

Röhrenstr. 27
06749 Bitterfeld-Wolfen
Tel.: (03493) 3774-0
Fax.: (03493) 3774-20
info@ifua-btf.de
<http://www.ifua-btf.de>



Limnologisches Gutachten

Süßer See

2008-2012

Biologische Untersuchungen,
Wassermengen- und Nährstoffbilanzen

Röhrenstr. 27
06749 Bitterfeld-Wolfen
Tel.: (03493) 3774-0
Fax.: (03493) 3774-20
info@ifua-btf.de
<http://www.ifua-btf.de>

Projekttitel:

**Limnologisches Gutachten Süßer See
2008-2012
Biologische Untersuchungen,
Wassermengen- und Nährstoffbilanzen**

Auftraggeber:

Landesbetrieb für Hochwasserschutz
und Wasserwirtschaft (LHW)
Sachsen-Anhalt,
Gebietsbereich 5.1.5, Halle

Bearbeitung:

IfUA Umweltberatung und Gutachten GmbH
Röhrenstraße 27 in 06749 Bitterfeld-Wolfen, OT Bitterfeld
Dr. Tina Endrulat (Dipl.-Biol.)
Andrea Löhr (Dipl.-Laök.)
Birgit Stüwer (Dipl.-Biochem.)
Maik-Gert Werner (Dipl.-Biol., Labor für Fisch- und Ge-
wässerökologie)

Projekt-Nr.:

201333

Datum:

16.05.2014

(Dieser Bericht ersetzt die Version vom 20.02.2014.)

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
2	Datengrundlage und Methoden.....	3
2.1	Hydrometrie und Verweilzeit.....	3
2.2	Sondenparameter und Wasserchemie.....	4
2.3	Nährstoffkonzentrationen und Frachten der Zu- und Abläufe.....	5
2.4	Wasserbilanz.....	6
2.5	Phosphorbilanz.....	7
2.6	Biologische Untersuchungen.....	9
2.6.1	Phytoplankton 2008-2012.....	10
2.6.2	Zooplankton 2008-2012.....	10
2.6.3	Nahrungsanalysen der Fische 2008 bis 2012.....	11
2.6.4	Fischbestand 2013.....	12
3	Ökologischer Zustand Süßer See.....	18
3.1	Hydrometrie und Hydrologie.....	18
3.2	Sondenparameter.....	22
3.2.1	Wassertemperatur.....	22
3.2.2	Sauerstoffkonzentration.....	24
3.2.3	pH-Wert.....	26
3.2.4	Leitfähigkeit.....	28
3.3	Wasserchemie.....	30
3.3.1	Phosphorverbindungen.....	30
3.3.2	Nitrat.....	34
3.4	Biologische Komponenten.....	36
3.4.1	Phytoplankton.....	37
3.4.2	Zooplankton.....	40

Projekt-Nr. 201333

3.4.3	Nahrungsanalysen der Fische 2008 bis 2012.....	45
3.4.4	Fischbestand 2013.....	47
3.5	Trophieklassifizierung und Bewertung	51
3.5.1	Trophieklassifizierung nach LAWA.....	51
3.5.2	Trophieklassifizierung nach TGL	52
3.5.3	Trophieklassifizierung und -bewertung anhand der Planktonbiozönose	54
4	Wasser- und Nährstoffbilanzierung	56
4.1	Nährstoffkonzentrationen und Frachten der Zu- und Abläufe.....	56
4.1.1	Abflussverhältnisse	56
4.1.2	Nährstoffkonzentrationen der Zu- und Abläufe	58
4.1.3	Stofffrachten der Zu- und Abläufe	63
4.2	Wasserbilanz	68
4.3	Phosphorbilanz.....	70
5	Veränderungen der Phosphor-Konzentrationen von 2008 bis 2012 im Vergleich zu den Jahren 1996 und 2007.....	72
6	Bewertung der Nahrungskettenmanipulation durch Eingreifen in den Fischbestand	73
7	Empfehlungen.....	76
8	Zusammenfassung	79
9	Glossar und Abkürzungsverzeichnis	81
10	Literatur	82

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Süßer See mit Zu- und Abflüssen (Quelle: LHW).....	1
Abbildung 2:	Lage der Fangpositionen bzw. Befischungstrecken bei der Untersuchung des Fischbestandes des Süßen Sees vom 16.09. bis 27.09.2013.	15
Abbildung 3:	Lage der Transekte bei der zweiten Tages-Echolotung vom 27.September 2013	16
Abbildung 4:	Übersichtskarte Süßer See mit den oberirdischen Zu- und Abflüssen (Quelle: LHW)	18
Abbildung 5:	Seepiegel Süßer See original und interpoliert.....	19
Abbildung 6:	Tiefenkarte Süßer See (Quelle: LHW)	20
Abbildung 7:	Isoplethen der Wassertemperatur im Süßen See 2008 bis 2012.	23
Abbildung 8:	Isoplethen der Sauerstoffkonzentration im Süßen See 2008 bis 2012.	25
Abbildung 9:	Isoplethen der pH-Werte im Süßen See 2008 bis 2012.	27
Abbildung 10:	Isoplethen der Leitfähigkeit im Süßen See 2008 bis 2012.....	29
Abbildung 11:	Isoplethen der Gesamtphosphor-Konzentrationen im Süßen See 2008 bis 2012	32
Abbildung 12:	Isoplethen der ortho-Phosphat-P Konzentrationen im Süßen See 2008 bis 2012.	33
Abbildung 13:	Isoplethen der Nitrat-N Konzentration im Süßen See 2008 bis 2012.....	35
Abbildung 14:	Verlauf der Chlorophyll a Konzentrationen ($\mu\text{g/l}$) und der Sichttiefe (m) von 2008 bis 2012	36
Abbildung 15:	Entwicklung der Phyto- und Zooplanktonbiomassen ($\mu\text{g FG/l}$) im Vergleich sowie Sichttiefe (m) von 2008 bis 2012	37
Abbildung 16:	Entwicklung des Phytoplanktons und der Chlorophyll a Konzentrationen im Süßen See im Jahresverlauf für den Untersuchungszeitraum 2008 bis 2012.	39
Abbildung 17:	Entwicklung des Zooplanktons im Süßen See im Jahresverlauf für den Untersuchungszeitraum 2008 bis 2012.	42
Abbildung 18:	Vergleich von CSI (Cladocera Size Index; Anteil großer Cladoceren (> 1 mm Körperlänge) am gesamten Crustaceenplankton ohne Nauplien) und Sichttiefe (m) im Süßen See im Jahresverlauf für den Untersuchungszeitraum 2008 bis 2012.	45
Abbildung 19:	Vergleich der relativen Zusammensetzung der Nahrungskategorien des Zooplanktons (Abundanzen) in den Nahrungsanalysen der Fische mit der relativen Zusammensetzung des Zooplanktons im Süßen See.....	46

Projekt-Nr. 201333

Abbildung 20: Absolute Zusammensetzung der Fischgemeinschaft nach der Biomasse bzw. Abundanz (Mittelwert) im Süßen See im September 2013 auf der Basis der Fischerei (volumengewichteten korrigierten Einheitsfänge der Stellnetzfisherei; Elektrobefischungen) und der Hydroakustik (absolute Zahlen im Flächenbezug siehe Tabelle 16)	49
Abbildung 21: Süßer See, September 2013 – Längen-Häufigkeits-Verteilungen der strukturbildenden Fischarten auf Basis der Bestandsschätzung ohne Silber- bzw. Marmorkarpfen, Giebel und Karpfen (<i>C. carpio</i>)	50
Abbildung 22: Tagesmittel des Durchflusses der Bösen Sieben am Pegel Unterrißdorf im Zeitraum 2008 bis 2012.....	56
Abbildung 23: Mittlerer jährlicher Durchfluss an den Zu- und Abläufen des Süßen Sees der Jahre 2008 bis 2012.....	58
Abbildung 24: Gesamtposphorkonzentration der Zu- und Abläufe des Süßen Sees im Zeitraum 2008 bis 2012.....	59
Abbildung 25: Ortho-Phosphat-P-Konzentration der Zu- und Abläufe des Süßen Sees im Zeitraum 2008 bis 2012.....	60
Abbildung 26: Nitrat-N-Konzentration der Zu- und Abläufe des Süßen Sees im Zeitraum 2008 bis 2012	62
Abbildung 27: Jahresfrachten der abfiltrierbaren Stoffe der Zu- und Abläufe des Süßen Sees im Zeitraum 2008 bis 2012	63
Abbildung 28: Jahresfrachten von Gesamtphosphor (P_{gesamt}) der Zu- und Abläufe des Süßen Sees im Zeitraum 2008 bis 2012.....	65
Abbildung 29: Jahresfrachten von ortho-Phosphat-P der Zu- und Abläufe des Süßen Sees im Zeitraum 2008 bis 2012	66
Abbildung 30: Jahresfrachten von Nitrat-N der Zu- und Abläufe des Süßen Sees im Zeitraum 2008 bis 2012.....	67
Abbildung 31: Fangergebnisse (Biomassen) des Sonderfischereiprogramms der Jahre 2008 bis 2012 (oben: jährliche Artenzusammensetzung; unten: Arten kumulativ)	74

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Wasserfläche und Seevolumen des Süßen Sees in Bezug zum Seepiegel an der Südschleuse, dargestellt mit Hilfe der Hohlraumfunktion	3
Tabelle 2: Untersuchungszeitraum der Jahre 2008-2012.....	4
Tabelle 3: Probenahmezeitpunkte für die Biologie 2008-2012	9
Tabelle 4: Umrechnungsfaktoren zur Ermittlung des Trockengewichts	10
Tabelle 5: Zusammensetzung der auf Nahrungszusammensetzung untersuchten Fische .	12
Tabelle 6: Übersicht zur Exposition und Einsatz der Fanggeräte bei der fischereilichen Probenahme am Süßen See vom 16.09. bis 27.09.2013.....	13
Tabelle 7: Übersicht zum Einsatz der Messgeräte der fischereilichen Probenahme am Süßen See vom 16.09. bis 27.09.2013.....	14
Tabelle 8: Übersicht zu Art und Umfang der Fangaufbereitung bei der fischereilichen Probenahme am Süßen See vom 16.09. bis 27.09.2013.....	17
Tabelle 9: Wasserspiegel, Seefläche, Seevolumen und mittlere Tiefe der Jahre 2008-2012	19
Tabelle 10: Allgemeine Gewässermerkmale und morphologische Kennwerte des Süßen Sees	20
Tabelle 11: Verweilzeiten Süßer See.....	21
Tabelle 12: Jahresmittel der Phytoplanktonbiovolumina [mm ³ /l] und Chlorophyll a (Chl a) Konzentrationen [µg/l] im Zeitraum 2008 bis 2012.....	37
Tabelle 13: Jahresmittel der Zooplanktonbiomasse [µg FG/l] im Zeitraum 2008 bis 2012.	40
Tabelle 14: Anteil großer Cladoceren (>1 mm) an der gesamten Crustaceenbiomasse sowie an der Cladocerenbiomasse.....	43
Tabelle 15: Cladocera Size Index (CSI)-Sommermittelwerte (Mai bis Oktober bzw. Anfang November) Anteil großer Cladoceren (> 1 mm) an der gesamten Crustaceenbiomasse ohne Nauplien.	44
Tabelle 16: Zusammensetzung und Größe der Fischgemeinschaft des Süßen Sees (265 ha) im September 2013, geschätzt auf der Basis der Fischerei (Stellnetzfänge, Elektrofischung) und der Tages-Echolotung vom 27.09.2013 (A = Abundanz; BM= Biomasse).	48
Tabelle 17: Relevante trophische Messwerte sowie Trophiebewertung für den Süßen See nach LAWA (1999) für die Jahre 2008 bis 2012	51
Tabelle 18: Klassifizierung und Bewertung der Sichttiefe nach TGL 27885/01 (1982)	52

Projekt-Nr. 201333

Tabelle 19:	Klassifizierung und Bewertung des Chlorophyll a nach TGL 27885/01 (1982) ..	53
Tabelle 20:	Klassifizierung und Bewertung des Phytoplanktons nach TGL 27885/01 (1982)	53
Tabelle 21:	Klassifizierung und Bewertung des Zooplanktons nach TGL 27885/01 (1982)..	54
Tabelle 22:	Ergebnisse der Berechnung des PSI für den Süßen See in den Jahren 2008 bis 2012 (PHYTOSEE.05, 2013, Seentyp 11.1).....	55
Tabelle 23:	Jahresabflussmengen der Zu- und Abflüsse des Süßen Sees für die Jahre 2008 bis 2012	57
Tabelle 24:	Wasserhaushaltsbilanz für die Jahre 2008-2012.....	69
Tabelle 25:	Prozentualer Anteil der Wasserhaushaltskomponenten	69
Tabelle 26:	Bilanzierung der Phosphoreinträge Süßer See 2008-2012	70
Tabelle 27:	Prozentualer Anteil der Stoffbilanzkomponenten.....	70

1 Einleitung

Der Süße See ist ein natürlich entstandenes Gewässer und liegt als erster See der Mansfelder Seenkette im östlichen Harzvorland ca. 25 km westlich der Stadt Halle. Die Entstehung des Süßen Sees ist auf Salzauslaugungen im Untergrund zurückzuführen. Der See ist 4,9 km lang und 0,9 km breit (Seetyp Rinnensee) und weist eine Fläche von 265 ha auf (Vermessung LHW, 2005). Mit einem Wasservolumen von ca. 11 Mio. m³ (Vermessung LHW, 2005) ist der Süße See der größte natürlich entstandene See Mitteldeutschlands. Das Einzugsgebiet des Süßen Sees ist etwa 169 km² groß (Schmidt & Zierdt, 2013), dabei wird der überwiegende Teil des Einzugsgebietes von einer 0,8 m bis zu 3 m dicken Lößdecke überlagert, so dass es bei Stark- bzw. Dauerniederschlägen zu erheblichen Materialtransporten kommt.

Der Süße See verfügt über zwei oberirdische Zuflüsse, den Salzgraben und die Böse Sieben, sowie über zwei Ablaufbauwerke, die Südschleuse in Seeburg (Hauptbauwerk) und die Nordschleuse nordöstlich von Seeburg. Der Ablauf erfolgt ab einem Wasserstand des Süßen Sees von +92,66 m NN zunächst über die Südschleuse (Verbindungsgraben), erst ab einer Stauhöhe von +92,85 m NN (untere Schwelle) bzw. +93,15 m NN (maximale Stauhöhe) fließt zusätzlich Wasser über die Nordschleuse ab. Letztere dient somit, zusammen mit dem nachfolgenden Rollsdorfer Mühlgraben (Entwässerung in den Bindersee), als Entlastungsgraben für die Südschleuse. Neben den oberirdischen Zu- und Abflüssen wird davon ausgegangen, dass der Süße See in Wechselwirkung mit dem Grundwasser steht.

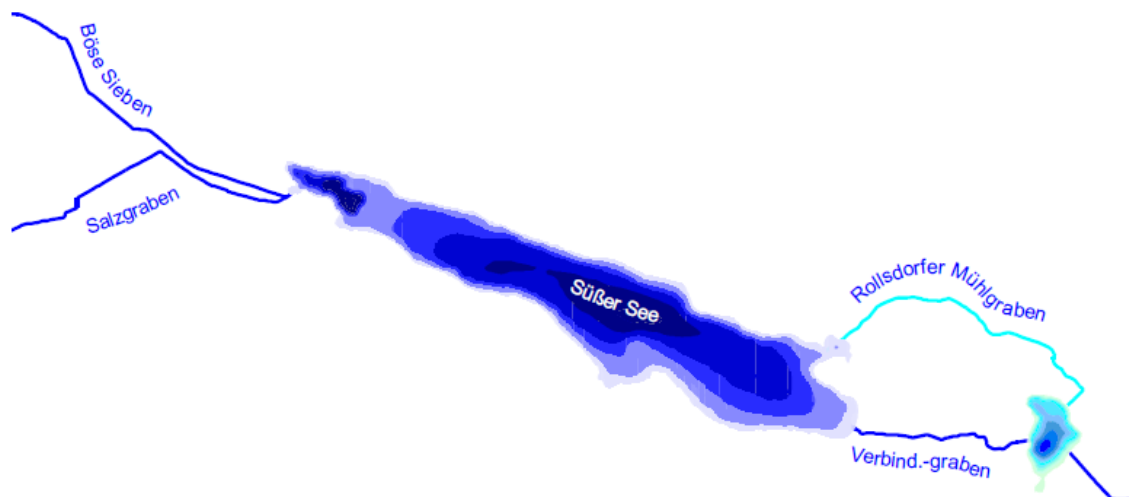


Abbildung 1: Süßer See mit Zu- und Abflüssen (Quelle: LHW)

Der Süße See stellt im Raum Halle das größte Naherholungsgebiet mit regionaler und überregionaler Bedeutung dar. Als relevante Nutzungsarten sind Erholung, Landschafts- und Naturschutz, fischereiliche Nutzung sowie Landwirtschaft und Obstbau zu nennen.

Projekt-Nr. 201333

Seit dem Jahr 2006 führt die Universität Halle (Fachbereich Geographie) chemische und physikalische Messungen an den Zu- und Abläufen des Süßen Sees sowie seit 2007 auch direkt im Süßen See durch. Zusätzlich zu diesen Messungen erfolgten Phyto- und Zooplanktonuntersuchungen sowie Mageninhaltsuntersuchungen von planktivoren Fischen.

Die IfUA Umweltberatung und Gutachten GmbH wurde auf der Grundlage eines Angebotes vom 19.04.2012 (ang13-125) vom Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft mit Schreiben vom 21.05.2013 (Werkvertrag 5.1.5/02/2013) mit der Fischbestandserfassung 2013 und der Erarbeitung eines limnologischen Gutachtens zur Entwicklung des Süßen Sees im Zeitraum 2008-2012 beauftragt. Die Zielstellung für das zu erarbeitende Gutachten 2008-2012 war, unter Berücksichtigung der hydrologischen Grundlagen des Süßen Sees (Seeinhalt und -fläche, Zu- und Abflüsse, Niederschläge etc.) und unter Verwendung der überwiegend von der Universität Halle zur Verfügung gestellten Daten, eine Wasser- und Phosphorbilanzierung für den Zeitraum 2008-2012 durchzuführen. Basierend auf den vorliegenden Daten sollten überdies eine Trophieklassifizierung sowie eine Bewertung des Süßen Sees anhand der biologischen Daten gemäß EG-WRRL (EG-Wasserrahmenrichtlinie) erfolgen. Darüber hinaus sollten die Ergebnisse der Fischbestandserfassungen (incl. 2013) in das Gutachten einbezogen werden und abschließend unter Einbeziehung der vorangegangenen Limnologischen Gutachten (LBH, 1997; LBH, 2008) Veränderungen und Entwicklungstendenzen des gewässerökologischen Zustands des Sees beschrieben und bewertet werden.

Zur Erfüllung der obigen Zielstellung war es notwendig die vorliegende Datengrundlage zu ergänzen. Insofern wurde der Auftragsumfang um eine Makrozoobenthos-Untersuchung sowie eine ausführlichere Befischung des Süßen Sees zur Untersuchung des Fischbestandes erweitert (aktuelle Untersuchungen durch das Labor für Fisch- und Gewässerökologie im Jahr 2013).

2 Datengrundlage und Methoden

2.1 Hydrometrie und Verweilzeit

Zur Charakterisierung der Morphometrie des Süßen Sees standen Daten der Vermessung aus dem Jahr 2005 zur Verfügung (Quelle: LHW). Bei dieser Vermessung wurden die wesentlichen seebeckenbeschreibenden Kenngrößen nach LAWA (1999) erhoben bzw. berechnet.

Zur Betrachtung der hydrometrischen und hydrologischen Verhältnisse im Untersuchungszeitraum (2008-2012) wurden des Weiteren die Seefläche und das Seevolumen mit Hilfe der am Pegel Südschleuse (Süßer See) erhobenen Wasserstände berechnet. Dazu wurde wie folgt vorgegangen:

- Berechnung täglicher Wasserstände durch Interpolation der zumeist wöchentlich erhobenen Seepegelstände.
- Berechnung täglicher Werte für das Seevolumen und der Seefläche mit Hilfe der Hohlraumfunktion (Tabelle 1).
- Bildung von Jahresmittelwerten (2008-2012) für das Seevolumen und die Seefläche.

Die ermittelten Kenngrößen sowie die Tages- und Jahreswerte bildeten die Grundlage für die weiteren im vorliegenden Gutachten durchgeführten hydrologischen und trophischen Berechnungen (z.B. Wasserhaushaltsbilanz, Trophie).

Tabelle 1: Wasserfläche und Seevolumen des Süßen Sees in Bezug zum Seepegel an der Südschleuse, dargestellt mit Hilfe der Hohlraumfunktion

Wasserspiegel-niveau [m NN]	Wassertiefe [m]	Wasserfläche [Mio. m ²]	Seevolumen [Mio. m ³]
92,75	0	2,69	11,48
92,25	0,50	2,59	10,16
91,75	1,00	2,50	8,89
91,25	1,50	2,41	7,66
90,75	2,00	2,31	6,48
90,25	2,50	2,20	5,36
89,75	3,00	2,07	4,29
89,25	3,50	1,88	3,30
88,75	4,00	1,68	2,41
88,25	4,50	1,44	1,64
87,75	5,00	1,19	0,98
87,25	5,50	0,83	0,48
86,75	6,00	0,40	0,19
86,25	6,50	0,16	0,06
85,75	7,00	0,05	0,01
85,25	7,50	0,01	0,00
84,75	8,00	0,00	0,00

Projekt-Nr. 201333

Die mittleren jährlichen Verweilzeiten wurden für die Jahre 2008-2012 wie folgt berechnet (nach LAWA 1999):

$$R_t = V \text{ [m}^3\text{]}/Q \text{ [m}^3\text{/a]}$$

Dabei sind:

R_t = mittlere Verweilzeit

V = Seevolumen

Q = Jahreswasserfracht

2.2 Sondenparameter und Wasserchemie

Die Universität Halle führt seit dem Jahr 2007 limnologische Untersuchungen am Süßen See durch. Der Süße See wird an zwei Messstellen, am östlich gelegenen Seglerhafen und im westlichen Seebereich (Messstelle Lüttchendorf) beprobt. In der folgenden Tabelle sind die Untersuchungszeiträume der Jahre 2008 bis 2012 aufgeführt. Die Probenahme fand in der Regel monatlich statt.

Tabelle 2: Untersuchungszeitraum der Jahre 2008-2012

Jahr	Untersuchungszeitraum
2008	Ganzjährig
2009	März bis Dezember
2010	April bis November
2011	April bis Dezember
2012	April bis November

An den Messstellen Seglerhafen und Lüttchendorf wurden im Untersuchungszeitraum 2008-2012 von der Oberfläche bis über Grund (bis 7 m Tiefe) in 1 m-Abständen Wasserproben entnommen und hinsichtlich der Vor-Ort Parameter Wassertemperatur, pH-Wert, Sauerstoffkonzentration und Leitfähigkeit untersucht. An der Messstelle Seglerhafen wurden zudem in 1 m-Abständen Proben zur Laboranalyse entnommen, an der Messstelle Lüttchendorf beschränkte sich die Wasserentnahme für die Laboranalyse auf eine Mischprobe über die gesamte Wassersäule. Für die Auswertung der Wasserchemie des Süßen Sees lagen Daten zu den Parametern Chlorid, Nitrat, Sulfat, Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, ortho-Phosphat-P und Gesamtphosphor vor.

Aufgrund der besseren Datenlage bezieht sich die folgende Auswertung der chemisch-physikalischen Situation des Süßen Sees auf die Ergebnisse der Messstelle Seglerhafen. Ein Vergleich der Analyseergebnisse der an beiden Messstellen entnommenen Mischproben zeigte zudem, dass die chemisch-physikalische Situation an beiden Seemessstellen vergleichbar war. Insofern wird auf eine nähere Betrachtung der Ergebnisse der Messstelle Lüttchendorf verzichtet. Die an der Messstelle Seglerhafen im Tiefenprofil erhobenen Daten sind im vorliegenden Gutachten für ausgewählte Parameter mittels Isoplethen dargestellt. Die Darstellung und Auswertung umfasst alle gemessenen Sondenparameter sowie die zur

Projekt-Nr. 201333

Beschreibung des Nährstoffhaushaltes relevanten Parameter Gesamtphosphor, ortho-Phosphat-P und Nitrat-N.

2.3 Nährstoffkonzentrationen und Frachten der Zu- und Abläufe

Für die Auswertung der Nährstoffkonzentrationen und Frachten der Zu- und Abläufe standen die Daten des Stoffeintragsmonitorings Süßer See der Universität Halle zur Verfügung. Das Monitoring wird seit dem 01. Juni 2006 durchgeführt und umfasst sowohl den Süßen See als auch dessen Zu- und Abflüsse.

Folgende Daten wurden für den vorliegenden Bericht verwendet:

Zuflüsse Böse Sieben und Salzgraben:

- Durchfluss: Tagesmittelwerte des Durchflusses [m^3/s] am Pegel Unterrißdorf (Böse Sieben) zur Darstellung der Abflussdynamik der Jahre 2008 bis 2012. Für den Salzgraben liegen keine Tagesmittelwerte des Durchflusses vor, so dass auf eine Darstellung des jahreszeitlichen Verlaufs verzichtet wurde. Der Durchfluss des Salzgrabens wurde anhand von Jahresmittelwerten, berechnet von der Universität Halle, betrachtet.
- Stoffkonzentration: Daten der wöchentlich entnommenen Stichproben am Pegel Unterrißdorf (Böse Sieben) und am Standort Wormsleben (Salzgraben) für die Parameter Gesamtphosphor, ortho-Phosphat-P und Nitrat-N zur Auswertung der Nährstoffkonzentrationen (2008 bis 2012).
- Stofffrachten: Von der Universität Halle berechnete Jahresfrachten, berechnet aus den Jahresmittelwerten der Stoffkonzentrationen (Stichproben) und Abflüsse (2008 bis 2012) für die Parameter abfiltrierbare Stoffe (afs), Gesamtphosphor, ortho-Phosphat-P und Nitrat-N.

Abflüsse Süd- und Nordschleuse:

- Durchfluss: Jahresmittelwerte des Durchflusses [m^3/s] an den Abläufen Süd- und Nordschleuse, berechnet von der Universität Halle.
- Stoffkonzentration Südschleuse: Daten der wöchentlichen Stichproben, erhoben am Standort Südschleuse für die Parameter Gesamtphosphor, ortho-Phosphat-P und Nitrat-N zur Auswertung der Nährstoffkonzentrationen (2008 bis 2012).
- Stoffkonzentration Nordschleuse: Daten der bei vorhandener Wasserführung wöchentlich am Standort Nordschleuse entnommenen Stichproben für die Parameter Gesamtphosphor, ortho-Phosphat-P und Nitrat-N zur Auswertung der Nährstoffkonzentrationen (2008 bis 2012).
- Stofffrachten: Von der Universität Halle berechnete Jahresfrachten für die Parameter afs, Gesamtphosphor, ortho-Phosphat-P und Nitrat-N, berechnet aus den Jahresmittelwerten der Stoffkonzentrationen und den Abflussmengen. Am Standort Nordschleuse wurde die Fracht aus den Mittelwerten der Stoffkonzentrationen und den

Mittelwerten der Abflussmessungen multipliziert mit den realen Abflusstagen berechnet.

2.4 Wasserbilanz

Die Bilanzierung des Wasserhaushaltes für den Süßen See wurde nach der Bilanzgleichung von Dyck & Peschke (1995) vorgenommen. Die Wasserhaushaltsgleichung für Seen wird folgendermaßen formuliert:

$$P + Z + Ro \pm GW - E - R = \Delta S$$

Dabei sind:

P = Niederschlag auf die mittlere Seeoberfläche des jeweiligen Jahres

Z = Gesamter oberirdischer Zufluss (Böse Sieben, Salzgraben, Mischwassereinleitung (MWE))

Ro \pm GW = Oberflächenabfluss aus dem bachlosen Einzugsgebiet („Run off“) und Grundwasser

E = Verdunstung der mittleren Seeoberfläche des jeweiligen Jahres

R = Gesamter oberirdischer Abfluss aus dem See (Südschleuse, Nordschleuse)

ΔS = Speicherung, Differenz des Seevolumens zum Jahresbeginn und zum Jahresende

Für die Wasserbilanz des Süßen Sees der Jahre 2008 bis 2012 wurden folgende Komponenten herangezogen:

Niederschlag: Die Wetterdaten entstammen der meteorologischen Messstation Unterrißdorf/PEA, welche von der Universität Halle und der Firma UTK-Ecosens GmbH betrieben wird. Die Daten umfassen den Zeitraum 2008 bis 2012 und geben die Werte für einen Abstand von 10 Minuten wieder. Die Aufbereitung der Daten erfolgte durch die UTK-EcoSens GmbH. Anhand dieser vom LHW zur Verfügung gestellten Wetterdaten wurden die Jahresniederschlagssummen der Jahre 2008 bis 2012 ermittelt und auf die im jeweiligen Jahr geltende mittlere Seefläche bezogen.

Oberirdische Zuflüsse (Fließgewässer): Für die oberirdischen Zuflüsse „Böse Sieben“ und „Salzgraben“ wurden die Jahresmittelwerte der von der Universität Halle erhobenen Durchflussmengen verwendet. Da die am Pegel „Unterrißdorf“ erhobenen Durchflussmengen nicht den gesamten Gebietsabfluss der Bösen Sieben oberhalb des Süßen Sees berücksichtigen, wurden die Werte durch Multiplikation mit dem Faktor 1,14 korrigiert. Dieser Faktor wurde im limnologischen Gutachten Süßer See 2007 (LBH, 2008) hergeleitet und berücksichtigt durch Korrektur der Durchflussmengen das 9,6°km² große Einzugsgebiet zwischen dem Pegel Unterrißdorf und dem Süßen See.

Oberirdische Zuflüsse (Mischwassereinleitung): Sowohl in die Zuflüsse des Süßen Sees als auch in den Süßen See selbst findet eine Einleitung von Mischwasser statt. Für die Wasserhaushaltsbilanz des Sees ist die Einleitstelle „Aseleben“ von Bedeutung. Bei der Einleitstelle handelt es sich um ein Regenüberlaufbecken. Nach den vom Abwasserzweckverband „Eisleben-Süßer See“ zur Verfügung gestellten Informationen wird angenommen, dass es infolge von Überlaufereignissen zu einer Wassereinleitung von 3086 m³/a kommt (diese Angabe beruht auf Messungen im Zeitraum von 2011 bis 2013). Die genannte Einleitmenge ging als jährliche Zuflusskomponente in die vorliegende Wasserbilanz mit ein, ist aber aufgrund des kurzen Messzeitraumes und der starken Abhängigkeit von Niederschlagsereignissen/Überlaufereignissen als Schätzwert zu verstehen. Die Einleitmenge der Mischwassereinleitungen „Unterrißdorf“ und „Wormsleben“ ist bereits in dem (korrigierten) Gebietsabfluss der Bösen Sieben mit erfasst und geht somit nicht gesondert in die Wasserbilanzierung mit ein. Für die Mischwassereinleitstelle „Lüttchendorf“ wird nach den Angaben des Abwasserzweckverbandes lediglich eine Wassermenge von 1,15 m³/a infolge von Überlaufereignissen (2011 bis 2013) angenommen.

Run off/Grundwasser: Da für diese Wasserbilanzkomponenten keine belastbare Datenbasis vorliegt, wurden die Wassermengen für das Grundwasser und den bachlosen, oberirdischen Abfluss („run off“) als Differenzgrößen berechnet und gehen als solche in die Wasserbilanz mit ein.

Verdunstung: Die Verdunstung wurde für die im jeweiligen Jahr vorhandene Seefläche aus den Daten der Lufttemperatur und der relativen Luftfeuchte der meteorologischen Station Unterrißdorf/PEA nach Haude (1955) berechnet. Das Ergebnis gibt somit die Verdunstung der Seewasserfläche/Jahr wieder.

Oberirdische Abflüsse: Für die oberirdischen Abflüsse „Südschleuse“ und „Nordschleuse“ wurden die Jahresmittelwerte der von der Universität Halle erhobenen Durchflussmengen verwendet.

Δ S Speicherung: Die Speicherdifferenz des jeweiligen Bilanzzeitraumes ergibt sich aus dem Seevolumen am Jahresende abzüglich des Seevolumens zu Jahresbeginn. Die Berechnung des Seevolumens und der Seefläche in Bezug zum Seepegel [m NN] wurde mit Hilfe einer Hohlräumfunktion umgesetzt (Tabelle 1). Der Seepegel wurde wöchentlich am Pegel Südschleuse durch das LHW aufgenommen. Da keine tägliche Erhebung des Seepegels stattfand, wurden die fehlenden Werte interpoliert (vgl. Abbildung 5, Kapitel 3.1).

2.5 Phosphorbilanz

Die Wasserhaushaltsbilanz des Süßen Sees und die Berechnungen der Stofffrachten der Zu- und Abflüsse sowie die Ermittlung des Phosphorinventars des Sees dienen als Grundlage für die Erstellung einer Phosphorbilanz. Mit der Bilanzierung aller bekannten externen

Projekt-Nr. 201333

Stoffeintrags- und Austragsmengen lässt sich eine eventuell auftretende interne Düngung durch Phosphorrücklösung aus dem Sediment („internal loading“) bzw. eine Sedimentierung eingetragener Stoffe berechnen. Bei der Phosphorbilanzierung werden die Wassermengen mit den chemischen Analysen verknüpft. Die Phosphorbilanz wurde folgendermaßen formuliert (modifiziert nach Dyck & Peschke, 1995):

$$P_{P/a} + Z_{P/a} + GW_{P/a} - R_{P/a} = \Delta S$$

Dabei sind:

$P_{P/a}$ = Stoffdeposition mit Niederschlag auf Seefläche

$Z_{P/a}$ = Summe der Stoffeinträge durch oberirdische Zuflüsse (Böse Sieben, Salzgraben), Mischwassereinleitungen (MWE; Aseleben) und Freizeitnutzung

$GW_{P/a}$ = Stoffeintrag/austrag über das Grundwasser

$R_{P/a}$ = Summe der Stoffausträge durch oberirdische Abflüsse (Südschleuse, Nordschleuse)

ΔS = Phosphorinventar See

Die Komponenten der Phosphorbilanz setzen sich wie folgt zusammen:

Niederschlag: Zur Berechnung des Phosphoreintrages durch Niederschlag wurde eine mittlere Gesamtphosphor-Konzentration (TP) von 0,55 µg/l nach LBH (2008) angenommen.

Zuflüsse Fließgewässer: Für die Fließgewässer Böse Sieben und Salzgraben wurden die von der Universität Halle berechneten Jahresfrachten verwendet.

Zuflüsse Mischwassereinleitungen: Der Eintrag über die Mischwassereinleitung Aseleben ging einheitlich für jedes Jahr mit 7,7 kg/a in die Bilanzierung ein. Bei dieser Konzentration handelt es sich um einen vom Abwasserverband „Eisleben-Süßer See“ ermittelten jährlichen Schätzwert. Die Ermittlung beruht auf den chemischen Analysen am Regenüberlaufbecken Halberstadt im Zeitraum 2010 bis 2012, verknüpft mit den eingetragenen Wassermengen im Zeitraum 2011 bis 2013. An der MWE Aseleben fanden keine chemischen Analysen statt. Auf gleiche Weise wurden die Phosphorfrachten der weiteren Mischwassereinleitungen ermittelt. Die Phosphorfracht der Mischwassereinleitung „Unterrißdorf“ ging demnach mit 1,7 kg/a in die Bilanzierung ein. Für „Wormsleben“ und „Lüttchendorf“ wurden nach Angaben des Abwasserverbandes Werte von 0,2 kg/a und 0,0 kg/a angenommen.

Eintrag durch Freizeitnutzung: Der Phosphoreintrag durch die Freizeitnutzung (Badegäste, Ferienhäuser am See) wurde mit 170 kg/a kalkuliert und beruht auf den Berechnungen von LBH (1997).

Grundwasser: Für das Grundwasser wurde wie in LBH (2008) eine einheitliche, mittlere Phosphorkonzentration von 17 µg/l verwendet.

Abflüsse Fließgewässer: Für die Phosphorausträge über die Süd- und Nordschleuse wurden die von der Universität Halle berechneten Jahresfrachten berücksichtigt.

Δ S Speicherung/Phosphorinventar: Das Phosphorinventar wurde anhand der Daten der Universität Halle berechnet (Messstelle Seglerhafen). Für jeden Probenahmetermin wurde aus den Messdaten der 7 Tiefenstufen ein schichtvolumengewichteter Mittelwert gebildet (nach LBH, 1997). Die Speicherung (Δ S) des jeweiligen Bilanzzeitraumes ergibt sich aus dem Phosphorinventar am Jahresende abzüglich des Phosphorinventars am Jahresbeginn. Lagen für den Beginn eines Jahres (Jan/Feb) keine Daten vor, wurde auf die Daten des Jahresendes (Nov/Dez) des jeweils vorherigen Jahres zurückgegriffen.

Der mögliche interne Phosphoreintrag (SI) durch Phosphorrücklösung aus dem Sediment ergibt sich aus der Differenz aller betrachtenden Eingangsgrößen und lässt sich wie folgt formulieren:

$$SI = \Delta S - (P_{P/a} + Z_{P/a} + GW_{P/a}) + R_{P/a}$$

2.6 Biologische Untersuchungen

Die Proben für die Analyse des Phyto- und Zooplanktons des Süßen Sees wurden an der Messstelle Seglerhafen entnommen. Die Beprobung erfolgte in der Regel monatlich, eine Übersicht über die Probenahmezeitpunkte ist in der folgenden Tabelle dargestellt.

Tabelle 3: Probenahmezeitpunkte für die Biologie 2008-2012

Jahr	Monate											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	VIII	X	XI	XII
2008	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2009	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x*	x
2010	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	-
2011	-	-	-	x	x	x	-	x	x	x	x	x*
2012	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	-

* keine Rotatorienprobe vorhanden

Die Phyto- und Zooplanktonuntersuchungen wurden durch das Limnologie-Büro LBH HOEHN GmbH durchgeführt. Die für dieses Gutachten zur Verfügung gestellten Phyto- und Zooplanktondaten wurden im vorliegenden Gutachten in den Graphiken als Biomasse in µg Frischgewicht pro Liter dargestellt. Die Berechnung des Frischgewichts erfolgte wie in LBH (2008) unter der Annahme, dass Planktonorganismen das gleiche spezifische Gewicht wie Wasser (1 g/cm³ bzw. 1 g/ml) besitzen (Lohmann, 1908, zitiert in ATT, 1998), womit 1 µg Biomasse (Frischgewicht) 1.000.000 µm³ Biovolumen entspricht. Obwohl diese Annahme durch neuere Untersuchungen angezweifelt wird (LUBW, 2013), wurden aufgrund der besseren Vergleichbarkeit mit den Daten der vorangegangenen Gutachten zum Süßen See im vorliegenden Gutachten zusätzlich zu den berechneten Trockenbiomassen jeweils die

Daten zur Frischbiomasse dargestellt. Diese Darstellung hat zudem den Vorteil, dass unterschiedlich große Organismen direkt miteinander verglichen werden können (LBH, 2008).

2.6.1 Phytoplankton 2008-2012

Die Phytoplanktonproben wurden als Mischproben über die gesamte Tiefe (Summenprobe durch Vereinigung aus 1-m-Rohrschöpfer-Proben) entnommen und unmittelbar bei der Probenahme mit LUGOL'scher Jod-Kaliumjodidlösung fixiert. Die Phytoplanktonuntersuchung erfolgte nach Utermöhl (1958) am Umkehrmikroskop. Für die Diatomeenpräparate wurden 1000 ml Probe mit Formalin fixiert und anschließend filtriert und luftgetrocknet. Die Herstellung der Diatomeenpräparate sowie deren Auswertung erfolgte durch das Limnologie-Büro LBH HOEHN GmbH nach Nixdorf et al. (2008). Die Bestimmung des Phytoplanktons erfolgte mindestens bis zu der in der Mindestbestimmbarkeitsliste für die Bearbeitung nach EG-WRRL (Mischke et al., 2008) vorgegebenen taxonomischen Tiefe. Die Biovolumenbestimmung erfolgte nach Hoehn et al. (1998). Eine ausführliche Beschreibung der Vorgehensweise ist im Limnologischen Gutachten 2007 enthalten (LBH, 2008).

2.6.2 Zooplankton 2008-2012

Die Zooplanktonuntersuchung wurde durch das Limnologie-Büro LBH HOEHN GmbH durchgeführt und erfolgte an Proben, die durch quantitative Netzzüge über die gesamte Wassertiefe gewonnen wurden, wobei für die Probenahme der Rotatorien ein Mikroflowmeternetz (Hoehn et al., 1998) und für die Crustaceen ein Netz der Maschenweite 120 µm mit Durchflußzähler verwendet wurde. Die Zooplanktonproben wurden in 4 % Zuckerformollösung fixiert. Die Zooplanktonzählung und Bestimmung erfolgte nach Hoehn et al. (1998) gemäß der im Limnologischen Gutachten 2007 enthaltenen ausführlich beschriebenen Vorgehensweise (LBH, 2008).

Tabelle 4: Umrechnungsfaktoren zur Ermittlung des Trockengewichts

Zooplanktongruppe	In a	b	Literatur
Diaphanosoma	1,624	3,047	Bottrell et al. (1976)
Bosmina	3,09	3,039	Bottrell et al. (1976)
Ceriodaphnia	2,562	3,338	Bottrell et al. (1976)
Daphnia	1,468	2,829	Bottrell et al. (1976)
Chydoridae	4,493	3,93	Dumont et al. (1975)
Aloninae/Eurycercinae	3,391	3,48	Dumont et al. (1975)
Copepoden	1,953	2,40	Bottrell et al. (1976)

Das Trockengewicht der Rotatorien wurde nach Wappis (1980) als 10 % des Frischgewichts angegeben. Für die übrigen Zooplanktongruppen wurde nach Botrell et al. (1976) vorgegangen, wobei eine konstante Längen/Massen-Beziehung angenommen wird und die Trockenmasse (W , in µg/l) mittels Verwendung der Längenmessung (L , in mm) sowie der artspezifischen Konstanten bzw. dem Achsenabschnitt ($In a$) und der Steigung (b) berechnet wird. Die

in diesem Projekt benutzten Umrechnungsfaktoren zur Ermittlung des Trockengewichts für die Geradengleichung

$$\ln W = b * \ln L + \ln a$$

sind in der oben dargestellten Tabelle 4 angegeben. Wie auch in LUBW (2013) angemerkt, kann die Trockenmasse jedoch auch nur eine Abschätzung des tatsächlichen Zustandes sein, da diese je nach verwendeten Faktoren und Gleichungen variieren kann.

Das Zooplankton des Süßen Sees wird im Folgenden in Großgruppen unterteilt: calanoide Copepoden, cyclopoide Copepoden, Cladoceren, Rotatorien und „Sonstige“. Da der Anteil von Eimassen am Trockengewicht generell sehr klein ist sowie in vergleichenden Betrachtungen in der Regel nicht berücksichtigt wird, wurde die Erfassung der Eier des Zooplanktons weder in den graphischen Darstellungen im vorliegenden Limnologischen Gutachten noch in der Bewertung des Zooplanktons berücksichtigt. Unter „Sonstige“ sind Nematoden, Chaoboruslarven, Jungmuscheln und Wassermilben zusammengefasst, die zwar zur besseren Übersicht in den Graphiken dargestellt, in der Bewertung nach TGL 27885/01 (1982) jedoch nicht berücksichtigt wurden.

2.6.3 Nahrungsanalysen der Fische 2008 bis 2012

Für die Fischmagenuntersuchungen lagen für den Untersuchungszeitraum 2008 bis 2012 im Rahmen der jährlichen Intensivbefischung Proben von Fischmägen sowie komplette Fische aus kleineren Größenklassen vor, die in Ethanol fixiert wurden. Die so konservierten Mageninhalte wurden im Schwerpunkt auf Zooplankton analysiert.

Das heterogene Proben- bzw. Datenmaterial (wechselnde Fischarten je Zeitraum, wechselnde Probenzahl pro Fischart, unterschiedliche Fischlängenbereiche, unterschiedliche Zeiträume in den Untersuchungsjahren) erlaubt keine sinnvolle Auswertung im Sinne einer Zeitreihenanalyse. Der qualitative Vergleich zwischen den Nahrungsanalysen und dem Zooplankton im See zielt v.a. auf die Nahrungswahl der Fische (Selektivität von Taxagruppen). Eine Quantifizierung des Fraßdruckes auf das Zooplankton ist auf Basis der vorhandenen Daten nicht möglich.

Für die jeweilige Fischartengruppe wurde je Fangdatum die relative Zusammensetzung der Zooplankton-Taxa auf Basis der Abundanz neu berechnet. Dazu wurden andere Nahrungskompartimente (Benthos, ggf. Fisch) nicht berücksichtigt. Pro Vergleichszeitraum wurden die relativen Häufigkeiten der Zooplanktontaxa der Fischartengruppen (Teilproben) arithmetisch gemittelt. Die daraus resultierenden relativen Häufigkeiten wurden zu vier Nahrungskategorien zusammengefasst: Daphnien, Cladoceren (ohne Daphnien), Copepoden und Rotatorien.

Nahrungsanalysen der Kaulbarsche wurden aufgrund ihrer Rolle als bodennah lebende Nebenfischart und ihrer überwiegend benthivoren Ernährung vom Vergleich ausgenommen.

Tabelle 5: Zusammensetzung der auf Nahrungszusammensetzung untersuchten Fische

Vergleichszeitraum	Fangdatum	untersuchte Fische
Oktober 2008	14.10.2008	3 Bleie 45 cm (Brachse)
	14.10.2008	11 Rotaugen 20 - 22 cm
	14.10.2008	15 Rotaugen 28 - 30 cm
	14.10.2008	4 Flussbarsche 10 – 20 cm
November 2008	14.10.2008	5 Güster 21 cm
	29.10.2008	11 Rotaugen 4 – 5 cm
	29.10.2008	3 Rotaugen 10 – 12 cm
	29.10.2008	2 Bleie 7 – 12 cm (Brachse)
Juli 2009	05.07.2009	5 Barsche 2 – 5 cm
	17.07.2009	34 Rotaugen 2 – 3 cm
August 2009	21.08.2009	8 Rotfedern 8 cm
	21.08.2009	12 Flussbarsche 6 cm
August 2010	29.07.2010	12 Flussbarsche 6 cm
	29.07.2010	12 Rotaugen 2 – 5 cm
	10.08.2010	13 Rotaugen 2 – 5 cm
	10.08.2010	Marmorkarpfen
Oktober 2010	22.09.2010	2 Güster 10 – 15 cm
	22.09.2010	5 Barsche 15 – 20 cm
	22.09.2010	5 Bleie 45 – 50 cm
	22.09.2010	Güster 20 – 25 cm
	22.09.2010	5 Plötze 15 – 20 cm
November 2010	28.11.2010	6 Plötzen 5 – 10 cm
April 2011	18.04.2010	10 Barsche 10 – 15 cm
	18.04.2010	5 Plötzen 5 – 10 cm
	20.04.2010	11 Bleie 5 – 10 cm
November 2011	22.10.2011	3 Rotfedern 20 – 25 cm
	23.10.2011	5 Plötzen 10 – 15 cm
Juni 2012	03.07.2012	4 Plötzen 10 – 15 cm
	03.07.2012	8 Barsche 7 – 15 cm

Insgesamt gingen die Analysen von 221 Fischen verteilt auf 6 strukturbildende Hauptfischarten (56 Barsche, 21 Bleie, 8 Güstern, 1 Marmorkarpfen, 124 Plötzen, 11 Rotfedern) in die Bewertung ein.

2.6.4 Fischbestand 2013

Fischereiliche Probenahme

Das Untersuchungsprogramm in der Zeit vom 16.09. bis 27.09.2013 diente in erster Linie der komplexen Erfassung und Bewertung der Struktur der Fischgemeinschaft und schließt eine Quantifizierung des Fischbestandes ein.

Die Befischung erfolgte in Anlehnung an die DIN EN 14757. Der Befischungsaufwand für die benthischen Hols (Grundstellnetzholz) bemisst sich anhand der Größe und der maximalen Tiefe des Süßen Sees. Zum Einsatz kamen Multimaschen-Kiemennetze nach EN 14757 oder dem erweiterten tschechischen Standard CZ EN 14757. Um auch große Cypriniden

Projekt-Nr. 201333

(Bleie, Karpfen, Silber- bzw. Marmorkarpfen) fangen zu können, wurden ergänzend Multimaschennetze oder Einzelstellnetze der Maschenweiten 70, 90, 110 und 135 mm eingesetzt. Die benthischen Netze hatten eine Höhe von 1,5 m; die pelagischen Multimaschennetze waren 3 m hoch.

Die Fanggeräte wurden unter Einschluss beider Dämmerungsphasen über Nacht exponiert. Die mittlere Standzeit betrug 15 Stunden.

Tabelle 6: Übersicht zur Exposition und Einsatz der Fanggeräte bei der fischereilichen Probenahme am Süßen See vom 16.09. bis 27.09.2013.

Fanggeräte	Beschreibung / Spezifikation	Anzahl der MS
passive Fanggeräte		
Kiemennetz	Je Fangposition - Multimaschennetze „Typ NORDIC“ (Grundnetze = 5-55 mm # / 90 mm # oder pelagisches Schwebenetz = 5-55 mm#) ergänzt durch Einzelnetze / Multimaschennetze der Maschenweiten 70, 90, 110 und 135 mm (je Fleet 10 m lang); Tiefengestaffelte Befischung in Anlehnung an DIN EN 14757	34 (davon 23 bethische Hols und 8 pelagische Hols; sowie 3 pelgische Hols ausschließlich mit großen Maschenweiten (90 – 135 mm))
Kleinreuse	sog. Aalreusen D40; 2 Fangkammern mit 8 m langem Leitnetz	3
aktive Fanggeräte		
Ringwade	Umschließungsnetz, 6 mm Maschenweite, 50 m lang, 6 m hoch (Befischung des Pelagials); Fangfläche je Hol ca. 200 m ²	3 (3x nachts)
Elektrofischereigerät	batteriebetriebenes EFGI 4000 (Fa. Bretschneider); Ausgangsleistung max. 4 kW Gleichstrom / 8 kW Puls; befischte Strecke insgesamt ca. 1000 m; Stippfischerei aus dem gestakten bzw. geruderten Boot	4 (4 Fangstrecken a 160-300 m)

Das Litoral bzw. die Randbereiche der Gelegezonen wurde mittels Elektrofischerei am 25.09.2013 beprobt. Zum Einsatz kam das batteriebetriebene Elektrofischereigerät EFGI 4000 der Firma Bretschneider Spezialelektronik mit einer maximalen Gleichstromleistung von 4 kW bzw. Pulsstrom-Leistung von 8 kW. Bei einer spezifischen Leitfähigkeit von $>1500 \mu\text{S cm}^{-1}$ wurde mit pulsierendem Gleichstrom im Spannungsbereich um 260 Volt gefischt, um eine befriedigende Fangwirkung auch auf Fische der AG 0+ zu erzielen. Die Befischung wurde als Stippfischerei bei mäßigen Sichtverhältnissen (Sichttiefe 1,2 m) aus dem geruderten bzw. gestakten Boot durchgeführt. Zur Aufnahme der Fische wurden Kescher mit Maschenweiten von 6 mm verwendet, was auch die sichere Erfassung von juvenilen Individuen bzw. Individuen der Altersgruppe 0+ ermöglichte. Insgesamt wurden 4 Probenahmestrecken (E01 bis E04) mit einer Gesamtlänge von 1000 m befischt.

Tabelle 7: Übersicht zum Einsatz der Messgeräte der fischereilichen Probenahme am Süßen See vom 16.09. bis 27.09.2013.

Messgerät	Beschreibung / Spezifikation	Einsatz
Fischereiforschungsecholot SIMRAD EY 60 Splitbeam	hydroakustische Anlage (120 kHz mit Composit-Schwinger 7x7°); indirekte Bestimmung der in situ Fischgrößen und Ermittlung der räumlich-zeitlichen Verteilung der Fische	Vertikale und horizontale Echolotungen bei Tage und nachts zur Quantifizierung des Fischbestandes
Echolot Lowrance Elite-7 HDI	Hydroakustisches Messgerät (incl. Kartenplotter) mit integrierter DI-Technologie	Echolot zur exakten Positionierung der Fanggeräte
GPS Garmin 60CSx	GPS-Handgerät	zur Navigation und Positionsmessung
YSI CastAway	Hydrografisches Messgerät zur hochgenauen Messung von Tiefe, Wassertemperatur, Leitfähigkeit, spez. Leitfähigkeit, Salinität, Wasserschallgeschwindigkeit, Dichte)	Tiefenprofil-Messungen (georeferenziert; Parameter siehe links)
WTW Oxi 197	Sauerstoff-Tiefenarmatur zur Messung von gelöstem Sauerstoff, Sauerstoffsättigung; Wassertemperatur	Tiefenprofil-Messungen (Parameter siehe links)

Messungen mit einem modernen Fischereiforschungsecholot ermöglichen die Quantifizierung von Fischdichten und die *in situ* Bestimmung von Fischgrößen ohne Nebenwirkungen für den Fischbestand. In Kombination mit einer wissenschaftlichen Fischerei mit passiven und aktiven Fanggeräten ist so eine Schätzung bzw. Quantifizierung des Gesamtfischbestandes möglich.

Die hydroakustische Anlage wurde in einem 5 m GFK-Arbeitsboot installiert, welches von einem geräuscharmen Zweizylinder-Honda 4-Takt-Motor (10 PS) angetrieben wurde. Mit Hilfe einer Spezialvorrichtung wurde der Schwinger je nach Messverfahren (vertikal oder horizontal) im Wasser exponiert. Zum Einsatz kam das SIMRAD Fischereiforschungsecholot EY60 Splitbeam mit einem 120 kHz Splitbeam-Schwinger ES120-7C (Composite Technologie), der auch für die Horizontallotung geeignet ist. Dieser Schwingertyp besitzt ein sehr geringes Nahfeld (ca. 1 m). Der nominale Winkel des Schwingers beträgt ca. 7*7 Grad (kreisförmiger Schallkegel).

Das Echolot wurde über einen PC gesteuert. Alle durch das Echolot digital ausgegebenen Daten wurden auf der Festplatte des PC zur späteren Auswertung gespeichert. Zur Ermittlung der exakten geografischen Position und der Messung der Fahrgeschwindigkeit während des Surveys wurde ein GPS-System mit dem Echolot gekoppelt. Das gesamte System wurde durch eine 24 V-Batterie mit Strom versorgt.

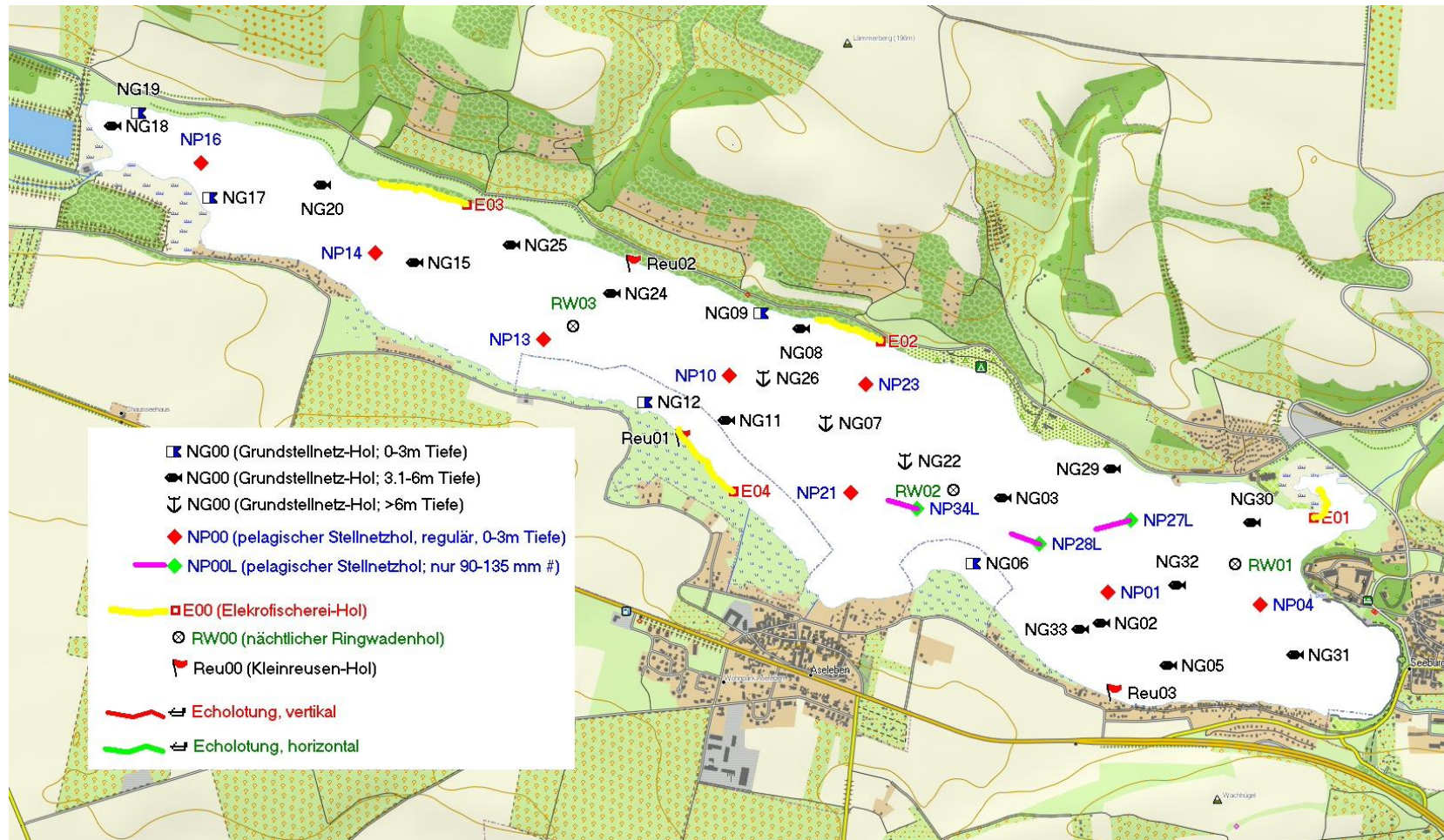


Abbildung 2: Lage der Fangpositionen bzw. Befischungsstrecken bei der Untersuchung des Fischbestandes des Süßen Sees vom 16.09. bis 27.09.2013.

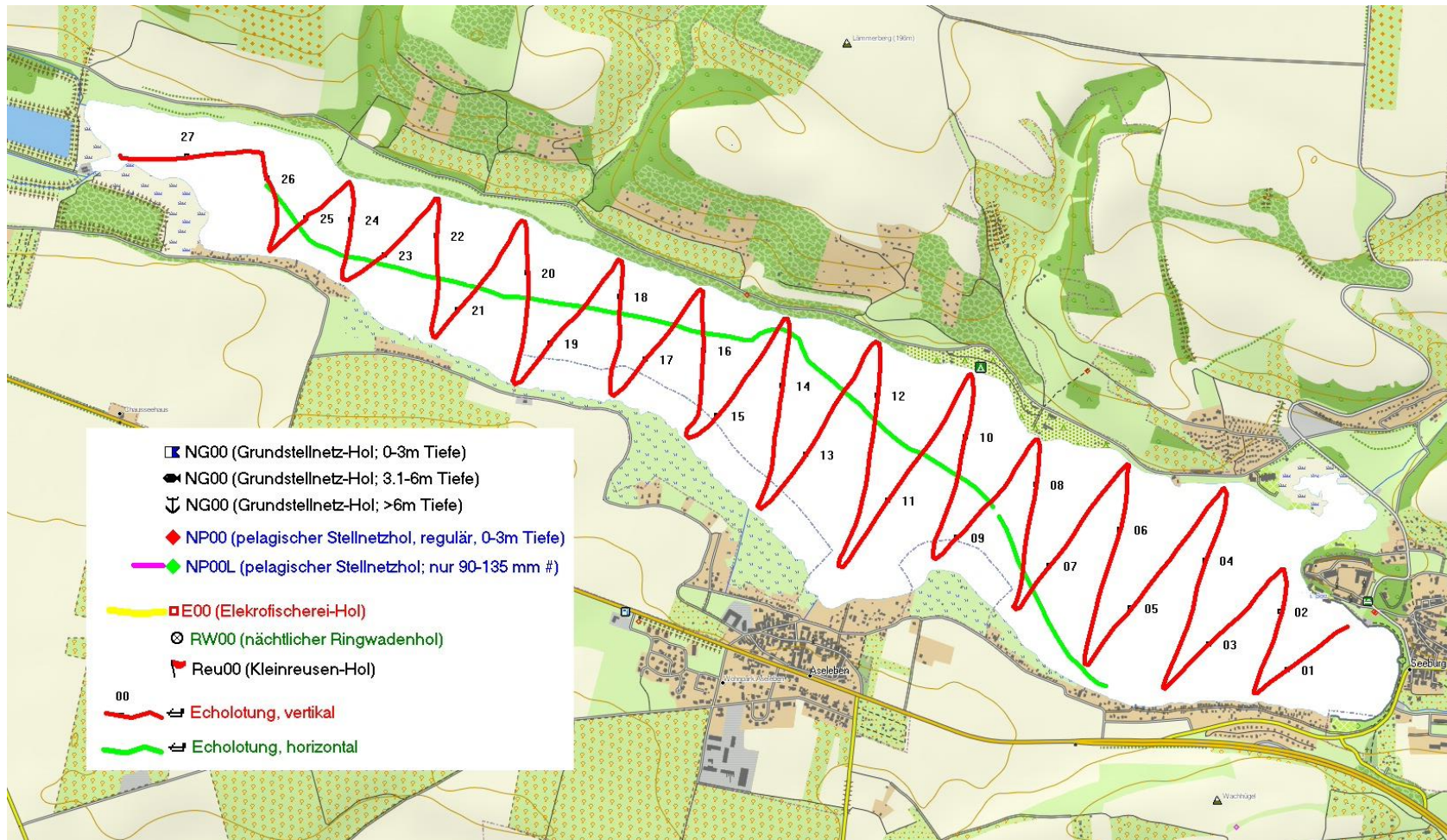


Abbildung 3: Lage der Transekte bei der zweiten Tages-Echolotung vom 27. September 2013

Projekt-Nr. 201333

Die erste Tages-Echolotung wurde am 25.09.2013 in der Zeit vom 15.50 Uhr bis 18.50 Uhr durchgeführt und konnte aufgrund der widrigen Windverhältnisse und den daraus resultierenden Störungen nicht verwendet werden. Der Nachtsurvey wurde am 26.09.13 von 20.30 Uhr bis 23:40 Uhr realisiert. Der zweite Tagessurvey wurde schließlich bei idealen Wetterbedingungen am 27.09.2013 in der Zeit vom 8.30 Uhr bis 12.20 Uhr durchgeführt. Letzteres wurde für die Quantifizierung der Fischbiomasse ausgewertet. Das Gewässer wurde beim Vertikal-Survey in einem Raster mehr oder weniger zick-zack-förmiger Quertransekte beschallt. Beim Horizontal-Survey wurde mehr oder weniger uferparallel gemessen (siehe Abbildung 3).

Die Bearbeitung und Auswertung aller hydroakustischen Daten erfolgte mit Sonar 5-Pro (Lindem Data Acquisition, Vers. 5.9.8).

Fangaufbereitung und weitere Untersuchungen

Die Aufbereitung der Fänge erfolgte entsprechend der in Tabelle 8 aufgeführten Kriterien.

Tabelle 8: Übersicht zu Art und Umfang der Fangaufbereitung bei der fischereilichen Probenahme am Süßen See vom 16.09. bis 27.09.2013.

Kriterium	Was wird wie erfasst/berechnet	Fischarten	Probenanzahl
Allgemeines (Biometrie)	Anzahl der Individuen; Totallänge auf 1 mm und Masse auf 1 g genau (bei Fischen mit weniger als 10 g wurde auf 0,01 g genau gewogen); bei ausgewählten Fischen: Geschlechtsbestimmung, Reifegrad-Bestimmung	alle	-
Alter / Wachstum	Entnahme von geeigneter Hartstrukturen (Kiemendeckel, Schuppe, Otolith); Altersanalyse	Barsch, Zander, Hecht, Plötze, Blei, Güster, Kaulbarsch, Rotfeder, Silberkarpfen	460
Nahrung	qualitative (bzw. quantitative) Mageninhaltsanalysen bei Raubfischen (Unterscheidung nach Kategorien: Fisch, Zooplankton, Benthos – bei Fischnahrung: möglichst Beutearbestimmung)	Barsch, Hecht, Zander, Aal, (Kaulbarsch)	242
Ernährungszustand / Reservestoffe	relative Menge an Eingeweidefett (relative Skala von 0-4); Korpulenzfaktor nach Fulton	Barsch, Zander, Plötze, Rotfeder, Blei, Güster, Hecht	474 (Eingeweidefett)
Fischgesundheit	Makroskopische Kontrolle auf Parasitenbefall; z.B. Triäenophorosis beim Barsch, Riemenwurm (<i>Ligula sp.</i>) bei Cypriniden; <i>Anguillicola crassus</i> (Nematode) beim Aal	v.a. Barsch (122x), Plötze (88x), Blei (15x); Güster (76x); Rotfeder (67x); Aal (28x)	396

3 Ökologischer Zustand Süßer See

3.1 Hydrometrie und Hydrologie

Das Einzugsgebiet (EZG) des Süßen Sees ist 169 km² groß (Schmidt & Zierdt, 2013). In den Süßen See münden zwei Fließgewässer, die Böse Sieben und der Salzgraben. Die Abflüsse bilden der Rollsdorfer Mühlgraben (Nordschleuse) und der sogenannte Verbindungsgraben (Südschleuse) zum Bindersee (Abbildung 4).

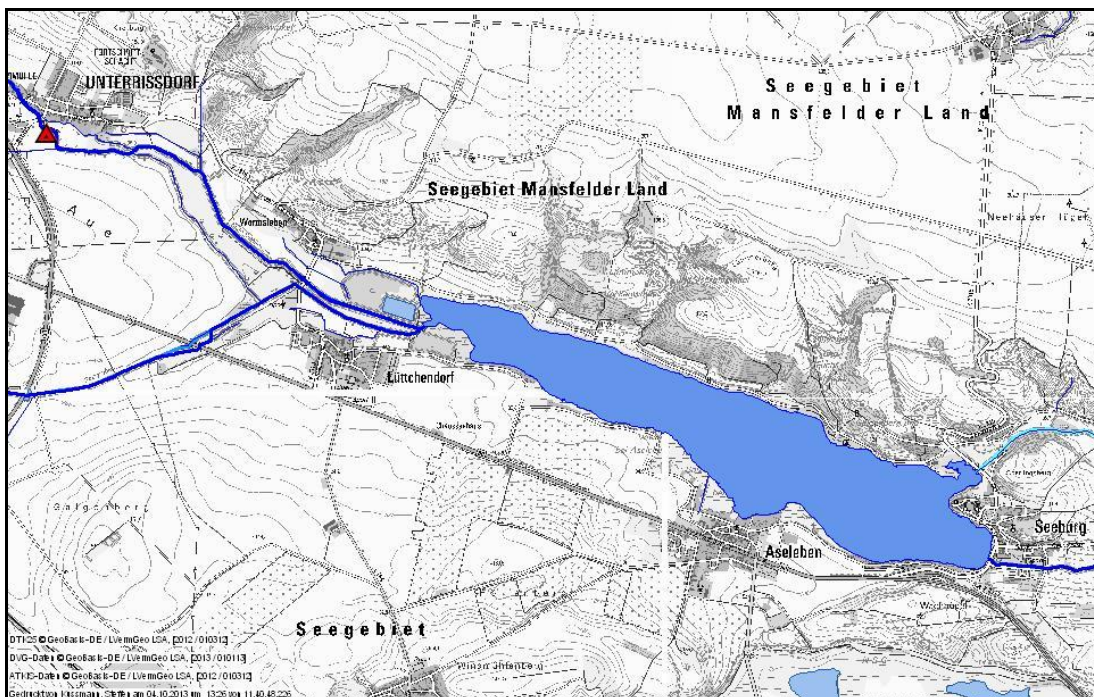


Abbildung 4: Übersichtskarte Süßer See mit den oberirdischen Zu- und Abflüssen (Quelle: LHW)

Der Wasserspiegel des Süßen Sees schwankte während des Untersuchungszeitraumes im Jahresmittel zwischen +92,77 m NN (2012) und +92,82 m NN (2010,2011). Die Entwicklung des in der kommenden Abbildung dargestellten Seepiegels (Abbildung 5) spiegelt somit die im jeweiligen Jahr vorherrschenden meteorologischen und hydrologischen Bedingungen wider. So stieg der Seepiegel in den niederschlagsreichen Jahren 2010 und 2011 bis zu +93,11 m NN an (Januar 2011) und sank im sehr trockenen Jahr bis auf +92,55 m NN ab (Herbst 2012). Insgesamt unterlag der Süße See Wasserspiegelschwankungen von bis zu 0,56 m.

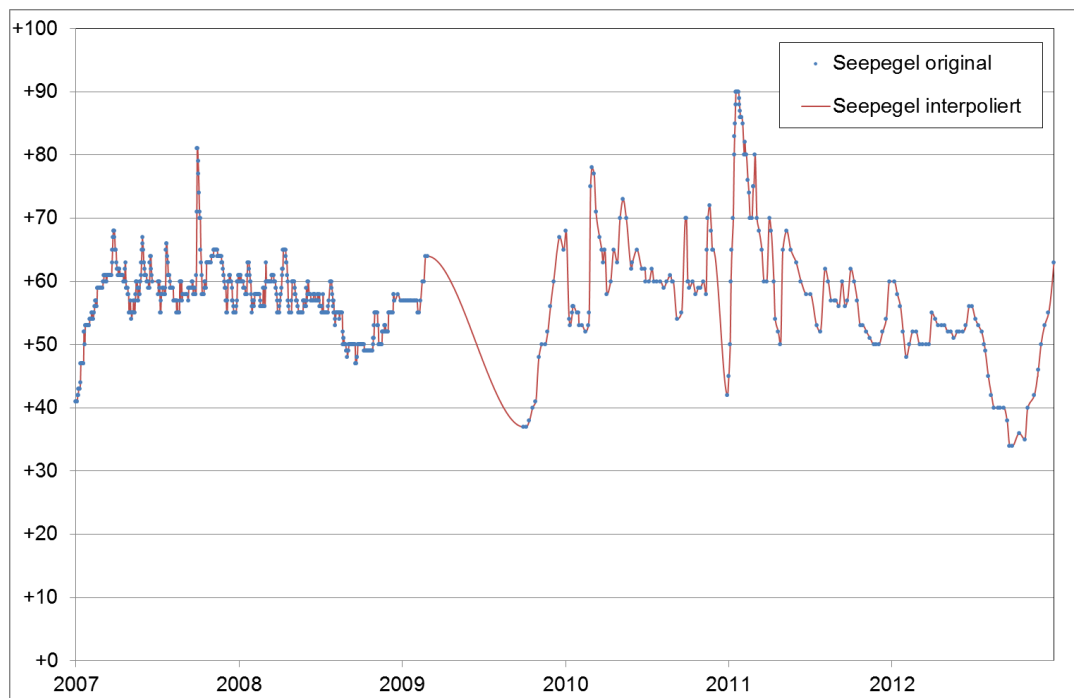


Abbildung 5: Seepiegel Süßer See original und interpoliert

In der nachfolgenden Tabelle sind die Wasserspiegel, die Seefläche, das Seevolumen und die mittlere Tiefe für die einzelnen Jahre 2008 bis 2012 sowie im Mittel über den Untersuchungszeitraum (2008-2012) aufgelistet.

Tabelle 9: Wasserspiegel, Seefläche, Seevolumen und mittlere Tiefe der Jahre 2008-2012

Jahr	WSP [m NN]	Seefläche [Mio. m ²]	Seevolumen [Mio. m ³]	mittlere Tiefe [m]
2008	+92,77	2,69	11,52	4,29
2009	+92,73	2,68	11,42	4,26
2010	+92,82	2,70	11,67	4,32
2011	+92,82	2,70	11,67	4,32
2012	+92,70	2,67	11,34	4,24
Mittelwert	+92,77	2,69	11,54	4,29

Die LAWA (1999) gibt Parameter für die Beschreibung der Seebeckenmorphometrie vor, da zwischen der Trophie (Intensität der autotrophen Primärproduktion) eines Sees und seiner Beckengestalt ein enger Zusammenhang besteht (LAWA 1999). Die folgende Tabelle 10 gibt einen Überblick über die allgemeinen Gewässermerkmale und die Gewässermorphologie des Süßen Sees. Die Angaben entstammen einer Vermessung aus dem Jahr 2005. Die dargestellten Parameter theoretische Sichttiefe (ST_{Ref}), theoretische Epilimniontiefe (Z_{epi}), Tiefengradient (F), effektive Breite (B_{eff}), effektive Länge (L_{eff}), mittlere Tiefe (Z_m) und maximale Tiefe (Z_{max}) entsprechen den Kenngrößen der LAWA (1999) zur Beschreibung der Seebeckenmorphologie.

Tabelle 10: Allgemeine Gewässermerkmale und morphologische Kennwerte des Süßen Sees

Tiefenaufnahme am 27.09./01.10.2005	
Pegel (HN76)	92,7
Rechtswert	4477710
Hochwert	5706759
Kenngrößen	
Gewässerfläche (ha)	265,29
Gewässervolumen (m ³)	10.990.291
Uferlänge (m)	11.834
effektive Länge (km) L _{eff}	4,87
effektive Breite (km) B _{eff}	0,94
maximale Tiefe (m) Z _{max}	7,4
mittlere Tiefe (m) Z _m	4,14
Tiefengradient F	0,94
Theoretische Epilimniontiefe (m) Z _{epi}	7,83
Theoretische Sichttiefe (m) ST _{Ref}	1,90

Nach den in der obigen Tabelle dargestellten Parametern ist der Süße See mit einer mittleren Wassertiefe von 4,14 m und einem Tiefengradienten von 0,94 als polymiktischer Flachsee einzustufen. Anhand der morphometrischen Kenngrößen errechnet sich für den Süßen See eine theoretische Referenzsichttiefe von 1,89 m, wonach der Trophiegrad des Referenzzustandes des Sees einem eutrophen Zustand (e1) entspricht.

Die folgende Abbildung 6 zeigt die Tiefenverhältnisse im Süßen See. Die Messstelle Seglerhafen befindet sich im Bereich der tiefsten Stelle des Sees. Der rote Punkt der folgenden Karte kennzeichnet die tiefste Stelle im Süßen See.

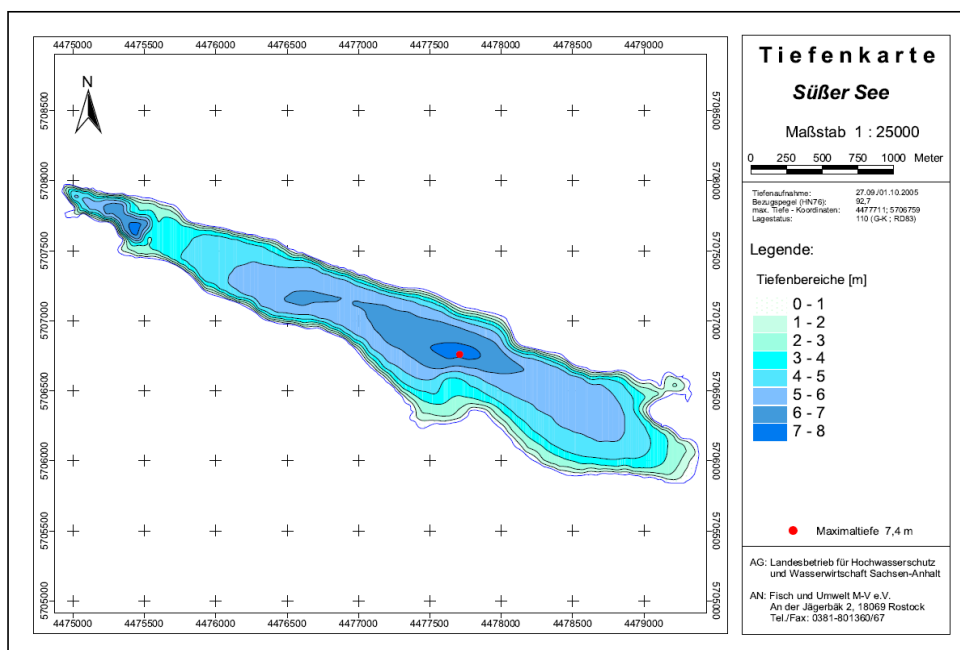


Abbildung 6: Tiefenkarte Süßer See (Quelle: LHW)

Projekt-Nr. 201333

Die folgende Tabelle 11 zeigt die mittlere Verweilzeit des Wassers im Süßen See für den Untersuchungszeitraum 2008-2012. Es ist ersichtlich, dass die Verweilzeiten umso kürzer sind, desto höher die Abflussmengen der Zuflüsse sind. In abflussreichen Jahren (2010 und 2011) ist die mittlere Verweilzeit geringer als ein Jahr, d.h. das Wasser des Süßen Sees wird innerhalb eines Jahres einmal ausgetauscht. Andere hydrologische Verhältnisse sind beispielsweise im Jahr 2012 gegeben. Hier beträgt die mittlere Verweilzeit etwa 2,5 Jahre und liegt somit über dem Durchschnitt von 1,44 Jahren (2008-2012). Nach LBH (1997) betrug die Verweilzeit bezogen auf den Zeitraum 1989 bis Juli 1997 im Mittel 1,2 Jahre.

Tabelle 11: Verweilzeiten Süßer See

Jahr	Seevolumen [m³]	Durchfluss [m³/a]	Verweilzeit [a]
2008	11.524.455	8.576.000	1,34
2009	11.421.318	6.076.292	1,88
2010	11.666.983	15.744.388	0,74
2011	11.667.337	14.595.297	0,80
2012	11.335.011	4.689.737	2,42
2008-2012	11.523.021	9.936.343	1,44

3.2 Sondenparameter

3.2.1 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur beeinflusst viele chemisch-biologische Vorgänge im Gewässer. Der Temperaturverlauf innerhalb eines Jahres ist daher eine wesentliche bei der Auswertung anderer Stoffparameter zu berücksichtigende Größe.

Der Wasserkörper des Süßen Sees war in allen Betrachtungsjahren (2008 bis 2012) nahezu in allen Monaten durchmischt, d.h. der See wies von der Oberfläche bis zum Grund eine annähernd gleiche Temperatur auf (Abbildung 7). Nur in den Monaten Mai, Juni und Juli ließen sich Temperaturunterschiede im Tiefenprofil vermerken. Mit dem Anstieg der Lufttemperatur im Frühjahr kam es zu einer Erwärmung des Wassers, welche zunächst nur die obere Wasserschicht (ca. 0 bis 3 m) betraf. Mit zunehmender Tiefe nahm die Temperatur kontinuierlich ab, wobei der Temperaturgradient im gesamten Wasserkörper vergleichsweise niedrig war. So verringerte sich die Temperatur mit der Tiefe generell um ca. 3°C, maximal um 6,8°C (Juli 2010). Die Schichtung des Wasserkörpers hielt dabei oft nur einen Monat an. Spätestens im August war der See wieder vollständig durchmischt. In den Jahren 2008 und 2012 zeigte sich nur im Monat Mai eine Abnahme der Temperatur mit zunehmender Tiefe und bereits im Juni war der Wasserkörper wieder vollständig durchmischt. Eine deutliche Temperaturabnahme im Tiefenprofil des Sees wurde hingegen im Juli 2010 registriert. Die Temperatur im oberflächennahen Wasser (0 bis 3 m) erwärmte sich auf 24,3°C und nahm mit zunehmender Tiefe (je 1°C/m) bis auf 17,5°C in 7 m Tiefe ab. Der Wasserkörper des Sees war somit geschichtet. Im August sanken die Temperaturen an der Oberfläche wieder ab, so dass der Wasserkörper keine thermische Schichtung mehr aufwies. Eine derartige Erwärmung der oberen Wasserschicht konnte in keinem der anderen Untersuchungsjahre beobachtet werden.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass der Süße See hinsichtlich seines Schichtungsverhalten als polymiktisch einzustufen ist. Eine stabile Schichtung des Wasserkörpers in den Sommermonaten war im untersuchten Zeitraum von 2008 bis 2012 nicht nachweisbar. Der Temperaturgradient im Tiefenprofil ist nur gering ausgeprägt und die thermische Schichtung somit nur von kurzer Dauer. Als Ursachen sind die geringe Wassertiefe und die exponierte Lage des Gewässers zu nennen, wodurch der Wasserkörper des Süßen Sees durch Wind regelmäßig vollständig durchmischt wird.

Die Ergebnisse entsprechen somit der Einstufung der LAWA (1999) des Süßen Sees als polymiktischer Flachsee.

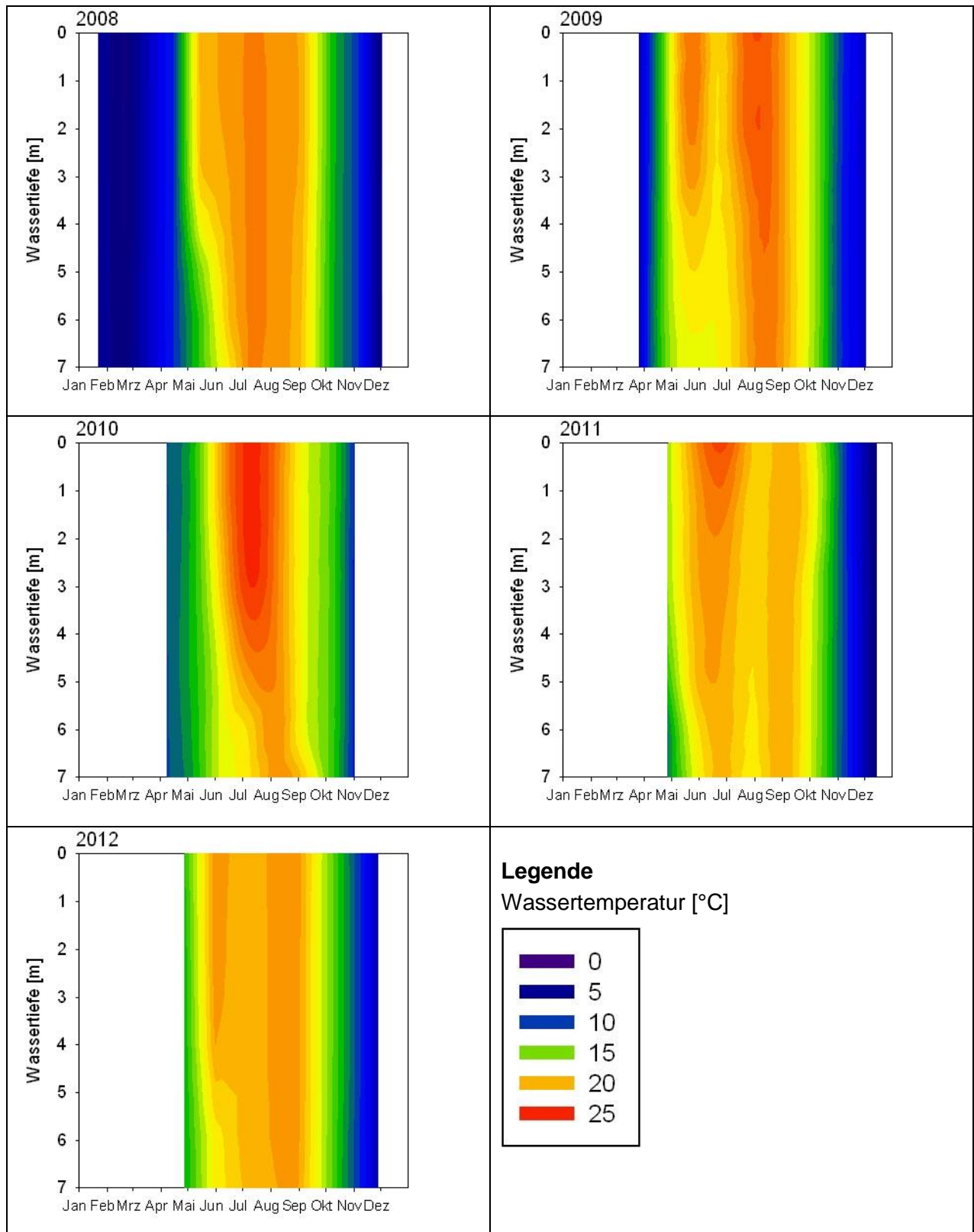


Abbildung 7: Isoplethen der Wassertemperatur im Süßen See 2008 bis 2012.

3.2.2 Sauerstoffkonzentration

Die Sauerstoffkonzentration im Gewässer ist das Resultat aus sauerstoffliefernden und sauerstoffzehrenden Prozessen. Neben dem Eintrag von Sauerstoff aus der Atmosphäre ist die Sauerstoffzunahme im Gewässer durch die photosynthetischen Aktivitäten der Primärproduzenten bedingt. Verbraucht wird der Sauerstoff hauptsächlich durch die Atmungsprozesse der Organismen und die Mineralisation toten organischen Materials (Schwoerbel, 1999). Polymiktische Flachseen, die gut mit Nährstoffen versorgt sind, zeigen aufgrund der hohen Bioproduktion Sauerstoffgehalte, die mindestens im Bereich der Sättigung, wenn nicht sogar im übersättigten Bereich liegen und weisen aufgrund der bis zum Gewässergrund reichenden Zirkulation selten anaerobe Zustände auf (Klapper, 1992).

Dies ist auch in den Graphiken zur Sauerstoffkonzentration im Süßen See in den Jahren 2008 bis 2012 zu beobachten (Abbildung 8). Wie schon anhand der Temperaturprofile beobachtet, wird auch anhand der Sauerstoffkonzentrationen deutlich, dass der Wasserkörper des Süßen Sees während der Betrachtungsjahre überwiegend vollständig durchmischt war. In den Sommermonaten bildete sich i. d. R. nur eine kurzzeitig andauernde Schichtung des Wasserkörpers aus. Besonders auffällig war diese im Jahr 2010. Die Jahre 2008 und 2012 sind wiederum durch eine nahezu ganzjährige Durchmischung gekennzeichnet. Während der vollständigen Zirkulationsphasen war der Süße See durchgehend mit Sauerstoff versorgt. Die Sauerstoffkonzentrationen lagen dabei häufig über 8 mg/l, teilweise auch über 12 mg/l. Zu anaeroben Verhältnissen, welche durch respiratorische Prozesse (z.B. Abbau toter Biomasse durch Mikroorganismen) verursacht werden können, kam es während des Zustandes der Vollzirkulation an der untersuchten Seemessstelle nicht. Die zeitweise thermische Schichtung des Wasserkörpers im Sommer bewirkte hingegen zeitweise ein Sauerstoffdefizit in der Tiefenregion des Süßen Sees. Dies ist in den Jahren 2009, 2010 und 2011 gut zu beobachten, hier nahmen die Sauerstoffkonzentrationen während der Sommermonate mit zunehmender Tiefe ab und lagen in 6 bis 7 m Tiefe teilweise unter 2 mg/l. Mit dem Einsetzen der Zirkulation, spätestens im August, stiegen die Sauerstoffkonzentrationen in der Tiefenregion dann wieder an. Vergleichbar geringe Sauerstoffkonzentrationen wurden in den Jahren 2008 und 2012 hingegen nur vereinzelt erreicht (Juni 2008, Mai 2012). Der See war also in diesen Jahren auch in der Tiefenregion in der Regel gut mit Sauerstoff versorgt.

Insbesondere in den Frühjahrs- und Sommermonaten (April/Mai bis August) der Jahre 2010 und 2011 wurden besonders in der oberen Wasserschicht (0 bis 3 m) auffallend hohe Sauerstoffkonzentrationen von bis zu 15 mg/l gemessen. Das Wasser war also mit Sauerstoff übersättigt. Diese Anreicherung von Sauerstoff ist in der Regel bedingt durch hohes Algenwachstum in der euphotischen Zone (obere durchleuchtete Schicht, in der Photosynthese möglich ist; im Juli 2011 beispielsweise 2 m mächtig). Die hohen Phytoplanktonbiovolumina zu diesen Zeitpunkten, vor allem im Juli 2011 (siehe auch Abbildung 16) bestätigen diese Annahme.

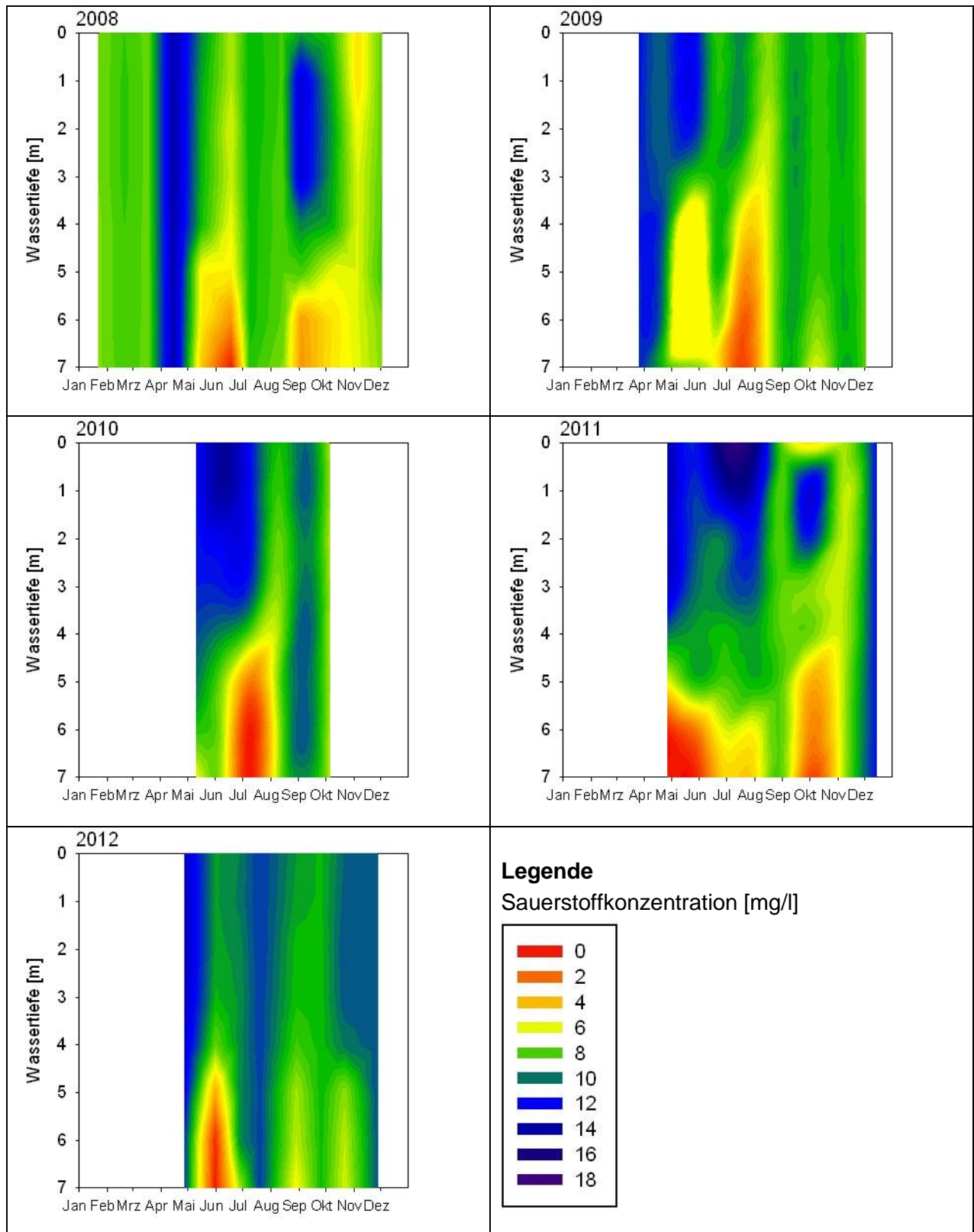


Abbildung 8: Isoplethen der Sauerstoffkonzentration im Süßen See 2008 bis 2012.

3.2.3 pH-Wert

Der pH-Wert gibt Auskunft über die Wasserstoffionen-Aktivität und ist somit ein Maß für die Stärke der sauren bzw. basischen Wirkung des Wassers.

Der pH-Wert im Süßen See lag in allen Jahren im Mittel bei 8,5 und damit im schwach basischen Bereich. In einigen Monaten wurden pH-Werte bis 9,1 erreicht (Abbildung 9). Dies betraf sowohl das Frühjahr (März 2008, April 2009), den Sommer (August 2008), als auch den Herbst (September 2008, Oktober 2012). Damit wurde der Grenzwert der EU-Badegewässerrichtlinie (pH-Wert 9) zeitweise überschritten, pH-Werte unter 8 wurden nur im Jahr 2008 (Mai, November) und vereinzelt im Jahr 2009 gemessen. Gewässer mit einer hohen Primärproduktion erreichen häufig derart hohe pH-Werte. Begründet ist dies durch eine Verschiebung des Kalk-Kohlensäuregleichgewichtes und Folge des produktionsbedingten Protonenzugs. So liegt bei pH-Werten über 8 im Wasser nahezu kein freier Kohlenstoff in Form von CO_2 vor, so dass für die meisten Primärproduzenten dieses als Kohlenstoffquelle entfällt und Hydrogencarbonat (HCO_3^-) die einzige Kohlenstoffquelle darstellt. Durch die Aufnahme des Kohlenstoffs in Form von HCO_3^- werden Hydroxid-Ionen (OH^-) frei, die wiederum den pH-Wert erhöhen (Klapper, 1992). Anders als bei produktiven, stabil geschichteten Gewässern, die während der sommerlichen Stagnationsphasen mit starker Beanspruchung des hypolimnischen Stoffhaushaltes eine typische vertikale Veränderung der pH-Werte aufweisen (Absinken des pH-Werts mit zunehmender Tiefe), war im Süßen See keine Veränderung des pH-Wertes im Tiefenprofil zu erkennen, was mit den lang anhaltenden Zirkulationsphasen über die gesamte Wassersäule zu begründen ist.

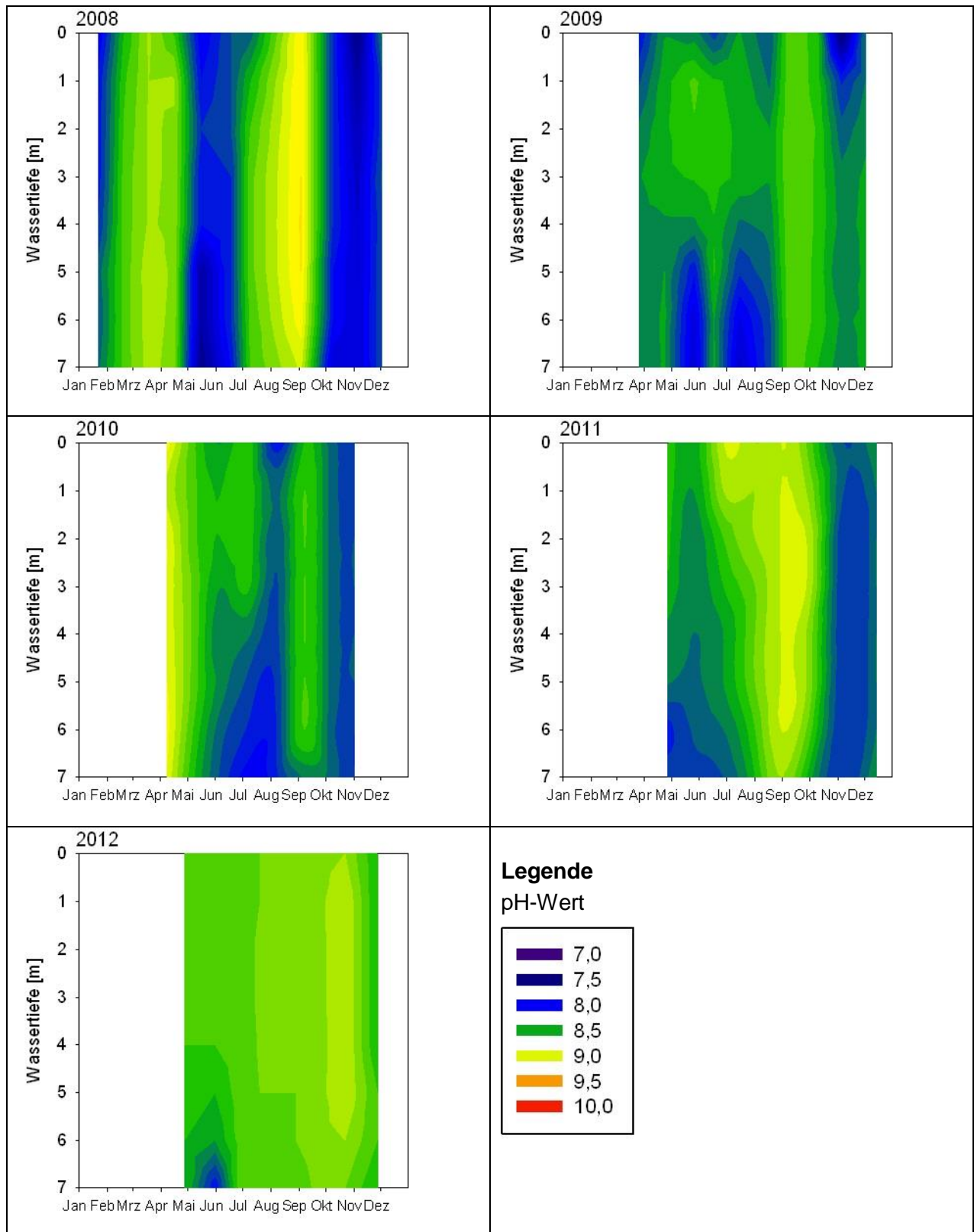


Abbildung 9: Isoplethen der pH-Werte im Süßen See 2008 bis 2012.

3.2.4 Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit spiegelt als Summenparameter die gelöste Ionenkonzentration im Gewässer wider.

Die Leitfähigkeit des Süßen Sees (Abbildung 10) lag in den Jahren 2008 bis 2011 im Mittel bei 1.450 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Vergleichsweise hohe Werte wurden im Jahr 2012 mit einer Leitfähigkeit im Mittel von 1.600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen. Damit in Zusammenhang stehend wurden im Jahr 2012 im Vergleich zu den vorhergehenden Jahren höhere Konzentrationen verschiedener Ionen (z.B. Chlorid, Sulfat, Natrium) ermittelt, welche die Erhöhung der Leitfähigkeit bedingen. Die hohen Konzentrationen könnten durch einen erhöhten Eintrag von Ionen aus dem Einzugsgebiet oder durch Rücklösung von Mineralien aus dem Sediment infolge von Sauerstoffmangel verursacht worden sein. Beide Annahmen sind jedoch mit den vorliegenden Daten nicht belegbar. Es wurden im Jahr 2012 an der Messstelle Seglerhafen in der Tiefenregion des Sees weder auffallend geringe Sauerstoffkonzentrationen gemessen noch waren die Nährstofffrachten (Phosphor, Stickstoff) der Zuflüsse erhöht, die Frachten waren sogar vergleichsweise gering. Ob größere Mengen anderer Salze (z.B. Chlorid, Sulfat, Natrium) eingetragen wurden, kann mit den vorliegenden Daten nicht geklärt werden. Eine andere Erklärung für die erhöhten Leitfähigkeiten könnten die im Jahr 2012 relativ hohen pH-Werte sein, die Mittel bei pH 8,7 lagen. Bei derart hohen pH-Werten nutzen die Primärproduzenten HCO_3^- als Kohlenstoffquelle. Durch die Aufnahme von HCO_3^- werden Hydroxid-Ionen (OH^-) frei, die wiederum die Leitfähigkeit erhöhen. Eine konkrete Ursache lässt sich abschließend jedoch nicht festlegen.

Betrachtet man den jahreszeitlichen Verlauf der im See gemessenen Leitfähigkeit fällt eine regelmäßige Abnahme der Werte in den Sommermonaten auf. So lag beispielsweise die Leitfähigkeit im Januar und Februar 2008 im Mittel bei 1.556 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und im Juni und Juli bei 1.289 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Begründet werden kann dies durch eine Zunahme von Phytoplanktern, welche im Zuge der Assimilationsprozesse und Nährstoffaufnahme indirekt durch die Erhöhung des pH-Wertes eine Abnahme der Leitfähigkeit bedingen können. Steigt der pH-Wert allerdings weiter an, erhöht sich die Leitfähigkeit durch die Zunahme von OH^- Ionen wie oben beschrieben wieder.

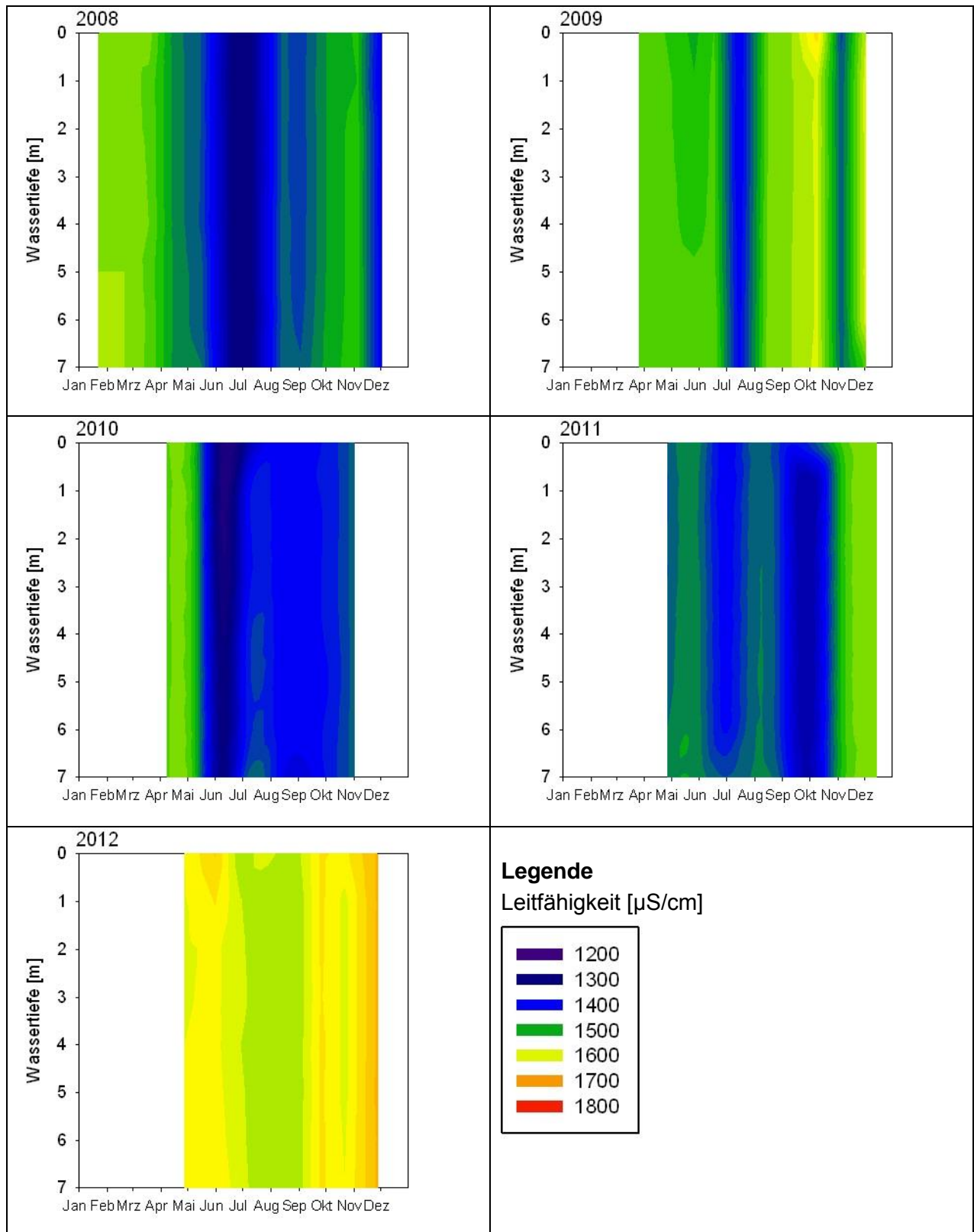


Abbildung 10: Isoplethen der Leitfähigkeit im Süßen See 2008 bis 2012.

3.3 Wasserchemie

3.3.1 Phosphorverbindungen

Phosphor ist ein essentieller Nährstoff für Primärproduzenten und in kontinentalen aquatischen Ökosystemen der primäre limitierende Faktor des Pflanzenwachstums. In anthropogen nicht belasteten Gewässern kommen Phosphorverbindungen nur in wenigen Mikrogramm pro Liter gelöst im Wasser vor, daher ist die Eutrophierung der Seen in erster Linie auf die Zunahme der Phosphorkonzentration zurückzuführen (Schwoerbel 1999). Die Eintragswege des Phosphors sind Zuflüsse, Niederschläge sowie Rücklösung aus dem Sediment. Der Gesamtphosphor (TP) setzt sich aus anorganisch gelöstem Phosphor, organisch gelöstem Phosphor und partikulärem Phosphor zusammen. Nach Klein (1989) liegt die Gesamtphosphor-Limitationsgrenze für Phytoplankter bei 0,4 mg/l. Die wesentliche Steuerungsgröße (limitierender Faktor) für das Wachstum von Phytoplanktern und Bakterien ist jedoch das unmittelbar verfügbare ortho-Phosphat.

Im Süßen See wurden in allen Jahren hohe Phosphorkonzentrationen ermittelt. So lag die mittlere Konzentration an Gesamtphosphor zwischen 0,15 mg/l (2010) und 0,30 mg/l (2012). Der gemäß Bewirtschaftungsplan Salza (2001) geltende Zielwert von 0,027 mg/l für den See wurde somit im Mittel deutlich überschritten. Betrachtet man den jahreszeitlichen Verlauf der gemessenen Konzentrationen, so fällt im Frühjahr die deutliche Abnahme der ortho-Phosphat-P Konzentrationen auf. Diese Abnahme ist durch starkes Algenwachstum im Frühjahr und damit einer Festlegung von Nährstoffen in Biomasse bedingt. Die Gesamtphosphorkonzentrationen stiegen hingegen im Frühjahr und besonders in den Sommermonaten (Juni-August) an und sanken teilweise erst in den Wintermonaten wieder ab. Dabei lag ab August Phosphor wieder überwiegend als ortho-Phosphat-P vor. Der Süße See war das ganze Jahr über gut mit Phosphor versorgt. Insbesondere im Jahr 2012 wurde die nach Klein (1989) geltende Limitationsgrenze (0,4 mg/l) häufig überschritten. Dies wird durch die hohen Phytoplanktonbiovolumina vor allem in den Sommermonaten (siehe Abbildung 16 in Kapitel 3.4.1) belegt. Entsprechend gering waren daher in allen Jahren die gemessenen Sichttiefen (im Sommer zeitweise lediglich 0,6 m), wodurch es aufgrund des dadurch entstehenden Lichtmangels in den tieferen Wasserschichten bereits im Sommer zum Absterben von Phytobiomasse kam. Durch deren Mineralisation wurden die festgelegten Nährstoffe wieder frei und die ortho-Phosphat-P-Konzentrationen stiegen entsprechend wieder an. Eine Ausnahme bildet hier das Jahr 2008, hier kam es bei insgesamt vergleichsweise geringen Phosphorkonzentrationen zu keiner auffallenden Veränderung der Phosphorkonzentrationen im Jahresverlauf. Ebenso auffällig ist das Jahr 2012, in welchem besonders hohe Phosphorkonzentrationen, mit maximal 0,53 mg/l im Oktober, gemessen wurden.

Betrachtet man die Phosphorkonzentrationen im Tiefenprofil, sind bis auf erhöhte TP-Konzentration im November 2012 über Grund, die auf abgesunkene Biomasse hinweist, in keinem Jahr größere Veränderungen mit zunehmender Tiefe zu beobachten. Da der Wasserkörper des Süßen Sees überwiegend durchmischt war, wurden über die gesamte Wassersäule ähnliche Phosphorkonzentrationen gemessen. Ob es in den Untersuchungs Jahren aufgrund von Sauerstoffmangel in der Tiefenregion zu Freisetzung von ortho-Phosphat-P

Projekt-Nr. 201333

aus dem Sediment kam, lässt sich anhand der erhobenen Werte nicht belegen. So waren die in 6 bis 7 m Tiefe gemessenen Konzentrationen an ortho-Phosphat-P nicht höher als die in den oberen Schichten ermittelten Werte. Aufgrund der instabilen Schichtung und der daraus resultierenden guten Sauerstoffversorgung, auch über Grund, sind Rücklösungsprozesse aus dem Sediment im Bereich der Messstelle Seglerhafen über einen längeren Zeitraum zunächst nicht anzunehmen.

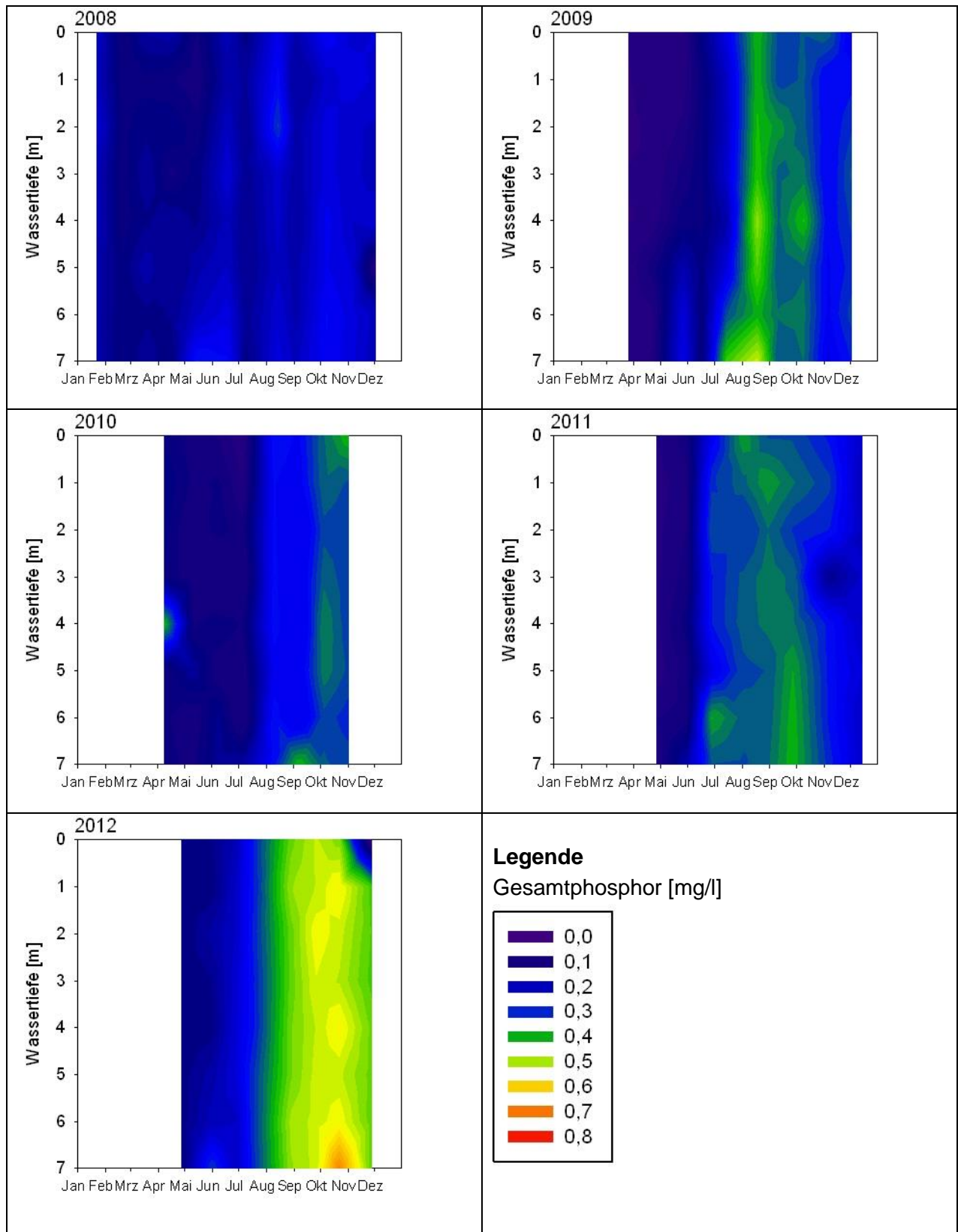


Abbildung 11: Isoplethen der Gesamtphosphor-Konzentrationen im Süßen See 2008 bis 2012

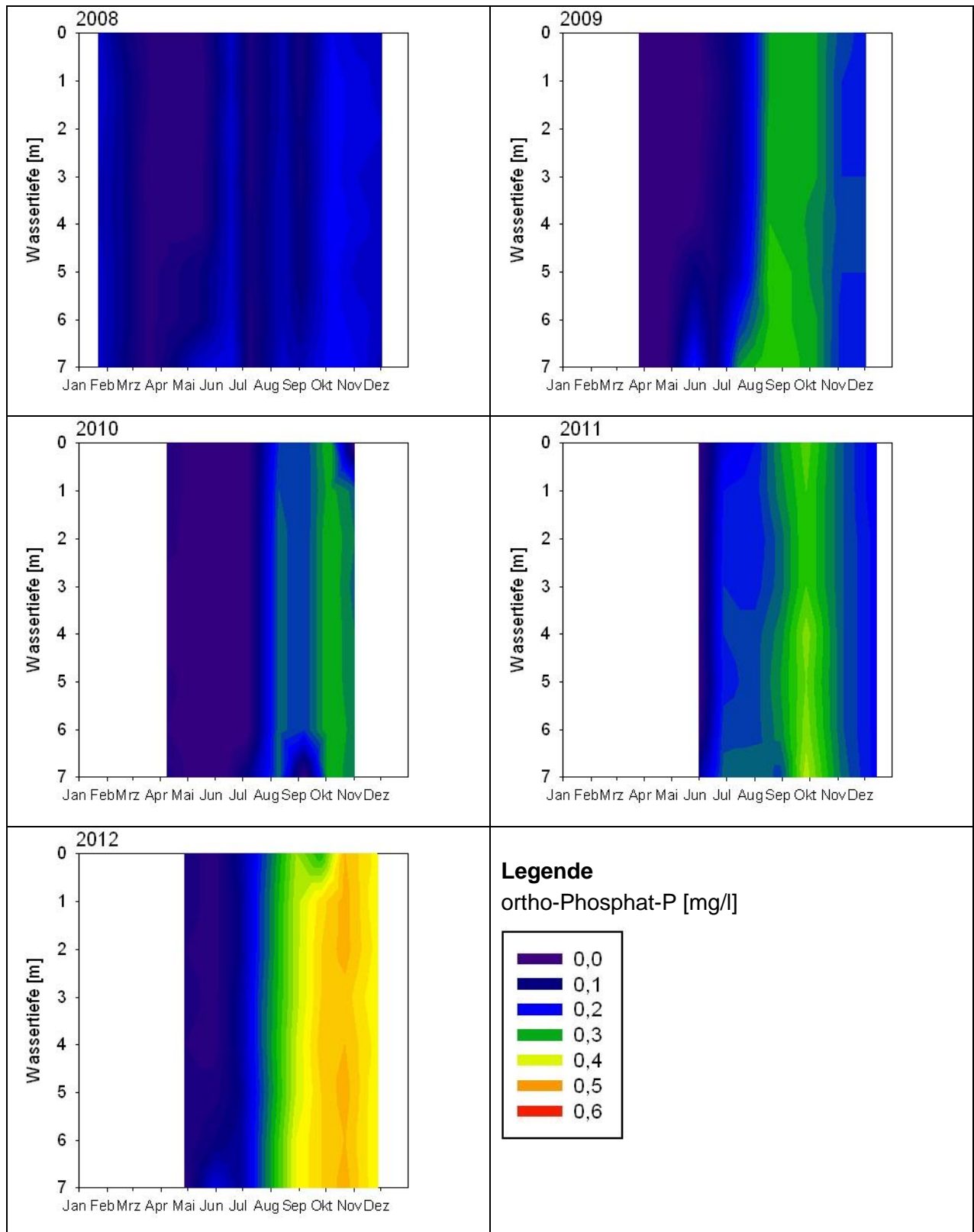


Abbildung 12: Isoplethen der ortho-Phosphat-P Konzentrationen im Süßen See 2008 bis 2012.

3.3.2 Nitrat

Stickstoff ist neben Phosphor ein weiteres essentielles Nährelement für das Phytoplankton. Dabei stellen die anorganischen Verbindungen Nitrat (NO_3) und Ammonium (NH_4) die wichtigsten Stickstofflieferanten dar.

In der folgenden Abbildung 13 sind die Nitrat-N Konzentrationen im Tiefenprofil dargestellt. Besonders in den Jahren 2008, 2010 und 2011 zeigte sich ein typischer jahreszeitlicher Verlauf der Nitrat-Konzentrationen. So sanken die noch im Frühjahr vergleichsweise hohen Nitrat-N Konzentrationen (bis etwa 5 mg/l) infolge der Nährstoffaufnahme durch die Primärproduzenten in den Sommermonaten zeitweise unter die Nachweisgrenze von 0,14 mg/l ab. Nach der Vegetationsperiode ist dann in den meisten Jahren wieder ein Anstieg der Nitrat-N Konzentrationen zu erkennen. Besonders das Jahr 2012 zeichnet sich durch sehr geringe Nitrat-N Konzentrationen aus, welche zumeist unter der Nachweisgrenze von 0,14 mg/l lagen. Es ist davon auszugehen, dass das Nitrat-N von den Primärproduzenten im Sommer 2012 nahezu vollständig aufgebraucht wurde. Die Nitrataufzehrung im Sommer ist charakteristisch für Gewässer mit hohen Trophiestufen und spiegelt die besonders kritischen trophischen Verhältnisse des Jahres 2012 wieder. Mit Ausnahme des Jahres 2008 veränderte sich die Nitratkonzentration mit zunehmender Tiefe nicht, hier wurden im Juli und August ab einer Tiefe von ca. 2 m auffallend hohe Nitrat-N Konzentrationen (>10 mg/l) nachgewiesen, im Juli wurde in 6 m Tiefe der Maximalwert von 19,95 mg/l gemessen.

Projekt-Nr. 201333

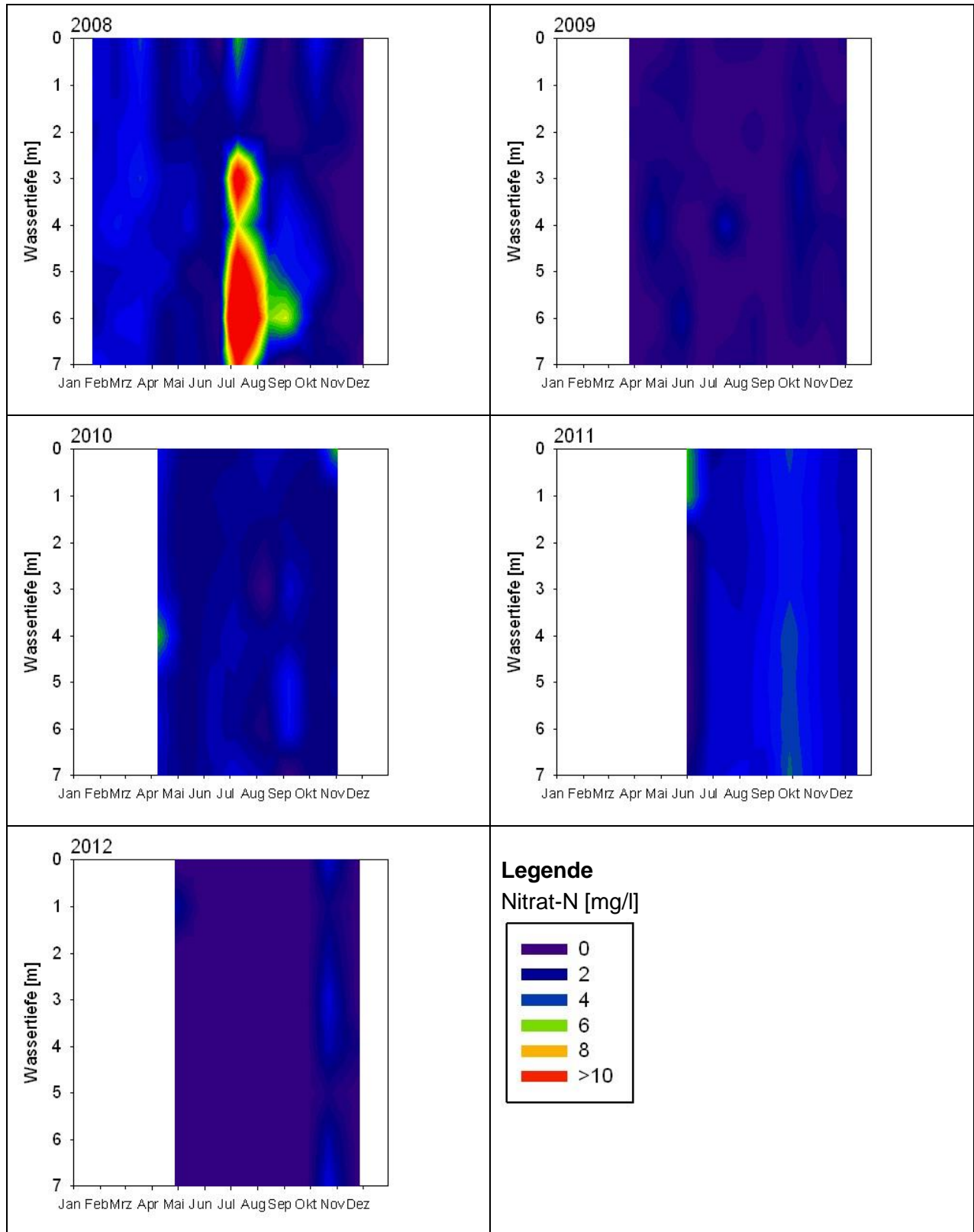


Abbildung 13: Isoplethen der Nitrat-N Konzentration im Süßen See 2008 bis 2012.

3.4 Biologische Komponenten

In der folgenden Abbildung sind die Chlorophyll a (Chl a) Konzentrationen sowie die Sichttiefen im Süßen See im Verlauf der Jahre 2008 bis 2012 dargestellt. Man erkennt im gesamten Zeitverlauf nur dahingehend einen leichten Zusammenhang zwischen den Chl a Konzentrationen und der Sichttiefe, als dass generell bei hoher Pigmentkonzentration die Sichttiefe relativ gering war und umgekehrt, sichtbar wird Letzteres vor allem jeweils zum Jahresende. Daher ist anzunehmen, dass die Sichttiefe primär durch die Chlorophyll a Konzentrationen im Wasser und somit durch das Phytoplankton beeinflusst wurde, welches dann wieder durch die geringe Sichttiefe beeinträchtigt wurde. Diese Annahme wird durch den Verlauf der Phytoplanktonbiomasse, dargestellt in Abbildung 15, bestätigt. Neben dem Planktonwachstum ist jedoch auch von anderen die Sichttiefe beeinflussenden Faktoren auszugehen. Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Zooplanktonbiomasse und der Sichttiefe ist nicht gegeben (Abbildung 15).

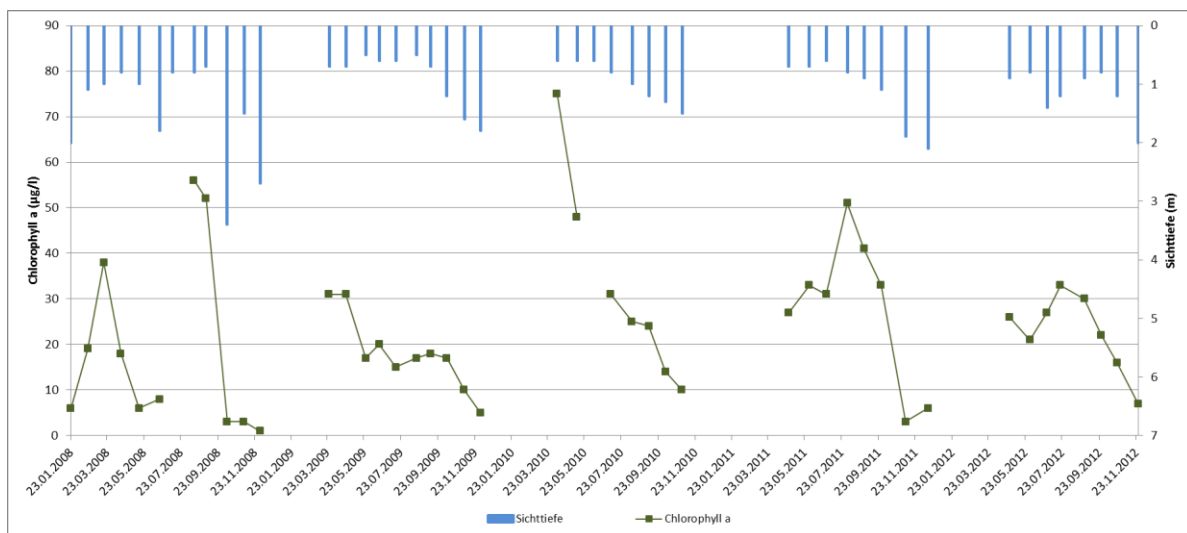


Abbildung 14: Verlauf der Chlorophyll a Konzentrationen ($\mu\text{g/l}$) und der Sichttiefe (m) von 2008 bis 2012

Ein eindeutiges Klarwasserstadium ist darüber hinaus in den Jahren 2009 bis 2012 nicht zu erkennen, nur im Jahr 2008 lassen eine erhöhte Sichttiefe im Juni, zusammen mit im Mai und Juni 2008 geringeren Chlorophyll a Konzentrationen und Phytoplanktonbiomassen bei erhöhten Zooplanktonbiomassen (vor allem auch viele großen Daphnien), ein Klarwasserstadium vermuten. Da jedoch die Phytoplanktonbiomassen in den darauffolgenden Monaten und auch in den darauffolgenden Jahren wieder deutlich höher waren, muss festgestellt werden, dass auch durch dieses etwas erhöhte Aufkommen an effizienten Filtrierern im Juni 2008 keine Verringerung des Phytoplanktonbiovolumens erreicht wurde. Die höchsten Sichttiefen lagen insgesamt in den Herbst- und Wintermonaten vor in denen sowohl das Phyto- als auch das Zooplankton den schlechter werdenden klimatischen Bedingungen entsprechend zurückging.

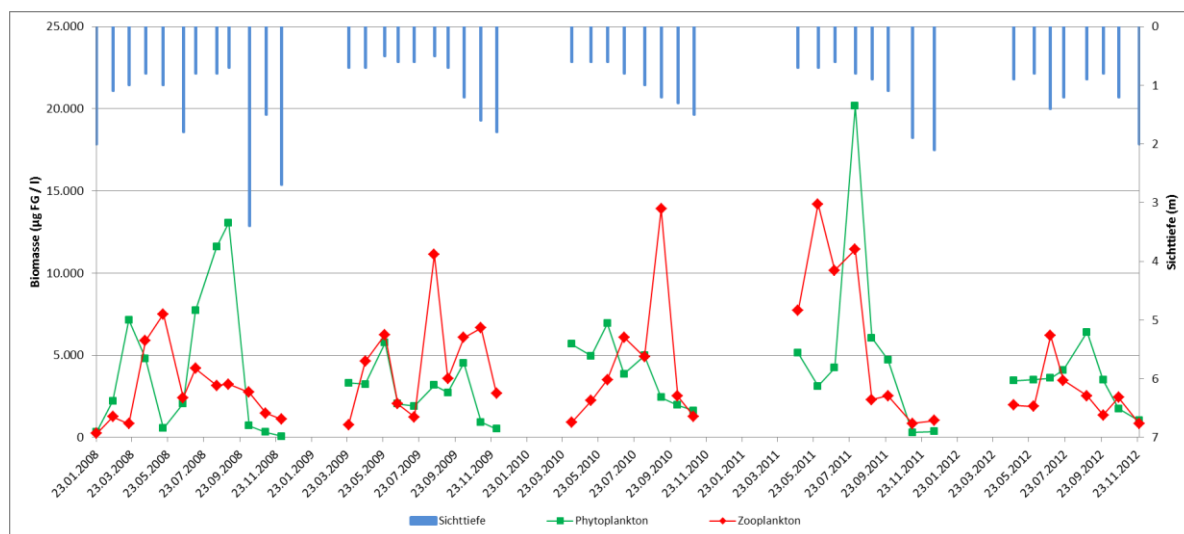


Abbildung 15: Entwicklung der Phyto- und Zooplanktonbiomassen ($\mu\text{g FG/l}$) im Vergleich sowie Sichttiefe (m) von 2008 bis 2012

3.4.1 Phytoplankton

Das Phytoplankton im Süßen See wurde in den Jahren 2008 bis 2012 wie schon in den Jahren 1996 und 2007 von Grünalgen dominiert, aber auch Cryptophyceen und Diatomeen bildeten größere Anteile am gesamten Phytoplanktonbiovolumen (Abbildung 16). Von 2008 bis 2010 waren, vergleichbar zu den Jahren 1996 und 2007, dabei die Cryptophyceen die zweitgrößte Algengruppe, in den Jahren 2011 und 2012 wurden diese jedoch von den Diatomeen abgelöst und bildeten nur noch den drittgrößten Anteil am Phytoplanktonbiovolumen. Wie schon 1996 und 2007 waren auch in den Jahren 2008 bis 2012 die aspektbestimmenden Taxa überwiegend koloniebildende Chlorophyceen, wie *Oocystis* und auch *Coelastrum astroideum*.

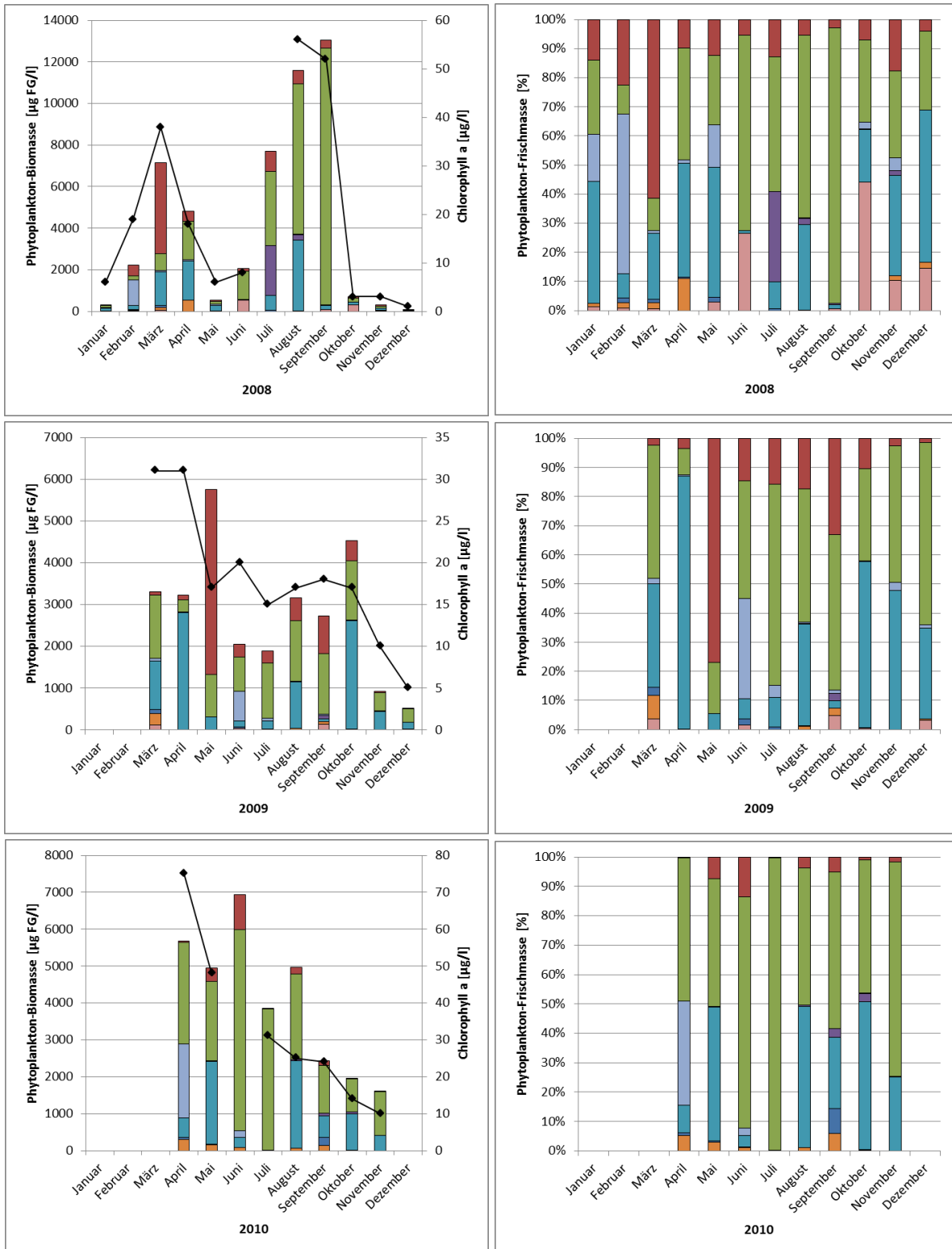
Vergleicht man die Jahresmittel der Algenbiomasse der Jahre 2008 bis 2012 mit den Jahren 1996 und 2007 wird deutlich, dass die Werte der letztgenannten Jahre mit einem Phytoplanktonbiovolumen von $3,16 \text{ mm}^3/\text{l}$ (1996) und $4,09 \text{ mm}^3/\text{l}$ (2007) im Schwankungsbereich der Jahre 2008 bis 2012 liegen (Tabelle 12). Somit ist im Beobachtungszeitraum kein Trend in der Phytoplanktonentwicklung im Süßen See zu erkennen.

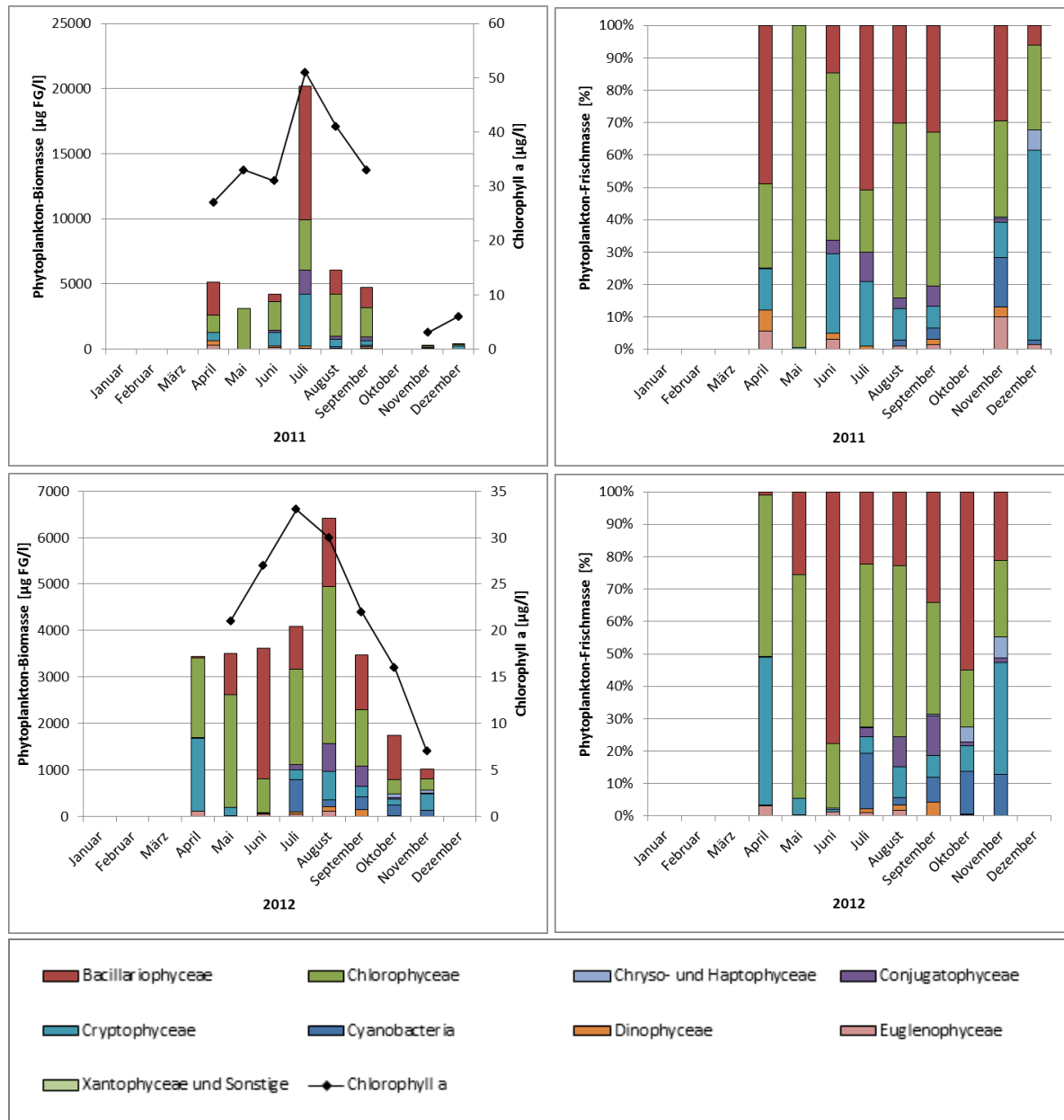
Tabelle 12: Jahresmittel der Phytoplanktonbiovolumina [mm^3/l] und Chlorophyll a (Chl a) Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] im Zeitraum 2008 bis 2012.

Jahr	Phytoplankton-Biovolumen [mm^3/l]	Chl a [$\mu\text{g/l}$]
2008	4,21	19,09
2009	2,81	18,10
2010	4,05	32,43
2011	5,51	28,13
2012	3,41	22,29

Projekt-Nr. 201333

Auch in den folgenden Graphiken (Abbildung 16) wird deutlich, dass kein eindeutiger Trend in der Phytoplanktonentwicklung zu erkennen ist. Der Verlauf der Phytoplanktonentwicklung ist in allen Jahren etwas unterschiedlich, auch wenn die höchsten Biovolumina jahreszeitlich bedingt meist in den Sommermonaten dokumentiert wurden.





Die unterschiedlichen Skalierungen in den links dargestellten Graphiken sind zu beachten.

Abbildung 16: Entwicklung des Phytoplanktons und der Chlorophyll a Konzentrationen im Süßen See im Jahresverlauf für den Untersuchungszeitraum 2008 bis 2012.

Zur Phytoplanktonentwicklung im Süßen See ist anzumerken, dass aufgrund der Tatsache, dass der Süße See als Badegewässer genutzt wird, die Entwicklung der Cyanobakterien weiterhin beobachtet werden sollte, da im Untersuchungszeitraum potentiell toxische Arten im Süßen See dokumentiert wurden. Zwar lagen die im Süßen See dokumentierten Cyanobakterienbiovolumina im Untersuchungszeitraum meist deutlich unter dem kritischen Anteil von 10 % und immer deutlich unter dem Grenzwert für Badegewässer von 1 mm³/l (Bundesgesundheitsblatt 2003), allerdings wurden im November 2011 sowie im Juli, Oktober und November 2012 etwas höhere Anteile an Cyanobakterien im Süßen See mit 15, 17 und

jeweils 13 % beobachtet. Während im Juli 2013 das Aufkommen der zu dem Zeitpunkt dominanten Cyanobakterien *Chroococcus limneticus* nicht zu besorgen ist, ist das Auftreten der mehrfach dokumentierten, potentiell toxischen Art *Woronichinia compacta* sowie der im November 2011 stark aufgetretenen und auch 2013 während der Fischbestandserfassung beobachteten potentiell toxischen Art *Microcystis aeruginosa* weiterhin zu beobachten. Da Letztere im Herbst 2013 während der Fischbestandserfassung vor allem durch Aufräumung am Gewässerufer auffiel, ist zudem zu vermuten, dass das Vorkommen dieser Art in den Phytoplanktonproben am tiefsten Punkt des Sees unterschätzt wird.

3.4.2 Zooplankton

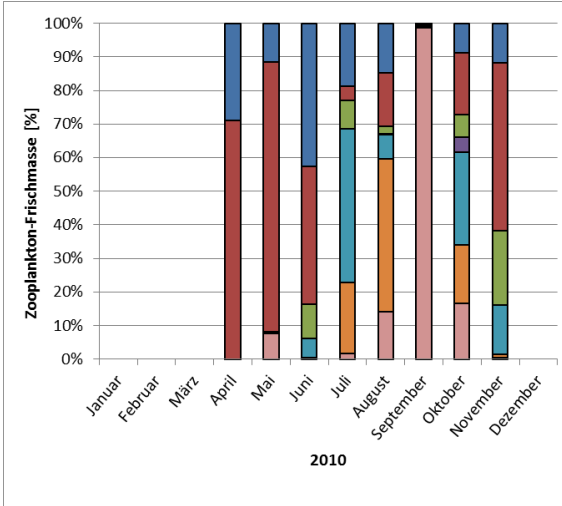
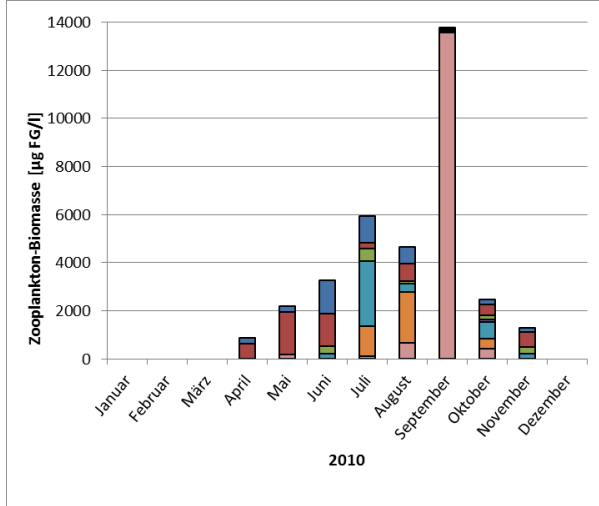
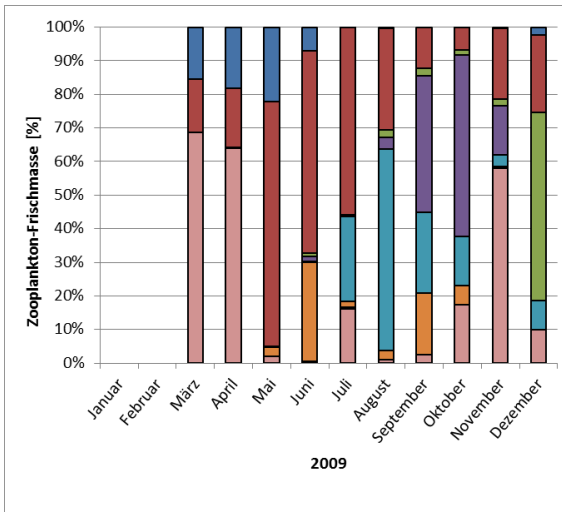
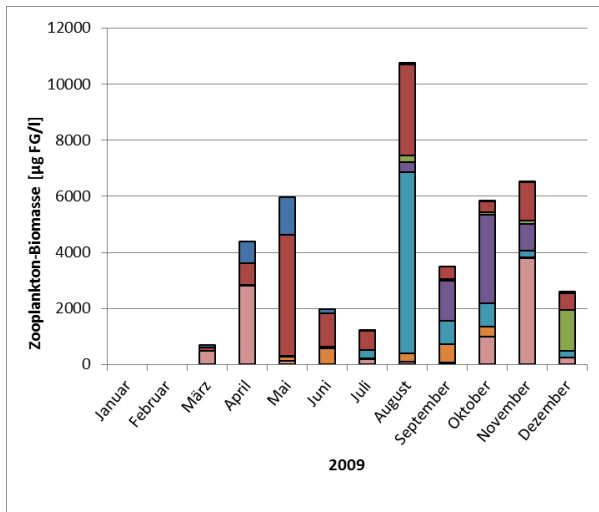
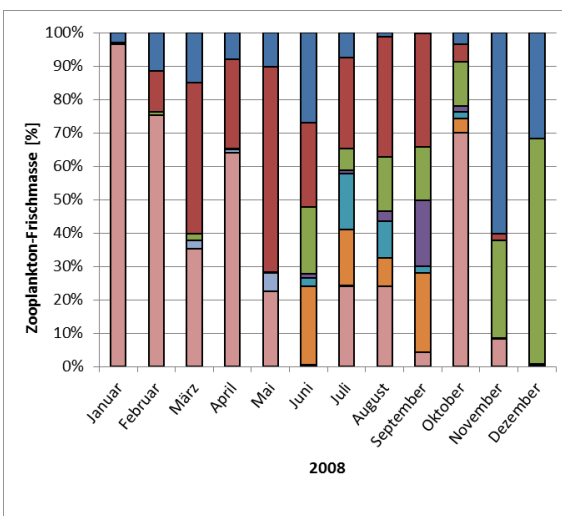
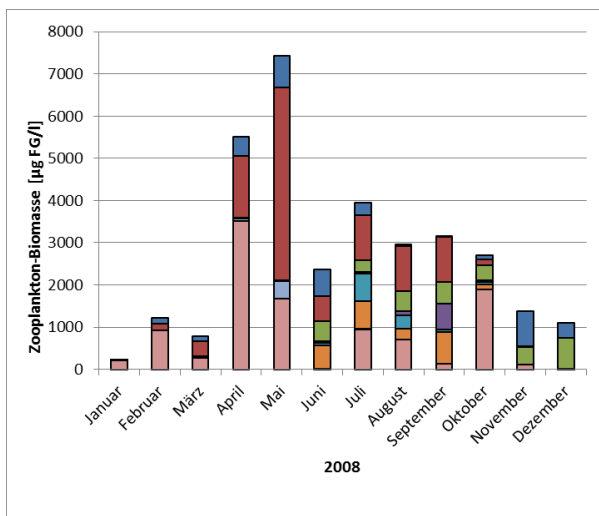
Die Entwicklung des Zooplanktons im Süßen See war in allen untersuchten Jahren insgesamt ähnlich, auch wenn es zwischen den Jahren deutliche Unterschiede in der Zooplanktonbiomasse gab, mit höchsten Biomassen im Jahr 2011 und den geringsten Biomassen im Jahr 2012 (Tabelle 13). Die deutlichen Unterschiede zwischen den Jahren 2011 und 2012 sind vor allem im Auftreten größerer Cladoceren im Jahr 2011 im Vergleich zum Jahr 2012 begründet. Zudem war die Futterverfügbarkeit durch höhere Phytoplanktonbiovolumina im Jahr 2011 höher als 2012.

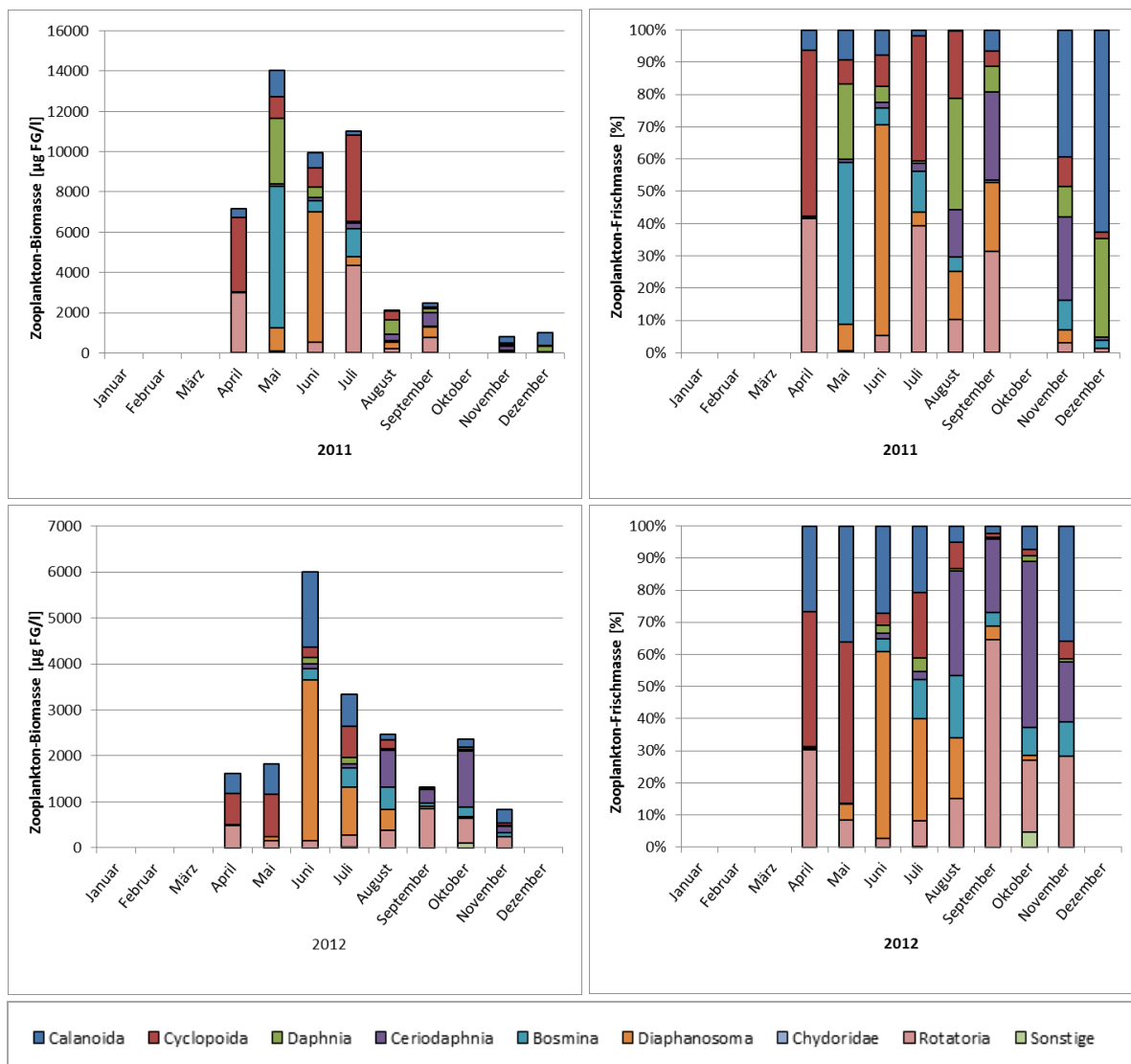
Tabelle 13: Jahresmittel der Zooplanktonbiomasse [$\mu\text{g FG/l}$] im Zeitraum 2008 bis 2012.

Jahr	Zooplankton-Biomasse [$\mu\text{g FG/l}$]
2008	2.726
2009	4.344
2010	4.303
2011	6.072
2012	2.470

Insgesamt ist jedoch in den Jahren 2008 bis 2012 mehr oder weniger folgende Entwicklung im Jahresgang zu beobachten: Von Januar bis April wurden überwiegend Rotatorien dokumentiert, wobei beispielsweise im Jahr 2008 kleine Arten überwogen während 2009 die große räuberische Art *Asplanchna priodonta* dominierte. Im Frühjahr, der Zeit des exponentiellen Wachstums des Zooplanktons, traten neben kleinen schnellwüchsigen Rotatorien überwiegend cyclopoide Copepoden auf. Im Frühsommer folgte ein Cladocerenmaximum, wobei jedoch zwischen den Jahren Unterschiede hinsichtlich der Cladocerenarten zu beobachten waren: eher große Cladocerenarten (2008), kleine Cladocerenarten (2009) und eine Mischung aus kleinen und großen Cladocerenarten (2010-2012). Im Sommer folgte anschließend eine kurze Phase mit der Dominanz kleiner herbivorer Rotatorien, an die sich anschließend im Herbst wieder größere Cladoceren sowie calanoide Copepoden entwickelten. Diese Entwicklung im Jahresverlauf beschreibt insgesamt die im PEG-Modell (Sommer et al., 1986) beschriebene Saisonalität des Zooplanktons in eutrophen Seen der gemäßigten Breiten. Die insgesamt geringe Menge an großen Cladoceren (Tabelle 14) weist zudem auf hohen Fraßdruck durch Fische hin.

Projekt-Nr. 201333





Die unterschiedlichen Skalierungen in den links dargestellten Graphiken sind zu beachten.

Abbildung 17: Entwicklung des Zooplanktons im Süßen See im Jahresverlauf für den Untersuchungszeitraum 2008 bis 2012.

Cladoceren, vor allem Daphnien, sind als sehr effiziente Filtrierer hauptverantwortlich für das Auftreten von Klarwasserstadien in Seen und kontrollieren das Algenwachstum stärker als andere Vertreter des Zooplanktons. Da die größeren Vertreter (> 1 mm) zudem bevorzugt von Friedfischen konsumiert werden und aufgrund ihres hohen Vermehrungspotentials sehr schnell auf Umweltbedingungen reagieren, spielen sie eine zentrale Rolle im Nahrungsnetz von Seen, weshalb im Folgenden das Hauptaugenmerk auf das Vorkommen dieser großen effizienten Filtrierer im Süßen See gelegt wird.

Friedfische ernähren sich bevorzugt von größeren Zooplanktern, daher hat ein hoher Bestand an Friedfischen eine Abnahme der großen Zooplankter, vor allem der größeren Daphnien (>1 mm Körperlänge) zur Folge. Dies führt in der Regel zu einer Zunahme der Phytoplanktonbiomasse. Da die Stärke des Fischfraßdrucks zudem nicht primär die

Projekt-Nr. 201333

Zooplankton-Gesamtbiomasse (bottom-up gesteuert) verändert, sondern vor allem die mittlere Größe des Zooplanktons sowie den relativen Anteil der großen Daphnien am Zooplankton beeinflusst, ist ein Index, der den Anteil der großen Cladoceren am Zooplankton abbildet aussagekräftiger als eine Betrachtung der gesamten Zooplanktonbiomasse (Jeppesen et al., 2004, zitiert in ATT, 2011). In Anlehnung an das Limnologische Gutachten 2007 (LBH, 2008) sind in der folgenden Tabelle die Anteile der großen Cladoceren (>1 mm) sowohl an der gesamten Cladocerenbiomasse als auch an der gesamten Crustaceenbiomasse im Zeitraum 2008 bis 2012 dargestellt.

Tabelle 14: Anteil großer Cladoceren (>1 mm) an der gesamten Crustaceenbiomasse sowie an der Cladocerenbiomasse.

Datum	Anteil großer Cladoceren (>1 mm) an der Crustaceen-Biomasse (%)	Anteil großer Cladoceren (>1 mm) an der Cladoceren-Biomasse (%)
23.01.08	9	85
20.02.08	3	94
18.03.08	3	45
15.04.08	0	0
15.05.08	0	0
18.06.08	11 (10)	24 (21)
09.07.08	3	5
14.08.08	18	35
03.09.08	10 (8)	16 (12)
08.10.08	17	23
05.11.08	24	76
02.12.08	33	49
26.03.09	0	0
23.04.09	0	0
26.05.09	1 (0)	17 (0)
17.06.09	5 (0)	16 (0)
15.07.09	0	0
18.08.09	<1	<1
10.09.09	0	0
07.10.09	0	0
05.11.09	<1	1
02.12.09	50	70

Sobald neben *Daphnia* noch weitere Cladoceren (>1 mm) vorhanden waren (*Diaphanosoma brachyurum*), gibt die Zahl in Klammern den Prozentanteil für die einzeln betrachtete Gattung *Daphnia* an.

Datum	Anteil großer Cladoceren (>1 mm) an der Crustaceen-Biomasse (%)	Anteil großer Cladoceren (>1 mm) an der Cladoceren-Biomasse (%)
08.04.10	0	0
11.05.10	<1	55
08.06.10	5	31
06.07.10	3	3
10.08.10	5 (2)	7 (3)
07.09.10	19 (0)	23 (0)
05.10.10	7 (3)	10 (4)
01.11.10	9	24
27.04.11	<1	16
31.05.11	11	13
28.06.11	5 (2)	6 (3)
02.08.11	2 (1)	5 (2)
30.08.11	14 (12)	18 (15)
27.09.11	7 (3)	9 (3)
07.11.11	3	5
14.12.11	26	75
27.04.12	1	59
31.05.12	1 (0)	22 (0)
28.06.12	2 (1)	4 (1)
20.07.12	2 (2)	5 (3)
29.08.12	1 (0)	1 (0)
26.09.12	1 (1)	2 (1)
22.10.12	1	1
26.11.12	0	0

Nach Straskraba (1993; zitiert in LBH, 2008) liegt bei einem ausgeglichenen Bestand an Fried- und Raubfischen der Anteil großer Cladoceren an der gesamten Crustaceenbiomasse bei >20 %, ein Anteil <5 % dagegen deutet auf eine Überpopulation von Friedfischen hin. Betrachtet man den Anteil der großen Cladoceren am gesamten Cladocerenbiovolumen ist

Projekt-Nr. 201333

bei <15 % ein zu hoher Bestand an Friedfischen vorhanden, während ein Anteil von >40 % ausgeglichene Verhältnisse darstellen würde.

Bei der Betrachtung der in der obigen Tabelle dargestellten Daten für den Süßen See wird deutlich, dass wie schon im Jahr 2007 beobachtet, der Anteil großer Cladoceren am gesamten Crustaceenbiovolumen und auch gemessen am gesamten Cladocerenbiovolumen im Untersuchungszeitraum 2008 bis 2012 nur während des Winters relativ hoch ist, während in den Sommermonaten kaum Zooplankter >1 mm Länge dokumentiert wurden. Dies deutet nach wie vor auf eine Überpopulation von Fried-fischen hin.

Auch die Betrachtung der Biofiltration nach ATT (2011), in der die Berechnung des CSI (Cladocera Size Index) als Anteil großer Cladoceren (>1 mm Körperlänge) am gesamten Crustaceenplankton ohne Nauplien erfolgt, ergibt eine durchgehend geringe Biofiltration (siehe Tabelle 15). Bei Flachspeichern (instabile Schichtung, geringe mittlere Wassertiefe, eutrophes bis hypertrophes Gewässer, geringe Sichttiefen, hohe Chl a Konzentrationen) wie dem Süßen See werden Werte $\leq 0,21$ als geringe Biofiltration eingestuft. Dies bedeutet eine ungünstige Zooplanktonstruktur im Sinne der Nahrungsnetzsteuerung zur Stabilisierung der Wassergüte.

Tabelle 15: Cladocera Size Index (CSI)-Sommermittelwerte (Mai bis Oktober bzw. Anfang November) Anteil großer Cladoceren (> 1 mm) an der gesamten Crustaceenbiomasse ohne Nauplien.

Jahr	2008	2009	2010	2011	2012
CSI (Mai-Okt/Anfang Nov)	0,10	0,01	0,07	0,07	0,02
CSI (alle Zeitpunkte)	0,11	0,06	0,06	0,08	0,01
Bewertung bei Einstufung als Kategorie Flachspeicher	geringe Biofiltration				

Die folgende Graphik, in der die Sichttiefe im Vergleich zum CSI-Wert, ermittelt für jeden Probenahmezeitpunkt, dargestellt ist zeigt zudem deutlich, dass nur in den Monaten November und Dezember die CSI-Werte den Grenzwert überschreiten und somit eine ausreichende Biofiltration gegeben ist.

In der ATT (2011) wird für ein solches Gewässer der Kategorie Flachspeicher die Nutzung der hohen Produktivität für eine Optimierung des fischereilichen Ertrags vorgeschlagen soweit keine Nutzungen mit Anforderungen an die Wasserqualität vorliegen, da eine deutliche Verbesserung der Wassergüte mittels Nahrungsnetzsteuerung nur möglich ist, wenn ein Wechsel von Planktondominanz hin zur Dominanz von Makrophyten erreicht wird.

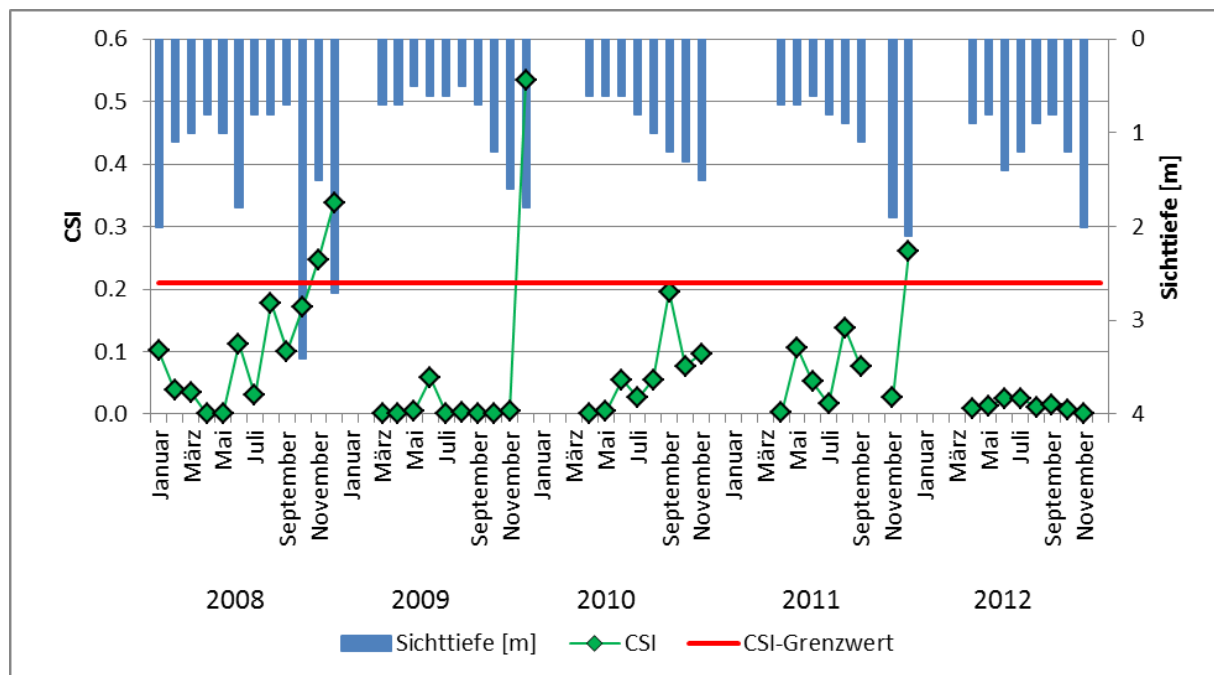


Abbildung 18: Vergleich von CSI (Cladocera Size Index; Anteil großer Cladoceren (> 1 mm Körperlänge) am gesamten Crustaceenplankton ohne Nauplien) und Sichttiefe (m) im Süßen See im Jahresverlauf für den Untersuchungszeitraum 2008 bis 2012.

3.4.3 Nahrungsanalysen der Fische 2008 bis 2012

Cladoceren zählen, gefolgt von den Copepoden, zu den Hauptbestandteilen des konsumierten Zooplanktons der untersuchten Fische im Untersuchungszeitraum von 2008 bis 2012. Im Mittel aller 10 Vergleichstermine lag der mittlere Anteil der Cladoceren (einschließlich der Gattung *Daphnia*) in der Nahrung bei 46 bis 100 % (Mittel 64 %). Die Gattung *Daphnia* allein erreichte Anteile zwischen 0 % und 48 % (Mittel 14 %). Im See lag der Cladocerenanteil zu den Vergleichsterminen zwischen 0 % und 71 % (Mittel 36 %). Die Gattung *Daphnia* erreichte Anteile von 0 bis 44 % (Mittel 11 %).

Im Oktober und November 2008 wurden von Blei, Plötze und Barsch überwiegend Daphnien konsumiert, welche im See bei hoher relativer Verfügbarkeit vorhanden waren. Vergleichbar hohe relative Werte von *Daphnia* in der Nahrung wurden außerdem im Oktober 2010 und November 2011 beobachtet. Dies scheint für den Süßen See im Spätsommer und Herbst typisch zu sein.

In den Sommermonaten Juli und August dominierten neben den Copepoden v.a. kleinere Cladoceren die Nahrung der Fische. Im Juli 2009 (untersuchte Fische: 0+Barsch, 0+Plötze) dominierten in der Kategorie „übrige Cladoceren“ die kleinwüchsigen Gattungen *Bosmina* und *Chydorus*. Im August 2009 (Rotfeder, Barsch) und August 2010 (0+Barsch, 0+Plötze, Marmorkarpfen) überwog die Kategorie „übrige Cladoceren“, vorwiegend bestehend aus *Bosmina longirostris*. Daphnien wurden entsprechend der geringen Verfügbarkeit im Gewässer in der Nahrung der Fische nur selten nachgewiesen.

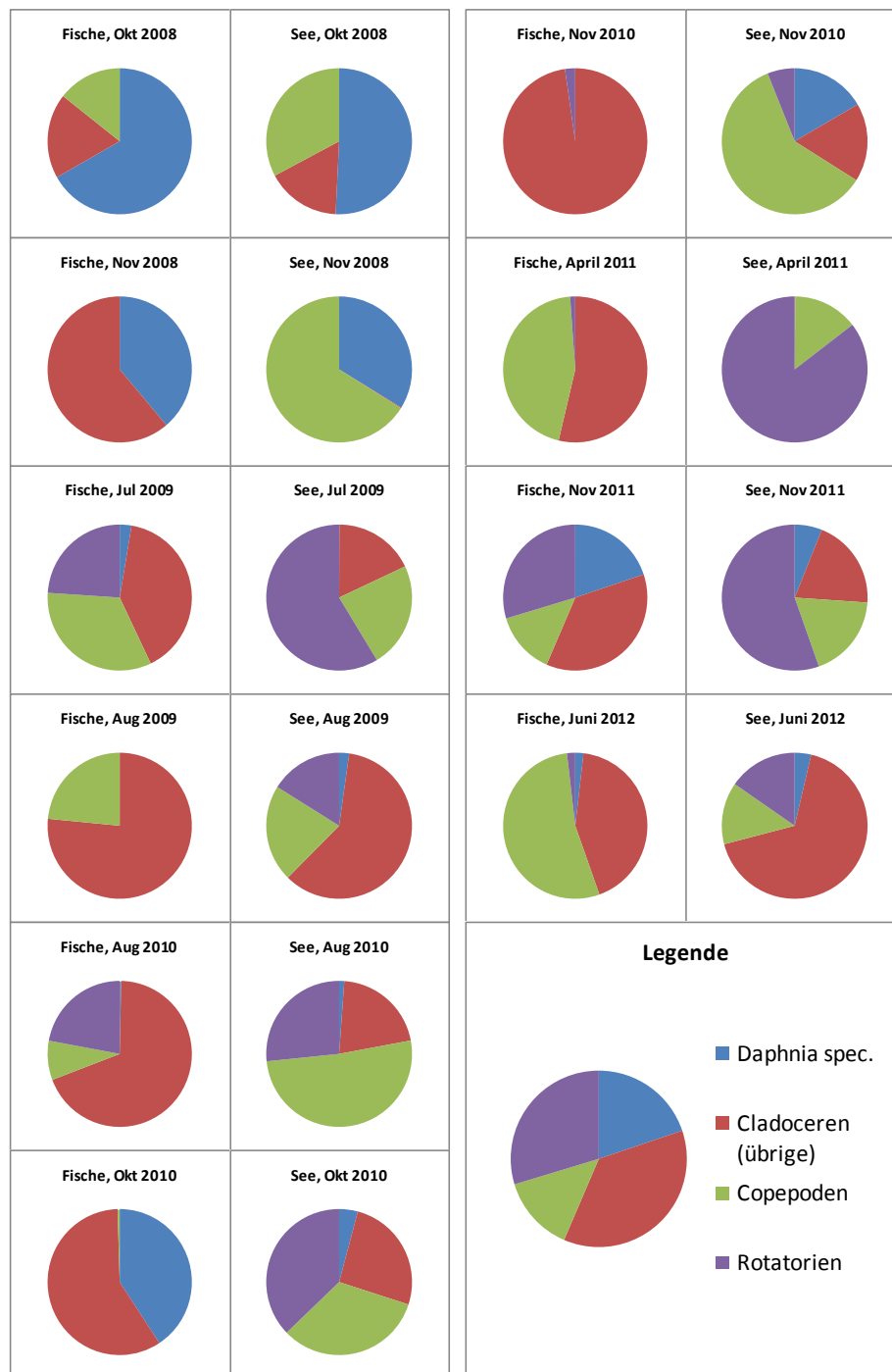


Abbildung 19: Vergleich der relativen Zusammensetzung der Nahrungskategorien des Zooplanktons (Abundanzen) in den Nahrungsanalysen der Fische mit der relativen Zusammensetzung des Zooplanktons im Süßen See.

Der Anteil der Rotatorien ist in der Fischnahrung grundsätzlich geringer als im See. Der Grund ist die allgemeine Bevorzugung großer Zooplankter durch die Fische. Rotatorien sind aufgrund ihrer geringen Größe im Vergleich zu den Copepoden und Cladoceren nicht die bevorzugten Zooplankton-Beuteorganismen subadulter und adulter Fische. Als Nahrung für die 0-Gruppe haben Rotatorien einen höheren Stellenwert.

Grundsätzlich lassen sich folgende systematische Muster der Nahrungswahl ablesen:

- Barsche bis zu einer Länge von 15 bis 20 cm und die Cypriniden (Plötze, Güster, Blei, Silber- und Marmorkarpfen) aller Längensklassen sind prinzipiell zooplanktivor.
- Barsche >20 cm sind überwiegend piscivor (Raubfische).
- Der Kaulbarsch ernährt sich überwiegend benthivor, phasenweise tritt Zooplanktivorie auf.
- Von Cypriniden (v.a. Blei) und Barschen werden phasenweise auch Benthosorganismen (u.a. Chironomiden) gefressen.

3.4.4 Fischbestand 2013

Die Fischgemeinschaft des Süßen Sees setzte sich im September 2013 nachweislich aus **13 Fischarten** (Barsch, Plötze, Kaulbarsch; Zander, Hecht, Aal; Blei, Güster, Karpfen, Rotfeder, Silber- und Marmorkarpfen, Giebel) zusammen.

Zum Untersuchungszeitpunkt wurde das Gewässer von **ca. 1,52 Mio. Individuen bzw. 110 Tonnen** Fischen besiedelt, was bei einer Stauoberfläche von 265 ha **ca. 5.750 Ind. ha⁻¹ bzw. 415 kg ha⁻¹** entspricht (siehe Tabelle 16, Abbildung 20). Davon entfallen ca. 0,67 Mio. Individuen (44 % der Abundanz) bzw. 8 Tonnen (7 % der Biomasse) auf die AG 0+ von Barsch und Zander. Auf die Plötze (ohne AG0+) entfallen insgesamt 0,35 Mio. Individuen (23 % der Abundanz) bzw. 44 Tonnen (40 % der Biomasse). Der Bestand an Güstern liegt bei 11,6 Tonnen (10,5 % der Biomasse) gefolgt von den Silber- und Marmorkarpfen mit einem Bestand von 11,4 Tonnen (10,4 % der Biomasse).

Die **Plötze** ist mit einer Gesamtbiomasse von 44 Tonnen die **dominierende Cyprinidenart**. Auf alle Cypriniden zusammen entfallen 77 Tonnen, was einem Anteil von 70 % an der Gesamtfischbiomasse entspricht. Die Fischgemeinschaft ist demnach als **cyprinidendominiert** zu charakterisieren, was der Trophie bzw. Morphometrie des Gewässers entspricht.

Unterstellt man bei allen Barschen >14 cm 100 %ige Piscivorie so resultiert ein **potentieller Raubfischbestand** (ohne Aal) bestehend aus Barschen, Hechten und Zandern von **23 Tonnen**, was einem Anteil von **ca. 20 % der Gesamtfischbiomasse** entspricht. Der Biomassenanteil der piscivoren Barsche am geschätzten Raubfischbestand liegt bei 49 %, der des Zanders bei 38 % und der des Hechtes bei 13 %.

Die Altersstruktur aller strukturbildenden Hauptfischarten zeigt eine mehr oder weniger regelmäßige Reproduktion bzw. Rekrutierung. Das Laichpotential aller im See reproduktionsfähigen Arten (Ausnahme: Silber- und Marmorkarpfen, Karpfen, Aal) ist nach wie vor hinreichend hoch. Herausragendes Entwicklungsmerkmal des Jahres 2013 ist die starke Rekrutierung der barschartigen Fische (Perciden).

Das individuelle Wachstum (somatisches Wachstum und Längenwachstum) der Hauptfischarten Plötze, Güster, Blei, Rotfeder, Zander, Barsch und Hecht ist außergewöhnlich hoch.

Projekt-Nr. 201333

Die Korpulenzfaktoren von Plötzen, Barschen und Güstern liegen im Durchschnitt oder leicht darüber, die der adulten Bleie markieren Spitzenwerte.

Die relative Menge an Eingeweidefett (0= kein Fett; 4= sehr viel Fett) ist ein einfaches Maß für den Ernährungszustand eines Fisches bzw. die Akkumulation von Reservestoffen. Die subadulten und adulten Individuen der Massenfischarten Plötze, Güster, Barsch und Kaulbarsch hatten überwiegend mäßig bis viel Eingeweidefett (Stufe 2-3) eingelagert. Adulte Bleie und adulte Zander hatten meist viel bis sehr viel Eingeweidefett (Stufe 3-4).

Tabelle 16: Zusammensetzung und Größe der Fischgemeinschaft des Süßen Sees (265 ha) im September 2013, geschätzt auf der Basis der Fischerei (Stellnetzfänge, Elektrofischerei) und der Tages-Echolotung vom 27.09.2013 (A = Abundanz; BM= Biomasse).

Fischart	AG*	Längenbereich (mm)	Ind. total	kg total	Ind/ha	kg/ha	A %	BM %
Barsch	0+	<140	554.000	6.900	2.092	26,2	36,4%	6,3%
Barsch	1+	140-200	93.000	5.500	350	20,8	6,1%	5,0%
Barsch	>1+	>200-363	19.778	5.800	74,6	21,7	1,3%	5,3%
Plötze	0+	<100	5.600	24	21	0,09	0,4%	0,02%
Plötze	>0+	100-287	352.000	44.300	1.330	167,0	23,1%	40,3%
Rotfeder		50-263	63.600	4.400	240	16,7	4,2%	4,0%
Güster		50-365	74.500	11.600	281	43,6	4,9%	10,5%
Blei		83-615	14.000	4.100	53	15,3	0,9%	3,7%
Kaulbarsch		51-173	216.800	2.200	818	8,4	14,2%	2,0%
Karpfen (C. carpio)		595	180	757	0,7	2,9	0,01%	0,7%
Silber-/Marmor-K.		925-1100	800	11.440	3	43,2	0,05%	10,4%
Zander	0+	90-203	114.500	1.100	432	4,0	7,5%	1,0%
Zander	>0+	250-850	6.100	7.700	23	29,0	0,4%	7,0%
Hecht		700-735	371	920	1,4	3,5	0,0%	0,8%
Hecht**		190-805	2.592	2.068	10	7,8	0,2%	1,9%
Aal**		220-700	4.075	1.188	15	4,5	0,3%	1,1%
Summe			1.521.900	110.000	5.745	415	100%	100%

* AG=> ungefähre Zuordnung der Längenkohorten zu den Altersgruppen

**Schätzung Aal- und Hechtbestand über Elektrofischerei (ergänzend)

Die Wachstumswerte, Korpulenzfaktoren und die Menge an Eingeweidefett der Fische weisen auf eine verringerte inter- bzw. intraspezifische Konkurrenz und hinreichend große Nahrungsressourcen hin. Die Gesamtfischbiomasse liegt daher unter der für das Gewässer typischen Sättigungsgrenze. Durch das Sonderfischereiprogramm wurden von 2008 bis 2012 u.a. insgesamt 56 Tonnen Bleie (bzw. Güstern), 10,3 Tonnen Silber- und Marmorkarpfen sowie 16 Tonnen Plötzen entnommen (siehe Abbildung 31), was besonders beim Blei und den Silber- und Marmorkarpfen zu einer drastischen Reduzierung der Bestandsbiomasse geführt hat. Diese durch berufsfischereilichen Eingriff geschaffenen freien Nischen wurden bis zum September 2013 von z.T. anderen Arten teilweise aufgefüllt. Das massive Zurückdrängen von in der sogenannten Fraßschutzzone verharrenden und schlechtwüchsigen Fischen (adulte Bleie/Güstern, Silber- und Marmorkarpfen) führte zu einer Umstrukturierung und Verjüngung der Fischgemeinschaft ver-

bunden mit einer Verbesserung der Raubfisch-Friedfisch-Interaktion. Hervorzuheben ist hier der Rekrutierungserfolg der Raubfischarten Zander und Barsch in den Jahren 2012 und 2013 bzw. des Hechtes in 2013.

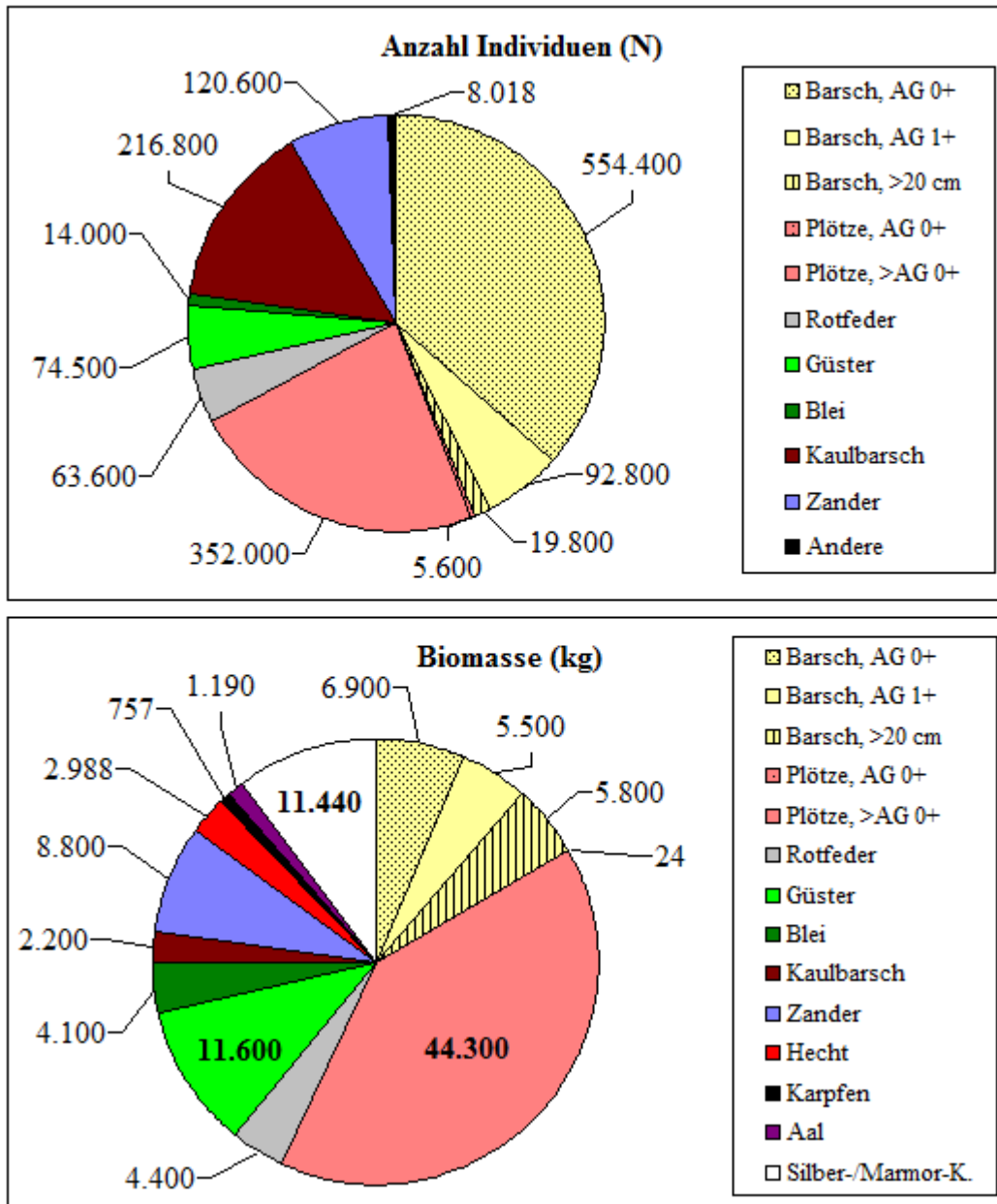


Abbildung 20: Absolute Zusammensetzung der Fischgemeinschaft nach der Biomasse bzw. Abundanz (Mittelwert) im Süßen See im September 2013 auf der Basis der Fischerei (volumengewichteten korrigierten Einheitsfänge der Stellnetzfisherei; Elektrofischungen) und der Hydroakustik (absolute Zahlen im Flächenbezug siehe Tabelle 16)

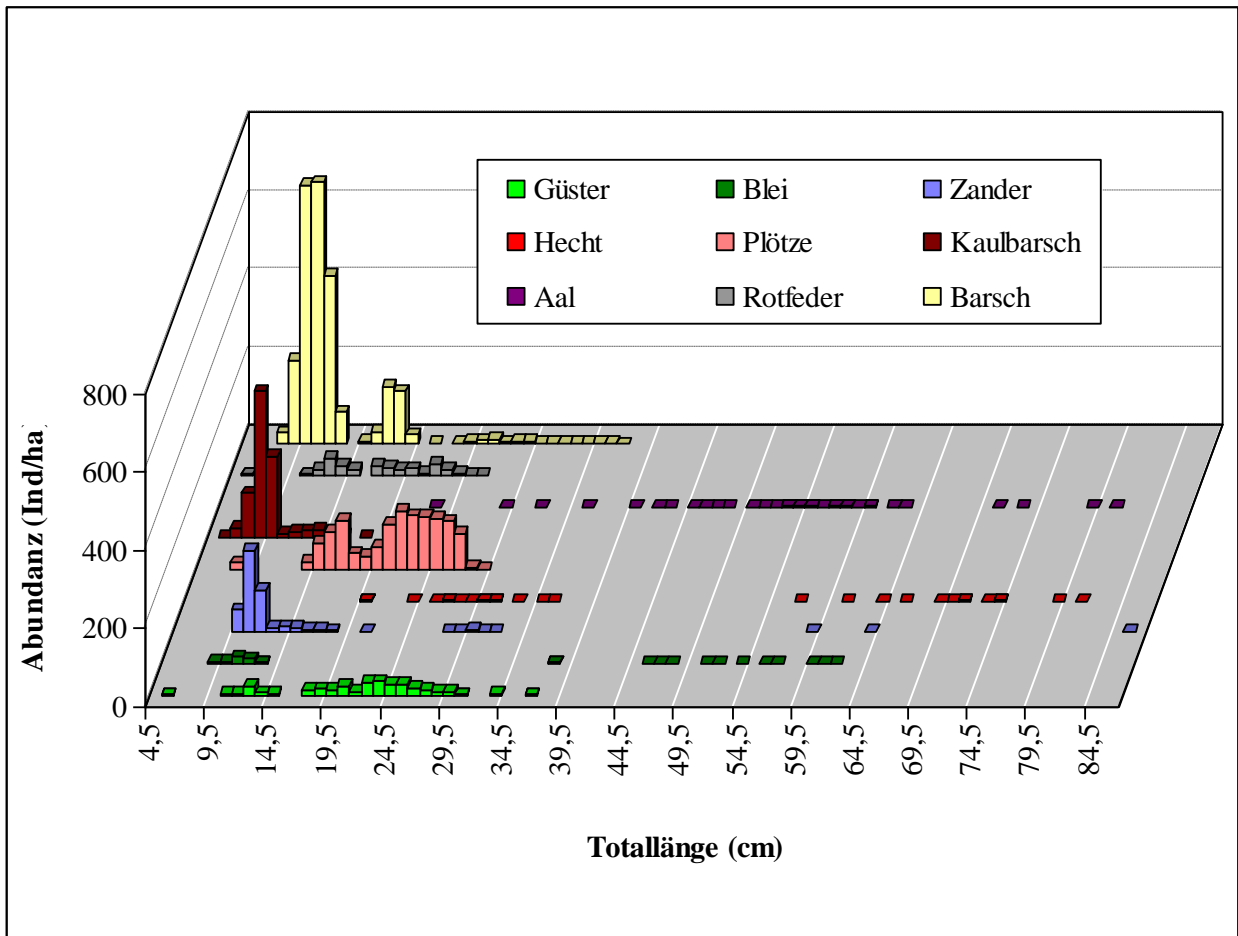


Abbildung 21: Süßer See, September 2013 – Längen-Häufigkeits-Verteilungen der strukturbildenden Fischarten auf Basis der Bestandsschätzung ohne Silber- bzw. Marmorkarpfen, Giebel und Karpfen (*C. carpio*)

3.5 Trophieklassifizierung und Bewertung

3.5.1 Trophieklassifizierung nach LAWA

Die Trophieklassifikation nach LAWA (1999) für natürliche Seen erfolgt anhand des Chlorophyll a Gehalts (Chl a), der Sichttiefe (ST) und der Gesamtphosphorkonzentrationen (TP_S) während der Sommermonate (Mai bis September) sowie des Gesamtphosphorgehalts (TP_F) während der Vollzirkulation im Frühjahr (März/April). Für die Trophieklassifizierung wurden Mittelwerte der Gesamtphosphorkonzentrationen an der Messstelle Seglerhafen verwendet. Da der Süße See ein natürlicher, ungeschichteter See ist, erfolgt die Berechnung des Trophie-Index nach LAWA (1999) nach folgender Formel:

$$\text{Gesamt-Index} = 1,131 + 0,317 \times \ln \text{Chl a} - 0,277 \times \ln \text{ST} + 0,139 \times \ln \text{TP}_F + 0,146 \times \ln \text{TP}_S$$

Für die sommerlichen Parameter lagen für Sichttiefe und Phosphor in allen Jahren pro Monat ein Wert vor. Für den Parameter Chlorophyll a war dies nur in den Jahren 2009, 2011 und 2012 der Fall, 2008 fehlte der Juli-Wert und 2010 der Juni-Wert. Für die Frühjahrswerte lagen 2008 und 2009 je ein Wert von März und April vor, ab 2010 wurde erst ab April beprobt. Die für die Berechnung des LAWA-Index verwendeten Daten bzw. Mittelwerte sowie die Einzel- und Gesamtindices für die verschiedenen Jahre sind in der folgenden Tabelle dargestellt.

Tabelle 17: Relevante trophische Messwerte sowie Trophiebewertung für den Süßen See nach LAWA (1999) für die Jahre 2008 bis 2012

	2008		2009		2010		2011		2012	
	MW	Index	MW	Index	MW	Index	MW	Index	MW	Index
Sichttiefe Sommer (m)	1,02	3,4	0,76	3,7	0,84	3,6	0,82	3,6	1,02	3,4
Chl a Sommer (µg/l)	30,5	3,5	17,4	3,0	32	3,5	37,8	3,7	26,6	3,4
TP Frühjahr (µg/l)	115	3,8	55,2	3,3	127	3,9	57,7	3,3	121	3,9
TP Sommer (µg/l)	198	4,2	242	4,3	165	4,0	275	4,4	320	4,5
Trophie-Index	3,6		3,5		3,7		3,7		3,7	
Trophiestatus	polytroph 1		eutroph 2		polytroph 1		polytroph 1		polytroph 1	

Die Trophiebewertung der Jahre 2008 bis 2012 ergab für die Jahre 2008 sowie 2010 bis 2012 jeweils eine Einstufung in den polytrophen Bereich, das Jahr 2009 fällt noch in den Bereich eutroph 2. Im Vergleich zu den Jahren 2007 (Trophie-Index 3,8) und 1996 (Trophie-Index 3,6), in denen der See jeweils im Bereich polytroph 1 einzustufen war, liegt daher der Trophie-Index auch in den Jahren 2008 bis 2012 in einem vergleichbaren Bereich. Auffällig ist vor allem der Anstieg der Phosphorkonzentration im Sommer von 2010 bis 2012, die im Sommer 2012 sogar im Übergangsbereich zur hypertrophen Bewertung lag.

3.5.2 Trophieklassifizierung nach TGL

Die Klassifizierung nach TGL 27885/01 (1982) bezieht sich auf einen Untersuchungszeitraum von April bis September. Da auch außerhalb dieses Zeitraumes Untersuchungen durchgeführt wurden, wurden zwecks Vergleichsmöglichkeit in diesem Bericht jeweils zwei Mittelwerte gebildet, zum einen der Mittelwert von April bis September (wie in der TGL gefordert) und zum anderen zusätzlich zum Vergleich der Mittelwert über alle Probenahmezeitpunkte. Anzumerken ist, dass mit diesem Verfahren für die Parameter Chlorophyll a und Phytoplankton-Biovolumen aufgrund der vergleichsweise zu hoch angesetzten Schwellenwerte in der Klassifizierung eine geringere Trophie errechnet wird als mit anderen Verfahren und daher die Klassifizierung nach TGL mittlerweile als überholt gilt (Knopf et al. 2000). Diese vergleichsweise geringe Trophie-Einstufung wird auch im Vergleich der folgenden Tabellen ersichtlich, in denen anhand der Parameter Sichttiefe und Zooplankton überwiegend eine Einstufung in den polytrophen Bereich erfolgt, während die Klassifikation anhand der anderen beiden Parameter eine Einstufung eher in den meso- bis eutrophen Bereich ergibt.

3.1.1. Sichttiefe und Chlorophyll a

In der TGL 27885/01 (1982) werden Seen mit einer mittleren Sichttiefe (bezogen auf den Zeitraum April bis September) von ≥ 6 m als oligotroph, von ≥ 4 m als mesotroph, von ≥ 1 m als eutroph und von $\geq 0,5$ m als polytroph eingestuft.

Tabelle 18: Klassifizierung und Bewertung der Sichttiefe nach TGL 27885/01 (1982)

	Sichttiefe (m)				
	2008	2009	2010	2011	2012
Januar	2,00				
Februar	1,10				
März	1,00	0,70			
April	0,80	0,70	0,60	0,70	0,90
Mai	1,00	0,50	0,60	0,70	0,80
Juni	1,80	0,60	0,60	0,60	1,40
Juli	0,80	0,60	0,80	0,80	1,20
August	0,80	0,50	1,00	0,90	0,90
September	0,70	0,70	1,20	1,10	0,80
Oktober	3,40	1,20	1,30		1,20
November	1,50	1,60	1,50	1,90	2,00
Dezember	2,70	1,80		2,10	
Mittelwert über alle Zeitpunkte	1,47	0,89	0,95	1,10	1,15
Mittelwert April bis September	0,98	0,60	0,80	0,80	1,00
Klassifizierung nach TGL	polytroph	polytroph	polytroph	polytroph	eutroph

Seen mit einer mittleren Chlorophyll a Konzentration (bezogen auf den Zeitraum April bis September) von ≤ 3 $\mu\text{g/l}$ als oligotroph, von ≤ 10 $\mu\text{g/l}$ werden in der TGL 27885/01 (1982) als mesotroph, von 10 bis 40 $\mu\text{g/l}$ als eutroph und von 40 bis 60 $\mu\text{g/l}$ als polytroph eingestuft.

Tabelle 19: Klassifizierung und Bewertung des Chlorophyll a nach TGL 27885/01 (1982)

	Chlorophyll a (µg/l)				
	2008	2009	2010	2011	2012
Januar	6	31	-	-	-
Februar	19	31	-	-	-
März	38	17	-	-	-
April	18	20	75	27	-
Mai	6	15	48	33	21
Juni	8	17	-	31	27
Juli	-	18	31	51	33
August	56	17	25	41	30
September	52	10	24	33	22
Oktober	3	5	14	-	16
November	3	31	10	3	7
Dezember	1	31	-	6	-
Mittelwert über alle Zeitpunkte	19	18	32	28	22
Mittelwert April bis September	28	20	41	36	27
Klassifizierung nach TGL	eutroph	eutroph	polytroph	eutroph	eutroph

3.1.2. Phytoplankton

Die Einstufung des Phytoplanktons erfolgt in der TGL 27885/01 (1982) wie folgt: Seen mit einem mittleren Phytoplankton-Biovolumen (bezogen auf den Zeitraum April bis September) von $\leq 1,5 \text{ mm}^3/\text{l}$ als oligotroph, von $\leq 5 \text{ mm}^3/\text{l}$ als mesotroph, von 5 bis $20 \text{ mm}^3/\text{l}$ als eutroph und von 20 bis $30 \text{ mm}^3/\text{l}$ als polytroph eingestuft.

Tabelle 20: Klassifizierung und Bewertung des Phytoplanktons nach TGL 27885/01 (1982)

	Phytoplankton-Biovolumen (cm ³ /m ³)				
	2008	2009	2010	2011	2012
Januar	0,32	-	-	-	-
Februar	2,21	-	-	-	-
März	7,14	3,31	-	-	-
April	4,80	3,22	5,67	5,13	3,45
Mai	0,55	5,75	4,94	3,12	3,51
Juni	2,05	2,05	6,93	4,23	3,61
Juli	7,71	1,89	3,86	20,16	4,09
August	11,58	3,17	4,97	6,05	6,41
September	13,05	2,72	2,43	4,71	3,48
Oktober	0,70	4,53	1,95	-	1,75
November	0,31	0,92	1,62	0,30	1,02
Dezember	0,07	0,52	-	0,35	-
Mittelwert über alle Zeitpunkte	4,21	2,81	4,05	5,51	3,41
Mittelwert April bis September	6,62	3,13	4,80	7,23	4,09
Klassifizierung nach TGL	eutroph	mesotroph	mesotroph	eutroph	mesotroph

3.1.3. Zooplankton

In der TGL 27885/01 (1982) werden Seen mit einer mittleren Zooplankton-Trockenmasse von < 0,1 mg/l als oligotroph, von < 0,3 mg/l als mesotroph, von 0,8 mg/l als eutroph und von >0,8 mg/l als polytroph eingestuft.

Tabelle 21: Klassifizierung und Bewertung des Zooplanktons nach TGL 27885/01 (1982)

	Zooplankton-Biomasse (mg TG/l)				
	2008	2009	2010	2011	2012
Januar	0,02	-	-	-	-
Februar	0,18	-	-	-	-
März	0,16	0,12	-	-	-
April	0,83	0,74	0,22	1,24	0,36
Mai	1,66	1,55	0,52	2,78	0,47
Juni	0,56	0,39	0,86	1,48	1,09
Juli	0,77	0,28	1,18	2,07	0,68
August	0,56	2,24	0,73	0,37	0,35
September	0,55	0,49	1,39	0,33	0,14
Oktober	0,36	0,68	0,42		0,28
November	0,39	0,84	0,30	0,18	0,16
Dezember	0,28	0,51	-	0,27	-
Mittelwert über alle Zeitpunkte	0,53	0,78	0,70	1,09	0,44
Mittelwert April bis September	0,82	0,95	0,82	1,38	0,52
Klassifizierung nach TGL	polytroph	polytroph	polytroph	polytroph	eutroph

3.5.3 Trophieklassifizierung und -bewertung anhand der Planktonbiozönose

Die Bewertung der Entwicklung des Phytoplanktons erfolgte entsprechend dem Ansatz von Mischke et al. (2008) über die Berechnung des Phyto-See-Index (PSI). Dieser dient der Ermittlung der typspezifischen ökologischen Zustandsklasse des Sees gemäß EG-WRRL mittels des Seebewertungsverfahrens für das Phytoplankton im Rahmen der EG-WRRL nach Mischke & Nixdorf (2008) mit der aktuellsten Auswertungssoftware PHYTOSEE 5.0 (Mischke et al., 2013).

Um den Zustand des Süßen Sees nach den Kriterien der EG-WRRL einzuschätzen, erfolgt zunächst eine Einordnung des Gewässers entsprechend seiner Ökoregion und weiteren Typisierungsmerkmalen (Einzugsgebiet, Volumenquotient) zu einem für das Phytoplankton relevanten Seesubtyp nach Mischke et al. (2008). Aufgrund der besseren Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen der Vorjahre wurde der Süße See auch in diesem Bericht trotz seiner geografischen Lage in der Ökoregion Mittelgebirge nach Hoehn (2008) entsprechend seines Charakters als polymiktischer Tieflandsee angesprochen und dem Seesubtyp 11.1 zugeordnet. Ginge man von der EG-WRRL Sachsen-Anhalt und der im Programm PHYTOSEE 4.0 (Mischke, 2009) vorhandenen Liste der Gewässertypen aus, würde der Süße See dem Seesubtyp 6.1 zugeordnet werden.

Projekt-Nr. 201333

Die Bewertung des Gewässers nach der EG-WRRL basiert auf der Berechnung verschiedener Einzelkenngrößen. Die erste Einzelkenngröße, der **Metric „Biomasse“**, erlaubt eine Abschätzung der Phytoplanktonbiomasse mit Hilfe der Erfassung des Phytoplanktonbiovolumens sowie der mittleren Chlorophyll-a-Konzentration von März bis November und der von März bis November erfassten maximalen verzeichneten Chlorophyll-a-Konzentration. Eine weitere Einzelkenngröße, der **Metric „Algenklassen“**, bewertet den See nach den im See dominierenden Algenklassen, da je nach Nährstoffbedingungen eine andere Besiedlung zu erwarten ist. Die Berechnung der Kenngröße **Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI)**, mit welcher die Bewertung des Sees anhand seentypischer Indikatortaxa erfolgt, dient der trophischen Einstufung des Sees anhand der Artenzusammensetzung. Nach Wasserrahmenrichtlinie erfolgt anschließend aus diesen Kenngrößen (Biomasse, Algenklassen und PTSI) die Berechnung der Gesamtbewertung des **PSI (Phyto-See-Index)**. Die Bewertung des PSI erfolgt in 5 Stufen nach EG-WRRL von sehr gut (Indexwert 0,5-1,5), gut (1,51-2,5), mäßig (2,51-3,5), unbefriedigend (3,51-4,5) bis schlecht (>4,5).

Die Ergebnisse der Trophieberechnung für den Süßen See für die Jahre 2008 bis 2012 sind in der folgenden Tabelle dargestellt. Hinzuweisen ist darauf, dass in den Jahren 2008 und 2009 die März-Beprobung mit in die Berechnung einbezogen wurde und in den Jahren 2010, 2011 und 2012 jeweils die Novemberbeprobung.

Tabelle 22: Ergebnisse der Berechnung des PSI für den Süßen See in den Jahren 2008 bis 2012 (PHYTO-SEE.05, 2013, Seentyp 11.1)

Index	2008	2009	2010	2011	2012
Biomasse-Metric	2,89	2,17	3,15	2,81	2,24
	mäßig	gut	mäßig	mäßig	gut
Algenklassen-Metric	3,46	3,04	3,19	2,97	2,48
	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	gut
PTSI-Metric	3,17	3,92	3,97	4,21	3,30
	mäßig	unbefriedigend	unbefriedigend	unbefriedigend	mäßig
Gesamtbewertung (PSI)	3,14	2,85	3,35	3,18	2,55
	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig

Die Gesamtbewertung des Süßen Sees war in allen untersuchten Jahren vergleichbar und ergab die Bewertung „mäßig“.

Eine Bewertung mit dem Gewässertyp 6.1. als Grundlage ergibt ein ähnliches Bild, allerdings würden die Jahre 2008, 2010 und 2011 mit einer Gesamtbewertung von jeweils unbefriedigend etwas schlechter bewertet werden.

Vergleicht man die in Tabelle 22 dargestellten Ergebnisse mit den Ergebnissen der Jahre 1996 (PSI = 2,94; mäßig) und 2007 (PSI = 3,55; unbefriedigend), lässt sich auch hier keine Tendenz erkennen, die Gesamtbewertung ist in allen Jahren vergleichbar.

4 Wasser- und Nährstoffbilanzierung

4.1 Nährstoffkonzentrationen und Frachten der Zu- und Abläufe

4.1.1 Abflussverhältnisse

Die folgende Abbildung 22 zeigt die Abflüsse der Bösen Sieben am Pegel Unterrißdorf anhand von Tagesmittelwerten für die Jahre 2008 bis 2012. Die Abflussmengen der einzelnen Jahre unterscheiden sich deutlich voneinander, die Böse Sieben unterlag im Untersuchungszeitraum einer hohen Abflussdynamik. Als besonders abflussreich sind die Jahre 2010 und 2011 zu benennen. Insbesondere das Jahr 2010 ist gekennzeichnet durch hohe Abflussmengen und eine hohe Abflussdynamik. Verursacht wurden diese hohen Abflussmengen durch starke Niederschläge im Winter (2010/2011) sowie durch lang anhaltende Hochwasserabflüsse infolge der Schneeschmelze im Frühjahr (2010). Im Jahr 2011 führte die Böse Sieben vor allem in den Monaten Januar und Februar hohe Wassermengen, welche ebenso durch hohe winterliche Niederschläge entstanden. Das abflussärmste Jahr war das sehr trockene Jahr 2012. Die Abflüsse lagen im gesamten Jahr 2012 unter dem errechneten mittleren Durchfluss aller Untersuchungsjahre ($MQ = 0,173 \text{ m}^3/\text{s}$). Besondere Abflussereignisse fanden im Jahr 2012 nicht statt. Als hydrologisch unauffällig sind die Jahre 2008 und 2009 zu bezeichnen, in diesen Jahren ist die Böse Sieben von einer mittleren Abflussdynamik gekennzeichnet.

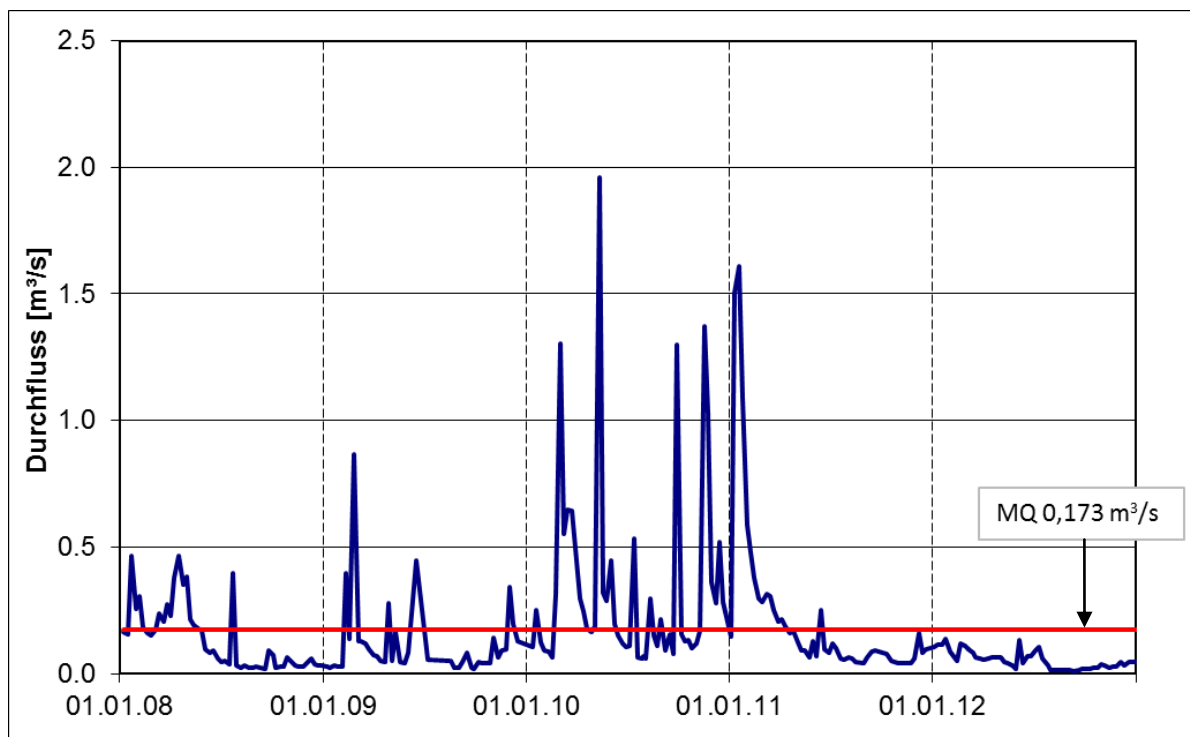


Abbildung 22: Tagesmittel des Durchflusses der Bösen Sieben am Pegel Unterrißdorf im Zeitraum 2008 bis 2012

Projekt-Nr. 201333

Für den Stofftransport der Bösen Sieben und daran geknüpft den Stoffeintrag und den Stoffhaushalt des Süßen Sees sind die hydrologischen Extremereignisse wie Hochwasserabflüsse oder Niedrigwasser von besonderer Bedeutung. So kann es insbesondere infolge von Starkniederschlägen zu hohen Feststoffeinträgen und damit zum Eintrag von partikulär gebundenen Nähr- und Schadstoffen in den Süßen See kommen. Sehr abflussarme Jahre wiederum führen zu einem geringen Seewasseraustausch und können dadurch die Bedeutung von seeinternen Prozessen, wie bspw. der Phosphorrücklösung aus dem Sediment, stärken.

Neben der Bösen Sieben fließt der Salzgraben in den Süßen See. Die Tabelle 23 zeigt die Jahresabflussmengen der beiden Zuflüsse für den Untersuchungszeitraum, den Hauptzufluss bildet dabei die Böse Sieben. Eine Ausnahme stellen die Jahre 2011 und 2012 dar. Im Jahr 2011 erreichten die Jahresabflussmengen des Salzgrabens die Werte der Bösen Sieben und im Jahr 2012 wurde diese sogar überschritten, so dass der Salzgraben 2012 den Hauptzufluss darstellte. Das Jahr 2012 ist, wie schon erwähnt, insgesamt durch geringere Niederschläge und infolge dessen durch niedrige Abflussmengen beider Fließgewässer gekennzeichnet. Dem Salzgraben fließt allerdings Grundwasser aus dem Froschmühlenstollen zu, welches somit eine weitere Einflussgröße für die Abflussmenge darstellt und die veränderten Zuflussverhältnisse im trockenen Jahr 2012 erklären könnte. Weiterhin ist anzumerken, dass die Jahresabflussmengen am Salzgraben aus wöchentlich erhobenen Stichproben resultieren und nicht wie bei der Bösen Sieben aus Tagesmittelwerten berechnet wurden, so dass die Datenbasis insgesamt weniger belastbar ist als die der Bösen Sieben.

Der Abfluss des Süßen Sees findet vorwiegend über die Südschleuse statt. Der Graben an der Nordschleuse führt deutlich weniger Wasser und es findet zeitweise keine Fließbewegung statt. Durch die Steuerung des Seewasserspiegels an der Südschleuse wird der Durchfluss an beiden Abflüssen des Sees erheblich beeinflusst.

Tabelle 23: Jahresabflussmengen der Zu- und Abflüsse des Süßen Sees für die Jahre 2008 bis 2012

	Böse Sieben [m³]	Salzgraben [m³]	Summe Zufluss [m³]	Südschleuse [m³]	Nordschleuse [m³]	Summe Abfluss [m³]
2008	4.258.554	3.721.248	7.979.802	6.780.240	788.400	7.568.640
2009	3.670.291	1.892.160	5.562.451	4.415.040	567.648	4.982.688
2010	10.574.277	3.689.712	14.263.989	12.803.616	630.720	13.434.336
2011	7.021.292	6.591.024	13.612.316	8.893.152	693.792	9.586.944
2012	1.679.447	2.775.168	4.454.615	3.500.496	189.216	3.689.712

Beim Vergleich der mittleren Durchflussmengen an den Zu- und Abflüssen des Süßen Sees (Abbildung 23) wird deutlich, dass dem Süßen See oberirdisch mehr Wasser zufließt als abfließt. Bedingt ist die Reduzierung der Durchflussmenge durch den Wasserverlust an die Atmosphäre durch Verdunstung und auch durch Infiltration in das Grundwasser (vgl. auch Tabelle 24).

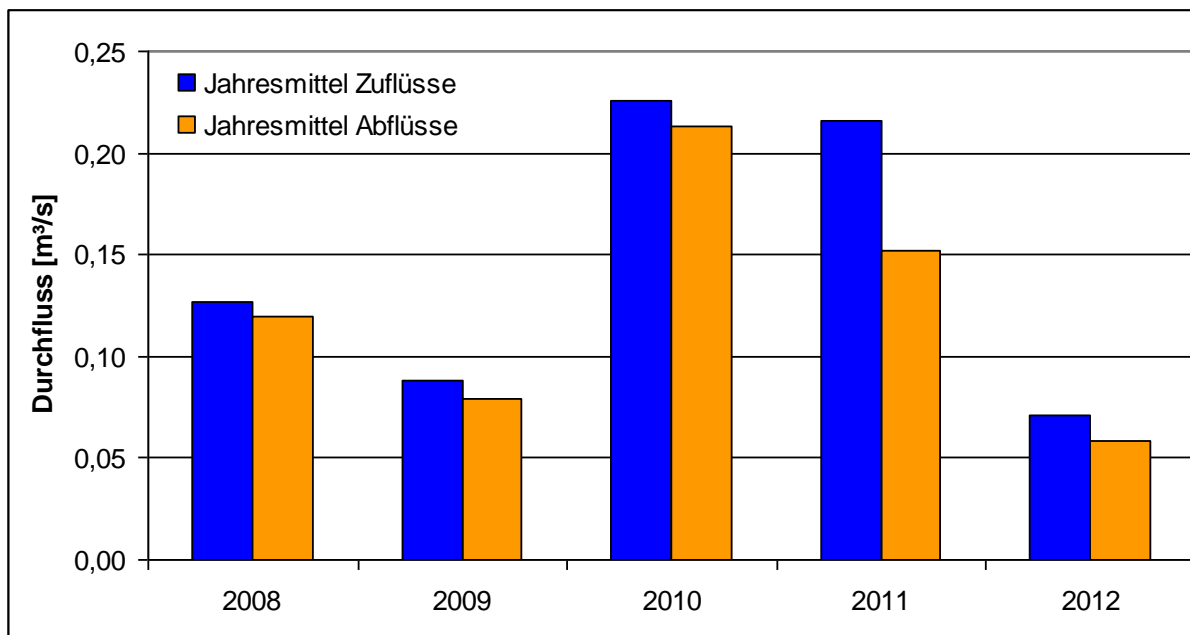


Abbildung 23: Mittlerer jährlicher Durchfluss an den Zu- und Abläufen des Süßen Sees der Jahre 2008 bis 2012

4.1.2 Nährstoffkonzentrationen der Zu- und Abläufe

Phosphor

Die folgende Abbildung 24 zeigt die Konzentrationen an Gesamtphosphor der beiden Zuläufe (Böse Sieben und Salzgraben) sowie der beiden Abläufe (Süd- und Nordschleuse). Es ist ersichtlich, dass die Böse Sieben im Untersuchungszeitraum deutlich höhere Gesamtphosphorkonzentrationen aufwies als der Salzgraben. So betragen die Gesamtphosphorkonzentrationen der Bösen Sieben im Mittel 0,19 mg/l und im Salzgraben 0,08 mg/l. Besonders hohe Konzentrationen wurden in der Bösen Sieben im abflussreichen Jahr 2010 ermittelt, hier wurden Konzentrationsspitzen von 3,1 mg/l erreicht. Der nach dem Bewirtschaftungsplan Salza (2001) für die Zuflüsse geltende Zielwert von 0,065 mg/l Gesamtphosphor wurde somit häufig überschritten. Die hohen Gesamtphosphorkonzentrationen stehen im Zusammenhang mit den Niederschlagsereignissen. Infolge von starken Niederschlägen kommt es zu Erosion der umliegenden Böden und somit zum Feststoffeintrag in die Gewässer (siehe auch Abbildung 27). Daran geknüpft ist der Eintrag von Phosphor, welcher im Boden gebunden vorliegt. Da die umliegenden Flächen der Bösen Sieben vorwiegend landwirtschaftlich genutzt werden, ist anzunehmen, dass diese Böden gut mit Nährstoffen versorgt sind. Den Zusammenhang zwischen hohen Niederschlagsmengen (Abflussmengen) und dem Eintrag von Phosphor spiegeln auch die Ergebnisse des Jahres 2012 wieder. So war dieses Jahr besonders trocken und infolgedessen sehr abflussarm, der Eintrag von Phosphor durch Erosion war somit sehr gering und dementsprechend wurden vergleichsweise geringe Konzentrationen in der Bösen Sieben nachgewiesen. Die mittlere jährliche Konzentration an

Gesamtposphor lag im trockenen Jahr 2012 bei 0,13 mg/l und im niederschlagsreichen Jahr 2010 bei 0,24 mg/l.

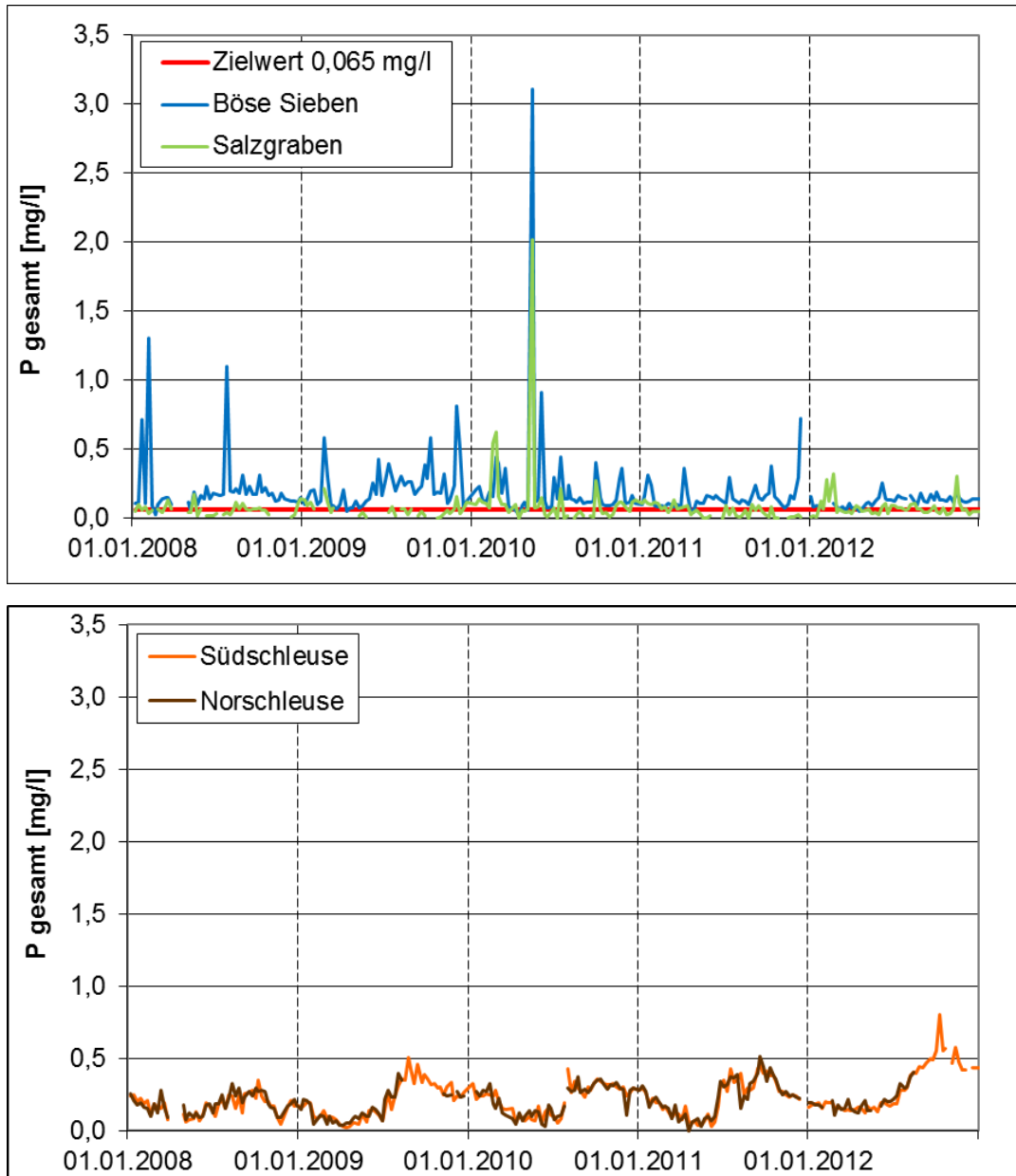


Abbildung 24: Gesamtposphorkonzentration der Zu- und Abläufe des Süßen Sees im Zeitraum 2008 bis 2012

Beim Vergleich der Phosphorkonzentrationen der Zu- und Abläufe wird ersichtlich, dass sich die Gesamtposphorkonzentrationen während des Untersuchungszeitraumes (2008-2012) im Mittel nur geringfügig voneinander unterschieden. So betragen die mittleren Gesamtposphorkonzentrationen in der Böse Sieben 0,19 mg/l, im Salzgraben 0,08 mg/l, im Abfluss Südschleuse 0,22 mg/l und 0,20 mg/l im Abfluss Nordschleuse. Insbesondere in den Sommer und Herbstmonaten stiegen die Phosphorkonzentrationen in den Abflüssen an.

Besonders beim ortho-Phosphat-P ist der Konzentrationsanstieg im Spätsommer zu erkennen (Abbildung 25).

Ortho-Phosphat-P, als gelöste Form von Phosphor, gelangt nicht wie partikulärer Phosphor infolge von erosionsbedingten Feststoffeinträgen in die Gewässer, sondern wird beispielsweise durch Grundwasser, Drainagen oder Abwasser eingetragen. Der jahreszeitliche Verlauf der ortho-Phosphat-P-Konzentrationen wurde somit nur geringfügig durch das Abflussgeschehen beeinflusst, bei besonderen Niederschlagsereignissen kam es zu keiner Erhöhung der ortho-Phosphat-P-Konzentrationen.

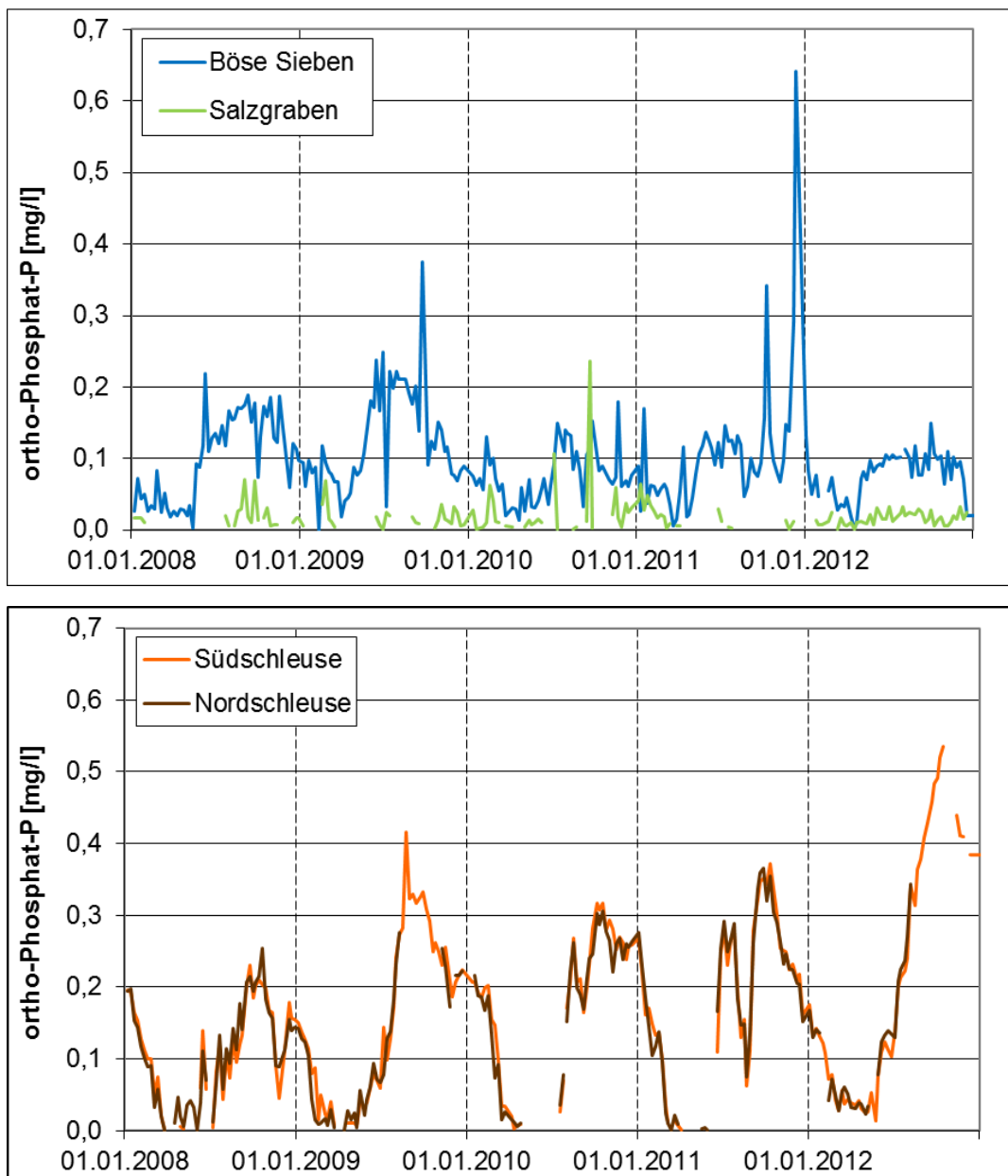


Abbildung 25: Ortho-Phosphat-P-Konzentration der Zu- und Abläufe des Süßen Sees im Zeitraum 2008 bis 2012

Projekt-Nr. 201333

Die deutliche Erhöhung der ortho-Phosphat-P-Konzentration in den Abflüssen während der Sommer- und Herbstmonate ist auf den Stoffaustrag nach der Vegetationsperiode aus dem Süßen See zurückzuführen.

Auch wenn die Ergebnisse der Tiefenprofilaufnahmen an der Messstelle Seglerhafen dies nicht vollständig belegen (vgl. Kap. 3.2, 3.3), ist zudem anzunehmen, dass es im Untersuchungszeitraum (2008-2012) im Süßen See aufgrund von Sauerstoffmangel über Grund zu einer Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment kam. Anzunehmen ist, dass die Rücklösung weniger den vergleichsweise tiefen Bereich an der Messstelle Seglerhafen betrifft, sondern vielmehr die Flachwasserbereiche im südwestlichen Seebecken (siehe Abbildung 6, Kapitel 3.1). Insbesondere das Wasser der Flachwasserzonen erwärmt sich durch Sonneneinstrahlung schnell und bewirkt so eine Abnahme der Sauerstofflöslichkeit im Wasser. Darüber hinaus nimmt mit zunehmenden Temperaturen die Intensität der biologischen Prozesse im Wasser zu, so dass es infolge sauerstoffzehrender Abbauprozesse selbst in flachen Gewässerteilen zu Sauerstoffmangel über Grund kommen kann. Die Folge sind Rücklösungs- und Fäulnisprozesse. Insbesondere im Jahr 2012 ist aufgrund der auffallend hohen Phosphorkonzentrationen im Süßen See von einer Phosphorrücklösung aus dem Sediment auszugehen. Dementsprechend wurde im Spätsommer 2012 viel Phosphor ausgetragen und der Anstieg der Phosphorkonzentrationen in den Abläufen war besonders ausgeprägt.

Nitrat

In der folgenden Abbildung 26 sind die Nitrat-N-Konzentrationen der Zu- und Abläufe dargestellt. Besonders auffallend sind die Konzentrationsunterschiede zwischen den Zu- und Abläufen des Süßen Sees. So beträgt die mittlere Nitrat-N-Konzentration im Zeitraum 2008 bis 2012 im Zulauf Bösen Sieben 10 mg/l und im Ablauf Südschleuse nur 2,9 mg/l. Es wird also deutlich mehr Nitrat in den See ein- als ausgetragen. Das Nitrat wird im See durch pflanzenphysiologische Prozesse verbraucht, so dass der See hinsichtlich des Nährstoffes Nitrat als Stoffsenke fungiert. Die Nitratkonzentrationen der beiden Zuläufe Böse Sieben und Salzgraben unterscheiden sich nur wenig voneinander. Anders als die Phosphorkonzentrationen erhöhten sich die Nitratkonzentrationen durch besondere Niederschlagsereignisse nicht, hingegen kann von einer verdünnenden Wirkung des Niederschlagswassers ausgegangen werden. Auffallend sind die geringen Konzentrationen im trockenen Jahr 2012. Da Nitrat vorwiegend durch Grundwasser, Drainagen oder durch kommunale Abwassereinleitungen in die Gewässer gelangt, kann davon ausgegangen werden, dass der Zufluss aufgrund der Trockenheit im Jahr 2012 sehr gering war.

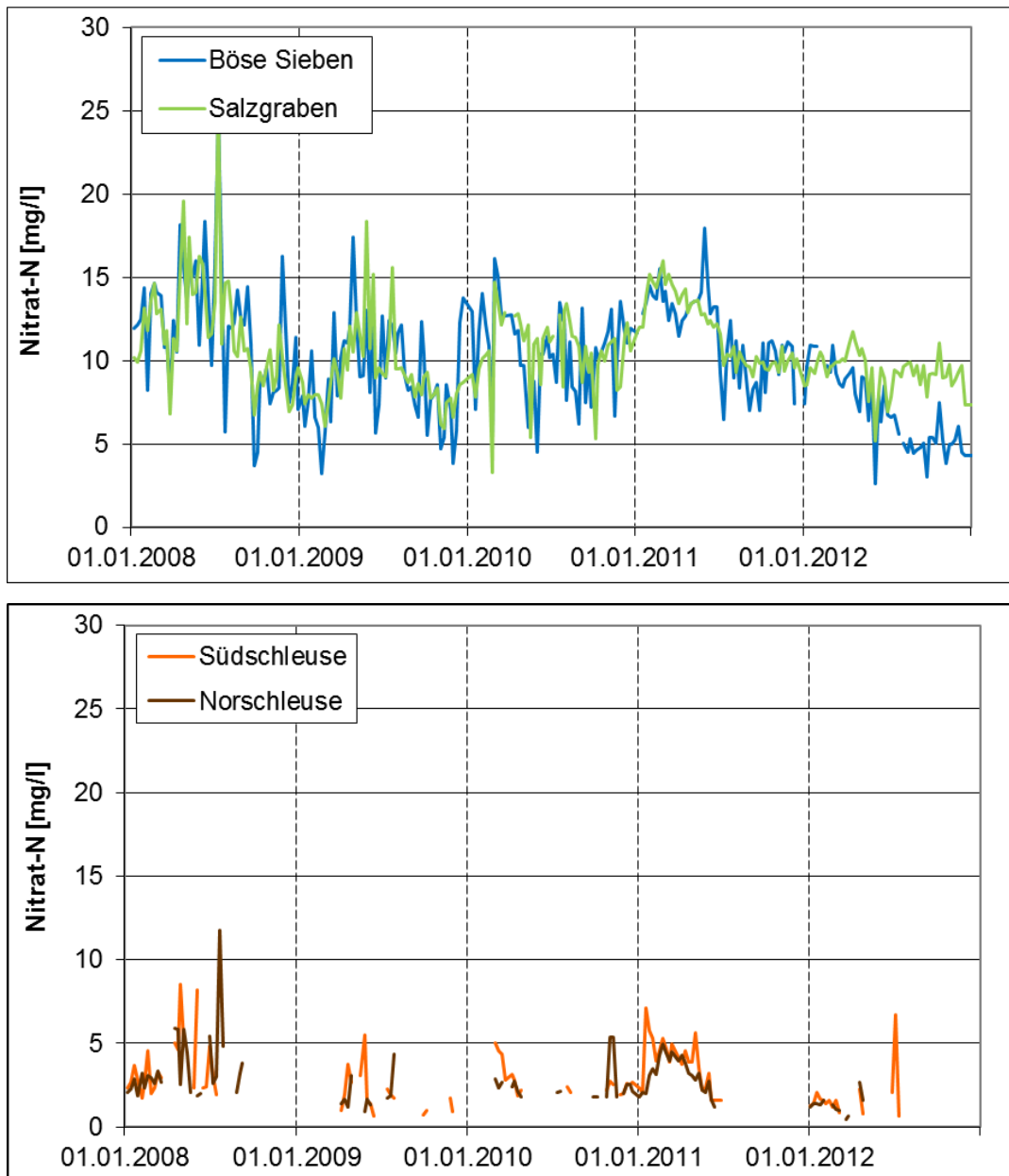


Abbildung 26: Nitrat-N-Konzentration der Zu- und Abläufe des Süßen Sees im Zeitraum 2008 bis 2012

4.1.3 Stofffrachten der Zu- und Abläufe

Abfiltrierbare Stoffe (afs)

In Abbildung 27 sind die Jahresfrachten der abfiltrierbaren Stoffe (afs) für die Zu- und Abflüsse des Süßen Sees dargestellt. Aus Abbildung 27 wird ersichtlich, dass der Feststoffeintrag in den Jahren 2008 bis 2010 vorwiegend über die Böse Sieben erfolgte. So sind die Jahresfrachten der Bösen Sieben in der Summe (2008 bis 2012: 1.606.484 kg) viermal höher als die des Salzgrabens (Summe 2008 bis 2012: 433.584 kg).

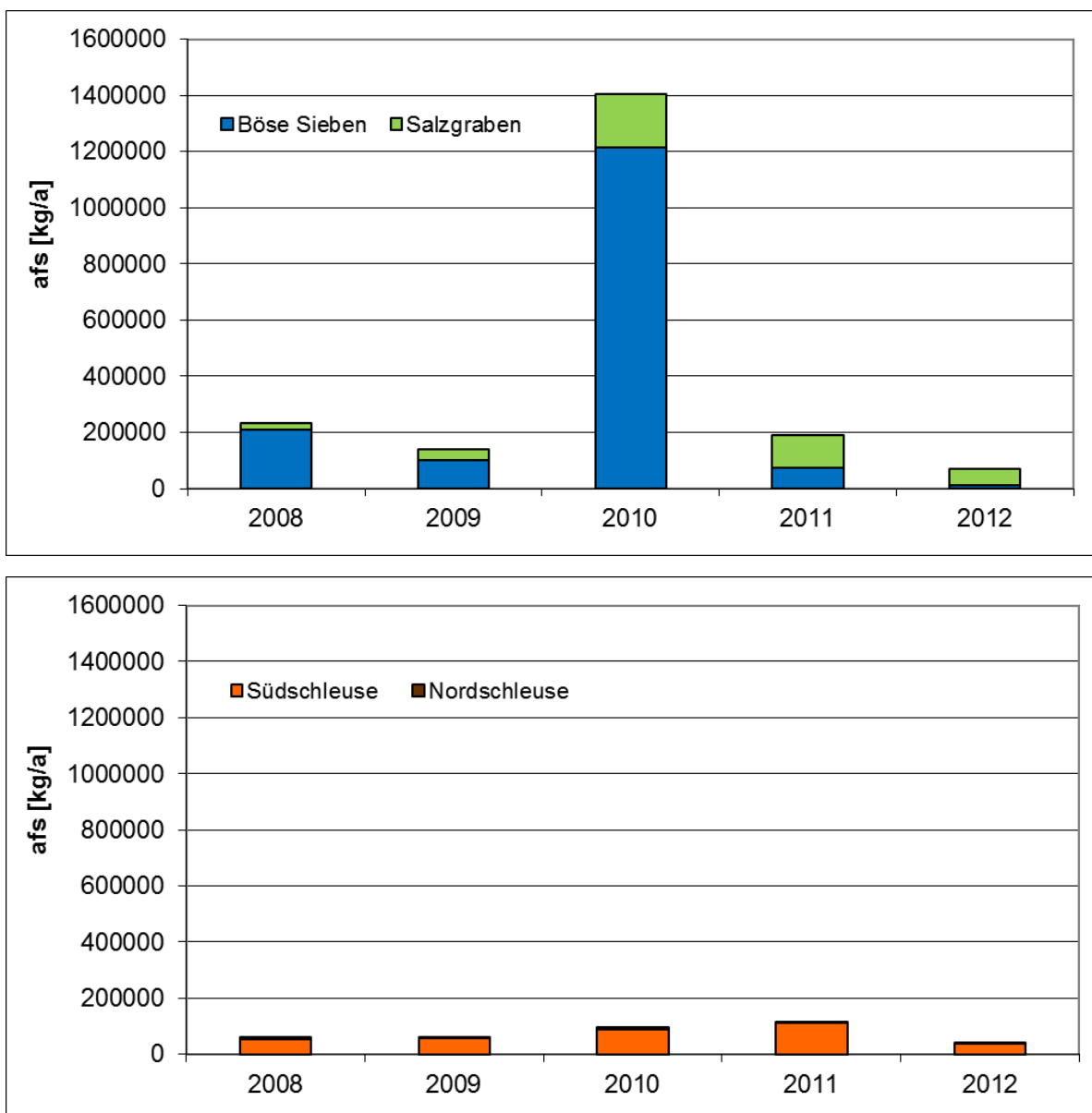


Abbildung 27: Jahresfrachten der abfiltrierbaren Stoffe der Zu- und Abläufe des Süßen Sees im Zeitraum 2008 bis 2012

In den Jahren 2011 und 2012 ändert sich das Verhältnis und der Salzgraben stellte den Haupteintragspfad dar. Dies resultiert aus den veränderten Abflussverhältnissen der

Zuflüsse. Während bis 2010 die Böse Sieben den Hauptzufluss darstellt, erreichte 2011 der Salzgraben die Abflussmengen der Bösen Sieben und lag 2012 sogar darüber, Grund hierfür ist vermutlich der Grundwasserzufluss des Froschmühlenstollens in den Salzgraben (vgl. Kap. 4.1.1). Daneben wies der Salzgraben im Jahr 2012 etwas höhere mittlere afs-Konzentrationen auf als die Böse Sieben (Böse Sieben: 0,01 mg/l, Salzgraben: 0,02 mg/l). In der Bösen Sieben erniedrigte sich aufgrund der ausbleibenden Niederschläge der Feststoffeintrag im Jahr 2012 im Vergleich zum Jahr 2010 deutlich (2010: 0,11 mg/l, 2012: 0,01 mg/l). Im Salzgraben blieb die mittlere Konzentration der Untersuchungsjahre in etwa gleich und lässt so den Rückschluss zu, dass insbesondere die Böse Sieben durch Stoffeinträge infolge von Bodenerosion gefährdet ist.

Insgesamt wird deutlich, dass der Eintrag von Feststoffen in den See stark vom Abflussgeschehen der Fließgewässer abhängig ist. So werden insbesondere mit hohen Abflüssen große Mengen an Feststoffen in den See eingetragen. Die Jahre, welche sich durch häufige hohe Niederschlags- bzw. Abflussereignisse auszeichnen, wiesen infolgedessen sehr hohe Jahresfrachten auf. So lagen die Jahresfrachten der Zuflüsse im niederschlagsreichen Jahr 2010 rund 20-mal höher als im trockenen Jahr 2012. Besondere Abflussereignisse sind demnach für das Stoffeintrags- und Stofftransport-Geschehen von entscheidender Bedeutung. Die Jahresfrachten der Feststoffe (afs) der Abflüsse des Süßen Sees sind sehr gering und verdeutlichen die Senkenfunktion und die Retentionswirkung des Sees für Feststoffe. Geknüpft an den Feststoffeintrag ist der Eintrag von partikulär gebundenem Phosphor (siehe nachfolgende Ausführungen).

Phosphor

Auch bei der Betrachtung der Jahresfrachten an Gesamtphosphor (Abbildung 28) wird deutlich, dass es insbesondere in Jahren mit hohen Abflussmengen zum Stoffeintrag in den Süßen See kam. Die hohen Jahresfrachten sind auf den durch Erosion verursachten Stoffeintrag zurückzuführen und verdeutlichen die Wirkung von Niederschlagsereignissen auf den Stoffeintrag, und damit verbunden auf den Stoffhaushalt des Süßen Sees. Der Haupteintrag von Gesamtphosphor fand im Untersuchungszeitraum über die Böse Sieben statt. In den Jahren 2008 bis 2010 entsprachen die Jahresfrachten der Abflüsse in etwa denen der Zuflüsse. In den Jahren 2011 und 2012 wurde sogar mehr Phosphor aus- als eingetragen, von einer Retentionswirkung des Süßen Sees kann somit nicht ausgegangen werden. Die hohen Austragsmengen weisen hingegen darauf hin, dass es im Süßen See im Untersuchungszeitraum zu einer internen Phosphorfreisetzung aus dem Sediment kam. Verstärkt wird diese Annahme durch die in Abbildung 29 dargestellten Jahresfrachten an ortho-Phosphat-P. So waren die Jahresfrachten des gelösten ortho-Phosphat-P in allen Jahren in den Abflüssen höher als in den Zuflüssen. Anzunehmen ist daher, dass das unter aeroben Verhältnissen an Eisen(III)hydroxid adsorbierte Phosphat beim Auftreten anaerober Bedingungen am Sediment in Lösung ging. Kommt es im Sediment zu anaeroben Verhältnissen, wird Eisen(III) zu Eisen(II) reduziert, und das ursprünglich an Eisenhydroxid adsorbierte Phosphat geht gleichzeitig mit dem reduzierten Eisen in Lösung (Ludwig, 2001). Anhand der dargestellten

Jahresfrachten ist demnach im Widerspruch zu den Ergebnissen der chemischen Tiefenprofilaufnahmen an der Messstelle Seglerhafen (vgl. Kap. 3.2.2 und 3.3.1) von einer Phosphorrücklösung aus dem Sediment auszugehen. Anzunehmen ist daher, dass die Phosphorrücklösung aus dem Sediment in anderen Bereichen des Sees (z.B. im Flachwasserbereich im südöstlich gelegenen Seebecken) stattfindet und somit mit den Daten, die an der Messstelle Seglerhafen erhoben wurden, nicht belegbar ist.

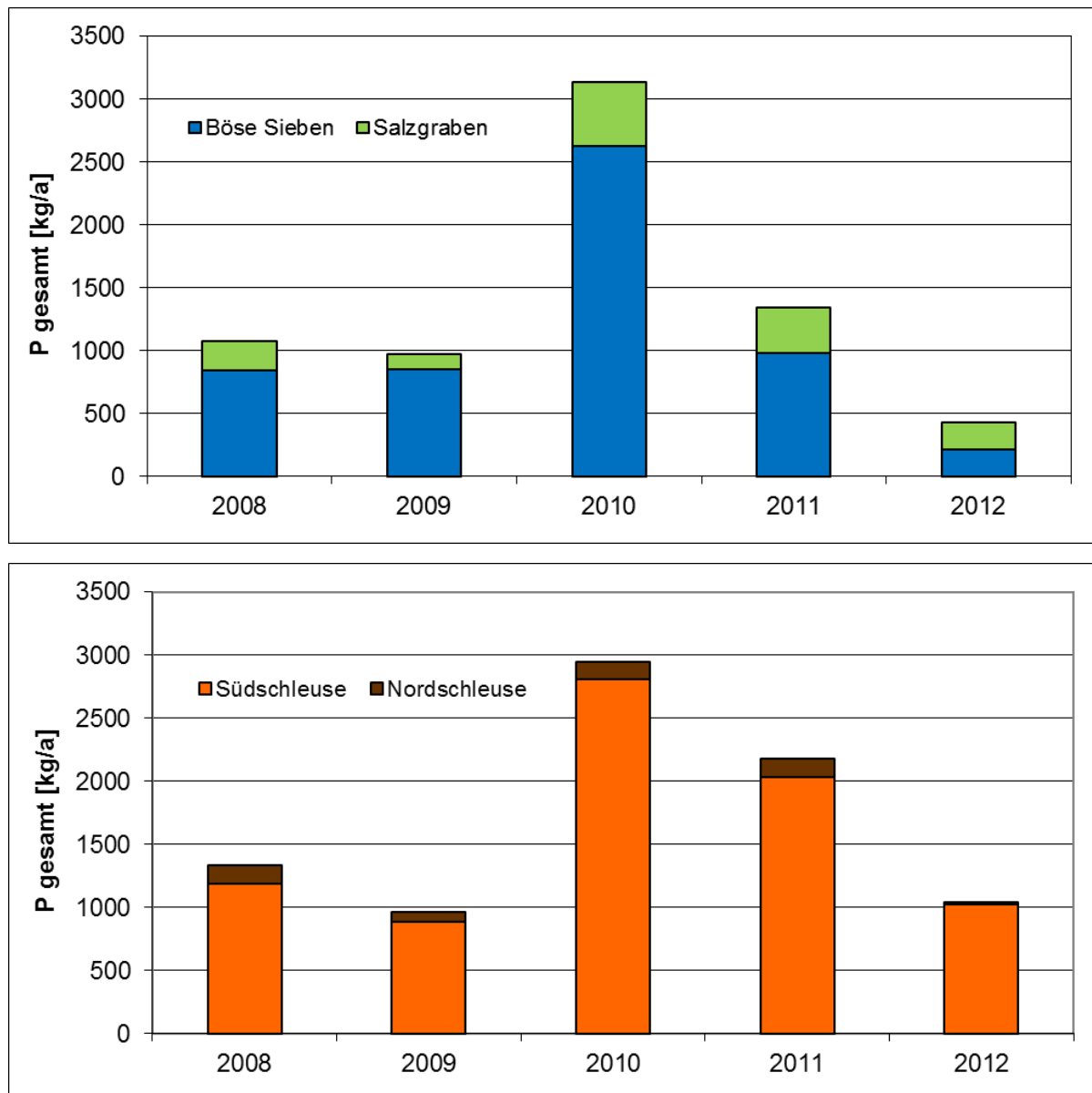


Abbildung 28: Jahresfrachten von Gesamtphosphor (P_{gesamt}) der Zu- und Abläufe des Süßen Sees im Zeitraum 2008 bis 2012

Der Eintrag von ortho-Phosphat ist nur wenig von besonderen Niederschlagsereignissen abhängig. Dementsprechend unterschieden sich die Frachten der einzelnen Jahre im Untersuchungszeitraum (2008-2012) vergleichsweise wenig voneinander (Abbildung 29). Daraus

ist abzuleiten, dass die extreme Erhöhung der Phosphorfrachten in den Zuflüssen in Jahren mit häufigen, besonderen Niederschlagsereignissen vorwiegend durch den Eintrag von partikulär gebundenem Phosphor bedingt ist.

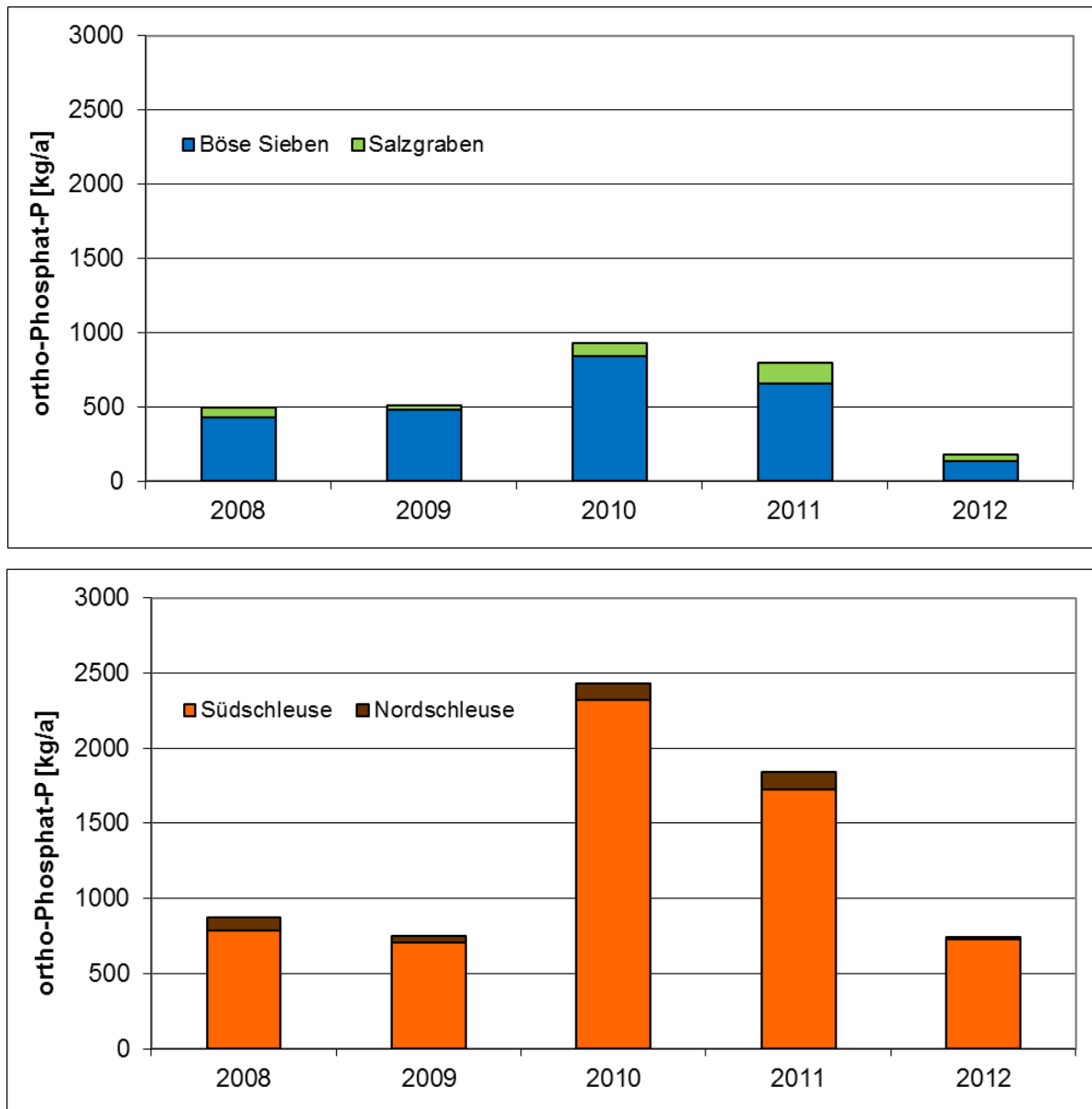


Abbildung 29: Jahresfrachten von ortho-Phosphat-P der Zu- und Abläufe des Süßen Sees im Zeitraum 2008 bis 2012

Nitrat

In Abbildung 30 sind die Jahresfrachten der Zu- und Abflüsse für Nitrat-N dargestellt.

Auch für Nitrat-N stellt die Bösen Sieben in der Regel den Haupteintragspfad dar. Die Nitratfrachten waren in niederschlagsreichen Jahren mit hohen Abflüssen höher als in trockenen Jahren.

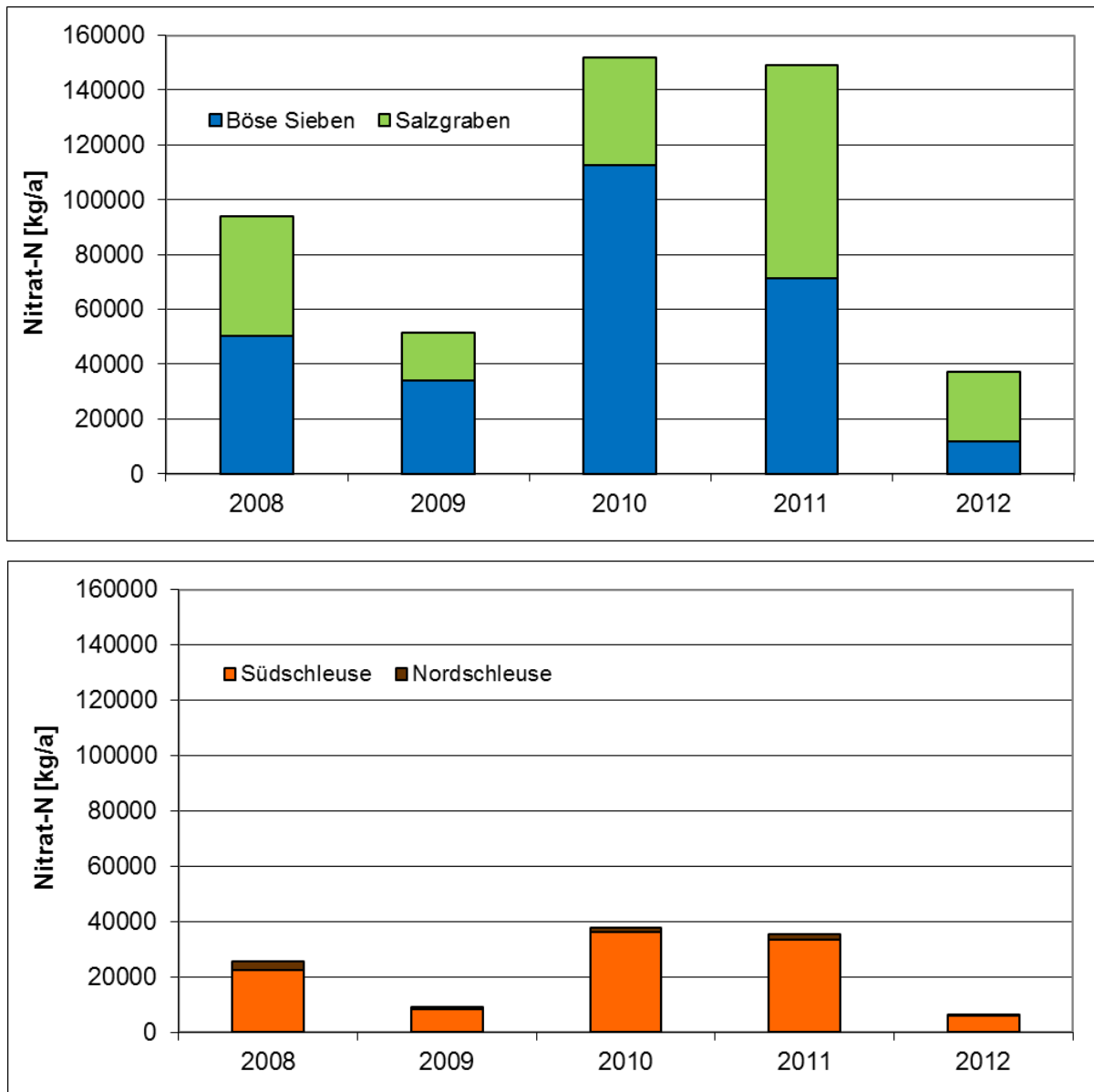


Abbildung 30: Jahresfrachten von Nitrat-N der Zu- und Abflüsse des Süßen Sees im Zeitraum 2008 bis 2012

So betrug die errechnete Jahresfracht der Bösen Sieben für Nitrat-N im niederschlagsreichen Jahr 2010 insgesamt 498.593 kg und im trockenen Jahr 2012 lediglich 51.307 kg. Zurückzuführen ist dies allerdings, anders als beim Parameter Gesamtphosphor, nicht auf den Stoffeintrag im Zuge von Niederschlagsereignissen durch Bodenerosion, sondern vor allem

auf die Erhöhung der Abflüsse durch den Niederschlag (Erhöhung der Wassermenge). Die Erhöhungen der Nitratkonzentrationen im Jahresverlauf zeigen daher keinen Zusammenhang mit besonderen Niederschlagsereignissen und im Mittel unterscheiden sich die Nitratkonzentrationen der Untersuchungsjahre nur wenig voneinander.

Die Jahresfrachten der Abflüsse sind deutlich geringer als die der Zuflüsse. Zurückzuführen ist dies auf die pflanzenphysiologische Festlegung von Nitrat-N im See.

4.2 Wasserbilanz

In der folgenden Tabelle 24 ist die Wasserbilanz des Süßen Sees mit den einzelnen Wasserhaushaltskomponenten für die Jahre 2008 bis 2012 dargestellt. Die Ergebnisse verdeutlichen die unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen im Untersuchungszeitraum. Wie schon erwähnt, sind als besonders wasserreiche Jahre die Jahre 2010 und 2011 zu benennen, auffallend trocken war das Jahr 2012. Die Jahre 2008 und 2009 können hingegen als hydrologische „Normaljahre“ verstanden werden. Das meiste Wasser fließt dem Süßen See über die Böse Sieben zu (Tabelle 25). Die zweite wichtige Zuflussgröße bildet der Salzgraben. Der direkt auf den See fallende Niederschlag bildet eine vergleichsweise kleine Komponente für den Wasserhaushalt des Süßen Sees. Die Niederschlagsmengen sind geringer als die Wassermengen, die verdunsten. Einen sehr geringen bis keinen Einfluss haben die Mischwassereinleitungen auf den Wasserhaushalt des Sees. Die Berechnungen der Differenzgröße Grundwasser ergeben für den Süßen See eine Infiltration von Seewasser in das Grundwasser, d.h. demnach lagen influente Verhältnisse vor. Einschränkend ist dazu anzumerken, dass das Grundwasser lediglich als rechnerische Größe betrachtet werden konnte, das Vorliegen influenter Verhältnisse ist insofern unter Vorbehalt zu betrachten. Neben einer tatsächlichen Infiltration von Seewasser in das Grundwasser könnten auch die Abflussmengen (insb. Nordschleuse) zu hoch bzw. die Zuflussmengen zu niedrig ermittelt worden sein.

Projekt-Nr. 201333

Tabelle 24: Wasserhaushaltsbilanz für die Jahre 2008-2012

	2008	2009	2010	2011	2012	2008-2012
Bösen Sieben [m³]	4.854.752	4.184.132	12.054.676	8.004.273	1.914.569	6.202.480
Salzgraben [m³]	3.721.248	1.892.160	3.689.712	6.591.024	2.775.168	3.733.862
Mischwassereinleitungen [m³]	3.173	3.173	3.173	3.173	3.173	3.173
Niederschlag [m³]	1.293.217	1.525.566	1.881.128	1.290.081	1.163.546	1.430.708
Grundwasser/"Run off" [m³]	-459.441	-632.404	-3.092.110	-3.755.653	-294.189	-1.646.760
Summe Zustrom [m³]	9.412.949	6.972.626	14.536.579	12.132.898	5.562.267	9.723.464
Südschleuse [m³]	6.780.240	4.415.040	12.803.616	8.893.152	3.500.496	7.278.509
Nordschleuse [m³]	788.400	458.784	630.720	606.355	106.272	518.106
Verdunstung [m³]	1.949.816	1.879.559	1.737.665	2.155.954	1.920.086	1.928.616
Speicherung [m³]	-105.507	219.244	-635.422	477.437	35.413	-1.767
Summe Abstrom [m³]	9.412.949	6.972.626	14.536.579	12.132.898	5.562.267	9.723.464

Tabelle 25: Prozentualer Anteil der Wasserhaushaltskomponenten

Wasserbilanz	2008-2012	%
Bösen Sieben [m³]	6.202.480	64
Salzgraben [m³]	3.733.862	38
Mischwassereinleitungen[m³]	3.173	0,03
Niederschlag [m³]	1.430.708	15
Grundwasser/"Run off" [m³]	-1.646.760	-17
Summe Zustrom [m³]	9.723.464	100
Südschleuse [m³]	7.278.509	75
Nordschleuse [m³]	518.106	5
Verdunstung [m³]	1.928.616	20
Speicherung [m³]	-1.767	-0,02
Summe Abstrom [m³]	9.723.464	100

4.3 Phosphorbilanz

Die folgende Tabelle 26 zeigt die Ergebnisse der Phosphorbilanz der einzelnen Jahre 2008 bis 2012 sowie die daraus resultierenden Mittelwerte des gesamten Untersuchungszeitraumes. Von besonderem Interesse ist hierbei die berechnete Größe SI, welche die Phosphorsedimentation bzw. die Phosphorrücklösung aus dem Sediment widerspiegelt. Bei positiven SI-Werten ist von einer Phosphorrücklösung aus dem Sediment auszugehen. Die Berechnungen ergeben, dass sowohl von Jahren mit besonders ausgeprägter Phosphorrücklösung aus dem Sediment (2009, 2012) als auch von Jahren mit starker Phosphorsedimentation (2010, 2011) auszugehen ist.

Tabelle 26: Bilanzierung der Phosphoreinträge Süßer See 2008-2012

	2008	2009	2010	2011	2012	2008-2012
Böse Sieben P [kg]	842	847	2625	978	211	1101
Salzgraben P [kg]	230	120	511	361	218	288
Niederschlag P [kg]	71	84	103	71	64	79
Südschleuse P [kg]	1187	885	2811	2035	1022	1588
Nordschleuse [kg]	146	74	136	142	22	104
Grundwasser P [kg]	-8	-11	-53	-64	-5	-28
Freizeitnutzung [kg]	170	170	170	170	170	170
MW-Einleitungen [kg]	7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	7,9
Δ Speicherung [kg]	-2	1103	70	-1207	2472	487,2
Summe Einträge [kg]	1313	1219	3365	1524	666	1617
Summe Austräge [kg]	1333	959	2947	2177	1043	1692
SI, Phosphorrücklösung / -sedimentation [kg]	18	843	-349	-553	2850	562

Eine auffallend hohe interne Düngung infolge Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment fand nach der Bilanzierung im Jahr 2012 (2.850 kg) statt. Im Mittel ergibt sich für den betrachteten Zeitraum (2008 bis 2012) eine Phosphorrücklösung von 562 kg. Auf Grundlage der Mittelwerte wurde der prozentuale Anteil der Stoffbilanzkomponenten, welche sich auf den Phosphoreintrag im Süßen See beziehen, ermittelt. Die in Tabelle 27 darstellten Ergebnisse zeigen, dass die Phosphorrücklösung aus dem Sediment mit 25,8 %, nach der Bösen Sieben mit 50,5 %, einen der Haupteintragspfade für Phosphor darstellt.

Tabelle 27: Prozentualer Anteil der Stoffbilanzkomponenten (Einträge)

Phosphorbilanz, Mittelwert 2008-2012	Prozentualer Anteil [%]
Böse Sieben	50,5
Salzgraben	13,2
Niederschlag	3,6
Mischwassereinleitungen	0,4
Freizeitnutzung	7,8
Phosphorrücklösung Sediment	25,8

Dem internen Stoffeintrag kommt somit eine hohe Bedeutung zu. Es ist jedoch anzumerken, dass die Bilanzierung des prozentualen Anteils auf einer Mittelwertbildung sehr unterschiedlicher Jahre beruht und sich dieser leicht bei veränderten Eingangsgrößen (z.B. weiteres Jahr mit Phosphorsedimentation) verschieben kann. Die Mischwassereinleitungen und der

Niederschlag haben hinsichtlich des Phosphoreintrages eine untergeordnete Bedeutung. Grundsätzlich stellt das Grundwasser einen weiteren möglichen Eintragspfad von Phosphor dar. Die Wasserbilanz ergab für das Grundwasser im Betrachtungszeitraum allerdings einen Austrag, so dass der Eintragspfad Grundwasser als negative Größe in die Summe der Einträge eingeht. Dieser negative Wert (-1,3 %) ist in obiger Tabelle 27 nicht aufgelistet. Weitere nennenswerte Phosphoreinträge entstammen neben dem Salzgraben der Freizeitnutzung, worunter vor allem die Badenutzung zu nennen ist.

Aus den Ergebnissen wird deutlich, dass die vorherrschenden hydrologischen Verhältnisse die internen Rücklösungsprozesse aus dem Sediment beeinflussen. So ist das Jahr 2012 nicht nur durch eine hohe Phosphorrücklösung aus dem Sediment, sondern auch durch niedrige Wasserstände und eine vergleichsweise lange Verweilzeit von 2,4 Jahren (geringer Wasseraustausch) gekennzeichnet. Es ist davon auszugehen, dass es insbesondere in den Flachwasserbereichen infolge einer Erwärmung des Wassers zu Sauerstoffmangel kam und dieser eine Rücklösung von dem im Sediment festgelegten Phosphor verursachte. Die hohe Rücklösung begründet auch die insgesamt sehr hohen Phosphorkonzentrationen im Jahr 2012 (vgl. Kap. 3.3.1). Gegenteilig hierzu waren die hydrologischen Verhältnisse im Süßen See in den Jahren 2010 und 2011, welche durch hohe Niederschläge, geringe Verweilzeiten (2010: 0,74 a; 2011: 0,80 a) und hohe Wasserstände gekennzeichnet waren. Für diese Jahre ergibt die Bilanzierung eine Phosphorsedimentation. Die dennoch hohen Phosphorkonzentrationen und der daraus resultierende trophische Zustand des Sees ist insbesondere im Jahr 2010 auf den Eintrag von Phosphor über die Böse Sieben zurückzuführen. Insgesamt ist abzuleiten, dass der Süße See sowohl einer hohen externen als auch internen Phosphorbelastung unterliegt. In Abhängigkeit der klimatischen und hydrologischen Verhältnisse nimmt die Bedeutung der Eintragspfade zu bzw. ab. Des Weiteren ist festzuhalten, dass der Süße See als polymiktischer Flachsee prädestiniert ist für die vorgefundenen trophischen Verhältnisse (Referenzzustand nach LAWA, 1999 ist eutroph, e1). Bei einem angespannten Wasserhaushalt (niedrige Wasserstände, geringer Durchfluss) verstärken sich zudem die auf den Stoffhaushalt negativ auswirkenden ungünstigen hydromorphologische Bedingungen des Flachsees.

Ein Parameter, welcher Hinweise auf Rücklösungsprozesse im Sediment geben kann, ist Eisen. Eisen liegt unter aeroben Verhältnissen zumeist gebunden in organischen Eisenkomplexen und Eisenoxiden vor, die Konzentrationen im Wasser sind sehr gering. Fällt die Sauerstoffsättigung an der Sediment-Wasser-Grenzschicht jedoch unter 10 %, setzt die Phosphormobilisierung aus dem Sediment ein (Ludwig, 2001). Im Zuge dessen wird Eisen gelöst und ist im Seewasser, insbesondere im Tiefenbereich, nachweisbar. Für den Süßen See liegen im Zeitraum 2008 bis 2010 nur vereinzelt Messungen der Eisenkonzentrationen vor. An einigen Tagen im Sommer (Juli, August) wurden Eisenkonzentrationen (Fe_{gesamt}) am Grund des Süßen Sees (Messstelle Seglerhafen) zwischen 50 und 70 mg/l nachgewiesen. Für alle weiteren Messungen wird die Eisenkonzentration mit <50 mg/l angegeben. Die Eisenkonzentrationen sind anhand dieser Werte als hoch einzustufen und weisen auf Phosphorrücklösungsprozesse am Seegrund hin. Die vorliegende Datenbasis ist jedoch wenig belastbar.

5 Veränderungen der Phosphor-Konzentrationen von 2008 bis 2012 im Vergleich zu den Jahren 1996 und 2007

Der trophische Zustand des Süßen Sees wurde nach LAWA (1999) in den Jahren 2008 bis 2012 wie auch in den Jahren 2007 und 1996 als polytroph 1 (bzw. 2009 eutroph 2) eingestuft. Das nach dem Bewirtschaftungsplan Salza (2001) geltende Ziel eines mesotrophen bis schwach eutrophen Zustands wurde somit bisher nicht erreicht. Die Gesamtposphorkonzentrationen im See waren sowohl in den Jahren 1996 und 2007 als auch im Untersuchungszeitraum 2008 bis 2012 auffallend hoch. Die Konzentration an Gesamtposphor (schichtvolumengewichteter Mittelwert) betrug im Sommer 1996 im Mittel 0,20 mg/l, im Sommer 2007 lag diese bei 0,23 mg/l und im Sommer des Zeitraums 2008 bis 2012 wurden Konzentrationen zwischen 0,17 mg/l (2010) und 0,37 mg/l (2012) dokumentiert. Demnach kam es im betrachteten Zeitraum zu einem Anstieg der Gesamtposphorkonzentration im Süßen See, Spitzenwerte über 0,5 mg/l wurden dabei vor allem im Jahr 2012 ermittelt.

Als externer Haupteintragspfad an Phosphor ist die Böse Sieben zu benennen. Die Jahresfrachten an Gesamtposphor der Bösen Sieben betragen im Jahr 1996 1.596 kg/a, im Jahr 2007 886 kg/a und im Zeitraum 2008 bis 2012 wurden Frachten von 211 kg/a (2012) bis 2.625 kg/a (2010) berechnet. Die Stofffracht der Bösen Sieben war demnach in den verschiedenen Jahren sehr unterschiedlich, ohne eine zeitliche Tendenz bezüglich einer Zu- oder Abnahme erkennen zu lassen. Die Höhe der Jahresfrachten wurde im Untersuchungszeitraum 2008 bis 2012 vor allem durch die meteorologischen und hydrologischen Gegebenheiten bestimmt. So wurden vor allem in niederschlags- und abflussreichen Jahren hohe Jahresfrachten ermittelt, welche vorwiegend auf den durch Erosion verursachten Feststoffeintrag zurückzuführen sind (vgl. Kap. 4.1.3). Daneben erhöhen hohe Abflussmengen die aus Konzentration und Durchfluss berechneten Jahresfrachten. Der Jahresmittelwert für Gesamtposphor in der Bösen Sieben betrug 1996 0,40 mg/l, und im Jahr 2007 0,25 mg/l, im Zeitraum 2008 bis 2012 lagen die Konzentrationen zwischen 0,13 mg/l (2012) und 0,25 mg/l (2010). Im Vergleich zum Jahr 1996 ist demnach von einer Abnahme der Phosphorkonzentrationen in der Bösen Sieben auszugehen, welche wahrscheinlich durch die Umsetzung der Maßnahmen des Bewirtschaftungsplanes Salza (1997, 2001) bedingt ist. Dennoch führte die Böse Sieben auch im Jahr 2012 noch eine hohe Phosphorfracht, welche den Stoffhaushalt des Süßen Sees belastete.

Neben den externen Stoffeinträgen unterliegt der Süße See dem internen Phosphoreintrag infolge von Rücklösungsprozessen aus dem Sediment. Dies ergab die Bilanzierung der gesamten Phosphoreinträge und -austräge sowohl für einige Jahre des Zeitraumes 2008 bis 2012 als auch für die Jahre 2007 und 1996 (LBH, 2008). Auch die internen Rücklösungsprozesse werden von der hydrologischen Situation (Wasserhaushalt) des Süßen See beeinflusst (vgl. Kap. 4.3). Die Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment stellt zusammen mit den Frachten der Bösen Sieben den Haupteintragspfad an Phosphor dar und bedingt die hohe Trophie des Süßen Sees.

6 Bewertung der Nahrungskettenmanipulation durch Eingreifen in den Fischbestand

Möglichkeiten einer Verbesserung der Wasserqualität durch Biomanipulation

Beim Süßen See handelt es sich um einen polytrophen Flachsee, der aufgrund seiner Größe und Windexponiertheit ein polymiktisches Schichtungsverhalten zeigt. Für die Einleitung einer wirksamen Biomanipulation (top-down-Steuerung) sind bei diesem See-Typ u.a. folgende zentrale Voraussetzungen zielführend:

- Die mittlere TP-Konzentration im Gewässer muss unter $250 \mu\text{g P L}^{-1}$ liegen (Mehner et al., 2004). Signifikante und nachhaltige Veränderungen der biologischen Struktur und der Wassertransparenz in Flachseen können nicht erwartet werden, es sei denn, die TP-Konzentration im Gewässer wird unter $100 \mu\text{g P L}^{-1}$ gesenkt (Jeppesen & Sammalkorpi, 2002).
- Die Phosphor-Flächenbelastung liegt unterhalb der Biomanipulationseffektivitätsschwelle für Phosphor (BESP) von $0,6$ bis $2,0 \text{ g P}_{\text{tot}} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Benndorf & Kamjunke 1999; Kasprzak et al. 2000).
- Die Biomasse planktivorer/benthivorer Fische ist auf $50-100 \text{ kg ha}^{-1}$ zu reduzieren (Mehner et al. 2004).

Diese Voraussetzungen waren im Betrachtungszeitraum 2008 bis 2012 am Süßen See nur unzureichend bzw. nicht erfüllt:

- Die mittlere sommerliche Konzentration an Gesamt-Phosphor im See lag im Bereich von 165 bis $320 \mu\text{g/L}$ (Trophiestatus polytroph 1 nach LAWA (1999); siehe auch Kapitel 3.5.1).
- Die Phosphor-Flächenbelastung lag bei Werten zwischen $0,6$ und $1,4 \text{ g P}_{\text{tot}} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und damit am kritischen Schwellenwert für Flachseen.
- Die Biomasse planktivorer und benthivorer Fische lag im September 2013 bei insgesamt ca. 300 kg ha^{-1} .

Die berufsfischereiliche Entnahme von 8,7 bis 20,9 Tonnen Fisch pro Jahr (insgesamt 87,9 Tonnen; davon 82,5 Tonnen Cypriniden; siehe

Abbildung 31) wurde durch die Rekrutierung reproduktionsfähiger Arten und das gesteigerte Wachstum der verbleibenden Fische teilweise ausgeglichen. Im September 2013 wurde der Gesamtfischbestand auf ca. 110 Tonnen geschätzt, was im Flächenbezug einem Bestand von 415 kg ha^{-1} entspricht. Davon entfallen 85,7 Tonnen (78 %) auf (potentiell) planktivore Fische. Dies entspricht einem mittleren planktivoren Fischbestand von ca. 300 kg ha^{-1} ! Der Anteil der Raubfische liegt bei ca. 20 % der Gesamtfischbiomasse, dabei entfallen 50 % der Raubfischbiomasse auf den piscivoren Barsch.

Projekt-Nr. 201333

Das Sonderfischereiprogramm der Jahre 2008 bis 2012 hat sich in Bezug auf das Ziel einer Erhöhung der Biofiltration zur Erhöhung der Sichttiefe durch direkte Reduzierung der Biomasse planktivorer Fische als unwirksam erwiesen, was sich anhand des anhaltend geringen Cladoceren-Größenindex (CSI) (siehe Tabelle 15) innerhalb der Vegetationsperioden der Jahre 2008 bis 2012 nachweisen lässt. Der Fraßdruck der Fische auf das Zooplankton ist so hoch, dass ein nennenswertes Aufkommen großer Cladoceren (Daphnien) während der Vegetationsperiode unterdrückt wird. Es dominieren kleinere Cladoceren der Gattungen *Bosmina*, *Ceriodaphnia* und *Diaphanosoma*.

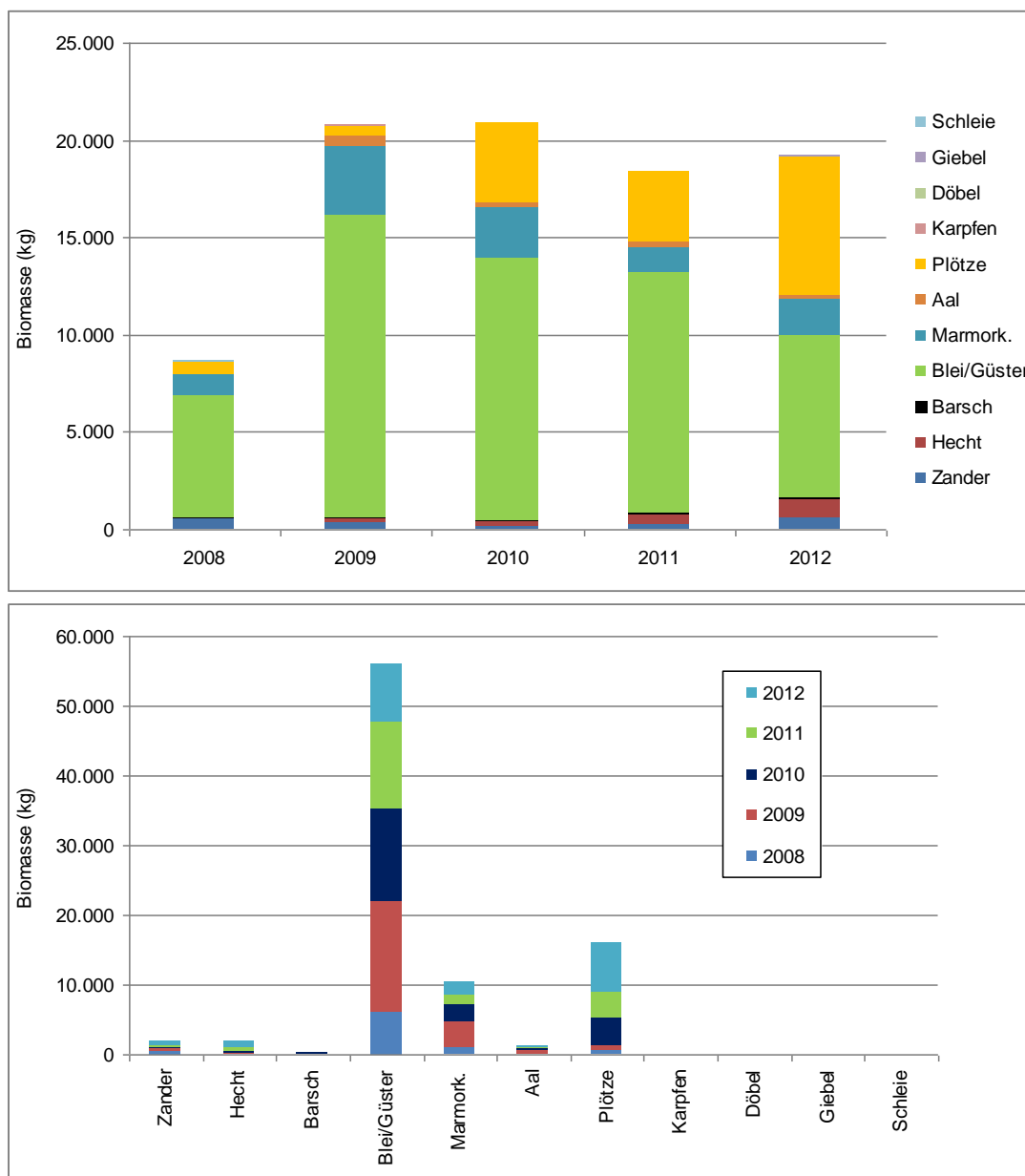


Abbildung 31: Fangergebnisse (Biomassen) des Sonderfischereiprogramms der Jahre 2008 bis 2012 (oben: jährliche Artenzusammensetzung; unten: Arten kumulativ)

Gemessen an der im September 2013 bestimmten Gesamtfischbiomasse von 110 Tonnen waren die jährlichen Entnahmen der Jahre 2008 bis 2012 zu gering, um eine kurzfristige

Projekt-Nr. 201333

Überfischung bzw. drastische Reduzierung der (planktivoren) Fischbiomasse herbeiführen zu können. Es bleibt jedoch fraglich, ob eine noch radikalere Entnahme von Fischen (80-90 Tonnen in zwei Jahren) unter den gegebenen Rahmenbedingungen hätte technisch realisiert werden können und die gewünschte Systemantwort hätte dauerhaft bewirken können. Die Struktur der Fischgemeinschaft im September 2013 zeigt, dass es bei hinreichendem Laichpotential zu einem zeitlich verzögerten, starken Aufkommen von Jungfischen kommt, die das planktivore Potential schnell wieder erhöhen. Ungeachtet dessen war das starke Zurückdrängen eines verbutterten Bleibestandes (bzw. Güsterbestandes) aus fischereiwirtschaftlicher Sicht richtig.

Im limnologischen Gutachten für das Jahr 2007 (LBH 2008) wurden die Möglichkeiten und Rahmenbedingungen einer Verbesserung der Wassergüte durch Biomanipulation diskutiert. Die Gutachter vergleichen dort die Anforderungen an eine wirksame Biomanipulation nach Literatur mit den Bedingungen im Süßen See (Kap. 6, S 63 ff) und kommen zu dem Schluss, dass „die Grundvoraussetzungen in Hinsicht Nährstoffbelastung nicht erfüllt sind“, und daher eine Biomanipulation als Restaurierungsmaßnahme nicht empfohlen werden kann.

Unter den aktuell gegebenen polytrophen Bedingungen, welche im Süßen See eine Planktondominanz zur Folge haben, ist die Fortsetzung der Biomanipulation als alleinige seeinterne Steuerungsmaßnahme wenig zielführend.

7 Empfehlungen

Die nachfolgenden Empfehlungen zielen darauf ab, langfristig die trophische Situation des Süßen Sees zu verbessern. Der Trophiegrad des Süßen See entspricht im Referenzzustand nach LAWA (1999) dem eutrophen Zustand (e1). Unter den gegebenen morphologischen und sozio-ökonomischen Bedingungen kann ein eutropher Zustand als realistisches Sanierungs- und Entwicklungsziel formuliert werden. Neben der Verbesserung des ökologischen Zustandes ist die Nutzung des Süßen Sees als Freizeit- und Badegewässer sicherzustellen. Das gemäß des Bewirtschaftungsplans Salza (2001) geltende Umweltqualitätsziel einen mesotrophen bis schwach eutrophen Trophiegrad zu erreichen sollte als Leitbild (maximal mögliches Sanierungsziel ohne anthropogene Restriktionen) verstanden werden.

Nach den vorliegenden Untersuchungen unterliegt der Süße See sowohl externen als auch internen Phosphoreinträgen. Die Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment stellt zusammen mit den Frachten der Bösen Sieben den Haupteintragspfad von Phosphor dar und bedingt den hohen Trophiegrad (polytroph) des Süßen Sees. Die internen Rücklösungsprozesse sowie der externe Eintrag von Phosphor werden von der hydrologischen Situation des Süßen Sees (Wasserhaushalt) und der Abflusssdynamik der Zuläufe im Einzugsgebiet teils erheblich beeinflusst.

Zur Reduzierung der Nährstoffeinträge wurden im Bewirtschaftungsplan Salza (1997, 2001) für das Einzugsgebiet des Süßen Sees im Wesentlichen folgende Maßnahmen ausgewiesen:

- Maßnahmen zur Abwasserbeseitigung (z.B. Jahr 2005: Anschluss Eisleben an die Kläranlage Rollsdorf, Jahr 2007: Anschluss Rollsdorf an die Kläranlage Helbra);
- Maßnahmen zur Verringerung landwirtschaftlicher Gewässereinträge (z.B. Gewässerschutzstreifen);
- Maßnahmen zur Verringerung der punktuellen Regen- u. Mischwassereinleitungen von urbanen Flächen.

Die genannten Maßnahmen zielen darauf ab, insbesondere die Phosphorkonzentration in den Zuläufen zu reduzieren und somit die Stofffrachten in den Süßen See zu minimieren. Die Reduzierung der Gesamtposphorkonzentration von 0,56 mg/l (1996-2001) auf 0,24 mg/l (2001-2007) in der Bösen Sieben ist bereits als Erfolg der Maßnahmen zu bewerten. Im Untersuchungszeitraum 2008 bis 2012 lag die mittlere Gesamtposphorkonzentration zwischen 0,13 mg/l (2012) und 0,24 mg/l (2010). Die Gesamtposphorkonzentrationen nahmen demnach weiterhin ab. Ein abnehmender Trend der Gesamtposphorkonzentration wurde auch im Salzgraben verzeichnet. Dennoch gelangen insbesondere in Folge von extremen Niederschlagsereignissen nach wie vor hohe Phosphorfrachten in den Süßen See.

Am Süßen See wurden in den vergangenen Jahren/Jahrzehnten ebenso Restaurationsmaßnahmen, welche eine Reduzierung der Phosphorkonzentrationen im See zum Ziel hatten, umgesetzt. Dabei sind insbesondere folgende Maßnahmen zu nennen:

- Phosphatfällung und Sedimentabdeckung im See (1977-1984);

Projekt-Nr. 201333

- Flusswasseraufbereitungsanlage (seit August 2008 außer Betrieb);
- periodische Sediment-Beräumung (u.a. 2006 und 2012);
- Fischerreiliches Management.

Die Phosphorkonzentrationen im Süßen See konnten im Zuge der Maßnahmenumsetzung bisher jedoch noch nicht gesenkt werden. Beim Vergleich der mittleren, jährlichen Gesamtphosphorkonzentrationen (schichtvolumengewichteter Mittelwert) der Jahre 1996 und 2007 bis 2012 ist sogar ein Anstieg der Konzentrationen zu verzeichnen, Spitzenwerte über 0,5 mg/l wurden dabei vor allem im Jahr 2012 ermittelt. Nach den Ergebnissen der Phosphorbilanzierung stellt dabei die Phosphorrücklösung aus dem Sediment einen wesentlichen Eintragspfad dar. Die Auswertung der chemisch-physikalischen Untersuchungen der Tiefenprofile an der Messstelle Seglerhafen zeigte allerdings für diesen Bereich des Seebeckens keine Phosphorrücklösung aus dem Sediment. Anzunehmen ist daher, dass die Rücklösung in einem anderen Bereich des Süßen Sees stattfindet.

Zukünftige Maßnahmen sollten demnach neben der weiteren Reduzierung der Stofffrachten der Zuläufe vor allem auf eine Reduzierung der Phosphorkonzentrationen im See selbst ausgerichtet sein. Der Fokus ist dabei zunächst auf die Phosphorfreisetzung durch Rücklösungsprozesse aus dem Sediment gerichtet. Dementsprechend wäre eine Untersuchung insbesondere der Bereiche des Seebeckens ratsam, für welche eine Phosphorrücklösung am ehesten anzunehmen ist. Nach Beobachtungen und stichprobenartigen Untersuchungen im Jahr 2013 während der Fischbestandsuntersuchung würde dies vor allem den westlichen Bereich des Sees betreffen, in welchen auch die beiden Zuläufe Böse Sieben und Salzgraben münden. Hier lassen die Beobachtungen auf eine besondere Funktion des Seebereiches für den Stoffhaushalt des Süßen Sees schließen. Darüber hinaus sollten Maßnahmen zur Phosphatfällung (z.B. mittels Eisen(III)-Chlorid, Aluminiumsulfat) sowohl im Süßen See selbst als auch in Zuflüssen kurz vor Einmündung in den Süßen See weiterhin in Betracht gezogen werden.

Die fischereilichen Maßnahmen sind wie folgt zu bewerten: Das Sonderfischereiprogramm der Jahre 2008 bis 2012 hat zu einer positiven Veränderung der Struktur der Fischgemeinschaft geführt. Der Bestand der nichtvermarktungsfähigen und zur Verbuttung neigenden Bleie (bzw. Güstern) wurde zurückgedrängt und der Bestand an nicht reproduktionsfähigen Silber- und Marmorkarpfen weiter reduziert. Damit wurde der Anteil der Fische reduziert, die sich in einer sog. Fraßschutznische befanden. Die aktuell dominante Plötze und der junge gutwüchsige Barschbestand sind besser in das Gefüge der Fraßbeziehungen (Räuber-Beute-Beziehungen) eingebunden und als potentielle Beutefische von Zander und Hecht besser nutzbar als Blei und Güster.

Zusammengefasst werden folgende Empfehlungen gegeben:

- Fortsetzung der Maßnahmen zur Verringerung der landwirtschaftlichen Stoffeinträge, dazu zählen u.a. Gewässerrandstreifen, Extensivierung der Landwirtschaft, Schaffung von Retentionsflächen;

Projekt-Nr. 201333

- Lokalisierung der Phosphorfreisetzung aus dem Seesediment, Klärung der limnologischen Funktion des westlichen Seebeckens;
- Untersuchungen zur Restauration des Süßen Sees mittels Phosphatfällung im See und in den Zuläufen;
- Das Sonderfischereiprogramm ist nicht fortzusetzen. Die fischereiliche Bewirtschaftung des Sees ist an den Regeln der guten fischereilichen Praxis der Seenfischerei auszurichten.

8 Zusammenfassung

Der etwa 265 ha große Süßer See mit einem 169 km² großen (Schmidt & Zierdt, 2013), vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet liegt als erster der Mansfelder Seenkette im östlichen Harzvorland, ca. 25 km westlich der Stadt Halle und ist das größte Naherholungsgebiet im Raum Halle.

Für das vorliegende Gutachten wurden vorrangig die Ergebnisse des seit dem Jahr 2006 stattfindenden Monitorings der Universität Halle ausgewertet. Des Weiteren wurden Daten des vom LHW durchgeführten Messprogramms GÜSA verwendet.

Nach den seebeckenbeschreibenden Parametern der LAWA (1999) ist der Süße See mit einer mittleren Tiefe von 4,14 m und einem Tiefengradient von 0,94 als polymiktischer Flachsee einzustufen. Anhand der morphometrischen Kenngrößen errechnet sich für den Süßen See eine theoretische Referenzsichttiefe von 1,89 m, wonach der Trophiegrad des Referenzzustandes des Sees einem eutrophen Zustand (e1) entspricht.

Die im vorliegenden Gutachten durchgeführten Auswertungen der Untersuchungen im Zeitraum 2008 bis 2012 an der Messstelle Seglerhafen (tiefste Seestelle) zum chemisch/physikalischen und biologischen Ist-Zustand des Süßen Sees zeigen, wie bereits die Untersuchungen im Jahr 1996 und 2007, dass der Süße See infolge von externen und internen stofflichen Belastungen nicht seinem Referenzzustand entspricht und Maßnahmen zur Verringerung der Nährstoffkonzentration erforderlich sind. Der Bewirtschaftungsplan Salza (2001) hat zum Ziel, durch seeinterne Maßnahmen sowie Maßnahmen im Einzugsgebiet die Gesamtposphorkonzentration im See auf 0,027 mg/l zu senken und einen mesotrophen bis schwach eutrophen Zustand zu erreichen. In den Jahren 2008 bis 2012 wie auch in den vorherigen untersuchten Jahren 2007 und 1996 wurde der Süße See anhand der trophischen Kriterien Chlorophyll-a, Gesamtphosphor und Sichttiefe jedoch nach wie vor als polytroph (2009: eutroph 2) eingestuft. Die mittleren, sommerlichen Gesamtposphorkonzentrationen (schichtvolumengewichteter Mittelwert) waren entsprechend hoch und betragen im Jahr 1996 0,20 mg/l, im Jahr 2007 0,23 mg/l und im Zeitraum 2008 bis 2012 wurden Konzentrationen zwischen 0,17 mg/l (2008) und 0,33 mg/l (2012) ermittelt. Demnach kam es im betrachteten Zeitraum sogar zu einem Anstieg der Gesamtposphorkonzentrationen, die Ziele des Bewirtschaftungsplanes wurden somit bisher nicht erreicht. Die Ergebnisse der Sondenmessungen an der Seemesstelle Seglerhafen zur Wassertemperatur und Sauerstoffkonzentration entsprachen den theoretischen Verhältnissen eines polymiktischen Sees. So fand eine stabile Schichtung des Wasserkörpers im Sommer nicht bzw. nur kurz statt und der See wies aufgrund der bis zum Grund reichenden Zirkulation selten anaerobe Zustände auf. Die hohen pH-Werte und Leitfähigkeiten entsprachen den Zuständen in Gewässern mit einer hohen Primärproduktion. Eine Phosphorrücklösung aus dem Sediment war anhand der Daten der Messstelle Seglerhafen nicht ersichtlich. Es ist dennoch anzunehmen, dass es in flacheren Seebereichen zu Phosphorrücklösung aus dem Sediment kommt.

Die Ergebnisse der Wasserbilanz verdeutlichen die unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen während des Untersuchungszeitraumes. Als besonders wasserreiche Jahre sind die

Projekt-Nr. 201333

Jahre 2010 und 2011 zu benennen, auffallend trocken war das Jahr 2012. Die Jahre 2008 und 2009 können hingegen als hydrologische „Normaljahre“ verstanden werden.

Die Böse Sieben stellt den oberirdischen Hauptzufluss zum Süßen See dar. Die zweite wichtigste Zuflussgröße bildet der Salzgraben. Insbesondere die hohen Phosphorfrachten der Böse Sieben belasten den Süßen See. Die Jahresfrachten von Gesamtphosphor der Bösen Sieben betragen im Jahr 1996 1596 kg/a, im Jahr 2007 886 kg/a und im Zeitraum 2008 bis 2012 wurden Frachten zwischen 211 kg/a (2012) bis 2625 kg/a (2010) berechnet. Die Stofffracht der Bösen Sieben blieb demnach im Beobachtungszeitraum in etwa gleich. Beeinflusst wurde die Höhe der Gesamtphosphorfracht insbesondere durch die jeweiligen vorherrschenden meteorologischen und hydrologischen Bedingungen. Insbesondere in niederschlags- bzw. abflussreichen Jahren (2010, 2011) wurden hohe Jahresfrachten ermittelt. So wurde einerseits Phosphor, welcher im Boden gebunden vorliegt, im Zuge von durch Niederschlagsereignisse verursachten Bodenerosionen in die Böse Sieben und darüber in den Süße See eingetragen (vgl. Kap. 4.1.3). Andererseits erhöhen hohe Abflussmengen die aus Konzentration und Durchfluss berechneten Jahresfrachten. Beim Vergleich der mittleren, jährlichen Gesamtphosphorkonzentration der Bösen Sieben in den Jahren 1996, 2007 und 2008 bis 2012 ist eine Abnahme der Phosphorkonzentrationen zu verzeichnen. So betrug der Jahresmittelwert 1996 0,40 mg/l, 2007 0,25 mg/l und im Zeitraum 2008 bis 2012 zwischen 0,13 mg/l (2012) und 0,25 mg/l (2010). Der nach dem Bewirtschaftungsplan Salza (2001) für Zuflüsse geltende Zielwert von 0,065 mg/l Gesamtphosphor wurde somit trotz Rückganges der Konzentration noch häufig überschritten.

Auf Grundlage der Wasserbilanz und der Stofffrachten der Zu- und Abläufe sowie des Phosphorinventars des Süßen Sees wurde eine Phosphorbilanzierung erstellt. Demnach unterliegt der Süße See neben den externen Einträgen auch dem internen Phosphoreintrag infolge von Rücklösungsprozessen aus dem Sediment. Dies ergab sowohl die Bilanzierung für die Jahre 2009 und 2012 als auch für die Jahre 2007 und 1996 (LBH 2008). Beeinflusst werden nach den Ergebnissen der Bilanzierung 2008-2012 die internen Rücklösungsprozesse von der hydrologischen Situation des Süßen Sees (vgl. Kap. 4.3). So wird insbesondere das trockene Jahr 2012 (niedrige Wasserstände, lange Verweilzeit von 2,4 a) durch eine hohe Rücklösung gekennzeichnet. Es ist davon auszugehen, dass diese Rücklösung insbesondere die Flachwasserbereiche betrifft, da anhand der erhobenen Daten an der Seemessstelle Seglerhafen (tiefste Seestelle) keine erhebliche Phosphorrücklösung festgestellt wurde. Anders waren die hydrologischen Verhältnisse im Süßen See im Jahr 2010 und 2011. Diese Jahre kennzeichnen sich durch hohe Niederschläge, geringe Verweilzeiten (2010: 0,74 a, 2011: 0,80 a) und hohe Wasserstände. Für diese Jahre ergibt die Bilanzierung eine Phosphorsedimentation.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass der Süße See sowohl externen als auch internen Belastungsquellen unterliegt und zukünftige Maßnahmen sowohl den See selbst als auch das Einzugsgebiet betreffen sollten. Weiterhin ist zu bedenken, dass der See aufgrund seiner Morphometrie prädestiniert ist für die vorgefundenen trophischen Verhältnisse und auch im Referenzzustand (nach LAWA 1999) als eutroph (e1) einzustufen ist.

9 Glossar und Abkürzungsverzeichnis

A	Abundanz
afS	Abfiltrierbare Stoffe
BESP	Bio-manipulationseffektivitätsschwelle für Phosphor
BM	Biomasse
Chl a	Chlorophyll a
Chlorophyceen	Grünalgen
Chrysophyceen	Goldalgen
Cladoceren	Blattfußkrebse, Unterordnung innerhalb der Krebstiere
Copepoden	Ruderfußkrebse, Unterklasse der Krebstiere, beinhalten u.a. die Ordnungen der calanoiden und cyclopoiden Copepoden
Cryptophyceen	Schlundgeißelalgen
CSI	Cladocera Size Index, Anteil großer Cladoceren (>1 mm Körperlänge) am gesamten Crustaceenplankton ohne Nauplien
Cyanophyceen	Blualgen, Cyanobakterien
Cypriniden	karpfenartige Fische, „Weißfische“
Diatomeen	auch Bacillariophyceen, Kieselalgen
Dinophyceen	Dinoflagellaten, Panzergeißelalgen
EG-WRRL	EG-Wasserrahmenrichtlinie
MQ	Mittlerer Durchfluss
MWE	Mischwassereinleitung
N	Stickstoff
P	Phosphor
Piscivor	fischfressend
Planktivor	planktonfressend
PSI	Phyto-See-Index
PTSI	Phytoplankton-Taxa-Seen-Index
Rotatorien	Rädertiere
ST	Sichttiefe
TP	Gesamtphosphor

10 Literatur

- Arp W. & R. Deneke, 2007: Untersuchungen des Phyto- und Zooplanktons schleswig-holsteinischer Seen 2006.- LANU Bericht, 1 - 220.
- Arbeitskreis Biologie der ATT, 2000: Technische Information Nr. 11, Fischerei und fischereiliches Management an Trinkwassertalsperren, Oldenbourg-Verlag.
- ATT, 1998: Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen. - Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V. Arbeitskreis Biologie, ATT Technische Information Nr. 7:1-150.
- ATT, 2011: Bewertung von Zooplankton im Hinblick auf dessen Wirkung auf die Biofiltration in Trinkwassertalsperren. - Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V. (ATT), ATT-Schriftenreihe, Band 8. Oldenbourg Industrieverlag.
- Bauch, G., 1963: Die einheimischen Süßwasserfische. Neumann Verlag, Radebeul und Berlin.
- Benndorf, J., 1987: Food web manipulation without nutrient control: A useful strategy in lake restoration?-Schweiz.Z.Hydrol. 49: 237-248.
- Benndorf, J., 1995: Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. Int. Revue ges. Hydrobiol. 80 (4): 519-534.
- Benndorf, J., 1997: Randbedingungen für eine wirksame Biomanipulation: Die Rolle der Phosphatbelastung. Laufener Seminarbeiträge 3: S.47-60.
- Benndorf, J. & N. Kamjunke, 1999: Anwenderrichtlinie Biomanipulation am Beispiel der Talsperre Bautzen, Materialien zur Wasserwirtschaft. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.), 19 S.
- Bewirtschaftungsplan Salza, 2001: Bewirtschaftungsplan Salza für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen. Erarbeitet durch Staatliches Amt für Umweltschutz (STAU) Halle (S.) und Abteilung Gewässerschutz und Büro für Umweltplanung und Informationssysteme – B.U.I.
- Bottrell, H.H., A. Duncan, Z.M. Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzig, A. Hillbricht-Ilkowska, H. Kurasawa, P. Larsson & T. Weglenska, 1976: A review of some problems in zooplankton production studies. Norwegian Journal of Zoology 24: 419-456.
- Bundesgesundheitsblatt (2003): Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterien-Toxinen. Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz 46: 530-538.
- Dumont, H.J., I.V. d. Velde & S. Dumont, 1975: The dry weight estimate of biomass in a selection of cladocera, copepoda and rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. Oecologia 19: 75-97.
- Dyck, S & G. Peschke, 1995: Grundlagen der Hydrologie. Verlag für Bauwesen GmbH. Berlin.

Projekt-Nr. 201333

- Grüneberg, B., Nixdorf, B. & D. Leßmann, 2010: Phosphor-Retentionsmodelle für pH-neutrale Tagebauseen. Studie, BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz.
- Hansen, J.M. & W.C. Legett, 1982: Empirical prediction of fish biomass and yield. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 39 (2): 257-263.
- Hoehn, E., Ketelaars, H.A.M. & B. Ewig (Red.), 1998: Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen. ATT Technische Informationen Nr. 7, 151 S.
- Haude, W., 1955: Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. *Mitteilung Deutscher Wetterdienst* 2 (11). Bad Kissingen, Deutscher Wetterdienst.
- IfB, 2006: Untersuchungen zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Oberflächengewässern des Landes Sachsen-Anhalt anhand der Fischfauna gemäß den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Projektabschlussbericht in Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt Sachsen-Anhalt, 221 S.
- IGB, 2001: Zwischenbericht „Steuerung der Phosphor-Retention in Sedimenten durch seeinterne Maßnahmen. Erarbeitung eines Konzeptes für den Einsatz von Restaurierungsverfahren.“
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen, L.J. Pedersen & L. Jensen, 1997: Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342/343: 151-164.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, M. Fenger-Gron, M.E. Bramm, K. Sandby, P.H. Möller & H.K. Rasmussen, 2004: Impact of fish predation on cladoceran body weight distribution and zooplankton grazing in lakes during winter. *Freshwater Biology* (49): 432–447.
- Jeppesen, E. & I. Sammalkorpi 2002: Lakes. In: M. Perrow & R. Davy (eds) *Handbook of Ecological Restoration. Vol. II Restoration Practice*. Cambridge: Cambridge University Press, 297-324.
- Kasprzak P., C. Schrenk-Bergt, R. Koschel, L. Krienitz, T. Gonsiorcyk, K. Wysujack & C. Steinberg, 2000: Biologische Therapieverfahren (Biomanipulation). In: C. Steinberg, W. Calmano, H. Klapper & R.-D. Wilken (Hrsg.) *Handbuch Angewandte Limnologie* 10. Landsberg: ecomed, 20pp.
- Klapper, H., 1992: *Eutrophierung und Gewässerschutz*. Gustav Fischer Verlag. Jena.
- Klein, G., 1989: Anwendbarkeit des OECD-Vollenweider Modells auf den Oligotrophierungsprozess an eutrophierten Gewässern. *Vom Wasser* 73: 365-373.
- Knopf, K., E. Hoehn, U. Mischke & B. Nixdorf, 2000: Klassifizierungsverfahren von Seen anhand des Phytoplanktons. Teil I der Literaturstudie über „Ökologische Gewässerbewertung – Phytoplankton“ im Auftrag der ATV/DVWK und LAWA-AG „Stehende Gewässer“. 100 S.
- Landesumweltamt Brandenburg, 2001: *Tagebauseen: Wasserbeschaffenheit und wassergütekundliche Sanierung*, Band 35.

Projekt-Nr. 201333

- LAWA, 1999: Gewässerbewertung - stehende Gewässer [vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser]. Kulturbuchverlag, Berlin.
- LBH (Limnologie-Büro Hoehn), 2008: Limnologisches Gutachten Süßer See 2007 – Biologische Untersuchungen sowie Wassermengen- und Nährstoffbilanzierung. Bericht im Auftrag des Landesbetriebs für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft (LHW): 74 S.
- LBH (Limnologie-Büro Hoehn), 1997: Bewirtschaftungsplan Salza. Teilprojekt: Limnologisches Gutachten Süßer See. Bericht für das Jahr 1996. Bericht im Auftrag des Regierungspräsidiums Halle. 80 S.
- LUBW (2013): Projekt Zooplankton - Länge, Volumen, Masse -. Bericht des Instituts für Seenforschung. Hrsg. LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden Württemberg.
- Ludwig, A., 2001: Das Nährstoffelement Phosphor in limnischen Sedimenten verschiedener Herkunft. Dissertation. Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg.
- Mehner, T., R. Arlinghaus, S. Berg, H. Dörner, L. Jakobsen, P. Kasprzak, R. Koschel, T. Schulze, C. Skov, C. Wolter & K. Wysujack, 2004: How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. – Fisheries Management and Ecology 11: 261-275.
- Mischke, U., Böhmer J. & U. Riedmüller, 2009: [Software] PhytoSee Version 4.0 Auswertungssoftware zur Bewertung von Seen gemäß der EG- Wasserrahmenrichtlinie mit Informationen zur Software PhytoSee mit Eingabeformat „Formatvorlage_PhytoSee_Auswertungsprogramm_04_08“.
- Mischke, U, J. Böhmer, U. Riedmüller & E. Hoehn, 2013: [Software] PhytoSee Version 5.0. Auswertungssoftware zur Berechnung des Phyto-See-Index (PSI) für die Bewertung von natürlichen Seen und KEV-Seen gemäß der EG- Wasserrahmenrichtlinie“. [updated version of the calculation tool of the German WDF assessment method for lakes with the Phyto-See-Index: New with assessment also for reservoirs and heavily modified and artificial water bodies]; http://www.igb-berlin.de/mitarbeitende-igb.html?per_page=0&search=lastname&for=mischke&show=117
- Mischke, U. & B. Nixdorf (Hrsg.), 2008, Gewässerreport (Nr. 10): „Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie“, BTUC-AR 2/2008.
- Mischke, U., W.-H. Kusber & U. Riedmüller, 2008: Auszüge aus der harmonisierten Taxaliste des Phytoplanktons mit einem Vorschlag zur verfahrensspezifischen Mindestbestimmungstiefe für die Bewertung von natürlichen Seen der Ökoregionen Alpen und norddeutsches Tiefland. In: Mischke, U. & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport Nr. 10, BTUC-AR 2/2008, ISBN 978-3-940471-06-2, Eigenverlag BTU Cottbus, 203-263.

Projekt-Nr. 201333

- Nixdorf, B., E. Hoehn, U. Riedmüller & U. Mischke, 2008: Anforderungen an Probenahme und Analyse der Phytoplankton-Biozönosen in Seen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL. Aktuelle Reihe 2/2008, Gewässerreport Nr. 10: 147-184. Bad Saarow, Freiburg, Berlin. Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz.
- Reynolds, C.S., 1984: The ecology of freshwater phytoplankton. - Cambridge University Press.
- Schmidt, G. & Zierdt, M., 2013: Stoffeintragsmonitoring Süßer See. Kurzfassung Projektbericht 2007-2012. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- Schwoerbel, J, 1999: Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.
- TGL, 1982: Fachbereichsstandard. Nutzung und Schutz der Gewässer, stehende Binnengewässer; Klassifizierung. TGL 27885/01.- Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft d. DDR, Berlin: 1 – 16.
- Troschel, H.J. & P. Rudolph, 2008: Reduzierung der zooplanktivoren Fischgemeinschaft im Süßen See zur mittelfristigen Erhöhung der Sichttiefe – Fischerei-Programm 2007-2011. Gutachten im Auftrag des LHW Sachsen-Anhalt, 15 S.
- Wappis, E., 1980: Zur Populationsökologie des Zooplanktons des Ossiacher Sees. - Dissertation, Universität Graz – Kärntner Institut für Seenforschung. 168 pp.