines exemplarischen Ergebnisses der Modellierung der Temperaturschichtung eines dimiktischen Sees innerhalb eines hydrologischen Jahres in Form einer Konturgrafik

6.2.2 Räumliche Diskretisierung

Der Tagebausee Garzweiler wurde für das limnophysikalische Modell in 8 Segmente unterteilt (Tabelle 14, Abbildung 8). Die äußeren Segmente Nr. 1 und 10 besitzen als modellinterne Randsegmente keine räumliche Ausdehnung. Die Lage, Orientierung und Größe der Segmente wurde aus der Seemorphometrie abgeleitet (Kap. 4) und dabei so vorgenommen, dass die Tiefen- und Flachwasserbereiche adäquat abgebildet werden.

Tabelle 14: Räumliche Diskretisierung des limnophysikalischen Modells des Tagebausees Garzweiler

Kennwert	Einheit	Tagebausee Garzweiler
Modellbereiche	-	1
Segmente	Stck.	8 (2 bis 9)
Vertikale Modellschichten	Stck.	137
Vertikale Diskretisierung	m	> +65,0 m NHN: 0,2 m +65,0 ... +50,0 m NHN: 0,5 m +50,0 ... +10,0 m NHN: 1,0 m < +10,0 m NHN: 2,0 m
Abgebildeter Höhenbereich	m NHN	+67,0 bis -100,0

Die einzelnen Segmente sind vertikal aus Schichten (Modellzellen) zusammengesetzt (Abbildung 8). Die Modellzellen sind abweichend zur tatsächlichen Geometrie symmetrisch angeordnet. Das ist der notwendige Kompromiss des zweidimensionalen Modells. Die vertikale Diskretisierung wird mit zunehmender Tiefe gröber. Die größte vertikale Diskretisierung des Modells beträgt 2,0 Meter und erfolgt in Wassertiefen größer als 56 Meter (Tabelle 14). Der oberflächennahe Bereich der Wasserspiegelschwankungen ist in einer feinen Diskretisierung von 0,2 m aufgelöst.

Der Berechnungszeitschritt wird in CE-QUAL-W2 modellintern unter Berücksichtigung der numerischen Stabilität bestimmt. Die numerische Stabilität wird maßgeblich von der höchsten windgetriebenen Strömungsgeschwindigkeit in der kleinsten (obersten) Modellschicht beeinflusst. Ein Berechnungszeitschritt des numerischen limnophysikalischen Modells des Tagebausees Garzweiler beträgt zwischen einer Sekunde und zwei Minuten Realzeit. Der mittlere Zeitschritt der limnophysikalischen Modellrechnungen beträgt etwa 85 Sekunden.

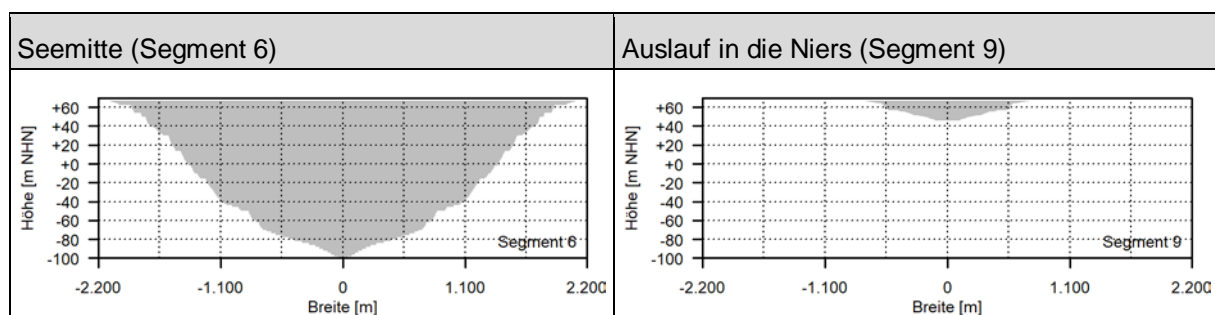
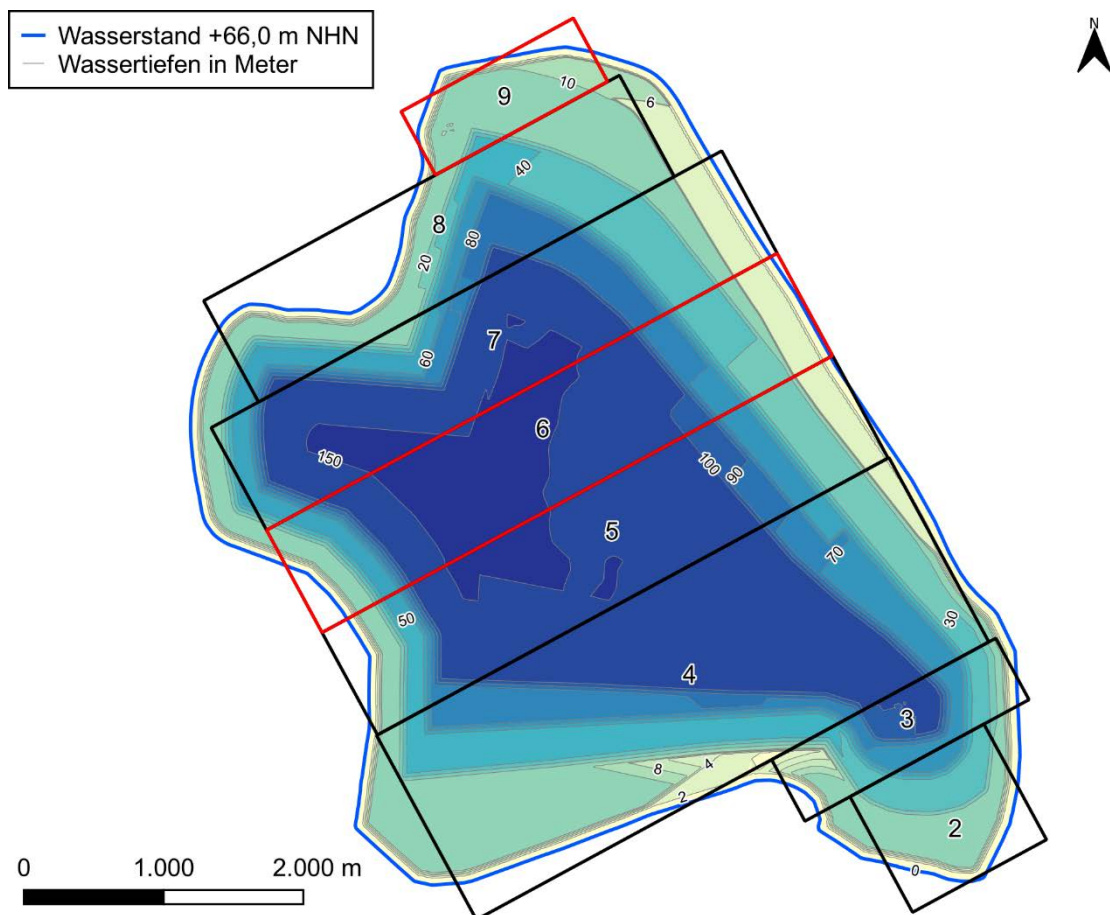


Abbildung 8: Horizontale Segmenteinteilung des Tagebausees Garzweiler mit den mittleren Segmentbreiten und den Querschnitten ausgewählter Segmente (roter Rahmen)

6.2.3 Wasserbilanz und meteorologische Szenarien

Für die limnophysikalische Modellierung wurde der 42-jährige Zeitraum nach Erreichen der stationären Grundwasserbilanz ausgewählt. Das entspricht nach dem Grundwassermodell 2024 (Wasserbilanz des Tagebausees Garzweiler im instationären Zeitraum der Flutung sowie nachbergbaulich bis 2200. RWE Power AG, September 2024) etwa dem hydrologischen Prognosezeitraum der Jahre 2200 bis 2241. Für die Prognose wurde die Grundwasserbilanz aus dem Grundwassermodell 2024 auf Tageswerte umgerechnet. Die Grundwasserbilanz wurde anschließend mit der überarbeiteten meteorologischen Messreihe von 2001 bis 2021 verschnitten.

Damit bilden die aktuellen Klimadaten von 2001 bis 2021 die meteorologische Grundlage für die limnologischen Prognosen. Ergänzend werden im Weiteren informell zwei Klimaszenarien betrachtet und den Ergebnissen der aktuellen Klimadaten gegenübergestellt. Dies sind zum einen die 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5, die von einer mittleren Emissionsentwicklung ausgeht, und die 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5, das den Maximalansatz unterstellt, dass die CO₂-Emissionen ungebremst weiter steigen (s. Kap. 6.1). Die 21-jährigen meteorologischen Zeitreihen werden ab dem Jahr 2221 wiederholt. Dadurch ergibt sich jeweils ein 42-jähriger Prognosezeitraum für die Darstellung der stationären Verhältnisse im Tagebausee Garzweiler und möglicher Tendenzen der Temperaturschichtung.

In der Tabelle 15 sind die mittleren Volumenströme der Wasserbilanzkomponenten des Tagebausees Garzweiler für den Prognosezeitraum von 2200 bis 2241 und die drei meteorologischen Szenarien zusammengefasst. Die Wasserbilanz des Tagebausees Garzweiler wird nach Abschluss der Stützung im Wesentlichen durch den Niederschlag (ca. 71 %), durch den Grundwasserzufluss (ca. 20 %), durch die Gewässerverdunstung (je nach Klimaszenario 64 % bis 82 %) und durch die Ausleitung (je nach Klimaszenario 24 % bis 6 %) bestimmt.

Tabelle 15: Wasserbilanzgrößen des Tagebausees Garzweiler für den Prognosezeitraum von 2200 bis 2241 auf Grundlage der aktuellen Klimadaten, der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5

Bilanzgröße		Aktuell (2001-2021)		50. Perzentile RCP 4.5		85. Perzentile RCP 8.5	
		m ³ /min	anteilig	m ³ /min	anteilig	m ³ /min	anteilig
Zuflüsse	Grundwasserzustrom	+11,1	20 %	+11,1	20 %	+11,1	20 %
	Kippenzustrom	+0,3	1 %	+0,3	1 %	+0,3	1 %
	Böschungszufluss	+4,2	8 %	+4,2	8 %	+4,2	8 %
	Niederschlag	+38,4	71 %	+38,4	71 %	+38,4	71 %
	Klimatische Bilanz	+3,9		+0,5		-6,0	
Abflüsse	Verdunstung	-34,5	64 %	-37,9	70 %	-44,4	82 %
	Grundwasserabstrom	-6,5	12 %	-6,5	12 %	-6,5	12 %
	Ausleitung	-13,0	24 %	-9,6	18 %	-3,1	6 %

Der Tagebausee Garzweiler wird mit einem Ableiter ausgestattet, der den Wasserbilanzüberschuss künftig zur Niers abführen soll. Auf der Grundlage der Wasserbilanz wurde ein Wehr mit einer Höhenkote von +65,6 m NHN und einer konstanten Überfallbreite von 0,5 Meter bestimmt, das einen möglichst ausgeglichen Ablauf aus dem Tagebausee gewährleistet. Mithilfe des limnophysikalischen Modells wurden die zukünftigen Wasserstandsschwankungen und die Varianz der Ausleitmengen, die durch die Varianz der meteorologischen Bedingungen verursacht werden, ermittelt. Hierfür wurde eine Wehrfunktion entsprechend Abbildung 9 abgeleitet. Zur Vergleichbarkeit wird diese Wehrkonfiguration auf alle drei meteorologischen Szenarien (aktuelle Daten, 50. Perzentile des RCP 4.5 bzw.

85. Perzentile des RCP 8.5) gleich angewendet. Sie bestimmt neben den meteorologischen Bedingungen den Wasserstand im Tagebausee Garzweiler und die Abflussmengen im Ableiter zur Niers.

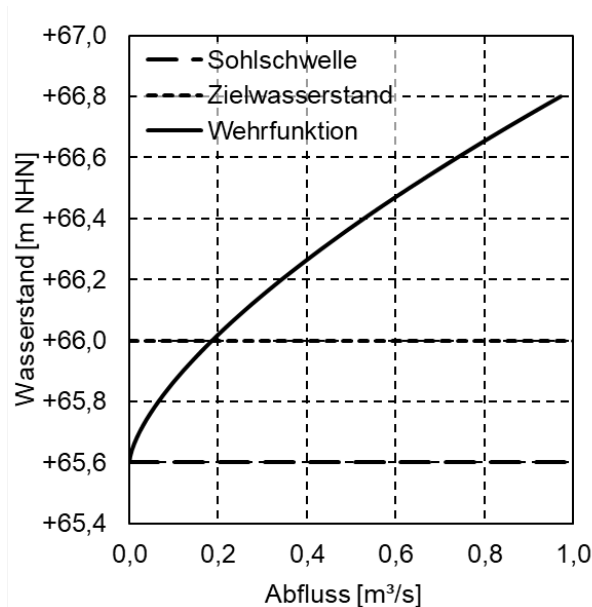


Abbildung 9: Wehrfunktion des Ausleitungsbauwerks des Tagebausees Garzweiler mit einer Überfallschwelle bei +65,6 m NHN

Nachfolgend sind die berechneten Wasserstände und Abflussmengen am Ablauf des Tagebausees Garzweiler als Statistiken, als Dauerlinien und als zusammengefasste Jahresreihen (Tabelle 16) dargestellt. Zwischen den drei betrachteten meteorologischen Szenarien unterscheiden sich die Wasserstände des Tagebausees Garzweiler im Mittel um maximal 30 Zentimeter und die Abflussmengen am Ablauf in die Niers bis 75 %. Der Wasserstand im Tagebausee Garzweiler wird etwa ± 30 cm um den mittleren Wasserstand des jeweiligen meteorologischen Szenarios schwanken.

Die **aktuellen Klimadaten** (2001 bis 2021) zeigen, dass der geplante Endwasserstand im Tagebausee Garzweiler von +66,0 m NHN gemäß den Prognosen im Mittel um ca. 4 cm überschritten wird (Tabelle 16). An 110 Tagen im Jahr wird der Wasserstand von +66,0 m NHN im Mittel unterschritten (Abbildung 10). Dieser Zustand tritt überwiegend in den Monaten September bis Dezember nach mehreren Monaten mit einer hohen Verdunstung auf (Abbildung 11). An ca. 100 Tagen im Jahr wird ein Wasserstand von +66,1 m NHN und an 10 Tagen im Jahr ein Wasserstand von +66,2 m NHN überschritten (Abbildung 10). Ein Wasserstand von +66,3 m NHN wird nur einmal im Jahr überschritten und ist auf die Besonderheit der verwendeten meteorologischen Zeitreihe zurückzuführen. Diese enthält das Starkregenereignis vom Juli 2021 mit einer Jährlichkeit größer als 100 Jahre. Auf den mittleren Wasserstand im Juli hat dieses Ereignis nur marginale Auswirkungen (Abbildung 11).

Im Mittel beträgt der berechnete Abfluss am Auslaufbauwerk aus dem Tagebausee Garzweiler $0,22 \text{ m}^3/\text{s}$. Der mittlere Abfluss schwankt im Jahresverlauf um $\pm 0,04 \text{ m}^3/\text{s}$ und unterschreitet

nicht $0,18 \text{ m}^3/\text{s}$ (Abbildung 13). An knapp 60 Tagen im Jahr wird ein Abfluss von $0,15 \text{ m}^3/\text{s}$ und an ca. 10 Tagen im Jahr ein Abfluss von $0,10 \text{ m}^3/\text{s}$ unterschritten (Abbildung 12). Ein Abfluss von $0,05 \text{ m}^3/\text{s}$ wird nicht unterschritten. Die niedrigsten Abflüsse treten in den Monaten September bis Dezember auf (Abbildung 13). Abflüsse größer als $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$ werden überwiegend durch Niederschlagsereignisse während der Sommermonate Juni bis August ausgelöst und treten an 5 Tagen im Jahr auf (Abbildung 12, Abbildung 13).

Die Betrachtung der beiden **Klimawandelszenarien** mit der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5 würden zu einer Absenkung des Wasserstandes im Schnitt um 11 bzw. um 32 Zentimeter (Tabelle 16) bei fast gleichbleibender innerjährlicher Dynamik des Wasserstandes führen (Abbildung 11). Beim Klimaszenario RCP 4.5 würde der geplante Endwasserstand an knapp 260 Tagen im Jahr und beim Klimaszenario RCP 8.5 fast ganzjährig unterschritten. Die Überfallschwelle von $+65,6 \text{ m NHN}$ würde beim Klimaszenario RCP 8.5 an 75 Tagen im Jahr unterschritten (Abbildung 10). Beim Klimaszenario RCP 4.5 würde ein Wasserstand von $+65,7 \text{ m NHN}$ nicht unterschritten.

Die Absenkung des prognostizierten Wasserstandes durch die betrachteten Szenarien des Klimawandels würde auch zu einer Verringerung des berechneten Abflusses am Auslaufbauwerk aus dem Tagebausee Garzweiler führen. Im Vergleich mit dem prognostizierten Abfluss von $0,22 \text{ m}^3/\text{s}$ mit den verwendeten aktuellen Daten würde der Abfluss beim Klimaszenario RCP 4.5 um knapp $0,07 \text{ m}^3/\text{s}$ und beim Klimaszenario RCP 8.5 um knapp $0,18 \text{ m}^3/\text{s}$ abnehmen (Tabelle 16). Beim Klimaszenario RCP 4.5 wäre ein Abfluss von $0,05 \text{ m}^3/\text{s}$ an ca. 20 Tagen im Jahr und beim Klimaszenario RCP 8.5 an ca. 220 Tagen im Jahr unterschritten (Abbildung 12). Die niedrigen Abflüsse treten beim Klimaszenario RCP 4.5 überwiegend in den Monaten August bis Januar auf (Abbildung 13). Im Schnitt würde beim Klimaszenario RCP 8.5 an ca. 75 Tagen im Jahr kein Abfluss am Auslaufbauwerk aus dem Tagebausee Garzweiler erfolgen (Abbildung 12). Beim Klimaszenario RCP 8.5 wäre Abflusslosigkeit in jedem Monat möglich (Abbildung 13).

Anhand der drei meteorologischen Szenarien ist eine Abschätzung möglich, ab welcher Erwärmung durch den Klimawandel ein Abfluss nicht mehr gewährleistet werden kann (Abbildung 14). Die Abschätzungen zeigen, dass bereits bei einer Erwärmung um 1 K gegenüber der Reihe von 1971 bis 2000 der niedrigste Abfluss im Jahr (Minimum) einen Abfluss von $0,05 \text{ m}^3/\text{s}$ unterschreiten würde. Anhand der aktuellen Klimadaten (2001 bis 2021) wurde gegenüber der Reihe von 1971 bis 2000 bereits eine Erwärmung im Mittel um $0,5 \text{ K}$ ermittelt (s. Kap. 6.1).

Tabelle 16: Statistische Kennzahlen des Wasserstands und der Abflussmengen am Ablaufgewässer des Tagebausees Garzweiler für den Prognosezeitraum von 2200 bis 2241 auf Grundlage der aktuellen Klimadaten, der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5

Statistische Kennzahl	Aktuell (2001-2021)	50. Perzentile RCP 4.5	85. Perzentile RCP 8.5
Wasserstand in m NHN			
Minimum	+65,81	+65,67	+65,43
Mittelwert	+66,04	+65,93	+65,72
Maximum	+66,34	+66,23	+66,07
Abflussmenge in m³/s			
Minimum	0,07	0,01	0,00
Mittelwert	0,22	0,15	0,04
Maximum	0,47	0,37	0,24

Mit einer geeigneten Bewirtschaftung kann den Auswirkungen des Klimawandels auf die Abflussmengen teilweise entgegengewirkt werden. Empfohlen wird eine variable Überfallbreite des Auslaufbauwerkes zum Abführen der sommerlichen Starkregenereignisse, der begrenzte Einstau des Tagebausees Garzweiler in den Wintermonaten und eine steuerbare Höhe der Überfallschwelle oder ggf. ein Pumpbetrieb zur Gewährleistung eines sommerlichen Abflusses. Damit kann ein Abfluss auch bei einer Erwärmung um 2 K gegenüber 1971 bis 2000 gewährleistet werden. Ein weiterer Temperaturanstieg müsste mit diesen Maßnahmen nicht ausgeglichen werden. Bei diesem Maximalansatz muss der geplante Mindestabfluss angepasst oder aus einer anderen Quelle gestützt werden. Die Entscheidung dieser Fragen liegt in der Zukunft und ist nicht durch das Vorhaben bedingt. Diese Herausforderung stellt sich dann im Übrigen für zahlreiche weitere Binnenseen Deutschlands.

Je höher der Temperaturanstieg infolge des Klimawandels bei sonstigen gleichbleibenden Randbedingungen (vor allem des Niederschlags) ausfällt umso tiefer wird sich der mittlere Wasserstand des Tagebausees Garzweiler einstellen (Abbildung 14). Zum Teil wird dieser Effekt durch die Veränderung der Grundwasserbilanz, d. h. die Erhöhung des Grundwasserzustroms bei gleichzeitiger Verringerung des Grundwasserabstroms, gedämpft. Je Kelvin Erwärmung der mittleren Lufttemperatur ist mit einer Absenkung des mittleren Wasserstands des Tagebausees Garzweiler um etwa fünf Zentimeter zu rechnen. Dabei sind die Unsicherheiten der künftigen Grundwasserbilanz und der klimatischen Wasserbilanz noch nicht berücksichtigt.

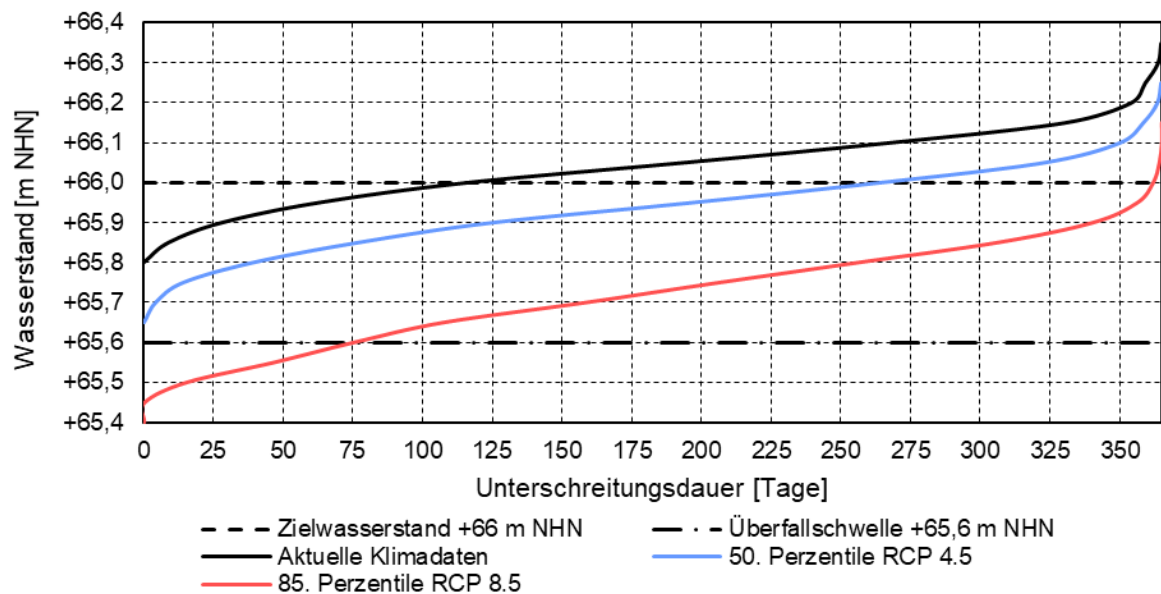


Abbildung 10: Unterschreitungsdauer des Wasserstandes im Tagebausee Garzweiler für den Prognosezeitraum von 2200 bis 2241 auf Grundlage der aktuellen Klimadaten, der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5

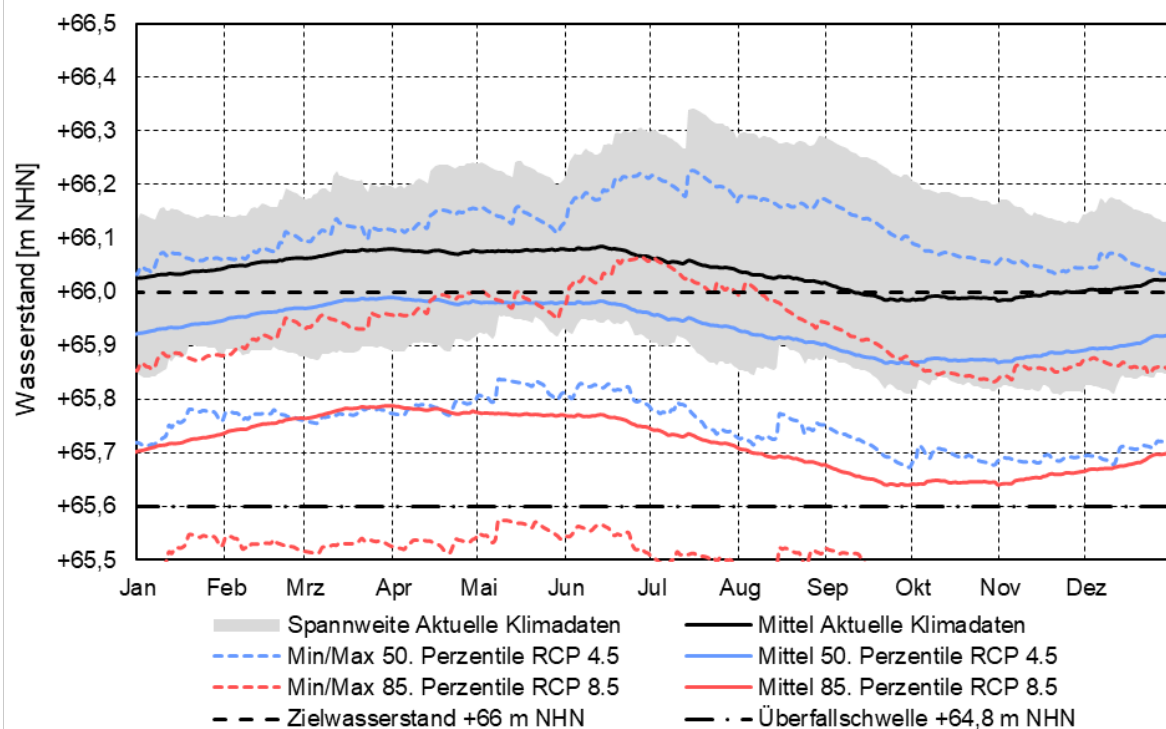


Abbildung 11: Spannweite des Wasserstandes im Tagebausee Garzweiler im Jahresverlauf für den Prognosezeitraum von 2200 bis 2241 auf Grundlage der aktuellen Klimadaten, der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5

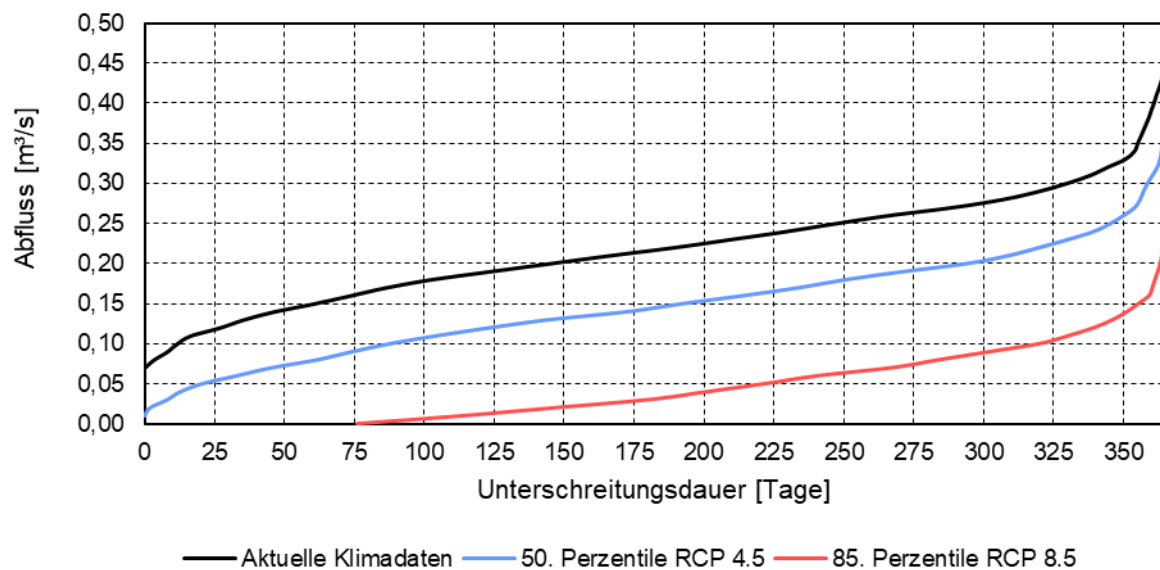


Abbildung 12: Unterschreitungsdauer der Abflussmengen am Ablauf des Tagebausees Garzweiler für den Prognosezeitraum von 2200 bis 2241 auf Grundlage der aktuellen Klimadaten, der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5

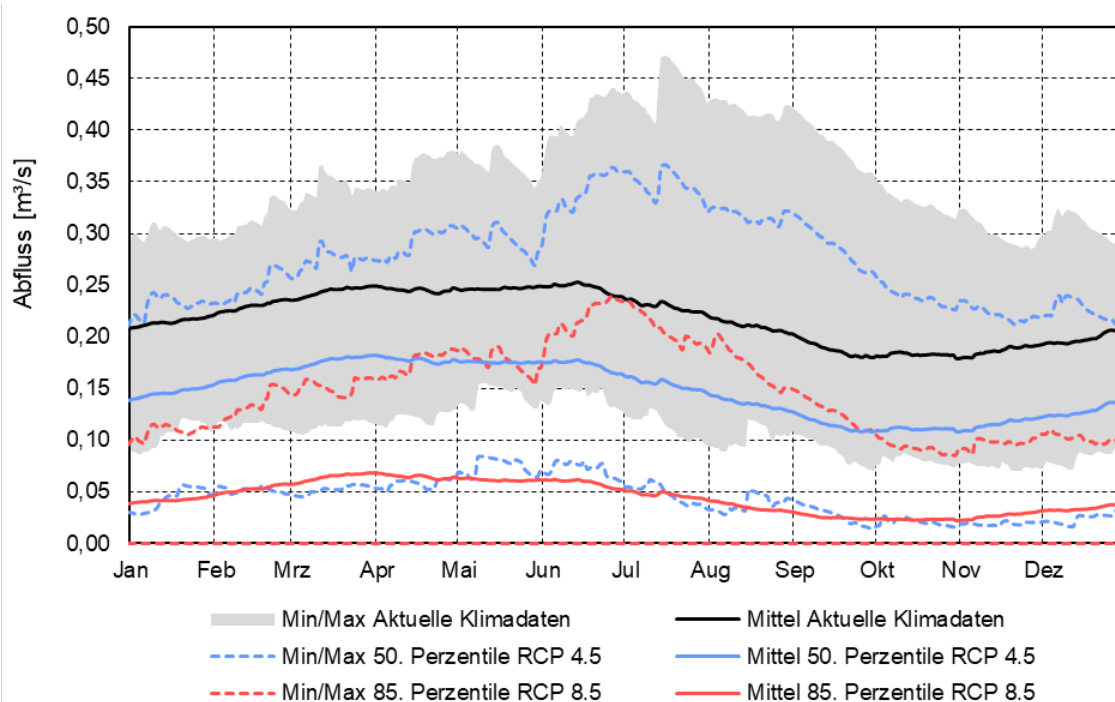


Abbildung 13: Spannweite der Abflussmengen am Ablauf des Tagebausees Garzweiler im Jahresverlauf für den Prognosezeitraum von 2200 bis 2241 auf Grundlage der aktuellen Klimadaten, der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5

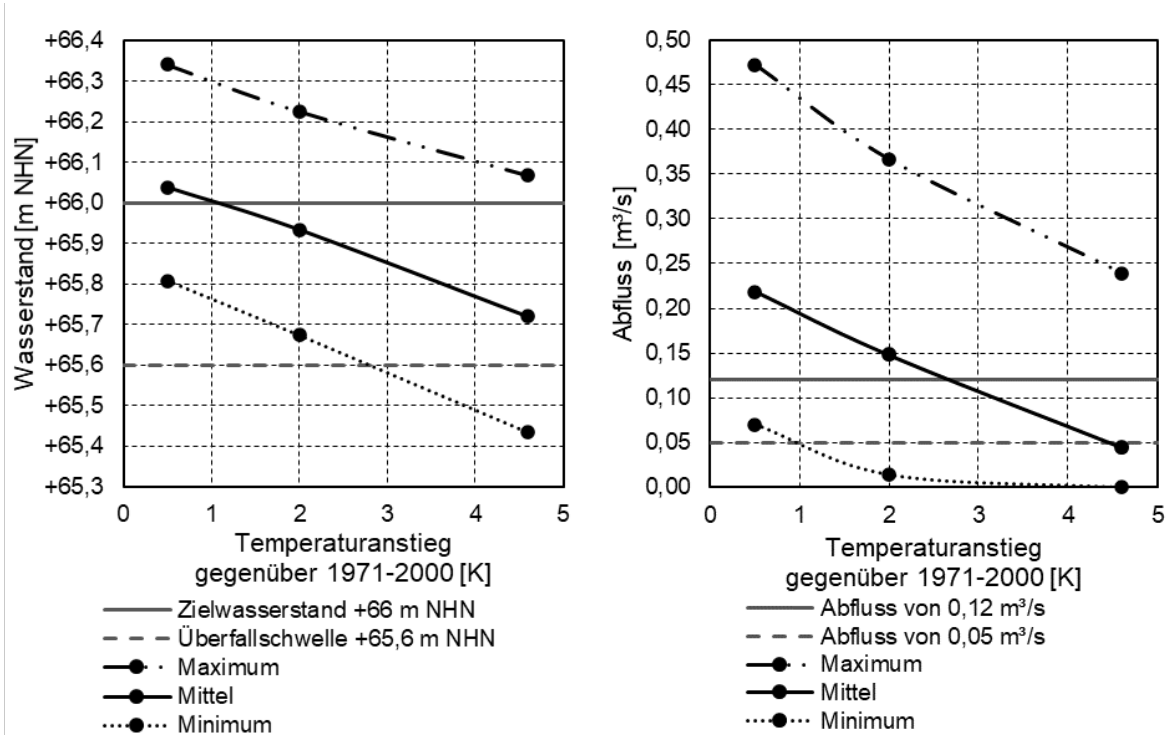


Abbildung 14: Minimum, Mittelwert und Maximum für den Wasserstand und die Abflussmengen am Ablauf des Tagebausees Garzweiler auf Grundlage der Erwärmung der drei meteorologischen Szenarien mit den aktuellen Klimadaten 2001 bis 2021 (+0,5 K), der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 (+2,0 K) und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5 (+4,6 K) für den Prognosezeitraum von 2200 bis 2241

6.2.4 Beschaffenheit der Zuflüsse

Die Wassertemperatur der Oberflächenzuflüsse über die Böschungen wurde aus der mittleren Lufttemperatur der DWD-Station Aachen (s. Kap. 6.1) abgeleitet. Für den Niederschlag wurde das Tagesmittel der Feuchtetemperatur an der DWD-Wetterstation Aachen verwendet.

Sauerstoff gelangt einerseits durch turbulente Diffusion (sogenannte Eddy-Diffusion) an der Grenzfläche Seewasser/Atmosphäre in das Gewässer und ist in Seen insbesondere von der Windgeschwindigkeit und von der Schichtungsstabilität der obersten Wasserschicht im See abhängig. Der konvektive Sauerstoffeintrag mit dem Niederschlag und mit den Zuflüssen ist demgegenüber vernachlässigbar gering. Andererseits kommt dem Sauerstoffeintrag durch Photosynthese betreibende Primärproduzenten mit ansteigendem Trophiegrad eine zunehmende Bedeutung zu und kann in eutrophen Seen und makrophytenreichen Fließgewässern den atmosphärischen Eintrag deutlich übersteigen. Im Modell wird für den Niederschlag und für die Oberflächenwasserzuflüsse eine Sauerstoffsättigung von 100 % angenommen, wie sie für unbelastete naturnahe Fließgewässer typisch ist.

Die Sulfat- und Eisenkonzentrationen im Böschungszufluss wurden wie für schwach mineralisiertes Niederschlagswasser angenommen (Tabelle 17). Es kann robust davon ausgegangen werden, dass die entblößten Oberflächen in der Tagebaukontur (Böschungen)

und auf der Kippe nach einer jahrzehntelangen Liegezeit von den Produkten der Pyritverwitterung tiefgründig ausgewaschen sind. Außerdem hat der Oberflächenzufluss zum Tagebausee Garzweiler eine bilanziell untergeordnete Größenordnung (Tabelle 15).

Tabelle 17: Annahmen zur Wasserbeschaffenheit der Oberflächenzuflüsse zum Tagebausee Garzweiler

Oberflächenwasserzufluss	Sauerstoff	Salinität	Sulfat	Eisen-gelöst
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Böschungszuflüsse	rd. 10	20	10	0,0

Die Temperaturen der Zuflüsse aus dem Grundwasser und aus der Kippe (Tabelle 18) wurden aus der Höhenlage der Zustromhorizonte, aus der geothermischen Tiefenstufe von 3 K pro 100 Meter und aus der mittleren Lufttemperatur des jeweiligen meteorologischen Szenarios abgeleitet. In der Tabelle 18 sind die Zuflusstemperaturen für die aktuellen Klimadaten (2001 bis 2021) zusammengefasst. Für die anderen meteorologischen Szenarien fallen die Zuflusstemperaturen entsprechend höher aus. Die sonstigen Stoffkonzentrationen der Grundwasser- und Kippenzuströme wurden aus dem Kap. 3.3 und dem Kap. 3.4 übernommen.

Die anfänglichen Stoffkonzentrationen für das limnophysikalische Modell wurden aus den Ergebnissen der hydrochemischen Modellierung (s. Kap. 7.2) für das Jahr 2200 übernommen. Damit wurde die gesamte hydrochemische Vorgeschichte des Tagebausees Garzweiler berücksichtigt.

Tabelle 18: Wassertemperaturen des Grundwasser- und Kippenzustroms zum Tagebausee Garzweiler in °C für das meteorologische Szenario mit aktuellen Klimadaten (2001 bis 2021)

Bilanzbereich	Zustromhorizont	Wassertemperatur [°C]
0	Seesohle	+14,2
1	alle	kein Zustrom
2	19/14 - 11D	+10,8
	11D - 8	+11,4
	6D3 - 6D2	+12,7
	6D1	+13,9
3	19/14 - 11D	+10,8
	11D - 8	+11,2
	6D3 - 6D2	+12,5
	6D1	+13,9
	6B	+14,8
4	6D3 - 6D2	+10,8
	6D1	+11,3
	6B	+13,4
5	6D3 - 6D2	+11,2
	6D1	+12,2
	6B	+13,6
6	6D3 - 6D2	+11,2
	6D1	+12,2
	6B	+13,6
7	Kippe	+12,7
8	Kippe	+12,7

6.2.5 Eisenoxidation und -sedimentation

Das Modell CE-QUAL-W2 (Wells 2024) berücksichtigt in der Modellversion 4.5 zwei kinetische Reaktionen des Eisens:

- die Oxidation von Eisen(II) zu Eisen(III)-hydroxid und
- die Sedimentation von Eisen-III-hydroxid.

Die Oxidation von gelöstem Eisen(II) zu Eisen(III), die Hydrolyse von Eisen(III) zu Eisen(III)-hydroxid und dessen nachfolgende Fällung als Festphase werden im Modell CE-QUAL-W2 durch entsprechende Reaktionskinetiken berücksichtigt. In die Kinetik der Eisenoxidation (Gleichung 2) gehen die Sauerstoffkonzentration und die Eisen(II)-Konzentration jeweils linear (1. Ordnung) sowie die Wasserstoffionenkonzentration (also der pH-Wert) mit dem Exponenten 2. Ordnung ein. Die kinetische Reaktionskonstante ist auf den pH-Wert pH = 7 normiert.

Die Temperaturabhängigkeit der Eisenoxidation erfolgt gemäß der Gleichung 3. Die Fällung von Eisen(III)-hydroxid nach Gleichung 4 ist eine Kinetik 1. Ordnung. Sie hängt von der Konzentration des Eisen(III)-hydroxids und der Weglänge der Sedimentation ab (hier die Schichtendicke).

Gleichung 2: Eisen(II)-Oxidationskinetik gemäß CE-QUAL-W2 (Wells 2024)

$$S_{\text{Fe(II)}}(T, \text{pH}) = T_{\text{fak}} \cdot k_{\text{Fe(II)}} \cdot c_{\text{O}_2} \cdot 10^{2(\text{pH}-7)} \cdot c_{\text{Fe(II)}}$$

$S_{\text{Fe(II)}}$	Rate der Eisen(II)-oxidation	[g/(m ³ ·s)]
T_{fak}	Temperaturfaktor	[-]
$k_{\text{Fe(II)}}$	Oxidationskonstante für Eisen(II)	[m ³ /(g·s)]
c_{O_2}	Sauerstoffkonzentration	[g/m ³]
$c_{\text{Fe(II)}}$	Eisen(II)-gelöst-Konzentration	[g/m ³]
pH	pH-Wert	[-]

Gleichung 3: Temperaturfaktor für die Eisen(II)-Oxidationskinetik (Wells 2024)

$$T_{\text{fak}} = k_T^{T_W - 20}$$

T_{fak}	Temperaturfaktor	[-]
k_T	Koeffizient der Temperaturfunktion	[-]
T_W	Wassertemperatur	[°C]

Das gebildete Eisen(III) hydrolysiert zu Eisen(III)-hydroxid, das im Freiwasser als Festphase ausfällt und sedimentiert. Die Sedimentation des Eisen(III)-hydroxids erfolgt in CE-QUAL-W2 nach einer Kinetik 1. Ordnung (Gleichung 4).

Gleichung 4: Kinetik 1. Ordnung zur Beschreibung der Eisen(III)-hydroxid-Sedimentation.

$$S_{\text{FeOOH}} = \frac{k_{\text{FeOOH}}}{z} \cdot c_{\text{FeOOH}}$$

S_{FeOOH}	Rate der Eisen(III)-hydroxid-Sedimentation	[g/(m ³ ·d)]
k_{FeOOH}	Sinkgeschwindigkeit des ausgefällten Eisen(III)-hydroxids	[m/d]
c_{FeOOH}	Eisen(III)-hydroxidkonzentration	[g/m ³]
z	Schichtmächtigkeit	[m]

Die Parameter für die Eisenkinetiken in der Tabelle 19 wurden auf der Grundlage vergleichbarer Bearbeitungen im Lausitzer Revier, denen sehr viele Messungen und systematische Untersuchungen zugrunde liegen, wie folgt zugrunde gelegt. Sie stehen in sehr guter Übereinstimmung mit Literaturwerten.

Tabelle 19: Modellparameter für die Eisenkinetiken in CE-QUAL-W2

Parameter	Einheit	Symbol	Wert
Oxidationskonstante für Eisen(II)	m ³ /(g·s)	k _{Fe(II)}	0,00016
Temperaturfaktor für die Eisen(II)-oxidation	---	f _{Ox} (T)	1,05
Sinkgeschwindigkeit	m/d	k _{FeOOH}	0,3

6.3 Berechnungsergebnisse

6.3.1 Temperatur und Mixis

Die Prognoseergebnisse zeigen für den Tagebausee Garzweiler über den gesamten 42-jährigen Simulationszeitraum der Modelljahre von 2200 bis 2241 ein überwiegend **warm-monomiktisches Mischungsverhalten** mit jährlich einer Vollzirkulation im Winterhalbjahr und einer Stagnation im Sommerhalbjahr unabhängig vom meteorologischen Szenario (Abbildung 18). Aufgrund des großen Seevolumens und des entsprechend großen Wärmespeichers sowie der großen Windangriffsfläche wird sich größtenteils keine stabile Winterstagnation ausbilden.

Die 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und die 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5 bewirken im Unterschied zum aktuellen Klimaszenario eine Verstärkung der Sommerstagnation durch höhere epilimnische Wassertemperaturen (Tabelle 21, Abbildung 18, Anhang 3, Anhang 4, Anhang 5). Die berechnete Dauer der Stagnationsphasen verlängert sich in der Variante mit der 50. Perzentile um maximal zwei Wochen und mit der 85. Perzentile um ca. zwei Monate.

Der Jahresgang der Temperaturschichtung eines warm-monomiktischen Sees, wie dem Tagebausee Garzweiler, ist in Abbildung 15 oben gezeigt. Nach der Stagnation im Sommerhalbjahr wird der See zwischen Januar und März bis in große Tiefen durchmischt. Im April beginnt in der Regel die Erwärmung des Gewässers. Aufgrund der schnelleren Erwärmung der oberflächennahen Wasserschichten bildet sich die sogenannte Sommerstagnation aus, bestehend aus dem wärmeren Oberflächenwasser (Epilimnion), der Sprungschicht (Metalimnion) mit einem hohen Temperaturgradienten über die Tiefe und dem weiterhin kühlen Tiefenwasser (Hypolimnion). Der turbulent-diffusive Wärmetransport (EDDY-Diffusion) und die damit einhergehende Verschiebung der Thermokline lassen während der Stagnationsperiode die Mächtigkeit des Epilimnions kontinuierlich anwachsen. Die höchsten Wassertemperaturen an der Wasseroberfläche stellen sich meist in der zweiten Julihälfte bei ca. +27 °C ein.

Beginnend ab etwa Mitte September kühlt sich die Oberflächentemperatur des Gewässers wegen der stärkeren Nachtabkühlung der Lufttemperatur wieder ab. Trotz fortwährender Abkühlung bleibt die Schichtung des Sees so lange erhalten, bis der Temperaturgradient und damit der Dichteunterschied zwischen Epilimnion und Hypolimnion soweit abgenommen hat, dass der Wind die Schichten durchmischen kann und damit die Stagnationsperiode beendet. In Abhängigkeit von den Witterungsverhältnissen kann dies zu unterschiedlichen Zeitpunkten im Herbst der Fall sein. Unter entsprechenden Bedingungen erreicht das Epilimnion erst im

Dezember, fallweise auch erst im Januar seine maximale Tiefenausdehnung bzw. Mächtigkeit mit rund 35 Meter (Abbildung 15).

Das thermische Schichtungsverhalten des Tagebausees Garzweiler gilt in den oben beschriebenen Grundzügen für den gesamten 42-jährigen Simulationszeitraum auch für die zwei anderen meteorologischen Szenarien (Tabelle 21, Abbildung 18, Anhang 3, Anhang 4, Anhang 5). Die einzelnen Modelljahre unterscheiden sich in Abhängigkeit von ihrem jeweiligen Witterungsverlauf lediglich bezüglich des Beginns und der Ausprägung der Stagnations- und Zirkulationsphasen, der maximalen Mächtigkeit des Epilimnions zum Ende der Sommerstagnation und der höchsten Wassertemperatur an der Wasseroberfläche.

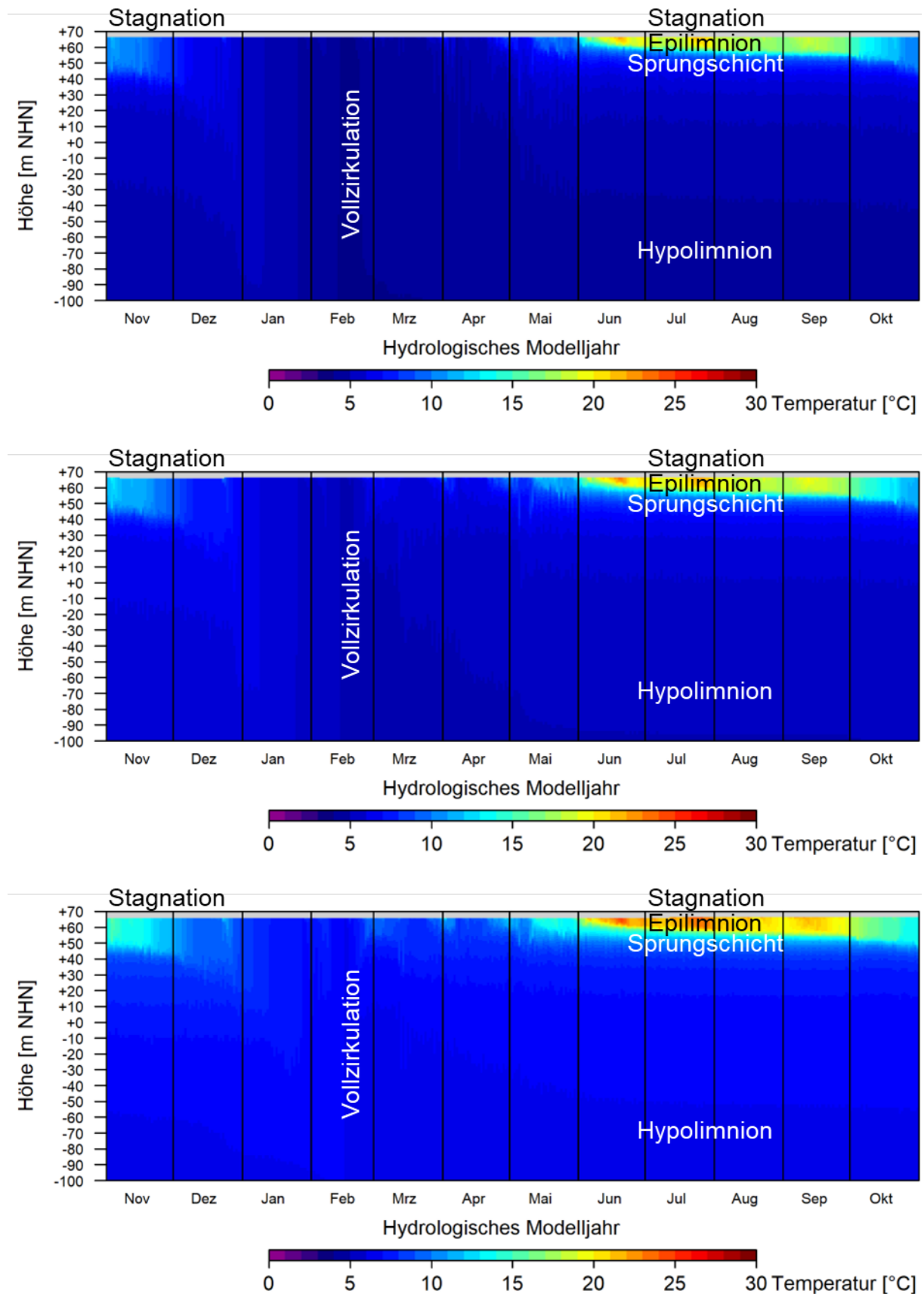


Abbildung 15: Konturdiagramm der berechneten Entwicklung der Wassertemperatur im Tagebausee Garzweiler unter dem Witterungseinfluss des hydrologischen Modelljahres 2241 in der Seemitte (Segment 6) für die aktuellen Klimadaten (oben), die 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 (Mitte) und die 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5 (unten)

Aufgrund des milden Temperaturverlaufs und geringer Windgeschwindigkeiten wird bei der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5 während der winterlichen Zirkulationsphase in einzelnen Jahren nicht die gesamte Wassersäule durchmischt (Tabelle 20). Das sogenannte temporäre Monimolimnion wird anhand der Sauerstoffsättigung des Tiefenwassers im Tagebausee Garzweiler ersichtlich (Anhang 5). Da die meteorologischen Daten wiederholend aufgeprägt werden, ist die Betrachtung der zweiten Hälfte des Prognosezeitraums von 2221 bis 2241 ausreichend und gilt entsprechend auch für die erste Hälfte des Prognosezeitraums. Es wechseln sich während des Prognosezeitraums die Jahre mit vollständiger Durchmischung mit den Jahren mit fehlender Volldurchmischung regelmäßig ab. Es sind keine Tendenzen zur Bildung eines stabilen Monimolimnions vorhanden. Bei den anderen beiden meteorologischen Szenarien mit den aktuellen Klimadaten (2001 bis 2021) und der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 findet jeden Winter eine vollständige Durchmischung des gesamten Tagebausees Garzweiler statt.

Tabelle 20: Jahre (schwarz) des Prognosezeitraums von 2221 bis 2241 mit ausbleibender Vollzirkulation des Tagebausees Garzweiler auf Grundlage der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5

2221	2222	2223	2224	2225	2226	2227	2228	2229	2230	2231	2232	2233	2234	2235	2236	2237	2238	2239	2240	2241

Die mittlere gewichtete Wassertemperatur ist bei der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5 mit +8,1 °C wärmer als bei der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 mit +6,6 °C und den aktuellen Klimadaten mit +5,9 °C (Tabelle 21). Bei den Minimal- und Maximaltemperaturen zeigen sich ähnliche Temperaturveränderungen zwischen den drei meteorologischen Szenarien. Zwischen dem Flachwasser am Nordufer und der Seemitte erhöht sich die Spanne der Temperaturunterschiede.

Durch die stärkere Erwärmung bei der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5 ist die berechnete Stagnationsphase des Tagebausees Garzweiler im Mittel um 60 Tage länger als bei den Berechnungen mit den aktuellen Klimadaten (Tabelle 21). Die 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 verlängert die Stagnationsphase um knapp 16 Tage. Die mittlere Epilimnionmächtigkeit ist bei der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5 mit 12,7 m um 3 bis 4 m größer als bei den anderen meteorologischen Szenarien. Die deutlich größere mittlere Epilimnionmächtigkeit bei der 85. Perzentile ist auf die einzelnen Jahre ohne vollständige Durchmischung des Sees zurückzuführen.

Tabelle 21: Statistische Kennzahlen der Wassertemperatur und des Schichtungsverhaltens des Tagebausees Garzweiler für den Prognosezeitraum von 2200 bis 2241 auf Grundlage der aktuellen Klimadaten, der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5

Statistische Kennzahl	Einheit	Aktuell (2001-2021)	50. Perzentil RCP 4.5	85. Perzentil RCP 8.5
Absolute Minimaltemperatur (Flachwasser-Nordufer/Seemitte)	[°C]	-0,8/-0,8*)	+1,2/+1,9	+4,8/+5,3
volumengewichtete Mitteltemperatur	[°C]	+5,9	+6,6	+8,1
Absolute Maximaltemperatur (Flachwasser- Nordufer/Seemitte)	[°C]	+27,1/+26,8	+27,5/+27,3	+29,5/+28,9
Beginn der Stagnation	[---]	Anfang April	Ende März	Mitte März
Ende der Stagnation	[---]	Anfang Dezember	Mitte Dezember	Ende Dezember
Mittlere Dauer der Stagnation	[d]	244	260	304
Mittlere Epilimnionmächtigkeit	[m]	9,1	9,6	12,7

*) Eisbedeckung

Die Wassertemperatur am Ablauf des Tagebausees Garzweiler wird der Wassertemperatur an der Seeoberfläche entsprechen. Modellseitig ist der Ablauf im Bereich von Wanlo durch eine Überlaufschwelle an den Tagebausee angebunden. Damit wird im Ablaufgewässer eine Wassertemperatur von +0 °C nicht unterschritten (Abbildung 16). Die mittlere Wassertemperatur am Ablauf wird auf Grundlage der aktuellen Klimadaten (2001 bis 2021) etwa +11,1 °C, bei der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 etwa +12,2 °C und bei der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5 etwa +14,4 °C betragen. An einzelnen Tagen in den Monaten Juni und August wird am Ablauf eine Wassertemperatur von +25 °C überschritten (Abbildung 17). Die mittlere Wassertemperatur wird in diesen Monaten je nach meteorologischem Szenario zwischen +19 °C und +22 °C liegen.

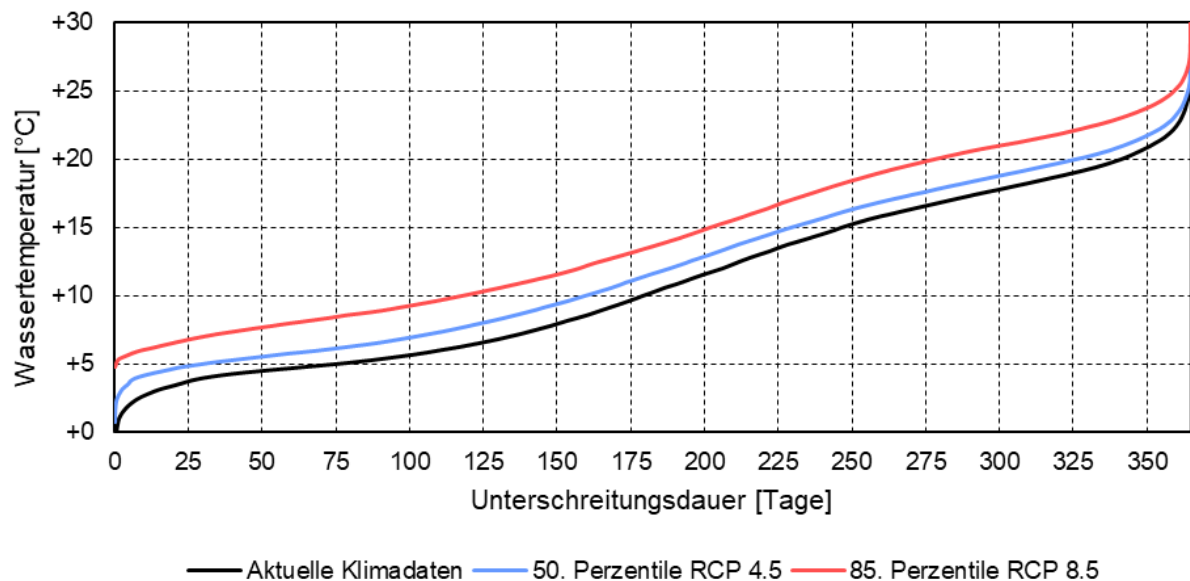


Abbildung 16: Unterschreitungsdauern der Wassertemperatur am Ablauf des Tagebausees Garzweiler für den Prognosezeitraum von 2200 bis 2241 auf Grundlage der aktuellen Klimadaten, der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5

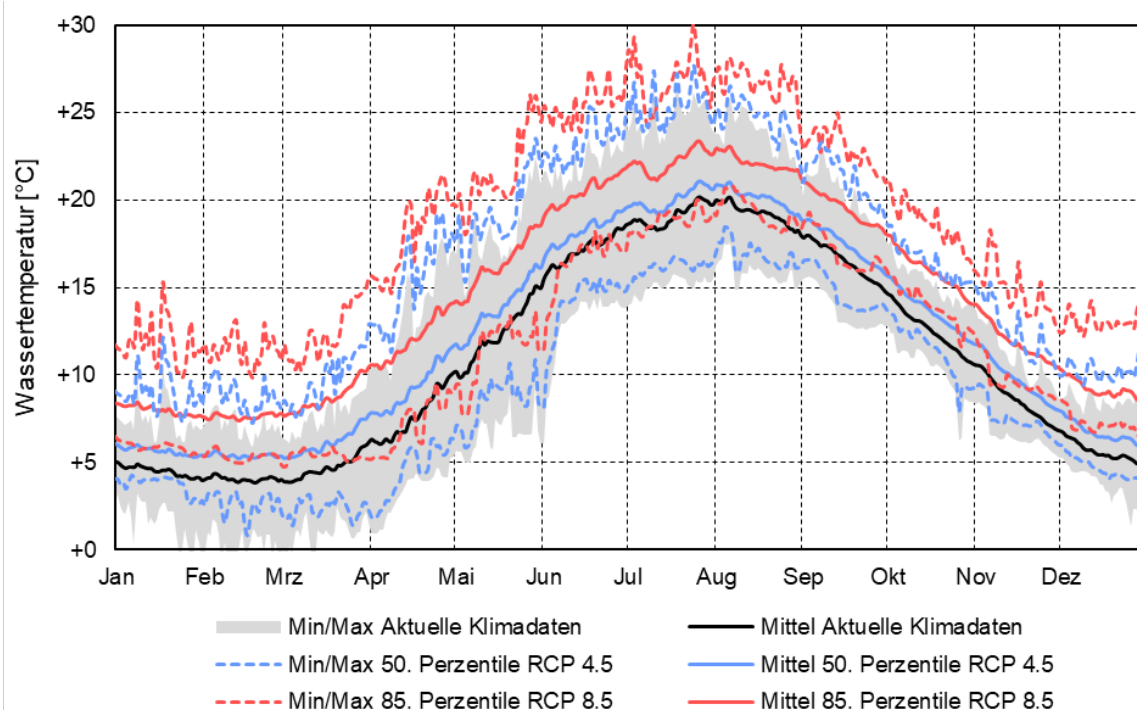


Abbildung 17: Spannweiten der Wassertemperatur am Ablauf des Tagebausees Garzweiler im Jahresverlauf für den Prognosezeitraum von 2200 bis 2241 auf Grundlage der aktuellen Klimadaten, der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 und der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5

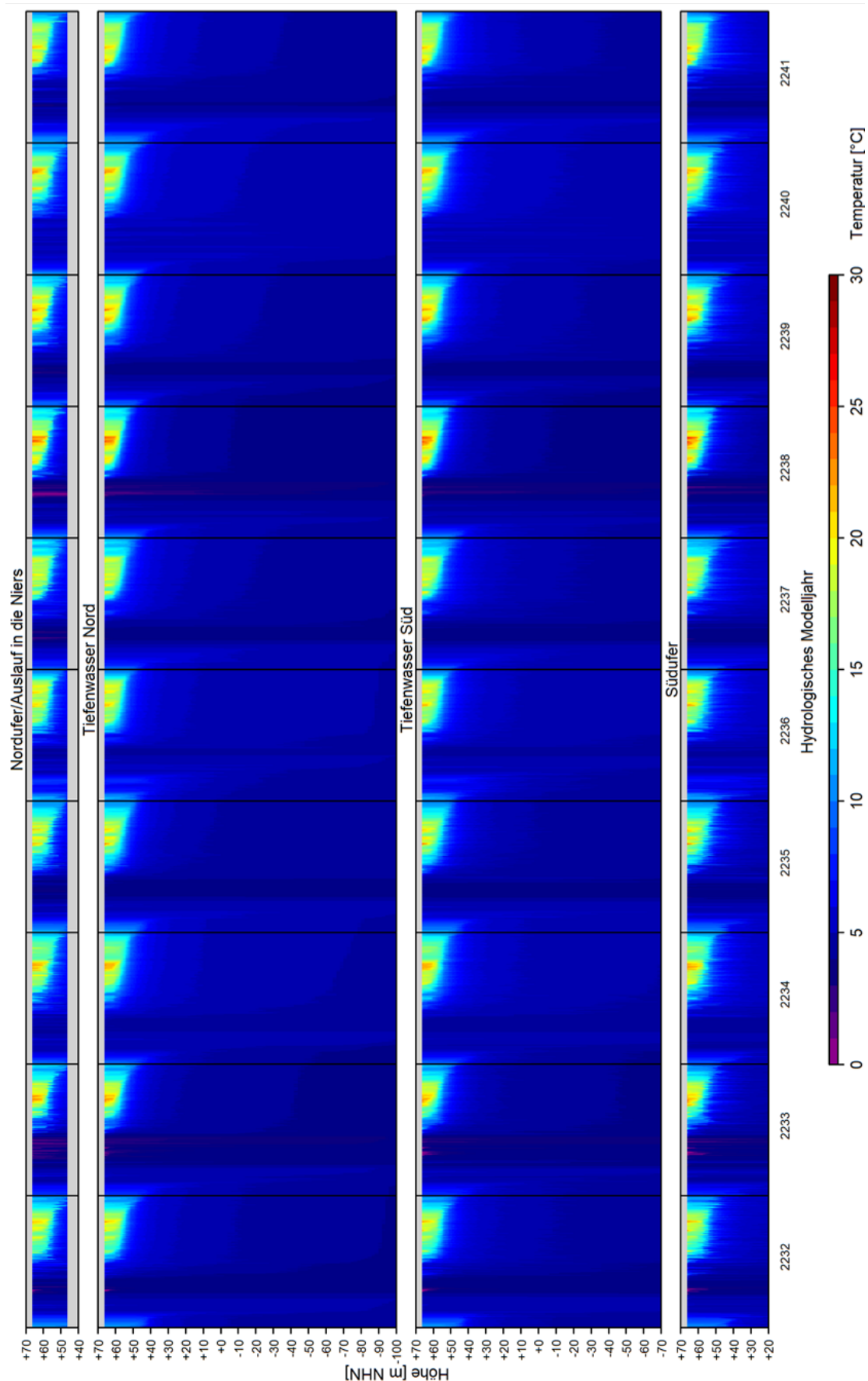


Abbildung 18: Konturdiagramm der berechneten Entwicklung der Wassertemperaturen des Tagebausees Garzweiler für den Prognosezeitraum von 2232 bis 2241 und für das meteorologische Szenario auf Grundlage der aktuellen Klimadaten (2012 bis 2021)

6.3.2 Sauerstoffhaushalt

Das limnophysikalische Modell CE-QUAL-W2 rechnet mit einer temperaturabhängigen Sauerstoffkonzentration. Die Ergebnisdarstellung erfolgte durch Visualisierung der Sauerstoffsättigung, die für das Verständnis der Wirkung sauerstoffzehrender Prozesse entscheidende Vorteile hat. Ansonsten wäre der Quervergleich der ausgewiesenen Sauerstoffkonzentration mit der Wassertemperatur erforderlich.

Für die Prognose des Sauerstoffhaushalts des Tagebausees Garzweiler wurde eine konservative Zehrrate des Sediments für mesotrophe Verhältnisse angesetzt. Gemäß der Trophieprognose in Kap. 8.3 wird der Tagebausee Garzweiler mittel- und langfristig einen oligotrophen bis maximal schwach mesotrophen Zustand annehmen. Die erhöhte Zehrrate bildet folglich einen Maximalansatz ab.

Aufgrund seines großen Volumens und der großen Flächen bzw. Windangriffslänge wird der Tagebausee Garzweiler eine hohe Sauerstoffverfügbarkeit im gesamten Gewässer aufweisen. Die Sauerstoffsättigung wird unabhängig von der zukünftigen Erwärmung infolge von Klimawandel im Mittel zwischen 90 % und 100 % liegen. Das Maximum der Sauerstoffsättigung wird mit 110 % während der Stagnation im Sommerhalbjahr im Epilimnion erreicht (Abbildung 19). Die mittlere Sauerstoffkonzentration liegt unter Berücksichtigung der aktuellen Klimadaten und der mittleren Wassertemperatur von +6 °C (Kap. 6.3.1) bei 12 mg/L. Durch die Zunahme der mittleren Wassertemperatur in den Klimawandelszenarien nimmt die mittlere Sauerstoffkonzentration auf ca. 11 mg/L ab. Die mittlere Sauerstoffsättigung nimmt mit zunehmender Erwärmung von ca. 100 % auf ca. 95 % ab.

Das Tiefenwasser bzw. das Hypolimnion des Tagebausees Garzweiler besitzt aufgrund seines sehr großen Volumens einen großen Sauerstoffvorrat, der theoretisch für mehrere Jahre ausreichend ist, bevor ein für die meisten in Seen vorkommenden Arten kritischer Wert von 0,2 – 0,3 mg/L unterschritten wird. Selbst bei vorübergehend nicht vollständiger Durchmischung des Tagebausees Garzweiler in dem Szenario mit der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5 wird im Tiefenwasser die Sauerstoffsättigung immer über 50 % bzw. die Sauerstoffkonzentration immer über 7 mg/L liegen. Das Minimum der Sauerstoffsättigung im Tiefenwasser liegt bei der Prognose auf der Grundlage der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5 maximal 20 % niedriger als in der Prognose mit den aktuellen Klimadaten. Die Ergebnisse zeigen die Resilienz des Tagebausees gegenüber der Sauerstoffzehrung im Sediment und gegenüber der Eisen(II)-oxidation im Freiwasser.

6.3.3 Salinität und Sulfat

Die Salinität und das Sulfat werden im Tagebausee Garzweiler keine vertikale Differenzierung ausbilden (Anhang 3, Anhang 4, Anhang 5). Mit dem limnophysikalischen Modell wurde der stationäre Zustand nach dem Erreichen der stationären Grundwasserbilanz abgebildet. Die mittlere Sulfatkonzentration beträgt im Prognosezeitraum in allen drei meteorologischen Szenarien ca. 120±5 mg/L. Die langfristige Entwicklung der Sulfatkonzentration im Tagebausee Garzweiler wird im Kap. 7.2 beschrieben.

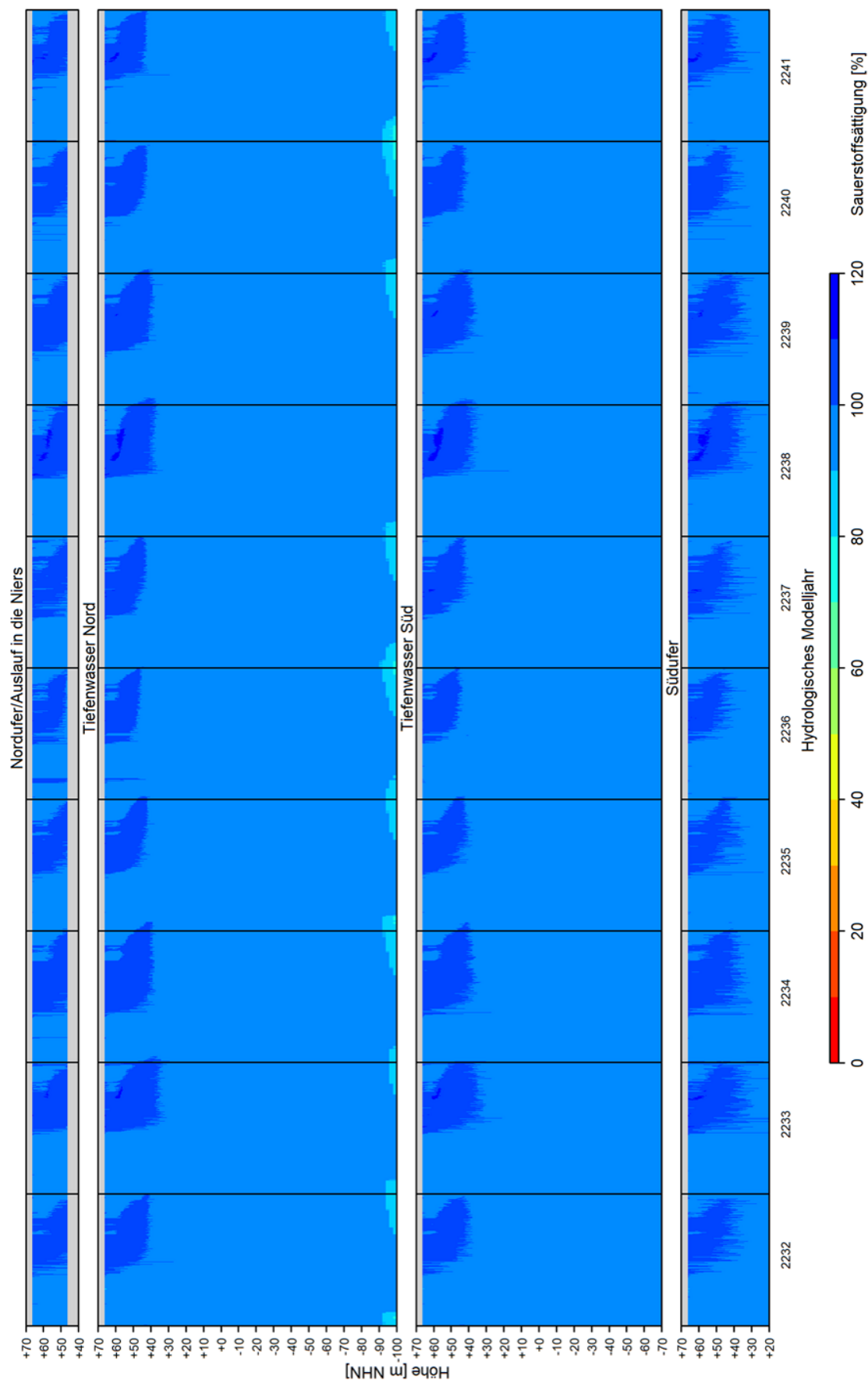


Abbildung 19: Konturdiagramm der berechneten Entwicklung der Sauerstoffsättigung des Tagebausees Garzweiler für den Prognosezeitraum von 2232 bis 2241 und für das meteorologische Szenario auf Grundlage der aktuellen Klimadaten (2012 bis 2021)

6.3.4 Eisen

Die Kinetiken der Eisenoxidation und Eisensedimentation sind im Kap. 6.2.5 erläutert. Im vorliegenden Abschnitt ist mit der Eisenkonzentration die Eisen-gesamt-Konzentration gemeint. Die Eisen-gelöst-Konzentration des Seewassers wird gemäß der hydrochemischen Prognose $< 0,1$ mg/L betragen (vgl. Kap. 7.2). Im Tagebausee Garzweiler ist künftig mit keiner Beeinträchtigung der Sichttiefe durch Eisen zu rechnen.

Aufgrund der sehr langen Verweilzeit (theoretische Zeit für die vollständige Erneuerung des Seevolumens) des Tagebausees Garzweiler im stationären Zustand von rund 150 Jahren sowie der geringen Zuflüsse aus dem Grundwasser und aus der Kippe (vgl. Kap. 7.2) liegt die prognostizierte Eisenkonzentration im gesamten See unter $0,1$ mg/L (Anhang 3, Anhang 4, Anhang 5). Im Ablauf des Tagebausees Garzweiler findet sich die Eisenkonzentration der Seewasseroberfläche wieder. Die Eisenkonzentration liegt auch hier unabhängig vom meteorologischen Szenario unter $0,1$ mg/L.

6.4 Einordnung der Ergebnisse

Die limnophysikalische Modellierung des Tagebausees Garzweiler bildet einen 42 Jahre langen Zeitraum (2×21 Jahre) ab. Diese Datenreihe enthält eine ausreichende überjährliche Differenziertheit der für die Mixis relevanten meteorologischen Eingangsgrößen. Der Prognosezeitraum wurde von 2200 bis 2241 gewählt, da sich zu diesem Zeitraum eine stationäre Wasserbilanz im See eingestellt hat und sich mögliche Auswirkungen der meteorologischen Verhältnisse auf die Ausleitung abschätzen lassen.

Während des 42-jährigen Prognosezeitraums zeigten sich keine tendenziellen Veränderungen der Wassertemperatur, der Schichtungsstabilität und der Schichtungsdauer sowie der Mächtigkeit und der Stabilität eines überjährlich temporären Monimolimnions (vgl. Kap. 6.3.1).

Für die Herausbildung einer Chemokline im Tagebausee Garzweiler gibt es keine Indizien. Dafür sind die höher mineralisierten Zuflüsse (Kippenwasser) zu gering und die windgetriebene und temperaturbedingte Durchmischung zu stark. Während der Sommerstagnationen bilden sich im künftigen Tagebausee Garzweiler unabhängig vom gewählten meteorologischen Szenario keine anoxischen Tiefenwasserbereiche. Dafür ist der Eintrag sauerstoffzehrender Stoffe (sauerstofffreies Grundwasser, Eisen, Ammonium, sedimentierende organische Stoffe aus der Primärproduktion) in den Tagebausee Garzweiler zu gering.

7 Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit

7.1 Grundlagen der geochemischen Modellierung

Die Prognose der Entwicklung der physikalischen und chemischen Beschaffenheit des Seewassers erfolgte über eine hydrogeochemische Modellierung mit der Software PhreeqC 3. Dabei wurden in Jahresintervallen die Wässer aus allen beteiligten Zustromkompartimenten anteilig gemischt und in den Tagebausee geleitet. Mögliche Lösungsprozesse (z.B. Calcit) als auch Fällungsprozesse (z.B. Gips und Eisenhydroxide) wurden dabei berücksichtigt. Chemische Reaktionen wurden im thermodynamischen Gleichgewicht angesetzt.

Das Mengengerüst und die Sulfatkonzentrationen entstammen der instationären Grundwassersimulation mit dem numerischen Grundwassermodell des Rheinischen Braunkohlenreviers der RWE Power, das auf breiter Basis von Wasserverbänden und Behörden anerkannt ist.

7.1.1 Modellaufbau

Zur Mischungsberechnung der chemischen Zusammensetzung des Tagebauseewassers war sowohl eine räumliche als auch eine zeitliche Diskretisierung notwendig, so dass für jeden somit abgegrenzten Homogenbereich und jedes abgegrenzte Zeitintervall ein mittlerer Zustrom mit einer konstanten chemischen Zusammensetzung ableitbar war. Die Diskretisierung orientierte sich dabei an der Geometrie und dem Fließregime der Grundwasserleiter und der Kippe (räumlich) als auch an der Dynamik der Seefüllung (zeitlich). Die Wässer der nachlaufenden Sümpfung setzen sich i.d.R. aus einer Mischung aus Grund- und Seewasser bzw. Seewasser zusammen.

7.1.2 Räumliche Diskretisierung

Die Hydrogeologie des Untersuchungsgebietes ist geprägt durch terrestrische und marine Sedimente, die durch zwischengelagerte, örtlich auftretende geringleitende Horizonte in Grundwasserleiter mit variierender Mächtigkeit unterteilt werden. Diese vertikale Gliederung variiert aufgrund der herrschenden Bruchschollentektonik räumlich sehr stark. Dies ist in dem in Abbildung 20 dargestellten, um den Tagebausee umlaufenden Profilschnitt gut zu erkennen. Ausgehend von der geohydraulischen Situation lassen sich folgende stratigraphische Horizonte (Kurzzeichen nach Schneider & Thiele 1965) zu Modellleitern zusammenfassen:

- **Modellleiter 0:** Horizont 20 - Kippe
- **Modellleiter 1:** Horizont 19/11D - Kiessande und Sandkiese des Quartärs und des obersten Tertiärs mit typischen Durchlässigkeitsbeiwerten $> 5 \cdot 10^{-4}$ m/s
- **Modellleiter 2:** Horizont 11B/8 - Kiessande/Sandkiese und Sande mit typischen Durchlässigkeitsbeiwerten $> 1 \cdot 10^{-4}$ m/s
- **Modellleiter 3:** Horizont 6D - marine Sande mit typischen Durchlässigkeitsbeiwerten $> 0,5 \cdot 10^{-4}$ m/s.
- **Modellleiter 4:** Horizont 6B - Sandiges Zwischenmittel zwischen den Flözen Morken und Frimmersdorf mit typischen Durchlässigkeitsbeiwerten $> 0,1 \cdot 10^{-4}$ m/s.
- **Modellleiter 5:** Horizont 5 - schluffige Liegendsande mit typischen Durchlässigkeitsbeiwerten $< 0,1 \cdot 10^{-4}$ m/s.

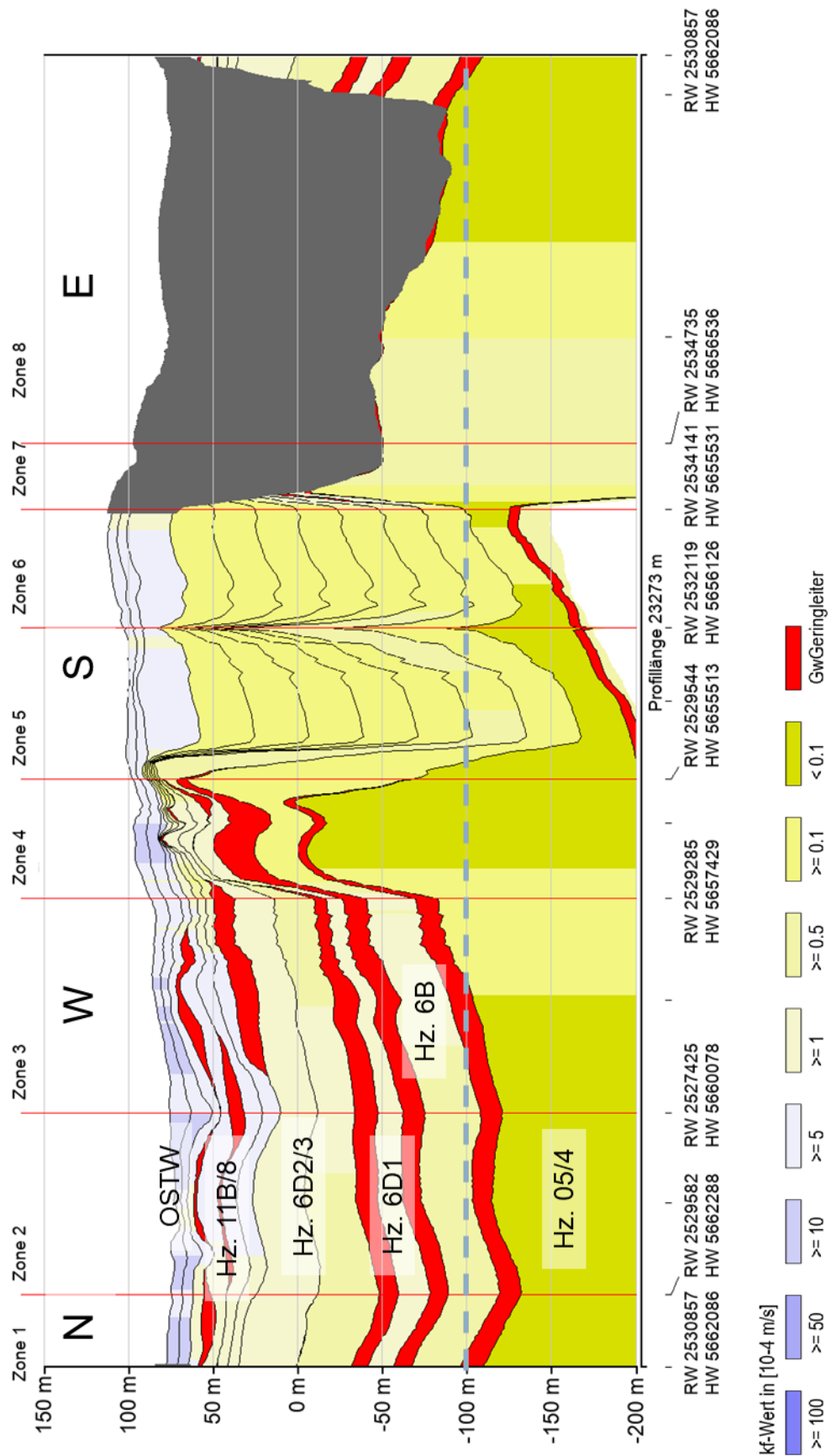


Abbildung 20: Umlaufender Profilschnitt gegen den Uhrzeigersinn mit Einfärbung entsprechend der hydraulischen Durchlässigkeit (Profillinie in Abbildung 21 dargestellt; dünne schwarze Linien: Schichtgrenzen zwischen den stratigraphischen Einheiten; hellblaue gestrichelte Linie: ungefähre Seewassersohle; dunkelgraue Fläche: Kippenkörper)

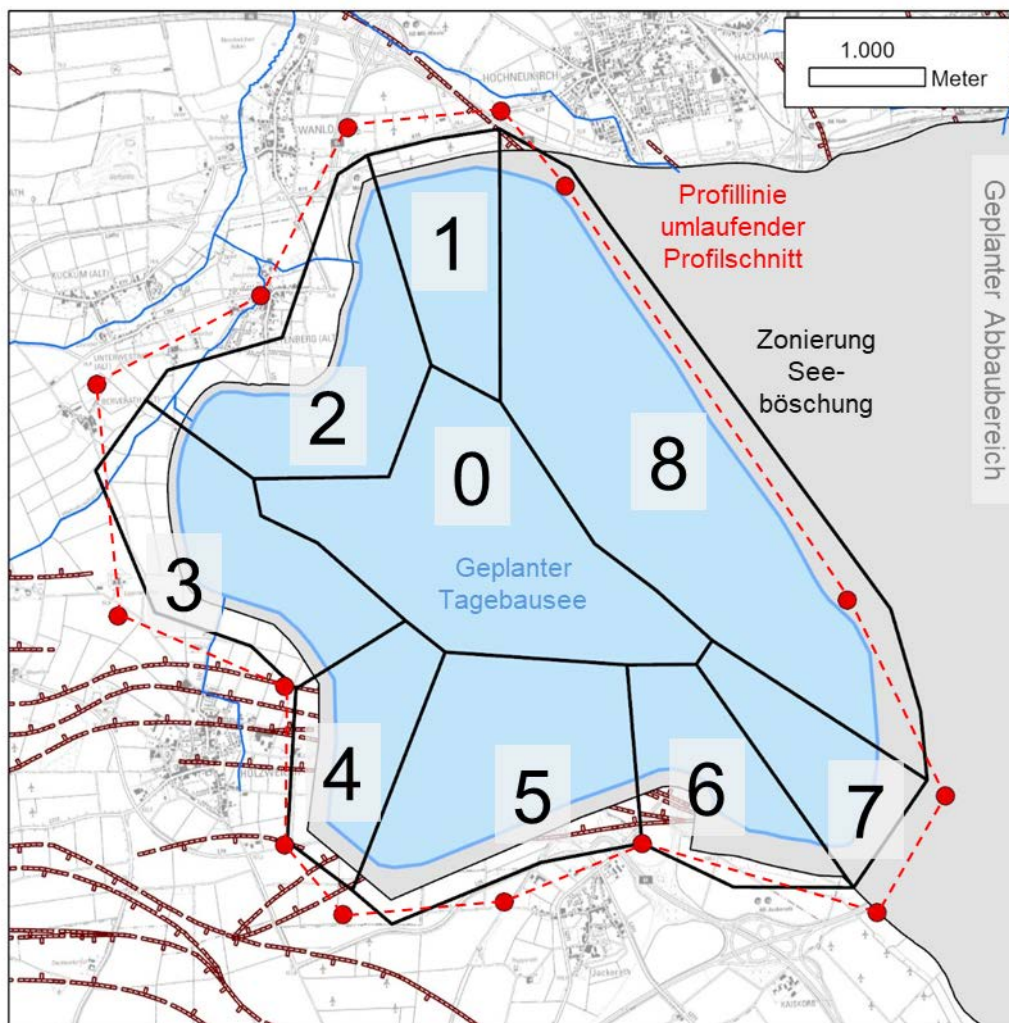


Abbildung 21: Räumliche Diskretisierung des Tagebausees und Profillinie umlaufender Profilschnitt

Die chemische Zusammensetzung der Grundwässer aus den relevanten Grundwasserleitern variiert zwischen diesen, so dass eine vertikale räumliche Diskretisierung auf Grundlage der Teufenlage der Grundwasserleiter im Übergang zum Tagebausee erfolgen musste. Die verschiedenen Grundwasserleiter weisen im betrachteten Bereich eine ähnliche chemische Zusammensetzung auf und werden als einheitlich angenommen.

Aufgrund der zeitlichen Veränderung der Strömungssituation wurde die Grundwasserfließrichtung in die laterale räumliche Diskretisierung einbezogen, um einen zeitgleich erfolgenden Grundwasserzustrom und -abstrom zu minimieren. Aufgrund dieser Überlegungen wurde der Randbereich des Sees in acht Zonen unterteilt (Zonen 1 – 8) (Abbildung 21). Zudem wurde anhand der Bathymetrie der räumliche Übergang vom Seehang zur Seesohle abgeleitet. Der Zu- bzw. Abstrom über die Seesohle ist gering und wird daher nicht berücksichtigt.

Die Fördermenge und Sulfatbefrachtung der Sumpfungsb Brunnen wurden nach Zone und Modellleiter differenziert.

7.1.3 Zeitliche Diskretisierung

Die Berechnung in PhreeqC erfolgt in Jahresintervallen. Das von RWE Power zur Verfügung gestellte Mengen- und Frachtgerüst zeichnet die Dynamik des Flutungsvorgangs nach. Zwischen 2036 als Beginn der Flutung und 2100 wurden Jahres-Schritte, zwischen 2100 und 2200 10-Jahres-Schritte sowie von 2200 bis 2400 50-Jahres-Schritte zur Verfügung gestellt. Die Seemodellierung wurde in jährlicher Auflösung gerechnet. Die Eingangsdaten, sofern diese nicht in jährlicher Auflösung vorlagen, wurden linear interpoliert.

7.1.4 Modellannahmen

In Hinblick auf die avisierte zeitliche (1 Jahr) und räumliche Auflösung (gesamter Seekörper als Reaktionsraum) konnten vereinfachende Modellannahmen getroffen werden. Die weitergehenden Bearbeitungen waren Gegenstand der limnophysikalischen Modellierung und der ökologischen Analysen. Notwendige Rückkopplungen (Ausbildung einer stabilen Seeschichtung oder die Seetemperatur aus atmosphärischen Einflüssen) gingen iterativ in die Mischungsberechnung ein.

Folgende Modellannahmen wurden getroffen:

- [iterativ] Eine vertikale Differenzierung innerhalb des Sees ist nicht notwendig, da eine jährliche Vermischung stattfindet und sich keine dauerhaft stabile Seeschichtung (Meromixis) einstellt (s. Kap. 6.3.1).
- Niederschlag und Verdunstung von freien Wasseroberflächen sind in der Niederrheinischen Bucht ausgeglichen und werden daher in den Mengen- oder Konzentrationsberechnungen nicht berücksichtigt.
- Die Temperatur des Sees wird dominiert durch atmosphärische Einflüsse und wird im Reaktionsraum Tagebausee Garzweiler II einheitlich mit einem aus der limnophysikalischen Modellierung abgeleiteten Mittelwert von 6 °C angenommen (s. Kap. 6.1).
- Die Temperaturen der Sumpfungswässer wurden abgeleitet aus mittleren Rohwassertemperaturen von Sumpfungswässern der Wasserwerke Jüchen und Wanlo. Die so ermittelten effektiven Temperaturen umfassen sowohl Erwärmungs- (Pumpeneinsatz und Erwärmung beim Transport) als auch Abkühlungsprozesse (Abkühlung beim Transport) der gehobenen Wässer in den Rohrleitungen.
- Als Temperatur des eingeleiteten Rheinwassers wird die Jahresmitteltemperatur angenommen, wobei als Referenzwert die mittlere Jahrestemperatur aus oberflächennahen Grundwassermessstellen verwendet wurde.
- Die Temperaturberechnung in PhreeqC erfolgt entsprechend der Volumenanteile und der Temperaturen der gemischten Wässer; nicht berücksichtigt wird eine Temperaturveränderung durch chemische Reaktionen.
- Die Gesamtbilanz des Sees basiert in Gänze auf dem Mengengerüst von RWE Power, wobei überschüssiges Wasser über die Niers oder das Grundwasser abfließt.
- Das Seevolumen zu den einzelnen Berechnungszeitpunkten während der Flutungsphase ist berechnet über die Füllhöhe (Daten: RWE Power) und das Polygonraster der Seesohle (Quelle: RWE Power).

- Die Interaktion des Tagebausees mit der Atmosphäre wird nicht berücksichtigt. Für den Sauerstoffgehalt des Tagebausees wird vereinfachend eine vollständige Sauerstoffsättigung des Seewassers bei einer Wassertemperatur von 6 °C angenommen. Unter den modellierten Rahmenbedingungen ist damit ausreichend Sauerstoff im Gesamtsystem vorhanden, um das zuströmende Fe(II) zu oxidieren.
- Während der Flutungsphase strömt dem See aufgrund der nachlaufenden Sümpfung kein Grund- oder Kippenwasser direkt zu.
- Im Bereich der Seesohle treten Sulfat-Frachten als numerische Artefakte in Erscheinung (wiederholtes Zu- und Abfließen über die Seesohle).
- In den Brunnen wird die Förderung im Modell verwendet. An wenigen Brunnen überwiegend in der Kippe erfolgt eine Frachtverlagerung innerhalb des Brunnens in andere Teufenbereiche. Diese wird im Modell nicht berücksichtigt. Dadurch wird die Fördermenge des Sümpfungswasser und die Gesamtsulfatfracht in den ersten Jahren der Flutung etwas erhöht. Die Abweichungen bewegen sich im niedrigen einstelligen Prozentbereich.

7.1.5 Einfluss der Seeböschung

Das aus dem See abströmende Wasser (Uferfiltrat) tritt in Wechselwirkung mit der Seeböschung. Hier ist zu unterscheiden zwischen einer geschütteten und einer geschnittenen Böschung sowie der Uferböschung entlang der Kippe.

In der Kippenschürze findet eine zusätzliche Befrachtung des Uferfiltrats statt. Die Sulfatbefrachtung wird dem Stofftransportmodell der RWE Power entnommen und die Wasserbeschaffenheit des „Kippenschürzenwassers“ anhand der Sulfatkonzentration und den Kippenformeln (Tabelle 8) abgeleitet.

Die westliche und südliche Seeböschung sind überwiegend geschnitten ausgeführt (Zonen 2-6). Diese Böschungen weisen teils lange Standzeiten und daraus resultierend einen hohen Pyritoxidationsgrad auf. Dieser kann ausgehend vom Pyritgehalt und der Standzeit mit dem Shrinking-Core-Ansatz berechnet werden (Rüde et al. 2023, Rüde et al. 2024).

Während der Flutung sättigen sich diese Bereiche allmählich mit Wasser, so dass die Produkte der Pyritoxidation in Lösung gebracht werden. Daraus resultieren stark befrachtete Wässer, die mehrere 100 m vom See nach Westen bzw. Süden in das gewachsene Gebirge abströmen und dort allmählich gepuffert werden. Das Lösungsgleichgewicht von Gips wird an der Reaktionsfront überschritten, so dass das transportierte Sulfat durch Gipsfällung limitiert wird. Dies wurde exemplarisch mit einem reaktiven PhreeqC-Stofftransportmodell modelliert (RWTH 2024) und daraus eine mittlere Beschaffenheit abgeleitet (Tabelle 22).

Tabelle 22: Mittlere Beschaffenheit des Wassers nach Passage der Oxidationszone der geschnittenen Böschung (RWTH 2024)

Parameter	Einheit	
pH	-	6,9
pe	-	-2,3
Natrium	mg/L	19
Kalium	mg/L	3,9
Magnesium	mg/L	96
Calcium	mg/L	572
Chlorid	mg/L	42
Hydrogencarbonat	mg/L	251
Sulfat	mg/L	1518
Eisen, ges.	mg/L	9,9

Mit zunehmender Seefüllung verringert sich sukzessive der Abstrom aus dem See. Nach vollständiger Seefüllung erfolgt von Westen und Süden ein Zustrom in den See. Die Stofffracht im Oxidationssaum wird also über mehrere Jahre in die Grundwasserleiter ausgetragen, dort teilweise durch die Begleitbrunnen gehoben bzw. verbleibt im Grundwasserleiter und strömt dann teilweise nach Seefüllung mit der sich dann ergebenden Grundwasserfließrichtung wieder dem Tagebausee zu.

Diese dem Tagebausee dann zugehende Sulfatfracht wurde bilanziell erfasst. Dazu wurde der Pyritoxidationsgrad für die Zonen 2 und 3 sowie summarisch für die Zonen 4 – 6 je Grundwasserleiter berechnet. Die daraus resultierende Sulfatmasse wird entsprechend dem aus dem Grundwassermodell der RWE Power stammenden Mengengerüst mit der mittleren Sulfatkonzentration (Tabelle 22) ausgetragen.

In den Zonen 2 und 3 wird ein Teil durch die Sumpfungsbrunnen gehoben. Die Lage der Begleitbrunnen orientiert sich im Grundwassermodell der RWE Power an den aktiven Sumpfungsbrunnen, d.h. diese befinden sich in unterschiedlichen Distanzen zur Seeböschung. Bei weiter entfernten Brunnen ist davon auszugehen, dass diese ausschließlich Grundwasser heben, während Sumpfungswässer von Brunnen nahe zum Tagebausee auch anteilig Seewasser enthalten. Zur Quantifizierung des Seewasseranteils der Sumpfungsbrunnen hat RWE Power das Stofftransportmodell modifiziert und einen Seewassertracer simuliert. Aus den Ergebnissen wurde für die Horizonte 6D2/3 und 6D1 ein Bereich mit einem mittleren Seewasseranteil von 20% abgegrenzt. Begleitbrunnen in Horizont 6B fördern ausschließlich Grundwasser (Abbildung 22).

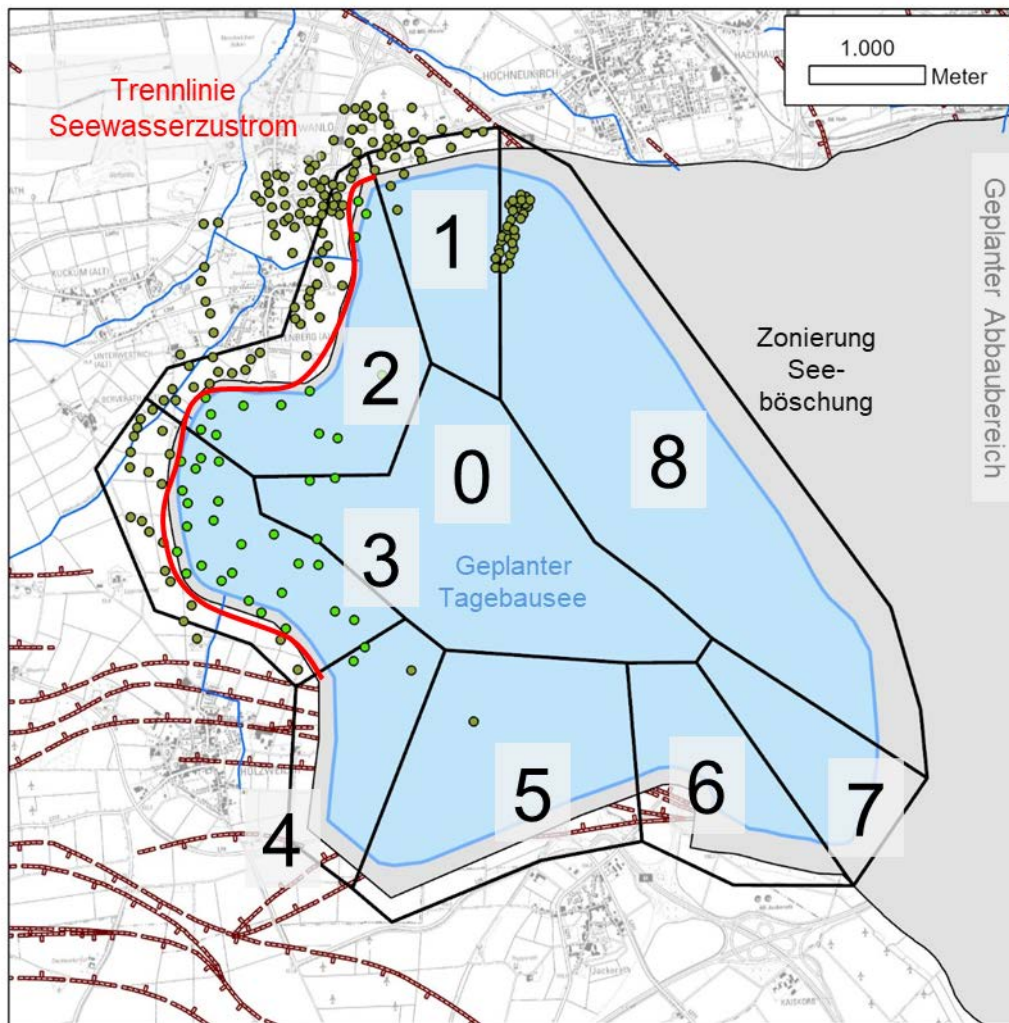


Abbildung 22: Sumpfungsbrunnen mit und ohne Seewasseranteil an der Hebung

Südlich an den Tagebausee grenzt der Jackerather Horst. Die Horststruktur bildet eine Überlaufschwelle, so dass erst mit Überschreiten dieser Höhenlage ein Abstrom erfolgt. Aus dem Seewassertracer-Modell der RWE Power wurde überschlägig ermittelt, dass rund 7% der Sulfatfracht dort verbleiben (Abbildung 23).

In das Seemodell geht ausschließlich der Grundwasserzustrom ein. Mit Erreichen des Zielwasserspiegels dreht sich sowohl westlich als auch südlich des Tagebausees die Strömungsrichtung in Richtung Tagebausee. Mit dem Zustrom wird das durch die Oxidationszone befrachtete und in die Grundwasserleiter abgeströmte Wasser in den See eingetragen. Im Modell wurde das für die Zonen 2, 3 und summarisch 4-6 je Grundwasserleiter über die Sulfatmasse bilanziert. Entsprechend dem zeitlich variablen Grundwasserzustrom wird statt Grundwasser das in der Oxidationszone befrachtete Wasser angesetzt (Tabelle 23). Nach Erschöpfung des jeweiligen Sulfatinventars geht dem See wieder Grundwasser zu (Tabelle 23).

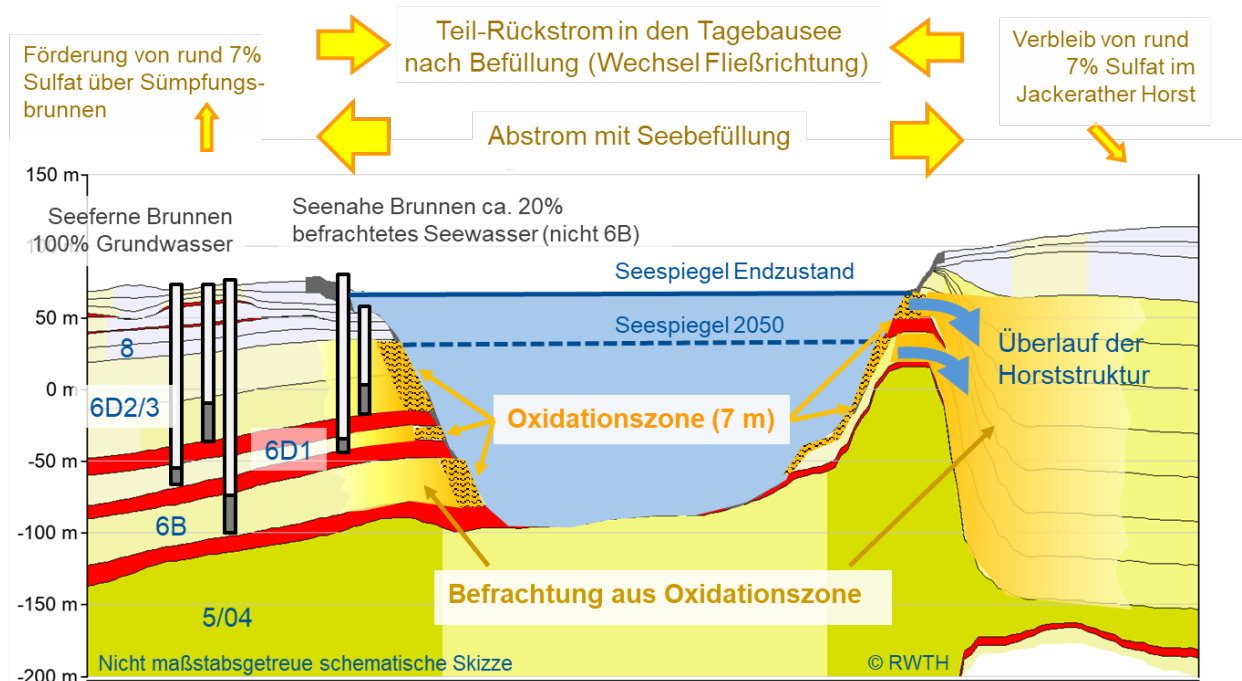


Abbildung 23: Schematische Skizze der Oxidation in der geschnittenen Böschung anhand eines NNW-SSE gerichteten Profilschnitts (links: Situation der Sumpfungsbrunnen; rechts: Überlauf Jackerather Horst)

Tabelle 23: Sulfatinventar nach Zone und Grundwasserleiter sowie aus Bilanz abgeleitete Dauer des Rückstroms in den See

Zone	Hz.	Mächtigkeit [m]	Masse SO ₄ [t]	Rückstrom bis Jahr
2	6B	35	5.100	*
2	6D1	10	10.833	2350
2	6D2+3	50	54.167	*
3	6B	35	3.200	*
3	6D1	10	7.917	2200
3	6D2+3	50	39.583	2130
4-6	6B	25	7.400	2120
4-6	6D1	15	24.700	2160
4-6	6D2+3	30	49.400	2100

* Sulfatinventar wird während des Modellierungszeitraums nicht vollständig abgerufen.

7.1.6 Schematischer Modellablauf

Die Mischungsberechnungen wurden schrittweise in folgender Reihenfolge durchgeführt:

- Passage des Seewassers durch die Uferböschung mit Unterscheidung:
 - Kippenschürze (Zone 1): zusätzliche Befrachtung des Seewassers entsprechend der mit dem Transportmodell der RWE Power prognostizierten Sulfatfracht,
 - geschnittene Böschung (Zonen 2 – 6): Ableitung der Befrachtung im Oxidationssaum,
 - Kippe Zone (7 – 8): Ableitung der Kippenwasserzusammensetzung nach den Kippenformeln (RWTH 2024).
 - Seesohle (Zone 0): Zu- und Abstrom sind in etwa ausgeglichen.
- Ableitung der Wasserbeschaffenheit der Begleitbrunnen je Zone und Grundwasserleiter
 - Differenzierung von
 - a) Brunnen mit 100% Grundwasseranteil und
 - b) Brunnen mit 80% Grundwasseranteil und 20% Uferfiltrat in den Zonen 1 – 4 und
 - c) 100% Kippenwasser in Zone 8.
- Mischung der Wässer aller Begleitbrunnen (Sümpfungswässer), je nach Variante Zumischung in See
- Zumischung von eventuellem Grundwasserzutritt einer Zone
- Mischung der Wässer aller Zonen, dann Mischung mit Rheinwasser und Seewasser

Eine schematische Darstellung des Modellablaufs in PhreeqC ist in Abbildung 24 dargestellt. Die chemische Beschaffenheit des Seewassers wurde innerhalb eines Zeitintervalls konstant angesetzt und wurde, mit angepasstem Volumen, als Eingangsgröße der Konzentrationsberechnung für das folgende Zeitintervall verwendet.

In Tabelle 24 sind die Zustromanteile zum See nach Rhein, Grundwasser aus dem unverritzten Gebirge und der Kippe aufgeschlüsselt, wobei bis 2070 kein direkter Grundwasser- und Kippenwasserzustrom erfolgt, sondern dieser über die nachlaufende Sümpfung gehoben und in den Tagebausee eingeleitet wird. Da bei der Sümpfung auch anteilig Seewasser mit gefördert wird, ergibt sich keine ausgeglichene Bilanz.

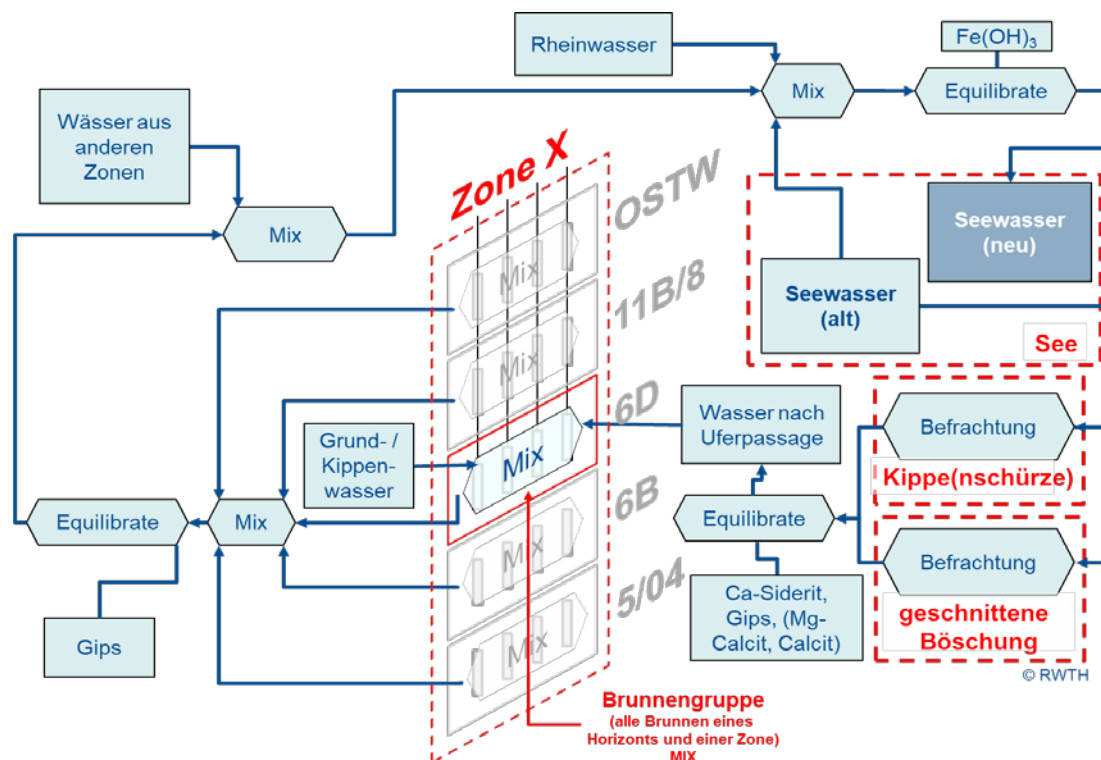


Abbildung 24: Schematische Darstellung des Modellablaufs in PhreeqC

Tabelle 24: Bilanz des Seezustroms gemäß Flutungsvariante 2 als Grundlage für die geochemische Modellierung der Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit

Jahr	Anteile am Seezulauf			Gesamtvolumen Zulauf	Seevolumen
	Rhein	Unverritztes Gebirge	Kippe		
	[%]	Zone 0-6 [%]	Zone 7-8 [%]	[Mio. m³]	[Mio. m³]
2036	31%	64%	5%	91	0
2038	35%	61%	5%	169	149
2043	42%	56%	2%	405	484
2048	59%	40%	0%	361	763
2053	75%	25%	0%	355	1012
2058	92%	8%	0%	363	1245
2063	100%	0%	0%	364	1481
2068	99%	1%	0%	90	1500
2078	79%	21%	0%	69	1500
2088	2%	98%	0%	35	1500
2098	0%	99%	1%	49	1500
2138	0%	99%	1%	231	1500
2200	0%	99%	1%	371	1500
2400	0%	99%	1%	1199	1500

* Das Gesamtvolumen Zulauf enthält im Sumpfungswasser auch Anteile Seewasser, so dass sich aus dieser Tabelle rechnerisch keine ausgeglichene Bilanz ergibt.

7.2 Modellierungsergebnisse

Im Vergleich der beiden Flutungsvarianten zeigen beide Varianten vor allem in der Anfangsphase mit der Einleitung von Sümpfungswässern mit einer etwas höheren Mineralisation in Variante 2 den deutlichsten Unterschied. Die Einleitung von Sümpfungswasser führt insbesondere zu höheren Calcium-, Hydrogencarbonat- und Sulfatkonzentrationen und zu geringeren pH-Werten. Als günstig im Hinblick auf die limnologische Entwicklung des Sees sind die bei der Flutungsvariante 2 sich ergebenden in der Anfangsphase der Seeentwicklung deutlich niedrigeren Konzentrationen der Pflanzennährstoffe Phosphor und Stickstoff anzusehen (vgl. Kap. 8.3.2). Auf Basis der in die geochemische Modellierung einbezogenen physikalischen und chemischen Parameter zeigen die Prognoseergebnisse, dass beide Flutungsvarianten gleichermaßen langfristig eine gute Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit gewährleisten können.

7.2.1 Flutungsvariante 1

Bei Füllung des Restlochs des Tagebaus Garzweiler II gemäß der Flutungsvariante 1 wird dem See während des gesamten Flutungszeitraums bis 2063 ausschließlich Wasser aus dem Rhein zugeführt. Entsprechend ergeben sich im Gegensatz zur Flutungsvariante 2 mit ihren wechselnden Flutungswasserquellen während der Füll- und Nachlaufphase keine oder nur geringe Änderungen der Seewasserbeschaffenheit (Tabelle 25).

Erst nach Einstellung der Rheinwasserzufuhr macht sich, allerdings aufgrund des sehr großen Seevolumens nur extrem langsam, der Zufluss von Grundwasser in den See durch langfristig ablaufende leichte Änderungen der Seewasserbeschaffenheit bei einigen Wasserinhaltsstoffen bemerkbar. So steigt die spezifische elektrische Leitfähigkeit als Maß für die Gesamtionengehalt vom Ende der Flutung bis zum Jahr 2200 von 386 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf rund 476 $\mu\text{S}/\text{cm}$ um ein Viertel an und verbleibt dann bis Ende des Betrachtungszeitraums auf diesem Niveau. Die Hauptkationen und -anionen Calcium, Magnesium und Hydrogencarbonat steigen bis 2400 an. Natrium sowie Chlorid gehen über den gesamten betrachteten Zeitraum von Flutungsbeginn bis zum Jahr 2400 leicht zurück. Kalium zeigt nur sehr geringe Schwankungen (Abbildung 25). Bergbaubedingte Belastungen in Form erhöhter Metall- oder Sulfatkonzentrationen treten zu keinem Zeitpunkt in Erscheinung.

Bei den Pflanzennährstoffen ist hingegen bei Phosphat auch ohne die Berücksichtigung biologischer Prozesse ein leichter Rückgang der Konzentrationen, der bis 2400 beim Phosphat gut 50 % ausmacht. Nitrat hingegen steigt bis 2400 auf rund 17 mg/l an (Tabelle 25).

Tabelle 25: Zeitliche Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit im Tagebausee Garzweiler II unter Zugrundelegung der Flutungsvariante 1

		2036	2043	2048	2053	2058	2063	2068	2078	2088	2098	2138	2200	2400
pH	-	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	7,7	7,6	7,4	7,4	7,4
elektr. Lf	µS/cm	471	397	390	389	387	384	382	386	400	424	463	476	477
TDS	g/kgw	0,43	0,44	0,44	0,44	0,44	0,44	0,44	0,45	0,46	0,49	0,54	0,56	0,58
Natrium	mg/L	30,2	30,3	30,4	30,4	30,5	30,5	30,6	30,6	30,5	30,3	28,9	26,7	22,1
Kalium	mg/L	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,7	3,7	3,7	3,7	3,7	3,7
Magnesium	mg/L	12,1	12,5	12,4	12,5	12,4	12,4	12,4	12,6	13,3	14,4	16,4	17,4	18,1
Calcium	mg/L	74	77	76	76	76	75	76	77	81	87	100	106	110
Chlorid	mg/L	54	54	54	54	55	55	55	55	55	55	53	51	46
Hydrogencarbonat	mg/L	194	196	196	196	196	196	197	198	200	202	210	219	238
Säurekapazität K_{s,4.3}	mmol/L	3,2	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3	3,4	3,5	3,6	3,9
Sulfat	mg/L	53	60	58	59	58	57	57	59	69	88	118	125	119
Nitrat*	mg/L	10,5	10,5	10,6	10,6	10,6	10,6	10,7	10,9	11,2	11,5	12,7	14,2	17,5
Phosphat*	µg/L	283	284	285	285	285	285	286	285	281	274	249	217	151
Eisen, ges	µg/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Mangan	µg/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10

*ohne Berücksichtigung biologischer Stoffumsatzprozesse (s. auch Kap. 8.3.2)

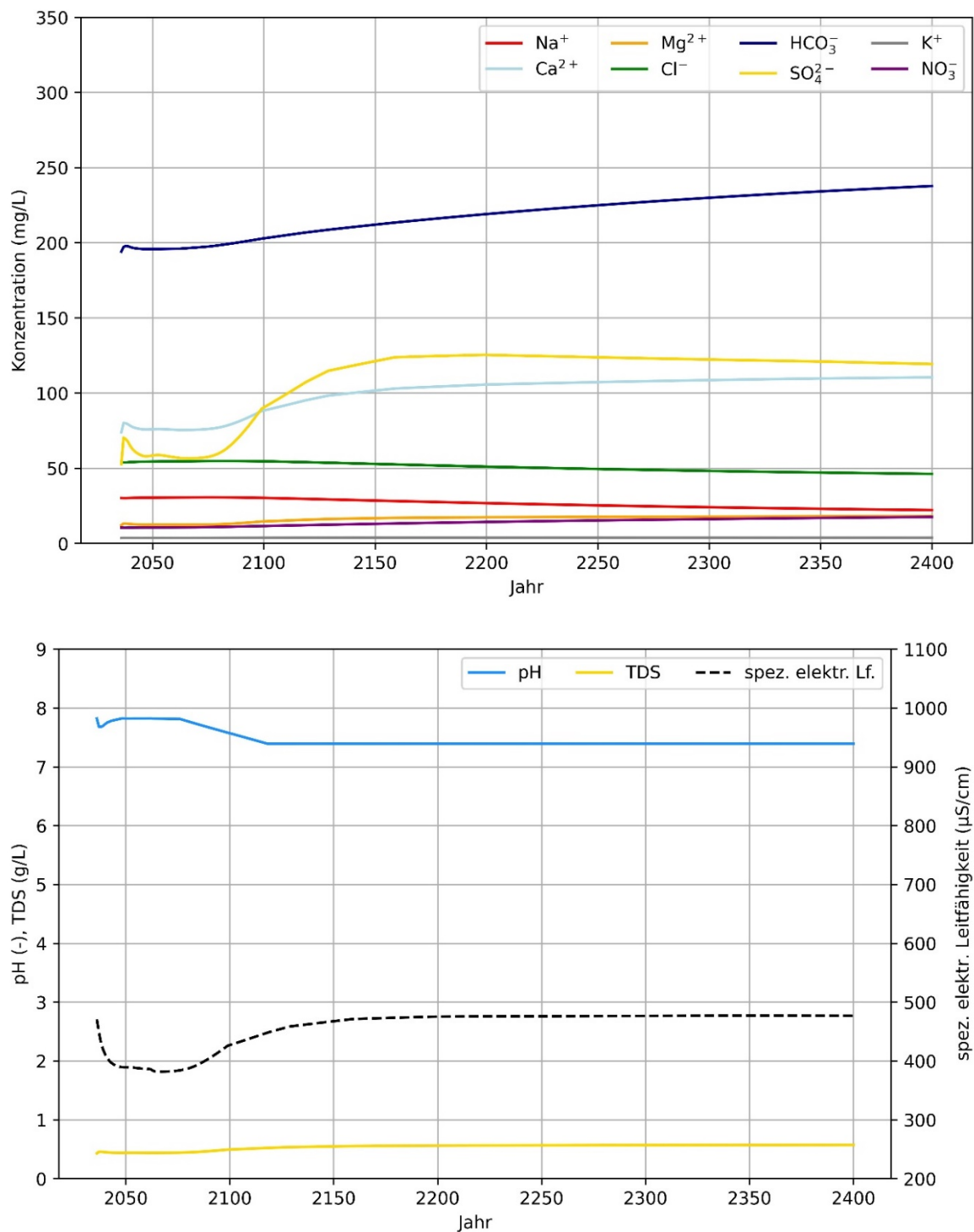


Abbildung 25: Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit für ausgewählte Stoffe (oben) und von pH-Wert, Konzentrationen gelöster Stoffe (total dissolved solids) und spezifischer elektrischer Leitfähigkeit (unten) im Tagebausee Garzweiler II unter Zugrundelegung der Flutungsvariante 1

7.2.2 Flutungsvariante 2

Die Seewasserbeschaffenheit wird in Phase I und Phase II im Wesentlichen vom Flutungswasser bestimmt. Dabei dominiert bei der Flutungsvariante 2 aufgrund seines hohen Anteils an der Seefüllung über den gesamten Flutungszeitraum betrachtet das Sumpfungswasser. Da dieses einen höheren Salzgehalt aufweist, nehmen bei den meisten Elementen die Konzentrationen mit Zunahme des Rheinwasseranteils in der Phase II der Flutung leicht ab.

Aufgrund des höheren Natriumchlorid-Gehalts im Rheinwasser steigen die Konzentrationen dieser Ionen im Verlauf der Flutung an. Gleiches gilt für Nitrat, wobei der Einfluss biologischer Prozesse in der Modellierung wie beim Phosphat nicht berücksichtigt wurde.

Längerfristig macht sich in der Phase III im stationären Endzustand der Einfluss des Grundwasserzustroms bei den Stoffkonzentrationen durch eine sehr langsam erfolgende Annäherung der Seewasserbeschaffenheit an die Beschaffenheit des zuströmenden Grundwassers bemerkbar. Besonders deutlich wird dies bei der zeitlichen Entwicklung der Konzentrationen an Sulfat, Calcium und Hydrogencarbonat. Mit der Abnahme der Gesamtionenkonzentrationen sinkt auch die elektrische Leitfähigkeit (Tabelle 26).

Tabelle 26: Zeitliche Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit im Tagebausee Garzweiler II unter Zugrundelegung der Flutungsvariante 2 an ausgewählten Zeitpunkten

		2036	2043	2048	2053	2058	2063	2068	2078	2088	2098	2138	2200	2400
pH	-	7,0	7,0	7,1	7,1	7,2	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3
elektr. Lf	µS/cm	485	400	389	388	386	383	382	385	400	423	462	475	477
TDS	g/kgw	0,49	0,47	0,46	0,46	0,45	0,45	0,45	0,46	0,47	0,50	0,55	0,57	0,58
Natrium	mg/L	15,6	17,3	19,1	21,0	23,1	24,8	25,2	25,4	25,4	25,3	24,5	23,2	20,4
Kalium	mg/L	2,9	3,0	3,0	3,1	3,2	3,3	3,3	3,4	3,4	3,4	3,5	3,5	3,6
Magnesium	mg/L	15,7	14,8	14,2	13,8	13,5	13,2	13,2	13,3	14,0	15,1	17,1	17,9	18,4
Calcium	mg/L	96	90	87	85	83	81	81	82	86	92	104	109	112
Chlorid	mg/L	32	35	38	41	44	46	47	47	47	47	47	46	44
Hydrogen-carbonat	mg/L	224	221	218	215	211	208	208	209	210	212	218	226	241
Säurekapazität K_{S,4,3}	mmol/L	3,7	3,7	3,6	3,6	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,6	3,8	4,0
Sulfat	mg/L	102	87	78	74	69	66	65	67	78	95	125	131	122
Nitrat *	mg/L	3,7	4,6	5,4	6,3	7,2	8,0	8,2	8,5	8,9	9,2	10,7	12,6	16,7
Phosphat *	µg/L	140	158	175	193	213	229	233	234	231	226	207	183	135
Eisen, ges	µg/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Mangan	µg/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10

* ohne Berücksichtigung biologischer Stoffumsetzungen (s. auch Kap. 8.3.2)

Im Detail ergeben sich für die Flutungsvariante 2 aus der Mischungsberechnung die in Abbildung 26 dargestellten Konzentrationsganglinien als Prognose für die Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit. Zu Beginn der Flutung zeigen sich aufgrund des Eintrags von gesümpftem Kippenwasser erwartungsgemäß die höchsten Sulfatkonzentrationen von ca. 100 mg/L, die in Phase II aufgrund des zunehmenden Rheinwasseranteils rasch abnehmen und nach rund 30 Jahren nur noch 65 mg/L betragen. Mit Ende der Rheinwassereinleitung steigt die Sulfatkonzentration bis 2200 langsam auf rund 130 mg/L an. Dies liegt im Wesentlichen an dem Rückstrom von in der Oxidationszone der geschnittenen Böschung aufmineralisiertem Grundwasser aus den Randbereichen der westlichen und südlichen Seeböschung. Nach abgeschlossenem Rückstrom sinkt die Sulfatkonzentration bis 2400 auf rund 120 mg/L.

Die Hydrogenkarbonat- und Calcium- bzw. Magnesiumkonzentrationen sind bis 2068 von einem zunehmenden Anteil an Rheinwasser bestimmt. Stoffe, die im Rheinwasser in höheren Konzentrationen als im Kippenwasser vorliegen, zeigen während der Flutung einen steigenden Trend (z.B. Natrium und Chlorid) (Abbildung 26).

Nach Auffüllung des Restlochs erfolgt die Durchströmung des Sees ausschließlich mit Grundwasser. Da die Durchflussraten im Vergleich zum Seevolumen sehr klein sind, erfolgt eine Verdünnung der aus dem Kippenwasserzustrom ererbten Signale (Calcium, Magnesium, Hydrogenkarbonat und Sulfat) nur sehr langsam und hat auch mit Ende des Modellierungszeitraumes noch nicht den zu erwartenden Mischungsmittelwert der zuströmenden Grundwässer erreicht (Abbildung 26).

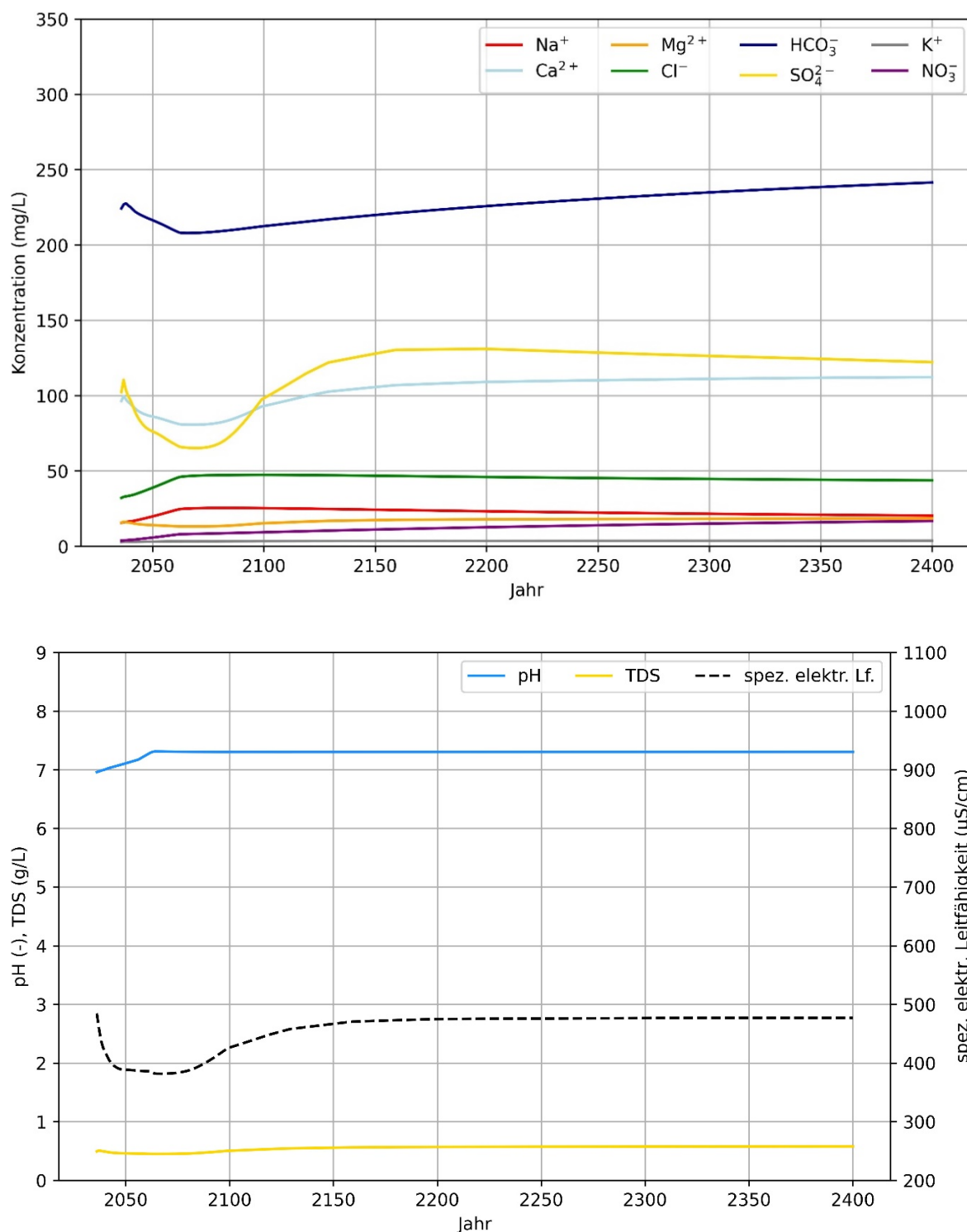


Abbildung 26: Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit für ausgewählte Stoffe (oben) und von pH-Wert, gelösten Stoffen (total dissolved solids) und spezifischer elektrischer Leitfähigkeit (unten) im Tagebausee Garzweiler II unter Zugrundelegung der Flutungsvariante 2

Das prognostizierte Seewasser des zukünftigen Tagebausees ist bereits zu Beginn entsprechend der regionalen Grundwasserbedingungen fast neutral und bleibt auch langfristig mit pH 7,0 - 7,3 ein Wasser am Neutralpunkt (Abbildung 26).

Die spezifische elektrische Leitfähigkeit folgt dem Verlauf der wichtigsten Haptionen und nimmt von anfänglichen Werten um 485 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf rund 380 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ab und steigt dann nach Ende der Rheinwassereinleitung wieder an (Abbildung 26).

Die bergbautypischen und in anderen Tagebauseen oft erhöhten Konzentrationen an Eisen, Mangan und Sulfat werden sich im Tagebausee Garzweiler II in einem sehr niedrigen und ökologisch unbedenklichen Bereich bewegen. Weitere Schwermetalle und Arsen, die in Kippenwässern insbesondere von Altkippen teilweise in höheren Konzentrationen nachgewiesen wurden, wurden nicht in die geochemische Modellierung einbezogen. Sofern sie in Kippenwässern der gut gepufferten Kippe Garzweiler II überhaupt in messbaren Konzentrationen auftreten, würden sie im Seewasser aufgrund ihrer unter neutralen Bedingungen erfolgenden Bindung an Schwebstoff- und Sedimentoberflächen rasch aus dem Wasserkörper entfernt werden und dauerhaft im Sediment gebunden bleiben.

Aus den prognostizierten Daten ist somit für die Flutungsvariante 2 eine gute hydrochemische Beschaffenheit des Seewassers abzuleiten. Es wird sich ein gut gepufferter Hartwassersee mit stabil im neutralen Bereich liegenden pH-Werten entwickeln, der eine mäßige Mineralisation bei nur geringen bergbauspezifischen Belastungen aufweisen wird.

8 Trophieprognose

8.1 Grundlagen

Die Trophie beschreibt die Intensität der Primärproduktion und ist damit auch ein Maß für den Umsatz von an biologischen Prozessen beteiligten Stoffen in einem Gewässer. Gesteuert wird sie von der Nährstoffverfügbarkeit und dem für die Photosynthese zur Verfügung stehenden Lichtangebot als Energiequelle für die zellulären chemischen Umsetzungen. In Gewässern kommt Stickstoff und Phosphor eine zentrale Rolle bei der Höhe der Trophie zu (limitierende Nährstoffe). Sobald eines der beiden Elemente für eine weitere Steigerung der Primärproduktion nicht mehr zur Verfügung steht, ist das Maximum der Trophie erreicht (Wetzel 2001).

Für die Trophielimitation in tiefen Seen mit sommerlicher Schichtung des Wasserkörpers ist Phosphor das entscheidende Element, das in der Regel als erstes durch den Verbrauch bei der Photosynthese ins Minimum gerät. Hohe Nährstoffkonzentrationen ermöglichen eine hohe Biomassebildung im Gewässer, die zahlreiche negative Auswirkungen mit sich bringt und damit auch Gewässernutzungen betreffen (Hupfer et al. 1995). Daher kommt der Prognose der Phosphorkonzentration als Grundlage für die Trophieentwicklung eine zentrale Bedeutung hinsichtlich der Ökosystemstrukturen und der Gewässernutzungen zu.

Es gibt eine Reihe von Modellen, die eine Prognose der Phosphorkonzentration in einem See ermöglichen. Bei allen Modellen fließen in die Berechnung die Phosphoreinträge über die Zuflüsse sowie die theoretische Verweilzeit des Wassers im See ein, da im Gewässer eine zunehmende Retention des Phosphors über die Aufnahme in die Biomasse und die permanente Festlegung im Sediment erfolgt (Vollenweider 1976, OECD 1982, Sas 1989, Brett & Benjamin 2008).

Für Tagebauseen wurden darüber hinaus spezifische Trophieprognosemodelle entwickelt, die das gegenüber natürlichen Seen erhöhte Bindungsvermögen gegenüber Phosphor aufgrund der erhöhten Verfügbarkeit von Eisen als Bindungspartner berücksichtigen. Hierfür wurden die Modelle für natürliche Seen angepasst und um bergbauspezifische Parameter erweitert (Grüneberg et al. 2018, 2022).

8.2 Methodik

Die modellgestützte Trophieprognose wurde für den Tagebausee Garzweiler für den stationären Zustand nach Abschluss der Flutung berechnet, da sich ein stabiler trophischer Zustand, der Voraussetzung für die Trophieprognose ist, erst längerfristig einstellt. Die Ergebnisse der empirischen Modelle bilden dabei einen langjährigen Mittelwert ab. Für den Zeitraum der Flutung lassen sich anhand der Nährstoffkonzentrationen im Flutungswasser nur Abschätzungen der Trophie vornehmen.

Die gut quantifizierbaren Nährstoffeinträge sind nach Abschluss der Flutung der Grundwasserzustrom und die atmosphärische Deposition. Einen oberirdischen Zufluss wird es beim Tagebausee Garzweiler nur aus den unmittelbar an den See angrenzenden Uferbereichen geben, der ebenfalls zu berücksichtigen ist. Hinzu kommen Nährstoffeinträge durch Wasservögel, wenn diese den See in großer Zahl, z. B. zur Rast nutzen, was nicht unwahrscheinlich ist, da

der Niederrhein als wichtiges Durchzugs- und Überwinterungsgebiet für arktische Gänse eine bedeutende Rolle spielt (Schnitzler & Müller o.J.). Darüber hinaus sind in geringerem Umfang Stoffeinträge durch die Badenutzung zu berücksichtigen. Weitere Einträge, z. B. aus Wassersport und Laubeintrag, sind dagegen bei Seen der Größe des Tagebausees Garzweiler nicht relevant.

Grundlage für die Entscheidung über die zur Anwendung kommenden Modelle waren die Arbeiten von Grüneberg et al. (2018, 2022). Da der See im stationären Endzustand eine für Tagebauseen relativ geringe Mineralisation aufweisen wird, wobei die Sulfatkonzentration längerfristig bei beiden Flutungsvarianten nur rund 120 mg/L erreichen wird (vgl. Kap. 7.2), ist die Trophieentwicklung mit den Modellen abzuschätzen, die für natürliche Seen entwickelt wurden (Grüneberg et al. 2018, 2022).

Empirische Modelle für die Prognose der Phosphorkonzentration im Tagebausee Garzweiler

Konventionelle Trophiemodelle für natürliche Seen	$P_{\text{See}} = \frac{P_{\text{in}}}{1 + \sqrt{t_R}}$	Vollenweider (1976)
	$P_{\text{See}} = 1,55 \cdot \left(\frac{P_{\text{in}}}{1 + \sqrt{t_R}} \right)^{0,82}$	tiefe Seen (OECD 1982)
	$P_{\text{See}} = 0,12 \cdot P_{\text{in}}^{0,9}$	Sas (1989)
	$P_{\text{See}} = \frac{P_{\text{in}}}{t_R \cdot \sigma + \beta}$	„Einbox-Modell“ (Brett & Benjamin 2008)

P_{See}	Jahresmittelwert der Gesamtphosphor-Konzentration im See	[µg/L]
P_{in}	mittlere Phosphorkonzentration im Gesamteintrag	[µg/L]
t_R	theoretische Verweilzeit	[a]
σ	Netto-Sedimentationskoeffizient	[a ⁻¹]
β	Abflussfaktor (0,9)	[-]

Die Basis für die Berechnung lieferten die Daten zur Morphometrie des Seebeckens (Seevolumen), die Zuflüsse für die Bestimmung der theoretischen Verweilzeit sowie die Daten der Phosphorfrachten über Grundwasserzufluss, atmosphärischen Eintrag, Wasservögel und Badende. Aufgrund der einfach strukturierten Morphologie des Seebeckens und des im Kap. 6.3.1 prognostizierten warm-monomiktischen Durchmischungsverhaltens kann der See als ein Mischreaktor betrachtet werden (sogenannter Einbox-Ansatz).

Die Phosphorfrachten über den Grundwasserzustrom ergeben sich unter Berücksichtigung der Grundwasserfließrichtung aus den hydrologischen Daten des stationären Endzustands und der in den Grundwasserleitern aktuell gemessenen Phosphorkonzentration, wobei eine mittlere Gesamtphosphorkonzentration von 40 µg/L zugrunde gelegt wurde (s. Kap. 3.3). Angesichts fehlender Daten wurde hilfsweise auf diese Konzentration auch für den Böschungszufluss zurückgegriffen.

Für die atmosphärische Deposition ist auf der Basis von Literaturdaten von einer Phosphor-depositionsrate zwischen 20 und 60 mg/(m²·a) für Seen in relativ naturnaher Umgebung auszugehen (Tipping et al. 2004). Mit zunehmender Größe eines Sees verringert sich der Einfluss der unmittelbaren Umgebung. Vor diesem Hintergrund wurde für die Berechnungen für den Tagebausee Garzweiler eine mittlere Rate von 40 mg/(m²·a) für die atmosphärischen Phosphoreinträge angenommen.

Mit einer größeren Unsicherheit ist die Abschätzung der Anzahl der Wasservögel verbunden, die den See zukünftig vor allem zur Rast aufsuchen werden. Hierzu liegen bisher keine Prognosen vor. Da die niederrheinische Tiefebene jedoch eine bei arktischen Gänsen beliebte Region zur Rast auf dem Herbstdurchzug und zum Überwintern darstellt (Schnitzler & Müller o.J.), ist damit zu rechnen, dass Gänse den See in größerer Zahl, insbesondere zur nächtlichen Rast, aufsuchen werden. Angesichts der Größe der Seeoberfläche ist eine Anzahl von täglich 10.000 Gänsen über einen Zeitraum von fünf Monaten (150 Tage) im Herbst und Winter im Rahmen eines Maximalansatzes als realistisch anzusehen. Für die spezifische Phosphoremission von Gänsen gibt es Angaben mit einer weiten Spanne. Jüngere Untersuchungen von Lewandowski et al. (2011) ergaben Phosphoreinträge in Seen in Höhe von 0,223 g/(Ind.·d). Dieser Wert wurde für die Berechnungen auch zugrunde gelegt. Andere Wasservogelarten wurden wegen ihrer im Vergleich mit den Gänsen relativ geringen Bedeutung für die Nährstoffeinträge in den See nicht berücksichtigt.

Für die Intensität der Nutzung durch Badende gibt es bisher noch keine Prognosen. Angesichts der Lage in der Nähe dicht besiedelter Regionen wurde davon ausgegangen, dass den See im Mittel 8.000 Badegäste an 50 Tagen im Jahr aufsuchen. Die Angaben für den spezifischen Phosphoreintrag durch Badende schwanken sehr stark zwischen 0,19 und 100 mg/(Ind.·d). Aktuelle Untersuchungen geben Werte von im Mittel 6,5 mg/(Ind.·d) an (Kurzreuther et al. 2013). Hierauf wurde für die Berechnungen zurückgegriffen.

8.3 Ergebnisse

8.3.1 Stationärer Endzustand

Die jährlichen Phosphoreinträge in den Tagebausee Garzweiler werden im stationären Endzustand bei rund 1,5 t/a liegen. Dabei stellen die Einträge aus der Atmosphäre mit rund 60 % und von Vögeln mit rund 23 % die höchsten Anteile. Über das Grundwasser gelangen nur rund 12 % und über den Böschungszufluss rund 5 % in den See (Tabelle 27).

Tabelle 27: Für die Trophieprognose berücksichtigte Quellen und Raten des Phosphoreintrags sowie ihr Anteil am Gesamteintrag in den Tagebausee Garzweiler im stationären Endzustand

Phosphor-Quelle	Eintrag [kg/a]	Anteil
Grundwasser	183	12,4 %
Böschungszufluss	68	4,6 %
Atmosphäre	886	60,1 %
Vögel	335	22,7 %
Badende	2,6	0,2 %
Summe	1.475	100 %

Aus dem Gesamteintrag ergibt sich eine mittlere Zuflusskonzentration des Phosphors in Höhe von 144 µg/L und eine Phosphorflächenbelastung von 0,067 g/(m²·a). Unter Zugrundelegung dieser Phosphoreinträge sowie der theoretischen Verweilzeit im See von rund 150 Jahren zeigen die Berechnungen mit den verschiedenen Prognosemodellen zur Trophieentwicklung ein relativ einheitliches Ergebnis. Danach sind im Tagebausee Garzweiler Gesamtphosphorkonzentrationen von ca. 11 µg/L im stationären Zustand zu erwarten (Tabelle 28).

Tabelle 28: Konzentrationen des Gesamtphosphors (TP) im Tagebausee Garzweiler im stationären Endzustand nach verschiedenen limnologischen Modellen

Modell	Mittlere rechnerische TP-Konzentration [µg/L]
Vollenweider (1976)	11,0
OECD (1982)	11,1
Sas (1989)	10,5
„One-Box“ (Brett & Benjamin 2008)	11,1

Die Phosphor-Konzentration von 11 µg/L liegt am Übergang vom oligotrophen zum mesotrophen Bereich. Aus der Gesamt-Phosphorkonzentration von 11 µg/L lässt sich nach OECD (1982) eine zu erwartende Chlorophyll a-Konzentration von im Mittel rund 2 µg/L ableiten (Tabelle 29).

Tabelle 29: Prognostizierte trophierelevante Kennwerte für den Tagebausee Garzweiler im Vergleich mit typspezifischen Referenzwerten für den Seetyp 13

Parameter	Maßeinheit	TBS Garzweiler	Referenzwert
Gesamt-Phosphor	µg/L	11	< 17
Chlorophyll a	µg/L	2	< 4
Sichttiefe	m	8	> 3,5

Für den Seetyp 13 gemäß der LAWA-Typisierung (Riedmüller et al. 2013), zu dem der Tagebausee Garzweiler zu zählen ist (s. Kap. 5), werden für den Referenzzustand Gesamtphosphor-Konzentrationen angegeben, die während der Zirkulationsperiode 17 µg/L und im Saisonmittel der Vegetationsperiode 22 µg/L nicht überschreiten. Die Chlorophyll a-Konzentrationen liegen im Saisonmittel unter 4 µg/L und die Sichttiefe ist größer als 3,5 m. Nach diesen Kriterien wird der Tagebausee Garzweiler seinen trophischen Referenzzustand erreichen (s. Kap. 5).

8.3.2 Flutungszeitraum

Die limnologischen Modelle zur Prognose der Trophieentwicklung in Seen liefern nur Ergebnisse für langfristig stabile Zustände, wie sie im Tagebausee Garzweiler erst nach dem Erreichen des stationären Endzustands mit stabilen hydrologischen Bedingungen und Nährstoffeinträgen gegeben sind. In der Flutungsphase und auch noch längere Zeit danach wird die Trophie des Sees von den mit dem Flutungswasser zugeführten Einträgen dominiert. Daher bestimmen in den Jahren der Flutung und noch längere Zeit nach deren Abschluss die Phosphorkonzentrationen des Flutungswassers die Trophie des neu entstehenden Gewässers wesentlich mit.

Als unbekannter Faktor, der in den Anfangsjahren Einfluss auf die Nährstoffkonzentrationen im See haben kann, sind Stofffreisetzung oder auch Stoffbindungen am frisch überfluteten Gewässerboden. Bei der Entstehung des Tagebausees Garzweiler ist jedoch aufgrund der großen Flutungswassermenge davon auszugehen, dass dies allenfalls in der Anfangsphase der Seeentwicklung einen begrenzten Einfluss auf die Seewasserbeschaffenheit haben wird.

Mit im Mittel rund 90 µg/L Gesamtphosphor und rund 2,5 mg/L Nitratstickstoff ist das Rheinwasser sehr nährstoffreich (Tabelle 2). Die mittlere Phosphor-Konzentration in den Grundwasserleitern von rund 40 µg/L liegt dagegen deutlich darunter, wobei die Unterschiede zwischen den einzelnen Grundwasserleitern mit 20 bis 42 µg/L Phosphor recht groß sind (Tabelle 7).

Vor diesem Hintergrund ist zu erwarten, dass sich vor allem bei der Flutungsvariante 1 insbesondere in der Anfangsphase der Flutung eine hohe Primärproduktion im See bis in den eutrophen Bereich ausbilden kann, wie sich dies auch aus den geochemischen Modellierungsergebnissen zur Entwicklung der Phosphor-Konzentrationen ableiten lässt (s. Kap. 7.2). Bei der geochemischen Modellierung wird der See jedoch allein als chemischer Mischreaktor betrachtet und die biologischen Umsatzprozesse von Nährstoffen werden nicht berücksichtigt. Diese führen jedoch zu einer nachhaltigen Bindung der Pflanzennährstoffe Phosphor und Stickstoff mit zunehmender Verweildauer der Stoffe im See, da dem Wasser mit dem Absterben und der Sedimentation von Organismen kontinuierlich Nährstoffe entzogen und im Sediment festgelegt werden. Hinzu kommt, dass mit zunehmendem Volumen des Sees und damit beständig abnehmendem Anteil neu zugeführten Flutungswassers am Seevolumen die dem See neu zugeführten Nährstoffe einer kontinuierlich ansteigenden Verdünnung unterliegen.

Es ist daher damit zu rechnen, dass der See zunächst eine eutrophe Phase durchläuft. Diese zunächst hohe Trophie wird sichtbar in einem stärkeren Algenwachstum während der

Vegetationsperiode mit geringen Sichttiefen. Mit ansteigender Trophie steigt die Wahrscheinlichkeit, dass in den Sommermonaten vor allem bei hohen Wassertemperaturen Massentwicklungen von Cyanobakterien auftreten können, die u. U. Toxine bilden. Daher wird bei solchen „Blaualgen-Blüten“ vorsichtshalber ein Badeverbot erlassen. Dies ist für den Tagebausee Garzweiler in der Flutungsphase nicht auszuschließen, wird sich erfahrungsgemäß in Abhängigkeit von den Witterungsbedingungen aber nur auf relativ kurze Zeiträume beschränken. Die längerfristige Trophieentwicklung geht deutlich in Richtung eines oligo- bis maximal schwach mesotrophen Zustands, der spätestens in der stationären Phase erreicht wird (s. Kap. 8.3.1).

Bei der Variante 2 der Flutung ist mit einer geringeren Verfügbarkeit des mit dem Flutungswasser eingetragenen Phosphors für die Primärproduzenten zu rechnen, da der Anteil des nährstoffärmeren Sümpfungswassers am Anfang bei rund 50 % der Flutungswassermenge liegt, ab 2043 dann vom Rheinwasseranteil übertroffen wird. Vorteilhaft auf die Phosphorverfügbarkeit kann sich zudem die relativ hohe Eisen-Konzentration im Sümpfungswasser von ca. 2 – 7 mg/L (Tabelle 7) auswirken, da zu erwarten ist, dass der mit dem Rheinwasser eingetragene Phosphor zu einem größeren Teil an Eisen gebunden wird und damit nicht der Primärproduktion zur Verfügung steht, so dass der maximale Trophiegrad bei der Flutung entsprechend der Variante 2 niedriger ausfallen wird als bei der Variante 1. Damit sind bei der Flutungsvariante 2 insgesamt günstigere Ausgangsbedingungen für die Trophie-Entwicklung des Sees gegeben.

Solange Sümpfungs- und Rheinwasser zusammen in den See eingeleitet werden, kann sich ein guter Phosphor-Eliminationseffekt bei einer Vermischung von Sümpfungswasser und Rheinwasser bereits bei der Einleitung unter guter Belüftung ergeben. Es ist zu empfehlen, Laborversuche mit verschiedenen Mischungsverhältnissen beider Flutungswässer durchzuführen, um die Größe der Abnahme der Konzentration an gelöstem Phosphor im Flutungswasser durch die Vermischung der beiden Flutungswässer zu ermitteln und zu untersuchen, ob ggf. der Zusatz von Flockungshilfsmitteln zur Beschleunigung der Eisenaussfällung durch die Bildung von Eisenhydroxiden auch bei der Verminderung der Phosphor-Konzentrationen im Flutungswasser hilfreich sein kann.

9 Lebensräume im See

Der Lebensraum von Seen wird gegliedert in das Freiwasser (Pelagial) und in die Bodenzone (Benthal), die ihrerseits in die Uferzone (Litoral) und die Tiefenzone (Profundal) untergliedert ist. Die Grenze zwischen beiden Zonen bildet die Kompensationsebene, die Tiefe, unterhalb der photoautotrophen Organismen eine positive Photosynthesebilanz nicht mehr möglich ist. Diese Grenze gilt auch für das Pelagial. Oberhalb der Kompensationsebene befindet sich die euphotische oder trophogene Zone, unterhalb der aphotische oder tropholytische Bereich (Abbildung 27) (Wetzel 2001, Schönborn & Risse-Buhl 2013, Hupfer et al. 1995). Eine feste Grenzziehung ist dabei allerdings nicht möglich, da einige Schwachlichtalgen und Bakterien auch unter extrem lichtarmen Bedingungen noch eine positive Photosynthesebilanz aufweisen können. Zudem treten in Abhängigkeit vom Lichtangebot Verschiebungen innerhalb des Jahres auf.

In Seen, die erst am Anfang ihrer natürlichen Sukzession stehen, ist das Benthal noch relativ schwach besiedelt. Die Litoralvegetation benötigt einige Jahre, um den neuen Lebensraum flächendeckend zu besiedeln. Im Profundal ist das Nahrungsangebot noch gering und verbessert sich erst mit zunehmender Akkumulation von aus dem Pelagial sedimentierten organischen Stoffen.

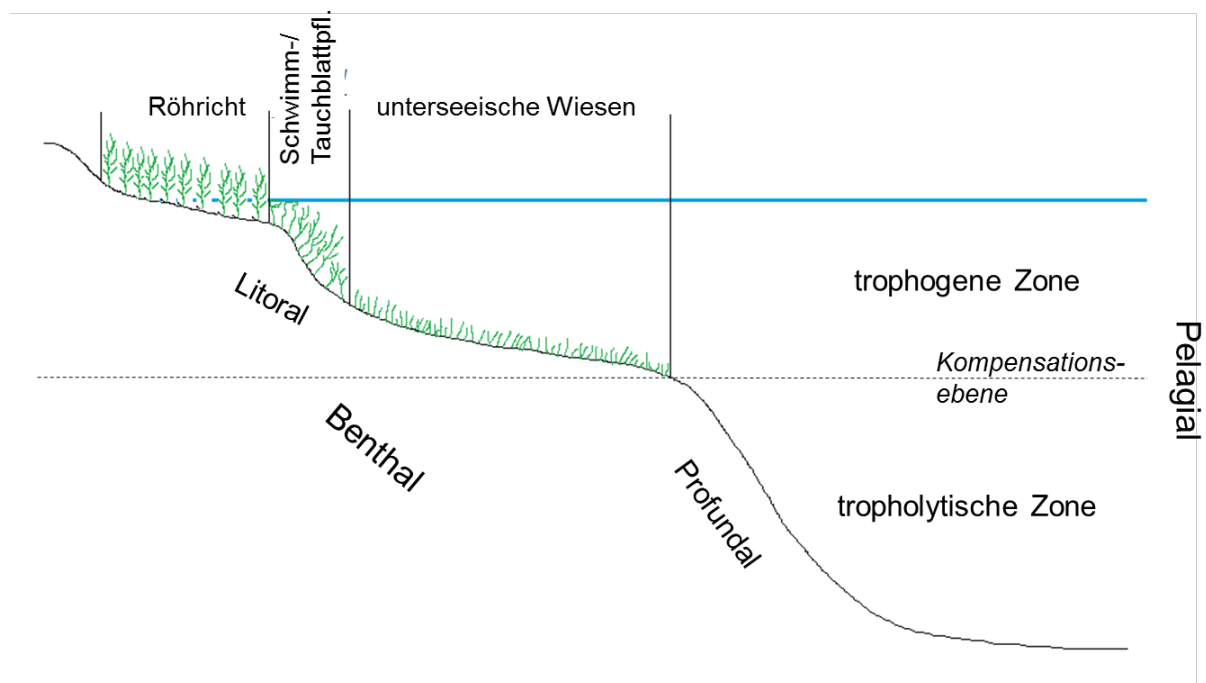


Abbildung 27: Gliederung des Pelagials (Freiwasserzone) sowie des Benthals (Bodenzone) eines Sees mit typischer Makrophytenbesiedlung

9.1 Pelagial

9.1.1 Besiedlung

Die Besiedlung des Pelagials, das im Tagebausee Garzweiler den dominierenden Lebensraum darstellt, wird innerhalb der trophogenen Zone vor allem von photoautotrophen Algen und Bakterien gestellt, die das Phytoplankton bilden. Hinzu kommen die im gesamten Pelagial anzutreffenden heterotrophen Zooplankter und Fische sowie Destruenten (Zersetzer). Die meisten Arten sind weitgehend an das Pelagial gebunden und nutzen im Lauf ihrer Entwicklung höchstens zeitweilig das Benthal, wenn sie z. B. Ruhestadien ausbilden oder wie einige Fischarten dort nach Nahrung suchen.

Aus der Zuordnung des Tagebausees Garzweiler zum Seetyp 13 nach Riedmüller et al. (2013) (s. Kap. 5) und aufgrund der Trophieprognose (s. Kap. 8.3.1) ergibt sich, dass im stationären Zustand mit nur niedrigen Biovolumina des Phytoplanktons zu rechnen ist. Das Saisonmittel des Phytoplanktonbiovolumens erreicht in der Vegetationsperiode in Seen des Typs 13 nicht mehr als 1,1 mm³/L. Die Phytoplanktongemeinschaft ist typischerweise divers zusammengesetzt und besteht aus den Algenklassen Diatomeen, Chlorophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae und Cyanobacteria. Dabei bleiben die Klassenbiovolumina im Mittel der Vegetationsperiode jeweils unter 0,3 mm³/L. Die Chrysophyceae machen im Saisonmittel mindestens 6 % bis 8 % des Gesamtbiovolumens aus. Oligo- und mesotraphente Arten stellen einen Anteil von rund 20 % (Riedmüller et al. 2013).

Zu den charakteristischen Phytoplanktontaxa zählen in der Regel *Cyclotella tripartita*, *Ceratium cornutum*, *Bitrichia chodatii*, *Quadrigula pfitzeri*, *Chroococcus limneticus*, *Dinobryon cylindricum*, *Tabellaria flocculosa*, *Willea wilhelmii*, *Snowella lacustris*, *Dinobryon divergens*, *Aphanothece clathrata*, *Coelosphaerium kuetzingianum*, *Peridinium willei*, *Anabaena lemmermannii*, *Dinobryon bavaricum*, *Dinobryon sociale*, *Fragilaria crotonensis*, *Chrysochromulina parva*, *Stephanodiscus neoastraea* und *Gymnodinium uberrimum*. Häufige Begleittaxa können *Diatoma tenuis*, *Aulacoseira granulata*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Cryptomonas* spp., *Cyclotella radiosa*, *Ochromonas* spp., *Chlorella* spp., *Elakatothrix gelatinosa* und *Stephanodiscus minutulus* sein (Riedmüller et al. 2013).

Beim Zooplankton dominieren in Seen des Typs 13 in der Regel mit einem Anteil von über 50 % Copepoden. Cyclopoide Copepoden machen dabei mit rund 35 % den Hauptanteil aus. Der Anteil der Rotatorien ist mit ca. 10 % niedrig. Die Artenvielfalt ist bei den Rotatorien mit bis zu 50 Taxa hoch. Die cyclopoiden Copepoden kommen dabei mit bis zu zehn Arten vor. Der Anteil sporadisch auftretender litoraler Arten liegt bei rund 20 %. Charakteristische Taxa sind u. a. Arten aus dem *Bosmina coregoni*-Komplex, *Hexarthra mira*, bei den Rotatorien u. a. die Taxa *Notholca*, *Trichocerca* und diverse Taxa der cyclopoiden Copepoden. Zu den häufigen und dominanten Begleitern können Arten aus dem *Daphnia galeata/longispina*-Komplex, *Daphnia cucullata*, *Eudiaptomus graciloides*, Arten aus dem *Bosmina coregoni*-Komplex und *Asplanchna priodonta* gezählt werden (Riedmüller et al. 2013).

9.1.2 Saisonale Entwicklung

Die Biomasseentwicklung folgt in Seen in Abhängigkeit vom Ressourcenangebot einem typischen Jahresgang, wobei die Primärproduktion durch das Licht- und Nährstoffangebot gesteuert wird (Sommer 1994). In oligo- und schwach mesotrophen Seen, wie dem Tagebausee Garzweiler, kommt es mit zunehmender Lichtverfügbarkeit im Spätwinter und Frühjahr zu einer raschen Zunahme der Phytoplanktonbiomasse, was sich in abnehmenden Sichttiefen bemerkbar macht. Die Primärproduktion bleibt dann die Vegetationsperiode über unter Nährstofflimitation relativ konstant. Durch das Abweiden des Phytoplanktons durch das Zooplankton kommt es aber zu zwischenzeitlichen Erhöhungen der Sichttiefe, so dass sich im Frühsommer ein ausgeprägtes Klarwasserstadium ausbilden kann. Witterungsbedingt kann es in einzelnen Jahren zu Abweichungen von diesem Schema kommen.

9.2 Benthos

9.2.1 Gliederung und Besiedlung des Litorals

Der im Tagebausee Garzweiler aufgrund der Größe des Gesamtsees nur einen relativ geringen Flächenanteil aufweisende Litoralbereich ist der am stärksten gegliederte Bereich in Seen. Abhängig von der Wassertiefe und der Wellenbewegungen findet sich eine größere Zahl an Arten aquatischer Makrophyten und anderer Gruppen, die an bestimmte Wassertiefen in Abhängigkeit von den Licht- und Druckverhältnissen angepasst sind. Das Litoral ist eine Zone mit einer hohen Biodiversität höherer Organismen sowie ein Bereich zum Laichen und zur Nahrungssuche für zahlreiche Fischarten. Hieraus ergibt sich, dass der Gestaltung der Litoralbereiche im Tagebausee Garzweiler nicht nur unter Nutzungsgesichtspunkten, sondern auch aus ökologischer Sicht Beachtung zu schenken ist.

Lebensbedingungen

Gute Lebensbedingungen sind im Litoral für Organismen insbesondere dann gegeben, wenn das Litoral keiner stärkeren Brandung ausgesetzt ist, Wasserspiegelschwankungen und Wasserbewegungen gering sind und die Organismen somit stabile Bedingungen vorfinden. An der hohen Biodiversität im Litoral hat dessen Strukturvielfalt auf kleinem Raum mit dem Wechsel unterschiedlicher Korngrößen des Sediments durch die Sortieraktivität der Wasserbewegung und mit der Akkumulation organischen Materials einen großen Anteil.

Die Ausprägung des Litorals hinsichtlich der Besiedlung durch Organismen kann jedoch sehr unterschiedlich sein, da die von verschiedenen Faktoren abhängige Sohlstabilität der Uferbereiche eine wichtige Rolle bei der Ansiedlung spielt. Während Uferbereiche, die einer häufig auftretenden stärkeren Brandung ausgesetzt sind, nur relativ wenigen, vor allem kleineren Pflanzenarten eine Besiedlung erlauben, ist in geschützten, nicht wellenexponierten Abschnitten eine typische Zonierung des Litorals entsprechend der wechselnden Pflanzenbesiedlung zu finden, deren Unterschiede auf Wassertiefe, Lichtintensität und Substratbeschaffenheit zurückzuführen sind.

Gliederung

Unterhalb des Supralitorals (Spritzwasserzone), das einen semiaquatischen Lebensraum darstellt, der nur von der Gischt bei stärkerem Wellengang an Brandungsufern beeinflusst wird, schließt sich das Eulitoral an, das im Bereich der natürlichen Wasserstandsschwankungen und der Brandung liegt. Das Sediment ist hier im Bereich von Brandungsufern instabil, so dass sich in der Regel keine höheren Wasserpflanzen ansiedeln können. An nicht wellenexponierten Verlandungsufern zeigt dieser Bereich dagegen in der Regel bereits die typische Vegetation der sich nach unten anschließenden Röhrichtzone.

Mit zunehmender Wassertiefe folgen die Bereiche der Schwimmblattpflanzen und der Unterwasserpflanzen sowie der unterseeischen Wiesen (Abbildung 27), die im Gegensatz zu der emersen, aus dem Wasser herausragenden Vegetation die untergetaucht lebende, submerse Vegetation stellen. Der Bereich vom Eulitoral bis zu den unterseeischen Wiesen (aus Characeen u. a.) wird auch als Infralitoral bezeichnet.

Röhrichtgürtel: Der Röhrichtgürtel kann einen größeren Bereich des oberen Litorals einnehmen, da seine typischen Arten Schilf (*Phragmites australis*) und Rohrkolben (*Typha latifolia* und *Typha angustifolia*) bei hohem Lichtangebot sehr konkurrenzstark sind und sich vom Bereich des durchfeuchteten Bodens oberhalb der Wasserlinie bis ca. zwei Meter Wassertiefe ausbreiten können. Die Pflanzen gedeihen hier sehr gut, da das Substrat durch die Bildung organischer Stoffe und deren Zersetzung an Ort und Stelle meist relativ reich an Nährstoffen ist.

Schwimm- und Tauchblattpflanzengürtel: Vor dem Schilf, oder wo dieses aufgrund von Beschattung fehlt, können sich im flachen Wasser Schwimmblattpflanzen in Bereichen ansiedeln, die keiner zu starken Wasserbewegung ausgesetzt sind. Dabei handelt es sich um Bodenwurzler wie die Teichrose (*Nuphar lutea*), die Seerose (*Nuphar alba*), das Schwimmende Laichkraut (*Potamogeton natans*) oder den Wasserknöterich (*Polygonum amphibium*). Viele Arten zeigen Heterophyllie, indem sie sowohl auf der Wasseroberfläche schwimmende Blätter als auch Unterwasserblätter ausbilden. Zwischen den Schwimmblattpflanzen finden sich immer bereits komplett submers lebende Arten. Einige typische Taxa der reinen Tauchblattpflanzen sind das Tausendblatt (*Myriophyllum* spp.), das Hornblatt (*Ceratophyllum* spp.) und die Wasserpest (*Elodea* spp.).

Unterseeische Wiesen: Der Bereich der unterseeischen Wiesen kann in Hartwasserseen wie dem Tagebausee Garzweiler vor allem von Armleuchteralgen (Characeen) besiedelt werden, die aber nicht allein auf diesen Bereich begrenzt sind, sondern durchaus auch in geringeren Tiefen vorkommen können. In Weichwasserseen dominieren dagegen eher Moose.

Untere Makrophytengrenze

Die untere Verbreitungsgrenze liegt für Blütenpflanzen (Phanerogamen) wegen der Druckempfindlichkeit des Aerenchyms bei etwa 10 Meter Wassertiefe. Characeen, Algen und Moose werden in ihrer Tiefenausbreitung dagegen nur von der Lichtverfügbarkeit begrenzt. In sehr klaren Seen können sie daher noch bis etwa 30 Meter Tiefe oder sogar darüber hinaus gefunden werden. Dies ist aufgrund der prognostizierten niedrigen Trophie und damit

verbundenen großen Sichttiefe und euphotischen Zone auch für den Tagebausee Garzweiler möglich. Der Tagebausee Garzweiler hat daher das Potential, sich zu einem der in Deutschland seltenen und ökologisch wertvollen Klarwasserseen zu entwickeln.

9.2.2 Flächenmäßige Ausdehnung der einzelnen Bereiche des Benthals

Im Tagebausee Garzweiler werden abhängig von der Lage der Kompensationsebene rund 66 % bis 87 % der Bodenfläche des Gewässers (Benthal) im Bereich des Profundals liegen (Tabelle 30). Damit werden maximal rund 35 % des Benthals für Primärproduzenten ausreichende Lichtbedingungen aufweisen und dem Litoral zuzurechnen sein.

Die bis 2 Meter Wassertiefe reichende Röhrlichtzone i.e.S. und der Übergangsbereich zwischen der Röhrlichtzone und der Schwimm- und Tauchblattzone machen ca. 5 % der Seefläche aus. Darunter schließt sich bis zu einer Wassertiefe von ca. 6 Meter die Tauchblattzone i.e.S. an, die rund 130 ha umfasst. Einen größeren Flächenanteil werden im Litoral mit hoher Wahrscheinlichkeit die unterseeischen Wiesen ausmachen, die im Tagebausee Garzweiler das Potential haben, sich in Wassertiefen bis über 10 Meter auszubreiten. Ein Vorkommen bis in Wassertiefen von 10 Meter ist aber als sicher anzusehen (Tabelle 30, Abbildung 28, Abbildung 29).

Während die untere Grenze der Röhrlichtausbreitung mit rund 2 m Wassertiefe eine feste Größe darstellt, ist der Übergang von der Tauchblattzone zu den unterseeischen Wiesen dagegen gewässerspezifisch und wird vor allem von der Lichtverfügbarkeit bestimmt.

Tabelle 30: Gliederung und Flächenanteile der Habitate des Benthals im Tagebausee Garzweiler unter Betrachtung einer möglichen Spannweite der Ausdehnung des Litorals zwischen 0 und 10 bzw. 30 m

Benthalbereich	Zone	Tiefenstufe [m]	Seefläche [ha]	Anteil an der Seefläche [%]
Litoral (Infralitoral)	Erweiterte Röhrlichtzone / Schwimm- und Tauchblattzone	0 – 2	107	4,8
	(Schwimm- und) Tauchblattzone	2 – 6	129	5,8
	Unterseeische Wiesen	6 – 10 6 – 30	62 519	2,8 23,4
Profundal		> 10	1.919	86,6
		> 30	1.462	66,0

Entscheidend für die sich tatsächlich einstellende Makrophytenbesiedlung sind jedoch nicht nur Wassertiefe und Lichtverfügbarkeit, sondern auch Substrateigenschaften und die Stärke der durch die windbedingten Wasserströmungen verursachten Scherkräfte am Gewässergrund. Starke Wasserbewegung kann im Bereich von Brandungsufern genauso wie die

Sedimentresuspension eine Makrophytenansiedlung in den oberen Zonen verhindern, so dass nicht das gesamte Seeufer natürlicherweise ein artenreiches Litoral mit Röhrichtgürtel und Schwimmblattpflanzen aufweisen wird. Da in Mitteleuropa stärkere Winde bevorzugt aus westlicher Richtung kommen, wird dies im Tagebausee Garzweiler vor allem auf die nordöstlichen, östlichen und südlichen Uferbereiche zutreffen.

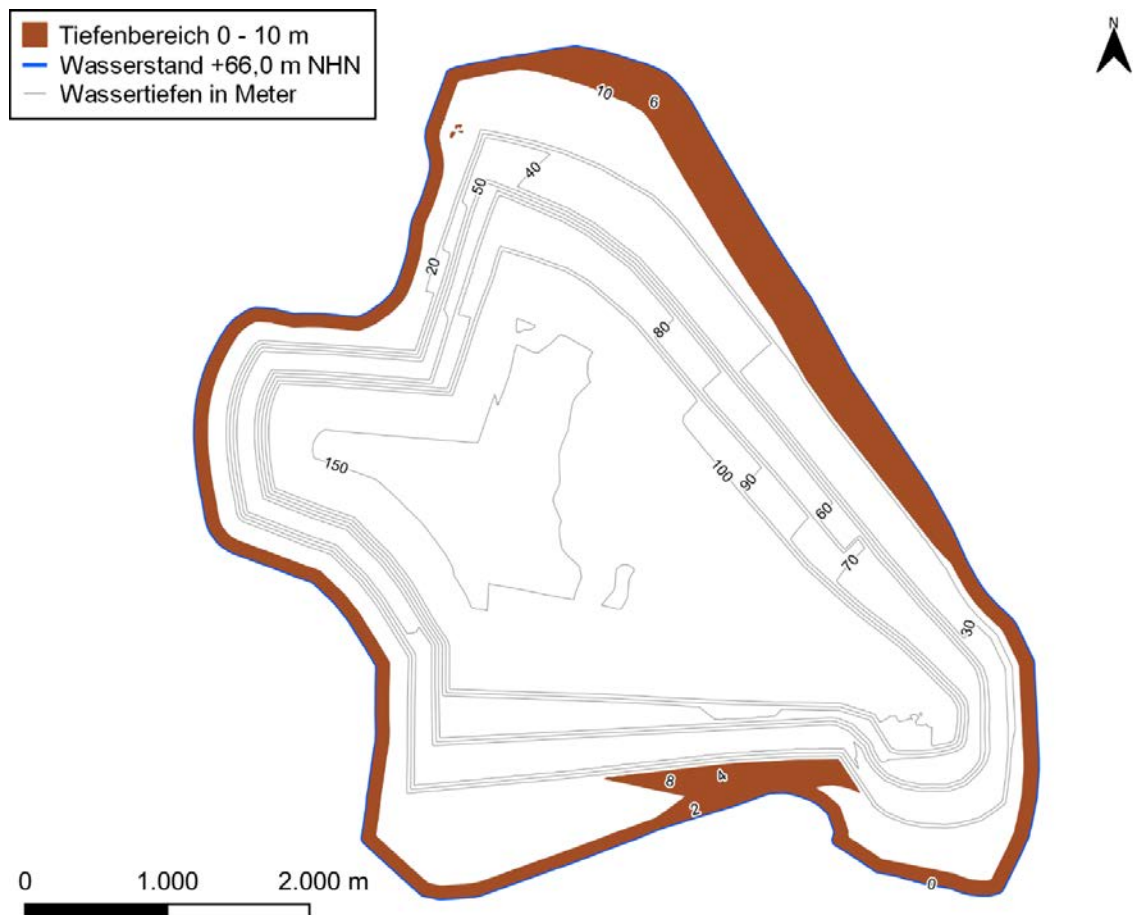


Abbildung 28: Fläche des Litorals im Tagebausee Garzweiler mit einer Wassertiefe bis 10 m (braune Flächen)

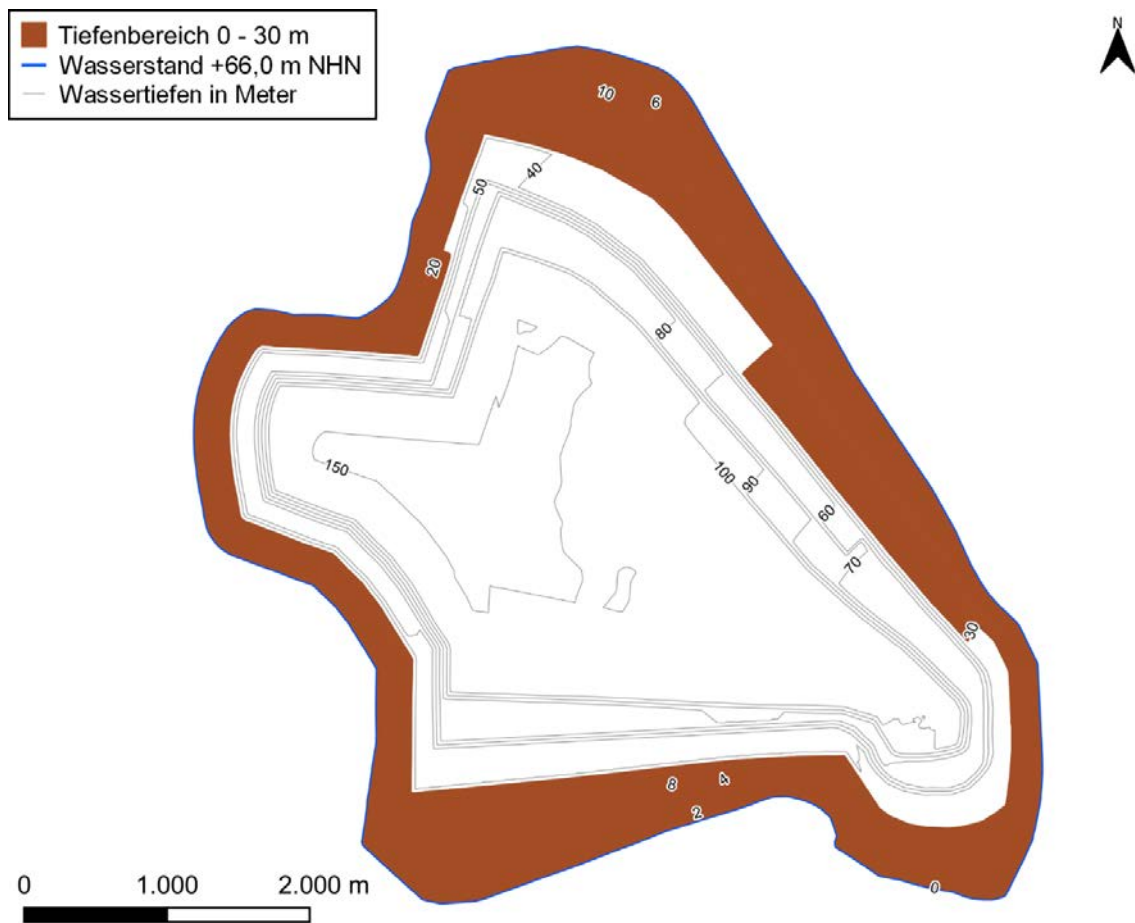


Abbildung 29: Fläche des Litorals im Tagebausee Garzweiler, falls dieses bis zu einer Wassertiefe von 30 m reichen sollte (braune Flächen)

9.2.3 Röhrlichtzone und erweiterte Röhrlichtzone

Die Röhrlichtzone und die in die Schwimm- und Tauchblattzone übergehende erweiterte Röhrlichtzone bis 2 Meter Wassertiefe können sich potentiell um den ganzen See herum erstrecken. Die Breite wird im Tagebausee Garzweiler aufgrund der flachen Wellenschlagzone relativ gleichmäßig bei 50 bis 60 Meter liegen (Abbildung 30).

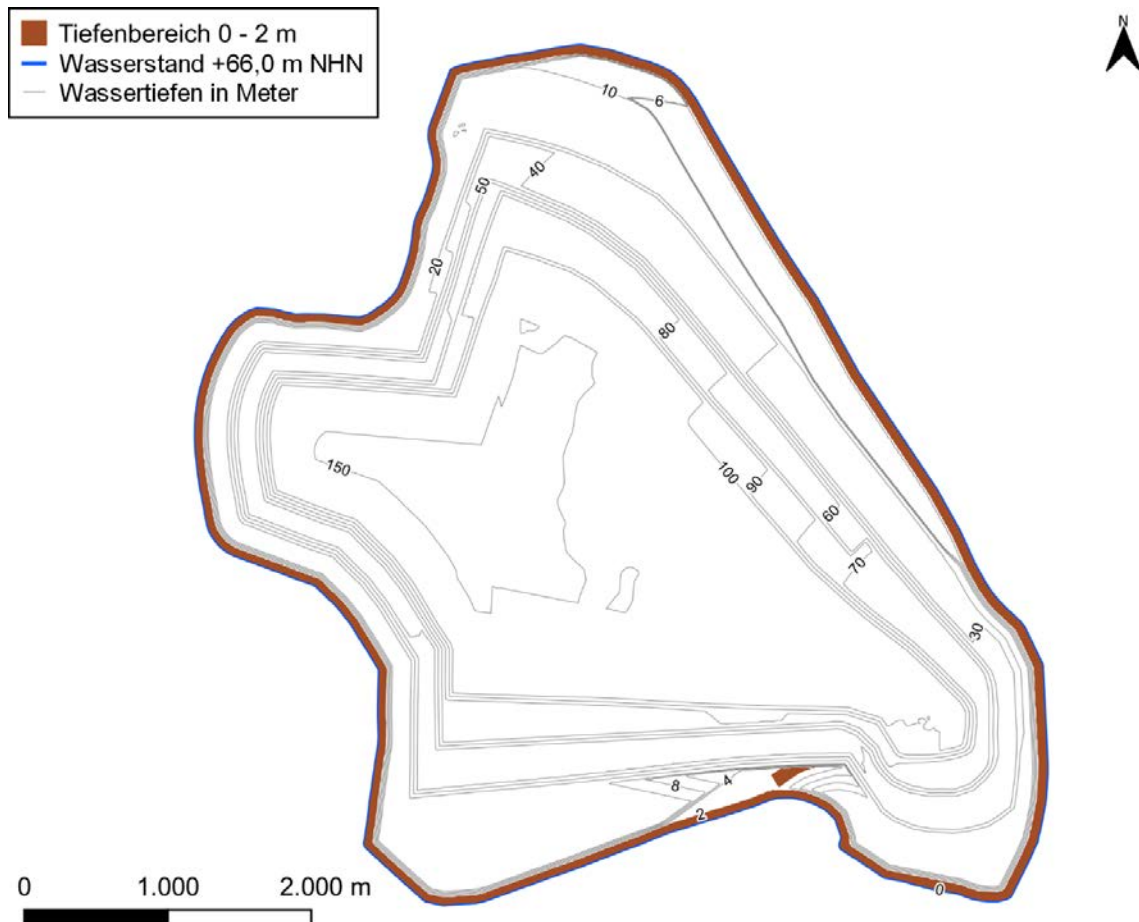


Abbildung 30: Ausdehnung des Bereichs der erweiterten Röhrlichtzone mit Übergang zur Schwimm- und Tauchblattzone (emerse und submerse Makrophyten) bis 2 m Wassertiefe im Tagebausee Garzweiler

9.2.4 Schwimm- und Tauchblattzone sowie unterseeische Wiesen

Der Hauptverbreitungsbereich submerser Makrophyten erstreckt sich auf die Bereiche mit Wassertiefen zwischen zwei und sechs Meter. Diese obere Zone des Litorals weist abgesehen von einem größeren Bereich entlang des nordöstlichen Ufers und einem kleineren Bereich am Südufer nur eine geringe Breite auf (Abbildung 31).

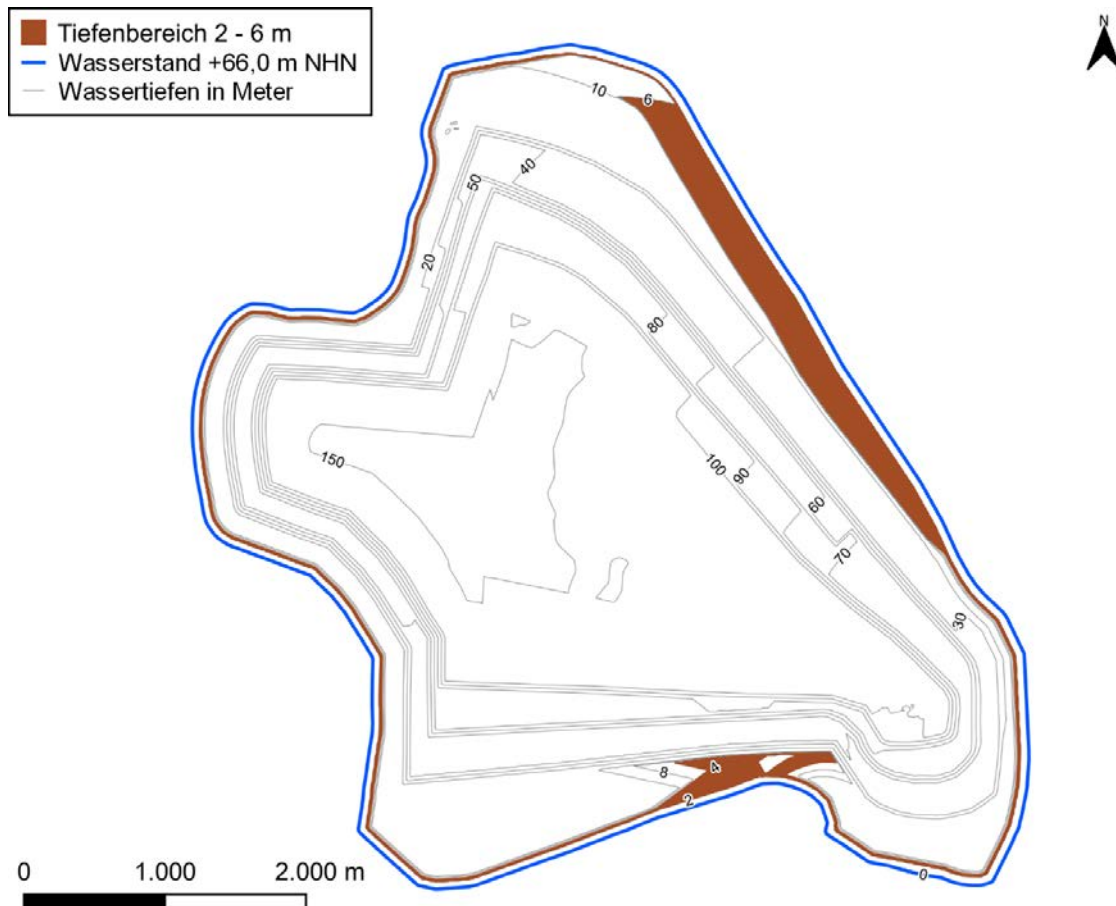


Abbildung 31: Ausdehnung des Bereichs der Schwimm- und Tauchblattzone (emerse und submerse Makrophyten) im Tagebausee Garzweiler mit Wassertiefen zwischen 2 und 6 Meter

Die unterseeischen Wiesen, die vor allem von Characeen gebildet werden, können sich darüber hinaus noch bis mindestens 10 m Wassertiefe und bei ausreichender Lichtverfügbarkeit bis ca. 30 m Wassertiefe erstrecken (Abbildung 33). Sie haben ihr größtes Ausbreitungspotential im Tiefenbereich zwischen 10 und 30 Meter entlang des nördlichen und südlichen Ufers und auch in einem Abschnitt des östlichen Ufers. Flächen des Benthals mit Wassertiefen zwischen 6 und 10 Meter sind dagegen sehr begrenzt (Abbildung 32).

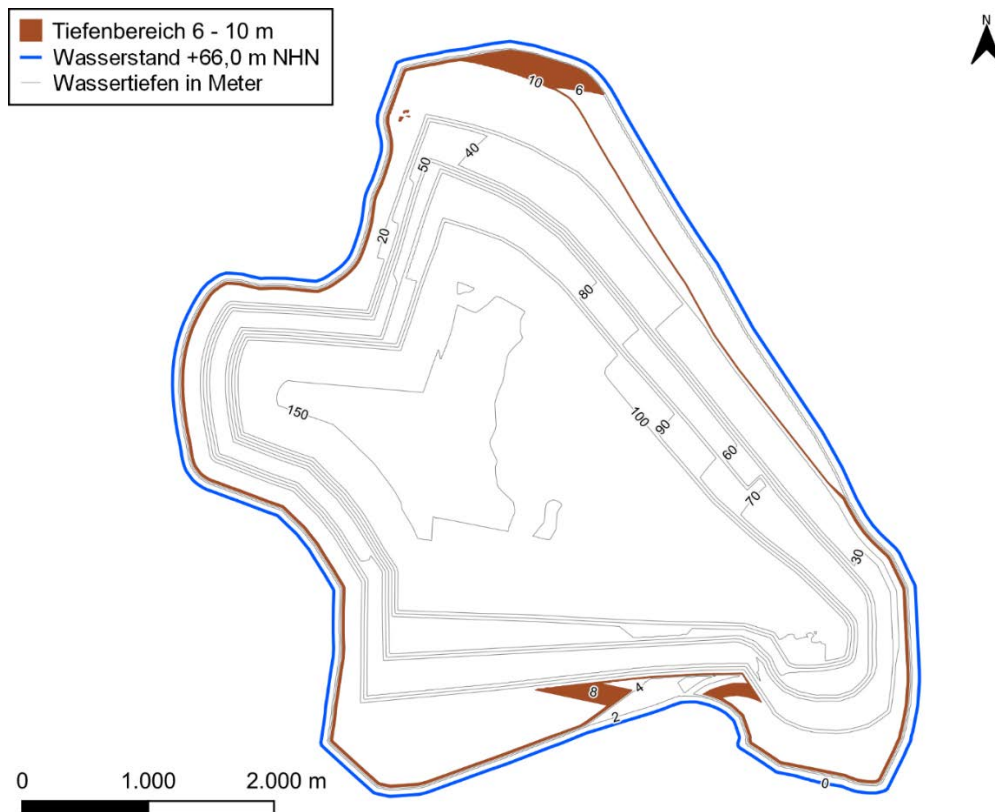


Abbildung 32: Ausdehnung des Bereichs der unterseeischen Wiesen im Tagebausee Garzweiler mit Wassertiefen zwischen 6 und 10 Meter

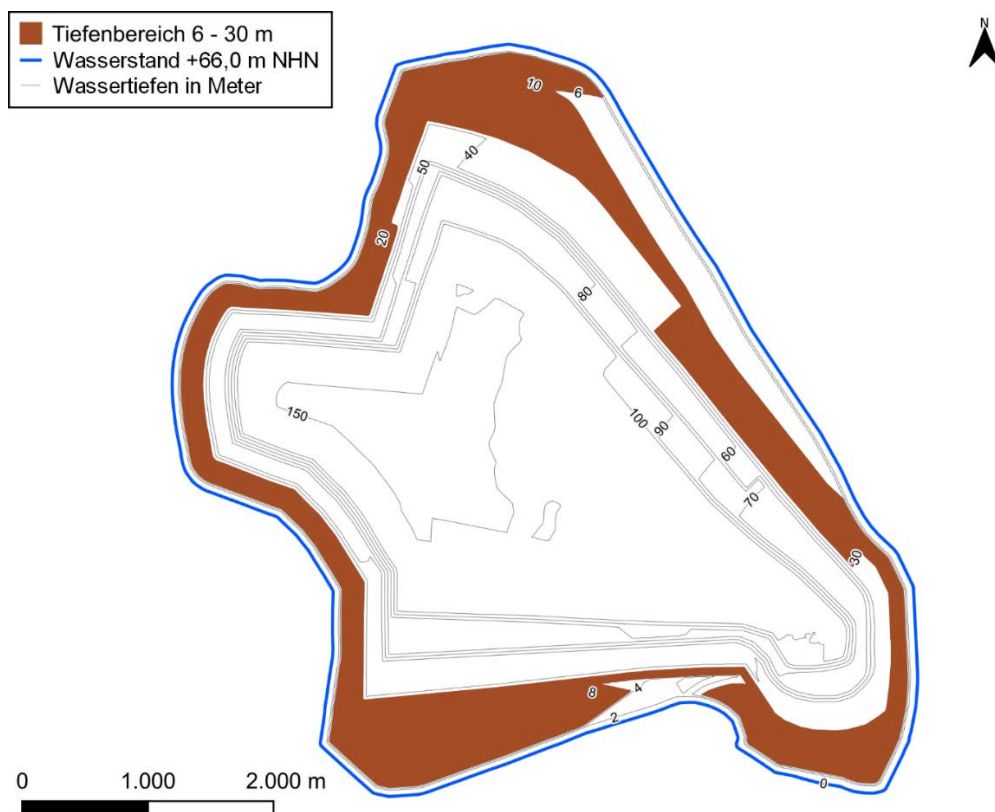


Abbildung 33: Ausdehnung des Bereichs der unterseeischen Wiesen im Tagebausee Garzweiler mit Wassertiefen zwischen 6 und 30 Meter

9.3 Besiedlungspotential für Makrophyten

Für die Besiedlung von Seen durch bestimmte Makrophytenarten sind verschiedene Faktoren entscheidend, unter denen Lichtangebot, Substratbeschaffenheit, Wasserstandschwankungen, Wellenexposition, pH-Wert, Nährstoffverfügbarkeit und Wasserhärte eine besondere Bedeutung zukommt (Nixdorf et al. 2016). Andere wichtige Umweltfaktoren für die Entwicklung der Makrophytenbestände in Seen können Epiphyten, (Blindow 1987, Sand-Jensen & Sondergaard 1981), intra- und interspezifische Konkurrenz (Agami & Waisel 1985, Moen & Cohen 1989) sowie Herbivorie (Bailey 1988, Lodge 1991) sein.

Entsprechend der Ausprägung dieser Faktoren ist mit einer mehr oder weniger spezifischen Besiedlung des Tagebausees Garzweiler zu rechnen. Wesentlich für die Makrophytenansiedlung ist der Eintrag von Arten durch Pflanzenteile und Samen mit dem Flutungswasser sowie durch Vögel aus benachbarten Gewässern. Dabei ist das Zufallsprinzip der Erstansiedlung in einem neuen Lebensraum und dessen „Besetzung“ ein sehr wichtiger Faktor hinsichtlich der Ausbreitung von Arten, was die Möglichkeit detaillierter Prognosen stark einschränkt. Entsprechend begrenzt sind auch die Möglichkeiten einer Beeinflussung der Makrophytenansiedlung. Auch durch den Einsatz von Bandsiebanlagen mit einer Siebweite von 1 mm am Entnahmebauwerk kann die Einwanderung von Makrophyten in den Tagebausee Garzweiler nicht gesteuert werden. Dies zeigt regelmäßig u. a. auch die Besiedlung des Litorals von Abgrabungsseen durch Makrophyten, die ausschließlich durch Grundwasserzufluss gespeist werden und in die keine Makrophyten aktiv eingebracht wurden.

Im Zuge der Ufergestaltung sollten besiedlungssteuernde Faktoren wie Substratbeschaffenheit, Tiefenvarianz und Wellenschutz berücksichtigt werden, um eine im Hinblick auf geplante Nutzungen und unter Naturschutzgesichtspunkten gewünschte Entwicklung des Litorals zu ermöglichen.

9.3.1 Besiedlungssteuernde Faktoren

Licht

Die Lichtverfügbarkeit ist eine Grundvoraussetzung für das Wachstum von Pflanzen. In Gewässern wird die Lichtverfügbarkeit bestimmt durch die Färbung des Wassers, was in den meisten Gewässern - abgesehen von huminstoffreichen Gewässern - meist von geringer Bedeutung ist, sowie durch die Konzentrationen an suspendierten Feststoffen und des Planktons. Als untere Vegetationsgrenze wird eine Lichtverfügbarkeit von 1 % bis 4 % der Oberflächenlichtintensität angesehen (Sculthorpe 1967). Dabei werden Angiospermen in geringeren Wassertiefen angetroffen als Moose und Armleuchteralgen (Blindow 1992). Der im Zusammenhang mit der Wuchsform stehenden Lichtabsorptionsfähigkeit kommt eine zentrale Bedeutung zu. Die Ausbildung aufrecht wachsender Stängel stellt einen wichtigen Vorteil bei der Konkurrenz um Licht dar (Middelboe & Markanger 1997). In trüben Gewässern mit geringer Lichteindringtiefe liegt der Konkurrenzvorteil sehr stark bei Pflanzen, die Schwimmblätter ausbilden (Lehmann et al. 1997).

Nährstoffe

Obwohl Pflanzen für ihr Wachstum eine Vielzahl von Nährstoffen benötigen, stellen Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor Schlüsselemente dar, die die Intensität der Primärproduktion in einem Gewässer bestimmen. Hinsichtlich des anorganischen Kohlenstoffs gibt es Pflanzen, die nur Kohlenstoffdioxid aufnehmen können, und andere, die sowohl Kohlenstoffdioxid als auch Hydrogenkarbonat nutzen können (Gessner 1959, Maberly & Madsen 1998). Dabei zeigen die Nutzer von Hydrogenkarbonat eine höhere relative Wachstumsrate als reine Kohlenstoffdioxidnutzer (Pagano & Titus 2007).

Im Gegensatz zu Landpflanzen sind aquatische Makrophyten in der Lage, Nährstoffe sowohl über die Wurzeln als auch über den Spross aufzunehmen. So beträgt die Aufnahme von Phosphor über die Wurzeln zwischen 50 % und 100 % des Bedarfs (Bristow & Whitcombe 1971, Carnigan 1982, Carnigan & Kalff 1980, Twilley et al. 1977), wobei saisonale Unterschiede möglich sind (Smith & Adams 1986). Einige Gattungen (z. B. *Ceratophyllum*, *Utricularia*) sind wurzellos und die Aufnahme ist auf den Spross beschränkt. Die Stickstoff-assimilation verteilt sich nicht nur auf Wurzeln und Spross; bei ihr spielt auch die Form des Stickstoffs eine Rolle, die im Sediment und Wasser vorherrscht. So tritt im Sediment vorwiegend Ammonium auf, während im Freiwasser Nitrat dominiert.

Phosphor und Stickstoff sind beide Schlüsselparmeter für Wasserpflanzen. Das Ammonium ist die bevorzugte Stickstoffquelle für das Pflanzenwachstum (Smolders et al. 2002, James et al. 2004, Jampeetong & Brix 2009). Nitrat kann ebenfalls als Stickstoffquelle genutzt werden. Hohe Nitratkonzentrationen können zur Dominanz von freischwebenden Arten führen und die Biodiversität unter den Wasserpflanzen einschränken (James et al. 2005, Barker et al. 2008).

Ein Anstieg der Phosphorkonzentration beeinflusst die Konkurrenz zwischen den Makrophyten und dem Phytoplankton zugunsten des Phytoplanktons, die bis zum vollständigen Verschwinden von Makrophyten führen kann (Scheffer et al. 1993). Mehrere Studien haben gezeigt, dass die Phosphat- und Ammoniumkonzentrationen die Zusammensetzung von aquatischen Makrophytengemeinschaften beeinflussen (Kohler 1975, Carbiener et al. 1990). Nicht verwurzelte Makrophyten nehmen ihre Nährstoffe aus dem Wasser auf und sind dementsprechend in der Regel an aquatische Ökosysteme gebunden, in denen der Nährstoffgehalt in der Wassersäule relativ hoch ist (Lacoul & Freedman 2006). Wurzelpflanzen hingegen können Nährstoffe in der Regel sowohl aus dem Wasser als auch aus dem Substrat aufnehmen (Madsen & Cedergreen 2002).

Substratbeschaffenheit

Die Beschaffenheit des Substrats zeigt in Gewässerökosystemen große Unterschiede, die vor allem durch die geologischen Ausgangsbedingungen und die Veränderungen bedingt sind, die es durch physikalische Prozesse erfährt (Pasternack & Brush 2001). Nur wenige Arten können auf felsigem Untergrund wachsen (z. B. *Fontinalis antipyretica*). Andere Arten sind in der Lage, sich effizient im Kies zu verankern, so dass sie relativ starke Wasserbewegungen tolerieren (Puijalon et al. 2005). Viele andere Arten benötigen feines Substrat, um sich zu verankern und zu wachsen. Ein mineralisches Substrat ist in der Regel stark kohäsiv und begünstigt die

Verankerung von flachwurzelnden Arten wie Isoetiden (Arts et al. 1990, Szmeja & Bazydło 2005), weist aber meist nur geringe Nährstoffgehalte auf (Lenssen et al. 1999).

Eine wichtige Rolle spielt zudem die Unterwasserhangneigung. So sind Steilufer meist frei von einer Makrophytenbesiedlung (van de Weyer 2006).

Wasserbewegung

Wasserbewegungen, bedingt durch Wellen oder Strömungen, beeinflussen Makrophyten in vielfacher Weise. Die Stärke der durch Wasserbewegung auf Pflanzen einwirkenden hydrodynamischen Kräfte ist relativ zur Pflanzengröße. Die Folgen für Makrophyten können Beschädigung, Bruch oder Entwurzelung sein (Koehl 1984, Schutten et al. 2005). Die Möglichkeiten einer Pflanze, die Wasserbewegung zu verkraften, liegen in einer Minimierung der auf sie einwirkenden hydrodynamischen Kräfte durch Vermeidung der Ansiedlung in Bereichen mit von ihr nicht tolerierten Wasserbewegungen oder in der Maximierung ihrer Bruch- und Entwurzelungsresistenz. Hinzu kommen die Fähigkeit zu einer schnellen Regeneration nach Schäden, morphologische Anpassungen in Abhängigkeit von der Wasserbewegung, Ausrichtung der Triebe in Fließrichtung und Anpassungen der Blattdichte (Vogel 1984, Haslam 1978, Sand-Jensen 2003, O'Hare et al. 2007).

Die Wasserbewegung ist allerdings auch der Hauptweg zur Verbreitung von Samen oder vegetativen Teile von Wasserpflanzen (Johansson et al. 1996; Boedeltje et al. 2004). Die negativen Auswirkungen der Exposition gegenüber Wasserbewegungen auf der einen Seite und der Abnahme des Lichtangebots mit zunehmender Tiefe auf der anderen Seite begünstigen das Pflanzenwachstum in mittleren Tiefen (Lehmann et al. 1997). Wellen führen zur Sediment- und Nährstoffansammlung in bestimmten von der Wellencharakteristik abhängigen Tiefen (Anderson & Kalff 1988), was Einfluss auf die Ansiedlung von Makrophyten hat.

Die Möglichkeit von Wasserpflanzen zur Ansiedlung entlang der Ufer wird entscheidend mitbestimmt von der Sedimentstabilität. So kann Wellengang und die daraus resultierende Resuspension die Ansiedlung von Makrophyten verhindern, wenn sich insbesondere im Frühjahr die Diasporen der Wasserpflanzen in bestimmten Wassertiefen nicht ablagern, auskeimen und verankern können (van Zuidam & Peters 2015). Daraus resultiert, dass die minimale Tiefe des Auftretens submerser Makrophyten mit der Tiefe der Wellendurchmischung des Wasserkörpers in bestimmten Bereichen von Seen korreliert (Chambers 1987). Wellengeschützte Buchten stellen daher meist die Initialzonen der Makrophytenansiedlung in den Uferbereichen dar, von denen sich die Seevegetation zunehmend ausbreiten kann (Azza et al. 2007). Im Tagebausee Garzweiler trifft dies wahrscheinlich am ehesten auf Bereiche der südöstlichen Bucht zu.

Sukzession und interspezifische Konkurrenz

Die längerfristige Sukzession der Makrophyten in einem See wird sowohl von autogenen Prozessen wie dem Anstieg des Gehalts an organischen Stoffen im Sediment und damit der Verfügbarkeit an Nährstoffen durch die Ablagerung von Detritus als auch allogenen Prozessen wie der externen Zufuhr von Nährstoffen aus dem Einzugsgebiet bestimmt. Zu den typischen Erstbesiedlern können Arten der Gattungen *Chara*, *Juncus*, *Potamogeton* und *Myriophyllum*

gezählt werden (Odland 1997, Ray et al. 2001). Im Lauf der Sukzession kann es zur Dominanz großer mehrjähriger Arten kommen.

Zwischen Schwimmblattpflanzen und Tauchblattpflanzen ist von einer generellen Konkurrenz in den Tiefenbereichen auszugehen. Die eine Gruppe ist in der Lage, die Ressourcen der anderen zu vermindern. Während Schwimmblattpflanzen den Vorteil der Nutzung eines höheren Lichtangebots haben und das Lichtdargebot für sich unter Wasser befindende Primärproduzenten reduzieren, sind die submersen Arten bei der Aufnahme von Nährstoffen aus dem Wasser im Vorteil, die sie über ihre Blattoberflächen und Wurzeln aufnehmen können (Scheffer et al. 2003). Daraus folgt, dass im Mittel niedrige Nährstoffkonzentrationen eher zu einer Dominanz submerser Makrophyten führen und hohe Nährstoffkonzentrationen zu einer Dominanz von Schwimmblattpflanzen. Die Übergänge sind jedoch fließend (Scheffer et al. 2003).

9.3.2 Potentielles Artenspektrum

Aufgrund der vielfältigen Faktoren, die die Ansiedlung von Makrophyten im Litoral steuern, ist eine detaillierte Prognose, welche Arten sich in welchen Bereichen neu entstehender Seen wie dem Tagebausee Garzweiler ansiedeln, nicht möglich. Es sind jedoch Aussagen zu teils seetypspezifischen Charakteristika der Makrophytengemeinschaften möglich, die auch für den Tagebausee Garzweiler gelten.

Allgemeines Artenspektrum

Die wichtigste pflanzensoziologische Makrophytengruppe, die in Seen anzutreffen ist, ist die Klasse Potametea (Laichkrautgesellschaften), die zu den azonalen, d. h. nicht auf bestimmte klimatische Bedingungen begrenzten, Vegetationstypen gehört. Die Klasse wird von relativ wenigen Arten gebildet, wobei einzelne Arten eine sehr hohe Dominanz erreichen können (Ellenberg 1986). In der Regel ist hierfür der Zufall der Erstansiedlung entscheidend. Der sich zuerst in dem für sie günstige Bedingungen aufweisenden Bereich eines Sees ansiedelnden Art gelingt es meist zu verhindern, dass sich dort noch andere Arten ansiedeln können. Zu Veränderungen des Artenspektrums kommt es so erst, wenn sich die Umweltbedingungen, z. B. im Zuge einer Trophieveränderung des Gewässers, ändern.

Ausgedehnte, artenreiche Characeen-Bestände sind mit einer Tiefengrenze der Makrophytenbesiedlung verbunden, die bei oder auch deutlich über 10 m Wassertiefe liegen kann. Zahlreiche Arten, unter denen sich u. a. *Chara rudis*, *Chara hispida*, *Chara filiformis*, *Chara virgata*, *Chara intermedia*, *Nitella flexilis*, *Myriophyllum alterniflorum* und *Myriophyllum verticillatum* finden, kommen nur in oligotrophen und schwach mesotrophen Seen mit mittleren Phosphorkonzentrationen unter 40 µg/L vor (Ellenberg 1986), wie sie für den Tagebausee Garzweiler prognostiziert werden (s. Kap. 8.3.1). Andere typische Arten sind dagegen nicht nur in nährstoffarmen Gewässern, sondern auch in mäßig belasteten Gewässern bis zum Trophiegrad „eutroph e1“ anzutreffen. Hierzu zählen *Nitellopsis obtusa*, *Elodea canadensis* und *Potamogeton lucens* [Ellenberg 1986].

Seetypspezifisches Artenspektrum

Eine weitere Eingrenzung des Besiedlungspotentials für den Tagebausee Garzweiler ergibt sich durch die Hinzuziehung der Kenntnisse zur seetypspezifischen Vegetation. Der Tagebausee Garzweiler ist dem Makrophyten-Seetyp TKg13 nach Riedmüller et al. (2013) zuzurechnen. Die Makrophytenvegetation der Seen dieses Typs ist meist artenreich, wobei oligotraphente Arten (Arten mit geringem Nährstoffbedarf) dominieren, die auf stabilem Substrat bis zur Kompensationsebene dichte Bestände ausbilden können. Auf Röhricht und Schwimmblattbestände folgen bis zur Vegetationsgrenze Characeen (Ellenberg 1986). Zu den charakteristischen Arten gehören *Chara aspera*, *Ch. contraria*, *Ch. globularis*, *Ch. vulgaris*, *Fontinalis antipyretica*, *Groenlandia densa*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Myriophyllum verticillatum*, *Najas marina* ssp. *intermedia*, *Nitellopsis obtusa*, *Potamogeton acutifolius*, *P. compressus*, *P. lucens*, *P. natans*, *P. trichoides*, *Riccia fluitans* und *Stratiotes aloides*. Häufige und dominante Begleiter können *Eleocharis acicularis*, *Elodea canadensis*, *E. nuttallii*, *Lemna trisulca*, *Myriophyllum spicatum*, *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *Potamogeton friesii*, *P. pusillus*, *P. pectinatus*, *P. perfoliatus*, *Ranunculus circinatus*, *Sagittaria sagittifolia* f. *vallisneriifolia* und *Spirodela polyrhiza* sein (Riedmüller et al. 2013).

Artenspektrum neutraler Tagebauseen

Die Ergebnisse der Kartierung von Makrophyten in anderen neutralen Tagebauseen lassen ebenfalls Rückschlüsse auf die potenzielle Besiedlung des Tagebausees Garzweiler durch Makrophyten zu.

In 29 Seen, in denen Makrophyten kartiert wurden, fanden sich 33 Arten, die in mindestens einem See mit stärkerer Verbreitung auftraten. Darunter waren zehn Arten, die zu den Characeen (Armleuchteralgen) gehören. Die in Tagebauseen am weitesten verbreiteten submersen Makrophytenarten sind *Potamogeton pectinatus* (Kamm-Laichkraut), *Chara contraria* (Gegensätzliche Armleuchteralge), *Myriophyllum spicatum* (Ähriges Tausendblatt) und *Chara globularis* (Zerbrechliche Armleuchteralge). Dabei handelt es sich um geographisch weit verbreitete Arten, die auch eine weite ökologische Amplitude besitzen. Dies gilt ganz besonders für *Potamogeton pectinatus*. Das Vorkommen der beiden *Chara*-Arten beschränkt sich dagegen auf klare, nährstoffarme Seen (Nixdorf et al. 2016).

Die typische Vegetation speziell der neutralen bis schwach alkalischen, karbonatreichen, oligo- bis mesotrophen Tagebauseen wird von einer artenreichen Vegetation aus Armleuchteralgen mit *Chara aspera*, *C. contraria*, *C. hispida*, *C. aculeolata*, *Nitella opaca* und *Tolypella glomerata* gebildet. Mit zunehmenden Nährstoffkonzentrationen oder auch bei nährstoffreichen Sedimenten nehmen höhere aquatische Makrophyten wie *Myriophyllum* spp., *Potamogeton* spp., *Elodea nuttallii* oder *Najas marina* zu (Nixdorf et al. 2016).

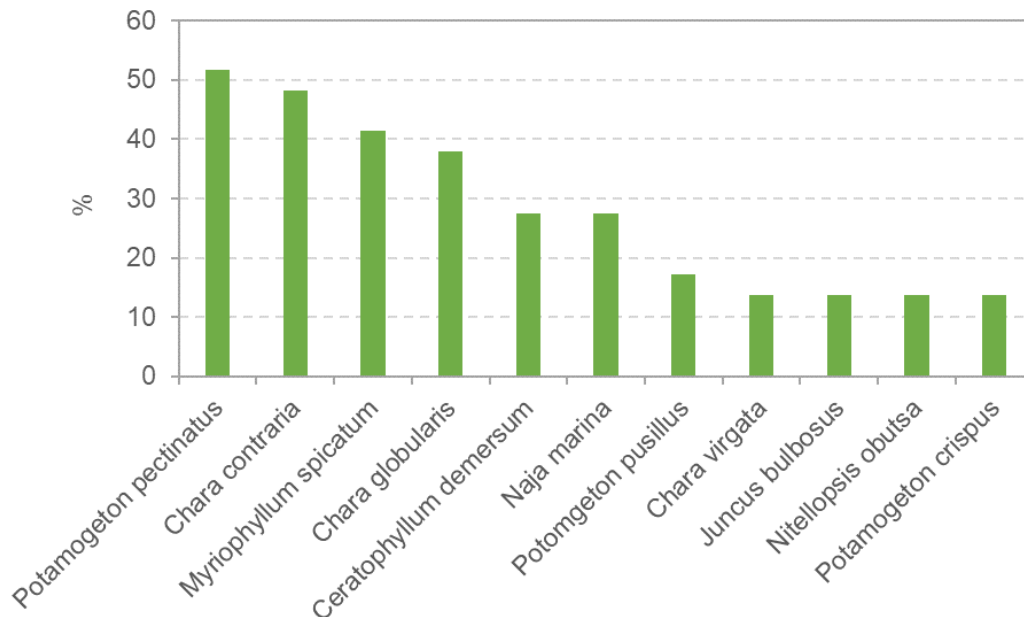


Abbildung 34: Nachweishäufigkeit von submersen Makrophytenarten unter den dominanten Arten in 29 neutralen Tagebauseen (Daten: Nixdorf et al. 2016)

Individuell kann die Artenzusammensetzung bei vergleichbaren Rahmenbedingungen jedoch sehr unterschiedlich sein. Oft findet man Arten, die in den Roten Listen der Bundesländer geführt werden, was vor allem auf die geringe Zahl an nährstoffarmen Seen in unserer Kulturlandschaft zurückgeführt werden kann. Bei der semiaquatischen Vegetation der Uferbereiche sind im Gegensatz zu den submersen Pflanzen kaum Unterschiede zwischen den Tagebauseen zu finden (Nixdorf et al. 2016).

9.4 Benthische Diatomeen

Benthische Diatomeen (Kieselalgen) stellen im Litoral eine von ihrem Stoffumsatz her wichtige Gruppe der Primärproduzenten dar. Die Gruppe ist sehr artenreich. Viele Arten sind an spezifische ökologische Bedingungen angepasst, so dass sie sehr gute Indikatoren für die Wasserbeschaffenheit sind (Martin & Fernandez 2012).

In Seen des Seetyps 13, wie dem Tagebausee Garzweiler, finden sich unter den benthischen Diatomeen in größerer Abundanz sowohl trophietolerante als auch oligo-bis mesotraphente Arten. In geringer Abundanz kommen auch meso- und eutraphente Arten vor. Zu den charakteristischen Taxa zählen (in alphabetischer Reihenfolge): *Achnanthydium minutissimum* var. *minutissimum*, *Achnanthydium caledonicum*, *Brachysira neoexilis*, *Encyonopsis cesatii* var. *cesatii*, *Delicata delicatula*, z.T. *Epithemia* ssp. und *Rhopalodia* ssp. Häufige und dominante Begleiter können Arten aus dem Komplex *Encyonopsis microcephala* sein (Riedmüller et al. 2013). Die Unterschiede hinsichtlich der sich tatsächlich einstellenden Artenzusammensetzung der benthischen Diatomeen können jedoch auch bei Seen desselben Typs sehr groß sein.

9.5 Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos spielt in Gewässern zusammen mit dem Meiobenthos, zu dem u. a. Nematoden (Fadenwürmer), Rotatorien (Rädertierchen) und Kleinkrebse wie Ostracoden (Muschelkrebse) zählen, und den Mikroorganismen eine wichtige Rolle bei der Umsetzung des allochthonen und autochthonen organischen Materials am Gewässerboden. Die sedimentgebundenen höheren Organismen stellen zudem eine wichtige Nahrungsquelle für viele Fischarten dar (Hupfer et al. 1995, Wetzel 2001).

Die dominierenden Gruppen des Makrozoobenthos in nährstoffarmen tiefen Seen sind Oligochaeten (Wenigborster) und Chironomiden (Zuckmücken), die die wichtigsten Besiedler des Profundals sind. Das strukturreichere Litoral wird zudem von allerdings relativ wenigen sensitiven Insektenarten aus den Gruppen der Ephemeropteren (Eintagsfliegen), Trichopteren (Köcherfliegen), Odonaten (Libellen) und Coleopteren (Wasserkäfern) sowie von Bivalvien (Muscheln), Crustaceen (Krebsen) und Gastropoden (Schnecken) besiedelt (Wetzel 2001). Im Detail hängen die zönotischen Strukturen von der Beschaffenheit des Substrats insbesondere hinsichtlich des Vorkommens von Makrophyten und davon ab, ob Weich- oder Hartsubstrate den Gewässerboden bilden.

Charakteristische Taxa des Seetyps 13 sind im Litoral vor allem *Valvata piscinalis*, *Theodoxus fluviatilis*, *Tinodes waeneri* sowie die Gruppe der Ceratopogoninae / Palpomyiinae. Zu deren häufigeren Begleitern zählen *Cricotopus* sp., *Potamopyrgus antipodarum*, *Asellus aquaticus*, *Dreissena polymorpha*, *Caenis horaria*, *Bithynia tentaculata*, Oligochaeta Gen. sp. und *Glyptotendipes* sp. (Riedmüller et al. 2013).

Im Tagebausee Garzweiler kann eine Besiedlung zum einen durch den Eintrag von Larven oder Jugendstadien mit dem Flutungswasser aus dem Rhein erfolgen, sofern diese eine Größe haben, die ihnen ein Passieren der an der Rheinwasserentnahmestelle vorgesehenen Siebanlage mit 1 mm Maschenweite erlaubt. Zum anderen werden Arten mit flugfähigen Imagines, die in der Umgebung des Sees beheimatet sind, bereits im Frühstadium der Seeentwicklung ihre Eier im Gewässer ablegen. Zu den Arten, die mit hoher Wahrscheinlichkeit sehr schnell den neuen Lebensraum besiedeln werden, zählen neben diversen Chironomiden-Arten die im Rhein sehr häufigen Muschelarten *Corbicula fluminea* (Grobgerippte Körbchenmuschel) und *Dreissena polymorpha* (Wandermuschel, Zebramuschel) (IKSR 2009, IKSR 2015). *Corbicula fluminea* ist ein Besiedler von Weichsubstraten, der im Tagebausee Garzweiler deutlich günstigere Bedingungen vorfindet als die Hartsubstratbesiedlerin *Dreissena polymorpha*. Ebenfalls ist die Ansiedlung mehrerer *Pisidium*-Arten (Erbsenmuscheln) möglich. Soweit Hartsubstrat vorhanden ist, findet *Dikerogammarus villosus* (Großer Höckerflohkrebs) im Tagebausee Garzweiler wie bereits im Rhein einen geeigneten Lebensraum. Dies trifft auch auf zahlreiche weitere Arten zu. Auf das Besiedlungspotential von Neobiota wird im Kap. 10 eingegangen.

Insgesamt ist mit zunehmender Wassertiefe nicht nur mit einer deutlichen Abnahme der Artenzahl des Makrozoobenthos, sondern auch der Gesamtabundanz zu rechnen, wobei in Abhängigkeit von der Ressourcenverfügbarkeit und den vorhandenen Besiedlungssubstraten lokal größere Unterschiede auftreten können.

Umweltbedingungen aufweisen und daher auch als potenzielle Besiedler des Tagebausees Garzweiler anzusehen sind.

Die Anzahl der im Rhein und in der Niers nachgewiesenen gebietsfremden Arten umfasst gemäß LANUV (2025b) und Niersverband (2025) neun auf der Unionsliste geführte Arten (Tabelle 31).

Tabelle 31: Arten der Unionsliste (EU 2014, EU 2022) mit Nachweis in Rhein und/oder Niers (Quelle: KiFL 2020, LANUV 2025b, Niersverband 2025)

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Nachweis	Invasivitätsbewertung
Schmalblättrige Wasserpest	<i>Elodea nuttallii</i>	Rhein, Niers	invasiv
Chinesische Wollhandkrabbe	<i>Eriocheir sinensis</i>	Rhein	invasiv
Kammerkreb	<i>Faxonius limosus</i>	Niers	invasiv
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	Rhein	potenziell invasiv
Nutria	<i>Myocastor coypus</i>	Rhein, Niers	invasiv
Bisam	<i>Ondatra zibethicus</i>	Rhein, Niers	invasiv
Signalkrebs	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Niers	invasiv
Roter amerikanischer Sumpfkreb	<i>Procambarus clarkii</i>	Niers	invasiv
Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>	Rhein, Niers	potenziell invasiv

Gemäß KiFL (2020) kann ein Eintrag von Arten, die auf der Unionsliste geführt werden, in den Tagebausee Garzweiler über die Rheinwassertransportleitung ausgeschlossen werden, da die Johnson Screens® des Entnahmebauwerks und die Bandsiebanlage im Pumpbauwerk mit ihren Maschenweiten von 5 bis 6 mm bzw. 1 mm keine Individuen oder überlebensfähigen Entwicklungsstadien im Bereich des Rheins vorkommender invasiver Arten passieren lassen.

Der Eintrag nicht-invasiver Neozoen des Makrozoobenthos in den Tagebausee Garzweiler mit dem Rheinwasser ist indes grundsätzlich nicht gänzlich zu vermeiden, da frühe Entwicklungsstadien die Maschenweite von 1 mm unterschreiten können.

Auch wird sich der Eintrag von als invasiv eingestuften aquatischen Neophyten in den Tagebausee Garzweiler über den Luftpfad nicht ausschließen lassen. Dies gilt insbesondere für die Schmalblättrige Wasserpest (*Elodea nuttallii*), da Wasservögel durch die Verschleppung und den Transport von Sprossstücken im Gefieder als Ausbreitungsvektor fungieren können. Bei den mobilen Säugetierarten Bisam und Nutria sowie den Großkreben kann eine

selbständige Einwanderung sowohl über Land als auch über den Wasserweg aus der Niers in den Tagebausee Garzweiler nicht ausgeschlossen werden.

Vor diesem Hintergrund ist die Gewährleistung der ökologischen Durchgängigkeit zwischen dem Tagebausee Garzweiler und der Niers stärker zu gewichten als der Versuch, das Einwandern invasiver Arten durch nicht durchgängige Bauwerke zu verhindern, da davon ausgegangen werden muss, dass sich invasive Arten nicht ausschließlich über passierbare Anbindungen von Gewässern verbreiten. Die Ausbreitungshistorie invasiver Arten lässt häufig auf menschliche Einflussnahmen (z. B. Besatz, Aussetzen, Verbringen von Eiern und Larven mit Booten) oder auf den Eintrag durch Vögel und Säuger schließen (Jones et al. 2021).

Künstliche Barrieren können nur einen begrenzten Schutz vor der Ausbreitung invasiver Arten bieten, immer aber auch als Wanderhindernisse Auswirkungen auf einheimische Arten haben (Jones et al. 2021). Wenn man davon ausgeht, dass eine künstliche Barriere keinen 100 %igen Schutz vor der Einwanderung invasiver Arten aus der Niers in den Tagebausee Garzweiler bieten kann und negative Auswirkungen auf einheimische Artenvielfalt haben könnte, ist eine passierbare Anbindung des Sees an die Niers einer Barriere zum damit beabsichtigten Ausschluss invasiver Arten vorzuziehen.

Letztlich wird das Vorhandensein geeigneter Habitate im See für die tatsächliche Ansiedlung von Neobiota im Tagebausee Garzweiler entscheidend sein. Da fast alle Neobiota eine breite Toleranz gegenüber Umweltbedingungen zeigen und auch relativ vermehrungsstark sein können, können sie einen Vorteil gegenüber vielen einheimischen Arten haben. Diese sind jedoch häufig besser an die spezifischen Lebensbedingungen in einer geographischen Region angepasst, so dass nicht zwangsläufig von einer Neobiotadominanz im See auszugehen ist. Es ist im Gegenteil längerfristig, auf das Gesamtökosystem bezogen, eher mit einer untergeordneten Rolle der Neobiota in der Seebiozönose zu rechnen.

11 Entwicklung der Fischzönosen und fischfaunistisches Leitbild

11.1 Voraussetzungen für die Entwicklung von Fischbeständen

Für die Entwicklung der Fischbestände in Tagebauseen spielen die Wasserbeschaffenheit, die Gewässermorphologie, die Art der Flutung, die Anbindung an die fließende Welle und das Gewässeralter bzw. die davon abhängige biologische Entwicklung eine entscheidende Rolle (Rümmler et al. 2017a, Matern et al. 2022, Ritterbusch et al. 2022, Martinsen et al. 2023). Die längerfristige Gewässerentwicklung führt zu einer Ausbildung von Pflanzen- und Tiergemeinschaften sowie Nahrungsnetzen, die sich natürlichen Seen mit ähnlicher Morphometrie und Trophie schrittweise annähern.

Die wichtigste Voraussetzung für die Entwicklung von Fischartengemeinschaften in Tagebauseen bilden stabile pH-Werte über 6,0 (Rümmler et al. 2017b, Ritterbusch et al. 2022). Als primären Wirkungsbereich ungünstiger pH-Werte sind die Kiemen anzusehen. Niedrige pH-Werte hemmen dort die Funktion der Na^+/H^+ -Pumpe, was zu einer erhöhten Durchlässigkeit der Kiemenmembran gegenüber Ionen führt (Wendelaar Bonga & Dederen 1986). Darüber hinaus schränken niedrige pH-Werte die Reproduktion und das Wachstum der Fische ein (Lehnhart & Steinberg 1992, Duis 2000, Duis 2001, Prawitt 2011). Dabei ist die Toleranz gegenüber niedrigen pH-Werten von der Fischart und vom Lebensstadium abhängig (Vuorinen et al. 1993, Leuven & Oyen 1987, Sayer et al. 1993, Rümmler 2010, Rümmler et al. 2017a).

Nicht weniger bedeutend für die Entwicklung einer Fischzönose ist die Ausprägung litoraler und sublitoraler Habitate. Die wichtige Nahrungsgrundlage für Fische, das Zooplankton, ist mit der Entstehung des Wasserkörpers in der Regel sofort vorhanden. Verschiedene Ruderfußkrebse (*Cyclops* und *Eudiaptomus*) und Wasserflöhe (*Bosmina longirostris*) treten häufig dominierend auf (Rümmler et al. 2004b). Eine zweite wichtige Nahrungsgrundlage für Fische bildet das den Gewässergrund besiedelnde Makrozoobenthos. Dies könnte bereits in den ersten Jahren der Flutung Individuenzahlen und Biomassen ausbilden, die mit nährstoffarmen natürlichen Seen vergleichbar sind (Bauch 1955, Rümmler 2001).

11.2 Grundsätzliche Entwicklung von Fischbeständen in Tagebauseen

Im Allgemeinen wird in Tagebauseen eine sehr schnelle erste Besiedlung mit Fischen festgestellt (Rümmler et al. 2017a, Rümmler et al. 2017b). Insbesondere bei der Flutung mit Flusswasser über offene Zuläufe oder durch die Wasserförderung mit Pumpen können alle in den Flüssen vorkommenden Fischarten zumindest im Ei-, Larven- und Jungfischstadium in die neuen Seen gelangen. So konnten in einigen Tagebauseen bereits während der Flutungsphase zehn und mehr Fischarten nachgewiesen werden (Rümmler et al. 2004b, Rümmler et al. 2005, Rümmler et al. 2017a, Ritterbusch et al. 2022). Aber auch bei Grundwasseraufgang und Flutung mit Sumpfungswasser des aktiven Bergbaus können Fische, Fischeier oder Fischbrut in die Seen gelangen. Allerdings erfolgt die Besiedlung in diesen Fällen wesentlich langsamer (Ritterbusch et al. 2022, Martinsen et al. 2023) und sehr wahrscheinlich durch menschliche Aktivitäten, wie z. B. durch unbefugten Besatz (Johnson et al. 2009, Rahel & Smith 2018, Hirsch et al. 2021, Skeate et al. 2022) und/oder durch Wasservögel (Green et al. 2023). Ein möglicher Transfer verschiedener Lebensstadien der Fische durch Wasservögel in

andere Gewässer wird häufig aufgeführt (von Brandt & Kucklantz 1993, Knösche 1998, Hirsch et al. 2018). Es wird vermutet, dass Fischeier auch über das Gefieder von Wasservögeln übertragen werden könnten (Riehl 1991, Schmidt et al. 1991) oder sogar die Darmpassage von Wasservögeln überstehen können (Silva et al. 2019, Lovas-Kiss et al. 2020), wodurch grundsätzlich das Verbringen von Fischeiern zwischen Gewässern möglich ist.

Aufgrund der Zufälligkeit dieser Ereignisse kann es insbesondere in isolierten Seen zur Massenentwicklung weniger Erstbesiedlerarten kommen. Dabei handelt es sich überwiegend um Arten wie Plötze (*Rutilus rutilus*) und Barsch (*Perca fluviatilis*), die nur geringe spezifische Ansprüche an Habitat- und Nahrungsart stellen. Zu den Erstbesiedlerarten zählen weiterhin Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) und Moderlieschen (*Leucaspius delineatus*).

Der Phase der Erstbesiedelung schließt sich die Entwicklung der gewässertypischen Fischartengemeinschaft an. Mit der weiteren Ausbildung von Habitatstrukturen (z. B. Wasserpflanzen, Feindetritusablagerungen) und Nahrungsnetzen (Zooplankton, Makrozoobenthos, Aufwuchs) sowie der Änderung der Trophie geht auch die Entwicklung des Fischbestandes von der Erstbesiedlergemeinschaft zu einer Artengemeinschaft einher, die diesen veränderten Bedingungen angepasst ist. Durch die anfangs sehr schnelle Sukzession der gewässerbiologischen Verhältnisse kann es innerhalb weniger Jahre zu stärkeren Veränderungen der Populationsdichte und -zusammensetzung der anfänglichen Fischartengemeinschaft kommen.

Die Ermittlung eines fischfaunistischen und fischereilichen Leitbildes der Tagebauseen ist daher eine wichtige Grundlage für alle weiteren Maßnahmen zur Entwicklung der Fischbestände und für die zukünftige fischereiliche Nutzung. Insbesondere durch die richtigen Initialbesatzmaßnahmen kann die Entwicklung des gewässertypischen Fischbestandes beschleunigt und stabilisiert werden.

11.3 Fischfaunistische und fischereiliche Leitbilder für Tagebauseen

Mit der Entstehung neuer Seen stellt sich die Frage, welche Fischarten unter den gegebenen Bedingungen Lebens- und Reproduktionsmöglichkeiten finden und in welcher Größenordnung die einzelnen Fischarten und der Fischbestand insgesamt aufkommen. Aus diesem Grund wird ein fischfaunistisches Leitbild aufgestellt, das die Fischartengemeinschaft angibt, die aufgrund ihrer Lebensweise an die speziellen Trophie- und Strukturbedingungen des jeweiligen Gewässers angepasst ist. Auf dieser Basis lässt sich das fischereiliche Leitbild ableiten, das die fischereilichen Hegeanforderungen und Nutzungsmöglichkeiten des Gewässers formuliert und die Grundlage für die fischereiliche Bewirtschaftung bildet.

Die vorhandene fischereibiologische Seenklassifikation der glazial entstandenen norddeutschen Seen nach Bauch (1955, 1966) wird häufig als Orientierung für die Ableitung von Leitbildern für Tagebauseen genutzt. Neben fischereilichen Erträgen werden die Fischbesiedlung, die Morphometrie des Gewässers, hydrologische Aspekte, die Trophie, die aquatische Vegetation sowie das Sediment und seine Besiedlung als Einstufungskriterien dieser Klassifizierung verwendet. Es werden die vier Seentypen Maränensee (M), Bleisee (Bl), Hecht-Schlei-See (HS) und Zandersee (Z) unterschieden.

Diese Grundtypen werden in jeweils vier Unterklassen unterteilt. Der Typ I stellt einen verhältnismäßig großen und vielseitigen Seetyp mit einem artenreichen Fischbestand und gutem Wachstum der Leitarten dar. Ein verhältnismäßig einseitiger See mit massenhafter Vermehrung der Leitfischart oder eines nahen Verwandten und daher meist geringem Stückmassewachstum ist der Untertyp II. Der Typ III bildet den Übergang zum nächsten Trophiegrad. Hier geht die Leitfischart in ihrem Bestand zurück oder vermehrt sich zu stark. Der Typ IV verkörpert verhältnismäßig kleine, fischarme, steilscharige und tiefe Seen, in denen das Wachstum der Fische schlecht ist. Anhand ihrer Morphologie, Schichtung, Trophie und Fischnährtiergrundlage können viele der existierenden großen, tiefen, oligotrophen Tagebauseen mit dem Maränensee I oder II verglichen werden (Rümmler et al. 2017b).

Neben Bauch (1955, 1966) unterscheiden auch andere Arbeiten für den mitteleuropäischen Raum verschiedene Fischartengesellschaften in Seen (Barthelmes 2000, Jeppesen et al. 2000, Mehner et al. 2004, 2005, 2007, Garcia et al. 2006). Diese Studien teilen die Fischartengemeinschaften primär nach der Trophie ein und stellen den Fischertrag, die Bestandsentwicklung und/oder die Zusammensetzung der Fischartengemeinschaft in Abhängigkeit von der Trophie und/oder von der mittleren Tiefe des Gewässers dar.

Mehner et al. (2004, 2005, 2007) liefern beispielsweise eine fischbasierte Gewässertypisierung auf der Basis von wissenschaftlichen Beprobungen und beschreiben drei Fischgemeinschaftstypen:

- **Maränenseen** beinhalten eine Kaltwasserfischgemeinschaft mit Kleiner Maräne (*Coregonus albula*) und Barsch, außerdem Hecht (*Esox lucius*). Diese Seen sind nährstoffarm und tief.
- **Kaulbarschseen** (zunächst als Bleiseen bezeichnet) haben eine Warmwasserfischgemeinschaft mit Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*), Blei (*Abramis brama*) und Ukelei (*Alburnus alburnus*). Weitere Fischarten sind Plötze, Güster (*Blicca bjoerkna*) und Zander (*Sander lucioperca*). Die Gewässer sind produktiv mit mittlerer Tiefe.
- **Plötzenseen** weisen ebenfalls eine Warmwasserfischgemeinschaft auf. Es dominieren Plötze, Barsch und Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*). Der Seetyp ist flach und klein und überwiegend nördlich der Ostsee anzutreffen.

Bei der Erstellung von fischfaunistischen und fischereilichen Leitbildern sind neben den spezifischen Ansprüchen der einzelnen Fischarten auch folgende grundsätzliche biozönotische Prinzipien zu berücksichtigen:

- Die Fischartenvielfalt nimmt mit der Gewässerfläche (Eadie et al. 1986, Eckmann & Anwand 1995, Eckmann 1995) sowie mit der Diversität der Lebensräume zu (Grimm 1989, Jeppesen et al. 2005, Blabolil et al. 2017).
- Weichen die Lebensbedingungen vom Optimalbereich der meisten Organismen ab, nimmt die Artenzahl insgesamt ab und die Abundanz der verbleibenden Arten zu. Konstante Lebensbedingungen führen zu einem höheren Artenreichtum.
- Relative Maßzahlen der Fischbestandsgröße nehmen mit zunehmendem Nährstoffgehalt zu (Olin et al. 2002, Søndergaard et al. 2005, Massol et al. 2007, Argillier et

al. 2013, Brucet et al. 2013). Bis zur Grenze polytroph/hypertroph steigt die Fischbiomasse mit der Trophie. Weiterhin kommt es mit zunehmender Trophie zu einem Wechsel der Fischgemeinschaft von einer Salmoniden/Coregonen-Dominanz zu hohen Barschantteilen und dann zu hohen Cyprinidenanteilen (Persson et al. 1991, 1994, Mehner et al. 2005).

Neu entstehende Braunkohletagebauseen weisen etliche Merkmale auf, die mit natürlichen Seen vergleichbar sind. Auch unterliegen sie vergleichbaren Sukzessionsbedingungen wie natürliche Seen derselben Region. Nach der Einstellung des „Klimax“-Stadiums werden sich im Wesentlichen auch ähnliche Fischartenzusammensetzungen wie in vergleichbaren natürlichen Gewässern ausbilden. Die für natürliche Gewässer erarbeiteten fischereilichen Leitbilder und fischereilichen Bewirtschaftungsformen sind daher auch für Tagebauseen eine wichtige Orientierung.

Wie bei jeder Typisierung handelt es sich auch bei der fischereilichen Klassifizierung um eine modellhafte Vereinfachung. Neben der Einstufung in einen fischereilichen Seetyp muss daher auch der individuelle Charakter eines jeden Gewässers berücksichtigt werden.

11.4 Fischfaunistisches und fischereiliches Leitbild des Tagebausees Garzweiler

Der Tagebausee Garzweiler erfüllt hinsichtlich seines prognostizierten pH-Werts, seiner guten Sauerstoffversorgung und trophischen Entwicklung die grundlegenden Anforderungen für die Entwicklung einer Fischzönose. Anhand der Morphometrie, Schichtung und Trophie kann der Tagebausee Garzweiler mit den natürlichen norddeutschen Maränenseen nach Bauch (1955, 1966) verglichen werden (Tabelle 32). Die Leitfischart dieser nährstoffarmen, tiefen und sauerstoffreichen Seen ist die Kleine Maräne, eine planktivore Fischart des Freiwassers, die im Sommer kaltes und sauerstoffreiches Tiefenwasser benötigt. Die Kleine Maräne ist eine bedeutende Wirtschaftsfischart und kann die Grundlage für eine Erwerbsfischerei bilden. Auch die Große Maräne (*Coregonus* spp.) bildet in einigen Tagebauseen Bestände aus Barthelmes (1981). Nach der Entwicklung submerser und emerser Makrophyten ist auch mit dem Aufkommen von Hecht und Plötze zu rechnen. Weiterhin kommen meist in geringem Umfang Aal (*Anguilla anguilla*), Blei, Schleie (*Tinca tinca*), Rotfeder und Barsch sowie verschiedene Kleinfischarten vor.

Tabelle 32: Merkmale der Maränenseen nach Bauch (1955, 1966) sowie Angaben zum Tagebausee Garzweiler in der stationären Phase

Kriterium	Maränensee I	Maränensee II	TBS Garzweiler
Einschätzung	vielseitig strukturiert, z.T. steilscharig, vielseitig zu bewirtschaften, Leitfischart wächst gut	steilschariger und klarer als M I, Hauptfischart stark vertreten mit geringerem Wachstum	wenig strukturiert, steilscharig
Fläche	> 100 ha	> 100 ha	2.216 ha
maximale Tiefe	30 - 70 m	40 - 70 m	170 m
mittlere Tiefe	10 - 25 m	18 - 30 m	68 m
Trophie	mesotroph	oligotroph	oligo- bis schwach mesotroph
Sauerstoff (Sommer)	Sauerstoff bis zum Grund (dort gelegentlich wenig)	reichlich Sauerstoff bis zum Grund (selten dort wenig)	reichlich Sauerstoff bis zum Grund
Sichttiefe	2 - 6 m	7 - 10 m	> 7 m
Profundalbesiedlung	mäßige Boden-tierbesiedlung (Tubificiden, <i>Tanytarsus</i> -, <i>Monodiamesa</i> -, <i>Sergentia</i> - Chironomiden)	Bodentierbesiedlung geringer als im Maränen-See I	mäßige Besiedlung durch Oligochaeten und Chironomiden
Makrophyten	Krautgürtel vorhanden	Krautgürtel reichlich vorhanden	Krautgürtel vorhanden
Fischbestand	Kleine Maräne, Große Maräne (oft in geringerem Umfang), große Bleie (mäßig bis viel), Plötze (reichlich), Aal (mäßig), Hecht (reichlich), Schleie (mäßig)	Kleine Maräne (viel und vorherrschend), Große Maräne (gelegentlich), große Bleie (wenig), Plötze (viel), Aal (wenig, schlechter Wuchs), Hecht (reichlich), Schleie (mäßig)	(s. Maränen-See II)

11.5 Prognose der Entwicklung der Fischzönose

11.5.1 Natürliche Fischbestandsentwicklung

Die Fischarten, die im Gewässer geeignete Lebensbedingungen vorfinden, können sich in der Folgezeit längerfristig etablieren. In einem natürlichen See der Größe des Tagebausees Garzweiler wären nach der von Eckmann (1995) entwickelten Arten-Areal-Beziehung etwa 17 Fischarten zu erwarten. Aufgrund der geringen Diversität der Lebensräume im zukünftigen See ist jedoch davon auszugehen, dass eine Anzahl von 17 Fischarten nicht erreicht wird. In der Regel sind Barsch, Hecht, Plötze, Blei, Rottfeder und weitere Weißfischarten sowie verschiedene Kleinfischarten auch in Seen ohne Verbindung zu Fließgewässern in wenigen Jahren vorhanden.

Der Tagebausee Garzweiler wird bei beiden Flutungsvarianten mit Oberflächenwasser aus dem Rhein geflutet. Im Rhein zwischen Köln und Düsseldorf wurden 2021 die Fischarten Aal, Aland (*Leuciscus idus*), Barsch, Blei, Döbel (*Squalius cephalus*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*), Nase (*Chondrostoma nasus*), Plötze, Rapfen (*Leuciscus aspius*), Rotaugen, Ukelei und Zander nachgewiesen (LANUV 2025a). Weiterhin wurden die Arten Äsche (*Thymallus thymallus*), Bachforelle (*Salmo trutta*) und Barbe (*Barbus barbus*) als Einzelexemplare sowie verschiedene nicht heimische Grundelarten gefangen. Basierend auf der im Flutungswasser anzutreffenden Fischzönose wäre davon auszugehen, dass eine Erstbesiedlung des zukünftigen Sees bereits während der Flutung zu beobachten ist. Da jedoch vorgesehen ist, das Flutungswasser mittels Entnahgebauwerk inkl. Siebanlagen (Maschenweite 1 mm) abzuleiten, ist nicht von einer schnellen Besiedlung des sich in Flutung befindlichen Sees mit Fischen auszugehen, da die Eier und Larven der meisten Fischarten aus dem Rhein aufgrund ihrer Größe durch die Siebanlagen zurückgehalten werden.

Überschüssiges Wasser aus dem Tagebausee Garzweiler wird über ein Wehr in die Niers abgeleitet. In der Niers wurden in den vergangenen Jahren (2020 bis 2024) südlich von Wickrathberg (Stadt Mönchengladbach) Dreistachliger und Neunstachliger Stichling (*Pungitius pungitius*) sowie Goldfisch (*Carassius auratus*) nachgewiesen. Nördlich von Wickrath (Stadt Mönchengladbach) wurden darüber hinaus Aal, Barsch, Bitterling (*Rhodeus amarus*), Blei, Döbel, Giebel (*Carassius gibelio*), Groppe (*Cottus gobio*), Gründling (*Gobio gobio*), Hasel, Hecht, Karpfen (*Cyprinus carpio*), Plötze, Schleie, Schmerle (*Barbatula barbatula*) sowie der invasive Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*) bestätigt (LANUV 2025a). Eine natürliche Besiedlung des Tagebausees Garzweiler mit Fischarten aus der Niers kann aber nur dann erfolgen, wenn das Auslaufbauwerk für Fische zumindest temporär passierbar gestaltet wird.

Aufgrund der für Fische sowie ihrer Eier und Larven nicht passierbaren Einleitungs- und Ausleitungsbauwerke erfolgt die Besiedlung voraussichtlich langsam vor allem durch unbefugten Besatz oder Wasservögel. Allerdings ist anzunehmen, dass sich bei der hohen bis mittleren Nährstoffverfügbarkeit in der langen Flutungsphase schnell hohe Bestände der Pionierarten entwickeln werden.

Für den Tagebausee Garzweiler wird prognostiziert, dass er zunächst wegen der hohen Nährstoffkonzentrationen im Flutungswasser aus dem Rhein eine eutrophe Phase durchlaufen könnte, die im Zuge der weiteren Flutung allmählich zu einem mesotrophen Zustand führt und schließlich zu den oligotrophen bis maximal schwach mesotrophen Bedingungen der stationären Phase überleitet. Weil Fischbestandsgröße und -zusammensetzung trophieabhängig sind, wird sich mit der Änderung der Trophie auch der Fischbestand langfristig ändern. Unter eutrophen Bedingungen ist eine hohe Fischbestandsbiomasse dominiert von Cypriniden zu erwarten, während sich im stationären Zustand eine deutlich geringere Bestandsbiomasse mit einer Dominanz von Barschen entwickelt.

11.5.2 Besatzmaßnahmen

Der Besatz von Fischen durch den Menschen kann die Entwicklung eines gewässerangepassten Fischbestandes fördern. Da Fischbesatz aber mit negativen Folgen für das Gewässerökosystem verbunden sein kann (Holmlund 2004, Gozlan et al. 2010), ist die

Einhaltung der guten fachlichen Praxis hierbei von besonderer Bedeutung (Baer et al. 2007, Lewin et al. 2010). Nur in Ausnahmefällen werden für die typischen Arten stehender Gewässer Initialbesatzmaßnahmen oder spätere Bestandsstützungen notwendig sein. Im Gegensatz zu den meisten Nebenfischarten können die Maränen als Leitfischarten der tiefen und oligotrophen Seen nur durch Initialbesatzmaßnahmen in Tagebauseen eingebürgert werden.

Kleine Maräne

Die Leitart der norddeutschen Maränenseen, die Kleine Maräne, ist eine kälteliebende Schwarmfischart des Freiwassers. Sie ernährt sich überwiegend von Kleinkrebsen des Planktons. Die Eier werden Ende des Jahres über sandig-kiesigem Grund abgelegt. Sich selbst reproduzierende Bestände der Kleinen Maräne können nur in tiefen geschichteten Gewässern erhalten bleiben, die im Sommer unterhalb der Sprungschicht ausreichend Sauerstoff aufweisen. Die fehlende oder nur dünne Feindetrüsschicht im Profundal von Tagebauseen gewährleistet hohe Sauerstoffkonzentrationen an der Sedimentoberfläche und ermöglicht die Entwicklung der hier während der Homothermie abgelegten Eier (Müller 1959, Bauch 1966, Barthelmes 1981). Dadurch weisen die meisten Tagebauseen gute Reproduktionsmöglichkeiten für Maränenartige auf. Nach bisherigen Erfahrungen können reproduzierende Bestände der Kleinen Maräne durch einen zweimaligen Initialbesatz etabliert werden (Rümmler & Schiewe 1999, Rümmler et al. 2004a, 2017a, 2017b).

Bei guter Sauerstoffversorgung im Hypolimnion könnte die Art bereits während der Flutung besetzt werden. Bei guter Nahrungsverfügbarkeit während der Flutungsphase ist davon auszugehen, dass sich schnell selbsterhaltende Bestände mit gutem Wachstum entwickeln. Erst in der stationären Phase sollte der Bestand aufgrund geringer Trophie (ab ca. $< 10 \mu\text{g/L}$ Gesamtphosphor im Frühjahr) des Gewässers rückläufig sein. Unter nährstoffarmen Bedingungen kann es bei der Kleinen Maräne zu einer hohen Fischdichte kommen, die zu starker intraspezifischer Konkurrenz um das limitierte Zooplanktonangebot führt. Derartige Fischbestände weisen relativ hohe Individuenzahlen bei geringen Stückmassen und schlechter individueller Kondition auf.

Der Tagebausee Garzweiler erfüllt die Anforderungen der Kleinen Maräne an Ihren Lebensraum und sollte gemäß dem erstellten fischfaunistischen und fischereilichen Leitbild in den See eingebürgert werden. Das Verbreitungsgebiet der Kleinen Maräne erstreckt sich über Einzugsgebiete des Ostseeraum bis zur Nordsee, nördlich der Elbemündung (Kottelat & Freyhof 2007). Darüber hinaus wird in der Literatur ebenfalls von erloschenen Beständen der Kleinen Maräne im Niederrhein berichtet (Groot 1990, Kottelat & Freyhof 2007). In Nordrhein-Westfalen existieren keine natürlichen Seen, die den Anforderungen der Kleinen Maränen gerecht werden und Populationen der Art beherbergen. Allerdings wurde die Kleine Maräne u. a. in der Bigge-, Möhne-, Henne-, Ennepe-, Verse- und Listertalsperre eingebürgert (Ruhrverband 2021).

Für Initialbesatzmaßnahmen am Tagebausee Garzweiler ist besonderes Augenmerk auf die Herkunft des Besatzmaterials zu legen. Das Besatzmaterial sollte aus dem Flusseinzugsgebiet des zu besetzenden Gewässers stammen. Die bekannte Population der Kleinen Maräne aus dem Niederrhein ist erloschen. Somit ist zu prüfen, ob sich andere Populationen für die

Einbürgerung eignen. Im Rahmen des vorliegenden Gutachtens ist nicht zu bewerten, inwiefern sich heute existierenden Populationen der Kleinen Maräne genetisch von der erloschenen Population des Niederrheins unterscheiden. Zur Beantwortung dieser Frage sind weitere Recherchen und gegebenenfalls Untersuchungen notwendig.

Große Maräne

Die Große Maräne ist ein Freiwasserfisch großer, klarer und tiefer Seen. Ältere Tiere ernähren sich vorwiegend von Bodentieren, können aber auch Zooplankton aufnehmen (Barthelmes 1981, Dauster 1995). Aufgrund der überwiegenden oder bevorzugten benthivoren Ernährungsweise, zumindest der älteren Altersstufen, benötigt der Tagebausee hypolimnische Weideflächen.

Viele Tagebauseen bieten Voraussetzungen für ein Aufkommen der Großen Maräne. Die Große Maräne wurde bereits in einigen Tagebauseen erfolgreich etabliert (Dauster 1995, Rümmler et al. 2017b). In den Seen, die mit der Großen Maräne besetzt wurden, kam es in den meisten Fällen ebenfalls zu einem Aufkommen der Brut, einer anschließenden eigenen Reproduktion und einem Bestandsaufbau. Bedingt durch die für Tagebauseen typische geringe Nährstoffverfügbarkeit etablierten sich allerdings zumeist nur geringe Bestände (Rümmler & Schiewe 1999, Rümmler 2010, Rümmler et al. 2017a). Die Einbürgerung der Großen Maräne könnte durch zweimaligen Initialbesatz erfolgen (Dauster 1995).

Die Entwicklung von Großmaränenbeständen ist in erster Linie von der Trophie abhängig. Bei guter Sauerstoffverfügbarkeit im oberen mesotrophen bis leicht eutrophen Bereich können sich entsprechend starke Bestände der Großen Maräne entwickeln. Als „Wachstumsgrenzwert“ für Große Maränen in Schweizer Seen gibt Müller (1992, 1993) eine Phosphorkonzentration von 10 µg/L an. Unter den eutrophen Bedingungen, wie sie im Tagebausee Garzweiler während der Flutung auftreten könnten, ist von einer erfolgreichen Bestandsbildung auszugehen. Vergleichbar mit der Kleinen Maräne wird die geringe Trophie in der stationären Phase zu einem geringen Bestand und zu einem langsamen Wachstum der Großen Maräne führen.

Auch für die Große Maräne bietet der Tagebausee Garzweiler geeignete Bedingungen, um nach dem Initialbesatz selbsterhaltende Bestände auszubilden. Gemäß dem erstellten fischfaunistischen und fischereilichen Leitbild wird die Einbürgerung dieser Art in den See empfohlen. Das Besatzmaterial für die Einbürgerung der Art sollte aus Beständen der Großen Maräne im Rheineinzugsgebiet stammen.

Allerdings umfasst der Begriff „Große Maräne“ eine ganze Gruppe von Maränenarten. Er wurde ursprünglich zur Abgrenzung gegen die deutlich kleinwüchsigeren Kleinen Maräne verwandt und umfasst auch die wandernden Arten (Schnäpel) in Rhein, Elbe und Oder (*Coregonus maraena*, *C. oxyrinchus*) sowie die Renkenarten der Voralpenseen. In der Gruppe der Großen Maräne herrschen systematische Unsicherheiten in der Artzuordnung (Mehner et al. 2018), die auch durch genetische Methoden noch nicht abschließend beseitigt werden konnten.

Der Rhein gehört zum natürlichen Verbreitungsgebiet des Nordseeschnäpels (*C. oxyrinchus*) (Freyhof & Schöter 2005, Kottelat & Freyhof 2007). Der Nordseeschnäpel ist somit eine

heimische Fischart in Nordrhein-Westfalen. Weitere Populationen von Großen Maränen- bzw. Renkenarten im Einzugsgebiet des Rheins sind im Bodensee zu finden. Auch erfolgten nach Angaben des Ruhrverbandes Einbürgerungen der Großen Maräne (*C. lavaretus*) in der Möhne-, Bigge-, Henne- und Ennepetalsperre. Auch die aus dem Bodensee stammenden Blaufelchen (*C. wartmanni*) wurden in einigen Talsperren in Nordrhein-Westfalen angesiedelt (Ruhrverband 2021).

Aal

Der Aal stellt hinsichtlich Bestandsaufbau und Hege aufgrund seiner Biologie und anthropogen bedingten Beeinträchtigungen besondere Anforderungen. Aale sind obligatorische Wanderfische. In Abhängigkeit vom Geschlecht und von den Umweltbedingungen werden sie im Süßwasser nach fünf bis 23 Jahren geschlechtsreif und verlassen die Binnengewässer (Tesch 1999, Simon 2015). Dabei wird ihr Körper silbrig und die Augen und Brustflossen vergrößern sich (Blankaale). Die Tiere wandern stromab ins Meer und dann in die Sargassosee, wo sie laichen und anschließend sterben (Tesch 1999). Die Aallarven treiben mit dem Golfstrom an die europäischen Küsten. Dort erfolgt eine Metamorphose zum Glasaal. Anschließend wandern viele Tiere stromaufwärts, um die Binnengewässer zu besiedeln. Dabei pigmentieren sie sich und werden zum sogenannten Gelbaal.

In den letzten Jahrzehnten sind das natürliche Glasaalaufkommen und infolgedessen die Aalbestände in Europa stark zurückgegangen (ICES 2022). Als Ursachen für den Rückgang werden globale Einflüsse, wie z. B. die Erwärmung der Ozeane auf der nördlichen Erdhalbkugel und Änderungen im Verlauf des Golfstroms im Zuge des Klimawandels, und auch anthropogene und regionale Einflüsse, wie z. B. der Verbau der Gewässer, Habitatverluste, Aalverluste an Wasserkraftanlagen, Fischerei, Parasiten, Schadstoffe und Fraß durch den Kormoran angesehen (Moriarty & Dekker 1997, Knights 2003, Miller et al. 2009, Dekker 2009, Geeraerts & Belpaire 2011). Die Bestände und das Verbreitungsgebiet des Aals im Binnenland in Deutschland beruhen deshalb gegenwärtig weitgehend auf fischereilichen Besatzmaßnahmen.

Aale sind Bestandteil natürlicher Fischartengemeinschaften unserer Gewässer und für die Erwerbsfischerei auf natürlichen Gewässern von entscheidender wirtschaftlicher Bedeutung und oftmals die wichtigste Einnahmequelle (Brämick et al. 2008, Fladung & Ebeling 2016). Daneben sind Aale in der Angelfischerei eine begehrte Zielfischart. Gleichzeitig gilt der Aal nach der Roten Liste der Weltnaturschutzunion (IUCN) als vom Aussterben bedroht. Zum Schutz der Aalbestände wurde von der EU die Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 vom 18.09.2007 mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestands des Europäischen Aals erlassen.

Aufgrund seiner großen Toleranz gegenüber vielen Umweltfaktoren (Schreckenbach et al. 1987, Tesch 1999) und seiner opportunistischen Lebensweise (Feunteun et al. 2003) findet der Aal auch in Tagebauseen Lebens- und Wachstumsvoraussetzungen. Allerdings ist eine hohe Produktivität nur in alkalischen bis neutralen und meso- bis eutrophen flachen Gewässern zu erwarten, die eine ausgedehnte Uferlinie und eine diverse Vegetation mit vielen Nischen für benthische Beuteorganismen haben (Knights & White 1998). In Tagebauseen mit

niedriger Trophie, wie dem Tagebausee Garzweiler in seiner stationären Phase, wird sich nur ein geringer Bestand mit einem sehr langsamen Wachstum etablieren können.

Durch die Siebanlage am Entnahmebauwerk am Rhein wird eine natürliche Besiedlung des Tagebausees Garzweiler mit Aalen verhindert. Ein Aalbestand kann daher nur durch kontinuierlichen Besatz aufgebaut und erhalten werden. Der Besatz von Aalen kann aus fischereilicher Sicht erfolgreich und wirtschaftlich sein (Frost et al. 2000, Dönni et al. 2001). Aufgrund der für den stationären Zustand prognostizierten Trophie und der eher gering ausgeprägten Litoralfächen sollte ein Aalbesatz am Tagebausee Garzweiler nur in geringem Umfang getätigt werden. Dabei ist zu beachten, dass der Besatz von Aalen in Standgewässern nur dann der guten fachlichen Praxis entspricht, wenn die Gewässer zumindest zeitweilig an Fließgewässer angebunden sind (Dekker et al. 2003, Baer et al. 2007, Baer et al. 2011). Dies trifft auf den Tagebausee Garzweiler zu, da dieser in die Niers entwässert. Eine Alternative zum Besatz mit Aalen wäre die geeignete Gestaltung des Auslaufbauwerks, welches den natürlichen Aufstieg der Jungfische und somit eine Besiedlung des Sees aus der Niers ermöglichen würde.

11.6 Fazit

Der Tagebausee Garzweiler erfüllt hinsichtlich der prognostizierten Umweltbedingungen die grundlegenden Anforderungen für die Entwicklung einer Fischzönose. Der stationäre Tagebausee Garzweiler entspricht den natürlichen norddeutschen Maränenseen bzw. tiefen Seen mit Kaltwasserfischgemeinschaften. Die Leitfischarten dieser Seen sind die Kleine Maräne, aber auch die Große Maräne. Weitere typische Fischarten dieser Seen sind Hecht, Plötze, Aal, Blei, Schleie, Rottfeder und Barsch sowie verschiedene Kleinfischarten.

Die Besiedlung des Sees mit Fischen aus dem Rhein wird durch die Siebanlagen am Entnahmebauwerk verhindert. Eine Zuwanderung von Fischen aus der Niers über das Wehr ist ebenfalls nicht möglich. Eine natürliche Besiedlung des Sees wird daher voraussichtlich nur langsam erfolgen. Die Leitfischarten können nur durch Initialbesatzmaßnahmen im Gewässer etabliert werden. Weitere notwendige Besatzmaßnahmen sind aufgrund der Biologie der Art und der verhinderten natürlichen Einwanderungsmöglichkeiten für den Aal notwendig. Mit Ausnahme der beiden Maränenarten könnten Anbindungen des Sees, die für Fische passierbar gestaltet sind, die Entwicklung eines artenreichen Fischbestandes beschleunigen und eine natürliche Zuwanderung des Aals ermöglichen.

12 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Der Tagebausee Garzweiler wird sich in einem Tagebaurestrum mit für deutsche Verhältnisse sehr großen Ausmaßen für ein Seebecken entwickeln, was entsprechend in den morphometrischen Daten des zukünftigen Sees zum Ausdruck kommt (Kap. 4). Die Erstellung des Sees ist nur durch eine Flutung mit Wasser aus externen Oberflächengewässern in einem überschaubaren Zeitrahmen möglich (Kap. 2). Durch die Zuführung von Wasser aus dem Rhein wird die Flutungsphase bis zum Erreichen des Zielwasserstands rd. 30 Jahre in Anspruch nehmen. Bei reinem Grundwasserwiederanstieg müsste hierfür mit Jahrhunderten gerechnet werden.

Grundlagen für Entwicklung zu einem ökologisch wertvollen Gewässer, das zudem vielfältige Nutzungsmöglichkeiten zulässt, bilden die Morphologie des Seebeckens, die Beschaffenheit des Flutungswassers in Verbindung mit der Anbindung an die Grundwasserleiter, die langfristigen hydrologischen und geochemischen Bedingungen im Umfeld des Sees, die aus Flutungs- und Grundwasserbeschaffenheit resultierende Beschaffenheit des Seewassers, das Durchmischungsverhalten des Seewasserkörpers und die Ausbildung der Lebensräume und deren Besiedlung durch Organismen.

Sowohl die Einleitung von Flutungswasser aus dem Rhein als auch die in einer zweiten Variante vorgesehene ergänzende Verwendung von Sümpfungswasser in der Anfangsphase der Flutung ermöglichen die Entwicklung einer guten Wasserbeschaffenheit im neu entstehenden See (Kap. 7). Die Konzentration von Schadstoffen, die nach OGeV für die Beurteilung des ökologischen und chemischen Zustands bzw. Potenzials des zukünftigen Tagebausees relevant sind, sind im Rheinwasser nur bei wenigen Stoffen leicht erhöht, so dass Qualitätsnormen überschritten werden (Kap. 3).

Tiefe, nährstoffarme Seen sind eine Seltenheit in unserer stark anthropogen überformten mitteleuropäischen Landschaft und daher mit ihrer spezifischen Flora und Fauna besonders schützenswert. Umso bedeutender ist es, wenn ein dementsprechender Gewässertyp wie der Tagebausee Garzweiler als künstlicher See neu geschaffen wird. Die Größe des Sees hinsichtlich seines sehr großen Volumens und seiner sehr großen Tiefe sowie das nach der Füllung weitgehende Fehlen von oberirdischen Zuflüssen mit entsprechend sehr langen theoretischen Wasserverweilzeiten im See gewährleisten die Entwicklung eines in großen Teilen weitgehend anthropogen unbeeinflussten Gewässers.

Wesentlich für die gewässerökologische Entwicklung ist das Ergebnis der limnophysikalischen Modellierungen, die die Ausbildung eines meromiktischen Sees ausschließen (Kap. 6). Der Sauerstoffvorrat im Tiefenwasser wird stets ausreichend hoch sein, so dass für Organismen kritische Sauerstoffkonzentrationen nicht unterschritten werden.

Die im stationären Endzustand fast ausschließliche Speisung des Sees durch Grundwasserzufluss und die sich aus dem Verhältnis von Seeabfluss zu Seevolumen ergebende lange theoretische Wasseraufenthaltszeit von rund 150 Jahren gewährleisten eine hohe Stoffretention und damit nach Abschluss der Flutung dauerhaft oligotrophe bis maximal schwach mesotrophe Bedingungen im See (Kap. 8). Dies bedeutet hohe Sichttiefen und damit

gute Wachstumsbedingungen für die Vegetation im Litoral bis zu Tiefen von mindestens zehn Meter, was die Ausbildung unterseeischer Characeen-Wiesen ermöglicht (Kap. 9).

Bereits bei der Flutung sollten gute Ausgangsbedingungen für die Einstellung einer dauerhaft guten Wasserqualität sichergestellt werden, die die Referenzbedingungen des Gewässertyps erfüllen. Voraussetzung ist hierfür, unabhängig von der Flutungsvariante, eine hohe Sauerstoffverfügbarkeit. Insbesondere im Zuge der Zuführung von Sümpfungswasser gemäß der Flutungsvariante 2 ist eine gute Belüftung von Bedeutung. Hierdurch sollte eine rasche Ausfällung des im Sümpfungswasser enthaltenen Eisens erreicht werden. Hierzu sind eine turbulente Durchmischung mit dem Rheinwasser und z.B. eine Einleitung über Kaskaden vom oberen Gewässerrand zu empfehlen. Die Bildung von Eisenhydroxiden hat den positiven Effekt der Verminderung der Phosphor-Konzentrationen im Flutungswasser aus dem Rhein, was der Trophie und damit der biologischen Entwicklung des Sees zugutekommt.

Während das Pelagial aufgrund seiner Größe von anthropogenen Aktivitäten nur gering beeinflusst werden kann, ist zu erwarten, dass die artenreichen Litoralbereiche einem erhöhten Nutzungsdruck unterliegen. Umso wichtiger ist die Ausweisung von Schutzgebieten insbesondere in Uferbereichen, die vor Wellenschlag relativ geschützt sind, um die Etablierung einer natürlichen Litoralvegetation zu ermöglichen. Die Erstellung einer Wellenprognose ist hierzu auch im Hinblick auf die Planung diverser Nutzungen der Uferbereiche empfehlenswert.

Zur Verhinderung der Einwanderung invasiver gebietsfremder Arten aus dem Rhein in den Tagebausee Garzweiler sind umfangreiche Vorkehrungen während der Flutungsphase vorgesehen. Zwischen dem See und der Niers sollte jedoch keine Wanderungsbarriere errichtet werden, um einheimischen Arten für sie wichtige Wanderungswege offen zu halten (Kap. 10).

Der Tagebausee Garzweiler, der dem fischfaunistischen und fischereilichen Leitbild eines Maränensees zugeordnet werden kann, bietet günstige Bedingungen für die Entwicklung einer artenreichen Fischzönose (Kap. 11). Nach Initialbesatzmaßnahmen der Leitfischarten Kleine und Große Maräne sollten diese selbsterhaltende Bestände ausbilden, die entsprechend der Trophie des Sees voraussichtlich eine fischereiliche Nutzung erlauben. Mit Ausnahme des Aals werden für weitere Fischarten keine Initial- oder Stützungsbesatzmaßnahmen notwendig sein, damit sich eine artenreiche und dem Gewässer angepasste Fischzönose entwickeln kann. Jedoch könnten ausgewählte Besatzmaßnahmen diesen Vorgang beschleunigen. Alle auch für Standgewässer typische Fischarten könnten den See besiedeln.

Die litorale Fischzönose wird sich in den Jahren der Flutung nur in geringem Umfang entwickeln können, da sich diese Bereiche durch einen stetig steigenden Wasserspiegel permanent neu entwickeln. Auch nach der Flutung ist die litorale Fischzönose aufgrund des geringen Anteils des Litorals an der Gewässeroberfläche und der niedrigen Trophie als gering einzuschätzen. Die verfügbaren Ressourcen im Freiwasser werden fast ausschließlich von der Kleinen Maräne genutzt werden können.

Unter Beachtung und Einhaltung der gesetzlichen Hegeverpflichtung der Fischbestände sowie der guten fachlichen Praxis ist eine fischereiliche Bewirtschaftung des Gewässers möglich. Unabhängig von der fischereilichen Nutzung fordert die Hege gemäß LFischG des Landes

Nordrhein-Westfalen sowie gemäß der „guten fachlichen Praxis“, die Kenntnis über die Entwicklung der Fischartengemeinschaft, der Altersstruktur sowie der Ausprägung der Bestandsgröße. Erst diese Informationen erlauben eine nachhaltige Bewirtschaftung des Gewässers (§ 3 LFischG). Durch regelmäßige fischereiliche Untersuchungen können die Entwicklung der Artenzusammensetzung sowie der Bestandstruktur und -größe erhoben und darauf basierend fischereiliche Bewirtschaftungs- sowie potenziell notwendige Besatzempfehlungen entwickelt werden.

Insgesamt sind alle Voraussetzungen gegeben, dass sich der Tagebausee Garzweiler zu einem ökologisch wertvollen, in Mitteleuropa seltenen Klarwassersee entwickelt, und darüber hinaus eine hohe Attraktivität für vielfältige Freizeitnutzungen entfaltet. Es ist davon auszugehen, dass der See nach Abschluss der Flutung die typspezifischen Referenzbedingungen erfüllen und mindestens das gute ökologische Potenzial erreichen wird.

Die Seeentwicklung sollte durch ein regelmäßiges ökologisches Monitoring unter Einbeziehung physikalischer Messungen sowie chemischer und biologischer Untersuchungen begleitet werden. Ein entsprechendes Monitoringkonzept sollte hierzu erstellt werden. Durch die Begleitung der Entwicklung des Tagebausees Garzweiler durch das Monitoring können Entwicklungen der Wasserbeschaffenheit, die den Zielen und geplanten Nutzungen entgegenstehen, frühzeitig erkannt werden und bei unerwünschten und unvorhergesehenen Entwicklungen können rechtzeitig Gegenmaßnahmen ergriffen werden.

Literaturverzeichnis

- Agami, M., Y. Waisel (1985): Inter-relationship between *Najas marina* L. and three other species of aquatic macrophytes. *Hydrobiologia* 126: 169-173.
- Anderson, M.R., J. Kalf (1988): Submerged aquatic macrophyte biomass in relation to sediment characteristics in ten temperate lakes. *Freshwater Biology* 19: 115 – 121.
- Argillier, C., S. Caussé, M. Gevrey, S. Pédron, J. Bortoli, S. Brucet, M. Emmrich, E. Jeppesen, T. Lauridsen, T. Mehner, M. Olin, M. Rask, P. Volta, I.J. Winfield, F. Kelly, T. Krause, A. Palm, K. Holmgren (2013): Development of a fish-based index to assess the eutrophication status of European lakes. *Hydrobiologia* 704: 193 - 211.
- Arts, G.H.P., G. van der Velde, J.G.M. Roelofs, C.A.M. van Swaay (1990): Successional changes in the soft-water macrophyte vegetation of (sub)atlantic, sandy lowland regions during this century. *Freshwater Biology* 24: 107 – 120.
- Azza, N., J. van de Koppel J., P. Denny, F. Kansime (2007): Shoreline vegetation distribution in relation to wave exposure and bay characteristics in a tropical great lake, Lake Victoria. *J. Trop. Ecol.* 23: 353 – 360.
- Baer, J., V. George, S. Hanfland, R. Lemcke, L. Meyer, S. Zahn (2007): Gute fachliche Praxis fischereilicher Besatzmaßnahmen. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V. 14, 151 S.
- Baer, J., U. Brämick, M. Diekmann, H. Karl, C. Ubl, K. Wysujack (2011): Fischereiliche Bewirtschaftung des Aals in Deutschland. Rahmenbedingungen, Status und Wege zur Nachhaltigkeit. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V. 16, 140 S.
- Bailey, R.C. (1988): Correlations between species richness and exposure: Freshwater molluscs and macrophytes. *Hydrobiologia* 162: 183–191.
- Barker, T., K. Hatton, M. O'Connor, L. Connor, B. Moss (2008): Effects of nitrate load on submerged plant biomass and species richness: results of a mesocosm experiment. *Fundamental and Applied Limnology. Archiv für Hydrobiologie* 173(2): 89 – 100.
- Barthelmes, D. (1981): *Hydrobiologische Grundlagen der Binnenfischerei*. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Barthelmes, D. (2000): Zur Trophieindikation durch Fische in norddeutschen Seen. *Gewässerökologie Norddeutschlands* 4: 123 - 131.
- Bauch, G. (1955): Norddeutsche fischereiliche Seentypen. *Archiv für Hydrobiologie* 22: 278 - 285.
- Bauch, G. (1966): *Die einheimischen Süßwasserfische*. Neumann Verlag, Berlin.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2025): *Neobiota.de - Gebietsfremde und invasive Arten in Deutschland*. <https://neobiota.bfn.de/grundlagen/neobiota-und-invasive-arten.html>
- Blabolil, P., M. Říha, D. Ricard, J. Peterka, M. Prchalová, M., Vašek, M. Čech, J. Frouzová, T. Jůza, M. Muška, M. Tušer, V. Drašík, Z. Sajdlová, M. Šmejkal, L. Vejřík, J. Matěna, D.S. Boukal, D. Ritterbusch, J. Kubečka (2017): A simple fish-based approach to assess the ecological quality of freshwater reservoirs in Central Europe. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* 418: 53.
- Blindow, I. (1992): Long- and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology* 28(1): 15 - 27.
- BMWK (2022): Stärkung von Versorgungssicherheit und Klimaschutz – Klarheit für die Menschen im Rheinischen Revier. Politische Verständigung zwischen dem Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz, dem Ministerium für Wirtschaft, Industrie, Klimaschutz und Energie des Landes Nordrhein-Westfalen und der RWE AG zum vorgezogenen Kohleausstieg 2030 im Rheinischen Revier. Berlin, 04.10.2022.
- Boedeltje, G., J. Bakker, A. Ten Brinke, J. van Groenendaal, M. Soesbergen (2004): Dispersal phenology of hydrochorous plants in relation to discharge, seed release time and buoyancy of seeds: the flood pulse concept supported. *Journal Ecology* 92: 786 - 796.
- Böx, S., J. Eberts, Ch. Gottelt, D. Mehl (2017): Erfassung der Qualitätskomponentengruppe Morphologie zur unterstützenden Bewertung sächsischer WRRL-Standgewässer. Studie im Auftrag des Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des Freistaats Sachsen.
- Brämick, U., E. Fladung, P. Doering-Arjes (2008): Aalmanagementplan – Flussgebietsgemeinschaft Elbe. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Bericht im Auftrag der Bundesländer Berlin, Brandenburg, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein u. Thüringen, Potsdam, 46 S.
- Brett, M.T., M.M. Benjamin (2008): A review and reassessment of lake phosphorus retention and the nutrient loading concept. *Freshwater Biology* 53: 194 - 211.
- Bristow, J.M., M. Whitcombe (1971): The role of roots in the nutrition of aquatic vascular plants. *Am. J. Bot.* 58: 8 - 13.

- Brucet, S., S. Pédrón, T. Mehner, T.L. Lauridsen, C. Argillier, I.J. Winfield, P. Volta, M. Emmrich, T. Hesthagen, K. Holmgren, L. Benejam, F. Kelly, T. Krause, A. Palm, M. Rask, E. Jeppesen (2013): Fish diversity in European lakes: geographical factors dominate over anthropogenic pressures. *Freshwater Biology* 58: 1779 – 1793.
- Carbiener, R., M. Trémoières, J.L. Mercier, A. Ortscheit (1990): Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). *Vegetatio* 86: 71 – 88.
- Carnigan, R. (1982): An empirical model to estimate the relative importance of roots in phosphorus uptake by aquatic macrophytes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 243 - 247.
- Carnigan, R., J. Kalf (1980): Phosphorus sources for aquatic weed: water or sediments? *Science* 207: 987 – 989.
- Chambers, P.A. (1987): Light and nutrients in the control of aquatic plant community structure. II. In situ observations. *Journal of Ecology* 75: 621 – 628.
- Dauster, H. (1995): Die Bewirtschaftung norddeutscher Seen mit Maränen. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 10: 30 - 36.
- Dekker, W. (2009): A conceptual management framework for the restoration of the declining European eel stock. In: Casselman, J.M., D.K. Cairns (eds.), *Eels at the edge - science, status and conservation concerns*. American Fisheries Society Symposium 58 (Quebec, 2003): 3 – 19.
- Dekker, W., M. Aprahamian, I. Azpiroz, A. Baisez, A. Batiz, C. Briand (2003): Report of the ICES/EIFAC Working Group on eels. Advisory Committee on Fishery Management, International Council for the Exploration of the Sea. Sukarrieta, Spain.
- Dönni, W., K.J. Maier, H. Vicentini (2001): Bestandsentwicklung des Aals (*Anguilla anguilla*) im Hochrhein. Mitteilungen zur Fischerei 69.
- Duis, K. (2000): Experimentelle Untersuchung der Säuretoleranz früher Altersstadien einheimischer Fischarten unter Berücksichtigung hydrochemischer Charakteristika der Lausitzer Tagebaurestseen. Struktur und Funktion von Fischbiozönosen in Tagebaurestseen der Lausitz. Abschlussbericht BMBF-Projekt FKZ 0339672. Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin.
- Duis, K., O. Prawitt, F. Mattukat (2001): Grenzen der Säuretoleranz einheimischer Fischarten unter den hydrochemischen Bedingungen der Lausitzer Tagebaurestseen. In: Dethlefsen, V., V. Hilge (Hg.), *Aktuelle Probleme der Gewässerverschmutzung*. Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes 77: 67 - 85.
- DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. ATV-DVWK-Regelwerk. DVWK-Merkblatt 238/1996.
- Eadie, J. M., T.A. Hurly, R.D. Montgomerie, K.L. Teather (1986): Lakes and rivers as islands: species-area relationships in the fish faunas of Ontario. *Environmental Biology of Fishes* 15: 81 – 89.
- Eckmann, R. (1995): Fish species richness in lakes of the north-eastern lowlands in Germany. *Ecology of Freshwater Fish* 4: 62 - 69.
- Eckmann, R., K. Anwand (1994): Wie viele Fischarten leben in einem See? Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) 26.09.-30.09.94, Tagungsband, Hamburg, 779 - 783.
- Ellenberg, H. (1986): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Ulmer, Stuttgart.
- EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1 vom 22.12.2000.
- EU (2014): Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten. Amtsblatt der Europäischen Union L 317/35 vom 4.11.2014.
- EU (2022): Durchführungsverordnung (EU) 2022/1203 der Kommission vom 12. Juli 2022 zur Änderung der Durchführungsverordnung (EU) 2016/1141 zwecks Aktualisierung der Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung. Amtsblatt der Europäischen Union L 186/10 vom 13.7.2022.
- Feunteun, E., P. Laffaille, T. Robinet, C. Briand, J. Baisez, M.-J. Olivier, A. Acou (2003): A review of upstream migration and movements in inland waters by Anguillid eels: toward a general theory. In: Aida, K., K. Tsukamoto, K. Yamauchi (eds.), *Eel Biology*. Springer-Verlag, Tokyo, 191 – 213.
- Fladung, E., M. W. Ebeling (2016): Struktur und betriebswirtschaftliche Situation der Seen- und Flussfischerei Brandenburgs. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Band 43.
- Freyhof, J., C. Schöter (2005): The houting *Coregonus oxyrinchus* (L.) (Salmoniformes: Coregonidae), a globally extinct species from the North Sea basin. *Journal of Fish Biology* 67: 713 - 729.
- Frost, H., C.-L. Jensen, M. Nielsen, N. Versteeggaard, M.I. Pedersen (2000): A socioeconomic cost-benefit analysis of the use of glass eel. *Reports of the Danish Institute of Agricultural and Fisheries Economics* 118.

- Garcia, X.-F., M. Diekmann, U. Brämick, R. Lemcke, T. Mehner (2006): Correlations between type-indicator fish species and lake productivity in German lowland lakes. *Journal of Fish Biology* 68: 1144 – 1157.
- Geeraerts, C., C. Belpaire (2011): The effects of contaminants in European eel: a review. *Ecotoxicology* 19: 239 - 266.
- Geologischer Dienst NRW (2019): Abschlussbericht zum Projekt Natürliche Hintergrundkonzentrationen in Oberflächengewässern Nordrhein-Westfalens. Krefeld, 30.09.2019
- GEO-NET (2024): Klimaexpertise zum Tagebausee Inden: Modellgestützte Analyse der planungsbedingten Auswirkungen zur Herstellung des Tagebausees auf das lokale und regionale Klima. GEO-NET Umweltconsulting GmbH Hannover, Mai 2024.
- Gessner, F. (1959): *Hydrobotanik II*. VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin.
- Gozlan, R.E., J.R. Britton, I.G. Cowx, G.H. Copp (2010): Current understanding on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology* 76: 751 - 786.
- Green, A.J., Á. Lovas-Kiss, C. Reynolds, E. Sebastián-González, G.G. Silva, C.H.A. van Leeuwen, D.M. Wilkinson (2023): Dispersal of aquatic and terrestrial organisms by waterbirds: A review of current knowledge and future priorities. *Freshwater Biology* 68: 173 – 190.
- Grimm, M. P. (1989): Northern pike (*Esox lucius* L.) and aquatic vegetation, tools in the management of fisheries and water quality in shallow waters. *Hydrobiological Bulletin* 23: 59 - 65.
- Groot, S.J. (1990). Decline of the catches of coregonids and migratory smelt in the lower Rhine, The Netherlands. *Journal of Applied Ichthyology* 6: 247 - 251.
- Grüneberg, B., B. Nixdorf, D. Leßmann, F. Rümmler (2018): Studie Phosphor-Retentionsmodelle für pH-neutrale Tagebauseen. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam – Sacrow, Band 50. 61 S.
- Grüneberg, B., B. Nixdorf, J. Rücker, I. Hildebrandt, A. Horn, W. Uhlmann, Y. Hillecke, D. Seiler, T. Petzoldt, D. Kneis, T. Gonsiorczyk, M. Hupfer (2022): Abschlussbericht zum Projekt Phosphor-Retentionsmodelle für pH-neutrale Tagebauseen. Deutsche Bundesstiftung Umwelt, AZ-34919/01 und AZ-34919/02. 97 S.
- Haslam, S.M. (1978): *River plants: the macrophyte vegetation of water courses*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hirsch, P. E., A. N'Guyen, R. Muller, I. Adrian-Kalchhauser, P. Burkhardt-Holm (2018): Colonizing islands of water on dry land on the passive dispersal of fish eggs by birds. *Fish and Fisheries* 19: 502 - 510.
- Hirsch, P. E., A. N'guyen, P. Burkhardt-Holm (2021): Hobbyists acting simultaneously as anglers and aquarists: novel pathways for non-native fish and impacts on native fish. *Aquatic Conservation, Marine and Freshwater Ecosystems* 31: 1285 - 1296.
- Holmlund, C.M., M. Hammer (2004): Effects of fish stocking on ecosystem services: An overview and case study using the Stockholm archipelago. *Environmental Management* 33: 799 - 820.
- Hupfer, M., W. Calmano, H. Fischer, H. Klapper (Hg.) (1995): *Handbuch Angewandte Limnologie – Grundlagen, Gewässerbelastung, Restaurierung, Aquatische Ökotoxikologie, Bewertung, Gewässerschutz*. Wiley-VCH.
- ICES 2022. Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL). *ICES Scientific Reports*. 4: 62.
- IKSR (2009): *Das Makrozoobenthos des Rheins 2006/2007*. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Bericht Nr. 172. Koblenz.
- IKSR (2015): *Das Makrozoobenthos des Rheins 2012*. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Bericht Nr. 226. Koblenz.
- IKSR (2020): *Das Makrozoobenthos des Rheins 2018*. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Bericht Nr. 276. Koblenz.
- James, W.F., J.W. Barko, M.G. Butler (2004) Shear stress and sediment resuspension in relation to submersed macrophyte biomass. *Hydrobiologia* 515: 181 – 191.
- James, C., J. Fisher, V. Russel, S. Collings, B. Moss (2005): Nitrate availability and hydrophyte species richness in shallow lakes. *Freshwater Biology* 50(6): 1049 – 1063.
- Jampeetong, A., H. Brix (2009): Nitrogen nutrition of *Salvinia natans*: Effects of inorganic nitrogen form on growth, morphology, nitrate reductase activity and uptake kinetics of ammonium and nitrate. *Aquatic Botany* 90 (1): 67 - 73.
- Jeppesen, E., J. Jensen, M. Sondergaard, T. Lauridsen, F. Landkildehus (2000): Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45: 201 - 218.

- Jeppesen, E., M. Søndergaard, J.P. Jensen, K.E. Havens, O. Anneville, L. Carvalho, M.F. Coveney, R. Deneke, M.T. Dokulil, B. Foy, D. Gerdeaux, S.E. Hampton, S. Hilt, K. Kangur, J. Köhler, J., E. Lammens, T.L. Lauridsen, M. Manca, M.R. Miracle, B. Moss, P. Noges, G. Persson, G. Phillips, R. Portielje, S. Romo, C.L. Schelske, D. Straille, I. Tatrai, E. Willen, M. Winder (2005): Lake responses to reduced nutrient loading - an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* 50: 1747 - 1771.
- Johansson, M.E., C. Nilsson, E. Nilsson (1996): Do rivers function as corridors for plant dispersal? *Journal of Vegetation Science* 7(4): 593 – 598.
- Jones, P.E., J.S. Tummers, S.M. Galib, D.J. Woodford, J.B. Hume, L.G.M. Silva, R.R. Braga, C. Garcia de Leaniz, J.R.S. Vitule, J.E. Herder, M.C. Lucas (2021). The use of barriers to limit the spread of aquatic invasive animal species: A global review. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9: 43.
- KiFL – Kieler Institut für Landschaftsökologie (2020): Braunkohlenplan Garzweiler II – Erarbeitung des sachlichen Teilplanes; Sicherung einer Trasse für die Rheinwassertransportleitung. Fachliche Stellungnahme zum Thema „Invasive Arten“. Unveröffentlichtes Gutachten, 10 S.
- Knights, B. (2003): A review of the possible impacts of long-term oceanic and climate changes and fishing mortality on recruitment of anguillid eels of the Northern Hemisphere. *Science of the Total Environment* 310: 237 - 244.
- Knights, B., E. White (1998): An appraisal of stocking strategies for the European eel (*Anguilla anguilla*). In: I.G. Cowx (Hg.), *Stocking and introduction of fish*, 121-140. Fishing News Books, Oxford.
- Knösche, R. (1998). Ordnungsgemäße fischereiliche Bewirtschaftung natürlicher Gewässer unter besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse im norddeutschen Tiefland. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Brandenburg. 67 S.
- Koehl, M.A.R. (1984): How do benthic organisms withstand moving water? *American Zoologist* 24: 57 – 70.
- Kohler, A. (1975): Veränderungen natürlicher submerser Fließgewässervegetation durch organische Belastung. *Daten Dok. Umweltschutz* 14: 59 – 66.
- Kottelat, M., J. Freyhof (2007): *Handbook of European freshwater fishes*.
- Kowarik, I. (2010): *Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa*. – Ulmer Verlag; Stuttgart.
- Kurzreuther, H., S. Flohre, E. Kulle, J. Müller, T. Rott (2013): Untersuchung der Nährstoffeinträge, Hygieneparameter und des Energiekonzeptes für ein Naturbad am Beispiel des Naturbadesees im Feriendorf Eisenberg „Günter Richta“ in Kirchheim. DBU.
- KWSB (2019): Kommission „Wachstum, Strukturwandel und Beschäftigung“ – Abschlussbericht. Bundesministerium für Wirtschaft und Energie, Referat Öffentlichkeitsarbeit.
- Lacoul, P., B. Freedman (2006): Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews* 14: 89 – 136.
- LANUV (2020): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer: Integriertes Monitoring ab dem 4. Monitoringzyklus für den dritten Bewirtschaftungsplan, einschließlich landesspezifischer, nationaler und internationaler Messprogramme. Anhang D4: Beurteilungswerte für das Schutzgut Aquatische Biozönose (Umweltqualitätsnormen, Orientierungswerte, Präventivwerte). Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, November 2020.
- LANUV (2025a): FischInfo Nordrhein-Westfalen. Datenbank des Landes Nordrhein-Westfalen zur Erfassung, Auswertung und Verwaltung von Fischdaten. Landesamt für Umwelt, Natur und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. <https://fischinfo.naturschutzinformationen.nrw.de/fischinfo/de/auskunftssystem>
- LANUV (2025b): Neobiota in NRW. Fundpunktkarte. Landesamt für Umwelt, Natur und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. <https://neobiota.naturschutzinformationen.nrw.de/neobiota/de/fundpunkte/webapp>
- LAWA (1998): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Kulturbuch-Verlag, Berlin.
- Lehmann, A., E. Castella, J.-B. Lachavanne (1997): Morphological traits and spatial heterogeneity of aquatic plants along sediment and depth gradients, Lake Geneva, Switzerland. *Aquatic Bot.* 55: 281 - 299.
- Lehnhart, B., C. Steinberg (1992): Gewässerversauerung. In: Besch et al. (Hg.), *Limnologie für die Praxis*: 384 - 390. ecomed Verlag.
- Lenssen, J., F. Menten, W.V.D. Putten, K. Bloom (1999): Control of plant species richness and zonation of functional groups along a freshwater flooding gradient. *Oikos* 86: 523 – 534.
- Lewandowski, J., M. Hupfer, K. Meinikmann (2011): Vorplanung zur Sanierung und Restaurierung des Arendsees, Teilprojekt III. LHW Sachsen-Anhalt.
- Lewin, W.-C., A. Bischoff, T. Mehner (2010). Die „Gute Fachliche Praxis“ in der Binnenfischerei. *Naturschutz und biologische Vielfalt* 105.

- Leuven, R.S.E.W., F.G.F. Oyen (1987): Impact of acidification and eutrophication on the distribution of fish species in shallow and lentic soft waters of The Netherlands: an historical perspective. *Journal of Fish Biology* 31: 753-774.
- LfUWG (2011): Neubürger in Rhein und Mosel. Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Infoblatt Gewässerschutz 01/11.
- Lodge, D.M. (1991): Herbivory on freshwater macrophytes. *Aquatic Botany* 41: 195 – 224.
- Lovas-Kiss, Á., O. Vincze, V. Löki, F. Pallér-Kapusi, B. Halasi-Kovács, G. Kovács, A.J. Green, B.A. Lukács (2020): Experimental evidence of dispersal of invasive cyprinid eggs inside migratory waterfowl. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117: 15397 – 15399.
- Maberly S.C., T.V. Madsen (1998): Affinity for CO₂ in relation to the ability of freshwater macrophytes to use HCO₃. *Funct. Ecol.* 12: 99 – 106.
- Madsen 2002, T.V., N. Cedergreen (2002): Sources of nutrients to rooted submerged macrophytes growing in a nutrient-rich stream. *Freshwater Biology* 47(2): 283 – 291.
- Martin, G., M. de los Reyes Fernández (2012): Diatoms as indicators of water quality and ecological status. <http://www.intechopen.com/>.
- Martinsen, K.T., E. Kristensen, L. Baastrup-Spohr, M. Søndergaard, H., Carl, E. Jeppesen, K. Sand-Jensen, T. Kragh (2023): Environmental predictors of lake fish diversity across gradients in lake age and spatial scale. *Freshwater Biology* 68(7): 1122 - 1135.
- Massol, F., P. David, D. Gerdeaux, P. Jarne (2007): The influence of trophic status and large-scale climatic change on the structure of fish communities in Perialpine lakes. *Journal of Animal Ecology* 76: 538 - 551.
- Matern, S., T. Klefoth, C. Wolter, A. Hussner, J. Simon, R. Arlinghaus (2022): Fish community composition in small lakes: the impact of lake genesis and fisheries management. *Freshwater Biology* 67(12): 2130 - 2147.
- Mehner, T., R. Arlinghaus, S. Berg, H. Dörner, L. Jacobsen, P. Kasprzak, R. Koschel, T. Schulze, C. Skov, C. Wolter, K. Wysujack (2004): How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. *Fisheries Management and Ecology* 11: 261 – 275.
- Mehner, T., M. Diekmann, U. Brämick, R. Lemcke (2005): Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. *Freshwater Biology* 50: 70 - 85.
- Mehner, T., K. Holmgren, T. Lauridsen, E. Jeppesen, M. Diekmann (2007): Lake depth and geographical position modify lake fish assemblages of the European 'Central Plains' ecoregion. *Freshwater Biology* 52: 2285 - 2297.
- Mehner, T., K. Pohlmann, D. Bittner, J. Freyhof (2018): Testing the devil's impact on southern Baltic and North Sea basins whitefish (*Coregonus* spp.) diversity. *BMC Evolutionary Biology* 18: 208.
- Middelboe, A.L., S. Markager (1997): Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology* 37(3): 553 – 568.
- Miller, M. J., S. Kimura, K. D. Friedland, B. Knights, H. Kim, J. D. Jellyman, K. Tsukamoto (2009): Review of ocean-atmospheric factors in the Atlantic and Pacific oceans influencing spawning and recruitment of anguillid eels. In: Haro, A.; Avery, T.; Beal, K.; Cooper, J.; Cunjak, R.; Dadswell, M.; Klauda, R.; Moffitt, C.; Rulifson R. & Smith K. (Hrsg.), *Challenges for diadromous fishes in a dynamic global environment*. Bethesda: American Fisheries Society Symposium 69: 231 - 249.
- Moen, R.A., Y. Cohen (1989): Growth and competition between *Potamogeton pectinatus* L. and *Myriophyllum exalbescens* Fern. in experimental ecosystems. *Aquatic Botany* 33: 257 – 270.
- Moriarty, C., W. Dekker (1997): Management of the European eel. *Fisheries Bulletin Dublin* 15.
- Müller, H. (1959): Die Einbürgerung der Kleinen Maräne (*Coregonus albula* L.) im Scharmützelsee. *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften VIII N.F.*, H. 7/8: 565 - 585.
- Müller, R. (1992): Trophic state and its implications for natural reproduction of salmonid fish. *Hydrobiologia* 243/244: 261 - 268.
- Müller, R. (1993): Einige fischereibiologische Aspekte von Seesanieurungen. *Fortschr. Fischereiwiss.* 11: 43 - 56.
- MULNV (2021a): Bewirtschaftungsplan 2022-2027 für die nordrhein-westfälischen Anteile von Rhein, Weser, Ems und Maas. Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf, Dezember 2021.
- MULNV (2021b): Steckbriefe der Planungseinheiten in den nordrhein-westfälischen Anteilen von Rhein, Weser, Ems und Maas. Bewirtschaftungszeitraum 2022-2027. Oberflächengewässer und Grundwasser Teileinzugsgebiet Rhein/Rheingraben Nord. Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf, Dezember 2021.
- Nehring, S., S. Skowronek (2023): Die invasiven gebietsfremden Arten der Unionsliste der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014. Dritte Fortschreibung 2022. BfN-Skripten 654: 1 – 231.

- Niersverband (Hrsg.) (2025): Pflanzen und Tiere. <https://www.niersverband.de/gewaesser/die-niers/pflanzen-und-tiere?fs=760&cHash=0c0beeffa6559982e32e64f22454c1b8>
- Nixdorf, B., J. Ramm, K. van de Weyer, E. Becker (2016): Übersicht zur ökologischen Situation ausgewählter Tagebauseen des Braunkohlebergbaus in Deutschland. UBA Texte 68/2016.
- Odland, A. (1997): Development of vegetation in created wetlands in western Norway. *Aquatic Botany* 59: 45 – 62.
- OECD (1982): Eutrophication of waters - monitoring, assessment and control. Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung, Paris. 154 S.
- OGewV (2016): Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373), die zuletzt durch Artikel 2 Absatz 4 des Gesetzes vom 9. Dezember 2020 (BGBl. I S. 2873) geändert worden ist.
- O'Hare, M.T., K.A. Hutchinson, R.T. Clarke (2007): The drag and reconfiguration experienced by five macrophytes from a lowland river. *Aquatic Botany* 86: 253 – 259.
- Olin, M., M. Rask, J. Ruuhijarvi, M. Kurkilahti, P. Ala-Opas, O. Ylonen (2002): Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. *Journal of Fish Biology* 60: 593 - 612.
- Pagano, A.M., J.M. Titus (2007): Submersed macrophyte growth at low pH: carbon source influences response to dissolved inorganic carbon enrichment. *Freshwater Biology* 52(12): 2412 - 2420.
- Pasternack, G.B., G.S. Brush (2001): Seasonal variations in sedimentation and organic content in five plant associations on a Chesapeake Bay tidal freshwater delta. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53(1): 93 – 106.
- Persson, L. (1994): Natural shifts in the structure of fish communities: mechanisms and constraints on perturbation sustenance. In: I.G. Cowx (ed.), *Rehabilitation of freshwater fisheries*, 421 - 434.
- Persson, L., S. Diehl, L. Johansson, G. Andersson, S.F. Hamrin (1991): Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes - patterns and the importance of size-structured interactions. *Journal of Fish Biology* 38: 281 - 293.
- Prawitt, O. (2011): Einfluss von Seemorphologie, Habitatstruktur und Versauerung auf die Fischgemeinschaft in einem großen mesotrophen Braunkohletagebausee. Dissertation, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin, Berlin. 209 S.
- Puijalon, S., G. Bornette, P. Sagnes (2005): Adaptations to increasing hydraulic stress: morphology, hydrodynamics and fitness of two higher aquatic plant species. *J. Exp. Botany* 56: 777 – 786.
- Rahel, F.J., M.A. Smith (2018): Pathways of unauthorized fish introductions and types of management responses. *Hydrobiologia* 817: 41 – 56.
- Ray, A.M., A.J. Rebertus, H.L. Ray (2001): Macrophyte succession in Minnesota beaver ponds. *Can. J. Bot.* 79: 487 – 499.
- Riedmüller, U., U. Mischke, T. Pottgiesser, J. Böhmer, R. Deneke, D. Ritterbusch, D. Stelzer, E. Hoehn (2013): Steckbriefe der deutschen Seetypen - Begleittext und Steckbriefe. UBA.
- Riehl, R. (1991): Können einheimische Fische anhand ihrer Eier durch Wasservögel verbreitet werden? *Zeitschrift für Fischkunde* 1: 79 - 83.
- Ritterbusch, D., S. Schiewe, J.T. DeWeber (2022): Fischbestände in Bergbaufolgeseen - Determinanten der Fischgemeinschaften. Institut für Binnefischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Rüde, T.R., J. Becker, T. Demmel (2023): Untersuchungen zum Kippenmonitoring der Abraumkippe des Tagebaus Garzweiler: Beurteilung von Überkalkungsmaßnahmen im Rahmen von Zusatzuntersuchungen zum A6-Gutachten. Untersuchungsbericht, RWTH Aachen University. 35 S. (Gutachten nur in Verbindung mit dem Foliensatz der Präsentation vom 04.03.2024).
- Rüde, T.R., J. Becker, T. Demmel (2024): Untersuchungen zum Kippenmonitoring der Abraumkippe des Tagebaus Garzweiler der RWE Power AG. Vergangene (2018-2023) und zukünftige (2024-2030) Nebengesteinsexposition und daraus resultierende Gesamtpyritoxidation sowie Beurteilung einer ausreichenden Kalkzugabe mit Hilfe der Methode „c“ sowie Ausmaß der Pyritoxidation und der pH-Pufferung des Abraums im temporären östlichen Restloch. Untersuchungsbericht, RWTH Aachen University. 83 S.
- Ruhrverband (2021): Talsperren-Fischerei – Jahresbericht 2021. Ruhrverband, Abteilung Flussgebietsmanagement, Fischwirtschaft / Fischökologie.
- Rümmler, F. (2001): Fische und Fischerei in Braunkohletagebaurestseen. In: V. Dethlefsen, V. Hilge (Hg.), *Aktuelle Probleme der Gewässerverschmutzung. Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes* 77: 86 - 106.
- Rümmler, F. (2010): Ansätze zur fischereilichen Nutzung von Braunkohletagebauseen und Umsetzung der Wasser-rahmenrichtlinie. DWA Landesverbandstagung Nord-Ost und Sachsen/Thüringen, 2./3.6.2010, Leipzig: 79 - 100.
- Rümmler, F., S. Schiewe (1999): Untersuchungen zu den fischereilichen Nutzungsmöglichkeiten von Braunkohletagebaurestseen. Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben Nr. 0339673. 147 S.

- Rümmler, F., D. Ritterbusch, S. Schiewe, F. Weichler (2004a): Abschlussbericht zum F/E Projekt Erschließung neuer Ressourcen durch Maränenbewirtschaftung von Tagebaurestseen im Auftrag der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft. Institut für Binnenfischerei, Potsdam-Sacrow.
- Rümmler, F., D. Ritterbusch, S. Schiewe, F. Weichler (2004b): Fischereiliche Bewirtschaftung von Braunkohletagebauseen - Möglichkeiten und Besonderheiten. Aktuelle Probleme der Gewässerverschmutzung. In: M. Lukowicz, H. Hilge (Hg.), Fischereiliche Bewirtschaftung künstlich angelegter stehender Gewässer. Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes: 29 – 57.
- Rümmler, F., D. Ritterbusch, S. Schiewe (2005): Die Entwicklung der Fischbestände und der Fischerei auf den neu entstehenden Braunkohletagebauseen im Osten Deutschlands. VDSF Schriftenreihe Fischerei und Naturschutz. Über Fische und Fischerei in künstlich angelegten stehenden Gewässern 7: 55 - 73.
- Rümmler, F., W.-C. Lewin, D. Hühn, D. Ritterbusch, S. Schiewe, F. Weichler, H. Ebel (2017a): Fische und Fischerei in den Braunkohletagebauseen Sachsen-Anhalts. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Band 47.
- Rümmler, F., W.-C. Lewin, D. Hühn, S. Schiewe, (2017b): Arten in Bergbaufolgelandschaften: Fische. In: I. Landeck, A. Kirmer, C. Hildmann, J. Schlenstedt (Hg.), Arten und Lebensräume der Bergbaulandschaften - Chancen der Braunkohlesanierung für den Naturschutz im Osten Deutschlands: 249 - 267. Shaker.
- RWE (2024): Tagebau Garzweiler. <https://www.rwe.com/der-konzern/laender-und-standorte/tagebau-garzweiler/#:~:text=lm%20Dreischichtbetrieb%20f%C3%B6rdert%20der%20bmwTagebau,transportiert%20und%20zur%20Stromerzeugung%20eingesetzt.>
- RWTH Aachen (2024): Gutachterliche Prognose über die zukünftig zu erwartende Grundwassergüte im Abstrombereich der Kippe Garzweiler. Lehr- und Forschungsgebiet Hydrogeologie, RWTH Aachen University. Aachen, Dezember 2024.
- Sand-Jensen, K. (2003): Drag and reconfiguration of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology* 48: 271 – 283.
- Sand-Jensen, K.M. Sondergaard (1981): Phytoplakton and epiphyte development and their shading effect on submerged macrophytes in lakes of different nutrient status. *Internat. Revue der ges. Hydrobiologie* 66: 529 – 552.
- Sas, H. (1989): Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectations, experiences, extrapolations. Academia-Verlag, Richarz.
- Sayer, M.D.J., J.P. Reader, T.R.K. Dalziel (1993): Freshwater acidification: effects on the early life stages of fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 3: 95-132.
- Scheffer, M., S.H. Hosper, M.L. Meijer, B. Moss, E. Jeppesen (1993): Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8(8): 275 – 279.
- Scheffer, M., S. Szabó, A. Gragnani, E.H. van Nes, S. Rinaldi, N. Kautsky, J. Norberg, R.M.M. Roijackers, R.J.M. Franken (2003): Floating plant dominance as a stable state. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 100: 4040–4045.
- Schmidt, G., M. Migliarina, G. Feldhaus (1991): Zur Verbreitung einheimischer Süßwasserfische durch die Luft. *Fischökologie Aktuell* 5: 8 - 10.
- Schneider, H., S. Thiele (1965): Geohydrologie des Erftgebietes. MELF NRW.
- Schnitzler, P., R. Müller (o.J.): Wildgänse am unteren Niederrhein. Biologische Station im Kreis Wesel e.V.
- Schönborn, W., U. Risse-Buhl (2013): Lehrbuch der Limnologie. Schweizerbart, Stuttgart.
- Schreckenbach, K., W. Steffens, H. Zobel (1987): Technologien, Normen und Richtwerte der Fischproduktion. Institut für Binnenfischerei Berlin-Friedrichshagen.
- Schutten, J., J. Dainty, A.J. Davy (2005): Root anchorage and its significance for submerged plants in shallow lakes. *Journal of Ecology* 93: 556 – 571.
- Sculthorpe, C.D. (1967): The biology of aquatic vascular plants. Edward Arnold, London.
- Silva, G.G., V. Weber, A.J. Green, P. Hoffmann, V.S. Silva, M. Volcan, L.E.K. Lanés, C. Stenert, M. Reichard, L. Maltchik (2019): Killifish eggs can disperse via gut passage through waterfowl. *Ecology*: e02774.
- Simon, J. (2015): Age and growth of European eels (*Anguilla anguilla*) in the Elbe River system in Germany. *Fisheries Research* 164: 278 - 285.
- Skeate, E.R., M.R. Perrow, M.L. Tomlinson, G. Madgwick, A.J.P. Harwood, D. Ottewell, R. Berridge, I.J. Winfield (2022): Fish stocking for recreational angling is culpable for the poor condition of many English lakes designated for conservation purposes. *Inland Waters* 12: 19 – 32.
- Smith, C.S., M.S. Adams (1986): Phosphorus transfer from sediments by *Myriophyllum spicatum*. *Limnol. Oceanogr.* 31: 1312 – 1321.
- Smolders, A., E. Lucassen, J. Roelofs (2002): The isoetid environment: biogeochemistry and threats. *Aquatic Botany* 73: 325 – 350.

- Sommer, U. (1994): Planktologie. Springer-Verlag, Berlin.
- Sondergaard, M., E. Jeppesen, J.P. Jensen, S.L. Amsinck (2005): Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *Journal of Applied Ecology* 42: 616 - 629.
- Szmeja, E., J. Bazydło (2005): The effect of water conditions on the phenology and age structure of *Luronium natans* (L.) Raf. populations. *Acta Soc. Bot. Pol.* 74: 253 - 262.
- Tesch, F.-W. (1999): Der Aal. Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin, Wien.
- Tipping, E., S. Benham, J.F. Boyle, P. Crow, J. Davies, U. Fischer, H. Guyatt, R. Helliwell, L. Jackson-Blake, A.J. Lawlor, D.T. Monteith, E.C. Rowegand, H. Tobermanac (2014): Atmospheric deposition of phosphorus to land and freshwater. *Environ. Sci., Processes Impacts* 16: 1608 – 1617.
- Twilley, R.R., M.M. Brinson, G.J. Davis (1977): Phosphorus absorption, translocation and secretion in *Nuphar lutea*. *Limnol. Oceanogr.* 22: 1022 – 1032.
- van de Weyer, K. (2006): Klassifikation und Bewertung der Makrophytenvegetation der großen Seen in Nordrhein-Westfalen gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. Merkblatt LUA NRW 52: 1 - 108.
- van Zuidam, B.G., E. Peters (2015): Wave forces limit the establishment of submerged macrophytes in large shallow lakes. *Limnol. Oceanogr.* 60: 1536 – 1549.
- Vogel, M. (1984): Ökologische Untersuchungen in einem *Phragmites*-Bestand. *Berichte Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege* 8: 130 – 166.
- Vollenweider, R.A. (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 33: 53 - 83.
- von Brandt, I., V. Kucklantz (1993): Entwicklung von Biozönosen in einem neugeschaffenen, nutzungsfreien Stillgewässer im Vergleich zu benachbarten Fischteichen. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 1992 Konstanz, Band II*: 647 – 658.
- Vuorinen, M., P.J. Vuorinen, J. Hoikka, S. Peuranen (1993): Lethal and sublethal threshold values of aluminium and acidity to pike (*Esox lucius*), whitefish (*Coregonus lavaretus pallasii*), pike perch (*Stizostedion lucioperca*) and roach (*Rutilus rutilus*) yolk-sac fry. *Science of the Total Environment* 134: 953 - 967.
- Wells, S.A. (2024): CE-QUAL-W2: A two-dimensional, laterally averaged, hydrodynamic and water quality model, Version 4.5. User Manual. Portland State University, Portland.
- Wendelaar Bonga, S.E., L.H.T. Dederen (1986): Effects of acidified water on fish. *Endeavour* 10: 198 – 202.
- Wetzel, R. (2001): *Limnology - Lake and River Ecosystems*. 3. Aufl., Academic Press.
- Wikipedia (2020): Liste von Seen in Deutschland. In: Wikipedia, Die freie Enzyklopädie. Bearbeitungsstand: 17. Juni 2019. https://de.wikipedia.org/w/index.php?title=Liste_von_Seen_in_Deutschland&oldid=189618924.

Anhang

Anhang 1: Visualisierung der Flutung des Tagebausees Garzweiler

(Quelle: RWE)

0 % der Seefüllung, nach Fertigstellung der Tagebauseemulde

Erreicht nach ca.:

0 Jahren

Sohlabstände der Ortslagen:

Ortslage	Höhenunterschied zur Seesohle
Keyenberg Ostufer	160 m
Keyenberg Südufer	180 m
Berverath	180 m
Holzweiler Nordufer	185 m
Holzweiler Ostufer	45 bis 150 m
Jackerath	40 m

Seefläche:

0 ha
von rd. 2220 ha



25 % der Seefüllung, nach Fertigstellung der Tagebauseemulde

Befüllzeit: rd. 5 Jahre

Seespiegelhöhe: -20 m NHN

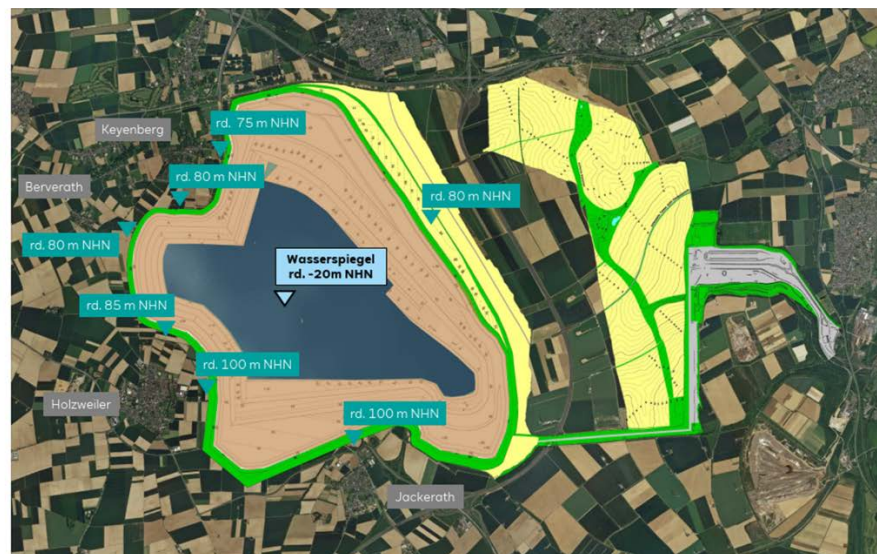
Ortslage	Höhenunterschied zum Wasserspiegel
Keyenberg Ostufer	95 m
Keyenberg Südufer	100 m
Berverath	100 m
Holzweiler Nordufer	105 m
Holzweiler Ostufer	120 m
Jackerath	120 m

Befüllungstand:



Seefläche:

850 ha
von rd. 2220 ha



50 % der Seefüllung, nach Fertigstellung der Tagebauseemulde

Befüllzeit: rd. 15 Jahre

Seespiegelhöhe: +20 m NHN

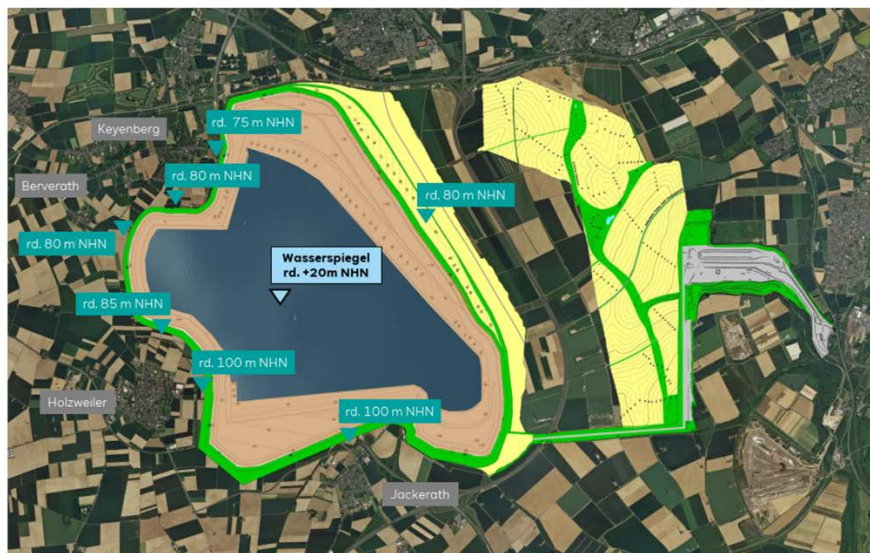
Ortslage	Höhenunterschied zum Wasserspiegel
Keyenberg Ostufer	55 m
Keyenberg Südufer	60 m
Berverath	60 m
Holzweiler Nordufer	65 m
Holzweiler Ostufer	80 m
Jackerath	80 m

Befüllungstand:



Seefläche:

1220 ha
von rd. 2220 ha



75 % der Seefüllung, nach Fertigstellung der Tagebauseemulde

Befüllzeit: rd. 20 Jahre

Seespiegelhöhe: +45 m NHN

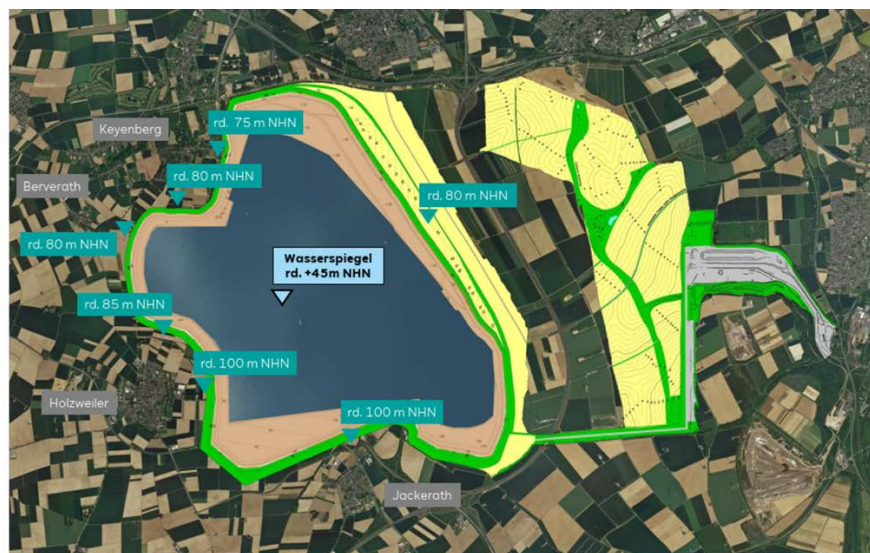
Ortslage	Höhenunterschied zum Wasserspiegel
Keyenberg Ostufer	30 m
Keyenberg Südufer	35 m
Berverath	35 m
Holzweiler Nordufer	40 m
Holzweiler Ostufer	55 m
Jackerath	55 m

Befüllungstand:



Seefläche:

1560 ha
von rd. 2220 ha



100 % der Seefüllung, nach Fertigstellung der Tagebauseemulde

Befüllzeit: rd. 30 Jahre
Seespiegelhöhe: +66 m NHN

Ortslage	Höhenunterschied zum Wasserspiegel
Keyenberg Ostufer	9 m
Keyenberg Südufer	14 m
Berverath	14 m
Holzweiler Nordufer	19 m
Holzweiler Ostufer	34 m
Jackerath	34 m

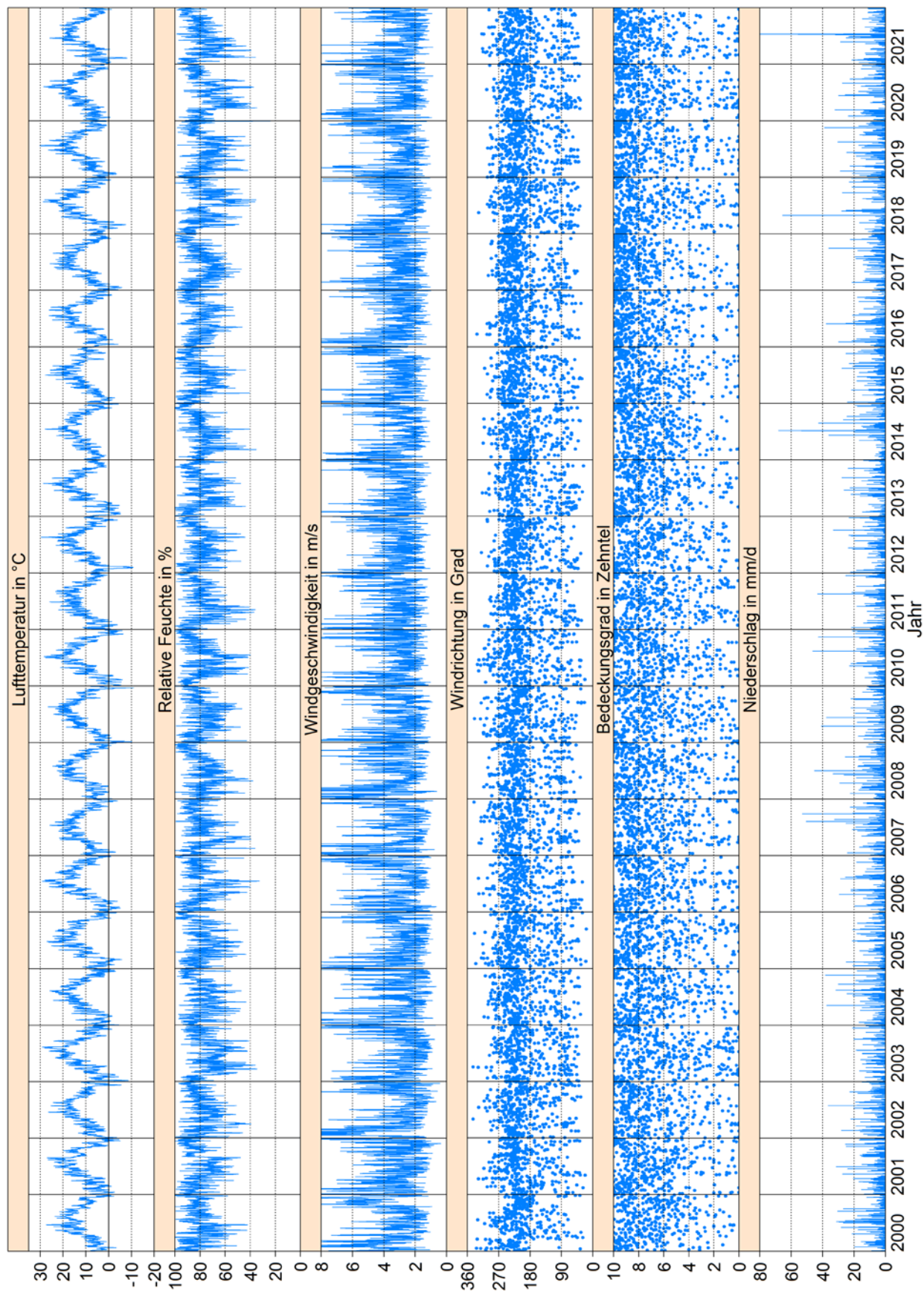
Befüllungstand:



Seefläche:

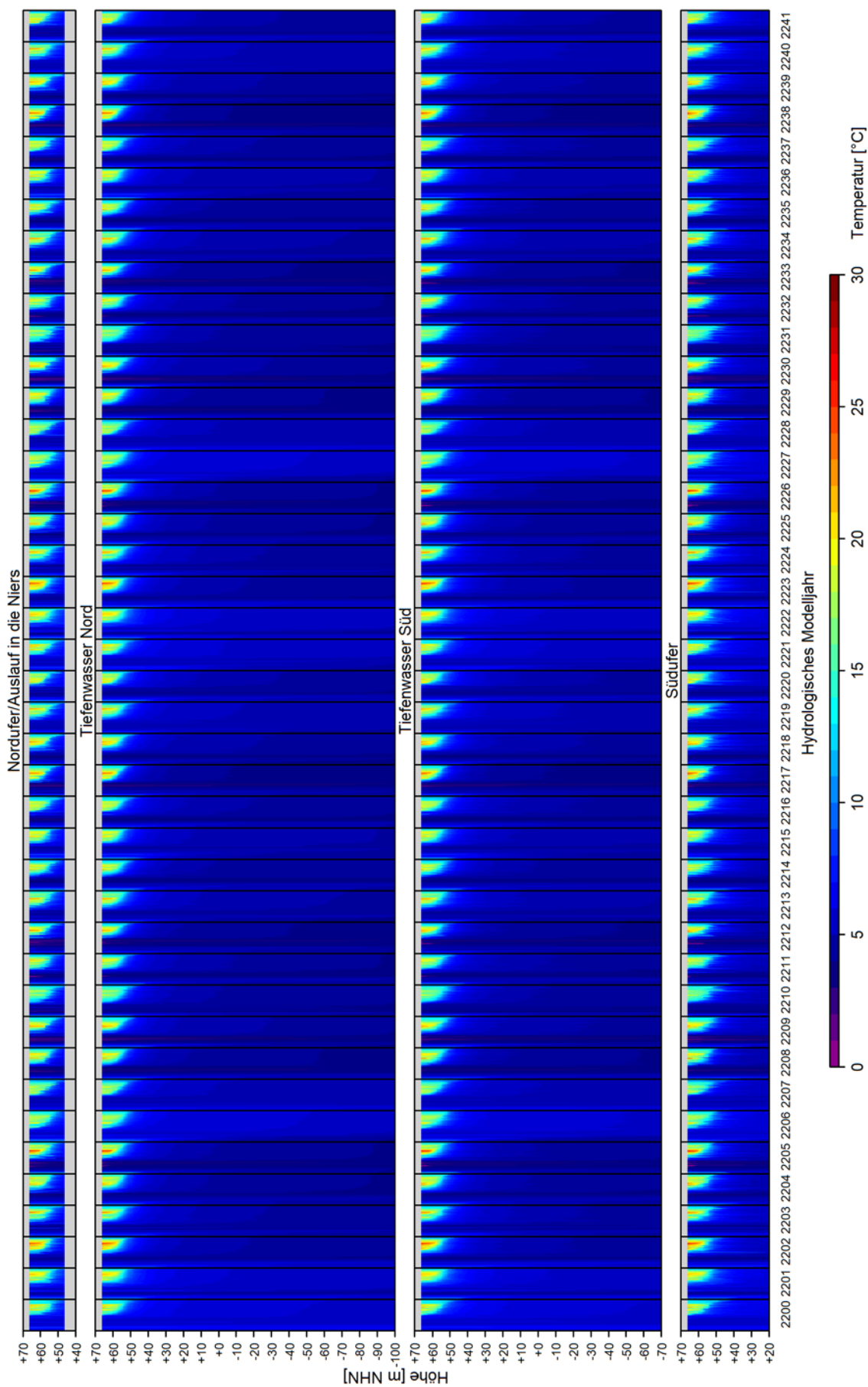
2220 ha
 von rd. 2220 ha



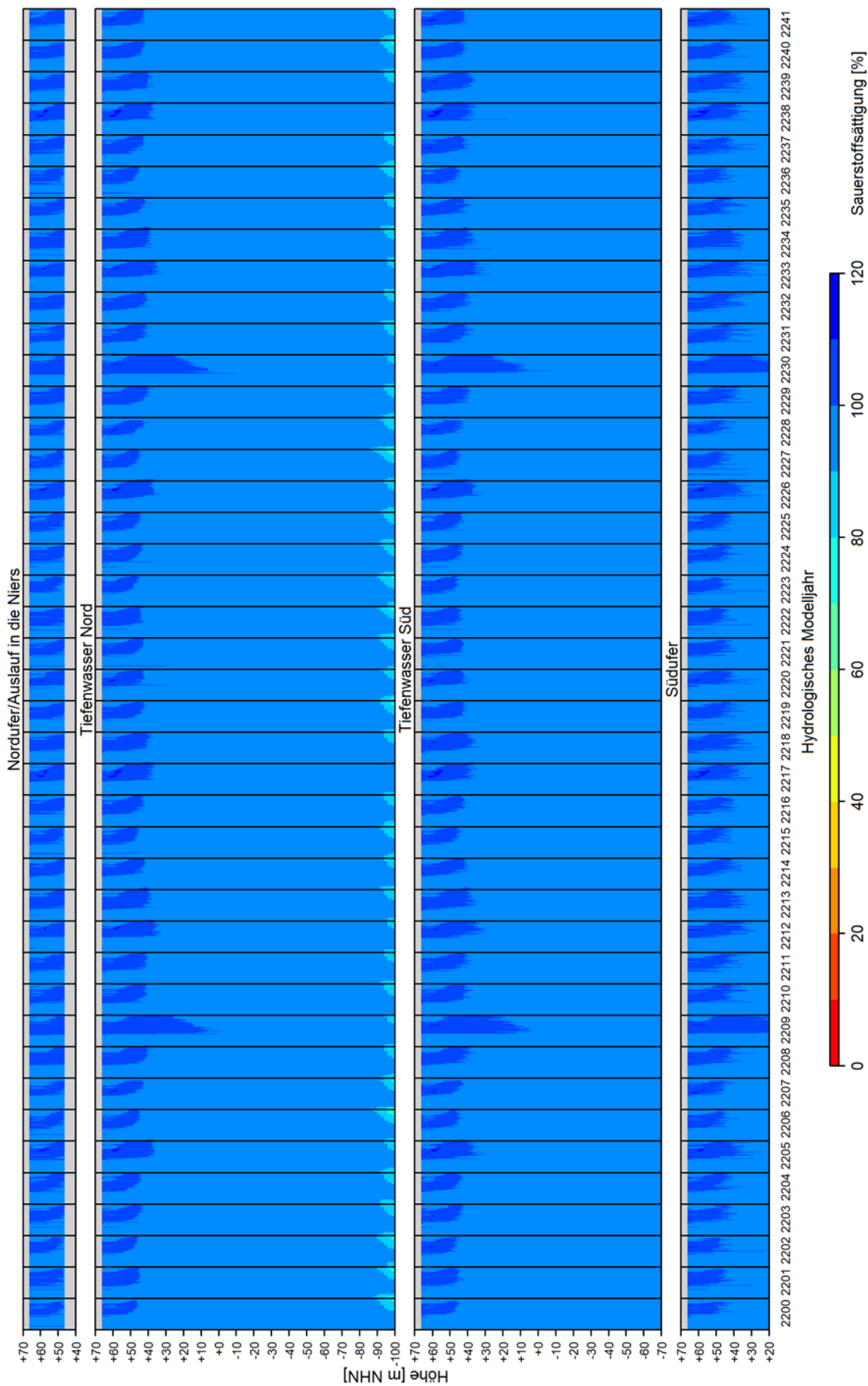
Anhang 2: Für die limnophysikalische Modellierung verwendete meteorologische Datenreihe des Zeitraums 2000 bis 2021

Anhang 3: Ergebnisse der limnophysikalischen Modellierung mit CE-QUAL als Prognose für den Zeitraum 2200 bis 2241 für die zeitliche Entwicklung von Wassertemperatur, Sauerstoffsättigung, Sulfat- und Eisenkonzentration im Tiefenprofil des Tagebausees Garzweiler auf Basis der meteorologischen Datenreihe 2001 - 2021

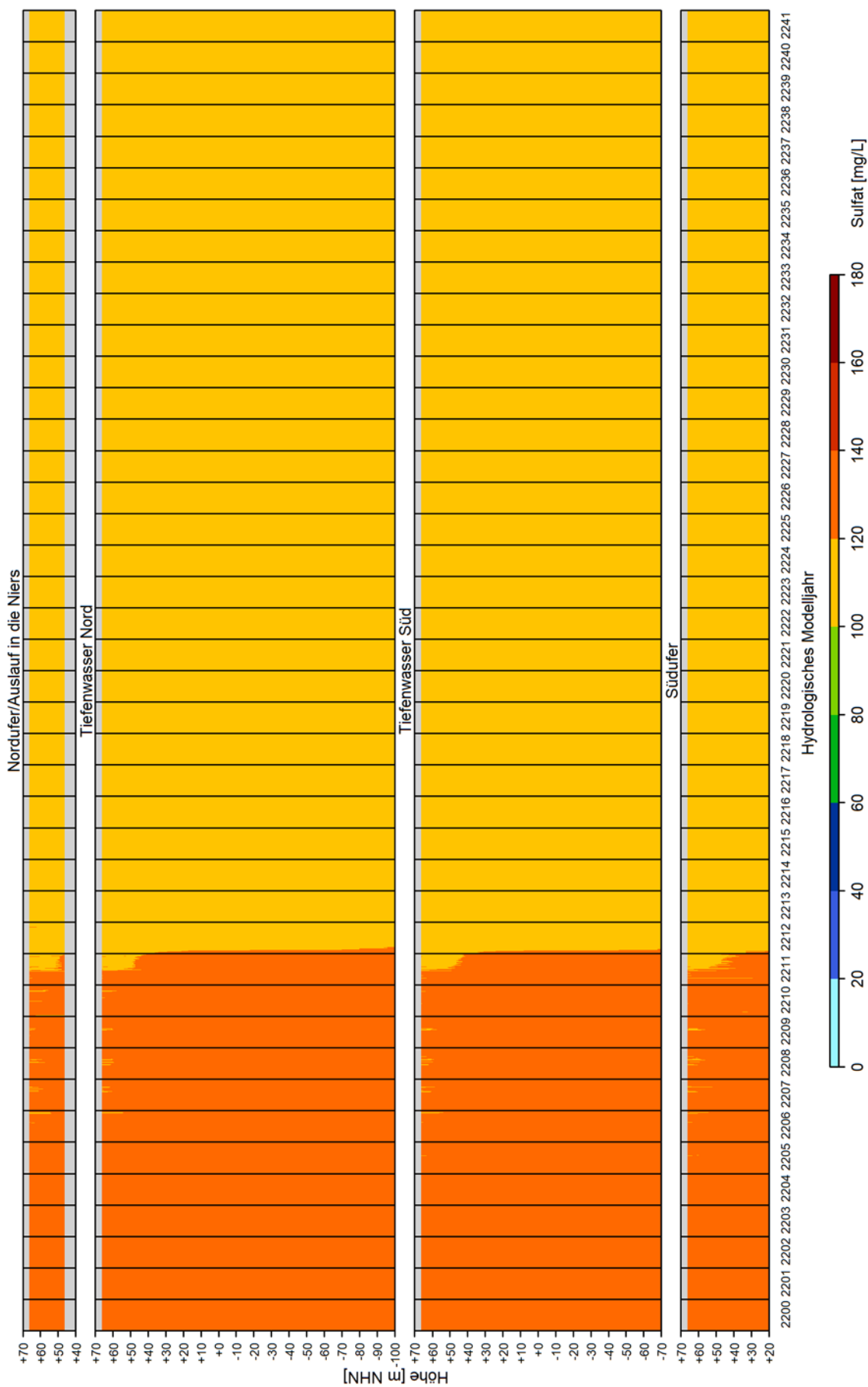
Garzweiler See: aktuelle Klimadaten (+0,5 K gegenüber 1971-2000)
Entwicklung der Wasserbeschaffenheit für die meteorologischen Daten der Jahre von 2001 bis 2021: Temperatur



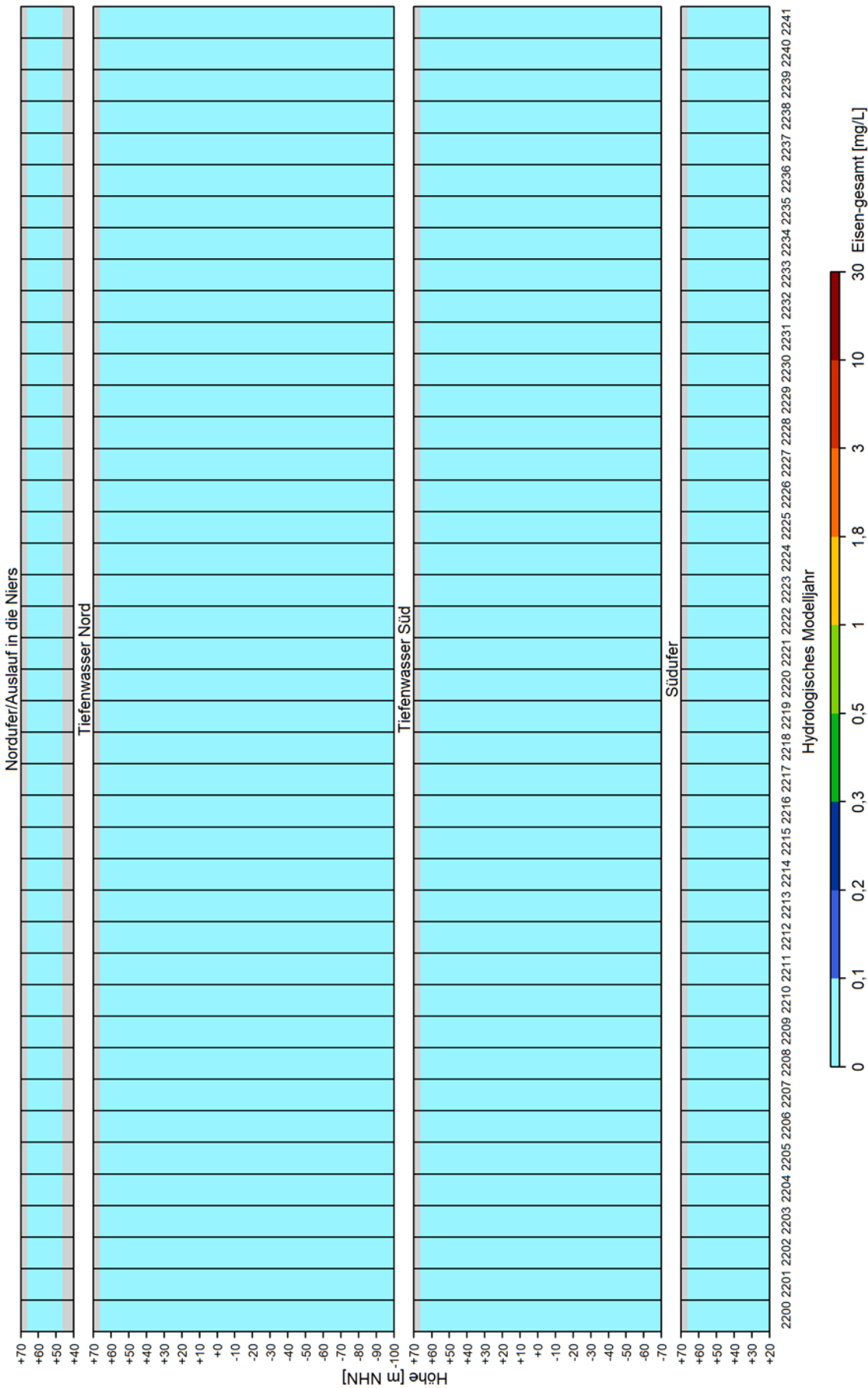
Garzweiler See: aktuelle Klimadaten (+0,5 K gegenüber 1971-2000)
 Entwicklung der Wasserbeschaffenheit für die meteorologischen Daten der Jahre von 2001 bis 2021: **Sauerstoffsättigung**



Garzweiler See: aktuelle Klimadaten (+0,5 K gegenüber 1971-2000)
Entwicklung der Wasserbeschaffenheit für die meteorologischen Daten der Jahre von 2001 bis 2021: **Sulfat**

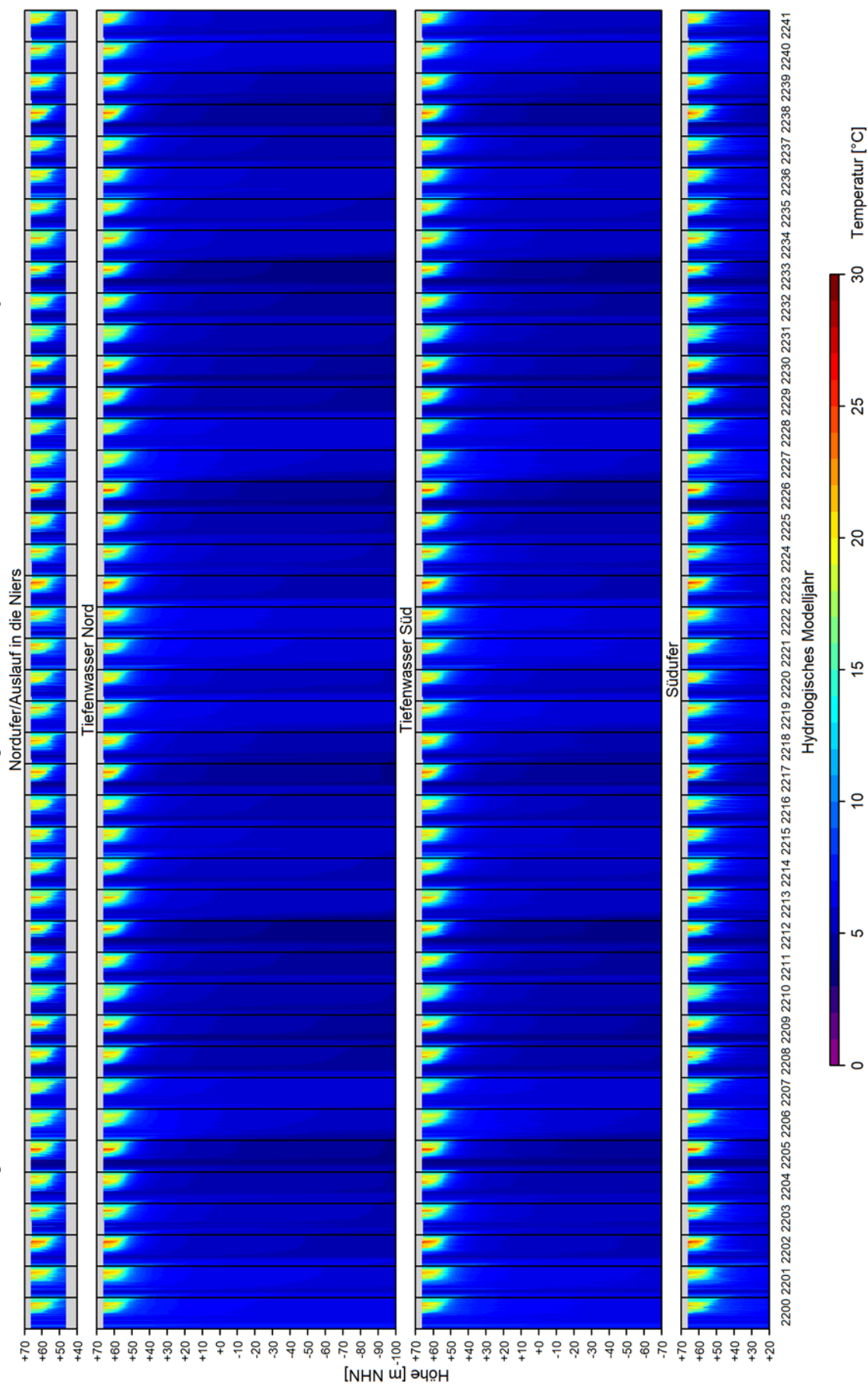


Garzweiler See: aktuelle Klimadaten (+0,5 K gegenüber 1971-2000)
Entwicklung der Wasserbeschaffenheit für die meteorologischen Daten der Jahre von 2001 bis 2021: Eisen-gesamt

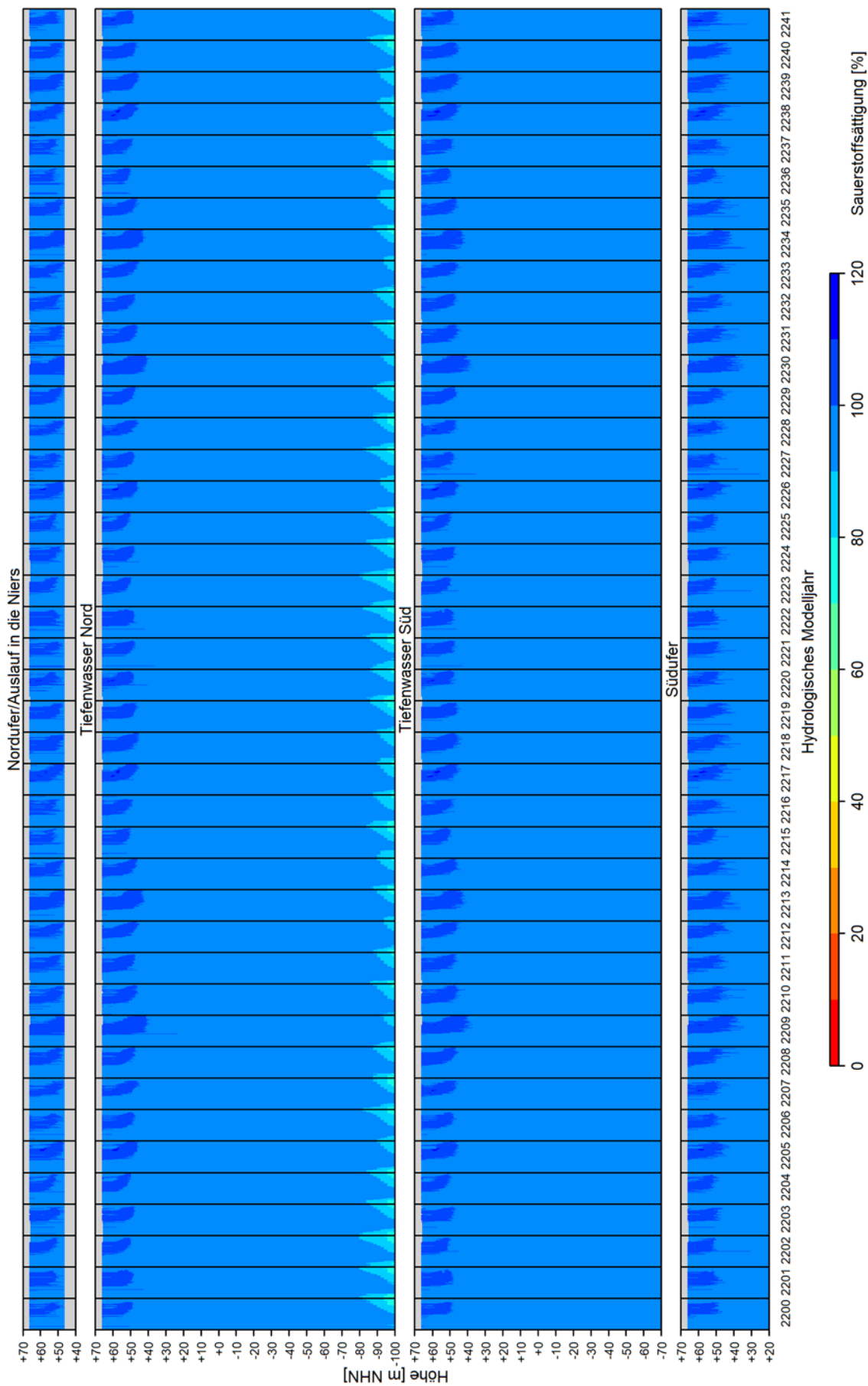


Anhang 4: Ergebnisse der limnophysikalischen Modellierung mit CE-QUAL als Prognose für den Zeitraum 2200 bis 2241 unter Berücksichtigung der 50. Perzentile des Klimaszenarios RCP 4.5 für die zeitliche Entwicklung von Wassertemperatur, Sauerstoffsättigung, Sulfat- und Eisenkonzentration im Tiefenprofil des Tagebausees Garzweiler auf Basis der meteorologischen Datenreihe 2001 - 2021

Garzweiler See: 50. Perzentile Klimaszenario RCP 4.5 (+2,0 K gegenüber 1971-2000)
Entwicklung der Wasserbeschaffenheit für die meteorologischen Daten der Jahre von 2001 bis 2021: Temperatur

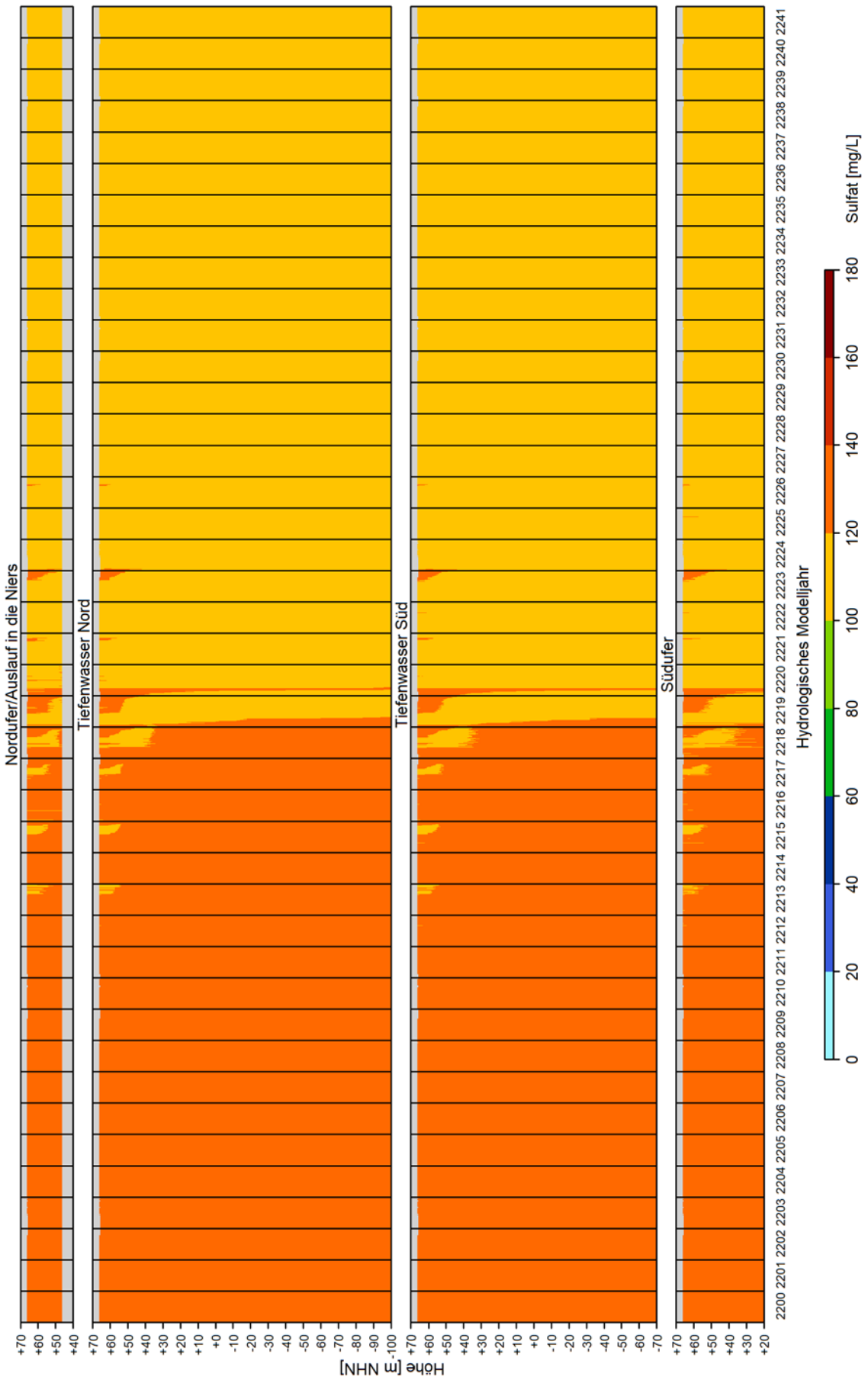


Garzweiler See: 50. Perzentile Klimaszenario RCP 4.5 (+2,0 K gegenüber 1971-2000)
 Entwicklung der Wasserbeschaffenheit für die meteorologischen Daten der Jahre von 2001 bis 2021: **Sauerstoffsättigung**

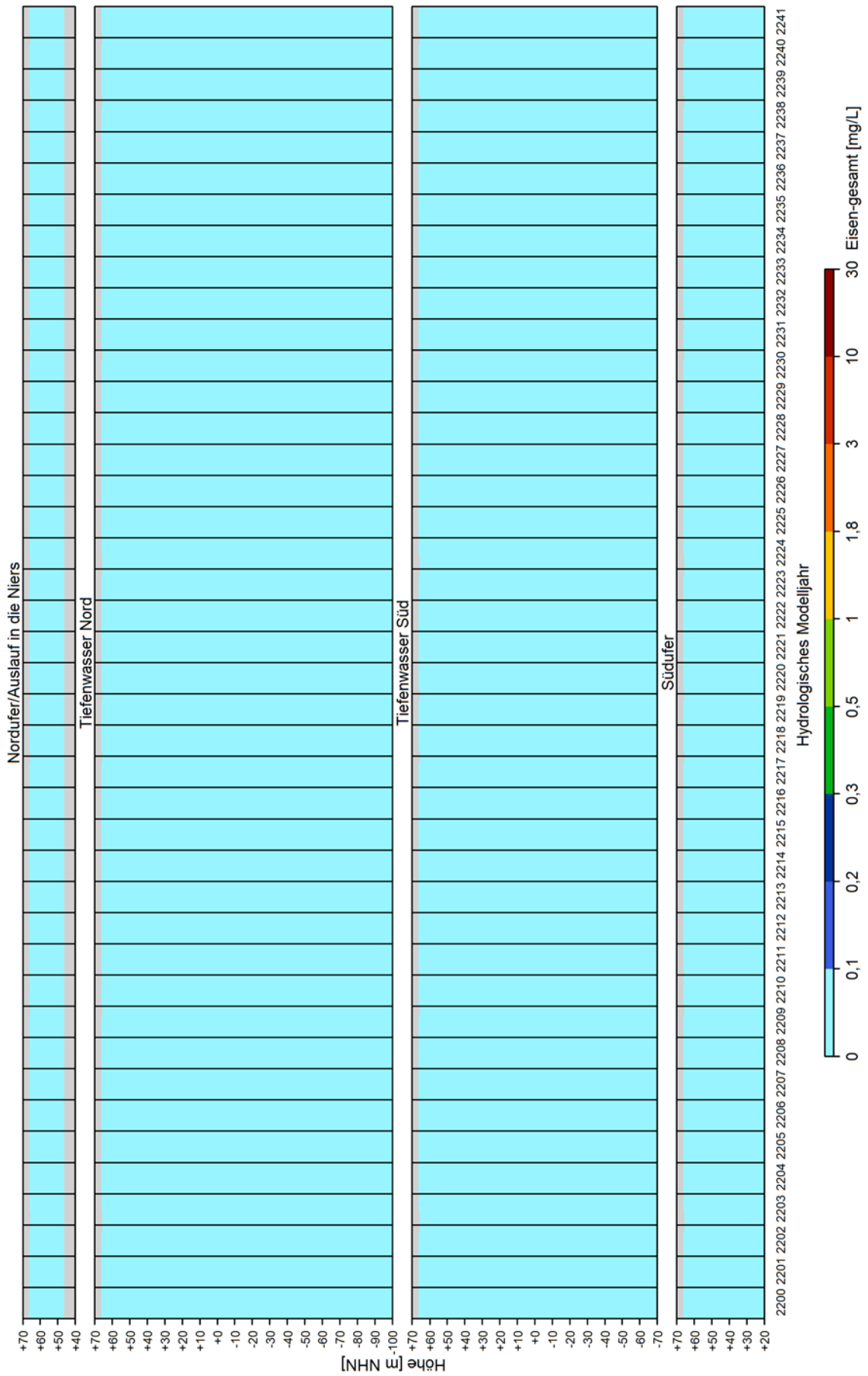


Garzweiler See: 50. Perzentile Klimaszenario RCP 4.5 (+2,0 K gegenüber 1971-2000)

Entwicklung der Wasserbeschaffenheit für die meteorologischen Daten der Jahre von 2001 bis 2021: **Sulfat**

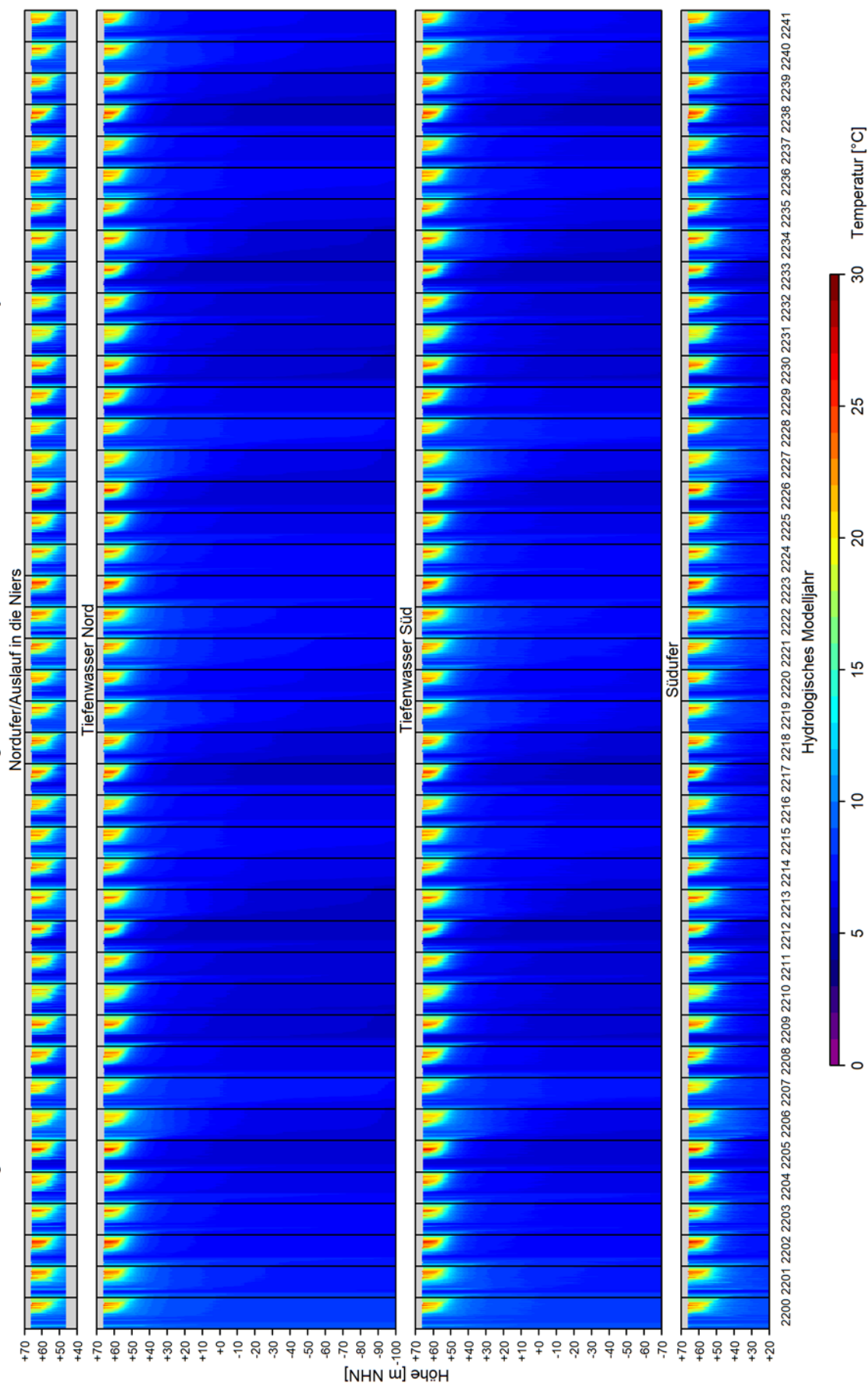


Garzweiler See: 50. Perzentile Klimaszenario RCP 4.5 (+2,0 K gegenüber 1971-2000)
 Entwicklung der Wasserbeschaffenheit für die meteorologischen Daten der Jahre von 2001 bis 2021: Eisen-gesamt

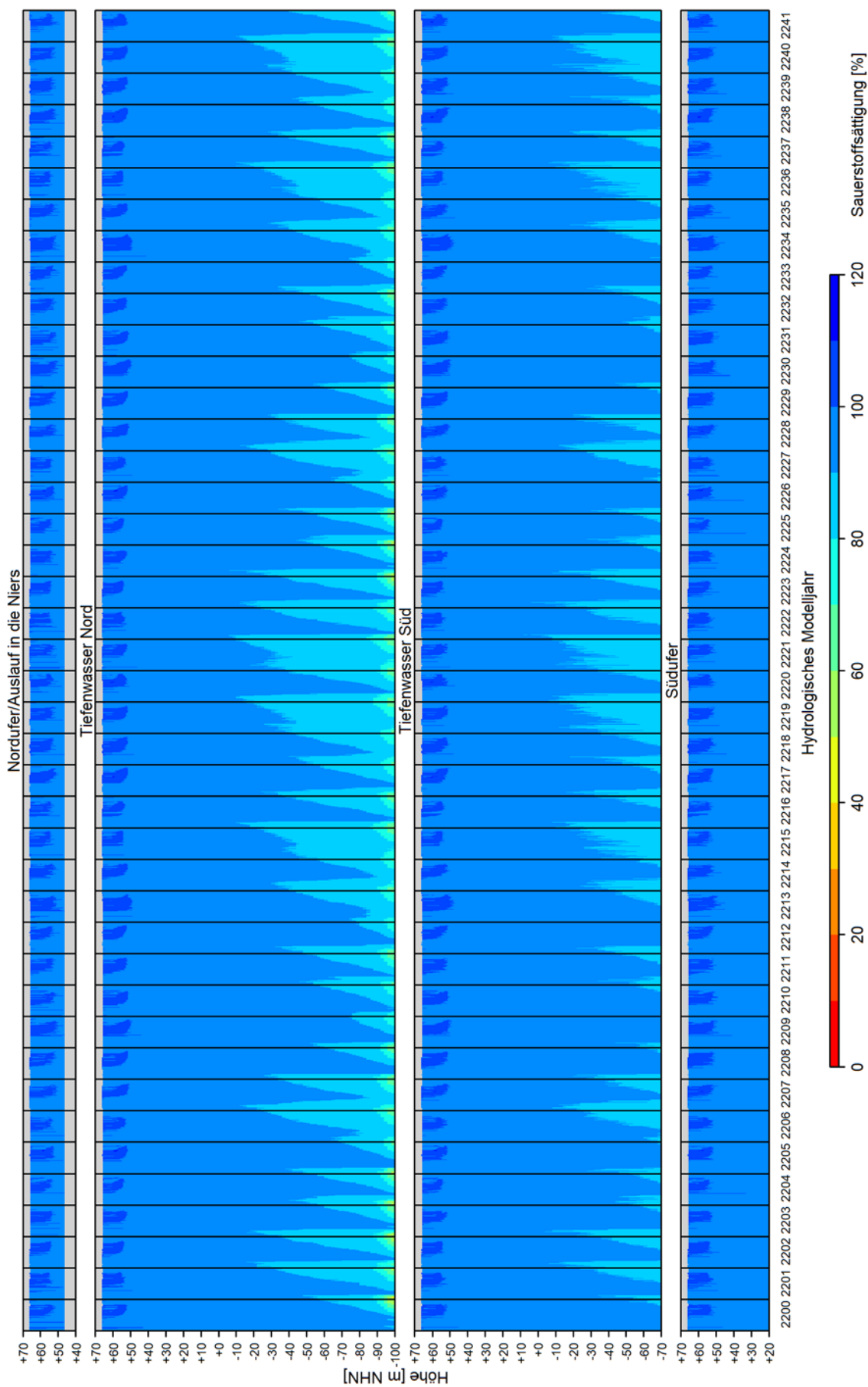


Anhang 5: Ergebnisse der limnophysikalischen Modellierung mit CE-QUAL als Prognose für den Zeitraum 2200 bis 2241 unter Berücksichtigung der 85. Perzentile des Klimaszenarios RCP 8.5 für die zeitliche Entwicklung von Wassertemperatur, Sauerstoffsättigung, Sulfat- und Eisenkonzentration im Tiefenprofil des Tagebausees Garzweiler auf Basis der meteorologischen Datenreihe 2001 - 2021

Garzweiler See: 85. Perzentile Klimaszenario RCP 8.5 (+4,6 K gegenüber 1971-2000)
Entwicklung der Wasserbeschaffenheit für die meteorologischen Daten der Jahre von 2001 bis 2021: Temperatur

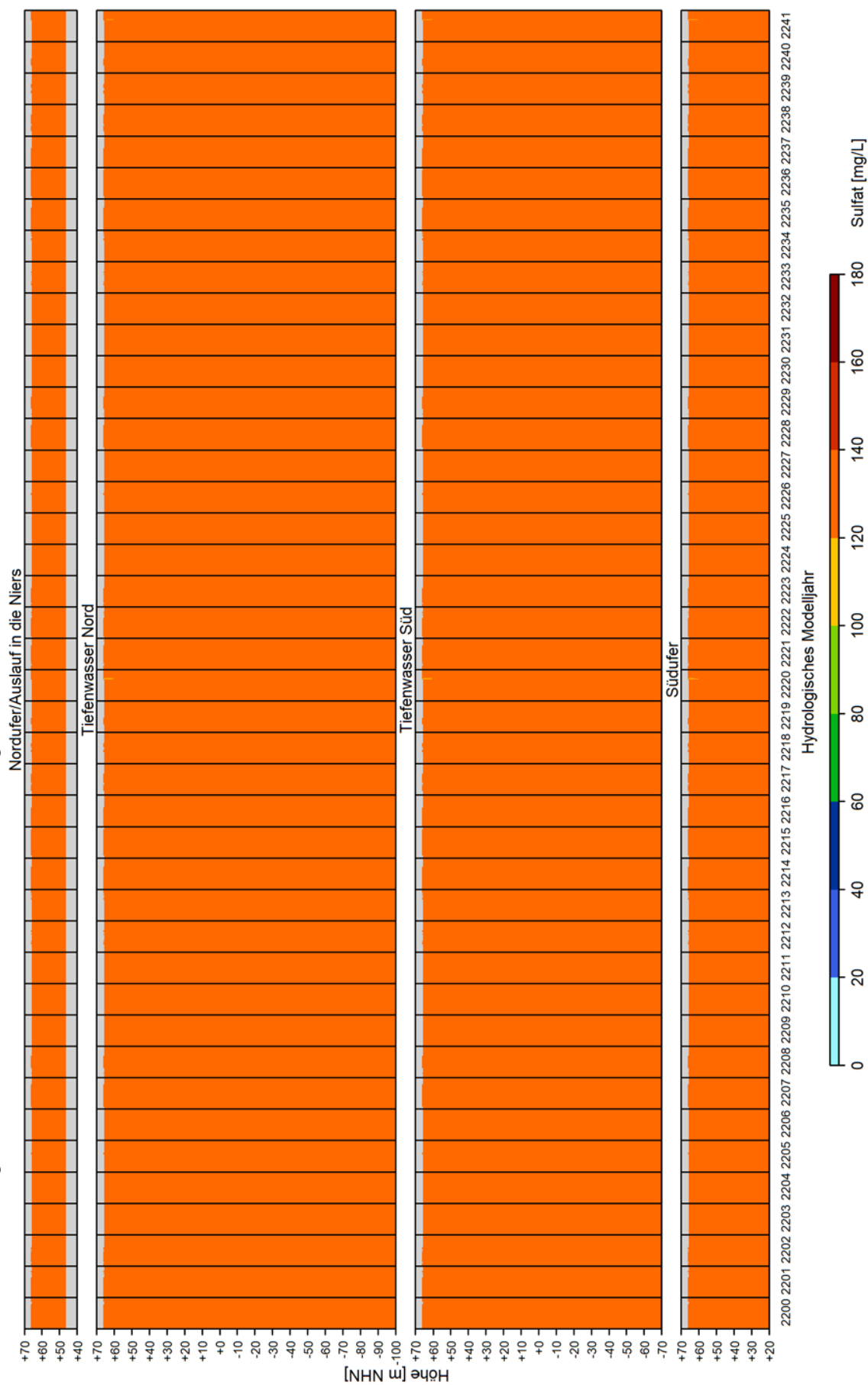


Garzweiler See: 85. Perzentile Klimaszenario RCP 8.5 (+4,6 K gegenüber 1971-2000)
 Entwicklung der Wasserbeschaffenheit für die meteorologischen Daten der Jahre von 2001 bis 2021: **Sauerstoffsättigung**



Garzweiler See: 85. Perzentile Klimaszenario RCP 8.5 (+4,6 K gegenüber 1971-2000)

Entwicklung der Wasserbeschaffenheit für die meteorologischen Daten der Jahre von 2001 bis 2021: **Sulfat**



Garzweiler See: 85. Perzentile Klimaszenario RCP 8.5 (+4,6 K gegenüber 1971-2000)
Entwicklung der Wasserbeschaffenheit für die meteorologischen Daten der Jahre von 2001 bis 2021: Eisen-gesamt

