Bericht Nr. 43

igkb
Internationale
Gewässerschutzkommission
für den Bodensee

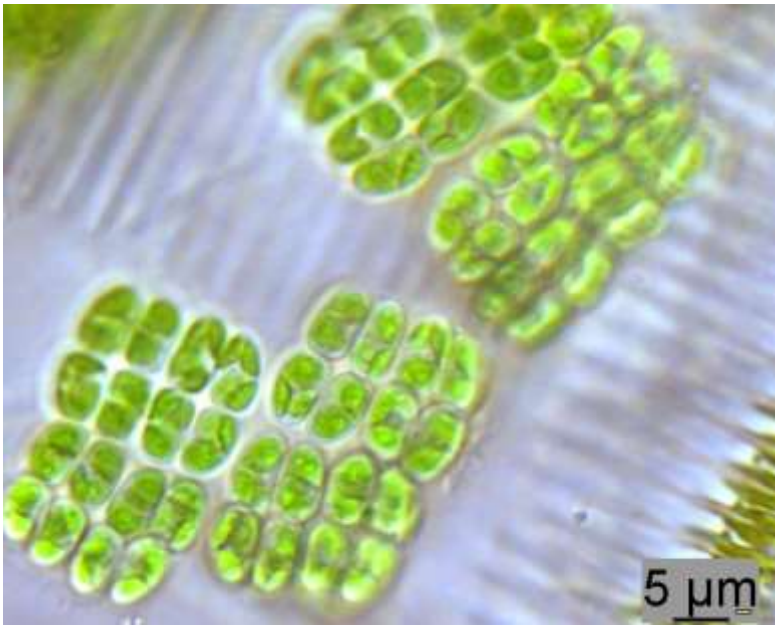
Limnologischer Zustand des Bodensees

A – Aktueller Teil

B – Jahresbericht 2018/2019

Untersuchungsprogramm Freiwasser

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet



Herausgeber: Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)

Titelbild: Phytoplankton: Willea vilhelmii • Länge ca. 20 µm • Institut für Seenforschung der LUBW • Bildrechte: LUBW.

Bearbeitung: Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) • Argenweg 50/1, 88085 Langenargen.

Nachdruck - auch auszugsweise - ist nur mit Zustimmung der IGKB unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

Internet: http://www.igkb.org

© IGKB 2020

ISSN 1011-1271

Jahresbericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees Nr. 43 (2018-2019)

Bericht Nr. 43

Limnologischer Zustand des Bodensees

A – Aktueller Teil

B – Jahresbericht 2018/2019

Untersuchungsprogramm Freiwasser

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet

Die „GRÜNEN BERICHTE“ der IGKB

Seit 1976 veröffentlicht die Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) alljährlich einen Bericht über den limnologischen Zustand des Bodensees. Diese sogenannten „Grünen Berichte" enthalten die Ergebnisse der regelmäßigen limnologischen Freiwasseruntersuchungen des Bodensees ab dem Jahr 1974. Neben den Ergebnissen der Freiwasseruntersuchungen von Obersee und Untersee enthalten einzelne Ausgaben Informationen zu weiteren Themen wie Seebodenuntersuchungen (Nr. 10, 21, 27, 29), die radioaktive Belastung nach dem Unfall von Tschernobyl (Nr. 15), Pestizide (Nr. 19), Zuflussuntersuchungen (Nr. 26), sowie Ergebnisse einer mathematischen Modellierung zur Fernausbreitung des winterlichen Alpenrhein-Einstroms (Nr. 30). Ab Nr. 30 sind die Berichte des Fachbereichs ‚Einzugsgebiet’ Teil der Grünen Berichte. Bis auf zwei Änderungen 1985 (Formatwechsel von A5 auf A4) und 2004 (neues Layout mit zweispaltigem Text) blieb das äußere Erscheinungsbild nahezu unverändert und war durch einen unbebilderten Textteil sowie einen Anhang mit Grafiken und Tabellen charakterisiert.

Anlässlich der Kommissionstagung 2007 wurde von den Sachverständigen der IGKB eine Neugestaltung der Grünen Berichtsreihe vorgeschlagen, mit dem Ziel, die Berichte insgesamt leichter lesbar zu gestalten.

Als Zielgruppe wurden IGKB-Gremien, Behörden, Kommunen, Verwaltungen, Wissenschaftler, Studenten, Schüler sowie die interessierte Öffentlichkeit identifiziert.

In einem ersten Hauptteil werden herausragende, aktuelle Ereignisse im Seejahr vorgestellt, während im darauffolgenden Teil physikalische, chemische und biologische Untersuchungsergebnisse zu finden sind.

Die Ergebnisse der Messstationen Bregenzer Bucht, Fischbach-Uttwil, Überlingersee, Zellersee und Rheinsee werden möglichst auf einer Seite als farbige Isoplethen oder Diagramme mit knappen, erläuternden Bildunterschriften dargestellt. Da die Anzahl der Datensätze von Messjahr zu Messjahr – aufgrund unterschiedlicher Messreihen und Messtiefen – variiert, können die interpolierten Werte und damit auch die Isoplethendarstellungen zum Vorjahresbericht leicht abweichen.

Der aktuelle Bericht des Fachbereichs ‚Einzugsgebiet’ folgt als dritter und letzter Hauptteil des Grünen Berichts vor einem Anhang mit Informationen zum Untersuchungsprogramm und Hinweisen auf weitere Informationsquellen.

Bei der 59. Kommissionstagung im Jahr 2013 wurde beschlossen, künftig die Berichte der Fachbereiche im Zweijahresturnus zu erstellen. Damit wird ab der vorliegenden Ausgabe auch die Reihe der „Grünen Berichte“ alle zwei Jahre veröffentlicht und enthält im B-Teil die Ergebnisse zu den Untersuchungsprogrammen Freiwasser und Einzugsgebiet aus jeweils zwei Untersuchungsjahren.

Am Bericht mitgearbeitet haben:

Dipl. nat. ETH Heinz Ehmann, Frauenfeld

Dr. John Hesselschwerdt, Konstanz

Dr. Harald Hetzenauer, Langenargen

Dr. Karoline Härtl-Brandl, Langenargen

Dipl.-Ing. Gerhard Hutter, Bregenz

Dipl.-Ing. (FH) Günther Kuhn, Langenargen

Dr. Anna Noffke, Langenargen

Dipl.-Ing. (FH) Robert Obad, Langenargen

Dr. Irene Purtschert, Frauenfeld

Dr. Thorsten Rennebarth, Langenargen

Dr. Petra Teiber-Sießegger, Langenargen

Dr. Thomas Wolf, Langenargen

INHALTSVERZEICHNIS

A – AKTUELLER TEIL 10

Schnelle Ausbreitung der Quagga-Muschel im Bodensee 11

Anthropogene Spurenstoffe im Bodensee und seinen Zuflüssen 14

Untersuchung im Freiwasser und in den Zuflüssen 2019 14

I. Bodensee Freiwasser 14

II. Bodensee Zuflüsse 17

III. Fazit Freiwasser und Zuflüsse 18

B – JAHRESBERICHT 22

Einleitung 23

Zustandsbeschreibung 2018 24

Bodensee-Obersee 24

Bodensee-Untersee 32

Fazit und Handlungsbedarf 36

Zustandsbeschreibung 2019 37

Bodensee-Obersee 37

Bodensee-Untersee 47

Fazit und Handlungsbedarf 51

Untersuchungsprogramm Freiwasser 52

Meteorologie 54

Hydrologie 56

Windverteilung 58

Wassertemperaturen an der Oberfläche und über Grund 60

Wärmeinhalt 62

Wassertemperatur 63

Langzeitentwicklung von Sauerstoff, Gesamtphosphor, Ammonium und Nitrat 66

Sauerstoff 67

Gesamtphosphor 69

Orthophosphat 71

Nitrat 73

Ammonium 74

Silikat 75

Chlorid 76

Mangan 77

Eisen 78

Phytoplankton ... 79
Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) ... 80
Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Obersee (Überlingersee) ... 82
Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Untersee (Zellersee) ... 84
Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Untersee (Rheinsee) ... 85
Entwicklung Phytoplankton und Leitpigmente in 2018/2019 im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) in 0-20 m ... 86
Leitpigmente 2018/2019 im Bodensee-Obersee (Bregenzer Bucht) in 0-20 m ... 88
Entwicklung Phytoplankton in 2018/2019 im Bodensee-Obersee (Überlingersee) in 0-20 m ... 89
Entwicklung Phytoplankton und Leitpigmente in 2018/2019 im Bodensee-Untersee (Zellersee) in 0-20 m ... 90
Entwicklung Phytoplankton in 2018/2019 im Bodensee-Untersee (Rheinsee) in 0-20 m ... 92
Hauptarten Phytoplankton in 2018/2019 Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) in 0-20 m ... 93
Hauptarten Phytoplankton in 2018/2019 Bodensee-Obersee (Überlingersee) in 0-20 m ... 95
Hauptarten Phytoplankton in 2018/2019 Bodensee-Untersee (Zellersee) in 0-20 m ... 97
Hauptarten Phytoplankton in 2018/2019 Bodensee-Untersee (Rheinsee) in 0-20 m ... 99
Pigmente ... 101
Langzeitentwicklung Chlorophyll a ... 101
Zooplankton ... 103
Langzeitentwicklung Crustaceen ... 104
Saisonale Entwicklung des Zooplanktons ... 105
Bakterien ... 111

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet ... 112

Bericht der Sachverständigen zum Fachbereich Einzugsgebiet ... 113
1. Abwasserbeseitigung 2017/2018 ... 113
2. Übersichtskarten ... 116
3. Spezielle Tätigkeiten im Untersuchungsgebiet ... 116
4. Abschätzung des Phosphoreintrags in den Obersee ... 118
5. Organische Spurenstoffe Bodensee und Zuflüsse ... 118
6. Abwasserbeseitigung 2018/2019 ... 120
7. Abschätzung des Phosphoreintrags in den Obersee ... 121
8. Organische Spurenstoffe ... 121

Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet ... 122
Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet ... 123
Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2015-2018 ... 124
Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2018 ... 125
Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2016-2019 ... 126
Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2019 ... 127

AUSKÜNFTE ... 128

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

A – AKTUELLER TEIL

ABB. 1: AUSBREITUNG DER QUAGGA-MUSCHEL AM BODENSEE. 13

ABB. 2: SPURENSTOFFE IM BODENSEE-FREIWASSER 2008, 2015 UND 2019. 16

ABB. 3: MITTLERE KONZENTRATIONEN 2019 IM FREIWASSER UND IN DEN ZUFLÜSSEN VON DICLOFENAC, METFORMIN, IOMEPROL, PERFLUOROCTANSULFONAT, BENZOTRIAZOL, ACESULFAM. 20

ABB. 4: MITTLERE KONZENTRATIONEN 2015 IM FREIWASSER UND IN DEN ZUFLÜSSEN VON DICLOFENAC, METFORMIN, IOMEPROL, PERFLUOROCTANSULFONAT, BENZOTRIAZOL, ACESULFAM. 21

B – JAHRESBERICHT

Zustandsbeschreibung 2018

ABB. 1: PEGELVERLAUF AN DER STATION KONSTANZ. 25

ABB. 2: LANGJÄHRIGE ENTWICKLUNG DER TEMPERATUREN VON LUFT UND DES OBERFLÄCHENWASSERS IM OBERSEE. WASSERTEMPERATUR BEI FISCHBACH-UTTWIL IN ETWA 0,5 M TIEFE SOWIE DIE LUFTTEMPERATUR IN KONSTANZ. 26

ABB. 3: TEMPERATURISOPLETHEN IM JAHRESVERLAUF 2018 AN DEN STATIONEN IM OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL, OBEN), ZELLERSEE (MITTE) UND RHEINSEE (UNTEN). 27

ABB. 4: LANGFRISTIGE ENTWICKLUNG DER GESAMTPHOSPHORKONZENTRATIONEN, DER ZIRKULATION UND DER MINIMALEN SAUERSTOFFKONZENTRATIONEN ÜBER GRUND IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL). 28

ABB. 5: GESAMTPHOSPHORVERTEILUNG IN SEEMITTE VON 2009 BIS 2018. 29

ABB. 6: LANGFRISTIGE ENTWICKLUNG DER STICKSTOFF- UND CHLORIDKONZENTRATIONEN IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL). 30

ABB. 7: SÜßWASSERQUALLE CRASPEDACUSTA SOWERBII. 31

Zustandsbeschreibung 2019

ABB. 1: WASSERSTANDSVERLAUF DES BODENSEE OBERSEES AN DER PEGELSTATION KONSTANZ. 37

ABB. 2: LANGJÄHRIGE ENTWICKLUNG DER TEMPERATUREN VON LUFT UND DES OBERFLÄCHENWASSERS IM OBERSEE. WASSERTEMPERATUR BEI FISCHBACH-UTTWIL IN ETWA 0,5 M TIEFE SOWIE DIE LUFTTEMPERATUR IN KONSTANZ. 39

ABB. 3: TEMPERATURISOPLETHEN IM JAHRESVERLAUF 2019 AN DEN STATIONEN IM OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL), ZELLERSEE UND RHEINSEE. 40

ABB. 4: LANGFRISTIGE ENTWICKLUNG DER GESAMTPHOSPHORKONZENTRATIONEN, DER ZIRKULATION UND DER MINIMALEN SAUERSTOFFKONZENTRATIONEN ÜBER GRUND IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL). 41

ABB. 5: GESAMTPHOSPHORVERTEILUNG IN SEEMITTE (FISCHBACH-UTTWIL) VON 2010 BIS 2019. 42

ABB. 6: SAUERSTOFFVERTEILUNG IN SEEMITTE (FISCHBACH-UTTWIL) VON 2010 BIS 2019. 42

ABB. 7: LANGFRISTIGE ENTWICKLUNG DER STICKSTOFF- UND CHLORIDKONZENTRATIONEN IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL). 43

ABB. 8: MUSCHELLARVEN (VELIGER) IM ZOOPLANKTONFANG IN SEEMITTE (0-100 M). 45

ABB. 9: AUSSCHNITT AUS EINER VIDEOAUFNAHME MIT QUAGGAMUSCHELN VOR KRESSBRONN IN CA. 8,5 M TIEFE. 46

Untersuchungsprogramm Freiwasser

ABB. 1: ÜBERSICHTSKARTE DER IGKB-MESSSTELLEN IM BODENSEE. 53

ABB. 2: METEOROLOGISCHE GRÖßEN MIT BEREICHEN ZWISCHEN MAXIMA UND MINIMA LANGJÄHRIGER TAGESMITTEL. 54

ABB. 3: HYDROLOGISCHE GRÖßEN; WASSERSTAND PEGEL KONSTANZ UND ABFLUSS ALPENRHEIN PEGEL LUSTENAU. 56

ABB. 4: HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DES WINDES FÜR DIE JAHRE 2018 UND 2019 BZW. DIE LETZTEN 30 JAHRE. 59

ABB. 5: LANGZEITLICHE WASSERTEMPERATURENTWICKLUNG AN DER OBERFLÄCHE UND ÜBER GRUND FÜR DIE SEETEILE OBERSEE (MESSSTELLE FISCHBACH-UTTWIL), ZELLERSEE UND RHEINSEE. 60

ABB. 6: WÄRMEINHALT IN DEN SEETEILEN OBERSEE (0-250 M), ZELLERSEE (0-22 M) UND RHEINSEE (0-45 M). 62

ABB. 7: WASSERTEMPERATURVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE IM OBERSEE, IM ÜBERLINGERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 63

ABB. 8: WASSERTEMPERATURVERTEILUNG IN DEN JAHREN 2018/2019 IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE IM OBERSEE, IM ÜBERLINGERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 64

ABB. 9: ÜBERSICHT ÜBER DIE LANGZEITENTWICKLUNG DER SAUERSTOFFMINIMA ÜBER GRUND, SOWIE DER GESAMTPHOSPHOR-, AMMONIUM-N- UND NITRAT-N-JAHRESMITTELWERTE IN SEEMITTE OBERSEE, ZELLERSEE UND RHEINSEE. 66

ABB. 10: SAUERSTOFFVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE IM OBERSEE, IM ÜBERLINGERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 67

ABB. 11: GESAMTPHOSPHORVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 69

ABB. 12: ORTHOPHOSPHATVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE IM OBERSEE, IM ÜBERLINGERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 71

ABB. 13: NITRAT-N-VERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE IM OBERSEE, IM ÜBERLINGERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 73

ABB. 14: AMMONIUM-N-VERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 74

ABB. 15: SILIKATVERTEILUNG IN SEEMITTE IM OBERSEE, IM ZELLERSEE UND IM RHEINSEE. 75

ABB. 16: CHLORIDVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 76

ABB. 17: MANGANVERTEILUNG IN SEEMITTE IM OBERSEE UND IM ZELLERSEE. 77

ABB. 18: EISENVERTEILUNG IN SEEMITTE IM OBERSEE UND IM ZELLERSEE. 78

ABB. 19: CYCLOTELLA COSTEI. 79

ABB. 20: WILLEA VILHELMII. 79

ABB. 21: UROGLENA. 79

ABB. 22: GYMNODINIUM HELVETICUM. 79

ABB. 23: DIATOMA EHRENBERGII. 79

ABB. 24: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL, 1961-2019). 80

ABB. 25: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE (ÜBERLINGERSEE, 1977-2019). 82

ABB. 26: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE (ZELLERSEE, 1976-2019). 84

ABB. 27: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE (RHEINSEE, 1976-2019). 85

ABB. 28: ENTWICKLUNGEN DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE 2018/2019 (FISCHBACH-UTTWIL). 86

ABB. 29: ENTWICKLUNGEN DER LEITPIGMENTE IM BODENSEE-OBERSEE 2018/2019 IN 0-20 M (FISCHBACH-UTTWIL). 86

ABB. 30: ENTWICKLUNGEN DER LEITPIGMENTE IM BODENSEE-OBERSEE 2018/2019 (BREGENZER BUCHT). 88

ABB. 31: ENTWICKLUNGEN DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE 2018/2019 (ÜBERLINGERSEE). 89

ABB. 32: ENTWICKLUNGEN DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE 2018/2019 (ZELLERSEE). 90

ABB. 33: ENTWICKLUNGEN DER LEITPIGMENTE IM BODENSEE-UNTERSEE 2018/2019 (ZELLERSEE). 90

ABB. 34: ENTWICKLUNGEN DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE 2018/2019 (RHEINSEE). 92

ABB. 35: HAUPTARTEN IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL). 93

ABB. 36: HAUPTARTEN IM BODENSEE-OBERSEE (ÜBERLINGERSEE). 95

ABB. 37: HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (ZELLERSEE). 97

ABB. 38: HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (RHEINSEE). 99

ABB. 39: LANGFRISTIGE CHLOROPHYLL A ENTWICKLUNG IN 0-20 M. 101

ABB. 40: DAPHNIA GALEATA. 103

ABB. 41: POLYARTHRA DOLICHOPTERA. 103

ABB. 42: THERMOCYCLOPS OITHONOIDES. 103

ABB. 43: DAPHNIA CUCULLATA. 103

ABB. 44: LANGZEITENTWICKLUNG DER CRUSTACEEN IN SEEMITTE IN 0-100 M (FISCHBACH-UTTWIL). 104

ABB. 45: SAISONALE ENTWICKLUNG DES ZOOPLANKTONS 2018/2019: FISCHBACH-UTTWIL 0-100 M, ZELLERSEE 0-20 M, RHEINSEE: 0-30 M. 105

ABB. 46: BIOMASSEN DES ZOOPLANKTONS (TROCKENMASSE) AN DER STATION FISCHBACH-UTTWIL (2018/2019) BEZOGEN AUF 20 M WASSERSÄULE. 107

ABB. 47: BIOMASSEN DES ZOOPLANKTONS (TROCKENMASSE) AN DER STATION ZELLERSEE (2018/2019) BEZOGEN AUF 20 M WASSERSÄULE. 109

ABB. 48: BIOMASSEN DES ZOOPLANKTONS (TROCKENMASSE) AN DER STATION RHEINSEE IN DEN JAHREN 2018 UND 2019 BEZOGEN AUF 30 M WASSERSÄULE. 110

ABB. 49: ZELLDICHTEN DES BAKTERIENPLANKTONS, ENTWICKLUNG IN SEEMITTE (STATION FISCHBACH-UTTWIL). 111

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet

ABB. 1: ENTWICKLUNG DER ABWASSERREINIGUNG: ANSCHLUSSGRAD AN ZENTRALE ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN (ARA), ORDNUNGSGEMÄSSE DEZENTRALE ENTSORGUNG UND TOTALE ORDNUNGSGEMÄSSE ABWASSERENTSORGUNG. 114

ABB. 2: ENTWICKLUNG DER ABWASSERMENGEN, DER SCHMUTZSTOFF- (CSB) UND DER NÄHRSTOFFRESTFRACHTEN IM ABLAUF ALLER ARA IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES. 115

ABB. 3: PROZENTUALER VERLAUF DER ABWASSERMENGEN, DER SCHMUTZSTOFF- (CSB) UND DER NÄHRSTOFFRESTFRACHTEN ALLER ARA IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES BEZOGEN AUF DAS JAHR 2001 BZW. FÜR STICKSTOFF DAS JAHR 2002. 116

ABB. 4: ENTWICKLUNG DER $P_{FILTRIERT}$-FRACHTEN IN DEN BODENSEE VON ALPENRHEIN, BREGENZERACH, SCHUSSEN UND ARGEN VON 1995 BIS 2018. 119

ABB. 5: VERGLEICH VON ABFLUSSMENGEN UND PO4-P-FRACHTEN DES ALPENRHEINS IM JAHR 1999 BEI DER NADUF-MESSSTELLE DIEPOLDSAU. 119

ABB. 6: KLÄRANLAGENKARTE: STAND DER REINHALTUNGSMASSNAHMEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES 2018. 122

ABB. 7: KLÄRANLAGENKARTE: STAND DER REINHALTUNGSMASSNAHMEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES 2019. 123

ABB. 8: KARTE MIT DEN WICHTIGEN FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES 2015-2018. 124

ABB. 9: KARTE DER FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES, UNTERSUCHUNGSHÄUFIGKEITEN IM JAHR 2018. 125

ABB.10: KARTE MIT DEN WICHTIGEN FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES 2016-2019. 126

ABB. 11: KARTE DER FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES, UNTERSUCHUNGSHÄUFIGKEITEN IM JAHR 2019. 127

TABELLENVERZEICHNIS

B – JAHRESBERICHT

Zustandsbeschreibung 2018

TAB. 1: KENNZAHLEN AUSGEWÄHLTER BIOLOGISCHER MERKMALE AN DER STATION FISCHBACH-UTTWIL. 32

TAB. 2: KENNZAHLEN AUSGEWÄHLTER BIOLOGISCHER MERKMALE AN DEN UNTERSEESTATIONEN ZELLERSEE, GNADENSEE, RHEINSEE. 35

Zustandsbeschreibung 2019

TAB. 1: KENNZAHLEN AUSGEWÄHLTER BIOLOGISCHER MERKMALE AN DER STATION FISCHBACH-UTTWIL. 46

TAB. 2: KENNZAHLEN AUSGEWÄHLTER BIOLOGISCHER MERKMALE AN DEN UNTERSEESTATIONEN ZELLERSEE, GNADENSEE, RHEINSEE. 50

A – Aktueller Teil

Schnelle Ausbreitung der Quagga-Muschel im Bodensee

Die Quagga-Muschel (*Dreissena rostriformis*) ist die Schwesterart der schon seit den 1960er Jahren im Bodensee etablierten Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*). Letztere wird auch Zebra- oder Wandermuschel genannt und besiedelte in kurzer Zeit fast alle Hartsubstrate des Bodenseelitorals. Beide Arten stammen aus dem Schwarzmeergebiet und wurden mit der Schifffahrt nach Mitteleuropa gebracht. Nach der Ausbreitung der Quagga-Muschel im Flusssystem des Rheins wurde bereits mit einer Einschleppung in den Bodensee gerechnet.

Der Erstnachweis im Bodensee erfolgte im Mai 2016 durch Taucher in Wallhausen in ca. 25 m Wassertiefe (Patrick Steinmann, AWEL). Eine darauf erfolgte Nachsuche mit Tauchern ergab zusätzlich vereinzelte Tiere am benachbarten Klausenhorn (HYDRA). Dabei wurden auch mehrjährige Tiere gefunden. Parallel tauchten im Nordteil des Obersees mehrjährige Einzeltiere in Tiefen unterhalb von 5 m auf (ISF). Der Ersteintrag in den Bodensee erfolgte damit bereits vor 2016 und eventuell nicht nur an einer Stelle. In der ufernahen Flachwasserzone ergab die Suche an 50 Standorten rings um den See zu diesem Zeitpunkt keine Vorkommen (HYDRA). Damals wurde eine unauffällige Entwicklung im Bodensee erhofft.

Kurz nach diesen Erstfunden nahm die Ausbreitung allerdings sehr schnell zu. Im Herbst 2016 tauchte die Quagga-Muschel im Bereich der bereits bekannten Gebiete auch in der ufernahen Flachwasserzone auf (Abb. 1, oben), ein Jahr später – also im Herbst 2017 - war bereits fast das gesamte Ufer besiedelt (Abb. 1, Mitte). Seitdem gab es nur noch Lückenschlüsse und eine Erhöhung der Dichten im Flachwasserbereich (Abb. 1, unten). An den meisten Uferbereichen hat die Quagga-Muschel die schon länger etablierte Dreikantmuschel weitestgehend verdrängt. In nennenswerten Mengen kommt Letztere aktuell nur noch um die Halbinsel Reichenau und in einzelnen Bereichen am Schweizer Ufer vor (HYDRA).

In größeren Tiefen breitet sich die Quagga-Muschel erfolgreich in Bereiche aus, die bisher nicht von der Dreikantmuschel besiedelt waren. Im Gegensatz zur Dreikantmuschel kann sie unter anderem besser auf Weichsubstrat siedeln und auch bei dauerhaft niedrigeren Temperaturen wachsen und reproduzieren. Diese Fähigkeiten verschaffen der Quaggamuschel deutliche Vorteile gegenüber der Dreikantmuschel. Die Dreikantmuschel kam vor allem bis in Tiefen von ca. 25 m häufig und tiefer als 40 m höchstens als Einzeltier vor. Weichsubstrate sind für sie nur besiedelbar, wenn dazwischen feste Substrate zum Anheften vorhanden sind.

Auf Hartsubstrat siedelt die Quagga-Muschel im Bodensee in höheren Dichten bis in Tiefen deutlich über 40 m. Auf Weichsubstrat liegen Nachweise bis in Tiefen von 250 m vor. Die Dichten auf Weichsubstrat in Tiefen größer als 30 m sind aktuell noch sehr gering. Da es sich dabei größtenteils um noch wachsende Jungtiere handelt, wird eine weitere Besiedlung mit zukünftig noch stärkerer Verbreitung angenommen. Im Lake Michigan besiedelt die dort schon länger eingeschleppte Quagga-Muschel den Seeboden mittlerweile bis in über 200 m Tiefe [Nalepa et. al 2014].

Bei der 2016 zum ersten Mal im Bodensee festgestellten Quagga-Muschel handelt es sich um eine sehr invasive Art, die nicht nur ihre Schwesterart Dreikantmuschel im Bodensee verdrängt, sondern das Potenzial hat, den gesamten Seeboden zu verändern. Ob sie auch im Bodensee bis in die größten Tiefen überall hohe Dichten erreichen wird und welche Auswirkungen das für den See haben könnte, wird weiterhin aufmerksam untersucht.

Thomas F. Nalepa, David L. Fanslow, Gregory A. Lang, Kerrin Mabrey und Mark Rowe (2014): Lake-wide benthic surveys in Lake Michigan in 1994-95, 2000, 2004, and 2010: abundances of the amphipod Diporeia spp. and abundances and biomass of the mussels Dreissena polymorpha and Dreissena rostriformis bugensis. NOAA Technical Memorandum GLERL-164.

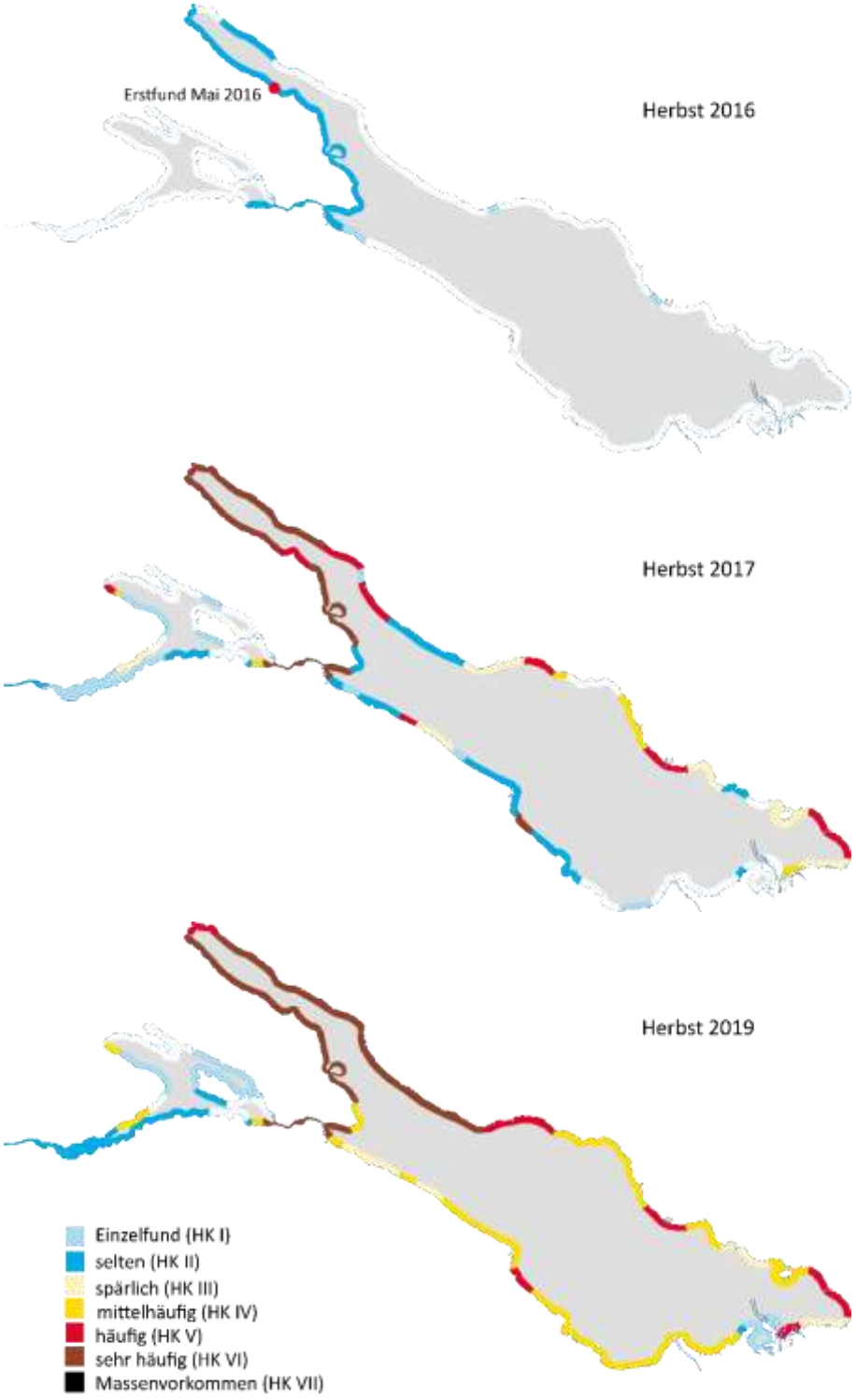


Abb. 1: Ausbreitung der Quagga-Muschel am Bodensee. Oben: Erstfund und Verbreitung Herbst 2016; Mitte: Verbreitung Herbst 2017; Unten: Verbreitung Herbst 2019.

Anthropogene Spurenstoffe im Bodensee und seinen Zuflüssen

Untersuchung im Freiwasser und in den Zuflüssen 2019

Die IGKB hat sich die Reinhaltung des Bodensees auf die Fahne geschrieben. Sie nimmt sich des Themas Spurenstoffbelastung an und führt im Zuge dessen regelmäßig Untersuchungen durch. Eine erste umfangreiche Bestandsaufnahme fand 2008 statt, bei der das Freiwasser des Bodensees auf über 600 Einzelstoffe untersucht wurde, von denen 62 in mindestens einer Probe nachgewiesen werden konnten. 2009 folgte daran anlehnend die Untersuchung der 12 größten Bodenseezuflüsse (Bericht IGKB 2011). 2015 wurde eine erneute Untersuchung durchgeführt, wobei sowohl das Freiwasser als auch die 13 größten Zuflüsse auf die 35 Einzelstoffe untersucht wurden, die 2008 als relevant eingestuft worden waren (Faktenblatt IGKB 2017). Im folgenden Beitrag werden die Ergebnisse der neuesten Untersuchung 2019 vorgestellt. Wie 2015 wurden sowohl das Freiwasser als auch die 13 Zuflüsse auf 35 Einzelstoffe untersucht. Folgende Gruppen wurden analysiert: Arzneimittelrückstände (20), Röntgenkontrastmittel (4), perfluorierte Verbindungen (4), Benzotriazole (3) und Süßstoffe (4). Die Untersuchungen wurden vom DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW) in Karlsruhe durchgeführt.

I. Bodensee Freiwasser

Die Freiwasserbeprobung 2019 wurde vom Institut für Seenforschung in Langenargen im März und September mit dem Forschungsschiff Kormoran vorgenommen. In den vier Seebecken Bregenzer Bucht (0, 10, 50, 60 m), Seemitte Fischbach-Uttwil (0, 10, 100, 230, 250 m), Zellersee (0, 10, 20 m) und Rheinsee (0, 10, 40 m) wurden insgesamt 30 Proben aus den genannten Tiefenstufen genommen. Von den 35 analysierten Substanzen wurden 22 in mindestens einer Probe in einer Konzentration größer gleich der analytischen Bestimmungsgrenze nachgewiesen. 2015 waren es 25 von 35 untersuchten Stoffen. Im Vergleich zu 2015 wurden die Arzneimittel Hydrochlorothiazid und Sulfamethoxazol, das Röntgenkontrastmittel Iopromid und die perfluorierte Verbindung Perfluoroctanoat (PFBS) nicht mehr nachgewiesen. Erstmals traten Positivbefunde für Ibuprofen auf.

Aus der Gruppe der **Arzneimittel** wurden von den Antiepileptika Gabapentin und das Abbauprodukt 10,11, -Dihydroxycarbamazepin des Wirkstoffs Carbamazepin, das Antidiabetikum Metformin und sein Transformationsprodukt Guanylharnstoff, sowie die Abbauprodukte N-Acetyl-4-amoniantipyrin und N-Formyl-4-aminoantipyrin des Schmerzmittels Metamizol am häufigsten im Freiwasser des Bodensees gefunden.

Daneben wurden im Freiwasser Diclofenac, Lamotrigin – letzteres wie bereits 2015 nur im Untersee – und erstmalig Ibuprofen nachgewiesen. Metformin trat, wie 2008 und 2015, mit den höchsten Konzentrationen aller gefundenen Arzneimittel auf. Im Vergleich zur ersten Untersuchung 2008 ist die Konzentration im seeweiten Mittel bereits 2015 auf mehr als das doppelte gestiegen und liegt auch 2019 auf gleich hohem Niveau (Abb.2). Das Abbauprodukt Guanylharnstoff wurde 2008 nicht analysiert, 2015 lag es in vergleichbar hohen Konzentrationen vor wie Metformin selbst, 2019 wurde es in geringerer mittlerer Konzentration nachgewiesen.

Aus den anderen untersuchten Gruppen wurden die Röntgenkontrastmittel Iomeprol, Iohexol und Amidotrizoesäure, die perfluorierten Verbindungen Perfluoroctansulfonat (PFOS), und Perfluorbutanoat (PFBA), Perfluoroctanoat (PFOA) das Korrosionsschutzmittel Benzotriazol und seine Metabolite 4- und 5-Methylbenzotriazol, sowie die Süßstoffe Acesulfam, Cyclamat und Sucralose, Saccharin gefunden.

Von den **Röntgenkontrastmitteln** ist im Bodensee insbesondere Iomeprol von Bedeutung, welches auch 2019 wieder in allen Proben gefunden wurde. Die Konzentrationen liegen dabei zwischen 0,016 µg/L und 0,073 µg/L und damit deutlich über der analytischen Bestimmungsgrenze. Im Mittel kann eine weitere leichte Zunahme seit 2015 beobachtet werden.

Die **perfluorierten Tenside** wurden nur in Spuren, d. h. wenigen ng/L nachgewiesen. Die Verbindung mit den höchsten gefundenen Werten war wie 2008 und 2015 Perfluoroctansulfonat (PFOS) mit Konzentrationen bis 5 ng/L. Insgesamt sind die Konzentrationen von PFOS seit 2015 weiter gesunken.

Das Korrosionsschutzmittel **Benzotriazol** wurde in allen Proben mit Konzentrationen zwischen 0,06 und 0,13 µg/L nachgewiesen. Dabei liegen die gemessenen Werte im März im Bereich von 0,1 bis 0,13 µg/L und damit höher als die im September, die sich im Bereich von 0,059 bis 0,093 µg/L bewegen. Die Konzentration in den Freiwasserproben liegt demnach oberhalb dem vom Umweltbundesamt vorgeschlagenen gesundheitlichen Orientierungswert für Trinkwasser (GOW) von 0,1 µg/L.

Der **Süßstoff** Acesulfam zeigt im seeweiten Mittel mit 0,17 µg/L die höchste gefundene mittlere Konzentration aller gefundenen Substanzen, hat aber im Vergleich zu 2015 (0,22 µg/L) abgenommen (Abb. 2). Im Gegensatz dazu zeigt Sucralose einen Trend zur Zunahme mit einem seeweiten Mittelwert von 0,01 µg/L (2008), 0,06 µg/L (2015) und 0,08 µg/L (2019).

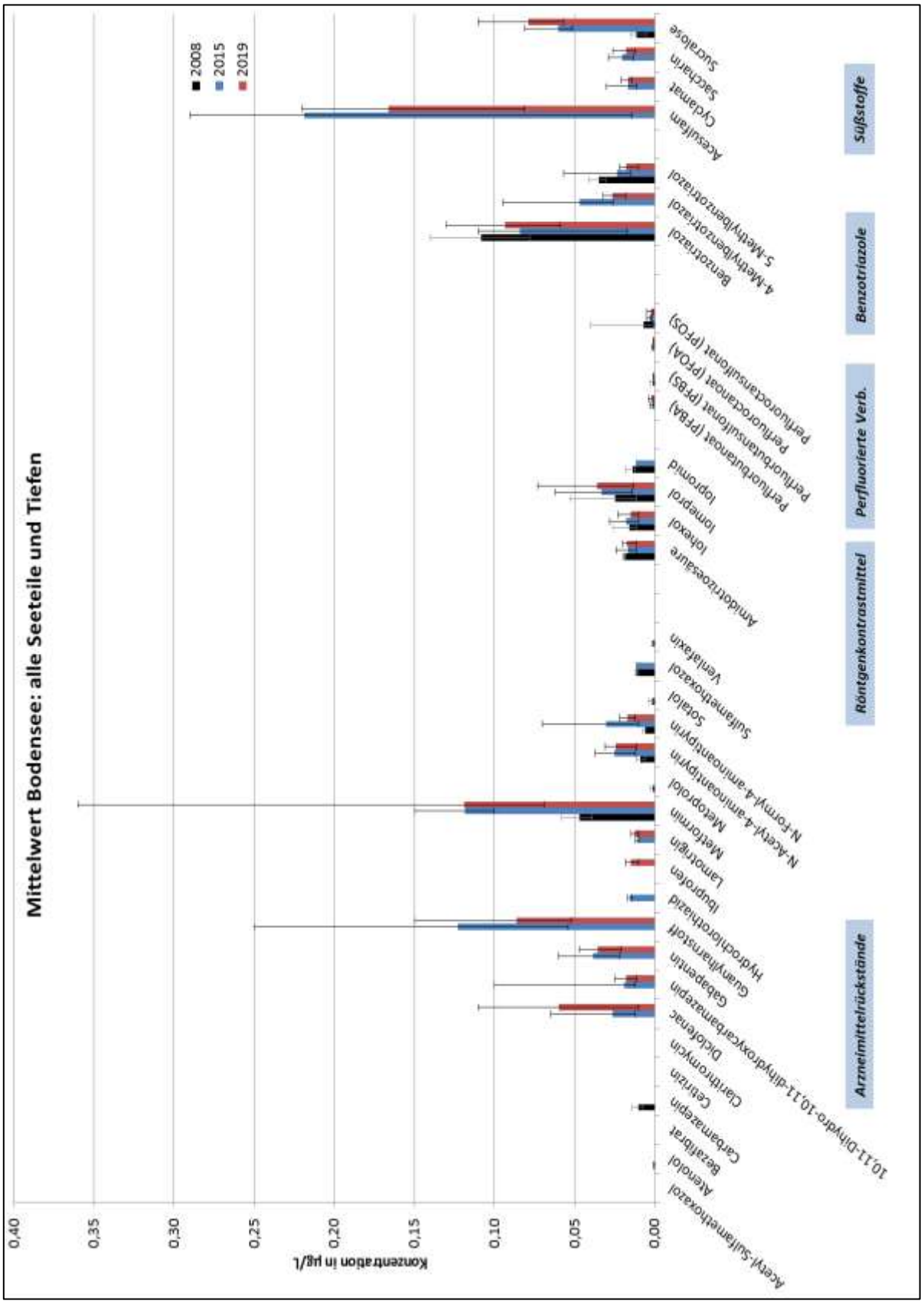


Abb. 2: Spurenstoffe im Bodensee-Freiwasser 2008, 2015 und 2019 (die eingezeichneten Balken geben die Variationsbreite an: Minimum/Maximum).

II. Bodensee Zuflüsse

2019 wurden wie 2015 die 13 größten Zuflüsse beprobt (2009 ohne Goldach): Argen, Schussen, Rotach, Seefelder Aach, Stockacher Aach, Radolfzeller Aach, Leiblach, Alter Rhein, Steinach, Dornbirnerach, Rhein, Bregenzerach, Goldach. Die Proben wurden am 20. März, 18. Juni und 17. September 2019 genommen.

Die Resultate erlauben einen Überblick über die aktuelle Situation. Detaillierte Interpretationen sind nicht zielführend, da es sich bei den Messungen um Einzelproben in sehr niedrigen Konzentrationsbereichen handelt. Zudem ist die Dynamik im Fließgewässer höher als im See, auch wenn der Frachteintrag durch Abwasserreinigungsanlagen (ARA) mehr oder weniger konstant sein dürfte (Ausgleich über die Aufenthaltszeit). Trotz dieser Unsicherheiten können einige Erkenntnisse gewonnen werden:

Der Vergleich mit den Jahren 2009 und 2015 zeigt, dass die 2019 gemessenen Konzentrationen in derselben **Größenordnung** liegen. Einige Höchstwerte von 2009 (mehrere in der Steinach) werden wie bereits 2015 auch 2019 nicht mehr erreicht.

Aufgrund der **Verdünnung** sind die Konzentrationen im See eher tiefer als in den Zuflüssen. In beiden Bereichen werden aber ähnliche Tendenzen bei Einzelstoffen festgestellt. Tiefe Konzentrationen in den Zuflüssen können auf geringe Abwasserbelastung (Stockacher Aach, Radolfzeller Aach, Leiblach, Steinach) oder aber hohe Verdünnung (Rhein, Bregenzerach) hinweisen.

Der Vergleich über die drei Messkampagnen zeigt bei zwei Zuflüssen schöne Erfolge aufgrund von Maßnahmen: Bei der **Schussen** (Ausbau ARA Ravensburg mit Spurenstoffbehandlung, Verfahren mit Pulveraktivkohle) und bei der **Steinach** (Ableitung des gereinigten Abwassers der ARA Hofen St. Gallen nach ARA Morgental, welche direkt in den See einleitet).

Die Konzentrationen von **Sulfamethoxazol** und **Carbamazepin** haben in allen Zuflüssen deutlich abgenommen. Das Chronische Qualitätskriterium der Schweiz (CQK = 0,6 bzw. 0,5 mg/L) wird in allen Zuflüssen sehr deutlich unterschritten. Die höchsten Werte liegen bei 0,054 bzw. 0,051 mg/L.

Bei **Diclofenac** können eher tiefere Konzentrationen beobachtet werden als in den früheren Messkampagnen. Das CQK der Schweiz (0,05 μg/L) wird in der Schussen im Herbst erreicht. In der Seefelder Aach ist die Konzentration höher (0,095 μg/L) als das CQK, ebenso im Alten Rhein im Frühjahr (0,097 μg/L) und Sommer (0,.055 μg/L) sowie in der Dornbirnerach im Frühjahr (0,085 μg/L), Sommer (0,087 μg/L) und Herbst (0,11 μg/L).

Guanylharnstoff (Metabolit des Antidiabetikums Metformin, 2009 keine Messung) wird wie 2015 als einzige Verbindung verbreitet im µg-Bereich gemessen, und zwar wiederum in den Zuflüssen Schussen, Rotach, Seefelder Aach, Alter Rhein und Dornbirnerach. In der Schussen liegen die Konzentrationen jedoch deutlich tiefer als 2015, während sie in den anderen Zuflüssen vergleichbar mit 2015 sind. Die Konzentrationen von Metformin liegen wiederum um Faktoren tiefer.

Perfluoroctansulfonat (PFOS) wurde in den Zuflüssen Rotach, Alter Rhein und Goldach an allen Probenahmetagen gemessen, in der Argen, Stockacher Aach, Rhein und Bregenzerach an keinem der Probenahmetagen nachgewiesen. Das Bild entspricht praktisch dem von 2015. 2009 waren die Werte um Faktoren höher. Die seit Ende 2018 in der EU anzuwendende Umweltqualitätsnorm (UQN = 0,00065 µg/L) wird aber nach wie vor häufig überschritten und zwar mindestens überall dort, wo PFOS nachgewiesen werden, da die UQN unter der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/L liegt.

Bei den **Süßstoffen** haben die Konzentrationen von **Acesulfam** verglichen mit 2015 mehrheitlich abgenommen, diejenigen von **Sucralose** mehrheitlich zugenommen.

Das Röntgenkontrastmittel **Iomeprol** konnte wie 2015 nicht in allen Zuflüssen nachgewiesen werden. Die Konzentrationen lassen einen recht unterschiedlichen Einsatz des Mittels im Einzugsgebiet des Bodensees vermuten.

III. Fazit Freiwasser und Zuflüsse

Abbildung 3 zeigt vergleichend die mittleren Konzentrationen ausgewählter Substanzen jeder Stoffgruppe an allen Probenahmestellen im Jahr 2019 und Abbildung 4 analog dazu im Jahr 2015.

Im Freiwasser liegen die Konzentrationen für die gezeigten Substanzen auf jeweils ähnlichem Niveau. Acesulfam zeigt dabei die höchsten mittleren Konzentrationen, gefolgt von Metformin und Benzotriazol bis hin zu sehr niedrigen mittleren Konzentrationen an Perfluoroctansulfonat (PFOS).

Im Vergleich dazu zeigen die Zuflüsse erwartungsgemäß eine höhere Varianz. Aufgrund der Verdünnung im See werden in den Zuflüssen höhere Konzentrationen erreicht. Fließgewässer mit geringer Abwasserbelastung oder aber hoher Wasserführung (Verdünnung) weisen auffällig tiefe Konzentrationen auf.

Die positive Wirkung von Gewässerschutzmaßnahmen wird bei zwei Zuflüssen bestätigt. Bei der Schussen wurde die ARA mit einer Spurenstoffbehandlung erweitert, bei der Steinach die ARA-Einleitung aufgehoben.

Die PFOS liegen auch in den Zuflüssen in sehr tiefen Konzentrationen vor oder werden gar nicht nachgewiesen. Da die Umweltqualitätsnorm der EU (UQN) unter der Bestimmungsgrenze liegt, muss dennoch von häufigen Überschreitungen ausgegangen werden. Bei Diclofenac liegen einige Werte über dem Chronischen Qualitätskriterium (CQK) der Schweiz.

Abschließend kann man festhalten, dass die Bestandsaufnahme 2019 die Ergebnisse der Untersuchungen 2008/2009 und 2015 bestätigen. Die durchweg niedrigen Konzentrationen an Spurenstoffen im Freiwasser des Bodensees sprechen weiterhin für eine einwandfreie Wasserqualität. Nationale und internationale Grenzwerte, EU-Umweltqualitätsnormen und weitere Qualitätskriterien werden weitgehend eingehalten. Ausnahmen bilden die Verbindung PFOS, deren Anwendung weitestgehend verboten ist, sowie in wenigen Proben das Schmerzmittel Diclofenac.

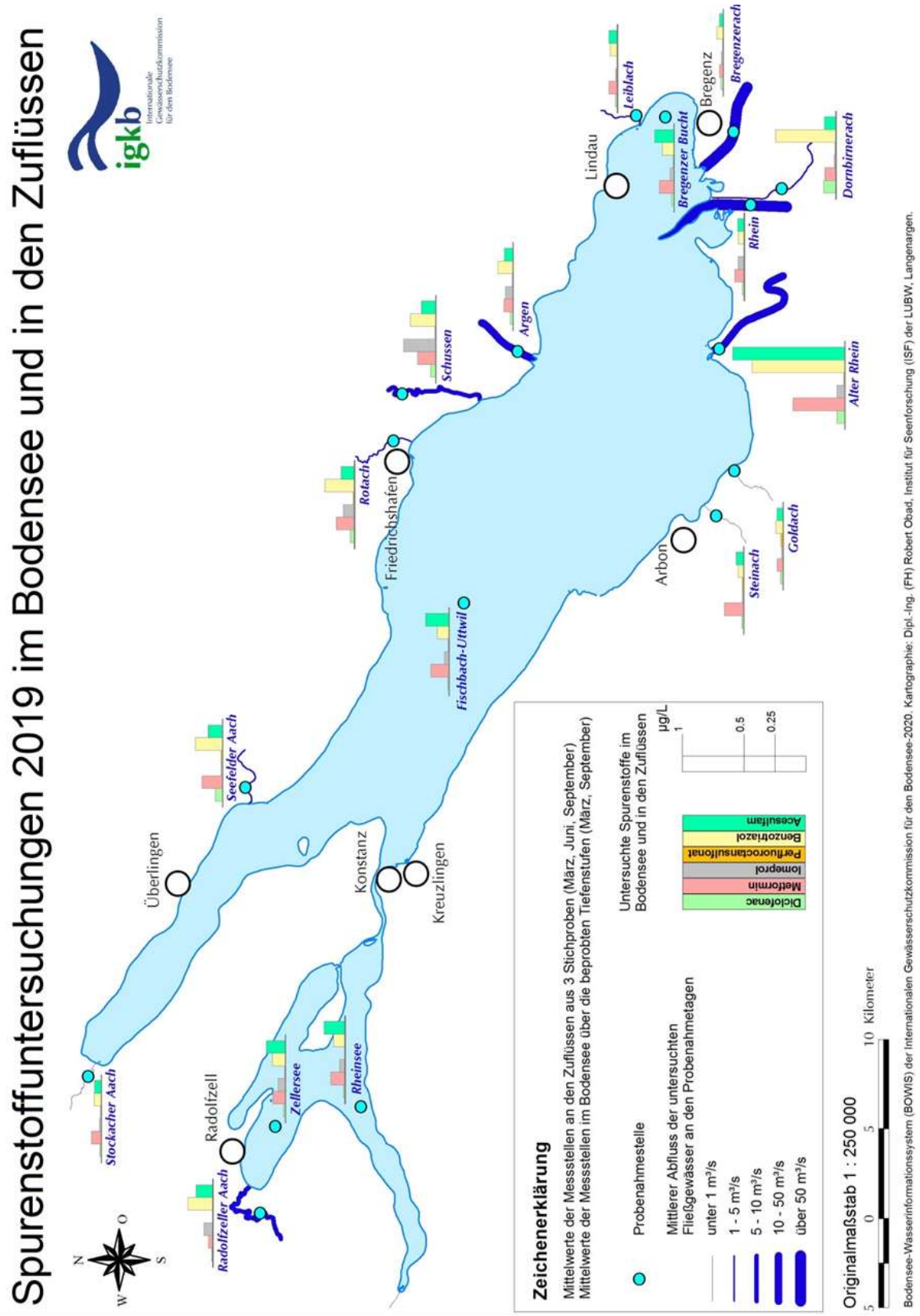


Abb. 3: Mittlere Konzentrationen 2019 im Freiwasser und in den Zuflüssen von Diclofenac, Metformin, Iomeprol, Perfluoroctansulfonat, Benzotriazol, Acesulfam (Zuflüsse: Mittelwerte aus 3 Stichproben: März, Juni, September).

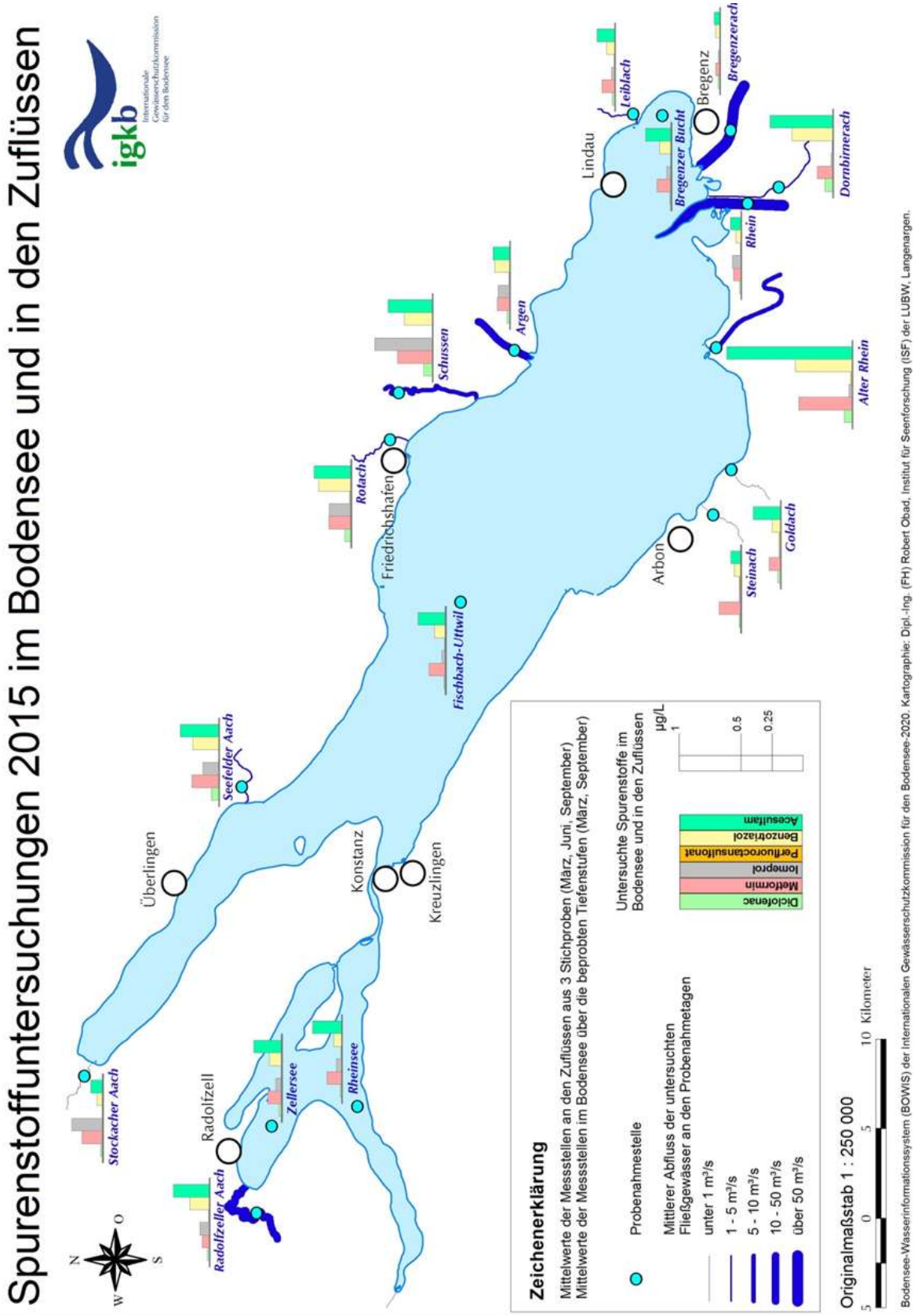


Abb. 4: Mittlere Konzentrationen 2015 im Freiwasser und in den Zuflüssen von Diclofenac, Metformin, Iomeprol, Perfluoroctansulfonat, Benzotriazol, Acesulfam (Zuflüsse: Mittelwerte aus 3 Stichproben: März, Juni, September).

B – Jahresbericht

Einleitung

Der vorliegende Bericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) enthält die Ergebnisse der regelmäßigen limnologischen Freiwasseruntersuchungen des Bodensees.

Allgemeine Grundlagen und limnologische Zusammenhänge finden sich in der IGKB Bilanz 2004 „Der Bodensee: Zustand-Fakten-Perspektiven“, die unter www.igkb.org verfügbar ist.

Die Grundlage für den Bericht bildet das Langzeit-Untersuchungsprogramm der Kommission, an dessen Durchführung die folgenden Institutionen mitgewirkt haben:

- Institut für Umwelt und Lebensmittelsicherheit des Landes Vorarlberg in Bregenz: Untersuchungen des Chemismus in der Bregenzer Bucht.
- Amt für Umwelt des Kantons Thurgau, Frauenfeld: Terminfahrten, Messungen und Untersuchungen des Chemismus und des Phytoplanktons im Untersee-Rheinsee.
- Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Langenargen: Terminfahrten, Messungen und Untersuchungen des Chemismus, des Phyto- und Zooplanktons im Obersee und Untersee, bakteriologische Untersuchungen, physikalische und sedimentologische Untersuchungen, Datenverarbeitung und Berichterstattung.

Physikalisch-chemische Untersuchungen des Überlingersees an der Probenahmestelle zwischen Überlingen und Wallhausen wurden von der Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR) und vom Technologiezentrum Wasser (TZW), Karlsruhe, durchgeführt. Die Ergebnisse werden jeweils in den AWBR-Jahresberichten veröffentlicht und sind daher hier nur teilweise enthalten.

Der Deutsche Wetterdienst (DWD), Offenbach, stellte Daten der Wetterstation Konstanz für die Analyse der meteorologischen Situation des Obersees zur Verfügung.

Zustandsbeschreibung 2018

Bodensee-Obersee

Der Bodensee wird im Rahmen des IGKB-Messprogramms seit Jahrzehnten in regelmäßigem Turnus untersucht. Das Jahr 2018 zeigte im langjährigen Vergleich einige Besonderheiten:

- der ungewöhnliche Pegelverlauf mit saisonal ausgeprägten Hoch- und Niedrigwasserständen,
- hohe Wasser- und Lufttemperaturen,
- eine sehr gute Vertikalzirkulation im März,
- die vermehrte Sichtung der Süßwasserqualle *Craspedacusta sowerbii*.

Das Jahr 2018 zeigte eine zweigeteilte Entwicklung bei den **Wasserständen** (Abb. 1). 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 lag der Wasserstand von Juli bis Oktober zwischen 55 und 85 cm unter dem langjährigen Mittel für diese Jahreszeit, die minimalen Niedrigwasserstände wurden jedoch nicht unterschritten. Dies war allerdings über viele Tage hinweg im August im Untersee der Fall.

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

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

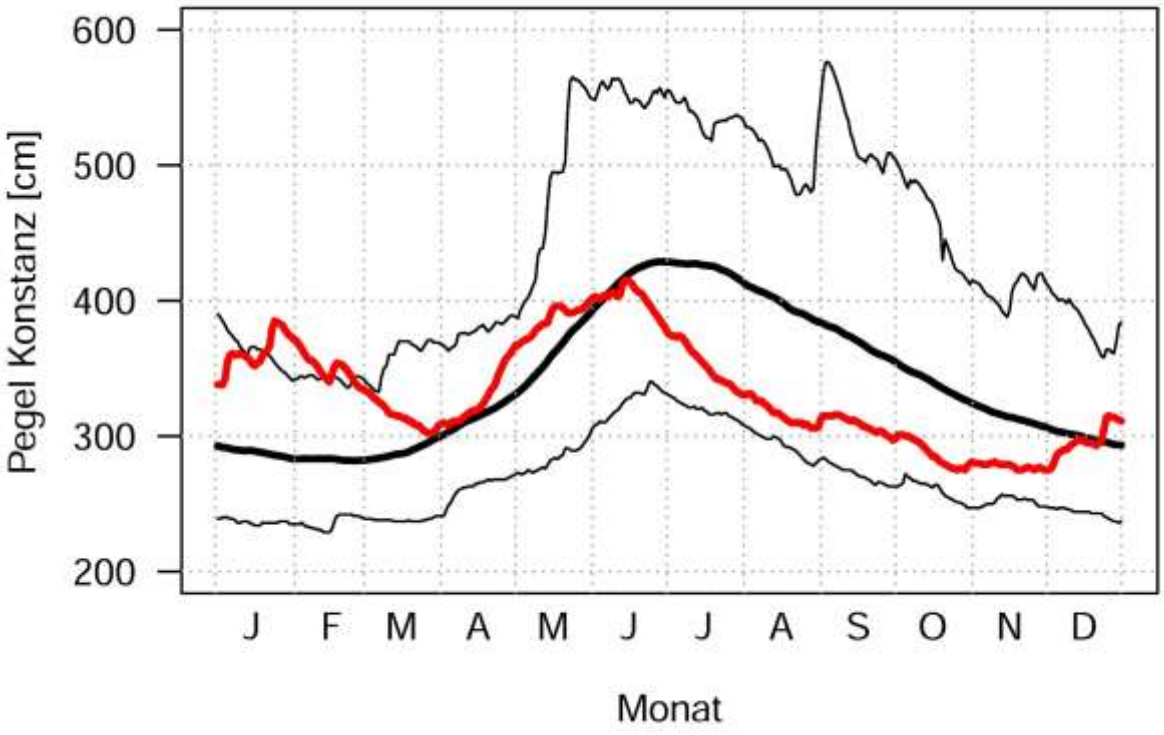


Abb. 1: Pegelverlauf an der Station Konstanz (Daten: LUBW). Die rote Linie ist der Pegelverlauf 2018, die fette schwarze Linie die mittleren Wasserstände im Zeitraum 1850-2018 und die dünnen schwarzen Linien Maximal- und Minimalwerte des jeweiligen Jahres.

Meteorologisch war das Jahr 2018 in Deutschland nach Angaben des Deutschen Wetterdienstes (DWD) das wärmste und sonnigste Jahr seit Beginn der regelmäßigen Wetteraufzeichnungen. Darüber hinaus war 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 10,4 °C (Mittelwert 8,1 °C) um noch einmal 0,3° 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. 2) lässt sich ein neuer Höchstwert des Jahresmittels für 2018 verzeichnen. Das Jahresmittel an der Station Konstanz lag 2018 um 1,6 °C höher als das langjährige Jahresmittel der letzten 30 Jahre. Dies spiegelte sich auch im Jahresmittel der Wassertemperatur bei Fischbach-Uttwil (Seemitte) wider, wobei der Wert 2018 um 1,3 °C höher als der langjährige Vergleich war.

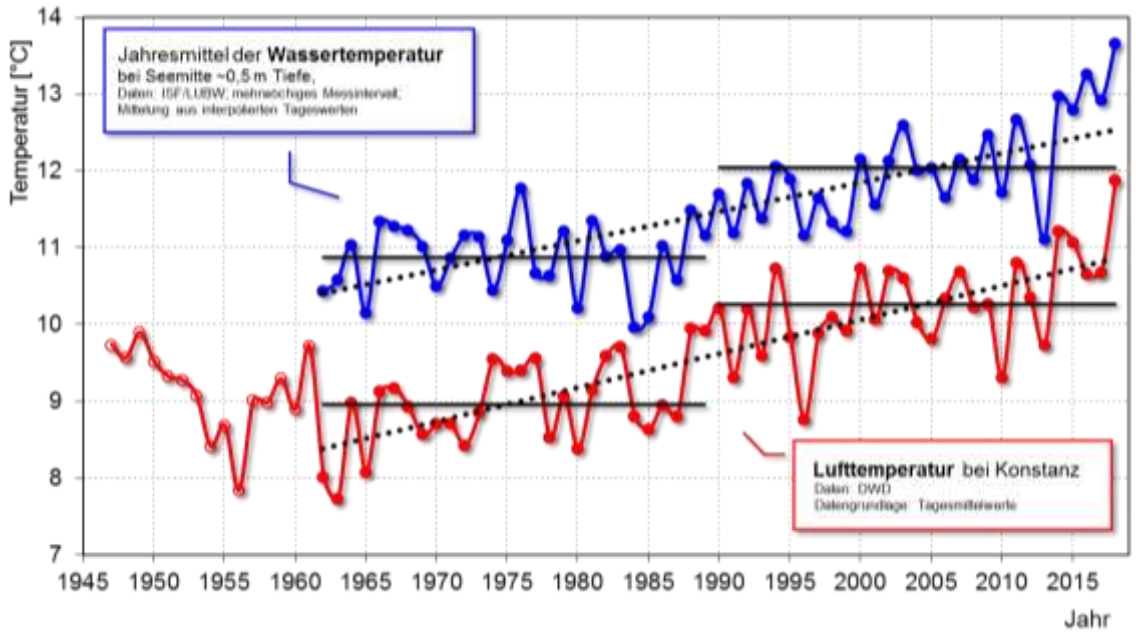


Abb. 2: Langjährige Entwicklung der Temperaturen von Luft (rot) und Oberflächenwasser im Obersee (blau). Wassertemperatur bei Fischbach-Uttwil in etwa 0,5 m Tiefe (blau) sowie die Lufttemperatur in Konstanz (rot).

Die oberflächlichen **Wassertemperaturen** Anfang des Jahres 2018 waren durch den wiederum milden Winter 2017/2018 geprägt (Abb. 3). An der Station Fischbach-Uttwil lagen die Oberflächentemperaturen am 09.01.2018 und 06.02.2018 mit 5,8 °C und 5,5 °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 °C registriert, die dann aber am 06.03.2018 auf 4,5 °C gefallen war. Zu dieser Zeit lag die Oberflächentemperatur bei 5,1 °C. Die 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. 4, Mitte). Zum Teil dürften zu diesem guten Stoffaustausch auch randliche Dichteströme aus der Bregenzer Bucht beigetragen haben.

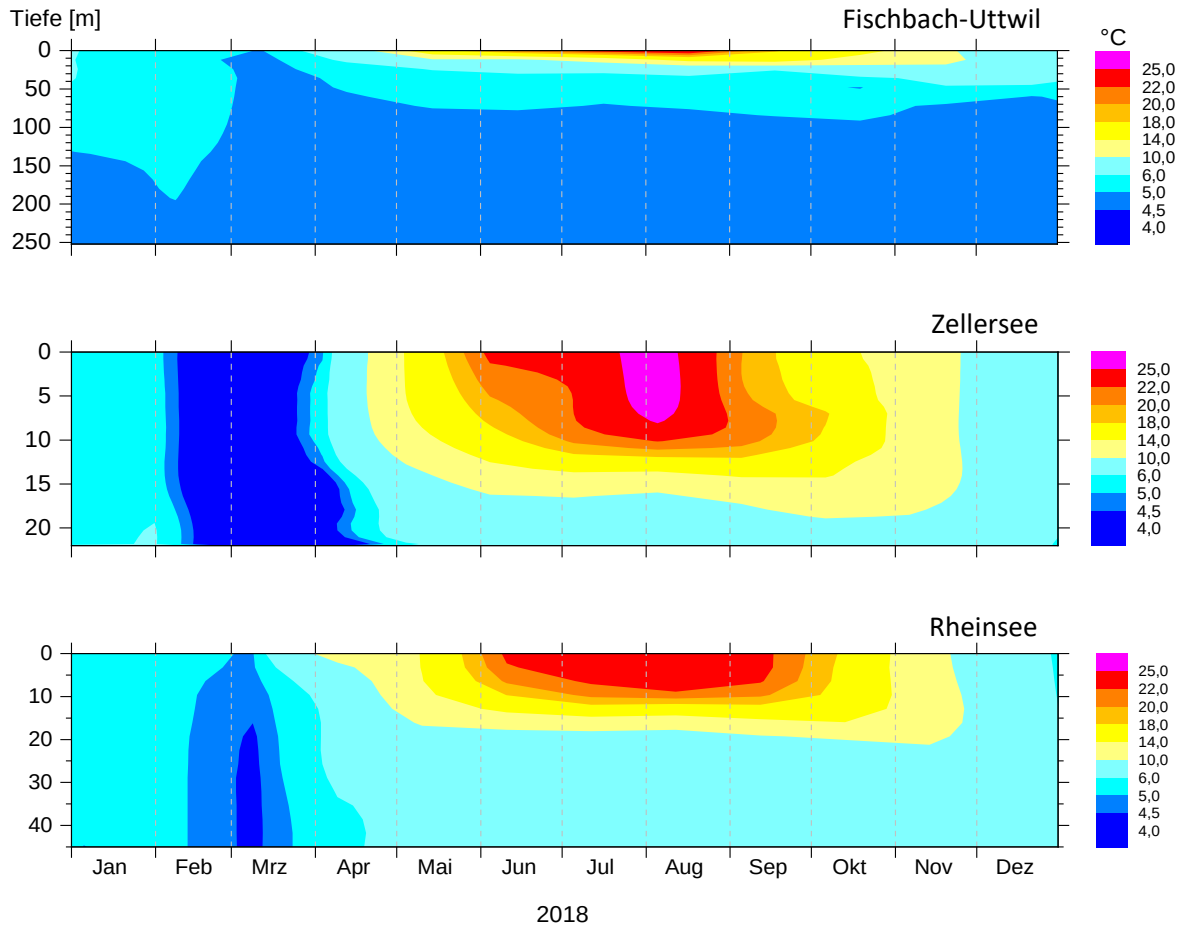


Abb. 3: Temperaturisoplethen im Jahresverlauf 2018 an den Stationen im Obersee (Fischbach-Uttwil, oben), Zellersee (mitte) und Rheinsee (unten).

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 Wassertemperatur 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.

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** betrug im volumengewichteten Jahresmittel 2018 7,6 µg/L und liegt damit im selben Bereich wie die Jahre zuvor (2017: 7,5 µg/L, 2016: 8,0 µg/L) (Abb. 4). Diese mittlere Konzentration ist typisch für einen großen und tiefen Alpensee. Während der Zirkulationsphase im Februar bis April 2018 wurden 7,9 µg/L festgestellt (2017: 8,0 µg/L, 2016: 7,9 µg/L).

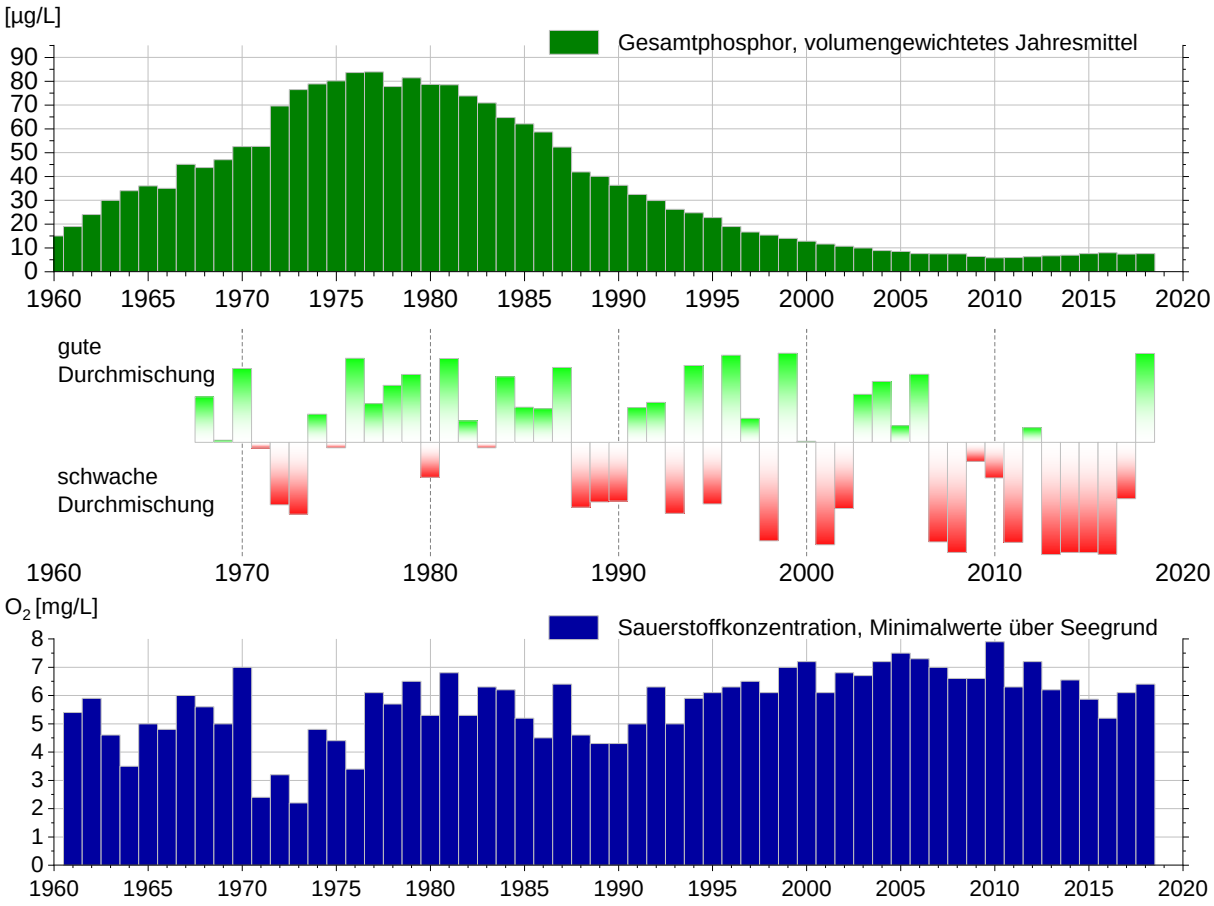


Abb. 4: Langfristige Entwicklung der Gesamtphosphorkonzentrationen (oben), der Zirkulation (Mitte) und der minimalen Sauerstoffkonzentrationen über Grund (unten) im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

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

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. 5). Diese Zunahme zeigt sich am deutlichsten direkt über dem Seegrund. Bereits 2017 kam es zu einer ersten Erholung der hohen Phosphor-Konzentrationen über Grund und im Jahr 2018 konnte annähernd dieselbe Konzentration bis in 250 m Tiefe nachgewiesen werden.

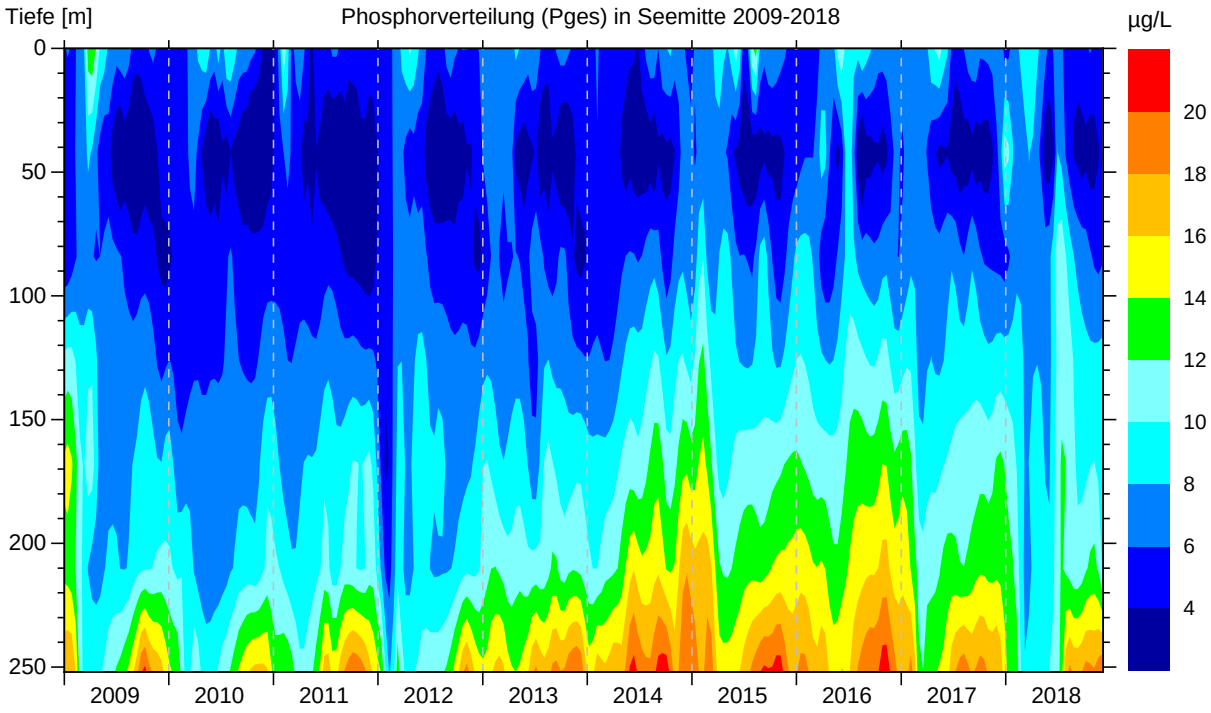


Abb. 5: Gesamtphosphorverteilung in Seemitte (FU) von 2009 bis 2018.

Der **anorganische Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente lag 2018 weiterhin konstant bei 0,89 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. 0,9-1,0 mg/L (Abb. 6).

Bei **Chlorid** als Indikator vielfältiger Einträge aus dem Siedlungsbereich zeichnet sich seit 2004 ein zunehmender Trend ab (Abb. 6). Während es im Jahr 2003 noch 5 mg/L waren, stieg die Konzentration 2013 auf 6,9 mg/L an. Seitdem konnte eine geringere Zunahme festgestellt werden, wobei 2018 eine Konzentration von 7,2 mg/L gemessen wurde. Ein beträchtlicher Teil der Zunahme stammt aus der winterlichen Straßensalzung, wie im Grünen Bericht 37 ausgeführt wurde.

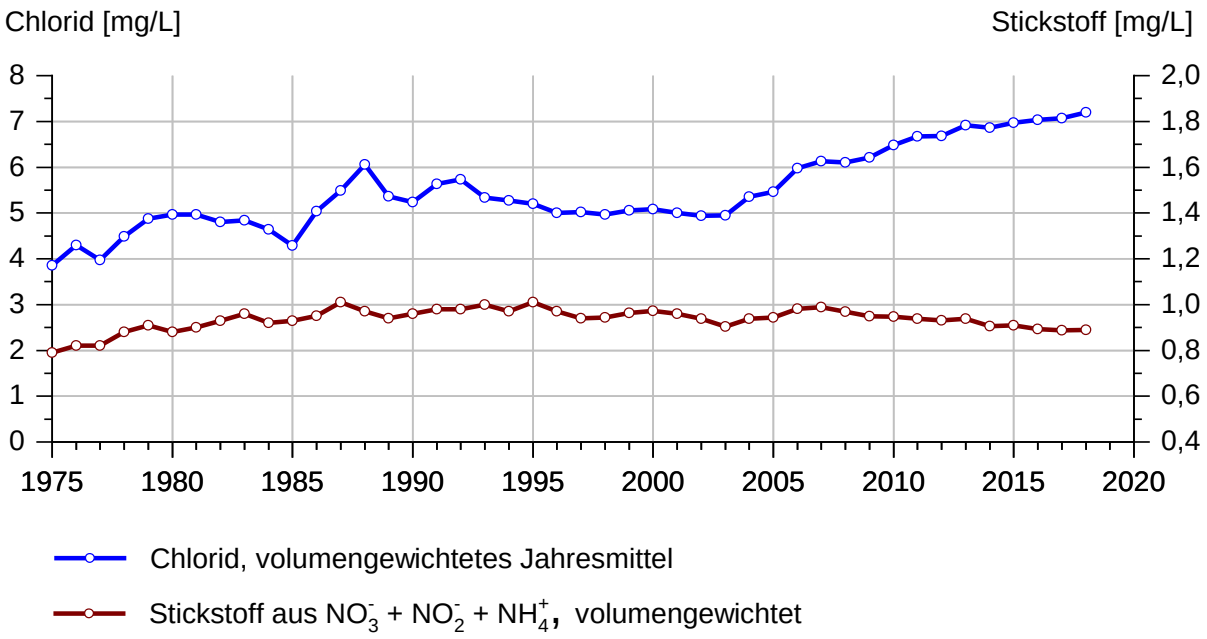


Abb. 6: Langfristige Entwicklung der Stickstoff- und Chloridkonzentrationen im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

Die **Planktonentwicklung** im Obersee des Bodensees verlief an der Station Fischbach-Uttwil typisch für einen oligotrophen Alpensee. Die Phytoplankton-Biomasse (Jahresdurchschnitt 0,47 mg/L) und Chlorophyll a-Konzentration (Jahresdurchschnitt 2,8 µg/L) waren insgesamt niedrig (Tab. 1). Abweichend von den Vorjahren fand im Spätsommer 2018 eine etwas stärkere Entwicklung von Chrysophyceen, vor allem von Dinobryon und Uroglena, statt. Beide Gattungen sind koloniebildend und als Kolonie schwerer fressbar, als einzellig auftretende kleine Algen.

In der langjährigen Entwicklung des **Crustaceenplanktons** zeigte sich 2018 ein deutlicher Anstieg der Jahresmittelwerte, der aber ausschließlich auf die Zunahme der Copepoden (Ruderfußkrebse) zurückzuführen ist. Die Cladoceren (Wasserflöhe) haben im Jahresdurchschnitt tendenziell leicht abgenommen (Tab. 1). Wie seit 2016 war der Helmwasserfloh *Daphnia cucullata* die häufigste Art mit einem Anteil von knapp 52 % der gesamten Cladocerenbiomasse. Bei den Copepoden nahmen die durchschnittlichen Abundanzen bei mehreren Arten zu. Vor allem die kleine Copepodenart *Thermocyclops oithonoides* trat im Vergleich zum Jahr 2017 häufiger auf.

Der Jahresmittelwert der **Rotatorien**abundanz ist im Vergleich zu 2017 wieder etwas zurückgegangen (Tab. 1). Die Rotatorien waren zwar zahlenmäßig weit häufiger vertreten als das Crustaceenplankton, spielten aber im Mai/Juni mit weniger als 20 % der Gesamtbiomasse nur eine untergeordnete Rolle. Die durchschnittliche Biomasse des Zooplanktons weist für den Bodensee-Obersee (bezogen auf 0-20 m) mit 93 µgTM/L auf oligotrophe Bedingungen hin (Tab. 1).

Durch die lang anhaltenden hohen Temperaturen konnte 2018 die **Süßwasserqualle** *Craspedacusta sowerbii* in geschützten Buchten und Hafenanlagen beobachtet werden (Abb. 7). Das ursprünglich aus Ostasien stammende Nesseltier ist nur bei Wassertemperaturen, die längere Zeit über 25 °C liegen, zu beobachten. Unter diesen Bedingungen sprossen aus einem unscheinbaren, winzigen Polypen kleine Quallen. Die Quallen können zu einem maximalen Durchmesser von 2,5 cm heranwachsen. Mit ihren Tentakeln fangen sie kleine Rädertiere oder Wasserflöhe. Sie sind für den Menschen völlig ungefährlich.

Abb. 7: Süßwasserqualle Craspedacusta sowerbii. Bildrechte: LUBW.

Tab. 1: Kennzahlen ausgewählter biologischer Merkmale an der Station Fischbach-Uttwil.

Biologisches Merkmal	Fischbach-Uttwil
Ø Phytoplankton-Biomasse mg/L; 0-20 m	0,47 (2017: 0,51)
maximale Phytoplankton-Biomasse mg/L; 0-20 m	1,47 (August)
dominierende Großgruppen Phytoplankton Jahresverlauf; 0-20 m	Bacillariophyceen (36,9 %) Dinophyceae (22,1 %) Cryptophyceae (19,5 %) Chrysophyceae (16,2 %)
Ø Chl a- Konzentration µg/L; 0-20 m	2,8 (2017: 2,8)
maximale Chl a- Konzentration µg/L; 0-20 m	8,8 (August) (Oktober 2017: 5,5)
Ø Cladocerenabundanz (10^4Individuen/m² Seefläche)	14,07 (2017: 15,6)
Ø Copodenabundanz (10^4 Individuen/m² Seefläche)	31,02 (2017: 15,16)
Ø Rotatorienabundanz (10^4 Individuen/m² Seefläche)	171,6 (2017: 219,8)
Ø Zooplanktonbiomasse (µg TM/L, bezogen auf 0-20m)	93 (2017: 80)

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. 3).

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 bodennah von 4,4 °C registriert. Im weiteren Jahresverlauf erwärmte sich der Wasserkörper bis im Rahmen des monatlichen Routinemonitorings am 14.08.2018 mit 24,6 °C der höchste Messwert des Jahres registriert wurde. Die Temperatur an der tiefsten Stelle folgte einem ausgeprägten Jahresgang (T_{min} = 4,4 °C am 15.03.2018 und T_{max} = 8,6 °C am 04.12.2018).

Im **Zellersee** (Wassertiefe: 22 m) 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 sich 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** (Wassertiefe: 19 m) wurden am 05.02.2018 mit 4,8 °C an der Oberfläche und mit 4,7 °C in 19 m Wassertiefe weitgehend homotherme Temperaturen vorgefunden. Während der Auskühlungsphase 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 °C und im Zellersee T_{min} = 2,5 °C am 05.03.2018; maximale Tiefenwassertemperatur im Gnadensee T_{max} = 9,1 °C am und Zellersee T_{max} = 8,9 °C jeweils am 05.11.2018).

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** lag 2018 im Rheinsee mit einem Jahresmittel von 6,7 µg/L unter dem Vorjahreswert (2017: 7,6 µg/L) und somit auch unter dem Wert im Obersee (2018: 7,6 µg/L). Der Gehalt im Rheinsee wird hauptsächlich vom Eintrag aus dem Obersee bestimmt. Im Zellersee hingegen hat der Jahresmittelwert 2018 mit 16 µg/L im Vergleich zu 2017 mit 13,5 µg/L wieder zugenommen und liegt damit wieder auf dem Niveau wie 2013-2016. Im Gnadensee zeigt sich 2018 ein Gesamtphosphorgehalt von 12,8 µg/L und damit ein Rückgang, nachdem dieser 2017 auf 14 µg/L angestiegen war. Im Zeller- und Gnadensee spielt neben den Zuflusseinträgen auch 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 mit 0,76 mg/L lag etwas unter den Vorjahreswerten mit 0,78 mg/L. Der N-Gehalt im Zellersee entsprach 2018 mit 0,85 mg/L dem Vorjahreswert. Eine leichte Zunahme an anorganischem Stickstoff wurde im Gnadensee mit 0,66 mg/L (2017: 0,56 mg/L) beobachtet.

Der minimale **Sauerstoffgehalt** über dem Seeboden betrug 2018 im Rheinsee 1 mg/L (2017: 1,5 mg/L). Dieser ist damit geringer als in den letzten beiden Jahren, allerdings höher als 2014 und 2015 als der Tiefenwasserbereich mit 0,1 mg/L nahezu sauerstofffrei war. Im Tiefenwasserbereich des Zellersees konnte 2018 ein Sauerstoff-Minimum im Oktober von 0,3 mg/L beobachtet werden. Im Jahr 2017 lag dieses bei 1,1 mg/L. Zwischen August und November lag der Sauerstoffgehalt 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 wieder erholen und lagen über 6 mg/L.

Die Biomasse des **Phytoplanktons und die Chlorophyll a-Konzentrationen** lagen im Bodensee-Untersee an den Stationen Zellersee, Gnadensee und Rheinsee auf einem niedrigen Niveau (Tab. 2). Im Vergleich zu 2017 verlief die Kieselalgenblüte 2018 an allen drei Stationen deutlich weniger ausprägt, was sich sowohl in der geringeren Dominanz der Bacillariophyceen im Jahresverlauf wiederspiegelt, als auch in den geringeren Phytoplankton-Biomassen. Besonders im Zellersee halbierte sich die Phytoplankton-Biomasse fast (Rückgang von 2017 auf 2018: 47,1 %), aber auch an den Stationen Gnadensee und Rheinsee waren die Rückgänge deutlich.

Das **Crustaceenplankton** hat auch an den Untersee-Stationen zugenommen (Tab. 2). Während im Zellersee, wie im Obersee vor allem die Copepoden dafür verantwortlich waren, nahmen an den Stationen Gnadensee und Rheinsee auch die Cladocerenabundanzen deutlich zu (Tab. 2). Im Rheinsee waren vor allem die Arten *Daphnia cucullata* und *Diaphanosoma brachyurum* für die Abundanzzunahme verantwortlich, beim Gnadensee wurde auch die Art *Daphnia galeata* häufiger. Bei den Copepoden konnten an allen Unterseestationen die Arten *Eudiaptomus graciloides* und *Thermocyclops oithonoides* im Vergleich zu 2017 deutlich an Individuenzahlen zulegen.

Der Jahresmittelwert der **Rotatorien**abundanz ist im Vergleich zu 2017 im Zellersee und Gnadensee ähnlich geblieben, im Rheinsee hat sich der Wert leicht erhöht. Die Rotatorien waren zwar zahlenmäßig weit häufiger vertreten als das Crustaceenplankton, spielten bei Betrachtung der Biomasse in der Regel nur eine untergeordnete Rolle. Lediglich im Zellersee lieferten die Rotatorien Anfang April mit 20 % der Gesamtbiomasse einen nennenswerten Beitrag zur Zooplanktongemeinschaft.

Die durchschnittlichen Biomassen des Zooplanktons weisen wie im Vorjahr für den Zeller- und Gnadensee auf schwach mesotrophe Bedingungen, für den Rheinsee auf deutlich oligotrophe Bedingungen hin (Tab. 2).

Tab. 2: Kennzahlen ausgewählter biologischer Merkmale an den Unterseestationen Zellersee, Gnadensee und Rheinsee.

	Zellersee (0-20 m)	**Gnadensee (0-18 m)**	**Rheinsee (0-20 m)**
Ø Phytoplankton-Biomasse mg/L	0,46 (2017: 0,87)	0,72 (2017: 0,93)	0,34 (2017: 0,51)
max. Phytoplankton-Biomasse mg/L	0,73 (Juni) 0,73 (Oktober)	1,02 (Juni)	0,71 (August)
dominierende Phytoplanktongruppen Jahresverlauf	Cryptophyceen (34,2 %) Bacillariophyceen (31,4 %)	Bacillariophyceen (32,4 %) Cryptophyceen (25,1%)	Cryptophyceen (40,4 %) Bacillariophyceen (35,9 %)
Ø Chl a-Konzentration µg/L	3,1 (2017: 5,3)	3,9 (2017: 5,2)	1,0 (2017: 1,6)
maximale Chl a- Konzentration µg/L	5,5 (April)	6,2 (Mai)	2,1 (April)
Ø Cladocerenabundanz (10^4 Individuen/m² Seefläche)	16,04 (2017: 17,17)	14,52 (2017: 8,33)	12,79 (2017: 6,21)
Ø Copodenabundanz (10^4 Individuen/m² Seefläche)	56,94 (2017: 21,24)	77,63 (2017: 39,2)	51,22 (2017: 12,74)
Ø Rotatorienabundanz (10^4 Individuen/m² Seefläche)	174,53 (2017: 176,35)	171,05 (2017: 153,73)	232,79 (2017:173,88)
Ø Zooplanktonbiomasse (µg TM/L)	96 (2017: 103)	137 (2017: 156)	47 (2017: 45)

Fazit und Handlungsbedarf

Die Wasserqualität des Bodensees befindet sich weiterhin in einem einwandfreien Zustand.

Der Gesamtphosphorgehalt im Obersee liegt in einem Bereich, der für einen großen und tiefen oligotrophen Alpensee typisch ist. Auf diesem Niveau finden geringe Schwankungen statt, die u. a. durch interne Prozesse induziert werden.

Im Untersee wird die trophische Entwicklung neben den P-Einträgen über die Zuflüsse auch von der variierenden Freisetzung aus den Sedimenten beeinflusst.

Durch das regelmäßige IGKB-Monitoring können besondere Phänomene erkannt und beschrieben werden. Die Ergebnisse der Freiwasseruntersuchungen bestätigen eindrücklich den positiven Effekt der Gewässerschutzmaßnahmen aller Länder und Kantone im Einzugsgebiet des Bodensees. Der starke Nutzungsdruck auf den See, die Einflüsse des Klimawandels und die Einwanderung von Neobiota rechtfertigen nach wie vor die hohen Anforderungen der IGKB an den Gewässerschutz.

Zustandsbeschreibung 2019

Bodensee-Obersee

Der Bodensee wird im Rahmen des IGKB-Messprogramms seit Jahrzehnten in regelmäßigem Turnus untersucht.

2019 war

- gekennzeichnet durch eine massive weitere Ausbreitung der Quagga-Muschel,
- die Konzentration des Gesamtphosphors im volumengewichteten Jahresmittel mit 6,2 µg/L ähnlich zum Wert von 2012, nachdem diese zuletzt aufgrund mehrerer aufeinanderfolgender Jahre mit schlechter Zirkulation (2013-2017) im Bereich zwischen 7 und 8 µg/L lag. Der minimale Sauerstoffgehalt im tiefen Hypolimnion des Obersees zeigte mit 7,5 mg/L den zweithöchsten Wert der letzten knapp 60 Jahre und lag seit 2012 erstmals wieder über 7 mg/L.

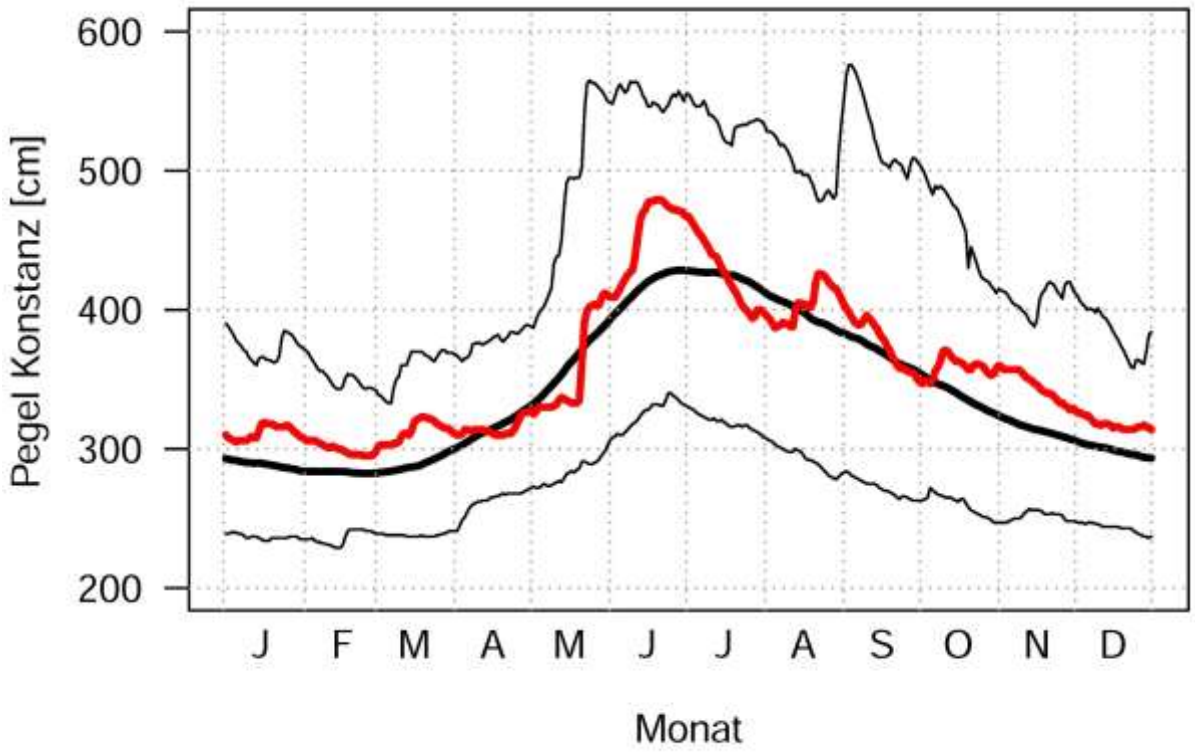


Abb. 1: Wasserstandsverlauf des Bodensee Obersees an der Pegelstation Konstanz (Daten: LUBW). Die rote Linie zeigt den Verlauf für das Jahr 2019, die fette schwarze Linie die mittleren Wasserstände im Zeitraum 1888-2018 und die dünnen schwarzen Linien die Maximal- und Minimalwerte dieses Zeitraums.

Im Gegensatz zum Jahr 2018 zeigte das Jahr 2019 eine im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten recht ausgeglichene Entwicklung der **Wasserstände**, die saisonal keine besonders ausgeprägten Trends im Vergleich zu den mittleren Verhältnissen zeigen. Ab Mitte August bis Ende des Jahres wurde ein gegenüber den langjährigen mittleren Wasserständen im Wesentlichen leicht höherer Wasserstand registriert. Auffällig sind die beiden relativ raschen Anstiege des Pegelstandes Mitte Mai und Mitte Juni, die mit Starkabflussereignissen im Alpenrhein verbunden sind.

Meteorologisch ist das Jahr 2019 mit einer Mitteltemperatur von 10,3 °C nach Angaben des Deutschen Wetterdienstes zusammen mit dem Jahr 2014 das zweitwärmste bisher registrierte Jahr seit Beginn regelmäßiger Aufzeichnungen im Jahr 1881 (Klimastatusbericht Deutschland 2019, DWD). Zum aktuellen Vergleichszeitraum 1981-2010 ergibt sich eine Abweichung von +1,4 °C und gegenüber der international gültigen Klimareferenzperiode 1961-1990 eine Abweichung von +2,0 °C. Mit 1834 Sonnenstunden war 2019 darüber hinaus ein überdurchschnittlich sonnenscheinreiches Jahr, das mit diesem Wert über dem langjährigen Mittelwert von 1607 Sonnenstunden lag.

An der Wetterstation Konstanz des Deutschen Wetterdienstes wurden mit Ausnahme des Mai (Mittelwert, 11,6 °C, Abweichung -2,6 °C) für alle Monate des Jahres 2019 gegenüber den langjährigen Referenzwerten erhöhte Monatsmittelwerte der Lufttemperatur gemessen. Die größten positiven Abweichungen gegenüber den langjährigen Referenzmittelwerten wurden im Februar (+2,4 °C), im März (+2,2 °C) und im Juni mit einer positiven Temperaturabweichung von +3,3 °C ermittelt.

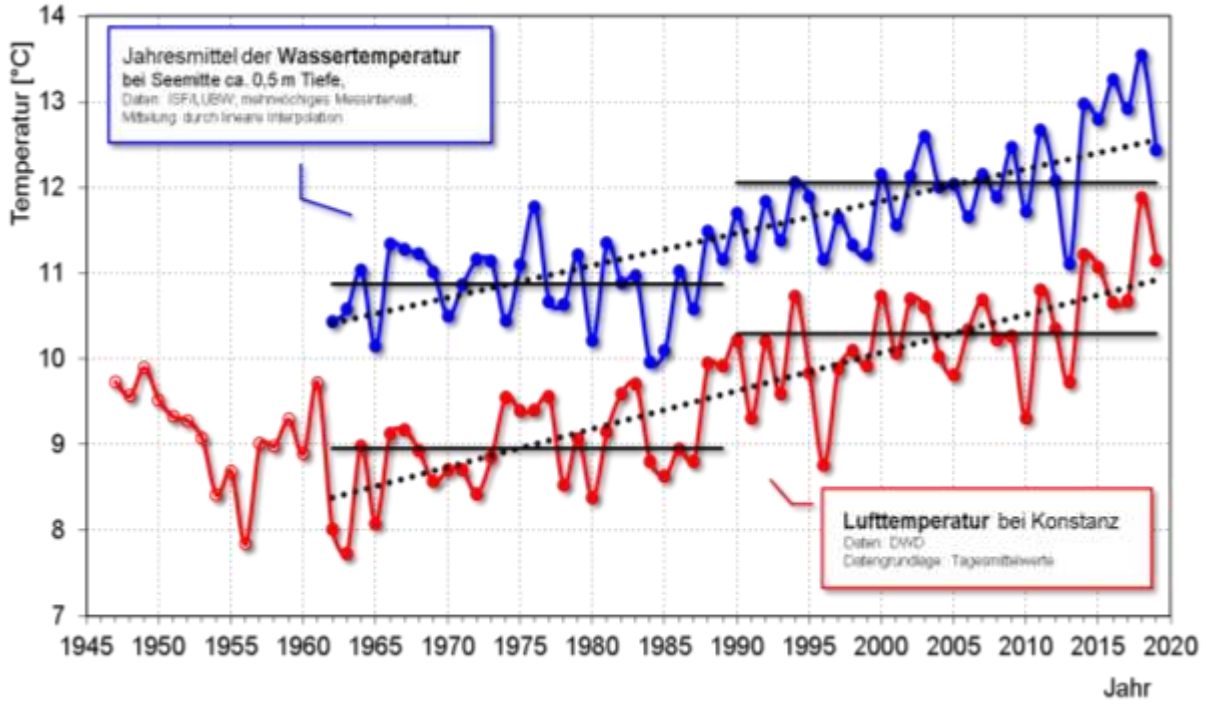


Abb. 2: Langjährige Entwicklung der Temperaturen von Luft (rot) und Oberflächenwasser im Obersee (blau). Wassertemperatur bei Fischbach-Uttwil in etwa 0,5 m Tiefe (blau) sowie die Lufttemperatur in Konstanz (rot).

Die oberflächlichen Wassertemperaturen Anfang des Jahres 2019 waren durch den milden Winter 2018/2019 geprägt (Abb. 3). An der Station Fischbach-Uttwil lagen die Oberflächentemperaturen am 15.01.2019 und 05.02.2019 mit 5,6 °C und 5,3 °C leicht unter denen des Jahres 2018 zu dieser Zeit. Während oberflächlich Anfang Februar noch 5,3 °C gemessen wurden, hatte im Wassertiefenbereich von 5 m bis 100 m bereits eine weitgehende Homogenisierung der Wassertemperatur auf 4,9 °C stattgefunden, die sich von der Temperatur von 4,7 °C in 250 m Wassertiefe nur geringfügig unterschied. Vernachlässigt man in der Betrachtung der vertikalen Temperaturgradienten die unmittelbare Oberflächentemperatur, die für die Durchmischung des tiefen Wasserkörpers nur geringe Bedeutung hat und betrachtet die Temperaturunterschiede zwischen der Temperatur in 5 m Wassertiefe und 250 m Wassertiefe, haben wir zu diesem Zeitpunkt mit einer Temperaturdifferenz von 0,2 °C für das Jahr 2019 die geringsten Temperaturunterschiede in der Wassersäule. Die Auswertung entsprechender Gradienten bzw. des Durchmischungsindex (Abb. 4 Mitte) zeigt, dass es trotz dieser relativ geringen Temperaturunterschiede keine gute vertikale stoffliche Durchmischung der Wassersäule gab.

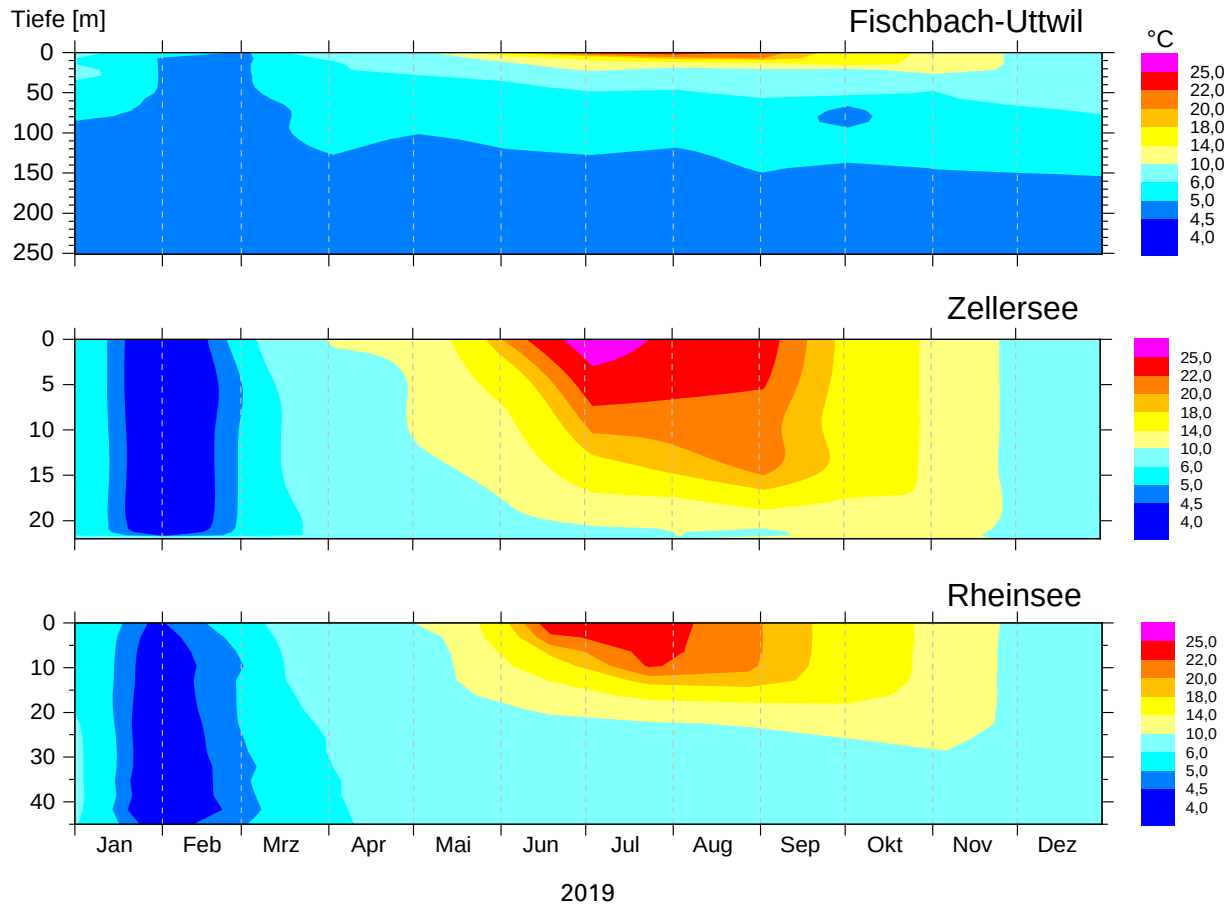


Abb. 3: Temperaturisoplethen im Jahresverlauf 2019 an den Stationen im Obersee (Fischbach-Uttwil, oben), Zellersee (mitte) und Rheinsee (unten).

Bereits am 01.04.2019 kann wieder die beginnende Temperaturschichtung des Wasserkörpers beobachtet werden, wenn oberflächlich eine Wassertemperatur von 7,1 °C gemessen wird. Die 5 °C-Thermokline befand sich zu diesem Zeitpunkt in einer Wassertiefe von etwa 125 m. Am 05.08.2019 wurde an der Station Fischbach-Uttwil mit 23,2 °C die höchste Wassertemperatur im Jahr 2019 gemessen und am 02.07.2019 mit 23,1 °C die zweithöchste Wassertemperatur. Die 5 °C-Isotherme befand sich zu dieser Zeit immer noch in einer Tiefe von etwa 125 m. Am 08.10.2019 wurde an der Oberfläche eine Wassertemperatur von 15,1 °C gemessen. Während der Abkühlungsphase im Herbst/Winter sanken die oberflächlichen Temperaturen dann bis auf 9,1 °C am 03.12.2019 ab. An diesem Termin wurde in 250 m Wassertiefe eine Temperatur von 4,8 °C gemessen. Die 5 °C-Isotherme wurde zu diesem Zeitpunkt in einer Tiefe von 150 m registriert.

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** betrug 2019 im volumengewichteten Jahresmittel 6,2 µg/L und lag damit niedriger als in den Jahren zuvor (2018: 7,6 µg/L, 2017: 7,5 µg/L) (Abb. 4). Die mittlere Konzentration war wieder im Bereich von 2012 (6,3 µg/L). Insgesamt haben die mittleren Konzentrationen an Gesamtphosphor einen für große tiefe Alpenseen typischen Bereich erreicht. Während der Zirkulationsphase im Februar bis April 2019 wurden 7,1 µg/L festgestellt (2018: 7,9 µg/L, 2017: 8,0 µg/L).

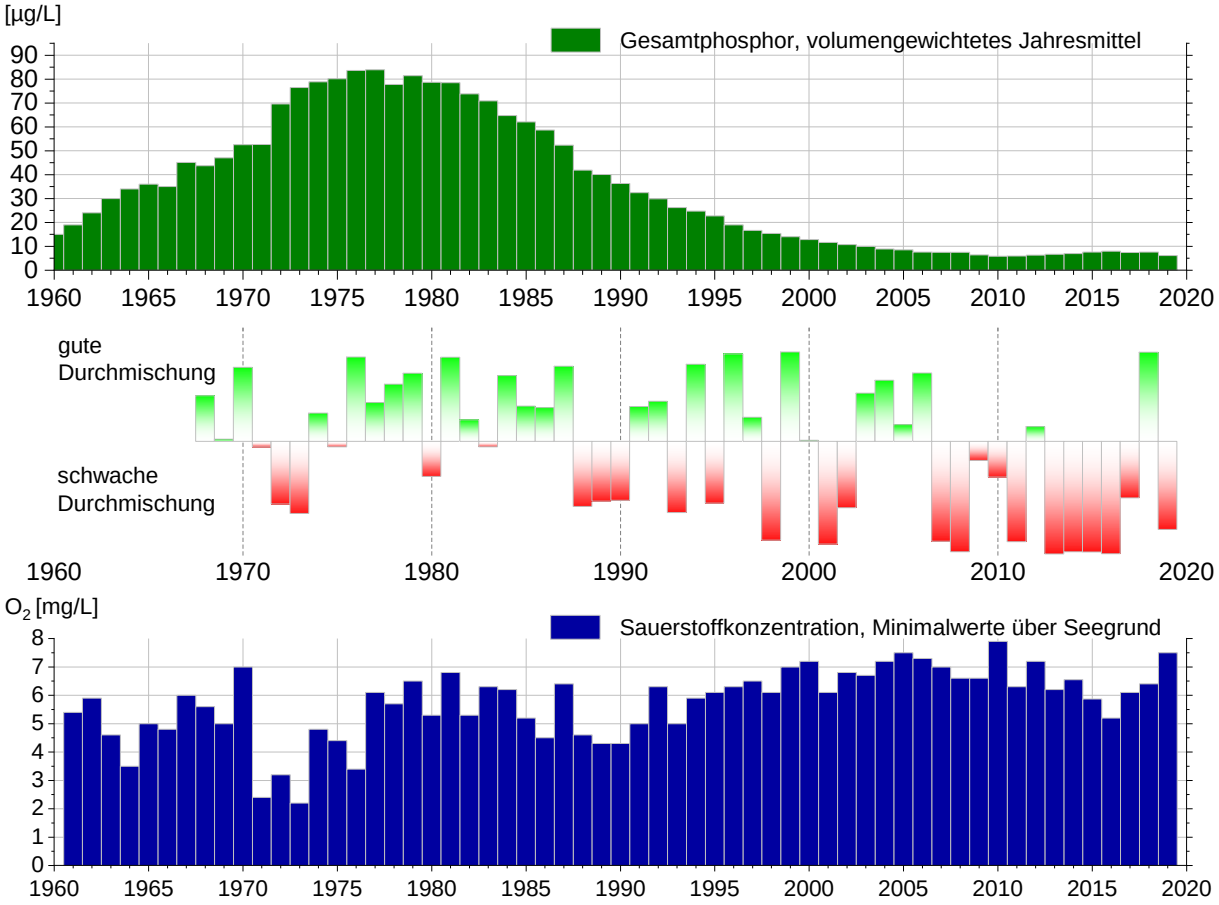


Abb. 4: Langfristige Entwicklung der Gesamtphosphorkonzentrationen (oben), der Zirkulation (Mitte) und der minimalen Sauerstoffkonzentrationen über Grund (unten) im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

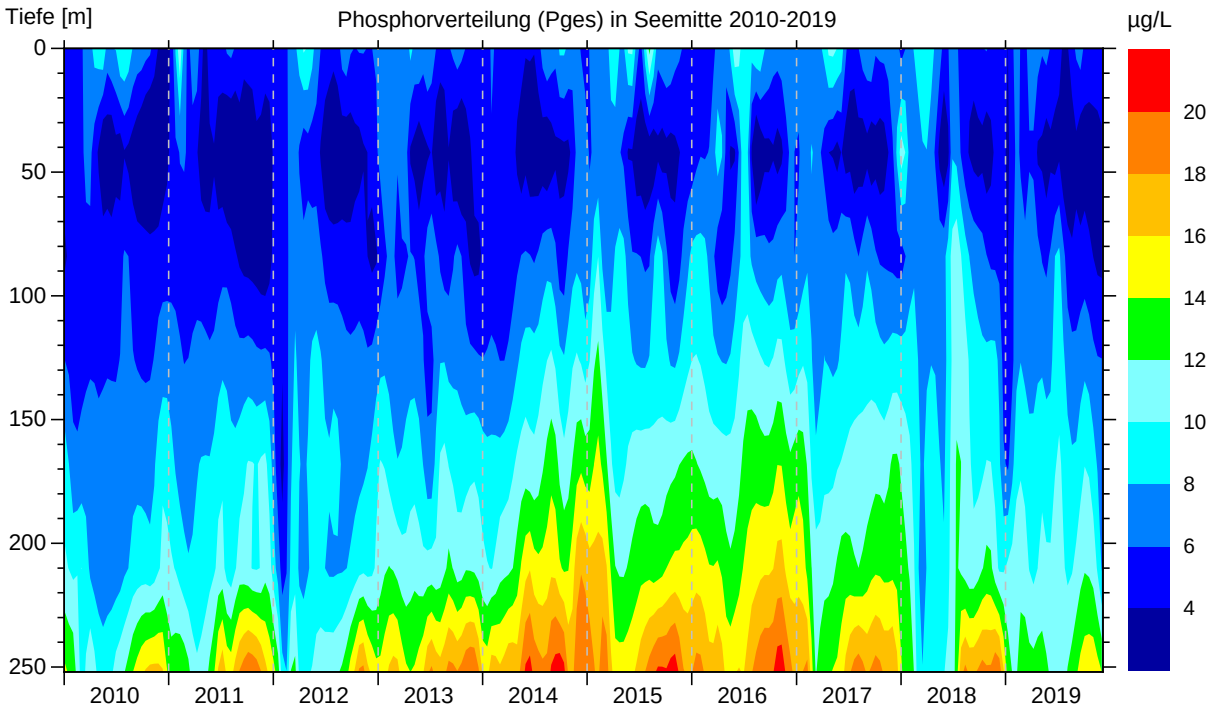


Abb. 5: Gesamtphosphorverteilung in Seemitte (Fischbach-Uttwil) von 2010 bis 2019.

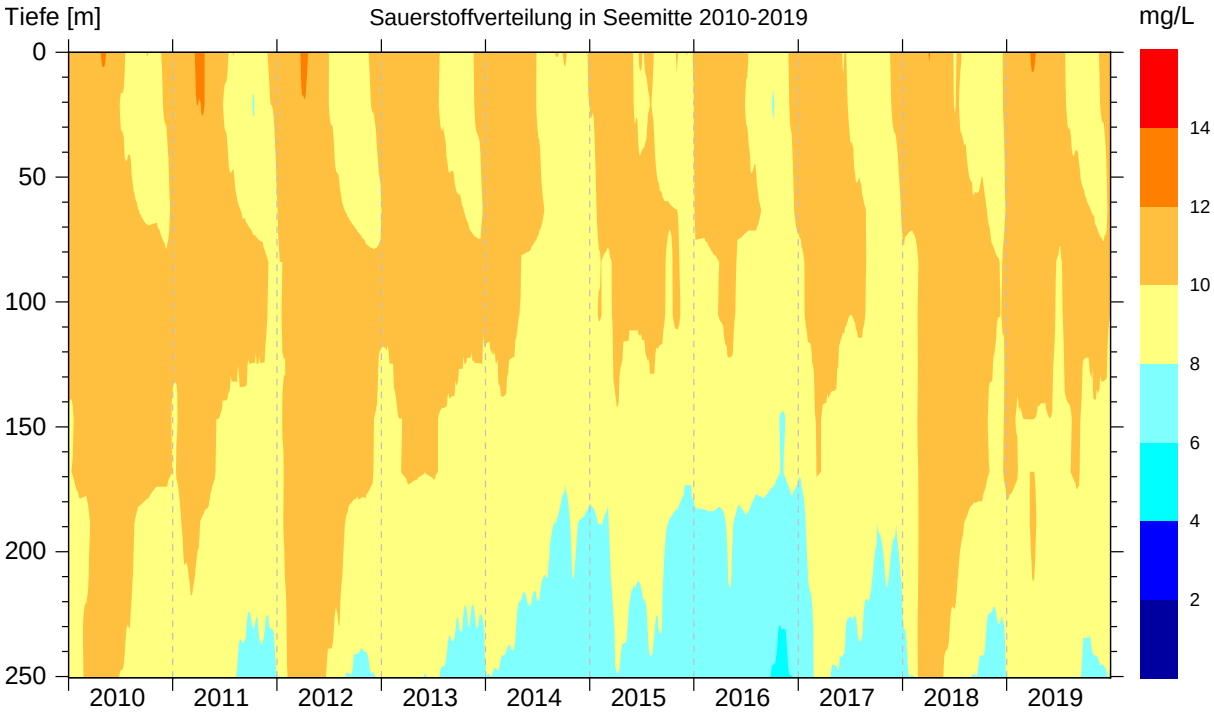


Abb. 6: Sauerstoffverteilung in Seemitte (Fischbach-Uttwil) von 2010 bis 2019.

Als Konsequenz mehrerer aufeinanderfolgender Jahre ohne Vollzirkulation kam es seit 2013 zu einer Zunahme der Phosphorkonzentration in den tiefen Wasserschichten unter 100 m. Am deutlichsten zeigte sich die Zunahme direkt über dem Seegrund in etwa 250 m Wassertiefe (Abb. 5). 2018 konnte nach fünf Jahren mit schlechter Zirkulation eine gute Zirkulation beobachtet werden, wodurch sich die Phosphorkonzentration über die gesamte Wassersäule angleichen konnte. 2019 war wieder ein Jahr mit schlechter Zirkulation, allerdings wurde keine ausgeprägte Rücklösungsphase im Sommer beobachtet. Die Beobachtung deckt sich auch mit den gemessenen Sauerstoffwerten über Grund.

Der minimale **Sauerstoffgehalt** im tiefen Hypolimnion des Obersees 2019 zeigte mit 7,5 mg/L den zweithöchsten Wert der letzten knapp 60 Jahre (Abb. 4) und lag seit 2012 erstmals wieder über 7 mg/L (2013-2018: 5,2 - 6,5 mg/L). In Übereinstimmung mit der geringeren Phosphorrücklösung über Grund konnte ein niedriger Sauerstoffverbrauch beobachtet werden und die Sauerstoffkonzentration über Grund blieb trotz schlechterem Startwert im Vergleich zu 2018 auf höherem Niveau (Abb. 6).

Ob der beobachtete Effekt der geringen Phosphorrücklösung 2019 eine Folge der Kombination aus guter Durchmischung und geringer Phytoplanktonbiomasse 2018 war oder ob andere Einflussfaktoren ursächlich waren, werden möglicherweise die Ergebnisse der kommenden Untersuchungsjahre zeigen.

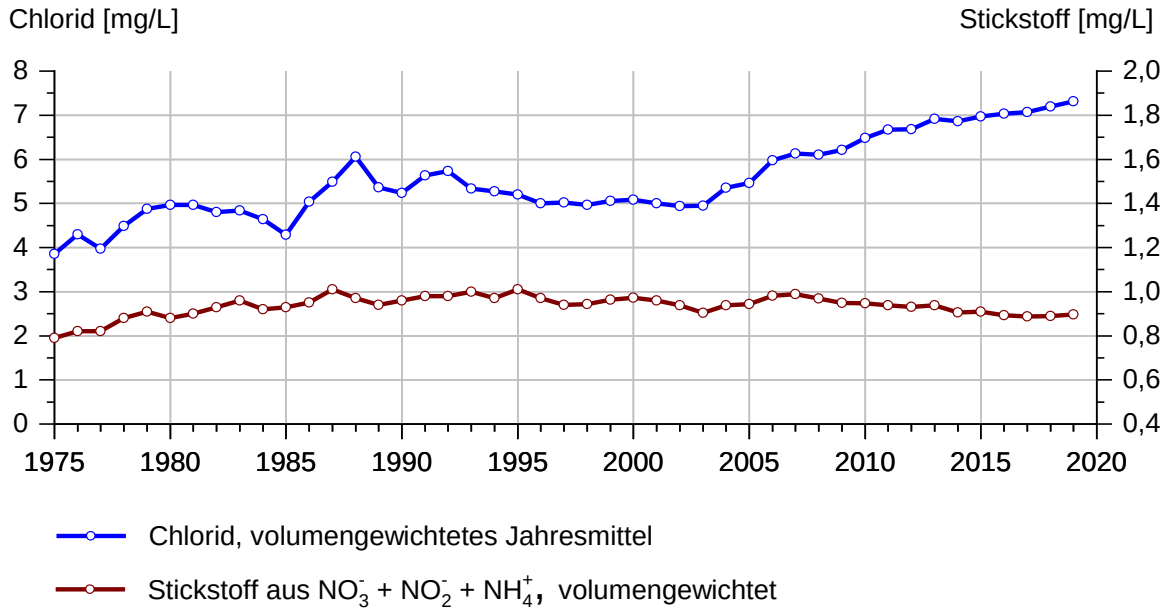


Abb. 7: Langfristige Entwicklung der Stickstoff- und Chloridkonzentrationen im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

Der Gehalt an **anorganischem Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente lag 2019 weiterhin konstant bei 0,89 mg/L wie auch in den Jahren 2017 und 2018. Damit liegt die Konzentration seit Anfang der 1980er Jahre im Bereich von ca. 0,9-1,0 mg/L (Abb. 7).

Bei **Chlorid** als Indikator vielfältiger Einträge aus dem Siedlungsbereich zeichnet sich seit 2004 ein zunehmender Trend ab (Abb. 7). Während es im Jahr 2003 noch 5 mg/L waren, stieg die Konzentration 2013 auf 6,9 mg/L und lag 2019 bei 7,3 mg/L. Ein beträchtlicher Teil der Zunahme stammt aus der winterlichen Straßensalzung, wie im Grünen Bericht 37 ausgeführt wurde.

Die **Planktonentwicklung** an der Station Fischbach-Uttwil verlief 2019 typisch für einen oligotrophen Alpensee. Phytoplankton-Biomasse und Chlorophyll a-Konzentration (Jahresdurchschnitt 2,5 µg/l) waren insgesamt niedrig (Tab. 1). Im Jahresdurchschnitt war 2019 die Phytoplankton-Biomasse mit 0,51 mg/L geringfügig höher als 2018 (0,47 mg/L), aber auf dem gleichen Niveau wie 2017. Die 2018 beobachtete stärkere Entwicklung koloniebildender Chrysophyceen trat 2019 nicht erneut auf. Die dominante Gruppe mit einem Jahresdurchschnitt von 56,8% stellten die Kieselalgen (Bacillariophyceen) dar.

In der langjährigen Entwicklung des **Crustaceenplanktons** zeigte sich 2019 ein deutlicher Rückgang der Jahresmittelwerte (Tab. 1). Sowohl bei der Abundanz der Cladoceren (Wasserflöhe) als auch der Copepoden (Ruderfußkrebse) war ein Rückgang zu verzeichnen. Wie seit 2016 war der Helmwasserfloh *Daphnia cucullata* die häufigste Art mit einem Anteil von knapp 55 % an der gesamten Cladocerenbiomasse. Bei den Copepoden nahmen die durchschnittlichen Abundanzen bei allen Arten ab.

Der Jahresmittelwert der **Rotatorien**abundanz hat sich im Vergleich zu 2018 wieder etwas erhöht (Tab. 1). Die Rotatorien waren zahlenmäßig weit häufiger vertreten als das Crustaceenplankton, und machten Ende Mai knapp 50 % der Gesamtbiomasse (Trockenmasse) aus. Im Jahresschnitt erreichten die Rotatorien allerdings lediglich knapp 10 % der Biomasse.

Die durchschnittliche Biomasse (Trockenmasse) des Zooplanktons weist für den Bodensee-Obersee (bezogen auf 0-20 m) mit 56 µg TM/L auf oligotrophe Bedingungen hin (Tab. 1). Im Vergleich zum Vorjahr ist die Biomasse deutlich zurückgegangen. Ob es sich dabei bereits um einen Konkurrenz-Effekt durch die Filtration der sich massiv ausbreitenden Quagga-Muschel handelt, muss durch weitere Untersuchungen beobachtet werden.

Im Jahr 2019 breitete sich die Quaggamuschel (*Dreissena rostriformis* var. *bugensis*) im Bodensee weiter aus. Die massive weitere Verbreitung der Quaggamuschel lässt

sich auch anhand der Zählungen der frei im Wasser schwimmenden Larven der Muscheln (Veligerlarven) in den Zooplanktonproben nachweisen (Abb. 8). Ende Mai 2019 konnten knapp 8800 Larven gerechnet auf den m³ gezählt werden. Derartig hohe Abundanzen wurden bisher noch nicht nachgewiesen und zeigen, dass sich die Zahl der adulten Muscheln, welche Larven produzieren können, stark erhöht hat.

Mit dem Ziel, ein langfristiges Monitoring für die Quaggamuschel im See zu etablieren, wurden Untersuchungen mit einer Unterwasserkamera (Abb. 9) und einer Dredge in verschiedenen Wassertiefen durchgeführt. Diese ersten Messungen erbrachten Nachweise von Quaggamuscheln bis in 250 m Wassertiefe. Die höchsten Dichten wurden in Tiefen bis zu 20 m beobachtet. Hier bilden sich an einigen Stellen im See regelrechte Muschelbänke aus, wo die Muscheln bereits in mehreren Schichten übereinander wachsen.

Im Gegensatz zur Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) kann die Quaggamuschel besser auf Weichsubstrat siedeln und auch bei dauerhaft niedrigeren Temperaturen wachsen und sich reproduzieren. In größeren Tiefen breitet sich daher die Quagga-Muschel erfolgreich in Bereiche aus, die bisher nicht von der Dreikantmuschel besiedelt waren. Die Dichten auf Weichsubstrat in Tiefen von ca. 20 m liegen bei den vorhandenen Messungen bei 1780 Tieren/m², die eine Flächendeckung von 50 - 75 % ergeben. In Tiefen größer als 40 m sind die besiedelten Flächen aktuell noch gering. Da es sich in größeren Tiefen vorwiegend um noch wachsende Jungtiere handelt, wird eine weitere Besiedlung mit zukünftig noch stärkerer Verbreitung angenommen.

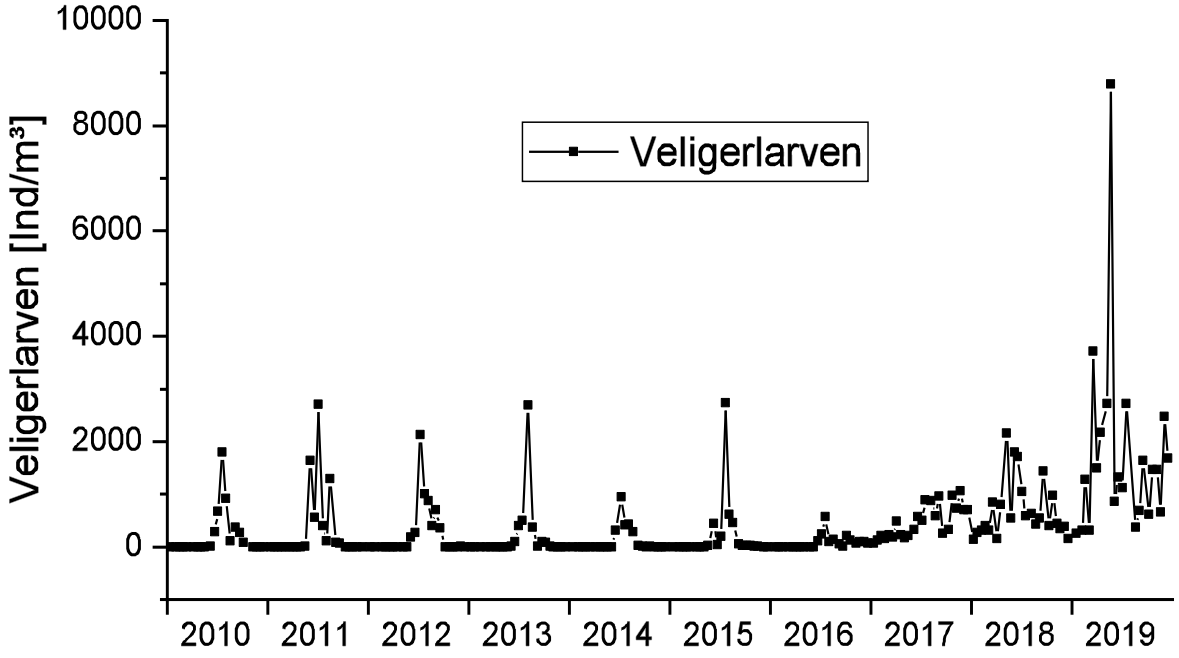


Abb. 8: Muschellarven (Veliger) im Zooplanktonfang an der Messstelle Fischbach-Uttwil (0-100 m).

Abb. 9: Ausschnitt aus einer Videoaufnahme mit Quaggamuscheln vor Kressbronn in ca. 8,5 m Tiefe. Bildrechte: LUBW.

Tab. 1: Kennzahlen ausgewählter biologischer Merkmale an der Station Fischbach-Uttwil.

Biologisches Merkmal	**Fischbach-Uttwil**
Ø Phytoplankton-Biomasse mg/L; 0-20 m	0,51 (2018: 0,47)
maximale Phytoplankton-Biomasse mg/L; 0-20 m	2,44 (Juli) (August 2018: 1,47)
dominierende Großgruppen Phytoplankton Jahresverlauf; 0-20 m	Bacillariophyceae (56,8 %) Cryptophyceae (18,6 %) Dinophyceae (13,0 %) Chrysophyceae (8,8 %)
Ø Chl a- Konzentration µg/L; 0-20 m	2,5 (2018: 2,8)
maximale Chl a- Konzentration µg/l; 0-20 m	5,2 (Juli) (August 2018: 8,8)
Ø Cladocerenabundanz (10^4 Individuen/m² Seefläche)	9,23 (2018: 14,07),
Ø Copodenabundanz (10^4 Individuen/m² Seefläche)	18,52 (2018: 31,02)
Ø Rotatorienabundanz (10^4 Individuen/m² Seefläche)	200,5 (2018: 171,6)
Ø Zooplanktonbiomasse (µg TM/L, bezogen auf 0-20m)	56 (2018: 93)

Bodensee-Untersee

Die Temperatur- und Schichtungsverhältnisse waren in den drei Seeteilen Rheinsee, Zellersee und Gnadensee durch den relativ milden Winter 2018/2019 sowie durch das relativ warme Jahr 2019 geprägt (Abb. 3).

Im **Rheinsee** (Wassertiefe: 45 m) wurde am 15.01.2019 eine homotherme Temperaturverteilung mit Wassertemperaturen von konstant 4,6 °C gemessen. Am 12.03.2019 wurde dann oberflächlich bereits wieder eine Temperatur von 6,1 °C und bodennah von 5,6 °C registriert. Im weiteren Jahresverlauf erwärmte sich der Wasserkörper bis im Rahmen des monatlichen Routinemonitorings am 09.07.2019 mit 23,7 °C der höchste Messwert des Jahres registriert wurde. Die Temperatur an der tiefsten Stelle folgt einem ausgeprägten Jahresgang mit einer minimal registrierten Temperatur von T_{min} = 3,7 °C am 19.02.2019 und T_{max} = 9,1 °C am 18.11.2019.

Im **Zellersee** (Wassertiefe: 22 m) wurden wie im Rheinsee Anfang Januar am 07.01.2019 weitgehend homotherme Verhältnisse mit einer Oberflächentemperatur von 5,4 °C und einer Temperatur von 5,3 °C in 22 m Wassertiefe registriert. Im weiteren Verlauf kühlte der Wasserkörper weiter aus und bildete eine leicht inverse Temperaturschichtung, wobei am 04.02.2019 eine Oberflächentemperatur von 3,3 °C und in 22 m eine Wassertemperatur von 3,6 °C registriert wurde.

Im **Gnadensee** (Wassertiefe: 19 m) wurden am 04.02.2019 mit 2,6 °C an der Oberfläche und mit 2,8 °C in 19 m Wassertiefe weitgehend ausgeglichene Temperaturen vorgefunden. Die Messung am 06.03.2019 markiert den erneuten Beginn der Schichtungsperiode mit einer Oberflächenwassertemperatur von 6 °C und einer Wassertemperatur von 5,4 °C in 19 m Wassertiefe.

Die **oberflächlichen Höchsttemperaturen** wurden im Zellersee und Gnadensee jeweils am 01.07.2019 gemessen (Gnadensee 25,4 °C und Zellersee: 27,1 °C).

Aufgrund der flacheren Morphometrie wurden im Vergleich zum Rheinsee leicht höhere **Tiefenwassertemperaturen** an den tiefsten Stellen dieser beiden Teilbecken registriert (minimale Tiefenwassertemperatur im Gnadensee T_{min} = 2,8 °C und im Zellersee T_{min} = 3,6 °C am 04.02.2019; maximale Tiefenwassertemperatur im Gnadensee T_{max} = 11,0 °C am und Zellersee T_{max} = 11,1 °C jeweils am 04.11.2019).

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** lag 2019 im Rheinsee mit einem Jahresmittel von 6,5 µg/L auf Vorjahresniveau (2018: 6,7 µg/L) und somit nahe dem Wert im Obersee (2019: 6,2 µg/L). Der Gehalt im Rheinsee wird hauptsächlich vom Eintrag aus dem Obersee bestimmt. Im Zellersee hatte der Jahresmittelwert 2019 mit 13,1 µg/L im Vergleich

zu 2018 mit 16,0 µg/L etwas abgenommen. Im Gnadensee zeigte sich 2019 mit einem Gesamtphosphorgehalt von 12,1 µg/L ein leichter Rückgang (2018: 12,8 µg/L).

Der Gehalt an **anorganischem Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente lag im Rheinsee 2019 mit 0,79 mg/L etwas über den Vorjahreswerten von 0,76 mg/L. Der N-Gehalt im Zellersee entsprach 2019 mit 0,84 mg/L nahezu dem Vorjahreswert von 0,85 mg/L. Im Gnadensee lag der Wert für anorganischem Stickstoff bei 0,64 mg/L (2018: 0,66 mg/L).

Der minimale **Sauerstoffgehalt** über dem Seeboden betrug 2019 im Rheinsee 1,8 mg/L (2018: 1,2 mg/L). Im Tiefenwasserbereich des Zellersees wurde 2019 ein Sauerstoff-Minimum im September von 0,6 mg/L beobachtet. Im Jahr 2018 lag dieses im Oktober bei 0,3 mg/L. Der Gnadensees wies über dem Seeboden zwischen September 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 wieder erholen und lagen über 9 mg/L.

Die **Phytoplankton-Biomasse** war im Rheinsee und Gnadensee 2019 gegenüber 2018 nahezu unverändert. An der Messstation Zellersee war der starke Rückgang von 2018 im Jahr 2019 nicht mehr in dieser Deutlichkeit vorhanden. Die Phytoplankton-Biomasse im Zellersee war etwas angestiegen aber dennoch geringer als 2017. An allen Messstationen des Untersees lagen die Biomasse des Phytoplanktons sowie die Chlorophyll a-Konzentration in einem niedrigen Bereich (Tab. 2). Verglichen mit dem Jahr 2018, in dem die Kieselalgenblüten im Untersee relativ schwach ausgeprägt waren, traten im Jahr 2019 im Untersee wieder deutliche Kieselalgenblüten auf.

Beim **Crustaceenplankton** zeigte sich bei den Ruderfußkrebsen (Copepoden) ein Rückgang bei der Abundanz in allen drei Seeteilen, im Gnadensee und Rheinsee ging auch die Anzahl der Wasserflöhe zurück (Tab. 2). Bei den Wasserflöhen (Cladoceren) dominiert im Rheinsee und Zellersee - wie im Obersee - die Art *Daphnia cucullata*. Im Gnadensee ist nach wie vor die Art *Daphnia galeata* häufiger.

Der Jahresmittelwert der **Rotatorien**abundanz ist im Vergleich zu 2018 im Zellersee und Gnadensee angestiegen, im Rheinsee jedoch zurückgegangen. Die Rotatorien waren zwar zahlenmäßig weit häufiger vertreten als das Crustaceenplankton, spielten bei Betrachtung der Biomasse in der Regel nur eine untergeordnete Rolle. Lediglich im Zellersee lieferten die Rotatorien Anfang Mai mit 20 % der Gesamtbiomasse einen nennenswerten Beitrag zur Zooplanktongemeinschaft. An der Station Rheinsee lieferten die Rotatorien in der zweiten Jahreshälfte konstant > 10 % der Gesamtbiomasse.

Die durchschnittlichen Biomassen des Zooplanktons weisen wie im Vorjahr für den Zeller- und Gnadensee auf schwach mesotrophe Bedingungen, für den Rheinsee auf deutlich oligotrophe Bedingungen hin (Tab. 2). Während die durchschnittliche Gesamtbiomasse im Zellersee und Gnadensee im Vergleich zum Vorjahr mehr oder weniger gleichgeblieben sind, nahm sie im Rheinsee leicht ab.

Auch für die Bodensee-Untersee-Stationen werden seit Jahren im Rahmen des Zooplankton-Monitorings die Veligerlarven mitgezählt. Die höchsten Abundanzen erreichten die Veligerlarven im Zellersee. Eindeutige Zunahmen der Larvenabundanzen lassen sich hier noch nicht eindeutig erkennen. Allerdings kommen inzwischen im Rheinsee und Zellersee ganzjährig Veligerlarven vor, was auf eine **Quaggamuschel-Besiedlung** hindeutet. Die Verbreitung von adulten Muscheln ist bisher nur im Rahmen des qualitativen Ufermonitorings (bis 1,5 m Wassertiefe) untersucht worden. Die Tiefenverbreitung der Quaggamuschel soll im Rahmen des Projekts Seewandel intensiver untersucht werden.

Tab. 2: Kennzahlen ausgewählter biologischer Merkmale an den Unterseestationen Zellersee, Gnadensee, Rheinsee.

	Zellersee (0-20 m)	**Gnadensee (0-18 m)**	**Rheinsee (0-30 m)**
Ø Phytoplankton-Biomasse mg/L	0,62 (2018: 0,46).	0,76 (2018: 0,72)	0,35 (2018: 0,34)
max. Phytoplankton-Biomasse mg/L	1,74 (Juli)	1,19 (Februar)	1,12 (Juli)
dominierende Phytoplanktongruppen Jahresverlauf	Bacillariophyceen (49,2 %) Cryptophyceen (27,8 %)	Cryptophyceen (27,5 %) Bacillariophyceen (27,0 %)	Cryptophyceen (40,3%) Bacillariophyceen (37,4%)
Ø Chl a-Konzentration µg/L	3,9 (2018: 3,1)	5,8 (2018: 3,9)	1,0 (2018: 1,0)
maximale Chl a- Konzentration µg/L	7,6 (März) 7,4 (Jul) (2018: April 5,5)	11,5 (Februar) (2018: Mai 6,2)	2,4 (Februar) (2018: April 2,1)
Ø Cladocerenabundanz (10^4 Individuen/m² Seefläche)	16,68 (2018: 16,04)	11,11 (2018: 14,52)	7,21 (2018: 12,79)
Ø Copodenabundanz (10^4 Individuen/m² Seefläche)	20,74 (2018: 25,57)	27,74 (2018: 29,8)	13,33 (2018: 22,88)
Ø Rotatorienabundanz (10^4 Individuen/m² Seefläche)	191,62 (2018: 174,53)	239,55 (2018: 171,05)	173,86 (2018: 232,79)
Ø Zooplanktonbiomasse (µg TM/L)	92 (2018: 96)	141 (2018: 137)	33 (2018: 47)

Fazit und Handlungsbedarf

Die Wasserqualität des Bodensees befindet sich weiterhin in einem einwandfreien Zustand.

Der Gesamtphosphorgehalt im Obersee liegt in einem Bereich, der für einen großen und tiefen oligotrophen Alpensee typisch ist. Auf diesem Niveau finden geringe Schwankungen statt, die u. a. durch interne Prozesse induziert werden.

Im Untersee wird die trophische Entwicklung neben den P-Einträgen über die Zuflüsse auch von der variierenden Freisetzung aus den Sedimenten beeinflusst.

Durch das regelmäßige IGKB-Monitoring können besondere Phänomene erkannt und beschrieben werden. Die Ergebnisse der Freiwasseruntersuchungen bestätigen eindrücklich den positiven Effekt der Gewässerschutzmaßnahmen aller Länder und Kantone im Einzugsgebiet des Bodensees. Der starke Nutzungsdruck auf den See, die Einflüsse des Klimawandels und die Einwanderung von Neobiota rechtfertigen nach wie vor die hohen Anforderungen der IGKB an den Gewässerschutz.

Untersuchungsprogramm Freiwasser

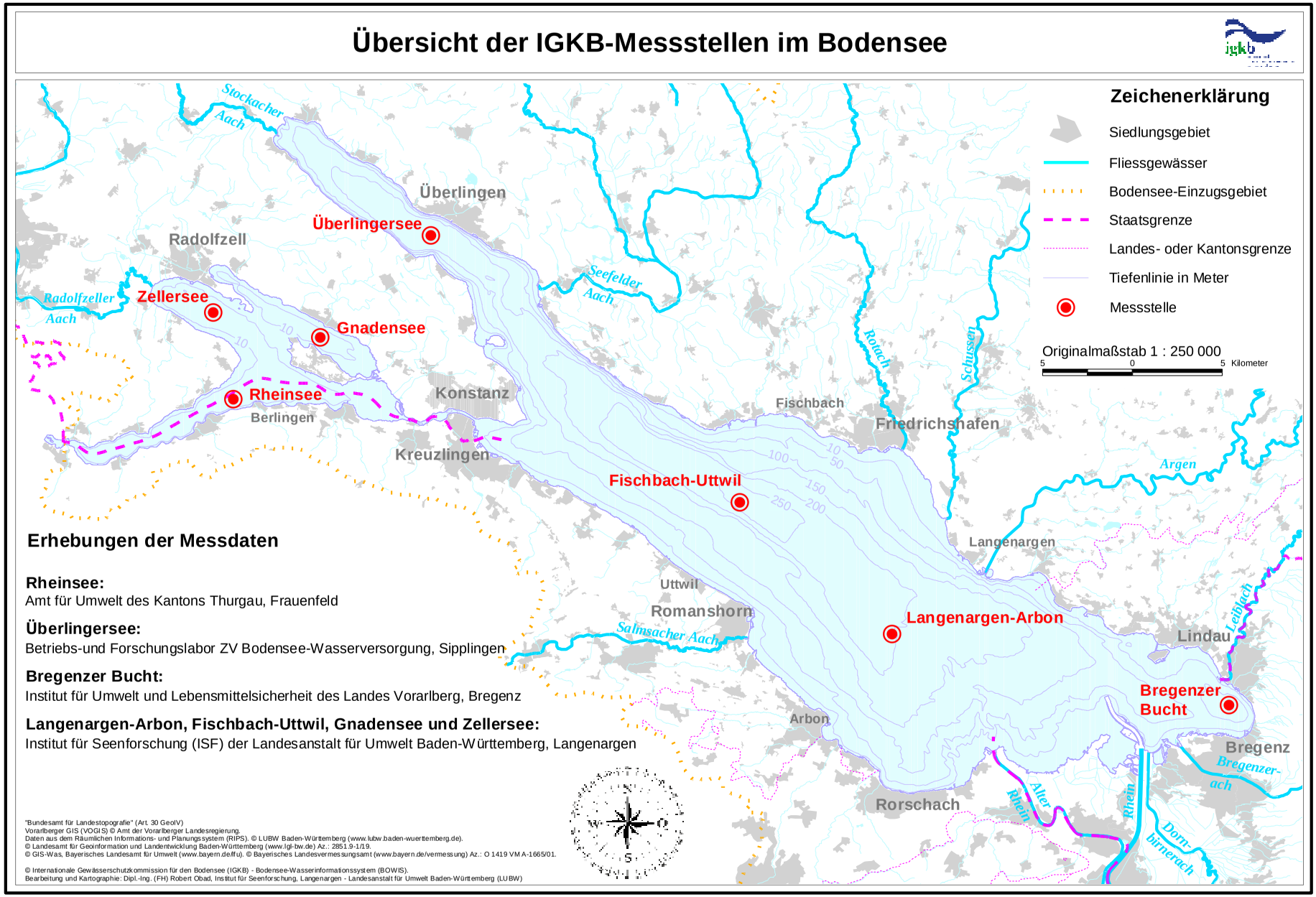
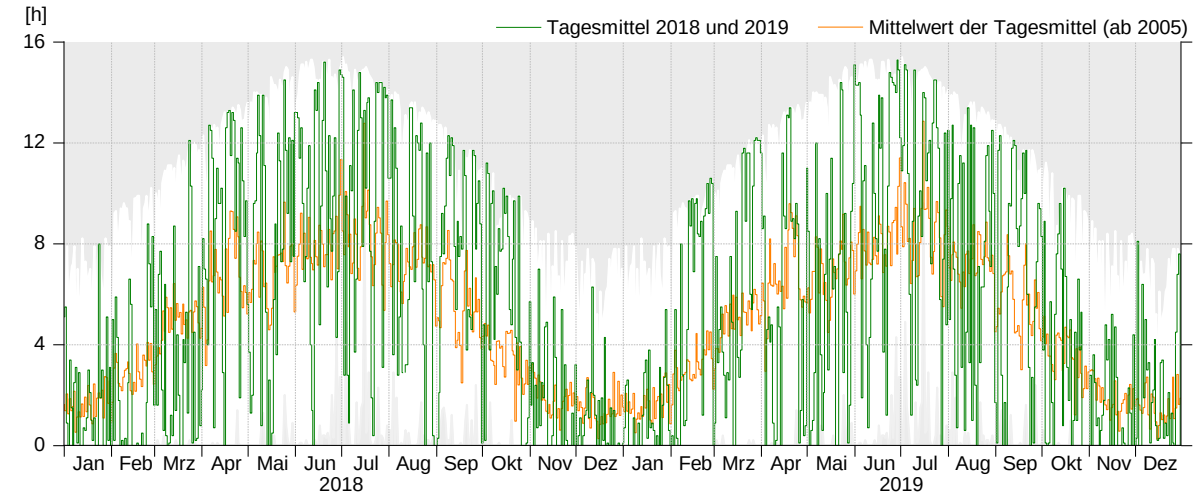


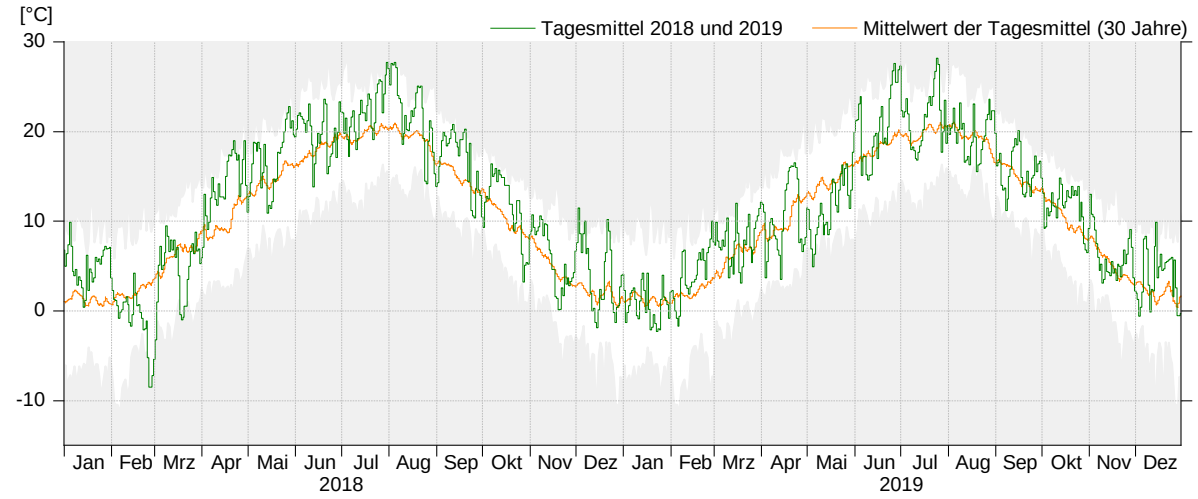
Abb. 1: Übersichtskarte der IGKB-Messstellen im Bodensee.

Meteorologie

Sonnenscheindauer



Lufttemperatur



Windgeschwindigkeiten

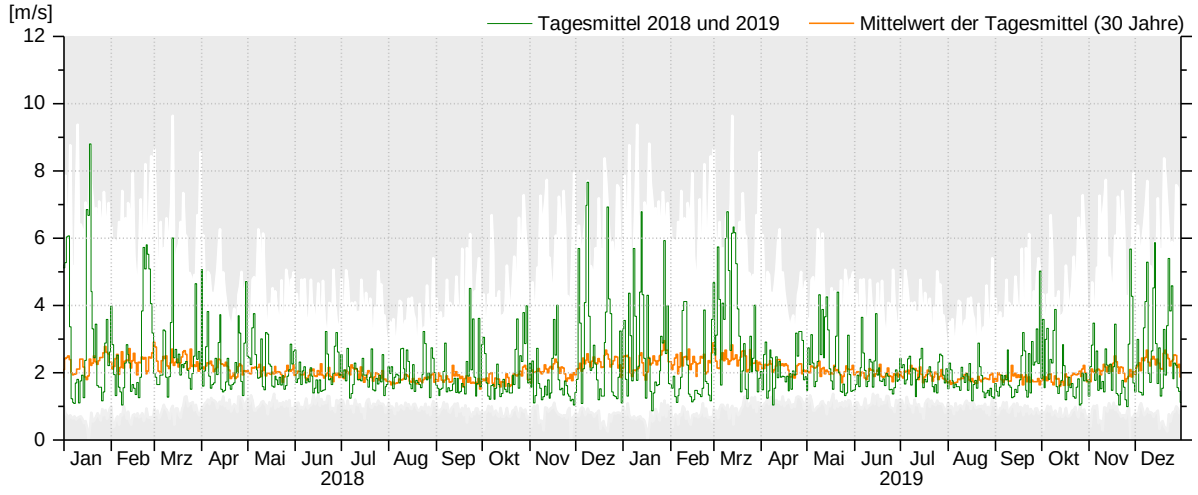


Abb. 2: Meteorologische Größen mit Bereichen zwischen Maxima und Minima langjähriger Tagesmittel. Quelle: Daten der Wetterstation Konstanz des Deutschen Wetterdienstes (DWD).

Meteorologisch war das Jahr 2018 in Deutschland nach Angaben des Deutschen Wetterdienstes (DWD) das wärmste und sonnigste Jahr seit Beginn der regelmäßigen Wetteraufzeichnungen (siehe Abb. 2). 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 ließ sich ein neuer Höchstwert des Jahresmittels für 2018 verzeichnen. Das Jahresmittel an der Station Konstanz lag 2018 um 1,6 °C höher als das langjährige Jahresmittel der letzten 30 Jahre.

Das Jahr 2019 war mit einer Mitteltemperatur von 10,3 °C zusammen mit dem Jahr 2014 das zweitwärmste bisher registrierte Jahr seit Beginn regelmäßiger Aufzeichnungen im Jahr 1881 (Klimastatusbericht Deutschland 2019, DWD).

Mit 1834 Sonnenstunden war 2019 darüber hinaus ein überdurchschnittlich sonnenscheinreiches Jahr, das mit diesem Wert über dem langjährigen Mittelwert von 1607 Sonnenstunden lag.

An der Wetterstation Konstanz des Deutschen Wetterdienstes wurden mit Ausnahme des Mai (Mittelwert, 11,6 °C, Abweichung -2,6 °C) für alle Monate des Jahres 2019 gegenüber den langjährigen Referenzwerten erhöhte Monatsmittelwerte der Lufttemperatur gemessen.

Hydrologie

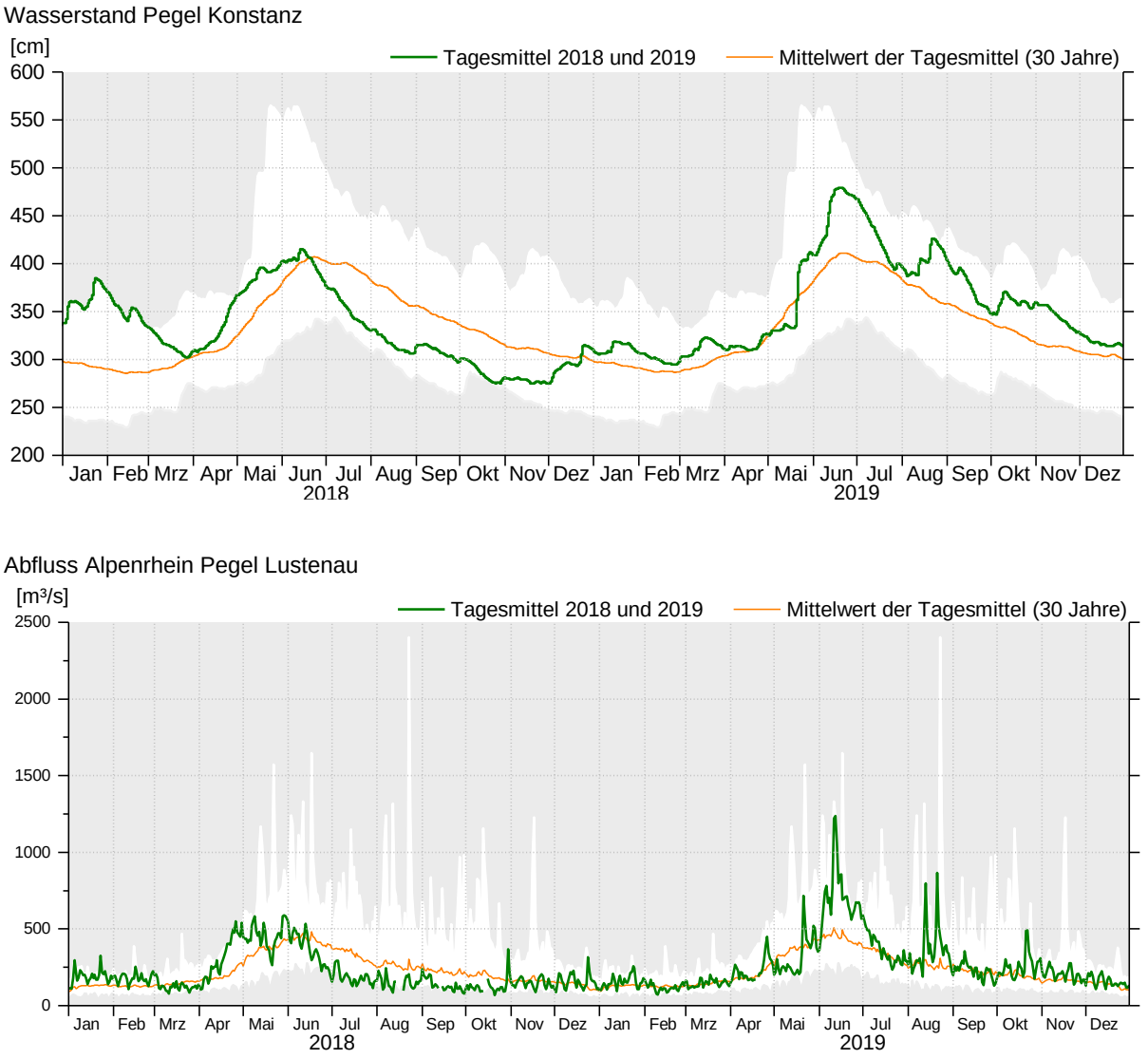


Abb. 3: Hydrologische Größen; Wasserstand Pegel Konstanz und Abfluss Alpenrhein Pegel Lustenau. Quellen: Hochwasser-Vorhersage-Zentrale (HVZ) Baden-Württemberg, BodenseeOnline.

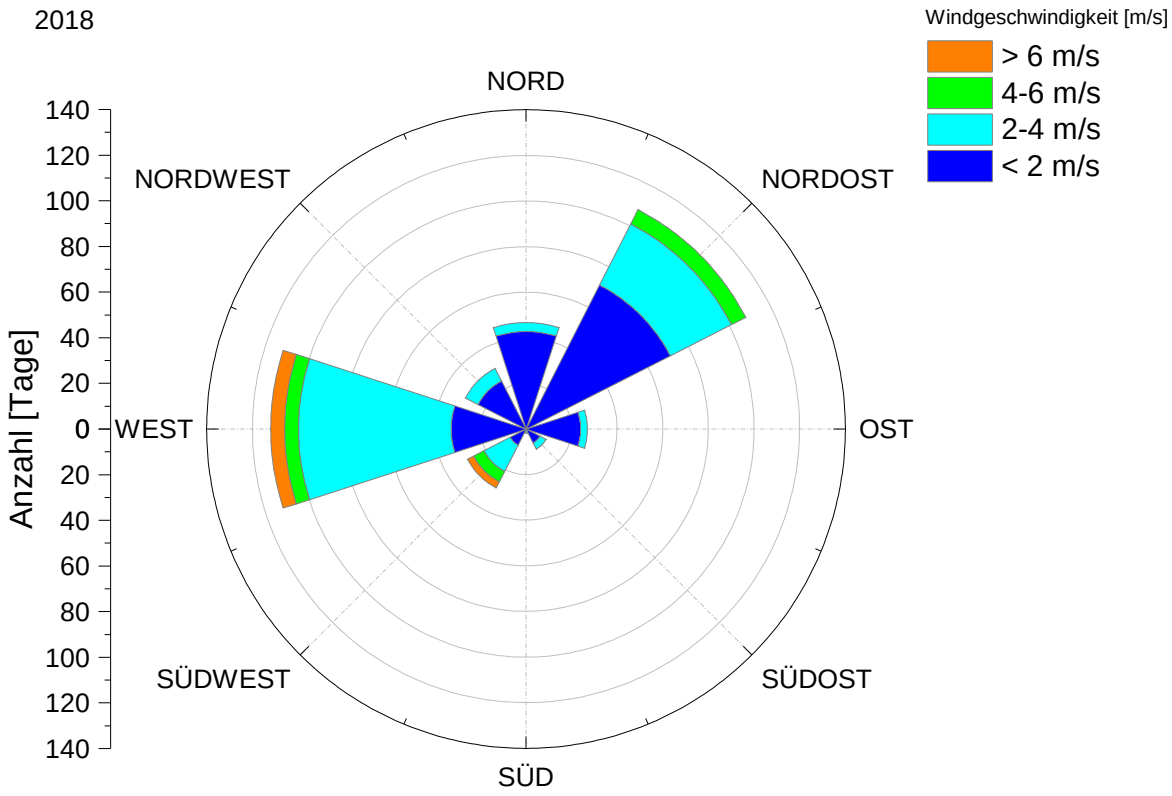
Das Jahr 2018 zeigte eine zweigeteilte Entwicklung bei den **Wasserständen** (Abb. 3). Während diese im ersten Halbjahr kontinuierlich über den langjährigen Mittelwerten lagen, waren in der zweiten Jahreshälfte – mit Ausnahme einiger weniger Tage Ende Dezember – die Wasserstände generell niedriger als im langjährigen Durchschnitt.

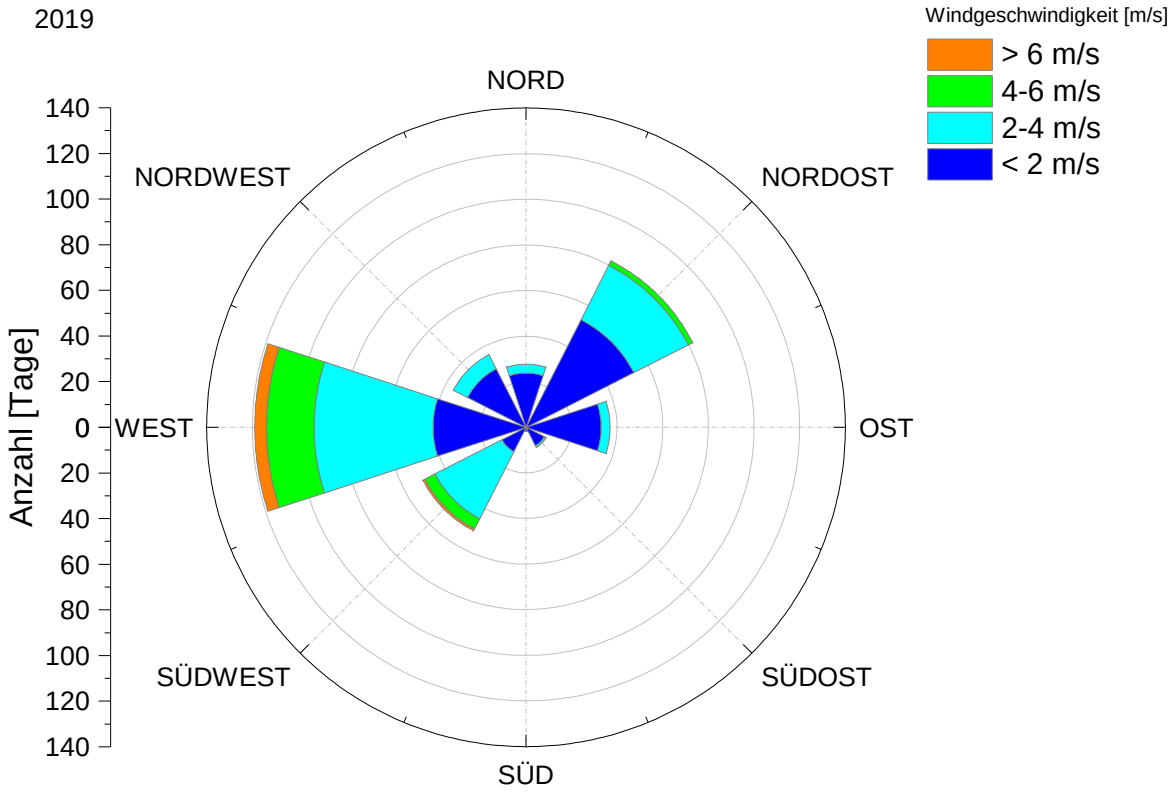
Bezüglich der **Zuflussmengen** im Hauptzufluss Alpenrhein waren keine besonderen Extrema zu erkennen, die Abflüsse waren durchschnittlich. Zur Zeit der Schneeschmelze im alpinen Einzugsgebiet wurden für den Alpenrheinzufluss die höchsten Monatsmittelwerte im Mai mit 453 m^3/s und im Juni mit 374 m^3/s gemessen.

Das Jahr 2019 zeigte eine im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten recht ausgeglichene Entwicklung der **Wasserstände**, die saisonal keine besonders ausgeprägten Trends im Vergleich zu den mittleren Verhältnissen zeigen. Ab Mitte August bis Ende des Jahres wurde ein gegenüber den langjährigen mittleren Wasserständen im Wesentlichen leicht höherer Wasserstand registriert.

Auffällig sind die beiden relativ raschen Anstiege des Pegelstandes Mitte Mai und Mitte Juni, die mit Starkabflussereignissen im Alpenrhein verbunden sind.

Windverteilung





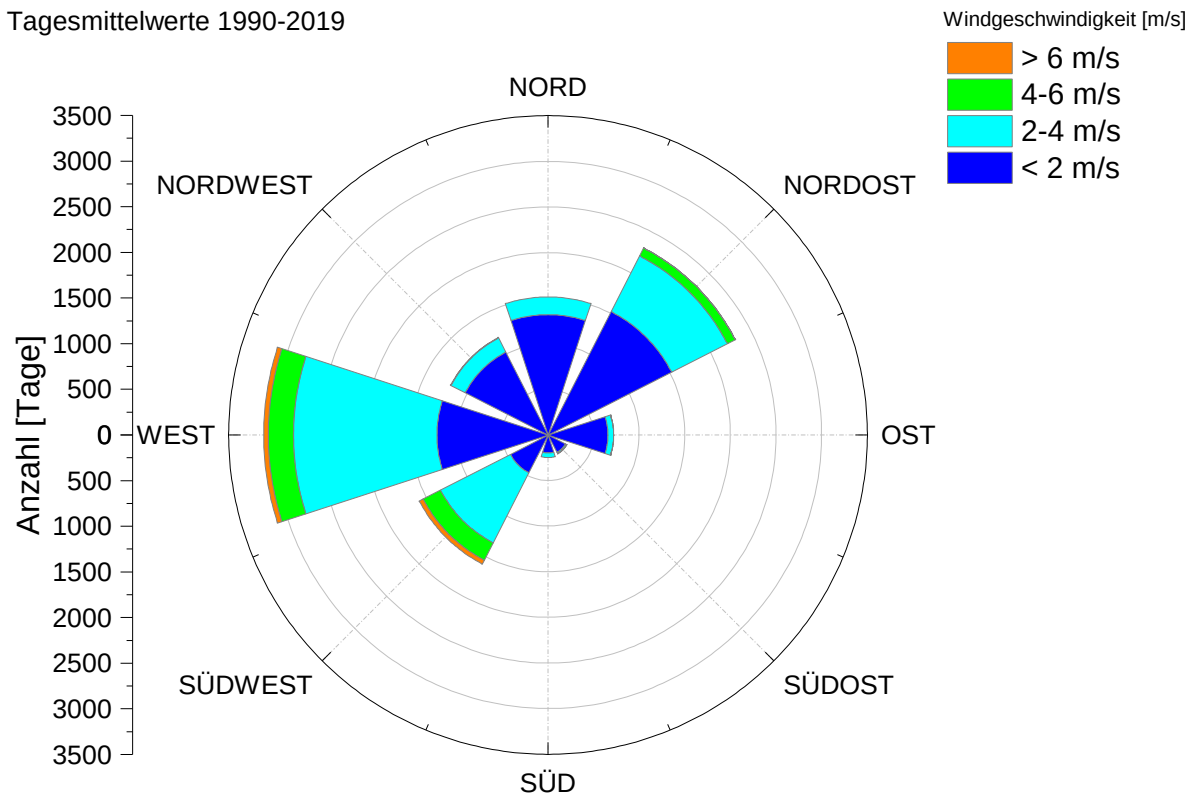


Abb. 4: Häufigkeitsverteilung des Windes für die Jahre 2018 und 2019 (obere Abbildungen) bzw. die letzten 30 Jahre (untere Abbildung). Quelle: Daten der Wetterstation Konstanz des Deutschen Meteorologischen Dienstes (DWD).

Die Windrichtungsverteilungen der Jahre 2018 und 2019 zeigen für die Wetterstation Konstanz des Deutschen Meteorologischen Dienstes (DWD) als Hauptwindrichtungen West und Südwest sowie Nordost (siehe Abb. 4). Die Jahresrichtungsverteilungen für 2018 und 2019 weisen nur geringe Abweichungen von den langjährig gemittelten Verteilungen der Windrichtungen und -geschwindigkeiten auf, die im Rahmen der normalen Wettervariabilität liegen.

Wassertemperaturen an der Oberfläche und über Grund

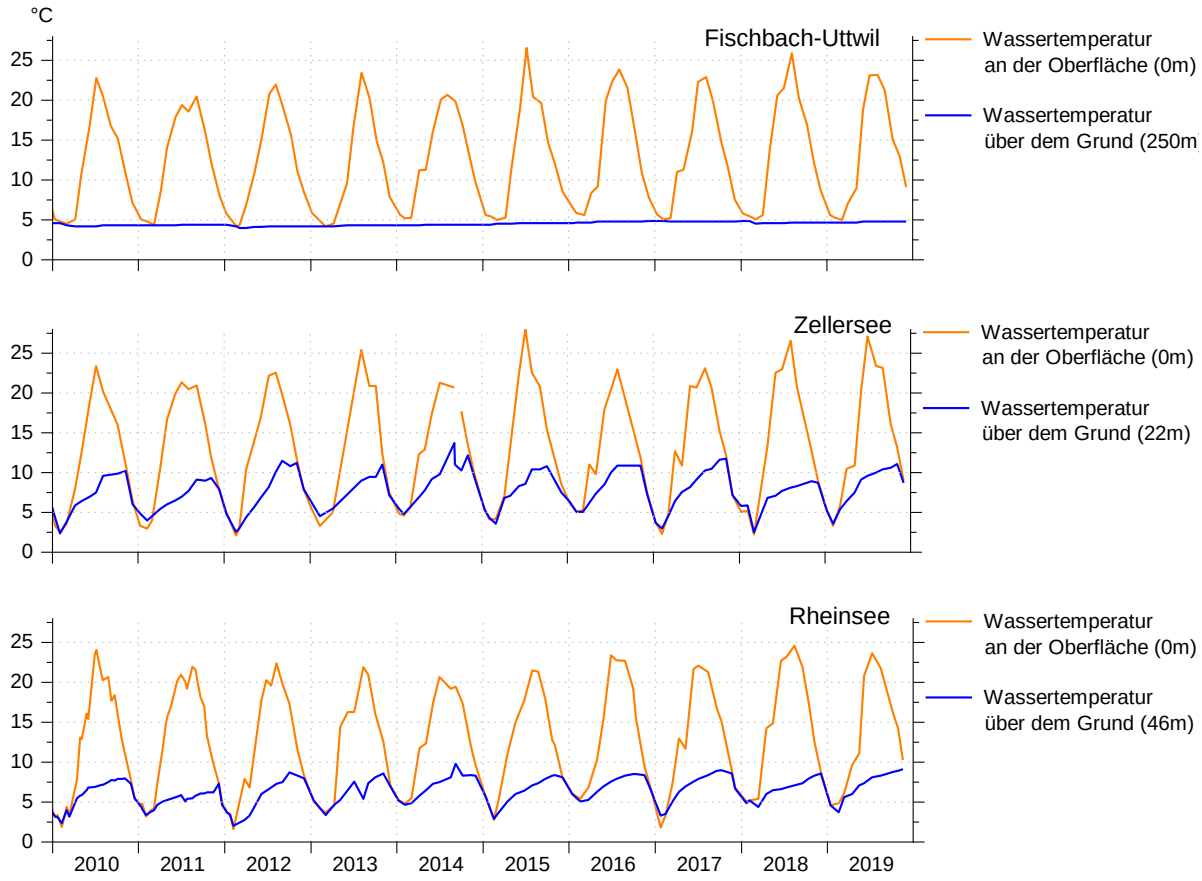


Abb. 5: Langzeitliche Wassertemperaturentwicklung an der Oberfläche und über Grund für die Seeteile Obersee (Messstelle Fischbach-Uttwil), Zellersee und Rheinsee.

Die langjährige Entwicklung der Wassertemperatur zeigt relativ ähnliche Verläufe für die Oberflächenwassertemperatur der drei Seeteile Bodensee Obersee, Zellersee und Rheinsee in den Jahren 2010–2019.

Die Temperaturen im Obersee an der Station Fischbach-Uttwil in 250 m Wassertiefe variieren in diesem Zeitraum zwischen etwa 4,0 Grad Celsius und 4,9 Grad Celsius. Dabei steigen die Temperaturen an der tiefsten Stelle des Sees von etwa 4,0 °C im März 2012 relativ kontinuierlich auf 4,7 °C im März 2019 an, werden jedoch durch die aktuellen Durchmischungsgeschehnisse im Spätwinter und frühen Frühjahr auch jahresspezifisch moduliert. Die Variationen der Wassertemperatur an den tiefsten Stellen des Zellersees (22 m) und des Rheinsees (46 m) sind dagegen deutlich stärker ausgeprägt und unterliegen einem starken saisonalen Gang. Dieser ist aufgrund der geringen Wassertiefe im Zellersee deutlicher ausgebildet als im Rheinsee.

Die oberflächlichen Wassertemperaturen Anfang des Jahres 2018 und 2019 waren durch die milden Winter der Vorjahre geprägt.

Im Gegensatz zum Vorjahr 2017 erfolgte Ende Februar bis Anfang März 2018 jedoch eine deutliche Auskühlung des Bodensees. Es gab trotz weiterhin bestehender Temperaturunterschiede in dieser Zeit eine sehr gute stoffliche Durchmischung des Wasserkörpers, was sich aus den sehr geringen vertikalen stofflichen Gradienten und dem deutlich positiven Zirkulationsindex in diesem Jahr ableiten lässt. Im Gegensatz hierzu gab es 2019, trotz relativ geringer Temperaturunterschiede im Februar und März, keine gute stoffliche Durchmischung.

Die höchsten Wassertemperaturen an der Station Fischbach-Uttwil wurden 2018 am 06.08.2018 mit 25,9 °C gemessen, im Jahr 2019 am 05.08.2019 mit 23,2 ° C.

Wärmeinhalt

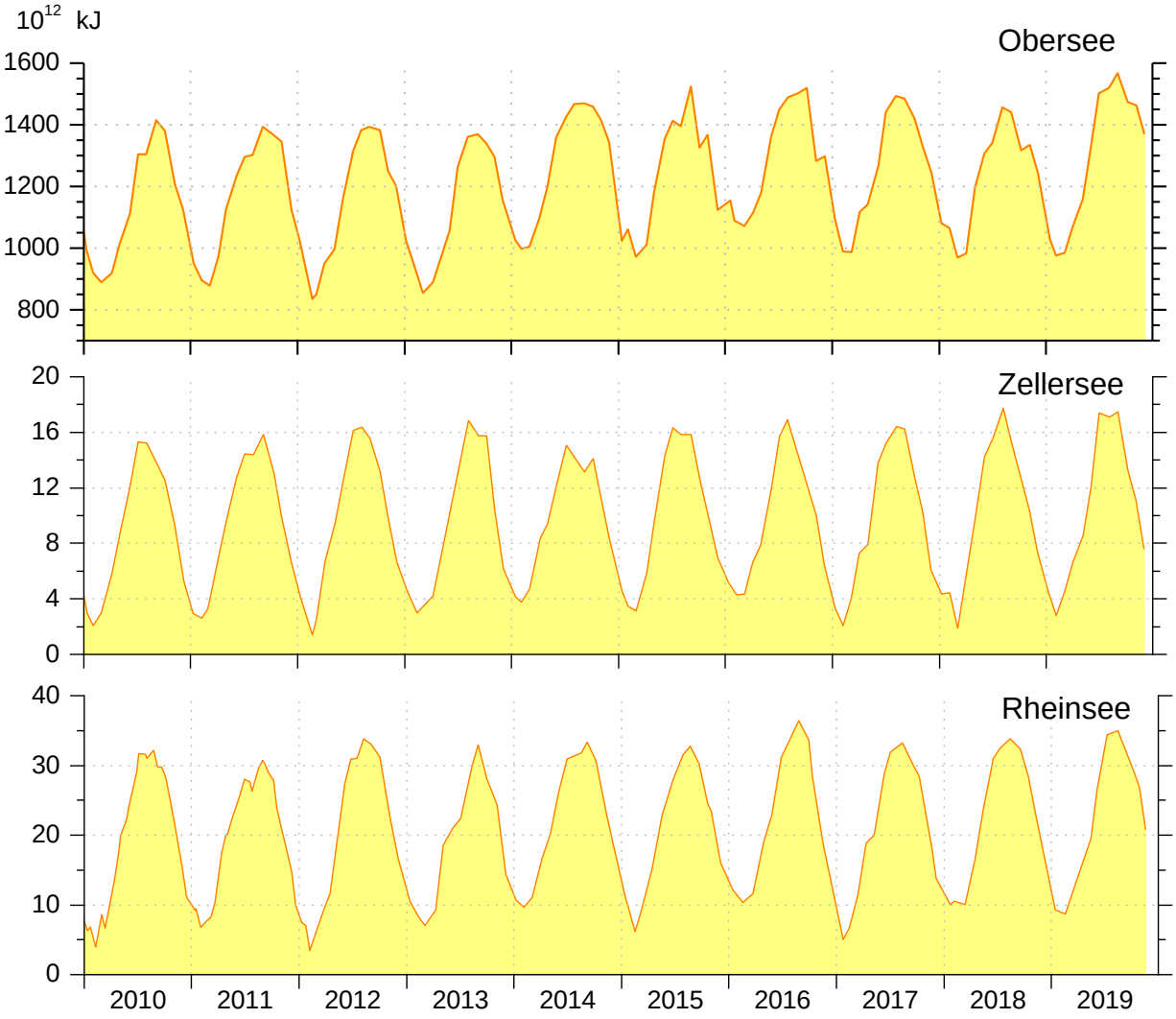


Abb. 6: Wärmeinhalt in den Seeteilen Obersee (0-250 m), Zellersee (0-22 m) und Rheinsee (0-45 m).

Der zeitliche Verlauf des Wärmeinhaltes in den verschiedenen Seeteilen (Abb. 6) ermöglicht eine Abschätzung der zeitlich integrierten Wärmeflüsse im Bodensee. Für die Jahre 2018 und 2019 werden im Obersee – repräsentiert durch die Temperaturmessungen der Station Fischbach-Uttwil – Werte für den Wärmeinhalt des Bodensees erreicht, die ebenso wie in den direkten Vorjahren im Vergleich zu der Periode 2010-2014 überdurchschnittliche Werte erreichen. Das steht natürlich in direkter Korrelation zu den meteorologischen Bedingungen in diesen beiden Jahren, die durch hohe mittlere Lufttemperaturen und große jahreskumulative Sonnenstundenwerte charakterisiert werden. Der für das Jahr 2019 errechnete maximale Wärmeinhalt übersteigt dabei sogar die Werte für den Rekordsommer 2018. Für den Zellersee und den Rheinsee werden für die Jahre 2018 und 2019 ebenfalls leicht erhöhte Werte ermittelt, die sich im Bereich der normalen Schwankungsbreite bewegen.

Wassertemperatur

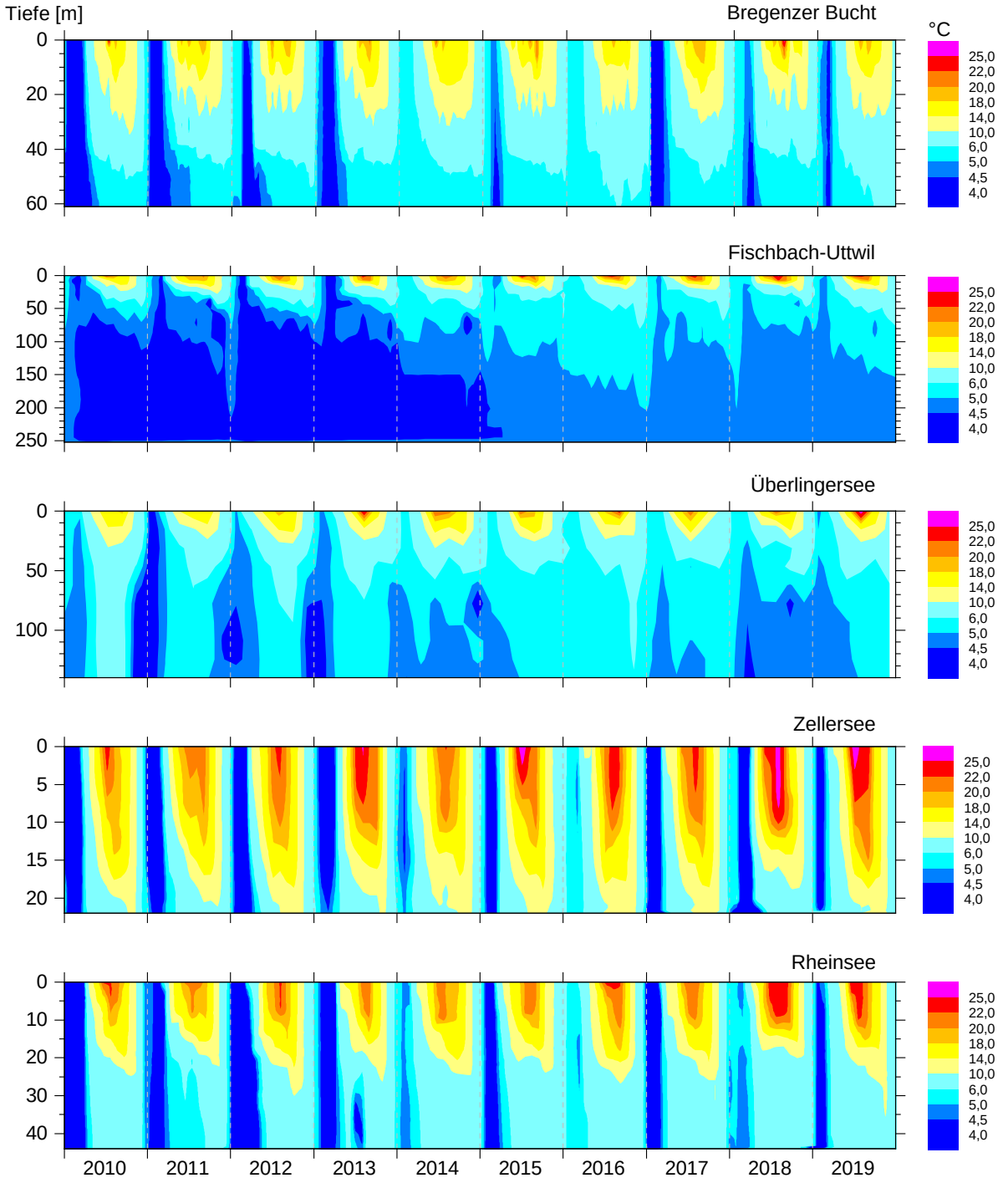


Abb. 7: Wassertemperaturverteilung in der Bregenzer Bucht (Obersee), in Seemitte (Messstelle Fischbach-Uttwil), im Überlingersee, sowie im Zellersee (Untersee) und Rheinsee (Untersee).

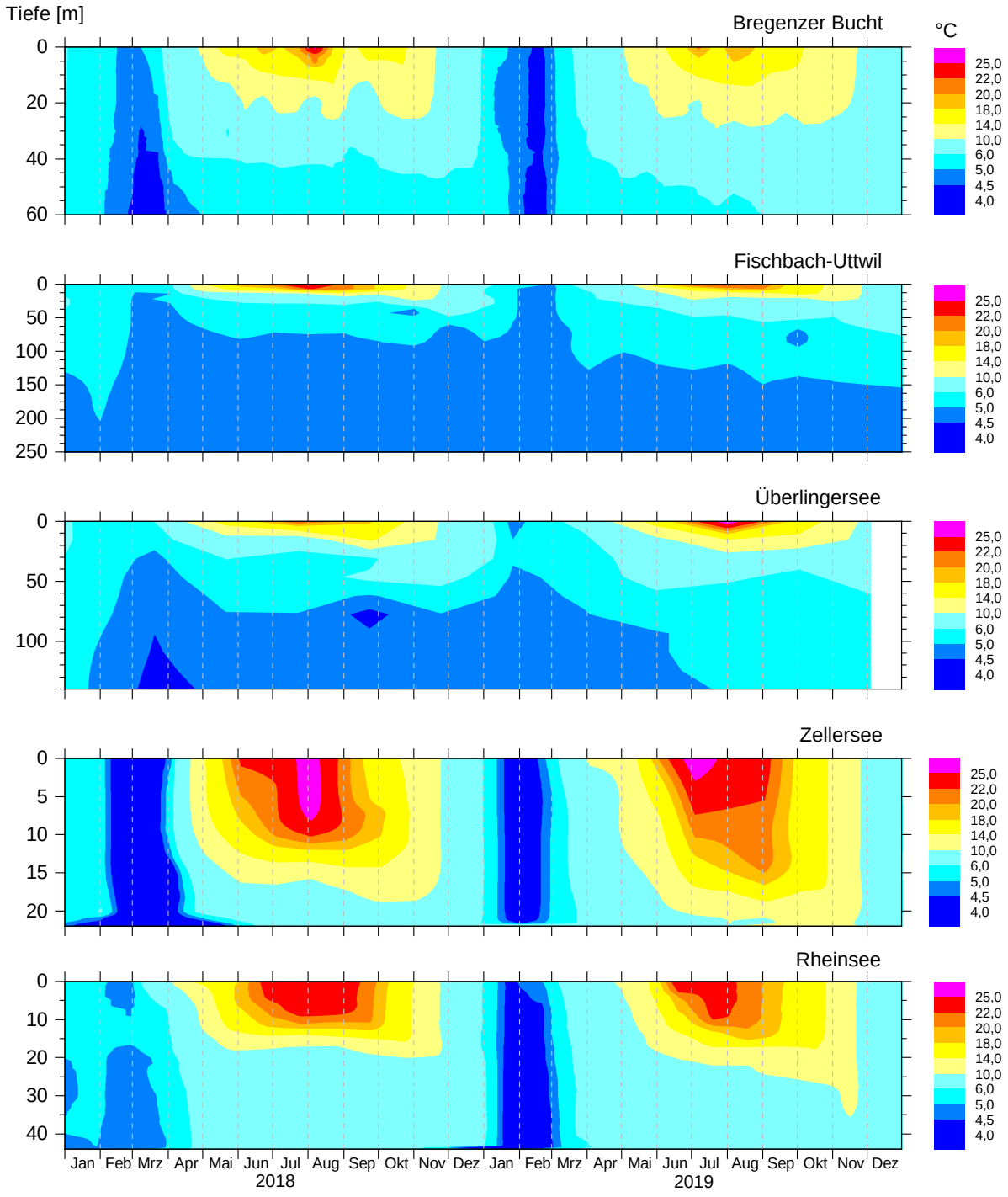


Abb. 8: Wassertemperaturverteilung in den Jahren 2018/2019 in der Bregenzer Bucht (Obersee), in Seemitte (Messstelle Fischbach-Uttwil), im Überlingersee, sowie im Zellersee (Untersee) und Rheinsee (Untersee).

Die Temperatur- und Schichtungsverhältnisse waren im Jahr 2018 in den verschiedenen Seeteilen und –becken des Bodensees durch die starke Abkühlungsphase im Februar und März sowie insbesondere durch das insgesamt meteorologisch sehr heiße Jahr 2018 geprägt (siehe Abb. 7 und Abb. 8).

Die Auswirkungen des jährlichen Temperaturstratifikationszyklus unterscheiden sich dabei je nach Morphometrie des betrachteten Seeteiles. Die relativ flachen Seeteile Zellersee und Gnadensee und in geringerem Maße der Rheinsee zeigen noch einen deutlich ausgeprägten Temperaturgang über der Seesohle. In den tieferen Seeteilen und -becken Bodensee Obersee (Fischbach-Uttwil) und Bregenzer Bucht werden dagegen geringere Variationsbreiten der Temperatur und keine ausgeprägten saisonalen Temperaturgänge in der Tiefe registriert.

Im Rheinsee wurde am 14.08.2018 mit 24,6 °C der höchste Messwert des Jahres 2018 registriert wurde. Die Temperatur an der tiefsten Stelle folgt einem ausgeprägten Jahresgang (T_{min} = 4,4 °C am 15.03.2018 und T_{max} = 8,6 °C am 04.12.2018).

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

Die Temperatur- und Schichtungsverhältnisse im Jahr 2019 waren in den drei Seeteilen Rheinsee, Zellersee und Gnadensee durch den wiederum relativ milden Winter 2018/2019 sowie durch das relativ warme Jahr 2019 geprägt.

Im Rheinsee (Wassertiefe: 45 m) wurde am 15.01.2019 eine homotherme Temperaturverteilung mit Wassertemperaturen von konstant 4,6 °C gemessen. Im weiteren Jahresverlauf erwärmte sich der Wasserkörper bis im Rahmen des monatlichen Routinemonitorings am 09.07.2019 mit 23,7 °C der höchste Messwert des Jahres registriert wurde.

Die oberflächlichen Höchsttemperaturen wurden im Zellersee und Gnadensee im Jahr 2019 am 01.07.2019 gemessen (Gnadensee 25,4 °C und Zellersee: 27,1 °C).

Aufgrund der flacheren Morphometrie wurden im Vergleich zum Rheinsee leicht höhere Tiefenwassertemperaturen an den tiefsten Stellen dieser beiden Teilbecken registriert (minimale Tiefenwassertemperatur im Gnadensee T_{min} = 2,8 °C und im Zellersee T_{min} = 3,6 °C am 04.02.2019; maximale Tiefenwassertemperatur im Gnadensee T_{max} = 11,0 °C am und Zellersee T_{max} = 11,1 °C jeweils am 04.11.2019).

Langzeitentwicklung von Sauerstoff, Gesamtphosphor, Ammonium und Nitrat

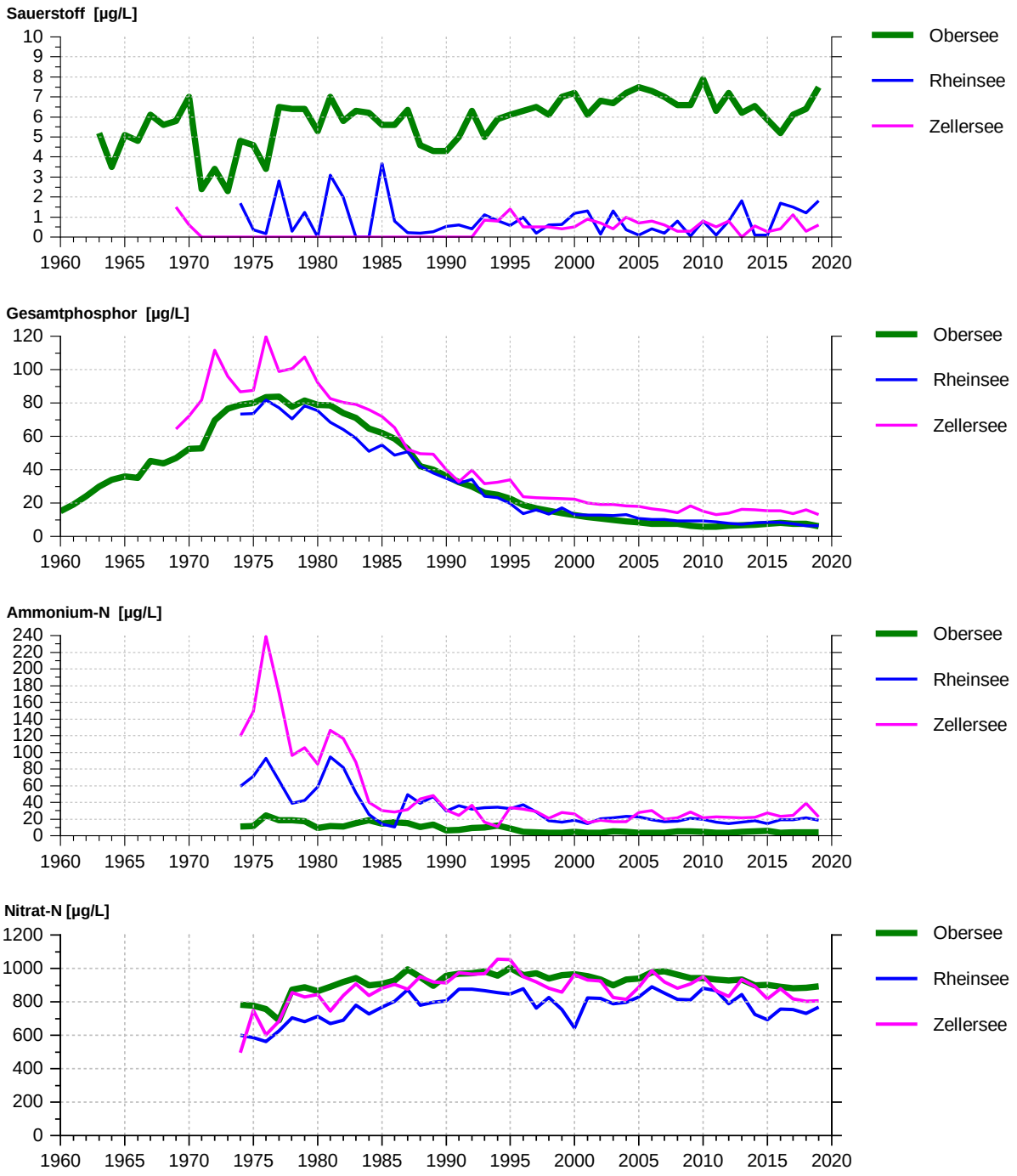


Abb. 9: Übersicht über die Langzeitentwicklung der Sauerstoffminima über Grund, sowie der Gesamtphosphor-, Ammonium-N- und Nitrat-N-Jahresmittelwerte in Seemitte Obersee (FU), Zellersee und Rheinsee. Die Parameter werden im Detail bei den jeweiligen Isoplethendarstellungen diskutiert.

Sauerstoff

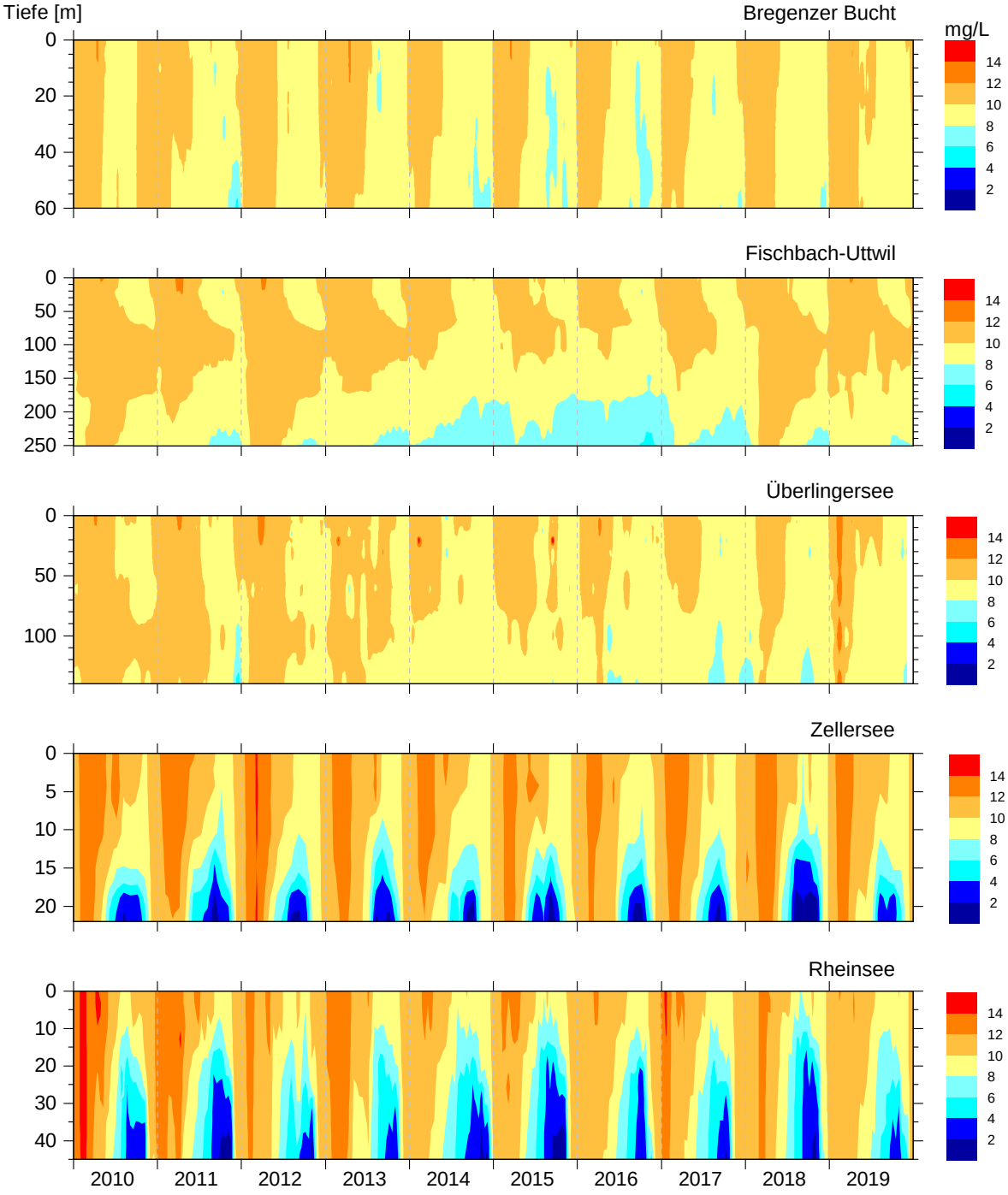


Abb. 10: Sauerstoffverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, im Überlingersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Die Langzeitentwicklung der Sauerstoffminima über Grund zeigt (Abb. 9), dass der Sauerstoff im Rheinsee und Zellersee, im Gegensatz zum Obersee, im Zuge des aeroben Abbaus von Biomasse großteils aufgebraucht wird und das jährliche Sauerstoffminimum über Grund in den vergangenen 30 Jahren unter 2 mg/L lag. Im Obersee war die Minimalkonzentration in den letzten Jahren immer über 6 mg/L, außer 2016 mit 5,2 mg/L und 2015 mit 5,9 mg/L. 2019 wurde mit 7,5 mg/L der zweithöchste Wert der letzten knapp 60 Jahre registriert.

Im Herbst 2010 wurde in Seemitte (Station Fischbach-Uttwil) mit 7,9 mg/L die beste minimale grundnahe Sauerstoffversorgung seit Beginn der regelmäßigen IGKB-Untersuchungen beobachtet (Abb.10). Im Verlauf der Sommer 2013 bis 2016 erfolgte aufgrund der fehlenden Vollzirkulation im tiefen Hypolimnion jeweils eine kontinuierliche Zehrung an Sauerstoff bis zum herbstlichen Minimum 5,2 mg/L (2016) über dem Seegrund. Obwohl es auch 2017 keine Vollzirkulation gab, konnten sich die grundnahen Sauerstoffwerte erholen, wodurch die herbstliche Minimalkonzentration bei 6,1 mg/L lag. Die gute Zirkulation im Frühjahr 2018 versorgte den Tiefenbereich mit sauerstoffreichem Wasser. 2019 wurde, wie bereits oben erwähnt, mit 7,5 mg/L der zweithöchste Wert der letzten knapp 60 Jahre registriert.

Im Untersee sind regelmäßig anaerobe Verhältnisse in den tiefen Wasserschichten zu finden. Diese reichen im Rheinsee im Herbst kurzzeitig vom Seegrund bis in ca. 20 m Wassertiefe, im Zellersee bis ca. 15 m Wassertiefe.

Gesamtphosphor

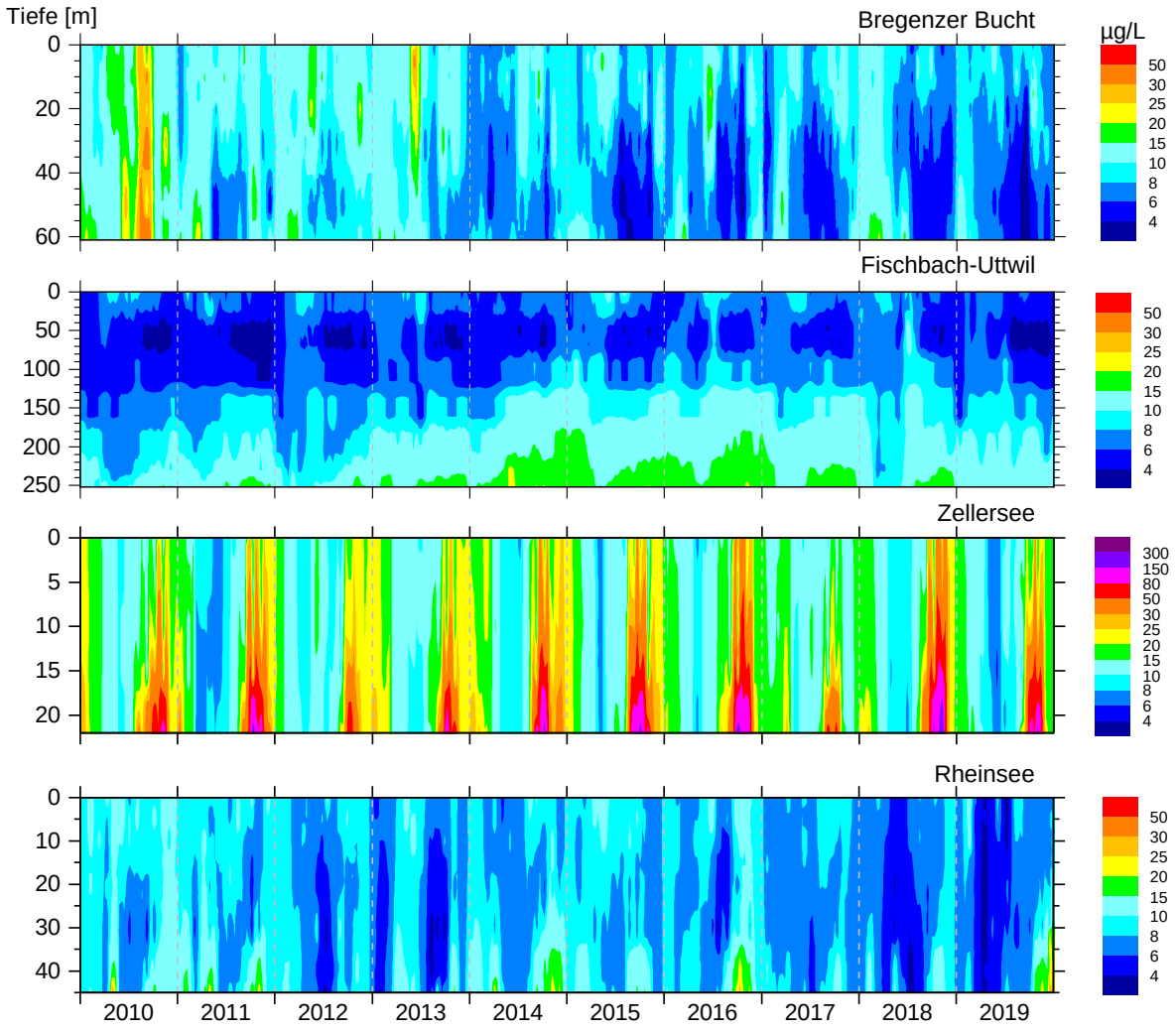


Abb. 11: Gesamtphosphorverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Die Gesamtphosphorgehalte im Obersee haben sich inzwischen auf niedrigem Niveau stabilisiert (Abb.9). Als Konsequenz mehrerer aufeinanderfolgender Jahre ohne Vollzirkulation kam es an der Station Fischbach-Uttwil von 2013 bis 2016 zu einer Anreicherung in den tiefen Wasserschichten unter 100 m (Abb.11). Am deutlichsten zeigte sich die Zunahme direkt über dem Seegrund in etwa 250 m Wassertiefe. 2018 konnte sich in Folge einer guten Zirkulation im Frühjahr die Phosphorkonzentration über die gesamte Wassersäule angleichen. 2019 wurde trotz schlechter Zirkulation keine ausgeprägte Rücklösungsphase im Sommer beobachtet. Durch die Nähe zu den Mündungen von Alpenrhein und Bregenzerach sind in einzelnen Jahren wie 2010 und 2013 in der Bregenzer Bucht lokal höhere Phosphorgehalte zu beobachten. Auch im Untersee sind die Gesamtphosphorgehalte langfristig rückläufig (Abb.9). Im Vergleich zum Obersee ist der flachere Zellersee wesentlich produktiver. Infolge von Phosphorfreisetzungen aus den Sedimenten ist hier der Phosphorgehalt höher als in den anderen Seeteilen. Vereinzelt (z. B.: 2014, 2016 und 2019) kommt es auch im Rheinsee im Herbst zu einer ausgeprägten Phosphorrücklösung aus dem Sediment.

Orthophosphat

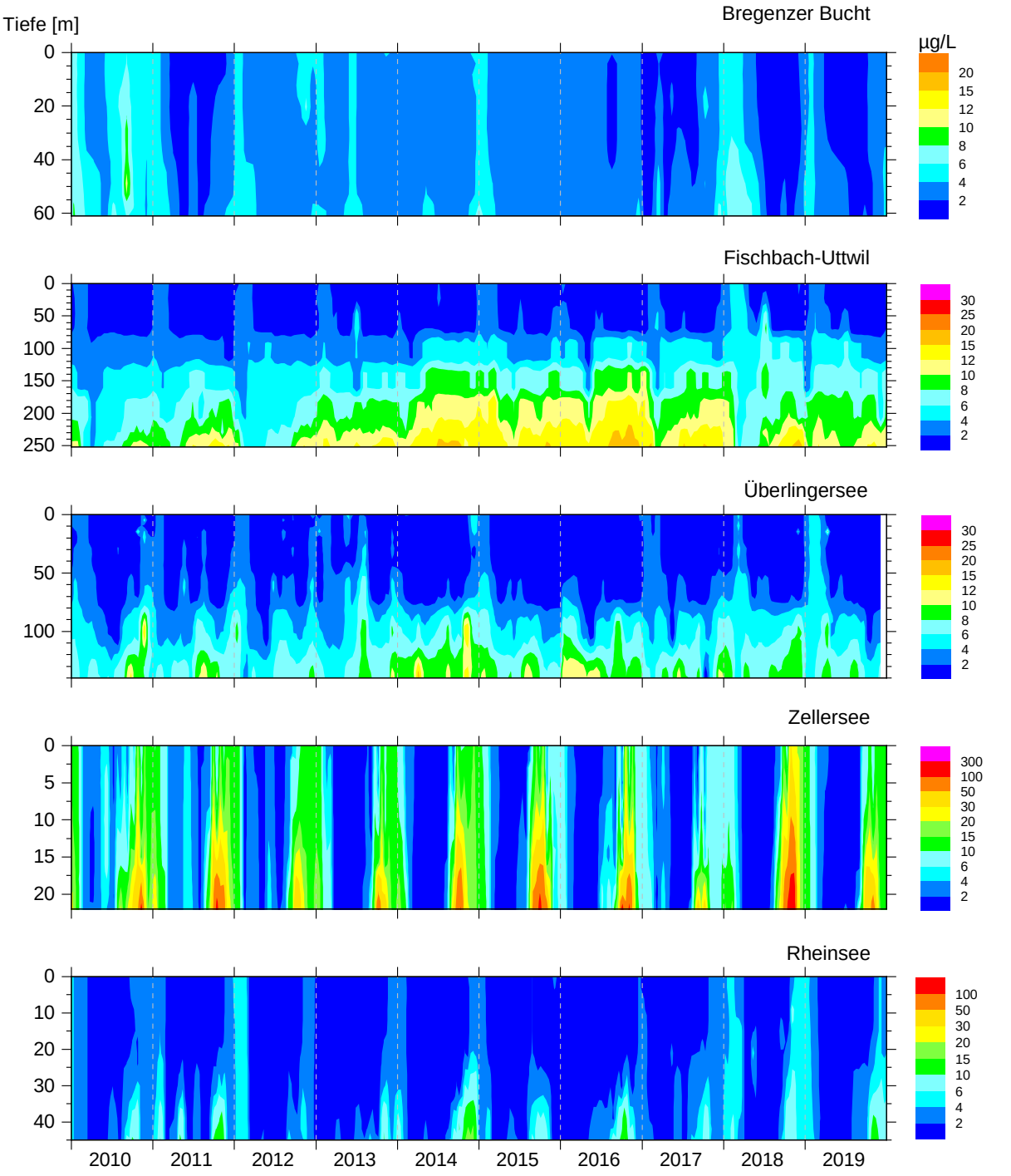


Abb. 12: Orthophosphatverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, im Überlingersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Die Vertikalverteilung von Orthophosphat (Abb.12) in der Seemitte des Obersees (Fischbach-Uttwil) und im Überlingersee wird überwiegend von Produktion bzw. Abbau von Biomasse und Zirkulationsvorgängen bestimmt. Durch unvollständige Durchmischung des Wasserkörpers von 2013 bis 2017 hat sich Phosphat im Tiefenwasser angereichert und wurde erst im Frühjahr 2018 durch Zirkulationsprozesse wieder ausgeglichen.

Im Vergleich zum Obersee ist der flachere Zellersee produktiver. Die Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten trägt hier zur verzögerten Reoligotrophierung bei. Im Vergleich zum Zellersee ist der Rheinsee wesentlich stärker durch abfließendes Oberseewasser geprägt und der Phosphatrückgang fällt hier deutlicher als im Zellersee aus.

Nitrat ist im Bodensee die dominierende anorganische Stickstoffverbindung. Ammonium und Nitrit spielen nur eine untergeordnete Rolle. Seit Anfang der 1980er Jahre liegt die durchschnittliche Jahreskonzentration an der Station Fischbach-Uttwil im Bereich von ca. 0,9 bis 1,0 mg/L, wobei sich die Werte in den letzten Jahren eher um die 0,9 mg/L und leicht darunter bewegen (Abb.9). Der tendenziell leicht abnehmende Trend spiegelt auch die etwas rückläufigen Nitratgehalte in der Bregenzer Bucht wider (Abb.13).

Die zu Jahresbeginn im Zellersee im Vergleich zum Obersee höheren Nitratwerte werden durch die nitratreiche Radolfzeller Aach verursacht, die dann tief im Zellersee einschichtet. Der im Sommer und Herbst verstärkte Abbau organischer Substanz zehrt in Grundnähe sowohl die Sauerstoff- als auch die Nitratvorräte. Nitrat wird fast vollständig reduziert, was erst während der Vertikalzirkulation wieder ausgeglichen wird. Im Rheinsee zeigt sich, dass am Jahresanfang sowohl über den Seerhein als auch aus dem Zellersee relativ nitratreiches Wasser kommt. Dies ändert sich im Sommerhalbjahr aufgrund der Nitrataufnahme durch die Algen.

Nitrat

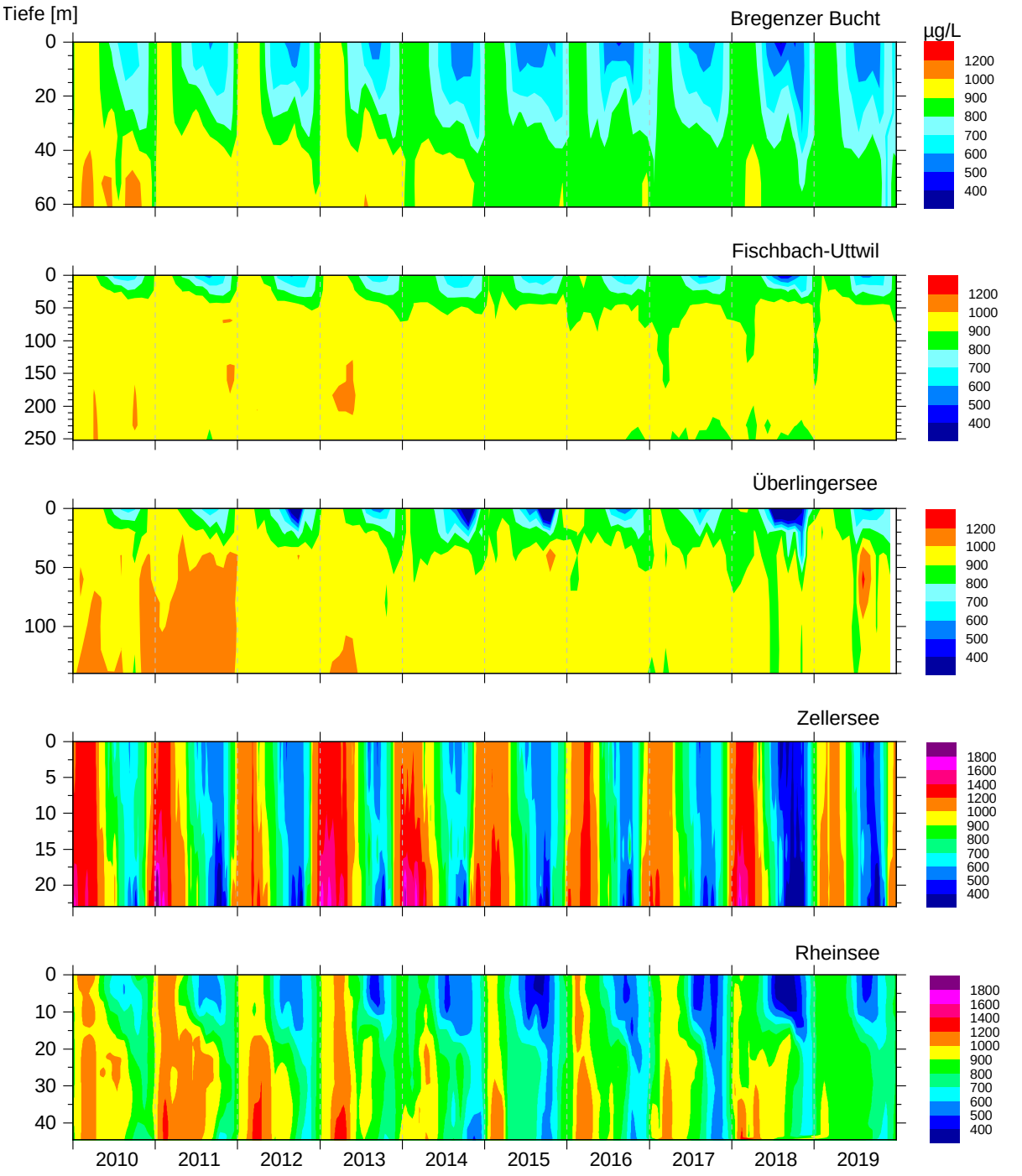


Abb. 13: Nitrat-N-Verteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, im Überlingersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Ammonium

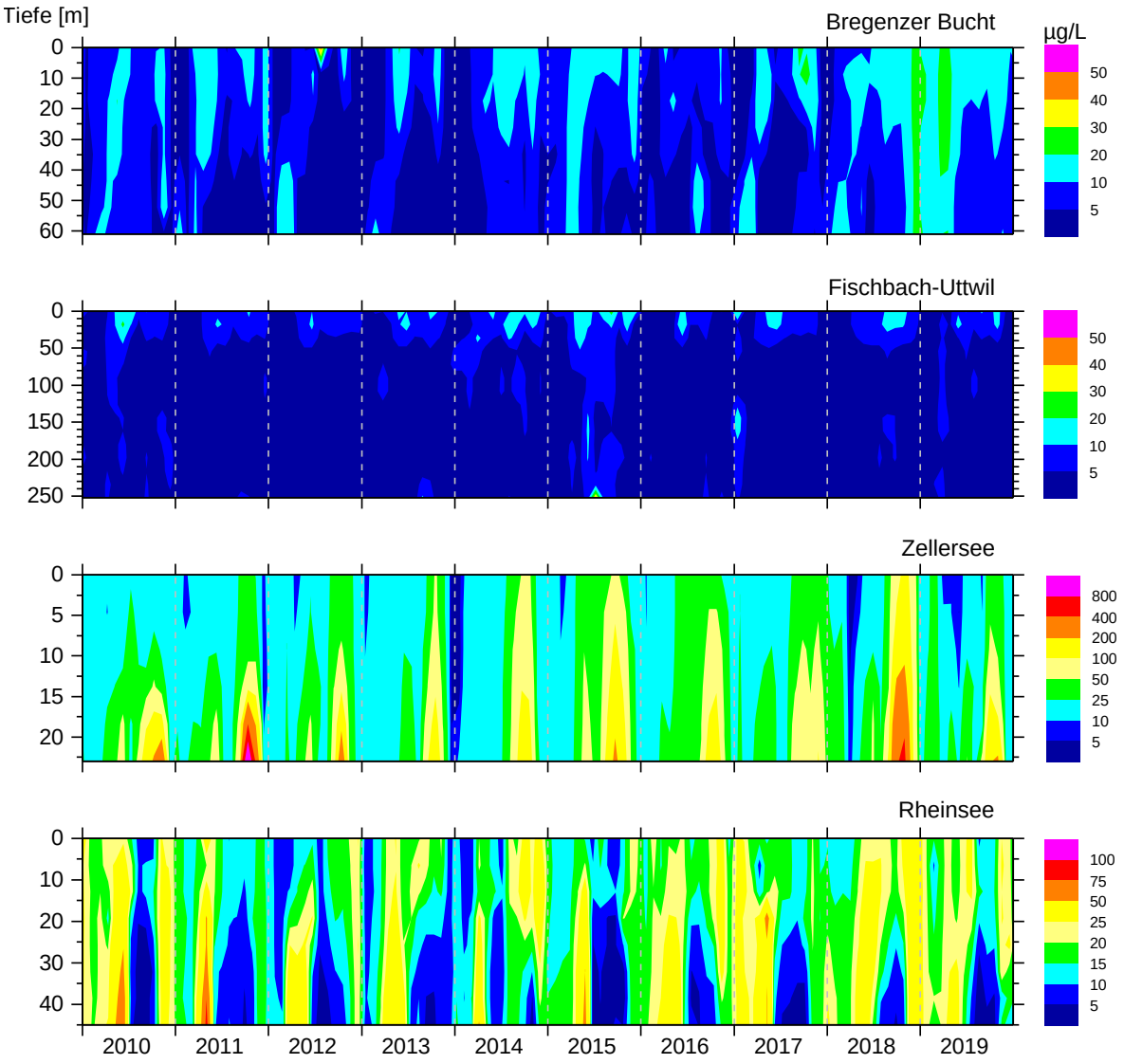


Abb. 14: Ammonium-N-Verteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Ammonium ist Teil des mikrobiellen Stickstoffabbaus im See und deutet auf den Abbau organischer Substanz hin. Die rückläufige Algenproduktion führt insgesamt zu abnehmenden Ammoniumgehalten (Abb.9). An der Station Fischbach-Uttwil sind die geringsten Ammoniumgehalten zu finden und dieser Seeteil ist auch am wenigsten produktiv (Abb.14).

Im produktiveren Untersee entsteht insbesondere im Zellersee Ammonium im Verlauf des Sommers durch Reduktion von Nitrat in den sauerstoffverarmten Tiefenzonen.

Silikat

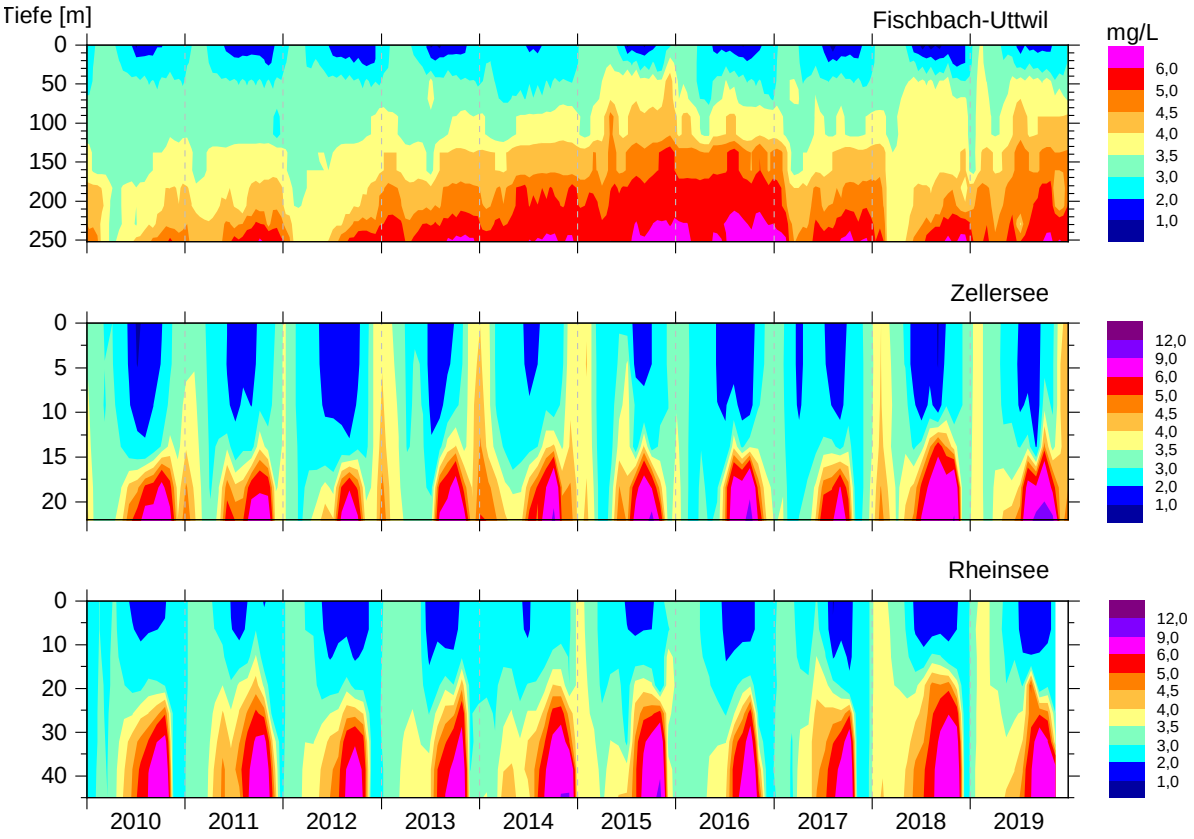


Abb. 15: Silikatverteilung in Seemitte (FU) im Obersee, im Zellersee und im Rheinsee.

Die saisonale Entwicklung der Silikatkonzentration ist in allen Seeteilen durch Zehrungsprozesse (Verbrauch durch Kieselalgen) an der Oberfläche und eine Freisetzung über dem Seegrund durch Abbauvorgänge geprägt. Im Obersee sind Jahre mit guter Vertikalzirkulation (2012, 2018) an einer Abnahme des Silikat-Vorrats im Tiefenwasser zu erkennen, während sich in Jahren mit unvollständiger Durchmischung das Tiefenwasser mit Silikat anreichert (Abb.15).

Infolge der höheren Produktion führt die Freisetzung im Zellersee und Rheinsee zu höheren Konzentrationen über dem Seegrund als an der Station Fischbach-Uttwil. Allerdings führt die jährliche Vertikalzirkulation im Untersee meist nicht zu einer mehrjährigen Akkumulation in tiefen Wasserschichten.

Chlorid

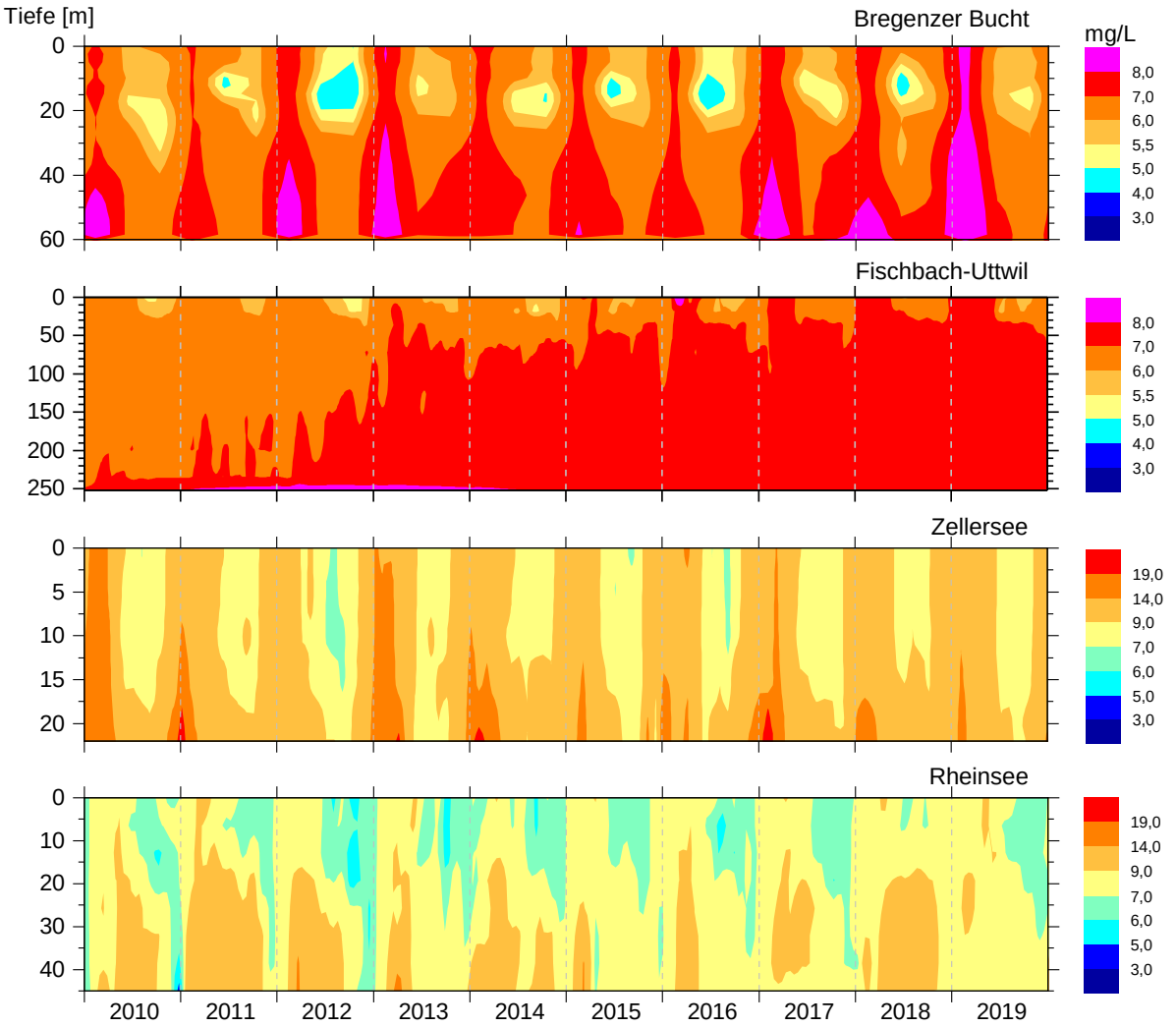


Abb. 16: Chloridverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Im Frühjahr führt die Schneeschmelze zu höheren Abflüssen und geringeren Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe in Rhein und Bregenzerach. Anhand der Konzentrationsrückgänge von Chlorid in der Bregenzer Bucht und an der Station Fischbach-Uttwil lassen sich die bevorzugten Einschichtungstiefen der Zuflüsse im See bei etwa 5-20 m erkennen (Abb.16). Seit 2010 nehmen die Chloridgehalte im Obersee weiter zu. Die Zunahme schreitet dabei kontinuierlich über die gesamte Wassersäule voran. Die höheren Chloridwerte jeweils zu Jahresbeginn im Zellersee werden durch die Radolfzeller Aach verursacht. Mit steigendem Oberseespiegel im Verlauf des Frühjahrs/Sommers dominiert das chloridärmere Oberseewasser den Zellersee und die Gehalte nehmen ab. Die Chloridwerte im Rheinsee werden in erster Linie durch die Verhältnisse im Obersee bestimmt, sind durch den Einfluss des Zellersees jedoch höher als im Obersee.

Mangan

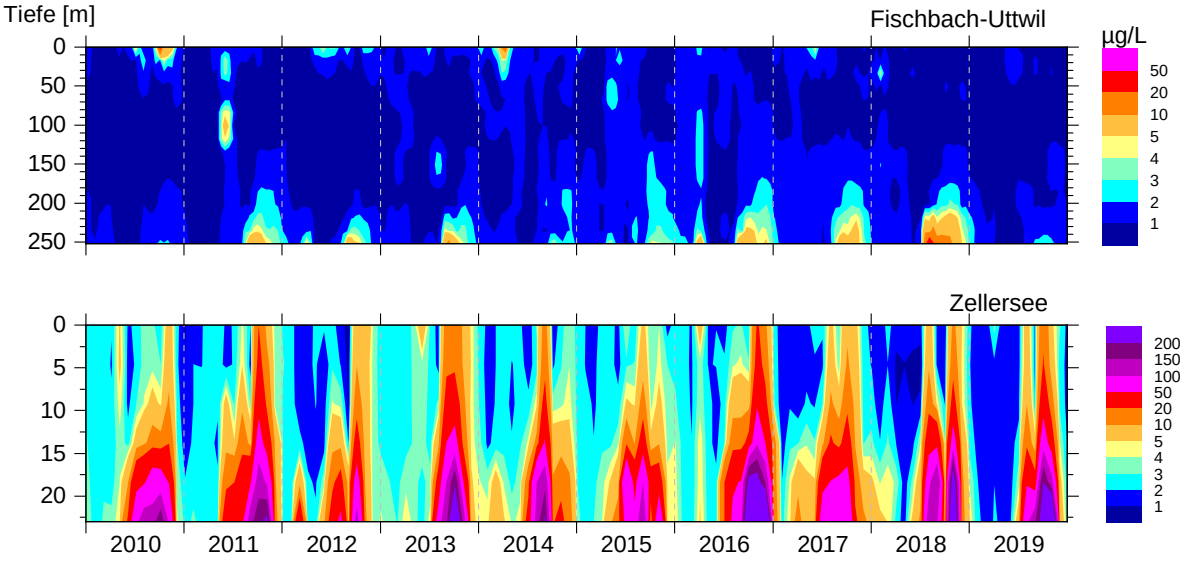


Abb. 17: Manganverteilung in Seemitte (FU) im Obersee und im Zellersee.

An der tiefsten Stelle im Obersee (Fischbach-Uttwil) finden zyklisch wiederkehrende Mangan-Freisetzungen nur noch in geringem Ausmaß statt (Abb.17). Die Anstiege der Mangan-Konzentrationen sind gekoppelt mit dem Abbau von Biomasse über Grund, der im Verlauf der Wachstumsphase zu einer starken Sauerstoffzehrung und einer Absenkung der Redoxpotenziale führt. Dadurch werden schwer lösliche Mangan(IV)-Verbindungen zu leicht löslichen Mangan(II)-Verbindungen reduziert, die sich im überstehenden Wasser lösen. Vergleichbare Zyklen sind für die saisonale Freisetzung des Eisens und des daran gebundenen Phosphors verantwortlich.

Im Zellersee hingegen ist die Mangan-Freisetzung über dem Seegrund im letzten Jahrzehnt weiterhin hoch (Abb.17). Hier sind die hohen Konzentrationen bis zur Oberfläche zu finden und nicht auf den tiefen Bereich begrenzt, wie dies im Obersee der Fall ist.

Eisen

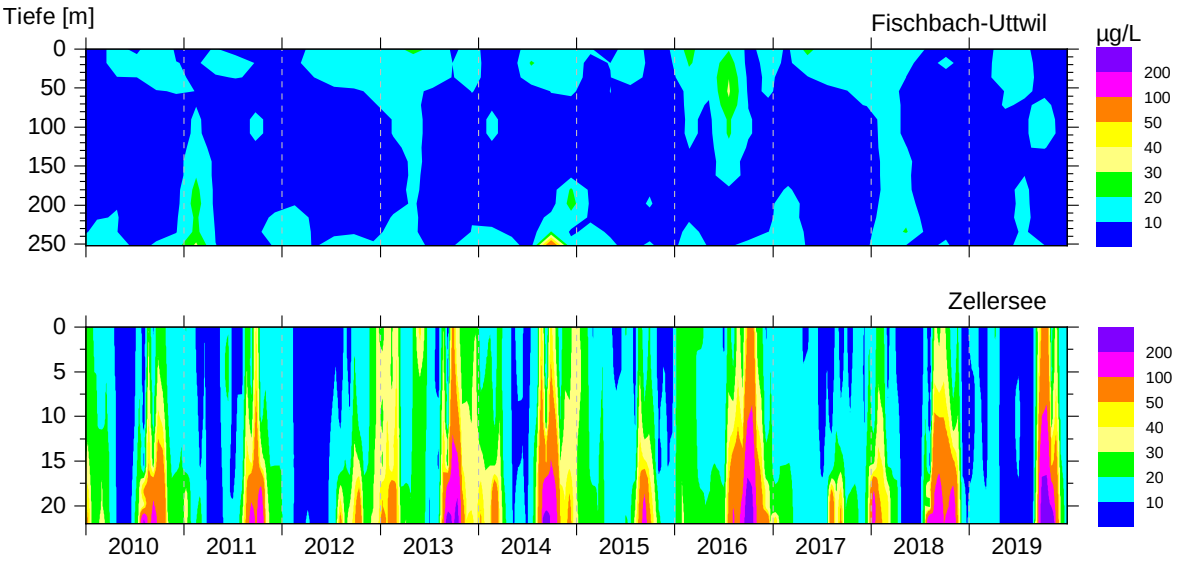


Abb. 18: Eisenverteilung in Seemitte (FU) im Obersee und im Zellersee.

Die saisonale Freisetzung des Eisens bei Absenkung der Redoxpotenziale folgt den gleichen Gesetzmäßigkeiten wie bei Mangan (Abb. 18). Damit sind die Unterschiede zwischen Obersee und Untersee zu erklären. Zusätzlich zeigen erhöhte partikuläre Eisengehalte Flusswasserfahnen an, wie z. B. 2016 an der Station Fischbach-Uttwil, da Algen, im Gegensatz zu mineralischen Schwebstoffen mit Eisengehalten von einigen Prozenten, lediglich Spuren von Eisen enthalten.

Phytoplankton

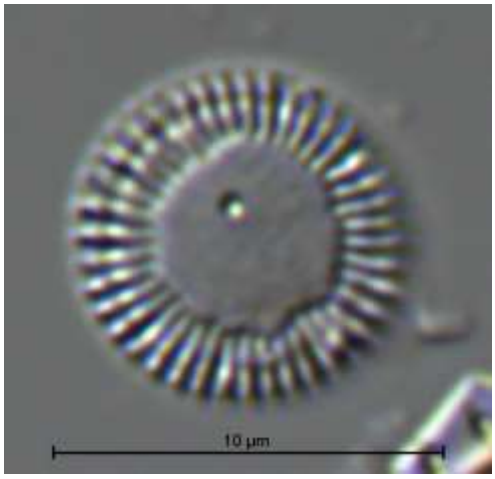


Abb. 19: *Cyclotella costei*.

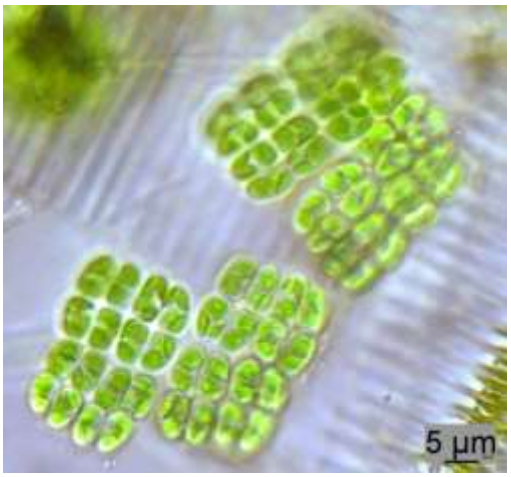


Abb. 20: *Willea vilhelmii*.

Abb. 21: *Uroglena*.

Abb. 22: *Gymnodinium helveticum*.

Abb. 23: *Diatoma ehrenbergii*.

Bildrechte: LUBW

Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil)

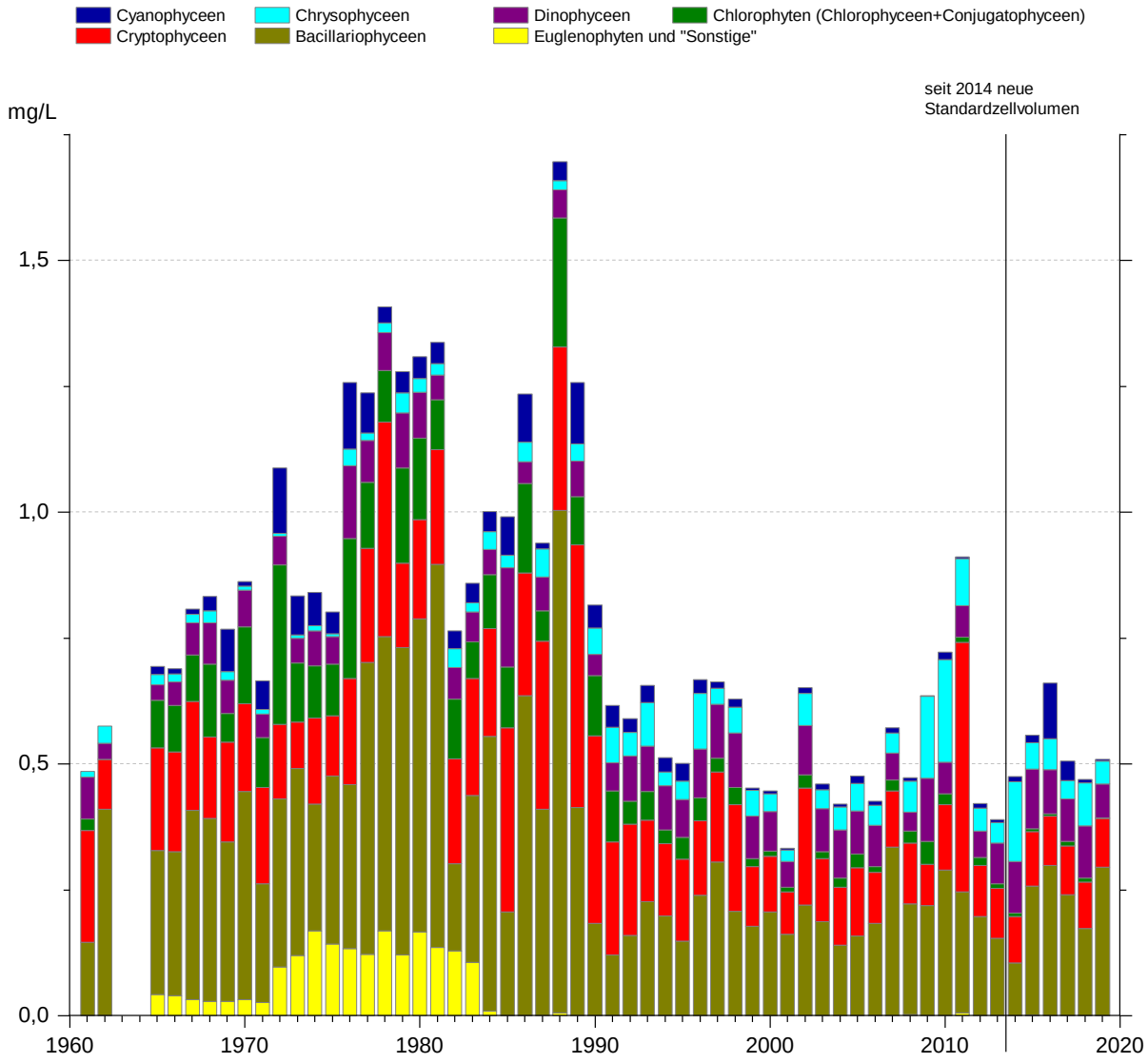


Abb. 24: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil, 1961-2019). Tiefenbereich 1965-1975: 0-50 m; ab 1976 0-20 m.

Im langjährigen Vergleich der Algenklassen am Obersee ist seit der Reoligotrophierung in den 1990er Jahren das Grundmuster über die Jahre im Rahmen von natürlichen Schwankungen sehr ähnlich (Abb. 24): Bacillariophyceen (Kieselalgen) bilden den größten Teil der Biomasse. Cryptophyceen (Schlundalgen) und Dinophyceen (Panzerflagellaten) sind in den letzten Jahren oft in sehr ähnlichen Mengenverhältnissen vorhanden. Ein über die Jahre stetiger Trend ist bei den genannten Algenklassen nicht ausgeprägt. Die Chlorophyten zeigen im langjährigen Vergleich einen deutlichen Rückgang im Obersee, der Ende der 1990er Jahre einsetzte und damit zeitlich mit der Stabilisierung der Gesamtbiomasse, die sich seit 20 Jahren bei Werten zwischen 0,33 mg/L und 0,91 mg/L bewegt, zusammenfällt. Die Cyanobakterien (Blaualgen oder Cyanophyceen) zeigen einen ähnlichen Trend: Ihre Maxima fallen in die Zeit der

höchsten Phosphorkonzentrationen. Entgegen des Trends waren in den Jahren 2016 und 2017 die Cyanobakterienkonzentrationen infolge eines verstärkten Auftretens der Burgunderblutalgen (*Planktothrix rubescens*) sichtbar erhöht. Diese Entwicklung hat sich 2018 und 2019 nicht fortgesetzt.

Wie auch in den Grünen Berichten Nr. 41 und Nr. 42 wurden zur Berechnung der Biomassen aktualisierte Standardzellvolumina herangezogen.

Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Obersee (Überlingersee)

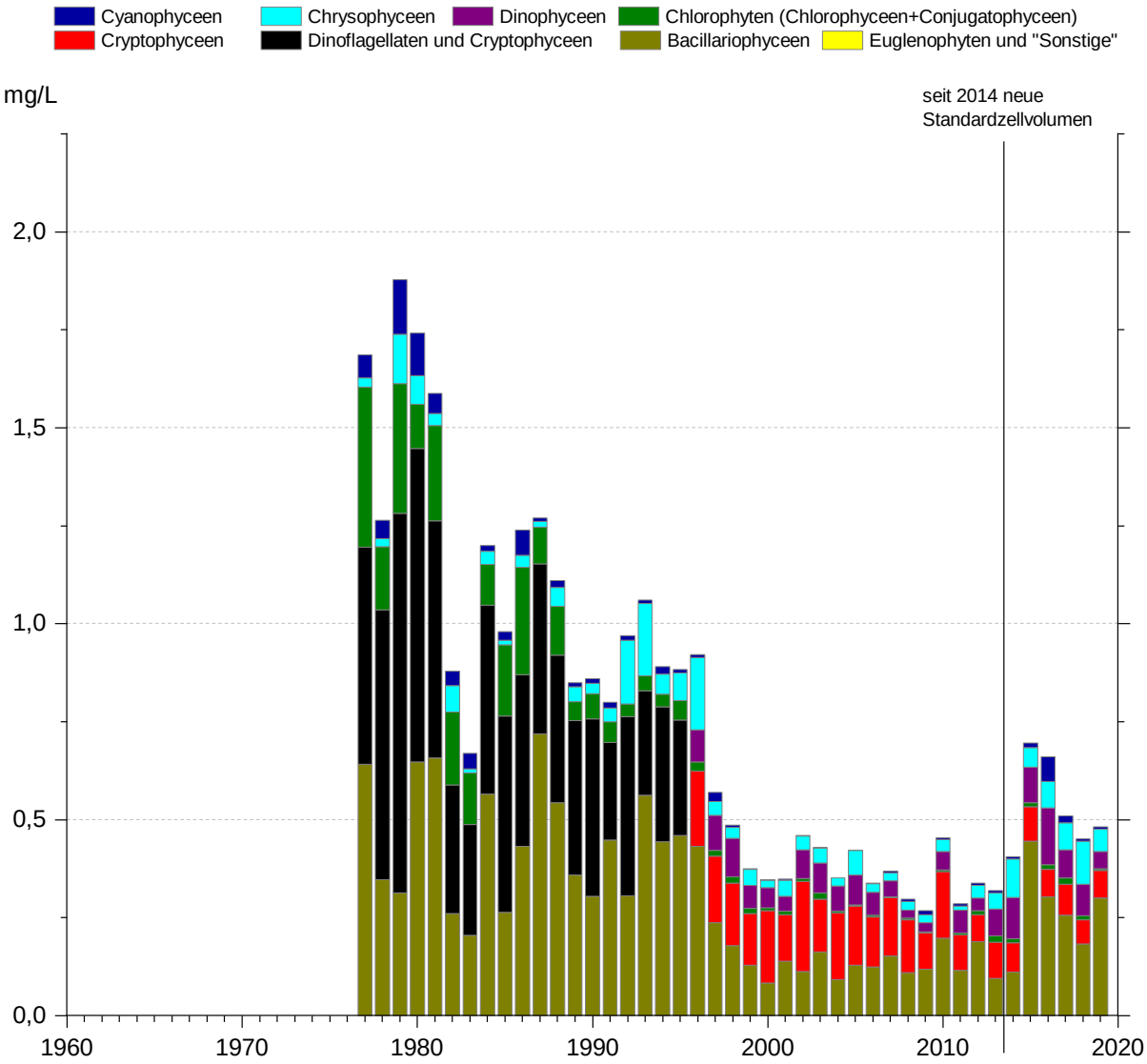


Abb. 25: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Überlingersee, 1977-2019). Daten erhoben von der BWV.

Im Überlingersee wurde das Phytoplankton von 1977 bis 1995 nach einem vereinfachten Verfahren ausgewertet, bei dem Dinoflagellaten und Cryptophyceen zusammengefasst wurden. Eine Interpretation dieser beiden Gruppen vor 1996 ist deshalb nicht möglich. Seit der getrennten Auswertung der Cryptophyceen bis 2010 stellen die Cryptophyceen und etwa im gleichen Anteil die Kieselalgen den größten Teil der Biomasse (Abb. 25), in den Jahren nach 2015 ist der Biomasseanteil der Cryptophyceen etwas kleiner, während der der Kieselalgen zunimmt. Die Chlorophyten und Cyanobakterien sind seit 1977 sehr stark zurückgegangen und stellen in den letzten Jahren nur noch unbedeutende Anteile der Biomasse. Eine Ausnahme stellt (wie auch im Obersee) das

bislang einmalige starke Auftreten der Burgunderblutalge (Planktothrix rubescens) in den Jahren 2016 und 2017 dar. Die Chrysophyceen erreichten Ende der siebziger und Anfang der neunziger Jahre teilweise hohe Biomassen, bewegten sich aber dann auf einem niedrigen Niveau. 2018 war die Biomasse der Chrysophyceen höher als in den anderen Jahren seit der Reoligotrophierung. Im Jahr 2019 waren die Werte wieder in einem ähnlichen Wertebereich wie in den Vorjahren. Auch die BWV stellte seit 2014 auf neue Standardzellvolumina zur Berechnung der Biomasse um. Die etwas höher scheinenden Phytoplankton-Biomassen der letzten 5 Jahren können zum Teil auf die neue Art der Berechnung zurückgehen.

Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Untersee (Zellersee)

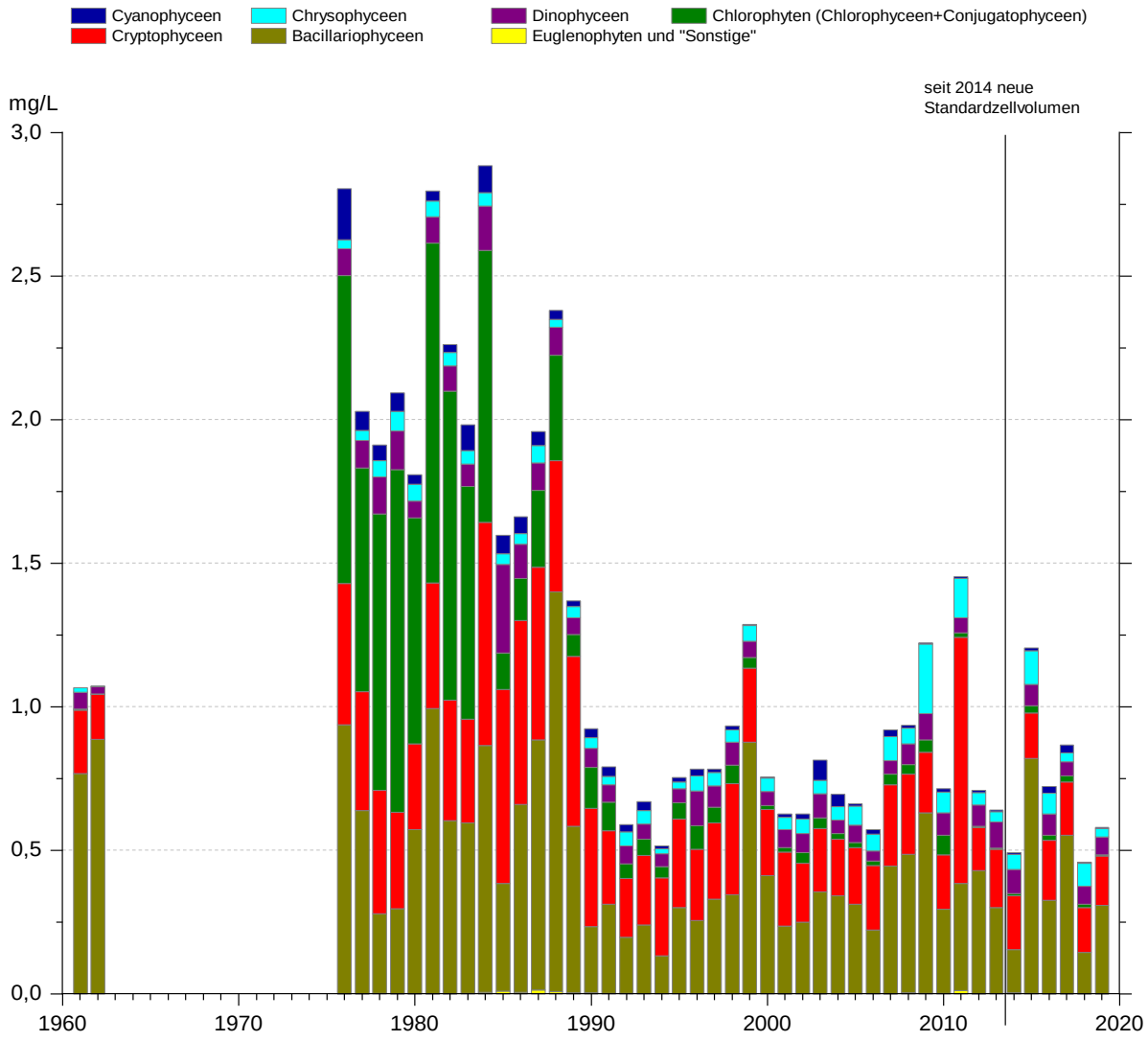


Abb. 26: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Zellersee, 1976-2019).

Der Zellersee als Teil des Untersees zeigte 1976 bis 1984 einen hohen Anteil an grünen Algen (Chlorophyceen und Conjugatophyceen) im Phytoplankton. Ab Mitte der 1980er Jahre bis Mitte der 1990er Jahre ist die Biomasse der Chlorophyten ebenso wie die gesamte Phytoplankton-Biomasse rückläufig. Seit Mitte der 1990er Jahre schwanken die Werte zwischen 0,45 mg/L und 1,45 mg/L. Auffällig sind hierbei die relativ starken Schwankungen. 2018 wurde der geringste Wert seit Beginn der Aufzeichnungen gemessen. Seit Rückgang der Gesamtbiomasse stellen die Kieselalgen (Bacillariophyceen) den höchsten Anteil des Phytoplanktons, gefolgt von den Cryptophyceen (Schlundalgen) (Abb. 26). Wie in den anderen Seeteilen auch, trat 2016 und 2017 *Planktothrix rubescens* auf, jedoch nicht so dominant, wie beispielsweise im Obersee. In den Jahren 2018 und 2019 wiederholte sich diese Entwicklung nicht.

Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Untersee (Rheinsee)

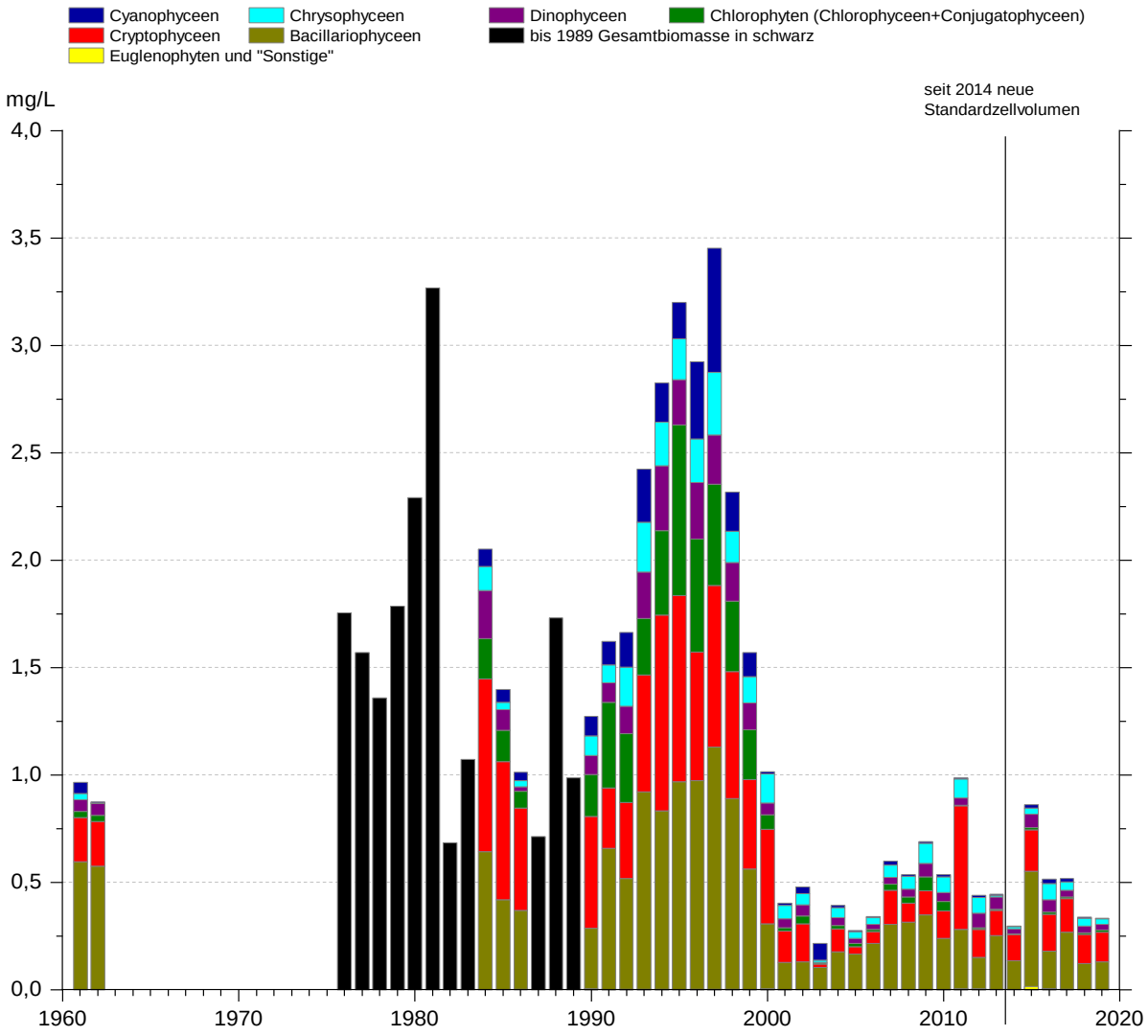


Abb. 27: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Rheinsee, 1976-2019).

Während bis in die 1990er Jahre im Seeteil Rheinsee noch sehr hohe Biomassen gemessen wurden, sind seit den 2000er Jahren die Phytoplankton-Biomassen deutlich verringert und liegen in Bereichen, wie sie auch im Obersee gemessen werden. Auch die Entwicklung der Algenklassen ähnelt in den letzten 20 Jahren denen des Obersees. Bacillariophyceen (Kieselalgen) bilden den größten Teil der Biomasse des Phytoplanktons, Cryptophyceen (Schlundalgen) tragen den zweitgrößten Anteil bei (Ausnahme: 2011) während Chrysophyceen und Dinophyceen regelmäßig einen kleineren Anteil beitragen. Die in den „Chlorophyten“ zusammengefassten Grün- und Jochalgen nahmen seit den 1990er Jahren ab, wo sie oft einen größeren Anteil an der Biomasse hatten, als die Chryso- und Dinophyceen. In den 2010er Jahren spielten sie nur noch eine untergeordnete Rolle. Gleiches gilt weitestgehend für die Cyanobakterien. Mit Ausnahme von 2003 bilden sie nur mehr geringe Anteile der Biomasse.

Entwicklung Phytoplankton und Leitpigmente in 2018/2019 im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) in 0-20 m

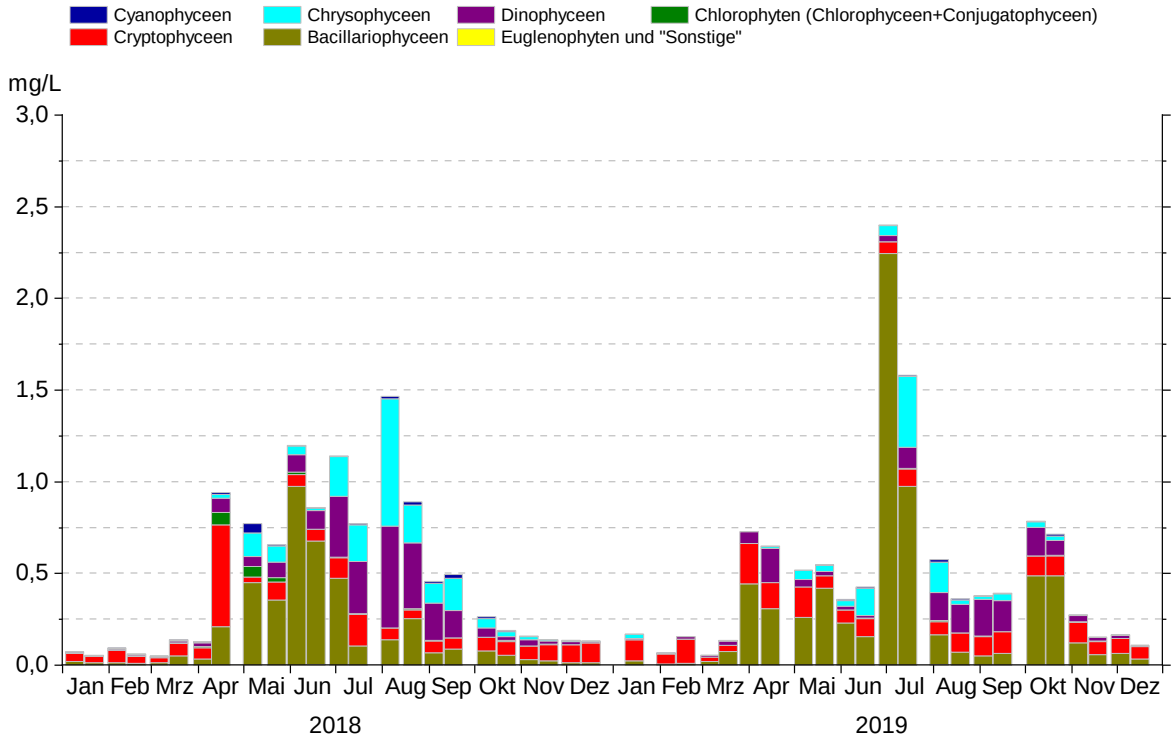


Abb. 28: Entwicklungen des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee 2018/2019 (Fischbach-Uttwil).

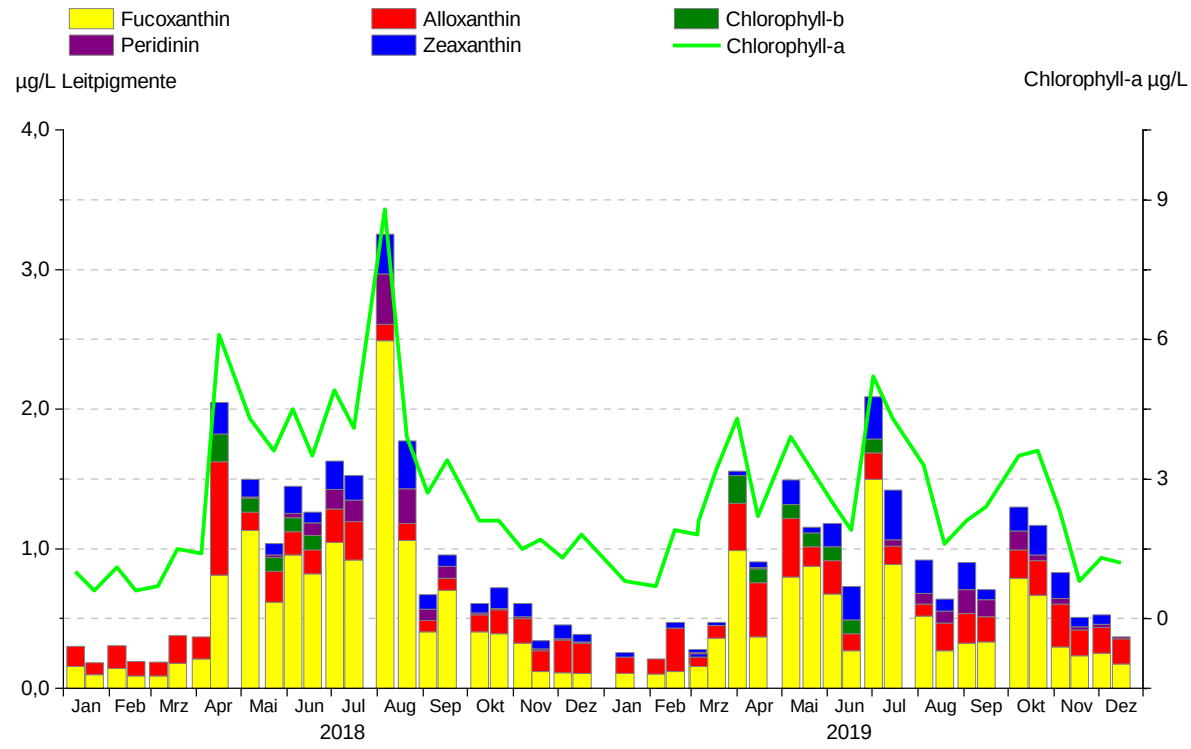


Abb. 29: Entwicklungen der Leitpigmente im Bodensee-Obersee 2018/2019 in 0-20 m (Fischbach-Uttwil).

2018 stellte in mehrerlei Hinsicht klimatisch ein Ausnahmejahr dar und auch 2019 ging als überdurchschnittlich warmes Jahr in die Wetteraufzeichnungen ein. Im Jahr 2018 entwickelte sich das Phytoplankton im Obersee aufgrund der lang anhaltend niedrigen Temperaturen bis März sehr langsam. Mit steigenden Wassertemperaturen konnte Ende März ein verstärktes Wachstum von Cryptophyceen beobachtet werden, gefolgt von einer starken Entwicklung von Kieselalgen, die bis zum Klarwasserstadium im Juli die Planktongesellschaft dominierten. Im späteren Sommer gelangten im Gegensatz zu den Vorjahren Dinophyceen (vor allem *Peridinium willei* und *Ceratium hirundinella*) und Chrysophyceen (vorwiegend *Dinobryon* spp. und *Uroglena* spp.) zu hohen Abundanzen. Die durchschnittliche Phytoplankton Biomasse am Messpunkt Fischbach-Uttwil betrug im Jahr 2018 0,47 mg/L.

Im Jahr 2019 waren hingegen die Kieselalgen wieder über die ganze Vegetationsperiode die dominante Algengruppe. Im Juli trat eine starke Kieselalgenblüte auf, die fast ausschließlich durch *Fragilaria crotonensis* hervorgerufen wurde. Die Entwicklung der übrigen Algenklassen folgte dem Muster der letzten Jahre (ausgenommen 2018). Über das Jahr gemittelt betrug die Phytoplankton-Biomasse 0,52 mg/L und lag damit geringfügig höher als 2018. Hohe Zellzahlen des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* wie im Winter 2016/2017 traten 2018 und 2019 nicht auf.

Chlorophyll a zeigt als Summenparameter die Gesamtmenge der Algen an. Die Konzentrationen folgten im Wesentlichen der Phytoplankton-Biomasse. Die starke Massenentwicklung von Fragilaria crotonensis im Juli 2019 wurde durch die Chlorophyll a-Konzentration aber nicht deutlich abgebildet. Ursache hierfür ist der relativ geringe Chlorophyll-Gehalt dieser pennaten Kieselalgen. Der Jahresdurchschnitt der Chlorophyll a-Konzentration lag 2018 bei 2,8 µg/L und 2019 bei 2,5 µg/L

Abweichend von der mikroskopisch ermittelten Biomasse zeigten die Ergebnisse der Leitpigmentanalyse gewisse Mengen an Zeaxanthin, einem Leitpigment, welches das Vorkommen von Cyanobakterien anzeigt. Hierbei handelte es sich zu einem großen Teil um Zeaxanthin, das von photoautotrophem Picoplankton stammte, also Cyanobakterien, die aufgrund ihrer äußerst geringen Größe bei der normalen mikroskopischen Auswertung nicht erfasst werden. Das autotrophe Picoplankton kann über Fluoreszenzmikroskopie nachgewiesen werden.

Leitpigmente 2018/2019 im Bodensee-Obersee (Bregenzer Bucht) in 0-20 m

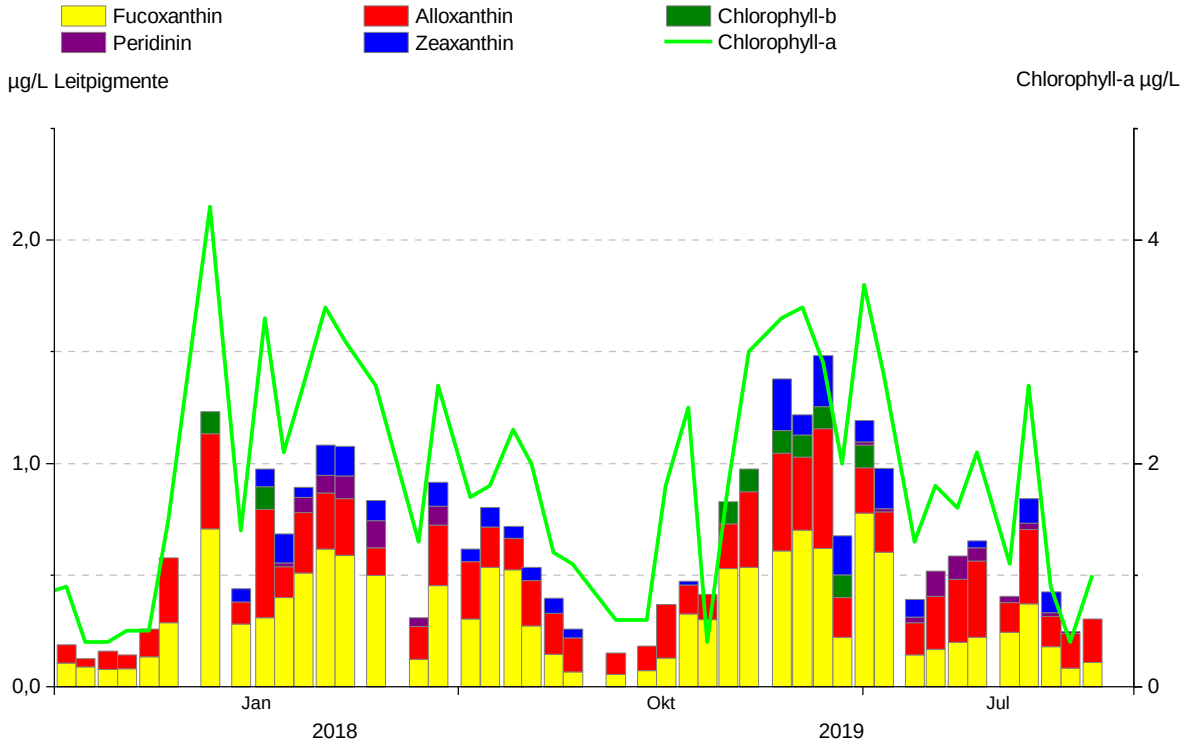


Abb. 30: Entwicklungen der Leitpigmente im Bodensee-Obersee 2018/2019 (Bregenzer Bucht).

An der Station Bregenzer Bucht wird von der IGKB keine mikroskopische Untersuchung des Phytoplanktons durchgeführt. Einen Überblick über die Entwicklung des Phytoplanktons liefert die Leitpigmentanalyse.

Die Jahresverläufe der Leitpigmente ähneln meist stark den Verläufen an der Station Fischbach-Uttwil, jedoch in der Regel bei insgesamt etwas niedrigeren Konzentrationen (Abb. 30). Für 2018 und 2019 war die Dominanz der Kieselalgen, gemessen durch die Fucoxanthin-Konzentration geringer als an der Station Fischbach-Uttwil, während Alloxanthin als Leitpigment für Cryptophyceen in höheren Anteilen vorkam. Chlorophyll a erreichte 2018 ein Jahresmittel von 1,8 µg/L bei einem Maximum von 4,3 µg/L, 2019 ein Jahresmittel von 1,9 µg/L und ein Maximum von 3,6 µg/L.

Entwicklung Phytoplankton in 2018/2019 im Bodensee-Obersee (Überlingersee) in 0-20 m

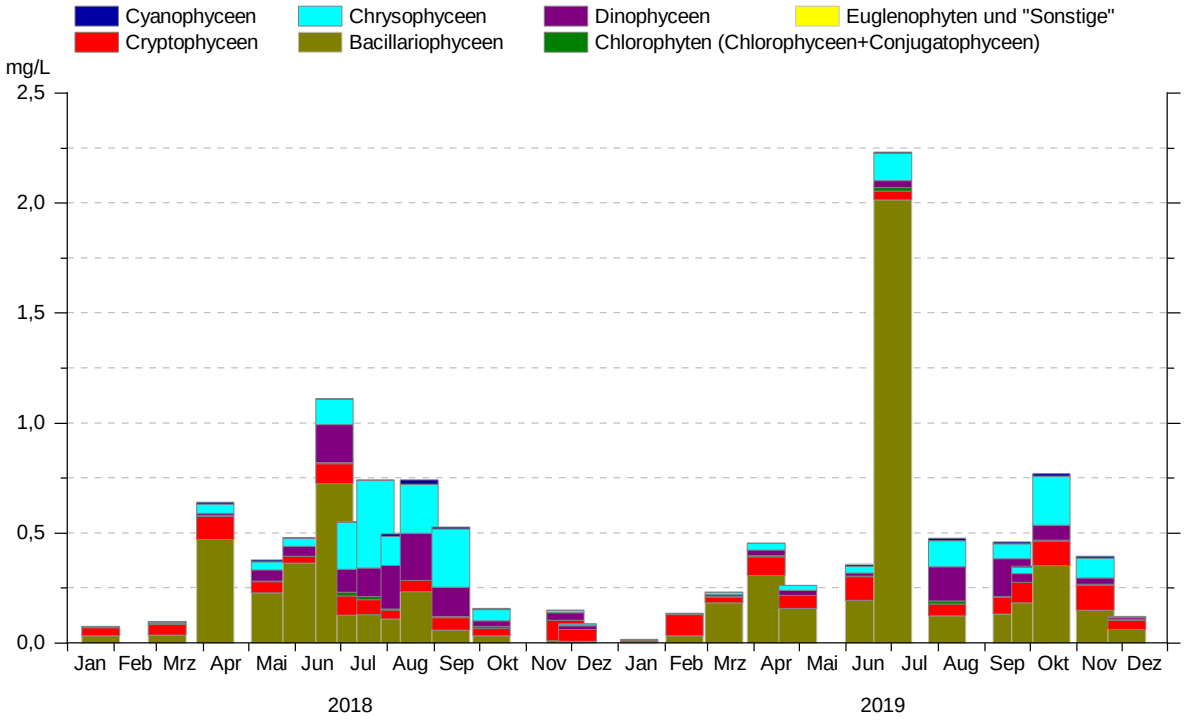


Abb. 31: Entwicklungen des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee 2018/2019 (Überlingersee). Quelle: BWV.

Bedingt durch die fjordartige Beckenmorphometrie und von den übrigen Seeteilen abweichende Licht- und Strömungsverhältnisse, entwickelte sich in der Vergangenheit das Plankton im Überlingersee oft anders als im übrigen Obersee, die Phytoplankton-Biomassen waren meist die niedrigsten des Sees. Bereits im Berichtszeitraum 2016/2017 wurde eine Angleichung der Verhältnisse im Überlingersee und im übrigen Obersee beobachtet. Für die Jahre 2018 und 2019 setzte sich diese Entwicklung fort. Die Phytoplankton-Biomassen lagen in beiden Jahren knapp unter denen der Station Fischbach-Uttwil. Unter Berücksichtigung der etwas anderen Zeitpunkte der Probenahmen der BWV (Überlingersee) und des ISF (FU) kann man eine sehr ähnliche saisonale Entwicklung an den beiden Messstellen sehen. Die hohen relativen Biomassen von Chrysophyceen und Dinophyceen in der zweiten Jahreshälfte von 2018 fanden sich in beiden Seeteilen ebenso wieder, wie die markante Bacillariophyceenblüte im Juli 2019. Die 2016 und 2017 beobachtete Massenentwicklung von *Planktothrix rubescens* trat auch im Überlingersee 2018 und 2019 nicht mehr auf.

Entwicklung Phytoplankton und Leitpigmente in 2018/2019 im Bodensee-Untersee (Zellersee) in 0-20 m

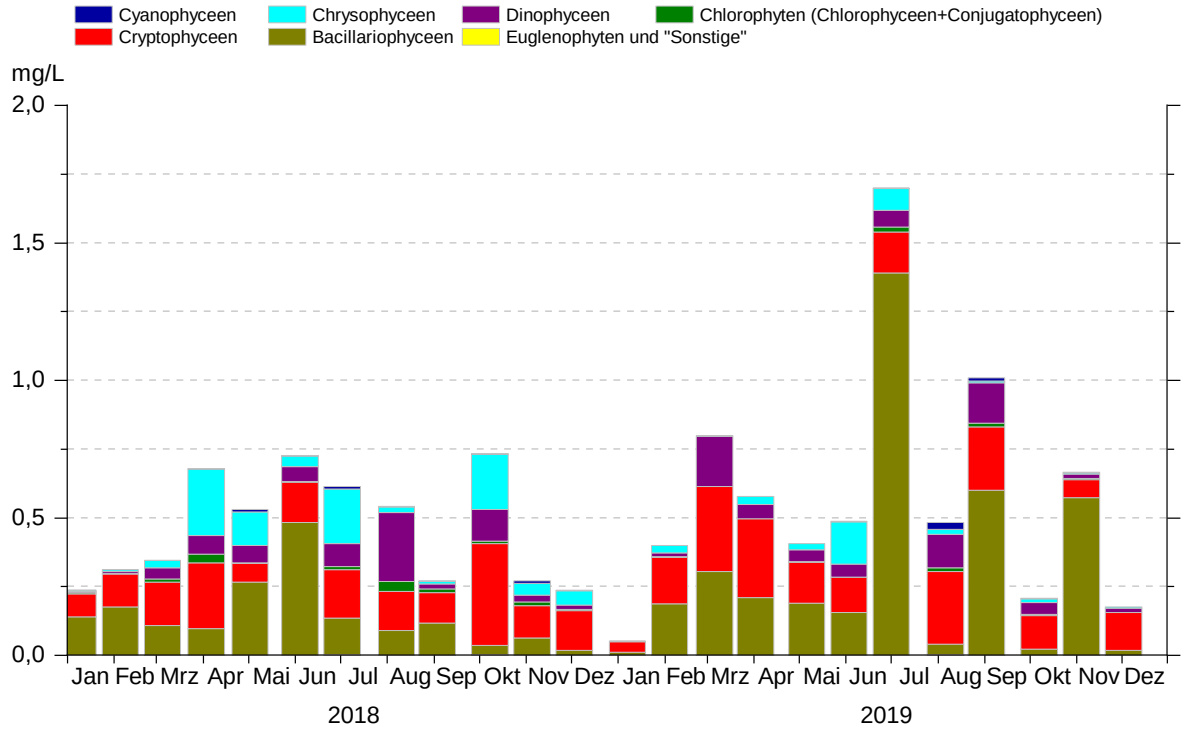


Abb. 32: Entwicklungen des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee 2018/2019 (Zellersee).

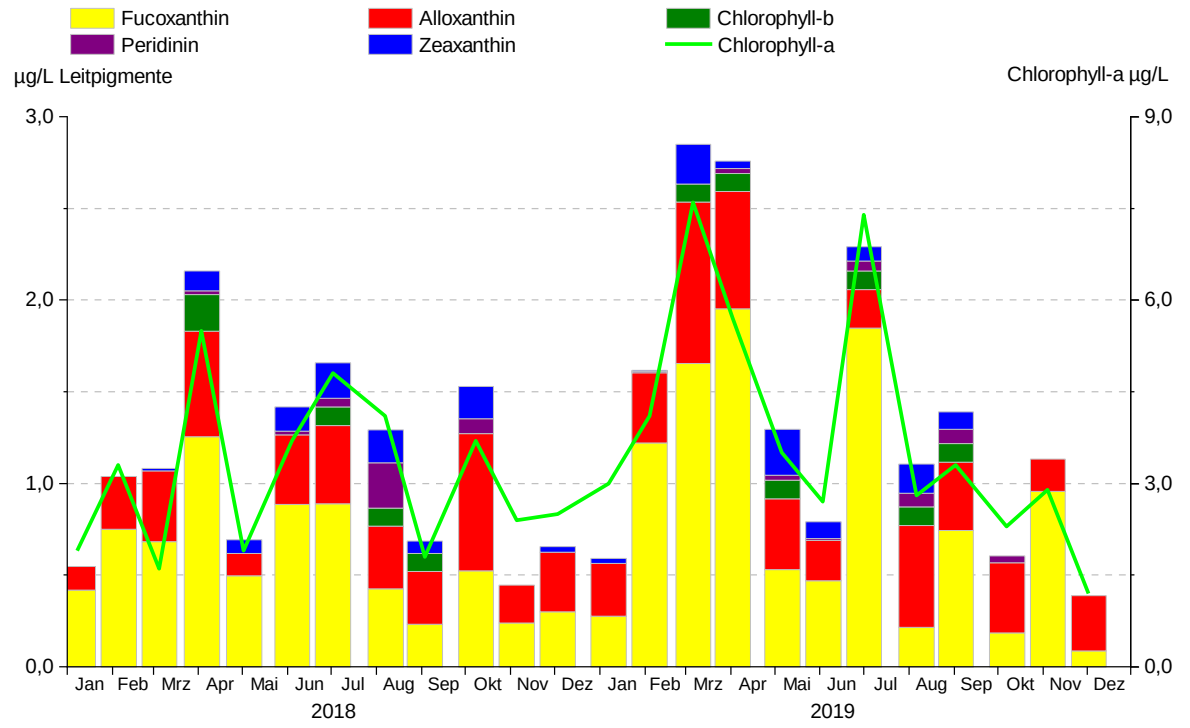


Abb. 33: Entwicklungen der Leitpigmente im Bodensee-Untersee 2018/2019 (Zellersee).

Im Zellersee setzt die Planktonentwicklung regelmäßig früher ein als im Obersee. Im Jahr 2018 trat die frühe Entwicklung des Phytoplanktons allerdings nicht in der üblichen Deutlichkeit auf, wohl auch bedingt durch die lang anhaltende winterliche Witterung im Frühjahr 2018. Ein erstes Maximum der Phytoplankton-Biomasse wurde dennoch im April erreicht. Hierbei dominierten Chryso- und Cryptophyceen. Das Jahresmaximum der Leitpigmente (Summe) und des Chlorophylls im Jahr 2018 wurde während dieses ersten Peaks erreicht, während bei der Biomasse das Jahresmaximum erst im Oktober auftrat. Im Vergleich mit anderen Seeteilen fielen 2018 im Zellersee die hohen Anteile an der Biomasse von Cryptophyceen auf; so wie in den Monaten April, Mai, Juli und Oktober hohe Anteile von Chrysophyceen. Im Jahr 2019 waren hingegen die Chrysophyceen nicht mehr so stark vertreten. Im März 2019 kam es zu einem ersten Algenmaximum. Ähnlich wie 2018 konnte hier zwar nicht bei der Biomasse, aber bei den Pigmenten das Jahresmaximum beobachtet werden. Die höchste Biomasse wurde im Juli 2019 gemessen – hervorgerufen durch eine Massenentwicklung von *Fragilaria crotonensis*, wie sie auch in anderen Seeteilen beobachtet werden konnte. Während 2018 das Jahr mit der geringsten jemals im Zellersee gemessenen Biomasse von 0,45 mg/L (Jahresmittel) war, waren die Werte 2019 mit einem Jahresmittel von 0,62 mg/L wieder höher. Die saisonale Entwicklung der Leitpigmente an der Station Zellersee spiegelte im Wesentlichen die Phytoplanktonzusammensetzung wieder (vgl. Abb. 32 und 33). Wie bereits diskutiert, deckten sich die Jahresmaxima der Pigmente und der Biomasse nicht. Ursachen für diese Diskrepanz sind vor allem im unterschiedlichen Pigmentgehalt verschiedener Algentaxa zu suchen.

Entwicklung Phytoplankton in 2018/2019 im Bodensee-Untersee (Rheinsee) in 0-20 m

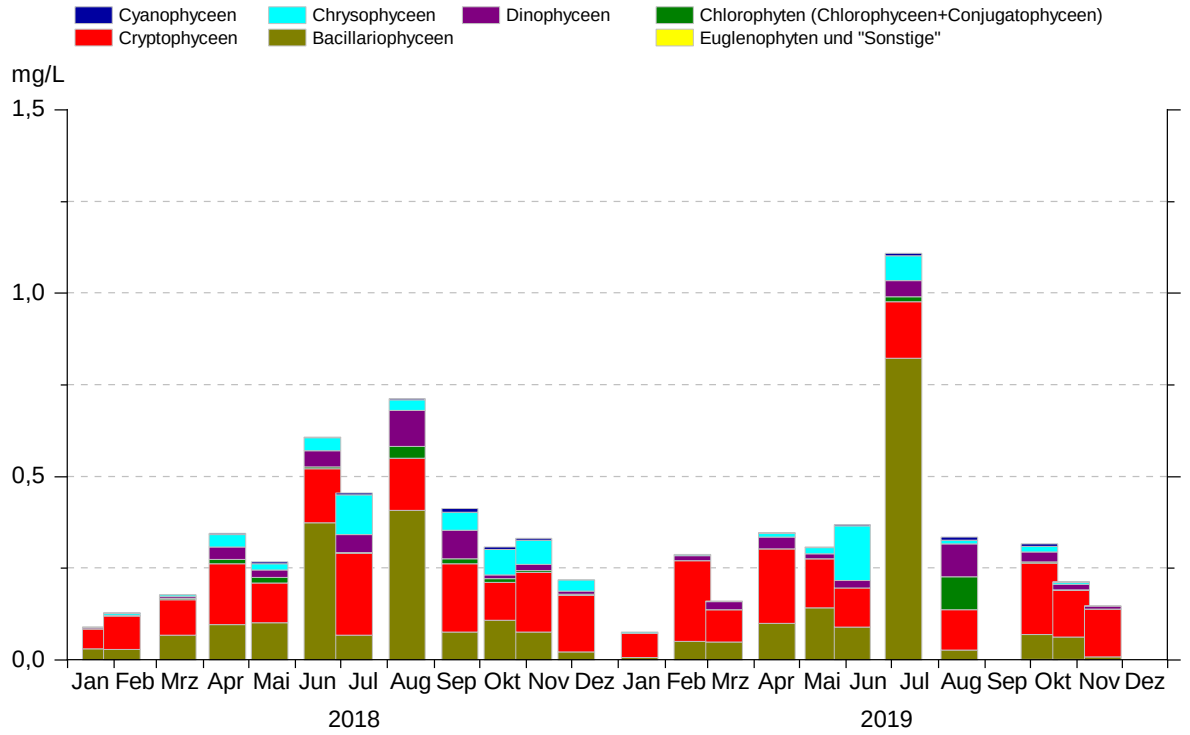


Abb. 34: Entwicklungen des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee 2018/2019 (Rheinsee).

Die Station Rheinsee wird durch das Kanton Thurgau beprobt. Bedingt durch seine Lage wird der Rheinsee durch den Obersee und durch den Zellersee deutlich beeinflusst. Im Vergleich der Seeteile hatte der Rheinsee in 2018 mit 0,39 mg/L und 2019 mit 0,35 mg/L (jeweils Jahresmittel) die niedrigsten Phytoplankton-Biomassen. Ähnlich wie im Zellersee waren im Rheinsee die Cryptophyceen im genannten Zeitraum bezogen auf die Biomasse die wichtigste Algengruppe des Phytoplanktons. Kieselalgen (Bacillariophyceen) waren nur während einiger Massenentwicklungen die vorherrschenden Primärproduzenten. In den Jahresverläufen war insbesondere in den kalten Monaten die Dominanz der Cryptophyceen deutlich. Im Jahr 2018 verlief die Planktonentwicklung wegen langanhaltender winterlicher Bedingungen zunächst langsam. Deutliche Kieselalgenblüten traten im Juni und im August auf. 2019 setzte bereits im Februar eine relativ starke Entwicklung der Cryptophyceen ein. Wie auch in anderen Seeteilen trat im Juli 2019 eine sehr kräftige Kieselalgenblüte auf. Als Besonderheit konnten in beiden Jahren im August Grünalgen verstärkt nachgewiesen werden. Ansonsten spielten die als Chlorophyten zusammengefassten Grün- und Jochalgen keine große Rolle im Rheinsee. Die Burgunderblutalge (*Planktothrix rubescens*) wurde 2018 nur in kleinen Mengen nachgewiesen, 2019 war sie nicht in den Proben enthalten.

Hauptarten Phytoplankton in 2018/2019 Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) in 0-20 m

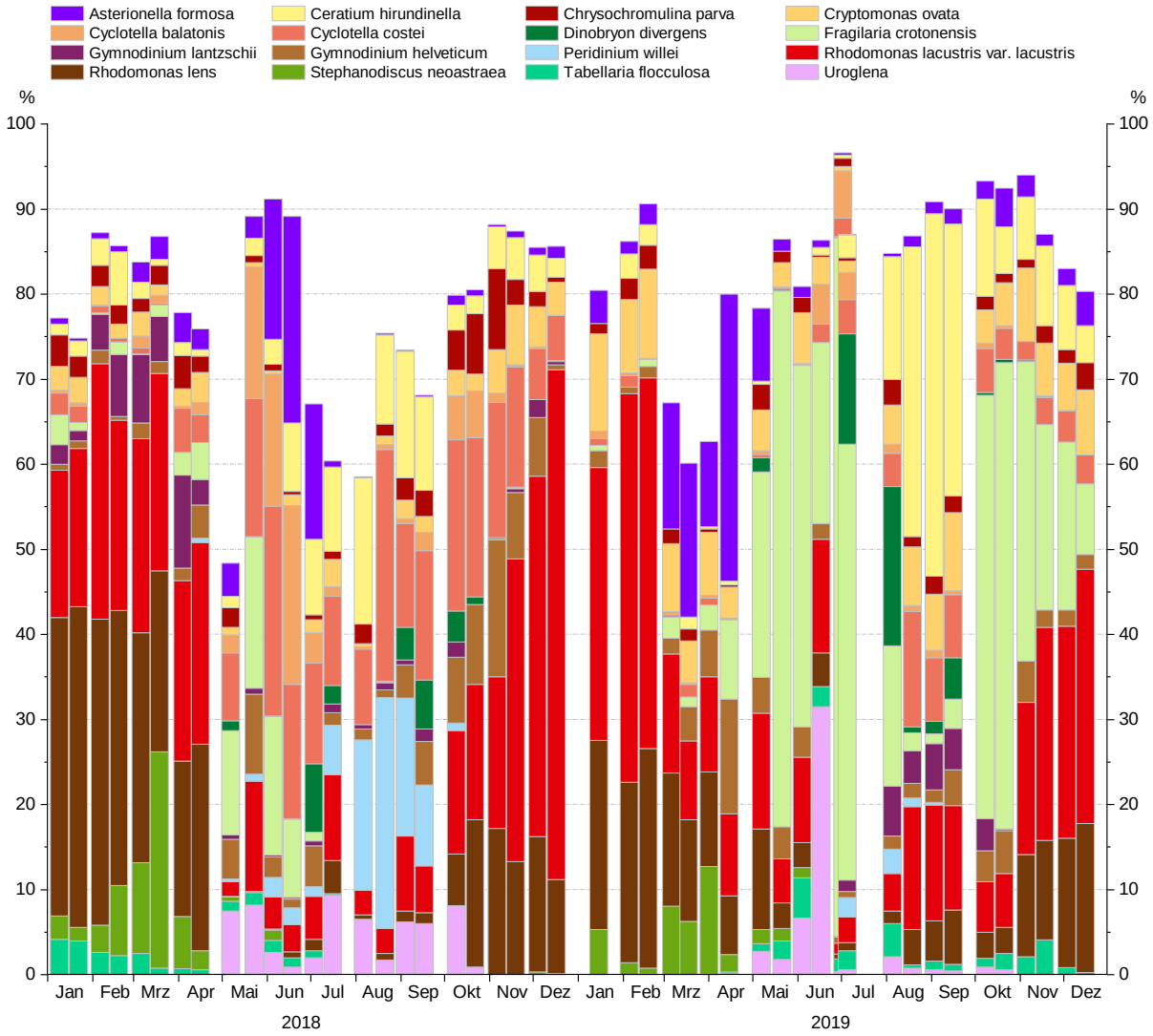


Abb. 35: Hauptarten im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

Als Hauptarten werden die Arten bezeichnet, die mindestens ein Mal unter den häufigsten 5 Arten der jeweiligen Probe waren. Die detaillierte Betrachtung der Hauptarten in den Jahren 2018 und 2019 an der Station Fischbach-Uttwil zeigt einige Grundmuster aber durchaus auch unterschiedliche Entwicklungen auf. Zu den jeweiligen Jahresanfängen waren zwar *Rhodomonas lens* und *Rhodomonas lacustris* var. *lacustris* in beiden hier betrachteten Jahren die dominanten Taxa, während aber 2018 *Tabellaria flocculosa* im Januar und Februar nicht selten war, fehlte das Taxon im gleichen Zeitraum 2019. Von März bis Mai 2019 kam es zu einer starken Entwicklung von *Asterionella formosa*, während 2018 erst im Juni und Juli eine starke Entwicklung stattfand. *Peridinium willei* als typischer Vertreter des Sommerplanktons trat 2018 von Juli bis Septem-

ber in hohen Biomassen auf, 2019 waren die Biomassen von *P. willei* deutlich niedriger. Ähnliches gilt auch für *Cyclotella costei* und *C. balatonis. C. balatonis* und *P. willei* sind beides Kennarten nährstoffarmer Gewässer. Bei *Ceratium hirundinella* waren im Spätsommer des Jahres 2019 die Biomassen höher als im Vorjahr. *Fragilaria crotonensis* war 2019 im Sommer sehr häufig und zeigt eine deutliche Massenentwicklung im Juli. Die begeißelte Gattung *Dinobryon* (Goldalgen, Chrysophyceen) tritt vorwiegend in oligotrophen bis mäßig eutrophen Gewässern auf. Sie ist wie die Panzerflagellaten zu mixotropher Ernährung befähigt und profitiert von phosphorarmen Bedingungen. In den Jahren 2018 und 2019 war nur *Dinobryon divergens* unter den Hauptarten zu finden und trat jeweils verstärkt in der zweiten Jahreshälfte bis in den Spätsommer auf. Eine weitere begeißelte Goldalge der Gattung *Uroglena*, die sich auch mixotroph ernähren kann, war in beiden Jahren in den Sommermonaten vertreten.

Hauptarten Phytoplankton in 2018/2019 Bodensee-Obersee (Überlingersee) in 0-20 m

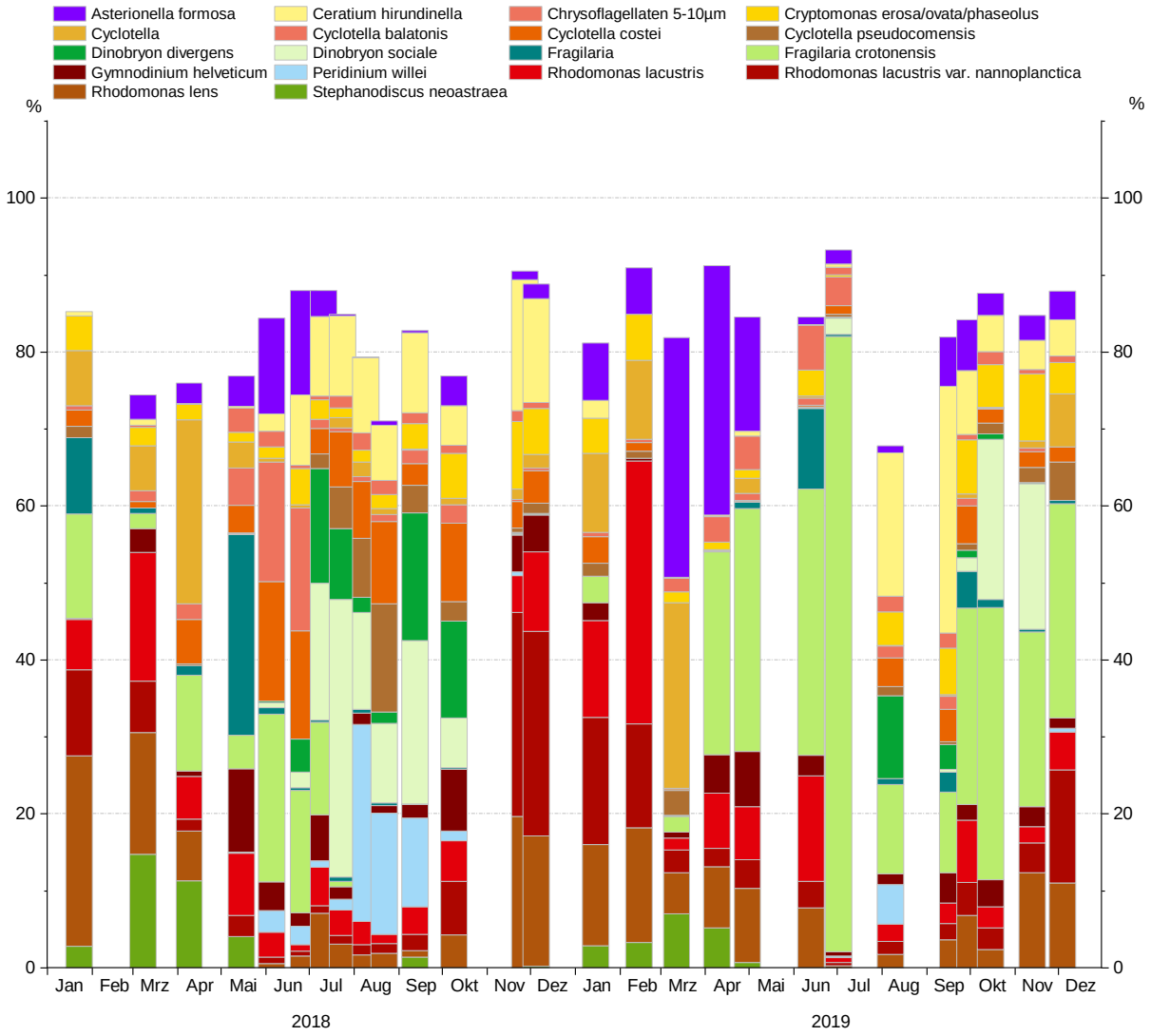


Abb. 36: Hauptarten im Bodensee-Obersee (Überlingersee). Daten erhoben von der BWV.

Das Spektrum der Hauptarten im Überlingersee weist große Ähnlichkeiten zum Obersee auf. In den kalten Jahreszeiten dominierten Cryptophyceen, wie *Cryptomonas ovata* agg., *Rhodomonas lens* und *Rhodomonas lacustris* das Phytoplankton. Anders als an der Station FU war auch *Rhodomonas lacustris* var. *nanoplantica* im Überlingersee mit größeren Biomassen vertreten. Im Sommerplankton war 2018 *Peridinum willei* sehr häufig, während 2019 das Taxon deutlich seltener vorkam. *Fragilaria crotonensis* wiederum zeigte auch im Überlingersee im Juli 2019 eine ausgeprägte Blüte und war bis in den Dezember hinein ein starker Biomasse-Produzent. Unter den Kieselalgen war darüber hinaus in beiden Jahren von Januar bis Mai *Stephanodiscus neoastraea* in größeren Mengen aufgetreten. Verschiedene *Cyclotella*-Arten waren 2018

über das ganze Jahr ein wichtiger Teil des Phytoplanktons, während sie 2019 einen kleineren Biomasse-Anteil bildeten. *Asterionella formosa* trat im Überlingersee fast ganzjährig auf. Das Hauptwachstum von *Asterionella* wurde 2018 im Juni beobachtet, 2019 bereits im März und April. Im Jahr 2018 bildeten die Chrysophyceen *Dinobryon sociale* und *Dinobryon divergens* ab Juli hohe Biomassen, während 2019 vor allem *Dinobryon divergens* wesentlich weniger stark vertreten war.

Hauptarten Phytoplankton in 2018/2019 Bodensee-Untersee (Zellersee) in 0-20 m

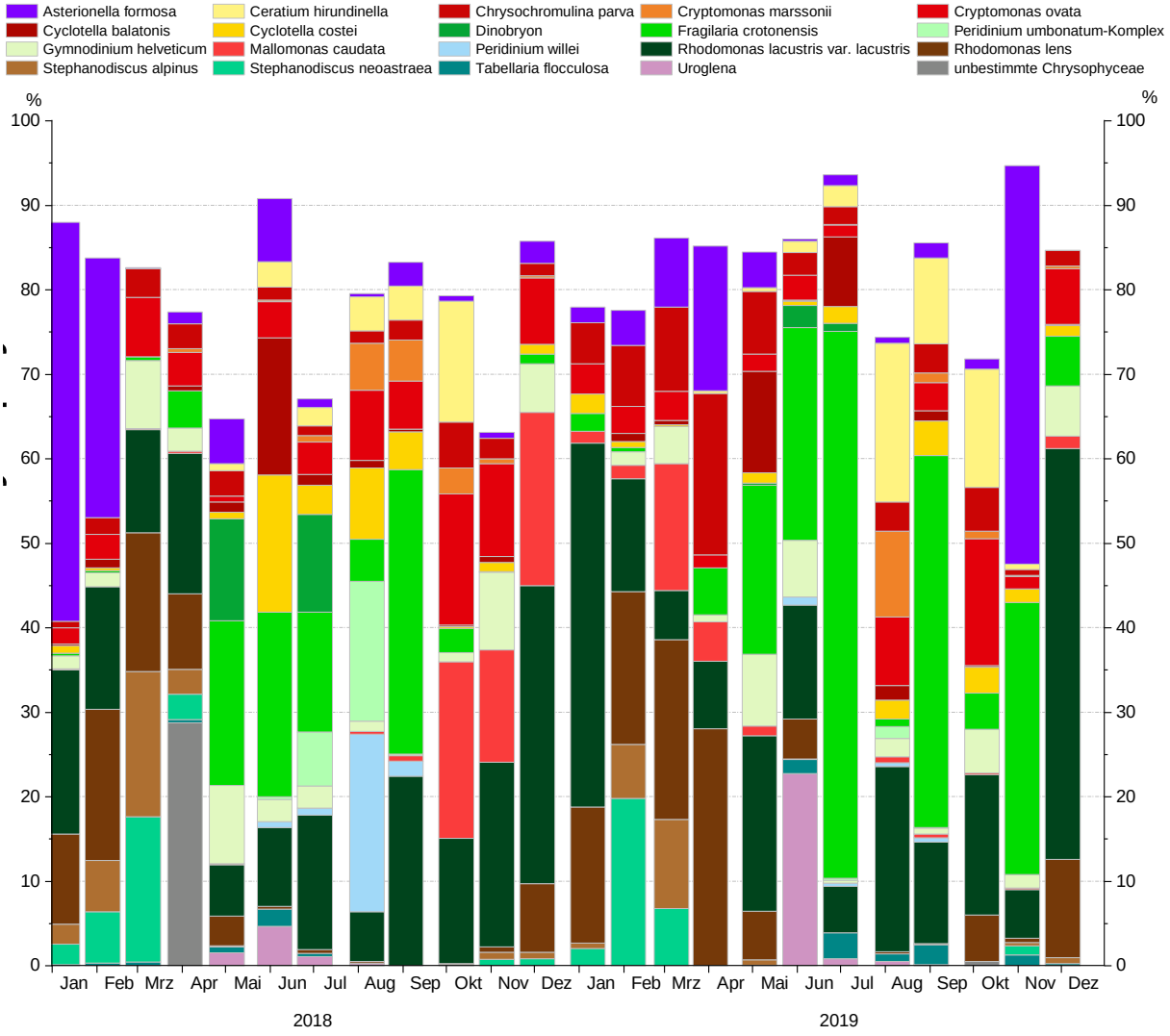


Abb. 37: Hauptarten im Bodensee-Untersee (Zellersee).

Im Zellersee stellten Cryptophyceen das ganze Jahr über wichtige Bestandteile des Phytoplanktons dar. Während des ganzen Zeitraumes 2018 und 2019 war hierbei *Rhodomonas lacustris var. lacustris* einer der wichtigsten Primärproduzenten im Zellersee. *Rhodomonas lens* trug in den (kühlen) Monaten Januar bis Mai (bzw. 2019 bis Juni) und von Oktober bis Dezember in größeren Mengen zur Phytoplankton-Biomasse bei. Als Hauptart kam im Zellersee auch die Haptophycee *Chrysochromulina parva* fast über den gesamten Berichtszeitraum vor. Deutliche jahreszeitliche Abfolgen zeigten sich bei den Kieselalgen: Zu Beginn beider Berichtsjahre konnten im Zellersee hohe Biomassen von *Stephanodiscus alpinus* und *S. neoastrea* beobachtet werden. *Asterionella formosa* erreichte tendenziell auch eher in kalten Monaten hohe Biomassen,

war aber in kleineren Mengen fast das ganze Jahr im Zellersee zu finden. Im November 2019 fand eine kurze Massenentwicklung dieser Bacillariophycee statt. Im Sommer hingegen bildete *Fragilaria crotonensis* große Anteile der Phytoplankton-Biomasse. In den anderen Seeteilen kam es im Juni 2019 zu einer starken Blüte dieser Alge und auch im Zellersee erreichte sie zu diesem Zeitpunkt sehr hohe Biomassen. Bei den Panzerfagellaten (Dinophyceen) war *Ceratium hirundinella* als wichtiger Primärproduzent vor allem in der zweiten Sommerhälfte unter den Hauptarten zu finden. Daneben trat *Gymnodinium helveticum* mit einem Schwerpunkt im frühen Sommer auf. 2018 erreichte *Peridinium willei* hohe Biomassen.

Hauptarten Phytoplankton in 2018/2019 Bodensee-Untersee (Rheinsee) in 0-20 m

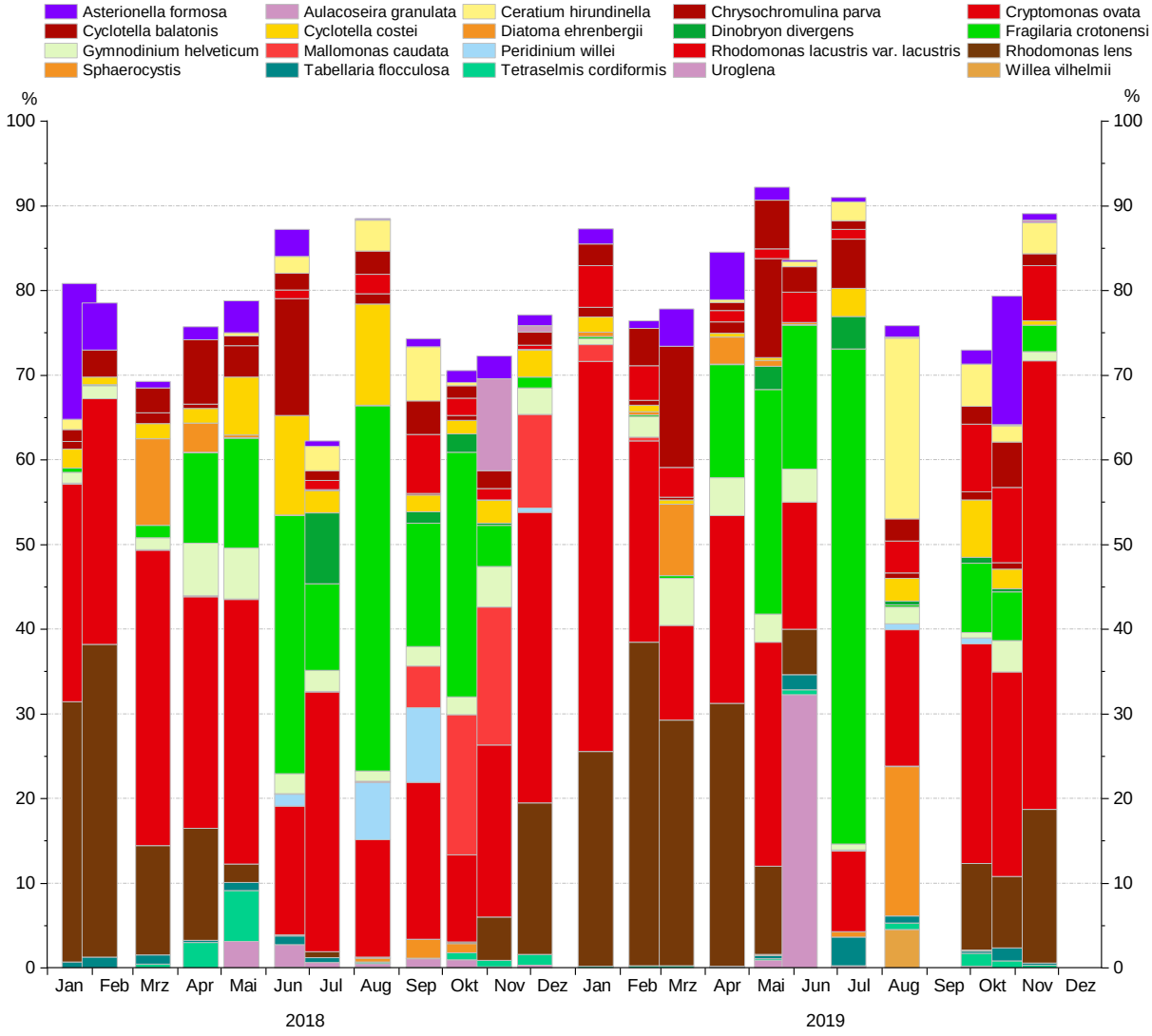


Abb. 38: Hauptarten im Bodensee-Untersee (Rheinsee).

Für den Untersuchungszeitraum 2018/2019 fällt bei der jahreszeitlichen Entwicklung der Hauptarten im Rheinsee die über die gesamte Zeit bestehende hohe Biomasse von *Rhodomonas lacustris* var. *lacustris* auf. *Rhodomonas lens* hingegen trat vor allem während der kühlen Monate als starker Primärproduzent auf, während das Taxon in den Monaten Juni bis Oktober 2018 und Juli bis August 2019 nicht unter den Hauptarten vertreten war. Als weitere wichtige Cryptophyceen traten *Cryptomonas ovata* agg. ab Juni 2018 im Rheinsee auf. Ähnlich wie in den anderen Seeteilen wurde im Sommer 2018 hohe Anteile von *Peridinium willei* an der Biomasse beobachtet. 2019 spielte das Taxon eine nur untergeordnete Rolle. *Mallomonas caudata* trat, ähnlich wie auch im Zellersee, verstärkt von Oktober bis Dezember 2019 auf. Unter den Kieselalgen war

Fragilaria crotonensis der wichtigste Biomasseproduzent. Die in den übrigen Seeteilen beobachtete Blüte der Art im Juli 2019 wurde auch im Rheinsee festgestellt. Abweichend von allen übrigen Seeteilen war 2018 und 2019 *Diatoma ehrenbergii* aufgrund ihrer Biomasse als Hauptart einzustufen, wobei sich hohe Biomassen des Taxons in beiden Jahren auf März und April beschränkten. Eine weitere Auffälligkeit ist die abweichende Zusammensetzung der Hauptarten im August 2019: Die Grünalgen *Willea vilhelmii* und *Sphaerocystis*, die beide ansonsten selten oder nur in geringen Biomassen vorhanden waren, gelangten zu hohen Biomassen. Der größte Anteil der Phytoplankton-Biomasse im August wurde von *Ceratium hirundinella* gebildet, während die *Fragilaria crotonensis*-Population, die noch im Vormonat eine starke Massenentwicklung zeigte, nahezu verschwunden war. Zwischen 15.08. und 07.10. wurden keine Proben genommen. Ab Oktober 2019 dominierten wieder die Cryptomonaden.

Pigmente

Langzeitentwicklung Chlorophyll a

Abb. 39: Langfristige Chlorophyll a Entwicklung in 0-20 m.

Seit 1998 werden die Wasserproben, aus denen die Leitpigmente bestimmt werden, mit einem integrierenden Wasserschöpfer aus der Wasserschicht von 0-20 m entnommen. Anschließend erfolgt im Labor die Filtration der Proben über einen Glasfaserfilter, die zurückgehaltenen Algen werden mit Aceton extrahiert. Die Algenpigmente werden mit der HPLC (High Pressure Liquid Chromatography) seit 1998 bestimmt. Davor erfolgte die Bestimmung von Chlorophyll a photometrisch. Abb. 39 stellt die an den einzelnen Probenahmenterminen gemessenen Konzentration dar.

An den Stationen Bregenzer Bucht, Fischbach-Uttwil und Zellersee scheinen sich die Chlorophyll a-Konzentrationen auf einem niedrigen Niveau stabilisiert zu haben (Abb. 39). Im Jahresmittel lagen in den letzten 10 Jahren die Werte an der Station Fischbach-Uttwil zwischen 2,0 µg/L und 3,2 µg/L. In der Bregenzer Bucht sind die Werte mit 1,7 µg/L bis 2,5 µg/L insgesamt etwas niedriger. Im Jahresmittel liegen die Chlorophyll a-Konzentrationen im Zellersee seit 2010 zwischen 3,1 µg/L und 5,3 µg/L und damit

höher als im Bodensee-Obersee.

Die Werte des Rheinsees wurden vom Amt für Umwelt (AFU) des Kantons Thurgau gemessen. Die Bestimmung erfolgte ebenfalls mittels HPLC. Hier scheint es einen langjährigen Trend zu einer weiteren Abnahme der Chlorophyll a-Konzentrationen zu geben. Die Jahresmittelwerte für 2018 und 2019 liegen mit Werten bei 1,3 µg/L bzw. 1,0 µg/L unter denen der Station Fischbach-Uttwil und geringfügig niedriger als an der Station Bregenzer Bucht.

Zooplankton

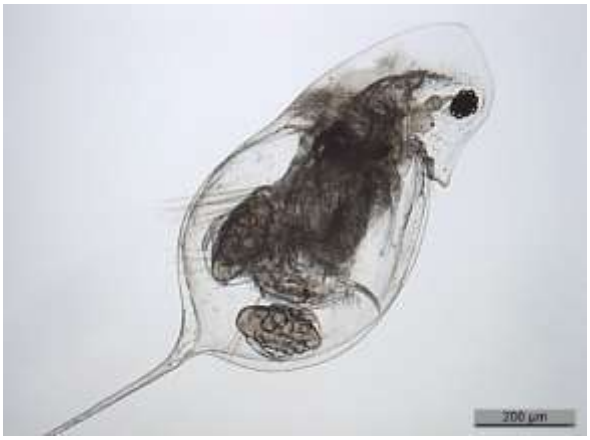


Abb. 40: *Daphnia galeata*.

Abb. 41: *Polyarthra dolichoptera*.

Abb. 42: *Thermocyclops oithonoides*.

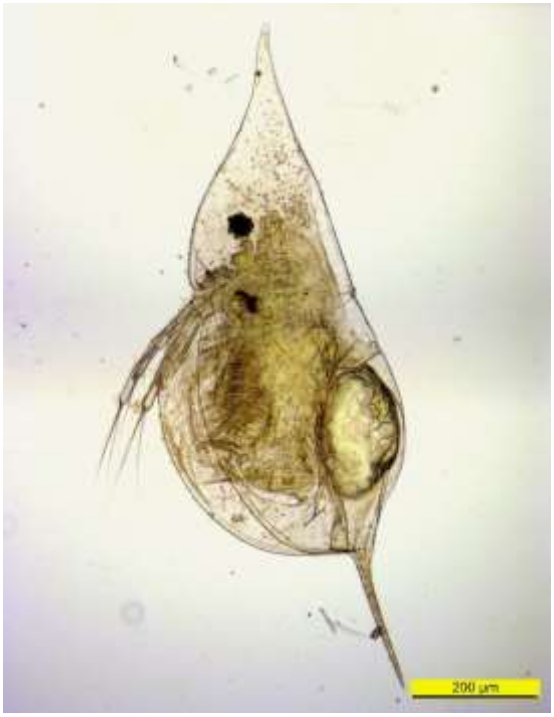


Abb. 43: *Daphnia cucullata*.

Langzeitentwicklung Crustaceen

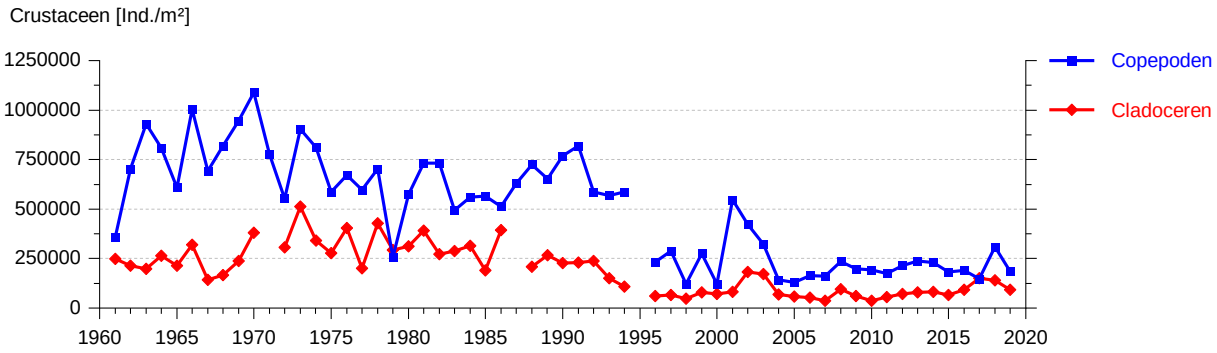


Abb. 44: Langzeitentwicklung der Crustaceen in Seemitte in 0-100 m (Fischbach-Uttwil).

Bei der langjährigen Entwicklung des Crustaceenplanktons scheinen sich die Zahlen auf niedrigem Niveau zu stabilisieren. Die Jahresmittelwerte der Cladocerenabundanz sind nach einer leichten Erhöhung in den Jahren 2017 und 2018 wieder rückläufig. Die mittlere Copepodenabundanz war im Jahr 2018 etwas erhöht, lag im Jahr 2019 jedoch wieder auf ähnlichem Niveau wie in den Vorjahren (Abb. 44).

Saisonale Entwicklung des Zooplanktons

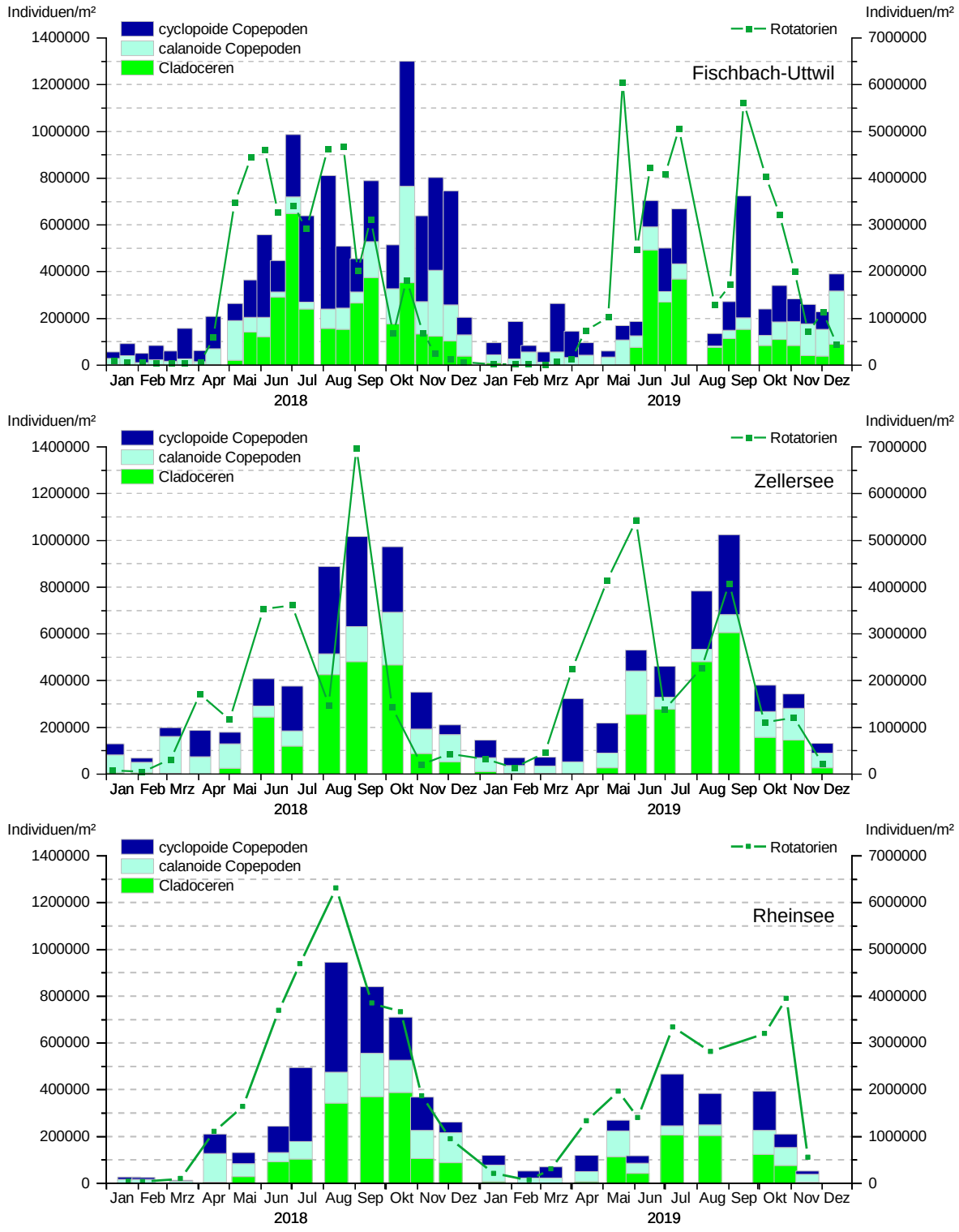


Abb. 45: Saisonale Entwicklung des Zooplanktons 2018/2019. Fischbach-Uttwil 0-100 m (oben), Zellersee 0-20 m (mitte), Rheinsee: 0-30 m (unten). Individuen/m² berechnet zur beprobten Netzöffnung.

Die Entwicklung der Cladoceren an den drei IGKB-Stationen zeigte Unterschiede. Im Obersee wurde im Jahr 2018 Anfang Juli und im Jahr 2019 bereits Mitte Juni das Maximum der Cladocerenabundanz erreicht. Im Zellersee und Rheinsee war das Maximum deutlich in Richtung August/September verschoben (Abb. 45). Die höchste durchschnittliche Abundanz wies in beiden Jahren der Zellersee auf. Die häufigste Art unter den Cladoceren war in der ersten Jahreshälfte beider Untersuchungsjahre an den Unterseestationen *Daphnia galeata*, bei der Station Fischbach-Uttwil *Daphnia hyalina*. In der zweiten Jahreshälfte nahm *Daphnia cucullata* in allen Seeteilen zu und wurde die häufigste Art der beiden Jahre. Die Gattung *Bosmina* war ebenfalls noch häufig in allen Seeteilen vertreten.

Im Frühjahr und Herbst wurde die Zooplanktonzusammensetzung von den Copepoden dominiert (Abb. 45). Im Obersee bestimmten vor allem *Eudiaptomus gracilis* und *Mesocyclops leukartii* das Artenspektrum, im Jahr 2018 war *Thermocyclops oithonoides* – wie im Untersee - in der zweiten Jahreshälfte ebenfalls stark präsent. Im Untersee spielten zusätzlich *Cyclops strenuus* und *Eudiaptomus graciloides* eine Rolle.

Bei den Rotatorien bauten sich zum Sommer hin hohe Individuendichten auf, die dann mehr oder weniger dynamisch zu niedrigen Abundanzen im Winter abfielen (Abb. 45). Die Hauptarten unter den Rotatorien waren im Obersee Flossenrädertiere (*Polyarthra vulgaris-dolichoptera*-Gruppe), Synchaeten sowie *Keratella cochlearis*, wobei Synchaeten vor allem im Frühjahr vorherrschten. Von Mai bis August war *Kellicottia longispina* stark vertreten - eine Art, die oligotrophe Bedingungen anzeigt. Im Zellersee und Rheinsee waren ebenfalls Flossenrädertiere und Synchaeten vorherrschend.

Seit 2016 werden für das Zooplankton Biomassen bestimmt. Hierzu wird bei den Rotatorien (analog zum Phytoplankton) das Biovolumen einer Art durch einen Geokörper berechnet, der in der Form näherungsweise dem Rädertier entspricht. Beim Crustaceenplankton hingegen werden in der Regel die Trockenmassen aus Längen-Regressionsgleichungen berechnet und dann in Biomassen umgerechnet, wobei ganz grob davon ausgegangen werden kann, dass das Trockengewicht ca. 10 % der Biomasse ausmacht. Da die Biomassen in erheblichem Maß von der Größe und dem Entwicklungsstadium eines Taxons abhängen, wird seit 2016 das Crustaceenplankton in „Größenklassen“ gezählt. Bei den Cladoceren werden die Größenklassen in 300 µm – Schritten aufgeteilt, während die Copepoden nach Stadien (Nauplien, Copepodite C1 bis C5, Männchen, Weibchen) gezählt werden (ca. 100 bis 200 µm – Schritte zwischen den Stadien). Jeder Größenklasse bzw. jedem Stadium wird ein Trockengewicht bzw. eine Biomasse zugeordnet.

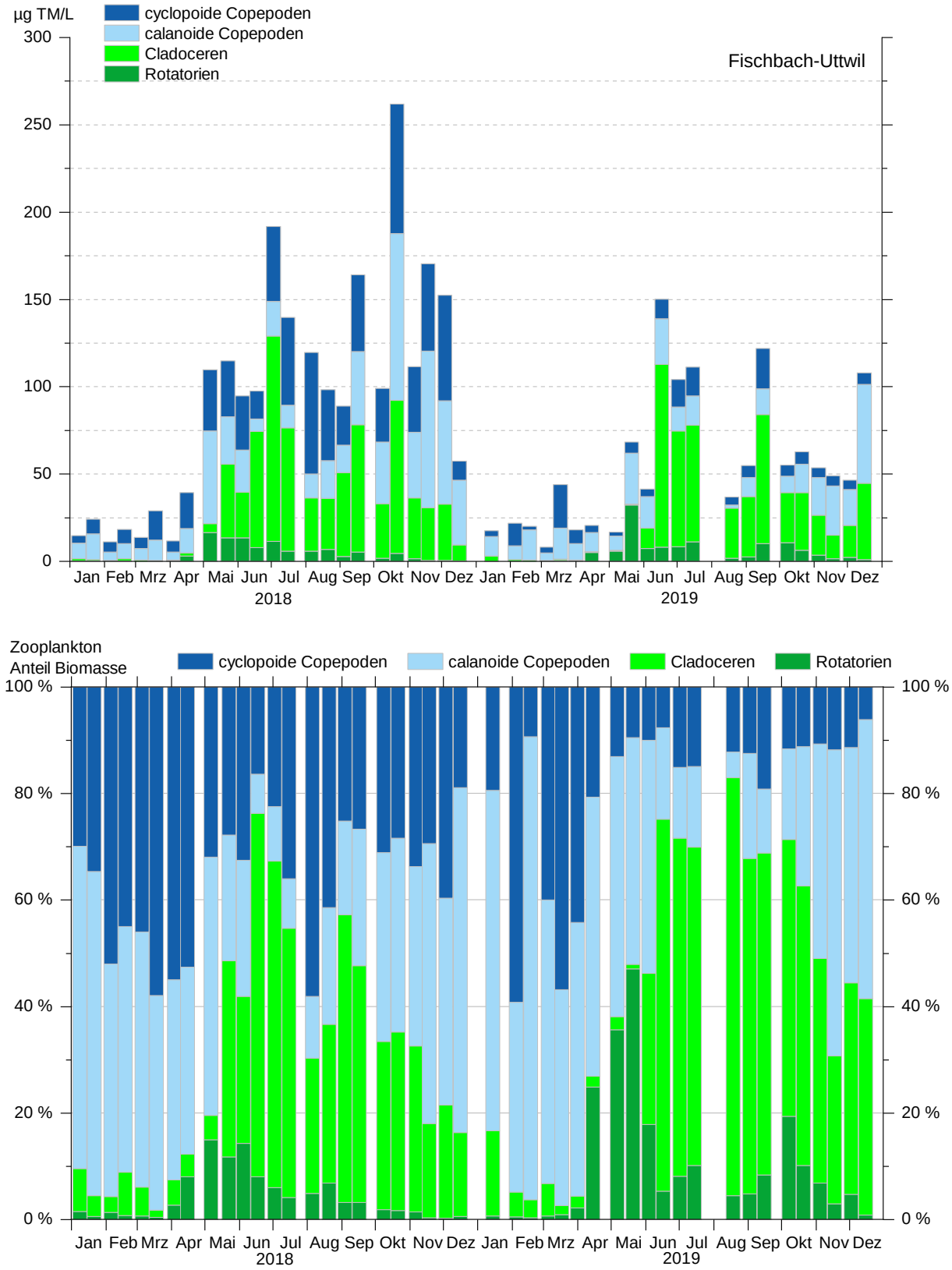


Abb. 46: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmasse) an der Station Fischbach-Uttwil (2018/2019) bezogen auf 20 m Wassersäule. Oben: Absolute Biomassen, unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

Die Biomasse im Obersee (bezogen auf 0-20 m) lag im Jahr 2019 (Mittelwert: 56 µg TM/L) deutlich niedriger als im Jahr 2018 (Mittelwert: 93 µg TM/L) und indizierte oligotrophe Bedingungen (Abb. 46). Im Frühjahr dominierten die Ruderfußkrebse, im Sommer stellten die Cladoceren die Hauptmasse des Metazooplanktons. Der Anteil der Rotatorien blieb 2018 ganzjährig unter 20 % und lag im Mittel nur bei ca. 5 %, während im Jahr 2019 im späten Frühjahr die Rädertiere knapp 50 %, im Durchschnitt etwa 10 % der Zooplanktonmasse stellten.

Die Biomasse im Zellersee lag in den Jahren 2018 und 2019 im Durchschnitt (Mittelwert) bei 96 µg TM/L respektive bei 92 µg TM/L und damit im Übergangsbereich von meso- zu oligotrophen Bedingungen. Starke Massenbildner waren zu Jahresbeginn die cyclopoiden und calanoiden Ruderfußkrebse, im Sommer die Cladoceren (Abb. 47). Zum Jahresende hin wurden die omnivoren, cyclopoiden sowie die herbivoren calanoiden Ruderfußkrebse wieder wichtig. Der Anteil der Rotatorien blieb in beiden Jahren unter 20 % und lag im Mittel nur bei ca. 5 - 7 %.

Die Biomasse im Rheinsee indiziert mit Mittelwerten von 47 µg TM/L (2018) bzw. 33 µg TM/L (2019) deutlich oligotrophe Verhältnisse. Starke Massenbildner waren im Winter bzw. zeitigen Frühjahr und Herbst die calanoiden Ruderfußkrebse (Abb. 48). Im Sommer bestimmten Cladoceren das Bild. Der Anteil der Rotatorien blieb in beiden Jahren unter 20 % und machte im Mittel 8 – 11 % der Zooplanktonmasse aus.

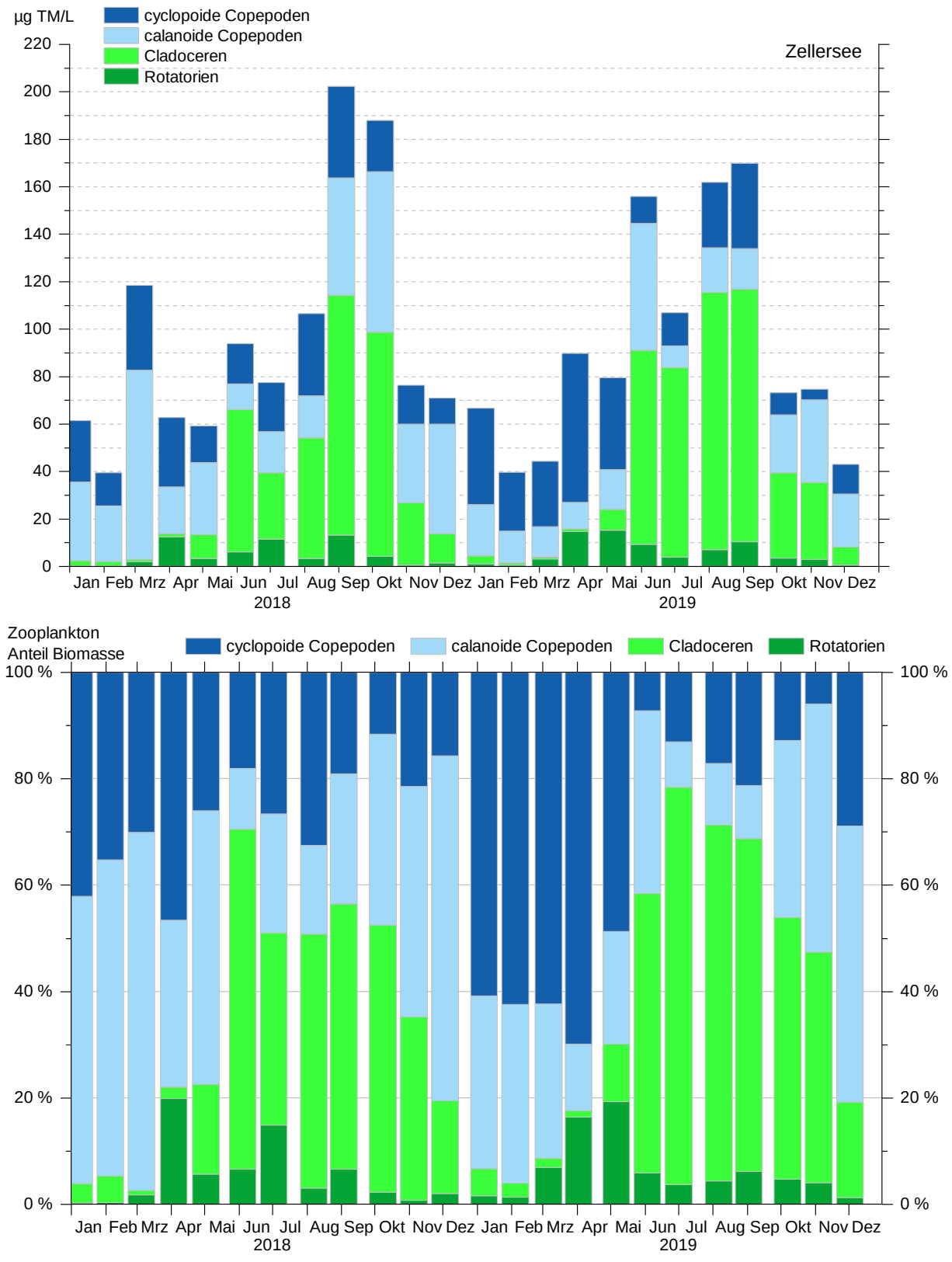


Abb. 47: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmasse) an der Station Zellersee (2018/2019) bezogen auf 20 m Wassersäule. Oben: Absolute Biomassen, unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

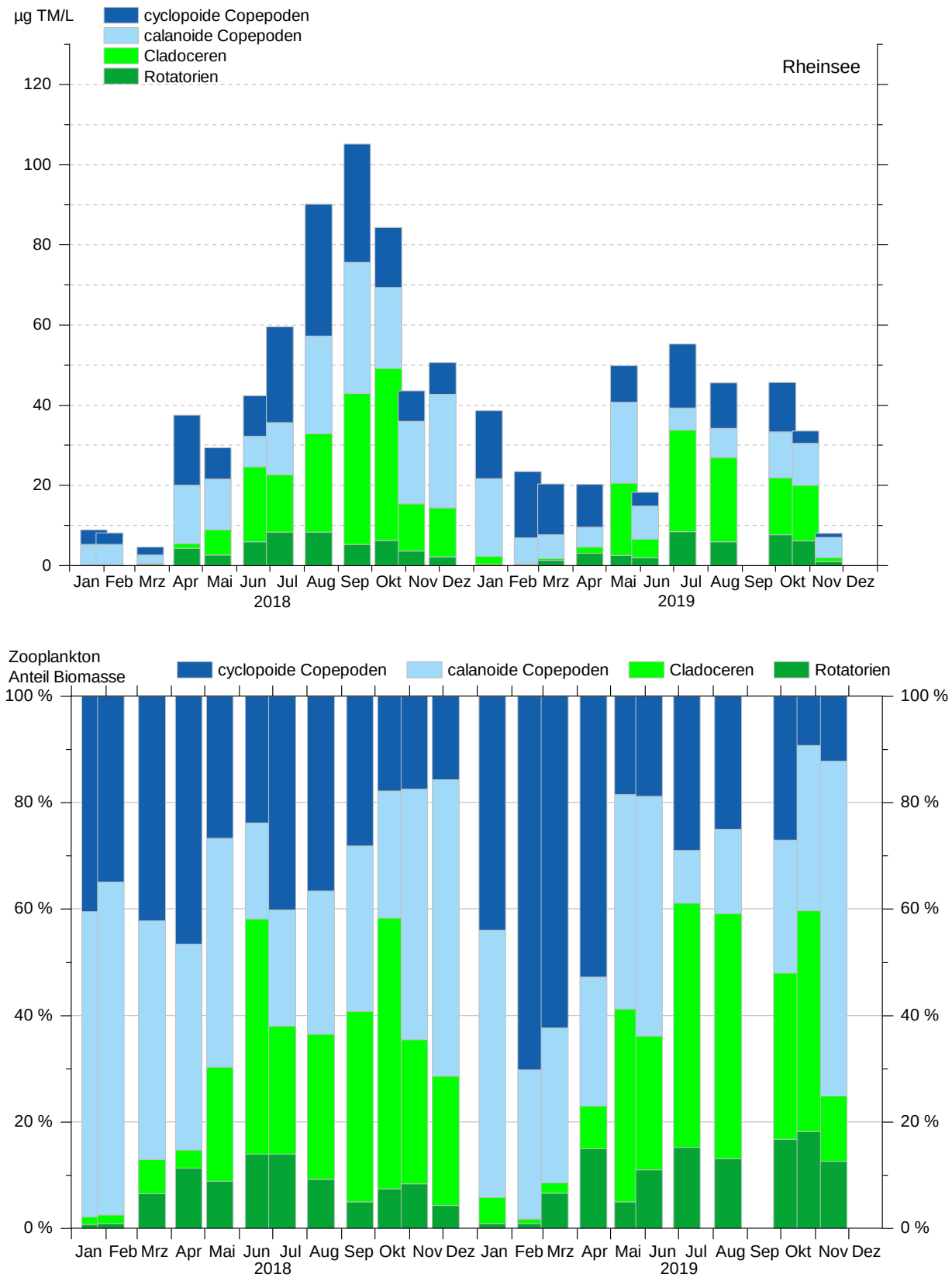


Abb. 48: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmasse) an der Station Rheinsee in den Jahren 2018 und 2019 bezogen auf 30 m Wassersäule. Oben: Absolute Biomassen, unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

Bakterien

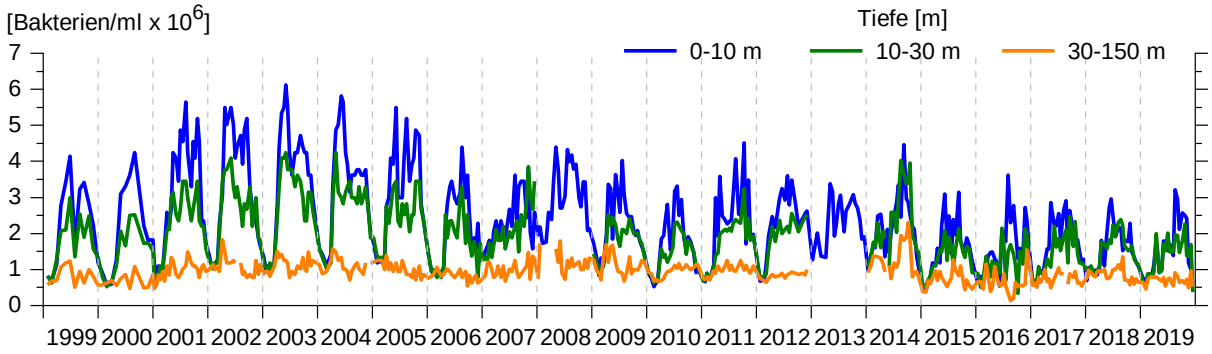


Abb. 49: Zelldichten des Bakterienplanktons, Entwicklung in Seemitte (Station Fischbach-Uttwil). Im Juni 2008 Methodenwechsel in Fluoreszenzmikroskopie, Proben aus Schicht 10-30 m wurden 2008 nur unvollständig erfasst und sind daher nicht dargestellt. Ebenso entfiel 2013 die Erfassung der Tiefenstufen 10-30 m und 30-150 m.

Das Bakterienplankton repräsentiert einen wichtigen Teil des heterotrophen Planktons im See. Es ist maßgeblich am Abbau organischer Substanz beteiligt, stellt aber durch seine Sekundärproduktion auch eine wichtige Nahrungsquelle für filtrierende tierische Planktonorganismen dar.

Die Zelldichte des Bakterienplanktons wurde mittels DAPI-Färbung und automatisierter Zählung der Zellen ermittelt. Es wurden Integralproben in den Tiefenstufen 0–10 m, 10–30 m und 30–150 m ausgewertet.

Das regelmäßig auftretende Winterminimum von Januar bis Anfang März mit Werten von unter 1 x 10^6 Zellen/ml lag in beiden Untersuchungsjahren in dem für ein Normaljahr üblichen Bereich und zeigte keine Unterschiede in den Tiefenstufen (Abb. 49). Der Jahresverlauf des Bakterienplanktons war in der 0-10 m-Schicht und der 10-30 m Schicht recht ähnlich. Im Jahr 2018 wurde die höchste Dichte am 18.06. mit 3 x 10^6 Zellen/ml in der oberflächennahen Schicht gemessen. 2019 verschob sich das Jahresmaximum in der oberflächennahen Schicht auf den September und lag bei 3,22 x 10^6 Zellen/ml.

Das Jahresmittel in der Schicht von 0-10 m lag 2018 bei 1,6 x 10^6 Zellen/ml, 2019 geringfügig niedriger bei 1,54 x 10^6 Zellen/ml und bewegt sich damit seit 2015 auf nahezu gleichem Niveau. Werte dieser Größenordnung werden weltweit auch für andere oligotrophe Seen gemessen.

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet

Bericht der Sachverständigen zum Fachbereich Einzugsgebiet

1. Abwasserbeseitigung 2017/2018

Zahlen zur Abwasserbeseitigung im Bodensee-Einzugsgebiet		2017	2018
Einwohner in ARA-Einzugsgebieten (Anzahl)		1'688‘100	1'682'500
Einwohner an zentrale ARA (Kategorie I bis III) angeschlossen (Anzahl)		1'659'600[1]	1'654'300[2]
Einwohner nicht an zentrale ARA (Kategorie I bis III) angeschlossen (Anzahl)		28'500	28'200[3]
davon[4]	- Abwasser dezentral ordnungsgemäss entsorgt - Abwasser nicht ordnungsgemäss entsorgt	23'600 4'900	23'400 4'800
Ordnungsgemässe dezentrale Abwasserentsorgung (in Prozent) Ordnungsgemässe zentrale Abwasserentsorgung (in Prozent)		82.7 98.3	83.0 98.3
Ordnungsgemässe Abwasserentsorgung total (in Prozent)		**99.7**	**99.7**
Einwohnerwerte an ARA angeschlossen (Anzahl, Basis: CSB, 85%-Wert[5])		3'080‘000	3'120'000
Abwasserreinigungsanlagen (ARA) gemäss IGKB-Richtlinie			
	- Kategorie III (> 40'000 EW) - Kategorie II (1'000 - 40'000 EW) - Kategorie I (50 - 1'000 EW)	33 117 62	34 114 61
Abwasserreinigungsanlagen total (Anzahl)		**212**	**209**
davon mit	- Nitrifikation - Denitrifikation - Phosphorelimination - weitergehende Reinigung (z. B. Flockungsfiltration) - Spurenstoffbehandlung	179 117 156 16 3	177 118 154 15 3
Ablauffrachten ARA			
	- Jahresabwassermenge (in 1'000 Kubikmeter) - Gesamtphosphor (in Tonnen) - Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB, in Tonnen) - Totaler organischer Kohlenstoff (TOC, in Tonnen) - Anorganischer Stickstoff (N_{anorg}, in Tonnen)	280'641 70.3 5'815 1'591 2'931	237'935 60.8 5'043 1'388 2'620
Mit weitergehender Reinigung behandelte Abwassermenge			
	- Filtration (ohne Spurenstoffbehandlung, in Prozent) - Spurenstoffbehandlung (in Prozent)	22.8 8.7	21.7 8.9
Regen- und Mischabwasser			
	- Flächenanteil im Mischsystem (in Prozent)[6] - Ausbaugrad Mischsystem (in Prozent)	76.5 93.1	78.3 93.2

[1] Abwasser von ca. weiteren 94'700 Einwohnern geht zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets

[2] Abwasser von ca. weiteren 95'000 Einwohnern geht zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets

[3] Werte für Graubünden nur teilweise aktualisiert

[4] Begriffe gelten im Sinne des Arbeitsmanuals

[5] Baden-Württemberg: Mittelwert

[6] ohne Vorarlberg

Ende des Berichtsjahres 2018 waren von den **1,68 Millionen Einwohnern** in ARA-Einzugsgebieten des Bodensees rund **1,65 Millionen** an eine zentrale Abwasserreinigungsanlage (ARA) angeschlossen. Daneben wird das Abwasser von etwa **95‘000 Einwohnern** zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets geleitet. Ende 2018 waren **28‘200 Einwohner** nicht an ARA angeschlossen. Der Anschlussgrad an eine zentrale Reinigungsanlage lag 2018 bei **98,3 %**. Bei den nicht an eine zentrale Reinigungsanlage angeschlossenen Einwohnern war die Entsorgung 2018 bei rund 83,0 % ordnungsgemäss. Gesamthaft lag die korrekte Abwasserentsorgung (zentral und dezentral) 2018 bei **99,7 %**. Ein geringes Sanierungspotenzial liegt somit noch bei der dezentralen Abwasserentsorgung (s. Abb. 1).

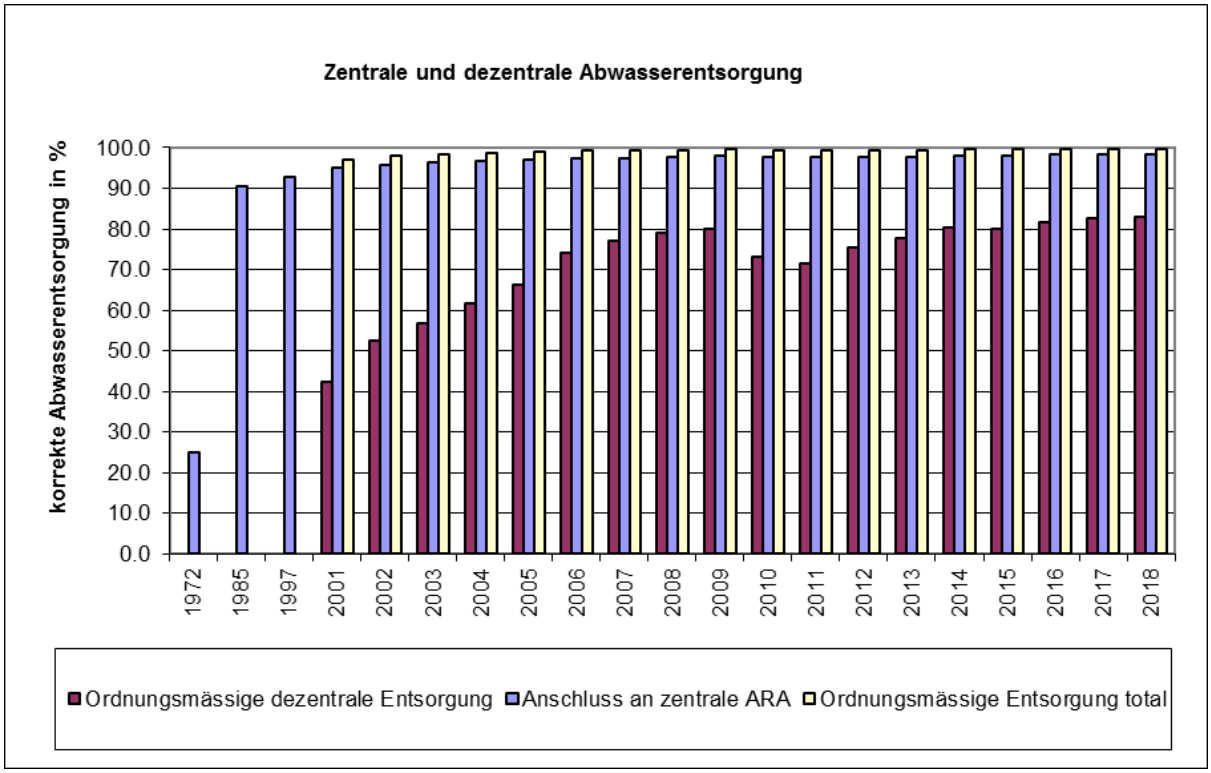


Abb. 1: Entwicklung der Abwasserreinigung: Anschlussgrad an zentrale Abwasserreinigungsanlagen (ARA), ordnungsgemässe dezentrale Entsorgung und totale ordnungsgemässe Abwasserentsorgung. Der Anteil bei der ordnungsmässigen dezentralen Entsorgung hat 2010 abgenommen, weil in Baden-Württemberg und Bayern seit 2010 neue Anforderungen gelten.

Die Jahresabwassermenge aus den insgesamt **209 ARA** im Bodensee-Einzugsgebiet betrug im Jahr **2018** rund **238 Mio. m³**. **30,6 %** dieses Abwassers wurden in **15 Anlagen** einer weitergehenden Reinigung (z. B. Flockungsfiltration) unterzogen. Die jahresmittlere Ablaufkonzentration in diesen Anlagen betrug im Durchschnitt **0,13 mg/l** P_{gesamt}. In weiteren **139 Anlagen** wurden **68,8 %** der Abwassermenge durch Phosphatfällung behandelt (jahresmittlere Ablaufkonzentration durchschnittlich **0,28 mg/l** P_{gesamt}).

3 ARA (Langwiese, Kressbronn, Stockacher Aach) sind mit einer Stufe zur Elimination von organischen Spurenstoffen ausgerüstet (Verfahren mit Pulveraktivkohle). Knapp 9 % der gesamten Jahresabwassermenge wurde einer solchen Spurenstoffbehandlung zugeführt.

Abb. 2 zeigt die Entwicklung der Abwassermengen sowie der Schmutzstoff- und Nährstoffrestfrachten im Ablauf aller ARA im Bodensee-Einzugsgebiet von 1997 bis 2018. Im Jahr 2018 waren die CSB-, Stickstoff- und Phosphorrestfrachten im Vergleich zu den Vorjahren deutlich tiefer (s. Abb. 2 und 3). Der Grund dafür ist das aussergewöhnlich trockene Jahr und die entsprechend tiefe Jahresabwassermenge.

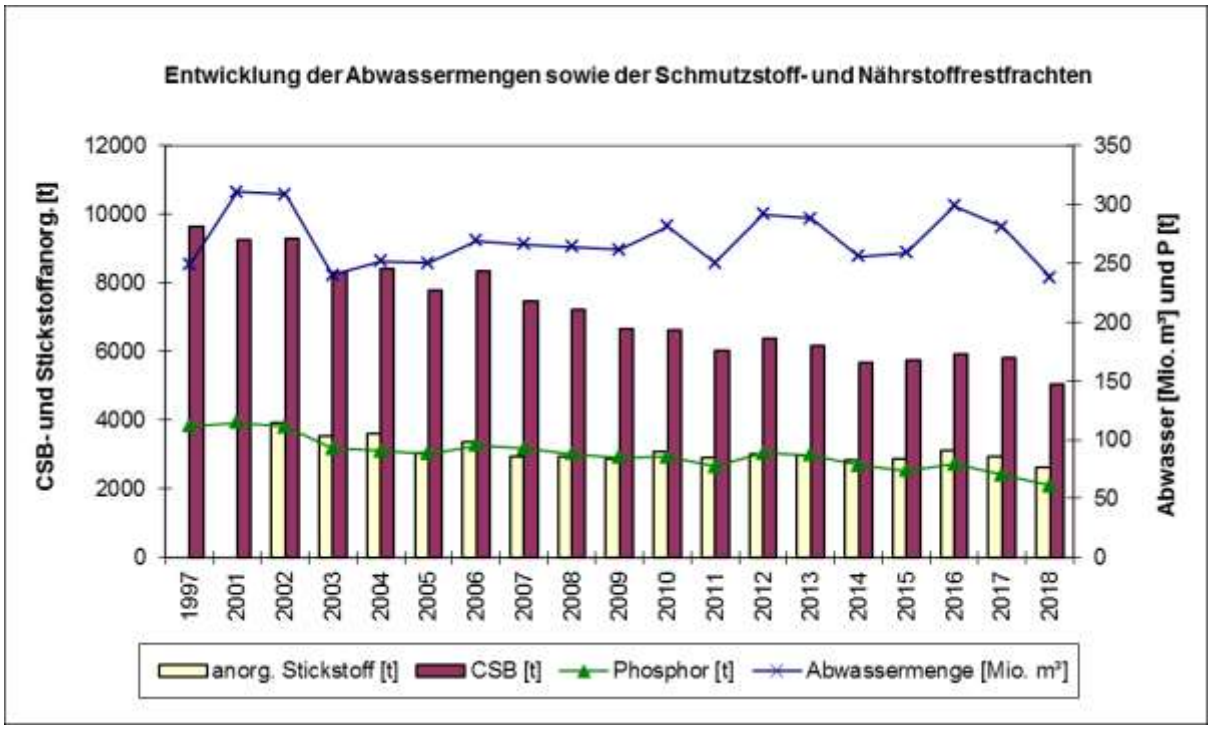


Abb. 2: Entwicklung der Abwassermengen, der Schmutzstoff- (CSB) und der Nährstoffrestfrachten im Ablauf aller ARA im Einzugsgebiet des Bodensees (seit 2010 inkl. Anteile Appenzell Ausserrhoden im Einzugsgebiet).

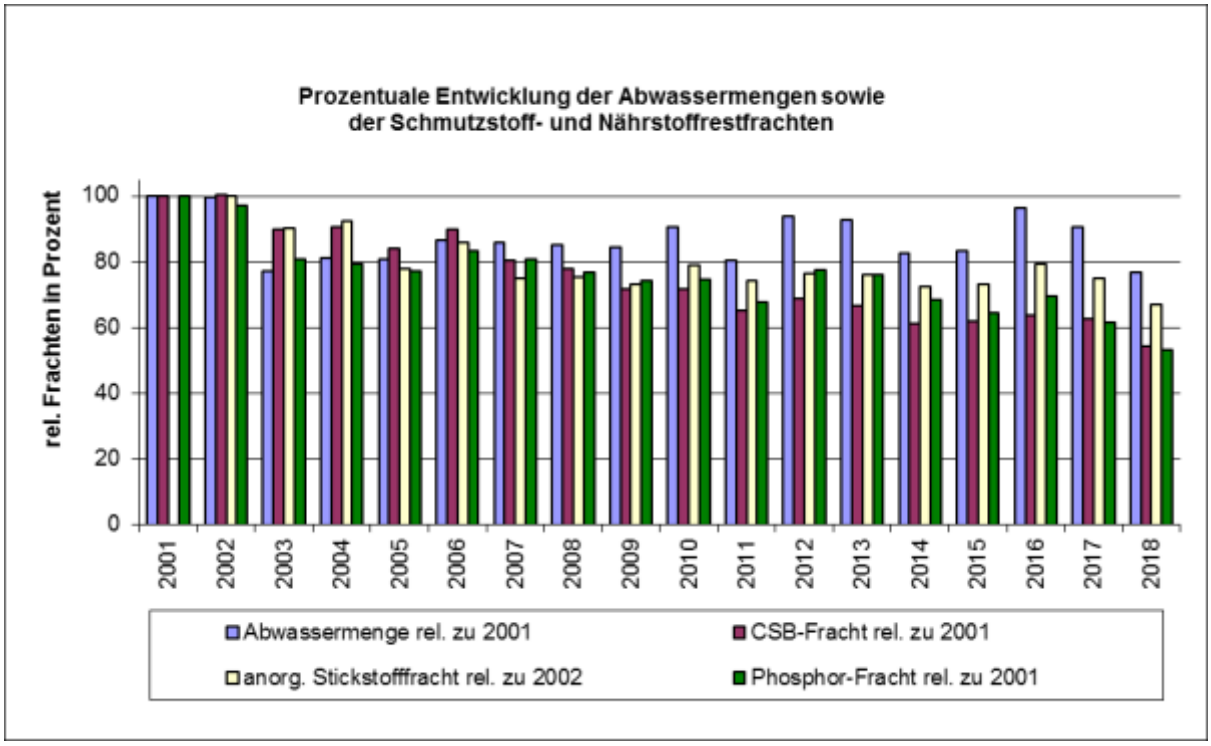


Abb. 3: Prozentualer Verlauf der Abwassermengen, der Schmutzstoff- (CSB) und der Nährstoffrestfrachten aller ARA im Einzugsgebiet des Bodensees bezogen auf das Jahr 2001 bzw. für Stickstoff das Jahr 2002.

2. Übersichtskarten

Die Kläranlagenübersichtskarte und die Karte mit den wichtigen *„Fliessgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees“* (Gewässerbezeichnung, Stellenbezeichnung, Betreiber der Messstelle, Art der Beprobung bzw. Untersuchung sowie deren Häufigkeit) wurden aktualisiert. Weitere Arbeitsunterlagen des Fachbereichs wurden aktualisiert (Abb. 6 - 11).

3. Spezielle Tätigkeiten im Untersuchungsgebiet

Abwasserreinigung allgemein

Im Bodensee-Einzugsgebiet wurden drei ARA aufgehoben:

Die ARA Tägerwilen (Gemeinden Tägerwilen und Gottlieben) wurde 2017 in ein Pumpwerk umgebaut und der Abwasseranschluss an die ARA Konstanz vorgenommen. In Baden-Württemberg wurde die ARA Langenrain stillgelegt und die Abwässer ebenfalls zur ARA Konstanz geleitet. In Appenzell Ausserrhoden wurde die ARA Speicher aufgehoben und die Abwässer an die ARA Altenrhein (SG) angeschlossen.

In Vorarlberg werden zwei ARA erweitert (Riezlern und Warth) und eine aufgehoben (Bödmen, Abwasseranschluss an ARA Riezlern). Für zwei weitere ARA (Bezau und Hittisau) sind Erweiterungen geplant.

Organische Spurenstoffe

In der Schweiz müssen ab 2016 über 100 ARA mit einer zusätzlichen Stufe zur Elimination von organischen Spurenstoffen ausgerüstet werden. Von den seeanliegenden Thurgauer ARA erfüllt keine die Kriterien des Bundes, die einem Ausbau zugrunde liegen. Im Thurgauer Einzugsgebiet des Bodensees muss die ARA Moos bei Amriswil aufgrund des schlechten Verdünnungsverhältnisses in der Aach (Bodenseezufluss) eine zusätzliche Stufe bauen. Eine der vier Filterzellen wurde versuchsweise umgerüstet und der Sand mit granulierter Aktivkohle (GAK) ausgetauscht. Bei erfolgreichen Resultaten ist vorgesehen, die gesamte Filtration auf GAK umzustellen.

In St. Gallen wird die ARA Altenrhein mit einer kombinierten Stufe (Ozonung/GAK) ausgerüstet. Die Inbetriebsetzung ist auf den Frühsommer 2019 vorgesehen. Bei der ARA Morgental wird eine Ozonung mit Nachbehandlung (Sandfilter) gebaut. Die Inbetriebsetzung ist auf 2021 geplant.

In Deutschland, Österreich und Liechtenstein gibt es keine Vorgaben zur Behandlung von organischen Spurenstoffen. In Baden-Württemberg gibt es die Möglichkeit von Zuschüssen für die Erstellung einer solchen Behandlungsstufe. Die ARA Eriskirch wird mit einem kombinierten Verfahren (Ozonung/GAK) ausgerüstet. Die Inbetriebsetzung ist auf den Spätherbst 2019 geplant.

In Bayern ist seit Oktober 2017 auf der Kläranlage der Stadt Weißenburg i. Bay. (Main-Einzugsgebiet) eine vierte Reinigungsstufe zur Elimination von Spurenstoffen in Betrieb. Von Beginn der Planungen an bis etwa ein Jahr nach der Inbetriebnahme wurde das Projekt intensiv wissenschaftlich und ingenieurtechnisch begleitet (2014 bis 2019). Die Ergebnisse des Untersuchungsvorhabens in Weißenburg werden für das weitere Vorgehen in Bayern zur Spurenstoffelimination auf Kläranlagen berücksichtigt werden.

Landwirtschaft, Pflanzenschutzmittel

In der Schweiz wurde der Nationale Aktionsplan Pflanzenschutzmittel (PSM) in Kraft gesetzt. Im Thurgau sind viele kleine Bäche im Einzugsgebiet des Bodensees aufgrund des intensiven Obst-, Beeren- und Gemüsebaues stark mit PSM belastet. Das Ressourcenprojekt AquaSan unter Federführung des Landwirtschaftsamtes und mit Unterstützung des Bundes soll in den nächsten sechs Jahren zeigen, inwieweit PSM-Quellen eruiert und Massnahmen zur PSM-Reduktion in den Gewässern gefunden werden können. Zusätzliche zwei Jahre dienen dem weiteren Monitoring und der Datenauswertung.

4. Abschätzung des Phosphoreintrags in den Obersee

a) Direkt einleitende Abwasserreinigungsanlagen

Der Eintrag von Phosphor in den Obersee aus den 17 seeanliegenden Abwasserreinigungsanlagen (Stockacher Aach, Uhldingen, Immenstaad, Friedrichshafen, Eriskirch, Kressbronn, Lindau, Leiblachtal, Bregenz, Hofsteig, Altenrhein, Morgental, St. Gallen-Hofen, Romanshorn, Kesswil, Münsterlingen und Aachtal) wurde mit Hilfe der durchgeführten Abwasseruntersuchungen ermittelt. Er betrug im Jahr 2018 14.4 Tonnen. Dies entspricht gegenüber dem Vorjahr einer Abnahme um 1.8 Tonnen.

b) Gesamtabschätzung der Phosphorfracht

Aufgrund der Abschätzung der Phosphorfrachten aus den Einzugsgebieten von Alpenrhein, Bregenzerach, Argen und Schussen sowie den ARA-Abfluss-Phosphorfrachten kann davon ausgegangen werden, dass sich die dem Obersee zugeführten P-Frachten seit den Zuflussuntersuchungen 1995-1997 wenig verändert haben (s. Abb. 2 und Abb. 4). Die Frachtschwankungen sind vor allem auf Hochwasserereignisse im Einzugsgebiet der Zuflüsse zurückzuführen. Dies zeigt die Abb. 5 für das Jahr 1999 beim Alpenrhein (Messstelle Diepoldsau). Auch in besonders regenreichen Jahren können tendenziell höhere P-Frachten beobachtet werden. Entsprechend war im aussergewöhnlich trockenen Berichtsjahr 2018 die P-Fracht auffällig tiefer als in den Vorjahren.

5. Organische Spurenstoffe Bodensee und Zuflüsse

Im Jahr 2019 werden wieder im gleichen Umfang wie 2015 und ähnlich wie 2009 organische Spurenstoffe im Bodensee und seinen Zuflüssen untersucht. Dies geschieht in Zusammenarbeit mit dem Fachbereich See. Die Probenahmen finden im März, Juni und September statt. Die Resultate von 2015 sind im Faktenblatt «Anthropogene Spurenstoffe im Bodensee und seinen Zuflüssen» (IGKB 2017) dargestellt.

Die alle 4 Jahre stattfindende Umfrage zu den Untersuchungen zu Mikroverunreinigungen der Länder und Kantone wurde Ende 2018 wieder durchgeführt. Die Übersicht wird auf der Homepage der IGKB publiziert.

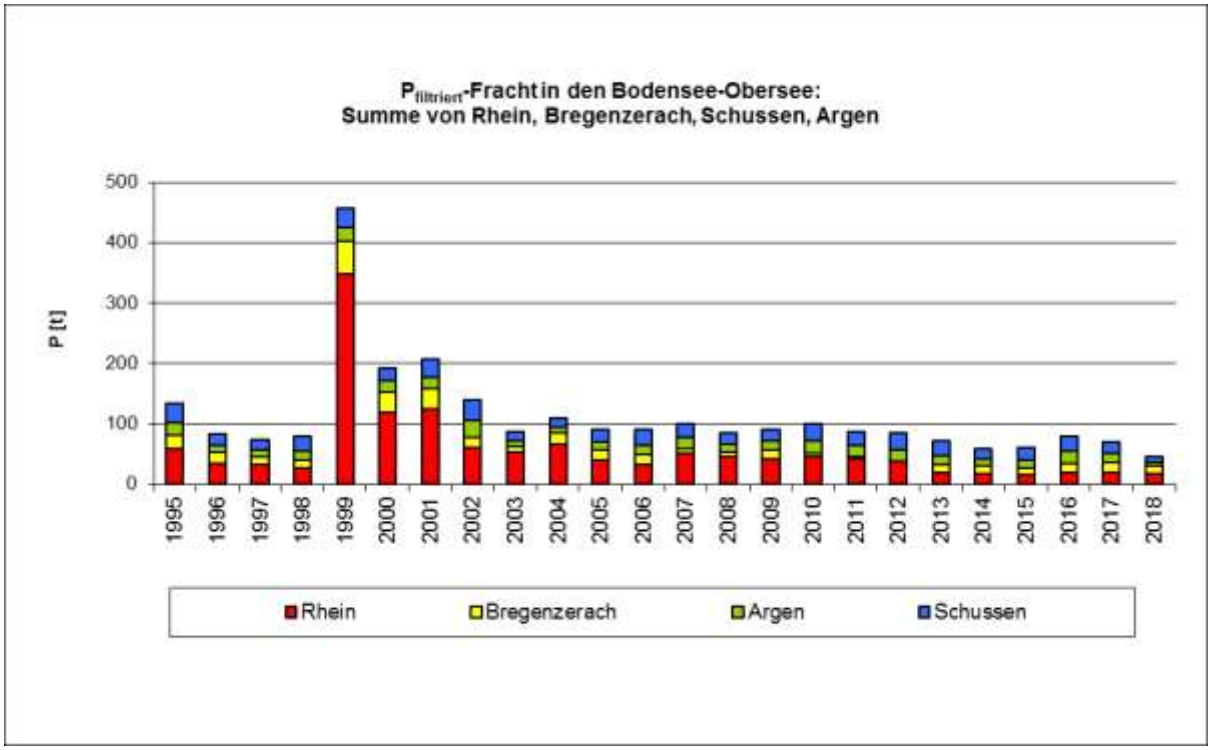


Abb. 4: Entwicklung der $P_{filtriert}$-Frachten in den Bodensee von Alpenrhein, Bregenzerach, Schussen und Argen von 1995 bis 2018 (Rhein mit BAFU-Daten Diepoldsau, Q ab 1995, Pfiltriert 7-Tg-Sammelproben ab 2012).

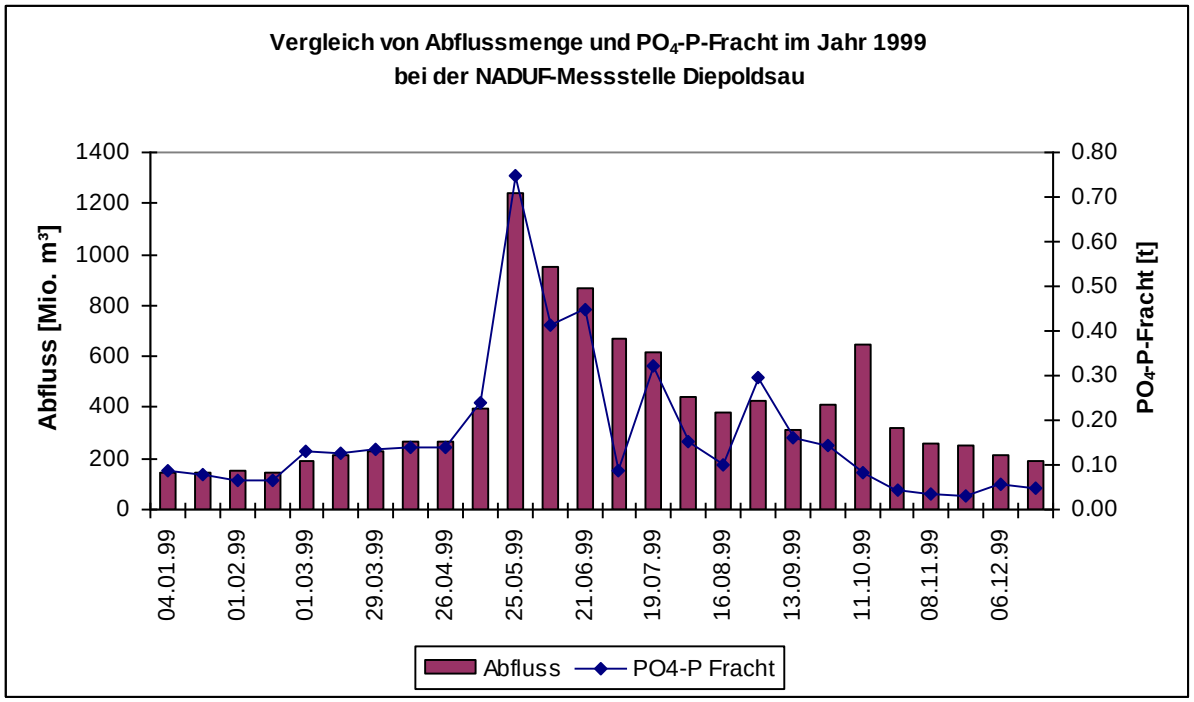


Abb. 5: Vergleich von Abflussmengen und PO4-P-Frachten des Alpenrheins im Jahr 1999 bei der NADUF-Messstelle Diepoldsau.

6. Abwasserbeseitigung 2018/2019

Zahlen zur Abwasserbeseitigung im Bodensee-Einzugsgebiet		2018	2019
Einwohner in ARA-Einzugsgebieten (Anzahl)		1'682'500	1'693'400
Einwohner an zentrale ARA (Kategorie I bis III) angeschlossen (Anzahl)		1'654'300[7]	1'666'800[8]
Einwohner nicht an zentrale ARA (Kategorie I bis III) angeschlossen (Anzahl)		28'200[9]	26'600
Anschlussgrad an zentrale ARA (in Prozent)		**98.3**	**98.4**
Ordnungsgemässe Abwasserentsorgung[10] (in Prozent)		> 99.5	> 99.5
Einwohnerwerte an ARA angeschlossen (Anzahl, Basis: CSB, 85%-Wert)		3'120'000[11]	3'850'000
Abwasserreinigungsanlagen (ARA) gemäss IGKB-Richtlinie			
	- Kategorie III (> 40'000 EW) - Kategorie II (1'000 - 40'000 EW) - Kategorie I (50 - 1'000 EW)	34 114 61	34 114 63
Abwasserreinigungsanlagen total (Anzahl)		**209**	**211**
davon mit	- Nitrifikation - Denitrifikation - Phosphorelimination - weitergehende Reinigung (z. B. Flockungsfiltration) - Spurenstoffbehandlung	177 118 154 15 3	179 119 154 15 5
Ablauffrachten ARA			
	- Jahresabwassermenge (in 1'000 Kubikmeter) - Gesamtphosphor (in Tonnen) - Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB, in Tonnen) - Totaler organischer Kohlenstoff (TOC, in Tonnen) - Anorganischer Stickstoff (N_{anorg}, in Tonnen)	237'935 60.8 5'043 1'388 2'620	276'506 70.5 5'652 1'528 2'901
Mit weitergehender Reinigung behandelte Abwassermenge			
	- Filtration (ohne Spurenstoffbehandlung, in Prozent) - Spurenstoffbehandlung (in Prozent)	21.7 8.9	19.6 10.8
Regen- und Mischabwasser			
	- Flächenanteil im Mischsystem (in Prozent)[12] - Ausbaugrad Mischsystem (in Prozent)	78.3 93.2	77.4 93.2

Ende des Berichtsjahres 2019 waren von den fast **1,69 Millionen Einwohnern** in ARA-Einzugsgebieten des Bodensees rund **1,67 Millionen** an eine zentrale Abwasserreinigungsanlage (ARA) angeschlossen. Daneben wird das Abwasser von etwa

[7] Abwasser von ca. weiteren 95'000 Einwohnern geht zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets

[8] Abwasser von ca. weiteren 95'200 Einwohnern geht zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets

[9] Werte für Graubünden nur teilweise aktualisiert

[10] Nicht angeschlossene Einwohner: unter 2 %, davon erfolgt bei über 80 % die dezentrale Entsorgung ordnungsgemäss

[11] Mittelwerte

[12] ohne Vorarlberg

95‘200 Einwohnern zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets übergeleitet. Ende 2019 waren **26‘600 Einwohner** nicht an ARA angeschlossen. Der Anschlussgrad an eine zentrale Reinigungsanlage lag 2019 bei **98,4 %**. Bei den nicht an eine zentrale Reinigungsanlage angeschlossenen Einwohnern ist die Entsorgung gemäss Abschätzungen der letzten Jahre bei über 80 **%** ordnungsgemäss (Landwirtschaft oder Kleinkläranlage). Gesamthaft liegt die korrekte Abwasserentsorgung (zentral und dezentral) bei über **99,5 %**. Ein gewisses Sanierungspotenzial liegt somit bei der dezentralen Abwasserentsorgung, was einer Daueraufgabe entspricht.

Die Jahresabwassermenge aus den insgesamt **211 ARA** im Bodensee-Einzugsgebiet betrug im Jahr 2019 rund **277 Mio. m³**. **30,6 %** dieses Abwassers wurden in **15 Anlagen** einer weitergehenden Reinigung (Flockungsfiltration, Spurenstoffelimination) unterzogen. Die jahresmittlere Ablaufkonzentration in diesen Anlagen betrug im Durchschnitt **0,15 mg/l** P_{gesamt}. In weiteren **139 Anlagen** wurden **68,7 %** der Abwassermenge durch Phosphatfällung behandelt (jahresmittlere Ablaufkonzentration durchschnittlich **0,28 mg/**l P_{gesamt}).

5 ARA (Langwiese, Kressbronn, Stockacher Aach, Altenrhein, Eriskirch) sind mit einer Stufe zur Elimination von **organischen Spurenstoffen** ausgerüstet (Verfahren mit Pulveraktivkohle, Ozonung oder kombiniert Ozonung mit granulierter Aktivkohle). Sie reinigen **10,8 %** des Abwassers.

7. Abschätzung des Phosphoreintrags in den Obersee

a) Direkt einleitende Abwasserreinigungsanlagen

Der Eintrag von Phosphor in den Obersee aus den **17** seeanliegenden Abwasserreinigungsanlagen (Stockacher Aach, Uhldingen, Immenstaad, Friedrichshafen, Eriskirch, Kressbronn, Lindau, Leiblachtal, Bregenz, Hofsteig, Altenrhein, Morgental, St. Gallen-Hofen, Romanshorn, Kesswil, Münsterlingen und Aachtal) wurde mit Hilfe der durchgeführten Abwasseruntersuchungen ermittelt. Er betrug im Jahr 2019 **17,9** Tonnen. Dies entspricht in etwa den Mengen der Vorjahre (2018: 14.4, 2017: 13.9, 2016: 20 Tonnen).

8. Organische Spurenstoffe

Messungen in den Zuflüssen und im See

Im Jahr 2019 wurden organische Spurenstoffe im Bodensee und seinen Zuflüssen analog 20015 untersucht. Dies geschah in Zusammenarbeit mit dem Fachbereich See. Die Probenahmen fanden im März, Juni und September statt.

Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet

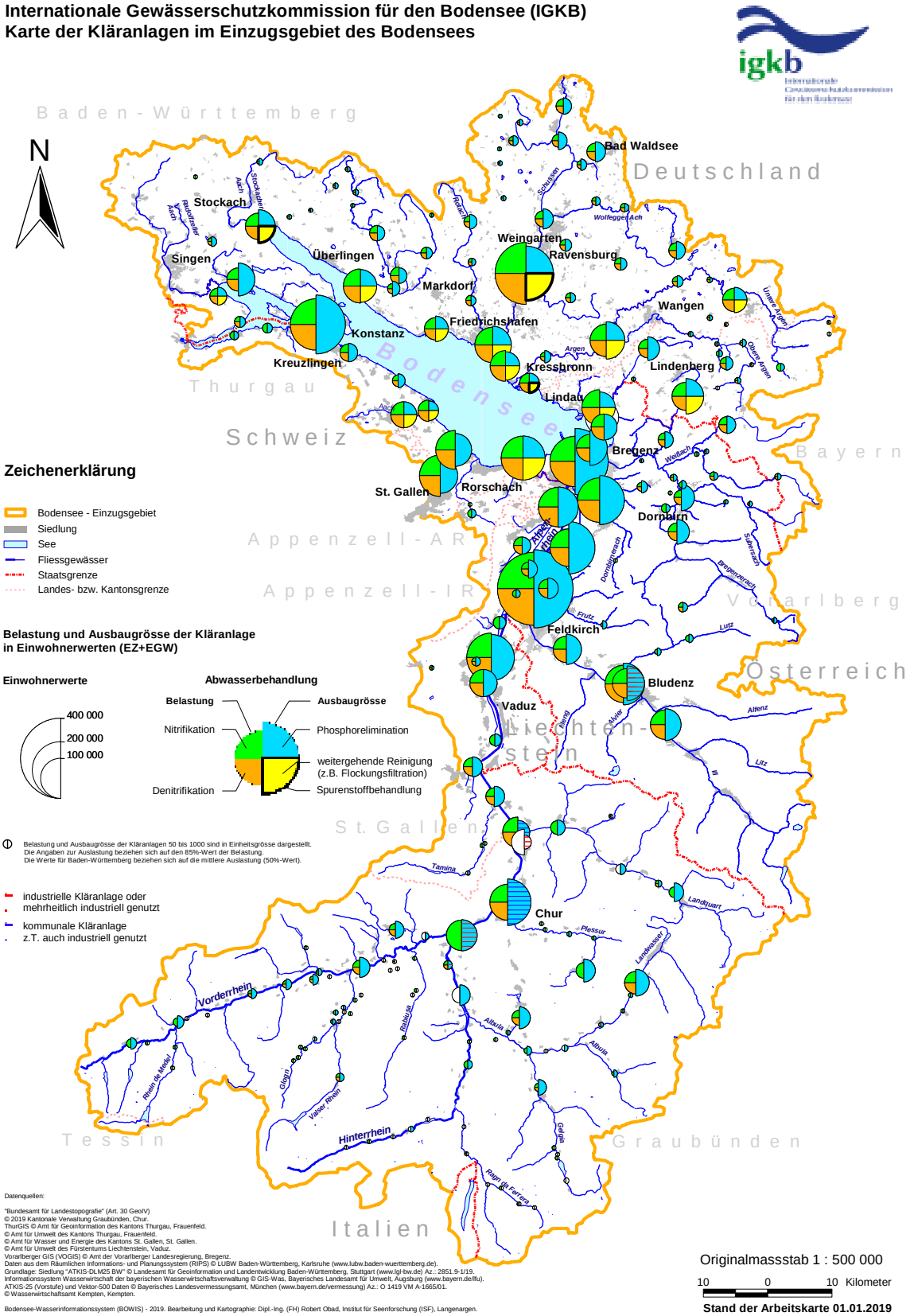


Abb. 6: Kläranlagenkarte: Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet des Bodensees 2018.

Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet

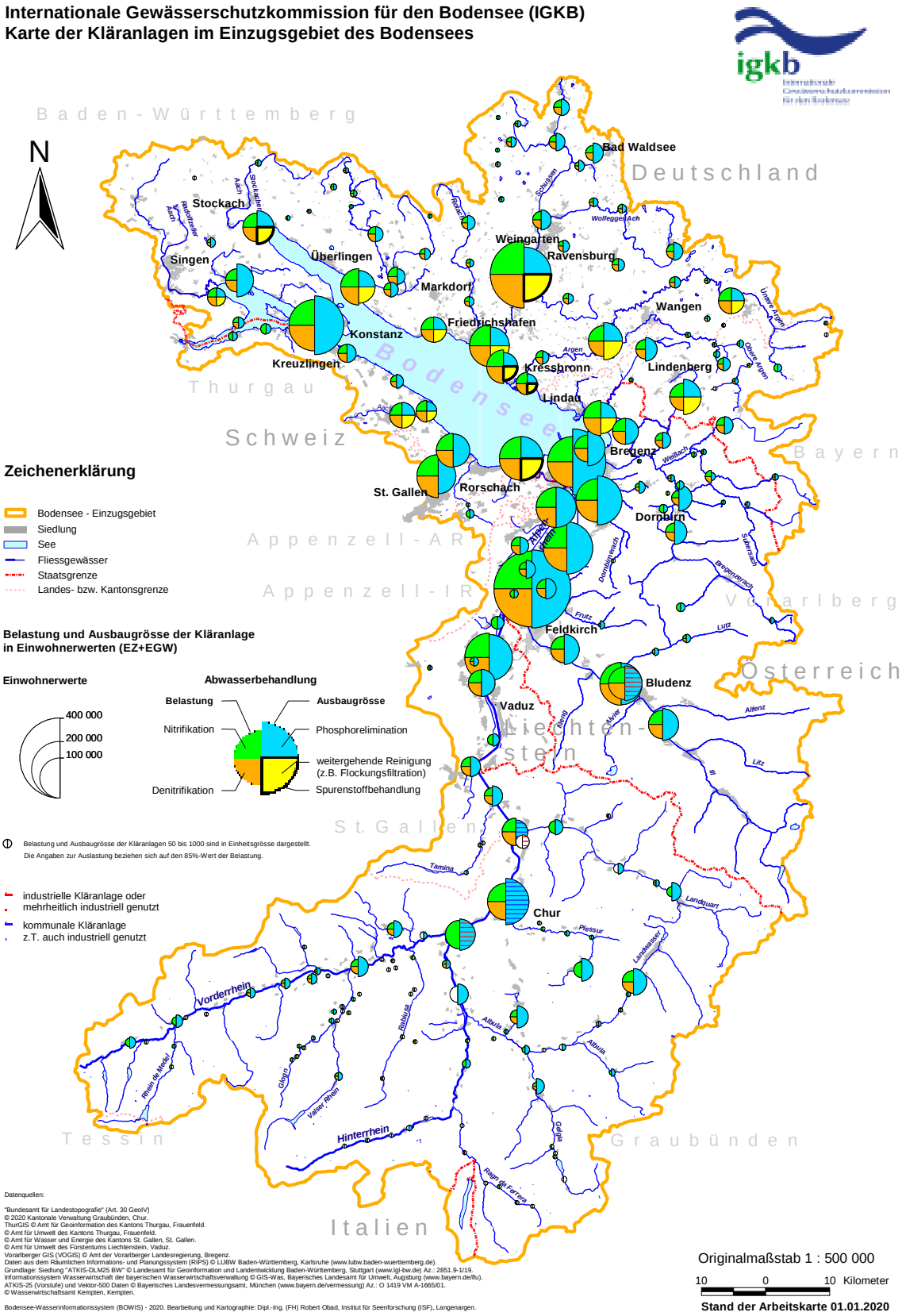


Abb. 7: Kläranlagenkarte: Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet des Bodensees 2019.

Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2015-2018

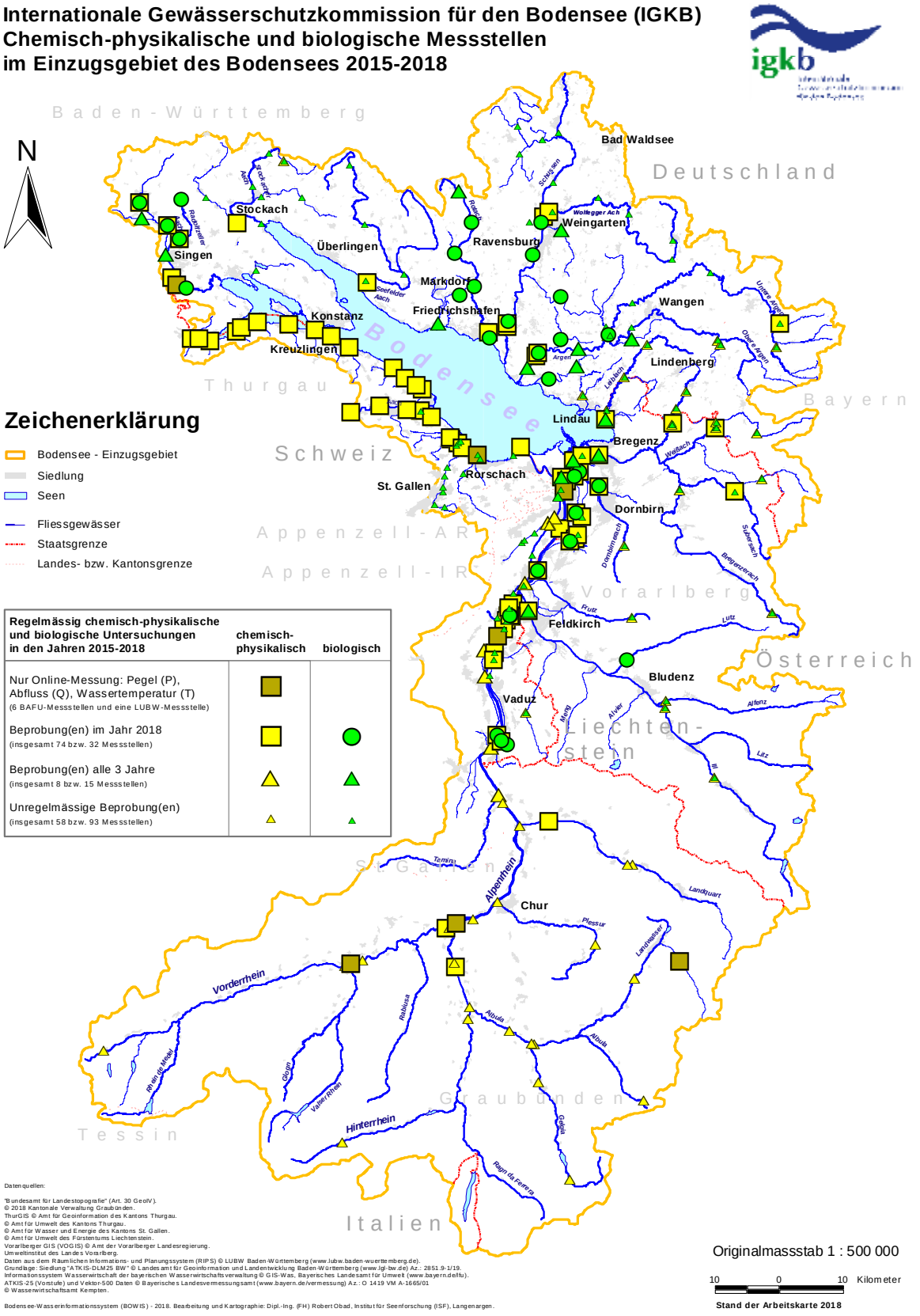
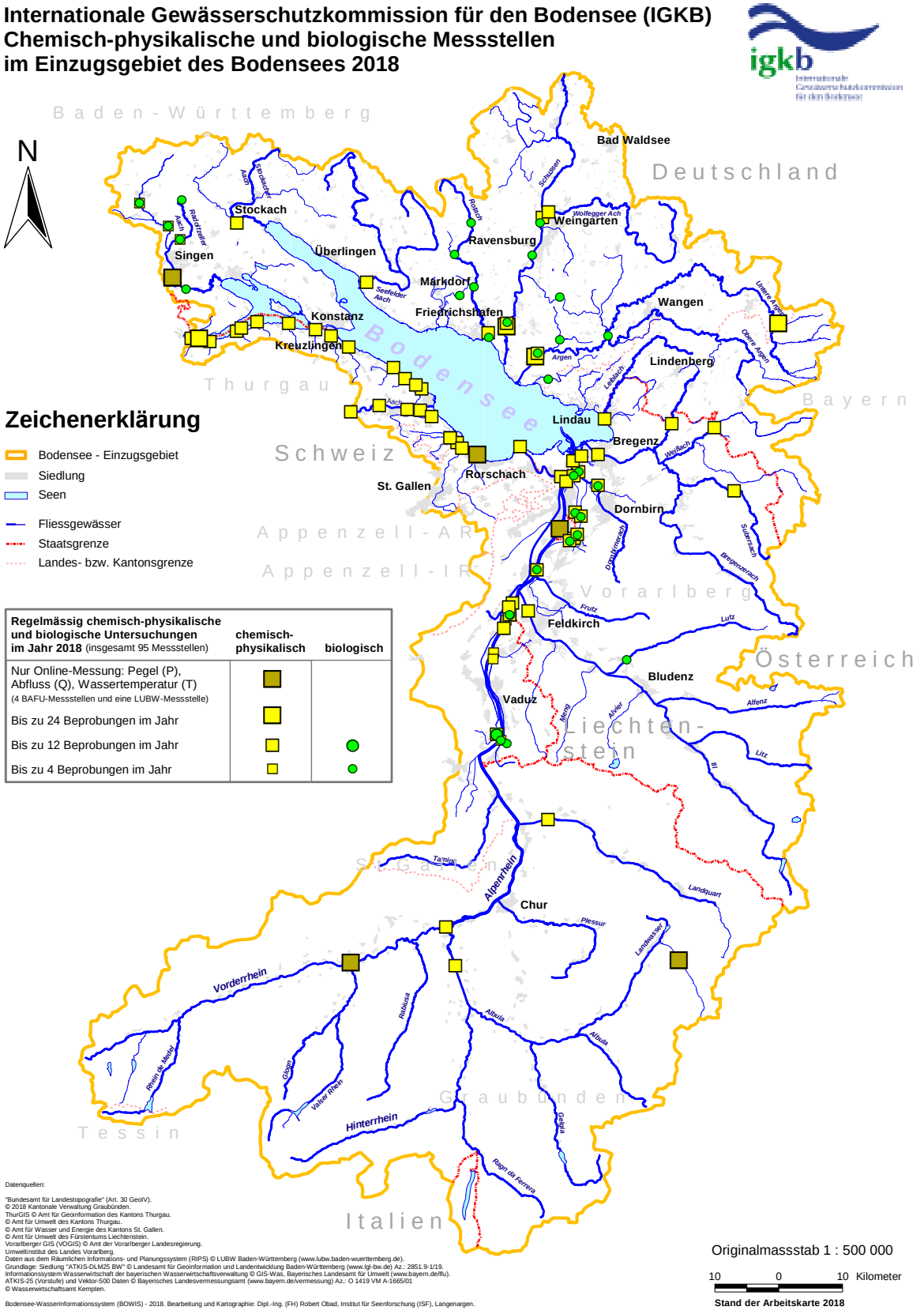


Abb. 8: Karte mit den wichtigen Fliessgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees 2015-2018.

Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2018



Datenquellen:

"Bundesamt für Landestopografie" (Art. 30 GeoIV).
© 2018 Kantonale Verwaltung Graubünden.
ThurGIS © Amt für Geoinformation des Kantons Thurgau.
© Amt für Umwelt des Kantons Thurgau.
© Amt für Wasser und Energie des Kantons St. Gallen.
© Amt für Umwelt des Fürstentums Liechtenstein.
Vorarlberger GIS (VOGIS) © Amt der Vorarlberger Landesregierung.
Umweltinstitut des Landes Vorarlberg.
Daten aus dem Räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS) © LUBW Baden-Württemberg (www.lubw.baden-wuerttemberg.de).
Grundlage: Siedlung "ATKIS-DLM25 BW" © Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung Baden-Württemberg (www.lgl-bw.de) Az.: 2851.9-1/19.
Informationssystem Wasserwirtschaft der bayerischen Wasserwirtschaftsverwaltung © GIS-Was, Bayerisches Landesamt für Umwelt (www.bayern.de/lfu).
ATKIS-25 (Vorstufe) und Vektor-500 Daten © Bayerisches Landesvermessungsamt (www.bayern.de/vermessung) Az.: O 1419 VM A-1665/01
© Wasserwirtschaftsamt Kempten.

Bodensee-Wasserinformationssystem (BOWIS) - 2018. Bearbeitung und Kartographie: Dipl.-Ing. (FH) Robert Obad, Institut für Seenforschung (ISF), Langenargen.

Abb. 9: Karte der Fliessgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees, Untersuchungshäufigkeiten im Jahr 2018.

Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2016-2019

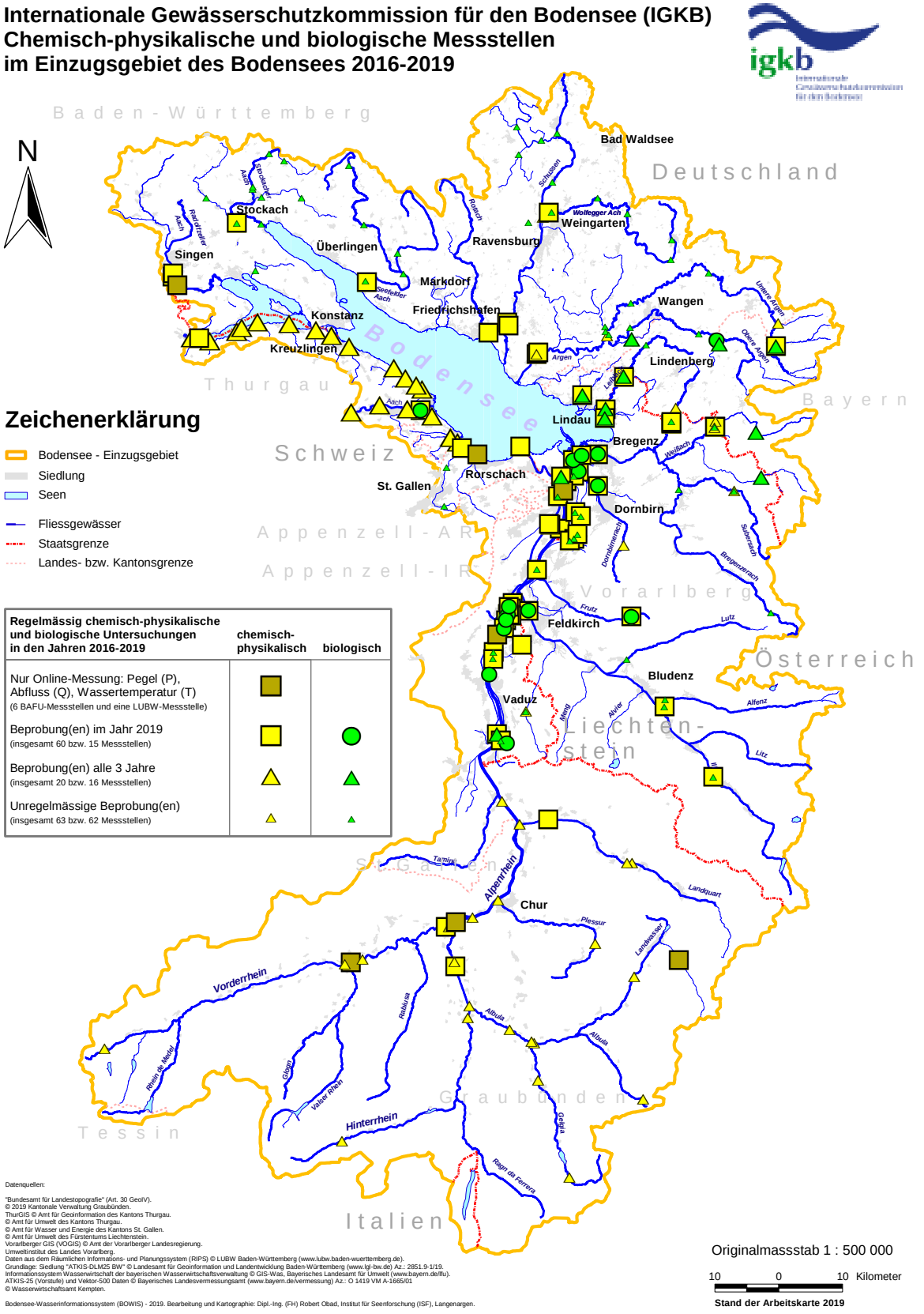


Abb.10: Karte mit den wichtigen Fliessgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees 2016-2019.

Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2019

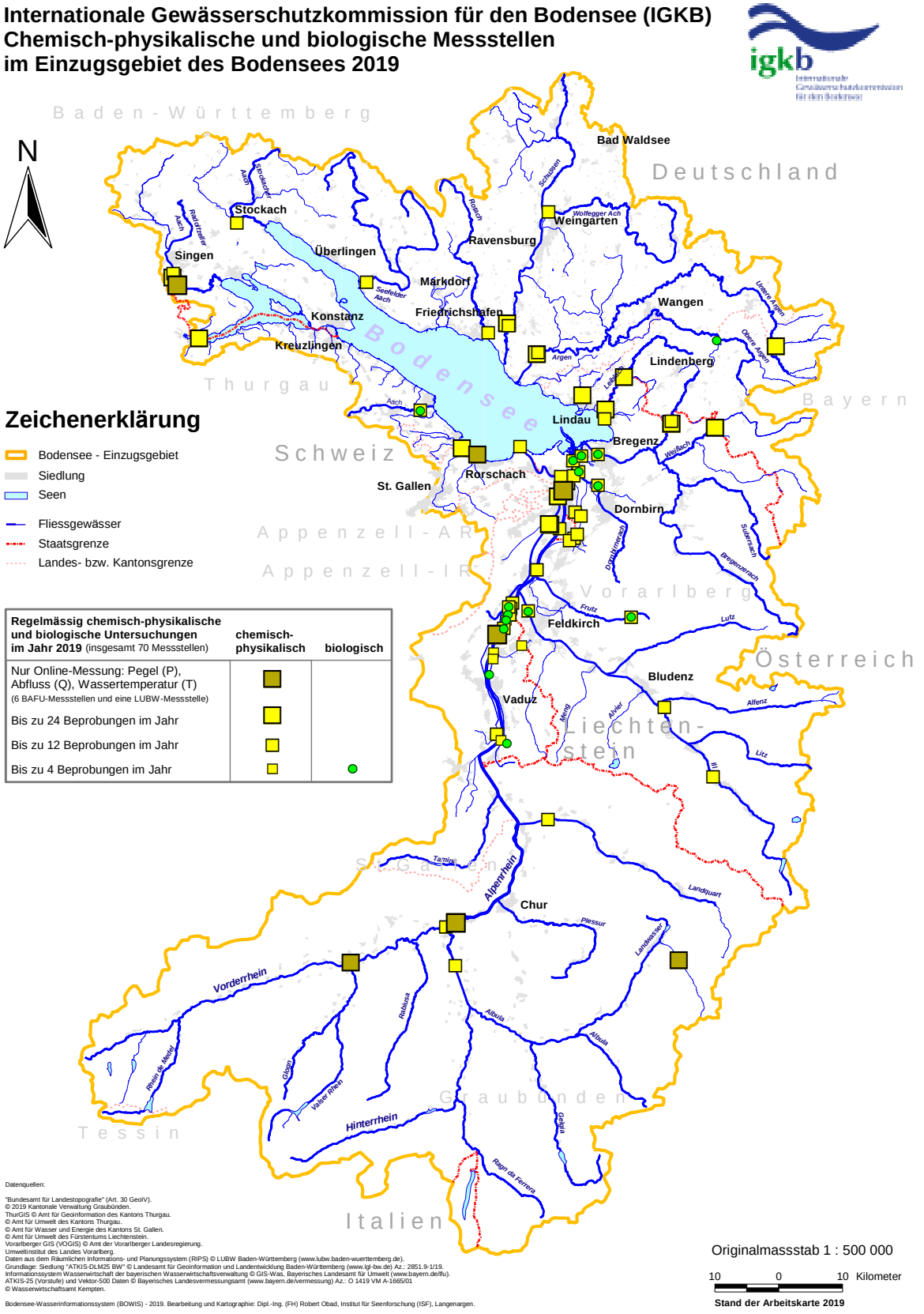


Abb. 11: Karte der Fliessgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees, Untersuchungshäufigkeiten im Jahr 2019.

Auskünfte

Baden-Württemberg:	Institut für Seenforschung (ISF) der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg Argenweg 50/1 D-88085 Langenargen
Bayern:	Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) Bürgermeister-Ulrich-Straße 160 D-86179 Augsburg
	Wasserwirtschaftsamt Kempten Rottachstr. 15 D-87439 Kempten
Österreich:	Amt der Vorarlberger Landesregierung Römerstraße 14 A-6901 Bregenz
Schweiz:	Bundesamt für Umwelt (BAFU) CH-3003 Bern

Dieser Bericht steht als PDF-Datei unter http://www.igkb.org zur Verfügung.