

ISF Arbeitsbericht 2018



ISF Arbeitsbericht 2018



HERAUSGEBER	LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg 76231 Karlsruhe, Postfach 100163, www.lubw.baden-wuerttemberg.de
BEARBEITUNG	LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg Postfach 100163, 76231 Karlsruhe, www.lubw.baden-wuerttemberg.de Institut für Seenforschung, Langenargen, isf@lubw.bwl.de
STAND	Februar 2020
BERICHTSUMFANG	128 Seiten
TITELBILD	Schwarzenbachtalsperre; Quagga-Muschel (<i>Dreissena rostriformis</i>); Sandbank vor der Mündung des Alpenrheins; Süßwasserqualle (<i>Craspedacusta sowerbii</i>) (LUBW)
BILDNACHWEIS	Diagramme und Abbildungen, sofern nicht anders angegeben, Rechte LUBW



Berichte und Anlagen dürfen nur unverändert weitergegeben werden. Eine auszugsweise Veröffentlichung ist ohne schriftliche Genehmigung der LUBW nicht gestattet.

1	BODENSEE	7
1.1	Jährlicher IGKB-Zustandsbericht	7
1.1.1	Physikalische Entwicklung	7
1.1.2	Chemische Entwicklung	11
1.1.3	Biologische Entwicklung	12
1.2	Mikroverunreinigungen im Bodensee	35
1.3	Entwicklung der Fischbestände	38
1.3.1	Felchenlaich-Monitoring	38
1.3.2	Fischbestandserfassung	39
1.4	Verankerungen im Bodensee-Obersee	40
1.4.1	Temperaturmesswerte an den Verankerungen	41
1.4.2	Sedimenteinträge an den Verankerungen	44
1.5	Neozoenmonitoring	44
1.6	Veränderungen der Makrophytenvegetation und der Hydrologie der Ausstrombereiche des Bodensees	46
2	BODENSEEZUFLÜSSE	49
2.1	Langzeituntersuchung baden-württembergischer Bodenseezuflüsse auf Hauptionen und Nährstoffe	49
2.2	Mikroverunreinigungen in baden-württembergischen Bodenseezuflüssen	51
3	KLEINE SEEN IN BADEN-WÜRTTEMBERG	53
3.1	Schwarzenbach-Talsperre	53
3.1.1	Seenphysikalische Untersuchung	55
3.1.2	Chemische Untersuchung	57
3.1.3	Biologische Untersuchung	61
3.1.4	Zusammenfassung	66
3.2	Titisee	67
3.2.1	Seenphysikalische Untersuchung	68
3.2.2	Chemische Untersuchung	71
3.2.3	Biologische Untersuchung	77
3.2.4	Zusammenfassung	82
3.3	Illmensee	83
3.3.1	Seenphysikalische Untersuchung	83
3.3.2	Biologische Untersuchung	89
3.3.3	Zusammenfassung	93
4	METHODEN UND KONZEPTE, QUALITÄTS- UND DATENSICHERUNG	95
4.1	Weiterentwicklung FisGeQua	95
4.2	Analytische Qualitätssicherung	95
5	PROJEKTE	96
5.1	BMBF-Projekt: SEEZEICHEN	96
5.1.1	Einleitung	96
5.1.2	Aufgabenstellung	97

5.1.3	Wesentliche wissenschaftlich-technische Ergebnisse des Verbundprojektes SEEZEICHEN	102
5.1.4	Weiterverbreitung in die Fachöffentlichkeit	107
5.2	BMBF-Projekt: HyMoBioStrategie	108
5.3.	Das Verbundprojekt WasMon-CT „Satellitendaten für das behördliche Monitoring von Trübung und Chlorophyll“	112
5.3.1	Einleitung	112
5.3.2	Ergebnisse des Projektes WasMon-CT – Teilprojekt TP3 Chlorophyll-a in Seen	113
5.3.3	Fazit und Einschätzung – weitere Schritte	121
5.4	INTERREG-Projekt: SeeWandel	123
6	ÖFFENTLICHKEITSARBEIT	125
7	LITERATUR	126

1 Bodensee

1.1 Jährlicher IGKB-Zustandsbericht

1.1.1 Physikalische Entwicklung

Bodensee-Obersee

Das Jahr 2018 zeigte eine zweigeteilte Entwicklung bei den Wasserständen (Abb. 1-2). Während diese im ersten Halbjahr kontinuierlich über den langjährigen Mittelwerten lagen, waren in der zweiten Jahreshälfte – mit Ausnahme einiger weniger Tage Ende Dezember – die Wasserstände generell niedriger als im langjährigen Durchschnitt. Bemerkenswert waren dabei die Monate Januar, Februar und März, in denen zum Teil deutlich höhere Messwerte und speziell Ende Januar bis Anfang Februar neue Rekordmaxima des Wasserstandes für diese Jahreszeit erreicht wurden.

Im Sommer und Herbst dagegen sanken die Wasserstände in allen Seeteilen aufgrund unterdurchschnittlicher Niederschlagsmengen im Jahresverlauf deutlich ab. Im Obersee (siehe Abb. 1-1) lag der Wasserstand von Juli bis Oktober zwischen 55 und 85 cm unter dem langjährigen Mittel

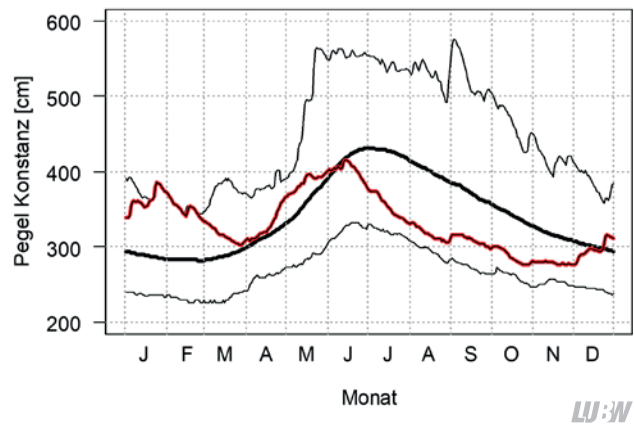


Abb. 1-2: Pegelverlauf an der Station Konstanz (Daten: LUBW). Die rote Linie ist der Pegelverlauf 2018, die dicke schwarze Linie zeigt die mittleren Wasserstände im Zeitraum 1850–2018 und die dünnen schwarzen Linien zeigen die Maximal- und Minimalwerte für diesen Referenzzeitraum.

für diese Jahreszeit. Die minimalen Niedrigwasserstände wurden im Obersee jedoch nicht unterschritten. Im Untersee hingegen war dies im August über viele Tage hinweg der Fall.

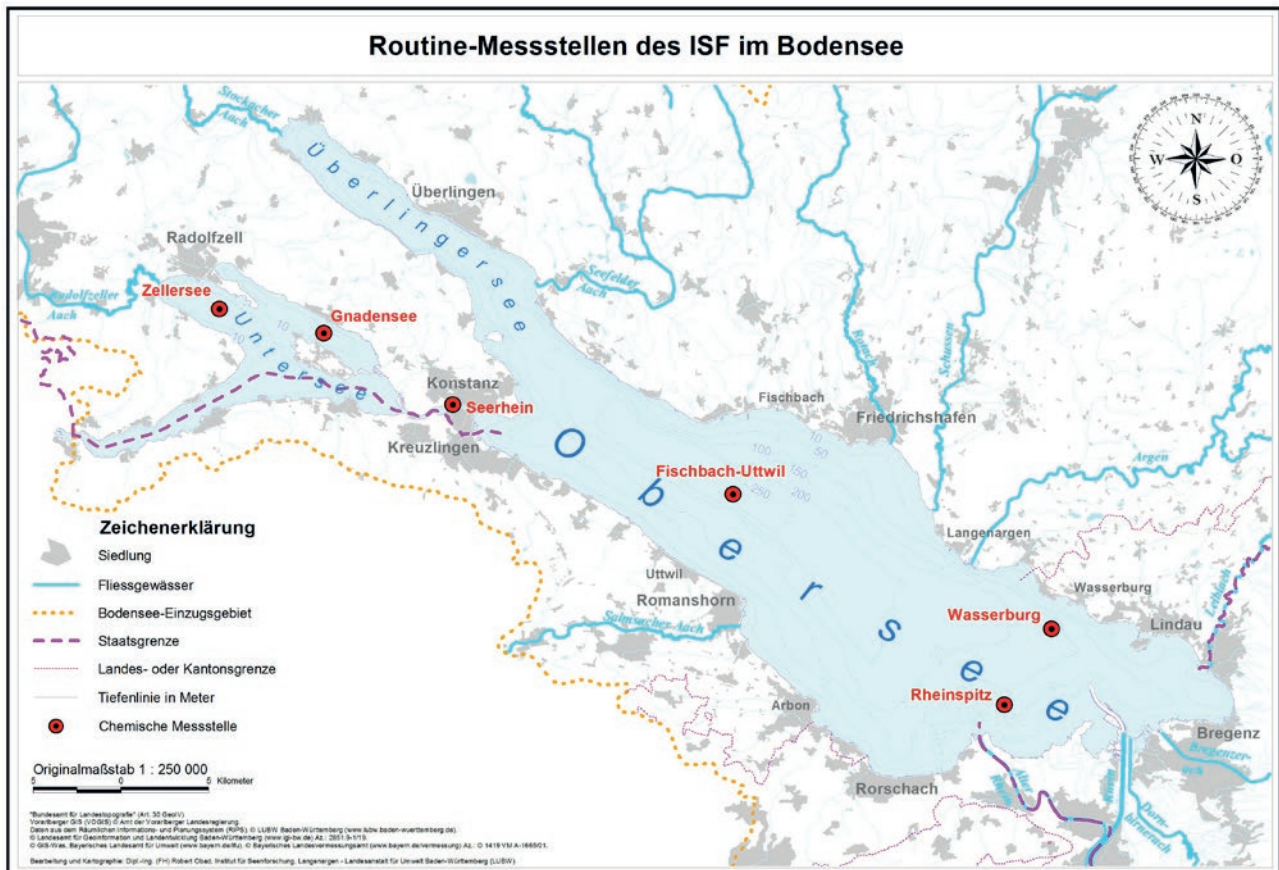


Abb. 1-1: Karte der Routine-Messstellen des ISF im Bodensee (Daten: LUBW).

Das Jahr 2018 wies bezüglich der **Zuflussmengen** im Hauptzufluss Alpenrhein keine besonderen Maxima auf und zeigte ein durchschnittliches Abflussverhalten auf relativ niedrigen Niveau. Zur Zeit der Schneeschmelze im alpinen Einzugsgebiet des Alpenrheins wurden die höchsten Monatsmittelwerte im Mai mit $453 \text{ m}^3/\text{s}$ und im Juni mit $374 \text{ m}^3/\text{s}$ gemessen. Die im Vergleich zum langjährigen mittleren Abfluss von $379 \text{ m}^3/\text{s}$ (Messperiode 1984–2016) relativ hohen Abflüsse im Mai führten zu einem Anstieg des Wasserstands im Bodensee, wie aus Abbildung 1-1 ersichtlich ist.

Der höchste Tagesmittelwert wurde mit $588 \text{ m}^3/\text{s}$ am 29.05.2018 registriert, wobei die höchste Maximalabflussmenge mit $644 \text{ m}^3/\text{s}$ am 30.05.2018 gemessen wurde.

Meteorologisch ist das Jahr 2018 in Deutschland nach Angaben des Deutschen Wetterdienstes (DWD) das wärmste und sonnigste Jahr seit Beginn der regelmäßigen Wetteraufzeichnungen. Darüber hinaus ist es auch eines der niederschlagsärmsten Jahre seit 1881. Nach Angaben des DWD waren von April bis November ausnahmslos alle Monate wärmer, trockener und sonnenreicher als im langjährigen Mittel. In Baden-Württemberg lag die Temperatur im Jahr 2018 mit im Mittel $10,4^\circ\text{C}$ (langjähriger Mittelwert: $8,1^\circ\text{C}$) um $0,3^\circ\text{C}$ höher als beim alten Temperaturrekord

aus dem Jahr 2014. Mit 2005 Sonnenstunden war 2018 darüber hinaus ein extrem sonnenscheinreiches Jahr, das mit diesem Wert deutlich über dem langjährigen Mittelwert von 1607 Sonnenstunden lag.

Auch bei der langjährigen Entwicklung der Lufttemperatur am Bodensee (Abb. 1-3) lässt sich ein neuer Höchstwert des Jahresmittels für 2018 verzeichnen. Das Jahresmittel an der Station Konstanz lag 2018 um $1,6^\circ\text{C}$ höher als das langjährige Jahresmittel der letzten 30 Jahre. Dies spiegelt sich auch im Jahresmittel der Wassertemperatur 2018 bei Fischbach-Uttwil (Seemitte) wider, das um $1,3^\circ\text{C}$ höher als im langjährigen Vergleich war.

Die oberflächlichen Wassertemperaturen Anfang des Jahres 2018 waren durch den wiederum milden Winter 2017/2018 geprägt (Abb. 1-4). An der Station Fischbach-Uttwil lagen die Oberflächentemperaturen am 09.01.2018 und 06.02.2018 mit $5,8^\circ\text{C}$ und $5,5^\circ\text{C}$ etwas höher als im Jahr 2017. Im Gegensatz zum Vorjahr erfolgte jedoch Ende Februar bis Anfang März eine deutliche Abkühlung, die dann im weiteren Verlauf auch zu einer sehr guten Durchmischung des Bodensees führte. In 250 m Wassertiefe wurde im Januar noch eine Temperatur von $4,9^\circ\text{C}$ registriert, die dann aber am 06.03.2018 auf $4,5^\circ\text{C}$ gefallen war. Zu dieser Zeit lag die Oberflächentemperatur bei $5,1^\circ\text{C}$. Die

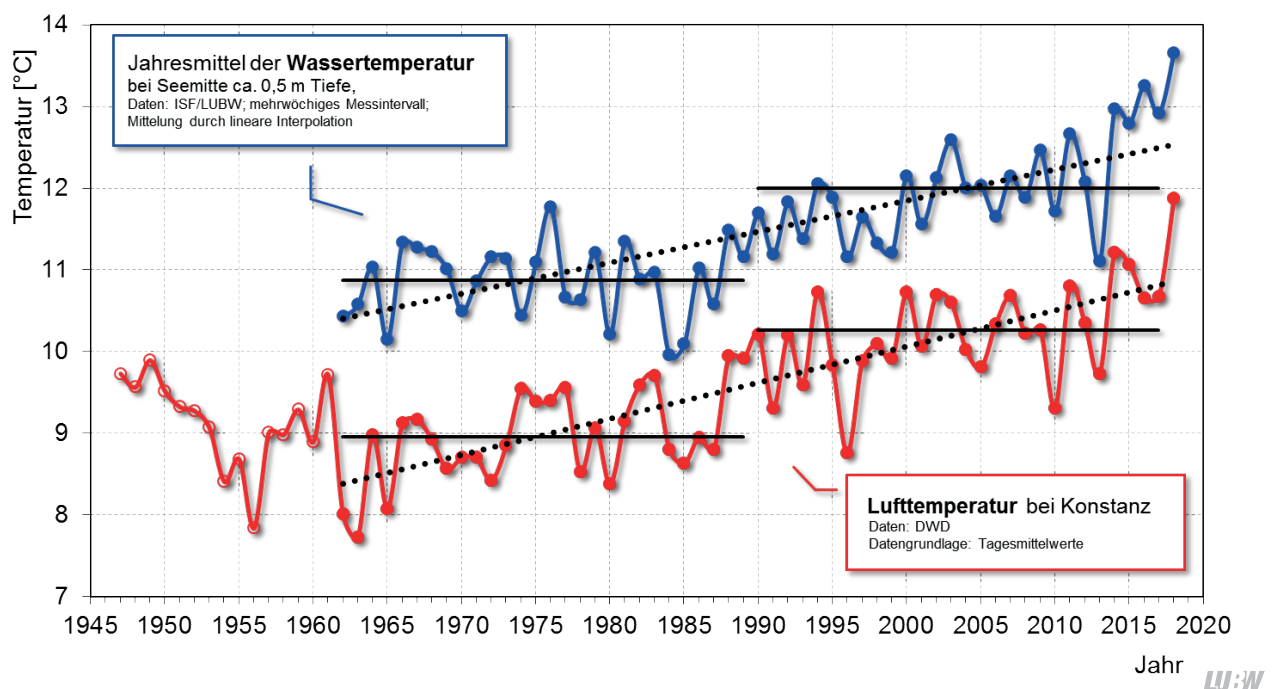


Abb. 1-3: Langjährige Entwicklung der Temperaturen von Luft und des Oberflächenwassers im Obersee. Wassertemperatur bei Fischbach-Uttwil in etwa 0,5 m Tiefe (blau) sowie Lufttemperatur in Konstanz (rot).

5°C-Isotherme lag in einer Tiefe von etwa 10 m, da der gesamte Wasserkörper mit 4,9°C in 10 m, 4,7°C in 200 m und 4,5°C in 250 m Wassertiefe relativ ausgeglichene Temperaturverhältnisse zeigte. Es gab trotz der weiter bestehenden Temperaturunterschiede in dieser Zeit eine sehr gute Durchmischung des Wasserkörpers, was sich aus dem deutlich positiven Zirkulationsindex ableiten lässt (Abb.1-6, Kapitel 1.1.2, Mitte). Zum Teil dürften zu diesem guten Stoffaustausch auch randliche Dichteströme aus der Bregenzer Bucht beigetragen haben.

Der geringste Temperaturunterschied zwischen Oberflächentemperatur und Temperatur in 250 m Wassertiefe wurde am 06.03.2018 gemessen und betrug 0,6 Grad (0 m: 5,1°C; 250 m: 4,5°C). Am 06.08.2018 wurde an der Station Fischbach-Uttwil mit 25,9°C die höchste Wassertemperatur im Jahr 2018 gemessen. Die 5°C-Isotherme befand sich zu dieser Zeit in einer Tiefe von etwa 120 m. Noch am 09.10.2018 wurde an der Oberfläche eine Wassertempera-

tur von 17,0°C gemessen. Während der Abkühlungsphase im Herbst/Winter sanken die oberflächlichen Temperaturen dann bis auf 8,8°C am 04.12.2018 ab. An diesem Termin wurde in 250 m Wassertiefe eine Temperatur von 4,7°C gemessen.

Bodensee-Untersee

Die Temperatur- und Schichtungsverhältnisse waren in den drei Seeteilen Rheinsee, Zellersee und Gnadensee durch die Abkühlungsphase im Februar und März sowie insbesondere durch das insgesamt sehr heiße Jahr 2018 geprägt (Abb. 1-4).

Im Rheinsee wurde am 23.01.2018 eine weitgehend homotherme Temperaturverteilung mit Wassertemperaturen von 5,1°C an der Wasseroberfläche und 5,0°C in einer Wassertiefe von 44 m vorgefunden. Am 15.03.2018 wurde dann oberflächlich eine Temperatur von 5,4°C und boden- nah von 4,4°C registriert. Im weiteren Jahresverlauf er-

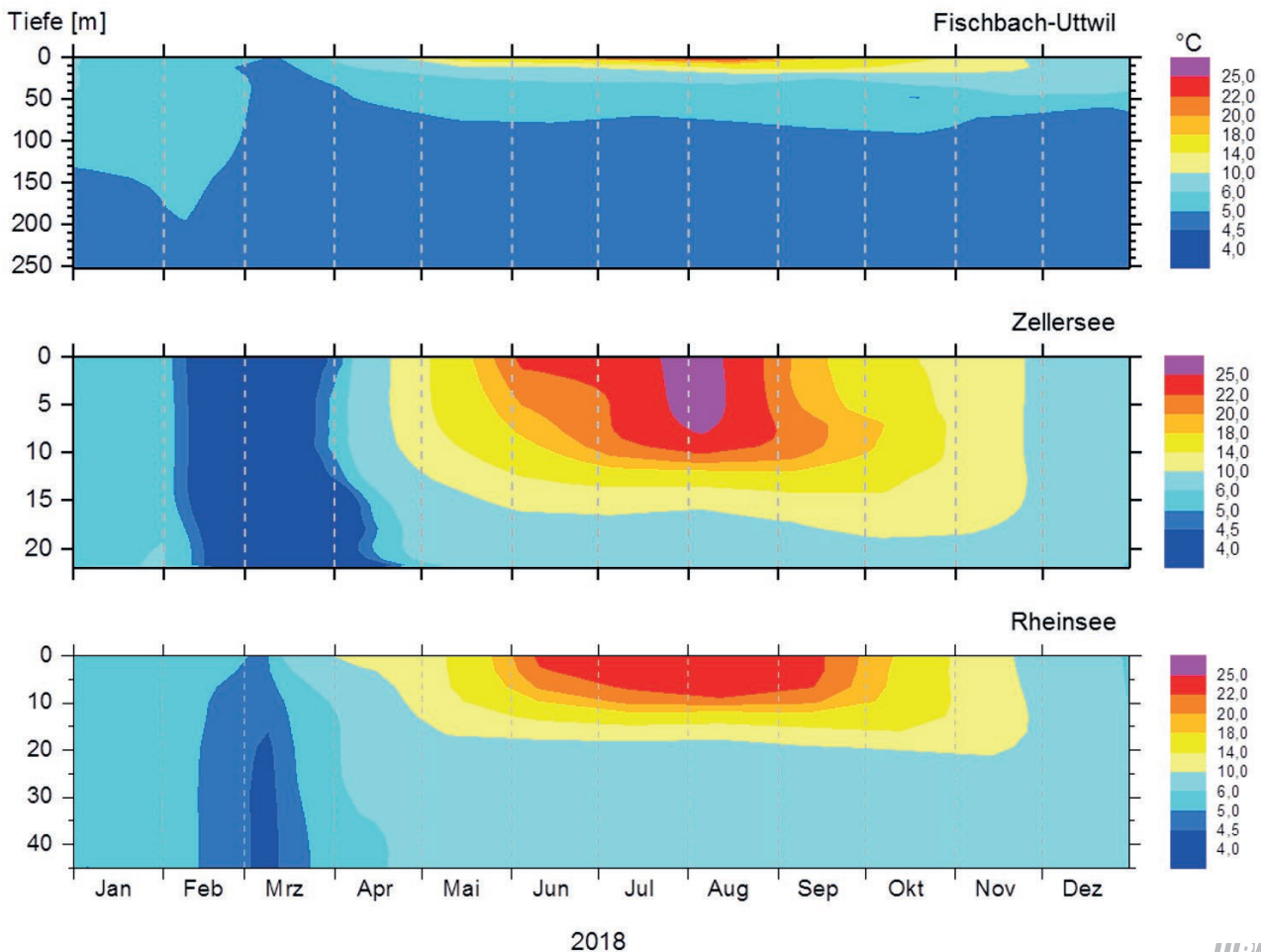


Abb. 1-4: Temperaturisoplethen im Jahresverlauf 2018 an den Stationen im Obersee (Fischbach-Uttwil, oben), Zellersee (Mitte) und Rheinsee (unten).

wärmte sich der Wasserkörper bis am 14.08.2018 mit 24,6°C der höchste Messwert des Jahres registriert wurde. Die Temperatur an der größten Messtiefe folgt einem ausgeprägten Jahresgang ($T_{\min}=4,4^{\circ}\text{C}$ am 15.03.2018 und $T_{\max}=8,6^{\circ}\text{C}$ am 04.12.2018).

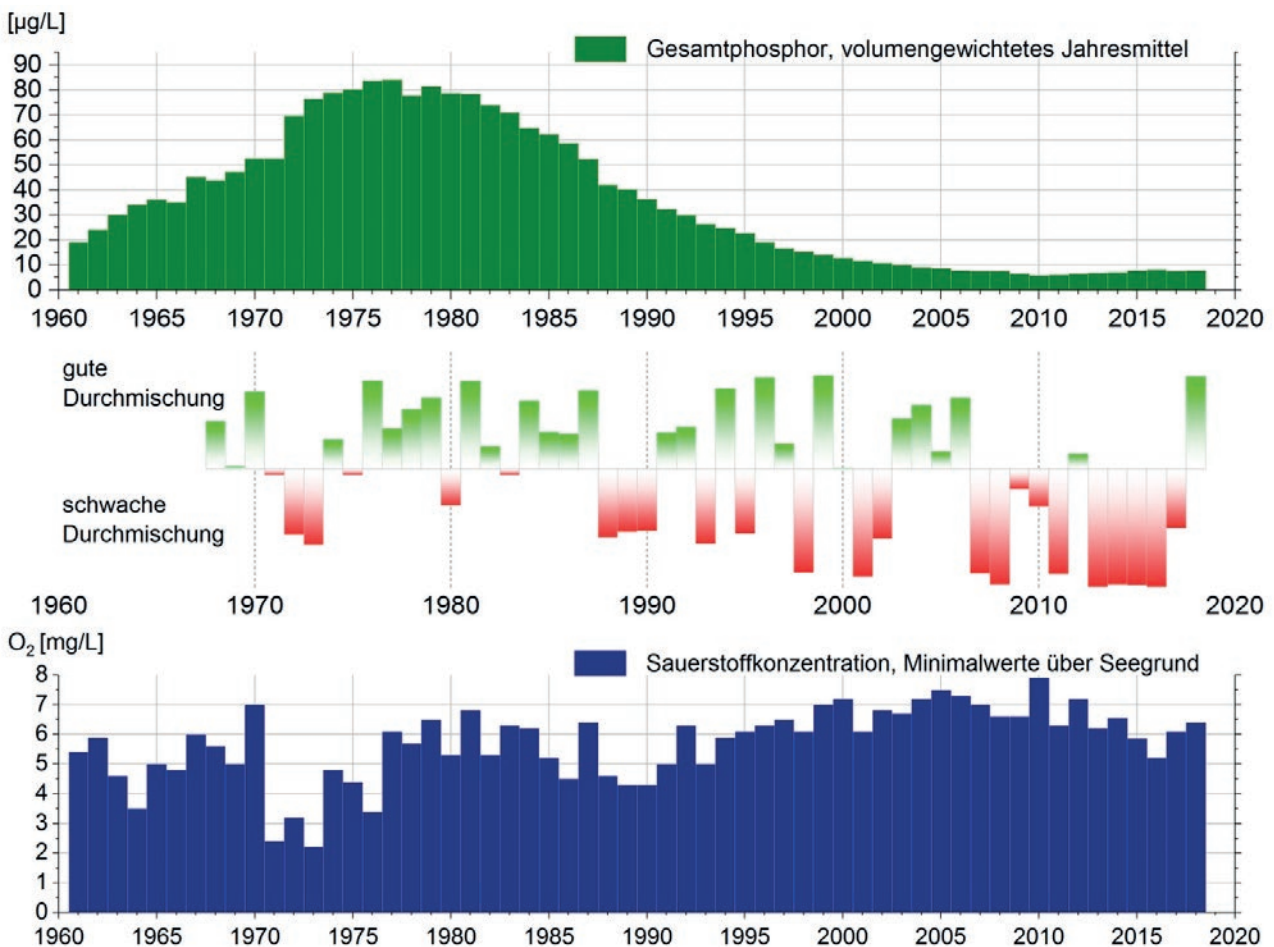
Im Zellersee wurden wie auch im Rheinsee Anfang Januar am 09.01.2018 leicht inverse Schichtungsverhältnisse mit einer Oberflächentemperatur von 5,1°C und einer maximalen Temperatur von 5,8°C in 22 m Wassertiefe registriert. Im weiteren Verlauf kühlte der Wasserkörper bis in den März unter Erhaltung dieser leicht inversen Schichtung weiter aus, wobei am 05.03.2018 eine Oberflächentemperatur von 2,2°C gemessen und in 22 m eine Temperatur von 2,5°C registriert wurde.

Im Gnadensee wurden am 05.02.2018 mit 4,8°C an der Oberfläche und mit 4,7°C in 19 m Wassertiefe weitgehend

homotherme Verhältnisse vorgefunden. Während der Abkühlungsphase Ende Februar bis Anfang März kühlte dann der gesamte Wasserkörper bis zum 05.03.2018 auf eine Temperatur von 2,0°C an der Oberfläche und 2,1°C in 19 m Wassertiefe aus.

Die oberflächlichen Höchsttemperaturen wurden jeweils am 07.08.2018 mit 27,0°C (Gnadensee) und 26,6°C (Zellersee) gemessen.

Aufgrund der flacheren Morphometrie wurden im Vergleich zum Rheinsee leicht höhere Tiefenwassertemperaturen an den tiefsten Stellen dieser Teilbecken registriert (minimale Tiefenwassertemperatur im Gnadensee $T_{\min}=2,1^{\circ}\text{C}$ und im Zellersee $T_{\min}=2,5^{\circ}\text{C}$ am 05.03.2018; maximale Tiefenwassertemperatur im Gnadensee $T_{\max}=9,1^{\circ}\text{C}$ und im Zellersee $T_{\max}=8,9^{\circ}\text{C}$ jeweils am 05.11.2018).



LU:W

Abb. 1-5: Langfristige Entwicklung der Gesamtphosphorkonzentrationen (oben), der Zirkulation (Mitte) und der minimalen Sauerstoffkonzentrationen über Grund (unten) im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

1.1.2 Chemische Entwicklung

Bodensee-Obersee

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** betrug im volumengewichteten Jahresmittel 2018 $7,6 \mu\text{g/L}$ und ist ähnlich wie die Jahre zuvor (2017: $7,5 \mu\text{g/L}$, 2016: $8,0 \mu\text{g/L}$) (Abb. 1-5, oben). Diese mittlere Konzentration ist typisch für einen großen und tiefen Alpensee. Während der Zirkulationsphase im Februar bis April 2018 wurden $7,9 \mu\text{g/L}$ Gesamtphosphor festgestellt (2017: $8,0 \mu\text{g/L}$, 2016: $7,9 \mu\text{g/L}$).

Die **Sauerstoffgehalte** im tiefen Hypolimnion des Obersees konnten sich im Jahr 2018 aufgrund der sehr guten Zirkulation (Abb. 1-5, Mitte und unten) erholen. Im März konnte über die gesamte Wassersäule mehr als 10 mg/L Sauerstoff gemessen werden. Dies stellte einen guten Startwert in der maximalen Tiefe dar, wobei im Jahresverlauf 2018 eine kontinuierliche Abnahme bis zum Minimum von $6,4 \text{ mg/L}$ im Dezember beobachtet wurde (2017: $6,1 \text{ mg/L}$ im Oktober).

Die sehr gute Vollzirkulation im März 2018 ist auch an den Gesamtphosphor-Konzentrationen ersichtlich. Während zwischen 2012 und 2016 das Tiefenwasser des Bodensees

nur unzureichend ausgetauscht werden konnte, kam es zu einer Konzentrationszunahme in der Tiefe (Abb. 1-6). Diese Zunahme zeigt sich am deutlichsten direkt über dem Seegrund. Bereits 2017 kam es zu einer Verringerung der hohen Phosphor-Konzentrationen über Grund und im Jahr 2018 konnte aufgrund der guten Durchmischung bis in 250 m Tiefe annähernd dieselbe Konzentration nachgewiesen werden.

Der **anorganische Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente lag 2018 bei $0,89 \text{ mg/L}$, wie auch in den Jahren 2016 und 2017. Damit liegt die Konzentration an anorganischem Stickstoff seit Anfang der 1980er Jahre im Bereich von ca. $0,9\text{--}1,0 \text{ mg/L}$ (Abb. 1-7).

Bei **Chlorid** als Indikator vielfältiger Einträge aus dem Siedlungsbereich zeichnet sich seit 2004 ein zunehmender Trend ab (Abb. 1-7). Während es im Jahr 2003 noch 5 mg/L waren, stieg die Konzentration 2013 auf $6,9 \text{ mg/L}$ an. Seitdem konnte eine langsamere Zunahme festgestellt werden, wobei 2018 eine Konzentration von $7,2 \text{ mg/L}$ gemessen wurde. Ein beträchtlicher Teil der Zunahme stammt aus

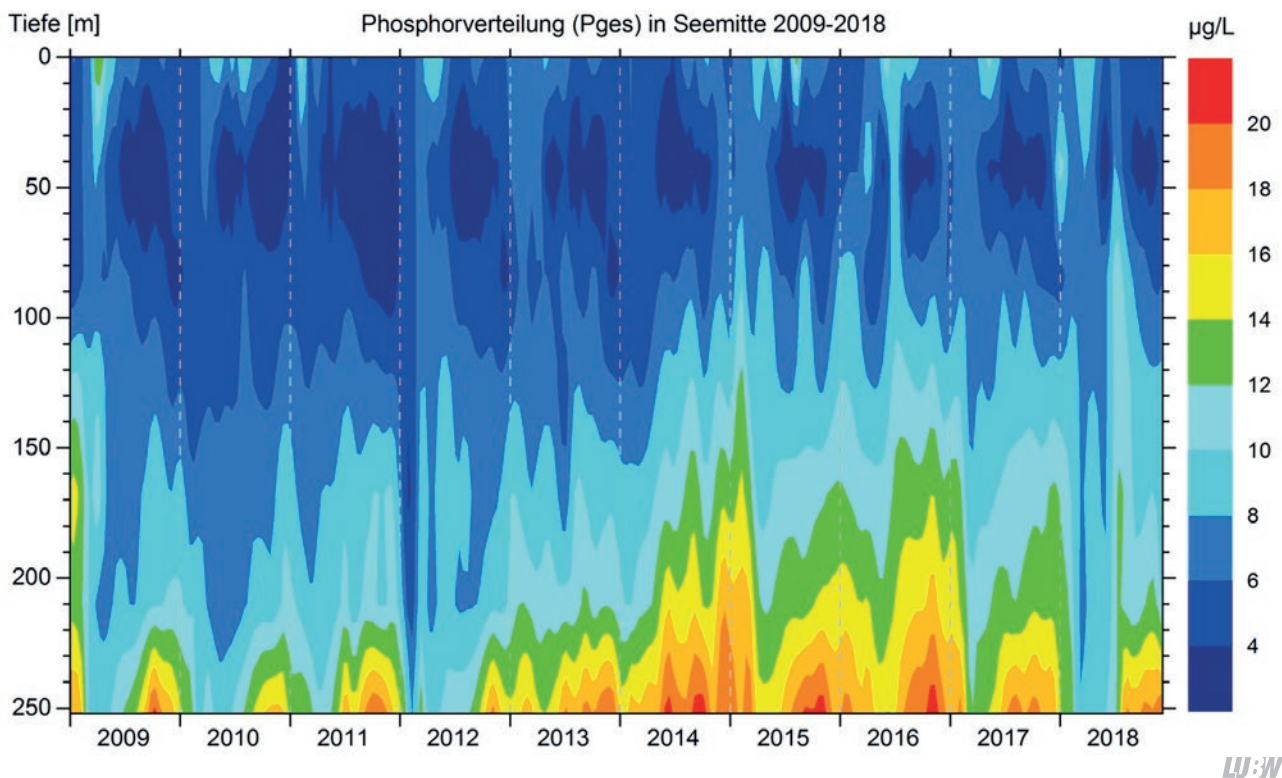


Abb. 1-6: Gesamtphosphor-Verteilung in Seemitte (Fischbach-Uttwil) von 2009 bis 2018.

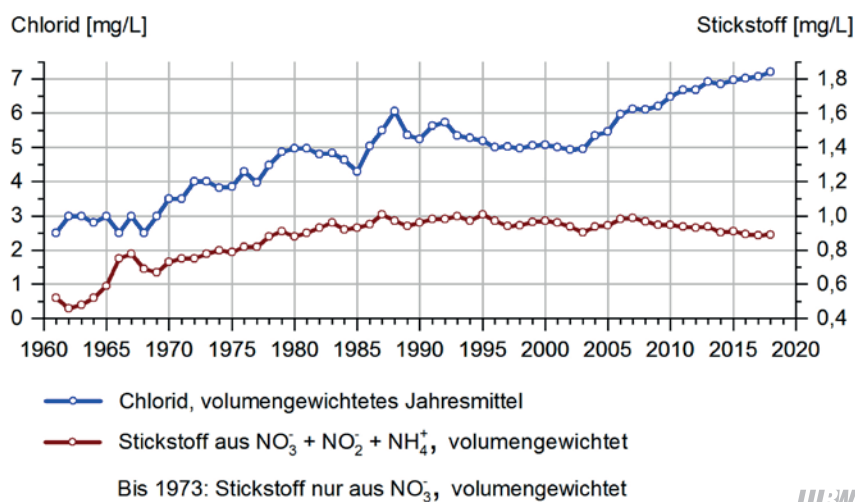


Abb. 1-7: Langfristige Entwicklung der Stickstoff- und Chloridkonzentrationen im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

der winterlichen Straßensalzung, wie im Grünen Bericht 37 ausgeführt wurde [IGKB 2010].

Bodensee-Untersee

Die Konzentration des Gesamtphosphors im Rheinsee lag 2018 mit einem Jahresmittel von $6,7 \mu\text{g/L}$ unter dem Vorjahreswert (2017: $7,6 \mu\text{g/L}$) und auch unter dem Wert im Obersee (2018: $7,6 \mu\text{g/L}$). Dies lässt sich dadurch erklären, dass der Rheinsee hauptsächlich aus dem P-ärmeren Oberflächenwasser des Obersees kommt. Im Zellersee hingegen hat der Jahresmittelwert 2018 mit $16 \mu\text{g/L}$ im Vergleich zu 2017 mit $13,5 \mu\text{g/L}$ wieder zugenommen und liegt damit wieder auf dem Niveau wie 2013–2016. Im Gnadensee zeigte sich 2018 ein Gesamtphosphorgehalt von $12,8 \mu\text{g/L}$ und damit ein Rückgang, nachdem dieser 2017 auf $14 \mu\text{g/L}$ angestiegen war. Im Zellersee und Gnadensee spielt neben den Zuflüssen vor allem die von Jahr zu Jahr variierende P-Freisetzung aus den Sedimenten eine wichtige Rolle für den P-Haushalt.

Der Gehalt an anorganischem Stickstoff (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente im Rheinsee 2018 lag mit $0,76 \text{ mg/L}$ etwas unter dem Vorjahreswert mit $0,78 \text{ mg/L}$. Der N-Gehalt im Zellersee entsprach 2018 mit $0,85 \text{ mg/L}$ dem Vorjahreswert. Eine leichte Zunahme an anorganischem Stickstoff wurde im Gnadensee mit $0,66 \text{ mg/L}$ (2017: $0,56 \text{ mg/L}$) beobachtet.

Der minimale Sauerstoffgehalt über dem Seeboden im Rheinsee betrug 2018 $1,0 \text{ mg/L}$ (2017: $1,5 \text{ mg/L}$). Dieser war

damit geringer als in den letzten beiden Jahren, allerdings höher als 2014 und 2015, da der Tiefenwasserbereich mit $0,1 \text{ mg/L}$ nahezu sauerstofffrei war. Im Tiefenwasser des Zellersees konnte 2018 ein Sauerstoff-Minimum von $0,3 \text{ mg/L}$ im Oktober festgestellt werden. Im Jahr 2017 lag dieses bei $1,1 \text{ mg/L}$. Zwischen August und November 2018 lag der Sauerstoffgehalt im Zellersee unter 1 mg/L . Der Gnadensee wies über dem Seeboden zwischen August und November keinen Sauerstoff auf. Die Sauerstofffreiheit war auch in den Jahren zuvor zu beobachten. Im Dezember konnten sich die Sauerstoffwerte in allen Seeteilen des Untersees erholen und lagen über 6 mg/L .

1.1.3 Biologische Entwicklung

1.1.3.1 Station Fischbach-Uttwil

Im Jahr 2018 entwickelte sich das Phytoplankton im Obersee aufgrund der langanhaltend niedrigen Temperaturen bis März sehr langsam (Abb. 1-8). Hohe Zellzahlen des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* wie im Winter 2016/2017 traten im Winter 2017/2018 nicht auf. Mit steigenden Wassertemperaturen konnte Ende März ein verstärktes Wachstum von Cryptophyceen beobachtet werden, gefolgt von einer starken Entwicklung von Kieselalgen, welche die Planktongesellschaft bis zum Klarwasserstadium im Juli dominierten. Unter den Kieselalgen war zunächst *Fragilaria crotonensis* das häufigste Taxon. Im Mai nahmen *Cyclotella costei* und *Cyclotella balatonis* stark zu, ab Juni wurde dann *Asterionella formosa* zur häufigsten Art. Im späteren Sommer entwickelten, wie auch 2017, Dinophyceen (vor allem *Peridinium willei* und *Ceratium hirundinella*) hohe

Abundanzen. Im Gegensatz zu den Vorjahren wurde aber eine starke Entwicklung von Chrysophyceen, vorwiegend *Dinobryon* spp. und *Uroglena* spp. im Spätsommer festgestellt.

Die durchschnittliche Phytoplankton-Biomasse am Messpunkt Fischbach-Uttwil betrug im Jahr 2018 0,47 mg/L und unterschritt damit die bereits niedrigen Werte von 2017 (0,51 mg/L). Über das Jahr gemittelt betrug der Anteil an Kieselalgen 36,9% der Biomasse, was eine deutliche Abnahme gegenüber dem Vorjahr darstellt (2017: 47,6%). Der prozentuale Anteil der Cryptophyceen war mit 19,5% nur

geringfügig gegenüber 2017 angestiegen, während die Dinophyceen mit 22,1% (2017: 16,6%) anteilig häufiger wurden. Eine deutliche Zunahme war bei den Chrysophyceen festzustellen. Diese erreichten im Jahr 2018 einen Biomasseanteil von 18,0% (2017: 8,0%). Das Ausbleiben starker Entwicklungen von *Planktobrix rubescens* spiegelt sich auch in der anteiligen Biomasse der Cyanobakterien wieder, diese sank von 16,8% (2016) über 7,6% (2017), auf 1,6% in 2018.

Die Bewertung des ökologischen Zustandes anhand des Phytoplanktons mit dem Bewertungstool PhytoSee 7.0 erg-

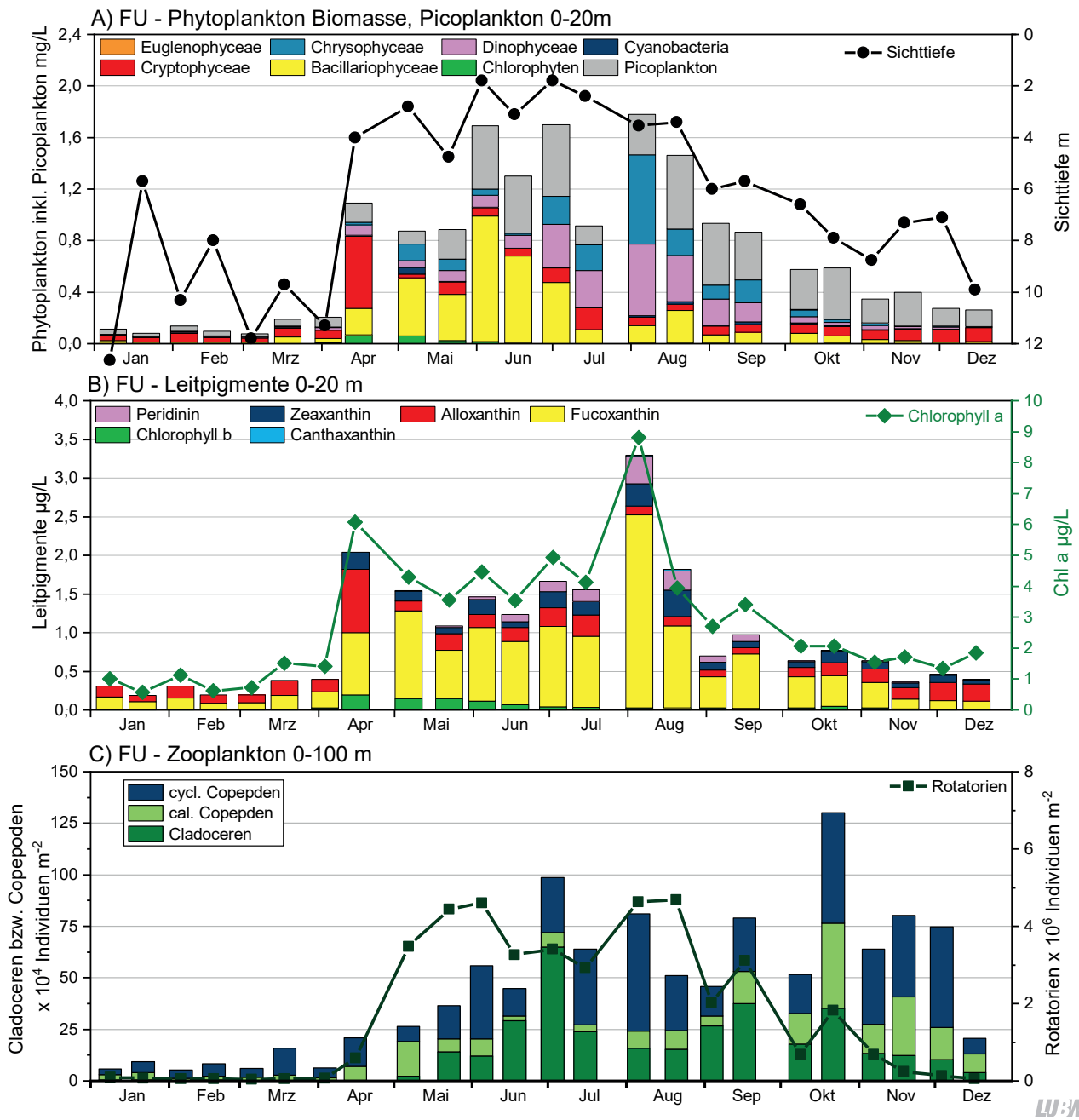


Abb. 1-8: Biologische Parameter an der Station Fischbach-Uttwil (FU). A) Phytoplankton- und Picoplankton- Biomassen (0–20 m), Bakterioplankton (0–10 m) sowie Sichttiefe. B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a. C) Zooplanktonabundanz (0–100 m).

ab einen Indexwert von 1,83 (Tab. 1-1), was einem guten ökologischen Zustand entspricht. Gegenüber dem Vorjahr hat sich trotz des anteiligen Rückganges der Cyanobakterien eine geringfügige Verschlechterung ergeben, allerdings entspricht der Indexwert genau dem Wert von 2016. Mit hoher Wahrscheinlichkeit werden durch die Erhöhungen des Indexwertes eher die natürliche Schwankungsbreite und Effekte durch das wettertechnisch außergewöhnliche Jahr 2018 als eine tatsächliche Verschlechterung abgebildet.

Tab. 1-1: Vergleich der PhytoSee-Indices für die Untersuchungsjahre 2016–2018, gerechnet mit der aktuellen Toolversion 7.0 für die Station Fischbach-Uttwil (LUBW).

Jahr	PSI (PhytoSee 7.0)	Ökologischer Zustand
2016	1,83	gut
2017	1,79	gut
2018	1,83	gut

LUBW

Tab. 1-2: Übersicht über Leitpigmente für Algengruppen (LUBW).

Leitpigment	Algengruppe
Alloxanthin	Cryptophyceen
Peridinin	Dinophyceen
Fucoxanthin	Bacillariophyceen
Chlorophyll b	Chlorophyceen
Zeaxanthin und Canthaxanthin	Cyanobakterien/Picoplankton

LUBW

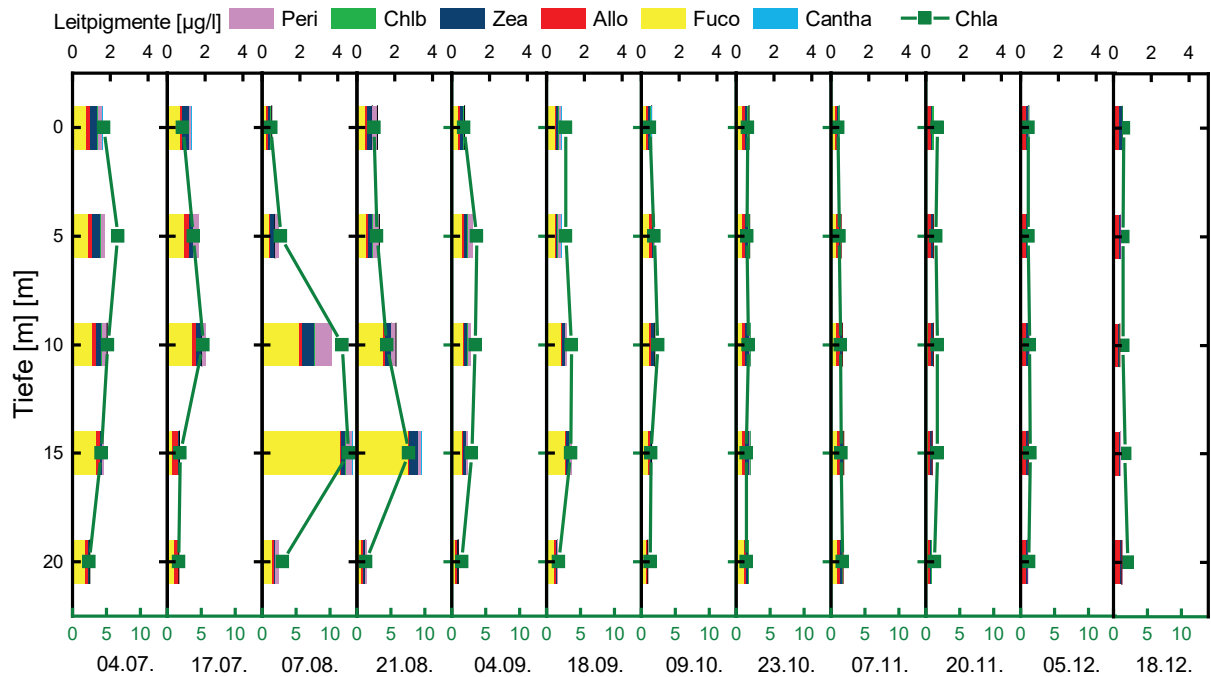
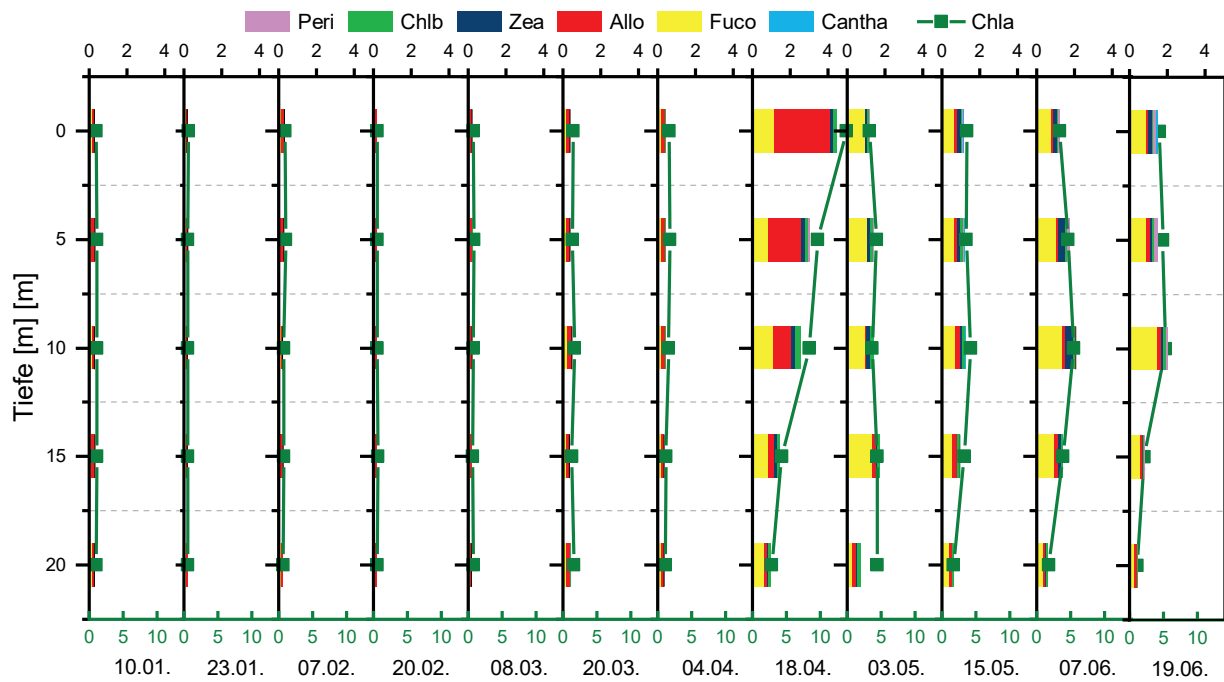
Für das autotrophe Picoplankton (Cyanobakterien und Phytoplankton < 2 µm) konnte an der Station Fischbach-Uttwil anhand der 0–20 m Summenprobe im Jahresdurchschnitt 2018 eine Zelldichte von $5,5 \times 10^4$ Zellen/mL (2017: $4,6 \times 10^4$ Zellen/mL) nachgewiesen werden, was einer Biomasse von 0,23 mg/L entspricht. Im Jahresverlauf nahm die Biomasse des autotrophen Picoplanktons ab März 2018 mit gewissen Schwankungen zu. Am 3. Juli wurde eine Biomasse von 0,56 mg/L gemessen. In den Proben des 16. Juli 2018 wurde ein drastischer Rückgang der Biomasse auf 0,14 mg/L festgestellt. Wie bereits im Hinblick auf die Phytoplankton-Biomassen erläutert, fiel diese Probenahme of-

fenbar in ein Klarwasserstadium. Bis Ende August überstieg die autotrophe Picoplankton-Biomasse mit 0,57 mg/L die Werte von Anfang Juli, um dann bis Ende des Jahres auf 0,13 mg/L abzufallen. Im Rahmen der natürlichen Schwankungen weicht der Jahresverlauf der Picoplanktonentwicklung nicht wesentlich von den letzten Jahren ab. Bezüglich der leichten Zunahme gegenüber den Vorjahren bleibt zu beobachten, ob es sich hier um einen längerfristigen Trend handelt.

Die Chlorophyll-a-Konzentrationen im Obersee (0–20 m) lagen im Jahresmittel wie im Vorjahr bei 2,8 µg/L. Im Jahresverlauf der Chlorophyll-a-Konzentrationen sind zwei Maxima zu erkennen. Während des ersten Maximums im April wurden Konzentrationen von 6,0 µg/L erreicht, während des zweiten Maximums im August 8,8 µg/L.

Die Maxima der Chlorophyll-a-Konzentrationen korrelierten hierbei deutlich mit der Analyse der Leitpigmente (Übersicht über die Leitpigmente: Tab. 1-2). Anhand der Leitpigmente und der mikroskopischen Auswertung ist ersichtlich, dass das Maximum im April auf einer starken Entwicklung von Cryptophyceen (Leitpigment Alloxanthin) und Kieselalgen (Leitpigment Fucoxanthin) beruhte. Während des Chlorophyll-a-Maximums im August ergab die Leitpigment-Analyse einen hohen Anteil an Fucoxanthin. Die mikroskopische Zählung der Algen zeigte, dass der hohe Fucoxanthin-Gehalt auf eine starke Entwicklung von Chrysophyceen zurückzuführen war, die eine sehr ähnliche Pigmentzusammensetzung wie Kieselalgen haben. Peridinin wurde verstärkt Juni bis September gemessen, mit einem Maximum im August. Dieser Befund entspricht dem verstärkten Auftreten von Dinoflagellaten in der mikroskopischen Analyse in den jeweiligen Proben. Zeaxanthin als Leitpigment für Cyanobakterien wurde in der Analyse der Leitpigmente vor allem ab April gefunden. Bei der mikroskopischen Auswertung fanden sich jedoch nicht im gesamten Zeitraum entsprechende Vorkommen von Cyanobakterien, allerdings nahm ab April das autotrophe Picoplankton zu. Das legt die Vermutung nahe, dass ein wesentlicher Teil der detektierten Picoplanktonorganismen Cyanobakterien waren.

Um räumlich aufgelöste Daten zu erhalten, wurde die Pigmentzusammensetzung an der Messstelle Fischbach-Uttwil



LU:W

Abb. 1-9: Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen an der Station Fischbach-Uttwil im Jahresverlauf 2018. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll-a in olivgrün unten.

auch in distinkten Tiefenstufen von 0 m, 5 m, 10 m, 15 m und 20 m mittels HPLC detektiert (Abb. 1-9). Desweiteren wurden mit einer BBE-Sonde bestimmte Pigmente in situ gemessen. Das fluoreszenz-basierte Messverfahren der BBE-Sonde erlaubt dabei eine schnelle Messung verschiedener Kanäle. Eine Unterscheidung zwischen Chrysophyceen, Bacillariophyceen und Dinophyceen ist nicht möglich, da die genannten Gruppen im gleichen Kanal

detektiert werden. Die Ergebnisse für die detektierten Kanäle sind in Abbildung 1-10 dargestellt. Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Auflösung der Tiefe und der unterschiedlichen Klassen bei der Detektion lässt sich eine gute Übereinstimmung beider Datensätze feststellen. Markant ist beispielsweise die Kieselalgenblüte im August in ca. 15 m Tiefe. Die erhöhten Alloxanthin-Konzentrationen im April wurden jedoch nicht vom Cryptophyceen-Kanal

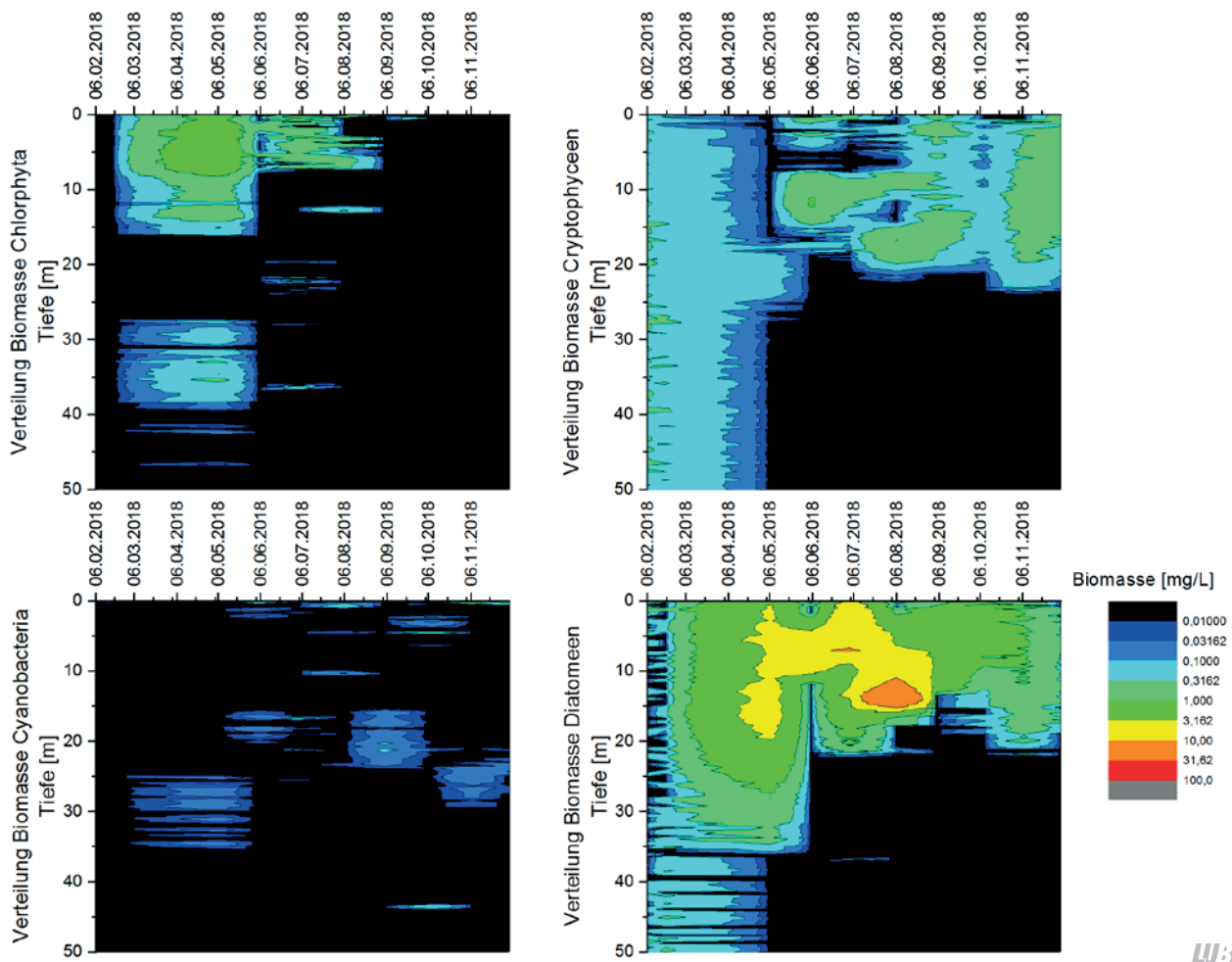


Abb. 1-10: Algenklassen der BBE-Sonde an der Station Fischbach-Uttwil.

der BBE-Sonde detektiert. Die Sonde detektierte zum gegebenen Zeitpunkt eine erhöhte Biomasse bei Grünalgen.

Die BBE-Sonde detektierte außerdem bis Mai über die ganze Tiefe verteilt Pigmente von Cryptophyceen und Kieselalgen. Hierbei handelt es sich vermutlich um einen Messartefakt.

Das Bakterienplankton ist eine Nahrungsquelle für filtrierende Zooplanktonorganismen. Als Destruent organischen Materials spielt es im Ökosystem See eine wichtige Rolle. Die Zelldichte des Bakterienplanktons wird mittels DAPI-Färbung und automatisierter Zählung der Zellen ermittelt.

Im Jahr 2018 lag das Jahresmittel der Zelldichte bei $1,3 \times 10^6$ Zellen/mL. Die Zelldichten waren damit geringfügig niedriger als in den Jahren zuvor aber in der gleichen Größenordnung. Ähnlich wie in den Vorjahren wurden die maximalen Zelldichten von Mai bis September in den

oberflächennahen Schichten (0 m–10 m) erreicht. Das Jahresmaximum wurde in 0 m–10 m Tiefe am 18.06.2019 mit $3,0 \times 10^6$ Zellen/mL gemessen.

Im Obersee wurden im Jahr 2018 47 Taxa des Metazooplanktons nachgewiesen (27 Rädertier-, 12 Cladoceren-, 7 Ruderfußtaxa sowie Dreikantmuschellarven. Insgesamt sind die Taxazahlen als hoch zu einstufen.

Die dominanten Rädertiere waren die allgemein häufigen Arten *Keratella cochlearis* und Flosserädertiere (*Polyarthra* spp.). Des Weiteren traten von Anfang April bis Anfang Juni Arten der Gattung *Synchaeta* stark hervor. Zeiger erhöhter Trophie fehlten. Erwähnenswert ist das relativ starke Auftreten der Nahrungsspezialisten *Ascomorpha ovalis* und *Gastropus stylifer*, die gerne Dinoflagellaten anstechen und diese aussaugen.

Bei den Wasserflöhen bestimmten Daphnien mit dem Ta-

von *Daphnia cucullata* das Bild, insbesondere ab Mai. Andere Cladoceren, wie Rüsselkrebse oder *Diaphanosoma brachyurum* waren nur wenig präsent.

Aspektbestimmende Ruderfußkrebse waren *Eudiaptomus gracilis* im Frühjahr und Herbst/Winter sowie *Mesocyclops leuckarti* in der warmen Jahreszeit. *Eudiaptomus graciloides* war in den Obersee-Proben (noch) nicht vorhanden. Die Gattung *Cyclops* war praktisch nur durch *Cyclops abyssorum* vertreten, im Untersee war das etwas kleinere Taxon *C. strenuus* das aspektbestimmende „*Cyclops* Taxon“.

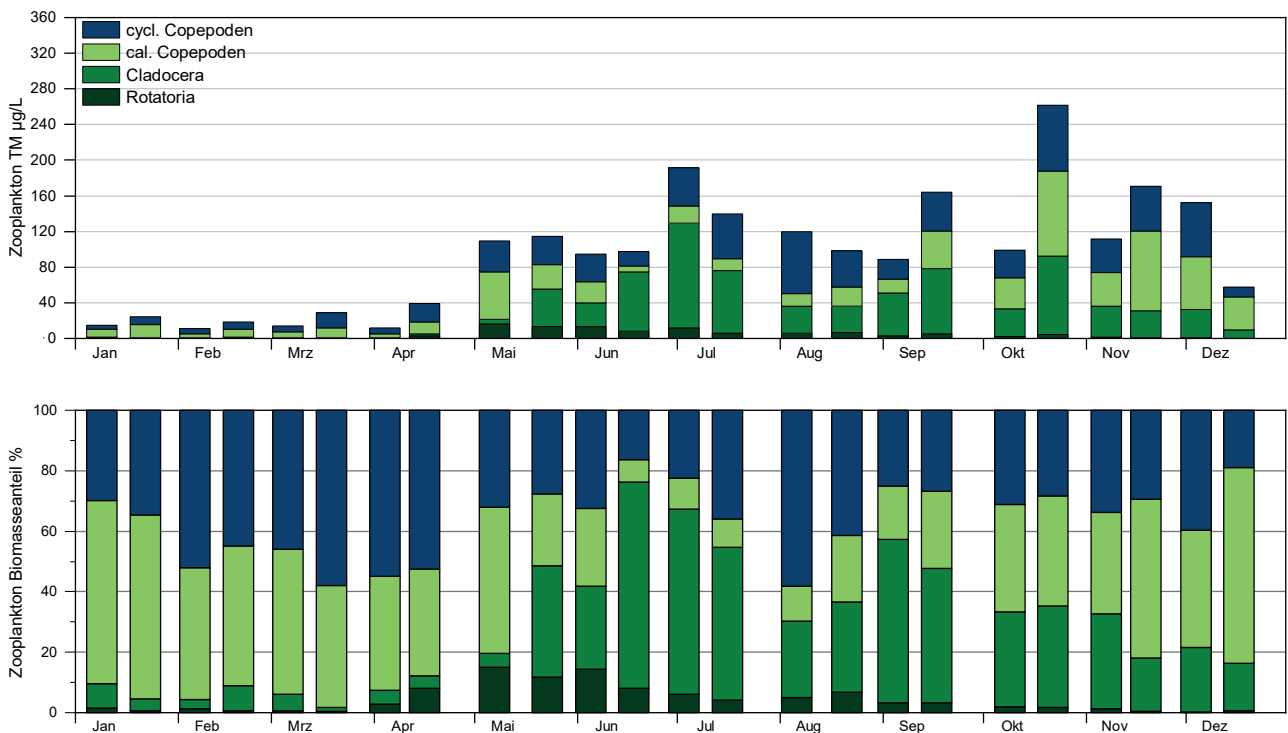
Die Abundanzen der taxonomischen Großgruppen waren niedrig. Rotatorien blieben ganzjährig unter 250 Individuen (Ind./L), Cladoceren unter 35 Ind./L und Copepoden (ohne Nauplien) unter 50 Ind./L.

Die Biomasse (Trockenmasse, TM) des Zooplanktons lag im Obersee (berechnet auf die 0–20 m Schicht) bei durchschnittlich 80 (Median) bzw. 93 µg TM/L (Mittelwert) und indizierte oligotrophe Bedingungen [TGL 1982]. Innerhalb der taxonomischen Großgruppen bestimmten im Frühjahr und Herbst die calanoiden und cyclopoiden Ruderfußkrebse das Bild (Abb. 1-11). Das Sommerplankton wurde

von Cladoceren dominiert. Rädertiere stellten im Durchschnitt 5% der Zooplankton-Masse. Der Größenindex-Median der Cladoceren (GIC) bezogen auf das gesamte Jahr lag bei 4,7 µg TM pro Individuum. Im Sommer, zur Hauptfrazzeit der Fische, ging der GIC auf Werte < 4 µg TM/Ind. zurück.

Um eine Vorstellung zu bekommen, in welchen Schichten sich das Zooplankton hauptsächlich aufhält, wurde das Absetzvolumen bestimmt, bevor die in einzelnen Tiefen gezogenen Proben zu einer Gesamtprobe vereinigt wurden (Abb. 1-12). Es zeigte sich, dass der überwiegende Anteil des Zooplanktons vom Frühsommer bis in den Herbst in den oberen 20 m zu finden war. Erwähnenswert ist allerdings, dass sich insbesondere in der kalten Jahreszeit auch größere Anteile des Zooplanktons unterhalb der 20 Meter-Tiefenschicht aufhalten können, allerdings waren die absoluten Mengen zu dieser Jahreszeit gering.

Der über das PhytoLoss-Modul errechnete Umsatz von Phytoplankton in Zooplanktonmasse war mit Effektklasse 4 nur moderat. Gleiches gilt für den Fraßdruck auf das fressbare Phytoplankton (Effektklasse 4), was sich auf die Futterqualität auswirkte, die immerhin bei 40% fressbarem



LUBW

Abb. 1-11: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Obersee im Jahr 2018, bezogen auf 20 m Wassersäule (ca. Mächtigkeit des Epilimnions). Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

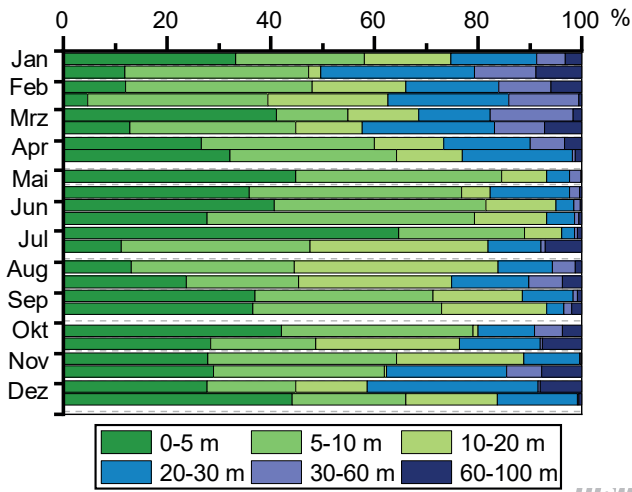


Abb. 1-12: Absetzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben, normiert auf eine 5m-Schicht an der Station Fischbach-Uttwil im Jahr 2018.

Phytoplankton lag (Abb. 1-13). Das Phytoplankton wurde folglich nicht völlig durch das Zooplankton kontrolliert. Der Fraßdruck der Fische auf das Zooplankton war mit Effektklasse 4 moderat, anhand der berechneten GIC-Werte eher als erhöht einzustufen (vgl. auch GIC, Kap. 1.1.3.5).

Im Obersee lag die Masse an fressbaren Algen offensichtlich selbst im Sommer über dem Schwellenwert für die Ei-

produktion (ca. 0,4 mg TM/L an fressbarem Phytoplankton). Daphnien produzierten immer noch 1–2 Eier pro Gelege, die herbivoren calanoiden Ruderfußkrebse (vertreten durch *Eudiaptomus gracilis*) durchschnittlich 8 Eier pro Gelege.

1.1.3.2 Station Zellersee

Im Jahr 2018 betrug die durchschnittliche Phytoplankton-Biomasse im Zellersee 0,46 mg/L. Der Wert ist somit fast um die Hälfte niedriger als 2017 (0,87 mg/L) und zusammen mit dem Wert aus dem Jahr 2014 einer der niedrigsten Werte seit Beginn der Aufzeichnung im Jahr 1976.

Die frühere Dominanz der Kieselalgen in den Algengesellschaften war 2018 weniger deutlich sichtbar. Die ausgeprägte Frühjahrsblüte von Kieselalgen in 2016 und 2017 blieb 2018 weitgehend aus (Abb. 1-14). Diese geringere Abundanz der Kieselalgen zeigt sich auch im Vergleich der Biovolumina: im Jahr 2017 hatten *Fragilaria crotonensis* 23,6% und *Asterionella formosa* 23,4% Anteil an der Gesamtbiomasse, im Jahr 2018 lag der Anteil bei *Fragilaria crotonensis* nur bei 7,1% und der von *Asterionella formosa* bei 6,0%.

Ähnlich wie 2017 traten als weitere dominante Taxa *Rbodo-*

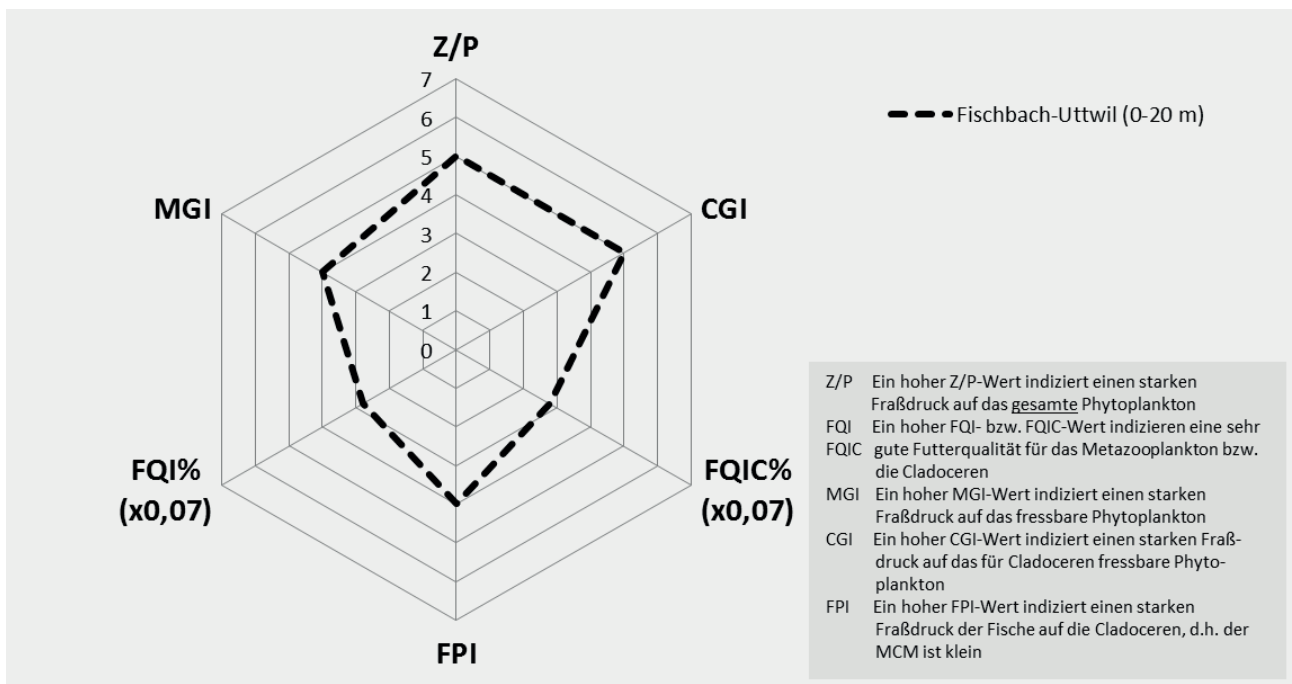


Abb. 1-13: Wichtige Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Obersee (0–20 m) im Jahr 2018 – berechnet und dargestellt über das PhytoLoss-Modul (Version 3.03) Sommersituation!! [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

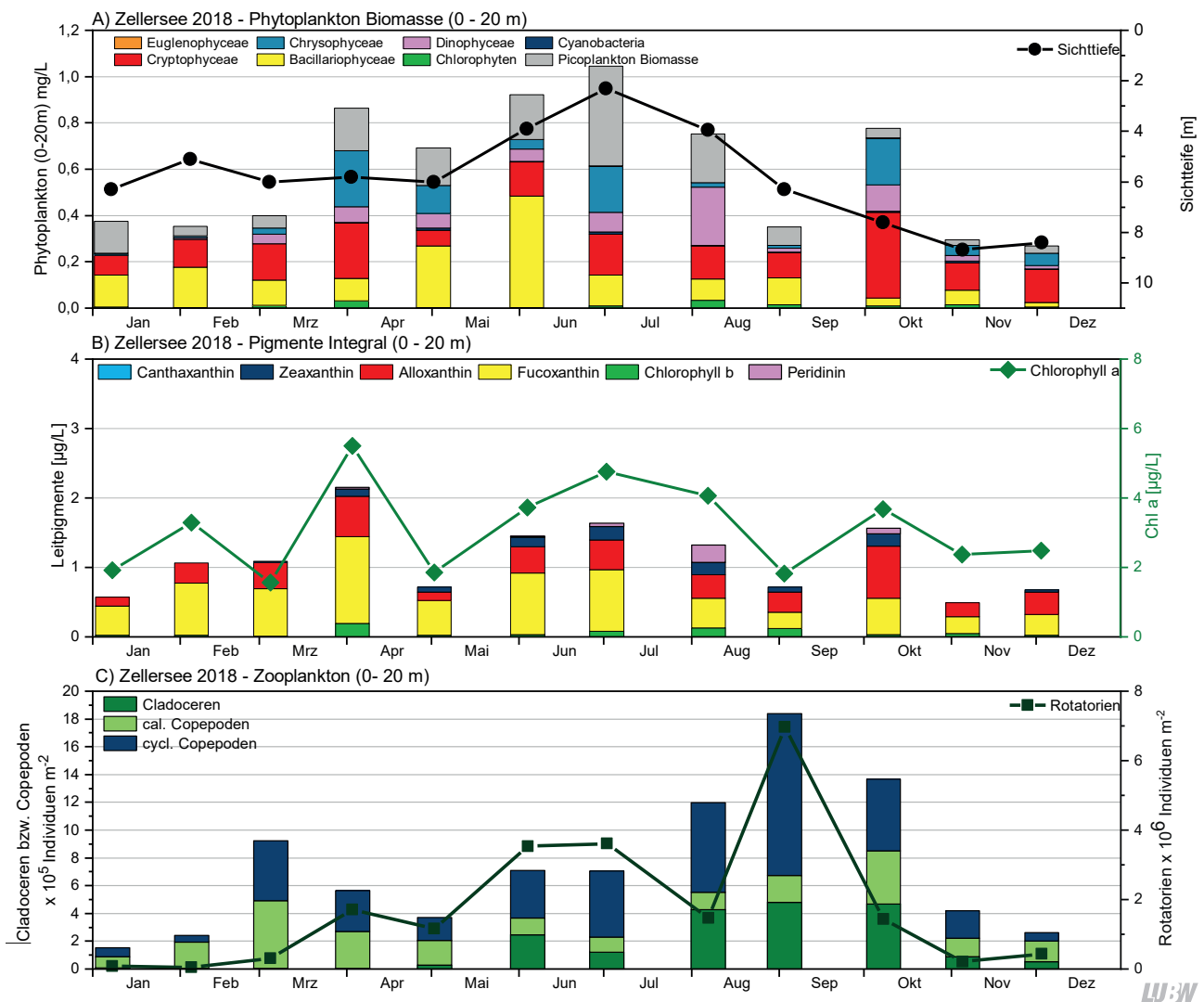


Abb. 1-14: Biologische Parameter an der Station Zellersee. A) Phyto- und Picoplankton-Biomasse (0–20 m) und Sichttiefe. B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a aus der Integralprobe (0–20 m). C) Zooplanktonabundanz (0–20 m).

monas lacustris var. *lacustris* mit 14,3 % (2017: 10,3 %) und *Cryptomonas ovata* mit 10,1 % (2017: 5,0 %) auf. Die Erhöhung der Anteile war hierbei wohl vor allem dem Rückgang der anderer Taxa geschuldet und nicht einer höheren Abundanz. Stärker als in den Vorjahren traten Chrysoophyceen auf, primär vertreten durch *Dinobryon* und *Mallomonas*.

In hohen Zellzahlen von 4900 Zellen/mL trat im Juli das coccale Cyanobakterium *Aphanocapsa* auf. Wegen des geringen Zellvolumens der Art spiegelte sich der Befund nicht in der Biomasse wieder.

Die 2016 beobachteten hohen Zellzahlen der Blutburgunderalge *Planktobrix rubescens* traten 2018 im Zellersee nicht mehr auf. Lediglich im Januar (<1 Zellen/mL) und im Februar (4 Zellen/mL) wurden *Planktobrix*-Zellen in der mi-

kroskopischen Analyse nachgewiesen.

Mit dem Bewertungsverfahren für Phytoplankton nach WRRL wurde mit einem Indexwert von 1,16 (PhytoSee-Index Version 7.0) ein sehr guter ökologischer Zustand ermittelt. Gegenüber 2017 (Indexwert 1,76) hat sich die Bewertung des ökologischen Zustandes deutlich, gegenüber 2016 leicht gebessert (Tab. 1-3). Der Phytosee-Index setzt sich aus drei Teilmetrics zusammen (Biomassemetric, Algenklassenmetric, Phytoplankton-Taxa-Seen-Index), von denen insbesondere der Biomassemetric 2018 deutlich besser bewertet wurde als in den Jahren zuvor, was auf die geringere Gesamtbio-

Die Zellzahlen des autotrophen Picoplanktons lagen ähnlich wie in den Vorjahren. 2018 wurden im Jahresdurch-

Tab. 1-3: Vergleich der PhytoSee-Indices für die Untersuchungsjahre 2016–2018, gerechnet mit der aktuellen Toolversion 7.0 für die Station Zellersee (LUBW).

Jahr	PSI (PhytoSee 7.0)	Ökologischer Zustand
2016	1,35	sehr gut
2017	1,76	gut
2018	1,16	sehr gut

LUBW

schnitt $3,2 \times 10^4$ Zellen/mL detektiert (2017: $3,9 \times 10^4$ Zellen/mL, 2016: $3,2 \times 10^4$ Zellen/mL), was einer Biomasse von 0,13 mg/L entspricht. Im Jahresverlauf gab es im Februar ein Minimum von $1,4 \times 10^4$ Zellen/mL, einen Anstieg im April auf $4,4 \times 10^4$ Zellen/mL und ein Maximum Anfang Juli von $5,0 \times 10^4$ Zellen/mL. Bis zum November verringerte sich die Zelldichte bis auf $5,7 \times 10^3$ Zellen/mL. Im Dezember stieg die Zelldichte wieder leicht an.

Die Chlorophyll-a-Konzentration nahm im Vergleich zu 2017 deutlich ab und lag im Jahresdurchschnitt bei $3,2 \mu\text{g/L}$ (2017: $5,4 \mu\text{g/L}$, 2016: $3,7 \mu\text{g/L}$; 2015: $5,0 \mu\text{g/L}$). Das Chlorophyll-a-Maximum wurde mit $5,5 \mu\text{g/L}$ Anfang April erreicht (Abb. 1-14, B) und lag damit niedriger als in den vorherigen Jahren. Der Verlauf der anderen Leitpigmente

stimmte mit der mikroskopisch ermittelten Phytoplankton-Zusammensetzung gut überein (Abb. 1-14 A und B). Das dominierende Pigment war wie an der Station Fischbach-Uttwil das Kieselalgen-Leitpigment Fucoxanthin.

An der Messstelle Zellersee wurde die Pigmentzusammensetzung in den Tiefenstufen von 0 m, 5 m, 10 m, 15 m und 20 m bestimmt (Abb. 1-15). Hierbei war bis in den Mai keine deutliche Schichtung erkennbar. Fucoxanthin als Leitpigment von Kiesel- und Goldalgen war in diesem Zeitraum in der ganzen Wassersäule nachweisbar. Im Spätsommer konzentrierten sich höhere Pigmentkonzentrationen in den oberen 0–10 m und verteilten sich ab Oktober, mit sich auflösender thermischer Schichtung, wieder über die gesamte Wassersäule. Deutliche Mengen von Peridinin als Leitpigment für Dinophyceen traten vor allem im August in den oberen 10 m der Wassersäule auf.

Der Zellersee wies mit insgesamt 53 Metazooplankton-Arten (29 Rädertier-, 16 Cladoceren-, 8 Ruderfußtaxa) ein artenreiches Zooplankton auf. Larven der Büschelmücken und Dreikantmuscheln waren noch zusätzlich in den Proben vorhanden. Taxonomische Besonderheiten waren in den Proben nicht zu verzeichnen. Zu nennen sind aber, wie bereits im Vorjahr, auch im aktuellen Jahr das gleich-

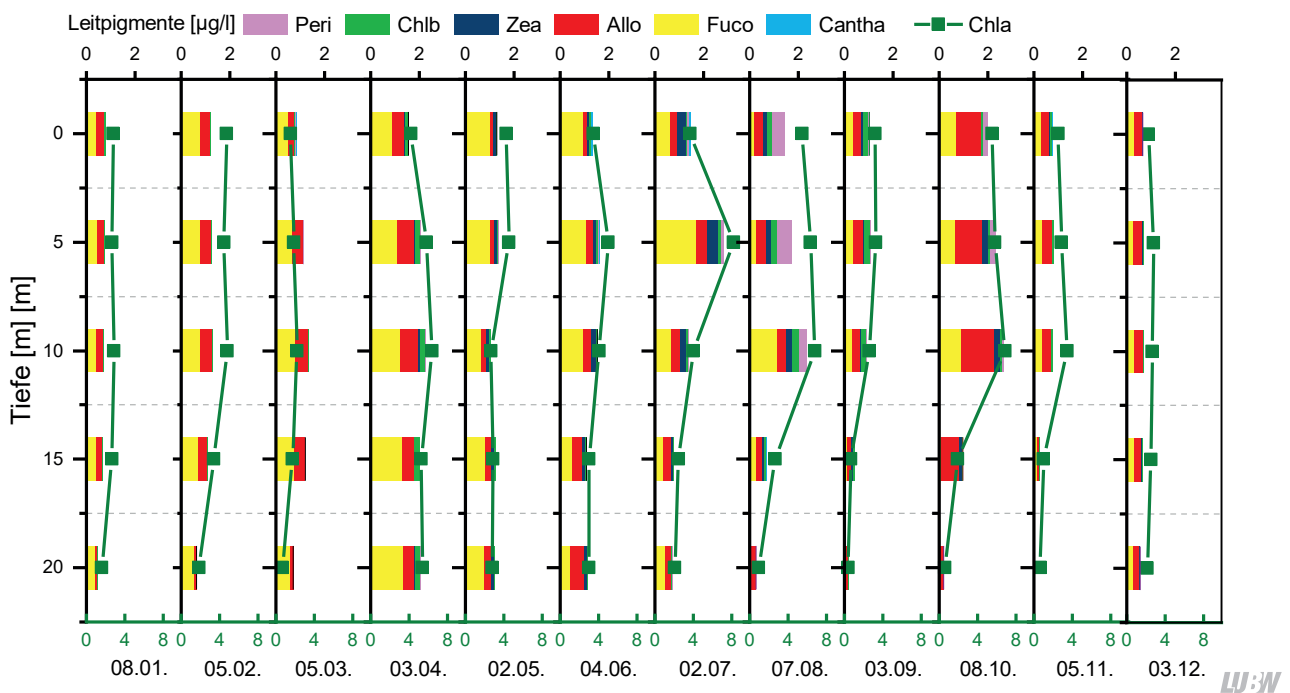


Abb. 1-15: Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen an der Station Zellersee im Jahresverlauf 2018. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll-a in olivgrün unten.

zeitige Vorkommen von zwei calanoiden Ruderfußkrebsen, *Eudiaptomus gracilis* und *Eudiaptomus graciloides* [vgl. MAIER, TEIBER-SIESSEGGER 2019]. Zu nennen ist auch das Auftreten von relativ großen (Eu)Bosminen, die eine Mukrobucht, einen deutlich ausgeprägten Mukro und relativ lange erste Antennen aufweisen und nach der Lieder'schen Taxonomie [LIEDER 1999] Hybride zwischen (*Eu*)*Bosmina coregoni coregoni* und (*Eu*)*Bosmina longispina* sein könnten.

Die dominanten Rädertiere waren im Januar und Februar die allgemein häufigen Arten *Keratella cochlearis* und Flossenrädertiere (*Polyarthra* spp.). Im März und April waren Arten der Gattung *Synchaeta* anteilig stark vertreten und stellten > 50 % der Rädertierabundanz. Im Sommerhalbjahr war das Rädertierplankton artenreich zusammengesetzt. Häufige Taxa waren wiederum *Keratella cochlearis* und Flossenrädertiere, sowie das in Kolonien lebende Rädertier *Conochilus unicornis*. An Nahrungsspezialisten waren *Gastropus stylifer*, *Ascomorpha*-Arten und das räuberisch lebende Rädertier *Asplanchna priodonta* im Sommer präsent.

Cladoceren (Wasserflöhe) kommen in nennenswerter Abundanz erst ab Mai vor. Ganzjährig stark vertreten waren Daphnien, z.B. *Daphnia cucullata* als häufigste Art sowie

Daphnia galeata und Hybriddaphnien (*D. x krausi*). Rüsselkrebse (primär vertreten durch *Bosmina coregoni coregoni*) traten erst in der zweiten Jahreshälfte stärker hervor.

Aspekt-bestimmende Ruderfußkrebse waren im Frühjahr die filtrierenden calanoiden Ruderfußkrebse der Gattung *Eudiaptomus* zusammen mit den omnivoren cyclopoiden Ruderfußkrebsen der Gattung *Cyclops*. Im Sommer und Herbst kamen die kleinen cyclopoiden Arten *Mesocyclops leuckarti* und *Thermocyclops oithonoides* stark auf.

Die Abundanzen der taxonomischen Großgruppen waren niedrig. Rädertiere erreichten maximal ca. 350 Ind./L, Cladoceren und calanoide Ruderfußkrebse maximal 25 Ind./L. Allenfalls cyclopoide Ruderfußkrebse waren mit maximal ca. 70 Ind./L (ohne Nauplien) zahlreicher vertreten.

Die durchschnittlichen Biomassen (Trockenmassen, TM) des Zooplanktons lagen im Zellersee bei 96 µg TM/L (Median 77 µg TM/L) und damit im Übergangsbereich von oligo- zu mesotroph bzw. im unteren mesotrophen Bereich [TGL 1982]. Starke Massenbildner waren zu Beginn der Untersuchungsperiode die cyclopoiden und calanoiden Ruderfußkrebse, im Sommer die Cladoceren (Abb. 1-16).

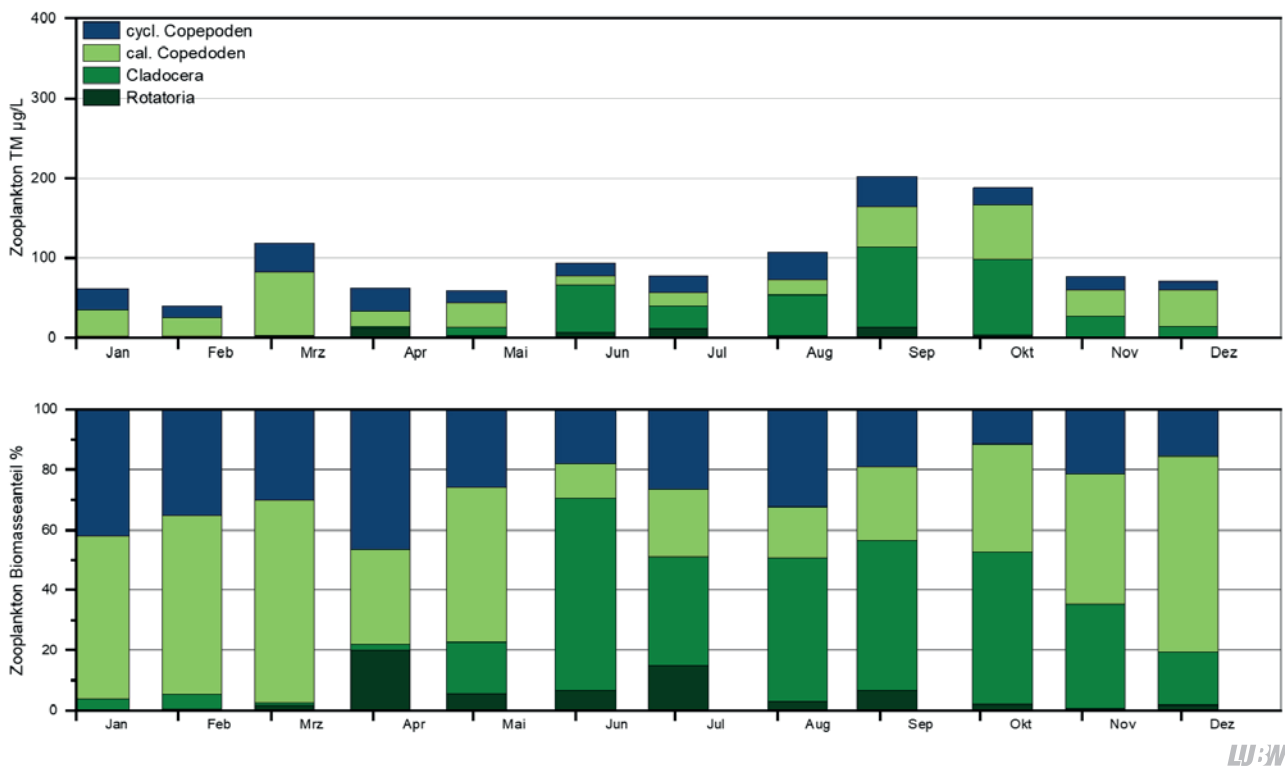


Abb. 1-16: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Zellersee im Jahr 2018. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

Gegen Ende des Untersuchungszeitraumes wurden die herbivoren calanoiden Ruderfußkrebse wieder die stärksten Massenbildner. Der Anteil der calanoiden Ruderfußkrebse an der Zooplanktonmasse lag bei hohen 37%, der durchschnittliche Anteil der Cladoceren bei 34%. Der Anteil der Rädertiere an der Biomasse war im April mit ca. 20% relativ hoch; ihr durchschnittlicher Anteil an der Biomasse erreichte ca. 5%. Der durchschnittliche Größenindex (GIC) der Cladoceren (Mittelwert über den untersuchten Zeitraum) lag im Zellersee bei 5,4 µg/Ind. (Median 6 µg/Ind.) und damit im Bereich einer 1 mm langen Daphnie. Die GIC-Werte im Hochsommer (zur Haupt-Fraßzeit der Fische) gingen allerdings bis auf etwa 2,4 µg/Ind. zurück, was auf ein Vorherrschen von eher kleineren Cladoceren (juvenilen *D. cucullata*-Morphen und Rüsselkrebse) zurückzuführen ist und auf einen gewissen Fraßdruck durch Fische schließen lässt.

Bevor die in einzelnen Tiefen gezogenen Proben zu einer Gesamtprobe vereinigt wurden, erfolgte die Bestimmung des Absetzvolumens (Abb. 1-17). Etwa 70 bis 80% des Zooplanktons befanden sich ganzjährig in den oberen Wasserschichten bis ca. 10 m Tiefe.

Die über das Modul PhytoLoss ausgegebenen Indizes zeigt Abbildung 1-18. Der Umsatz von Phytoplankton- in Zooplanktonmasse war mit Effektklasse 6 günstig bzw. gut. Der Fraßdruck auf das fressbare Phytoplankton war stark ausge-

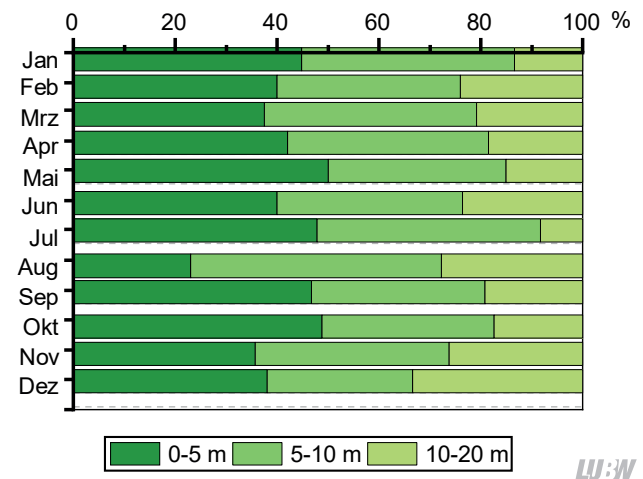


Abb. 1-17: Absetzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben, normiert auf eine 5-m-Schicht an der Station Zellersee im Jahr 2018.

prägt (Effektklassen 5 bzw. 7). Die Futterqualität lag trotzdem bei 40% an fressbarem Phytoplankton (insbesondere Cryptophyceen, Picoplankton und Bacillariophyceen), was vermutlich auf die niedrigen Biomassen des Zooplanktons zurückzuführen ist. Der Fraßdruck durch Fische im Zellersee ist mit Effektklasse 4 mindestens als moderat einzuschätzen (vgl. auch GIC-Werte im Hochsommer).

Auch im Zellersee war aufgrund des noch günstigen Nahrungsangebotes im Sommer eine Reproduktion der effektiven Filtrierer möglich. Daphnien produzierten immerhin 1–4 Eier pro Gelege, calanoide Ruderfußkrebse waren in der Lage, Gelege mit 4–10 Eiern zu produzieren.

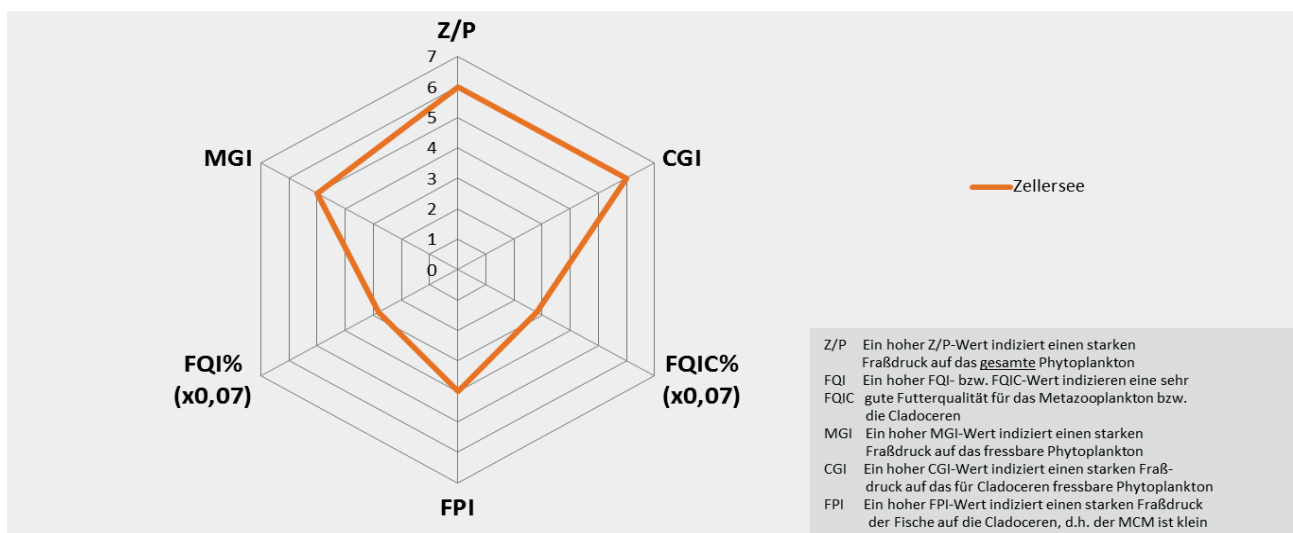


Abb. 1-18: Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Zellersee (0–20 m) im Jahr 2018 – berechnet und dargestellt über das PhytoLoss-Modul (Version 3.03) Sommersituation!! [Copyright: Rainer Denke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

1.1.3.3 Station Gnadensee

An der Station Gnadensee lag die durchschnittliche Phytoplankton-Biomasse bei 0,72 mg/L und war damit niedriger als im Vorjahr (2017: 0,93 mg/L), aber gleich wie 2016 (0,72 mg/L). Abweichend von der letzten Messperiode liegen die Werte an der Station Gnadensee 2018 deutlich höher als die Werte an der Station Zellersee.

Die dominierenden Großgruppen im Phytoplankton waren die Kieselalgen. Mit einem Biomasse-Anteil von 32,4% war die Dominanz jedoch deutlich geringer ausgeprägt als im Vorjahr (2017: 60,9%), aber höher als 2016 (25,7%). Hohe Anteile an der Biomasse hatten noch die Cryptophyceen mit 25,1% und die Dinophyceen mit 16,5%. Im Jahresverlauf zeigten die Kieselalgen eine Blüte im Januar, hervorgerufen vor allem von *Asterionella formosa* mit ei-

ner Biomasse von 0,42 mg/L. Weitere Kieselalgenblüten traten im Mai (Biomasse 0,37 mg/L) und im September (Biomasse 0,42 mg/L) auf. Diese wurden durch *Fragilaria crotonensis* dominiert. Die Entwicklung der Chrysophyceen zeigte einen deutlichen Peak im Mai und Juni, während sie den Rest des Jahres eine untergeordnete Rolle spielten. Im Mai war hierbei *Dinobryon* das vorherrschende Taxon, im Juni *Uroglena*. Dinophyceen stellten im Februar und März einen deutlichen Teil der Biomasse, hier waren *Gymnodinium helveticum* und – in geringerem Umfang – *Gymnodinium lantzschii* die bestimmenden Taxa. Im August und September machten die Dinophyceen *Ceratium hirundinella*, *Peridinium willei* und *Gymnodinium uberrimum* einen großen Teil des Phytoplanktons aus (Abb. 1-19, A).

Die Burgunderblutalge *Planktothrix rubescens* trat im Jahr

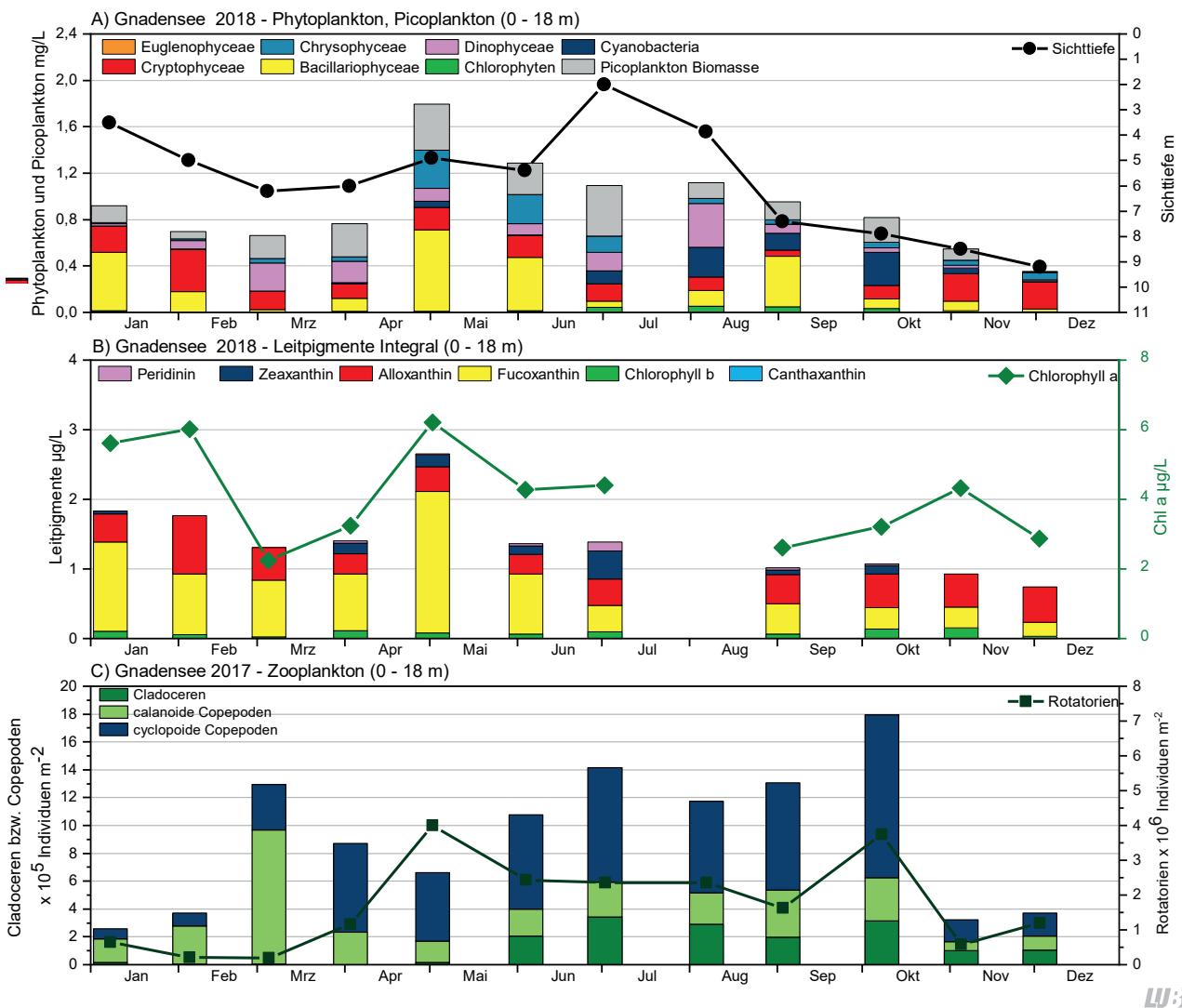


Abb. 1-19: Biologische Parameter an der Station Gnadensee. A) Phyto- und Picoplankton-Biomasse (0–20 m) und Sichttiefe. B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a aus der Integralprobe (0–20 m). C) Zooplanktonabundanz (0–20 m).

2018 am Messpunkt Gnadensee in den Monaten August bis November auf. Der Höhepunkt der *Planktothrix*-Entwicklung war im Oktober mit einer Biomasse von 0,21 mg/L zu beobachten.

Vom Sommer bis in den Herbst hinein waren im Gnadensee Cyanobakterien in höheren Biomassen vertreten (Abb. 1-19, A). Neben dem schon beschriebenen Auftreten von *P. rubescens* handelte es sich vor allem um coccale Taxa (*Aphanocapsa*, *Aphanothece*, *Croococcus limneticus*, *Pseudoanabaena limnetica*, *Radiocystis geminata*).

Basierend auf den Phytoplankton-Daten wurden mit dem Bewertungsverfahren für Phytoplankton nach WRRL ein Indexwert von 1,37 (PhytoSee-Index Version 7.0) ein sehr guter ökologischer Zustand ermittelt (Tab. 1-4). Die Werte liegen somit in einem sehr ähnlichen Bereich wie in 2016 und die Verschlechterung des Indexwertes von 2017 bestätigt sich 2018 nicht. Der Phytosee-Index setzt sich aus drei Teilmetrics zusammen (Biomassemetric, Algenklassenmetric, Phytoplankton-Taxa-Seen-Index), von denen vor allem der Biomassemetric 2017 deutlich schlechter war als 2016 und 2018.

Während sich die Biomasse des Phytoplanktons verringert,

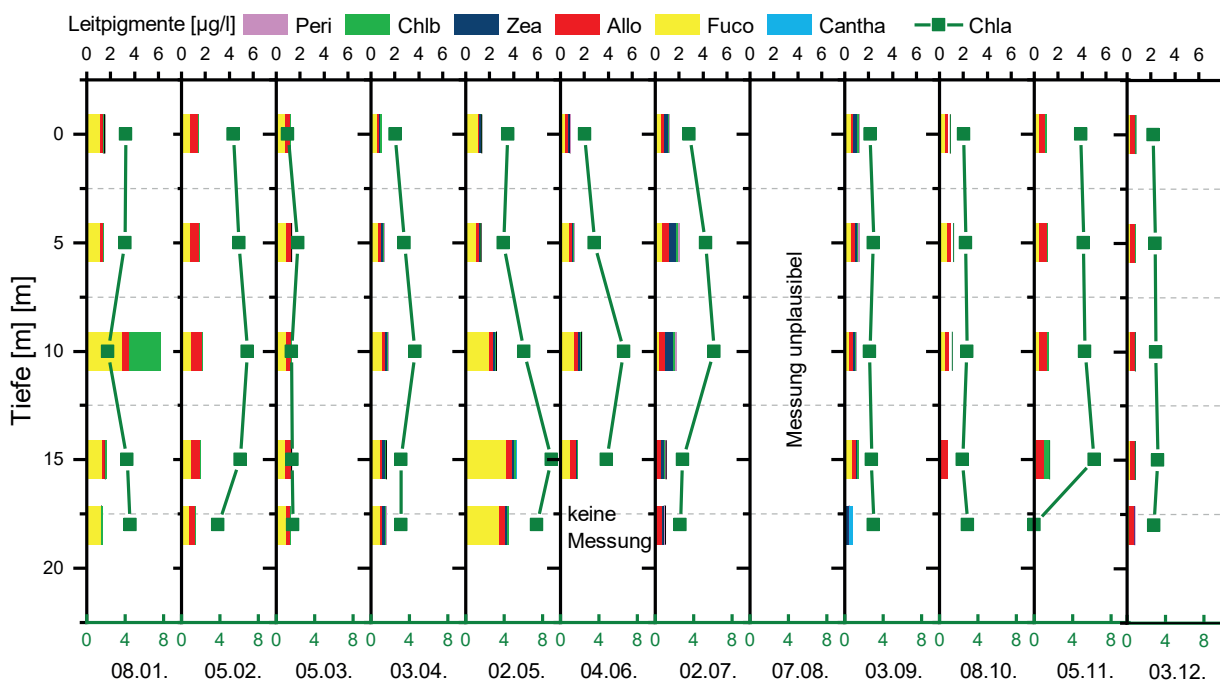
Tab. 1-4: Vergleich der PhytoSee-Indices für die Untersuchungsjahre 2016–2018, gerechnet mit der aktuellen Toolversion 7.0 für die Station Gnadensee (LUBW).

Jahr	PSI (PhytoSee 7.0)	Ökologischer Zustand
2016	1,22	sehr gut
2017	1,63	gut
2018	1,37	sehr gut

LU:W

te, ist im Vergleich zwischen 2017 und 2018 die Biomasse des autotrophen Picoplanktons im Jahresdurchschnitt auf einem ähnlichen Niveau geblieben. 2018 wurden hier 0,21 mg/L gemessen (2017: 0,22 mg/L). Gleiches gilt für die Zelldichten im Jahresdurchschnitt: Sowohl für 2018 als auch 2017 wurden $5,2 \times 10^4$ Zellen/mL gezählt.

Die Chlorophyll-a-Konzentration war im Vergleich zum Vorjahr niedriger und lag im Jahresdurchschnitt bei 4,1 µg/L (2017: 5,2 µg/L, 2016: 3,1 µg/L, 2015: 5,1 µg/L) (Abb. 1-19 B). Die Chlorophyll-a-Konzentration erreichte bereits im Februar einen Hochpunkt mit 6,0 µg/L. Nach einem Einbruch im März wurde im April das Jahresmaximum von 6,2 µg/L gemessen. Einen weiteren Hochpunkt erreichte die Chlorophyll-a-Konzentration im November.



LU:W

Abb. 1-20: Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen an der Station Gnadensee im Jahresverlauf 2018. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll-a in grün unten.

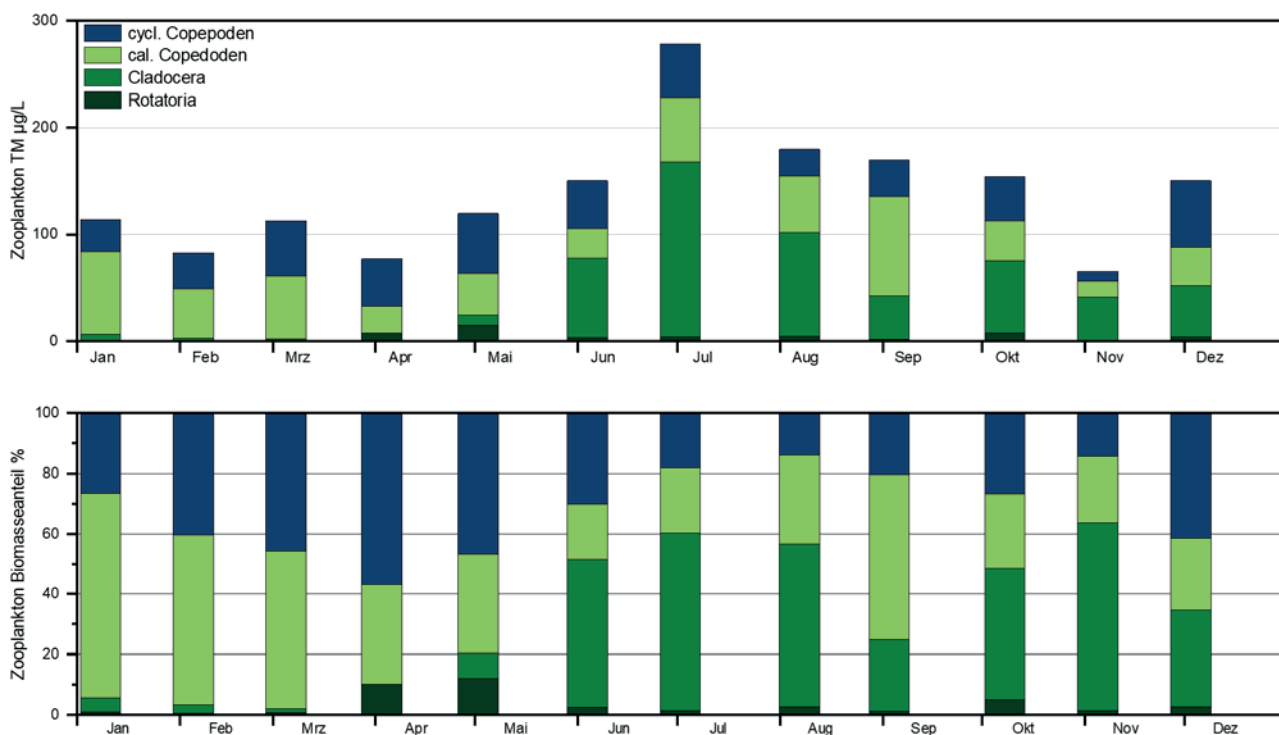
Die **Leitpigmente** spiegeln im Wesentlichen die Ergebnisse der mikroskopischen Analyse wieder. Die Pigmentzusammensetzung wurde auch im Gnadensee in den Tiefenstufen von 0 m, 5 m, 10 m, 15 m und 18 m detektiert (Abb. 1-20). Im Januar wurde hierbei eine auffällig hohe Konzentration von Chlorophyll-b festgestellt – ein Hinweis auf eine Blüte von Grünalgen, die in der (über die ganze Wassersäule integrierenden) mikroskopischen Analyse nicht erfasst wurde. Bis zum Aufbau einer thermischen Schichtung erstreckte sich die Frühlingsblüte von Kieselalgen über die gesamte Wassersäule, da das Leitpigment Fucoxanthin in allen Wassertiefen nachweisbar war. Von Mai bis Juni befanden sich die höchsten Konzentrationen der Leitpigmente in den Tiefenstufen von 10 bis 18 m. Ab September waren die Pigmentkonzentrationen wieder relativ gleichmäßig in der Wassersäule verteilt.

Der Gnadensee wies (wie der Zellersee) mit 30 Rädertier-, 15 Cladoceren-, 10 Ruderfußtaxa sowie zusätzlich Larven der Büschelmücken und Dreikantmuscheln ein artenreiches **Metazooplankton** auf. Taxonomische Besonderheiten waren bis auf das vereinzelte Vorkommen des relativ seltenen Rädertiers *Brachionus budapestinensis* nicht

vorhanden. Zu nennen ist, wie im Zellersee auch, das gleichzeitige Vorkommen von zwei calanoiden Ruderfußkrebsen, *Eudiaptomus gracilis* und *Eudiaptomus graciloides* sowie von (Eu)Bosminen-Hybriden (siehe Kap. 1.1.3.2).

Die dominanten Rädertiere im Januar und Februar sowie ab Juni waren die allgemein häufigen Arten *Keratella cochlearis* und Flosserädertiere (*Polyarthra* spp.). Von März bis Mai traten Arten der Gattung *Synchaeta* stark hervor. Im Sommerhalbjahr war – wie im Zellersee – das Rädertierplankton artenreich zusammengesetzt. Auffällig war im Vergleich zum Zellersee die etwas stärkere Präsenz von Eutrophiezeigern wie etwa *Pompholyx sulcata*. An Nahrungsspezialisten waren Arten der Gattung *Ascomorpha*, *Gastropus*, *Trichocerca* und *Asplanchna* präsent, aber nicht Aspekt bestimmend.

Bei den Cladoceren (Wasserflöhen) bestimmten die Daphnien das Bild, wobei im Unterschied zum Zellersee nicht *Daphnia cucullata*, sondern Morphen vom *D. galeata*-Typ innerhalb der Daphnien am Häufigsten waren. Rüsselkrebse waren ganzjährig schwach vertreten. Neben den Daphnien kam *Diaphanosoma brachyurum* im Hochsommer auf.



LJ:W

Abb. 1-21: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Gnadensee im Jahr 2018. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

Das Ruderfußplankton wurde während der kalten Jahreszeit von calanoiden Ruderfußkrebsen der Gattung *Eudiaptomus* (*E. gracilis* und *E. graciloides*) sowie cyclopoiden Ruderfußkrebsen der Gattung *Cyclops* (insbesondere *C. strenuus*) dominiert. Während der warmen Jahreszeit überwogen kleine Arten wie *Mesocyclops leuckarti* und *Thermocyclops oithonoides*.

Auch im Gnadensee waren die Abundanzen der Rädertiere und Cladoceren eher niedrig. Rädertiere erreichten maximal ca. 220 Individuen (Ind.)/L, Cladoceren maximal 19 Ind./L. Stärker vertreten waren calanoide sowie cyclopoiden Ruderfußkrebsen mit maximal 54 und 65 Ind./L (ohne Nauplien).

Die durchschnittlichen Biomassen (Trockenmasse, TM) lagen im Gnadensee bei 135 µg TM/L (Median 138 µg/L) und liegen damit im unteren mesotrophen Bereich [TGL 1982]. Im Vergleich waren die Werte etwas höher als im Zellersee. Wichtige Massenbildner waren zu Beginn der Untersuchungsperiode die calanoiden und cyclopoiden Ruderfußkrebsen. Im Sommer und Spätsommer/Herbst traten die Cladoceren stärker hervor (Abb. 1-21). Der Anteil der herbivoren, calanoiden Ruderfußkrebsen lag bei durchschnittlich 33%. Der durchschnittliche Anteil der Rädertiere an der Biomasse des Zooplanktons betrug im Gnadensee nur 3%. Der durchschnittliche Größenindex der Cladoceren

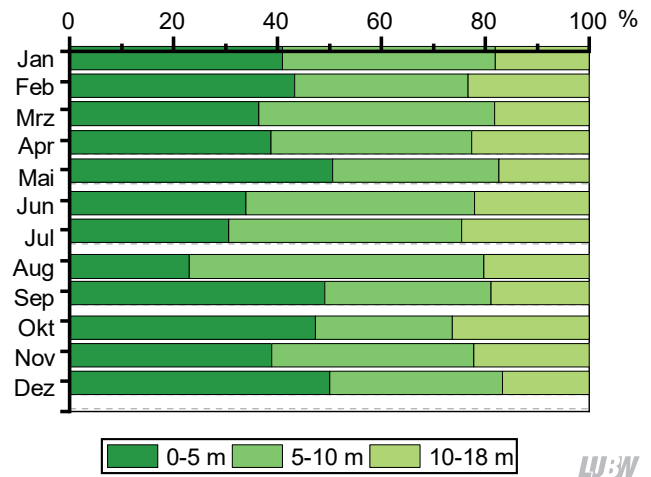


Abb. 1-22: Absetzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben, normiert auf eine 5-m-Schicht an der Station Gnadensee im Jahr 2018.

(Median über den untersuchten Zeitraum) lag bei etwa 7 µg/Ind., wobei die Größenindex-Werte im Hochsommer (Juli/August) hoch blieben (über bzw. im Bereich der Masse einer 1 mm langen Daphnie).

Ähnlich wie im Zellersee weisen die Absetzvolumina darauf hin, dass das Zooplankton praktisch das ganze Jahr über in den oberen 10 m konzentriert auftrat (Abb. 1-22). Unterhalb des 10 m Tiefenbereiches hielten sich nur ca. 20% des Zooplanktons auf.

Die über das Modul PhytoLoss ausgegebenen Indizes wa-

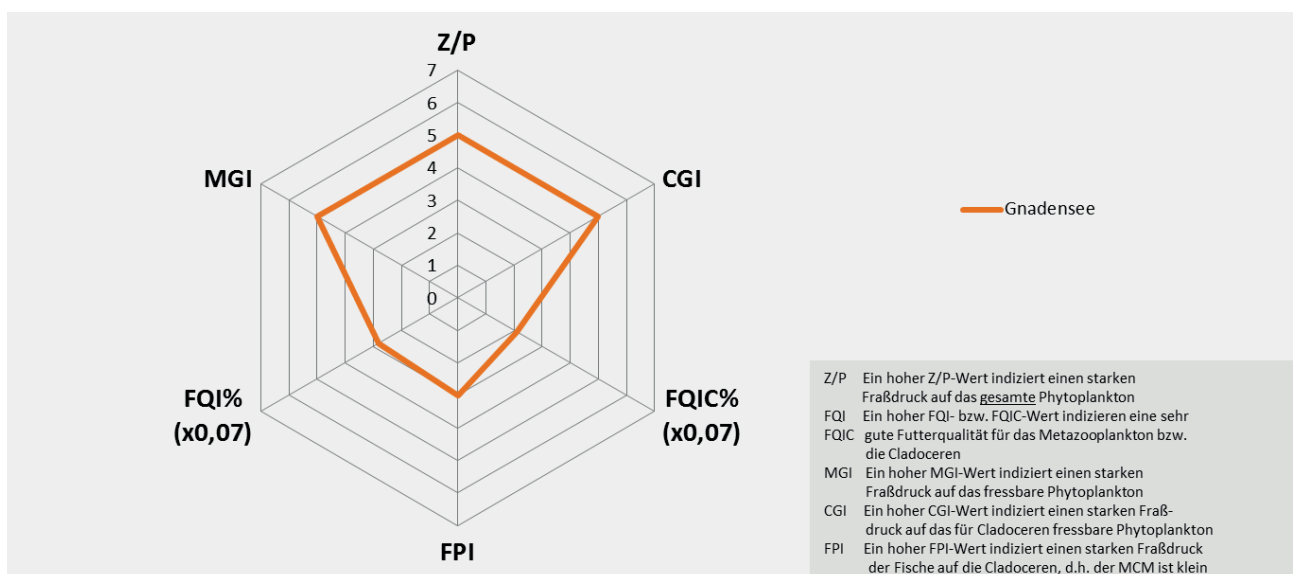


Abb. 1-23: Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Gnadensee (0–18 m) im Jahr 2018 – berechnet und dargestellt über das PhytoLoss-Modul (Version 3.03) Sommersituation!! [Copyright: Rainer Denke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

ren „ähnlich“ wie im Zellersee. Der Umsatz von Phytoplankton- in Zooplanktonmasse war mit Effektklasse 5 gut (Abb. 1-23). Der Fraßdruck auf das fressbare Phytoplankton war stark ausgeprägt (Effektklassen 5), die Futterqualität lag bei 30 % bis 40 % (gut fressbare Cryptophyceen, Bacillariophyceen waren noch ausreichend vertreten, Picoplanktongehalte waren überwiegend relativ hoch). Dies ist vermutlich auch im Gnadensee auf die vergleichsweise niedrigen Biomassen des Zooplanktons im Hochsommer (bis auf den Juli Werte < 200 µg TM/L) zurückzuführen, wodurch der Fraßdruck durch das Zooplankton auf das Phytoplankton niedrig blieb. Der Fisch-Prädationsdruck war (wie bereits aus dem Größenindex der Cladoceren ableitbar) mit Effektklasse 3 im Gnadensee geringer als im Zellersee. Dafür sprechen auch die höheren Abundanz der großen Büschelmückenlarven.

Auch im Gnadensee war aufgrund des noch günstigen Nahrungsangebotes im Sommer eine Reproduktion der effektiven Filtrierer möglich. Daphnien produzierten immerhin noch um 1–3 Eier pro Gelege, calanoide Ruderfußkrebse (*Eudiaptomus* spp.) waren in der Lage noch Gelege mit 3–10 Eier zu produzieren. Aufgrund des Grazings der anteilig stärker präsenten, effektiv filtrierenden *Daphnia galeata* war der Anteil der gut fressbaren Algen etwas niedriger als im Zellersee.

1.1.3.4 Station Rheinsee

Die Station Rheinsee wurde vom Kanton Thurgau monatlich beprobt. Das Phytoplankton hatte im Jahr 2018 eine durchschnittliche Biomasse von 0,34 mg/L. Gegenüber dem Vorjahr (0,51 mg/L) ist dies eine Abnahme von rund einem Drittel. Unter den Großgruppen des Phytoplanktons stellten die Cryptophyceen mit 40,4 % im Jahresmittel den größten Anteil der Biomasse, während die Kieselalgen 35,9 % und die Chrysophyceen 11 % der Biomasse bildeten. 2017 waren die Kieselalgen mit 51,6 % vorherrschend. Die Cryptophyceen machten im Jahr 2017 nur einen Anteil von 30 % aus, die Chrysophyceen 7,5 %.

Im Jahresverlauf fehlte die in den Vorjahren beobachtete Kieselalgenblüte im Frühjahr weitgehend, kleinere Kieselalgenblüten traten im Juni und im August auf. Im Juni wurde das starke Auftreten von Kieselalgen durch *Fragilaria crotonensis* (30,1 % der Biomasse) und den beiden centri-

schen Kieselalgen *Cyclotella balatonensis* (13,8 %) und *Cyclotella costei* (11,8 %) dominiert. Im August war die Kieselalgenblüte durch *Fragilaria crotonensis* (43,1 % der Biomasse) geprägt. Unter den Cryptophyceen war *Rhodomonas lacustris* var. *lacustris* das ganze Jahr über präsent mit Biomasse-Anteilen zwischen 34,9 % im März und 13,3 % im August. *Rhodomonas lens* trat vor allem in den Monaten Januar bis April und im Dezember auf, mit einem Maximum von 36,9 % im Februar. Bei den Chrysophyceen ist vor allem die Gattung *Mallomonas* zu nennen, die in den Monaten September bis Dezember auftrat, mit einem Maximum von 16,6 % an der Phytoplankton-Biomasse.

Planktotrix rubescens trat nach dem für 2017 dokumentierten starken Rückgang im Jahr 2018 lediglich in sehr kleinen Mengen auf und wurde nur noch im März, Mai und September sicher nachgewiesen.

Die Chlorophyll-a-Konzentration betrug an der Station Rheinsee im Jahresmittel 2018 1,45 µg/L (2017: 1,6 µg/L) mit einem leichten Maximum im April mit 2,1 µg/L (Maximum 2017: April; 3,1 µg/L) (Abb. 1-24, A). Weitere Leitpigmente wurden vom kantonalen Labor Thurgau nicht untersucht.

Mit dem Bewertungsverfahren für Phytoplankton nach WRRL wurde ein Indexwert von 0,90 ermittelt, was einem sehr guten ökologischen Zustand entspricht (Tab. 1-5). Verglichen mit den beiden Vorjahren, die mit dem Bewertungstool PhytoSee 7.0 fast gleich gut bewertet wurden, ist für 2018 eine leichte Verbesserung des Indexwertes zu erkennen. Der PhytoSee-Index setzt sich aus drei Teilmetrics (Biomassemetric, Algenklassenmetric, Phytoplankton-Taxa-Seen Index) zusammen, die sich alle im Jahr 2018 leicht verbessert haben.

Tab. 1-5: Vergleich der PhytoSee-Indices für die Untersuchungsjahre 2016–2018, gerechnet mit der aktuellen Toolversion 7.0 für die Station Rheinsee (LUBW).

Jahr	PSI (PhytoSee 7.0)	Ökologischer Zustand
2016	0,98	sehr gut
2017	0,99	sehr gut
2018	0,90	sehr gut

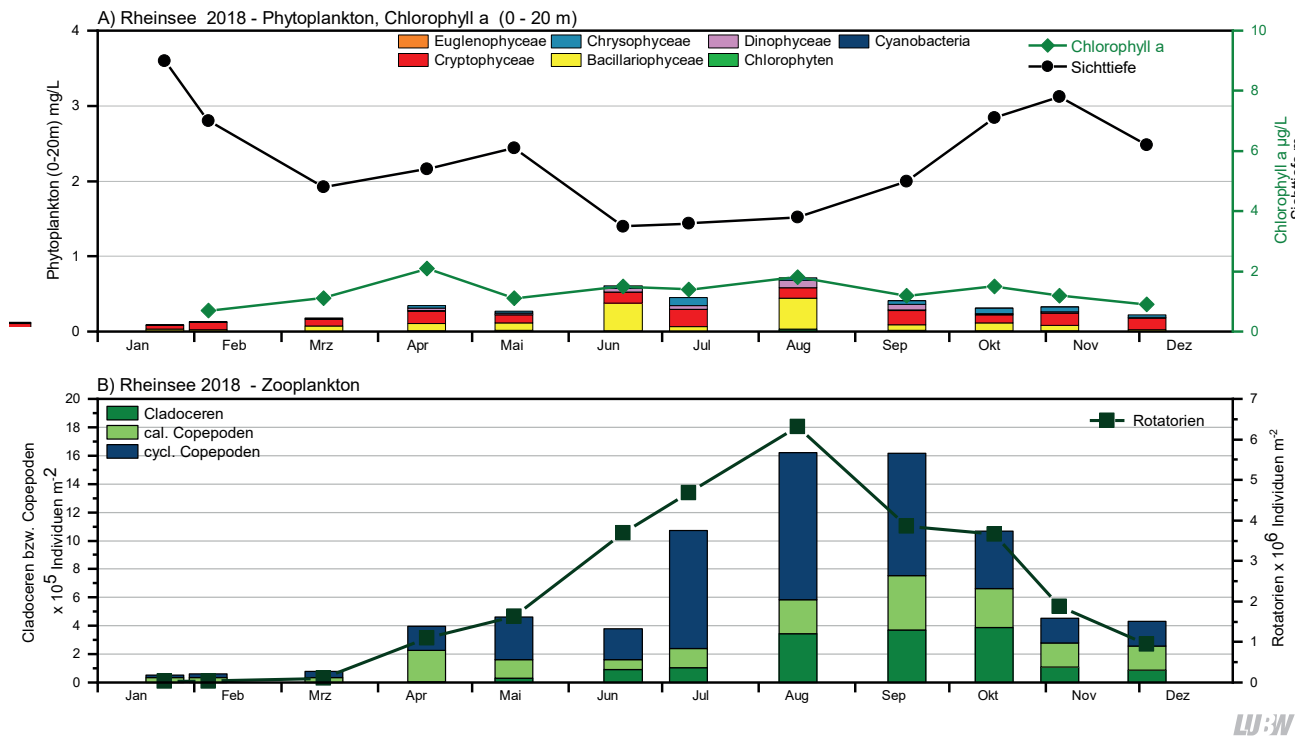


Abb. 1-24: Biologische Parameter an der Station Rheinsee 2018. A) Phytoplankton-Biomasse sowie Chlorophyll-a (0–20m) und Sichttiefe. B) Zooplanktonabundanz (0–20m) (berechnet zur beprobten Netzöffnung).

Im Rheinsee (0–20 m) wurden 2018 52 Taxa des Metazooplanktons nachgewiesen (31 Rädertier-, 13 Cladoceren-, 8 Ruderfußtaxa sowie zusätzlich Larven der Dreikantmuscheln). Larven der Büschelmücken waren in den Proben nicht vorhanden. Bei den (Eu)Bosminen fielen (wie auch in den anderen Unterseebecken) mehrere Morphen auf (*Eubosmina „coregoni longispina“*, *Eubosmina coregoni coregoni*). Ebenso traten die zwei calanoiden Ruderfußkrebse, *Eudiaptomus gracilis* und *Eudiaptomus graciloides* wie in den beiden anderen Becken des Untersees gemeinsam auf. Raubcladoceren waren im Jahr 2018 nur durch *Leptodora* in den Proben vertreten, wobei anzumerken ist, dass Raubcladoceren mit den im Monitoring üblichen Netzen nicht quantitativ erfasst werden.

Die Artenabfolge der Rädertiere verlief im Rheinsee ähnlich wie in den beiden anderen Becken des Untersees. Aspekt-bestimmende Rädertiere waren die allgemein häufigen Taxa *Keratella cochlearis* und *Polyarthra* spp. (Flossenrädertiere), lediglich in den Monaten März und April waren Arten der Gattung *Synchaeta* noch stärker vertreten. Zeiger hoher Trophie fehlten. Als Nahrungsspezialisten waren *Gastropus stylifer* sowie Arten der Gattungen *Ascomorpha*, *Trichocerca* und *Asplanchna* nachzuweisen, aber

zahlenmäßig selten.

Cladoceren waren bis in den Monat April schwach vertreten. Ab Mai kamen die Cladoceren, vornehmlich repräsentiert durch Daphnien, stärker auf. Aspekt-bestimmende Daphnie im Rheinsee war wie im Zellersee *Daphnia cucullata*. Rüsselkrebse waren präsent, aber nicht dominant. Im Sommer traten vermehrt *Diaphanosoma brachyurum* und Arten der Gattung *Ceriodaphnia* auf.

Bei den Ruderfußkrebsen bestimmten Arten der Gattung *Eudiaptomus*, sowie *Cyclops* im Frühjahr und die kleinen Arten *Mesocyclops leuckarti* und *Thermocyclops oithonoides* in der warmen Jahreszeit das Bild.

Die Abundanz des Zooplanktons war im Rheinsee niedriger als in den anderen Unterseebecken. Rädertiere erreichten 200 Individuen (Ind.)/L, Cladoceren maximal 13 Ind./L und Copepoden etwa 40 Ind./L.

Die durchschnittliche Biomasse (Trockenmasse, TM) des Zooplanktons lag im Rheinsee (Probenahme 0–30 m) bei niedrigen 43 µg/L (Median) bzw. 47 µg TM/L (Mittelwert), was den Seeteil in die Kategorie oligotroph einstuft und

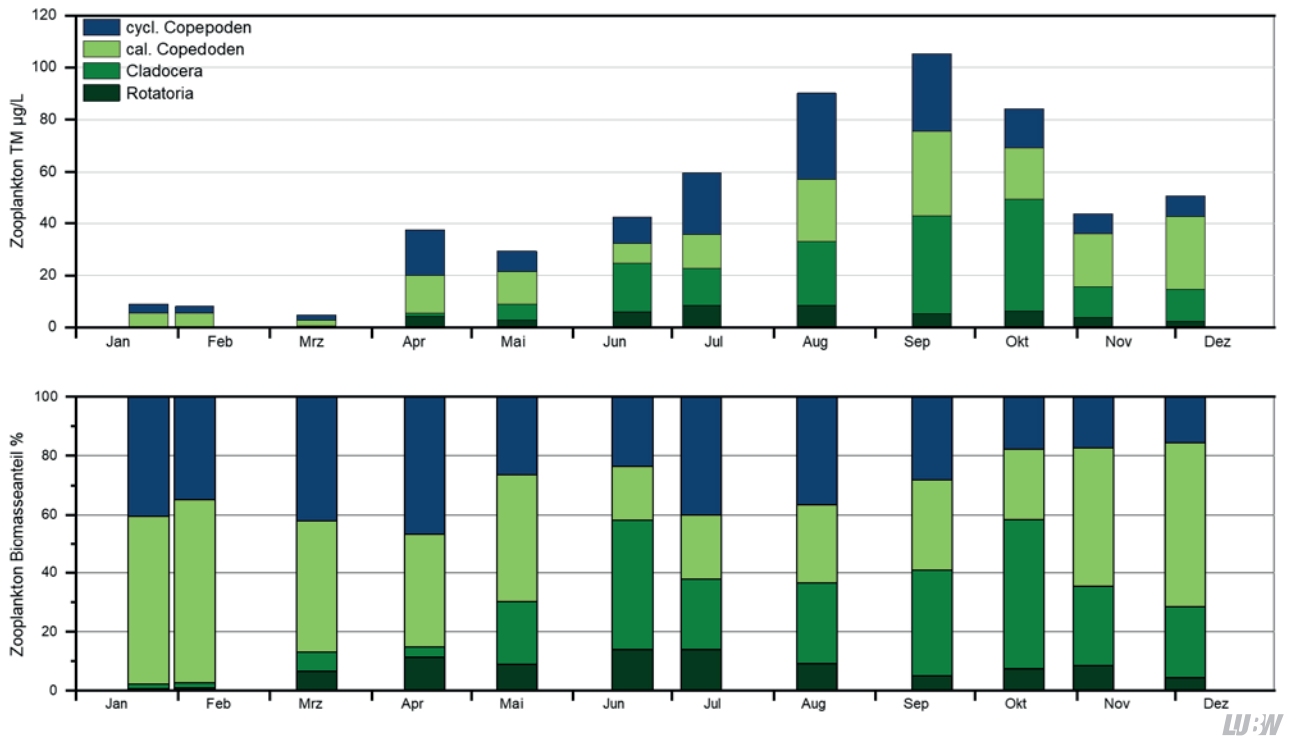


Abb. 1-25: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Rheinsee im Jahr 2018. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

sicherlich durch den Einfluss des Rheins bedingt war. Starke Massenbildner waren im Winter bzw. zeitigen Frühjahr die calanoiden und cyclopoiden Ruderfußkrebse (Abb. 1-25). Im Sommer und Herbst bestimmten überwiegend Cladoceren das Bild. Rädertiere waren anteilig stärker vertreten als in den übrigen Unterseebecken und erreichten im Mittel immerhin 8% der Zooplanktonmasse. Der

Größenindex der Cladoceren (GIC) lag bei durchschnittlich (Median) $4,5 \mu\text{g}/\text{Ind.}$ und ging im Hochsommer (August) sogar auf $< 3 \mu\text{g}/\text{Ind.}$ zurück.

Das über das Modul PhytoLoss ausgegebene Radardiagramm ähnelt in seiner Form den Diagrammen vom Zellersee und Gnadensee (Abb. 1-26). Der Umsatz von Phyto-

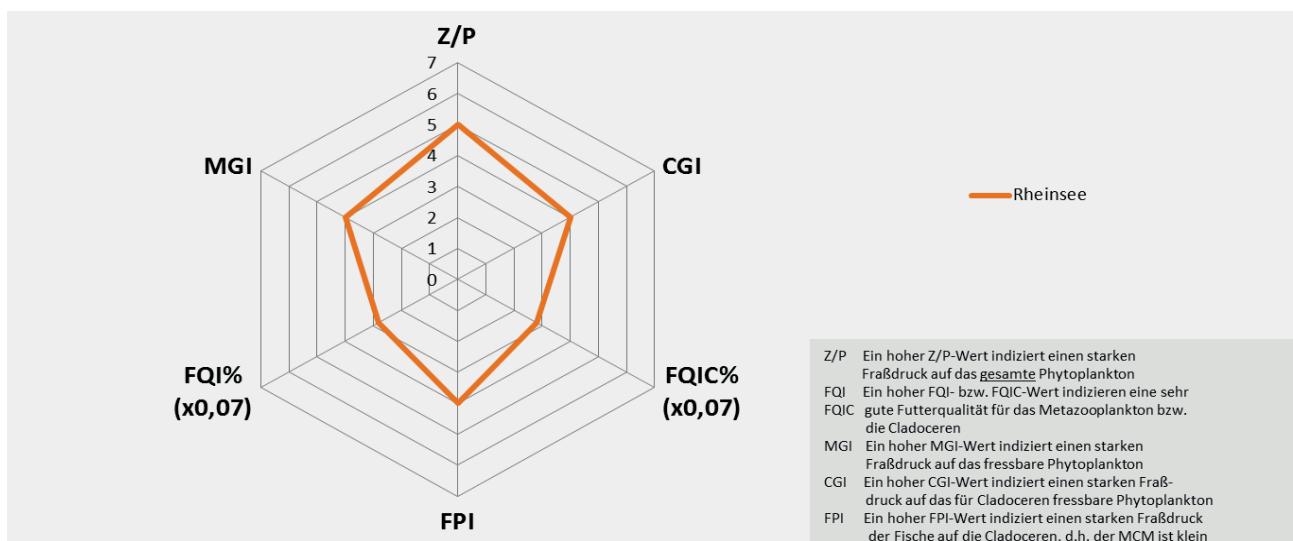
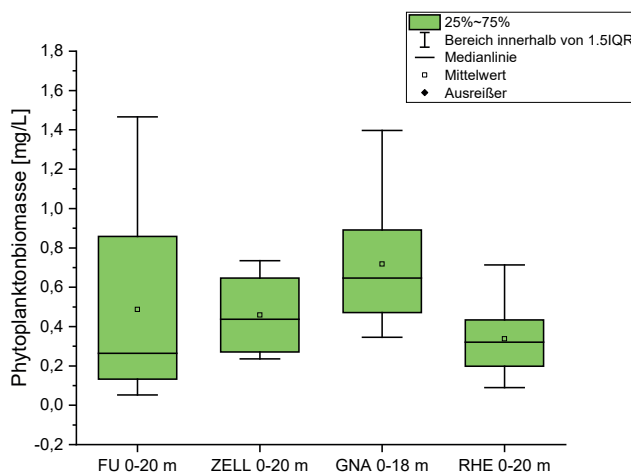


Abb. 1-26: Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Rheinsee (0–30 m) im Jahr 2018 – berechnet und dargestellt über das PhytoLoss-Modul (Version 3.03) Sommersituation!! [Copyright: Rainer Denke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

plankton-Masse in Zooplankton-Masse (Z/P) war mit Effektklasse 5 gut, der Fraßdruck auf das fressbare Phytoplankton durch das Zooplankton in seiner Stärke allerdings nur moderat (Effektklasse 4). Die Futterqualität für das Zooplankton lag ähnlich wie im Zellersee bei hohen 40%. Der Fisch-Prädationsdruck war als mindestens moderat, anhand der berechneten GIC-Werte aber eher höher einzuschätzen.

Hinsichtlich der Reproduktion der wichtigsten Filtrierer war im Rheinsee wie in den beiden anderen Seeteilen des Untersees aufgrund des noch günstigen Nahrungsangebotes im Sommer eine Reproduktion der effektiven Filtrierer möglich. Daphnien produzierten immerhin 1–4 Eier pro Gelege, Eudiaptomus-Arten waren in der Lage Gelege mit 4–12 Eiern zu produzieren.

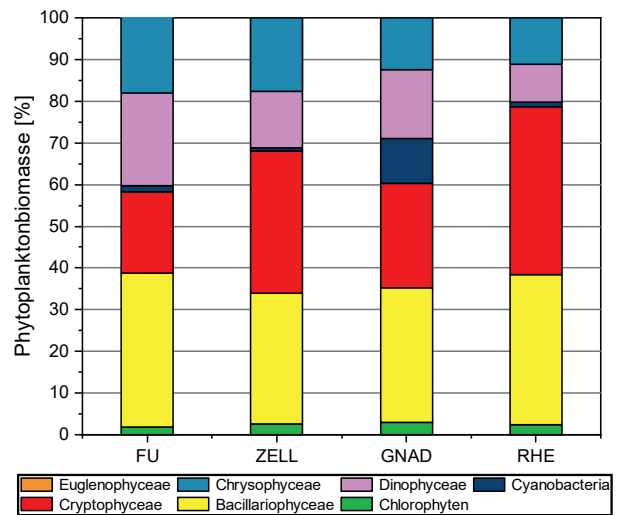


1.1.3.5 Vergleich zwischen Obersee und Untersee

Phytoplankton

Vergleicht man die Phytoplankton-Biomassen der einzelnen Stationen, so zeigt sich, dass sich der Gnadensee etwas von den anderen Seeteilen abhebt und sowohl im Mittel als auch im Median höhere Phytoplankton-Biomassen aufweist als die übrigen Seeteile (Abb. 1-27, links). Die dominierenden Großgruppen hinsichtlich der Biomasse sind in allen Seeteilen Kieselalgen (Bacillariophyceae) und Schlundalgen (Cryptophyceae), wobei im Zellersee und Rheinsee die Schlundalgen höhere Biomassen erreichen als die Kieselalgen (Abb. 1-27, rechts).

Die Phytoplanktonbewertung nach Wasserrahmenrichtlinie berücksichtigt unterschiedliche Seetypen. Der Bodensee-Obersee wird dem Seetyp 4 „geschichteter Alpensee“, die Unterseeteile dem Seetyp 2 „geschichteter Alpenvor-



LU:W

Abb. 1-27: Links: Box-Whisker-Plot der Phytoplankton-Biomasse an den Stationen Fischbach-Uttwil (FU), Zellersee (ZELL), Gnadensee (GNA) und Rheinsee (RHE). Rechts: Zusammensetzung der Phytoplankton-Biomasse.

Tab. 1-6: Vergleich der PhytoSee-Indices für das Untersuchungsjahr 2018 für die unterschiedlichen Seeteile, gerechnet mit der aktuellen Toolversion 7.0 (LUBW).

Seeteil	Jahresdurchschnitts-Biomasse [g/L]	PSI (PhytoSee 7.0)	Ökologischer Zustand
Bodensee-Obersee	0,47	1,83	gut
Bodensee- Zellersee	0,46	1,16	sehr gut
Bodensee-Gnadensee	0,72	1,37	sehr gut
Bodensee-Rheinsee	0,34	0,90	sehr gut

LU:W

landsee mit relativ großem Einzugsgebiet“ zugeordnet. Den unterschiedlichen Seetypen liegen verschiedene Referenzzustände hinsichtlich der Trophie und der zu erwartenden Phytoplanktonbiozönose zu Grunde. Entsprechend stuft das Bewertungsverfahren den Obersee in einen guten, die Unterseeteile sogar in einen sehr guten Zustand ein (Tab. 1-6).

Pigmente

Neben den bereits vorgestellten Leitpigmentanalysen wurden auch die Stationen Bregenzer Bucht, Rheinspitz, Wasserburg und Langenargen-Arbon 14-täglich beprobt und die Pigmentzusammensetzung analysiert (Abb. 1-28). Die Verläufe der Leitpigmentkonzentrationen im Obersee waren an allen Stationen bis in den Sommer sehr ähnlich, wenn auch auf unterschiedlichem Niveau (Abb. 1-28 A-E). Bis März waren die Konzentrationen von allen Leitpigmenten sehr niedrig. Ab März bis zu einem ersten Hochpunkt Mitte April fand eine starke Zunahme der Pigmente, vor allem von Fucoxanthin und Alloxanthin, statt. In der ersten Augustmessung wurden an den Stationen Langenargen-Arbon und Fischbach-Uttwil die jeweiligen Jahresmaxima gemessen. Diese waren durch Fucoxanthin als Leitpigment für Bacillariophyceen und Chrysophyceen dominiert, wiesen aber auch einen vergleichsweise hohen Anteil an Peridinin (Leitpigment für Dinophyceen) und Zeaxanthin (Leitpigment für Cyanobacteria) auf. An den Stationen Rheinspitz und Wasserburg war dieses Maximum Anfang August wesentlich schwächer ausgeprägt. In der Bregenzer Bucht waren die Werte Anfang August niedriger als in den Messungen des Julis. Im Herbst sanken die Konzentrationen der meisten Leitpigmente, während die Konzentration von Alloxanthin sich bis Dezember in ähnlichen Bereichen wie in den Vormonaten bewegte. An der Station Zellersee waren die Leitpigmente bereits in den ersten Monaten des Jahres in höheren Konzentrationen vorhanden. Anfang April ließ sich auch hier ein Maximum beobachten, die Werte im August sind bezogen auf den Jahresverlauf durchschnittlich. Anfang Oktober kam es zu einer starken Zunahme der Alloxanthin-Konzentration, was durch eine herbstliche Blüte von Cryptophyceen hervorgerufen wurde, die so in den übrigen Seeteilen nicht zu beobachten war.

Im Gnadensee waren – deutlicher als im Zellersee – bereits

von Januar bis März hohe Pigmentkonzentration feststellbar. Anteilig handelte es sich vor allem um Fucoxanthin und Alloxanthin. Das Maximum, das an vielen Messstellen im April sichtbar war, trat hier erst wenig verzögert im Mai auf. Peridinin, das an den übrigen Stationen im Spätsommer zunahm, trat hier nur in geringen Mengen auf.

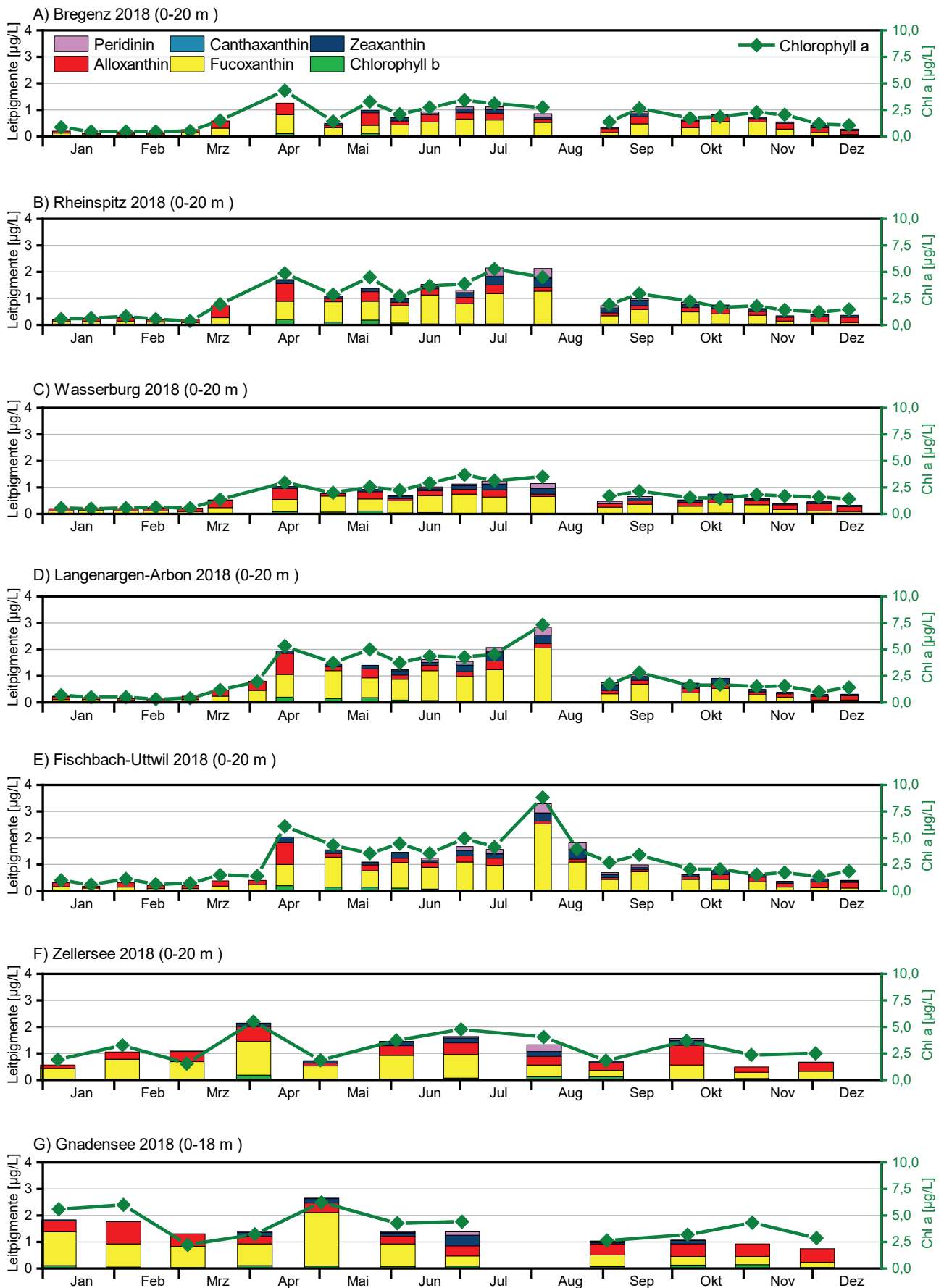
Der Verlauf der Chlorophyll-a-Gehalte folgte an allen Messpunkten im Wesentlichen dem der übrigen Leitpigmente (Abb. 1-28). Die Jahresmittelwerte der Oberseestationen lagen zwischen 1,8 µg/L und 2,8 µg/L, am Zellersee bei 3,2 µg/L und am Gnadensee bei 4,1 µg/L. Verglichen mit 2017 waren die Chlorophyll-a-Gehalte des Zellersees nicht mehr so deutlich im Box-Whisker-Plot von den Stationen des Obersees abgesetzt, die Werte nahmen eine eher intermediäre Stellung zwischen Obersee-Stationen und Gnadensee ein (Abb. 1-29). Einzig der Gnadensee zeigte, wie auch bei der Phytoplanktonbiomasse (vgl. Abb. 1-27) höhere Werte im Vergleich mit den anderen Stationen.

Zooplankton

In den verschiedenen Seebecken des Bodensees wurden im Untersuchungsjahr 2018 zwischen 46 (Obersee) und 55 (Gnadensee) Taxa des Metazooplanktons erfasst. Die Unterschiede zwischen den Seeteilen sind hinsichtlich der Taxazahl gering; die Taxazahl war in allen Seebecken hoch (Abb. 1-30).

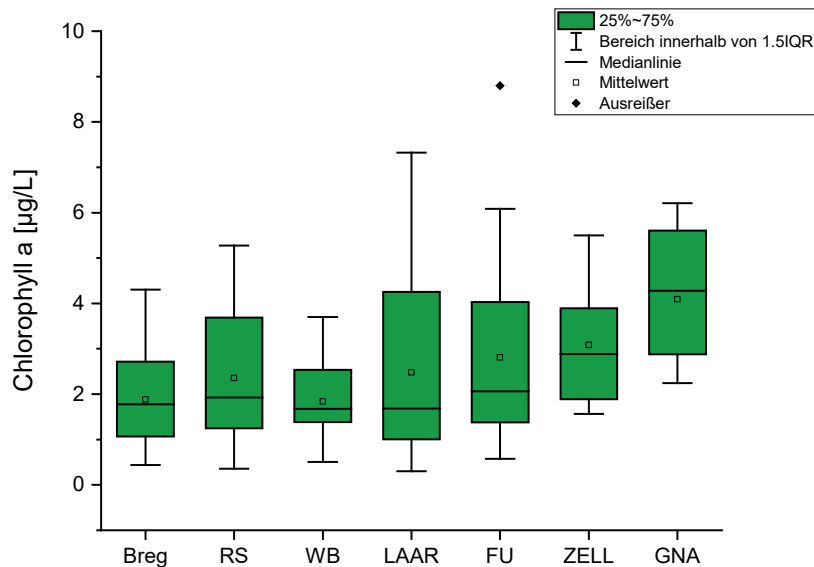
Die Biomassen (Trockenmassen, TM) unterscheiden sich zwischen den verschiedenen Seebecken (Friedmann: $X^2 = 20,8$, $FG = 3$, $P < 0,001$). Signifikante Unterschiede ergeben sich zwischen fast allen Bodenseebecken, wobei die Unterschiede zwischen benachbarten Seebecken, dem Gnadensee und Zellersee einerseits, und dem Rheinsee und dem Obersee andererseits, nur schwach signifikant sind (Wilcoxon: $P < 0,03$).

Beim Größenindex der Cladoceren ergeben sich ebenfalls signifikante Unterschiede zwischen den Seebecken (Friedmann: $X^2 = 16,2$, $FG = 3$, $P < 0,001$). Der Wilcoxon Test ergab aber nur signifikante Unterschiede im Größenindex der Cladoceren zwischen dem Gnadensee und den übrigen Seeteilen sowie noch schwach signifikante Unterschiede zwischen dem Zellersee und dem Rheinsee (Abb. 1-31, rechts).



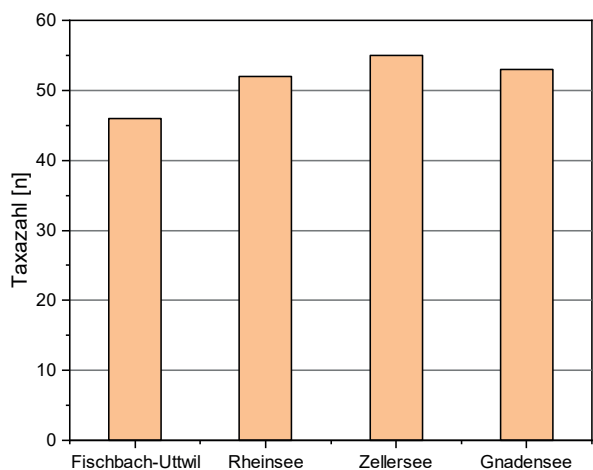
LUBW

Abb. 1-28: Vergleich der Leitpigmente aus den Integralproben an den Obersee-Stationen Bregenzener Bucht (A), Rheinspitz (B), Wasserburg (C), Langenargen-Arbon (D), Fischbach-Uttwil (E) sowie an den Unterseestationen Zellersee (F) und Gnadensee (G).



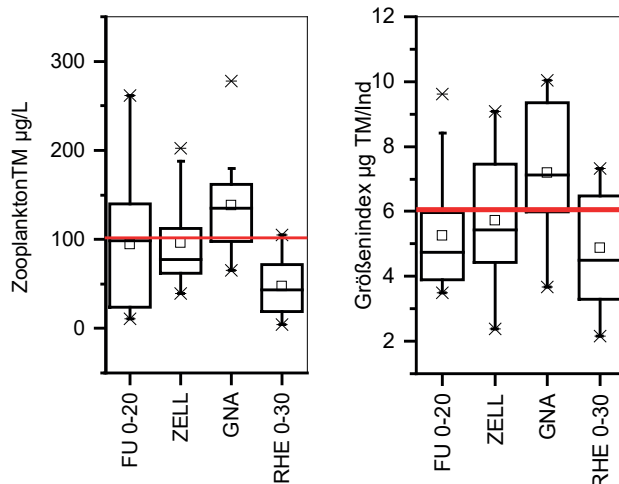
LJ:W

Abb. 1-29: Box-Whisker-Plot der Chlorophyll-a-Konzentrationen an den Obersee-Stationen Bregener Bucht (Breg), Rheinspitz (RS), Was-serburg (WB), Langenargen-Arbon (LAAR), Fischbach-Uttwil (FU) sowie an den Untersee-Stationen Zellersee (ZELL) und Gnadensee (GNA).



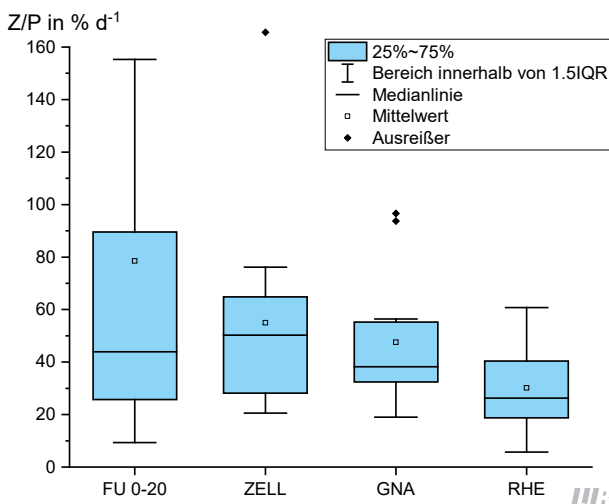
LJ:W

Abb. 1-30: Anzahl der in den verschiedenen Seebecken des Bodensees im Jahr 2018 nachgewiesenen Zooplankton-Taxa.



LJ:W

Abb. 1-31: Durchschnittliche Trockenmassen (linke Graphik) sowie durchschnittlicher Cladoceren-Größenindex für die verschiedenen Becken des Bodensees für das Untersuchungsjahr 2018. Trockenmassen bis ca. 100 µg/L indizieren oligotrophe Bedingungen, die Masse einer 1 mm langen Daphnie liegt bei etwa 6 µg/Ind. (rote Linie).



LJ:W

Abb. 1-32: Durchschnittlicher Umsatz von Phytoplankton- in Zooplanktonmasse in den unterschiedlichen Seeteilen des Bodensees im Jahr 2018.

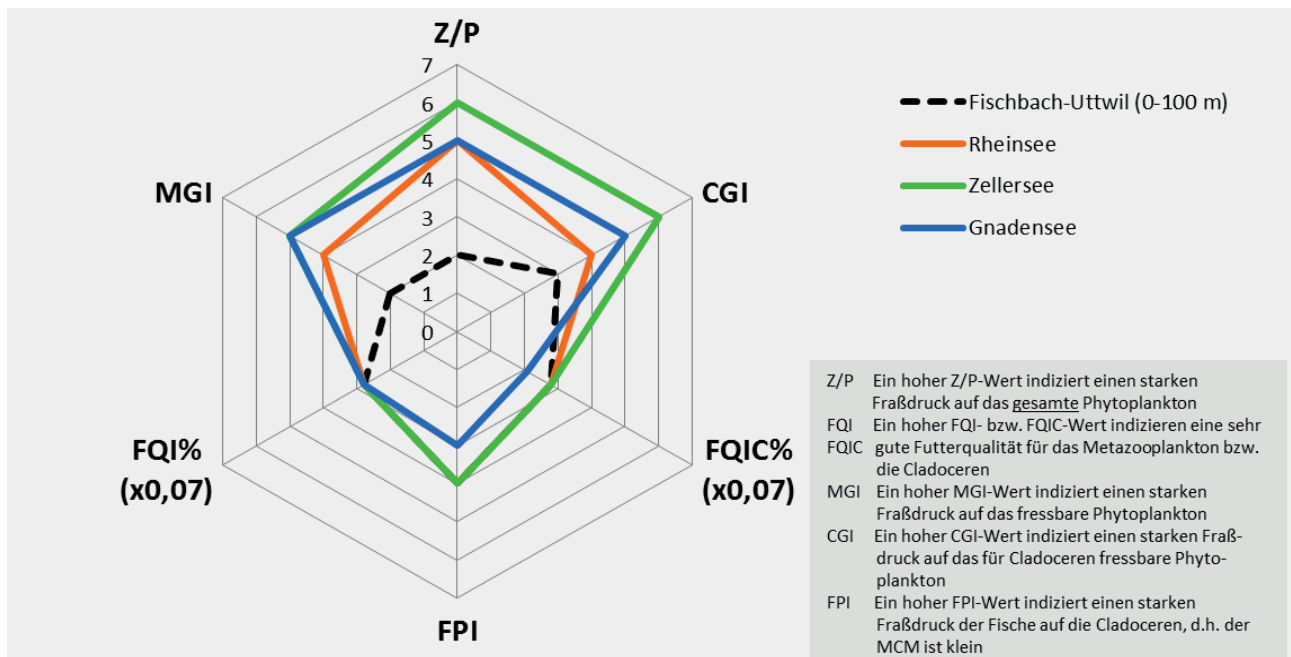
Der über die Trockenmassen berechnete Umsatz von Phytoplankton- in Zooplanktonmasse variierte stark im Jahresverlauf (Annahme: 45 % der Biomasse in mg/L=TM) (Abb.1-32). Es ergaben sich hinsichtlich dieses Parameters keine Unterschiede zwischen den Seeteilen (Friedmann: $X^2 = 5,7$, $P = ns$).

Eine Zusammenfassung der über das PhytoLoss Modul ausgegebenen Indizes für den Sommeraspekt zeigt Tabelle 1-7 und Abbildung 1-33. Der Umsatz von Phytoplankton

Tab. 1-7: Wichtigste über das PhytoLoss Modul ausgegebene Indizes für die verschiedenen Bodensee-Becken. Sommeraspekt für das Jahr 2018 (LUBW).

Gewässername - Jahr	Z/P	CGI	FQIC% (x0,07)	FPI	FQI% (x0,07)	MGI
Gnadensee 2018	5	5	2,1	3	2,8	5
Obersee 2018 (0-100m)	2	3	2,8	4	2,8	2
Obersee 2018 (0-20 m)	5	5	2,8	4	2,8	4
Rheinsee 2018	5	4	2,8	4	2,8	4
Zellersee 2018	6	6	2,8	4	2,8	5

LUBW



LUBW

Abb. 1-33: Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für die 4 Seeteile im Jahr 2018 – berechnet und dargestellt über das PhytoLoss-Modul (Version 3.03) Sommersituation [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

in Zooplanktonmasse (Z/P) ist in den Unterseebecken günstig. Für den Obersee ergab sich ein moderater Umsatz von Phytoplankton- in Zooplanktonmasse bei Berechnung der Biomasse auf die oberen 20 m und ein eher niedriger Umsatz bei Berechnung der Biomasse der Zooplanktonmasse auf die gesamte Netzzuglänge von 100 m. Die Futterqualität (FQI und FQIC) blieb trotz des überwiegend starken Fraßdruckes durch das Zooplankton bei 30–40 % an fressbaren Algen. Das Zooplankton ist nicht in der Lage das Phytoplankton vollständig zu kontrollieren; der Anteil der gut fressbaren Algen bleibt selbst während der warmen Jahreszeit hoch. Der Fraßdruck seitens der Fische auf das Zooplankton (FPI) ist im Gnadensee geringer als in den

übrigen Bodenseebecken. Neben dem vergleichsweise hohen Größenindex der Cladoceren, sowie dem hohen FPI im Gnadensee weist die Dominanz der relativ großen *Daphnia galeata* im Vergleich zu den anderen Seeteilen, in denen die kleinere *D. cucullata* überwiegt, auf geringere Fisch-Prädationseffekte hin.

Die Gelegegröße zeigt in allen Becken des Bodensees den typischen Jahresgang mit niedrigen Eizahlen pro eitragendem Weibchen im Sommer und hohen Eizahlen pro eitragendem Weibchen im Frühjahr und Herbst. Die dominanten Filtrierer (Daphnien und calanoide Ruderfußkrebse) waren aber selbst während des Sommers in der

Lage, Gelege zu produzieren, was zeigt, dass keine vollständige Nahrungslimitierung für die Gelegeproduktion vorlag. Der in allen Seebecken relativ hohe Anteil an fressbarem Phytoplankton von mindestens 30% weist in die gleiche Richtung.

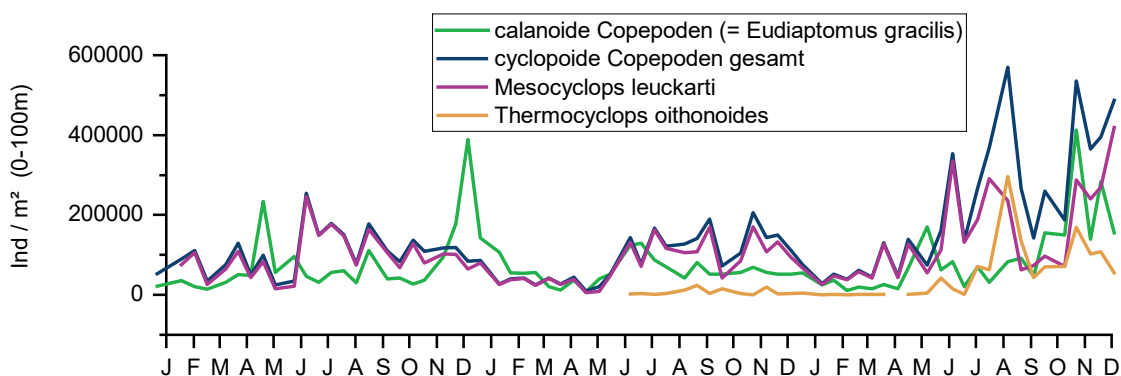
Im Vergleich der beiden Jahre 2017 und 2018 ergeben sich keine gravierenden Unterschiede hinsichtlich der Taxazahlen und der Zooplanktonbiomasse. Der Gnadensee war das Seebecken mit der höchsten Zooplanktonmasse, gefolgt vom Zellersee, Obersee und Rheinsee. Insgesamt weisen die Becken des Bodensees Charakteristika eines oligotrophen (Rheinsee, Obersee) bis schwach mesotrophen Sees (Zellersee, Gnadensee) auf. Verstärkt wird dieser Eindruck durch die anteilig deutlich vertretenen, niedrige Trophie anzeigenden, selektiv fressenden, calanoiden Ruderfußkrebse. Zeiger erhöhter Trophie fehlen oder waren nur schwach vertreten. Wie bereits im Jahr 2017 wies der Gnadensee auch 2018 innerhalb der Seeteile des Bodensees einen vergleichsweise hohen Cladoceren-Größenindex auf, was auf schwachen Fischprädrationsdruck in diesem Seeteil hinweist. Insgesamt war der Größenindex im Jahr 2018 im Gnadensee sowie auch im Obersee und Rheinsee in der Tendenz etwas niedriger als im Vorjahr. Auffällig ist der Vergleich der Copepoden-Abundanzen der Jahre 2017 und 2018. In allen Seeteilen lag die mittlere Abundanz der Ruderfußkrebse im Jahr 2018 deutlich höher als im Vorjahr. Dies lag vor allem an der Zunahme der cyclopoiden Copepoden. Während in den Vorjahren die Abundanz der cyclopoiden Copepoden überwiegend durch *Mesocyclops leuckarti* geprägt wurde, kam in der zweiten Jahreshälfte 2018 die kleine Art *Thermocyclops oithonoides* stark auf (Abb. 1-34) und trug wesentlich zur Gesamtabundanz der

cyclopoiden Copepoden bei. *Thermocyclops oithonoides* wurde erstmals 2007 in Proben aus dem Rheinsee nachgewiesen. Im Obersee liegen erste Nachweise aus dem Jahr 2009 (Bregenz) und 2011 an der Station Fischbach-Uttwil vor. Im Zellersee taucht *Thermocyclops oithonoides* erstmalig im Jahr 2009 auf, im Gnadensee 2011. Das genaue „Erscheinungsjahr“ von *Thermocyclops oithonoides* ist aufgrund von Monitoring-Lücken nicht mehr genau nachzuvollziehen. Sicher ist, dass in den Artenlisten von Einsle, der die Daten bis 1996 erhoben hat, *Thermocyclops oithonoides* im Bodensee nicht vorkam. Die höheren Temperaturen könnten die Entwicklung von *Thermocyclops oithonoides* begünstigt haben. So wurde z. B. im Müggelsee beobachtet, dass die thermophilen Arten *Mesocyclops leuckarti* und *Thermocyclops oithonoides* in Jahren mit warmen Sommern deutlich höhere Abundanzen aufwiesen als in Jahren mit kühlen Sommern [GERTEN, ADRIAN 2002]. Es wird vermutet, dass die Arten in warmen Sommern drei statt zwei Generationszyklen durchlaufen können und so auf die Erwärmung des Wassers reagieren [NAESS et al. 1993].

1.2 Mikroverunreinigungen im Bodensee

Im Bodensee-Obersee wurden an der Seemitte-Station Fischbach-Uttwil im Mai, Juli und Oktober 2018 Wasserproben aus fünf verschiedenen Tiefen (0 m, 10 m, 20 m, 100 m und 1 m über Grund) auf 124 Substanzen untersucht. Von diesen Substanzen waren 97 Pestizide, fünf Metabolite und 18 Arzneimittelwirkstoffe (Tab. 1-8).

Damit umfasst das Spektrum der gemessenen Substanzen auch 45 der 63 flussgebietspezifischen Schadstoffe mit



LU:W

Abb. 1-34: Verlauf der Copepodenabundanz an der Station Fischbach-Uttwil von 2016 bis 2018.

Tab. 1-8: Tabelle aller untersuchten Stoffe, insbesondere **Pestizide**, **Metabolite** und **Arzneimittel** sowie die jeweiligen Bestimmungsgrenzen (BG) (LUBW).

Stoff	BG [µg/L]	Stoff	BG [µg/L]	Stoff	BG [µg/L]
2,4,5-T	< 0,0060	Dichlorvos	< 0,0010	Metoxuron	< 0,0007
2,4-D	< 0,0050	Diclofenac	< 0,0135	Metribuzin	< 0,0010
2,4-DB	< 0,0060	Dicofol	< 0,0010	Monolinuron	< 0,0060
2,4-DP (Dichlorprop)	< 0,0040	Diflufenican	< 0,0010	Myclobutanil	< 0,0113
Acetamiprid	< 0,0017	Dimethachlor	< 0,0010	Napropamid	< 0,0010
Aclonifen	< 0,0050	Dimethenamid	< 0,0022	Naproxen	< 0,0204
Alachlor	< 0,0010	Dimethoat	< 0,0020	Nicosulfuron	< 0,0155
Ametryn	< 0,0010	Dimethomorph	< 0,0017	Omethoat	< 0,0010
Atrazin	< 0,0010	Dimoxystrobin	< 0,0013	Oxadiazon	< 0,0031
Azinphos-ethyl	< 0,0010	Diuron	< 0,0014	Paracetamol	< 0,0014
Azinphos-methyl	< 0,0119	Epoxiconazol	< 0,0008	Parathion-ethyl	< 0,0010
Azithromycin	< 0,0494	Erythromycin	< 0,0029	Parathion-methyl	< 0,0010
Azoxystrobin	< 0,0007	Ethofumesat	< 0,0156	Penconazol	< 0,0010
Bentazon	< 0,0040	Etrifos	< 0,0010	Pendimethalin	< 0,0010
Bezafibrat	< 0,0271	Fenitrothion	< 0,0010	Phenazon	< 0,0010
Bifenox	< 0,0042	Fenofibrat	< 0,0010	Phoxim	< 0,0126
Bisoprolol	< 0,0014	Fenoprop	< 0,0070	Picaridin	< 0,0024
Bisphenol A	< 0,0100	Fenpropimorph	< 0,0010	Picolinafen	< 0,0010
Boscalid	< 0,0014	Fenthion	< 0,0010	Pirimicarb	< 0,0010
Bromacil	< 0,0016	Flufenacet	< 0,0013	Prometryn	< 0,0010
Bromoxynil	< 0,0070	Flurtamon	< 0,0013	Propazin	< 0,0010
Butylhydroxytoluol (BHT)	< 0,0100	Gemfibrozil	< 0,0430	Propiconazol	< 0,0010
Carbamazepin	< 0,0013	Hexazinon	< 0,0020	Propyzamid	< 0,0049
Carbendazim	< 0,0019	Imidacloprid	< 0,0021	Quinmerac	< 0,0070
Chlorfenvinphos	< 0,0010	Ioxynil	< 0,0010	Quinoxyfen	< 0,0010
Chloridazon	< 0,0008	Irgarol (Cybutryn)	< 0,0010	Rimsulfuron	< 0,0306
Chloroxuron	< 0,0009	Irgarol M1	< 0,0010	Sebutylazin	< 0,0064
Chlorpyriphos	< 0,0010	Isoproturon	< 0,0008	Simazin	< 0,0010
Chlortoluron	< 0,0008	Ketoprofen	< 0,0348	Sulcotrion	< 0,0272
Clarithromycin	< 0,0008	Linuron	< 0,0015	Sulfamethoxazol	< 0,0001
Clenbuterol	< 0,0025	Malathion	< 0,0010	Tebuconazol	< 0,0003
Clofibrinsäure	< 0,0160	MCPA	< 0,0060	Tebutam	< 0,0010
Clothianidin	< 0,0012	MCPB	< 0,0060	Terbutryn	< 0,0010
Cyanazin	< 0,0023	MCPP (Mecoprop)	< 0,0070	Terbutylazin	< 0,0010
Cypermethrin	< 0,0040	Metabenzthiazuron	< 0,0008	Thiacloprid	< 0,0017
Cyprodinil	< 0,0010	Metalaxyl	< 0,0010	Thiamethoxam	< 0,0021
DEET	< 0,0015	Metamitron	< 0,0010	Tolfenaminsäure	< 0,0100
Desethylatrazin	< 0,0010	Metazachlor	< 0,0012	Triallat	< 0,0120
Desethylterbutylazin	< 0,0008	Methiocarb	< 0,0100	Triclosan	< 0,0050
Desisopropylatrazin	< 0,0009	Methyldesphenylchloridazon	< 0,0008	Trifluralin	< 0,0010
Diazinon	< 0,0010	Metobromuron	< 0,0019		
Dicamba	< 0,0280	Metolachlor	< 0,0010		

Tab. 1-9: Tabelle der im Untersuchungsjahr 2018 gefundenen Substanzen mit der jeweils höchsten gemessenen Konzentration (in µg/L) für die Jahre 2016 bis 2018 (LUBW).

Stoff	2016	2017	2018
Atrazin	0,0227	0,0023	0,0013
Bisphenol A	< 0,05	0,0450	0,0100
Butylhydroxytoluol (BHT)	0,064	0,4890	0,106
Carbamazepin	0,0075	0,0092	0,0078
Clarithromycin	< 0,0019	0,0037	0,0068
DEET	0,0074	0,0074	0,0054
Desethylatrazin	0,0047	0,0042	0,0020
Desethylterbutylazin	0,0059	0,0044	0,0034
Diuron	0,0048	0,0040	0,0041
Methyldesphenylchloridazon	0,0011	0,0013	0,0011
Metolachlor	0,0080	0,0031	0,0019
Propiconazol	0,0016	0,0036	0,0014
Sulfamethoxazol	< 0,0026	0,0084	0,0078
Terbutryn	0,0018	0,0020	0,0011
Terbutylazin	0,0059	0,0029	0,0037

LUBW

Wasser-Umweltqualitätsnorm nach Anlage 6 der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV) vom 20.06.2018.

Von allen untersuchten Substanzen wurden 15 in mindestens einer Probe über der Bestimmungsgrenze gemessen (Tab. 1-8). Gegenüber den Messungen aus dem Jahr 2017 wurden acht Stoffe nicht gefunden (Bifenox, Boscalid, Isoproturon, Tebuconazol, Desisopropylatrazin, Irgarol M1, Diclofenac, Erythromycin). Zum Vergleich sind in Tabelle 1-9 auch die Höchstkonzentrationen der im Untersuchungsjahr 2018 gefundenen Stoffe für die beiden Vorjahre 2016 und 2017 dargestellt. Zu beachten ist, dass sowohl das Stoffspektrum als auch die Bestimmungsgrenzen nicht identisch sind.

Von den 15 gefunden Substanzen im Obersee sind drei (Metolachlor, Propiconazol, Terbutylazin) **flussgebietspezifische Schadstoffe** nach Anlage 6 der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016). Bei keinem der drei Stoffe gab es eine Überschreitung der gesetzlich geregelten Umweltqualitätsnormen (UQN). Dies sind dieselben flussgebietspezifischen Schadstoffe aus dem Vorjahr, allerdings mit geringeren Höchstkonzentrationen im Jahr 2018.

Das Herbizid Atrazin konnte, obwohl schon seit 1991 in Deutschland verboten, noch in einem Drittel der Proben nachgewiesen werden. Im Vorjahr wurde es noch in mehr als der Hälfte der Proben gefunden. Die gemessenen Konzentrationen lagen im Bereich der Bestimmungsgrenze (0,0011 bis 0,0013 µg/L). Das Abbauprodukt Desethylatrazin konnte in zwei Dritteln aller Seewasserproben nachgewiesen werden, wiederum mit geringerer Höchstkonzentration als in den beiden Vorjahren.

Das Herbizid Metolachlor konnte nur in wenigen Proben mit Werten im Bereich der Bestimmungsgrenze gefunden werden. In den beiden Vorjahren wurde Metolachlor noch in fast jeder Probe nachgewiesen. Die Höchstkonzentrationen haben seit 2016 abgenommen.

Während das Fungizid Propiconazol in den Jahren 2016 und 2017 in zwei Dritteln aller Wasserproben gefunden wurde, war dies 2018 nur in einem Drittel der Proben der Fall. Die Konzentrationen lagen meist knapp über der Bestimmungsgrenze.

Das Herbizid Terbutylazin wurde ebenso wie dessen Abbauprodukt Desethylterbutylazin in allen untersuchten

Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen. Die Höchstwerte haben im Vergleich mit den Vorjahren abgenommen, das Konzentrationsniveau ist insgesamt aber ähnlich.

Das Antiepileptikum Carbamazepin wurde in allen Wasserproben in Konzentrationen von 0,0039 bis 0,0078 µg/L gefunden. In den beiden Vorjahren lagen die Werte im selben Bereich.

Im Jahr 2017 konnte das Antibiotikum Sulfamethoxazol das erste Mal nachgewiesen werden. Auch 2018 ist es mit einer Ausnahme wieder in jeder Probe mit einem Wertebereich von 0,0032 bis 0,0078 µg/L zu finden. Bei der Untersuchung 2016 lag die Bestimmungsgrenze noch im Bereich der heutigen Höchstkonzentrationen, so dass die Werte nicht direkt vergleichbar sind.

Butylhydroxytoluol (BHT) wurde im Jahr 2016 das erste Mal im Rahmen der Pestiziduntersuchungen im Bodensee untersucht. Während es 2016 in nur einer Probe gefunden wurde, war es 2017 und 2018 in fast allen untersuchten Proben vorhanden. Allerdings lag die Bestimmungsgrenze 2016 noch bei 0,05 µg/L und erst seit 2017 bei 0,01 µg/L. Auch die Höchstkonzentration war 2018 deutlich niedriger als 2017. Dennoch war es auch 2018 der Stoff mit den höchsten gefundenen Konzentrationen aller untersuchten Substanzen. BHT ist eine Industriechemikalie, die vielen Produkten wie Farben, Wachsen, Kosmetika und Biodiesel als Antioxidans zugesetzt wird. Es wurde aber auch nachgewiesen, dass bestimmte Grünalgen und Cyanobakterien BHT bilden können [BABU, WU 2008]. Da die BHT-Werte in den untersuchten Bodenseezuflüssen sehr viel niedriger liegen als im Bodensee (siehe Kapitel 2.2), deutet viel auf eine natürliche BHT-Quelle im Bodensee hin.

Über die Wasseranalytik hinaus wurden 2018 im Bodensee Befischungen von Felchen durch die Fischereiforschungsstelle Langenargen durchgeführt und die entnommenen Fische auf die prioritären Stoffe mit Biota-Umweltqualitätsnorm [OGewV 2016, Anlage 8] untersucht. Es wurden im Ober- und Untersee Überschreitungen der polybromierten Diphenylether (1,08 bzw. 0,61 µg/kg Nassgewicht), von Quecksilber (90 bzw. 80 µg/kg Nassgewicht) und von Heptachlorepid (0,02 bzw. 0,3 µg/kg Nassgewicht) gefun-

den. Werte unter der Bestimmungsgrenze wurden bei der Summenbildung der polybromierten Diphenylether (Kononere Nr. 28, 47, 99, 100, 153, 154) nicht berücksichtigt.

1.3 Entwicklung der Fischbestände

1.3.1 Felchenlaich-Monitoring

Im Rahmen des Felchenlaich-Monitorings des ISF wurden im Januar 2019 fünf Transekte im Freiwasserbereich des Bodensees (Laichgebiet der Blaufelchen) und ein Transekt im Flachwasserbereich (Laichgebiet der Gangfische) mit einem Dredgeschlitten abgefahren (Übersicht der Probestellen siehe Jahresbericht 2014). Mit dem Dredgeschlitten wurde dabei eine Fläche von 100 m² beprobt. Bei der Beprobung mit dem Dredgeschlitten werden die am Boden liegenden Felcheneier aufgewirbelt und im Fangkorb des Schlittens gesammelt. Die Felcheneier wurden auf ihren Entwicklungszustand überprüft und gezählt.

Im Januar 2019 wurden mit insgesamt 0,13 Eiern/m² äußerst geringe Blaufelchen-Eimengen ermittelt. Der Mittelwert der Jahre 2009–2018 liegt bei 1,3 Eiern/m², also beim 10-fachen des Wertes von 2019. Die absolute Anzahl der entwickelten Eier lag bei 0,09 Eiern/m² (Abb. 1-35) und lag im Vergleich zum Vorjahr deutlich niedriger (2018: 0,32 Eier/m²).

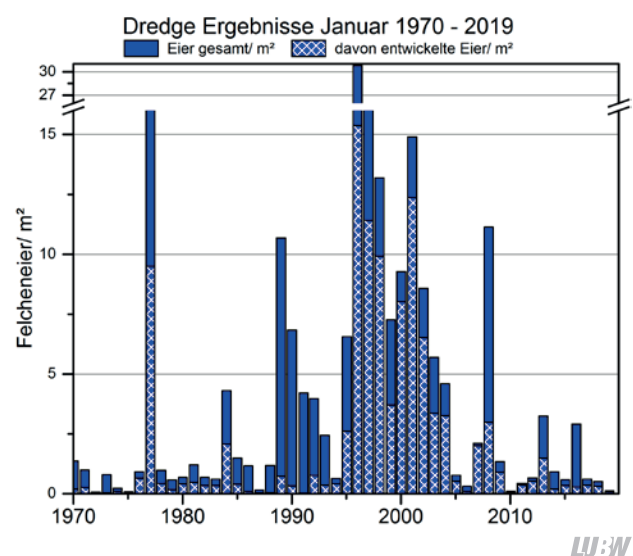


Abb. 1-35: Anzahl der Felcheneier/m² (gesamt und entwickelt) als Mittelwert der Transekte BF1-BF5 zur jeweiligen ersten Ausfahrt im Januar.

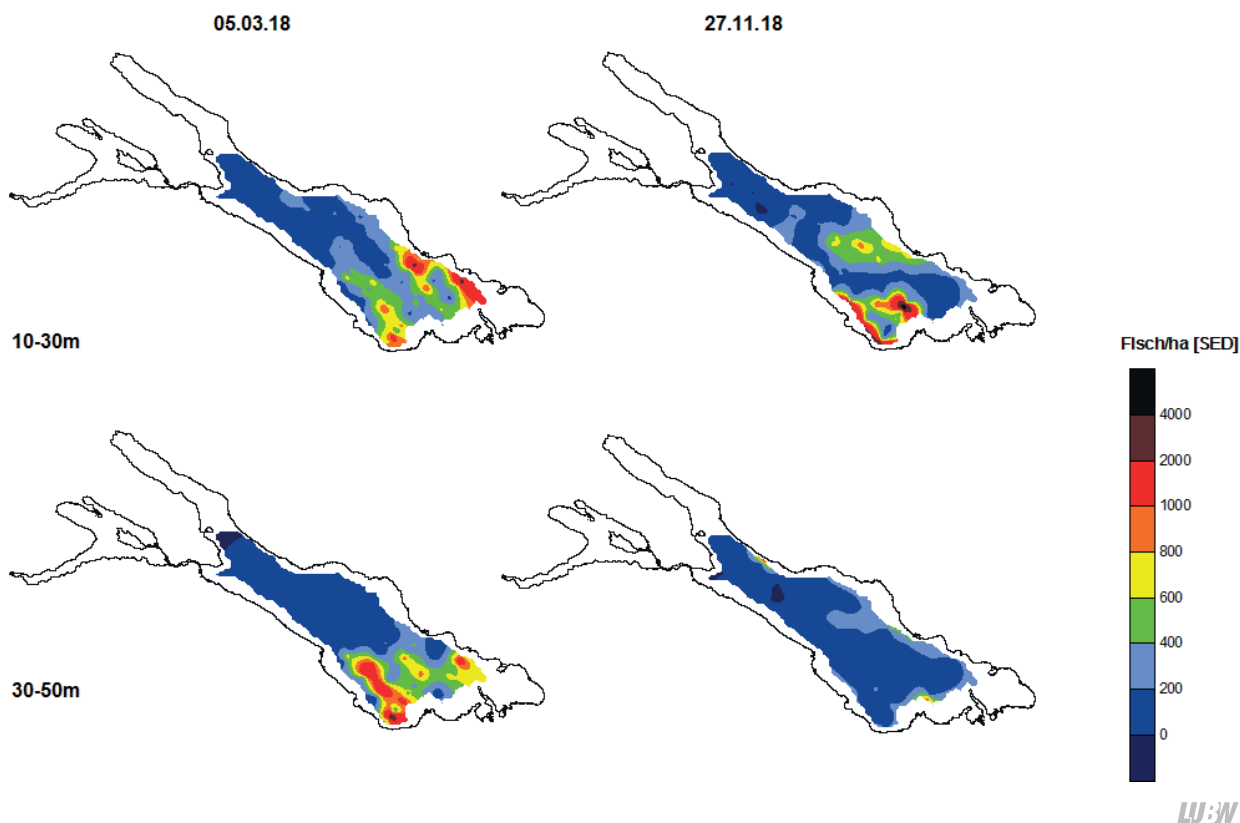


Abb. 1-36: Hydroakustische Fischbestandserhebung (-50 dB bis -27 dB) am Bodensee-Obersee im März und November 2018. Es werden die interpolierten Ergebnisse der Transektfahrten dargestellt, wobei alle Größenklassen aus dem Tiefenbereich zwischen 10 m und 50 m in die Auswertung eingegangen sind. Die Farbskala zeigt die Anzahl der Fischsignale/Hektar. SED = single echo detection; Einheit aus der Software SonarPro.

Bei der Untersuchung im Flachwasser (Gangfische) wurden insgesamt 13,5 Eier/m² gezählt, wobei 4,4 Eier/m² vital waren. Auch hier waren die Zahlen gegenüber 2018 geringer, als 31,5 Eier/m² (gesamt) und 10,3 Eier/m² (vital) gezählt wurden.

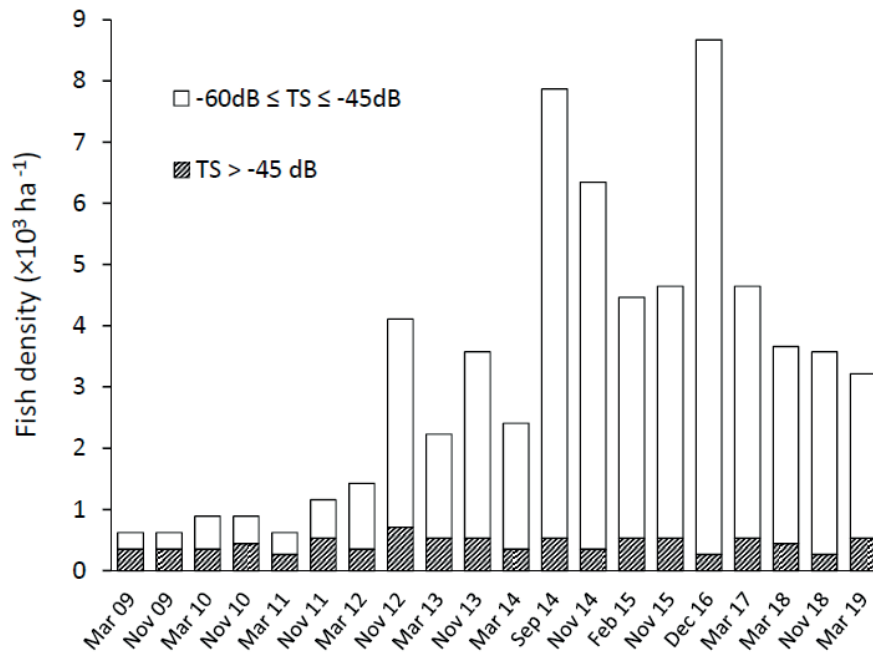
Nach BAER [2019] gab es Anzeichen für ein vorzeitiges Abbläichen der Felchen bereits im Herbst 2018, vermutlich ausgelöst durch die ungewöhnlichen Witterungsbedingungen im Jahr 2018. Dies würde die äußerst niedrigen Eidichten im Januar erklären, da die Felchen dann bereits aus den Eiern geschlüpft wären.

1.3.2 Fischbestandserfassung

Ähnlich wie in den Vorjahren wurden im März und November 2018 Fischbestandsabschätzungen mit hydroakustischen Methoden im Bodensee-Obersee durchgeführt. Bei Dunkelheit wurden jeweils elf Profile (von Nonnenhorn bis nach Meersburg) mit einem Abstand von 3 km abgefahren und die ausgewerteten Signale zwischen den

Profilinien interpoliert. Dabei wurden nur Bereiche mit einer Gesamtwassertiefe von mehr als 50 m berücksichtigt. Im März 2018 wurden die meisten Signale in der Tiefe von 10–30 m im östlichen Bereich des Bodensee-Obersees detektiert, mit hohen Dichten in einem Bereich zwischen Langenargen/Nonnenhorn Richtung Arbon/Rorschach. In der Schicht von 30–50 m konzentrierten sich die höchsten Dichten im Bereich zwischen Arbon und Rorschach (Abb. 1-36). Im November 2018 befanden sich nahezu alle detektierten Fische in der oberen Schicht von 10–30 m (Abb. 1-36).

Vergleicht man die aus den Transektdaten ermittelten gewichteten Mittelwerte mit den Daten der Vorjahre (Abb. 1-37), ist bei den Fischechos von -60 dB bis -45 dB (entspricht einer Körpergröße von ca. <6 cm) eine etwas geringere Fischdichte in dieser Größenkategorie festzustellen als im Jahr 2017. Gegenüber Dezember 2016 hat sich der Wert bei beiden Messungen im Jahr 2018 mehr als halbiert. Die Fischechos > -45 dB (entspricht einer Körpergröße



LUBW

Abb. 1-37: Balkendiagramm der hydroakustisch ermittelten Fischdichten (5–55 m Wassertiefe). Schraffiert: geschätzte Körpergröße > 6 cm, TS = Target strength (Echostärke) (aus ECKMANN & ENGESSER 2018, ergänzt).

ße von ca. > 6 cm) wiesen im März 2018 gegenüber März 2017 auf eine etwas niedrigere Fischdichte hin, im November 2018 waren die Werte noch niedriger. Insgesamt lagen die Fischdichten 2018 bei etwa $3,5 \times 10^3$ Individuen/ha.

1.4 Verankerungen im Bodensee-Obersee

Das Monitoring der bodennahen Zuflussereignisse, des Sedimenteintrages und der kontinuierlich registrierten Tem-

peraturentwicklung in den tieferen Wasserkörpern wurde 2018 fortgeführt. Es gab geringfügige Anpassungen bei den Messintervallen der Temperaturlogger (nun 5 Minuten statt 1 Minute bei den nicht-bodennahen Loggern) und Veränderungen bei den Multiparametersonden (Tab. 1-10). Routinen zur Übernahme der Daten in eine oracle-Datenbank wurden fortentwickelt, neben der Dokumentation der Originaldaten werden die Messwerte zu Stundenwerten aggregiert und gleichzeitig statistische Basisparameter (Min., Max., Standardabweichung) berechnet. Die wei-

Tab. 1-10: Bezeichnung, Tiefen und Messintervalle der Verankerungen im Bodensee. Die Multiparametersonden sind mit unterschiedlichen Sensoren ausgestattet, darum wechselt der Parameterumfang und Messintervall an den einzelnen Stationen. Vorhanden sind Messwerte von Temperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit, Chlorophyll, Trübung und Druck (LUBW).

Station, Wassertiefe	Tiefen und Messintervalle der Temperaturlogger	Messintervalle der Multiparameter-Sonden	Beprobung Sedimentfallen
FG, 100 m	65 m, 89 m: je 5 min. 104 m: 1 min.	30 min., 15.01.-31.12.2018	4 wöchentlich
FU, 251 m	100 m, 150 m, 200 m, 230 m: je 5 min. 250 m: 1 min	30 min. bis 09.07., danach 10 min. bis 31.12.2018	Entfällt
HL, 184 m	123 m, 153 m, 168 m, 178 m: je 5 min. 183 m: 1 min	30 min.	4 wöchentlich
WH, 145 m	84 m, 114 m, 129 m, 139 m: je 5 min. 144 m: 1 min	30 min.	4 wöchentlich

LUBW

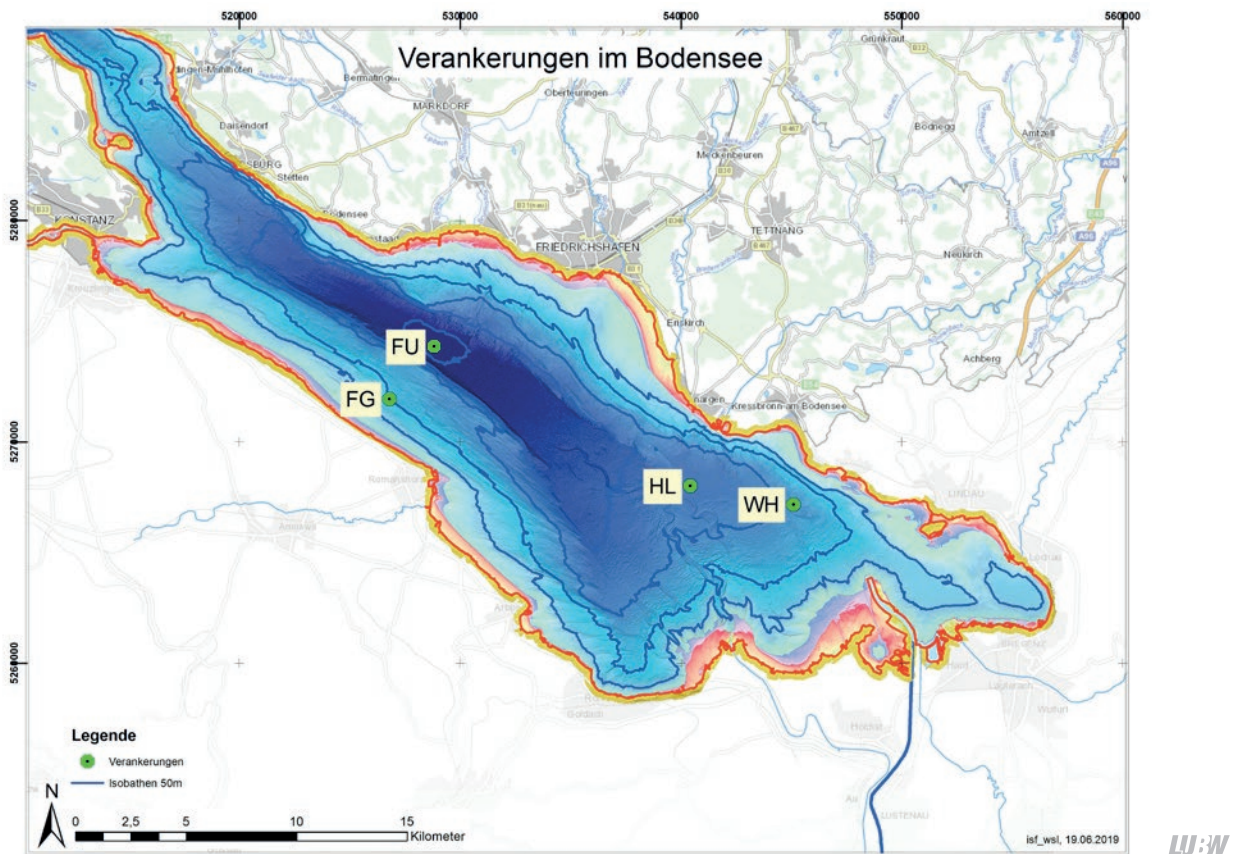


Abb. 1-38: Lage der Verankerungen im Bodensee.

tere Auswertung erfolgt mit den Stundenwerten. Als Abfragewerkzeug für die oracle-Datenbank wird eine excel-Datei verwendet.

1.4.1 Temperaturmesswerte an den Verankerungen

Der Vergleich der bodennahen Wassertemperaturen an den Verankerungen WH und FU mit dem Abfluß des Al-

penrheins zeigt gut nachvollziehbar die Verhältnisse im Jahr 2018. Anfang März 2018 fand an der Stelle Fischbach-Uttwil ein Durchmischungsereignis mit einer Abkühlung von annähernd 4,9 °C auf kurzfristig 4,4 °C statt, bevor sich die Temperaturen im Verlauf des Sommers wieder auf 4,7 °C erhöhten (Abb. 1-39, Abb. 1-40). An der Stelle WH erfolgte sogar eine kurzfristige Abkühlung auf 4,1 °C.

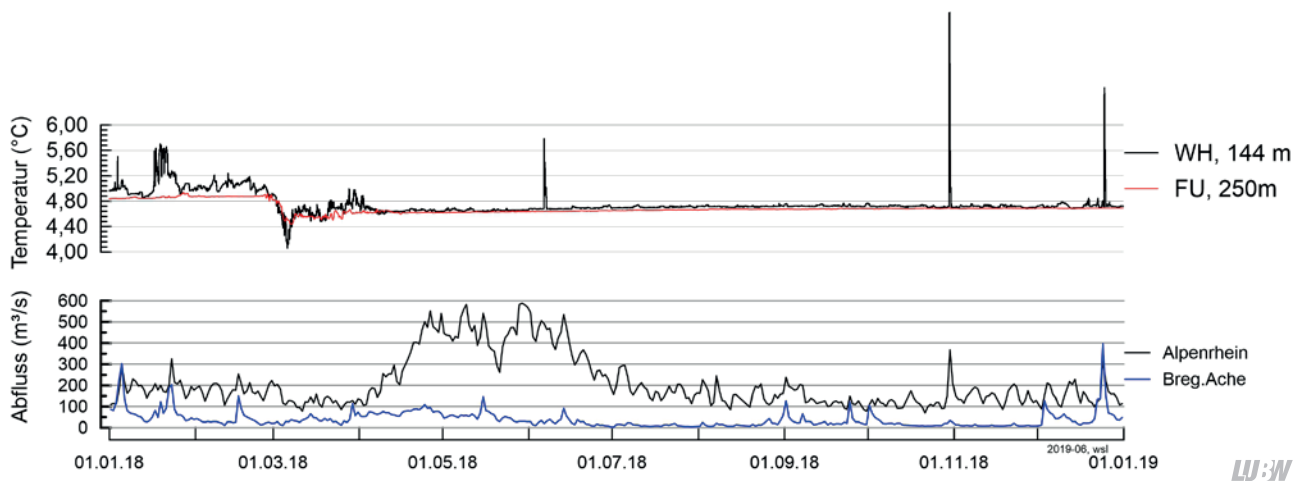


Abb. 1-39: Bodennahe Temperaturen an den Verankerungen Fischbach-Uttwil (FU) und Wasserburg (WH) und Abflüsse des Alpenrheins und der Bregenzer Ache im Jahr 2018.

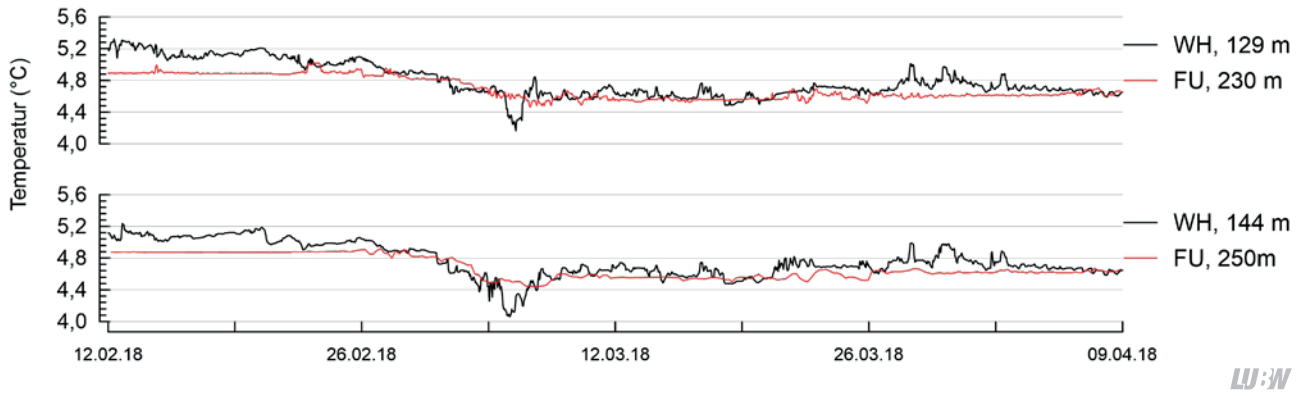


Abb. 1-40: Bodennahe Temperaturen im Zeitraum Februar–April 2018 an den Verankerungen WH und FU.

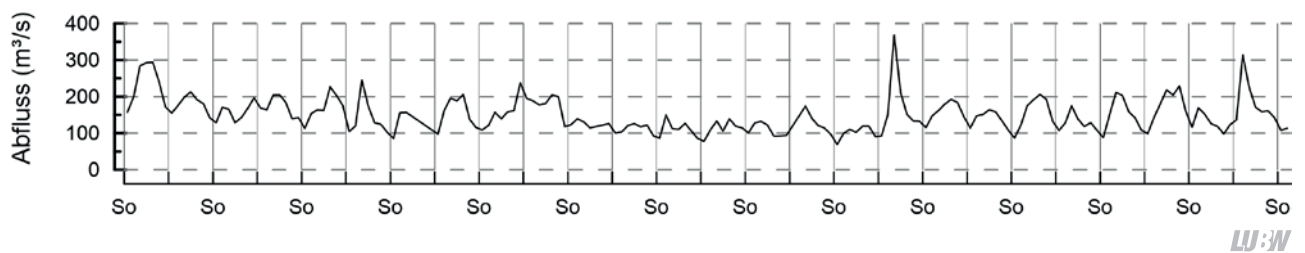


Abb. 1-41: Die Abflüsse des Alpenrheins zeigen aufgrund der Wasserkraftnutzung eine sehr ausgeprägte Wochenrhythmik mit einem Minimum am Sonntag (Zeitraum: 01.07.2018–01.01.2019).



Abb. 1-42: Eine Sandbank vor der Mündung des Alpenrheins lenkte dessen verbleibenden geringen Zustrom hauptsächlich in die Brengener Bucht ab (Foto: LUBW, M. Wessels).

Die Abflüsse des Alpenrheins (Station Lustenau) betragen maximal 600 m³/s im Frühjahr. Auffällig sind die ausgesprochen niedrigen Zuflüsse in der zweiten Jahreshälfte (Daten des Hydrographischen Dienstes Vorarlberg, in Bodensee-Online). Ganzjährig ist die Überlagerung des Abflussverhaltens des Alpenrheins durch die Wasserkraftnutzung zu beobachten (Abb. 1-41). Die Bregenzer Ache hatte wie der Alpenrhein sehr niedrige Abflüsse mit einer Spitze von 396 m³/s.

Trotz der schwach ausgeprägten Abflussspitzen gab es drei deutliche underflow-Ereignisse. Für die Jahreszeit ungewöhnlich, traten zwei Ereignisse Ende Oktober (30.10.) und Ende Dezember (24.12.) an der Verankerung WH auf. Beide Ereignisse korrelieren mit Abflussspitzen des Alpen-

rheins von lediglich 368 bzw. 314 m³/s. Das Hochwasser der Bregenzer Ache erreichte am 24.12.2018 398 m³/s und lag über dem des Alpenrheins (Abb. 1-40). In der Vergangenheit traten vergleichbare Underflows erst bei Abflüssen des Alpenrheins ab etwa 700 m³/s auf. Besonders bemerkenswert sind diese Ereignisse wegen der Tatsache, dass sich im Verlauf des Sommers 2018 unmittelbar vor der Mündung des Alpenrheins eine Sandbank über die Wasseroberfläche zeigte. Diese Sandbank lenkte den verbleibenden geringen Zustrom seitlich in Richtung Lindau bzw. Fussacher Fahrinne ab (Abb. 1-42), sodass unklar bleibt, warum diese schwach ausgeprägten Hochwasser einen Underflow in Richtung Verankerung WH auslösen sollten.

Die Multiparametersonden an den Verankerungen bestäti-

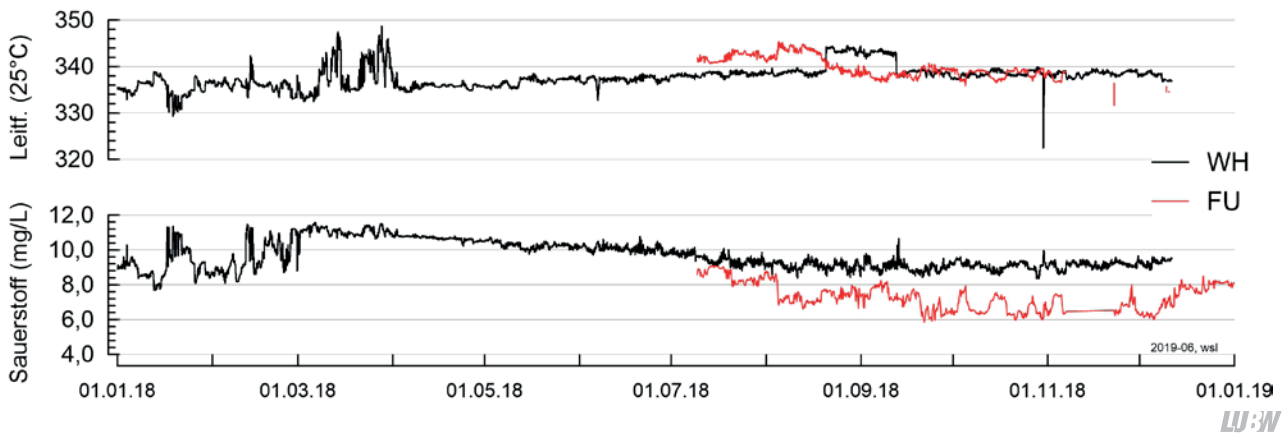


Abb. 1-43: Leitfähigkeiten und Sauerstoffkonzentrationen an den Verankerungen WH und FG.

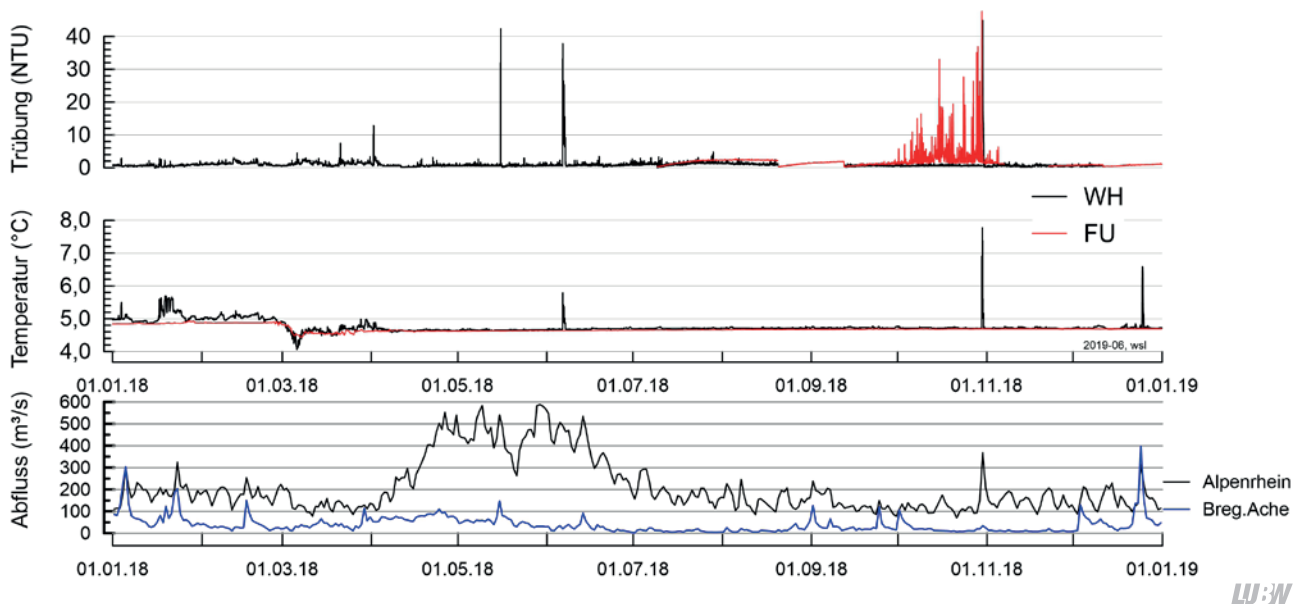


Abb. 1-44: Trübung an den Verankerungen WH und FG.

gen die aus den Temperaturloggern abgeleiteten Beobachtungen, wobei die Daten wegen erforderlicher Wartungsintervalle an den Sonden lückenhaft sind: Besonders die Sauerstoffkonzentrationen an der Stelle WH zeigen wie bei den Temperaturen die Durchmischung des Sees Anfang März mit maximalen Werten zwischen 11–12 mg/L und die kontinuierliche Abnahme im weiteren Verlauf des Jahres (Abb. 1-43).

Wie die Temperaturdaten zeigen die Trübungsdaten an den Verankerungen die Underflow-Ereignisse, wobei es unklar ist, ob die erhöhten Werte an der Stelle FU gerätebedingt (eine alte Sonde) oder real (etwa durch Sedimentation am Ende des Sommers) hervorgerufen werden (Abb. 1-44).

1.4.2 Sedimenteinträge an den Verankerungen

Eine erste Auswertung der Schwebstoffe in den Sedimentfallen an den Verankerungen (Abb. 1-45) zeigt sehr gut die sehr niedrigen Schwebstoffeinträge bzw. geringen Akku-

mulationsraten der Jahre 2017 und 2018 (schwarze Linien, linke Achsen). Der relative Anteil an grobem Silt (rote Linien, rechte Achsen) liegt 2018 bei allen drei Fallen nochmals deutlich unter den Werten des Vorjahres und verdeutlicht die sehr geringe Zuflusssdynamik im Trockenjahr 2018. Die Underflow-Ereignisse im Herbst führten zu keiner nennenswerten Erhöhung der Akkumulationsraten bei den Verankerungen.

1.5 Neozoenmonitoring

Ausgehend vom Interreg-Projekt ANEBO (Aquatische Neozoen Bodensee) betreibt das ISF der LUBW seit 2006 ein Neozoenmonitoring in der Uferzone des Bodensees. Das Monitoring wird seit Herbst 2016 von der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) weitergeführt.

Im Rahmen des Monitoring werden jeweils im Frühjahr und im Herbst an zehn Referenzstellen rund um den See

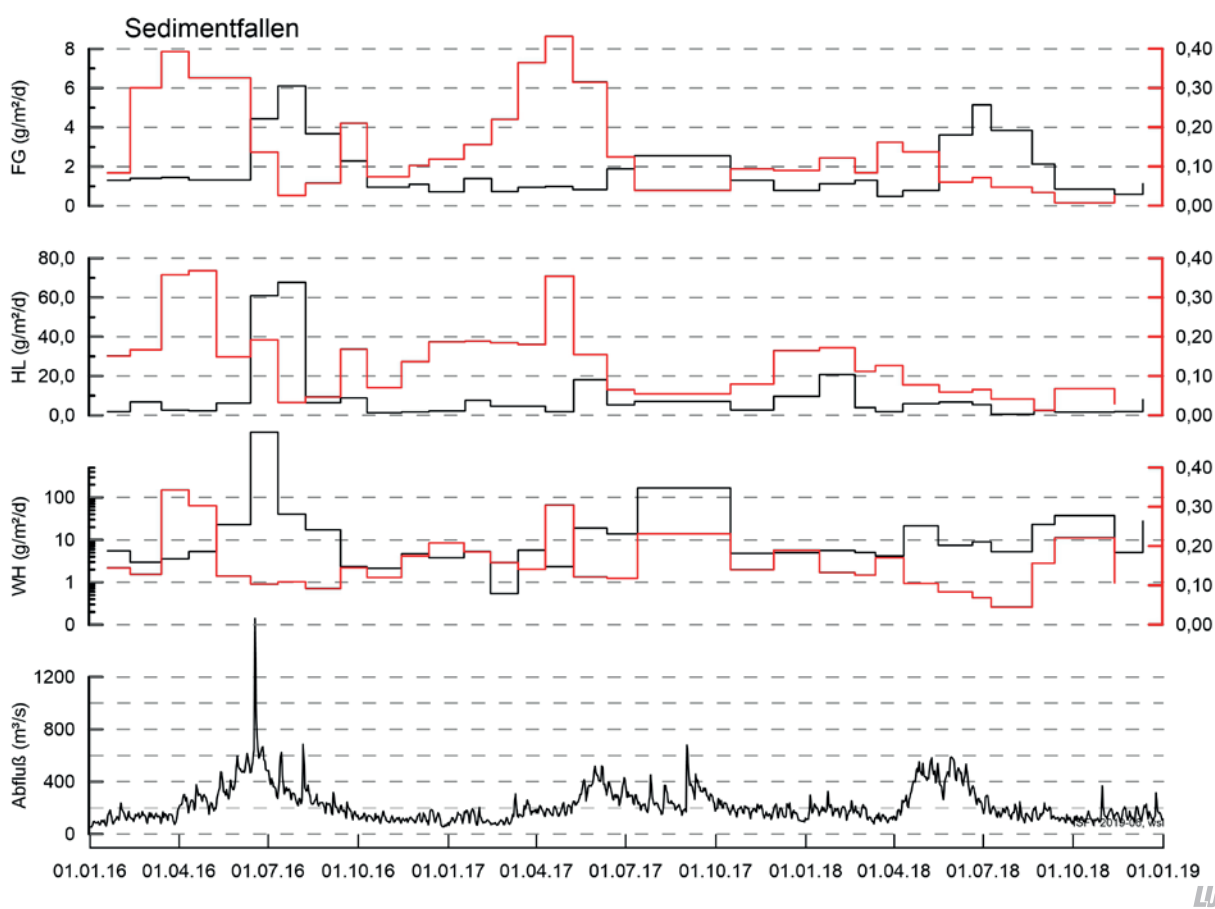
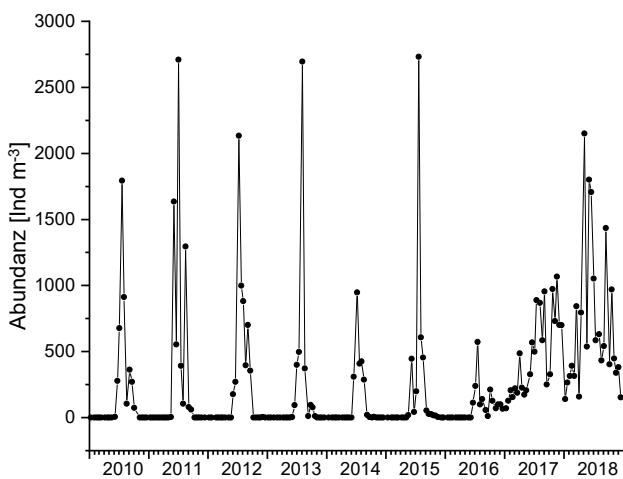


Abb. 1-45: Abflüsse des Alpenrheins und Sedimentfallendaten an den Verankerungen im Bodensee in den Jahren 2016 bis 2018. Linke Achsen bzw. schwarze Linien: Akkumulationsraten. Rechte Achsen bzw. rote Linien sind der relative Anteil der Grobsiltfraktion in den Schwebstoffen.

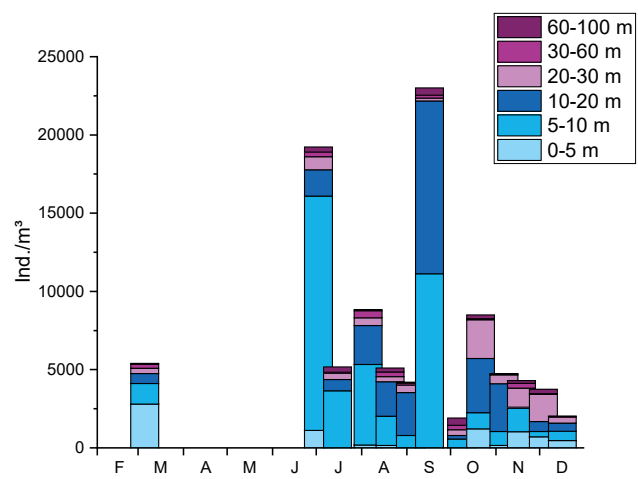


Abb. 1-46: Überwachungsnetz für Neozoen am Bodensee [aus LUBW-Werkvertrag 4500350340].



LUBW

Abb. 1-47: Anzahl der Dreissena-Veligerlarven an der Station Fischbach-Uttwil aus der 0–100-m Probe.



LUBW

Abb. 1-48: Tiefenverteilung von Veligerlarven an der Station Fischbach-Uttwil im Jahr 2018.

quantitative Proben genommen (Abb. 1-46). Zusätzlich erfolgt an vielen weiteren Stellen (etwa alle 10 m Uferlänge) ein qualitatives Monitoring zur Dokumentation der Ausbreitung und Dichte der Neozoen. Seit 2014 werden an den zehn Referenzstellen und sieben zusätzlichen Stellen im Herbst künstliche Substrate als Versteckmöglichkeit für Großkrebse ausgebracht und nach etwa 4–6 Wochen auf die Besiedlung untersucht.

Die Monitoringergebnisse zeigen, dass die räumliche und

saisonale Besiedlung des Bodenseeuferes sowohl bei den Neozoen als auch bei den angestammten Arten stark variiert. An den meisten Probenstellen dominieren Neozoen die Biomasse, was vor allem auf Dreikant-/Quaggamuscheln (*Dreissena* spp.) und Höckerflohkrebse (*Dikerogammarus villosus*) zurückzuführen ist, die vergleichsweise groß sind und daher auch große Biomassen ausbilden können.

Die 2017 beobachtete massive Ausbreitung der Quaggamuschel (*Dreissena rostriformis*) hat sich im Jahr 2018 weiter

fortgesetzt. Veligerlarven wurden bis über 100 m Wassertiefe nachgewiesen. Anfang Mai 2018 konnte mit 2 150 Individuen/m³ die höchste Anzahl von Veligerlarven in der Summenprobe von 0–100 m aufgezeigt werden (Abb. 1-47).

Dabei sind die Larven in der Regel nicht gleichmäßig in der Wassersäule verteilt (Abb. 1-48), sodass die Konzentrationen in einzelnen Tiefenstufen durchaus höher sein können. Von Juli 2018 an wurden die Veligerlarven in einzelnen Tiefenstufen ausgezählt (Abb. 1-48). Der Hauptanteil der Larven ist in den Sommermonaten in den Schichten zwischen 5 m und 20 m Wassertiefe zu finden. Mit der sich auflösenden Temperaturschichtung verteilen sich die Larven gleichmäßiger in der Wassersäule (Abb. 1-48). Die höchste Abundanz mit knapp 15 000 Individuen/L konnte am 03.07.2018 in der Tiefenstufe von 5–10 m nachgewiesen werden.

Da sich Muscheln vorwiegend filtrierend ernähren, könnten sie in Nahrungskonkurrenz zum filtrierenden Zooplankton stehen [COHEN et al. 1984]. Die Fragestellung „Wettbewerb der Filtrierer“ soll im Projekt SeeWandel der IGKB (vgl. Kapitel 5.4) weiter untersucht werden.

1.6 Veränderungen der Makrophytenvegetation und der Hydrologie der Ausstrombereiche des Bodensees

Das Jahr 2018 war gekennzeichnet durch eine lang anhaltende sommerliche Trockenheit, die im Bodensee zu deutlich unterdurchschnittlichen Wasserständen geführt hat, jedoch ohne die Minimalwerte der langjährigen Hüllkurve zu unterschreiten (Abb. 1-49). Ein wesentlicher Beitrag dazu, dass die Niedrigwasserstände im Bodensee nicht extremer ausfielen, ist dem Schweizer Laichkraut (*Potamogeton helveticus*) zuzuschreiben, einer in den Ausstrombereichen des Bodensees vorkommenden Wasserpflanze (Abb. 1-50), welche sich seit einigen Jahren auffällig ausbreitet (Abb. 1-51): Seit etwa 2007 war der mittlere jährliche Wasserstandsunterschied des Obersees in Bezug zum Hochrhein-Pegel bei Stein a. R. auf Grund des Abflusswiderstands des sich ausdehnenden Makrophytenbewuchses bis zum Jahr 2017 um 27 cm angewachsen. 2018 lag der Wasserstandsunterschied erstmalig unter dem Vorjahr und entsprach einer Zunahme um 23 cm gegenüber 2007. Ob dies

eine Stagnation oder einen beginnenden Rückgang des makrophytenbedingten Aufstaus markiert, ist offen, zumal das Jahr 2018 durch seinen ungewöhnlichen Wasserstandsverlauf als Ausnahmejahr betrachtet werden kann. Die mittlere jährliche Pegeldifferenz zwischen Untersee und Stein a. R. nahm bis 2015 um 13 cm zu. Dieser Wert ging bis 2018 auf 7 cm zurück. Hier scheint sich die aufstauende Wirkung der Makrophyten seit einigen Jahren wieder abzuschwächen.

Das Schweizer Laichkraut kommt im Bodensee nahezu ausschließlich in den Ausstrombereichen vor: im Ausstrom des Obersees ab dem Konstanzer Trichter bis nach Ermatingen sowie im Ausstrom des Untersees ab der Stiegerer Enge. Das Schweizer Laichkraut ist wintergrün und trägt somit – im Einklang mit den hydrologischen Beobachtungen – ganzjährig zu einem Aufstau der Wasserstände bei.

Die Ursachen für die Ausbreitung des Schweizer Laichkrauts sind bislang nicht geklärt. Jedoch gibt es Hinweise, die dafür sprechen, dass es sich um eine Erholung der Makrophytenpopulation handelt, nachdem das Schweizer Laichkraut über mehrere Jahrzehnte weitgehend aus den Ausstrombereichen verschwunden war. Nach Beschreibungen des Makrophytenbewuchses in den Ausstrombereichen vor ca. 100 Jahren [BAUMANN 1915, 1925, 1928] waren damals sehr dichte Bestände vorhanden, welche eine aufstauende Wirkung gehabt haben dürften. Hierzu in Übereinstimmung zeigen Analysen des schweizerischen Bundesamts für Umwelt [BAFU 2017], dass die jüngste Zu-

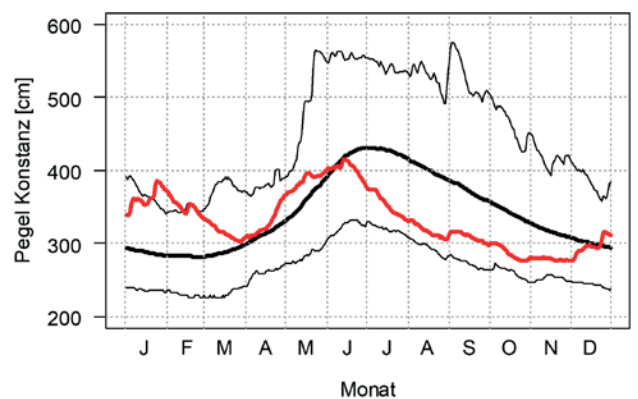
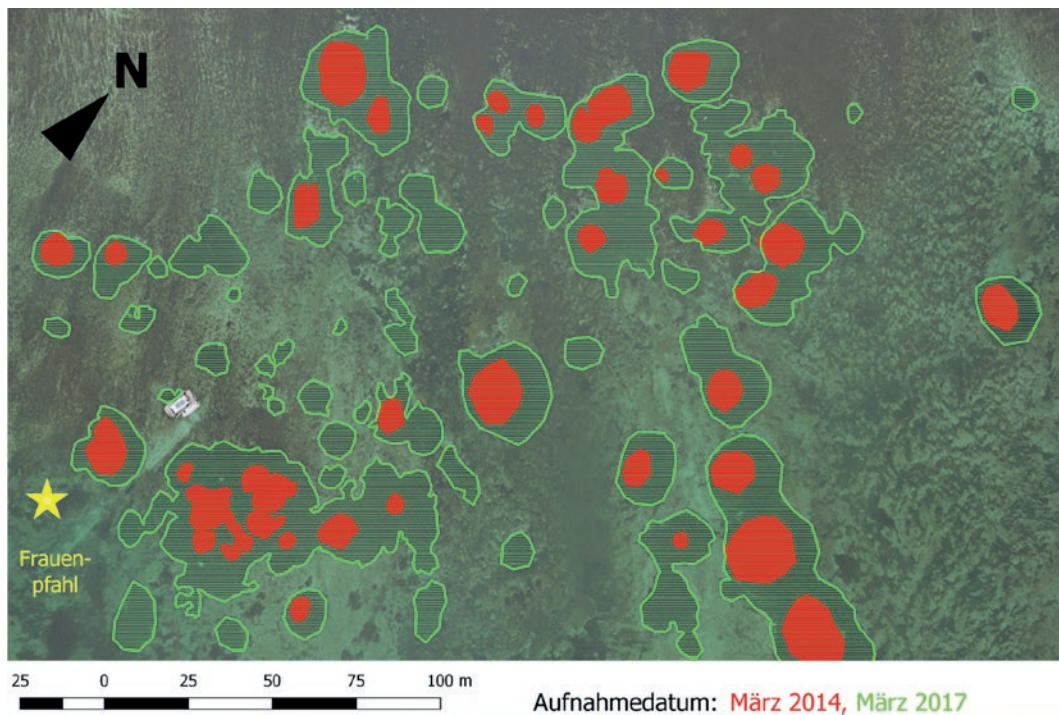


Abb. 1-49: Der Wasserstandsverlauf des Bodensees im Jahr 2018 im Vergleich zu den langjährigen Minimal-, Mittel- und Maximalwerten (1850 bis 2017).



LUBW

Abb. 1-50: Schema zum Aufstau des Untersees und des Obersees des Bodensees durch vermehrten Makrophytenbewuchs (v.a. Schweizer Laichkraut) in den Ausstrombereichen.



LUBW

Abb. 1-51: Aus Luftbildern abgeschätzte Zunahme dichter Bestände des Schweizer Laichkrauts im Vergleich der Jahre 2014 und 2017. Ausschnitt: Konstanzer Trichter im Bereich des sogenannten Frauenpfahls (gelbe Markierung). Datenquelle: LUBW.

nahme der Wasserstandsdifferenz zwischen Obersee und Untersee etwa einer Angleichung an die Verhältnisse vor rund hundert Jahren entspricht. Als mögliche Ursache für einen Rückgang des Aufstaus durch Makrophyten im Verlauf der letzten hundert Jahre kommen die Veränderungen in den Nährstoffverhältnissen im Bodensee in Betracht. Der zunehmende Phosphateintrag in den Bodensee im 20. Jahrhunderts hat zu erheblichen Veränderungen in den Makrophytenbeständen geführt. Auch für das Schweizer Laichkraut dürften sich die Lebensraumbedingungen damit verschlechtert haben, etwa durch vermehrte Aufwuchsalgen (Epiphyten) auf den Blättern, was z. B. zur Minderung der Photosyntheseleistung führt. Mit der erfolgreichen Reduzierung der Phosphateinträge in den Bodensee liegen für diesen Nährstoff inzwischen wieder natürliche Verhält-

nisse vor und damit eine Voraussetzung für die Entwicklung einer ursprünglichen Makrophytenvegetation.

Ein Schwund an Makrophyten in den Ausstrombereichen bedeutet, dass der Seeboden vermehrt der Strömung ausgesetzt ist, was vor allem bei feinkörnigem Bodensubstrat zu Erosion führen kann. Tatsächlich beobachtet man seit der zweiten Hälfte des 20. Jahrhundert erhebliche Erosionserscheinungen in den Ausstrombereichen, welche u. a. dazu führten, dass Relikte steinzeitlicher Pfahlbauten, die über Jahrtausende im Seeboden verborgen waren, freigelegt und zerstört werden. Auch dies ist ein Hinweis, dass ein fehlender oder schwach ausgeprägter Makrophytenbestand in den Ausstrombereichen nicht den ungestörten natürlichen Verhältnissen entspricht.

Die Auswirkungen der beobachteten ökologischen und hydrologischen Veränderungen sind weitreichend, jedoch in vielen Bereichen noch nicht näher untersucht. Die erhöhten Wasserstände mindern die Gefahr von Niedrigwasserereignissen, was z.B. für die Schifffahrt positiv ist. Diese hydrologischen Veränderungen spiegeln sich auch in einer inzwischen überarbeiteten Pegel-Abfluss-Beziehung für den Seerhein bei Konstanz wieder. Im Gegensatz zu den Niedrigwasserverhältnissen ergab sich für Hochwasserereignisse kaum eine Veränderung des Pegel-Abflussverhaltens, was darauf hindeutet, dass die Makrophyten bei Hochwasser keinen relevanten Abflusswiderstand verursachen. Zu beachten ist aber, dass die Pegel-Abfluss-Beziehung die Komplexität des Abflussverhaltens nur eingeschränkt beschreiben kann.

Während die veränderten Wasserstände des Bodensees im Freiwasser keine wesentlichen direkten Folgen haben, sind Auswirkungen auf die Flachwasserbereiche und Feuchtgebiete wahrscheinlich. Die letzten drei Jahrzehnte waren durch im Mittel unterdurchschnittliche sommerliche Wasserstände geprägt, welche im Wesentlichen auf die klimatischen Veränderungen zurückgeführt werden. Der Aufstau durch die Makrophyten kann daher dazu beitragen, negative Auswirkungen niedriger sommerlicher Wasserstände auf die Flora und Fauna der Feuchtgebiete zu mildern.

In den Ausstrombereichen entwickelt sich durch die vermehrten Makrophyten ein Lebensraum, in dem sich viele Kleinorganismen, wie z. B. Muscheln, oder auch Fische ansiedeln können. Welche Auswirkungen dies auf das Ökosystem, das Nahrungsnetz und die Artenvielfalt in diesen Seebereichen hat, ist bislang nicht untersucht.

Um die Ursachen und die Folgen der Veränderungen der Makrophyten in den Ausstrombereichen besser zu verstehen und hieraus für den künftigen Gewässerschutz Schlussfolgerungen ziehen zu können, müssen tiefergehende Untersuchungen durchgeführt werden. Vor allem hinsichtlich der Ökologie und Lebensraumsprüche der Makrophyten in den Ausstrombereichen sind noch viele Fragen ungeklärt. Zudem sind andere Einflussfaktoren mitzubersichtigen, wie z. B. die klimatischen Veränderungen. Darüber hinaus müssen die künftigen Entwicklungen beobachtet werden und, wo möglich, sollten weitere historische Da-

tenquellen erschlossen werden, um ein möglichst umfassendes und zutreffendes Bild der beobachteten Entwicklung zu erhalten.

In einer Kooperation des Bundesamts für Umwelt (BAFU) der Schweiz, des Amtes für Umwelt des Kantons Thurgau und des Instituts für Seenforschung der LUBW wurden spezifische Untersuchungen durchgeführt, um die Veränderungen zu dokumentieren und zu einer Klärung der offenen Fragen beizutragen. Neben der Auswertung vorhandener Messdaten wurden mehrere Befliegung zur Erfassung von Luftbildern (Abb. 1-51) und eine intensive Kartierung des Makrophytenbestandes in den Ausstrombereichen durchgeführt.

2 Bodenseezuflüsse

2.1 Langzeituntersuchung baden-württembergischer Bodenseezuflüsse auf Hauptionen und Nährstoffe

Die baden-württembergischen Bodenseezuflüsse Argen, Schussen und Radolfzeller Aach werden regelmäßig auf Hauptionen und Pflanzennährstoffe untersucht. Die Probenahme erfolgt dabei durch einen automatischen Probennehmer. Es werden jeweils über einen Zeitraum von zwei Wochen 14 Tagesmischproben gesammelt und die Probe des letzten Sammeltages sowie die der höchsten Wasserführung im Labor untersucht.

Bestimmt wurden die Konzentrationen der wichtigsten Phosphor- und Stickstoffverbindungen, sowie der Hauptionen Chlorid, Sulfat, Natrium, Calcium und Magnesium.

Tabelle 2-1 zeigt die Medianwerte der jährlichen Abflusswerte (Tagesmittel) und der wichtigsten gemessenen Parameter für die letzten fünf hydrologischen Jahre 2014 bis 2018. Die Konzentrationen der wichtigsten Phosphor- und Stickstoffverbindungen befinden sich unter Berücksichti-

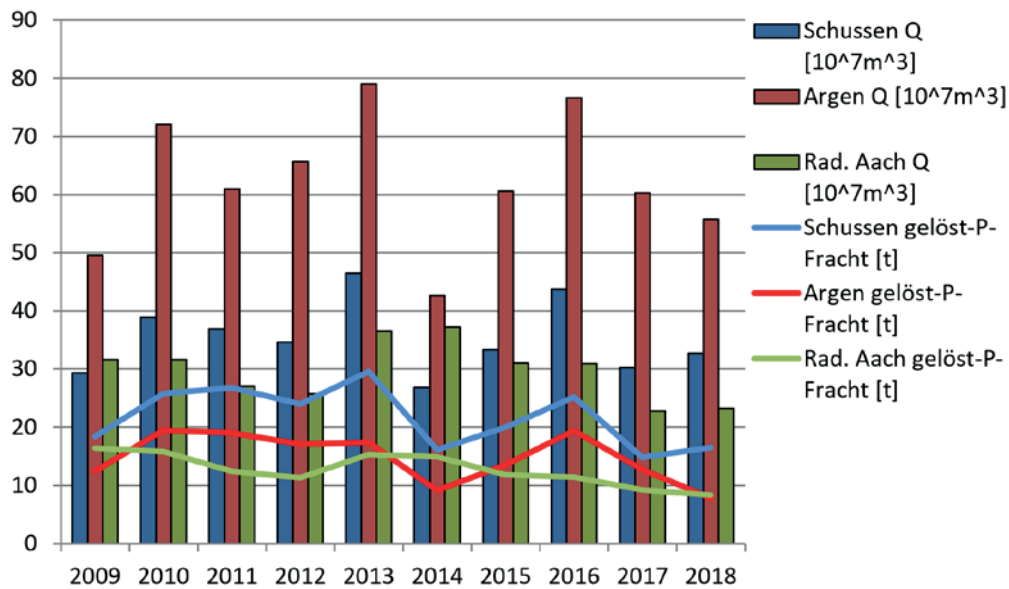
gung der großen Schwankungsbreite auf gleichbleibendem Niveau.

Die Radolfzeller Aach zeigte bei den untersuchten Parametern die geringsten Änderungen im Vergleich zu den Jahren zuvor. Auffällig ist bei der Argen der Median-Wert des Abflusses, der nur halb so groß wie im Vorjahr war. Außerdem ist auch der Wert des Gesamtphosphorgehalts deutlich niedriger als in den beiden Vorjahren und daher wieder auf dem Niveau von 2014/2015. Insgesamt weist die Argen im Hinblick auf die Nährstoffbelastung die niedrigsten Werte auf. Grund hierfür sind die geringeren anthropogenen Einflüsse. Gleiches gilt für die Chlorid- und Sulfatkonzentrationen als typische Anzeiger anthropogener Belastungen. Im Gegensatz zur Argen zeigte die Schussen 2018 einen deutlich höheren Median-Wert der Gesamtphosphor-Konzentration als in den Vorjahren.

Das hydrologische Jahr 2018 weist bei den Abflussmengen und den eingetragenen Phosphorfrachten nur geringfügige Änderungen im Vergleich zu den letzten 10 Jahren auf

Tab. 2-1: Median-Werte der gemessenen Parameter der Zuflüsse Schussen, Argen und Radolfzeller Aach für die hydrologischen Jahre 2014 bis 2018 (LUBW).

Parameter / Jahr	Schussen					Argen					Radolfzeller Aach				
	2014	2015	2016	2017	2018	2014	2015	2016	2017	2018	2014	2015	2016	2017	2018
Q Jahr [m³/s]	7,3	7,3	9,3	7,8	7,1	13,3	12,6	19,3	17,0	9,1	11	10	8,8	6,6	6,6
Leitf. [µS/cm]	619	580	589	519	527	462	437	440	409	387	504	517	527	495	492
pH	8,4	8,4	8,3	8,4	8,4	8,3	8,3	8,3	8,3	8,35	8,3	8,4	8,3	8,4	8,4
PO ₄ -P [µg/L]	44,9	43,4	48,5	37,5	43,5	9	11	18	13	3	36,5	33,7	34,5	37,3	34,3
gelöst-P [µg/L]	57	55	56	44	51	15	15	22	17	7	41	39	38	39	38
gesamt-P [µg/L]	241	272	309	335	441	35	33	60	45	27	62	62	60	64	56
NO ₂ -N [µg/L]	12	3	10	14	12	5	0	4	8	9	4	0	0	8	7
NO ₃ -N [mg/L]	3,4	3,5	3,4	3,4	3,4	1,6	1,6	1,5	1,6	1,3	2,8	3,0	3,0	2,6	2,8
NH ₄ -N [µg/L]	26	14	19	18	12	16	9	12	14	11	10	7	9	10	7
Alkalinität [mmol/L]	5,3	5,3	5	5,1	4,9	4,4	4,4	4,4	4,4	4,1	3,6	4,0	3,9	3,6	3,8
Härte [°dH]	17	17	16	16	15	13	13	13	13	12	13	14	13	13	13
Chlorid [mg/L]	26,8	30,0	22,0	25,6	27,3	13,9	13,3	12,0	11,5	15,3	31,0	32,3	32,4	41,6	36,1
Sulfat [mg/L]	23,5	21,0	19,3	17,6	18,4	7,0	7,0	6,0	7,0	7,3	28,7	30,4	26,2	32,5	31,7



LU:W

Abb. 2-1: Jahresabfluss und Jahresfrachten an gelöst-P von Schussen, Argen und Radolfzeller Aach 2009–2018.

(Abb. 2-1). Dargestellt sind die Jahresfrachten an gelöstem Phosphor (gelöst-P) in Schussen, Argen und Radolfzeller Aach gemeinsam mit den Jahresabflüssen für die Jahre 2009 bis 2018. Nachdem 2014 durch Argen und Schussen die geringsten Zuflussmengen und damit die niedrigsten Frachten von gelöstem Phosphor in den Bodensee gelangten, waren die Werte bis 2016 wieder angestiegen. Seit

2017 sind diese allerdings wieder gefallen. Die Fracht der Argen weist 2018 ihren niedrigsten Wert der letzten 10 Jahre auf. Die Radolfzeller Aach zeigt hinsichtlich Abflusswerten und Frachteinträgen eine geringere Schwankungsbreite als die anderen beiden Zuflüsse. Abfluss und Frachten der Radolfzeller Aach sind seit 2014 zurückgegangen.



LU:W

Abb. 2-2: Karte der untersuchten 15 baden-württembergischen Bodenseezuflüsse.

Die für den Bodensee relevanten eingetragenen Frachten an gelöst-P berechnen sich für das hydrologische Jahr 2018 zu 16,5 t (Schussen), 7,8 t (Argen) und 8,3 t (Radolfzeller Aach).

2.2 Mikroverunreinigungen in baden-württembergischen Bodenseezuflüssen

Aus 15 verschiedenen Bodenseezuflüssen wurden im März, Juli und Oktober 2018 jeweils drei Stichproben auf insgesamt 124 Mikroverunreinigungen, davon 97 Pestizide, fünf

Tab. 2-2: Tabelle der 2018 gefundenen Mikroverunreinigungen, insbesondere **Pestizide**, **Metabolite** und **Arzneimittel**, im Vergleich zu den Jahren 2016 und 2017. Die Reihenfolge richtet sich nach der Häufigkeit (absteigend) in der die Stoffe 2018 gefunden wurden (LUBW).

Stoff	2018	2017	2016	Stoff	2018	2017	2016
DEET	36	38	38	Paracetamol	9	2	1
Methyldesphenylchloridazon	35	39	31	Cyprodinil	9	2	7
Terbutryn	33	31	33	Bisphenol A	8	20	
Desethylterbutylazin	30	26	35	Imidacloprid	6	10	
Propiconazol	30	21	34	Simazin	6	31	17
Terbutylazin	29	21	29	Bifenox	4	3	2
Atrazin	27	32	30	Desisopropylatrazin	4		
Desethylatrazin	25	40	37	Diflufenican	4		8
Carbamazepin	23	21	16	2,4-D	3	1	1
Carbendazim	22	15	16	Chlortoluron	3	3	1
Diuron	20	24	6	Metamitron	3	1	
Metolachlor	20	23	7	Bentazon	2	3	5
Penconazol	20	20	24	Clothianidin	2	1	
Pirimicarb	20	25	28	Dimethomorph	2	6	3
Sulfamethoxazol	20	24	11	Flurtamon	2		
Tebuconazol	20	21	17	Hexazinon	2	1	2
Epoxiconazol	18	8	22	Metazachlor	2	5	5
Boscalid	17	28	17	Metobromuron	2	1	
Diclofenac	17	17	5	Metribuzin	2	8	7
Irgarol M1	17	17	8	Napropamid	2		
MCPP (Mecoprop)	17	2	5	Propyzamid	2		
Azoxystrobin	16	10		Thiamethoxam	2		
Clarithromycin	16	18	6	2,4-DP (Dichlorprop)	1		2
Isoproturon	16	19	6	Chlorpyrifos	1		
MCPA	15	9	15	Cypermethrin	1		
Dimethenamid	14	9	5	Fenpropimorph	1		
Bisoprolol	11			Malathion	1	5	7
Thiacloprid	11	10	3	Nicosulfuron	1		
Pendimethalin	10	6	27	Picaridin (Icaridin)	1		
Phenazon	10	14		Picolinafen	1	1	
Flufenacet	9	2		Quinmerac	1		
Myclobutanil	9	4					

Metabolite und 18 Arzneimittel, untersucht (siehe Tabelle 1 in Kapitel 1.2).

Insgesamt wurden 63 Stoffe gefunden, davon gehören 23 zu den flussgebietsspezifischen Schadstoffen. Dabei wurden 48 Pestizide, fünf Abbauprodukte, sieben Arzneimittel, zwei Repellents (DEET, Picaridin) und eine Industriechemikalie (Bisphenol A) mindestens einmal identifiziert (Tab. 2-2). Die meisten Stoffe, die 2016 und 2017 gefunden wurden, konnten auch 2018 nachgewiesen werden. Die Anzahl der positiven Befunde der einzelnen Stoffe war ähnlich, insgesamt wurden 2018 allerdings mehr Stoffe gefunden. Dies ist vermutlich in erster Linie auf ein anderes Stoffmessspektrum und niedrigere Bestimmungsgrenzen zurückzuführen.

Atrazin und besonders sein Abbauprodukt Desethylatrazin sind zum Beispiel weniger häufig gefunden worden (seit Anfang 1990er verboten). Ebenso verhält es sich mit dem Herbizid Simazin, dem Fungizid Boscalid und der Industriechemikalie Bisphenol A. Dagegen wurde das Herbizid MCPP, das hauptsächlich gegen breitblättrige Unkräuter eingesetzt wird, deutlich häufiger als in den Vorjahren gefunden.

Vergleicht man die Bodenseezuflüsse nach Anzahl ihrer positiven Befunde an Mikroverunreinigungen, so liegen die Rotach, Schussen und Seefelder Aach in allen drei Untersuchungsjahren vorne (Tab. 2-3). Die Anzahl der positiven Befunde im Tobelbach ist 2018 höher als in den beiden Vorjahren.

Tab. 2-3: Tabelle der Zuflüsse, geordnet nach positiven Befunden 2018 mit Vergleich zu 2016 und 2017. *trocken gefallen (LUBW).

Zufluss	2018	2017	2016
Rotach	92	86	63
Schussen	85	69	48
Seefelder Aach	78	81	65
Brunnisach	69	57	42
Lipbach	69	61	53
Stockacher Aach	57	43	41
Dysenbach	56	45	40
Mühlbach Rad.	55	50	42
Radolfzeller Aach	50	53	34
Argen	49	38	20
Kniebach	48	54	55
Nonnenbach	43	28	29
Nußbach	34	28	47
Tobelbach	20	9	13
Manzeller Bach	16*	38	21

LUBW

3 Kleine Seen in Baden-Württemberg

3.1 Schwarzenbach-Talsperre



Abb. 3-1: Schwarzenbach-Talsperre (Foto: LUBW, M. Edel).

Die Schwarzenbach-Talsperre (Abb. 3-1) ist bei voller Stauung ein 2,2km langer und 66ha großer Stausee mit $14,3 \times 10^6 \text{ m}^3$ Wasservolumen im nördlichen Schwarzwald. 1922 wurde mit dem Bau der ersten Gewichtsstaumauer

(400 m lang) aus Gussbeton mit Graniteinlagen und luftseitigem Blendmauerwerk aus Granitblöcken begonnen. 1926 erfolgte die amtliche Abnahme der Talsperre. Die letzte vollständige Entleerung fand 1997 zu Sanierungsarbeiten statt.

Das Einzugsgebiet ist ca. 50 km² groß und fast vollständig bewaldet. Von den 50 km² sind 24 km² direktes Einzugsgebiet und 26 km² durch Zuleitungen.

LUBW

Die Talsperre verfügt über zwei natürliche Zuflüsse, den Schwarzenbach und den Seebach (Abb. 3-2). Darüber hinaus mündet eine Wasserfassung aus dem benachbarten Einzugsgebiet, der Raumünzachstollen, in die Talsperre. Weiter wird der Talsperre durch Pumpbetrieb Wasser aus dem Sammelbecken Kirschbaumwasen (450 m ü.NN) über eine Einlauftrasse in der Tiefe (627 m ü.NN) zugeführt. Das Sammelbecken enthält Wasser aus der Murg. Geringe Zu-



Abb. 3-2: Übersichtskarte der Schwarzenbach-Talsperre mit den Messstellen.

LUBW

flussmengen gelangen außerdem durch den Quellbach in die Talsperre.

Von Ende der 1970er bis Anfang der 1990er Jahre war der Pumpspeicherbetrieb stark reduziert und wurde erst 1993 wieder aufgenommen.

Aufgrund ihrer Größe fällt die Schwarzenbach-Talsperre unter die Bestimmungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Intensivuntersuchungen durch das ISF fanden in den Jahren 1990, 2004/05, 2008 und 2015 statt. 1990 befand sich der See in einem guten, nährstoffarmen Zustand. 2002 und 2003 kam es vermehrt zum Auftreten von Blaualgen, wobei nach Auskunft des Betreibers (EnBW) bis 2001 keine Blaualgenblüten beobachtet wurden. Es lag die Vermutung nahe, dass der Pumpbetrieb die Algenproduktion förderte, da seit 2000 die Jahrespumpmenge erhöht wurde (über $40 \times 10^6 \text{ m}^3$ ab 2003; Abb. 3-3). Bei der Untersuchung von März 2004 bis Februar 2005 durch das ISF wurde die Murg als Haupteintragspfad für Phosphor in den See identifiziert [ISF 2009].

2008 erfolgte eine weitere intensive Untersuchung der Talsperre, wobei der Pumpbetrieb in diesem Jahr wegen Sanierungsarbeiten von Ende Juni bis Mitte September unterbrochen war. Neben der Bestimmung chemischer Parameter wurden im Rahmen einer Diplomarbeit hydrodynamische Modellrechnungen von Wasser- und Stoffflüssen durchgeführt [WEBER 2009].

Grundsätzlich war der Pumpbetrieb in den Jahren 2014 bis 2018 deutlich niedriger als in den Jahren 2003 bis 2013. Im Untersuchungsjahr 2018 gab es bis März aufgrund einer Großrevision der Speicherpumpe keinen Pumpbetrieb. Auch in den Sommermonaten war wegen der langen Niedrigwasserperiode fast kein Pumpbetrieb möglich. Durch erhöhte Pumpmengen in den Monaten April, Mai und Dezember war die Jahrespumpmenge dennoch nur geringfügig niedriger als im letzten Untersuchungsjahr 2015, beide Jahre lagen aber weit unter dem Niveau von 2008 (Abb. 3-3 und 3-4).

Im Untersuchungsjahr 2018 fand eine monatliche Probenahme an der Seemessstelle vor der Staumauer (Abb. 3-2) monatlich zwischen März und November. Im Januar und

Februar war aufgrund der Schneeverhältnisse keine Probenahme durchführbar.

Wasserchemische Untersuchungen fanden 2018 in Proben aus den Wassertiefen 0 m, 2,5 m, 5 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m und ca. 1 m über Grund statt. Außerdem wurden der Seebach, der Schwarzenbach, der Raumünzachstollen, das Sammelbecken Kirschbaumwasen (Murgwasser) sowie der Abfluss (Auslauf Turbine) beprobt (Abb. 3-2). Die Zuflussproben und die Probe vom Auslauf wurden wie die Proben aus dem See, auf einige Grundparameter und relevante Nährstoffe untersucht. Zusätzlich wurden im April und Oktober Sondermessprogramme für Metalle, Pestizide und die prioritären Stoffe sowie flussgebietspezifischen Schadstoffe nach OGeV (2016) durchgeführt.

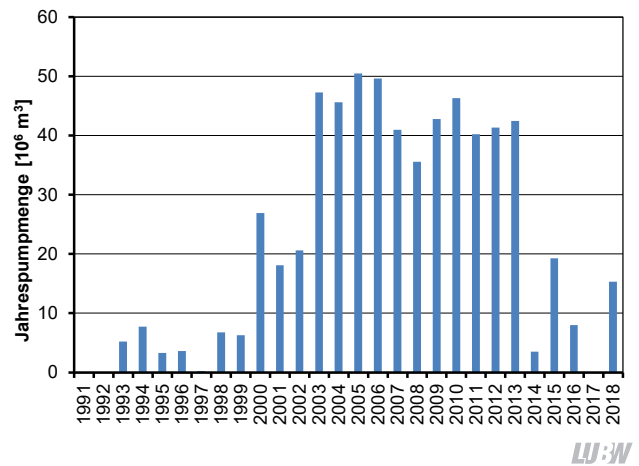


Abb. 3-3: Jahrespumpmenge seit 1991 (Daten zur Verfügung gestellt von der EnBW). Januar 2017 bis März 2018: Großrevision der Speicherpumpe, daher kein Pumpbetrieb.

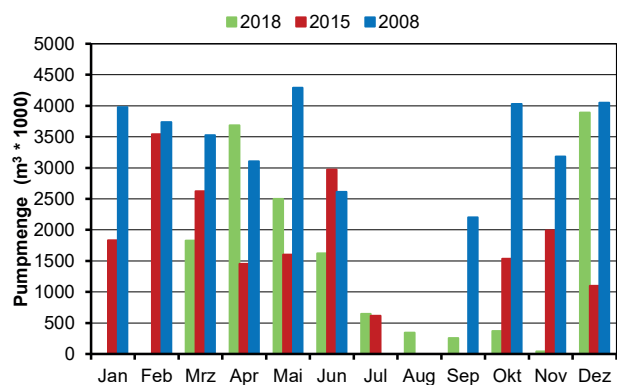


Abb. 3-4: Vergleich der monatlichen Pumpmengen 2008, 2015 und 2018 (Daten zur Verfügung gestellt von der EnBW).

Biologische Untersuchungen fanden 2018 an der Messstelle vor der Staumauer statt (Abb. 3-2). Das Phytoplankton wurde mit einem integrierenden Wasserschöpfer als Summenprobe von 0–20 m untersucht. Für das Zooplankton wurde ein Schließnetz mit einer Maschenweite von 55 µm in einem Tiefenbereich von 0–5 m, 5–10 m, 10–20 m und 20 m bis 1 m über Grund verwendet. Die Einzelproben wurden anschließend zu einer Gesamtprobe vereinigt. Die Pigment-Analysen erfolgten aus der Summenprobe 0–20 m und aus den einzelnen Tiefenstufen 0 m, 2,5 m, 5 m, 10 m, 15 m, 20 m und ca. 1 m über Grund.

Zusätzlich zu den chemischen und biologischen Untersuchungen wurden auch Sonden-Messungen durchgeführt. Hierfür wurde eine Multiparameter-Sonde zur Messung

von Vertikalprofilen der Parameter Temperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit und Chlorophyll-a und eine BBE-Sonde für die Algenklassen eingesetzt.

3.1.1. Seenphysikalische Untersuchung

Im Jahr 2018 wurden in der Schwarzenbach-Talsperre begleitend zu den monatlichen biologischen und chemischen Untersuchungen Vertikalprofilmessungen mit Multiparametersonden an der tiefsten Stelle des Stausees durchgeführt. Diese liefern Informationen über die vertikale Struktur wesentlicher seenphysikalischer (z.B. Temperatur, Leitfähigkeit) sowie weiterer limnologischer Parameter (z.B. Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Chlorophyll-a).

In den nachfolgenden Isolethendarstellungen werden die

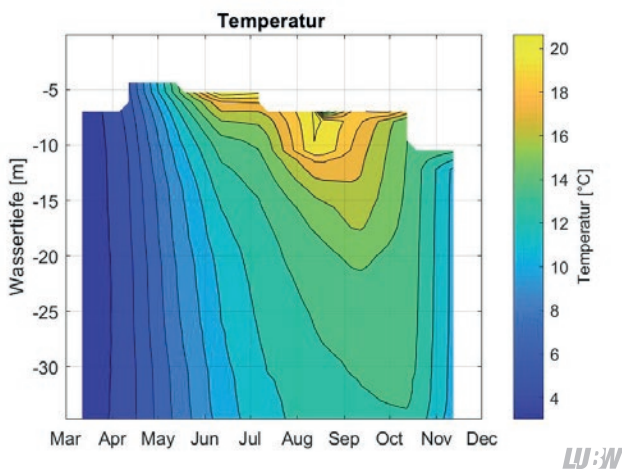


Abb. 3-5: Isolethendarstellung der Temperaturverteilung in der Schwarzenbach-Talsperre für das Jahr 2018.

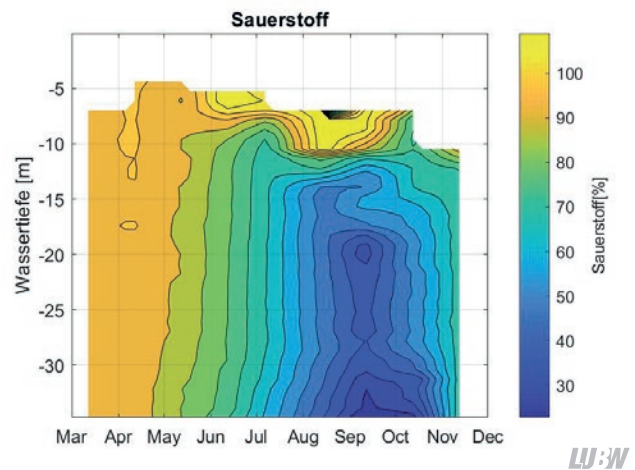


Abb. 3-7: Isolethendarstellung der Sauerstoffsättigung in der Schwarzenbach-Talsperre für das Jahr 2018.

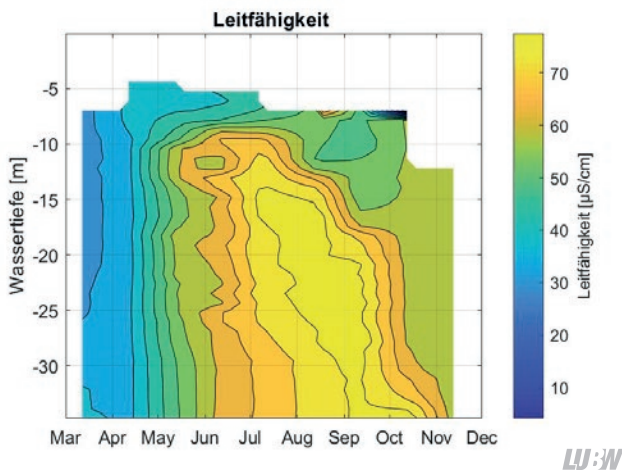


Abb. 3-6: Isolethendarstellung der Leitfähigkeit in der Schwarzenbach-Talsperre für das Jahr 2018.

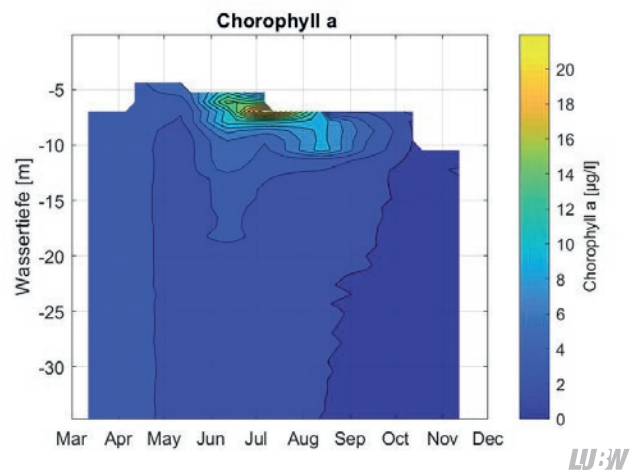


Abb. 3-8: Isolethendarstellung der Chlorophyll-a-Verteilung in der Schwarzenbach-Talsperre für das Jahr 2018.

gemessenen Parameter gegen die Wassertiefe aufgetragen (Abb. 3-5 bis 3-8). Da in der Schwarzenbach-Talsperre aufgrund des Pumpregimes und Wassermanagements der Wasserstand zeitlich sehr stark variiert, bezieht sich diese Wassertiefe auf den bei den Messterminen maximal registrierten Wasserstand.

Die Vertikalprofilmessungen der Temperatur zeigen für die Schwarzenbach-Talsperre für das Jahr 2018 einen saisonalen Verlauf der Temperaturschichtung (Abb. 3-5), der nach einer Durchmischung des Sees die Erwärmungsphase im Frühjahr und die anschließende Stagnationsphase im Sommer die Abkühlung im Herbst zeigt. Bei der ersten Messung des Jahres 2018 am 12.03.2018 ist – bedingt durch die sehr stark ausgeprägte Auskühlungsphase im Spätwinter 2017/2018 – in der Schwarzenbach-Talsperre noch eine inverse Temperaturschichtung mit oberflächlichen Temperaturen von etwa 3,0 °C und bodennahen Temperaturen von etwa 3,5 °C zu beobachten. Der saisonale Temperaturschichtungszyklus zeigt aber gleichzeitig auch eine Charakteristik, die die Schwarzenbach-Talsperre deutlich von natürlichen Gewässern unterscheidet – insbesondere ist die Temperaturschichtung weniger vertikal-zonal strukturiert als in natürlichen Gewässern in mitteleuropäischen klimatischen Verhältnissen, die neben einem Epilimnion (oberflächlich gut durchmischte Zone) auch ein Metalimnion (Temperatursprungschicht) und ein Hypolimnion (Tiefenwasserschicht) aufweisen. Die Schwarzenbach-Talsperre zeigt dagegen eher kontinuierliche vertikale Temperaturverläufe (Abb. 3-5 und Abb. 9) – eine „Aufweichung“ der Temperaturgradienten im Metalimnion – und eine relativ hohe Temperatur im Hypolimnion, die auf das Pumpregime und die damit einhergehenden starken Durchmischungsvorgänge in der Talsperre zurückzuführen sind.

Die Leitfähigkeiten (Abb. 3-6) sind oberflächennah meist niedriger als im Tiefenwasser, was auf die Einspeisung (Pumpregime) von Murg-Wasser (in 2018 gemessene Leitfähigkeiten in der Murg $L_f = 58 \dots 196 \mu\text{S}/\text{cm}$) in die tiefen Bereiche des Stausees sowie Rücklösungsprozesse zurückgeführt werden kann, die unter den relativ sauerstoffarmen Bedingungen im Sommer initiiert werden. Im Vergleich zu anderen natürlichen Seen bleiben die auftretenden Leitfähigkeitsgradienten jedoch gering, da permanente Pumpvorgänge, neben sehr starken Wasserspiegelschwankungen

auch entsprechende Austausch- und Mischungsprozesse in Gang setzen.

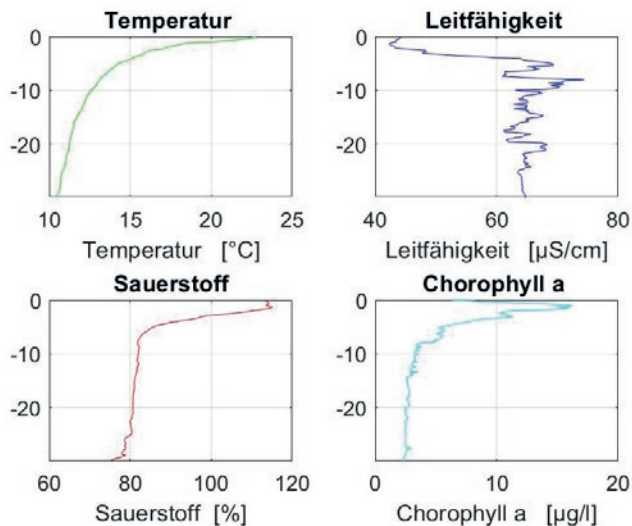
Die gemessenen Leitfähigkeitsgradienten zeigen eine interessante raum-zeitliche Strukturierung dieses Parameters. Mit Ausnahme der Mischungsphase im Frühjahr sind vertikale Leitfähigkeitsgradienten zwischen den relativ niedrigen Leitfähigkeitswerten an der Oberfläche bzw. im Epilimnion und den hohen im Jahresverlauf zunehmenden Leitfähigkeitswerten im Hypolimnion vorhanden, die mit den Temperaturgradienten korrelieren. Dabei sind die Leitfähigkeitswerte im Tiefenwasser vom Boden bis zu einer Wassertiefe von etwa 10 bis 15 m weitgehend homogenisiert, was auch dem im Temperaturkonturplot abgebildeten Mischungsbild entspricht.

Die mit einer Optode gemessenen Sauerstoffsättigungen (Abb. 3-7) weisen nach der Durchmischungsphase im Frühjahr ebenfalls deutliche vertikale Gradienten auf, die sich – in Korrelation mit den Temperaturverhältnissen und Leitfähigkeitsgradienten – im Jahresverlauf bis Anfang des Herbstes verstärken. Dabei tritt ab etwa Mai im Bereich des Tiefenwassers eine starke Abnahme der Sauerstoffkonzentration auf, die im Spätsommer zu minimalen Werten von etwa 30% führt und so ab etwa einer Wassertiefe von 15 m bis zum Talsperregrund gemessen wird.

Die Chlorophyll-a-Werte (Abb. 3-8), die mit einem Fluoreszenzsensor der Multiparametersonde ermittelt werden, zeigen einen normalen saisonalen Verlauf mit erhöhten Werten im Sommer. In Abhängigkeit vom Messtermin werden die Chlorophyll-a-Maxima oberflächennah bzw. in dem schwach ausgeprägten metalimnischen Übergangsbereich gemessen. Auch die vertikale Strukturierung dieses Parameters wird über die Temperaturprofile und die damit einhergehenden Dichteunterschiede bestimmt, wobei die normale saisonale Schichtung des Gewässers durch das Pumpregime überprägt wird. Der maximale Chlorophyll-a-Gehalt wird am 09.07.2018 registriert, wenn in einem sehr scharf lokalisierten metalimnischen Algenmaximum Konzentrationen von etwa 28 $\mu\text{g}/\text{L}$ gemessen werden.

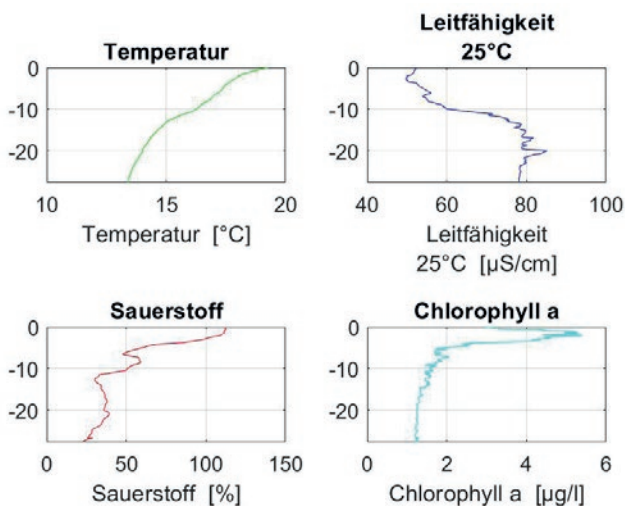
In Abbildung 3-9 sind die Parameter Temperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoffkonzentration und Chlorophyll-a für den Messtermin 11.06.2018 dargestellt. In diesen Vertikalprofi-

len ist die relativ stetige Temperaturschichtung ohne ausgeprägte vertikale Schichtgrenzen zu erkennen. Die Sauerstoffkonzentrationen sind ab einer Wassertiefe von etwa 8 m bereits an diesem Messtermin deutlich vermindert, und die Chlorophyll-a-Maxima werden zu diesem Zeitpunkt oberflächennah registriert. Ende des Sommers am



LUBW

Abb. 3-9: Vertikalprofile der Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten) der seenphysikalischen Messung am 11.06.2018 in der fröhsommerlichen Erwärmungsphase. Zu sehen ist die kontinuierliche Temperaturstratifikation mit gering ausgeprägter vertikaler Zonierung des Wasserkörpers. Erhöhte Chlorophyll-a-Konzentrationen treten an diesem Termin oberflächennah auf.



LUBW

Abb. 3-10: Vertikalprofile der Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten) der seenphysikalischen Messung am 10.09.2018. An diesem Messtermin werden bodennah bereits deutlich verminderte Sauerstoffkonzentrationen registriert.

Messtermin 10.09.2018 (Abb. 3-10) zeigt sich ein ähnliches Bild, wobei eine weiter erhöhte bodennahe Wassertemperatur von etwa 13 °C gemessen wird und die Sauerstoffkonzentrationen auf Werte unter 50% weiter abgesunken sind.

3.1.2 Chemische Untersuchung

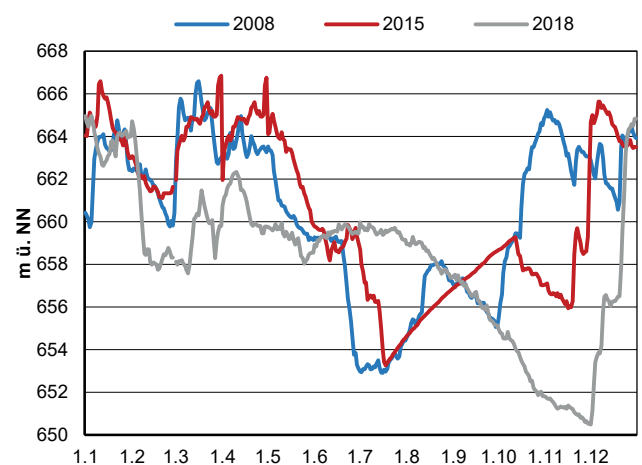
Grundparameter und Nährstoffe

Im Folgenden wird die chemische Entwicklung für die Seemesstation im Jahr 2018 vor der Staumauer ausführlich beschrieben und mit den vorherigen Untersuchungen verglichen.

Die volumengewichteten Jahresmittelwerte der wichtigsten Parameter für die Untersuchungsjahre 2008, 2015 und 2018 sind in Tabelle 3-1 gegenübergestellt.

Zur Berechnung der volumengewichteten Mittelwerte 2008, 2015 und 2018 wurden dem Pegelstand der einzelnen Probenahmeterminen angepasste Schichtvolumina verwendet. Die Volumina wurden einzeln aus der Tiefenstufe, dem jeweiligen Pegelstand und der Beckeninhaltskurve berechnet. 2018 war in den Sommermonaten wegen der langen Niedrigwasserperiode fast kein Pumpbetrieb möglich (Abb. 3-11). Daher wurde nur in den Monaten April und Juli die Tiefenstufe bei 30 m zusätzlich zur 1 m über Grund Probe genommen.

Die durchschnittliche Sichttiefe lag 2018 mit 2,8 m etwas über den Vorjahren (Tab. 3-1). Für die Sommermonate 2018 lag der Minimalwert allerdings mit 1,5 m wieder etwas



LUBW

Abb. 3-11: Beckenstände 2008, 2015 und 2018 (Daten zur Verfügung gestellt von der EnBW).

niedriger als 2015 (2 m), während 2008 der geringste Wert noch bei 0,5 m lag.

Der volumengewichtete Mittelwert von Sauerstoff lag 2018 mit 8,3 mg/L auf gleichem Niveau wie 2015, und etwas niedriger als 2008 (9,0 mg/L). Wie im Untersuchungsjahr

2008, in dem die Konzentrationen an Sauerstoff über Grund infolge des Abbaus von Biomasse nicht unter 3,8 mg/L fielen, blieben die Minimalkonzentrationen 2018 in einem Bereich von 2,6 mg/L bis 3,8 mg/L (Daten nicht dargestellt). Der Zeitraum dieser niedrigen Konzentrationen erstreckte sich 2018 bis in den Oktober, während sie

Tab. 3-1: Vergleich wichtiger chemischer und physikalischer Parameter in der Schwarzenbach-Talsperre 2008, 2015 und 2018 (LUBW).

Schwarzenbach-Talsperre		2008 (März–November)	2015 (März–November)	2018 (März–November)
Parameter	Einheit	volumengewichtetes Jahresmittel		
Temp.	°C	11,4	10,8	11,6
Sichtt.	M	2,1	2,5	2,8
Leitf.	µS/cm	39	44	52
pH		6,8	7,0	7,2
Härte	1/2 mmol/L	0,3	0,31	0,34
SBV	mmol/L	0,2	0,25	0,28
gesamt-P	µg/L	22	16	15
gelöst-P	µg/L	7,9	7,4	7,7
ortho-P	µg/L	4,2	3,8	4,1
O ₂	mg/L	9,0	8,4	8,3
NO ₃ -N	µg/L	414	361	275
NH ₄ -N	µg/L	49	24	24
SiO ₂ -Si	µg/L	1930	2264	1949
Fe	µg/L	135	152	109
Mn	µg/L	20	28	19
Cl	mg/L	3,0	3,8	4,4
SO ₄	mg/L	4,3	4,6	5,2
Al gel.	µg/L	147 (Sept.)	128 (Apr., Aug.)	145 (Apr., Okt.)

Extrema 1 m über Grund (Monat)				
O ₂ Min	mg/L	3,8 (8)	0,35 (9)	2,6 (9)
ges-P Max	µg/L	33,5 (6)	40,4 (3)	32,6 (3)
NH ₄ -N Max	µg/L	233 (8)	172 (9)	75 (11)
Fe Max	µg/L	437 (7)	1444 (9)	427 (10)
Mn Max	µg/L	106 (7)	392 (9)	115 (10)

LAWA- Trophieindex			
LAWA Trophie	2,25 (mesotroph 2)	1,9 (mesotroph 1)	1,96 (mesotroph 1)

sich 2008 schon ab September wieder erholten. Im Gegensatz dazu wurde im Untersuchungsjahr 2015 eine sehr ausgeprägte Sauerstoffzehrung, mit Minimalwerten von 0,8 mg/L (August) und 0,4 mg/L (Oktober) beobachtet. Obwohl weniger stark ausgeprägt, dauerten die niedrigen Sauerstoffbedingungen 2018 länger an als 2015, wodurch sich der sehr ähnliche Jahresmittelwert erklärt.

Der pH-Wert ist seit 2008 von 6,8 auf 7,2 weiter leicht gestiegen. Ebenso haben die Härte (von 0,3 auf 0,34 1/2 mmol/L) und das Säurebindungsvermögen (von 0,2 auf 0,28 mmol/L) zugenommen. Diese liegen aufgrund der Abwesenheit von Kalk als leichtlöslicher Base und der daraus resultierenden geringen Pufferkapazität zwar in einem für Schwarzwaldseen typischen niedrigen Bereich, folgen aber der allgemein zu beobachtenden Tendenz der Verbesserung.

Die volumengewichteten Jahresmittelwerte von gelöstem Phosphor (gelöst-P) und Ortho-Phosphat (ortho-P) befanden sich 2018 mit 7,7 µg/L und 4,1 µg/L auf dem Niveau von 2015 (7,4 µg/L und 3,8 µg/L) und 2008 (7,9 µg/L und 4,2 µg/L). Auch das Jahresmittel für Gesamtphosphor (gesamt-P) war mit 15 µg/L sehr ähnlich wie 2015 (15,8 µg/L) und damit vergleichbar mit 1990 (15,5 µg/L), bevor die Jahrespumpmenge seit 2000 deutlich erhöht wurde. Dagegen wiesen die gelösten Phosphorspezies in den letzten drei Untersuchungsjahren deutlich höhere Konzentrationen auf als 1990 (3,6 µg/L gelöst-P und 0,3 µg/L ortho-P). Für Gesamtphosphor zeigten die Jahre 1990, 2015 und 2018 außerdem einen sehr ähnlichen Jahresgang (Abb. 3-12).

Während die gelöst-P-Gehalte an der Oberfläche, wo sie für den Algenaufbau zur Verfügung standen, im März 2018 auf ähnlich hohem Niveau starteten wie 2015, wurden zwischen Juni und September 2018 durch Abbauprozesse der insgesamt sehr viel höheren Biomassen (vgl. Kapitel 3.1.3) höhere Werte erreicht (Abb. 3-13). Im Oktober und November glichen sich die Konzentrationen wieder an.

Die gelöst-P-Gehalte über Grund waren 2018 in der gleichen Größenordnung wie 2015 und zeigten einen ähnlichen Jahresverlauf, allerdings mit einer geringeren Startkonzentration im März und deutlich höheren (abbaubedingten) Konzentrationen in den Sommermonaten (Abb. 3-13). Zur Veranschaulichung möglicher Einflüsse

des hochgepumpten Murgwassers auf die gelöst-P-Konzentration in der Talsperre enthält Abbildung 3-13 zusätzlich die Jahresverläufe der gelöst-P-Gehalte in der Murg (Sammelbecken Kirschbaumwasen). Zu beachten sind der zwischenzeitlich ausgesetzte (Mitte Juli bis Anfang Oktober 2015) bzw. aufgrund der Niedrigwasserperiode stark zurückgefahrenen Pumpbetrieb (Juli bis November 2018), so dass die hohen gelöst-P-Konzentrationen in der Murg im August 2015 und August bis Oktober 2018 die Talsperre nicht beeinflussen.

Neben der Verfügbarkeit von Phosphor spielt die Nitratkonzentration eine wesentliche Rolle bei der Entstehung von Blaualgenblüten. Der volumengewichtete Jahresmit-

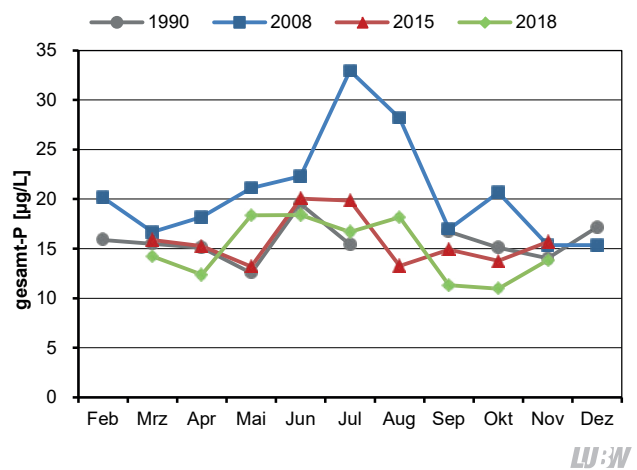


Abb. 3-12: Gesamt-P-Konzentrationen (volumengewichtet) an der Seemessstelle in den Untersuchungsjahren 1990, 2008, 2015 und 2018.

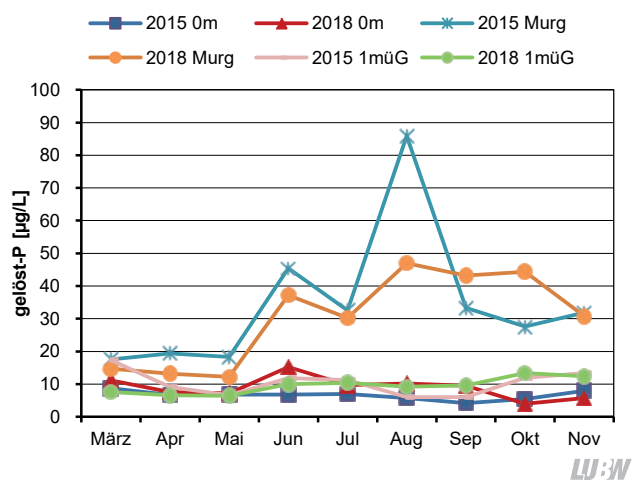
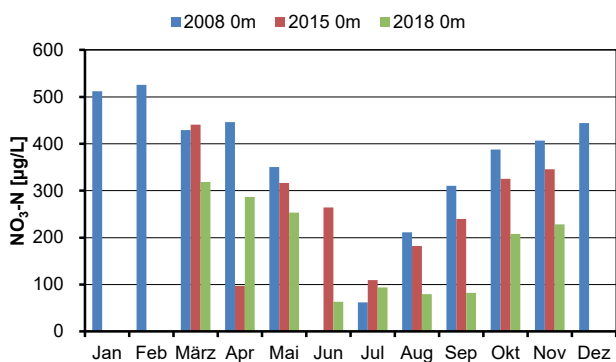


Abb. 3-13: Gelöst-P-Konzentrationen in 0 m und über Grund an der Seemessstelle und in der Murg (Sammelbecken Kirschbaumwasen) für die Untersuchungsjahre 2015 und 2018.

telwert von Nitrat-Stickstoff (Nitrat-N) war mit 275 µg/L geringer als 2015 (361 µg/L) und hat sich gegenüber 1990 (712 µg/L) mehr als halbiert. Abbildung 3-14 zeigt die monatlichen Konzentrationen für Nitrat-N an der Oberfläche für die Untersuchungsjahre 2008, 2015 und 2018. Der Startwert von Nitrat-N lag im März 2018 bei 319 µg/L und damit bereits geringer als 2015 (441 µg/L) und 2008 (429 µg/L). Ausgeprägt niedrige Konzentrationen lagen im Untersuchungsjahr 2018 in den Monaten Juni bis September vor, den Monaten mit den höchsten Phyto- und Picoplanktonbiomassen. Eine vollständige Nitratzehrung wurde im Gegensatz zu 2008 nicht beobachtet, der Zeitraum, über den sich die niedrigen Konzentrationen erstreckten, war allerdings zwei bzw. drei Monate länger als 2008 und 2015. Ein Nitratmangel bei gleichzeitig gut verfügbarem Phosphornachschub (Pumpwasser aus der Murg im Frühjahr/Frühsummer) begünstigt das Wachstum von Blaualgen. Von August bis Oktober nahmen die Blaualgen einen dominierenden Anteil an den insgesamt hohen Biomassen ein (vgl. 3.1.3).

Der durchschnittliche Ammonium-Gehalt lag 2018 wie bereits 2015 bei 24 µg/L und hat sich damit gegenüber 2008 (49 µg/L) halbiert. Die maximale Konzentration an Ammonium über Grund lag 2018 bei 75 µg/L im November und damit deutlich niedriger als 2015 (September: 172 µg/L) und 2008 (August: 233 µg/L).

Die Rücklösungsprozesse von Eisen und Mangan aus dem Sediment waren 2018 entsprechend der höheren Sauerstoffverfügbarkeit nicht so ausgeprägt wie 2015, so dass die



LUBW

Abb. 3-14: Nitrat-Stickstoff (NO³-N)-Konzentrationen an der Oberfläche der Seemessstelle (Tiefe = 0 m) in den Untersuchungsjahren 2008, 2015 und 2018.

Maximalkonzentrationen über Grund wieder auf dem Niveau von 2008 lagen (Tab. 3-1).

Auch der Jahresmittelwert von Silikat erreichte mit 1949 µg/L wieder das Niveau von 2008 (1 930 µg/L).

Die durchschnittliche Chlorid-Konzentration hat 2018 mit 4,4 mg/L gegenüber 3,8 mg/L (2015) weiter zugenommen, lag aber als Indikator für anthropogene Einflüsse insgesamt auf niedrigem Niveau. Die Chlorid-Erhöhung ist auf die winterliche Straßensalzung zurückzuführen [IGKB 2010].

Die mittlere Aluminium-Konzentration aus den Monaten April und Oktober erreichte 2018 mit 145 µg/L eine ähnliche Größenordnung im niedrigen dreistelligen Bereich wie in den vorherigen Untersuchungsjahren (Tab. 3-1). Auch die anderen im Rahmen des Metallmessprogramms untersuchten Spezies wie Zink (MW: 1,62 µg/L), Arsen (MW: 0,51 µg/L) und Kupfer (MW: 1,18 µg/L) zeigten keine nennenswerten anthropogenen Belastungen an.

Die Trophieklassifikation nach LAWA [LAWA 2014] mit Gesamt-P, Sichttiefe und Chlorophyll-a (aus der Summenprobe) ergibt für die Schwarzenbach-Talsperre knapp den Zustand mesotroph 1 (Trophieindex 1,96). Berechnet man für 2015 den Index nach der neuen LAWA-Bewertung ergibt sich ein Wert von 1,9 (mesotroph 1). Die leichte Verschlechterung im Trophieindex ist auf den Chlorophyll-a-Teilindex zurückzuführen, der aufgrund der höheren Biomasse mit 1,8 gegenüber 1,4 in die Berechnung eingeht. Die Schwarzenbach-Talsperre liegt damit in beiden Untersuchungsjahren um eine Stufe vom oligotrophen Zustand entfernt und ist damit im Hinblick auf die Trophie als gut einzustufen.

Prioritäre Stoffe und flussgebietspezifische Schadstoffe nach OGeV

Im Jahr 2018 wurde die Schwarzenbach-Talsperre, die entsprechend ihrer Größe von über 50 ha WRRL-relevant ist, auf 48 der 50 prioritären Stoffe und auf 48 der 63 flussgebietspezifischen Schadstoffe mit Wasser-Umweltqualitätsnorm (OGeV 2016, Anlagen 6 und 8) untersucht. Die Proben wurden an zwei Terminen aus verschiedenen Tiefen entnommen (April: 0 m, 5 m, 10 m, ca. 1 m ü. Grund; Oktober: 0 m, 5 m, 10 m, 20 m, ca. 1 m ü. Grund).

Bei keinem der Stoffe kam es zu einer Überschreitung der gesetzlich vorgegebenen Umweltqualitätsnormen. Gefunden wurden die **prioritären Stoffe** 1,2-Dichlorethan (max. 0,047 µg/L), Trichlormethan (max. 0,02 µg/L) und Blei und Cadmium (gelöst, max. 0,6 µg/L und 0,02 µg/L) sowie die **flussgebietsspezifischen Schadstoffe** Terbutylazin (max. 0,0015 µg/L) und Silber (gelöst, max. 0,01 µg/L). Die Konzentrationen aller gefundenen Substanzen lagen nur geringfügig über der Bestimmungsgrenze des jeweils eingesetzten Analyseverfahrens.

Über die Wasseranalytik hinaus wurden 2018 in der Schwarzenbach-Talsperre Befischungen durch die Fischereiforschungsstelle Langenargen durchgeführt und die entnommenen Fische im Anschluss auf die **prioritären Stoffe mit Biota-Umweltqualitätsnorm** (OGewV 2016, Anlage 8) untersucht. Für Flussbarsche und Rotaugen wurden Überschreitungen der polybromierten Diphenylether (0,12 bzw. 0,25 µg/kg Nassgewicht), von Quecksilber (360 bzw. 160 µg/kg Nassgewicht) und für Rotaugen von Heptachlorepoxid (0,01 µg/kg Nassgewicht) festgestellt. Werte unter der Bestimmungsgrenze wurden bei der Summenbildung der polybromierten Diphenylether (Kongonere Nr. 28, 47, 99, 100, 153, 154) nicht berücksichtigt.

Zusätzlich zu den gesetzlich geregelten Stoffen nach OGe-wV [OGewV 016] wurden im Untersuchungsjahr 2018 die Stoffe Butylhydroxytoluol (BHT, max. 0,149 µg/L), das Repellent DEET (max. 0,0081 µg/L), das Antiepileptikum Carbamazepin, das Antibiotikum Sulfamethoxazol und der Metabolit Desethylterbutylazin (max. 0,0024 µg/L) gefunden. Desethylterbutylazin wurde 2015 mit max. 0,0019 µg/L in sehr ähnlicher Konzentration wie 2018 gefunden. Auch die Konzentrationen von DEET im Frühjahr und Herbst 2015 waren mit max. 0,0041 µg/L vergleichbar zu 2018. BHT, Carbamazepin und Sulfamethoxazol waren 2015 noch nicht im Untersuchungsprogramm des ISF enthalten.

Im Gegensatz zur letzten Untersuchung 2015 wurden das Herbizid Metolachlor, das Insektizid Pirimicarb, das Algizid Terbutryn und das Fungizid Quinoxifen 2018 nicht mehr gefunden.

Der Fund von Butylhydroxytoluol (BHT) entspricht der Beobachtung in anderen Seen Baden-Württembergs, z.B.

auch dem Bodensee (vgl. Kapitel 1.2). BHT kann industriellen Ursprungs sein (als Antioxidans z.B. in Farben und Kosmetika) oder natürlich vorkommen (Bildung durch Grünalgen und Cyanobakterien [BABU, WU 2008]). Da die Substanz in relativ hohen Konzentrationen gefunden wird, sollte ihr Vorkommen weiter verfolgt und untersucht werden.

3.1.3 Biologische Untersuchung

In der Schwarzenbach-Talsperre betrug die durchschnittliche **Phytoplankton-Biomasse** im Jahr 2018 0,51 mg/L (Abb. 3-15, A, Tab. 3-2). Die maximale Biomasse wurde im August mit 1,55 mg/L nachgewiesen. Gegenüber 2015, als ein Jahresmittel von 0,21 mg/L gemessen wurde, hat sich der Wert mehr als verdoppelt, ist aber ähnlich hoch wie das Jahresmittel 2008 mit 0,53 mg/L (Tab. 3-2). Mikroskopische Zählung und Bestimmung der Leitpigmente zeigten übereinstimmend eine leichte Frühjahrsblüte von Cryptophyceen im April (vorwiegend *Rhodomonas lens*), eine Blüte der Grünalgen im Mai/Juni, eine starke Entwicklung von Kieselalgen im Juli und für den Rest des Jahres ein ausgeprägtes Cyanobakterien-Wachstum. An der starken Entwicklung von Grünalgen im Mai und Juni waren mehrere Taxa beteiligt. Im Mai stellte *Sphaerocystis* spp. einen großen Teil der Grünalgen, im Juni kommen *Scenedesmus* spp. und *Crucigeniella pulchra* dazu. Die Kieselalgen-Blüte im Juli wurde vor allem durch eine hohe Abundanz von *Fragilaria rumpens* hervorgerufen. Im August, zum Hochpunkt der Biomasse-Entwicklung, hatten die Cyanobakterien einen Anteil von 89,7% an der Biomasse. Zu diesem Zeitpunkt war *Anabaena spiroides* mit einer Biomasse von 1,38 mg/L die dominante Art unter den Cyanobakterien.

Die **Chlorophyll-a-Konzentration** lag im Mittel bei 3,4 µg/L (Tab. 3-2) und damit höher als in den vorherigen

Tab. 3-2: Gegenüberstellung der Phytoplankton-Biomassen und der Chlorophylla-Konzentrationen in den letzten drei Untersuchungsjahren LUBW).

Jahresdurchschnitt	2008	2015	2018
Biomasse [mg/L]	0,53 mg/L	0,21 mg/L	0,51 mg/L
Chl a [µg/L]	2,39 µg/L	2,03 µg/L	3,4 µg/L

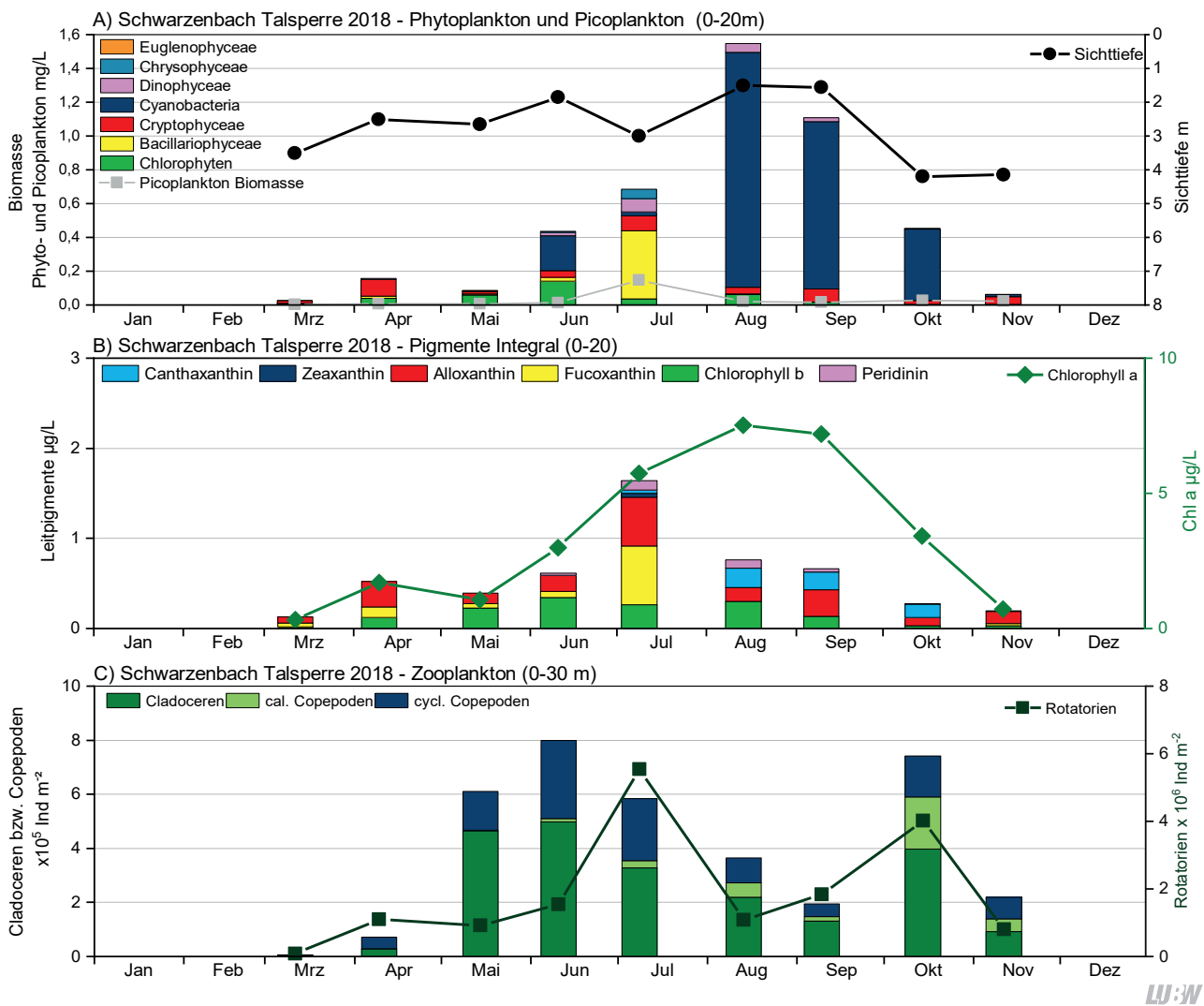


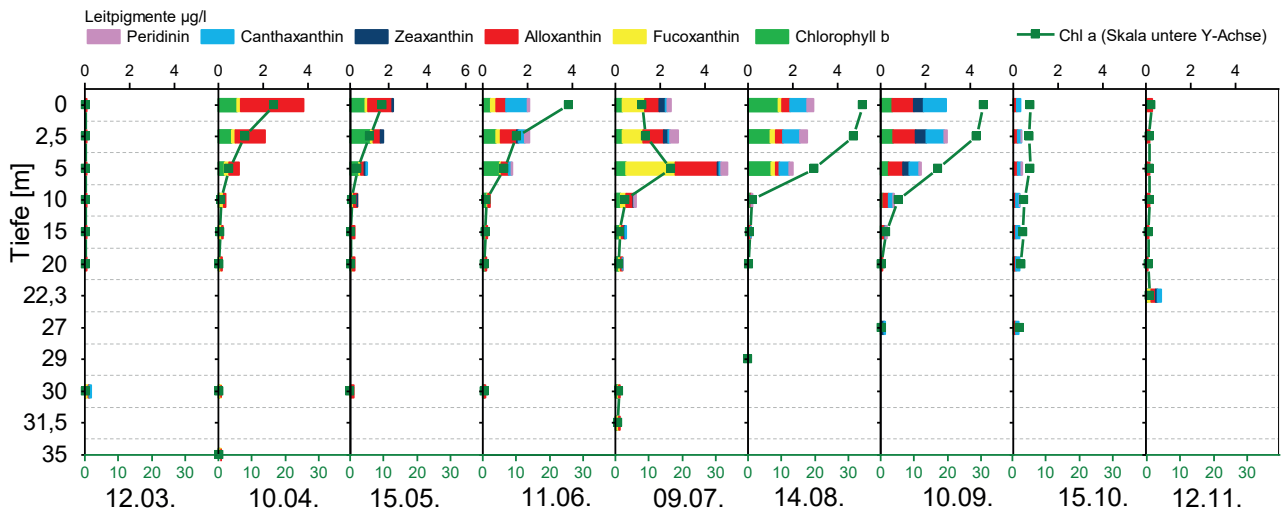
Abb. 3-15: Biologische Parameter Schwarzenbach-Talsperre. A) Biomassen von Phytoplankton sowie Picoplankton; B) Leitpigmente mit Chlorophyll a; C) Zooplankton.

Untersuchungsjahren (2008: 2,39 µg/L; 2015: 2,03 µg/L, Tab. 3-2). Im Jahresverlauf wurde nach geringen Werten von Januar bis März im April ein erster Hochpunkt mit 1,7 µg/L erreicht. Nach einem kleinen Rückgang im Mai stiegen die Werte im August bis auf 7,5 µg/L an. Im September lagen die Chlorophyll-a-Konzentrationen noch bei 7,2 µg/L, im Oktober und November fielen sie kontinuierlich.

Das autotrophe Picoplankton in der Schwarzenbach-Talsperre wurde in der Summenprobe von 0–20 m durch fluoreszenzmikroskopische Zählungen ermittelt (Abb. 3-15, A). Im Jahresdurchschnitt lagen die Picoplankton-Zellzahlen bei $7,05 \times 10^3$ Zellen/ml, was einer Biomasse von 0,03 mg/L entspricht. Die höchste Anzahl von Picoplankton-Zellen wurde im Juli 2018 mit $3,55 \times 10^4$ Zellen/ml nachgewiesen

Diese Zellzahl entspricht einer Biomasse von 0,15 mg/L. Insgesamt war der Anteil des autotrophen Picoplanktons an der Biomasse in der Schwarzenbach-Talsperre gegenüber der Biomasse des Phytoplanktons sehr gering.

Um Daten mit einer gewissen räumlichen Auflösung zu erhalten, wurden die Leitpigmente und Chlorophyll-a in den Tiefenstufen 0 m, 2,5 m, 5 m, 7,5 m, 10 m und über Grund bestimmt. Die Verläufe des Chlorophyll-a und der Leitpigmente (in Summe) decken sich weitgehend (Abb. 3-16). Die Cryptophyceen-Blüte im April zeigte sich in den Tiefenstufen deutlich. In der Integralprobe fast nicht sichtbar, zeigten die Messungen in den Tiefenstufen im Juni eine kleine oberflächennahe Blüte von Cyanobakterien. Die Tiefenverteilung der Leitpigmente ergab, dass die Kieselalgenblüte im Juli ihren Schwerpunkt in 5 m Tie-



LUBW

Abb. 3-16: Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen in der Schwarzenbach-Talsperre im Jahresverlauf 2018. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll-a in olivgrün unten.

fe hatte, während im August und September das Hauptwachstum eher zur Oberfläche hin orientiert stattfand (Abb. 3-16).

Ab März 2018 wurden während der Probenahmen Messungen mit einer BBE-Sonde durchgeführt, die über verschiedene Fluoreszenz-Marker die Biomasse von Grünalgen, Cryptophyceen, Cyanobakterien und – wegen der ähnlichen Pigmentausrüstung in einem Messkanal vereint – Bacillariophyceen, Chrysophyceen und Dinophyceen misst. Die Messungen legen nahe, dass der Wasserkörper in der Talsperre weitgehend durchmischt war (Abb. 3-17). Lediglich in den oberen 5–8 m wurde anhand der Algenvorkommen von Mai bis Oktober eine gewisse Schichtung erkennbar. Die Messergebnisse decken sich weitgehend mit denen der tiefenaufgelösten Leitpigmentanalyse. Die erste Cyanobakterien-Blüte war auch hier deutlich sichtbar, ebenso wie die unterschiedliche Einschichtung der Kieselalgen und der Cyanobakterien. Nicht detektiert wurde in den Fluoreszenzsondenmessungen hingegen die Cryptophyceen-Blüte im März.

Das WRRL-Bewertungsverfahren für Phytoplankton (PhytoSee 7.0) errechnet für die Schwarzenbach-Talsperre einen Indexwert von 1,62, was einer Bewertung des ökologischen Potenzials als „gut“ entspricht. Berechnet man mit der gleichen Toolversion den Index für die letzten umfassende Untersuchungen der Talsperre ergibt sich für 2008 ein In-

dexwert von 1,91 und für 2015 ein Indexwert von 1,46. Gegenüber 2008 hat sich die Bewertung somit verbessert, während gegenüber 2015 eine leichte Verschlechterung indiziert wird (Tab. 3-3), wobei der 2015 errechnete Wert aufgrund zu geringer Anzahl an Indikatortaxa nicht als gesichert gilt.

Tab. 3-3: Vergleich der PhytoSee-Indizes für die letzten Untersuchungsjahre, gerechnet mit der Toolversion 7.0 für die Schwarzenbach-Talsperre (*Gesamtindex ohne Indikatortaxa-Index gilt als ungesichert) (LUBW).

Jahr	PSI (PhytoSee 7.0)	Ökologische Bewertung
2008	1,91	gut
2015	1,46*	sehr gut
2018	1,62	gut

LUBW

Zooplankton

Die Schwarzenbach-Talsperre ist mit insgesamt 50 Metazooplanktontaxa (26 Rädertier-Taxa, 16 Cladoceren-, 8 Ruderfußkrebs-Taxa sowie Larven der Dreikantmuscheln) artenreich. Besonders zu erwähnen ist das Vorkommen des Gallertwasserfloh (*Holopedium gibberum*), der insbesondere im Frühjahr das Wasserflohplankton bestimmte, sowie das Vorkommen des eher seltenen Rädertiers *Ploesoma budsoni*.

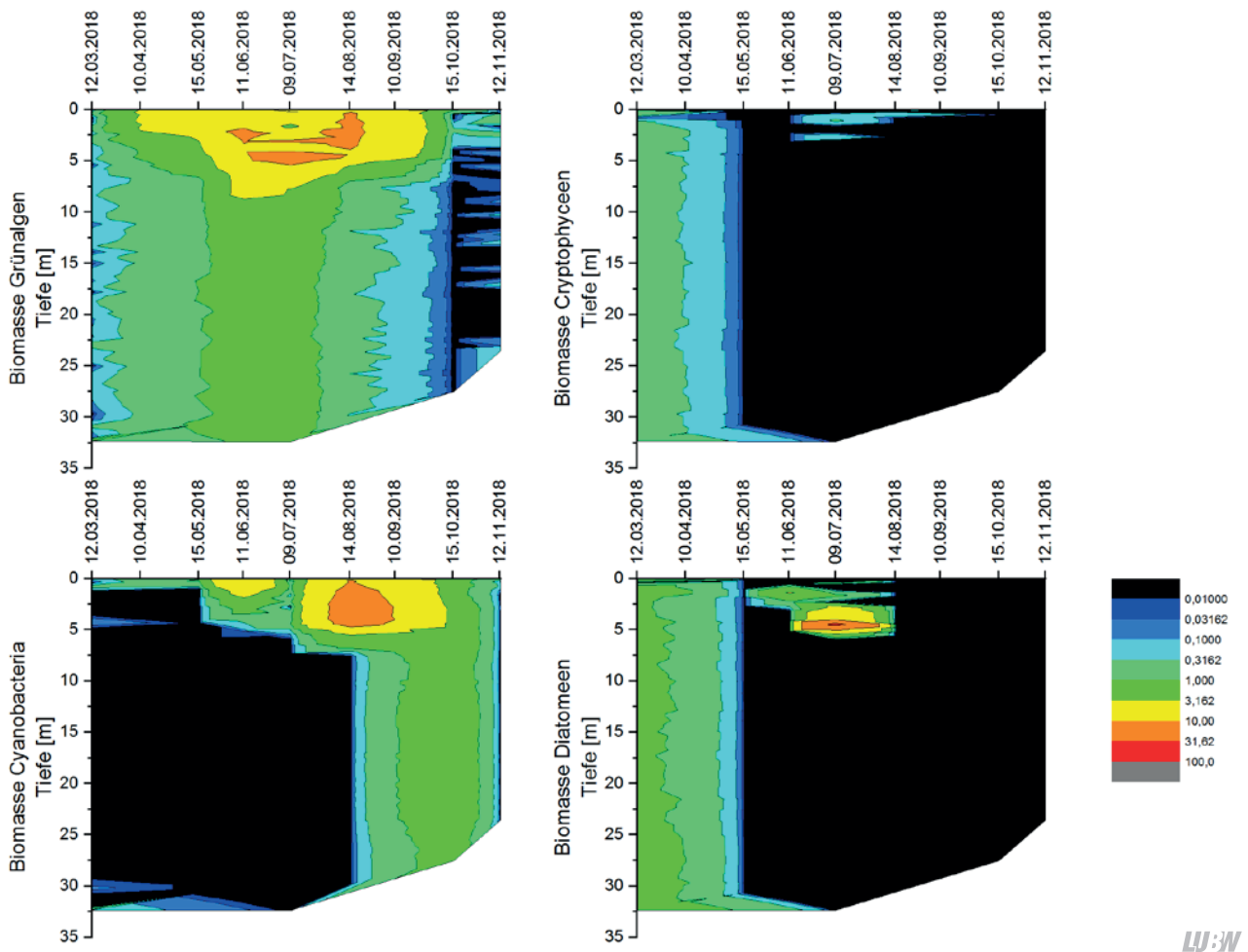


Abb. 3-17: Räumlich-zeitliche Verteilung der Algengroßgruppen in der Schwarzenbach-Talsperre im Jahr 2018, Messungen mittels BBE-Sonde.

Aspekt-bestimmende Taxa bei den Rädertieren waren im Frühjahr Arten der Gattung *Synchaeta*, im Sommer und Herbst das allgemein häufige Rädertier *Keratella cochlearis*. An Nahrungsspezialisten war im August *Trichocerca cylindrica* stark präsent. Bei der Gattung *Trichocerca* handelt es sich um Rädertiere, die mittels ihres Kauers in der Lage sind, fädige Algen anzustechen. Außerdem noch häufig war im späten Frühjahr (Mai, Juni) das koloniebildende Rädertier *Conochilus unicornis*. Zeiger hoher Trophie waren innerhalb der Rädertiere nicht in den Proben vorhanden bzw. nicht aspektbestimmend.

Das Cladocerenplankton wurde im Frühjahr von Gallertwasserflöhen (*Holopedium gibberum*) dominiert. Im Juni/Juli traten mit Rüsselkrebse (*Bosmina longirostris*) kleine Cladoceren stark hervor. Daphnien waren durch verschiedene Morphen vor allem im Sommer und Herbst vertreten. Hierzu zählten die in Schwarzwaldseen eher häufige *Daph-*

nia longispina oder die allgemein häufigen Taxa *D. galeata*, *D. cucullata*, Morphen vom *D. hyalina*-Typ und intermediäre Morphen („Hybride“).

Das Copepodenplankton war einfach zusammengesetzt, wobei zwei Taxa (*Eudiaptomus gracilis* und *Thermocyclops oithonoides*) das Bild bestimmten. Erwähnenswert ist allenfalls das vereinzelte Auftreten von *Acanthocyclops robustus*, einer Art, die erhöhte Trophie indiziert.

Die Biomassen (Trockenmassen, TM) des Zooplanktons lagen in der Schwarzenbach-Talsperre im Mittel bei gut 50 µg TML (Median 52, Mittelwert 55 µg TML) und indizieren oligotrophe Bedingungen. Starke Massenbildner waren praktisch ganzjährig die Cladoceren (Wasserflöhe), in der zweiten Jahreshälfte zusätzlich die calanoiden Ruderfußkrebse (Abb. 3-18). Ein deutlicher Rückgang der Cladoceren war in den Sommermonaten mit der Verschlechter-

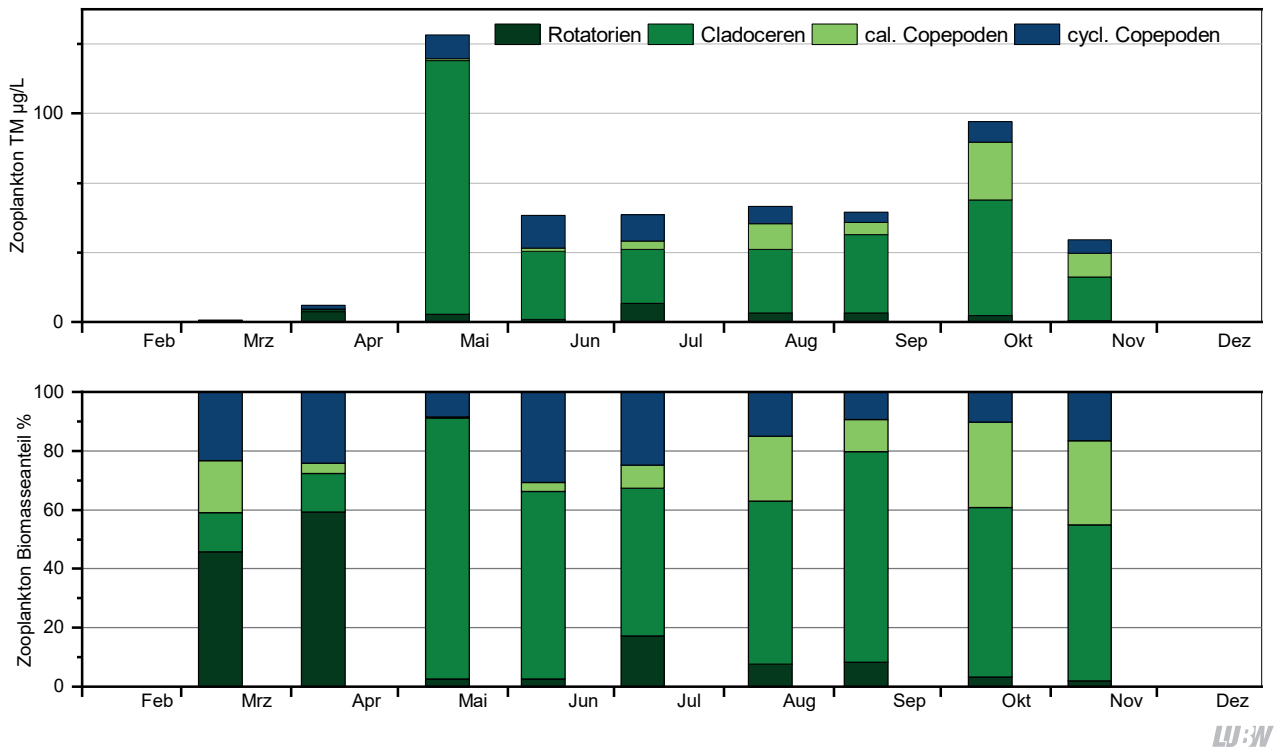


Abb. 3-18: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für die Schwarzenbach-Talsperre im Jahr 2018. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

zung der Nahrungssituation (Zunahme der Cyanobakterien) zu sehen (vgl. Abb. 3-15). Rädertiere stellten im Mittel nur 6% der Zooplanktonmasse. Der Cladoceren-Größenindex (GIC) lag im Sommer bei niedrigen 2-4 µg_{TM} pro Individuum (Ind.). Selbst im Frühjahr, zu einer Zeit niedrigen Fisch-Prädationsdruckes, lag der GIC nur einmal über der Masse einer 1 mm langen Daphnie (= ca. 6 µg).

Um eine Vorstellung zu bekommen, in welchen Schichten sich das Zooplankton hauptsächlich aufhielt, wurde das Absatzvolumen bestimmt, bevor die mit dem Planktonnetz in Tiefenstufen gezogenen Proben zu einer Gesamtprobe vereinigt wurden (Abb. 3-19). Es zeigte sich, dass der überwiegende Anteil des Zooplanktons vom Frühlommer bis in den Herbst in den oberen 20 m zu finden war. Insbesondere in der kalten Jahreszeit halten sich erhebliche Anteile des Zooplanktons unterhalb der 20 Meter Tiefenschicht auf, allerdings waren zu dieser Zeit die Abundanzen insgesamt gering.

Hinsichtlich der PhytoLoss-Indices ergab sich mit Effektklasse 3 ein relativ schwacher Umsatz von Phytoplanktonmasse in Zooplanktonmasse. Der Fraßdruck auf das fress-

bare Phytoplankton war moderat bis gering (Effektklassen 4 und 3), die Futterqualität lag aber aufgrund der immer noch mehr oder weniger deutlichen Präsenz der gut fressbaren Cryptophyceen bei moderaten 30%. Die moderate Futterqualität und der nur moderate bis schwache Fraßdruck auf das Phytoplankton seitens des Zooplanktons weisen darauf hin, dass neben dem Phytoplankton noch

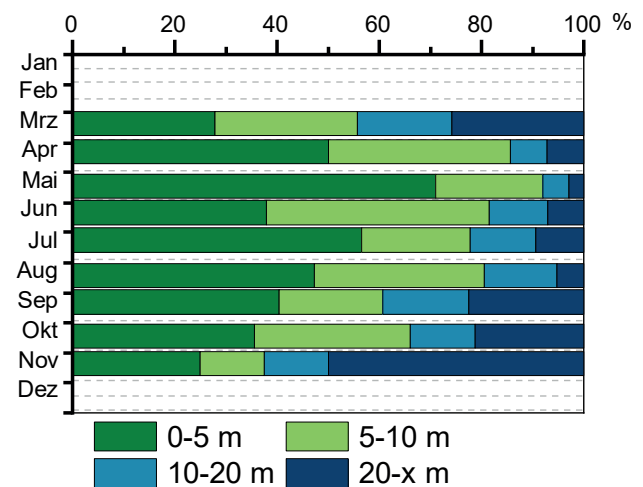
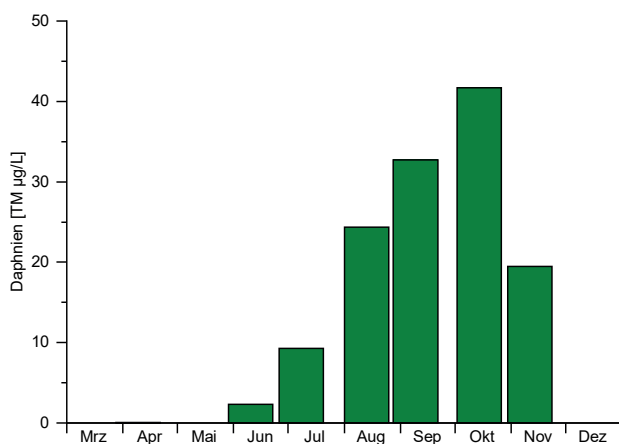


Abb. 3-19: Absatzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben, normiert auf eine 5m-Schicht an der Hauptmessstelle der Schwarzenbach-Talsperre.

andere Nahrungsquellen (z.B. Bakterien) genutzt wurden, was durch die Präsenz von kleinen Filtrierern gestützt wird. Die „Hauptfiltrierer“ (Daphnien) wurden erst ab August wichtig (Abb. 3-20), was durch die Entwicklung des Phytoplanktons dokumentiert wird. Ab August wurde die Masse des gut fressbaren Phytoplanktons dezimiert und schlecht fressbare Cyanobakterien kamen stark auf. Eventuell kam in diesem Zeitraum ein „inverser Grazing-Effekt“ zum Tragen; d. h. durch die Beseitigung gut fressbarer Algen durch Daphnien wird die Konkurrenz für Cyanobakterien minimiert die sich dann stark entwickeln.



LUBW

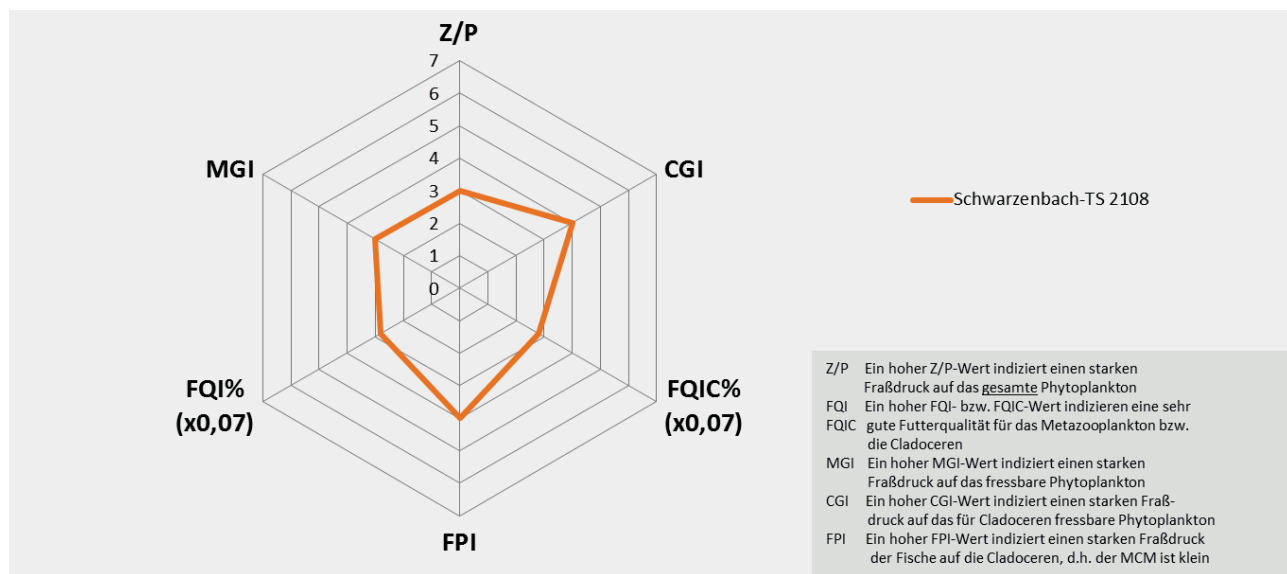
Abb. 3-20: Daphnien-Entwicklung in der Schwarzenbach-Talsperre im Jahr 2018.

Der anhand des PhytoLoss-Moduls errechnete Fisch-Prädationsdruck ist mit Effektklasse 4 ebenfalls nur moderat.

Trotz der ungünstigen Futtersituation im Sommer war eine Eiproduktion der Filtrierer möglich. Daphnien produzierten im Juli (vor dem Aufkommen der Cyanobakterien) noch 3–7 Eier pro Gelege. Mit dem Aufkommen der Cyanobakterien im August fiel die Anzahl der Eier pro Gelege auf 1–2 ab. Offensichtlich überstieg die Menge an fressbarem Phytoplankton selbst im August/September die Schwelle für die Eiproduktion. *Eudiaptomus gracilis* war in der Lage, in der Schwarzenbach-Talsperre 3–6 Eier pro Gelege im Hochsommer zu produzieren.

3.1.4 Zusammenfassung

Die Schwarzenbach-Talsperre wird in ihrem Temperaturregime durch den Pumpbetrieb und die damit einhergehenden Mischungsprozesse beeinflusst. Dies führte zur Schichtungszeit unterhalb von 10–15 m Wassertiefe zu einer Veränderung der Temperatur- und stofflichen Gradienten. Ab Mai nahm die Sauerstoffsättigung in der Tiefe stark ab, so dass im Spätsommer/Frühherbst minimale Konzentrationen von etwa 30% gemessen wurden. Dadurch spielten auch Rücklösungsprozesse am und im Seeboden in den Sommermonaten eine Rolle.



LUBW

Abb. 3-21: Wichtige Indices zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für die Schwarzenbach-Talsperre im Jahr 2018 – berechnet und dargestellt (verändert) über das PhytoLoss-Modul (Version 3.03) [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE]. Sommersituation!!

Die Trophieklassifikation nach LAWA [LAWA 2014] ergibt für die Untersuchungsjahre 2018 und 2015 den Zustand mesotroph 1. Als Referenztrophiie wird im LAWA-Steckbrief für den Seetyp 8 „geschichteter, calciumarmer Mittelgebirgssee mit relativ großem Einzugsgebiet“ oligo- bis mesotroph 1 mit einem Trophieindex <1,75 angegeben. Dadurch ist die Schwarzenbach-Talsperre eine Stufe vom oligotrophen Zustand entfernt und insgesamt in gutem Zustand. Bei den untersuchten prioritären Stoffen und flussgebietspezifischen Schadstoffen nach OGEwV [OGEwV 2016] gab es in der Wasserphase keine Grenzwertüberschreitungen. Allerdings ergab die Analytik prioritärer Stoffe in Fischen aus der Talsperre Überschreitungen bei den polybromierten Diphenylethern, Quecksilber und Heptachlorepoxyd. Trotz der guten Untersuchungsergebnisse der Wasserphase ist der chemische Zustand der Schwarzenbach-Talsperre damit insgesamt als „nicht gut“ einzustufen.

Die durchschnittliche Phytoplanktonbiomasse betrug im Untersuchungsjahr 0,51 mg/L und lag damit auf ähnlichem Niveau wie 2008, aber deutlich höher als bei der letzten Untersuchung im Jahr 2015 (0,21 mg/L). Nach einer leichten Frühjahrsblüte von Cryptophyceen im April kam es im Juli 2018 zu einer starken Entwicklung von Kieselalgen. Für den Rest des Jahres zeigte sich ein ausgeprägtes Cyano-

bakterien-Wachstum, mit *Anabaena spiroides* als dominante Art. Cyanobakterien machten zum Entwicklungshochpunkt im August einen Anteil von 89,7% an der Biomasse aus. Ein sommerlicher Nitratmangel bei gleichzeitig guter Phosphorverfügbarkeit (Pumpwasser aus der Murg im Frühjahr/Frühsummer) begünstigte das Wachstum von Cyanobakterien, welche in der Lage sind, Luftstickstoff zu fixieren. Das Zooplankton der Schwarzenbach-Talsperre ist mit 50 Metazooplanktontaxa als artenreich zu bezeichnen. Als Besonderheit tritt in der Schwarzenbach-Talsperre der Gallertwasserfloh *Holopedium gibberum* auf. Die durchschnittliche Biomasse des Zooplanktons deutet auf oligotrophe Bedingungen hin.

Tabelle 3-4 zeigt eine Zusammenfassung der ökologischen sowie chemischen Bewertung der Schwarzenbach-Talsperre für das Jahr 2018.

Tab. 3-4: Ökologische und chemische Bewertung der Schwarzenbach-Talsperre 2018 (LUBW).

Ökologische Bewertung		
Parameter	Wert	Zustand
Trophie	1,96	gut
Phytoplankton	1,62	gut
Zooplankton		oligotroph

Chemischer Bewertung		
Matrix	UQN Überschreitung	Zustand
Wasserphase	Nein	gut
Biota (Fisch)	ja (PBDE, Hg, Heptachlorepoxyd)	nicht gut

3.2 Titisee

Der Titisee (Abb. 3-22) liegt im Bereich des südlichen Schwarzwaldes in der Gemeinde Titisee-Neustadt. Er bildete sich als Moränenstausee am Ende der letzten Eiszeit in einem von einer Zunge des Feldberggletschers ausgeformten Tal. Die Wasserfläche beträgt ca. 107 ha bei einer maximalen Tiefe von 39 m. Er ist etwa 1870 m lang und 750 m breit. Während das steile Längsufer im Südosten bis an die Wasserlinie bewaldet ist, ist das Nordufer durch mehr oder weniger dichte Besiedlung geprägt. Der wichtigste Zufluss ist der Seebach, der vom Feldsee kommend elektrolytarmes Wasser zuführt. Ein kleinerer zweiter Zufluss mündet im Bereich des Schwimmbades am NW-Ufer und verbindet den Eisweiher mit dem Titisee. Darüber hinaus gibt es noch drei weitere kleinere Zuflüsse mit zum Teil periodischer Wasserführung. Der mit einem Wehr versehene Abfluss (Gutach) befindet sich im Nordosten im Ortsbereich von Titisee.

Seit etwa Mitte des 20. Jahrhunderts war der Titisee von der Eutrophierung durch haus- und landwirtschaftliche Abwässer und vom stark zunehmenden Tourismus geprägt. Mit dem Bau einer Ringkanalisation Anfang der 1970er Jahre wurde die Abwasserproblematik entschärft. Die Nutzung von Motorbooten ist untersagt, jedoch sind Ruder- und Treiboote sowie ähnliche Wassersportmöglichkeiten



LUBW

Abb. 3-22: Titisee bei Niedrigwasser in Richtung Nordwesten, November 2018 (Foto: LUBW).

vorhanden. Aufgrund seiner Größe fällt der Titisee unter die Bestimmungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Die letzten Intensivuntersuchungen des ISF mit monatlicher Beprobung eines Tiefenprofils an der tiefsten Stelle fanden in den Jahren 1996, 2007 und 2013 statt. Die monatliche Probenahme fand im Untersuchungsjahr 2018 an folgenden Terminen statt: 17.04., 22.05., 18.06., 16.07., 20.08., 17.09., 22.10. und 20.11.2018. Eine zusätzliche biologische Probenahme wurde am 30.01.2018 durchgeführt. Im Februar, März und Dezember fiel die Probenahme witterungsbedingt aus.

Wasserchemische Untersuchungen fanden 2018 in Seemitte aus den Wassertiefen 0 m, 2,5 m, 5 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m, 35 m und ca. 1 m über Grund (36–37 m) statt. Außerdem wurden der Zufluss Seebach und der Abfluss Gutach beprobt (Abb. 3-23). Um den Chlorideintrag aus dem Einzugsgebiet des Titisees zu untersuchen, wurde der Seebach zusätzlich an vier weiteren Messstellen zwischen dem Feldsee und dem Titisee beprobt, außerdem wurde eine Wasserprobe am Feldsee-Ufer entnommen. Die Wasserproben wurden, wie auch die Proben aus dem See, auf bestimmte Grundparameter und alle Nährstoffe untersucht. Zusätzlich wurden in einzelnen Monaten (April und Oktober) Sondermessprogramme für Metalle, Pestizide und die prioritären Stoffe sowie flussgebietspezifischen Schadstoffe

nach OGewV [OGewV 2016] durchgeführt.

Biologische Untersuchungen fanden 2018 in Seemitte statt. Das Phytoplankton wurde mit einem integrierenden Wasserschöpfer als Summenprobe von 0–20 m untersucht. Für das Zooplankton wurde ein Schließnetz mit einer Maschenweite von 55 μm in Tiefenbereichen von 0–5 m, 5–10 m, 10–20 m und 20–36 m verwendet. Die Einzelproben wurden anschließend zu einer Gesamtprobe vereinigt. Die Pigment-Analysen erfolgten aus der Summenprobe 0–20 m und aus den einzelnen Tiefenstufen 0 m, 2,5 m, 5 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m, 35 m und ca. 1 m über Grund.

Zusätzlich zu den chemischen und biologischen Untersuchungen wurden auch Sonden-Messungen durchgeführt. Hierfür wurde eine CTD-Sonde zur Messung von Vertikalprofilen der Parameter Temperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit und Chlorophyll-a und ab Mai eine BBE-Sonde für die Algenklassen verwendet.

3.2.1. Seenphysikalische Untersuchung

Im Jahr 2018 wurden im Titisee begleitend zu den monatlichen biologischen und chemischen Untersuchungen Vertikalprofilmessungen mit Multiparametersonden an der tiefsten Stelle des Sees durchgeführt. Diese liefern Informationen über die vertikale Struktur wesentlicher seen-



Abb. 3-23: Übersichtskarte des Titisees mit Lage der Messstellen.

physikalischer (z.B. Temperatur, Leitfähigkeit) sowie weiterer limnologischer Parameter (z. B. Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Chlorophyll-a).

In den nachfolgenden Isoplethendarstellungen werden die gemessenen Parameter gegen die Wassertiefe aufgetragen (Abb. 3-24 bis 3-27). Weitere Darstellungen zeigen Vertikalprofile ausgesuchter Parameter für einzelne Messermine (Abb. 3-28 bis 3-30)

Die Vertikalprofilmessungen der Temperatur zeigen für den Titisee einen normalen saisonalen Verlauf der Temperaturstratifikation (Abb. 3-24), der nach einer vertikal erfolgten Durchmischung des Sees im Winter/Frühjahr die Erwärmungsphase im Frühjahr, die anschließende Stagnationsphase im Sommer und die daran anschließende Abkühlung im Herbst zeigt. Aufgrund des anfänglich milden Winters war es möglich, noch im Januar 2018 am 30.01.2018 eine Befahrung des Titisees vorzunehmen und entspre-

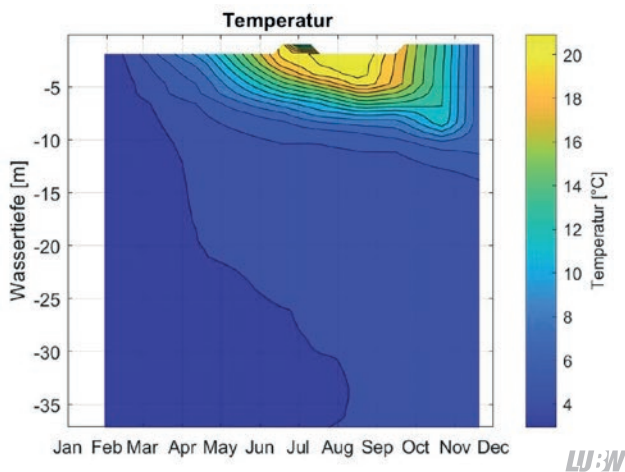


Abb. 3-24: Isoplethendarstellung der Temperaturverteilung im Titisee für das Jahr 2018.

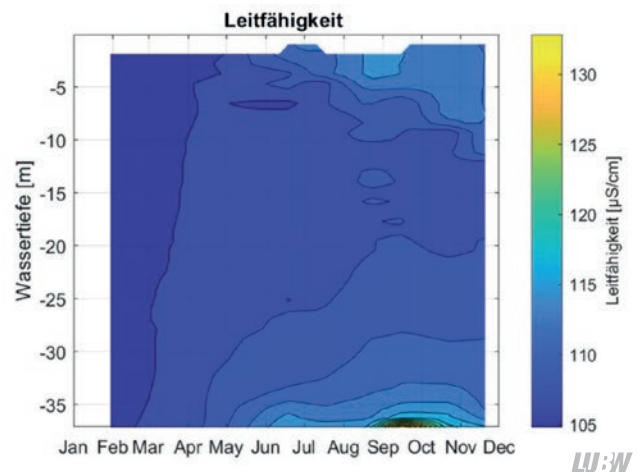


Abb. 3-25: Isoplethendarstellung der Leitfähigkeit im Titisee für das Jahr 2018.

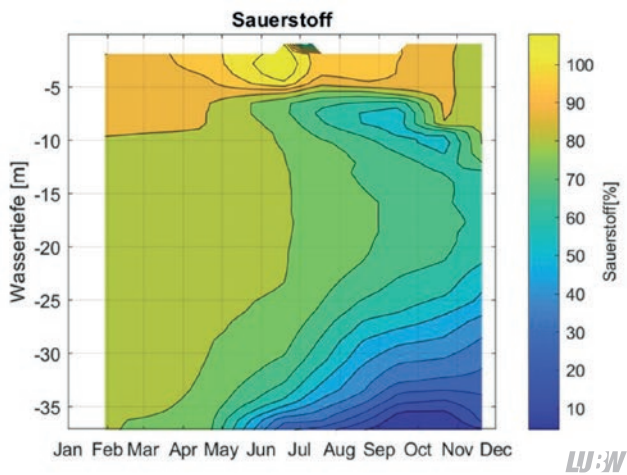


Abb. 3-26: Isoplethendarstellung der Sauerstoffsättigung im Titisee für das Jahr 2018.

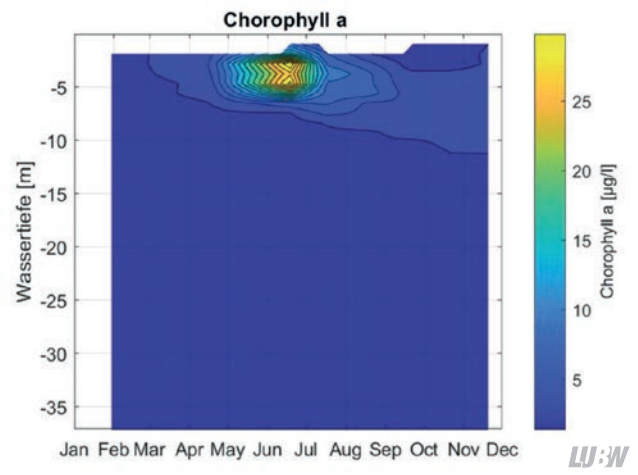


Abb. 3-27: Isoplethendarstellung der Chlorophyll-a-Konzentrationen im Titisee für das Jahr 2018.

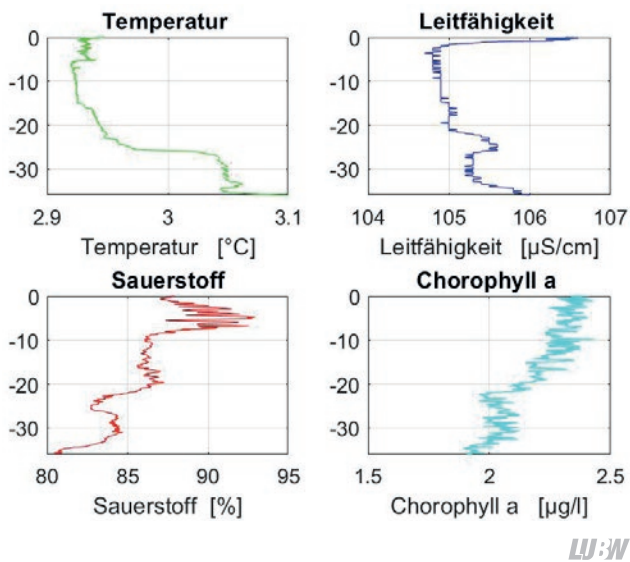


Abb. 3-28: Vertikalprofile für eine Messung am 30.01.2018 für die Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Zu dieser Zeit hat sich im Titisee eine inverse Temperaturschichtung ausgebildet und die Hypolimnionstemperatur ist auf etwa 3,0°C gefallen. Stoffliche Gradienten für die Leitfähigkeit, die Sauerstoffsättigung und Chlorophyll-a weisen zu diesem Zeitpunkt nur relativ geringe vertikale Unterschiede auf.

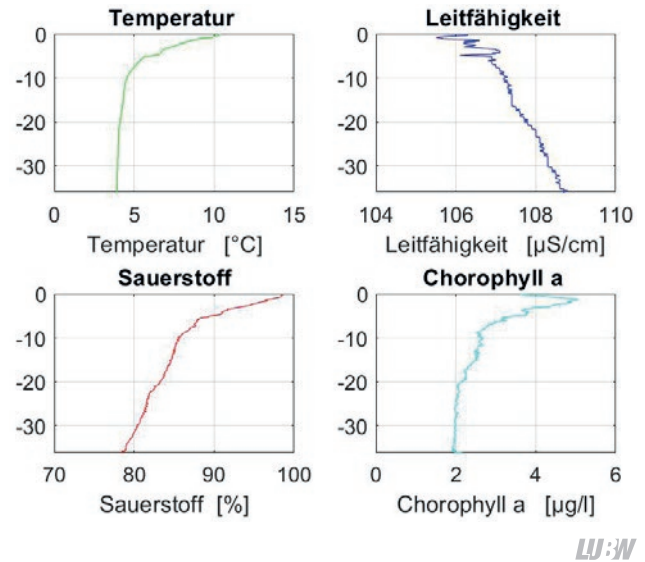
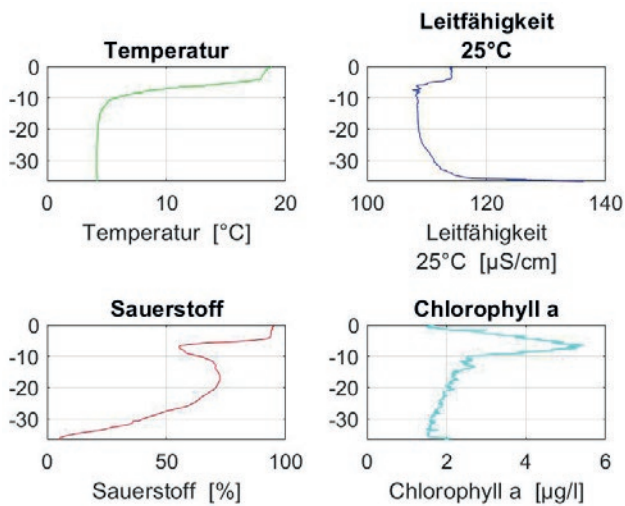


Abb. 3-29: Vertikalprofile für eine Messung am 17.04.2018 für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten) zu Beginn des jährlichen Temperaturschichtungszyklus. An diesem Messtermin wird im Titisee bereits eine frühjährliche Erwärmung des Epilimnions registriert und es zeigen sich oberflächennah erste Chlorophyll-a-Konzentrationserhöhungen.

chende Messungen durchzuführen. Diese zeigen ein sehr spezielles Vertikalprofil der Temperatur (Abb. 3-25), das durch die meteorologischen bzw. klimatologischen Bedingungen des Titisees geprägt ist. Zu sehen ist eine leicht inverse Temperaturschichtung mit oberflächlichen Temperaturen von etwa 2,9°C und einer Tiefentemperatur von etwa 3,0°C. Später führen die beginnende frühjährliche Erwärmung und dadurch bedingte Durchmischungsprozesse dazu, dass am nächsten Messtermin am 17.04.2018 ein „normales“ Schichtungsregime mit oberflächlichen Tempe-

raturen von 10,4°C und Hypolimnionstemperaturen von etwa 4,0°C registriert wird (Abb. 3-29).

Die Leitfähigkeitswerte (Abb. 3-25) sind im Frühjahr weitgehend homogenisiert und zeigen im weiteren saisonalen Verlauf eine geringe vertikale Strukturierung, wobei es zu einer stetigen leichten Erhöhung der Leitfähigkeitswerte in Bodennähe nach der Durchmischungsphase kommt. Die höchsten Leitfähigkeitswerte werden im ausgehenden Sommer im September (Abb. 3-30) mit 136 µS/cm gemes-



LUBW

Abb. 3-30: Vertikalprofile für eine Messung während der spätsommerlichen Stagnationsphase am 17.09.2018 für Temperatur (links oben), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Bodennah werden zu diesem Zeitpunkt stark abgereicherte Sauerstoffkonzentrationen gemessen. Im Metalimnion werden in einer Tiefe von etwa 5–10m lokal verminderte Sauerstoffkonzentrationen registriert, die mit einem tiefen Chlorophyll-a-Maximum korrelieren.

sen. Diese Erhöhung ist auf Rücklösungsprozesse unter anoxischen Bedingungen zurückzuführen.

Die mit einer Optode gemessenen Sauerstoffkonzentrationen (Abb. 3-26) weisen beginnend nach der Durchmischungsphase im Frühjahr ebenfalls starke vertikale Gradienten auf, die sich – in Korrelation mit den Temperaturverhältnissen und den dadurch verminderten vertikalen Austauschprozessen – im Jahresverlauf aufgrund einer starken bodennahen Sauerstoffzehrung verstärken.

Im April 2018 werden bodennah mit 78% bereits leicht abgereicherte Sauerstoffkonzentrationen gemessen. Im September und Oktober treten dann mit Sauerstoffsättigungen von 0–5% anoxische bis nahezu anoxische Verhältnisse auf (Abb. 3-26). Eine Besonderheit ist das lokale Sauerstoffminimum in der Zeit von Juli bis Oktober im Bereich der Sprungschicht in einer Wassertiefe von etwa 5–10 m. Dieses lokale Minimum korreliert mit den teilweise deutlich erhöhten Chlorophyll-a-Gehalten (Abb. 3-27) eines tiefen Chlorophyll-Maximums (DCM - Deep Chlorophyll Maximum) in diesem Bereich. Dieses DCM kann auch klar in den Vertikalprofilmessungen des 17.09.2018 identifiziert werden (Abb. 3-30).

3.2.2 Chemische Untersuchung

Grundparameter und Nährstoffe

Im Folgenden wird die chemische Entwicklung für die Station Seemitte im Jahr 2018 ausführlich beschrieben und mit den vorherigen Untersuchungen verglichen.

Die volumengewichteten Jahresmittelwerte der wichtigsten Parameter für 2018 sowie die Untersuchungsjahre 2007 und 2013 sind in Tabelle 3-5 gegenübergestellt. Zusätzlich ist in Abbildung 3-31 für ausgewählte Parameter die Entwicklung im Jahresverlauf 2018 dargestellt.

Die Konzentrationen an Sauerstoff über Grund nahmen durch Verbrauch beim biologischen Abbau von Biomasse von 9,7 mg/L im April auf unter 3 mg/L im August/September ab (Abb. 3-31). Die Minimalkonzentration wurde mit 0,7 mg/L im Oktober erreicht. Bei der Probenahme im November war noch keine nennenswerte Durchmischung zu verzeichnen, so dass sich mit 1 mg/L über Grund noch keine Erholung der Sauerstoffwerte einstellte. Im Gegensatz zu 2018 ist in den vorherigen Untersuchungsjahren der Sauerstoffgehalt in den Wasserproben unmittelbar über dem Seegrund nie unter 2,5 mg/L (2013) bzw. 3 mg/L (2007) gefallen. Auch beschränkte sich das Sauerstoffminimum in beiden Jahren auf den Herbst.

Die Maximalkonzentrationen an Gesamtphosphor (Gesamt-P) über Grund wurden 2018 zwischen Juni und September beobachtet (Abb. 3-31). Dabei war der maximal gemessene Gesamt-P Gehalt mit 28,8 µg/L im Juni höher als 2007 (14,9 µg/L im Oktober), aber vergleichbar mit 2013 (31,1 µg/L im Mai). Insgesamt waren die sommerlichen Konzentrationen über Grund mit jeweils > 20 µg/L höher als in den Vorjahren (Daten nicht dargestellt). So lagen die Juni/Juli-Werte 2013 bei ca. 11 µg/L über Grund und erst im September wurden 20 µg/L erreicht. 2007 wurden in den Sommermonaten niedrigere Werte zwischen 7 µg/L und 14 µg/L über Grund beobachtet.

Der überwiegende Anteil am Gesamtphosphor 2018 im Juni war gelöst (Abb. 3-31), mit einem hohen Anteil an Orthophosphat (ortho-P), im Juli und August dagegen partikulär. Im September war ein zweites, kleineres Maximum von gelöstem Phosphor (gelöst-P) zu beobachten. Diese Verteilung lässt sich gut durch das Zusammenspiel von Se-

Tab. 3-5: Vergleich wichtiger chemischer und physikalischer Parameter im Titisee 2007, 2013 und 2018 (LUBW).

Titisee	Parameter	Einheit	2007	2013	2018
			(Februar–Dezember)	(April–November)	(April–November)
			volumengewichtetes Jahresmittel		
Temperatur	°C		7,3	7,0	7,4
Sichttiefe	m		3,7	3,1	3,9
Leitfähigkeit	µS/cm		9,3	8,3	8,5
pH-Wert			6,9	6,8	7,0
Härte	1/2 mmol/L		0,43	0,48	0,43
SBV	mmol/L		0,24	0,30	0,26
gesamt-P	µg/L		7,8	9,3	8,4
gelöst-P	µg/L		3,7	4,7	5,0
ortho-P	µg/L		1,4	1,1	1,8
O ₂	mg/L		9,3	8,3	8,5
anorg.-N	mg/L		0,47	0,38	0,32
NH ₄ -N	µg/L		10,1	9,0	6,9
SiO ₂ -Si	µg/L		2528	2124	2400
Fe	µg/L		115	184	160
Mn	µg/L		36	62	58
Cl	mg/L		12	19	19,4
SO ₄	mg/L		6,2	5,6	5,8
Al gelöst	µg/L		5,4	1,9	1,3 ^{*1}
As gelöst	µg/L		0,9	1,5	1,4
Chlorophyll-a ^{*2}	µg/L		2,9	2,9	3,9

*1: Al, As: nur April und September: Das Jahresmittel wurde als arithmetisches Mittel berechnet, bei Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze wurde die halbe Bestimmungsgrenze verwendet.

*2: Werte beziehen sich auf den Tiefenbereich 0–5 m

Extrema 1 m über Grund (Monat)

O ₂ Min	mg/L	3,4 (10)	2,6 (10)	0,7 (10)
ges-P Max	µg/L	19 (12)	31 (5)	29 (6)
NH ₄ -N Max	µg/L	42 (5)	59 (5)	60 (10)
gesamt-Fe Max (ohne Oktober)	µg/L	1242 (10)	1544 (5)	1898 (6)
gesamt-Mn Max	µg/L	650 (10)	692 (10)	1225 (6)

LAWA-Trophieindex

LAWA Trophie	1,4	1,4	1,49 (neu), 55 (alt) ^{*3}
	oligotroph	oligotroph	oligotroph (neu) mesotroph (alt) ^{*3}
Referenztrophie	oligotroph		

*3 Seit Ende 2013 wird eine aktualisierte Trophieklassifikation der LAWa zur Seebewertung eingesetzt (hier als "neu" bezeichnet). Zu Vergleichszwecken mit früheren Untersuchungsjahren erfolgte für den Titisee zusätzlich ein Abgleich mit dem bisherigen Bewertungsschema (hier als "alt" bezeichnet)

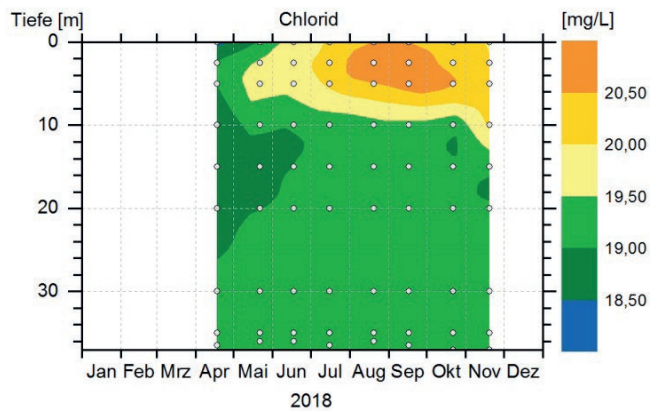
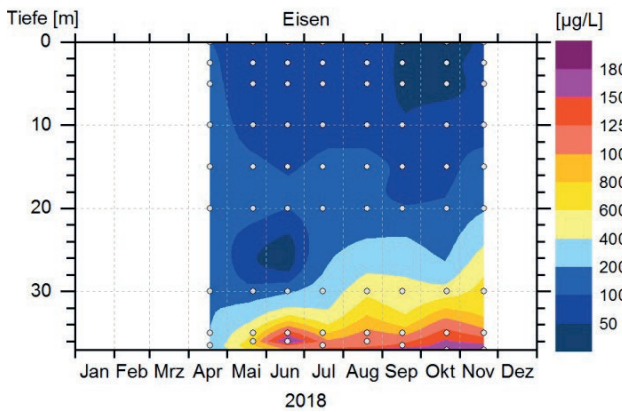
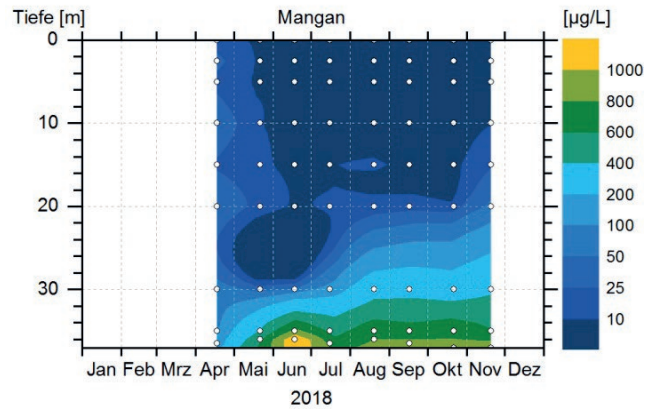
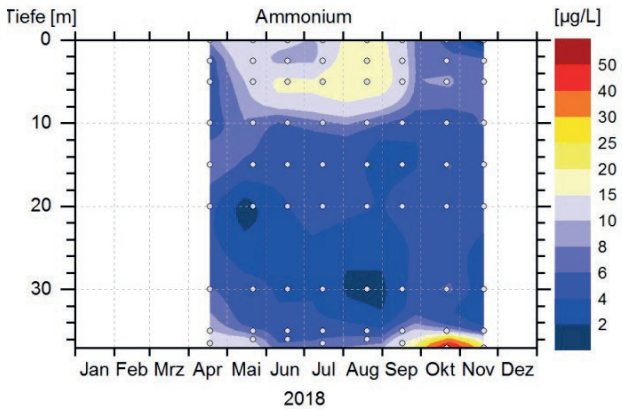
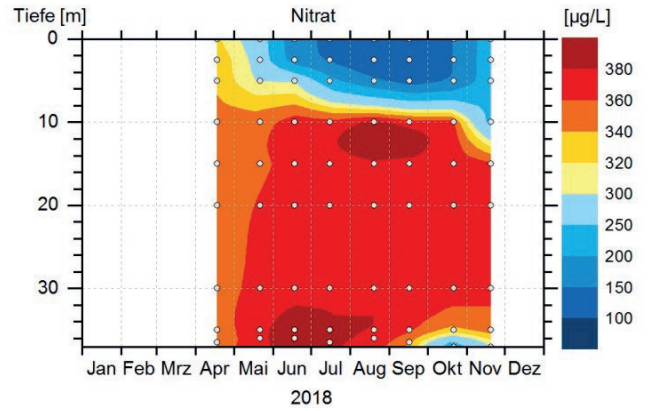
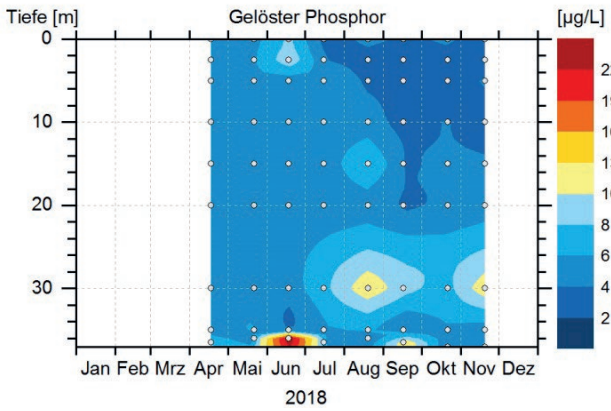
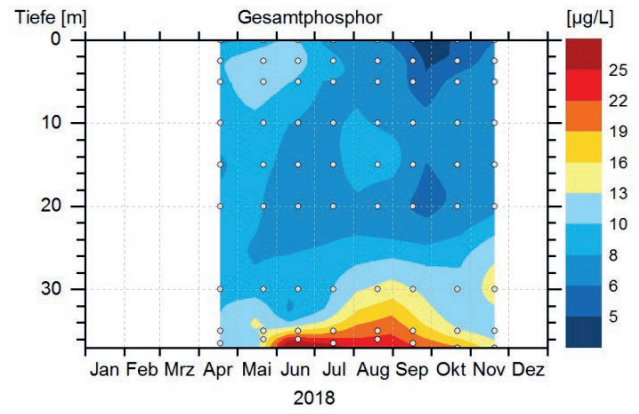
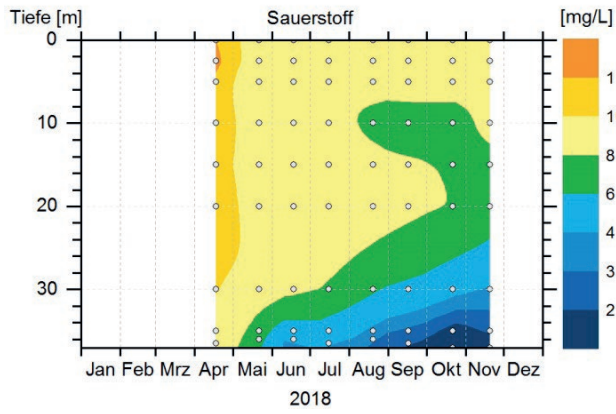


Abb. 3-31: Isoplethendarstellungen wichtiger chemischer Parameter im Titisee 2018. Dargestellt sind zusätzlich die Tiefen, in denen die monatlichen Wasserproben entnommen wurden (graue Kreise).

dimentation, Abbau- und Rücklösungsprozessen erklären.

Das volumengewichtete Jahresmittel für Gesamtphosphor zeigt 2018 mit $8,4 \mu\text{g/L}$ gegenüber $7,8 \mu\text{g/L}$ (2007) und $9,3 \mu\text{g/L}$ (2013) weiterhin stabile Verhältnisse im oligotrophen Bereich (Tab. 3-5).

Die anorganischen Stickstoff (N)-Gehalte sind 2018 mit einem Jahresmittel (volumengewichtet) von $0,32 \text{ mg/L}$ im Vergleich zu $0,38 \text{ mg/L}$ (2013) leicht gefallen. Dies ist auf einen weiteren Rückgang der Nitratgehalte – wie bereits 2013 gegenüber 2007 zu beobachten – zurückzuführen. Die Schwankungen sind aber als üblich für natürliche Seen einzustufen und hängen auch mit dem witterungsbedingt variablen Nitratreintrag in der kalten Jahreszeit zusammen. Nitrat war 2018 stets die Hauptkomponente der anorganischen N-Verbindungen und nahm im Jahresverlauf auf volumengewichtet $293 \mu\text{g/L}$ im September ab, nachdem der See im April mit $346 \mu\text{g/L}$ gestartet war. Ammonium-N nahm von $13 \mu\text{g/L}$ im April/Mai auf maximal $60 \mu\text{g/L}$ im Oktober zu. 2013 wurde das Maximum von $59 \mu\text{g/L}$ bereits im Mai erreicht, ebenso zeigte sich in diesem Monat schon eine Phosphorerhöhung und reduktive Eisenfreisetzung.

Die redoxbedingte Rücklösung von Eisen und Mangan erreichte ihr Maximum mit $1898 \mu\text{g/L}$ bzw. $1225 \mu\text{g/L}$ im Juni, was sich mit dem Zeitpunkt der maximalen Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment deckt. Aufgrund des niedrigeren Redoxpotentials von Mangan überwogen die gelösten Spezies bis einschließlich November, während sich der Anteil an den gelösten gegenüber den partikulären Spezies bei Eisen mehrmals änderte. Bedingt durch die insgesamt weniger ausgeprägten Sauerstoffdefizite über Grund wurden 2013 und 2007 deutlich geringere Maximalkonzentrationen als 2018 gemessen (gesamt-Fe: $1544 \mu\text{g/L}$ bzw. $1242 \mu\text{g/L}$; gesamt-Mn: $692 \mu\text{g/L}$ bzw. $650 \mu\text{g/L}$).

Die Ergebnisse der im Rahmen des Metallmessprogramms bestimmten gelösten Spezies wie zum Beispiel Arsen und Aluminium zeigen keine nennenswerten anthropogenen Belastungen an.

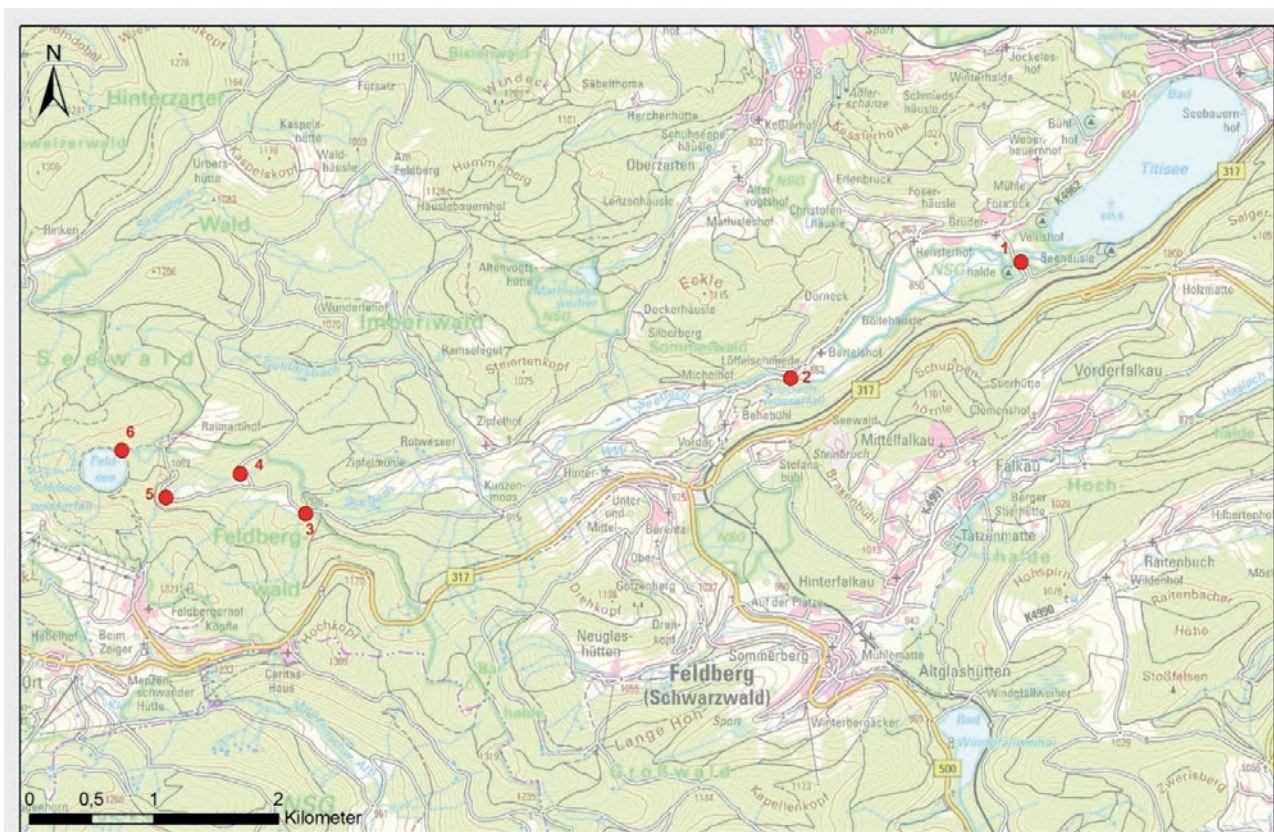
Der für vielfältige anthropogene Belastungen stehende Chloridwert hatte von 12 mg/L im Jahr 2007 auf 19 mg/L im Jahr 2013 zugenommen und wies 2018 mit $19,4 \text{ mg/L}$ er-

neut eine ähnlich hohe Konzentration wie 2013 auf. Die beobachtete Zunahme über die Sommermonate 2018, mit Maximalkonzentrationen von $20,6 \text{ mg/L}$ (0 m) und $20,8 \text{ mg/L}$ (2,5 m) im August, ist vermutlich auf Verdunstungsprozesse bzw. den fehlenden Niederschlag mit einer entsprechenden Aufkonzentrierung zurückzuführen.

Obwohl in den meisten Seen in den letzten zwei Jahrzehnten ein Anstieg des Chloridwerts, unter anderem durch Straßensalzung zu verzeichnen ist, ist ein Anstieg in dieser Höhe ungewöhnlich. Bei der letzten Untersuchung 2013 wurde mittels einer Ionenbilanz festgestellt, dass die Leitfähigkeit zu der Zeit zu mehr als 50% durch Natriumchlorid bestimmt wurde, welches überwiegend aus dem Einsatz als Streusalz stammen dürfte [ISF 2015].

Um den Eintrag von Chlorid über die Mündung des Seebachs in den Titisee hinaus auf das Einzugsgebiet zu verfolgen, wurden im Untersuchungsjahr 2018 weitere Stellen an markanten Punkten des Gewässernetzes sowie das Feldsee-Ufer untersucht (Abb. 3-32). Abbildung 3-33 zeigt die Jahresgänge der Chloridkonzentrationen an diesen Messpositionen.

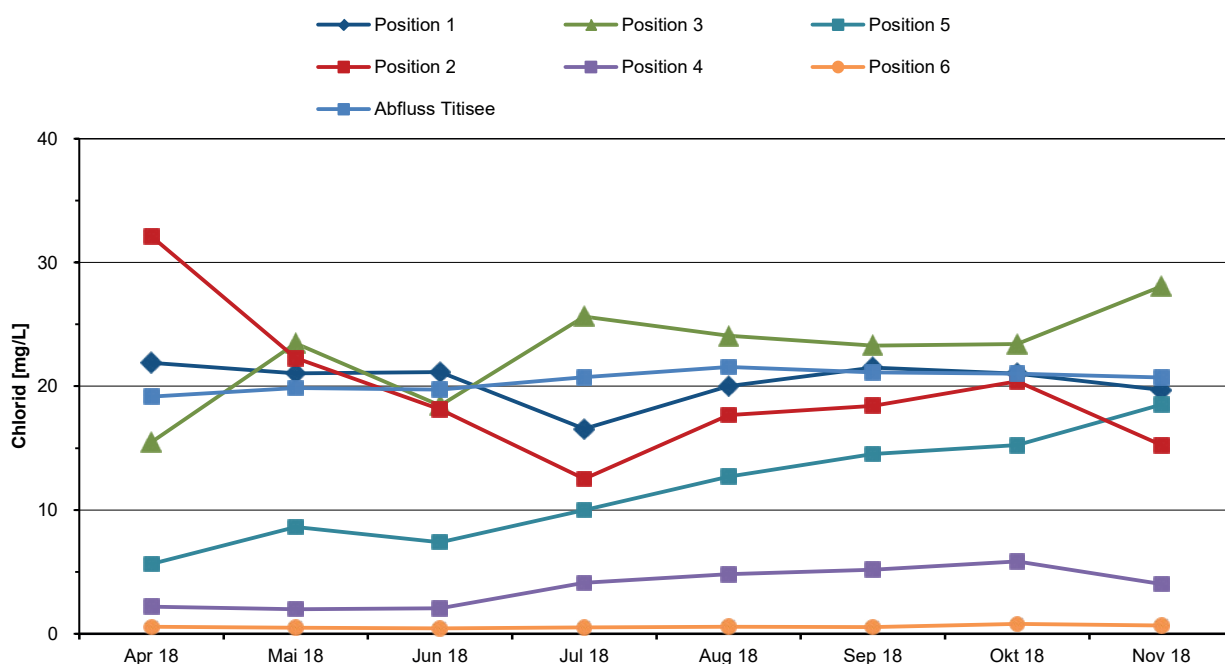
Während der Chloridgehalt im Feldsee (Position 6) noch $0,4\text{--}0,8 \text{ mg/L}$ betrug, machte dieser an Position 5 im Seebach zwischen April und Juni bereits $5,6\text{--}8,6 \text{ mg/L}$ aus und stieg im späteren Jahresverlauf kontinuierlich auf $18,5 \text{ mg/L}$ an. Position 4 im Seebach zeigte ein Mischsignal aus Position 5 und 6, mit Konzentrationen von $2\text{--}2,2 \text{ mg/L}$ zwischen April und Juni, die dann ebenfalls kontinuierlich auf maximal $5,9 \text{ mg/L}$ im Oktober anstiegen und bei der letzten Probenahme im November wieder leicht auf $4,0 \text{ mg/L}$ sanken. Das Gewässer an Position 3 (Waldhofbach) wird ebenso wie Position 5 direkt aus dem Einzugsgebiet des Feldberggletschers beeinflusst. Der Waldhofbach startete mit $15,5 \text{ mg/L}$ und zeigte dann schwankende Konzentrationen mit einer ersten Erhöhung im Juli/August ($25,6 \text{ mg/L}$; $24,1 \text{ mg/L}$) und einer zweiten Messwerterhöhung im November ($28,1 \text{ mg/L}$). Position 2 im Seebach zeigte von einem hohen Startwert von $32,1 \text{ mg/L}$ aus deutlich abnehmende Konzentrationen bis Juli ($12,5 \text{ mg/L}$), danach erneute Erhöhung auf $>20 \text{ mg/L}$, bevor im November $15,2 \text{ mg/L}$ gemessen wurden. Am Seebach vor dem Titisee wurden im Jahresverlauf Konzentrationen zwischen mini-



"Grundlage: Daten aus dem Räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS) der LUBW; 08/2019 (www.lubw.baden-wuerttemberg.de)".
 "Grundlage: "DTK 50" © Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung Baden-Württemberg (www.igi-bw.de) Az.: 2851.9-1/19".

LUBW

Abb. 3-32: Messpositionen (1–6) im Gewässernetz zwischen Titisee und Feldsee. Dabei ist Position 1 der Seebach direkt vor dem Titisee und Position 6 das Feldsee-Ufer nahe seines Abflusses.



LUBW

Abb. 3-33: Jahresverlauf der Chlorid-Konzentrationen an den Messpositionen zwischen Titisee und Feldsee (siehe Abb. 3-32) sowie im Ablauf des Titisees.

mal 16,6 mg/L (Juli) und maximal 21,9 mg/L (April) gemessen. Im Abfluss des Titisees wurden Chloridgehalte zwischen 19,2 mg/L (April) und 21,6 mg/L (August) beobachtet, die in ihrem Verlauf die erhöhten sommerlichen Konzentrationen im See selbst widerspiegeln.

Die Messungen zeigen für die Chloridkonzentrationen einen deutlichen Einfluss aus dem Einzugsgebiet des Feldbergs. Als eine mögliche Erklärung für einen Chloridanstieg in der beobachteten Größenordnung wird daher ein Einsatz von Schneehärtern (in Form von Salzen) auf den Anlagen des Feldbergs bei Wintersportveranstaltungen vermutet. Dies wird unterstützt durch die teilweise recht hohen Startkonzentrationen im Frühjahr bzw. hohen Konzentrationen im November (Positionen 2, 3 und 5). Die Jahresgänge als solche sind durch verschiedene Effekte beeinflusst. Hauptsächlich sind dies die Ausspülung winterlicher hoher Konzentrationen, angezeigt durch einen starken Abfall in der ersten Jahreshälfte (Position 2), andererseits eine Aufkonzentrierung über die lange Trockenperiode im Sommer 2018 besonders in den kleinen Nebenläufen (Positionen 3 und 5).

Die Trophieklassifikation nach LAWA (LAWA 2014) mit Chlorophyll-a und Gesamt-P Saison sowie Gesamt-P Zirkulation ergibt für den Titisee wie in den vorherigen Untersuchungsjahren den Zustand oligotroph, der knapp an der Grenze zum mesotrophen Zustand liegt. Die Sichttiefe wurde für die LAWA-Einstufung nicht herangezogen, da der natürliche Gehalt an Huminstoffen diese verringert und damit eine zu hohe Trophie vortäuschen würde.

Prioritäre Stoffe und flussgebietspezifische Schadstoffe nach OGEwV

Im Jahr 2018 wurde der Titisee, der entsprechend seiner Größe von über 50 ha WRRL-relevant ist, auf 48 der 50 prioritären Stoffe und auf 48 der 63 flussgebietspezifischen Schadstoffe mit Wasser-Umweltqualitätsnorm (UQN) [OGEwV 2016, Anlagen 6 und 8] untersucht. Die Proben wurden an zwei Terminen aus verschiedenen Tiefen entnommen (April: 0 m, 5 m, 10 m, 20 m, 30 m, ca. 1 m ü. Grund; Oktober: 0 m, 5 m, 10 m, 15 m, 20 m, ca. 1 m ü. Grund).

Bei keinem der Stoffe kam es zu einer Überschreitung der gesetzlich vorgegebenen Umweltqualitätsnormen (UQN).

Gefunden wurden die prioritären Stoffe Bis(2-ethylhexyl)phthalat (max. 0,34 µg/L), Hexabromcyclododecan (Summe, max. 0,002 µg/L), Naphthalin (max. 0,0068 µg/L) und Blei, Cadmium und Nickel (gelöst, max. 0,22 µg/L, 0,04 µg/L und 0,64 µg/L) sowie die flussgebietspezifischen Schadstoffe Terbutylazin (max. 0,0014 µg/L) und Silber (gelöst, max. 0,01 µg/L). Alle gefundenen Substanzen lagen nur knapp über der Bestimmungsgrenze des jeweils eingesetzten Analyseverfahrens. Das Herbizid Terbutylazin wurde bei der letzten Pestiziduntersuchung 2013 in ähnlich geringen Konzentrationen gefunden (max. 0,0018 µg/L) wie 2018.

Über die Wasseranalytik hinaus wurden 2017 im Titisee Befischungen von Rotaugen durch die Fischereiforschungsstelle Langenargen durchgeführt und die entnommenen Fische wurden im Anschluss auf die prioritären Stoffe mit Biota-Umweltqualitätsnorm [OGEwV 2016, Anlage 8] untersucht. Es wurden Überschreitungen der polybromierten Diphenylether (0,24 µg/kg Nassgewicht) und von Quecksilber (290 µg/kg Nassgewicht) gefunden. Werte unter der Bestimmungsgrenze wurden bei der Summenbildung der polybromierten Diphenylether (Kongonere Nr. 28, 47, 99, 100, 153, 154) nicht berücksichtigt.

Zusätzlich zu den gesetzlich geregelten Stoffen nach OGEwV wurden im Untersuchungsjahr die Stoffe Butylhydroxytoluol (BHT, max. 0,149 µg/L), das Repellent DEET (max. 0,0081 µg/L), Bisphenol A (0,001 µg/L, Einzelfund) und der Metabolit Desethylterbutylazin (max. 0,0024 µg/L) gefunden. Desethylterbutylazin wurde 2013 mit max. 0,0020 µg/L in sehr ähnlicher Konzentration gefunden, auch die Konzentrationen von DEET im Frühjahr und Herbst 2013 waren mit max. 0,0042 µg/L vergleichbar zu 2018. Bisphenol A und BHT waren 2013 noch nicht im Untersuchungsprogramm des ISF enthalten.

Im Vergleich zur letzten Untersuchung, bei der die Pestizide Ametryn, Atrazin, Metolachlor und Simazin knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen wurden, wurden diese 2018 nicht mehr gefunden.

Der Fund von Butylhydroxytoluol (BHT) entspricht der Beobachtung in anderen Seen Baden-Württembergs, z.B. auch im Bodensee (vgl. Kapitel 1.2). BHT kann industriellen (als Antioxidans z.B. in Farben und Kosmetika) oder

natürlichen (Bildung durch Grünalgen und Cyanobakterien [BABU, WU 2008] Ursprungs sein. Da die Substanz in relativ hohen Konzentrationen gefunden wird, sollte ihr Vorkommen weiter verfolgt und untersucht werden.

3.2.3 Biologische Untersuchung

Die **Phytoplankton-Biomasse** des Titisees betrug über das Jahr 2018 gemittelt 0,30 mg/L (Abb. 3-34, A). Verglichen mit den letzten Untersuchungen von 2013, wo eine mittlere Phytoplankton-Biomasse von 0,19 mg/L gemessen wurde, ist dies eine Steigerung, das Jahresmittel 2007 lag mit 0,26 mg/L aber in einem ähnlichen Bereich (Tab. 3-6). Die maximale Biomasse trat im Juni auf und betrug 1,09 mg/L. Zu diesem Zeitpunkt setzte sich die Biomasse zu 93,4% aus Grünalgen, vorwiegend des Taxons *Nephrocystis-*

um agardhianum zusammen. In den Proben bis einschließlich Mai dominierten Cryptophyceen das Phytoplankton, wobei im Mai ein Maximum mit 60% Biomasse-Anteil erreicht wurde. Wichtige Taxa sind hierbei *Cryptomonas* spp. Im April war ein starkes Auftreten von *Mallomonas* zu beobachten, wodurch die Chrysophyceen einen Anteil an der Phytoplankton-Biomasse von 16,2% erreichten. Sowohl die Cryptophyceen als auch Chrysophyceen sind typische Vertreter in huminstoffgeprägten Seen. Nach der *Nephrocystium agardhianum*-Blüte im Juni war die Phytoplanktonentwicklung auf niedrigem Niveau und vergleichsweise gleichmäßig auf verschiedene Großgruppen verteilt. Im Oktober und November wurden rund 27% der Biomasse durch autotrophes Picoplankton gebildet. Die Analyse der Leitpigmente und BBE-Messungen zeigten, dass es sich bei

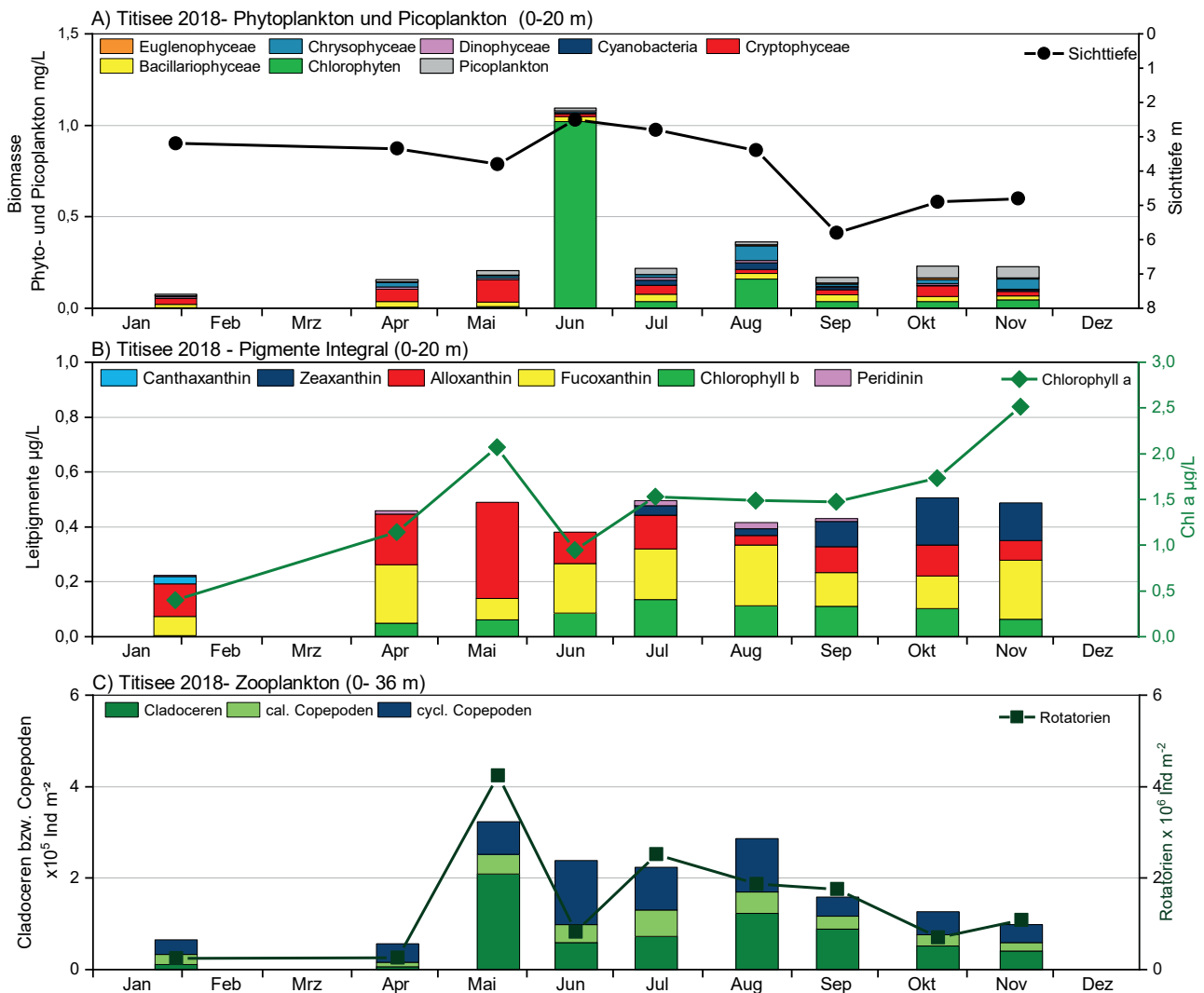


Abb. 3-34: Biologische Parameter des Titisees. A) Biomassen von Phytoplankton sowie Picoplankton; B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a; C) Zooplankton. Im Februar und März war der Titisee zugefroren.

Tab. 3-6: Jahresmittelwerte (0–20 m) von Biomasse und Chlorophyll-a in den Untersuchungsjahren 2002, 2007 und 2013). *) photometrisch, unkorrigiert (LUBW).

Jahresmittelwert	2002	2007	2013	2018
Biomasse [mg/l]	0,21	0,26	0,19	0,30
Chl a [$\mu\text{g/l}$]	2,3*; (Max: 4,8 / Min: 0,4)	1,2; (Max: 4,2 / Min: 0,6)	1,5; (Max: 2 / Min: 0,8)	1,5

LUBW

diesem Picoplankton vorwiegend um Cyanobakterien handelte. Die Zellzahlen des Picoplankton variierten zwischen $1,74 \times 10^3$ Zellen/ml (entsprechend einer Biomasse von 0,0073 mg/L) am 30.01.2018 und $1,49 \times 10^4$ Zellen/ml (entsprechend einer Biomasse von 0,062 mg/L) am 20.11.2018. Der Jahresdurchschnitt lag bei $7,03 \times 10^3$ Zellen/ml, bzw. einer mittleren Biomasse von 0,029 mg/L.

Die Chlorophyll-a-Konzentrationen lagen im Jahresdurchschnitt 2018 am Titisee wie im letzten Untersuchungsjahr 2013 bei $1,5 \mu\text{g/L}$. Das Jahresminimum mit $0,4 \mu\text{g/L}$ trat am 30.01.2018 auf. Das Maximum für das Jahr 2018 lag bei $2,5 \mu\text{g/L}$ und wurde am 20.11.2018 gemessen.

Die Leitpigment-Konzentrationen zeigten in der Gesamtkonzentration ab April nur wenige Schwankungen. Die Blüte von *Nephrocystium agardhianum* (Abb. 3-35) spiegel-

te sich in der Konzentration der Leitpigmente (Chlorophyll-b) nicht wider, während in der Leitpigment-Analyse die Fucoxanthin-Konzentrationen anteilig etwas höher waren, als es die mikroskopische Analyse erwarten ließ.

Im Titisee wurden 2018 die Leitpigmente auch in verschiedenen Tiefenstufen gemessen (Abb. 3-36). Hierbei zeigte sich deutlich, dass der überwiegende Teil der Phytoplankton-Entwicklung in den oberen 5–10 m Wassertiefe stattfand. Auch in dieser Analyse tritt die mikroskopisch festgestellte Blüte von *Nephrocystium agardhianum* im Juni nicht in Erscheinung.

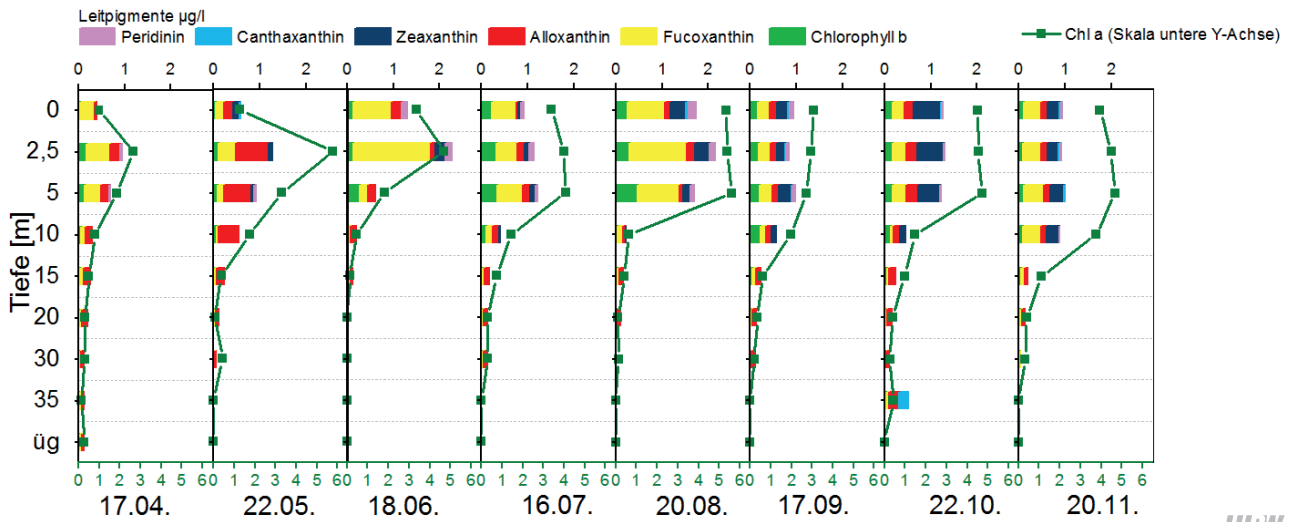
Ergänzend zur HPLC-Messung der Leitpigmente wurden ab dem 22. Mai 2018 die Konzentrationen der Pigmente in situ mit einer BBE-Sonde gemessen (Abb. 3-37). Diese Messungen bestätigen ein starkes Grünalgenwachstum im Juni in den obersten 5 m der Wassersäule. Weiter war in den Messungen erkennbar, dass die picoplanktischen Cyanobakterien ab Juli zunächst in 5–7,5 m Tiefe vorhanden waren und sich im Oktober und November bis an die Oberfläche ausbreiteten. Vorkommen von Cryptophyceen wurde nur oberflächennah detektiert. Im Messkanal, welcher Diatomeen, Dinophyceen und Chrysophyceen wegen ihrer ähnlichen Pigmentzusammensetzung gemeinsam misst, war im Mai und Juni ein nicht an die Oberfläche reichendes Vorkommen bis in 5 m Tiefe erkennbar. Von Juni bis August wurde auch oberflächennah eine höhere Konzentration detektiert, sowie von Juni bis September auch höhere Pigmentgehalte in 2,5–5 m Wassertiefe.

Das WRRL-Bewertungsverfahren für Phytoplankton (PhytoSee 7.0) errechnet für den Titisee einen sehr guten Zustand (PSI: 1,23). Berechnet man mit der aktuellen Bewertungssoftware die PhytoSee-Indices für die vorangegangenen Untersuchungen in den Jahren 2007 und 2013, erge-



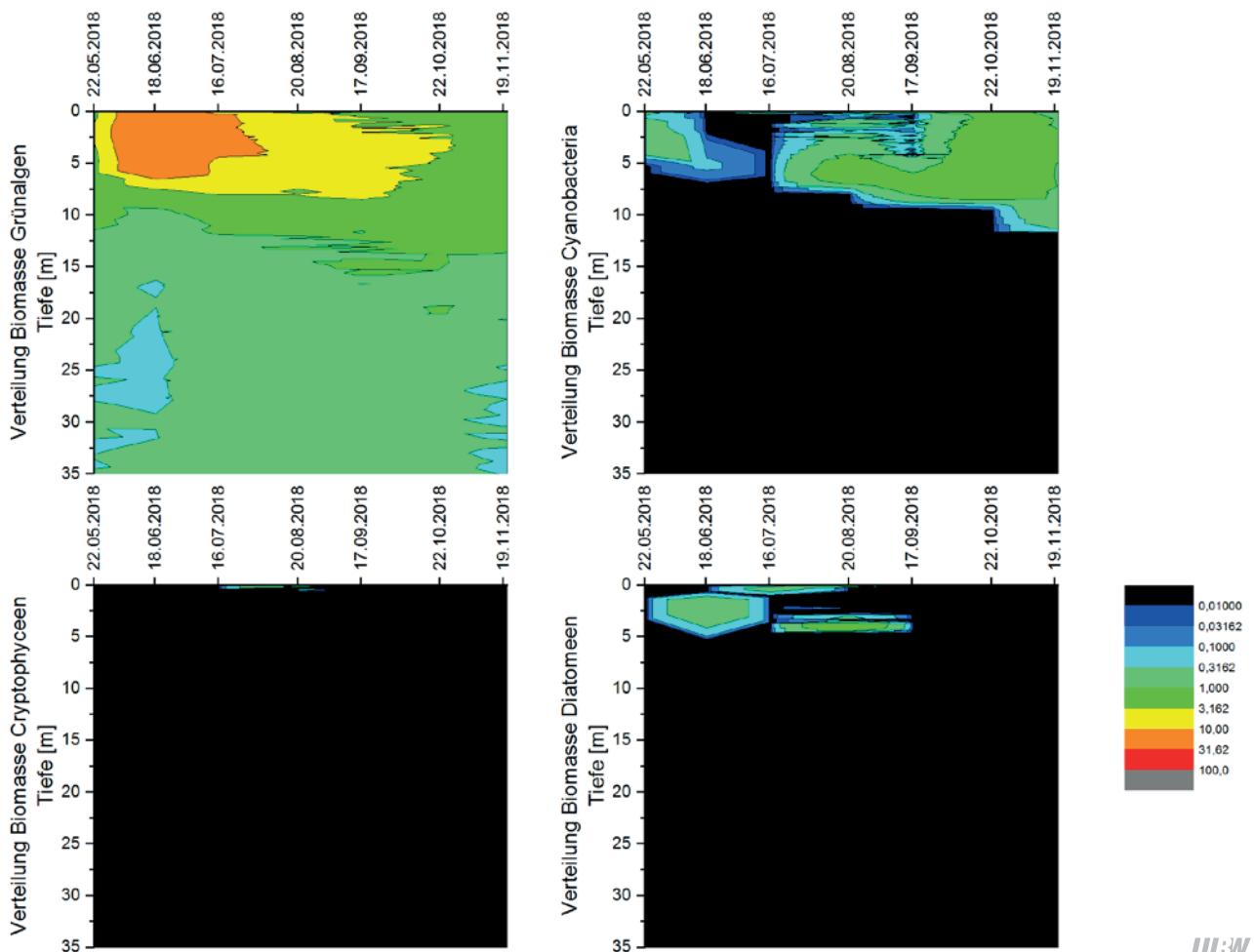
LUBW

Abb. 3-35: *Nephrocystium agardhianum* aus dem Titisee (Foto: LUBW).



LUBW

Abb. 3-36: Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen am Titisee im Jahresverlauf 2018. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll-a in olivgrün unten.



LUBW

Abb. 3-37: Messungen der Biomasse aufgeschlüsselt nach Großgruppen mittels HPLC-Sonde am Titisee im Jahr 2018.

ben sich nur geringfügige Unterschiede (Tab. 3-7). Die Bewertung des ökologischen Zustandes ist in allen drei Untersuchungsjahren „sehr gut“. Betrachtet man die im PSI eingerechneten Metrics, so liegt der sehr guten Einstufung vor allem die sehr geringe Biomasse im Titisee zu Grunde. Die Bewertung der Algenklassen und die Trophieeinstufung aufgrund der Taxa erreichen Indexwerte von 1,70 bzw. 1,64, was einem guten ökologischen Zustand entspricht.

Der Titisee ist mit 47 Taxa des Metazooplanktons (23 Rädertier-Taxa, 18 Cladoceren-, 6 Ruderfußkrebs-Taxa sowie Larven der Büschelmücken und Dreikantmuscheln) als artenreich zu bezeichnen. Als Besonderheiten sind der Gallertwasserfloh (*Holopedium gibberum*) sowie der „Langstachelkrebs“ (*Bythotrephes longimanus*) zu nennen. Letzterer kommt auch im Bodensee vor, war aber in den letzten Jahren eher selten in den Proben zu finden. Bei den Ruderfußkrebsen kamen mit *Mixodiaptomus laciniatus* und *Acanthodiptomus denticornis* „relativ seltene“ Arten vor, die aber insbesondere in Alpen- und Voralpenseen, u. a. auch im Titisee mehrfach nachgewiesen wurden.

Aspektbestimmende Taxa bei den Rädertieren waren die

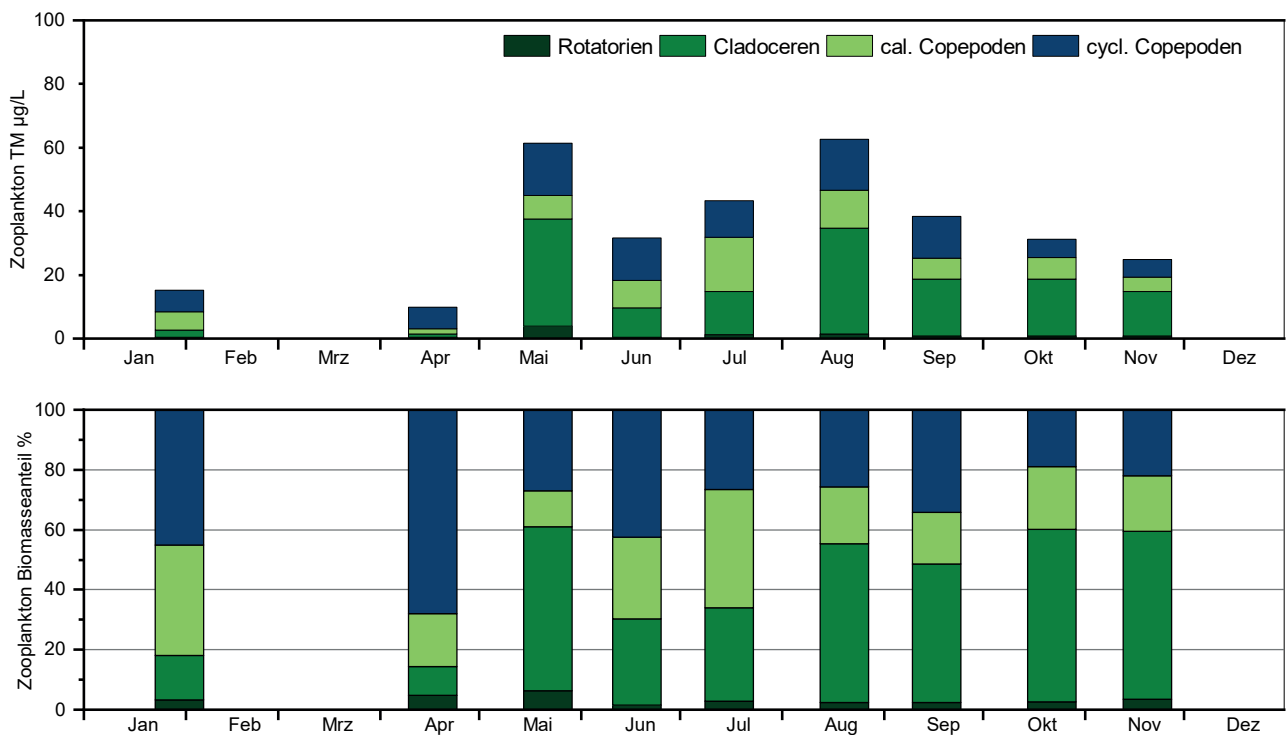
Tab. 3-7: Vergleich der PhytoSee-Indices für die drei Untersuchungsjahre, gerechnet mit der aktuellen Toolversion 7.0 für den Titisee (LUBW).

Jahr	PSI (PhytoSee 7.0)	Ökologische Bewertung
2007	1,26	sehr gut
2013	1,22	sehr gut
2018	1,23	sehr gut

LUBW

sehr verbreitet auftretende Art *Keratella cochlearis* mit durchschnittlich gut 50% der Rädertierzönose. Noch häufig waren *Conochilus*- und *Polyarthra*-Arten im Frühjahr und gegen Ende der Messperiode. Ebenfalls häufig im Frühjahr war *Kellicottia longispina*, eine Art, die eher nährstoffarme Bedingungen indiziert.

Das Cladocerenplankton wurde von Daphnien bestimmt, wobei das Daphnienspektrum aus verschiedenen Morphen zusammengesetzt war (neben *D. galeata* u. a. aus Morphen aus der *D. longispina* Gruppe und „Hybriden“). Ein Rückgang der Daphnien auf weniger als 10% Anteil am Cladocerenplankton war lediglich in den Monaten August und



LUBW

Abb. 3-38: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Titisee im Jahr 2018. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

September zu verzeichnen. Neben den Daphnien waren kleine Arten, wie Rüsselkrebse („Eu“-Bosminen) und im Sommer *Diaphanosoma brachyurum* häufig.

Wichtige Ruderfußkrebse waren *Cyclops abyssorum* in der kälteren Jahreszeit und *Mesozyclops leuckarti* im Sommer.

Die Biomassen (Trockenmasse, TM) des Zooplanktons lagen im Titisee durchschnittlich bei niedrigen 32 µg TM/L (Median) bzw. 35 µg TM/L (Mittelwert) und damit deutlich im oligotrophen Bereich. Die höchsten Biomassen mit gut 60 µg TM/L wurden im Mai und August erreicht (Abb. 3-38). Starke Massenbildner waren im Frühjahr die cyclopoiden Ruderfußkrebse, den Rest des Jahres die Cladoceren (Wasserflöhe) und calanoiden Ruderfußkrebse (Abb. 3-38). Rädertiere stellten durchschnittlich nur 3 % der Zooplanktonmasse.

Der Cladoceren-Größenindex (GIC) lag bei durchschnittlich 7 µg TM/Individuum (Ind.) (Median) bis 8 µg TM/Ind. (Mittelwert) und damit über der Masse einer 1 mm langen Daphnie (= ca. 6 µg). Selbst im Hochsommer zur Zeit des stärksten Fraßdruckes durch Fische lag der GIC zwischen ca. 7 µg TM/Ind. und knapp 10 µg TM/Ind., was auf schwache Fischfraß-Effekte hindeutet.

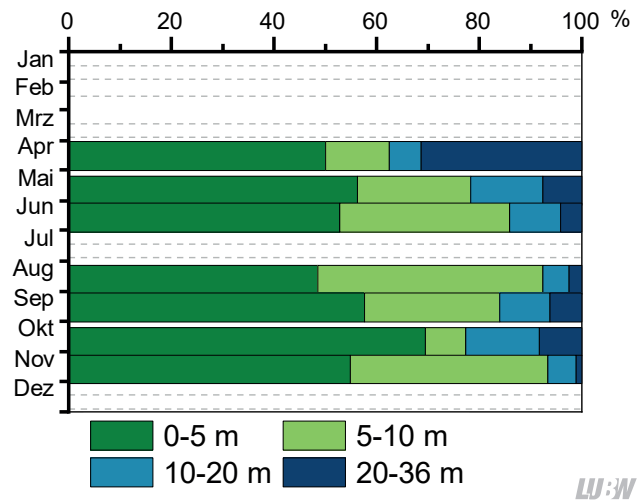


Abb. 3-39: Absatzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben, normiert auf eine 5-m-Schicht im Titisee. Im Januar und Juli erfolgte keine Messung.

Um eine Vorstellung zu bekommen, in welchen Schichten sich das Zooplankton hauptsächlich aufhält, wurde das Absatzvolumen bestimmt, bevor die mit dem Planktonnetz in Tiefenstufen gezogenen Proben zu einer Gesamtprobe vereinigt wurden (Abb. 3-39). Der überwiegende Anteil des Zooplanktons war vom Frühsommer bis in den Herbst in den oberen 10 m zu finden. Hohe Anteile an Zooplankton unterhalb von 10 m fanden sich allenfalls im April.

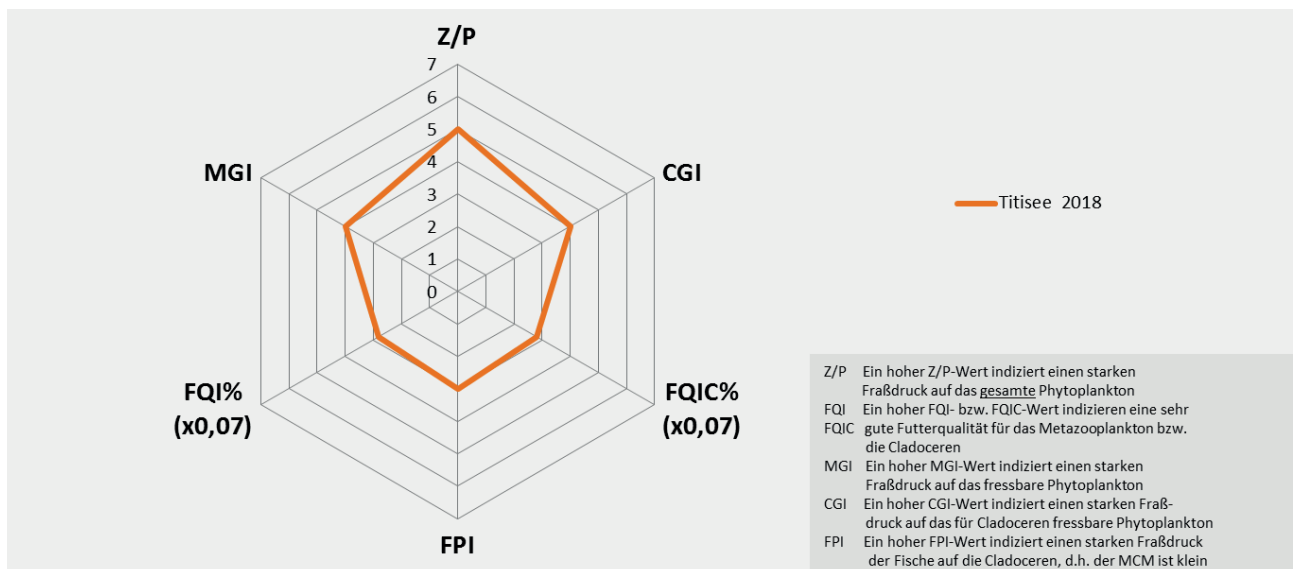


Abb. 3-40: Wichtige Indices zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Titisee im Jahr 2018 – berechnet und dargestellt (verändert) über das PhytoLoss-Modul (Version 3.03) [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE]. Sommersituation!!

Hinsichtlich der PhytoLoss-Indices ergibt sich mit Effektklasse 5 ein guter Umsatz von Phytoplankton-Masse in Zooplanktonmasse, d. h. das Phytoplankton wurde gut durch das Zooplankton verwertet (Abb. 4-40). Der Fraßdruck auf das fressbare Phytoplankton war allerdings nur moderat (Effektklassen 4), was zur Folge hatte, dass der Anteil des fressbaren Phytoplanktons selbst im Sommer noch bei immerhin 30% blieb. Die Biomassen der Daphnien als „Hauptfiltrierer“ nahm von Mai auf Juni von 17 µg/L auf knapp 3 µg/L ab, was sich sofort in der zeitlichen Entwicklung des Phytoplanktons niederschlug; die Phytoplanktonmasse nimmt im selben Zeitraum um etwa das 4-fache zu.

Für den Fisch-Prädationsdruck gab das PhytoLossModul Effektklasse 3 (gering) aus. Die hohen GIC-Werte im Sommer weisen in die gleiche Richtung und indizieren ebenfalls einen eher geringen Fraßdruck durch Fische.

Aufgrund der noch guten Futtersituation im Sommer war eine Eiproduktion der Filtrierer möglich. Daphnien produzierten im Sommer 1–4 Eier pro Gelege, calanoide Ruderfußkebe bis zu 16 Eier pro Gelege.

3.2.4 Zusammenfassung

Aufgrund der Höhenlage im Schwarzwald mit niedrigen Wintertemperaturen und relativ hohen Windgeschwindigkeiten wurden im Titisee zu Jahresbeginn eine ausgeprägte inverse Schichtung des Wasserkörpers und eine Auskühlung des Tiefenwasserbereichs auf etwa 3 °C beobachtet. Aufgrund von Abbauprozessen wurden im Spätsommer/Herbst bodennah sehr geringe Sauerstoffsättigungen < 5% gemessen. Dadurch spielten Rücklösungsprozesse am Seeboden bis in den Herbst hinein eine wesentliche Rolle.

Die Trophieklassifikation nach LAWA [LAWA 2014] ergibt für das Untersuchungsjahr 2018 wie auch 2013 den Zustand oligotroph, knapp an der Grenze zum mesotrophen Zustand. Als Referenztrophiemittelwert wird im LAWA-Steckbrief für den Seetyp 9 „geschichteter, calciumarmer Mittelgebirgssee mit relativ kleinem Einzugsgebiet“ oligotroph mit einem Trophiemittelwert < 1,5 angegeben. Dadurch ist der Titisee insgesamt in sehr gutem Zustand. Bei den untersuchten prioritären Stoffen und flussgebietspezifischen Schadstoffen nach OGEWV [OGEWV 2016] gab es in der Wasserphase keine Grenzwertüberschreitungen. Allerdings ergab

die Analytik prioritärer Stoffe in Fischen aus dem See Überschreitungen bei den polybromierten Diphenylethern und Quecksilber. Trotz der sehr guten Untersuchungsergebnisse der Wasserphase ist der chemische Zustand des Titisees deshalb insgesamt als „nicht gut“ einzustufen.

Die durchschnittliche Phytoplanktonbiomasse lag mit 0,3 mg/L auf einem ähnlichen Niveau wie im Jahr 2007, aber deutlich höher als bei der letzten Untersuchung im Jahr 2013 (0,19 mg/L). Nachdem bis einschließlich Mai die für huminstoffhaltige Seen typischen Cryptophyceen die Phytoplanktongemeinschaft dominierten, kam es im Juni zu einer Grünalgenblüte durch *Nephrocotium agardhianum*, mit einer Biomasse von 1,01 mg/L. Ab Juli waren picoplanktische Cyanobakterien zunächst in 5–7,5 m Wassertiefe zu beobachten, die sich im Oktober und November bis zur Oberfläche ausbreiteten und zu diesem Zeitpunkt 27% der Biomasse ausmachten. Das Zooplankton des Titisees ist mit 47 Metazooplanktontaxa als artenreich zu bezeichnen. Eine Besonderheit ist das Auftreten des Gallertwasserfloh *Holopedium gibberum*, der vorwiegend in kalkarmen Gewässern auftritt. Die durchschnittliche Biomasse des Zooplanktons deutet auf oligotrophe Bedingungen hin.

Tabelle 3-8 zeigt eine Zusammenfassung der ökologischen sowie chemischen Bewertung des Titisees für das Jahr 2018.

Tab. 3-8: Ökologische und chemische Bewertung des Titisees 2018 (LUBW).

Ökologische Bewertung		
Parameter	Wert	Zustand
Trophie	1,49	sehr gut
Phytoplankton	1,23	sehr gut
Zooplankton		oligotroph
Chemischer Bewertung		
Matrix	UQN Überschreitung	Zustand
Wasserphase	nein	gut
Biota (Fisch)	ja (PBDE, Hg)	nicht gut

3.3 Illmensee

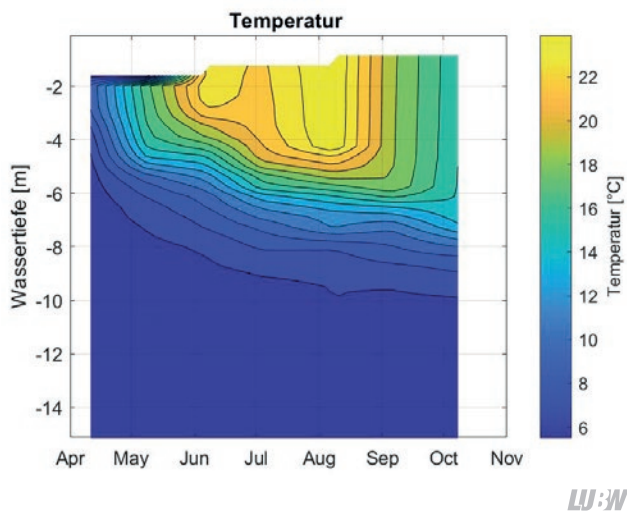
3.3.1. Seenphysikalische Untersuchung

Im Jahr 2018 wurden im Illmensee begleitend zu den monatlichen biologischen Untersuchungen Vertikalprofilmessungen mit Multiparametersonden an der tiefsten Stelle des Sees durchgeführt. Diese liefern Informationen über die vertikale Struktur wesentlicher seenphysikalischer (z. B. Temperatur, Leitfähigkeit) sowie weiterer limnologischer Parameter (z. B. Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Chlorophyll-a).

In den nachfolgenden Isoplethendarstellungen werden die Parameter gegen die Wassertiefe aufgetragen. Weitere Darstellungen zeigen Vertikalprofile ausgesuchter Parameter für einzelne Messtermine.

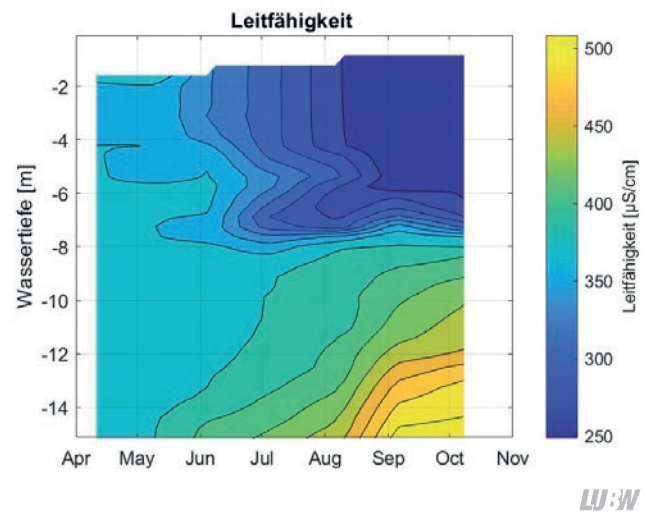
Die Vertikalprofilmessungen der Temperatur zeigen für den Illmensee einen normalen saisonalen Verlauf der Temperaturstratifikation (Abb. 3-41), der nach der vertikalen Durchmischung des Sees im Winter/Frühjahr die Erwärmungsphase im Frühjahr und die anschließende Stagnationsphase im Sommer sowie die daran anschließende Abkühlung im Herbst zeigt.

Die vertikal zonierte Temperaturschichtung in Epi-, Meta- und Hypolimnion ist im Illmensee deutlich ausgeprägt und das Metalimnion (Temperatursprungschicht) zeigt starke vertikale Temperaturgradienten, die sich auf Austausch- und Durchmischungsprozesse auswirken. Im Rahmen der limnologischen Untersuchungen in 2018 fand die erste Be-



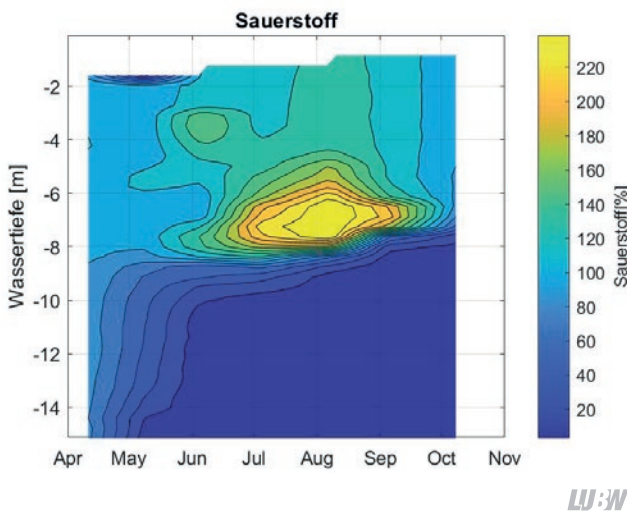
LUBW

Abb. 3-41: Isoplethendarstellung der Temperaturverteilung im Illmensee für das Jahr 2018.



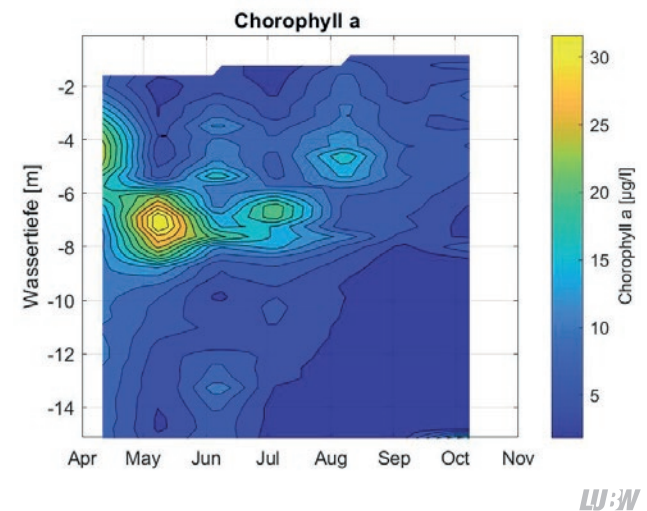
LUBW

Abb. 3-42: Isoplethendarstellung der Leitfähigkeitsverteilung im Illmensee für das Jahr 2018.



LUBW

Abb. 3-43: Isoplethendarstellung der Sauerstoffsättigung (gemessen mit Optode) im Illmensee für das Jahr 2018.



LUBW

Abb. 3-44: Isoplethendarstellung der Chlorophyll-a-Verteilung im Illmensee für das Jahr 2018.

probung am 11.04.2019 statt (Abb. 3-45). Zu diesem Zeitpunkt wurde über dem Seeboden in 13 m Wassertiefe eine relativ hohe Wassertemperatur von 5,5°C registriert, die möglicherweise als Indikation für Grundwasserzutritte interpretiert werden kann.

Die gemessenen Leitfähigkeitsgradienten (Abb. 3-42) zeigen in 2018 ähnlich wie im Untersuchungsjahr 2017 eine interessante raum-zeitliche Strukturierung. Mit Ausnahme der Mischungsphase im Frühjahr sind sehr starke vertikale Leitfähigkeitsgradienten zwischen den relativ niedrigen Leitfähigkeitswerten an der Oberfläche bzw. im Epilimnion und den hohen, im Jahresverlauf zunehmenden Leitfähigkeitswerten im Hypolimnion vorhanden. Diese großen vertikalen Leitfähigkeitsgradienten korrelieren mit den Temperaturgradienten, die eine vertikale Trennung des Seewasserkörpers in Epi-, Meta- und Hypolimnion bedingen und die vertikalen Austauschprozesse in der Schichtungsphase des Sees stark beeinflussen. Aufgrund dieser Temperaturschichtung sind im Epilimnion und Hypolimnion weitgehend voneinander entkoppelte, gegenläufige Entwicklungen der Leitfähigkeit vom Frühjahr bis in den Spätherbst hinein zu beobachten, da der vertikale Austausch bzw. vertikale Mischungsprozesse minimiert werden. Im Epilimnion kommt es im Sommer zu einer Abnahme der Leitfähigkeit, während diese im Hypolimnion stark zunimmt (z.B. in einer Wassertiefe von 13 m im Jahresverlauf von 376 $\mu\text{S/cm}$ am 11.04.2018 bis auf Werte von 523 $\mu\text{S/cm}$ am 8.10.2018).

Die leicht erhöhten Temperaturen im Hypolimnion in Verbindung mit den erhöhten Leitfähigkeitswerten und den sehr niedrigen Sauerstoffsättigungswerten (Abb. 3-43) können als mögliche Indikation für einen Grundwasserzustrom interpretiert werden, wobei auch andere Prozesse (z.B. Rücklösungsprozesse) in diesem See zu entsprechenden chemischen Strukturierungen führen können und ein zweifelsfreier Nachweis anhand der vorhandenen Daten – obwohl plausibel – noch nicht geführt werden kann.

Die mit einer Optode gemessenen Sauerstoffsättigungen (Abb. 3-43) zeigen im Jahr 2018 für den Illensee einige außergewöhnliche Charakteristika und sehr starke vertikale Gradienten für diesen Parameter. Am Anfang der Messperiode am 11.04.2018 kann noch eine hohe, mit zuneh-

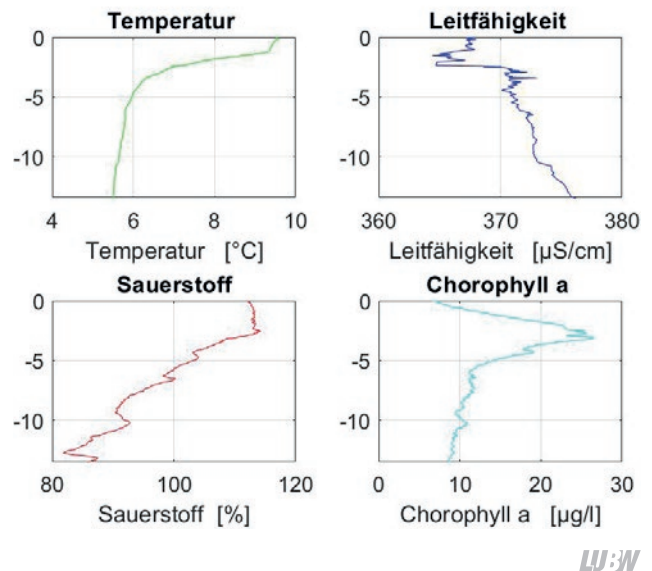


Abb. 3-45: Vertikalprofile für eine Messung in der frühjährlichen Erwärmungsphase am 11.04.2018 für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Zu sehen ist eine bereits zu dieser Zeit beginnende mit der Wassertiefe stetige Abreicherung des Sauerstoffs im See. Außerdem werden unterhalb der bereits leicht erwärmten Oberflächenwasserschicht in einer Wassertiefe von 2–3 m bereits große Chlorophyll-a-Konzentrationen gemessen.

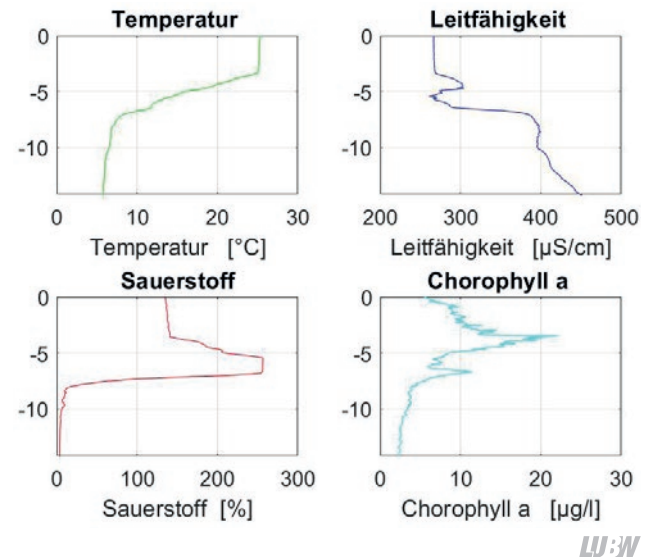


Abb. 3-46: Vertikalprofile für eine Messung in der sommerlichen Stagnationsphase am 08.08.2018 für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Zu sehen sind sehr große Gradienten der Sauerstoffsättigung in dem Tiefenbereich von etwa 5 bis 10 m, in dem dieser Parameter von extrem übersättigten Bedingungen auf anoxische Verhältnisse wechselt. Diese Sauerstoffgradienten werden durch die komplexen Wechselbeziehungen zwischen physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen und Parametern bedingt und zeigen die Komplexität limnologischer Strukturierungsprozesse eindrücklich auf.

mender Wassertiefe aber bereits stetig abnehmende Sauerstoffsättigung in der Wassersäule auf bodennah etwa 80 % beobachtet werden (Abb. 3-45). Im weiteren Verlauf des Jahres werden bodennah sehr schnell anoxische Sauerstoffwerte erreicht. So werden bereits im Juni in einer etwa 5 m dicken Wasserschicht über Grund Sauerstoffsättigungen < 5 % gemessen. Diese Schicht vergrößert sich im Laufe des Jahres noch etwas, so dass am Ende der Messperiode am 18.10.2019 bereits ab etwa 7 m Wassertiefe anoxische Verhältnisse angetroffen werden. Demgegenüber steht eine extrem starke, mit tiefen Chlorophyll-a-Maxima (Abb. 3-44) korrelierende Entwicklung der Sauerstoffsättigung im Epi- und Metalimnion. Hier erreichen die Sauerstoffsättigungen im Laufe des Sommers sehr hohe Werte mit einem globalen Maximum von 256 % am 08.08.2019 (Abb. 3-46). Als Resultat ergeben sich vertikale Sauerstoffgradienten, bei denen die Sauerstoffsättigungswerte innerhalb eines Tiefenbereiches von nur 3–4 m von maximal 256% (28 mg/L in etwa 6,5 m Wassertiefe) auf 5% (0,6 mg/L in 10 m Wassertiefe) abfallen.

Diese hohen Sauerstoffkonzentrationen stehen in Zusammenhang mit den in dieser Tiefe beobachteten hohen Algenkonzentrationen (Abb. 3-44), die ein sogenanntes DCM (DCM - deep chlorophyll maximum) bilden. Dabei werden bereits im Mai in einer Wassertiefe von etwa 7 m sehr hohe Chlorophyll-a-Konzentrationen von 35 µg/L erreicht. Die Chlorophyll-a-Konzentrationen zum Zeitpunkt der maximalen Sauerstoffübersättigungen sind hingegen etwas kleiner, bilden aber im Juli und August in Wassertiefen von etwa 4–8 m ein lokales Maximum aus.

Kontinuierliche Messungen mit einer im Illensee verankerten Messboje

Im Illensee wurden im Jahr 2018 zusätzlich zu den monatlichen Terminmessungen mit der Multiparametersonde kontinuierliche Messungen seenphysikalischer und meteorologischer Parameter mit Hilfe einer EnviWatch-Messboje durchgeführt. Die Parameter wurden mit einem Messintervall von 20 Minuten erfasst und per GSM-Datenfunk an das Institut für Seenforschung übertragen.

Seenphysikalische Parameter und Wasserqualitätsparameter wurden mit einer Multiparametersonde aufgenommen, die in einer Wassertiefe von etwa 1,5 m positioniert war.

Die meteorologischen Parameter wurden mit einem Kombisensormessgerät erfasst, das sich oberhalb der Messboje befand.

Detaillierte Informationen zur Temperaturschichtung des Gewässers wurden außerdem mit einer vertikal hochauflösenden Temperaturmesskette gewonnen (vertikaler Abstand zwischen den einzelnen Thermistoren $dz = 1 \dots 2$ m).

In den Abbildungen 3-47 bis 3-49 sind für die meteorologischen Parameter Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit und Windrichtung die Tagesmittelwerte und in Abbildung 3-50 in einem Windrosenplot die Windgeschwindigkeitsverteilung (vektoriell) für das Jahr 2018 dargestellt. Auffällig sind die zu Jahresanfang (Januar und Februar) und zum Jahresende (November und Dezember) vermehrt auftretenden Starkwindereignisse (Abb. 3-48) und die starke Abkühlungsphase Ende Februar bis Anfang März 2018 (Abb. 3-47), während der sehr niedrige Tagesmittelwerte der Lufttemperatur erreicht werden und der See in Folge stark auskühlt. Die Windmessungen über dem Illensee (Abb. 3-49 und Abb. 3-50) zeigen für die Region typische Hauptwindrichtungen Nordost und Südwest bis West – für schwächere Winde auch Süd.

In Abbildung 3-51 sind die im Jahr 2018 mit einer Thermistorkette zeitlich kontinuierlich ($dt = 20$ min) und vertikal hochauflösend (Abstand der Sensoren $dz = 1 \dots 2$ m) gemessenen Wassertemperaturen dargestellt, die eine sehr genaue und detaillierte Abbildung der thermischen Schichtungssituation des Sees ermöglichen. Im Gegensatz zu den Vertikalprofilmessungen, die bei den monatlichen Probenahmen durchgeführt werden, können mit diesen kontinuierlichen Messungen auch kurzzeitige Ereignisse und Änderungen der Temperaturschichtung des Sees identifiziert und kann die Dynamik des Sees besser abgebildet werden.

In Abbildung 3-52 sind die Tagesmittelwerte der kontinuierlich gemessenen Chlorophyll-a-Konzentrationen ($\times 10$) in einer Wassertiefe von etwa 1,5 m abgebildet (Wichtig: diese Werte sind mit einem Faktor 10 multipliziert). Zu sehen sind zwei Maxima der Chlorophyll-a-Konzentrationen Anfang Juni und Anfang Juli und generell erhöhte Werte während der Zeit der höchsten Primärproduktion in den Monaten Juni bis August. Dieser Verlauf deckt sich in

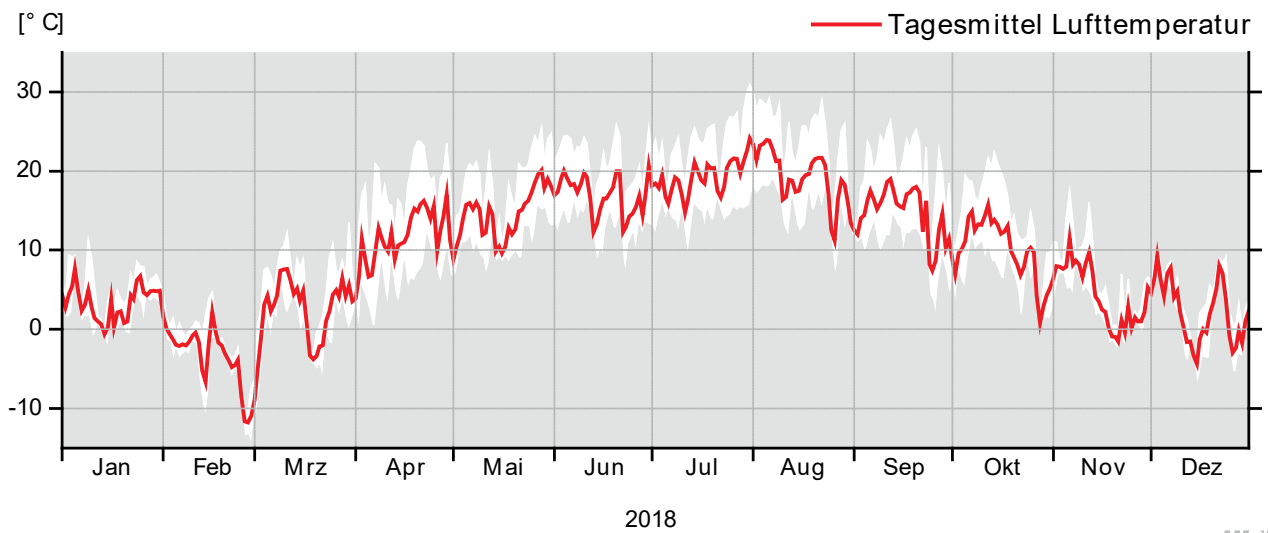


Abb. 3-47: Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten (weiß hinterlegt) der Lufttemperatur.

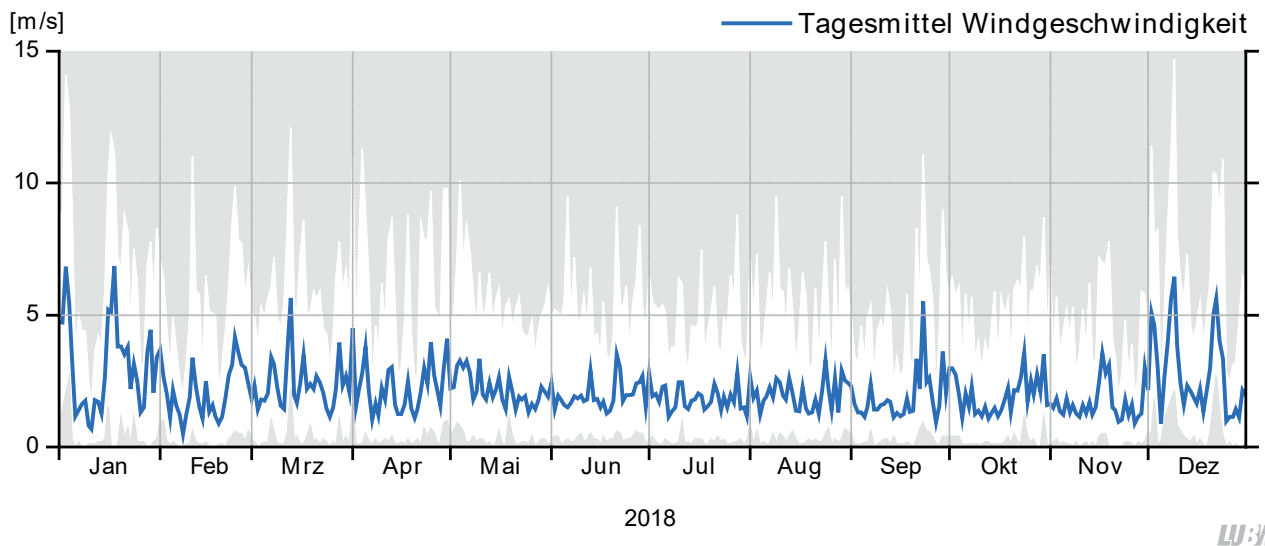


Abb. 3-48: Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten (weiß hinterlegt) der Windgeschwindigkeit.

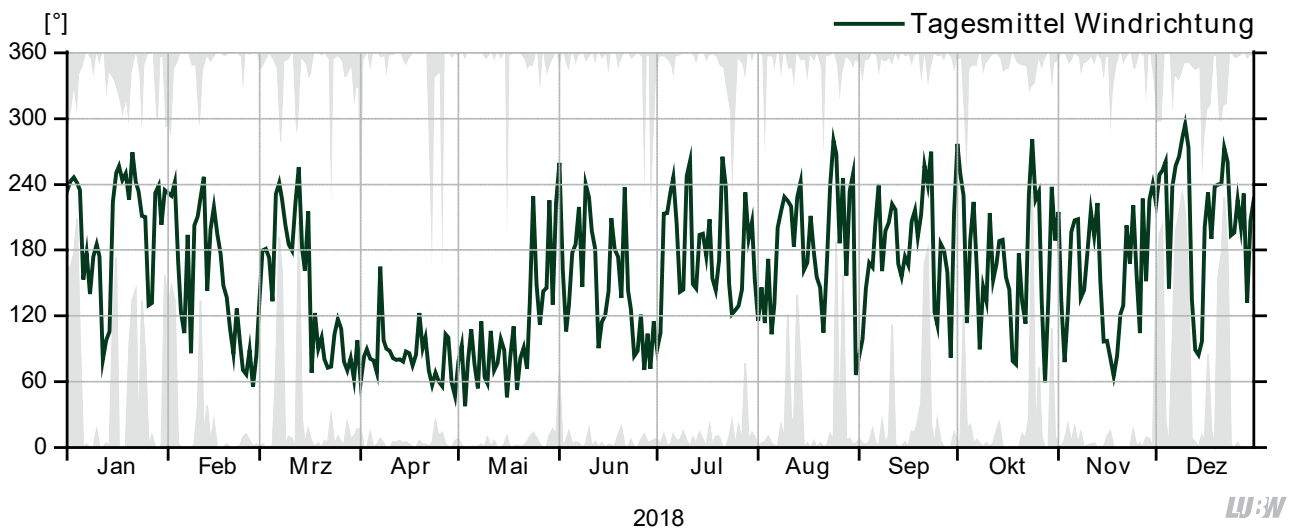
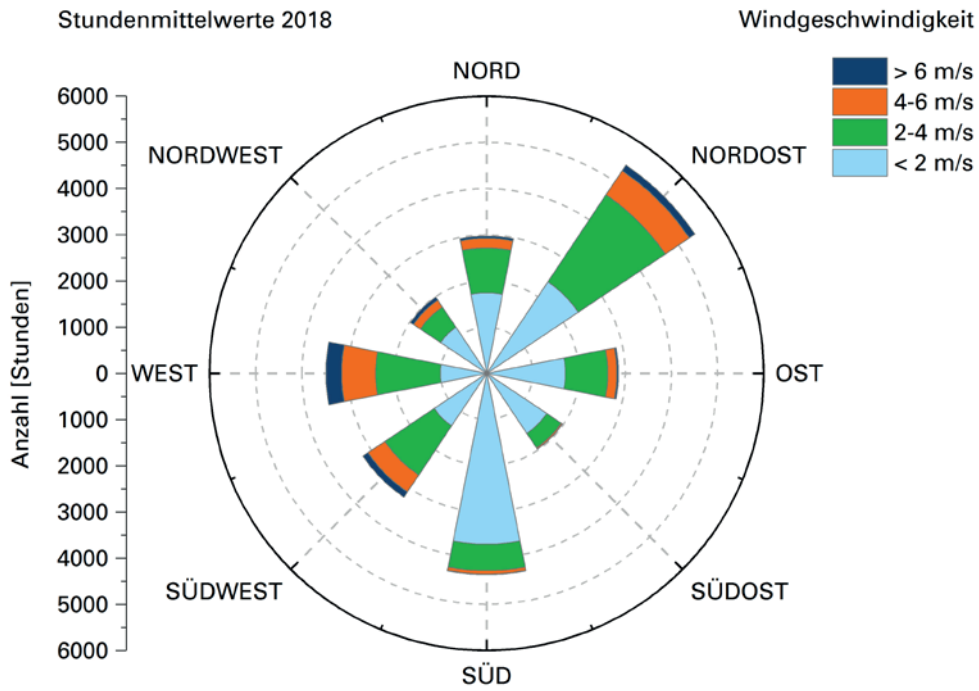
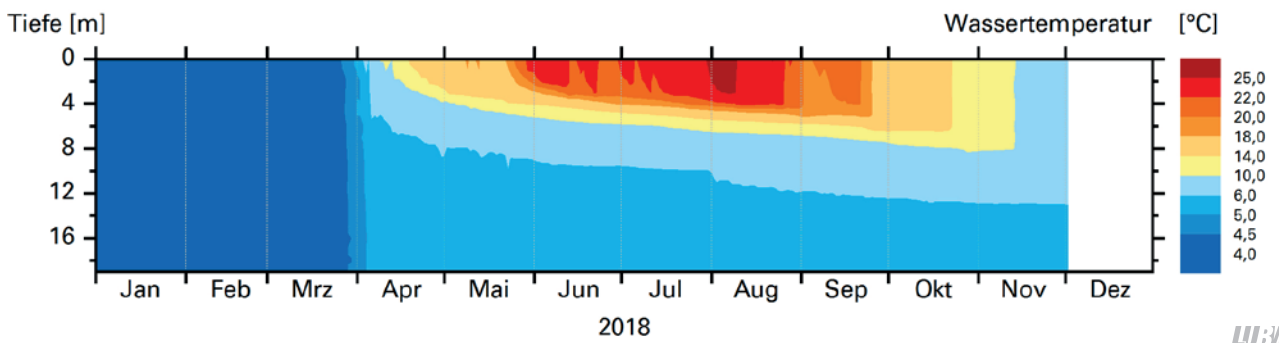


Abb. 3-49: Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten (weiß hinterlegt) der Windrichtung.



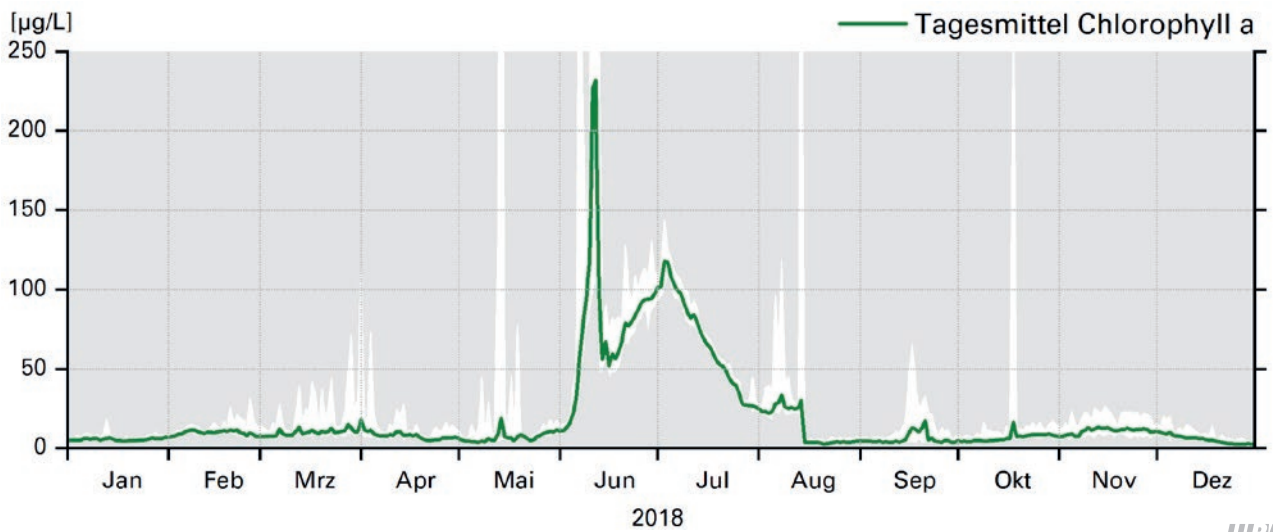
LUBW

Abb. 3-50: Windrosendarstellung der im Jahr 2018 über dem Illmensee gemessenen Windgeschwindigkeiten (vektoriell).



LUBW

Abb. 3-51: Isoplethendarstellung der kontinuierlich gemessenen Temperaturverteilung im Illmensee.



LUBW

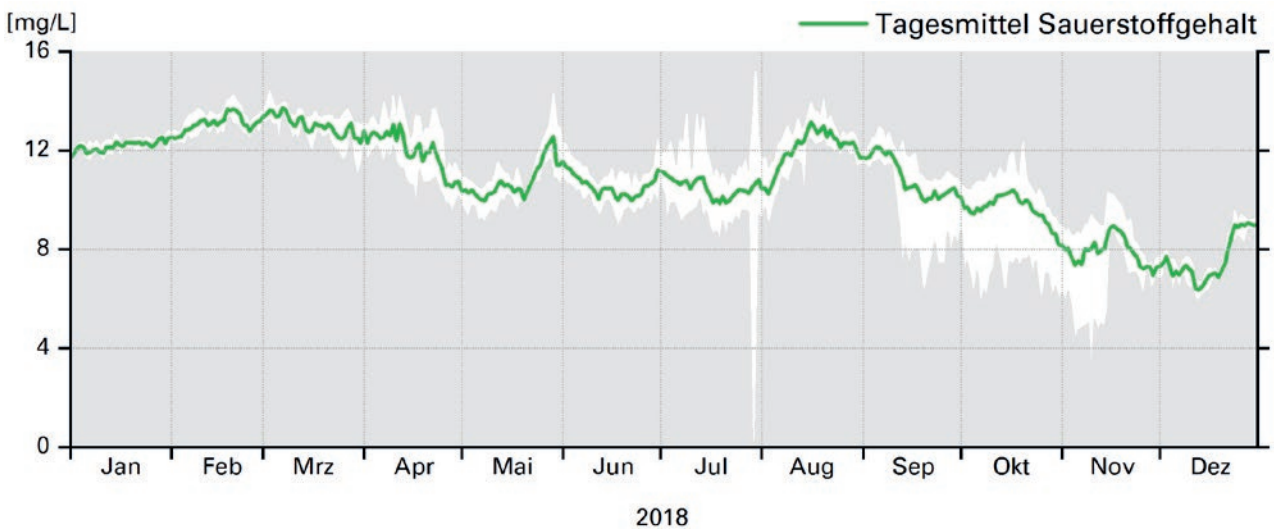
Abb. 3-52: Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten (weiß hinterlegt) der kontinuierlich gemessenen Chlorophyll-a-Konzentrationen (x 10) in einer Wassertiefe von etwa 1,5m. Die Chlorophyll-a-Werte wurden aus Datenprozessierungsgründen mit einem Faktor 10 multipliziert.

etwa auch mit den monatliche Terminmessungen mit einer Multiparametersonde (siehe Abb. 3-44), wobei zu beachten ist, dass die Messungen des kontinuierlich messenden EnviWatch-Systems in einer Wassertiefe von etwa 1,5 m durchgeführt wurden und die Chlorophyll-a-Maxima an der Oberfläche und diejenigen in größerer Tiefe – speziell die großen Chl-a-Konzentrationen im Metalimnion – zeitlich nicht synchron auftreten.

In den Abbildungen 3-53 und 3-54 sind die Tagesmittelwerte der in 1,5 m Wassertiefe kontinuierlich gemessenen Sauerstoffgehalte und Sauerstoffsättigungen dargestellt.

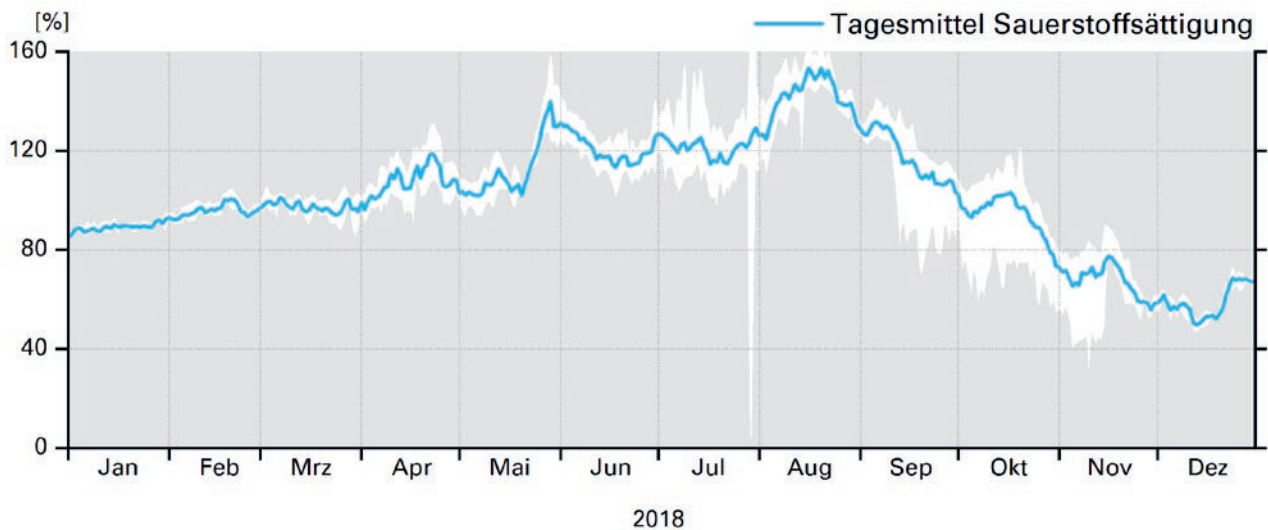
Die Sauerstoffsättigungen zeigen einen zu erwartenden saisonalen Verlauf mit teilweise deutlichen Übersättigungen in der Zeit starken Algenwachstums von Juni bis August sowie langsam abnehmenden Sauerstoffsättigungen im Herbst und Winter.

Fazit: Im Illmensee treten im Jahr 2018 sehr große vertikale stoffliche Gradienten sowohl für die Sauerstoffsättigung und Sauerstoffkonzentration als auch für die Leitfähigkeit auf, die als einfacher Indikator für Verteilungsmuster anderer chemische Parameter dienen können. Diese großen Gradienten sind mit den deutlich ausgeprägten Tempera-



LUBW

Abb. 3-53: Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten (weiß hinterlegt) der kontinuierlich gemessenen Sauerstoffkonzentrationen in einer Wassertiefe von etwa 1,5 m.



LUBW

Abb. 3-54: Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten (weiß hinterlegt) der kontinuierlich gemessenen Sauerstoffsättigungen in einer Wassertiefe von etwa 1,5 m.

turgradienten raum-zeitlich korreliert, die die vertikalen Austausch- und Mischungsprozesse maßgeblich beeinflussen und diese – speziell während der sommerlichen Stagnationsphase – stark minimieren.

Als eine Besonderheit des Illmensees kann die nahezu bzw. tatsächlich anoxische Zone im See angesehen werden, die sich mit Beginn der thermischen Schichtung ab etwa Mai etabliert und bis in den Herbst hinein ab Wassertiefen von etwa 7 m erhalten bleibt.

Eine weitere Besonderheit sind die sehr stark ausgeprägten DCM (deep chlorophyll maxima), die sich im metalimnischen Bereich ausbilden und im Juli und August zu sehr hohen Sauerstoffkonzentrationen und -sättigungen führen. Zwischen diesen Bereichen sehr hoher Sauerstoffkonzentrationen und den nur wenig tiefer gelegenen anoxischen Bereichen des Sees bilden sich dann sehr große vertikale Gradienten für diese Parameter aus.

Die vorgefundenen Stoffgradienten – insbesondere die Sauerstoffgradienten – werden durch die komplexen Wechselbeziehungen zwischen physikalischen (Temperaturschichtung), chemischen (allgemein wasserchemische und Rücklösungs-Prozesse) und biologischen (Ausbildung von vertikal eingelagerten und zonal strikt lokalisierten spezialisierten Algenarten) Prozessen und Parametern geprägt und zeigen die Komplexität limnologischer Strukturierungsprozesse eindrücklich auf.

Die relativ hohen Hypolimnionstemperaturen deuten möglicherweise auf einen Grundwasserzutritt hin, der aber anhand der vorliegenden Daten noch nicht zweifelsfrei verifiziert werden kann.

Die kontinuierlichen Messungen des EnviWatch-Systems im Illensee ergänzen die monatlichen Messungen mit den Multiparametersonden und ermöglichen die kontinuierliche, zeitlich hochauflösende und multiparametrische Überwachung der Vorgänge in Seen. Durch die umfangreiche Sensorik wird ein besseres Verständnis der ablaufenden Prozesse und Phänomene erreicht. Die Ergebnisse der Routinebeprobungen und umfangreichen Messprogramme der Biologie, Chemie und Seenphysik werden um die Resultate der Messboje ergänzt und können so besser

in den seenphysikalischen und meteorologischen Kontext eingeordnet und interpretiert werden.

3.2.2 Biologische Untersuchung

Der Illensee wurde 2018 erneut beprobt, um zu evaluieren, inwieweit es sich bei den Verschlechterungstendenzen der letzten Beprobungen um einen langfristigen Trend oder um jährliche Schwankungen handelt. Außerdem sollte untersucht werden, wie sich die Probenahme auf das Ergebnis auswirkt. Dafür wurde in einer Probenahme nach der gleichen Methode wie in den Vorjahren (0 m bis 1 m über Grund) gearbeitet. Eine zweite Probenahme wurde nach Vorschrift „PhytoSee“ durchgeführt. Hierzu wurde zunächst die Sichttiefe gemessen und ein Temperaturprofil aufgenommen. Aus dem Temperaturprofil wurde die Mächtigkeit des Epilimnions bestimmt, die Sichttiefe wurde mit dem Faktor 2,5 multipliziert, um die euphotische Zone zu ermitteln. Die Mächtigere der beiden Schichten wurde beprobt. Im Jahresverlauf ergaben sich somit folgende Beprobungstiefen für die PhytoSee-Probenahme (Tab. 3-9):

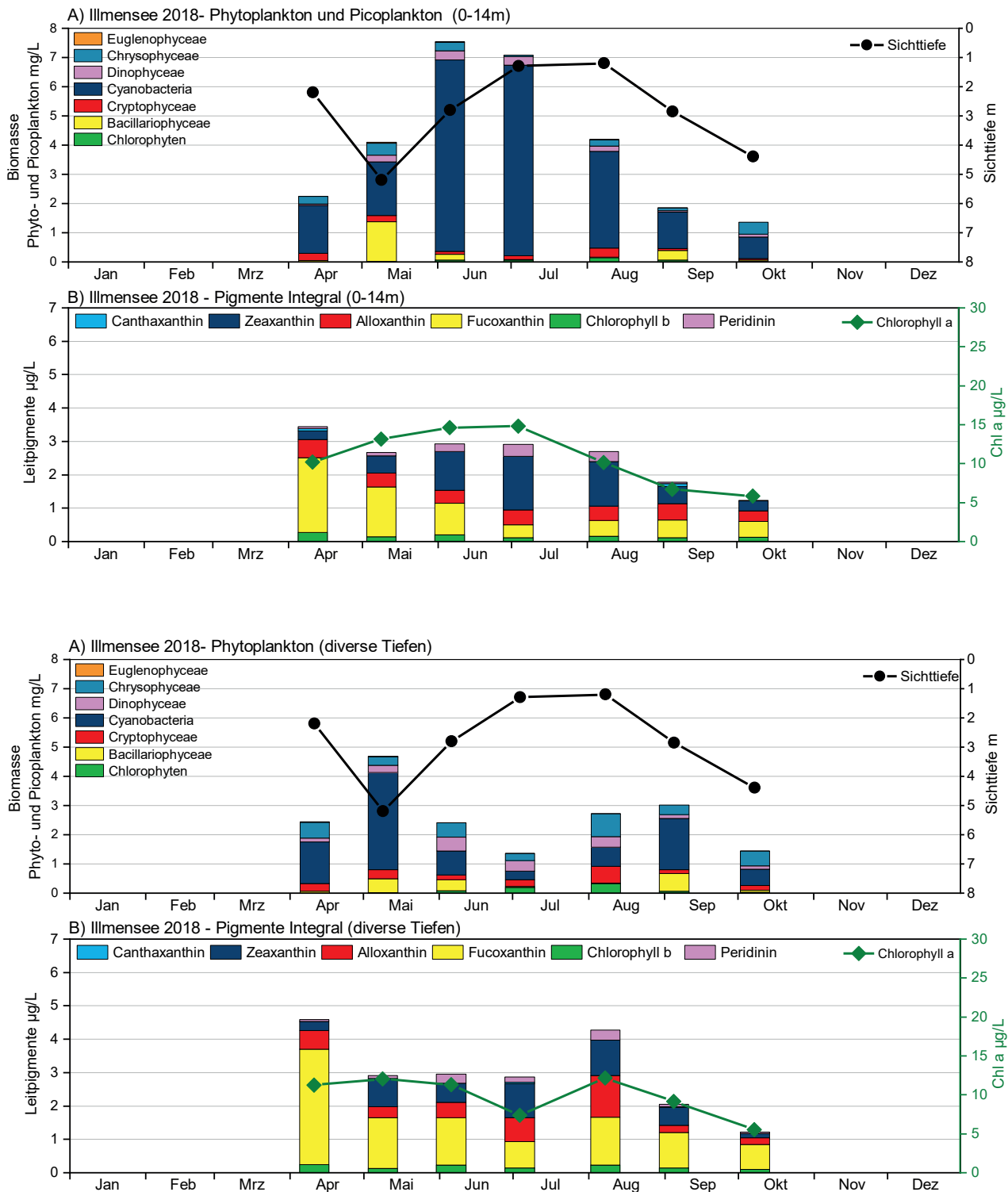
Die Phytoplankton-Biomasse im Illensee lag bei der Beprobung von 0–4 m (Probe A) im Mittel bei 4,05 mg/L, mit einem Maximum von 7,53 mg/L im Juni. Die Cyanobakterien, v.a. *Planktothrix rubescens*, bildeten den größten Teil der Biomasse (Abb.3-55). Der höchste Anteil wurde hierbei im Juli mit 92,3 % erreicht, der niedrigste Anteil lag im Mai bei 44,9 %.

Bei der Beprobung unterschiedlicher Wassertiefen (Pro-

Tab. 3-9: Beprobte Tiefen an den einzelnen Probenahmetagen (LUBW).

Datum	Beprobte Tiefe
11.04.2018	0–5,5 m
09.05.2018	0–13 m
06.06.2018	0–7 m
04.07.2018	0–5 m
08.08.2018	0–6 m
05.09.2018	0–7 m
08.10.2018	0–10 m





LU:W

Abb. 3-55: Biologische Parameter Illensee mit unterschiedlicher Probenahme-strategie: oben 0–14 m (Probe A), unten: Epilimnion oder euphotische Zone (Probe B). A) Biomassen von Phytoplankton; B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a.

be B) lag die durchschnittliche Biomasse bei nur 2,58 mg/L, also gut einem Drittel weniger als bei der Beprobung von 0–14 m. Das Maximum wurde im Mai mit 4,69 mg/L gemessen und war ebenfalls dominiert von *Planktothrix rubescens* (Abb. 3-55). Der höchste Anteil von *Planktothrix* lag bei

70,8% im Mai und der geringste Anteil bei 21,9% im Juli, also genau umgekehrt wie bei der Beprobung von 0–14 m. Vergleicht man die Biomassen des Phytoplanktons in den Untersuchungsjahren 2006, 2012, 2017 und 2018 anhand

Tab. 3-10: Gegenüberstellung der Phytoplankton-Biomassen und der Chlorophyll-a-Konzentrationen in den letzten vier Untersuchungsjahren (LUBW).

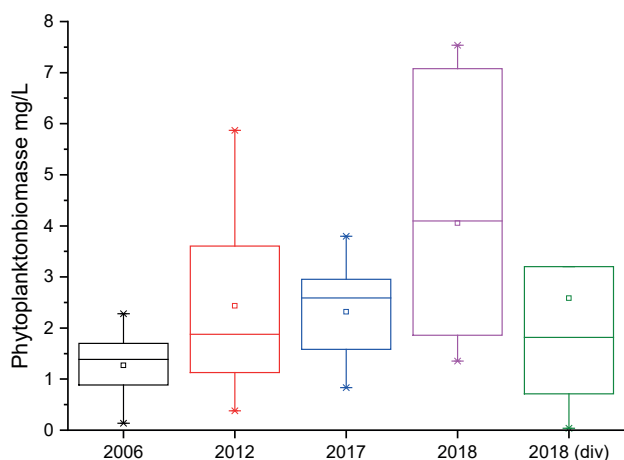
Jahresdurchschnitt	2006	2012	2017	2018 (Probe A)	2018 (Probe B)
Biomasse [mg/L]	1,27	2,44	2,32	4,05	2,58
Chla [$\mu\text{g/L}$]	3,6	11,4	12,8	10,8	9,8

LUBW

von Box-Whisker-Plots, ist eine steigende Tendenz über die Jahre sichtbar (Abb. 3-56, Tab. 3-10). Zu den Messungen aus dem Jahr 2006 sei angemerkt, dass diese durch eine andere Person ausgezählt wurden als die übrigen Proben, was die Vergleichbarkeit etwas einschränkt.

Die **Chlorophyll-a-Konzentration** lag bei der Beprobung von 0–14 m (Probe A) im Mittel bei $10,8 \mu\text{g/L}$ (Abb. 3-55, B oben). Im Jahresverlauf stieg die Konzentration von der ersten Probe im April (witterungsbedingt späte Probenahme) kontinuierlich bis zum Maximum von $14,8 \mu\text{g/L}$ im Juli. Danach sank die Chlorophyll-a-Konzentration bis auf Werte von $5,87 \mu\text{g/L}$ im Oktober.

Bei der Beprobung der unterschiedlichen Tiefen (Probe B) lag der Jahresmittelwert bei $9,8 \mu\text{g/L}$ (Abb. 3-55, B unten). Im Jahresverlauf blieb die Konzentration auf ähnlichem Niveau, fiel im Juli leicht ab, um im August die Höchstkonzentration von $12,17 \mu\text{g/L}$ zu erreichen.



LUBW

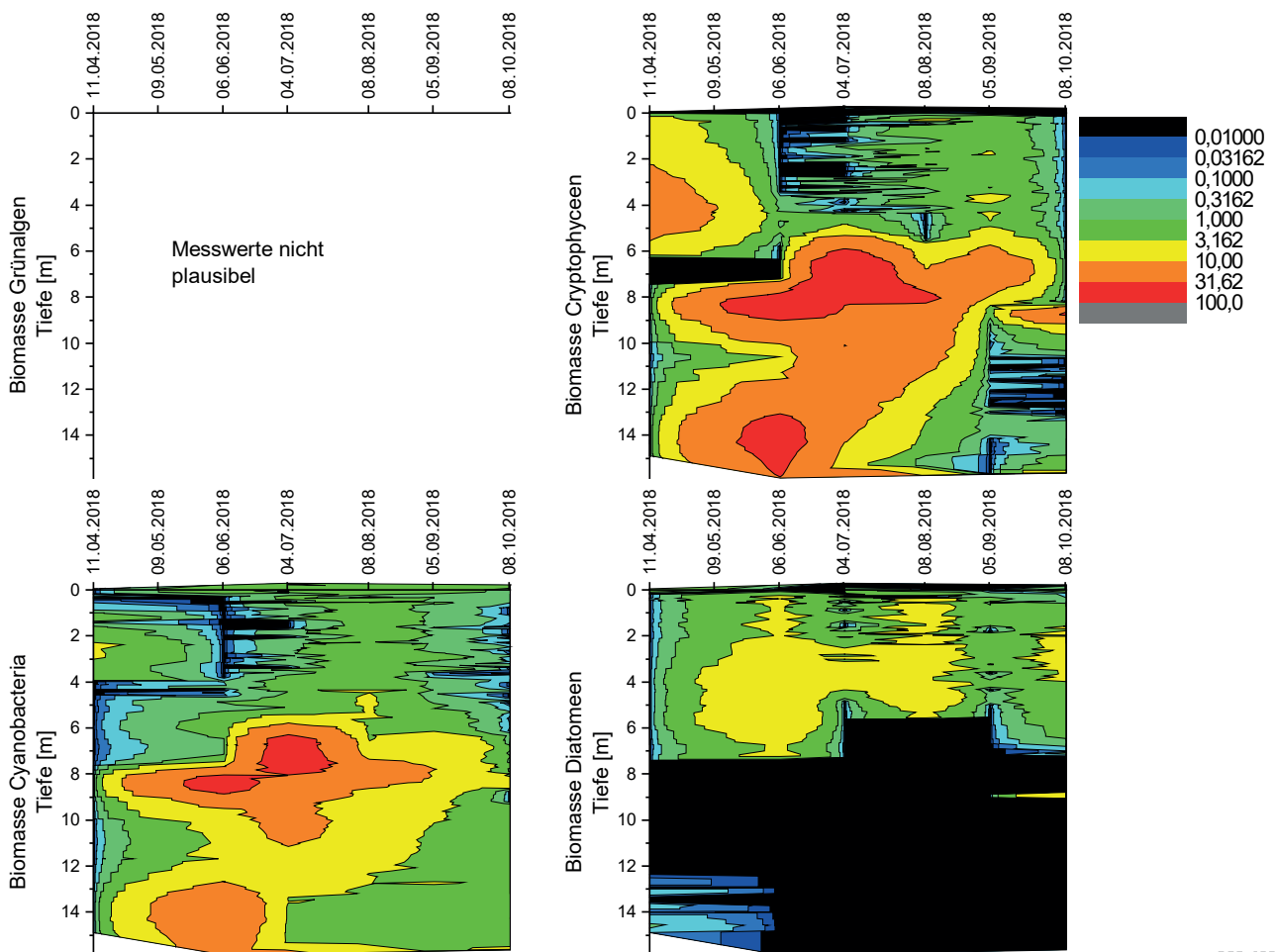
Abb. 3-56: Box-Whisker-Plots der Phytoplankton-Biomassen der Untersuchungen seit 2006 am Illensee.

In der Analyse der **Leitpigmente** wurden entsprechend der mikroskopisch bestimmten Artenzusammensetzung große Anteile an Zeaxanthin detektiert. Etwas abweichend von der mikroskopischen Analyse wurden über den Jahresverlauf auch große Anteile von Fucoxanthin gefunden, das als Leitpigment für Kiesel- und Goldalgen definiert ist.

Um räumlich aufgelöste Daten zur Verteilung des Phytoplanktons zu gewinnen, fanden während der Probenahmen Messungen mit einer **BBE-Sonde** statt (Abb. 3-57). Die Messergebnisse des Grünalgenkanals sind an mehreren Messtagen nicht plausibel und daher hier nicht dargestellt. Die Messergebnisse des Cryptophyceen-Kanals decken sich weitgehend mit der Verteilung der Cyanobakterien. Möglicherweise liegt hier eine Interferenz der vorkommenden Cyanobakterien (also vor allem Planktothrix) mit dem Messkanal für Cryptophyceen vor. Dieses Phänomen wurde auch von anderen Arbeitsgruppen berichtet (Posch, pers. Mitteilung). Abweichend von den Cyanobakterien wurde aber ein verstärktes Cryptophyceen-Vorkommen von April bis Juni in ca. 0–7 m Tiefe detektiert. Die Cyanobakterien kamen im Illensee bis über den Grund vor. Der Schwerpunkt der Verbreitung lag bei etwa 8–10 m Wassertiefe, im Juli etwas höher bei etwa 6–8 m.

Kieselalgen wurden von der BBE-Sonde in geringeren Wassertiefen als die Cyanobakterien detektiert. Die größte Biomasse kam hier in etwa 4 m Wassertiefe vor. Ab einer gewissen Tiefe ist jeweils eine sehr scharfe Grenze erkennbar, unterhalb derer keine Diatomeen mehr festgestellt wurden. Dieser Befund kann durch das sauerstoffarme Hypolimnion des Sees mit hohen Schwefelwasserstoffkonzentrationen hervorgerufen sein.

Die Bewertung des Sees anhand des WRRL-Tools für Phytoplankton (PhytoSee 7.0) ermittelte einem Indexwert von



LJ:W

Abb. 3-57: Räumlich-Zeitliche Verteilung der Algengroßgruppen im Illmensee im Jahr 2018, Messungen mittels BBE-Sonde

3,43 und entspricht einer Einstufung „mäßig“ (Tab. 3-11). Verglichen mit 2017 war der Indexwert geringfügig besser. Eine Veränderung des ökologischen Zustandes ergab sich hieraus nicht. Bezieht man die vorherigen Untersuchungen aus den Jahren 2012 und 2006 in den Vergleich ein, wird insgesamt eine Verschlechterung des Indexwertes seit 2006 bei gleichem Berechnungsverfahren deutlich.

Die Verfahrensanpassungen im Alpen-/Voralpenmodul führten zu einer Verschlechterung des Illmensees um nahezu eine gesamte Klasse (Tab. 3-11). Die Beprobung unterschiedlicher Wassertiefen bei Probe B (gemäß Vorschrift PhytoSee: Epilimnion oder euphotische Zone) wirkte sich beim neuen Tool nur marginal aus (Unterschied: 0,05), obwohl die somit ermittelte Gesamtbiomasse nur ca. 63 % der Gesamtbiomasse von Probe A (Beprobung von 0–14 m Wassertiefe) ausmachte. Berechnet man die beiden Befunde mit dem „alten“ Tool 6.0, dann ergibt sich immerhin noch ein deutlicher Unterschied von einer viertel Bewer-

tungsstufe. Dieses Verhalten des Verfahrens ist nicht ganz nachvollziehbar. Wenn sich die deutliche Reduzierung der Phytoplanktonbiomasse kaum in der Indizierung manifestiert, stellt sich die Frage, welche Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässers ergriffen werden können, um in den guten Zustand zu gelangen. In der Regel wird versucht, die Biomasse durch Verringerung der Nährstoffe zu reduzieren.

LAWA-Trophie-Bewertung

Die LAWA-Trophie-Berechnung mit gesamt-Phosphor (Zirkulation und Saison), Chlorophyll-a (Saison) und Sichttiefe (Saison) ergab 2018 einen Gesamtindex von 2,3 und damit wie bereits 2017 einen mesotrophen (m2) Gesamtzustand. Im Vergleich zu 2017 (2,1) hat sich der Gesamtindex leicht verschlechtert, was hauptsächlich auf den höheren Chlorophyll-a-Gehalt und die geringere Sichttiefe zurückzuführen ist. Die Gesamt-Phosphor-Werte haben sich nur leicht erhöht, wobei anzumerken ist, dass im Jahr

Tab. 3-11: Vergleich der PhytoSee-Indices für die bisherigen Untersuchungsjahre, gerechnet mit den beiden Toolversionen 6.0 und 7.0 für den Illensee (LUBW).

Jahr	PSI (PhytoSee 6.0)	Ökologische Bewertung	PSI (PhytoSee 7.0)	Ökologische Bewertung
2006	1,92	gut	2,61	mäßig
2012	2,34	gut	3,26	mäßig
2017	2,59	mäßig	3,46	mäßig
2018	2,75	mäßig	3,43	mäßig
2018 (div)	2,51	mäßig	3,38	mäßig

LUBW

2018 für die Phosphor-Analytik eine Mischprobe aus dem Epilimnion entnommen wurde, während in den Vorjahren diskrete Tiefenstufen beprobt wurden, aus denen dann der Saisonmittelwert bis zur Epilimniontiefe (Abschätzung aus Temperaturprofil) gerechnet wurde. Außerdem standen 2018 nur sieben Probenahmeterminale zur Verfügung, in den Vorjahren waren es in der Regel neun beprobte Monate. Daher wurden zur Berechnung des P-Zirkulationswerts 2017 die Daten von März und 2018 die von April herangezogen.

Insgesamt lässt sich aus den gemessenen Werten eine Tendenz zur Verschlechterung beim Illensee ablesen: sowohl die Trophie als auch die Phytoplanktonbewertung lassen eine Veränderung des Sees erkennen.

3.3.3 Zusammenfassung

Im Illensee traten im Jahr 2018 sehr große vertikale stoffliche Gradienten sowohl für die Sauerstoffsättigung und Sauerstoffkonzentration, als auch für die Leitfähigkeit auf. Als eine Besonderheit des Illensees kann die anoxische Zone im See angesehen werden, die sich mit Beginn der thermischen Schichtung ab etwa Mai etabliert und bis in den Herbst hinein ab Wassertiefen von etwa 7 m erhalten bleibt. Eine weitere Besonderheit sind die sehr stark ausgeprägten DCM (deep chlorophyll maxima), die sich im metalimnischen Bereich ausbilden und dort speziell im Juli und August zu sehr hohen Sauerstoffkonzentrationen und -sättigungen führen. Die relativ hohen Hypolimniontemperaturen deuten außerdem auf einen Grundwasserzutritt hin, der aber anhand der vorliegenden Daten noch nicht zweifelsfrei verifiziert werden kann.

Die LAWA-Trophie-Klassifikation ergab 2018 einen Gesamtindex von 2,3 und damit wie bereits 2017 einen mesotrophen (m2) Gesamtzustand (Tab. 3-12). Im Vergleich zu 2017 (2,1) hat sich der Gesamtindex leicht verschlechtert, was hauptsächlich auf den höheren Chlorophyll-a-Gehalt und die geringere Sichttiefe zurückzuführen ist. Allerdings wurde 2018 nicht wie 2017 in Tiefenstufen beprobt, sondern eine epilimnische Mischprobe analysiert.

Tab. 3-12: Ökologische Bewertung des Illensees 2018 (LUBW).

Ökologische Bewertung		
Parameter	Wert	Bewertung
Trophie	2,3	gut
Phytoplankton	3,43	mäßig

LUBW

Betrachtet man die Phytoplankton-Biomasse über die letzten Untersuchungsjahre, so ist eine zunehmende Tendenz zu beobachten, sodass der Illensee bei der Bewertung nach WRRL hinsichtlich der Qualitätskomponente Phytoplankton vom guten Zustand 2012 in den mäßigen Zustand 2017 und 2018 abgerutscht ist. Zusätzlich zu der Zunahme der Phytoplankton-Biomasse erfolgte eine Änderung des WRRL-Bewertungsverfahrens für Alpen- und Voralpenseen. Mit neuer Bewertung wäre der Illensee bereits 2012 einem mäßigen Zustand zugeordnet worden.

Da die bisherigen Beprobungen nicht 100% den Empfeh-

lungen von PhytoSee folgten, wurde ein Vergleich der beiden Beprobungsarten durchgeführt. Einmal wurde die gesamte Wassersäule bis 1 m über Grund beprobt (i. d. Regel 0–14 m) und zum zweiten wurde das Epilimnion bzw. die euphotische Zone herangezogen (wie bei PhytoSee-Verfahren empfohlen). Bei beiden Beprobungsarten war die Burgunderblutalge *Planktothrix rubescens* das dominierende Taxon, die Gesamtbiomassen unterschieden sich jedoch deutlich. Bei der Beprobung des Epilimnions lag die Gesamtbiomasse gut ein Drittel niedriger als bei der Beprobung der gesamten Wassersäule. Trotzdem unterscheidet sich der Ergebnisindex, der mit dem Bewertungstool PhytoSee 7.0 errechnet wurde lediglich um 0,05 Einheiten. Dies ist etwas befremdlich und lässt Zweifel an dem Bewertungsergebnis aufkommen, zumal bei der Berechnung der Daten mit dem „alten“ PhytoSee-Tool 6.0, deutliche Unterschiede beim Ergebnis zwischen den beiden Beprobungsarten zu erkennen waren (0,24 Einheiten). Um die Tendenz der Biomassezunahme im Illensee abzusichern, wird der Illensee 2019 vergleichbar zum Jahr 2017 erneut limnologisch untersucht.

4 Methoden und Konzepte, Qualitäts- und Datensicherung

4.1 Weiterentwicklung FisGeQua

Eine der wesentlichen Aufgaben für das Jahr 2018 war der Import der aufbereiteten biologischen Daten in das Fachinformationssystem Gewässerqualität (FisGeQua).

Unter anderem wurden die Ergebnisse der Abschnittskartierungen von Makrophyten und Phytobenthos eingelesen. Außerdem wurden weitere Probestellen in FisGeQua für die Biokomponente Makrozoobenthos angelegt und die Ergebnisse der Makrozoobenthosuntersuchungen für den Import vorbereitet. Die bereits in FisGeQua vorhandenen biologischen Daten wurden konsolidiert und plausibilisiert.

Die bereits aufbereiteten chemischen Daten der kleinen Seen und Baggerseen wurden in die BOWIS-Datenbank eingelesen und über den sogenannten BOWIS-Transfer in FisGeQua importiert. Weitere chemische Daten wurden entsprechend formatiert und stehen für den Import zur Verfügung. Die Konzeption für die Erweiterung des BOWIS-Transfers um die Bestimmungsgrenze wurde abgeschlossen und beauftragt. Sie wird voraussichtlich Ende 2019 zur Verfügung stehen.

4.2 Analytische Qualitätssicherung

Die Umsetzung des LUBW-weiten Qualitätsmanagementsystems, an dem das Sachgebiet „Hydrochemie“ des ISF seit April 2017 teilnimmt, wurde im Arbeitsjahr 2018 planmäßig fortgeschrieben.

Von den im abgelaufenen Jahr geleisteten Arbeiten zur Qualitätslenkung sind zwei Aktivitäten besonders hervorzuheben. Dies ist zum einen die Durchführung des ersten internen Prozessaudits durch ein Auditorenteam der LUBW im Juli 2018, welches sehr positiv verlief und damit den hohen Anspruch der qualitätssichernden Maßnahmen der hydrochemischen Laborbereiche unterstreicht.

Weiterhin wurde die Qualität der Analyseergebnisse durch Teilnahme an zwei Ringversuchen TW A1 - Ani-

onen in Trinkwasser (2/18) und TW A2 - Spurenelemente in Trinkwasser (9/18) der AQS Baden-Württemberg abgesichert. Bei allen eingereichten Parametern wurde mit einem erfolgreichen Ergebnis abgeschlossen.

5 Projekte

5.1 BMBF-Projekt: SEEZEICHEN

Das Verbundprojekt SEEZEICHEN: „Tracer-Methoden zur Identifizierung von Grundwasser- und Zuflusseinschichtungen und deren Einfluss auf Wasserqualität und Trinkwassergewinnung am Beispiel des Bodensees“

5.1.1 Einleitung

Trotz aller Erfolge der letzten Jahrzehnte sind die Aufgaben zur Reinhaltung und Bewirtschaftung der Gewässer in Deutschland keineswegs abgeschlossen. Um Wasserressourcen vor dem Hintergrund eines anhaltenden Nutzungsdrucks langfristig zu schützen, müssen Risiken abgeschätzt werden, um Präventionsmaßnahmen einleiten zu können und die Gewässerqualität zu erhalten oder zu verbessern. Um das Thema Immissionspfade im Bodensee und Transport und Verbleib von Wasserinhaltsstoffen, die über verschiedene Eintragswege in den Bodensee eingebracht werden, detailliert untersuchen zu können, wurden bei der Fördermaßnahme des Bundesministeriums für Forschung und Bildung (BMBF) ReWaM - Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland Projektmittel für das Verbundprojekt SEEZEICHEN – „Tracer-Methoden zur Identifizierung von Grundwasser- und Zuflusseinschichtungen und deren Einfluss auf Wasserqualität und Trinkwassergewinnung am Beispiel des Bodensees“ beantragt und nach einem zweistufigen Auswahlverfahren bewilligt. Das Verbundprojekt SEEZEICHEN hatte eine dreijährige Laufzeit und wurde in den Jahren 2015–2018 von insgesamt 5 Verbundprojektpartnern und einem Werkvertragnehmer realisiert.

Die Förderung erfolgte durch das Bundesministerium für Forschung und Bildung unter dem Förderkennzeichen 02WRM1365 für den Projektverbund und 02WRM1365A für das Teilprojekt des Institutes für Seenforschung der LUBW. Die fachliche Betreuung des Verbundprojektes lag bei dem Projektträger Karlsruhe – Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE).

Projektpartner und Strukturierung des Projektes

Die Koordination und Leitung des gesamten Verbundprojektes wurde vom Institut für Seenforschung der Landes-

anstalt für Umwelt Baden-Württemberg geleistet.

Das Verbundprojekt SEEZEICHEN wurde von den fünf Verbundprojektpartnern (PP's) realisiert, denen die folgenden Teilprojekte zugeordnet sind.

- Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen (ISF):
 - o Teilprojekt TP1 „Mischungsprozesse, Transportwege und Verweilzeiten von Wasserinhaltsstoffen im Bodensee – Messungen und hydrodynamische Modellierung“
- Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth (UBAY):
 - o Teilprojekt TP2 „ Identifizierung, Charakterisierung und Quantifizierung der Interaktion Grundwasser-See: ein Toolkit für die nachhaltige Bewirtschaftung der regionalen Wasserressourcen“
- Institut für Geosysteme und Bioindikation, Technische Universität Braunschweig, Postfach 3329, 38106 Braunschweig (TUBS):
 - o Teilprojekt TP3 „Monitoring von Grundwasserzutritt mit Organismen“
- Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner GmbH, Heßbrühlstrasse 21 D, 70565 Stuttgart (KUP):
 - o Teilprojekt TP4 „Modellierung der Austauschprozesse zwischen Grund- und Seewasser“
- Zweckverband Bodensee Wasserversorgung, Hauptstr. 163, 70563 Stuttgart, Süßenmühle, 78354 Sipplingen (BWV):
 - o TP5 „Anwendungsbezogene Aspekte aus Sicht der Trinkwasserversorgung – Gewässermonitoring, Analytik, Öffentlichkeitsarbeit“

Zusätzlich wurde über einen Werkvertrag die international renommierte JR-AquaConSol der Joanneum Research, Österreich, in die Projektarbeiten eingebunden, die entsprechende Expertise auf den Gebieten der Isotopenanalytik, Hydrogeologie und Hydrologie in das Projekt einbrachte.

Darüber hinaus war die thematische Arbeit des Projektes in Arbeitspaketen strukturiert, in denen mehrere – gegebenenfalls auch alle Projektpartner – zusammenarbeiteten, um bestimmte spezifische Fragestellungen zu bearbeiten. Insgesamt zeichnet sich das Projekt durch eine sehr hohe gegenseitige Vernetzung aus, die es ermöglicht, die Expertisen, verschiedenen Methoden, Messgeräte und numerischen Modelle zu einem synergistischen Gesamtbild bezüglich der verschiedenen Themen und Fragestellungen zusammenzuführen.

Im Folgenden wird eine übersichtsartige Kurzdarstellung des Verbundprojektes SEEZEICHEN und seiner Ergebnisse gegeben. Eine ausführliche Darstellung sowohl des gesamten Verbundprojektes als auch speziell der Ergeb-

nisse des Teilprojektes TP1 des Institutes für Seenforschung der LUBW kann in den offiziellen Abschlussberichten der Projektpartner des Verbundprojektes SEEZEICHEN gefunden werden, die in der Technischen Informationsbibliothek (TIB, <https://www.tib.eu/de/>) archiviert sind.

5.1.2 Aufgabenstellung

Als Modellgebiet diente im Verbundvorhaben SEEZEICHEN der Bodensee, der Trinkwasser für vier Millionen Menschen bereit stellt und als Natur-, Lebens-, Wirtschafts- und Kulturraum genutzt wird. Übergeordnetes Ziel des Verbundes war es, vor dem Hintergrund eines vorsorgenden Gewässerschutzes und der langfristigen Sicherung der Trinkwasserqualität, über die Kombination aus Feldmessungen und modelltheoretischen Simulationsrechnungen das Risiko für Ausbreitung und Verbleib von Schadstoffen entlang verschiedener Eintragspfade zu erfassen (Abb. 5-1).

Eine Vielzahl an natürlichen und anthropogenen Einflüs-

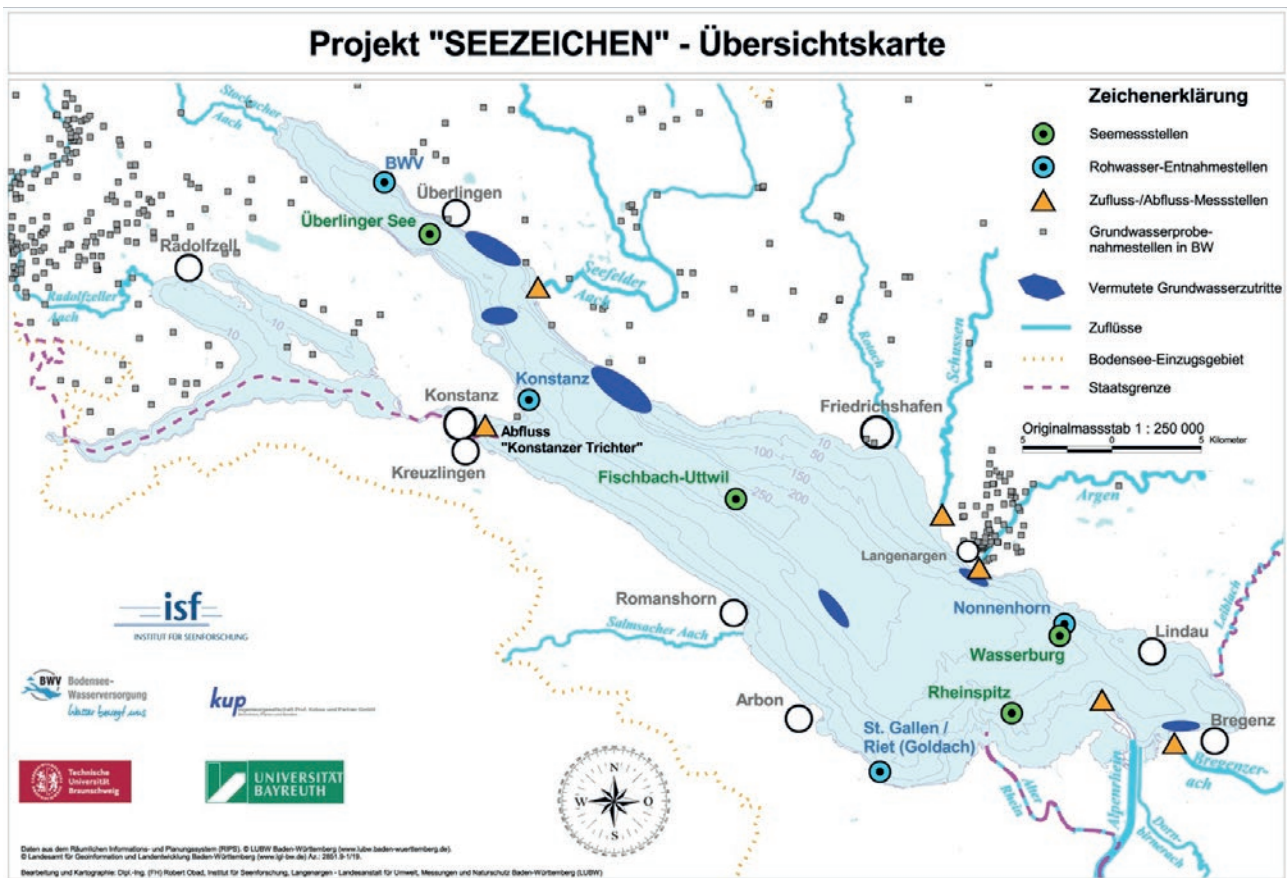
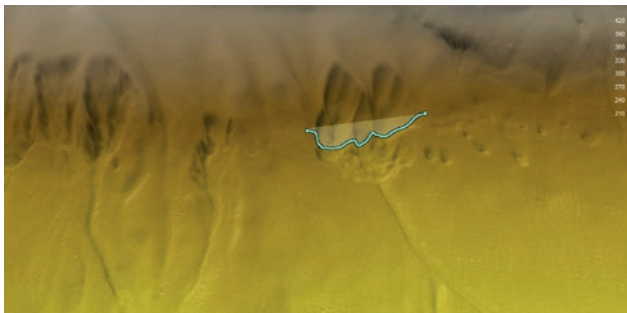


Abb. 5-1: Der Bodensee mit Messarealen des Projektes SEEZEICHEN.

sen und Nutzungsinteressen wirken in hohem Maße auf aquatische Systeme wie den Bodensee ein. Trotz aller Erfolge bei der Behebung entscheidender Defizite (z.B. Eutrophierung) sind infolge der intensiven Nutzung und hohen Bedeutung als Natur-, Lebens-, Wirtschafts- und Kulturraum die Aufgaben für eine nachhaltige Sicherung dieser Ressource nicht abgeschlossen. Mögliche Gefährdungen sind beispielsweise der Eintrag von anthropogenen Spurenstoffen (ASS) über Zuflüsse und Direkteinleitungen, Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen (z.B. Landwirtschaft) und weitere Wirkfaktoren im Einzugsgebiet.

Dabei deutet die neue, detaillierte Seebodenvermessung (EU/Interreg IV-Projekt „Tiefenschärfe“) auf Beiträge durch Grundwasserzutritte hin (Abb. 5-2). Diese Komponente des Wasserhaushaltes war für den Bodensee, wie für fast alle großen Seen, zu Projektbeginn nur als grobe Schätzung aus der Wasserbilanz quantifiziert. Dieser Eintragspfad Grundwasser stellt aufgrund des großen Einzugsgebiets des Bodensees eine nicht zu vernachlässigende mögliche Beeinflussung der Gewässerqualität dar. Daher betrachtete das Verbundprojekt nicht nur die großräumige Seezirkulation und Austauschprozesse im Bereich wichtiger Zuflüsse, sondern vor allem die Grundwasserkomponente, deren Anteil an der Gesamtbilanz des Bodensees im Verlauf des Projektes durch innovative und auf andere Seen übertragbare Methoden quantitativ robust ermittelt wurde.

Um den Anforderungen eines vorsorgenden Gewässerschutzes, einer zukunftsorientierten Trinkwasserversorgung und den vielfältigen weiteren Nutzungsinteressen gerecht zu werden, müssen mögliche Risiken und ihre Auswirkungen in einem frühen Stadium abgeschätzt und be-



LUBW

Abb. 5-2: Fächerecholot-Aufnahme von vermuteten Grundwasserzutritten im Überlinger See.

wertet werden, da nur so frühzeitig Maßnahmen eingeleitet, bzw. problematische Nutzungen verhindert werden können. Für ein nachhaltiges Wasserressourcenmanagement am Bodensee besteht daher auch vor allem vor dem Hintergrund eines weiteren Klimawandels und neu hinzukommender Nutzungen dringender Bedarf an der Entwicklung und Erprobung von entscheidungsrelevantem Wissen zu Eintragsquellen, Transport- und Mischungsprozessen von unerwünschten Stoffen.

Institut für Seenforschung der LUBW - Teilprojekt TP1

„Mischungsprozesse, Transportwege und Verweilzeiten von Wasserinhaltsstoffen im Bodensee – Messungen und hydrodynamische Modellierung“

Das Institut für Seenforschung (ISF) der LUBW war mit seinem Teilprojekt TP1 in alle Arbeitspakete des Verbundprojektes SEEZEICHEN eingebunden und hatte die Projektkoordination für das Verbundprojekt zu leisten. Im eigenen Teilprojekt TP1 „Mischungsprozesse, Transportwege und Verweilzeiten von Wasserinhaltsstoffen im Bodensee – Messungen und hydrodynamische Modellierung“ lagen die thematischen Schwerpunkte der Arbeiten vor allem auf der Durchführung von Messkampagnen und Simulationsstudien zur Verteilung von Wasserinhaltsstoffen im Freiwasserkörper von Seen und der seeinternen Zirkulation sowie zu Untersuchungen zu Flusswasserfahnen und Transportwegen von flussbürtigen Stofffrachten im See.

Im Zuge der Realisierung des Verbundprojektes kamen zu diesen Schwerpunktthemen projektbedingt sehr viele weitere Anteile und Arbeiten in den anderen Arbeitspaketen des Projektes, speziell in den Themenbereichen Interaktion von Grundwasser und Verteilung von Grundwasserkörpern im See, hinzu.

Ein weiterer thematischer Schwerpunkt der Arbeiten ergab sich außerdem durch intensive und sehr umfangreiche Arbeiten auf dem Gebiet der Übertragbarkeit der **Methoden, Tools und Modelle auf andere Seen**. Hier war das ISF in Form von umfangreichen Messkampagnen und Simulationsstudien mit räumlich hochaufgelösten gekoppelten numerischen Modellen maßgeblich an den Arbeiten im Steißlinger See beteiligt und kooperierte bei Arbeiten des Projektverbundes im Ammersee.

Ziele des Themenschwerpunktes Verteilung von Wasserinhaltsstoffen im Freiwasserkörper von Seen

Im Rahmen der anwendungsorientierten Untersuchungen und Forschung in diesem Verbundvorhaben werden Verteilungen von stabilen Isotopen und weiteren chemischen und physikalischen Parametern verwendet, um die Schichtungssituation und die im See auf seeweiten Skalen stattfindenden Transport- und Mischungsprozesse zu erfassen und speziell den Eintrag und Verbleib von Wasserinhaltsstoffen im See genauer zu bestimmen. Durch den Einsatz dreidimensionaler hydrodynamischer Modelle werden die Vorgänge im Bodensee in ihrer saisonalen Entwicklung betrachtet und interannuell verglichen. Insbesondere werden durch die Simulation von numerischen Markierungsstoffen (Tracern) mit unterschiedlichen Abbauraten Verweilzeiten von Wässern und Wasserinhaltsstoffen im Gesamtsystem Bodensee ermittelt und Unterschiede für verschiedene Eintragungsszenarien z.B. in die tiefen Schichten des See oder in die Oberflächenschichten des Seewasserkörpers bestimmt.

Ziele des Themenschwerpunktes Flusswasserfahnen und Transportwege von flussbürtigen Stofffrachten

Die Zuströme von flussbürtigem Wasser in den Bodensee sind durch natürliche Einflüsse und anthropogene Aktivitäten überprägt und für jedes Einzugsgebiet spezifischen und stark variablen Kombinationen von Belastungen (Haushalte, Landwirtschaft, Industrieabwässer) unterworfen, die jeweils andere Spektren von Stoffen in das Einzugsgebiet und damit das Flusswasser eintragen [LONGREE 2011]. Diffuse und punktförmige Quellen beeinflussen die Wasserqualität der Gewässer und erfordern Maßnahmenplanungen gemäß den Vorgaben der EU-Richtlinie 2000/60/EG (EU-Wasserrahmenrichtlinie WRRL), die auf eine Verbesserung der Situation abzielen und effektive Maßnahmen zur Verfügung stellen sollen.

Im Bereich der Mündung von Bodenseezuflüssen und der Flachwasserzone sowie im Übergang zum Freiwasser vorhandene Messungen wurden analysiert und mit Messkampagnen ergänzt, um detaillierte Informationen zum Transport und den Verweilzeiten der entsprechenden Wasserkörper der Flusswasserfahnen zu erhalten. Aufgrund der intensiven Mischungsprozesse im Flachwasser sind dabei deutlich kürzere Aufenthaltsdauern des flussbürtigen

Wassers als im Tiefwasser zu erwarten, allerdings sind auch die Konzentrationen von Schadstoffen oder anthropogenen Spurenstoffen gegenüber dem Freiwasser deutlich erhöht. Bei entsprechenden Ausbreitungsbedingungen können diese Konzentrationswerte wie im unverdünnten Flusswasser erreichen [ROSSKNECHT, HETZENAUER 2000].

Um die dabei wirkenden Transport- und Mischungsprozesse zu untersuchen und verallgemeinerbare Aussagen zu erhalten, wurden dreidimensionale hydrodynamische Modelle zusammen mit gekoppelten Tracer-Transportmodellen angewendet, die über lokale Verfeinerungen der numerischen Gitter an die Gegebenheiten der Zuflüsse angepasst wurden und den räumlichen Strukturen in diesem Bereich Rechnung tragen. Detaillierte Analysen gestatten eine Ausweisung der besonders von hohen Konzentrationen betroffenen Gebiete speziell im Mündungsbereich der Zuflüsse und in den angrenzenden Flachwasserzonen wie auch auf einer seeweiten Skala.

Die originär im Projektantrag formulierten Ziele des Teilprojektes umfassen folgende wesentliche Arbeiten:

- Über die Aufnahme von Signaturen verschiedener Umweltsotope ($^1\text{H}/^2\text{H}$, $^{16}\text{O}/^{18}\text{O}$, $^3\text{H}/^3\text{He}$), die mit den physikalischen (Temperatur, Leitfähigkeit, Trübe), chemischen (z.B. Chlorid) und biologischen Parameter eines Wasserkörpers zu verallgemeinerten Wasserkörpersignaturen zusammengefasst werden, werden Wasserkörper unterschiedlicher Herkunft (Grundwasserzutritte, flussbürtige Wässer, oberflächliche Einträge) identifiziert, in ihren Transportwegen verfolgt und in ihren Auswirkungen quantifiziert werden. Diese verallgemeinerten Wasserkörpersignaturen werden zur Aufklärung der im Bodensee beobachteten Transport- und Austauschprozesse dienen und Aussagen über die Ausbreitung von natürlich oder anthropogen eingetragenen Stoffen verwendet.
- Mit einem messsondenbasierten seenphysikalischen Vorscreening-Programm werden anhand von physikalischen Parametern (Temperatur, Leitfähigkeit, Trübe) in Arealen vermuteter Grundwasserzutritte, die durch ihre speziellen morphologisch-tektonische Strukturen herausgehoben sind, besonders starke Zuströmungen gesucht und identifiziert.

- Ein Laserspektrometer-basiertes (Wavelength Scanned Cavity Ring Down Spektrometer (WSCRDS)) Isotopen-Online-Screening nach stabilen Isotopen wird – begleitet durch Wasserprobenahme und synchrone Messungen mit Multiparametersonden – durchgeführt, um Isotopensignaturen von oberflächlichen Grundwasserzutritten, Flusswasserfahnen und tiefen Grundwasserzutritten zu identifizieren und quasi-kontinuierlich aufzunehmen.
- Mit einem seeweiten dreidimensionalen hydrodynamischen Modell (hydrodynamisches Modell Bodensee-HDMBOD) mit einer horizontalen Auflösung in der Größenordnung von 200 bis 500 m werden Austausch- und Transportprozesse von Wasserkörpern anhand von Tracersimulationen mit konservativen und nicht-konservativen Markierungsstoffen simuliert. Verweilzeiten, Konzentrationsverteilungen sowie die Ausdehnung potenzieller Impaktzonen werden anhand von diesen Tracersimulationen in Abhängigkeit von saisonalen (thermische Stratifikation des Sees) und meteorologischen Bedingungen, den morphologischen Verhältnissen und für verschiedene Eintragszenarien ermittelt.
- Basierend auf dem seeweiten dreidimensionalen hydrodynamischen Modell HDMBOD wird ein hydrodynamisches Modell auf einem lokal verfeinerten Gitter implementiert (HDMBOD-LGR, LGR – local grid refinement) mit dem die Ausbreitungs- und Transportprozesse von Flusswasserfahnen in der Nahzone sowie in der Flachwasserzone wie auch im seeweiten Kontext berechnet werden, um Verweilzeiten, Konzentrationsverteilungen und die Ausdehnung potenzieller Impaktzonen für Flusswasserkörper zu ermitteln.

Alle im Projektantrag formulierten Arbeitsthemen und Ziele wurden durch das Verbundprojekt SEEZEICHEN Teilprojekt TP1 vollumfänglich abgearbeitet und erreicht

Zusätzlich zu diesen originären Zielen des Teilprojektes TP1 kamen im Lauf des Projektes weitere Ziele und Aktivitäten hinzu, die sich im Wesentlichen in die folgenden Punkte untergliedern lassen.

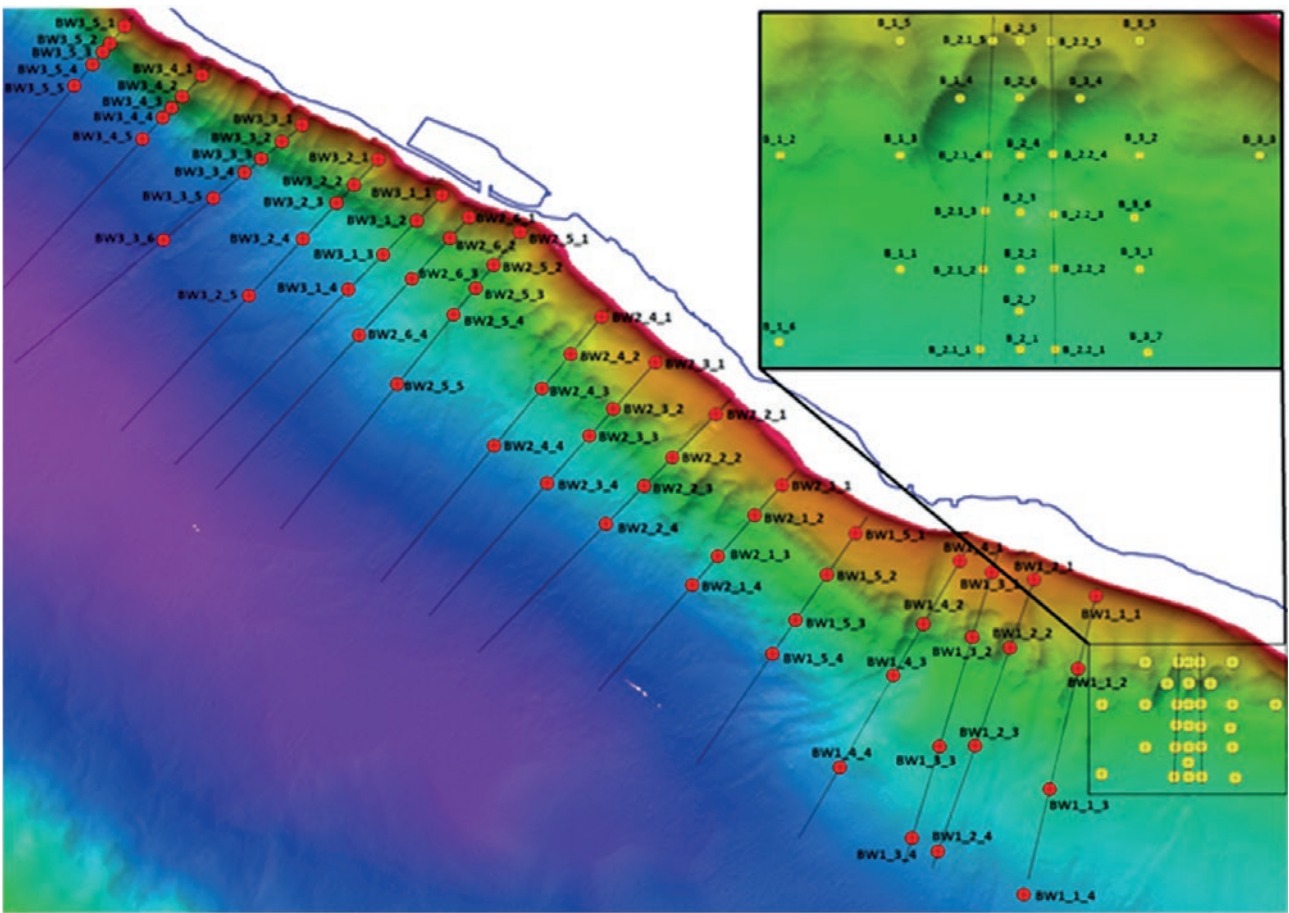
- Deutlich erweiterte, umfangreiche sondenbasierte Messkampagnen im Bodensee zur Erfassung der raum-

zeitlichen Variabilität von Grundwasserzutritten in den Untersuchungsgebieten Birnau und Mehrerau (Abb. 5-3 und Abb. 5-4).

- Erweiterung der Isotopen-Online-Screening-Messkampagnen auf insgesamt drei Messkampagnen zur Erfassung der seeweiten Verteilung von Wasserinhaltsstoffen im Bodensee und der Ausbreitung und Struktur von Flusswasserfahnen im lokalen und seeweiten Kontext für unterschiedliche Schichtungssituationen des Bodensees.
- Ausbringung von verankerten, seenphysikalischen Monitoringstationen im Bodensee, mit denen kontinuierlich seenphysikalische Parameter im Gebiet von Grundwasserzutrittsarealen gemessen wurden.

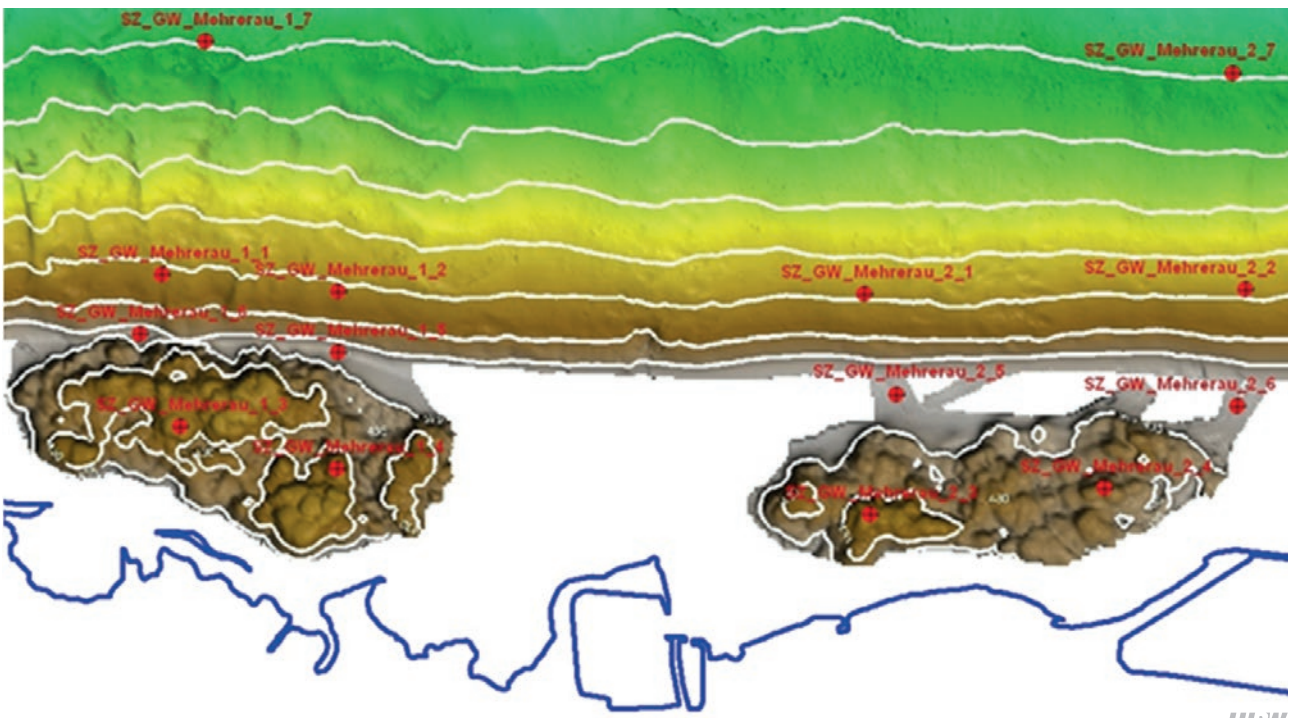
Ein wesentlicher Punkt in der Umsetzung und praktischen Ausrichtung von SEEZEICHEN war der Anspruch, auch den Themenkomplex Übertragbarkeit auf andere Seen für die in SEEZEICHEN entwickelten und angewandten Methoden, Tools und Modelle zu adressieren. Dazu wurden zusätzlich zu den umfangreichen Arbeiten im Bodensee, zwei weitere Seen – der Ammersee und der Steißlinger See – als Pilotsites des Verbundprojektes SEEZEICHEN ausgewählt. In diesen Seen wurden in umfassender Weise die Methoden, Messkonzepte und numerischen Modelle von SEEZEICHEN angewandt und der praktische Nachweis der Übertragbarkeit für den Methodenkanon von SEEZEICHEN erbracht. Folgende Aktivitäten und Ziele sind für das Teilprojekt TP1 vorrangig zu nennen.

- Teilnahme an seeweiten Messkampagnen im Ammersee zur Bestimmung von Grundwasserzutritten und der Verteilung von Wasserinhaltsstoffen in diesem See.
- Realisierung von räumlich hochauflösenden Messkampagnen zur Erfassung der saisonalen Variabilitäten des Grundwasserzustroms im Steißlinger See und der durch das Grundwasser bedingten Modifikation seenphysikalischer Transport- und Austauschprozesse in diesem sehr kleinen See.
- Implementierung einer kontinuierlich messenden Monitoringstation im Steißlinger See (Abb. 5-9, S. 106), mit



LUBW

Abb. 5-3: Darstellung der Untersuchungsgebiete Birnau-West (rote Punkte) und Birnau-Hauptstruktur (gelbe Punkte) mit den gewählten Transekten.



LUBW

Abb. 5-4: Darstellung des Untersuchungsgebietes Mehrerau mit den zwei Strukturen Mehrerau M1 und Mehrerau M2 mit Messpunkten.

der die zeitliche Variabilität wesentlicher seenphysikalischer Parameter und indirekt der Grundwasserzutritte erfasst wurde; Schaffung einer Validationsdatenbasis für das gekoppelte Modellsystem für den Steißlinger See.

- Implementierung und Validierung eines räumlich hochaufgelösten gekoppelten Modellsystems aus dreidimensionalen hydrodynamischen Modell und einem Tracer-Transportmodell für den Steißlinger See (Abb. 5-10 und Abb. 5-11, S. 105).
- Inverse Modellierung mit dem geochemischen Simulationsmodell PHREEQC zur quantitativen Bestimmung von Endmembern (einen Mischwasserkörper konstituierende Anteil zur Mischung beitragende Wasserkörper) im Steißlinger See.
- Simulationsstudien mit dem gekoppelten, numerischen Modellsystem für den Steißlinger See – mit dem Ziel, der Interpretation und Plausibilisierung von Messergebnissen mit Hilfe der simulierten hydrodynamischen und seenphysikalischen Parameterfelder.
- Simulationsstudie zur Ausbreitung von grundwasserbürtigen Radon im Steißlinger See – Vergleich mit kontinuierlichen Radon-Messungen der Universität Bayreuth.
- Anwendung der Tracer-Kaskaden-Simulationstechnik, um das Ausbreitungsverhalten von eingetragenen Wasserkörpern im Steißlinger See räumlich detailliert zu analysieren und die Ausbildung von potentiellen Impaktzonen zu charakterisieren.

Die Arbeiten des Verbundprojektes SEEZEICHEN wie des Teilprojektes TP1 des Institutes für Seenforschung der LUBW beziehen sich direkt auf die förderpolitischen Ziele des NaWaM-Förderprogrammes und des ReWaM-Projektclusters und zielen darauf ab, neue Werkzeuge und Informationen für den nachhaltigen Gewässerschutz bereitzustellen. Die Themen des Projektes sind direkt aus aktuell dringlichen Fragestellungen des nachhaltigen Gewässerschutzes, der Trinkwasserversorgung und der wasserwirtschaftliche Praxis abgeleitet.

Als wesentliche Interessenten für den Erkenntnis- und

Wissensgewinn des Verbundprojektes SEEZEICHEN allgemein, wie auch für das Teilprojekt TP1 im Besonderen, sehen wir am Bodensee die an konzeptioneller Arbeit für einen nachhaltigen Gewässerschutz beteiligten Gremien und Verbände (Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB), Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR)). Ein erhebliches Interesse haben zudem die wasserrechtlichen Genehmigungsbehörden (Landratsämter; Regierungspräsidien) die in ihrer Praxis in einer Vielzahl von Genehmigungsverfahren über die tatsächliche Gefährdung der Ressource Wasser zu entscheiden haben. Die speziell im Teilprojekt TP1 entwickelten Messkonzepte, numerischen Modelle und Auswertemethoden finden direkt Eingang in die fachliche Praxis des ISF der LUBW und werden in entsprechende Studien und Arbeiten der LUBW zum Gewässerschutz in Baden-Württemberg einfließen. Über entsprechende Fachforen, wissenschaftliche Kontakte, Workshops und Konferenzen werden die Ergebnisse darüber hinaus auch der breiteren Fachöffentlichkeit zugänglich gemacht.

5.1.3 Wesentliche wissenschaftlich-technische Ergebnisse des Verbundprojektes SEEZEICHEN

Im Folgenden werden wesentliche wissenschaftliche und technische Ergebnisse von SEEZEICHEN kompakt und übersichtsartig dargestellt. Eine ausführliche Darstellung sowohl des gesamten Verbundprojektes als auch speziell der Ergebnisse des Teilprojektes TP1 des Institutes für Seenforschung der LUBW kann in den offiziellen Abschlussberichten der Projektpartner des Verbundprojektes SEEZEICHEN gefunden werden, die in der Technischen Informationsbibliothek (TIB, <https://www.tib.eu/de/>) archiviert sind.

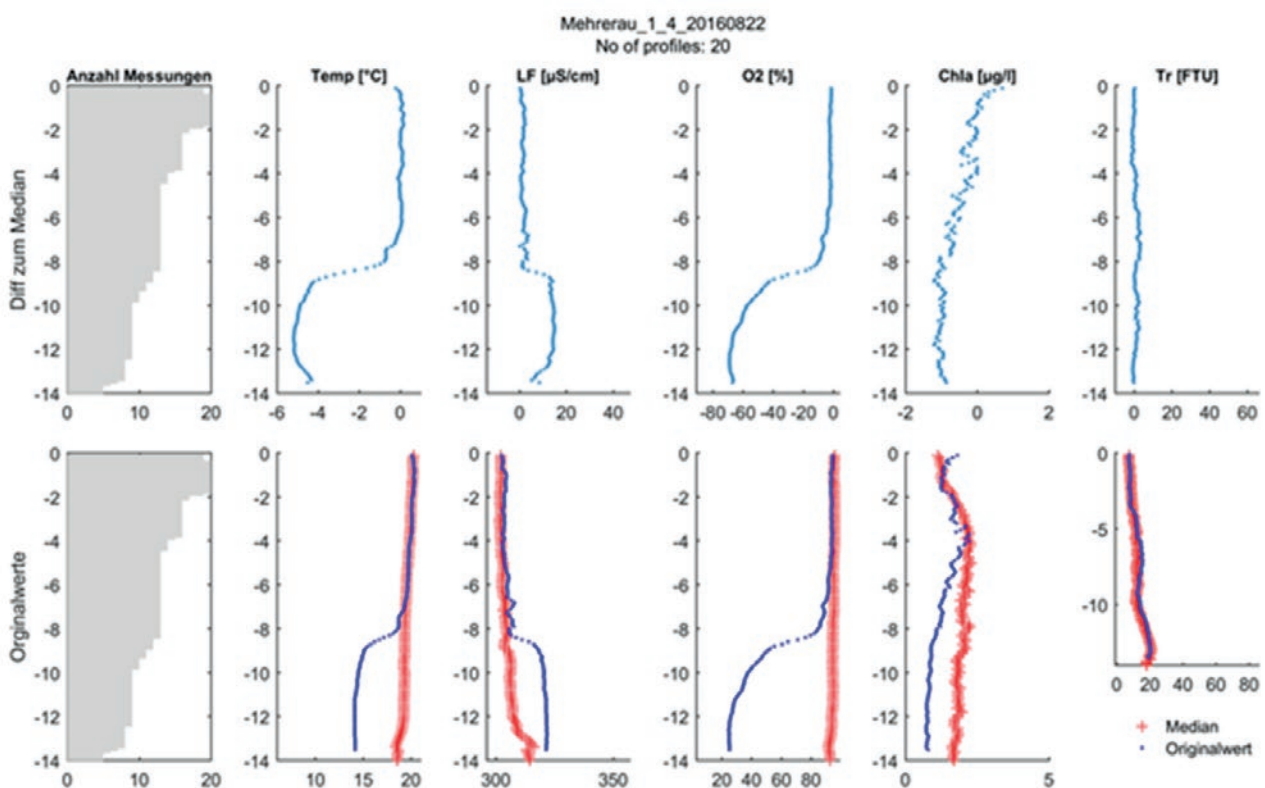
Ergebnisse des Verbundprojektes, die schwerpunktmäßig im Teilprojekt TP1 des Institutes für Seenforschung der LUBW erarbeitet wurden:

- Entwicklung eines Methodenkanons Wasserkörperisoturanalyse zur Prüfung und Auswertung multiparametrischer Datensätze von physikalischen, chemischen und isotopischen Messwerten und Analyse von Mischwasserkörpern auf ihre konstituierenden Endmember für komplexe Mischungssysteme in Seen; Methodensammlung multivariate Statistik (Matlab) und Etablierung von Workflows zur Prozessierung großer multipa-

rametrischer Datenmengen und Identifizierung von Auffälligkeiten gegenüber dem allgemeinen Seemischwasserkörper (Abb. 5-5).

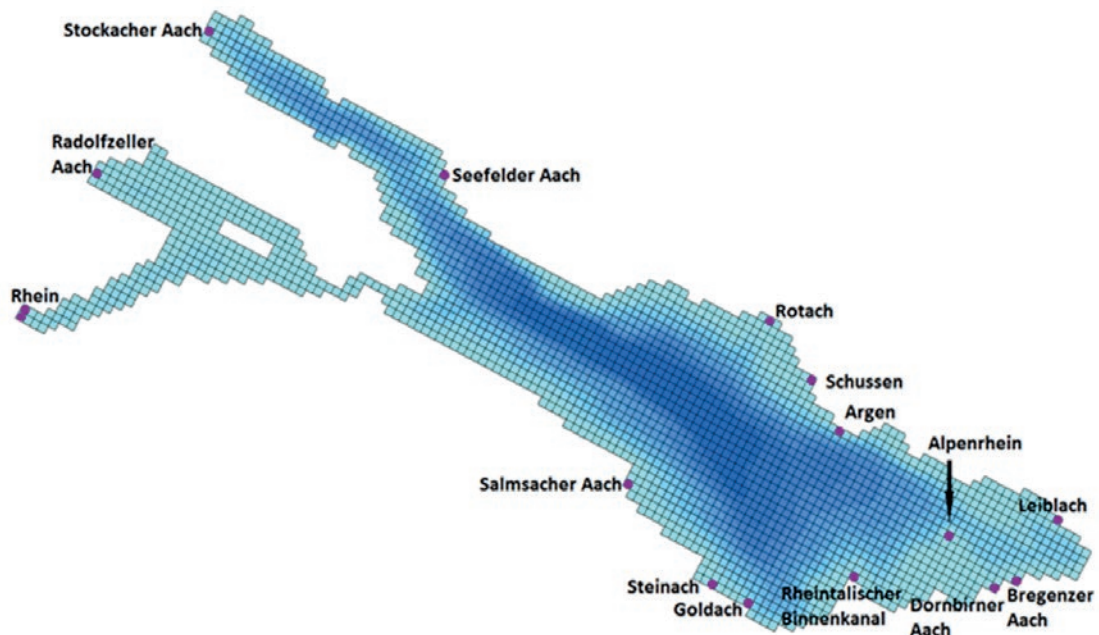
- Anwendung des geochemischen Simulationssystems PHREEQC für inverse Mischungssimulationen zur weiteren Bestätigung und quantitativen Auswertung von auffälligen Wasserkörpersignaturen im Bodensee und Steißlinger See.
- Durchführung von drei Isotopen-Online-Screening-Messkampagnen mit dem Ziel, Ausbreitungs- und Mischungsprozesse von zutretenden Grundwasser und insbesondere Flusswasserfahnen im Bodensee für unterschiedliche saisonale Schichtungssituationen des Bodensees anhand von Wasserkörpersignaturen und isotoopenanalytischen Befunden zu erfassen und Verteilungsmuster von Wasserinhaltsstoffen seewert und im lokalen Kontext (Flusswasserfahnenmündungen) aufzunehmen.

- Weiterentwicklung und Anpassung eines gekoppelten Modellsystems aus dreidimensionalen hydrodynamischen Basismodell für den Bodensee (HDMBOD – Hydrodynamisches Modell des Bodensees) und einem gekoppelten Tracer-Transportmodell (Abb. 5-6) basierend auf der Modellsuite DELFT3D (DELTA RES).
- Implementierung und Anwendung eines lokal verfeinerten dreidimensionalen hydrodynamischen Modells (HDMBOD-LGR; LGR – local grid refinement) zur hochaufgelösten Simulation der Ausbreitung der Schussenwasserfahne und des Alpenrheins; Verifizierung anhand von Messergebnissen (Abb. 5-7).
- Implementierung und Anwendung eines neuartigen, generischen Modellkonzepts Tracer-Kaskaden-Simulationen zur Abbildung von Transport- und Mischungsvorgängen von Wasserinhaltsstoffen und deren Auswirkungen in Seen; Abbildung einer sehr großen Bandbreite von Wasserinhaltsstoffen (Abb. 5-8).



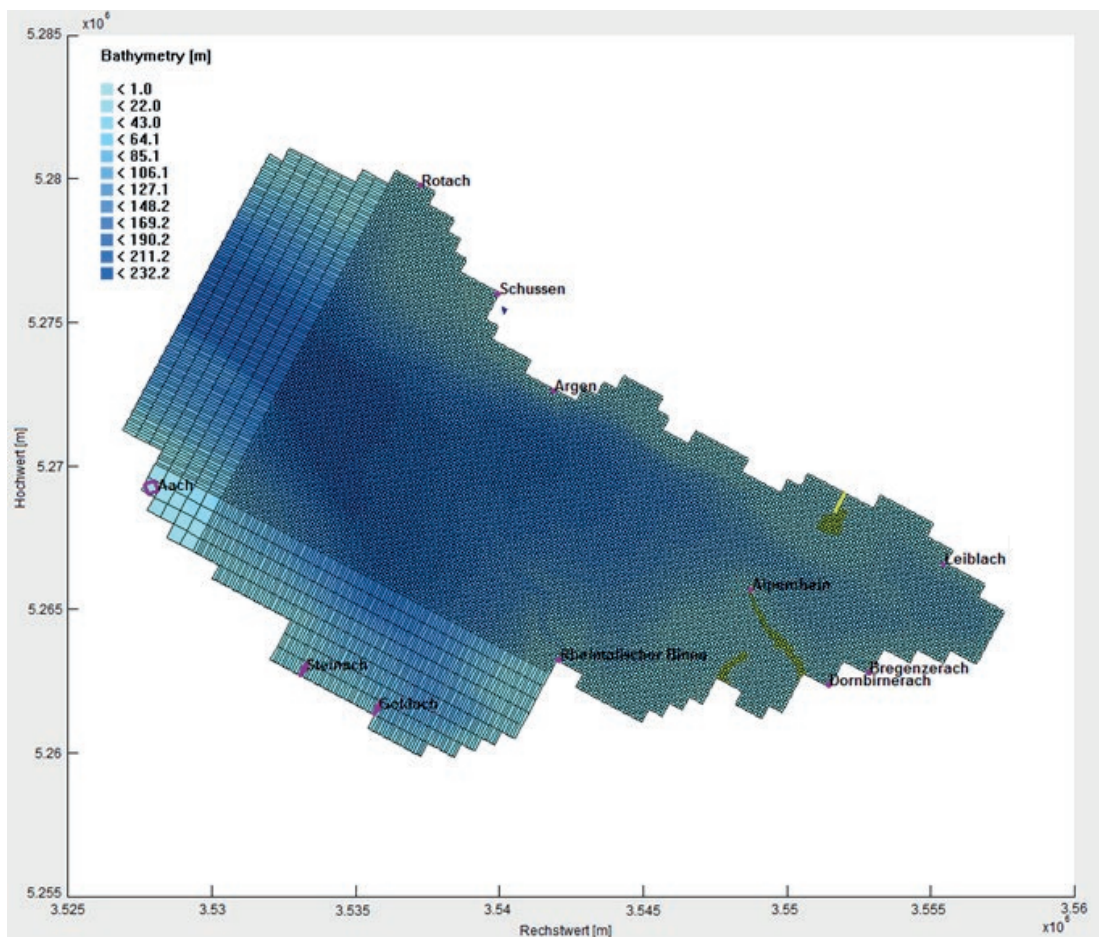
LU:W

Abb. 5-5: Anomaliedetektion – Differenzen des Mehrerau_1_4-CTD-Vertikalprofils vom 22. August 2016 zum Median aller Mehrerau-Profilen an diesem Tag. In den oberen Abbildungen sind die Differenzen dargestellt, in den unteren Abbildungen die Vertikalprofile (blau das Profil von Mehrerau_1_4, rot der Median aller Profile von Mehrerau). In den beiden linken Abbildungen sind die Anzahl der Messungen dargestellt, die für die Medianmit-telung eingeflossen sind. Die Anzahl nimmt mit der Tiefe ab, da immer weniger Profile zur Verfügung stehen.



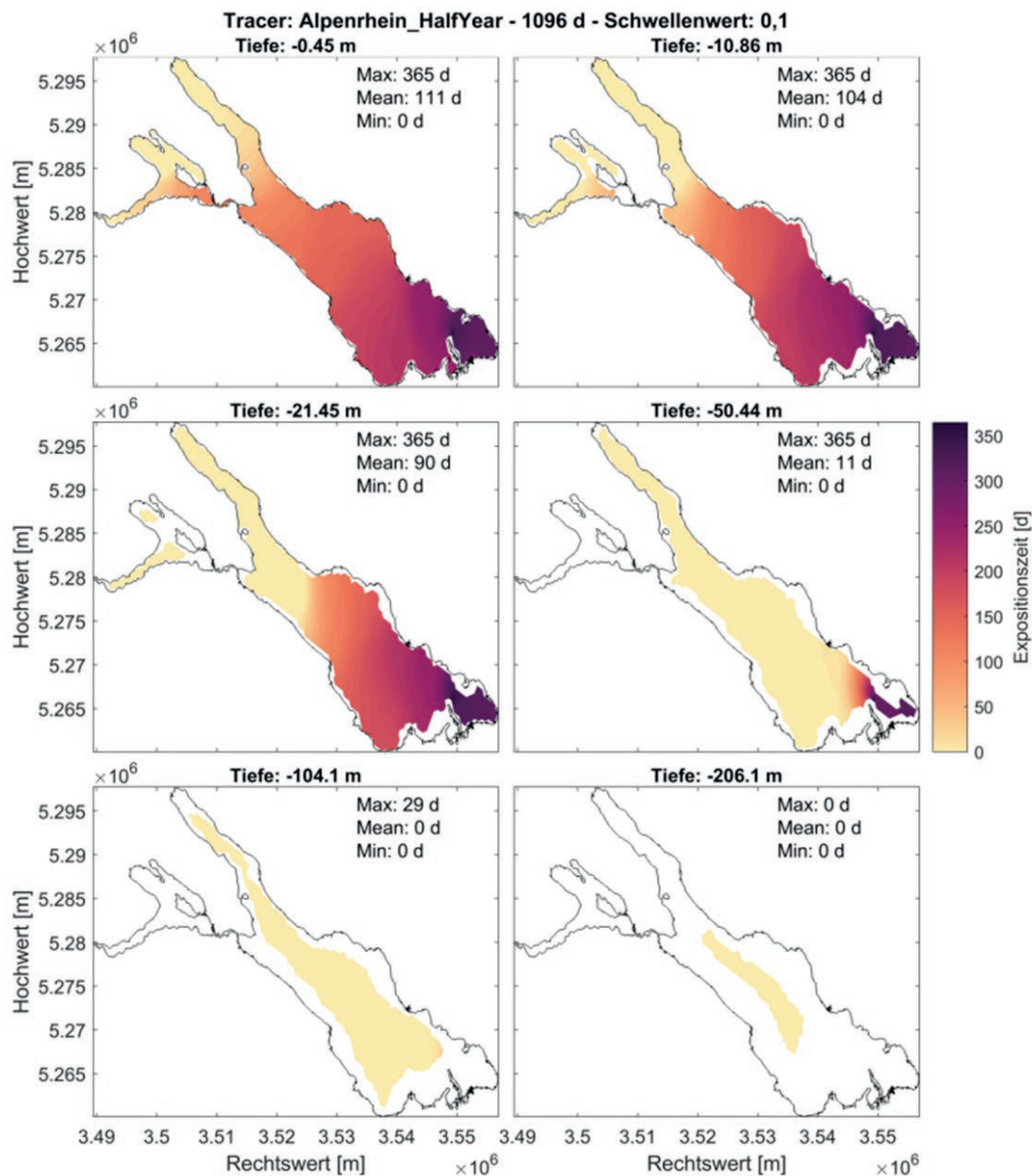
LU:W

Abb. 5-6: Modelgitter des dreidimensionalen hydrodynamischen Basismodells für den Bodensee (HDMBOD) mit angedeuteter Bathymetrie. In Lila sind die Zu- und Abflüsse ins Modell gekennzeichnet.



LU:W

Abb. 5-7: Numerisches Gitter des hydrodynamischen Modells HDMBOD-LGR mit lokal erhöhter Gitterauflösung im östlichen Obersee.



LU:W

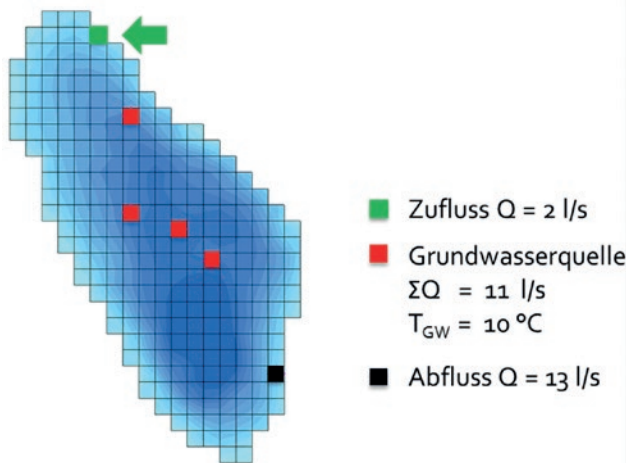
Abb. 5-8: Expositionszeiten-Konturplots für unterschiedliche Wassertiefen des Bodensees für einen relativ langlebigen numerischen Tracer mit einer halbjährlichen Abbaurrate, dessen Ausbreitungsverhalten mit einem dreidimensionalen hydrodynamischen Modell und einem gekoppelten Tracer-Transportmodell simuliert wurde; Tage an denen der Schwellenwert für den halbjährigen Tracer im Simulationsjahr 2015 überschritten wurde.

- Softwaretechnische Realisierung einer generalisierten Matlab-Auswerteroutine zur Ausweisung von Impaktzonen und Erstellung von Expositionsarten auf der Basis numerischer Simulationsdaten der Tracer-Kaskaden-Simulationen.
- Übertragbarkeit auf andere Seen: Implementierung eines räumlich hochaufgelösten dreidimensionalen hydrodynamischen Modells und eines Tracer-Transportmodells für den Steißlinger See zur Simulation und besseren Charakterisierung von Grundwasserzutritten sowie zur detaillierten Beschreibung von Ausbreitungsprozessen unterschiedlicher Wasserinhaltsstoffe (Abb. 5-9 bis Abb. 5-11).
- Simulationsstudien im Steißlinger See zu Grundwasserzutritten und deren Einfluss auf die Mischungsdynamik, zu Radonverteilungen und -transportprozessen sowie zur Impaktzonen-Modellierung mit der Methodik der Tracer-Kaskaden-Simulationstechnik.



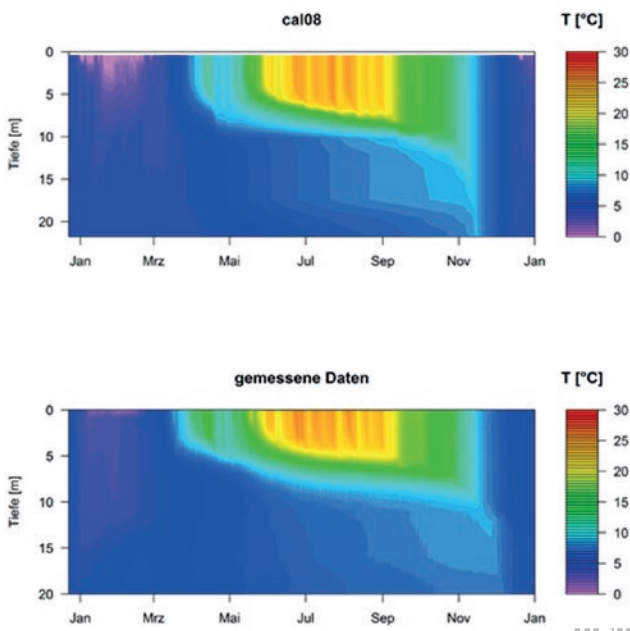
LUBW

Abb. 5-9: Kontinuierlich messende seenphysikalische Monitoringstation im Steißlinger See.



LUBW

Abb. 5-10: Modellgitter des dreidimensionalen hydrodynamischen Modells für den Steißlinger See mit ober- und unterirdischen Zu- und Abflüssen (horizontale Gitterauflösung des numerischen Modells $dx = 20 \text{ m}$).



LUBW

Abb. 5-11 Konturplot der mit dem dreidimensionalen hydrodynamischen Modell simulierten Temperaturen (oben) und den an der tiefsten Stelle im Steißlinger See gemessenen Temperaturen (unten) im Jahr 2017.

Ergebnisse des Verbundprojektes SEEZEICHEN, die im Verbund bzw. thematisch schwerpunktmäßig bei anderen Projektpartnern erarbeitet wurden (übersichtsartige Darstellung):

- Erstellung eines umfangreichen, methodisch diversen (standard- und isotonenchemische Analyse von Wasserproben, Multiparametersonden, physikalische Daten teilweise auch über Datenlogger und Verankerungen) und räumlich hochaufgelösten Datensatzes zu den Themenschwerpunkten „Grundwasser“, „Zuflüsse und ihre Ausbreitungsfahnen“ sowie „seeinterne Zirkulation“ zu verschiedenen Jahreszeiten und Schichtungssituationen des Bodensees sowie weitere umfangreiche Datensammlungen zum Ammersee und Steißlinger See.

- Entwicklung und Implementierung von hydrogeologischen Modellen und Grundwassermodellen für den Bodensee und den Ammersee, die für Anwendungen und Fragestellung der Wasserwirtschaft zur Verfügung stehen.

- Entwicklung und Implementierung eines erstmalig realisierten, räumlich hochauflösenden, domänenübergreifenden Modellsystems zur Simulation und Analyse des Systems hydrogeologischer Kontext/Einzugsgebiet und See verwendet werden kann. Mit diesem neuartigen Modellsystem aus direkt gekoppelten Grundwassermodell (Basis MODFLOW) und hydrodynamischen Seemodell (AEM3D), können nahtlos Einträge von Wasserinhaltsstoffen von der Quelle im Einzugsgebiet bis in den See hinein nachverfolgt und in Ihren Auswirkungen auf das Einzugsgebiet und den See detailliert abgebildet werden; dieses domänenübergreifende Modellsystem wurde folgende Seen implementiert:

- o Ammersee
- o Bodensee

- Entwicklung eines neuartigen Thermalkartierers mit dem Grundwasserzutritte in Seen anhand ihrer Temperatursignatur identifiziert werden können.

- Anwendung und methodische Fortentwicklung der Methoden-Toolbox Grundwasser im Bodensee, Ammersee und Steißlinger See.

- Umfangreiche Untersuchungen zu Indikatororganismen zum Nachweis von Auswirkungen von Grundwasserzutritten auf die mikrobielle Biozönose.
 - Synergistische Betrachtung von Indikatororganismen mit chemischen, physikalischen und isotopischen Parametern.
 - Zeitdatierte Untersuchung von Indikatororganismen in Sedimentkernen.
 - Multivariate Untersuchungen zur Indikatororganismen und deren primären Wirk- und Verbreitungsfaktoren.
 - Multiparameteranalyse von Wasserproben als Grundlage für die Anwendung des Methodenkanons Wasserkörpersignaturanalyse.
 - Bewertung von Expositionsszenarien und Risiken in Bezug auf die nachhaltige Trinkwasserversorgung.
 - Etablierung einer hochgenauen Analysenmethodik für seltene Erden.
 - Felderprobung und Anwendung einer autonomen, kontinuierlich messenden Radon-Messstation im Steißlinger See.
- Das midterm-Meeting des Verbundprojektes wurde in Sipplingen bei der BWV am 01.12.2016 veranstaltet.
 - Eine zweitägige Abschlussveranstaltung fand wiederum in Langenargen im Münzhof – einem lokalen Veranstaltungs- und Workshopzentrum – am 05. und 06.03.2018 statt.
 - o Themenblock des ersten Workshop-Tages „Grundwasser und weitere Eintragspfade im Bodensee“.
 - o Themenblock des zweiten Workshop-Tages „Übertragbarkeit der Methoden, Tools und Modelle auf andere Seen – Ammersee und Steißlinger See“.

Zu diesen drei Veranstaltungen, die sehr gut angenommen wurden und auf große Resonanz stießen, wurden jeweils Entscheidungsträger, Vertreter der Behörden und die interessierte Öffentlichkeit eingeladen.

Darüber hinaus wurden die Ergebnisse des Verbundprojektes in zahlreichen Vorträgen auf wissenschaftlichen Konferenzen und Fachforen dargestellt und eine Reihe von Publikationen veröffentlicht.

Wesentliche Ergebnisse des Verbundprojektes SEEZEICHEN auf dem Gebiet der Identifizierung, Lokalisierung und Quantifizierung von Grundwasserzutritten in Seen allgemein und dem Bodensee im Besonderen werden in einem Artikel des HyWa-Fachjournals – Fachzeitschrift für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung – mit dem Titel „Grundwassersuche in Seen – eine komplexe Spurensuche“ dargestellt, der als Leitartikel in der Oktoberausgabe 2019 von HyWa veröffentlicht wurde.

Eine wesentliche Komponente der Verwertung und des nachhaltigen Wirkens des Verbundprojektes SEEZEICHEN in die fachliche Praxis hinein sehen wir in der Gründung der neuen Arbeitsgemeinschaft DWA-AG GB-3.7 „Methoden zur Charakterisierung von Grundwasser-See-Systemen und deren Interaktion“ der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA). Diese wurde am 26.09.2017 in Abstimmung mit dem Fachkoordinator für Seen der DWA in einer konstituierenden Sitzung gegründet. Ziel ist es, die Ergebnisse, Methoden und numerischen Modelle von SEEZEICHEN für

5.1.4 Weiterverbreitung in die Fachöffentlichkeit

Zentrales Anliegen der ReWaM-Fördermaßnahme des BMBF ist die Weiterverbreitung und Nutzung der gefundenen Ergebnisse der Verbundprojekte des ReWaM-Clusters in der wasserwirtschaftlichen Praxis und dem vorsorgenden Gewässerschutz sowie der nachhaltigen Trinkwasserversorgung.

Mit diesem Ziel wurden durch SEEZEICHEN eine ganze Reihe von Workshops organisiert, mit denen die Ergebnisse des Projekts kommuniziert wurden und zu denen externe Fachkollegen und Institutionen eingeladen wurden.

- Die kick-off-Veranstaltung des Projektes wurde in Langenargen am Institut für Seenforschung am 11.06.2015 durchgeführt.

den Themenrahmen „Grundwasser-See-Interaktionen“ in einer DWA-Publikation in kompakter Form für die wasserwirtschaftliche Praxis darzustellen und darüber hinaus auch die Expertise von weiteren Fachkollegen – aktuell bereits Mitarbeit von Kollegen des Leibniz-Institutes für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) – in diese Arbeit einzubinden.

Durch die quasi-normative Stellung der DWA-Publikationen wird eine große Reichweite und insbesondere die direkte Propagation und Weiterverbreitung der Ergebnisse von SEEZEICHEN in die wasserwirtschaftlichen Praxis hinein sichergestellt.

Die Projektpartner des Verbundprojektes SEEZEICHEN planen, über die formalen Abschlussberichte des Projektes hinausgehend, einen gemeinsamen informellen Projektbericht zu erstellen, in dem die verschiedenen Methoden, Tools und numerischen Modelle umfassend dargestellt, Anwendungskonzepte in Form von Handlungsanweisungen („Kochbücher“) erläutert und die synergetische Anwendung verschiedener Techniken und Modelle detailliert abgebildet wird.

Förderung: Das Verbundprojekt SEEZEICHEN – „Tracer-Methoden zur Identifizierung von Grundwasser- und Zuflusseinschichtungen und deren Einfluss auf Wasserqualität und Trinkwassergewinnung am Beispiel des Bodensees“ wurde durch das Bundesministerium für Forschung und Bildung (BMBF) unter dem Förderkennzeichen 02WRM1365 für den Projektverbund und 02WRM1365A für das Teilprojekt TP1 des Institutes für Seenforschung der LUBW im Rahmen der BMBF-Fördermaßnahme ReWaM „Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland“ gefördert. Die fachliche Betreuung des Verbundprojektes lag bei dem Projektträger Karlsruhe – Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA).

5.2 BMBF-Projekt: HyMoBioStrategie

Das BMBF-Projekt HyMoBioStrategie hatte eine Laufzeit vom 01.04.2015 bis 31.12.2018 und wurde offiziell im Oktober 2018 mit einer Abschlussveranstaltung beendet. Im Verbund aus der Universität Konstanz, dem Landesdenk-

malamt Hemmenhofen, dem Fraunhofer Institut für Biomedizinische Technik in St. Ingbert und der Firma Lanaplan GmbH wurden die Auswirkungen von baulichen Veränderungen in der Flachwasserzone des Bodensees untersucht. Die auf der Abschlussveranstaltung im Oktober 2018 angekündigten „Handlungsempfehlungen“ für eine Minimierung von Auswirkungen der anthropogenen Nutzung der Seeufer und der Flachwasserzone erschienen im November 2019.

Da im Vorjahr an dieser Stelle die Untersuchung und Darstellung von Sedimentkernen sowie von einer Messkampagne in Kressbronn berichtet wurde, soll nun die Entwicklung eines Unterwassergeoradars in Kooperation zwischen der TU Darmstadt (Dr. Jens Hornung) und dem ISF gezeigt werden. Der Text ist annähernd unverändert dem Manuskript der „Handlungsempfehlungen“ entnommen.

Entwicklung eines Unterwassergeoradars

Sedimente in der Flachwasserzone und unmittelbar am Ufer von Seen sind wegen des hohen Energieeintrags durch Wind und Wellen in der Regel relativ grobkörnig (Sand oder Kies, Gerölle). Die horizontale und vertikale Ausdehnung einzelner lithologischer Einheiten ist häufig ausgesprochen kleinräumig strukturiert. Mit einfachen Mitteln entnommene Sedimentkerne sind normalerweise nicht länger als ca. 50 cm und repräsentieren lediglich Punkt-Informationen. Darauf basierende Untersuchungen haben deshalb den Nachteil, nur für sehr kleine Flächen repräsentative Informationen zu liefern [WESSELS, WEBER 2013]. Das Erkennen vieler geologischer Strukturen und der Genese größerer Uferabschnitte vor dem Hintergrund kurzfristiger Akkumulation und Erosion ist darum mit Sedimentkernen schwierig. Auch längere Sondierungen (wie sie im Rahmen von archäologischen Untersuchungen vorgenommen werden) sind nur eine Interpolation zwischen einzelnen Messorten und sind ausgesprochen aufwändig.

Zum Verständnis der Genese eines Sedimentkörpers bieten sich alternativ profilierende Verfahren mit klassischen hydroakustischen Methoden an (zusammengefasst unter dem Oberbegriff „Sedimentecholot“ oder „Subbottom-Profilier“, in der Regel mit Frequenzen zwischen 3-10 kHz). Diese scheitern jedoch in der Regel bei Anwesenheit grö-

berer Sedimente (Sand und Kies) oder freiem Gas im Sediment, sodass die akustische Energie nicht tiefer in den Untergrund eindringen kann [WESSELS et al. 2013].

Elektromagnetische Wellen erfassen dagegen sehr gut die elektrischen und magnetischen Eigenschaften des Untergrundes, die wiederum von der mineralogischen Zusammensetzung (Tonminerale, Karbonate), vor allem aber von dem Anteil des wassergesättigten Porenraums abhängen (wenig z. B. bei einer anstehenden Grundmoräne, hoch bei Sand). Die reflektierten Wellen können damit indirekte Informationen über den Sedimenttypus und ihren stratigraphischen Zusammenhang liefern. Zudem kann mit elektromagnetischen Wellen das Vorhandensein kleinerer Strukturen und Objekte (z. B. einzelne größere Steine oder metallische Objekte wie Rohrleitungen etc.) in den Daten erkannt werden – vorausgesetzt diese unterscheiden sich in ihren elektromagnetischen Eigenschaften vom umgebenden Sediment.

Im Projekt HyMoBioStrategie wurde deshalb als Alternative zu den etablierten Methoden versucht, die von einem Georadar (Bodenradar) ausgesendeten, hochfrequenten elektromagnetischen Wellen zur Erkundung der Sedimentstratigraphie in der Flachwasserzone zu nutzen. Diese Technik wurde zum Beispiel in skandinavischen Seen bei Eisbedeckung oder in Zusammenhang mit archäologischen Untersuchungen am Zürichsee von einem Boot aus erfolgreich eingesetzt [BAUM et al. 2014], ist aber bei größeren Wassertiefen (niedrige Frequenz) in der Auflösung bzw. der Reichweite (wenige Meter bei hohen Frequenzen) limitiert.

Die Antenne sollte für eine hohe Auflösung (Größenordnung 5 cm) mit einer Eindringung von mehreren Metern möglichst direkt über den Seeboden gezogen werden. In einer Kooperation zwischen der TU Darmstadt und dem Institut für Seenforschung der LUBW wurde deshalb eine üblicherweise an Land verwendete Georadar-Antenne für die Unterwasser-Anwendung umgebaut, um das Potential eines Unterwasser-Georadars zu demonstrieren (Abb. 5-12).

Entwicklung des Unterwassergehäuses

Für den im HyMoBioStrategie-Projekt entwickelten Prototyp eines Unterwassergeoradars wurde eine handelsüb-



LUBW

Abb. 5-12: Der Prototyp des Unterwassergeoradars. Die 200 MHz-Antenne befindet sich in dem druckdichten roten Gehäuse, an dem zur Kompensation des Auftriebs insgesamt ca. 200 g Blei angebracht werden mussten. Das Gerät wird an dem Seil an der rechten Seite hinter einem kleineren Schiff oder Boot gezogen, Datenausgang und Eingang für ein an der Oberfläche mitgeschlepptes GPS sind in dem Zylinder auf der Antenne angebracht. (Foto: LUBW, M. Wessels).

liche Antenne (GSSI mit SIR3000-Aufzeichnungseinheit) mit 200 MHz in ein eigens konstruiertes wasserdichtes Kunststoffgehäuse eingesetzt. Wie bei regulären Landeinsätzen wurde die Antenne von einem Laufrad getriggert. Um über Unebenheiten zu fahren, wurde die gesamte Konstruktion auf einen „Schlitten“ aus einer PVC-Platte montiert, an dem auch die Zugseile befestigt waren. Ein zentraler Boden aus Teflon (PTFE) garantierte eine gute Durchlässigkeit für die Radarwellen. Die jeweilige Position der Antenne wurde von einem an der Wasseroberfläche mitgeschleppten GPS aufgezeichnet. Da das Gehäuse mit der Antenne trotz größtmöglicher Kompaktheit erheblichen Auftrieb hat, musste die Antenne mit insgesamt ca. 200 kg Blei beschwert werden. Wegen des hohen Eigengewichtes an der Luft wurde die ganze Konstruktion mit einer hydraulischen Winde über den A-Rahmen (Ausleger) des Forschungsschiffs „Kormoran“ der LUBW zu Wasser gelassen. Im Wasser konnte die Last dann von Hand bewältigt werden.

Die Antenne wurde über ein langes Kabel über den Controller in einem Boot bedient, das die ganze Konstruktion auch zog. Als Zugboot wurde ein Aluboot mit 6 PS-Außenborder oder ein kleines Arbeitsboot verwendet. Mit dem Unterwassergeoradar wurden in mehreren Kampagnen in drei Untersuchungsgebieten (Kressbronn, Langenargen, Kirchberg) am Nordufer des Bodensees mehrere hundert Meter lange Profile parallel und senkrecht zum Ufer gefahren. Die Daten wurden anschließend prozessiert (ver-

schiedene Filterverfahren) und die Geschwindigkeit der Wellen mit 0,05 m/ns (Größenordnung: Meter pro Nanosekunde) bestimmt. Mit Kenntnis der Wellen-Geschwindigkeit können die Wellen-Laufzeiten in Tiefen umgerechnet werden, so dass die Mächtigkeit und der Verlauf von Schichten in ihrer realen Lage unter der Sedimentoberfläche bestimmt werden können. Diese Daten wurden mit Hilfe eines hochauflösenden Geländemodells [IGKB 2016] in relative Höhenänderungen entlang der aufgezeichneten Strecke umgerechnet.

Erste Erfahrungen und Ergebnisse

Aus den wenigen Einsätzen im Bodensee lassen sich bereits einige grundlegende Erfahrungen und Hinweise für eine künftige Nutzung dieser Technik ableiten:

- Unabhängig von den Abmessungen und der generellen Handhabbarkeit eines serienreifen Unterwassergeoradars schränkt Makrophytenbewuchs ein direkt am Boden geschlepptes Gerät sehr stark ein. Die Pflanzen werden schnell ausgerissen und können sich in den Zugseilen verhängen oder blockieren das Laufrad und unterbrechen die Aufzeichnung. Es empfiehlt sich darum eine Untersuchung in vegetationsarmen Gebieten bzw. Zeiträumen.
- Wenn der Seeboden vom Zugboot nicht visuell erkennbar ist, sollte ein Echolot auf dem ziehenden Boot verwendet werden, um größere Strukturen (Hölzer, große Steine) zu umfahren. Hilfreich ist auch ein Echolot-Profil vor dem eigentlichen Messprofil, um auf unliebsame Hindernisse reagieren zu können.
- Zur Markierung der Profildpunkte können kleine Markierungsbojen gesetzt werden. Der Prototyp war so schwer, dass mit einem kleinen Boot gerade Kurse nur schwer möglich waren. Hier besteht Optimierungsbedarf, um die Handhabbarkeit im Feld zu verbessern.

Die ersten Aufnahmen mit dem Prototyp waren ausgesprochen viel versprechend und zeigten den räumlichen Zusammenhang einer Vielzahl an Strukturen in den meistens stark sandigen Sedimenten der Flachwasserzone (Abb. 5-13, Abb. 5-14). Die Mächtigkeit und horizontale Ausdehnung der einzelnen Einheiten variiert sehr stark. Die Eindrin-

gung der Signale betrug mit dem verwendeten System bis zu 5 m, lediglich in einem Profil in Hagnau war die Eindringung stark reduziert. Hier wird die unmittelbar ansteigende Molasse von jüngeren Seesedimenten überdeckt (Abb. 5-15). In Langenargen konnte mit dem Unterwasser-Georadar eine vermutlich von einem ehemaligen Bachlauf erzeugte, gut erkennbare Rinnenstruktur und eine deutlich steiler einfallende Sedimentoberfläche unter einem Paket horizontal liegender Reflektoren identifiziert werden (Abb. 5-13). Im Beispiel Kressbronn tauchen ältere Reflektoren ab und werden oben diskordant überlagert, was ein klarer Hinweis auf großräumige Erosionsprozesse nach der Ablagerung vermutlich feinerer Seesedimente ist (Abb. 5-14). Eine unstrukturierte Bedeckung legt die Vermutung nahe, dass nach dieser Erosionsphase größere Materialmengen vergleichsweise rasch umgelagert wurden.

Fazit Unterwasser-Georadar

(1) Das Unterwasser-Georadar ist eine neue, vielversprechende Technik zur linienhaften Untersuchung des geologischen Untergrundes größerer Abschnitte der Flachwasserzone.

(2) Für den Ersteinsatz des Prototyps waren viel Erfahrung und den Einsatz eines größeren Arbeitsschiffes nötig. Eine Weiterentwicklung ist notwendig, um diese Technik auch an anderen Seen und mit kleineren Booten erfolgversprechend einsetzen zu können.

Fazit des Teilprojektes:

- Seeufer sind von besonderem Interesse für die Wasserwirtschaft: vielfältige menschliche Ansprüche (Wohnen, Freizeit, Schifffahrt, Archäologie, ...) treffen auf einen ökologisch ausgesprochen wertvollen und schützenswerten Lebensraum, der von hohen Stoffumsätzen geprägt wird. Für einen sachgerechten Schutz ist ein fundiertes Verständnis der dort ablaufenden biotischen und abiotischen Prozesse notwendig, was wiederum wesentlich von den morphologischen und geologischen Rahmenbedingungen abhängig ist.
- Die Möglichkeiten zur Erfassung des geologischen Hintergrundes wurde mit einer Vielzahl von kurzen (0-1 m) Sedimentkernen geprüft. In den meist relativ grobkörnigen Sedimenten exponierter Seeufer ist eine Probe-

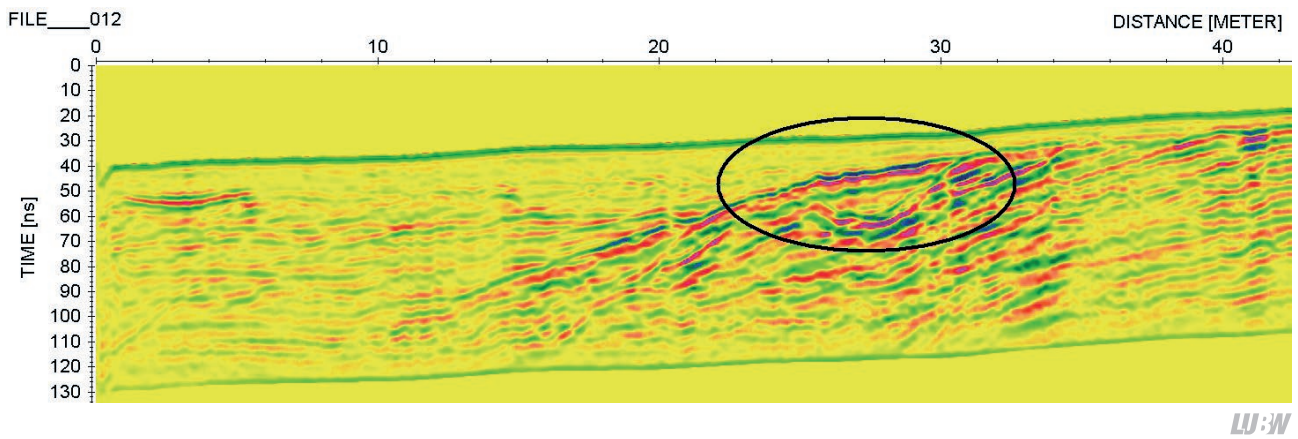


Abb. 5-13: Radargramm entlang eines Profils der Flachwasserzone vor Langenargen. Im eingekreisten Bereich ist eine verfüllte alte Rinne in älteren Sedimenten gut erkennbar, darüber schmiegen sich jüngere Schichten an eine alte Sedimentoberfläche. Die Eindringung beträgt etwa 4 m (Skala links: Laufzeiten in Nanosekunden, siehe Text).

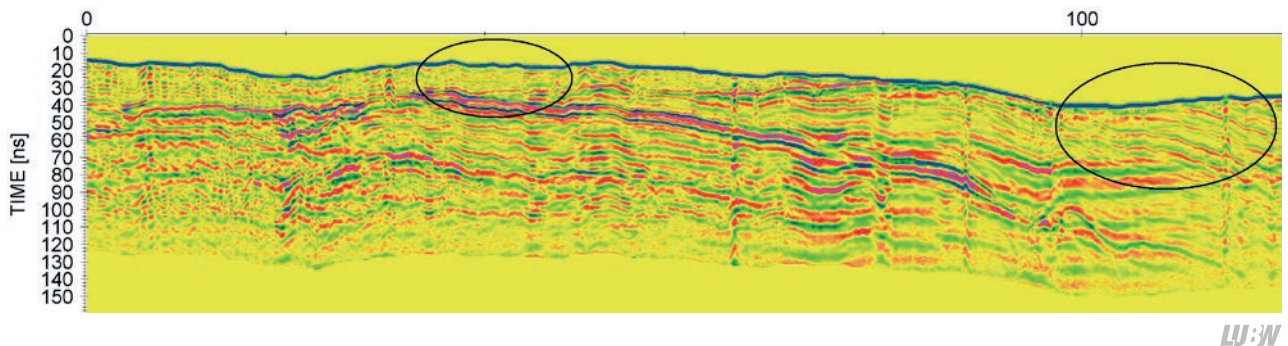


Abb. 5-14: Das Radargramm aus der Flachwasserzone vor Kressbronn zeigt links deutliche abtauchende ältere Reflektoren, die im rechten Bildteil (seewärts) von jüngeren Schichten (Seesedimente) überlagert werden. Auch diese jüngeren Seesedimente werden an der heutigen Sedimentoberfläche abgeschnitten bzw. sind erodiert, ein klares Anzeichen für wiederholte großflächige Erosionsvorgänge (Oval rechts). Ufernah (links) werden die Sedimente von jüngeren geringmächtigen und unstrukturierten Sedimenten abgedeckt (Oval links). Die Eindringung beträgt etwa 5 m (Skala links: Laufzeiten in Nanosekunden, siehe Text).

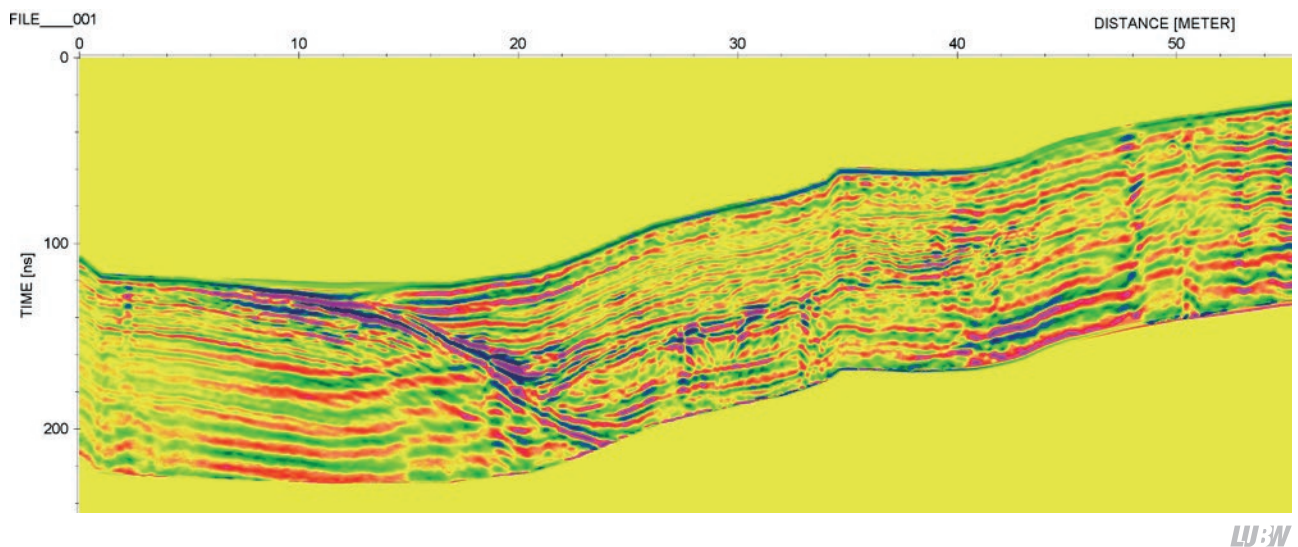


Abb. 5-15: Radargramm entlang eines uferparallelen Profils in der Flachwasserzone vor Hagnau. Im linken Bildteil ist zu erkennen, dass die elektromagnetischen Wellen nicht in den Untergrund eindringen können („scheinbare“ Reflektoren bzw. Artefakte). Es handelt sich entweder um eiszeitliche Ablagerungen oder Molasse (wahrscheinlicher). Diese nicht durchdringbaren Sedimente werden rechts von Ablagerungen der Flachwasserzone überlagert. Die Eindringung beträgt etwa 4 m im rechten Bildteil.

nahme mit einfachen Mitteln auf die oberen 50–60 cm beschränkt. Die Lithologie relativ nah benachbarter Kerne und innerhalb eines Kernes kann ausgesprochen heterogen sein, was eine Interpretation mit nur wenigen Probenpunkten stark erschwert. Sie lassen in der Regel nur eher allgemeine Aussagen zu („enthält Kulturschichten“, „gering überdeckte glaziale Ablagerungen“, „mächtige litorale Sande“), zumal häufig davon auszugehen ist, dass eine mehr oder weniger große Anzahl Hiaten in den Kernen enthalten ist. Auch mit sehr vielen Sedimentkernen kann der geologische Hintergrund eines Untersuchungsgebietes wegen der Heterogenität nur in begrenztem Ausmaß beschrieben und analysiert werden. Einzelne Sedimentkerne führen zu zufälligen Ergebnissen.

- Für ein fundiertes Verständnis des geologischen Hintergrundes sollten profilierende / flächenhafte Verfahren angewendet werden. Da ufernahe Sedimente häufig grobkörnig sind, sind die klassischen hydroakustischen Verfahren nicht anwendbar. Als Alternative wurde ein wasserdichtes Gehäuse ein Georadar konstruiert und der Einsatz auf dem Bodensee geprüft.
- Diese ersten Ergebnisse zeigten eindrucksvoll, dass mit großräumigen Messungen der geologische Hintergrund in der Flachwasserzone hinreichend gut nachvollzogen werden kann. Diese Ergebnisse sind umso relevanter, da zumindest die herkömmlichen hydroakustischen Techniken in sandigen Gebieten keine aussagekräftigen Resultate liefern. Unabhängig davon muss die tatsächliche Lithologie mit Bohrungen verifiziert werden. Das Unterwasser-Georadar ist eine neue, vielversprechende Technik zur linienhaften Untersuchung des geologischen Untergrundes größerer Abschnitte der Flachwasserzone. Für den Ersteinsatz des Prototyps waren viel Erfahrung und der Einsatz eines größeren Arbeitsschiffes nötig. Eine Weiterentwicklung ist notwendig und wünschenswert, um diese Technik auch an anderen Seen und mit kleineren Booten erfolgversprechend einsetzen zu können.

5.3. Das Verbundprojekt WasMon-CT „Satellitendaten für das behördliche Monitoring von Trübung und Chlorophyll“

5.3.1 Einleitung

Das Verbundprojekt WasMon-CT „Satellitendaten für das behördliche Monitoring von Trübung und Chlorophyll“ wurde als Projektverbund der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) und der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) – vertreten durch das Institut für Seenforschung (ISF) – in den Jahren 2016–2018 durchgeführt. Die Förderung erfolgte durch das Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI-Förderkennzeichen FKZ 50 EW 1511). Projektträger war das Deutsche Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR). Ziel war es, die technischen Voraussetzungen eines auf Copernicus-Diensten basierenden, satellitengestützten Monitorings der Gewässertrübung und der Chlorophyll-a-Gehalte (Abkürzung: Chl-a) zu schaffen, das an die operationellen Anforderungen öffentlicher Einrichtungen angepasst ist und nach Projektabschluss fließend in die Nutzung übergehen kann.

Damit soll eine wichtige Voraussetzung für Fachbehörden des Bundes und der Länder geschaffen werden, um Satellitendaten in die bestehenden in-situ-Messnetze bzw. Monitoringkonzepte zu integrieren und damit von den Potenzialen der Fernerkundung zu profitieren. Hierbei liegt der „Fokus auf der Entwicklung von Algorithmen und (teil-)automatisierten Arbeitsprozessen zur Ableitung von höherwertigen Produkten von Daten und Diensten der Sentinels und der nationalen Missionen sowie deren Validierung für die Unterstützung bei der Wahrnehmung öffentlicher Aufgaben“.

Das Verbundprojekt WasMon-CT war in drei Teilprojekte TP gegliedert

- TP1 – Schaffung einer Datenbasis – verantwortlich BfG
- TP2 – Trübung in Bundeswasserstraßen – verantwortlich BfG
- TP3 – Chlorophyll-a in Seen – verantwortlich ISF der LUBW

Fachthematischer Schwerpunkt der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) innerhalb des Projektverbundes war die Erfassung der Gewässertrübung in den Bundeswasserstraßen. Fachthematischer Schwerpunkt des Institutes für Seenforschung (ISF) der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) ist Chlorophylla in Seen. Als räumlicher Schwerpunkt wurden für die Untersuchungen der BfG Abschnitte von Rhein, Elbe und die Nordseeästuare ausgewählt. Für die Untersuchungen des ISF der LUBW wurden die stehenden Gewässer in Baden-Württemberg – insbesondere der Bodensee und WRRL-Seen sowie weitere kleine Seen – analysiert.

5.3.2 Ergebnisse des Projektes WasMon-CT – Teilprojekt TP3 Chlorophyll-a in Seen

Die Fragestellungen und Zieldefinitionen des Teilprojektes III – Chlorophyll-a in Seen – leiten sich unmittelbar aus Fragestellungen des vorsorgenden Gewässerschutzes und der wasserwirtschaftlichen Praxis ab, die im Projekt direkt durch das Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg vertreten werden bzw. mittelbar durch zahlreiche und intensive Kontakte des ISF mit nationalen (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser LAWA) wie internationalen Fachgremien (Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee IGKB) und Vollzugsbehörden (Landratsämter und Regierungspräsidien) eingebracht werden.

Die im Teilprojekt TP3 Chlorophyll-a in Seen verwendeten Satellitenfernerkundungsdaten wurden durch den Serviceprovider EOMAP (Earth Observation and Environmental Services GmbH & Co KG, www.eomap.com) prozessiert (Prozessierung der Satellitenrohdaten auf Level-2) und als strukturierte Daten für das Projekt zur Verfügung gestellt.

Im Teilprojekt TP3 hat das Institut für Seenforschung der LUBW verschiedene Arbeitspakete (AP) bearbeitet, die sich an den Arbeitszielen des Teilprojektes orientieren und diese detailliert untersetzen. Im Rahmen dieser Arbeitspakete wurden umfangreiche Informationen und wesentliche Ergebnisse erarbeitet, mit denen in Summe die in den Antragsunterlagen beschriebenen Ziele vollständig erreicht worden sind.

Die im Projektantrag beschriebenen Arbeitsthemen und Aufgaben wurden im Rahmen des Projektes WasMon-CT Teilprojekt TP3 – Chlorophyll-a in Seen – vollständig bearbeitet und die Ziele des Projektes vollumfänglich erreicht.

Nachfolgend werden die im Rahmen der Arbeitspakete (AP) erzielten Ergebnisse beschrieben.

Arbeitspaket AP1 – Erstellung einer konsistenzgeprüften in situ Messdatenbank

Für eine anwendungsbezogene Validierung werden umfangreiche in-situ-Daten in einer IT-gerechten und für das Processing großer Datensätze geeigneten Form benötigt. Im Projekt WasMon-CT Teilprojekt Chlorophyll-a in Seen – wurden die vorhandenen Datensätze von chemischen, biologischen und physikalischen Parametern der in-situ-Monitoringprogramme des Institutes für Seenforschung der LUBW herangezogen und aufbereitet in Datenbanken zur Verfügung gestellt.

Kleine Seen

Die zu Projektbeginn vorliegenden Datensätze aus den Monitoringprogrammen für die kleinen Seen Baden-Württembergs waren meist in Form generisch benannter und abgelegter Excel-Dateien getrennt für chemische, biologische und physikalische Parameter mit unterschiedlichen Tabellenstrukturen abgelegt. Diese Excel-basierten Messdaten wurden auf Konsistenz geprüft, synchronisiert und in einer MATLAB-lesbaren Projekt-Datenbank zusammengeführt.

Bodensee

Für den Bodensee konnten die Messdaten der verschiedenen in-situ-Monitoringprogramme aus einer bereits vorliegenden Datenbank (BOWIS – Bodensee-Wasser-Informationssystem) entnommen werden, die auf Betreiben der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) vom Institut für Seenforschung der LUBW unterhalten und gepflegt wird. Diese wurden als Ausgangsdatenbasis genutzt und in die Struktur der MATLAB-Datenquellen überführt. Im Projekt wurden diverse Zusatzinformationen (z.B.: Multiparametersonden-Vertikalprofil Datensätze) ergänzt und eine Konsistenzprüfung vorgenommen.

Die Erstellung der entsprechenden datenbankbasierten in-situ-Messdatenbasis, die Restrukturierung der Daten und die Prüfung auf Konsistenz stellten in einem sehr arbeitsintensiven Prozess eine wesentliche Grundlage der Validierungsstudien für die kleinen Seen und den Bodensee und alle weiteren Arbeitspakete des Projektes her.

Arbeitspaket AP2 – Strukturierte, generische Archivierung von Satellitenbilddaten

In Zusammenarbeit mit dem Serviceprovider EOMAP (Earth Observation and Environmental Services GmbH & Co KG, www.eomap.com) wurden generische Ablagestrukturen und generische Filenamenskonventionen erarbeitet, die eine intuitiv erfassbare Ablage der großen Menge an Fernerkundungsdaten ermöglichen und wesentliche zugehörige Metadaten (z. B. Sensor, Auflösung, Zeit, Parameter, etc.) bereits in den Filenamensinformationen beinhalten.

Auf der Grundlage dieser generischen Ablagestrukturen und Filenamenskonventionen kann das Einlesen und die strukturierte Ablage der Informationen in Datenbanksysteme erfolgen.

Diese Ablagestrukturen und generischen Namenskonventionen, die durchgehend für alle Fernerkundungsprodukte verwendet wurden, waren auch eine notwendige und wesentliche Voraussetzung für die Etablierung von entsprechenden halb-automatisierten Workflows und Ableitung von anwenderorientierten Produkten sowie die entsprechende effiziente Auswertung und Analyse der Ergebnisse von Reprozessierungen der Fernerkundungsdaten.

Mit Vertretern des Umweltinformationssystems des Landes Baden-Württemberg (UIS) wurden Rahmenbedingungen und Möglichkeiten der Übernahme von Satellitendaten in dieses landesweite Informationssystem diskutiert. Wesentliche Voraussetzungen für eine nahtlose und automatisch erfolgende Übernahme stellen dabei die bereits oben vorgestellten generischen Ablagestrukturen und Filenamenskonventionen dar, die eine systematische Zuordnung von Daten und verallgemeinerte Importmöglichkeiten in Datenbanken ermöglichen.

Arbeitspaket AP3 – Erstellen von MATLAB-basierten Workflows zur Validation von satellitenbasierten Chlorophyll-a-Daten in Seen

Im Arbeitspaket AP3 wurden auf dem Programmsystem MATLAB basierende komplexe MATLAB-Routinen für das Processing, die Auswertung und die visuelle Darstellung von entsprechenden Fernerkundungsinformationen und Auswertungsergebnissen entwickelt. Diese Routinen wurden im Projekt zu Workflows für die anwenderbezogene Validierung der entsprechenden Fernerkundungsdaten zusammengefasst. Die Implementierung dieser MATLAB-basierten Workflows gestattet eine bereits weitgehend automatisierte Bearbeitung der in-situ-Daten und Fernerkundungsprodukte.

Die Implementierung der komplexen MATLAB-Routinen und darauf aufsetzenden Workflows war die Voraussetzung für das weitgehend automatisierte Processing der sehr großen FE-Datenmengen und die Abarbeitung von Validierungsroutinen, die entsprechende Statistiken und Grafiken generieren. Mit diesen automatisierten Workflows wurde die Möglichkeit geschaffen, effizient auch neu prozessierte Daten bzw. reprozessierte FE-Daten zu analysieren und somit verschiedene Zyklen der Optimierung der seetypspezifischen Reprozessierungen der Fernerkundungsdaten vorzunehmen. Diese MATLAB-Routinen und Workflows stellen gleichzeitig die Grundlage für eine Einbindung von Fernerkundungsdaten in den routinemäßigen Betrieb und deren Verwendung für Monitoringaufgaben der LUBW dar. Aktuell sind die Routinen und Workflows noch nicht für einen vollautomatischen Betrieb programmiert und erfordern weiterhin einzelne manuelle Eingriffe – wie Änderung von Steuerfiles, Angabe von Datenablagelocationen und Angabe von verschiedenen Ausgabeparametern. Eine Überführung dieser softwaretechnischen Komponenten in einen quasi-vollautomatischen Workflow kann jedoch gut und mit relativ geringem Aufwand vorgenommen werden.

Arbeitspaket AP4 – Anwendungsbezogene Validation von satellitenbasierten Chlorophyll-a-Daten für kleine Seen

Als in-situ-Datengrundlage für die Validationsstudie kleine Seen wurden im Wesentlichen chemische, physikalische und biologische Daten der Monitoringprogramme des Instituts für Seenforschung der LUBW verwendet. Zusätzlich

wurden noch weitere Daten vom Sanierungsprogramm oberschwäbische Seen und Weiher (SOS-Programm, www.seenprogramm.de) genutzt. In die Validationsstudie für kleine Seen wurden insgesamt 16 Seen einbezogen und Validationen auf Jahresbasis bzw. auf aggregierten Datensätzen vorgenommen. Die Auswahl der Seen für die Validationsstudie erfolgte auf der Grundlage einer Clusteranalyse der zur Verfügung stehenden Datensätze für eine größere Anzahl von Seen. Die Begrenzung auf die genannten 16 Seen war aufgrund von Ressourcenlimitationen des Projektes notwendig. In der Clusteranalyse wurden Seen mit einer möglichst großen Bandbreite an morphometrischen und limnologischen Eigenschaften als jeweils repräsentativ für eine Gruppe ausgewählt. Das finale Seen-Validationsensemble beinhaltet sowohl natürliche See als auch Baggerseen und Talsperren (Abb. 5-16).

Die Validationsstudie für kleine Seen ergab folgende wesentliche Ergebnisse:

- Für die betrachteten Seenjahre konnte eine gute Über-

einstimmung der in situ und mit Fernerkundungsmethodik gemessenen Bandbreiten der Chlorophyll-a-Daten festgestellt werden. Berücksichtigt werden müssen bei der Interpretation der Werte auch die Anzahl der zur Verfügung stehenden Satellitendaten und die zeitlichen Perioden der Messprogramme.

- Die Mittelwerte der in situ gemessenen Chlorophyll-a-Werte stimmen häufig gut mit den fernerkundungsbasierten FE-Chlorophyll-a-Werten überein. Es treten jedoch auch Unterschiede von bis zu 70 % zwischen diesen statistischen Mittelwerten auf.
- Eine wesentliche Quelle der Unterschiede zwischen in situ- und FE-Chlorophyll-a-Messungen ist die zeitliche Dekorrelation der in situ Messungen und der Satellitenüberflüge. Analysen von kontinuierlich messenden Chlorophyll-a-Sonden zeigen, dass bereits bei einem zeitlichen Unterschied von drei Tagen im See gemessene Chlorophyll-a-Werte im Mittel um 50 % voneinander abweichen können. Maximalwerte können sich so-

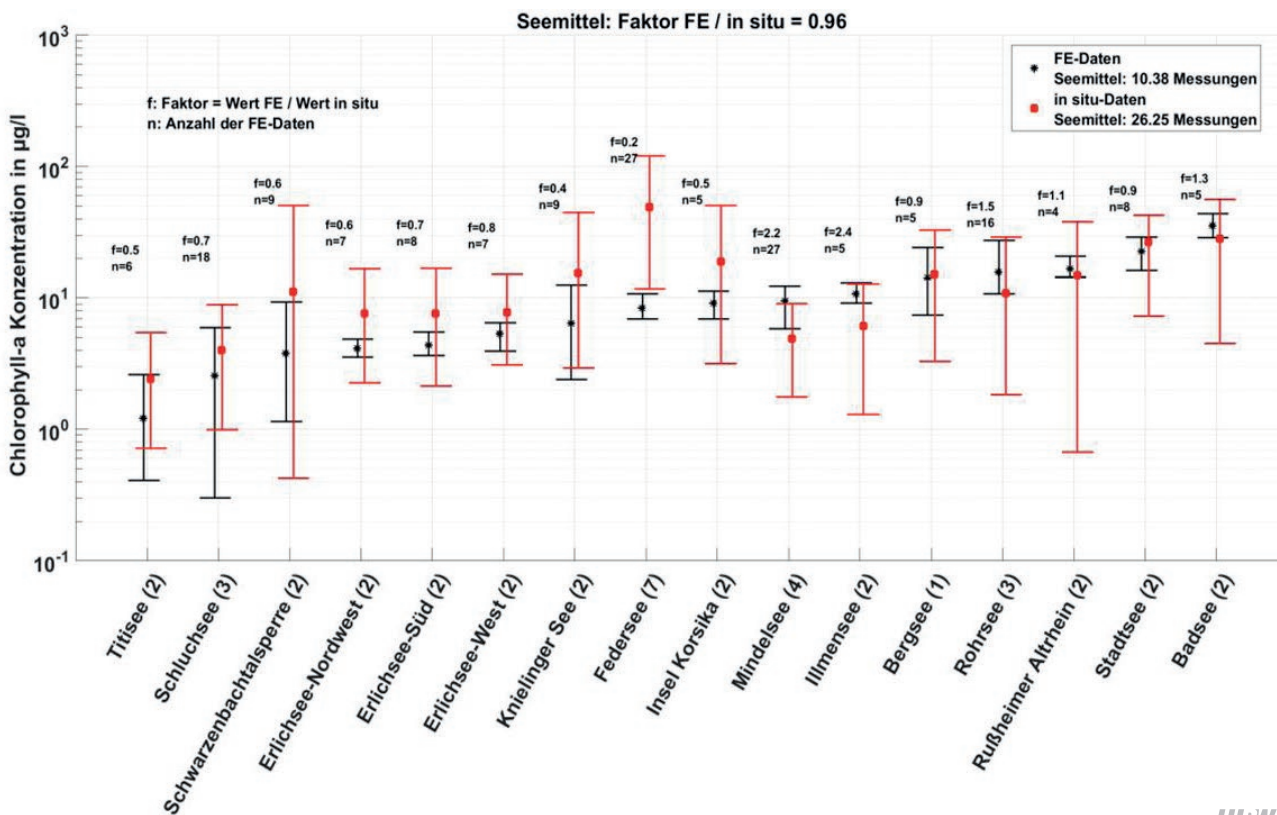


Abb. 5-16: Vergleich zwischen in-situ-Messwerten und satellitenbasierten Messungen der aggregierten Chlorophyll-a-Werte für 16 Seen in Baden-Württemberg. (Prozessierung der Satellitendaten: EOMAP – Generischer Algorithmus ohne Anpassung an einen spezifischen Seetyp).

gar noch deutlich stärker voneinander unterscheiden. Der überwiegende Anteil aller betrachteten in-situ-Chlorophyll-a-Messungen hat eine zeitliche Differenz größer als zwei bis drei Tage zu entsprechenden Satellitenüberflügen, so dass die zeitliche Dynamik der Chlorophyll-a-Entwicklung im See einen signifikanten Einfluss auf die Validationsergebnisse zur Folge haben kann.

- Für stark huminstoffreiche Seen wurde eine Reprozessierung der FE-Daten mit einem auf einen gemischten Seentyp basierenden Prozessierungsparametersatz realisiert, der die starke huminstoffbedingte Absorption dieser Seen berücksichtigt und gegenüber dem generischen Algorithmus – der für die Prozessierung aller weiteren Seen angewandt wurde – zu einer Verringerung der Chlorophyll-a-Werte führte. Dieser speziell für huminstoffreiche Seen angepasste Algorithmus führte zu einer deutlichen Verbesserung der Validationsergebnisse für diesen Seentyp.
- Abweichend von den guten bis sehr guten Ergebnissen für eine große Anzahl von Seen gab es einzelne Seen, wie z.B. den Federsee, der aufgrund seiner spezifischen Gegebenheiten – extrem flach (mittlere Wassertiefe < 1 m), alternierend zwischen huminstoffreich und huminstoffarmen Bedingungen und starke flächendeckende Makrophytenbestände – nur bedingt eine gute Übereinstimmung zwischen FE-Daten und in situ gemessenen Chlorophyll-a zeigte.

Fazit

Die Validationsstudie für kleine Seen ergab eine gute Übereinstimmung zwischen in-situ- und FE-basierten Chlorophyll-a-Werten und zeigt die Anschlussfähigkeit und das große Potential der FE-gestützten Chlorophyll-a-Werte für eine Erweiterung bestehender in-situ-Monitoringprogramme auf.

Zum Teil treten für einzelne Seentypen (z.B.: stark huminstoffreiche Seen) größere Unterschiede für die Standardprozessierung auf, die durch Reprozessierung der FE-Daten mit seentypspezifischen Algorithmen minimiert werden können. Eine noch weitergehende Verbesserung der Datengrundlage kann durch Vorgabe von in situ gemessenen Hu-

minstoffabsorptionsdaten erreicht werden, die die jeweilige optische Gewässerspezifität dieses Seentyps noch besser eingrenzen können.

Einen großen Einfluss auf die Validierungsergebnisse haben die zeitlichen Unterschiede zwischen in-situ-Probenahme und Satellitenüberflug, die für einen signifikanten Teil der auftretenden Unterschiede in den Messwerten verantwortlich sind. Hinzu kommen messmethodentypische Fehlerquellen und Unterschiede in den tatsächlich für die Ableitung von Chlorophyll-a verwendeten Parametern – Absorptionsspektren für satellitenbasiertes Chlorophyll-a, Fluoreszenz für mit BBE-Fluoroprobe in situ bestimmtes Chlorophyll-a und spektroskopisch bestimmte Chloroplastkonzentrationen für Untersuchungen mittels HPLC-Methodik – die ebenfalls Unterschiede der mit unterschiedlichen Methoden abgeleiteten Chlorophyll-a-Werte bedingen.

Arbeitspaket AP5 – Validation von satellitenbasierten

Chlorophyll-a-Daten für den Bodensee

Für den Bodensee wurden FE-Daten für insgesamt 7 Jahre (Zeitraum: 2011–2017) in eine Validationsstudie einbezogen. Dabei wurde berücksichtigt, dass bereits in dem Projekt FRESHMON erste Untersuchungen zum Vergleich zwischen in-situ- und FE-Daten vorgenommen wurden und der Schwerpunkt des Projektes WasMon-CT Teilprojekt TP3 – Chlorophyll-a in Seen - auf der Ableitung von satellitenbasierten Chlorophyll-a für kleine Seen lag.

Im Gegensatz zu der Validationsstudie für kleine Seen konnten für den Bodensee auch Satelliten mit mittlerer räumlicher Auflösung (z.B.: Sentinel 3 – Auflösung $dx = 300$ m) hinzugezogen werden, so dass deutlich mehr Satellitenüberflüge zur Verfügung standen und somit die zeitliche Samplingfrequenz gegenüber der Situation in kleinen Seen deutlich erhöht ist (Satellitenüberflug aller 1–2 Tage – teilweise auch mehrere Überflüge an einem Tag).

Die Validationsstudie für den Bodensee ergab folgende wesentliche Ergebnisse:

- Gute bis sehr gute Übereinstimmung der Bandbreiten von in situ gemessenen Chlorophyll-a-Werten und FE-basierten Chlorophyll-a-Werten

- Gute bis sehr gute Übereinstimmung zwischen den statistischen Mittelwerten der in situ gemessenen Chlorophyll-a-Werte und den satellitenbasierten FE-Chlorophyll-a-Werten
- Unterschiede ergeben sich für die verschiedenen Messpunkte im Bodensee; während im tiefen, relativ klaren Bodensee-Obersee meist sehr gute Übereinstimmungen der statistischen Basisparameter erzielt werden, sind die Unterschiede für die im Untersee gemessenen Chlorophyll-a-Werte größer. Im Untersee sind deutlich geringere Wassertiefen anzutreffen und die eintrags- bzw. erosionsbedingten Trübungswerte höher als im Obersee.

Fazit

Die Validationsstudie für den Bodensee ergab eine gute Übereinstimmung zwischen in-situ- und FE-basierten Chlorophyll-a-Werten und zeigt die Anschlussfähigkeit und das große Potential der FE-gestützten Chlorophyll-a-

Werte für eine Erweiterung bestehender in-situ-Monitoringprogramme auf (Abb. 5-17).

Mit den Satellitendaten können die üblicherweise an einzelnen Messpunkten vorgenommenen in-situ-Messungen um flächenhafte Informationen zu den oberflächennahen Chlorophyll-a-Verteilungen ergänzt werden, die in großen Seen wie dem Bodensee erhebliche räumliche Variationen aufweisen können – die sogenannte „patchiness“. Diese satellitenbasierten Informationen stellen eine wertvolle Ergänzung der punktförmigen Messungen der Standarduntersuchungen dar und ermöglichen eine jeweils aktuelle Bewertung der Repräsentativität solcher Messungen.

Für den Bodensee können außerdem zusätzlich zu den in kleinen Seen verwertbaren Satellitendaten räumlich gröber auflösende Satelliten (z.B. Sentinel 3) verwendet werden, so dass eine sehr hohe Anzahl von Satellitenbildern – und damit eine sehr hohe zeitliche Samplingfrequenz – für das Monitoring des Bodensees zur Verfügung steht. Die Ergän-

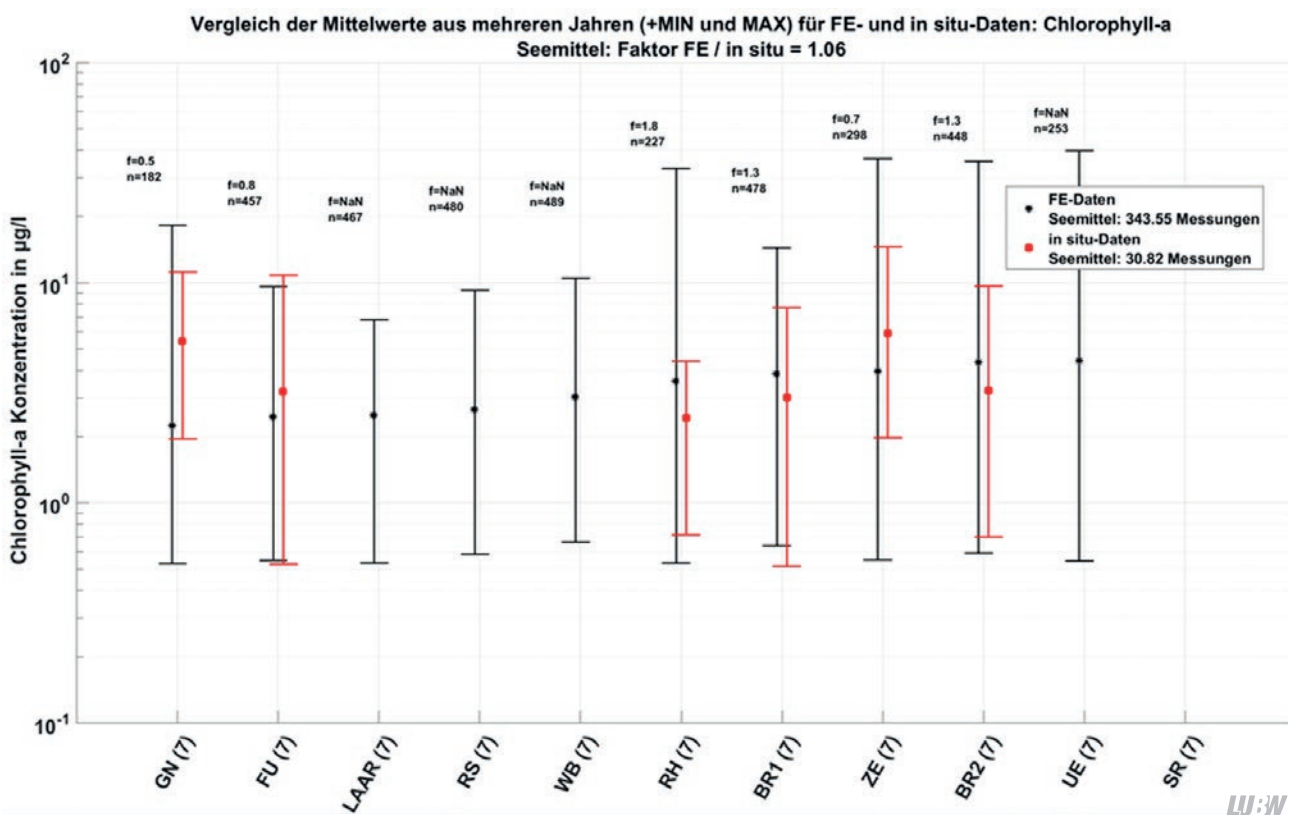


Abb. 5-17: Vergleich zwischen in situ gemessenen Chlorophyll-a-Konzentrationen und aus satellitenbasierten Fernerkundungsdaten abgeleiteten Chlorophyll-a-Konzentrationen für verschiedene Messpunkte des IGKB-Monitoringprogramms für den Bodensee. Die Daten wurden für den Zeitraum 2011–2017 gepooled. Messpunkte Bodensee Obersee: FU – Fischbach-Uttwil, BR1/BR2 – Bregenzer Bucht, WB – Wasserburg, LAAR – Langenargen Arbon, UE – Überlinger See; Messpunkte Bodensee Untersee: GN – Gnadensee, RS – Rheinssee, ZE – Zeller See, SR – Seerhein.

zung bestehender zweiwöchentlicher bzw. monatlicher in-situ-Monitoringprogramme durch ein satellitenbasiertes Monitoring erscheint sehr sinnvoll und sachdienlich.

Arbeitspaket AP6 – Überflugsynchrone Messkampagnen in kleinen Seen

Die Analyse der Ergebnisse der Validationsstudien für die kleinen Seen und den Bodensee ergab in vielen Fällen eine signifikante zeitliche Dekorrelation zwischen in-situ-Messung und Satellitenüberflug. Viele der zu Vergleichen herangezogenen Messungen liegen mehr als 3 Tage auseinander, was in vielen Fällen notwendigerweise große Unterschiede in der jeweils aktuell bemessenen Chlorophyll-a-Situation vor Ort im See bedingt. Im Projekt wurden Zeitreihen zeitlich kontinuierlich messender Chlorophyll-a-Fluoreszenzsonden ausgewertet. Diese Registrierungen zeigen, dass teilweise große Unterschiede in den Chlorophyll-a-Konzentrationen in Seen auf der Skala von wenigen Stunden und im Tag-Nacht-Rhythmus und eine sehr hohe mittlere Variabilität innerhalb nur weniger Tage auftritt, die eine Verschlechterung der Validationsergebnisse für nicht-synchrone Messungen bedingen.

Um die zeitlich bedingten Unterschiede zwischen in-situ-Messung und satellitenbasierter FE-Bestimmung möglichst zu minimieren, wurden im Projekt überflugsynchrone Messkampagnen durchgeführt. Bei diesen Messkampagnen wurden exakt zu den Überflugzeiten der Satelliten-Messungen im Bodensee (einmalig) und in den kleinen Seen (drei valide Messkampagnen) vorgenommen. Speziell wurden für diese spezielle Form der Messkampagnen drei Seen in der Blitzenreuther Seenplatte ausgewählt, die sich hinsichtlich Chlorophyll-a-Gehalt, Trophie, Morphometrie und Huminstoffgehalt deutlich voneinander unterscheiden. Diese drei Seen – der Schreckensee, der Häcklerweiher und der Buchsee – wurden dann jeweils zu einem Überflugtermin beprobt und die Wasserproben mit nasschemischen Verfahren analysiert. Begleitend wurde eine CTD-Multiparametersonde und eine BBE-Fluoroprobe-Sonde von einem kleinen Boot aus eingesetzt (Abb. 5-18), mit der anhand von Fluoreszenzmessungen im Wasserkörper in situ kontinuierlich die oberflächennahe räumliche Verteilung von Algenklassen entlang von Transekten bestimmt wurde (Abb. 5-19).

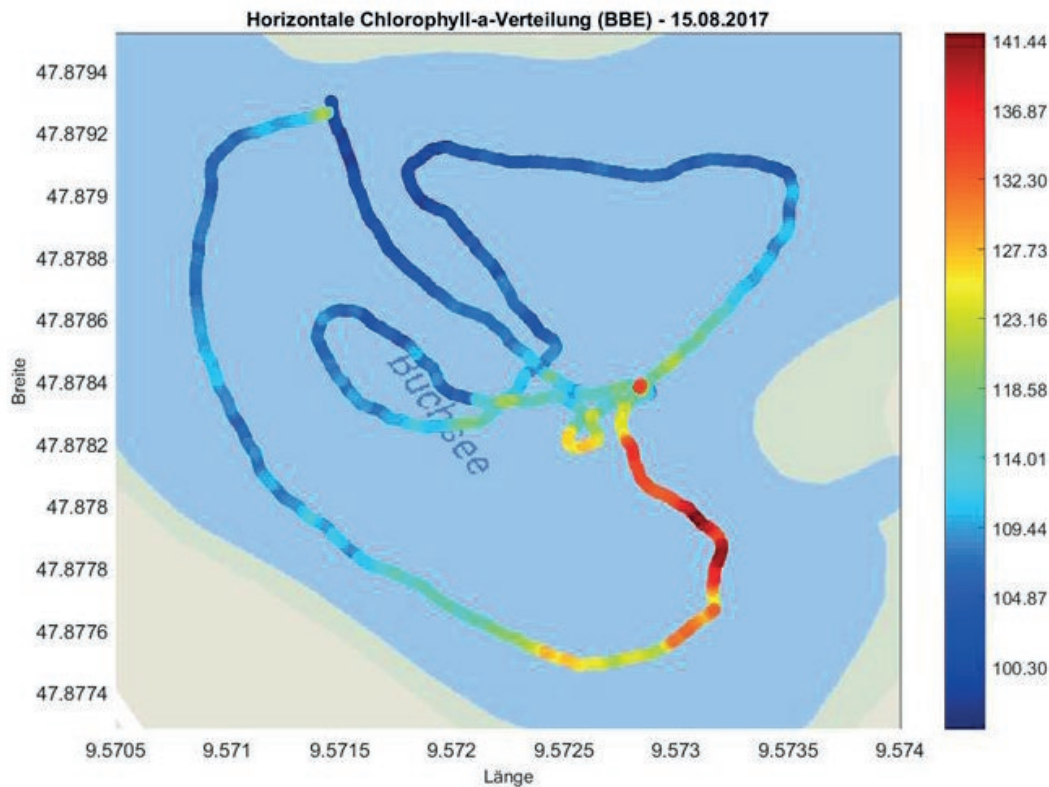
Die überflugsynchronen Messkampagnen für die Seen der Blitzenreuther Seenplatte ergaben folgende wesentliche Ergebnisse:

- Räumliche Gradienten und Strukturen der Chlorophyll-a-Verteilungen konnten von den in-situ-Messungen mit einer BBE-Fluoroprobe-Sonde erfasst werden.
- Die aus Satellitendaten abgeleiteten Chlorophyll-a-Gradienten und Strukturen stimmen gut mit in-situ gemessenen Chlorophyll-a-Strukturen überein.
- Teilweise konnten sehr gute Übereinstimmungen zwischen den mit verschiedenen Methoden (satellitenbasiert, Wasserprobe mit HPLC analysiert, Fluoreszenz mit BBE-Fluoroprobe) gemessenen Chlorophyll-a-Konzentrationen gefunden werden.
- Zusätzlich zum Projektantrag wurden in den Seen der Blitzenreuther Seenplatte Messungen von Blaualgen anhand von Fluoreszenzsonden-Messungen (BBE Fluoroprobe) und HPLC-Messungen von Wasserproben vorgenommen und mit einem satellitenbasierten HAB-Parameter (HAB – harmful algal bloom) verglichen. Dabei konnte für eine Messkampagne eine gute Übereinstimmung zwischen vorgefundenen hohen Cyanobakterien-Werten im Schreckensee und dem HAB-Indikator nachgewiesen werden. Die Kategorisierung der Cyanobakterien-Wahrscheinlichkeit mittels HAB-Indikator deckte sich dabei auch mit den in situ vorgefundenen Verhältnissen in den beiden anderen unter-



LUBW

Abb. 5-18: Schlauchboot mit seitlich angebrachter CTD-Multiparametersonde.



LJ:W

Abb. 5-19: Horizontale Variabilität der oberflächennahen Chlorophyll-a-Verteilung im Buchsee. Messung erfolgte am 15.08.2017 mit einer BBE-Fluoroprobe-Sonde zur kontinuierlichen Messung von Algenklassen.

suchten Seen (Häcklerweiher und Buchsee) was die Anwendbarkeit des HAB-Indikators im Rahmen eines Frühwarnsystems nahelegt.

- Aufgrund der kleinen Datenbasis für diesen ersten Vergleich zwischen in-situ-Blaualgendetektionen (BBE-Fluoroprobe und HPLC-Analyse von Wasserproben) und dem satellitenbasierten HAB-Indikator kann aber noch keine robuste Verallgemeinerung der Ergebnisse vorgenommen werden. Diese haben bisher nur Pilotcharakter und sollten durch entsprechende systematische Untersuchungen ergänzt werden.
- Eine bekannte Limitation ist, dass die fernerkundungsbasierten Blaualgen-Indikatoren (HAB) auf die Eindringtiefe des optischen Signals begrenzt sind, jedoch auch Blaualgenblüten mit großen Algenkonzentrationen in größeren Wassertiefen im Metalimnion beobachtet werden. Inwiefern diese durch satellitenbasierte FE-Verfahren erfasst werden können, hängt jeweils von der Lage der Temperatursprungschicht und der meta-

limnisch eingelagerten Algenhorizonte sowie von der optischen Eindringtiefe (Secchi-Depth, Z90) des betrachteten Sees ab.

Fazit

Überflugsynchrone Messkampagnen zeigen das große Potential satellitengestützter Monitoringprogramme auf und ergeben eine teilweise sehr gute Übereinstimmungen zwischen in-situ-Messung und satellitenbasierten Chlorophyll-a-Werten und zwischen den räumlichen Chlorophyll-a-Verteilungen („patchiness“), die mit unterschiedlichen Messmethoden in den untersuchten Seen abgebildet wurden.

Arbeitspaket AP7 – Überflugsynchrone Messkampagnen im Bodensee

Für den Bodensee wurde ebenfalls eine überflugsynchrone Messkampagne durchgeführt, in deren Verlauf während eines Satellitenüberfluges in-situ-Messungen mit dem Forschungsschiff Kormoran im östlichen Teil des Bodensee-Obersees durchgeführt wurden. Dabei wurden sowohl

Wasserproben entnommen und später im Labor analysiert als auch kontinuierliche Messungen mit einer Multiparameter-CTD-Sonde (Sea&Sun-Multiparametersonde) und einer BBE-Fluoroprobe-Sonde der Firma BBE-Moldaenke zur Bestimmung von Chlorophyll-a und Algenklassen vorgenommen.

Die überflugsynchrone Messkampagne für den Bodensee ergab folgende wesentliche Ergebnisse:

- Die aus Satellitendaten abgeleiteten Chlorophyll-a-Strukturen stimmen gut mit in-situ gemessenen Chlorophyll-a-Verteilungen überein.
- Die Werte der in-situ-Chlorophyll-a-Messungen (Messung mit HPLC und BBE-Fluoroprobe) und der satellitenbasierten Chlorophyll-a-Bestimmungen zeigen im Mittel eine gute Übereinstimmung; es treten jedoch auch messtechnisch und messmethodisch zu erwartenden Abweichungen auf.
- Einschränkungen bzw. abweichende Werte zwischen in-situ-Chlorophyll-a und satellitenbasierten Chlorophyll-a-Messungen gibt es speziell im Bereich der in den Bodensee einströmenden Flusswasserfahnen (insbesondere Alpenrhein), wo aufgrund sehr hoher Schwebstoffkonzentrationen des Flusswasserkörpers Probleme mit der validen Bestimmung von Chlorophyll-a aus Satellitendaten auftreten können.
- Über den Projektantrag hinausgehend wurden im Rahmen einer Masterarbeit auch Untersuchungen und eine Validationsstudie für den Parameter Trübung erstellt. Die Ergebnisse dieser Studie zeigen eine sehr gute Abbildung und Übereinstimmung zwischen in-situ-Messung und Satellitenmessung hinsichtlich der räumlichen Strukturen der Trübungsverteilungen im Bodensee-Obersee.
- Quantitative Vergleiche zeigen eine gute Übereinstimmung für die Trübung – Unterschiede bewegen sich im Rahmen der zu erwartenden messmethodischen Unsicherheiten und Abweichungen.

Fazit

Eine überflugsynchrone Messkampagne im Bodensee zeigt, dass ähnlich wie in den kleinen Seen der Blitzenreuther Seenplatte, bei entsprechender zeitlich synchroner Messung eine gute bis sehr gute Übereinstimmung zwischen den verschiedenen Methoden zur Bestimmung von Chlorophyll-a erreicht werden kann.

Limitierende Faktoren (z.B.: sehr hohe Schwebstoffgehalte in Flusswasserfahnen, Flachwasserbereiche des Sees) und messmethodenbedingte Unterschiede sind bei der Interpretation der Daten zu berücksichtigen.

Über den Projektantrag hinausgehend konnte im Rahmen einer Masterarbeit für den Parameter Trübung ebenfalls eine gute Übereinstimmung sowohl hinsichtlich der Abbildung räumlicher Strukturen als auch der absoluten Messwerte zwischen in-situ-Messungen und satellitenbasierter Trübung nachgewiesen werden. Unterschiede treten im Rahmen der methodischen Unterschiede der verwendeten Messtechniken auf.

Arbeitspaket AP8 – Ableitung von anwenderbezogenen Produkten für wasserwirtschaftliche Praxis und vorsorgenden Gewässerschutz

Ein zentrales Arbeitspaket des Teilprojektes TP3 – Chlorophyll-a in Seen – befasste sich mit dem Thema der Ableitung intuitiv nutzbarer, anwenderbezogener Fernerkundungsprodukte für den Gebrauch in der wasserwirtschaftlichen Praxis und im vorsorgenden Gewässerschutz bzw. die Nutzung von Fernerkundungsdaten für Routine-monitoring-Aufgaben.

Ziel dieses Arbeitspaketes war es, Produkte und Darstellungsformen für Fernerkundungsdaten zu konzipieren und aus den meist komplexen Standard-Fernerkundungsdaten abzuleiten, die sich in die Arbeitsabläufe der normalen wasserwirtschaftlichen Verwaltungspraxis und des vorsorgenden Gewässerschutzes mit ihren jeweils gegebenen IT-technischen Rahmenbedingungen einbinden lassen.

Die anwenderbezogenen Produkte sollen dabei folgenden Anforderungen genügen:

- intuitiv nutzbar – Zugriff auf Satellitendaten soll für Nicht-Fernerkundungsexperten realisiert werden
- Fernerkundungsspezialsoftwarepakete (z.B. R, MATLAB, SNAP, etc.) soll möglichst ersetzt bzw. im Routinebetrieb vermieden werden, da diese meist einen erhöhten Einarbeitungsaufwand und vertiefte Kenntnisse erfordern und damit häufig einer Nutzung in der normalen gewässerschutztechnischen Verwaltungspraxis entgegenstehen würden
- Anwenderbezogene Produkte sollen mit Standard-IT-Arbeitsmitteln des Gewässerschutzes (z.B. Excel, GIS, normale Bildbetrachter) nutzbar sein
- Anwenderbezogene Produkte sollen aus Sicht der potentiellen Endnutzer – z.B. Chemikern, Biologen, Geografen und gewässerschutztechnisch ausgebildete Verwaltungsangestellte – nützlich und nutzbar sein
- Georeferenzierte Karten mit seenspezifischen Informationen – z.B.: Darstellung von Chlorophyll-a-Verteilungen (Abb. 5-20) und HAB-Indikator (Abb. 5-21) – wahlweise mit eingetragenen geografischen Koordinaten und Legenden
- Generierung von animierten Übersichtsatellitenkartensequenzen, die einen Gewässerqualitätsparameter flächenhaft für einen See für ein ganzes Jahr zeigen
- Konzipierung eines Warnsystems z.B. zur frühzeitigen Detektion von Algenblüten (z.B. Blaualgen)

Einzelne Produkte, deren Komplexität sehr hoch ist, wie zum Beispiel interaktive Karten bzw. in landesweite Fernerkundungskartendarstellungen eingebundene Grafiken und Statistiken, wurden als Konzept bzw. Idee entwickelt, aber aufgrund der begrenzten Laufzeit des Projektes noch nicht softwaretechnisch umgesetzt.

Um dieses Ziel zu erreichen, wurden entsprechende abgeleitete Produkte konzeptionell entwickelt und mit den Fachkollegen vor Ort – Chemikern, Biologen und Geografen – diskutiert. Für einen Teil dieser Produkte wurden bereits entsprechende Programme und Module in MATLAB geschrieben, die in die im Projekt entwickelten MATLAB-basierten Workflows eingebunden wurden. Mit diesen Workflows können beim Processing der vom Serviceprovider gelieferten Fernerkundungsdaten die anwenderbezogenen Produkte als zusätzlicher Output generiert werden.

Als ein für die Bewertung von Gewässern besonders bedeutsames Thema wurde außerdem die Ableitung von satellitenbasierten Trophie-Indizes geprüft und entsprechend abgeleitete Trophiewerte mit den Bewertungen verglichen, die auf den üblichen LAWA-Verfahren zur Trophiebestimmung von Gewässern basieren. Dabei wurden für die betrachteten Seen häufig ähnliche trophische Zuordnungen gefunden, jedoch treten auch Unterschiede von ein bis zwei Trophieklassen – in einzelnen Fällen auch größere Unterschiede – auf.

Zu diesen anwenderbezogenen Produkten zählen:

- Plots von Zeitreihen für einzelne Gewässer/Gewässerareale für verschiedene Gewässerqualitätsparameter, speziell Chlorophyll-a
- Ableitung von Excel-Tabellen mit seejahresbezogenen Informationen zu basisstatistischen Werten für alle in einem Seejahr aufgenommenen Satellitenszenen und Gewässerqualitätsparameter – speziell Chlorophyll-a-Werte (Minima, Maxima, Mittelwerte) – für unterschiedliche Seen

Für eine übersichtsartige Bestimmung der Trophieklassen für eine Vielzahl von Gewässern erscheinen die satellitengestützten Verfahren jedoch geeignet und bieten zweifellos die Möglichkeit, im Rahmen eines übersichtsartigen, indikativen Gewässermonitorings weit mehr Seen einer ersten orientierenden Bewertung zuzuführen als mit klassischen in-situ-Monitoringverfahren logistisch zu leisten ist.

5.3.3 Fazit und Einschätzung – weitere Schritte

Die satellitengestützten Fernerkundungsdaten bieten ein sehr großes Potential, um bestehende terrestrische in-situ-Verfahren um räumlich und zeitlich hochaufgelöste Informationen zu ergänzen und um im Rahmen eines übersichtsartigen, indikativen Gewässermonitorings für eine

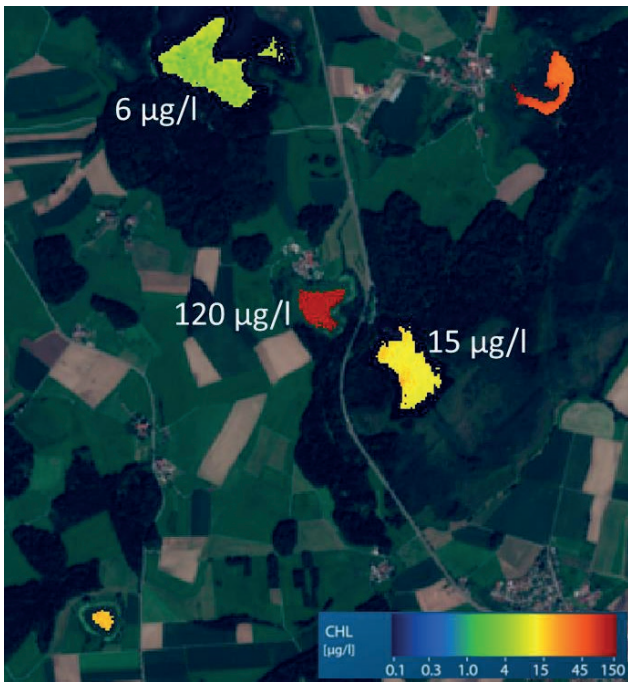


Abb. 5-20: Übersichtartige Darstellung der Chlorophyll-a-Gehalte einiger Seen der Blitzenreuther Seenplatte. Überflugtermin 18.08.2017, ESA Sentinel S2 A (Satellitendaten prozessiert durch EOMAP).

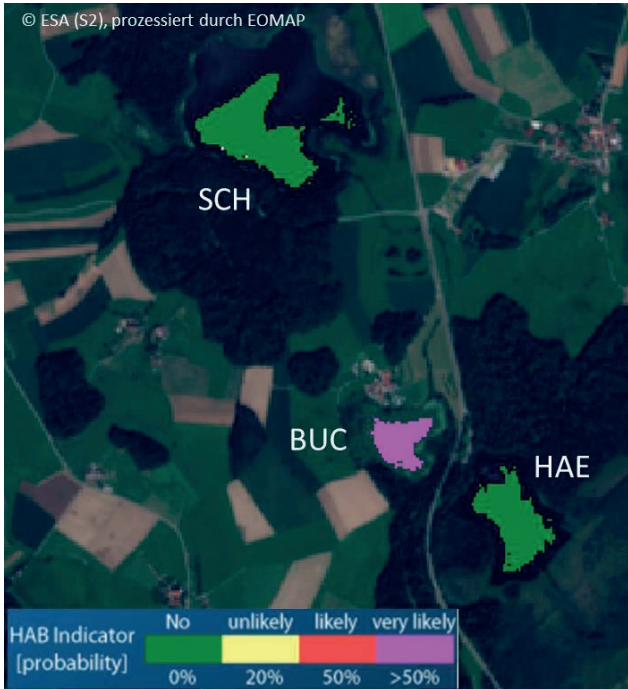


Abb. 5-21: Übersichtartige Darstellung des HAB-Indikators (HAB – harmful algal bloom) für den Schreckensee, den Buchsee und den Häckleweiher in der Blitzenreuther Seenplatte. Überflugtermin 18.08.2017, ESA Sentinel S2 A (Satellitendaten prozessiert durch EOMAP).

Vielzahl von Seen Informationen für den wichtigen Indikatorparameter Chlorophyll-a zu liefern.

Mit den zunehmend höheren Überflugfrequenzen der COPERNICUS-Satelliten Sentinel 2A und 2B und Sentinel 3A und 3B sowie den funktionsähnlichen Satelliten der Landsat-Klasse (z.B. Landsat 8 und Landsat 5) können sowohl für kleine Seen im Rahmen eines indikativen Gewässermonitorings als auch für größere Seen wertvolle Informationen abgeleitet werden. Dabei liegt der Schwerpunkt für kleine Seen (z.B. in Baden-Württemberg 24 WRRL-Seen, etwa 260 Seen > 10 Hektar, etwa 1300 Seen > 1 Hektar) in der Gewinnung von orientierenden Informationen, die eine erste Einschätzung des Gewässerzustandes für ansonsten nur selten oder überhaupt nicht limnologisch untersuchte und erfasste Gewässer erlauben (indikatives Gewässermonitoring). Für große Seen mit einem etablierten Monitoringprogramm können zeitlich und räumlich höher aufgelöste Zusatzinformationen genutzt werden, um bestehende, logistisch limitierte in-situ-Messprogramme zu ergänzen (z.B. Erfassung von patchiness und zeitlich höher aufgelöste Erfassung der oberflächlichen Dynamik der Algenpopulationen).

Im Rahmen der Digitalisierungsstrategie des Landes Baden-Württemberg „digital@bw“ wurden im Handlungsfeld „Smarte Umweltdaten“ des Ministeriums für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg Fördergelder für das Projekt „Satellitenbasiertes Seenmonitoring in Baden-Württemberg SAMOSEE-BW“ bewilligt (<https://um.baden-wuerttemberg.de/de/umwelt-natur/nachhaltigkeit/nachhaltige-digitalisierung/projekte/samosee-bw/>), die eine konzentrierte Fortführung der Arbeiten von WasMonCT ermöglichen.

Wesentliche Ziele von SAMOSEE-BW sind die Überführung der entsprechenden Software-Routinen und IT-Workflows sowie der Fernerkundungsdaten in ein routinemäßiges Seenmonitoring mit den zwei Themenschwerpunkten

- Indikatives satellitenbasiertes Gewässermonitoring für kleine Seen
- Ergänzendes satellitenbasiertes Seemonitoring für den Bodensee

Außerdem sollen durch entsprechende Recherchen und Machbarkeitsstudien weitere satellitenbasierte Fernerkundungsparameter auf ihre Anwendbarkeit und ihren potentiellen Nutzen im Rahmen eines behördlichen Gewässermonitorings geprüft werden – so z.B. die Parameter Trübung, Temperatur, Eisbedeckung und Makrophytenbedeckung.

Das Projekt SAMOSEE-BW startete im September 2019 und hat eine Laufzeit von zwei Jahren.

Förderung: Das Verbundprojekt WasMon-CT „Satelliten-daten für das behördliche Monitoring von Trübung und Chlorophyll“ wurde durch das Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI) gefördert (Förder-kennzeichen FKZ 50 EW 1511). Projektträger war das Deutsche Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR).

5.4 INTERREG-Projekt: SeeWandel

Leben im Bodensee – gestern, heute und morgen



Abb. 5-22: Logos des Projekt Seewandel (links) und des Förderprogramms Interreg (rechts).

Das EU-geförderte Interreg-V-Projekt „SeeWandel“ befasst sich mit wichtigen Fragen hinsichtlich der Widerstandsfähigkeit des Bodensees, potenzieller Veränderungen von Ökosystemleistungen sowie möglicher zukünftiger Probleme und Herausforderungen. „SeeWandel“ schafft Basiswissen, auf dessen Grundlage wissenschaftlich fundierte Entscheidungen seitens der Wasserwirtschaft und der Politik über die Zukunft des Bodensees getroffen werden können. In der Projektlaufzeit von Juni 2016 bis Juni 2022 arbeiten hierbei 7 Projektpartner im Rahmen von 13 Teilprojekten zusammen. Die Leitung des Verbundprojekts nimmt die Eawag aus der Schweiz wahr. Weitere Teilnehmerinstitutionen sind die Fischereiforschungsstelle der LAZBW, das Institut für Seenforschung der LUBW sowie die Universitäten Hohenheim, Konstanz, Innsbruck und Zürich.

Das Institut für Seenforschung leitet das Teilprojekt P7: "Verteilung von planktischen Lebensgemeinschaften im Bodensee-Obersee". Darin werden die Patchiness und die Dynamik der Verteilung von Zooplankton und Phytoplankton (Abb. 5-23) im Kontext relevanter limnologischer Messgrößen untersucht. Hierfür wird ein Messkonzept entwickelt und für die Dauer eines Jahres umgesetzt. Dieses umfasst neben der herkömmlichen mikroskopischen Bestimmung auch hydroakustische, fluoreszenzoptische sowie molekularbiologische Methoden. Die Daten des Patchiness-Monitorings werden mit Messungen aus dem vorhandenen gemeinsamen Monitoring der Bodenseeanrainerstaaten verknüpft. Ziel ist es, neue Messverfahren für die Umweltbeobachtung zu erproben und zu etablieren

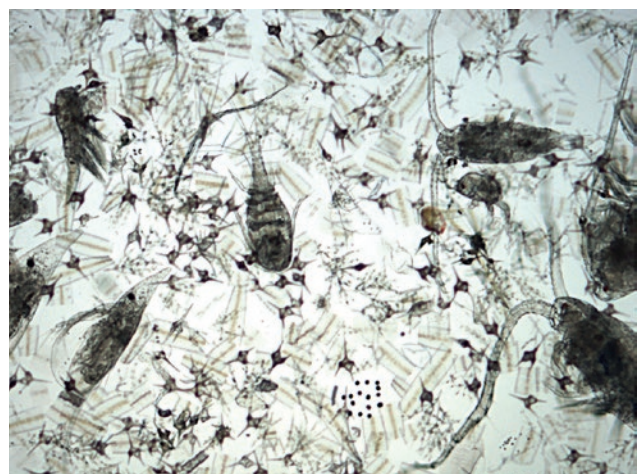
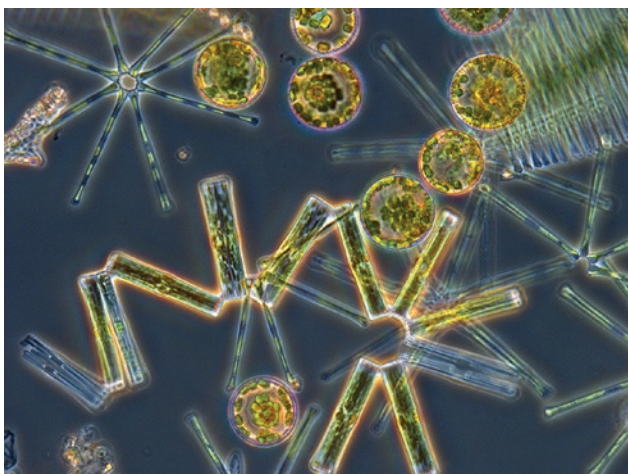


Abb. 5-23: Phyto- (links) und Zooplankton (rechts) aus dem Freiwasser des Bodensee-Obersees.

LW:W

und auf der Grundlage eines optimierten Monitorings die Abläufe, welche die räumlichen und zeitlichen Verteilungsmuster prägen, besser zu verstehen. Es werden Kenntnisse über die Abhängigkeiten innerhalb des limnischen Ökosystems und die Reaktionen der Lebensgemeinschaften auf veränderte Umweltbedingungen gewonnen, welche dem Gewässerschutz und dem Erhalt der Biodiversität dienen.

Nähere Informationen und Aktuelles zum Projekt Seewandel sind auf der Webseite seewandel.org veröffentlicht.

6 Öffentlichkeitsarbeit

Kolloquien des Instituts für Seenforschung

Auch im Jahr 2018 konnten im Rahmen des Kolloquiums des Institutes für Seenforschung der LUBW wieder externe Kolleginnen und Kollegen für Vorträge mit einer großen Bandbreite an Themen gewonnen werden, die unterschiedlichste Aspekte des Gewässerschutzes, der Limnologie und anderer seenrelevanter Themen behandeln.

Das Kolloquium wurde dabei sowohl von Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Institutes für Seenforschung und der Fischereiforschungsstelle wie auch von externen Kollegen von Fachbehörden und interessierten Bürgern sehr gut besucht.

Folgende Vorträge wurden gehalten:

23.02.2018 – Dr. Markus Hoffmann, Limnologische Station Iffeldorf, Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, TU München

„Seen im Klimawandel – Folgen für die Makrophytenvegetation“

23.03.2018 – Prof. Dr. Rita Triebkorn, Institut für Evolution und Ökologie, Eberhard Karls Universität Tübingen

„SchussenAktivplus – Langzeiteffekte der 4. Reinigungsstufe auf der Kläranlage Ravensburg auf die Gewässerqualität der Schussen“

27.04.2018 – Dr. Björn Baschek, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

„So fern und doch so nah: Trübungsbestimmung durch Satelliten und weitere Möglichkeiten der Fernerkundung von Flüssen“

22.06.2018 – Dr. Thomas Wolf, Institut für Seenforschung, Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg

„Das BMBF-Verbundprojekt SeeZeichen – Eintragspfade von Grundwasser und Flusswasserfahnen im Bodensee“

26.10.2018 – Prof. PD Dr. Thomas Posch, Limnologische Station, Dept. für Pflanzen und mikrobielle Biologie, Universität Zürich

„Effekte der Klimaerwärmung auf Planktothrix rubescens und das Nahrungsnetz im Zürichsee“

23.11.2018 – M.Sc. Simon Schwarz, FG IV 2.2 – Arzneimittel, Wasch- und Reinigungsmittel, Umweltbundesamt

"Arzneimittel in der Umwelt – Hintergründe und Risikobewertung"

7 Literatur

- BABU, B. und WU, J.-T. (2008): Production of natural butylated hydroxytoluene as an antioxidant by freshwater phytoplankton. – *Journal of Phycology* 44.6: 1447-1454, doi: 10.1111/j.1529-8817.2008.00596.x.
- BAER, J. (2019): Erstmalig kein Laichfischfang im Winter 2018. – Rundbrief Aquakultur- und Fischereieinrichtungen - AUF AUF 1/2019.
- BAFU (Hrsg.) (2017): Hydrologisches Jahrbuch der Schweiz 2016. – Umwelt-Zustand Nr. 1712: 36 S.
- BAUM, T., MÄDER, A., MAINBERGER, M. und SCHINDLER, M.P. (2014): Site management in Rapperswil-Jona, Untiefe Ost: Eine multidisziplinäre Annäherung. – *Archäologie der Schweiz* 37 (4): 34-39.
- BAUMANN, E. (1915): Die Vegetation des Untersees (Bodensee). – *Mitteilungen der Thurgauischen Naturforschenden Gesellschaft*, Band 21, 171–200.
- BAUMANN, E. (1925): Über *Najas flexilis* Rostkov et Schmidt. – *Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz*, Band 1 (Neue Folge), 364–366.
- BAUMANN, E. (1928): Beiträge zur Flora des Bodenseegebietes und des Rheingebietes. – *Mitteilungen der Thurgauischen Naturforschenden Gesellschaft*, Band 27, 145–154.
- COHEN, R. R. H., DRESLER, P. V., PHILLIPS, E. J. P. & CORY, R.L. (1984): The effect of the Asiatic clam, *Corbicula fluminea*, on phytoplankton of the Potomac River, Maryland. – *Limnology and Oceanography* 29(1): 170–180.
- GERTEN, D., ADRIAN, R. (2002): Species-specific changes in the phenology and peak abundance of freshwater copepods in response to warm summers. – *Freshwater Biology* 47: 2163–2173.
- IGKB (Hrsg., Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee) (2010): Jahresbericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees Nr. 37. 106 S.
- IGKB (Hrsg., Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee) (2016): Tiefenschärfe – Hochauflösende Vermessung Bodensee. – *Berichte der Internationalen Gewässerschutzkommission Bodensee* 61: 1–106.
- ISF (Hrsg., Institut für Seenforschung der LUBW) (2009): ISF Arbeitsbericht 2008/2009. 102 S.
- ISF (Hrsg., Institut für Seenforschung) (2015): ISF Arbeitsbericht 2013. 110 S.
- LAWA (Hrsg.) (2014): Trophieklassifikation von Seen – Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen, Kulturbuchverlag Berlin. 34 S.
- LIEDER, U. (1999): Crustacea Cladocera Bosminidae. Süßwasserfauna von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. Bd. 8/2–3.
- LONGRÉE, P. (2011): Organische Mikroverunreinigungen im Bodensee. *Wasser Eaux*, gwa 7/2011.
- MAIER, G., TEIBER-SIESSEGGGER, P. (2019): Immigration of the calanoid copepod *Eudiatomus graciloides* (Lilljeborg 1888) into the pelagic zone of Lake Constance (Lower Lake). – *Fundamental and Applied Limnology* 192(3): 263–268.
- NAESS, T., NILSSEN, J.P., DEMMO, R. (1993): Individual lake characteristics modify the life cycle and diapause habitat of two neighbouring populations of the cyclopoid copepod *Thermocyclops oithonoides*. – *Canadian Journal of Zoology* 71 (8): 1663–1672.
- OGEWV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung) vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373).
- TGL (1982): Fachbereichsstandard. Nutzung und Schutz der Gewässer, stehende Binnengewässer; Klassifizierung. TGL 27885/01. – Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft d. DDR, Berlin: 1–16.

ROSSKNECHT, H., HETZENAUER, H. (2000): Zum Vorkommen von Arzneimittelrückständen im Bodensee-Obersee und in einigen baden-württembergischen Bodensee-Zuflüssen. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU), Karlsruhe, ISSN: 1437-0166, 19 S.

WEBER, M. (2009): Hydrodynamische Modellierung von Wasser- und Stoffflüssen innerhalb eines künstlichen Standgewässers am Beispiel der Schwarzenbachtalsperre bei Forbach. Erstellung von verschiedenen Szenarien und deren Auswirkung auf die Durchmischung der Talsperre. – Diplomarbeit Technische Universität Dresden, 129 S.

WESSELS, M. und WEBER, M. (2013): Sedimentkerne als Werkzeug zur Abschätzung der Gefährdung von archäologischen Denkmälern in der Flachwasserzone. In: BREM, H. EBERSCHWEILER, B., GRABHER, G., SCHLICHOTHERLE, H. und SCHRÖDER, G. (Hrsg.): Erosion und Denkmalschutz am Bodensee und Zürichsee, Vorarlberg Museum Schriften 1: 105–110.

WESSELS, M., ANSELMETTI, F., HILBE, M. und MAINBERGER, M. (2013): Hydroakustische Methoden – Möglichkeiten und Grenzen zur Langzeitüberwachung archäologischer Denkmale im Flachwasser. In: BREM, H. EBERSCHWEILER, B., GRABHER, G., SCHLICHOTHERLE, H. und SCHRÖDER, G. (Hrsg.): Erosion und Denkmalschutz am Bodensee und Zürichsee, Vorarlberg Museum Schriften 1: 271–280.

