



Masterarbeit

Zur Erreichung des akademischen Grades
Master of Science (M.Sc.) Geoökologie

Universität Potsdam
Institut für Erd- und Umweltwissenschaften

Titel:

Erarbeitung einer P-Bilanz im Rahmen eines Konzeptes zur Sanierung und Restaurierung des Rangsdorfer Sees

Vorgelegt von: Andrea Frauenstein

Gutachter 1: Dr. Björn Grüneberg
Brandenburgische Technische Universität
Lehrstuhl Gewässerschutz

Gutachter 2: Dr. Maik Heistermann
Universität Potsdam
Institut für Erd- und Umweltwissenschaften

Eingereicht am: **20.06.2017**

Soweit nicht anders gekennzeichnet ist dieses Werk unter einem Creative Commons Lizenzvertrag lizenziert:
Namensnennung 4.0 International. Dies gilt nicht für zitierte Inhalte anderer Autoren.
Um die Bedingungen der Lizenz einzusehen, folgen Sie bitte dem Hyperlink:
<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>

Online veröffentlicht auf dem
Publikationsserver der Universität Potsdam:
<https://doi.org/10.25932/publishup-42876>
<https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:kobv:517-opus4-428760>

Danksagung

Für die Unterstützung bei meiner Masterarbeit möchte ich mich bei folgenden Personen und Institutionen bedanken:

Herrn Dr. Björn Grüneberg, der die Erstbetreuung meiner Arbeit übernommen und mich richtungsweisend und mit viel Engagement während der Bearbeitungszeit begleitet hat.

Herrn Dr. Maik Heistermann, der als Zweitgutachter mir mit vielen hilfreichen Anregungen und motivierenden Worten zur Seite stand.

Dem Lehrstuhl Gewässerschutz der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus-Senftenberg für die kritische Anhörung meines Exposés und für die Zurverfügungstellung einer paläolimnologischen Studie zum Rangsdorfer See.

TERRA URBANA GmbH für die freundliche Bereitstellung gesammelter Archivalien und Daten.

Dem Landesamt für Umwelt mit den zuständigen Referaten für die Zusendung von Messreihen und Bestandserhebungen.

Mein ganz besonderer Dank gilt meinen Eltern und meinem Partner, die mich während der gesamten Studienzeit unterstützt, vorangetrieben und ermutigt haben.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	VII
Tabellenverzeichnis	X
Abkürzungsverzeichnis.....	XII
1 Einleitung.....	1
1.1 Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen zur Eutrophierungsverminderung	1
1.2 Strategien für eine erfolgreiche Seentherapie	5
1.3 Anwendungsfall Rangsdorfer See.....	6
2 Hypothesen und Ziele.....	8
3 Untersuchungsgebiet	10
3.1 Morphometrische Charakteristik	10
3.2 Naturräumliche Einordnung und Genese.....	12
3.3 Hydrologie und Hydrogeologie.....	13
3.3.1 Oberflächenwasser.....	13
3.3.2 Geologisch-hydrologische Verhältnisse	16
3.3.3 Grundwasserdynamik.....	19
3.4 Bodeneigenschaften	21
3.5 Klima	25
3.6 Naturausstattung.....	26
4 Historische und rezente Belastungsquellen	30
4.1 Einleitung von Abwasser und Fischfütterung.....	30
4.2 Kanalsystem in Klein Venedig.....	30
4.3 Austrag aus Landflächen in die Oberflächengewässer und Grundwässer	31
4.4 Wasservögel.....	32
4.5 Weitere Belastungsquellen	33
5 Übersicht der Vorarbeiten	34
5.1 Wasserhaushalt	35
5.1.1 Seewasserbilanz 1992	35
5.1.2 Wasserhaushalt des Einzugsgebietes nach ArcEGMO (1991 -2010)	37
5.2 Phosphor-Einträge	39
5.2.1 P-Lastberechnung 1992.....	39
5.2.2 P-Lastberechnung für den 1. WRRL-Bewirtschaftungsplan	40
5.2.3 P-Lastberechnung für den 2. WRRL-Bewirtschaftungsplan	41

5.3	Entwicklungsziele und Zustandsbewertungen	43
5.3.1	Referenzzustand nach dem potentiell natürlichen Phosphoreintrag.....	43
5.3.2	Rekonstruktion des anthropogen unbeeinflussten Zustandes durch paläolimnologische Methoden	45
5.3.3	Aktueller Gewässerzustand.....	48
6	Material und Methoden	52
6.1	Einschätzung des Gewässerstatus nach trophischen Kriterien.....	52
6.1.1	Klassifizierung nach LAWA (1999).....	53
6.1.2	Klassifizierung nach Riedmüller et al. (2013).....	55
6.1.3	Bewertung.....	56
6.2	Wasserbilanz.....	57
6.2.1	Datengrundlage.....	58
6.2.2	Ermittlung relevanter Wasserhaushaltskomponenten.....	61
6.3	Phosphorbilanz	64
6.3.1	Ermittlung der mittleren P-Konzentration	64
6.3.2	Datengrundlage.....	66
6.3.3	Frachtberechnung	68
6.3.4	Plausibilitätskontrolle.....	70
6.3.5	Sensitivitätsanalyse	71
6.3.6	P-Nettosedimentation.....	71
6.4	Kritische P-Konzentration und Flächenbelastung	72
6.5	Szenarioanalyse zur Abschätzung der Wirksamkeit externer und interner Maßnahmen.....	74
6.5.1	Senkung des P-Importes (Szenario 1, 4 und 5)	75
6.5.2	Erhöhung der Nettosedimentation (Szenario 2 und 3).....	76
7	Ergebnisse und Diskussion.....	79
7.1	Trophieklassifizierung und -bewertung.....	79
7.1.1	Beschreibung der trophischen Situation ab 1992.....	79
7.1.2	Ist-Trophie	82
7.1.3	Referenz-Trophie.....	84
7.2	Wasserbilanz.....	86
7.3	Phosphor-Bilanz.....	94
7.3.1	P-Eintragsraten.....	94

7.3.2	Modellparameter	99
7.3.3	Mittlere P-Jahreskonzentration unter stationären Bedingungen.....	100
7.3.4	Plausibilitätskontrolle.....	101
7.3.5	Sensitivitätsanalyse	102
7.3.6	P-Nettosedimentation.....	103
7.4	Kritische Flächenbelastung.....	104
7.5	Wirksamkeit externer und interner Maßnahmen.....	107
7.5.1	Externe Lastreduzierung (Szenario 1)	107
7.5.2	P-Fällung (Szenario 2 und 3).....	108
7.5.3	Phosphoreliminierung im Zufluss (Szenario 4 und 5)	109
7.5.4	Szenariobewertung	114
7.5.5	Betrachtung weiterer Restaurierungsmaßnahmen	115
7.6	Unsicherheiten bei der Modellanwendung.....	120
7.6.1	Aussagekraft statistischer Eutrophierungsmodelle	120
7.6.2	Phosphor- vs. Stickstofflimitation	124
8	Schlussfolgerung	131
	Anhangverzeichnis.....	134
	Literaturverzeichnis	135

Zusammenfassung

Der Rangsdorfer See ($A = 2,44 \text{ km}^2$, $z_{\max} = 6 \text{ m}$, $z_{\text{mean}} = 1,930 \text{ m}$) im Landkreis Teltow Fläming ist einer von vielen Gewässern in Brandenburg, die derzeit den nach EU-Wasserrahmenrichtlinie geforderten *guten* Zustand nicht erreichen. Bekanntlich gilt Phosphor für viele Gewässer als der bedeutendste produktionslimitierende Nährstoff und ist somit aussichtsreicher Steuerungsfaktor für eine erfolgreiche Seentherapie.

Ziel dieser Arbeit war es, die Gewässergüte des Rangsdorfer Sees nach trophischen Aspekten zu bewerten, Phosphor-Eintragspfade zu identifizieren, welche die höchsten Frachten verursachen sowie Therapiemaßnahmen zu finden, die eine langfristige Zustandsverbesserung ermöglichen. In einer Szenarioanalyse wurde das modifizierte Inbox Modell angewendet, um die Wirksamkeit externer und interner Therapiemaßnahmen abzuschätzen. Nach Abschluss der Studienarbeiten können folgende Schlüsse gezogen werden:

Der Rangsdorfer See ist aufgrund seiner Morphometrie ein naturgegebenes nährstoffreiches Gewässer und war das auch schon, bevor anthropogene Einflüsse auf ihn einwirkten. Langjährige Nährstoffeinträge verschiedener Herkunft (Abwassereinleitungen, Fischintensivhaltung, Rieselfelder) führten jedoch zu einer übermäßigen Produktivität. Viele Belastungsquellen wurden ausgeschaltet, es findet jedoch immer noch ein relevanter Nährstoffaustrag aus dem Einzugsgebiet statt. Unter Verwendung von Phosphor-Bilanzmodellen und seetypspezifischen kritischen Phosphor-Sekonzentrationen zeigt sich, dass die aktuell stattfindende externe Phosphor-Belastung den kritischen Phosphor-Eintrag zur mutmaßlichen Erreichung des *guten* ökologischen Zustandes überschreitet. Anteilig die größte Fracht wird über den natürlichen Hauptzufluss in den Rangsdorfer See transportiert. Sanierungsmaßnahmen in dessen Einzugsgebiet stellen ein effektives Mittel dar. Eine technische Lösung zur Nährstoffminderung im Zufluss (Eliminierungsanlage) kann unterstützend eingesetzt werden, muss aber dann bei unveränderter hoher Phosphor-Konzentration im Zufluss dauerhaft betrieben werden. Das Inbox Modell stellte sich als hilfreiches Instrument zur Vorauswahl geeigneter Therapiemaßnahmen heraus.

Abstract

Lake Rangsdorf ($A = 2.44 \text{ km}^2$, $z_{\max} = 6 \text{ m}$, $z_{\text{mean}} = 1.930$) in the district of Teltow Fläming is one of many waters in Brandenburg that currently do not meet the *good* status required according to the EU- Water Framework Directive. Phosphorus is generally considered the limiting element for lakes and therefore is a promising key factor for a successful lake restoration.

The main objectives of this thesis were to assess the water quality of Lake Rangsdorf according to trophic aspects, to identify input pathways of phosphorus that cause the highest load as well as finding restoration measures that allow for a long-term condition improvement. In a scenario analysis, the modified one-box model was applied for predicting the Phosphorus trend in the water under different management options. The findings from the research projects can be summarized as follows:

As the result of its morphometry, Lake Rangsdorf can be considered a natural eutrophic water. This also applies to its state prior to anthropogenic impacts. However, longtime nutrient inputs from various sources (effluent discharge, intensive fish farming, runoff from sewage farms) have led to an excessive primary production. Many sources of impact have been eliminated, however, a relevant nutrient output from the catchment is still taking place. When applying phosphorus balance models and lake-type specific targets for phosphorus inflake concentration, it becomes obvious that the current external phosphorus load is exceeding the critical load required for achieving the *good* ecological status. The major load is carried via the natural main tributary into Lake Rangsdorf. Restoration measures for reducing surface output within its catchment represent an effective measure. Yet the scenarios also show that the adoption of further measures presumably will be necessary. A technical solution for the nutrient reduction of the inflow (P-elimination) can be used supportively, but has to be operated permanently when concentrations of phosphorus in the inflow remain at a high level. The one-box model is thus a powerful tool for selecting lake-restoration measures.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Bilanzgrößen des Phosphor-Kreislaufes in einem See. Abkürzungen siehe Text. (Schauser et al., 2003, nach Schauser et al., 2000).....	2
Abbildung 2: Hysterese-Beziehung zwischen Nährstoffkonzentration und Phytoplanktonbiomasse, die zur Bistabilität in Flachseen führt. C_H : Nährstoffkonzentration für den Übergang vom makrophyten- zum planktondominierten Zustand, C_R : Nährstoffkonzentration für die Rückkehr zum makrophytenreichen Zustand (Scheffer, 1998)	4
Abbildung 3: Kosten zur Erreichung eines bestimmten Bewirtschaftungszieles bei alleiniger Anwendung einer externen Maßnahme (Sanierung) und bei Kombination mit einer internen Maßnahme (Restaurierung). Pfeile: Erhöhung des Nutzens bzw. Reduzierung der Kosten bei Kombination (Schauser et al., 2003, nach Benndorf & Clasen, 2001).....	4
Abbildung 4: Lage des Rangsdorfer Sees in Brandenburg (Kartendaten: openstreetmap.org (ODbL & CC BY-SA © OpenStreetMap-Mitwirkende)).....	
Abbildung 5: links: Einzugs- und Teileinzugsgebiete des Rangsdorfer Sees. Rechts: Zu- und Abflüsse und Lage der Krummen Lanke (Kartendaten: verändert nach LfU BB, Stand:2015).....	
Abbildung 6: Oben: Entwicklung der wasserwirtschaftlichen Hauptzahlen in den Jahren 2004-2014 (NW = niedrigster Wasserstand eines Jahres, HW = höchster Wasserstand eines Jahres, MW = mittlerer Wasserstand eines Jahres, PNP = 35,487 m ü. NN). Unten: Mittlere (2004-2014) tägliche Wasserstände im Jahresverlauf (Daten: LfU BB).....	16
Abbildung 7: Hydrogeologische Karte (HYK50-1) des oberflächennahen Grundwasserleitkomplexes (Kartendaten: LBGR, Stand: 2010).....	
Abbildung 8: Grundwassernetz und Grundwassergleichen zur Stichtagsmessung Frühjahr 2011 (Kartendaten: verändert nach LfU BB, Stand: 2016)	
Abbildung 9: Ganglinien der Grundwasserstände der GWM in Rangsdorf (MKZ 37465069: tägliche Aufzeichnungen, MKZ 37461690: wöchentliche Aufzeichnungen) und Jühnsdorf (MKZ 37465066: tägliche Aufzeichnungen) (Daten: LfU BB)	21
Abbildung 10: Dominierende Bodenarten im Oberboden (BÜK 300) nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5) (Kartendaten: LBGR, Stand: 2012)	
Abbildung 11: Wasserdurchlässigkeit im wassergesättigten Boden bis 1 m unter GOK (links) und im wassergesättigten Boden bis 2 m unter GOK (rechts) (Kartendaten: LBGR, Stand: 2012).....	24
Abbildung 12: Jahresverlauf der Niederschlagssummen und Temperaturen (Mittel, Maximum, Minimum) als monatliche Mittelwerte der Jahre 1986 – 2015, Wetterstation: Schönefeld (Daten: DWD)	25
Abbildung 13: Vorkommende Biotope im Einzugsgebiet gemäß CIR-Biotopkartierung (Kartendaten: LfU BB, Stand: 2017)	
Abbildung 14: Schutzgebiete im Einzugsgebiet (Kartendaten: LfU BB, Stand: 2016)	
Abbildung 15: Allgemeine Wasserbilanz eines Sees mit den Zuflussternen Niederschlag ($P=N$), Zustrom durch Oberflächenwasser (QW_{zu}), Grundwasserzustrom (GW_{ex}) sowie den Verlusttermen Evaporation (ET), Abstrom über Oberflächenwasser (QW_{ab}) und Grundwasserabstrom (GW_{in}) (Meinikmann et al., 2015a)	35
Abbildung 16: Vorkommen von Chara-Oosporen in Sedimentkernen aus sechs Brandenburger Flachseen in Perioden unterschiedlicher anthropogener Beeinflussung (I-V, Beschreibung im Text) (Hilt & Degler, 2004, verändert nach Nixdorf & Mischke, 2003).	46
Abbildung 17: Konzentrationen verschiedener Pigmente (Abkürzungen siehe Text) sowie des organischen Gehaltes (graue Fläche) im Sedimentkern des Rangsdorfer Sees (Nixdorf & Mischke, 2002).	48
Abbildung 18: Klassifikation des ökologischen Zustandes für die Brandenburger Seen für den 1. BWP (LfU BB, 2011).....	49
Abbildung 19: links: Wahrscheinlichkeit (zwischen 0 und 1) eines Trophiegrades je nach Jahresmittelwert für die P-Konzentration (OECD, 1982), rechts: Beziehung zwischen der mittleren jährlichen P-Konzentration und der mittleren jährlichen Chl a-Konzentration in 77 Seen der OECD-Studie (OECD, 1982) (Durchgezogenen	

Linie: Regressionsgerade, gestrichelte Linie innen: 95 % Konfidenzintervall der Regressionsgeraden, gestrichelte Linie außen: 95 % Konfidenzintervall der abhängigen Variable).	53
Abbildung 20: Schematische Darstellung der Wasserbilanz des Rangsdorfer Sees (Abkürzungen siehe Text). ...	57
Abbildung 21: Lage der Messstationen für die Oberflächengewässer im Untersuchungsgebiet (Kartendaten: openstreetmap.org (ODbL & CC BY-SA © OpenStreetMap-Mitwirkende)	
Abbildung 22: Schematische Darstellung der trophischen Ebenen eines Sees nach dem „Top down“ und „Bottum up“ Konzept (DWA, 2006, verändert nach Schwoerbel, 1999).	65
Abbildung 23: SPR-Konzentrationen im Porenwasser und die Intensität von Phosphorflüssen (Pfeile) im Sediment nach Einbringung eines Fällmittels (F). A: Zeitpunkt kurz nach der Maßnahme. B: Maßnahme liegt länger zurück, Überschichtung mit beträchtlicher Lage Neusediment. C: Fortgesetzte Einmischung des Fällmittels in die obere Schicht durch Bioturbation oder Resuspension (Hupfer & Scharf, 2002).	77
Abbildung 24: Sichttiefe, Chl a- und Phosphorkonzentration in den Jahren 1992, 2005, 2007, 2010-2012 und 2014 (Daten: LfU BB)	81
Abbildung 25: Ergebnisse der Einzel-Indizes für die Untersuchungsjahre 2005, 2007, 2010-2012 und 2014 berechnet nach LAWA (1999) (dunkelblaue Balken) und Riedmüller et al. (2013a) (hellblaue Balken).	82
Abbildung 26: Ges-Ind für die Jahre 2005, 2007, 2010-2012 und 2014 berechnet nach LAWA (1999) und Riedmüller et al. (2013a) sowie der Grenzwertbereich (Min, Max) für die Referenz-Trophie nach Morphometrie (hellblaue Fläche).	85
Abbildung 27: Mittlere P-Seekonzentration (\pm SD) berechnet nach dem Inbox Modell ($A = \sigma$ nach Inbox, $B = \sigma$ nach Brett & Benjamin, 2008), Vollenweider und OECD.	100
Abbildung 28: Theoretische P-Importe berechnet mittels gemessener P-Jahreskonzentration (Mittel aus 2005, 2007, 2010 - 2012 und 2014) nach dem Inbox Modell B (σ nach Brett & Benjamin, 2008), Vollenweider und OECD.	101
Abbildung 29: Relative Änderung von P_{See} (MW) bei einer 10 %igen Änderung (-10 % = dunkelblaue Balken, +10% = hellblaue Balken) der Parameter τ (oben links) und P_{in} (unten links), σ (oben rechts) bei den Modellen Inbox ($A = \sigma$ nach Inbox, $B = \sigma$ nach Brett & Benjamin, 2008), Vollenweider und OECD.	103
Abbildung 30: Kritische Flächenbelastung (MW, Max, Min) unter Verwendung ausgewählter Modelle und P_{crit} -Konzentrationen (A= LAWA (1999) Referenz nach Morphometrie). B= Riedmüller et al. (2013b), C= Dolman et al. (2016), C= LfU BB (2005) Referenz nach natürlichem P-Eintrag nach LAWA (1999))	107
Abbildung 31: Zeitliche Entwicklung der P-Seekonzentration nach dem Inbox Modell (Formel 45) mit P_{See} und P_0 nach dem Inbox A Modell ($\sigma = 2,439$) für die Szenarien S0 – S5 (S0 = keine Maßnahme, S1 = externe Lastreduzierung, S2 = P-Fällung, S3 = externe Lastreduzierung + P-Fällung, S4 = P-Elimination im Zufluss, S5 = externe Lastreduzierung + P-Elimination im Zufluss).	
Abbildung 32: Zeitliche Entwicklung der P-Seekonzentration nach dem modifizierten Inbox Modell (Formel 45) mit P_{See} und P_0 nach dem Inbox B Modell ($\sigma = 1,452$) für die Szenarien S0 – S5 (S0 = keine Maßnahme, S1 = externe Lastreduzierung, S2 = P-Fällung, S3 = externe Lastreduzierung + P-Fällung, S4 = P-Elimination im Zufluss, S5 = externe Lastreduzierung + P-Elimination im Zufluss).	
Abbildung 33: Zeitliche Entwicklung der P-Seekonzentration nach dem modifizierten Inbox Modell (Formel 45) mit P_{See} und P_0 nach dem Vollenweider Modell für die Szenarien S0, S1, S4 und S5 (S0 = keine Maßnahme, S1 = externe Lastreduzierung, S4 = P-Elimination im Zufluss, S5 = externe Lastreduzierung + P-Elimination im Zufluss).	
Abbildung 34: Zeitliche Entwicklung der P-Seekonzentration nach dem modifizierten Inbox Modell (Formel 45) mit P_{See} und P_0 nach dem OECD Modell für die Szenarien S0, S1, S4 und S5 (S0 = keine Maßnahme, S1 = externe Lastreduzierung, S4 = P-Elimination im Zufluss, S5 = externe Lastreduzierung + P-Elimination im Zufluss).	
Abbildung 35: Vertikale Verteilung des Sedimentphosphors bei langsamer (Fall A) und schneller (Fall B) Diagenese bei gleichen Freisetzungsraten (Hupfer, 2000).	116
Abbildung 36: Statistischer Zusammenhang zwischen berechneter (mit Koeffizienten für tiefe Seen) und gemessener P-Konzentration (Jahresmittelwerte) nach der Studie der OECD (1982), gestrichelte Linie: 95	

% Konfidenzintervall. Links: Log-log-Regression nach OECD (1982). Rechts: Darstellung auf linearen Skala (Ahlgren et al., 1988).	121
Abbildung 37: DIN-Konzentrationen (oben), TP- und SRP-Konzentrationen (Mitte) sowie DIN:TP-Verhältnis (unten) zu den EU-WRRM-Monitoringjahren 2007, 2010 und 2014.	
Abbildung 38: Beziehung zwischen Gesamtstickstoff- und Phosphorkonzentrationen in den untersuchten Seen der OECD (1982). Oberhalb obere gestrichelte Linie: P-Limitierung, unterhalb untere gestrichelte Linie: N-Limitierung.....	128
Abbildung 39: Phytoplankton-Großgruppen im Monitoringjahr 2014. Links: Prozentuale Anteil des Biovolumens, rechts: Absolute Werte für das Biovolumen (Daten: LfU BB).....	130

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Morphometrie und Topographie des Rangsdorfer Sees	12
Tabelle 2: Absolute und prozentuale Anteile der Wasserhaushaltskomponenten nach Konsortium Rangsdorfer See (1992).....	37
Tabelle 3: Wasserhaushaltsgrößen der Teil-Einzugsgebiete nach ArcEgmo als mittlere Jahressummen für die Reihe 1991-2010 (Daten: LfU BB).....	38
Tabelle 4: Absolute und prozentuale Anteile der Zuflusskomponenten, berechnet auf Grundlage der modellierten Abfluss- und Niederschlagshöhen nach ArcEGMO für die Reihe 1991 – 2010.....	39
Tabelle 5: P-Eintragsraten nach dem Konsortium Rangsdorfer See (1992).....	40
Tabelle 6: P-Jahresfrachten (Stand: 2005) nach LfU BB (2011).....	41
Tabelle 7: P-Jahresfrachten der Haupteintragspfade für den Rangsdorfer See nach LfU BB (2012, unveröffentlicht).....	42
Tabelle 8: Vorkommen von pflanzlichen und tierischen Makroresten in sechs Brandenburger Flachseen in Perioden geringer menschlicher Beeinflussung (verändert nach Nixdorf & Mischke, 2003).....	47
Tabelle 9: Entwicklungsziel für den 1. BWP und Zustandsbewertung anhand trophischer Parameter (LAWA, 1999) sowie biologische und chemische Qualitätskomponenten nach EU-WRRL (1 = sehr gut, 5 = schlecht) (LfU BB, 2009, 2011, 2016).....	51
Tabelle 10: Zuordnung des Gesamtindex zur Trophiestufe nach LAWA (1999).....	55
Tabelle 11: Sichttiefe und Trophiezuweisung im Referenzzustand für ungeschichtete Seen (LAWA, 1999)	57
Tabelle 12: Betrachtete Wasserhaushaltskomponenten für die Wasserbilanz des Rangsdorfer Sees sowie deren Berechnungsgrundlage.....	59
Tabelle 13: Faktoren zur Ermittlung der Evapotranspiration von Schilfflächen (Eitzinger et al., 2009).....	63
Tabelle 14: Berücksichtigte Einzugspfade für die P-Bilanz des Rangsdorfer Sees sowie deren Berechnungsgrundlage.....	67
Tabelle 15: Zuordnung der errechneten P-Konzentrationen unter ungestörten Verhältnissen zu den Trophiegraden (LAWA, 1999 in Anlehnung an OECD, 1982).....	74
Tabelle 16: Niederschlagssummen (Juli 2011 – Juni 2012), ausgedrückt in mm Wassersäule und als Volumenstrom (N).....	86
Tabelle 17: Kennzahlen der Abflussbildung für die Glasowbach-Teileinzugsgebiete 4452, 4529, 4629 und 4707 (i. V. m. Tabelle 3).....	87
Tabelle 18: Mittel der gemessenen Abflüsse am Pegel Blankenfelde im Zeitraum Juli 2011 – Juni 2012, ausgedrückt als Volumenstrom (Q_M Pegel) und als Gebietsabfluss (A_G Pegel) sowie der gemittelte Gebietsabfluss (A_G Gesamt) und Volumenstrom (Q_G) für das gesamte Einzugsgebiet des Glasowbachs. .	88
Tabelle 19: Gemessene und interpolierte Durchflüsse an den Messstation WP_Dahme_F052 und WP_Dahme_F007 im Zeitraum Juli 2011 – Juni 2012.....	88
Tabelle 20: Verdunstungssummen im Zeitraum Juli 2011 – Juni 2012, ausgedrückt in mm Wassersäule und als Volumenstrom (ET).....	90
Tabelle 21: Gemessene und interpolierte Durchflüsse an der Messstation WP_Dahme_F082 im Zeitraum Juli 2011 bis Juni 2012.....	91
Tabelle 22: Gemessene und interpolierte Durchflüsse an der Messstation WP_Dahme_F008 im Zeitraum Juli 2011 bis Juni 2012.....	91
Tabelle 23: Absolute und prozentuale Anteile der Wasserhaushaltskomponenten im Vergleich mit den Ergebnissen vom Konsortium Rangsdorfer See (1992) und ArcEGMO (Reihe 1991 – 2010).....	94
Tabelle 24: Mittlerer Abfluss (Juni 2011 – Juli 2012) des Glasowbachs und der Gräben Jühnsdorf (1402 und 1401) täglich gemessen (Q) und zu den Beprobungstagen (Q_b) sowie der P-Eintrag ermittelt mit der Standardmethode (F), Methode der Jahresmittel (CQ) und abflusskorrigierten Standardmethode (F_α). .	95
Tabelle 25: Aufsummierte Anzahl an vorkommenden Gänsen für die Wintersaisons 2010/11 bis 2013/14 sowie deren Exkrememente ausgedrückt als Frischgewicht (FG) und Trockengewicht (TG) und die enthaltenden P-Menge, unter Berücksichtigung verschiedener Wassergehalte und P-Konzentrationen.....	97

Tabelle 26: Ergebnisse der Frachtaberschätzung einzelner Eintragspfade im Vergleich zu den Frachterhebungen vom Konsortium Rangsdorfer See (1992) und vom LfU BB.	98
Tabelle 27: Modellparameter für die Phosphor-Bilanzmodelle.....	100
Tabelle 28: Bilanzierte P-Nettosedimentation zu verschiedenen Zeiträumen im EU-WRRL-Monitoringjahr 2011.	103
Tabelle 29: Zielkonzentration (P_{crit}) für Phosphor (Min, MW, Max) gemäß der erweiterten LAWA-Seetypologie (Mathes et al., 2002) nach Riedmüller et al. (2013b) und nach Dolman et al. (2016) sowie entsprechend der Referenzkonzentration nach LAWA (1999) (Referenz nach Morphometrie).	105
Tabelle 30: P-Import aktuell (1. Jahr) und infolge einer schrittweisen externen Lastreduzierung der abflussabhängigen Eintragspfade ($Z_{Gl}+Z_{Jü.1} + Z_{Jü.2}$) über einen Zeitraum von 10 Jahre.	108
Tabelle 31: Nettosedimentationskoeffizient aktuell (1. Jahr) und infolge einer P-Fällung ($\sigma_{max} = 4,349$).	108
Tabelle 32: P-Importe aktuell (1. Jahr) und infolge einer schrittweisen externen Lastreduzierung der abflussabhängigen Eintragspfade ($Z_{Jü.1} + Z_{Jü.2}$) über einen Zeitraum von 10 Jahre sowie einer Konzentrationsenkung im Glasowbach ($0,020 \text{ g/m}^3$) durch eine PEA.	109

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
A	Seeoberfläche [km ²]
A _A	Anstromfläche [m ²]
A _E	Einzugsgebietsgröße
A _G	Gebietsabfluss [mm]
A _G Gesamt	Gebietsabfluss des Einzugsgebietes vom Glasowbach bis zum See [mm/a]
A _G Pegel	Gebietsabfluss des Einzugsgebietes vom Glasowbach bis zum Pegel Blankenfelde [mm/a]
Allo	Pigment Alloxanthin
B _{eff}	Effektive Breite [km]
B _{mean}	Mittlere Breite [km]
BS	Bruttosedimentation
BWP	Bewirtschaftungsplan
\bar{c}	Jahresmittelwert der gemessenen Phosphor-Konzentration im Zufluss [g/m ³]
c(t _i)	gemessene Phosphor-Konzentration im Zufluss zum Zeitpunkt t [g/m ³]
D	Phosphor-Eintrag über die atmosphärische Deposition [kg/a]
E	Phosphor-Export [kg/a]
Echi	Pigment Echinon
ET _{Ivanov}	Potentielle Verdunstung nach Ivanov (Wendling & Müller, 1984) [mm/d]
ET _{Schilf}	Verdunstung über der Schilffläche [m ³ /a]
ET _{See}	Seeverdunstung [m ³ /a]
ET _{Turc}	Potentielle Verdunstung nach Turc (1961) [mm/d]
ET _{Wasser}	Verdunstung über der freien Wasserfläche [m ³ /a]
EU-WRRL	Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union
F	Phosphor-Jahresfracht [kg]
FBB	Flughafen Berlin Brandenburg
FG	Gänsekot-Frischgewicht [kg]
G	Phosphor-Eintrag durch Gänseexkremete [kg/a]
GIS	Geoinformationssysteme
GW _{ex}	Grundwasserzustrom [m ³ /a]
GW _{in}	Grundwasserabstrom [m ³ /a]
GWLK	Grundwasserleiterkomplex
GWM	Grundwassermessstelle
HW	Höchster Wasserstand eines Beobachtungsjahres
i	Hydraulischer Gradient [mm/m]
I	Phosphor-Import [kg/a]
kf-Wert	Durchlässigkeitsbeiwert [m ³ /s]
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LBGR	Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe
L _{crit}	kritische jährliche Flächenbelastung [g/m ² /a]

L_{eff}	Effektive Länge [km]
LfU BB	Landesamt für Umwelt Brandenburg
Lut	Pigment Lutein
MKZ	Messstellenkennzahl
MW	Mittlerer Wasserstand eines Beobachtungsjahres
N	Niederschlag [m^3/a]
NRK	Nährstoffreduzierungskonzept
NS	Nettosedimentation [mg/m^2]
NW	Niedrigster Wasserstand eines Beobachtungsjahres
P	Phosphor
$P(t)_{\text{See}}$	Aktuelle Phosphor-Konzentration im See zum Zeitpunkt t [g/m^3]
P_0	Phosphor-Konzentration zum Beginn des betrachteten Zeitraumes [g/m^3]
P_{crit}	kritische Phosphor-Seekonzentration [g/m^3]
P_{F}	Phosphor-Frühjahrskonzentration [g/m^3]
P_{out}	Phosphor-Konzentration im Abfluss [g/m^3]
P_{S}	Phosphor-Sommerkonzentration [g/m^3]
P_{See}	Mittlere Phosphor-Seekonzentration [g/m^3]
P_{th}	Theoretischer Phosphor-Import [g/m^3]
P_{WP}	Gemessene P-Seekonzentration [g/m^3]
\bar{Q}	Jahresmittelwert der Abflüsse [m^3/s]
$Q(t_i)$	gemessene Abflüsse zum Zeitpunkt t [m^3/s]
Q_{b}	Jahresmittelwert der Abflüsse an den Probenahmentagen [m^3/s]
Q_{GI}	Oberirdischer Abfluss über den Glasowbach [m^3/a]
$Q_{\text{ü}}$	Oberirdischer Abfluss über die Entwässerungsgräben Polder Jühnsdorf [m^3/a]
Q_{KV}	Oberirdischer Abfluss über Klein Venedig [m^3/a]
$Q_{\text{M Pegel}}$	Gemessene Abflüsse am Pegel Blankenfelde [m^3/a]
QW_{ab}	Abstrom über Oberflächengewässer [m^3/a]
QW_{zu}	Zustrom durch Oberflächengewässer [m^3/a]
$Q_{\text{Zü}}$	Oberirdischer Abfluss über den Zülow-Kanal [m^3/a]
R	Gebietsrückhalt [mm]
R_{G}	Globalstrahlung [J/cm^2]
RL	Phosphor-Rücklösung
R_{o}	Bachloser Oberflächenabfluss [m^3/a]
SRP	gelöster reaktiver Phosphor
$\beta\beta\text{-Car}$	Pigment $\beta\beta\text{-Carotin}$
ST_{Ref}	Referenzsichttiefe [m]
T	Temperatur [$^{\circ}\text{C}$]
t_{A}	Anpassungszeit [a]
TF	Tiefengradient
TG	Gänsekot-Trockengewicht [kg]
U	Luftfeuchte [%]
U_{F}	Umgebungsfaktor

V	Seevolumen [m ³]
Z _{ea}	Pigment Zeaxanthin
Z _{epi}	Theoretische Epilimiontiefe [m]
Z _{GI}	Phosphor-Eintrag über den Glasowbach [kg/a]
Z _{GW}	Phosphor-Eintrag über Grundwasser [kg/a]
Z _{Jü.1} , Z _{Jü.1}	Phosphor-Eintrag über die Gräben Jühnsdorf [kg/a]
Z _{max}	Maximale Tiefe [m]
Z _{mean}	Mittlere Tiefe [m]
β	Stratifikationsfaktor
ΔP _{See}	Phosphor-Inhaltsänderung im Wasserkörper [kg/Zeitabschnitt]
ΔV _{See}	Speicheränderung des Sees [m ³ /a]
σ	Nettosedimentationskoeffizient [a ⁻¹]
σ _{max}	Hypothetisch maximaler Nettosedimentationskoeffizient [a ⁻¹]
τ	Wasseraufenthaltszeit [a]
ψ	Abflussbeiwert
N_{eff}^v	abflusswirksamer Niederschlag von versiegelten Flächen [mm]
N_{eff}^u	abflusswirksamer Niederschlag von unversiegelten Flächen [mm]

1 Einleitung

1.1 Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen zur Eutrophierungsverminderung

Als natürliche Stoffsenke unterliegt jeder See im Laufe seiner Entwicklung einem natürlichen Alterungsprozess. Die Zunahme der Primärproduktion – die Eutrophierung – läuft ohne den Einfluss des Menschen innerhalb großer Zeiträume ab. Anthropogene Einwirkungen, insbesondere Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet, führen zu einer beschleunigten Eutrophierung. Sie ist das Hauptproblem für Seen und Talsperren weltweit (WBGU, 1997) und beeinträchtigt den ökologischen, ästhetischen und wirtschaftlichen Wert eines Gewässers. Symptome der Eutrophierung sind u.a. die Erhöhung der Biomasseproduktion des Phytoplanktons, Verschlechterung des Lichtklimas und der Sauerstoffverhältnisse, Absterben submerser Makrophyten sowie Anreicherung von giftigen Stoffwechselprodukten wie Ammoniak und Schwefelwasserstoff (Uhlmann & Horn, 2001).

Flachwasserseen mit fehlender thermischer Schichtung sowie großem Einzugsgebiet verfügen von Natur aus nur über eine eingeschränkte Resilienz gegenüber stofflichen Belastungen (Tilzer, 2011). Aufgrund der stattfindenden Klimaveränderung sind Flachseen im niederschlagsarmen Brandenburg besonders von einer beschleunigten Seealterung bis hin zur Verlandung bedroht (Nixdorf et al., 2009).

Haupttreiber der Eutrophierung stellen seit Mitte der 20. Jahrhunderts die Industrialisierung, das Bevölkerungswachstum sowie die Änderung und Intensivierung der Landnutzung dar (Bennett et al., 2001; Khan & Mohammad, 2014). Mittlerweile gehen in Industrienationen die meisten Stoffeinträge auf diffuse Quellen aus der Landwirtschaft zurück (Carpenter et al., 1998). Als Nährstoff spielt besonders Phosphor (P) eine bedeutende Rolle, da dessen Verfügbarkeit in vielen Seen die Primärproduktion limitiert. Schon relativ früh wurde Phosphor als „Initialfaktor“ der Gewässereutrophierung benannt (Ohle, 1953). In zahlreich, weltweit untersuchten Seen im Rahmen einer Studie der *Organisation for Economic Cooperation and Development* (OECD, 1982) wurde diese Aussage weitgehend bestätigt: „In most cases, phosphorus is the factor which determines the development of eutrophication“ (OECD, 1982). Die Verminderung des pflanzenverfügbaren Phosphors scheint demnach ein wichtiger Ansatzpunkt für eine erfolgreiche Gewässerrenaturierung zu sein.

Strategien, die zur Verbesserung der Gewässergüte eingesetzt werden, werden nach dem Ort der Anwendung in externe (Seesanieung) und interne (Seerestaurierung) Maßnahmen unterschieden. Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet zielen darauf ab, den Phosphor-Eintrag (P-Import) in den See zu vermindern (externe Lastsenkung). Restaurierungsmaßnahmen greifen hingegen in seeinterne Prozesse ein. Der internen P-Kreislauf und die P-Bilanzgrößen, an denen Restaurierungsmaßnahmen ansetzen können, werden schematisch in Abbildung 1 gezeigt.

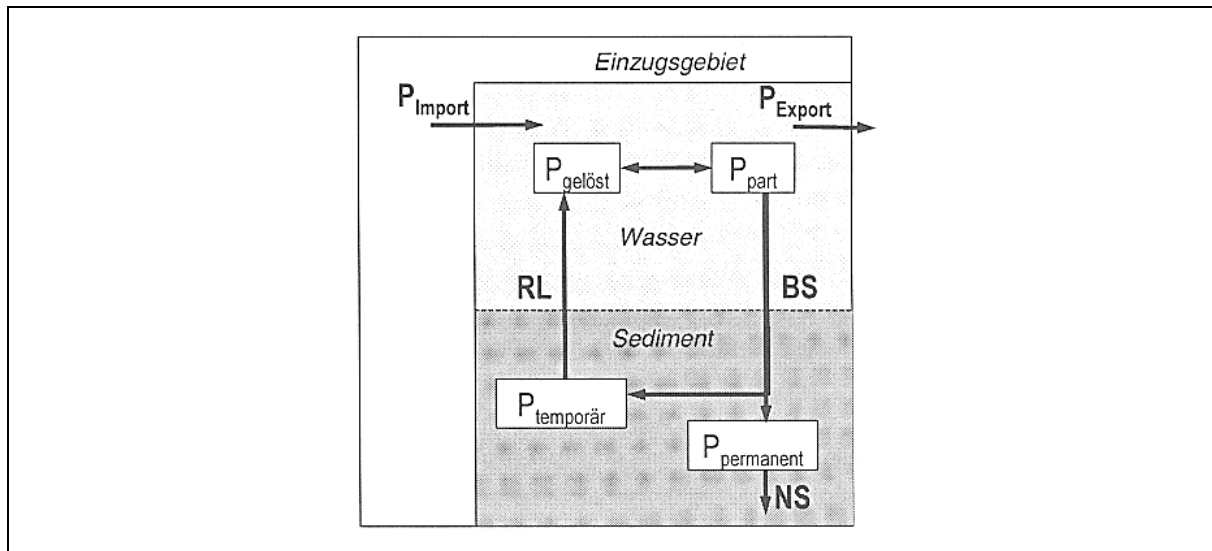


Abbildung 1: Bilanzgrößen des Phosphor-Kreislaufes in einem See. Abkürzungen siehe Text. (Schauser et al., 2003, nach Schauser et al., 2000)

Zunächst gelangt Phosphor in gelöster, kolloidaler oder partikulärer Form in den See. Im Wasserkörper wird gelöstes Phosphor hauptsächlich über die Aufnahme durch Phytoplankton und durch physiko-chemische Fällungsprozesse in die partikuläre Form überführt. Die Umwandlung von der gelösten in die partikuläre Form und andersherum erfolgt in einem kurzgeschlossenen P-Kreislauf, was eine effiziente Nutzung des Phosphors durch die Algen ermöglicht (Lean, 1973). Ein Teil des partikulären Phosphors in Form von abgestorbenen Organismen erreicht trotzdem durch Sedimentationsprozesse die Sedimentoberfläche (Bruttosedimentation). Der Anteil an Phosphor, der dauerhaft im Sediment eingelagert wird, stellt die Nettosedimentation (NS) dar. Dieser Phosphor steht für die Primärproduktion im Wasserkörper nicht mehr zur Verfügung. Durch die in der obersten Sedimentschicht stattfindenden Umsatz- und Transportprozesse (Sedimentdiageneseprozesse) wird ein Teil des sedimentierten partikulären Phosphors als gelöstes P an das Porenwasser abgegeben. In dieser Form ist Phosphor mobil und kann aus dem Sediment in das Freiwasser abgegeben werden (P-Rücklösung).

Wesentliche Mobilisierungsprozesse sind die mikrobielle Mineralisation sowie die Desorption von Eisen gebundenem Phosphor. Die Bindung und Freisetzung von Phosphor im Sediment stellt einen komplexen Prozess dar, der eng gekoppelt ist mit dem Umsatz anderer Stoffe und stark beeinflusst wird durch die Temperatur-, pH- und Redoxverhältnisse (Boström et al., 1982; Jensen et al., 1992; Li et al., 2013; Wu et al., 2014). Zusammenfassende Übersichtsarbeiten zu dieser Thematik finden sich zum Beispiel in Boström et al. (1988), Hupfer (2000) und Schauser et al. (2003).

Die Differenz zwischen Bruttosedimentation (BS) und Rücklösung (RL) ist die Nettosedimentation. Die häufig als interne P-Last bezeichnete P-Rücklösung ist bei den meisten Seen in der Jahresbilanz und unter stationären Verhältnissen kleiner als die Bruttosedimentation. Grundsätzlich ist das Sediment dann eine P-Senke (Boström et al., 1982, Hupfer, 1995). Da aber die Sedimentations- und die Freisetzungsprozesse in einem See nicht synchron verlaufen, ist eine zeitweilige Nettobelastung durch Phosphor möglich (Ramm & Scheps, 1997; Kozerski & Kleeberg, 1998; Søndergaard et al., 1999).

Ausgehend von der betrachteten P-Bilanz gibt es verschiedene Ansatzpunkte für die Seerestaurierung. Neben der Erhöhung des P-Exportes aus dem Gewässer, besteht die Möglichkeit, den P-Rückhalt (P-Nettosedimentation) im Gewässer zu erhöhen. Dies kann entweder durch eine einmalige oder andauernde Erhöhung der P-Bruttosedimentation realisiert werden oder durch eine Verringerung der P-Freisetzung aus dem Sediment (Hupfer & Scharf, 2002; Lewandowski et al., 2013). Wie zahlreiche Beispiele belegen (z.B. Annadotter et al., 1999; Krüger & Schlungbaum, 2001; Mathes, 2007) wird das Wirkpotenzial von seeinternen Maßnahmen oft überschätzt. Die Auswirkungen von steuernden Eingriffen in das Gewässer sind nur schwer zu prognostizieren und bergen ein hohes finanzielles Risiko. Daher liegt es nahe, ausschließlich Maßnahmen zur externen Lastsenkung zu ergreifen. Aus ökonomischen, aber auch aus limnologischen Gründen besteht in vielen Fällen trotzdem die Notwendigkeit von zusätzlichen Restaurierungsmaßnahmen.

Neben der Steuerung durch das Angebot an Nährstoffen, hängt das Antwortverhalten eines Gewässers auf Belastungsänderungen auch von seiner trophischen Struktur ab. Deutlich wird dies bei Flachseen, dessen ökologischer Zustand durch die An- und Abwesenheit submerser Makrophyten bestimmt wird. Ein klarer makrophytenreicher Flachsee reagiert mit Zunahme der P-Konzentration nicht oder nur verzögert mit einer Erhöhung der Phytoplankton-Biomasse. Die besondere Rolle der Makrophyten zeigt sich in vielerlei Hinsicht. So bietet die Unterwasservegetation für filtrierendes Zooplankton Schutz vor dem Fraßdruck der Fische. Habitate stehen dann außerdem für piscivore Fische zur Verfügung, die wiederum Fraßdruck auf Zooplankton fressende Fische ausüben. Der Klarwasserzustand wird außerdem durch die verminderte Resuspension stabilisiert und durch die Abgabe allelopathischer Substanzen von Makrophyten, die auf das Phytoplankton eine wachstumshemmende Wirkung ausüben. Die genannten Stabilisierungsmechanismen führen dazu, dass erst ab einem bestimmten Schwellenwert der P-Seekonzentration die Lichtbedingungen durch Planktonwachstum abnehmen. Stellt sich ein trüber planktondominierter Zustand ein, wird dieser ebenfalls durch eine Reihe von Mechanismen stabilisiert. Das Konzept der Bistabilität in Flachseen wurde von Scheffer (1989) beschrieben. Sie ist Gegenstand vieler Forschungsarbeiten zur Erarbeitung komplexer dynamischer Seemodelle (z.B. Amemiya et al., 2007).

Die Schwellenwerte der Nährstoffkonzentration, die über das alternative Vorkommen der Zustände entscheiden, sind bei der Hin- (Eutrophierung) und Rückreaktion (Reoligotrophierung) oft unterschiedlich. Es stellt sich eine Hysterese-Beziehung ein, die in Abbildung 2 gezeigt wird. Zur Wiederherstellung eines gewünschten makrophytenreichen Zustandes müssen meist sehr niedrige Schwellenwerte unterschritten werden, während der Umschlag zum planktondominierten Zustand schon bei einer höheren P-Konzentration erfolgt. Durch interne Steuermaßnahmen kann die notwendige P-Seekonzentration erreicht werden, was mit dem alleinigen Einsatz mit Sanierungsmaßnahmen in vielen Fällen nur schwer zu realisieren wäre.

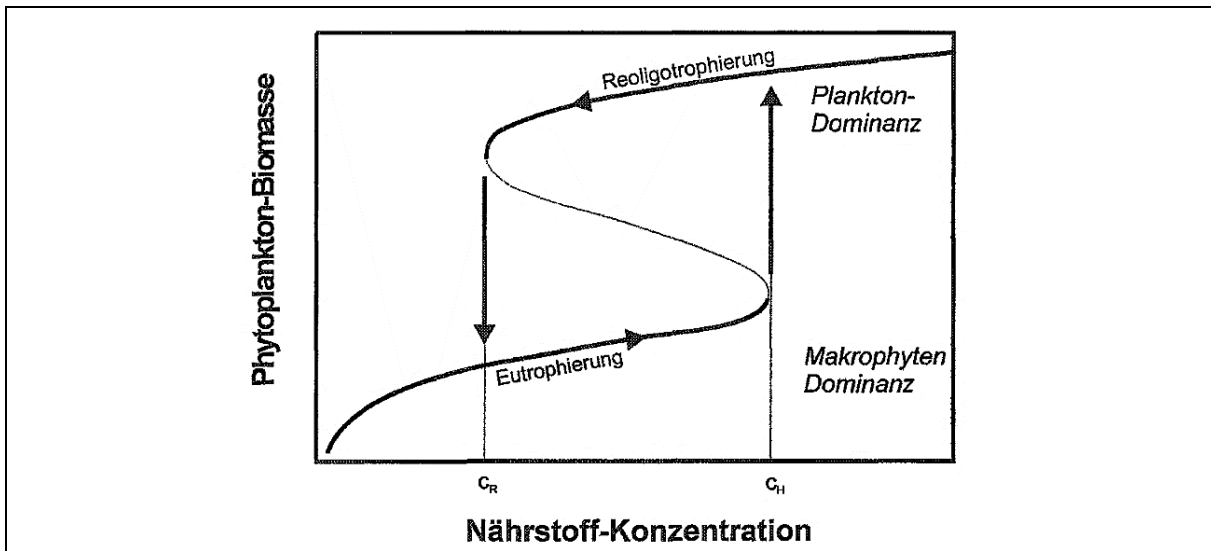


Abbildung 2: Hysterese-Beziehung zwischen Nährstoffkonzentration und Phytoplanktonbiomasse, die zur Bistabilität in Flachseen führt. C_H : Nährstoffkonzentration für den Übergang vom makrophyten- zum planktondominierten Zustand, C_R : Nährstoffkonzentration für die Rückkehr zum makrophytenreichen Zustand (Scheffer, 1998)

Ein weiterer Anlass für den Einsatz von Restaurierungsmaßnahmen ist das Kosten-Nutzen-Verhältnis. Oftmals ist der ökonomische Aufwand groß, um ein festgelegtes Ziel mit Sanierungsmaßnahmen zu erreichen. Besonders die Entfernung der Restbelastung, oftmals aus diffusen Quellen, führt zu einem exponentiellen Anstieg der Kosten. Werden Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen kombiniert eingesetzt, kann das Kosten-Nutzen-Verhältnis optimiert werden. Die Grafik in Abbildung 3 illustriert diesen Wirkmechanismus. Die Abbildung zeigt auch, dass die Effizienz von Restaurierungsmaßnahmen größer wird, wenn durch eine externe Lastreduzierung das Belastungsniveau maßgeblich gesenkt werden konnte (Benndorf & Clasen, 2001).

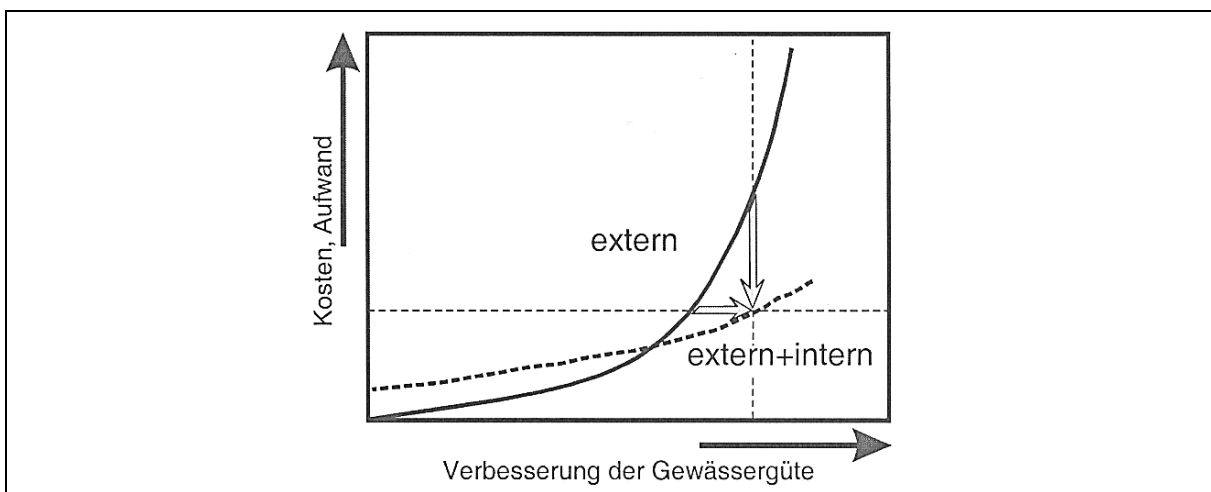


Abbildung 3: Kosten zur Erreichung eines bestimmten Bewirtschaftungszieles bei alleiniger Anwendung einer externen Maßnahme (Sanierung) und bei Kombination mit einer internen Maßnahme (Restaurierung). Pfeile: Erhöhung des Nutzens bzw. Reduzierung der Kosten bei Kombination (Schauser et al., 2003, nach Benndorf & Clasen, 2001).

Die Gewässerbeschaffenheit nur durch Sanierungsmaßnahme im Einzugsgebiet zu verbessern, ist oft ein langwieriger Prozess. Die Anpassungszeit, die ein See benötigt, um von einem

in den nächsten stationären Zustand zu gelangen, kann länger sein als die Zeit, die Entscheidungsträger bereit sind zu warten (Toleranzzeit). Besonders bei Seen mit langer Wasseraufenthaltszeit kann die Anpassungszeit sehr lang sein. Eine Diskrepanz zwischen Anpassungs- und Toleranzzeit kann auch eintreten, wenn nach einer externen Lastsenkung die Bruttosedimentation aufgrund der geringeren P-Seekonzentration sinkt, die P-Rücklösung wegen eines großen P-Pools im Sediment aber nur langsam abnimmt. Über einige Jahre kann dann eine ganzjährige Nettobelastung über das Sediment stattfinden (Ohle, 1956; Sas, 1989; Søndergaard et al., 2001). Durch den Einsatz von seeinternen Maßnahmen kann die Anpassungszeit verkürzt und/oder zwischenzeitlich auftretende P-Rücklösung gemindert werden.

1.2 Strategien für eine erfolgreiche Seentherapie

Eine erfolgreiche Seesanieung bzw. -restaurierung ist mit einer Reihe von Voruntersuchungen verbunden. Dazu zählt im Groben die Gewässerbewertung auf Grundlage eines definierten Leitbildes, die Analyse der Belastungssituation sowie das Abwägen geeigneter Maßnahmen.

Die Gewässerbewertung fußt auf den Vergleich zwischen dem Ist-Zustand und dem Zustand unter ungestörten Verhältnissen (Referenzzustand), welcher das maximal mögliche Seesanieungsziel darstellt. Eine sorgfältige Beschreibung des anthropogen ungestörten Referenzzustandes ist unabdingbar. Nur mit ihm ist eine zuverlässige Bewertung möglich. Wird der Referenzzustand als zu milde eingeschätzt, werden keine oder unzureichende Maßnahmen geplant und umgesetzt. Ein zu strenges Bewirtschaftungsziel zieht andererseits Maßnahmenprogramme nach sich, die aus Sicht der naturräumlichen Voraussetzungen überflüssig und dazu meistens kostenintensiv sind.

Je nach verwendetem Bewertungssystem werden unterschiedliche Eigenschaften des Gewässers betrachtet, um Ist- und Referenzzustand zu charakterisieren. Das Bewertungssystem der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, 1999; Riedmüller et al., 2013a) nutzt für eine Klassifizierung (Ist-Trophie) trophische Indikatoren der Primärproduktion sowie Phosphor als Steuerfaktor. Die Ermittlung der Referenz-Trophie erfolgt über Kenngrößen der Seebeckemorphometrie oder über eine Quantifizierung des potenziell natürlichen Nährstoffeintrages unter Zuhilfenahme von Eutrophierungsmodellen (Vollenweider, 1976; OECD, 1982). Um die frühere Trophie zu ermitteln, können auch paläolimnologische Untersuchungen herangezogen werden.

Mit Inkrafttreten der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (EU-WRRL) im Jahr 2000 wurde ein ökologisches Bewertungsverfahren erarbeitet. Es stützt sich auf biologische Merkmalskomponenten sowie hydromorphologischen und chemisch-physikalischen Größen als unterstützende Qualitätskomponenten. Die Referenzermittlung erfolgt entsprechend des Typologiesystems nach Mathes et al. (2002) seetypspezifisch. Für die Definition der typenspezifischen biologischen Referenzbedingungen werden Gewässer eines Gewässertyps untersucht, die als anthropogen unbeeinflusst eingestuft wurden. Die Parameter ihrer Biozöosen

gelten als Referenz. Für Seetypen, für die es keine rezenten Gewässer mit anthropogen unbeeinflussten Zustand gibt, sieht die EU-WRRL u.a. paläolimnologische Methoden vor. Die ermittelte Referenz stellt im Sinne der Richtlinie den *sehr guten* ökologischen Zustand des Gewässers dar. Definiertes Ziel auf der 5-stufigen Bewertungsskala (*sehr gut, gut, mässig, unbefriedigend, schlecht*) ist mindestens die Erreichung des *guten* ökologischen Zustandes, d.h. die Beschaffenheit sollte nur geringfügig vom *sehr guten* Referenzzustand abweichen.

Mit den abgeleiteten biologischen Referenzbedingungen nach EU-WRRL ist noch keine gezielte Seentherapie möglich, da Maßnahmen bei den Nährstoffeinträgen bzw. der seeinternen Nährstoffkonzentration ansetzen. Es besteht daher die Notwendigkeit, kritische Konzentrationsgrenzen anhand der biologischen Qualitätskomponenten abzuleiten (Riedmüller et al., 2013b; Dolman et al., 2016).

Für die Analyse der Belastungssituation sind Bilanzrechnungen unerlässlich. Ausgehend von der P-Massenbilanz (Abbildung 1) wird die Phosphor-Konzentration im See durch den P-Import, P-Export und der seeinternen Retention gesteuert. Bei der Abschätzung der Stoffeinträge müssen zuflussabhängige und zuflussunabhängige Eintragspfade berücksichtigt werden. Zur Frachtermittlung eignen sich langfristige Messreihen und Literaturwerte. Mit Geoinformationssystemen (GIS) gestützte Emissionsmodelle wie MONERIS (Behrendt et al., 1999) sind ebenfalls geeignete Werkzeuge, um Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet zu quantifizieren. Unter Einsatz empirischer Eutrophierungsmodelle (Vollenweider, 1976; Imboden & Gächter, 1978; OECD, 1982) kann aus dem P-Import mit Hilfe von Bilanzfaktoren die erwartete mittlere P-Seekonzentration im stationären Zustand berechnet werden. Ebenfalls kann mit den Modellen der kritische P-Eintrag abgeschätzt werden. Er gibt an, wie hoch der Eintrag an Phosphor maximal sein kann, ohne dass dieser zur Überschreitung einer vom Entwicklungsziel abhängige P-Seekonzentration führt.

Angesichts der Vielzahl an möglichen internen Maßnahmen steht der Anwender vor der schwierigen Herausforderung, das am besten geeignete Verfahren auszuwählen. Die Anwendung von Gewässergütemodellen kann bei der Entscheidungsfindung unterstützend sein. Durch Berechnung der langfristigen Entwicklung der P-Seekonzentration lassen sich die Effekte von kontinuierlich wirkenden und kurzfristig wirksamen Maßnahmen aufzeigen. Weniger erfolgsversprechende Maßnahmen können im Vorfeld aussortiert und somit teure Fehlentscheidungen vermieden werden.

1.3 Anwendungsfall Rangsdorfer See

Nach den normativen Zielvorgaben der EU-WRRL befinden sich die Mehrheit der Brandenburger Seen in keinem zufriedenstellenden Zustand. In der vom Landesamt für Umwelt Brandenburg (LfU BB) durchgeführten Bestandsaufnahme für den 1. Bewirtschaftungsplan (BWPL) (2010 -2015) erreichten nur 18 % der berichtspflichtigen Gewässer die ökologische Zustandsklasse *gut* oder *sehr gut*. 20 % wurden als *unbefriedigend* bewertet (LfU BB, 2009). Ein Gewässer davon ist der Rangsdorfer See, ein Flachwassersee im Landkreis Teltow-Fläming. Als einer

von 34 Seen in Brandenburg wurde er auf Grundlage des biologischen Monitorings als potenziell gefährdetes Gewässer ausgewiesen. Bei diesen Gewässern sollte vordringlich bis zum Ende des ersten Bewirtschaftungszyklus eine Maßnahmenplanung stattgefunden haben.

Für alle 34 gefährdeten Seen wurden mit dem großräumigen Emissionsmodell MONERIS Phosphoreinträge erhoben, um daraus Reduzierungsanforderungen abzuleiten. Als einer der wenigen Gewässer auf der Liste der prioritären Seen wurde beim Rangsdorfer See keine notwendigen Reduzierungsanforderungen der aktuellen P-Fracht definiert (LfU BB, 2011).

Für den 2. BWP (2016 – 2021) wurden für den Rangsdorfer See P-Einträge mit einem mesoskaligen Stoffbilanzmodell erhoben (LfU BB, 2012). Die Ergebnisse dienen der Vorbereitung von regionalen Nährstoffreduzierungskonzepten (NRK). NRK's enthalten ausgehend von einem gezielten Überwachungsprogramm konkrete Defizitanalysen sowie Umsetzungsstrategien zur Reduzierung der Nährstoffbelastung. Mit einem investigativ betriebenen Messprogramm im Einzugsgebiet des Rangsdorfer Sees (Laufzeit 11 Monate) wurde mit der Eruiierung von Belastungspfaden begonnen. Ein NRK für den See liegt bisher aber noch nicht vor.

2 Hypothesen und Ziele

Vor dem Hintergrund der ökologischen Bewertung des Rangsdorfer Sees nach EU-WRRL sowie den bislang aufgestellten Kalkulationen der Phosphoreintragsmengen ergeben sich folgende Hypothesen:

- (I) **Der Rangsdorfer See war auch unter ungestörten Verhältnissen aufgrund seiner Morphometrie ein nährstoffreiches Gewässer. Gleichwohl gibt es Diskrepanzen zur aktuellen Gewässertrophie;**
- (II) **Mit GIS-Daten betriebene Eintragsmodelle unterschätzen den P-Import in den Rangsdorfer See. Gewässerspezifische Eintragspfade wurden bisher unzureichend erfasst;**
- (III) **Der in Abhängigkeit vom Entwicklungsziel verträgliche P-Eintrag (kritische Belastung) wird durch die gegenwärtig stattfindende P-Gesamtfracht überschritten;**
- (IV) **Voraussetzung für eine dauerhafte Zustandsverbesserung ist die Reduzierung der externen Last. Einmalig durchgeführte Restaurierungsmaßnahmen zeigen nur eine kurzfristige Wirkung.**

Zur Überprüfung der aufgestellten Hypothesen werden folgende Ziele in dieser Arbeit verfolgt:

- (I) **Ermittlung der Ist-Trophie der zurückliegenden Beobachtungsjahre im Rahmen des EU-WRRL-Monitorings und Gegenüberstellung mit der Referenz-Trophie.**

Methodische Vorgehensweise:

Die aktuelle Trophie wird anhand des Klassifizierungssystems nach LAWA (1999) sowie der überarbeiteten LAWA-Klassifizierung nach Riedmüller et al. (2013a) ermittelt. Als Eingangsdaten wurden Monitoringergebnisse im Rahmen des EU-WRRL-Überwachungsprogramm genutzt. Koordiniert wird das Messprogramm vom LfU BB, von dessen Stelle auch die Daten übermittelt wurden. Die Ermittlung der Referenz-Trophie erfolgt anhand der Seebeckenmorphometrie. Die benötigten Größen wurden dem aktuellen Seensteckbrief des Rangsdorfer Sees (LfU BB, 2016) entnommen.

- (II) **Beantwortung der Frage, wie hoch der derzeit stattfindende P-Import ist und welche Eintragspfade im Einzugsgebiet die höchsten P-Frachten verursachen. Berechnung der mittleren P-Sekonzentration unter stationären Bedingungen durch Nutzung von P-Bilanzmodellen.**

Methodische Vorgehensweise:

Um alle rezenten P-Eintragspfade zu erfassen, fand zunächst eine Literatur- und Datenrecherche sowie die Sichtung von Fachkarten statt. Die wesentlichsten Belastungen wurden in eine Phosphorfracht umgerechnet. Die Frachterhebung umfasst P-Einträge, die über den Wasserfluss in den Rangsdorfer See gelangen sowie zuflussunabhängige Eintragspfade.

Neben der Ermittlung des P-Importes setzt die Nutzung von P-Bilanzmodellen Kenntnisse der Wasserbilanz voraus. Die Ermittlung dieser und der P-Frachten fand auf Grundlage eines Messstellennetzes statt, welches Pegel des Landesmessnetzes sowie investigativ und operativ betriebene Messstationen im Rahmen der EU-WRRRL umfasst. Weiterhin wurden Literaturwerte sowie Vergleichsstudien hinzugezogen. Das Ergebnis wurde mit den vorausgegangenen Lastberechnungen (LfU BB, 2011,2012) verglichen und diskutiert.

Mit dem ermittelten P-Import wird die zu erwartende mittlere P-Seekonzentration unter stationären Bedingungen berechnet. Es werden dazu einfache Bilanzansätze nach Vollenweider (1976), Imboden & Gächter (1978) und der OECD (1982) verwendet.

(III) Quantifizierung der tolerierbaren jährlichen P-Flächenbelastung zur vermutlichen Erreichung des *guten* ökologischen Zustandes und Vergleich mit der derzeit stattfindenden P-Belastung.

Methodische Vorgehensweise:

Mit den oben genannten Modellen wird der kritische P-Eintrag berechnet, der zur Einhaltung einer bestimmten P-Seekonzentration nicht überschritten werden darf. Entwicklungsziel ist der *gute* ökologische Zustand. Als kritische P-Konzentrationen wurden die an der biologischen Qualitätskomponente *Phytoplankton* kalibrierten Orientierungs- und Zielwerte von Riedmüller et al. (2013b) und Dolman et al. (2016) verwendet. Vergleichend werden das Entwicklungsziel nach LAWA (1999) entsprechend der Referenz-Trophie (nach Morphometrie) und das definierte Bewirtschaftungsziel des LfU BB (2011) hinzugezogen.

(IV) Aufzeigen der Effekte auf die P-Seekonzentration bei Einsatz von Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen.

Methodische Vorgehensweise:

Durch eine Szenarioanalyse sollen die Wirkungen verschiedener Therapiemaßnahmen auf die P-Seekonzentration quantifiziert und gegenübergestellt werden. Mit dem modifizierten Einbox Modell nach Sas (1989) ist es möglich, zu einem bestimmten Zeitpunkt nach Laständerung und/oder Änderung eines Bilanzfaktors die sich einstellende P-Konzentration zu berechnen. Es wird, je nach betrachteter Modellvariante (siehe oben), von unterschiedlichen Ausgangssituation ausgegangen.

3 Untersuchungsgebiet

3.1 Morphometrische Charakteristik

Der Rangsdorfer See liegt ca. 10 km südlich der Stadtgrenze von Berlin im Landkreis Teltow-Fläming. Am westlichen Ufer grenzt unmittelbar die Gemeinde Rangsdorf mit dem Ortsteil Klein Venedig an, dessen Name auf das mit dem Rangsdorfer See verbundene Kanalsystem zurückzuführen ist. Auf der anderen Seeseite weiter nördlich befindet sich der zur Gemeinde Blankenfelde-Mahlow zugehörige Ortsteil Jühnsdorf (Abbildung 4).



Abbildung 4: Lage des Rangsdorfer Sees in Brandenburg (Kartendaten: openstreetmap.org (ODbL & CC BY-SA © OpenStreetMap-Mitwirkende))

Zur Charakterisierung des Gewässers werden zunächst die wesentlichen morphometrischen Parameter nach Dokulil et al. (2001) betrachtet. Die Grunddaten wurden dem Seen-Steckbrief des LfU BB (2016) entnommen.

Die Seeoberfläche (A) des Rangsdorfer Sees beträgt $2,44 \text{ km}^2$. Die effektive Länge (L_{eff}), definiert als größte Distanz zweier Uferpunkte ohne dazwischenliegendes Land, misst 2240 m. Gemessen im rechten Winkel zu L_{eff} , beträgt die effektive Breite (B_{eff}) 1580 m. Der Quotient aus A und L_{eff} wird als mittlere Breite (B_{mean}) bezeichnet und liegt beim Rangsdorfer See bei 1089 m. Das Seevolumen (V) erreicht rund $3,4 \text{ Mio. m}^3$. Die tiefste Stelle (z_{max}) befindet sich im nördlich schmalen Seebereich (Krumme Lanke) und misst 6 m.

Aus dem Quotient von V und A lässt sich die mittlere Tiefe (z_{mean}) eines Sees bestimmen. TF, als Maß für die Schichtungsstabilität (Tiefengradient), berechnet sich aus dem Verhältnis von

z_{max} zu theoretischer Durchmischungs- oder Epilimniontiefe (z_{epi}). Die Ableitung von z_{epi} erfolgt anhand der von Ventz (1974) empirisch entwickelten Gleichung (Formel 2) mit D_a als effektive Achsenlänge:

$$z_{mean} = \frac{V}{A}$$

Formel 1

$$z_{epi} = 5,81 \cdot D_a^{0,28}$$

Formel 2

D_a gilt hierbei als Mittelwert von L_{eff} und B_{eff} in die Berechnung ein und verdeutlicht den Einfluss des Windes auf die Wasserfläche. Nach LAWA (1999) lässt sich TF schließlich wie folgt berechnen:

$$TF = \frac{z_{max}}{4,785 (L_{eff} + B_{eff})^{0,28}}$$

Formel 3

Gewässer mit $F > 1,5$ sind im Allgemeinen im Sommer stabil geschichtet (LAWA, 1999). Beim Rangsdorfer See ist mit z_{mean} von 1,390 m und F gleich 0,862 keine thermische Schichtung zu erwarten.

Der Einfluss des Einzugsgebietes auf den Rangsdorfer See kann derweilen als hoch eingeschätzt werden. Der Umgebungsfaktor (U_F), berechnet als Quotient aus Einzugsgebietsfläche (A_E) und A (Schwoerbel, 1999), liegt beim Rangsdorfer See bei 23,27. Nach dem erweiterten LAWA-Seetypologiesystem (Mathes et al., 2002) gehört das Gewässer von den 14 Seentypen zu den im Tiefland vorkommenden polymiktischen Seen mit großem Einzugsgebiet (Seentyp 11.2).

Zur Übersicht sind die wesentlichen topografischen und morphometrischen Eigenschaften des Rangsdorfer Sees in Tabelle 1 zusammengefasst.

Tabelle 1: Morphometrie und Topographie des Rangsdorfer Sees (Daten: LfU BB, 2016)

Parameter [Einheit]	Abkürzung	
Seevolumen [m ³]	V	3.391.672
Seeoberfläche [km ²]	A	2,44
Maximale Tiefe [m]	Z _{max}	6
Mittlere Tiefe [m]	Z _{mean}	1,930
Effektive Länge [km]	L _{eff}	2,240
Effektive Breite [km]	B _{eff}	1,580
Mittlere Breite [km]	B _{mean}	1,089
Tiefengradient [-]	TF	0,862
Theoretische Epilimniontiefe [m]	Z _{epi}	6,964
Größe des Einzugsgebietes [km]	A _E	56,79
Umgebungsfaktor [-]	U _F	23,27

3.2 Naturräumliche Einordnung und Genese

Der Rangsdorfer See liegt innerhalb der naturräumlichen Großeinheit „Mittelbrandenburgische Platten und Niederungen“, deren vielfältige Landschaftstypen während der Weichselkaltzeit und im anschließenden Holozän entstanden sind (Hermsdorf, 2010). Typisch für die Geologie des Landkreises ist der enge Wechsel von kleinen Hochflächen und ausgedehnten Niederungen (Stackebrandt, 2010). Der See im Ganzen liegt in der naturräumlichen Haupteinheit „Nuthe-Notte-Niederung“ (UNB, 2010).

Entsprechend seiner Genese, gehört der Rangsdorfer See zu den Einbettungsseen (Marcinek, 1976). Nach der Beckenbildungsphase durch Inlandeis und Schmelzwasser im Jungmoränengebiet, füllten Toteiskörper das Becken aus und schützten es so vor Zuschüttungen durch periglaziäre Abtragungen. Die Verfüllung des Seebeckens mit vorwiegend Kalk- und Organomudden wird bei 13.000 BP angesetzt (Lüthgens & Böse, 2007). Auswertungen von Bohr- und Erkundungsarbeiten durch das Konsortium Rangsdorfer See (1992) ergaben, dass der See in vier Teilbecken gegliedert werden kann. Die Krumme Lanke (Abbildung 5) als zweistufiges Vorbecken hielt entsprechend der stofflichen Zusammensetzung der Bohrkerne lange Zeit Nährstoffe zurück. Diese Funktion sollte durch Ausbaggerungsarbeiten in den 80er Jahren wiederhergestellt werden (Konsortium Rangsdorfer See, 1992).

Untersuchungen zur Bathymetrie von Martin (2003) verweisen mittels hypsographischer Kurven (Beziehung zwischen Tiefe und Volumen) auf die unterschiedliche Beckengestalt der Krumme Lanke im Vergleich zum Rest des Sees. Entsprechend der Studienergebnisse beträgt das Volumen der Krummen Lanke etwa 700.000 m³ und die des Hauptsees etwa 5,5 mal so viel. Für Z_{max} und Z_{mean} wurden von Martin (2003) für den Hauptsee 4,2 m und 1,6 m und für die Krumme Lanke 9,4 m und 2,4 m angegeben. Für die Berechnungen in dieser Arbeit werden die angegebenen Daten auf dem Seensteckbriefe des LfU BB (2016) verwendet.

3.3 Hydrologie und Hydrogeologie

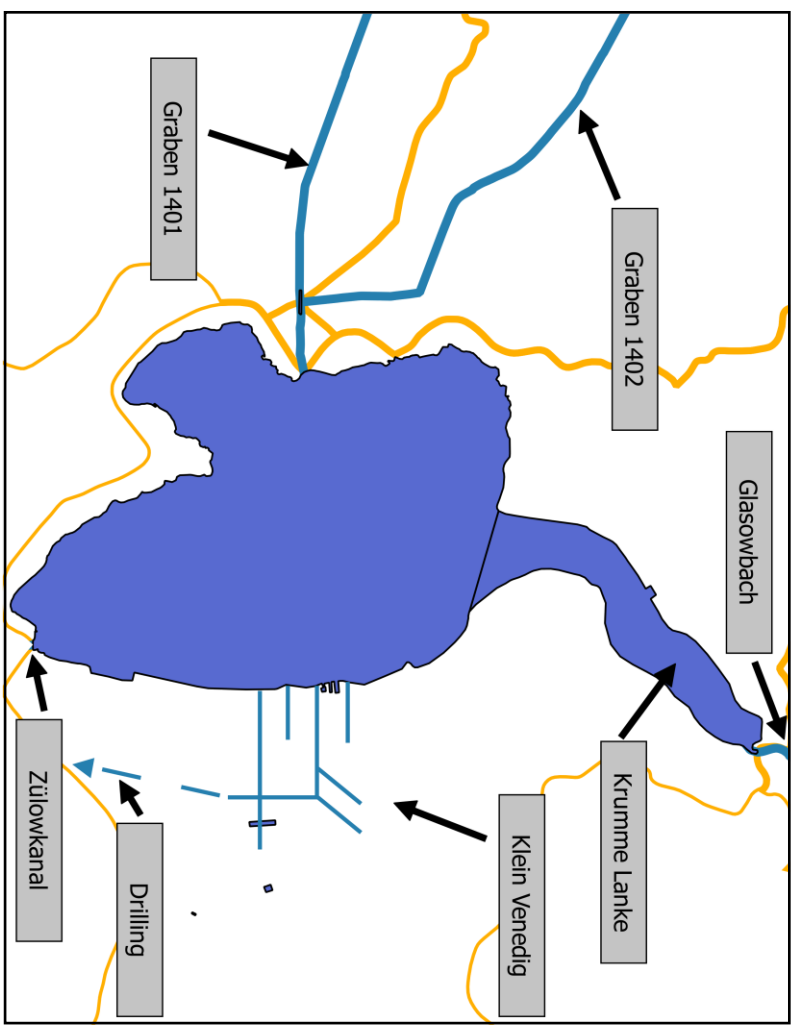
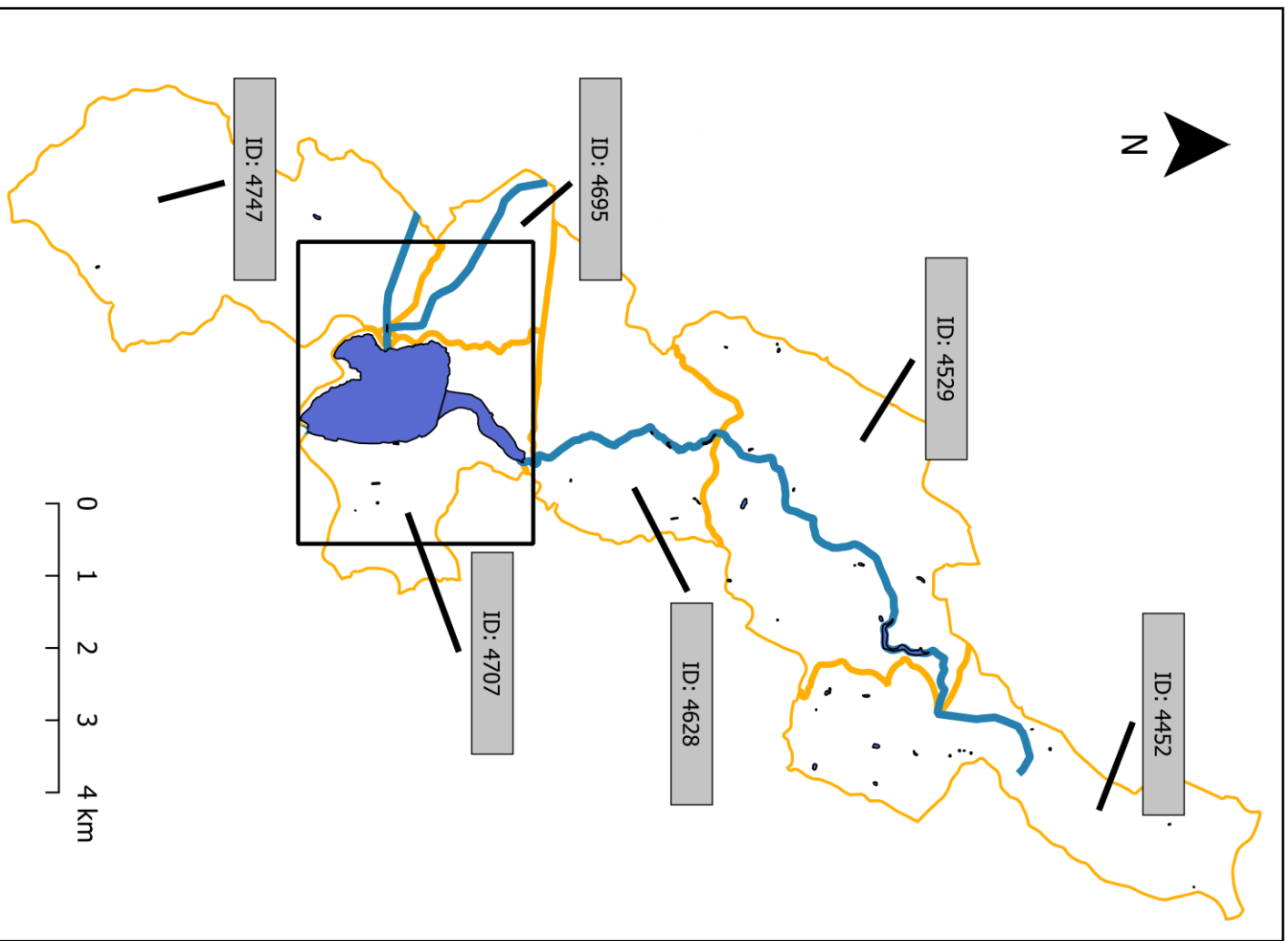
3.3.1 Oberflächenwasser

Der Glasowbach ist der natürlichen Zufluss des Rangsdorfer Sees. Das Quellgebiet des Fließgewässers befindet sich westlich der Gemeinde Selchow. Nach ca. 12 km Fließstrecke mündet der Glasowbach in die Krumme Lanke. Zwei weitere potentielle Zuflüsse befinden sich am ehemaligen Schöpfwerk Jühnsdorf auf der westlichen Seeseite. Nach den Kartendaten des LfU BB ist neben dem Glasowbach nur der südlich gelegene Entwässerungsgraben (Graben 1401) zuflusswirksam für den Rangsdorfer See. Der nördliche Graben (1402) wird durch einen zum See parallel verlaufenden Verbindungsgraben zum Graben 1401 umgeleitet.

Als Abfluss dient der am Südende des Sees befindliche Zülowkanal. Gebaut wurde dieser 1856/57 vor dem Hintergrund, die angrenzenden Sumpfwiesen in der Niederung zu entwässern (Heinelt, 1965). Als Abflüsse ebenfalls zu betrachten sind die Gräben des künstlich angelegten Kanalsystems Klein Venedig auf der Ostseite. Die Entwässerung des Kanalsystems vollzieht sich hier über einen unterirdischen Drillingsableiter Richtung Zülowkanal. Eine Sondierung der Kanäle als Fließgewässer fand gemäß den Kartendaten des LfU BB (2015) nicht statt.

Das Einzugsgebiet des Rangsdorfer Sees ist gemessen bis zum Auslaufwehr am Zülowkanal 56,79 km² groß. Davon nimmt das Einzugsgebiet des Glasowbachs bis zum Einlauf in die Krumme Lanke etwa 3/5 der Fläche (31,31 km²) ein. Es umfasst drei Teileinzugsgebiete im Erfassungsmaßstab 1:10 000 (ID: 4452, ID: 4529, ID: 4628). Das künstliche Einzugsgebiet der Polder Jühnsdorf ist 17,4 km² groß (ID: 4695, ID: 4747). Hinzu kommt ein bachloses Abflussgebiet von 8,08 km² (ID: 4707).

Zur räumlichen Orientierung über das Zu- und Abflussgeschehen des Rangsdorfer Sees soll auf die nachstehende Abbildung verwiesen werden.



- Legende**
- Seen
 - Gewässernetz
 - Einzugsgebietsgrenze

Abbildung 5: links: Einzugs- und Teileinzugsgebiete des Rangsdorfer Sees. Rechts: Zu- und Abflüsse und Lage der Krummen Lanke (Kartendaten: verändert nach LFU BB, Stand:2015)

Am Auslauf des Rangsdorfer Sees befindet sich ein bewegliches Wehr, das zur Regulierung des Wasserstandes genutzt wird. Schwankungen des Seespiegelstandes können mit dem am Auslaufwehr befindlichen Oberpegel mit der Pegelkennzahl (PKZ) 5856600 nachvollzogen werden. Vom LfU BB wurden täglich aufgezeichnete Pegelstände von 2004 – 2014 zur Verfügung gestellt. Abbildung 6 (oben) zeigt die wasserwirtschaftlichen Hauptzahlen zusammengefasst als Jahreswerte. Das langjährige Mittel (2004 – 2014) des Seespiegelstandes liegt bei rund 92 cm ü. PNP (PNP = 35,487 m ü. NN). Ende September und Anfang Oktober 2006 wurde der in dieser Zeitreihe niedrigste Pegel (NNW) bei 28 cm ü. PNP aufgezeichnet (Abbildung 6, oben). In diesem Jahr wurde auch die höchste Spannweite (76 cm) registriert. Es wird vermutet, dass die recht hohen Schwankungen durch einen großen Einfluss des Gebietspeichers verursacht werden. Bezogen auf einer 30jährigen Temperaturreihe (1986 – 2015), war der Juli im Jahr 2006 der wärmste Monat (Kapitel 3.5). Die dadurch eintretende hohe Gebietsverdunstung führte zu einer unterdurchschnittlichen Speicheraufnahme im Grundwasserleiter und somit, ein paar Monate später, zu einer deutlich geringeren Speicherentleerung an den Gebietsabfluss. Im mittleren Jahresgang wird der Einfluss des Gebietspeichers ebenso deutlich (Abbildung 6, unten).

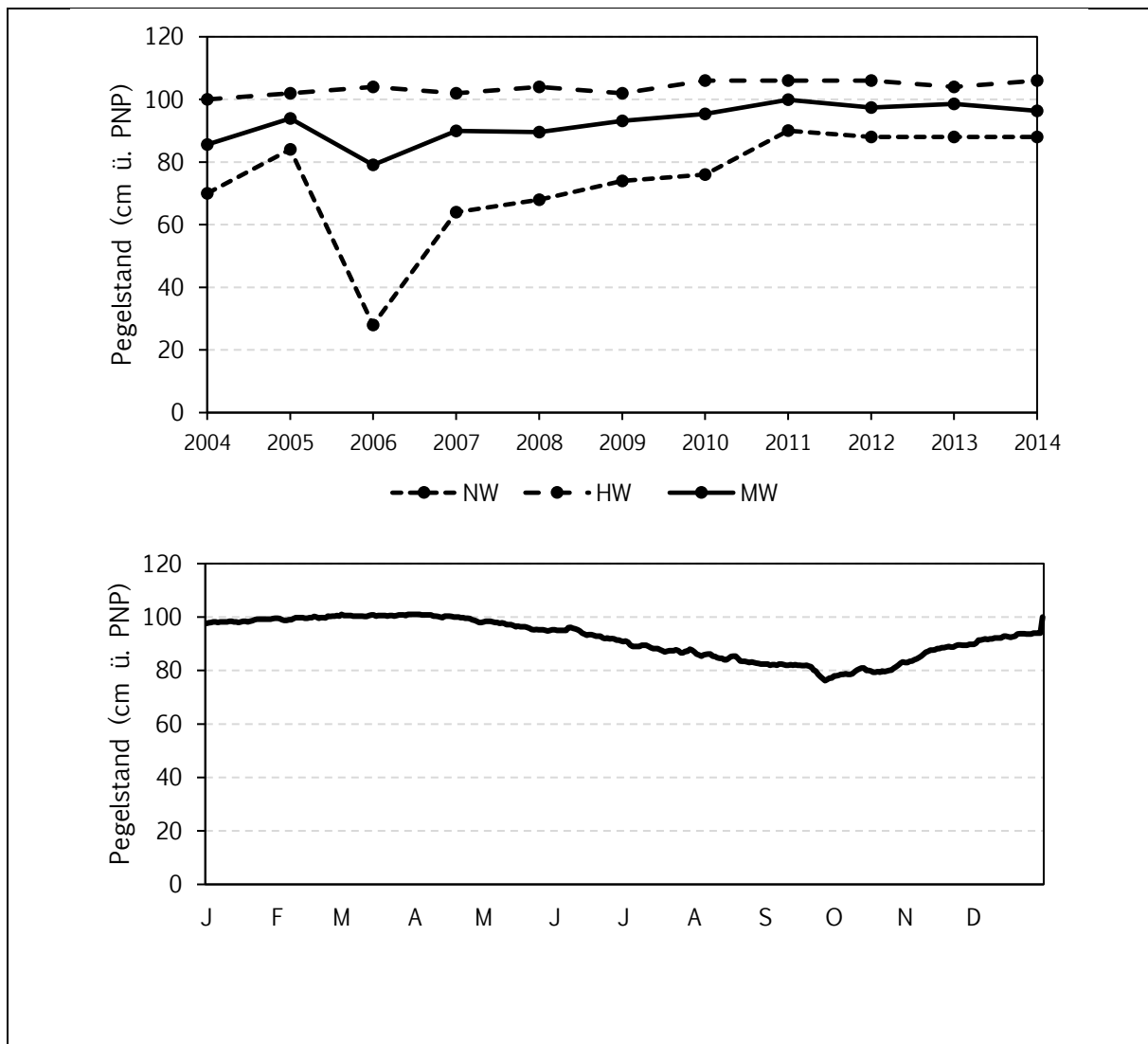


Abbildung 6: Oben: Entwicklung der wasserwirtschaftlichen Hauptzahlen in den Jahren 2004-2014 (NW = niedrigster Wasserstand eines Jahres, HW = höchster Wasserstand eines Jahres, MW = mittlerer Wasserstand eines Jahres, PNP = 35,487 m ü. NN). Unten: Mittlere (2004-2014) tägliche Wasserstände im Jahresverlauf (Daten: LfU BB)

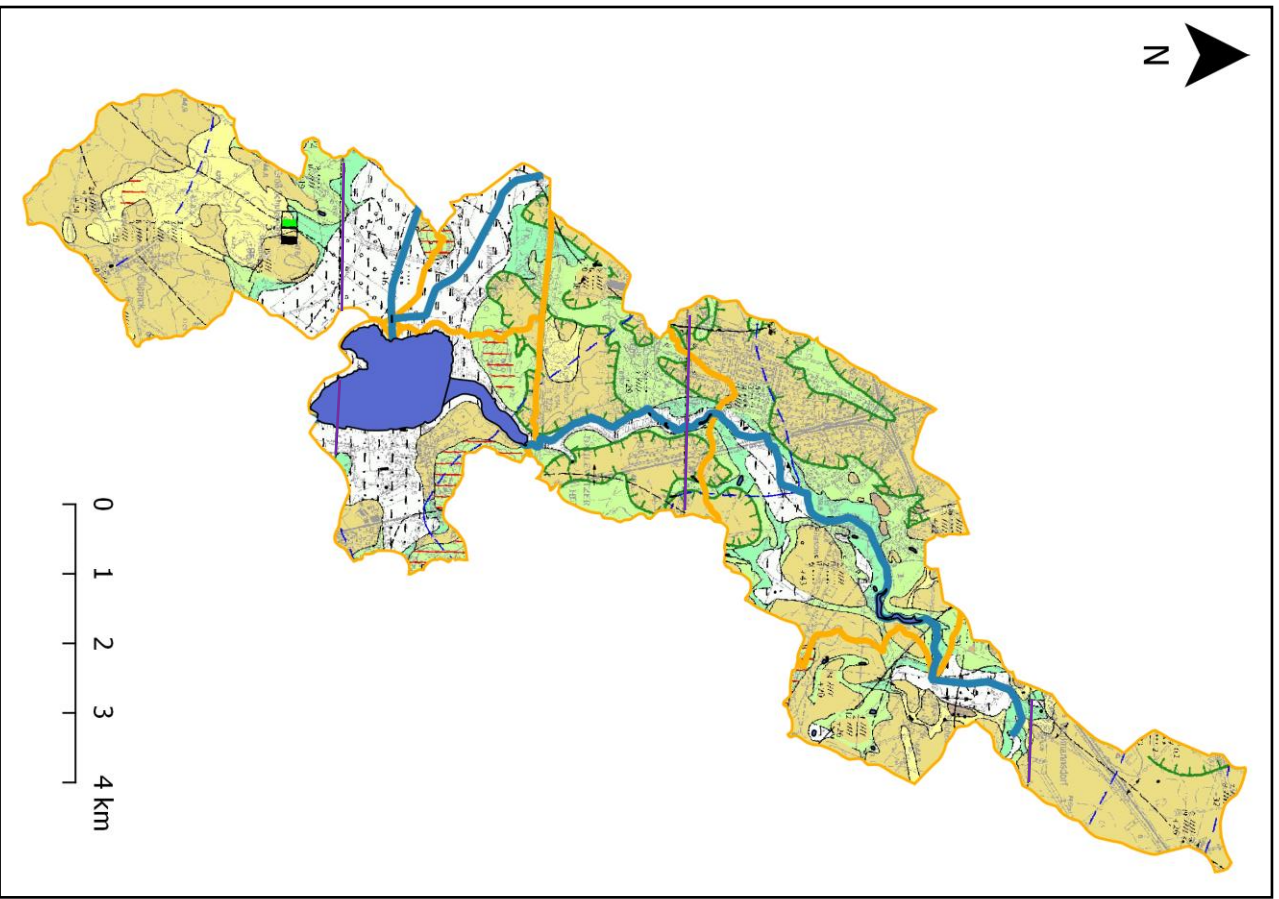
3.3.2 Geologisch-hydrologische Verhältnisse

Um Informationen über den hydrologischen Bau des Untergrundes zu erhalten, wurden Kartenwerke des Landesamtes für Bergbau, Geologie und Rohstoffe (LBGR) ausgewertet. Dargestellt werden in den Karten die zu Grundwasserleiterkomplexen (GWLK) zusammengefassten Grundwasserleiter und deren Beschaffenheit im Grundmaßstab 1: 50 000 (HYK50). Ein Kartenblatt der HYK50 besteht aus drei verschiedenen hydrologischen Karten. Näher betrachtet wird allerdings nur die erste Karte (HYK50-1), welche die oberflächennahe Hydrologie mit den weitgehend unbedeckten GWLK 1 darstellt (Abbildung 7).

Wie sich zeigt, ist der Rangsdorfer See, insbesondere im östlichen und nördlichen angrenzenden Gebiet, großflächig von Torfen umgeben. Dies steht in Übereinkunft mit der Bodenübersichtskarte des LBGR (Abbildung 10). Die hydrologische Situation für das nördliche Einzugsgebiet ist durch eine heterogene Hochflächenstruktur geprägt. Großflächig steht ein oberflächlich

anstehender Grundwassergeringleiter mit hohem Sandgehalt an. Eine wasserhemmende Barriere bildete sich hier aus Geschiebemergel und -lehme des Brandenburger Stadiums der Weichselkaltzeit. Diese ist jedoch vielerorts erodiert, so dass der obere Grundwasserleiter in diesen Bereichen unbedeckt und damit ungeschützt Schadstoffeinträgen ausgesetzt ist. Als Beispiel für das Vorkommen solcher Ausprägungen ist die Jühnsdorf-Blankenfelder-Hochfläche westlich der Krümmen Lanke zu nennen. Aber auch auf der östlichen Seeseite ist der Grundwasserleiter nicht durchgängig gespannt.

Ergänzend zu den Karten können die hydrologischen Lagerungsverhältnisse des Untergrundes anhand von Schnitttafeln nachvollzogen werden (Anhang 1). Das Profil des Kartenblattes Königs Wusterhausen, herausgegeben vom LBRG, verläuft in West-Ost-Richtung und zeigt entsprechend der Grundwasserleiterkomplexgliederung den GWLK 1 und 2 sowie grundwasserhemmende Schichten. Der West-Ost-Schnitt liegt im südlichen Seebereich, gut 300 m vor dem Abfluss (Abbildung 7). Deutlich erkennbar ist, dass das oberflächennahe Grundwasser innerhalb des GWL 1 durch keine wirksame wasserhemmende Barriere vom Seekörper getrennt ist. Die unterlagernde saalekaltzeitliche Moräne ist weitestgehend erodiert und bildet nur östlich des Sees partielle Stauschichten. Die Erosionsvorgänge hatten ebenfalls zur Folge, dass der GWLK 2 unmittelbar unter dem GWLK 1 liegt.



Legende

- Seen
- Gewässernetz
- Einzugsgebietsgrenze

Weitgehend unbedeckter Grundwasserleiterkomplex 1 (GWLK 1) und an der Oberfläche anstehende Grundwasserginglieder

- organogene, schlungl. tonige Bedeckung
- Torf
- weitgehend unbedeckter Grundwasserleiter in den Niederungen und Ustroramlalen (GWL 1.1)
- weitestgehend unbedeckter Grundwasserleiter der Hochflächen (GWL 1.2)
- Schmelzwasserablagerungen
- oberflächlich anstehender Grundwasserginglieder mit hohem Sandgehalt (vorwiegend Gashornsteinige und -schiefer des Brandenburger Städtung der Weichselkaltzeit)
- oberflächlich anstehender Grundwasserginglieder mit hohem bindigen Anteil (Gashornsteinige und -schiefer, vorwiegend Saalekaltzeit, Schulle, Tone u.a.)
- weitgehend trockene Sande auf Grundwassergingledern (Alluv. ab >2 m Mächtigkeit dargestellt)
- oberflächennaher intensiver Wechsel von Grundwasserleitern und Grundwasser-gingledern

Lagerungsstörungen

- Stauchungsgebiete
- Tagebaue

Grundwasserleiter 1.2 und 2.0 innerhalb des Deckkomplexes der Hochflächen

- Verbreitung des weitgehend unbedeckten GWL 1.2 unter geringer Grundmoränenbedeckung
- Verbreitung des in den Deckkomplex eingeleiteten GWL 2.0
- schwebendes Grundwasser

Hydraulische Verbindungen

- hydraulische Verbindung des GWLK 1 mit dem GWLK 2

Abfolge der dargestellten Schichten

- Abfolge der dargestellten Schichten mit Basis in m NHN
 - Miozän (geht auf modernen Bohungen)
 - Lithologie/Signatur entsprechend HYK50-S
 - mittlere Durchlässigkeit

Grundwasserführung

- WE-Schnittspur der hydrogeologischen Schnitttafel (HYK 50-S)
- Hydroisohypsen im GWLK 1 (mNHN)
- Hydroisohypsen im GWLK 2 (mNHN)
- unterirdische Einzugsgebietsgrenze / Grundwasserreschleide
- Teileneinzugsgebietsgrenze (nutzbezogen)

Grundwassernutzung

- Grundwasserleiter unbedeckt
- tieferer GWLK bedeckt
- $\leq 500 \text{ m}^3/\text{d}$
- $> 500 - 1000 \text{ m}^3/\text{d}$
- $> 1000 - 2500 \text{ m}^3/\text{d}$
- $> 2500 - 5000 \text{ m}^3/\text{d}$
- $> 5000 \text{ m}^3/\text{d}$
- Wasserförderung aus GWLK 1 und tieferen GWLK
- zugehörige Wasserfassung
- Uferfiltratgewinnung aus Vorfluren und Seen

Abbildung 7: Hydrogeologische Karte (HYK50-1) des oberflächennahen Grundwasserleiterkomplexes (Kartendaten: LBGR, Stand: 2010)

3.3.3 Grundwasserdynamik

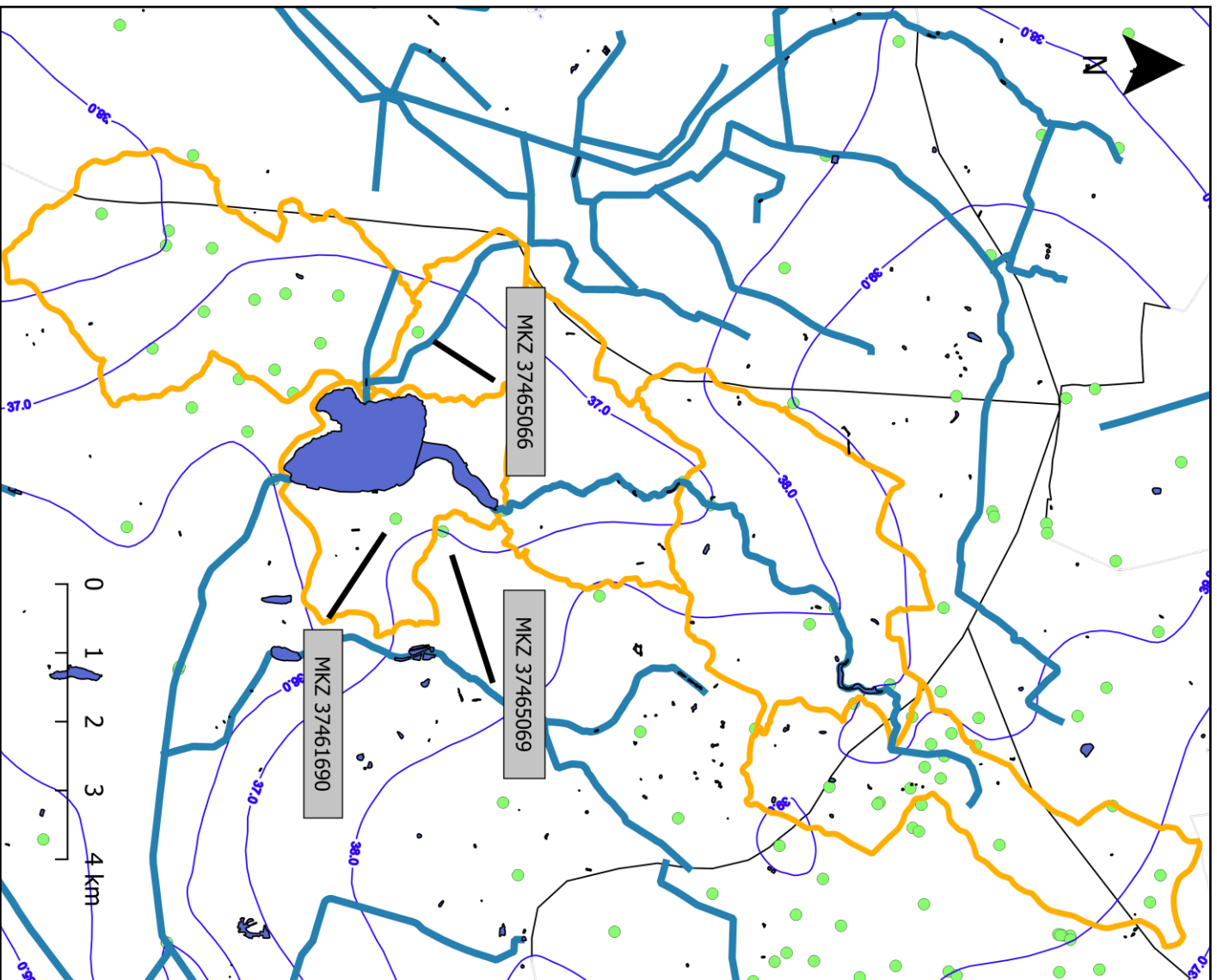
Für die Herleitung der Grundwasserfließrichtung wurde auf den von Möhler et al. (2014) erstellten Grundwassergleichenplan für das Land Brandenburg zurückgegriffen. Grundlage für die Berechnung der Grundwassergleichen bildeten Stichtagsmessungen durch das LfU BB und anderen Institution im Frühjahr 2011. Im Ergebnis der Datenaufbereitung kann die räumliche Verteilung der Grundwassergleichen und mit ihr die Fließbewegung für den oberen Grundwasserleiter induziert werden (Abbildung 8).

Ausgehend vom bestehenden Messstellennetz, können Aussagen zu den Grundwasserfließverhältnissen nur als Annäherung verstanden werden. Es zeichnet sich ab, dass der nördliche Bereich des Rangsdorfer Sees sowie die Krumme Lanke durch das Grundwasser gespeist werden. Die Grundwasserfließrichtung erfolgt aus Nordwest (Rangsdorfer Hochfläche) bzw. Nordost (Jühnsdorf-Blankenfelder Hochfläche) zum See. Im südlichen Seebereich hingegen herrschen influente Verhältnisse; Seewasser fließt zum Grundwasser. Ähnlich interpretiert wurden die hydrologischen Verhältnisse vom Konsortium Rangsdorfer See (1992), Lange & Gunkel (1994) und HYDOR Consult GmbH (2016).

Im nähere Umfeld des Rangsdorfer Sees befinden sich drei Grundwassermessstellen (GWM). Eine davon, mit der Messstellenkennzahl (MKZ) 37465066, liegt südlich der Ortschaft Jühnsdorf. Auf der anderen Uferseite, in der Ortslage Rangsdorf, befinden sich zwei GWM (MKZ: 37465069 und 37461690). Die Lage der GWM kann der Abbildung 8 entnommen werden.

Um die zeitliche Entwicklung der Grundwasserstände in den vergangenen Jahren nachvollziehen zu können, wurden Ganglinien der drei GWM erstellt. Bei der GWM in Rangsdorf (MKZ: 37465069) befindet sich der Filter zwischen 20,94 m und 22,94 m unter Geländeoberkante (GOK) und unterhalb der Grundmoräne der Saale-Kaltzeit. Da der Filter bei der anderen Messstelle in Rangsdorf bei 40,3 m unter GOK ausgebaut wurde, ist auch hier von gespannten Verhältnissen auszugehen. Anders bei der GWM in Jühnsdorf, wo der Filter bei einer Tiefe unter Gelände zwischen 9 und 11 m Tiefe im unbedeckten und ungespannten Grundwasserleiter liegt. Dieser Umstand zeigt sich auch beim Vergleich der Amplituden der drei Ganglinien (Abbildung 9), die besonders stark bei der GWM in Jühnsdorf ausgeprägt sind. Ein Abfall der Grundwasserstände ist besonders im Spätsommer, Herbst zu erkennen. Über den dargestellten Zeitraum zeichnet sich kein Trend ab.

Das langjährige arithmetische Mittel (Juni 2001 bis Januar 2016) beträgt bei der GWM in Jühnsdorf 36,341 m ü. NN und in Rangsdorf 36,614 m ü. NN (MKZ 37461690) bzw. 36,788 m ü. NN (MKZ 37465069). Verglichen mit der Reihe des Oberpegels am Auslaufwehr (Kapitel 3.3.1), liegt der Grundwasserstand bei der GWM in Jühnsdorf knapp unter dem mittleren Seespiegel (2004 – 2014) und damit außerhalb des unterirdischen Einzugsgebietes des Sees. In Strömungsrichtung gemessen, beträgt der Abstand der anderen GWM zum See etwa 735 m (MKZ: 37465069) bzw. 443 m (MKZ: 37461960).



- Legende**
- Seen
 - Gewässernetz
 - Einzugsgebietsgrenze
 - GWDYN_isoline_04_2011
 - GWDYN_messwert_04_2011

Abbildung 8: Grundwassernetz und Grundwassergleichen zur Stichtagsmessung Frühjahr 2011 (Kartendaten: verändert nach LfU BB, Stand: 2016)

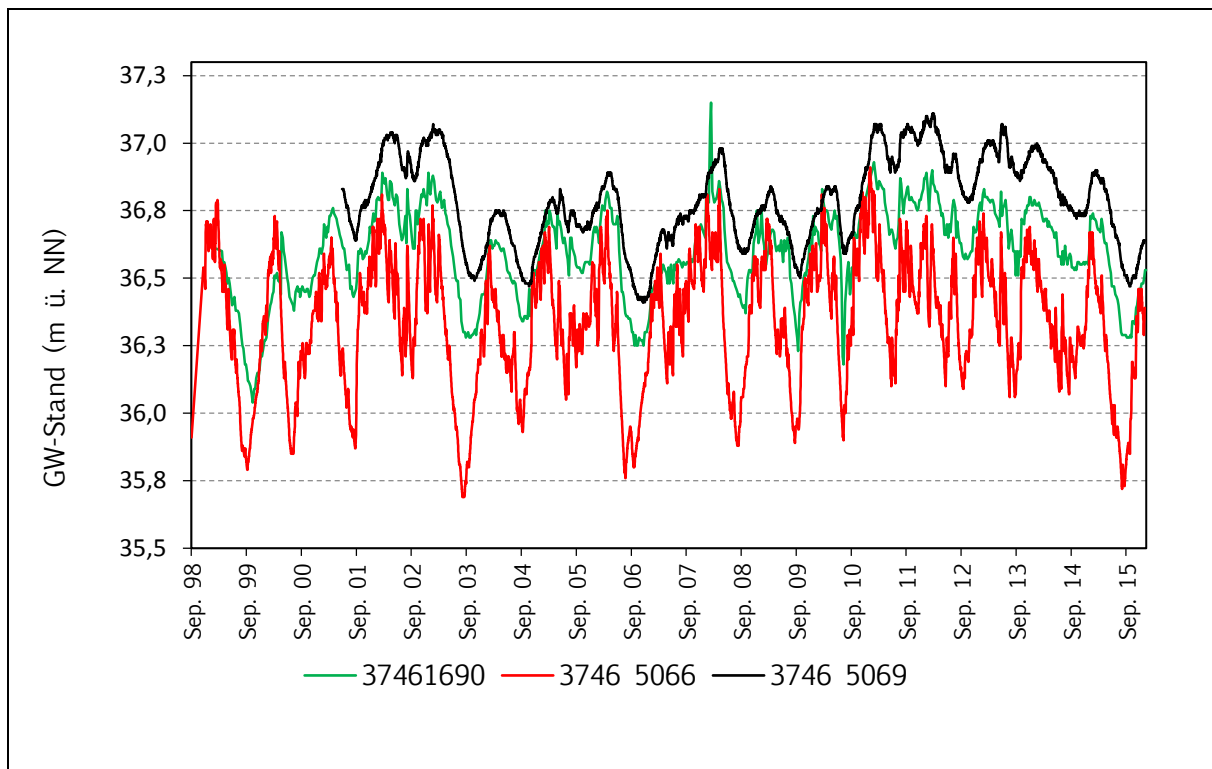


Abbildung 9: Ganglinien der Grundwasserstände der GWM in Rangsdorf (MKZ 37465069: tägliche Aufzeichnungen, MKZ 37461690: wöchentliche Aufzeichnungen) und Jühnsdorf (MKZ 37465066: tägliche Aufzeichnungen) (Daten: LfU BB)

3.4 Bodeneigenschaften

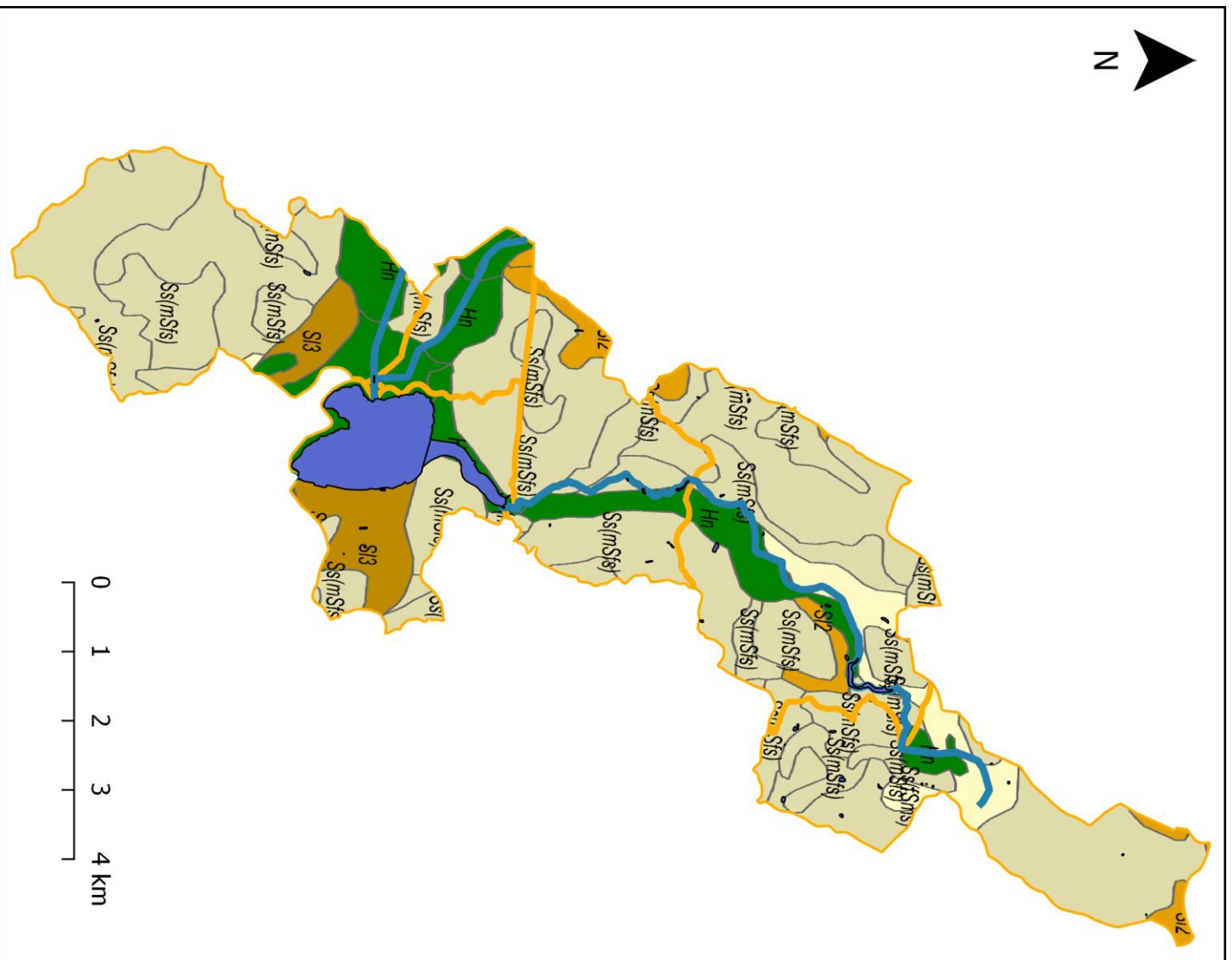
Bodenart

Informationen zu den Eigenschaften der Bodendecke können mit Hilfe von Bodenübersichtskarten des LBGR im Maßstab 1:300 000 (BÜK 300) zusammengetragen werden. Abbildung 10 zeigt die im Einzugsgebiet vorkommenden Bodenarten des Oberbodens, ausgewiesen nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA 5). Als dominierende Bodenart wurde entlang des Glasowbachs, im angrenzenden Gebiet der Krumpfen Lanke sowie im gesamten westlichen und südlichen Seebereich Niedermoortorf angesprochen. Auf der Ostseite, eingeschlossen auch das südliche Rangsdorf, ist überwiegend mittellehmiger Sand anzutreffen. Für weite Teile der Einzugsgebiete des Glasowbachs und des Entwässerungsgrabens 1402 wurden Reinsande mit unterschiedlicher Körnung durch das LBGR kartiert.

Wasserbewegung

Der Durchlässigkeitsbeiwert (kf-Wert) als Kriterium für die Versickerungsfähigkeit des Bodens kann durch Zuordnung von parametrisierten Flächenbodenformen ebenfalls der BÜK 300 entnommen werden. Die flächendifferenzierte Ausweisung der kf-Werte orientiert sich dementsprechend an den vorkommenden Bodenformengesellschaften. Im östlichen Seebereich mit den dort vorkommenden lehmigen Sanden ist die niedrigste Wasserleitfähigkeit (<100 cm/d) im wassergesättigten Boden bis 1 m Tiefe unter GOK zu finden. Extrem hohe kf-Werte (>300 cm/d) sind hingegen nordöstlich vom See auszumachen, wo als Bodenart feinsandiger Mit-

telsand kartiert wurde. Im gleichen Wertebereich befinden sich ebenso die westlich und nördlich liegenden Niedermoortorfe. Vergleichbare Aussagen lassen sich auch für den Boden bis 2 m unter GOK machen. Allerdings sinkt in diesem Ansprachebereich die Wasserleitfähigkeit im Niederungsgebiet auf <300 cm/d, ebenso am Standort östlich der Krümmen Lanke (Abbildung 11). Im Mittel bewegt sich der kf-Wert im Wertebereich zwischen 100 und 300 cm/d ($=1,2 \cdot 10^{-5} \text{ m/s} - 3,5 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$).



Legende

■ Seen

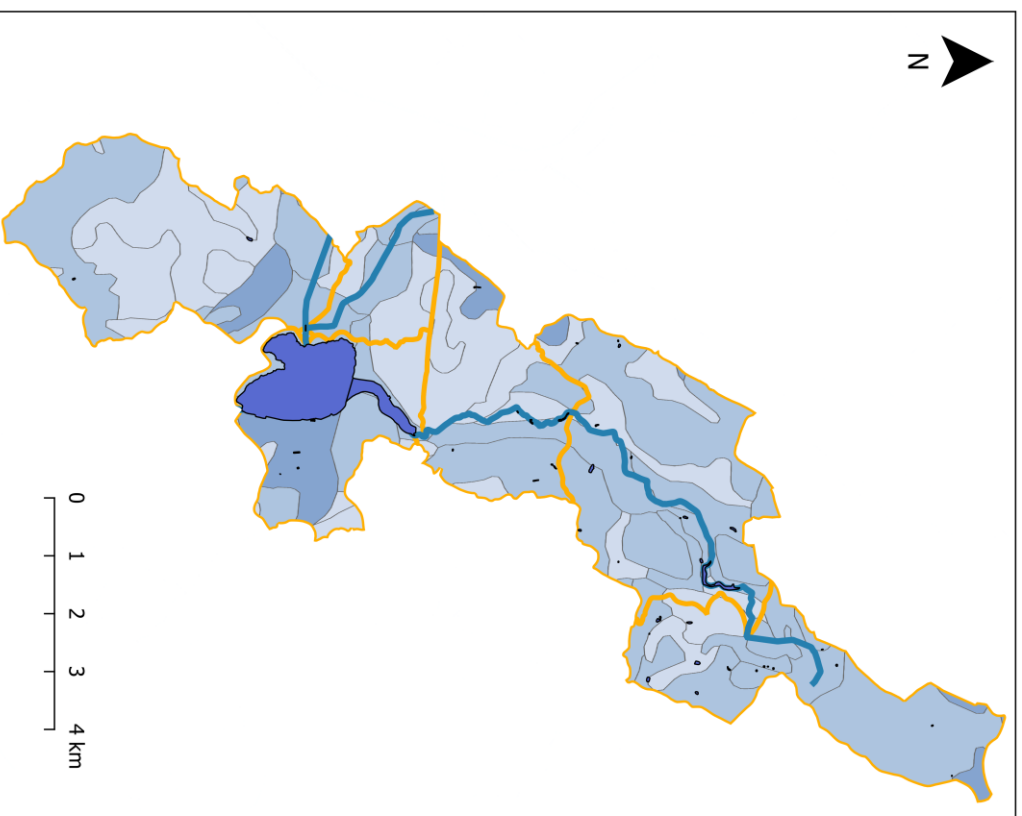
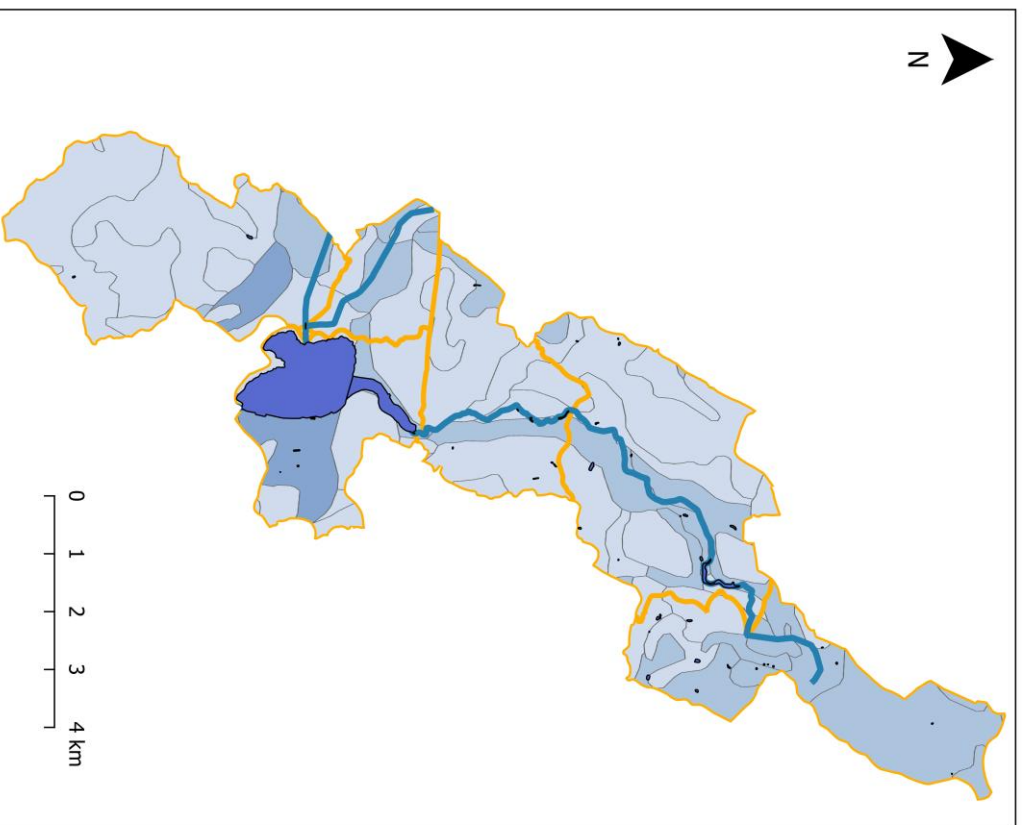
— Gewässernetz

□ Einzugsgebietsgrenze

Dominierende Bodenart im Oberboden (KA5)

- Ss(fSms) – Reinsand (Feinsand mittel-sandig)
- Ss(mSfs) – Reinsand (Mittelsand feinsandig)
- Ss(mSgs) – Reinsand (Mittelsand grobsandig)
- Su2 – schwach schluffiger Sand
- Su2 – schwach schluffiger Sand
- Su3 – mittel lehmiger Sand
- Su3 – mittel schluffiger Sand
- Uls – sandig-lehmiger Schluff
- S14 – stark lehmiger Sand
- Lu – schluffiger Lehm
- Ls4 – stark sandiger Lehm
- T1 – lehmiger Ton
- Hn – Niedermoortorf
- Anthro – anthropogene Substrate

Abbildung 10: Dominierende Bodenarten im Oberboden (BÜK 300) nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5) (Kartendaten: LBGR, Stand: 2012)



- Legende**
- Seen
 - Gewässernetz
 - Einzugsgebietsgrenze
- Wasserdurchlässigkeit im wassergesättigten Boden
- sehr gering (< 1 cm/d)
 - gering (1 bis < 10 cm/d)
 - mittel (10 bis < 40 cm/d)
 - hoch (40 bis < 100 cm/d)
 - sehr hoch (100 bis < 300 cm/d)
 - extrem hoch (> 300 cm/d)
 - keine Angabe

Abbildung 11: Wasserdurchlässigkeit im wassergesättigten Boden bis 1 m unter GOK (links) und im wassergesättigten Boden bis 2 m unter GOK (rechts) (Kartendaten: LBGR, Stand: 2012)

3.5 Klima

Niederschlag und Temperatur

Der Landkreis Teltow-Fläming liegt im Übergangsbereich zwischen dem westlichen, atlantisch-maritim geprägten Klima und dem Binnenlandklima im Osten (UNB, 2010). Die nächst entfernte Klimastation liegt im nordöstlichen gelegenen Schönefeld (Stations-ID: 427), die vom Deutschen Wetterdienst (DWD) verwaltet werden. Für die nachfolgenden Betrachtungen wurden 30jährige Messreihen (1986 – 2015) erstellt. Die Monatsmittel von Temperatur und Niederschlag sind in der Abbildung 12 dargestellt.

Im Messzeitraum liegt die Jahresmitteltemperatur bei 9,5 °C. Das wärmste Jahr ist im Betrachtungszeitraum 2014 mit einer mittleren Temperatur von knapp 11 °C. Der heißeste Monat mit durchschnittlichen 23,8 °C war der Juli im Jahr 2006.

Die maximalen Niederschläge sind, bedingt durch Starkregenfälle, im Sommer zu verzeichnen. Demnach fällt im Monat Juli mit einer mittleren Summe von rund 68 mm der meiste Niederschlag. In der Jahressumme beträgt die durchschnittliche Niederschlagsmenge 531 mm.

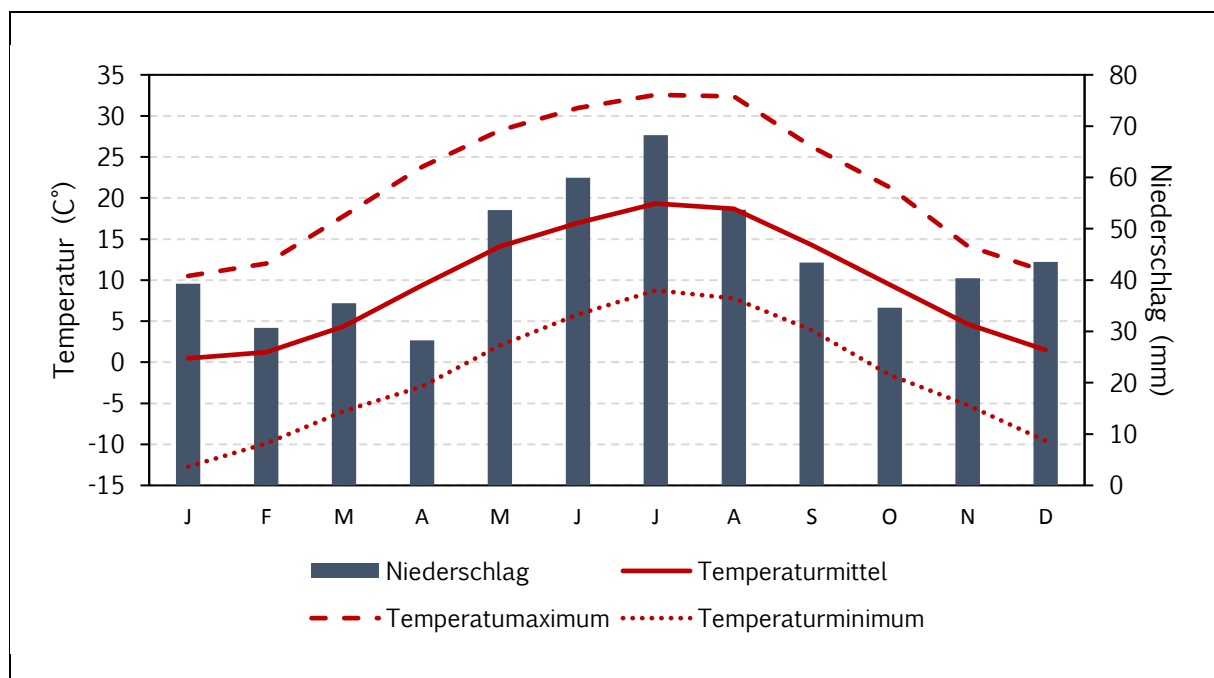


Abbildung 12: Jahresverlauf der Niederschlagssummen und Temperaturen (Mittel, Maximum, Minimum) als monatliche Mittelwerte der Jahre 1986 – 2015, Wetterstation: Schönefeld (Daten: DWD)

Nach Einschätzung durch Klimafolgenforscher (Werner & Gerstengarbe., o.J.) sind in den nächsten Jahrzehnten keine signifikanten Niederschlagsveränderungen in der Region zu erwarten. Der Anstieg der Lufttemperatur wird jedoch einen Anstieg der Verdunstung verursachen, was zu einem weiteren Rückgang der Klimatischen Wasserbilanz führt. Schon jetzt ist sie in weiten Teilen Brandenburgs negativ. Ferner ist damit zu rechnen, dass zunehmend Extremereignisse in Form von Hitzewellen auftreten werden. Wintertage mit Temperaturen unterhalb des Gefrierpunktes werden dagegen seltener (Werner & Gerstengarbe., o.J.).

Windverhältnisse

Aufgrund der fehlenden thermischen Schichtung sowie der großen Angriffsfläche des Rangsdorfer Sees, sind die Strömungsverhältnisse vor allem durch den Windeinfluss geprägt. Nach der 30jährigen Reihe der Messstation Schönefeld treten mittlere Windstärken auf der Beaufortskala 3 (3,4-5,4 m/s) am häufigsten auf. Ganzjährig dominieren ostwärts ziehende Warm- und Kaltfronten. Charakteristisch sind somit West- und Südwestwinde (LfU, 2005a). Baumbewuchs am Süd- und Westufer ist nur spärlich vorhanden (Kapitel 3.6), weswegen große Teile des Rangsdorfer Sees der Witterung schutzlos ausgesetzt sind. Etwas windgeschützter, durch den westlich gelegenen Wald, liegt die Krumme Lanke.

Bei den klimatischen Betrachtungen muss beachtet werden, dass die Daten von einer mehr als 10 km weit entfernten Wetterstation stammen. Die lokalen Witterungsverhältnisse am Untersuchungsstandort, insbesondere Windeinflüsse, werden somit nur annähernd abgebildet.

3.6 Naturlausstattung

Biotop/Landnutzung

Eine flächendeckende Biotopkartierung für Brandenburg auf Basis von Color-Infrarot-Luftbildern (CIR-Biotoptypen) wird von der Luftbild Umwelt Planung GmbH (LUP, 2014) erhoben und durch das LfU BB bereitgestellt. Direkt angrenzend zur Gewässerfläche erstrecken sich im nordwestlichen und nordöstlichen Uferbereich vor allem Gehölze bestehend aus Erlen und Eschen sowie Erlenbruchwälder. Dahinter befinden sich intensiv genutzte Äcker, Intensivgrasland sowie Frischwiesen und -weiden unterschiedlicher Ausprägungen. Am West- und Südufer sind ausgedehnte Röhrichtgesellschaften vorzufinden, die zur Landseite in ausgedehntes Intensivgrasland übergehen. Die schilfbewachsene Fläche wird auf ca. 20 ha geschätzt. Kleinflächig treten in diesen Bereichen u.a. Faulbaum- und Faulbaum-Weidengebüsche sowie Laubgebüsche nasser Standorte auf, jedoch keine hochwachsenden Gehölze wie im südlichen Seebereich. Die östliche Seeseite ist zu einem großen Teil bebaut durch die Gemeinde Rangsdorf.

Der Glasowbach durchfließt auf seinem Weg Richtung Rangsdorfer See hauptsächlich Flächen mit anthropogenen Nutzungen. Im Quellgebiet sind hauptsächlich Acker- und Grünlandflächen anzutreffen. Im Mittellauf durchfließt er die Gemeinde Blankenfelde-Mahlow, bevor er nach einem Waldstück in die Krumme Lanke mündet. Die anderen Zuflüsse (Graben 1401 und 1042) befinden sich in Gebieten mit fast ausschließlich Grünland- bzw. Ackerlandnutzung (Abbildung 13).

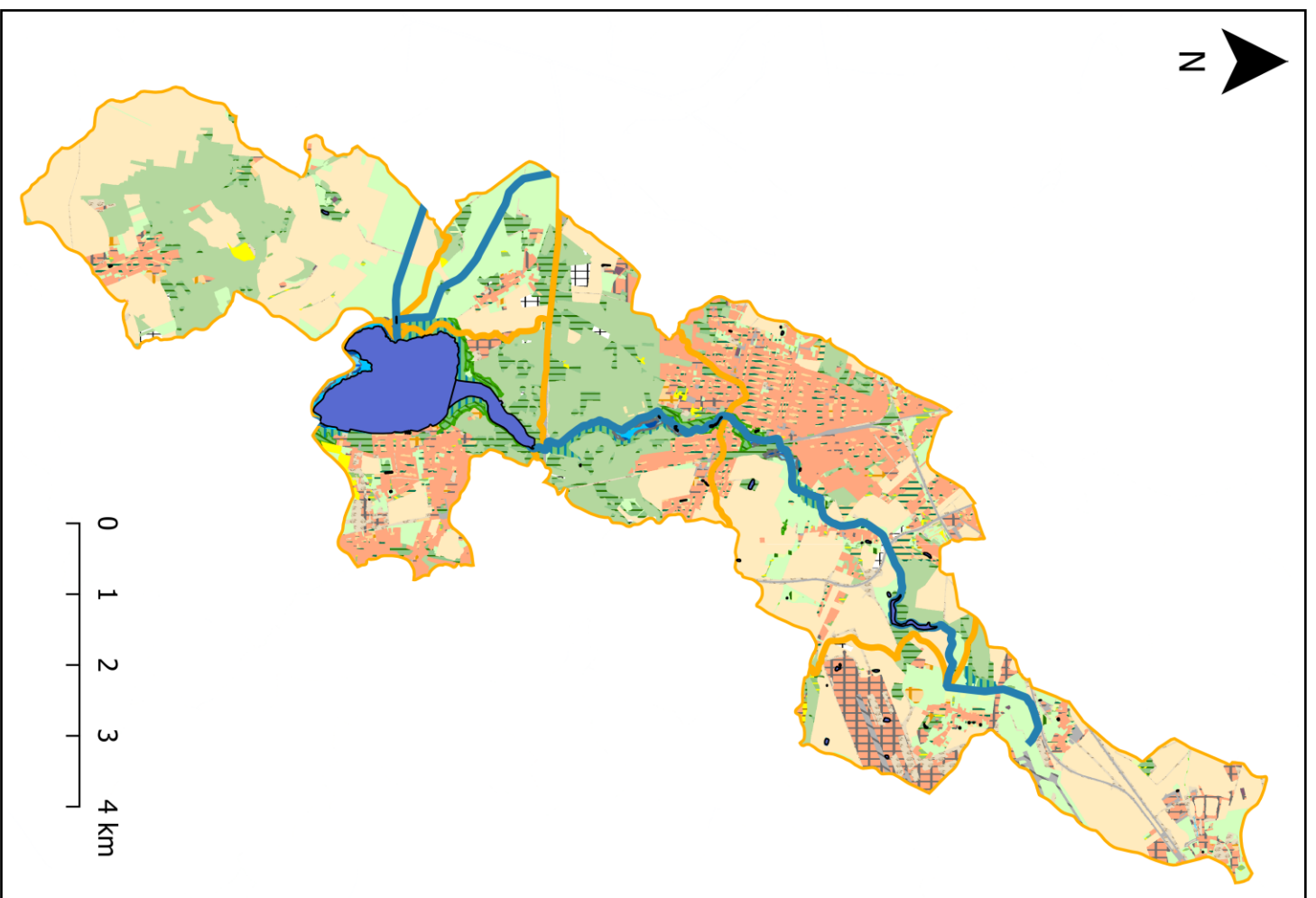
Im gesamten Einzugsgebiet nimmt das Ackerland mit 31,7 % die größte Fläche ein. Darauf folgen Waldflächen und Siedlungen mit 26,0 bzw. 20,3 %. 11,5 % des verfügbaren Bodens im Einzugsgebiet werden als Grünland genutzt. Die restlichen 4,6 % entfallen auf die Gewässerflächen (LfU, 2012).

Schutzgebiete

Für Brutvögel bot der Rangsdorfer See mit seinen umliegenden Wiesen einst wertvolle Habitate. Als Hauptgrund für das Verschwinden vieler Arten werden die zurückliegenden Komplexmeliorationen in den 60er und 70er Jahre genannt (LfU BB, 2008). Trotz Artenrückgang kommt dem Rangsdorfer See immer noch eine hohe Bedeutung als Brut- und Rastplatz für verschiedene Vogelarten zu. Gut die Hälfte der westlichen Seeseite sowie angrenzende Gebiete gehören zum Vogelschutzgebiet „Nuthe-Nieplitz-Niederung“. Das rund 640 ha große Gebiet verfügt bereits über einen hohen nationalen Schutzstatus (Naturschutzgebiet, Landschaftsschutzgebiet) und zählt als „Special Protection Area“ (SPA) zum europäischen Schutzgebietsnetz Natura 2000.

Einen hohen Stellenwert hat der Rangsdorfer See für rastende und durchziehende nordische Wildgänse (LfU BB, 2009a). Erfasst wurden von der Arbeitsgemeinschaft Berlin-Brandenburgischer Ornithologen (ABBO, 2011 – 2015) regelmäßige Überwinterungsbestände von Grau- (*Anser anser*), Saat- und Blässgänsen (*Anser albifrons*). Die Niederung Rangsdorfer See zählt zu den „Important Bird Areas“ (IBA) in Europa und erfüllt partiell die Kriterien der Ramsar-Konvention, einem internationalen „Übereinkommen über Feuchtgebiete, insbesondere als Lebensraum für Wasser- und Watvögel“ (Sudfeldt et al., 2002).

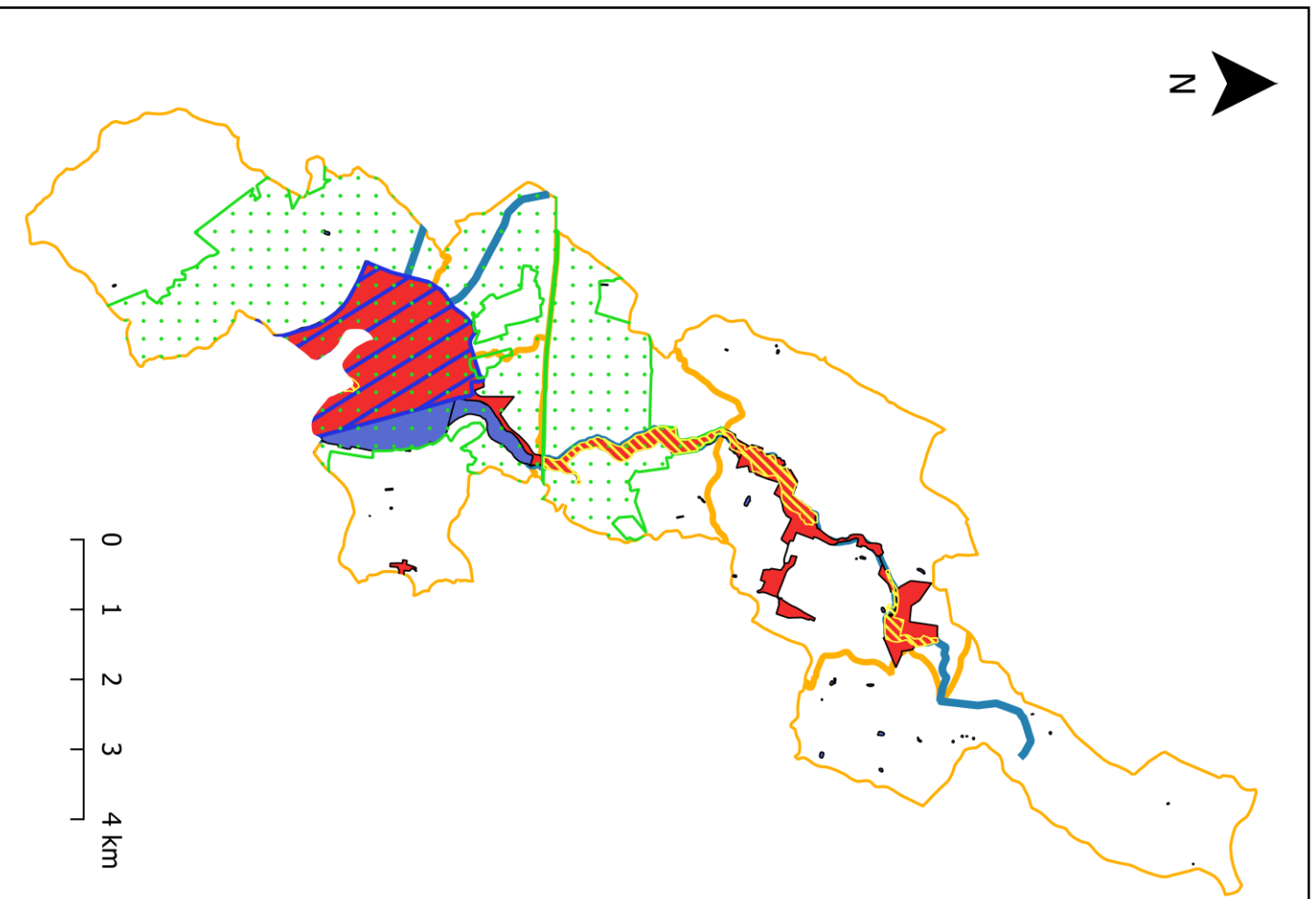
Neben dem See und angrenzende Niederungen, stehen auch Teile des zufließenden Glasowbachs unter internationalem Schutz. Als Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Gebiet beherbergt die „Glasowbachniederung“ Lebensraumtypen und Arten, die nach den Anhängen I und II der FFH-Richtlinie geschützt sind. Ebenfalls ein FFH-Gebiet und zugehörig zur geschützten „Zülow-Niederung“ (LfU BB, 2007), ist ein ca. 27.000 m² großer Bereich am Südwestufer (Abbildung 14).



Legende

- Seen
- Gewässernetz
- Einzugsgebietsgrenze
- ruderales Pionier-, Gras- und Staudenfluren
- Rohbodenstandorte
- Moore und Sümpfe
- Röhrichtgesellschaften
- kurzlebige Pioniervegetation wechsellasser Standorte
- Grünlandflächen
- Gas- und Staudenfluren
- Feuchtwiesen- und Weiden
- Trockenrassen, Sandtrockenrassen
- Heiden
- Baumgruppen, Waldmäntel
- Baumschulen, Obstbauplantagen, Weinberge/Hofen
- Streubstwiesen
- Moor- und Bruchwälder
- Laubwälder
- Vorwälder
- Kiefernwälder trockenwarmer Standorte
- Nadelholzforsten
- Laubholzforsten
- Kahlflächen, Aufforstungen
- Ackerflächen
- Innerörtl. Grün, Gartenland
- Sport-, Freizeit- und Erholungsanlagen
- Golf/Polo
- Trockene Gruben
- Bühnen
- Wohnbebauung
- Verkehrsflächen
- Flugplätze
- Industrie, Gewerbe
- Landwirtschaft und Tierhaltung
- anthropogen genutzte Sonderflächen, Militär
- Ver- und Endungsflächen

Abbildung 13: Vorkommende Biotope im Einzugsgebiet gemäß CIR-Biotopkartierung (Kartendaten: LfU BB, Stand: 2017)



Legende

- Seen
- Gewässernetz
- Einzugsgebietsgrenze
- Fauna-Flora-Habitat
- Landschaftsschutzgebiet
- Vogelschutzgebiet
- Naturschutzgebiet

Abbildung 14: Schutzgebiete im Einzugsgebiet (Kartendaten: LfU BB, Stand: 2016)

4 Historische und rezente Belastungsquellen

4.1 Einleitung von Abwasser und Fischfütterung

Nach den ausgewerteten Archivalen nach (z.B. WWD, 1991; Konsortium Rangsdorfer See, 1992), erfolgte eine Einleitung von unbehandeltem bzw. unzureichend gereinigtem Abwasser (häuslich und industriell) in den Rangsdorfer See bis in die 90er Jahre. Die Abwässer stammten zum einen von der ehemaligen Kläranlage Blankenfelde mit Abwasserableitung in den Glasowbach. Ab 1990 fand eine Überleitung in die neu errichtete Kläranlage Waßmannsdorf statt. Bis 1985 wurden Galvanik-Abwässer sowie gesammeltes Regenwasser der ehemaligen sowjetischen Garnison in die Kanäle von Klein Venedig geleitet. Danach erfolgte eine Abführung über eine Schmutzwasserdruckleitung Richtung Klärwerk Pramsdorfer Berg. Von 1980 – 1989 fand eine Abwassereinleitung in den Glasowbach vom ehemaligen Rieselfeldbezirk Klein-Ziethen/Selchow (ca. 180 ha) statt. Die Menge an Verrieselungswasser für die Rieselfelder Klein-Ziethen/Selchow und Waßmannsdorf wird zusammen mit 14,5 Mio. m³/a angegeben (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Wohnen, 1992). Wieviel davon letztlich in den Glasowbach gelangten, ist nicht bekannt.

Anlieger des Kanalsystems Klein Venedig haben wohl auch ihren Beitrag zum häuslichen Abwassereintrag geleistet (Konsortium Rangsdorfer See, 1992). Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass bis heute nicht genehmigte Sickergruben im Wohngebiet existieren.

Bis Anfang der 80er Jahre fand im Rangsdorfer See eine Karpfenintensivhaltung statt (WWD, 1991). Pro Jahr wurden ca. 240 Tonnen Mais zugefüttert, was der Einleitung von unbehandeltem Abwasser von ca. 1800 Einwohnern entspricht (Staatliche Gewässeraufsicht Mittenwalde, 1973). Es ist nicht klar, über welchen Zeitraum die Zufütterung stattgefunden hat. Dass die Futterzugabe zur Eutrophierung eines Gewässers maßgeblich beigetragen kann, belegen Fallbeispiele (Scharf, 1989).

4.2 Kanalsystem in Klein Venedig

Die ökologische Beschaffenheit der Kanäle in Klein Venedig kann als schlecht bezeichnet werden. Eutrophierungsprozesse äußern sich in Trübung und wahrscheinlich in Sauerstoffmangel. In der Vergangenheit wurde wiederholt von Fischsterben und unangenehmem Geruch berichtet (Gemeindeverwaltung Rangsdorf, 2007; Zielke, 2015).

Insgesamt gehen am östlichen Ufer vier Kanäle in den Ortsteil Klein Venedig ab. Zwei davon sind Stickkanäle. Die anderen zwei verbinden sich in der Ortschaft miteinander und werden dann Richtung eines ehemaligen Regenwasserableiters (Drilling) geführt. Dieser wurde 2006 wieder reaktiviert, um einen stabilen Durchfluss zum Zülowkanal zu gewährleisten (Zielke, 2015). Zu den Besichtigungen (September und Oktober 2016) wurden jedoch weiterhin niedrige Abflussgeschwindigkeiten in den Kanälen festgestellt. In den Mündungsbereichen einiger Kanäle sowie abschnittsweise innerhalb des Kanalsystems wurden Verlandungserscheinungen gesichtet. Stellenweise ist die Uferbefestigung nicht mehr intakt, was den erosiven Eintrag von

organischen und mineralischen Materialien steigert. Lokalisiert wurden desweiteren einige Einlaufrohre und -bauwerke, die wahrscheinlich der Straßen- und Dachentwässerung dienen. Durch den Bau des Drillingableiters erfolgt eine Abführung von Seewasser Richtung Zülowkanal. Infolge von Windstau-Effekten und Starkregenereignisse kann es allerdings auch zu einer kurzfristigen Umkehr der Fließrichtung kommen (Konsortium Rangsdorfer See, 1992). Ein Wasseraustausch ist ebenfalls durch den stattfindenden Bootsverkehr denkbar.

4.3 Austrag aus Landflächen in die Oberflächengewässer und Grundwässer

Der P-Austrag aus den Landflächen hängt im Wesentlichen von der spezifischen Flächennutzung im Einzugsgebiet ab. Der Anteil der diffusen P-Einträge in die Gewässer ist hauptsächlich auf landwirtschaftlich genutzte Flächen zurückzuführen (UBA, 2001). Im Einzugsgebiet des Rangsdorfer Sees wird fast ein Drittel der verfügbaren Fläche durch Ackernutzung eingenommen (Kapitel 3.6).

Da Phosphor eine hohe Affinität zu Partikeln hat, findet der Austrag aus der Fläche meist erosiv über den Oberflächenabfluss statt (Mollenhauer & Wohlrab, 1990; Wohlrabe et al., 1992). Eine P-Verlagerung mit dem Sickerwasser zum lateral abfließendem Bodenwasser (Zwischenabfluss) oder dem Basisabfluss (Grundwasser) ist ebenso möglich. Die Auswaschungsverluste hängen von verschiedenen Faktoren, wie der Bodenart und der Bodennutzung ab. Generell gefährdet sind sorptionsschwache Böden (z.B. Moorböden, sandige Böden) und die, die intensiv bewirtschaftet werden (Scheffer & Schachtschabel). Bezugnehmend auf die Aussagen im Kapitel 3.4 und 3.6 kann ein Großer Anteil des vorkommenden Untergrundes im Einzugsgebiet als auswaschungsgefährdet eingestuft werden. Eine Verlagerung von Nährstoffen bis in das Grundwasser ist nicht nur in den Niederungen des Einzugsgebietes möglich, sondern wahrscheinlich auch in den Hochflächen (Kapitel 3.3.2).

Neben dem exfiltrierenden Grundwasser in die oberflächigen Zuflüsse stellt auch das direkt zuströmende Grundwasser in den See eine Nährstoffquelle dar. Dieser wurde lange Zeit zu wenig Aufmerksamkeit gewidmet (Meinikmann et al., 2015a, 2015b). Grundwasser-Oberflächenwasser-Interaktionen wurden intensiv am hocheutrophen Arendsee untersucht. Letztlich erklärten sich die Forscher den hohen Nährstoffeintrag durch hohe Mengen an zuströmendes Grundwasser (Meinikmann et al., 2015b). Mittels hydrogeologischen und geochemischen Methoden wurde ein grundwasserbürtigen P-Eintrag in den Arendsee quantifiziert, der 50 % an der Gesamtfracht ausmacht (Meinikmann et al., 2013).

Den Auswertungen des Grundwassergleichenplans und der hydrogeologischen Kartenwerke aus Kapitel 3.3 folgend, ist von einer hydraulischen Verbindung zwischen Grundwasserleiter und Rangsdorfer See auszugehen. Mit hoher Sicherheit infiltriert Seewasser im südlichen Seebereich in den Grundwasserleiter. Im nördlichen Bereich, wo die Grundwasseroberfläche oberhalb des Gewässerspiegels liegt (Kapitel 3.3.3), sind effluente Verhältnisse wahrscheinlich. Das Vorhandensein von wasserstauenden Schichten kann allerdings nicht ausgeschlossen werden, da für diesen Bereich keine hydrologische Schnitttafel zur Verfügung stand.

Oberflächlich wird der Rangsdorfer See potenziell von drei Zuflüssen gespeist. Der Glasowbach als natürlicher Zufluss befindet sich gemäß Wasserkörpersteckbrief (MLUL, 2016) in einem schlechten ökologischen und chemischen Zustand. Gleiches gilt für den Jühnsdorfer Graben 1401. Nicht kategorisiert und damit bewertet wurde der zweite Graben (1402) der ehemaligen Polderflächen. Dass dieser ebenso direkt mit dem Rangsdorfer See verbunden ist, konnte im Zuge einer Vor-Ort-Begehung nachvollzogen werden.

Es kann davon ausgegangen werden, dass die Entwässerungsgräben der ehemaligen Polderflächen intensiv mit Phosphor belastet sind. Der Pumpbetrieb des Schöpfwerkes wurde zwar Anfang der 90er Jahre eingestellt (Konsortium Rangsdorfer See, 1992), allerdings dürften die Grundwasserabsenkungen zu nachhaltigen, wenn nicht gar irreversiblen Störungen der hydraulischen (Dietrich et al., 2007) und physikalischen Bodeneigenschaften (Zeitz, 1992) geführt haben. Für den Phosphor-Rückhalt erfüllen die in Niederungen vorkommenden Niedermoor-torfe als natürliche Senken eine ausgesprochen wichtige Funktion (Hoffmann et al., 2009). Werden Niederungen durch Entwässerung, Einpolderung und Schöpfwerksbetrieb zu landwirtschaftlich nutzbaren Flächen umgewandelt, werden aus Stoffsenken potenzielle Stoffquellen (Sims et al., 1998). Da vergleichbare Meliorationsmaßnahmen auch bei der Niederung westlich des Rangsdorfer Sees stattgefunden haben (Konsortium Rangsdorfer See, 1992), muss auch hier mit Veränderungen der Bodeneigenschaften bezüglich der Stoffumsätze gerechnet werden. Der Degradierungsgrad der Böden kann aus jetziger Sicht nicht eingeschätzt werden, jedoch ist bei stark deformierten Torfen im Falle einer Wiedervernässung mit einer Erhöhung der Phosphor-Freisetzung zu rechnen (Zak et al., 2010; Gabriel, 2011).

In Folge der Meliorationen dürften auch die Eigenschaften des Grundwasserleiters und somit die Durchlässigkeit maßgeblich verändert worden sein. Bekannt ist, dass die beschleunigte Bodengenese durch Entwässerung zu einer Verringerung der hydraulischen Leitfähigkeit führt (Zeitz, 1991). Durch Absenkung des Grundwasserspiegels verändert sich das Bodengefüge und Porenvolumen in der Weise, dass der Volumenanteil, in dem sich das Wasser durchflusswirksam bewegen kann (= effektive Porosität), stark abnimmt (Dasberg & Neuman, 1977). Zeitz (1991) gibt für stark degradierte Torfböden einen mittleren kf-Wert von 30 cm/d an.

4.4 Wasservögel

Aus der Grundlagenermittlung in Kapitel 3.6 geht hervor, dass der Rangsdorfer See jedes Jahr als Rastgebiet von nordischen Wildgänsen angefliegen wird. Es handelt sich in erster Linie um Grau-, Saat- und Blässgänse (ABBO, 2011-2015). Ein Teil des durchziehenden Schwarms verbleibt die gesamte Winterperiode am See. Es finden Durchzugpeaks im Herbst (November) und Frühjahr (April) statt. Gemäß den ornithologischen Beobachtungen durch das Konsortium Rangsdorfer Sees (1992) sind beide Peaks etwa gleich groß.

Genutzt werden Gewässer von Gänsen vornehmlich als Übernachtungsplätze, nachdem sie in den Niederungen Nahrung aufgenommen haben und dann zum Schlafen und Verdauen zu einem See fliegen. Gemeinhin gelten Gänse als schlechte Futterverwerter, es fallen somit große Mengen Kot an. Forschungsarbeiten, die sich mit den Auswirkungen des Koteintrages

auf Gewässer befasst, wurden schon einige veröffentlicht (Rutschke & Schiele, 1980; Tappenbeck & Raschewski, 1993; Manny et al., 1994; Marion et al., 1994; Rönicke et al., 2008). Tappenbeck & Raschewski (1993) erkannten bei Laborversuchen, dass bereits nach kurzer Zeit die ausgeschiedene P-Menge wieder algenverfügbar ist. Als Untersuchungsgebiet diente hier wieder der Arendsee, welcher ebenfalls bei Gänsen ein beliebtes Winterquartier ist. Der während einer Wintersaison mit 15.000 gezählten Gänsen aufsummierte P-Eintrag wurde als wichtiger Eutrophierungsfaktor für den Arendsee eingestuft. Eine andere Forschungsarbeit zum gleichen See kam zu einem sehr viel größeren P-Import durch Gänsekot (Rönicke et al., 2008). Anders bei Tappenbeck & Raschewski (1993), war die Berechnungsgrundlage bei der jüngeren Studie nicht die Anzahl der überwinternden Gänse, sondern die aufgesammelte Menge an Kot und die darin befindliche P-Menge. Interessanterweise bezifferten Rönicke et al. (2008) einen P-Eintrag durch Gänse, der ca. 90 % der Gesamtphosphorfracht ausmacht. Dies steht in Widerspruch zu der P-Bilanz am Arendsee von Meinikmann et al. (2015b) (Kapitel 4.3).

4.5 Weitere Belastungsquellen

Entsprechend der Literaturstudie der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA, 2006) ergeben sich für stehenden Gewässer weitere potentielle Phosphoreinträge z.B. durch Badenutzung, die Fütterung von Wasservögel sowie den Laubeintrag. Die beiden erstgenannten Eintragspfade werden vernachlässigt, auch weil keine Berechnungsgrundlage vorhanden ist. Der Eintrag durch Falllaub hat gemäß DWA (2006) für größere stehende Gewässer kaum Einfluss auf die Nährstoffsituation. Verwiesen wird in diesem Zusammenhang auf Erkundigungen von Casper et al., (1985) (zit. in LfU BW, 1996), wonach im Blattgewebe nur sehr langsam bioverfügbarer Phosphor während der Zersetzung freigegeben wird. Infolgedessen und weil weite Strecken des Uferbereiches keine Laubbaumbestände aufweisen (Kapitel 3.6), wird auf eine Einbeziehung dieses Nährstoffpfades beim Rangsdorfer See verzichtet.

Der P-Eintrag aus der Atmosphäre (trocken und feucht) kann für Seen eine große oder untergeordnete Rolle spielen, je nach Verhältnis von Seevolumen zu Seeoberfläche (DWA, 2006). Im Falle des flachen und großen Rangsdorfer Sees sollte eine Abschätzung der atmosphärischen P-Depositionen nicht versäumt werden.

5 Übersicht der Vorarbeiten

Im Folgenden soll ein Überblick über die bereits bestehenden Zustandsanalysen zum Rangsdorfer See gegeben werden. Die Abschätzung oder Berechnung der Stoffeinträge aus dem Einzugsgebiet in das Gewässer erfordert die Kenntnis über die Wasserbilanz des Gewässers. Eine Quantifizierung von Wasserhaushaltsgrößen fand durch das Konsortium Rangsdorfer See im Jahr 1992 statt (Kapitel 5.1.1). Das Konsortium setzte sich aus Fachleuten aus der Limnologie, Hydrogeologie, Wasserwirtschaft, Umweltschutz und anderen Disziplinen zusammen, mit dem Ziel ein umfassendes Sanierungskonzept zu erarbeiten. Kern der Ausarbeitungen zur Wasserbilanz war die Erstellung einer Niederschlags-Abfluss-Ganglinie, mit der die oberflächlichen Zuflüsse quantifiziert werden konnten (Konsortium Rangsdorfer See, 1992).

Aus der Gebietswasserbilanz den Oberflächenwasserzufluss abzuleiten, ist auch anhand des öko-hydrologischen Modellierungssystem ArcEGMO möglich, welches im Büro für Angewandte Hydrologie (BAH) konzipiert wurde (Kapitel 5.1.2). Die auf Einzugsgebietsbasis erhobenen Daten von ArcEGMO werden ebenso wie die Ergebnisse des Konsortiums Rangsdorfer See (1992) in erster Linie als Vergleich für die in dieser Arbeit erstellten Wasserbilanz hinzugezogen. Teile der modellierten Wasserhaushaltsgrößen werden aber auch für die eigene Berechnung übernommen.

Für die P-Bilanz werden als Vergleichsarbeiten wieder die Ausarbeitungen vom Konsortium Rangsdorfer See (1992) genutzt (Kapitel 5.2.1). Daneben fand durch das LfU BB eine Emissionsschätzung für den 1. (Kapitel 5.2.2) und 2. Bewirtschaftungsplan (Kapitel 5.2.2) statt. Parallel zur ersten Emissionsschätzung wurden ausgehend von trophischen Referenzbedingungen kritische P-Seekonzentrationen vom LfU BB (2011) ermittelt (Kapitel 5.3.1).

Mit einer Fläche von über 0,5 km² gilt der Rangsdorfer See als berichtspflichtig im Sinne der EU-WRRL. Demnach fand eine Zustandsbewertung anhand ökologischer Kriterien statt, einmal im Jahr 2007 für den 1. BWP und ein zweites Mal 2014 für den 2. BWP. Neben ausgewählten Organismengruppen ging als biologisches Kriterium eine Bewertung gemäß der LAWA-Richtlinie (1999) ein (Kapitel 5.3.3).

Neben der Ermittlung der trophischen Referenzbedingungen stellt sich bei Flachseen die Frage, ob unter ungestörten Verhältnissen Makrophyten- oder Phytoplankton-Dominanz vorherrsche (Hoffmann et al., 2002). Eine Beschreibung des anthropogen ungestörten biologischen Zustandes für Flachseen der norddeutschen Tiefebene ist kompliziert, da nahezu alle Seen in der Region stark anthropogen überformt sind (Mietz et al., 1996). Vergleiche mit rezenten Seen scheiden daher aus. Für derartige Situationen sieht die EU-WRRL eine Rekonstruktion des unbeeinflussten Zustandes durch paläolimnologischen Methoden vor. Zu diesem Zweck wurden in einer Projektstudie von Nixdorf & Mischke (2003) Seesedimentkerne aus Brandenburger Flachseen entnommen und analysiert (Kapitel 5.3.2).

5.1 Wasserhaushalt

Bei der Seewasserbilanz gilt es verschiedene Zufluss- und Verlustterme zu berücksichtigen. Eine allgemeine Wasserbilanz ist in Abbildung 15 dargestellt sind.

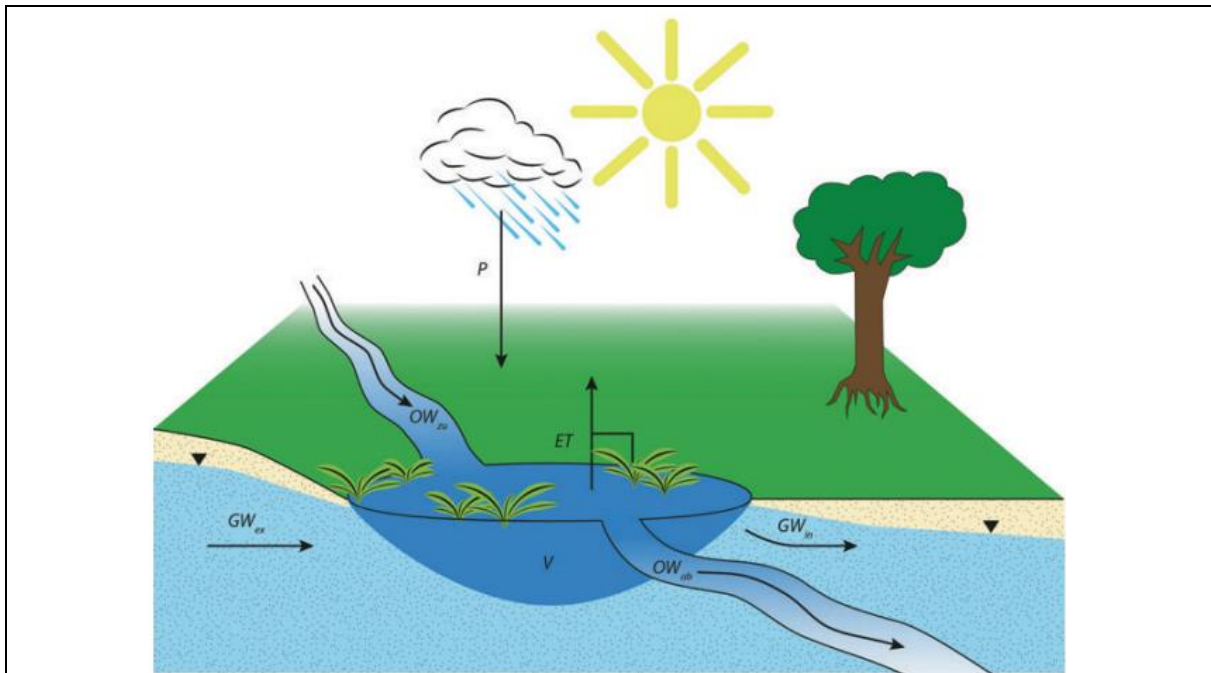


Abbildung 15: Allgemeine Wasserbilanz eines Sees mit den Zuflussternen Niederschlag ($P=N$), Zustrom durch Oberflächenwasser (QW_{zu}), Grundwasserzustrom (GW_{ex}) sowie den Verlusttermen Evaporation (ET), Abstrom über Oberflächenwasser (QW_{ab}) und Grundwasserabstrom (GW_{in}) (Meinikmann et al., 2015a)

5.1.1 Seewasserbilanz 1992

Die Seebilanz des Rangsdorfer Sees wurde vom Konsortium Rangsdorfer See (1992) entsprechend Formel 4 formuliert. Zur besseren Vergleichbarkeit wurden die in dieser Arbeit verwendeten Abkürzungen verwendet.

$$N + Q_{Gl} + Q_{Jü} + GW_{ex} + R_o = ET_{See} + Q_{Zü} + A_D + GW_{in}$$

Formel 4

Mit:

- N = Niederschlag
- Q_{Gl} = Oberirdischer Abfluss über den Glasowbach
- $Q_{Jü}$ = Oberirdischer Abfluss über die Entwässerungsgräben Polder Jühnsdorf
- GW_{ex} = Grundwasserzustrom
- R_o = Bachloser Oberflächenabfluss
- ET_{See} = Seeverdunstung
- $Q_{Zü}$ = Oberirdischer Abfluss über den Zülow-Kanal
- A_D = Diffuser Abstrom
- GW_{in} = Grundwasserabstrom

Die Komponenten Q_{GI} und R_0 wurden zusammenfassend als Gebietsabfluss A_G auf Grundlage einer Niederschlag-Abfluss-Betrachtung durch das Konsortium gewonnen. Die Einzugsgebietsgröße des Glasowbachs beträgt nach dem Konsortium Rangsdorfer See (1992) $23,3 \text{ km}^2$. Hinzu kam ein $4,1 \text{ km}^2$ bachloses Einflussgebiet bestehend aus dem Ortgebiet Rangsdorf sowie Wald- und Ackergebiete westlich der Krumpfen Lanke. Die für die Niederschlag-Abfluss-Beziehung maßgebende Niederschlagsreihe (1970 – 1983) stammte von den Stationen Jühnsdorf und Schönefeld. Verwendet wurde außerdem eine Beobachtungsreihe (1971 – 1983) der Pegelstation Blankenfelde mit der Pegelkennzahl (PKZ) 5865400 (Abbildung 21). Für den Glasowbach ergab sich nach den Berechnungen der Autoren ein mittlerer Abfluss von $0,136 \text{ m}^3/\text{s}$.

Der Niederschlag auf die Gewässerfläche wurde auf Grundlage der Niederschlagsreihe 1971 – 1983 der Station Jühnsdorf ermittelt. Die Seeverdunstung berechnete sich aus langjährigen Mittelwerten (1951 – 1960) der potentiellen Verdunstung für die DDR nach Dyck & Peschke (1989).

Auf Einbeziehung des Wasserzuflusses durch die Entwässerungsgräben Jühnsdorf wurde verzichtet. Begründet wurde dies von den Autoren durch den Nicht-Betrieb des Pumpwerkes seit Anfang der 90er Jahre. Bis zur Einstellung des Schöpfwerkbetriebes wurden nach Aussagen des Konsortiums Rangsdorfer See (1992) im Mittel (1981 – 1990) ca. $1.198.000 \text{ m}^3/\text{a}$ ($=0,038 \text{ m}^3/\text{s}$) Wasser von den Polderflächen Richtung See gepumpt. Mit der Einstellung des Pumpbetriebes wurde davon ausgegangen, dass der Wasserstand in den Gräben zum Schöpfwerk unter den mittleren Seespiegelstand des Rangsdorfer Sees fällt, somit das künstlich erzeugte Einzugsgebiet nicht mehr zuflusswirksam für das Gewässer ist. Es wurde stattdessen ein diffuser Abstrom (A_D) ($0,002 \text{ m}^3/\text{s}$) vom Rangsdorfer See am südwestlichen Uferbereich angenommen.

Der Gesamtzufluss durch das Grundwasser beträgt nach dem Konsortium Rangsdorfer See (1992) $28.160 \text{ m}^3/\text{a}$. In der gleichen Größenordnung liegt der Wasserverlust an das Grundwasser im südlichen Seebereich. GW_{ex} und GW_{in} gleichen sich somit aus und wurden bei der Wasserbilanz nicht weiter berücksichtigt. Die Methode zur Quantifizierung der Grundwasserzu- und -abströme wurde nur oberflächlich erläutert. Nach Angaben der Autoren fand eine Durchflussmengenberechnung im Uferbereich statt, unter Berücksichtigung der Grundwasserleitfähigkeit, eines aktuellen Grundwassergleichenplans und eines mittleren k_f -Wertes von 10^{-4} m/s .

Eine Abflussmengenermittlung für $Q_{Zü}$ fand nicht statt. Insofern ging diese Komponente als Differenzgröße in die Bilanzierung ein. Als Mittel liegt der Abfluss des Zülow-Kanals nach dem Konsortium bei $0,149 \text{ m}^3/\text{s}$. Die Ergebnisse der aufgestellten Seewasserbilanz können der Tabelle 2 entnommen werden. Hauptzuflussterm mit 67 % ist der Glasowbach. Der Wasserverlust erfolgt größtenteils durch den Zülow-Kanal. Nur 1 % gehen als diffuser Abfluss verloren (Konsortium Rangsdorfer See, 1992).

Tabelle 2: Absolute und prozentuale Anteile der Wasserhaushaltskomponenten nach Konsortium Rangsdorfer See (1992).

Wasserhaushaltskomponente	Jahressumme (m ³)	Jahressumme (%)
Niederschlag	1.305.750	21
Oberirdischer Abfluss über den Glasowbach	4.279.936	67
Bachloser Oberflächenabfluss	756.368	12
Zufluss Gesamt	6.342.054	100
Seeverdunstung	1.592.500	25
Oberirdischer Abfluss über den Zülow-Kanal	4.686.314	74
Diffuser Abstrom	63.240	1
Abfluss Gesamt	6.342.054	100

5.1.2 Wasserhaushalt des Einzugsgebietes nach ArcEGMO (1991 -2010)

Eine Darstellung relevanter Wasserhaushaltsgrößen (Niederschlag, Potentielle und reale Verdunstung, Grundwasserneubildung, Oberflächenabfluss) auf Einzugsgebietsbasis erfolgt durch das ökohydrologischen Modellierungssystem ArcEGMO. Als Eingangsdaten für die Modellierung dienten ein Höhenmodell (DLM25), bodenkundliche Kartenwerke (BÜK300), Landnutzungsdaten (CIR BB) sowie hydrologische Informationen zum Gewässernetz und dem oberirdischen Einzugsgebiet. Betrachtet wurden die vom LfU BB aufbereiteten mittleren Jahressummen der Reihe 1991 – 2010. Die räumliche Auflösung des Modells erlaubte eine Einteilung des Gesamt-Einzugsgebietes in 6 Teil-Einzugsgebiete (Abbildung).

Bei der Betrachtung einzelner Wasserhaushaltskomponenten können teils erheblich Unterschiede zwischen den Teil-Einzugsgebieten festgestellt werden. Auffällig ist die mittlere Jahressumme der realen Verdunstung, die im Gesamt-Einzugsgebiet zwischen 447 und 532 mm/a schwankt. Hohe Verdunstungsraten werden, abgesehen vom bachlosen Einzugsgebiet des Rangsdorfer Sees, im Bereich der beiden Entwässerungsgräben Jühnsdorf erreicht. Es kann davon ausgegangen werden, dass die in der Niederung vorkommenden Torfe aufgrund von Sättigung den Sickerwassereintrag stark reduzieren und somit ein großer Anteil des Niederschlagswassers wieder verdunstet. Die vergleichsweise niedrigen Grundwasserneubildungsraten in diesem Gebiet bestätigen diese Annahme. Erwähnenswert ist in diesem Zusammenhang der negative Wert der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet des Rangsdorfer Sees (-174 mm/a), der auf eine Zerrung der Vorräte hinweist. Im selben Teil-Einzugsgebiet ist auch eine verhältnismäßig hohe mittlere Jahressumme des Landoberflächenabflusses von natürlichen Flächen modelliert wurden (194,8 mm/a). Knapp 1/3 davon fließen nochmal über urbane Flächen ab. Mit einem Abfluss von 9,2 mm/a ist das Einzugsgebiet des Jühnsdorfer Gräben 1401 (EZG-ID: 4747) am wenigsten urban beeinflusst. Der höchste urbane Flächenabfluss ist bei einem Teilgebiet des Glasowbachs (EZG-ID: 4529) festzustellen. Da große Bereiche dieses Abflussgebietes durch die Gemeinde Blankenfelde/Mahlow eingenommen werden, ist hier entsprechend auch der Versiegelungsgrad hoch.

Es folgt eine tabellarische Auflistung (Tabelle 3) der Wasserhaushaltskomponenten nach ArcEGMO für die jeweiligen Teileinzugsgebiete des Rangsdorfer Sees.

Tabelle 3: Wasserhaushaltsgrößen der Teil-Einzugsgebiete nach ArcEgmo als mittlere Jahressummen für die Reihe 1991-2010 (Daten: LfU BB).

EZG-ID	4452	4529	4628	4707	4695	4747
Gewässer	Glasowbach: Quelle bis Selchower Flutgraben	Glasowbach: Selchower Flutgraben bis Pegel Blankenfelde	Glasowbach: Pegel Blan- kenfelde bis Zulauf Rangsdorfer See	Rangsdorfer See	Graben Jühnsdorf 1402	Graben Jühnsdorf 1401
Fläche (km ²)	9,97	13,36	7,98	8,08	3,64	13,76
Korrigierter Niederschlag (mm/a)	621,3	618,3	609,2	594,9	590,9	593,6
Potentielle Verdunstung (mm/a)	711,9	715,9	718,2	718,1	718,7	718,6
Reale Ver- dunstung (mm/a)	494	447,2	511,1	528,3	529,8	532,3
Grundwas- serneubil- dung (mm/a)	119,5	93,8	54,6	-174	48,3	69,8
Oberflächen- abfluss von natürlichen Flächen (mm/a)	4,2	4,7	1,9	194,8	5,8	1,3
Abfluss von urbanen Flä- chen (mm/a)	22,9	92,3	61,8	65,8	26,1	9,2

Aufsummiert bis zum Pegel Blankenfelde, ergibt der Gebietsabfluss der Teileinzugsgebiete 4452 und 4529 zusammen $1.566.107 \text{ m}^3$ ($= 0,092 \text{ m}^3/\text{s}$). Bis zum Einlauf in die Krumme Lanke kommen noch weitere 508.326 m^3 Wasser hinzu. Somit beträgt der Abfluss für den Glasowbach nach ArcEGMO $0,066 \text{ m}^3/\text{s}$. Über die restlich betrachteten Eintragspfade (N , R_o , $Q_{ü}$) gelangen noch weitere $3.181.936 \text{ m}^3$ Wasser im Jahr in den Rangsdorfer See. Die jeweiligen absoluten und relativen Anteile können anhand Tabelle 4 nachvollzogen werden. Die potentielle Verdunstung der Seefläche beläuft sich mit den angegebenen Werten auf $1.752.164 \text{ m}^3/\text{a}$. Aussagen zum unterirdischen Zufluss können mit den modellierten Abflusshöhen nicht gemacht werden.

Tabelle 4: Absolute und prozentuale Anteile der Zuflusskomponenten, berechnet auf Grundlage der modellierten Abfluss- und Niederschlagshöhen nach ArcEGMO für die Reihe 1991 – 2010.

Wasserhaushaltskomponente	Jahressumme (m ³)	Jahressumme (%)
Niederschlag	1.451.556	28
Oberirdischer Abfluss über den Glasowbach	2.074.433	39
Oberirdischer Abfluss über die Entwässerungsgräben Polder Jühnsdorf	260.596	5
Bachloser Oberflächenabfluss	1.469.784	28
Zufluss Gesamt	5.256.369	100

5.2 Phosphor-Einträge

5.2.1 P-Lastberechnung 1992

Eine Erhebung des P-Imports wurde im Zusammenhang mit dem „Konzept zur Komplexsanierung des Rangsdorfer See“ (Konsortium Rangsdorfer See, 1992) Anfang der 90er Jahre durchgeführt. Grundlage bildeten Frachtabschätzungen zuflussabhängiger Eintragspfade sowie Einträge über die Luft (trockene und feuchte Deposition), durch Kot von Wasservogel und durch den Badebetrieb.

Den P-Import durch den Glasowbach (Z_{GI}) ermittelten die Autoren auf Grundlage einer mittleren Abflussreihe, welche mittels einer Niederschlags-Abfluss-Beziehung gewonnen wurde (Kapitel 5.1.1). Der mittlere Gebietsniederschlag ergab sich aus einer 30jährigen extrapolierten Beobachtungsreihe (1971 – 1990). Danach beträgt Q_{GI} $0,150 \text{ m}^3/\text{s}$ ($=4.730.000 \text{ m}^3/\text{a}$).

Konzentrationsmessungen von P fanden im 14-tägigen Abstand (1990/1991) an der Autobahnbrücke beim Zufluss zur Krummen Lanke statt. Die P-Konzentration lag im Mittel bei $0,072 \text{ g}/\text{m}^3$. Durch Multiplikation mit Q_{GI} ergab sich die jährliche Phosphorfracht

Entgegen der Aussage des Konsortium Rangsdorfer See (1992), dass mit Einstellung des Pumpbetriebes am Polder Jühnsdorf kein Abfluss mehr Richtung See stattfindet, fand eine Schätzung des Nährstoffimportes durch die Entwässerungsgräben ($Z_{Jü.1}$ und $Z_{Jü.2}$) trotzdem statt. Verwendet wurde die mittlere Jahresabflussmenge von 1981 bis 1990 ($1.198.000 \text{ m}^3$) bei Betrieb des Pumpwerkes. Die mittlere P-Konzentration wurde mit $0,316 \text{ g}/\text{m}^2$ angegeben. Messungen fanden 1981 bis 1990 (14-tägig) statt. Nährstoffeinträge durch das Grundwasser wurden nicht quantifiziert.

Methodische Beschreibungen zu den Komponenten Atmosphärische Deposition (D) und Badebetrieb (B) wurden vom Konsortium Rangsdorfer See (1992) nicht gemacht. Die Abschätzung des Nährstoffeintrags durch Wasservogelkot (G+A) erfolgte anhand von Beobachtungen über die Individuenzahl und die Aufenthaltsdauer ausgewählter Vogelarten (Wildgänse, Enten, Bläßrallen, Möven) am Rangsdorfer See. Als Beobachtungszeitraum diente die Wintersaison 1990/91. Die Berechnung des P-Importes für Gänse orientierte sich nach Befunden von Rutschke & Schiele (1980), wonach 10.000 Wildgänse einen P-Eintrag von 2,2 kg/Tag verursachen. Bei 1.820.000 gezählten Gänsen kam so nach dem Konsortium Rangsdorfer See (1992)

eine P-Menge (G) von 401 kg/a zusammen. Für die anderen Vogelarten wurden auf Belastungskennziffern der TGL 27885/01 (1982) (Tabelle 2: Belastungskennziffern bei direkter Gewässer bzw. Wassernutzung) zurückgegriffen.

Die Anteile der einzelnen Frachtkomponenten sind in Tabelle 5 dargestellt. Die hier verwendeten Abkürzungen wurden zur besseren Vergleichbarkeit angepasst. Im Ergebnis der vom Konsortium Rangsdorf (1992) erstellten P-Bilanz kann festgestellt werden, dass dem Gewässer im Jahr gut 1,5 t Phosphor zugeführt werden. Die bedeutendste Frachtkomponente stellt der Koteintrag durch Wasservögel, vor allem durch Gänse, dar.

Tabelle 5: P-Eintragsraten nach dem Konsortium Rangsdorfer See (1992).

Frachtkomponente	Jahressumme (kg)	Jahressumme (%)
P-Eintrag durch den Glasowbach	342	23
P-Eintrag durch die Entwässerungsgräben Jühnsdorf	378	25
Atmosphärische Deposition	181	12
P-Eintrag durch Gänse und andere Wasservögel	596	40
Badegäste	5	0
Gesamt	1505	100

5.2.2 P-Lastberechnung für den 1. WRRL-Bewirtschaftungsplan

Für den ersten WRRL-Bewirtschaftungszyklus bis 2015 wurden mit Hilfe der Ergebnisse des biologischen Monitorings potenziell gefährdete Gewässer in Brandenburg ausgewiesen. Für die betroffenen Seen (n=34), darunter der Rangsdorfer See, fand im Anschluss eine Emissionsschätzung mit dem Stoffbilanzmodell MONERIS (Modelling Nutrient Emissions in River Systems) statt (LfU BB, 2011). Parallel dazu wurden auf Basis von Umweltzielen kritische P-Einträge berechnet (Kapitel 5.3.1). Durch Gegenüberstellung der Ergebnisse wurden Reduzierungsanforderungen formuliert.

Mit dem von Behrendt et al. (1999) entwickelten semi-empirisch, konzeptionellen MONERIS-Modell lassen sich Nährstoffeinträge aus Punktquellen (Kläranlagen, Industrie) und diffusen Quellen (Erosion, Oberflächenabfluss, Grundwasser, atmosphärische Deposition, Abfluss von versiegelten Flächen) quantifizieren. Durch Bilanzierung zwischen Nährstoffeintrag in das Einzugsgebiet und Nährstoffaustrag in das Gewässer können mit MONERIS pfadspezifische Rückhalte und Verluste ermittelt werden. Als Datengrundlage dienen gemessene Güte- und Abflussdaten sowie flächenbezogene GIS-Daten, u.a. Bodenkarten, Digitale Höhenmodelle, Landnutzungsdaten sowie umfangreiche statistische Informationen. Durch Georeferenzierung und Verwendung von GIS-basierten Ansätzen ist eine regional differenzierte Erhebung der Nährstoffeinträge innerhalb von Flusseinzugsgebieten möglich. Ausführliche Beschreibungen des Modells sowie Anwendungsbeispiele finden sich in zahlreichen Veröffentlichungen (z.B. Behrendt et al., 1999; Schreiber et al., 2005; Fuchs et al., 2010).

Um die interne Belastung durch die Sediment-Rücklösung abschätzen zu können, wurden die mit MONERIS ermittelten Frachten im Sinne des OECD-Ansatzes (Formel 5) in eine mittlere P-Seekonzentration (P_{See}) verrechnet und mit gemessenen Werten (P_{WP}) verglichen. Übersteigt

die gemessene seeinterne Konzentration die berechnete Konzentration, wurde in der Berechnung des LfU BB von einer Rücklösung ausgegangen.

Haupteintragspfad beim Rangsdorfer See ist nach der MONERIS-Emissionsabschätzung mit über 50 % der Oberflächenabfluss von urbanen Flächen. Nur 2 % des Phosphor-Eintrags fallen auf den *Oberirdischen Abfluss von natürlichen Flächen*. Gut 1/3 gelangen über das Grundwasser in den See. In der Summe ergibt sich für den Rangsdorfer See ein P-Jahreseintrag von 1106 kg (Tabelle 6).

Tabelle 6: P-Jahresfrachten (Stand: 2005) nach LfU BB (2011).

Eintragspfad	Jahressumme (kg)	Jahressumme (%)
Atmosphärische Deposition	94,7	9
Kleinkläranlage	5,4	0
Kläranlagen	-	-
Erosion	-	-
Abschwemmung	17,1	2
Oberirdischer Abfluss von versiegelten/ urbanen	602,0	54
Grundwasser	386,7	35
Rücklösung (Sediment)	-	-
Gesamt	1105,9	100

5.2.3 P-Lastberechnung für den 2. WRRL-Bewirtschaftungsplan

Für den 2. BWPL fand im Rahmen der Erstellung von NRK auf überregionaler Ebene eine landesweite Dokumentation pfdspezifischer Nährstoffquellen für Brandenburger Gewässer statt (LfU BB, 2015). Im Vergleich zu MONERIS, sollten nun Phosphorflüsse durch Verwendung der Bilanzmodelle ArcEGMO und SIMPL (Schauer et al., 2003) auf kleinerem Maßstab abgebildet werden. Ziel der Modellierung war die Erhebung und Quantifizierung der Haupteintragspfade für berichtspflichtige Gewässer. Anhand von umfangreichen GIS-Daten und Literaturangaben wurden sowohl Nährstofffrachten aus punktuellen als auch aus diffusen Quellen ermittelt sowie Retentionsprozesse im Boden und Grundwasser berücksichtigt.

Als Basis für die Berechnung der Nährstoffeinträge dienten Teileinzugsgebiete, die sich an den Grenzen der oberirdischen Einzugsgebiete der Seen und Fließgewässer orientieren. Die Verknüpfung der Teileinzugsgebiete erfolgte für Seen durch Aufsummierung aller zum Gewässer zugehörigen Abflussgebiete. Berücksichtigt wurden insgesamt 12 verschiedenen Eintragspfade unterschiedlichen Ursprungs (Siedlung, Landwirtschaft, Atmosphäre, geogen) und Eintrags (direkt, Grundwasser, Zwischenabfluss, Oberflächenabfluss). Einträge über das Grundwasser werden, im Vergleich zur MONERIS-Modellierung, ausgehend von der Eintragsquelle differenzierter betrachtet. Die im einzelnen verwendeten Berechnungsansätze können im Fachbeitrag des LfU BB (2015) nachgeschlagen werden. Es werden im Folgenden nur die Pfade kurz erläutert, die im Ergebnis für den Rangsdorfer See als relevant eingestuft werden können.

Tabelle 7: P-Jahresfrachten der Haupteintragspfade für den Rangsdorfer See nach LfU BB (2012, unveröffentlicht).

Eintragspfad	Jahressumme (kg)	Jahressumme (%)
Kommunale Kläranlagen	0	0
Abwasser diffus aus Kleinkläranlagen	7	1
Abwasser diffus aus undichten Gruben	42	4
Abwasser diffus aus Kleingärten	7	1
Abschwemmung von versiegelten Flächen	21	2
Abschwemmung von Landwirtschaftsflächen	64	5
Erosion von Landwirtschaftsflächen	105	9
Sickerwasser von Siedlungsflächen	217	18
Sickerwasser von Landwirtschaftsflächen	396	34
Sickerwasser: natürlicher Hintergrund	165	14
Dränagen	6	1
Atmosphärische Deposition	157	13
Gesamt	1180	100

Als Ergebnis der Lastberechnung wird für den Rangsdorfer See eine Jahresfracht von 1180 kg/a angegeben (Tabelle 7). Haupteintragspfad stellen Sickerwasser von landwirtschaftlich genutzten Flächen dar. Mit Abstand folgen die Pfade Sickerwasser von Siedlungsflächen und Sickerwasser mit Phosphor natürlichen Ursprungs. Alle drei Eintragspfade sind dem Eintragsstyp *diffuse Quelle* zuzuordnen und gelangen über das Grundwasser und/oder über den Zwischenabfluss in das Gewässer. Berechnet wurden die Sickerwasserfrachten mittels nutzungsspezifischer Austragsraten aus der Fachliteratur. Eine Differenzierung der Landoberfläche fand anhand von Landnutzungsdaten durch ATKIS-Datensätze (LGB, 2008) und substrattypischen Eigenschaften (LfU BB, 2011) statt. Durch Unterscheidung zwischen mineralischen und organischen Substrattypen bei Acker- und Grünlandflächen wurde der erhöhte Nährstoffaustrag aus entwässerten Niederungsgebieten berücksichtigt. Die für Phosphor verwendeten Austragsraten in Abhängigkeit von Landnutzung und Substrattyp sind im Handbuch des LfU BB (2015) aufgelistet. Um die Retention bzw. Umsatzprozesse im Untergrund darzustellen, fand weiterhin eine Ausweisung von nährstoffsensiblen Flächen und solchen, die es nicht sind, statt. Die Retentionsleistung wurde dabei anhand der Kriterien Grundwasserflurabstand, Wasserdurchlässigkeit und Landnutzungstyp (Acker, Grünland, Gartenland) festgelegt. Gesondert wurde die Sickerwasserfracht aus drainierten Flächen betrachtet, wo die Retention gleich Null gesetzt wurde.

Zur Ermittlung natürlicher Hintergrundwerte im Grundwasser wurden Analysewerte von 21 Pegeln in Brandenburg ausgewertet, die im Einzugsgebiet mit kompletter Waldbedeckung liegen. Der daraus ermittelte Median wurde unter Einbeziehung einer mittleren Sickerwassermenge (ArcEgmo 1986 – 2005) zu einer einheitlichen P-Austragsrate von 0,07 kg/ha/a verrechnet.

Der relative Anteil der Sickerwassereinträge in den Rangsdorfer See beträgt zusammen 66 %. Somit gelangen entsprechend der Lastberechnung durch das LfU BB 2/3 des Phosphors über

das Grundwasser/den Zwischenabfluss in das Gewässer. Nochmal 13 % der Jahresfracht fallen auf diffuse Einträge durch die atmosphärische Deposition. Die Ermittlung der Deposition erfolgte anhand eines Mittelwertes aus Literaturangaben (0,6 kg P/ha/a).

5.3 Entwicklungsziele und Zustandsbewertungen

5.3.1 Referenzzustand nach dem potentiell natürlichen Phosphoreintrag

Eine Charakterisierung der Nährstoffsituation für die Brandenburger Seen fand auf Basis der MONERIS-Emissionsschätzung für den ersten BWPL statt (Kapitel 5.2.2). Für den ersten BWPL wurden vom LfU BB (2011) außerdem Bewirtschaftungsziele in Form von kritischen P-Konzentrationen (P_{crit}) erarbeitet. In einem vom LfU BB (2012) zur Verfügung gestellten Datenblatt zur Nährstoffsituation des Rangsdorfer Sees ist ein P-Bewirtschaftungsziel von 0,067 g/m³ bzw. ein Trophieindex von 3,36 angegeben. Die Herleitung dieses Ziels soll nachfolgend erklärt werden.

Zunächst wurden vom LfU BB (2011) typspezifische Referenzbedingungen abgeleitet, die den *sehr guten* Zustand der Brandenburger Gewässers beschreiben sollen. In Anlehnung an die LAWA-Richtlinie zur Bewertung von stehenden Gewässern (LAWA, 1999), wurde der Referenzzustand anhand des natürlichen P-Eintrages ermittelt. Es wurde angenommen, dass die Gewässer phosphorlimitiert sind. Für jeden See wurde ein auf der potenziell natürlichen Hydrologie basierendes P-Bilanzmodell erarbeitet. Verwendet wurde die von der OECD (1982) entwickelte Formel, die auf den statistischen Zusammenhang zwischen der Verweilzeit (τ), der volumengewichteten Gesamtposphorkonzentration in den Zuflüssen (P_{in}) und der mittleren P-Seekonzentration (P_{See}) beruht:

$$P_{See} = \frac{a * P_{in}}{(1 + \tau^{0,5})^b}$$

Formel 5

Entsprechend den Erhebungen von Müller et al. (1996) wurde eine mittlere potenziell natürliche Abflussspende von 81 mm/a für ein Einzugsgebiet angenommen. Die P-Konzentration im Zufluss wurde pauschal für Einzugsgebiete im Brandenburger Jungglazialagebiet auf 0,080 g/m festgesetzt. Der angegebene Wert entspricht dem groben Mittelwert von P-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser und in kleinen Fließgewässern mit bewaldeten Einzugsgebieten im Land Brandenburg. P-Einträge aus der Atmosphäre wurden mit einer jährlichen Rate von 0,3 kg/ha (LAWA, 1999) berechnet.

Unter Zugrundelegung der Kenntnisse über die Zuflüsse und Volumina der Seen, wurde vom LfU BB die Verweilzeit berechnet. Entsprechend den Angaben auf dem aktuellen Steckbrief des LfU BB (2016) liegt τ bei 0,9 a. Mit welchen Eingangsgrößen dieser Wert ermittelt wurde, kann nicht zweifelsfrei nachvollzogen werden. Mit der oben genannten Abflussspende wäre der Wert jedoch zu erreichen, wenn das künstliche Einzugsgebiet der Polder Jühnsdorf von der Gesamteinzugsgebietsfläche abgezogen und die Seefläche addiert wird (39,4 km²). Als Sedimentationskoeffizienten wurden 1,22 für a und 0,87 für b verwendet.

Die berechneten P-Referenzkonzentrationen wurden als Frühjahrskonzentrationen betrachtet (P_F). Sommerkonzentrationen (P_S) im Epilimnion berechneten sich mit nachfolgender Gleichung Formel 6, die als Regressionsbeziehung anhand der aktuellen Verhältnisse in Brandenburg konzipiert wurde.

$$P_S = EXP((0,33502371 + 0,9514659 * LN(P_F) + 0,12418231 - 0,4271918 * LN(F)))$$

Formel 6

Der Tiefengradient wurde nach Ventz (1974) wie folgt errechnet:

$$TF = \frac{Z_{max}}{(5,81 * (\frac{L_{eff} + B_{eff}}{2})^{0,28})}$$

Formel7

Mit den abgeleiteten Frühjahrs- und Sommerkonzentrationen konnte nun für jedes Gewässer entsprechend der Trophie-Skalierung nach LAWA (1999) eine individuelle Referenztrophie ermittelt werden. Für den Rangsdorfer See ergab sich ein Referenztrophieindex von 2,86. Somit wäre der See unter ungestörten Verhältnissen nach den modellbasierten Berechnungen des LfU BB (2011) ein eutrophes Gewässer (=e1).

Zur Bestimmung des Trophieindex für den *guten Zustand* wurden zum Referenzindex noch mal 0,5 Indexeinheiten hinzuaddiert. Es ergibt sich als seespezifisches Bewirtschaftungsziel für den Rangsdorfer See ein Trophieindex von 3,36 (=e2). Durch Rücktransformation in eine P-Konzentrationen wurden Grenzwerte für P_F und P_S abgelesen, die beim Rangsdorfer See bei 0,056 bzw. 0,077 g/m³ liegen (LfU BB, 2011). Im Mittel beträgt die kritische Konzentration (P_{crit}) somit 0,067 g P/m³.

Im nächsten Schritt berechnete das LfU BB (2011) auf Basis des abgeleiteten Bewirtschaftungsziels die kritische jährliche P-Flächenbelastung (L_{crit}). Sie gibt an, wie viel Phosphor dem Gewässer höchsten zugeführt werden kann, ohne dass das Umweltziel verfehlt wird. Verwendet wurde hierfür das Vollenweider-Modell (1976):

$$L_{crit} = P_{crit} * q_s * (1 + \sqrt{\tau})$$

Formel 8

Die hydraulische Belastung (q_s) berechnet sich als Quotient von τ und z_{mean} . Mit $P_{crit} = 0,067$ g/m³ und $\tau = 0,9$ a (LfU BB, 2011) müsste nach eigenen Berechnungen L_{crit} gleich 0,246 g/m²/a für den Rangsdorfer See betragen.

Durch Vergleich der erhobenen kritischen P-Belastung und der aktuellen P-Flächenbelastung (L_{ext}) gemäß MONERIS-Emissionsschätzung (1105,9 kg/a = 0,453 g/m²/a, Kapitel 5.2.2) wurde vom LfU BB (2011) überprüft, ob die externe P-Last für eine Zielerreichung zu hoch ist. Für den Fall, dass $L_{ext} > L_{crit}$, sollten für jeden Eintragspfad (MONERIS-Eintragspfade) notwendige Reduzierungen der aktuellen P-Fracht ermittelt werden. Derartige Reduzierungsanforderungen wurden nach dem Landesbericht des LfU BB (2011) für den Rangsdorfer See nicht formuliert.

Die modellbasierten abgeleiteten P-Konzentrationen wurden zur Vorbereitung für den zweiten Bewirtschaftungszyklus einer Prüfung unterzogen (LfU BB, 2011). Mit einem regional neu kalibrierten Modell ergaben sich für die meisten Seen hinsichtlich ihres Referenztrophiex-index nuancierte Veränderungen, die aber nur in Ausnahmefällen zu einem Wechsel in eine andere Trophieklasse führten (LfU BB, 2011). Wie der aktuelle Seen-Steckbrief für den Rangsdorfer See zeigt (LfU BB, 2016), wurde der Referenztrophiex-index leicht nach unten korrigiert (2,83). Somit liegt das Bewirtschaftungsziel für den 2. BWP bei einem Trophiex-index von 3,33 und ist damit nur unwesentlich geringer als beim 1. BWP.

5.3.2 Rekonstruktion des anthropogen unbeeinflussten Zustandes durch paläolimnologische Methoden

In Flachseen wird der ökologische Zustand nicht allein durch sein Trophiex, sondern auch durch das alternative Vorkommen von Makrophyten oder Phytoplankton bestimmt. Mit dem paläolimnologischen Ansatz ist eine Ableitung von Besiedlungsmustern für Zeiträume ohne oder mit sehr geringer anthropogener Beeinflussung möglich. Betrachtet wird üblicherweise die Sukzessionsabfolge in Sedimentbohrkernen und den darin enthaltenen Resten ausgewählter Organismengruppen sowie Pollen von Samenpflanzen. Im Rahmen eines Projektes zur Ermittlung von Referenzzuständen im Sinne der EU-WRRRL fand für Brandenburger Flachseen eine Analyse diverser biologischer und geochemischer Parameter in Sedimentkernen statt (Nixdorf & Mischke, 2003). Zur Rekonstruktion der ursprünglichen Besiedlung wurden 2001 und 2002 Sedimentkerne aus sechs verschiedenen Seen entnommen, darunter auch der Rangsdorfer See. Die Datierung der Kerne erfolgte anhand von Pollen als Anzeiger für die Veränderungen der terrestrischen Vegetation durch menschliche Aktivitäten sowie anhand der Schwermetallkonzentration als Anzeiger für die voranschreitende Industrialisierung. Ausgehend von der Besiedlungsgeschichte für Brandenburg wurden fünf Zeitperioden festgelegt:

Periode I: Völkerwanderzeit und Frühmittelalter (Vor 950 n. Chr.)

Periode II: Hochmittelalter und frühe Spätmittelalter, geprägt durch starken Bevölkerungswachstum, Rodungen und Bau von Wassermühlen (950 – 1500 n. Chr.)

Periode III: Neuzeitliche vorindustrielle Periode, geprägt durch 30jährigen Krieg, Pest, Rückgang der Landnutzung, Wiederbewaldung (1500 – 1750 n. Chr.)

Periode IV: Beginn der Industrialisierung, geprägt durch Bevölkerungswachstum, Flussbegradigungen, Meliorationen, flächenhafte Aufforstungen (1750 – 1950 n. Chr.)

Periode V: starker Bevölkerungswachstum, P-haltiges Waschmittel, Versiegelung, Tierintensivhaltung (1950 – 2000 n. Chr.)

Der Sedimentkern des Rangsdorfer Sees enthielt nur unvollständig den Zeitabschnitt der Periode I. Zur paläolimnologischen Leitbildkonstruktion wurde neben der Periode I aber auch die Periode III genutzt.

Zur Beantwortung der Frage nach der Dominanz von Makrophyten oder Phytoplankton wurden in 7 cm langen Kernabschnitten makrofossile Reste submerser Pflanzen entnommen und

bestimmt. Eine häufig vorkommende Vegetationsform in Makrophyten-dominierten Flachseen sind Characeen-Wiesen (Armlauchgewächse) (Hilt & Degler, 2004). Chara-Oosporen als Makrorest für Characeen wurden beim Rangsdorfer See in den vollständig erfassten Perioden II bis IV nachgewiesen. In der Periode III waren weiterhin Blattreste von Laichkräutern vorhanden (Tabelle 8). Ein durchgehendes Characeen-Vorkommen wurde bei den anderen Seen in den anthropogen wenig beeinflussten Perioden nicht festgestellt (Abbildung 16). Insgesamt lässt sich bei den übrigen Seen keine typische Besiedlung bei geringer anthropogener Belastung finden. Vielmehr deutet sich ein Wechsel der Artendominanz als auch ein Wechsel zwischen Makrophyten- und Phytoplankton-Dominanz an. Als zusätzliche Indikatoren wurden Fischegel-Eikokons und Moostierchen verwendet, die das Vorhandensein von submersen Makrophyten anzeigen können.

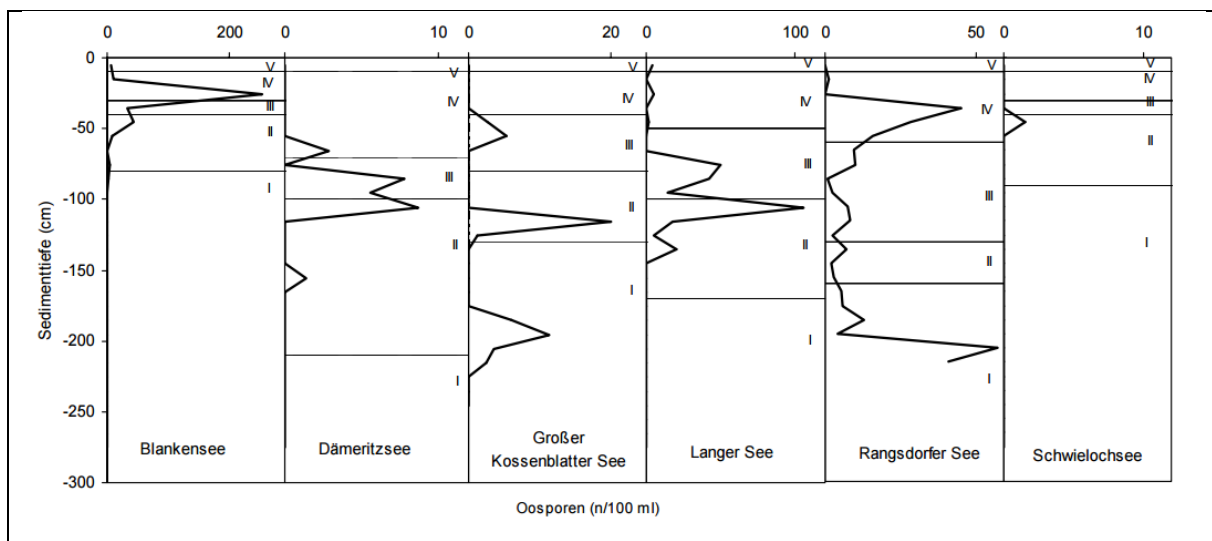


Abbildung 16: Vorkommen von *Chara*-Oosporen in Sedimentkernen aus sechs Brandenburger Flachseen in Perioden unterschiedlicher anthropogener Beeinflussung (I-V, Beschreibung im Text) (Hilt & Degler, 2004, verändert nach Nixdorf & Mischke, 2003).

Tabelle 8: Vorkommen von pflanzlichen und tierischen Makroresten in sechs Brandenburger Flachseen in Perioden geringer menschlicher Beeinflussung (verändert nach Nixdorf & Mischke, 2003).

	Periode I	Periode III
Blankensee	Schwimblattpflanzen unterbrochen von Perioden ohne Reste, gegen Ende Aufkommen von Characeen, Laichkräuter und Schwimblattpflanzen	Characeen
Dämeritzsee	Schwimblattpflanzen	Schwimblattpflanzen, <i>Piscicola</i> -Eikons und Moostierchen
Großer Kossenblatter See	Characeen um 1300 n. Chr., vorher und danach Perioden ohne Reste	Zunächst keine submersen Makrophyten, dann Abfolge von Characeen zu Laichkräutern
Langer See	Keine Makroreste submerser Makrophyten, <i>Piscicola</i> -Eikokons	Abfolge von Characeen zu Schwimblattpflanzen, gegen Ende keine submersen Makrophyten mehr
Rangsdorfer See	Nicht definiert	Characeen und Schwimblattpflanzen im gesamten Zeitraum, Laichkräuter zeitweise
Schwiellochsee	Keine Makroreste submerser Makrophyten	Keine Makroreste submerser Makrophyten, aber <i>Piscicola</i> -Eikokons und Moostierchen

In der Projektstudie von Nixdorf & Mischke (2003) wurden neben pflanzlichen und tierischen Makroresten auch die in dem Sediment erhaltenen Pigmente (membrangebundene Chlorophylle und Carotinoide) untersucht. Die Pigmentanalyse ermöglicht ebenfalls die Aufklärung ehemaliger Phytoplankton- und Makrophyten-Dominanzen, gibt aber auch Aufschluss über eine mögliche Dominanz von filamentösen Cyanobakterien. Ein cyanobakteriendominierter Zustand tritt auf, wenn hohe P-Konzentrationen zu einem übermäßigen Algenwachstum führen. Durch die verminderte Wassertransparenz haben trübungstolerante Cyanobakterien einen Vorteil gegenüber anderen Algenklassen. Bei niedrigen P-Konzentrationen ist ein cyanobakteriendominierter Zustand nicht möglich (Scheffer et al., 1997).

In der Pigmentanalyse von Nixdorf & Mischke (2003) wurde als Leitpigment für Cyanobakterien Echinenon (Echi) extrahiert. Das Pigment Alloxanthin (Allo) kommt in der Algenklasse Cryptophyta vor. Marker für Grünalgen (Chlorophyta) sowie höheren Pflanzen, einschließlich Makrophyten, war Lutein (Lut). Als Biomasseindikatoren wurden Chl a, β -Carotin (β -Car) sowie Zeaxanthin (Zea) herangezogen.

Abbildung 17 zeigt die Konzentration der genannten Pigmente im Sedimentkern des Rangsdorfer Sees. Alle Pigmente zeigen infolge der beginnenden Industrialisierung einen drastischen Anstieg in den jüngeren Zeitperioden. Blaualgenblüten sind angedeutet, es dominieren jedoch die anderen Algenklassen. Während der anthropogen unbeeinflussten Phase (Periode III) sind hohe Konzentrationen an Lutein zu erkennen. Die geringe Gesamtpigmentmenge bei gleichzeitig hohem organischen Gehalt spricht für einen Makrophyten-dominierten Zustand während der gesamten Periode III. Dies steht in Übereinkunft mit den Analyseergebnissen der

pflanzlichen Makroreste. Der Characeen-Peak in Periode IV bildet sich womöglich in der Pigmentkonzentration von Lutein ab, allerdings war in dieser Zeit wahrscheinlich auch das Grünalgen-Wachstum angeregt.

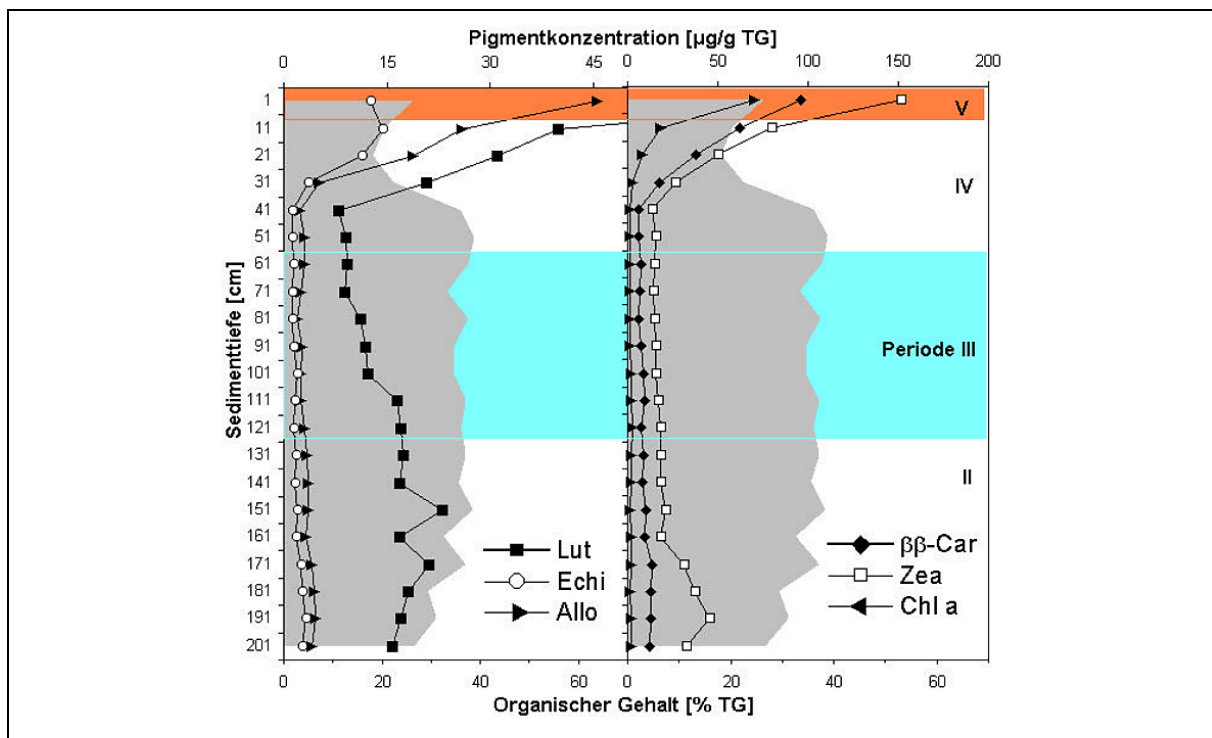


Abbildung 17: Konzentrationen verschiedener Pigmente (Abkürzungen siehe Text) sowie des organischen Gehaltes (graue Fläche) im Sedimentkern des Rangsdorfer Sees (Nixdorf & Mischke, 2002).

In zusätzlichen Untersuchungen von Nixdorf & Mischke (2003) wurden weitere limnische Organismengruppen, wie Chironomiden (Fliegenlarven) oder Chladoceren (Wasserflöhe), betrachtet. Mit ihnen konnte der ehemalige Trophiezustand nachvollzogen werden. Die Autoren der Studie resümierten, dass alle betrachteten Seen in allen untersuchten Zeitperioden eutroph waren. Begründet wurde dies mit der Morphometrie der Seen sowie den geogen bedingten Phosphorhintergrundkonzentration.

5.3.3 Aktueller Gewässerzustand

Eine Zustandsbewertung berichtspflichtiger Gewässer erfolgt gemäß EU-WRRL anhand ökologischer und chemischer Kriterien. Für die ökologische Bewertung (Abbildung 18) erfolgte zunächst eine Bewertung anhand der Biozönose bestehend aus den Organismengruppen *Phytoplankton* und *Makrophyten & Diatomeen* (Biologische Qualitätskomponenten). Im Zuge der Ausarbeitung des Bewertungssystems nach EU-WRRL wurden entsprechend des Standgewässertypensystems charakteristische Lebensgemeinschaften im anthropogen unbelasteten Zustand (Referenzbiozönose) bestimmt und in das LAWA-Klassifizierungssystem übersetzt. Das genaue methodische Vorgehen sowie Weiterentwicklungen der verwendeten Bewertungsverfahren kann einschlägiger Literatur entnommen (z.B. Nixdorf et al., 2006; Mischke et al., 2010; Schaumburg, 2011; Riedmüller et al., 2013b) und soll an dieser Stelle nicht ausgeführt werden.

Als weitere biologische Qualitätskomponente für Brandenburger Seen ging die trophische Bewertung gemäß LAWA (1999) ein. Es erfolgt hierbei ein Vergleich zwischen der trophischen

Ist-Situation und der seespezifischen Trophie für einen *guten* Zustand. Letzteres wurde gemäß dem natürlichen Phosphoreintrag ermittelt (Kapitel 5.3.1).

Die Gesamtbewertung beider biologischer Qualitätskomponenten erfolgt nach dem „one out – all out“ Prinzip. Das Endergebnis wird somit vom jeweils schlechteren der beiden Einzelergebnisse bestimmt.

Unterstützend zu den biologischen Qualitätskomponenten wurden chemisch-physikalische Qualitätskomponenten hinzugezogen. Maßgebende Größe ist hierbei die P-Konzentration. Weicht sie mehr als eine Klasse vom Referenzzustand ab, bedeutete dies ein Verfehlen des guten ökologischen Zustandes.

Die Bewertung der biologischen Einzelkomponenten erfolgte anhand einer 5-stufigen Skala (1=*sehr gut*; 5 = *schlecht*), ebenso der LAWA-Trophie-Index. Die ermittelte Referenztrophie entspricht hierbei der EU-WRRL-Zustandsklasse *sehr gut*. Für die Abgrenzung der nachfolgenden Zustandsklassen werden dann jeweils 0,5 Indexeinheiten hinzugerechnet.

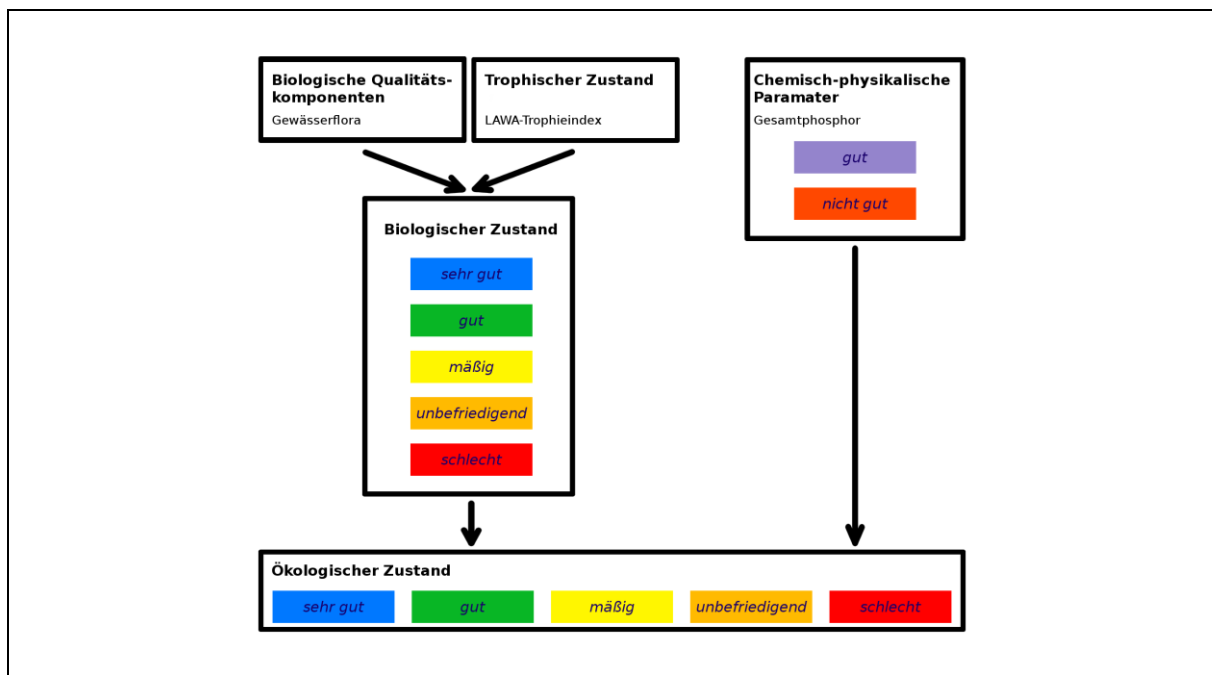


Abbildung 18: Klassifikation des ökologischen Zustandes für die Brandenburger Seen für den 1. BWP (LfU BB, 2011).

Die Einstufung des chemischen Zustandes erfolgte durch Prüfung von Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe und sonstigen Schadstoffen (Anhang I, Teil A der Richtlinie 2008/105/EG). Werden alle Umweltqualitätsnormen eingehalten, wird der chemische Zustand als *gut* bewertet. Andernfalls wird ein *nicht gut* vergeben. Die Ergebnisse der chemischen und ökologischen Zustandsbewertungen gingen gleichgewichtet in die Gesamtbewertung ein.

Eine Erhebung der genannten Qualitätskomponenten fand beim Rangsdorfer See zuletzt 2009 und 2014 statt, wobei für die Berichtserstattung 2009 auf Monitoringdaten aus dem Jahr 2007 zurückgegriffen wurde (LfU, 2009). Fortgeführt soll das Monitoring 2019 (LfU, 2016). Allgemeine Chemisch-Physikalische Untersuchungen wurden mit einer höheren Messfrequenz

durchgeführt. Eine Bewertung nach trophischen Parametern erfolgte daher auch für die Jahre 2005 und 2010.

Gemessen an der fünfstufigen Klassifizierung, ergab die Auswertung der Bestandsdaten von 2007 ein *unbefriedigendes* Ergebnis (Zustandsklasse 4). Ausschlaggebender Parameter war der vom LfU BB ermittelte LAWA-Trophie-Index von 3,95, was einem polytrophen Gewässer (p1) bzw. einer *unbefriedigenden* Zustandsklasse nach EU-WRRL entspricht. Das Verfehlen der Zustandsklasse *gut* wird ebenfalls durch eine zu hohe gemessene Phosphorkonzentration bedingt, die als sommerliches Mittel bei 0,080 g/m³ liegt. Bezüglich der biologischen Qualitätskomponenten liegen nur eingeschränkte Informationen vor, da ausschließlich die Teilkomponente *Diatomeen* bewertet wurde. Der ermittelte Diatomeenindex entsprach dem Zustand *mäßig* (=3), somit erhielt die Qualitätskomponente *Makrophyten & Diatomeen* im Gesamten ein mäßiges Ergebnis. Der chemische Zustand wurde als *gut* bewertet.

Für das Jahr 2014 wurde der Gesamtzustand des Rangsdorfer See als *schlecht* (Zustandsklasse 5) gewertet. Eine weitere Abstufung zum Referenzzustand ist nach der Skala der EU-WRRL nicht möglich. Bis auf die Teilkomponente *Diatomeen*, wurden alle biologischen Indizes als *schlecht* bewertet. Abweichungen zum *guten* Zustand sind ebenfalls bei der chemischen Qualitätskomponente vorhanden. Der LAWA-Trophie-Gesamtindex verbesserte sich im Vergleich zur Bestandsaufnahme 2009 um eine Indexeinheit, liegt somit sogar unter dem geforderten Bewirtschaftungsziel von 3,36 (1. BWP). Allerdings liegt die gemessene P-Konzentration im Sommer und Frühling weit über dem geforderten Bewirtschaftungsziel.

Die vom LfU BB erhobenen Zustandsbewertungen und geforderten Entwicklungsziele können den Seen-Steckbriefen aus dem Jahr 2009 und 2016 sowie zusammengefasst der nachfolgenden Tabelle 9 entnommen werden. Die angegebenen Messwerte der trophischen Parameter wurden unverändert den Steckbriefen übernommen!

Tabelle 9: Entwicklungsziel für den 1. BWP und Zustandsbewertung anhand trophischer Parameter (LAWA, 1999) sowie biologische und chemische Qualitätskomponenten nach EU-WRRL (1 = sehr gut, 5 = schlecht) (LfU BB, 2009, 2011, 2016).

	Entwicklungs- /Bewirtschaftungsziel	2005	2007	2010	2014
--	--	------	------	------	------

Biologischer Zustand					
Trophischer Zustand					
LAWA-Trophie-Gesamtindex (WRRL-Zustandsklasse)	3,36 (2)	4,18 (4)	3,95 (4)	3,35 (2)	2,95 (2)
Chl-a Sommer (g/m ³)		0,151	0,157	0,025	0,021
Sichttiefe Sommer (m)		0,3	0,4	1,4	2,3
P Frühjahr (g/m ³)	0,057	0,129	0,055	0,372	0,134
P Sommer (g/m ³)	0,077	0,152	0,080	0,222	0,111
Biologische Qualitätskomponenten					
Makrophyten & Diatomeen	2		3		5
Makrophyten	2		n.b.		5
Diatomeen	2		3		4
Phytoplankton	2		n.b.		5
Gesamt Biologischer Zustand	2		4		5

Chemischer Zustand					
	gut		gut		nicht gut

Gesamtbewertung/Ökologischer Zustand					
	2		4		5

6 Material und Methoden

6.1 Einschätzung des Gewässerstatus nach trophischen Kriterien

Die trophische Charakterisierung eines Gewässers stützt sich in erster Linie auf den Vergleich zwischen Ist-Trophie und der gewässerspezifisch zu definierenden Referenz-Trophie. Die Abweichung beider Zustände bildet den Maßstab für die eigentliche Bewertung.

Die Einschätzung des aktuellen Gewässerstatus nach trophischen Aspekten erfolgt durch ein geeignetes Klassifizierungssystem. Vor Inkrafttreten der EG-WRRL fand die Klassifizierung üblicherweise anhand trophischer Kriterien und der Phytoplanktonbiomasse statt. Im Zuge der Entwicklung der Seenbewertung/Seenklassifizierung wurden zahlreiche Leitfäden erarbeitet und beständig dem neuesten Wissensstand angepasst (z.B. Sakamoto, 1966; Likens, 1975; OECD, 1982, TGL 27885/01, 1982; LAWA, 1999; Riedmüller et al., 2013). Eine Chronologie der Erneuerungen und Weiterentwicklungen findet sich in Schlungenbaum & Krech (1999) sowie in Knopf et al. (2000).

Die Klassifizierung nach der Trophie, wie sie bis heute im Kern noch gültig ist, geht im Wesentlichen auf die limnologischen Erkundigungen von Thienemann (1924) zurück. Die damalige Seentypenlehre unterschied jedoch nur die Zustände oligotroph und eutroph. Mit der in der ehemaligen DDR angewandten Trophieklassifizierung der Technischen Güte- und Leistungsnorm (TGL) 27885/01 erfolgte die Zuordnung der Wassergüte mit drei weiteren Beschaffenheitsklassen: *mesotroph*, *polytroph* und *hypertroph*. Die Beurteilung erfolgt nach den drei Merkmalskomplexen *Hydrographische und territoriale Kriterien*, *Trophische Kriterien* und *Salzgehalt, besondere und hygienisch relevante Kriterien*. Jeder Merkmalskomplex unterteilt sich in mehrere Merkmalsgruppen, dessen Zuordnung zu einer Klasse wiederum mit mehreren Kriterien zu erfolgen hat. Die Beschreibung des Gewässerstatus nach (TGL) 27885/01 kann als ganzheitlicher Ansatz verstanden werden, verlangt aber auch viele Gewässerdaten und Kenntnis zu seespezifischen Belastungen.

Das wohl geläufigste Klassifizierungssystem wurde von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, 1999) entwickelt, mit dem Ziel möglichst bundesweit und mit wenigen Eingangsdaten eine Erstbewertung von stehenden Gewässern zu ermöglichen. Es fußt auf dem Nährstoff-Belastungskonzept nach Vollenweider (1975), das im Rahmen einer internationalen OECD-Studie (1982) für verschiedene Gewässertypen getestet wurde. Da beim OECD-Modell nur die Trophiegrade oligotroph, mesotroph und eutroph unterschieden werden und diese für eine Beschreibung von belasteten Standgewässern nicht ausreichen, wurde das Trophiesystem in Anlehnung an die TGL 27885/01 um zwei weitere Trophiestufen (polytroph und hypertroph) erweitert. Eine Beschreibung der einzelnen Zustände ist der LAWA-Richtlinie (1999) zu entnehmen.

Eine Weiterentwicklung des reduktionistischen Ansatzes nach LAWA (1999) fand 14 Jahre später im Rahmen des Bewertungsverfahrens zur nationalen Umsetzung der EG-WRRL statt (Riedmüller et al., 2013a). Eine Klassifikation nach der ursprünglichen Methode der LAWA (1999)

find bereits durch das LfU BB für die Monitoringjahre 2005, 2007, 2010 und 2014 statt (Kapitel 5.3.3). Die Ergebnisse sollen auf Grundlage der gleichen Messergebnisse überprüft werden. Zusätzlich soll die überarbeitete Version nach Riedmüller et al. (2013a) angewendet werden.

6.1.1 Klassifizierung nach LAWA (1999)

Als Indikator für die Primärproduktion wird Chlorophyll a (Chl a) verwendet. Erwiesenermaßen zeigt dieser Parameter eine enge Beziehung zur Phytoplankton-Biomasse und Primärproduktion (OECD, 1982; Takamura & Nojiri, 1994). Als limitierende Steuergröße wird ausschließlich das Element Phosphor betrachtet. Dessen Beziehung zur Chl a-Konzentration wurde durch zahlreiche Studien belegt (z.B. Schindler et al., 1971; White, 1989), auch bei den untersuchten Gewässern im Rahmen einer weltweit durchgeführten Studie der OECD (1982) (Abbildung 19, rechts). Durch das Datenmaterial des OECD-Programms konnte die Linearität der Beziehung für das P-Konzentrationsspektrum zwischen 1 – 1000 $\mu\text{g/l}$ nachgewiesen werden. Der Regressionszusammenhang gilt daher nur für die Trophiegrade oligo- meso- und eutroph (Abbildung 19, links). Um die Bereiche poly- und hypertroph abgrenzen zu können, extrapolierte die LAWA (1999) das von der OECD (1982) erstellte Modell.

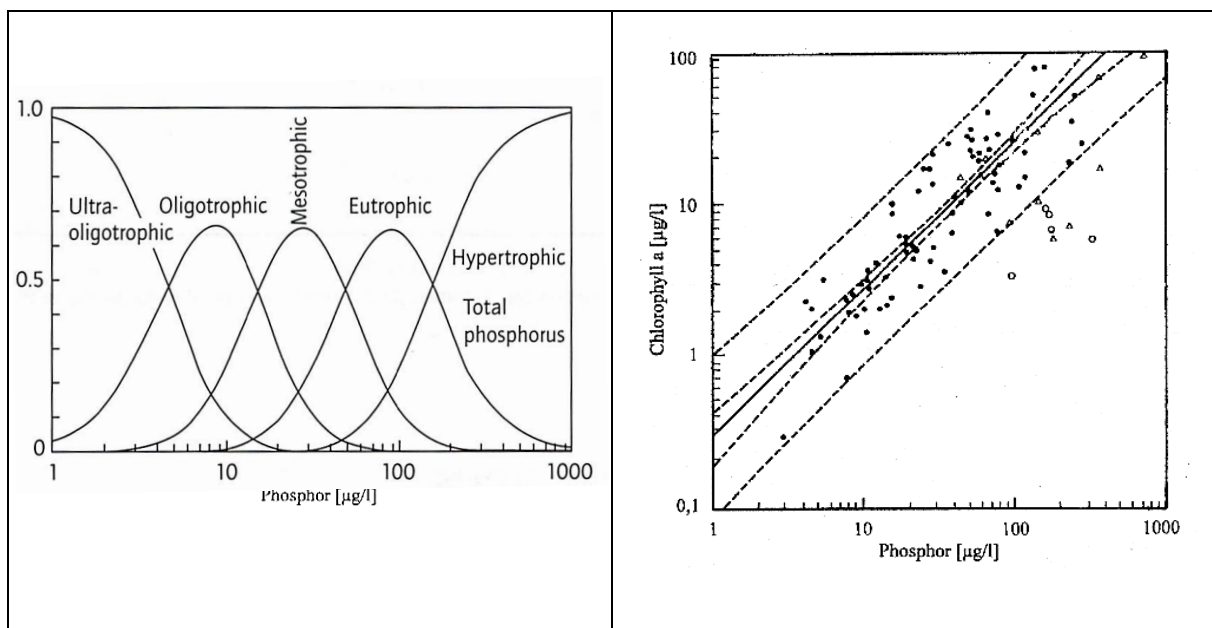


Abbildung 19: links: Wahrscheinlichkeit (zwischen 0 und 1) eines Trophiegrades je nach Jahresmittelwert für die P-Konzentration (OECD, 1982), rechts: Beziehung zwischen der mittleren jährlichen P-Konzentration und der mittleren jährlichen Chl a-Konzentration in 77 Seen der OECD-Studie (OECD, 1982) (Durchgezogene Linie: Regressionsgerade, gestrichelte Linie innen: 95 % Konfidenzintervall der Regressionsgeraden, gestrichelte Linie außen: 95 % Konfidenzintervall der abhängigen Variable).

Neben der P-Konzentration als Nährstoffkomponente sind nach LAWA (1999) obligatorische Kenngrößen zur Abgrenzung der Trophiegrade die Chl a-Konzentration und die Sichttiefe (trophiebeschreibend). Für eine Klassifikation müssen mindestens vier Beprobungen im Jahr stattgefunden haben, davon eine zur Zeit der Frühjahrszirkulation und drei während der sommerlichen Stagnationsphase. Bei polymiktischen Seen hat die Frühjahrsuntersuchung im März, spätestens Ende April zu erfolgen. Als Parameter wird nur die Phosphorkonzentration aufge-

nommen. Die sommerlichen Werte werden im Zeitraum Mai bis September, möglichst gleichmäßig verteilt erfasst und zu einem Mittelwert verrechnet. Neben der Sichttiefe und der Chl a-Konzentration wird auch wieder die Phosphorkonzentration erfasst. Messwerte, die während des Klarwasserstadiums ermittelt wurden, werden nicht mit einbezogen. Das Klarwasserstadium wird hierbei als Zustand definiert, bei dem die Sichttiefe mehr als zweimal so hoch ist, wie der Mittelwert der übrigen Werte oder die Chl a-Konzentration weniger als 10 % des Mittelwertes der anderen sommerlichen Konzentrationen beträgt.

Für jede Kenngröße erfolgt eine Zuweisung in das Trophiesystem, indem die Parameter über eine Indexzuweisung quantifiziert werden. Zuvor muss das Gewässer einem von drei Seetypen zugeordnet werden. Die Unterscheidungsmerkmale sind hier die Gewässerfläche und der Tiefengradient als Maß für die Schichtungsstabilität Formel 3. Der Rangsdorfer See wird mit einer Fläche von über 5 ha und TF kleiner als 1,5 (Tabelle 1) zum Seetyp *ungeschichteter, großer See* gezählt.

Für die Berechnung des Gesamt-Trophie-Index (Ges-Ind) werden die Parameter mit unterschiedlicher Wichtung gemittelt (Formel 13). Als Indikator für die Phytoplanktonbiomasse stellt die Chl a-Konzentration die wichtigste trophieanzeigende Kenngröße dar. Der Wichtungsfaktor ist hier mit 10 am größten. Die Wichtungsfaktoren der anderen Parameter werden aus deren statistischen Zusammenhängen mit der Chl a-Konzentration berechnet. Sie gelten für alle Seetypen.

Für die Ermittlung der Einzel-Indizes für die Parameter Chl a-Sommermittelwert (Chl a-Ind), Sichttiefen-Sommermittelwert (ST-Ind), Phosphor-Sommermittelwert (GesPS-Ind) und Phosphor-Zirkulations- bzw. Frühjahrswert (GesPZ- bzw. GesPF-Ind) stehen seetypspezifische Zuordnungstabellen zur Verfügung. Um Ablesefehler zu vermeiden, wurden jedoch folgenden Formeln der LAWA (1998) verwendet:

$$\text{Chl a-Ind:} \quad y = 0,856 * \ln(x) + 0,560 \quad \text{Formel 9}$$

$$\text{ST-Ind:} \quad y = -1,068 * \ln(x) + 3,379 \quad \text{Formel 10}$$

$$\text{GesPS-Ind:} \quad y = 0,786 * \ln(x) + 0,0004 \quad \text{Formel 11}$$

$$\text{GesPF-Ind:} \quad y = 0,752 * \ln(x) + 0,256 \quad \text{Formel 12}$$

Der Gesamtindex berechnet sich wie folgt:

$$\text{Ges - Ind} = \frac{(\text{Chl a - Ind} * 10 + \text{ST - Ind} * 7 + \text{GesPS - Ind} * 5 + \text{GesPF - Ind} * 5)}{27} \quad \text{Formel 13}$$

Der ermittelte Gesamt-Trophieindex kann nun einem der folgenden fünf trophischen Zustände zugeordnet werden (Tabelle 10). Eutrophe und polytrophe Trophiegrade werden gesondert abgestuft. Gerundet wird eine Stelle nach dem Komma.

Tabelle 10: Zuordnung des Gesamtindex zur Trophiestufe nach LAWA (1999).

Trophiegrad	Symbol	Index
oligotroph	o	≤1,5
mesotroph	m	>1,5-2,5
eutroph	e1	>2,5-3,0
eutroph	e2	>3,0-3,5
polytroph	p1	>3,5-4,0
polytroph	p2	>4,0-4,5
hypetroph	h	>4,5

Mit Verweis auf den geforderten Untersuchungsumfang, kann die beschriebene Klassifikation auf fünf zurückliegende Jahre für den Rangsdorfer See angewendet werden. Vom LfU BB wurden Sichttiefen und gewässerkundliche Daten (euphotische Zone) für die Jahre 2005, 2007, 2010-2012 sowie 2014 zur Verfügung gestellt. Das Monitoring in den Jahren 2005, 2007, 2010 und 2014 fand an der investigativ betriebenen Hauptmessstelle (8000158286839-HM) statt. Den zugesendeten Koordinaten des LfU BB nach, befindet sich diese in der Krümme Lanke. 2011 und 2012 wurde im Hauptsee beprobt (8000158286839-3) (Abbildung 21). Da in den Jahren 2007 und 2011 keine Messungen im März/April stattfanden, wurde für den Frühjahrswert auf den ersten Messwert der Saison zurückgegriffen. Eine Untersuchung der kennzeichnenden Parameter fand zwar auch 1992 statt (Konsortium Rangsdorfer See, 1992), jedoch reicht der Untersuchungsumfang mit drei Messtagen für eine Klassifikation nicht aus.

6.1.2 Klassifizierung nach Riedmüller et al. (2013)

Im Zuge der Ausarbeitung der Indizes für die ökologische Gewässerbeurteilung nach EU-WRRL fand eine Anpassung des bestehenden LAWA-Klassifikationssystems statt (Riedmüller et al., 2013a). Eine detaillierte Dokumentation der Erneuerungen ist in den Projektberichten von Riedmüller & Hoehn (2011) und Riedmüller et al. (2013b) enthalten. Im Wesentlichen wurden die LAWA-Indizes auf Grundlage einer erweiterten Datenbank, bestehend aus Trophiekenngrößen und Phytoplanktonbefunden, modifiziert. Die Änderungen betreffen den Untersuchungsumfang als auch die Indexberechnung zur Festlegung der Trophieklasse. An Stelle des bisher verwendeten Sommermittelwertes wird vereinfachend der Saisonmittelwert des Trophieparameters verwendet. Dies hat den Vorteil, dass für eine Trophieklassifikation nach LAWA-Richtlinie die Probenahmehäufigkeit des EU-WRRL-Monitorings in jedem Fall ausreicht. Für den Anwender kommt erleichternd hinzu, dass nicht mehr zwischen Frühjahrs- und Sommerwerten unterschieden werden muss bzw. Klarwasserstadien einfach mit eingerechnet werden.

Die vorausgehende Zuordnung zu einem Seetyp erfolgt mit dem erweiterten LAWA-Ansatz etwas differenzierter. Anhand der Genese und Schichtung werden insgesamt sechs verschiedene Seegruppen unterschieden. Im vorliegenden Fall wird die Gruppe der *polymiktischen Seen mit einer mittleren Tiefe ≤ 3 m* ausgewählt.

Die Berechnungen der Indizes für die Trophieparameter Chl a-Saisonmittelwert (Chl a-Ind), Sichttiefen-Saisonmittelwert (ST-Ind), Phosphor-Saisonmittelwert (GesPS-Ind) und Phosphor-Zirkulations- bzw. Frühjahrswert (GesPZ- bzw. GesPF-Ind) stellen sich mit der gewählten Seegruppe wie folgt dar:

$$\text{Chl a-Ind:} \quad y = 0,856 * \ln(x) + 0,650 \quad \text{Formel 14}$$

$$\text{ST-Ind:} \quad y = -1,276 * \ln(x) + 3,3371 \quad \text{Formel 15}$$

$$\text{GesPSais-Ind:} \quad y = 1,0487 * \ln(x) - 1,1104 \quad \text{Formel 16}$$

$$\text{GesPF-Ind:} \quad y = 1,1573 * \ln(x) - 1,3545 \quad \text{Formel 17}$$

Die Berechnung des Gesamt-Trophie-Index (Ges-Ind) aus den Einzel-Indizes erfolgt wie bei LAWA (1999) mit einer gewichteten Mittelwertbildung, jedoch mit einer seegruppenspezifischen Formel:

$$\text{Ges - Ind} = \frac{(\text{Chl a - Ind} * 10 + \text{ST - Ind} * 6 + \text{GesPS - Ind} * 6 + \text{GesPF - Ind} * 4)}{26} \quad \text{Formel 18}$$

Das verwendete Berechnungsverfahren als auch die Formeln der anderen Seegruppen können im Handbuch von Riedmüller et al. (2013a) nachvollzogen werden. Die Klassifizierung wird, wie bei dem älteren Ansatz, auf die Monitoringjahre 2005, 2010 - 2012 und 2014 angewandt. Die Ermittlung der Trophieklasse bleibt in der erweiterten LAWA-Klassifizierung unverändert und hat gemäß Tabelle 10 zu erfolgen.

6.1.3 Bewertung

Der Bewertung vorausgehen muss eine Klassifizierung der Ist- und Referenz-Trophie. Ersteres wurde im Kapitel 6.1.1 und 6.1.2 abgehandelt. Die Ermittlung der Referenz-Trophie nach dem potenziell natürlichen Eintrag erfolgte bereits durch das LfU BB (2011) (Kapitel 5.3.2). In dieser Arbeit soll die Referenz-Trophie anhand der Seebeckenmorphometrie (LAWA, 1999) ermittelt werden. Zielgröße ist hier die nach Formel 19 zu berechnende Referenzsichttiefe (ST_{Ref}), die eine Einordnung in das Trophiesystem ermöglicht (Tabelle 11). Von der LAWA (1999) wird angenommen, dass die Zustände polytroph (p2) und hypertroph (h) unter ungestörten Verhältnissen nicht vorkommen.

$$ST_{Ref} = 0,265 * z_{mean} + 0,425 * TF + 0,398$$

Zur Herleitung Formel 19 wurden von der LAWA (1999) zunächst statistische Zusammenhänge zwischen morphometrischen Kenngrößen und trophiebeschreibenden Parametern (Chl-a Gehalt und Sichttiefe) geprüft. Die höchsten Korrelationskoeffizienten ergaben sich für die Größen Z_{mean} und TF, berechnet nach Formel 1 und Formel 3.

Da für die Zusammenhangsanalyse ausschließlich Messdaten von deutschen Seen genutzt wurden und diese bekanntlich mehr oder weniger stark anthropogen beeinflusst sind, beschreiben die gefundenen Beziehungen nur den Ist-Zustand. Insofern war eine Eichung der beckenmorphometrischen Kenngrößen erforderlich, welche anhand von Werten eines weitgehend unbelasteten Seengebietes in Weißrussland stattfand (LAWA, 1999).

Tabelle 11: Sichttiefe und Trophiezuweisung im Referenzzustand für ungeschichtete Seen (LAWA, 1999).

Sichttiefe (m)	Trophiegrad
-	o
$\geq 2,3$	m
$< 2,3-1,4$	e1
$< 1,4-0,9$	e2
$< 0,9-0,55$	p1

6.2 Wasserbilanz

Als Grundlage für die Berechnung von abflussabhängigen Phosphorfrachten sowie zur Ermittlung der Wasseraufenthaltszeit wurde zunächst eine aktuelle Wasserbilanz aufgestellt. Der oberflächlich diffuse Abstrom (A_D) am südwestlichen Uferbereich wird auf Grundlage der Wasserbilanz durch das Konsortium Rangsdorfer See (1992) (Kapitel 5.1.1) als nicht relevant eingestuft. Dafür wird jedoch ein oberirdischer Abfluss über die Kanäle von Klein Venedig (Q_{kv}) angenommen sowie die Speicheränderung ΔV_{See} im betrachteten Zeitraum berücksichtigt.

Gemäß den aktuellen Abflussverhältnissen im Einzugsgebiet stellt sich die Wasserbilanz für den Rangsdorfer See wie folgt:

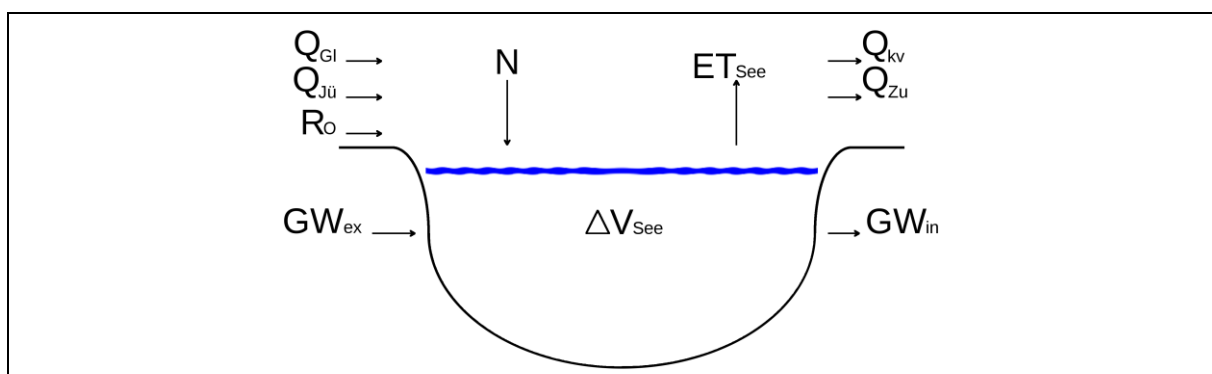


Abbildung 20: Schematische Darstellung der Wasserbilanz des Rangsdorfer Sees (Abkürzungen siehe Text).

6.2.1 Datengrundlage

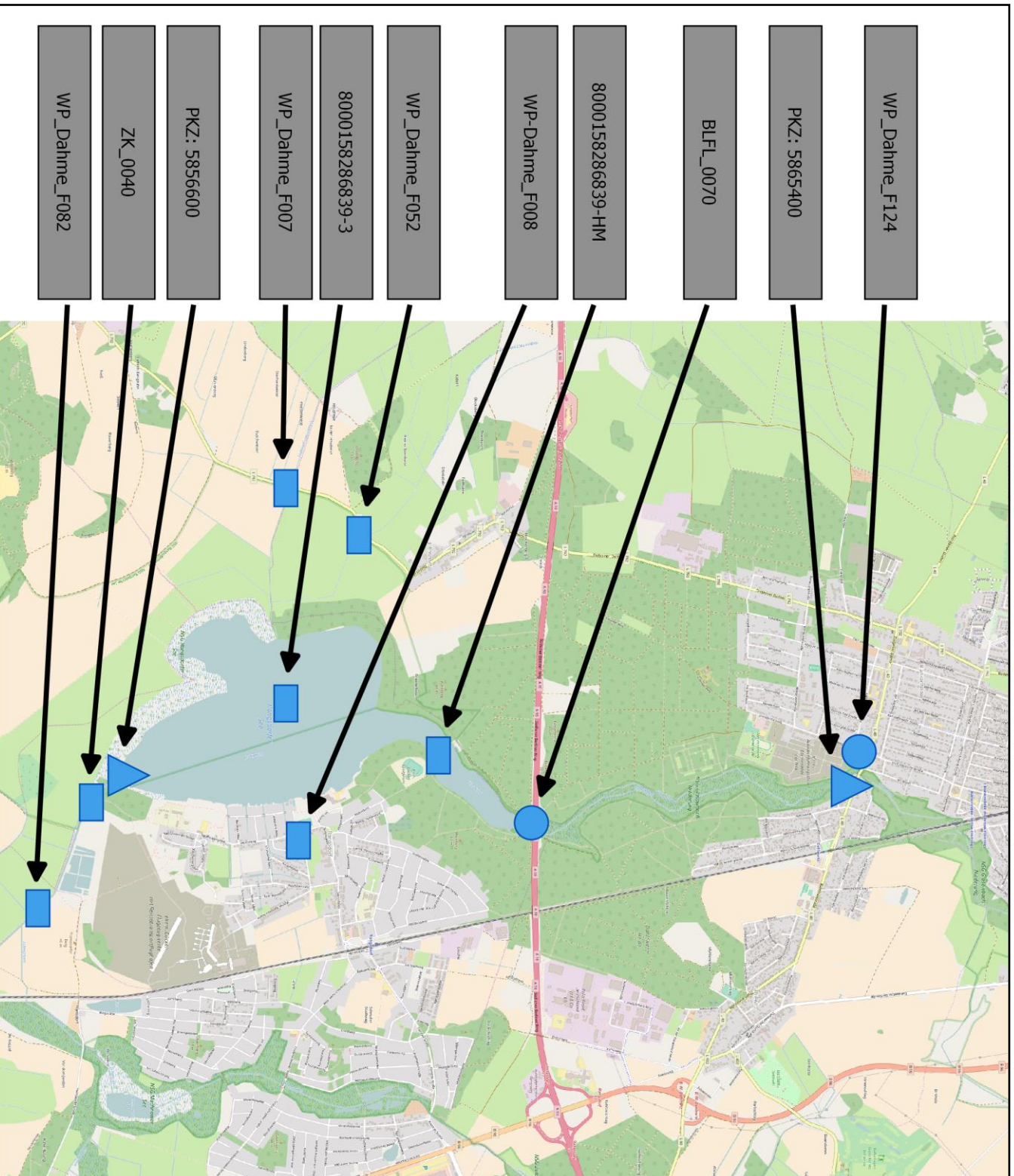
Als Datenbasis für die Bilanzierung der Wasserhaushaltskomponenten dienten Messstellen des investigativen EU-WRRL-Monitorings sowie gewässerkundliche Pegel des vom LfU Brandenburg betriebenen Landesmessnetzes. Erhoben wurden die Abflüsse von der Behörde mittels Wasserstands-Abfluss-Beziehungen. Alle relevanten Daten wurden beim zuständigen Referat des LfU BB abgefragt. Verwendet wurden außerdem meteorologische Messgrößen der vom DDW betriebenen Stationen Schönefeld und Potsdam. Die Lage der örtlichen Messstationen ist in Abbildung 21 zu finden.

Da einige Pegel im Rahmen eines investigativen EU-WRRL-Monitorings nur im Zeitraum Juli 2011 – Mai 2012 Abflüsse aufzeichneten, fand in dieser Arbeit eine Anpassung der anderen abflussabhängigen und meteorologischen Komponenten an diese Pegelreihen statt. Um den Wasserhaushalt des Rangsdorfer Sees für ein vollständiges Jahr zu bilanzieren, wurden fehlende Werte (Juni) des investigativ erhobenen Datensatzes interpoliert.

Die methodische Vorgehensweise bei der quantitativen Erhebung der einzelnen Wasserhaushaltskomponenten kann im nachfolgenden Kapitel nachvollzogen werden. Eine Zusammenfassung ist der Tabelle 12 zu entnehmen.

Tabelle 12: Betrachtete Wasserhaushaltskomponenten für die Wasserbilanz des Rangsdorfer Sees sowie deren Berechnungsgrundlage.

Wasserhaushaltskomponente	Datengrundlage/Methode	Messzeitraum/Messfrequenz
N	Wetterstation Berlin-Schönefeld (Stations-ID: 427)	Aufzeichnungen seit 1967/täglich
Q _{GI}	Pegel Blankenfelde (PKZ: 5865400)	1971-1983, 2004-2013/täglich
Q _{Jü}	Investigatives EU-WRRL-Monitoring: WP-Dahme_F007 (Graben 1402) WP_Dahme_F052 (Graben 1401)	Juli 2011 – Mai 2012/14täglich
GW _{ex} , GW _{in}	Darcy-Gesetz	-
R _o	Nicht berücksichtigt	-
ET _{See}	Empirischer Ansatz nach Turc (1961) und Ivanov (Wendling & Müller, 1984), Messstation Schönefeld (ID: 427) und Potsdam (ID: 3987)	Station Schönefeld: seit 1967/täglich Station Potsdam: seit 1947/täglich
Q _{Zü}	Investigatives EU-WRRL-Monitoring: WP_Dahme_F082	Juli 2011 – Mai 2012/14täglich
Q _{KV}	Siehe Q _{Zü}	Siehe Q _{Zü}
ΔV _{See}	Oberpegel Rangsdorf Wehr (PKZ: 5856600)	Seit 1976/täglich



- Legende**
- Messstelle des operativen EU-WRRL-Monitorings
 - ▲ Pegel-Messstelle des Landesmessnetzes
 - Messstelle des investigativen EU-WRRL-Monitorings

Abbildung 21: Lage der Messstationen für die Oberflächengewässer im Untersuchungsgebiet (Kartendaten: openstreetmap.org (ODbl & CC BY-SA @ OpenStreetMap-Mitwirkende)

6.2.2 Ermittlung relevanter Wasserhaushaltskomponenten

Oberirdischer Abfluss über den Glasowbach Q_{GI}

Die am Auslass des Glasowbachs befindliche Messstation BLFL_0070 liefert nur Messergebnisse hinsichtlich der chemischen Zusammensetzung des Fließgewässers. Somit liegen für den Mündungsbereich keine belastbaren Durchflussmessungen vor und es muss stattdessen auf die ca. 2,6 km weit entfernte Pegelstation in Blankenfelde (PKZ: 5865400) zurückgegriffen werden. Da die Abflussbildung immer abhängig ist von verschiedenen Gebietseigenschaften, wie Topographie, Landnutzung, Bodeneigenschaften, Grundwasserflurabstand und Geologie (Bronstert, 2013), ist eine Übertragung der Abflüsse bis zur Mündung in den Rangsdorfer See mit einer hohen Unsicherheit verbunden. Um zu überprüfen, ob eine Extrapolation der Messdaten zu plausiblen Ergebnissen führt, wird auf die modellierten Wasserhaushaltsgrößen von ArcEgmo (Tabelle 12) zurückgegriffen. Deren Ergebnisse beruhen auf umfangreichen Flächen- und Daten (Kapitel 5.1.2). Die daraus ableitbaren Gebietsrückhalte (R) bzw. Abflussbeiwerte (Ψ) lassen auf die gebietspezifischen Abflussbildungen der einzelnen Teileinzugsgebiete des Glasowbachs schließen. Entsprechend kann nachvollzogen werden, ob die stromaufwärts gelegenen Standort- und damit auch Abflussverhältnisse bis zum Seeinlauf übertragen werden können. Unter Verwendung des abflusswirksamen Niederschlags von versiegelten (N_{eff}^v) und unversiegelten Flächen (N_{eff}^u) lassen sich R und Ψ wie folgt ermitteln:

$$R = N - (N_{eff}^v + N_{eff}^u)$$

Formel 20

$$\Psi = \frac{(N - R)}{N}$$

Formel 21

Oberirdischer Abfluss über die Entwässerungsgräben Polder Jühnsdorf $Q_{ü}$

Für den Wassereintrag aus den Polderflächen Jühnsdorf werden beide Entwässerungsgräben (Graben 1401 und Graben 1402) für die Wasserbilanz berücksichtigt. Als Datengrundlage dienen Abflussmessungen von zwei investigativ installierten Messstationen. Die Messstelle für den Graben 1402 (WP_Dahme_F052) liegt an der Blankenfelder Straße, ca. 820 m vom Ufer des Rangsdorfer Sees entfernt. An der selbigen Straße liegt auch die Station WP_Dahme_F007 mit einer Distanz zum See von ca. 1200 m.

Grundwasserzu- und abstrom GW_{ex} , GW_{in}

Für die Berechnung der unterirdischen Bilanzgrößen wurden idealisierte Verhältnisse im Untergrund angenommen. Diese beschreiben eine mehr oder weniger homogene Verteilung der Gradienten der hydraulischen Höhen vom höheren Grundwasserspiegel und niedrigerem Seewasserspiegel. Unter diesen Voraussetzungen lässt sich der Grundwasserzustrom in grober Näherung mit Hilfe des Gesetzes von Darcy (Formel 22) bestimmen (Nützman & Moser, 2016). Hierbei ist Wassermenge Q, die eine komplette Querschnittsfläche A_A eines porösen

Mediums laminar durchströmt, direkt proportional zum hydraulischen Gradienten i . Der k_f -Wert als Proportionalitätsfaktor geht als Kennwert in die Formel ein:

$$Q = k_f * i * A_A$$

Formel 22

Ausgehend vom Anwendungsbereich für das Darcy-Gesetz wird davon ausgegangen, dass die hydraulische Verbindung des Sees zum Grundwasserleiter nicht und nur wenige stauenden Formationen unterbrochen ist. Zweifelsohne sind für den südlichen Seebereich keine nennenswerte Grundwasserstauer auszumachen (Kapitel 3.3.2). Es werden weiterhin laminare Strömungsverhältnisse angenommen. Der vertikale Zufluss in das Gewässer wird vernachlässigt.

Schwierig zu ermitteln ist die Anstromfläche A_A , da erstens die Strömungsrichtung nicht eindeutig zu definieren ist und zweitens im südlichen Seebereich influente Verhältnisse vorherrschen (Kapitel 3.3.3). Mit dem Querschnitt des Sees als durchströmte Fläche, kann vereinfachend z_{mean} als wirkungsrelevante Grundwassermächtigkeit betrachtet werden. Wird weiter von einer mehr oder weniger nördlichen Strömung ausgegangen, geht B_{mean} als zuflusswirksame Anstrombreite in die Berechnung ein.

Das Grundwassergefälle als hydraulischer Gradient i wird durch die aufgezeichneten Wasserstände von zwei GWM (MKZ: 37465069 und 37461690) sowie einer Pegelreihe am Auslaufwehr des Rangsdorfer Sees ermittelt (Kapitel 3.3.1 und 3.3.3). Für den Durchlässigkeitsbeiwert k_f wird auf Ableitungen der BÜK 300 zurückgegriffen (Kapitel 3.4).

Bachloser Oberflächenabfluss R_o

Teile des Gemeindegebietes Rangsdorf sowie Flächen westlich der Krumpfen Lanke entwässern direkt in den Rangsdorfer See. Abzüglich der Seefläche, beträgt die Fläche des bachlosen Einzugsgebietes 5,64 km², wobei der größere Anteil des Abflusses nach ArcEGMO über natürlichen Flächen generiert wird (Tabelle 3). Streng genommen findet oberflächlicher bachloser Abfluss nur bei Untergrund aus gepflasterten Flächen, undurchlässigem Fels, sehr trockenen Böden und ähnlichen Flächen statt (Winter, 1981). Die sandigen Böden im Teileinzugsgebiet sprechen eher für eine rasche Versickerung des Niederschlagswassers, welches somit der unterirdischen Bilanzgröße zugeordnet werden muss. Weiterhin ist davon auszugehen, dass der urbane Abfluss nicht komplett den See erreichen wird, da aufkommendes Regenwasser in das Kanalsystem Klein Venedig geleitet wird und dann unmittelbar über den Drilling zum Zülowkanal gelangt. Aus diesen Gründen wird die Komponente R_o nicht in die Wasserbilanz einbezogen.

Seeverdunstung ET_{See}

Wie in Kapitel 3.6 angeführt, befindet sich am südwestlichen Ufer des Rangsdorfer Sees ein Schilfgürtel mit einer Fläche von ca. 20 ha (= 8% der Gesamtfläche). Schilfbestandene Seeflächen weisen in der Regel höhere Transpirationsraten als unbewachsene auf (Vietinghoff, 2002). Unter Beachtung jahreszeitlicher Aspekte wurden die bewachsenen Flächen gesondert

berücksichtigt. Die Gesamtverdunstung des Rangsdorfer Sees (ET_{See}) ergibt sich somit aus der Summe der Evaporation der freien Wasserfläche (ET_{Wasser}) und der Evapotranspiration der schilfbewachsenen Fläche (ET_{Schilf}):

$$ET_{See} = 0,92 * ET_{Wasser} + 0,08 * ET_{Schilf}$$

Formel 23

Die Ermittlung von ET_{Wasser} berechnet sich nach dem kombinierten Ivanov-Turc-Ansatz (siehe unten). Für ET_{Schilf} wurden zusätzlich Faktoren für den Vegetationszeitraum April bis Oktober verwendet (Eitzinger et al., 2009). Sie können der Tabelle 13 entnommen werden.

Tabelle 13: Faktoren zur Ermittlung der Evapotranspiration von Schilfflächen (Eitzinger et al., 2009).

Monat	Faktor
April	1,02
Mai	1,11
Juni	1,20
Juli	1,25
August	1,21
September	1,13
Oktober	1,11

Die Verdunstung über die Seewasserfläche (ET_{Wasser}) wird anhand empirischen Formeln nach Ivanov (Wendling & Müller, 1984) und Turc (1961) ermittelt. Neben der Temperatur gehen als meteorologische Einflussgrößen die Globalstrahlung R_G (Turc) und die Luftfeuchte U (Ivanov) in die Berechnung ein. Da die Turc-Formel Formel 25 für Temperaturen unter 0°C nicht anwendbar bzw. unter 5°C ungenau ist, wird mit ihr die Verdunstung nur für die Monate April bis Oktober berechnet. Für den Zeitraum November bis März wird der Ivanov Ansatz (Formel 24) verwendet.

$$ET_{Ivanov} = 3,6 * 10^{-5} (25 + T)^2 (100 - U)$$

Formel 24

$$ET_{Turc} = (R_G + 209) \frac{0,0311 * T}{(T + 15)}$$

Formel 25

- ET_{Ivanov} = Tageswert der potentiellen Verdunstung nach Ivanov [mm/d]
- ET_{TURC} = Tageswert der potentiellen Verdunstung nach Turc [mm/d]
- T = Tagesmittel der Lufttemperatur [$^\circ\text{C}$]
- U = Tagesmittel der relativen Luftfeuchte [%]
- R_G = Tagessumme der Globalstrahlung [J/cm^2]

Für die nächstliegende Deutsche-Wetter-Station Schönefeld waren nur die Größen T und U als durchgehende Reihen vorhanden, weshalb für R_G auf Aufzeichnungen der Station Potsdam (Stations-ID: 3987) zurückgegriffen wurde. Da die TURC-Formel ursprünglich für Frankreich und Nordafrika entwickelt wurde, fand eine Anpassung an mitteleuropäische Bedingungen in Form einer Erhöhung um den Faktor 1,1 statt (DVWK, 1996).

Oberirdischer Abfluss über Klein Venedig Q_{KV}

Die Abschätzung des Wasseraustrags über Klein Venedig gestaltet sich schwierig, da nur an einem Kanal Abflüsse durch die investigative Messstation WP_Dahme_F008 registriert wurden. Über einen Drillingsableiter entwässert das Kanalsystem in den Zülowkanal, etwa 400 m vom Seeausgang entfernt. Es wird daher auf eine Messstation am Zülowkanal ausgewichen, die auch die Abflüsse des Drillings erfasst. Um einen Eindruck über das Fließverhalten in dem Kanalsystem zu erhalten, soll dennoch die Messreihe der Station WP_Dahme_F008 betrachtet werden.

Oberirdischer Abfluss über den Zülow-Kanal $Q_{Zü}$

Zur Abschätzung des oberirdischen Wasseraustrags über den Zülowkanal soll die Datenreihe der investigativ festgelegten Messstation WP_Dahme_F082 genutzt werden. Mit einer Distanz zum Seeauslauf von 1,3 km, befindet sich die Messstelle recht weit entfernt vom Rangsdorfer See. Günstiger gelegen ist die Messstation ZK_0040, welche jedoch nur chemische Parameter des Zülowkanals aufzeichnet und auch nicht die Abflüsse des Drillingsableiter impliziert. Die Abflussreihe der Station WP_Dahme_F082 wird somit als die bestmögliche Alternative betrachtet.

Speicheränderung ΔV_{See}

Die Speicheränderung des Seevolumens wird durch die Änderung des Seewasserstandes über den Zeitraum ermittelt. Tägliche Aufzeichnungen des Seespiegelstandes sind durch den am Auslaufwehr befindlichen Oberpegel (PKZ: 5856600) gegeben. Notiert wird die Differenz der Wasserstände zu Beobachtungsbeginn und -ende. Die Volumenberechnung erfolgt, unter Vernachlässigung der topographischen Gestalt des Gewässerbettes, anhand der Seeoberfläche.

6.3 Phosphorbilanz

Im Rahmen einer P-Bilanz soll der gegenwärtige externe Phosphor-Eintrag des Rangsdorfer Sees bemessen werden. Mit den ermittelten Werten sind noch keine Aussagen darüber möglich, in welchem Maß der See durch die externen Einträge belastet wird. Benötigt wird auch die kritische externe P-Belastung (L_{ext}), die anhand des individuellen Entwicklungsziels berechnet wird (Kapitel 6.4).

6.3.1 Ermittlung der mittleren P-Konzentration

Ausgehend von der P-Massebilanz wird die Veränderung des P-Inhalts bzw. der P-Seekonzentration durch die Bilanzgrößen P-Import (I), P-Export (E) und P-Nettosedimentation (NS) gesteuert:

$$\frac{dP_{See}}{dt} = I - E - NS$$

Formel 26

$\frac{dP_{See}}{dt}$ = Änderung des P-Inhalts im Wasserkörper [kg] über den betrachteten Zeitraum t

I = P-Import [kg/a]

E = P-Export [kg/a]

NS = P-Nettosedimentation [kg/a]

Über einen längeren Zeitraum und bei unveränderten Bedingungen gleichen sich I und die Verlustgrößen E und NS aus, so dass die P-Inhaltsänderung gleich Null ist. Von einem konzeptionellen Ansatz für die Massenbilanz geht das Vollenweider-Modell (1976) aus. Kern des statischen Eutrophierungsmodells (Formel 27) ist die Herleitung der Beziehung zwischen Phosphor und der Chl a-Konzentration als Indikator der Primärproduktion (Kapitel 6.1.1). Ausgehend vom *bottom up* Konzept wird das Phytoplanktonwachstum nur durch das Angebot an Nährstoffen beeinflusst (Abbildung 22).

Unter Gleichgewichtsbedingungen ist die sich einstellende P-Konzentration vom P-Import (P_{in}) sowie den morphometrisch-hydrologischen Verhältnissen abhängig. Letzteres wird durch die Wasseraufenthaltszeit (τ) ausgedrückt. Sie berechnet sich als Quotient von Seevolumen und der jährlichen Zuflussmenge.

$$P_{See} = \frac{P_{in}}{(1 + \tau^{0,5})}$$

Formel 27

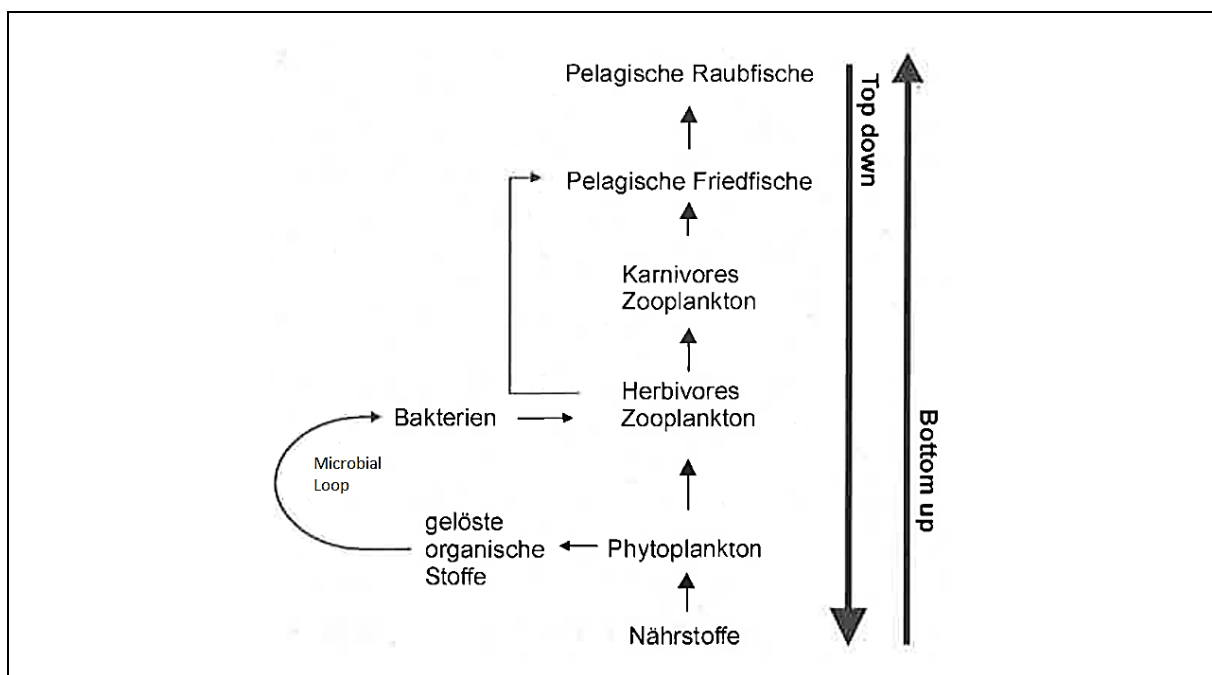


Abbildung 22: Schematische Darstellung der trophischen Ebenen eines Sees nach dem *Top down* und *Bottom up* Konzept (DWA, 2006, verändert nach Schwoerbel, 1999).

In einem weltweit durchgeführten OECD-Eutrophierungsprogramm (Vollenweider & Kerekes, 1982) wurde die Gültigkeit des Vollenweider-Modells überprüft. Ziel des OECD-Programms war die Bereitstellung von Leitlinien zur Eutrophierungsbewertung und zur Herstellung von Gewässerqualität mit niedrigeren und mehr akzeptableren trophischen Bedingungen (Vollenweider & Kerekes, 1982; Wilson, 2004). Der Ansatz des modifizierten Vollenweider-Modells fand auch bei der Ermittlung der P-Referenzkonzentration durch das LfU BB (2011) Anwendung (Formel 5). An dieser Stelle sollen jedoch die kalibrierten Koeffizienten für flache Gewässer zum Einsatz kommen ($a = 1,02$ und für $b = 0,88$).

Ein ebenfalls auf der Massenbilanz beruhendes Modell ist das Einbox Modell von Imboden und Gächter (1985). Bei diesem Ansatz wird der Gewässerkörper als voll durchmischter Reaktor angenommen, ohne Berücksichtigung von vertikalen und horizontalen Heterogenitäten. Als Bilanzfaktoren gehen neben der Wasseraufenthaltszeit der Nettosedimentationskoeffizient (σ) und der dimensionslose Stratifikationsfaktor (β) ein:

$$P_{See} = \frac{P_{in}}{(\beta + \tau * \sigma)}$$

Formel 28

Der Bilanzfaktor σ gibt den relativen Anteil des jährlich im Sediment verbleibenden Phosphors in Relation zum P-Inhalt im See an. Wenn $\sigma > 0$, ist in der Jahresbilanz von einer P-Retention auszugehen. Bei negativen Werten fungiert das Sediment als P-Quelle. Unter Gleichgewichtsbedingungen kann σ anhand See-Bilanzdaten mit dem Einbox Modell oder mittels empirischer Formel nach Brett & Benjamin (2008) ermittelt werden (Formel 30). Im Folgenden wird vom Einbox A Modell gesprochen, wenn σ mittels Formel 29 berechnet wurde und Einbox B bedeutet σ nach Brett & Benjamin.

$$\sigma = \frac{\left(\frac{P_{in}}{P_{WP}} - \beta\right)}{\tau}$$

Formel 29

$$\sigma = 1,22 * \tau^{-0,54}$$

Formel 30

Der Stratifikationsfaktor drückt das Verhältnis zwischen den mittleren P-Konzentrationen im See (P_{See}) und im Abfluss (P_{out}) aus und ist dementsprechend stark von der Morphometrie des Gewässers abhängig. Bei geschichteten Seen mit Oberflächenabfluss ist β meist kleiner als 1. Im Falle eines polymiktischen Sees ist $P_{out} = P_{See}$.

6.3.2 Datengrundlage

Die Ermittlung des P-Importes (P_{in}) umfasst zuflussabhängige und zuflussunabhängige externe Quellen. P-Einträge durch Zuflüsse erfolgen über den Glasowbach (Z_{Gl}), die beiden Jühnsdorfer Entwässerungsgräben ($Z_{Jü.1}$, $Z_{Jü.2}$) und über das Grundwasser (Z_{GW}). Desweiteren erfolgt eine

Frachtberechnung der Exkremate von Gänsen (G) und der atmosphärischen Deposition (D). Nachfolgend eine Beschreibung des zur Verfügung stehenden Datenmaterials sowie die angewandten Frachtberechnungsmethoden zur Erhebung von P_{in} . Für eine Zusammenfassung wird auf die Tabelle 14 verwiesen. Alle relevanten Daten zuflussabhängiger Frachten wurden beim zuständigen Referat des LfU BB abgefragt.

Tabelle 14: Berücksichtigte Eintragspfade für die P-Bilanz des Rangsdorfer Sees sowie deren Berechnungsgrundlage. Abkürzungen siehe Text.

P-Eintragspfad	Datengrundlage/Methode	Messzeitraum/Messfrequenz
Z _{GI}	Operatives EU-WRRM-Monitoring: BLFL_0070	Jan. 2005 – Dez. 2015/monatlich
Z _{Jü.1} , Z _{Jü.2}	Investigatives EU-WRRM-Monitoring: WP_Dahme_F052, WP_Dahme_F007	Juli 2011 – Mai 2012/14tägig
Z _{GW}	Monitoring der GMW mit der MKZ 37465069	Juni 2002 bis Juni 2012/halbjährig
D	Literaturwerte	-
G	Gänsezählungen des ABBO, Literaturwerte	2010-2014

Eintrag über den Glasowbach Z_{GI}

Daten zur P-Konzentration im Glasowbach stammen aus dem operativen Monitoring im Zuge der Überwachung nach EU-WRRM. Die verwendete Messstelle BLFL_0070 befindet sich direkt am Auslauf zur Krümmen Lanke (Abbildung 21).

Eintrag über die Gräben Jühnsdorf Z_{Jü.1}, Z_{Jü.2}

Durch die investigativ Messstellen WP_Dahme_F052 und WP_Dahme_F007 konnten die Phosphorgehalte der Jühnsdorfer Entwässerungsgräben eruiert werden. Analog zu den durchgeführten Durchflussmessungen, fanden die Aufzeichnungen in den Jahren 2011 (Juli-Dezember) und 2012 (Januar -Mai) statt. Durchflussmessungen und Beprobungen für die Analytik erfolgten immer am gleichen Messtag.

Eintrag über Grundwasser Z_{GW}

Im näheren Umfeld des Rangsdorfer Sees befinden sich drei Grundwassermessstellen (Abbildung 8). Aufzeichnungen zur Beschaffenheit des Grundwassers sind nur von zwei GMW vorhanden (MKZ: 37465069 und 37465066). Wie ein Vergleich des Seespiegelstandes mit den Pegelständen der GWM zeigt (Kapitel 3.3.3), befindet sich die GMW mit der MKZ 37465066 nicht im Anstrombereich des Grundwassers. Somit stehen verwendbare qualitative Analysen nur von der GMW mit der MKZ 37465069 zur Verfügung.

Eintrag durch Gänseexkremate G

Die Abschätzung des Nährstoffeintrages durch Gänsekot fand anhand der Individuenzahl und Aufenthaltsdauer ausgewählter Gänsearten statt. Berücksichtigt wurden sowohl die durchziehenden Vögel im Herbst und Frühjahr, als auch die überwinterten Bestände am Rangsdorfer

See. Eine Saison dauert von November bis April an. Auch wenn das vorkommende Artenspektrum wesentlich größer ist, wurden nur die Ausscheidungen der mengenmäßig relevantesten Arten (Grau-, Saat- und Blässgänse) quantifiziert.

Gänsezählungen im Land Brandenburg werden durch den Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) koordiniert. Für die Zähl- bzw. Rastregion „Rangsdorfer See/Nuthe-Nieplitz-Niederung“ standen Zählergebnisse für drei vollständige Wintersaisons (2010/11 bis 2013/14) zur Verfügung (ABBO, 2011-2015). Gezählt wurde allerdings nur in den Monaten November und Januar. Um die Bestandszahlen für die restlichen Wintermonate abzuleiten, wurde auf Beobachtungen vom Konsortium Rangsdorfer See (1992) zurückgegriffen. Demnach ist davon auszugehen, dass der Peak durchziehender Vögel etwa einen Monat andauert. Weiterhin wurde angenommen, dass die Zahl an überwinterten Gänsen relativ konstant ist; der Januar-Zählwert daher auf die übrigen Wintermonate übertragen werden kann. Gestützt auf die Bestandserhebungen Anfang der 90er Jahre, findet ein zweiter Durchzugspeak mit ähnlichem Umfang im Frühjahr statt. Da für diesen Zeitraum ebenfalls keine belastbaren Daten vorhanden sind, wurde für den April der Zählwert vom November aus dem Vorjahr gleichgesetzt.

Die Erfassung der Gänse erfolgt nach dem ABBO mittels Schlafplatzzählungen. Genauere Informationen zur Methodik der Bestandserhebung sind in den Rundschreiben des ABBO (2011-2015) zu finden. Gezählte Schlafplätze, die zur Nuthe-Nieplitz-Niederung gehören, wurden überschlägig abgezogen.

6.3.3 Frachtberechnung

Abflussabhängige Einträge

Die Jahresfracht (F) von Fließgewässern ist definiert als die Stoffmasse, die innerhalb eines Jahres durch den Fließquerschnitt transportiert wird (Hilden, 2003). In Abhängigkeit von der Zeit (t) sind als zugrundeliegende Messgrößen die Stoffkonzentration (c(t)) und der Durchfluss (Q(t)) zu definieren. Unter dem Vorbehalt, dass die gemessene Stoffkonzentration für den gesamten Fließquerschnitt repräsentativ ist, ergibt sich aus dem Produkt der beiden Messgrößen der Transport (TR). Die Summe bzw. dem Integral von TR über das gesamte Messjahr stellt dann die Jahresfracht dar:

$$F = \int_1^{364} Q(t) * c(t)$$

Formel 31

In der wasserwirtschaftlichen Praxis werden in den seltensten Fällen kontinuierliche Beprobungen und Durchflussmessungen vorgenommen, weswegen eher von einer Frachtschätzung als von einer -berechnung gesprochen werden muss. Je nach Datenumfang können verschiedene Frachtschätzungsverfahren angewandt werden, deren Berechnungsergebnisse sich z.T. erheblich voneinander unterscheiden können (Hilden, 2003; Li et al., 2003; Johnes, 2007). Um Über- bzw. Unterschätzungen möglichst zu vermeiden, sollen verschiedene Schätzverfahren durchgeführt werden.

Beim einfachsten Ansatz, der Standardmethode, erfolgt eine einfache Multiplikation der gemessenen Konzentrationen ($c(t_i)$) mit den entsprechenden Tagesabflüssen ($Q(t_i)$). Der Durchschnittswert wird als repräsentativ angesehen und auf ein Jahr hochgerechnet:

$$\bar{F} = 364 * \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N c(t_i) * Q(t_i)$$

Formel 32

Die gerade dargestellte Methode nutzt ausschließlich Abflusswerte an Probenahmetagen. Um die Genauigkeit der Frachtschätzung zu optimieren, bietet es sich an, auch Abflusswerte mit einzubeziehen, denen zum Probenahmezeitpunkt kein stofflicher Konzentrationswert zugeordnet werden kann. Es wird insofern davon ausgegangen, dass die Konzentration mit dem Abfluss im Verhältnis steht. Als weitergehende Methode wird von Hilden (2003) u.a. die abflusskorrigierte Methode empfohlen. Eine mit dem Standardverfahren ermittelte Jahresfracht (F_Q) wird hier dem Verhältnis von mittlerem Jahresabfluss (\bar{Q}) und mittlerem beprobtem Abfluss (Q_b) multipliziert:

$$Q_b = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N Q(t_i)$$

Formel 33

$$F_Q = \frac{\bar{Q}}{Q_b} * \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N c(t_i) * Q(t_i)$$

Formel 34

Eine weitere einfache Methode zur Jahresfrachtermittlung basiert auf der Annahme, dass $c(t)$ und $Q(t)$ nur unwesentlich um ihre Jahresmittelwerte \bar{c} (Formel 35) und \bar{Q} (Formel 36) schwanken:

$$\bar{c} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N c(t_i)$$

Formel 35

$$\bar{Q} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N Q(t_i)$$

Formel 36

Durch Multiplikation von \bar{c} und \bar{Q} wird ein mittlerer Transport bestimmt, der dann auf die Jahresfracht im Messjahr umgerechnet wird:

$$\overline{CQ} = 364 * \bar{c} * \bar{Q}$$

Formel 37

Mit dem zur Verfügung stehenden Datenmaterial ist die abflusskorrigierte Methode nur beim Glasowbach möglich, da hier eine vollständig erfasste Ganglinie mit Tagesabflüssen vorliegt. Anders die Abflussganglinien der Entwässerungsgräben Jühnsdorf, die im Rahmen des investigativ durchgeführten Monitorings (Tabelle 12), wesentlich gröber aufgelöst sind. Es bietet sich hier neben der Standardverfahren nur die Methode der Jahresmittelwerte an.

Gänseexkreme G

Konkrete Abschätzungen des P-Eintrages durch Wasservögel wurden bisher nur in wenigen Studien erarbeitet. Relativ gut dokumentiert ist der Einfluss von Gänseexkrementen auf die Stoffbilanz des Arendsees. Tappenbeck & Raschewski (1993) bezifferten anhand ihrer Untersuchungen am Arendsee eine durchschnittliche Kotabgabe pro Gans und Nacht von 143 g Frischgewicht (FG). Unter Laborbedingungen bestimmten die Autoren eine P-Konzentration von 1,045 g/kg FG.

Durch Rönicke et al. (2008) wurde der P-Import in den Arendsee durch Wasservögel mit einer anderen Methode erhoben. Die Menge an Vogelkot wurde hier nicht durch die Anzahl der überwinterten Gänse abgeschätzt, sondern durch das Einsammeln der Exkremente auf dem zugefrorenen See. Die Prozedur wurde im Februar 1996 und ein Jahr später im Januar durchgeführt. Der durchschnittliche Phosphorgehalt, bezogen auf das Kot-Trockengewicht (TG), lag 1996 bei 8,5 mg/g TG und im darauffolgenden Jahr bei 9,2 mg/g TS. Der mittlere Wassergehalt der Gänseexkremente betrug 88 % (1996) bzw. 92 % (1997).

Die Studienergebnisse am Arendsee von Tappenbeck & Raschewski (1993) und Rönicke et al. (2008) sollen bei der vorliegenden P-Bilanz als Grundlage dienen. Ausgehend von den Schlafplatzzählungen wurde zunächst die Anzahl der Gänse pro Monat im Zeitraum November bis April festgelegt. Mit den Werten von Tappenbeck & Raschewski (1993) erfolgte dann die Bestimmung der Kotmenge als FG sowie der P-Gehalt derselben. Ergänzend zu dieser Methode wurde der Phosphoreintrag durch Gänse anhand der Literaturwerte von Rönicke et al. (2008) berechnet. Es erfolgte hierbei zunächst die Umrechnung der Frischkotmenge in das Trockengewicht (TG). Der Wassergehalt entsprach den Analytikergebnissen der Feldversuche aus den Jahren 1996 und 1997 (Rönicke et al., 2008). Mit den dazugehörigen P-Gehalten konnten dann zwei weitere Frachtabschätzungen durchgeführt werden.

Atmosphärische Deposition D

Für eine exakte Bestimmung des P-Eintrages aus der Atmosphäre sind Depositionsmessungen vor Ort erforderlich. Da äquivalente Daten nicht zur Verfügung stehen, wird auf Studien an unterschiedlichen Gewässern in Deutschland zurückgegriffen. Die Literaturangaben für den P-Flächeneintrag schwanken zwischen 0,2 (Meinikmann et al., 2013) und 1,10 kg/ha/a (LfU BW, 1996). Neben diesen Minimal- und Maximalwerten soll für die P-Frachterhebung ein mittlerer Wert von 0,65 kg/ha/a verwendet werden.

6.3.4 Plausibilitätskontrolle

Um zu überprüfen, ob sich der berechnete P-Eintrag innerhalb einer sinnvollen Größenordnung befindet, soll anhand von gemessenen Konzentration (P_{WP}) der theoretische P-Import

(P_{th}) ermittelt werden. Durch Umstellung der Gewässergütemodelle von Imboden & Gächter (1985) (Formel 38), Vollenweider (1976) (Formel 39) und der OECD (1982) (Formel 40) soll nicht wie üblich die erwartete P-Seekonzentration aus der Zuflusskonzentration, sondern der P-Import aus P_{WP} eines längeren Zeitraums ermittelt werden. Die Koeffizienten für das OECD-Modell bleiben unverändert. Für das Inbox Modell kommt nur σ nach Brett & Benjamin (2008) zum Einsatz. Für P_{WP} wurden die Saisonmittelwerte der EU-WRRL-Untersuchungsprogramme 2005, 2007, 2010-2012 und 2014 gemittelt.

$$P_{th} = P_{WP} * (\beta + \tau * \sigma)$$

Formel 38

$$P_{th} = P_{WP} * (1 + \sqrt{\tau})$$

Formel 39

$$P_{th} = \left(\frac{P_{WP}}{a}\right)^{\left(\frac{1}{b}\right)} * (1 + \sqrt{\tau})$$

Formel 40

6.3.5 Sensitivitätsanalyse

Eine Bewertung, inwieweit P_{See} durch Änderungen der Bilanzfaktoren und -größen beeinflusst wird, soll durch eine Sensitivitätsanalyse gewonnen werden. Es werden bei den verwendeten Modellen jeweils die Parameter P_{in} und τ um $\pm 10\%$ verändert. Für das Inbox Modell umfasst die Sensitivitätsanalyse außerdem den Bilanzfaktoren σ . Betrachtet werden beide Methoden zur Ermittlung des Nettosedimentationskoeffizienten. Eine Änderung des Stratifikationsfaktors wird nicht vorgenommen, da der Rangsdorfer See ein volldurchmischter See ist. Eine Vergrößerung von β ist bei geschichteten Seen möglich, z.B. durch den Einsatz einer Tiefenwasserableitung (Stein et al., 2008).

Ziel der Empfindlichkeitsanalyse ist die Identifikation von sensitiven Parametern, die bereits bei minimalen Änderungen große Auswirkungen auf die Modellausgabe haben. Insofern kann abgeschätzt wie große die Auswirkungen der vorhandenen Unsicherheiten der Eingangsparameter sind. Da die betrachteten Modellannahmen den Eingangsparametern unterschiedlich viel Relevanz für das Ergebnis einräumen, werden die relativen Abweichungen vom Ursprungswert sich von Modell zu Modell unterscheiden. Somit wird durch die Sensitivitätsanalyse auch das individuelle Modellverhalten der verwendeten Ansätze sichtbar gemacht.

6.3.6 P-Nettosedimentation

Durch Bilanzbetrachtungen kann die P-Nettosedimentation (NS) durch Vergleich des P-Importes (I) und des P-Exportes (E) sowie der Inhaltsänderung im Wasserkörper (ΔP_{See}) in bestimmten Zeitperioden berechnet werden:

$$NS = I - E - \Delta P_{See}$$

Formel 41

In der Jahresbilanz und unter stationären Verhältnissen ist NS zumeist positiv, d.h. das Sediment fungiert als P-Senke. Zur Überprüfung einer zeitweiligen Nettobelastung von Phosphor

aus dem Sediment sollen die oben genannten Bilanzgrößen in mehreren Zeitabschnitten berechnet werden.

Zur Ermittlung von ΔP_{See} wurde auf die gemessenen P-Konzentrationen (P_{WP}) des EU-WRRL-Messprogramms zurückgegriffen. Da die Probenahmen ausschließlich in der Vegetationszeit stattfanden, kann nur für diesen Zeitabschnitt bilanziert werden. Das Produkt aus der gemessenen P-Konzentration und dem Seevolumen (V) ergibt den P-Inhalt. Die Inhaltsänderung errechnet sich aus der Differenz von zwei ermittelten P-Inhalten zu den Zeitpunkten t_1 und t_2 (Formel 42). P-Inhaltsänderungen wurden für mehrere aufeinanderfolgenden Zeitabschnitte ermittelt. Der P-Inhalt zum Zeitpunkt t_2 im ersten Zeitabschnitt war der P-Inhalt zum Zeitpunkt t_1 des folgenden Zeitabschnittes usw.

$$\Delta P_{See} = (P_{WP}(t_2) * V(t_2)) - (P_{WP}(t_1) * V(t_1))$$

Formel 42

Das Volumen des Rangsdorfer Sees beträgt dem Seensteckbrief des LfU BB nach 3.391.672 m³ bei einem mittleren Seespiegelstand von 92 cm über PNP (2004 – 2014). Davon ausgehend wurden zur Berechnung der Volumina zu den Messzeitpunkten t_1 und t_2 etwaige Speicheränderungen erfasst. Gerechnet wie bei der Wasserbilanz (Kapitel 6.2.2), wurde die Volumenabweichung aus der Wasserstandsänderung berechnet. Die Differenz ergibt sich aus dem mittleren Seespiegelstand und dem Seespiegelstand zum Zeitpunkt der Messzeitpunkten t_1 und t_2 und wurde dann zum oben genannten Seevolumen addiert bzw. subtrahiert.

Der Import berechnete sich aus den zuflussabhängigen Frachten ($Z_{GI} + Z_{Jü.1} + Z_{Jü.2}$) und der atmosphärischen Deposition (D). Der Eintrag über Gänsekot (G) findet außerhalb der Vegetationszeit statt. Der Export vollzieht sich über den Zülowkanal und das Kanalsystem Klein Venedig, wobei die Messstelle WP_Dahme_F082 beide Abflüsse erfasst.

Abflusszahlen und gemessene P-Konzentrationen liegen beim Zülowkanal/Klein Venedig und den Jühnsdorfer Gräben nur für das Monitoringjahr 2011 (Juli– Dezember) und 2012 (Januar – Mai) vor. Da eine sommerliche Freisetzung vermutet wird und weil die Erfassung der P-See-konzentration 2012 zuerst im April und dann erst wieder im Juni stattfand, wurde NS nur für die Saison 2011 berechnet. In diesem Jahr wurde die P-Seekonzentration zur Ermittlung von ΔP_{See} viermal im Zeitraum Ende Juni bis Mitte Oktober erfasst. NS kann somit für drei Zeiträume angegeben werden (I: 29. Juni – 03. Aug, II: 3. Aug – 08. Sept – 19. Okt.).

Die Zuflussfrachten in den Zeiträumen wurden für den Glasowbach mit der abflusskorrigierten Methode (Formel 34) und für die Jühnsdorfer Gräben mit der Standardmethode (Formel 32) berechnet. Für die Atmosphärische Deposition wurde gemäß des ermittelten Literaturwertes (Kapitel 6.3.3) ein P-Eintrag von $1,781 * 10^{-3}$ kg/ha/Tag veranschlagt.

6.4 Kritische P-Konzentration und Flächenbelastung

Mit der Ermittlung von L_{crit} kann bestimmt werden, wie viel Phosphor dem Rangsdorfer See zugeführt werden kann, ohne dass dies zur Überschreitung einer spezifischen, vom gewünschten Entwicklungsziel bzw. Trophiegrad abhängigen P-Konzentration (P_{crit}) führt. Mit Hilfe von

morphometrischen und hydraulischen Parametern kann abgeschätzt werden, wie hoch die P-Belastung zur Zielerreichung sein darf. Für stationäre Bedingungen eignet sich das Vollenweider-Modell (Vollenweider, 1976) (Formel 8) sowie die modifizierten Modelle von Imboden & Gächter (1985) (Formel 43) und der OECD (1982) (Formel 44). Letztgenanntes wurde durch die Verwendung von Koeffizienten ($a = 0,98$, $b = 1,14$) an die Verhältnisse von flachen Gewässern angepasst.

$$L_{crit} = P_{crit} * (q_s * \beta + z_{mean} * \sigma)$$

Formel 43

$$L_{crit} = (a * P_{crit})^b * q_s * (1 + \sqrt{\tau})$$

Formel 44

Die Anwendung der Modelle setzt Kenntnis von P_{crit} voraus. Die Aussagekraft der P-Konzentration als allgemein chemische und physikalisch-chemische Qualitätskomponente nach EU-WRRL begründet sich in der Abhängigkeit der biologischen Qualitätskomponenten von diesem Parameter. Die Herleitung eines tolerierbaren Konzentrationswertes beruht demnach auf dem Prinzip der Ermittlung von oberen Belastungsgrenzen, bei denen die biologischen Qualitätskomponenten gerade noch eine Bewertungsklasse entsprechende des *guten* ökologischen Zustandes erreichen.

Eine Festlegung von kritischen Konzentrationen für den Parameter Phosphor erfolgte durch Riedmüller et al. (2013b) durch Erarbeitung von Hintergrund- und Orientierungswerten. Hintergrundwerte sind hierbei als Grenzen zwischen dem sehr guten und guten ökologischen Zustand zu verstehen, während Orientierungswerte den mäßigen vom guten Zustand abgrenzen. Die entsprechenden P-Konzentrationen wurden anhand von Phytoplanktonbewertungen auf Basis einer trophisch orientierten Seendatenbank abgeleitet.

Kritische P-Konzentrationen wurden ebenfalls durch die 2016 publizierte Studie von Dolman et al. veröffentlicht. Die Zielwertableitung fand hier, ähnlich wie bei Riedmüller et al. (2013b), durch eine Zusammenhangsanalyse mit der Qualitätskomponente Phytoplankton statt. Als Ziel wurde die obere Grenze der Bewertungsklasse *gut* festgesetzt. Im Gegensatz zu der 2013 erschienen Studien, gingen in die Auswertung nur die Datensätze von natürlichen und phosphorlimitierten Gewässern, größtenteils aus der Norddeutschen Tiefebene ein. Die ermittelten Grenzwerte, von den Autoren als Zielwerte (targets) bezeichnet, liegen geringfügig unter den Werten von Riedmüller et al. (2013b). Das genaue methodische Vorgehen zur Ableitung von Orientierungs-, Hintergrund- und Zielwerten ist den genannten Studie zu entnehmen. Beide Arbeiten geben differenzierte Bewirtschaftungsziele ausgehend von der erweiterten LAWA-Seetypologie (Mathes et al., 2002) an.

Ergänzend zu den jüngst veröffentlichten Grenzwerten soll die kritische P-Konzentration anhand der Richtlinie zur Gewässerbewertung nach LAWA (1999) ermittelt werden. Es erfolgt hierbei nicht, wie vorgesehen, die Zuordnung zum Trophiegrad mittels eines errechneten potentiell natürlichen Phosphoreintrags (Tabelle 15). Stattdessen soll in umgekehrter Weise die

mit der Referenzsichttiefe (Kapitel 6.1.3) ermittelte Trophieklasse einer natürlichen P-Konzentrationsspannweite zugeteilt werden. Mit den abgelesenen Klassengrenzen wird allerdings die P-Konzentration unter Referenzbedingungen ermittelt, welche nach EU-WRRL (2000) den *sehr guten* Zustand wiedergeben.

Tabelle 15: Zuordnung der errechneten P-Konzentrationen unter ungestörten Verhältnissen zu den Trophiegraden (LAWA, 1999 in Anlehnung an OECD, 1982).

Gesamt-Phosphor (g/m ³)	Trophiegrad
bis 0,015	o
>0,015 – 0,045	m
>0,045 – 0,085	e1
>0,085 – 0,150	e2
>0,150 – 0,230	p1
>0,230	p2

Mit den von der LAWA (1999) bezifferten Grenzbereichen sowie den Ziel- und Orientierungswerten von Riedmüller et al. (2013b) und Dolman et al. (2016) erfolgt die Festlegung der kritischen P-Konzentration für den Rangsdorfer See. Zusammen mit den ausgewählten Modellen ergeben sich neun verschiedenen Angaben zu L_{crit} . Vergleichend werden auch die erhobenen Bewirtschaftungsziele des LfU BB (2011) hinzugezogen.

6.5 Szenarioanalyse zur Abschätzung der Wirksamkeit externer und interner Maßnahmen

Um Effekte einzelner und kombinierter Maßnahmen auf die P-Konzentration zu quantifizieren, fand eine Szenarioanalyse statt. Die Szenariotechnik liefert keine prognostischen Ergebnisse, sondern zeigt unter bestimmten Randbedingungen eintretende Folgen auf (Universität Potsdam, 2001). Ausgehend von der P-Massenbilanz (Formel 26) gibt es prinzipiell drei Steuermöglichkeiten, um die P-Konzentration im See zu vermindern: Senkung des P-Importes, Erhöhung des P-Exportes sowie Erhöhung der P-Nettosedimentation. Eine ausführliche Beschreibung der Maßnahmen, über die sich die Steuergrößen beeinflussen lassen, findet sich im Merkblatt der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA, 2006), in einem Leitfaden des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei (Schäuser et al., 2003) und anderen Übersichtsarbeiten (z.B. Klapper, 1992; Hupfer & Scharf, 2002; Grüneberg et al., 2009; Lewandowski et al., 2013).

In der vorliegenden Fallstudie soll die Effizienz einer schrittweisen externen Lastreduzierung sowie von Restaurierungsmaßnahmen im Hauptzufluss (P-Elimination) und im See (P-Fällung) abgeschätzt werden. Verändert werden somit die Steuergrößen P-Import und P-Nettosedimentation. Die verwendeten Maßnahmen stellen lediglich eine Auswahl möglicher Verfahrensweisen dar. Sie wurden im Hinblick auf die vorhandene Datengrundlage ausgesucht und sind nicht alternativlos!

Betrachtet wird ein Szenariozeitraum von 12 Jahren. Die zeitliche Entwicklung der P-SeeKonzentration unter dem Einfluss ausgewählter Maßnahmen kann mit dem erweiterten Einbox Modell (Sas, 1989) berechnet werden:

$$P(t)_{See} = (P_0 - P_{See}) * e^{-(\beta/\tau + \sigma)*t} + P_{See}$$

Formel 45

- $P(t)_{See}$ = Aktuelle P-Konzentration im See zum Zeitpunkt t [g m⁻³]
 P_0 = P-Konzentration zum Beginn des betrachteten Zeitraumes [g m⁻³]
 P_{See} = P-Konzentration im neuen Gleichgewichtszustand [g m⁻³]
 t = Dauer seit Beginn der Änderung [a]

Die Anpassungszeit (t_A) bis zur Erlangung einer 95 %igen Annäherung an den neuen Stationärzustand kann unter der Bedingung, dass die Größen β , σ und τ konstant sind, nach Formel 46 berechnet werden. Je größer β und σ sind und je kleiner τ ist, desto schneller reagiert die P-Seekonzentration auf Senkung des externen Eintrages.

$$t_A = \frac{3}{\frac{\beta}{\tau} + \sigma}$$

Formel 46

Durch Kombination der im folgenden beschriebenen Maßnahmen sollen fünf Maßnahmen-Szenarien betrachtet werden:

- Szenario 0 (S0): Keine Maßnahme
- Szenario 1 (S1): Externe Lastreduzierung
- Szenario 2 (S2): P-Fällung
- Szenario 3 (S3): Externe Lastreduzierung + P-Fällung
- Szenario 4 (S4): P-Eliminierung im Glasowbach
- Szenario 5 (S5): Externe Lastreduzierung + -Eliminierung im Glasowbach

Für die P-Startkonzentration sowie für die Berechnung der erwarteten P-Konzentration infolge der Maßnahmen (P_{See}) wurden die Modelle von Vollenweider, der OECD sowie das Einbox Modell verwendet (A und B). Da beim Fällungsszenario der Nettosedimentationskoeffizient variiert wurde, gingen P_0 und P_{See} nur aus dem Einbox Modell in die Gleichung ein. Bei den Szenarien 1-3 und 5 ändern sich die Rahmenbedingungen von Jahr zu Jahr. Insofern musste die P-Konzentration im neuen Gleichgewichtszustand jährlich angepasst werden, mit P_0 als Vorjahrswert.

6.5.1 Senkung des P-Importes (Szenario 1, 4 und 5)

Externe Lastreduzierung

Eine Senkung der Nährstoffeinträge wird durch Sanierungsarbeiten im Einzugsgebiet erreicht. Dazu gehört die Eliminierung von Punktquellen (z.B. Abwassereinleitung) und die Dezimierung

des Nährstoffimports aus der Fläche z.B. durch angepasste Bewirtschaftungsweisen oder Extensivierungsmaßnahmen. Konzepte zur Verringerung der diffusen Einträge bestehen stets aus einem Bündel von Maßnahmen und sind von Gewässer zu Gewässer individuell zu erarbeiten. Welche Sanierungsmaßnahmen im Detail zum Einsatz kommen, soll nicht weiter spezifiziert werden.

P-Importe durch Gänseexkrementen und Deposition bleiben unverändert. Alle anderen zuflussabhängigen Einträge (Z_{GI} , $Z_{Jü.1}$, $Z_{Jü.2}$, Z_{GW}) werden allmählich über einen Zeitraum von 10 Jahre reduziert (1. Jahr: 30 %, 2. – 4. Jahr: 20 %, 5. – 8. Jahr: 10 %, 8. – 9. Jahr: 5 %).

P-Eliminierung im Zufluss

Als Restaurierungsmaßnahme zur Verringerung des P-Importes soll hypothetisch der Einsatz einer Phosphoreliminierungsanlage (PEA) im Glasowbach zum Einsatz kommen. Die Verminderung der P-Konzentration im Zufluss vollzieht sich bei PEA's über mehrere physikalische und chemische Behandlungsschritte. Die genaue Verfahrenstechnik ist z.B. bei Chorus et al., (2004) oder im DWA-Merkblatt (DWA, 2006) beschrieben und soll an dieser Stelle nicht weiter erläutert werden.

Bei sachgemäßer Installation und Betriebsweise kann die P-Konzentration im Zulauf auf Werte $< 0,020 \text{ g/m}^3$ abgesenkt werden (DWA, 2006). PEA's wurden zum Beispiel beim Tegeler See und Schlachtensee in Berlin eingesetzt, wo die P-Konzentration in den Hauptzuflüssen von $0,300 - 0,900 \text{ g/m}^3$ und $0,400 - 0,600 \text{ g/m}^3$ auf $0,020 \text{ g/m}^3$ und $0,008-0,010 \text{ g/m}^3$ gesenkt werden konnte (Schauer & Chorus, 2007). Beim Glasowbach wird angenommen, dass eine ganzjährige P-Senkung auf $0,020 \text{ g/m}^3$ erreicht werden kann. Die Frachtberechnung erfolgte mit der Methode der Jahresmittelwerte (Formel 37). Für den kombinierten Ansatz (Szenario 5) findet eine externe Lastreduzierung nur bei den übrig gebliebenen abflussabhängigen P-Eintragspfaden ab.

6.5.2 Erhöhung der Nettosedimentation (Szenario 2 und 3)

Die P-Nettosedimentation kann über die Erhöhung der Bruttosedimentation und/oder durch eine Verringerung der P-Freisetzung gesteuert werden (Abbildung 1). Eine vielfach eingesetzte Technologie ist die Phosphor-Fällung. Je nach eingesetztem Stoff oder Stoffgemisch bewirkt die Zugabe von Fällmittel eine Ausfällung von algenverfügbaren Phosphor durch Bildung schwerlöslicher Salze sowie eine Mitfällung von partikulären Wasserinhaltsstoffen durch Sorption oder Einschluss in die gebildeten Flocken. Unmittelbar nach der Zugabe des Fällmittels sinkt gelöster und partikulärer Phosphor zum Gewässergrund, was eine starke Erhöhung der Bruttosedimentation bedeutet. Durch einen gewissen Überschuss an Fällmittel erhöht sich außerdem das Bindungspotenzial der Sedimente und somit auch die Nettosedimentationsrate über einen längeren Zeitraum.

Neben der Dosierung hängt die zeitliche Wirkung der Maßnahme von der Menge an Neusediment ab, welches sich über das Fällmittel schichtet. Wie sich die Konzentrationsgradienten von gelöstem reaktivem (bioverfügbarem) Phosphor (SRP) im Porenwasser bei unterschiedlicher Auflagenhöhe verändern, illustriert Abbildung 23. Ist das Neusediment noch eine dünne

Schicht, wirkt das Fällmittel weiterhin als Senke. Bei zunehmender Auflagenhöhe nimmt jedoch die Intensität des Phosphorflusses Richtung Fällmittelschicht ab.

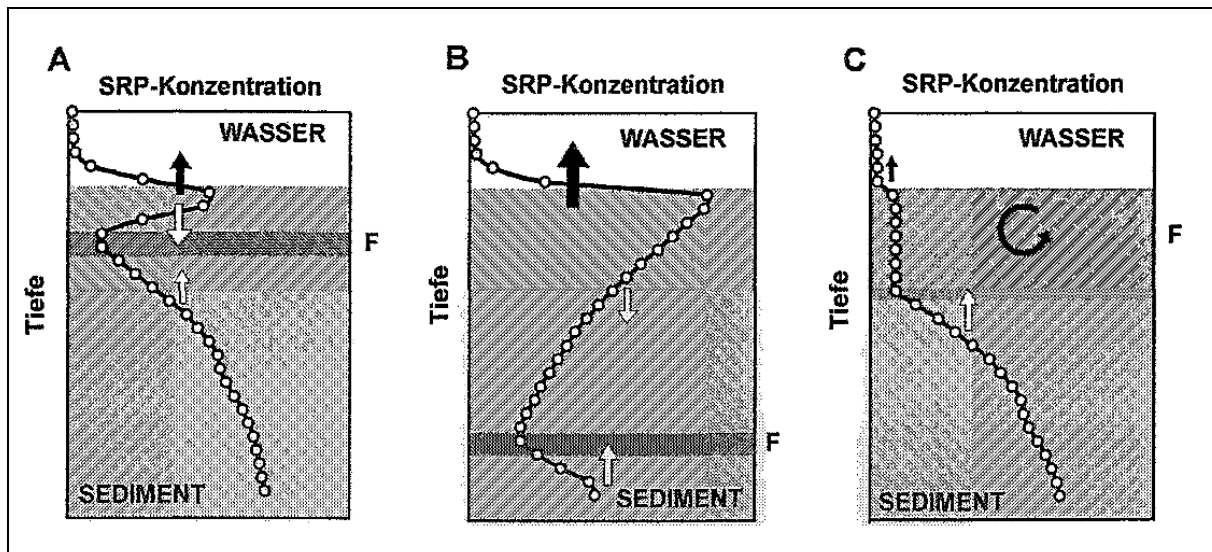


Abbildung 23: SRP-Konzentrationen im Porenwasser und die Intensität von Phosphorflüssen (Pfeile) im Sediment nach Einbringung eines Fällmittels (F). A: Zeitpunkt kurz nach der Maßnahme. B: Maßnahme liegt länger zurück, Überschichtung mit beträchtlicher Lage Neusediment. C: Fortgesetzte Einmischung des Fällmittels in die obere Schicht durch Bioturbation oder Resuspension (Hupfer & Scharf, 2002).

Die Wahl des Fällmittels hängt von den geochemischen Bedingungen im See ab. Üblicherweise kommen Aluminium- oder Eisensalze sowie Calcium zum Einsatz (Klapper, 1992; Cooke et al., 1993). Jedes Fällmittel hat Vor- und Nachteile, die seespezifisch abgewogen werden müssen. Die Beständigkeit der jeweiligen Verbindungen wird besonders durch den pH-Wert und durch die Redoxbedingungen gesteuert. Aluminiumsalze bieten gegenüber den Eisensalzen den Vorteil, dass sie redoxunabhängig sind und somit auch bei reduzierenden Bedingungen eine Verbindung mit Phosphor aufrecht erhalten können. Im sauren oder basischem Milieu lösen sich die P-Al-Hydroxidkomplexe jedoch auf (Reitzel et al., 2013). Die freigesetzten Al^{3+} und $Al(OH)_3$ Verbindungen sind für Fische toxisch, was zu einem Zusammenbruch der vorhandenen Biozönose führen kann (Penz & Dolgner, 1983). Dieses Problem kann besonders in produktiven Flachseen auftreten, wenn infolge der sommerlichen Phytoplankton-Blüte der CO_2 -Entzug hoch ist und der pH-Wert ansteigt (Reitzel et al., 2013). Eine Zugabe von Calcium wirkt bei der natürlichen Calcitfällung unterstützend. Die Wirksamkeit des Fällmittels wird diskutiert, empfohlen wird sie in jedem Fall nur für schwach eutrophe Seen (Schauser et al., 2003). Unter Vorbehalt werden Eisensalze als tauglichstes Fällmittel bewertet. Die Redoxsensitivität wird nicht als Nachteil gesehen, da von einer stetigen Belüftung ausgegangen wird.

Am effektivsten ist die P-Fällung, wenn möglichst viel Phosphor in gelöster Form vorhanden und nicht im Phytoplankton gebunden ist (Hupfer & Scharf, 2002; Lewandoski et al., 2013). Eine großtechnische Fällung bietet sich daher außerhalb der Vegetationsphase an, wenn der SRP-Entzug klein ist. Die notwendigen Aufwandmengen des Eisensalzes sind im Vorfeld mittels Laborversuche zu erheben. Im Allgemeinen wird ein 30facher stöchiometrischer Überschuss gegenüber dem Phosphor im Wasserkörper empfohlen (Hupfer & Scharf).

Infolge einer ausreichend dosierten P-Fällung wird sich der Nettosedimentationskoeffizient während der Maßnahme erhöhen und mit Vermerk auf Abbildung 23 mit der Zeit wieder sinken. Der Koeffizient kann maximal so groß werden, dass der gesamte P-Inhalt des Sees und der P-Import eines Jahres sedimentiert und nicht zurückgelöst wird (Schauser et al., 2003). Eine 100 %ige Ausfällung des P-Inhaltes wird für nicht realistisch gehalten. Im Vergleich zur P-Fällung mit Aluminiumsalzen erfolgt mit Eisensalzen eine geringer Mitfällung von partikulären organischen Phosphor (Hupfer & Scharf, 2002). Und auch der gelöste pflanzenverfügbare Phosphor wird wahrscheinlich nicht im Ganzen durch die Maßnahme erfasst. Vorversuche im Labormaßstab im Rahmen von Restaurierungsarbeiten der Talsperre Bautzen ergaben eine 80 %ige SRP-Fällung bei einem molaren Fe:SRP-Verhältnis von 40 (Deppe & Benndorf, 1998).

Für ein möglichst naturgetreues Szenario wird angenommen, dass nicht der gesamte P-Inhalt des Wasserkörpers ausgefällt wird und sedimentiert. Die Laborversuche von Deppe & Benndorf (1998) als Orientierungshilfe zu verwenden, ist jedoch schwierig, da die unterschiedlichen Konzentrationen an Phosphorfraktionen für den Rangsdorfer See in den Wintermonaten nicht bekannt sind. Daher wurde vereinfachend eine Fällung des P-Gesamtinhaltes von 80 % angenommen. Als Ausgangswert diente die mittlere gemessene P-Konzentration P_{WP} (2005, 2007, 2010-2012 und 2014).

Die vollständige Fällung des P-Importes setzt voraus, dass die Wasserverweilzeit mindestens ein Jahr andauert. Bei $\tau < 1$ wird ein Teil des P-Eintrages in der Jahresbilanz nicht mitgefällt. Dieser Umstand wurde bei der Ermittlung des hypothetischen maximalen Nettosedimentationskoeffizienten (σ_{max}) prozentual berücksichtigt. Mit den neu erhobenen Bilanzdaten wurde dann σ_{max} berechnet (Formel 29). Es wird angenommen, dass die Fällmittelschicht noch weitere fünf Jahre als Senke für Phosphor wirkt. Wie bei der Modellstudie von Hupfer et al. (2015) vollzieht sich die Reduzierung von σ linear, bis wieder der Ausgangswert erreicht wird. Für das 3. Szenario (Externe Lastreduzierung + P-Fällung) wird σ_{max} aus dem 2.Szenario übernommen.

7 Ergebnisse und Diskussion

7.1 Trophieklassifizierung und -bewertung

Eine Trophiebewertung fand auf Grundlage von zwei Klassifizierungssystemen (LAWA, 1999, Riedmüller et al., 2013a) zur Charakterisierung der Ist-Trophie statt. Ausgewertet wurden die Untersuchungsergebnisse des LfU BB aus den Jahren 2005, 2007, 2010-2012 und 2014. Die Referenz-Trophie wurde anhand morphometrischer Kenndaten erhoben. Bevor Ist- und Referenz-Trophie quantitativ beschrieben werden, erfolgt zunächst eine Betrachtung der trophischen Situation ohne Indexzuweisung.

7.1.1 Beschreibung der trophischen Situation ab 1992

Abbildung 24 zeigt die trophiebeschreibenden (Chl a-Konzentration und Sichttiefe) Parameter und die trophiesteuernde Größe (Phosphor) für die genannten Beobachtungsjahre einschließlich 1992. Beim Jahr 1992, welches nicht klassifiziert wurde, ist zunächst ist von einer hohen Primärproduktion aufgrund hoher Nährstoffverfügbarkeit auszugehen. Dies zeigen kontinuierlich hohe P- und Chl a -Konzentrationen bei gleichzeitig geringer Sichttiefen unter 0,5 m. Es ist nicht auszuschließen, dass der Stoffhaushalt zu dieser Zeit noch durch Abwassereinleitungen beeinflusst war (Kapitel 4.1).

Eine vergleichbare Parameterkonstellation, wie im Jahr 1992, ist noch im Jahr 2005 und 2007 festzustellen. Danach, ab 2010, kommt es zu einem Anstieg der P-Konzentration und der Sichttiefe, während die Chl a-Konzentration sinkt. Das Verhalten der Parameter kann mit der außerordentlich langanhaltenden Eisbedeckung im Winter 2010 und dem damit verbundenen Sauerstoffschwund im Gewässer erklärt werden (Kapitel 3.6). Es ist anzunehmen, dass mit dem Fischsterben eine erhebliche Dezimierung planktivorer Fische stattfand, in dessen Folge der Fraßdruck auf das filtrierende Zooplankton verringert wurde. Durch verstärktes Zooplankton-Grazing fand eine Einschränkung der Phytoplankton Entwicklung und mit ihr eine Verbesserung der Lichtverhältnisse statt. Die Wassertrübung dürfte auch durch das Fehlen gründelnder Fische (Cypriniden) zurückgegangen sein. Die dann folgende enorme Ausbreitung submerger Makrophyten führte zur Überlegung, den Bewuchs mittels Mähbooten zu kontrollieren (Kreisverwaltung Teltow Fläming, 2012). Makrophyten konnten auch noch 4 Jahre später im Rahmen des EU-WRRL-Monitoring nachgewiesen werden. Dem Bericht des LfU BB (2016f) nach, war ein Nachweis bis zu einer durchschnittlichen Seetiefe von 1,98 m (Untere Makrophytengrenze) möglich. Als submerse Arten wurden Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*), Großes Nixenkraut (*Najas marina*), Zartes Hornblatt (*Ceratophyllum submersum*), Rauhes Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) und Stern-Armluchteralge (*Nitellopsis obtusa*) kartiert.

Bis einschließlich 2014 waren immer noch recht hohe Sichttiefen vorhanden. Im darauffolgenden Jahr im Mai wurden niedrige Sichttiefen festgestellt (Mitteilung Grüneberg). Und auch im Jahr 2016 wurde während der Besichtigungen nur noch ein trüber Gewässerzustand ohne erkennbaren Makrophytenbestand vorgefunden. Der beschriebene Kaskaden-Effekt auf die Nahrungskette hielt somit nur ein paar Jahre an.

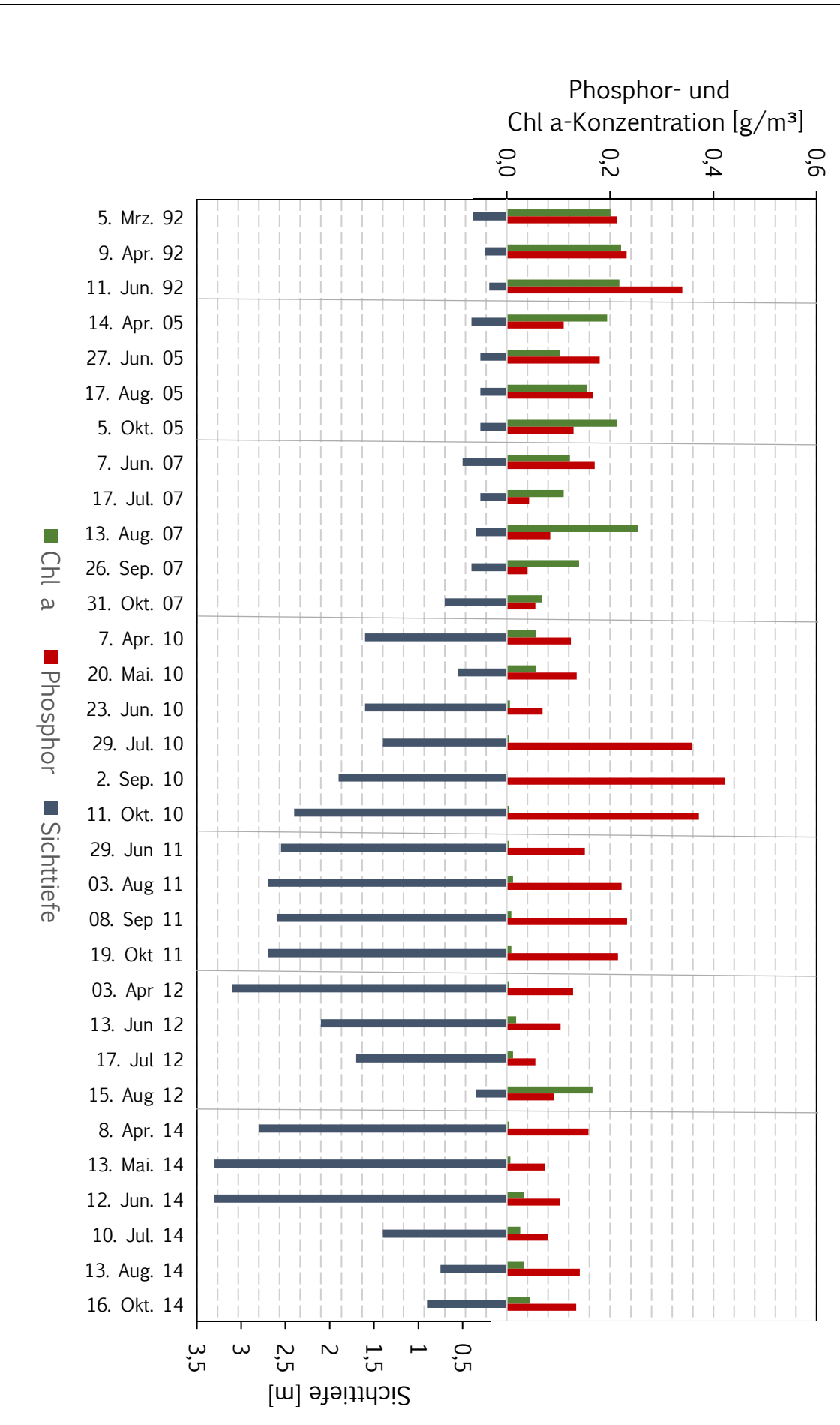
Die Auswirkungen des Fischsterbens auf die Nahrungskette wirken sich auch auf die trophiebeschreibenden Parameter in Form einer Erhöhung der Sichttiefe und Verringerung der Chl a-Konzentration ab dem Jahr 2010 aus. Gleichzeitig ist aber auch ein Anstieg der Phosphor-Konzentration zu verzeichnen, was im Folgenden versucht wird, zu erklären.

Typischerweise zeigen die einzelnen Fraktionen des Phosphors einen ausgeprägten Jahresgang in einem eutrophen See (Golachowska, 1979). Im Winter überwiegt der gelöste reaktive Phosphor, während im Sommer bei hohem P-Bedarf durch das Phytoplankton die SRP-Konzentration deutlich abnimmt. Der Phosphor liegt dann hauptsächlich in partikulärer und damit in sedimentationsfähiger Form vor. Ein zusätzlicher Sedimentationsprozess in Hartwasserseen ist die Mitfällung von gelöstem oder partikulärem Phosphor durch Calcit (Koschel et al., 1983). Aufgrund des Verbrauchs von CO₂ durch die Photosynthese des Phytoplanktons im Frühjahr und Sommer verschiebt sich das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht in Richtung des Carbonats. Es kommt zur Konzentrationsübersättigung an Calciumkarbonat, welches dann in kristallisierter Form ausfällt. Die natürliche Kalkfällung hat eine eutrophierungsbeeinflussende und selbstreinigende Wirkung und wird daher auch als Sanierungsmaßnahme künstlich induziert (Prepas et al., 2001; Dittrich et al., 2011).

Der Phosphor-Verlust durch Sedimentation und als Folge der Calcitfällung beeinflusst im Normalfall den verfügbaren P-Pool im Freiwasser. Infolge des Zooplankton-Grazing im Rangsdorfer See nach dem Fischsterben wurde die Phytoplanktongemeinschaft erheblich reduziert. Gelöstes Phosphor konnte nicht in die partikuläre Form überführt werden und aufgrund der nicht stattfindenden Primärproduktion fand auch keine Kalkfällung statt. Insofern erscheint es auch naheliegend, dass beim Rangsdorfer See der SRP-Anteil am Gesamtphosphor in den Sommermonaten 2010 gut 80 % ausmacht (Abbildung 37, Mitte).

Die fehlenden Verlustprozesse durch die Sedimentation führten zu einer Anreicherung von Phosphor im Freiwasser. Zusätzlich ist von erhöhten P-Mineralisationsraten aufgrund der im See verbliebenden Fischkadaver auszugehen. Zwar wurden nach dem Auftauen der Eisdecke tonnenweise tote Fische aus dem Rangsdorfer See geborgen, alle Kadaver wurden aber wahrscheinlich nicht erfasst, z.B. in den schwer zugänglichen schilfbewachsenen Seebereichen.

Abbildung 24: Sichttiefe, Chl a- und Phosphorkonzentration in den Jahren 1992, 2005, 2007, 2010-2012 und 2014 (Daten: IfU BB)



7.1.2 Ist-Trophie

Werden nun die berechneten Gesamt-Indizes betrachtet, ist zunächst von einer tendenziellen Entwicklung hin zu einem weniger produktiven Gewässer auszugehen (Abbildung 26). Eine Reduktion der Nährstoffverfügbarkeit über die Jahre wird allerdings nicht von jedem Index angezeigt. So ist bei Betrachtung des Kriteriums Phosphor kein Trend erkennbar, insbesondere beim Index für das Frühjahr (GesPF-Ind). Bei Gegenüberstellung der zwei Klassifizierungssysteme sind bei jedem Einzel-Index Unterschiede festzustellen. Am größten sind diese beim GesPF-Ind (Abbildung 25).

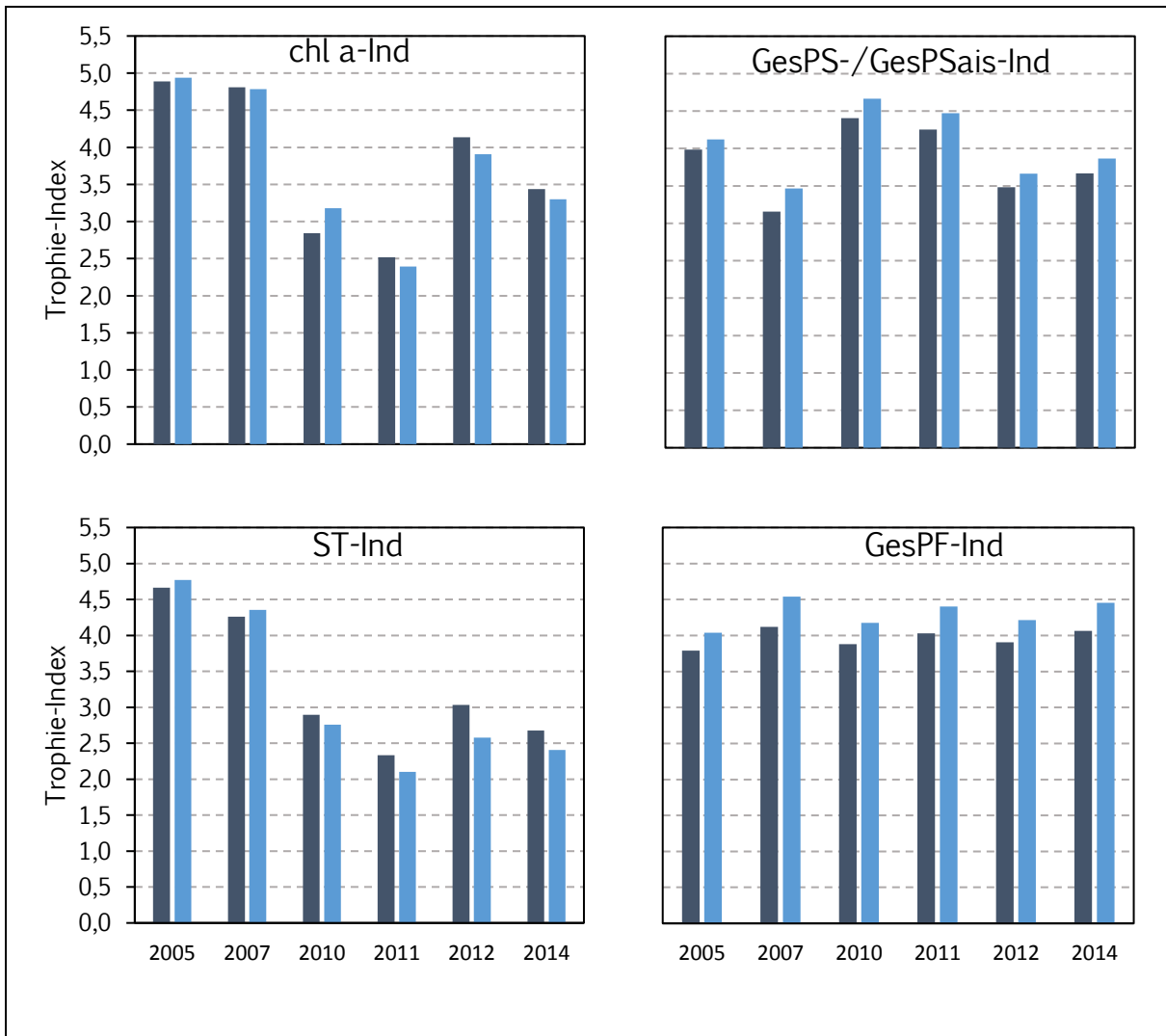


Abbildung 25: Ergebnisse der Einzel-Indizes für die Untersuchungsjahre 2005, 2007, 2010-2012 und 2014 berechnet nach LAWA (1999) (dunkelblaue Balken) und Riedmüller et al. (2013a) (hellblaue Balken).

Die mit den Einzel-Indizes berechneten Gesamt-Indizes variieren in der betrachteten Zeitspanne zwischen 4,57 (2005) und 3,07 (2011) (Abbildung 26). Mit den zuletzt erhobenen Parametern (2014) wurde ein Ges-Ind von 3,40 ermittelt, was dem eutrophen (e2) Trophiegrad entspricht.

Erkennbar ist eine Abnahme der Indizes über den betrachteten Zeitraum, unabhängig vom verwendeten Klassifizierungssystem. Im Mittel wird mit dem Verfahren nach Riedmüller et al. (2013a) ein etwas höherer Trophie-Index berechnet. Einzig im Jahr 2012 liegt Ges-Ind nach

LAWA (1999) über dem von Riedmüller et al. (2013a). Mit Verweis auf Abbildung 25 dürfte der ausschlaggebende Einzel-Index für die Abweichung ST-Ind sein.

Es wird angenommen, dass die tatsächliche Ist-Trophie des Rangsdorfer Sees eher den Ergebnissen nach Riedmüller et al. (2013a) entspricht. Die Kalibrierung der Trophiekenngößen erfolgte an einem größeren Datensatz als 1999 durch die LAWA (1999). Es zeigte sich in der neueren Studie, dass vor allem die Klassifizierung nach P-Konzentrationen im eu- bis poly oder hypertrophen Trophiebereich bisher zu milde war. Nährstoffreiche polymiktische Seen wurden demnach weniger produktiv klassifiziert als sie tatsächlich sind.

Eine Klassifizierung nach LAWA (1999) für die Monitoringjahre 2005, 2007, 2010 und 2014 wurde auch vom LfU BB durchgeführt (Tabelle 9). Es wurde der gleiche Datensatz mit den relevanten Parametern verwendet. Beim Vergleich mit den eben vorgestellten Gesamt-Indizes sind allerdings Abweichungen festzustellen. Bis auf das Jahr 2010 liegen alle in dieser Arbeit berechneten Ges-Ind über den Berechnungen vom LfU BB. Die größte Differenz mit 0,45 Indizeinheiten ist beim Jahr 2014 zu finden, was auch zur Zuweisung in eine andere Trophieklasse führte (e1).

Dass es Abweichungen gibt, obwohl derselbe Berechnungsansatz verwendet wurde, ist auf eine unterschiedliche Wichtung der Einzelindizes zurückzuführen. Beim Versuch, den Rechenweg des LfU BB nachzuvollziehen, fiel außerdem auf, dass für alle Monitoringjahre eine verkehrte Zuweisung der Messwerte zum Frühjahrs- und Sommermittelwert erfolgte. Als Frühjahrswert zur Berechnung von GesPF-Ind wurde vom LfU BB beständig der letzte Messwert der Saison gewählt. Davorliegende Messdaten wurden zur Berechnung von GesPF-Ind gemittelt, inklusive des eigentlichen Frühjahrswertes. In der gleichen Weise wurden auch die Sommermittelwerte der anderen Einzel-Indizes ermittelt, d.h. Klarwasserstadien wurden immer mit eingerechnet. Derartige systematische Fehler können bei der Klassifizierung nach Riedmüller et al. (2013a) nicht auftreten, zumindest für die Teilindizes ST-Ind und Chl a-Ind. Ob die Klassifizierung nach LAWA (1999) auch bei anderen Seen in Brandenburg mit irrtümlichen Frühjahrswerten und Sommermittelwerten stattfand, wurde in dieser Arbeit nicht weiter überprüft.

Ein Vergleich mit den berechneten Ist-Zuständen des LfU BB stützt sich nur auf vier Monitoringjahre. Bei Betrachtung der Gesamt-Indizes ist allerdings eine Tendenz zu erkennen, dass die Trophie des Rangsdorfer Sees durch das LfU BB niedriger klassifiziert wurde, als durch die Standard-Methode der LAWA (1999) vorgesehen ist.

Unabhängig von der verwendeten Methode, ist die Konsistenz der Beobachtungsreihe in Frage zu stellen. Die Aufnahme der Messdaten erfolgte in den Jahren 2011 und 2012 im mittleren Seebereich, während die restlichen Untersuchungen an der Hauptmessstelle in der Krümmen Lanke stattfanden. In diesem Zusammenhang ist auch die Hauptmessstelle als repräsentativer Standort anzuzweifeln. Die Krümme Lanke ist im Vergleich zum Rest des Sees tiefer. Möglicherweise stellt sich dort in der euphotischen Zone eine Nährstoffsituation ein, die so nicht im viel größeren Hauptsee vorhanden ist.

7.1.3 Referenz-Trophie

Für die Bewertung der trophischen Situation des Rangsdorfer Sees erfolgte ein Vergleich zwischen Ist-Trophie und der gewässerspezifischen Referenz-Trophie. Zur Ermittlung der Referenz-Trophie wurde die Referenzsichttiefe bestimmt, die beim Rangsdorfer See bei 1,13 m liegt. Entsprechend Tabelle 11 würde das Gewässer bei ungestörten Verhältnissen eutroph (Trophiegrad: e2, Index: 3,0 – 3,5) sein. Die natürliche P-Konzentration würde zwischen 0,085 g/m³ und 0,150 g/m³ liegen (Tabelle 15).

Zur Berechnung von ST_{Ref} wurden morphometrische Kennzahlen verwendet, welche dem Seensteckbrief des LfU BB (2016) entnommen wurden (Kapitel 3.1). Die tiefste Stelle befindet sich gemäß Tiefenkarte des Steckbriefes in der Krümme Lanke. Ob die dort aufgenommene maximale Wassertiefe repräsentativ für den gesamten See ist, kann aufgrund der vorhandenen Teilbecken angezweifelt werden. Untersuchungen zur Bathymetrie von Martin (2003) zeigen deutliche Unterschiede zwischen der Krümmen Lanke und dem Hauptsee auf (Kapitel 3.2). Wird nur der Hauptsee betrachtet, welcher am Volumen und der Fläche bemessen deutlich größer ist als sein Vorsee, beträgt die mittlere Tiefe 1,5 m und die maximale Tiefe 4,2 (Martin, 2003). Daraus ergibt sich eine geringere Referenzsichttiefe von 1,08 m, die aber immer noch dem eutrophen Trophiegrad (e2) zugeordnet werden kann.

Diskrepanzen zwischen der Ist- und Referenz-Trophie sind vor allem in den Jahren 2005 und 2007 vorhanden. In den Monitoringjahren 2011 und 2014 stimmen die berechneten Trophiegrade überein, ebenso 2010, wenn der Ist-Zustand nach LAWA (1999) ermittelt wurde. Die Abweichungen zum Referenzzustand sind im Mittel bei der Klassifizierung nach Riedmüller et al. (2013a) etwas größer.

Bei Betrachtung der Entwicklung der Ges-Ind über die Beobachtungsjahre ist zunächst von einer Verbesserung der trophischen Situation ab dem Jahr 2010 auszugehen. Just in diesem Jahr wurde jedoch die Fischpopulation im See durch die anhaltende Eisbedeckung erheblich dezimiert. Die Auswirkungen auf die trophiebeschreibenden und trophiesteuern Parameter wurden bereits beschrieben. Die Effekte auf den Ges-Ind machen sich in der Summe durch eine Senkung des Trophiegrades bemerkbar. Folglich wurde die Trophie des Rangsdorfer Sees durch das Fischsterben beeinflusst und nicht durch eine Reduzierung des Nährstoffeintrages.

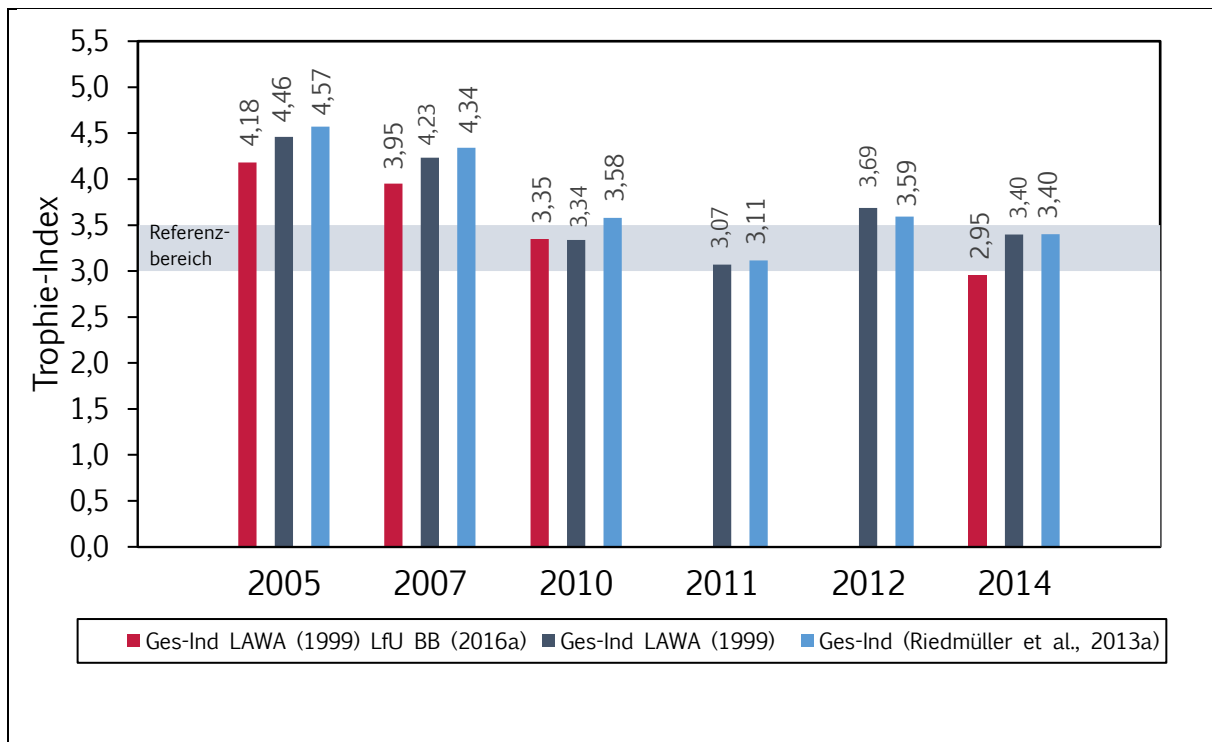


Abbildung 26: Ges-Ind für die Jahre 2005, 2007, 2010-2012 und 2014 berechnet nach LAWA (1999) und Riedmüller et al. (2013a) sowie der Grenzwertbereich (Min, Max) für die Referenz-Trophie nach Morphometrie (hellblaue Fläche).

Die Referenz-Trophie, wie sie vom LfU BB (2005) anhand des natürlichen P-Eintrages ermittelt wurde (Kapitel 5.3.1), liegt bei 2,86 für den 1. bzw. 2,83 für den 2. BWP und damit unterhalb der Referenz-Trophie nach Morphometrie. Werden die in dieser Arbeit bestimmten Ist-Trophiegrade mit der Referenz-Trophie des LfU BB (2005) verglichen, sind in jedem Jahr Diskrepanzen festzustellen, auch 2014.

Die Ermittlung des potentiell natürlichen P-Eintrages durch das LfU BB fand in vereinfachter Form anhand des Eintragsmodells der OECD (Formel 5) statt. Die natürlichen P-Eintragsraten wurden nicht, wie die LAWA (1999) empfiehlt, anhand spezifischer Eigenschaften des Einzugsgebietes (flächenanteilige Landnutzung und Bodenart), sondern durch allgemeine Orientierungswerte erhoben. Unabhängig von der Qualität der Eingangsdaten, weist die LAWA (1999) auf die beschränkte Gültigkeit des Modells bei Flachseen hin, mit der Begründung, dass die P-Rücklösung aus dem Sediment konzeptionell nicht berücksichtigt wird. Treten Unterschiede zwischen der Referenz nach Morphometrie und Referenz nach natürlichem P-Eintrag auf, rät die LAWA (1999) bei flachen Seen daher nur zur Herleitung anhand der Seebeckenmorphometrie. Im Falle des Rangsdorfer Sees wäre somit ein weniger strenges Bewirtschaftungsziel zu erfüllen.

Mit der Festlegung der trophischen Referenz wird nicht die Frage beantwortet, ob das Gewässer unter ungestörten Verhältnissen eine Makrophyten- oder Phytoplankton-Dominanz aufwies. Das alternative Vorkommen der zwei stabilen Zustände wird bei einer P-Seekonzentration zwischen 0,010 und 0,100 g/m³ vermutet (Jeppesen et al., 1991). Mittels paläolimnologischer Untersuchungen (Kapitel 5.3.2) konnte festgestellt, dass der Rangsdorfer See in einer

Zeitperiode ohne anthropogene Einflüsse durchgängig mit Makrophyten besiedelt war. In dieser Hinsicht ist der Rangsdorfer See im Vergleich zu den anderen untersuchten Flachseen von Nixdorf & Mischke (2003) eine Ausnahme. Alle anderen Flachseen weisen in Perioden mit geringer Belastung einen Wechsel zwischen Makrophyten- und Phytoplankton-Dominanz auf. Die Ergebnisse stützen sich bei diesen Seen auf zwei Referenzperioden (Periode I: Vor 950 n. Chr. und Periode III: 1500 – 1750 n. Chr.). Die pollenanalytische Datierung reichte beim Rangsdorfer See nicht bis in die Völkerwanderungszeit zurück, weswegen Referenzbedingungen nur für die Periode III beschrieben werden konnten. Zu beachten ist außerdem, dass aus methodische Gründen die Analyse der makrofossilen Reste an 7 cm langen Sedimentabschnitten erfolgte. Je nach Sedimentationsrate wurden somit 35-350 Jahre zusammengefasst. Auftretende Dynamiken werden innerhalb dieser Zeit nicht erfasst. Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass auch der Rangsdorfer See infolge der geogen bedingten Phosphorhintergrundkonzentration eine wechselnde Besiedlung unter ungestörten Verhältnissen aufzeigt.

7.2 Wasserbilanz

Niederschlag N

Im Bezugszeitraum Juli 2011 bis Juni 2012 betrug die Niederschlagsmenge 634 mm. Bezogen auf die Fläche des Rangsdorfer Sees gelangen über den Niederschlag gut 1,5 Mio. m³ Wasser in das Gewässer. Regenreichster Monat im Betrachtungszeitraum ist der Juli 2011. Im November im gleichen Jahr fielen dagegen nicht einmal 500 m³ Niederschlag auf die Seefläche (Tabelle 16). Verglichen mit dem 30jährigen Mittel (1986 – 2015) (Kapitel 3.5) fällt der Niederschlag im Betrachtungszeitraum mit fast 100 mm/a überdurchschnittlich aus. Dies erklärt auch die erhöhten Durchflüsse am Pegel Blankenfelde (Q_M Pegel 2011/2012) im Vergleich zu der Reihe 2004 – 2013. Schlussfolgernd ist der Bilanzzeitraum aufgrund der meteorologischen Verhältnisse als nicht repräsentativ einzustufen. Abgesehen davon fand die Bestimmung einer flächenbezogenen Größe aus nur einer Punktmessung (Station Schönefeld) statt. Räumliche Unterschiede in der Niederschlagsintensivität und -häufigkeit werden auf diese Weise nicht berücksichtigt.

Tabelle 16: Niederschlagssummen (Juli 2011 – Juni 2012), ausgedrückt in mm Wassersäule und als Volumenstrom (N)

Monat	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
2011 [mm]							188	58,7	59	29,1	0,2	59,4
2012 [mm]	53,6	26,4	9	23,9	34,2	92,5						
N [m ³]	130.784	64.416	21.960	58.316	83.448	225.700	458.720	143.228	143.960	71.004	488	144.936

Oberirdischer Abfluss über den Glasowbach Q_G

Vor Verwendung der Abflussreihe des Pegels Blankenfelde wurde zunächst überprüft, ob das Einzugsgebiet des Glasowbachs bis zur Messstelle repräsentativ für das gesamte Einzugsgebiet des Fließgewässers ist. Es zeigte sich, dass bei Gegenüberstellung der Teileinzugsgebiete

z.T. erhebliche Unterschiede betreffend der Gebietsrückhalte (R) und Abflussbeiwerte (Ψ) vorliegen (Tabelle 17). Am meisten Niederschlag wird im Einzugsgebiet am Oberlauf (EZG-ID: 4452) zurückgehalten. Nur 4 % des Niederschlags fließen unmittelbar ab. 16 % sind es dagegen beim darauffolgenden Einzugsgebiet (EZG-ID: 4529). Der Anteil des Effektivniederschlags ist hier wesentlich höher. Beim letzten Teileinzugsgebiet (EZG-ID: 4629) verbleiben zunächst 545,5 mm des Niederschlags im Einzugsgebiet und/oder gehen durch Verdunstungsprozesse wieder verloren.

Tabelle 17: Kennzahlen der Abflussbildung für die Glasowbach-Teileinzugsgebiete 4452, 4529, 4629 und 4707 (i. V. m. Tabelle 3)

Einzugsgebiet-ID	4452	4529	4629	4707
Fläche [km ²]	9,97	13,36	7,98	8,08
N_{eff}^v [mm]	22,9	92,3	61,8	65,8
N_{eff}^u [mm]	4,2	4,7	1,9	194,8
R [mm]	594,2	521,3	545,5	330,3
Ψ	0,04	0,16	0,1	0,44

Der Vergleich der berechneten Abflussbeiwerte und Gebietsrückhalte deutet auf unterschiedliche Gebietseigenschaften der Teileinzugsgebiete hin. Im Mittelfeld liegt jedoch immer das Teileinzugsgebiet 4629, welches durch die Durchflussmessungen am Pegel Blankenfelde nicht erfasst wurde. Gewichtet an den Flächenanteilen, beläuft sich der gemittelte Oberflächenabfluss (unversiegelt und versiegelt) der beiden Teileinzugsgebiete 4452 und 4529 auf einen Wert von 66,67 mm. Für das Einzugsgebiet zwischen dem Pegel Blankenfelde und dem Seeinlauf (EZG-ID: 4629) wurde ein Gesamtabfluss durch ArcEgmo von 63,7 mm modelliert. Unterschiede hinsichtlich der Abflussbildung zwischen Ober-/Mittel- und Unterlauf sind somit als vernachlässigbar zu bewerten. Eine Hochrechnung des Gebietsabflusses am Pegel Blankenfelde (A_G Pegel) bis zum Einlauf in die Krumme Lanke (A_G Gesamt) wird als hinreichend genau betrachtet.

Tabelle 18 zeigt die gemittelten Abflüsse der täglich durchgeführten Durchflussbeobachtungen am Pegel Blankenfelde (Q_M Pegel) von Juli 2011 bis Juni 2012. Über den betrachteten Zeitraum, beträgt der mittlere gemessene Abfluss am Pegel Blankenfelde 0,093 m³/s.

Der über den Messzeitraum aufsummierte Gebietsabfluss ergibt für das Teileinzugsgebiet bis zum Pegel Blankenfelde (A_G Pegel) 125,41 mm. Für das gesamte Einzugsgebiet des Glasowbachs beläuft sich die Abflussmenge auf 168,30 mm/a. Es werden somit über den oberirdischen Zufluss 5.269.733 m³ Wasser in den Rangsdorfer See eingetragen. Im Mittel beträgt der Durchfluss des Glasowbachs am Auslauf zum See 0,167 m³/s.

Wird die Beobachtungsreihe am Pegel Blankenfelde auf den Zeitraum 2004 bis 2013 erweitert, beträgt der mittlere Abfluss 0,100 m³/s (=3.160.798 m³ Wasser). Im Bilanzzeitraum 2011/2012 ist somit ein überdurchschnittlich hoher Abfluss des Glasowbachs festzustellen.

Tabelle 18: Mittel der gemessenen Abflüsse am Pegel Blankenfelde im Zeitraum Juli 2011 – Juni 2012, ausgedrückt als Volumenstrom (Q_M Pegel) und als Gebietsabfluss (A_G Pegel) sowie der gemittelte Gebietsabfluss (A_G Gesamt) und Volumenstrom (Q_{GI}) für das gesamte Einzugsgebiet des Glasowbachs.

Monat	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Q_M Pegel 2011 [m ³ /s]							0,100	0,087	0,113	0,095	0,043	0,086
Q_M Pegel 2012 [m ³ /s]	0,128	0,133	0,102	0,069	0,066	0,089						
A_G Pegel [mm]	14,70	14,33	11,68	7,65	7,55	9,94	11,48	10,00	12,59	10,86	4,76	9,87
A_G Gesamt [mm]	19,73	19,23	15,67	10,27	10,13	13,34	15,41	13,41	16,89	14,57	6,39	13,25
Q_{GI} [m ³]	617.634	602.229	490.653	321.500	317.298	417.670	482.561	420.004	528.934	456.262	200.120	414.869
Q_{GI} [m ³ /s]	0,231	0,240	0,183	0,124	0,118	0,161	0,180	0,157	0,204	0,170	0,077	0,155

Oberirdischer Abfluss über die Entwässerungsgräben Polder Jühnsdorf $Q_{Jü}$

Bei Gegenüberstellung der Abflüsse der Gräben 1401 (WP_Dahme_F007) und 1402 (WP_Dahme_F052) sind keine Unterschiede festzustellen. Beide Entwässerungsgräben führen bis zur Messstelle 205.200 m³ Wasser pro Jahr. Für den Monat Februar lagen gar keine Messungen vor. Es wird davon ausgegangen, dass die Gräben zu dieser Zeit zugefroren waren. Über den restlichen Zeitraum zeigen die Durchflussmessungen relativ konstante Abflüsse, im Durchschnitt 0,007 m³/s (ohne Februar) (Tabelle 19).

Bei den ermittelten Durchflüssen muss davon ausgegangen werden, dass diese nicht den Abflüssen in den See entsprechen. Beide Messstellen sind mit ein paar 100 Metern sehr weit vom See entfernt. Ein Vergleich mit den Abflüssen entsprechend der Wasserhaushaltsgrößen nach ArcEGMO ist schwierig, da die Abflüsse jeweils für das gesamte Einzugsgebiet modelliert wurden. Fest steht, dass nach ArcEGMO sehr viel weniger Wasser über die Entwässerungsflächen den See erreicht (Graben 1402: 116.116 m³/a, Graben 1401: 260.596 m³/a, 1991 – 2010).

Tabelle 19: Gemessene und interpolierte Durchflüsse an den Messstation WP_Dahme_F052 und WP_Dahme_F007 im Zeitraum Juli 2011 – Juni 2012.

Monat	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
WP_Dahme_F052												
2011 [l/s]							7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5
2012 [l/s]	7,5	-	7,5	6,25	5	6,25						
Q [m ³]	20.088	0	20.088	16.200	13.392	16.200	20.088	20.088	19.440	20.088	19.440	20.088
Q [m ³ /s]	0,008	0	0,008	0,006	0,005	0,006	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008
WP_Dahme_F007												
2011 [l/s]							7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5
2012 [l/s]	7,5	-	7,5	6,25	5	6,25						
Q [m ³]	20.088	0	20.088	16.200	13.392	16.200	20.088	20.088	19.440	20.088	19.440	20.088
Q [m ³ /s]	0,008	0	0,008	0,006	0,005	0,006	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008

Grundwasserzu- und abstrom GW_{ex} , GW_{in}

Mit z_{mean} als mittlere Grundwassermächtigkeit und B_{mean} als Anstrombreite ergibt sich für den Seequerschnitt eine Fläche von 2101,77 m². Das mittlere Grundwassergefälle im Zeitraum Juli 2011 bis Juni 2012 wurde entsprechend der Differenzen zwischen Seespiegel und Wasserstand der betrachteten GWM bei 0,07 % (0,0007 m/m) angesetzt. Die Wasserdurchlässigkeit im Untersuchungsgebiet befindet sich gemäß BÜK 300 größtenteils im Bereich 100 bis < 300 cm/d. Somit wird eine mittlere Durchlässigkeit von $2,35 \cdot 10^{-5}$ m/s veranschlagt. Nach den Gesetzmäßigkeiten von Darcy ergibt sich ein Volumenstrom von $3,457 \cdot 10^{-5}$ m³/s. Auf ein Jahr gesehen, kann der Grundwasserzustrom vernachlässigt werden und wird zur Berechnung der P-Bilanz nicht mehr berücksichtigt.

Das Ausschließen der Grundwasserkomponente als Eintragspfad für Wasser und Nährstoffe sollte hinterfragt werden. Die Berechnungsmethode an sich als auch die eingesetzten Parameter stellen potentielle Fehlerquellen dar. Verwendet wurden für die Darcy-Gleichung allgemeine morphometrische Kenndaten des Rangsdorfer Sees. Die Krumme Lanke und der Hauptsee des Rangsdorfer Sees sind jedoch in ihren Ausmessungen sehr unterschiedlich. B_{mean} (Anstrombreite) als Quotient aus A und L_{eff} ist für die Krumme Lanke wenig repräsentativ. Diese wird jedoch den Ausführungen in Kapitel 3.3.3 nach von der Jühnsdorfer und der Rangsdorfer Hochfläche mit Grundwasser gespeist. Das gleiche gilt für Größe z_{mean} , die im Bereich der Krümmen Lanke wesentlich tiefer sein dürfte, wenn nur deren Fläche betrachtet wird (Kapitel 3.2). Neben der Anstromfläche wurden auch die anderen Parameter (i und k_f) nur annäherungsweise ermittelt. So konnte das hydraulische Gefälle nur auf der Rangsdorfer Seeseite bestimmt werden, da die GWM auf der anderen Seite nicht im unterirdischen Einzugsgebiet des Rangsdorfer Sees liegt (Kapitel 3.3.3). Der angegebene k_f -Wert ist ebenfalls als grober Schätzwert zu verstehen. Die hydraulische Durchlässigkeit im Grundwasserleiter wird erwie-senermaßen durch Drainierung herabgesetzt (Kapitel 4.3). Dies dürfte sich auch auf das Sicker-vermögen der Jühnsdorfer Entwässerungsfläche ausgewirkt haben, was sich jedoch in der BÜK 300 nicht abbildet.

Es zeichnen sich viele Unsicherheiten bei der Bestimmung der Parameter für die Darcy-Formel ab. Schwerwiegender wiegt allerdings die Tatsache, dass ein gleichmäßiger Grundwasserzufluss über das Tiefenprofil angenommen wurde. Die genaue Ausdehnung des Bereiches, an dem es zu Interaktionen zwischen Grund- und Oberflächenwasser kommt, ist nicht bekannt. Nach Meinikmann et al. (2015) können sich die hydraulischen Verhältnisse innerhalb von wenigen Metern bis Zentimeter ändern, je nach den Eigenschaften des Sediments. Die räumliche Heterogenität wird um die zeitliche erweitert, wenn Strömungen oder Wellengang zu einer Umlagerung der Substrate führen. Realistisch sind ebenso infiltrierende und exfiltrierende Verhältnisse innerhalb eines Transektes, wenn zum Beispiel im Sommer hohe Transpirationsraten der Ufervegetation zu einer Umkehr der Fließbewegung Richtung Landseite führen (Winter et al., 1998).

Ein temporärer Wechsel von infiltrierenden zu exfiltrierenden Verhältnissen kann auch bei Absinken des Grundwasserspiegels unterhalb der Gewässeroberfläche entstehen, z.B. bei hohen Verdunstungsraten (Meinikmann et al., 2015). In Bezug auf die aufgezeichneten Fluktuationen der GWM im Einzugsgebiet des Rangsdorfer Sees (Kapitel 3.3.3) sind solche Bedingungen zeitweise nicht auszuschließen. Natürlich sinkt bei hoher Gebietsverdunstung auch der Seespiegel, infolge des großen Einflusses des Gebietsspeichers (Kapitel 3.3.1) sind die Auswirkungen jedoch erst später wahrnehmbar. Dass es zu lokalen Umkehrungen der Fließrichtung kommen kann, auch bei stabilen Zu- und Abflussverhältnissen, berichten Ginzel (1999) und Holzbecher (2001). Eine Veränderung der Fließrichtung ist insbesondere bei Seen in eiszeitlich entstandenen Landschaften zu beobachten (Richter, 1997), was auf den Rangsdorfer See ebenso zutrifft.

Die genannten Faktoren sowie weiteren Einflüsse auf die räumliche und zeitliche Verteilung der Ex- und Infiltrationsraten zeugen von komplexen Grundwasser-Oberflächenwasser-Interaktionen, die den idealisierten Bedingungen von Darcy nicht gerecht werden. Nach Winter (1981) und LaBought et al. (1997) kann der Fehler bei der Berechnung der unterirdischen Bilanzgröße mehr als 100 % betragen. Für eine genaue Quantifizierung von Wasser- und Stoffflüssen bedarf es anderer Methoden (z.B. Tracerversuche, Stabile Isotope, Temperaturdifferenzen), die an dieser Stelle nicht weiter ausgeführt und der Literatur (z.B. Meinikmann et al., 2015, Nützmann & Moser, 2016) entnommen werden können.

Seeverdunstung ET_{See}

Über den Betrachtungszeitraum gehen dem Rangsdorfer See gut 1,6 Mio. m³ Wasser über die Oberfläche verloren (Tabelle 20). Über die mit Schilf bewachsene Seeoberfläche verdunsten im Durchschnitt 8,8 % der monatlichen Summe. Im Juli 2011 sind es etwas mehr als 10 %. Der Monat mit der höchsten Verdunstungssumme ist allerdings der Mai im darauffolgenden Jahr.

Verwendet wurde in dieser Arbeit der kombinierte Ansatz nach Ivanov (Wendling & Müller, 1984) und Turc (1961) mit relativ wenig Kenngrößen. Exaktere Ergebnisse zur potentiellen Verdunstung liefert die Formel nach Penman (1948) (Dunger, 2012), es werden allerdings auch mehr Parameter benötigt, u.a. die örtliche Windgeschwindigkeit. Aufgrund seiner Abmessung und ungeschützten Lage bietet der Rangsdorfer See eine große Angriffsfläche für Windeinwirkungen. Daher wird gemutmaßt, dass die tatsächliche Seeverdunstung höher als der angegebene Wert ist (Tabelle 20).

Tabelle 20: Verdunstungssummen im Zeitraum Juli 2011 – Juni 2012, ausgedrückt in mm Wassersäule und als Volumenstrom (ET).

Monat	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
2011 [mm]							98,4	100,1	75,3	40,1	11,2	15,1
2012 [mm]	12,7	11,1	33,4	60,7	112,5	102,3						
ET_{Wasser} [m ³]	28.450	24.938	74.728	136.065	252.058	229.226	220.424	224.308	168.679	89.769	25.171	33.765
ET_{Schilf} [m ³]	2.540	2.227	6.672	12.392	24.981	24.560	24.798	24.233	17.019	8.897	2.247	3.015
ET_{See} [m ³]	30.991	27.165	81.400	148.456	277.039	253.786	245.221	248.541	185.698	98.666	27.418	36.779

Oberirdischer Abfluss über den Zülow-Kanal $Q_{Zü}$

Der Abfluss über den Zülowkanal beträgt 2.736.984 m³/a. Dies entspricht einem mittleren Durchfluss von 0,093 m³/s. Im Vergleich zu den Abflusszahlen der Gräben Jühnsdorf und in Klein Venedig, sind über den betrachteten Zeitraum beachtliche Schwankungen festzustellen. So beträgt der Abfluss in den Monaten Mai, Juni 2012 und Juli 2011 im Durchschnitt gerade einmal 0,018 m³/s, während im Januar ein 10mal so hoher Mittelwert erhoben wurde. Da für den Februar 2012 keine Messdaten zur Verfügung standen, wird auch hier davon ausgegangen, dass das Fließgewässer zugefroren war (Tabelle 21). Aufgrund der Distanz zwischen Seeauslauf und Messstelle wird vermutet, dass die gemessenen Werten über den tatsächlichen Abflüssen liegen. Wäre jedoch eine Messstation genau am Seeausgang installiert, wären die Abflüsse über Klein Venedig nicht inkludiert gewesen. Um die oberflächlichen Abflüsse möglichst genau einschätzen können, müssten die Abflüsse beider Fließgewässer einzeln für sich überwacht werden.

Tabelle 21: Gemessene und interpolierte Durchflüsse an der Messstation WP_Dahme_F082 im Zeitraum Juli 2011 bis Juni 2012.

Monat	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
2011 [l/s]							17,50	128,57	92,80	155,25	74,45	138,85
2012 [l/s]	188,05	-	126,33	73,40	17,50	17,50						
$Q_{Zü}$ [m ³]	503.673	0	338.371	190.253	46.872	45.360	46.872	344.353	240.538	415.822	192.974	371.896
$Q_{Zü}$ [m ³ /s]	0,188	0	0,126	0,073	0,018	0,018	0,018	0,129	0,093	0,155	0,074	0,139

Oberirdischer Abfluss über Klein Venedig Q_{KV}

Eine investigative Messstelle zur Aufzeichnung von Abflüssen befand sich in Klein Venedig nur an einem von zwei abflusswirksamen Kanälen. Über den Messzeitraum zeigt der gemessene Abfluss in diesem Kanal nur geringe Schwankungen. Das arithmetische Mittel des Durchflusses beträgt 0,014 m³/s (ohne Februar). Mit einer Summe von 53.568 m³ Wasser ist der Mai der abflussstärkste Monat im Beobachtungszeitraum (Tabelle 22). Im Vergleich mit der Monatssumme der Messstation WP_Dahme_F082, werden im Mai in Klein Venedig höhere Abflüsse registriert als an der Messstelle am Zülowkanal (Tabelle 21). Dies lässt darauf schließen, dass ein Teil des in die Kanäle strömenden Wassers wieder zurückgeflossen ist und somit nicht die Messstation am Zülowkanal erreicht hat. Als mögliche Ursache für die Umkehr der Fließrichtung kommen u.a. meteorologische Einflüsse wie Wind oder Starkregenereignisse in Frage.

Tabelle 22: Gemessene und interpolierte Durchflüsse an der Messstation WP_Dahme_F008 im Zeitraum Juli 2011 bis Juni 2012.

Monat	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
2011 [l/s]							12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5
2012 [l/s]	12,5	-	12,5	16,25	20	16,25						
Q_{KV} [m ³]	33.480	0	33.480	42.120	53.568	42.120	33.480	33.480	32.400	33.480	32.400	33.480
Q_{KV} [m ³ /s]	0,013	0	0,013	0,016	0,020	0,016	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013

Speicheränderung ΔV_{see}

Die Änderung des Wasserstandes über den Betrachtungszeitraum ist relativ gering. Zu Beobachtungsbeginn zeigt der Oberpegel einen Wasserstand von 36,387 m ü NN an. Zu Beobachtungsende wurden 35,487 m ü NN abgelesen. Somit ergibt sich eine Speicherdifferenz von +0,06 m. Über das hydrologische Jahr 2011/2012 gesehen, ist die Vorratsänderung mit 146.400 m³ Wasser positiv.

Zusammenfassung

Es kann resümiert werden, dass die im Zeitraum Juli 2011 – Mai 2012 durchgeführte Messkampagne nicht repräsentativ ist, um das mittlere jahreszeitliche Abflussverhalten im Einzugsgebiet zu bewerten. Eine Überschätzung des Wasserdurchsatzes führt zu einer Unterschätzung der Wasseraufenthaltszeit und zur Berechnung von überdurchschnittlich hohen Phosphorfrachten in den Zuflüssen.

Die Betrachtung einer Saison bzw. eines einzigen Beobachtungsjahres führt zu beträchtlichen Unsicherheiten. Eine Einschätzung von Unsicherheiten bei der Erstellung von Seewasserbilanzen fand durch Winter (1981) statt. In dieser Studie wurde für oberirdische Zuflüsse eine Unsicherheit von 30 % angegeben, bei einem Messzeitraum von einem Jahr und einer normal gebräuchlichen Methode der Abflussmessung wie der W-Q-Beziehung.

Der Glasowbach stellt sich als bedeutendste Zuflusskomponente heraus. Da für ihn eine längere Beobachtungsreihe zur Verfügung steht (Tabelle 12), sollen zur Aufstellung einer mittleren jährlichen Wasserbilanz, soweit möglich, alle anderen Wasserhaushaltsgrößen an die Pegelreihe des Glasowbachs (2004 – 2013) angepasst werden. Für die Bilanzgrößen $Q_{Jü}$ und $Q_{Zü}$ werden weiterhin die mittleren Durchflüsse des Messzeitraums 2011/2012 berücksichtigt. Der Verfasserin der Arbeit ist wohl bewusst, dass eine Bilanzierung mit unterschiedlichen Jahresreihen nicht den hydrologischen Arbeitstechniken entspricht. Da für den Großteil der Bilanzgrößen langjährige Mittel erhoben werden können, soll es nicht versäumt werden, diese zu nutzen. Die Verwendung von langfristigen Beobachtungsreihen führt zu einer erheblichen Reduzierung der Unsicherheit bei der Aufstellung der Seewasserbilanz (Winter, 1981) und somit auch zu einer repräsentativen P-Bilanz.

Mit den erweiterten Datenreihen wird ein Gesamtzufluss in den Rangsdorfer See von knapp 5.000.000 m³ ermittelt. Auf der Abflussseite sind gut 470.000 m³ Wasser weniger. Für eine ausgeglichene Wasserbilanz wurde die Differenz anteilig auf die betrachteten Komponenten verteilt. Da größtenteils langjährige Mittel verwendet wurden, wurde die Speicheränderung gleich Null gesetzt.

Nach dem Glasowbach ist die zweitwichtigste Zuflussgröße mit einem Anteil von 28 % ist der Niederschlag (N). Geringen Einfluss auf die Seewasserbilanz haben die zwei Entwässerungsgräben der Polderflächen Jühnsdorf ($Q_{Jü}$), die zusammengerechnet auf einen Wassereintrag von rund 390.000 m³ kommen.

Auf der Abflussseite werden 61 % der Wassermenge über den Zülowkanal/über die Kanäle von Klein Venedig ($Q_{Zü}$, Q_{KV}) ausgetragen. Aufgrund der hier verwendeten Abflussreihe

2011/2012 wird davon ausgegangen, dass die angegebene Jahressumme überdurchschnittlich hoch ist. Der Wert impliziert außerdem den bachlosen Abfluss des Wohngebietes Rangsdorf, welcher jedoch nicht dem See zufließt. Mit den verwendeten Berechnungsansätzen dürfte die Differenz zwischen Gesamtzufluss und -abfluss somit noch größer sein. Möglich wäre ein größerer Grundwasseraustritt als -eintritt.

Verglichen mit den vorausgegangenen Ansätzen (Konsortium Rangsdorfer See, 1992; ArcEGMO) werden in dieser Arbeit die geringsten Zu- und Abflüsse ermittelt (Tabelle 23). Große Unterschiede sind vor allem beim Glasowbach auszumachen. Der prozentuale Anteil bei der Studie des Konsortiums Rangsdorfer See (1992) ist zwar ähnlich, jedoch ist der absolute Abfluss deutlich größer. Grund hierfür könnten neben den unterschiedlichen Berechnungsansätzen die verschiedenen Jahresreihen der Pegelstation Blankenfelde sein. So wurde der Abfluss vom Konsortium Rangsdorfer See (1992) anhand einer Pegelreihe erhoben (1971 – 1983), innerhalb dessen Abwässer der Rieselfelder Klein-Ziethen/Selchow in den Glasowbach geleitet wurden (Kapitel 4.1). Nach ArcEGMO fließt über den Glasowbach knapp 1 Mio. m³ weniger Wasser im Jahr dem Rangsdorfer See zu. Mit den Modellierungsergebnissen lässt sich hingegen ein beträchtlicher Abfluss über das bachlose Einzugsgebiet ermitteln, welcher bei der vorliegenden Studie bewusst ausgeklammert wurde.

Tabelle 23: Absolute und prozentuale Anteile der Wasserhaushaltskomponenten im Vergleich mit den Ergebnissen vom Konsortium Rangsdorfer See (1992) und ArcEGMO (Reihe 1991 – 2010).

Komponente	Berechnete Jahressummen				Berechnete Jahressummen nach:				
	m ³	korrigiert m ³	%	Jahresreihe	Konsortium Rangsdorfer See (1992)			ArcEGMO (1991 – 2010)	
					m ³	%	Jahresreihe	m ³	%
N	1.357.079	1.289.098	28	2004-2013	1.305.750	21	1971-1983	1.451.556	28
Q _{GI}	3.160.798	3.002.461	64	2004-2013	4.279.936	67	1971-1983	2.074.433	39
Q _ü	410.500	389.841	8	2011/2012				260.596	5
R ₀					756.368	12		1.469.784	28
Summe Zufluss	4.928.278	4.681.400	100		6.342.054	100		5.256.369	100
ET _{See}	1.721.093	1.807.309	39	2004-2013	1.592.500	25	1951-1960	1.752.164	
Q _{Zü} , Q _{KV}	2.736.984	2.874.091	61	2011/2012	4.686.314	74			
A _D					63.240	1			
Summe Abfluss	4.458.077	4.681.400	100		6.342.054	100			

7.3 Phosphor-Bilanz

7.3.1 P-Eintragsraten

Oberirdischer Abfluss über den Glasowbach Z_{GI} und die Gräben Jühnsdorf $Z_{Jü.1}$, $Z_{Jü.2}$

Die gemessenen P-Konzentrationen im Glasowbach schwanken im Messzeitraum der Beprobungen (2005 – 2013) zwischen 0,045 und 1,460 g/m³. Das arithmetische Mittel liegt bei 0,250 g/m³. Werden nur die Abflusswerte an Probenahmetagen im betrachteten Zeitintervall 2005 – 2013 berücksichtigt (Q_b), transportiert der Glasowbach im Mittel 0,100 m³/s Wasser. Bei Berücksichtigung aller Abflussmessungen, beträgt der Abfluss (\bar{Q}) 0,106 m³/s (2005-2013).

Berechnet mit der Standardmethode (\bar{F}), gelangen innerhalb eines Jahres im Mittel 702,77 kg Phosphor über den Glasowbach in den Rangsdorfer See. Etwa 80 kg mehr sind es, wenn die Fracht mit der Methode der Jahresmittelwerte (\overline{CQ}) ermittelt wird. Mit der abflusskorrigierten Standardmethode (F_Q) liegt die Phosphorfracht im Mittelfeld. Der Mittelwert der verwendeten Berechnungsmethoden beträgt 743,93 ± 32,43 kg/a.

Die Phosphor-Einträge über die ehemaligen Polderflächen Jühnsdorf sind wesentlich geringer als beim Glasowbach. Höher sind jedoch die aufgezeichneten P-Konzentrationen an den Messstellen, insbesondere beim nördlich gelegenen Graben 1401, wo sie im Mittel bei 0,400 g/m³. Die Fracht beläuft sich im Mittel auf 85,12 ± 6,07 kg/a P in den See. Etwa 50 % weniger sind es beim Graben 1402. Berechnet wurde die Frachten der Gräben nur mit dem Standardansatz und der Methode der Jahresmittelwerte.

Tabelle 24: Mittlerer Abfluss (Juni 2011 – Juli 2012) des Glasowbachs und der Gräben Jühnsdorf (1402 und 1401) täglich gemessen (\bar{Q}) und zu den Beprobungstagen (Q_b) sowie der P-Eintrag ermittelt mit der Standardmethode (\bar{F}), Methode der Jahresmittel (\overline{CQ}) und abflusskorrigierter Standardmethode (F_Q).

	Glasowbach (2005-2013)	Gräben Jühnsdorf (2011/2012)	
		Graben 1401 (Z.jü.1)	Graben 1402 (Z.jü.2)
\bar{Q} [m ³ /s]	0,106	0,007*	0,007*
Q_b [m ³ /s]	0,100	0,007	0,007
\bar{c} [g/m ³]	0,250	0,400	0,249
\bar{F} [kg/a]	702,77	81,52	56,26
\overline{CQ} [kg/a]	782,93	90,11	55,99
F_Q [kg/a]	746,93	-	-

*Abflussmessungen fanden nur an den Probenahmentagen statt, d.h. $\bar{Q} = Q_b$

Beim Vergleich der verschiedenen Frachtberechnungsmethoden sind beachtliche Unterschiede zu sehen. Die Abfluss-Konzentrationsbeziehung, die bei den erweiterten Methoden (Methode der Jahresmittelwerte und abflusskorrigierte Methode) genutzt wird, ist stark gewässerspezifisch. Ein ansteigender Durchfluss kann einerseits zu einer Verdünnung der Konzentration beitragen oder zu einem erhöhten Nährstoffeintrag führen. Welcher Fall eintritt, hängt im hohem Maß von den Eigenschaften des Einzugsgebietes ab bzw. von den anteiligen Beiträgen von punktförmigen und diffusen Quellen (Rinke et al., 2010). Kommt es im Falle des Rangsdorfer Sees zu einem Anstieg des Gebietsniederschlags und damit Erhöhung des Durchflusses, werden Mobilisierungsprozesse von Phosphor, z.B. in Form von Erosion, eher zunehmen. Punktförmige Nährstoffeinträge, durch z.B. Abwassereinleitungen, spielen für den Rangsdorfer See keine Rolle mehr (Kapitel. Abfluss und P-Fracht stehen somit direkt proportional zueinander. Stehen neben den Abflusswerten an den Beprobungstagen weitere Durchflussmessungen zur Verfügung, sollten diese in jedem Fall genutzt werden (Hilden, 2003).

Durch Berücksichtigung weiterer Abflusswerte werden nichtrepräsentative Beprobungen, zum Beispiel an Tagen mit sehr hohen oder sehr niedrigen Abflüssen, nicht mehr so stark bei der Berechnung der Jahresfracht gewichtet. Aufgrund der einfachen Anwendung und Robustheit wird die abflusskorrigierte Methode von verschiedenen Autoren empfohlen (Keller, 1997; Hilden, 2003; Rinke et al., 2010). Mit dem zur Verfügung stehenden Datenmaterial war dieses Verfahren beim Glasowbach anwendbar, nicht aber bei den Entwässerungsgräben Jühnsdorf. Über- oder Unterschätzungen der berechneten Frachten sind daher besonders bei diesen Zuflüssen zu erwarten. Vom Konsortiums Rangsdorfer See (1992) wurden für die Gräben Jühnsdorf wesentlich höhere Einträge berechnet, allerdings bezieht sich die verwendete Messreihe auf einen Zeitraum, in dem das Schöpfwerk betrieben wurde. Für den Glasowbach wurde von den Autoren eine um die Hälfte geringere P-Fracht geschätzt (Methode der Jahresmittel).

Zwar wurde damals ein höherer Durchfluss angenommen ($0,150 \text{ m}^3/\text{s}$, 1971-1990), die erho-benen P-Konzentrationen ($0,072 \text{ g}/\text{m}^3$, 1990/1991) im Mündungsbereich liegen jedoch weit unter den aktuellen Messergebnissen des operativen EU-WRRL-Monitorings.

Grundwasser Z_{GW}

Da im Zusammenhang mit der Erstellung der Wasserbilanz vorerst von keiner nennenswerten Grundwasserexfiltration in den See ausgegangen wird, wurde auf eine Frachtberechnung ver-zichtet. Sollten dennoch erhebliche Grundwasserzuströme stattfinden, sind Einträge insbe-sondere von der Jühnsdorfer Seeseite zu erwarten. Der dort befindliche Grundwasserleiter ist durch keine bindige Deckschicht vor Einträgen geschützt (Kapitel 3.3.2) und die Landnutzung ist im Vergleich zu Rangsdorfer Seeseite mehr durch landwirtschaftliche Aktivitäten geprägt (Kapitel 3.6).

Atmosphärische Deposition D

Für den P-Eintrag über die Atmosphäre werden mit den verwendeten Literaturwerten sehr unterschiedliche Ergebnisse erzielt (Tabelle 26). Im Mittel gelangen $158,93 \pm 109,80 \text{ kg P/a}$ in den Rangsdorfer See. Der mittlere Eintrag deckt sich mit dem ermittelten Wert für die Lastbe-rechnung des Rangsdorfer Sees für den 2. EU-WRRL-BWP (Tabelle 7), es wurde allerdings vom LfU BB (2015) auch ein vergleichbarer Literaturmittelwert verwendet.

Gänseexkremente G

Bezogen auf den Untersuchungszeitraum 2010 – 2014, hielten sich die meisten Gänse in der Saison 2011/12 auf. Eine monatliche Auflistung der geschätzten Gänseschlafplätze ist im An-hang 7 zu finden. Die berechneten Phosphorfrachten sind in der Tabelle 25 zusammengefasst.

Der Zeitraum mit dem höchsten P-Import durch Gänsekot stellt folglich die Saison 2011/12 dar. Es folgen die Beobachtungsjahre 2012/13, 2010/11 und 2013/14. Die höchsten Summen an Phosphor ergeben sich, wenn die Fracht anhand der Frischsubstanz nach Tappenbeck & Raschewski (1993) ermittelt wurde. Es sind allerdings nur 2,4 % weniger, wenn angenommen wird, dass der Kot zu 88 % aus Wasser besteht und der P-Gehalt bei $8,5 \text{ mg/g TG}$ liegt (Rönicke et al., 2008). Werden die Studienergebnisse von Rönicke et al. (2008) aus dem zweiten Be-obachtungsjahr herangezogen, ergeben sich deutlich geringer P-Einträge. Die verwendete P-Konzentration ist hier mit $9,2 \text{ mg/g TG}$ größer als der vorherige Ansatz, allerdings liegt der Trockenanteil des Kots bei nur 8 %.

Über den betrachteten Zeitraum schwanken die P-Saisonsummen zwischen $65,67 \text{ kg}$ und $210,00 \text{ kg}$. Ausgehend von den berechneten Mittelwerten der einzelnen Saisons, werden im Durchschnitt über die Gänseexkrementen $130,31 \pm 23,96 \text{ kg Phosphor/Saison}$ eingetragen.

Tabelle 25: Aufsummierte Anzahl an vorkommenden Gänsen für die Wintersaisons 2010/11 bis 2013/14 sowie deren Exkremente ausgedrückt als Frischgewicht (FG) und Trockengewicht (TG) und die enthaltenden P-Menge, unter Berücksichtigung verschiedener Wassergehalte und P-Konzentrationen.

Saison (Nov.- Apr.)	Anzahl Gänse-schlafplätze	Kot FG [kg]	Kot TG [kg] 88 % H ₂ O	Kot TG [kg] 92 % H ₂ O	P-Gehalt [kg] 1,045 g P/kg FG	P-Gehalt [kg] 8,5 mg P/g TG (88 % H ₂ O)	P-Gehalt [kg] 9,2 mg P/g TG (92 % H ₂ O)
2010/11	24.254	104.114,15	12.493,70	8.329,13	108,80	106,20	76,63
2011/12	46.774	200.955,04	24.114,60	16.076,40	210,00	204,97	147,90
2012/13	37.660	163.984,82	19.678,18	13.118,79	171,36	167,26	120,69
2013/14	20.530	89.227,85	10.707,34	7.138,23	93,24	91,01	65,67

Die Schätzung des P-Eintrages durch Gänse fand ausschließlich anhand gezählter Individuen (Schlafplatzzählung) statt. Die übertragenen Ergebnisse von den Zählern an den ABBO werden als vertrauenswürdig eingeschätzt. Rönicke et al. (2008) betonen trotzdem, dass mehrfach durchgeführte Zählungen von Gänsen in ein und demselben Gebiet zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen führen können. Mit der direkten Methode über das Einsammeln von Kot sind zuverlässigere Ergebnisse zu erwarten, allerdings ist der Aufwand wesentlich größer. Vorteil der Kotuntersuchungen ist eine exakte Bestimmung des P-Gehaltes im Exkrement, welcher, je nach Futterzusammensetzung, sehr unterschiedlich sein kann (Rönicke et al., 2008). Am Beispiel des Arendsees wird deutlich, dass beide Methoden zur Bestimmung der P-Fracht im Gänsekot zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen führen. Rönicke et al. (2008), die den P-Import anhand der aufgesammelten Kotmenge und -zusammensetzung bestimmten, kamen je nach Wassergehalt und P-Konzentration zu einem 7 – 11-mal größeren P-Summe als das auf Gänsezählung beruhende Ergebnis von Tappenbeck & Raschewski (1993).

Als Saison für den Phosphoreintrag durch Gänse wurde der Zeitraum November bis April festgelegt, um neben den überwinterten Tieren auch die Kotabgabe durchziehender Vögel einzubeziehen. Diese Gänsesaison ist im Vergleich zu anderen Studien mit 100 (Rönicke et al., 2008) oder 120 Tagen (Tappenbeck & Raschewski, 1993) sehr lang. Auf der anderen Seite wurden auch während der Besichtigungen im September und Oktober schon sehr viele Gänse am Rangsdorfer See gesichtet. Auch der ABBO (2011-2015) gibt an, dass der Durchzugsspeak nordischer Gänse in Brandenburg mittlerweile auf den Oktober vorverlagert wurde. Daher wird eher von zu wenig gezählten Gänse-schlafplätzen ausgegangen, als von zu vielen. Weiterhin muss angemerkt werden, dass bei der Bilanzierung ausschließlich Kot von Gänsen einbezogen wurden. In den Berechnungen vom Konsortium Rangsdorfer See (1992) wurde auch die Kotabgabe anderer Wasservögel berücksichtigt, die an der P-Fracht durch Wasservogelkot fast 1/3 ausmacht. In dieser Studie wurde weiterhin von einer weitaus größeren Anzahl von Gänsen ausgegangen (1.820.000), so dass der ermittelte P-Eintrag weit über den hier dargestellten Ergebnissen liegt.

Zusammenfassung

Mit den betrachteten Eingangskomponenten beläuft sich der jährliche P-Eintrag auf 1.175,51 ± 172,44 kg. Volumengewichtet mit dem Abfluss beträgt die mittlere Konzentration des P-

Imports (P_{in}) $0,409 \pm 0,050 \text{ g/m}^3$. Ausgedrückt als Flächenbelastung (L_{ext}) liegt der P-Eintrag bei $0,482 \pm 0,108 \text{ g/m}^2/\text{a}$.

Mit 64 % Anteil an der Gesamtfracht stellt der Glasowbach den Haupteintragspfad für Phosphor dar. Die größten Unsicherheiten bestehen bei den Eintragspfaden Atmosphärische Deposition und Gänseexkrementen (Tabelle 26).

Wahrscheinlich findet auch zeitweise ein Nährstoffaustrag aus den Kanälen von Klein Venedig statt. Eine Messstation an einem Kanal (WP_Dahme_F008) zeichnete für den Zeitraum Juli 2011 bis Mai 2012 Abflüsse und qualitative Daten zur Wasserbeschaffenheit im 14tägigen Rhythmus auf. Die P-Konzentration lag im Mittel bei $0,218 \text{ g/m}^3$

Tabelle 26: Ergebnisse der Frachtabschätzung einzelner Eintragspfade im Vergleich zu den Frachterhebungen vom Konsortium Rangsdorfer See (1992) und vom LfU BB.

Frachtkomponente	Berechnete P-Fracht				Berechnete P-Fracht nach			
	\pm SD [kg/a]	[%]	Min – Max [kg/a]	Jahresreihe	Konsortium Rangsdorfer See (1992)		LfU BB	
					[kg/]	[%]	2005**	2012
Z _{GI}	743,93 ± 32,42	63	702,77 – 782,02	2005-2013	342	23		
Z _{ü.1} + Z _{ü.2}	141,94 ± 6,26	12	137,26 - 146,10	2011/2012	378	25		
G	130,31 ± 23,96	11	56,67 – 210,00	2010-2014	596	40		
D	158,93 ± 109,80	14	48,8 – 268,4	-	181	12	94,7	157
Gesamt	1.175,51 ± 172,44	100	945,75 – 1.406,79	-	1.505*	100	1.105,90	1.180,00

* inkl. P-Eintrag durch Badegäste (5 kg P/a)

** Ergebnisse 2011 veröffentlicht

Verglichen mit den vorausgegangenen Lastberechnungen ist die größte Abweichung zu den Studienergebnissen des Konsortiums Rangsdorfer See (1992) festzustellen. Nach Angaben der Autoren des Konsortiums wiegt insbesondere der P-Eintrag durch Gänsekot schwer, während in der vorliegenden P-Bilanz eindeutig der Glasowbach als Haupteintragsquelle für Phosphor identifiziert wurde.

Ausgehend von der Gesamtjahresfracht, finden sich hohe Übereinstimmungen zu den Ergebnissen des LfU BB (2011, 2012). Die prozentualen Anteile der Eintragspfade können jedoch nur zum Teil bestätigt werden. Mit dem bilanzierten Werten nach MONERIS für den 1.BWP (LfU BB, 2011) wurde als Haupteintragsquelle mit über 50 % der *Oberirdischer Abfluss von versiegelten/urbanen Flächen* genannt. Die Fläche des Einzugsgebietes vom Rangsdorfer Sees ist zu etwa 1/5 durch Siedlungen geprägt. Das über versiegelte Flächen ablaufende Regenwasser

wird allerdings nicht in vollem Umfang die Gewässer erreichen. Die Entwässerung in der Ortschaft Rangsdorf vollzieht sich zu großen Teilen in die Kanäle von Klein Venedig. Es darf angenommen werden, dass mit der MONERIS Modellierung der Abfluss von versiegelten Flächen deutlich überschätzt wurde.

Zweitwichtigste Eintragsquelle nach der MONERIS-Modellierung ist das *Grundwasser*. Eine noch größere Rolle spielt diese Komponente jedoch bei der darauffolgenden Frachtberechnung des LfU BB (2012). Für den 2. BWP wurden grundwasserbürtige Einträge, ausgehend von der Eintragsquelle, differenzierter betrachtet. Für den Rangsdorfer See stellen nach dem LfU BB (2012) vor allem *Sickerwasser aus Landwirtschaftsflächen* und *Sickerwasser aus Siedlungsflächen* die Haupteintragspfade dar. Mit den hier berechneten Eintragsraten kann konkretisiert werden, dass vor allem vom Teileinzugsgebiet des Glasowbachs ein Nährstoffaustrag erfolgt. Der Glasowbach durchfließt auf seinem Weg zum Rangsdorfer See Flächen, die vor allem durch Landwirtschaft und Siedlungen geprägt sind und tendenziell wegen ihrer sandigen Böden eine Verlagerung von Nährstoffen begünstigen. Nach dem Modellierungsansatz des LfU BB (2012), wonach bei landwirtschaftlich genutzten Flächen zwischen den Substrattypen mineralisch und organisch (Niedermoorstandorte) unterschieden wird, müssten auch die Entwässerungsflächen Jühnsdorf einen markanten Nährstoffeinfluss ausüben. Dies war mit den investigativ erhobenen Daten nicht vollziehbar.

Wird die erhobenen P-Fracht aus dem Kot der durchziehenden und überwinternden Wildgänse von der Gesamtfracht abgezogen, liegt die Jahressumme unter den Modellierungsergebnissen des LfU BB. Möglich ist eine Frachtüberschätzung der verwendeten Modelle des LfU BB oder die vorliegende Bilanz unterschlägt P-Einträge (z.B. über den Grundwasserpfad).

Neben Wasservögel sind nach DWA (2006) auch Direkteinträge infolge intensiver Gewässernutzung möglich. Das können stark frequentierte Badestrände sein, aber auch die Fütterung von Wasservögel und Zufütterung von Fischen. Denkbar sind auch Sportboote, dessen Besitzer den Inhalt von Chemietoiletten und Fäkaltanks nicht sachgemäß entsorgen (DWA, 2006). Derartige individuelle Probleme werden mit den gebräuchlichen GIS-Anwendungen zur Nährstoffbilanzierung nicht berücksichtigt, weswegen eine Prüfung von see- und einzugsgebietsspezifischen Eintragspfaden immer erfolgen sollte.

7.3.2 Modellparameter

Für die Berechnung der mittleren P-Seekonzentration (P_{see}) sowie des theoretischen P-Importes (P_{th}) werden die Modelle nach Imboden & Gächter (1978) (Einbox Modell), Vollenweider (1976) und der OECD (1982) verwendet. Neben P_{in} wird für alle Modelle die Wasseraufenthaltszeit als Eingangswert benötigt. Entsprechend des erhobenen Wasserdurchsatzes von $4.681.400 \text{ m}^3/\text{a}$ (Tabelle 23) beträgt sie $0,724 \text{ a}$. Somit wird innerhalb eines Jahres das Wasser des Rangsdorfer Sees ca. 1,3 mal vollständig ausgetauscht. Nach dem Seensteckbrief des LfU BB (2016) beträgt τ $0,9 \text{ a}$. Die Wasserzufuhr wurde allerdings anhand eines allgemeinen Literaturwertes für eine potenziell natürliche Abflussspende erhoben und es wurden wohl auch die künstlichen Einzugsgebiete der Polderflächen Jühnsdorf von der Einzugsgebietsfläche abgezogen (Kapitel 5.3.1).

Für das Einbox Modell müssen weiterhin die Bilanzfaktoren Nettosedimentationskoeffizient und der Abfluss- oder Stratifikationsfaktor parametrisiert werden. Da es sich um einen polymiktischen Flachsee handelt, kann der Stratifikationsfaktor gleich 1 gesetzt werden. Für σ ergab sich bilanztechnisch im Mittel $2,439 \pm 0,458$ (Einbox A). Nach der empirischen Methode von Brett & Benjamin (2008) ist σ deutlich geringer (Einbox B) (Tabelle 27).

Tabelle 27: Modellparameter für die Phosphor-Bilanzmodelle.

Bilanzgröße/-faktor	Abkürzung	
P-Import \pm SD [g/m^3]	P_{in}	$0,409 \pm 0,050$
Wasseraufenthaltszeit [a]	τ	0,724
Stratifikationsfaktor	β	1
Nettosedimentationskoeffizient \pm SD [a^{-1}]	σ	Einbox A: $2,439 \pm 0,458$ Einbox B: 1,452

7.3.3 Mittlere P-Jahreskonzentration unter stationären Bedingungen

Mit den ausgewählten Eutrophierungsmodellen wird für den Rangsdorfer See eine mittlere P-Seekonzentration von $0,171 \pm 0,047 \text{ g}/\text{m}^3$ berechnet. Die Ergebnisse im Einzelnen sind in Abbildung 27 dargestellt. Die höchste P-Konzentration ergibt sich mit dem Vollenweider-Modell. Es folgt das Einbox Modell, wenn der Nettosedimentationskoeffizient nach Brett & Benjamin (2008) gerechnet wurde. Mit einem bilanzierten Nettosedimentations-Koeffizienten wird ein geringer Wert erzielt. Die geringste mittlere P- Seekonzentration ergibt sich gerechnet nach dem OECD-Ansatz.

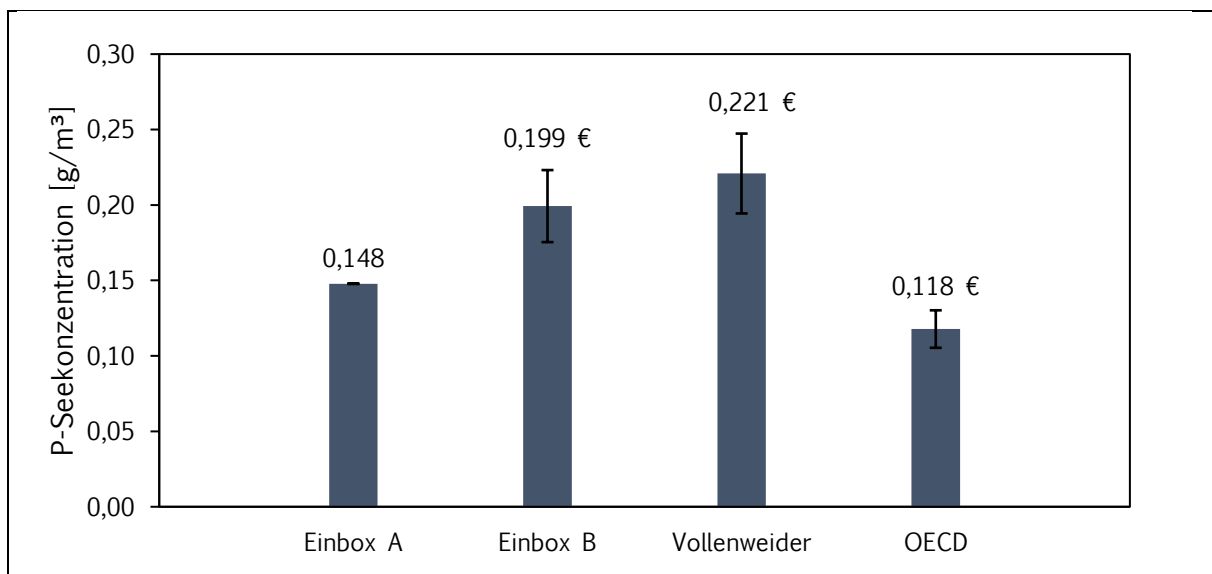


Abbildung 27: Mittlere P-Seekonzentration (\pm SD) berechnet nach dem Einbox Modell (A= σ nach Einbox, B= σ nach Brett & Benjamin, 2008), Vollenweider und OECD.

7.3.4 Plausibilitätskontrolle

Mit den Monitoringergebnissen aus den Jahren 2005, 2007, 2010-2012 und 2014 wurde eine durchschnittliche P-Konzentration (P_{WP}) von $0,148 \text{ g/m}^3$ ermittelt. Unter Verwendung der ausgewählten Modellrechnungen ergibt sich ein theoretischer P-Import (P_{th}) von $0,329 \pm 0,050 \text{ g/m}^3$. Bei Gegenüberstellung mit den erhobenen P-Frachten aus Konzentrations- und Durchflussmessungen inklusive P-Eintrag durch Gänsekot (P_{in}) sind Abweichungen festzustellen. Das Ergebnis des Einbox B Modells sowie die modellierten Eintragskonzentrationen nach dem Vollenweider Ansatz liegen unter dem berechneten P-Import und diagnostizieren zunächst eine Frachtüberschätzung. Die Ergebnisse kommen allerdings auch zustande, wenn in der Jahresbilanz mehr Phosphor im Sediment eingelagert wird, als durch Freisetzungsprozesse wieder entweicht. Im umgekehrten Fall, wenn das Sediment als P-Quelle fungiert, würde P_{th} größer sein als P_{in} . Diese Konstellation liegt beim OECD Ansatz vor, kann aber auch als Unterschätzung der erhobenen P-Fracht interpretiert werden. In der Jahresbilanz stellen Sedimente selten eine P-Quelle dar, auch bei erhöhter externer Belastung (Søndergaard, 2003). Daher wird dem OECD Ansatz eher eine Unterschätzung unterstellt.

Bei der Interpretation der Ergebnisse sollte beachtet werden, dass die gemessenen P-Konzentrationen zur Bestimmung von P_{WP} aus einer Messreihe stammen, die intensiv durch das winterliche Fischsterben im Jahr 2010 geprägt ist. Vor dem Ereignis beträgt die mittlere gemessene P-Konzentration $0,112 \text{ g/m}^3$ (2005, 2007). Davon ausgehend würden sich niedrigere modellierte P-Zulaufkonzentrationen ergeben, allerdings ist dann der betrachtete Zeitraum sehr kurz.

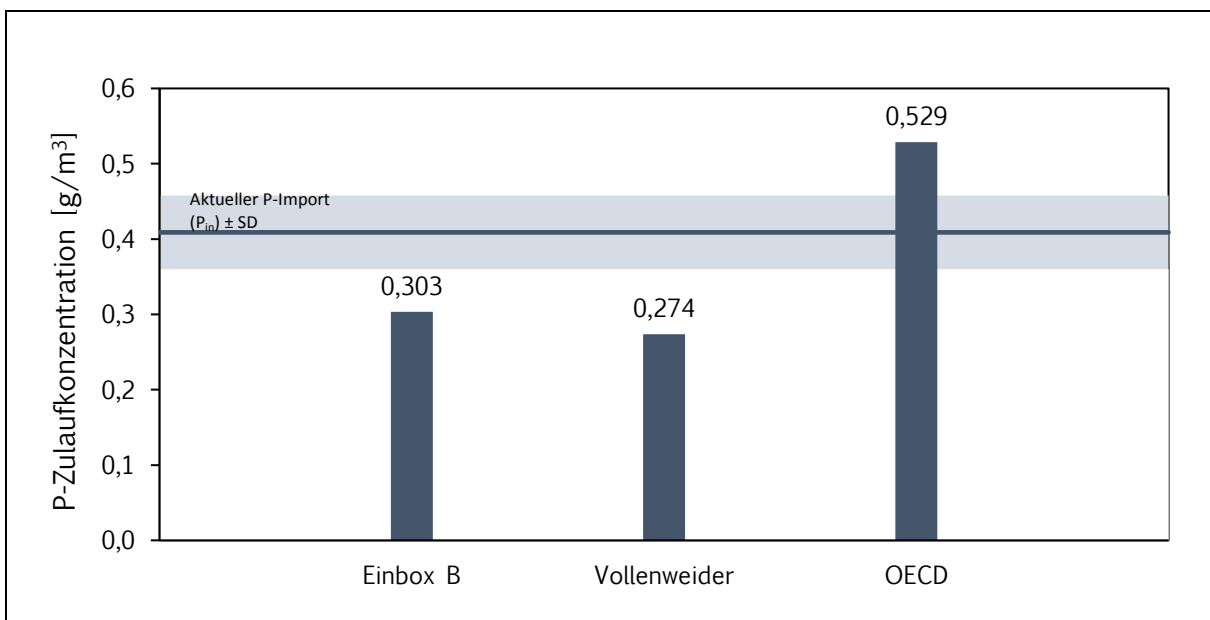


Abbildung 28: Theoretische P-Importe berechnet mittels gemessener P-Jahreskonzentration (Mittel aus 2005, 2007, 2010 - 2012 und 2014) nach dem Einbox Modell B (σ nach Brett & Benjamin, 2008), Vollenweider und OECD. (hellblaue Fläche: aktueller P-Import)

7.3.5 Sensitivitätsanalyse

Um den Einfluss der verwendeten Bilanzgrößen bzw. Bilanzfaktoren auf die Modellausgaben zu überprüfen, wurde ein Sensitivitätstest durchgeführt. Verändert wurden die Parameter τ , P_{in} und σ um jeweils 10 %. Die prozentualen Abweichungen vom Ursprungswert sind grafisch in Abbildung 29 dargestellt.

Bei Gegenüberstellung der relativen Veränderungen bezogen auf den Mittelwert, sind zwischen den Modellen z.T. deutliche Unterschiede festzustellen. Alle Modellannahmen haben gemeinsam, dass der sensitivste Parameter P_{in} ist. Das Antwortverhalten ist hier beim Einbox Modell und beim Ansatz nach Vollenweider linear. Etwas weniger beeinflusst durch P_{in} wird das OECD Modell.

Die Bilanzfaktoren τ und σ werden beim Einbox Modell gleichgewichtet und führen bei Veränderungen zu den gleichen relativen Abweichungen vom Ursprungswert. Die durch Änderung der Verweilzeit hervorgerufenen Effekte sind beim Einbox Modell kleiner, wenn σ nach Brett & Benjamin (2008) ermittelt wurde (Einbox B). Im Umkehrschluss wird nach den Modellvorstellungen ein hoher Sedimentationskoeffizient die Wirkung einer Maßnahme verstärken, bei der die Verweilzeit des Gewässers verlängert wird. Die Modelle von Vollenweider und der OECD verhalten sich bei Änderung von τ relativ robust.

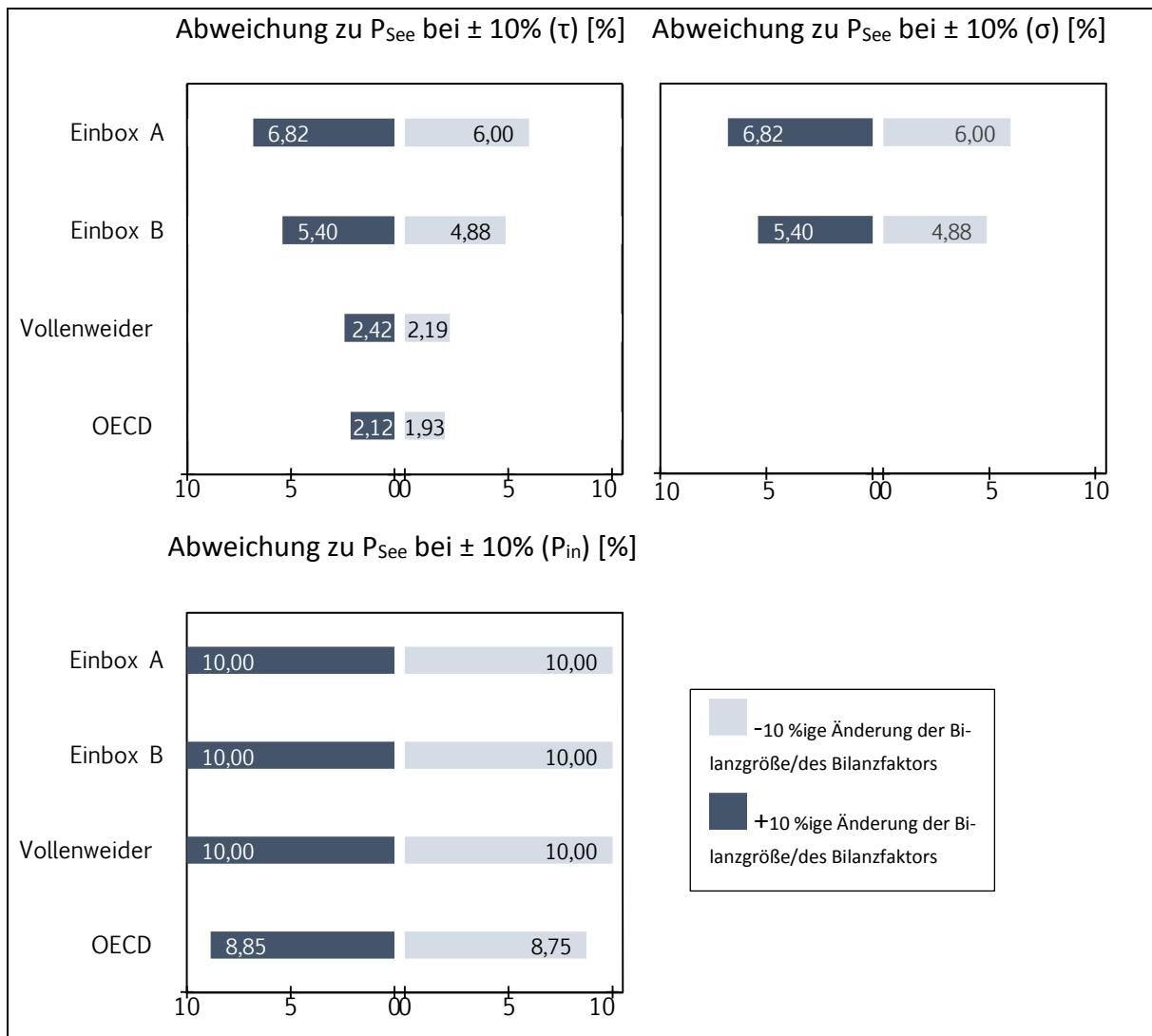


Abbildung 29: Relative Änderung von P_{See} (MW) bei einer 10 %igen Änderung) der Parameter τ (oben links) und P_{in} (unten links), σ (oben rechts) bei den Modellen Einbox (A= σ nach Einbox, B= σ nach Brett & Benjamin, 2008), Vollenweider und OECD.

7.3.6 P-Nettosedimentation

Zur Feststellung einer zeitweisen P-Freisetzung fand eine Bilanzierung der P-Bilanzgrößen I, E und ΔP_{See} zu verschiedenen Zeiträumen im Jahr 2011 statt. Die Ergebnisse zeigen eine negative Nettosedimentation im Zeitraum 29. Juni – 03. August an. Bei den darauffolgenden Messperioden ist NS positiv, d.h. während dieser Zeit ist das Sediment eine P-Senke (Tabelle 28).

Tabelle 28: Bilanzierte P-Nettosedimentation zu verschiedenen Zeiträumen im EU-WRRL-Monitoringjahr 2011.

	29. Juni - 03. Aug	03. Aug - 08. Sept	08. Sept - 19. Okt
Import [kg]	233,189	130,135	229,507
Export [kg]	100,503	80,539	127,474
ΔP_{See} [kg]	313,179	29,159	-65,442
NS [kg]	-180,493	20,437	167,476
NS [mg/m ²]	-73,973	8,376	68,638

Die Ergebnisse deuten das für Flachseen typische saisonale Muster der Nettosedimentationsrate an (Ramm & Scheps, 1997; Kozerski & Kleeberg, 1998; Søndergaard et al., 1999). Temperaturbedingt verlaufen P-Sedimentation und P-Freisetzung nicht synchron. Im Sommer begünstigen hohe Temperaturen die mikrobielle Aktivität (Cornelissen et al., 1997), was sich in einem Anstieg der Phosphorfreisetzung bemerkbar macht (Boström et al., 1982; Jensen et al., 1992; Li et al., 2013; Wu et al., 2014). Die bakterielle Mineralisation überführt an sich schon organische Substanz in gelösten anorganischen Phosphor. Sie führt daneben aber auch zu einer Veränderung der pH-Verhältnisse im Sediment, die wiederum die sorptiven Eigenschaften und die chemische Reaktionsfähigkeit der Bindungspartner des Phosphors beeinflussen (Wu et al., 2014). Beeinflusst wird ebenso das Redoxverhältnis. Bei Abwesenheit von molekularem Sauerstoff, infolge intensiver mikrobieller Mineralisation, wird die wasserunlösliche Eisenverbindung in die wasserlösliche zweiwertige Form reduziert und Phosphor wird freigesetzt. Durch den Verbrauch der Elektronenakzeptoren wird außerdem die Sorptionskapazität der aeroben Oberflächenschicht gesenkt, was den Durchtritt des Phosphors in die Wassersäule erleichtert (Jensen & Andersen, 1992).

Die im Sommer und Frühjahr auftretende Nettofreisetzung spielt insbesondere bei Flachseen eine große Rolle, da aufgrund der fehlenden thermischen Sichtung der freigesetzte Phosphor unmittelbar vom Phytoplankton genutzt werden kann. Der Effekt ist besonders bei nährstoffreichen Seen ausgeprägt (Søndergaard et al., 2001).

Aufgrund der eingeschränkten Datenverfügbarkeit kann der saisonale Verlauf der Nettosedimentation beim Rangsdorfer See nicht nachvollzogen werden. Es ist auch zu beachten, dass die Frachtermittlung während eines Monitoringjahrs stattfand, das aufgrund der überdurchschnittlichen Niederschläge nicht repräsentativ ist. Wahrscheinlich findet in den Wintermonaten eine hohe Akkumulation von Nährstoffen statt, da während dieser Zeit der Koteintrag durch die Gänse erfolgt. Der temporär im Sediment gespeicherte Phosphor führt dann in den Sommermonaten zu einer Produktivität, die allein durch die aktuelle P-Last nicht zustande kommen würde.

7.4 Kritische Flächenbelastung

Die tolerierbare jährliche Flächenbelastung (L_{crit}) wurde unter Zugrundelegung verschiedener Modellannahmen und kritischer Schwellenwerte für die P-Konzentration im See (P_{crit}) berechnet. Für P_{crit} wurden Literaturwerte (LAWA, 1999; Riedmüller et al., 2013b; Dolman et al., 2016) erhoben, die im Bereich zwischen $0,032 \text{ g/m}^3$ und $0,150 \text{ g/m}^3$ liegen. Die strengsten Konzentrationen sind die Zielwerte von Dolman et al. (2016).

Weitaus tolerierbare P-Belastungen sind gemäß den Referenzbedingungen nach LAWA (1999) möglich. Bei der nachfolgenden Gegenüberstellung von L_{ext} und L_{crit} wurde auch das seespezifischen Bewirtschaftungsziels nach dem LfU BB (2011) berücksichtigt, welches ausgehend von der Referenz nach dem natürlichem P-Eintrag ermittelt wurde.

Tabelle 29: Zielkonzentration (P_{crit}) für Phosphor (Min, MW, Max) gemäß der erweiterten LAWA-Seetypologie (Mathes et al., 2002) nach Riedmüller et al. (2013b) und nach Dolman et al. (2016) sowie entsprechend der Referenzkonzentration nach LAWA (1999) (Referenz nach Morphometrie).

	Min [g/m^3]	MW [g/m^3]	Max [g/m^3]
LAWA (1999) (Referenz nach Morphometrie)	0,085	0,118	0,150
Riedmüller et al. (2013b)	0,035	0,045	0,055
Dolman et al. (2016)	0,032	0,042	0,051
LfU BB (2011) (Referenz nach natürlichem P-Eintrag nach LAWA (1999))			0,067

Unter Einsatz der in Tabelle 29 aufgeführten kritischen Konzentrationsbereiche zuzüglich des ermittelten Bewirtschaftungsziels des LfU BB (2005) schwanken die Ergebnisse für L_{crit} zwischen 0,114 und 1,050 $g/m^2/a$. Die strengsten Vorgaben ergeben sich bei Verwendung des Vollenweider-Modells. Bis maximal 0,533 $g/m^2/a$ darf die P-Flächenbelastung betragen. Etwas höher kann die zulässige Zulaufkonzentration nach dem Inbox Modell sein, insbesondere dann, wenn σ durch Bilanzdaten erhoben wurde (Inbox A). Bei Anwendung des OECD-Modells darf dem Gewässer am meisten Phosphor zugeführt werden, ohne dass die Zielvorgaben überschritten werden.

Bei Gegenüberstellung von L_{ext} und L_{crit} werden in Abhängigkeit von der verwendeten Zielkonzentration unterschiedliche Ergebnisse erzielt. Bei Verwendung von P_{crit} nach LAWA (1999) (Referenz nach Morphometrie) wird mit dem derzeit stattfindenden P-Eintrag die kritische Flächenbelastung nicht überschritten, unabhängig vom angewendeten Modell. Sobald die Orientierungs- und Zielwerte von Riedmüller et al. (2013b) und Dolman et al. (2016) herangezogen werden, werden die tolerierbaren Belastungen gemäß den Modellierungsansätzen nach Vollenweider (1976) und Imboden & Gächter (1978) (Inbox-Modell) verfehlt. Gleiches gilt auch für das vom LfU BB (2005) definierte Bewirtschaftungsziel. Wird das von der OECD modifizierte Vollenweider-Modell verwendet, ist das Ergebnis nicht so eindeutig (Abbildung 30).

Mit den betrachteten Modellen und kritischen P-Konzentrationen wird nicht immer eine externe P-Überlastung angezeigt. Für wenig aussagekräftig wird jedoch die aufgestellte Zielkonzentration auf Basis der Referenz-Trophie nach Morphometrie (LAWA, 1999) bewertet, da hier nur ein allgemeingültiger Grenzwertbereich genutzt wurde. Bedenklich ist in diesem Zusammenhang auch die seespezifische kritische P-Konzentration nach dem LfU BB (2011), die ausgehend von der Referenz-Trophie nach dem natürlichen P-Eintrag (LAWA, 1999) ermittelt wurde. Der Expertenkreis der LAWA (1999) weist darauf hin, dass mit den Bestimmungsmethoden des Referenzzustandes zwar exakte Trophie-Indexe auf der Trophie-Skala ermittelt werden können, jedoch stets nur der Trophiegrad mit der entsprechenden Konzentrationsspanne (z.B. P-Konzentration) angegeben werden sollte. Das LfU BB (2011) weist die Referenz-Trophie als genauen Wert aus (2,86) und ermittelt mit ihm ein exaktes Entwicklungsziel von 3,36 (1. BWP) auf der Trophie-Skala. Davon ausgehend wurden dann kritische Konzentrationen

zur Erreichung des *guten* Zustandes abgelesen (Kapitel 5.3.1). Von dieser Vorgehensweise rät die LAWA (1999) ausdrücklich ab.

Bei Betrachtung der seetypspezifischen Bewirtschaftungsziele ist von einem derzeitigen Überangebot von extern zugeführten Phosphor auszugehen. Somit ist $L_{\text{ext}} > L_{\text{crit}}$. Wird P_{crit} gemäß Bewirtschaftungsziel des LfU BB (2011) vergleichend hinzugezogen, ist ebenso eine Differenz festzustellen. Ungeachtet der genannten methodischen Defizite zur Ermittlung von P_{crit} nach LfU BB (2011) sowie der nicht schlüssigen Frachtzusammensetzung nach MONERIS, ist das Ergebnis vom LfU BB (2011) im Wesentlichen zu bestätigen. Es ist allerdings nicht nachzuvollziehen, warum der Rangsdorfer See als einer der 34 gefährdeten Seen in Brandenburg (1. BWP) nicht mit Reduzierungsanforderungen vom LfU BB belegt wurde und somit mit keiner Maßnahmenplanung für den ersten Bewirtschaftungszyklus begonnen wurde.

Zuletzt soll darauf hingewiesen werden, dass eine Einhaltung der seetypspezifischen Orientierungs- (Riedmüller et al., 2013b) und Zielwerte (Dolman et al., 2016) nicht zwangsläufig zu einem Erreichen des *guten* ökologischen Zustandes führt. Sie wurden kalibriert an Qualitätskomponente *Phytoplankton*. Ob die anderen biologischen Qualitätskomponenten *Makrophyten & Diatomeen* auf eine Veränderung der P-Konzentration reagieren, ist nicht sicher (Riedmüller et al., 2013b). Prinzipiell können daher diese Qualitätskomponenten auch einen *guten Zustand* anzeigen, auch wenn Orientierungs- und Zielwerte verfehlt wurden. Den allgemein chemischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten kommt für die Erreichung und Bewertung des ökologischen Zustandes lediglich eine unterstützende Rolle zu. Eine ausschlaggebende Parameter für die Zustandsbewertung sind nach EU-WRRL (2000) die biologischen Qualitätskomponenten.

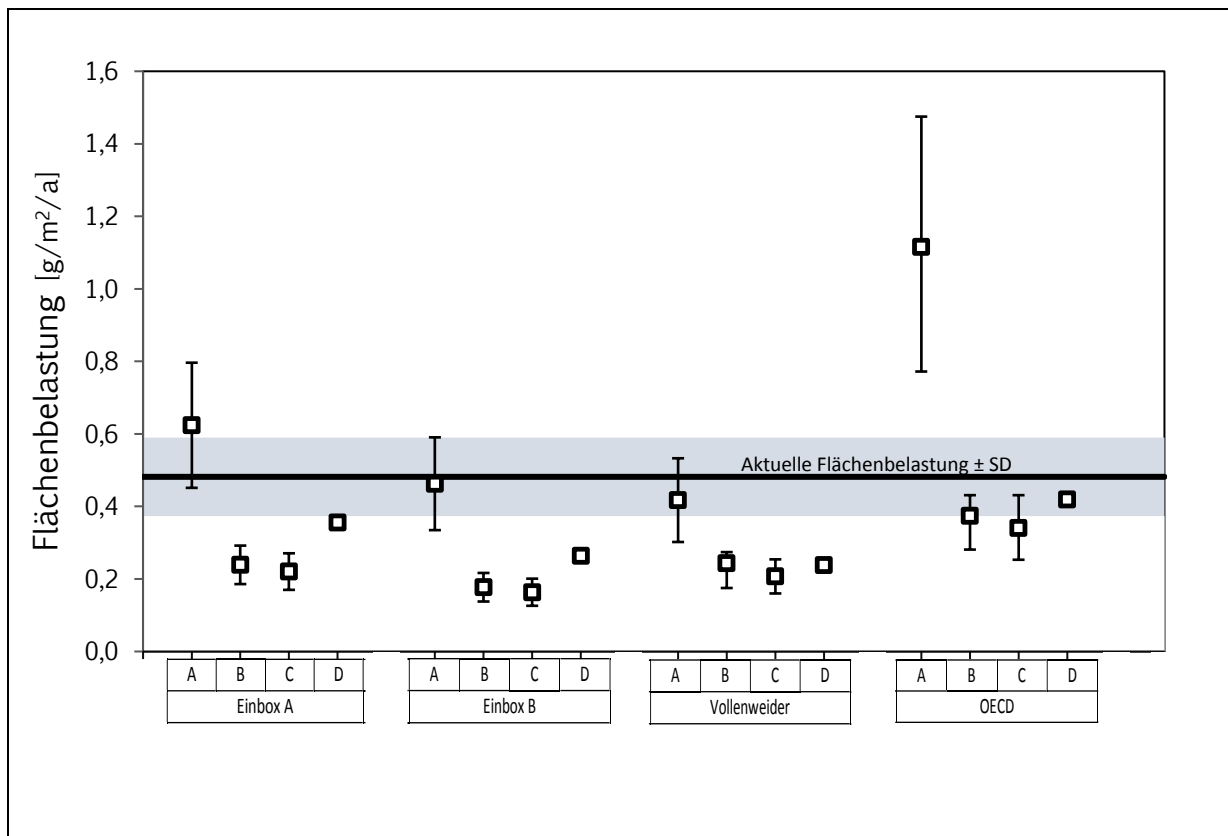


Abbildung 30: Kritische Flächenbelastung (MW, Max, Min) unter Verwendung ausgewählter Modelle und P_{crit} -Konzentrationen (A= LAWA (1999) Referenz nach Morphometrie). B= Riedmüller et al. (2013b), C= Dolman et al. (2016), D= LfU BB (2005) Referenz nach natürlichem P-Eintrag nach LAWA (1999))

7.5 Wirksamkeit externer und interner Maßnahmen

Anhand einer Szenarioanalyse wurden die Auswirkungen von Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen auf die P-Seekonzentration untersucht. Die zeitliche Entwicklung der P-Konzentration unter dem Einfluss der Maßnahmen wurde mit dem Einbox Modell (Formel 45) berechnet. Für die Startkonzentration (P_0) und die Konzentration im neuen Gleichgewicht (P_{stat}) wurden die modellierten Konzentrationen anhand des Einbox A und B Modells sowie des Vollenweider und des OECD Modells verwendet.

Gegenübergestellt wurden die Ergebnisse mit den seetypspezifischen Orientierungs- und Zielwerten nach Riedmüller et al. (2013b) und Dolman et al. (2016) (Tabelle 29). Aufgrund der im Kapitel 7.4 genannten Gründe, wurden P_{crit} nach dem LfU BB (2011) und der LAWA (1999) für nicht geeignet gehalten und fanden daher keine Berücksichtigung.

7.5.1 Externe Lastreduzierung (Szenario 1)

Für das erste Szenario wurde eine schrittweise Lastreduzierung der zuflussabhängigen Frachten ($Z_{GI}+Z_{Jü.1}+Z_{Jü.2}$) über einen Zeitraum von 10 Jahre angenommen. Nach Maßnahmenende beträgt die P-Fracht durch die Zuflüsse etwa $\frac{1}{4}$ vom Ursprungswert. Die P-Gesamtfracht hat sich von 1175,1 auf 477,24 kg/a reduziert. Volumengewichtet mit dem Abfluss beträgt die mittlere Konzentration des P-Imports (P_{in}) im letztem Maßnahmenjahr 0,166 g/m³ (Tabelle 30).

Tabelle 30: P-Import aktuell (1. Jahr) und infolge einer schrittweisen externen Lastreduzierung der abflussabhängigen Eintragspfade ($Z_{GI} + Z_{ü.1} + Z_{ü.2}$) über einen Zeitraum von 10 Jahre.

Jahr	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11.	12.
P_{in} [g/m ³]	0,409	0,316	0,273	0,239	0,211	0,200	0,190	0,181	0,173	0,169	0,166	0,166

Infolge der externen Lastreduzierung ist eine deutliche Abnahme der P-Seekonzentration zu erkennen. Innerhalb eines Jahres stellt sich die P-Seekonzentration nahezu im neuen Gleichgewichtszustand ein. Nach Abschluss der Sanierungsarbeiten verändert sich demnach auch nicht mehr die P-Seekonzentration im Wasserkörper (Abbildung 31 - Abbildung 34, oben). Die Anpassungszeit gerechnet mit Formel 46 beträgt mit $\sigma = 2,439$ (Einbox A) 0,8 Jahre und mit $\sigma = 1,452$ (Einbox B) 1,1 Jahre.

Die Zielkonzentration kann infolge der hypothetisch durchgeführten Lastreduzierung nur mit P_0 und P_{stat} gerechnet nach dem OECD-Modell und mit dem maximal möglichen Orientierungswert nach Riedmüller et al. (2013b) erreicht werden (Abbildung 34, oben). Bei allen anderen Modellannahmen bleibt die P-Konzentration über dem erforderlichen Niveau, unabhängig davon, welches P_{crit} verwendet und auf welche Weise σ ermittelt wurde (Einbox A und B).

7.5.2 P-Fällung (Szenario 2 und 3)

Für das Fällungsszenario mit Eisensalzen (S2) wurde angenommen, dass im Jahr der Anwendung 80 % des P-Inhaltes im Sediment zurückgehalten werden, die Konzentration nach der Fällung somit 0,030 g/m³ beträgt. Aufgrund der geringen Wasseraufenthaltszeit von ca. 0,7 Jahre müsse davon ausgegangen werden, dass ca. 30 % des P-Importes eines Jahres nicht mitgefällt werden. P_{in} beträgt infolgedessen im Maßnahmenjahr 0,123 g/m³. Daraus ergibt sich ein hypothetisch maximaler Nettosedimentationskoeffizient (σ_{max}) von 4,349. In den Folgejahren nimmt σ aufgrund einer Überlagerung der Fällmittelschicht mit Neusediment wieder ab (Tabelle 31).

Tabelle 31: Nettosedimentationskoeffizient aktuell (1. Jahr) und infolge einer P-Fällung ($\sigma_{max} = 4,349$).

Jahr	1	2	3	4	5	6	7	8-12
σ Einbox A [a ⁻¹]	2,439	σ_{max}	4,030	3,712	3,394	3,076	2,757	2,439
σ Einbox B [a ⁻¹]	1,452	σ_{max}	3,866	3,383	2,900	2,417	1,935	1,452

Infolge der erhöhten Bruttosedimentation im Jahr der P-Fällung sinkt die P-Seekonzentration unmittelbar ab (0,030 g/m³). Eine Einhaltung der Zielkonzentrationen nach Dolman et al. (2016) und Riedmüller et al. (2013b) kann jedoch kurzfristig aufrecht erhalten bleiben. Schon im Folgejahr werden die Schwellenwerte wieder überschritten. Sechs Jahre nach der Maßnahme ist der ursprüngliche Nettosedimentationskoeffizient wieder erreicht und die P-Seekonzentration ist umgehend auf dem Niveau vor Maßnahmenbeginn (Abbildung 31 und Abbildung 32, Mitte).

Kombination P-Fällung + externe Lastreduzierung

Im dritten Szenario (S3) wurden die Auswirkungen einer P-Fällung kombiniert mit einer externen Lastreduzierung geprüft. Im 1. Jahr der Lastreduzierung, wo auch gleichzeitig die P-Fällung stattfinden soll, konnte die P-Seekonzentration auf $0,023 \text{ g/m}^3$ gesenkt werden. Danach steigt die Konzentration wieder stetig an, bleibt jedoch unter dem Konzentrationsverlauf von Szenario 1 und 2, bis sechs Jahre nach der Fällung das Niveau der Lastsenkung erreicht wird (Abbildung 31 und Abbildung 32, Mitte). Der Effekt der Langzeitwirkung von der P-Fällung wurde durch die Lastreduzierung verstärkt, allerdings konnte die Zielkonzentration nicht eingehalten werden, weder die von Dolman et al. (2016) noch von Riedmüller et al. (2013b).

7.5.3 Phosphoreliminierung im Zufluss (Szenario 4 und 5)

Als weitere Restaurierungsmaßnahme kam in der Szenarioanalyse eine Phosphoreliminierungsanlage (PEA) im Glasowbach zum Einsatz (S4). Durch die PEA soll sich die P-Konzentration im Zulauf auf $0,020 \text{ g/m}^3$ verringern. Da angenommen wurde, dass sich die P-Fracht durch den Glasowbach unmittelbar und nicht schrittweise reduziert, veränderte sich die P-Seekonzentration unter der Maßnahmenwirkung (P_{See}) über den Zeitraum nicht. Annähernd erreicht wird P_{See} im neunten Gleichgewichtszustand bereits im ersten Maßnahmenjahr. Bis auf das OECD-Modell werden die definierten Ziele allerdings verfehlt (Abbildung 31 - Abbildung 34, unten).

Kombination Phosphoreliminierung im Zufluss + externe Lastreduzierung

Infolge einer kombinierten Maßnahme von einer PEA im Glasowbach und einer externen Lastreduzierung (S5) kann P_{in} im letzten Maßnahmenjahr der Lastreduktion auf $0,132 \text{ g/m}^3$ verringert werden (Tabelle 32).

Tabelle 32: P-Importe aktuell (1. Jahr) und infolge einer schrittweisen externen Lastreduzierung der abflussabhängigen Eintragspfade ($Z_{\text{ü.1}} + Z_{\text{ü.2}}$) über einen Zeitraum von 10 Jahre sowie einer Konzentrationsenkung im Glasowbach ($0,020 \text{ g/m}^3$) durch eine PEA.

Jahr	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11.	12.
$P_{\text{in}} [\text{g/m}^3]$	0,409	0,156	0,149	0,144	0,139	0,137	0,136	0,134	0,133	0,133	0,132	0,132

Werden die Startkonzentrationen des Vollenweider und des Einbox B Modells beim kombinierten Szenario verwendet, werden die Orientierungs- und Zielwerte nach Riedmüller et al. (2013b) und Dolman et al. (2016) nicht erreicht (Abbildung 32 und Abbildung 33, unten). Beim Einbox A Modell mit einem höheren Nettosedimentationskoeffizienten sinken die P-Konzentrationen unterhalb der maximal zulässigen Schwellenwerte zwei bzw. vier Jahre nach Maßnahmenbeginn und stagnieren bei Abschluss der Lastreduzierung bei $0,048 \text{ g/m}^3$ (Abbildung 31, unten). Noch niedrigere P-Konzentrationen ergeben sich mit P_{stat} nach dem OECD-Modell (Abbildung 34, unten).

P_0 und P_{See} nach Einbox A ($\sigma = 2,439$)

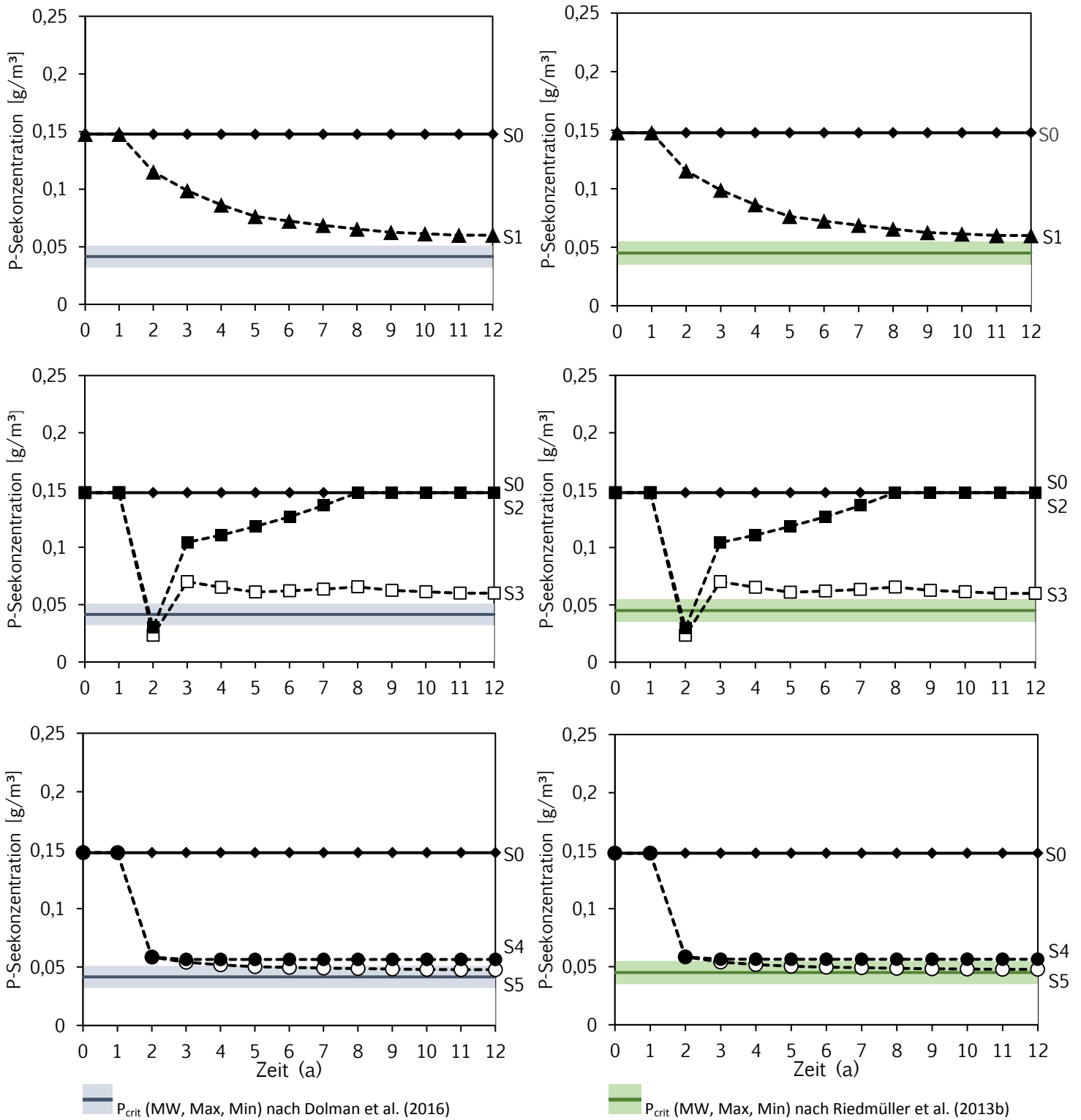


Abbildung 31: Zeitliche Entwicklung der P-Seekonzentration nach dem Einbox Modell (Formel 45) mit P_{See} und P_0 nach dem Einbox A Modell ($\sigma = 2,439$) für die Szenarien S0 – S5 (S0 = keine Maßnahme, S1 = externe Lastreduzierung, S2 = P-Fällung, S3 = externe Lastreduzierung + P-Fällung, S4 = P-Elimination im Zufluss, S5 = externe Lastreduzierung + P-Elimination im Zufluss).

P_0 und P_{See} nach Einbox B ($\sigma = 1,452$)

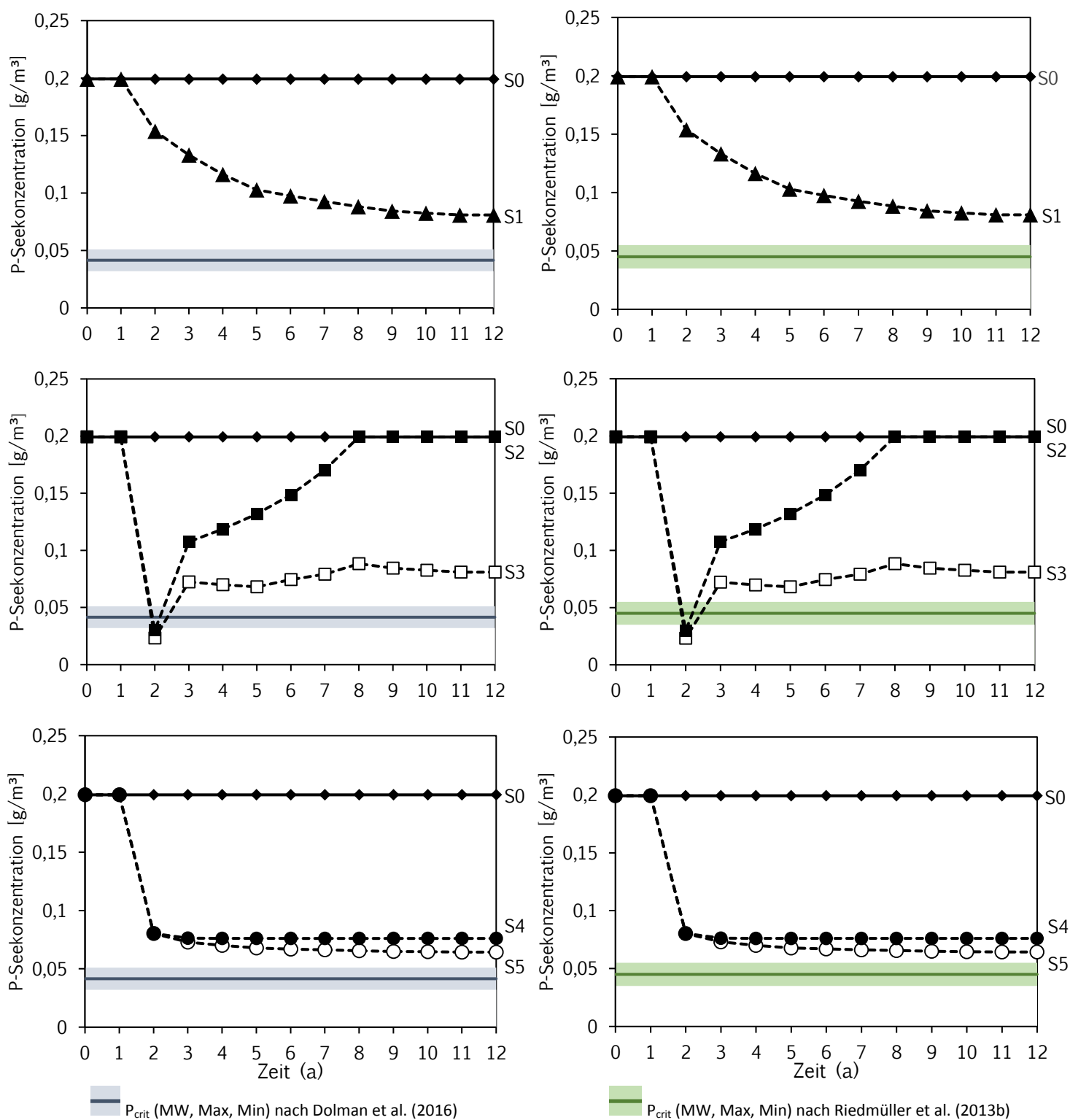


Abbildung 32: Zeitliche Entwicklung der P-Seekonzentration nach dem modifizierten Einbox Modell (Formel 45) mit P_{See} und P_0 nach dem Einbox B Modell ($\sigma = 1,452$) für die Szenarien S0 – S5 (S0 = keine Maßnahme, S1 = externe Lastreduzierung, S2 = P-Fällung, S3 = externe Lastreduzierung + P-Fällung, S4 = P-Elimination im Zufluss, S5 = externe Lastreduzierung + P-Elimination im Zufluss).

P_0 und P_{See} nach Vollenweider

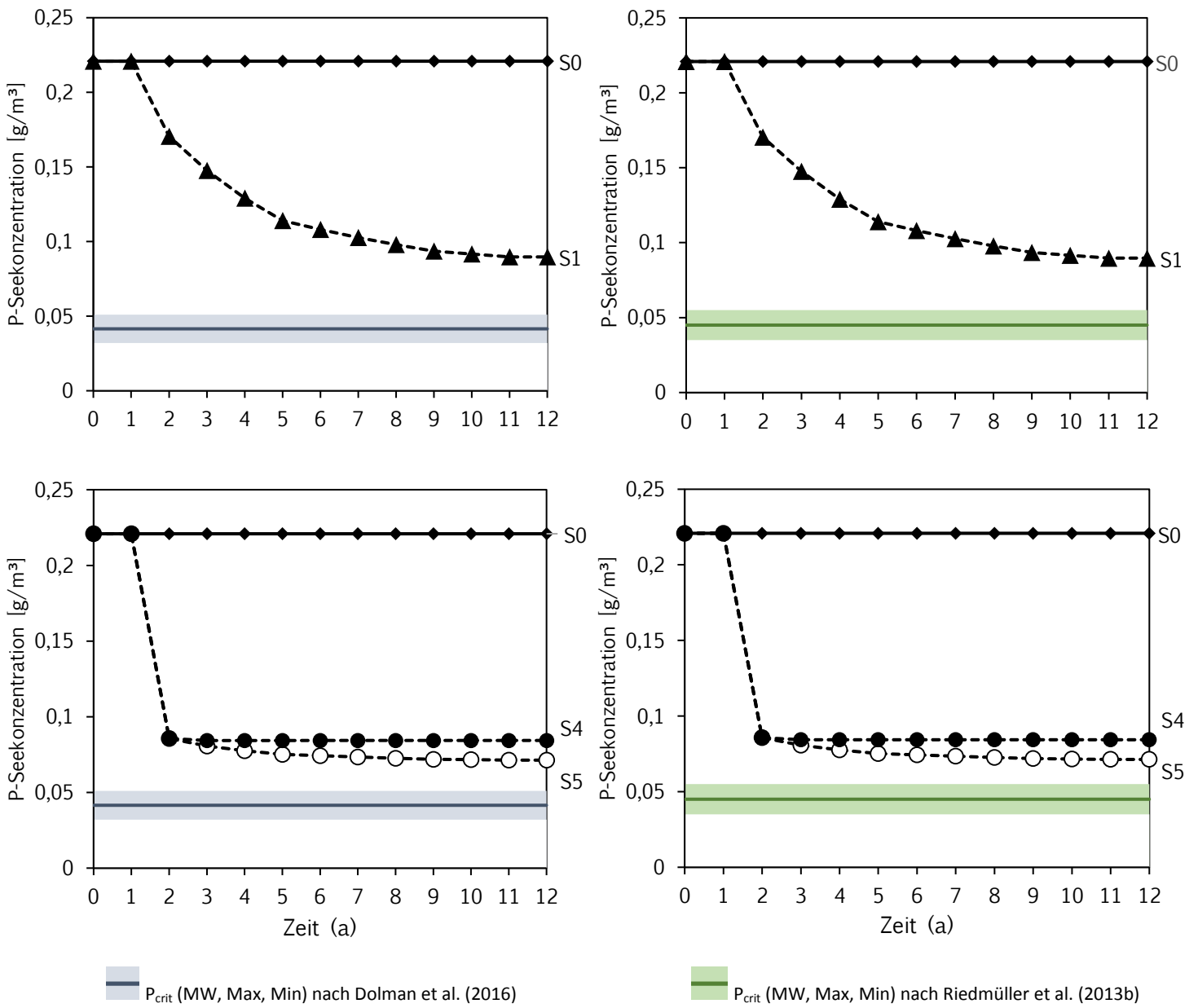


Abbildung 33: Zeitliche Entwicklung der P-SeeKonzentration nach dem modifizierten Einbox Modell (Formel 45) mit P_{See} und P_0 nach dem Vollenweider Modell für die Szenarien S0, S1, S4 und S5 (S0 = keine Maßnahme, S1 = externe Lastreduzierung, S4 = P-Elimination im Zufluss, S5 = externe Lastreduzierung + P-Elimination im Zufluss).

P₀ und P_{See} nach OECD

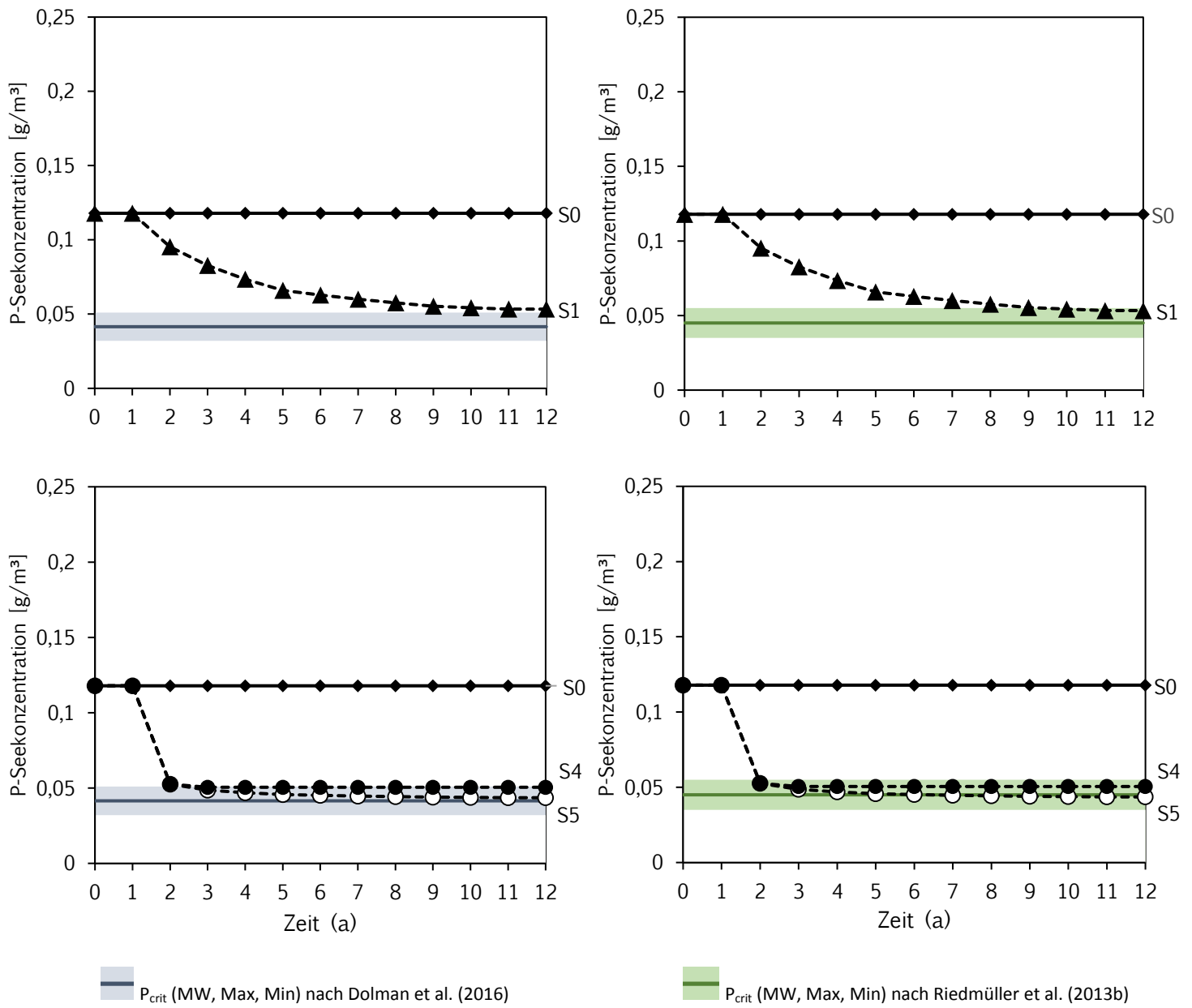


Abbildung 34: Zeitliche Entwicklung der P-Seekonzentration nach dem modifizierten Einbox Modell (Formel 45) mit P_{See} und P₀ nach dem OECD Modell für die Szenarien S0, S1, S4 und S5 (S0 = keine Maßnahme, S1 = externe Lastreduzierung, S4 = P-Elimination im Zufluss, S5 = externe Lastreduzierung + P-Elimination im Zufluss).

7.5.4 Szenariobewertung

Aufgrund ihrer unbestreitbaren Nachhaltigkeit haben Sanierungsarbeiten im Einzugsgebiet oberste Priorität. Es wurden die Auswirkungen im 1. Szenario gezeigt, wenn sich die externe Last innerhalb von 10 Jahren um ca. 60 % vom Ursprungswert reduziert. Aufgrund der kurzen Wasserverweilzeit reagiert das Gewässer rasch auf die externe Lastsenkung. Eine längere Anpassungszeit ist möglich, wenn das im Sediment akkumulierte Phosphor nach der Lastreduzierung eine Netto-Belastung darstellt.

Zur Unterschreitung seetypspezifischer Schwellenwerte müsste nach der Mehrzahl der verwendeten Modellansätze eine weitere externe Lastsenkung stattfinden. Das OECD Modell unterschätzt wahrscheinlich die sich einstellende P-Seekonzentration (Kapitel 7.3.4), weswegen dessen Aussagekraft angezweifelt wird.

Die Beseitigung der Restbelastung, insbesondere aus diffusen Quellen, wäre wahrscheinlich nur mit einem hohen Kostenaufwand möglich. Ob dieser aus ökonomischer Sicht noch im Verhältnis zum Nutzen steht, müsste geprüft werden. Andernfalls sind zusätzlich interne Maßnahmen zu ergreifen.

Als seeinterne Maßnahme wurden die Effekte einer einmalig durchgeführten P-Fällung geprüft. Es zeigte sich, dass die durch das Fällmittel eliminierte P-Menge relativ rasch durch den P-Import ersetzt wird. Eine Einhaltung der Zielkonzentration wäre nur bei einer regelmäßig durchgeführten P-Fällung möglich. Mit den hier veranschlagten Bilanzgrößen und Bilanzfaktoren müsste in jedem Jahr ein P-Fällung durchgeführt werden, was die Investitionskosten enorm in die Höhe treiben würde. Es ist zu überlegen, ob sich σ tatsächlich in dieser Geschwindigkeit dem Ausgangswert wieder annähert. Infolge von Resuspension durch Windeinflüsse oder Wühltätigkeit von Fischen wird sich das Fällmittel gleichmäßig in der oberen Sedimentschicht verteilen, was eine langanhaltende P-Bindfähigkeit begünstigt (Hupfer & Scharf, 2002). Überdies ist Fe im Sediment mobil und verlagert sich Richtung Sedimentoberfläche (Lewandoski et al., 2013). Bei einer fortgesetzt hohen Sedimentation organischer Substanz durch die Primärproduktion wird jedoch die Langzeitwirkung abnehmen. Befindet sich im Sediment viel organische Substanz und ist der Sulfatgehalt im Wasser hoch, wird ein Teil des Eiseninventars adsorbiert bzw. sulfidisch gebunden (Smolders & Roelofs, 1995). Einmal sulfidisch festgelegtes Eisen steht für eine P-Bindung nur noch eingeschränkt zur Verfügung (Cararo et al., 1993). Prognose- und Berechnungsgrundlagen zur Abschätzung der zeitlichen Wirkung einer P-Fällung, die alle wesentlichen Aspekte in ihrer Komplexität berücksichtigen, gibt es laut Hupfer & Scharf (2002) keine. Letztlich kann der Einsatz von Fällmittel für die Restaurierung des Rangsdorfer Sees und überhaupt für Gewässer mit kurzer Verweilzeit (Hupfer & Scharf, 2002) nicht empfohlen werden.

Als weitere Restaurierungsmaßnahme kam hypothetisch der Einsatz einer PEA im Glasowbach zum Einsatz. Durch Kombination mit einer externen Lastreduzierung konnten die niedrigsten P-Seekonzentrationen quantifiziert werden. Da die Jühnsdorfer Gräben nur einen kleinen Teil zur Gesamtfracht beitragen, zeigt eine Sanierung in deren Einzugsgebiete nur eine geringe Wirkung. Der Glasowbach hingegen stellt einen bedeutenden P-Eintragspfad und somit einen

guten Ansatzpunkt für eine technische Lösung dar. Vermerkt sei an dieser Stelle, dass eine Nährstoffreduzierung aus der Einzugsgebietsfläche des Glasowbachs weiterhin angestrebt werden sollte. Die Glasowbachniederung ist Lebensraum international geschützte Arten und Biotoptypen (Kapitel 3.6), jedoch befindet sich das Fließgewässer in keinem guten ökologischen und chemischen Zustand (MLUL, 2016). Es sollte auch bedacht werden, dass die P-Elimination im Zufluss dauerhaft betrieben werden müsste, wenn die P-Konzentration im Glasowbach nicht verringert wird.

Die technische Durchführbarkeit sowie Installations- und Betriebskosten einer PEA wurde nicht geprüft. Alternativ können auch Pflanzenklärsysteme mit oder ohne Bodenpassage sowie Bodenfilter ohne Bepflanzung zum Einsatz kommen (DWA, 2006). Der P-Rückhalt findet dabei hauptsächlich durch Sedimentation und durch Adsorption an metallische Mineralien und an Calciumverbindungen statt (Löffler, 2000; Schulz & Rennert, 2001).

7.5.5 Betrachtung weiterer Restaurierungsmaßnahmen

Sedimententfernung

Unter einer Sedimententfernung oder Entschlammung versteht man die vollständige oder teilweise Herausnahme nährstoff- oder schadstoffbelasteter Gewässersedimente (Erhöhung P-Export). Die Maßnahme wird bei eutrophierten Seen mit der Absicht durchgeführt, einen möglichst großen Anteil des gewässerinternen Phosphors zu entfernen, indem die oberen P-reichen Schichten ausgebaggert oder abgesaugt werden. Angestrebt wird außerdem eine Erhöhung des P-Bindevermögens durch Freilegung des Altsediments. Nachweislich erfolgreich umgesetzt wurde eine Entschlammung in Kombination mit einer selektiven Befischung beim Trummensee (A = 100 ha) in Schweden (Björk, 1994). In vielen Fällen jedoch bleiben die erzielten Ergebnisse einer Schlammmentfernung hinter den Erwartungen zurück (Annadotter et al., 1999; Mathes & Korczynski, 2000; Krüger & Schlungbaum, 2001). Der Grund dafür ist meist eine Überschätzung des Sediments als potenzielle P-Quelle in der P-Jahresbilanz.

Häufig sind mobilisierbare P-Formen nur den obersten Sedimentschichten vorhanden (Schäuser et al., 2002), wenn auch älteren Schichten einen temporären P-Pool aufweisen können. Die Relevanz der vertikalen Verteilung wird durch das Szenarioschema nach Hupfer (2000) deutlich (Abbildung 40). Ausgehend von der unterschiedlichen Stabilität der P-Bindungssysteme verbleiben die permanent gebundenen P-Fraktion dauerhaft im Sediment, wohingegen die mobilisierbaren P-Formen nach Umlagerungs- und Transformationsprozesse (Diagenese) wieder in den Wasserkörper abgegeben werden. Werden stationäre Bedingungen angenommen, entspricht die Nettosedimentation dem Anteil der dauerhaft gebundenen P-Formen und der Anteil der temporär fixierten P-Formen wird mit zunehmender Sedimenttiefe abnehmen. Wie groß der Vorrat an temporären Phosphor in den älteren Schichten ist, hängt von der Diagenesegeschwindigkeit ab. Abbildung 40 zeigt unterschiedliche Konzentration von mobilisierbarem Phosphor bei gleich hohen Freisetzungsraten. Während beim Fall A eine langsame Diagenese stattfindet und somit auch älteren Sedimentschichten potenziell an der P-Freisetzung beteiligt sind, sind beim Fall B (schnelle Diagenese) nur in der obersten Schicht mobilisierbare

P-Formen vorhanden. Findet beim Fall B eine Entschlammung bei gleichbleibenden Sedimentationsraten statt, kann der interne P-Kreislauf nicht wirkungsvoll beeinflusst werden, da schon kurz nach der Maßnahme eine Freisetzung aus dem neuem, frisch sedimentierten Material stattfindet. Wird beim gleichen Fall eine Reduzierung der externen Last durchgeführt, wird der P-Pool im Sediment durch die fehlende Nachlieferung relativ schnell erschöpft sein und hat somit zur Aufrechterhaltung des trophischen Niveaus wenig Bedeutung. Beim Fall B wird der Vorrat an mobilisierbarem Phosphor nur sehr langsam abnehmen. Zeitweise kann dann eine ganzjährig negative Nettosedimentation auftreten, wenn infolge der Lastreduzierung die P-Rücklösung größer als die P-Bruttosedimentation ist (Sas, 1989; Boers, 1991; Søndergaard et al., 2001). Unter diesen Rahmenbedingungen haben Restaurierungsmaßnahmen, die an dem P-Pool im Sediment ansetzen (Entschlammung, Sedimentabdeckung), größere Erfolgsaussichten (Hupfer & Scharf, 2002). Trotzdem ist auch im Falle einer P-Nettoreisetzung zu beachten, dass die interne P-Last lediglich die verzögert wirksame externe P-Last ist. Hauptverursacher für die Eutrophierung bleibt die externe P-Belastung.

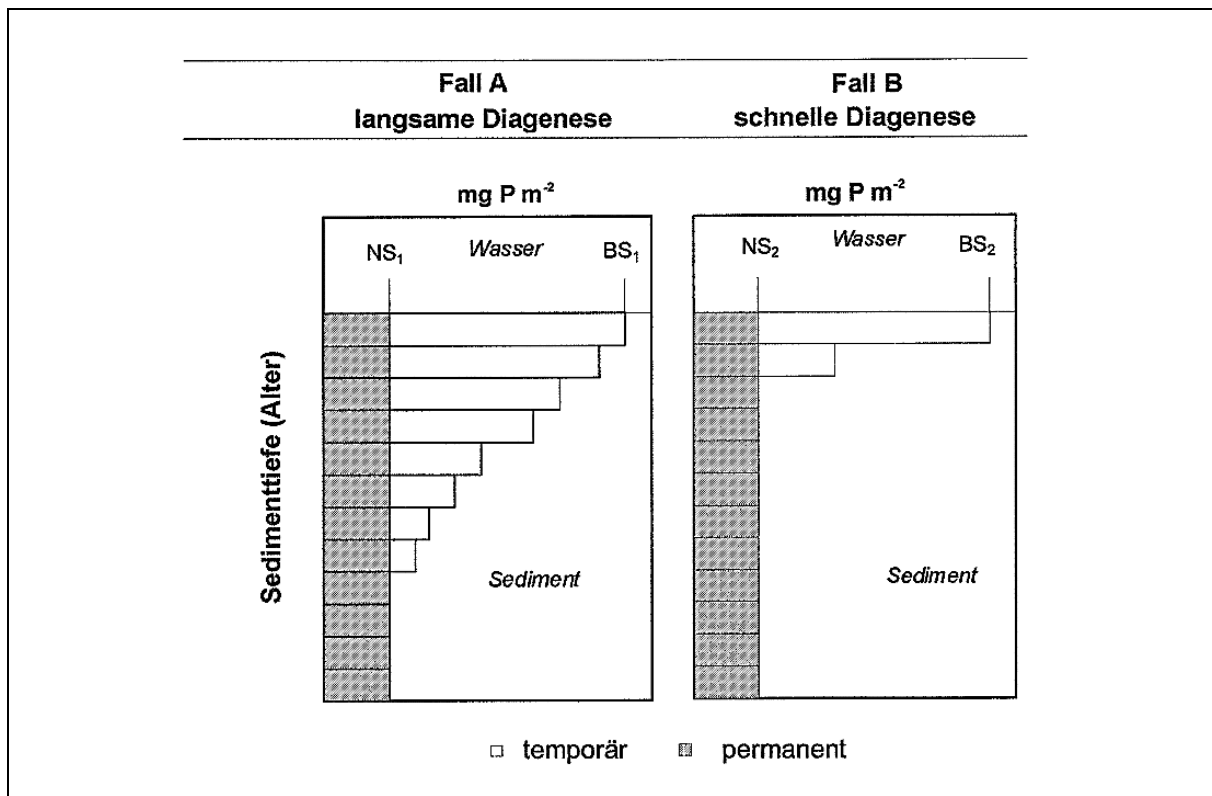


Abbildung 35: Vertikale Verteilung des Sedimentphosphors bei langsamer (Fall A) und schneller (Fall B) Diagenese bei gleichen Freisetzungsraten (Hupfer, 2000).

Um den Einfluss der Sedimente einschätzen zu können, genügt es nicht, den Gesamtphosphorgehalt im Sediment zu bestimmen (Hupfer, 1993). Eine hohe P-Menge im Sediment lässt vermuten, dass auch viel Phosphor freigesetzt wird. Es kann aber auch bedeuten, dass viel Phosphor im Sediment zurückgehalten wird. Entscheidend ist der P-Anteil, der tatsächlich am seeinternen Kreislauf teilnimmt. Die Wirkung von Sedimenten auf den P-Haushalt hängt letztlich auch davon ab, in welcher Relation der freigesetzte Phosphor zu den anderen P-Bilanzgrößen steht.

Neben einer etwaigen Überbetonung der Sedimente als P-Quelle sind mit einer Entschlammung noch weitere Schwierigkeiten verbunden. Durch die ausgelöste Resuspension während der Ausbaggerung wird das ansonsten sulfidisch festgelegte Eisen im Wasserkörper oxidiert. Es steht nun als Bindungspartner für Phosphor zu Verfügung. Nach Ablagerung findet bei reduktiven Verhältnissen infolge erhöhter Mineralisationsraten eine Freisetzung des unter oxidischen Bedingungen fixierten Phosphors statt. Unter dem unmittelbaren Einfluss der Ausbaggerung kann somit die Freisetzung von gelöstem Phosphor höher sein als vor der Maßnahme (Kleeberg & Kohl, 1999; Hupfer & Scharf, 2002). Die erhöhte Nährstofffreisetzung belastet den Sauerstoffhaushalt, was schlimmstenfalls zum Fischsterben führen kann (Hupfer & Scharf, 2002).

Die Entfernung der Seesedimente als Restaurierungsmaßnahme stellt einen drastischen Eingriff in das limnische Ökosystem dar. Besonders die benthische Fauna wird durch den Eingriff massiv gestört oder vernichtet. Das Sediment hat für das Gewässer auch eine abdichtende Wirkung gegenüber exfiltrierendem Grundwasser. Der Phosphoreintrag über diesen Pfad konnte beim Rangsdorfer See in keinem befriedigendem Maß nachvollzogen werden. Sollte ein unterirdischer relevanter Zufluss stattfinden und ist das Grundwasser phosphatreich, wird sich der Eintrag über diesen Weg durch die Sedimententfernung weiter verstärken (Hupfer & Scharf, 2002; Lewandowski et al., 2002).

Die positiven als auch negativen Folgen sind bei einer Sedimententfernung nur schwer abzuschätzen. Im Rahmen zur Gewässerunterhaltung oder zum Gewässerausbau führen Entschlammungsmaßnahmen häufig zum gewünschten Ziel (DWA, 2006), selten jedoch bei der Restaurierung eutrophierter Seen. Daher kann diese Varianten für den Rangsdorfer See nicht empfohlen werden. Der Ausschluss dieser Maßnahme kann allein schon durch die hohen Kosten begründet werden. Diese dürften mit den Abmessungen des Rangsdorfer Sees schnell in den mehrstelligen Bereich steigen.

Hydraulische Maßnahmen

Zur Erhöhung des P-Exportes kann eine Zuleitung von phosphorarmen Zuschusswasser erfolgen. Ziel ist hier die Verdünnung und/oder Ausspülung von P-reichen Seewasser durch kontinuierliche oder diskontinuierliche Zuleitungen. Eine ähnliche Wirkung zeigt sich auch bei der operativen Durchflusssteuerung, bei der durch wasserbauliche Einrichtungen (Wehre, Polder, Talsperren) der Zeitpunkt des normalen Zuflusses gezielt variiert wird (Hupfer & Scharf, 2002).

Soll kontinuierlich Fremdwasser dem See durchgeführt werden, ist vorab zu klären, welche Wassermengen und welche Konzentrationsdifferenzen zwischen See- und Zuschusswasser notwendig sind. Auch die Einleitung von phosphorarmen Wasser erhöht zunächst die Flächenbelastung. Es muss dann abgeschätzt werden, ob der erhöhte Wasserdurchsatz zu einer Ab- oder Zunahme der P-Seekonzentration führt (Hupfer & Scharf, 2002). Gerechnet mit dem Einbox Modell könnte mit einem gleichbleibendem Nettosedimentationskoeffizienten ($\sigma = 2,439$) die P-Seekonzentration von $0,148 \text{ g/m}^3$ auf $0,126 \text{ g/m}^3$ gesenkt werden, wenn jährlich 1 Mio. Kubikmeter Fremdwasser mit einer P-Konzentration von $0,025 \text{ g/m}^3$ dem Rangsdorfer See zugeführt wird. Bei dieser Berechnung bleibt unberücksichtigt, dass infolge der veränderten Last

und Aufenthaltszeit wahrscheinlich der Nettosedimentationskoeffizient nicht konstant bleibt. Auch wird die jahreszeitliche Dynamik der Zuflüsse und den damit verbundenen Auswirkungen auf die P-Sekonzentration vernachlässigt. Die unter Kapitel 7.2 durchgeführten Abflussermittlungen zeigen geringe Abflüsse des Zülowkanals in den Sommermonaten. In dieser Zeit wird kaum Phosphor aus dem See exportiert, während gleichzeitig die temperaturbeeinflusste P-Mineralisation zunimmt. Durch eine erhöhte seeinterne Strömung im Sommer könnten durch Rücklösungsprozesse angereicherte Nährstoffe aus dem See gespült werden. Der Effekt könnte verstärkt werden, wenn zu ökologisch unkritischen Zeiten eine Stauhaltung vorgenommen wird. Das zusätzliche Speichervolumen könnte dann in Trockenzeiten den natürlichen Durchfluss stützen. Wasserspiegelschwankungen sind bei dieser Bewirtschaftungsweise kaum zu vermeiden und kollidieren womöglich mit der freizeitlichen Nutzung des Gewässers.

Als alleinige Maßnahme wird die Fremdwasserzuführung nicht ausreichen. Die Anpassungszeit wird sich verkürzen, die jedoch schon naturgegeben kurz ist. Eine Herausforderung besteht bei der Beschaffung von phosphorarmen Zuschusswasser. Grundsätzlich eignet sich bei gegebener Qualität Wasser aus Fließ- und Standgewässer sowie Grundwasser (DWA, 2006). Die Entnahme aus anderen Einzugsgebieten kann jedoch zu einer negativen Beeinflussung des Wasserhaushaltes in diesem Einzugsgebiet führen (Hupfer & Scharf, 2002).

Die Eignung einer Fremdwasserzuführung für den Rangsdorfer Sees kann nicht abschließend geklärt werden. Die Notwendigkeit, sich mit der hydraulischen Belastung des Rangsdorfer Sees zu beschäftigen, besteht jedoch, zumindest wenn es nach dem Planfeststellungsbeschluss zum Ausbau des Flughafens Berlin Brandenburg (FBB) geht (MIL, 2004). Planfestgestellt und damit verbindlicher Bestandteil des Beschlusses ist die teilweise Einleitung von Niederschlagswasser des Flughafengeländes in den Selchower Flutgraben und den Glasowbach. Insgesamt sollen maximal 3 m³/s in die Vorfluter gelangen, davon höchstens 1 m³/s in den Glasowbach. (MIL, 2004).

Das Entwässerungskonzept zum FFB unterscheidet die Niederschlagswasser-Klassen A, B und C. Niederschlagswasser der Klasse A von Dach- und Kfz-Parkflächen wird als unbedenklich eingestuft und soll Vor-Ort versickern oder in das Regenwassersystem abgeleitet werden. Niederschlagswasser der Vorfelder sowie Start-, Lande- und Rollbahnen gehören zur Klasse B und werden versickert oder den genannten Vorfluter zugeführt werden. Da im Winter das Niederschlagswasser mit Flächen- und Flugzeugenteisungsmittel belastet sein kann, soll während der Enteisungsperiode eine Messung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) stattfinden. Bei Einhaltung der festgelegten Überwachungswerte findet eine Versickerung oder Einleitung in die genannten Vorfluter statt. Werden Belastungen mit Enteisungsmittel festgestellt, wird das Niederschlagswasser zunächst einem Bodenfilter zugeführt.

Niederschlagswasser der Klasse C fällt auf der Vorfeldfläche an, auf denen die Betankung der Flugzeuge stattfindet. Es muss vorbehandelt werden, da es mit Kerosin belastet sein kann. Nach der Reinigung wird das Niederschlagswasser in Abhängigkeit vom CSB-Wert versickert, in die Vorfluter geleitet oder zur Kläranlage Waßmannsdorf übergeleitet (MIL, 2004). In den Glasowbach kann somit Niederschlagswasser der Klassen B und C gelangen.

Auch wenn der FBB aktuell noch nicht im Betrieb ist, ist der Flughafen doch weitestgehend fertiggestellt und die entwässerungsrelevanten Flächen (ca. 600 ha) besteht bereits. Aus einer Anfrage des Kreistagsabgeordneten Dr. R. von der Bank an die Kreisverwaltung Teltow-Fläming geht hervor, dass eine Entwässerung in den Glasowbach in dem vorgesehenen Umfang noch nicht stattfindet (Landkreis Teltow Fläming, 2013). Das vorgelegte Entwässerungskonzept ist entsprechend den Stellungnahmen der Unteren Wasserbehörde des Landkreises Dahme-Spreewald und der Oberen Wasserbehörde funktionsfähig (MIL, 2004). Um die erforderliche Ableitkapazität zu gewährleisten, müssen entsprechend des Planstellungsbeschlusses verschiedene wasserbauliche Maßnahmen ergriffen werden, unter anderem eine Erhöhung der Böschungskante sowie abschnittsweise Steinschüttungen als Kolkenschutz. Beeinträchtigungen der Natur gelten unter Einhaltung bestimmter Vorkehrungen als tolerierbar. „Die Einleitung von Niederschlagswasser in den Glasowbach ist unter ökologischen Gesichtspunkten sogar erwünscht. Auswirkungen auf die Schutzgüter durch die Ableitung von Oberflächengewässer sind nach Auffassung der Planfeststellungsbehörde unter Berücksichtigung der Aussagen der Fachbehörde nicht weiter zu minimieren“ (MIL, 2004).

Die Auswirkungen für den Rangsdorfer See sind mit Umsetzung des Entwässerungskonzeptes nur bedingt zu prognostizieren, da nicht bekannt ist, wieviel Niederschlagswasser letztlich in den Glasowbach geleitet wird. Dass das zugeleitete Wasser eine verdünnende Wirkung für den Rangsdorfer See haben wird, kann jedoch angezweifelt werden. Eine ganzjährige Vorbehandlung des Niederschlagswassers der Klasse B ist nicht vorgesehen. Möglich ist eine Fracht- und Zuflusserrhöhung zu Ungunsten der P-Seekonzentration. Die Entwässerung eines Flugplatzes stellte auch schon für den Groß-Glienicker See in Berlin und Brandenburg ein Problem dar. Dort konnte durch die Fernhaltung dieses Niederschlagswassers eine P-Entlastung erreicht werden (Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz, 2011).

Bio-manipulation

Unter dem Begriff Bio-manipulation versteht man die gezielte Beeinflussung des Nahrungsnetzes (top-down Steuerung). Durch Dezimierung zooplanktonfressender Friedfische soll der Fraßdruck auf das filtrierende Zooplankton verringert werden um dadurch den Fraßdruck auf das Phytoplankton zu verstärken. Sekundäre Prozesse der Nahrungsnetzbewirtschaftung sind die Verbesserung der Lichtverhältnisse und die Förderung von Makrophyten, die wiederum den Klarwasserzustand stabilisieren (Hilt et al., 2006). In der Praxis erfolgt eine Friedfischentnahme und/oder der Besatz von Räubern (Zander, Hecht).

Voraussetzung für den Erfolg einer Bio-manipulation ist eine enge Verknüpfung des Nahrungsnetzes. Diese ist vor allem in kleinen, flachen Seen vorhanden (Benndorf, 1990). Nach Benndorf (1990) ist neben der Gewässermorphologie auch die trophische Situation entscheidend. In sehr nährstoffreichen Seen wird die Algenzusammensetzung meist durch fraßresistente (z.B. durch Koloniebildung), an Schwachlicht angepasste Algenarten dominiert. Eine top-down Steuerung ist dann nicht möglich. Mehner et al. (2004) geben als Wirkschwelle ein P-Seekon-

zentration von $0,100 \text{ g/m}^3$ für Flachseen an. In dieser Studie ist auch eine anwenderfreundliche Anleitung enthalten, welche fischereilichen Maßnahmen in Abhängigkeit von der Fischartenzusammensetzung und anderen Einflussfaktoren zu treffen sind.

Zahlreiche Fallbeispiele belegen die Effektivität einer Biomanipulation (z.B. Meijer et al., 1999, Annadotter et al., 1999). Nebenwirkung einer Nahrungsnetzsteuerung kann die massenhafte Ausbreitung von hochwachsenden Makrophyten sein (z.B. Laichkräuter, Wasserpest), die die freizeithliche Nutzung (Baden, Bootsverkehr) beeinträchtigen können (Hilt et al., 2006). Hochwachsende Makrophyten wurden auch im Rangsdorfer See als Plage wahrgenommen, als die sich infolge des winterlichen Fischsterbens ausbreiteten (Kreisverwaltung Teltow Fläming, 2012). Um auch den Interessen der Erholungsnutzenden nachzukommen, sollten niedrigwüchsige Arten, wie Characeen, gefördert werden. Hier stellt sich die Frage, ob die im Seesediment enthaltenden *Chara*-Oosporen noch keimfähig sind. Ihre Überlebensfähigkeit wird auf ca. 10 Jahre geschätzt (De Winton et al., 2000). Im Rahmen des Makrophyten-Monitoring im Rangsdorfer See 2014 wurden Characeen nachgewiesen (*Nitellopsis obtusa*), allerdings nur in einem von sechs untersuchten Transekten und mit einem Deckungsgrad von 1,02 % (bezogen auf den Untersuchungsabschnitt) (Anhang 8).

Das Verschwinden der Makrophyten im Rangsdorfer See einige Jahre nach dem Fischsterben sowie die wiederkehrende Trübung führen zur Erkenntnis, dass das Fischsterben-induzierte Klarwasserstadium unter den vorliegenden Rahmenbedingungen nicht stabilisiert werden konnte. Mögliche Ursache ist eine zu hohe externe P-Belastung. Die Maßnahme eignet sich daher nur in Verbindung mit einer vorausgehenden Sanierung.

7.6 Unsicherheiten bei der Modellanwendung

7.6.1 Aussagekraft statistischer Eutrophierungsmodelle

Zunächst sind alle Modelle, die Umweltprozesse nachzubilden versuchen, mit Unsicherheiten behaftet. Fehler, die nicht im Modell begründet sind, sind z.B. Ungenauigkeiten bei Messungen oder Lücken bei Datenreihen. Auf die Probleme der Eingangsdaten wurde bereits in den entsprechenden Abschnitten aufmerksam gemacht.

Für die Szenarioanalyse wurden verschiedene Modellansätze verwendet. Ob mit einer Zielerreichung zu rechnen ist, z.B. bei Kombination von einer externen Lastreduzierung und PEA im Zufluss, hängt vom verwendeten Modell und im Speziellen beim Einbox Modell vom gewählten Nettosedimentationskoeffizienten ab. Dass mit den genutzten Methoden zur Bestimmung von σ unterschiedliche Ergebnisse erzielt wurden, spricht für eine hohe Unsicherheit des Bilanzfaktors. Die zeitliche Entwicklung von σ unter dem Einfluss externer und interner Maßnahmen vorherzusagen, dürfte aufgrund verschiedener Rückkopplungsmechanismen (Hupfer & Steiner, 2002), mindestens genauso schwierig sein.

Statistische Modellansätze wie das Vollenweider-Modell (1976) oder Modifikationen davon beruhen im Kern auf den Zusammenhang zwischen dem Angebot an Nährstoffen und der Chl a-Konzentration als Biomasseindikator. Als trophiesteuernde Größe wird ausschließlich die P-

Konzentration betrachtet. Andere mögliche limitierende Faktoren für die Primärproduktion, wie Licht, Temperatur und die Nährstoffe Stickstoff und Silizium, bleiben unberücksichtigt.

Die lineare Beziehung zwischen Phosphor und der Chl a-Konzentration wurde von der OECD (1982) für den P-Wertebereich zwischen 1 und 1000 mg/m³ nachgewiesen. Die Darstellung der Regressionsgeraden und ihres Konfidenzintervalls von 95 % als Log-log-Regression lassen zunächst eine enge Beziehung zwischen Chl a und Phosphor bis in die hohen P-Konzentrationsbereiche vermuten. Bei Verwendung einer linearen Skaleneinheit wird jedoch die Unsicherheit besonders in den hohen Trophiebereichen sichtbar. Der Kurvenverlauf auf der linearen würde auch keine Extrapolation für die poly- und hypertrophen Zustände zulassen (Straškraba, 1985), wie es die LAWA (1998) für das Klassifizierungssystem vorgenommen hat. Als Konsequenz daraus müssten, wie es schon White et al. (1988) gefordert haben, für jede trophische Klasse separate Regressionen zwischen Chl a und Nährstoffen erstellt werden.

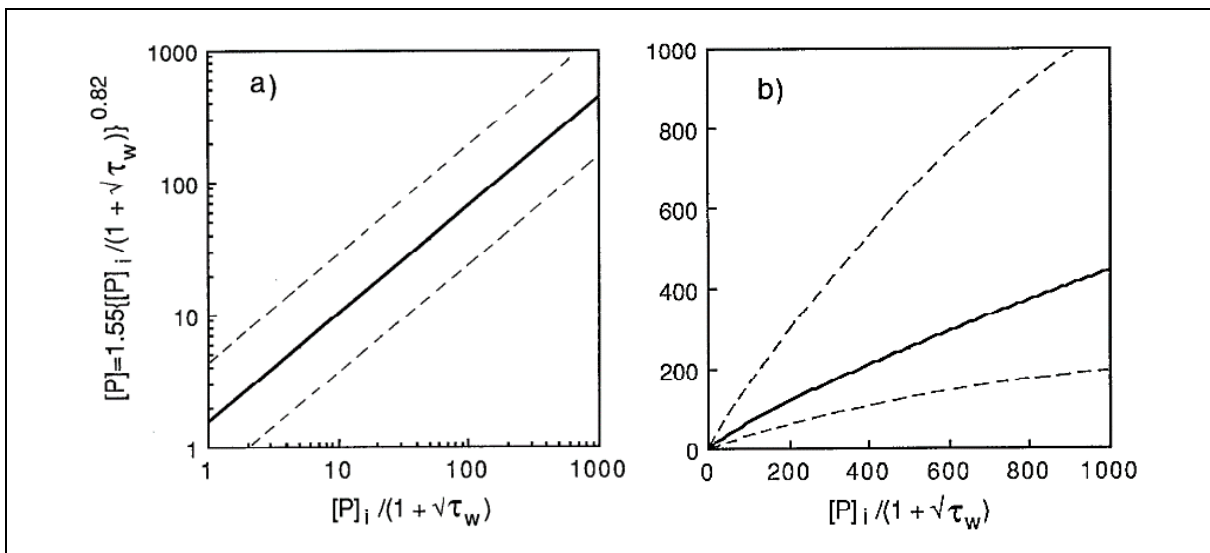


Abbildung 36: Statistischer Zusammenhang zwischen berechneter (mit Koeffizienten für tiefe Seen) und gemessener P-Konzentration (Jahresmittelwerte) nach der Studie der OECD (1982), gestrichelte Linie: 95 % Konfidenzintervall. Links: Log-log-Regression nach OECD (1982). Rechts: Darstellung auf linearen Skala (Ahlgren et al., 1988).

Die Kurve in Abbildung 36 (rechts) deutet daraufhin, dass bei höheren P-Konzentrationen andere wachstumsbegrenzende Faktoren an Bedeutung gewinnen. Zu nennen sind Selbstbeschattungseffekte durch Algen, die aufgrund des verminderten Lichtangebotes zur Hemmung der Primärproduktion führen (Schernewski, 1999). Beobachtet wurde durch Dillon & Rigler (1974) aber auch schon Gegenteiliges und dass innerhalb des P-Konzentrationspektrums der OECD-Studie die Biomasse überproportional mit steigender P-Konzentration anwächst. Das zeigt nochmal, dass die ermittelte Beziehung der OECD (1982) sich nicht vorbehaltlos auf jeden See übertragen lässt. In jedem Fall wurde die von der OECD (1982) angenommene Linearität der Beziehung zwischen Phosphor und Chl a schon vielen Autoren in Frage gestellt (z.B. McCauley et al, 1989; McCauley & Downing, 1991). Nach McCauley et al. (1989) wäre ein sigmoider Kurvenverlauf bei den OECD-Daten geeigneter, um die Beziehung zwischen log P und log Chlorophyll a darzustellen.

Mit zunehmender Trophie ist auch von einem höheren Einfluss von Stickstoff als limitierendes Element auszugehen, während die Bedeutung von Phosphor abnimmt (McCauley et al., 1989; Seip, 1994). Auf die Steuergröße Stickstoff wird im nächsten Kapitel eingegangen. Nach Seip (1994) lässt sich bei P-Konzentrationen über $0,200 \text{ g/m}^3$ das Biovolumen am ehesten durch einen Regressor beschreiben, der Phosphor und Stickstoff enthält, wobei jeweils die Totalmenge (TP und TN) zugrunde gelegt wurde. Letztlich zeigen Seen mit unterschiedlicher Trophie auch unterschiedliche Reaktionen des Chl a auf die Nährstoff-Konzentration. Unterschiede gibt es auch zwischen flachen und tiefen Seen (Seip & Goldstein, 1994) bzw. konkreter bei den Seetypen nach EU-WRRL (Nixdorf et al., 2012; NITROLIMIT, 2013).

Neben der beschränkten Sicht auf den Nährstoff Phosphor sind in der praktischen Modellanwendung nur Szenarioanalysen möglich, bei dem das Phytoplankton durch *Bottum up* Effekte reguliert wird. Vernachlässigt wird die Steuerung durch die höhere trophische Ebene (*Top Down*) (Abbildung 22). Verändert sich zum Beispiel die Zusammensetzung der Fischzönose, kann dies Auswirkungen auf die Phytoplanktonbiomasse haben, ohne dass sich die P-Konzentration verändert hat. Die enthaltenen Modellparameter bilden nur physikalische Prozesse im See nach. Der tatsächliche Zustand ist jedoch das Ergebnis biogeochemischer Prozesse und Wechselwirkungen. Die verwendete Modellstruktur wird dem heutigen Kenntnisstand über die Funktionsweise limnischer Ökosysteme nicht annähernd gerecht. Genannt sei zum Beispiel die mikrobielle Aktivität im Freiwasser, im Speziellen der *microbial loop* (Abbildung 22), dessen Bedeutung erst in den letzten Jahrzehnten erkannt wurde (Weisse et al., 1990).

Die durch trophische Strukturen bedingte Streuung der Abhängigkeit der Phytoplanktonbiomasse von der P-Konzentration wird besonders durch die in Flachseen vorkommende Bistabilität deutlich. Als Beispiel sei der Tegeler See und der Schlachtensee in Berlin genannt, dessen Wasserqualität aufgrund einer drastischen Reduktion der externen Last wesentlich verbessert werden konnte (Chorus & Schauser, 2011). Die P-Konzentrationen zwischen $0,600$ und $0,800 \text{ g/m}^3$ vor der Sanierung konnten auf $0,030$ und $0,018 \text{ g/m}^3$ gesenkt werden. Eine Reaktion der Phytoplanktonbiomasse war ab einer P-Konzentration von $0,100 \text{ g/m}^3$ zu erkennen, eine eindeutige Abhängigkeit erst ab $0,050 \text{ g/m}^3$ (Chorus & Schauser, 2011). Infolge der individuellen Randbedingungen ist das Antwortverhalten auf eine Laständerung seespezifisch. Die Beschreibung mittels einfacher empirischer Modelle kann daher nur als grober Richtungsweiser aufgefasst werden. In diesem Zusammenhang soll auch darauf hingewiesen werden, dass die von Riedmüller et al. (2013b) und Dolman et al. (2016) vorgeschlagenen Orientierungs- und Zielwerte seetypspezifisch sind und bei Erreichung keine Besserung des Seezustandes garantieren.

Die verwendeten Modelle in dieser Arbeit können gewiss zu den einfachen und älteren Bilanzierungsansätzen gezählt werden, wenngleich sie auch heute noch in der Fachliteratur Anwendung finden (z.B. Hupfer & Scharf, 2002; Stein et al., 2008; Wauer et al., 2009; Chorus & Schauser, 2011). Die Berücksichtigung weiterer Strukturen und Dynamiken führt zu einer beachtlichen Steigerung der Modellkomplexität. Die Anzahl an heute bestehenden komplexen Seen-

modellen ist groß (Übersicht in Rinke et al., 2010 oder Jorgensen, 2008), im Wesentlichen setzen sie sich aber meist aus den Kompartimenten des klassischen Nahrungsnetzes, den wichtigsten Nährstoffen und mitunter mikrobiellen und sedimentbezogenen Zustandsgrößen zusammen. Im Gegensatz zum Einbox Modell, bei dem der Wasserkörper nur aus einem räumlichen Schicht besteht, werden im weiterentwickelten Zweibox Modell (z.B. Benndorf & Recknagel, 1982) oder im 1D-Ansatz (z.B. Hamilton & Schladow 1997) die ökologischen Prozesse im Epi- und Hypolimnion und weiteren horizontalen Schichten separat dargestellt. Gekoppelt mit einem hydrodynamischen Modell (z.B. DYRESM: Imberger et al., 1978), können die Auswirkungen von veränderten Zu- und Abflüssen und meteorologischen Randbedingungen auf den Austausch zwischen den Schichten prognostiziert werden (Rinke et al., 2009). Vertikale Gradienten spielen bei ganzjährig durchmischten Seen eine untergeordnete Rolle. Gekoppelte hydrodynamisch-ökologische Seenmodelle liefern aber dennoch im Hinblick auf die aktuelle Klimafolgenforschung vielversprechende Informationen (Elliot et al., 2005), weshalb auch Flachseen aufgrund ihrer Vulnerabilität gegenüber klimatischen Veränderungen (Nixdorf et al., 2009) von einem kombinierten Ansatz profitieren.

Das Potenzial interdisziplinärer Modellierung ist groß. Durch Kopplung des Seemodells mit Klima- oder Einzugsgebietsmodellen (Abbaspour et al., 2007) wird dem Umstand Rechnung getragen, dass das Ökosystem See kein geschlossenes System ist, sondern über hydrologische und atmosphärische Prozesse mit seinem Einzugsgebiet eng vernetzt ist (Rinke et al., 2010). Beim Rangsdorfer See, der intensiv durch sein Einzugsgebiet beeinflusst wird, könnte der Einsatz von gekoppelten Modellsystemen sicher zu einem besseren Verständnis der individuellen Ökosystemdynamik beitragen. Demgegenüber stehen jedoch hohe Ansprüche an die Datenverfügbarkeit und -qualität. Vorteil bei den hier verwendeten Modellansätzen ist die überschaubare Anzahl an erforderlichen Antriebsdaten und der geringe Aufwand, mit den sie erhoben werden müssen. Hochkomplexe mehrdimensionale Modelle (z.B. ELCOM-CAEDYM: Romero & Imberger, 2003) stellen hohe Ansprüche an die Eingangsparameter und erfordern ein ausgereiftes Datenmanagement für die Auswertung. Eine höhere Datenanforderung des Modells ist auch nicht immer mit einer besseren Simulationsgüte verbunden (Arhonditsis & Brett, 2004).

Ungeachtet den mutmaßlichen Vorteilen von komplexen Eutrophierungsmodellen, erscheint für die vorliegende Fragestellung zunächst die Einbeziehung von nahrungsnetzsteuernden Komponenten sinnvoll, um auch *Top Down*-Effekte auf die P-Konzentration im See quantifizieren zu können. Im Hinblick auf den erfolgreichen Einsatz von Nahrungsnetzbewirtschaftung bei Flachseen (Meijer et al., 1999; Perrow et al., 1999; Nixdorf et al., 2013) sollten die theoretisch eintretenden Folgen bei biomanipulatorischen Maßnahmen aufgezeigt und diskutiert werden. Voraussetzung ist die Erfassung des Fischbestandes sowie des Volumens und der Zusammensetzung von Phyto- und Zooplankton. Es leuchtet in diesem Zusammenhang ein, dass zeitliche Reihen zur Berücksichtigung von saisonalen Zuständen notwendig sind. Die Ausgabe des Modells kann somit auch nicht mehr als zeitlich gemittelter Durchschnittswert erfolgen, sondern als Zeitreihe der Primärproduktion. Ohnehin ist die Aussagekraft von Jahresmittelwerten in Frage zu stellen (Schernewski, 1999). Wie im nächsten Kapitel angedeutet und auch

schon durch andere Autoren belegt wurde (Carpenter, 2008; Lewis & Wurtsbaugh, 2008; Nixdorf et al., 2012; NITROLIMIT, 2013; Nixdorf et al., 2013), folgen die limitierenden Faktoren (Nährstoffe, Licht) saisonale Muster bei der Trophiesteuerung.

Trotz vieler Unsicherheiten stellen die verwendeten Modelle nützliche Hilfsmittel zur Feststellung der aktuellen Belastungssituation sowie zur Gegenüberstellung verschiedener Therapiemaßnahmen dar.

7.6.2 Phosphor- vs. Stickstofflimitation

Wichtige Frage bei der Ursachenanalyse für die Eutrophierung ist die Identifizierung des produktionslimitierenden Nährstoffs. Studienarbeiten von Schindler et al. (1971) stellen Phosphor als alleinigen Minimumfaktor heraus. Im Wesentlichen wird dieses Ergebnis von der OECD (1982) bestätigt. Stickstoff, nach Kohlenstoff das quantitativ bedeutendste Nährelement in Seen, wurde in seiner Bedeutung als limitierender Faktor in den Hintergrund gedrängt. In den letzten Jahren ist jedoch die Diskussion um die Bedeutung des Elements für Binnengewässer neu entfacht (z.B. Schernewski, 1999; Carpenter, 2008; Lewis & Wurtsbaugh, 2008; Nixdorf et al., 2012; NITROLIMIT, 2013; Nixdorf et al., 2013). In diesem Zusammenhang sollte auch Stickstoff als möglicher wachstumsbegrenzender Faktor betrachtet werden.

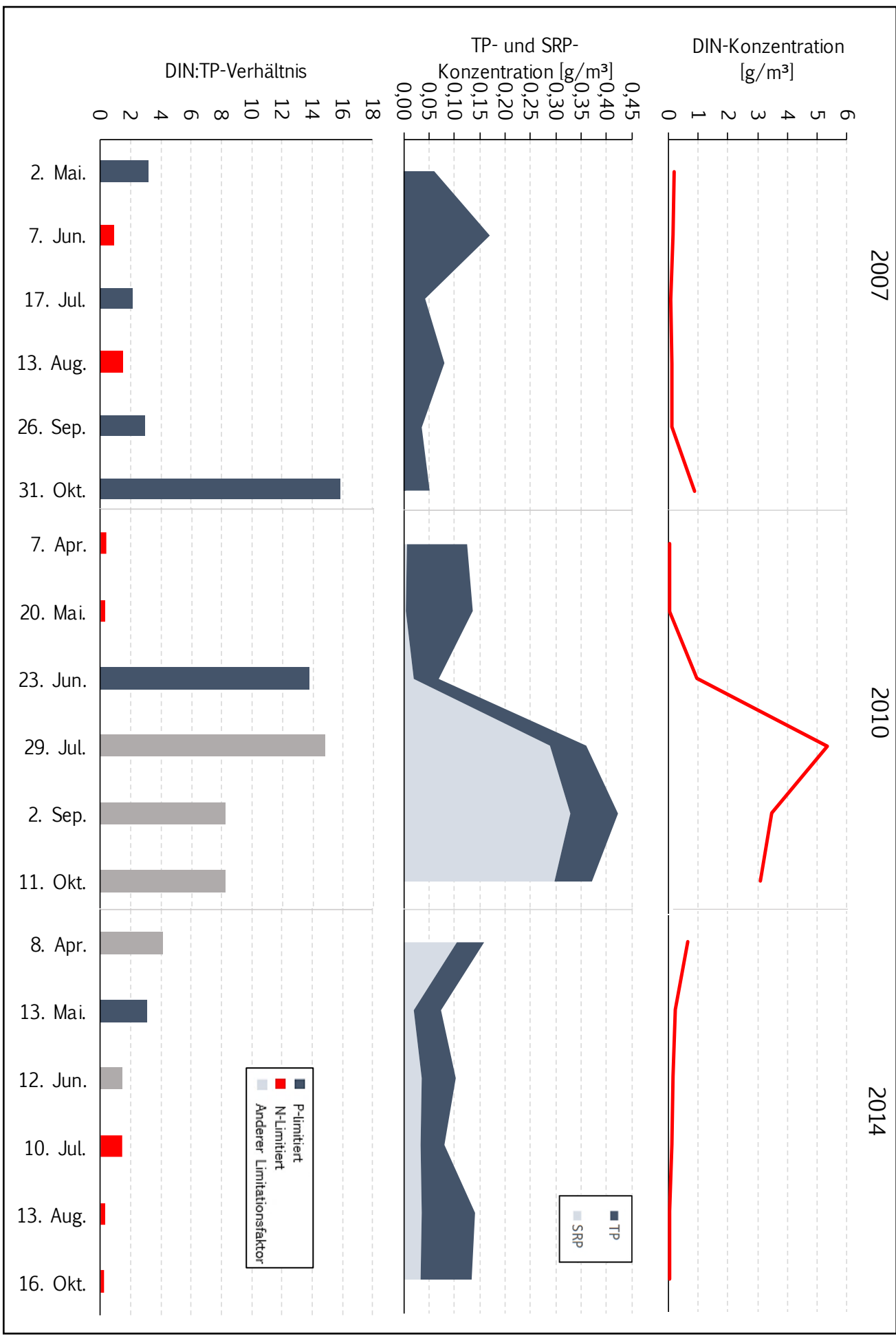
Zur Unterscheidung des P- und N-limitierten Zustandes müssen Grenzwerte festgesetzt werden. Limitierungskategorien wurden im Rahmen einer mehrjährigen NITROLIMIT-Studie (NITROLIMIT, 2013) anhand eines umfangreichen Datensatzes von 373 Seen in Norddeutschland erarbeitet. Zur Ermittlung des kritischen Wertes wurden mittels eines multiplen nicht-linearen Regressionsmodells verschiedene N:P-Verhältnisse getestet. Der beste Model-Fit wurde mit dem Verhältnis von gelösten anorganischen Stickstoffverbindungen (DIN) zu Gesamtphosphor (TP) und mit einem Grenzwert von 1,6 erzielt. Bei einem DIN:TP-Verhältnis $< 1,6$, kann von N-Limitation ausgegangen werden. Bei Werten $> 1,6$, liegt P-Limitation vor. Limitationszustände, die weder durch N noch P zu erklären sind, treten bei $\text{DIN} > 0,140 \text{ g/m}^3$ auf und wenn die gelöste reaktive Phosphorfraktion (SRP) $> 0,025 \text{ g/m}^3$ ist.

Im Rahmen der NITROLIMIT-Studie (NITROLIMIT, 2013) wurden seetypspezifische Limitationsmuster während der Vegetationsphase ausfindig gemacht. In flachen vollaufmischten Seen tritt N-Limitation generell häufiger auf als in tiefen geschichteten Seen. Die Autoren geben mehrere Gründe dafür an. Zum einen herrschen am Gewässergrund in tiefen Seen niedrigere Temperaturen, was zu geringen Denitrifikationsraten führt. Durch die thermische Schichtung akkumuliert außerdem der aus dem Sediment rückgelöste Phosphor im Hypolimnion, wodurch es im Epilimnion zu einer Verarmung des Nährstoffes kommt. In flachen, als auch in tiefen Seen steigt im Verlauf der Vegetationsperiode die Wahrscheinlichkeit einer N-Limitation. Der saisonale Wechsel ist jedoch bei polymiktischen Seen besonders ausgeprägt. Zurückzuführen sind die Zustandsänderungen im Wesentlichen auf zwei Prozesse: Erhöhte Denitrifikation sowie Phosphoreintrag aus dem Sediment im Sommer aufgrund höherer Wassertemperaturen und anoxischen Bedingungen am Gewässergrund. Richtung Ende der Vegetationsperiode wird das Phytoplanktonwachstum zunehmend durch andere Faktoren limitiert (NITROLIMIT, 2013).

Die Ergebnisse der NITROLIMIT-Studie zur Abgrenzung des P- und N-limitierten Zustandes wurden nachstehend auf den Rangsdorfer See übertragen. Die dafür notwendigen Eingangsdaten (TP, DIN = $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$, SRP) standen für die EU-WRRL-Monitoringjahre 2007, 2010 und 2014 zur Verfügung. Abbildung 37 zeigt die Limitationszustände zu den Messtagen des Monitorings.

Einen Wechsel zwischen N- und P-Limitation ist im Jahr 2007 zu erkennen. Im Herbst kommt es zu einem Anstieg der DIN-Konzentration, weshalb P als wachstumsbegrenzender Faktor an Gewicht gewinnt. Im Jahr 2010 ist im Frühling zunächst N-Limitation auszumachen. Nach einem P-limitierten Zustand, steigen DIN und SRP im Sommer sprunghaft an, so dass diese als Minimalfaktoren an Bedeutung verlieren und die Primärproduktion für die restliche Vegetationsperiode durch andere Größen (z.B. Licht, Temperatur) begrenzt wird. Der Auslöser für die Zustandsänderung hin zu einem Stickstoff- und Phosphor-unabhängigen Wachstum ist auf das winterliche Fischsterben 2010 zurückzuführen. Im Jahr 2014 dominieren bis zum Frühsommer andere Limitationsfaktoren und Phosphor als Steuergröße. Danach ist entsprechend der festgelegten Grenze von NITROLIMIT (2013) nur noch N-Limitation vorhanden.

Abbildung 37: DIN-Konzentrationen (oben), TP- und SRP-Konzentrationen (Mitte) sowie DIN:TP-Verhältnis (unten) zu den EU-WRRL-Monitoringjahren 2007, 2010 und 2014. 126



Das beschriebene Limitationsmuster von NITROLIMIT (2013) für flache polymiktische Seen kann auf die Untersuchungsergebnisse des Rangsdorfer Sees nicht vorbehaltlos übertragen werden. Die Beobachtungszeit ab 2010 stellt aufgrund der *Top Down* Effekte ein Sonderfall dar. Davor im Jahr 2007, ist ein saisonaler Wechsel zwischen N- und P-Limitation zu erkennen, der Ende Oktober aber in eine ausgeprägte P-Limitation endet. Die erhöhten DIN-Konzentrationen im Herbst können möglicherweise mit den durchziehenden Gänsen in Verbindungen gebracht werden. Ein Anstieg der SRP-Konzentration ist allerdings nicht zu verzeichnen, weshalb andere Limitationsfaktoren nicht an Bedeutung gewinnen.

Werden die Nährstofflimitationen anhand von Jahresmittelwerten erhoben, ergibt sich für das Jahr 2007 und 2014 eine Wachstumsbegrenzung durch Phosphor und 2010 durch andere Faktoren. In der OECD-Studie (1982) wurden zur Abgrenzung der Limitierungen ausschließlich Jahresmittelwerte von Phosphor und Stickstoff verwendet. Auf dieser Betrachtungsebene wird einer der beiden Nährstoffe als entscheidende produktionssteuernde Größe dargestellt. Wechselnde Limitationen innerhalb eines Jahres werden nicht berücksichtigt.

Neben der Kritisierung der Benutzung von Jahresmittelwerten (Schnernewski, 1999; Nixdorf et al., 2013) wurden auch die von der OECD (1982) verwendeten Gesamtkonzentrationen von Stickstoff (TN) und Phosphor (TP) hinterfragt (White, 1989). Unterhalb eines Gewichtsverhältnisses von $TN/TP=7$ wird eine Stickstofflimitierung und oberhalb von 15 eine Phosphorlimitierung angenommen (OECD, 1982). Fast alle von der OECD (1982) untersuchten Gewässer sind phosphorgesteuert, kaum einer N-limitiert (Abbildung 38). Nach White (1989) repräsentiert die gesamte Stickstofffraktion weit weniger den bioverfügbaren N-Pool als dies für die Gesamtposphorkonzentration gilt. Eine N-Limitierung wird somit nach OECD (1982) viel zurückhaltender beurteilt. Dass zur Abschätzung der Phytoplanktonbiomasse am besten das Verhältnis von DIN und TP geeignet ist (NITROLIMIT, 2013), bestätigt die Vermutung von White (1989).

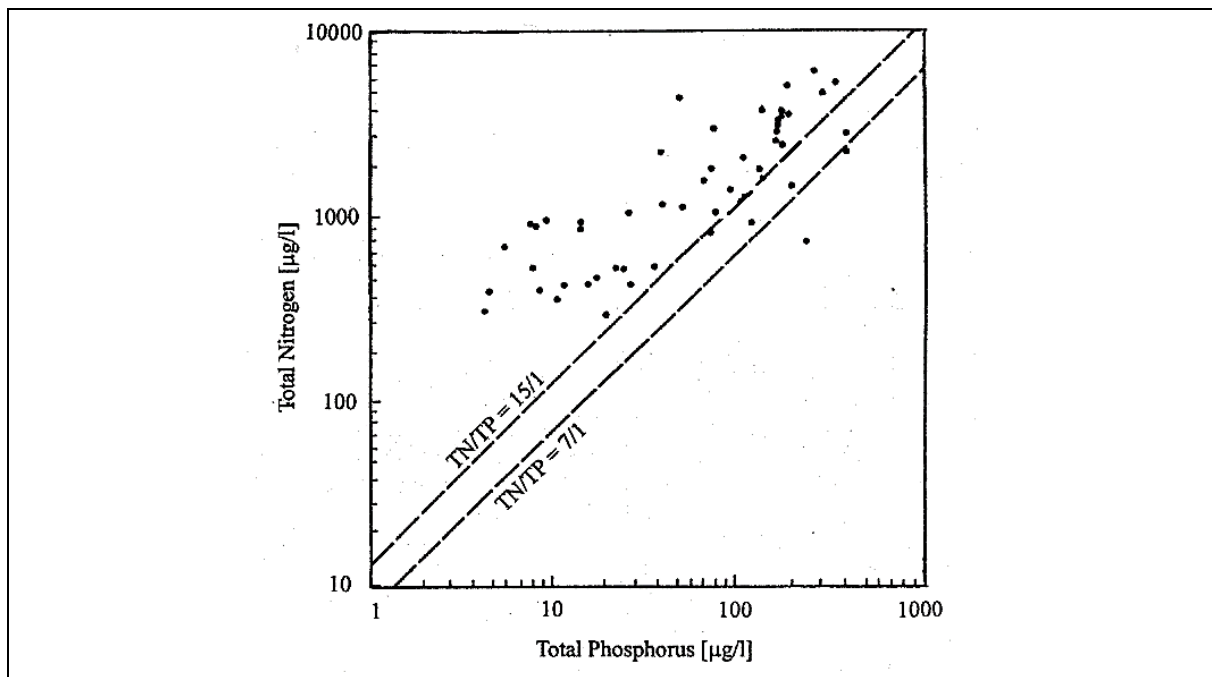


Abbildung 38: Beziehung zwischen Gesamtstickstoff- und Phosphorkonzentrationen in den untersuchten Seen der OECD (1982). Oberhalb obere gestrichelte Linie: P-Limitierung, unterhalb untere gestrichelte Linie: N-Limitierung.

Als ein wesentliches Ergebnis der Untersuchungen lässt sich festhalten, dass Aussagen zur Nährstofflimitierung immer skalenabhängig sind. Bei höherer zeitlicher Auflösung als Jahreswerte sind Zustände von N-Limitierung zu erkennen. Es stellt sich nun die Frage, ob neben der Reduktion einer externen P-Last auch Strategien zur Verminderung von N-Einträgen erarbeitet werden müssten, um den See in einen guten Zustand zu überführen. Spätestens seit der OECD Studie (OECD, 1982) gilt Phosphor als wesentliche potentiell limitierende Steuergröße für die Primärproduktion. Hierfür gibt es zunächst das Argument, dass der Mangel an anderen Nährstoffen durch natürliche Mechanismen überwunden werden kann (Schindler, 1977).

Prinzipiell lassen sich Nachlieferungsprozesse für Nährstoffe in zwei Gruppen unterteilen: zunächst die interne Nährstoff-Nachlieferung, also Prozesse, die die Umsätze innerhalb des Nahrungsnetzes steuern und dann noch die Prozesse, die die Nachlieferung aus externen Quellen regeln (Schernewski, 1999). Nach der Gleichgewichtstheorie von Harris (1986), wonach der das System stets einen ausgeglichenen Zustand aus Entzug und Nachlieferung anstrebt, führt Ressourcenmangel nicht zwingend zur Produktionslimitierung. Im Falle eines zunehmenden Nährstoffbedarfs oder -entzugs scheint sich innerhalb des Systems die Mineralisierungsgeschwindigkeit bis zu einem gewissen Grad anzupassen. Insbesondere der Bedarf an Stickstoff kann nach Aussagen einiger Autoren (Nakajima et al., 1981, Hongve, 1994; Sterner et al., 1995) im hohen Maße durch Recycling gedeckt werden.

Zur Überbrückung von Ressourcenmangel gibt es bei der Algengemeinschaft eine Vielzahl von Mechanismen. Im Laufe eines Jahres zeigt sich, je nach Ressourcenverfügbarkeit und individueller Anpassungsstrategie, eine typische Veränderung der Artenzusammensetzung. Details zur saisonalen Sukzession des Phytoplanktons können zahlreichen Veröffentlichungen entnommen werden (z.B. Sommer et al., 1986). Um sich Konkurrenzvorteile gegenüber anderen

Algenarten zu verschaffen, haben sich verschiedene Strategien entwickelt, darunter die Fähigkeit der Eigenbewegung (Shapiro, 1990), die Speicherung und effiziente Nutzung von Nährstoffen (Sommer et al., 1989; Sterner et al., 1995) sowie die Erschließung weiterer externer Nährstoffquellen. Ein Beispiel für Letztgenanntes sind Heterocysten ausbildende Cyanobakterien, die in der Lage sind, molekularen Stickstoff aus der Atmosphäre zu fixieren (Shapiro, 1990). Es wird diesbezüglich angenommen, dass mit zunehmender Tendenz einer Stickstoff-Limitierung die zur N-Fixierung befähigten Cyanobakterien einen Wettbewerbsvorteil haben und innerhalb der Phytoplanktongemeinschaft zur Dominanz gelangen (Reynolds, 1987). Nach dieser Argumentation, wonach atmosphärischer Stickstoff praktisch eine unerschöpfliche Quelle darstellt, wären Sanierungsvorhaben zur Reduktion von N-Einträgen verlorene Mühe.

Zustände einer N-Limitierung treten beim Rangsdorfer See bei allen vorliegenden Beobachtungsjahren auf, zuletzt im Jahr 2014 bei den Probenahmetermen im Juli, August und Oktober. Wird die taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons zu diesen Terminen betrachtet, kann nur eine geringe Abundanz von Cyanobakterien festgestellt werden (Abbildung 39). Informationen zur Algengemeinschaft liegen nur für das Jahr 2014 und auch nur zu einzelnen Messtagen vor, so dass die N-Fixierung nicht pauschal als unbedeutend eingestuft werden kann. Dass N-Limitierung nicht zwangsläufig zur N-Fixierung führt oder die Abundanz von Arten zunimmt, die zur Fixierung befähigt sind, wurde jedoch schon bei anderen Gewässern, wie dem Müggelsee (Dudel & Kohl, 1992), dem Belauer See (Landmesser, 1993) oder Langer See festgestellt (Wiedner & Schlieff, 2016). Den Grund dafür sieht Scherneswki (1999) in dem hohen Energieaufwand, der zur Fixierung von Stickstoff benötigt wird (Paerl, 1990). N-Limitierung ist aufgrund der zahlreichen potentiellen Quellen sowie der angepassten Mineralisierungsrate stark zeitlichen Schwankungen unterworfen und kann schnell überwunden werden. Eine energieaufwändige Anpassung an eine möglicherweise nur kurz anhaltende N-Limitation könnte sich als Nachteil für die Cyanobakterien erweisen. Scherneswki (1999) ergänzt, dass neben Stickstoff gleichzeitig auch andere Ressourcen limitierend sein können, wodurch N-fixierende Arten nicht unbedingt einen Konkurrenzvorteil haben.

Zur Ausgangsfrage, ob eine Minderung der N-Einträge zu einer Verbesserung des ökologischen Zustandes führt, sprechen sich die Autoren der NITROLIMIT-Studie (Wiedner & Schlieff, 2016) für eine Stickstoffreduktion aus. Der Beitrag zum jährlichen N-Eintrag durch Cyanobakterien kann als gering bewertet werden bzw. N-Fixierung ist nur kurzzeitig für den Stickstoffhaushalt relevant. Angestrebt werden sollte ein P-limitierter Zustand, welcher für die praktische Umsetzung von Therapiemaßnahmen gute Voraussetzungen bietet (Nixdorf et al., 2013).

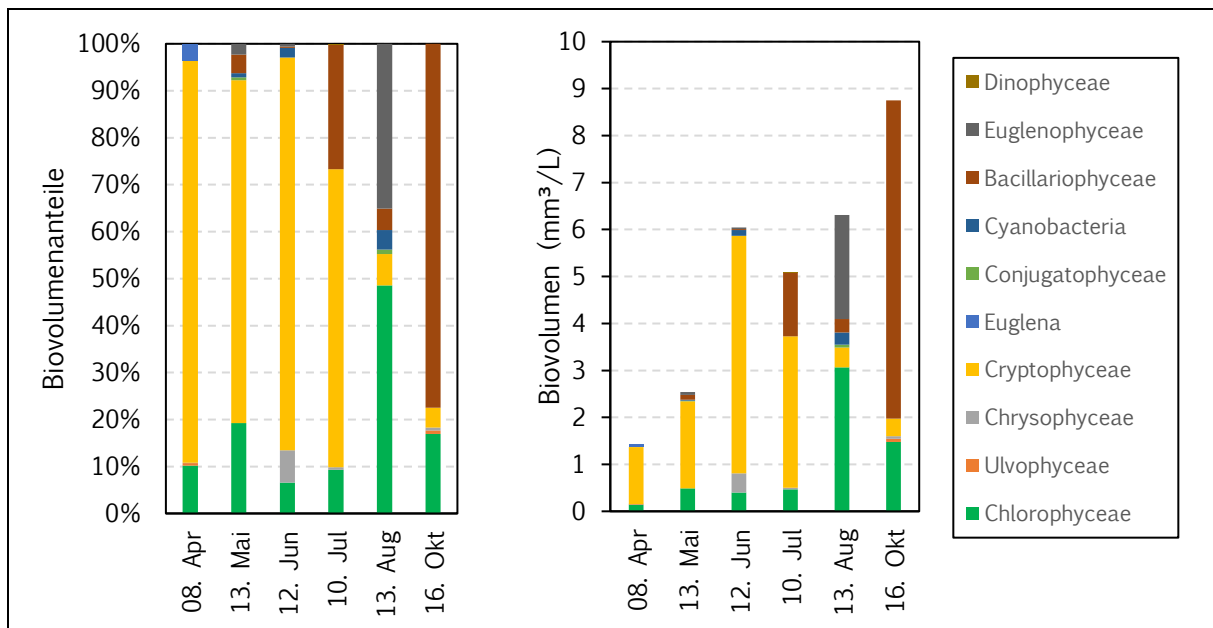


Abbildung 39: Phytoplankton-Großgruppen im Monitoringjahr 2014. Links: Prozentuale Anteil des Biovolumens, rechts: Absolute Werte für das Biovolumen (Daten: LfU BB).

8 Schlussfolgerung

Zum Abschluss dieser Arbeit sollen noch mal die zum Anfang aufgestellten Hypothesen betrachtet und überprüft werden:

- (I) Der Rangsdorfer See war auch unter ungestörten Verhältnissen aufgrund seiner Morphometrie ein nährstoffreiches Gewässer. Gleichwohl gibt es Diskrepanzen zur aktuellen Gewässertrophie;**

Der Rangsdorfer See war auch schon vor anthropogenen Einwirkungen ein eutrophes Gewässer. Dies konnte mit der ermittelten Referenz-Trophie nach Seebeckenmorphometrie (LAWA, 1999) sowie anhand paläolimnologischer Untersuchungen nachgewiesen werden (Nixdorf & Mischke, 2003). Bei Flachseen stellt sich neben der Rekonstruktion der ehemaligen Trophie die Frage nach der Besiedlung von submersen Makrophyten unter ungestörten Verhältnissen. Aus der paläolimnologischer Studie (Nixdorf & Mischke, 2003) geht hervor, dass während eines Zeitabschnittes mit wenig menschlichen Einfluss ein Characeen-Bewuchs im Rangsdorfer See existierte. Mit Verweis auf andere untersuchten Seen der Region (Nixdorf & Mischke, 2003), wird aber auch davon ausgegangen, dass der natürliche Nährstoffeintrag in einem Bereich liegt, der Phytoplankton-Dominanz ermöglicht. Somit ist nicht auszuschließen, dass auch der trübe algendominierte Gewässerzustand naturegeben ist.

Wird die erhobene Referenz-Trophie (nach Morphometrie) mit der ermittelten Ist-Trophie der letzten Monitoringjahre der EU-WRRL verglichen, sind seit dem Jahr 2010 kaum Unterschiede festzustellen. Allerdings ist das gute Ergebnis nicht auf eine Reduzierung der externen Nährstoffbelastung zurückzuführen, sondern auf ein massenhaftes Fischsterben im Winter 2010 und dem dadurch eingeleiteten Klarwasserzustand. Dieser Zustand konnte nur für ein paar Jahre stabilisiert werden.

- (II) Mit GIS-Daten betriebene Eintragsmodelle unterschätzen den P-Import in den Rangsdorfer See. Gewässerspezifische Eintragspfade wurden bisher unzureichend erfasst;**

In dieser Arbeit wurden die herkömmlichen Eintragspfade als auch gewässerspezifische Belastungsquellen (Gänsekot) betrachtet. Die Ergebnisse der Frachtberechnung führen zu einem ähnlichen P-Eintrag, wie er schon durch die GIS basierten Emissionsmodelle des LfU BB ermittelt wurde. Bei der vorliegenden Arbeit wird zum jetzigen Wissenstand von einer Unterschätzung des P-Importes ausgegangen, die vor allem aus der unzureichenden Betrachtung des grundwasserseitigen P-Eintrags resultiert. Aufgrund der Gewässertiefe, weist wahrscheinlich die Krumme Lanke eine große Kontaktfläche zum Grundwasserleiter auf. Um den hydrologischen Austausch nachzuvollziehen, bedarf es anderer Methoden als die Verwendung des Darcy-Gesetzes.

Eine hohe Unsicherheit wird auch der Frachtberechnung des Gänsekots unterstellt. Sie beruht ausschließlich auf Vogelzählungen und nicht auf den tatsächlichen eingetragenen Kot und des-

sen Zusammensetzung. Sollten sich die überwinterten Gänse als relevante P-Belastungsquelle herausstellen, sind Gegenmaßnahmen nur schwer umzusetzen, da der Rangsdorfer See ein über die Grenzen hinaus bedeutendes Vogelschutzgebiet ist.

(III) Der in Abhängigkeit vom Entwicklungsziel verträgliche P-Eintrag (kritische Belastung) wird durch die gegenwärtig stattfindende P-Gesamtfracht überschritten;

Mit der erhobenen Gesamtfracht wurde eine Flächenbelastung ermittelt, die unter Einsatz seetypspezifischer Ziel- und Orientierungswerte (Riedmüller et al., 2013b, Dolman et al., 2016) über der kritischen P-Belastung liegt. Eine Überschreitung kann allerdings auch festgestellt werden, wenn die kritische P-Seekonzentration berechnet nach dem LfU BB (1. BWPL) hinzugezogen wird. Demnach hätten Reduzierungsanforderungen der einzelnen Eintragspfade definiert bzw. es hätte eine Maßnahmenplanung im Rahmen des 1. BWP's erarbeitet werden müssen.

(IV) Voraussetzung für eine dauerhafte Zustandsverbesserung ist die Reduzierung der externen Last. Einmalig durchgeführte Restaurierungsmaßnahmen zeigen nur eine kurzfristige Wirkung.

In der Emissionsschätzung für den 2. BWP wurden durch das LfU BB (2012) vor allem P-Einträge aus Sickerwassern von Landwirtschafts- und Siedlungsflächen eruiert. Es kann konkretisiert werden, dass wohl ein hoher Flächenaustrag im Einzugsgebiet des Glasowbachs stattfindet. Der Glasowbach stellt den Haupteintragspfad für Phosphor dar und ist im Gegensatz zu den Gänsen ein guter Ansatzpunkt für eine Reduzierung der P-Fracht. Prioritär sollten im Einzugsgebiet Sanierungsarbeiten, z.B. in Form einer Extensivierung der Landwirtschaft, stattfinden. Eine technische Lösung (PEA) im Glasowbach kann unterstützend eingesetzt werden, um die Kosten-Nutzen-Effizienz zu optimieren. Biomanipulatorische Eingriffe könnten erwägt werden, um den Rückumschlag in den Klarwasserzustand zu initiieren. Die Eignung dieser Maßnahme müsste durch Voruntersuchungen in Form einer Erfassung der nahrungsnetzsteuernden Komponenten und durch Modellrechnungen geprüft werden. Aufgrund weiterer, nur schwer beeinflussbarer P-Pfade (Gänsekot, Atmosphärische Deposition, geogene Hintergrundkonzentration in den Zuflüssen) besteht keine Garantie, dass der Klarwasserzustand über einen längeren Zeitraum aufrecht erhalten werden kann.

Aufgrund der kurzen Verweilzeit kann eine einmalig durchgeführte P-Fällung nicht empfohlen werden. Das gleiche gilt für eine Entschlammung. Da vor allem die jüngsten Sedimentschichten mit einem Alter von wenigen Jahren am Nährstoffkreislauf beteiligt sind, wird sich bei gleichbleibenden Sedimentationsbedingungen schon bald nach der Entschlammung der ursprüngliche Zustand wieder einstellen.

Aufgrund der temperaturbeeinflussten P-Mineralisation wird von einer zeitweisen Nettofreisetzung der Sedimente in den Sommermonaten ausgegangen. Zusammen mit dem geringen P-Export während dieser Zeit kommt es zur Aufkonzentrierung von Nährstoffen. Der freigesetzte Phosphor stellt lediglich die verzögert wirksam werdende externe P-Last dar. Verringert

sich die Nachlieferung von Neusedimenten durch eine externe Lastreduzierung, wird sich nach Einstellung eines neuen Gleichgewichts auch die P-Freisetzung verringern.

Kurz nach einer Lastreduzierung besteht die prinzipiell die Möglichkeit, dass die P-Freisetzung aus dem Sediment ganzjährig die Bruttosedimentation übersteigt, die Nettosedimentation somit in der Jahresbilanz zeitweise negativ ist. Bis zur Einstellung eines neuen Stationärzustandes kann einige Zeit vergehen. Zwar ist nicht bekannt, welche zeitliche Reichweite der mobilisierbare P-Pool im Sediment hat, allerdings wird aufgrund der kurzen Wasseraufenthaltszeit von einer raschen Reaktion des Sees auf eine externe Lastsenkung ausgegangen. Maßnahmen zur Verkürzung der Anpassungszeit werden daher für nicht notwendig erachtet.

Anhangverzeichnis

Alle Anhänge befinden sich auf der beigefügten CD.

Name	Inhalt	Dateiname
Anhang 1	Hydrogeologischer Ost-West Schnitt 5795, Blatt L3746 Königs-Wusterhausen Hrsg.: LBGR	Schnitttafel.pdf
Anhang 2	Wasserstände Rangsdorfer See, Wehr Oberpegel (PKZ: 5856600) Hrsg.: LfU BB	W5856600.csv
Anhang 3	Abflussmessungen am Pegel Blankenfelde (PKZ: 5865400), Hrsg.: LfU BB	Q5865400.csv
Anhang 4	Abflüsse und qualitative Erhebungen an den EU-WRRL-Messstation: WP_Dahme_F052 WP_Dahme_F007 WP_Dahme_F082 WP_Dahme_F008 BLFL_0070 Hrsg.: LfU BB	Zu_und_Abflusse.csv
Anhang 5	Qualitative Erhebungen an EU-WRRL-Messstelle: 8000158286839-HM 8000158286839-3 Hrsg.: LfU BB	Seewasser.csv
Anhang 6	Grundwasserstände der Grundwassermessstellen: MKZ 37461690 MKZ 3746 5066 MKZ 3746 5069 Hrsg.: LfU BB	Grundwasserstaende.csv
Anhang 7	Geschätzte Gänseschlafplätze am Zählgebiet: „Rangsdorfer See/Nuthe-Nieplitz-Niederung“ (Zählungen der Nuthe-Nieplitz-Niederung wurden überschlägig abgezogen) Hrsg.: ABBO	Gaensezaehlungen.csv
Anhang 8	Makrophyten-Monitoring (2014) Hrsg.: LfU BB	Makrophyten.csv
Anhang 9	Phytoplankton-Monitoring (2014) Hrsg.: LfU BB	Phytoplankton.csv

Literaturverzeichnis

- Abbaspour, K. C., Yang, J., Maximov, I., Siber, R., Bogner, K., Mieleitner, J., Zobrist, J., Srinivasan, R. (2007). Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *Journal of Hydrology*(333), S. 413-430.
- Ahlgren, I., Frisk, T., & Kamp-Nielsen, L. (1988). Empirical and theoretical models of phosphorus loading, retention and concentration vs. lake trophic state. *Hydrobiologia*(170), S. 285-300.
- Amemiya, T., Enomoto, T., Rossberg, A. G., Yamamoto, t., Inamori, Y., & Itoh, K. (2007). Stability and dynamical behavior in a lake-model and implications for regime shifts in real lakes. *Ecological Modelling*(206), S. 54-62.
- Annadotter, H., Cronberg, G., Aagren, R., Lundstedt, B., Nilsson, P., & Ströbeck, S. (1999). Multiple techniques for lake restoration. *Hydrobiologia*(395/396), 77-85.
- Arbeitsgemeinschaft Berlin-Brandenburgischer Ornithologen (ABBO). (2011-2015). *Rastvogelzählung Rundschreiben 2011-2015*. Potsdam: c/o NABU Brandenburg.
- Arhonditsis, G. B., & Brett, M. T. (2004). Evaluation of the current state of mechanistic aquatic biogeochemical modeling. *Marine Ecology-Progress Series*(212), S. 13-26.
- Behrendt, H., Huber, P., Kornmilch, M., Ley, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G., Uebe, R. (1999). *Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands*. Berlin: UBA-Texte 75/99.
- Benndorf, J. (1987). Food web manipulation without nutrient control: a useful strategy in lake restoration? *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*(49), 237-248.
- Benndorf, J. (1999). Conditions for effective biomanipulation; conclusions derived from whole-lake experiments in Europe. *Hydrobiologia*(200/201), 187-203.
- Benndorf, J., & Clasen, J. (2001). Integrierte Wasserbewirtschaftung von Trinkwassertalsperren - Integration gewässerinterner Maßnahmen. *ATT-Schriftreihe*(3), 149-185.
- Bennett, E. M., Carpenter, S. R., & Caraco, N. F. (2001). Human impact on erodible phosphorus and eutrophication: A global perspective. *BioScience*(51), S. 227-234.
- Björk, S. (1994). Sediment removal. In M. Eiseltova (Hrsg.), *Restoration of Lake Ecosystems - a holistic approach*.
- Boers, P. C. (1991). The influence of pH on phosphate release from lake sediments. *Wat. Res.*(25), S. 309-311.
- Boström, B., Anderson, J. M., Jansson, M., & Fleischer, S. (1988). Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia*(170), S. 229-244.
- Boström, B., Jansson, M., & Forsberg, C. (1982). Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol*(18), 5-59.

- Brett, M. T., & Benjamin, M. M. (2008). A review and reassessment of lake phosphorus retention and nutrient loading concept. *Freshwater Biology*(53), 194-211.
- Bronstert, A. (2013). Hydrologie II: Abflussbildung (Vorlesungsfolien). Institut für Erd- und Umweltwissenschaften, Lehrstuhl für Hydrologie und Klimatologie Universität Potsdam.
- Caraco, N. F., Cole, J. J., & Likens, G. E. (1989). Evidence for sulphate-controlled phosphorus release from sediments of aquatic systems. *Nature*(341), S. 316-318.
- Caraco, N. F., Cole, J. J., & Likens, G. E. (1993). Sulfate control of phosphorus availability in lakes. *Hydrobiologia*(253), S. 275-280.
- Carpenter, S. R. (2008). Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. *PNAS*(105), S. 11039-11040.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. App*(8), S. 559-568.
- Chorus, I., & Schauser, I. (2011). *Oligotrophication of Lake Tegel and Schlachtensee, Berlin - Analysis of system components, causalities and response thresholds compared to response of other waterbodies*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Chorus, I., Heinzmann, B., & Schauser, I. (2004). *A strategy for protection drinking water resources and R&D project to evaluate threshold values for oligotrophication process of lakes*. Salt Lake City: Environmental & Water Resource Institute of the American Society of Civil Engineers.
- Cooke, G. D., Welch, E. B., Peterson, S. A., & Newroth, P. R. (1993). *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. New York.
- Cornelissen, G., van Noort, G. C., Parsons, J. R., & Govers, H. A. (1997). Temperature dependence of slow adsorption and desorption kinetics of organic compounds in sediment. *Environmental Science*(31), S. 454-460.
- Dasberg, S., & Neuman, S. P. (1977). Peat Hydrology in the Hula Basin, Israel: 1. Properties of Peat. *Journal of Hydrology*(32), 219-239.
- De Winton, M., Clayton, J. S., & Champion, P. D. (2000). Seeding emergence from seed banks of 15 New Zealand lakes with contrasting vegetation histories. *Aquatic Botany*(66), 171-194.
- Deppe, T., & Benndorf, J. (1998). Ein kombiniertes Verfahren der gewässerinternen Phosphatfällung und Tiefenwasserförderung zur Blaualgenbekämpfung in eutrophierten Standgewässern. In *Entwicklung von Gewässertechnologien zur Sanierung von Talsperren und Seen*. BMBF-Eigenverlag.
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA). (2006). *Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie (Merkblatt DWA-M 606)*. Hennef.

- Dietrich, O., Redetzky, M., & Schwärzel, K. (2007). Wetlands with controlled drainage and sub-irrigation-systems - modelling of the water balance. *Hydrological Processes*(21), 1814-1828.
- Dittrich, M., Gabriel, O., Rutzen, C., & Koschel, R. (2001). Lake restoration by hypolimnetic Ca(OH)₂ treatment: Impact on phosphorus sedimentation and release from sediment. *Science of the Total Environment*(409), 1504-1515.
- Dokulil, M., Hamm, A., & Kohl, J. (Hrsg.). (2001). *Ökologie und Schutz von Seen*. Stuttgart.
- Dolman, A. M., Mischke, U., & Wiedner, C. (2016). Lake-type-specific seasonal patterns of nutrient limitation in German lakes, with target nitrogen and phosphorus concentrations for good ecological status. *Freshwater Biology*(61), 444-456.
- Dudel, G., & Kohl, J. G. (1992). The nitrogen budget of a shallow lake, Großer Müggelsee, Berlin. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*(77), S. 43-72.
- Dunger, V. (2012). *Vorlesungsskript zur Lehrveranstaltung Hydrologie I*. Technische Universität Bergakademie Freiberg, Institut für Geologie, Lehrstuhl für Hydrogeologie.
- Dyck, S., & Peschke, G. (1989). *Angewandte Hydrologie*. Berlin.
- Eitzinger, J., Kubu, G., Formayer, H., Haas, P., Gerersdorfer, T., & Kromb-Kolb, H. (2009). *Auswirkungen einer Klimaänderung auf den Wasserhaushalt des Neusiedler Sees*. Endbericht im Auftrag des Amtes der Burgenländischen Landesregierung Landeswasserbaubezirksamt Schützen am Gebirge.
- Elliot, J. A., Thackeray, S. J., Huntingford, C., & Jones, R. G. (2005). Combining a regional climate model with a phytoplankton community model to predict future changes in phytoplankton in lakes. *Freshwater Biology*(50), S. 1404-1411.
- Forsberg, C., & Ryding, C. O. (1980). Eutrophication parameters and trophic stat indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. *Arch. Hydrobiol.*(89), S. 189-207.
- Fuchs, S., Scherer, U., Wander, R., Behrendt, H., Venhohr, M., Opitz, D., . . . Götz, T. (2010). *Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Gabriel, O. (2011). *Der Einfluss der Hydrologie auf die Phosphor-Freisetzung und -Retention in einem teilvernässten Spreewald-Polder*. Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin.
- Gemeindeverwaltung Rangsdorf. (2007). *Mitteilung der Gemeinde Rangsdorf*. 12. Ausgabe des Allgemeinen Anzeigers 2007.
- Ginzel, G. (1999). *Hydrogeologische Untersuchungen im Einzugsgebiet des Stechlin und Nehmitzsees*. Berichte des IGB, Heft 8.
- Golachowska, J. B. (1979). Phosphorus forms and their seasonal changes in water and sediments of lake Plußsee. *Arch Hydrobiol*(86), 217-241.

- Grüneberg, B., Ostendorp, W., Leßmann, D., Wauer, G., & Nixdorf, B. (2009). Restaurierung von Seen und Renaturierung von Seeufnern. In S. Zerbe, & G. Wiegleb (Hrsg.), *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa* (S. 125-147). Heidelberg.
- Harris, G. P. (1986). *Phytoplankton Ecology*. London.
- Heinelt, W. (1965). Der Zülowkanal. Ein Beitrag zur Geschichte und Perspektive dieses Wasserlaufes. In *Heimatkalender für den Kreis Zossen* (S. 57-62). Rat des Kreises Zossen (Hrsg.).
- Hermesorf, N. (2010). Geologische Übersichtskarte - Oberflächengeologie. In *Atlas zur Geologie von Brandenburg* (S. 44-45). Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg (LBGR) (Hrsg.).
- Hilden, M. (2003). *Ermittlung von Stoff-Frachten in Fließgewässern - Probenahmestrategien und Berechnungsverfahren*. Hannover.
- Hilt, S., & Dilger, M. (2004). An- und Abwesenheit von Characeen in Brandenburger Flachseen während der letzten Jahrtausende - lässt sich ein anthropogener Einfluss nachweisen? *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.*(13), 105-114.
- Hilt, S., Gross, E. M., Hupfer, M., Morscheid, H., Mählmann, J., Melzer, A., . . . van de Weyer, K. (2006). Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes - a guideline and stat of the arte in Germany. *Limnologica*(36), 155-171.
- Hoffmann, A., Körner, S., & Brande, A. (2002). Ermittlung von Referenzzuständen für Flachseen des Tieflandes mit paläolimnologischen Methoden. In *Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite* (S. 109-18). Cottbus: Eigenverlag der BTU Cottbus.
- Hoffmann, A., Körner, S., & Brande, A. (2002). Ermittlung von Referenzzuständen für Flachseen des Tieflandes mit paläolimnologischen Methoden. *Aktuelle Reihe BTU Cottbus*(5/02), 109-118.
- Hoffmann, C. D., Kuaergaard, C., Uusi-Kämppe, J., Hansen, H. C., & Kronvang, B. (2009). Phosphorus retention in riparian buffers: review of their efficiency. *J Environ Qual*(38(5)), 1942-1955.
- Holzbecher, E. (2001). The dynamics of subsurface water divides - watersheds of Lake Stechlin and neighbouring lakes. *Hydrobiological Processes*(15), 2297-2304.
- Hongve, D. (1994). Nutrient metabolism, C, N, P, and Si) in the trophogenic zone of a meromictic lake. *Hydrobiologia*(177), S. 17-39.
- Hupfer, M. (1993). *Untersuchung zur Phosphatmobilität in Gewässersedimenten*. Dissertation, Technische Universität Dresden.
- Hupfer, M. (1995). Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. In C. Steinberg, H. Bernhardt, & H. Klapper (Hrsg.), *Handbuch angewandte Limnologie* (S. 1-22 (Kap. IV-3.2)). Landsberg.

- Hupfer, M. (2000). Die Rolle der Sedimente für das Management der Wasserqualität eutrophierter Seen. *Münch. Beiträge zur Abwasser, Fischerei- und Flußbiologie*(53), S. 347-370.
- Hupfer, M., & Lewandowski, J. (2008). Oxygen Controls the Phosphorus Release from Lake Sediments - a Long-Lasting Paradigm in Limnology. *Hydrobiology*(93), S. 415-432.
- Hupfer, M., & Scharf, B. (2002). Seentherapie: Interne Maßnahmen zur Verminderung der Phosphorkonzentration. In *Handbuch Angewandte Limnologie* (S. 1-67 (Kap. VI-2.1)). Landsberg.
- HYDOR Consult GmbH. (2016). *Analyse Hydrologie und Hydrogeologie im Einzugsgebiet vom Rangsdorfer See*. unveröffentlicht.
- Imberger, J., Patterson, J. C., Herbert, B., & Loh, I. (1987). Dynamics of reservoir of medium size. *Journal of Fluid Mechanics*(78), S. 489-512.
- Imboden, D., & Gächter, R. (1978). A dynamic lake model for trophic state prediction. *J. Ecol. Modelling*(4), S. 77-98.
- Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow (IfB-Potsdam). (2013). *Die Entwicklung der Fischfauna nach winterlicher Ausstickung -Rangsdorfer See-*. Abgerufen am 25. April 2017 von http://ifb-potsdam.de/Portals/0/Repository/Lewin_Ausstickung%20Rangsdorfer%20See%20Seddin%202013.pdf
- Jensen, H. S., & Andersen, F. S. (1992). Important of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediment of four shallow, eutrophic lakes. *Limnol. Oceanogr. Methods*(37), S. 577-589.
- Jensen, H. S., Kristensen, P., Jeppesen, E., & Skytthe, A. (1992). Iron: phosphorus ratio as an indicator of phosphorus release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia*(235/236), S. 731-743.
- Jeppesen, E., Kristensen, P., Jensen, J. P., Søndergaard, M., Mortensen, E., & Lauridsen, T. (kein Datum). Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow, eutrophic Danish lakes: duration, regulating factors and methods for overcoming resilience. (G. Giussani, L. Van Liere, & B. Moss, Hrsg.) *Memorie dell'Istituto italiano di Idrobiologia*(48), 127-148.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Davidson, T. A., Liu, Z., Mazzeo, N., . . . Lib, L. (2012). Biomanipulation as a Restoration Tool to Combat Eutrophication. *Recent Advances and Future Challenges*(47), S. 411-488.
- Jeppesen, H., Søndergaard, M., Søndergaard, M., & Christofferson, K. (Hrsg.). (1998). *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Berlin.

- Jiang, X., Jin, X., Yao, Y., Li, L., & Wu, F. (2008). Effects of biological activity, light, temperature and oxygen on phosphorus release processes at the sediment and water interface of Taihu Lake, China. *Water Research*(42), S. 2251-2259.
- Johnes, P. J. (2007). Uncertainties in annual riverin phosphorus load estimation: impact of load estimation methology, sampling frequency, baseflow index and catchment population densitiy. *Journal of Hydrology*(332), S. 241-258.
- Jorgensen, S. E. (2004). Models of Lakes and Reservoirs. In P. E. O'Sullivan, & C. S. Reynolds (Hrsg.), *The Lakes Handbook, Volume 2: Lake Restoration and Rehabilitation* (S. 386-437).
- Keller, M., Hilden, M., & Joost, M. (1997). *Vergleich von Schätzverfahren für jährliche Stofffrachten am Beispiel des IKSR-Messprogramms 1995, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Maßnahme Nr. 4, Weitergehende Bewertung von Gewässergütedaten*. Bundesanstalt für Gewässerkunde (JAP-BfG, Nr. 413).
- Khan, M. N., & Mohammad, F. (2014). Eutrophication: challenges and solutions. In A. A. Ansari, & S. S. Gill (Hrsg.), *Eutrophication: causes, consequences and control* (S. 1-15). Dordrecht.
- Klapper, H. (1992). *Eutrophierung und Gewässerschutz*. Jena, Stuttgart.
- Kleeberg, A., & Kohl, J. (1999). Assessment of the long-term effectiveness of sediment dredging to reduce benthic phosphorus release in shallow Lake Müggelsee (Germany). *Hydrobiologia*(394), 153-161.
- Knopf, K., Hoehn, E., Mischke, U., & Nixdorf, B. (2000). *Klassifizierungsverfahren von Seen anhand des Phytoplanktons*. Berlin, Freiburg, Bad Saarow: Teil I der Literaturstudie über "Ökologische Gewässerbewertung-Phytoplankton" im Auftrag der ATV/DVWK und LAWA-AG "Stehende Gewässer".
- Konsortium Rangsdorfer See. (1992). *Konzept zur Komplexsanierung Rangsdorfer See*. Berlin.
- Koschel, R., Benndorf, J., Proft, G., & Recknagel, F. (1983). Calcite precipitation as a natural mechanism of eutrophication. *Arch. Hydrobiol.*(98), 131-139.
- Kozerski, H. P., & Kleeberg, A. (1998). The sediments and benthic-pelagic exchange in the shallow lake Müggelsee (Berlin, Germany). *Int. Rev. Hydrobiol.*(83), 77-112.
- Kreiverwaltung Teltow-Fläming. (2012). Antwort der Kreisverwaltung Teltow-Fläming auf die Anfrage des Abgeordneten Dr. Ralf von der Bank, CDU-Kreistagsfraktion TF, zum Zustand des Rangsdorfer Sees.
- Krüger, O. W., & Schlungbaum, G. (2001). Die Sanierung und Restaurierung des Neustädter Sees - ein Konzept aus ökologischer, ökonomischer und technischer Sicht. *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.*(9), 105-126.

- LaBough, J. W., Winter, T. C., Rosenberry, C. O., Schuster, P. F., Reddy, M. M., & Aiken, G. R. (1997). Hydrological and chemical estimates of the water balance of a closed-basind lake in north-central Minnesota. *Water Resources Research*(33), 2799-2812.
- Lampert, W., & Sommer, U. (1993). *Limnoökologie*. Stuttgart, New York.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). (1999). Gewässerbewertung - stehende Gewässer. *Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien*. Schwerin.
- Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig Holstein (LLUR). (2006). *Paläolimnologische Untersuchungen zur Rekonstruktion von typspezifischen Referenzzuständen in schleswig-holsteinen Seen*. Rostock.
- Landesamt für Umwelt Brandenburg (LfU). (2008). *Ökologische Charakterisierung der wichtigsten Brutgebiete für Wasservögel in Brandenburg*. Studien und Tagungsberichte des Landesumweltamtes, Band 57.
- Landesamt für Umwelt Brandenburg (LfU). (2009). *Steckbrief Seen EG-Wasserrahmenrichtlinie - Rangsdorfer See*.
- Landesamt für Umwelt Brandenburg (LfU). (2011). *Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie*. Potsdam.
- Landesamt für Umwelt Brandenburg (LfU). (2012). Informationsblatt zur Nährstoffsituation des Rangsdorfer Sees. Datenabfrage bei Abteilung Wasserwirtschaft 1, Referat W 14 (unveröffentlicht).
- Landesamt für Umwelt Brandenburg (LfU). (2015). Methodik der Nährstoffbilanzierung in Brandenburg als Grundlage für die Ausweisung von Maßnahmen zur Nährstoffreduzierung für den BWPL 2014. Potsdam.
- Landesamt für Umwelt Brandenburg (LfU). (2016). *Steckbrief Seen EU-Wasserrahmenrichtlinie - Rangsdorfer See*.
- Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU BW). (1996). *Nährstoff- und Schadstoffeinträge in Baggerseen*. Handbuch Wasser 2, Literaturstudie.
- Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg. (2008). *Digitale Topographische Karte (DTK10)*.
- Landkreis Teltow -Fläming. (2013). *Antwort der Kreisverwaltung Teltow-Fläming auf die Anfrage des Abgeordneten Dr. Ralf von der Bank zur Einleitung von Niederschlagswasser in den Glasow-Bach und den Rangsdorfer See*.
- Landmesser, B. (1993). *Untersuchungen zur Struktur und zur Primärproduktion des Phytoplanktons im Belauer See*. Fachbereich Biologie der Universität Hamburg.
- Lange, U. G., & Gunkel, G. (1994). Wasserwirtschaftliche Maßnahmen als Beitrag zur Sanierung und Restaurierungs eines Flachsees. In *Wasserwirtschaft und Ökologie* (S. 157-164). Taunusstein.

- Lean, D. R. (1973). Phosphorus dynamics in lake water. *Science*(179), 678-680.
- Lewandowski, J. (2002). *Untersuchungen zum Einfluss seeinterner Verfahren auf die Phosphor-Diagenese in Sedimenten*. Berlin: Dissertation, Humboldt-Universität.
- Lewandowski, J., Schauser, I., & Hupfer, M. (2002). Die Bedeutung von Sedimentuntersuchungen bei der Auswahl geeigneter Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen. *HW*(46), 2-13.
- Lewis Jr., W. M., & Wurtsbaugh, W. A. (2008). Control of lacustrine phytoplankton by nutrients erosion of the phosphorus paradigm. *Int. Rev. Hydrobiol.*(93), S. 446-465.
- Li, H., Lee, J. H., & Cai, M. (2003). Nutrient load estimation methods for rivers. *International Journal of Sediment Research*(4), S. 346-351.
- Li, H., Liu, L., Li, M., & Zhang, X. (2013). Effects of pH, Temperature, Dissolved Oxygen, and Flow Rate on Phosphorus Release Processes at the Sediment and Water Interface in Storm Sewer. *Journal of Analytical Methods in Chemistry*, S. 1-7.
- Likens, G. H. (1975). Primary production of inland aquatic ecosystems. In H. Lieth, & R. H. Whittaker (Hrsg.), *Primary productivity of the biosphere*. Berlin.
- Löffler, H. (2000). Betrieb von Pflanzenkläranlagen (Teil 1 - 3). *WWT*(4), 44-46.
- Luftbild Umwelt Planung GmbH (LUP). (2014). Flächendeckende Biotop- und Landnutzungskartierung im Land Brandenburg (BTLN) - CIR-Biotoptypen 2009. WebGIS-Anwendung.
- Lüthgens, C., & Böse, M. (2007). Neubewertung der geomorphologischen Entwicklung der Umgebung des Rangsdorfer Sees. *Eiszeitalter und Gegenwart Quaternary Science Journal*(56/4), 256-282.
- Manny, B. A., Johnsen, W. C., & Wetzel, R. G. (1994). Nutrient additions by waterfowl to lakes and reservoirs : predicting their effects on productivity and water quality. *Hydrobiologia*(279/280), 121-132.
- Marcinek, J. (1976). *Das Wasser des Festlandes. Ein Einführung* . Gotha.
- Marion, L., Clergeau, P., Brient, L., & Bertru, G. (1994). The importance of avian-contributed nitrogen (N) and phosphorus (P) to Lake Grand-Lieu, France. *Hydrobiologia*(279/280), 133-147.
- Märkische Online Zeitung (MOZ). (10. Juni 2010). Großes Fischsterben im Rangsdorfer See.
- Martin, M. (2003). *GIS-gestützte Untersuchung zur Bathymetrie und zu einer theoretischen stabilen Schichtung im Rangsdorfer See*. Diplomarbeit, Berlin.
- Mathes, J., & Korczynki, I. (2000). Das Sanierungs- und Restaurierungsprogramm der Seen in Mecklenburg-Vorpommern. *Wasser, Luft und Boden*(5), 24-27.
- Mathes, J., Plambeck, G., & Schaumburg, J. (2002). Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der

- Wasserrahmenrichtlinie. In B. Nixdorf, & R. Deneke (Hrsg.), *Ansätze und Probleme bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie* (Bde. 15-24). Aktuelle Reihe BTU Cottbus.
- McCauley, E., & Downing, J. A. (1991). Different effects of phosphorus and nitrogen on chlorophyll concentration in oligotrophic and eutrophic Lakes: Reply to Seip. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*(48), S. 2552-2553.
- McCauley, E., Downing, J. A., & Watson, S. (1989). Sigmoid relationships between nutrients and chlorophyll among lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*(46), S. 1171-1175.
- Mehner, T., Arlinghaus, R., Berg, S., Dörner, H., Jacobsen, L., Kasprzak, P., . . . Wysujack, K. (2004). How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. *Fisheries Management and Ecology*(11), 261-275.
- Meijer, M. L., De Boois, I., Scheffer, M., Portielje, R., & Houser, H. (1999). Biomanipulation in shallow lakes in the Netherlands: an evaluation of 17 case studies. *Hydrobiologia*(408/409), S. 13-30.
- Meinikmann, K., Hupfer, M., & Lewandowski, J. (2015b). Phosphorus in groundwater discharge - a potential source for lake eutrophication. *Journal of Hydrology*(524), S. 214-226.
- Meinikmann, K., Hupfer, M., Nützmänn, G., & Lewandowski, J. (2015a). Methoden zur Erfassung von Grundwasser-Oberflächenwasser-Interaktionen. In *Handbuch Angewandte Limnologie* (S. 1-39 (Kap. III-1.2.2)).
- Meinikmann, K., Lewandowski, J., & Nützmänn, G. (2013). Lacustrine groundwater discharge: Combined determination of volumens an spatial patterns. *Journal of Hydrology*(502), S. 202-211.
- Mietz, O., Riemer, A., & Gabrysch, I. (1996). Die limnologischen Verhältnisse der Seen im Jungmoränenland Brandenburg. In *Die Seen im Brandenburgischen Jungmoränenland, Landesumweltamt Brandenburg* (Hrsg.).
- Ministerium für Infrastruktur und Landesplanung (MIL), ehemals Ministerium für Stadtentwicklung, Wohnen und Verkehr des Landes Brandenburg. (2004). *Planfeststellungsbeschluss - Ausbau Verkehrsflughafen Berlin-Schönefeld* (Bd. I).
- Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (MLUL). (2016). *Anwendung: WRRL-Daten 2015*. Von http://maps.brandenburg.de/WebOffice/?project=WRRL_www_WO abgerufen
- Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, U., & Deneke, R. (kein Datum). *Anpassungen des Phytoplanktonverfahrens nach WRRL für stehende Gewässer im Rahmen der europäischen Interkalibrierung und zur Erhöhung der Bewertungssicherheit mit Ableitung von Handlungsoptionen*. IGB Berlin: LAWA-Projekt O 9.09.

- Möhler, F., Dinse, S., & Hermsdorf, A. (2014). Grundwassergleichenplan für Brandenburg - Interpolation mittels Kriging mit externer Drift. *Grundwasser - Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie*(19), S. 189-199.
- Mollenhauer, K., & Wohlrab, B. (1990). *Strategien zur Reduzierung des bodennutzungsbedingten Stoffeintrags in Trinkwassertalsperren*. Schriftenreihe Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen Nr. 46.
- Müller, L., Dannowski, R., Schindler, U., Eulenstein, F., & Meissner, R. (1996). Gebietsabflüsse aus Agrarlandschaften Nordost- und Mitteldeutschlands. *Archives of Agronomy and Soil Science*(40), S. 354-362.
- Nakajima, M., Kumagai, M., & Nishimura, H. (1981). Dynamics of phosphorus and nitrogen during algal blooms in a controlled ecosystem. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*(21), S. 263-267.
- NITROLIMIT. (2013). *Stickstofflimitation in Binnengewässern: Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar?* Abschlussbericht des BMBF-Verbundprojekts NITROLIMIT I, BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz (Hrsg.), Bad Saarow.
- Nixdorf, B., & Mischke, U. (2003). *Untersuchungen zu Leitbild-Biozönosen in Gewässern des Landes Brandenburg anhand der Merkmalskomponente Phytoplankton*. Teilbericht 3: Paläolimnologische Untersuchungen in brandenburgischen Flachseen zur Ableitung eines Leitbildes. - Studie im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung Brandenburg.
- Nixdorf, B., Becker, K., Grüneberg, B., Böllmann, J., & Martiensen, M. (2012). *Stickstoffumsätze in unterschiedlichen Gewässertypen Berlin/Brandenburg*. Hardegesen: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL).
- Nixdorf, B., Mischke, U., Hoehn, E., & Riedmüller, U. (2006). *Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Überarbeiteter Endbericht im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)*.
- Nixdorf, B., Rücker, J., Deneke, R., & Grüneberg, B. (2009). Gewässer im Klimastress? Eutrophierungsgefahr in Seen am Beispiel der Scharmützelseeregion. *Forum der Forschung*(22), S. 99-106.
- Nixdorf, B., Rücker, J., Dolman, A. M., Wiedner, C., Hilt, S., Kasprzak, P., . . . Willmitzer, H. (2013). Prozessverständnis als Grundlage für die Gewässerbewirtschaftung. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*(12), S. 693-701.
- Nützmann, G., & Moser, H. (2016). *Elemente einer analytischen Hydrologie: Prozesse - Wechselwirkungen - Modelle*. Wiesbaden.
- Ohle, W. (1953). Phosphor als Initialfaktor der Gewässereutrophierung. *Vom Wasser*(20), 153-162.

- Ohle, W. (1956). Bioactivity, production, and energy utilization of lakes. *Limnol. Oceanogr.*(22), 139-149.
- Ostendorp, W. (2009). Seeuferrenaturierung. In M. Hupfer, W. Calmano, H. Klapper, & R. Wilken (Hrsg.), *Handbuch Angewandte Limnologie* (S. 1-66 (Kap.VI-2-2)). Landsberg.
- Paerl, H. W. (1990). Physiological ecology and regulation of N₂ fixation in natural waters. In *Advances in microbial ecology* (Vol. 11). New York.
- Penman, H. L. (1948). Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proc. Roy. Soc. London A.*(194), 120-124.
- Penz, E., & Dolgner, W. (1983). Eine neue Technologie zur Nährstofffällung in Seen. *Wasserwirtschaft Wassertechnik*(5), S. 158-159.
- Perrow, M. R., Jowitt, A. J., Leigh, S. A., Hinds, A. M., & Rhodes, J. D. (1999). The stability of fish communities in shallow lakes undergoing restoration: expectations and experiences from Norfolk Broads. *Hydrobiologia*(408/409), S. 85-100.
- Prepas, E. E., Babin, J., Murphy, T. P., Chambers, P. A., & Sandland, G. J. (2001). Long-term effects of successive Ca(OH)₂ and CaCO₃ treatment on the water quality of two eutrophic hardwater lakes. *Freshwater Biol.*(46), 1089-1103.
- Ramm, K., & Scheps, V. (1997). Phosphorus balance of a polyrophic shallow lake with the consideration of phosphorus release. *Hydrobiologia*(342), 43-53.
- Reitzel, K., Jensen, H. S., & Egemose, S. (2013). pH dependent dissolution of sediment aluminum in six Danish lakes treated with aluminium. *Water Research*(47), S. 1409-1420.
- Reynolds, C. S. (1987). Cyanobacterial water-blooms. *Advances in Botanical Research*(13), S. 67-143.
- Riedmüller, U., & Hoehn, E. (2011). *Praxistest und Verfahrensanpassung: Bewertungsverfahren Phytoplankton in natürlichen Mittelgebirgsseen, Talsperren, Baggerseen und pH-neutralen Tageauseen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie*. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 7.08. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms "Wasser, Boden und Abfall" 2010.
- Riedmüller, U., Hoehn, E., & Mischke, U. (2013a). *Trophieklassifikation von Seen Trophie-Index nach LAWA -Handbuch-*. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms "Wasser, Boden und Abfall" 2008-2010.
- Riedmüller, U., Mischke, U., & Hoehn, E. (2013b). *Bewertung von Seen mit Hilfe allgemeiner physikalisch-chemischen Parametern. Seentypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtphosphor und Sichttiefe - Seenbewertung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie, Stand 6.März 2013*. Erstellt und aktualisiert im Rahmen von LAWA-Projekten seit 2006 des Länderfinanzierungsprogramms "Wasser, Boden und Abfall" 2006-2010.

- Rinke, K., Dietzel, A., Elliot, J. A., & Petzold, T. (2010). Komplexe dynamische Seenmodelle. In *Handbuch Angewandte Limnologie* (S. 1-28 (Kap. III-5.2)). Landsberg.
- Rinke, K., Eder, M., Peeters, F., Kümmerling, R., Gal, G., & Rothhaupt, K. O. (2009). Simulating phytoplankton community dynamics in Lake Constance with a coupled hydrodynamic-ecological model. *Proceeding of the International Association of Theoretical and Applied Limnology*(30), S. 701-704.
- Romero, J. R., & Imberger, J. (2003). Effect of a flood underflow on reservoir water quality: Data and three-dimensional modelling. *Archiv für Hydrobiologie*(157), S. 1-25.
- Rönicke, H., Doerffer, R., Siewers, H., Büttner, O., Lindenschmidt, K. E., Herzsprung, P., . . . Rupp, H. (2008). Phosphorus input by nordiy geese to the eutrophic Lake Arendsee, Germany. *Fundamental and Applied Limnology. Archiv für Hydrobiologie*(172/2), S. 111-119.
- Rutschke, E., & Schiele, G. (1980). Über den Einfluss von den in der DDR durchziehenden und überwinternden Wildgänsen (Gattung Anser) auf agrarische und limnologische Ökosysteme. *Beitr. Jagd-, Wildforsch.*(11), S. 368-378.
- Sakamoto, M. (1966). The chlorophyll amount in the euphotic zone in some Japanese lakes and its significance in the photosynthetic production of phytoplankton community. *Bot. Mag. Tokyo*(79), 77-78.
- Sas, H. (1989). *Lake restoration by reduction of nutrient loading: Expectations experience, extrapolation*. St. Augustin.
- Scharf, B. W. (1989). Fischerei in Naturschutzgebieten. *Z. Wasser-Abwasser-Forschung*(22), S. 235-239.
- Schaumburg, J., Schranz, C., & Stelzer, D. (2011). *Bewertung von Seen mit Makrophyten & Phytobenthos gemäß EG-WRRL - Anpassung des Verfahrens für natürliche und künstliche Gewässer sowie Unterstützung der Interkalibrierung*. Endbericht zum LAWA Projekt Nr. O 10.09 im Auftrag des Bayerischen Landesamt für Umwelt.
- Schauser, I., Hupfer, M., & Brüggemann, R. (2000). Quantitative Abschätzung der Auswirkungen seeinterner Maßnahmen auf die Phosphor-Bindung im Sediment. In J. Wittmann, A. Gnauck, B. Page, & V. Wohlgemuth (Hrsg.), *Simulation in Umwelt- und Geowissenschaften* (S. 255-268). Aachen.
- Schauser, I., Lewandowski, J., & Hupfer, M. (2003). *Seeinterne Maßnahmen zur Beeinflussung des Phosphorhaushaltes eutrophierter Seen - Leitfaden zur Auswahl eines geeigneten Verfahrens*. Heft 16/2003: Berichte des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei.
- Scheffer, M. (1998). *Ecology of shallow lakes*. Dordrecht.

- Scheffer, M. S., Rinaldi, A., Gragnani, L. R., Mur, L. R., & van Nes, E. H. (1997). On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology*(78), 272-282.
- Scheffer, M., Szabo, S., Gragnani, A., Van Nes, E. H., Rinaldi, S., Kautsky, N., . . . Franken, R. J. (2003). Floating plant dominance as a stable state. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*(100), S. 4040-4045.
- Schernewski, G. (1999). *Der Stoffhaushalt von Seen: Bedeutung zeitlicher Variabilität und räumlicher Heterogenität von Prozessen sowie des Betrachtungsmaßstabes*. Institut für Ostseeforschung Nr. 36. Warnemünde: Meereswissenschaftliche Berichte.
- Schindler, D. (1977). Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*(195), S. 260-262.
- Schindler, D. W., Armstrong, A. J., Holmgren, S. K., & Brunskill, G. J. (1971). Eutrophication of Lake 227, Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario, by addition of phosphate and nitrate. *Journal of Fisheries Research Board of Canada*(28), S. 1763-1782.
- Schlunbaum, G., & Krech, M. (1999). Klassifizierung und Bewertung von Seen - die Entwicklung vom Seentypensystem bis zur EU-Wasserrahmenrichtlinie. *Rostock. Meeresbiolog. Beitr*(7), 45-63.
- Schreiber, H., Behrendt, H., Constantinescu, L. T., Cvitanic, I., Drumea, D., Jabucar, D., . . . Zessner, M. (2005). Nutrient Emissions from Diffuse and Point Sources into the River Danube and its main Tributaries in the Period 1998 - 2000. *Water Science and Technology*(51), S. 283-290.
- Schulz, C., & Rennert, B. (2001). Reinigungsleistung bepflanzter Absetzteich zur Aufbereitung fischereilichen Ablaufwassers. *Fischer & Teichwirt*(7), 245-249.
- Schwoerbel, J. (1999). *Einführung in die Limnologie*. Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm.
- Schwoerbel, J. (1999). *Einführung in die Limnologie*. Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm.
- Seip, K. L. (1994). Phosphorus and nitrogen limitation of algal biomass across trophic gradients. *Aquatic Sciences*(56), S. 16-28.
- Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz. (2011). *Der Groß Glienicker See - Auf dem Weg zum ökologischen Gleichgewicht*. Berlin.
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Wohnen. (1992). 01.10 Rieselfelder. In *Umweltatlas Berlin*.
- Shapiro, J. (1990). Current beliefs regarding dominance by blue-greens: The case for the importance of CO₂, and pH. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*(24), S. 38-54.
- Sims, J. T., Simard, R. R., & Joern, B. C. (1998). Phosphorus Loss in Agriculture Drainage: Historical Perspective and Current Research. *J. Environ Qual*(27), 277-293.

- Smolders, A., & Roelofs, J. G. (1995). Internal eutrophication, iron limitation and sulphide accumulation due to the inlet of River Rhein water in peaty shallow waters in the Netherlands. *Arch. Hydrobiol.*(133), S. 349-365.
- Sommer, U., Gliwicz, Z. M., Lampert, W., & Duncan, A. (1986). The PEG-model of seasonal succession of planctonic events in fresh waters. *Archiv für Hydrobiologie*(106), S. 433-471.
- Søndergaard, M. (2003). *Nutrient dynamics in lakes - with emphasis on phosphorus, sediment and lake restoration*. National Environmental Research Institute. Denmark: University of Aarhus.
- Søndergaard, M., Jensen, J. P., & Jeppesen, E. (1999). Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia*(408/409), 145-152.
- Søndergaard, M., Jensen, J. P., & Jeppesen, E. (2001). Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *The Scientific World*(1), 427-442.
- Søndergaard, M., Kristensen, P., & Jeppesen, P. (1992). Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and windexposed Lake Arreso, Denmark. *Hydrobiologia*(228), S. 91-99.
- Staatliche Gewässeraufsicht. (1973). *Wasserwirtschaftliche Stellungnahme zur Situation des Rangsdorfer Sees*. unveröffentlicht.
- Stackebrandt, W. (2010). Zur geologischen Entwicklung Brandenburgs. In *Atlas zur Geologie von Brandenburg* (S. 17-24). Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg (LBGR) (Hrsg.).
- Stein, A., Rietz, C., & Hupfer, M. (2008). Seentherapie: Anwendung eines Phosphor-Bilanzmodells zur Abschätzung der Wirksamkeit einer Tiefenwasserableitung bei sinkender externer Belastung durch Flächenstilllegung. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*(52), S. 66-75.
- Sterner, R. W., Chrzanowski, T. H., Elser, J. J., & George, N. B. (1995). Source of nitrogen and phosphorus supporting the growth of bacterio- and phytoplankton in an oligotrophic Canadian shield lake. *Limnol. Oceanogr.*(40), S. 242-249.
- Straškraba, M. (1985). Managing eutrophication by means of ecotechnology and mathematical modelling. In *Preprints from the Int. Congress on Lake Pollution and Recovery*. Rome.
- Sudfeldt, C., Doer, D., & Wahl, J. (2002). Important Bird Areas und potenzielle Ramsar-Gebiete in Deutschland. *Ber. Vogelschutz*(39), 119-132.
- Takamura, N., & Nojiri, Y. (1994). Picophytoplankton biomass in relation to lake trophic stat and the TN:TP ratio of lake water in Japan. *Journal of Phycology*(30), S. 439-444.

- Tappenbeck, L., & Raschewski, U. (1993). Einfluss von Wassergeflügel auf den Nähr- und Sauerstoffhaushalt im Arendsee (Land Sachsen-Anhalt). *Archiv für Natur- und Landschaftspflege*(32), S. 295-301.
- TGL 27885/01. (1982). *Fachbereichstandard der DDR. Nutzung und Schutz der Gewässer. Stehende Binnengewässer*. Berlin.DDR.
- Thienemann, A. (1928). *Die Binnengewässer Mitteleuropas. Eine limnologische Einführung in: Die Binnengewässer*. Stuttgart.
- Tilzer, M. M. (2011). Natürliche Oberflächengewässer als Reservoir für die globale Versorgung mit Süßwasser. In J. L. Lozán, H. Graßl, P. Hupfer, L. Karbe, & C. D. Schönweise (Hrsg.), *Warnsignal Klima: Genug Wasser für alle?* (S. 80-89).
- Turc, L. (1961). Évaluation des besoins en eau d'irrigation, évapotranspiration potentielle, formule simplifiée et mise à jour. *Ann agron*(12), 13-49.
- Uhlmann, D., & Horn, W. (2001). *Hydrobiologie der Binnengewässer*. Stuttgart.
- Umweltbundesamt (UBA). (2001). *Daten zur Umwelt - Der Zustand der Umwelt in Deutschland*. Berlin.
- Universität Potsdam. (2001). *Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel zur Förderung eines Forschungs- und Entwicklungsvorhabens im Rahmen des BMBF-Förderprogramms "Forschung für die Umwelt" zum Thema "Flusseinzugsgebietsmanagement"*. Verbundprojekt, Potsdam.
- Untere Naturschutzbehörde Landkreis Teltow Fläming (UNB). (2010). *Landschaftsrahmenplan Landkreis Teltow Fläming*. Luckenwalde.
- Ventz, D. (1974). *Die Einflussnahme von Umgebungsfaktoren und morphometrischen Faktoren auf den Stoffhaushalt von Seen*. Dissertation, Universität Dresden.
- Vietinghoff, H. (2002). *Die Verdunstung freier Wasserflächen - Grundlagen, Einflussfaktoren und Methoden der Ermittlung*. Seddiner See.
- Vollenweider, R. A. (1976). Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*(33), S. 53-83.
- Vollenweider, R. A., & Kerekus, J. (1982). *Eutrophication of Waters - Monitoring, Assessment and Control*. Paris: OECD.
- Wasserwirtschaftsdirektion Oder-Havel (WWD). (1991). *Sanierung Rangsdorfer See - Stand und Weiterführung (unveröffentlicht)*. Potsdam.
- Wauer, G., Gonsiorcyk, T., Hupfer, M., & Koschel, R. (2009). Phosphorus balance of Lake Tiefwareensee during and after restoration by hypolimnetic treatment with aluminum and calcium salts. *Lake and Reservoir Management*(25:4), 377-388.

- Weisse, T., Muller, H., Pinto-Coelho, R. M., Schweizer, A., Springmann, D., & Baldringer, G. (1990). Response of the microbial loop to the phytoplankton spring bloom in a large prealpine lake. *Limnology and Oceanography*(35), S. 781-794.
- Wendling, U., & Müller, J. (1984). Entwicklung eines Verfahrens zur rechnerischen Abschätzung der Verdunstung im Winter. *Z. Meteorol.*(34), 82-85.
- Werner, P. C., & Gerstengarbe, F. W. (o.J.). *Expertise 1 "Klimawandel in der Region Havelland Fläming"*. Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung.
- White, E. (1989). Utility of relationships between lake phosphorus and chlorophyll a as predictor tools in eutrophication control studies. *New Zealand Journal of Marine and Freshwat. Res.*(23), S. 35-41.
- Wiedner, C., & Schliep, J. (Hrsg.). (2016). *Positionspapier des Projektes NITROLIMIT - Stickstofflimitation in Binnengewässern - Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar*. Bad Saarow.
- Wilson, H. M. (2004). The Export Coefficient Approach to Prediction of Nutrient Loadings: Errors and Uncertainties in the British Experience. In P. E. O'Sullivan, & C. S. Reynolds (Hrsg.), *The Lakes Handbook, Volume 2: Lake Restoration and Rehabilitation* (S. 331-353).
- Winter, C. (1981). Uncertainties in estimating the water balance of lakes. *Water Resources Bulletin*(17), 82-115.
- Winter, T. C., Harvey, J. W., Franke, O. L., & Alley, W. M. (1998). *Ground water and surface water a single resource*. U.S. Geological Survey, Circular 1139.
- Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU). (1997). *Welt im Wandel - Wege zu einem nachhaltigen Umgang mit Süßwasser*. Berlin.
- Wohlrab, B., Ernstberger, H., Meuser, A., & Sokollek, V. (1992). *Landschaftswasserhaushalt*. Hamburg, Berlin.
- Wu, Y., Wen, Y., Zhou, J., & Wu, Y. (2014). Phosphorus release from lakes sediments: Effects of pH, temperature and dissolved oxygen. *KSCE Journal of Civil Engineering*(18), S. 323-329.
- Zak, D., Wagner, C., Payer, B., Augustin, J., & Gelbrecht, J. (2010). Phosphorus mobilization in rewetted fens: the effect of altered peat properties and implications for their restoration. *Ecological Applications*(20), 1226-1249.
- Zeit, J. (1991). Untersuchungen über Filtrationseigenschaften von Niedermoorböden mit Hilfe verschiedener Methoden unter Berücksichtigung der Bodenentwicklung. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung*(32), 227-234.
- Zeit, J. (1992). Bodenphysikalische Eigenschaften von Substrat-Horizont-Gruppen in landwirtschaftlich genutzten Niedermooren. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung*(33), 301-307.

Zielke, C. (2015). Schlamm und Schadstoffe gefunden: Kanäle in Rangsdorf verkommen zur Kloake. *Märkische Allgemeine*.

Erklärung

Ich versichere, dass ich die hier vorliegende Arbeit selbstständig und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe. Alle Stellen, die wörtlich oder sinngemäß aus Veröffentlichungen oder anderen Quellen entnommen wurden, sind als solche kenntlich gemacht. Die Arbeit ist in gleicher oder ähnlicher Form noch nicht veröffentlicht und noch keiner Prüfungsbehörde vorgelegt worden.

Berlin, den 20.06.2017

Andrea Frauenstein