



Institut für Binnenfischerei e.V. (IfB)
Potsdam-Sacrow
Im Königswald 2, 14469 Potsdam

Standortfindung für Netzgehegeanlagen zur Fischproduktion auf ausgewählten Tagebauseen der Lausitz

- Abschlussbericht -



Foto: U. Keil

Auftraggeber: Sächsischer Landesfischereiverband e.V.
Rudolf-Renner-Straße 2
01157 Dresden

Bearbeiter: M.Sc. Thilo Pagel
Dr. D. Leßmann
Dr. F. Rümmler
Dr. A. Müller-Belecka

Autoren: M.Sc. T. Pagel¹, Dr. D. Leßmann², Dr. F. Rümmler¹, Dr. A. Müller-Belecke¹

¹ Institut für Binnenfischerei (IfB) e.V. Potsdam-Sacrow,
Im Königswald 2, 14482 Potsdam;
E-Mail: thilo.pagel@ifb-potsdam.de

² Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg,
Lehrstuhl Gewässerschutz, Postfach 101344, 03013 Cottbus;
E-Mail: lessmann@b-tu.de

Titelbild: Netzgehegeanlage zur Karpfenproduktion auf einem Tagebausee bei Tröbitz
(Foto: Uwe Keil)

Auftragnehmer: Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow

Auftraggeber: Sächsischer Landesfischereiverband e.V.

Das dem vorliegenden Bericht zugrunde liegende Projekt wurde aus Mitteln des Europäischen Meeres- und Fischereifonds (EMFF) und des Freistaates Sachsen finanziert.

Kurzfassung

Im Zuge der Sanierung ehemaliger Braunkohletagebaue entstanden im Lausitzer Revier zahlreiche Tagebauseen (TBS). Die Mehrzahl dieser überwiegend großflächigen Wasserkörper wird gegenwärtig noch durch Maßnahmen gestaltet. Dazu zählt neben der abschließenden Böschungssicherung, der aktiven und/oder passiven Flutung auch die Einstellung einer den wasserwirtschaftlichen Anforderungen entsprechenden Gewässergüte.

Neben der Binnenfischerei (hier verstanden als erwerbs- oder freizeitmäßig betriebene Fangfischerei) ist unter bestimmten Voraussetzungen eine fischereiliche Nutzung dieser TBS durch die Produktion von Fischen in Netzgehegeanlagen (NGA) möglich. Diese Art der Fischerzeugung kann sowohl als Ergänzung zu anderen Geschäftsfeldern in bestehenden Fischereiunternehmen als auch als Ressource für neue Aquakulturunternehmen Perspektiven eröffnen. Speziell die Produktion von Speiseforellen und die kormorangeschützte, intensive Aufzucht von Satzkarpfen stehen dabei im Fokus. Entsprechend wurden bereits Investitionswünsche zur Errichtung und zum Betrieb von Netzgehegen auf TBS von Mitgliedsunternehmen an den Sächsischen Landesfischereiverband (SLFV) herangetragen.

Die geringe Größenordnung der Produktion von Fischen in NGA in deutschen Binnengewässern verdeutlicht jedoch, dass die aktuellen Rahmenbedingungen für die Anwendung dieser Technologie problematisch sind. Dies steht in einem offenkundigen Gegensatz zu den Entwicklungen im marinen Bereich. Während die Erzeugung von Fischarten wie Lachs, Meerbrasse, Wolfsbarsch etc. derzeit nahezu ausschließlich in NGA stattfindet und enorme Umfänge und Zuwächse aufweist, ist ihre Entwicklung in Binnengewässern seit längerem rückläufig und heute weitestgehend erloschen. Als Hauptursache werden die hohen Planungsanforderungen für solche Anlagen vor dem Hintergrund vielfältiger anderer Schutz- und Nutzungsansprüche an den Binnengewässern aufgeführt.

Trotz dieser generell problematischen Situation wird die Produktion von Fischen in NGA speziell auf TBS im aktuellen nationalen Strategieplan zur Aquakultur als Chance aufgeführt. Es wird davon ausgegangen, dass diese neuen und limnologisch spezifischen Gewässer im Rahmen der aktuellen Entwicklungs- und Nutzungsplanungen das Potenzial besitzen die Aufzucht von Fischen in NGA in Binnengewässern und damit auch den geringen Anteil an Eigenversorgung mit Süßwasserfischen in Deutschland ressourcenschonend zu steigern.

Durch die direkten Nährstoffeinträge in den Wasserkörper erfordern NGA eine wasserrechtliche Erlaubnis und unterliegen wasserrechtlichen Regelungen. Daneben sind verschiedene andere Rechtsgebiete im besonderen Verwaltungsrecht zu beachten, insbesondere naturschutz- und baurechtliche Rechtsnormen. Ein entscheidendes Kriterium zur Erteilung einer wasserrechtlichen Erlaubnis sind die Nährstoffeinträge im Zuge der Fischeaufzucht in das betreffende Gewässer und die daraus resultierenden Auswirkungen auf Gewässergüte bzw. Trophie. Zudem sind die potenziellen Folgen zu betrachten, die sich durch den Bau und Betrieb einer solchen Aquakulturanlage für die unmittelbare Umgebung einschließlich des Landschaftsbilds wie auch andere Nutzungs- und Schutzansprüche ergeben.

In dem hier dargestellten Vorhaben wurde vor diesem Hintergrund evaluiert, ob NGA in TBS erfolgreich etabliert und insbesondere im Einklang mit dem Verbesserungsgebot sowie Verschlechterungsverbot der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) betrieben werden können. Exemplarisch sollte dies für die folgenden sechs ausgewählte TBS der Lausitz untersucht werden: Bärwalder See, Berzdorfer See, Dreiwieberner See, Geierswalder See, Neuwieser See

und Scheibe-See. Neben der Einschätzung potenzieller Folgen der Fischeaufzucht in NGA auf die trophische Entwicklung der TBS wurde zudem eine Standortanalyse durchgeführt. Hier wurde für die einzelnen TBS geprüft, ob konkrete Potenziale für den Bau und den Betrieb einer NGA im Kontext der örtlichen Verhältnisse und der aktuellen Nutzungsplanungen bestehen.

Die mit der Fischproduktion einhergehenden Nährstoffemissionen wurden exemplarisch für eine NGA zur Erzeugung von Speiseforellen mit einer maximalen Jahresproduktion von 100 t quantifiziert. Dabei wurden die Frachten für Feststoffe, Phosphor, Stickstoff und organische Substanz zunächst einzeln kalkuliert. Für den wichtigsten Eutrophierungsfaktor Phosphor wurde zudem exemplarisch der Einfluss von NGA mit einer Freisetzung von 0,5 t/a bzw. 1,0 t/a an Gesamtphosphor auf die Gewässergüte modelliert. Dabei kamen sowohl für natürliche Seen entwickelte Modelle zur Anwendung, als auch solche mit Anpassungen an die spezifischen Bedingungen von TBS.

Anhand der Modellrechnungen ergaben sich deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen TBS hinsichtlich der Sensitivität gegenüber zusätzlichen Phosphoreinträgen aus der Fischproduktion. Im Bärwalder See, Scheibe-See und Geierswalder See resultieren die exemplarisch geprüften Frachten einer NGA nur in geringen Erhöhungen der Phosphorkonzentration im See. Entsprechend können die Referenzwerte, die gemäß Vorgabe durch die WRRL für die Erreichung des guten ökologischen Potenzials (GÖP) notwendig sind, für diese Gewässer eingehalten werden. Aus trophischer Sicht sind diese TBS daher als potenzielle Kandidaten für eine Fischproduktion in NGA anzusehen, wobei vertiefende Datenerhebungen an den einzelnen Seen für eine finale Feststellung erforderlich sind.

Der Dreieißer See und Berzdorfer See reagieren dagegen empfindlicher auf eine Erhöhung des externen Nährstoffeintrags. Insbesondere der Berzdorfer See weist natürlicherweise einen relativ geringen externen Phosphor-Eintrag auf. Zudem sind die Indikatoren, die für eine hohe Phosphor-Retention sprechen, wesentlich schwächer entwickelt als in den anderen TBS. Zusammen mit der elektrischen Leitfähigkeit und der Sulfat-Konzentration ist insbesondere das Eisen- zu Phosphor-Verhältnis in der obersten Sedimentschicht ein entscheidender Parameter. Entsprechend ist der Berzdorfer See auf der für dieses Vorhaben verfügbaren Datenbasis kein geeigneter Kandidat für eine Fischeaufzucht in NGA.

Beim Dreieißer See ist zu berücksichtigen, dass er der kleinste der betrachteten TBS ist und durch die Speicherbewirtschaftung bereits erhöhten Phosphor-Einträgen aus der Kleinen Spree unterliegt. Aufgrund der Bewirtschaftung ist zudem die Aufenthaltszeit verkürzt, was sich ungünstig auf die permanente Phosphor-Retention im See auswirkt. Trotz der derzeit noch guten Voraussetzungen für die Tolerierung einer Erhöhung der Phosphor-Zufuhr durch eine Fischproduktion lässt sich deren Unbedenklichkeit für den See längerfristig nicht sicherstellen.

Der Neuwieser See konnte aufgrund seines derzeit noch sauren pH-Werts und der unzureichenden Datengrundlage nicht in die Trophieprognosen einbezogen werden. Es fehlen insbesondere Daten zur längerfristigen Entwicklung der hydrologischen Bedingungen sowie der Beschaffenheit der unter- und oberirdischen Zuflüsse. Darüber hinaus ist er der einzige TBS, bei dem sowohl die gesamte Wasseroberfläche als auch die angrenzender Uferstreifen noch als geotechnischer Sperrbereich ausgewiesen sind. Große Bereiche des Sees gehören zudem zum Schutzgebietssystem „Natura 2000“. Auf Grundlage der derzeit verfügbaren Informationen ist der TBS kein geeigneter Kandidat für eine Erzeugung von Fischen in NGA.

Bis auf den Neuwieser See weisen alle untersuchten TBS geeignete Wasserparameter und -tiefen auf, die eine Produktion von Fischen in NGA erlauben würden. Auch im Hinblick auf die

aktuell vorliegenden wasserwirtschaftlichen, touristischen und naturschutzfachlichen Fachplanungen konnte für die hier untersuchten TBS, mit Ausnahme des Bärwalder Sees, aktuell kein Ausschlusskriterium für den Bau und Betrieb von NGA ermittelt werden. Vielfach sind diese Planungen noch nicht abgeschlossen. Das birgt Unsicherheiten bezüglich noch hinzukommender Konflikte durch andere Nutzungen, aber auch die Chance zur Einbringung der Fischeaufzucht in NGA in den Planungsprozess. Unter Berücksichtigung der vorliegenden Fachplanungen sollten insbesondere der Scheibe-See und der Geierswalder See im Rahmen vertiefender Untersuchungen betrachtet werden.

Die Ergebnisse des Abschlussberichtes dienen primär als Grundlage für weitergehende Planungen an den betrachteten Gewässern. Sie werden den zuständigen Behörden und relevanten Verbänden auf Projekttreffen vorgestellt und mit anderen Interessengruppen diskutiert. Die dort benannten Anmerkungen und Hinweise werden systematisch erfasst. Darüber soll eine Einbeziehung in weitere Planungsschritte erreicht und im Erfolgsfall eine konkrete Perspektive für die Etablierung von NGA auf geeigneten TBS eröffnet werden. Das hier exemplarisch durchgeführte Vorgehen einschließlich der verwendeten Methoden kann auch bei anderen TBS angewendet und somit als Anregung und Muster dienen.

Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung.....	14
2	Fischproduktion in Netzgehegeanlagen	16
2.1	Bedeutung und Umfang	16
2.1.1	Deutschland.....	16
2.1.2	Sachsen.....	17
2.2	Perspektiven, Potenziale und Strategien.....	19
2.2.1	Deutschland.....	19
2.2.2	Sachsen.....	20
3	Genehmigungs- und Zulassungsverfahren.....	22
3.1.1	Wasserrechtliche Zulassung	23
3.1.2	Relevante Rechtsnormen des Naturschutzrechts.....	26
3.1.3	Fischereirechtliche Genehmigung	28
3.1.4	Baurechtliche Genehmigung	29
4	Planungsstand und relevante Fachplanungen.....	30
4.1	Formelle Raumordnungspläne	30
4.1.1	Raumordnung des Bundes	31
4.1.2	Landesentwicklungsplan	31
4.1.3	Regionalplan.....	32
4.1.4	Braunkohlepläne als Sanierungsrahmenpläne	32
4.1.5	Kommunale Entwicklungsplanung	34
4.2	Informelle Raumordnungspläne	36
4.2.1	Regionales Entwicklungs- und Handlungskonzept „Lausitzer Seenlandschaft“	37
4.2.2	Strategiekonzept „Tourismus Bärwalder See 2025“	37
4.2.3	Struktureller Rahmenplan Berzdorfer See.....	38
4.2.4	Dorfentwicklungskonzept Geierswalde und Klein Partwitz	39
4.2.5	Masterplan Scheibe-See.....	39
4.3	Eigentumsverhältnisse	40
4.4	Geotechnische Sperrbereiche.....	41
4.5	Wasserrechtliche und -wirtschaftliche Planungen	43
4.5.1	Wasserwirtschaftliche Funktion und Nutzung.....	43
4.5.2	Wasserschutzgebiete.....	45
4.5.3	Europäische Wasserrahmenrichtlinie	46
4.5.4	EU-Badegewässer und Badegewässernutzung	47
4.5.5	Schiffbarkeit der Tagebauseen	48

4.6	Naturschutzrechtliche Planungen.....	49
4.6.1	Schutzgebiete nach Bundesnaturschutzgesetz.....	50
4.6.2	Einzelobjekte nach Bundesnaturschutzgesetz	52
4.6.3	EU-Schutzgebietssystem „Natura 2000“	52
4.7	Fischereiliche Nutzung der Tagebauseen	54
4.7.1	Fischereiliches Leitbild und Fischbestandsuntersuchungen	54
4.7.2	Erwerbs- und angelfischereiliche Nutzung	55
5	Potenziell geeignete Fischarten für die Erzeugung in Netzgehegen.....	56
5.1	Forellenproduktion in Netzgehegeanlagen	57
5.1.1	Aktueller Stellenwert	57
5.1.2	Physiologische Ansprüche	57
5.1.3	Besatzdichte und -größe	59
5.1.4	Produktion, Aufzuchtdauer und Überlebensrate	60
5.1.5	Futtermittel und Fütterung	61
5.1.6	Betriebswirtschaftliche Bewertung der Produktion.....	63
5.2	Karpfenproduktion in Netzgehegeanlagen	64
5.2.1	Aktueller Stellenwert	64
5.2.2	Physiologische Ansprüche	64
5.2.3	Besatzdichte und -größe	65
5.2.4	Produktion, Aufzuchtdauer und Überlebensrate	66
5.2.5	Futtermittel und Fütterung	66
5.2.6	Betriebswirtschaftliche Bewertung der Produktion.....	66
5.3	Coregonenproduktion in Netzgehegeanlagen	67
5.3.1	Aktueller Stellenwert	67
5.3.2	Produktion, Aufzuchtdauer und Überlebensrate	68
5.4	Weitere potentiell geeignete Arten	69
6	Planung und Konstruktion der Netzgehegeanlagen	70
6.1	Gehegetypen	70
6.2	Gehegegrößen und –formen, Verankerung.....	72
6.3	Netzformen, Maschenweiten und Netzmaterialien	73
6.4	Arbeitsplattform, Betriebshof und Zuwegung.....	74
6.5	Standortwahl.....	75
7	Anlagenaufbau.....	77
7.1	Netzgehegeanlage zur Produktion von Speiseforellen	77
7.1.1	Rundgehege zur Aufzucht von Speiseforellen.....	77

7.1.2	Viereckige Einheiten zur Satzfishaufzucht, Hälterung und Sortierung	79
7.1.3	Mobile Netzträgeranlage und schwimmende Arbeitsplattform am Ufer	80
7.1.4	Spundwand, Einlassstelle für Boote und Betriebshof	80
8	Emissionen aus der Netzgehegeproduktion	82
8.1	Allgemeines	82
8.2	Feststoffe	84
8.3	Stickstoff	85
8.4	Phosphor	86
8.5	Organische Substanz.....	87
8.6	Möglichkeiten der Belastungsminimierung	92
8.6.1	Futtermittel.....	92
8.6.2	Fütterungsregime, Fütterungstechnologie und Haltungsbedingungen.....	92
8.6.3	Technologische Ansätze zur Verringerung der Nährstoffeinträge.....	93
8.6.4	Phosphorentnahme durch Ausübung der Fischerei.....	94
8.6.5	Integrierte multi-trophische Aquakultursysteme.....	95
9	Limnologische Charakterisierung der Untersuchungsgewässer	96
9.1	Ursprung.....	96
9.2	Entstehung und Flutung	97
9.3	Geographische Lage und morphometrische Daten	98
9.4	Wasserbeschaffenheit.....	104
9.5	Trophierelevante Wasserbeschaffenheit	106
9.6	Sauerstoffhaushalt	107
9.7	Primärproduktion.....	108
10	Potenzielle Auswirkungen der Netzgehegeproduktion	110
10.1	Abschätzung des Einflusses auf den trophischen Zustand.....	110
10.1.1	Grundlagen.....	110
10.1.2	Methoden zur Abschätzung der Trophieentwicklung	113
10.2	Prognosen zur Trophieentwicklung unter dem Betrieb von Netzgehegeanlagen.....	116
10.2.1	Auswirkungen der Fischproduktion auf den Phosphoreintrag in den Seen.....	116
10.2.2	Auswirkungen der Fischproduktion auf die Phosphor-Konzentration in den Seen und deren Trophiegrad.....	121
10.2.3	Schlussfolgerungen für eine Fischproduktion aus trophischer Sicht.....	124
10.3	Sauerstoffhaushalt	128
10.4	Weitere Auswirkungen	129
10.4.1	Abschattung und Schlammentwicklung	130
10.4.2	Einsatz von Betriebsstoffen, Desinfektionsmitteln und Medikamenten	130

10.4.3	Störungen und/oder Beeinträchtigung wildlebender Tiere (Fauna).....	131
10.4.4	Entkommen von Zuchtfischen	132
10.4.5	Veränderungen im Landschaftsbild	132
11	Zusammenfassende Betrachtung der Eignung der Tagebauseen und potenzieller Standorte für NGA.....	133
11.1	Abgrenzung von Tiefenbereichen für NGA, Sperr- und Schutzbereiche.....	133
11.2	Einzelbetrachtungen zu den Tagebauseen	137
11.2.1	Neuwieser See	137
11.2.2	Scheibe-See	137
11.2.3	Bärwalder See	139
11.2.4	Berzdorfer See.....	141
11.2.5	Dreiweiberner See	144
11.2.6	Geierswalder See	147
11.3	Zusammenfassung und Ausblick	150
12	Verzeichnis verwendeter Formelzeichen	152
13	Verzeichnis verwendeter Planungsunterlagen	154
14	Verzeichnis relevanter Rechtsvorschriften	156
15	Literatur	158
16	Anlagen	171

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Übersichtskarte zur Lage der Tagebauseen in der sächsischen Lausitz (Hintergrundkarte: OpenStreetMap)	14
Abbildung 2: Übersicht zu den geotechnischen Sperrbereichen (rot schraffierte Fläche) im Bereich des Berzdorfer See (a), Dreiweiberner See (b), Geierswalder See (c) und Neuwieser See (d) (LMBV 2021)	42
Abbildung 3: Übersicht zum Trinkwasserschutzgebiet Bärwalde (grün gekennzeichnete Bereich) im nördlichen Bereich des Bärwalder Sees (LfULG 2021c)	45
Abbildung 4: Übersicht zu den NSG (grüne Fläche) und LSG (gelbe Fläche) im Bereich Berzdorfer See (a), Dreiweiberner See (b) und Scheibe-See (c)	51
Abbildung 5: Teilflächen des FFH-Gebietes „Bergbaufolgelandschaft Bluno“ im Bereich des Neuwieser See (links Teilfläche 1, rechts Teilfläche 2)	52
Abbildung 6: Flächenmäßige Ausdehnung des Vogelschutzgebietes „Bergbaufolgelandschaft bei Hoyerswerda“ im Bereich des Neuwieser See	53
Abbildung 7: Grafische Darstellung einer Netzgehegeanlage mit einem Ankerpunkt	81
Abbildung 8: Lage von Geierswalder See, Neuwieser See, Scheibe-See und Dreiweiberner See im Lausitzer Seenland (Quelle: LMBV)	98
Abbildung 9: Schematische Darstellung der Tiefenbereiche im Bärwalder See (oben) und Berzdorfer See (unten)	100
Abbildung 10: Schematische Darstellung der Tiefenbereiche im Dreiweiberner See (oben) und Geierswalder See (unten)	101
Abbildung 11: Schematische Darstellung der Tiefenbereiche im Neuwieser See (oben) und Scheibe-See (unten)	102
Abbildung 12: Tiefenprofile von Wassertemperatur, Sauerstoff-Konzentration, Trübung und pH-Wert im Berzdorfer See vom 02.08.2018 (IDUS 2018)	104
Abbildung 13: Rate der jährlichen Einträge an Gesamt-Phosphor in die Seen aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Eintragspfaden bei einer Fischproduktion in NGA gemäß der Variante A mit einem zusätzlichen Gesamt-Phosphoreintrag von 0,5 t/a	120
Abbildung 14: Anteil der einzelnen Haupteintragsquellen am jährlichen Gesamt-Phosphoreintrag in die See bei einer Fischproduktion in NGA gemäß der Variante A mit einem zusätzlichen Gesamt-Phosphoreintrag von 0,5 t/a	120
Abbildung 15: Rate der jährlichen Einträge an Gesamt-Phosphor in die Seen aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Eintragspfaden bei einer Fischproduktion in NGA gemäß der Variante B mit einem zusätzlichen Gesamt-Phosphoreintrag von 1 t/a	121
Abbildung 16: Anteil der einzelnen Haupteintragsquellen am jährlichen Gesamt-Phosphoreintrag in die See bei einer Fischproduktion in NGA gemäß der Variante B mit einem zusätzlichen Gesamt-Phosphoreintrag von 1 t/a	121
Abbildung 17: Darstellung der für NGA potenziell geeigneten Tiefenbereiche (gelb markierte Bereiche) und relevante Fachplanungen für den Bärwalder See	134
Abbildung 18: Darstellung der für NGA potenziell geeigneten Tiefenbereiche (gelb markierte Bereiche) und relevante Fachplanungen für den Berzdorfer See	134
Abbildung 19: Darstellung der für NGA potenziell geeigneten Tiefenbereiche (gelb markierte Bereiche) und relevante Fachplanungen für den Dreiweiberner See	135
Abbildung 20: Darstellung der für NGA potenziell geeigneten Tiefenbereiche (gelb markierte Bereiche) und relevante Fachplanungen für den Geierswalder See	135
Abbildung 21: Darstellung der für NGA potenziell geeigneten Tiefenbereiche (gelb markierte	

Inhaltsverzeichnis

Bereiche) und relevante Fachplanungen für den Neuwieser See	136
Abbildung 22: Darstellung der für NGA potenziell geeigneten Tiefenbereiche (gelb markierte Bereiche) und relevante Fachplanungen für den Scheibe-See	136
Abbildung 23: Auszug aus dem Flächennutzungsplan 2020 der Stadt Hoyerswerda (Planzeichnung – Stand Juli 2020)	139
Abbildung 24: Sperrbereiche am Bärwalder See (AV „Elbflorenz“ Dresden e.V., Juni 2019)...	140
Abbildung 25: Struktureller Rahmenplan Berzdorfer See 2010 (SRP Berzdorfer See 2010) ...	143
Abbildung 26: Tiefenprofil des Dreieibener Sees bei einer Staulamelle von 118 m NHN (Nixdorf et al. 2000).....	145
Abbildung 27: Windwirkklängen des Speicher Dreieibern (LfULG 2017)	146
Abbildung 28: Übersicht zu Badestränden und Verbotszonen für die Angelfischerei (rot schraffierte Fläche).....	147
Abbildung 29: Liegenschaftliche Übersichtskarte (Flächennutzungen) für den Geierswalder See (LMBV 2019b)	150
Abbildung 30: Flutungsdiagramme des Bärwalder Sees (oben) und des Berzdorfer Sees (unten) gemäß Angabe im wasserwirtschaftlichen Jahresbericht 2020 (LMBV 2021b) .	172
Abbildung 31: Flutungsdiagramme des Dreieibener Sees (oben) und des Geierswalder Sees (unten) gemäß Angabe im wasserwirtschaftlichen Jahresbericht 2020 (LMBV 2021b).....	173
Abbildung 32: Flutungsdiagramme des Neuwieser Sees (oben) und des Scheibe-Sees (unten) gemäß Angabe im wasserwirtschaftlichen Jahresbericht 2020 (LMBV 2021b) .	174

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Fischerzeugung in Netzgehegeanlagen im Jahr 2019	17
Tabelle 2: Erzeugung von Fischen in Aquakultur (ohne Brut- und Aufzuchtanlagen)	18
Tabelle 3: Auszug aus der Liste der UVP-pflichtigen Vorhaben (gemäß Anlage 1 UVPG).....	27
Tabelle 4: Übersicht zu den relevanten Planungsfragen	30
Tabelle 5: Übersicht zu den relevanten Braunkohleplänen	33
Tabelle 6: Übersicht zu den relevanten Flächennutzungsplänen	35
Tabelle 7: Geotechnische Sperrbereiche im Bereich der Tagebauseen gemäß LMBV	42
Tabelle 8: Rechtliche Grundlagen zur Schiffbarmachung/Gemeingebrauch der Tagebauseen ..	48
Tabelle 9: Übersicht zu den planungsrelevanten Schutzgebieten (gemäß BNatSchG)	50
Tabelle 10: Übersicht zu den fischereibiologischen Gutachten	54
Tabelle 11: Übersicht zur aktuellen fischereilichen Nutzung der sechs Tagebauseen	55
Tabelle 12: Physiologische Ansprüche der Regenbogenforelle (i.A. Schreckenbach et al 1987)	58
Tabelle 13: Produktionstechnologische Kennwerte der Netzgehegeanlage zur Produktion von Regenbogenforellen.....	61
Tabelle 14: Zusammensetzung verschiedener handelsüblicher Futtermittel für die Produktion von Speiseforellen	62
Tabelle 15: Verarbeitungsverluste bei der Vermarktung von Regenbogenforellen.....	63
Tabelle 16: Physiologische Ansprüche von Karpfen (i.A. Schreckenbach et al. 1987).....	65
Tabelle 17: Kennwerte zur Besatzdichte für Karpfen	66
Tabelle 18: Grunddaten der Rundgehege zur Aufzucht von Speiseforellen	78
Tabelle 19: Grunddaten der viereckigen Einheiten zur Satzfischaufzucht oder Hälterung	79
Tabelle 20: Mittlere Zusammensetzung und Verdaulichkeit von drei Trockenmischfuttermitteln in der Forellenproduktion	84
Tabelle 21: Berechnung der Emissionsfrachten an Feststoffen (FS), Stickstoff (TN und N _{anorg}) und Phosphor (TP) für Regenbogenforellen (46 % Rohprotein und 1,0 % Phosphor des Futters, Futterquotient 1,0 kg Futter/kg Zuwachs, Fütterungsration 1,4 %/d)....	89
Tabelle 22: Zusammensetzung des Fischkörpers verschiedener Fischarten nach Literaturangaben.....	90
Tabelle 23: Bilanzierung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) zum Abbau der organischen Substanz der Emissionen der Fische	91
Tabelle 24: Übersicht zu mittleren Trockensubstanz-, Stickstoff- und Phosphorgehalten für ausgewählte Fischarten	94
Tabelle 25: Übersicht zu den Tagebauseen, den Tagebauen und Tagebauräumen	96
Tabelle 26: Angaben zum aktuellen Flutungsstand der Tagebauseen (LMBV 2020)	98
Tabelle 27: Morphometrische Daten und daraus abgeleitete Kennwerte der betrachteten Seen 103	
Tabelle 28: Mittelwerte (MW) wichtiger physikalischer und chemischer Parameter auf der Basis von Daten des MHM der LMBV.....	105
Tabelle 29: Mittelwerte (MW) wichtiger physikalischer und chemischer Parameter auf der Basis von Daten aus dem Infoportal iDA des Freistaates Sachsen.....	105
Tabelle 30: Mittelwerte (MW) trophierelevanter Nährstoffkonzentrationen auf der Basis von Daten des MHM der LMBV	107
Tabelle 31: Mittelwerte (MW) trophierelevanter Nährstoffkonzentrationen auf der Basis von Daten aus dem Infoportal iDA des Freistaates Sachsen	107
Tabelle 32: Übersicht zu den im Rahmen der Tiefenprofilmessungen festgestellten Minimal- und	

Maximalwerten der Sauerstoffsättigung	108
Tabelle 33: Übersicht zu trophischen Kennwerten auf der Basis von Daten des MHM der LMBV 109	
Tabelle 34: Übersicht zu trophischen Kennwerten auf der Basis von Daten aus dem Infoportal iDA des Freistaates Sachsen	109
Tabelle 35: Den Trophieprognosen zugrundeliegende Daten und Phosphoreinträge in die Tagebauseen ohne eine Fischproduktion in NGA	118
Tabelle 36: Vergleich der Phosphor-Einträge in die Tagebauseen ohne und mit einer Fischproduktion in NGA in zwei Varianten mit einem zusätzlichen Phosphor-Eintrag von 0,5 t/a bzw. 1,0 t/a	119
Tabelle 37: Ergebnisse der Berechnungen der Gesamt-Phosphorkonzentrationen (in µg/l) in den Seen bei der Anwendung verschiedener Trophie-Modelle ohne und mit Berücksichtigung tagebauseespezifischer Parameter im Vergleich mit seetypspezifischen Zielwerten bei einer Fischproduktion mit einem zusätzlichen Gesamt-Phosphoreintrag von 0,5 t/a (Variante A) unter Hervorhebung der als besonders relevant anzusehenden Werte	126
Tabelle 38: Ergebnisse der Berechnungen der Gesamt-Phosphorkonzentrationen (in µg/l) in den Seen bei der Anwendung verschiedener Trophie-Modelle ohne und mit Berücksichtigung tagebauseespezifischer Parameter im Vergleich mit seetypspezifischen Zielwerten bei einer Fischproduktion mit einem zusätzlichen Gesamt-Phosphoreintrag von 1 t/a (Variante B) unter Hervorhebung der als besonders relevant anzusehenden Werte	127
Tabelle 39: Ableitung geeigneter Tagebauseen anhand der vorliegenden Fachplanungen	151

1 Veranlassung

Im Zuge der Sanierung ehemaliger Braunkohletagebaue entstanden im Lausitzer Revier zahlreiche TBS. Neben der Binnenfischerei (hier verstanden als erwerbs- oder freizeitmäßig betriebene Fangfischerei) ist unter bestimmten Voraussetzungen eine fischereiliche Nutzung dieser TBS durch die Produktion von Fischen in NGA möglich. Diese Art der Fischerzeugung kann sowohl als Ergänzung zu anderen Geschäftsfeldern in bestehenden Fischereiunternehmen als auch als Ressource für neue Aquakulturunternehmungen Perspektiven eröffnen. Speziell die Produktion von Speiseforellen und die kormorangeschützte, intensive Aufzucht von Satzkarpfen stehen dabei im Fokus.

Gemäß Angabe durch den SLFV wurden in der Vergangenheit vermehrt Investitionswünsche zum Bau und Betrieb dieser technischen Anlagen von Mitgliedsunternehmen an den Verband herangetragen. Entsprechend sollte in einer ersten Konzeptionierung evaluiert werden, ob NGA auf TBS erfolgreich etabliert und im Einklang mit den bestehenden Rechtsvorschriften und/oder vorliegenden Fachplanungen betrieben werden können. Die Ergebnisse des Berichtes sollen sowohl als Grundlage für weitergehende Planungen als auch als Muster für gleichartige Projekte in Sachsen dienen.

Im Auftrag des SLFV sollten die nachfolgend aufgeführten sechs TBS in der sächsischen Lausitz hinsichtlich der Eignung für die Produktion von Fischen in NGA untersucht werden: Bärwalder See, Berzdorfer See, Dreiwelbener See, Geierswalder See, Neuwieser See und Scheibe-See. Alle diese TBS befinden sich im Lausitzer Braunkohlerevier (Abbildung 1). Sie sind im Landkreis Bautzen (Scheibe-See, Geierswalder See, Neuwieser See und Dreiwelbener See) und im Landkreis Görlitz (Bärwalder See und Berzdorfer See) verortet.

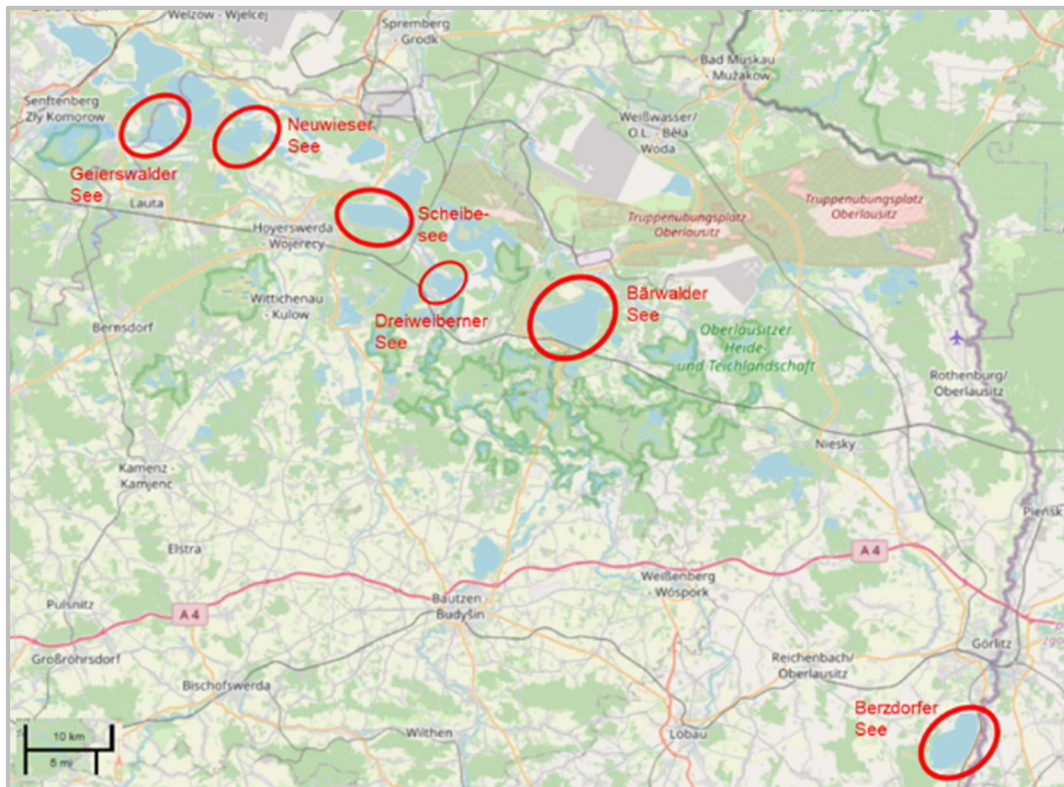


Abbildung 1: Übersichtskarte zur Lage der Tagebauseen in der sächsischen Lausitz (Hintergrundkarte: OpenStreetMap)

Die Auswahl der Untersuchungsgewässer beschränkte sich auf TBS mit einem relativ großen Volumen. Bis auf den Neuwieser See, bei dem erst im Jahr 2023 mit einem weitgehenden Abschluss der Sanierung zu rechnen ist, wurden zudem nur TBS berücksichtigt, die bereits ihren Endwasserstand erreicht haben und pH-neutral sind. Bei der Auswahl der Seen wurden u.a. auch Anmerkungen der Landesdirektion Sachsen berücksichtigt.

In Absprache mit dem SLFV sollten insbesondere für den Berzdorfer See und den Geierswalder See detaillierte Betrachtungen durchgeführt werden, da für diese Seen bereits Fischereibetriebe existieren, die an einer Produktion von Fischen in NGA Interesse bekundet haben. Diese Vorgehensweise wurde bei einem Projekttreffen im Juli 2020 zwischen Auftragnehmer und Auftraggeber besprochen.

Unterschiede in der Morphologie der Seebecken, den hydrologische Bedingungen und der Wasserbeschaffenheit beeinflussen nicht nur die Fischgemeinschaften, sondern auch die Eignung der TBS hinsichtlich der Fischproduktion in NGA. Im Rahmen des Gutachtens sollte daher sowohl der aktuelle limnologische Zustand der TBS als auch der Einfluss einer NGA zur Speiseforellenerzeugung (maximale Jahresproduktion von 95 t) auf die Gewässergüte bzw. Trophie abgebildet werden. Auf Basis vorliegender Fachplanungen sollten zudem potenziell geeignete Standorte ermittelt werden, auch unter Berücksichtigung von möglichen Schutz- und Sperrzonen sowie den bereits vorliegenden wasserrechtlichen, naturschutzrechtlichen und touristischen Fachplanungen.

2 Fischproduktion in Netzgehegeanlagen

Netzgehege wurden anfänglich nur für die Hälterung von gefangenen Wildfischen verwendet, später wurden die Fische darin auch gefüttert. Aktuell werden NGA fast ausschließlich für die Produktion von Fischen, sowohl im Süß- als auch im Meerwasser, genutzt (Tacon & Halwart 2007). Die Fischproduktion in NGA gehört zu den am schnellsten wachsenden Sektoren der Aquakultur und hat, zumindest in einigen Regionen, bereits jetzt eine sehr hohe wirtschaftliche Bedeutung und/oder ein sehr großes Potenzial (FAO 2020; Naylor et al. 2021). Während die Aufzucht von Fischen in Netzgehegen besonders im marinen Bereich die dominierende Form der Aquakultur darstellt, ist ihre Entwicklung in Binnengewässern seit längerem stark rückläufig. Die Gründe dafür sind vielfältig. Speziell für Deutschland sind u.a. die Planungsanforderungen im Zusammenhang mit den naturschutz- und wasserrechtlichen Genehmigungen aufzuführen.

2.1 Bedeutung und Umfang

2.1.1 Deutschland

Der Eigenversorgungsgrad beim Lebensmittel Süßwasserfisch beträgt in Deutschland aktuell nur 13 %. Der Markt für Süßwasserfische wird von Importen bestimmt. Diese summierten sich im Berichtsjahr 2019 auf etwa 136.000 t, was gegenüber dem Vorjahr einem Anstieg um 7 % entspricht (Brämick 2020). Die importierten Produkte stammen auch aus Aquakulturen in Entwicklungsländern mit zum Teil niedrigeren Qualitäts- und Produktionsstandards. Mögliche Umweltrisiken werden somit in diese Weltregionen verlagert (FAO 2020).

Der Großteil des vermarkteten Aufkommens an Süßwasserfischen aus Deutschland stammt nicht aus dem kommerziellen Fischfang in natürlichen Gewässern, sondern aus der Aquakultur. Diese ist hauptsächlich durch die Aufzucht von Salmoniden und Karpfen geprägt. Bei der Betrachtung der anteiligen Zusammensetzung des mengenmäßigen Gesamtaufkommens der deutschen Binnenfischerei und Aquakultur im Jahr 2019 nach verschiedenen Sektoren wird deutlich, dass speziell die Produktion von Fischen in NGA derzeit nur einen Anteil von unter 1 % ausmacht (Brämick 2020). Die im Jahresbericht 2019 dargestellte Erfassung der Anzahl und Produktionsmenge in NGA ist jedoch mit Unsicherheiten behaftet.

Im Rahmen der deutschen Aquakulturstatistikerhebung wurden im Jahr 2019 insgesamt elf NGA zur Fischerzeugung festgestellt, zehn davon auf Binnengewässern. Die darin erzeugte Menge an Fisch wurde mit 75 t beziffert. Damit wurde eine Anlage weniger als im Vorjahr erfasst. Die Produktionsmenge sank im Vergleich zum Vorjahr um weitere 15 t. Eine Bewertung der aktuellen Entwicklung ist problematisch, da eine derartige Veränderung auch in der Anwendung von Untergrenzen bei den Erhebungen im Rahmen der Aquakulturstatistikverordnung begründet sein kann (Brämick 2020).

Bezieht man sich auf die Angaben der Fischereibehörden, belief sich die Anzahl der Anlagen wie im Vorjahr auf neun, die Produktion sank von 121 t im Vorjahr auf aktuell 80 t (Tabelle 1). Gemäß Angabe im Jahresbericht konnten für zwei bekannte Anlagen jedoch keine Angaben zur Produktion gemacht werden, weshalb der tatsächliche Wert höher lag (Brämick 2020). Eine Differenzierung nach Bundesländern ist nur auf Basis der Meldungen der Fischereibehörden möglich, da eine Ausweisung der Erzeugung nach Bundesländern aus der Erhebung der Aquakulturstatistik nicht zu entnehmen ist. Die von den Ländern gemeldeten Anlagen dienen mehrheitlich zur Aufzucht von Speiseforellen. In Einzelfällen wurden auch Karpfen oder Störe in den NGA produziert (Tabelle 1).

Tabelle 1: Fischerzeugung in Netzgehegeanlagen im Jahr 2019

Bundesland	Fischart	Größenklasse	Anzahl [N]	Produktion [t]
Brandenburg	Karpfen	Satzfisch	1 ^a	15
Brandenburg	Regenbogenforelle	Speisefisch	1 ^{a,b}	-
Meckl.-Vorpommern	Stör	Speisefisch	1	^c
Niedersachsen	Regenbogenforelle	Speisefisch	1	40
Sachsen	Karpfen	Satzfisch	1	10 ^d
Sachsen-Anhalt	Regenbogenforelle	Speisefisch	1	15
Schleswig-Holstein	Regenbogenforelle	Speisefisch	3	^c
Deutschland gesamt			9	80

^a Angabe aus Vorjahren; ^b Produktion ruht; ^c Wert unterliegt dem Datenschutz und ist bei der Summenbildung nicht berücksichtigt; ^d geschätzt

Unabhängig von den Unsicherheiten bei der Ableitung von Entwicklungstendenzen verdeutlicht die geringe Größenordnung der Produktion von Fischen in NGA die fehlende Relevanz dieses Sektors für die Aquakultur in deutschen Binnengewässern. Dies steht in deutlichem Gegensatz zu Entwicklungen in anderen Regionen und Ländern (Brämick 2020). Weltweit gilt die Aquakultur als der Bereich der Nahrungsmittelproduktion, der am stärksten wächst. Zu dieser Entwicklung hat maßgeblich auch die Erzeugung von Fischen in NGA beigetragen.

Die geringe Relevanz ist jedoch nicht in mangelnden Ressourcen oder Interessen von Unternehmen bzw. potenziellen Betreibern begründet. Exemplarisch für die Situation in Deutschland berichtet Sachsen, dass Investoren an einem Aufbau von NGA interessiert sind, aber eine Genehmigung an potenziellen Standorten nicht in Sicht ist. Lediglich in Brandenburg gibt es mit der Zulassung einer kleinen NGA auf einem TBS zur Erzeugung von Satzkarpfen ein deutschlandweit in jüngerer Vergangenheit einzigartiges positives Beispiel.

2.1.2 Sachsen

Die binnenfischereiliche Gesamtproduktion in Sachsen wird überwiegend durch die Erträge aus Aquakultur und nur in sehr geringem Umfang aus Erträgen der Fischereiausübung realisiert. Natürliche Seen existieren in Sachsen nicht. Das Gesamtaufkommen an Fischen für das Berichtsjahr 2019 wurde für Sachsen mit 2.505 t beziffert, von denen etwa 246 t aus Erträgen der Fischereiausübung (Erwerbs- und Angelfischerei) stammen. Die restliche Menge wurde in Warmwasserteichen (1.961 t) oder in Kalt- und Warmwasseranlagen (288 t) produziert. Nach Brämick (2020) wurden lediglich 10 t in NGA erzeugt.

Gemäß Jahresbericht sind für das Berichtsjahr 2019 nur fünf Betriebe der Erwerbsfischerei und 182 Betriebe dem Bereich der Aquakultur zuzuordnen (Brämick 2020). Die Angaben zur Anzahl der Aquakulturbetriebe bezieht sich auf Angaben der Aquakulturstatistikerhebung zu Betrieben mit Aufzucht von Fischen oberhalb einer anlagenspezifischen Erfassungsgrenze. Zudem können auch Mischbetriebe vorhanden sein, die in diesem Zusammenhang jedoch nicht gesondert aufgeführt werden. Gemäß LfULG (2021) gibt es in Sachsen derzeit ca. 60 Haupterwerbs- und ca. 300 Nebenerwerbsbetriebe.

Die Grundlage für die Aquakultur in Sachsen bilden derzeit rund 8.400 ha Karpfenteiche, eine Vielzahl von Forellenteichen und -anlagen sowie drei Warmwasserkreislaufanlagen. Die mit Abstand wichtigste Produktionsform ist die Karpfenteichwirtschaft mit einem Anteil von 90 % an der durchschnittlichen jährlichen Speisefischgesamtproduktion (LfULG 2021). Seit mehr als 750 Jahren wird in Sachsen Teichwirtschaft betrieben (LfULG 2014). Nach Bayern ist Sachsen zweitgrößter Produzent von Karpfen in Deutschland und nimmt somit bundesweit eine führende Rolle ein. Der Umfang der bewirtschafteten Teichflächen schwankte in den vergangenen Jahren zwischen knapp 8.000 und 9.000 ha.

In der Tabelle 2 ist die Erzeugung von Fischen in der sächsischen Aquakultur nach Fischarten dargestellt. Die Angaben stammen aus dem Agrarbericht (SMEKUL 2020). Neben der bereits erwähnten Relevanz der Karpfenproduktion werden insbesondere Regenbogenforellen in Sachsen produziert. Daneben haben auch andere Arten, wie zum Beispiel Afrikanischer Wels oder Sibirischer Stör, einen relativ hohen Stellenwert.

Tabelle 2: Erzeugung von Fischen in Aquakultur (ohne Brut- und Aufzuchtanlagen)

Fischart	Jährliche Erzeugung [t]*				
	2015	2016	2017	2018	2019
Karpfen	1.728	1.947	1.674	1.717	1.677
Regenbogenforelle	129	139	152	91	108
Schleie	45	51	46	47	39
Zander	11	11	10	3	4
Hecht	10	13	16	16	16
Europäischer Wels	15	9	13	11	22
Afrikanischer Wels	171	162	140	115	61
Sibirischer Stör	92	49	46	52	35
Sonstige Fischarten	143	147	164	164	224
Fische gesamt	2.344	2.528	2.261	2.216	2.187

* Quelle: Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen

Eine Besonderheit bei der Fischproduktion in Sachsen ist auch die Nutzung der Abwärme in Kraft-Wärme-Kopplungen von Kraftwerken oder Biogasanlagen, die die Effizienz beider Nutzungen verbessert. Die verfügbaren Abwärmemengen werden sich allerdings durch die aktuelle Energiepolitik in den kommenden Jahren deutlich verringern (LfULG 2021).

Insgesamt haben die produzierten Mengen an Satz- und Speisefischen in technischen Anlagen in Sachsen abgenommen. Dies trifft auch für die Erzeugung von Fischen in NGA zu. Bereits mit dem Wirksamwerden der Gesetzgebung der Bundesrepublik Deutschland in den neuen Bundesländern ist der Umfang dieser Art der Fischerzeugung drastisch verringert worden. So wurden vor der Wende allein in den ehemaligen Bezirken Leipzig, Karl-Marx-Stadt und Dresden noch ca. 340 t Speisefischen in Netzgehegen erzeugt. Bereits in den Jahren 1999 bis 2000 lag das sächsische Aufkommen an Satz- und Speisefischen aus NGA nur noch in einem Bereich von 23 bis 28 t/a (Rümmel et al. 2003). Ob dieser Trend anhält, hängt davon ab, inwieweit die Umstellung der Aquakulturproduktion vom Strukturwandel in der Lausitz profitieren kann.

2.2 Perspektiven, Potenziale und Strategien

2.2.1 Deutschland

Die Mitgliedstaaten der EU sind gemäß Artikel 34 der Verordnung (EU) Nr. 1380/2013 des Europäischen Parlaments und des Rates über die Gemeinsame Fischereipolitik verpflichtet, einen mehrjährigen nationalen Strategieplan für die Entwicklung der Aquakultur zu erstellen. Der aktuell gültige nationale Strategieplan Aquakultur für Deutschland 2021-2030 wurde auf Grundlage der Vorgängerversion erstellt (NASTAQ 2020).

Der Strategieplan gibt einen Überblick zur derzeitigen Situation der deutschen Aquakultur. Zudem werden strategische und langfristige Ziele mit der Beschreibung der notwendigen Maßnahmen formuliert. Eines der Hauptziele des Strategieplanes ist nicht nur eine mögliche Erhöhung des Selbstversorgungsgrads durch hierzulande gezüchteten und erzeugten Fisch, sondern auch der Erhalt der heimischen Fischzuchtbetriebe und die Sicherstellung einer Entwicklungsperspektive für die deutsche Binnenfischerei und Aquakultur.

Auch im Strategieplan wird aufgeführt, dass die in Binnengewässern vorhandenen NGA für die Erzeugung von Fischen in Deutschland derzeit nur eine sehr geringe Bedeutung haben. Gleichzeitig wird aber auch hier auf den inzwischen weit fortgeschrittenen Stand der Technik verwiesen, der den Ausbau einer an den Standort angepassten Fischproduktion in NGA erlauben würde. Gemäß NASTAQ (2020) wäre prinzipiell auch die Möglichkeit gegeben, die Produktionsmenge, unter Schonung der vorhandenen Ressourcen, mittels NGA zu steigern. Zudem bieten sich Möglichkeiten zur Erweiterung der Wertschöpfungskette durch Angliederung der Speisefischproduktion an bestehende Unternehmen. Im Speziellen wird auf eine frühzeitige Einbindung in lokale Tourismuskonzepte mit angegliederter Fischgastronomie verwiesen. Besonders die Produktion hochwertiger, möglichst regional erzeugter Ware bietet günstigere Perspektiven für die meisten Unternehmen (BLE 2017).

Neben der Darstellung des aktuellen Stellenwertes werden in dem Strategieplan auch die Stärken und Schwächen einzelner Produktionsformen bewertet. Als Stärken der Erzeugung von Fischen in NGA wurden sowohl die Produktion von marktfähigen Speisefischen (vorwiegend Forellen) hervorgehoben als auch die im Vergleich mit anderen Produktionsformen geringen Investitions- und Betriebskosten. Abhängig von der konkreten Betriebsform kann die Produktion von Fischen in Netzgehegen sehr energieeffizient sein (BLE 2017). Neben Wirkungen der Nährstoffeinträge sind gemäß BLE (2017) bei angemessenem Betrieb zudem kaum gravierende Umweltwirkungen zu erwarten.

Als Schwäche wird aufgeführt, dass standortbezogene modellgestützte Wirkungsprognosen der Auswirkungen auf die Gewässer aufgrund fehlender Erfahrungen schwierig und/oder aufwendig zu erstellen sind. Auch die besonderen Planungsanforderungen im Zusammenhang mit den naturschutz- und wasserrechtlichen Genehmigungen werden genannt. Darüber hinaus wurden in den wasserrechtlichen Erlaubnissen vielfach die Höhe der Jahresproduktion oder der einsetzbaren Futtermenge begrenzt. Dies bietet jedoch kaum Entwicklungspotenzial im Rahmen wasserrechtlicher Genehmigungen (NASTAQ 2020). Zudem stellt der Entzug einer Genehmigung bei negativen Folgen ein erhebliches Risiko für die Produktion in NGA dar.

Im Vergleich zu anderen Produktionsformen ist die Netzgehegehaltung ebenso wie die herkömmliche Teichwirtschaft stark an Grund und Boden bzw. an das Vorhandensein größerer Wasserkörper gebunden, die über eine ausreichende Selbstreinigungsfähigkeit verfügen

(Lukowicz & Hilge 1998). Auch können Vandalismus (u.a. durch Aufschneiden von Netzen) und die Abhängigkeit der Erzeugung von der Wassertemperatur, insbesondere in den warmen Sommermonaten, die Wirtschaftlichkeit solcher Anlagen maßgeblich beeinflussen.

Eine Intensivierung und/oder Ausweitung der Produktion wurde bisher in Deutschland nicht zugelassen und erscheint unter den gegenwärtigen Rahmenbedingungen kaum möglich (BLE 2017). Speziell die starke Zunahme EU-weiter Regelungen in jüngerer Vergangenheit hat zu einem erheblichen Anpassungs- und Umsetzungsbedarf geführt, sowohl bei den Unternehmen als auch den Fachbehörden.

Derzeit existierten noch keine Nachhaltigkeitsstandards für die Produktion von Fischen in NGA im Inland. Quantifizierbare Indikatoren wären jedoch notwendig, um einen nationalen und internationalen Vergleich der Umweltverträglichkeit dieser Produktionsverfahren zu ermöglichen. Im Rahmen einer Studie vom Thünen-Institut für Fischereiökologie wurde bereits aufgezeigt, dass diverse umweltbezogene Datenquellen zur Binnenaquakultur, aus der Erfüllung von Rechtsanforderungen, in Deutschland vorhanden sind. Eine weitergehende Nutzung dieses Datenpotenzials erfolgt jedoch in vielen Bereichen nicht, so dass derzeit keine quantifizierbare Darstellung der Umweltverträglichkeit der Binnenaquakultur anhand empirischer Daten erfolgen kann (Sähn et al. 2017).

Insgesamt fordert die EU ihre Mitgliedsstaaten in ihren „Strategischen Leitlinien für die nachhaltige Entwicklung der Aquakultur“ ausdrücklich auf, Verwaltungsverfahren zu vereinfachen und potenziellen Investoren den Zugang zu Gewässern und Lizenzen zu erleichtern. Alle erforderlichen Genehmigungen sollten dazu in einem einzigen Verfahren bzw. über einen einheitlichen Ansprechpartner abgewickelt werden können („one window“-Prinzip).

2.2.2 Sachsen

In den Gebieten des Braunkohletagebaus, insbesondere im mitteldeutschen Raum und der Lausitz, sind in den letzten beiden Jahrzehnten großflächige TBS entstanden. Speziell die teilweise miteinander verbundenen neuen Gewässerflächen des Lausitzer Seenlandes bilden ein großes Potenzial für die Fischerei und Aquakultur Sachsens.

Aufgrund des geringen Nährstoffvorkommens und der damit verbundenen geringen Trophie ist eine klassische Seenfischerei unter ökonomischer Betrachtung oftmals nur als Nebengewerbe auf TBS denkbar (Rümmeler et al. 2010). Die Flächenerträge an Nutzfischen sind in der Regel in diesen oligo- bis mesotrophen Gewässern zu gering für eine Haupterwerbsfischerei. Zudem müssen nutzbare Bestände an den wichtigsten Zielarten (z.B. Große oder Kleine Maräne) erst aufgebaut werden. Anschließend schwanken diese oftmals stark und sinken wegen der hohen Phosphorretention der Sedimente nach einigen Jahren wieder (Ritterbusch 2021). Auch andere Nutzungen schränken eine Ausübung der Seenfischerei oftmals erheblich ein.

Neben der Binnenfischerei (hier verstanden als erwerbs- oder freizeitmäßig betriebene Fangfischerei) ist unter bestimmten Voraussetzungen eine fischereiliche Nutzung dieser TBS durch die Produktion von Fischen in NGA möglich. Diese Art der Fischerzeugung kann sowohl als Ergänzung zu anderen Geschäftsfeldern in bestehenden Fischereiunternehmen als auch als Ressource für neue Aquakulturunternehmungen Perspektiven eröffnen. Speziell die Produktion von Speiseforellen und die kormorangeschützte, intensive Aufzucht von Satzkarpfen stehen dabei im Fokus. Entsprechend wurden bereits Investitionswünsche zur Errichtung und zum Betrieb von NGA auf TBS von Mitgliedsunternehmen an den SLFV herangetragen.

In sächsischen Abgrabungsgewässern hatte sich bereits zwischen 1970 und 1980 eine kostengünstige Fischproduktion in NGA, vor allem von Speiseforellen, in größerem Umfang entwickelt. Aufgrund des direkten Eintrags von Stoffwechselendprodukten der Fische und von Futterresten in die Gewässer kam es jedoch zu Einschränkungen, die beispielsweise in Mecklenburg-Vorpommern zu einem Einbruch der Forellenproduktion des Bundeslandes von 650 t im Jahr 1991 auf nur noch rund 100 t in 2007 führten (Jansen et al. 2010).

Gemäß NASTAQ (2020) hat sich die am Markt verfügbare Produktionstechnik seit den 1980iger Jahren ständig weiterentwickelt, so dass eine dem Gewässer angepasste langfristige Fischerzeugung in NGA realistisch ist. Durch eine wissenschaftliche Begleitung der Aquakultur können die Wirkungsmechanismen zwischen Fischproduktion und Gewässerökologie standortbezogen vertieft und negative Auswirkungen ausgeschlossen werden (NASTAQ 2020).

Insbesondere TBS weisen günstige Verhältnisse auf. Diese Gewässer zeichnen sich durch ein hohes und stabiles Phosphorbindungsvermögen aus (Nixdorf et al. 2016). Entsprechend ist die Eutrophierungsgefahr bzw. eine nachteilige Veränderung der Gewässergüte deutlich geringer als in natürlichen Gewässern (Rümmler et al. 2003).

In der Vergangenheit wurden in Sachsen fast ausschließlich Regenbogenforellen in NGA erzeugt. Aufgrund der hohen Nachfrage, die derzeit fast ausschließlich durch Importe gedeckt wird, bietet diese Art auch weiterhin sichere Absatzmöglichkeiten. Zudem liegen umfangreiche Erfahrungen zur Aufzucht- und Anlagentechnologie auf natürlichen Gewässern vor.

Angesichts der umfangreichen Verluste durch Prädatoren in der Karpfenteichwirtschaft könnte die Aufzucht von schweren „kormoranfesten“ zweisömmerigen Satzkarpfen (K_2), die Überwinterung der einsömmerigen Satzkarpfen (K_1) und auch gegebenenfalls die Aufzucht der K_1 aus schweren vorgestreckten Karpfen (K_v) ebenfalls ein wesentlicher Anwendungsfall von NGA auf TBS werden. Die räumliche Nähe vieler Karpfenteichwirtschaftsbetrieben in Sachsen zu TBS sowie die durch den Wassermangel sich zunehmend verringende Teichfläche unterstützen diesen Ansatz (Rümmler et al. 2013). In anderen Ländern wurde die Produktion von Karpfen in NGA schon früher durchgeführt (Kestemont 1995).

Insbesondere die zuverlässige und ökonomische Erzeugung von zweisömmerigen Satzkarpfen (K_2) in Teichen ist durch die Einwirkung fischfressender Vögel für viele Teichwirtschaften nach wie vor problematisch oder unmöglich. Befragungen von Betrieben im Nachbarland Brandenburg ergaben in den Jahren 2007 bis 2011 mittlere Verluste bei der K_2 -Aufzucht in Teichen von 63,1 % (Rümmler et al. 2013). Einen Beitrag zur Lösung dieser Problematik können intensive Verfahren der Satzkarpfenaufzucht leisten. Im Rahmen früherer Untersuchungen wurde u.a. die Erzeugung von konditionsstarken Satzkarpfen in Warmwasseranlagen, in Teich-in-Teich-Anlagen oder in Netzgehegen auf TBS evaluiert und verglichen. Insbesondere bei der Aufzucht in NGA konnten im kleinrahmigen Maßstab sehr gute Ergebnisse erzielt werden, so dass das Verfahren prinzipiell auch für größere Produktionsmengen geeignet scheint.

Zusammenfassend kann aufgeführt werden, dass die Netzgehegeproduktion von Fischen auf TBS ein erhebliches Entwicklungspotenzial für die sächsische Aquakultur darstellt. Sie kann als ein erfolgversprechender Weg eingeschätzt werden die Produktion ressourcenschonend zu steigern (Rümmler et al. 2003). Die Zukunft derartiger Projekte wird jedoch davon abhängen, ob es gelingt, die vielfältigen Nutzungsansprüche an den TBS und die Genehmigungserfordernisse mit diesen Potenzialen zu vereinen.

3 Genehmigungs- und Zulassungsverfahren

In Bezug auf die Anlagenzulassung besteht in Deutschland für die Aquakultur kein einheitliches Recht. Dies ist auch typisch für andere europäische Länder (Heldbo & Meyer 2016). Betreiber müssen, je nach Standort und verwendeter Kultivierungstechnik, verschiedene Rechtsgebiete im besonderen Verwaltungsrecht beachten, die zudem in der Zuständigkeit unterschiedlicher Behörden liegen. Darüber hinaus können die einschlägigen Verfahren in den jeweiligen Bundesländern durch spezifisches Landesrecht voneinander abweichen.

In Bezug auf die Aquakultur wurde daher aufgeführt, dass der Erlass einer eigenen Verordnung hilfreich wäre (BLE 2017). Diese würde, ähnlich wie die Abwasserverordnung, den „Stand der Technik“ für offene Aquakultursysteme (z.B. NGA, Teichanlagen und Durchflusssysteme), also Systeme, die kein Abwasser im Sinne des § 54 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) produzieren, definieren. Solch eine eigene Verordnung könnte die sich aus dem WHG ergebenden Pflichten direkt für die Aquakulturbetreiber konkretisieren und erheblich zur Rechtssicherheit beitragen.

Das Land Schleswig-Holstein ist bisher eines der wenigen Bundesländer, die aus diesem Grund für den Bereich der Aquakultur Hinweise zu Genehmigungsverfahren für neue oder erweiterte Aquakulturstandorte erarbeitet haben. Die Leitfäden wurden durch das damalige Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein für das Binnenland und die Küstenregion erstellt (MELUR 2016). Sie sollen insbesondere die für die Genehmigung erforderlichen Verfahren für potenzielle Investoren transparenter machen. Neben den relevanten Rechtsgrundlagen und Informationen zu den jeweils zuständigen Behörden sind dort auch weiterführende Anmerkungen für erforderliche Unterlagen aufgeführt.

Der Leitfaden für das Binnenland wurde auch für diesen Bericht als Grundlage verwendet. Da die einschlägigen Verfahren in den Bundesländern jedoch durch spezifisches Landesrecht voneinander abweichen können, wurden Angaben für das Land Sachsen ergänzt. Auf zusätzliche Vorgaben für die ökologische Aquakultur wurde in diesem Zusammenhang jedoch nicht eingegangen. Eine Übersicht zu den rechtlichen Rahmenbedingungen kann zudem auf der Seite des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern eingesehen werden (Link: <http://www.aquakultur-mv.de/investieren/rahmenbedingungen/>).

Wie eingangs erwähnt, liegt die Zuständigkeit für die spezifische rechtliche Regelung der Binnenfischerei und -aquakultur bei den Bundesländern. Diese Situation trägt den regionalen Besonderheiten Rechnung, erschwert jedoch eine bundesweite Koordination bei der Lösung branchenspezifischer Probleme. Neben den länderspezifischen Rechten haben bundesweite Gesetze wie WHG, Tierschutz-, Veterinär-, Bau-, Natur- und Artenschutzgesetze sowie europäische Richtlinien und Verordnungen (z.B. die WRRL, die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) und die Verordnung über die Verwendung nicht heimischer und gebietsfremder Arten) einen direkten Einfluss auf die Entwicklung der Fischzucht in Binnengewässern und Aquakulturanlagen. Speziell die Zunahme EU-weiter Regelungen in jüngerer Vergangenheit haben zu einem erheblichen Anpassungs- und Umsetzungsbedarf geführt, sowohl bei Unternehmen als auch bei den Behörden (Brämick 2020).

Zunächst ist festzustellen, dass die Aquakultur im Fischereirecht niedergelegt ist (BLE 2017). Für die Anlagenzulassung der Aquakultur sind jedoch hauptsächlich umweltrechtliche Verfahren einschlägig. Dabei ist der Begriff „Umweltrecht“ möglichst weit zu verstehen und umfasst Umweltschutz-, aber auch Umweltnutzungsrecht (MELUR 2016). Das geplante Vorhaben darf die Erreichung rechtsverbindlicher Gewässer- und Naturschutzziele nicht gefährden.

Für die Errichtung und den Betrieb einer NGA ist in vielen Ländern eine wasserrechtliche Bewilligung (Bescheid) von der zuständigen Behörde einzuholen, welche auch Belange der Fischerei, der Schifffahrt sowie des Natur- und Landschaftsschutzes entsprechend berücksichtigt (Hochleithner 2019). Daneben braucht es auch die Zustimmung Dritter, deren Eigentum oder Recht mit der Errichtung und dem Betrieb einer Gehegeanlage tangiert wird.

3.1.1 Wasserrechtliche Zulassung

Eine wasserrechtliche Zulassung ist nötig, sofern eine Benutzung entsprechend § 9 WHG des Bundes vom 31. Juli 2009 (zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 19. Juni 2020 (BGBl. I S. 1408)) oder gemäß dem Wasserrecht der Länder durch die Aquakultur für eines der Gewässertypen des § 2 Abs. 1 WHG festgestellt wurde. Der § 9 WHG definiert den Term „Benutzung“ im wasserrechtlichen Sinne.

Die Benutzung eines oberirdischen Gewässers durch das Einbringen oder Einleiten von Stoffen (§ 9 Abs. 1 Nr. 4 WHG) ist nach § 8 WHG erlaubnispflichtig, soweit nicht durch oder auf Grundlage des WHG erlassene Vorschriften etwas anderes bestimmt ist.

Für das Einbringen von Stoffen zu Zwecken der Fischerei (z.B. Futtermittel, Fischereigeräte) ist § 25 WHG maßgebend (Gemeingebrauch), wonach die Länder bestimmen können, dass für das Einbringen von Stoffen in oberirdische Gewässer zu Zwecken der Fischerei eine Erlaubnis oder eine Bewilligung nicht erforderlich ist, wenn dadurch keine signifikanten nachteiligen Auswirkungen auf den Zustand des Gewässers zu erwarten sind. Unter diesem Gesichtspunkt wäre prinzipiell auch die Erzeugung von Fischen in NGA zu beurteilen (LAWA 2003).

Gemäß § 16 des Sächsischen Wassergesetzes (SächsWG) vom 12. Juli 2013 erstreckt sich der Gemeingebrauch nach § 25 Abs. 1 WHG nach Maßgabe des Fischereigesetzes für den Freistaat Sachsen (Sächsisches Fischereigesetz – SächsFischG) vom 09. Juli 2007, in der jeweils geltenden Fassung, auch auf das Einbringen von Stoffen wie Fischereigeräten und Fischnahrung in oberirdische Gewässer zu Zwecken der Fischerei, der Fischzucht und Fischhaltung, soweit dadurch keine signifikanten nachteiligen Auswirkungen auf den Gewässerzustand und seine Nutzungsmöglichkeiten zu erwarten sind und der Wasserabfluss nicht nachteilig beeinflusst wird. Abweichend dazu kann, wie im Landeswassergesetz (LWG) Schleswig-Holstein, die intensive Fischzucht explizit aus dem Gemeingebrauch ausgeschlossen werden (vgl. § 18 Abs. 2 Nr. 5 LWG).

Gemäß § 4 SächsFischG beziehen sich die Begriffe Fischzucht und Fischhaltung im Sinne des Gesetzes auf die Aufzucht bzw. Haltung von nicht herrenlosen Fischen und anderen Wasserorganismen in allen künstlich angelegten und ablassbaren Teichen, sonstigen Anlagen und Gehegen.

Für die intensive Fischzucht, d.h. das konzentrierte Halten und Füttern einer großen Anzahl von Fischen oder Fischlarven insbesondere in NGA, ist jedoch immer eine Zulassung (Erlaubnis) erforderlich. In der Regel ist hierbei das Instrument der wasserrechtlichen Erlaubnis nach § 8 Abs. 1 WHG einschlägig, weil alle offenen Kultivierungstechniken mit dem Eintrag von festen Stoffen (Futter, Fischausscheidungen) in oberirdische Gewässer verbunden sind, so dass eine wasserrechtliche Bewilligung gemäß § 14 Abs. 1 Nr. 3 WHG ausgeschlossen ist (BLE 2017).

So benötigen limnische NGA, Durchflussanlagen und offene Kreisläufe eine wasserrechtliche Erlaubnis nach § 8 WHG. Die Erlaubnis gewährt nach § 10 Abs. 1 WHG i.V.m. § 18 Abs. 1 WHG die widerrufliche öffentlich-rechtliche Befugnis, „ein Gewässer zu einem bestimmten Zweck in

einer nach Art und Maß bestimmten Weise zu benutzen“ (BLE 2017). Der niedergelegte Zweck ist dabei an die bereits festgestellten Benutzungstatbestände geknüpft.

Die nach Landesrecht zuständige Wasserbehörde prüft mögliche Versagensgründe für die entsprechende Gewässerbenutzung durch die Aquakultur. Diese ergeben sich zunächst aus § 12 Abs. 1 WHG. Wird Abwasser im Sinne des § 54 Abs. 1 WHG produziert, gelten die Regelungen des Abwasserrechts; beim Einleiten von Abwasser in Gewässer ist der speziellere § 57 WHG zu beachten. Eine Fischzucht (Netzgehege) produziert nach der Rechtsprechung kein Abwasser (BLE 2017) und unterliegt nach einem Urteil des Bundesverwaltungsgerichtes nicht der Abwasserabgabe, wenn sie in einem Gewässer betrieben wird (Urteil vom 15.06.2005 - BVerwG 9 C 8.04).

Der § 12 Abs. 1 WHG muss als erste große Hürde für Aquakulturbetreiber im Zulassungsverfahren bezeichnet werden. Er beinhaltet in Nr. 1 den Versagensgrund der „schädlichen Gewässeränderung“ und in Nr. 2 die Prüfung anderer öffentlich-rechtlicher Vorschriften. Eine weitere Hürde für Aquakulturbetreiber ist das Bewirtschaftungsermessen gemäß § 12 Abs. 2 WHG. Hiernach hat der Antragsteller auch bei Nichtvorliegen von Versagensgründen keinen Anspruch auf Erteilung einer wasserrechtlichen Erlaubnis.

Ein gewichtigerer Versagensgrund ist daher die Nonkonformität der in Rede stehenden Gewässerbenutzung mit weiteren wasserrechtlichen Anforderungen. Insbesondere ist hier das Verschlechterungsverbot gemäß § 27 WHG hervorzuheben. Der § 27 WHG setzt wesentliche Vorgaben des Art. 4 WRRL in das deutsche Recht um, dem „Herzstück“ der WRRL. Der § 27 WHG beinhaltet demzufolge ein Verschlechterungsverbot für den ökologischen und chemischen Zustand gemäß § 27 Abs. 1 WHG bzw. für das ökologische Potential gemäß § 27 Abs. 2 WHG der entsprechend dem Bewirtschaftungsrecht, also den nach WRRL und umgesetzten nationalen Vorschriften (Oberflächengewässerverordnung, OGewV) eingestuften Gewässern (vgl. Kapitel 4.5.3).

Die wasserrechtliche Erlaubnis ist ganz oder teilweise widerruflich (§ 18 Abs. 1 WHG). Bezüglich des Widerrufs gelten die Grundsätze des allgemeinen Verwaltungsrechts für den Widerruf begünstigter Verwaltungsakte, auf die kein Rechtsanspruch besteht. Die Wasserbehörde hat somit bezüglich eines Widerrufs einer Erlaubnis ihr Ermessen pflichtgemäß auszuüben. Die wasserrechtliche Erlaubnis kann auch befristet erteilt werden. Soll die Gewässerbenutzung auf Grund einer befristet erteilten Erlaubnis nach Ablauf des Befristungszeitraums fortgesetzt werden, so ist rechtlich folgendes zu beachten:

Ist die befristet erteilte Erlaubnis bereits erloschen, handelt es sich rechtlich um eine Neubeantragung. Entsprechend wäre das Recht zur Gewässerbenutzung neu zu begründen und die zuständige Behörde hat den Sachverhalt neu zu prüfen. Ist der Zeitraum der Befristung noch nicht erloschen, ist ein zu diesem Zeitpunkt, also rechtzeitig gestellter Antrag als Antrag auf Verlängerung der bereits bestehenden Erlaubnis zu prüfen. Für die hier vorliegende Konzeption ist dieser letzte Punkt unerheblich, da für keinen der TBS eine wasserrechtliche Erlaubnis vorliegt.

Für eine wasserrechtliche Prüfung der Erlaubnisfähigkeit der Gewässerbenutzung im Rahmen des Betriebs einer Aquakulturanlage in oberirdischen Gewässern bzw. der Fähigkeit zur Genehmigung einer solchen Anlage sind folgende Angaben regelmäßig erforderlich (MELUR 2016). Diese Aufzählung nicht abschließend und soll lediglich einen Überblick schaffen:

- Vorschlag zur geplanten konkreten Lage und Größe der Anlage, ggf. mit Alternativen, Anzahl, Volumen, Tiefe der Gehege oder sonstigen Einrichtungen
- maximaler Fischbesatz (Anzahl, Arten, Gewicht), Herkunft des Besatzmaterials, Fischgewicht bei Mastende, Dauer der Anlagenutzung (evtl. Winterpause)
- Angaben zu den im Zusammenhang mit dem Betrieb stehenden evtl. Einbringungen von Stoffen (Art, Menge), z.B. Medikamente, Netzbehandlungsmittel, Desinfektionsmittel und welche Maßnahmen zur Vermeidung/Minimierung dieser Stoffeinträge vorgesehen sind und welche Minderung damit garantiert werden kann
- Herkunft und Zusammensetzung des Futters
- Angaben zum evtl. Austrag in Form von Kot und Futterresten (Quantität N und P, Angabe der Art des eingesetzten Anti-Fouling-Mittels, Abbauprodukte von Medikamenten, Desinfektionsmitteln) und welche Maßnahmen zur Vermeidung/Minimierung dieser Stoffausträge vorgesehen sind und welche Minderung damit garantiert werden kann
- angemessene technische Beschreibung des Anlagenbetriebes
- Darstellung der regelmäßig durchzuführenden Tätigkeiten, die ggf. Störungen verursachen (Schiffsbetrieb für Wartungen, Fütterung und Entnahme, Netzreinigung)
- Energieeinsparungskonzepte

Die Checkliste gibt einen Anhaltspunkt für die regelmäßig erforderlichen Unterlagen zur Durchführung einer Prüfung, ob eine wasserrechtliche Erlaubnis oder Genehmigung für eine geplante Aquakultur erteilt werden kann. Diese Liste wurde auch als Grundlage für die weitere Bewertung und Darstellung in dieser Konzeption genutzt. Im Einzelfall können je nach Art, Größe und Lage der Anlage sowie der Beschaffenheit der Futtermittel, ggf. geplanter Kompensationsmaßnahmen und anderer Faktoren zusätzliche Angaben erforderlich sein, die dann durch die Behörde nachgefordert werden. Eine wasserrechtliche Erlaubnis beinhaltet keine Erlaubnis zur Gewässerbenutzung nach anderen Rechtsvorschriften (z.B. Naturschutzrecht).

3.1.1.1 Wasserrahmenrichtlinie

Übergeordnete Grundlage für die rechtlichen Regelungen zum Gewässerschutz ist die WRRL (WRRL 2000), die als zentraler Punkt den Schutz aller Gewässer auf eine ökologische Basis stellt. Danach sind Maßnahmen zu ergreifen, die die Erreichung des „guten chemischen Zustands (GCZ)“ und des „guten ökologischen Zustands (GÖZ)“ bzw. bei erheblich veränderten oder künstlichen Wasserkörpern wie TBS des „guten ökologischen Potenzials (GÖP)“ sicherstellen. Dies beinhaltet ein Verschlechterungsverbot durch anthropogene Nutzungen des Wasserkörpers (WRRL Art. 4). Während als Kriterien für den „GCZ“ physikalisch-chemische Qualitätskomponenten mit der Vorgabe von Umweltqualitätsnormen festgelegt werden, kommen für die Festlegung des „GÖZ“ bzw. „GÖP“ biologische Qualitätskomponenten zur Anwendung.

Das System der Bewertung des ökologischen Zustands von Gewässern beinhaltet die Typisierung von Gewässern anhand ihrer spezifischen geographischen, geochemischen und strukturellen Charakteristika mit darauf basierenden Referenzbiozönosen, wie sie unter anthropogen unbeeinflussten natürlichen Bedingungen vorkommen. Als Qualitätskomponenten dienen gut zu erfassende Organismengruppen (z.B. Phytoplankton, Makrophyten, Makrozoobenthos, Fische). Die Gesamtlebensgemeinschaft wird mit Hilfe ökologischer Parameter, wie z.B. Artenzahl, Biomasse und Dominanzstruktur, analysiert und entsprechend ihrer Abweichung vom Referenzzustand bewertet (vgl. www.gewaesser-bewertung.de).

Umsetzungen der WRRL in nationalen Rechtsvorschriften finden sich in der OGewV (OGewV 2016) und im WHG (2009) auf Bundesebene. Die Umsetzung auf Ebene der Länder regeln Landeswassergesetze wie das SächsWG (2013).

Abgeleitet aus den rechtlichen Vorgaben kann die wasserrechtliche Erlaubnis nicht versagt werden, wenn nachteilige Veränderungen der Eigenschaften des Gewässers nicht zu erwarten sind. Dies betrifft neben der physikalisch-chemischen Beschaffenheit und der biologischen Besiedlung auch die Gewässerstruktur, die durch die Anlagen beeinträchtigt werden könnte, die im Zusammenhang mit der Gewässernutzung im und unmittelbar am Gewässer errichtet werden. Einer Prüfung unterzogen werden müssen im Zusammenhang mit der Gewässernutzung insbesondere:

- die Möglichkeit des Auftretens gewässerökologischer Veränderungen, die sich in Änderungen der biozönotischen Strukturen (Artenzusammensetzung, Biomasse, Dominanzstrukturen) zeigen,
- die Auswirkungen von Baumaßnahmen im und am Gewässer,
- mögliche Beeinträchtigungen bestehender Nutzungen, was die Nutzungen als Bade- und Angelgewässer betreffen kann.

3.1.2 Relevante Rechtsnormen des Naturschutzrechts

3.1.2.1 Eingriffsgenehmigung

Der Bau bzw. Betrieb von Aquakulturanlagen in und an Gewässern erfüllen in der Regel den Eingriffstatbestand gemäß § 14 Abs. 1 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG), da sie die Gestalt und Nutzung der Grundfläche verändern und die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes beeinträchtigen können.

Sofern die Aquakultur nach anderen Rechtsvorschriften einer behördlichen Zulassung oder einer Anzeige an eine Behörde bedarf, entscheidet diese Behörde gleichzeitig über die Zulassung des Eingriffs, soweit das Bundes- oder Landesrecht nicht eine weitergehende Form der Beteiligung vorschreibt oder die Naturschutzbehörde selbst entscheidet (MELUR 2016).

Sofern eine wasserrechtliche Erlaubnis erforderlich ist, kann diese als Trägerverfahren für die naturschutzrechtliche Entscheidung über den Eingriff dienen. Die Eingriffsgenehmigung wird nur dann direkt von der zuständigen Naturschutzbehörde erteilt, wenn es kein geeignetes Trägerverfahren für die Zulassung des gesamten Vorhabens gibt. Da der Eingriff nicht zugelassen werden darf, wenn ihm andere Vorschriften des Naturschutzrechts entgegenstehen, sind diese vor jeder Eingriffszulassung zu prüfen. Die wichtigsten naturschutzrechtlichen Vorschriften, die dem Eingriff entgegenstehen könnten, sind nachfolgend dargestellt.

3.1.2.2 Umweltverträglichkeitsprüfung

Die zuständige Behörde stellt auf Antrag des Trägers eines Vorhabens oder wenn er darum ersucht, andernfalls nach Beginn des Verfahrens, das der Entscheidung über die Zulässigkeit des Vorhabens dient, auf der Grundlage geeigneter Angaben zum Vorhaben sowie eigener Informationen unverzüglich fest, ob nach den §§ 5 bis 8 für das Vorhaben eine Verpflichtung zur Durchführung einer Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) besteht (MELUR 2016). Diese Feststellung ist, sofern eine Vorprüfung des Einzelfalls nach § 6 vorgenommen worden ist, der Öffentlichkeit zugänglich zu machen. Soll eine UVP unterbleiben, ist dies bekannt zu geben.

Für Anlagen zur intensiven Fischzucht besteht in Sachsen eine Pflicht zur Durchführung einer

UVP nach Maßgabe des Ergebnisses einer Vorprüfung im Einzelfall nach § 3c UVPG. Nur wenn die Vorprüfung zu dem Ergebnis kommt, dass eine UVP durchgeführt werden muss, ist diese obligatorisch bzw. verbindlich.

Nach Ziffer 13.2.1.2 der Anlage 1 zum Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) besteht für derartige Anlagen mit einem Fischertrag von 100 t und mehr im Jahr eine Verpflichtung zu einer allgemeinen Vorprüfung im Einzelfall nach § 3c des UVPG. Bei Anlagen mit einer jährlichen Ertragsmenge zwischen 50 t bis weniger als 100 t besteht gemäß § 3c in Verbindung mit Ziffer 13.2.1.3 der Anlage 1 zum UVPG eine Verpflichtung zu einer standortbezogenen Vorprüfung im Einzelfall. Unterhalb einer jährlichen Ertragsmenge von 50 t besteht keine Verpflichtung zur Durchführung einer UVP (vgl. Tabelle 3). Die Kriterien zu der allgemeinen oder standortspezifischen Vorprüfung ergeben sich aus Anlage 2 des UVPG.

Tabelle 3: Auszug aus der Liste der UVP-pflichtigen Vorhaben (gemäß Anlage 1 UVPG)

Nr.:	Vorhaben	Spalte 1	Spalte 2
13.2	Errichtung und Betrieb einer Anlage zur intensiven Fischzucht		
13.2.1	in oberirdischen Gewässern oder Küstengewässern oder verbunden mit dem Einbringen oder Einleiten von Stoffen in oberirdische Gewässer oder Küstengewässer mit einem Fischertrag je Jahr von,		
13.2.1.1	1 000 t oder mehr, wenn dies durch Landesrecht vorgeschrieben ist,	X	
13.2.1.2	100 t oder mehr, soweit nicht von Nummer 13.2.1.1 erfasst		A
13.2.1.3	50 t bis weniger als 100 t;		S
Legende	X in Spalte 1 = Vorhaben ist UVP-pflichtig A in Spalte 2 = allgemeine Vorprüfung des Einzelfalls: siehe § 7 Absatz 1 Satz 1 S in Spalte 2 = standortbezogene Vorprüfung des Einzelfalls: siehe § 7 Absatz 2		

3.1.2.3 FFH-Verträglichkeitsprüfung

Sofern das Vorhaben geeignet ist, allein oder im Zusammenwirken mit anderen Vorhaben ein Natura-2000 Gebiet erheblich zu beeinträchtigen, ist gemäß § 34 Abs. 1 BNatSchG eine FFH-Verträglichkeitsprüfung (FFH-VP) durchzuführen. Die Zuständigkeit für die FFH-VP liegt gemäß § 34 Abs. 6 BNatSchG bei der Behörde, die nach anderen Rechtsvorschriften eine behördliche Zulassung oder Anzeigepflicht durchführt. Die Entscheidung über die Verträglichkeit wird im Benehmen mit der für die Eingriffsregelung zuständigen Naturschutzbehörde getroffen (vgl. § 23 Abs. 1 SächsNatSchG).

Sollte das Vorhaben, auch unter Berücksichtigung von Maßnahmen zur Vermeidung und Minimierung, erhebliche Beeinträchtigungen eines Natura 2000 Gebietes in seinen für die Erhaltungsziele oder den Schutzzweck maßgeblichen Bestandteilen verursachen, ist es zunächst unzulässig. Es kann dann nur noch im Wege der Ausnahme zugelassen werden, wenn es aus Gründen des überwiegend öffentlichen Interesses, einschließlich sozialer oder wirtschaftlicher Art, notwendig ist und zumutbare Alternativen nicht gegeben sind. In diesem Fall sind vom Vorhabenträger Maßnahmen zur Sicherung des Zusammenhangs des Netzes „Natura 2000“ vorzusehen (sog. „Koherenzmaßnahmen“), die in der Regel zu diesem Zeitpunkt wirksam sein müssen, in dem die Beeinträchtigung des Gebietes eintritt (vgl. § 34 Abs. 5 BNatSchG).

Wirtschaftstätigkeiten innerhalb von und im Umkreis von Natura2000-Gebieten werden nicht automatisch ausgeschlossen. Menschliche Aktivitäten müssen jedoch den Anforderungen gemäß Artikel 6 der Habitat-Richtlinie genügen, damit gewährleistet ist, dass die Erhaltungsziele der Natura-2000-Gebiete nicht beeinträchtigt werden. In diesem Zusammenhang soll auf einen Leitfaden der Europäischen Kommission über nachhaltige Aquakultur in Natura-2000 Gebieten verwiesen werden (Europäische Kommission 2018). Obwohl in diesem Dokument die Netzgehegeproduktion in Binnengewässern nicht explizit aufgeführt wird, gibt der Leitfaden einen Überblick über die Schritte, die im Rahmen einer FFH-VP beachtet werden müssen.

3.1.2.4 Artenschutzrechtliche Prüfung

Bei der Zulassung der Aquakulturvorhaben muss geprüft werden, ob das Vorhaben artenschutzrechtliche Verbotstatbestände gemäß § 44 Abs. 1 und 2 BNatSchG erfüllt. Gemäß § 44 Abs. 5 BNatSchG sind bei zulässigen Eingriffen die Anhang IV Arten der FFH-Richtlinie, europäische Vogelarten und Arten, die in einer Rechtsverordnung nach § 54 Nr. 1 und 2 BNatSchG (z.B. Bundesartenschutzverordnung, BArtSchV) aufgeführt sind, zu betrachten.

3.1.2.5 Biotopschutz

Gemäß § 30 BNatSchG sind bestimmte Biotope gesetzlich geschützt. Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung führen, sind verboten. Ist eine erhebliche Beeinträchtigung dieser Biotope durch ein Aquakulturvorhaben nicht vermeidbar, ist eine Befreiung von dem Verbot erforderlich, die gemäß § 67 BNatSchG gewährt werden kann, wenn dies aus Gründen des überwiegend öffentlichen Interesses, einschließlich solcher sozialer oder wirtschaftlicher Art notwendig ist, oder die Durchführung der Vorschrift im Einzelfall zu einer unzumutbaren Belastung führen würde und die Abweichung mit den Belangen des Naturschutzes und der Landschaftspflege vereinbar ist (MELUR 2016).

3.1.2.6 Schutzgebietsverordnungen

In den jeweiligen Rechtsverordnungen zu Schutzgebieten werden in der Regel verbotene Handlungen aufgeführt. Auch hier kann gemäß § 67 BNatSchG unter den zuvor bereits aufgeführten Gründen eine Befreiung von diesen Verboten gewährt werden (vgl. Kapitel 4.6.1).

3.1.3 **Fischereirechtliche Genehmigung**

Im Grundsatz ergibt sich aus dem Fischereirecht der EU, des Bundes sowie des Landes Sachsen kein Genehmigungserfordernis für Aquakulturanlagen. Speziell die Errichtung und der Betrieb einer NGA ist ein vom Fischereirecht unabhängiger Vorgang. Das Fischereirecht ist ein Aneignungsrecht der sich im Gewässer befindlichen „herrenlosen“ Fische, während die Fische in einer NGA Eigentum des Betreibers sind. Daher ist für eine NGA neben der wasserbehördlichen Zustimmung nur die Zustimmung des Wasserrechtinhabers maßgebend.

Bei der Verwendung nicht heimischer oder gebietsfremder Arten ist jedoch die Verordnung 708/2007 zu beachten. Der Rat der Europäischen Union hat mit der Verordnung (EG) Nr. 708/2007 des Rates vom 11. Juni 2007 über die Verwendung nicht heimischer und gebietsfremder Arten in der Aquakultur die Einführung nicht heimischer und die Umsiedlung gebietsfremder Arten für die Zwecke der Aquakultur in der EG geregelt. Nach Art. 6 (1) ist von den Aquakulturbetreibern ein Antrag auf Genehmigung der Verbringung der Tiere in die Anlage zu stellen. Das Genehmigungsverfahren kann gemäß Art. 9 bei nicht routinemäßigen Verbringungen eine UVP erfordern. Zuständig ist gemäß § 13 der Sächsischen

Fischereiverordnung (SächsFischVO) die Fischereibehörde. Für die Verwendung heimischer Aquakulturkanidaten müssen z.B. für Anlagen der Fischhaltung keine fischereirechtlichen Genehmigungen beantragt werden (MELUR 2016).

3.1.4 Baurechtliche Genehmigung

Aquakulturanlagen im Binnenland sind in der Regel baugenehmigungsbedürftig im Sinne des § 59 der Sächsischen Bauordnung (SächsBO 2004) und müssen den Anforderungen des einschlägigen öffentlichen Baurechts entsprechen. Daher bedürfen sie eines bauaufsichtlichen Verfahrens (Baugenehmigungs- oder Genehmigungsfreistellungsverfahren). Aufgrund der Konzentrationswirkung des Baugenehmigungsverfahrens nach § 64 SächsBO gelten mit dem Bauantrag alle nach anderen öffentlich-rechtlichen Vorschriften (z.B. wasserrechtliche Vorschriften) erforderlichen Anträge auf Genehmigungen, Erlaubnisse, Bewilligungen und Zustimmungen als gestellt. Die Fachbehörden werden von der für das bauaufsichtliche Verfahren zuständigen Bauaufsichtsbehörde beteiligt. Die erforderlichen Unterlagen (Bauvorlagen) ergeben sich aus der Bauvorlagenverordnung. Die Baugenehmigung kann mit Auflagen (z.B. umweltrechtliche Auflagen), Hinweisen (z.B. wasserrechtliche Hinweise) oder anderen Nebenbestimmungen erteilt werden. Gegebenenfalls können denkmalschutzrechtliche Aspekte relevant sein. Dies ist im Einzelfall mit der zuständigen Denkmalschutzbehörde zu klären. Über den Bauantrag entscheidet die jeweils zuständige untere Bauaufsichtsbehörde; der Antrag ist schriftlich bei der Gemeinde einzureichen.

Aquakulturvorhaben fallen regelmäßig nicht unter die Privilegierung für Bauvorhaben im Außenbereich i.S.d. § 35 Abs. 1 Nr. 1, 3 und 4 BauGB. Ausgenommen sind Vorhaben, die dem Betrieb der berufsmäßigen Binnenfischerei dienen oder wenn z.B. auf der Grundlage einer landesrechtlichen Vorschrift eine gesetzliche Pflicht begründet ist, einen der Größe und Beschaffenheit des Gewässers entsprechenden Fischbestand, soweit erforderlich durch künstlichen Besatz, zu erhalten und zu hegen. Keiner Baugenehmigung, Zustimmung, Genehmigungsfreistellung und Bauüberwachung nach diesem Gesetz bedürfen nach anderen Rechtsvorschriften zulassungsbedürftige Anlagen in oder an oberirdischen Gewässern und Anlagen, die dem Ausbau, der Unterhaltung oder der Nutzung eines Gewässers dienen oder als solche gelten, ausgenommen Gebäude, die Sonderbauten sind (§ 60 SächsBO).

4 Planungsstand und relevante Fachplanungen

Im Zusammenhang mit der Auswahl geeigneter TBS, und speziell einer vertiefenden Standortanalyse, müssen verschiedene Fachplanungen berücksichtigt werden.

Nachfolgend sollen zunächst die formellen und informellen Planungsinstrumente dargestellt und hinsichtlich Relevanz für den Bau und Betrieb von NGA bewertet werden. Als formelle Instrumente des Planungssystems werden die gesetzlich vorgeschriebenen Pläne und Programme sowie die zu ihrer Sicherung und Durchführung zulässigen gesetzlichen Steuerungsmöglichkeiten auf allen Ebenen bezeichnet. Neben den gesetzlich vorgeschriebenen Planungsinstrumenten können ergänzend informelle Planungen durchgeführt werden, von denen jedoch keine unmittelbare rechtliche Wirkung ausgeht. Sie basieren auf einer Selbstbindung der beteiligten Akteure durch kooperative Beteiligungsprozesse.

Im Anschluss werden für die einzelnen TBS Angaben zu den Eigentumsverhältnissen und zu den aktuellen geotechnischen Sperrbereichen aufgeführt. Darüber hinaus erfolgt eine Auflistung der wasserwirtschaftlichen, wasser- und naturschutzrechtlichen sowie touristischen Fachplanungen, die im Zusammenhang mit der Planung, dem Bau und Betrieb von NGA zu berücksichtigen sind.

4.1 Formelle Raumordnungspläne

Die formellen Raumordnungspläne enthalten die Ziele und Grundsätze für ihren jeweiligen Geltungsbereich. Für das Gesamtgebiet Sachsen ist der Landesentwicklungsplan (LEP 2013) und für die Planungsregionen die Regionalpläne, hier der Regionalplan (RP) Oberlausitz-Niederschlesien (2010a), relevant. Als Teilregionalpläne gibt es für die stillgelegten Tagebaue die Braunkohlenpläne als Sanierungspläne.

Den Gemeinden als Träger der kommunalen Planungshoheit stehen zur Erfüllung ihrer Aufgabe, die bauliche und sonstige Nutzung der Grundstücke in der Gemeinde vorzubereiten und zu leiten, verschiedene Rechtsinstrumente zur Verfügung. Die wichtigsten Planungsinstrumente der kommunalen Planung sind der Flächennutzungsplan (FNP) als vorbereitender Bauleitplan und der Bebauungsplan (B-Plan) als verbindlicher Bauleitplan. Die Planungsfragen werden schrittweise nach dem Top-Down-Prinzip strukturiert und bearbeitet (Tabelle 4).

Tabelle 4: Übersicht zu den relevanten Planungsfragen

Bezugsraum	Fachbegriff
Bundesrepublik	Raumordnung des Bundes
Bundesland (Freistaat Sachsen)	Raumordnung des Landes (Landesentwicklungsplan)
Region als Teil des Bundeslandes (Planungsregion Oberlausitz-Schlesien)	Regionalplanung als Teil der Landesplanung (Regionalplan)
Stadt / Gemeinde (Gesamtgebiet)	Kommunale Entwicklungsplanung
Stadt / Gemeinde (Teilgebiet)	Vorbereitende Bauleitplanung (Flächennutzungsplan)
Stadt / Gemeinde (Teilgebiet)	Verbindliche Bauleitplanung (Bebauungsplan)

4.1.1 Raumordnung des Bundes

Der Bund kann einzelne Grundsätze der Raumordnung für die räumliche Entwicklung des Bundesgebietes in einem Raumordnungsplan konkretisieren (§ 17 Abs. 1 ROG). Dabei sind die raumbedeutsamen Planungen und Maßnahmen der Europäischen Union (EU) und deren Mitgliedstaaten einzubeziehen. Das für die Raumordnung zuständige Bundesministerium beteiligt bei der Planaufstellung die anderen Bundesministerien und stellt das Benehmen mit den Ländern und den angrenzenden Staaten her. Für das hier vorgestellte Vorhaben ergeben sich aus der Raumordnung des Bundes zunächst keine gesonderten Hinweise.

4.1.2 Landesentwicklungsplan

Der Landesentwicklungsplan 2013 (LEP 2013) ist das Konzept für die räumliche Ordnung und Entwicklung im Freistaat Sachsen. Der LEP 2013 koordiniert Nutzungsansprüche an den Raum in vertikaler (Zusammenspiel Land-Region-Gemeinde) als auch in horizontaler Richtung (Fachpolitiken). Mit seinen wesentlichen Instrumenten (z.B. zentrale Orte, Achsen, Vorrangs-, Vorbehalts- und Eignungsgebiete) gibt er landesweit ein räumliches Orientierungsmuster für Standortentscheidungen der Fachplanungsträger und für private Investoren sowie vor allem den Rahmen für die konkrete Ausformung auf der Ebene der Regionalplanung vor. Der LEP 2013 wurde am 12. Juli 2013 von der Staatsregierung beschlossen und ist auf einen Zeitraum von 10 Jahren ausgelegt.

Gemäß LEP 2013 ist die Region Oberlausitz-Niederschlesien als Bergbaufolgelandschaft ein Raum mit besonderem Handlungsbedarf (vgl. Karte 3, LEP 2013). Hier sollen ganzheitliche, regional bzw. bei Bedarf länderübergreifende Entwicklungsstrategien erarbeitet und umgesetzt werden. Die Sanierungsarbeiten sind so durchzuführen, dass vielfältig nutzbare, attraktive, weitgehend nachsorgefreie und ökologisch funktionsfähige Bergbaufolgelandschaften bei Gewährleistung der öffentlichen Sicherheit entstehen und bergbaubedingte Einschränkungen der Nutzung begrenzt werden. Unter anderem soll eine landwirtschaftliche sowie eine nachhaltige touristische und/oder gewerbliche Nutzung, auch unter Berücksichtigung der wasserwirtschaftlichen Belange, ermöglicht werden.

Ein Handlungsschwerpunkt im LEP 2013 ist zudem der Erhalt und die Schaffung der räumlichen Voraussetzungen für eine vielfältig strukturierte Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft. Weitere Angaben zum Themenschwerpunkt Fischereiwirtschaft sind in den nachfolgenden Kapiteln hingegen nicht aufgeführt (z.B. Kapitel 4.2 „Freiraumnutzung“, LEP 2013).

Die zu untersuchenden TBS sind im direkten Umfeld von den Städten Hoyerswerda und Görlitz verortet. Gemäß LEP 2013 sind diese Städte Teil des oberzentralen Städteverbundes Bautzen-Görlitz-Hoyerswerda. Die Oberzentren sind u.a. als überregionale Wirtschaftszentren weiter zu entwickeln. Hoyerswerda und Görlitz sind daher auch Teil der überregional bedeutsamen Verbindungs- und Entwicklungsachsen (vgl. Karte 1, LEP 2013).

Die allgemein gehaltenen Ziele und Grundsätze des LEP 2013 werden, unter Berücksichtigung der regionalen Besonderheiten, in den Regionalplänen weiter konkretisiert und geben damit u.a. einen Rahmen für die Bauleitplanung der Gemeinden vor. Konkrete Hinweise für das hier dargestellte Vorhaben bzw. besondere Vorgaben lassen sich aus dem LEP 2013 nicht entnehmen.

4.1.3 Regionalplan

Der Regionalplan ist der Raumordnungsplan für eine Planungsregion. Die Regionalplanung fungiert als Brücke zwischen der Landesplanung und kommunalen Planungsinteressen. Für jede der vier Planungsregionen in Sachsen existiert ein gleichnamiger regionaler Planungsverband. Die Planungsverbände sind verpflichtet für ihre Planungsregion einen Regionalplan aufzustellen.

In den Regionalplänen werden die Grundsätze nach sowie die Ziele und Grundsätze des LEP auf der Grundlage einer Bewertung des Zustandes von Natur und Landschaft sowie der Raumentwicklung räumlich und sachlich ausgeformt. Die Regionalpläne übernehmen zugleich auch die Funktion der Landschaftsrahmenpläne nach § 6 Abs. 4 SächsNatSchG.

Die sechs TBS liegen alle im Zuständigkeitsbereich des Regionalen Planungsverbandes Oberlausitz-Niederschlesien, der sich aus den Landkreisen Bautzen und Görlitz zusammensetzt. Der Regionalplan wird vom Verband als Satzung beschlossen und von der Obersten Raumordnungs- und Landesplanungsbehörde genehmigt. Damit ist der Regionalplan der verbindliche Rahmen für die räumliche Ordnung und Entwicklung im Planungsgebiet.

Der aktuelle Regionalplan (erste Gesamtfortschreibung) ist im Februar 2010 in Kraft getreten und auf einen Planungszeitraum von 10 Jahren ausgerichtet. Die zweite Gesamtfortschreibung des Regionalplanes befindet sich derzeit im Stand des Vorentwurfs. Erste Teile des Entwurfs wurden auf einer Verbandsversammlung im Juli 2018 vorgestellt. Derzeit ist jedoch noch nicht abschließend geklärt, wann eine Beschlussfassung zum kompletten Planungsentwurf durch die Verbandsversammlung erfolgen kann. Daher werden nachfolgend die Inhalte des Regionalplans 2010 thematisch bezogen aufgegriffen (RP Oberlausitz-Niederschlesien 2010a).

Im Regionalplan 2010 wird u.a. darauf hingewiesen, dass im ländlichen Raum die Bedeutung der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft als wichtigste Bodennutzer erhalten und deren Aufgaben bei der Erzeugung nachwachsender Rohstoffe erweitert werden sollen. Weitere Anmerkungen zur Fischereiwirtschaft werden nicht aufgeführt. Es wird darauf verwiesen, dass mit dem LEP 2003 (vgl. Ziel 9.8, LEP 2003) landesplanerisch eine Regelung zur Fischereiwirtschaft getroffen wird, die der Formulierung im alten Regionalplan 2002 entspricht. Entsprechend wird eine gesonderte regionalplanerische Regelung im Regionalplan 2010 für dieses landesweit geltende Ziel zur Fischereiwirtschaft entbehrlich. Das Ziel 9.8 bezieht sich jedoch nur auf den Erhalt der sächsischen Teichlandschaften als Bestandteil der Kulturlandschaft für die Fischerei (LEP 2003).

In Bezug auf das Oberlausitzer Bergbaurevier erfolgt der Hinweis, dass die entstehenden TBS z.B. als Lebensraum wassergebundener Tier- und Pflanzenarten, als landschaftsprägende Elemente, als Freizeit- und Erholungsräume und Fischereigewässer und teilweise als Wasserspeicher, mehrfach genutzt werden sollen. Zudem sind die Städte des Oberzentralen Städteverbundes in ihrer Funktion als gemeinsames Oberzentrum und als Entwicklungskerne der Region zu festigen und auszubauen. Hoyerswerda soll insbesondere als Zentrum des Lausitzer Seenlandes entwickelt werden. In Bezug auf das hier vorgestellte Vorhaben ergeben sich aus dem Regionalplan keine weiteren Hinweise.

4.1.4 Braunkohlepläne als Sanierungsrahmenpläne

Eine wesentliche Grundlage für die zukünftige räumliche Entwicklung sind die für den Braunkohlenbergbau aufzustellenden Braunkohlepläne (BKP) als Sanierungsrahmenpläne. Die Pläne wurden seit 1992 aufgestellt und teilweise mehrfach fortgeschrieben.

Die Sanierungspläne fixieren Grundzüge der Wiedernutzbarmachung als Sanierungsauftrag an die Bergbauunternehmen. Zudem setzen sie den Rahmen für die Ausgestaltung durch die Kommunen. In der Tabelle 5 erfolgt eine Übersicht zu den für das hier dargestellte Vorhaben relevanten BKP als Sanierungsrahmenpläne für die stillgelegten Tagebaue.

Bereits innerhalb der Bearbeitung der Sanierungsrahmenpläne, welche die Grundsätze für die Entwicklung der Bergbaufolgelandschaft beschreiben, sind Vorranggebiete für den Naturschutz und für die Freizeit und Erholung festgeschrieben worden. Des Weiteren wurden auch Grundsatzentscheidungen zum Nutzungszweck der TBS getroffen.

Tabelle 5: Übersicht zu den relevanten Braunkohleplänen

Tagebauseen	Braunkohlepläne	Quelle
Bärwalder See	Braunkohlenplan als Sanierungsrahmenplan für den stillgelegten Tagebau Bärwalde (i.A. des Regionalen Planungsverbandes Oberlausitz-Niederschlesien)	BKP Bärwalde (1998)
Berzdorfer See	Braunkohlenplan als Sanierungsrahmenplan für den stillgelegten Tagebau Berzdorf	BKP Berzdorf (1998)
Dreiweiberner See	Braunkohleplan als Sanierungsplan für den stillgelegten Tagebau Lohsa. Teil 1: Bergbau- und Wasserbaumaßnahmen Wasserspeicher Lohsa II Teil 2: Bergbaufolgelandschaft Tagebau Lohsa	BKP Lohsa (1997, 2001)
Geierswalder See	Braunkohleplan als Sanierungsplan für den stillgelegten Tagebaue Skado und Koschen	BKP Skado/ Koschen (1997)
Neuwieser See	Braunkohleplan als Sanierungsplan für den stillgelegten Tagebau Spreetal	BKP Spreetal (2003)
Scheibe-See	Braunkohleplan als Sanierungsplan für den stillgelegten Tagebau Scheibe	BKP Scheibe (2002)

Im Rahmen des Gutachtens wurden zunächst die Anmerkungen geprüft, die in den jeweiligen BKP speziell zu der zukünftigen fischereilichen Nutzung aufgeführt sind. Als eine erste wichtige Hürde ist dabei folgende Formulierung bei den Zielen zur Wasserqualität und Gewässernutzung im BKP des stillgelegten Tagebaus Lohsa (Ziel 6) und im BKP für die stillgelegten Tagebaue Skado und Koschen (Ziel 10) zu bewerten. In der Begründung zu den Zielen wird darauf hingewiesen, dass eine intensive fischereiwirtschaftliche Nutzung des Gewässers (z.B. Netzkäfighaltung mit Zufütterung) im Interesse der Wasserqualität vermieden wird bzw. nicht möglich ist. Die Netzkäfighaltung mit Zufüttern wird explizit als Beispiel für eine solche intensive fischereiliche Nutzung aufgeführt.

In abgeschwächter Form werden ähnliche Formulierungen für die stillgelegten Tagebaue Berzdorf und Bärwalde aufgeführt. Im BKP für den stillgelegten Tagebau Berzdorf wird u.a. darauf hingewiesen (Ziel 13), dass eine intensive fischereiwirtschaftliche Nutzung des Gewässers aus Gründen der Beeinträchtigung der Gewässerqualität nicht vorgesehen ist. Im BKP für den stillgelegten Tagebau Bärwalde erfolgt die Anmerkung (Ziel 8), dass eine naturverträgliche Bewirtschaftung des Fischbestandes erfolgen soll. In der weiteren Begründung heißt es: „... die fischereiliche Nutzung des Restsees im Interesse der Entwicklung einer naturnahen Seebiozönose mit seentypischem Fischbestand nur extensiv erfolgt, d.h. als Bestandsregulierung bzw. Abschöpfung von Überschüssen nach Maßgabe der Besatzstärken“.

In den BKP als Sanierungspläne für die stillgelegten Tagebau Scheibe (Ziel 8) und Spreetal (Ziel 5) wird darauf hingewiesen, dass in den TBS eine Wasserqualität erreicht werden soll, die eine dauerhafte Nutzung als Badensee und die Ausbildung eines seentypischen, natürlichen Fischbestandes ermöglicht. Eine spätere Nutzung als Fischgewässer soll sich an der natürlichen Ertragsfähigkeit orientieren mit dem Ziel des Aufbaues, der Erhaltung und der Hege eines der Größe und Beschaffenheit des Gewässers entsprechenden, artenreichen Fischbestandes. Weiterführende Anmerkungen hinsichtlich der fischereilichen Nutzung werden in diesen beiden Plänen hingegen nicht aufgeführt.

Grundsätzlich sind die Formulierungen in den BKP im Kontext mit dem Erkenntnisstand Ende der 1990er Jahre und den Nachwirkungen aus der DDR-Zeit zu sehen. Heute ist seitens der Fischerei akzeptiert, dass eine Produktion von Fischen in NGA nur dann genehmigungsfähig ist, wenn eine nachhaltige Veränderung der Gewässergüte ausgeschlossen ist. In diesem Sinne sind die o.g. Formulierungen für das hier dargestellte Vorhaben zunächst gegenstandslos.

4.1.5 Kommunale Entwicklungsplanung

Die Instrumente der kommunalen Planung sind der FNP als vorbereitender Bauleitplan und der B-Plan als verbindlicher Bauleitplan. Der FNP ist flächendeckend für das gesamte Gebiet aufzustellen. Als vorbereitender Bauleitplan stellt er die sich aus den räumlichen Planungs- und Entwicklungszielen der Gemeinde ergebende Art der Bodennutzung nach den voraussehbaren Bedürfnissen der Gemeinde in den Grundzügen dar. Der B-Plan ist der verbindliche Bauleitplan für einen Teil des Gemeindegebiets und ist aus dem FNP zu entwickeln.

Die zu betrachtenden TBS sind im Landkreis Bautzen (Scheibe-See, Geierswalder See, Neuwieser See und Dreiwieberger See) und im Landkreis Görlitz (Bärwalder See und der Berzdorfer See) verortet. Im Landkreis Bautzen liegen die TBS im Zuständigkeitsbereich der Gemeinde Elsterheide (Neuwieser See und Geierswalder See) und der Gemeinde Lohsa (Dreiwieberger See). Der Scheibe-See ist anteilig in den Gemeinden Lohsa und Spreetal sowie der Stadt Hoyerswerda verortet. Der Bärwalder See befindet sich in der Gemeinde Boxberg/Oberlausitz (O.L.). Der Berzdorfer See liegt anteilig im Zuständigkeitsbereich der Stadt Görlitz, der Gemeinde Markersdorf und der Gemeinde Schönau-Berzdorf.

4.1.5.1 Vorbereitende Bauleitplanungen (Flächennutzungspläne)

Als vorbereitender Bauleitplan ist der FNP eines der wichtigsten Instrumente der kommunalen Planung. Der FNP hat die Aufgabe, die bauliche und sonstige Nutzung der Grundstücke in der Gemeinde bzw. den Städten vorzubereiten und zu leiten. In der Tabelle 6 ist eine Übersicht zu den FNP aufgeführt, die im Rahmen des Vorhabens eingehender geprüft wurden. Für einige Gemeinden konnten die FNP im Rahmen der Onlinerecherche nicht ermittelt werden. Diese FNP können jedoch, nach vorherigem Antrag bei der Gemeindeverwaltung, dort eingesehen werden. In Absprache mit dem Auftraggeber wurden diese Unterlagen bisher nicht eingesehen.

Der aktuelle FNP (geänderter Entwurf vom 12.02.2019) der **Gemeinde Lohsa** sowie weitere relevante Planungsunterlagen können auf der Homepage der Gemeinde eingesehen und heruntergeladen werden. Dort ist auch der aktuelle Landschaftsplan (LP) verfügbar, in dem die örtlichen Ziele, Erfordernisse und Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege von den Trägern der Bauleitplanung dargestellt sind.

- Quelle: <https://www.lohsa.de/oeffentliche-bekanntmachungen.html>

Tabelle 6: Übersicht zu den relevanten Flächennutzungsplänen

Stadt/Gemeinde	Flächennutzungsplan
Gemeinde Lohsa	Flächennutzungsplan der Gemeinde Lohsa (Begründung – Geänderter Entwurf vom 12.02.2019)
Gemeinde Elsterheide	Flächennutzungsplan der Gemeinde Elsterheide, FIRU mbH Berlin, genehmigt 2010
Gemeinde Spreetal	Flächennutzungsplan Spreetal (rechtswirksam, 2004)
Stadt Hoyerswerda	Flächennutzungsplan 2020: Begründung Stand: Juli 2020
Gemeinde Boxberg (O.L.)	2. Änderung zum Bebauungsplan "Sondergebiet Freizeit und Erholung Boxberg/O.L.- Bärwalder See"
Stadt Görlitz	Flächennutzungsplan der Kreisstadt Görlitz. Vorentwurf: Stand vom 10.11.2020
Gemeinde Markersdorf	Flächennutzungsplan der Gemeinde Markersdorf, genehmigte Fassung 2002
Gemeinde Schönau-Berzdorf	Flächennutzungsplan der Verwaltungsgemeinschaft Bernstadt a. d. Eigen / Schönau-Berzdorf a. d. Eigen (Vorentwurf in der Endfassung vom 04.10.2017)

Der FNP der **Gemeinde Elsterheide** wurde im Jahr 2010 erstellt. Der FNP (inkl. dazugehöriger Karten) können auf der Homepage der Gemeinde eingesehen und heruntergeladen werden.

- Quelle: <https://www.elsterheide.de/gemeinde/geologie-und-flaechennutzungsplan>

Die **Gemeinde Spreetal** arbeitet derzeit an einer Neufassung des FNP. Der vorherige FNP wurde im Jahr 2004 rechtswirksam. Dieser konnte jedoch im Rahmen der Onlinerecherche nicht ermittelt werden. Bis auf eine Stellungnahme des BUND zum Entwurf des FNP aus dem Jahr 2018 sind derzeit keinen weiteren Informationen zum aktuellen Stand des Entwurfs bekannt. Weiterführende Informationen zum alten FNP können lediglich dem Masterplan Scheibe-See (2015) entnommen werden (vgl. Kapitel 4.2.5).

- Quelle: <http://www.spreetal.de/>

Aktuelle Informationen zum FNP (2020) der **Stadt Hoyerswerda** können auf der Homepage der Stadt heruntergeladen werden. Seit der Wirksamkeit im Jahr 2006 ist der FNP 2020 der erste Gesamtplan des FNP der Stadt. Der vorherige FNP Hoyerswerda war seit 12.07.2006 wirksam. Die 5. Änderung des FNP umfasst sechs verschiedene Teilbereiche des Stadtgebietes, für welche innerhalb der Zeit seit 2017 Ergänzungssatzungen erlassen wurden bzw. Bebauungspläne aufgestellt wurden.

- Quelle: <https://www.hoyerswerda.de/stadtleben/stadtentwicklung/fnp-bauleitplaene/>

Für die **Gemeinde Boxberg/O.L.** liegt ein FNP innerhalb der damaligen Verwaltungsgemeinschaft Boxberg/O.L. aus dem Jahr 2006 vor, zu der die Gemeinden Boxberg/O.L., Klitten und Uhyst gehören, die mittlerweile zur Gemeinde Boxberg/O.L. fusioniert sind. Verfügbar sind folgende Unterlagen: 2. Änderung zum Bebauungsplan "Sondergebiet Freizeit und Erholung Boxberg/O.L.- Bärwalder See".

- Quelle: <https://buerbeteiligung.sachsen.de/portal/boxberg-ol/beteiligung/archiv/1016869>

Der Stadtrat der **Stadt Görlitz** hat am im Jahr 2018 die Aufstellung des FNP für das Gebiet der

Großen Kreisstadt Görlitz beschlossen. Anschließend wurde durch das Amt für Stadtentwicklung unter Berücksichtigung der relevanten Planungsgrundlagen ein Vorentwurf erarbeitet. Dieser sollte als eine erste Diskussionsgrundlage für die frühzeitige Beteiligung der Öffentlichkeit und der Träger öffentlicher Belange dienen. Diese erste Beteiligung fand vom 01. März 2021 bis zum 30. April 2021 statt und ist nun beendet. Der aktuelle Stand des FNP kann auf der Homepage der Stadt eingesehen und heruntergeladen werden

- Quelle: <https://buergerbeteiligung.sachsen.de/portal/goerlitz/beteiligung/themen/1023455>

Für die **Gemeinde Markersdorf** konnte der FNP im Rahmen der Onlinerecherche nicht ermittelt werden. Gemäß Angabe im Rahmenplan Berzdorfer See (SRP Berzdorfer See 2010) liegt für die Gemeinde eine genehmigte Fassung des FNP aus dem Jahr 2002 vor. Auf der Homepage der Gemeinde können die entsprechenden Planungen nicht eingesehen werden. Dort sind jedoch Hinweise zu Beteiligungsverfahren aufgeführt, u.a. auch zu aktuellen Bebauungsplänen.

- Quelle: <https://markersdorf.de/buergerservice/rathaus/bekanntmachungen/>

Die **Gemeinde Schönau-Berzdorf** a. d. Eigen gehört der Verwaltungsgemeinschaft Bernstadt /Schönau-Berzdorf an, die es seit dem Jahr 1995 gibt. Der Vorentwurf des FNP aus dem Jahr 2018 sowie die vollständigen Vorentwurfsunterlagen können auf dem Zentralen Landesportal Sachsen eingesehen werden.

- Quelle: <http://www.buergerbeteiligung.sachsen.de/>

Anhand der zum Teil vorliegenden FNP konnten für einige TBS bereits Flächen in Seenähe erfasst werden, für die eine gewerbliche Nutzung vorgesehen ist. Detaillierte Betrachtungen sollten in Absprache mit dem Auftraggeber nach der Auswahl geeigneter TBS erfolgen.

4.1.5.2 Verbindliche Bauleitplanungen (Bebauungspläne)

Der Bebauungspläne (B-Plan) enthalten die rechtsverbindlichen Festsetzungen für die bauliche Ordnung, u.a. zu Art und Maß der baulichen Nutzung, zur Bauweise und zu den überbaubaren Grundstücksflächen. In den dazugehörigen Begründungen werden Ziel und Zweck der Planung dargelegt sowie die zeichnerischen und textlichen Festsetzungen erläutert. Die B-Pläne der Kommunen wurden im Rahmen der Konzeption nicht eingehender geprüft. Zum Teil sind sie auf der Homepage der Gemeinden bzw. Städte einsehbar (vgl. Kapitel 4.1.5.1) oder können, nach vorheriger Antragstellung, nur direkt vor Ort eingesehen werden. In Absprache mit dem Auftraggeber wurden diese Gemeinden noch nicht kontaktiert.

4.2 Informelle Raumordnungspläne

Als informelle Planungen werden nicht formalisierte, nicht verbindliche sowie konsensorientierte Planungen bezeichnet. Sie unterliegen nicht dem öffentlichen Planungsrecht. Eine informelle Planung hat das Ziel, im Vorfeld der rechtsverbindlichen Planung durch kooperative Prozesse mögliche Konflikte zu beseitigen oder auszugleichen. Durch das frühzeitige Einbeziehen der Betroffenen soll die spätere Umsetzung planerischen Handelns erleichtert werden. Im Rahmen der formellen Planung können informelle Planungen zudem als Entscheidungshilfe dienen. In den letzten Jahren gewannen die informellen Planungsinstrumente an Bedeutung, da sie gegenüber verbindlichen Instrumenten wesentlich flexibler umsetzbar sind. Sie ergänzen somit die verbindlichen Planungsinstrumente und stärken die Regionalentwicklung.

4.2.1 Regionales Entwicklungs- und Handlungskonzept „Lausitzer Seenlandschaft“

Das regionale Entwicklungs- und Handlungskonzept (REK) „Lausitzer Seenlandschaft“ wurde im Auftrag des Zweckverbandes Lausitzer Seenland Sachsen erstellt. In die Zuständigkeit des Zweckverbandes fällt ein Großteil der Seen in der Lausitz. Sie beginnt im Nordwesten mit dem Geierswalder See und reicht bis nach Südosten zum Bärwalder See. Bis auf den Berzdorfer See sind also alle hier zu betrachtenden TBS Teil des REK „Lausitzer Seenlandschaft“.

Bei dem REK handelt es sich um eine Planung, die außerhalb von den rechtlich normierten Verfahren erarbeitet wurde. Die Planung erfolgt über die kommunalen Grenzen hinaus. Ein Ziel war bzw. ist es, ein Konzept zur Entwicklung des Kooperationsraumes zu erarbeiten, welches vor allem durch die Selbstbindung der Beteiligten wirkt. Der Gebietsausschnitt des REK wurde aufgrund der gemeinsamen Herausforderungen im Lausitzer Seenland gebildet.

Das erste REK wurde im Jahr 2003 erstellt. Mit der Fortschreibung im Jahr 2015 wurden schwerpunktmäßig die Vor- und Nachteile betrachtet und letztlich neue Zielsetzungen für die zukünftige Entwicklung der Region erarbeitet (REK Lausitzer Seenland 2015). Der Schwerpunkt des Konzeptes liegt auf der touristischen Entwicklung der sächsischen Gemeinden des Lausitzer Seenlandes (z.B. Elsterheide, Hoyerswerda, Lohsa, Spreetal und Boxberg/O.L.).

Im Rahmen des Gutachtens wurde die Fortschreibung des REK „Lausitzer Seenlandschaft“ betrachtet. In dem REK wurden u.a. die in den FNP der Kommunen planerischen Festsetzungen und Entwicklungsziele zusammenfassend analysiert. Zudem wurden die für die weitere regionale Entwicklung relevanten Ausweisungen (z.B. an den TBS) herausgearbeitet und dokumentiert. So hat die Analyse der B-Pläne der sechs Kommunen u.a. ergeben, dass der Auslastungsstand vieler Bebauungspläne 100 % nicht erreicht und sich daraus Flächenpotenziale, u.a. in den Nutzungen Handel und Gewerbe ergeben. Weitere Informationen mit Relevanz für das hier vorgestellte Vorhaben lassen sich aus dem REK nicht ableiten.

4.2.2 Strategiekonzept „Tourismus Bärwalder See 2025“

Die ehemaligen, damals noch selbständigen Gemeinden Boxberg/O.L., Klitten und Uhyst/Spree gründeten im Jahr 2004 den Zweckverband „Landschaftspark Bärwalder See“. Durch diesen Zusammenschluss sollte die touristische und wirtschaftliche Entwicklung der Region um den Bärwalder See maßgeblich mitgestaltet werden.

Mit Hilfe von verschiedenen Förderinstrumenten, aber auch unter hoher finanzieller Beteiligung der Gemeinden selbst, wurden in den zurückliegenden Jahren bereits umfangreiche Vorhaben am Bärwalder See umgesetzt. Mit der Eingliederung der Gemeinden Uhyst/ Spree und Klitten in die Gemeinde Boxberg/O.L. waren die rechtlichen Voraussetzungen für die Weiterführung des Zweckverbandes nicht mehr gegeben und er wurde in 2009 aufgelöst. Als Rechtsnachfolger trat die Gemeinde Boxberg/O.L. ein. Heute ist der Betrieb gewerblicher Art (BgA) „Landschaftspark Bärwalder See“ ein eigenes Amt innerhalb der Gemeindeverwaltung Boxberg/O.L. Weitere Informationen zum Landschaftspark und zu aktuell geplanten Projekten können auf der Homepage eingesehen werden (Quelle: <https://baerwalder-see.eu/de.html>).

Konzeptionelle Grundlage für die bisherige Entwicklung war das im Jahr 2004 erstellte Strukturkonzept „Landschaftspark Bärwalder See“. Es stellt noch heute die Arbeitsgrundlage für die weitere, strukturierte Entwicklung des Bärwalder Sees dar. Vor dem Hintergrund der veränderten Situation im Lausitzer Seenland im Allgemeinen und am Bärwalder See im Besonderen sollte das ursprüngliche Strukturkonzept (laut Gemeinderats-Beschluss vom

11.02.2019) im Rahmen eines Strategiekonzeptes an die aktuellen Bedingungen angepasst werden. Insbesondere sollten die Ziele für die weitere Entwicklung für den Zeitraum bis 2025 neu justiert und darauf aufbauend ein Handlungsprogramm mit den notwendigen Maßnahmen zur weiteren Attraktivierung des Bärwalder Sees formuliert werden.

Im Strategiekonzept erfolgt u.a. eine detaillierte Darstellung der derzeitigen touristischen Situation am Bärwalder See und eine Bewertung des touristischen Entwicklungsstands. Eine wichtige Voraussetzung für die nächste Entwicklungsphase bis 2025 ist gemäß Strategiekonzept die Ansiedlung von Ferienunterkünften respektive der Schaffung dafür notwendiger Infrastruktur- und Planungsrechtsgrundlagen sowie der Erweiterung der gastronomischen Situation. Im Zusammenhang mit dem Strategiekonzept werden auch potenzielle Nutzerkonflikte thematisiert (SKT Bärwalder See 2019). Das Primat für die Entwicklung des Sees aus Sicht der Gemeinde sollte eindeutig auf einer weiteren touristischen Inwertsetzung als Urlaubsziel liegen. Gemäß Konzept dürfen andere Nutzungsansprüche aus der Funktion als Speicher, Trinkwasserversorgung und aus der Fischerei die touristischen Entwicklungspotenziale des Sees nicht beschädigen. Dies sollte durch eine konsequente Ausrichtung der Gemeindepolitik auf die touristischen Anforderungen und Interessen des Bärwalder Sees deutlich gemacht werden auch gegenüber Dritten. In Bezug auf eine mögliche Nutzung des Bärwalder Sees zur Fischproduktion in NGA sind Konflikte mit der touristischen Nutzung nicht auszuschließen. Entsprechend sollten weitere Planungsschritte im Vorfeld mit dem Landschaftspark und der zuständigen Gemeinde abgestimmt werden.

4.2.3 Struktureller Rahmenplan Berzdorfer See

Der strukturelle Rahmenplan Berzdorfer See, in der Fassung vom 30.06.2010, ist eine weitere informelle Planungsgrundlage, die im Zusammenhang mit diesem Vorhaben zu berücksichtigen ist. Er legt ähnlich der Flächennutzungsplanung die Grundzüge der Entwicklung für das gesamte Gebiet des Berzdorfer Sees fest. Diese Festlegungen werden bei der Erarbeitung der B-Pläne inhaltlich und räumlich konkretisiert und flächenbezogen eindeutiger dargestellt.

Die Fortschreibung des Rahmenplanes wurde im Auftrag vom Planungsverband „Berzdorfer See“ erstellt und durch das Sächsische Staatsministerium des Innern gefördert. Der Verband besteht aus den Gemeinden Markersdorf und Schönau-Berzdorf sowie der Stadt Görlitz. Weiterführende Angaben und Informationen zum Planungsverband können unter der nachfolgenden Adresse abgerufen werden (Quelle: <https://www.berzdorfer-see.eu/>).

Der Planungsverband initiiert und koordiniert in enger Zusammenarbeit mit der LMBV sowie weiteren Partnern und Akteuren Maßnahmen, die der Nachnutzungen des Tagebaus als Tourismus- und Erholungsgebiet dienen. Er ist Ansprechpartner für alle Fragen rund um die Entwicklung des Berzdorfer See. Er unterhält jedoch keine eigene Geschäftsstelle und verfügt über kein eigenes Personal. Im gegenseitigen Einvernehmen werden auf vertraglicher Grundlage die geschäftsführenden Tätigkeiten des Verbandes von der Verwaltung der Großen Kreisstadt Görlitz wahrgenommen. Der Planungsverband betreut keine Investoren.

Im Jahr 1998 wurde im Auftrag des Verbandes ein gemeindeübergreifender Entwicklungsplan für das Gesamtgebiet des ehemaligen Tagebaues erarbeitet, der in den Jahren 2003/04 erstmalig fortgeschrieben wurde (SRP Berzdorfer See 2010). Mit der in 2010 durchgeführten Fortschreibung unterstützt der Verband die Entwicklung am See mit dem Ziel einer nachhaltigen touristischen Nutzung. Zudem wurde auf die veränderten und zum damaligen Zeitpunkt

konkretisierenden Anforderungen eingegangen, die sich durch die Entwicklungen ergeben hatten. Anhand des Rahmenplanes sollten die Analysen und die strategische Ausrichtung der zukünftigen Tourismusentwicklung am/um den See sowie die konkreten Standort- und Projektvorschläge unter Berücksichtigung prioritärer und vor allem realistischer Entwicklungsbereiche abgebildet werden. Durch die Fortschreibung sollte gleichzeitig eine hohe Qualität zukünftiger Projektplanungen sowie eine gezielte und aktive Steuerung des zukünftigen Entwicklungsprozesses auf Grundlage gemeinsam getragener touristischer Entwicklungsvorstellungen erreicht werden (SRP Berzdorfer See 2010).

Gemäß dem Auftragnehmer ist der Rahmenplan eine Synthese aus regionalen Zielen bzw. planerischen Vorgaben und einer zielgruppen- und marktorientierten Sichtweise. In der Zusammenführung beider Ansätze ist er sowohl eine qualifizierte Planungsgrundlage für die Entwicklung der einzelnen Standorte, als auch ein standortübergreifendes Handlungsprogramm für die Entwicklung des Tourismus am Berzdorfer See (SRP Berzdorfer See 2010).

4.2.4 Dorfentwicklungskonzept Geierswalde und Klein Partwitz

Das Konzept wurde im Auftrag der Gemeinde Elsterheide im Zeitraum Dezember 2018 bis Februar 2020 erstellt (DEK Geierswalde & Klein Partwitz 2020). Die Förderung erfolgte durch das Entwicklungsprogramm für den ländlichen Raum (EPLR) im Freistaat Sachsen.

Das Hauptziel war die Erarbeitung eines Konzeptes zur Entwicklung der Dörfer Geierswalde und Klein Partwitz im Kontext der Entwicklung des Lausitzer Seenlandes. Anhand dieser informellen Planungsgrundlage sollten die Entwicklungspotentiale beider Ortschaften abbildet werden. Die vorhandenen Planungsunterlagen, Strukturen und Angebote einbeziehend, sollte zudem ein ganzheitliches Entwicklungskonzept aufgezeigt werden, auch durch Abstimmung mit den jeweils Beteiligten und den Betroffenen vor Ort.

Der Partwitzer See und der Geierswalder See bilden zusammen mit dem Blunoer Südsee das Zentrum des neu entstandenen Lausitzer Seenlandes. Sie werden durch zum Teil nur schmale Landflächen voneinander getrennt und sind gleichzeitig miteinander verbunden durch Kanäle (Überleiter) und Schleusen. Der Gewässerverbund weist aufgrund seiner Ausmaße und der Anzahl an Seen ein erhebliches Entwicklungspotential auf. Die Ortschaften Geierswalde und Klein Partwitz befinden sich im geografischen Kerngebiet des Seenlandes und sind damit zwangsläufig durch die bereits stattfindende Entwicklung betroffen bzw. partizipieren von dieser.

Im Rahmen des Konzepts erfolgt für die beiden Orte Geierswalde und Klein Partwitz sowohl eine detaillierte Zusammenfassung verbindlicher und informeller Planungen als auch der Entwicklungspotentiale. Für weitere Planungen von NGA im Bereich des Geierswalder Sees stellt das Konzept daher eine wichtige Grundlage da.

In diesem Zusammenhang wird darauf hingewiesen, dass der Partwitzer Förderkreis e.V. im Uferbereich des Partwitzer Sees verschiedene Projekte konzipiert hat. Dort ist u.a. auch ein Standort für eine Fischzuchtanlage (Netzgehege) ausgewiesen. Der Partwitzer See sollte jedoch in dem Gutachten nicht eingehender hinsichtlich seiner Eignung für die Produktion von Fischen in NGA untersucht werden.

4.2.5 Masterplan Scheibe-See

Der Masterplan Scheibe-See ist ein weiteres informelles Planungsinstrument, welches im Rahmen dieses Vorhabens zu berücksichtigen ist (MP Scheibe-See 2015). Er dient dem Ziel,

Ansätze einer integrierten teilregionalen Entwicklungspolitik zu eruieren. Aufgabe des Planes ist es dabei, nach einer Bestandsanalyse, Entwicklungsmöglichkeiten und Nachnutzungsideen der Anliegerkommunen bezüglich Naherholung und Fremdenverkehr am Scheibe-See zusammenzutragen, zu entwickeln und mit den derzeitigen Rahmenbedingungen abzugleichen.

Der Scheibe-See, der insbesondere Möglichkeiten für die touristische Weiterentwicklung bietet, befindet sich administrativ in Obhut von drei Anliegerkommunen: der Stadt Hoyerswerda, der Gemeinde Spreetal und der Gemeinde Lohsa. Planerische Vorstellungen und Konzepte für die Nutzung der Flächen am Scheibe-See lagen zum Zeitpunkt der Beauftragung des Plans bei allen drei Kommunen vor. Das Ergebnis sollte den beteiligten Kommunen die grundsätzliche Orientierung über Chancen, potenzielle Kooperationsmöglichkeiten, aber auch über Konkurrenzen verschaffen und als Basis für durchführungsorientierte Planungen von Entwicklungsmaßnahmen am Scheibe-See bis 2025 dienen (MP Scheibe-See 2015).

Aus der Bestandsaufnahme der Rahmenbedingungen wurde zunächst eine zusammenfassende Karte der Restriktionen am Scheibe-See erarbeitet, die als Anlage in den Endbericht aufgenommen worden ist (vgl. Anlage 11 – MP Scheibe-See 2015). Neben den Flächen, welche mit Einschränkungen für Nachnutzungen behaftet sind, wurden bereits Räume am Ufer herausgearbeitet, die Nachnutzungen wenig Widerstand bieten und für solche geeignet erscheinen. In der Vertiefung entstand zudem ein Lageplan, in welchem die Schwerpunkte für Nachnutzungen verortet wurden (vgl. Anlage 14 – MP Scheibe-See 2015).

Im REK Lausitzer Seenland ist der Scheibe-See als See von mittlerer touristischer Bedeutung ausgewiesen. Trotz der hohen Naherholungsfunktion sind touristische Nutzungen am See ausdrücklich erwünscht. Gemäß Masterplan müssen jedoch potenzielle Beeinträchtigungen der Naherholung durch touristische Nutzungen minimiert werden (MP Scheibe-See 2015). Die Ausrichtung des Scheibe-Sees liegt auf der Erholung im Allgemeinen und der naturnahen Naherholung für die Bevölkerung im Speziellen. Ein Ziel des Masterplanes ist es, Hoyerswerda an den See heranzuführen, d.h. die Naherholungsfunktion des Sees zu stärken, Wegeverbindungen zu verbessern und Anziehungspunkte zu schaffen.

In Auswertung der vorgenommenen Recherchen wurden verschiedene Datenblätter entwickelt, die neben einer Beschreibung der touristischen Nachnutzung auch Angaben zu möglichen Interessenten (Betreibern, Investoren), zu Eigentumsverhältnissen, Rahmenbedingungen, Zulässigkeiten und Zielkonflikten auch Hinweise zu Finanzierungsmöglichkeiten enthalten. Der Masterplan stellt somit auch eine wichtige Grundlage für eine detaillierte Standortanalyse für NGA (inkl. eines Betriebshofes) dar.

4.3 Eigentumsverhältnisse

Im Zusammenhang mit den Eigentumsverhältnissen muss u.a. auf die Rahmenvereinbarung zur Übertragung der TBS verwiesen werden, die im Jahr 2008 zwischen der LMBV und dem Freistaat Sachsen abgeschlossen wurde (Rahmenvereinbarung 2008). Diese Vereinbarung regelt die Modalitäten bzgl. der Übergabe der TBS (inkl. ihrer Zu- und Ableiter). Zudem sind dort Festlegungen zur Unterhaltungspflicht getroffen. Diese soll nach der Fertigstellung der TBS zunächst auf den Freistaat und von diesem später auf geeignete private bzw. kommunale Strukturen in den Regionen übertragen werden.

In der Anlage I zur Rahmenvereinbarung werden alle TBS aufgeführt, die Gegenstand dieser Vereinbarung sind. Unter den von der Vereinbarung erfassten Gewässern befinden sich

zunächst die Seen, die von wasserwirtschaftlicher Bedeutung für den Freistaat Sachsen sind: u.a. der Speicher Lohsa II, Speicher Dreibebern und Speicher Bärwalde (vgl. Kapitel 4.5.1). Gemäß einer Antwort der Deutschen Bundesregierung sind auch die restlichen vier TBS in der Anlage I aufgeführt (vgl. Anlage 3 - Deutscher Bundestag 2018).

Gemäß Vereinbarung sollen die Seen an den Freistaat Sachsen übertragen werden, nachdem die Herstellung der TBS weitgehend abgeschlossen ist und die verbleibenden Restverpflichtungen der LMBV sowie die Restrisiken gewässerkonkret beschreibbar sind. Neben den Wasserflächen umfassen die Flächen u.a. grundsätzlich auch einen Gewässerrandstreifen in einer Breite von 10 m von der Oberkante der Böschung. Entsprechend benötigen alle Vermarktungsaktivitäten in diesem Bereich die Zustimmung des Freistaates Sachsen als künftigen Gewässereigentümer. Das Sächsische Oberbergamt ist hierfür Ansprechpartner und koordiniert die Nutzungsverträge für den Freistaat Sachsen an den TBS.

Aufgrund von Verzögerungen bei der Sanierung der TBS wurde im Jahr 2015 ein zusätzlicher Rahmenvertrag zur Nutzung der TBS vor deren endgültiger Fertigstellung zwischen den Vertragsparteien abgeschlossen (Rahmenvertrag 2015). Durch diesen Vertrag wurde ein sachgerechter Interessensausgleich zwischen den Belangen der für die bergrechtliche Sanierung und als Eigentümer verantwortlichen LMBV einerseits und dem Ziel einer frühzeitigen und umfassenden touristischen Nutzung andererseits geschaffen. Der ergänzende Rahmenvertrag enthält u.a. die zentrale Regelung, dass die noch notwendigen Sanierungsmaßnahmen Vorrang gegenüber der Zwischennutzung durch die Kommunen haben.

In Bezug auf detaillierte Angaben zu den Eigentumsverhältnissen in den nicht von dieser Vereinbarung betroffenen Flächen (Randbereiche der TBS) wird hier auf die jeweiligen formellen und informellen Raumordnungspläne verwiesen (vgl. Kapitel 4.1 und 4.2). So wird beispielsweise im Rahmenplan Berzdorfer See auf einen Nutzungsvertrag hingewiesen, den die Stadt Görlitz für den See besitzt (SRP Berzdorfer See 2010).

4.4 Geotechnische Sperrbereiche

Voraussetzung für die Erreichung der Ziele in der Bergbausanierung ist die Herstellung der geotechnischen Sicherheit. Die Abteilung Geotechnik der LMBV bearbeitet dazu im Komplex die geotechnischen Problemstellungen, die im Zusammenhang mit der Planung, Begleitung und Dokumentation von bergbaulichen und wasserwirtschaftlichen Sanierungsmaßnahmen anfallen.

Auf Basis geotechnischer Gutachten zur Böschungssicherung und -gestaltung, der Grundwassermodellierung sowie der Planung wasserwirtschaftlicher Anlagen werden die notwendigen Grundlagen erbracht. Die Restlöcher und Kippenbereiche von stillgelegten Braunkohlentagebauen werden regelmäßig durch Sachverständige geotechnisch neu bewertet.

Im Rahmen der Untersuchung wurde geprüft, welche der sechs TBS derzeit noch geotechnische Sperrbereiche aufweisen. Die aktuell gültigen Sperrbereiche können auf dem Geoportal der LMBV eingesehen werden (LMBV 2021). Die in der nachfolgenden Tabelle 7 dargestellten Erläuterungen beziehen sich auf den Stand vom 14. Januar 2021.

Nach Aussage der LMBV (mündl. Mitteilung) ist eine Prognose zur Aufhebung einzelner Sperrbereiche kaum möglich, da dies maßgeblich von der Dauer der Sanierungsarbeiten abhängt. Diese sind u.a. abhängig von der Priorisierung einzelner Sanierungsarbeiten und den verfügbaren finanziellen Aufwendungen. Zudem können die Zeiträume von der Ausschreibung bis zur Umsetzung der Sanierungsarbeiten kaum realistisch abgeschätzt werden.

Tabelle 7: Geotechnische Sperrbereiche im Bereich der Tagebauseen gemäß LMBV

Tagebauseen	Geotechnische Sperrbereiche (Stand 14.01.2021)
Bärwalder See	Im gesamten Seebereich und den angrenzenden Uferbereichen sind aktuell keine geotechnischen Sperrbereiche ausgewiesen.
Berzdorfer See	Ein geotechnischer Sperrbereich ist aktuell im Bereich des Naturschutzgebietes (Teilbereich des NSG) verortet.
Dreiweiberner See	Im gesamten Seebereich bis einschließlich Uferrundweg sind aktuell keine geotechnischen Sperrbereiche ausgewiesen. Sperrbereiche befinden sich im gesamten süd-östlichen Bereich in Richtung Fischteiche Lohsa.
Geierswalder See	Das gesamte Westufer (im Bereich des Landes Brandenburg) sowie ein kleiner Bereich am Südufer sind als Sperrbereich ausgewiesen.
Neuwieser See	Der gesamte Seebereich und die angrenzenden Uferrandstreifen sind aktuell als geotechnischer Sperrbereich ausgewiesen.
Scheibe-See	Im gesamten Seebereich und den angrenzenden Uferbereichen sind aktuell keine geotechnischen Sperrbereiche ausgewiesen.

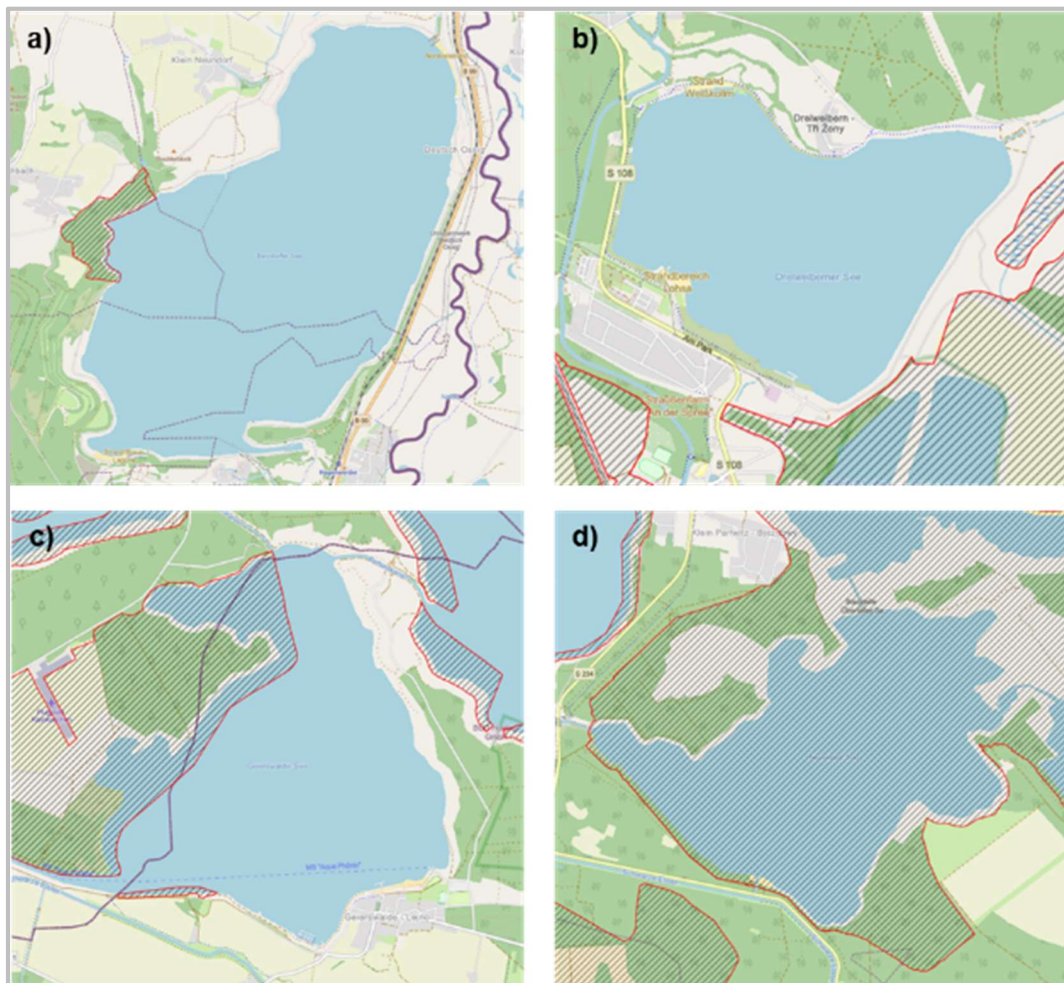


Abbildung 2: Übersicht zu den geotechnischen Sperrbereichen (rot schraffierte Fläche) im Bereich des Berzdorfer See (a), Dreiweiberner See (b), Geierswalder See (c) und Neuwieser See (d) (LMBV 2021)

Wie in der Tabelle 7 erläutert, befinden sich nach derzeitigem Stand am Bärwalder See und am Scheibe-See keine geotechnischen Sperrbereiche. Am Berzdorfer See ist aktuell nur ein kleiner Bereich der Überböschung und der angrenzenden Uferbereiche als Sperrbereich ausgewiesen (Abbildung 2a). Dieser Sperrbereich ist zudem in dem Naturschutzgebiet verortet.

Am Dreiweiberner See sind ebenfalls keine Sperrbereiche im Bereich der Uferböschungen ausgewiesen. Zudem ist die gesamte Wasserfläche des Sees nicht betroffen. Sperrbereiche befinden sich hinter dem Uferweg im südlichen Bereich des Sees (Richtung Fischteiche Lohsa) (Abbildung 2b).

Am Geierswalder See ist fast der gesamte östliche Bereich als Sperrbereich ausgewiesen. Der Sperrbereich ist hauptsächlich im Bereich des Landes Brandenburg verortet. Der Sperrbereich liegt nicht nur im direkten Bereich der Uferböschungen, er umfasst auch einen Teil der Seefläche in Ufernähe (Abbildung 2c).

Der Neuwieser ist der einzige TBS, bei dem sowohl die Uferbereiche als auch die gesamte Wasserfläche als Sperrbereich ausgewiesen sind (Abbildung 2d). Unter Berücksichtigung der zuvor aufgeführten Informationen zur zeitlichen Aufhebung der Sperrbereiche ist eine weitere Betrachtung dieses TBS im Rahmen dieser Untersuchung daher wenig zielführend.

4.5 Wasserrechtliche und -wirtschaftliche Planungen

4.5.1 Wasserwirtschaftliche Funktion und Nutzung

Durch den jahrzehntelangen Bergbau wurde der natürliche Wasserhaushalt in der Region der Lausitz zum Teil irreversibel verändert. Durch gezielte Maßnahmen wird wieder ein stationärer Zustand angestrebt, der einem sich weitestgehend selbstregulierenden Wasserhaushalt nahekommt. Im Rahmen dieser Zielstellung kommt auch einigen TBS eine wichtige wasserwirtschaftliche Funktion zu, die bei der Planung von NGA zu berücksichtigen sind. Für einige TBS ist eine abschließende Darstellung der wasserwirtschaftlichen Nutzungen bzw. Funktionen, aufgrund laufender Verfahren oder Fachplanungen, noch nicht möglich.

Gemäß Kraus (2011) lassen sich die TBS hinsichtlich ihrer wasserwirtschaftlichen Funktion in drei Kategorien unterteilen. In der Kategorie I werden Seen mit Speicherfunktion gelistet. Zu dieser Kategorie gehören u.a. das Speicherbecken Bärwalde, das Speichersystem Lohsa II (inkl. Dreiweibern und Burghammer) und der Speicher Restlochke (Geierswalder See, Partwitzer und Sedlitzer See). Die drei restlichen TBS (Scheibe-See, Berzdorfer und Neuwieser See) gehören zur Kategorie II. In dieser Kategorie werden TBS mit „wasserwirtschaftlicher Bedeutung“ geführt. In der Kategorie III werden alle „sonstigen Gewässer“ gelistet.

Der Bärwalder See hat eine wichtige Funktion als wasserwirtschaftliches Speicherbecken zur Niedrigwasserauffüllung der Spree. Darüber hinaus wird über den See die Versorgung des Kraftwerk Boxberg mit Brauchwasser sichergestellt. Eine Staulamelle zwischen + 123 m NHN bis + 125 m NHN ermöglicht das Anstauen von rund 20 Mio. m³ Wasser. Hierdurch können die Abflussverhältnisse der Spree in Trockenperioden im Verbund mit dem Wasserspeichersystem Lohsa II gesichert und kontrolliert werden.

Das Wasserspeichersystem (WSS) Lohsa II, welches ebenfalls eine wichtige Funktion bei der wasserwirtschaftlichen Regulierung der Spree hat, besteht aus den untereinander verbundenen TBS Dreiweibern, Lohsa II und Burghammer. Von der LMBV wurde u.a. für den ökologischen Mindestabfluss der Spree ein Konzept für das Wassermanagement erarbeitet. In diesem sind

die zulässigen Entnahmemengen aus den einzelnen Vorflutern in Abhängigkeit vom jeweiligen Wasserangebot definiert. Zudem ist die Nutzung des WSS zur Wassereinleitung in die Spree darin verbindlich festgeschrieben. Das Speichervolumen des WSS Lohsa II beträgt bis zu ca. 72 Mio. m³. Das Speicherbecken Dreibebern hat ein Speichervolumen von ca. 5,6 Mio. m³ und eine Speicherlamelle von 116,0 bis 118,0 m NHN. Es ist über ein Doppelschützwehr mit anschließendem Graben mit dem Speicherbecken Lohsa II verbunden und kann sein Wasser in dieses ausleiten (Kapazität 3,0 m³/s) (LMBV 2010).

Der Speicher Restlochkeete gehört zum Flussgebiet der Schwarzen Elster. Gemäß Kraus (2011) wurde für den Speicher eine Speicherkapazität von ca. 8,7 Mio. m³ festgelegt. Die Nutzung des Geierswalder See für wasserwirtschaftliche Belange wurde bereits im BKP für die stillgelegten Tagebaue Skado und Koschen geregelt (vgl. Ziel 9). Dort wurde der See als Vorranggebiet für die Bereitstellung von Brauchwasser ausgewiesen. Zudem wurde die Speicherbewirtschaftung in den Staulamellen 100,0 m NHN bis 101,0 m NHN (zuzüglich 0,25 m im Hochwasserfall) geregelt. Dieses Ziel wurde durch die Gewässerausbaumaßnahme erreicht.

Der Neuwieser See gehört zur erweiterten Restlochkeete (Flussgebiet der Schwarzen Elster). Die dauerhafte wasserwirtschaftliche Nutzung bzw. Eignung des TBS für eine verbesserte Hochwasservorsorge wurde im Rahmen einer Potenzialstudie geprüft (Grünwald & Schümborg 2011). Gemäß dieser Studie kann aus der Schwarzen Elster Wasser über einen Zuleiter (Kapazität 5 m³/s) in den Neuwieser See und über das Verteilerwehr Kleinkoschen (Kapazität 10 m³/s) in den Geierswalder See eingeleitet werden. Der Neuwieser See steht zudem über verschiedene Überleiter mit dem Bergener See (Kapazität 3,0 m³/s) und mit dem Blunor Südsee (Kapazität 3,0 m³/s) in Verbindung. Abschließende Angaben zur wasserwirtschaftlichen Nutzung des Neuwieser See konnten im Rahmen weiterer Recherchen nicht ermittelt werden.

Der Berzdorfer See hat eine wichtige Funktion für den Hochwasserschutz der Neiße. Durch die Bewirtschaftung der Seewasserlamelle von ca. 5 Mio. m³ zwischen den Spiegellagen von 186,0 bis 186,5 m NHN kommt es zum Rückhalt des Hochwasserdargebots des Eigen-Einzugsgebiets des Berzdorfer Sees (etwa 15 km²) und Anteilen des Einzugsgebiets der Pließnitz. Hierzu gibt es künstliche Überleitungen aus der Lausitzer Neiße, der Pließnitz und von kleineren Zuflüssen. Ein Ablauf von Seewasser in die Lausitzer Neiße ist möglich.

Gemäß BKP für den stillgelegten Tagebau Scheibe sollte der TBS bis zu einem unteren Zielwasserstand von + 111,0 m NHN bzw. einen oberen Zielwasserstand von + 111,5 m NHN gefüllt werden (vgl. Ziel 6). Zudem sollte der See in das Gewässersystem der Kleinen Spree eingebunden werden. Dazu sollen der betreffende Altlauf der Kleinen Spree renaturiert sowie Zu- und Ableiter des Restsees naturnah gestaltet werden. Diese Ziele wurden weitestgehend umgesetzt. Ein Teil der zur Zielerreichung notwendigen Maßnahmen wurden durch die LMBV im Jahr 2018 beantragt (vgl. Gewässerausbau Scheibe-See). Im Scheibe-See ist eine Speicherlamelle von 111,0 bis 111,5 m NHN geotechnisch gesichert. Das theoretische Hochwasserrückhaltevolumen beträgt bei der Speicherlamelle von 0,5 m etwa 3,4 Mio. m³ (Grünwald & Schümborg 2011).

Zusammenfassend kann für alle sechs TBS eine wasserwirtschaftliche Funktion ausgewiesen werden. Für die Planung und Konstruktion von NGA sind insbesondere die sich daraus ergebenden Wasserstandsschwankungen (bis zu zwei Meter) relevant. Zudem müssen bei der Standortwahl diese Änderungen in Bezug auf die notwendige Mindestwassertiefe (inkl. ausreichenden Abstand zum Gewässerboden) berücksichtigt werden.

4.5.2 Wasserschutzgebiete

In Wasserschutzgebieten (WSG) gelten festgelegte Verbote und Handlungsbeschränkungen, um das Wasser vor Verunreinigungen zu schützen. Entsprechend wurde in Rahmen dieses Vorhabens geprüft, ob in direkter Nähe der sechs ausgewählten TBS WSG verortet sind.

Eine Übersicht zu den Trinkwasser- und Heilquellenschutzgebieten (und deren Schutzzonen) wurde beim LfULG abgerufen (LfULG 2021c). Für die Festsetzung und Digitalisierung der dort aufgeführten Angaben sind die unteren Wasserbehörden der Landkreise und kreisfreien Städte verantwortlich. Die sachsenweite Zusammenführung der GIS- und Fachdaten erfolgt durch das LfULG. Die örtlich genauen Abgrenzungen, die Verbote, Beschränkungen und Duldungspflichten können den jeweiligen Rechtsverordnungen entnommen werden.

Keiner der zu betrachtenden TBS liegt im direkten Bereich dieser Schutzgebiete. Zwischen dem Berzdorfer See und der Stadt Görlitz sind drei Trinkwasserschutzzonen des Wasserwerkes Görlitz – Weinhübel ausgewiesen. Die Schutzzone III, die gleichzeitig die äußere Grenze des Trinkwasserschutzgebietes darstellt, liegt jedoch noch etwa 1 km vom See entfernt (südliche Grenze der Schutzzone ist die S111).

Zudem ist im nördlichen Bereich des Bärwalder Sees das Trinkwasserschutzgebiet „Bärwalde“ verortet. Die Trinkwasserschutzzone III, die gleichzeitig die äußere Grenze des Schutzgebietes darstellt, ist jedoch mehr als 400 m vom See entfernt (Abbildung 3). Im Bereich der restlichen Untersuchungsgewässer sind keine Trinkwasser- und Heilquellenschutzgebiete verortet. Entsprechend ergeben sich für das hier dargestellte Vorhaben keine gesonderten Einschränkungen.



Abbildung 3: Übersicht zum Trinkwasserschutzgebiet Bärwalde (grün gekennzeichnete Bereich) im nördlichen Bereich des Bärwalder Sees (LfULG 2021c)

4.5.3 Europäische Wasserrahmenrichtlinie

Im Zusammenhang mit dem Gutachten muss zudem die Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik berücksichtigt werden (WRRL 2000), insbesondere hinsichtlich des Verschlechterungsverbotes und Verbesserungsgebotes.

Größere, natürlich entstandene Standgewässer mit einer Oberfläche von mehr als 50 ha gibt es in Sachsen nicht (LfULG 2015). Die WRRL gilt jedoch auch in den Bergbaufolgelandschaften. Sachsen hat zahlreiche Talsperren, Speicher, Teichanlagen und TBS. In Sachsen unterlagen im Jahr 2009 neun TBS aus dem Braunkohlenabbau und vier aus dem Kiesabbau den Bestimmungen der WRRL (Leßmann & Nixdorf 2009).

Durch die Renaturierung der Bergbaufolgelandschaften im Lausitzer und im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier entstanden bereits einige große TBS, deren Herstellung und ökologischer Entwicklungsprozess aber noch nicht vollständig abgeschlossen ist. In absehbarer Zeit werden jedoch weitere WRRL-relevante Standgewässer durch aktive Flutungsmaßnahmen oder Grundwasserwiederanstieg hinzukommen (LfULG 2015). Die TBS werden in die WRRL-Kulisse nach weitgehender Prüfung (u.a. Standsicherheit, Endwasserstand, Abschluss des Grundwasserwiederanstiegs, chemische Stabilität, Bewertbarkeit nach WRRL), i.d.R. nach Entlassung aus dem Bergrecht und der weitreichenden Umsetzung der wasserrechtlichen Planfeststellungsbeschlüsse aufgenommen.

Im Ergebnis des Braunkohlenbergbaus werden nach Abschluss des Sanierungsbergbaus in Westsachsen 21 und in Ostsachsen 23 TBS mit einer Fläche von > 50 ha entstehen, die nach WRRL berichtspflichtig sein werden. In Ostsachsen wird die Wasseroberfläche insgesamt ca. 92 km² betragen, während das Volumen ca. 1,3 Mrd. m³ umfasst (LfULG 2015). In Ostsachsen erfolgt die Flutung überwiegend mit Wasser aus den regional vorhandenen Fließgewässern wie Spree, Kleine Spree, Schwarze Elster, Lausitzer Neiße und Pließnitz (18 Seen). Mit Stand Ende Dezember 2013 ist in Ostsachsen die Flutung bei 11 TBS abgeschlossen (LfULG 2015).

Eine Übersicht zu den berichtspflichtigen Oberflächenwasserkörpern (Standgewässern) wurde auf der Seite des LfULG abgerufen (LfULG 2021d). Von den sechs TBS zählt aktuell nur der Dreieißener See zu den WRRL-relevanten Standgewässern (OWK-ID: DESN_048). Die weiteren TBS mit einer Fläche von mindestens 50 ha unterliegen hingegen noch nicht der Berichtspflicht der WRRL. Bis auf den Berzdorfer See, der im Einzugsgebiet der Oder verortet ist, liegen alle anderen TBS im Einzugsgebiet der Elbe.

Gemäß Angabe auf dem Steckbrief ist der Speicher Dreieißern als künstlicher Wasserkörper und kein Zielerreichungsgewässer eingestuft (LfULG 2018). Dies gilt uneingeschränkt für alle TBS, die für bestimmte Nach-Nutzungen hergerichtet wurden. Diese Seen weisen häufig naturferne Strukturen auf, um z.B. eine optimale Nutzung für wassergebundene Freizeitaktivitäten oder eine Speicherbewirtschaftung ermöglichen zu können. Die Ausweisung als künstlicher Wasserkörper eröffnet hier die Möglichkeit einer Bewertung unter Berücksichtigung der zu gewährleistenden Nutzungen (Leßmann & Nixdorf 2009).

Die Bewertung des ökologischen Potenzials (Stand 2015) für den Dreieißener See erfolgte mit der Zustandsklasse „mäßig“. Der chemische Zustand wurde mit „nicht gut“ eingestuft (LfULG 2018). Für den OWK gilt hinsichtlich der Erreichung der Bewirtschaftungsziele (GÖP und GCZ eine Fristverlängerung bis zum Jahr 2027.

4.5.4 EU-Badegewässer und Badegewässernutzung

Bedeutende Badegewässer unterliegen den Anforderungen der EU-Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG, die in Sachsen mit der Sächsischen Badegewässerverordnung (SächsBadegewVO) vom 15. April 2008 umgesetzt wurde. Die Badegewässer werden im Sächsischen Amtsblatt bekannt gemacht. Sie werden jährlich vor Beginn der Badesaison als Badegewässer bestimmt, bei denen mit einer großen Zahl von Badenden gerechnet wird, die regionale oder überregionale Bedeutung haben und für die nicht auf Dauer vom Baden abgeraten wird bzw. für die kein dauerhaftes Badeverbot besteht.

Im Jahr 2015 wurden 34 Badegewässer im Sächsischen Amtsblatt veröffentlicht (Anlage II, Karte 6 und Anlage IV, Tabelle 4). Die Qualität der Badegewässer wird regelmäßig überwacht und bekannt gegeben. Von den 34 Badegewässern sind 14 Standgewässer-Wasserkörper nach WRRL bzw. angestaute Bereiche von Fließgewässern, die als Standgewässer-Wasserkörper bewertet werden.

Aus dieser Einstufung leiten sich u.a. auch Zielstellungen hinsichtlich der wasserwirtschaftlichen Gewässergüte ab, die eine unproblematische Badenutzung gestattet. Für die EU-Gewässer liegen entsprechend den EU-Vorgaben verbindliche Regelungen zur hygienischen Überwachung und Bewertung vor. Bei der Planung von NGA sollte u.a. ein Standort im direkten Bereich ausgewiesener Badestellen vermieden werden.

Eine Übersicht zu den aktuellen Untersuchungsergebnissen der sächsischen EU-Badegewässer kann auf einer Seite des Sächsischen Staatsministeriums für Soziales und Gesellschaftlichen Zusammenhalt (SMS) abgerufen werden (SMS 2021). Von den zu untersuchenden TBS sind bisher nur der Bärwalder See und Geierswalder See als EU-Badegewässer gelistet.

Der **Bärwalder See** wurde im Jahr 2012 erstmals als EU-Badegewässer gemeldet. Der See weist eine sehr gute mikrobiologische Wasserqualität auf. Er ist seit der Saison 2015 in die Kategorie „ausgezeichnete Badegewässerqualität“ eingestuft (EU-Einstufung 2019 für die Jahre 2016 bis 2019). Insgesamt gibt es am Bärwalder See drei offiziell ausgewiesene Badestellen mit einer Gesamtlänge von vier Kilometern. Die Badestellen sind im Uferbereich Klitten, Uhyst und Boxberg/Oberlausitz verortet. Die jährliche Badesaison startet am 15. Mai und endet am 15. September. Das Baden außerhalb der Badesaison ist untersagt.

Der **Geierswalder See** ist seit dem Jahr 2006 zum Baden freigegeben und wird seit dem Jahr 2009 als EU-Badegewässer gemeldet. Der TBS weist ebenfalls eine sehr gute mikrobiologische Wasserqualität auf. Anhand der Untersuchungsdaten erfolgte die Einstufung der EU-Badestelle Geierswalder See in die Kategorie „ausgezeichnete Badegewässerqualität“ (EU-Einstufung 2019 für die Jahre 2016 bis 2019). Der Badestrand (Strandbereich ca. 300 m) am Geierswalder See befindet sich neben dem Schiffsanleger vor der Ortslage Geierswalde.

Neben den EU-Badegewässern werden von den Gesundheitsämtern weitere Gewässer hinsichtlich der hygienischen Wasserqualität untersucht. Dazu gehören auch der Berzdorfer See und der Dreiweiberner See, die bisher nicht als EU-Badegewässer gelistet sind. Dies geht aus einer Anfrage hervor, die im Jahr 2016 an den sächsischen Landtag gestellt wurde (SMI 2016).

Am **Berzdorfer See**, der seit dem Jahr 2011 auf seine hygienische Wasserqualität untersucht wird, sind mehrere Standbereiche ausgewiesen. Das Baden ist am Nordstrand und Nordost-Strand, an der Halbinsel und an der Blauen Lagune gestattet (in der Zeit vom 1. Mai bis 3. Oktober 2021). Zudem befindet sich ein Hundestrand südlich von Deutsch Ossig. Im Auftrag des

Gesundheitsamtes durch die Landesuntersuchungsanstalt für das Gesundheits- und Veterinärwesen Dresden wurde die Qualität des Wassers an mehreren Entnahmestellen im Berzdorfer See getestet. Die Ergebnisse waren ohne Befund. Somit sind alle Anforderungen der Sächsischen Badegewässer-Verordnung erfüllt.

Der **Dreiweiberner See** wird seit 2013/14 auf seine hygienische Wasserqualität untersucht (SMI 2016). An dem See gibt es zwei Strände mit Bademöglichkeiten. Diese befinden sich in direkt in Lohsa (unterhalb der Pyramide) und in Weißkollm (Nordufer). Zudem gibt es am Lohsaer Strand einen eingezäunten Hundestrand. Nach derzeitigem Kenntnisstand ist die wassertouristische Nutzung vom 01.04. bis 31.10. gestattet.

Die Nutzung des **Scheibe-Sees** als Badegewässer ist erst nach Planfeststellungsbeschluss möglich. Für den Scheibe-See ist dies u.a. bereits im Masterplan aufgeführt (MP Scheibe-See 2015). Dort werden auch schon potenziell geeignete Badestellen benannt. Ein erster Antrag der Stadt Hoyerswerda zur Nutzung des Scheibe-Sees als Badegewässer im Mai 2016 war gescheitert. Weitere Informationen zum aktuellen Stand liegen nicht vor.

Auch beim **Neuwieser See** ist eine Nutzung als Badegewässer erst nach dem Beschluss der Planfeststellung möglich. Wie im Kapitel 4.4 aufgeführt, ist der gesamte TBS (inkl. Uferbereiche) derzeit noch als geotechnischer Sperrbereich ausgewiesen.

4.5.5 Schiffbarkeit der Tagebauseen

Die Schiffbarkeit ist für die weitere Entwicklung an vielen TBS entscheidend. Sie dient der Absicherung der im Sächsischen Wassergesetz (SächsWG) festgeschriebenen und damit genehmigungsfreien Nutzungen durch Jedermann, insbesondere der erfolgreichen Etablierung der Fahrgastschifffahrt (Tabelle 8). Die Schiffbarkeit ist die Chance, insbesondere die Bereiche des Lausitzer Seenlandes sowohl touristisch als auch gewerblich zu nutzen. Da sich durch die Nutzung auch potenzielle Einschränkungen für die Fischproduktion in NGA ergeben, wurden die derzeitigen Fachplanungen nachfolgend kurz abgebildet.

Tabelle 8: Rechtliche Grundlagen zur Schiffbarmachung/Gemeingebrauch der Tagebauseen

Nutzung	Rechtsgrundlage	Verfahrensart/Zuständigkeit
Baden, kleine Segelschiffe oder Boote ohne eig. Antrieb	Gemeingebrauch gemäß §§ 25 WHG, 16 SächsWG	Allgemeinverfügung der unteren Wasserbehörde
Motorgetriebene Wasserfahrzeuge, Schiffe, sonst. Nutzung	Gewässernutzung gemäß § 5 SächsWG	Genehmigung durch die untere Wasserbehörde
Schifffahrt	Schifffahrt gemäß § 17 SächsWG	Allgemeinverfügung der oberen Wasserbehörde

Bisher gilt für die allermeisten TBS, dass die Befahrung mit Wasserfahrzeugen auf der Grundlage von Genehmigungen der jeweils örtlich zuständigen Landratsämter erfolgt. Damit ist eine Nutzung zu Zwecken der Erholung und des Tourismus bereits jetzt möglich (LMBV 2019a). Um die allgemeine Schiffbarkeit für alle TBS zu erreichen, muss die Landesdirektion Sachsen jeweils deren Fertigstellung für die Schiffbarkeit feststellen (FdF).

Die FdF ist an eine Reihe von Voraussetzungen geknüpft. Neben Belangen des Wasser-, Schifffahrts- und des Bergrechts sind für jeden See spezielle umweltrechtliche Belange zu prüfen. Dafür müssen unter anderem Naturschutzgutachten und Lärmschutzgutachten eingeholt

werden. Die Gutachten sind entscheidend für die Frage, welche Beschränkungen der Schifffahrt zu beachten sind (LMBV 2019a).

Allgemein schiffbar ist bisher nur der Geierswalder See (LMBV 2019a). Die für die FdF erforderlichen Verwaltungsverfahren sind auch für andere TBS schon weit vorangeschritten. Die Verfahrensfortschritte werden von der Landesdirektion Sachsen aktiv kommuniziert.

In Bezug auf die Ausübung der Schifffahrt sind sowohl der Bärwalder See als auch der Berzdorfer See bereits im Sächsischen Wassergesetz als schiffbare Gewässer festgeschrieben. Die Schifffahrt ist sowohl für den nichtmotorgetriebenen als auch für den motorgetriebenen Sportbootverkehr durch Jedermann sowie für die Fahrgastschifffahrt per Gesetz grundsätzlich möglich, wenn für diese Seen die Fertigstellung erklärt wurde. Dabei ist anzuordnen, ob und welche Gewässerteile dauerhaft von der Nutzung mit Wasserfahrzeugen ausgeschlossen werden. Gründe können z.B. durch die erforderliche Beachtung des europäischen Artenschutzrechts oder des Lärmschutzes für angrenzende Erholungsgebiete oder Wohnsiedlungen vorliegen.

Um diese Belange rechtlich und fachlich eindeutig bewerten zu können, hat die LMBV mehrere Fachgutachten in Auftrag gegeben. Diese wurden von den beteiligten Behörden des Landkreises und des Landes fachlich abgenommen und dienen den Fachbehörden als Orientierung für die Festlegung der dauerhaft als auch zeitlich von der Schifffahrt auszunehmenden Wasserflächen. Für den Berzdorfer See wurde zudem im Jahr 2016 im Auftrag des Planungsverbandes ein schalltechnisches Gutachten erstellt (IDU 2016).

Ein Verfahren zur Erklärung der Schiffbarkeit gemäß § 17 Abs. 2 Satz 3 SächsWG wurde auch für den Dreiwieberner See eingeleitet. Die notwendigen Voraussetzungen liegen jedoch noch nicht vor. Entsprechend benötigen alle über den Gemeingebrauch hinausgehenden Gewässerbenutzungen einer wasserrechtlichen Genehmigung gemäß § 5 Abs. 3 SächsWG. Diese liegt als Mastergenehmigung vor, in deren Rahmen die Gemeinde Lohsa Gestattungen zum Befahren des Dreiwieberner See erteilen kann. Weitere Angaben zu den aktuellen Befahrensgenehmigungen können auf der Homepage der Gemeinde Lohsa abgerufen werden (Quelle: <https://www.lohsa.de/befahrungsgenehmigung-dreiwieberner-see.html>).

Der Neuwieser See befindet sich derzeit noch in Flutung. Jedoch sind auch hier schon erste Maßnahmen zur Schiffbarmachung geplant (LMBV 2017). Für den Scheibe-See sind Angaben zur Nutzung mit Motorbooten im Masterplan enthalten (MP Scheibe-See 2015). Dort wird u.a. aufgeführt, dass das Vorhandensein einer öffentlichen Slipanlage für die Schiffbarkeit des Scheibe-Sees erforderlich ist. Über eine Begrenzung des Bootsverkehrs ist mit einem Antrag auf Zwischennutzung nach § 5 SächsWG nach Durchführung des Planfeststellungsverfahrens zum Scheibe-See zu befinden (MP Scheibe-See 2015).

4.6 Naturschutzrechtliche Planungen

Im Rahmen des hier dargestellten Vorhabens wurden für die TBS alle aktuell vorliegenden naturschutzrechtlichen Fachplanungen recherchiert und geprüft. Diese Fachplanungen können nicht nur einen Einfluss auf die Standortwahl der NGA haben, sondern auch auf die Art der Bewirtschaftung. Darüber hinaus ist bei betroffenen Gewässern mit einem höheren Planungsaufwand im Zuge der wasserrechtlichen Erlaubnis zu rechnen.

4.6.1 Schutzgebiete nach Bundesnaturschutzgesetz

Eine Übersicht der verschiedenen Schutzgebietskategorien wurde auf Grundlage der beim LfULG verfügbaren Informationen erstellt. Auf der Homepage des LfULG können in einer interaktiven Karte (Quelle: <https://www.natur.sachsen.de/schutzgebiete-in-sachsen-7957.html>) Informationen für die folgenden Schutzgebietskategorien abgerufen werden: Naturpark, Biosphärenreservat, Nationalpark, Flächennaturdenkmäler, Naturschutz- (NSG) und Landschaftsschutzgebiet (LSG).

Des Weiteren wurden durch das IfB die GIS-Daten (z.B. Schutzgebietsgrenzen) für das Land Sachsen unter dem zuvor aufgeführten Link abgerufen. Eine Übersicht zu den Schutzgebieten, die die Gewässer bzw. einen Teil der Gewässer berühren, ist in der Tabelle 9 dargestellt.

Nach aktuellem Kenntnisstand sind Teilbereiche des Dreieibener Sees und des Scheibe-Sees Bestandteil des LSG „Kleine Spree bei Weißkollm“. Der Scheibe-See ist zudem Bestandteil des LSG „Naherholungsgebiet Hoyerswerda“.

Von den sechs TBS liegen nur Teilbereiche des Berzdorfer See in einem NSG. Zudem ist der nördliche Teilbereich des Geierswalder Sees im Land Brandenburg als NSG „Sorno-Rosendorfer-Buchten“ ausgewiesen (Geoportal Brandenburg 2020).

Tabelle 9: Übersicht zu den planungsrelevanten Schutzgebieten (gemäß BNatSchG)

Tagebauseen	Schutzgebiete in direkter Seenähe
Bärwalder See	Keine planungsrelevanten Schutzgebiete.
Berzdorfer See	Ein Teil der Wasserfläche bzw. das westliche Ufer liegen im NSG „Rutschung P“.
Dreieibener See	Ein Teil der Wasserfläche bzw. das südliche Ufer liegen im LSG „Kleine Spree bei Weißkollm“.
Geierswalder See	Keine planungsrelevanten Schutzgebiete in Zuständigkeitsbereich des Freistaates Sachsen. Der nördliche Teilbereich des TBS im Land Brandenburg ist als NSG „Sorno-Rosendorfer-Buchten“ ausgewiesen (Geoportal Brandenburg 2020).
Neuwieser See	Keine planungsrelevanten Schutzgebiete.
Scheibe-See	Ein Teil der Wasserfläche bzw. das westliche Ufer liegen im LSG „Naherholungsgebiet Hoyerswerda“

Die Schutzgebietsverordnungen wurden, falls verfügbar, zunächst abgerufen und geprüft. Die jeweilige Verordnung regelt für jedes Gebiet konkret Schutzgegenstand und Schutzzweck, Ge- und Verbote sowie zulässige Handlungen.

Das NSG „Rutschung P“ hat eine Größe von 112 ha und liegt im Zuständigkeitsbereich des Landkreises Görlitz. Das Schutzgebiet befindet sich südöstlich von Buschbach am Berzdorfer See. Es umfasst das unmittelbare Gebiet der Rutschung P, angrenzende Wald- und Uferbereiche sowie einen Teil der Wasserfläche am westlichen Ufer (Abbildung 4a). Im nördlichen Teil des Schutzgebietes (im Rutschungsgebiet) ist eine Sonderschutzzone in einer Größe von etwa 53 ha ausgewiesen, von der künftig nahezu 20 ha zum Restsee gehören. Angaben zum Schutzgegenstand, zum Schutzzweck den Verboten und zulässigen Handlungen

können der Verordnung des Regierungspräsidiums Dresden zur Festsetzung des NSG „Rutschung P“ (vom 03. Dezember 2007) entnommen werden.

LSG nach § 26 BNatSchG bilden eine mittlere Schutzkategorie. Kriterien der Schutzwürdigkeit sind Bewahrung des Naturraumes, Gewährleistung des regionalen Biotopverbundes und Bedeutung des Gebietes für die Erholungsnutzung. Alle Handlungen, die dem Schutzzweck zuwiderlaufen, sind verboten.

Das LSG "Kleine Spree bei Weißkollm" (D 57) umfasst den ca. 640 ha naturnahen Niederungsbereich der Kleinen Spree zwischen Dreiwiebern und Riegel. Das LSG befindet sich zwischen dem Scheibe-See und dem Speicherbecken Dreiwiebern (Abbildung 4b,c). Gemäß LWP sind die LSG „Kleine Spree bei Weißkollm“ und das „Naherholungsgebiet bei Hoyerswerda“ als Vorbehaltsgebiete für Natur und Landschaft ausgewiesen. Der Regionalplan übernimmt die Flächen als Vorrang- und Vorbehaltsgebiete für Arten- und Biotopschutz. Die Verordnungen der beiden LSG konnten im Rahmen der Onlinerecherche nicht ermittelt werden. Diese müssten für weitere Planungen bei der zuständigen Behörde abgefragt werden.



Abbildung 4: Übersicht zu den NSG (grüne Fläche) und LSG (gelbe Fläche) im Bereich Berzdorfer See (a), Dreiwieberner See (b) und Scheibe-See (c)

4.6.2 Einzelobjekte nach Bundesnaturschutzgesetz

Einzelobjekte nach BNatSchG sind sowohl Naturdenkmäler als auch geschützte Landschaftsbestandteile. Die Angaben dazu sind im Rahmen einer abschließenden Standortanalyse, insbesondere für den geplanten Betriebshof (inkl. Zuwegung), bei den zuständigen Stadt- und Gemeindeverwaltungen abzufragen.

4.6.3 EU-Schutzgebietssystem „Natura 2000“

Das Schutzgebietssystem „Natura 2000“ wurde durch die EU initiiert und ist wesentlicher Bestandteil der nachhaltigen Naturschutzpolitik. Grundlage für die Umsetzung sind zwei Richtlinien: die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie) und Vogelschutzrichtlinie. Die EU-Mitgliedsstaaten verpflichten sich darin, besonders bedeutende Arten und Lebensräume durch geeignete Maßnahmen zu erhalten, wiederherzustellen und zu entwickeln.

In Sachsen wurden insgesamt 270 FFH-Gebiete und 77 Vogelschutzgebiete (Special Protection Areas, SPA) gemeldet. Sie umfassen 292.777 ha, die rund 15,9 % der Landesfläche einnehmen. Die FFH-Gebiete und Vogelschutzgebiete überlappen sich dabei teilweise.

Im Rahmen des Gutachtens wurde geprüft, welche der sechs TBS in FFH-Gebieten und/oder Vogelschutzgebieten verortet sind. Zu diesem Zweck wurde die interaktive Karte genutzt, die auf der Seite des LfULG abgerufen werden kann (LfULG 2021b).

Von zu untersuchenden TBS ist nur der Neuwieser See Teil des Schutzgebietssystems „Natura 2000“. Der Neuwieser See ist in dem FFH-Gebiet „Bergbaufolgelandschaft Bluno“ (EU-Nr.: 4450-302; landesinterne Nr. 121) verortet. Dieses FFH-Gebiet setzt sich aus insgesamt drei Teilflächen zusammen, von denen zwei im Bereich des TBS liegen (Abbildung 5). Der nordwestliche Bereich des Neuwieser Sees gehört zur Teilfläche 1 „Partwitzer Heide“. Der nordöstliche Bereich ist in der Teilfläche 2 mit der Bezeichnung „Blunoer Platte“ verortet.

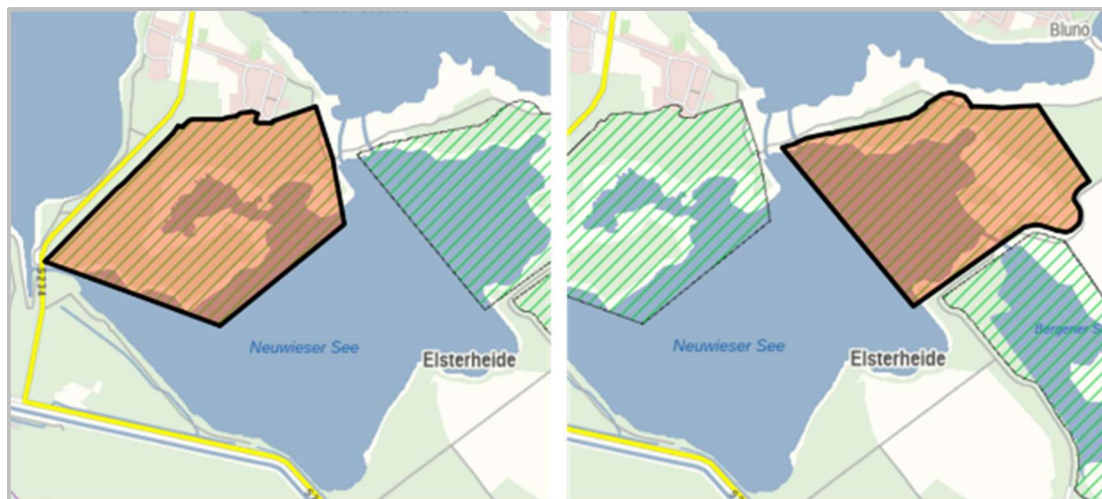


Abbildung 5: Teilflächen des FFH-Gebietes „Bergbaufolgelandschaft Bluno“ im Bereich des Neuwieser See (links Teilfläche 1, rechts Teilfläche 2)

Darüber hinaus ist der Neuwieser See Teil des EU-Vogelschutzgebietes mit der Bezeichnung „Bergbaufolgelandschaft bei Hoyerswerda“ (EU-Nr.: 4450-451; landesinterne Nr. V44). Anhand der Abbildung 6 ist bereits ersichtlich, dass sich die Teilflächen des FFH-Gebietes mit den Flächen des Vogelschutzgebietes überlagern. Das Vogelschutzgebiet hat jedoch eine größere

flächenmäßige Ausdehnung und umfasst auch die Uferbereiche im südöstlichen Bereich des Neuwieser Sees (Abbildung 6).

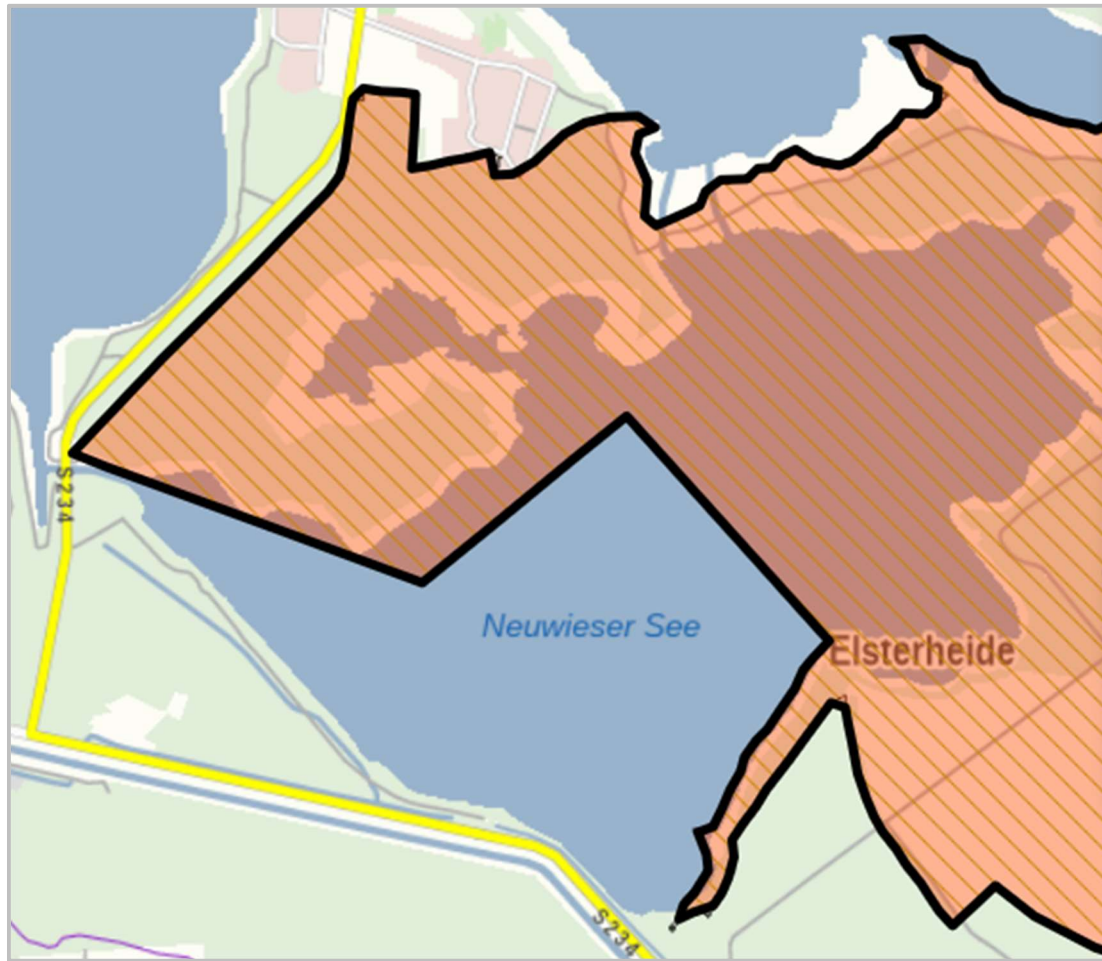


Abbildung 6: Flächenmäßige Ausdehnung des Vogelschutzgebietes „Bergbaufolgelandschaft bei Hoyerswerda“ im Bereich des Neuwieser See

Im Jahr 2010 wurde im Auftrag des LfULG ein Managementplan für die zuvor aufgeführten Schutzgebiete erstellt (LfULG 2010). Aufgrund der räumlichen Nähe und den eignen Besonderheiten wurde zudem das FFH-Gebiet „Bergbaufolgelandschaft Laubusch“ (EU-Nr.: 4550-304; landesinterne Nr. 122) in dem Managementplan berücksichtigt.

Alle anderen TBS sind nicht Bestandteil des EU-Schutzgebietssystems „NATURA 2000“. Aufgrund der räumlichen Nähe zum Dreiwieberner See soll hier lediglich auf das EU-Vogelschutzgebiet „Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“ (EU-Nr. 4552-451) und das FFH-Gebiet „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“ (EU-Nr.: 4552-302) hingewiesen werden, insbesondere auf die südlich verortete Teilfläche „Kippenteiche Lohsa“.

Für das FFH-Gebiet „Bergbaufolgelandschaft Bluno“ wird der Lebensraumtyp (LRT) 3130 „Oligo- bis mesotrophe Stillgewässer“ als wertbestimmend aufgeführt (nach Anhang I der FFH-Richtlinie). Für diesen LRT wurden u.a. zwei Entwicklungsflächen im Neuwieser See in den Teilflächen 1 (107,5 ha) und 2 ausgewiesen (123,1 ha). Zudem werden für dieses FFH-Gebiet der Wolf (*Canis lupus*) und das Große Mausohr (*Myotis myotis*) als wertbestimmende Arten (nach Anhang II der FFH-Richtlinie) aufgeführt. Wassergebundene Arten, wie z.B. Biber oder Fischotter, sind nicht als Erhaltungsziel benannt.

4.7 Fischereiliche Nutzung der Tagebauseen

Die gesetzliche Hegepflicht der Fischbestände beginnt an den Tagebaurestseen, wenn das Gewässer einen pH-Wert von 6,0 stabil überschreitet, der Endwasserspiegel annähernd erreicht ist, ein Befahren der Böschungen - zumindest in Teilbereichen – durch unterwiesenes Personal möglich ist und darüber hinaus die geotechnische Standsicherheit gegeben ist. Die fischereiliche Bewirtschaftung pH-neutraler TBS kann einen wichtigen Beitrag zur Entwicklung der Lebensqualität und der wirtschaftlichen Situation an diesen Gebieten leisten.

Das Binnenfischereigesetz des Freistaates Sachsen verpflichtet den Gewässereigentümer bzw. den Fischereiausübungsberechtigten zum Aufbau und Erhalt eines der Größe und Beschaffenheit des Gewässers angepassten, heimischen und ausgeglichenen Fischbestandes (§§ 4, 12 SächsFischG 2007). In den neu entstandenen TBS muss diese Aufgabe durch die Verfolgung der natürlichen Besiedelung mit Fischen, geeignete Besatzmaßnahmen und die anschließende Hege der Fischbestände realisiert werden. Das erfordert eine zielgerichtete fischereiliche Hege und Bewirtschaftung durch die Berufs- oder Angelfischerei.

Bis zum Verkauf der Gewässer muss die LMBV die Ausübung der fischereilichen Hege gewährleisten, sofern Wasserqualität und Wasserstand stabile Lebens- und Entwicklungsbedingungen für Fische bieten und der sicherheitstechnische Zustand der Böschungen die Ausübung derartiger Maßnahmen gestattet.

4.7.1 Fischereiliches Leitbild und Fischbestandsuntersuchungen

Im Auftrag der LMBV wurden bereits fischereiliche Gutachten für die TBS erstellt. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurde u.a. für die jeweiligen Seen auf Grundlage standardisierter Befischungen und der Erfassung der allgemeinen Lebensraumbedingungen fischereiliche und fischfaunistische Leitbilder erstellt. Eine Übersicht zu den Untersuchungen, die in der Vergangenheit durch das IfB durchgeführt wurden, ist in der Tabelle 10 aufgeführt. Bis auf den Neuwieser See wurden alle TBS in der Vergangenheit zumindest einmalig untersucht.

Tabelle 10: Übersicht zu den fischereibiologischen Gutachten

Tagebauseen	Angaben zum fischereilichen Leitbild*	Quellen
Bärwalder See	Maränensee Typ I Anmerkung: bei einem Anstieg der Nährstoffkonzentrationen kann sich die Fischartengemeinschaft des Maränensees Typ I der des Maränensees Typ III annähern	Rümmmler et al. 2002, Rümmmler et al. 2012
Berzdorfer See	Maränensee Typ II	Rümmmler et al. 2011
Dreiweiberner See	Maränensee Typ I	Rümmmler et al. 2003/04
Geierswalder See	Maränensee Typ I Anmerkung: in Abhängigkeit von den künftigen Nährstoffeinträgen kann sich der See langfristig zu einem Maränensee Typ III oder Bleisee Typ I entwickeln.	Rümmmler et al. 2015; Lewin & Rümmmler 2015
Scheibe-See	Maränensee Typ II	Ritterbusch et al. 2018

* nach der Seenklassifizierung von Bauch (1955, 1966)

4.7.2 Erwerbs- und angelfischereiliche Nutzung

In der Tabelle 11 ist eine Übersicht zur derzeitigen erwerbs- und angelfischereilichen Nutzung der Tagebausee aufgeführt.

Tabelle 11: Übersicht zur aktuellen fischereilichen Nutzung der sechs Tagebauseen

Tagebauseen	Angaben zur aktuellen fischereilichen Nutzung
Bärwalder See	Fischereipachtvertrag mit dem Regionalverband AV „Elbflorenz“ Dresden e.V. (seit 2011); fischereiliche Nutzung durch AVD Angel-Service GmbH (hauptsächlich Befischung der Großen und Kleinen Maräne)
Berzdorfer See	Fischereipachtvertrag mit dem Regionalverband AV „Elbflorenz“ Dresden e.V. für einen Zeitraum von 12 Jahren (Anfang 2016 bis Ende 2027). Die Bewirtschaftung und Gewässerhege sollte unter Einbeziehung eines hauptberuflichen Fischers/-in oder Fischereibetriebes erfolgen (hauptsächlich Befischung der Kleinen Maräne). Nach aktuellem Kenntnisstand wird der See regelmäßig im Auftrag des Verbandes befischt, eine dauerhafte Vereinbarung in Form eines Unterpachtvertrages gibt es derzeit jedoch noch nicht.
Dreiweiberner See	Fischereipachtvertrag mit Interessengemeinschaft zur fischereirechtlichen Bewirtschaftung des Braunkohletagebaugewässers Dreiweibern (IfBD) Zeitraum: von 2004 bis Ende 2021 (Pachtdauer 18 Jahre); Vereinsmitglieder sind der Anglerverband „Elbflorenz“ Dresden e.V., die Peitzer Edelfisch Handelsgesellschaft mbH und die Gemeinde Lohsa.
Geierswalder See	Fischereipachtvertrag mit der ARGE „Lausitzer Seenland“ (Zusammenschluss fünf sächsischer und brandenburgischer Angel- und Fischereiverbände). Der Pachtvertrag läuft zunächst über 15 Jahre bis Ende 2035.
Neuwieser See	Bisher keine Verpachtung (noch nicht vollständig geflutet / saurer pH-Wert)
Scheibe-See	Keine Angaben

5 Potenziell geeignete Fischarten für die Erzeugung in Netzgehegen

Die Auswahl einer geeigneten Fischart für die Produktion in NGA ist von verschiedenen Faktoren abhängig, u.a. von der Wasserqualität, den physiologischen Anforderungen, dem Bewirtschaftungsplan sowie dem Vermarktungskonzept. Grundsätzlich können auch kleine Anlagen, die geringe Mengen an speziellen oder schwierigen Besatzfisch produzieren, durchaus wirtschaftlicher sein als Großanlagen zur Produktion von einfachen oder niedrigpreisigen Speisefischen (Hochleithner 2019).

Einen wesentlichen Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit haben auch Verarbeitung und Verkauf. Besonders der Direktverkauf von verarbeiteten Fischen an den Endverbraucher erzielt in der Regel einen höheren Preis und eine höhere Wertschöpfung.

Grundsätzlich können in NGA viele Fischarten gehalten werden, sofern deren physiologische Ansprüche (Gehegegestaltung, Wasserqualität, Futteransprüche etc.) berücksichtigt werden. Generell eignen sich Fischarten, die schon in anderen herkömmlichen Haltungssystemen produziert werden (Hochleithner 2019). Da in kommerziellen Anlagen die Wirtschaftlichkeit zu berücksichtigen ist, sind jedoch einige Fischarten, die in höheren Bestandsdichten gehalten werden können und gleichzeitig geringere Ansprüche an die Futterqualität und Wasserqualität haben, für die Produktion in NGA eher geeignet.

Für die in Frage kommenden Fischarten müssen neben der Gewährleistung ihrer physiologischen Ansprüche unter den Bedingungen in quasineutralen TBS auch ihre Marktfähigkeit und die Möglichkeiten einer ökonomischen Produktion sowie mögliche Technologieansätze bzw. die Einbettung in Technologieketten betrachtet werden. Daneben werden auch die Widerstandsfähigkeit der Arten und Altersstufen gegen die in einigen TBS nicht auszuschließenden zeitlich begrenzten Rückversauerungen und anschließenden Sanierungsmaßnahmen (Kalkungen) in das Gutachten einbezogen.

Bei der Erzeugung von Fischen in NGA lassen sich grundsätzlich zwei Haltungsformen unterscheiden. Bei einer Fischhaltung mit reiner Naturnahrung wird der Eintrag von Nährstoffen in das Gewässer in Form von künstlichem Futter vermieden. Diese Haltungsform soll an dieser Stelle jedoch nur der Vollständigkeit halber genannt werden, da sie nur eine untergeordnete Rolle spielt (z.B. für die Erzeugung von Maränenbrut).

Die zweite Haltungsform ist die Fischproduktion mit Zufütterung. Eine Belastung der Gewässer durch einen Nährstoffeintrag erfolgt in diesen Fällen nur durch die Verabreichung von Futter (vgl. Kapitel 8). Diese Art der Fischhaltung wird im Rahmen des Gutachtens eingehender betrachtet. Zudem werden verschiedene Stufen der Erzeugung dargestellt, die hinsichtlich ihrer Rentabilität auch von der jeweiligen Art abhängen.

Die variablen Kosten setzen sich in erster Linie aus den Satzfisch- und den Futterkosten zusammen. Zudem ist der Zuwachs artspezifisch und hängt zudem von den vorherrschenden Bedingungen ab (z.B. Temperatur, Sauerstoffgehalt). Daneben werden nachfolgend die Anzahl der Produktionszyklen pro Jahr, die mögliche Endbestandsdichte, die Verluste und die Futterverwertung als wichtige biotechnologische Kennwerte abgebildet.

5.1 Forellenproduktion in Netzgehegeanlagen

5.1.1 Aktueller Stellenwert

Die Forellenproduktion hat in der deutschen Aquakultur einen sehr hohen Stellenwert und die größte wirtschaftliche Bedeutung (Heldbo & Meyer 2016). Hinsichtlich der im Berichtsjahr 2019 in der deutschen Aquakultur aufgezogenen Arten blieb die Regenbogenforelle mit 7.786 t Speisefischen (einschließlich Lachsforelle) weiterhin die ertragsstärkste Art, wenngleich dieser Wert erneut leicht unter dem Wert des Vorjahres lag (Brämick 2020).

Differenziert man die Süßwasserfischimporte nach Arten, dominiert seit mehreren Jahrzehnten ebenfalls die Regenbogenforelle. Im Berichtsjahr 2019 wurden nach vorläufigen Angaben rund 75.000 t nach Deutschland importiert. Diese Menge liegt um 10 % über der Angabe des Vorjahres und stellt bereits jetzt einen neuen Höchstwert dar. Nach Feststellung der endgültigen Einfuhrmenge für das Jahr 2019 dürften die Forellenimporte sogar in einem Bereich um 80.000 t gelegen haben. Bereits auf Basis der vorläufigen Importzahlen hat sich der Absatz von Forellen auf dem deutschen Fischmarkt im Berichtsjahr abermals deutlich erhöht (Brämick 2020).

Die Regenbogenforellen sind bezüglich der Nachfrage die beliebtesten Süßwasserfische deutscher Verbraucher und belegten mit 7,1 % Platz sechs in der Rangliste der im Jahr 2019 auf dem deutschen Markt abgesetzten Speisefische (FIZ 2020). Die Eigenversorgungsquote in Deutschland liegt bei dieser Art allerdings inzwischen unter 10 %, da die gestiegene Marktaufnahme nahezu ausschließlich durch Importe gedeckt wird.

Die Erzeugung von Regenbogenforellen in der deutschen Aquakultur erfolgt hauptsächlich in Kaltwasseranlagen (Brämick 2020). Die Produktion in NGA spielt nur eine untergeordnete Rolle. Jedoch liegen aus der Zeit vor 1990 bereits umfangreiche Erfahrungen zur Aufzucht- und Anlagentechnologie auf natürlichen Gewässern vor, insbesondere für die Produktion von Speiseforellen. Zudem wurden die NGA zur Überwinterung von Setzlingen sowie in geringem Umfang zur Aufzucht von Setzlingen genutzt.

Nach der Wende sind auf einigen Baggerseen und TBS der ostdeutschen Reviere (Mortka, Borna, Witznitz, Grüner See, Senftenberger See, Luckenau) kleinere NGA zur Forellenproduktion genutzt worden bzw. werden genutzt. Die dabei gewonnenen Erfahrungen bzw. technologischen Daten liegen zum Teil am IfB vor. Insbesondere handelt es sich dabei ausschließlich um die Produktionsstufe vom Satzfish (Rf1) zum Speisefisch (RfSP).

5.1.2 Physiologische Ansprüche

In der Tabelle 12 sind die physiologischen Ansprüche für die Regenbogenforelle dargestellt (Schreckenbach et al. 1987). Angaben zu optimalen Werten der Wasserqualität für Salmoniden können zudem der Arbeit von Bohl (1999) entnommen werden. Im Zusammenhang mit der hier vorliegenden Konzeption wurde schwerpunktmäßig auf die Parameter fokussiert, die besonders in den TBS kritische Werte erreichen können.

In diesem Zusammenhang ist zunächst der Jahresverlauf der Wassertemperatur zu beachten, die im Epilimnion zeitweise über 20 °C ansteigen kann. Entsprechend müssen die Netzgehege ausreichend tief sein, um den Fischen eine Ausweichmöglichkeit ins kühlere Hypolimnion zu ermöglichen (Bohl 1999). Die Dicke des Epilimnions wird durch die herrschenden Windstärken und die Windstreichlänge bestimmt, die eine Funktion der Größe und Gliederung der Gewässeroberfläche ist (Steffens 1979).

Der Höchstleistungsbereich der Regenbogenforellen liegt bei einer Temperatur von etwa 12 bis 16 °C (Schreckenbach et al. 1987). In Bezug auf die beste Futterverwertung gibt Bohl (1999) einen optimalen Temperaturwert zwischen 14 bis 16 °C an. Oberhalb dieses Bereiches nimmt die Futteraufnahme und -verwertung deutlich ab. Zudem verringert sich mit steigender Temperatur auch die Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser deutlich. Das Risiko von Krankheitsausbrüchen sowie das Auftreten von Parasiten und/oder Pathogenen (Krankheitserregern) nimmt hingegen mit steigenden Temperaturen zu, wenngleich dies nicht für alle Erreger zutrifft. Länger anhaltende Temperaturen im noch tolerierbaren (kritischen) oberen Bereich können ferner einen anhaltenden Stress darstellen und den Fisch schwächen.

Der Sauerstoffgehalt sollte in einem Bereich von > 7 mg/l liegen. Bei akutem Sauerstoffmangel < 4 mg/l reagieren die Forellen mit sichtbarer Unruhe, Notatmung, Nahrungsverweigerung und Masseverlusten. Trotz verschiedener Anpassungsmechanismen an niedrige Sauerstoffgehalte durch Erhöhung der Erythrozytenzahl und des Hämoglobingehaltes, Schwellung der Erythrozyten, pH- und Elektrolytverschiebungen im Blut sterben die Fische letztlich am Energiemangel (Forellen bei einem Sauerstoffgehalt < 1,5 mg/l; Schäperclaus 1990). Die Kontrolle des Sauerstoffgehaltes sollte daher in regelmäßigen Abständen oder über eine automatische Erfassung erfolgen. In der Regel werden diese kritischen Werte in den TBS nicht unterschritten.

Tabelle 12: Physiologische Ansprüche der Regenbogenforelle (i.A. Schreckenbach et al 1987)

Parameter	Kurzzeitig tolerierb. krit. unterer Bereich	Produktionsbereich			Kurzzeitig tolerierb. krit. oberer Bereich
		Unterer eingeschränkt. Bereich	Höchstleistungsbereich	Oberer eingeschränkt. Bereich	
Temperatur [°C]	bis 0,1	8,0 bis 11,0	12,0 bis 16,0	17,0 bis 20,0	bis 25
Sauerstoff [mg/l]	bis 4,0	6,0 bis 6,9	7,0 bis 30,0	31 bis 35	bis 40
pH-Wert	bis 4,8	5,5 bis 6,4	6,5 bis 8,0	8,1 bis 8,8	bis 9
Kohlendioxid [mg/l]	bis 0,5	1,0 bis 4,0	5,0 bis 8,0	9,0 bis 12,0	bis 20
Ammoniak [mg/l]			< 0,01	0,01 bis 0,07	bis 0,1
salp. Säure [mg/l]			< 0,0002	bis 0,0005	bis 0,002
Schwefelwasserstoff [mg/l]			< 0,0002	0,0002 bis 0,001	bis 0,002
Eisen (Fe ²⁺) [mg/l]					
pH 5,5	-	-	< 0,040		bis 0,050
pH 6,0	-	-	< 0,050		bis 0,060
pH 7,0	-	-	< 0,175		bis 0,220

Des Weiteren führen starke Abweichungen der Wasserstoffionenkonzentration im Wasser vom Neutralbereich bei Fischen zu schwerwiegenden Schädigungen, die insbesondere die Kiemen betreffen. Bei Forellen kommt es bei pH-Werten < 4,8 zur sogenannten Säurekrankheit

(Azidose), die einen griesigen Belag, ein Braunwerden des Epithels und eine Koagulationsnekrose des Kiemengewebes verursacht (Schäperclaus 1990). Eine pH-Wert-Erhöhung > 9,2 führt zur Laugenkrankheit (Alkalose), die mit einer starken Schleimbildung bis zur Erschöpfung der Schleimzellen, einer Hypertrophie und Nekrose des Kiemengewebes verbunden ist (Schreckenbach et al. 1975). Darüber hinaus haben die erniedrigten bzw. erhöhten pH-Werte vielfältige physiologische Konsequenzen auf die Enzymfunktionen, den Elektrolyt- und Wasserhaushalt sowie die Ausscheidung bzw. das Eindringen von Ammoniak und salpetriger Säure über die Kiemen. Zwischen den pH-Werten des Wassers und Ammoniakschädigungen bestehen daher enge Wechselbeziehungen.

In TBS kann zudem Eisen in hohen Konzentrationen, mit potenziellen negativen Auswirkungen auf die Produktion, auftreten. Für Fische ergibt sich eine besondere Beeinträchtigung durch die Eisenoxidation im Bereich der Kiemen. Diese werden durch den Eisenniederschlag gereizt, der Gasaustausch und die Atmung werden behindert. Besonders toxisch wirkt das zweiwertige Eisen auf Fische. Es führt zu Zellschäden, der Schädigung der Zellmembran im Kiemenepithel (Linton et al. 2007) und Störungen der Ionenbalance und Osmoregulation (Gonzales et al. 1990). In der Fachliteratur sind die tolerierbaren Werte von Eisen höchst unterschiedlich angegeben. Das hängt damit zusammen, dass Eisen unter verschiedenen Bedingungen (u.a. pH-Wert, Kalkgehalt, Temperatur) in Abhängigkeit von der vorherrschenden Eisen-Spezies unterschiedlich giftig wirkt. Im Allgemeinen gelten für Brutanlagen 0,1 mg/l und für adulte Fische 0,3 mg/l als Grenzwerte. Konzentrationen zwischen 0,3 bis 0,5 mg/l werden als störend bis schädlich, Werte über 1 mg/l von den Autoren als tödlich eingestuft (Baur & Rapp 2003).

5.1.3 Besatzdichte und -größe

Zur Produktion von Speiseforellen sind als Besatzmaterial Setzlinge mit Einzelstückmassen von mindestens 40 g zu verwenden (Schreckenbach et al. 1987). Die optimale Stückmasse der Setzlinge muss anhand der vorherrschenden Bedingungen ermittelt werden. Sie wird aber in einem Bereich von 30 bis etwa 50 g liegen. Während der Aufzuchtphase ist mit einer Überlebensrate von etwa 90 % zu rechnen. Unter Berücksichtigung der Verlustrate ergibt sich daraus der entsprechende Satzfishbedarf.

Zur Speiseforellenproduktion sind die NGA in jedem Fall mit sortierten Fischen zu besetzen. Die Sortierung der Satzfische für die Produktionsphase von Speisefischen hat so zu erfolgen, dass die Sortierung der Speisefische entfallen kann. Jede Sortierung führt zu Produktionsausfall durch Zuwachsverlust, da die Fische am Tag der Sortierung nicht gefüttert werden dürfen und auch im Anschluss daran vielfach noch nicht voll fressen.

Die Setzlinge müssen sich zudem in einem ausgezeichneten Ernährungszustand befinden, müssen frei von Endo- oder Ektoparasitosen sein und dürfen keine Merkmale akuter, chronischer oder latenter Infektionskrankheiten aufweisen. Entsprechend ist bereits beim Besatzmaterial darauf zu achten, dass nur solche Setzlinge verwendet werden, die zertifiziert frei von verschiedenen Krankheitserregern sind.

Die Besatzdichte ist abhängig von der Hydrographie und Hydrobiologie des zur Verfügung stehenden Gewässers sowie der Größe der Satzfische. Um ein schnelles Wachstum und eine gute Futterverwertung zu erreichen, sollte nach Schreckenbach et al. (1987) eine durchschnittliche Besatzzahl von 40 bis 70 Setzlingen/m³ produktives Volumen nicht überschritten werden. Zur Überwinterung von Setzlingen gelten als Richtwert für die

Besatzdichte etwa 100 bis 160 Rf1/m³ (max. 15 kg/m³).

5.1.4 Produktion, Aufzuchtdauer und Überlebensrate

Bei der Erzeugung von Forellen lassen sich grundsätzlich die vier nachfolgend aufgeführten Stufen unterscheiden. In dieser Konzeptionierung wird jedoch nur die Erzeugung von Speisefischen eingehender dargestellt.

- Erzeugung von Satzfishen
- Erzeugung von Speisefischen (Portionsfische ca. 300 – 400 g)
- Erzeugung von größeren Fischen (z.B. Lachsforellen)
- Aufzucht und Haltung von Laichfischen

In der Praxis wird oftmals eine kontinuierliche Produktion angestrebt. Dabei werden die „Vorwüchser“ und die verkaufsfertigen Speiseforellen regelmäßig abgeschöpft. Zudem erfolgt mehrmals eine Zulieferung von Satzfishen. Diese Art der Produktion ist dann zu favorisieren, wenn die Speisefische in kleineren Mengen veräußert werden sollen (z.B. Direktvermarktung). Das Verhältnis Abfischungsmasse zu Haltebestand beträgt in der Praxis 2:1 bis 1,5:1. Der minimale Haltebestand kann also mit ca. 50 t angegeben werden.

Aufgrund der unterschiedlichen Temperaturbedingungen im Jahresverlauf ist das Wachstum der einzelnen Chargen verschieden. Hinzu kommen Schwankungen bei den Verlusten sowie den Vermarktungsmöglichkeiten. Daher ist auch die jährliche Produktion gewissen Schwankungen unterworfen, die in NGA größer sind als in Beckenanlagen. Eine exakte Festlegung der Anlieferung und der Abfischung bzw. der Anzahl der Chargen in einem Produktionsjahr ist daher sehr schwierig. In der Tabelle 13 wurden aus diesem Grund nur die produktionstechnologischen Grunddaten für ein gesamtes Jahr zusammengefasst, die sich aus mehreren zeitlich gestaffelten Chargen zusammensetzen.

Exemplarisch wurde hier eine maximale Jahresproduktion (Abfischungsmasse) von 95 t Speiseforellen veranschlagt. Die mittlere Stückmasse der vermarktungsfähigen Fische soll durchschnittlich 350 g betragen (Tabelle 13). Die mittlere Stückmasse der Besatzfische wurde mit 40 g angesetzt. Die Verlustrate zwischen Besatz und Abfischung wurde mit 10 % beziffert. Unter Berücksichtigung dieser Produktionskennzahlen lässt sich zunächst die erforderliche Besatzstückzahl und Besatzmasse errechnen. Diese beträgt etwa 12 t.

Aus der Differenz zwischen der angesetzten Abfischungsmasse und der Besatzmasse lässt sich eine maximale Produktion (Zuwachs) von etwa 83 t errechnen. Auch wenn in der Praxis dieser Wert nicht erreicht wird, wurde in dieser Konzeptionierung zunächst von einer Futterverwertung von ca. 1,0 kg Futter/kg Zuwachs ausgegangen. Entsprechend kann der Futtermiteinsatz mit etwa 83,0 t beziffert werden.

Zur Speiseforellenproduktion werden die NGA im Regelfall im Frühjahr (April/Mai) besetzt. Die Produktionsphase reicht meist bis Oktober oder November. Der überwiegende Teil der Produktionsperiode verläuft somit bei höheren sommerlichen Temperaturen, die nur einen begrenzten Zuwachs und einen weniger guten Futterquotienten gestatten. Bei der Erzeugung in NGA sollten daher, wie bereits zuvor erwähnt, grundsätzlich tiefere Gehege verwendet werden, die ein Ausweichen der Fische in die tieferen und kühleren Wasserschichten ermöglichen.

Bei der hier dargestellten Produktion wurde ein durchschnittlicher Stückmassezuwachs von 1,2 %/d zugrunde gelegt. Unter Berücksichtigung der Besatzstückmasse ergibt sich damit eine

mittlere Aufzuchtdauer von etwa 180 Tagen.

Im Rahmen des Gutachtens wurde für die Erzeugung von Speiseforellen eine NGA bestehend aus acht Rundgehegen konzipiert (vgl. Kapitel 7). Diese acht Rundgehege haben zusammen ein tatsächliches Nutzungsvolumen von ca. 4.050 m³. Als maximale Bestandsmassen gibt Schreckenbach et al. (1987) für diese Größe etwa 20 kg/m³ an. Unter Berücksichtigung einer Abfischungsmasse von 95 t würde sich daraus eine maximale Bestandsdichte von 23,4 kg/m³ ergeben. Da es sich jedoch um eine kontinuierliche Produktion mit einem maximalen Haltebestand von ca. 50 t handelt, liegen die Dichten deutlich unter den empfohlenen Werten.

Tabelle 13: Produktionstechnologische Kennwerte der Netzgehegeanlage zur Produktion von Regenbogenforellen

Parameter	Einheit	Werte
Abfischungsmasse	[t]	95
Stückmasse (Abfischung)	[g]	350
Stückmasse (Besatz)	[g]	40
Verluste	[%]	10
Besatzmasse	[t]	11,9
Max. Produktion (Abfischung – Besatz)	[t]	83,1
Mittleres Stückmassewachstum	[%/d]	1,2
Mittlere Aufzuchtdauer (je Charge)	[d]	181
Futtermittelverwertung	[kg Futter/kg Zuwachs]	1,0
Futtereinsatz pro Jahr	[t]	83,1

Die laufenden Wartungsarbeiten umfassen in erster Linie die regelmäßige Überwachung der Umweltbedingungen (insbesondere Temperatur, Sauerstoffgehalt und pH-Wert), die Kontrolle und Reinigung der NGA, die Kontrolle des Verhaltens der Fische sowie das Ablesen und Erfassen der Verluste. Zur Abfischung von NGA hat sich der Einsatz von Vakuumsauggeräten bewährt. Falls eine Überwinterung vorgesehen ist, können Belüftungskreisel auch zur Verhinderung von zu niedrigen Temperaturen unter 1 °C im Bereich der Netzgehege beitragen.

5.1.5 Futtermittel und Fütterung

Zur Fütterung der Forellen wird Trockenmischfutter als Alleinfuttermittel eingesetzt. Zur Speisefischproduktion wird Forellenmastfutter, für Satzische Forellenbrut- und Aufzuchtfutter verwendet. Die Futtergröße ist auf die Fischgröße abzustimmen. Zur Speisefischproduktion (bis 350 g) werden vielfach Pellets mit einem Durchmesser von 3 und 5 mm genutzt. In der Regel geben die Hersteller auf ihren Produktbeschreibungen neben Angaben zur Futterzusammensetzung auch Informationen zu den empfohlenen Futtermengen (in Abhängigkeit von der Fischgröße und der Temperatur), zu den zu erwartenden Futterquotienten und zur optimalen Futtergröße an. Zudem wird oftmals auch der zu erwartende Eintrag an Stickstoff und Phosphor für verschiedene Futterquotienten aufgeführt. Beispielhaft ist im Anhang ein Produktblatt für ein Mastfutter der Firma Aller Aqua aufgeführt (siehe Anlagen).

Die Fütterung kann prinzipiell manuell oder mit Hilfe von Futterautomaten erfolgen. Sie ist bei optimalen Umweltbedingungen täglich durchzuführen. Bei der Speisefischproduktion wird die tägliche Futtermenge in ein bis zwei Portionen gegeben, sofern keine Futterautomaten eingesetzt werden, die eine häufigere Fütterungsanzahl gewährleisten können. Satzfische sind unter Berücksichtigung von Größe und Temperatur häufiger zu füttern. Im Winter ist die Fütterung in Abhängigkeit von der Temperatur nach Bedarf zu gestalten.

Für die tägliche Futtermenge (in % der Bestandsbiomasse) gelten in Abhängigkeit von Temperatur und Stückmasse unterschiedliche Richtwerte, die hier zunächst nicht gesondert dargestellt werden sollen. Die Festlegung der täglichen Futtermenge erfolgt auf Basis von Probewägungen. Diese sollten in einem Abstand von etwa 10 Tagen (Spanne von 7 bis 14 Tagen) vorgenommen werden und mindestens 100 Fische je Gehege umfassen. Der Futterbedarf insgesamt ergibt sich aus dem angestrebten Zuwachs und dem Futterquotienten. Die tägliche Futtermenge ergibt sich aus der aktuellen Bestandsmasse und der festgelegten täglichen Fütterungsration.

Zur Fütterung in der Forellenproduktion werden derzeit nahezu ausschließlich extrudierte Hochenergiefuttermittel (ca. 22 MJ/kg) mit einem ausgewogenen Energie-Protein-Verhältnis und reduzierten Phosphorgehalten ($P < 1,0 \%$) eingesetzt. Der Futterquotient sollte unter optimalen Bedingungen bei oder möglichst sogar unter 1,1 kg Futter je kg Zuwachs liegen.

Durch die vielfältigen Fortschritte in der Futtermittelherstellung werden diese Werte heutzutage auch in gut geführten Praxisbetrieben (Beckenanlagen) erreicht und häufig deutlich unterschritten. Für die Erzeugung von Speiseforellen in NGA müssten diese Werte noch einmal unter praxisnahen Bedingungen geprüft werden.

Die Verdaulichkeit der wichtigsten Futterinhaltsstoffe (Proteine, Fette und Kohlenhydrate) liegen in einem Bereich von 88 – 94 %. In der nachfolgenden Tabelle 14 ist die Zusammensetzung und die verdauliche Energie für einige handelsübliche Futtermittel (Mastfutter) dargestellt, die derzeit auf dem Markt für die Produktion von Speiseforellen angeboten werden. Für die weitere Bilanzierung der Nährstoffeinträge sind insbesondere die Angaben zu den mittleren P-Gehalten der Futtermittel relevant. Aus Gründen der Vergleichbarkeit wurde für alle Futtermittel zunächst die gleiche Futtermittel- bzw. Pelletgröße gewählt (Durchmesser = 6 mm).

Tabelle 14: Zusammensetzung verschiedener handelsüblicher Futtermittel für die Produktion von Speiseforellen

Hersteller	Futtermittel [Ø 6 mm]	Zusammensetzung [%]					Verdauliche Energie [MJ/kg]
		Rohfett	Rohprotein	NFE	Asche	Gesamt- P	
Skretting	Optiline ME SF 3P	24,5	41,0	19,2	5,5	0,8	20,0
BioMar	Efico Enviro 920 Advance	32-35	38-41	14-17	4-7	0,9	22,1
Aller Aqua	Nordic Prime	29-31	41-43	11,6- 15,2	7,9-9,0	0,8	21,6

Einige Hersteller weisen in ihren Produktbeschreibungen darauf hin, dass die tatsächlichen Werte von den auf dem Datenblatt angegebenen Werten abweichen können. Als Gründe

werden natürliche Variationen in den verwendeten Rohstoffen sowie produktionsbedingte Unterschiede aufgeführt. Darüber hinaus führen die Hersteller in ihren Produktblättern neben Fütterungsempfehlungen, in Abhängigkeit von der Fischgröße und Temperatur, zum Teil auch Angaben zu den Stickstoff- und Phosphoreinträgen auf, die unter praxisnahen Bedingungen zu erwarten sind. So beziffert beispielsweise die Firma Aller Aqua die Phosphoreinträge für das in der Tabelle 14 aufgeführte Mastfutter (6 mm) und einem Futterquotienten von 1,1 mit insgesamt 6,6 kg für einen Fischzuwachs von einer Tonne. Diese liegen nach Angaben des Herstellers zu etwa 47 % in partikulärer und 53 % in gelöster Form vor.

5.1.6 Betriebswirtschaftliche Bewertung der Produktion

Die in den NGA produzierten Speiseforellen können über mehrere Vermarktungswege veräußert werden. Die Mehrzahl der Betriebe verkauft die produzierten Fischer in der Direktvermarktung als küchenfertige Ware oder geräuchert. In diesem Zusammenhang müssen jedoch die Verluste bei der Verarbeitung berücksichtigt werden (Tabelle 15). Als weitere Vermarktungswege ist der Verkauf an den Kleinhandel, z.B. Fischgeschäfte und Gaststätten, möglich. Eine Abgabe der Produktion zu den bedeutend niedrigeren Großhandelspreisen ist in vielen Fällen aufgrund der relativ ungünstigen Bedingungen nicht rentabel (Hiller & Wichmann 2010). Grundsätzlich ist die Direktvermarktung, auch aufgrund der höheren Erlöse, für die Mehrzahl der Betriebe die zu präferierende Art der Vermarktung. Als variable Kosten sind die Kosten für das Besatzmaterial und Futterkosten zu berücksichtigen. Weitere variable Kosten der Produktion und Verarbeitung wurden im Rahmen verschiedener Untersuchungen erfasst (Hiller et al. 1998, Reiter et al. 1995) und sollen an dieser Stelle nicht gesondert aufgeführt werden.

Tabelle 15: Verarbeitungsverluste bei der Vermarktung von Regenbogenforellen

Vermarktung	Verarbeitung	Verarbeitungsverlust*
Direktvermarktung	küchenfertig	18 % Verarbeitungsverlust
	geräuchert	31 % Verarbeitungsverlust
Einzelhandel/Gaststätten	küchenfertig	18 % Verarbeitungsverlust

* nach Wedekind 1998

Als Preise (Nettopreise, €/kg) nach Vermarktungswegen gemäß Aquakulturstatistikerhebung 2019 werden für die Regenbogenforelle bei der Direktvermarktung aktuell etwa 7,79 €, bei der Vermarktung an den Einzelhandel etwa 6,86 € und bei der Vermarktung an den Großhandel etwa 4,37 € erzielt (Brämick 2020). Die zuvor aufgeführten Angaben sind die Preise für lebend oder frisch geschlachtete (auch ausgenommene) verkaufte Ware. Bei der Vermarktung über andere Wege werden im Durchschnitt Preise von etwa 5,46 € erzielt. Das kann zum Beispiel die Vermarktung an die Gastronomie, an Angelparks, weiterverarbeitende Betriebe (zur Veredelung) oder andere Aquakulturbetriebe sein.

Bei Lachsforellen werden, zumindest bei der Direktvermarktung oder der Vermarktung an den Einzelhandel, deutlich höhere Preise erzielt. Diese liegen bei etwa 9,45 € bzw. 8,45 € (Brämick 2020). Bei der Vermarktung an den Großhandel erzielen die deutlich größeren Lachsforellen hingegen keine höheren Preise. Diese liegen sogar unter den Preisen für die Speisefischgröße.

5.2 Karpfenproduktion in Netzgehegeanlagen

5.2.1 Aktueller Stellenwert

In der Vergangenheit wurden in Deutschland fast ausschließlich Regenbogenforellen in NGA erzeugt. Angesichts der umfangreichen Verluste durch Prädatoren in der Karpfenteichwirtschaft könnte die Aufzucht von schweren „kormoranfesten“ zweisömmrigen Satzkarpfen (K_2), die Überwinterung der einsömmrigen Satzkarpfen (K_1) und auch gegebenenfalls die Aufzucht der K_1 aus schweren vorgestreckten Karpfen (K_v) ein wesentlicher Anwendungsfall von NGA auf TBS werden. Die räumliche Nähe vieler Karpfenteichwirtschaftsbetrieben in Sachsen zu TBS sowie die durch den Wassermangel sich zunehmend verringernde Teichfläche unterstützen diesen Ansatz (Rümmler et al. 2013). In anderen Ländern wurde die Produktion von Karpfen in NGA schon früher durchgeführt (Kestemont 1995).

Das Verfahren wurde bereits vor 1989 in eutrophen Seen angewandt, jedoch waren die Ergebnisse nicht zufriedenstellend. Aktuellere praktische Erfahrungen dazu und sehr gute Ergebnisse wurden mit einer kleineren Anlage (10 – 15 t) auf dem TBS Tröbitz in Brandenburg gewonnen (Rümmler et al. 2013). Dieser Anwendungsfall, der durch die Synergieeffekte auch eine hohe Akzeptanz beim Naturschutz finden dürfte bzw. bereits gefunden hat, könnte für die Installation von NGA auf TBS wegweisend sein und das Prädatorenproblem einiger Karpfenteichbetriebe wesentlich dämpfen.

Die am meisten vom Kormoranfraß betroffene Stufe der Karpfenproduktion in Teichen ist die Aufzucht im zweiten Lebensjahr von 30 bis 50 g Besatzstückmasse im Frühjahr auf 300 bis 600 g Abfischstückmasse im Herbst (K_1 - K_2 -Aufzucht). Durch die Einwirkungen des Kormorans sind die Schäden durch Fraßverluste, Stress und Verletzungen bei dieser Altersgruppe besonders hoch (Schreckenbach et al. 1987). Dabei werden vorrangig gut sortierte und konditionsstarke Fische mit Stückmassen von 500 bis 600 g angestrebt, die vom unmittelbaren Fraßdruck fischfressender Vögel nur noch in einem geringen Umfang betroffen sind (Rümmler et al. 2013). Unter der Voraussetzung optimaler Haltungs- und Fütterungsbedingungen lassen sich K_1 -Karpfen gut mit hohen Bestandsdichten in großen Produktionseinheiten aufziehen.

5.2.2 Physiologische Ansprüche

In der nachfolgenden Tabelle 16 sind die physiologischen Ansprüche für Karpfen dargestellt (Schreckenbach et al. 1987). Dabei wurde zunächst wieder auf Parameter fokussiert, die besonders in den Tagebaurestseen kritische Werte erreichen können.

Im Gegensatz zu Forellen sind Karpfen, in Bezug auf kritische Temperaturbereiche und Sauerstoffgehalte, wesentlich toleranter. Ihr Höchstleistungsbereich liegt in einem Temperaturbereich von 23 bis 28 °C. Diese Werte werden in den großen und vergleichsweise tiefen TBS nur in den Sommermonaten erreicht. Entsprechend müssen die Netzgehege auch nicht so tief sein wie bei Forellen.

Auch in Bezug auf kritische Sauerstoffgehalte sind Karpfen sehr tolerant. Bei der Erzeugung von Karpfen in NGA in natürlichen Gewässern ist mit Ausnahme stark eutropher Seen am Tage kaum mit Sauerstoffmangel zu rechnen (Steffens 1979), insbesondere bei oligotrophen TBS. Dennoch sollten die NGA so aufgestellt bzw. positioniert werden, dass sie möglichst gut durchströmt und die Karpfen ausreichend mit Sauerstoff versorgt werden. Der Sauerstoffgehalt darf nicht unter 5,5 mg/l absinken.

Tabelle 16: Physiologische Ansprüche von Karpfen (i.A. Schreckenbach et al. 1987)

Parameter	Kurzzeitig tolerierb. krit. unterer Bereich	Produktionsbereich			Kurzzeitig tolerierb. krit. oberer Bereich
		Unterer eingeschränkt. Bereich	Höchstleistungsbereich	Oberer eingeschränkt. Bereich	
Temperatur [° C]	bis 0,2	15 bis 22	23 bis 28	29 bis 30	bis 38
Sauerstoff [mg/l]	bis 2,0	4,0 bis 4,9	5,0 bis 30,0	31 bis 35	bis 40
pH-Wert	bis 5,5	6,0 bis 6,9	7,0 bis 8,3	8,4 bis 10,0	bis 10,5
Kohlendioxid [mg/l]	bis 0,5	1,0 bis 6,0	7,0 bis 18,0	19,0 bis 20,0	bis 25
Ammoniak [mg/l]			< 0,02	0,02 bis 0,1	bis 0,2
salp. Säure [mg/l]			< 0,0004	0,0004 bis 0,001	bis 0,004
Schwefelwasserstoff [mg/l]			< 0,0002	0,0002 bis 0,001	bis 0,002
Eisen (Fe ²⁺) [mg/l] und pH > 7,0*					
K _{0-a}	-	-	< 0,050		bis 0,055
K _{a-v}	-	-	< 0,100		bis 0,110
K _{v-1}	-	-	< 0,200		bis 0,220

* bei pH < 7,0 steigt die Fe²⁺-Toxizität

Der günstige pH-Wert liegt in einem Bereich von 7,0 bis 8,0 Höhere pH-Werte (bis 9,0) werden zwar vom Karpfen ohne sichtbare Schädigung ertragen, bringen jedoch beim Vorhandensein von Ammonium durch das Auftreten freien Ammoniaks große Gefahren mit sich.

Der Gesamteisengehalt sollte 1 mg/l bei Besatz mit K₁ und 1,5 mg/l bei größeren Karpfen nicht überschreiten (Steffens 1979). Der Grenzwert für Eisen(II) liegt nach Steffens (1979) für die Karpfenaufzucht in schwach gepuffertem Wasser bei einer Konzentration von unter 0,1 mg/l Fe²⁺. Die negative Wirkung des Eisens auf Fische beruht prioritär darauf, dass es sich auf dem alkalischen Kiemenschleim als Hydroxid niederschlägt und die Kiemen nicht nur mechanisch verstopft und dadurch die Sauerstoffaufnahme behindert, sondern auch durch Verätzungen stört. Zweiwertiges Eisen kann Schwermetallvergiftungen des Organismus hervorrufen.

5.2.3 Besatzdichte und -größe

Als Besatzmaterial können sortierte Karpfen aus Teichen, NGA, Warmwasseranlagen und anderen Anlagen dienen. Das Material sollte aus möglichst großen, einheitlichen Beständen stammen. Die Besatzfische müssen sowohl einen guten Konditionszustand (Rohfettgehalt: Gesamtfisch ≥ 5 bis 10 %, Bruttoenergie > 4 MJ/kg) als auch Gesundheitszustand aufweisen. Die Bestände müssen frei von Endo- und Ektoparasitosen sowie ohne Merkmale akuter, chronischer oder latenter Krankheiten sein. Die Wasserqualität ist für die Besatzdichte eine entscheidende Bezugsgröße. Unter sehr günstigen Bedingungen sind auch höhere Dichten möglich. Hinsichtlich der Besatzdichte gelten gemäß Schreckenbach et al. (1987) die in Tabelle

17 aufgeführten allgemeinen Kennwerte.

Tabelle 17: Kennwerte zur Besatzdichte für Karpfen

	Besatzdichte [Stück/m³]		
	K_{V-1}	K₁₋₂	K_{2-sp}
Bereich	350 - 700	80 - 200	25 - 65
Mitte	550	150	53
Mittlere Besatzstückmasse [g]	1 - 2	> 30	> 250

5.2.4 Produktion, Aufzuchtdauer und Überlebensrate

Bei der Erzeugung lassen sich grundsätzlich vier Stufen unterscheiden, die in diesem Zusammenhang nur kurz dargestellt werden sollen (Müller-Belecke et al. 2013):

- K_V: Vorgestreckte Karpfen mit einer mittleren Stückmasse von > 1 g
- K₁: Einsömmrige Karpfen mit einer mittleren Stückmasse von > 35 g
- K₂: Zweisömmrige Karpfen mit einer mittleren Stückmasse von > 300 g
- K_{sp}: Speisekarpfen mit einer Stückmasse von > 1,5 kg

Unter natürlichen Temperaturverhältnissen erfolgt der Besatz möglichst nicht vor Anfang April. Die eigentliche Produktionsperiode erstreckt sich unter natürlichen Temperaturverhältnissen von Anfang Mai bis Ende September.

Über Sommer sollte die Überlebensrate bei K_V-K₁ 50 bis 70 %, bei K₁-K₂ 65 bis 75 % und bei K₂-K_{sp} 90 bis 97 % nicht unterschreiten. Während der Überwinterung sollte die Überlebensrate bei K₁ 70 bis 85 % und bei K₂ 90 bis 95 % nicht unterschreiten.

Als wesentliche Zielgrößen werden eine Abfischstückmasse von 500 bis 600 g, eine Endbestandsdichte von 30 kg/m³, Verluste von unter 10 % und ein Futterquotient von 1,2 kg Futter/kg Zuwachs festgelegt. In den NGA ist möglichst wenig zu sortieren. Sortierungen sind im Spätsommer, vorzugsweise aber im Frühjahr nach Rückgang der Verluste, durchzuführen.

5.2.5 Futtermittel und Fütterung

Als Futtermittel sollten, wie bei der Speiseforellenproduktion, Hochenergiefuttermittel mit einem optimierten Protein-Energie-Verhältnis eingesetzt werden. Die Fütterung kann grundsätzlich per Hand erfolgen. Vorzugsweise sollten jedoch programmierte Futterautomaten oder/und Band- sowie Selbstfütterer eingesetzt werden, besonders bei Erzeugung von K_V bis K₂.

Die tägliche Futtermenge in % der aktuellen Fischbestandsmasse ist entsprechend der Umwelt- und Haltungsbedingungen anzupassen. Die Futtermenge muss unter Berücksichtigung der Wassertemperatur und Stückmasse in Abhängigkeit von der sonstigen Wasserqualität, der Wetterlage, des bisher erzielten Zuwachses und unter Beachtung des Gesundheitszustandes sowie des Verlustgeschehens festgelegt und verabreicht werden. Grundlage der Futterkalkulation bilden auch hier Probewägungen, die alle 7 bis 28 Tage vorzunehmen sind.

5.2.6 Betriebswirtschaftliche Bewertung der Produktion

Für die betriebswirtschaftliche Bewertung der Produktion soll in diesem Zusammenhang zunächst auf die in Kapitel 5.1.6 bereits genannten Vermarktungswege verwiesen werden.

Weitere Kennzahlen der Betrachtung werden aus einer Untersuchung mit einer kleineren Anlage (10 bis 15 t) herangezogen, die auf dem TBS Tröbitz in Brandenburg durchgeführt wurde (Rümmler et al. 2013).

Als Preise (Nettopreise, €/kg) nach Vermarktungswegen gemäß Aquakulturstatistikerhebung 2019 wurden für Karpfen bei der Direktvermarktung etwa 4,85 €, bei der Vermarktung an den Einzelhandel etwa 2,77 € und bei der Vermarktung an den Großhandel etwa 2,57 € erzielt (Brämick 2020). Die zuvor aufgeführten Angaben sind die Preise für lebend oder frisch geschlachtete (auch ausgenommene) verkaufte Ware. Bei der Vermarktung über andere Wege werden im Durchschnitt Preise von etwa 2,92 € erzielt. Das kann zum Beispiel die Vermarktung an die Gastronomie, an Angelparks, andere Aquakulturbetriebe oder weiterverarbeitende Betriebe (zur Veredelung) sein.

Wie eingangs erwähnt, soll die Erzeugung von Karpfen in NGA prioritär zur intensiven (kormorangeschützten) Satzfischaufzucht dienen. Entsprechend sind die zuvor aufgeführten Nettopreise nur bedingt für eine betriebswirtschaftliche Bewertung geeignet.

5.3 Coregonenproduktion in Netzgehegeanlagen

5.3.1 Aktueller Stellenwert

Neben den zuvor aufgeführten Arten sollte im Rahmen des Gutachtens auch die Erzeugung von Coregonen in NGA detaillierter abgebildet werden. Aus dem europäischen Raum liegen bisher wenige Untersuchungen und/oder praktische Erfahrungen zur Erzeugung von Speisefischen in Aquakulturanlagen vor. Bisher wurden NGA lediglich zur Aufzucht von Jungfischen, unter Ausnutzung von Naturplankton, genutzt (Steffens 1979; Mamcarz & Nowak 1987). Die darin erzeugten Fische wurden vielfach als Besatzmaterial für natürliche Gewässer verwendet.

Aktuelle Untersuchungen zur Eignung von Coregonen liegen für den Bereich des Bodensees vor. Aufgrund der stetig sinkenden Erträge reichten die Fänge der Berufsfischerei in den letzten Jahren nicht mehr, um die hohe Nachfrage zu decken (Rösch et al. 2020). Auf Grundlage einer Marktstudie konnte aufgezeigt werden, dass die ansässigen Fischereibetriebe und fischverarbeitende Betriebe die Fische in steigendem Maße importieren, zum Teil aus Übersee (Baer & Brinker 2016). In den zurückliegenden Jahren wurden daher verstärkt Untersuchungen hinsichtlich der potenziellen Eignung von Coregonen für Aquakulturvorhaben durchgeführt. Durch die lokale Produktion sollte der Importbedarf abgemildert und die Verfügbarkeit an regionalen Felchen erhöht werden (Baer & Brinker 2016).

Im Ergebnis eines ersten Forschungsprojektes konnte zunächst aufgezeigt werden, dass sich insbesondere Coregonen der Art *C. arenicolus* für die Aquakultur eignen und die Fütterung allein mit herkömmlichem Trockenfutter prinzipiell möglich ist. Für die Erzeugung in Aquakulturanlagen wurden zudem Haltungstemperaturen von über 14 °C empfohlen. In Bezug auf Haltungsdichten in NGA wurden maximale Dichten zwischen 15 bis 20 kg/m³ bestimmt.

Im Rahmen weiterer Untersuchungen wurden zudem die Körperzusammensetzung und die Produktqualität von Wild- und Zuchtfelchen verglichen (Göbel et al. 2017a,b). Die getesteten Zuchtfische waren Nachkommen wild gefangener Coregonen (der Art *C. macrophthalmus*), die über zwei Jahre in einer Fischbrutanstalt aufgezogen wurden.

Hinsichtlich der morphometrischen Parameter konnten nur vergleichsweise geringe Unterschiede zwischen Wild- und Zuchtfischen festgestellt werden. Anhand des Vergleichs der

grobchemischen Schlachtkörperzusammensetzung konnte jedoch aufgezeigt werden, dass der Fettgehalt von Zuchtfische höher war. Aufgrund des signifikant höheren Anteils an mehrfach ungesättigten Fettsäuren konnte damit auch der ernährungsphysiologische Wert gesteigert werden. Blindverköstigungen haben zudem ergeben, dass sich die Konsistenz, der Geruch und der Geschmack von Wild- und Zuchtfischen kaum unterscheiden. Das Filet von Zuchtfischen konnte sich sogar durch die sehr weiße Farbe positiv von den Wildfischen abheben (Baer & Brinker 2016). Zukünftige Vorhaben, Coregonen in der Aquakultur zu etablieren, sollten nach dieser Untersuchung in Bezug auf die Fleischqualität keine Nachteile gegenüber dem Produkt aus freien Gewässern erwarten lassen (Göbel et al. 2017a,b).

Auch in anderen europäischen Ländern ist die intensive Produktion von Coregonen in Aquakulturanlagen auf einem sehr geringen Niveau, auch wenn sie in den letzten Jahren immer stärker in den Fokus gerückt ist (Jobling et al. 2010). Bisher wurde nur in Finnland die Erzeugung in Aquakulturanlagen seit mehr als 20 Jahren aktiv vorangetrieben (Siikavuopio et al. 2012). Die Produktion ist dort im letzten Jahrzehnt ständig gewachsen und liegt derzeit bei ca. 1.200 t pro Jahr. Die Speisefischerzeugung findet zum Großteil in Netzgehegen im Brackwasser der Ostsee statt. Auch in NGA in Binnenseen Mittelfinnlands steigt die Produktion; derzeit werden dort ca. 200 t im Jahr erzeugt (Baer & Brinker 2016; Rösch 2018). Die für Coregonen aus der Aquakultur erzielten Preise ab Anlage (amK: ausgenommen mit Kopf) sind in den letzten Jahren deutlich gestiegen. Im Jahr 2018 wurden für vermarktungsfähige Fische bis zu 11 €/kg bezahlt (ab Anlage). Von besonderer Bedeutung für die finnische Aquakultur ist die weitere Optimierung des Laicherfischstammes.

5.3.2 Produktion, Aufzuchtdauer und Überlebensrate

Die Aufzucht und Produktion von Jungfischen (Setzlingen) erfolgt in der Regel in geschlossenen Anlagen unter kontrollierten Bedingungen. Eine Sonderform stellt, wie bereits eingangs erwähnt, die Aufzucht von Jungfischen in NGA, unter Ausnutzung von Naturplankton, dar. In Finnland ist die Aufzucht von Jungfischen ausschließlich mit Trockenfutter Routine. Die Überlebensrate ab Schlupf bis zu einer Länge von ca. 4 cm wird mit 80 bis 90 % angegeben (Rösch 2018). Geringere Überlebensraten werden als schlechtes Ergebnis angesehen.

Die erfolgreiche Aufzucht von Larven mit einer ausschließlichen Fütterung von Trockenfutter in den ersten Wochen wurde bereits in älteren Studien beschrieben (Champigneulle 1988; Dabrowski & Poczyczyński 1988). Eine gute Zusammenfassung zur Produktion, Haltung und Besatz gibt die Literaturübersicht von Lasenby et al. (2001). Zudem liegt eine Vielzahl von Untersuchungen zur optimalen Zusammensetzung der Futtermittel (Koskela 1995, Koskela et al. 1998, Ruohonen et al. 2003.) sowie zum optimalen Fütterungsregime vor (Koskela et al. 1997).

Bei der Setzlingsproduktion von Coregonen (der Art *C. macrophthalmus*) ist zu berücksichtigen, dass Besatzdichte und Temperatur einen wesentlichen Einfluss auf Wachstum und Futtermitteleffizienz haben. Diese nahmen mit steigender Temperatur und bei geringeren Besatzdichten zu (Goebel et al. 2017).

Bei Coregonen der Art *C. lavaretus*, die unterschiedlichen Intensitäten von Nahrungslimitationen ausgesetzt wurden, konnte nachgewiesen werden, dass dies in den Beständen, trotz geringer Nahrungsaufnahme und geringer Wachstumsraten, nicht zu einer Erhöhung der Größenvariabilität führte (Jobling et al. 1999).

In weiteren Untersuchungen konnten zudem sowohl hohe und relativ homogene

Wachstumsraten als auch eine sehr gute Futterverwertung (FQ) ermittelt werden. Darüber hinaus zeigten die Fische (*C. lavaretus*), unter konstanten Licht- und Temperaturverhältnissen, während der gesamten Versuchsdauer (415 Tage) keine geschlechtsspezifischen oder saisonalen Wachstumsraten, kein aggressives Verhalten und keine Wachstumsdepressionen infolge der Gonadenreifung (Siikavuopio et al. 2012), obwohl die Fische am Ende ein Durchschnittsgewicht von etwa 440 g erreicht hatten.

Die Maränen/Felchen scheinen sich in vielerlei Hinsicht für eine Produktion in NGA zu eignen. Auf Grundlage der bisherigen Untersuchungen können sie als potenziell geeignete Kandidaten für die Aquakultur eingestuft werden.

5.4 Weitere potentiell geeignete Arten

Neben den zuvor aufgeführten Arten sind auch Saiblinge, Störe, Welse und Zander als potenziell geeignete Fischarten für die Erzeugung in NGA zu benennen. Diese Arten haben bisher jedoch, in Bezug auf Produktionsumfang und Erträge, nur einen untergeordneten Stellenwert in der deutschen Aquakultur.

Störe werden sowohl in Durchfluss- und Gehegeanlagen als auch in Kreislaufanlagen produziert (Hochleithner 2019). Sie haben ein Knorpelskelett und damit grätenloses Fleisch, werden aber vor allem wegen ihres teuren Rogens (Kaviar) geschätzt. Jedoch benötigen alle Störe sehr lange Zeit (je nach Art zwischen 5 und 20 Jahren) bis zur Geschlechtsreife und damit zur Kaviarernte. Aus diesem Grunde werden die männlichen Tiere auch möglichst frühzeitig aussortiert und verkauft (Hochleithner 2019).

Die Produktion von Zander in NGA wurde u.a. im Zusammenhang mit einer früheren Untersuchung am IfB durchgeführt (Zienert & Heidrich 2005). Für die Versuche wurde u.a. eine Schwimmsteganlage vom Typ „Rechlin“ genutzt.

Im Rahmen einer recht aktuellen Masterarbeit wurde zudem eine Analyse der Eignung von TBS für die fischereiliche Bewirtschaftung mit Flussbarschen (*Perca fluviatilis* L.) auf Grundlage von Monitoringdaten zur Gewässergüte erstellt (Kuhnitzsch 2020).

6 Planung und Konstruktion der Netzgehegeanlagen

Gehegeanlagen können in einem natürlichen oder künstlichen Gewässer installiert werden. Der Wasseraustausch erfolgt durch die Netze bzw. Maschen hindurch. Die NGA zeichnen sich, im Vergleich zu anderen Produktionsformen, durch einen geringen Platzverbrauch und geringe Investitions- und Betriebskosten aus.

Die Bauweise der Gehege für die Fischproduktion kann stark variieren. Das Design und die Konstruktion werden meist von der Fischart und dem jeweiligen Gewässer bestimmt. Für die Konstruktion von Gehegen sind Typ, Form und Material von entscheidender Bedeutung, mit entsprechenden Auswirkungen auf den Betrieb.

In Bezug auf die Planung und Konstruktion existieren bereits verschiedene Übersichten und Literaturstudien (u.a. Beveridge 2004; Lekang 2007; Kumar & Karnatak 2014; Cardia & Lovatelli 2015). Auch einige deutschsprachige Übersichten haben sich sehr intensiv mit der Erzeugung von Fischen in NGA auseinandergesetzt (u.a. IfH 1987; Hochleithner 2019). Entsprechend sollen in diesem Kapitel lediglich einige grundlegende Informationen und Besonderheiten zu gängigen Gehegetypen und -größen für die Nutzung in Binnengewässern aufgezeigt werden. Darüber hinaus werden überblickshaft die bei der Standortwahl in Standgewässern zu berücksichtigenden Faktoren aufgeführt.

6.1 Gehegetypen

Gehege lassen sich nach ihrer Verankerung und den verwendeten Materialien in stationäre (landgestützte) und freischwimmende, starre oder flexible, sowie fixierte oder bewegbare Gehege unterteilen. Ein individuelles Gehege kann insofern mehreren Typen zugerechnet werden (z.B. schwimmendes flexibles bewegbares Gehege).

Starre Gehege zeichnen sich durch einen starren Gehegekasten und -rahmen aus, die aus unterschiedlichen Materialien bestehen (Hochleithner 2019). Solche Gehege können stationär oder schwimmend sein. Hinsichtlich des Standortes sind diese Gehegetypen auf ruhige Gewässer mit geringem Wellengang angewiesen. Im Vergleich zu anderen Typen sind starre Gehege in ihrer Dimensionierung vergleichsweise klein. Besonders die Abfischung größerer Gehege ist schwierig, da kein Gehegenetz vorhanden ist, welches gehoben werden könnte. Aufgrund der Nachteile werden diese Typen für die kommerzielle Produktion kaum eingesetzt.

Flexible Gehege bestehen aus einem flexiblen Gehegenetz und können entweder einen flexiblen oder einen starren Gehegerahmen besitzen. Auch dieser Gehegetyp kann stationär oder schwimmend sein. Aufgrund ihrer Flexibilität können die Gehegetypen in einer Vielzahl von Gewässern eingesetzt werden. Heutzutage ist dieser Gehegetyp am weitesten verbreitet und wird weltweit zur Fischproduktion verwendet (Hochleithner 2019).

Fixierte Gehege verbleiben üblicherweise über längere Zeit an einem Standort. Um Ansammlungen von absetzbaren Stoffen (Futterreste, Kotpartikel) am Gewässergrund zu reduzieren, kann der Standort selbst von Zeit zu Zeit gewechselt werden. Alternativ können die Anlagen auch nur an einem Haltepunkt fixiert werden. Durch Wind und Strömung treibt die Anlage über eine größere Fläche um diesen Ankerpunkt. Diese Art der Fixierung beschränkt sich meist auf kleinere und ruhige Gewässer, da in größeren Gewässern ein Ankerpunkt nicht ausreicht, um Stürmen bzw. einem stärkeren Wellengang standzuhalten.

Zu den **beweglichen Gehegen** gehören horizontal dreh- oder schwenkbare Wendegehege, die

entweder zentral über eine mittige Achse oder durch entsprechend angeordnete Auftriebs- und Ballastkörper drehbar sind. Diese Typen haben sich in der Praxis kaum durchgesetzt, da die Technik anfälliger und die Kosten wesentlich höher sind. Auch vertikal heb- oder senkbare Unterwassergehege werden selten eingesetzt, um Schäden bei extremen Wetterbedingungen (z.B. durch Wellen) zu minimieren. Die Gehege weisen mit Wasser flutbare und mit Druckluft entleerbare Kammern auf, welche das Gehege aufsteigen/absinken lassen (Hochleithner 2019).

Eine Sonderform von Unterwassergehegen stellen Planktongehege dar. Diese werden mit Seilen über einen Galgen von einem Steg oder Ponton aus abgesenkt und zumindest in der Nacht beleuchtet. Dadurch wird Zooplankton angelockt, welches den Fischen als Nahrung dient. Planktongehege werden daher meist nur zur Aufzucht von Jungfischen (z.B. Maränen) in Standgewässern eingesetzt (Steiner & Hochleithner 2016).

Stationäre Gehege bestehen aus einem flexiblen Gehegenetz oder starren Gehegekasten und werden durch Stangen, die in den Gewässerboden getrieben werden, und/oder Seile am Ufer befestigt (Hochleithner 2019). Solche Gehege sind meist klein und viereckig. Zudem sind sie relativ einfach und günstig herzustellen. Der Einsatz beschränkt sich meist auf seichte und ruhige Gewässer mit geringen Schwankungen des Wasserstandes.

Schwimmende Gehege können aus einem flexiblen Gehegenetz oder einem starren Gehegekasten bestehen und werden durch Auftriebskörper schwimmend gehalten. Die Verankerung erfolgt meist mit Seilen am Gewässergrund. Zusätzlich oder alternativ können die Anlagen am Ufer befestigt werden. Solche Gehege werden in verschiedenen Größen und Formen gebaut und können für fast alle Gewässer eingesetzt werden. Heutzutage ist dieser Gehegetyp weit verbreitet und wird für verschiedene Fischarten und -größen verwendet (Hochleithner 2019). Schwimmende NGA sind jedoch oft aufwendiger und teurer in der Herstellung. Neben den höheren Herstellungskosten bieten diese Gehegetypen jedoch verschiedene Vorteile, die auch bei der Fischproduktion auf den TBS zum Tragen kommen:

- Verringerung des Aufwandes gegenüber einer landgestützten Anlage angesichts der möglichen Schwankungen des Wasserstands durch die Bewirtschaftung der TBS entfallen, insbesondere wenn es sich um Speicher handelt wie beim Dreiwelberner See (Führung der Stege, komplizierte Befestigung bzw. Verankerung).
- Verringerung des Risikos von Diebstahl oder Vandalismus gegenüber zentralen landgestützten Anlagen.
- Durch die Bewegung der einzelnen Einheiten um den Halte- bzw. Ankerpunkt können die Emissionen durch die Fischproduktion in einem größeren Umfang auf den Gewässergrund verteilt werden.
- Uferferne Anlagen über tieferem Wasser sind weniger durch Parasiten gefährdet.

Schwimmende Gehege können mit oder ohne Arbeitssteg gebaut werden. Ist kein Arbeitssteg vorhanden, sind alle Arbeiten von einem Arbeitsboot zu erledigen. Speziell die täglichen Routinearbeiten können dadurch unter Umständen erschwert werden. Hinsichtlich des Aufbaus bzw. der Konstruktion von freischwimmenden NGA können verschiedene Typen unterschieden werden, die bereits in der Vergangenheit zur Fischproduktion genutzt wurden. Einige dieser Anlagen werden heute nicht mehr produziert.

Die Rundgehegeanlagen (z.B. Typ Rostock) wurden bereits unter verschiedenen Bedingungen eingesetzt. Die Rundgehegeanlagen besitzen als Träger Polyethylenrohre, die je nach Größe der Anlage, unterschiedliche Durchmesser haben und meist zu einem Doppelring vereinigt sind.

Netzgehege aus Polyethylen können im Wasser nicht verrotten, rosten oder korrodieren. Zudem wird das Material weder durch Algen noch durch anderen Bewuchs in seiner Qualität beeinflusst. Dieser Anlagentyp ist insbesondere für die Speisefischproduktion in größeren Gewässern mit stärkerem Wind- und Welleneinfluss geeignet.

Grundsätzlich sollte das Gehege, insbesondere für die Produktion von Salmoniden, für tiefere Netze und für exponierte Standorte konzipiert sein. Bei einem Durchmesser von beispielsweise 10 m und einer Gesamttiefe von 10 m (davon 1 m Freibord) ergibt sich ein nutzbares Volumen von über 700 m³ je Netzgehege. Da die Netzgehege ihre geometrische Form im Wasser nicht beibehalten, sind hiervon noch 15 % in Abzug zu bringen, so dass mit einem tatsächlichen Volumen von knapp 600 m³ je Netzgehege zu rechnen ist. Die Netzgehege werden bei Bedarf mit einem umlaufenden Steg (und Handlauf) konzipiert. Es können mehrere Netzgehegeeinheiten in unterschiedlichen Variationen zusammengefasst werden.

Zweckmäßige Einrichtungen für die Fischproduktion sind auch Schwimmsteganlagen. Die Anlage des "Typs Rechlin" ist z.B. aus Aluminium gefertigt. Bei einer theoretischen Größe der einzelnen Netzgehege von 4 × 3 × 4 m Gesamtvolumen und unter Berücksichtigung von einer Freibordhöhe von 1 m würde das produktive Käfigvolumen theoretisch 36 m³ entsprechen. Da die Netzgehege ihre geometrische Form im Wasser nicht beibehalten, sind auch hiervon noch 15 % in Abzug zu bringen, so dass mit einem tatsächlichen produktiven Volumen von 30 m³ zu rechnen ist.

Im Rahmen einer früheren Untersuchung wurden auch Netzgehegeträger der Firma AquaTech zur Aufzucht von Karpfen (K₂) genutzt. Eine Anlage ist mit jeweils sechs Einzelgehegen ausgestattet, die dem aktuellen Stand der Technik entsprechen. Im Rahmen der Untersuchung wurden zwei Anlagen eingesetzt. Die Einheiten haben Außenabmessungen von 16 x 12 m und ragen maximal 0,4 m aus dem Wasser. Die Anlage besteht zudem aus schwimmenden Einzelpontons (0,5 x 0,5 x 0,5 m), die mit Steckverbindungen zusammengehalten werden und einen Rahmen für das Netzgehege bilden.

Die Netzgehege bestehen aus polymerummanteltem Polyesternetz (Maschenweite = 20 mm) und wurden an den entstehenden Pontonrahmen befestigt. So ergeben sich im Wasser je Netzgehege Abmessungen von 4,0 x 4,0 x 3,85 m und ein theoretisches Haltungsvolumen von 61,6 m³. Da sich das Netz nicht genau quaderförmig ausformt, wurde das Gesamtvolumen noch einmal ausgemessen. Dieses Gesamtvolumen beträgt für alle 12 Einzelgehege insgesamt 672 m³. Zum Schutz vor Kormoranen und anderen fischfressenden Wasservögeln wurden die einzelnen Netzgehege mit engmaschigen Netzen (ca. 20 mm Maschenweite) überspannt.

6.2 Gehegegrößen und -formen, Verankerung

Netzgehege können in Form und Größe sehr stark variieren. Die **Größe von Gehegen** wird meist von der Fischart und dem Gewässer bestimmt. Kleinere Gehege (unter 10 m Seitenlänge) haben meist einen viereckigen Rahmen, größere Gehege (über 10 m Durchmesser) einen kreisrunden Rahmen. Der potentiell mögliche Wasserwechsel je Zeiteinheit hängt vom Volumen und Querschnitt des Geheges bzw. von der Netzfläche der Seitenwände ab. Entsprechend ermöglichen kleinere Gehege generell einen schnellen Wasseraustausch und somit höhere Wasserwechselraten. Dadurch besitzen sie auch ein größeres Haltungspotential. Je größer die Gehege werden, desto geringer werden aber, bezogen auf den Kubikmeter Volumen, die Herstellungskosten. Allerdings steigen mit der Größe der Gehege wiederum auch die

Schwierigkeiten, diese zu verankern und zu bewirtschaften (Hochleithner 2019).

Die **Tiefe der Gehegenetze** hängt vom Gewässer und von der Fischart und -größe ab. Für Jungfische (z.B. Planktongehege) werden meist Gehege eingesetzt die eine Tiefe von 1,0 bis 2,0 m aufweisen. Für Karpfen oder Welse wird eine Mindesttiefe von 1,0 m angegeben, da es sonst zu Wachstumsdepressionen und Körperdeformationen kommen kann (Hochleithner 2019). Prinzipiell sollten für Warmwasserfische (wie Karpfen und Welse) die Gehege nicht tiefer als 2,0 bis 4,0 m sein, damit sich die Fische im warmen Oberflächenwasser aufhalten. Für Kaltwasserfische sollten die Gehege wiederum tiefer als 4,0 bis 6,0 m sein, damit die Fische im Sommer in das kältere Tiefenwasser ausweichen können.

Gehege können zudem in fast jeder erdenklichen **Form** gebaut werden. Die in der Praxis verwendeten Gehege lassen sich je nach Form des Rahmens und des Netzes in runde, vier- und mehreckige sowie quader-, zylinder- und andersförmige einteilen (Hochleithner 2019). Kreisrunde Gehegerahmen werden meist aus Kunststoffmaterial hergestellt und üblicherweise für große Gehege verwendet. Runde Gehege eignen sich besonders für schnell schwimmende, aktive pelagische Fische besser als rechteckige Gehege, da diese Fischarten üblicherweise im Kreis schwimmen. Rechteckige Gehege eignen sich für langsam schwimmende, weniger aktive benthische Fische. Quadratische Gehege sind hingegen für viele Fischarten geeignet.

Im Rahmen des Gutachtens sollen die verschiedenen Alternativen zur Verankerung von NGA nur kurz dargestellt werden. Frei schwimmende Anlagen können stirnseitig frei drehend oder an beiden Stirnseiten sowie in Reihe verankert werden. Zur Verankerung eignen sich am besten flächige Betonanker, deren Ankeröse sich in der Mitte befindet. Abhängig von der Größe sollte die Verankerung mit jeweils einem Sauganker aus Stahlbeton pro Einheit mit einer Masse von 500–1000 kg an der Luft erfolgen. Für weiche Böden sollten Spezialanker mit einer hohen Haltekapazität genutzt werden, die einfach zu installieren und zu heben sind. Die Länge der Ankerkette sollte im Regelfall das Dreifache der Wassertiefe betragen.

6.3 Netzformen, Maschenweiten und Netzmaterialien

Hinsichtlich der Netzformen werden für viereckige Gehegerahmen quader- oder würfelförmige Gehegenetze verwendet. In einigen Fällen wird aber auch eine Kombination genutzt, z.B. oben würfelförmig und unten trichterförmig. Grundsätzlich ermöglichen quaderförmige Gehegenetze, abhängig von der Verankerung, den besten Wasseraustausch. Zylinder- oder kegelförmige Gehegenetze werden hingegen für kreisrunde Gehegerahmen verwendet (Hochleithner 2019). Bei zylinderförmigen Gehegenetzen wird das eingesetzte Netzmaterial am effektivsten ausgenutzt und es entstehen dadurch, auf das Volumen bezogen, die geringsten Herstellungskosten. Diese Form hat zudem das geringste Verhältnis von Fläche zu Volumen, bietet aber bei widrigen Verhältnissen die geringste Angriffsfläche. Allerdings weisen sie auch den geringsten Wasseraustausch auf. Misch- oder andersförmige Gehegenetze werden für mehreckige Gehegerahmen verwendet, manchmal werden aber auch zylindrische Netze in oktagonale Rahmen eingesetzt. Kugelförmige Netze bilden hingegen die Ausnahme. Zum Einsatz kommen sie allenfalls in horizontal oder vertikal bewegbare Gehegerahmen. Zudem weisen auf das Volumen bezogen die höchsten Herstellungskosten auf.

Um einen möglichst guten Wasseraustausch zu gewährleisten, sollten keinesfalls zu geringe Maschenweiten genutzt werden. Netze mit zu kleinen Maschenweiten setzen sich vielfach schnell zu. Für die Maschenweite gilt die Faustregel, dass für 1 cm Fischlänge eine

Maschenweite von 1 mm zugrunde zu legen ist. Bei Besatz mit Jungfischen ab 2 g Stückgewicht sind als Maschenweite 6 mm zu wählen. Für Jungfische ab 4 – 5 g Stückmasse genügen in der Regel Maschenweiten von 8 mm, für Fische ab 8 g in der Regel 10 mm. Für größere Setzlinge kommen Maschenweiten von 12 – 16 mm in Betracht. An der Oberseite sind die Netzgehege mit einer Abdeckung aus Netzmaterial von größerer Maschenweite abzusichern.

Für die Gehege können unterschiedliche Materialien verwendet werden. Hinsichtlich der Relevanz für den Einsatz in der Praxis sollte das eingesetzte Netzmaterial stark, leicht, weich und glatt sowie beständig und preiswert sein. Anhand der aufgeführten Anforderungen wird jedoch schnell ersichtlich, dass kaum ein Material all diesen Anforderungen gerecht werden kann. Entsprechend muss in der Praxis immer ein Kompromiss gefunden werden.

Natürliche Netzmaterialien werden aufgrund ihrer geringen Haltbarkeit nur noch sehr selten verwendet. Sie sollen daher hier nicht eingehender dargestellt werden. Hingegen werden künstliche Materialien weltweit eingesetzt. Neben Metall (z.B. Aluminium- und Eisenlegierungen) werden überwiegend Kunststoffe (z.B. Polyamid, Polyester, Polyethylen und Polypropylen) verwendet (Hochleithner 2019). Metall ist bei der Herstellung grundsätzlich teurer, schwerer und korrosionsanfälliger als Kunststoff, wächst aber weniger stark zu (z.B. durch Aufwuchsalgen).

Zudem werden auch Netze aus Polyester verwendet, die mit einem Polymer ummantelt und dadurch sehr stabil, widerstandsfähig aber dennoch flexibel sind. Die Netze sind nach Angaben der Hersteller etwa doppelt so stark wie herkömmliche Nylonnetze und gewährleisten niedrigere Betriebskosten. Sie benötigen auch einen geringeren Wartungsaufwand und haben weniger Fischverluste. Das umweltverträgliche Material ist zudem UV-beständig.

6.4 Arbeitsplattform, Betriebshof und Zuwegung

Bei der Konzeption der Anlagen werden zudem unterschiedliche Alternativen von Futter- und Arbeitsplattformen dargestellt. Dabei geht es um die arbeitswirtschaftliche Optimierung der Fütterung und der Routinearbeiten, wie zum Beispiel die Sortierung der Fische. Stabile Geländer erleichtern Routinearbeiten und das Wechseln der Netze. Alternativ wären sowohl eine manövrierfähige Arbeitsplattform als auch eine Hälterungseinheit denkbar, die zur Zwischenhälterung beim Sortieren bzw. zur Aufnahme der vermarktungsfähigen Fische dient.

Für die fachgerechte Planung und Projektierung des dazugehörigen Betriebshofes müssen mehrere Faktoren berücksichtigt werden. Insbesondere müssen kurze Fahrwege zur NGA gewährleistet sein, um die Betriebskosten auf einem möglichst geringen Niveau zu halten. Bei der Zuwegung ist zu beachten, dass der Betriebshof grundsätzlich auch für schwere Fischtransporte erreichbar sein sollte. Entsprechend muss das Gefälle in die Planung und bei der Standortwahl berücksichtigt werden. Zudem stellen die Transporte eine gewisse Anforderung hinsichtlich Breite und Belastbarkeit der Zuwegung an.

Weitere Punkte, die zu berücksichtigen sind:

- Spundwand zur Verladung mit vorgelagerter schwimmender Arbeitsplattform
- Anlegestelle für unterschiedliche Arbeits- bzw. Kontrollboote
- Nutzung einer vorhandenen Uferschräge zum Einlassen von Kähnen u.a. neben der Spundwand (Slipanlage)
- Arbeitsplatz im Anschluss an die Spundwand für mobiles Hebezeug (Bagger) sowie Anlieferung und Abfahrt von Fischen, Futter und Technik mit LKW
- Gebäude für die Bewirtschaftung der Anlage, Stellplätze und Freilager (Transformator)

6.5 Standortwahl

Die Standortwahl spielt eine besonders große Rolle bei der Anwendbarkeit dieser Fischhaltungstechnologie. Fischhaltung in Netzgehegen setzt größere natürliche oder auch künstlich angelegte Stillgewässer voraus (Kiesgruben, Tagebaue etc.).

Die Erzeugung von Fischen in NGA schließt ein natürliches Ausweichen der Fische in Gewässerbereiche mit besseren Lebensbedingungen aus. Zudem sind die Fische durch die vergleichsweise höheren Besatzdichten auch einem erhöhten Stress ausgesetzt. Optimale abiotische Faktoren für die Fischhaltung (physiologisch günstige pH-, Temperatur- und Sauerstoffwerte) sind daher eine Grundvoraussetzung für die Produktion. Die Tiefe der Netze sollte für die Salmonidenproduktion bei mindestens 10 m liegen, um den Fischen im Sommer ausreichend Ausweichmöglichkeiten in die kälteren metalimnischen bzw. hypolimnischen Bereiche der Gewässer zu bieten.

Bei der Standortfrage spielt auch die natürliche Belastbarkeit des Gewässers eine Rolle. Als weitere Kriterien, insbesondere für die Erzeugung von Fischen in NGA, werden im Rahmen des Gutachtens folgende Faktoren eingehender betrachtet:

- Witterung, Strömung und Eisbildung
- Wassertiefe
- Untergrund, Bodensubstrat und Wasserpflanzen (falls Angaben vorhanden)

Die **Witterung** und die Exposition beeinflussen durch Sonne, Wolken und Regen neben der Temperatur vor allem durch den Wind und die so erzeugten Wellen den Wasserwechsel an einem Standort (Hochleithner 2019). Für die Standortwahl der NGA auf TBS sind zumindest die Faktoren Wellenhöhe und –länge nicht maßgeblich entscheidend. Diese Faktoren spielen für Binnengewässer, im Gegensatz zur Produktion im marinen Bereich, eine untergeordnete Rolle. Einige Fischarten, wie Forellen, reagieren in der Regel phototaktisch-negativ (Flucht vor Licht). Bei NGA mit einer ausreichenden Netztiefe sind bisher keine negativen Folgen bekannt geworden, die auf eine direkte Sonneneinstrahlung zurückzuführen sind (IfH 1987).

Die **Strömung** spielt bei der Standortwahl in stehenden Binnengewässern ebenfalls eine eher untergeordnete Rolle. Sie hat jedoch auch dort einen wesentlichen Einfluss auf den Wasserwechsel. Eine Verformung der Gehegenetze oder eine Verschiebung der Verankerung ist hier, im Vergleich zum marinen Bereich, nicht zu erwarten. Falls NGA nicht uferfern verankert werden, sind die Randpartien an der Scharkante der Gewässer günstig, da hier, insbesondere an windparallelen Ufern, uferparallele Strömungen vorhanden sind. Als optimal ist die Aufstellung senkrecht oder keilförmig zur Uferlinie anzusehen. Durch die Wasserströmung wird den Fischen ständig sauerstoffreiches Wasser zugeführt. Stoffwechselprodukte und Futterreste werden hingegen abgeführt. Standorte mit einer gewissen Wasserströmung über den gesamten Produktionszyklus sind daher als günstig zu bewerten. Bis etwa 0,2 m/s Strömungsgeschwindigkeit wurden keine nachteiligen Folgen auf den Zuwachs von Forellen festgestellt (IfH 1987). Gewässerbereiche mit „stehendem“ Wasser, wie z.B. windgeschützte Buchten, sollten als Standort vermieden werden.

Die **Eisbildung** kann Auswirkungen auf Gehegeanlagen haben. Während das Einfrieren und Auftauen des Geheges meist keine Probleme verursacht und die Fische oft auch die Innenfläche durch die Eigenbewegung eisfrei halten, kann Treibeis im Frühjahr die Gehege beschädigen. Falls doch tiefere Temperaturen auftreten sollten, können Ausströmer oder Belüfter (in den

Gehegen oder außerhalb) zum Eisfreihalten eingesetzt werden. Besser geeignet sind jedoch HP-Förderer oder Strömungserzeuger, die wärmeres Wasser nach oben befördern (Hochleithner 2019). Da der Produktion schwerpunktmäßig von April bis Anfang November stattfindet, ist das Sicherheitsrisiko für den Fischbestand in einem vertretbaren Rahmen. Um Beschädigungen durch Treibeis in Standgewässern zu vermeiden, kann die NGA an der Windschattenseite installiert werden, sodass sich die Eisschollen beim Aufbrechen des Eises von der Anlage wegbewegen. Dies ist bei der Standortwahl zu berücksichtigen.

Die **Wassertiefe** kann ebenfalls einen Einfluss auf Gehegeanlagen haben. Die Wassertiefe beeinflusst Art und Kosten der Verankerung. Stationäre Gehege werden meist nur in seichtem Wasser (bis zu 6,0 bis 8,0 m) verwendet. Schwimmende Gehege können hingegen theoretisch in jeder Wassertiefe installiert werden. Allerdings steigen mit zunehmender Wassertiefe auch der Aufwand und die Kosten für die Verankerung der Anlage (Hochleithner 2019). Generell sollte der Gehegeboden einen ausreichenden Abstand vom Gewässerboden haben, da sich dort sowohl Abfallstoffe ablagern, als auch vermehrt Wildfische und Krankheitserreger aufhalten. Je größer der Bodenabstand, desto weiter werden die Futter- und Kotreste durch die Strömung verteilt. Auch der Wasseraustausch durch die Eigenbewegung der Fische erfolgt überwiegend durch den Gehegeboden. Da sich der Austausch mit abnehmendem Abstand verringert, sollte stets ein entsprechender Mindestabstand eingehalten werden.

Das **Bodensubstrat** bzw. der Untergrund können einen wesentlichen Anhaltspunkt über die Strömungsverhältnisse geben. So kann ein harter Untergrund ein Anzeichen für regelmäßige bodennahe Strömungen, ein schlammiger Untergrund hingegen ein Anzeichen für geringe bodennahe Strömungen sein. Allerdings kann auf hartem Untergrund die Verankerung der Anlage entsprechend schwieriger sein. Ein kiesiger oder sandiger Untergrund ist ideal für die Verankerung. In schlammigen Untergründen kann sich durch Abbauprozesse von Abfallprodukten toxischer Schwefelwasserstoff bilden.

Wasserpflanzen können in Form von Aufwuchsalgen an NGA Probleme bereiten, da sie an den Gehegematerialien nicht nur das Gewicht und damit den Widerstand der Netze stark erhöhen, sondern auch den Wasseraustausch in Gehegen stark verringern können.

7 Anlagenaufbau

7.1 Netzgehegeanlage zur Produktion von Speiseforellen

Die hier beispielhaft dargestellte NGA ist auf eine Produktion von 95 t Speiseforellen (jährliche Abfischungsmasse) aus Setzlingen ausgelegt. Geeignete Anlagen für die intensive Produktion von Satzkarpfen sind in den Arbeiten von Rümmler dargestellt (u.a. Rümmler et al. 2013). Bei der hier skizzierten Forellenproduktion handelt es sich um eine weitgehend kontinuierliche Erzeugung, bei der die Speisefische regelmäßig abgeschöpft werden und mehrmals eine Zulieferung von Satzfischen erfolgt. Der maximale Fischhaltebestand wird mit 50 t festgelegt.

Die NGA setzt sich aus vier separat auf dem See schwimmenden und verankerten Einheiten (ohne Landzugang) zusammen. Zur Speisefischaufzucht sind acht runde Gehege vorgesehen, die zu je zwei Batterien (jeweils vier Gehege) zusammengefasst werden. Des Weiteren sind zwei freischwimmende viereckige Einheiten geplant, die je nach Bedarf zur Satzfischaufzucht und zur Hälterung (ohne Fütterung) nach der Sortierung genutzt werden können.

Eine separate, freischwimmende Anordnung wird aus mehreren Gründen favorisiert. Ein Hauptgrund ist die Verringerung des Aufwandes gegenüber landgestützten Anlagen (Bau langer Stege, vertikale Führung von Stegen, komplizierte Verankerung bzw. Befestigung) angesichts der Wasserstandsschwankungen (vgl. Kapitel 4.5.1), die mit der wasserwirtschaftlichen Bewirtschaftung einiger TBS einhergehen (z.B. Bärwalder See, Dreiwieberner See).

Durch die vorgesehene Anordnung wird bei Veränderung des Wasserstandes nur der Bewegungsradius der einzelnen Einheiten verändert. Gleichzeitig führt diese Anordnung auch zu einer Verringerung der Wirkung hoher Wellen oder einer Eisbildung, da die Einheiten in gewissem Umfang bewegungsfähig bleiben.

7.1.1 Rundgehege zur Aufzucht von Speiseforellen

Die Rundgehege haben einen Durchmesser von 12,7 m und einen Umfang von knapp 40,0 m. Es handelt sich um ein Standardmaß, das vielfach auch in anderen Ländern für die Produktion von Speiseforellen in Binnengewässern genutzt wird. Entsprechend liegen für diesen Gehegetyp bereits bewährte Verfahren hinsichtlich der Art der Verankerung, der Zusammenhaltung zu Batterien und zur Stabilität bei Wellengang vor. Der hier konzipierten Rundgehege sind mit dem Netzgehegeträger Typ „Rostock“ aus Vorwendezeiten vergleichbar. Dieser kreisrunde Träger in Doppelringausführung hatte bei diesem Typ einen inneren Durchmesser von 11,5 m (IfH 1987).

Die Rundgehege bestehen aus Kunststoffrohren (meist Polyethylen), die gleichzeitig als Gehegerahmen und Schwimmkörper fungieren. Die verwendeten Rohre haben, je nach Einsatzort und Gehegegröße, einen Durchmesser von 100 bis 500 mm und werden ein-, meist zwei- oder dreireihig aneinander montiert. Für Gehege mit einem Durchmesser von weniger als 20 m werden meist Kunststoffrohre mit einem Durchmesser unter 250 mm verwendet.

Die Kunststoffrohre haben bei kleineren Rundgehegen meist keine Abdeckung, die als Laufsteg dienen könnten. Entsprechend müssten alle anfallenden Arbeiten von einem Arbeitsboot bzw. einer Arbeitsplattform aus erledigt werden. In Abhängigkeit von den Anforderungen können aber auch Stegplatten verwendet werden, die entweder das gesamte Gehege umschließen oder nur bestimmte Teilbereiche abdecken. Diese Bauweise erleichtert das gefahrlose Begehen der Anlage, die Kontrolle sowie die täglich anfallenden Routinearbeiten. Entsprechend betragen die äußersten Abmessungen der einzelnen Rundgehege ca. 14 m. Die weiteren Grunddaten der

Rundgehege sind in der Tabelle 18 zusammengefasst. Die Gehege können mit einem Geländer (Handlauf) hergestellt werden, der ebenfalls aus Polyethylenrohren mit einem geringen Durchmesser besteht.

Dieses Rundgehege, mit einem vergleichsweise geringen Durchmesser, wurde aus mehreren Gründen gewählt. Infolge der angestrebten kontinuierlichen Vermarktung ist ein häufiger Abgang begrenzter Fischmengen notwendig. Entsprechend muss relativ häufig eine Sortierung erfolgen, die einen nicht unerheblichen Anteil der Routinearbeiten ausmacht. Die Bestände in einem Gehege dürfen daher nicht zu groß sein. Die vollständige Sortierung an einem Tag muss gewährleistet sein. Zudem müssen die marktfähigen Fische an den darauffolgenden Tagen sowohl zwischengehältet als auch vermarktet werden können. Zusätzlich müssen für die Aussortierung der ersten Vorwüchser entsprechende Hälter oder andere Gehege bereitstehen.

Tabelle 18: Grunddaten der Rundgehege zur Aufzucht von Speiseforellen

Parameter	Einheit	Einzelgehege	Gesamtsystem
Gehegeanzahl	[Stück]	1	8
Durchmesser	[m]	12,7	
Grundfläche	[m ²]	126,7	1.013,3
Netztiefe	[m]	10	10
Nutzbare Wassersäule (Sommer)	[m]	5	5
Theoretisches Nutzungsvolumen	[m ³]	633,4	5.067,1
Tatsächliches Nutzungsvolumen	[m ³]	506,7	4.053,7

Wie oben bereits beschrieben, sollen die acht Rundgehege zu zwei Batterien mit je vier Gehegen angeordnet werden. Der Abstand der Einzelgehege zueinander wird etwa 1,0 m betragen. Die Verbindung der vier Gehege untereinander erfolgt über zwei an den äußeren Ringen befestigten Ankerschellen (und deren Verbindung über ein Seil). An den Seilen werden in der Mitte zusätzliche Auftriebskörper montiert (Abbildung 7).

Abhängig von der Größe sollte die Verankerung mit jeweils einem Sauganker aus Stahlbeton pro Einheit mit einer Masse von 500–1000 kg an der Luft erfolgen. Die Länge der Ankerkette, die zunächst an einer Schwimmtonne befestigt wird, sollte etwa das Dreifache der Wassertiefe betragen. Bei einer Wassertiefe von 20 m müsste die Ankerleine eine Mindestlänge von 60 m aufweisen. Die Netzgehegebatterie wird dann über eine ca. 15 m lange Leine (mit Auftriebskörpern) mit der Schwimmtonne verbunden (Abbildung 7). Die Anbindung an das erste Gehege erfolgt mittig, so dass der Abstand zwischen dem Rand des Geheges und der Schwimmtonne etwa 8 m betragen wird.

Diese Form der Verankerung bietet den Vorteil, dass sich die Anlage, je nach Windrichtung, um den Ankerpunkt drehen kann. Entsprechend werden die in geringen Mengen anfallenden Feststoffe (Kot, Futterreste) über eine größere Gewässerfläche verteilt. Als Nachteil muss jedoch der größere Flächenbedarf aufgeführt werden, der mit dieser Form der Verankerung einhergeht. Im Rahmen einer Beantragung müssen diese planungsrelevanten Punkte berücksichtigt und hinsichtlich ihrer Relevanz abgestimmt werden.

Unter Berücksichtigung der oben aufgeführten Angaben beträgt die Länge einer Batterie (inkl.

der Verbindung zur Schwimmtonne) etwa 63 m. Dazu kommt die Entfernung vom Ankerpunkt bis zur Schwimmtonne (etwas mehr als 55 m). Die gesamte Anlage (eine Batterie) hätte somit eine Länge von 118 m. Da sich die Anlage um den Ankerpunkt frei bewegen kann, liegt der Flächenbedarf einer Batterie bei mindestens 43.700 m² bzw. 4,4 ha. Ein zusätzlicher Sicherheitsabstand würde hierbei noch nicht berücksichtigt. Der Flächenbedarf einer freischwimmenden und um den Ankerpunkt beweglichen Anlage über 12 m Wassertiefe würde hingegen bei unter 3 ha liegen. Alternativ könnte auch eine fest verankerte Anlage installiert werden. Dies würde den Flächenbedarf erheblich reduzieren, hätte aber die bereits aufgeführten Nachteile und müsste wesentlich stabiler und damit aufwändiger gebaut sein.

Für ein einzelnes Rundgehege ergibt sich eine Grundfläche von ca. 127 m². Die Tiefe der Netze soll in allen Fällen bei mindestens 10 m liegen. Durch diese Mindesttiefe wird den Fischen (Regenbogenforellen) im Sommer eine Ausweichmöglichkeit in den kälteren hypo- bzw. metalimnischen Bereich geboten. Die nutzbare Wassersäule wird aufgrund der sommerlichen Temperaturverhältnisse mit 5 m angesetzt. Auf einen ausreichenden Abstand zwischen Netzboden und Gewässergrund ist zu achten, da sich dort die Abfallstoffe ablagern und auch vermehrt Wildfische aufhalten.

Da die Netzgehege ihre geometrische Form im Wasser nicht beibehalten und sich insbesondere im unteren Bereich verjüngen, wird sich das theoretisch nutzbare Volumen noch einmal um ca. 20 % verringern. Dadurch ergibt sich ein nutzbares Volumen von ca. 507 m³ je Einzelgehege bzw. 4.054 m³ für die acht Aufzuchtgehege (Tabelle 18).

Zur Abwehr von fischfressenden Vögeln ist eine Abdeckung der einzelnen Rundgehege durch engmaschige und leichte Netze (unter 50 mm) vorgesehen. In Becken- und Teichanlagen ist auch eine Totalüberspannung mit Leinen in einem Abstand von ca. 30 cm üblich. Diese Variante dürfte sich aber in dem vorliegenden Fall schlechter realisieren lassen. Zum Schutz gegen Fischotterschäden wären, falls notwendig, akustische Vergrämnungsmaßnahmen denkbar.

7.1.2 Viereckige Einheiten zur Satzfishaufzucht, Hälterung und Sortierung

Die viereckigen Einheiten sind für die Satzfishaufzucht und die Sortierung bzw. die kurzfristige Hälterung von verkaufsfertigen Fischen vorgesehen. Die zwei viereckigen Einheiten sollen aus einem mittleren Steg (ca. 2 m) und beidseitigen Netzgehegen bestehen. Je nach Fischgröße bzw. sortierten Fraktionen sind für jede Stegseite ein bis drei Netzgehege möglich. Im Zuge der Besatz-, Sortierungs-, Hälterungs- und Abfischungsprozesse ist die Nutzung der einzelnen Gehege somit variabel.

Tabelle 19: Grunddaten der viereckigen Einheiten zur Satzfishaufzucht oder Hälterung

Parameter	Einheit	Einzelgehege	Aufzucht-/Hälterung
Gehegeanzahl	[Stück]	1	4
Gehegeabmessungen	[m * m]	4 * 10	
Grundfläche	[m ²]	40	160
Netztiefe	[m]	10	10
Nutzbare Wassersäule (Sommer)	[m]	5	5
Theoretisches Nutzungsvolumen	[m ³]	200	800
Tatsächliches Nutzungsvolumen	[m ³]	160	640

Für ein einzelnes Gehege (Abmessung 4 * 10 m) ergibt sich eine Grundfläche von 40 m². Die Tiefe der Netze soll auch hier bei mindestens 10 m liegen. Die nutzbare Wassersäule wird aufgrund der sommerlichen Temperaturverhältnisse mit ca. 5 m angesetzt. Da die Netzgehege ihre geometrische Form im Wasser nicht beibehalten und sich insbesondere im unteren Bereich verjüngen, wird sich auch bei diesen Gehegen das theoretisch nutzbare Volumen noch einmal um ca. 20 % verringern. Dadurch ergibt sich ein nutzbares Volumen von 160 m³ je Einzelgehege bzw. 640 m³ für die vier Aufzuchtgehege (Tabelle 19).

7.1.3 Mobile Netzträgeranlage und schwimmende Arbeitsplattform am Ufer

Als zusätzliche Netzgehegekapazität ist eine mobile Anlage vom Typ „Rechlin“ vorgesehen. Diese besteht aus einem Schwimmsteg mit einer Breite von 2 m. Für den vorliegenden Anwendungsfall wird auf jeder Stegseite ein Netz mit den Abmessungen 4 * 10 m eingehangen. Die Netze sollen bis in eine Tiefe von ca. 5 m reichen. Ursprünglich wurden die Anlagen für sechs eckige Netzgehege konzipiert. Die Außenabmessungen der Anlagen betragen ca. 11 * 10 m. Die mobile Netzträgeranlage dient sowohl zur Sortierung als auch zum Fischtransport.

Der Transport der Netzträgeranlage zwischen dem Betriebshof und der Anlage soll mit dem Versorgungsboot durchgeführt werden. Bei der Sortierung können, je nach Bedarf, eine oder beide Anlagen dazu genutzt werden, die anfallenden Fische bestimmter Sortierungen aufzunehmen. Dies können z.B. Vorwüchser sein, die bereits vermarktet werden können. Die mobile Netzträgeranlage soll je nach Nutzung an den Stirnseiten des Mittelsteges der Satzfischanlage oder an den Außenseiten der Speisefischgehege festgemacht werden.

Die Entnahme, Wiegung und Verladung der verkaufsfähigen Fische erfolgt von der Arbeitsplattform aus, die mit zwei Führungen an der Spundwand befestigt ist. Die Plattform hat eine Länge von 8,3 m, eine Breite von 10,5 m und ragt ca. 40 cm aus dem Wasser. Die Tragfähigkeit der Plattform beträgt ca. 3 t. Die Spundwand (siehe nachfolgendes Kapitel) hat eine Länge von ca. 22 m. Für die Aufnahme der Besatzfische kann auch die mobile Netzträgeranlage neben der Arbeitsplattform platziert werden. Für die Speisefischentnahme wird der Steg der mobilen Netzträgeranlage an der Stirnseite der Arbeitsplattform festgemacht.

7.1.4 Spundwand, Einlassstelle für Boote und Betriebshof

Die Spundwand sollte eine Länge von ca. 22 m haben. Die Wassertiefe an der Spundwand sollte bei einem normalen Wasserstand ca. 5 – 7 m nicht unterschreiten, da die Netze der mobilen Netzträgeranlage mit einer Tiefe von 5 m angegeben sind. Die maximale Verkehrslast der Fläche, die die Spundwand belastet, sollte 40 t betragen (nach der DIN 1055). Für die weitere Planung des Standortes müssen auch die geotechnischen Voraussetzungen für die Errichtung der Spundwand berücksichtigt werden. Neben der Spundwand sollte eine Abschrägung des Ufers und eine Aufbringung von Schotter/Splitt vorgenommen werden, die als Einlassstelle für Boote oder schwimmende Anlagenteile genutzt werden kann.

Der zugehörige umzäunte Betriebshof besteht aus einem Gebäude für die Bewirtschaftung der Anlage. Zudem wird ein Arbeitsplatz im Anschluss an die Spundwand für mobiles Hebezeug (Bagger, Kran) sowie die Anlieferung und Abfahrt von Fischen, Futter und Technik benötigt. Zudem dient das Betriebsgebäude der fachgerechten Lagerung der Futtermittel, aber auch von festen und flüssigen Brennstoffen bzw. Schmierstoffen.

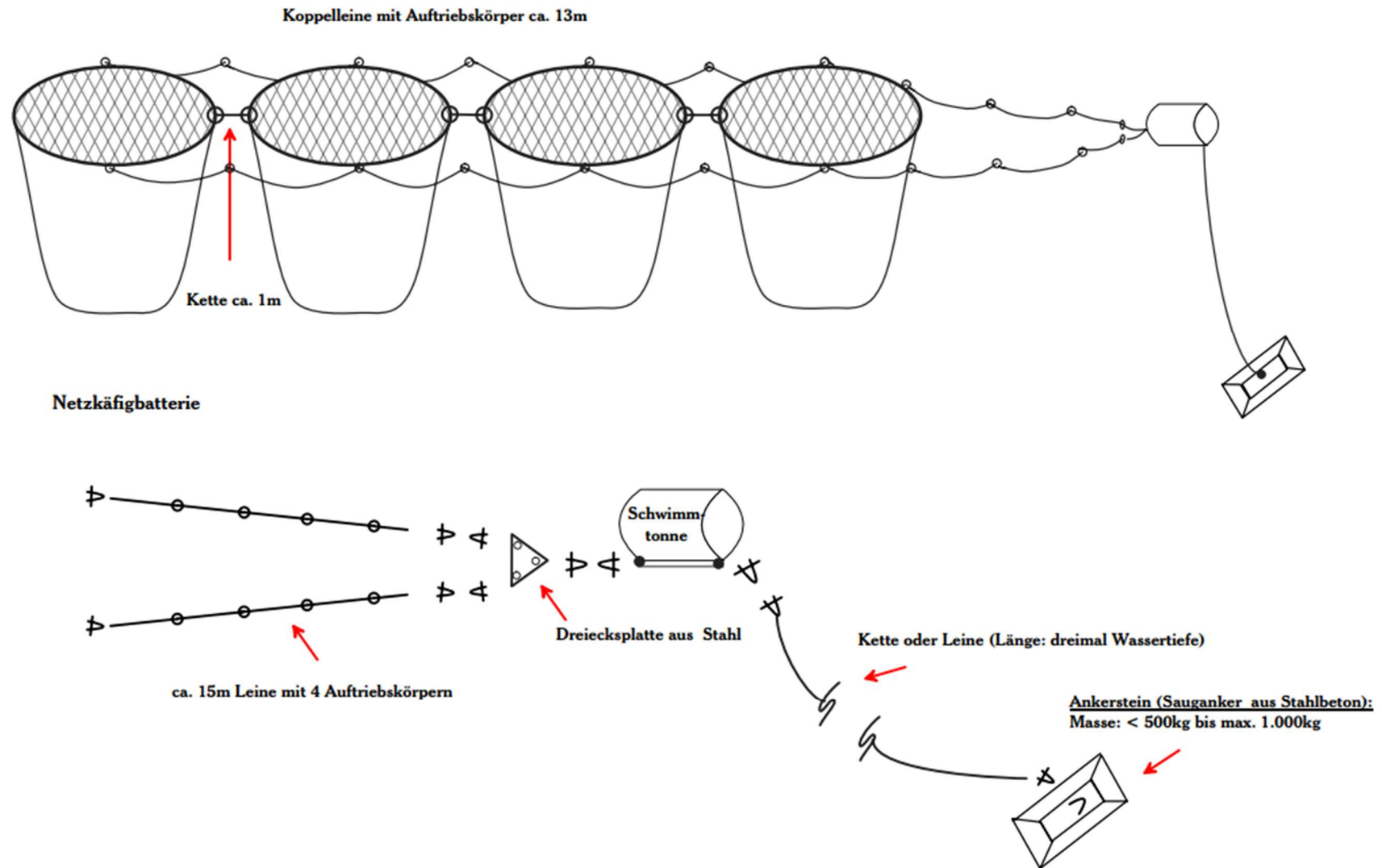


Abbildung 7: Grafische Darstellung einer Netzgehegeanlage mit einem Ankerpunkt

8 Emissionen aus der Netzgehegeproduktion

Die Produktion von Fischen in NGA ist mit Nährstoffeinträgen verbunden und kann, in Abhängigkeit von der Produktionshöhe und den limnologischen Rahmenbedingungen, eine mehr oder weniger starke Gewässerbelastung darstellen. Eine essentielle Voraussetzung zur Abschätzung der Auswirkungen ist daher die Ermittlung der Höhe dieser Emissionen.

8.1 Allgemeines

Fischproduktion, d.h. die Erzeugung von Fischzuwachs, kann nur durch den Einsatz von Futtermitteln erfolgen. Die Umsetzung des aufgenommenen Futters im Fischorganismus ist jedoch immer mit Verlusten verbunden, die als unverdauliche Futterbestandteile und Endprodukte des Erhaltungs- und Energiestoffwechsels in das Umgebungswasser ausgeschieden werden (Cho & Bureau 1997).

Die Stoffwechselendprodukte der Fische gelangen zum einen als lösliche Verbindungen durch den Gasaustausch über die Kiemen sowie die Urinabgabe und zum anderen als Kot, d.h. Partikel (Feststoffe), in das Umgebungswasser. Zudem kommen selbst bei einer Fütterung, die der guten fachlichen Praxis entspricht, in sehr geringem Umfang Futterreste dazu. Emissionen durch verendete Fische sind bei der Erzeugung von Fischen in NGA hingegen nicht zu erwarten, da diese in der Regel direkt im Rahmen der täglichen Routinearbeiten entnommen werden.

Messungen der Nährstoffausträge direkt an einer Anlage oder im Gewässer sind aufgrund ihrer Ungenauigkeit, insbesondere in Bezug auf eine repräsentative Probenahme, dazu nicht oder nur bedingt geeignet (Reid et al. 2006; Roque d'Orbcastel et al. 2008). Zudem sind diese Messungen sehr zeit- und arbeitsintensiv, was sich in höheren Kosten niederschlägt (Cho & Bureau 1997; Cho et al. 1991, 1994). Entsprechend werden sie in der Praxis nicht angewendet.

Zur Abschätzung der Emissionen des Fischbestandes kommen daher biologische Methoden zur Anwendung, die ihre Grundlage in Masse- bzw. Frachtbilanzen oder energetischen Bilanzen haben (Cho et al. 1991; Cho et al. 1994; Cho & Bureau 1999, 1998; Bureau et al. 2003; Brinker et al. 2006; Azevedo et al. 2011). Die Eignung dieser Verfahren (rechnerische Bilanzierung der Feststoff-, Phosphor- und Stickstofffrachten) wurde in wissenschaftlichen Untersuchungen anhand des Vergleichs mit umfangreichen Messungen bestätigt (Foy & Rosell 1991; Cho et al. 1994; Lemarie et al. 1998; Papatryphon et al. 2005; Rümmler 2010, 2011; Rümmler et al. 2011).

Im Folgenden werden zunächst die Emissionsparameter Feststoffgehalt, Phosphor, Stickstoff und organische Substanz einzeln betrachtet. Die weitere Betrachtung der Einträge durch die Netzgehegeproduktion und ihrer Auswirkungen auf das jeweilige Gewässer wurde hingegen auf den wichtigsten Eutrophierungsfaktor Phosphor begrenzt (vgl. Kapitel 8.4).

Anhand der Emissionsbilanzen können die stark streuenden täglichen Frachten zwar nicht exakt vorausberechnet werden, die Verfahren sind jedoch gut geeignet, um die mittleren Emissionen für einzelne Tage oder längere Zeiträume mit ausreichender Genauigkeit wiederzugeben (Papatryphon et al. 2005). Zudem lassen sich derartige Berechnungen flexibel an veränderte Bedingungen, wie z.B. Fischart, Futterverwertung und Futterzusammensetzung, anpassen.

Literaturangaben aus den vergangenen 20 Jahren zeigen eine gewisse Variabilität in den einzelnen Modellierungen und den daraus resultierenden Schätzungen zur Nährstoffemission in der Forellenzucht. Daher sollen nachfolgend verschiedene Beispielstudien exemplarisch dargestellt werden. Im Vergleich zur Lachsaquakultur (50 kg N/t und 9,3 kg P/t Fisch, Wang et

al. 2012) sind die Nährstoffemissionen bei der Produktion von Forellen deutlich geringer. Gemäß Haas et al. (2015) kommt es im Mittel der in dieser Studie aufgeführten Literaturangaben pro Tonne produzierter Forellen zu einer Emission von $45,1 \pm 5,7$ kg Stickstoff und $4,7 \pm 0,8$ kg Phosphor. In dieser Studie wurden jedoch fast ausschließlich Angaben von Futtermittelherstellern genutzt. Wedekind (1998) führt in seiner Zusammenfassung auf, dass im Durchschnitt bei der Forellenerzeugung mit den modernen extrudierten Futtermitteln pro Tonne Speisefische ca. 142 kg Feststoffe, etwa 7 kg partikulär gebundener Stickstoff und 3 kg partikulär gebundener Phosphor abgegeben werden.

In der Untersuchung von Bureau et al. (2003) wurden für Regenbogenforellen die Nährstoffemissionen für zwei Futtermittel geschätzt, die hauptsächlich in der kommerziellen Fischproduktion (Netzgeheproduktion) verwendet werden (vgl. Futtermittel A und C). Die Feststoffemissionen für diese beiden Futtermittel lagen zwischen 240 bis 263 kg je Tonne produziertem Fisch. Beim Parameter Gesamtstickstoff lagen die ermittelten Emissionen zwischen 47,3 und 52,6 kg, bei Gesamtphosphor zwischen 7,5 und 7,9 kg je Tonne produziertem Fisch. Von den Gesamtphosphoremissionen lagen etwa 75 % als partikulärer Phosphor vor. Im Rahmen dieser Untersuchung wurden Futterverluste von 5 % berücksichtigt. In einer anderen Untersuchung wurden die Emissionen für Feststoffe mit 164,3 kg, für Gesamtstickstoff mit 30,64 kg und für Gesamtphosphor mit 5,11 kg je Tonne produziertem Fisch (Regenbogenforelle) beziffert (Cho & Bureau 1998). In dieser Studie wurden Futterverluste von 2 % einberechnet.

In einer Untersuchung von Azevedo et al. (2011) wurden ebenfalls die Emissionen für die Produktion von Regenbogenforellen (getrennt für Feststoffe und gelöste Stoffe) in zwei unterschiedlichen Jahren ermittelt. Im Mittel der beiden Produktionsjahre lagen die Emissionen für Feststoffe bei 228 kg je Tonne erzeugtem Fisch. Die Emissionen für partikulären Stickstoff betrugen im Mittel 12,5 kg und die für gelösten Stickstoff etwa 39,7 kg je Tonne produziertem Fisch. Die Emissionen für partikulären Phosphor lagen im Mittel der beiden Jahre bei 5,3 kg und für den gelösten Phosphor bei 3,4 kg je Tonne produziertem Fisch. Insgesamt 60 % der Gesamtphosphoremissionen traten als Feststoff auf, während mehr als 65 % der Gesamtstickstoffemissionen als Ammonium ausgeschieden wurden (gemäß Vorhersage der angewendeten Modelle).

Noch geringere Emissionen wurden in der Untersuchung von Cho & Bureau (1997) ermittelt. Dort lagen die Emissionen für zwei neu entwickelte Futtermittel (vgl. Tabelle 3 – Cho & Bureau 1997) für Feststoffe zwischen 136 und 142 kg, für Gesamtstickstoff zwischen 29,6 und 34,0 kg und für Gesamtphosphor zwischen 4,3 und 7,3 kg je Tonne produzierter Forellen. Für die verwendeten Futtermittel, die nicht nur sehr nährstoffreich waren, sondern auch eine besonders gute Verdaulichkeit aufwiesen, wurde ein Phosphorgehalt von 0,8 % angegeben. Der in den Berechnungen verwendete Futterquotient lag, in Abhängigkeit vom jeweiligen Futtermittel, bei unter 1,25 bzw. 1,3.

In einer ähnlichen Größenordnung (4,8 kg je Tonne produziertem Fisch) lagen die ermittelten Emissionen für Gesamtphosphor in einer Studie von Håkanson et al. (1998). Die Autoren hatten zudem eine Zukunftsprognose erstellt, die bereits zum damaligen Zeitpunkt von einer weiteren Reduktion bis zu 3,45 kg je Tonne produziertem Fisch ausging.

8.2 Feststoffe

Die Feststoffemissionen entstehen durch den Kot der Fische, der im Wasser beim Auftreten von Turbulenzen schnell zerfällt. Zur Bestimmung der Masse der abgegebenen Feststoffe insgesamt sowie der einzelnen Feststoffkomponenten wird die Verdaulichkeit des eingesetzten Futters bzw. der einzelnen Futterkomponenten herangezogen. Dabei handelt es sich um die scheinbare Verdaulichkeit (apparent digestibility), da mit dem Kot in geringem Umfang auch endogene (körpereigene) Ausscheidungsbestandteile erfasst werden. Die Verdaulichkeit kann direkt durch die Bestimmung der einzelnen Nährstoffanteile im Futter abzüglich der jeweiligen Nährstoffanteile im Kot gemessen werden. Weit häufiger wird die Verdaulichkeit aus dem Verhältnis eines unverdaulichen Markers in Futter und Kot indirekt ermittelt (Sugiura 2000).

In der Tabelle 20 ist die mittlere Zusammensetzung von drei Trockenmischfuttermitteln angegeben, die in der Untersuchung von Dalsgaard & Pedersen (2011) für die Erzeugung von juvenilen Regenbogenforellen verwendet wurden (Experiment 1). Die mittleren Kennwerte zu Anteil und Verdaulichkeit einzelner Futterbestandteile werden u.a. in der Veröffentlichung von Jokumsen et al. (2009) aufgeführt.

Tabelle 20: Mittlere Zusammensetzung und Verdaulichkeit von drei Trockenmischfuttermitteln in der Forellenproduktion

Futterbestandteile / Kennwert	Dalsgaard et al. (2011), Jokumsen et al. (2009)		Terpstra et al. (2010)
	Anteil [%]	Verdaulichkeit [%]	Verdaulichkeit [%]
Rohprotein	46,3	93,5	94
Rohfett	27,5	91,2	92
NFE*	12,6	66,9	88
Asche	6,9	51,9	
Rohfaser	1,4	0	0
Trockensubstanz	94,6	84,9 (85,7) ¹	
Phosphor	0,98	64,2	
Bruttoenergiegehalt [MJ/kg Futter]	23,9 MJ/kg Futter		
Futterquotient [kg Futter/kg Zuwachs]	0,77		
spezifisches Bestandsmassewachstum [%/d]	1,97		
Stückmasse [g]	50		
mittlere täglich verabreichte Futtermenge [g/kg * d]	12		
Temperatur [°C]	12,2		

* NFE = stickstoff(=N)freier Extrakt

¹ errechnete Verdaulichkeit der TS (als Summe der Verdaulichkeit aus Rohprotein, Rohfett, NFE und Asche)

Zudem sind in der Tabelle 20 Angaben zur (scheinbaren) Verdaulichkeit dargestellt, die bei dieser Untersuchung ermittelt wurden (Jokumsen et al. 2009). Die Werte wurden aufgrund der Vollständigkeit der Angaben für die Regenbogenforelle gewählt. Für andere Fischarten liegen vollständige Angaben nicht oder nur teilweise vor. Zusätzlich wurden weitere mittlere Werte der Verdaulichkeit angegeben, die gemäß Terpstra et al. (2010) verwendet wurden, um die verdauliche Energie im Fischfutter zu berechnen. Andere Untersuchungen, mit verschiedenen handelsüblichen und in breitem Umfang eingesetzten Futtermitteln für Forellen, geben zum Teil niedrigere Werte der Verdaulichkeit an (Unger & Brinker 2013a).

Der Trockensubstanzanteil des Futters ist in der Praxis niedriger als 95 % und wird im Mittel meist mit 92 % angegeben. Gemäß Angabe durch Terpstra et al. (2009, 2010) enthält Fischfutter zu 8 bis 10 % Feuchtigkeit. Die Rohstoffe, die zur Herstellung verwendet werden, enthalten gewöhnlich 7 bis 12 % Feuchtigkeit. Entsprechend wird ein Trockensubstanzgehalt von 92 % für die weiteren Berechnungen verwendet.

Die von den Fischen insgesamt abgegebenen Feststoffe (partikuläre Substanz als Trockensubstanz) ergeben sich nach Gl. 1 (Cho & Bureau 1997, 1998; Bureau et al. 2003):

$$m_{FS}(F) = m_{Fu} * TS * 0,01 * (1 - VK_G * 0,01) \quad (Gl. 1)$$

Futtermittelverluste (F_u) wurden in Gl. 1 und bei den folgenden Betrachtungen nicht berücksichtigt. In der Studie von Bureau et al. (2003) werden diese mit 5 % beziffert.

Für die weiteren Betrachtungen werden spezifische Emissionsfrachten genutzt, die auf den Fischzuwachs, die eingesetzte Futtermenge oder den Fischbestand bezogen werden (Gl. 2 - 4).

$$m_{FS}(F)_Z = FQ * TS * 0,01 * (100 \% - VK_G) * 0,01 \quad (Gl. 2)$$

$$m_{FS}(F)_{Fu} = m_{FS}(F)_Z / (FQ * TS * 0,01) = TS * 0,01 * (100 \% - VK_G) * 0,01 \quad (Gl. 3)$$

$$m_{FS}(F)_B = TFM * TS * 0,01 * m_{FS}(F)_{Fu} = TFM * TS * 0,01 * (100 \% - VK_G) * 0,01 \quad (Gl. 4)$$

Mit dem in Tabelle 20 aufgeführten Wert der Verdaulichkeit der Trockensubstanz (TS) des Futters von 85 %, einem Wasseranteil des Futters von 8 %, einem Futterquotienten (FQ) von 1,0 kg Futter/kg Zuwachs sowie einer täglichen Fütterungsmenge (Fütterungsration, TFM) von 1,4 % (14 kg/t * d) ergibt sich ein ausgeschiedener Feststoffanteil (FS) von insgesamt 14 % der aufgenommenen Futtermasse bzw. 0,138 kg FS/kg Zuwachs bzw. 0,138 kg FS/kg Futter sowie ca. 1,8 kg FS/t Fischbestand * Tag (vgl. Tabelle 21). Messtechnisch werden die Feststoffe als die Konzentration abfiltrierbarer Stoffe (AFS) bezogen auf die Trockensubstanz angegeben.

8.3 Stickstoff

Die Stickstoffemissionen der Fische lassen sich auf der Basis von Massebilanzen, die auf den Fischzuwachs bezogenen sind, ermitteln: durch das Futter zugeführter Stickstoff - im Fisch gebundener Stickstoff = Stickstoffabgabe ins Wasser.

Bei der Berechnung der Gesamtstickstoff(TN)-Emissionen der Fische (Gl. 5 - 7) wird ein mittlerer Stickstoffgehalt des Rohproteins von 16 % zugrunde gelegt (Sugiura 2000). Der Rohprotein- bzw. Stickstoffgehalt wichtiger Fischarten ist aus verschiedenen Untersuchungen in Tabelle 22 zusammengefasst. Für Regenbogenforellen wird ein Wert von 2,72 % (27,2 g N/kg Fisch) angesetzt. Die Werte für Karpfen, Aal und Stör liegen bei 2,23 %, 2,70 % und 2,39 %.

$$m_{TN}(F)_Z = (x_{RP} * m_{N/RP} * FQ) - m_{TNFi} \quad (Gl. 5)$$

$$m_{\text{TN}}(\text{F})_{\text{Fu}} = m_{\text{TN}}(\text{F})_{\text{Z}} / \text{FQ} = (x_{\text{RP}} * m_{\text{N/RP}}) - (1/\text{FQ} * m_{\text{TNFi}}) \quad (\text{Gl. 6})$$

$$m_{\text{TN}}(\text{F})_{\text{B}} = \text{TFM} * m_{\text{TN}}(\text{F})_{\text{Fu}} = \text{TFM} * [(x_{\text{RP}} * m_{\text{N/RP}}) - (1/\text{FQ} * m_{\text{TNFi}})] \quad (\text{Gl. 7})$$

Mit den bereits aufgeführten Daten (FQ 1,0 kg/kg Zuwachs sowie TFM 1,4 % = 14 kg/t * d) sowie einem Stickstoffgehalt für Forellen von 2,72 % bzw. 27,2 g N/kg Fisch ergibt sich eine Gesamtstickstoffemission von 46,4 g TN/kg Zuwachs bzw. 46,4 g TN/kg Futter sowie 650 g/t Bestand * Tag. Für die Aquakultur in Netzgehegen werden meist Futtermittel mit einem Rohproteingehalt um 40 % eingesetzt. Mit einem mittleren Stickstoffgehalt von 2,47 % dieser Fischarten ergibt sich eine Gesamtstickstoffemission von 39,3 g TN/kg Zuwachs bzw. 39,3 g TN/kg Futter sowie 550 g TN/t Bestand * Tag.

Der gelöste Stickstoffanteil der Emissionen, der zu 70 bis 90 % als NH_3 bzw. NH_4^+ über die Kiemen und zu geringerem Anteil als Harnstoff und weiteren N-Verbindungen abgegeben wird (Kausnik 1981, Fivelstad et al. 1990, Kausnik & Cowey 1991, Papatryphon et al. 2005, Dalsgaard & Pedersen 2011) sowie der im Kot gebundene partikuläre Stickstoffanteil werden zuwachsbezogen nach Gl. 8 und 9 berechnet. Die Umrechnung auf die anderen Bezugsgrößen Futtermenge und Bestand erfolgt analog zu Gl. 6 und 7. Für die Berechnungen in Tabelle 21 wurde eine Stickstoffverdaulichkeit von 94 % zugrunde gelegt.

$$m_{\text{Ngel}}(\text{F})_{\text{Z}} = (x_{\text{RP}} * m_{\text{N/RP}} * \text{FQ} * \text{VK}_{\text{RP}} * 0,01) - m_{\text{TNFi}} \quad (\text{Gl. 8})$$

$$m_{\text{Npar}}(\text{F})_{\text{Z}} = [x_{\text{RP}} * m_{\text{N/RP}} * \text{FQ} * (1 - \text{VK}_{\text{N}} * 0,01)] \quad (\text{Gl. 9})$$

Vergleichswerte zum Anteil des partikulären Stickstoffs, vorrangig aus Untersuchungen mit Regenbogenforellen, liegen im Bereich von 7 bis 32 % (Cripps & Bergheim 2000; Bureau et al 2003; Brinker et al. 2006; Sindilariu 2007; Roque d' Orbcastel et al. 2008; Dalsgaard & Pedersen 2011).

Die gelösten und partikulären Stickstoffemissionen in Tabelle 21 ergeben mit dem in Tabelle 20 angegebenen Wert für die Proteinverdaulichkeit: 42 g N_{gel} /kg Zuwachs bzw. 42 g N_{gel} /kg Futter und 4,4 g N_{par} /kg Zuwachs bzw. 4,4 g N_{par} /kg Futter.

8.4 Phosphor

Mit derselben Massebilanz, wie auch für den Parameter Stickstoff (vgl. Kapitel 8.3), lassen sich auch die Phosphoremissionen der Fische ermitteln:

$$m_{\text{TP}}(\text{F})_{\text{Z}} = (x_{\text{P}} * \text{FQ}) - m_{\text{PFi}} \quad (\text{Gl. 10})$$

$$m_{\text{Pgel}}(\text{F})_{\text{Z}} = (x_{\text{P}} * \text{FQ} * \text{VK}_{\text{P}} * 0,01) - m_{\text{PFi}} \quad (\text{Gl. 11})$$

$$m_{\text{TPpar}}(\text{F})_{\text{Z}} = [x_{\text{P}} * \text{FQ} * (1 - \text{VK}_{\text{P}} * 0,01)] \quad (\text{Gl. 12})$$

Der Phosphorgehalt von Forellen liegt bei 0,43 % = 4,3 g P/kg Zuwachs (Schreckenbach et al. 2001). Für die Fischarten Karpfen, Aal und Stör betragen die Werte 0,48 %, 0,39 % und 0,44 % (vgl. Tabelle 22). Sie liegen damit also in einer ähnlichen Größenordnung.

Verschiedene Untersuchungen ergaben einen partikulären P-Anteil der Emissionen von Forellen im Bereich von 32 bis nahe 100 % (Cripps & Bergheim 2000; Brinker et al 2006; Sindilariu 2007; Roque d' Orbcastel et al. 2008; Eding et al 2009; Azevedo et al. 2011; Dalsgaard & Pedersen 2011). Für andere Fischarten liegen hingegen nur wenige Daten bzw. Angaben vor.

Für die Phosphorverdaulichkeit wurden von Bureau et al. (2003) mit 60 % und Papatryphon et al. (2005) mit 65 % ähnliche Werte wie in Tabelle 20 angegeben. Die Einzelwerte der drei

Futtermittel, deren Mittelwert in Tabelle 21 angegeben wurde, reichen von 58 bis 75 % (Dalsgaard & Pedersen 2011).

Der P-Anteil der Emissionen in gelöster (und suspendierter) Form ist im Regelfall sehr niedrig, solange der P-Bedarf des Fisches durch den für den Stoffwechsel verfügbaren Phosphor abgesichert ist. Bei einem Überangebot von verfügbarem Phosphor kommt es bei Regenbogenforellen zu einem rapiden Anstieg der löslichen P-Emissionen (ab ca. 5,6 g P/kg Futter) (Dalsgaard & Pedersen 2011).

Mit den zugrunde gelegten Daten (FQ 1,0 kg/kg Zuwachs sowie TFM von 1,4 % = 14 kg/t * d) sowie einem Phosphorgehalt für Forellen von 4,3 g P/kg Zuwachs ergibt sich eine Gesamtposphoremission von 5,7 g TP/kg Zuwachs bzw. 5,7 g TP/kg Futter sowie ca. 80 g/t Bestand * Tag (Tabelle 21). Die partikuläre TP-Fracht liegt bei 3,6 g TP/kg Zuwachs bzw. 3,6 g TP/kg Futter und die gelöste bei 2,1 g TP/kg Zuwachs bzw. 2,1 g TP/kg Futter.

8.5 Organische Substanz

Zur Bilanzierung des Sauerstoffbedarfs zum Abbau der organischen Substanz als chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) wurden verschiedene Ansätze erarbeitet, die aber noch keine endgültige und in der Praxis erprobte Lösung darstellen. Der CSB ist die Menge an Sauerstoff, die zur Oxidation von 1 kg organischem Material benötigt wird. Sie kann als gemeinsamer Nenner zur Charakterisierung des organischen Anteils in Fisch, Futter und Reststoffen dienen.

Nijhof (1994) sowie Dalsgaard & Pedersen (2011) haben Beziehungen zur Ermittlung des CSB des Kots der Fische durch Summation des CSB seiner Bestandteile angegeben. Für die einzelnen Nährstoffarten gelten folgende CSB-Werte, die sich aus dem Energiegewinn pro Masseinheit (thermodynamischer Brennwert) bzw. Liter verbrauchtem Sauerstoff beim Abbau der Nährstoffe (oxikalisches Äquivalent) ergeben (vgl. Jobling 1994):

Proteine (RP): 1,77 g CSB/g Rohprotein (RP)

Fette (RF): 2,88 g CSB/g Rohfett (RF)

Kohlenhydrate und Rohfaser (KH): 1,17 g CSB/g Kohlenhydrate (KH)

Die CSB-Werte der einzelnen Kotbestandteile werden zuwachsbezogen nach Gl. 13 bis 15 berechnet. Der CSB des Kots insgesamt wird zuwachsbezogen nach Gl. 16 bestimmt.

$$m_{\text{CSB RP par}}(F)_Z = [x_{\text{RP}} * \text{FQ} * (1 - \text{VK}_{\text{RP}} * 0,01)] * 1,77 \text{ g CSB/g RP} \quad (\text{Gl. 13})$$

$$m_{\text{CSB RF par}}(F)_Z = [x_{\text{RF}} * \text{FQ} * (1 - \text{VK}_{\text{RF}} * 0,01)] * 2,88 \text{ g CSB/g RF} \quad (\text{Gl. 14})$$

$$m_{\text{CSB KH par}}(F)_Z = [x_{\text{KH}} * \text{FQ} * (1 - \text{VK}_{\text{KH}} * 0,01)] * 1,17 \text{ g CSB/g KH} \quad (\text{Gl. 15})$$

$$m_{\text{CSB par}}(F)_Z = m_{\text{CSB RP par}}(F)_Z + m_{\text{CSB RF par}}(F)_Z + m_{\text{CSB KH par}}(F)_Z \quad (\text{Gl. 16})$$

Die Vorgehensweise bei diesen Berechnungen ist in Tabelle 23 dargestellt. Bei Dalsgaard & Pedersen (2011) stimmten die berechneten mit den gemessenen CSB-Werten des Kots annähernd überein (90 %). Das gilt prinzipiell auch für die Untersuchungen von Nijhof (1994).

Ein zusammengefasster Ansatz für die Berechnung des vergleichbaren BSB_{total} des Kots wurde von Brinker et al. (2006) angegeben (Gl. 17). In dieser Formel ist ein Mittelwert des oxikalisches Äquivalents einer bestimmten Kotzusammensetzung zugrunde gelegt.

$$m_{\text{BSBtotal par}}(F)_Z = (x_{\text{OS}} * \text{FQ} * (100 \% - \text{VK}_{\text{OS}}) * 0,01 * \text{BE}_{\text{OS}}) / 13,6 \text{ MJ/kg O}_2 \quad (\text{Gl. 17})$$

Bei den Versuchen von Dalsgaard & Pedersen (2011) ergab die CSB-Bilanzierung des Kots Werte von 198 g CSB/kg Futter bzw. in einer zweiten Messung von 221 g CSB/kg Futter. Eine weitere CSB-Bilanzierung wurde von Eding et al. (2009) für *Niltilapia* (*Oreochromis niloticus*) durchgeführt. Der CSB-Anteil im Kot betrug als Mittel von zwölf Becken 179 g CSB/kg Futter. Die Einzelwerte der zwölf Becken unterschieden sich nur geringfügig.

Neben dem CSB des abgegebenen Kots hat auch der CSB der organischen Substanz, die in gelöster Form ins Wasser gelangt, einen nicht unbedeutenden Anteil an den CSB-Emissionen insgesamt. Es kann sich dabei um lösliche organische Bestandteile des Kots oder um mit dem Urin abgegebene organische Substanz handeln (Eding et al. 2009; Dalsgaard & Pedersen 2011).

Zur Abschätzung dieses CSB-Anteils gingen Eding et al. (2009) von dem Ansatz nach Gl. 18 aus. Der gelöste CSB ($m_{\text{CSB gel}}(F)$) wird durch Subtraktion der Summe des im Fisch festgelegten (retinierten) CSB ($m_{\text{CSB ret}}(F)$), des im Kot partikulär gebundenen CSB ($m_{\text{CSB par}}(F)$) und des CSB, der für die Atmung benötigt wird ($m_{\text{CSB Atm}}(F)$) von dem CSB des verabreichten Futters $m_{\text{CSB}}(F_u)$ bestimmt. Die Ermittlung des für die Atmung benötigten CSB wird auf der Grundlage einer entsprechenden energetischen Betrachtung nach Gl. 19 vorgenommen. Dabei wird der im Fischkörper nicht retinierte Anteil der metabolischen (umsetzbaren) Energie zuzüglich des Erhaltungs-Energiebedarfes ermittelt.

$$m_{\text{CSB gel}}(F) = m_{\text{CSB}}(F_u) - m_{\text{CSB ret}}(F) - m_{\text{CSB par}}(F) - m_{\text{CSB Atm}}(F) \quad (\text{Gl. 18})$$

$$m_{\text{CSB Atm}}(F)_Z = ((ME_M + (1 - k_g) * ER) / OCE) * FQ / TFM \quad (\text{Gl. 19})$$

$$m_{\text{CSB Atm}}(F)_Z = ((ME_M + ((1 - k_g)/k_g) * ER) / OCE) * FQ / TFM \quad (\text{Gl. 19a})$$

Die Effizient des Energieansatzes k_g wird in anderen Arbeiten auch als Teilwirkungsgrad der umsetzbaren Energie (ME) bezeichnet und als $k_g = ER/(ME - ME_m)$ definiert (Kirchgessner et al. 1984, Schwarz & Kirchgessner 1995). Auf dieser Grundlage müsste Gl. 19 die Form von Gl. 19a haben.

Für Satzkarpfen wurden bei den für die Aquakultur typischen Werten der täglich verabreichten Futtermenge k_g -Werte im Bereich von 0,6 - 0,7 ermittelt (Kirchgessner et al. 1984; Meyer-Burgdorff et al. 1989b; Schwarz & Kirchgessner 1995). Als Mittelwert kann ein k_g von 0,65 festgelegt werden. Für den Erhaltungsbedarf von Karpfen können als Mittel verschiedener Studien ca. 57 kJ umsetzbare Energie (ME)/kg Stückmasse^{0,8} (Meyer-Burgdorff et al. 1989b, Schwarz & Kirchgessner 1995) angesetzt werden.

Im Rahmen dieser Arbeiten schlugen Meyer-Burgdorff et al. (1989b) für das oxikalarische Äquivalent einen Wert von 14,8 kJ/gO₂ vor. Weitere Untersuchungen mit *Niltilapia* ergaben einen k_g -Wert von 0,67 und einen Erhaltungsbedarf von 57 kJ ME/kg Stückmasse^{0,8} (Meyer-Burgdorff et al. 1989a) bzw. 0,62 und 66 kJ DE (verdauliche Energie/kg Stückmasse^{0,8} bei 29 °C) (Lupatsch 2008).

Bei den Versuchen von Dalsgaard & Pedersen (2011) wurde der CSB der gelösten und suspendierten Emissionen der Fische auch messtechnisch erfasst. Dieser Anteil lag bei 81 g CSB/kg Futter, d.h. bei 40 % des partikulären Anteils. Der ermittelte CSB-Wert insgesamt betrug 279 g CSB/kg Futter.

Eding et al. (2009) ermittelten einen CSB-Wert der Emissionen insgesamt von 303 g CSB/kg Futter und einen durch Bilanzierung bestimmte gelöste mittlere CSB-Emission

(Gl. 18 u. 19) von 124 g/kg Futter. Der Anteil der gelösten CSB-Emissionen betrug demnach 41 % der CSB-Emissionen insgesamt und 69 % des Anteils im Kot.

Mit der korrigierten Gleichung 19a und den Werten nach Tabelle 20 ergibt sich ein Mittelwert der CSB-Emissionen insgesamt von 267 g CSB/kg Futter. Der Mittelwert für den bilanzierten Rest, der seine Ursache im CSB der gelösten organischen Ausscheidungen haben dürfte, ist nach Gl. 19a mit durchschnittlich 89 g CSB/kg Futter geringer. Der Anteil an den CSB-Emissionen insgesamt beträgt 33 % und liegt bei 50 % des Anteils im Kot. Infolge der Streuungen, die sich bei den Bilanzierungen dieses CSB-Anteils für die einzelnen Becken bei Eding et al. (2009) ergaben, ist die Festlegung eines Wertes von 40 bis 50 % der CSB-Emissionen des Kots für die gelösten CSB-Emissionen sinnvoll. Auf dieser Basis lassen sich die CSB-Emissionen insgesamt zumindest überschlägig bestimmen.

Tabelle 21: Berechnung der Emissionsfrachten an Feststoffen (FS), Stickstoff (TN und N_{anorg}) und Phosphor (TP) für Regenbogenforellen (46 % Rohprotein und 1,0 % Phosphor des Futters, Futterquotient 1,0 kg Futter/kg Zuwachs, Fütterungsration 1,4 %/d)

Kennwert	Einheit	Feststoffe	Stickstoff	Phosphor
Anteil im Futter	[g/kg Futter]	920	460*	10
Futterquotient (FQ)	[kg Zuwachs/kg Futter]	1,0	1,0	1,0
Verdaulichkeit	[%]	85	94	64
Tägliche Futtermenge	[kg/t*d]	14	14	14
N-Gehalt des Rohproteins	[%]		16	
Input mit Futter	[g/kg Fischzuwachs]	920	73,6	10,0
Unverdaut im Kot	[g/kg Fischzuwachs]	138	4,4	3,6
Verdaute Menge	[g/kg Fischzuwachs]	782	69,2	6,4
Anteil im Fisch	[g/kg Fisch]		27,2	4,3
Exkretion gesamt:				
zuwachsbezogen	[g/kg Fischzuwachs]	138	46,4	5,7
futterbezogen	[g/kg Futter]	138	46,4	5,7
bestandsbezogen	[g/t*d]	1.777	649,6	79,8
Exkretion gelöst/partikulär:				
futterbezogen gelöst	[g/kg Futter]	0	42,0	2,1
futterbezogen partikulär	[g/kg Futter]	138	4,4	3,6

* Rohprotein

Tabelle 22: Zusammensetzung des Fischkörpers verschiedener Fischarten nach Literaturangaben

Fischart	Trocken- substanz [%]	Brutto- energie [MJ/kg]	Roh- protein [%]	Roh- fett [%]	NFE [%]	N [%]	P [%]	Asche [%]	Quelle
Regenbogenforelle	31,44	8,76	16,99	11,57	0,66	2,72	0,43		Schreckenbach et al. 2001
Karpfen	26,78	6,98	13,94	8,47	1,56	2,23	0,48		
Aal	37,82	11,49	16,88	18,29	0,89	2,70	0,39		
Stör (<i>A. baeri</i>)	26,61	7,09	14,93	8,54	0,70	2,39	0,44		
Zander	25,45	5,40	17,78	2,56	0,75	2,84	0,82		
Regenbogenforelle ¹		7,67	15,15	9,68			0,37	1,88	Bureau et al. 2003
Regenbogenforelle ²	30,15	8,34	15,91	11,22			0,44	2,34	Azevedo et al. 1998
Aal	39,80		15,00	22,00	0,00	2,40	0,25		Nijhof 1994
Niltilapia		7,60	16,07	9,46	2,57	2,57	0,69	4,06	Eding et al. 2009
Niltilapia		6,43	16,00	8,50		2,56	0,78		Chowdhury et al. 2013

¹ Mittelwert aus 28 verschieden großen Versuchsfischen mit Gewichten zwischen 12,7 bis 1.448 g (siehe Tabelle 2, Bureau et al. 2003))² Mittelwert aus 12 Versuchsgruppen aufgezogen unter vier verschiedenen Temperaturen (siehe Tabelle IV, Azevedo et al. 1998)

Tabelle 23: Bilanzierung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) zum Abbau der organischen Substanz der Emissionen der Fische

Futterbestandteil	Futterzusammensetzung [%]	thermodynamischer Brennwert [MJ/kg]*	Bruttoenergie [MJ/kg Futter]	Verdaulichkeit [%]	Energie im Kot [MJ/kg Futter]	oxikalisches Äquivalent [MJ/kg O ₂]*	g CSB im Kot/kg Futter	kg CSB gelöst/kg Futter	kg CSB gesamt/kg Futter
Protein	46,3	23,7	10,98	93,5	0,72	13,36	54	abgeschätzt 50 % des CSB im Kot	
Rohfett	27,5	39,5	10,85	91,2	0,96	13,72	70		
NfE	12,6	17,2	2,16	66,9	0,71	14,74	48		
Asche	6,9	0	0,00	51,9	0,00				
Rohfaser	1,4	17,2	0,24	0	0,24	14,74	16		
Phosphor	1,0		0,00	64,2					
Wassergehalt	5,4		0,00						
Trockensubstanz	94,6								
Gesamt	100		24,23		2,63		188	94	282

* Jobling (1994)

8.6 Möglichkeiten der Belastungsminimierung

Die Belastung durch Nährstoffe, die bei einer Fischproduktion anfallen, kann durch verschiedene Verfahren und Techniken verringert werden (LAWA 2003). Diese Maßnahmen sind vielfach mit höheren Produktionskosten verbunden. Dennoch können sie langfristig ökonomisch sein (Hochleithner 2019).

8.6.1 Futtermittel

Da die Mehrzahl der Emissionen direkt von den Futtermitteln abhängen, besteht in diesem Bereich auch das größte Potenzial zur Reduktion (Cho & Bureau 2001; Bureau & Hua 2010). Wichtige Faktoren sind in diesem Zusammenhang:

1. Zusammensetzung der Futtermittel
2. Verbesserung der Verdaubarkeit
3. Ausgeglichene Zusammensetzung der Futtermittel

In den letzten Jahren ist durch neue Entwicklungen im Futtermittelsektor eine wesentliche Verringerung der Umweltbelastung erreicht worden. Insbesondere die Einführung des Extrusionsverfahrens ermöglichte es, neben der Verbesserung der Stärkeverdaulichkeit einen bedeutend höheren Fettanteil in den Futtermitteln unterzubringen (Steffens 2009). Dadurch wurde der Nichtproteinenergieanteil wesentlich gesteigert und es konnte ein ausgewogenes Protein-Energie-Verhältnis bei geringerem Proteinanteil erzeugt werden. Diese hochenergetischen und hochverdaulichen Futtermittel führten zu einer wesentlichen Verbesserung der Proteinverwertung im Fisch und zu einer bedeutenden Verringerung des Futteraufwandes. Gleichzeitig wurden die umweltrelevanten Ausscheidungen deutlich reduziert.

Durch den Einsatz von Eiweißträgern, die neben einer hohen Proteinwertigkeit niedrige Phosphatgehalte aufweisen, wurde dieser für die Gewässereutrophierung entscheidende Substanzanteil im Futter von über 2 % auf unter 1 % verringert. Darüber hinaus besitzen extrudierte Futtermittel eine lange Wasserstabilität, einen geringen Abriebanteil und sind schwimmfähig oder langsam sinkend, was zu geringen Futterverlusten führt.

Abgesehen von den Maßnahmen, die derzeit ohnehin schon in Deutschland umgesetzt werden (Verwendung extrudierter Futtermittel, Entfernung toter Fische), aber relativ wenig zur Phosphorreduktion beitragen, besteht das höchste Reduktionspotential in der Verwendung eines hochverdaulichen Energiefutters mit einem geringen Phosphorgehalt und einem hohen Energiegehalt (Steffens 2009; Bureau & Hua 2010). Im Hinblick auf die Umweltauswirkungen sowie die Produktionskosten sind Futtermittel der bedeutsamste Faktor in der Aquakultur. Allein aus Kostengründen besteht daher ein Eigeninteresse der Produzenten eine hohe Futterverwertung zu erreichen. Gleichzeitig werden dadurch die Nährstoffausträge minimiert.

8.6.2 Fütterungsregime, Fütterungstechnologie und Haltungsbedingungen

Futtermittel stellen den Hauptkostenfaktor bei der Produktion dar. Entsprechend entscheidet das Fütterungsregime über den Erfolg und Nachhaltigkeit der Produktion (Cho & Bureau 2001). Zu hoch eingestellte Futtermengen spiegeln sich durch Futterverluste nicht nur in einem rein ökonomischen Verlust wieder, sondern bedeuten auch mehr Emissionen (Cho & Bureau 2001). Viele Produzenten nutzen die Vorgaben der Hersteller. Die Futteraufnahme ist jedoch von einer Vielzahl von Faktoren abhängig (u.a. Fischart, Größe, Temperatur). Entsprechend sollten diese Vorgaben unter den gegebenen Bedingungen regelmäßig überprüft werden. Insgesamt ist die

Belastung durch nicht aufgenommenes Futter als gering einzustufen. Durch kontrollierte Fütterung und den Einsatz geeigneter extrudierter Futter kann der Futterverlust deutlich unter 3 % gehalten werden und ist somit relativ unbedeutend (Brinker et al. 2006). Durch die Aufnahme durch Wildfische kommt es zudem zu einer weiteren Reduktion.

Ein weiteres Reduktionspotential besteht in der Anpassung der Fütterung sowohl in Bezug auf die Größe der Futterpartikel als auch hinsichtlich der Menge. Die Verwendung geeigneter Futterautomaten (Intervalle, Verteilung) ist ein wesentlicher Bestandteil. Auch die Verwendung von Schwimmfutter (Karpfen) oder die Verwendung eines Gehegebodens, dessen Maschenweite geringer ist als der Pelletdurchmesser, kann die Phosphorbelastung deutlich reduzieren. Dies ist aber auf Fischarten begrenzt, die Trockenfutter von der Oberfläche (z.B. Karpfen) oder vom Boden (z.B. Störe) aufnehmen. Gleichzeitig ist bei der Nutzung von Schwimmfutter mit einem erhöhten Aufkommen an Wasservögeln zu rechnen.

Auf den Einfluss der Haltungsbedingungen, insbesondere in Bezug auf die physiologischen Ansprüche (vgl. Kapitel 5.1.2), soll an dieser Stelle nicht detaillierter eingegangen werden. Prinzipiell können alle Abweichungen vom optimalen Bereich bei den Fischen zu Stress führen. Daraus resultiert eine verschlechterte Futterverwertung, die Ausscheidungen nehmen zu und damit steigt auch die Belastung des Umgebungswassers. In gleicher Weise wirken auch zu geringe oder zu hohe Fischdichten. Einige Parameter (z.B. Sauerstoffgehalt) können durch die entsprechende Technik (Belüftung) beeinflusst werden. Andere Faktoren, wie Temperatur, sind bei der Erzeugung von Fischen in NGA nicht oder nur bedingt beeinflussbar.

8.6.3 Technologische Ansätze zur Verringerung der Nährstoffeinträge

In den letzten Jahren wurden im Zusammenhang mit der Erzeugung von Fischen in NGA verschiedene verfahrenstechnische Lösungen zur Sammlung, Konzentration, Ableitung und Entsorgung der partikulären Abprodukte erprobt (Bohl 1992; Jansen 1999). Um die anfallenden Feststoffe aufzufangen, wurden u.a. Auffangtrichter aus Planen oder Folien eingesetzt, die unter den Gehegen installiert wurden. Das Absaugen der anfallenden Partikel muss regelmäßig, täglich nach der Fütterung, erfolgen (Hochleithner 2019). Der anfallende Schlamm kann an Land aufbereitet und anschließend entsorgt werden (ggf. zur weiteren Verwendung als Dünger).

Bei den bisherigen Versuchen in Praxisanlagen wurden auf diese Weise 20 % (Jansen 1999) bzw. 15 bis 45 % (Wedekind 1996) der eingetragenen Phosphormasse aufgefangen und aus dem Wasserkörper entfernt. Auch aus anderen Ländern liegen ähnliche Versuche vor. Die errechneten Abscheidegrade betrugen bis zu 90 % aller Feststoffe (Wedekind et al. 1999). Diese Art der Behandlung verursacht jedoch erhebliche Zusatz- bzw. Investitionskosten, die die ökonomischen Vorteile der Produktion von Fischen in NGA unter Umständen wieder aufheben können. Die damit verbundenen Mehrkosten wurden von Wedekind et al. (1999) mit ca. 0,2 €/kg Forelle beziffert. Diese zusätzlichen Kosten sind betriebswirtschaftlich nur schwer realisierbar.

Bei dieser Art der Behandlung muss das gesamte Wasser mit den darin enthaltenen Feststoffen abgepumpt und über eine mechanische Einheit (z.B. Trommelfilter) gereinigt werden. Die Nachteile dieser Technologien liegen zudem in der begrenzten Effektivität, da nur der partikuläre Phosphoranteil aufbereitet werden kann und dieser schon durch Wildfische von den Planen aufgenommen wird (Rümmler et al. 2003). Außerdem sind diese technologischen Ansätze nur auf kleineren Seen und für ufernahe Anlagen geeignet. Auf größeren Gewässern wirken die Planen bei stärkerem Wellengang wie Segel und können die Netzträger unter Umständen aus

ihren Verankerungen reißen. Entsprechend würde auch das Produktionsrisiko erheblich steigen. Durch das kontinuierliche Abpumpen würde jedoch automatisch auch wieder frisches Oberflächenwasser in die einzelnen Gehege gelangen. Für die im Rahmen dieser Konzeptstudie zu betrachtenden TBS wird diese Technologie nicht als anwendbar eingestuft.

In Deutschland wurde versuchsweise auch Trockenfutter mit Korkpartikeln versetzt (2 bis 3 %). Dadurch treiben die Kotpartikel auf und können oberflächennah abgesammelt werden (Unger & Brinker 2013b). Dieses Verfahren eignet sich vor allem für Durchfluss- und Kreislaufanlagen. Für Gehegeanlagen wurde dafür bisher noch kein praxistaugliches Konzept entwickelt (Hochleithner 2019). Grundsätzlich hat die Futtermittelzusammensetzung aber einen wesentlichen Einfluss auf die physikalischen Eigenschaften des Fischkots, insbesondere in Bezug auf die Stabilität, und damit auf die technischen Möglichkeiten zur effektiven Entnahme (Unger & Brinker 2013a).

8.6.4 Phosphorentnahme durch Ausübung der Fischerei

Ein Großteil der dem Gewässer zugeführten organischen Feststoffe (überwiegend Fischkot) gelangt über die direkte Aufnahme durch Organismen und den mikrobiellen Abbau in der Wassersäule und am Gewässerboden wieder in die natürliche Nahrungskette bzw. wird durch die vorhandene Fischfauna aufgenommen. Die im Rahmen dieser Studie untersuchten TBS werden zum Teil schon fischereilich genutzt (vgl. Kapitel 4.7.2). Mit der Fischentnahme durch eine erwerbs- oder angelfischereiliche Nutzung sind auch Phosphorausträge verbunden (Rümmler et al. 2003).

Der mittlere Phosphorgehalt ($\pm$ Standardabweichung) ist u.a. abhängig von der Fischart. In der Tabelle 24 ist beispielhaft der mittlere Phosphor- und Stickstoffgehalt für einige ausgewählte Fischarten dargestellt (Schreckenbach et al. 2001), die typischerweise in den TBS vorkommen und entsprechend auch befischt werden. Der mittlere Phosphorgehalt der gefangenen Fischarten liegt in einem Bereich von 3,9 g/kg (0,39 %) bis 10,2 g/kg (1,02 %).

Tabelle 24: Übersicht zu mittleren Trockensubstanz-, Stickstoff- und Phosphorgehalten für ausgewählte Fischarten

Fischart		Trockensubstanz [%]	Stickstoff [%]	Phosphor [%]
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	37,82 $\pm$ 5,48	2,70 $\pm$ 0,22	0,39 $\pm$ 0,08
Barsch	<i>Perca fluviatilis</i>	24,56 $\pm$ 1,92	2,72 $\pm$ 0,16	1,02 $\pm$ 0,18
Blei	<i>Abramis brama</i>	24,80 $\pm$ 2,68	2,61 $\pm$ 0,20	0,84 $\pm$ 0,19
Güster	<i>Blicca björkna</i>	26,60 $\pm$ 1,56	2,64 $\pm$ 0,28	0,77 $\pm$ 0,24
Hecht	<i>Esox lucius</i>	23,77 $\pm$ 1,40	2,80 $\pm$ 0,22	0,69 $\pm$ 0,09
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	26,78 $\pm$ 1,40	2,23 $\pm$ 0,23	0,48 $\pm$ 0,09
Kleine Maräne	<i>Coregonus albula</i>	27,32 $\pm$ 3,11	2,93 $\pm$ 0,29	0,48 $\pm$ 0,04
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>	24,89 $\pm$ 1,49	2,84 $\pm$ 0,20	0,92 $\pm$ 0,11
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	25,45 $\pm$ 1,83	2,84 $\pm$ 0,30	0,82 $\pm$ 0,15

8.6.5 Integrierte multi-trophische Aquakultursysteme

Die Nutzung einer integrativen multi-trophischen Aquakultur wird bereits seit vielen Jahren in verschiedenen Regionen der Welt erfolgreich praktiziert (Barrington et al. 2009). Durch diesen integrativen Ansatz können die Emissionen, die bei der Produktion von Fischen in Netzgehegen entstehen, abgemildert werden (Lukowicz & Hilge 2008; Wang et al. 2012). Somit können Fischzuchtanlagen zusammen mit extraktiven Aquakulturanlagen als funktionelle, umweltverträgliche Einheit betrieben werden. Zum Einsatz kommen filtrierende Arten wie Muscheln. Durch diesen Ansatz wird ein zusätzlicher ökonomischer Nutzen gestiftet.

In einer Konzeptstudie des Landes Schleswig-Holstein wurde bereits evaluiert, ob rein extraktive oder IMTA-Anlagen (Integrierte Multi-Trophische Aquakultur) in Schleswig-Holsteinischen Küstengewässern der Ostsee erfolgreich etabliert und insbesondere ob sie im Einklang mit den ökosystemaren Verbesserungsgeboten sowie Verschlechterungsverboten der WRRL und Meeresstrategie Rahmenrichtlinie (MSRL; 2008/56/EG) betrieben werden können (Haas et al. 2015). Neben der Abschätzung der Eingriffsfolgen wird in dieser Studie auch die Standortanalyse sowie die betriebswirtschaftliche Rentabilität beschrieben. In der abschließenden Zusammenfassung wurde dargelegt, dass insbesondere die Faktoren der Nutzungskonkurrenzen bei der Standortwahl und Anlagenplanung berücksichtigt werden müssen.

9 Limnologische Charakterisierung der Untersuchungsgewässer

Das nachfolgende Kapitel fasst die bisherige Entwicklung der für die Fischproduktion in NGA zu betrachtenden TBS zusammen und geht näher auf deren geographische Lage, Morphometrie, Wasserbeschaffenheit und Trophie als Grundlage für eine limnologische Charakterisierung ein.

9.1 Ursprung

In der Tabelle 25 sind Angaben zu den Tagebauen und Tagebauräumen aufgeführt, in denen die in die Studie einbezogenen TBS verortet sind. In Abhängigkeit vom Tagebau erfolgte die Stilllegung zwischen 1968 und 1997. Vor dem eigentlichen Aufschluss und der anschließenden Förderung wurden die zukünftigen Tagebaubereiche entwässert. Mit diesen Maßnahmen wurde bereits ein bis zwei Jahre vorher begonnen.

Tabelle 25: Übersicht zu den Tagebauseen, den Tagebauen und Tagebauräumen

Tagebauseen	Tagebau¹	Tagebauraum¹	Aufschluss¹	Stilllegung¹
Bärwalder See	Bärwalde	Hoyerswerda-Boxberg-Weißwasser	1973	1992
Berzdorfer See	Berzdorf	Oberlausitz	1946	1997
Dreiweiberner See	Dreiweibern	Hoyerswerda-Boxberg-Weißwasser	1981	1989
Geierswalder See	Koschen	Großräschen-Senftenberg	1952	1972
Neuwieser See	Bluno	Lauta-Bluno-Spreetal	1955	1968
Scheibe-See	Scheibe	Hoyerswerda-Boxberg-Weißwasser	1984	1996

¹ Angabe gemäß Informationen auf dem Geoportal der LMBV (LMBV 2021a)

Im ehemaligen Tagebau Bärwalde wurden zwischen 1976 und 1992 rund 185 Mio. t Rohbraunkohle gefördert und 683 Mio. t Abraum bewegt. Die Kohle diente sowohl der Verstromung im Kraftwerk Boxberg als auch der Veredelung im Gaskombinat Schwarze Pumpe (BKP Bärwalde 1998).

Der Berzdorfer See ist aus der ehemaligen Kohlegrube Berzdorf hervorgegangen, deren Ursprünge im 18. Jahrhundert liegen. Von 1917 bis 1924 erfolgte ein Wechsel vom Tief- zum Tagebau. Mit der Inbetriebnahme des Kraftwerks Hagenwerder wurde in den 1950'er Jahren die Kohleproduktion deutlich gesteigert. Zwischen 1946 und 1994 betrug die Gesamtfördermenge an Rohbraunkohle rund 318 Mio. t, wobei rund 680 Mio. t Abraum bewegt werden mussten. Die Kohlegewinnung wurde 1997 eingestellt (BKP Berzdorf 1998).

Im Tagebau Dreiweibern, der zum Bergbauggebiet Lohsa gehört, wurden in den 1980'er Jahren rund 14 Mio. t Rohbraunkohle gefördert (BKP Lohsa 2001).

Der Geierswalder See liegt im Gebiet der ineinander übergehenden ehemaligen Tagebaue Sedlitz, Skado und Koschen und ist aus dem Restloch des Tagebaus Koschen hervorgegangen, aus dem von 1955 bis 1972 Kohle gefördert wurde (BKP Skado/Koschen 1997).

Der Neuwieser See befindet sich im Gebiet des ehemaligen Bergbaufelds Spreetal, das ab 1947 aufgeschlossen wurde und sich in die Teilfelder Spreetal, Bluno und Spreetal-Nordost

untergliederte. Der Abbau im Teilfeld Bluno, in dessen Bereich der Neuwieser See liegt, wurde 1978 beendet. Aus diesem Bereich wurden ca. 43 Mio. t Kohle gewonnen (BKP Spreetal 2003).

Der Tagebau Scheibe wurde von 1984 bis 1996 betrieben, wobei insgesamt 52,6 Mio. t Rohbraunkohle gefördert wurden. Die Tagebauführung machte es erforderlich, die Kleine Spree an den Ostrand des Tagebaues zu verlegen. Der See ist im Nebenschluss an das Gewässersystem der Kleinen Spree angebunden (BKP Scheibe 2002).

9.2 Entstehung und Flutung

Der Bärwalder See entstand zwischen 1997 und 2010 durch Flutung mit Wasser aus der Spree. Neben der Spree kann dem See Wasser aus dem Dürrbacher Fließ und dem Schulenburgkanal zugeführt werden. Der See hat eine wichtige Funktion als Speicher für Wasser aus der Spree, wofür ein Stauraum von 25 Mio. m³ zur Verfügung steht. Das Wasser verlässt den Bärwalder See über den Schöps in die Spree. Zudem wird das Kraftwerk Boxberg mit Seewasser versorgt.

Die Flutung des Berzdorfer Sees mit Wasser aus Neiße und Pließnitz erfolgte zwischen 2002 und 2013. Darüber hinaus dient er dem Hochwasserschutz der Lausitzer Neiße und von Zuflüssen aus dem Seeinzugsgebiet. Hierzu gibt es künstliche Überleitungen aus der Lausitzer Neiße, der Pließnitz und von kleineren Zuflüssen. Ein Ablauf von Seewasser in die Lausitzer Neiße ist möglich.

Die Flutung des Dreiwieberger Sees mit Wasser aus der Kleinen Spree erfolgte zwischen 1996 und 2002. Der See ist Teil des Speichersystems Dreiwiebern - Lohsa II – Burghammer (Bernsteinsee), das eine wichtige Funktion bei der Regulierung des Durchflusses der Spree für den Hochwasserschutz und in Niedrigwasserperioden hat. Am Westufer befindet sich ein Zuleiter (Doppelschützwehr mit einer Kapazität von 3 m³/s) aus der Kleinen Spree. Der Auslauf verläuft in nordöstlicher Richtung ebenfalls über ein Doppelschützwehr mit anschließendem Graben zum Speicherbecken Lohsa II.

Beim Geierswalder See lag die Hauptphase der Flutung mit Wasser aus der Schwarzen Elster zwischen 2004 und 2013. Der See ist über einen schiffbaren Kanal mit Schleuse mit dem Senftenberger See verbunden. Darüber hinaus gibt es über den Sornoer Kanal eine Verbindung mit dem Sedlitzer See.

Die Flutung des Neuwieser Sees begann 2002 und wird voraussichtlich 2023 mit Wasser aus der Schwarzen Elster abgeschlossen, wobei keine Direkteinleitung erfolgt, sondern Wasser aus den vorgeschalteten Seen übergeleitet wird. Der See grenzt im Westen an den Partwitzer See, im Norden an den Blunoer Südsee und im Osten an den Bergener See. Die Seen sind untereinander durch Kanäle verbunden.

Der Scheibe-See ist im Nebenschluss an das Gewässersystem der Kleinen Spree angebunden. Die Flutung durch aufgehendes Grundwasser und mit Wasser aus der Kleinen Spree erfolgte von 2002 bis 2011.

Die in der Tabelle 26 aufgeführten Angaben zur Flutung und zum aktuellen Flutungsstand der TBS werden in regelmäßigen Abständen durch die LMBV aktualisiert und sind auf der Homepage verfügbar (LMBV 2021a). Zudem wurden für die einzelnen TBS Diagramme erstellt, die Entwicklung bzw. Flutung der Seen darstellen (vgl. Kapitel 16.2). Diese Flutungsdiagramme sind im wasserwirtschaftlichen Jahresbericht veröffentlicht (LMBV 2021b).

Tabelle 26: Angaben zum aktuellen Flutungsstand der Tagebauseen (LMBV 2020)

Tagebauseen	End-Stand*			Ist-Stand (September 2020)*			
	Fläche [ha]	Volumen [Mio. m³]	Wasserstand [m NHN]	Flutungsbeginn	Flutungsende	Wasserstand [m NHN]	Füllstand [%]
Bärwalder See	1.299	125,0	125,0	13.11.1997	01.04.2010	123,3	100
Berzdorfer See	969	186,5	186,5	01.11.2002	17.04.2013	186,2	100
Dreiweib. See	294	118,0	118,0	08.07.1996	18.04.2002	116,0	100
Geierswal. See	653	101,0	101,0	25.03.2004	26.06.2013	100,0	100
Neuwieser See	641	104,0	104,0	22.03.2002	2023	101,4	80
Scheibe-See	685	111,5	111,5	14.08.2002	07.12.2011	111,1	100

* Angabe gemäß LMBV (Quelle: <https://www.lmbv.de/index.php/saechsische-lausitz.html>)

9.3 Geographische Lage und morphometrische Daten

Die geographische Lage (vgl. Abbildung 1) und ganz besonders die Morphologie des Seebeckens sind im Hinblick auf die Ausbildung des natürlichen trophischen Zustands von Seen entscheidende Rahmenbedingungen (LAWA 1998).

Der Geierswalder See, Neuwieser See, Scheibe-See, Dreiweiberner See und Bärwalder See liegen in der Ökoregion des zentraleuropäischen Tieflands im südöstlichen Bereich des Lausitzer Seenlands, der Berzdorfer See in der östlichen Oberlausitz zwischen Görlitz und Zittau. Alle Seen sind aus Restlöchern des Braunkohleabbaus hervorgegangen. Dieser Ursprung ist prägend für ihre Morphometrie und die Wasserbeschaffenheit.

Der Geierswalder und der Neuwieser See befinden sich im Zentrum des Lausitzer Seenlandes und sind bzw. werden noch mit anderen Seen über Kanäle verbunden (Abbildung 8).

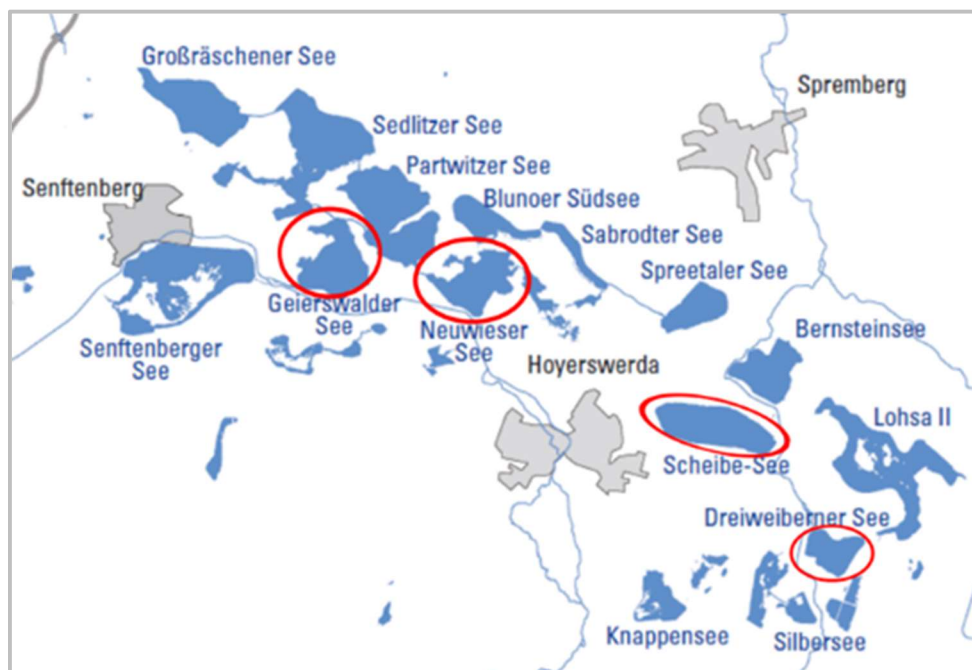


Abbildung 8: Lage von Geierswalder See, Neuwieser See, Scheibe-See und Dreiweiberner See im Lausitzer Seenland (Quelle: LMBV)

Basis der morphometrischen Analyse der Seebecken sind die Tiefenkarten der Seen (Abbildung 9 bis Abbildung 11). Die Tiefenkarten wurden auf Grundlage von Daten erstellt (Lotungen und Uferlinien), die dem IfB durch die LMBV mbV auf Anfrage zur Verfügung gestellt wurden (Höhenbezugssystem: DHHN92 / Lagebezugssystem: RD/83 – GK 5. Streifen). Es handelt sich bei den Daten um einen Auszug aus dem Risswerk mit Stand 2018/19.

Um die Wassertiefen aus den einzelnen Lotungen zu generieren, wurden die Differenz zwischen dem seespezifischen Ziel- bzw. Endwasserstand (Tabelle 26) und den Angaben aus der Lotung berechnet. Bei TBS, die auch als Speicher genutzt werden, wurde entsprechend nur die obere Staulamelle für die Darstellung genutzt.

Der Bärwalder See zeichnet sich durch eine schmale tiefe Rinne im östlichen Bereich des Seebeckens aus. Der westliche, flachere Bereich ist von den Tiefenunterschieden ebenfalls relativ stark strukturiert. So finden sich dort mehrere tiefere Becken, die jedoch nicht die Tiefe des östlichen Randschlauchs erreichen (Abbildung 9 oben).

Das Becken des Berzdorfer Sees weist eine Form auf, wie sie bei vielen tieferen natürlichen Seen des norddeutschen Tieflands zu finden ist. Die Tiefe nimmt vom Ufer zur Mitte hin zu, so dass die maximale Tiefe in der Nähe der Seemitte zu finden ist (Abbildung 9 unten).

Beim Dreiweiberner See liegen die Bereiche der größten Tiefe im Nordosten und entlang des nördlichen Gewässerrands. Die südlichen Bereiche zeichnen sich dagegen durch wesentlich geringere Tiefen aus (Abbildung 10 oben).

Im Geierswalder See liegen die größten Tiefen im zentralen Bereich des Seebeckens. Der nördliche Teilbereich ist dagegen durch relativ flache Wasserbereiche gekennzeichnet (Abbildung 10 unten). **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**

Das Becken des Neuwieser Sees weist einen zentralen tieferen Bereich auf, der sich in zwei Vertiefungen gliedert. Der Tiefenabfall ist vom südöstlichen und nordwestlichen Ufer recht gleichmäßig und im Südwesten sehr steil (Abbildung 11 oben).

Das Becken des Scheibe-Sees teilt sich in zwei Bereiche. Der Westteil weist ein tiefes Becken mit steil abfallenden Hängen auf. Der Ostteil ist dagegen durch einen ausgedehnten relativ gleichmäßigen und wesentlich flacheren Tiefenbereich gekennzeichnet (Abbildung 11 unten).

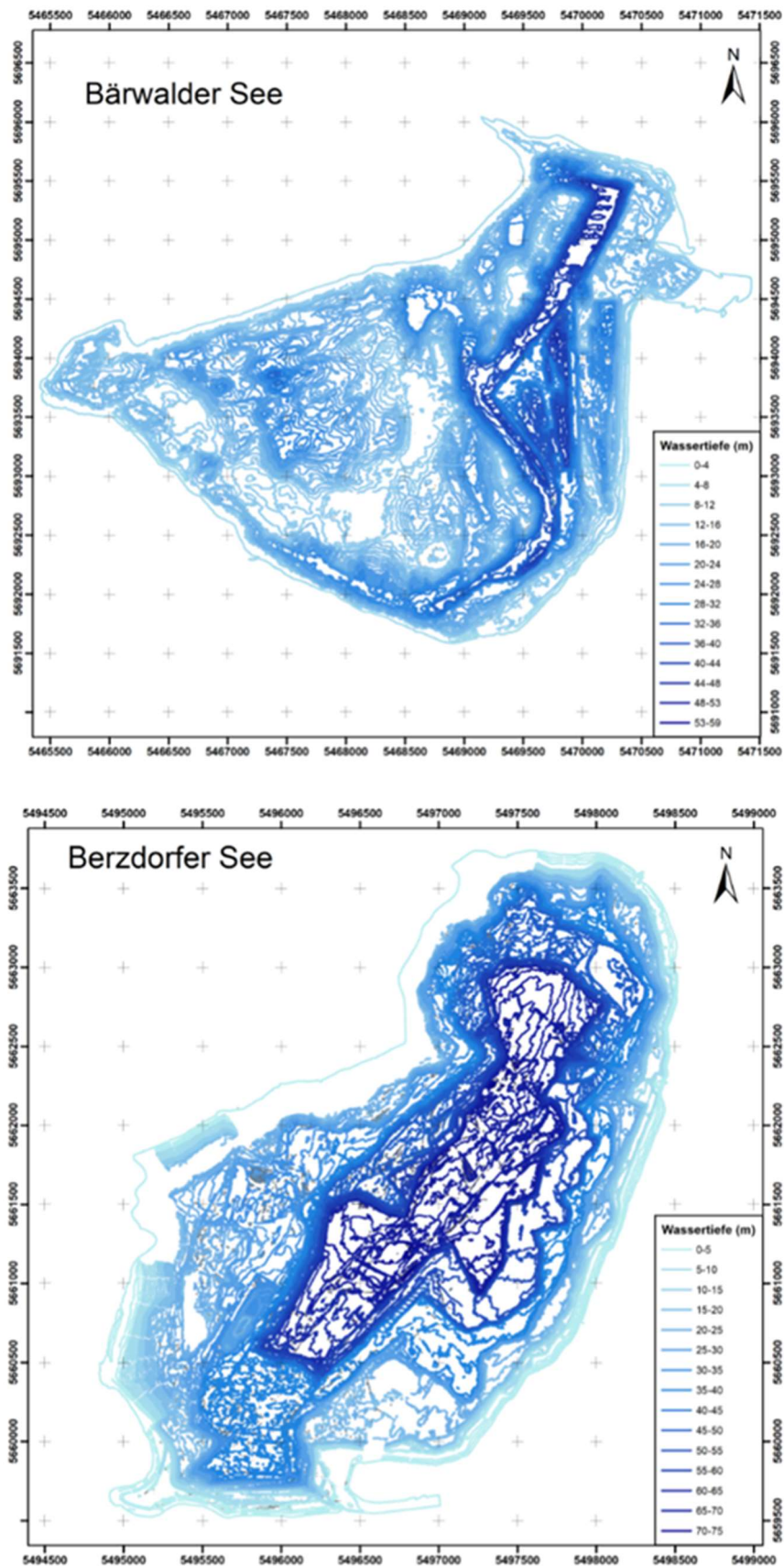


Abbildung 9: Schematische Darstellung der Tiefenbereiche im Bärwalder See (oben) und Berzdorfer See (unten)

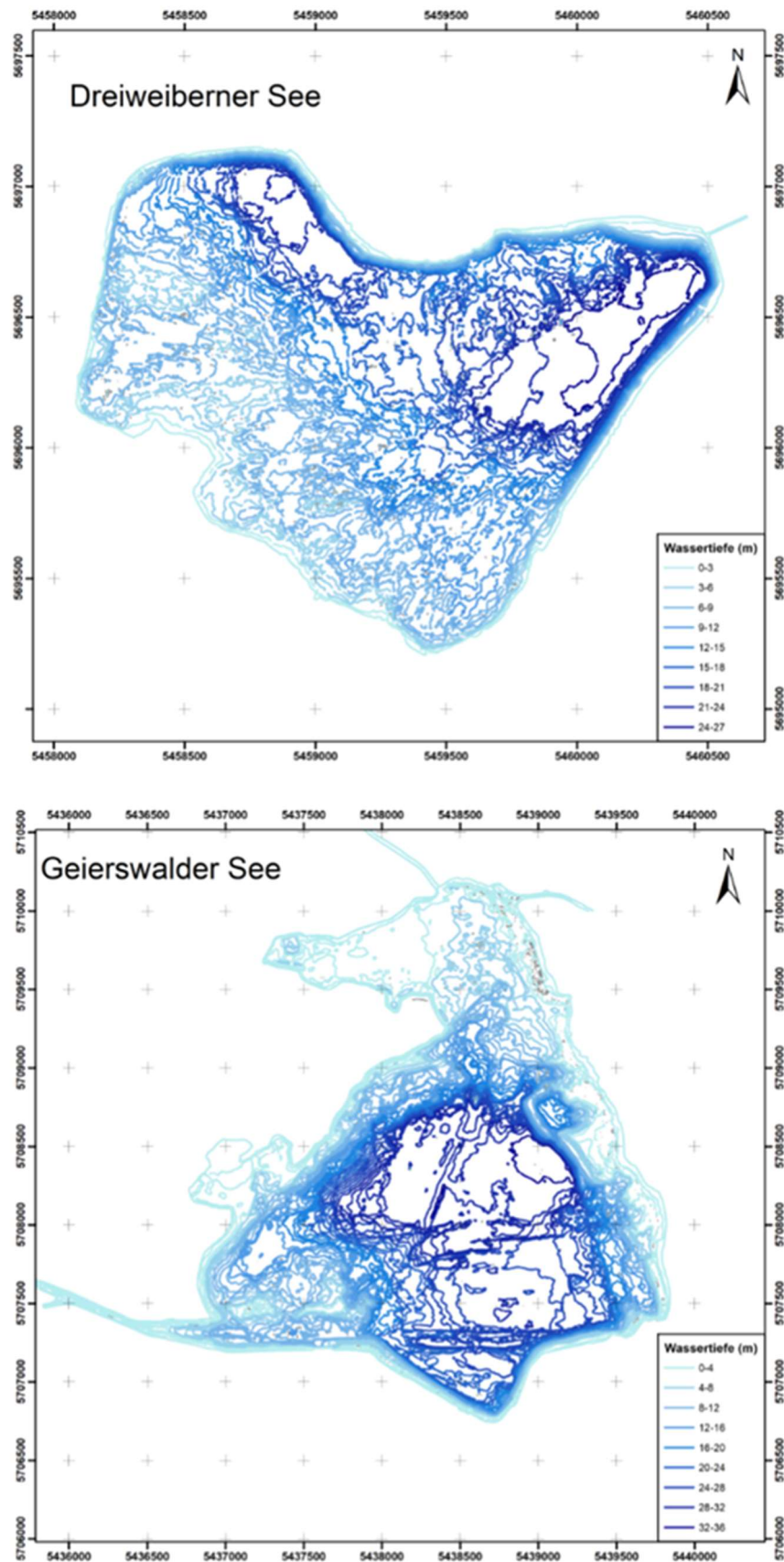


Abbildung 10: Schematische Darstellung der Tiefenbereiche im Dreiwieberner See (oben) und Geierswalder See (unten)

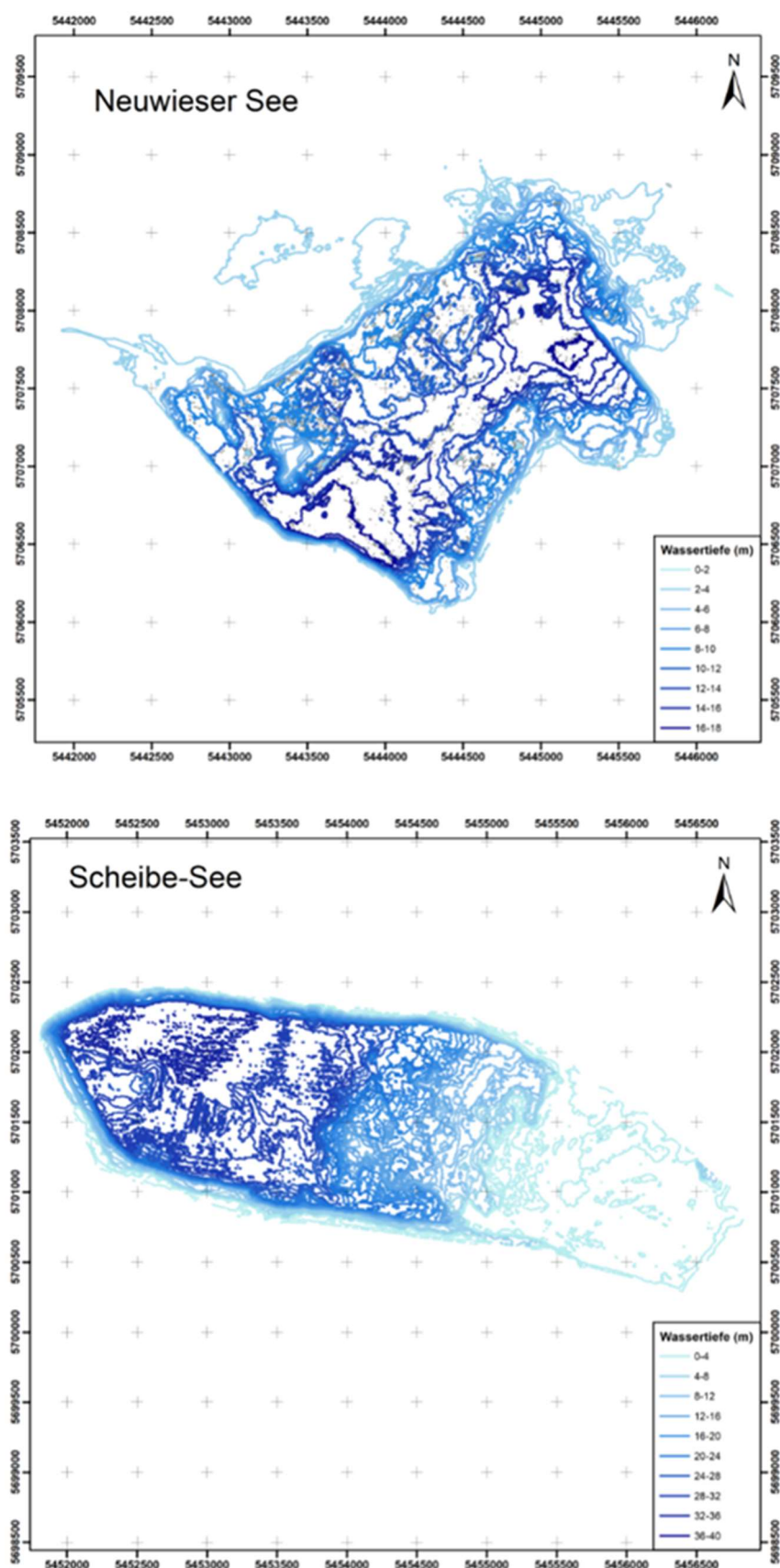


Abbildung 11: Schematische Darstellung der Tiefenbereiche im Neuwieser See (oben) und Scheibe-See (unten)

Fast alle Seen weisen im Vergleich mit natürlichen Seen der Region große bzw. sogar sehr große Seeflächen auf. Der flächenmäßig kleinste See ist der Dreiweiberner See mit 294 ha. Der Neuwieser See, der Geierswalder See und der Scheibe-See sind mit rund 650 ha fast gleich groß. Die beiden größten Seen sind der Berzdorfer See mit 969 ha und der Bärwalder See mit 1.299 ha (Tabelle 27).

Tabelle 27: Morphometrische Daten und daraus abgeleitete Kennwerte der betrachteten Seen

Tagebauseen	Fläche* [ha]	Volumen* [Mio. m³]	Mittl. Tiefe [m]	Max. Tiefe [m]	Tiefen- gradient	Theoret. Epil.- Tiefe [m]
Bärwalder See	1.299	173	13,3	60	7,1	8,5
Berzdorfer See	969	333	34,4	72	8,5	8,4
Dreiweiberner See	294	35	11,9	26	3,7	7,0
Geierswalder See	653	98	15,0	35	4,4	7,9
Neuwieser See	641	55	8,6	40	5,6	7,2
Scheibe-See	685	109	15,9	48	5,9	8,2

* Angaben gemäß LMBV (2020)

Der Berzdorfer See hat mit 333 Mio. m³ das größte Volumen, gefolgt vom Bärwalder See mit 173 Mio. m³. Auch vom Volumen her ist der Dreiweiberner See mit 35 Mio. m³ der kleinste der sechs TBS. Der Neuwieser See hat seinen Endwasserstand als einziger der Seen mit einem aktuellen Füllstand von 80 % noch nicht erreicht. Die Flutung soll 2023 abgeschlossen werden. Beim Dreiweiberner See wurde die Flutung bereits 2002 beendet, beim Bärwalder See, Scheibe-See, Berzdorfer See und Geierswalder See zwischen 2010 und 2013 (Tabelle 26).

Die Seen erreichen maximale Tiefen zwischen 26 m (Dreiweiberner See) und 72 m (Berzdorfer See); die Tiefen der anderen Seen bewegen sich zwischen 35 und 60 m (Tabelle 27). Für die mittlere Tiefe ergeben sich Werte zwischen 34,4 m (Berzdorfer See) und 8,6 m (Neuwieser See). Dies weist den Berzdorfer See als insgesamt sehr tiefen See mit nur geringen Anteilen an Flachwasserbereichen aus. Für Bärwalder See, Dreiweiberner See, Scheibe-See und Geierswalder See errechnen sich mittlere Tiefen zwischen rund 12 und 15 m.

Die Morphometrie des Seebeckens hat wesentlichen Einfluss auf den natürlichen trophischen Zustand von Seen (LAWA 1998). So weisen flache polymiktische Seen auch ohne anthropogene Beeinflussung aufgrund höherer Nährstoffverfügbarkeit einen höheren Trophiegrad auf als tiefe geschichtete Seen. Das sich in tiefen Seen während der Stagnationsperioden ausbildende Hypolimnion wirkt als Nährstofffalle, so dass für die Primärproduktion in den oberflächennahen gut durchlichteten Wasserschichten deutlich weniger Nährstoffe zur Verfügung stehen als in den beständig von der Oberfläche bis zum Grund gut durchmischten flachen Seen.

Der aus morphometrischen Daten ableitbare Tiefengradient ermöglicht eine Prognose des Durchmischungsverhaltens von Seen (LAWA 1998). Bei Werten über 1,5 ist mit der Ausbildung einer sommerlichen Schichtung des Wasserkörpers zu rechnen. Je höher der Wert ist, umso höher ist die Stabilität der Schichtung. Für alle betrachteten TBS ergeben sich aus den morphometrischen Daten Werte, die mit 4,4 (Geierswalder See) bis 8,5 (Berzdorfer See) deutlich über 1,5 liegen, so dass für alle Seen von einer sehr stabilen sommerlichen Schichtung auszugehen ist (Tabelle 27).

Die morphometrischen Daten erlauben zudem eine Abschätzung der Mächtigkeit des Epilimnions in geschichteten Seen (theoretische Epilimniontiefe) (LAWA 1998). Sie liegt für alle Seen relativ dicht beieinander zwischen 7,0 m (Dreiweiberner See) und 8,5 m (Bärwalder See).

9.4 Wasserbeschaffenheit

Als Grundlage für die physikalisch-chemische Charakterisierung der Seen können die Monitoringdaten der LMBV bzw. der Firmen IDUS und IWB (Tabelle 28) sowie des SLULG (Info-Plattform iDA des Freistaats Sachsen) herangezogen werden (Tabelle 29), die für die letzten Jahre vorliegen. Alle Seen wurden im Rahmen des Monitorings mehrmals pro Jahr an der tiefsten Stelle gemäß den Vorschriften des MHM (2019) bzw. den Vorgaben zur Umsetzung der WRRL (AQS 2015, LAWA 2016) beprobt. Bis auf die leicht voneinander abweichenden Konzentrationen des Eisens ergeben sich nur sehr geringe Unterschiede im Bereich der normalen Schwankungen der Messwerte zwischen den beiden Monitoringprogrammen.

Im Hinblick auf die für die Fischproduktion in Netzgehegen wichtigen maximalen Temperaturen im Epilimnion wurden in allen Seen wiederholt Werte von 24 bis 25°C erreicht, im Dreiweiberner See sogar bis zu 26,5°C. Diese hohen Temperaturen traten jedoch nur kurzzeitig oberflächennah bis ca. fünf Meter Wassertiefe unter relativ windstillen Bedingungen auf. In acht bis zehn Meter Wassertiefe wurden zumeist bereits nur noch ca. 15°C erreicht. Die hypolimnischen Wassertemperaturen lagen zum Zeitpunkt der im Epilimnion gemessenen maximalen Temperaturen im Bereich von 5°C (Berzdorfer See, Scheibe-See) bis 9°C (Bärwalder See). In der Abbildung 12 ist beispielhaft ein Tiefenprofil für den Berzdorfer See dargestellt. Die Messung erfolgte Anfang August 2018.

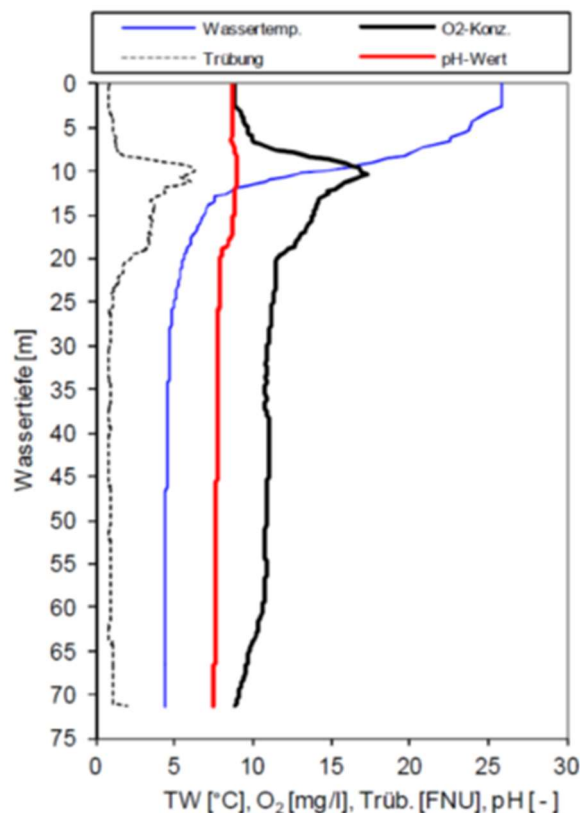


Abbildung 12: Tiefenprofile von Wassertemperatur, Sauerstoff-Konzentration, Trübung und pH-Wert im Berzdorfer See vom 02.08.2018 (IDUS 2018)

Als einziger See weist der Neuwieser See mit pH 2,8 noch einen sauren pH-Wert auf. Die anderen Seen sind neutral mit pH-Werten im circumneutralen bis schwach alkalischen Bereich zwischen pH 7 und pH 8. Das Karbonatpuffersystem, das einer Versauerung bei einem Säureeintrag entgegenwirkt, ist mäßig bis gut ausgebildet, wie sich an den Werten der Säurekapazität ablesen lässt ($K_{S4,3}$: 0,3 – 1,5 mmol/l). Insgesamt weist der Berzdorfer See sowohl den höchsten pH-Wert als auch den höchsten Wert für die Säurekapazität auf (Tabelle 28, Tabelle 29).

Tabelle 28: Mittelwerte (MW) wichtiger physikalischer und chemischer Parameter auf der Basis von Daten des MHM der LMBV

Tagebauseen	pH-Wert [-]	$K_{S4,3}$ [mmol/l]	elektr. LF [μ S/cm]	Ca [mg/l]	SO_4 [mg/l]	Fe [mg/l]	Zeitraum MW (Datenquelle)
Bärwalder See	7,4	0,6	440	50	130	0,09	2016-2019 (LMBV)
Berzdorfer See	8,2	1,5	470	50	111	0,02	2018 (IDUS)
Dreiweiberner See	7,5	0,8	520	60	156	0,14	2016-2019 (LMBV)
Geierswalder See	7,0	0,3	860	-	310	0,30	2013-2018 (LMBV/IWB)
Neuwieser See	2,8	- 4,6	1.940	156	875	52,8	2016-2019 (LMBV)
Scheibe-See	7,3	0,5	1.040	181	470	0,10	2016-2019 (LMBV)

Tabelle 29: Mittelwerte (MW) wichtiger physikalischer und chemischer Parameter auf der Basis von Daten aus dem Infoportal iDA des Freistaates Sachsen

Tagebauseen	pH-Wert [-]	$K_{S4,3}$ [mmol/l]	elektr. LF [μ S/cm]	Ca [mg/l]	SO_4 [mg/l]	Fe [mg/l]	Zeitraum MW (Datenquelle)
Bärwalder See	7,2	0,6	450	48	130	< 0,03	2019 (iDA)
Berzdorfer See	7,9	1,5	480	45	117	< 0,03	2019/20 (iDA)
Dreiweiberner See	7,3	0,9	510	66	167	< 0,03	2018/19 (iDA)
Geierswalder See	6,9	0,4	816	115	330	< 0,03	2019 (iDA)
Neuwieser See	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	-
Scheibe-See	7,1	0,5	1.040	175	480	< 0,03	2017/18 (iDA)

k.A.: keine Daten vorhanden

Von ihrer chemischen Wasserbeschaffenheit her lassen sich alle sechs Seen anhand des dominierenden Kations und Anions als Calcium-Sulfat-Wässer charakterisieren. Die beiden

Ionen kommen in den Seen entsprechend der Beeinflussung der Wasserbeschaffenheit durch den Zustrom von bergbaubedingt belastetem Grundwasser aus Kippenbereichen mit recht unterschiedlichen Konzentrationen vor. Während im Bärwalder See, Berzdorfer See und Dreiwieberner See nur Calcium-Konzentrationen von ca. 50 bis 65 mg/l und Sulfat-Konzentrationen von ca. 110 bis 170 mg/l im mehrjährigen Mittel erreicht werden, liegen die Konzentrationen bei beiden Ionen im Scheibe-See um etwa das Dreifache darüber. Der Geierswalder See nimmt eine Mittelstellung zwischen den sulfatärmeren Seen und dem Scheibe-See ein. In natürlichen Seen ohne Bergbaubeeinflussung werden in der Regel Sulfat-Konzentrationen deutlich unter 100 mg/l gemessen (Halle & Müller 2015). Die Eisen-Konzentrationen sind mit weit unter 1 mg/l entsprechend der pH-Werte in den neutralen Seen sehr niedrig. Die Unterschiede in den Ionenkonzentrationen spiegeln sich auch in den Werten der elektrischen Leitfähigkeit wider, die im Scheibe-See mit rund 1.000 µS/cm deutlich über denen der anderen Seen liegt (Tabelle 28, Tabelle 29).

Einen Sonderfall stellt aufgrund des niedrigen pH-Werts von 2,8 der Neuwieser See dar. Das Wasser des Sees zeichnet sich durch sehr hohe Sulfat-Konzentrationen von 875 mg/l und sehr hohe Eisen-Konzentrationen von rund 53 mg/l aus, die bei den niedrigen pH-Werten weitestgehend als gelöstes Eisen vorliegen (Tabelle 28).

Damit weisen Neuwieser See, Scheibe-See und Geierswalder See die deutlichsten bergbaubürtigen Beeinflussungen der Wasserbeschaffenheit auf, während der Berzdorfer See der Wasserbeschaffenheit natürlicher Seen der Region am nächsten kommt.

9.5 Trophierelevante Wasserbeschaffenheit

Die Trophie von Seen wird von der Verfügbarkeit an Nährstoffen und Energie für die biochemische Synthese von Biomasse bestimmt. Dabei kommt der Verfügbarkeit an Sonnenlicht als primärer Energiequelle und den biologisch verwertbaren Konzentrationen der beiden Nährstoffe Phosphor und Stickstoff eine zentrale Bedeutung zu. In mitteleuropäischen tiefen Seen ist es in der Regel die Verfügbarkeit an Phosphor, die die Intensität der Primärproduktion limitiert (Hupfer et al. 1995; Vollenweider 1976). Entsprechend besteht in diesen Seen eine direkte Korrelation zwischen der Gesamt-Phosphorkonzentration im Seewasser und der Trophie des Gewässers.

Die für die Seen ermittelten Konzentrationen an Phosphor und Stickstoff weisen alle Gewässer als nährstoffarm aus. Die Gesamt-Phosphorkonzentrationen, die für die Trophie von besonderer Bedeutung sind, liegen in allen Seen deutlich unter 10 µg/l (Tabelle 30, Tabelle 31). Die niedrigsten Werte wurden mit 3,3 µg/l für den Dreiwieberner See und 5,0 µg/l für den Bärwalder See und den Scheibe-See ermittelt. Der Berzdorfer See wies mit 6,9 µg/l im Mittel die höchste Konzentration auf. Die Phosphor-Konzentrationen befinden sich damit in allen Seen in einem Bereich, der für oligotrophe Seen typisch ist (OECD 1982).

Die Konzentrationen an pflanzenverfügbarem anorganischen Stickstoff bewegen sich in allen neutralen Seen zwischen rund 0,5 und 1,6 mg/l und damit im niedrigen bis mittleren Konzentrationsbereich (Tabelle 30, Tabelle 31). Auf höhere Stickstoff-Konzentrationen kommt der Neuwieser See mit rund 3,4 mg/l an anorganischem Stickstoff, der unter den sauren Bedingungen zum weitaus größten Teil in Form von Ammonium vorliegt. Die mehrjährigen Mittelwerte der Konzentrationen gelöster organischer Kohlenstoffverbindungen (DOC) bewegen sich zwischen 1,9 mg/l (Scheibe-See) und 6,0 mg/l (Bärwalder See und Dreiwieberner See)

(Tabelle 31).

Tabelle 30: Mittelwerte (MW) trophierelevanter Nährstoffkonzentrationen auf der Basis von Daten des MHM der LMBV

Tagebauseen	TP [µg/l]	PO ₄ -P [µg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	Zeitraum MW (Daten)
Bärwalder See	< 10	< 6	1,0	< 0,03	2016-2019
Berzdorfer See	6	3	1,2	0,03	2018
Dreiweiberner See	< 10	< 6	0,51	< 0,03	2016-2019
Geierswalder See	< 10	k.A.	k.A.	k.A.	2013-2018
Neuwieser See	< 10	< 6	0,44	2,93	2016-2019
Scheibe-See	< 10	< 6	0,69	0,04	2016-2019

k.A.: keine Daten vorhanden

Tabelle 31: Mittelwerte (MW) trophierelevanter Nährstoffkonzentrationen auf der Basis von Daten aus dem Infoportal iDA des Freistaates Sachsen

Tagebauseen	TP [µg/l]	o-PO ₄ [µg/l]	N _{anorg.} [mg/l]	TN [mg/l]	DOC [mg/l]	Zeitraum MW (Daten)
Bärwalder See	5,0	< 15	1,1	1,5	6,0	2019
Berzdorfer See	6,9	< 15	1,1	1,4	3,7	2019/20
Dreiweiberner See	5,5	< 15	0,5	0,9	6,0	2018/19
Geierswalder See	3,3	< 15	1,6	1,8	3,4	2019
Neuwieser See	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	-
Scheibe-See	5,0	< 15	0,8	0,9	1,9	2017/18

k.A.: keine Daten vorhanden

9.6 Sauerstoffhaushalt

Im Sauerstoffhaushalt natürlicher Seen spiegeln sich vor allem der Sauerstoffbedarf von Mikroorganismen beim Abbau abgestorbener organischer Biomasse im Zuge heterotropher Stoffumsätze und die Sauerstofffreisetzung im Zuge einer erhöhten Intensität der Primärproduktion wider. Damit weisen oligotrophe Seen mit ihrer geringen Primärproduktion und geringen Verfügbarkeit an organischer Biomasse eine deutlich geringere Belastung des Sauerstoffhaushalts auf als eutrophe Seen, in denen der Sauerstoff während der Sommerstagnation im Hypolimnion in der Regel komplett aufgezehrt werden kann (Schönborn & Risse-Buhl 2013).

In TBS können im Gegensatz zu natürlichen Seen chemische Prozesse, die Sauerstoff verbrauchen, und insbesondere der Zufluss anoxischen Grundwassers in das Hypolimnion zu starken Verminderungen der Sauerstoffkonzentrationen führen, ohne dass dies mit dem Trophiegrad des Gewässers korreliert (Geller et al. 2013). Insofern sind die nahe des anoxischen Bereichs gemessenen Minima der Sauerstoffsättigung im Bärwalder See und Dreiweiberner See als tagebauseespezifisch anzusehen (Tabelle 32), ohne dass, trotz im Vergleich mit den anderen Seen etwas erhöhten DOC-Konzentrationen (vgl. Tabelle 31), von einer Belastung der Seen durch mikrobiell abbaubare organische Stoffe auszugehen ist.

Durch die Einschichtung von Phytoplankton in eng begrenzten Tiefenbereichen, die in der Regel im Bereich der unteren Grenze des Metalimnions liegen, kommt es in fast allen Seen zu Maximalwerten der Sauerstoffsättigung, die teilweise wie im Berzdorfer See mit 160 % und Dreiwieberner See mit 144 % eine deutliche Übersättigung aufgrund der Sauerstofffreisetzung durch die Photosynthese anzeigen (Tabelle 32; vgl. auch Abbildung 12).

Tabelle 32: Übersicht zu den im Rahmen der Tiefenprofilmessungen festgestellten Minimal- und Maximalwerten der Sauerstoffsättigung

Tagebauseen	Datenquelle: MHM (LMBV)			Datenquelle: iDA		
	O ₂ -Min [%]	O ₂ -Max [%]	Zeitraum (Daten)	O ₂ -Min [%]	O ₂ -Max [%]	Zeitraum (Daten)
Bärwalder See	32 (H)	107 (E)	2016-2019	4	103	2019
Berzdorfer See	72 (H)	120 (E)	2018	63	160	2019/20
Dreiwieberner See	22 (H)	110 (E)	2016-2019	4	144	2018/19
Geierswalder See	k.A.	k.A.	2013-2018	41	136	2019
Neuwieser See	94 (E)	102 (E)	2016-2019	k.A.	k.A.	-
Scheibe-See	72 (H)	109 (E)	2016-2019	55	124	2017/18

k.A. = keine Daten vorhanden

E = Epilimnion, H = Hypolimnion

9.7 Primärproduktion

Die aus der Sichttiefe abzuleitende Mächtigkeit der euphotischen Zone, innerhalb der aufgrund ausreichender Lichtverfügbarkeit eine positive Photosynthesebilanz möglich ist, umfasst in allen Seen während der Vegetationsperiode mit der sommerlichen Schichtung des Seewasserkörpers fast immer das gesamte Epilimnion und reicht häufig auch bis in die oberen Bereiche des Hypolimnions hinein. Nur vereinzelt sind, wie im Berzdorfer See mit 1,5 m, kurzzeitig minimale Sichttiefe zu verzeichnen, die unter 3 m liegen (Tabelle 33, Tabelle 34).

Die überwiegend hohen Sichttiefen korrelieren mit den Werten der Chlorophyll a-Konzentrationen und des Phytoplankton-Biovolumens (Tabelle 33, Tabelle 34). Eine leichte Abweichung nach oben zeigt nur der saure Neuwieser See. Hierin könnte, wie in den meisten sauren Seen, das verstärkte Auftreten mixotropher Arten im Phytoplankton zum Ausdruck kommen. Maxima der Chlorophyll a-Konzentrationen und der Phytoplankton-Biovolumina finden sich in Korrelation mit der Sauerstofftiefenverteilung in relativ eng begrenzten Tiefen im Bereich des Metalimnions und oberen Hypolimnions, in denen bei noch ausreichender Lichtverfügbarkeit eine höhere Verfügbarkeit an Nährstoffen gegeben ist als im Epilimnion.

Alle trophischen Kennwerte bewegen sich entsprechend der niedrigen Nährstoffkonzentrationen (vgl. Kapitel 9.5) in Bereichen, die für oligotrophe Seen charakteristisch sind. So liegt nach OECD (1982) der Mittelwert der Vegetationsperiode für Chlorophyll a in oligotrophen Seen zwischen 0,8 und 4,3 µg/l. Auch die seetypspezifischen Referenzwerte, die im Zuge der Implementierung der WRRL (WRRL 2000) festgelegt wurden (Riedmüller et al. 2013), werden durchgehend eingehalten (vgl. Kapitel 3.1.1.1).

Tabelle 33: Übersicht zu trophischen Kennwerten auf der Basis von Daten des MHM der LMBV

Tagebauseen	Phyto-BV [mm ³ /l]		Chl. a [µg/l]		Sichttiefe [m]		Euphot. Zone [m]		Zeitraum (Daten)
	MW	Max	MW	Max	Min	Max	Min	Max	
Bärwalder See	0,80	3,50	2,9	11,8	2,7	5,5	6,8	13,8	2016-2019
Berzdorfer See	0,85	1,82	3,3	5,3	2,9	6,7	7,3	16,8	2018
Dreiweib. See	0,66	1,75	2,73	3,9	3,2	5,0	8,0	12,5	2016-2019
Geierswalder See	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	2013-2018
Neuwieser See	0,89	3,96	5,15	16,1	2,6	8,3	6,5	20,8	2016-2019
Scheibe-See	0,18	0,55	1,61	3,2	3,9	10,5	9,8	26,3	2016-2019

MW = Mittelwert, Max = maximaler Wert, Min = minimaler Wert

k.A. = keine Daten verfügbar

Tabelle 34: Übersicht zu trophischen Kennwerten auf der Basis von Daten aus dem Infoportal iDA des Freistaates Sachsen

Tagebauseen	Chl. a [µg/l]		Sichttiefe [m]			Euphot. Zone [m]		Zeitraum (Daten)
	MW	Max	MW	Min	Max	Min	Max	
Bärwalder See	3,5	9,7	4,1	3,1	4,8	7,8	12,0	2019
Berzdorfer See	1,9	10,0	7,0	1,5	11,3	3,8	28,3	2019/20
Dreiweiberner See	3,1	9,6	4,5	3,0	6,1	7,5	15,3	2018/19
Geierswalder See	2,8	9,2	3,8	3,2	4,2	8,0	10,5	2019
Neuwieser See	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	-
Scheibe-See	1,8	6,9	7,5	4,0	11,5	10,0	28,8	2017/18

MW = Mittelwert, Max = maximaler Wert, Min = minimaler Wert

k.A. = keine Daten verfügbar

10 Potenzielle Auswirkungen der Netzgehegeproduktion

10.1 Abschätzung des Einflusses auf den trophischen Zustand

10.1.1 Grundlagen

10.1.1.1 Potenzielle Gewässerbeeinträchtigungen

Im Mittelpunkt der Betrachtung von ökologischen Beeinträchtigungen, die von der Produktion von Fischen in NGA auf die Wasserbeschaffenheit ausgehen können, steht die Erhöhung des Eintrags von Nährstoffen über die Ausscheidungen der Fische, was zu einer Verschlechterung des trophischen Zustands führen kann. Die damit verbundene Erhöhung der Primärproduktion hat eine verstärkte Produktion von Biomasse zur Folge. In den Litoralbereichen würde sich dies vor allem durch ein verstärktes Wachstum von Makrophyten bemerkbar machen, was z.B. die Nutzung als Badegewässer oder für andere wassergebundene Freizeitaktivitäten erschweren würde. Im Pelagial würde es zu einer Erhöhung der Algenbiomasse kommen, was zu einer Verminderung der Sichttiefe führt und zu einer verstärkten Sedimentation von organischem Material. Durch den mikrobiellen Abbau der Biomasse kann dies während der Sommerstagnation im Hypolimnion der TBS eine verstärkte Sauerstoffzehrung zur Folge haben. Dies kann im Extremfall anoxische Bedingungen im Tiefenwasserkörper zur Folge haben und die Bildung und/oder Freisetzung toxischer Stoffe auslösen.

Aus den rechtlichen Rahmenbedingungen zum Gewässerschutz (vgl. Kapitel 2.2) und den potenziellen Folgen eines erhöhten Nährstoffeintrags aus der Fischproduktion in Netzgehegen leitet sich die Notwendigkeit zur Prüfung der Nährstoffbelastungstoleranz der Seen ab, ohne dass es zu negativen Veränderungen der Wasserbeschaffenheit kommt.

10.1.1.2 Phosphor als Trophie-bestimmender Nährstoff

In tiefen Seen der gemäßigten Breiten ist in der Regel Phosphor der die Primärproduktion limitierende Nährstoff (vgl. Kapitel 9.5). Daher stellt die Gesamtposphor-Konzentration die für die Nutzung von Seen entscheidende Variable dar, die eine objektspezifische Ermittlung der seeinternen TP-Konzentration aus der mittleren TP-Eintragskonzentration über ober- und unterirdische Zuflüsse, atmosphärische Einträge und Gewässernutzungen unter Berücksichtigung der für die Phosphor-Retention relevanten Faktoren wie Morphologie, Verweilzeit und Schichtung erfordert.

Untersuchungen haben gezeigt, dass sowohl saure als auch neutrale TBS deutlich weniger stark auf Nährstoffeinträge mit einer Erhöhung der Trophie reagieren als natürliche Seen, weil in ihnen zusätzliche Phosphor-Immobilisierungs- bzw. -Retentionsmechanismen existieren (Nixdorf & Leßmann 1999). Dementsprechend wurden langfristig bewährte Modelle zur Trophieprognose auf Basis der Phosphor-Konzentrationen (Vollenweider 1976; OECD 1982; Nürnberg 1984) für die Anwendung bei pH-neutralen TBS angepasst (Grüneberg et al. 2018). Damit steht ein Werkzeug zur Verfügung, das es ermöglicht, die Auswirkungen des Betriebs von NGA zur Fischproduktion auf die Wasserbeschaffenheit von TBS einzuschätzen.

10.1.1.3 Grundlagen der Erstellung von Trophieprognosen

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 Verfügbarkeit an Nährstoffen und dem für die Photosynthese zur Verfügung stehenden Angebot an Licht als Energiequelle für die zellulären chemischen Umsetzungen. In

Gewässern kommt Stickstoff und Phosphor eine zentrale Rolle bei der Begrenzung der Trophie zu („limitierende Nährstoffe“). Sobald eines der beiden Elemente oder eine ausreichende Energiezufuhr für eine weitere Steigerung der Primärproduktion nicht mehr zur Verfügung stehen, ist das Maximum der Trophie erreicht (Wetzel 2001). Phosphor ist dabei das für die Trophie-Limitation in tiefen Seen mit sommerlicher Schichtung des Wasserkörpers 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 Phosphor-Konzentrationen als Grundlage für die Trophie-Entwicklung eine zentrale Bedeutung hinsichtlich der Ökosystemstrukturen und der Gewässernutzungen zu.

Trophiemodelle zielen daher darauf ab, die Phosphor-Konzentration im Seewasserkörper in Abhängigkeit von den sie bestimmenden Faktoren zu berechnen. Dazu müssen sowohl die Phosphor-Einträge in den See als auch die Austräge bzw. die permanente Festlegung und damit der Entzug aus den Stoffkreisläufen berücksichtigt werden. Die hierbei wirksamen Faktoren sind vielfältig: hydraulische Belastung oder Wasserverweilzeit, Alkalinität, pH, Konzentrationen an Calcium, Eisen, Aluminium, gelösten Huminstoffen, anorganischen suspendierten Partikeln, die Algenbiomasse und die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons, die Nahrungsnetzstruktur, die Dauer und Stabilität der thermischen Schichtung, Resuspension, Bioturbation sowie das Auftreten anoxischer Bedingungen im Hypolimnion (Ahlgreen et al. 1988).

Die Berücksichtigung aller Faktoren würde extrem komplexe Modelle erfordern. Es hat sich gezeigt, dass die Reduktion auf relativ wenige Schlüsselparameter auch bereits zuverlässige Ergebnisse bei der Erstellung von Prognosen der Phosphor-Konzentration im Seewasser liefert. Bei allen bewährten Modellen für natürliche Seen fließen in die Berechnungen die Phosphor-Einträge über die Zuflüsse sowie direkt oder indirekt 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 (u.a. Vollenweider 1976; OECD 1982; Sas 1989; Brett & Benjamin 2008).

Untersuchungen an TBS zeigten wiederholt, dass die Phosphor-Retention bergbaulich beeinflusster Seen wesentlich höher ist und sie deshalb weniger sensitiv auf Nährstoffbelastungen reagieren als natürliche Hartwasserseen (Nixdorf & Leßmann 1999; LUA 2001; Rümmler et al. 2003; Leßmann et al. 2003; Schultze & Klapper 2004; Herzsprung et al. 2010). Für TBS mit solchen von natürlichen Seen deutlich abweichenden chemischen Eigenschaften wurden deshalb spezifische Trophieprognosemodelle entwickelt, die das gegenüber natürlichen Seen erhöhte Bindungsvermögen von Phosphor aufgrund erhöhter Verfügbarkeit von Eisen als Bindungspartner in diesen Gewässern berücksichtigt. Hierfür wurden die Modelle für natürliche Seen angepasst und um bergbauspezifische Parameter erweitert sowie die Bedingungen festgelegt, unter denen diese angepassten Modelle zur Anwendung kommen können (Grüneberg et al. 2018).

10.1.1.4 Referenzbedingungen

Die mitteleuropäischen Seen lassen sich basierend auf Gemeinsamkeiten in ihrer biologischen Besiedlung und in ihrem trophischen Referenzzustand verschiedenen Seetypen zuordnen. Wichtige, den Seetyp bestimmende Faktoren sind die geographische Lage, die Morphometrie des Seebeckens und die Größe des Einzugsgebiets (Riedmüller et al. 2013a).

Von den Seen, die im Rahmen dieser Studie betrachtet werden, sind die beiden Speicherseen Bärwalder See und Dreiwieberner See dem Seetyp 10 (geschichteter Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet) sowie Scheibe-See und Berzdorfer See dem Seetyp 13 (geschichteter Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet) zuzuordnen. Der Geierswalder und Neuwieser See bewegen sich auf Basis der vorliegenden Daten zwischen diesen beiden Seetypen. Eine abschließende Typisierung muss auf Basis hydrologischer Daten nach Abschluss der Flutung der Seenkette im Lausitzer Seenland erfolgen.

Der **Seetyp 10** ist als natürlicher Seetyp im zentraleuropäischen Tiefland in der Jungmoränenlandschaft der norddeutschen Tiefebene zu finden. Die meisten TBS des Lausitzer Braunkohlereviers, die in Oberflächengewässersysteme eingebunden sind, sind diesem Seetyp zuzuordnen.

Natürliche Seen des Typs 10 weisen meist mittlere Tiefen zwischen 3 und 15 m auf; die maximale Tiefe liegt zwischen 7 und 42 m. Die sommerliche Stagnationsperiode dauert länger als drei Monate. Die Wasserverweilzeit liegt bei 1 bis 10 Jahren. Das Verhältnis von Einzugsgebiet zu Volumen ist beim Subtyp 10.1 größer als $1,5 \text{ m}^{-1}$, beim Subtyp 10.2 größer als 15 m^{-1} . Damit ist der Einfluss des Einzugsgebiets auf den See beim Subtyp 10.2 deutlich größer, was vor allem einen höheren natürlichen Nährstoffeintrag zur Folge haben kann.

Die Calciumkonzentration beträgt mehr als 15 mg/l. Die elektrische Leitfähigkeit liegt im Bereich zwischen 100 und rund 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$, der pH-Wert im neutralen bis alkalischen Bereich (pH = 6,5 bis 9,6). Das Substrat wird von Feinsedimenten dominiert. Abgesehen von wellenexponierten Ufern, die weitgehend vegetationsfrei sind, werden die Uferbereiche von Röhricht (insbesondere Schilf) bewachsen. Ein Gehölzsaum kann ausgebildet sein (Riedmüller et al. 2013a).

In ihrem Referenzzustand liegen Seen des Typs 10 im Trophiespektrum im oligotrophen bis mesotrophen Bereich (Trophie-Indizes Typ 10.1 < 2,00; Typ 10.2 < 2,25). Während der Vegetationsperiode (März bis Oktober) ergeben sich entsprechend Chlorophyll a-Konzentrationen von im Mittel < 5,4 $\mu\text{g}/\text{l}$ bzw. < 7,2 $\mu\text{g}/\text{l}$. Die mittlere Sichttiefe ist größer als 3,0 bis 3,5 m. Grundlage für die natürlicherweise niedrige Produktivität der Seen sind niedrige Konzentrationen der Pflanzennährstoffe Phosphor (Gesamtphosphor im Saisonmittel < 25 $\mu\text{g}/\text{l}$ bzw. 30 $\mu\text{g}/\text{l}$) und Stickstoff (Gesamtstickstoff < 1 mg/l), die die Primärproduktion limitieren (Riedmüller et al. 2013a).

Die relativ geringe Produktivität der Gewässer führt zur mäßigen Abnahme der Sauerstoffkonzentration im Hypolimnion während der Sommerstagnation. Nahe der Oberfläche und insbesondere im Metalimnion treten Sauerstoffübersättigungen durch die Einschichtung von Algen und die dadurch erhöhte Photosyntheseaktivität in diesen Tiefenbereich mit besserem Nährstoff- oder Lichtangebot auf (Riedmüller et al. 2013a).

Der **Seetyp 13** ist ebenfalls typisch für das zentraleuropäische Tiefland. Seen des Typs sind verbreitet in der Jungmoränenlandschaft der norddeutschen Tiefebene mit ihren Sander, Grund- und Endmoränen zu finden. Dazu gehören auch viele Baggerseen und TBS. Natürliche Seen des Typs weisen meist mittlere Tiefen zwischen 3 und bis zu 30 m auf. Die sommerliche Stagnationsperiode dauert länger als drei Monate. Die Verweilzeit des Wassers liegt in ihnen bei 1 bis mehr als 10 Jahren, wobei der Wasserzufluss zum überwiegenden Teil über die Grundwasserleiter erfolgt. Das Verhältnis von Einzugsgebiet zu Volumen ist kleiner als $1,5 \text{ m}^{-1}$.

Die Calcium-Konzentration 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. 2013a).

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 – 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 (Gesamt-Phosphor Saisonmittel $< 22 \mu\text{g}/\text{l}$) und Stickstoff (Gesamt-Stickstoff $< 1 \text{ mg}/\text{l}$), die keine höhere Primärproduktion ermöglichen (Riedmüller et al. 2013a).

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. Nahe der Oberfläche und insbesondere im Metalimnion können Sauerstoff-Übersättigungen durch die Einschichtung von Algen in diesem Tiefenbereich mit besserem Nährstoff- oder Lichtangebot auftreten.

Aus den in natürlichen Seen ohne anthropogenen Einfluss in Seen der Typen 10 und 13 anzutreffenden Bedingungen lässt sich der Referenzzustand für die in der vorliegenden Studie betrachteten TBS ableiten. Entsprechend der WRRL (WRRL 2000) sind die Anforderungen an die Gewässergüte für künstliche Seen mit dem „guten ökologischen Potential“ geringer als für natürliche Seen, für deren „guten ökologischen Zustand“ seetyp-spezifische Hintergrund- und Orientierungswerte für die seeinterne Phosphorkonzentration festgelegt wurden (Riedmüller et al. 2013b; OGewV 2016).

10.1.2 Methoden zur Abschätzung der Trophieentwicklung

Bis auf den Neuwieser See ist in allen Seen die Seebefüllung abgeschlossen und die Seen haben ihren Endwasserstand erreicht. Die modellgestützte Abschätzung der Trophieentwicklung unter erhöhten Phosphor-Einträgen durch eine Fischproduktion konnte dementsprechend für die komplett befüllten Seen für den stationären Zustand vorgenommen werden. Zu beachten ist dabei, dass sich ein stabiler trophischer Zustand, der Voraussetzung für die Modellierung der Trophie ist, erst längerfristig einstellt. Die Ergebnisse der empirischen Modelle bilden einen langjährigen Mittelwert ab.

Der Neuwieser See konnte in die Trophieprognosen aufgrund seines derzeit noch sauren pH-Werts und der unzureichenden Datengrundlage nicht einbezogen werden. So fehlen insbesondere Daten zur längerfristigen Entwicklung der hydrologischen Bedingungen sowie der Beschaffenheit der unter- und oberirdischen Zuflüsse.

Aufgrund der relativ einfach strukturierten Morphologie der Becken aller Seen und des dimiktischen Durchmischungsverhaltens können die in die Modellierungen einbezogenen Seen als ein Gesamtreaktor für die Trophieprognosen betrachtet werden (Einbox-Ansatz).

Die wesentlichen Nährstoffeinträge in die Seen erfolgen mit dem Oberflächenwasserzufluss, dem Grundwasserzustrom sowie der atmosphärischen Deposition, wobei die Bedeutung der einzelnen Eintragspfade in Abhängigkeit von der Einbindung in Oberflächengewässersysteme sehr unterschiedlich sein kann, was sich vor allem bei den beiden als Speicher fungierenden Seen Bärwalder See und Dreizeibener See zeigt. Weitere Nährstoffeinträge sind durch Wasservögel zu erwarten, die mitunter in größerer Zahl Seen zum Beispiel zur Rast nutzen. In geringerem Umfang können darüber hinaus insbesondere noch Stoffeinträge durch eine

Badenutzung zum Tragen kommen. Weitere Einträge z.B. aus Wassersport, Laubeintrag, Ufer- oder Böschungserosion sind bei größeren Seen dagegen noch weniger relevant.

Grundlage für die Entscheidung über die zur Anwendung kommenden Modelle ist die Arbeit von Grüneberg et al. (2018). Danach sind das Eisen- zu Phosphor-Verhältnis in der obersten Sedimentschicht zusammen mit der elektrischen Leitfähigkeit und der Sulfat-Konzentration entscheidende Indikatoren dafür, ob eine erhöhte Phosphor-Retention in einem TBS erfolgt und damit höhere Phosphor-Einträge vom See toleriert werden, ohne dass es zu einer Erhöhung der Trophie kommt, als in natürlichen Seen.

Mit dem Bärwalder See, dem Dreiweiberner See, dem Scheibe-See und dem Geierswalder See erfüllen vier der betrachteten Seen die wichtige Bedingung, dass das molare Fe : P-Verhältnis in der obersten Sedimentschicht über 17 liegen muss, um die Prognosemodelle für TBS anwenden zu können. In den vier Seen liegt der Wert sehr deutlich darüber. Das Kriterium einer elektrischen Leitfähigkeit > 1.000 µS/cm im Seewasser wird vom Scheibe-See erfüllt. Mehr als 200 mg/l Sulfat im Seewasser weisen Scheibe-See und Geierswalder See auf.

Für den Berzdorfer See wurde nur ein Fe : P-Verhältnis von 17 im Sediment ermittelt. Die elektrische Leitfähigkeit erreicht hier 470 µS/cm, die Sulfat-Konzentration 111 mg/l. Damit ist er der einzige der betrachteten Seen, für den für die Belastbarkeitsabschätzung die tagesauseespezifischen Phosphor-Prognosemodelle nicht zwangsläufig in Frage kommen. Bei ihm sollte eher auf die Ergebnisse der konventionellen Modelle für natürliche Seen zurückgegriffen werden.

Für die Prognose der Trophie wurden gemäß Grüneberg et al. (2018) folgende empirische Modelle verwendet:

Konventionelle Trophiemodelle für natürliche Seen	$P_{See} = \frac{P_{in}}{1 + \sqrt{t_R}}$	Vollenweider (1976)
	$P_{See} = 1,55 \cdot \left(\frac{P_{in}}{1 + \sqrt{t_R}} \right)^{0,82}$	OECD / tiefe Seen (1982)
Für Tagebauseen angepasste Modelle	$P_{See} = \frac{7,4 \cdot P_{in}^{0,75}}{\left(1 + \sqrt{t_R}\right)^{1,05} \cdot (Fe:P)^{0,48}}$	Grüneberg et al. (2018) (Gleichung 27)
	$P_{See} = \frac{9,93 \cdot P_{in}^{0,88}}{\left(1 + \sqrt{t_R}\right)^{1,13} \cdot (Fe:P)^{0,67}}$	Grüneberg et al. (2018) (Gleichung 28)

mit P_{in} = mittlere P-Zulaufkonzentration [$\mu\text{g l}^{-1}$]
 P_{See} = Jahresmittelwert der TP-Konzentration [$\mu\text{g l}^{-1}$]
 t_R = theoretische Wasseraufenthaltszeit im See [a]

Die Datenbasis für die Modellierung liefern die morphometrischen Daten der Seebecken (Seevolumen) und die ober- und unterirdischen Zuflüsse für die Bestimmung der theoretischen Wasseraufenthaltszeit sowie die Daten der Phosphor-Frachten der Einträge über Ober- und Grundwasserzufluss, atmosphärischen Eintrag, Wasservögel und Badende. Für die vorliegende

Studie wurde dabei auf die im Rahmen des derzeit noch laufenden von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Projekts „Phosphor-Retentionsmodelle für pH-neutrale TBS“ erstellte Datenbank zurückgegriffen, in die sowohl Daten aus verschiedenen Monitoringprogrammen als auch projekteigene Datenerhebungen eingeflossen sind. Ziel des Projekts ist es, die in der Arbeit von Grüneberg et al. (2018) gewonnenen Ergebnisse auf einer deutlich größeren Datenbasis zu evaluieren und zu präzisieren. Dennoch ist zu beachten, dass für die Seen die Qualität der Daten unterschiedlich ist und zum Teil im Rahmen der vorliegenden Studie Annahmen auf Basis von Literatur- und Erfahrungswerten getroffen werden mussten. Exakte und vor allem besser abgesicherte Prognosen können erst im Rahmen detaillierter einzelobjektbezogener Datenerhebungen und Gutachten erstellt werden.

Grundlage der Phosphor-Einträge über die ober- und unterirdischen Zuflüsse zu den Seen bilden die Daten der Wasserbilanzen für die Seen sowie die über das Oberflächenwasser- und Grundwassermonitoring gewonnenen Daten der letzten Jahre des SLULG und der LMBV, die über die Datenbank des DBU-Projekts verfügbar sind. Dabei wurde berücksichtigt, dass der Phosphoreintrag aus Grund- und besonders Kippenwasser einer Retention während der Sedimentpassage unterliegt. Das autochthone Sediment weist in der Regel aufgrund des erhöhten Eisengehalts ein hohes Phosphorsorptionsvermögen auf. Auch wenn ein Großteil des Grundwasserzustroms nicht flächenhaft gleichmäßig verteilt, sondern punktuell erfolgt, erreicht ein Teil der Phosphorfracht aufgrund der Sorption während der Sedimentpassage nicht das Freiwasser der Seen.

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. 2014). Mit zunehmender Größe eines Sees verringert sich der Einfluss der unmittelbaren Umgebung. Vor diesem Hintergrund wurde für die Berechnungen eine mittlere Rate von 40 mg/(m²·a) für die atmosphärischen Phosphor-Einträge angenommen.

Mit einer großen Unsicherheit verbunden ist die Abschätzung der Anzahl der Wasservögel, die die Seen vor allem zur Rast aufsuchen, da hierzu keine Daten vorliegen. Angesichts der Größe der Seeoberfläche ist eine Anzahl von täglich 2.000 Gänsen beim Bärwalder See und 1.000 Gänsen bei den anderen, kleineren Seen über einen Zeitraum von fünf Monaten (150 d) im Herbst und Winter als realistisch anzusehen. Für die spezifische Phosphor-Emission von Gänsen gibt es Angaben mit einer weiten Spanne zwischen 0,15 bzw. 0,19 g/(Ind. d) (Tappenbeck & Raschewski 1993; Olsen et al. 2005) und 0,98 g/(Ind. d) (Naujokat 1997). Jüngere Untersuchungen von Lewandowski et al. (2011) ergaben 0,223 g/(Ind. d). Für die Berechnungen wurde auf dieser Basis ein Mittelwert von 0,35 g/(Ind. d) angesetzt. Andere Wasservogelarten wurden wegen ihrer im Vergleich mit Gänsen relativ geringen Bedeutung für die Nährstoffeinträge in Seen bei den Berechnungen nicht extra berücksichtigt.

Für die Intensität der Nutzung der betrachteten Seen durch Badende gibt es keine Daten. Die Angaben für den spezifischen Phosphor-Eintrag durch Badende schwanken sehr stark zwischen 0,19 und 100 mg/(Ind. d). Während in älteren Veröffentlichungen (Schulz 1981) wahrscheinlich aufgrund fehlender sanitärer Anlagen hohe Eintragsraten aufgeführt werden, haben jüngere Untersuchungen Werte ergeben, die im Mittel bei 6,5 mg/(Ind. d) liegen (Kurzreuther et al. 2013). Angesichts dieses sehr niedrigen Werts und des sehr begrenzten Zeitraums der Badenutzung der Gewässer durch eine unbekannte Zahl an Badegästen wurde darauf verzichtet, diese Quelle des Phosphor-Eintrags extra zu berücksichtigen.

10.2 Prognosen zur Trophieentwicklung unter dem Betrieb von Netzgehegeanlagen

10.2.1 Auswirkungen der Fischproduktion auf den Phosphoreintrag in den Seen

Die für Bärwalder See, Berzdorfer See, Dreiweiberner See, Geierswalder See und Scheibe-See vorliegenden Daten zur Morphometrie, Sediment-, Grundwasser- und Seewasserbeschaffenheit sowie zu den hydrologischen Bedingungen erlauben eine Abschätzung der Sensitivität der TBS gegenüber einer Erhöhung des Phosphoreintrags und einer damit verbundenen potenziellen Erhöhung der Trophie durch eine Fischproduktion in NGA.

Im Hinblick auf eine effektive Phosphor-Retention und damit den Entzug des Phosphors aus dem Nährstoffkreislauf kommt dem Verhältnis von Eisen zu Phosphor in den oberen Sedimentschichten eine große Bedeutung zu, da das Eisen in den Sedimenten der TBS den wichtigsten permanenten Bindungspartner von Phosphor darstellt und dieser Phosphor damit für biologische Prozessen nicht mehr zur Verfügung steht. Nach derzeitigem Stand ist ein längerfristig wirksames Phosphorbindungspotential der Sedimente und damit die Anwendbarkeit der tagesauseespezifischen Trophieprognosemodelle nur dann gegeben, wenn das Fe : P-Verhältnis bei > 17 liegt. Bis auf den Berzdorfer See ist dies bei allen anderen Seen gegeben (Tabelle 35). Bergbaubedingte Einflüsse kommen auch in den Werten für die Sulfat-Konzentrationen und die elektrische Leitfähigkeit zum Ausdruck (Tabelle 35). Während die Sulfat-Konzentrationen im Berzdorfer See mit 111 mg/l, Bärwalder See mit 130 mg/l und Dreiweiberner See mit 156 mg/l nur mäßig erhöht sind, liegen die Werte von Geierswalder See mit 310 mg/l und Scheibe-See mit 470 mg/l sehr deutlich darüber. In diesen beiden Seen sind entsprechend hohe Werte der elektrischen Leitfähigkeit zu verzeichnen.

Gemäß den eingesetzten Prognosemodellen für die Ermittlung der im See zu erwartenden Phosphor-Konzentration unter verschiedenen Phosphor-Eintragsraten in die Seen kommt den bereits ohne Fischproduktion vorhandenen Phosphor-Einträgen in die Seen sowie der Wasseraufenthaltszeit besondere Bedeutung im Hinblick auf die Tolerierung weiterer Phosphoreinträge ohne die Gefahr eine Verschlechterung des ökologischen Zustands der Seen zu. So weisen die Grundwasserleiter im Umfeld der einzelnen Seen unterschiedlich hohe Phosphor-Konzentrationen auf, die entsprechend der in die Seen erfolgenden Zuflussraten aus den Grundwasserleitern berücksichtigt werden müssen (Tabelle 35).

Insbesondere der Bärwalder See und der Dreiweiberner See dienen zudem regelmäßig als Speicher und unterliegen dadurch einer erhöhten Beeinflussung durch Nährstoffeinträge aus Spree bzw. Kleiner Spree, was zu deutlich kürzeren theoretischen Wasseraufenthaltszeiten als in anderen TBS führt (Tabelle 35). Die Größe der Seeoberfläche bestimmt die Höhe der atmosphärischen Einträge und dürfte auch für die Anzahl der Wasservögel bestimmend sein, die den See aufsuchen. Die Berücksichtigung aller relevanten Phosphor-Eintragspfade und ihre Berücksichtigung gemäß ihrer Bedeutung für den Phosphor-Gesamteintrag in die Seen ermöglicht die Berechnung einer theoretischen gewichteten Phosphor-Eintragskonzentration als Grundlage für die Bestimmung des jährlichen Gesamt-Phosphoreintrags (Tabelle 35).

Für die einzelnen Seen ergibt sich hieraus für die Bedingungen ohne Fischproduktion, dass der als Speicher fungierende Bärwalder See mit 5,8 t/a die höchsten Phosphor-Einträge zu verzeichnen hat. Mit deutlich niedrigeren Einträgen folgen Geierswalder See und Scheibe-See. Unter 1 t/a an Phosphor-Einträgen bleiben Dreiweiberner See als kleinster der betrachteten

Seen und der Berzdorfer See, der zudem aufgrund seines großen Volumens die weitaus höchste theoretische Wasseraufenthaltszeit aufweist. Bärwalder See, Dreiweiberner See und Geierswalder See kommen auf theoretische Wasseraufenthaltszeiten von rund fünf bis sechs Jahre, der Scheibe-See auf 14 Jahre (Tabelle 35).

Zur Berücksichtigung der jährlichen Einträge aus der Fischproduktion in NGA wurden zwei Varianten untersucht. Bei der Variante A wurde eine Erhöhung des Gesamt-Phosphoreintrags um 0,5 t/a angenommen. Entsprechend der im Kapitel 5.1.4 dargestellten Kennwerte wurde die maximale Produktion mit ca. 83 t angegeben (Tabelle 13). Bei einer Futterverwertung von 1 kg Futter/kg Zuwachs entspricht diese Menge auch der jährlich eingesetzten Futtermenge. Unter der Annahme einer Emission von 5,7 g TP/kg Futter (vgl. Kapitel 8.4) liegen die jährlichen Emissionen an TP bei ca. 0,474 t. Wie in Kapitel 8 dargestellt, blieben Futterverluste bei den dort aufgeführten Betrachtungen unberücksichtigt. In der Praxis liegen diese bei 2 bis 5 % (Bureau et al. 2003). Unter Berücksichtigung einer mittleren Verlustrate von 3 % und einem Phosphorgehalt des Futters von 1 % kann daher ein Gesamt-Phosphoreintrag von 0,5 t/a als realistisch angenommen werden. Da die bei der Variante A getätigten Annahmen in der Praxis nicht immer erreicht werden bzw. davon abweichen können (z.B. Futterquotient von 1,0), wurde bei der Variante B ein Sicherheitszuschlag von 100 % bzw. ein Gesamt-Phosphoreintrag von 1 t/a angenommen. Die Variante B bildet somit als ein „Worst-Case-Szenario“ ab und wäre mit einer Verdopplung der Fischproduktion (Variante A) gleichzusetzen.

Entsprechend der natürlicherweise bereits gegebenen Phosphor-Einträge in die Seen käme den zusätzlichen Einträgen aus der Fischproduktion eine unterschiedliche Bedeutung zu (Abbildung 13 bis Abbildung 16). Während in Bärwalder See und Geierswalder See die Erhöhung des Gesamt-Phosphoreintrags nur relativ gering ausfallen würde, wären die Steigerungen beim Scheibe-See und insbesondere beim Berzdorfer und Dreiweiberner See wesentlich deutlicher. Beim Bärwalder See und Geierswalder See würde eine Fischproduktion gemäß Variante A mit 0,5 t/a zusätzlichem Eintrag die Phosphoreinträge nur um 8,4 bzw. 14,2 % ansteigen lassen. Im Scheibe-See wären es dagegen 45 % und Dreiweiberner See und Berzdorfer See 62 bzw. 63 % (Tabelle 36). Eine Verdopplung der Einträge durch die Fischproduktion auf 1 t/a gemäß Variante B würde entsprechend zu einem Anstieg der Phosphoreinträge um 17 bis 126 % führen (Tabelle 36). In Berzdorfer See und Dreiweiberner See würde über die Hälfte der Phosphoreinträge in diesem Fall aus der Fischproduktion stammen.

Die Bedeutung der Fischproduktion für den Phosphorhaushalt der Seen wird auch aus dem Vergleich der Werte für die externe Phosphor-Flächenbelastung mit und ohne den Betrieb von NGA deutlich (Tabelle 36). Ohne NGA liegt die Phosphor-Flächenbelastung zwischen 0,08 g/(m² a) beim Berzdorfer See und 0,57 g/(m² a) beim Geierswalder See. Bei einer Fischproduktion gemäß Variante A mit 0,5 t/a zusätzlichem Eintrag erhöht sich die Belastung beim Bärwalder See um rund 9 %, Berzdorfer See 63 %, Dreiweiberner See 57 %, Geierswalder See 13 % und Scheibe-See 42 %. Eine Fischproduktion gemäß der Variante B würde entsprechend zu einer Verdopplung der Werte führen, so dass die Werte der externen Phosphor-Flächenbelastung auf 0,18 g/(m² a) im Berzdorfer See bis 0,72 g/(m² a) im Geierswalder See ansteigen würden (Tabelle 36).

Tabelle 35: Den Trophieprognosen zugrundeliegende Daten und Phosphoreinträge in die Tagebauseen ohne eine Fischproduktion in NGA

Parameter	Einheit	Bärwalder See	Berzdorfer See	Dreiweiberner See	Geierswalder See	Scheibe-See
Seefläche	[ha]	1.299	969	294	635	685
Seevolumen	[Mio. m³]	173	333	35	98	109
Aufenthaltszeit (ca.)	[a]	4,9	67	5,6	6,1	14
Fe : P-Verhältnis (molar) Sediment	[-]	131	17	89	115	111
Sulfat-Konzentration	[mg/l]	130	111	156	310	470
elektrische Leitfähigkeit	[µS/cm]	440	470	520	860	1.040
<i>Bergbauliche Beeinflussung</i>	<i>[-]</i>	++	+ / -	++	+++	+++
P-Eintrag Atmosphäre [40 mg/(m² a)]	[t/a]	0,52	0,39	0,12	0,26	0,27
P-Eintrag Wasservögel [0,35 g/(Ind. d)]	[t/a]	0,105	0,053	0,053	0,053	0,053
P-Konzentration Zuflüsse	[µg/l]	150	70	100	200	100
Zufluss	[Mio. m³/a]	35,5	5,0	6,3	16,1	7,9
P-Eintrag Zuflüsse	[t/a]	5,3	0,35	0,63	3,2	0,79
P-Eintragskonzentration (gewichtet)	[µg/l]	130	158	104	173	94
Summe P-Einträge (<i>ohne NGA</i>)	[t/a]	5,8	0,8	0,9	3,7	1,2
P-Flächenbelastung	[g/(m² a)]	0,45	0,08	0,30	0,57	0,18

Tabelle 36: Vergleich der Phosphor-Einträge in die Tagebauseen ohne und mit einer Fischproduktion in NGA in zwei Varianten mit einem zusätzlichen Phosphor-Eintrag von 0,5 t/a bzw. 1,0 t/a

Parameter	Einheit	Bärwalder See	Berzdorfer See	Dreiweiberner See	Geierswalder See	Scheibe-See
Summe P-Einträge (<i>ohne NGA</i>)*	[t/a]	5,8	0,8	0,9	3,7	1,2
P-Flächenbelastung*	[g/(m ² a)]	0,45	0,08	0,30	0,57	0,18
P-Eintrag aus NGA – Variante A	[t/a]	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Summe P-Einträge	[t/a]	6,3	1,3	1,4	4,2	1,7
P-Flächenbelastung	[g/(m ² a)]	0,49	0,13	0,47	0,65	0,25
P-Eintrag aus NGA – Variante B	[t/a]	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Summe P-Einträge	[t/a]	6,8	1,8	1,9	4,7	2,2
P-Flächenbelastung	[g/(m ² a)]	0,53	0,18	0,64	0,72	0,32

* vgl. Tabelle 35

Potenzielle Auswirkungen der Netzgehegeproduktion

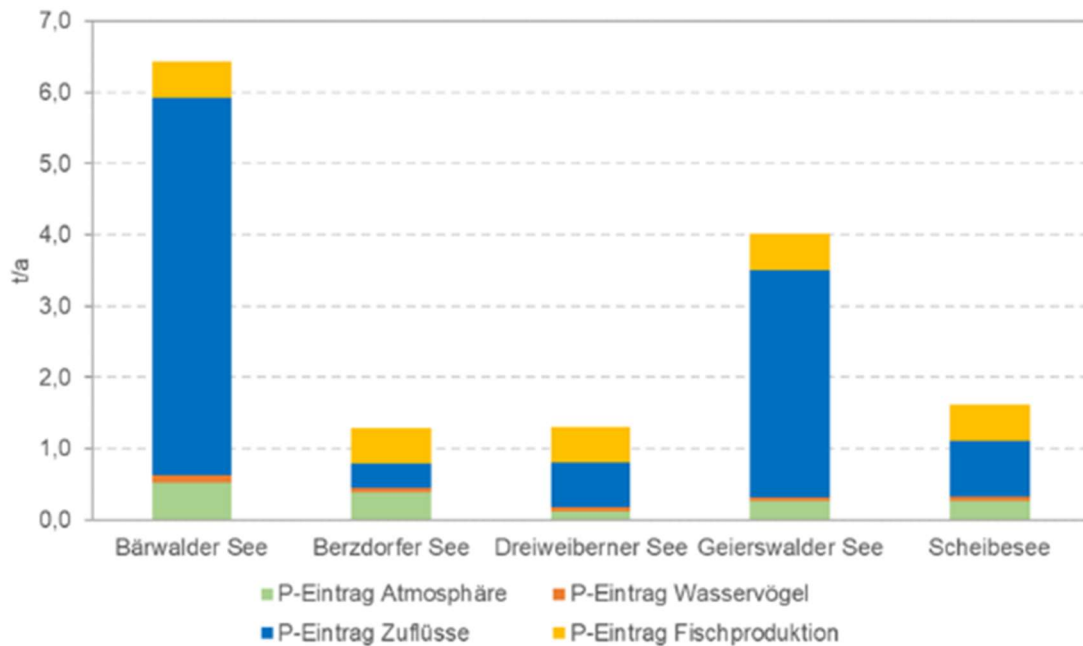


Abbildung 13: Rate der jährlichen Einträge an Gesamt-Phosphor in die Seen aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Eintragspfaden bei einer Fischproduktion in NGA gemäß der Variante A mit einem zusätzlichen Gesamt-Phosphoreintrag von 0,5 t/a

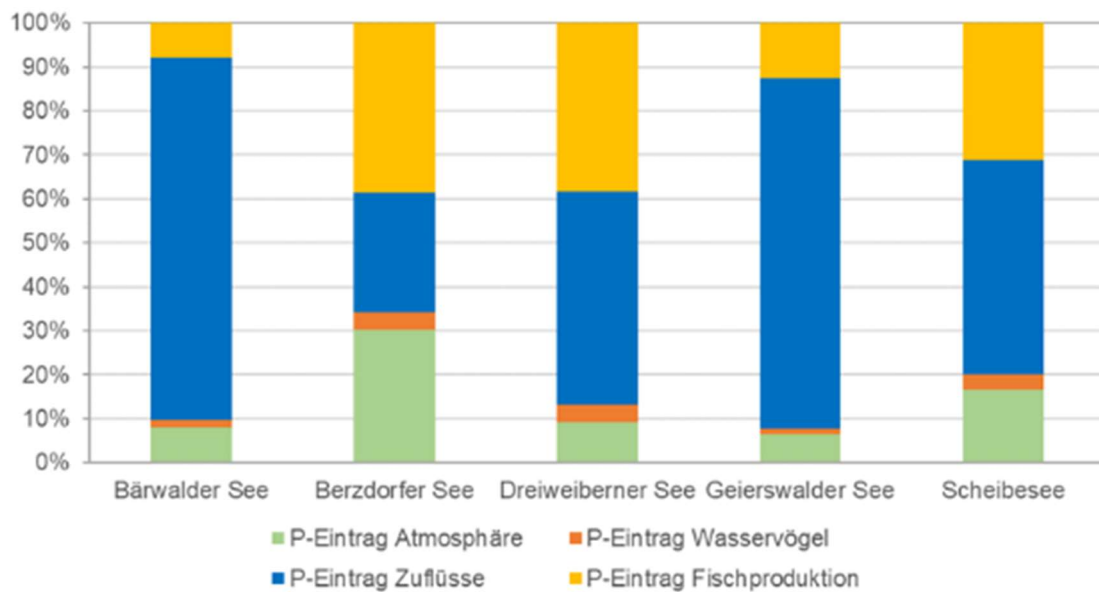


Abbildung 14: Anteil der einzelnen Haupteintragsquellen am jährlichen Gesamt-Phosphoreintrag in die See bei einer Fischproduktion in NGA gemäß der Variante A mit einem zusätzlichen Gesamt-Phosphoreintrag von 0,5 t/a

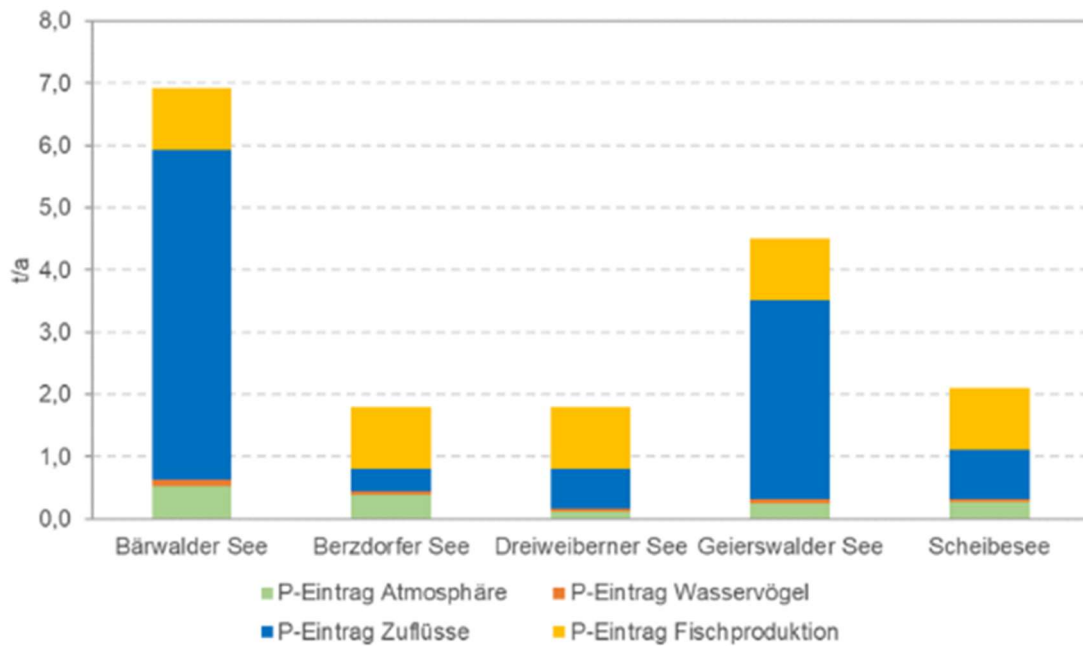


Abbildung 15: Rate der jährlichen Einträge an Gesamt-Phosphor in die Seen aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Eintragspfaden bei einer Fischproduktion in NGA gemäß der Variante B mit einem zusätzlichen Gesamt-Phosphoreintrag von 1 t/a

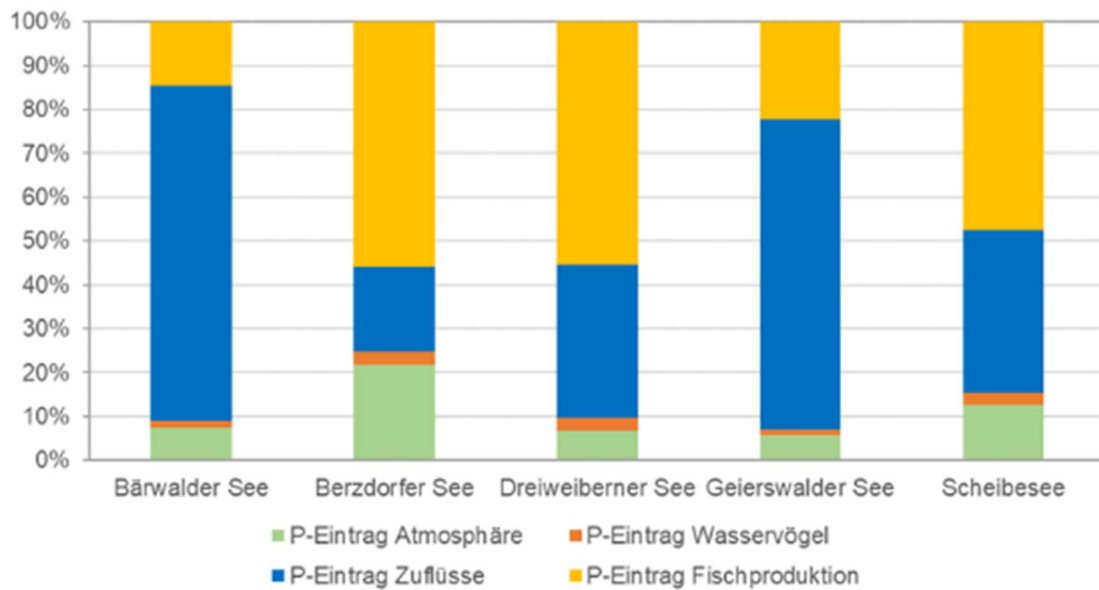


Abbildung 16: Anteil der einzelnen Haupteintragsquellen am jährlichen Gesamt-Phosphoreintrag in die See bei einer Fischproduktion in NGA gemäß der Variante B mit einem zusätzlichen Gesamt-Phosphoreintrag von 1 t/a

10.2.2 Auswirkungen der Fischproduktion auf die Phosphor-Konzentration in den Seen und deren Trophiegrad

Entsprechend der von Grüneberg et al. (2018) festgelegten Kriterien können für Bärwalder See, Dreiwieiberner See, Geierswalder See und Scheibe-See für die Abschätzung der Entwicklung der Phosphor-Konzentrationen im Seewasser ohne und mit Fischproduktion in Netzgehegen die

an TBS angepassten Prognosemodelle herangezogen werden. Da die Seen sich über einen eher sehr langfristigen Zeitraum in Richtung der für natürliche Seen geltenden Trophiemodelle entwickeln werden, sollten jedoch auch die Modellierungsergebnisse, die für natürliche Seen gelten, beachtet werden. Es ist dabei aber darauf hinzuweisen, dass sich auch nach über vierzig Jahren die Phosphor-Konzentrationen im Senftenberger See noch immer am besten mit den an TBS angepassten Modellen erklären lassen (Grüneberg et al. 2018).

Beim Berzdorfer See sind aufgrund des im Vergleich mit den anderen Seen niedrigen Fe : P-Verhältnisses im Sediment von 17 die Ergebnisse, die die an TBS angepassten Modelle liefern, mit Vorsicht zu betrachten. Mittel- und längerfristig könnte hier die Entwicklung der Phosphor-Konzentrationen aufgrund des geringeren bergbaulichen Einflusses eher entsprechend der Ergebnisse der Modelle für natürliche Seen ablaufen.

Als entscheidend für den Schutz der Seen unter zusätzlichen Phosphoreinträgen ist anzusehen, dass die seetypspezifischen Zielwerte der Gesamtphosphor-Konzentration nach Riedmüller et al. (2013a) und somit der Referenztrophiegrad sicher eingehalten werden.

10.2.2.1 Bärwalder See

Der Bärwalder See weist aktuell Phosphor-Konzentrationen im Seewasser auf, die unter 10 µg/l liegen (vgl. Kapitel 9.5). Der See befindet sich damit in einem Bereich der Phosphor-Konzentrationen, der für oligotrophe Seen typisch ist. Als zum Seetyp 10 der deutschen Seetypisierung zählendes Gewässer wird der maximale Zielwert für das gute ökologische Potential (GÖP) nach WRRL (WRRL 2000) deutlich unterschritten.

Unter Zugrundelegung der Gleichung 27 von Grüneberg et al. (2018) ergibt sich für den Bärwalder See ohne Fischproduktion im See eine TP-Konzentration in Höhe von rund 11 µg/l. Bei einer Fischproduktion in NGA der Variante A (zusätzlicher Eintrag von 0,5 t/a Gesamt-P) würde sich die Konzentration nur um rund 1 µg/l erhöhen (Tabelle 37). Die Variante B würde zu einer Erhöhung um etwa 2 µg/l auf dann rund 13 µg/l führen (Tabelle 38). Auch dieser Wert würde noch weit unterhalb des maximalen TP-Zielwerts für den Seetyp liegen.

Entsprechend der Ergebnisse der Modelle für natürliche Seen sollte der Bärwalder See bereits heute weitaus höhere Phosphor-Konzentrationen von rund 30 bis 40 µg/l aufweisen. Eine Fischproduktion der Variante A bzw. B würden nach diesen Modellen die Phosphor-Konzentration auf 35 bis 45 bzw. 38 bis 50 µg/l ansteigen lassen (Tabelle 37, Tabelle 38). Die aktuelle Wasserbeschaffenheit des Bärwalder Sees und alle Rahmenbedingungen sprechen jedoch dafür, dass sich die Trophie im See auch unter den Bedingungen einer Fischproduktion in NGA nur so unwesentlich erhöhen wird, dass die Einhaltung des GÖP selbst bei einer Fischproduktion entsprechend der Variante B auch längerfristig nicht in Frage zu stellen ist.

10.2.2.2 Dreiweiberner See

Auch der Dreiweiberner See ist dem Seetyp 10 zuzuordnen. Mit seinen aktuellen Gesamt-Phosphorkonzentrationen von unter 10 µg/l (vgl. Kapitel 9.5) bleibt er deutlich unter dem maximalen Zielwert von 30 µg/l, der für künstliche Seen dieses Typs gilt. Entsprechend der für diesen See zur Anwendung kommenden Gleichung 28 nach Grüneberg et al. (2018) ergibt sich für den See ohne Fischproduktion eine Gesamt-Phosphorkonzentration von 7,4 µg/l. Bei einer Fischproduktion in NGA der Variante A würde sich die Phosphor-Konzentration auf rund 12,3 µg/l erhöhen (Tabelle 37), bei einer Produktion der Variante B auf 16,8 µg/l (Tabelle 38). Beide Werte bleiben damit unter dem Maximalwert, der für die Gewährleistung des GÖP

ermittelt wurde.

Legt man die für natürliche Seen anzuwendenden Trophie-Modelle zugrunde, sollte die Phosphor-Konzentration im Dreieibener See zwischen 26 und 31 µg/l liegen. Bei einer Fischproduktion der Variante A würde sie auf 41 bis 55 µg/l ansteigen (Tabelle 37), bei einer Produktion der Variante B auf 55 bis 78 µg/l (Tabelle 38) und damit den maximalen Zielwert klar überschreiten, was zu einer erheblichen Verschlechterung des trophischen Zustands des Sees führen würde.

Da im Dreieibener See die Flutung bereits vor fast 29 Jahren abgeschlossen wurde und er sich trotz Nutzung als Speicher immer noch stabil im oligotrophen Zustand befindet, kann davon ausgegangen werden, dass auch längerfristig noch die an TBS angepassten Trophiemodelle für die Prognose der Phosphor-Konzentrationen im See ihre Gültigkeit haben.

10.2.2.3 Geierswalder See

Die im Geierswalder See gemessenen Konzentrationen an Gesamt-Phosphor von weniger als 10 µg/l (vgl. Kapitel 9.5) liegen ebenfalls deutlich unter dem Maximalwert, der für die Sicherstellung des GÖP bei Seen des Typs 10 erforderlich ist. Durch eine Fischproduktion der Variante A würde sich die Phosphor-Konzentration im See auf Grundlage der Anwendung der Gleichung 27 nach Grüneberg et al. (2018) von 13 µg/l auf rund 15 µg/l erhöhen (Tabelle 37). Eine Fischproduktion der Variante B würde die Gesamt-Phosphorkonzentration auf rund 17 µg/l ansteigen lassen (Tabelle 38). Beide Werte bleiben deutlich im Bereich der Referenzwerte für Seen des Typs 10.

Auf Basis der für natürliche Seen geltenden Trophiemodelle ergeben sich für den Geierswalder See ohne Fischproduktion Konzentrationen des Gesamt-Phosphors zwischen 38 und 50 µg/l. Eine Produktion der Variante A bzw. B würde die Konzentrationen auf 44 bis 59 µg/l bzw. 49 bis 68 µg/l ansteigen lassen und eine deutliche Eutrophierung zur Folge haben (Tabelle 37, Tabelle 38). Angesichts der starken den Bergbaueinfluss anzeigenden Indikatoren (vgl. Kapitel 10.2.1) ist davon auszugehen, dass die an TBS angepassten Trophiemodelle die Entwicklung der Phosphor-Konzentration auch längerfristig korrekt darstellen.

10.2.2.4 Scheibe-See

Der Scheibe-See ist nicht in ein größeres Gewässersystem eingebunden und daher dem Seetyp 13 zuzurechnen, für den eine Referenzkonzentration für Gesamt-Phosphor von < 22 µg/l gilt, womit ein Trophiegrad im Bereich oligotroph bis mesotroph 1 sichergestellt wird. Die aktuell gemessenen Gesamt-Phosphorkonzentrationen des Sees liegen unter 10 µg/l (vgl. Kapitel 9.5). Bei Anwendung der an TBS angepassten Modelle zur Prognose der Gesamt-Phosphorkonzentrationen im See unter unterschiedlichen Einträgen ergibt sich gemäß Gleichung 28 nach Grüneberg et al. (2018) ohne Fischproduktion ein Wert von 4 µg/l. Eine Fischproduktion der Variante A bzw. B würde zu Phosphor-Konzentrationen von rund 6 µg/l bzw. rund 9 µg/l führen. Beide Konzentrationen bleiben deutlich unter dem maximalen Zielwert (Tabelle 37, Tabelle 38).

Gemäß den Trophiemodellen für natürliche Seen sind ohne Fischproduktion im See Phosphor-Konzentrationen zwischen 18 und 20 µg/l zu erwarten. Diese würden sich unter dem Betrieb von NGA auf 27 bis 33 µg/l bei einer Fischproduktion der Variante A erhöhen und auf 38 bis 49 µg/l bei einer Fischproduktion der Variante B (Tabelle 37, Tabelle 38).

Wie beim Geierswalder See zeigen sowohl die Sulfat-Konzentrationen als auch die elektrische

Leitfähigkeit einen sehr starken Bergbaueinfluss auf die Wasserbeschaffenheit an (vgl. Kapitel 10.2.1), was auf einen anhaltenden Zustrom von eisenhaltigem Kippengrundwasser hinweist. Damit sollte langfristig ein gutes Retentionsvermögen für Phosphor gegeben sein, so dass sich die Trophie des Sees auch unter dem Einfluss einer Fischproduktion in Netzgehegen weiterhin im Referenzbereich bewegen sollte.

10.2.2.5 Berzdorfer See

Beim Berzdorfer See sind auf die Wasserbeschaffenheit Einfluss nehmenden Bergbauindikatoren von allen betrachteten Seen am schwächsten ausgebildet. Dies trifft insbesondere auf das wichtige Verhältnis von Eisen zu Phosphor im oberflächennahen Bereich des Sediments zu, das im Berzdorfer See nur bei 17 und damit an der Schwelle zur Anwendbarkeit der an TBS angepassten Trophiemodelle liegt (vgl. Kapitel 10.2.1). Aktuelle Konzentrationen des Gesamt-Phosphors von im Mittel 6 µg/l (vgl. Kapitel 9.5) sprechen im Vergleich mit den Werten von 16 bis 17 µg/l, die sich mit den Modellen für natürliche Seen ohne Fischproduktion ermitteln lassen (Tabelle 37), dafür, dass ein erhöhtes Phosphor-Retentionsvermögen gegeben ist. Die aktuelle Konzentration liegt auch unter den Werten, die mit den an TBS angepassten Modellen ermittelt werden.

Durch eine Fischproduktion entsprechend der Variante A wäre ein Anstieg der Gesamt-Phosphorkonzentration bei Anwendung der an TBS angepassten Modelle auf 16 µg/l zu erwarten und bei den für natürliche Seen geltenden Modelle auf 24 bis 28 µg/l. Bei einer Verdopplung der Einträge durch die Fischproduktion entsprechend der Variante B würden sich Werte von rund 21 µg/l bzw. 31 bis 39 µg/l ergeben (Tabelle 37, Tabelle 38).

Angesichts des relativ niedrigen Fe : P-Verhältnisses im Sediment und der auch relativ niedrigen Sulfat-Konzentrationen im Seewasser deutet dies auf einen weitaus weniger starken Bergbaueinfluss auf den See hin, als dies bei den anderen betrachteten Seen der Fall ist. Dies bedeutet, dass mittelfristig die Entwicklung der Gesamt-Phosphorkonzentrationen eher den Modellen folgen könnte, die für natürliche Seen gelten. Ohne eine Fischproduktion würde der See auch dann noch im Trophie-Referenzbereich bleiben. Mit einer Fischproduktion würden jedoch die maximalen Zielwerte für die Gewährleistung des GÖP überschritten.

10.2.3 **Schlussfolgerungen für eine Fischproduktion aus trophischer Sicht**

Die Modellberechnungen zeigen deutlich Unterschiede zwischen den Seen hinsichtlich der Sensitivität ihrer Gesamt-Phosphorkonzentrationen gegenüber zusätzlichen Einträgen von Phosphor aus einer Fischproduktion. Ein hohes Phosphor-Retentionspotential ist beim **Bärwalder See**, **Scheibe-See** und **Geierswalder See** gegeben. Beim Bärwalder See und Geierswalder See würde der zusätzliche Phosphor-Eintrag auch einen deutlich geringeren Anteil am Gesamt-Phosphoreintrag ausmachen als im Dreiwelberner See und Berzdorfer See (vgl. Abbildung 14 bis Abbildung 16).

In Bärwalder See und Geierswalder See würde zudem die externe Phosphor-Flächenbelastung durch eine Fischproduktion deutlich geringer ansteigen als in den anderen Seen. Da wie im Geierswalder See auch im Scheibe-See ein sehr deutlicher bergbaubedingter Einfluss auf die Wasserbeschaffenheit gegeben ist, ist auch der Scheibe-See zusammen mit Bärwalder See und Geierswalder See als ein potenzieller Kandidat für eine Fischproduktion in NGA anzusehen, die aus Sicht des Einflusses auf die Trophieentwicklung des Gewässers nicht im Widerspruch zu den Anforderungen der WRRL (WRRL 2000) stehen muss.

Beim **Dreiweiberner See** ist zu berücksichtigen, dass er der kleinste der betrachteten Seen ist und durch die Speicherbewirtschaftung bereits erhöhten Phosphor-Einträgen aus der Kleinen Spree unterliegt. Die Speicherbewirtschaftung verkürzt zudem die Aufenthaltszeit, was sich ungünstig auf die permanente Phosphor-Retention im See auswirkt. Trotz der derzeit noch guten Voraussetzungen für die Tolerierung einer Erhöhung der Phosphor-Zufuhr durch eine Fischproduktion lässt sich deren Unbedenklichkeit für den Dreiweiberner See längerfristig nicht sicherstellen. Bei einer Fischproduktion der Variante A (zusätzlicher Eintrag von 0,5 t/a) würden rund 40 % des gesamten Eintrags an Phosphor aus dieser Quelle stammen. Die Phosphor-Flächenbelastung würde um fast 60 % steigen. Dies spricht gegen eine langfristige Nutzung des Sees für eine Fischproduktion in NGA.

Der **Berzdorfer See** weist sehr niedrige mittlere Gesamt-Phosphorkonzentrationen auf. Als Ursache hierfür sind derzeit noch gut wirksame bergbaubedingte seeinterne Prozesse zu sehen, die Phosphor dauerhaft binden und somit der Primärproduktion entziehen. Trotz seiner Größe sind die Phosphor-Einträge in den See die niedrigsten von allen betrachteten Gewässern, weshalb eine Fischproduktion den Phosphor-Eintrag unmittelbar stark erhöhen würde. Es ist nicht auszuschließen, dass die Entwicklung des Berzdorfer Sees hin zu den Eigenschaften eines natürlichen Sees deutlich schneller verläuft als in den anderen Seen. Dies hätte zur Folge, dass mit einer Fischproduktion in NGA die Phosphor-Konzentrationen auf Werte ansteigen könnten, die über den seetypspezifischen maximalen Zielwerten für die Gewährleistung des guten ökologischen Potentials liegen. Der Berzdorfer See sollte deshalb von einer Aquakulturnutzung ausgeschlossen und als nährstoffarmer tiefer Klarwassersee geschützt werden.

Insgesamt bieten sich aus trophischer Sicht für eine Fischproduktion damit insbesondere Bärwalder See, Scheibe-See und Geierswalder See an, bei denen auch längerfristig nur sehr geringe Erhöhungen der Phosphor-Konzentrationen im See zu erwarten sind. Endgültige Feststellungen zur Unbedenklichkeit einer intensiven fischereilichen Nutzung dieser Seen durch die Installation von NGA lassen sich aber erst nach vertiefenden Datenerhebungen an den einzelnen Seen im Rahmen einer umfangreicheren Studie treffen.

Tabelle 37: Ergebnisse der Berechnungen der Gesamt-Phosphorkonzentrationen (in µg/l) in den Seen bei der Anwendung verschiedener Trophie-Modelle ohne und mit Berücksichtigung tagebauseespezifischer Parameter im Vergleich mit seetypspezifischen Zielwerten bei einer Fischproduktion mit einem zusätzlichen Gesamt-Phosphoreintrag von 0,5 t/a (Variante A) unter Hervorhebung der als besonders relevant anzusehenden Werte

	Bärwalder See		Berzdorfer See		Dreiweiberner See		Geierswalder See		Scheibe-See	
Trophie-Modell	ohne NGA	mit NGA	ohne NGA	mit NGA	ohne NGA	mit NGA	ohne NGA	mit NGA	ohne NGA	mit NGA
Natürliche Seen										
Vollenweider	40,5	45,2	17,2	28,2	30,9	55,0	49,9	59,2	19,9	32,9
OECD	32,2	35,3	16,0	23,9	25,8	41,4	38,3	44,0	18,0	27,2
Tagebauseen-angepasst										
Grüneberg (GL. 28)	7,4	8,1	10,5	16,1	7,4	12,3	9,5	11,0	4,0	6,2
Grüneberg (Gl. 27)	10,8	11,8	11,1	16,0	10,5	16,2	13,2	15,0	6,1	8,9
TP aktuell	< 10		6		< 10		< 10		< 10	
TP-Zielwert für ein „gutes ökolog. Potenzial“	< 30		< 22		< 30		< 30		< 22	
Referenz-Trophiegrad	oligo-/mesotroph 2		oligo-/mesotroph 1		oligo-/mesotroph 2		oligo-/mesotroph 2		oligo-/mesotroph 1	

Potenzielle Auswirkungen der Netzgehegeproduktion

Tabelle 38: Ergebnisse der Berechnungen der Gesamt-Phosphorkonzentrationen (in µg/l) in den Seen bei der Anwendung verschiedener Trophie-Modelle ohne und mit Berücksichtigung tagebauseespezifischer Parameter im Vergleich mit seetypspezifischen Zielwerten bei einer Fischproduktion mit einem zusätzlichen Gesamt-Phosphoreintrag von 1 t/a (Variante B) unter Hervorhebung der als besonders relevant anzusehenden Werte

	Bärwalder See		Berzdorfer See		Dreiweiberner See		Geierswalder See		Scheibe-See	
Trophie-Modell	ohne NGA	mit NGA	ohne NGA	mit NGA	ohne NGA	mit NGA	ohne NGA	mit NGA	ohne NGA	mit NGA
Natürliche Seen										
Vollenweider	40,5	49,9	17,2	39,1	30,9	78,4	49,9	67,5	19,9	48,7
OECD	32,2	38,3	16,0	31,3	25,8	55,4	38,3	49,0	18,0	37,5
Tagebauseen-angepasst										
Grüneberg (GL. 28)	7,4	8,8	10,5	21,5	7,4	16,8	9,5	12,3	4,0	8,8
Grüneberg (Gl. 27)	10,8	12,7	11,1	20,5	10,5	21,1	13,2	16,5	6,1	12,0
TP aktuell	< 10		6		< 10		< 10		< 10	
TP-Zielwert für ein „gutes ökolog. Potenzial“	< 30		< 22		< 30		< 30		< 22	
Referenz-Trophiegrad	oligo-/mesotroph 2		oligo-/mesotroph 1		oligo-/mesotroph 2		oligo-/mesotroph 2		oligo-/mesotroph 1	

10.3 Sauerstoffhaushalt

Der Sauerstoffhaushalt von Seen wird durch Eintrags- und Zehrungsprozesse bestimmt (vgl. auch Kapitel 9.6). Der Eintrag erfolgt zum einen durch Diffusion aus der Atmosphäre über die Wasseroberfläche und zum anderen durch die Freisetzung von Sauerstoff im Zuge der Primärproduktion von Photosynthese betreibenden Organismen (Phytoplankton und Makrophyten). Für die Sauerstoffzehrung ist vor allem der mikrobielle Abbau organischer Stoffe in der Wassersäule und im Sediment verantwortlich. Hinzu kommt der Sauerstoffverbrauch durch die Atmung der im Wasser lebenden höheren Organismen und durch chemische Oxidationsprozesse (z.B. Oxidation von Eisen(II) zu Eisen(III)).

Die Sauerstoffzehrung wird in der Regel sehr stark durch die biologischen Prozesse dominiert, wobei der Verbrauch umso höher ist, je höher die Intensität der Primärproduktion und damit die Trophie des Gewässers ist (Wetzel 2001). Die Auswirkungen der Freisetzung mikrobiell abbaubarer organischer Stoffe durch die in den NGA gehaltenen Fischen ist insofern bei der Betrachtung des Sauerstoffhaushalts zu berücksichtigen.

Weitere Faktoren, die den Sauerstoffhaushalt eines Sees beeinflussen, sind die Sauerstoffkonzentrationen der ober- und unterirdischen Zuflüsse. Die Grundwasserzuströme aus dem Gewachsenen und der Kippe sind naturgemäß sauerstofffrei. Oberflächenzuflüsse sowie der atmosphärische Niederschlag sind dagegen in der Regel mit Sauerstoff gesättigt.

Große Bedeutung kommt der Sauerstoff-Konzentration im Hypolimnion von geschichteten Seen zu. Durch die während der Schichtungsperiode unterbundene Verbindung des Tiefenwasserkörpers mit der Atmosphäre und der vorwiegend in den oberen gut durchlichteten Wasserschichten stattfindenden photosynthetischen Primärproduktion findet in das Hypolimnion kein bis nur noch ein geringer Sauerstoffeintrag statt. Auf der anderen Seite wird permanent Sauerstoff durch die mikrobielle Aktivität gezehrt (Wetzel 2001). Abhängig vom Sauerstoffvorrat des Hypolimnions zu Beginn der Sommerstagnation und der Sauerstoff-Verminderungsrate (ODR – oxygen depletion rate) sinkt die Konzentration während der Schichtungsperiode kontinuierlich, wobei sich in den meisten tiefen Seen ein Gradient mit abnehmenden Konzentrationen von der oberen Grenze des Hypolimnions zum Boden hin einstellt.

Problematisch wird es, sobald sich die Sauerstoff-Konzentration anoxischen Bedingungen nähert und durch das Absinken des Redoxpotenzials chemische Prozesse in Gang gesetzt werden, die zu einer Veränderung der partikulären Metallbindungsformen und damit zur Freisetzung potenziell toxischer Stoffe und von Redox-sensitiv an Eisen gebundenem Phosphor („interne Eutrophierung“) in das Freiwasser über dem Sediment führen können. Dies hat Auswirkungen auf alle Organismen, die auf Sauerstoff für ihren Metabolismus angewiesen und durch die Bildung toxischer Stoffe gefährdet sind. In Seen, die anoxische Hypolimnia aufweisen, besteht daher nur eine Besiedlungsmöglichkeit des Tiefenbereichs für gegenüber extremen Umweltbedingungen tolerante Organismen (Hupfer et al. 1995).

Im Hinblick auf die Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment unter anoxischen Bedingungen ist zu berücksichtigen, dass Phosphor-Retention und Phosphor-Rücklösung nicht zwangsweise durch die Redox-Bedingungen gesteuert werden (Hupfer & Lewandowski 2008; Gächter & Müller 2003). Dies trifft insbesondere Maße für bergbaulich beeinflusste Gewässer zu. Die langfristige Phosphor-Retention ist abhängig von der Phosphor-Festlegung in tieferen, anoxischen Sedimentschichten und weniger von der temporären Festlegung in der oxischen Schicht an der Sedimentoberfläche (Hupfer & Lewandowski 2008). Die Nettosedimentation

(Phosphor-Festlegung pro Seefläche und Zeit) ist relativ konstant, unabhängig von Belastung und trophischem Zustand. Erhöhte Phosphor-Rücklösungsraten und verringerte -Retention sind meist nicht eine Folge anoxischer Bedingungen, sondern eine Folge erhöhter Produktion, Sedimentation und Phosphor-Mobilisierung aus dem Abbau organischer Stoffe.

Durch die Fischproduktion in Netzgehegen werden lokal mit den Ausscheidungen der Fische größere Mengen an organischen Stoffen freigesetzt, die zu einem großen Teil absinken und am Boden des Gewässers im Bereich der NGA akkumulieren können. Dies führt zu einer erhöhten Belastung des Sauerstoffhaushalts in den Tiefenbereichen des Sees und macht sich vor allem unmittelbar über dem Sediment bemerkbar.

Eine große Seefläche in Verbindung mit einem großen Seevolumen insbesondere mit einem großen Volumen des Hypolimnions bei großer Tiefe sind Bedingungen, die diese negativen Effekte der Fischproduktion in NGA minimieren können. Diese Voraussetzungen erfüllen von den betrachteten Seen vor allem Berzdorfer See, Bärwalder See und Scheibe-See.

Für eine genauere Analyse der Auswirkungen einer Fischproduktion in Netzgehegen auf die hypolimnischen Sauerstoff-Konzentrationen ist es notwendig, die zeitliche Entwicklung der Ausscheidung mikrobiell abbaubarer organischer Stoffe durch die Fische näher im Zusammenhang mit den Sauerstoffvorräten im Hypolimnion und den natürlichen, Sauerstoff verbrauchenden Prozessen zu betrachten.

10.4 Weitere Auswirkungen

Das Einbringen einer Aquakulturanlage bzw. NGA in ein Gewässer und deren Betrieb kann vielfältige Auswirkungen auf diesen Lebensraum haben:

- Wahrnehmung der Anlage selbst als „Fremdkörper“ im natürlichen Umfeld,
- Arbeiten an und um die NGA als mögliche Störfaktoren,
- Wechselwirkungen zwischen den gezüchteten Zielarten und dem umgebenden Ökosystem (Übertragung von Krankheiten und Parasiten, Havarien, Ausbrüche).

Für jedes Produktionskonzept muss auf den geplanten Standort bezogen das Ausmaß aller Faktoren gewichtet und bewertet werden. Durch die Einhaltung bestimmter Maßnahmen können negative Folgen jedoch weitgehend vermieden werden. Im Rahmen dieser Studie können die bestehenden Umweltbedingungen und mögliche Eingriffsfolgen auf die Umwelt zunächst nur abgebildet, jedoch nicht vollumfänglich bewertet werden.

Grundsätzlich kann die Nutzung der natürlichen Umwelt verschiedene kurz-, mittel- und/oder langfristige Folgen haben. Durch das Zusammenwirken können sich zudem Einzelfaktoren addieren (Kumulativeffekte) oder sich gegenseitig verstärken (synergetische Effekte) oder aber antagonistisch wirken. Allerdings gibt es keine europaweit festgelegten Methoden und Kriterien für die Untersuchung und Bewertung der räumlichen und zeitlichen Betrachtung kumulativer Effekte. Im wasserrechtlichen Verfahren ist dies für den Antragsteller nur unter Berücksichtigung der eigenen Vorhaben und allgemein bekannter Faktoren möglich, da individuelle Planungen Dritter nicht miteinbezogen werden können (z.B. Nährstoffeinträge durch zukünftig geplante Nutzungsformen). Die für künstliche Gewässer wie TBS geltenden Restriktionen sind jedoch weniger einschränkend als sie für natürliche Gewässer zur Anwendung kommen müssen.

10.4.1 Abschattung und Schlammentwicklung

Eine Auswirkung auf die ggf. natürlich vorkommende Gewässerflora können NGA durch die Abschattung an Standorten im Litoral von Seen haben. Eine Schädigung von habitatbildenden, mehrjährigen Makrophyten hätte dementsprechend negative Auswirkungen auf das Ökosystem. Das Ausmaß dieses Einflusses ist abhängig von der Empfindlichkeit des Standortes, der Flächengröße, die von den Anlagenkomponenten eingenommen wird, und der Produktionsform. Insgesamt treten mehrjährige Makrophyten jedoch nur selten in Wassertiefen > 15 m auf. Für eine genaue Bewertung und Wahl eines Standortes ist es erforderlich, das Vorkommen von Makrophyten konkret zu bestimmen und eine räumliche Überschneidung von Anlagenstandort und Makrophytenbestand zu vermeiden.

Zu den bei der Forellenproduktion entstehenden Schwebstofffrachten liegen nur ältere Angaben vor, die der heutigen Realität der Anwendung hochverdaulicher Futtermittel nicht mehr entsprechen. Zudem wird ein Anteil der partikulären Ausscheidungen der Fische einer NGA durch Wildfische aufgenommen und weiter in die Nahrungskette inkorporiert (Håkanson et al. 1998). Diese Vorgänge führen auch dazu, dass die organische Substanz der Netzgehegeproduktion über einen größeren Bereich des Gewässerbodens verteilt wird. Der experimentelle Nachweis der Aufnahme und Verteilung der Emissionen einer NGA durch Wildfische wurde u.a. von Johannsson et al. (1998) erbracht. Darüber hinaus bewegen sich die verankerten Anlagen durch Windeinwirkung und tragen dadurch zu einer zusätzlichen Verteilung der organischen Substanz auf dem Gewässergrund bei.

Die abgelagerte organische Substanz unterliegt mit Beginn ihrer Sedimentation vielfältigen biologischen, mikrobiologischen und chemischen Umsetzungsprozessen, deren Umfang und Geschwindigkeit im hohen Maße vom Redoxpotenzial in den obersten Sedimentschichten und bodennahen Wasserschichten sowie der Sedimentzusammensetzung abhängt. Es ist davon auszugehen, dass unter aeroben Verhältnissen überwiegend bakterielle Mineralisierungsprozesse der organischen Substanz ablaufen. Eine seespezifische Quantifizierung dieser Sedimentprozesse ist aufgrund der Komplexität der Nahrungsnetze und der Umsetzungsprozesse am Sediment wissenschaftlich nicht bzw. nur mit einem sehr hohen Aufwand möglich. Grundsätzlich sollte die Produktionshöhe auch der Größe des sauerstoffreichen Hypolimnions angepasst werden. Diese Vorgehensweise soll sicherstellen, dass auch am Ende der Sommerstagnation im Hypolimnion noch ausreichend Sauerstoff vorhanden ist.

10.4.2 Einsatz von Betriebsstoffen, Desinfektionsmitteln und Medikamenten

Treibstoff, Schmiermittel oder Antifouling-Mittel können im Betrieb einer NGA zum Einsatz kommen. Diese Stoffe können toxisch sein, nicht nur für die Zielspezies, sondern auch für die Tiere in der Umgebung der Anlage. Zudem lagern sich diese Stoffe im Fettgewebe der Tiere ab, sind oft schwer abbaubar und können sich so in der Nahrungskette anreichern.

Die Netze der Netzgehege und weitere Geräte z.B. Kescher werden in der Regel durch Austrocknen und UV-Einwirkung desinfiziert. Die daneben einsetzbaren Desinfektionsmittel Wofasteril (Wirkstoff Peressigsäure) und Peroxo-Verbindungen sind leicht abbaubar bzw. zerfallen in Wasser und Sauerstoff.

Einen weiteren potenziellen Eintrag von Substanzen stellt der Einsatz von Medikamenten dar. Der Einsatz von Medikamenten in der Lebensmittelproduktion wird durch die Verordnung (EU)

Nr. 37/2010 über pharmakologisch wirksame Stoffe und ihre Einstufung hinsichtlich der Rückstandshöchstmengen in Lebensmitteln tierischen Ursprungs und das Arzneimittelgesetz (§ 21 AMG) reglementiert. Des Weiteren geben die Leitlinie für den sorgfältigen Umgang mit antibakteriell wirksamen Tierarzneimitteln (Bundestierärztekammer 2000) und ergänzende Verordnungen des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) Hinweise für den Einsatz von Medikamenten. Generell spielt der Faktor des Einsatzes von Desinfektionsmitteln und Medikamenten v.a. für die Produktion von Fischen eine eher untergeordnete Rolle. Im Gegenteil, auf dem Sektor der Fischproduktion herrscht Therapienotstand. Die wenigen zugelassenen Medikamente zur Behandlung in Form von Bädern lassen sich in Netzgehegen nicht anwenden, da bei der Größe der Anlage „Badewannen“ nicht installiert werden können. Zudem ist der Einsatz von Medikamenten streng reglementiert. Nach tierärztlicher Verschreibung können in Einzelfällen mit dem Futter Antibiotika (Sulfonamide) verabreicht werden (Aufsprühen auf das Futter). Diese sind aber nur bei bestimmten Bakteriosen wirksam. Insgesamt ist die Einsatzschwelle durch den Preis hoch.

10.4.3 Störungen und/oder Beeinträchtigung wildlebender Tiere (Fauna)

Unter diesem Punkt sind alle Aspekte zusammengefasst, die sich sehr standortspezifisch aus den zusätzlichen fischereilichen Aktivitäten im Sinne von Störungen ergeben können. Dies trifft für den landgebundene Anlagen nur in einem sehr geringen Maße zu, da diese meist zum Gelände des Betriebshofes gehören und hier ohnehin gewirtschaftet wird. Anders kann sich die Situation darstellen, wenn die NGA auf dem Gewässer oder in geschützten Buchten verankert werden. Im Rahmen der Routinearbeiten muss die NGA regelmäßig durch die Betreiber aufgesucht werden. Hier kann es zu Beeinträchtigungen kommen, insbesondere bei Arten die sich durch eine große Fluchtdistanz auszeichnen.

Über die Arten und Anzahl der auf den TBS brütenden bzw. rastenden Wasservögel können keine Aussagen gemacht werden. Die NGA wird jedoch nur eine geringe Fläche im Freiwasser an den tieferen Stellen der Seen einnehmen. Angesichts der Größe der Gewässer ist eine Einschränkung der für Wasservögel verfügbaren Fläche durch die Fläche, die die NGA einnimmt, nicht zu befürchten.

Beim Betrieb der Anlage kommt es, je nach Gewässer, zu einer geringfügigen Erhöhung der Trophie (vgl. Kapitel 10.2). Eine Trophieerhöhung ist in der Regel mit einer Verbesserung der Nahrungsgrundlage für die verschiedenen Ebenen im Nahrungsnetz und einer Erhöhung der Biomasse verbunden. Für die als Nahrungsgrundlage für Wasservögel in Frage kommenden Organismengruppen (vielfach Fische und Mollusken) ist das ebenfalls zutreffend. Ein negativer Einfluss auf die Funktion als Nahrungsgewässer für Zugvögel ist daher nicht zu befürchten. Durch die Fischerzeugung in NGA könnte sich das Nahrungsangebot sogar geringfügig verbessern.

Weiterhin ist zu bemerken, dass der Hauptanteil der auf den Gewässern rastenden Zugvögel Gänse, Enten, Taucher und Säger sowie Kormorane sind. Enten, Taucher, Kormorane und Säger verteilen sich auf einen Großteil von Gewässern und werden als obligate oder ausschließliche Fischfresser Gewässer bevorzugen, die eine ausreichende Nahrungsgrundlage bieten und im Winter lange bzw. überhaupt nicht zufrieren. Oligotrophe oder leicht mesotrophe Seen bieten generell eine begrenzte Nahrungsgrundlage.

Gänse bevorzugen dagegen bestimmte Schlafgewässer und treten daher auf diesen Gewässern

in großer Anzahl auf. Allerdings suchen die Gänse ihre Nahrung nicht im Gewässer, sondern an Land. Der zum Teil erhebliche Koteintrag kann aber zur Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen im Gewässer beitragen. Detaillierte Betrachtungsweisen dieser Art können aber erst bei der konkreten Standortwahl eine Berücksichtigung finden und sind nicht Bestandteil des Berichtes.

10.4.4 Entkommen von Zuchtfischen

Eine direkte Wirkung der Fischproduktion in den Netzgehegen auf den Fischbestand in den TBS wäre nur beim Entweichen von größeren Teilen des Bestandes aus den NGA zu befürchten. Dies ist infolge von Vandalismus nicht völlig auszuschließen. Das potenzielle Entkommen von Fischen aus den NGA kann verschiedene nachteilige Wirkungen mit sich bringen. Durch eine Verpaarung von Zuchtfischen mit Wildfischen kann die genetische Vielfalt des Wildtierbestandes beeinflusst werden. Langfristig kann die an die spezifischen Bedingungen angepasste Genetik und damit die Robustheit der Wildtiere dadurch gefährdet werden. Des Weiteren können entwichene Zuchtfische Parasiten und Krankheiten übertragen und auch mit wildlebenden Fischen konkurrieren.

Die Erfahrungen aus dem Speicher Borna, dem Speicher Mortka und dem Senftenberger See sowie anhand vereinzelter gezielter Besatzmaßnahmen mit Bach- oder Regenbogenforellen in diesen Seen haben gezeigt, dass diese Fischarten (insbesondere Regenbogenforellen) sich nicht in den TBS reproduzieren und somit dauerhaft etablieren (Rümmler et al. 2003).

Zudem ist die Zusammensetzung der Fischarten und Fischbiomasse eines Sees in erster Linie von der Gewässertrophie und -morphologie abhängig. Während sich die Morphologie der Gewässer, abgesehen von einigen Rutschungen in den TBS, meist nicht verändert, unterliegt die Trophie in der Regel sehr langsamen oder bei höheren Nährstoffeinträgen auch schnelleren Veränderungen. Sofern keine groben Bewirtschaftungsfehler des Fischbestandes oder Versuche der Schaffung künstlicher Ungleichgewichte (Biomanipulation) vorliegen, die in der Regel aber auch nicht dauerhaft wirksam sind, sind Veränderungen der Zusammensetzung der Fischarten und -biomasse in erster Linie von den trophischen Veränderungen abhängig.

Auch wenn es nach längeren Zeiträumen zu einer leichten Trophieerhöhung kommen könnte, würden sich das fischereiliche und fischfaunistische Leitbild sowie die Zusammensetzung der Fischarten und -biomasse nicht oder nur sehr geringfügig und mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht nachweisbar verändern (vgl. Tabelle 10). Eine nachhaltige Beeinflussung durch die Produktion von Fischen in NGA kann somit ausgeschlossen werden.

10.4.5 Veränderungen im Landschaftsbild

NGA sind als technische Strukturen auf der Seefläche der Gewässer erkennbar. Insbesondere im Freiwasser verankerte Anlagen können in Abhängigkeit von standortspezifischen Bedingungen als störend empfunden werden. Der Grad der visuellen Beeinträchtigung nimmt mit der Größe der Anlage zu. Pauschale Bewertungen sind jedoch kaum möglich. Daher ist für die Einzelanlagen eine konkrete und standortbezogene Beurteilung vorzunehmen. Prinzipiell ist der Einfluss der Anlage auf das Landschaftsbild als eher vernachlässigbar einzustufen, da die Anlagenteile oberhalb der Wasseroberfläche nur einen sehr geringen Teil einnehmen.

11 Zusammenfassende Betrachtung der Eignung der Tagebauseen und potenzieller Standorte für NGA

Im letzten Kapitel werden die TBS der Studie abschließend unter Berücksichtigung zentraler Gesichtspunkte hinsichtlich ihrer potenziellen Eignung für die Fischproduktion in NGA betrachtet. Dabei ist zu beachten, dass den Abschätzungen zu den potenziellen Auswirkungen von NGA auf die Trophie der TBS keine eigentlich hierfür notwendigen spezifischen Datenerhebungen zu den Nährstoffbilanzen der Seen zugrunde liegen, sondern auf den aktuell verfügbaren Datenbestand aus Monitoringprogrammen und Gutachten zu den Seen zurückgegriffen werden musste.

Zudem werden die Gewässerbereiche eingegrenzt, die nach dem derzeitigen Planungsstand als Standort für eine NGA geeignet erscheinen. Dazu werden zunächst die relevanten Fachplanungen grafisch dargestellt, insbesondere die geotechnischen Sperrbereiche und Gewässerbereiche mit naturschutzrechtlicher Relevanz.

11.1 Abgrenzung von Tiefenbereichen für NGA, Sperr- und Schutzbereiche

Anhand von Karten sollen zunächst die Gewässerbereiche eingegrenzt werden, die potenziell als Standort für NGA geeignet sind. Dazu wurden in einem ersten Schritt günstige Tiefenbereiche ausgewählt. Als Kriterium wurden Bereiche mit einer Wassertiefe zwischen 15 bis 25 m definiert. Diese Bereiche sind in den Karten in gelber Farbe gekennzeichnet.

Da die Netzgehege für die Speiseforellenproduktion eine Mindesttiefe von 10 m haben und ein ausreichender Abstand zwischen Netz und Gewässergrund eingehalten werden sollte, wurde eine Mindesttiefe von 15 m festgelegt (vgl. Kapitel 6.5 & Kapitel 7.1). Grundsätzlich sind damit alle Gewässerbereiche mit dieser Mindesttiefe als potenzieller Standort geeignet. Bei zu hohen Wassertiefen steigen jedoch die Kosten für die Verankerung der Anlage. Entsprechend wurde eine maximale Tiefe von 25 m festgelegt.

In einem zweiten Schritt wurden die Tiefenkarten mit anderen relevanten Fachplanungen verschnitten, insbesondere mit den Karten zu den aktuellen geotechnischen Sperrbereichen und den naturschutzrechtlichen Fachplanungen (vgl. auch Kapitel 4). Die somit ausgegrenzten Bereiche haben zunächst keine abschließende Wirkung (kein prinzipieller Ausschluss), da auch in diesen Bereichen NGA gebaut und betrieben werden können. Hier ist aber mit einem höheren Planungsaufwand und ggf. auch mit einem höheren Aufwand im Rahmen der Beantragung der erforderlichen Genehmigungen zu rechnen. Entsprechend wurden diese Bereiche zunächst ausgegrenzt.

In einem nächsten Schritt sollten diese Karten mit den kommunalen Karten verschnitten werden. In Absprache mit dem Auftraggeber sollte diese Betrachtung erst nach Vorliegen der Ergebnisse aus den Voruntersuchungen durchgeführt werden. Aufgrund der Überlagerungen können Entscheidungen über die Nutzung bestimmter Gebiete für weitere Standortanalyse getroffen werden.

Zusammenfassende Betrachtung der Eignung der Tagebauseen und potenzieller Standorte für NGA

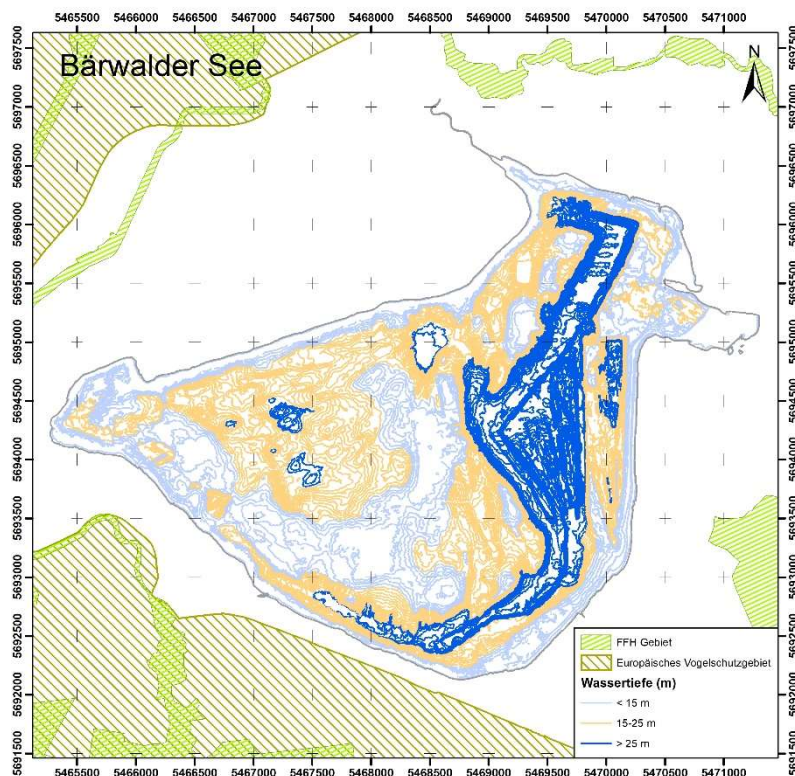


Abbildung 17: Darstellung der für NGA potenziell geeigneten Tiefenbereiche (gelb markierte Bereiche) und relevante Fachplanungen für den Bärwalder See

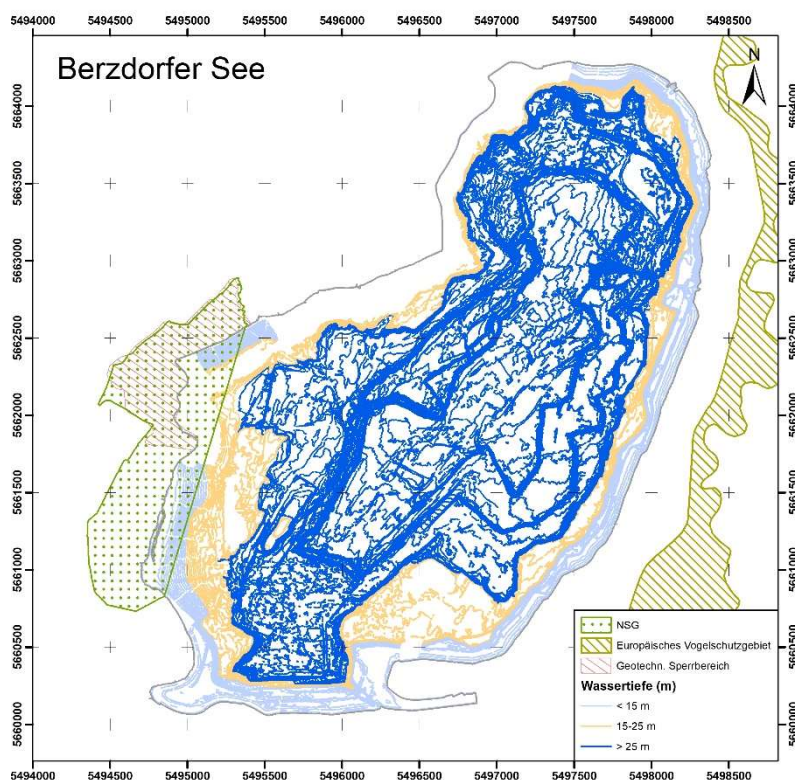


Abbildung 18: Darstellung der für NGA potenziell geeigneten Tiefenbereiche (gelb markierte Bereiche) und relevante Fachplanungen für den Berzdorfer See

Zusammenfassende Betrachtung der Eignung der Tagebauseen und potenzieller Standorte für NGA

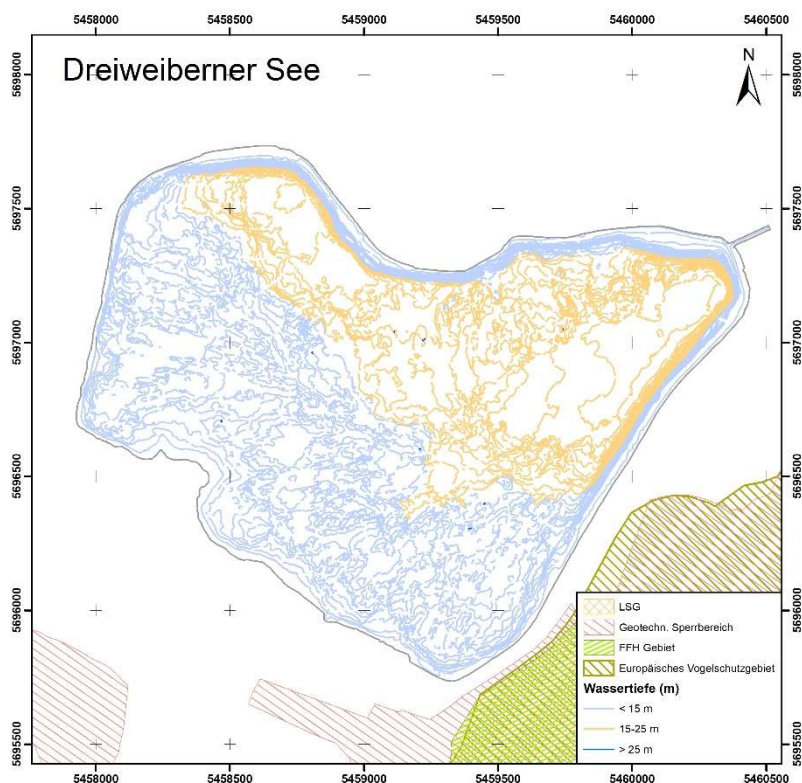


Abbildung 19: Darstellung der für NGA potenziell geeigneten Tiefenbereiche (gelb markierte Bereiche) und relevante Fachplanungen für den Dreiwieberner See

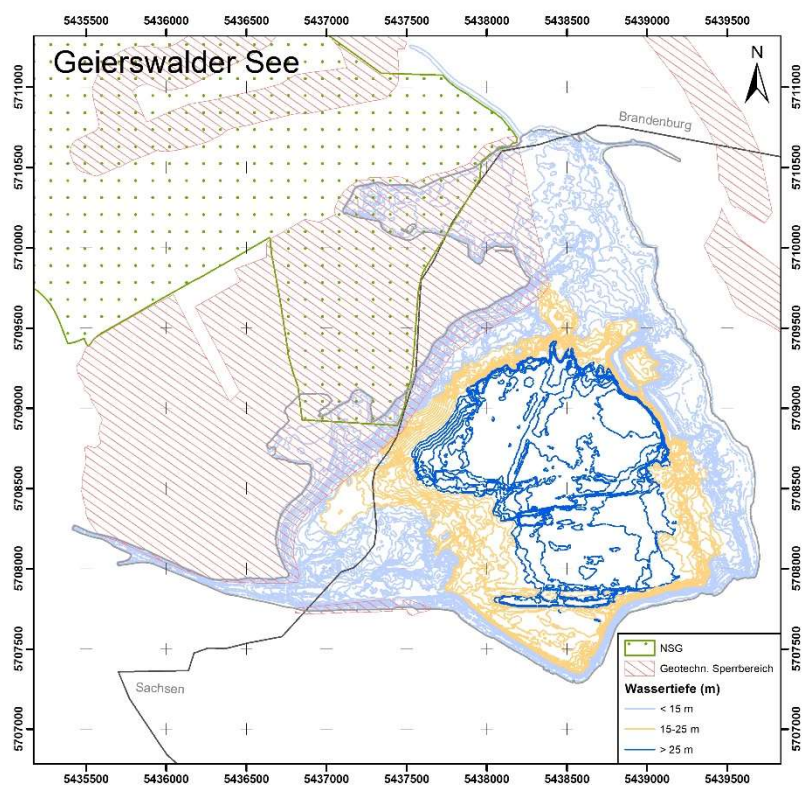


Abbildung 20: Darstellung der für NGA potenziell geeigneten Tiefenbereiche (gelb markierte Bereiche) und relevante Fachplanungen für den Geierswalder See

Zusammenfassende Betrachtung der Eignung der Tagebauseen und potenzieller Standorte für NGA

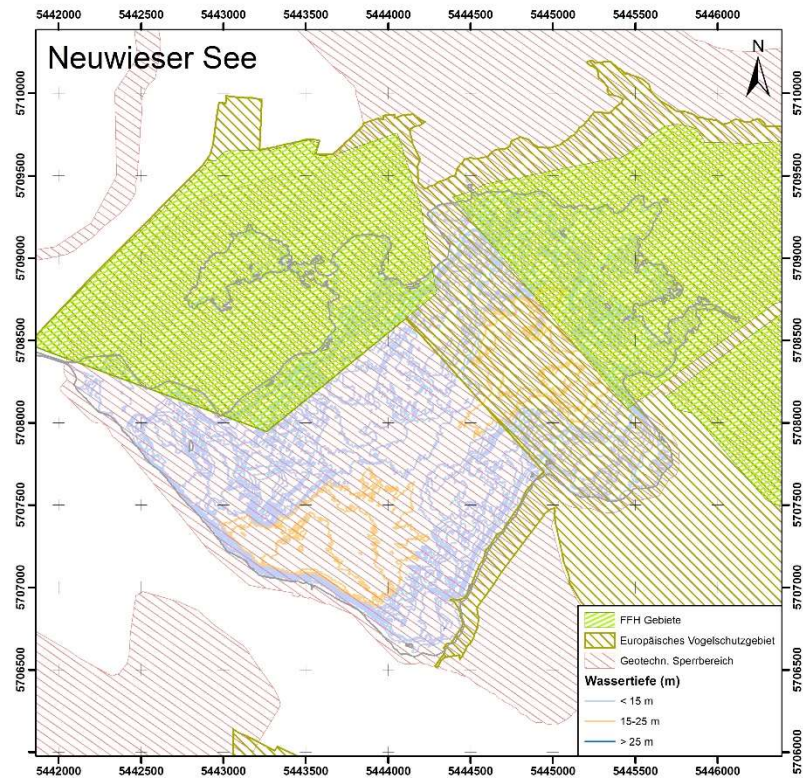


Abbildung 21: Darstellung der für NGA potenziell geeigneten Tiefenbereiche (gelb markierte Bereiche) und relevante Fachplanungen für den Neuwieser See

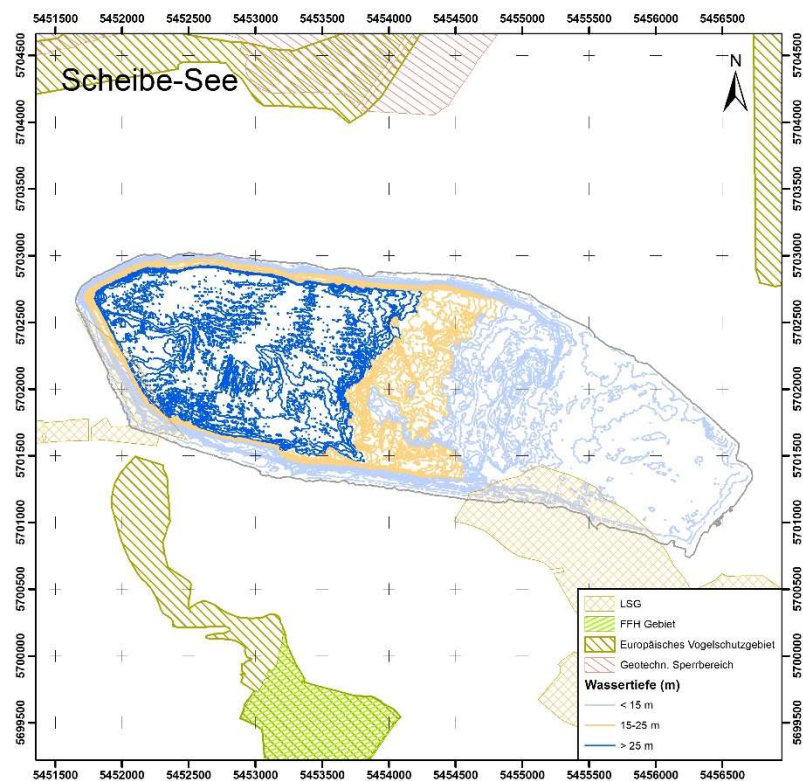


Abbildung 22: Darstellung der für NGA potenziell geeigneten Tiefenbereiche (gelb markierte Bereiche) und relevante Fachplanungen für den Scheibe-See

11.2 Einzelbetrachtungen zu den Tagebauseen

11.2.1 Neuwieser See

Der Neuwieser See ist der einzige TBS, bei dem die gesamte Wasserfläche (einschließlich der Uferbereiche) aktuell noch als geotechnischer Sperrbereich ausgewiesen ist (vgl. Abbildung 21). Zudem wird die Flutung des TBS voraussichtlich erst im Jahr 2023 abgeschlossen sein. Derzeit sind etwa 80 % des geplanten Endwasserstandes erreicht. Darüber hinaus weist der Neuwieser See als einziger See noch einen sauren pH-Wert auf (aktueller pH-Wert = 2,8). Damit ist er allein aufgrund der limnologischen Bedingungen nicht für die Fischproduktion in NGA geeignet.

Der Neuwieser See konnte in die Abschätzungen zur Trophieentwicklung beim Betrieb einer NGA aufgrund seines derzeit noch sauren pH-Werts und der unzureichenden Datenlage nicht einbezogen werden (vgl. Kapitel 10.1.2). Es fehlen insbesondere Daten zur längerfristigen Entwicklung der hydrologischen Bedingungen sowie der Beschaffenheit der unter- und oberirdischen Zuflüsse. Hinsichtlich der maximalen Tiefe und des Volumens wäre der TBS prinzipiell für die Fischproduktion in NGA geeignet. Entsprechend sollte im Rahmen weiterer Fachplanungen untersucht werden, ob eine Nutzung dieses TBS nach dem Erreichen seines stationären Zustands möglich wäre.

In diesem Zusammenhang muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass große Teile des Sees als FFH-Gebiet und/oder als Vogelschutzgebiet ausgewiesen sind (vgl. Abbildung 5). Diese naturschutzfachlichen und -rechtlichen Planungen sind daher vorab prioritär zu berücksichtigen. Vorranggebiete für Arten- und Biotopschutz sind gemäß Angabe im FNP der Gemeinde Elsterheide (2010) die Halbinsel Scado, Bereiche westlich und östlich bzw. nördlich des Neuwieser Sees. Darüber hinaus sind große Teile des Neuwieser Sees als Vorranggebiete für Landschaftsbild und Landschaftserleben ausgewiesen.

Im Umsetzungsprogramm der Gemeinde wurden verschiedene Schlüsselprojekte definiert. Für den Neuwieser See sind dies Naturschutz und ein ruhiges, naturverbundenes Urlaubserlebnis. Gemäß Angabe im FNP der Gemeinde Elsterheide (2010) sind im gesamten Uferbereich des Neuwieser Sees noch keine Flächen zur baulichen Nutzung ausgewiesen. Als Standort für eine NGA (inkl. Betriebshof) kommt nach derzeitigem Stand der Gewässerbereich im Süden bzw. Süd-Osten in Frage.

11.2.2 Scheibe-See

Gemäß der im Kapitel 10.2.3 durchgeführten Modellierungen ist der Scheibe-See auf Basis der derzeit verfügbaren Daten zusammen mit dem Bärwalder und Geierswalder See aus trophischer Sicht als ein potenziell geeigneter Kandidat für eine Fischproduktion in NGA anzusehen.

Der Scheibe-See hat eine sehr ausgeprägte Tiefenstruktur. Der gesamte östliche Teil des Sees weist durchgängig Tiefenbereiche von weniger als 15 m auf. Entsprechend ist dieser Bereich als Standort für eine NGA zur Produktion von Speiseforellen ungeeignet (vgl. Abbildung 22).

Der gesamte westliche Teil des TBS ist hingegen durch sehr steilscharige Uferbereiche geprägt. Hier fällt der Gewässergrund nur wenige Meter vom Ufer auf Wassertiefen von über 20 m ab. Diese Bereiche sind durchweg als potenzielle Standorte für NGA geeignet, da hier mit uferparallelen Strömungen zu rechnen ist, die einen ausreichenden Wasseraustausch in den NGA gewährleisten und die partikulären Feststoffe über einen weiten Gewässerbereich verteilen

könnten. Im Hinblick auf geeignete Tiefenbereiche wäre zudem der mittlere Seebereich (zwischen dem westlichen und östlichen Teil) als potenzieller Standort denkbar. Dieser Bereich zeichnet sich durch relativ homogene Wassertiefen zwischen 15 bis 25 m aus.

Für den Scheibe-See wurde im Jahr 2018 eine gutachterliche Stellungnahme zur Wellen- und Eisbelastung sowie zum Feststofftransport erstellt (TH Nürnberg 2018). Aus diesem Gutachten lassen sich weitere Informationen für die Standortanalyse einer NGA ableiten. Das Gutachten beinhaltet u.a. eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse ausgewerteter Winddaten und darauf aufbauend die Erstellung von Wellenprognosen. Weiterhin wurden die durch das Eis hervorgerufenen Belastungen und das Sedimenttransportvermögen betrachtet.

Die im Gutachten erstellte Windrose für Hoyerswerda zeigt, dass die Hauptwindrichtung auf West bzw. West-Süd-West liegt, aus der Windgeschwindigkeiten bis > 61 km/h erreicht werden. Im Ergebnis der Untersuchung konnte zudem aufgezeigt werden, dass besonders das Nordufer einer vergleichsweise hohen Wellenbelastung ausgesetzt ist. Hingegen fallen im Süd-Osten des Scheibe-Sees die Wellenhöhen sehr gering aus.

Speziell am Nordufer muss zudem mit einem hohen Sedimenttransport gerechnet werden, da in diesem Bereich das uferparallele Transportvermögen vergleichsweise hoch ist. Weiterführende Angaben können dem Auftrag der LMBV erstellten UVP-Bericht „Gewässerausbau Scheibe-See“ (Antrag auf wasserrechtliche Planfeststellung) entnommen werden (Sweco GmbH 2018).

Gemäß LMBV sind im gesamten Bereich des Scheibe-Sees aktuell keine geotechnischen Sperrbereiche ausgewiesen (vgl. Kapitel 4.4). Entsprechend sind hier keine Beschränkungen zu erwarten. Auch in Bezug auf wasserwirtschaftliche Funktion bzw. Nutzung des TBS ergeben sich zunächst keine weiteren Einschränkungen, die den Bau oder Betrieb einer NGA ausschließen würden. Die geringen Wasserstandsschwankungen (Speicherlamelle von 111,0 bis 111,5 m NHN) sind sogar positiv im Hinblick auf eine Nutzung des Sees zu bewerten.

Im Zusammenhang mit der Standortanalyse muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass am Scheibe-See zwei LSG verortet sind (Abbildung 22). Gemäß LWP (2013) sind das LSG „Kleine Spree bei Weißkollm“ und das LSG „Naherholungsgebiet bei Hoyerswerda“ als Vorbehaltsgebiete für Natur und Landschaft ausgewiesen. Der Regionalplan übernimmt die beschriebenen Flächen als Vorrang- und Vorbehaltsgebiete für Arten- und Biotopschutz. Die als LSG ausgewiesenen Bereiche schließen den Bau und Betrieb einer NGA nicht aus, sollten jedoch im Zusammenhang mit der Standortanalyse zunächst ausgeschlossen werden.

Gemäß den zuvor aufgeführten Angaben wäre als potenzieller Standort für eine NGA der Gewässerbereich im Zuständigkeitsbereich der Stadt Hoyerswerda zu favorisieren. Im aktuellen FNP (Planzeichnung – Stand Juli 2020) ist im südlichen Uferbereich eine „Sonderbaufläche mit Zweckbestimmung z.B. Handel (§ 1 Abs. 1 Nr. 4 BauNVO)“ ausgewiesen (Abbildung 23). Dieser Bereich kommt als potenzieller Standort für einen Betriebshof in Frage. Die NGA könnte im südlichen (außerhalb des LSG), westlichen oder nördlichen Bereich des TBS verortet werden. Am südlichen Ufer würde die NGA jedoch im Sichtbereich für Erholungssuchende und Touristen liegen. Unter zusätzlicher Berücksichtigung der zuvor aufgeführten Wellenprognosen wäre daher ein Standort im westlichen Seebereich, nördlich des LSG, zu favorisieren.

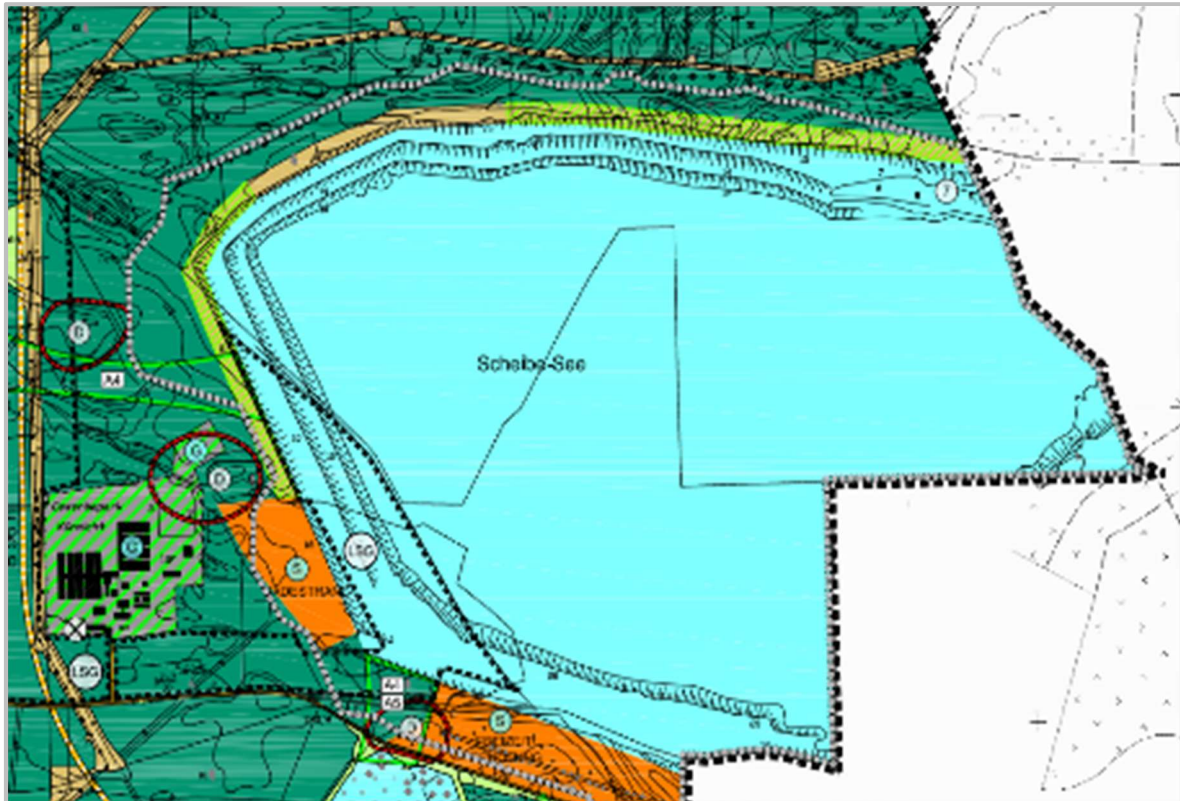


Abbildung 23: Auszug aus dem Flächennutzungsplan 2020 der Stadt Hoyerswerda
(Planzeichnung – Stand Juli 2020)

11.2.3 Bärwalder See

Gemäß Kapitel 10.2.3 ist der Bärwalder See aus trophischer Sicht ebenfalls als ein potenzieller Kandidat für eine Fischproduktion in NGA anzusehen.

Der Bärwalder See weist eine sehr ausgeprägte Tiefenstruktur auf (Abbildung 9). Der TBS wird von einer recht tiefen Rinne mit Wassertiefen von > 40 m durchzogen, die von der südlichen Spitze (Bereich Einleitung der Spree) Richtung Nord-Osten verläuft. Bis auf wenige Bereiche, die Wassertiefen von < 15 m aufweisen, könnte eine NGA zur Produktion von Speiseforellen fast überall im Bärwalder See installiert werden (Abbildung 17).

Am Bärwalder See sind derzeit keine geotechnischen Sperrbereiche ausgewiesen. Der TBS hat jedoch eine wichtige Funktion als wasserwirtschaftliches Speicherbecken, u.a. zur Niedrigwasserauffüllung der Spree. Eine Staulamelle zwischen $+ 123$ m bis $+ 125$ m NHN ermöglicht das Anstauen von rund 20 Mio. m^3 Wasser. Die Wasserstandsschwankungen von ca. 2 m stellen jedoch kein Ausschlusskriterium für die im Kapitel 7 konzipierte NGA dar, da es sich nicht um eine landgebundene Anlage handelt. Die Staulamelle müsste jedoch bei der Konzeption bzw. Planung einer Anlage berücksichtigt werden, insbesondere in Bezug auf die erforderlichen Mindestwassertiefen.

Im direkten Bereich des Bärwalder Sees befinden sich keine naturschutzrelevanten Schutzgebiete (Abbildung 17). Im südlichen Bereich grenzt das Biosphärenreservat „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“ an, welches jedoch die Wasserfläche und den direkten Uferbereich des Sees nicht berührt (SBS 2018). Das Gebiet tangiert entsprechend

keine ausgewiesenen Schutzgebiete und -objekte nach Naturschutzrecht.

In Bezug auf die aktuelle und geplante touristische Nutzung des TBS wird an dieser Stelle auf das Strategiekonzept „Tourismus Bärwalder See 2025“ verwiesen (vgl. Kapitel 4.2.2). Gemäß Strategiekonzept, welches im Auftrag der Gemeinde Boxberg/O.L. erstellt wurde, dürfen andere Nutzungsansprüche, die sich aus der Funktion des Sees als Speicher, der Versorgung mit Trinkwasser und aus der Fischerei ergeben, die touristischen Entwicklungspotenziale des Bärwalder Sees nicht beschädigen. Gemäß Konzept muss das Primat des Tourismus durch eine konsequente Ausrichtung der Gemeindepolitik auf die touristischen Anforderungen und Interessen des Bärwalder Sees deutlich gemacht werden, auch gegenüber Dritten. In Bezug auf diese konsequente Haltung sollte daher vorab geprüft werden, ob der Bau und der Betrieb einer NGA aus Sicht der Gemeinde diesen Entwicklungszielen entgegensteht.

Gemäß Strategiekonzept sind die für den Wassersport erforderliche Infrastruktur und alle Dauerliegeplätze auf den Bereich Klitten zu konzentrieren. Das gilt für alle Nutzer einschließlich des Freizeit-Angelsports und der Fischerei. Daher wäre dieser Bereich als potenzieller Standort für den Betriebshof (inkl. Zufahrt) zu favorisieren. Darüber hinaus ist u.a. die Ausweisung einer Wasserskistrecke und ein separat ausgetonnter Bereich für das Kitesurfen geplant. Die Wasserskistrecke ist zwischen Klitten und Uhyst verortet. Zudem soll die Fahrgastschiffahrt am Bärwalder See etabliert werden. Zu diesem Zweck sollen Anlegeinfrastrukturen in Klitten, Uhyst und Boxberg errichtet werden.

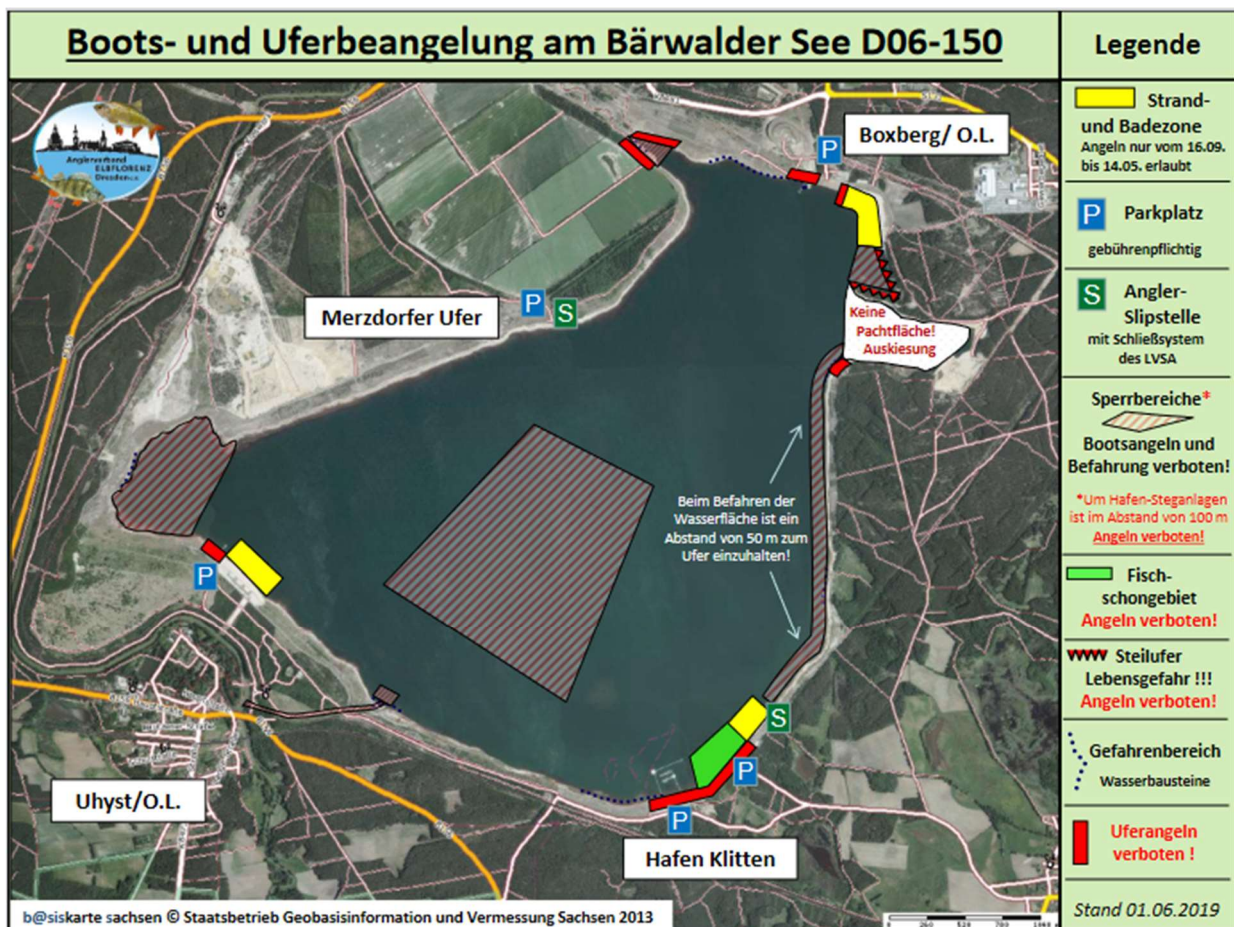


Abbildung 24: Sperrbereiche am Bärwalder See (AV „Elbflorenz“ Dresden e.V., Juni 2019)

In Bezug auf die touristische Nutzung ist weiterhin zu berücksichtigen, dass der Bärwalder See als EU-Badegewässer gemeldet ist. Insgesamt gibt es drei offiziell ausgewiesene Badestellen mit einer Gesamtlänge von vier Kilometern und einer Gesamtgröße von etwa 7,5 Hektar. Die Badestellen sind ebenfalls im Uferbereich Boxberg/O.L., Klitten und Uhyst verortet (Abbildung 24). Die Bereiche im direkten Umfeld der Ortschaften sollten daher als Standort für eine NGA nicht weiter betrachtet werden.

Derzeit befinden sich verschiedene Verwaltungsverfahren im Zusammenhang mit der FdF des Bärwalder Sees im Umlauf. Gemäß der von der Landesdirektion Sachsen (LDS) vorgesehenen Allgemeinverfügung soll eine zentrale Zone für den Naturschutz eingerichtet werden. Aktuell besteht bereits ein ganzjähriges Befahrungsverbot auf einer Teilwasserfläche inmitten des TBS sowie auf einer Teilfläche im westlichen Bereich (Westbucht). Es handelt sich hierbei um Vorbehaltsflächen für den Naturschutz, die nicht befahren werden dürfen, da der Schutz bestimmter Wasservögel einer Nutzung entgegensteht (Abbildung 24). Aktuell liegen keine detaillierten Angaben zum Verfahrensstand vor. In Absprache mit dem Auftraggeber wurde eine vertiefende Standortanalyse für den Bärwalder See daher zunächst nicht durchgeführt.

11.2.4 Berzdorfer See

11.2.4.1 Rückblick

Im Jahr 2016 wurde zusammen mit dem Landratsamt Görlitz bereits die Möglichkeiten zum Bau und Betrieb einer NGA im Berzdorfer See besprochen. Das Treffen wurde durch den Fischzuchtbetrieb „Forellen- und Lachszucht Ermisch“ initiiert. Der Fischzuchtbetrieb hat zum damaligen Zeitpunkt für sein Vorhaben, im Rahmen eines Pilotprojektes forellenartige Fische (Forellen und Saiblinge) in einer NGA in einem kleineren Umfang beginnend mit 10 t und einer Erweiterung bis ca. 90 t aufzuziehen, einen geeigneten TBS gesucht. In diesem Zusammenhang wurde auch der Berzdorfer See als potenzieller Standort diskutiert. Gemäß der damaligen Planung durch den Betrieb sollten die Produkte vor Ort (im Hafenbereich) vermarktet und die sächsische Fischzucht dem interessierten Besucher vorgestellt werden. Die Erzeugung in NGA sollte durch ein Monitoring mit wissenschaftlicher Begleitung unterstützt werden.

Das geplante Vorhaben wurde insbesondere vom Sächsischen Fischereiverband und vom Sächsischen Staatsministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (SMUL) unterstützt, da durch ein Monitoring mit wissenschaftlicher Begleitung die bisher gewonnenen Erkenntnisse mit dieser Art der Fischproduktion und mögliche Wirkungen auf das Gewässer vertiefend untersucht und begleitet werden sollten (u.a. Erhaltung der Wasserqualität sowie die Vereinbarkeit mit weiteren Gewässernutzungen wie Tourismus und Naturschutz).

Das Vorhaben wurde bei einer Sitzung, bei der auch Vertreter/-innen unterschiedlicher Fachbehörden geladen waren, in großen Teilen jedoch recht kontrovers diskutiert. Gemäß Protokoll äußerten sich u.a. die LMBV als Seeigentümer und auch die Vertreter/-innen des Planungsverbandes Berzdorfer See ablehnend zu dem Vorhaben. Als Gründe wurden u.a. die Nichtvereinbarkeit mit den Zielen des BKP als Sanierungsrahmenplan, die Erhaltung der Wasserqualität und die Beachtung der Schiffbarkeit vorgetragen. Im BKP für den stillgelegten Tagebau Berzdorf wird u.a. darauf hingewiesen (vgl. Ziel 13), dass eine intensive fischereiwirtschaftliche Nutzung des Gewässers aus Gründen der Beeinträchtigung der Gewässerqualität nicht vorgesehen ist.

Gemäß Protokoll sollte als Voraussetzung für die Antragstellung ein Gutachten erstellt werden, welches die Auswirkungen des Betriebes einer NGA standortbezogen auf den Wasser- und Naturhaushalt, die Wasserqualität und die geplanten Nutzungen Freizeit und Erholung (gem. struktureller Rahmenplanung des Berzdorfer Sees) darstellt. Mögliche Konfliktpotentiale sollten analysiert und die Vereinbarkeit der Nutzungsabsichten abgebildet werden.

11.2.4.2 Potenzielle Eignung des Sees

Der Berzdorfer See weist sehr niedrige mittlere Gesamt-Phosphorkonzentrationen auf. Als Ursache hierfür sind derzeit noch gut wirksame bergbaubedingte seeinterne Prozesse zu sehen, die Phosphor dauerhaft binden und somit der Primärproduktion entziehen. Trotz seiner Größe sind die Phosphor-Einträge in den See die niedrigsten von allen betrachteten TBS, weshalb eine Fischproduktion den Phosphor-Eintrag unmittelbar stark erhöhen würde. Es ist daher nicht auszuschließen, dass die Entwicklung des Sees hin zu den Eigenschaften eines natürlichen Sees deutlich schneller verläuft als in den anderen Seen. Dies hätte zur Folge, dass mit einer Fischproduktion in NGA die Phosphor-Konzentrationen auf Werte ansteigen könnten, die über den seetypspezifischen maximalen Zielwerten für die Gewährleistung des GÖP liegen. Aus trophischer Sicht sollte auf Basis der derzeit vorliegenden Daten der Berzdorfer See von einer Aquakultur-Nutzung ausgeschlossen und als nährstoffarmer tiefer Klarwassersee geschützt werden (vgl. Kapitel 10.2.2.5).

Der Berzdorfer See zeichnet sich durch eine stark ellipsenförmige Form aus und ist durch sehr steilscharige Beckenform geprägt. Ausgedehnte Flachwasserbereiche gibt es hingegen kaum. Bis auf die direkten Randbereiche mit Wassertiefen von < 15 m (Abbildung 18), könnte eine NGA zur Produktion von Speiseforellen entsprechend überall im See installiert werden. Insbesondere die steilscharigen Randbereiche sind durchweg als potenzielle Standorte für NGA geeignet, da hier auch mit uferparallelen Strömungen zu rechnen ist, die einen ausreichenden Wasseraustausch in den Gehegen gewährleisten und die partikulären Feststoffe über einen weiten Gewässerbereich verteilen.

Gemäß Angabe durch die LMBV ist am Berzdorfer See derzeit nur eine kleine Teilfläche als geotechnischer Sperrbereich ausgewiesen (vgl. Abbildung 18). Der Bereich ist zwischen den Ortschaften Klein Neundorf und Jauernick-Buschbauch verortet und liegt im Bereich des NSG „Rutschung P“ (vgl. Abbildung 4a). Das NSG umfasst das unmittelbare Gebiet der Rutschung P, angrenzende Wald- und Uferbereiche sowie einen Teil der Wasserfläche am westlichen Ufer des Berzdorfer Sees. Im nördlichen Teil des Schutzgebietes (im Rutschungsgebiet) ist zudem eine Sonderschutzzone in einer Größe von etwa 53 ha ausgewiesen, von der künftig nahezu 20 ha zum Restsee gehören. Angaben zum Schutzgegenstand, zum Schutzzweck, den Verboten und zulässigen Handlungen können der Verordnung des Regierungspräsidiums Dresden zur Festsetzung des NSG „Rutschung P“ (vom 03. Dezember 2007) entnommen werden. Aus hiesiger Sicht lassen sich aus der Verordnung keine Einschränkungen des Sees als Standort für eine NGA ableiten.

Der Berzdorfer See hat eine wichtige Funktion für den Hochwasserschutz der Neiße. Durch die Bewirtschaftung der Seewasserlamelle von ca. 5 Mio. m³ zwischen den Spiegellagen von 186,0 bis 186,5 m NHN kommt es zum Rückhalt des Hochwasserdargebots des Eigen-Einzugsgebiets des Berzdorfer Sees (etwa 15 km²) und Anteilen des Einzugsgebiets der Pließnitz. Die wasserwirtschaftliche Nutzung des Sees wird durch den Bau und Betrieb einer NGA nicht eingeschränkt. Die geringe Speicherlamelle von 0,5 m ist sogar positiv zu bewerten.

Zwischen dem Berzdorfer See und der Stadt Görlitz sind drei Trinkwasserschutzzonen des Wasserwerkes Görlitz ausgewiesen. Die Schutzzone III, die gleichzeitig die äußere Grenze des Trinkwasserschutzbereiches darstellt, liegt jedoch noch etwa 1 km vom See entfernt (südliche Grenze der Schutzzone ist die S111). Eine Gefährdung der Trinkwasserschutzzonen durch den Bau und Betrieb einer NGA ist, unabhängig von jeweiligem Standort, ebenfalls auszuschließen.

In Bezug auf die aktuelle und geplante touristische Nutzung des Sees wird auf den strukturellen Rahmenplan verwiesen (vgl. Kapitel 4.2.3), der im Jahr 2010 erstellt wurde (SRP Berzdorfer See 2010). In einer Karte zum SRP wurden bereits überblickshaft Angaben zu den öffentlichen Badestellen, zu den geplanten Fährverbindungen, zu Bereichen für die Wassersportnutzung (u.a. Kite-Surfen) und zu Entwicklungs- und Sonderbauflächen dargestellt (Abbildung 25). Diese Bereiche sollten als Standort für eine NGA zunächst nicht eingehender betrachtet werden. Entsprechend würde sich als Standort für eine NGA insbesondere die östliche Seeseite eignen (südlich von Deutsch Ossig). Alternativ wären auch Bereiche vor dem NSG denkbar.

Da der Berzdorfer See aus trophischer Sicht für die Erzeugung von Fischen in NGA als nur sehr eingeschränkt geeignet anzusehen ist wurde auf eine vertiefende Standortanalyse im Rahmen der vorliegenden Studie verzichtet.



Abbildung 25: Struktureller Rahmenplan Berzdorfer See 2010 (SRP Berzdorfer See 2010)

11.2.5 Dreiweiberner See

11.2.5.1 Rückblick

Im Jahr 2005 wurde bereits durch die Sachsen Fischland GmbH ein Antrag zur Erteilung einer wasserrechtlichen Genehmigung (nach § 91 SächsWG) zur Errichtung und zum Betreiben einer Fischzucht in Netzgehegen auf dem TBS Dreiweibern beim zuständigen Landratsamt eingereicht. Aufgrund der betriebswirtschaftlich erforderlichen Größe der Anlage und der notwendigen Rechtssicherheit für den Betreiber wurde die Erteilung einer unbefristeten wasserrechtlichen Erlaubnis beantragt. Der Bauantrag für den geplanten Betriebshof wurde beim zuständigen Landratsamt (Kamenz) gestellt.

Der Antragstellung wurde zum damaligen Zeitpunkt bereits durch die LMBV mbH, als Eigentümerin des TBS, zugestimmt. Eine Beeinträchtigung der Funktion als Speicherbecken im Wasserhaushalt durch das Einbringen einer NGA wurde durch die LMBV nicht gesehen. Gemäß dem damaligen Schreiben waren der LMBV diese Nutzungsabsichten bekannt und wurden bereits in den vertraglichen Regelungen zur binnenfischereilichen Nutzung des TBS Dreiweibern berücksichtigt (Fischereipachtvertrag OS-VW-Sie-01/2004).

Als Pächter der Fischereirechte ist der Verein „Interessensgemeinschaft zur fischereilichen Bewirtschaftung des Braunkohletagebausrestgewässers Dreiweibern e.V.“ zu nennen. Mit dem Pächter wurde im Vorfeld ein Gestattungsvertrag zum Betreiben einer NGA für die Fischzucht abgeschlossen. Durch die Zustimmung des Vereins als Fischereipächter, d.h. als Fischereiausübungsberechtigten, wurden vorab auch klare Verhältnisse zwischen dem Pächter und dem Verpächter des Fischereirechts (LMBV mbH) geschaffen.

Die wissenschaftliche Begleitung des Vorhabens, insbesondere zur Quantifizierung der Einträge durch die Fischproduktion und deren Auswirkungen auf das Gewässer, sollte durch das IfB und den Lehrstuhl Gewässerschutz der BTU Cottbus erfolgen. Durch die Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Referat Fischerei wurde zum damaligen Zeitpunkt auch die prinzipielle Förderfähigkeit der wissenschaftlichen Begleitung signalisiert.

Gemäß Antrag war eine Produktion von 95 t (Abfischungsmasse) Speiseforellen aus Setzlingen und ein Standort der Anlage im nord-östlichen Bereich des TBS vorgesehen. Im Zusammenhang mit der Antragstellung wurden bereits mehrere Gutachten erstellt, u.a. auch zur Trophieentwicklung. Im dem damaligen Gutachten kamen die Autoren zu dem Ergebnis, dass eine Netzgehegeproduktion in der Höhe von 95 t den Nährstoffeintrag in den TBS Dreiweibern und damit auch dessen Trophie erhöhen würde. Eine grundlegende Verschlechterung des trophischen Zustands im Vergleich zur Seeentwicklung ohne Netzgehegeproduktion wurde jedoch ausgeschlossen. In diesem Zusammenhang muss darauf hingewiesen werden, dass die zum damaligen Zeitpunkt getroffenen Annahmen und Verfahren bereits ein „Worst-Case-Szenario“ abgebildet haben, da die daraus errechneten Einträge und Konzentrationen als Maximalwerte zu verstehen sind, die in der Realität nicht erreicht werden.

In einer Reihe von fachlichen Stellungnahmen zum Antrag und zum Gutachten wurden dennoch erhebliche Bedenken in Bezug auf die gewässerökologische Verträglichkeit der beantragten Produktionsmenge geäußert (u.a. unzureichende Datengrundlage, Nicht-Berücksichtigung von Phosphor-Rücklösungen, Bewertung der Trophie-Erhöhung). Nach Abstimmung veränderter Produktionsmengen (maximal 60 t Zuwachs im zweiten Betriebsjahr der Anlage) auf einer Fachberatung wurden die Gutachter gebeten, ihre Berechnungen zu aktualisieren und auf

Grundlage neuer Erkenntnisse zu konkretisieren.

Im Ergebnis des aktualisierten Gutachtens wurde dargelegt, dass bei der beantragten Produktion in Höhe von 60 t pro Jahr der mesotrophe Zustand des Gewässers nicht gefährdet wäre (Leßmann et al. 2008). Der theoretische Sedimentzuwachs wurde mit rund 0,1 mm beziffert. In Bezug auf den Sauerstoffbedarf für den vollständigen mikrobiellen Abbau der von den Fischen ausgeschiedenen organischen Substanz mit 158 kg/t Zuwachs (9,5 t bei einer Jahresproduktion von 60 t) wurde dargelegt, dass dies lediglich rund 4 % des maximalen hypolimnischen Sauerstoffvorrats des TBS ausmachen würde.

11.2.5.2 Potenzielle Eignung des Sees

Der Dreieiberner See ist der kleinste der betrachteten TBS und unterliegt durch die Speicherbewirtschaftung bereits erhöhten Phosphor-Einträgen aus der Kleinen Spree. Diese Bewirtschaftung verkürzt zudem die Aufenthaltszeit, was sich ungünstig auf die permanente Phosphor-Retention im See auswirkt. Trotz der derzeit noch guten Voraussetzungen für die Tolerierung einer Erhöhung der Phosphor-Zufuhr durch eine Fischproduktion lässt sich deren Unbedenklichkeit für den Dreieiberner See längerfristig nicht sicherstellen.

Bei einer Fischproduktion der Variante A (zusätzlicher Eintrag an Gesamt-Phosphor von 0,5 t/a) würden rund 40 % des gesamten Eintrags an Phosphor aus dieser Quelle stammen. Die Phosphor-Flächenbelastung würde um fast 60 % steigen. Dies spricht nach aktuellem Datenstand und dem Vorliegen geeigneter Alternativen gegen eine langfristige Nutzung des TBS für eine Fischproduktion in NGA (vgl. Kapitel 10.2.3). Von den Untersuchungsseen zählt der Dreieiberner See als einziger zu den WRRL-relevanten Standgewässern.

Der Dreieiberner See weist im Vergleich zu den anderen TBS eine vergleichsweise geringe mittlere Tiefe auf (Abbildung 19 & Abbildung 26).

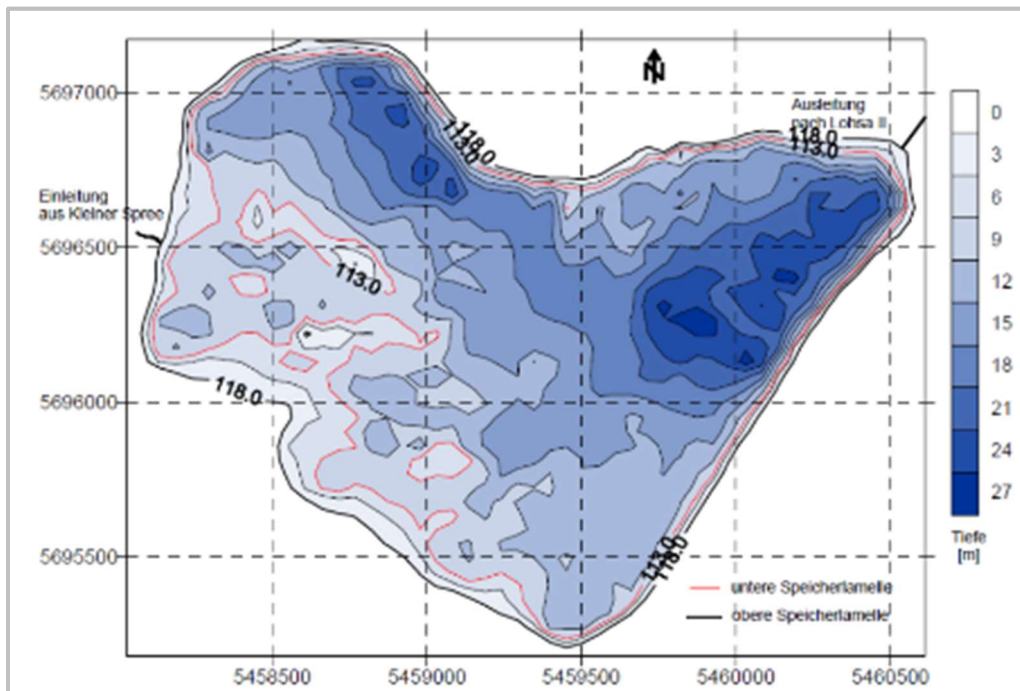


Abbildung 26: Tiefenprofil des Dreieiberner Sees bei einer Staulamelle von 118 m NHN
(Nixdorf et al. 2000)

Ausgeprägte Tiefenbereiche mit Wassertiefen > 20 m befinden sich nur im nord-östlichen und -westlichen Bereich. Der gesamte südliche bzw. süd-westliche Seebereich ist hingegen von Wassertiefen mit < 15 m geprägt, die für eine NGA zur Speiseforellenproduktion entsprechend nicht oder nur bedingt geeignet sind (Abbildung 19). Aufgrund der erforderlichen Tiefe kommt als Standort der Seebereich im Nord-Westen oder Nord-Osten des Gewässers in Frage. Letzterer wurde bereits im Zusammenhang mit der wasserrechtlichen Antragstellung im Jahr 2005 als Standort favorisiert.

Für den TBS Dreiwiebern ist eine Speicherlamelle von maximal 2 m (+ 116 bis + 118 m NN) vorgesehen. Bei dem unteren Staupegel von +116 m NN reduziert sich die Fläche des Sees um ca. 13 ha (Abbildung 26). Die möglichen Wasserstandsschwankungen müssen bei der Errichtung der Anlage berücksichtigt werden. Ein Einfluss durch den Bau und Betrieb einer NGA auf die Bewirtschaftung der Speicherlamelle wird jedoch nicht gesehen.

Gemäß Angabe durch die LMBV sind derzeit keine geotechnischen Sperrbereiche am Dreiwieberner See ausgewiesen (Abbildung 19 **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**).

Angaben zur vorherrschenden Windrichtung liegen aus einem Gutachten vor (Abbildung 27), bei dem es um die Erfassung der Qualitätskomponentengruppe Morphologie zur unterstützenden Bewertung sächsischer WRRL-Standgewässer ging (LfULG 2017).

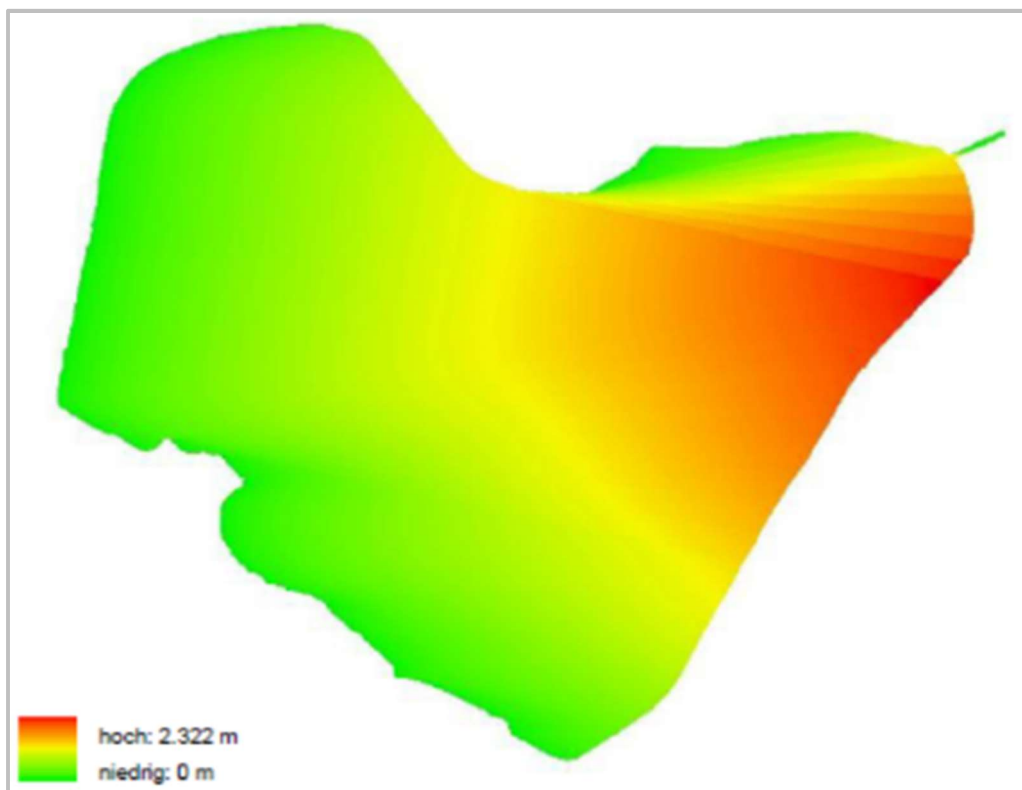


Abbildung 27: Windwirklängen des Speicher Dreiwiebern (LfULG 2017)

Zur Ermittlung der Windrichtung mit dem größten Einfluss wurden, gemäß Angabe im Gutachten, auf Daten der Wetterstation Hoyerswerda zurückgegriffen. Es standen Daten (Stundenmittelwerte) für den Zeitraum von 2010 bis 2014 zur Verfügung. Demnach ist Westwind in dieser Region der Wind mit dem größten Einfluss. Die höchsten Windwirklängen werden am

Ostufer erreicht. Die maximale Windwirklänge beträgt 2.322 m. In diesem Zusammenhang müsste geprüft werden, ob die zu erwartenden Wellenhöhen im nord-östlichen Seebereich eine zu starke Belastung für die NGA darstellen würden. Gleiches gilt für den Eisgang.

Am See gibt es zwei Strände mit Bademöglichkeiten. Diese befinden sich direkt in Lohsa (unterhalb der Pyramide) und in Weißkollm (Nordufer) (Abbildung 28). Der Badebetrieb würde durch die Anlage und deren Betrieb nicht beeinflusst werden, da der komplette östliche Uferstreifen für den Badebetrieb nicht zugelassen ist.

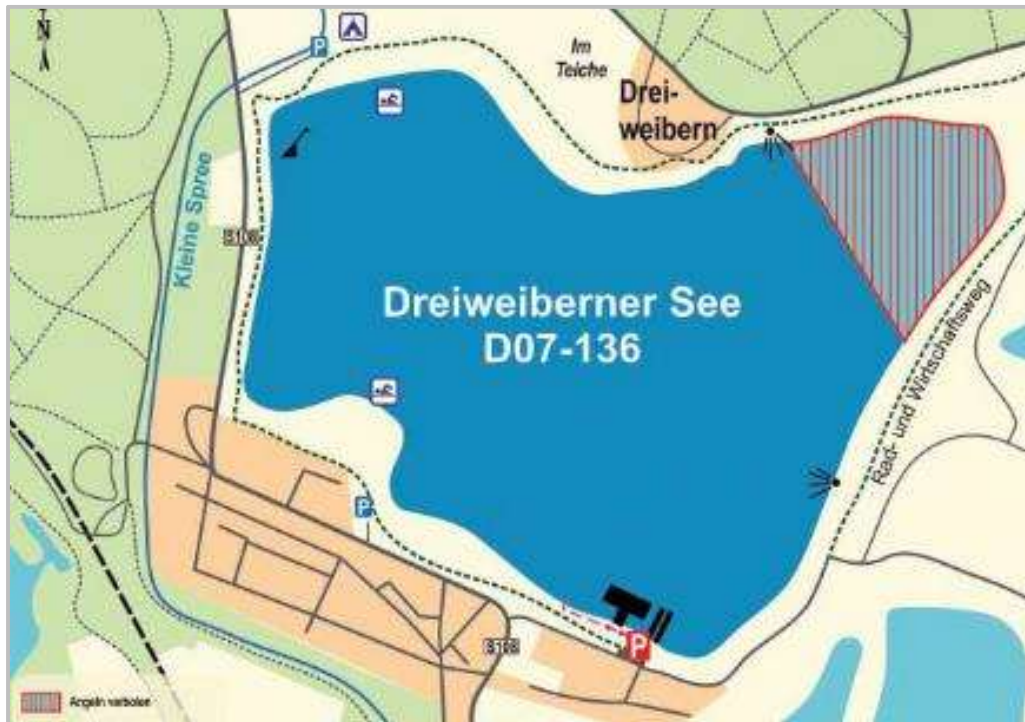


Abbildung 28: Übersicht zu Badestränden und Verbotszonen für die Angelfischerei (rot schraffierte Fläche)

Der östliche Bereich des Sees unterliegt zudem einem Befahrungsverbot mit Wasserfahrzeugen (in der Zeit vom 01.10. bis 30.04.). Dies wurde durch den Pächter des Fischereirechts verfügt. Zudem ist das Angeln im nord-östlichen Bereich verboten (Abbildung 28).

Da der See aus trophischer Sicht nicht für eine Netzgehegeproduktion zu favorisieren ist, wurde auf eine vertiefende Standortanalyse verzichtet.

11.2.6 Geierswalder See

Im Geierswalder See würde auf Basis der derzeit verfügbaren Daten die externe Phosphor-Flächenbelastung durch eine Fischproduktion deutlich geringer ansteigen als in den anderen TBS. Da in dem TBS ein sehr starker bergbaubedingter Einfluss auf die Wasserbeschaffenheit gegeben ist, ist der See auch als ein potenzieller Kandidat für eine Fischproduktion in NGA anzusehen, die aus Sicht des Einflusses auf die Trophieentwicklung des Gewässers nicht im Widerspruch zu den Anforderungen der WRRL stehen muss (vgl. Kapitel 10.2.3).

Als eine erste wichtige Hürde ist jedoch die Formulierung bei den Zielen zur Wasserqualität und Gewässernutzung im BKP für die stillgelegten Tagebaue Skado und Koschen (Ziel 10) zu

bewerten. In der Begründung zu den Zielen wird darauf hingewiesen, dass eine intensive fischereiwirtschaftliche Nutzung des Gewässers (z.B. Netzkäfighaltung mit Zufütterung) im Interesse der Wasserqualität vermieden wird bzw. nicht möglich ist. Die „Netzkäfighaltung mit Zufüttern“ wird explizit als Beispiel für eine solche intensive fischereiliche Nutzung aufgeführt. Wie bereits im Kapitel 4.1.4 erläutert, sind die Formulierungen in den BKP im Kontext mit dem Erkenntnisstand Ende der 1990er Jahre und den Nachwirkungen aus der DDR-Zeit zu sehen. Heute ist auch seitens der Fischerei akzeptiert, dass eine Produktion von Fischen in NGA nur dann genehmigungsfähig ist, wenn eine nachhaltige Veränderung der Gewässergüte ausgeschlossen ist. In diesem Sinne sind die o.g. Formulierungen zunächst gegenstandslos.

Die Nutzung des Geierswalder See für wasserwirtschaftliche Belange wurde ebenfalls im BKP für die stillgelegten Tagebaue Skado und Koschen geregelt (vgl. Ziel 9). Dort wurde der See als Vorranggebiet für die Bereitstellung von Brauchwasser ausgewiesen. Zudem wurde die Speicherbewirtschaftung in den Staulamellen 100,0 bis 101,0 m NHN (zuzüglich 0,25 m im Hochwasserfall) festgelegt. Durch den Bau und Betrieb einer NGA wird die Funktion als Speicherbecken nicht eingeschränkt.

Gemäß Angabe durch die LMBV ist am Geierswalder See derzeit noch der gesamte östliche Bereich als Sperrbereich ausgewiesen. Dieser Bereich liegt hauptsächlich in der Zuständigkeit des Landes Brandenburg (ca. 90 % der Fläche). Der Sperrbereich liegt nicht nur im direkten Bereich der Uferböschungen, sondern umfasst auch einen Teil der Seefläche in Ufernähe. Darüber hinaus ist ein kleiner Teilbereich am Südufer als Sperrbereich ausgewiesen (vgl. Abbildung 2c). Für diese Sperrbereiche gilt u.a. für jedermann ein ausdrückliches Betretungs- und Befahrungsverbot mit Booten. Daraus folgt, dass jedwede Nutzung der geotechnischen Sperrbereiche verboten ist. Die Sperrbereiche wurden daher auch von der fischereiliche Nutzung ausgeschlossen (siehe Anmerkungen zum Pachtvertrag). Grundsätzlich haben die Sanierungsmaßnahmen der LMBV Vorrang vor allen Nutzungen.

Im gesamten Seebereich sowie den angrenzenden Uferbereichen befinden sich aktuell keine planungsrelevanten Schutzgebiete (vgl. Kapitel 4.6). Dies trifft jedoch nur für den Seebereich im Zuständigkeitsbereich des Freistaates Sachsen zu. Der nördliche Teilbereich des TBS im Land Brandenburg ist hingegen als NSG „Sorno-Rosendorfer-Buchten“ ausgewiesen (Geoportal Brandenburg 2020). Das rund 742 ha große NSG (CDDA Code: 55551 4007), zu dem auch einige Uferbereiche im Westen und Norden des Gewässers gehören, ist nord-westlich des TBS verortet. Die Fischereiausübung im Bereich des o.g. NSG unterliegt Einschränkungen, welche der Verordnung zu diesem NSG zu entnehmen sind.

Der Geierswalder See ist seit dem Jahr 2006 zum Baden freigegeben und wird seit dem Jahr 2009 als EU-Badegewässer gemeldet. Der See weist eine sehr gute Wasserqualität auf (vgl. Kapitel 4.5.4). Der Badestrand (Strandbereich ca. 300 m) am Geierswalder See befindet sich neben dem Schiffsanleger vor der Ortslage Geierswalde. Dieser Bereich in direkter Ortslage wird bei der weiteren Standortanalyse zunächst nicht berücksichtigt.

In Bezug auf die Wassertiefe kommt am Geierswalder See fast der gesamte Seebereich als potenzieller Standort für eine NGA in Frage (vgl. Abbildung 20). Lediglich der nördliche Teilbereich weist durchgängig Wassertiefen von < 15 m auf und ist daher als Standort für eine NGA zur Forellenproduktion (Netzgehege mit einer Tiefe von 10 m) ungeeignet. Wie im Kapitel 11.1 erläutert, sollten bei der Standortwahl prioritär Gewässerbereiche mit einer Tiefe zwischen 15 und 25 m berücksichtigt werden, da sich die Kosten für die Verankerung der Anlage bei

höheren Wassertiefen deutlich steigen würden.

Das Fischereirecht am Geierswalder See wurde an die Arbeitsgemeinschaft (ARGE) zur Förderung, Erhaltung und Pflege des Fischbestandes und der Gewässer im „Lausitzer Seenland“ verpachtet. Der Pachtvertrag läuft zunächst über 15 Jahre bis Ende 2035. Die Akteure dieses Zusammenschlusses sind die Dachverbände der Berufs- und Angelfischerei der Bundesländer Sachsen und Brandenburg und der fischereiausübungsberechtigte Anglerverband als Vertreter der ortsansässigen Vereine. In der Vorstellung der ARGE wird explizit darauf hingewiesen, dass im Zuge der fischereilichen Bewirtschaftung, falls rechtlich und fachlich umsetzbar, auch die Produktion von Fischen in NGA vorgesehen ist. Die als Nutzungsfläche für die Fischerei zur Verfügung stehende Teilwasserfläche (Pachtgegenstand) umfasst derzeit eine Größe von 508 ha, wovon 28 ha im Land Brandenburg und 480 ha im Freistaat Sachsen liegen. Der Pachtgegenstand umfasst insgesamt 596 ha. Die Flächendifferenz zwischen der derzeitigen Nutzung und dem Pachtgegenstand resultiert aus den geotechnischen Sperrbereichen (LMBV).

Grundsätzlich kann die LMBV die fischereirechtliche Nutzung jederzeit örtlich und zeitlich einschränken, aussetzen oder dem Pächter/Nutzer ganz entziehen, wenn im Rahmen des berg- und wasserrechtlichen Monitorings Anzeichen einer Gefährdung für die Nutzung festgestellt werden oder der Pachtgegenstand ganz oder teilweise bergbaulich in Anspruch genommen werden muss. Dies ist auch im Zusammenhang mit einer Nutzung des Sees zur Fischproduktion in NGA zu berücksichtigen.

Der Geierswalder See ist über den 1.250 m langen Sornoer Kanal mit dem Sedlitzer See, den 1.150 m langen Barbara-Kanal mit dem Partwitzer See und den 1.050 m langen Koschener Kanal mit dem Senftenberger See verbunden. Im Zusammenhang mit der Standortwahl ist zudem zu berücksichtigen, dass der Geierswalder See das einzige der betrachteten TBS ist, welcher aktuell schon allgemein schiffbar ist (LMBV 2019a).

Die LMBV mbH ist Eigentümerin der Gewässergrundstücke des Geierswalder Sees. Die an das Gewässer angrenzenden Ufer- und Landflächen sind im Wesentlichen Eigentumsflächen Dritter. Der TBS liegt im Zuständigkeitsbereich der Gemeinde Elsterheide (Landkreis Bautzen). Die Gestattung der vorzeitigen Folgenutzung des Sees wurde zwischen der Gemeinde Elsterheide und der LMBV in einem Nutzungsvertrag (KF2/NV/2016/014) vertraglich geregelt. In Bezug auf die geplante touristische Nutzung wird u.a. auf das Dorfentwicklungskonzept verwiesen (vgl. Kapitel 4.2.4), welches im Auftrag der Gemeinde Elsterheide im Zeitraum Dezember 2018 bis Februar 2020 erstellt wurde (DEK Geierswalde & Klein Partwitz 2020).

Zudem liegt für die Gemeinde Elsterheide ein FNP aus dem Jahr 2010 sowie verschiedene B-Pläne vor (FNP Elsterheide 2010). Die darin ausgewiesenen Sonderbauflächen (für touristische Nutzung und Fremdenverkehr) sind schwerpunktmäßig im Bereich der Ortschaft Geierswalde, also im südlichen Uferbereich des TBS verortet. Im gesamten östlichen bzw. nördlichen Bereich (Freistaat Sachsen) sind hingegen ausschließlich Grün- und Waldflächen ausgewiesen (Abbildung 29). Der Standort des Betriebshofes zur Bewirtschaftung der Anlage (inkl. Zufahrt) müsste entsprechend im Bereich dieser Sonderbauflächen verortet werden. Um möglichst kurze Anfahrtswege zur NGA zu gewährleisten, würde sich ein Standort im Nord-Osten der Ortschaft Geierswalde anbieten. Auch aus Sicht der Schiffbarkeit wäre dieser Standort gegenüber anderen Bereichen (z.B. Landesgrenze Brandenburg/Sachsen) zu favorisieren, da diese Bereiche die kürzeste Verbindung zwischen den Kanälen im Süden und Norden darstellen.



Abbildung 29: Liegenschaftliche Übersichtskarte (Flächennutzungen) für den Geierswalder See (LMBV 2019b)

11.3 Zusammenfassung und Ausblick

In der nachfolgenden Tabelle 39 sind die Einzelbetrachtungen noch einmal überblickshaft abgebildet (Tabelle 39). Die Darstellung erfolgt nach dem Ampelprinzip. Rot gekennzeichnete Bereiche weisen vorliegende Fachplanungen oder Gewässereigenschaften aus, die eine Nutzung der TBS für die Netzgehegeproduktion nach derzeitigem Stand ausschließen. Gelb markierte Bereiche weisen hingegen mögliche Konfliktfelder aus, die im Rahmen eines wasserrechtlichen Antrages einer gesonderten Berücksichtigung bedürfen.

Im Rahmen der ursprünglichen Projektplanung sollten am Ende des Projektes sowohl die Ergebnisse der Standortanalyse als auch die seespezifische Auswertung zum Einfluss der NGA auf die Gewässergüte den zuständigen Behörden, Planungsverbänden und Gemeinden vorgestellt werden. Die bei diesen Projekttreffen aufgeführten Hinweise und Anregungen sollten in tabellarischer Form im Abschlussbericht ergänzt werden. Darauf basierend sollten bereits Lösungsansätze bzw. Hinweise zur weiteren Vorgehensweise erarbeitet werden.

Aufgrund der im Projektzeitraum vorherrschenden Pandemie und den damit einhergehenden Schutzmaßnahmen wurde in Absprache mit dem Auftraggeber auf persönliche Vor-Ort-Termine zunächst verzichtet. Für eine detaillierte Standortplanung sollten neben den zuvor aufgeführten Verbänden auch die LMBV mbH in einem nächsten Schritt einbezogen werden.

Tabelle 39: Ableitung geeigneter Tagebauseen anhand der vorliegenden Fachplanungen

	Bärwalder See	Berzdorfer See	Dreiweiberner See	Geierswalder See	Neuwieser See	Scheibe-See
Formelle Raumordnungspläne	BKP*	BKP*	BKP*	BKP*		
Informelle Raumordnungspläne	Touristische Nutzung	Touristische Nutzung				
Geotechnische Sperrbereiche		Teilbereich		Teilbereich in BB	Gesamte Seefläche	
Wasserwirtschaftliche Funktion und Fachplanungen	Speicherfunktion		Speicherfunktion	Speicherfunktion		
Naturschutzrechtliche Fachplanungen (u.a. NSG, Natura 2000)	Zentrale Schutzzone	NSG	LSG	NSG (Bereich in BB)	FFH/SPA-Gebiet	LSG
Morphologie (u.a. potenziell geeignete Tiefenbereiche)						
Limnologie (u.a. in Bezug auf die physiologischen Ansprüche der im Vorhaben dargestellten Zielarten)					Füllstand / pH-Wert	
Prognose aus den Trophiemodellen					Keine Prognose möglich	

* BKP = Braunkohlepläne als Sanierungsrahmenpläne (Anmerkungen in Bezug auf die fischereiliche Nutzung der Seen durch Netzgehegeproduktion)

12 Verzeichnis verwendeter Formelzeichen

$m_{FS}(F)$	von den Fischen abgegebene Feststoffe partikuläre Substanz als Trockensubstanz (kg TS/d)
m_{Fu}	aufgenommene bzw. verabreichte Gesamt-Futtermenge (kg)
VK_G	Verdaulichkeit des Futters gesamt (%), kg Kot/kg aufgenommenes Futter als Trockensubstanz * 100 %
TS	Trockensubstanzgehalt des Futters 92 % (als Praxismittel festgelegt)
$m_{FS}(F)_Z$	Feststofffracht, Fracht partikulärer Substanzen bezogen auf den Fischzuwachs (kg Feststoffe/kg Zuwachs)
$m_{FS}(F)_{Fu}$	Feststofffracht, Fracht partikulärer Substanz bezogen auf die von den Fischen aufgenommene Futtermenge (kg Feststoffe/kg Futter)
FQ	Futterquotient (kg Futter/kg Zuwachs)
$m_{FS}(F)_B$	Feststofffracht, Fracht partikulärer Substanz bezogen auf den Fischbestand (kg Feststoffe / t Fischbestand * Tag)
TFM	täglich verabreichte Futtermenge (kg Futter/t Fischbestand * Tag), Fütterungsration
$m_{TN}(F)_Z$	Gesamt-Stickstofffracht der Fische ins Wasser bezogen auf den Fischzuwachs (g TN/kg Zuwachs)
x_{RP}	Rohproteingehalt des Futters (g RP/kg Futter)
$m_{N/RP}$	Stickstoffgehalt des Rohproteins (0,16 kg N/kg Futter; 16 %)
m_{TNFi}	Gesamt-Stickstoffgehalt der Fische (g TN/kg Fisch = g TN/kg Zuwachs)
$m_{TN}(F)_{Fu}$	Gesamt-Stickstofffracht der Fische ins Wasser bezogen auf die aufgenommene Futtermenge (g TN/kg Futter)
$m_{TN}(F)_B$	tägliche Gesamt-Stickstofffracht der Fische ins Wasser bezogen auf den Fischbestand (g TN/t Fischbestand * Tag)
$m_{N_{gel}}(F)_Z$	gelöste Stickstofffracht der Fische ins Wasser bezogen auf den Fischzuwachs (g N_{gel} /kg Zuwachs)
VK_N	Verdaulichkeit des Futter-Stickstoffs (%), kg N im Kot/kg N im aufgenommenen Futter * 100 %
$m_{N_{par}}(F)_Z$	partikuläre Stickstofffracht der Fische ins Wasser bezogen auf den Fischzuwachs (g N_{par} /kg Zuwachs)
$m_{TP}(F)_Z$	Gesamt-Phosphorfracht der Fische ins Wasser bezogen auf den Fischzuwachs (g TP/kg Zuwachs)
x_P	Phosphorgehalt des Futters (g P/kg Futter)
$m_{P_{gel}}(F)_Z$	gelöste Phosphorfracht der Fische ins Wasser bezogen auf den Fischzuwachs (g P_{gel} /kg Zuwachs)

Verzeichnis verwendeter Formelzeichen

VK_P	Verdaulichkeit Futter-Phosphors (%), kg P im Kot/kg P im aufgenommenen Futter * 100 %)
$m_{CSB\ RP\ par}(F)_Z$	CSB- Fracht zum Abbau der Rohproteine des Kots der Fische (g CSB/kg Zuwachs)
$m_{CSB\ RF\ par}(F)_Z$	CSB-Fracht zum Abbau des Rohfetts des Kots der Fische (g CSB/kg Zuwachs)
$m_{CSB\ KH\ par}(F)_Z$	CSB-Fracht zum Abbau der Kohlenhydrate des Kots der Fische (g CSB/kg Zuwachs)
$m_{CSB\ par}(F)_Z$	CSB-Fracht zum Abbau aller organischen Bestandteile des Kots der Fische durch heterotrophe Bakterien (g CSB/kg Zuwachs)
$m_{BSB_{total}\ par}(F)_Z$	BSB _{total} -Fracht zum Abbau aller organischen Bestandteile des Kots der Fische durch heterotrophe Bakterien (g BSB _{total} /kg Zuwachs)
x_{OS}	Anteil organischer Substanz in der Trockenmasse des Futters (kg/kg Futter)
VK_{OS}	Verdaulichkeit der organischen Substanz des Futters (%)
BE_{OS}	mittlere Bruttoenergie der organischen Bestandteile (MJ/kg)
$m_{CSB\ gel}(F)$	CSB-Fracht der gelösten organischen Emissionen der Fische (g/kg Futter)
$m_{CSB}(Fu)$	CSB-Fracht der organischen Bestandteile des Futters (g/kg Futter)
$m_{CSB\ par}(F)$	CSB-Fracht des im Kot partikulär gebundenen CSB (g/kg Futter)
MEM	Energiebedarf zur Erhaltung Tilapia 65 kJ/kg Stückmasse0,8/d kg Effizienz des Energieansatzes Tilapia 0,7 * ER
ER	Energieretention im Fischorganismus der sich im Wesentlichen aus Proteinen und Fetten zusammensetzt (MJ/kg *d)
OCE	oxikalisches Äquivalent bei Eding et al. (2009) 14, 2 MJ/kgO ₂
$m_{TN}(F)_F$	futterbezogener TN-Frachtwert des Fischbestandes (g TN/kg Futter)

13 Verzeichnis verwendeter Planungsunterlagen

- BKP Bärwalde (1998): Braunkohleplan als Sanierungsrahmenplan für den stillgelegten Tagebau Bärwalde. Erarbeitet von der Regionalen Planungsstelle beim Staatlichen Umweltfachamt in Bautzen. Im Auftrag des Regionalen Planungsverbandes Oberlausitz-Niederschlesien. Stand: Juni 1998.
- BKP Berzdorf (1998): Braunkohleplan als Sanierungsrahmenplan für den stillgelegten Tagebau Berzdorf. Erarbeitet von der Regionalen Planungsstelle beim Staatlichen Umweltfachamt in Bautzen. Im Auftrag des Regionalen Planungsverbandes Oberlausitz-Niederschlesien. Stand: August 1998.
- BKP Lohsa (1997): Braunkohleplan als Sanierungsrahmenplan für den stillgelegten Tagebau Lohsa. Teil 1 – Bergbau- und Wassermaßnahmen Wasserspeicher Lohsa II. Erarbeitet von der Regionalen Planungsstelle Bautzen. Im Auftrag des Regionalen Planungsverbandes Oberlausitz-Niederschlesien. Stand: November 1997.
- BKP Lohsa (2001): Braunkohleplan als Sanierungsrahmenplan für den stillgelegten Tagebau Lohsa. Teil 2 – Bergbaufolgelandschaft Tagebau Lohsa. Erarbeitet von der Regionalen Planungsstelle beim Staatlichen Umweltfachamt Bautzen. Im Auftrag des Regionalen Planungsverbandes Oberlausitz-Niederschlesien. Stand: November 2001.
- BKP Scheibe (2002): Braunkohleplan als Sanierungsrahmenplan für den stillgelegten Tagebau Scheibe. Erarbeitet von der Regionalen Planungsstelle beim Staatlichen Umweltfachamt Bautzen. Im Auftrag des Regionalen Planungsverbandes Oberlausitz-Niederschlesien. Stand: Mai 2002.
- BKP Skado/Koschen (1997): Braunkohleplan als Sanierungsrahmenplan für die stillgelegten Tagebaue Skado und Koschen. Erarbeitet von der Regionalen Planungsstelle Bautzen. Im Auftrag des Regionalen Planungsverbandes Oberlausitz-Niederschlesien. Stand: November 1997.
- BKP Spreetal (2003): Braunkohleplan als Sanierungsrahmenplan für den stillgelegten Tagebau Spreetal. Erarbeitet von der Regionalen Planungsstelle Bautzen. Im Auftrag des Regionalen Planungsverbandes Oberlausitz-Niederschlesien. Stand: Mai 2003.
- BPlan Geierswalder See (2018): 2. Änderung zum Bebauungsplan „Geierswalder See – Südböschung“ (Entwurf). Planungsträger: Gemeinde Elsterheide. Planverfasser: Planungsbüro Schubert Architektur & Freiraum. Entwurf in der Fassung vom 05.11.2018
- DEK Geierswalde & Klein Partwitz (2020): Dorfentwicklungskonzept Geierswalde & Klein Partwitz. Erarbeitung eines Konzeptes zur Entwicklung der Dörfer Geierswalde und Klein Partwitz im Kontext der Entwicklung des Lausitzer Seenlandes. Auftraggeber: Gemeinde Elsterheide. Projektförderung: LEADER / 2014. Erläuterungsbericht, Stand: Feb. 2020.
- FNP Elsterheide (2018): Flächennutzungsplan Gemeinde Elsterheide – 2. Änderung. Begründung. AG: Gemeinde Elsterheide. AN: Architektengemeinschaft Dr. Braun & Barth. Entwurf Stand: April 2018.
- FNP (Flächennutzungsplan) Gemeinde Elsterheide (2019): Flächennutzungsplan der Gemeinde Elsterheide. Begründung - Letztkorrektur inkl. Auflagen Juli 2010.
- FNP (Flächennutzungsplan) Gemeinde Lohsa (2019): Flächennutzungsplan der Gemeinde Lohsa

(Łaz). Begründung Geänderter Entwurf vom 12.02.2019.

- FNP (Flächennutzungsplan) Kreisstadt Görlitz (2020): Große Kreisstadt Görlitz – Flächennutzungsplan (Vorentwurf Stand vom 10.11.2020).
- FNP (Flächennutzungsplan) Stadt Hoyerswerda (2020): Flächennutzungsplan 2020 Stadt Hoyerswerda – Begründung. Stand: Juli 2020.
- LEP (2013): Landesentwicklungsplan 2013. Hrsg.: Sächsisches Staatsministerium des Inneren. 1. Auflage, August 2013.
- LP Lohsa (2019): Landschaftsplan der Gemeinde Lohsa (Łaz) - Textteil. Auftraggeber: Gemeinde Lohsa. Auftragnehmer: Haß Landschaftsarchitekten. Geänderter Entwurf vom 12.02.2019.
- MP Scheibe-See (2015): Masterplan zur Entwicklung von Nachnutzungsschwerpunkten am Scheibe-See bis zum Jahr 2025. Auftraggeber: Stadt Hoyerswerda, Gemeinde Lohsa und Gemeinde Spreetal. Auftragnehmer: Geokompetenzzentrum Freiberg e.V., Architektengemeinschaft Dr. Braun & Barth. Endbericht, Stand 09. Dezember 2015.
- FNP Hoyerswerda (2006): Erläuterungsbericht zum Flächennutzungsplan AG: Stadt Hoyerswerda. AN: freie architekten dresden, Dr. Braun & Barth. Stand: Januar 2006.
- FNP Hoyerswerda (2011): Flächennutzungsplan Stadt Hoyerswerda – Město Wojerecy. 1. Änderung. Begründung gemäß § 5 Abs. 5 BauGB. Auftraggeber: Stadt Hoyerswerda. Auftragnehmer: Dr. Braun & Barth. Stand: April 2011.
- RP Oberlausitz-Niederschlesien (2010a): Regionalplan Region Oberlausitz-Niederschlesien. Erste Gesamtfortschreibung gemäß § 6 Absatz 5 SächsLPlG. Herausgeber: Regionaler Planungsverband Oberlausitz-Niederschlesien. In Kraft getreten am 04. Februar 2010.
- RP Oberlausitz-Niederschlesien (2010b): Regionalplan Region Oberlausitz-Niederschlesien. Fortschreibung bzgl. des Vorranggebiets Erholung E 12 (Berzdorfer See). Herausgeber: Regionaler Planungsverband Oberlausitz-Niederschlesien. In der Fassung des Genehmigungsbescheides vom 22. April 2010
- REK Lausitzer Seenland (2015): Fortschreibung Regionales Entwicklungs- und Handlungskonzept „Lausitzer Seenland“ – Endbericht. Gefördert durch: Richtlinie des Sächsischen Staatsministeriums des Innern zur Förderung der Regionalentwicklung (FR-Regio). Zusammengestellt durch die Arbeitsgemeinschaft: die STEG Stadtentwicklung GmbH & abraxas. Tourismus- und Regionalberatung GmbH. Stand: März 2015.
- SKT Bärwalder See (2019): Strategiekonzept Tourismus Bärwalder See 2025 – Bericht. PROJECT M GmbH.
- SRP Berzdorfer See (2010): Fortschreibung des Strukturellen Rahmenplanes Berzdorfer See 2010. Im Auftrag des Planungsverbandes Berzdorfer See (bestehend aus Stadt Görlitz, Gemeinde Markensdorf und Gemeinde Schönau-Berzdorf. Gefördert durch das Sächsische Staatsministerium des Innern nach der Richtlinie FR-Regio. Stand: 30.06.2010.
- ULP Lohsa (2019): Umweltbericht zum Landschaftsplan der Gemeinde Lohsa (Łaz). Auftraggeber: Gemeinde Lohsa. Auftragnehmer: Haß Landschaftsarchitekten. Geänderter Entwurf vom 12.02.2019.

14 Verzeichnis relevanter Rechtsvorschriften

- BNatSchG (2009): Gesetz zur Neureglung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz – BnatSchG) vom 29. Juli 2009.
- BArtSchV (2005): Verordnung zum Schutz wild lebender Tier- und Pflanzenarten (Bundesartenschutzverordnung - BArtSchV) vom 16. Februar 2005.
- Badegewässerrichtlinie (2006): Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG.
- BauGB (1960): Baugesetzbuch (BauGB) in der Fassung der Bekanntmachung vom 3. November 2017 (BGBl. I S. 3634), das zuletzt durch Artikel 2 des Gesetzes vom 8. August 2020 (BGBl. I S. 1728) geändert worden ist.
- FFH-RL (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 12. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen.
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373), die durch Artikel 2 Absatz 4 des Gesetzes vom 9. Dezember 2020 (BGBl. I S. 2873) geändert worden ist.
- ROG (2008): Raumordnungsgesetz (ROG). Raumordnungsgesetz vom 22. Dezember 2008 (BGBl. I S. 2986), das zuletzt durch Artikel 2 Absatz 15 des Gesetzes vom 20. Juli 2017 (BGBl. I S. 2808) geändert worden ist.
- SächsBadegewVO (2008): Verordnung des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft und des Sächsischen Staatsministeriums für Soziales zur Umsetzung der Richtlinie 2006/7/EG über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung (Sächsische Badegewässer-Verordnung – SächsBadegewVO) vom 15. April 2008.
- SächsBO (2004): Sächsische Bauordnung (SächsBO) erlassen als Artikel 1 des Gesetzes zur Neufassung der Sächsischen Bauordnung und zur Änderung anderer Gesetze vom 28. Mai 2004.
- SächsFischG (2007): Fischereigesetz für den Freistaat Sachsen (Sächsisches Fischereigesetz – SächsFischG) vom 09. Juli 2007.
- SächsFischVO (2013): Verordnung des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft zur Durchführung des Fischereigesetzes für den Freistaat Sachsen (Sächsische Fischereiverordnung – SächsFischVO) vom 04. Juli 2013.
- SächsLPIG (2001): Gesetz zur Raumordnung und Landesplanung des Freistaates Sachsen (Landesplanungsgesetz – SächsLPIG) erlassen als Artikel 1 des Gesetzes zur Neuregelung des Landesplanungsrechts und zur Änderung des Sächsischen Bauordnung vom 14. Dezember 2001.
- SächsNatSchG (2013). Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege im Freistaat Sachsen (Sächsisches Naturschutzgesetz – SächsNatSchG) erlassen als Artikel 1 des Gesetzes zur Bereinigung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege vom 6. Juni 2013.

SächsWG (2013): Sächsisches Wassergesetz (SächsWG) erlassen als Artikel 1 des Gesetzes zur Änderung wasserrechtlicher Vorschriften vom 12. Juli 2013.

SächsWRRLVO (2004): Verordnung des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft zur weiteren Umsetzung von Richtlinien der Europäischen Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Sächsische Wasserrahmenrichtlinienverordnung – SächsWRRLVO) vom 07. Dezember 2004.

UVPG (2010): Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG). In der Fassung der Bekanntmachung vom 24. Februar 2010 (BGBl. I S. 94), das zuletzt durch Artikel 117 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I S. 1328) geändert worden ist.

VO-EG (2007): Verordnung (EG) Nr. 708/2007 des Rates vom 11. Juni 2007 über die Verwendung nicht heimischer und gebietsfremder Arten in der Aquakultur.

WHG (2009): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG) vom 31. Juli 2009, das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 19. Juni 2020 geändert worden ist.

WRRL (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.

15 Literatur

- AQS (2015): AQS - Merkblatt zu den Rahmenempfehlungen der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) für die Qualitätssicherung bei Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen. P-8/5. Probenahme aus Seen. Mai 2015.
- Azevedo, P.A., Cho, C.Y., Leeson, S. & Bureau, D.P. (1998): Effects of feeding level and water temperature on growth, nutrient and energy utilization and waste outputs of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Living Resources* **11**, 227 - 238.
- Azevedo, P.A., Podemski, C.L., Hesslein, R.H., Kasian, S.E.M., Findlay, D.L. & Bureau, D.P. (2011): Estimation of waste outputs by a rainbow trout cage farm using a nutritional approach and monitoring of lake water quality. *Aquaculture* **311**, 175 - 186.
- Baer, J. & Brinker, A. (2016): Informationsveranstaltung: Perspektiven einer Felchenzucht am Bodensee. *Landinfo* 4/2016.
- Barrington, K., Chopin, T. & Robinson, S. (2009): Integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in marine temperate waters. In D. Soto (ed.). Integrated mariculture: a global review. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 529. Rome, FAO. pp. 7–46.
- Baur, W.H. & Rapp, J. (2003): Gesunde Fische. Praktische Anleitung zum Vorbeugen, Erkennen und Behandeln von Fischkrankheiten. 2., neubearbeitete Auflage. Parey Buchverlag, 317 S.
- Beveridge, M.C.M. (2004): Cage aquaculture – third edition. Blackwell Publishing, 386pp.
- BLE (Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung) (2017): Perspektiven für die deutsche Aquakultur im internationalen Wettbewerb – Kurzfassung der Ergebnisse. Hrsg. Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (Stand 2017).
- Bohl, M. (1999): Zucht und Produktion von Süßwasserfischen. 2., vollkommen überarbeitete Auflage. DLG-Verlags-GmbH, Frankfurt am Main. 719pp.
- Brämick, U. (2020): Jahresbericht zur deutschen Binnenfischerei und Binnenaquakultur 2019. Erstellt im Auftrag der obersten Fischereibehörden der Bundesländer, Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Brett, M.T. & Benjamin, M.M. (2008): A review and reassessment of lake phosphorus retention and the nutrient loading concept. *Freshwater Biology* **53**, 194 - 211.
- Brinker, A., Berg, R. & Rösch, R. (2006): Neue Methoden in der Forellenzucht: Wege zur Minimierung der Ablaufwasserbelastung. Grundlagen und Techniken. Berichte zur Fischereiforschung Baden-Württemberg Heft 10, 55 S.
- BTU Cottbus (2006): Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Tagebausee Scheibe. Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz – Sanierungsbereich Ostsachsen. BTU Cottbus. Cottbus, 16. Dezember 2006.
- BTU Cottbus (2009): Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen der erweiterten Restlochkeite. Teil 1: Aktualisierung der Güteprognose bis zum Jahr 2020. BTU Cottbus. Cottbus, 15. Mai 2009.
- Bureau, D.P. & Hua, K. (2010): Towards effective nutritional management of waste outputs in aquaculture, with particular reference to salmonid aquaculture operations. *Aquaculture Research* **41**, 777 - 792.

- Bureau, D.P., Gunther, S.T. & Cho, C.Y. (2003): Chemical composition and preliminary theoretical estimates of waste outputs of rainbow trout reared in commercial cage culture operations in Ontario. *North American Journal of Aquaculture* **65**, 33 - 38.
- Cardia, F. & Lovatelli, A. (2015): Aquaculture operations in floating HDPE cages: a field handbook. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 593. Rome, FAO. 152 pp.
- Champigneulle, A. (1988): A first experiment in mass-rearing of Coregonid larvae in tanks with a dry food. *Aquaculture* **74**, 249 - 261.
- Cho, C.Y. & Bureau, D.P. (1997): Reduction of waste output from salmonid aquaculture through feeds and feeding. *Progressive Fish Culturist* **59**, 155 - 160.
- Cho, C.Y. & Bureau, D.P. (1998): Development of bioenergetic models and the Fish-PrFEQ software to estimate production, feeding ration and waste output in aquaculture. *Aquatic Living Resources* **11**, 199 - 210.
- Cho, C.Y. & Bureau, D.P. (2001): A review of diet formulation strategies and feeding systems to reduce excretory and feed wastes in aquaculture. *Aquaculture Research* **32**, 349 - 360.
- Cho, C.Y., Hynes, J.D., Wood, K.R. & Yoshida, H.K. (1994): Development of high-nutrient-dense, low-pollution diets and prediction of aquaculture wastes using biological approaches. *Aquaculture* **124**, 293 - 305.
- Cho, C.Y., Hynes, J.D., Wood, K.R. & Yoshida, H.K. (1991): Quantitation of fish culture wastes by biological (nutritional) and chemical (limnological) methods; the development of high nutrient dense (HND) diets. In: Cowey, C.B. & Cho, C.Y.: Nutritional strategies and aquaculture waste. Proceedings of the first international Symposium on Nutritional strategies and aquaculture waste. Guelph, Ontario, 37 - 50.
- Chowdhury, M.A.K., Siddiqui, S., Hua, K. & Bureau, D.P. (2013): Bioenergetics-based factorial model to determine feed requirement and waste output of tilapia produced under commercial conditions. *Aquaculture* **410-411**, 138 - 147.
- Cripps, S.J. & Bergheim, A. (2000): Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. *Aquacultural Engineering* **22**, 33 - 56.
- Dabrowski, K. & Poczyczyński, P. (1988): Laboratory experiment and mass rearing of Coregonid fish fed exclusively on dry diets. *Aquaculture* **69**, 307 - 316.
- Dalsgaard, J. & Pedersen, P.B. (2011): Solid and suspended/dissolved waste (N, P, O) from rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture* **313**, 92 - 99.
- David, G.S., Carvalho, E.D., Lemos, D., Silveira, A.N. & Dall'Aglio-Sobrinho, M. (2015): Ecological carrying capacity for intensive tilapia (*Oreochromis niloticus*) cage aquaculture in a large hydroelectrical reservoir in Southeastern Brazil. *Aquacultural Engineering* **66**, 30 - 40.
- Deutscher Bundestag (2018): Privatisierung ostdeutscher Seen. Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Jan Korte, Dr. Gesine Löttsch, Lorenz Gösta Beutin, weiterer Abgeordneter und der Fraktion DIE LINKE. Drucksache 19/4041. Stand: 09/2018.
- Domsch, H., Braun, B. & Teichert, S. (2015): Masterplan zur Entwicklung von Nachnutzungsschwerpunkten am Scheibsee bis zum Jahr 2025. Geokompetenzzentrum Freiberg e.V. & Architektengemeinschaft Dr. Braun & Barth.

- Eding, E., Verdegem, M., Martins, C., Schlaman, G., Heinsbroek, L., Laarhoven, B., Ende, S., Verreth, J., Aartsen, F. & Bierbrooms, V. (2009): Tilapiazucht in Kreislaufanlagen - Fallstudie in den Niederlanden. In Bardócz, T., Oberdieck, A. & Váradi, L. (2009): A handbook for sustainable aquaculture. S. 74-99.
- Europäische Kommission (2018): Leitfaden zum Thema Aquakultur und Natura 2000. Nachhaltige Aquakultur im Kontext von Natura 2000. Amt für Veröffentlichungen der Europäischen Kommission, Luxemburg, 2018.
- FAO (2020): The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in action. Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO). Rome. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>
- Fivelstad, S., Thomassen, J.M., Smith, M.J., Kjartansson, H. & Sando, A-B. (1990): Metabolite production rates from atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and arctic char (*Salvelinus alpinus* L.) reared in single pass land-based brackish water and sea-water systems. *Aquacultural Engineering* **9**, 1 - 21.
- FIZ (Fisch-Informationszentrum e.V.) (2020): Fischwirtschaft – Daten und Fakten 2020. Hrsg.: Fisch-Informationszentrum e.V., Hamburg, Stand: August 2020.
- Foy, R.H. & Rosell, R. (1991): Loading of nitrogen and phosphorus from a Northern Ireland fish farm. *Aquaculture* **96**, 17 - 30.
- Gächter, R. & Müller, B. (2003): Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. *Limnology and Oceanography* **48**, 929 - 933.
- Geller, W., Schultze, M., Kleinmann, R. & Wolkersdorfer, C. (eds.)(2013): Acidic Pit Lakes – the Legacy of Coal and Metal Surface Mines. Springer-Verlag.
- Göbel, S., Gaye-Siessegger, J., Baer, J. & Geist, J. (2017a): Vergleich der Körperzusammensetzung und Produktqualität von Wild- und Zuchtfelchen. Aquakultur- und Fischereiinformationen aus Baden-Württemberg. AUF AUF 2/2017.
- Göbel, S., Gaye-Siessegger, J., Baer, J. & Geist, J. (2017b): Comparison of body composition and sensory quality of wild and farmed whitefish (*Coregonus macrophthalmus* [Nüsslin, 1882]). *Journal of Applied Ichthyology* **33**, 366 - 373.
- Goebel, S.E., Baer, J. & Geist, J. (2017): Effects of temperature and rearing density on growth of juvenile European whitefish (*Coregonus macrophthalmus*) in aquaculture. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* **189**, 257 - 266.
- Grüneberg, B., Nixdorf, B., Leßmann, D. & Rümmler, F. (2018): Studie Phosphor-Retentionsmodelle für pH-neutrale Tagebauseen. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e. V. Potsdam – Sacrow, Band 50.
- Grünwald, U. & Schümborg, S. (2011): Potenzialstudie zur dauerhaften Nutzung von Tagebauseen in den Einzugsgebieten von Spree und Schwarzer Elster für eine verbesserte Hochwasservorsorge und -bewältigung. BTU Cottbus Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft i.A.: Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg. Cottbus, Mai 2011.
- Haas, S., Rößner, Y., Schröder, J., Bronnmann, J., Jooss, F., Loy, J.P. & Schulz, C. (2015):

- Konzeptionierung einer umweltverträglichen, marinen Aquakultur in Schleswig-Holsteinischen Ostseeküstengewässern. Konzeptstudie im Auftrag des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein. Abschlussbericht. Stand: Juni 2015.
- Håkanson, L., Carlsson, L. & Johansson, T. (1998): A new approach to calculate the phosphorus load to lakes from fish farm emissions. *Aquacultural Engineering* **17**, 149 – 166.
- Halle, M. & Müller A. (2015): Typspezifische Ableitung von Orientierungswerten für den Parameter Sulfat. Studie im Auftrag des Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG). Dresden.
- Heldbo, J. & Meyer, S. (2016): Comparison of legal regulation and technology level requirements, for aquaculture facilities producing rainbow trout in freshwater, in selected European countries. Environmental Protection Agency. ISBN: 978-87-93529-19-9.
- Herzprung, P., Schultze, M., Hupfer, M., Boehrer, B., von Tümpling, W., Duffek, A., van der Veen, A. & Friese, K. (2010): Flood effects on phosphorus immobilisation in a river water filled pit lake - Case study Lake Goitsche (Germany). *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* **40**, 182 – 190.
- Hiller, J. & Wichmann, T. (2010): Süßwasserfischpreise der Binnenfischereibetriebe für Mecklenburg-Vorpommern - 1. Quartal 2010. *Fischerei und Fischmarkt in Mecklenburg-Vorpommern* **4**, 56 - 58.
- Hiller, J., Wedekind, H., Wichmann, T. Herold, H. (1998): Kalkulationsunterlagen der Binnenfischerei - Produktion von Regenbogenforellen in Rinnenanlagen und Netzkäfiganlagen in den neuen Bundesländern. LMS Landwirtschaftsberatung Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein und Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, S. 49.
- Hochleithner, M. (2019): Die Fischproduktion in Netzgehegeanlagen – Konstruktion und Management. AquaTech Publications, Kitzbühel, Austria, 292pp.
- Hupfer, M. & Lewandowski, J. (2008): Oxygen controls the phosphorus release from lake sediments – a long-lasting paradigm in limnology. *Internat. Rev. Hydrobiol.* **93**, 415 - 432.
- Hupfer, M., Calmano, W., Fischer, H. & Klapper, H. (Hg.) (1995): Handbuch Angewandte Limnologie – Grundlagen, Gewässerbelastung, Restaurierung, Aquatische Ökotoxikologie, Bewertung, Gewässerschutz. Wiley-VCH.
- IDU mbH (2016): Schalltechnisches Gutachten für einen Motorbootbetrieb auf dem Berzdorfer See bei Görlitz. i.A.: Planungsverband „Berzdorfer See“. IDU Ingenieurgesellschaft für Datenverarbeitung und Umweltschutz mbH. Bericht-Nr. S0717-1 Entwurf Zittau, 2. Mai 2016
- IDUS GmbH (2018): Berzdorfer See – Begleitende limnologische Untersuchungen und Bewertung 2018. Monitoring im Bereich O 5 – Abschlussbericht 2018. IDUS Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH. 14. Dezember 2018.
- IfH (Institut für Hochseefischerei und Fischverarbeitung Rostock) (1987): Ratgeber Forellenproduktion in den Küstengewässern. Regenbogenforellenmast in Netzkäfiganlagen. Hrsg.: Institut für Hochseefischerei und Fischverarbeitung Rostock-Marienehe. 1. Auflage, 1987.

- IWB (2014): TA05/13: Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen Dreieibern, Lohsa II und Burghammer (Speichersystem Lohsa II). Wissenschaftlich-technisches Projekt 112 „Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz“ 2013 – 2015. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann. Dresden, 20. Juni 2014.
- IWB (2015): TA12/15: Aktualisierung des Gutachtens zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Speicherbecken Bärwalde. Wissenschaftlich-technisches Projekt 112 „Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz“ 2013 – 2015. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann. Dresden, 03. Juli 2015.
- IWB (2018): Vorhaben „Gewässerausbau Scheibe-See“: Überarbeitung der Antragsunterlagen unter Berücksichtigung aktueller Randbedingungen und neuerlicher Teilvorhaben. Zuarbeit zum Fachbeitrag Wasser: Wassermengen- und Wassergütebewirtschaftung des Scheibe-Sees. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Bautzen. Dresden, 07. Februar 2018.
- Jansen, W. & Schmekel, K. (1998): Fischproduktion in Netzgehegeanlagen von Binnengewässern – neue Entwicklungen, neue Chancen. *Fischerei in Mecklenburg-Vorpommern* **3/98**, 32 - 38.
- Jansen, W. (1999): Untersuchungen über potentielle Wirkungen von Fischzuchtanlagen (Netzgehegeanlagen) in Binnen- und Küstengewässern – Teil 1. *Fischerei in Mecklenburg-Vorpommern* **1/99**, 18 - 30.
- Jansen, W., Jennerich, H-J. & Kühn, C. (2010): Zur Entwicklung der Fischzucht in Kreislaufanlagen in Mecklenburg-Vorpommern. Teil 1 – Ausgangssituation. *Fischerei & Fischmarkt in Mecklenburg-Vorpommern* **1/2010**, 27 - 30.
- Jobling, M. (1994): Fish Bioenergetics. First ed. Chapman Hall, London. S. 96.
- Jobling, M., Arnesen, A-M., Befey, T., Carter, C., Hardy, R., LeFrancois, N., Keefe, R., Koskela, J. & Lamarre, S. (2010): The Salmonids (Family: Salmonidae). In: Finfish Aquaculture Diversification (Edit.: N. LeFrancoid, M. Jobling, C. Carter & P. Blier), pp. 234–288. CAB International, Wallingford, Oxfordshire, UK.
- Jobling, M., Koskela, J. & Winberg, S. (1999): Feeding and growth of whitefish fed restricted and abundant rations: influences on growth heterogeneity and brain serotonergic activity. *Journal of Fish Biology* **54**, 437 - 449.
- Johansson, T., Håkanson, L., Borum, K. & Persson, J. (1998): Direct flows of phosphorus and suspended matter from a fish farm to wild fish in Lake Southern Bullaren, Sweden. *Aquacultural Engineering* **17**, 111 - 137.
- Jokumsen, A., Pedersen, P.B., Dalsgaard, A.J.T., Lund, I., Paulsen, H., Rasmussen, R.S., Hyldig, G., Plessner, L.J., Michelsen, K. & Laursen, C. (2009): New methods in trout farming to reduce the farm effluents - case study from Denmark. In: Váradi L., Bardócz, T. & Oberdieck, A. (2009): A handbook for sustainable aquaculture. S. 58-68.
- Kausnik S.J. & Cowey, C.B. (1991): Dietary factors affecting nitrogen excretion by fish. In: Cowey, C.B. & Cho, C.Y. (1991): Nutritional strategies and aquaculture waste. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste (NSMAW). Ontario: Fish Nutrition Research Laboratory, University of Guelph, 1991. 3-19.
- Kausnik, S.J. (1981): Influence of a rise in temperature on the nitrogen excretion of rainbow trout

- (*Salmo gairdneri* R.). In Tiews, K. (Ed.). Aquaculture in heated effluents and recirculation systems, Heenemann GmbH, Berlin, S. 77-99.
- Kestemont, P. (1995): Different systems of carp production and their impacts on the environment. *Aquaculture* **129**, 347 - 372.
- Kirchgessner, M., Schwarz, F.J. & Zeitler M.H. (1984): Ansatz und Verwertung von Energie bei Karpfen (*Cyprinus carpio* L.) mit unterschiedlicher Protein- und Energieversorgung. *Zeitschrift für Tierphysiologie, Tierernährung und Futtermittelkunde* **52**, 235 - 244.
- Koskela, J., Jobling, M. & Pirhonen, J. (1997): Influence of the length of the daily feeding period on feed intake and growth of whitefish, *Coregonus lavaretus*. *Aquaculture* **156**, 35 - 44.
- Koskela, J. (1995): Influence of dietary protein levels on growth and body composition of whitefish (*Coregonus lavaretus*). *Archiv für Hydrobiologie, Advances in Limnology* **46**, 331 - 338.
- Koskela, J., Jobling, M. & Savolainen, R. (1998): Influence of dietary fat level on feed intake, growth and fat deposition in the whitefish *Coregonus lavaretus*. *Aquaculture International* **6**, 95 - 102.
- Kuhnitzsch, C. (2020): Analyse der Eignung von Tagebaufolgeseeen für die fischereiliche Bewirtschaftung mit Flussbarschen (*Perca fluviatilis* L.). Technische Universität Dresden, Fakultät Umweltwissenschaften, Institut für Hydrobiologie, Masterarbeit, Dresden, 30.09.2020.
- Kumar, V. & Karnatak, G. (2014): Engineering consideration for cage aquaculture. *IOSR Journal of Engineering* **4**, 11 - 18.
- Kurzreuther, H., Flohre, S., Kulle, E., Müller, J. & Rott, T. (2013): Untersuchung der Nährstoffeinträge, Hygieneparameter und des Energiekonzeptes für ein Naturbad am Beispiel des Naturbadesees im Feriendorf Eisenberg „Günter Richta“ in Kirchheim. DBU – Deutsche Bundesstiftung Umwelt.
- Lasenby, T.A., Kerr, S.J. & Hooper, G.W. (2001): Lake whitefish culture and stocking: An annotated bibliography and literature review. Fish and Wildlife Branch, Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, Ontario. 72 p.
- LAWA (1998): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, LAWA-Arbeitskreis Gewässerbewertung – stehende Gewässer.
- LAWA (2003): Hinweise zur Verringerung der Belastung der Gewässer durch die Fischhaltung, Beschlossen auf der 61. ACK am 19./20. November 2003 unter TOP 17, 80 S.
- LAWA (2016): Rahmenkonzeption Monitoring. Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen. Arbeitspapier III: Untersuchungsverfahren für biologische Qualitätskomponenten. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- Lekang, O-I. (2007): Aquaculture engineering. Blackwell Publishing Ltd, 340pp.
- Lemarie, G., Martin, J-L.M., Dutto, G. & Garidou, C. (1998): Nitrogenous and phosphorous waste production in a flow-through land-based farm of European seabass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquatic Living Resources* **11**, 247 - 254.

- Leßmann, D. & Nixdorf, B. (2009): Konzeption zur Ermittlung des ökologischen Potentials von sauren Bergbauseen anhand der Qualitätskomponente Phytoplankton. Brandenburgische Technische Universität Cottbus (Lehrstuhl Gewässerschutz). Im Auftrag des Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Abschlussbericht, Cottbus, 2009.
- Lessmann, D., Uhlmann, W., Grünwald, U. & Nixdorf, B. (2003): Sustainability of the flooding of lignite mining lakes as remediation technique against acidification in the Lusatian mining district, Germany. Sixth International Conference Acid Rock Drainage, Cairns, July 2003, 521 – 527.
- Lewandowski, J., Hupfer, M. & Meinikmann, K. (2011): Vorplanung zur Sanierung und Restaurierung des Arendsees, Teilprojekt III. LHW Sachsen-Anhalt.
- Lewin, W.-C. & Rümmler, F. (2015): Entwicklung nutzbarer Fischbestände in neu entstandenen Braunkohletagebauseen der Lausitz. Teil II. Ansprüche der Fischfauna an die Wasserqualität unter Beachtung der hydrologischen Besonderheiten der Gebiete des Braunkohletagebaus. i.A.: Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Abschlussbericht, Stand Februar 2015, 54 S.
- LfULG (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie) (2010): FFH-/SPA-Managementplan für den Gebietskomplex SPA „Bergbaufolgelandschaft bei Hoyerswerda“ (EU-Nr. 4450-451 / landesinterne Nr. V44), SCI „Bergbaufolgelandschaft Bluno“ (EU-Nr. 4450-302 / landesinterne Nr. 121) und SCI „Bergbaufolgelandschaft Laubusch“ (EU-Nr. 4550-304 / landesinterne Nr. 122). Auftraggeber: LfULG. Auftragnehmer: Planungsbüro Kläge – Ludloff GbR. Endbericht, Stand: 26.07.2010.
- LfULG (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie) (2014): Aquakultur und Fischerei in Sachsen. Jahresbericht 2013. Hrsg.: Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Redaktionsschluss: 31.05.2014.
- LfULG (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie) (2015): Sächsische Beiträge zu den Bewirtschaftungsplänen Elbe und Oder. Bericht über die sächsischen Beiträge zu den Bewirtschaftungsplänen der Flussgebietseinheiten Elbe und Oder nach § 83 WHG bzw. Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den Zeitraum von 2016 bis 2021. Hrsg.: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Redaktionsschluss: 30.11.2015
- LfULG (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie) (2017): Seenmorphologie – Erfassung der Qualitätskomponentengruppe Morphologie zur unterstützenden Bewertung sächsischer WRRL-Standgewässer. Hrsg.: Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Stand: 24.03.2017
- LfULG (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie) (2018): Steckbrief Oberflächenwasserkörper – Speicher Dreieibern (DESN_048). Bewertungszeitraum 2009-2015. Stand: 02.07.2018
- LfULG (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie) (2021a): Aquakultur und Fischerei. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Quelle: <https://www.landwirtschaft.sachsen.de/fischwirtschaft-und-fischerei-13648.html>, Stand: 04.01.2021

- LfULG (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie) (2021b): Datenportal für Sachsen (iDA – interdisziplinäre Daten und Auswertungen). Thema Naturschutz. (<https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/ida/pages/home/welcome.xhtml>), Stand: 08.01.2021
- LfULG (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie) (2021c): Datenportal für Sachsen (iDA – interdisziplinäre Daten und Auswertungen). Thema Wasser - Wasserschutzgebiete. (<https://www.wasser.sachsen.de/wasserschutzgebiete-12591.html>). Stand: 14.01.2021
- LMBV (Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbV) (2017): Impulse für die Regionalentwicklung in Sachsen. Tätigkeitsbericht § 4 -Maßnahmen im Freistaat Sachsen Verwaltungsabkommen Braunkohlesanierung 2016.
- LMBV (Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbV) (2019a): Ausblick auf die Schiffbarkeit sächsischer Tagebaugewässer und Bergbaufolgeseen. (<https://www.lmbv.de/index.php/Nachrichtenleser/lds-ausblick-auf-die-schiffbarkeit-saechsischer-tagebaugewaesser-und-bergbaufolgeseen.html>), Stand: 01.03.2019.
- LMBV (Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbV) (2019b): Exposé - Verpachtung des Fischereiausübungsrechts Geierswalder See L-010-2019. Abteilung Flächenmanagement Lausitz. Stand: August 2019.
- LMBV (Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbV) (2021): Geoportal – Themen: Tagebauseen, Tagebaue und Sperrbereiche. 2021. (<https://lmbv.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=64068d71103d40a9a0a07f6b0682db1c>). Stand: 15. Januar 2021.
- LMBV (Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbV) (2021b): Wasserwirtschaftlicher Jahresbericht der LMBV für den Zeitraum 01.01. bis 31.12.2020. Senftenberg, April 2021.
- LUA (2001): Tagebauseen: Wasserbeschaffenheit und wassergütewirtschaftliche Sanierung. Landesumweltamt Brandenburg, Studien und Tagungsberichte, Band 35, 77 S.
- Lukowicz, M. & Hilge, V. (2008): Ressourcen schonende Fischproduktion. Arbeiten des deutschen Fischerei-Verbandes e.V. Heft 86. ISSN 0415-6641.
- Lupatsch, I. (2008): Predicting growth, feed intake and waste production of intensively reared tilapia based on nutritional bioenergetics. In: Proceedings of the Seventh International Conference on Recirculating Aquaculture Roanoke, Virginia, July 2008, 306-314.
- Mamcarz, A. & Nowak, M. (1987): New version of an illuminated cage for coregonid rearing. *Aquaculture* **65**, 183 - 188.
- MELUR (Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume) (2016): Entwicklung und Förderung einer nachhaltigen Aquakultur in Schleswig-Holstein (Binnenland). Genehmigungsleitfaden für Investoren. Bearbeitungsstand Mai 2016.
- Meyer-Burgdorff, K.-H., Müller, C., Becker, K. & Günther, K.D. (1989b): Determination of energy metabolism in mirror carp (*Cyprinus carpio*, L.) at maintenance and different production levels. *Journal of Animal Physiology and Nutrition* **62**, 75 - 84.
- Meyer-Burgdorff, K.-H., Osman, M.F. & Günther, K.D. (1989a): Energy metabolism in

Oreochromis niloticus. *Aquaculture* **79**, 283 - 291.

MHM (2019): Montanhydrologisches Monitoring der LMBV mbH. Merkblatt, Stand 2019. LMBV mbH.

Müller-Belecke, A., Füllner, G., Pfeifer, M., Schreckenbach, K., Rümmler, F. & Brämick, U. (2013): Gute fachliche Praxis der Teichwirtschaft in Brandenburg. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Bd. 36. Hrsg.: Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, 154 S.

NASTAQ (2014): Nationaler Strategieplan Aquakultur für Deutschland. Redaktionsschluss 30. Juni 2014

Naujokat, D. (1997): Nährstoffbelastung und Eutrophierung stehender Gewässer. Möglichkeiten und Grenzen ökosystemarer Entlastungsstrategien am Beispiel der Bornhöveder Seenkette. Dissertation Universität Kiel.

Naylor, R.L., Hardy, R.W., Buschmann, A.H., Bush, S.R., Cao, L., Klinger, D.H., Little, D.C., Lubchenco, J., Shumway, S.E. & Troell, M. (2021): A 20-year retrospective review of global aquaculture. *Nature* **59**, 551 - 563.

Nijhof, M. (1994): Theoretical effects of feed composition, feed conversion and feed spillage on waste discharge in fish culture. *Journal of Applied Ichthyology* **10**, 274-283.

Nixdorf, B. & Leßmann, D. (1999): Zur Prognose der Trophieentwicklung in Tagebauseen der Lausitz - Ansätze und Probleme. BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 1/99, 50 – 64.

Nixdorf, B., van de Weyer, K. & Leßmann, D. (2016): Limnologie von Bergbauseen der Lausitz – Besiedlung und Bewertung. *Berichte der naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz* **24**, 83 - 102.

Nürnberg, G.K. (1984): The prediction of internal phosphorus load in lakes with anoxic hypolimnia. *Limnol. Oceanogr.* **29**, 111 - 124.

OECD (1982): Eutrophication of Waters – Monitoring, assessment and control. OECD - Organization for Economic Cooperation and Development, Paris.

Olsen, M.H., Hage, M.M., Binkley, M.D. & Binder J.R. (2005): Impact of migratory snow geese on nitrogen and phosphorus dynamics in a freshwater reservoir. *Freshwater Biology* **50**, 882 – 890.

Otchere, F.A., Veiga, M.M, Hinton, J.J., Farias, R.A. & Hamaguchi, R. (2004): Transforming open mining pits into fish farms: Moving towards sustainability. *Natural Resources Forum* **28**: 216–223.

Papatryphon, E., Petit, J., van der Werf, H.M.G., Kaushik, J.S. & Kanyarushoki, C. (2005): Nutrient-balance modeling as a tool for environmental management in aquaculture: the case of trout farming in France. *Environmental Management* **35**, 161 - 174.

Rahmenvereinbarung (2008): Rahmenvereinbarung zur Übertragung der Tagebaurestseen im Freistaat Sachsen (Gewässervereinbarung). Zwenkau, 15.01.2008.

Rahmenvertrag (2015): Rahmenvertrag zur Nutzung der Tagebaurestseen vor deren endgültiger Fertigstellung (RV Zwischennutzung Seen in Sachsen). Elsterheide, 18.06.2015.

- Reid, G.K., McMillan, I., Moccia, R.D. (2006): Near-field loading dynamics of total phosphorus and short-term water quality variations at a rainbow trout cage farm in Lake Huron. *Journal of Environmental Monitoring* **8**, 947 - 954.
- Reiter, R., Stein, H. & Pahl, H. (1995): Ökonomische Bewertung der Verarbeitung von Regenbogenforellen. *Fischer & Teichwirt* **46**, 164 - 170.
- Riedmüller, U., Mischke, U., Pottgiesser, T., Böhmer, J., Deneke, R., Ritterbusch, D., Stelzer, D. & Hoehn, E. (2013a): Steckbriefe der deutschen Seetypen - Begleittext und Steckbriefe. UBA - Umweltbundesamt.
- Riedmüller, U., Hoehn, E. & Mischke, U. (2013b): Bewertung von Seen mit Hilfe allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter: Seetypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte - Entwurf Stand Januar 2013. LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- Ritterbusch, D., Hühn, D., Schiewe, S., Weichler, F. & Rümmler, F. (2018): Bewertung der fischereilichen Entwicklung und Nutzungsmöglichkeiten für den Scheibensee. i.A.: Lausitzer und Mitteldeutscher Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Endbericht, Stand: Dezember 2018, 63 S.
- Roque d'Orbcastel, E., Blancheton, J.-P., Boujard, T., Aubin, J., Moutounet, Y., Przybyla, C. & Belaud, A. (2008): Comparison of two methods for evaluating waste of a flow through trout farm. *Aquaculture* **274**, 72 - 79.
- Rösch, R. (2018): Neues zur Aquakultur in Finnland. Informationsschrift der Fischereiforschungsstelle, des Fischgesundheitsdienstes und der Fischereibehörden des Landes Baden-Württemberg mit Beiträgen von Gastautoren. Rundbrief 2, August 2018, 24-26.
- Rösch, R., Baer, J. & DeWeber, T. (2020): 20 Jahre Monitoring der Felchen des Bodensee-Untersees. Der Rundbrief Aquakultur- und Fischereiinformationen (AUF AUF), 2/2020.
- Rümmler, F. (2010): Emissionsproblematik von Durchflussanlagen der Fischzucht - Teil 1. *Fischer & Teichwirt* **61**, 453 - 455.
- Rümmler, F. (2011): Emissionsproblematik von Durchflussanlagen der Fischzucht - Teil 2. *Fischer & Teichwirt* **62**, 10 - 13.
- Rümmler, F., Ackermann, G., Koch, S., George, V. & Carmienke, I. (2003): Entwicklung der fischereilichen Seenbewirtschaftung und Nährstoffeinträge durch die Netzgehegeproduktion auf dem Speicherbecken Borna. In: Fischereiliche Nutzung von Bergbauseen. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft. Heft 4 – 8. Jahrgang 2003.
- Rümmler, F., Jährling, R., Kaufhold, S. & Knösche, R. (2015): Nutzung von Netzgehegeanlagen auf Braunkohletagebauseen zur Lösung des Satzfishproblems (K1-K2) in der Teichwirtschaft am Beispiel des Restlochs 122 in Tröbitz. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Abschlussbericht 70 S.
- Rümmler, F., Lewin, W.-C., Schiewe, S. & Weichler, F. (2011): Entwicklung nutzbarer Fischbestände in neu entstandenen Braunkohletagebauseen der Lausitz. Projektbericht 2011 – Berzdorfer See. i.A.: Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Projektbericht, Stand: November

2011, 67 S.

- Rümmler, F., Lewin, W.-C., Schiewe, S. & Weichler, F. (2012): Bewertung der fischereilichen Nutzungsmöglichkeiten des Speicherbeckens Bärwalde (Bärwalder See). i.A.: Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Abschlussbericht 107 S.
- Rümmler, F., Lewin, W.-C., Schiewe, S. & Weichler, F. (2015): Entwicklung nutzbarer Fischbestände in neu entstandenen Braunkohletagebauseen der Lausitz. Teil I. Der Fischbestand im Geierswalder See i.A.: Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Abschlussbericht, Stand Februar 2015, 76 S.
- Rümmler, F., Mühle, D., Bürger, E. & Keil, M. (2013): Verfahren zur intensiven Aufzucht konditionsstarker Satzkarpfen. *Der Märkische Fischer* 3/2013, 40-41.
- Rümmler, F., Pfeifer, M., Jährling, R., Rank, H., Weichler, F. & Schiewe, S. (2011): Untersuchungen zur Emissionsproblematik abwasserabgabepflichtiger Anlagen der Fischproduktion. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des Freistaates Sachsen, Heft 4, 102 S.
- Rümmler, F., Ritterbusch, D. & Schiewe, S. (2002): Fischereibiologisches und fischereiliches Leitbild für das Speicherbecken Bärwalde sowie Bewertung der fischereilichen Nutzungsmöglichkeiten des zukünftigen Sees. i.A.: Safetec Umwelt Consulting Berlin. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow. Endbericht, Stand: 28.03.2002.
- Rümmler, F., Ritterbusch, D., Schiewe, S. & Weichler, F. (2003): Bewertung der fischereilichen Entwicklung sowie fischereilicher Nutzungsmöglichkeiten des Braunkohletagebausees Dreieibern. i.A.: Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow. Gutachten, Stand: 15.10.2003.
- Rümmler, F., Ritterbusch, D., Schiewe, S. & Weichler, F. (2004): Erschließung neuer Ressourcen durch Maränenbewirtschaftung von Tagebauseen. i.A.: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow. Abschlussbericht 2004 zum F/E-Projekt, Stand: 15.11.2004.
- Rümmler, F., Schiewe, S., Ebel, H., Wellner, E. & Füllner, G. (2003). Untersuchung der Fischbestände in bestehenden sächsischen Braunkohletagebaurestseen. *Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft* **8(4)**, 13 - 35.
- Ruohonen, K., Koskela, J., Vielma, J. & Kettunen, J. (2003): Optimal diet composition for European whitefish (*Coregonus lavaretus*): analysis of growth and nutrient utilisation in mixture model trials. *Aquaculture* **225**, 27 - 39.
- Sähn, N., Reiser, S., Hanel, R. & Focken, U. (2017): Verfügbarkeit umweltrelevanter Daten zur deutschen Süßwasseraquakultur. Hrsg.: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Thünen-Institut für Fischereiökologie. Thünen Report 47, 85 S. Braunschweig, April 2017.
- Sas, H. (1989): Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectations, experiences, extrapolations. Academia-Verlag, Richarz.
- SBS (2018): Rahmenkonzept – Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft. Hrsg.: Staatsbetrieb Sachsenforst, Biosphärenreservatsverwaltung Oberlausitzer Heide-

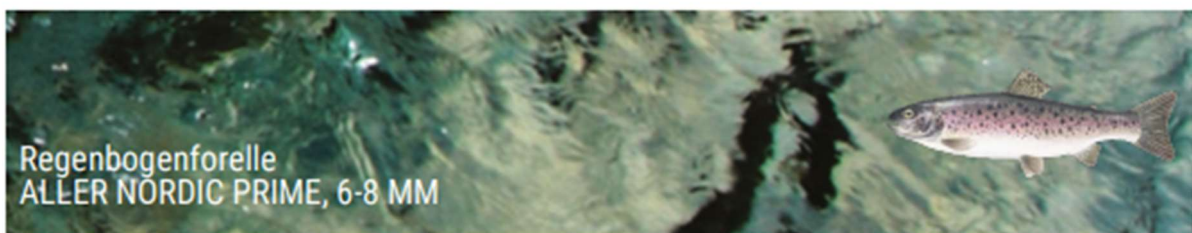
und Teichlandschaft. Stand: 16.11.2018.

- Schäperclaus, W. (1990): Fischkrankheiten. 5., bearbeitete Auflage. Akademie-Verlag Berlin.
- Schönborn, W. & Risse-Buhl, U. (2013): Lehrbuch der Limnologie. E. Schweizerbart, Stuttgart.
- Schreckenbach, K., Spangenberg, R. & Krug, S. (1975): Die Ursache der Kiemennekrose. *Zeitschrift für die Binnenfischerei der DDR* **22**, 257 - 288.
- Schreckenbach, K., Steffens, W. & Zobel, H. (1987): Technologien, Normen und Richtwerte der Fischproduktion. Institut für Binnenfischerei Berlin.
- Schreckenbach, K., Knösche, R. & Ebert, K. (2001): Nutrient and energy content of freshwater fishes. *Journal of Applied Ichthyology* **17**, 142 - 144.
- Schultze, M. & Klapper, H. (2004): Flusswassereinleitung als Restaurierungs- und Bewirtschaftungsstrategie für Bergbauseen - Möglichkeiten und Grenzen. *Stud. Quatern.* **21**, 87 - 99.
- Schulz, L. (1981): Nährstoffeintrag in Seen durch Badegäste. Zentralblatt für Bakteriologie, Parasitenkunde, Infektionskrankheiten und Hygiene. Abt. 1. Originale. Reihe B, Hygiene, Betriebshygiene, präventive Medizin **173**, 528 - 548.
- Schwarz, F.J. & Kirchgessner, M. (1984): Untersuchungen zum energetischen Erhaltungsbedarf des Karpfens (*Cyprinus carpio* L.). *Zeitschrift für Tierphysiologie, Tierernährung und Futtermittelkunde* **52**, 46 - 55.
- Schwarz, F.J. & Kirchgessner, M. (1995): Effects of different diets and levels of feeding on retention and efficiency of utilization of energy and protein by carp (*Cyprinus carpio* L.). *Journal of Applied Ichthyology* **11**, 363 - 366.
- Siikavuopio, S.I., Knudsen, R., Amundsen, P.-A. & Sæther, B.S. (2012): Growth performance of European whitefish [*Coregonus lavaretus* (L.)] under a constant light and temperature regime. *Aquaculture Research* **43**, 1592 - 1598.
- Sindilariu, P.-D. (2007): Pollution loads from landbased trout farms. In: Bergheim, A.: Aquacultural Engineering and Environment, 93-117.
- SMEKUL (Sächsisches Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft) (2020): Agrarbericht in Zahlen 2020. Hrsg.: SMEKUL, 1. Auflage, Redaktionsschluss: 30. Juni 2020, S. 141.
- SMI (Sächsisches Staatsministerium des Innern) (2016): Kleine Anfrage des Abgeordneten Mirko Schultze, Fraktion DIE LINKE Drs.-Nr.6/5942; Thema: Sicherheit an sächsischen Badestränden, Dresden 2016.
- SMS (Sächsisches Staatsministerium für Soziales und Gesellschaftlichen Zusammenhalt) (2021): Überwachung der Badegewässerqualität und Untersuchungsergebnisse der sächsischen EU-Badegewässer (<https://www.gesunde.sachsen.de/badegewaesser.php>). Stand: 14.01.2021.
- Steffens, W. (1979): Coregonenzucht. In: W. Steffens: Industriemäßige Fischproduktion, pp. 180-189. Institut für Binnenfischerei, Berlin-Friedrichshagen.
- Steffens, W. (2009): Gutes Forellenfutter schon die Umwelt und ermöglicht die Erzeugung eines hochwertigen Nahrungsmittels. *Fischer & Teichwirt* **3/2013**, 93 - 96.

- Sugiura, S.H. (2000): Digestibility. In: Stickney, R.R: Encyclopedia of Aquaculture, 209-218.
- Sweco GmbH (2018): Antrag auf wasserrechtliche Planfeststellung Gewässerausbau Scheibensee. UVP-Bericht (Überarbeitung). Antragsteller: Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH. Bearbeitungsstand: 04.12.2018.
- Tacon, A.G.J. & Halwart, M. (2007): Cage aquaculture: a global overview. In M. Halwart, D. Soto and J.R. Arthur (eds). Cage aquaculture – Regional reviews and global overview, pp. 1–16. FAO Fisheries Technical Paper. No. 498. Rome, FAO. 2007. 241 pp.
- Tappenbeck, L. & Raschewski, U. (1993): Einfluss von Wassergeflügel auf den Nähr- und Sauerstoffhaushalt im Arendsee (Land Sachsen-Anhalt). *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* **32**, 295 - 301.
- Terpstra, A.H.M., Bijl, R.A.J. & Rutjes, G. (2009): Die Zusammensetzung und Produktion von Fischfutter. Teil 1. *Fischer & Teichwirt* **60**, 463 - 465.
- Terpstra, A.H.M., Bijl, R.A.J. & Rutjes, G. (2010): Die Zusammensetzung und Produktion von Fischfutter. Teil 3. *Fischer & Teichwirt* **61**, 50 - 54.
- TH (Technische Hochschule) Nürnberg (2018): Wind- Wellengutachten Scheibensee, Gutachterliche Stellungnahme zur Wellen- und Eisbelastung sowie zum Feststofftransport. i.A.: LMBV mbH, 28.02.2018.
- Tipping, E., Benham, S., Boyle, J.F., Crow, P., Davies, J., Fischer, U., Guyatt, H., Helliwell, R., Jackson-Blake, L., Lawlor, A.J., Monteith, D.T., Rowegand, E.C. & Tobermanac, H. (2014): Atmospheric deposition of phosphorus to land and freshwater. *Environ. Sci., Processes Impacts* **16**, 1608 - 1617.
- Unger, J. & Brinker, A. (2013a): Feed and treat: what to expect from commercial diets. *Aquacultural Engineering* **53**, 19 - 29.
- Unger, J. & Brinker, A. (2013b): Floating faeces: a new approach for efficient removal of solids in aquacultural management. *Aquaculture* **404-405**, 85 - 94.
- Vollenweider, R.A. (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* **33**, 53 - 83.
- Wang, X., Olsen, L.M., Reitan, K.I. & Olsen, Y. (2012): Discharge of nutrient wastes from salmon farms: environmental effects, and potential for integrated multi-trophic aquaculture. *Aquaculture Environment Interactions* **2**, 267 - 283.
- Wedekind, H. (1998a): Vermarktung und Produktqualität von Fischen aus der Binnenfischerei. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Band 2. Hrsg.: Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Wedekind, H. (1998b): Umweltaspekte in der Forellenproduktion. *Fischerei in Mecklenburg-Vorpommern* **2/98**, 18 - 25.
- Wedekind, H., Schoppe, P. & Markl, H. (1999): Reduzierung der Umweltbelastung durch Fischzucht in Netzgehegen. *Fischer & Teichwirt* **5/1999**, 185 - 188.
- Wetzel, R. (2001): Limnology - Lake and River Ecosystems. 3. Aufl., Academic Press.
- Zienert, S. & Heidrich, S. (2005): Aufzucht von Zandern in der Aquakultur. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Bd. 18. Hrsg.: IfB. Potsdam-Sacrow. 60 S.

16 Anlagen

16.1 Produktblatt AllerAqua (Forellenmastfutter)



Mastfutter



DEKLARATION

	6 mm	8 mm
Rohprotein (%)	41-43	41-43
Rohfett (%)	29-31	29-31
NFE (%)	11,6-15,2	11,6-15,2
Rohasche (%)	7,9-9,0	7,9-9,0
Rohfaser (%)	1,1-1,7	1,1-1,7
P (%)	0,8	0,8
Gesamtenergie (MJ)	24-26	24-26
verdauliche Energie (MJ)	21,6	21,6

ZUSAMMENSETZUNG

Rohwaren in alphabetischer Reihenfolge. Die vollständige Zusammensetzung erscheint auf dem Etikett.

, Fischmehl, Fischöl, Geflügelmehl, Maisgluten, Rapsöl, Soja, Sojaproteinkonzentrat, Vitamine und Mineralstoffe, Weizen, Weizengluten.

FÜTTERUNGSEMPFEHLUNG

Futtermenge in kg pro Tag für 100 kg Fisch

Fische (g)	MM	Wassertemperatur (°C)								
		4	6	8	10	12	14	16	18	20
400-600	6	0,58	0,73	0,83	1,07	1,32	1,42	1,46	1,4	1,17
600-800	6	0,51	0,64	0,72	0,93	1,14	1,23	1,27	1,22	1,02
800-1000	6	0,44	0,55	0,63	0,81	0,99	1,07	1,1	1,06	0,88
1000-1500	8	0,38	0,48	0,55	0,7	0,86	0,93	0,96	0,92	0,77
1500-2000	8	0,33	0,41	0,47	0,6	0,73	0,79	0,82	0,78	0,65
2000-3000	8	0,28	0,35	0,4	0,51	0,52	0,67	0,69	0,67	0,56
>3000	8	0,24	0,3	0,34	0,43	0,53	0,57	0,59	0,57	0,47

UMWELTEINFLUSS BEI VERSCHIEDENEN FUTTERQUOTIENTEN

Angaben für 100kg Fischzuwachs

	6 mm			8 mm		
Futterquotient	1	1,1	1,2	1,1	1,2	1,3
N absetzbar in kg	0,54	0,59	0,65	0,59	0,65	0,7
N gelöst in kg	3,43	4,05	4,67	4,05	4,67	5,29
P absetzbar in kg	0,29	0,31	0,34	0,31	0,34	0,37
P gelöst in kg	0,29	0,35	0,42	0,35	0,42	0,48

11/10/2019

16.2 Flutungsdiagramme

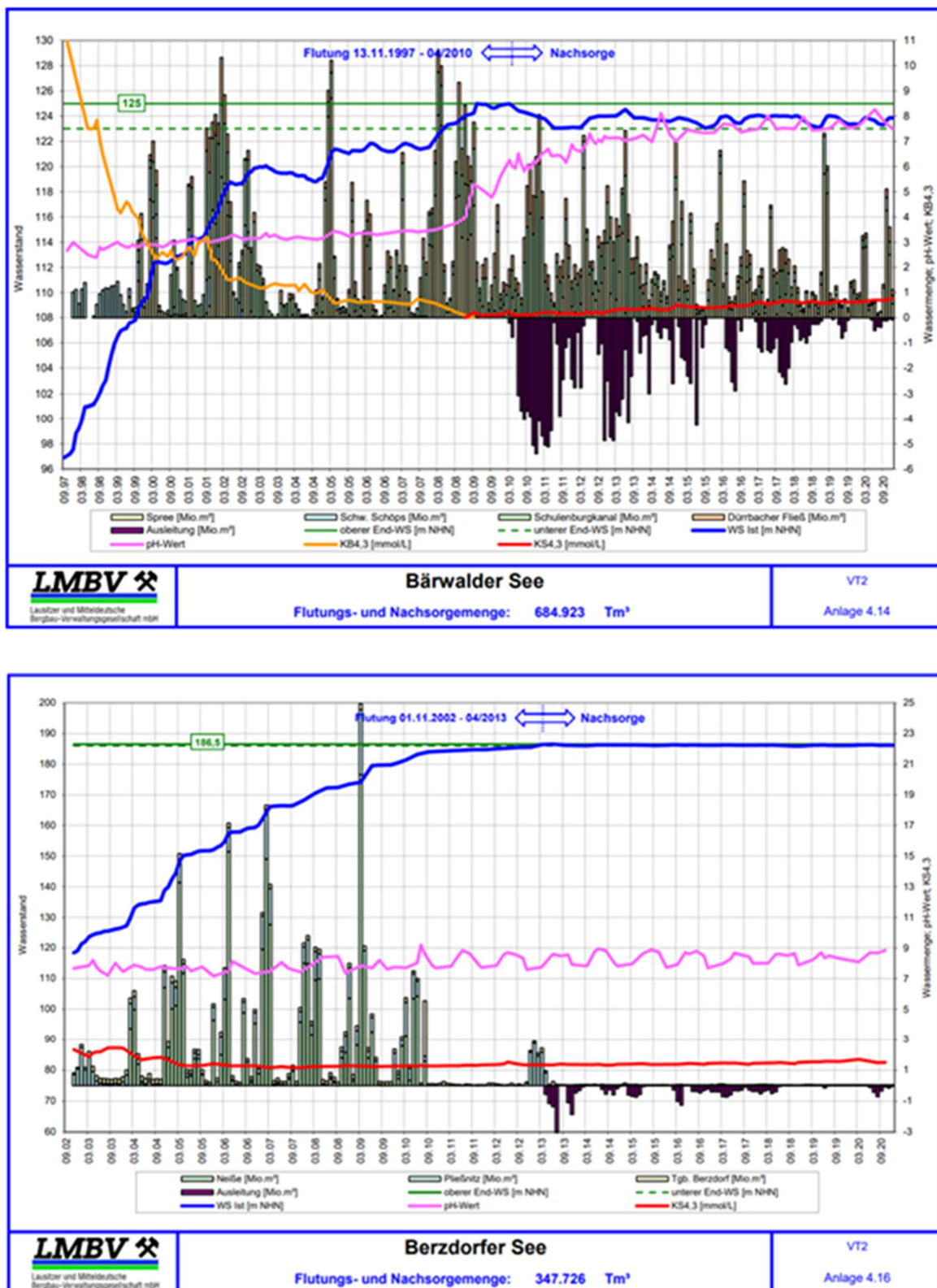


Abbildung 30: Flutungsdiagramme des Bärwalder Sees (oben) und des Berzdorfer Sees (unten) gemäß Angabe im wasserwirtschaftlichen Jahresbericht 2020 (LMBV 2021b)

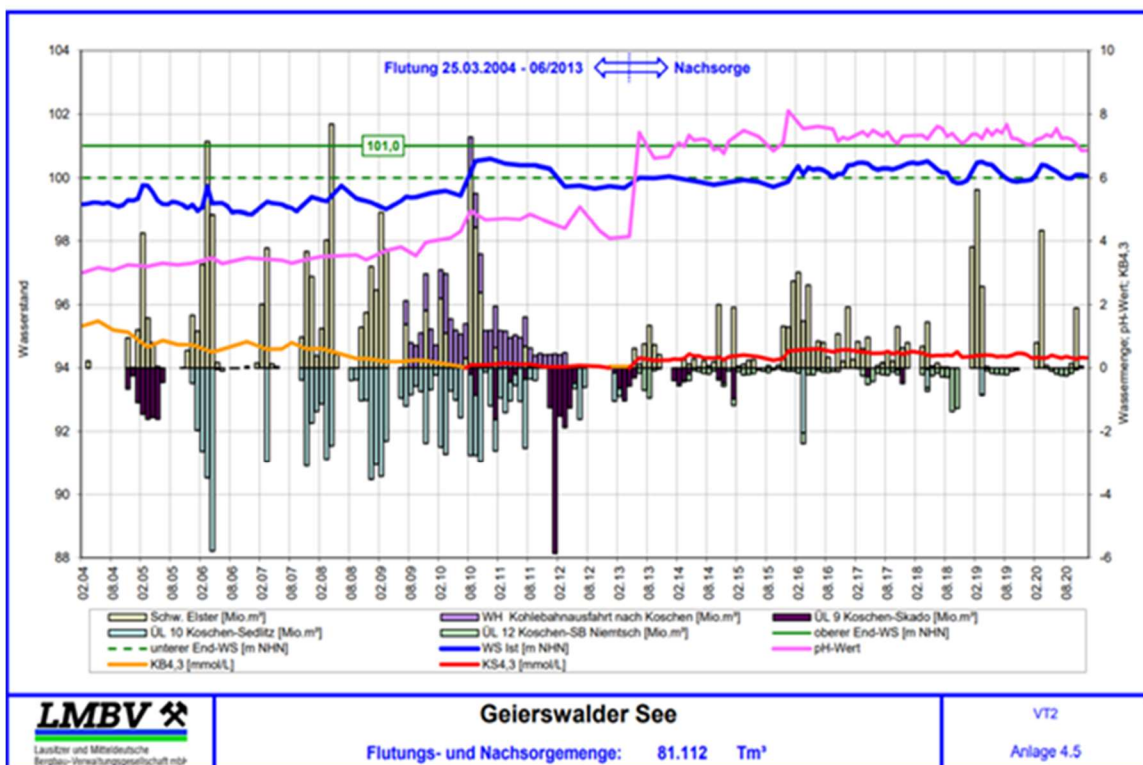
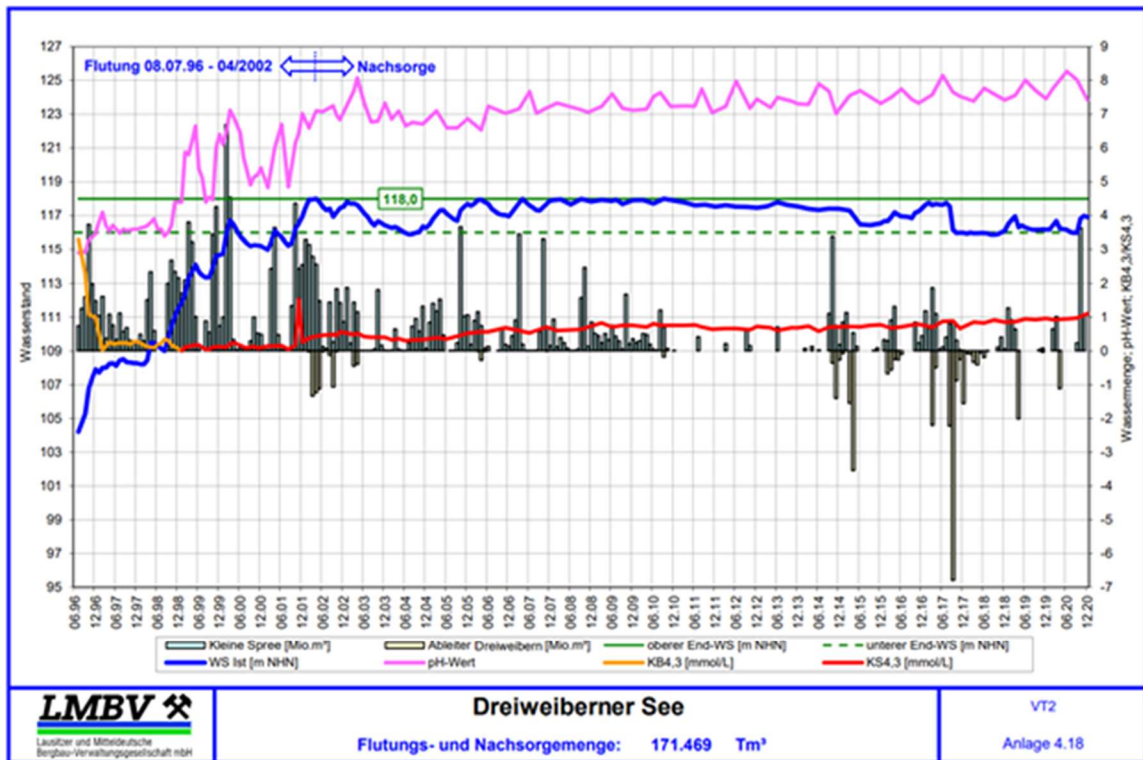


Abbildung 31: Flutungsdiagramme des Dreiwelberner Sees (oben) und des Geierswalder Sees (unten) gemäß Angabe im wasserwirtschaftlichen Jahresbericht 2020 (LMBV 2021b)

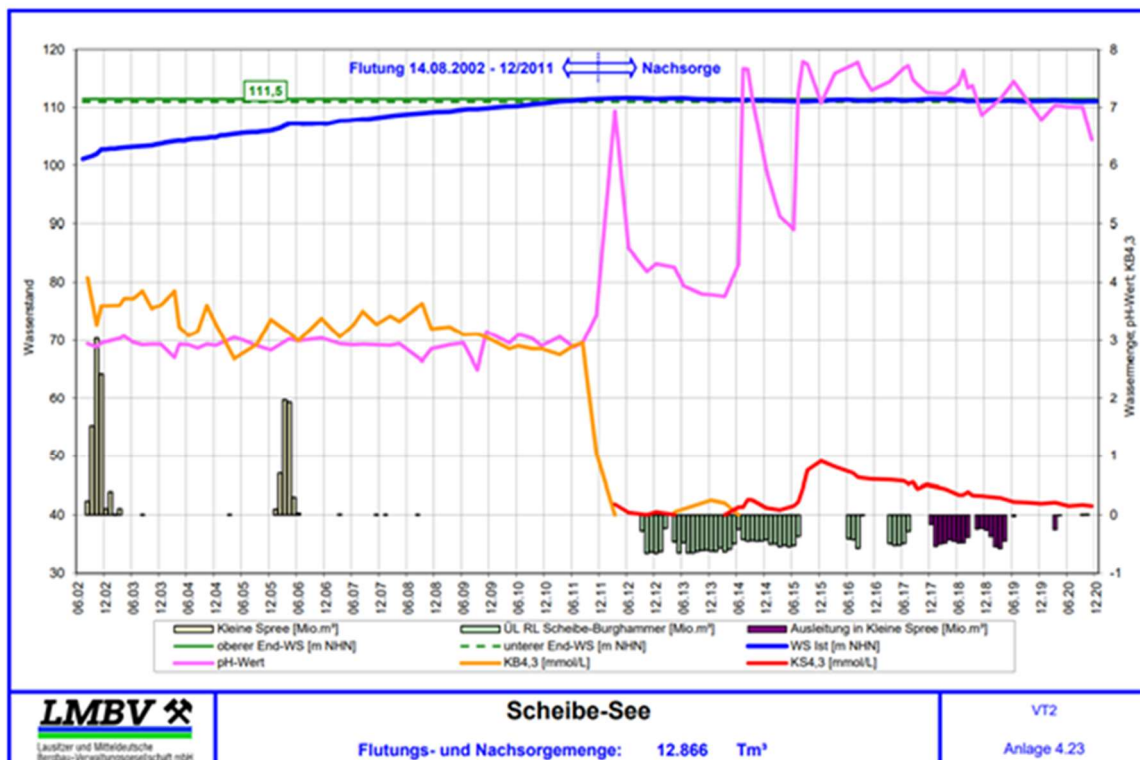
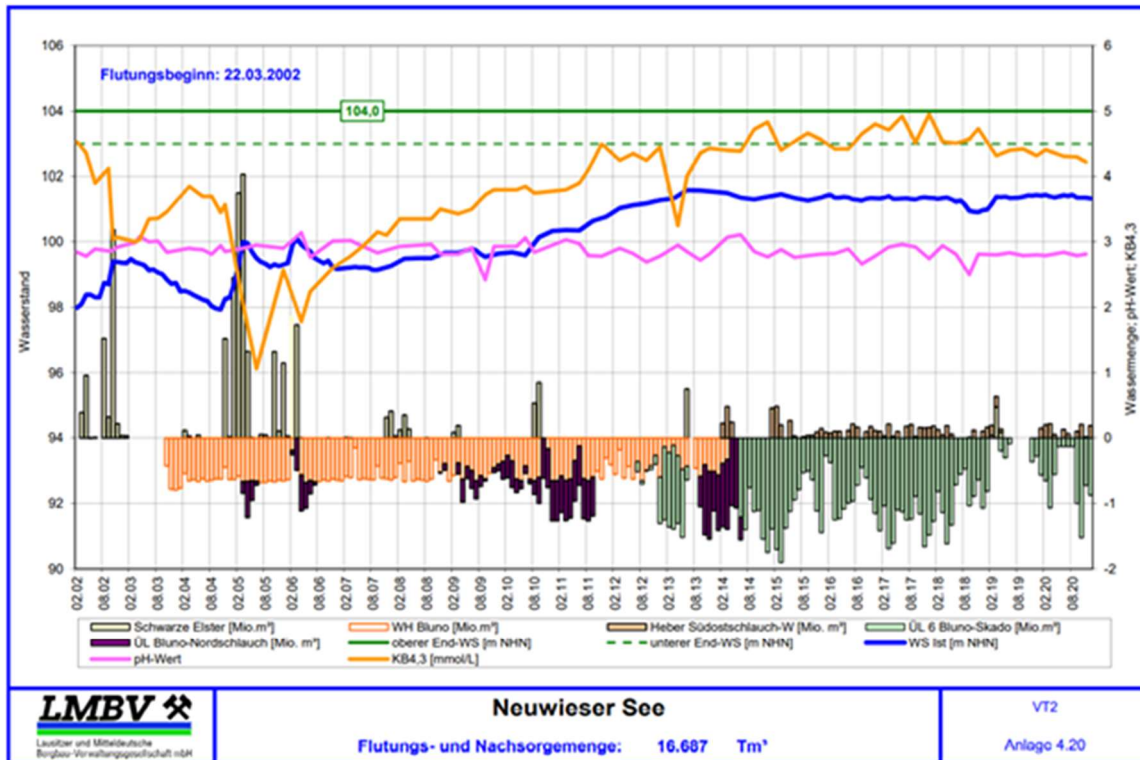


Abbildung 32: Flutungsdiagramme des Neuwieser Sees (oben) und des Scheibe-Sees (unten) gemäß Angabe im wasserwirtschaftlichen Jahresbericht 2020 (LMBV 2021b)