Bericht Nr. 41

igkb
Internationale
Gewässerschutzkommission
für den Bodensee

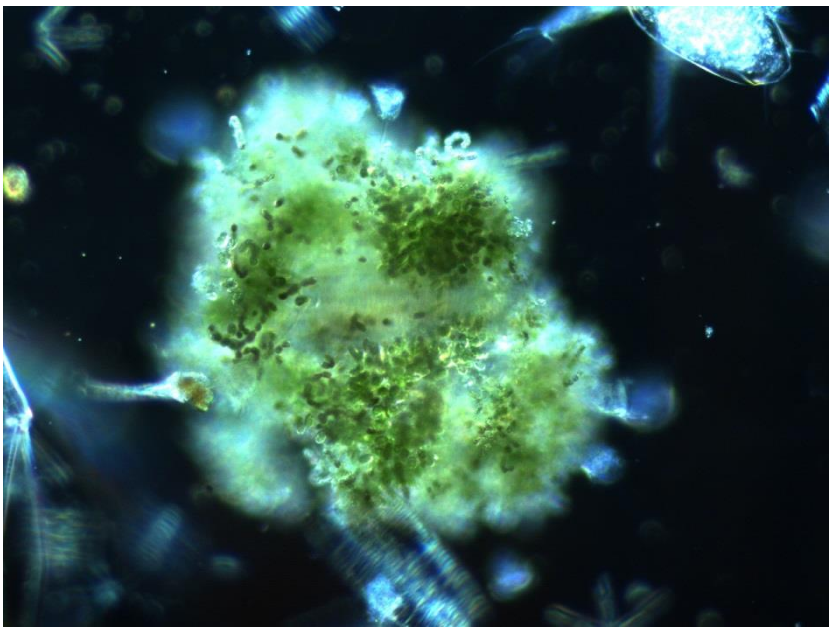
Limnologischer Zustand des Bodensees

A – Aktueller Teil

B – Jahresbericht 2014/2015

Untersuchungsprogramm Freiwasser

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet



Herausgeber: Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)

Titelbild: Phytoplankton: Anabaena lemmermannii • Lebendprobe im Netzfang 30 µm • Institut für Seenforschung an der LUBW

Bearbeitung: Institut für Seenforschung an der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) • Postfach 4253, 88081 Langenargen

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

Internet: http://www.igkb.org

© IGKB 2016

ISSN 1011-1271

Jahresbericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees Nr. 41 (2014-2015)

Bericht Nr. 41

Limnologischer Zustand des Bodensees

A – Aktueller Teil

B – Jahresbericht 2014/2015

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 darauf folgenden Teil physikalische, chemische und biologische Untersuchungsergebnisse zu finden sind.

Die Ergebnisse von 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. Karoline Härtl-Brandl, Langenargen

Dr. Harald Hetzenauer, Langenargen

Dipl.-Ing. Gerhard Hutter, Bregenz

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

Dr. Frauke Lüddeke, Langenargen

Dr. Anna Noffke, Langenargen

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

Dr. Irene Purtschert, Frauenfeld

Dr. Petra Teiber-Sießegger, Langenargen

Dr. Christoph Tellenbach, Dübendorf

Mag. Lucia Walser, Bregenz

Dr. Thomas Wolf, Langenargen

Inhaltsverzeichnis

A – AKTUELLER TEIL 8

Bodenseeuferbewertung – Stand der Renaturierungen 9

Ökosystem, Resilienz 11

Untersuchung anthropogener Spurenstoffe im Bodensee 2015 13

B – JAHRESBERICHT 17

Einleitung 18

Zustandsbeschreibung 2014 19

Bodensee-Obersee 19

Bodensee-Untersee 24

Zustandsbeschreibung 2015 27

Bodensee-Obersee 27

Bodensee-Untersee 35

Fazit und Handlungsbedarf 39

Untersuchungsprogramm Freiwasser 40

Meteorologie 42

Hydrologie 44

Windverteilung 46

Wassertemperaturen über der Oberfläche und über Grund 48

Wärmeinhalt 50

Wassertemperatur 51

Langzeitentwicklung von Sauerstoff, Gesamtphosphor, Ammonium und Nitrat 54

Sauerstoff 55

Gesamtphosphor 57

Orthophosphat 58

Nitrat 60

Ammonium 61

Silikat 62

Chlorid 63

Mangan 64

Eisen 65

Phytoplankton 66

Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) 67

Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Obersee (Überlingersee) 68

Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Untersee (Zellersee) 69

Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Untersee (Rheinsee) 70
Entwicklung Phytoplankton und Leitpigmente in 2014/2015 im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) in 0-20 m 71
Leitpigmente im Bodensee-Obersee (Bregenzer Bucht) in 0-20 m 74
Entwicklung Phytoplankton in 2014/2015 im Bodensee-Obersee (Überlingersee) in 0-20 m . 75
Entwicklung Phytoplankton in 2014/2015 im Bodensee-Untersee (Zellersee) in 0-20 m 77
Entwicklung Phytoplankton in 2014/2015 im Bodensee-Untersee (Gnadensee) in 0-18 m 78
Entwicklung Phytoplankton in 2014/2015 im Bodensee-Untersee (Rheinsee) in 0-20 m 79
Leitpigmente im Bodensee-Untersee: Zellersee (0-20m) und Gnadensee (0-18m)..... 80
Hauptarten Phytoplankton in 2014/2015 Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) in 0-20 m ... 83
Hauptarten Phytoplankton in 2014/2015 Bodensee-Obersee (Überlingersee) in 0-20 m 85
Hauptarten Phytoplankton in 2014/2015 Bodensee-Untersee (Zellersee) in 0-20 m 87
Hauptarten Phytoplankton in 2014/2015 Bodensee-Untersee (Rheinsee) in 0-20 m..... 89
Hauptarten Phytoplankton in 2014/2015 Bodensee-Untersee (Gnadensee) in 0-18 m 90
Pigmente 91
Langzeitentwicklung Chlorophyll-a 91
Zooplankton..... 92
Langzeitentwicklung Crustaceen 92
Saisonale Entwicklung des Zooplanktons..... 93
Bakterien 96
Fischfang-Erträge im Obersee 98
Fischfang-Erträge im Untersee 100

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 101

Bericht der Sachverständigen zum Fachbereich Einzugsgebiet 102
1. Abwasserbeseitigung 2013/2014 102
2. Übersichtskarten 105
3. Spezielle Tätigkeiten im Untersuchungsgebiet 105
4. Abschätzung des Phosphoreintrags in den Obersee 107
5. Organische Spurenstoffe 109
6. Ländliches Areal..... 109
7. Abwasserbeseitigung 2014/2015 111
Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet 2014 113
Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet 2015 114
Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2011-2014 115
Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2014..... 116
Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2012-2015 117
Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2015..... 118

AUSKÜNFTE 119

Abbildungsverzeichnis

A – AKTUELLER TEIL

ABB. 1: BEWERTUNG UND RENATURIERUNGSPOTENZIAL AM BODENSEEUFER, STAND 2011. 9

ABB. 2: SPURENSTOFFE IM BODENSEEFREIWASSER , UNTERSUCHUNGSJAHR 2015 BZW. VERGLEICH DER JAHRE 2008/2015. 15

ABB. 3: TIEFENVERTEILUNG DES RÖNTGENKONTRASTMITTELS IOMEPROL IN VERSCHIEDENEN SEEBECKEN. 16

B – JAHRESBERICHT

ZUSTANDSBESCHREIBUNG

ABB. 1: LANGFRISTIGE ENTWICKLUNG DER PHOSPHOR-, SAUERSTOFF-, STICKSTOFF- UND CHLORIDKONZENTRATIONEN. 30

ABB. 2: GESAMTPHOSPHORVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) VON 2006 BIS 2015. 31

ABB. 3: SILIKATVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) VON 2006 BIS 2015. 31

ABB. 4: LUFTBILD-AUFNAHME DER MILCHIG-GRÜNEN FÄRBUNG DES BODENSEES. 32

UNTERSUCHUNGSPROGRAMM FREIWASSER

ABB. 1: ÜBERSICHTSKARTE DER IGKB-MESSSTELLEN IM BODENSEE. 41

ABB. 2: METEOROLOGISCHE GRÖßEN MIT BEREICHEN ZWISCHEN MAXIMA UND MINIMA LANGJÄHRIGER TAGESMITTEL. 42

ABB. 3: HYDROLOGISCHE GRÖßEN; WASSERSTAND PEGEL KONSTANZ UND ABFLUSS ALPENRHEIN PEGEL LUSTENAU. 44

ABB. 4: HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DES WINDES FÜR DIE JAHRE 2014 UND 2015 (OBERE ABBILDUNGEN) BZW. DIE LETZTEN 30 JAHRE (UNTERE ABBILDUNG). 47

ABB. 5: LANGZEITLICHE WASSERTEMPERATURENTWICKLUNG AN DER OBERFLÄCHE UND ÜBER GRUND FÜR DIE SEETEILE OBERSEE (MESSSTELLE FISCHBACH-UTTWIL), ZELLERSEE UND RHEINSEE. 48

ABB. 6: WÄRMEINHALT IN DEN SEETEILEN OBERSEE (0-250M), ZELLERSEE (0-22M) UND RHEINSEE (0-46M). 50

ABB. 7: WASSERTEMPERATURVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, IM ÜBERLINGERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 51

ABB. 8: WASSERTEMPERATURVERTEILUNG IN DEN JAHREN 2014/2015 IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE IM OBERSEE (MESSSTELLE FISCHBACH-UTTWIL), IM ÜBERLINGERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 52

ABB. 9: ÜBERSICHT ÜBER DIE LANGZEITENTWICKLUNG DER SAUERSTOFFMINIMA IN 1 M ÜBER GRUND, SOWIE DER GESAMTPHOSPHOR-, AMMONIUM-N- UND NITRAT-N-JAHRESMITTELWERTE IN SEEMITTE OBERSEE (FU), ZELLERSEE UND RHEINSEE. 54

ABB. 10: SAUERSTOFFVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, IM ÜBERLINGERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 55

ABB. 11: GESAMTPHOSPHORVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 57

ABB. 12: ORTHOPHOSPHATVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, IM ÜBERLINGERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 58

ABB. 13: NITRAT-N-VERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, IM ÜBERLINGERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 60

ABB. 14: AMMONIUM-N-VERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 61

ABB. 15: SILIKATVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, IM ZELLERSEE UND IM RHEINSEE. 62

ABB. 16: CHLORIDVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 63

ABB. 17: MANGANVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE UND IM ZELLERSEE. 64

ABB. 18: EISENVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE UND IM ZELLERSEE. 65

ABB. 19: ASTERIONELLA FORMOSA (VOM 03.02.2015 IN FISCHBACH-UTTWIL). 66

ABB. 20: CERATIUM HIRUNDINELLA (MIT GEIßEL VOM 03.11.2015 IN FISCHBACH-UTTWIL). 66

ABB. 21: CYCLOTELLA (LEERE SCHALE VOM 17.11.2015 IN FISCHBACH-UTTWIL). 66

ABB. 22: STEPHANODISCUS NEOASTRAEA (VOM 03.02.2015 IN DER BREGENZER BUCHT). 66

ABB. 23: DINOBRYON SPECIALE (VOM 21.04.2015 IN FISCHBACH-UTTWIL). 66

ABB. 24: FRAGILARIA CROTONENSIS (VOM 21.04.2015 IN DER BREGENZER BUCHT). 66

ABB. 25: PERIDINIUM WILLEI (ROTER KASTEN VOM 18.03.2014 IN DER BREGENZER BUCHT). 66

ABB. 26: RHODOMONAS LENS (ROTE KÄSTCHEN VOM 18.03.2014 IN FISCHBACH-UTTWIL). 66

ABB. 27: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL, 1961-2015). 67

ABB. 28: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE (ÜBERLINGERSEE, 1977-2015). 68

ABB. 29: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE (ZELLERSEE, 1976-2015). 69

ABB. 30: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE (RHEINSEE, 1976-2015). 70

ABB. 31: ENTWICKLUNGEN DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE 2014/2015 (FISCHBACH-UTTWIL). 71

ABB. 32: ENTWICKLUNGEN DER LEITPIGMENTE IM BODENSEE-OBERSEE 2014/2015 (FISCHBACH-UTTWIL). 72

ABB. 33: ENTWICKLUNGEN DER LEITPIGMENTE IM BODENSEE-OBERSEE 2014/2015 (BREGENZER BUCHT). 74

ABB. 34: ENTWICKLUNGEN DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE 2014/2015 (ÜBERLINGERSEE). 75

ABB. 35: ENTWICKLUNGEN DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE 2014/2015 (ZELLERSEE). 77

ABB. 36: ENTWICKLUNGEN DES PHYTOPLANKTONS UND DER LEITPIGMENTE IM BODENSEE-UNTERSEE 2014/2015 (GNADENSEE). 78

ABB. 37: ENTWICKLUNGEN DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE 2014/2015 (RHEINSEE). 79

ABB. 38: ENTWICKLUNGEN DER LEITPIGMENTE IM BODENSEE-UNTERSEE 2014/2015 (ZELLERSEE). 80

ABB. 39: ENTWICKLUNGEN DER LEITPIGMENTE IM BODENSEE-UNTERSEE 2014/2015 (GNADENSEE). 81

ABB. 40: HAUPTARTEN IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL). 83

ABB. 41: HAUPTARTEN IM BODENSEE-OBERSEE (ÜBERLINGERSEE). 85

ABB. 42: HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (ZELLERSEE). 87

ABB. 43: HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (RHEINSEE). 89

ABB. 44: HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (GNADENSEE). 90

ABB. 45: LANGFRISTIGE CHLOROPHYLL-A ENTWICKLUNG IN 0-20 M. 91

ABB. 46: LANGZEITENTWICKLUNG DER CRUSTACEEN IN SEEMITTE IN 0-100 M (FISCHBACH-UTTWIL). 92

ABB. 47: SAISONALE ENTWICKLUNG DER CLADOCEREN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN (2014/2015). 93

ABB. 48: SAISONALE ENTWICKLUNG DER COPEPODEN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN (2014/2015). 94

ABB. 49: SAISONALE ENTWICKLUNG DER ROTATORIEN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN (2014/2015) 95

ABB. 50: ZELLDICHTEN DES BAKTERIENPLANKTONS, ENTWICKLUNG IN SEEMITTE (STATION FISCHBACH-UTTWIL). 96

ABB. 51: FISCHFANG-ERTRAG IM BODENSEE-OBERSEE. 98

ABB. 52: FISCHFANG-ERTRAG IM BODENSEE-UNTERSEE. 100

UNTERSUCHUNGSPROGRAMM EINZUGSGEBIET

ABB. 1: ENTWICKLUNG DER ABWASSERREINIGUNG: ANSCHLUSSGRAD AN ZENTRALE ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN (ARA), ORDNUNGSGEMÄßE DEZENTRALE ENTSORGUNG UND TOTALE ORDNUNGSGEMÄßE ABWASSERENTSORGUNG. 103

ABB. 2: ENTWICKLUNG DER ABWASSERMENGEN, DER SCHMUTZSTOFF- (CSB) UND DER NÄHRSTOFFRESTFRACHTEN IM ABLAUF ALLER ARA IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES. 104

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. 104

ABB. 4: ENTWICKLUNG DER $P_{FILTRIERT}$-FRACHTEN IN DEN BODENSEE VON ALPENRHEIN, BREGENZERACH, SCHUSSEN UND ARGEN VON 1995 BIS 2014. 108

ABB. 5: VERGLEICH VON ABFLUSSMENGEN UND PO_4-P-FRACHTEN DES ALPENRHEINS IM JAHR 1999 108

ABB. 6: ENTWICKLUNG DER HOFDÜNGERBELASTUNG DURCH RINDER IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES. 110

ABB. 7: ENTWICKLUNG DER HOFDÜNGERBELASTUNG DURCH SCHWEINE UND HÜHNER IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES. 110

ABB. 8: KLÄRANLAGENKARTE: STAND DER REINHALTUNGSMASSNAHMEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES 2014. 113

ABB. 9: KLÄRANLAGENKARTE: STAND DER REINHALTUNGSMASSNAHMEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES 2015. 114

ABB. 10: KARTE MIT DEN WICHTIGEN FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES 2011-2014. 115

ABB. 11: KARTE DER FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES, UNTERSUCHUNGSHÄUFIGKEITEN IM JAHR 2014. 116

ABB. 12: KARTE MIT DEN WICHTIGEN FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES 2012-2015. 117

ABB. 13: KARTE DER FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES, UNTERSUCHUNGSHÄUFIGKEITEN IM JAHR 2015. 118

A – Aktueller Teil

Bodenseeuferbewertung – Stand der Renaturierungen

Auf der Homepage der IGKB www.igkb.org/aktuelles sind die Uferbewertung und das Renaturierungspotenzial für den Bodensee abrufbar. Stand dieser Bewertung ist das Jahr 2011.

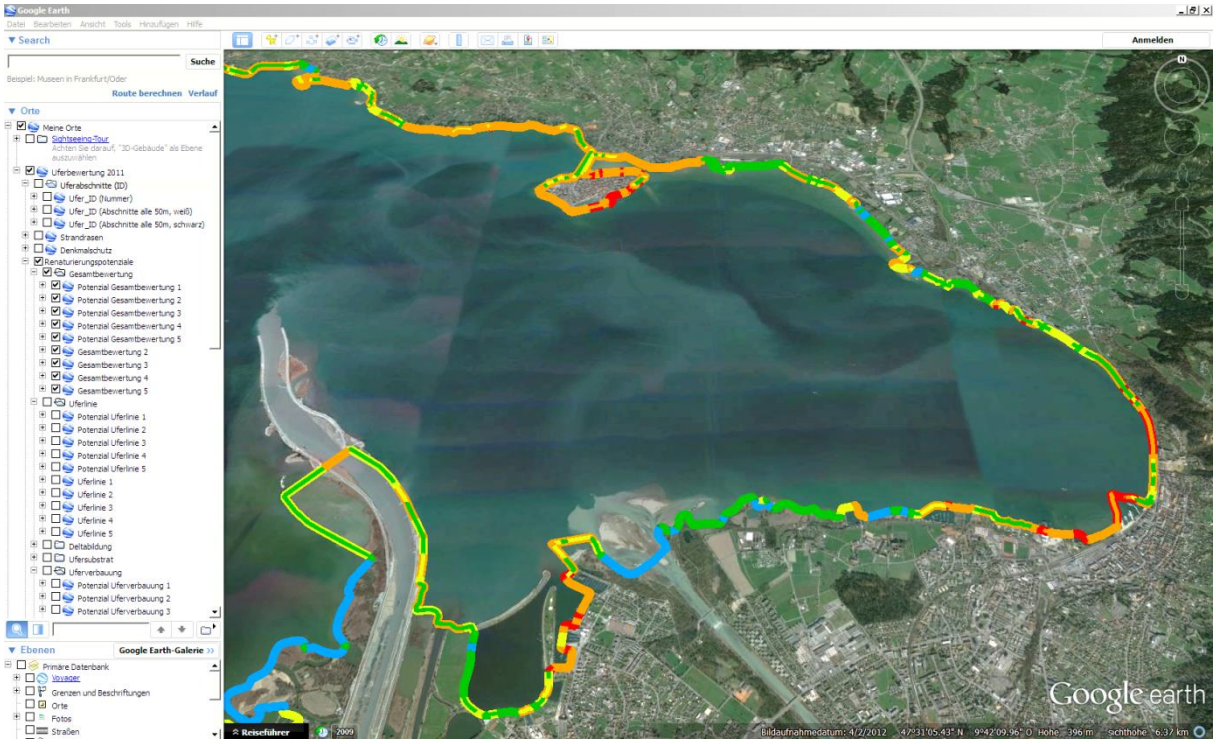


Abb. 1: Bewertung und Renaturierungspotenzial am Bodenseeufer, Stand 2011 (siehe Homepage IGKB).

AG „Renaturierungspotenzial“ – Arbeitsliste

Die Arbeitsgruppe „Renaturierungspotenzial“ des Fachbereichs See trifft sich jährlich zum Informationsaustausch und führt Erhebungen zum aktuellen Stand von Renaturierungen bzw. ökologischen Verbesserungen rund um den See durch.

Diese Informationen / Erhebungen werden in einer „Arbeitsliste“ evident gehalten und jährlich aktualisiert (Tab. 1). Die Arbeitsliste ist auch im Bodensee-Wasserinformationssystem (BOWIS) einsehbar.

Renaturierungen seit 2011

Für die Uferbewertung wurde das Bodenseeufer in 50-Meter-Abschnitte unterteilt und fortlaufend nummeriert (Ufer_ID).

Seit der Uferbewertung, welche mit Stand 2011 vorliegt, sind an 28 der ausgewiesenen 50-Meter-Abschnitte Renaturierungen bzw. ökologische Verbesserungen durchgeführt worden.

Somit sind ca. 1,4 Kilometer an Ufer rund um den Bodensee renaturiert bzw. ökologisch aufgewertet worden.

IGKB FB See

AG Renaturierungspotenzial

abgeschlossene Renaturierungen/ökologische Verbesserungen

Gemeinde	Kreis	Land	Staat	See	ID von - bis	50-m Abschnitte	Bemerkungen
Hagnau	Bodenseekreis	Baden-Wuerttemberg	D	Obersee	2479 - 2483	5	Hagnau West BA 01, zw. Anlegestelle und Steg Hotel Wellenhof
Ludwigshafen	Konstanz	Baden-Wuerttemberg	D	Obersee	1923 - 1925	3	ökologische Verbesserungen
Radolfzell	Konstanz	Baden-Wuerttemberg	D	Untersee	463 - 465	3	Renaturierung BA 01
Wangen	Konstanz	Baden-Wuerttemberg	D	Untersee	101 - 108	8	Renaturierung vor Campingplatz
Egnach	-	Kt. Thurgau	CH	Obersee	4576 - 4579	4	Renaturierung Badeanstalt
Bregenz	-	Vorarlberg	A	Obersee	3542 - 3546	5	Renaturierung Pipeline BA 02
					Summe:	**28**	**ca. 1.400 m**

Tab. 1: Arbeitsliste

Alpenrhein

Die Vorstreckung des Alpenrheins ist in der Uferbewertung der IGKB bislang nicht gänzlich erfasst. Die Uferlinie und Bewertung umfasst lediglich die Rheinvorstreckung bis zur „Lagune“ (vgl. Abbildung 1).

Zur Sicherstellung des Hochwasserschutzes sind im Mündungsbereich des Alpenrheins und im Bereich der Vorländer Baggerungen bzw. Räumungen notwendig. Das dabei anfallende Letten- und das wurzeldurchsetzte Material sollen im Bereich der Rheinvorstreckung eingebaut werden, mit dem Ziel, die technische Rheinvorstreckung ökologisch aufzuwerten. Ein entsprechendes Projekt ist seitens der Internationalen Rheinregulierung, Bauleitung Österreich, ausgearbeitet worden und befindet sich in Umsetzung bzw. soll bis längstens 2025 abgeschlossen sein. Neben Strukturierungen innerhalb des Flusslaufes sollen seeseitig der Vorstreckung ökologische Flächen geschaffen werden, die typspezifischen Lebensräumen einer Flussmündung mit Ruderalflächen, Flachufern mit Schilfzonen bis hin zur Weichholzau, Totholz, Kies- und Sandinseln etc. entsprechen.

Bereits im Seespiegel Nr. 42 (Dezember 2015) wurde mit dem Artikel „Die Rheinmündung wird naturnaher“ auf dieses Vorhaben hingewiesen.

Ökosystem, Resilienz

Der Bodensee ist zwar gut untersucht und Daten zu unterschiedlichen physikalischen, chemischen sowie biologischen Parametern wurden über Jahrzehnte hinweg gesammelt. Dennoch ist über die Zusammenhänge dieser Parameter sowie deren Beitrag zur Stabilität beziehungsweise der Widerstandsfähigkeit des Ökosystems Bodensee noch wenig bekannt. Ein Hauptgrund ist, dass Fragen zu ökologischen Interaktionen nicht im Vordergrund der bisherigen Untersuchungen der IGKB standen und die verschiedenen Komponenten des Ökosystems einzeln und meist nicht im Zusammenhang analysiert wurden. Ein Ökosystem ist jedoch ein hochkomplexes System, bestehend aus einer Vielzahl von Arten, die sowohl miteinander als auch mit ihrer Umgebung interagieren und von dieser beeinflusst werden. Das Verständnis solcher Interaktionen dient im Endeffekt dazu die Frage zu beantworten, inwiefern das Ökosystem flexibel auf veränderte Umweltbedingungen reagiert und wie es somit um die Resilienz des Bodensees steht.

Ein erster Entwurf des Masterplans für die Weiterentwicklung der IGKB folgte deshalb im Wesentlichen der Zusammenlegung der Einzeluntersuchungen und deren vernetzten Analyse, um eine ganzheitliche Aussage über das Ökosystem Bodensee zu treffen. Ferner wurde die Umsetzung in drei Module aufgeteilt, die operativ von verschiedenen Personen teilweise parallel durchgeführt und durch den Fachbereich See sowie externen Spezialisten fachlich begleitet werden. Die Durchführung und Weiterentwicklung des Masterplans untersteht weiterhin der Obhut der erweiterten Arbeitsgruppe Weiterentwicklung IGKB mit administrativer und koordinativer Unterstützung.

Im Modul I („Wissensnetz Bodensee“) wird der aktuelle Stand der Forschung am Bodensee erfasst, um Möglichkeiten und Limitierungen der vorhandenen Daten aufzuzeigen. Dabei wurde eine Literaturdatenbank mit relevanter wissenschaftlicher und grauer Literatur zum Ökosystem Bodensee erstellt. Außerdem wird ein Manuskript in Form eines wissenschaftlichen Reviews verfasst um den Stand des Wissens am Bodensee und die größten Herausforderungen für das Ökosystem aufzuzeigen. Diese Herausforderungen wurden in vier Schwerpunkte unterteilt: anthropogener Einfluss, Klimawandel, Krankheiten und invasive Arten. Im Review wird der Einfluss von invasiven Arten auf das Nahrungsnetz anhand verschiedener Beispiele illustriert und im Zusammenhang mit den andern drei Schwerpunkten diskutiert.

Im Modul II („Datenharmonisierung“) erfolgt die Überprüfung, Harmonisierung und, falls nötig, Bereinigung der vorhandenen Phytoplankton-, Zooplankton und Chemiedaten. Die Datenaufbereitung wird durch das ISF Langenargen durchgeführt. Diese erfolgt derart, dass eine anschließende direkte Übernahme in die zentrale Datenbank

FISGeQua (Fachinformationssystem Gewässerqualität) möglich ist. Die Überführung der harmonisierten Daten in FISGeQua soll Ende 2016 abgeschlossen sein.

Im Modul III („Resilienz vom Ökosystem Bodensee“) werden die Daten aus Modul II anhand der Erkenntnisse von Modul I analysiert und der Stand des Ökosystems erfasst. Da die eigentliche Umsetzung der Analyse dieser Daten ein arbeitsintensiver Prozess ist und vom Thema und Aufwand her Dissertationen entspricht, müssen Drittmittel zur Sicherung der Finanzierung akquiriert werden sowie Kollaborationen mit Forschungsinstitutionen angestrebt werden.

Untersuchung anthropogener Spurenstoffe im Bodensee 2015

Im Jahr 2015 wurde analog zur Spurenstoffuntersuchung 2008 (IGKB, 2011) eine erneute Bestandsaufnahme ausgewählter Stoffe im Freiwasser des Bodensees durchgeführt. Basierend auf den Ergebnissen der ersten Untersuchung erfolgte 2015 eine Reduktion der zu analysierenden Stoffe entsprechend der zum damaligen Zeitpunkt festgestellten Relevanzen. Alle Wasserproben wurden auf 35 Einzelstoffe aus den folgenden chemischen Gruppen untersucht: Arzneimittel, Röntgenkontrastmittel, perfluorierte Tenside, Benzotriazole und Süßstoffe. Die Untersuchungen wurden vom DVGW (Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches) - Technologiezentrum Wasser (TZW) in Karlsruhe durchgeführt.

Die Probenahme wurde vom Institut für Seenforschung, Langenargen, am 18.03.2015 und 17.09.2015 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 25 in mindestens einer Probe in einer Konzentration größer gleich der jeweiligen analytischen Bestimmungsgrenze nachgewiesen.

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. Aus den anderen untersuchten Gruppen wurden die Röntgenkontrastmittel Iomeprol, Iohexol und Amidotrizoesäure, die perfluorierten Verbindungen Perfluoroctansulfonat (PFOS) und Perfluorbutansulfonat (PFBS), das Korrosionsschutzmittel Benzotriazol und seine Metabolite 4- und 5-Methylbenzotriazol, sowie die Süßstoffe Acesulfam, Cyclamat und Sucralose am häufigsten gefunden.

Metformin trat, wie bereits 2008, mit den höchsten Konzentrationen aller gefundenen Arzneimittel auf. Im Vergleich zur ersten Untersuchung ist die Konzentration mit einem seeweiten Mittelwert von 0,12 µg/L jedoch auf das ca. dreifache gestiegen (Abb. 2). Das Abbauprodukt Guanylharnstoff wurde 2008 nicht analysiert, 2015 aber in vergleichbar hohen Konzentrationen gefunden wie Metformin selbst.

Von den Röntgenkontrastmitteln ist im Bodensee insbesondere Iomeprol von Bedeutung (Abb. 2), welches in allen Proben mit Konzentrationen zwischen 0,014 µg/L und 0,062 µg/L deutlich über der analytischen Bestimmungsgrenze gefunden wurde. Im Vergleich der Probenahmestellen wurden, wie bereits bei der ersten Untersuchung,

im Zellersee und im Rheinsee geringfügig höhere Gehalte an Iomeprol gemessen als in der Bregenzer Bucht oder in Seemitte (Abb. 3). Beispielhaft soll im Folgenden für Iomeprol außerdem auf die Tiefenverteilung in den einzelnen Seebecken eingegangen werden. Mit Ausnahme der Seemitte-Station Fischbach-Uttwil wird an allen Probenahmestellen eine Tendenz zur Konzentrationszunahme mit zunehmender Wassertiefe beobachtet. An der Station Fischbach-Uttwil nehmen dagegen die Konzentrationen vom Epilimnion zum Hypolimnion ab. Da die beobachteten Konzentrationsunterschiede in den verschiedenen Seeteilen das Resultat substanzspezifischer Transformationsprozesse in Kombination mit variierenden Schichtungs-, Mischungs- und Strömungsverhältnisse sind, lassen sie sich im Einzelnen nur durch spezielle Modellanwendungen genauer aufschlüsseln.

Die perfluorierten Tenside wurden nur in Spuren, d. h. wenigen ng/L nachgewiesen. Die Verbindung mit den höchsten gefundenen Werten war wie bereits 2008 Perfluoroctansulfonat (PFOS) (Abb. 2) mit Konzentrationen bis 5 ng/L. Insgesamt sind die Konzentrationen von PFOS seit der letzten Untersuchung gesunken, in der lokal zum Teil deutlich höhere Werte gemessen wurden (40 ng/L in der Bregenzer Bucht).

Das Korrosionsschutzmittel Benzotriazol wurde in allen Proben mit erhöhten Konzentrationen zwischen 0,08 und 0,11 µg/L nachgewiesen, und überschreitet damit im Einzelfall den vom Umweltbundesamt vorgeschlagenen gesundheitlichen Orientierungswert für Trinkwasser (GOW) von 0,1 µg/L. Seeweit ging die mittlere Konzentration an Benzotriazol und Methylbenzotriazol im Vergleich zu 2008 leicht zurück.

Der Süßstoff Acesulfam wurde mit 0,29 µg/L im Untersee und einem seeweiten Mittelwert von 0,22 µg/L mit der höchsten Konzentration aller gefundenen Substanzen gemessen (Abb. 2). Außerdem ist die gefundene Konzentration für Sucralose mit einem Mittelwert von 0,06 µg/L gegenüber 0,01 µg/L 2008 deutlich gestiegen. Die Messungen bestätigen damit die Langzeitsimulationen des Stoffflussmodells der EAWAG zur langfristigen Entwicklung der Spurenstoffkonzentrationen im See (IGKB, 2012), welche für beide künstlichen Süßstoffe einen ansteigenden Trend zeigen, der sich auf gestiegene Substanzkonzentrationen in den Zuflüssen zurückführen lässt.

Die durchweg niedrigen gemessenen Konzentrationen im Freiwasser des Bodensees sprechen – abgesehen von einigen ubiquitären Stoffen – für einen guten chemischen Zustand.

Literatur:

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (2012), Grüner Bericht Nr. 39.

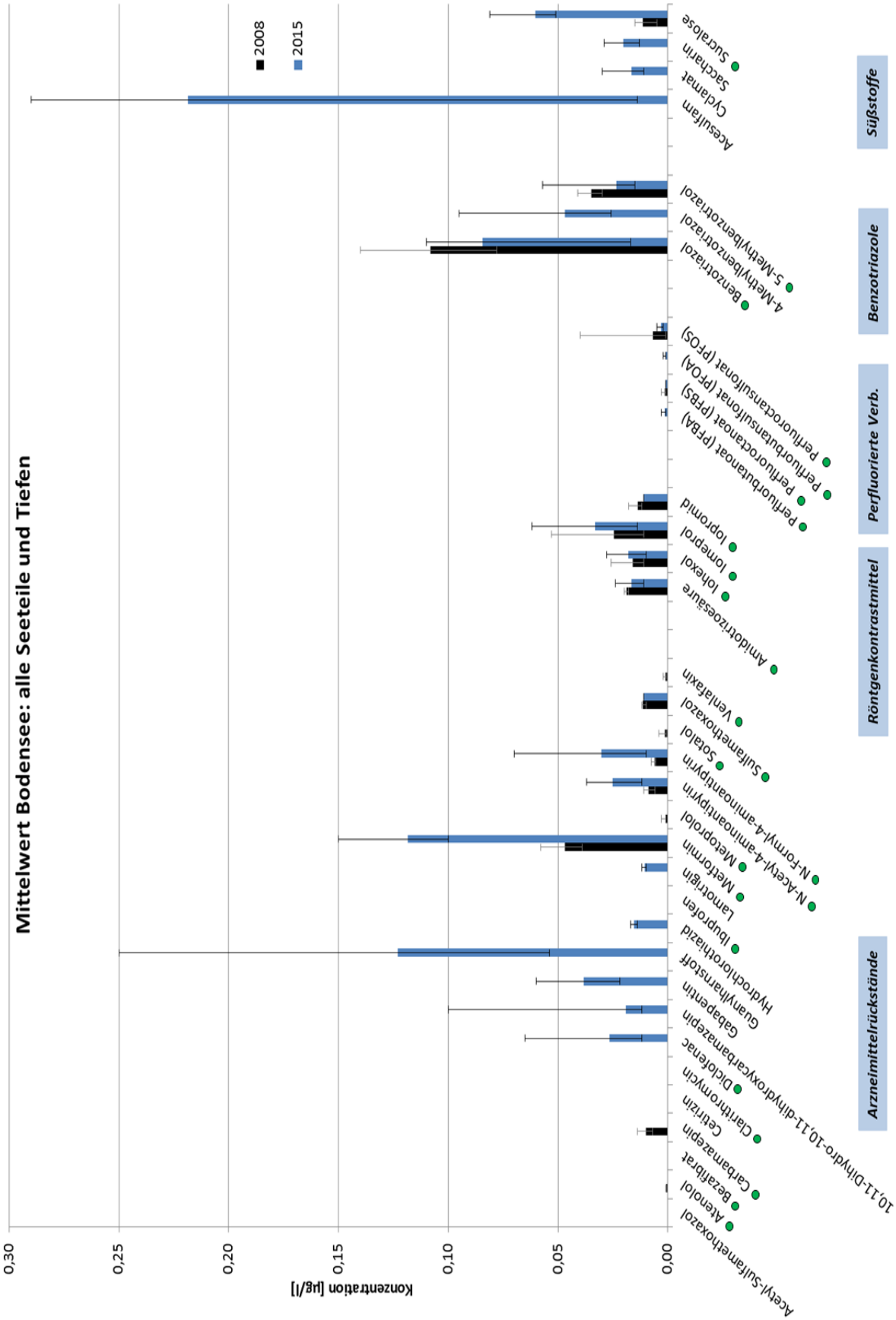


Abb. 2: Spurenstoffe im Bodenseefreiwasser , Untersuchungsjahr 2015 bzw. Vergleich der Jahre 2008/2015 (grün markiert). Die Fehlerbalken geben die Variationsbreite (min./max.) an.

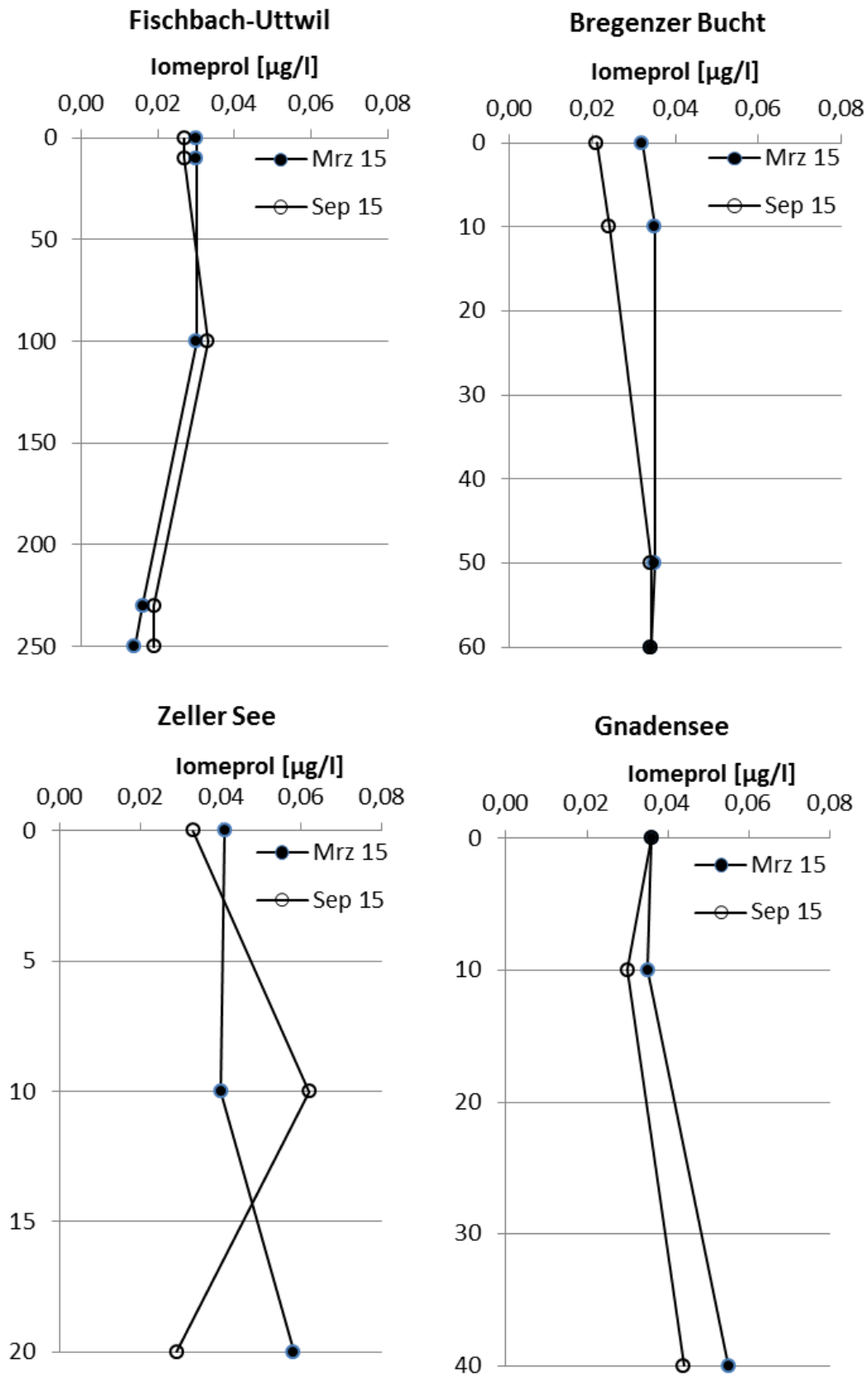


Abb. 3: Tiefenverteilung des Röntgenkontrastmittels Iomeprol in verschiedenen Seebecken (März und September 2015).

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, Messungen und Naturschutz 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 teils enthalten.

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

Zustandsbeschreibung 2014

Bodensee-Obersee

Die **Wasserstände** im Bodensee zeigten im Jahr 2014 einen sehr ausgeglichenen Verlauf und haben sich nur wenig von den langjährigen Mittelwerten unterschieden. In der Zeit von Mitte März bis Ende Juli wurden durchgehend niedrigere Wasserstandwerte als im langjährigen Mittel gemessen. Ab Ende Juli wurden dann bis Ende des Jahres ausschließlich gegenüber den Mittelwerten erhöhte Wasserstände gemessen.

Die **Abflüsse des Alpenrheins** im Jahr 2014 zeigten – ebenso wie im Jahr 2013 – ein ausgesprochen ausgeglichenes Verhalten, das keine markanten Extremwertabflüsse aufwies. Der höchste Tagesmittelwert wurde am 14. August 2014 mit 683 m^3/s gemessen, wohingegen der höchste Maximalabfluss bereits am 13. August mit 1236 m^3/s bei einem Tagesmittelwert von 631 m^3/s registriert wurde. Der nächsthöhere Maximalabfluss wurde am 29. Juni mit 1017 m^3/s bei einem Tagesmittelwertabfluss von 427 m^3/s registriert.

Meteorologisch ist das Jahr 2014 nach Angaben des Deutschen Wetterdienstes (DWD) vor allem dadurch gekennzeichnet, dass es sowohl deutschlandweit als auch weltweit das wärmste Jahr seit Beginn der flächendeckenden meteorologischen Wetteraufzeichnungen im Jahr 1881 war. Die im Jahr 2014 deutschlandweit ermittelte Jahresmitteltemperatur von 10,3 °C ist um +2,1° C gegenüber der mittleren Temperatur der internationalen Klimareferenzperiode von 1961-1990 erhöht. Der Wert der Jahresmitteltemperatur in Baden-Württemberg ist mit 10,1 °C geringfügig niedriger, wobei der Referenzwert der gemittelten Temperatur der Klimareferenzperiode hier 8,1 °C beträgt. Im Bereich des Bodensees wurden die Daten der Wetterstation Konstanz des DWD zur Bewertung herangezogen. Ähnlich wie in Deutschland insgesamt, wurden mit nur wenigen Ausnahmen gegenüber den langjährigen Mittelwerten zum Teil deutlich erhöhte Monatsmittelwerte der Lufttemperaturen gemessen. Dabei wurden in 2014 nur in drei Monaten – im Mai, Juli und August – niedrigere Monatsmitteltemperaturen als im langjährigen Mittel gemessen, wohingegen alle anderen Monate gegenüber dem Mittelwert der Klimareferenzperiode erhöhte Monatsmitteltemperaturen aufwiesen. Die größte positive Abweichung für die Wetterstation Konstanz wurde für den Oktober mit einer Monatsmitteltemperatur von 13,0 °C und einer positiven Abweichung von +2,9 °C gegenüber der Klimareferenzperiode registriert. Dementsprechend ist die mittlere Lufttemperatur 2014 mit 11,3 °C deutlich höher als in den Vorjahren 2013 mit einer mittleren Temperatur von 9,8 °C und in 2012 mit einer Temperatur von 10,4 °C.

Die **Sonnenscheindauer** war für Baden-Württemberg im Jahr 2014 mit einem Wert von 1666,7 Sonnenstunden gegenüber dem langjährigen Mittel der Klimareferenzperiode mit 1607,1 Sonnenstunden erhöht.

Die **Wassertemperaturen** an der Seeoberfläche waren Anfang des Jahres 2014 in Übereinstimmung mit dem meteorologisch sehr milden Winter 2013/2014 im Obersee an der Station Fischbach-Uttwil mit Werten von 5,7 °C am 13.01.2014 und 5,2 °C am 03.02.2014 vergleichsweise hoch. In 250 m Wassertiefe wurde eine Wassertemperatur von 4,3 °C registriert und die 5 °C-Isotherme lag in einer Tiefe von etwa 100 m. Bis Anfang März veränderte sich diese Temperatur- und Schichtungssituation nicht wesentlich und die neue Erwärmungsphase und Ausbildung einer Temperaturschichtung begann, ohne dass eine Durchmischung des Sees stattgefunden hätte. Vielmehr blieben die Temperaturunterschiede zwischen den an der Oberfläche gemessenen Wassertemperaturen und den Temperaturen im Hypolimnion im gesamten Winter 2013/2014 bis zum Frühlingsbeginn 2014 deutlich ausgeprägt.

Aufgrund des warmen Frühjahrs kam es dann im weiteren Verlauf zu einer raschen und deutlichen Erwärmung des Epilimnions. Bereits am 07.04.2014 wurden an der Oberfläche 11,2 °C gemessen. Im Vorjahr 2013 wurde dieser Wert aufgrund der sehr kühlen und sonnenarmen Witterung selbst im Juni noch nicht erreicht, als am 03.06.2013 eine Oberflächentemperatur von 9,6 °C gemessen wurde. Die sommerliche Schichtungssituation konsolidierte sich in den Monaten Juli und August, die beide für Baden-Württemberg im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten leicht niedrigere Gebietsmittelwerte für die Lufttemperatur aufwiesen. Am 07.07.2014 wurde an der Oberfläche eine Temperatur von 20,1 °C und am 04.08.2014 die höchste im Jahr 2014 registrierte Temperatur von 20,7 °C gemessen. Zu diesem Zeitpunkt war die Temperatur in 10 m Wassertiefe auf 17,9 °C angestiegen und die 5 °C-Isotherme befand sich in einer Tiefe von etwa 70 m, während in 250 m Wassertiefe eine Temperatur von 4,4 °C gemessen wurde.

Die sommerliche Stagnationsphase wurde von der im September beginnenden Abkühlungsphase beendet, wobei diese aufgrund der vergleichsweise sehr warmen Witterung im Herbst moderat ausfiel. So wurden Anfang September am 08.09.2014 an der Oberfläche 19,9 °C und Anfang Oktober am 06.10.2014 immer noch 17,0 °C gemessen. Im Weiteren kühlte der See unter meteorologisch milden herbstlichen Bedingungen weiter aus. Im Dezember 2014 wurde am 01.12.2014 in einen Tiefenbereich von 0-30 m eine konstante Temperatur von 9,8 °C gemessen. Die 5 °C-Isotherme befand sich zu diesem Zeitpunkt auf einer Tiefe von etwa 90 m, die Temperatur in 250 m Wassertiefe betrug an diesem Termin 4,4 °C.

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** betrug im Jahresmittel 2014 7,0 µg/L (Abb. 1A). Damit liegt der Jahresmittelwert etwas über dem Vorjahreswert von 6,7 µg/L. In der Zirkulationsphase 2014 (Mittelwert Februar bis April) wurde mit 6,1 µg/L ein geringerer Wert als im Vorjahr festgestellt (7,2 µg/L). Insgesamt haben die mittleren Konzentrationen an Gesamtphosphor einen für große oligotrophe Alpenseen typischen Bereich erreicht.

Der **anorganische Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente ist 2014 mit einem Jahresmittel von 0,91 mg/L etwas unter der Größenordnung der drei Vorjahren geblieben (0,93 - 0,94 mg/L). Damit liegt die Konzentration an anorganischem Stickstoff seit Anfang der 1980er Jahre ohne langfristigen Trend im Bereich von 0,90 bis 1,01 mg/L (Abb. 1C).

Chlorid als Indikator vielfältiger Einträge aus dem Siedlungsbereich blieb nach zunehmendem Trend von 2004 bis 2007 zunächst von 2007 bis 2008 bei einem Jahresmittel von 6,1 mg/L konstant und ist bis 2013 weiter auf 6,9 mg/L gestiegen. 2014 blieb der Chloridgehalt gleich zum Vorjahr bei 6,9 mg/L (Abb. 1C). Ein beträchtlicher Teil der Zunahme stammt aus der winterlichen Straßensalzung, wie im Grünen Bericht 37 ausgeführt wurde.

Die **Sauerstoffgehalte** im tiefen Hypolimnion des Obersees haben sich durch die unzureichende Zirkulation im Frühjahr 2013 und 2014 nicht ausreichend erholen können, sodass im Jahresverlauf 2014 in 250 m Tiefe eine kontinuierliche Abnahme bis zum herbstlichen Minimum von 6,5 mg/L (2013: 6,2 mg/L) beobachtet wurde (Abb. 1B).

Die durchschnittliche **Phytoplankton**-Biomasse im Obersee an der Station Fischbach-Uttwil betrug im Jahr 2014 0,39 mg/L und liegt damit auf demselben niedrigen Niveau wie im Vorjahr (0,43 mg/L). Lediglich im Jahr 2001 war die durchschnittliche Gesamtbiomasse noch niedriger. Die sich seit 1997 abzeichnende Tendenz, dass die Frühjahrsblüte immer undeutlicher ausfällt, setzte sich im Jahr 2013 fort. Die leichte Zunahme der Biomasse von März bis April war zunächst durch Cryptophyceen geprägt (*Rhodomonas lens* u. *Rhodomonas lacustris*), später dann durch Diatomeen (centrische und pennate Formen wie *Cyclotella* spp. und *Fragilaria* spp.). Im Vergleich mit anderen Jahren fiel die typische Diatomeen-Blüte von Mitte Juni - Mitte Juli und die damit einhergehende höchste Biomasse des Jahres im Jahr 2014 komplett aus. Erst ab Ende Juli 2014 nahmen die Biomassen wieder kontinuierlich zu und erreichten Anfang Oktober das Saison-Maximum, geprägt von Dinophyceen (u. a. *Ceratium hirundella*) und zu einem größeren Anteil von Crysophyceen (*Dinobryon* spp.). Beide Algen-Arten sind durch Geißeln beweglich und können sich unter nährstoffarmen Bedingungen mixotroph ernähren. Für den Bodensee wurde gezeigt, dass *Dinobryon* spp. ihren Phosphor-Bedarf durch eine bakteriovore Ernährung de-

cken können und von der größeren Lichtverfügbarkeit durch die geringeren Algenbiomassen bei oligotrophen Zustände profitieren. Die Anfang September an verschiedenen Bodenseebuchten beobachtete Aufrahmung der Blaualge *Microcystis aeruginosa* wurde in Seemitte bei den mikroskopischen Planktonzählungen nicht gefunden. Vermutlich beeinflussten verschiedene Faktoren wie das warme, windstille Wetter zu diesem Zeitpunkt und die Verfügbarkeit bzw. das Verhältnis von Nährstoffgehalten diese Blaualgenblüte.

Die **Chlorophyll-a** Konzentrationen im Obersee lagen im Mittel bei 3,2 µg/L; das Maximum erreichte 11,6 µg/L im Oktober. Beide Werte waren höher als im Jahr 2013 (2 µg/L respektive 3,8 µg/L). Zusätzlich zum Chlorophyll-a wurden auch die **Leitpigmente** für einzelne Algengruppen bestimmt. Alloxanthin als Leitpigment für die Cryptophyceen entsprach in seinem Vorkommen dem jahreszeitlichen Biomasseverlauf, ist also ständig in geringen Konzentrationen vorhanden und wies Peaks im Frühjahr und Sommer auf. Peridinin, das Leitpigment für die Dinophyceen, konnte erst ab Juli gefunden werden, passte dann aber recht gut zum Verlauf der durch Planktonzählung ermittelten Biomassen der Dinophyceen. Fucoxanthin als Leitpigment für die Bacillariophyceen (Kieselalgen) zeigte mit der mikroskopischen Phytoplanktonanalyse bis zum Juli eine gute Übereinstimmung. In den Monaten August bis Oktober nahmen die Fucoxanthin-Konzentrationen zu, während die Bacillariophyceen-Biomasse in diesen Monaten sehr gering war. Diese Diskrepanz kann vermutlich darauf zurückgeführt werden, dass auch die Chrysophyceen Fucoxanthin enthalten. Diese Gruppe dominiert die Biomasse in den Phytoplankton-Zählungen im Herbst und korreliert so mit der erhöhten Fucoxanthin-Konzentration zu diesem Zeitpunkt.

Das **autotrophe Picoplankton** (Cyanobakterien < 2 µm) an der Station Fischbach-Uttwil wurde in der 0-20 m Summenprobe durch fluoreszenzmikroskopische Zählungen ermittelt. Die Werte zeigten wie in den Vorjahren niedrige Bakteriendichten im Winter mit Werten zwischen 1-2 x 10^4 Zellen/ml. Das Frühjahrs-Maximum mit 6 x 10^4 Zellen/ml und das Sommer-Maximum im August mit 9,2 x 10^4 Zellen/ml fielen deutlich geringer aus als im Jahr 2013, traten dafür aber etwas früher ein. Ab Oktober pendelten sich die Werte wieder auf ein winterliches Level zwischen 1-2 x 10^4 Zellen/ml ein. Der Vergleich der hier erhobenen Daten zum autotrophen Picoplankton mit den bei der Pigmentanalytik erfassten Konzentrationen von Zeaxanthin (des Leitpigments für Cyanobakterien) weist darauf hin, dass diese kleinen Cyanobakterien zumindest beim Mai-Maximum die erhöhte Zeaxanthin-Konzentration verursachen, da gleichzeitig bei der mikroskopischen Phytoplanktonanalyse keine erhöhten Biomassen von „klassischen“ Cyanobakterien (fädige und flockenförmige Formen) beobachtet wurden.

Das **Bakterienplankton** in seiner Funktion als Destruent organischen Materials im Ökosystem See repräsentiert einen wichtigen Teil des heterotrophen Planktons. Zudem dient es als Nahrungsquelle für filtrierende tierische Planktonorganismen. Die durch Fluoreszenzmikroskopie ermittelten Gesamtbakterienzahlen zeigten im saisonalen Ablauf und in der Tiefenverteilung ein anderes Muster als in den Vorjahren. Das regelmäßig auftretende Winterminimum von Januar bis Anfang März mit Werten etwa bei 1 x 10^6 Zellen/ml lag in dem für Normaljahr üblichen Bereich und zeigte keine Unterschiede in den Tiefenstufen. Der ebenfalls regelmäßig auftretende Anstieg der Bakteriendichten in den oberflächennahen Schichten erfolgte im Jahr 2014 vergleichsweise früh (Mitte März bis Mitte April), was auf die warmen Frühjahrstemperaturen zurückzuführen ist. Das Frühjahrsmaximum erreichte im April 2,5 x 10^6 Zellen/ml. Nach einem kurzen Abfall über die Sommermonate erhöhten sich die Dichten kurzzeitig erst im August auf maximal 4,9 x 10^6 Zellen/ml und fielen danach kontinuierlich auf die winterlichen Minimalwerte zurück. Dieser kurzzeitige Spätsommerpeak war in allen Tiefenstufen vorhanden, was in den Jahren zuvor nicht beobachtet wurde. Im Jahr 2014 war im Vergleich zu 2013 die Bakteriendichte im Sommer weniger hoch, dafür war das herbstliche Maximum sehr ausgeprägt und lag deutlich über den Maxima der letzten Jahre. Insgesamt scheinen sich die Bakteriendichten in den letzten Jahren auf einem Niveau von etwa 2 x 10^6 Zellen/ml im Jahresdurchschnitt eingependelt zu haben und werden auch für andere oligotrophe Seen weltweit ermittelt.

In der langjährigen Entwicklung des **Crustaceenplanktons** weisen die Copepoden seit ca. 2005 und die Cladoceren seit ca. 2010 auch im Jahr 2014 einen schwachen, aber kontinuierlichen Anstieg der Jahresmittelwerte auf. Die Zunahme ist gering, aber für beiden Zooplanktongruppen vergleichsweise stetig. Der Jahresmittelwert 2014 für Cladoceren und Copepoden stieg auf 8,7 x 10^4 bzw. 2,4 x 10^5 Individuen/m^2. Bei der zentralen Station Fischbach-Uttwil begann die Entwicklung der Cladoceren erst im April. Das Maximum der Individuendichte zeigte sich Anfang Juni und damit vergleichbar zum Jahr 2013. Auf niedrige Werte Ende September/ Anfang Oktober folgte ein zweites Maximum im Oktober / November. Wie im Vorjahr waren bei den Copepoden die Frühjahrswerte der Individuendichten deutlich höher als bei den Cladoceren und die Werte erreichten – mit Unterbrechungen – Ende Juli, Anfang August ihr Maximum (5,0 x 10^5 Individuen/m^2). Auch bei den Copepoden wurde die Ausbildung eines kleineren Herbst-Peaks beobachtet. Wie bei den Cladoceren stiegen auch die Individuendichten der **Rotatorien** im Obersee erst im April an. Im Juni, kurz nach dem Cladoceren-Maximum erfolgte an der Station Fischbach-Uttwil ein Einbruch der Rotatorienzahlen, direkt gefolgt von einem Anstieg auf die maximalen Individuenzahlen des Jahres (9,7 x 10^6 Individuen/m^2), der damit niedriger und früher als im Jahr 2013 ausfiel. Die folgende Abnahme wurde Ende Oktober kurz unterbrochen, bis die winterlichen Individuendichten erreicht werden. Der Jahresmittelwert

2014 für Rotatorien betrug 2,9 x 10^6 Individuen/m^2 und war etwas niedriger als 2013 (3,2 x 10^6 Individuen/m^2).

Bodensee-Untersee

Die **Temperaturverteilung** im Untersee stellt sich aufgrund der vorhandenen Gewässermorphometrie für die einzelnen Seeteile Rheinsee, Zellersee und Gnadensee, die sehr unterschiedliche maximale und mittlere Wassertiefen haben, differenziert dar. Die Temperatur- und Schichtungsverhältnisse waren auch in diesen drei Seeteilen durch den meteorologisch sehr milden Winter 2013/2014 geprägt. Dabei wurden im Rheinsee bedingt durch die im Vergleich zum Obersee geringeren Wassertiefen nahezu homotherme Verhältnisse registriert. Bereits am 04.12.2013 wurde eine nahezu homogene vertikale Temperaturverteilung im Rheinsee im Tiefenbereich 0-45 m mit Temperaturen von 7,1-7,2 °C registriert. Im Gnadensee wurden am 03.12.2013 im Tiefenbereich von 0-19 m Temperaturen von 6,8-6,4 °C gemessen und im Zellersee im Tiefenbereich von 0-22 m Temperaturen von 7,5-7,2 °C. Unter winterlichen Bedingungen erfolgte im Januar und Februar 2014 auch in diesen Teilbecken des Bodensees eine weitere Auskühlung, die zeitweise zu einer Homogenisierung der Temperaturprofile und zeitweise zu inversen Temperaturschichtungen auf einem für diese Jahreszeit vergleichsweise hohem Temperaturniveau führte. Im weiteren Jahresverlauf folgte die Temperaturentwicklung im Untersee oberflächennah der im Obersee, wobei teilweise in den Seeteilen des Untersees höhere maximale Temperaturwerte ermittelt wurden. Am 07.07.2014 wurden im Rahmen des IGKB-Messprogramms mit 22,7 °C im Gnadensee und 21,3 °C im Zellersee, sowie am 01.07.2014 mit 20,7 °C im Rheinsee die höchsten Wassertemperaturen für den Untersee gemessen. Die Temperaturen an den tiefsten Stellen der drei Teilbecken folgten einem ausgeprägten Jahresgang, der im Rheinsee in einer Wassertiefe von 45 m die kleinste Amplitude mit einer minimalen Temperatur T_{min}=4,7 °C (am 03.02.2014) und einer maximalen Temperatur von T_{max}=9,8 °C (am 08.09.2014) aufwies. In den beiden anderen Seeteilen wurden aufgrund der flacheren Morphometrie der Teilbecken am 03.11.2014 mit T_{max}=10,7 °C für den Gnadensee (T_{min}=4,0 °C in 19 m Wassertiefe am 04.02.2014) und für den Zellersee mit T_{max}=12,2 °C (T_{min}=4,8 °C in 22 m Wassertiefe am 04.02.2014) höhere Maximaltemperaturen an den tiefsten Stellen dieser Teilbecken registriert.

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** lag 2014 im Rheinsee mit einem Jahresmittel von 8,2 µg/L über dem Niveau der beiden Vorjahre (2013: 7,2, 2012: 7,9 µg/L). Im Zellersee ist das Jahresmittel 2014 mit 16 µg/L gleich zum Vorjahr geblieben und hat damit wieder das Niveau von 2009-2010 erreicht, nachdem 2011 ein vorübergehender Rückgang auf 13 µg/L zu beobachten war. Einen ähnlichen Verlauf zeigt der Gnadensee. Der Gesamtphosphorgehalt im Jahresmittel lag hier 2014 und 2013 bei 12 µg/L

und 2012 bei 11 µg/L, nachdem er 2011 auf 10 µg/L gefallen war. Im Zeller- und Gnadensee spielt neben den Zufluss Einträgen 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 hat im Rheinsee mit 0,75 mg/L im Vergleich zum Vorjahr (2013: 0,87 mg/L) etwas abgenommen. Auch der N-Gehalt im Zellersee lag 2014 mit 0,92 mg/L anorganischem Stickstoff geringfügig unter dem Vorjahr (2013: 0,96 mg/L). Eine Abnahme an anorganischem Stickstoff findet sich auch im Gnadensee mit 0,53 mg/L (2013: 0,64 mg/L).

Der minimale **Sauerstoffgehalt** über dem Seeboden betrug im Rheinsee im Jahr 2014 0,1 mg/L, was eine Abnahme im Vergleich zu 2013 (1,8 mg/L) darstellt. Im Tiefenwasserbereich des Zellersees wurde 2014 ein Sauerstoff-Minimum von 0,6 mg/L erfasst, nachdem 2013 ein totaler Sauerstoffschwund beobachtet wurde und in den Vorjahren 2005-2012 bei allen Messungen ein geringer Sauerstoff-Restgehalt in der Größenordnung von 0,3 bis 0,8 mg/L gefunden wurde. Der Tiefenwasserbereich des Gnadensees wies im herbstlichen Minimum 2014 keinen Sauerstoff auf, wie es auch in den Jahren 2011-2012 der Fall war. 2013 wurde ein minimaler Sauerstoff-Restgehalt von 0,1 mg/L gefunden.

Im Zellersee lag die durchschnittliche **Phytoplankton**-Biomasse im Jahr 2014 bei 0,49 mg/L und damit höher als im Obersee, aber niedriger als im Vorjahr (0,64 mg/L; aber ohne März-, Mai- und Dezember-Probenahme in 2013). Das Biomasse-Maximum des Jahres wurde bereits im April erreicht, geprägt durch eine *Fragilaria*-Blüte, einer pennaten Kieselalge, welche wie in den Jahren zuvor die Februar-Blüte durch eine centrische Kieselalge ablöste. Im Sommer (Juni - August) wurde die Biomasse durch Cryptophyceen (*Chryptomonas ovata*, *Rhodomonas* spp.) geprägt, im September durch Dinophyceen (hauptsächlich durch *Ceratium hirundella*).

Im Gnadensee lag die durchschnittliche **Phytoplankton**-Biomasse im Jahr 2014 bei 0,55 mg/L, also im ähnlichen Bereich wie im Zellersee und verglichen mit dem Vorjahr (ohne März- und Mai- Probenahme) auf demselben Niveau. Im März wurde vergleichbar mit dem Zellersee bereits die höchste Gesamtbiomasse des Jahres erreicht, dominiert von Cryptophyceen (vor allem *Rhodomonas lens*) und Bacillariophyceen wie *Cyclotella costei* (centrisch) und *Stephanodiscus neoastraea* (pennat). Im November folgte eine weitere Kieselalgen-Blüte, dominiert von *Fragilaria crotonensis.* Crysophyceen sind erst ab April in geringen Mengen abundant. Wie im Vorjahr trug *Chrysochromulina parva* zur April-Biomasse bei, allerding weniger ausgeprägt. Die Art ist durch zwei Geißeln beweglich und zur Mixotrophie befähigt, d. h. sie kann sowohl Kohlendioxid assimilieren als auch gelöste organische Substanzen oder Bak-

terien und kleinere Einzeller aufnehmen, gilt selber aber auch als gut fressbar. Zum Spätsommer hin dominieren hingegen andere Chrysophyceen-Arten (*Dynobrion sociale*) die Biomasse. Die Dinophyceen zeigten im Saisonverlauf einen relativ stabilen Anteil an der Biomasse. Das Oktober-Maximum bei den Cyanobakterien wird von *Pseudanabaena catenata* geprägt, die als Trophiezeiger für mesotrophe Zustände gilt. Damit verlief die Biomasseentwicklung Untersee genau entgegengesetzt zu der im Obersee: Im Untersee wurden die die höchsten Biomassen bereits im Frühjahr erreicht, während im Obersee die höchsten Biomassen erst im Herbst nach einer warmen Spätsommerphase gebildet worden sind.

Die **Chlorophyll-a** Konzentrationen waren an beiden Untersee-Stationen im Vergleich zum Vorjahr leicht erhöht. An der Station Zellersee lag die mittlere Jahreskonzentration bei 4,8 µg/L (2013: 3,7 µg/L), bei der Station Gnadensee bei 4,7 µg/L (2013: 3,4 µg/L). Aufgrund der schon erwähnten beschriebenen Probenahme-Ausfälle im Jahr 2013 ist ein direkter Vergleich schwierig.

Im Untersee wird das **Crustaceenplankton** im monatlichen Abstand erhoben. Während in 2013 saisonale Änderungen für beide Untersee-Stationen ähnlich waren, zeigten sich 2014 lokale Unterschiede. Im Zellersee erreichten die Individuendichten der Cladoceren ihre maximalen Werte erst im Spätsommer, im Gnadensee hingegen wurden maximale Werte schon Anfang Juni beobachtet. Die Jahresmittelwerte der Cladoceren-Individuendichten waren im Zellersee mit 1,8 x 10^5 Individuen/m^2 deutlich höher als im Gnadensee und im Obersee, die beide ähnliche Cladoceren-Individuendichten aufwiesen (9,0 x 10^4 bzw. 8,7 x 10^4 Individuen/m^2).

Bei den Copepoden wurden sowohl im Zellersee als auch im Gnadensee die maximalen Individuendichten bereits im April beobachtet mit höheren Dichten im Gnaden- als im Zellersee. Die herbstliche Abnahme der **Copepodenzahlen** beginnt im Gnadensee früher als im Zellersee, in dem sich bis Oktober eine relativ stabile Population erhielt. Die Jahresmittelwerte der Copepoden-Individuendichten waren in den Untersee-Stationen (Zellersee: 2,2 x 10^5; Gnadensee 2,3 x 10^5 Individuen/m^2) vergleichbar mit denen im Obersee (2,43 x 10^5 Individuen/m^2).

In beiden Untersee-Stationen sind die **Rotatorienzahlen** bis April vergleichsweise niedrig. Im Zellersee wurde der Anstieg der Individuendichten durch einen überraschend deutlichen Rückgang der Werte Anfang Juni unterbrochen, auf den - wie im Obersee - der Anstieg der Individuendichte auf maximale Werte erfolgte. Im Gnadensee ergibt sich aus den Untersuchungen ein relativ „gedämpfter“ Verlauf der Individuendichten ohne Ausbildung eines Maximums. An dieser Station war der Jahresdurchschnittswert mit 1,7 x 10^6 Individuen/m^2 geringer als im Zellersee (2,5 x 10^6 Individuen/m^2) und im Obersee (2,87 x 10^6 Individuen/m^2).

Zustandsbeschreibung 2015

Bodensee-Obersee

Die **Wasserstände** im Bodensee im Jahr 2015 zeigten einen weitgehend ausgeglichenen Verlauf, der keine signifikanten Extremwerte aufwies. Dabei zeigte sich eine interessante Teilung des hydrologischen Jahres in der Form, dass die gemessenen Wasserstände in der ersten Jahreshälfte von Januar bis Juni fast ausnahmslos über den langjährigen Mittelwerten verblieben, während in der zweiten Jahreshälfte – von Juli bis Dezember – die Wasserstände nur mit Ausnahme kurzer Episoden im Dezember unter den langjährigen Mittelwerten lagen. Eine Annäherung an langjährige Extremwerte fand nur kurzzeitig Ende Januar und Anfang Mai statt, als sich die Wasserstände den langjährigen Maxima näherten ohne diese jedoch zu erreichen.

Die **Abflüsse des Alpenrheins** im Jahr 2015 zeigten – wie die Vorjahre 2014 und 2013 – ein ausgesprochen ausgeglichenes Verhalten, das keine markanten Extremwertabflüsse aufwies. Der höchste Tagesmittelwert wurde am 20. Mai 2015 mit 696 m^3/s gemessen, wohingegen der höchste Maximalabfluss bereits am 15. Mai mit 899 m^3/s bei einem Tagesmittelwert von 667 m^3/s registriert wurde. Der nächsthöhere Maximalabfluss wurde am 18. September mit 682 m^3/s bei einem Tagesmittelwertabfluss von 437 m^3/s registriert. Der höchste Monatsmittelwert wird im Juni 2015 mit 452 m^3/s erreicht – der zweithöchste Wert mit 449 m^3/s im Mai.

Meteorologisch ist das Jahr 2015 nach Angaben des Deutschen Wetterdienstes (DWD) dadurch gekennzeichnet, dass es weltweit die höchste Jahresmitteltemperatur seit Beginn der flächendeckenden meteorologischen Wetteraufzeichnungen im Jahr 1881 aufweist und damit sogar den Rekordwert von 2014 übersteigt. Deutschlandweit nimmt das Jahr 2015 zusammen mit den Jahren 2000 und 2007 bezüglich der Jahresmitteltemperatur dagegen den zweiten Platz ein.

Im Bereich des Bodensees wurden die **Daten der Wetterstation Konstanz des DWD** zur Bewertung herangezogen. Ähnlich wie in Deutschland insgesamt, wurden mit nur wenigen Ausnahmen (Februar, September, Oktober) gegenüber den langjährigen Referenzwerten zum Teil deutlich erhöhte Monatsmittelwerte der Lufttemperaturen gemessen. Gegenüber den langjährigen Mittelwerten wurden speziell im Juli (+3,4 °K) und August (+2,4 °K) und im November (+3,4 °K) und im Dezember (+2,0 °K) besonders hohe positive Temperaturabweichungen registriert.

Die **Sonnenscheindauer** war für Baden-Württemberg im Jahr 2015 mit einem Wert von 1861,6 Sonnenstunden deutlich gegenüber dem langjährigen Mittel der DWD-Referenzperiode mit 1662,0 Sonnenstunden erhöht.

Die oberflächlichen **Wassertemperaturen** waren Anfang des Jahres 2015 in Übereinstimmung mit dem meteorologisch sehr milden Winter 2014/2015 im Obersee an der Station Fischbach-Uttwil mit Werten von 5,6 °C am 12.01.2015 und 5,5 °C am 03.02.2015 – wie bereits Anfang 2014 – vergleichsweise hoch, während in 250 m Wassertiefe eine Wassertemperatur von 4,4 °C registriert wurde und die 5 °C-Isotherme in einer Tiefe von etwa 120 m lag.

Bis Anfang März veränderte sich diese Temperatur- und Schichtungssituation nicht wesentlich und die neue Erwärmungsphase und Ausbildung einer Temperaturschichtung begann, ohne dass eine vollständige Durchmischung des Sees stattgefunden hätte. Vielmehr blieben die Temperaturunterschiede zwischen den an der Oberfläche gemessenen Wassertemperaturen und den Temperaturen im Hypolimnion im gesamten Winter 2014/2015 bis zum Frühlingsbeginn 2015 deutlich ausgeprägt, wobei der minimale Temperaturunterschied mit 0,5 °K am 03.03.2015 gemessen wurde (Wassertemperatur in 250 m Wassertiefe 4,5 °C; an der Oberfläche 5,0 °C).

Damit blieb nach 2014 auch im Jahr 2015 ein deutlicher vertikaler Temperaturgradient bestehen und es wurde keine vollständige Durchmischung des Sees erreicht.

Am 04.05.2015 wurde dann bereits wieder eine deutliche Ausprägung des Epilimnions detektiert, als oberflächlich Wassertemperaturen von 11,5 °C gemessen wurden.

Aufgrund der sehr milden meteorologischen Bedingungen wurden bereits Anfang Juni am 09.06.2015 oberflächlich Wassertemperaturen von 19,6 °C gemessen. Die darauffolgende sehr warme Witterung konsolidierte im weiteren Verlauf die Temperaturschichtung und leitete die sommerliche Stagnationsphase ein. Am 07.07.2015 wurde dann am Messpunkt Fischbach-Uttwil (zentraler Bodensee Obersee) mit 26,6 °C der höchste im Rahmen des IGKB-Messprogrammes je registrierte Messwert für den Obersee registriert. Die 5 °C-Isotherme befand sich zu dieser Zeit immer noch in einer Tiefe von etwa 120 m.

Aufgrund des sehr warmen Sommers 2015 wurden auch im September am 07.09.2015 mit 19,7 °C noch sommerlich hohe Temperaturen gemessen, wobei diese Temperatur bis zu einer Wassertiefe von 15 m angetroffen wurde.

Während der sich anschließenden Abkühlungsphase sanken dann die oberflächlichen Temperaturen von 14,7 °C am 05.10.2015 bis auf 8,5 °C am 07.12.2015 ab. An diesem Termin wurde in 250 m Wassertiefe eine Temperatur von 4,6 °C gemessen.

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** betrug im Jahresmittel 2015 7,6 µg/L (Abb. 1A). Damit liegt der Jahresmittelwert über dem Vorjahreswert von 7,0 µg/L. In der Zirkulationsphase 2015 (Mittelwert Februar bis April) wurde mit 8,5 µg/L ebenfalls ein

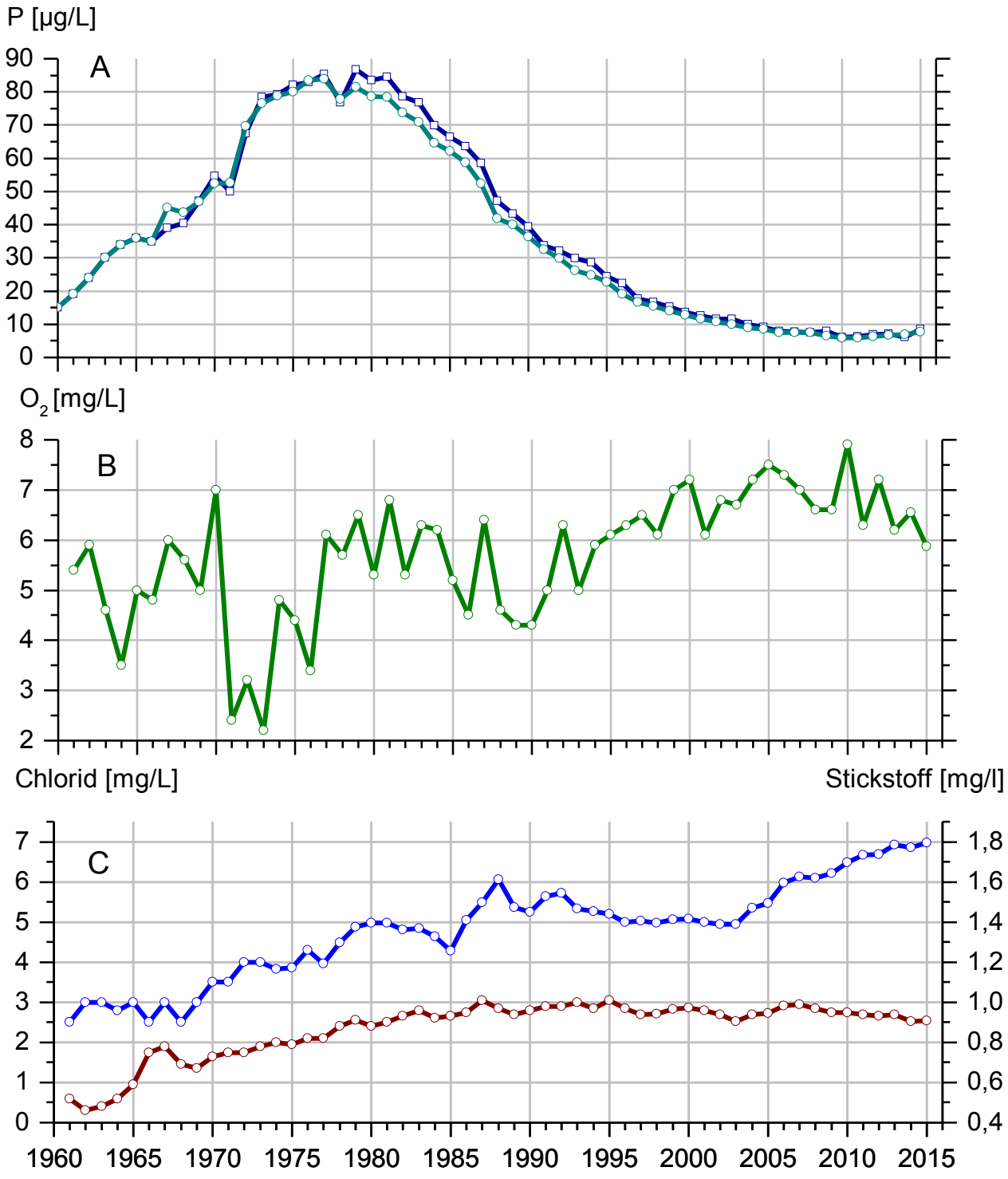
höherer Wert als im Vorjahr festgestellt (2014: 6,1 µg/L, 2013: 7,2 µg/L). Als Konsequenz mehrerer aufeinanderfolgender Jahre ohne Vollzirkulation kommt es seit 2013 zu einer Konzentrationszunahme in den tiefen Wasserschichten unter 100 m. Am deutlichsten zeigt sich die Zunahme direkt über dem Seegrund in etwa 250 m Wassertiefe. (Abb. 2). Insgesamt haben die mittleren Konzentrationen an Gesamtphosphor einen für große oligotrophe Alpenseen typischen Bereich erreicht.

Der **anorganische Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente ist 2015 mit einem Jahresmittel von 0,91 mg/L gleich dem Vorjahr geblieben. Damit liegt die Konzentration an anorganischem Stickstoff seit Anfang der 1980er Jahre ohne langfristigen Trend im Bereich von 0,90 bis 1,01 mg/L (Abb. 1C).

Chlorid als Indikator vielfältiger Einträge aus dem Siedlungsbereich liegt nach zunehmendem Trend von 2008 (6,1 mg/L) bis 2013 (6,9 mg/L) seither konstant im Bereich 6,9-7,0 mg/L (Abb. 1C). Ein beträchtlicher Teil der Zunahme stammt aus der winterlichen Straßensalzung, wie im Grünen Bericht 37 ausgeführt wurde.

Die **Sauerstoffgehalte** im tiefen Hypolimnion des Obersees haben sich durch die unzureichende Zirkulation 2015 nicht ausreichend erholen können, sodass im Jahresverlauf 2015 in 250 m Tiefe eine kontinuierliche Abnahme bis zum herbstlichen Minimum im November 2015 von 5,9 mg/L (2014: 6,5 mg/L) beobachtet wurde (Abb. 1B).

Die durchschnittliche **Silikatkonzentration** hat 2015 mit 3,8 mg/L gegenüber den Jahren zuvor (2014 und 2013: 3,3 mg/L; 2012: 3,2 mg/L; 2011 und 2010: 3,1 mg/L) um gut 15 % zugenommen (Abb. 3). Analog zu der Entwicklung bei der Gesamtphosphorkonzentration kommt es seit 2013 zu einer Zunahme in den tiefen Wasserschichten unter 100 m. Daneben begann 2015 die Silikatzehrung an der Oberfläche Mitte Mai im Vergleich zu den Vorjahren relativ spät.



A — Gesamtphosphor im Rohwasser, Konzentration während Zirkulation

Gesamtphosphor im Rohwasser, volumengewichtetes Jahresmittel

B — Sauerstoffkonzentration, Minimalwerte 1m über Grund

C — Chlorid, volumengewichtetes Jahresmittel

Stickstoff aus NO_3^- + NO_2^- + NH_4^+, volumengewichtet. Bis 1973: Stickstoff nur aus NO_3^-, volumengewichtet

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

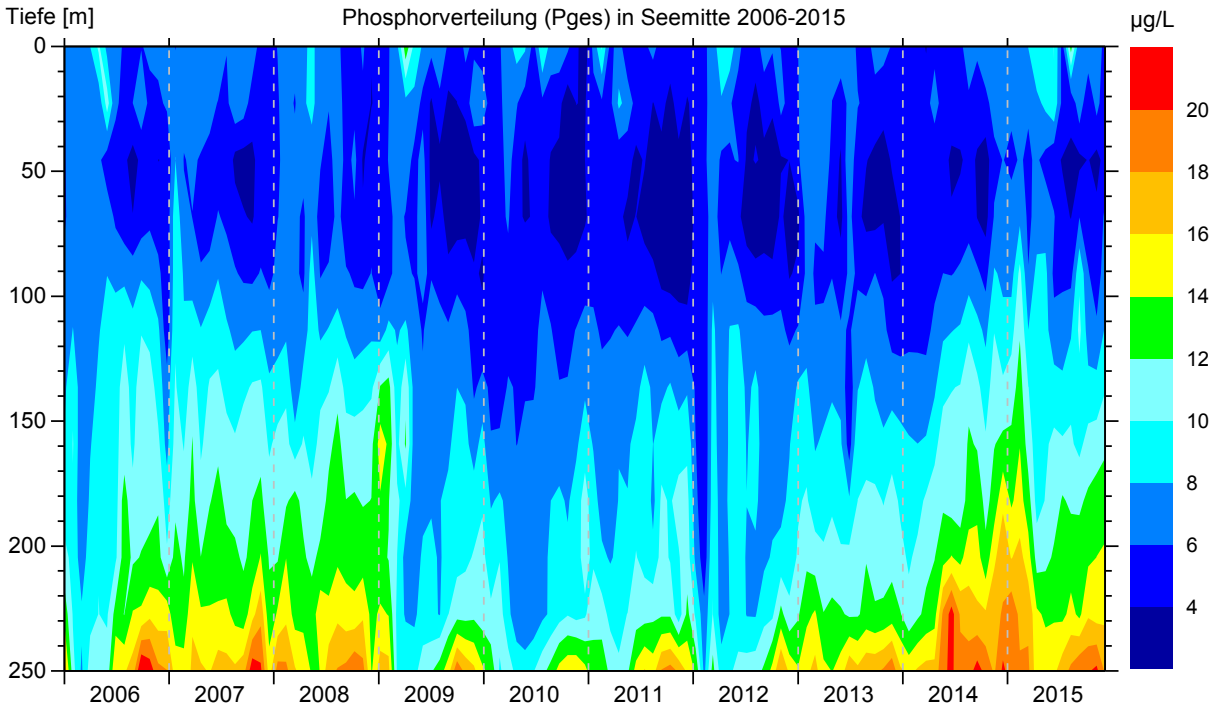


Abb. 2: Gesamtphosphorverteilung in Seemitte (FU) von 2006 bis 2015.

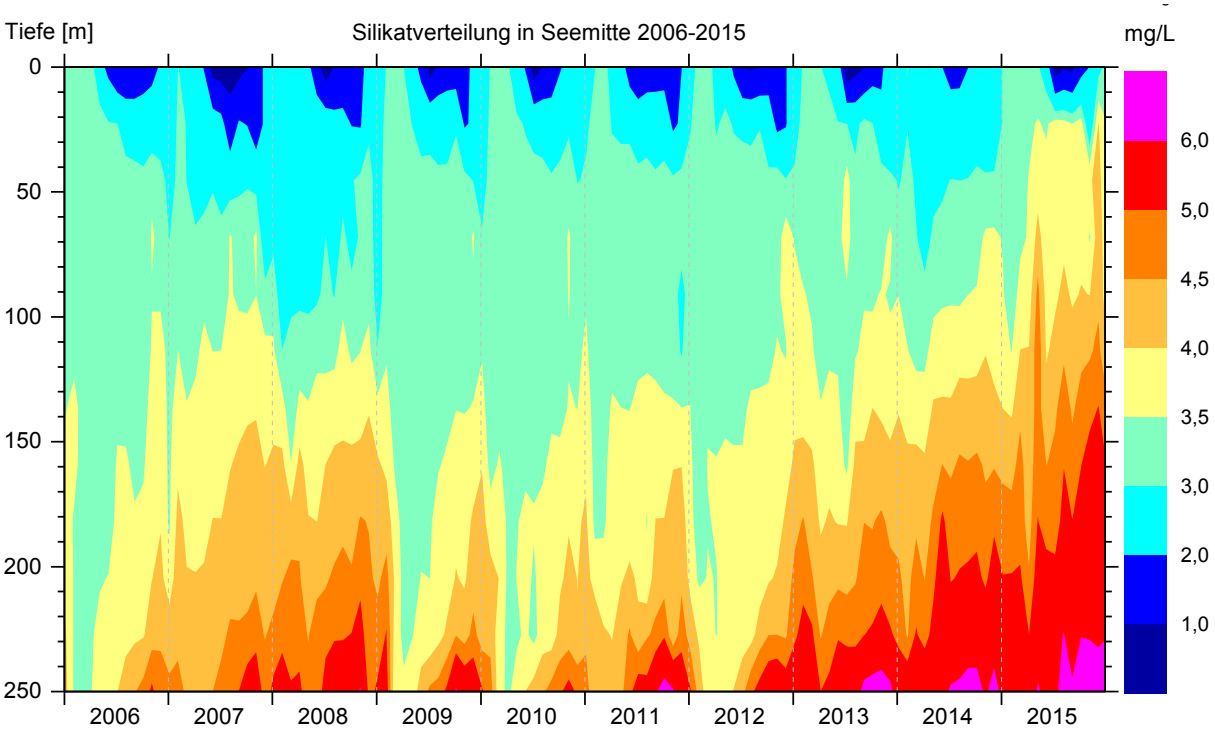


Abb. 3: Silikatverteilung in Seemitte (FU) von 2006 bis 2015.

Die durchschnittliche **Phytoplankton-Biomasse** im Obersee an der Station Fischbach-Uttwil betrug im Jahr 2015 0,56 mg/L und liegt damit etwas höher als im Jahr 2014. Diese niedrigen Phytoplankton-Biomassen wurden auch in den frühen 1960er Jahren ermittelt und entsprechen dem natürlichen Zustand eines nährstoffarmen Alpensees.

Während das Jahr 2014 einen eher untypischen Phytoplanktonverlauf mit höheren Gesamtbiomassen erst im Spätsommer und einem Saison-Maximum Anfang Oktober aufwies, zeigte sich im Jahr 2015 die für den Obersee typische, durch Kieselalgen dominierte Sommerblüte mit dem höchsten Biomassewert von 2,61 mg/L Anfang Juli. Bereits die Frühjahrsblüte 2015 war stärker als im Vorjahr ausgeprägt, wurde aber wie in 2014 durch kleine, für Zooplankton gut fressbare Formen der Cryptophyceen (*Rhodomonas lens* u. *Rhodomonas lacustris*) sowie durch die zu den Chrysophyceen zählende *Chrysocromulina parva* geprägt. Ab Mai prägten zunehmend sowohl centrische als auch pennate Diatomeen die Phytoplanktonbiomasse. Das Sommermaximum Anfang Juli wurde dabei von den beiden pennaten Diatomeen *Fragilaria crotonensis* und *Asterionella formosa* gebildet. Diese starke Kieselalgenblüte verursachte durch die verstärkte photosynthetische Aktivität eine biogene Calcit-Fällung, die den Bodensee für einen Zeitraum für etwa vier Wochen von Ende Juni bis Ende Juli milchig-grün bis türkis färbte (Abb. 4; s. a. Seespiegel Dezember 2015). Ab August bis Ende September wurde die Phytoplankton-Biomasse dann durch die Dinophyceen *Ceratium hirundinella* und *Peridinium willei* geprägt. Anfang Oktober dominierten Chrysophyceen (*Dinobryon* sp. sowie *Dinobryon sociale*) die Biomasse.

Abb. 4: Luftbild-Aufnahme der milchig-grünen Färbung des Bodensees zwischen Langenargen und Kressbronn am 03.07.2015. Fotograf: Hans Jörg Kühnbach.

An der Probenahmestation **Überlingersee** (Daten der Bodenseewasserversorgung) verlief der Jahresgang der Phytoplankton-Biomasseentwicklung ähnlich wie an der Probenahmestelle Fischbach-Uttwil. Die durchschnittliche Phytoplankton-Biomasse betrug im Jahr 2015 0,69 mg/L und lag damit etwas höher als an Fischbach-Uttwil, wobei hier die unterschiedliche Anzahl an Probenahmen zu berücksichtigen ist (23 an Fischbach-Uttwil, 14 am Überlingersee). Das Saisonmaximum wurde Anfang Juli mit 4,2 mg/L während der Kieselalgenblüte bestimmt. Im Überlingersee wurden sowohl die Frühjahrsblüte im März- April, die Sommerblüte im Juli und die spätsommerliche Phytoplanktongemeinschaft durch dieselben Phytoplanktonarten wie an Fischbach-Uttwil dominiert (Frühjahrsblüte durch gut fressbare Cryptophyceen *Rhodomonas lens* sowie *Rhodomonas lacustris*; Sommermaximum durch pennate Diatomeen *Fragilaria crotonensis* und *Asterionella formosa*; ab August bis Oktober Dinophyceen *Ceratium hirundinella* und *Peridinium willei* sowie Chrysophycee *Dinobryon sociale*).

Das **autotrophe Picoplankton** (Cyanobakterien < 2 µm) an der Station Fischbach-Uttwil in der 0-20 m Summenprobe wurde durch fluoreszenzmikroskopische Zählungen ermittelt. Das Picoplankton zeigte ein frühsommerliches Maximum mit 17,5 x 10^4 Zellen/ml kurz vor Einsetzen der Phytoplankton-Sommerblüte und hat auch zu den bereits abnehmenden Sichttiefen beigetragen.

Die **Chlorophyll-a** Konzentrationen im Obersee (0-20 m) lagen im Jahresmittel bei 2,8 µg/L, das Maximum erreichte 8,1 µg/L Anfang Juli und stimmt mit dem Phytoplankton-Biomasse-Maximum überein. Beide Werte waren niedriger als im Jahr 2014 (3,2 µg/L Jahresmittel respektive 11,6 µg/L Maximum im Oktober).

Zusätzlich zum Chlorophyll-a wurden auch die **Leitpigmente** für einzelne Algengruppen bestimmt (Alloxanthin: Leitpigment für Cryptophyceen; Peridinin: Leitpigment für Dinophyceen; Fucoxanthin: Leitpigment für Bacillariophyceen (Kieselalgen); Chlorophyll b: Leitpigment für Chlorophyceae; Zeaxanthin: Leitpigment für Cyanobakterien und Picoplankton). Der Jahresverlauf 2015 von Leitpigmenten und mikroskopisch bestimmten Algengruppen mit einigen Ausnahmen gut überein. Die hohen Zeaxanthin-Konzentrationen im Frühsommer können auf die zu dem Zeitpunkt ebenfalls sehr hohen Picoplankton-Zellzahlen zurückgeführt werden und weniger auf die Anwesenheit klassischer Cyanobakterien. Die Diskrepanz zwischen hohen Fucoxanthin-Konzentrationen bei geringer Bacillariophyceen-Biomasse im Spätsommer bis Oktober kann darauf zurückgeführt werden, dass auch die Gruppe der Chrysophyceen als Pigment Fucoxanthin enthält. Diese Gruppe diese Gruppe zu diesen Zeitpunkten ebenfalls höhere Biomassen auf.

Das **Bakterienplankton** in seiner Funktion als Destruent organischen Materials im Ökosystem See repräsentiert einen wichtigen Teil des heterotrophen Planktons. Zu-

dem dient es als Nahrungsquelle für filtrierende tierische Planktonorganismen. In der oberflächennahen Schicht von 0-10 m wurden die maximalen Dichten von 3,1 x 10^6 Zellen/ml nach der Phytoplankton-Frühjahrsblüte als auch nach der Sommerblüte erreicht. Das Jahresmittel lag bei 1,6 x 10^6 Zellen/ml und damit etwas niedriger als im Jahr 2014 (2,3 x 10^6 Zellen/ml).

In der langjährigen Entwicklung des **Crustaceenplanktons** weisen die Copepoden seit ca. 2005 und die Cladoceren seit ca. 2010 bis ins Jahr 2014 einen geringen, aber kontinuierlichen Anstieg der Jahresmittelwerte auf, 2015 sinken die Jahresmittelwerte aber wieder ab. Die Abnahme ist bei den Copepoden stärker ausgeprägt als bei den Cladoceren. Bei der saisonalen Entwicklung der **Cladoceren** sind die niedrigen Frühjahrswerte sowohl 2014 als auch 2015 an der Station Fischbach-Uttwil auffällig. Im Frühsommer bildete sich ein erstes Saisonmaximum (weniger hoch als 2014), im Hochsommer (Juli-August) sind die Abundanzen dann maximal (höher als 2014). Ein weiteres Maximum zeigt sich im Oktober/November. Bei den **Copepoden** ist das saisonale Muster ähnlich wie bei den Cladoceren, allerdings liegen im Winter-Frühjahr höhere Abundanzen vor als bei den Cladoceren. Auf die bis Mai niedrigen Individuendichten (niedriger als 2014) folgt ein deutliches Maximum im Juni (deutlich größer als 2014), gefolgt von zwei kleineren Maxima (Ende Juli; Oktober-November), im Dezember sind die Werte minimal. Bei den **Rädertieren** weist die saisonale Entwicklung ein Individuenmaximum im Juni auf, das ungewöhnlich hoch ist. Ferner ist die dynamische Entwicklung der Rädertierpopulationen gering, es fehlen an allen drei Stationen weitere Maxima, z. B. im Spätsommer bzw. Herbst. Die Individuendichten verbleiben auf niedrigem Niveau.

Bodensee-Untersee

Die **Temperaturverteilung** im Untersee stellt sich aufgrund der vorhandenen Gewässermorphometrie für die einzelnen Seeteile Rheinsee, Zellersee und Gnadensee, die sehr unterschiedliche maximale und mittlere Wassertiefen haben, differenziert dar.

Die Temperatur- und Schichtungsverhältnisse waren auch in diesen drei Seeteilen durch den meteorologisch wiederum sehr milden Winter 2014/2015 geprägt. Dabei wurden im Rheinsee bedingt durch die im Vergleich zum Obersee relativ geringen Wassertiefen am 12.01.2015 mit einer über den Tiefenbereich von 0 bis 45 m konstanten Wassertemperatur 5,6 °C homotherme Verhältnisse registriert.

Unter winterlichen Bedingungen erfolgte im Januar und Februar 2015 auch in diesen Teilbecken des Bodensees eine weitere Auskühlung, die zu weitgehend ausgeglichenen Temperaturen führte, während Anfang März dann oberflächlich bereits wieder 5,4 °C und in 45 m eine Temperatur von 3,7 °C gemessen wurde.

Im weiteren Jahresverlauf folgte die Temperaturentwicklung im Untersee oberflächennah der im Obersee. Am 06.07.2015 wurden im Rahmen des IGKB-Messprogramms mit 26,2 °C im Gnadensee und 28,0 °C im Zellersee, sowie am 28.07.2015 mit 21,5 °C im Rheinsee die höchsten Wassertemperaturen für den Untersee gemessen. Der für den Zellersee ermittelte Temperaturwert von 28 °C stellt dabei den höchsten Messwert dar, der im Rahmen des IGKB-Monitoringprogrammes im Zeitraum von 1969 bis 2015 bisher im Zellersee registriert wurde.

Die Temperaturen an den tiefsten Stellen der drei Teilbecken Rheinsee, Zellersee und Gnadensee folgen einem ausgeprägten Jahresgang, der im Rheinsee in einer Wassertiefe von 45 m die kleinste Amplitude mit einer minimalen Temperatur T_{min}=2,9 °C (am 16.02.2015) und einer maximalen Temperatur von T_{max}=8,4 °C (am 03.11.2015) aufweist.

In den beiden anderen Seeteilen werden aufgrund der flacheren Morphometrie der Teilbecken am 05.10.2015 mit T_{max}=9,6 °C für den Gnadensee (T_{min}=3,4 °C in 19 m Wassertiefe am 03.02.2015 und 03.03.2015) und für den Zellersee mit T_{max}=10,8 °C (T_{min}=3,6 °C in 22 m Wassertiefe am 03.03.2015) leicht höhere Maximaltemperaturen an den tiefsten Stellen dieser Teilbecken registriert.

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** lag 2015 im Rheinsee mit einem Jahresmittel von 8,5 µg/L, ebenso wie in Seemitte des Obersees, höher als in den beiden Vorjahren (2014: 8,2 µg/L, 2013: 7,2 µg/L). Der Gehalt im Rheinsee wird hauptsächlich vom Eintrag aus dem Obersee bestimmt. Im Zellersee ist das Jahresmittel 2015 mit 15 µg/L etwas unter dem Vorjahr (16 µg/L) geblieben. Es hat damit wieder das Niveau von

2010 erreicht, nachdem 2011 ein vorübergehender Rückgang auf 13 µg/L zu beobachten war. Auch der Gnadensee hat 2015 mit einem Gesamtphosphorgehalt von 13 µg/L wieder das Niveau von 2010 (13 µg/L) erreicht. Nachdem er 2011 auf 10 µg/L gefallen war, fand eine stetige Zunahme statt. 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 hat im Rheinsee mit 0,71 mg/L im Vergleich zum Vorjahr (2014: 0,75 mg/L) etwas abgenommen. Auch der N-Gehalt im Zellersee lag 2015 mit 0,85 mg/L anorganischem Stickstoff geringfügig unter dem Vorjahr (2014: 0,92 mg/L). Eine leichte Zunahme an anorganischem Stickstoff im Rahmen der Schwankungsbreite findet sich im Gnadensee mit 0,63 mg/L (2014: 0,53 mg/L).

Der minimale **Sauerstoffgehalt** über dem Seeboden betrug im Rheinsee 2015 wie bereits 2014 0,1 mg/L. Im Tiefenwasserbereich des Zellersees konnte 2015 ein Sauerstoff-Minimum von 0,3 mg/L beobachtet werden. Bereits 2014 wurde ein Restgehalt an Sauerstoff 0,6 mg/L nachgewiesen, nachdem 2013 der Tiefenwasserbereich sauerstofffrei war. Der Gnadensee wies über dem Seeboden im herbstlichen Minimum 2015 wie bereits 2014 keinen Sauerstoff auf. 2013 wurde ein minimaler Sauerstoff-Restgehalt von 0,1 mg/L gefunden. Bereits 2011 und 2012 konnte kein Sauerstoff nachgewiesen werden.

Im **Zellersee** lag die durchschnittliche **Phytoplankton**-Biomasse im Jahr 2015 bei 1,2 mg/L und damit sehr viel höher als im Jahr 2014 (0,45 mg/L). Das Biomasse-Maximum wurde in beiden Jahren bereits im April erreicht, lag 2015 aber bei 4,82 mg/L und 2014 bei nur 0,78 mg/L. Die Frühjahrsblüte 2015 war im März zunächst durch centrische Kieselalgen sowie Asterionella formosa geprägt, im April dominierten jedoch die pennaten Kieselalgenarten *Asterionella formosa* sowie *Fragilaria crotonensis* die Blüte. Nach dem Zusammenbruch der Kieselalgenblüte zeichnete sich ein Klarwasserstadium im Mai ab, auf das eine wenig ausgeprägte Sommerblüte folgte, die im Juni durch *Dinobryon sociale* gebildet wurde und im Juli wiederum durch die pennaten Bacillariophyceen *Asterionella formosa* sowie *Fragilaria crotonensis.*

Das **autotrophe Picoplankton** wurde an der Station Zellersee zum ersten Mal im gesamten Jahresverlauf fluoreszenzmikroskopisch bestimmt. Es erreichte mit 14,8 x 10^4 Zellen/ml im Juli ein ähnlich hohes Maximum wie am Obersee.

Die **Chlorophyll-a** Konzentration war an der Station Zellersee im Vergleich zum Vorjahr nur leicht erhöht und betrug 2015 im Jahresmittel 5,0 µg/L (2014: 4,8 µg/L). Das

Saisonmaximum wurde mit 12,2 µg/L im März detektiert. Auch der Verlauf der restlichen Leitpigmente stimmt sehr gut mit den mittels Mikroskop ermittelten Biomassen überein mit Ausnahme des Monats Juni, in dem das Pigment Fucoxanthin den größten Anteil ausmacht, bei der mikroskopischen Bestimmung überwiegt jedoch die Chrysophyceae *Dinobryon sociale*, wobei diese Gruppe auch Fucoxanthin enthalten kann (s. o.). Des Weiteren fällt beim Vergleich der Leitpigmente mit den mikroskopischen Zählungen auf, dass Anfang Juli das Leitpigment für Cyanobakterien, Zeaxanthin, fast 0,5 µg/L ausmacht. In der Tat kommen zu diesem Zeitpunkt hohe Zellzahlen/ml von Cyanobakterien vor (*Aphanocapsa* spec. und *Anabaena lemmermannii*). Diese sind Anfang August aber noch höher, obwohl die Zeaxanthin-Konzentration wieder abnimmt. Daher verursacht vermutlich ebenfalls das autotrophe Picoplankton, das im Juli sein Maximum erreicht, die hohen Zeaxanthin-Konzentrationen.

An der Station **Gnadensee** lag die durchschnittliche **Phytoplankton-Biomasse** bei 1,1 mg/L und damit fast doppelt so hoch wie im Jahr 2014 (0,55 mg/L) und auf demselben Niveau wie im Zellersee. Auch die Phytoplanktonarten, welche die Frühjahrsblüte und die Sommerblüte dominieren, sind dieselben wie im Zellersee 2015. Das **autotrophe Picoplankton** zeigte im Vergleich zum Zellersee zwei Maxima auf, eins im Juli mit 9,6 x 10^4 Zellen/ml und ein zweites im November mit 6,8 Zellen/ml. Ab September waren auch hohe Zellzahlen anderer kleinvolumiger Blaualgen vorhanden (u. a. *Aphanocapsa* sp., *Aphanothece* sp.), welche die fluoreszenzbasierte Auswertung beeinflusst haben.

Die **Chlorophyll-a** Konzentration war an der Station Gnadensee im Vergleich zum Vorjahr leicht erhöht und betrug 2015 im Jahresmittel 5,1 µg/L (2014: 4,7 µg/L). Das Saisonmaximum wurde mit 10,2 µg/L im März detektiert, ein zweites, fast ähnlich hohes Maximum von 9,7 µg/L wurde im Juni detektiert. Insgesamt zeigt der Vergleich der **Leitpigmente** mit den mikroskopischen Zählungen wieder eine recht gute Übereinstimmung mit den schon beschriebenen Ausnahmen, dass im Herbst das Pigment Fucoxanthin für die Kieselalgen detektiert wird, diese aber in der Biomasse kaum präsent sind. In diesem Fall gibt es aber hohe Zellzahlen von *Dinobryon divergens*, die zum Fucoxanthin-Nachweis beigetragen haben können.

Die Station Rheinsee wird vom Kanton Thurgau beprobt. Im Jahr 2015 betrug die Jahresdurchschnittsbiomasse des Phytoplanktons 0,86 mg/L und lag damit etwas höher als im Obersee, aber niedriger als im Gnaden- und Zellersee. Die Frühjahrsblüte war wie am Zellersee und Gnadensee im März zunächst durch *A. formosa* sowie zentrische Kieselalgen dominiert, im April dominierten nur noch die pennaten Kieselalgenarten *Asterionella formosa* sowie *Fragilaria crotonensis* die Blüte. Nach dem Zusammenbruch der Frühjahrsblüte bildete sich eine Sommerblüte, die sich

ebenfalls aus den bereits genannten Kieselalgenformen zusammensetzte und ähnlich im Obersee beobachtet wurde. Im restlichen Jahresverlauf traten wie in früheren Jahren Cryptophyceen (*R. lens, R. lacustris, C. ovata*) in den Vordergrund.

Die **Chlorophyll-a** Konzentration betrug an der Station Rheinsee im Jahresmittel 1,4 µg/L (ohne August) mit einem Saisonmaximum max. im Mai mit 5,2 µg/L (nur etwa halb so hoch wie an den anderen Unterseestationen). Weitere Leitpigmente wurden nicht untersucht.

Bei der saisonalen Entwicklung der **Cladoceren** sind an der Station Zellersee die Frühjahrswerte ebenfalls bis April sehr niedrig. Ab Mai nehmen die Abundanzen bis zum ersten Saisonmaximum Anfang Juni zu, wobei im August die höchsten Bestandsdichten des Jahres erreicht werden. Im Gnadensee steigen die Werte früher an und erreichen bereits im Mai einen ersten Peak. An der Station Rheinsee (Probenahme mit EAWAG Doppelnetz) nehmen die Bestandsdichten der Cladoceren ebenfalls ab April kontinuierlich bis zum Saisonmaximum Ende Juli zu. Die Abundanzen sind an allen vier Stationen im Sommer (Juni-August) maximal. Auffällig sind an den Untersee-Stationen Zellersee und Gnadensee die relativ hohen Individuendichten der Cladoceren im Dezember (weniger ausgeprägt am Rheinsee).

Bei den **Copepoden** ist das saisonale Muster ähnlich wie bei den Cladoceren. An der Station Zellersee folgt auf die bis Mai niedrigen Individuendichten (aber höhere Bestandsichten im Vergleich zu den Cladoceren) ein deutliches Maximum im Juni, ein zweiter Peak erscheint im September. Anschließend sinken die Werte bis Dezember ab. Im Gnadensee sinken hohe Winterwerte der Copepoden im März auf ein Minimum ab. Bereits im April steigen die Werte deutlich, also fast zwei Monate früher als im Zellersee und Fischbach-Uttwil. Die Individuendichten verbleiben bis Anfang Juli hoch. Ab August sind die Werte niedriger und ändern sich bis Dezember nur geringfügig. An der Station Rheinsee nehmen die Bestandsdichten der Copepoden bereits am März zu und erreichen Ende Juli ein bemerkenswert hohes Saisonmaximum (das höchste im Vergleich mit den anderen Untersee-Stationen und Fischbach-Uttwil). Danach nehmen die Individuendichten ab.

Bei den **Rotatorien** weist die saisonale Entwicklung auch im Gnadensee niedrige Werte auf ohne Auftreten eines Individuenmaximums wie im Juni an den Stationen Zellersee und Fischbach-Uttwil. Ferner ist die dynamische Entwicklung der Rädertierpopulationen gering, es fehlen an allen drei Stationen weitere ausgeprägte Maxima, z. B. im Spätsommer bzw. Herbst. Die Individuendichten verbleiben auf niedrigem Niveau. An der Station Rheinsee verläuft die Rotatorienentwicklung ähnlich zum Zellersee, dafür aber mit einem ausgeprägteren Herbstmaximum.

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 oligotrophen Alpensee typisch ist. Auf diesem Niveau finden geringe Schwankungen statt, die u. a. durch interne Prozesse induziert werden.
- Die positiven Auswirkungen der erreichten niedrigen Nährstoffkonzentrationen zeigen sich in der guten Sauerstoffversorgung tiefer Seebereiche des Obersees auch bei einer Häufung von Jahren mit unvollständiger Zirkulation.
- Im Untersee wird die trophische Entwicklung neben den P-Einträgen über die Zuflüsse auch von der variierenden Freisetzung aus den Sedimenten beeinflusst.

Die Ergebnisse der Freiwasseruntersuchungen bestätigen eindrücklich den positiven Effekt der Gewässerschutzmaßnahmen aller Länder und Kantone im Einzugsgebiet des Bodensees. Angesichts des starken Nutzungsdrucks und der Einflüsse des Klimawandels auf die Tiefenwassererneuerung gilt weiterhin, die erreichten Erfolge nachhaltig zu sichern.

Untersuchungsprogramm Freiwasser

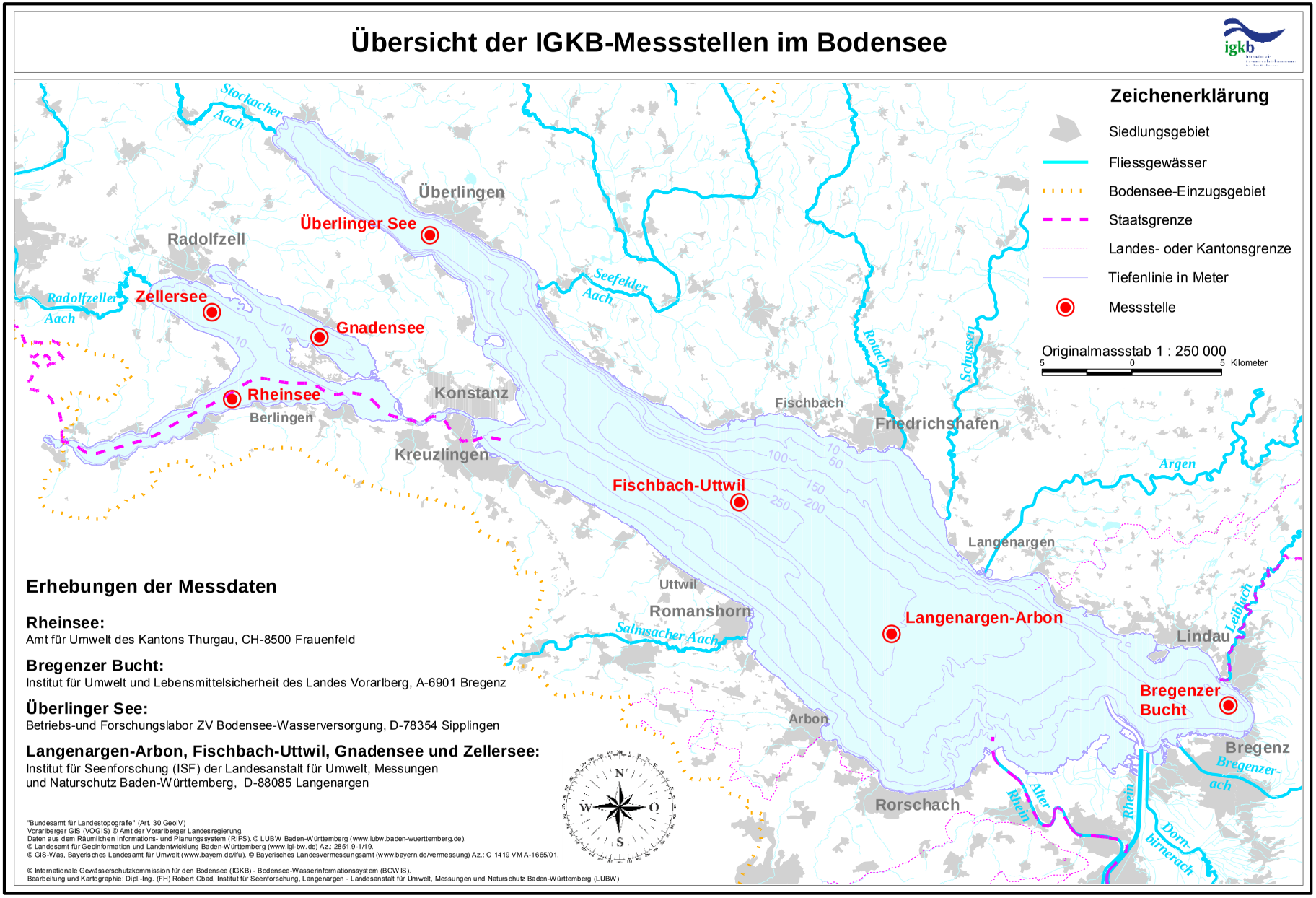
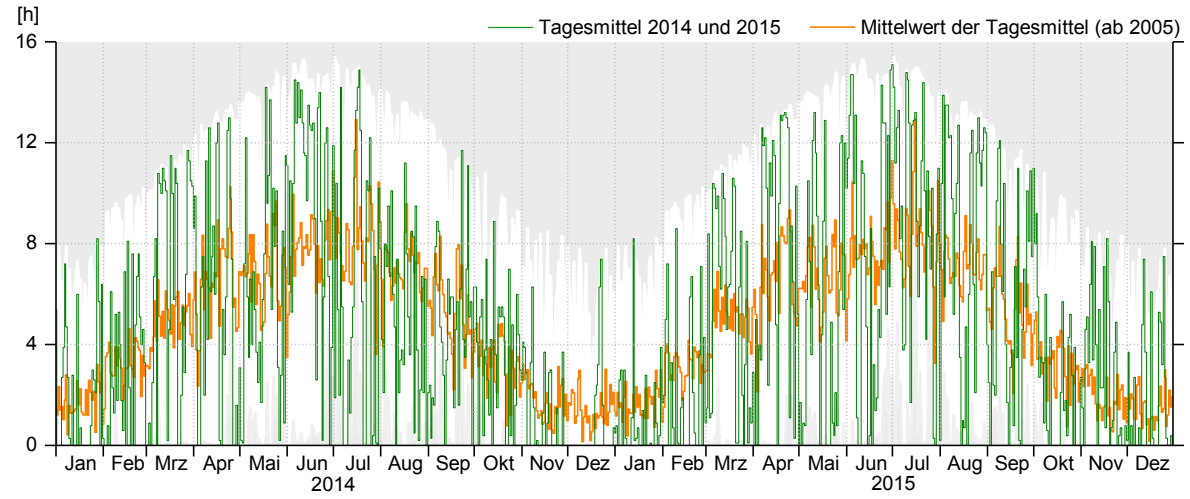


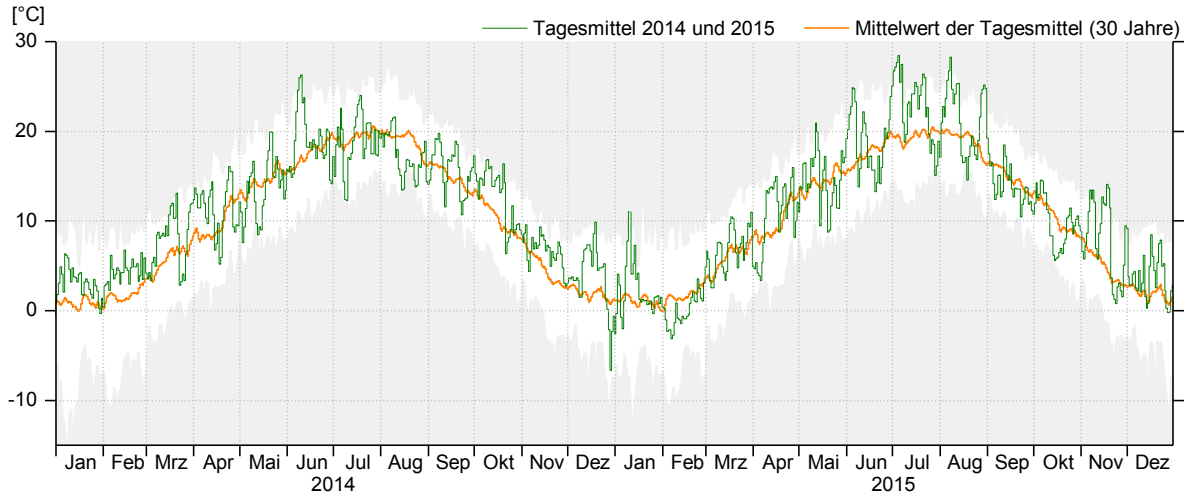
Abb. 1: Übersichtskarte der IGKB-Messstellen im Bodensee.

Meteorologie

Sonnenscheindauer



Lufttemperatur



Windgeschwindigkeiten

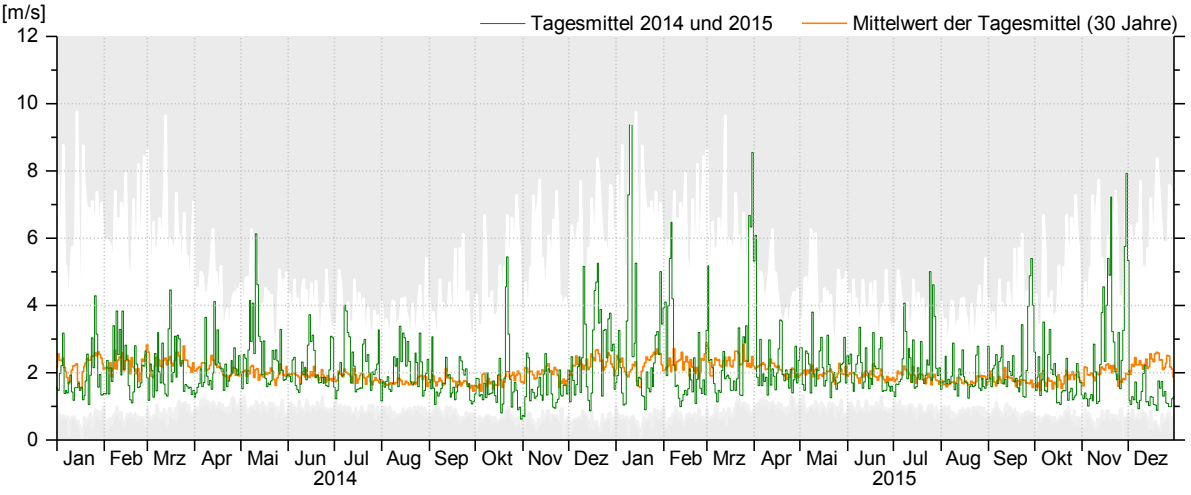


Abb. 2: Meteorologische Größen mit Bereichen zwischen Maxima und Minima langjähriger Tagesmittel. Quelle: Daten der Wetterstation Konstanz des Deutschen Wetterdienstes (DWD).

Die Sonnenscheindauer war für Baden-Württemberg im Jahr 2014 mit einem Wert von 1666,7 Sonnenstunden gegenüber dem langjährigen Mittel der Klimareferenzperiode (Klimareferenzperiode von 1961-1990) mit 1607,1 Sonnenstunden leicht – im Jahr 2015 mit einem Wert von 1861,6 Sonnenstunden sehr deutlich gegenüber dem langjährigen Mittel der Referenzperiode des Deutschen Wetterdienstes (DWD) erhöht. Meteorologisch waren die Jahre 2014 und 2015 durch deutlich gegenüber den langjährigen Mittelwerten erhöhte mittlere Lufttemperaturen ausgewiesen. Dabei war das Jahr 2014 nach Angaben des DWD dadurch gekennzeichnet, dass es sowohl deutschlandweit als auch weltweit das bis dahin wärmste Jahr seit Beginn der flächendeckenden meteorologischen Wetteraufzeichnungen im Jahr 1881 war.

Die im Jahr 2014 deutschlandweit ermittelte Jahresmitteltemperatur von 10,3 °C ist dabei um +2,1 °K (Temperaturdifferenzen werden im Folgenden in Grad Kelvin °K angegeben) gegenüber der mittleren Temperatur der internationalen Klimareferenzperiode von 1961-1990 erhöht. Der Wert der Jahresmitteltemperatur in Baden-Württemberg ist mit 10,1 °C geringfügig niedriger, wobei der Referenzwert der gemittelten Temperatur der Klimareferenzperiode hier 8,1 °C beträgt.

Im Jahr 2015 wurden nach Angaben des DWD die bereits hohen Temperaturen des Vorjahres 2014 noch einmal übertroffen und die weltweit höchste Jahresmitteltemperatur seit Beginn der flächendeckenden meteorologischen Wetteraufzeichnungen im Jahr 1881 registriert. Deutschlandweit nimmt das Jahr 2015 zusammen mit den Jahren 2000 und 2007 bezüglich der Jahresmitteltemperatur dagegen den zweiten Platz ein. Die im Jahr 2015 deutschlandweit ermittelte Jahresmitteltemperatur von 9,9 °C ist dabei um +1.7 °K gegenüber der mittleren Temperatur der internationalen Klimareferenzperiode von 1961-1990 erhöht. Der Wert der Jahresmitteltemperatur in Baden-Württemberg beträgt ebenfalls 9,9 °C, wobei der Referenzwert der gemittelten Temperatur der Klimareferenzperiode hier 8,1 °C beträgt.

Im Bereich des Bodensees wurden für das Jahr 2015 die Daten der Wetterstation Konstanz des DWD zur Bewertung herangezogen. Ähnlich wie in Deutschland insgesamt, wurden mit nur wenigen Ausnahmen (Februar, September, Oktober) gegenüber den langjährigen Referenzwerten zum Teil deutlich erhöhte Monatsmittelwerte der Lufttemperaturen gemessen. Gegenüber den langjährigen Mittelwerten wurden speziell im Juli (+3,4 °K) und August (+2,4 °K) und im November (+3,4 °K) und im Dezember (+2,0 °K) besonders hohe positive Temperaturabweichungen registriert (Abb. 2, mitte). Die gemessenen Windgeschwindigkeiten zeigen den üblichen Verlauf mit relativ großen Schwankungen um die mittleren, langjährigen Werte. Besonders große Windgeschwindigkeiten werden in den Winter- und Frühjahrsmonaten erreicht (Abb. 2, unten).

Hydrologie

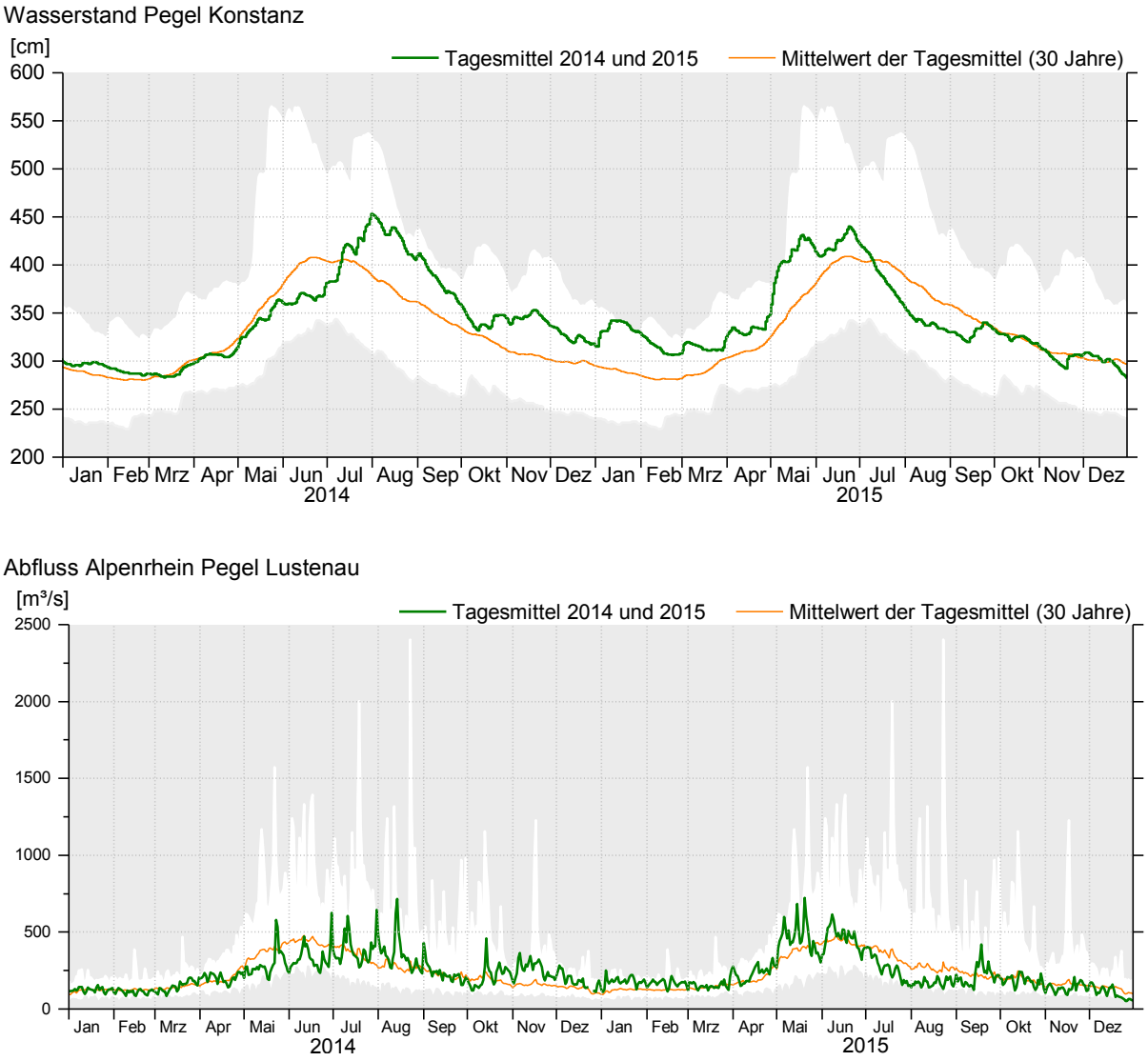


Abb. 3: Hydrologische Größen; Wasserstand Pegel Konstanz und Abfluss Alpenrhein Pegel Lustenau. Quellen: Hochwasser-Vorhersage-Zentrale (HVZ) Baden-Württemberg, BodenseeOnline.

Die Wasserstände im Bodensee im Jahr 2014 zeigten einen sehr ausgeglichenen Verlauf der gemessenen Pegelstände, die sich nur in geringem Maße von den langjährigen Mittelwerten der Wasserstände unterschieden. Im Jahresverlauf wurden keine Extremwerte oder Annäherungen an Extremwerte erreicht. In der Zeit von Mitte März bis Ende Juli wurden durchgehend niedrigere Wasserstandwerte als im langjährigen Mittel gemessen. Ab Ende Juli wurden dann bis Ende des Jahres ausschließlich gegenüber den Mittelwerten erhöhte Wasserstände gemessen.

Im Jahr 2015 weisen die Wasserstände wiederum einen weitgehend ausgeglichenen Verlauf auf, der keine signifikanten Extremwerte erreicht. Dabei zeigte sich eine interessante Teilung des hydrologischen Jahres in der Form, dass die gemessenen Wasserstände in der ersten Jahreshälfte von Januar bis Juni fast ausnahmslos über den

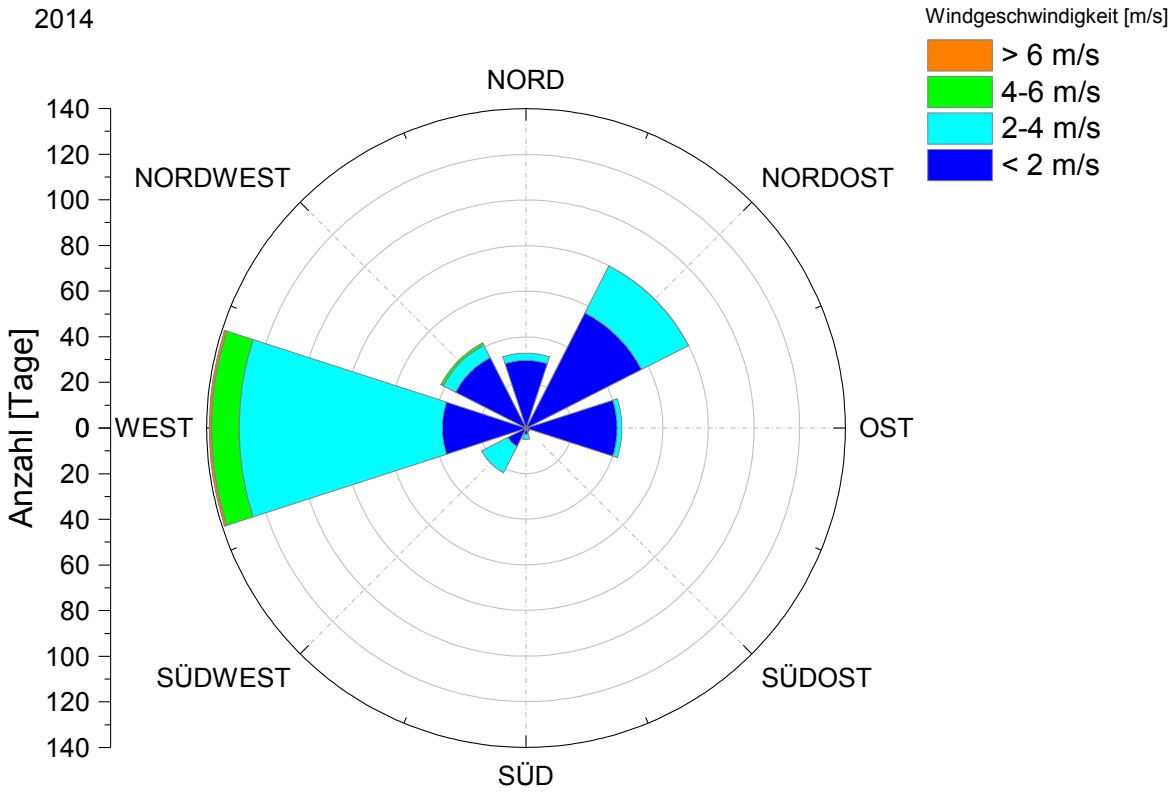
langjährigen Mittelwerten verblieben, während in der zweiten Jahreshälfte – von Juli bis Dezember – die Wasserstände nur mit Ausnahme kurzer Episoden im Dezember unter den langjährigen Mittelwerten lagen. Eine Annäherung an langjährige Extremwerte fand nur kurzzeitig Ende Januar und Anfang Mai statt, als sich die Wasserstände den langjährigen Maxima näherten ohne diese jedoch zu erreichen.

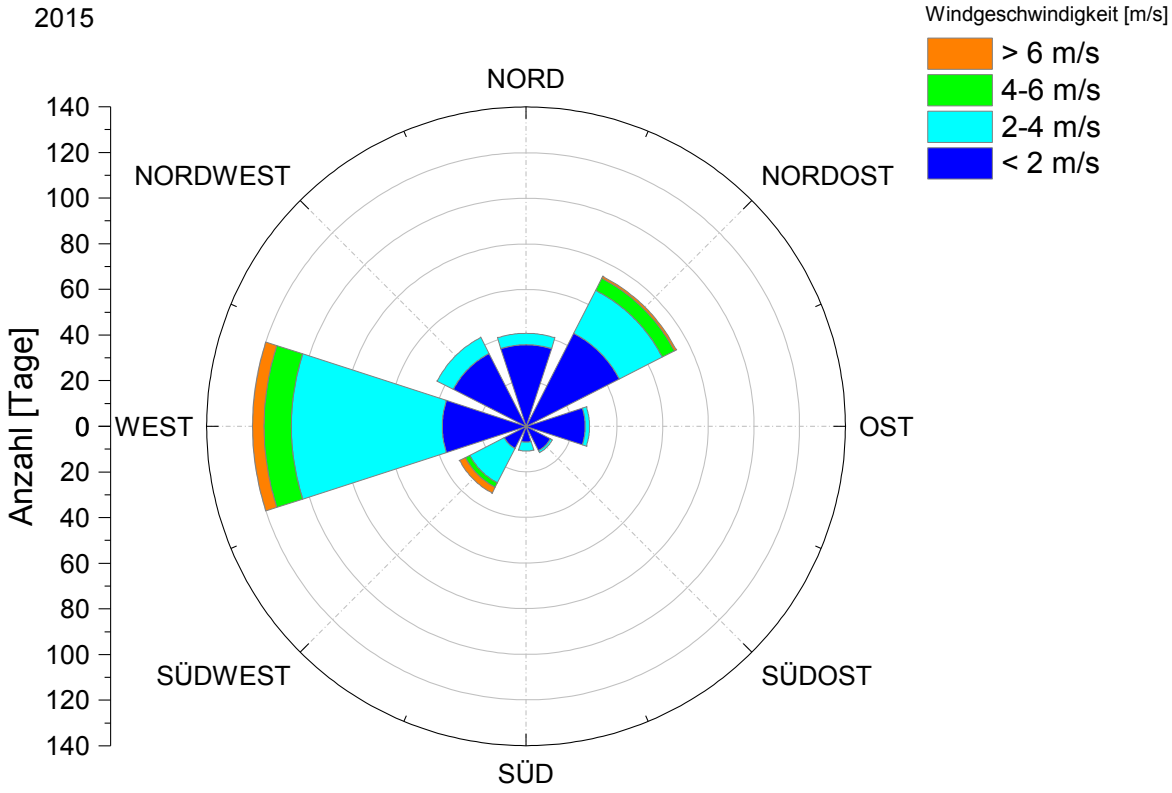
Interessant ist, dass die Wasserstände von Juli 2014 bis Juli 2015 kontinuierlich niedrigere Werte erreichen als die langjährigen Mittelwerte.

Die Abflüsse des Alpenrheins im Jahr 2014 zeigten – ebenso wie im Jahr 2013 – ein ausgesprochen ausgeglichenes Verhalten, das keine markanten Extremwertabflüsse aufwies. Der höchste Tagesmittelwert wurde am 14. August 2014 mit 683 m^3/s gemessen, wohingegen der höchste Maximalabfluss bereits am 13. August mit 1236 m^3/s bei einem Tagesmittelwert von 631 m^3/s registriert wurde. Der nächsthöhere Maximalabfluss wurde am 29. Juni mit 1017 m^3/s bei einem Tagesmittelwertabfluss von 427 m^3/s registriert.

Die Abflüsse des Alpenrheins im Jahr 2015 weisen, ebenso wie die Vorjahre 2014 und 2013, ein ausgesprochen ausgeglichenes Verhalten auf, das keine markanten Extremwertabflüsse zeigt. Der höchste Tagesmittelwert wurde am 20. Mai 2015 mit 696 m^3/s gemessen, wohingegen der höchste Maximalabfluss bereits am 15. Mai mit 899 m^3/s bei einem Tagesmittelwert von 667 m^3/s registriert wurde. Der nächsthöhere Maximalabfluss wurde am 18. September mit 682 m^3/s bei einem Tagesmittelwertabfluss von 437 m^3/s registriert. Der höchste Monatsmittelwert wird im Juni 2015 mit 452 m^3/s erreicht – der zweithöchste Wert mit 449 m^3/s im Mai.

Windverteilung





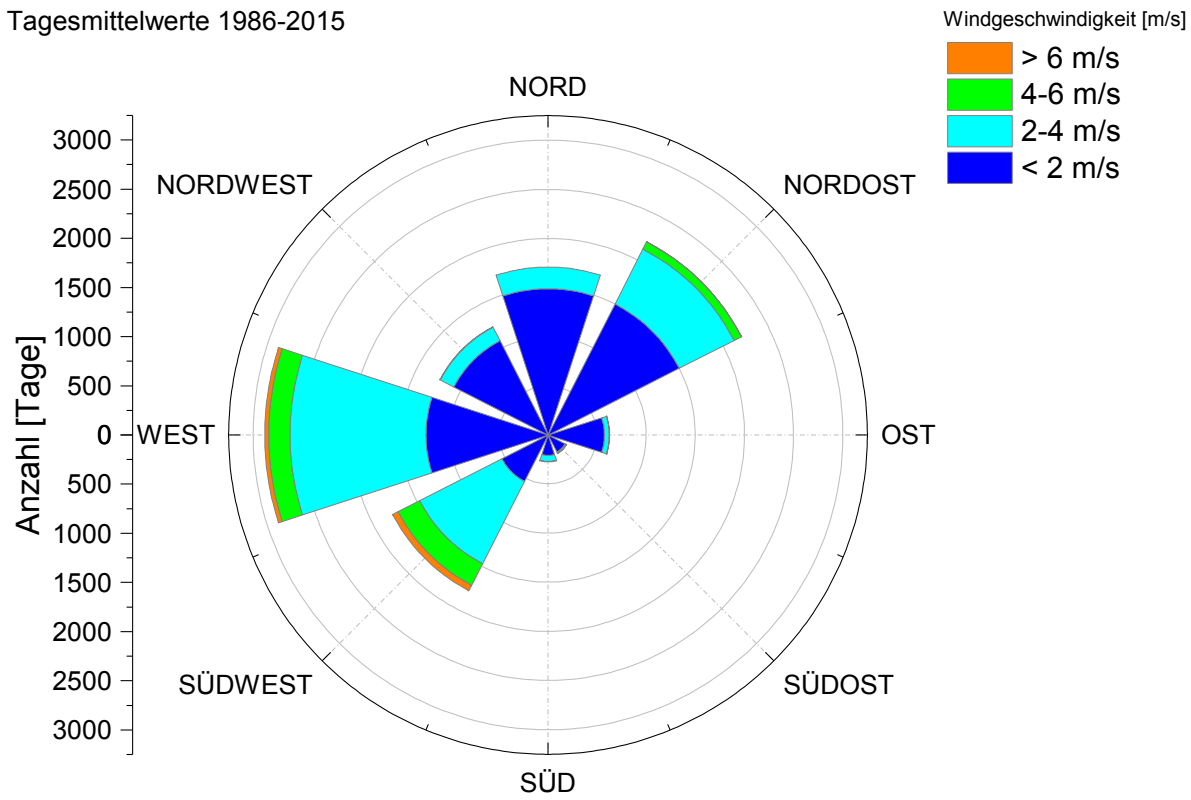


Abb. 4: Häufigkeitsverteilung des Windes für die Jahre 2014 und 2015 (obere Abbildungen) bzw. die letzten 30 Jahre (untere Abbildung). Quelle: Daten der Wetterstation Konstanz des Deutschen Meteorologischen Dienstes (DWD).

Die Windverteilungen der Jahre 2014 und 2015 zeigen sehr ähnliche Richtungsverteilungen, die Abweichungen von den langjährig gemittelten Verteilungen der Windrichtungen und -geschwindigkeiten aufweisen, die jedoch im Rahmen der normalen Wettervariabilität liegen. Auffällig ist die gegenüber den Mittelwerten verminderte Häufigkeit der Windereignisse aus südwestlicher und nördlicher Richtung in beiden Jahren.

Wassertemperaturen über der Oberfläche und über Grund

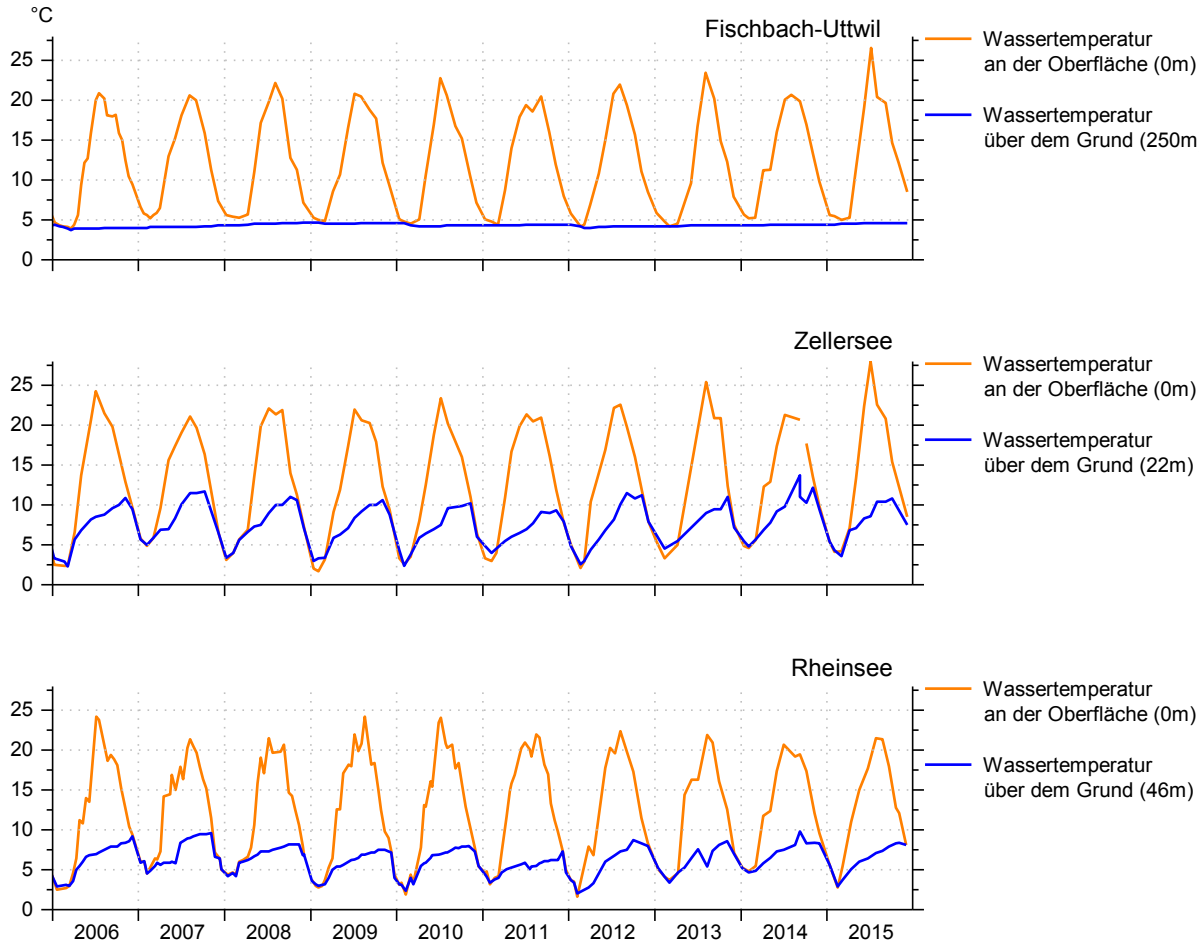


Abb. 5: Langzeitliche Wassertemperaturentwicklung an der Oberfläche und über Grund für die Seeteile Obersee (Messstelle Fischbach-Uttwil), Zellersee und Rheinsee.

Die langzeitliche Entwicklung der Wassertemperatur zeigt relativ ähnliche zeitliche Verläufe für die Oberflächenwassertemperatur der drei Seeteile Obersee, Zellersee und Rheinsee im Jahr 2014 und 2015 (Abb. 5). Die Wassertemperaturen an den jeweils tiefsten Stellen dieser Seeteile variieren jedoch aufgrund der unterschiedlichen maximalen Wassertiefen sehr stark. Während sich die Temperaturen im Obersee an der Station Fischbach-Uttwil in 250 m Wassertiefe zwischen 4 und 5 Grad Celsius bewegen, sind die Variationen der Wassertemperatur an den tiefsten Stellen des Zellersees (D=22 m) und des Rheinsees (D=46 m) stärker ausgeprägt und unterliegen einem starken saisonalen Gang. Dieser ist aufgrund der geringen Wassertiefe im Zellersee deutlicher als im Rheinsee.

Sowohl im Winter 2013/2014 als auch im Winter 2014/2015 wird keine vollständige vertikale Durchmischung des Bodensee-Obersees erreicht und bleiben vertikale Temperaturgradienten erhalten.

Darüber hinaus wurden aufgrund der meteorologisch sehr warmen Jahre 2014 und 2015 ebenfalls hohe Wassertemperaturen im Messprogramm der IGKB gemessen.

Am 07.07.2015 wurde am Messpunkt Fischbach-Uttwil (zentraler Bodensee Obersee) mit 26,6 °C der höchste im Rahmen des IGKB-Messprogrammes je registrierte Messwert für den Obersee registriert. Diese Maximaltemperatur korreliert natürlich mit dem sehr warmen und sehr sonnenreichen Sommer 2015.

Am 06.07.2015 wurden im Rahmen des IGKB-Messprogramms mit 26,2 °C im Gnadensee und 28,0 °C im Zellersee ebenfalls sehr hohe Wassertemperaturen für den Untersee gemessen. Der für den Zellersee ermittelte Temperaturwert von 28 °C stellt dabei den höchsten Messwert dar, der im Rahmen des IGKB-Monitoringprogrammes im Zeitraum von 1969 bis 2015 bisher im Zellersee registriert wurde.

Wärmeinhalt

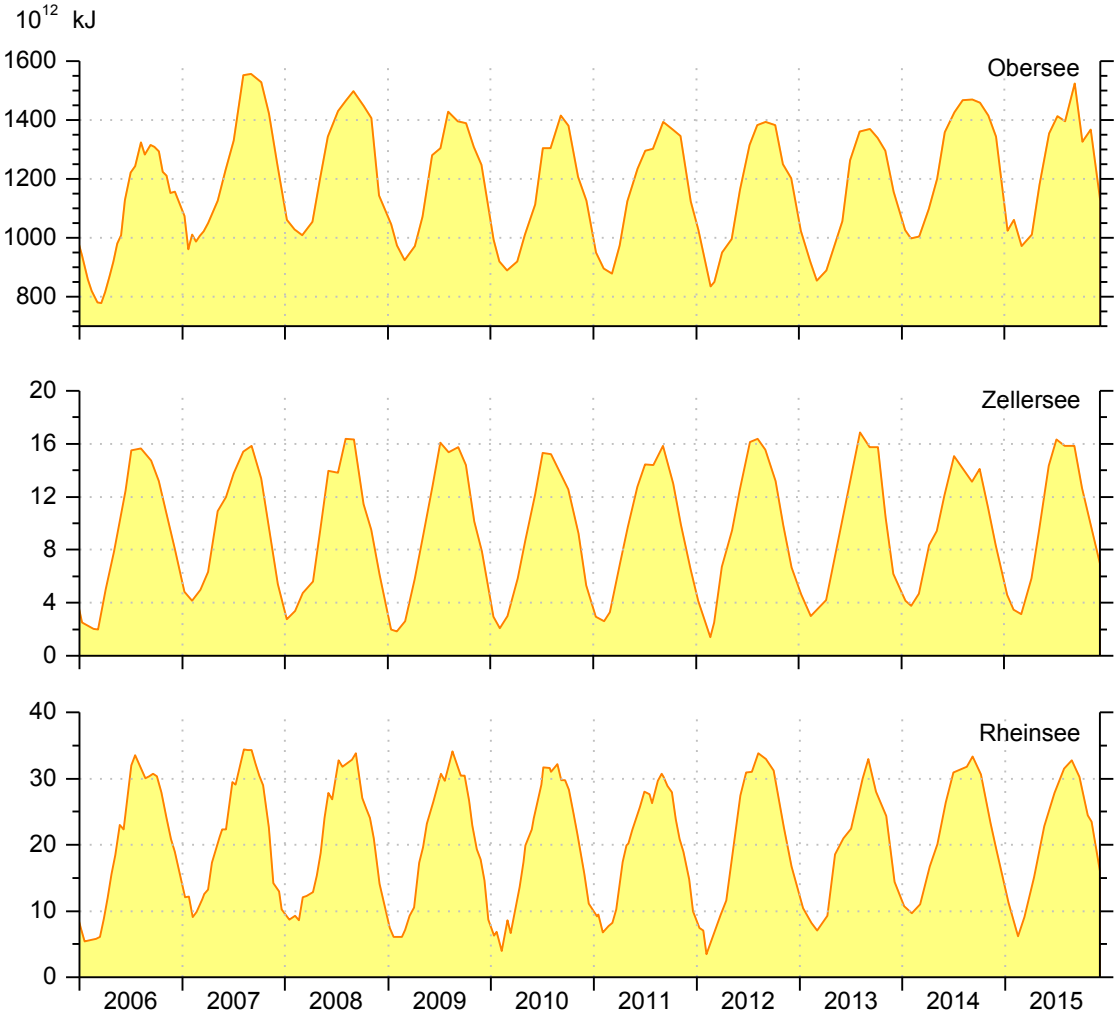


Abb. 6: Wärmeinhalt in den Seeteilen Obersee (0-250m), Zellersee (0-22m) und Rheinsee (0-46m).

Der zeitliche Verlauf des Wärmeinhaltes in den verschiedenen Seeteilen ermöglicht eine Abschätzung der zeitlich integrierten Wärmeflüsse im Bodensee. Für das Jahr 2014 und 2015 werden im Obersee – repräsentiert durch die Temperaturmessungen der Station Fischbach-Uttwil – Werte für den Wärmeinhalt des Bodensees erreicht, die gemäß den außerordentlich hohen mittleren Lufttemperaturen in den Jahren 2014 und 2015, wie auch der besonders für das Jahr 2015 stark erhöhten Anzahl der Sonnenstunden, im Vergleich der letzten 10 Jahre überdurchschnittliche Werte erreicht, die etwa im Bereich der Wärmeinhalte der Jahre 2007 und 2008 liegen. Auffällig sind die jeweils relativ hohen Wärmeinhalte in der Winterperiode, die für beide Jahre mit meteorologisch milden Wintern korrelieren (Abb. 6).

Für den Zellersee und den Rheinsee bewegen sich die ermittelten Werte der Wärmeinhalte für die Jahre 2014 und 2015 im Bereich der natürlichen Schwankungsbreite.

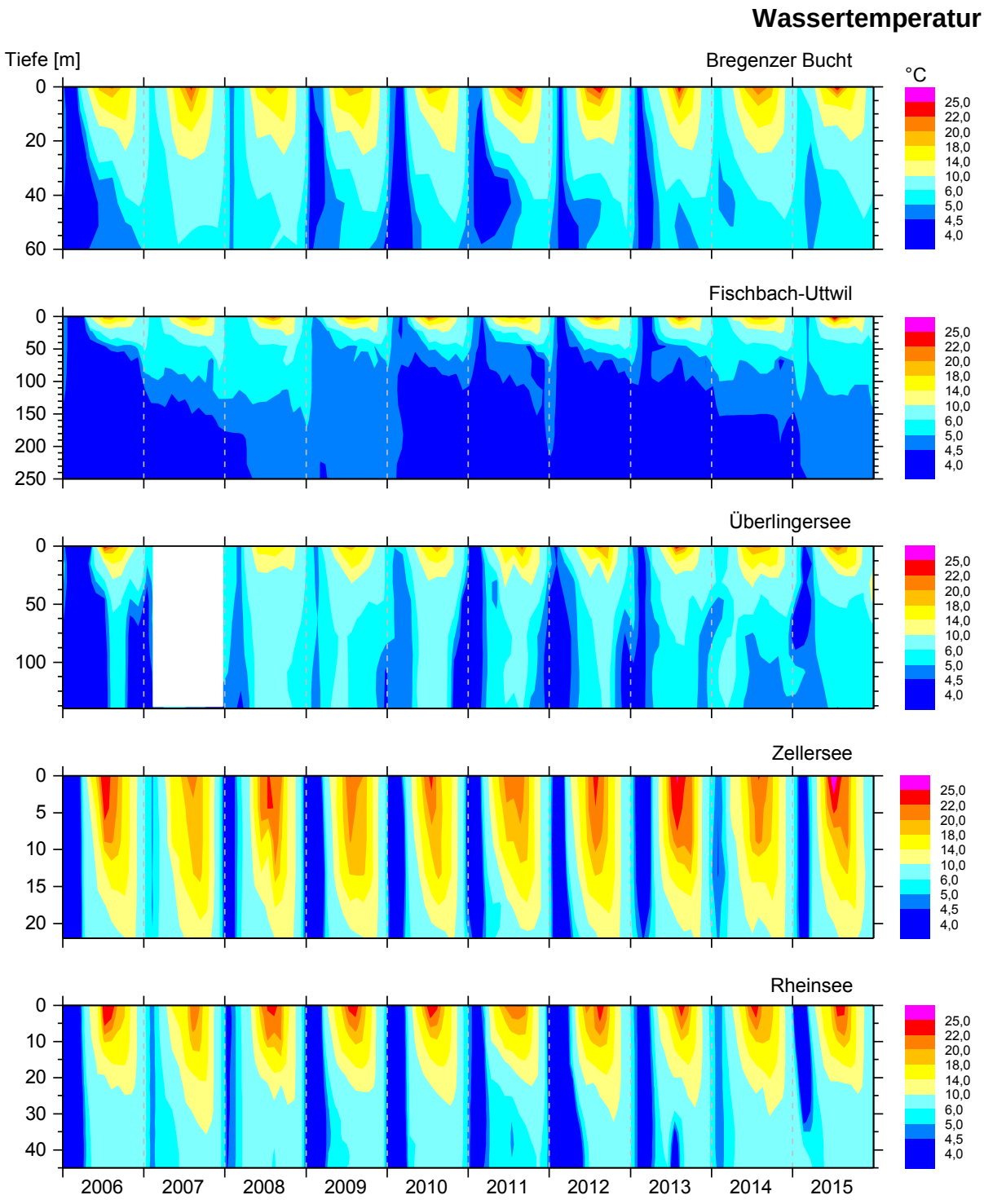


Abb. 7: Wassertemperaturverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, im Überlingersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

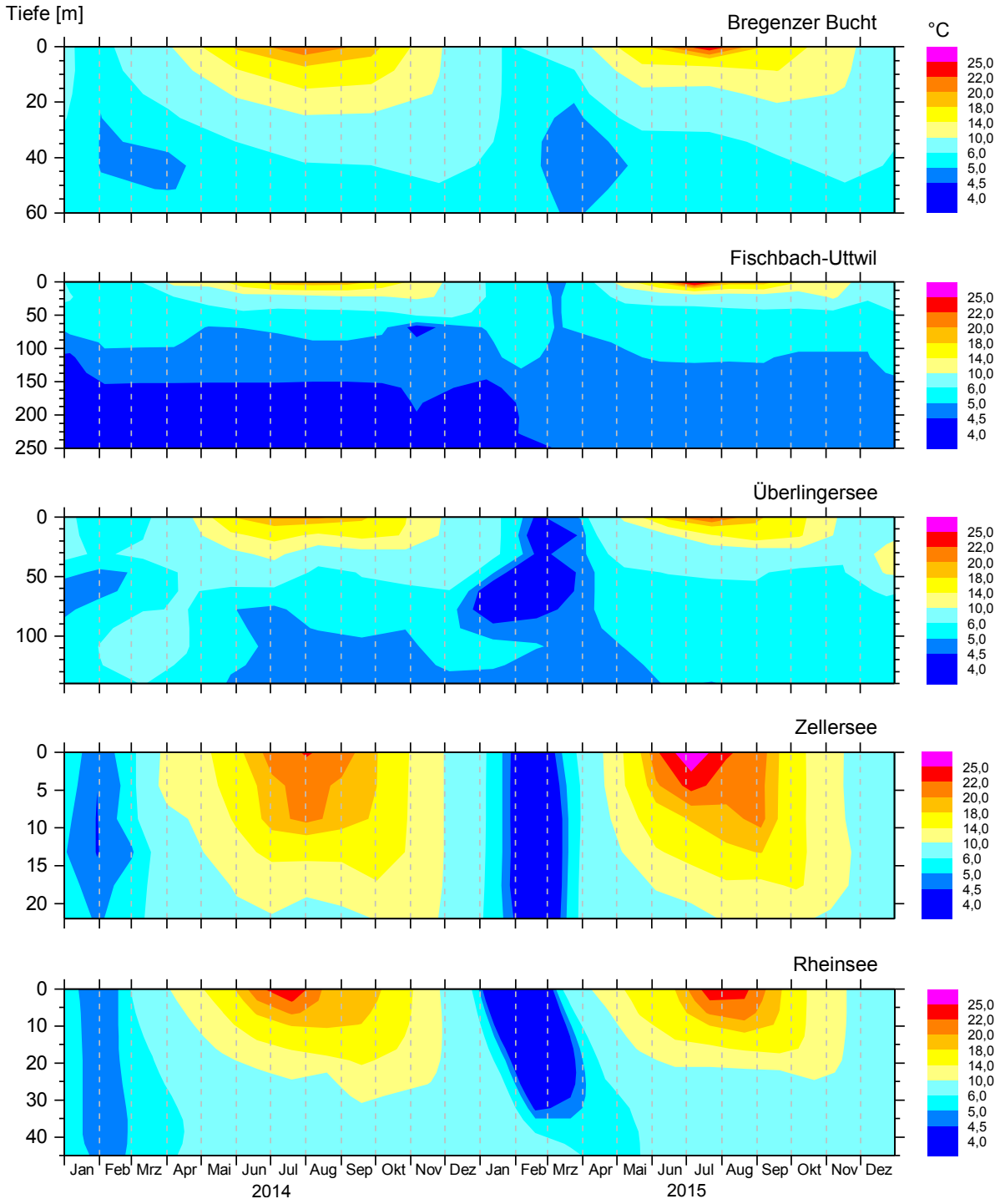


Abb. 8: Wassertemperaturverteilung in den Jahren 2014/2015 in der Bregenzer Bucht, in Seemitte im Obersee (Messstelle Fischbach-Uttwil), im Überlingersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

In der Seemitte des Obersees, in der Bregenzer Bucht und im Überlingersee werden Temperaturen über 10 °C nur in Wasserschichten bis etwa 25 m Tiefe erreicht (Abb. 7). In milden Wintern, wie 2013/14 und 2014/15 bleibt der Obersee geschichtet. Anfang des Jahres 2006 erfolgte eine Abkühlung des gesamten Wasserkörpers in Seemitte auf 4 °C. 2007 und 2008 hat sich die Temperatur in Wassertiefen größer als 40 m wieder allmählich erwärmt. Die kalten Lufttemperaturen Anfang 2009 führten in allen Seeteilen zur Abkühlung. Ab März 2010 fiel die Temperatur in Wassertiefen größer als 100 m wieder unter 4,5 °C. Erst Ende 2011 erfolgte hier teilweise wieder eine Erwärmung über 4,5 °C. Im Frühjahr 2013 erreichte die Wassertemperatur im Obersee letztmalig weitgehend ausgeglichene Temperaturverhältnisse auf relativ niedrigem Niveau. Sowohl im Frühjahr 2014 als auch 2015 blieb ein deutlicher Temperaturgradient bestehen, sodass es zu keiner vollständigen Durchmischung der Wassersäule kam. Im flachen Zellersee erreichen die Temperaturen bis in Grundnähe regelmäßig über 10 °C. Auch die Maximaltemperaturen liegen im Zellersee wie auch im Rheinsee häufig über jenen im Obersee in Seemitte.

In der Seemitte des Obersees bleibt sowohl im Frühjahr 2014 also auch im Frühjahr 2015 ein stabile Schichtung bestehen (Abb. 8). Der minimale Temperaturunterschied zwischen Oberfläche und über Grund wird 2014 im Februar mit 0,9 °C erreicht und 2015 im März mit 0,5 °C. Auch im Überlingersee kommt es weder 2014 noch 2015 zu einer thermischen Durchmischung der gesamten Wassersäule. Die Temperaturverteilungen in Zellersee und Rheinsee – zwei Teilbecken des Untersees – zeigen Anfang 2014 zwar homotherme Verhältnisse aber auf einem Niveau über 4,5 °C. Im Frühjahr 2015 kühlt sich die gesamte Wassersäule im Zellersee wieder ca. 4,0 °C ab. Im Rheinsee kommt es 2015 zu keiner Durchmischung der Wassersäule, es bleibt ein Temperaturgradient bestehen.

Langzeitentwicklung von Sauerstoff, Gesamtphosphor, Ammonium und Nitrat

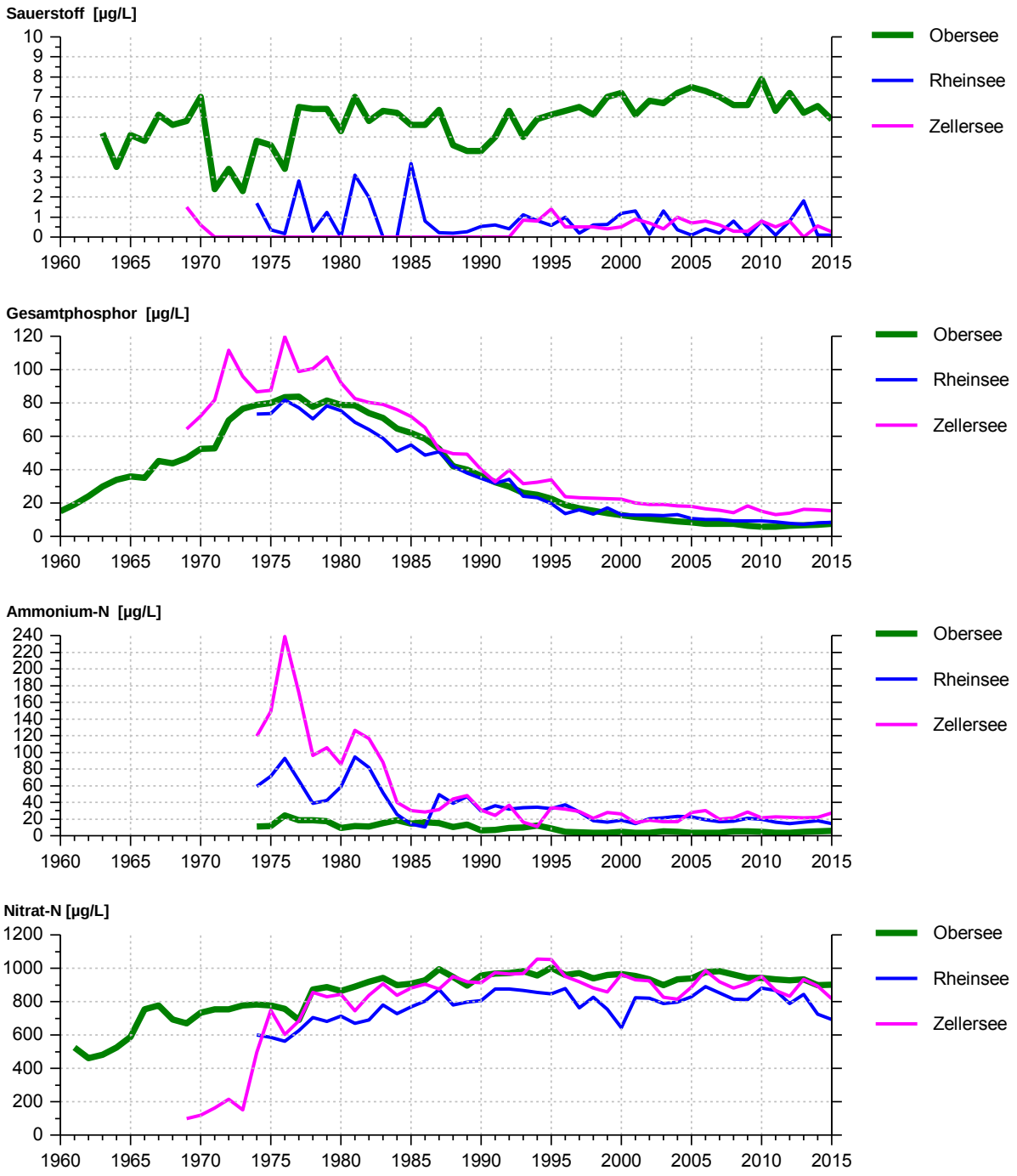


Abb. 9: Übersicht über die Langzeitentwicklung der Sauerstoffminima in 1 m über Grund, sowie der Gesamtphosphor-, Ammonium-N- und Nitrat-N-Jahresmittelwerte in Seemitte Obersee (FU), Zellersee und Rheinsee. Die Parameter werden im Detail bei den jeweiligen Isoplethendarstellungen diskutiert.

Sauerstoff

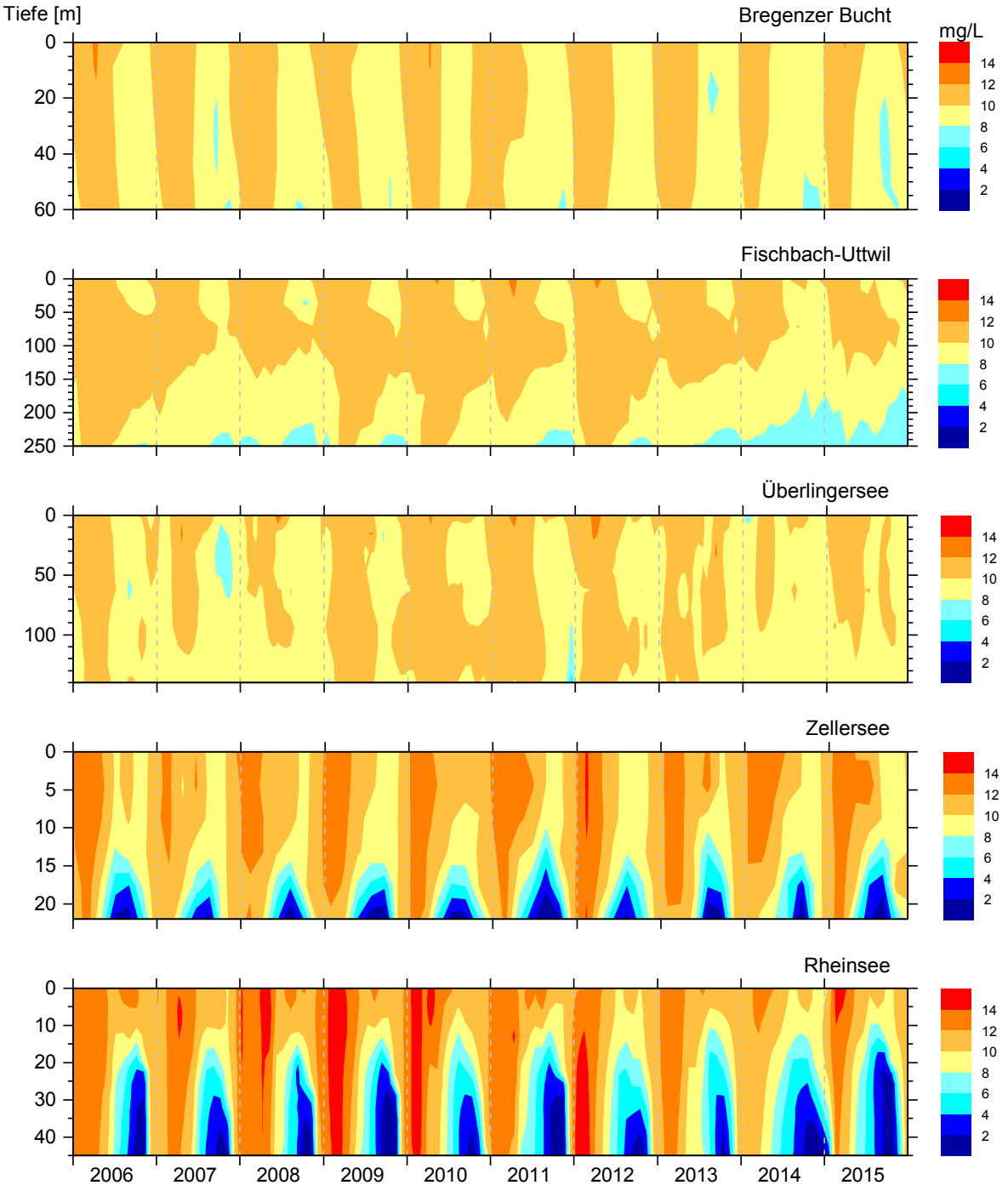


Abb. 10: Sauerstoffverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, im Überlingersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Die Sauerstoffgehalte in der Nähe des Seegrundes spiegeln die verschiedenen trophischen Verhältnisse in den einzelnen Seeteilen wider. So fallen die herbstlichen Sauerstoffminima im produktiveren Untersee geringer aus als im Obersee. In der Seemitte des tieferen Obersees wird ein Teil der Biomasse bereits in einer Tiefe von 20-25 m abgebaut, was in dieser Zone im Sommer/Herbst zu einer Sauerstoffabnahme führt (Abb. 10).

Im Herbst 2010 wurde in der Seemitte Obersee die beste minimale grundnahe Sauerstoffversorgung seit Beginn der regelmäßigen IGKB-Untersuchungen von 7,9 mg/L beobachtet. Im Verlauf der Sommer 2011 bis 2015 erfolgte aufgrund der fehlenden Vollzirkulation 2010-2015 im tiefen Hypolimnion jeweils eine kontinuierliche Zehrung an Sauerstoff bis zum herbstliche Minimum von 6,5 mg/L (2014) und 5,9 mg/L (2015) in 1 m über dem Seegrund. Die Sauerstoffzehrung mit resultierenden Werten kleiner 8 mg/L umfasst 2014 und 2015 im Vergleich zu den Vorjahren größere Bereiche.

Gesamtphosphor

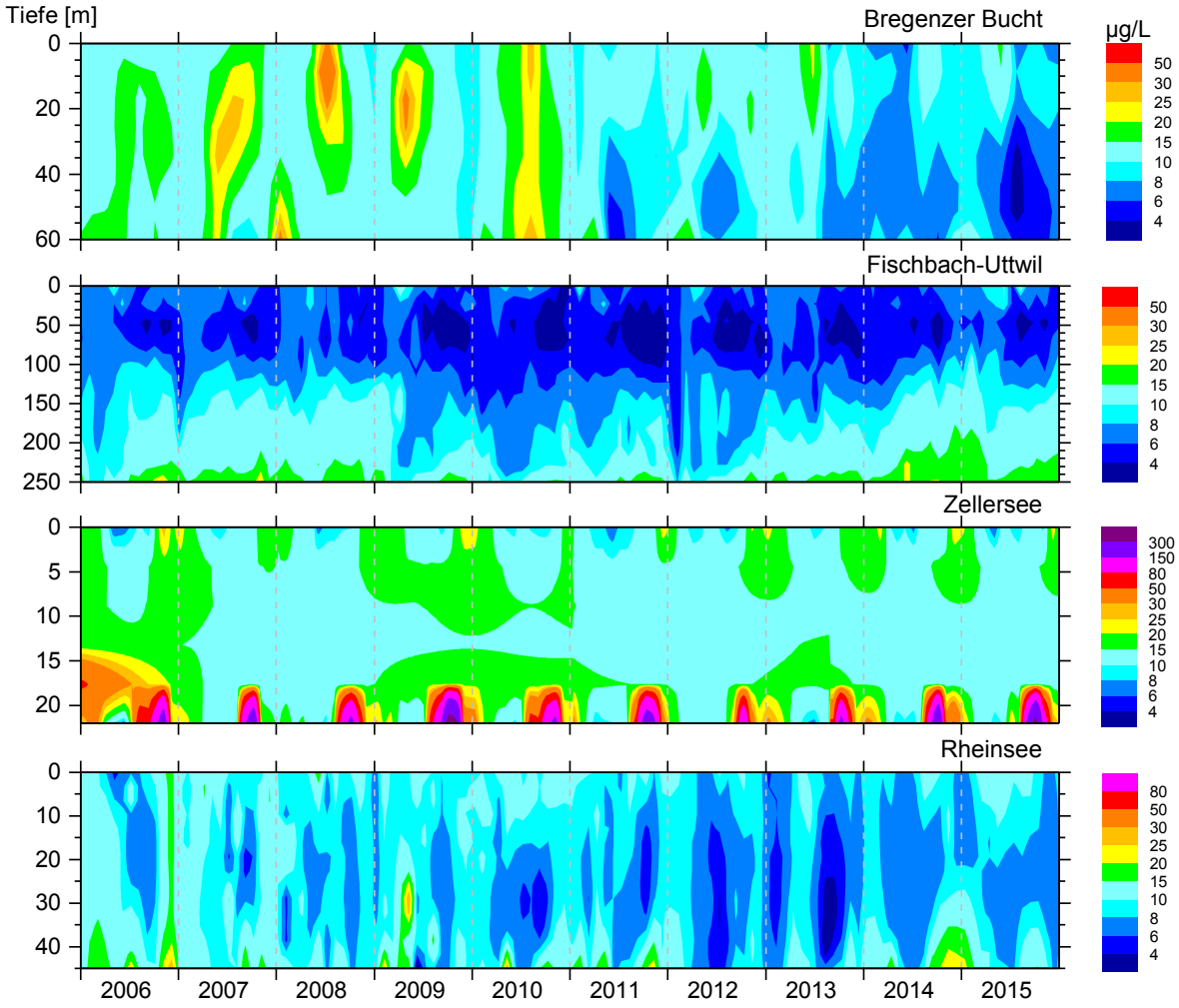


Abb. 11: Gesamtphosphorverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Die Gesamtphosphorgehalte im Obersee haben sich inzwischen auf niedrigem Niveau stabilisiert (Abb. 11). Als Konsequenz mehrerer aufeinanderfolgender Jahre ohne Vollzirkulation kommt es seit 2013 zu einer Konzentrationszunahme in den tiefen Wasserschichten unter 100 m. Am deutlichsten zeigt sich die Zunahme direkt über dem Seegrund in etwa 250 m Wassertiefe. Durch die Nähe zu den Mündungen von Alpenrhein und Bregenzerach sind in der Bregenzer Bucht in den Jahren 2007 bis 2010 aber auch 2013 lokal höhere Phosphorgehalte zu beobachten, während in den Sommern 2014 und 2015 die Konzentrationen in allen Tiefen geringer ausfielen. Auch im Untersee sind die Gesamtphosphorgehalte langfristig rückläufig. Im Vergleich zum Obersee ist der flachere Zellersee wesentlich produktiver. Infolge Phosphorfreisetzungen aus den Sedimenten ist hier der Phosphorgehalt höher als in den anderen Seeteilen. Im Herbst 2014 kommt es auch im Rheinsee zur ausgeprägten Phosphorrücklösung aus dem Sediment.

Orthophosphat

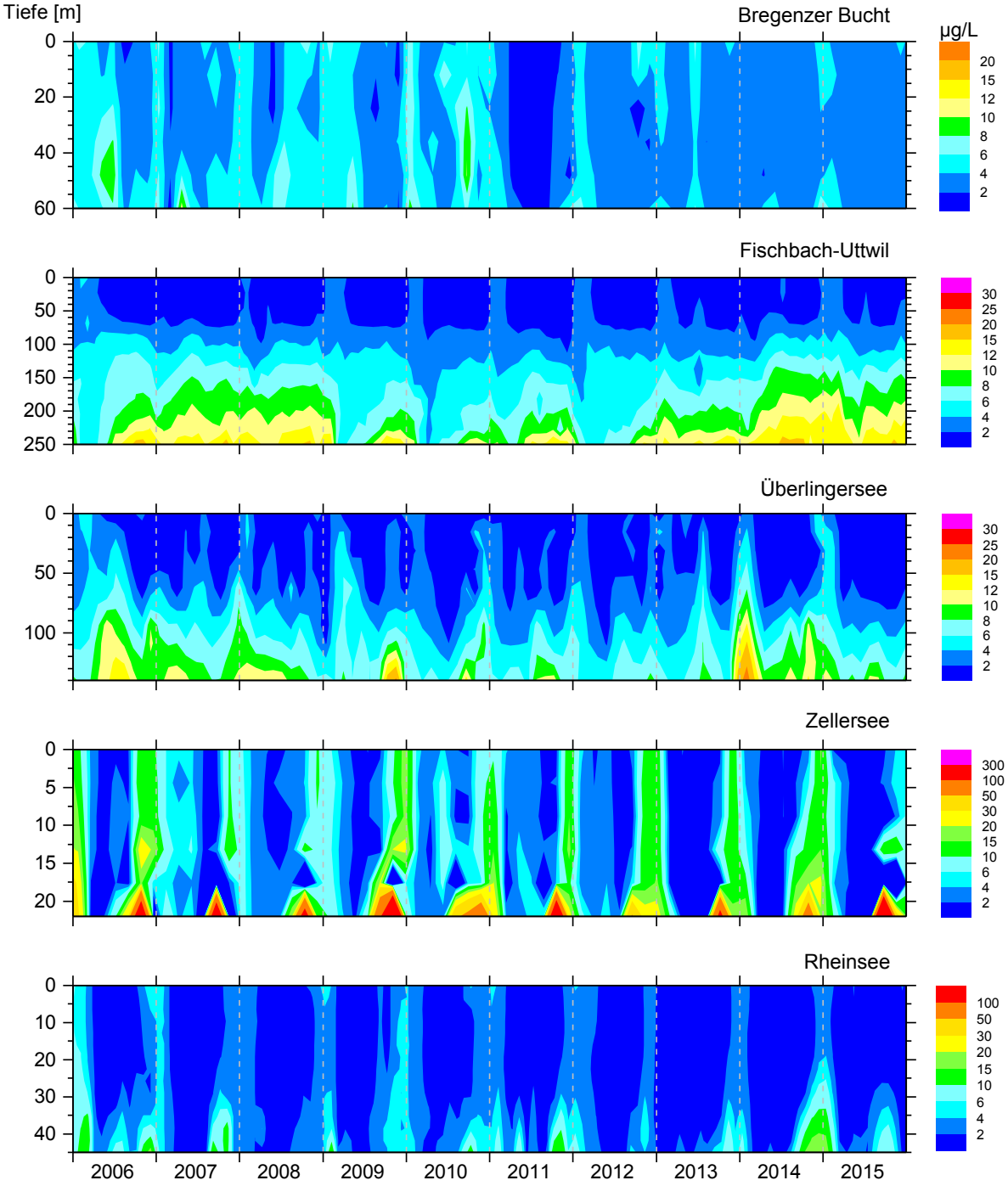


Abb. 12: Orthophosphatverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, im Überlingersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Die Vertikalverteilung von Orthophosphat (Abb. 12) in der Seemitte des Obersees und im Überlingersee wird überwiegend von Produktion bzw. Abbau von Biomasse und Zirkulationsvorgängen bestimmt. Die Anfang des Jahres 2006 erfolgte Vertikalzirkulation bewirkte eine Abnahme des Phosphatgehaltes im Tiefenwasser der Seemitte Obersee. Durch unvollständige Durchmischung des Wasserkörpers in den Jahren 2007 und 2008 hat sich Phosphat im Tiefenwasser angereichert und wurde erst im Frühjahr 2009 durch Zirkulation wieder ausgeglichen. Seit 2012 ist der Tiefenwasserkörper nun wieder mit Phosphat angereichert.

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 Obersee die dominierende anorganische Stickstoffverbindung (Abb. 13). Ammonium und Nitrit spielen nur eine untergeordnete Rolle. Seit Anfang der 1980er Jahre liegt die durchschnittliche Jahreskonzentration ohne langfristigen Trend im Bereich von 0,90 bis 1,01 mg/L.

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 wegen der Nitrataufnahme durch die Algen.

Nitrat

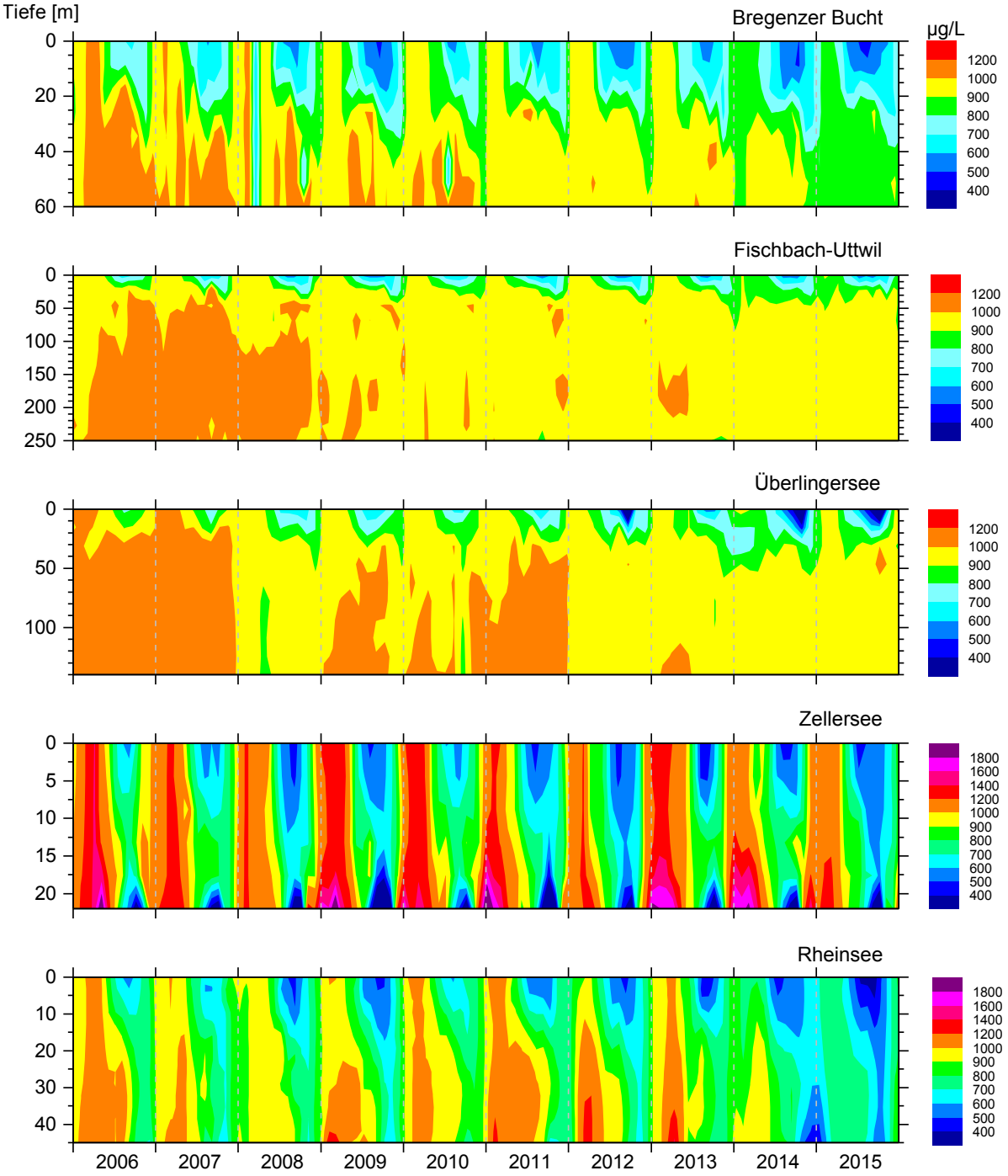


Abb. 13: Nitrat-N-Verteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, im Überlingersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Ammonium

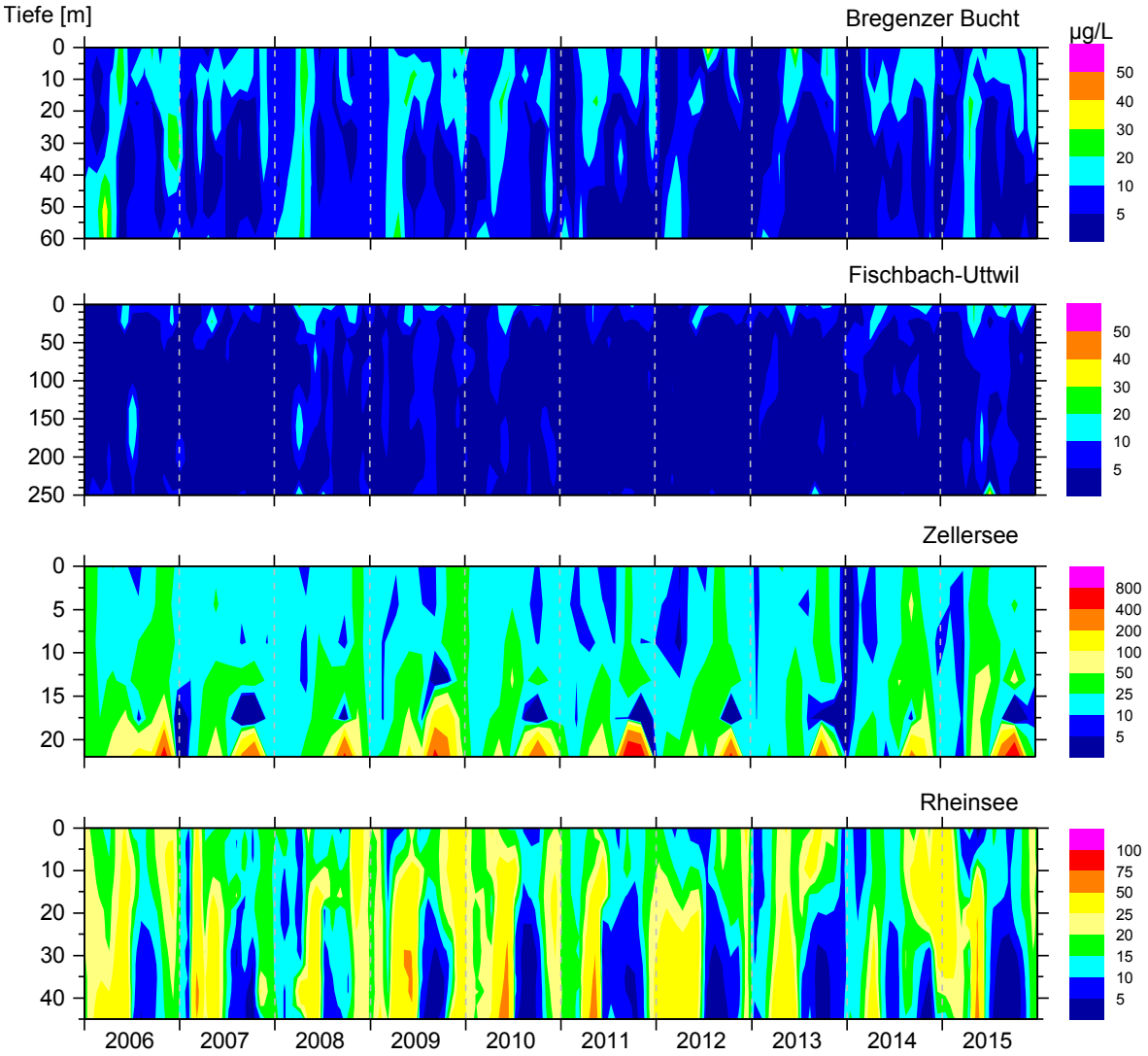


Abb. 14: Ammonium-N-Verteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Ammonium ist Teil des mikrobiellen Stickstoffabbaus im See und deutet auf den Abbau von organischer Substanz hin. Die rückläufige Algenproduktion führt insgesamt zu abnehmenden Ammoniumgehalten. In der Seemitte des Obersees 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

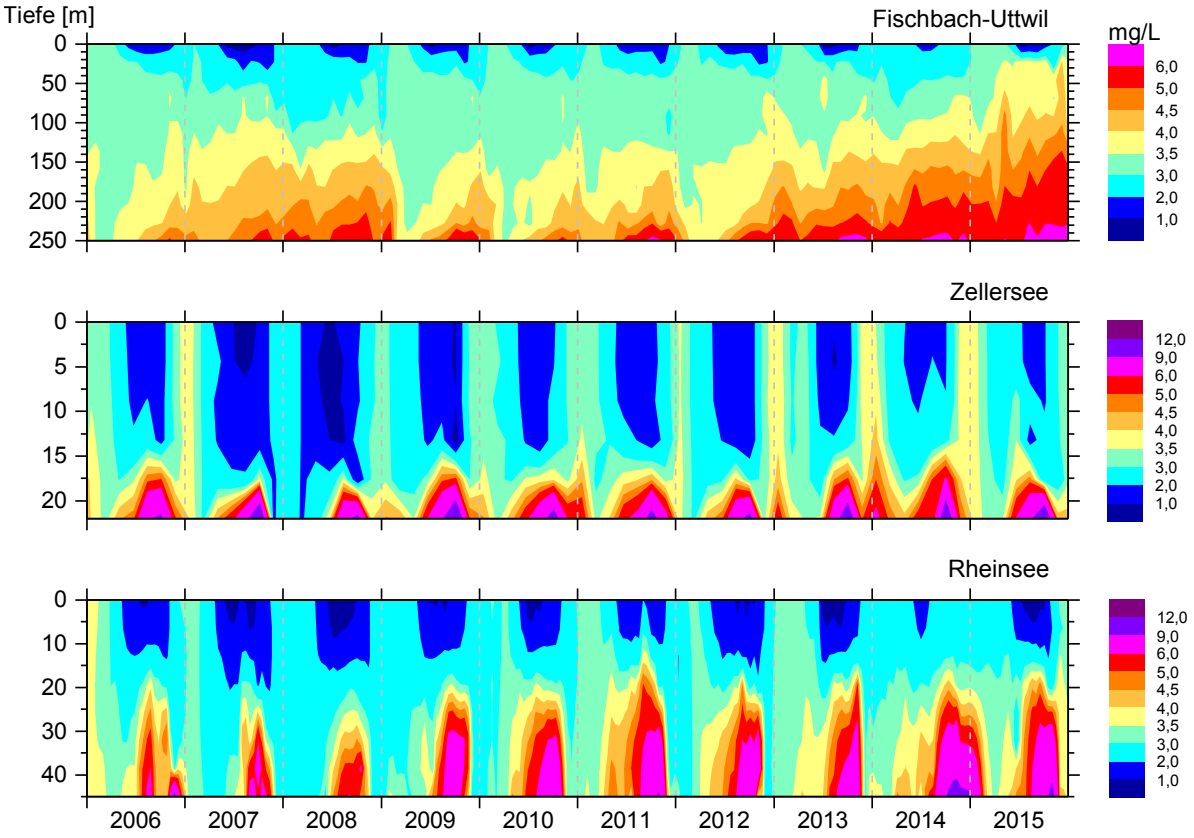


Abb. 15: Silikatverteilung in Seemitte (FU) im Obersee, im Zellersee und im Rheinsee.

Die saisonale Entwicklung der Silikatkonzentrationen wird 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 (wie 2006) an einer Abnahme des Silikat Vorrats im Tiefenwasser zu erkennen, während sich in Jahren mit unvollständiger Durchmischung das Tiefenwasser mit Silikat anreichert. In Folge mehrerer aufeinander folgender Jahre mit fehlender Vollzirkulation wird seit 2012 eine Konzentrationszunahme in den tiefen Wasserschichten mit immer ausgedehnterem Bereich beobachtet (Abb. 15).

Infolge der höheren Produktion führt die Freisetzung im Zellersee und Rheinsee zu höheren Konzentrationen über dem Seegrund als im Obersee.

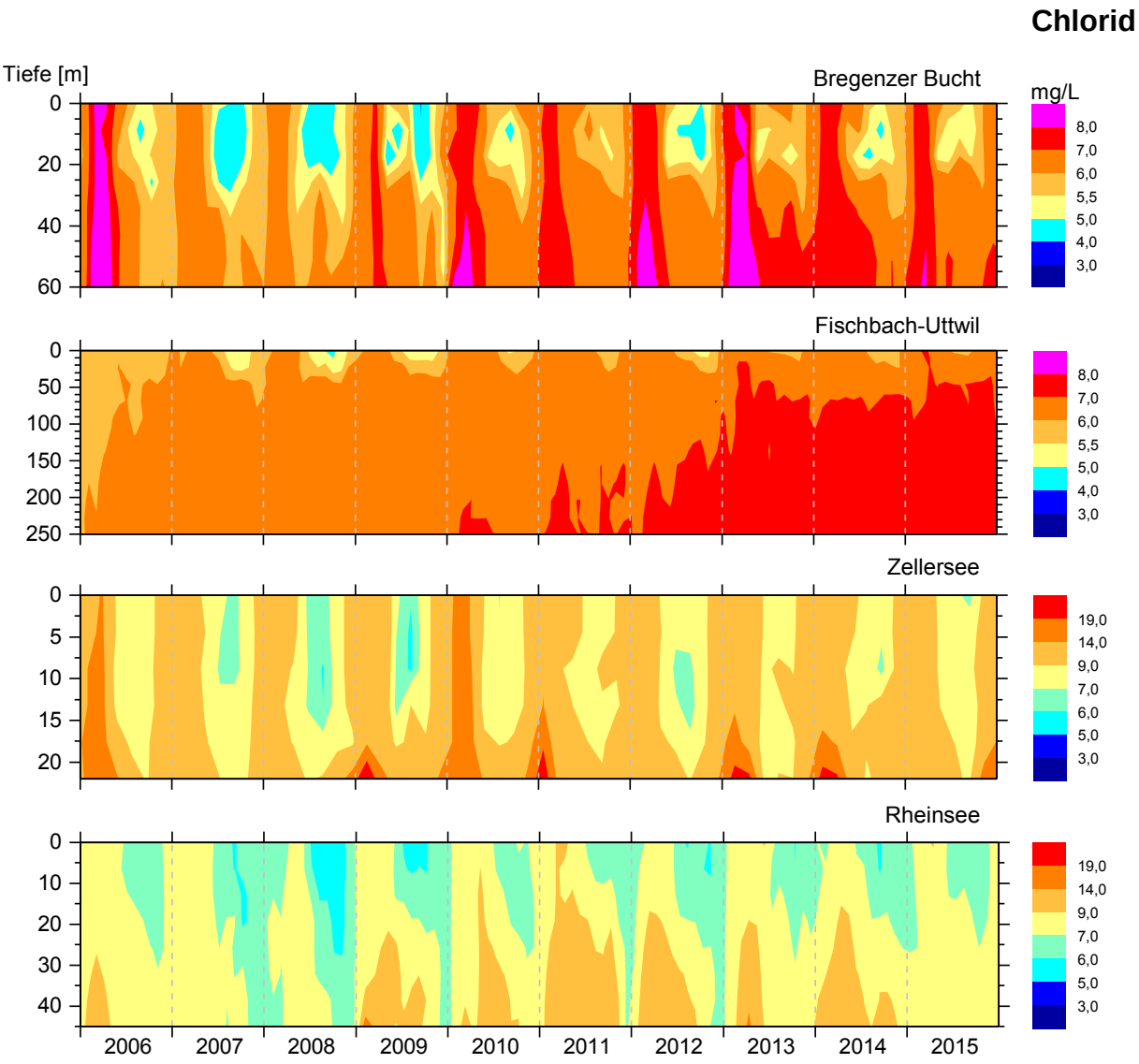


Abb. 16: Chloridverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

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 in Seemitte Fischbach-Uttwil lassen sich auf diese Weise die bevorzugten Einschichtungstiefen der Zuflüsse im See bei etwa 5-20 m erkennen. Seit 2006 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 (Abb. 16).

Mangan

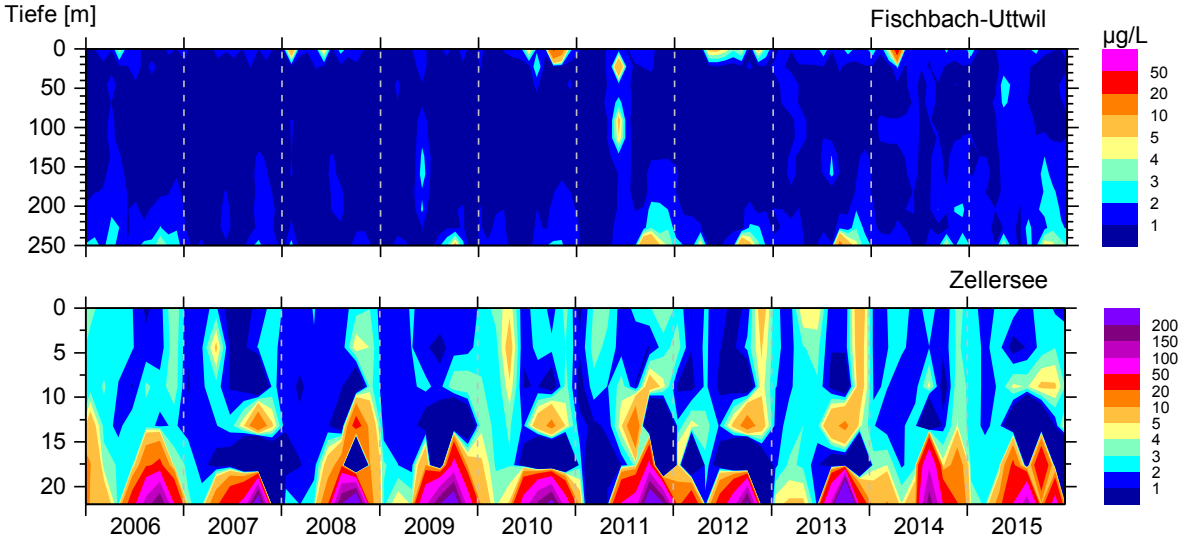


Abb. 17: Manganverteilung in Seemitte (FU) im Obersee und im Zellersee.

An der tiefsten Stelle im Obersee finden zyklisch wiederkehrende Mangan-Freisetzungen nur mehr in sehr geringem Ausmaß statt. 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 leichtlöslichen Mangan(II)-Verbindungen reduziert, die sich im überstehenden Wasser lösen. Vergleichbare Zyklen sind für die saisonale Freisetzung des Eisens und den daran gebundenen Phosphor verantwortlich.

Im Zellersee hingegen ist die Mangan-Freisetzung über dem Seegrund im letzten Jahrzehnt weiterhin hoch (Abb. 17).

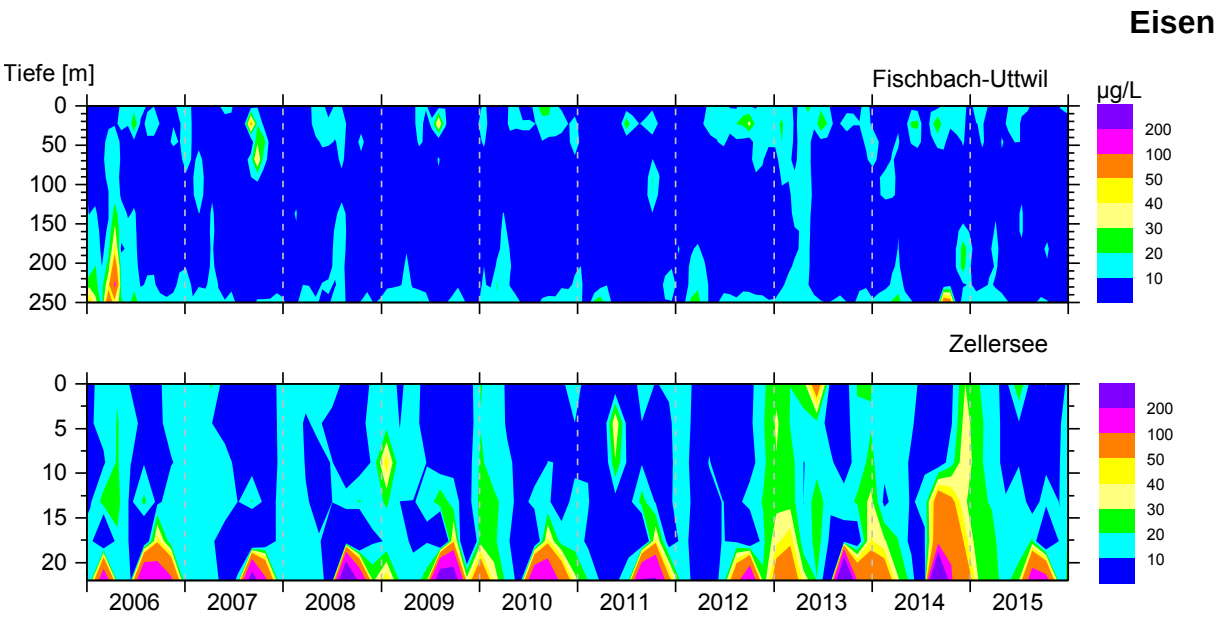


Abb. 18: Eisenverteilung in Seemitte (FU) im Obersee und im Zellersee.

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

Phytoplankton

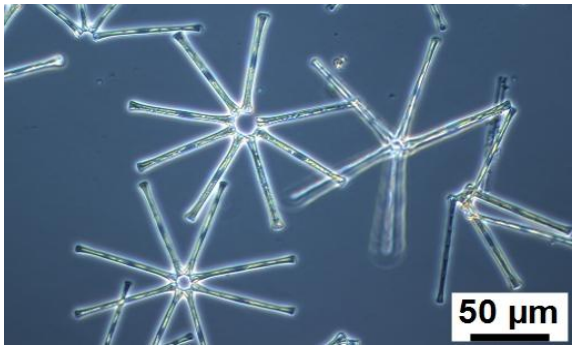


Abb. 19: Asterionella formosa (vom 03.02.2015 in Fischbach-Uttwil).

Abb. 20: Ceratium hirundinella (mit Geißel vom 03.11.2015 in Fischbach-Uttwil).

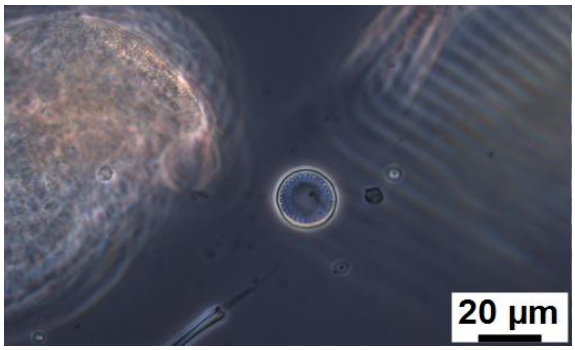


Abb. 21: Cyclotella (leere Schale vom 17.11.2015 in Fischbach-Uttwil).

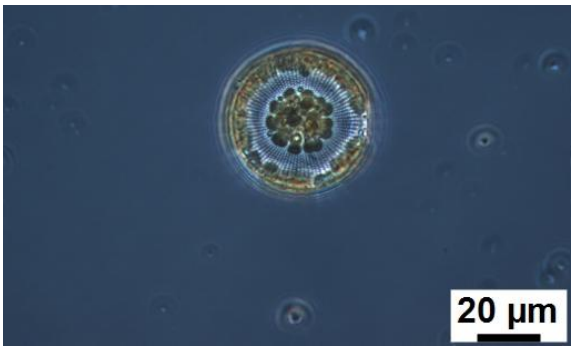


Abb. 22: Stephanodiscus neoastraea (vom 03.02.2015 in der Bregenzer Bucht).

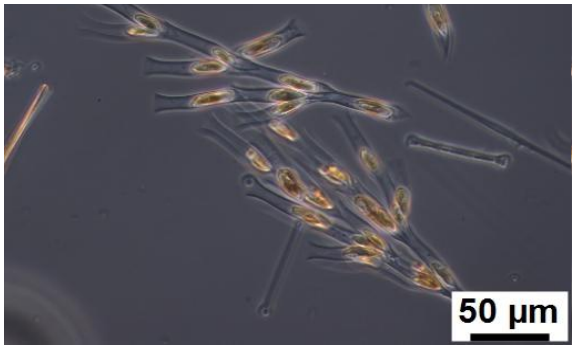


Abb. 23: Dinobryon sociale (vom 21.04.2015 in Fischbach-Uttwil).

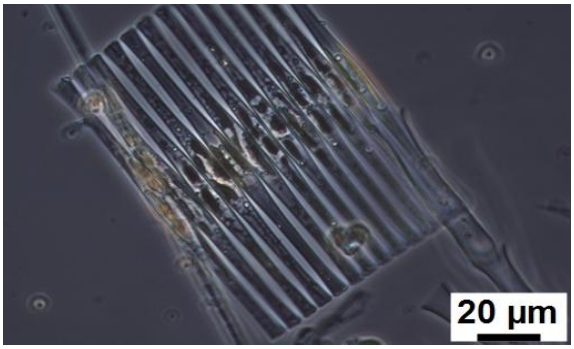


Abb. 24: Fragilaria crotonensis (vom 21.04.2015 in der Bregenzer Bucht).

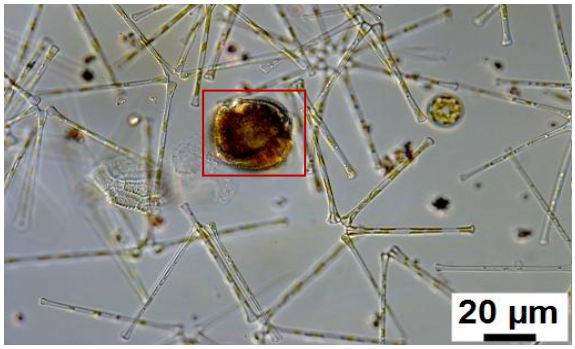


Abb. 25: Peridinium willei (roter Kasten vom 18.03.2014 in der Bregenzer Bucht).

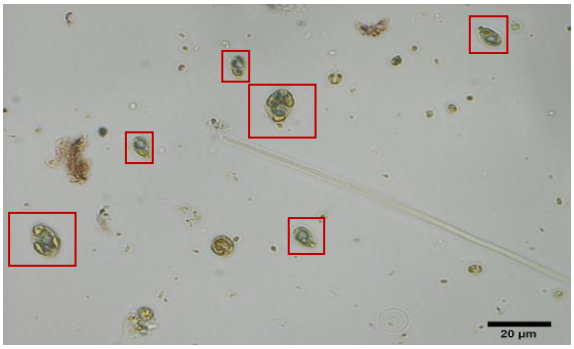


Abb. 26: Rhodomonas lens (rote Kästchen vom 18.03.2014 in Fischbach-Uttwil).

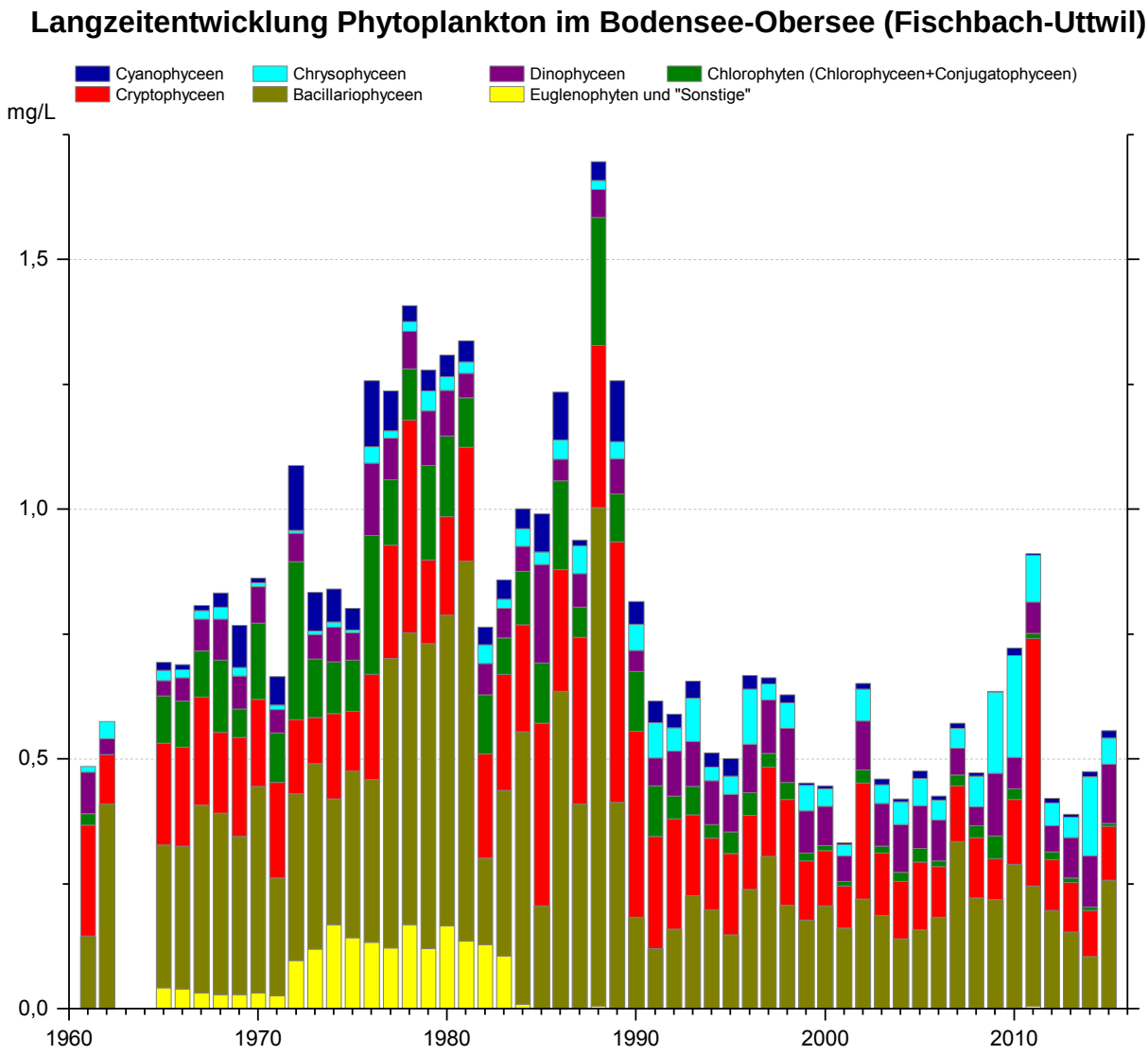


Abb. 27: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil, 1961-2015). Tiefenbereich 1965-1975: 0-50 m; ab 1976 0-20 m.

Im Obersee spielen über die gesamte Untersuchungsdauer Bacillariophyceen (Kieselalgen) und Cryptophyceen (Schlundalgen) die Hauptrolle und bilden den größten Teil der Gesamtbiomasse (Abb. 27). Eutrophierung und Oligotrophierung des Sees haben an diesem Grundmuster nichts geändert. Auch die Dinophyceen (Panzerflagellaten) zeigen keinen eindeutigen Trend. Anders ist dies bei Chlorophyten und Cyanobakterien: Der deutliche Rückgang der Chlorophyten setzte im Obersee vor 20 Jahren ein und fällt damit zeitlich zusammen mit der Stabilisierung der Gesamtbiomasse, die sich seit 20 Jahren bei Werten zwischen 0,33 mg/L und 0,91 mg/L bewegt. Auch die Cyanobakterien (Blaualgen oder Cyanophyceen) zeigen einen deutlichen Trend: Ihre Maxima fallen in die Zeit der höchsten Phosphorkonzentrationen. Auffällig ist die Zunahme der Chrysophyceen: diese setzte bereits bei noch hohen Nährstoffkonzentrationen ein; inzwischen hat sich der Bestand auf relativ hohem Niveau stabilisiert. Der Langzeitdatensatz befindet sich derzeit in interner Revision.

Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Obersee (Überlingersee)

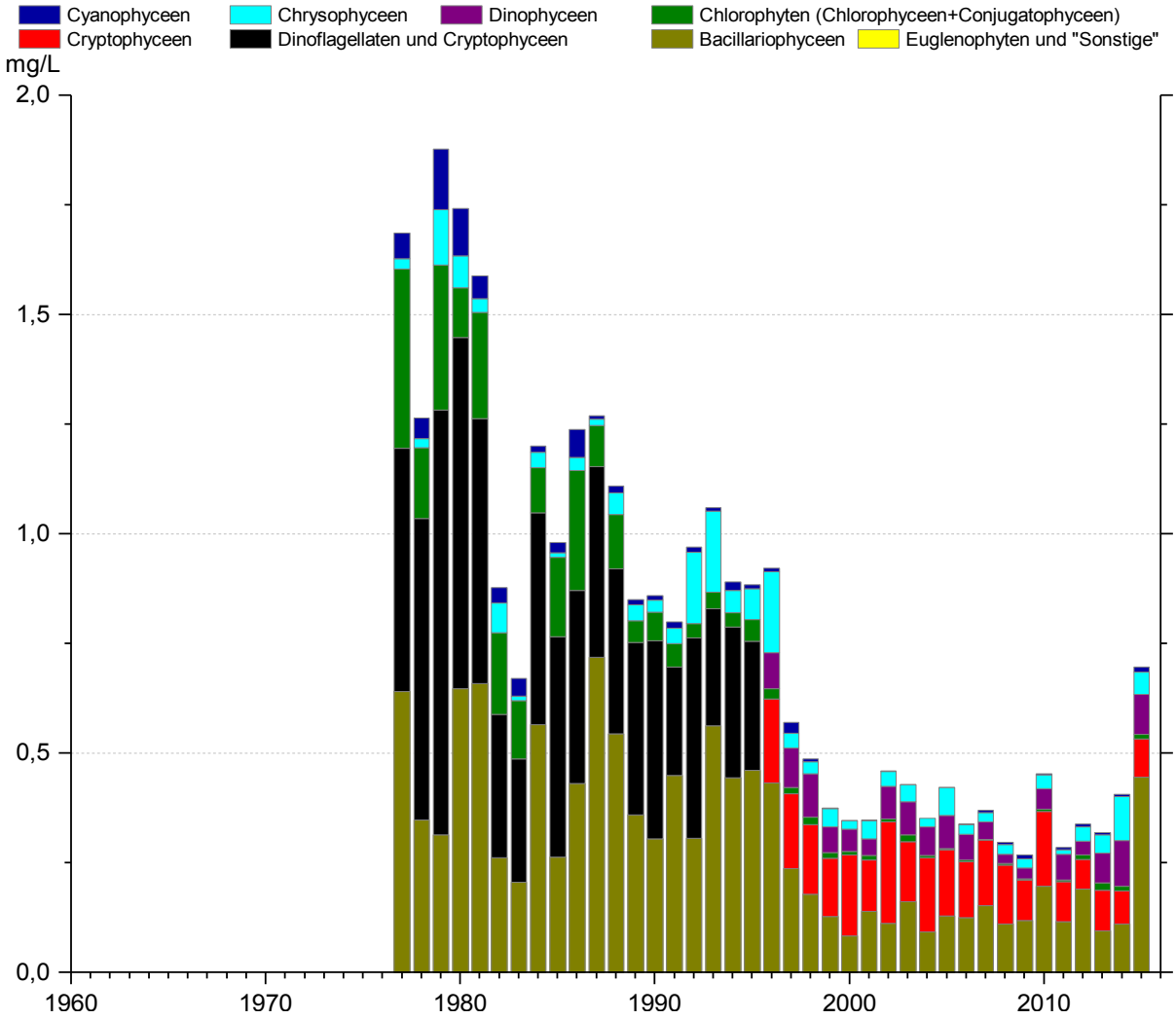


Abb. 28: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Überlingersee, 1977-2015). Daten erhoben von der BWV.

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. Ab 1997 sind die Cryptophyceen stark dominierend und stellen in den meisten Jahren den überwiegenden Teil der Biomasse (Abb. 28). Die bis 1996 stark vertretenen Kieselalgen sind deutlich zurückgegangen, bilden aber zusammen mit den Cryptophyceen die stärkste Gruppe. Die Chlorophyten und Cyanobakterien sind sehr stark zurückgegangen und spielen kaum noch eine Rolle. Die Chrysophyceen erreichten Ende der siebziger und Anfang der neunziger Jahre teilweise hohe Biomassen, bewegen sich aber seither auf einem niedrigeren Niveau, was von den anderen untersuchten Seeteilen stark abweicht. Die Phytoplankton-Untersuchungen an der Station Überlingersee begannen erst 1977, also zu einer Zeit, als der Höchststand der Eutrophierung bereits erreicht war. Seit 15 Jahren bewegen sich die Jahresdurchschnitts-Biomassen zwischen 0,26 mg/L und 0,45 mg/L, sind also die Niedrigsten aller Seeteile im Langzeit-Monitoring. In den letzten beiden Jahren wurde allerdings ein Anstieg der Jahresdurchschnitts-Biomasse beobachtet.

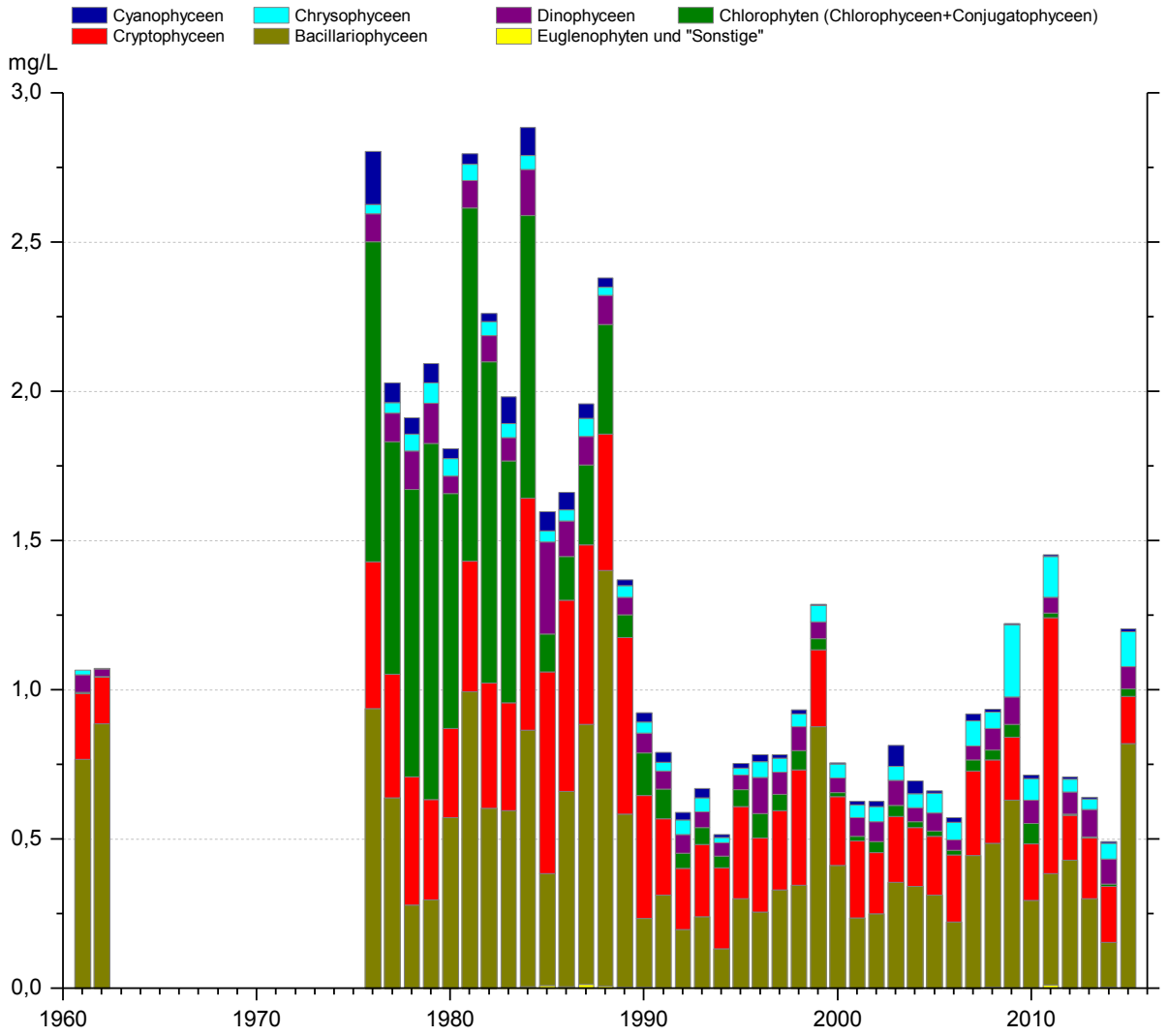


Abb. 29: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Zellersee, 1976-2015).

Im Seeteil Zellersee spielen Diatomeen (Kieselalgen) und Cryptophyceen (Schlundalgen) seit Mitte der Achtzigerjahre die Hauptrolle und bilden wie im Obersee den überwiegenden Teil der Gesamtbiomasse (Abb. 29). Vorher war der Anteil der Chlorophyten sehr hoch, was auf eine grundsätzlich höhere Trophielage in diesem Seeteil in den Jahren 1976 bis 1984 hinweist. Chrysophyceen und Dinophyceen zeigen keinen eindeutigen Trend, während bei den Cyanobakterien dieselbe Entwicklung wie im Obersee mit einem starken Rückgang seit 20 Jahren sichtbar ist. Allerdings kommt es immer wieder zu stärkeren Blaualgenentwicklungen wie 2003 und 2004, was auf eine gewisse Instabilität der Planktonbiozönose hinweist. Die Jahresdurchschnitts-Biomasse an der Station Zellersee im Untersee bewegt sich seit etwa 25 Jahren auf Werten, die etwas niedriger sind als Anfang der sechziger Jahre. Allerdings sind immer wieder deutliche Ausreißer nach oben zu beobachten, so z. B. auch im Jahr 2015.

Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Untersee (Rheinsee)

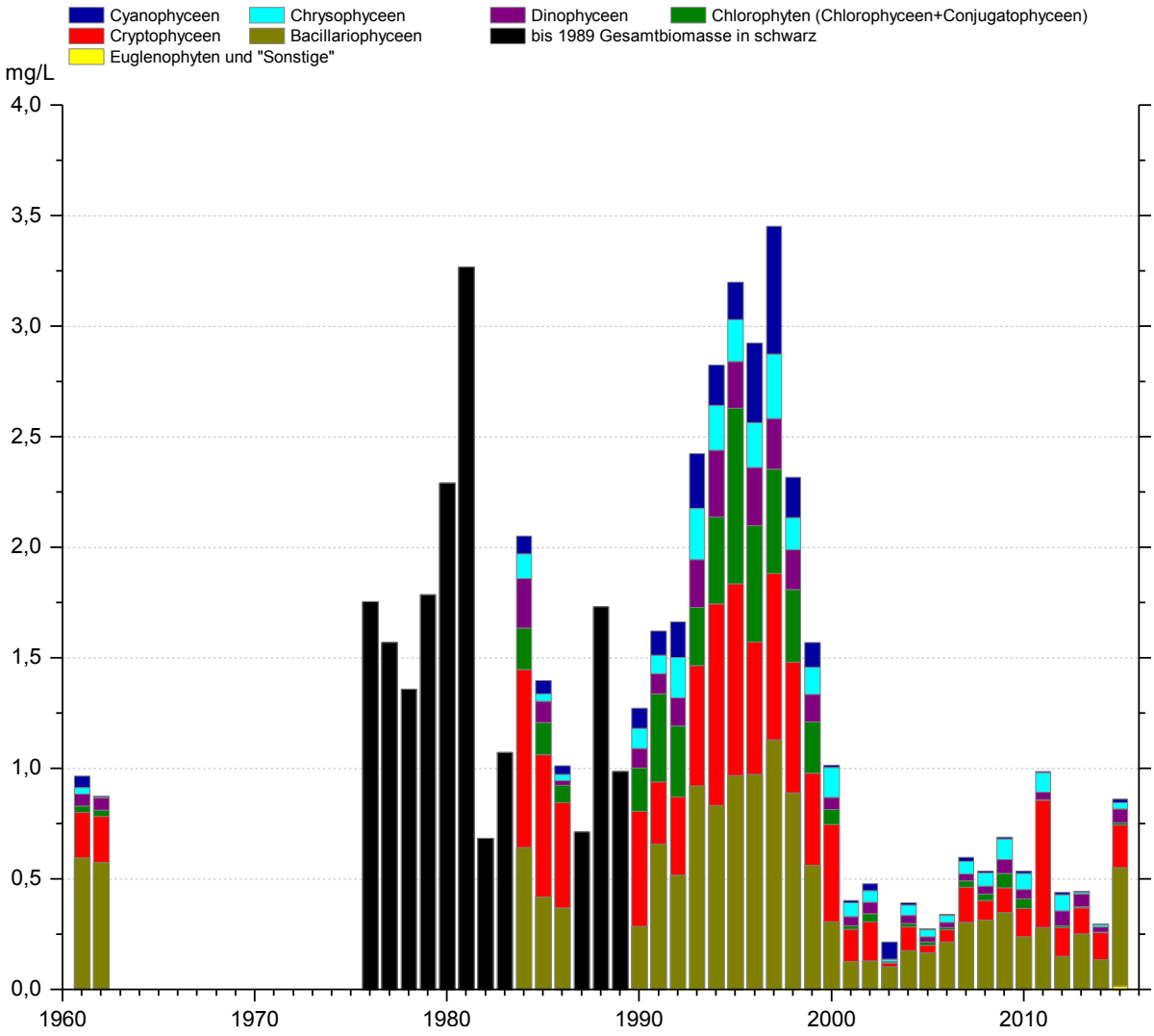


Abb. 30: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Rheinsee, 1976-2015).

Im Seeteil Rheinsee wurden Anfang der Achtzigerjahre und noch einmal im Zeitraum 1993 bis 1998 außerordentlich hohe Biomassen erreicht, die erheblich höher als in den Seeteilen Zellersee und Obersee lagen und eine Interpretation der Entwicklung sehr erschweren (Abb. 30). Die Jahresdurchschnittsbiomassen sind im Seeteil Rheinsee seit 13 Jahren stark abgesunken und bewegen sich nunmehr auf Höhe der Werte im Obersee. Die Entwicklung der einzelnen Gruppen entspricht seit diesem Zeitpunkt der Entwicklung im Obersee: Diatomeen und Cryptophyten bilden den Hauptteil der Biomasse, Chlorophyten sind nahezu verschwunden, Cyanobakterien ebenfalls mit Ausnahme des Jahres 2003, Dinophyceen und Chrysophyceen bilden einen stabilen Bestand.

Entwicklung Phytoplankton und Leitpigmente in 2014/2015 im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) in 0-20 m

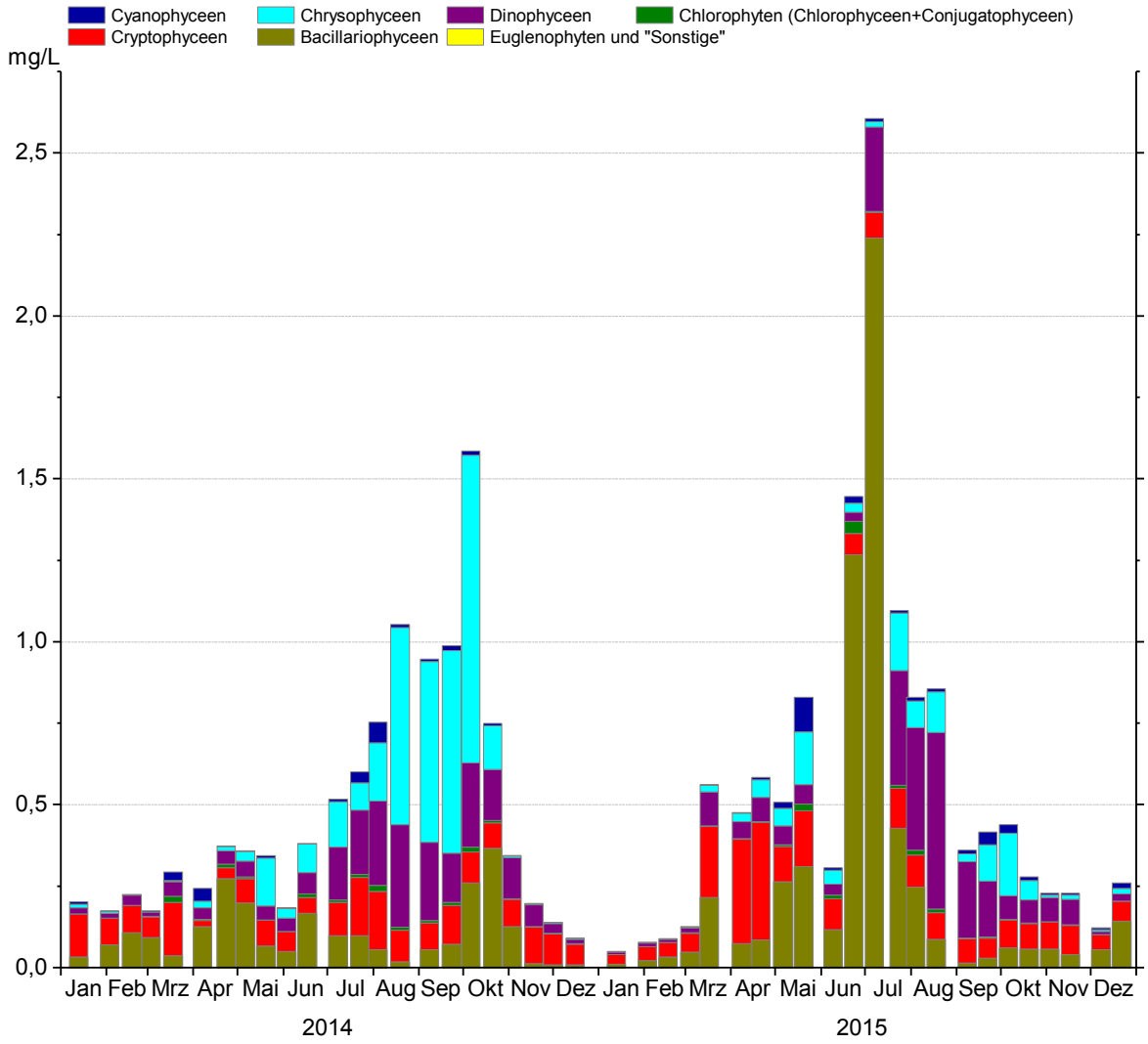


Abb. 31: Entwicklungen des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee 2014/2015 (Fischbach-Uttwil).

An der Station Fischbach-Uttwil zeigte sich für die Jahre 2014/2015 ein recht unterschiedlicher Verlauf der Phytoplanktonbiomasse (Abb. 31). Im Jahr 2014 traten weder eine Frühjahrsblüte noch die typische durch Kieselalgen geprägte Sommerblüte auf. Erst in der zweiten Jahreshälfte nahmen die Biomassen wieder kontinuierlich zu und erreichten Anfang Oktober das Saison-Maximum, das untypischerweise durch Dinophyceen (u. a. *Ceratium hirundinella*) und zu einem größeren Anteil von Chrysophyceen (*Dinobryon spp.*) geprägt worden ist. Dahingegen wies das Jahr 2015 einen typischen Phytoplankon-Verlauf mit einer kleinen Blüte im Frühjahr und einer durch Kieselalgen geprägten Sommerblüte auf. Das Sommermaximum Anfang Juli wurde dabei von den beiden pennaten Diatomeen *Fragilaria crotonensis* und *Asterionella formosa* gebildet. Diese starke Kieselalgenblüte verursachte durch die verstärkte photosynthetische Aktivität eine biogene Calcit-Fällung, die den Bodensee für einen

Zeitraum von etwa vier Wochen von Ende Juni bis Ende Juli milchig-grün bis türkis färbte (s. a. Teil B, Zustandsbeschreibung).

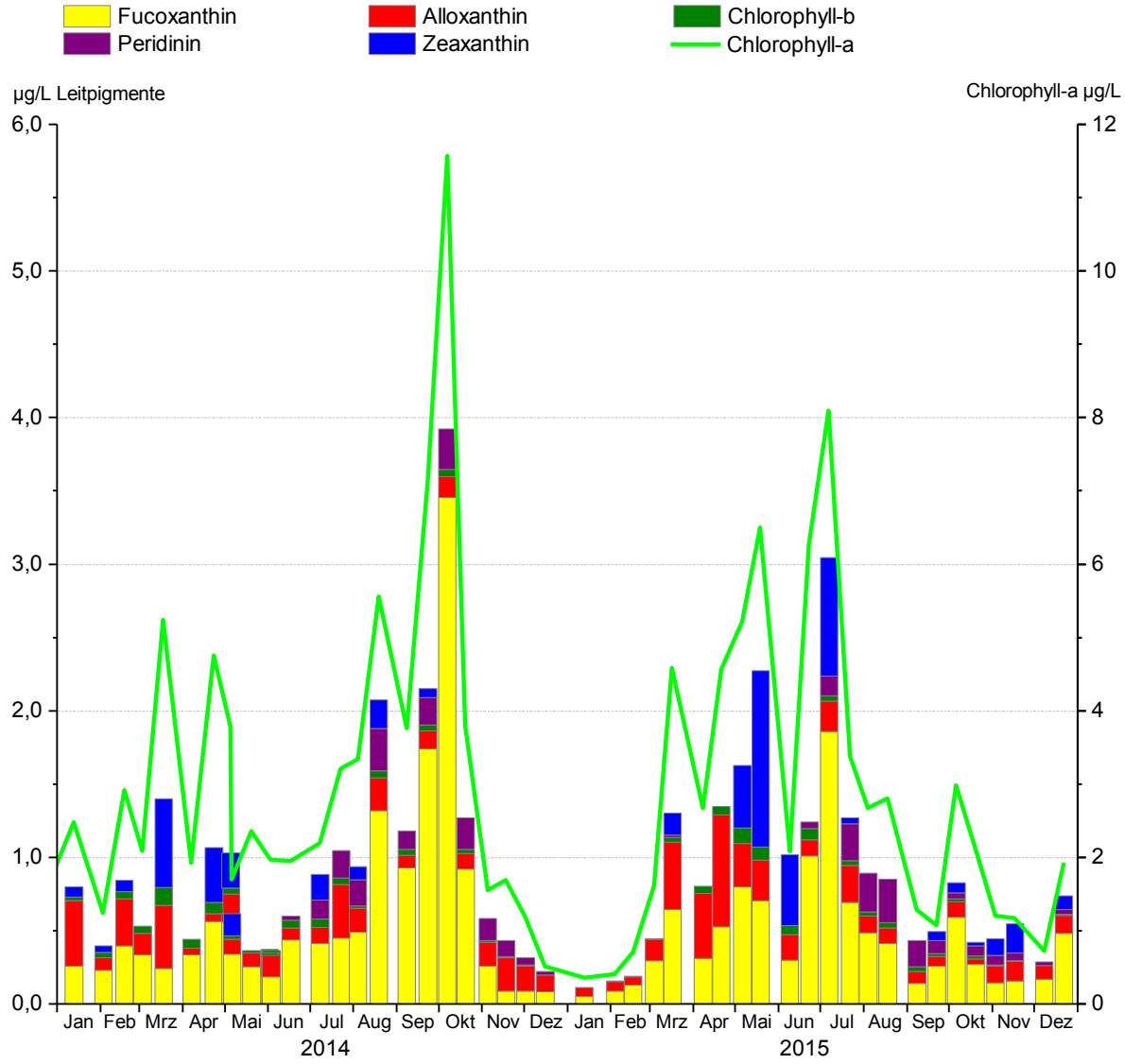


Abb. 32: Entwicklungen der Leitpigmente im Bodensee-Obersee 2014/2015 in 0-20 m (Fischbach-Uttwil).

An der Messstation Fischbach-Uttwil wird die Pigmentzusammensetzung von Fucoxanthin (Leitpigment für Kieselalgen) und Alloxanthin (Leitpigment für Schlundalgen = Cryptophyceen) dominiert (Abb. 32). Die Vorherrschaft dieser beiden Algenformen ist zwar auch durch die Phytoplanktonzählungen belegt, allerdings gibt es von August bis Oktober 2014 eine Diskrepanz zwischen Pigmentbestimmung und Phytoplanktonzählung: Die Fucoxanthin-Konzentrationen nahmen zu, während die Bacillariophyceen–Biomasse in diesen Monaten sehr gering war. Diese Diskrepanz kann darauf zurückgeführt werden, dass auch die Gruppe der Chrysophyceen als Pigment Fucoxanthin enthält. Diese Gruppe dominiert die Biomasse in den Phytoplankton-Zählungen im Herbst 2014 und korreliert so mit der erhöhten Fucoxanthin-Konzentration zu diesem

Zeitpunkt. Peridinin, das Leitpigment für Dinophyceen (Panzerflagellaten), kommt in beiden Jahren nur in der zweiten Jahreshälfte vor, obwohl bei der mikroskopischen Zählung in der ersten Jahreshälfte Dinophyceen gefunden wurden. Eine Ursache für die Abweichung zwischen Pigmentanalyse und Algenzählung könnte darin liegen, dass die meisten Dinophyceen-Arten zur mixotrophen Ernährung befähigt und daher nicht zwingend auf Pigmente zur Assimilation angewiesen sind (Mixotrophie: Fähigkeit sowohl Kohlendioxid zu assimilieren als auch gelöste organische Substanzen oder Bakterien und kleinere Einzeller aufzunehmen). Chlorophyll-b, das Leitpigment für Grünalgen, zeigt im Frühjahr höhere Konzentrationen, ist jedoch insgesamt wenig vertreten genauso wie die Zählung der Chlorophyceen gezeigt hat. Zeaxanthin, das Leitpigment für Blaualgen, war in den Jahren 2014 und 2015 im Frühjahr bzw. Frühsommer in relativ hohen Konzentrationen vertreten, im Jahr 2015 wurden im Mai und Anfang Juli maximale Konzentrationen erreicht. In beiden Jahren waren die spätsommerlichen Werte niedrig. Untersuchungen im Jahr 2013 ergaben einen hoch signifikanten Zusammenhang zwischen dem Leitpigment Zeaxanthin und der Biomasse des autotrophen Picoplanktons (Cyanobakterien < 2 µm), welche durch Fluoreszenzzählungen erfasst wurde.

Chlorophyll-a, als Anzeiger für die Menge an Algen, zeigt deutliche saisonale Schwankungen während beider Untersuchungsjahre. Die maximalen Werte werden immer in Übereinstimmung mit der höchsten Phytoplankton-Biomasse nachgewiesen. Der durchschnittliche Chlorophyll-a Wert lag im Jahr 2014 bei 3,2 µg/L und sank trotz der ausgeprägten Sommerblüte auf einen Jahresdurchschnitt von 2,8 µg/L im Jahr 2015. Die Leitpigmentmaxima stimmen in beiden Jahren mit den Chlorophyll-a Maxima überein.

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

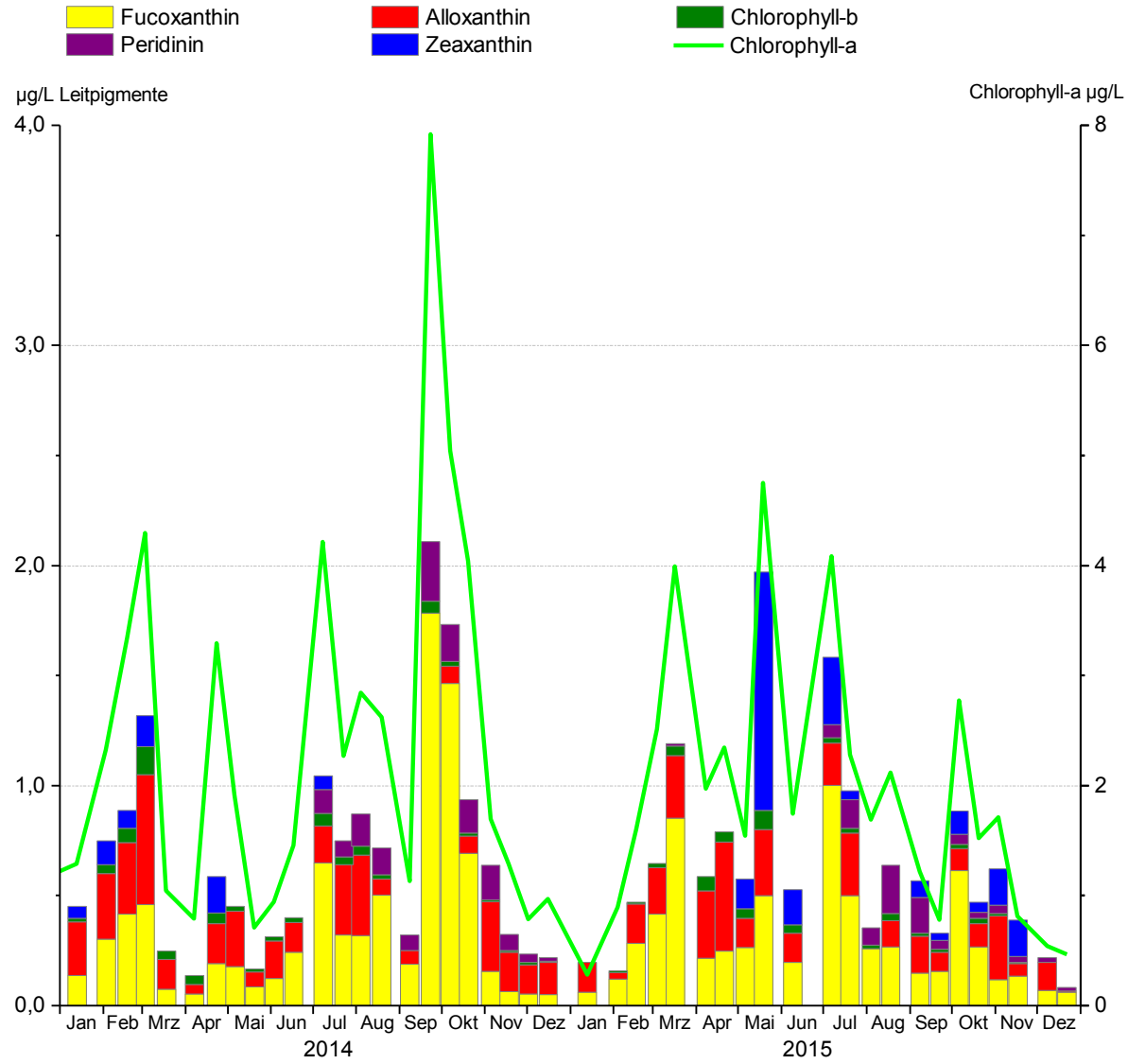


Abb. 33: Entwicklungen der Leitpigmente im Bodensee-Obersee 2014/2015 (Bregenzer Bucht).

Die Leitpigmente an der Station Bregenz (Abb. 33) zeigen für das Jahr 2014 und 2015 ein ähnliches Pigmentmuster wie an der Station Fischbach-Uttwil (Abb. 32), allerdings mit etwas niedrigeren Konzentrationen. Auch die Chlorophyll-a Gehalte liegen niedriger als an der Station Fischbach-Uttwil. Das Phytoplankton wird an dieser Station von der IGKB nicht erfasst. Aus Untersuchungen in den Jahren 2007-2010 ist bekannt, dass sich die Phytoplanktongemeinschaft an den Stationen Bregenz und Fischbach-Uttwil mehr oder weniger unterschiedlich entwickeln können. Die Station Bregenz ist stark von der Bregenzerach und dem Alpenrhein beeinflusst. Zu Zeiten der Schneeschmelze (Mai/Juni) sind hier häufig mineralische Trübungen anzutreffen, die das Lichtangebot für das Phytoplankton stark einschränken können. So ist z. B. im Mai 2014 der an der Station Bregenzer Bucht gemessene Wert für Chlorophyll-a mit 0,7 µg/L sehr viel niedriger als an der Station Fischbach-Uttwil (2,4 µg/L).

Entwicklung Phytoplankton in 2014/2015 im Bodensee-Obersee (Überlingersee) in 0-20 m

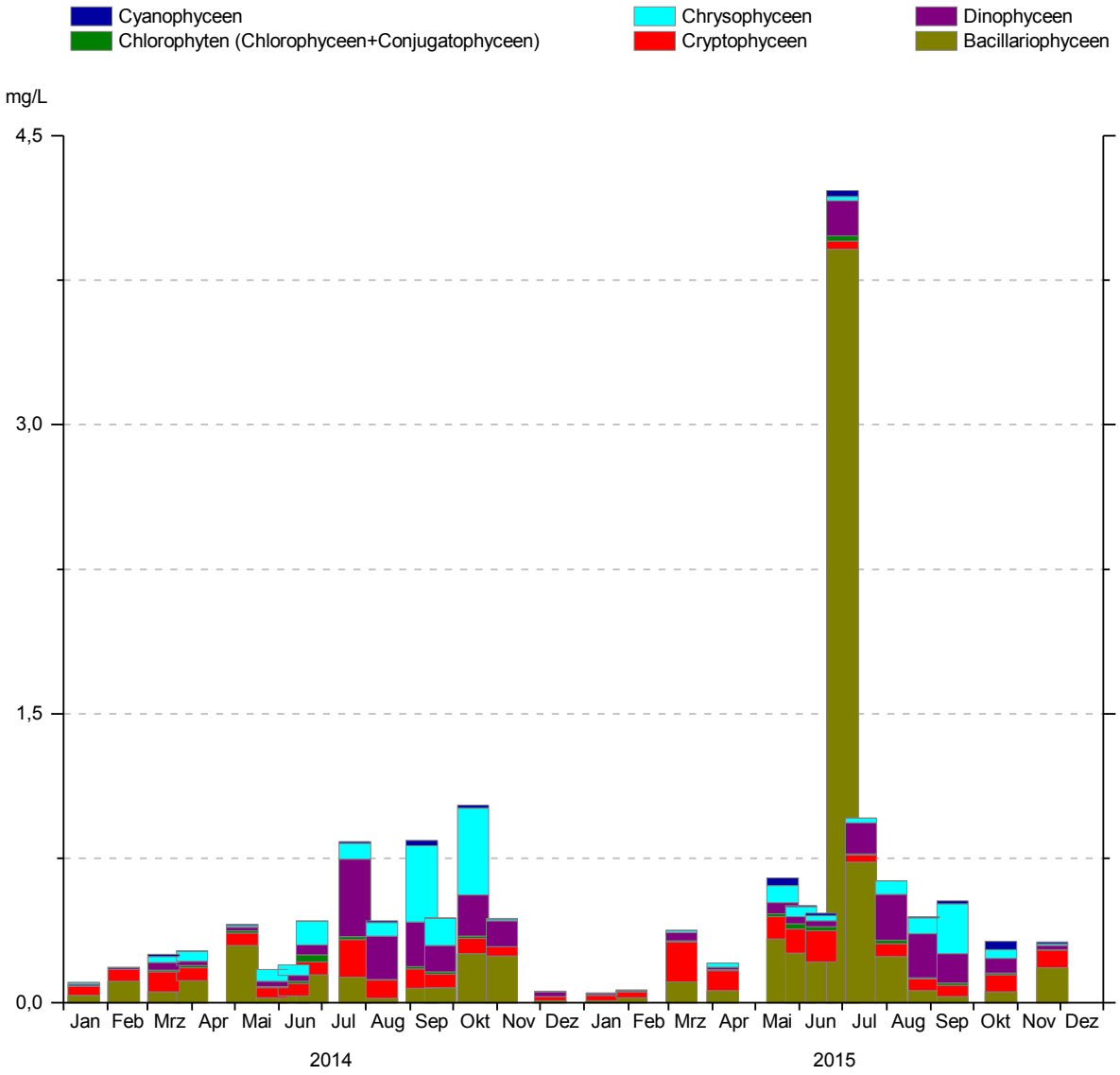


Abb. 34: Entwicklungen des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee 2014/2015 (Überlingersee). Daten erhoben von der BWV.

Die Station Überlingersee zeigt teilweise eine von den anderen Seeteilen abweichende Planktonentwicklung. Die Ursachen dafür liegen in anderen Licht- und Strömungsverhältnisse und der fjordartigen Beckenmorphometrie. Während bislang der Überlingersee meist die niedrigsten Phytoplankton-Biomassen hatte, lag diese 2014 auf einem ähnlichen Niveau wie an Fischbach-Uttwil. Im Jahr 2015 war die Jahresdurchschnitts-Biomasse im Überlingersee sogar höher als an Fischbach-Uttwil (s. a. Zustandsbeschreibung). Insgesamt verlief der Jahresgang der Phytoplankton-Biomasseentwicklung ähnlich wie an der Station Fischbach-Uttwil.

Im Jahr 2014 war die Planktonbiozönose wie an der Station Fischbach-Uttwil weniger von Kieselalgen (Bacillariophyceen) geprägt, da auch hier untypischerweise die Sommerblüte ausfiel. Das Biomasse-Maximum, ebenfalls erst im Oktober erreicht, wurde durch dieselben Gruppen von Algen gebildet, nämlich Chrysophyceen und Dinophyceen. Im Jahr 2015 dominieren dieselben Phytoplanktonarten sowohl die Frühjahrsblüte im März-April, die Sommerblüte im Juli als auch die spätsommerliche Phytoplanktongemeinschaft wie an Fischbach-Uttwil. Allerdings war das Phytoplanktonbiomasse-Maximum am Überlingersee im Juli 2015 mit 4,2 µg/L deutlich höher als an Fischbach-Uttwil (2,6 µg/L), allerdings lagen zwischen den Probenahmen sechs Tage (Abb. 34).

Entwicklung Phytoplankton in 2014/2015 im Bodensee-Untersee (Zellersee) in 0-20 m

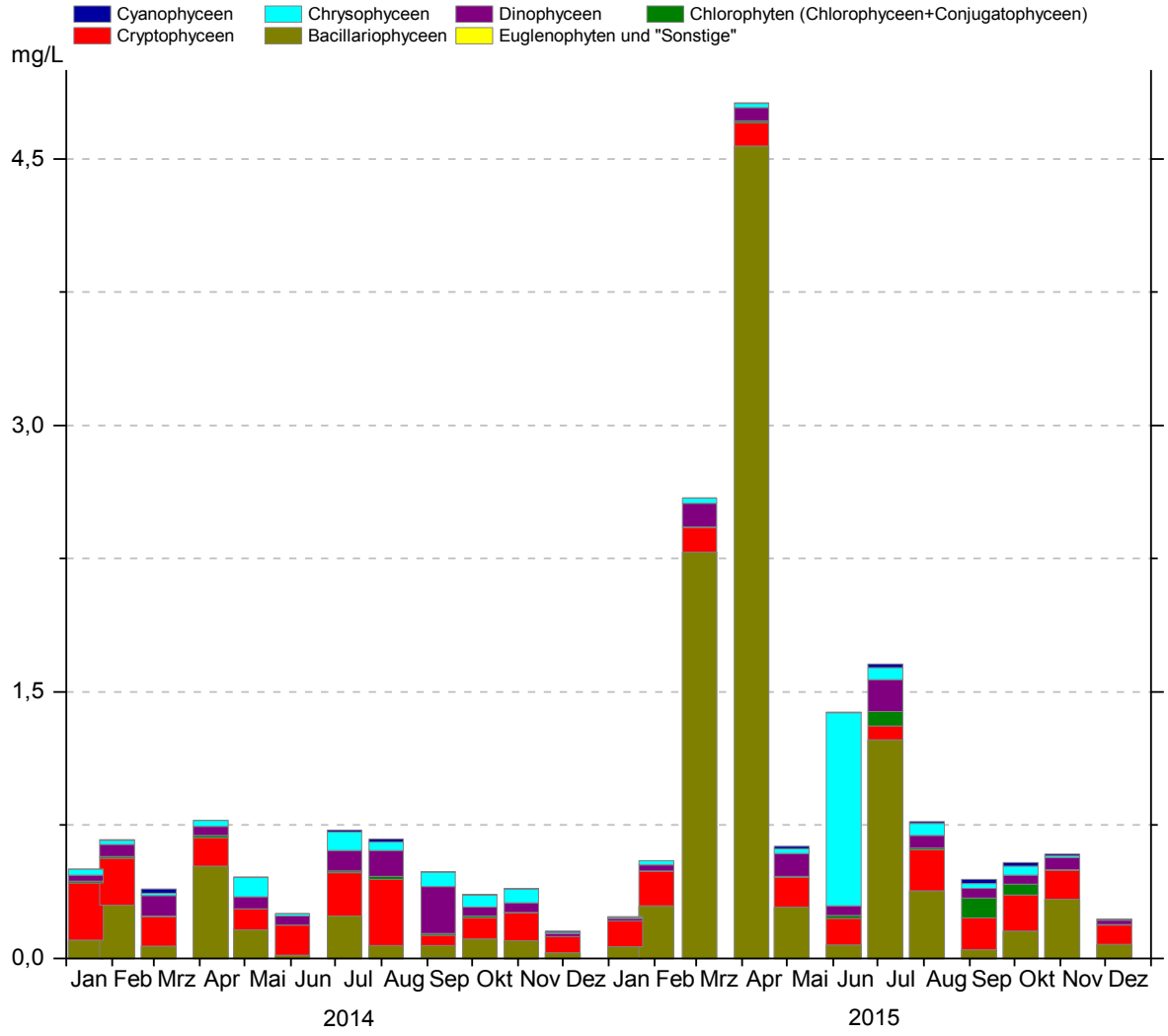


Abb. 35: Entwicklungen des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee 2014/2015 (Zellersee).

Im Zellersee setzt die Planktonentwicklung regelmäßig mehrere Wochen früher ein als im Obersee; dies gilt auch für die Jahre 2014 und 2015 (Abb. 35). Bereits im April 2014 wurde das Biomasse-Maximum des Jahres erreicht, das durch Bacillariophyceen (Kieselalgen) geprägt wurde. Im weiteren Jahresverlauf gehören Algen aus der Gruppe der Cryptophyceen (Schlundalgen) (z. B. *Chryptomonas ovata, Rhodomonas spp.*) sowie der Dinophyceen (hauptsächlich *Ceratium hirundinella*) zu den die Biomasse dominierenden Arten. Im Jahr 2015 wurde das Biomasse-Maximum ebenfalls im April erreicht, war allerdings etwa sechsmal höher als 2014. Diese außergewöhnlich hohe Frühjahrsblüte wurde durch Bacillariophyceen gebildet. Im weiteren Jahresverlauf trugen Chrysophyceen (Juni) und Cryptophyceen (ab der zweiten Jahreshälfte) zur Biomasse bei. Insgesamt war die Frühjahrsblüte ausschlaggebend dafür, dass die Jahresdurchschnitts-Phytoplanktonbiomasse 2015 (1,2 mg/L) deutlich höher als 2014 (0,45 mg/L) ausfiel.

Entwicklung Phytoplankton in 2014/2015 im Bodensee-Untersee (Gnadensee) in 0-18 m

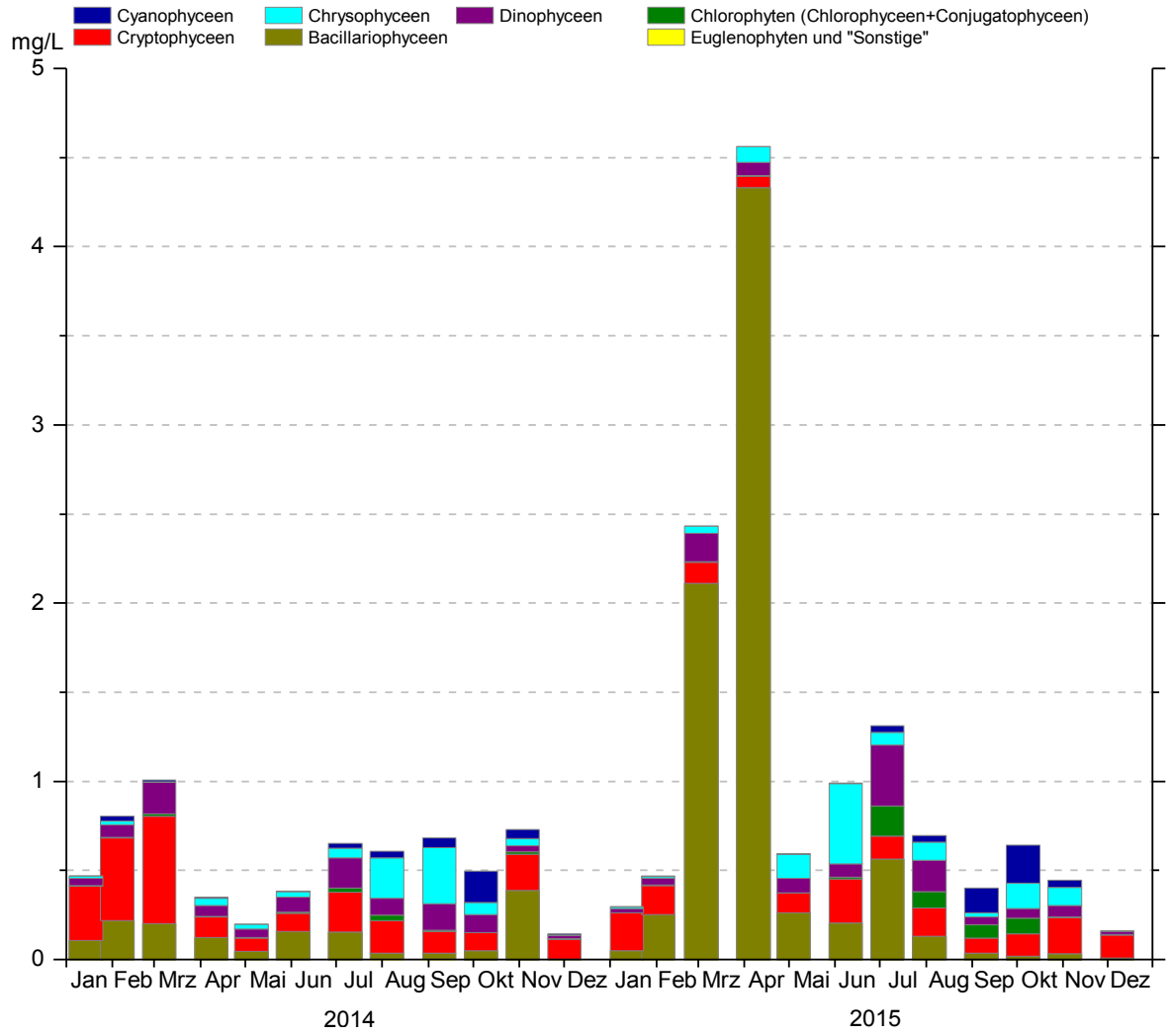


Abb. 36: Entwicklungen des Phytoplanktons und der Leitpigmente im Bodensee-Untersee 2014/2015 (Gnadensee).

Sowohl 2014 als auch 2015 konnte das Jahresmaximum der Biomasse im Frühjahr festgestellt werden (Abb. 36), allerdings war auch im Gnadensee im April 2015 die Biomasse mit 4,6 mg/L deutlich höher als im März 2014 (1 mg/L). Auch die Zusammensetzung der Frühjahrs-Blüte unterscheidet sich: während 2014 Cryptophyceen (u. a. *Rhodomonas lens*) im März dominierten, waren im April 2015 Kieselalgen vorherrschend. Die sommerliche Zusammensetzung des Phytoplanktons im Gnadensee ist ähnlich zu der im Zellersee. In beiden Jahren traten aber im Oktober Cyanobakterien in höheren Massen auf als im Zellersee 2014 prägte hauptsächlich *Pseudanabaena catenata* die Blaualgen-Biomasse, in 2015 *Pseudanabaena catenata* und *Planktothrix sp.*. Beide Gattungen gehören zu den fädigen Blaualgen, wobei die erstgenannte als Trophiezeiger für mesotrophe Zustände gilt. Insgesamt war die Frühjahrsblüte ausschlaggebend dafür, dass die Jahresdurchschnitts-Phytoplanktonbiomasse 2015 (1,1 mg/L) deutlich höher als 2014 (0,55 mg/L) ausfiel.

Entwicklung Phytoplankton in 2014/2015 im Bodensee-Untersee (Rheinsee) in 0-20 m

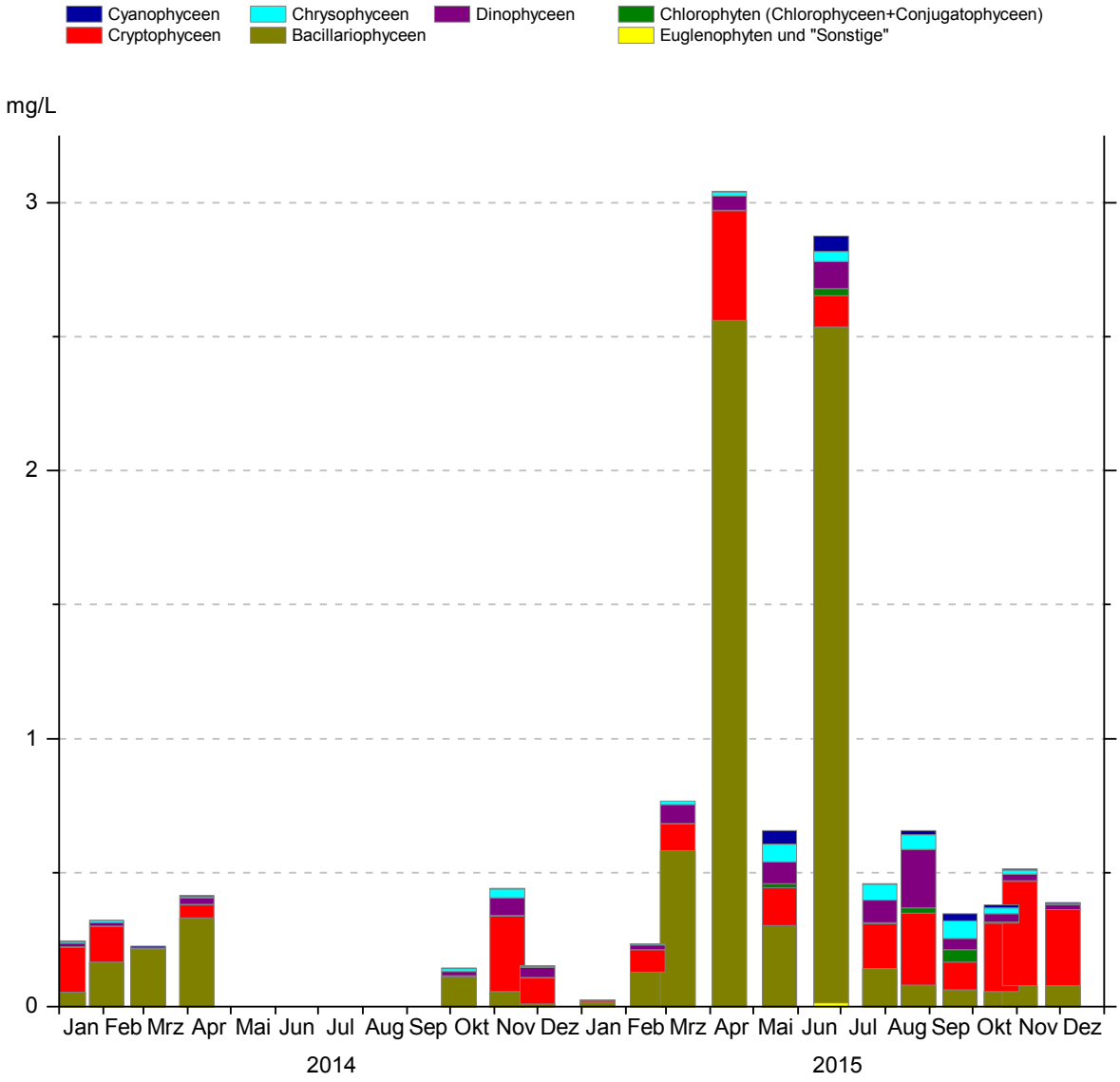


Abb. 37: Entwicklungen des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee 2014/2015 (Rheinsee).

Die Station Rheinsee wird vom Kanton Thurgau beprobt. Sie wird sowohl vom Obersee als auch vom Zellersee beeinflusst. Von Mai bis September 2014 liegen keine Erhebungen vor. Im Jahr 2015 betrug die Jahresdurchschnitts-Biomasse des Phytoplanktons 0,86 mg/L und lag damit etwas höher als im Obersee, aber niedriger als im Gnaden- und Zellersee (Abb. 37). Die Frühjahrsblüte war wie am Zellersee und Gnadensee durch Kieselalgen dominiert. Nach dem Zusammenbruch der Frühjahrsblüte bildete sich eine Kieselalgen-Sommerblüte, wie sie auch im Obersee beobachtet wurde. Im restlichen Jahresverlauf traten wie in früheren Jahren Cryptophyceen in den Vordergrund.

Leitpigmente im Bodensee-Untersee: Zellersee (0-20m) und Gnadensee (0-18m)

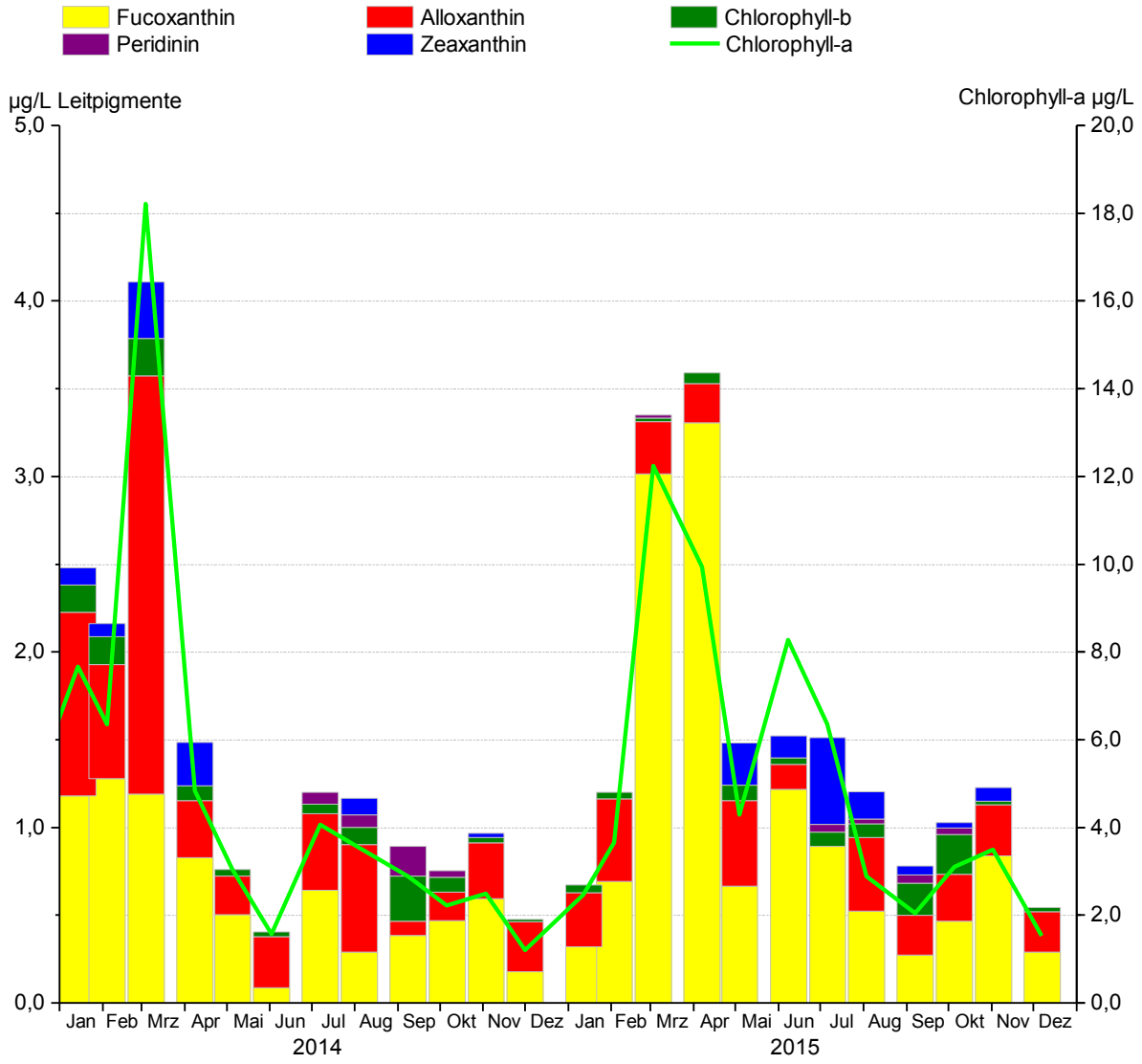


Abb. 38: Entwicklungen der Leitpigmente im Bodensee-Untersee 2014/2015 (Zellersee).

Die saisonale Entwicklung der Leitpigmente an der Station Zellersee unterscheidet sich sowohl zwischen den beiden Untersuchungsjahren als auch im Vergleich mit den anderen Seeteilen. Allen Seeteilen ist jedoch gemeinsam, dass die Pigmentzusammensetzung überwiegend durch Fucoxanthin (Leitpigment für Kieselalgen) und Alloxanthin (Leitpigment für Schlundalgen) geprägt wird.

Im Frühjahr 2014 ist das das Pigment Alloxanthin vorherrschend, in der zweiten Jahreshälfte sind die Pigmentkonzentrationen insgesamt gering, dominierend sind weiterhin Alloxanthin und Fucoxanthin. Im Jahr 2015 ist Fucoxanthin sehr viel stärker vertreten als Alloxanthin. Während 2014 Zeaxanthin (Leitpigment für Cyanobakterien) sporadisch nachzuweisen war, trat es 2015 durchgängig von Mai bis November auf. Peridinin (Leitpigment für Panzerflagellaten) war in beiden Jahren erst in der

zweiten Jahreshälfte anzutreffen (Abb. 38).

Die Chlorophyll-a Konzentrationen waren höher als in den Vorjahren: Die mittlere Jahreskonzentration lag im Jahr 2014 bei 4,8 µg/L und im Jahr 2015 bei 5,0 µg/L. Die Leitpigmente Fucoxanthin und Alloxanthin zeigten relativ gute Übereinstimmungen mit den Phytoplanktonzählungen (Abb. 38).

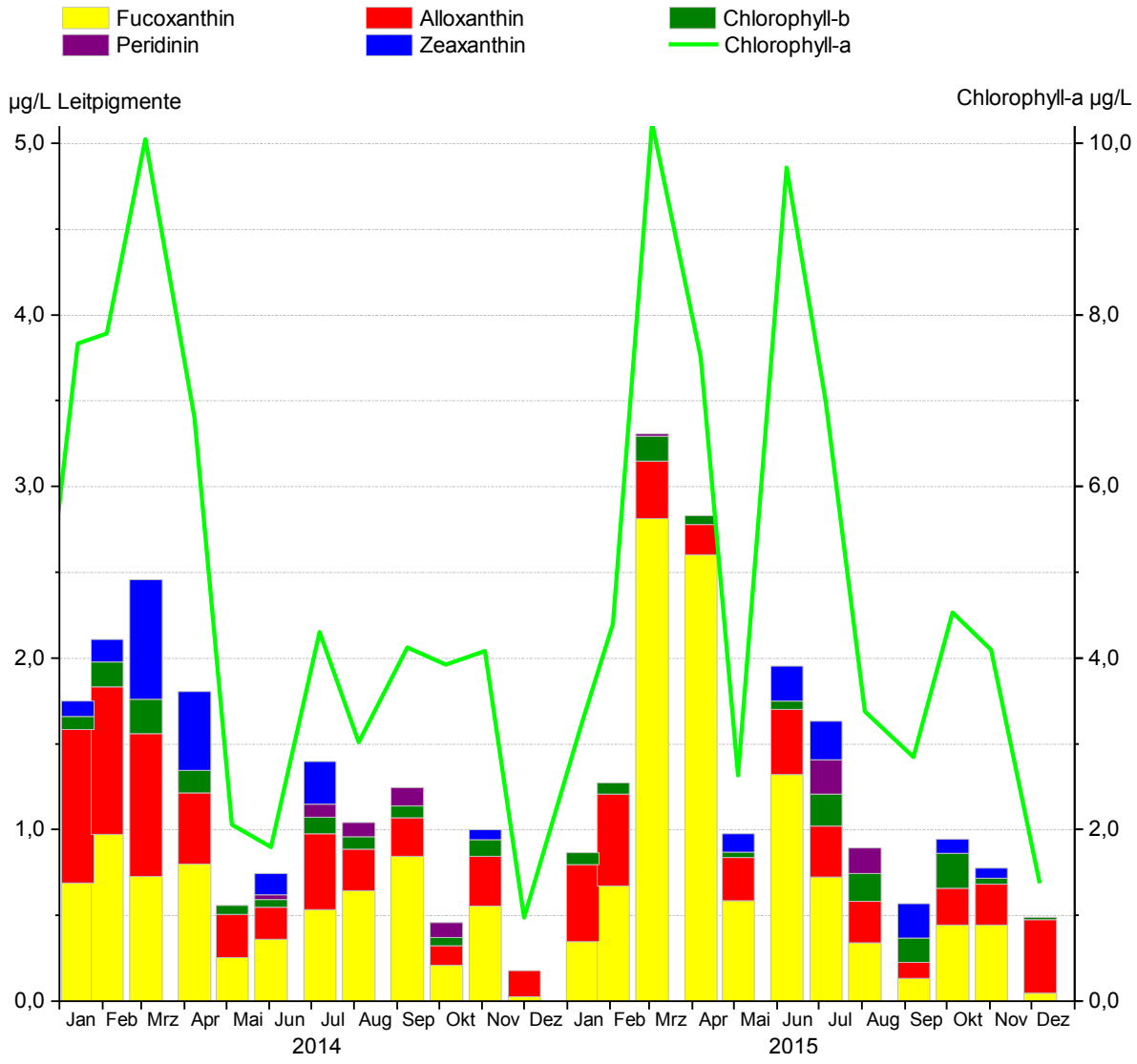


Abb. 39: Entwicklungen der Leitpigmente im Bodensee-Untersee 2014/2015 (Gnadensee).

Die Pigmentzusammensetzung im Gnadensee unterschied sich in den beiden Untersuchungsjahren deutlich (Abb. 39). Im Vergleich zum Zellersee liegen für das Jahr 2014 Unterschiede vor, im Jahr 2015 ist der Verlauf aber wieder ähnlich. Das Jahr 2014 startete bereits mit hohen Pigmentkonzentrationen bei Fucoxanthin und Alloxanthin, die auch das restliche Jahr vorherrschend waren, allerdings in weniger hohen Konzentrationen. Ebenfalls ab dem Jahresbeginn bis zum April 2014 wurde

Zeaxanthin (Leitpigment Blaualgen) nachgewiesen, wobei das Jahresmaximum im März lag. Picoplanktonzählungen wurden im Jahr 2014 nicht durchgeführt, sowohl Biomasse als auch Zellzahlen der mittels Mikroskop ermittelten Blaualgen ist jedoch sehr gering. Das Jahr 2015 begann ebenfalls mit hohen Pigmentkonzentrationen bei Alloxanthin und noch höheren Konzentrationen von Fucoxanthin in Übereinstimmung mit der im März/April nachgewiesenen Kieselalgenblüte. Die Zeaxanthin-Nachweise im Juni/ Juli sind vermutlich durch hohe Biomassen des autotrophen Picoplanktons (Cyanobakterien < 2 µm) zu erklären, da bei den mikroskopischen Algenzählungen keine hohen Biomassen von Blaualgen auftraten.

Die mittlere Chlorophyll-a Jahreskonzentration lag im Jahr 2014 bei 5,1 µg/L und im Jahr 2015 bei 4,7 µg/L und damit etwa 1 µg/L über den Werten der Vorjahre. Die Leitpigmentmaxima stimmen in beiden Jahren mit den Chlorophyll-a Maxima überein.

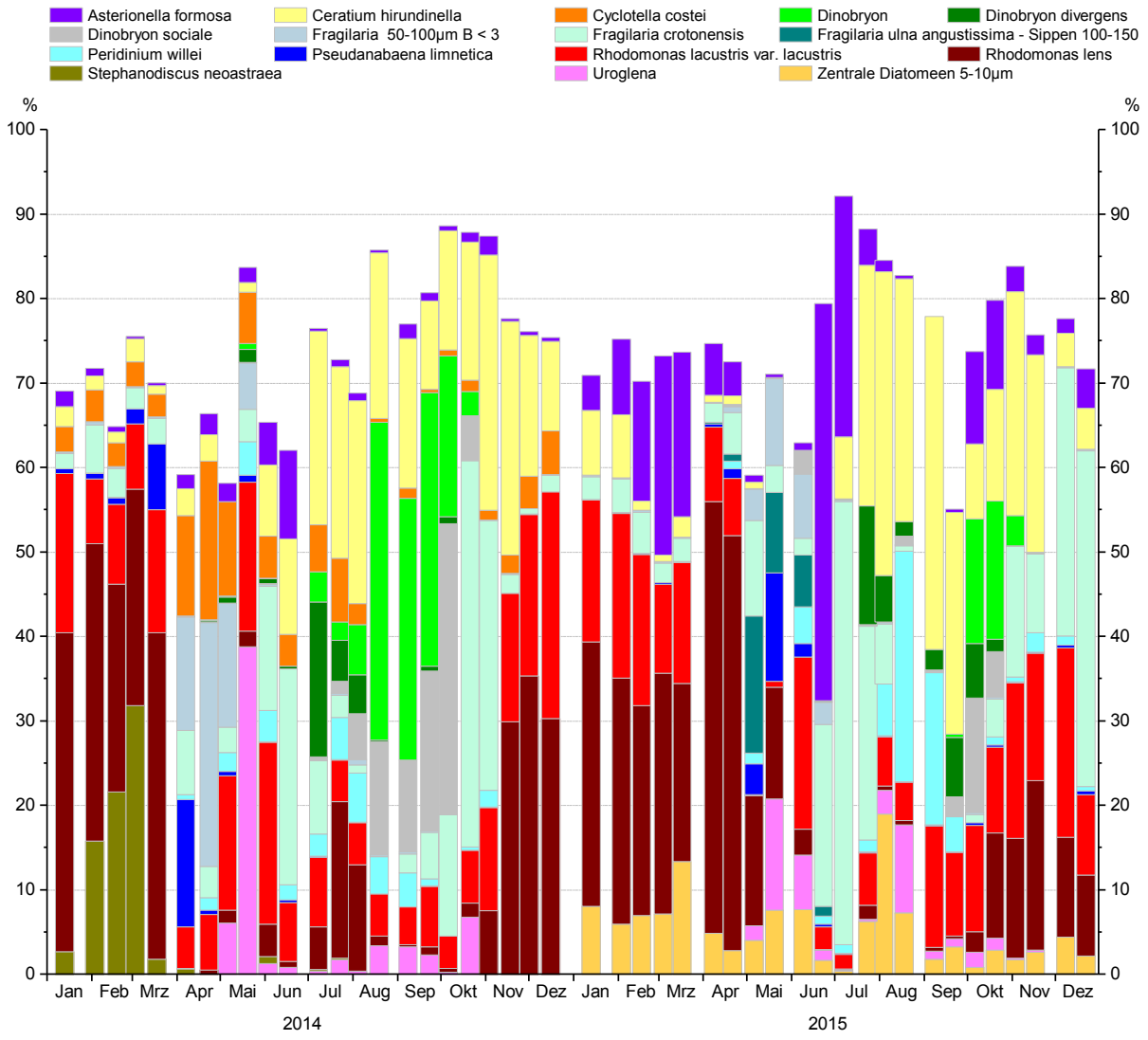


Abb. 40: Hauptarten im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

Die Biomasse an der Station Fischbach-Uttwil wurde in den Jahren 2014 und 2015 von wenigen Arten dominiert. Die für oligotrophe Gewässer typischen Vertreter der Kieselalgengattung *Cyclotella*, die sonst das ganze Jahr über in unterschiedlichen Anteilen am Gesamtbiovolumen vertreten waren, traten nur in 2014 auf (Abb. 40). Die Kieselalgengattung *Fragilaria* dominierte die Zusammensetzung des Phytoplanktons von April bis Juni/Juli und nochmals von Oktober bis Dezember. Obwohl im Jahr 2014 die sonst üblicherweise vorhandene Sommerblüte von Kieselalgen nicht auftrat, bildeten im Juni 2014 die beiden Arten *Asterionella formosa* und *Fragilaria crotonensis* zusammen über 36 % der Biomasse, was im Vergleich zum Folgejahr 2015 mit der sehr ausgeprägten Kieselalgenblüte wenig war: im Juni 2015 machten *Asterionella formosa* sowie *Fragilaria crotonensis* nämlich über 68 % der Biomasse aus. Die

zentrische Kieselalge *Stephanodiscus neoastraea*, ein Anzeiger für leicht mesotrophe Verhältnisse, zeigte zu Jahresbeginn 2014 Anteile von bis zu 32 % an der Gesamtbiomasse auf, im Jahr 2015 trat sie dagegen nicht in Erscheinung.

Schlundalgen (Cryptophyceen) der Gattung *Rhodomonas*, die ein breites Spektrum hinsichtlich der Trophie abdecken, bilden v. a. in den Wintermonaten mehr als 50 % Anteil an der Biomasse.

Ceratium hirundinella, ein Panzerflagellat, der als typisch für meso- bis eutrophe Verhältnisse eingestuft wird, erreichte in beiden Jahren vor allem in der zweiten Jahreshälfte größere Anteile an der Gesamtbiomasse. Viele Panzerflagellaten sind zur mixotrophen Ernährung befähigt, d. h. sie können Nährstoffe auch über gelöste organische Substanzen oder in Form von Bakterien und kleineren Einzellern aufnehmen. Zu den Dinophyceen gehört auch die Art *Peridinium willei*, welche in beiden Jahren erst ab April nachweisbar war. Im August/September 2015 bildete diese Art zusammen mit *C. hirundinella* bis zu 57 % Anteil an der Phytoplankton-Biozonöse. *P. willei* gilt als Referenzindikator für nährstoffarme Gewässer.

Goldalgen (Chrysophyceen) der Gattung *Dinobryon* stellten ab August bis Anfang Oktober 2014 zusammen mehr als 42-50 % Anteil an der Phytoplankton-Biomasse. Diese Zusammensetzung der höchsten Phytoplankton-Biomasse im Oktober 2014 war untypisch für den Bodensee. Im Folgejahr bildete *Dinobryon* spp. im Oktober nur 36 % der Biomasse. Die begeißelte Gattung *Dinobryon* tritt vorwiegend in der kühleren Jahreszeit in oligotrophen bis mäßig eutrophen Gewässern auf. Ebenso wie *C. hirundinella* ist *Dinobryon* zu mixotropher Ernährung befähigt und profitiert von phosphor-armen Bedingungen. Eine weitere begeißelte Goldalge der Gattung *Uroglena*, die sich auch mixotroph ernähren kann, war in beiden Jahren im Mai kurzzeitig in relativ hohen Anteilen vertreten.

Cyanobakterien der Art *Pseudanabaena limnetica* waren fast über den gesamten Zeitraum 2014/2015 in geringen Anteilen von unter 1 % vertreten. In beiden Jahren kam es im Frühjahr zu einer raschen, allerdings nur kurz anhaltenden Zunahme auf 15-19 % Anteil an der Biomasse. *P. limnetica* kann nicht eindeutig einem bestimmten Trophiegrad zugeordnet werden.

Hauptarten Phytoplankton in 2014/2015 Bodensee-Obersee (Überlingersee) in 0-20 m

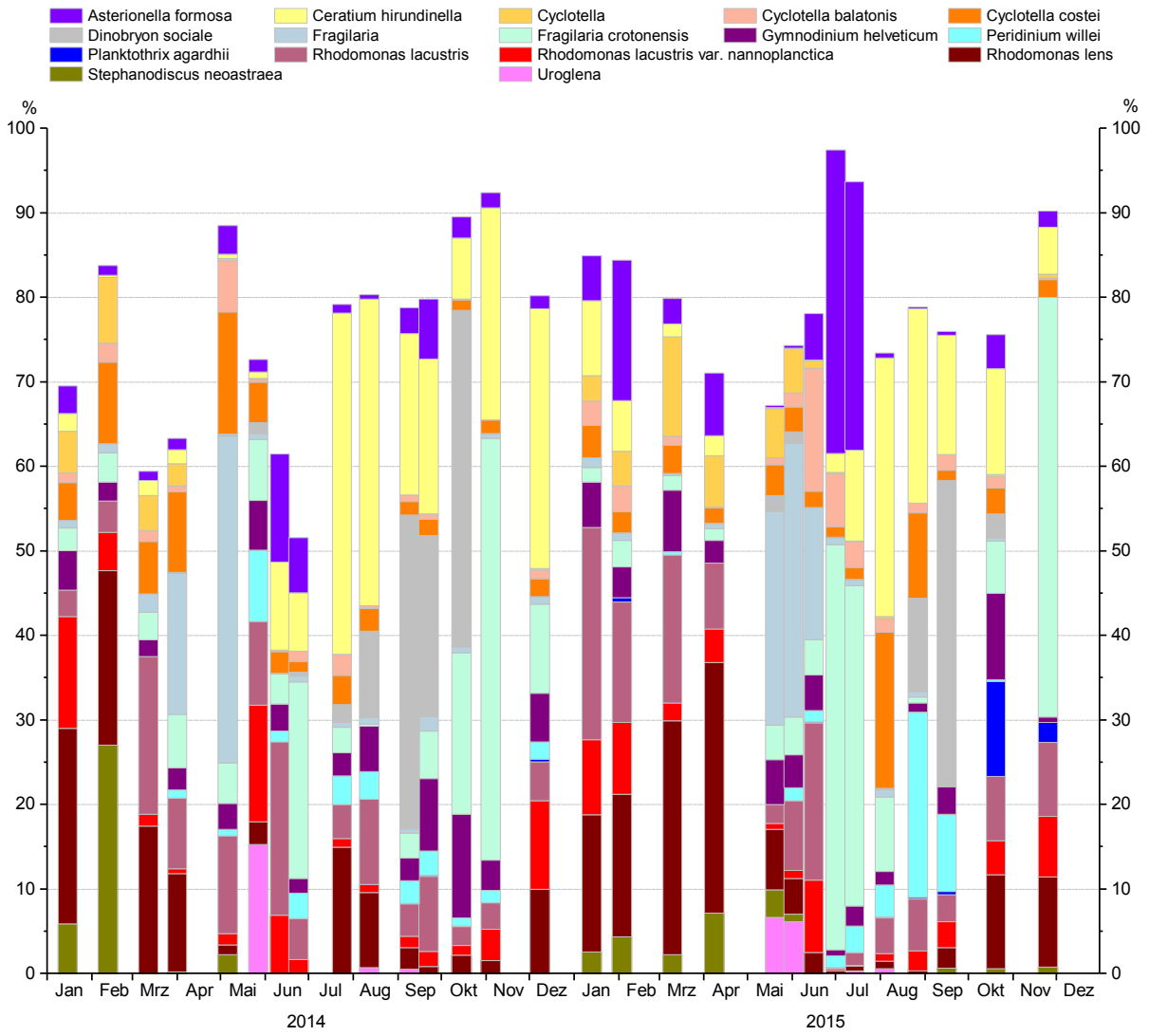


Abb. 41: Hauptarten im Bodensee-Obersee (Überlingersee). Daten erhoben von der BWV.

Im Überlingersee konnten teilweise die gleichen Hauptarten wie im Obersee identifiziert werden, teilweise traten aber auch andere Arten in den Vordergrund.

Kieselalgen der Gattung *Fragilaria* dominierten die Zusammensetzung des Phytoplanktons im Mai 2014. Im Juli 2015 mit der sehr ausgeprägten sommerlichen Kieselalgenblüte machten *Fragilaria crotonensis* zusammen mit *Asterionella formosa* 70-83 % der Biomasse aus (Abb. 41). Sowohl 2014 als auch 2015 hatte *Fragilaria crotonensis* einen Anteil von knapp 50 % an der winterlichen Biomasse. Die zentrische Kieselalge *Stephanodiscus neoastraea*, ein Anzeiger für leicht mesotrophe Verhältnisse, zeigte zu Jahresbeginn 2014 Anteile von 27 % an der Gesamtbiomasse auf, im Jahr 2015 trat sie dagegen nur in geringen Anteilen in Erscheinung. Zentrische Kieselalgen der Gattung *Cyclotella* bildeten im jeweiligen Frühsommer bis zu 20 %

der Biomasse; *Cyclotella costei* erreichte im August 2015 knapp über 18 % der Biomasse.

Schlundalgen (Cryptophyceen) der Gattung *Rhodomonas*, die ein breites Spektrum hinsichtlich der Trophie abdecken, bilden v. a. in den Wintermonaten mehr als 50 % Anteil an der Biomasse, waren aber über den gesamten Zeitraum nachweisbar.

Wie im Obersee erreichte der Panzerflagellat *Ceratium hirundinella* in beiden Jahren vor allem in der zweiten Jahreshälfte größere Anteile an der Gesamtbiomasse. Viele Panzerflagellaten sind zur mixotrophen Ernährung befähigt, d. h. sie können Nährstoffe auch über gelöste organische Substanzen oder in Form von Bakterien und kleineren Einzellern aufnehmen. *Peridinium willei*, ebenfalls ein Panzerflagellat, war in beiden Jahren erst ab März/April nachweisbar. Ende August 2015 bildete diese Art zusammen mit *C. hirundinella* bis zu 45 % Anteil an der Phytoplankton-Biozonöse. Zu den Dinophyceen gehört auch die Art *Gymnodinium helveticum*, die sich phagotroph von den aus der euphotischen Zone absinkenden Algen ernährt. Im Überlingersee findet sich das ganze Jahr über ein kleiner Bestand mit kurzzeitigen Spitzen im Oktober 2014 und 2015 von 10 bis 12 % Anteil an der Biomasse.

Goldalgen (Chrysophyceen) der Art *Dinobryon sociale* stellten in beiden Jahren im Spätsommer mehr als 1/3 Anteil an der Phytoplankton-Biomasse. Eine weitere begeißelte Goldalge der Gattung *Uroglena*, die sich auch mixotroph ernähren kann, war in beiden Jahren im Mai kurzzeitig in Anteilen von 6-15 % vertreten, trat den Rest des Jahres aber nicht in Erscheinung.

Hauptarten Phytoplankton in 2014/2015 Bodensee-Untersee (Zellersee) in 0-20 m

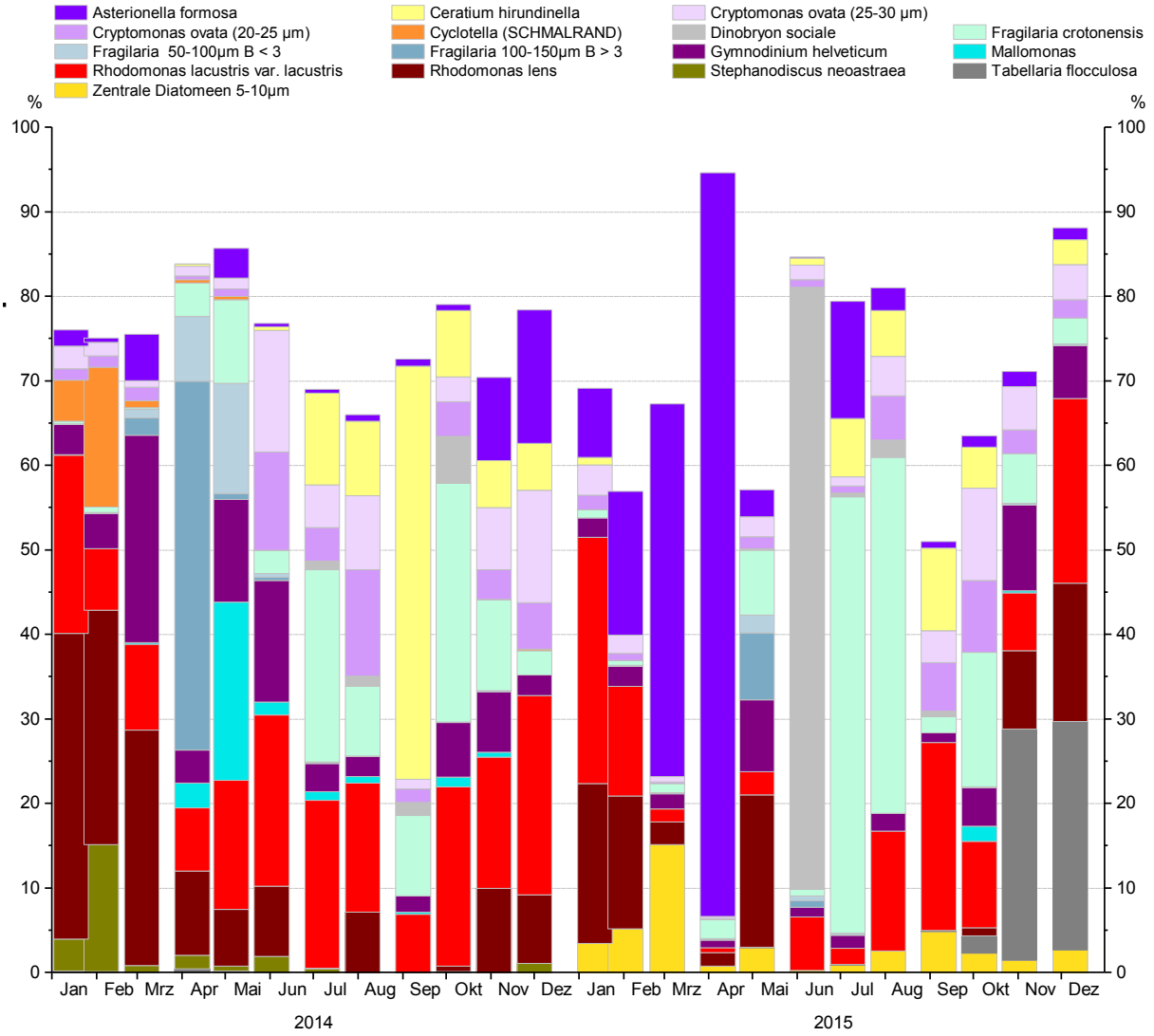


Abb. 42: Hauptarten im Bodensee-Untersee (Zellersee).

Im Zellersee spielen die Kieselalgen von Januar bis April eine größere Rolle als im Obersee. Zentrale Kieselalgenformen (*Cyclotella* SCHMALRAND; Zentrale Diatomeen 5-10 µm; *Stephanodiscus neoastraea*) traten in beiden Jahren im Februar/März in Biomassen zwischen 4 und 15 % auf (Abb. 42). *Asterionella formosa* erreichte erst zum Ende des Jahres 2014 höhere Anteile an der Biomasse, die bis zum April 2015 knapp 88 % ausmachten. *Fragiliara crotonenis* tritt jeweils in der zweiten Jahreshälfte in höheren Anteilen auf.

Auch im Zellersee wurde die Entwicklung der Hauptarten sehr stark von den Cryptophyceen dominiert: *Chryptomonas ovata* (20-25 µm und 25-30 µm) sowie *Rhodomo-*

nas lens und *R. lacustris var. lacustris* waren im gesamten Jahresverlauf in unterschiedlichen Anteilen an der Biomasse vertreten.

Wie im Obersee erreichte der Panzerflagellat *Ceratium hirundinella* in beiden Jahren vor allem in der zweiten Jahreshälfte größere Anteile an der Gesamtbiomasse.

Hauptarten Phytoplankton in 2014/2015 Bodensee-Untersee (Rheinsee) in 0-20 m

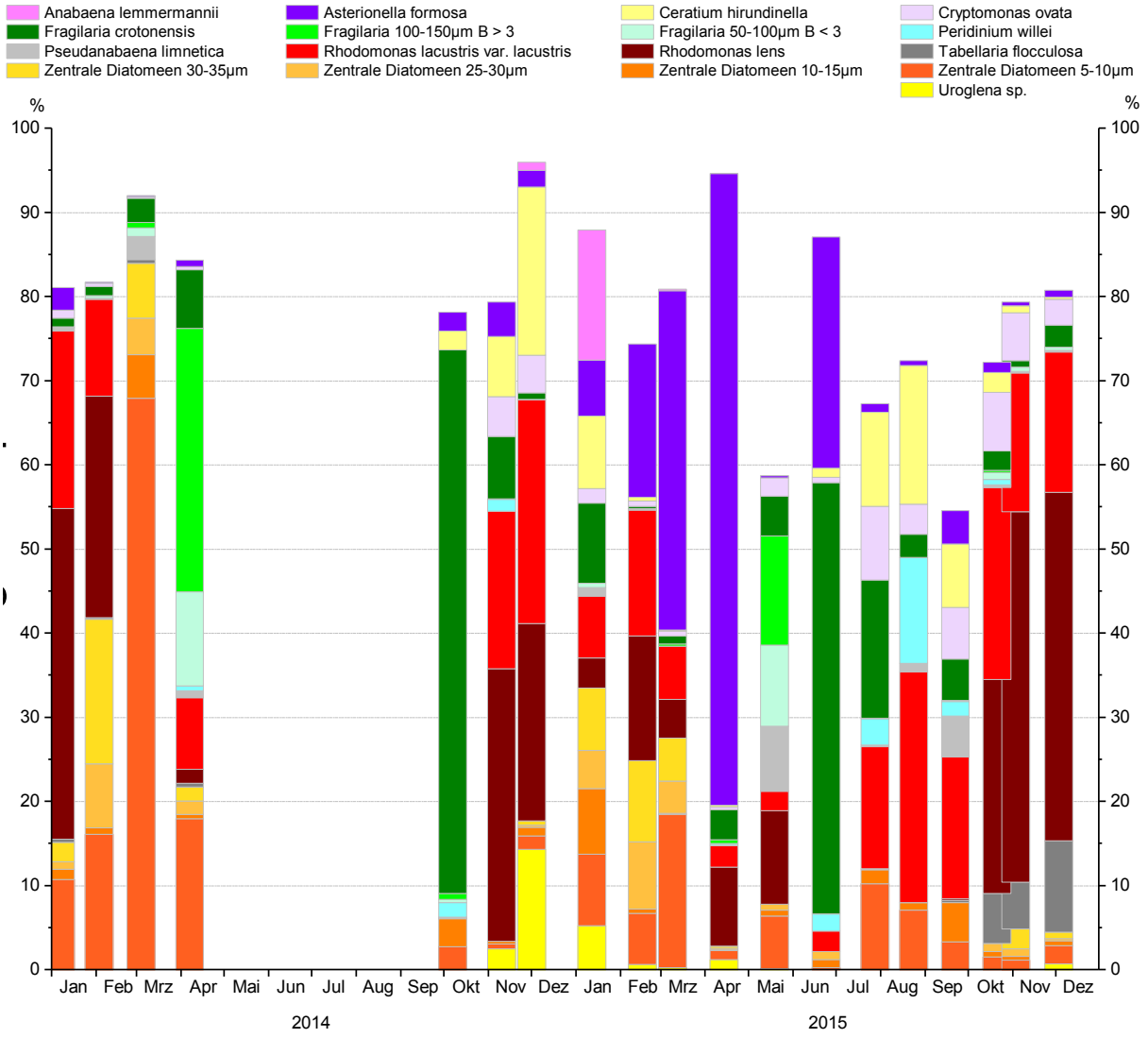


Abb. 43: Hauptarten im Bodensee-Untersee (Rheinsee).

Die Entwicklung der Hauptarten im Rheinsee verlief ähnlich wie im Zellersee, zeigte aber auch Parallelen zum Obersee. Wie bei den anderen Seeteilen bilden die Cryptophyceen häufig die Hauptbiomasse. Die zentrischen Kieselalgen im Rheinsee wurden nur in Größenklassen erfasst und nicht auf Artniveau bestimmt. Sie tragen vor allem von Januar bis März deutlich zur Gesamtbiomasse bei. *Asterionella formosa* erreichte erst zum Beginn des Jahres 2015 höhere Anteile an der Biomasse, die im April 2015 75 % ausmachten, also ähnlich dominant wie im Zellersee waren (Abb. 43).

Hauptarten Phytoplankton in 2014/2015 Bodensee-Untersee (Gnadensee) in 0-18 m

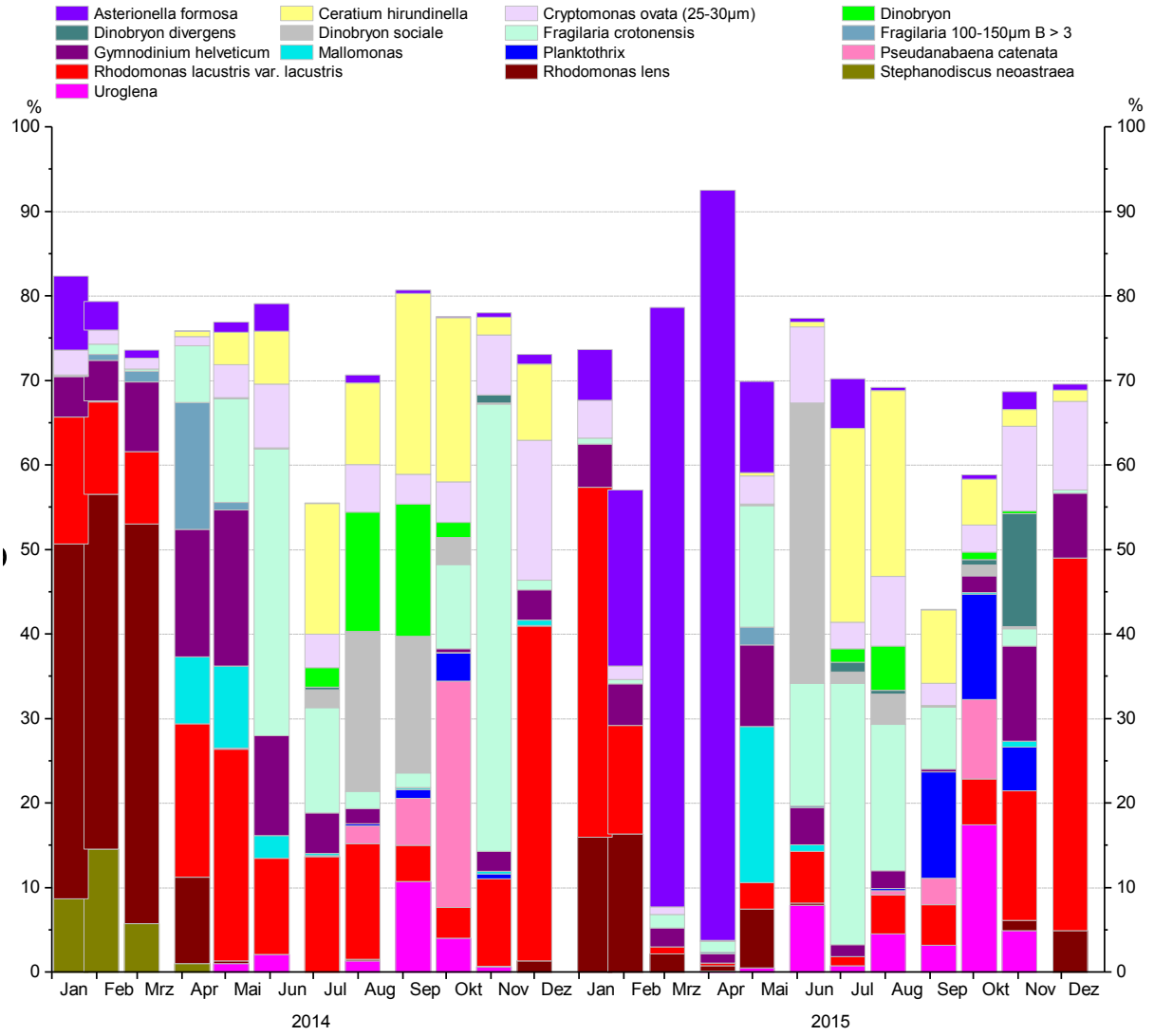


Abb. 44: Hauptarten im Bodensee-Untersee (Gnadensee).

Auch an der Station Gnadensee dominieren die Schlundalgen-Gattungen *Rhodomonas* und *Cryptomonas* das Gesamtbiovolumen (Abb. 44). Die Entwicklung von *Asterionella formosa* ist mit der im Zellersee vergleichbar. *Fragilaria crotonensis* bildete jeweils im Frühsommer einen hohen Anteil an der Biomasse, war aber auch im November 2014 mit knapp 53 % sehr dominant.

Wie im Obersee erreichte der Panzerflagellat *Ceratium hirundinella* in beiden Jahren vor allem in der zweiten Jahreshälfte größere Anteile an der Gesamtbiomasse.

Fädige Cyanobakterien (*Pseudanabaena catenata* sowie *Planktothrix*) traten jeweils im Spätsommer in höheren Anteilen an der Biomasse auf.

Pigmente

Langzeitentwicklung Chlorophyll-a

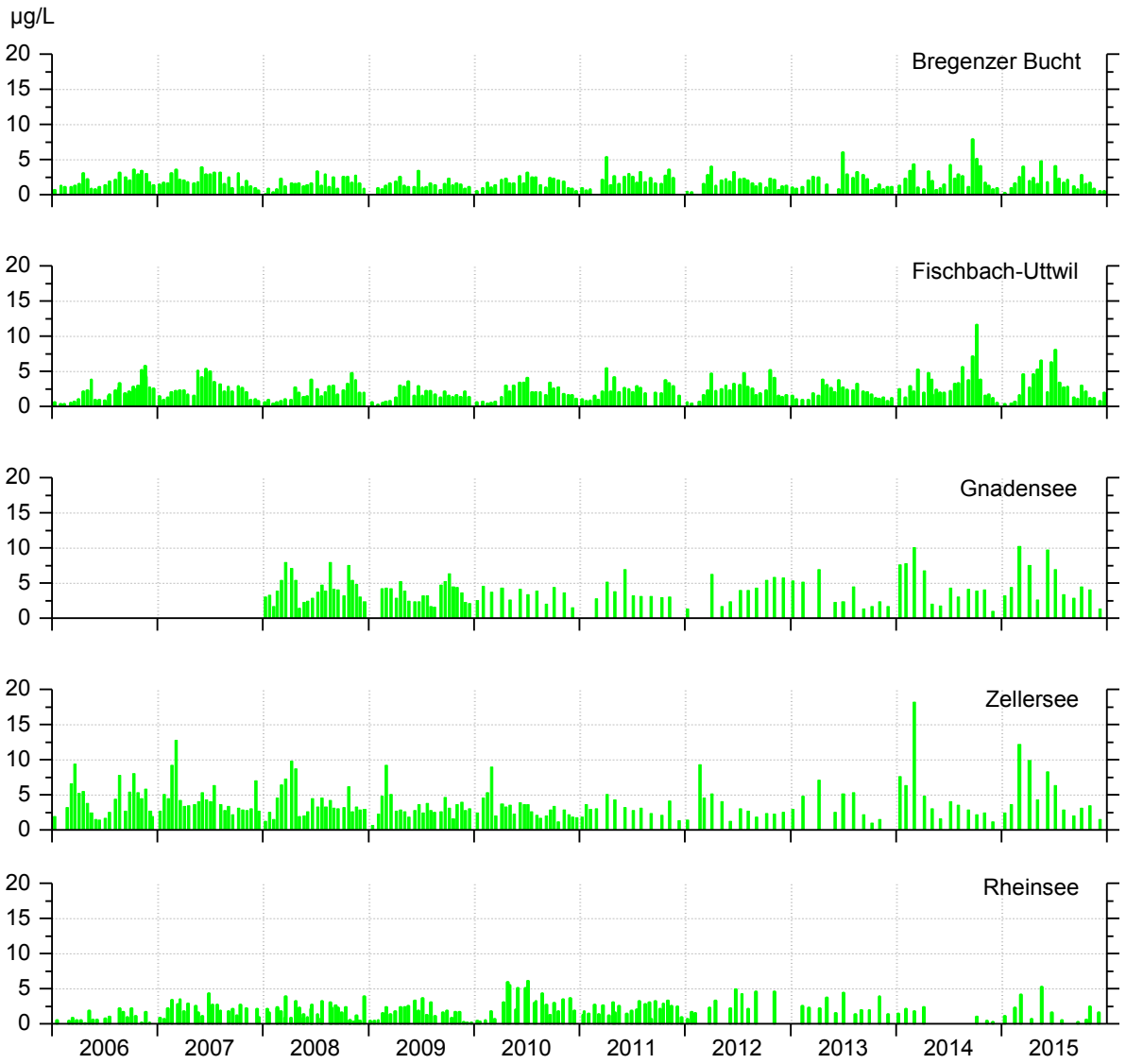


Abb. 45: Langfristige Chlorophyll-a Entwicklung in 0-20 m (Gnadensee 0-18 m).

Seit 1998 werden die Wasserproben, aus denen die Leitpigmente bestimmt werden, mit einem integrierenden Wasserschöpfer aus der Wasserschicht von 0-20 m (Ausnahme Gnadensee: 0-18 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. Die dargestellten Ergebnisse in Abb. 45 stellen die mittlere Konzentration der beprobten Wassersäule dar.

Die langfristige Entwicklung der Chlorophyll-a Konzentrationen scheint sich bei den

nun erreichten niedrigen Werten zu stabilisieren. An der Station Fischbach-Uttwil fällt das Ausnahmejahr 2015 mit der starken Kieselalgenblüte auch in einer zu den Vorjahren sehr hohen Chlorophyll-a Konzentration im Juli auf. Im Jahresmittel liegen die Werte an der Station Fischbach-Uttwil zwischen 2 und 3 µg/L. An der Station Bregenzer Bucht sind diese immer noch etwas niedriger als an der Station Fischbach-Uttwil. Im Frühjahr sind vor allem im Zellersee und im geringeren Maße auch im Gnadensee noch vereinzelt hohe Chlorophyll-a Peaks zu beobachten, wie z. B. auch im Jahr 2014. Im Jahresmittel liegen die Chlorophyll-a Konzentrationen im Zellersee und Gnadensee seit Jahren zwischen 3 und 5 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 mit Hilfe der HLPC. Die Jahresmittelwerte liegen mit Werten zwischen 1,6 und 2,9 µg/L ähnlich niedrig wie an den Obersee-Stationen Fischbach-Uttwil und Bregenzer Bucht.

Zooplankton

Langzeitentwicklung Crustaceen

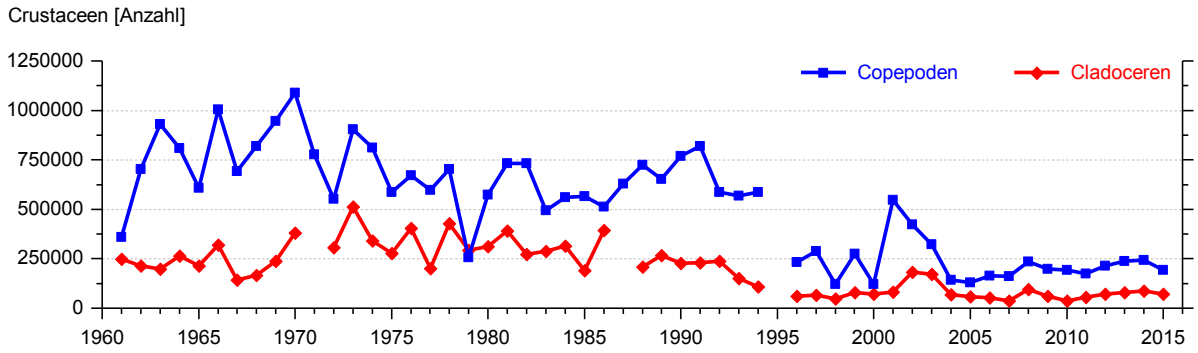


Abb. 46: Langzeitentwicklung der Crustaceen in Seemitte in 0-100 m (Fischbach-Uttwil).

Nachdem bei der langjährigen Entwicklung des Crustaceenplanktons die Zahlen auf eine leicht steigende Tendenz hinwiesen, sind sie aktuell wieder geringfügig gesunken. Die Jahresmittelwerte der Cladoceren und Copepoden scheinen sich auf niedrigem Niveau zu stabilisieren (Abb. 46).

Saisonale Entwicklung des Zooplanktons

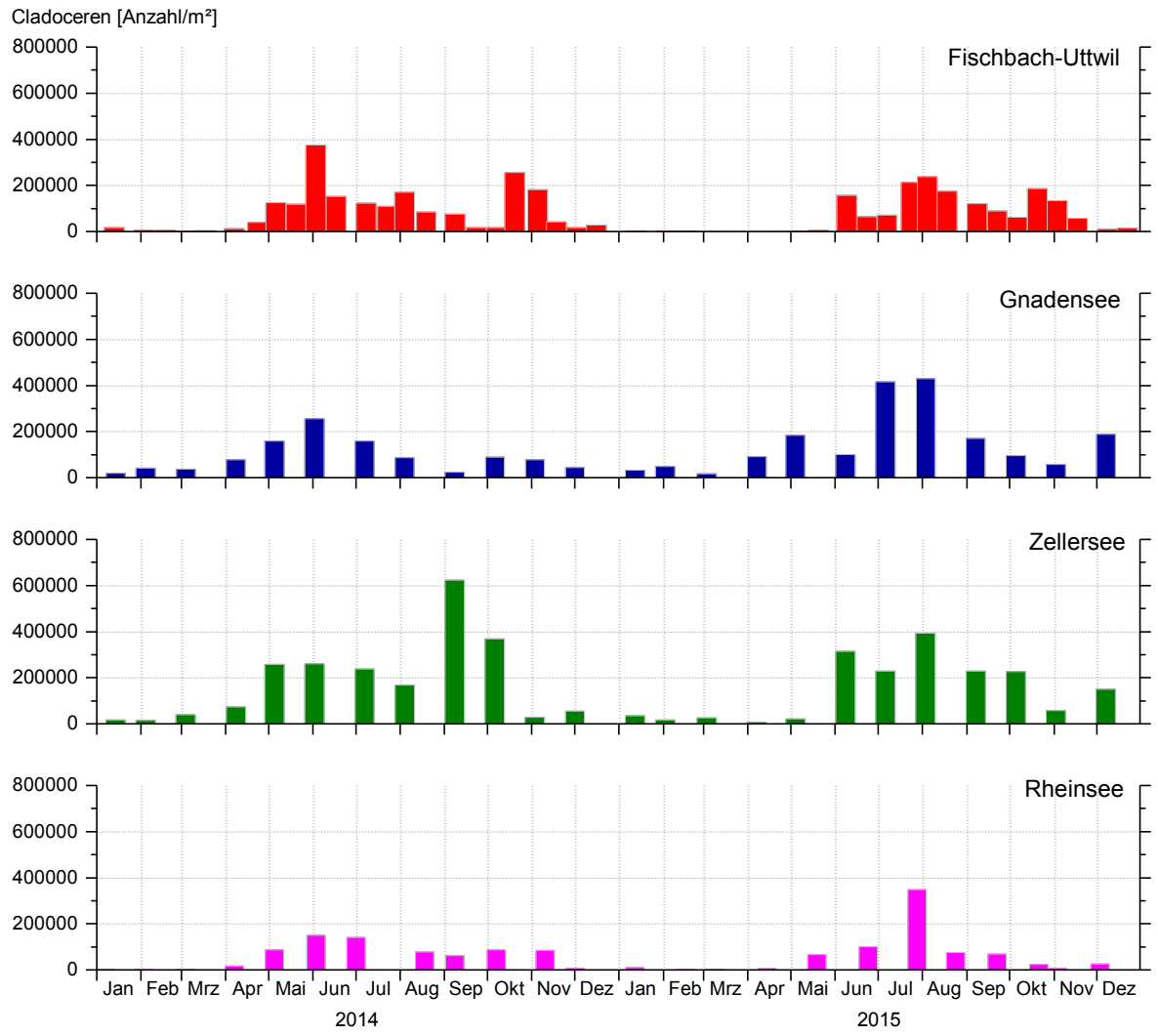


Abb. 47: Saisonale Entwicklung der Cladoceren in verschiedenen Stationen (2014/2015). Individuen/m² berechnet zur beprobten Netzöffnung. Rheinsee: Beprobung mit EAWAG Doppelnetz.

Die Entwicklung der Cladoceren an den vier IGKB-Stationen verlief teilweise sehr unterschiedlich. Während 2014 mit Ausnahme der Station Zellersee die maximale Cladoceren-Abundanz Ende Mai/Anfang Juni auftrat, verschob sich diese im Jahr 2015 auf Ende Juli/Anfang August. Im Zellersee lag das Maximum 2014 erst im September und wurde zu 40 % von recht kleinen Art *Diaphanosoma brachyurum* verursacht. Diese Art war von 1962 bis 2001 aus dem Zooplankton des Bodensee-Obersees verschwunden. Sie hat ihre maximale Entwicklung typischerweise im September (Abb. 47).

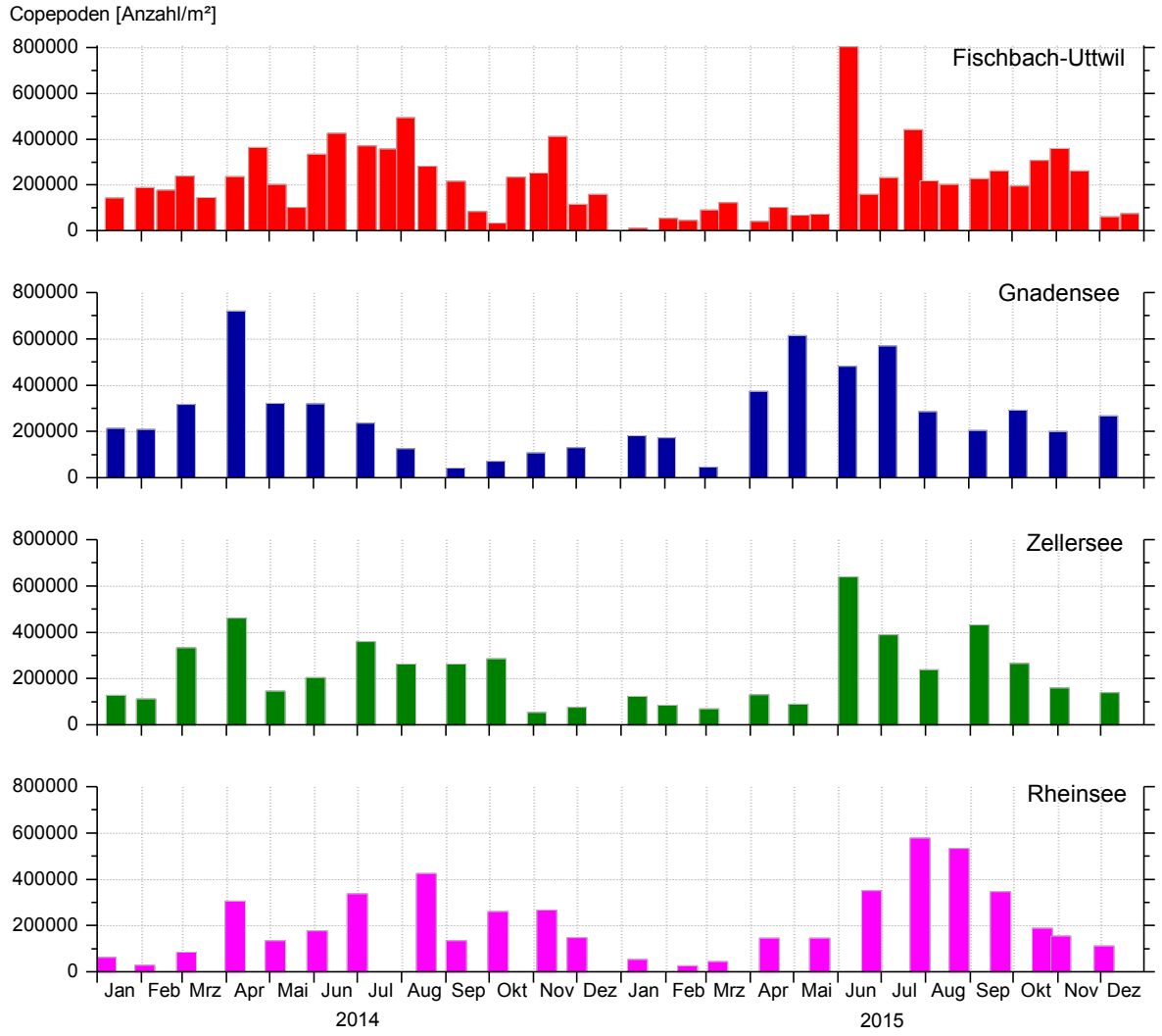


Abb. 48: Saisonale Entwicklung der Copepoden in verschiedenen Stationen (2014/2015). Individuen/m² berechnet zur beprobten Netzöffnung. Rheinsee: Beprobung mit EAWAG Doppelnetz.

Auch bei den Copepoden zeigt sich die Tendenz zu höheren Werten im Zeitraum Mai bis Oktober (Abb. 48). Während an der Station Fischbach-Uttwil im Spätsommer die höchsten Abundanzen nachweisbar waren (Ausnahme Juni 2015), wurden an den Stationen Gnadensee und Zellersee bereits im Frühjahr bzw. Frühsommer die maximalen Bestandsdichten des Jahres erreicht. Die saisonale Entwicklung der Cladoceren im Rheinsee verlief ähnlich zu Fischbach-Uttwil mit den maximalen Abundanzen im Spätsommer 2014 bzw. Hochsommer 2015.

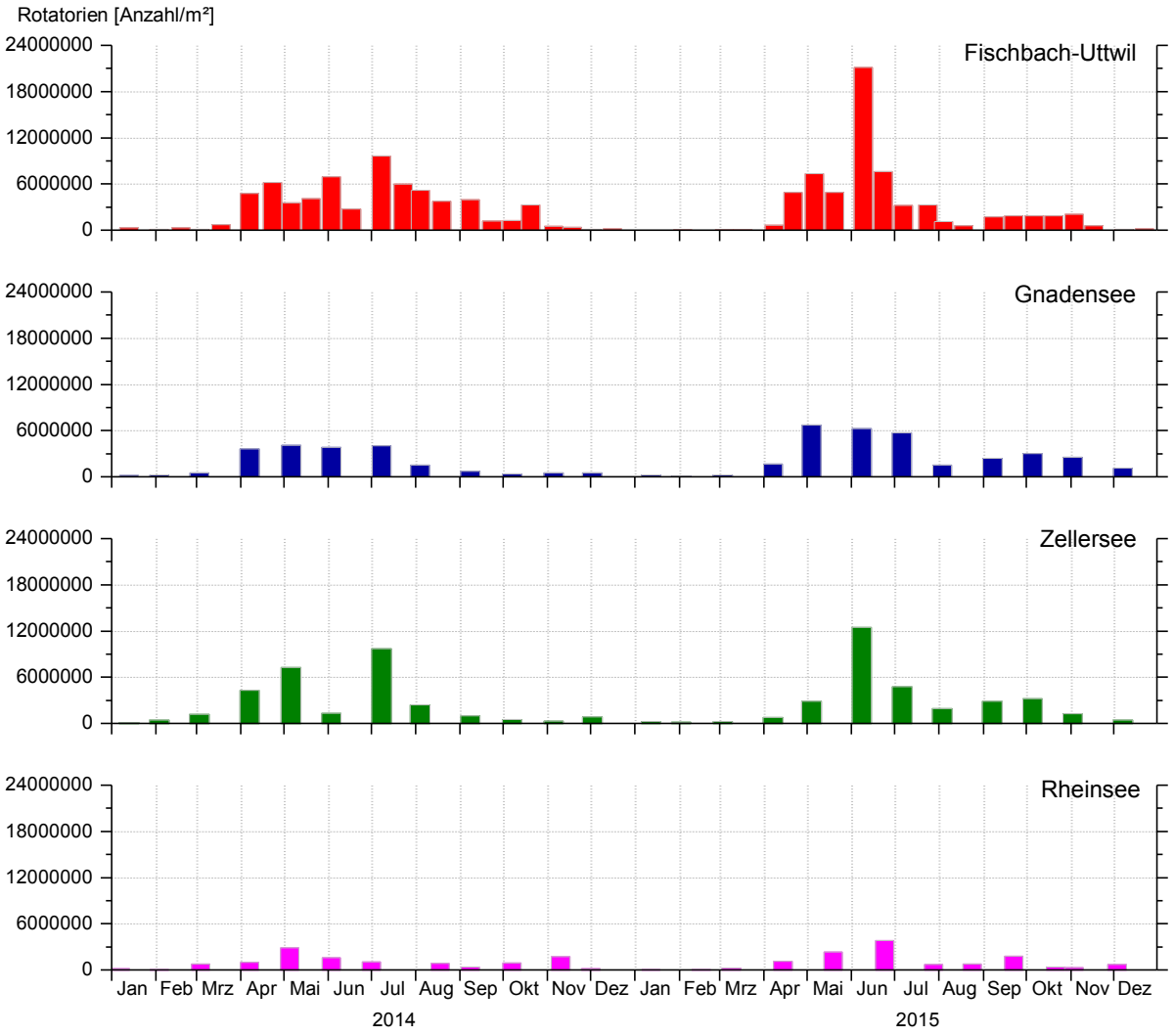


Abb. 49: Saisonale Entwicklung der Rotatorien in verschiedenen Stationen (2014/2015). Individuen/m² berechnet zur beprobten Netzöffnung. Rheinsee: Beprobung mit EAWAG Doppelnetz.

Bei den Rotatorien findet an allen Stationen die Entwicklung höherer Bestandsdichten hauptsächlich in der ersten Jahreshälfte bis Juni statt (Abb. 49). Während an den Stationen Fischbach-Uttwil sowie Zellersee und Rheinsee durchaus dynamisch geprägte Entwicklungen detektiert wurden, zeigen die Bestandsdichten an der Station Gnadensee keine ausgeprägten Maxima.

Bakterien

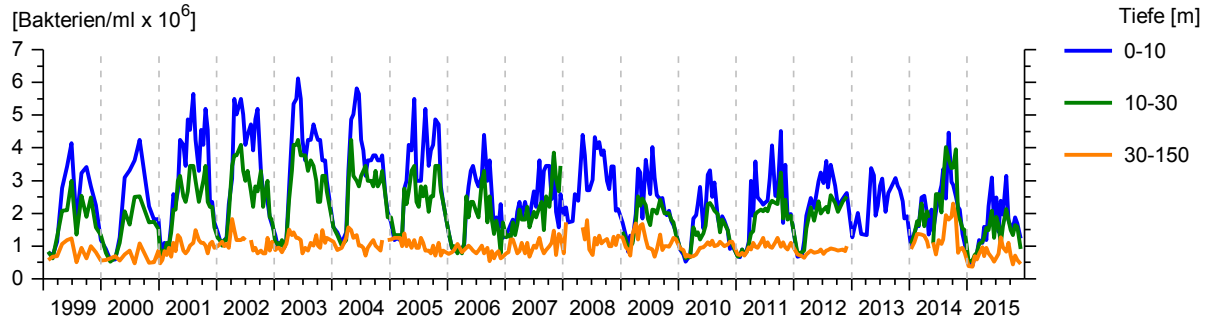


Abb. 50: Zelldichten des Bakterienplanktons, Entwicklung in Seemitte (Station Fischbach-Uttwil). Im Juni 2008 Methodenwechsel in Fluoreszenzmikroskopie, Proben aus Schicht 10-30 m wurden 2008 nur unvollständig erfasst und sind daher nicht dargestellt. Ebenso entfiel 2013 die Erfassung der Tiefenstufen 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 durch Fluoreszenzmikroskopie ermittelten Gesamtbakterienzahlen zeigten im saisonalen Ablauf und in der Tiefenverteilung ein anderes Muster als in den Vorjahren. Das regelmäßig auftretende Winterminimum von Januar bis Anfang März mit Werten etwa bei 1 x 10^6 Zellen/ml lag in dem für ein Normaljahr üblichen Bereich und zeigte keine Unterschiede in den Tiefenstufen. Der ebenfalls regelmäßig auftretende Anstieg der Bakteriendichten in den oberflächennahen Schichten erfolgte im Jahr 2014 vergleichsweise früh Mitte März bis Mitte April, was auf die warmen Frühjahrstemperaturen zurückzuführen ist. Das Frühjahrsmaximum erreichte im April 2,5 x 10^6 Zellen/ml. Nach einem kurzen Abfall über die Sommermonate erhöhten sich die Dichten kurzzeitig erst im August auf maximal 4,9 x 10^6 Zellen/ ml und fielen danach kontinuierlich auf die winterlichen Minimalwerte zurück. Dieser kurzzeitige Spätsommerpeak war in allen Tiefenstufen ersichtlich, was in den Jahren zuvor nicht beobachtet wurde.

Das darauffolgende Jahr 2015 ähnelte in seinem Verlauf dann wieder eher den Vorjahren. In der oberflächennahen Schicht von 0-10 m wurden nach den typisch niedrigen Winterwerten die maximalen Dichten Anfang Juni sowie Anfang September (in beiden Fällen 3,1 x 10^6 Zellen/ml) ermittelt. Vergleichbar mit 2014 war auch im Jahr 2015 die Dynamik der Konzentration in den tieferen Schichten ausgeprägter als z. B. in den Jahren von 2010 bis 2012, aber es wurden nicht so hohe Werte erreicht wie im Vorjahr. Auch von der Bodenseewasserversorgung wurden ab etwa August bis Oktober 2015 hohe Konzentrationen coliformer Bakterien über der Nachweisgrenze

von 200 koloniebildenden Einheiten/100 ml in 60 m Tiefe und damit deutlich höher als im restlichen Jahr gemeldet.

Das Jahresmittel in der Schicht von 0-10 m lag bei 1,6 x 10^6 Zellen/ml und damit etwas niedriger als im Jahr 2014 (2,3 x 10^6 Zellen/ml).

Insgesamt scheinen sich die Bakteriendichten in den letzten Jahren auf einem Niveau von etwa 2 x 10^6 Zellen/ml im Jahresdurchschnitt eingependelt zu haben. Werte dieser Größenordnung werden weltweit auch für andere oligotrophe Seen ermittelt.

Fischfang-Erträge im Obersee

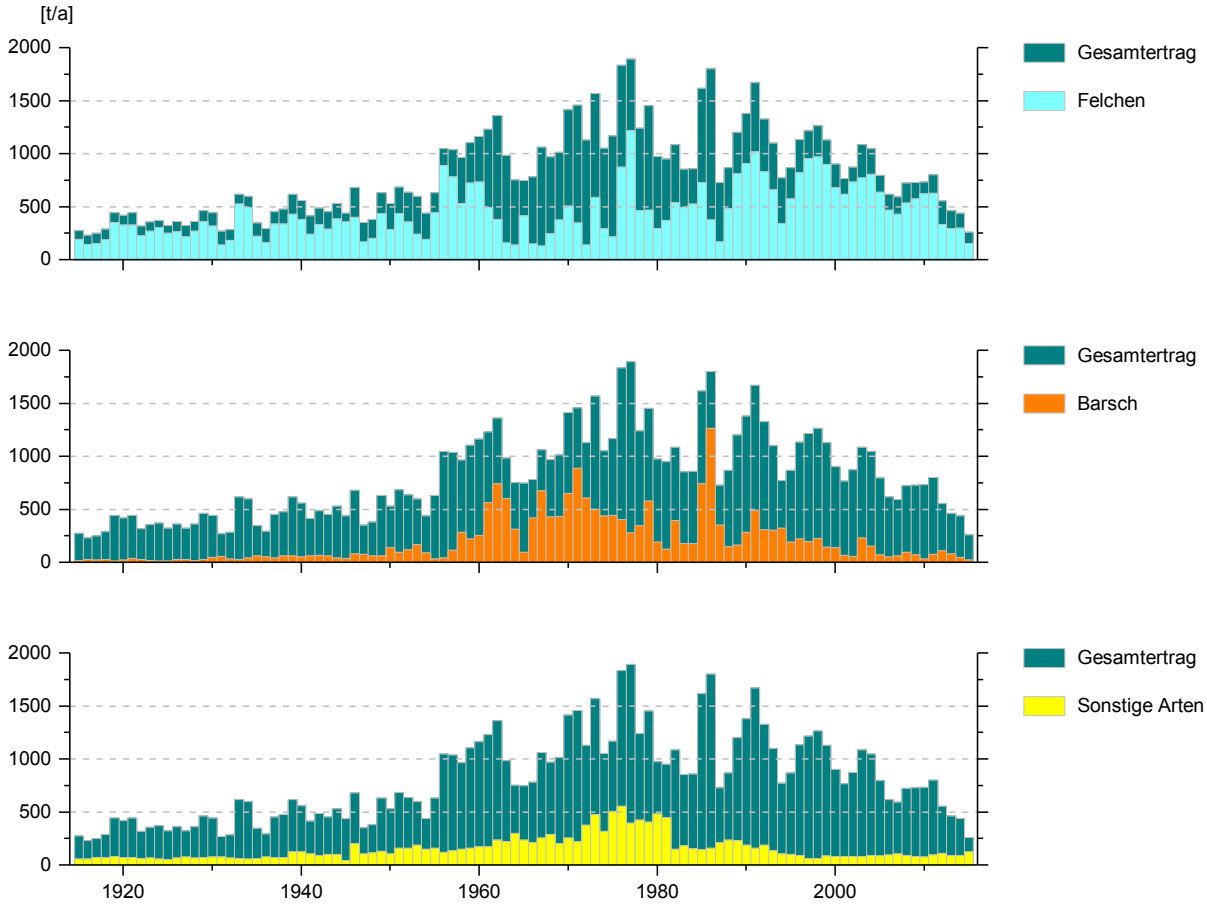


Abb. 51: Fischfang-Ertrag im Bodensee-Obersee (Quelle: FFS Baden-Württemberg).

Menge und Artenzusammensetzung der gefangenen Fische im Bodensee-Obersee änderten sich in den letzten 100 Jahren beträchtlich. Die Eutrophierung und Reoligotrophierung wirken sich auch auf die Fischerträge aus.

Vom Beginn des 20. Jahrhunderts bis in die 1950er-Jahre stiegen die Erträge langsam an (Abb. 51), den Hauptanteil des Fangs (ca. 70 %) machten die Felchen aus.

Von 1955 bis 1977 stiegen die Fangerträge auf fast die dreifache Menge an, gleichzeitig sank der Anteil gefangener Felchen bis unter 30 %, während die Anteile der Barsche und Weißfische zunahmen. Seit Ende der 1970er-Jahre haben sich die Felchenfänge verbessert und stabilisiert.

Die Barschfänge sind seither tendenziell zurückgegangen, stiegen aber Mitte der 1980er-Jahre noch einmal kurz an. Der Rückgang der Barschfänge geht mit einem Rückzug der Art aus dem Pelagial einher. Im reoligotrophierten Bodensee ernähren sich größere Barsche wieder vorwiegend von Fischen, meist der eigenen Art.

Die Weißfischfänge sind schon spätestens seit Beginn der 1970er-Jahre stark zurückgegangen. Die Ursachen hierfür sind unbekannt.

Der Gesamtertrag der Berufsfischer am Bodensee-Obersee erreichte 2015 rund 261,4 t (der drittniedrigste Ertrag seit Beginn der Statistikführung) und lag in etwa auf demselben Niveau wie von 1915-1920. Felchen machen mit knapp 152,4 t rund 58,3 % des Gesamtfangs aus, im Vergleich zum Vorjahr ist der Ertrag um beinah die Hälfte (49,5 %) geringer ausgefallen. Der Anteil des Barsches am Gesamtfang macht mit 23,4 t 9 % vom Gesamtfang aus (52,8 % geringer als im Vorjahr). Der Ertrag der Seesaiblinge ist um 71,4 % auf 2,6 t zurückgegangen. Positive Ertragsentwicklungen traten bei Arten wie Hecht, Karpfen und Brachsen auf, diese Arten tragen aber insgesamt nur wenig zum Gesamtertrag bei.

Seit etwa 2013 wird ein extrem hohes Aufkommen des Dreistachligen Stichlings beobachtet, der als Nahrungskonkurrent und Fressfeind vermutlich ebenfalls zu den Ertragsrückgängen beiträgt.

Fischfang-Erträge im Untersee

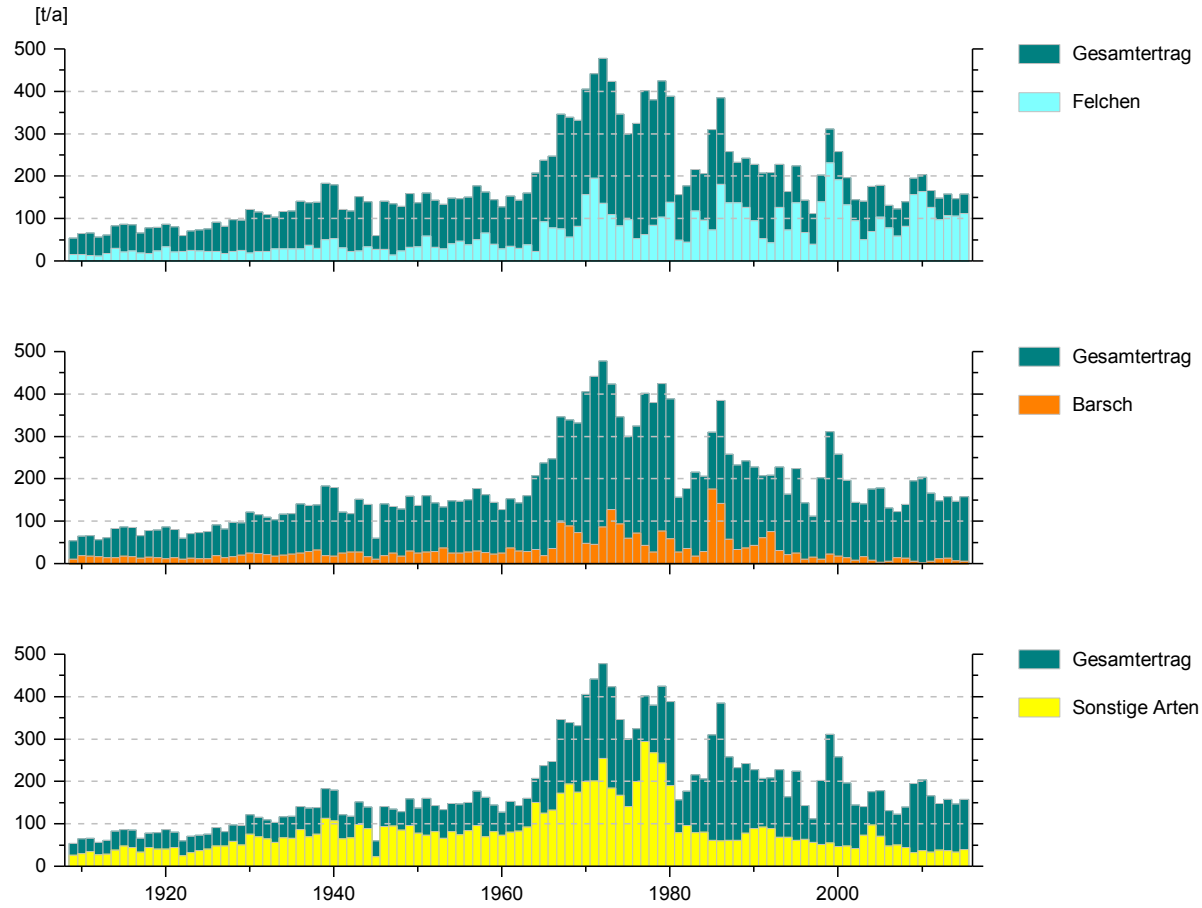


Abb. 52: Fischfang-Ertrag im Bodensee-Untersee (Quelle: FFS Baden-Württemberg).

Am Bodensee-Untersee existiert seit 1910 eine lückenlose Statistik der Berufsfischerfänge. Von 1910 bis 1965 lag der Ertrag bei ca. 50 t bis 150 t (Abb. 52), danach stieg er stark an.

In den 1970er Jahren wurden von den Berufsfischern die höchsten Erträge mit einem Maximalwert von knapp 500 t erzielt, bei den Felchen lag der höchste Ertrag mit 232 t im Jahr 1999.

In den letzten zehn Jahren lag der Gesamtertrag bei etwa 120 bis 200 t und betrug im Jahr 2015 ca. 158,1 t (6,6 % höher als im Vorjahr). Am Gesamtfang hatten die Felchen mit 112,7 t einen Anteil von 71,3 %, allerdings konnten in den Wintermonaten durch Pilzbefall nicht alle Tiere vermarktet werden. Weiterhin waren beim Barsch die Erträge rückläufig (2015: 5,6 t Barsche, 3,5 % am Gesamtfang, 31,1 % geringer als 2014).

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet

Bericht der Sachverständigen zum Fachbereich Einzugsgebiet

1. Abwasserbeseitigung 2013/2014

Zahlen zur Abwasserbeseitigung im Bodensee-Einzugsgebiet		2013	2014
Einwohner in ARA-Einzugsgebieten (Anzahl)		1'630'500	1'639'800
Einwohner an zentrale ARA (Kategorie I bis III) angeschlossen (Anzahl)		1'595'100[1]	1'606'200[2]
Einwohner nicht an zentrale ARA (Kategorie I bis III) angeschlossen (Anzahl)		35'400	33'600
davon[3]	- Abwasser dezentral ordnungsgemäss entsorgt - Abwasser nicht ordnungsgemäss entsorgt	27'500 7'900	27'000 6'600
Ordnungsgemässe dezentrale Abwasserentsorgung (in Prozent) Ordnungsgemässe zentrale Abwasserentsorgung (in Prozent)		77,8 97,8	80,3 97,9
Ordnungsgemässe Abwasserentsorgung total (in Prozent)		**99,5**	**99,6**
Einwohnerwerte an ARA angeschlossen (Anzahl)		2'930'000	2'930'000
Abwasserreinigungsanlagen (ARA) gemäss IGKB-Richtlinie			
	- Kategorie III (> 40'000 EW) - Kategorie II (1'000 - 40'000 EW) - Kategorie I (50 - 1'000 EW)	32 120 67	32 120 63
Abwasserreinigungsanlagen total (Anzahl)		**219**	**215**
davon mit	- Nitrifikation - Denitrifikation - Phosphorelimination - weitergehende Reinigung (z. B. Flockungsfiltration) - Spurenstoffbehandlung	182 114 159 14 3	181 113 158 14 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)	287'587 86,6 6'181 1'631 2'973	255'911 77.9 5'662 1'511 2'796
Regen- und Mischabwasser			
	- Flächenanteil im Mischsystem (in Prozent)[4] - Ausbaugrad Mischsystem (in Prozent)	81,1 88,4	78,0 90,4

Ende des Berichtsjahres 2014 waren von den fast **1,64 Millionen Einwohnern** in ARA-Einzugsgebieten des Bodensees rund **1,61 Millionen** an eine zentrale Abwasserreinigungsanlage (ARA) angeschlossen. Daneben wird das Abwasser von etwa **94‘700 Einwohnern** zu Anlagen außerhalb des Bodensee-Einzugsgebiets überge-

[1] Abwasser von ca. weiteren 94'700 Einwohnern geht zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets
[2] Abwasser von ca. weiteren 94'700 Einwohnern geht zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets
[3] Begriffe gelten im Sinne des Arbeitsmanuals
[4] ohne Vorarlberg

leitet. Ende 2014 waren **33‘600 Einwohner** nicht an ARA angeschlossen. Der Anschlussgrad an eine zentrale Reinigungsanlage lag 2014 bei **97,9 %**. Bei den nicht an eine zentrale Reinigungsanlage angeschlossenen Einwohnern war die Entsorgung 2014 bei rund **80,3 %** ordnungsgemäß. Gesamthaft lag die korrekte Abwasserentsorgung (zentral und dezentral) 2014 bei **99,6 %**. Ein gewisses Sanierungspotenzial liegt somit noch bei der dezentralen Abwasserentsorgung (s. Abb. 1).

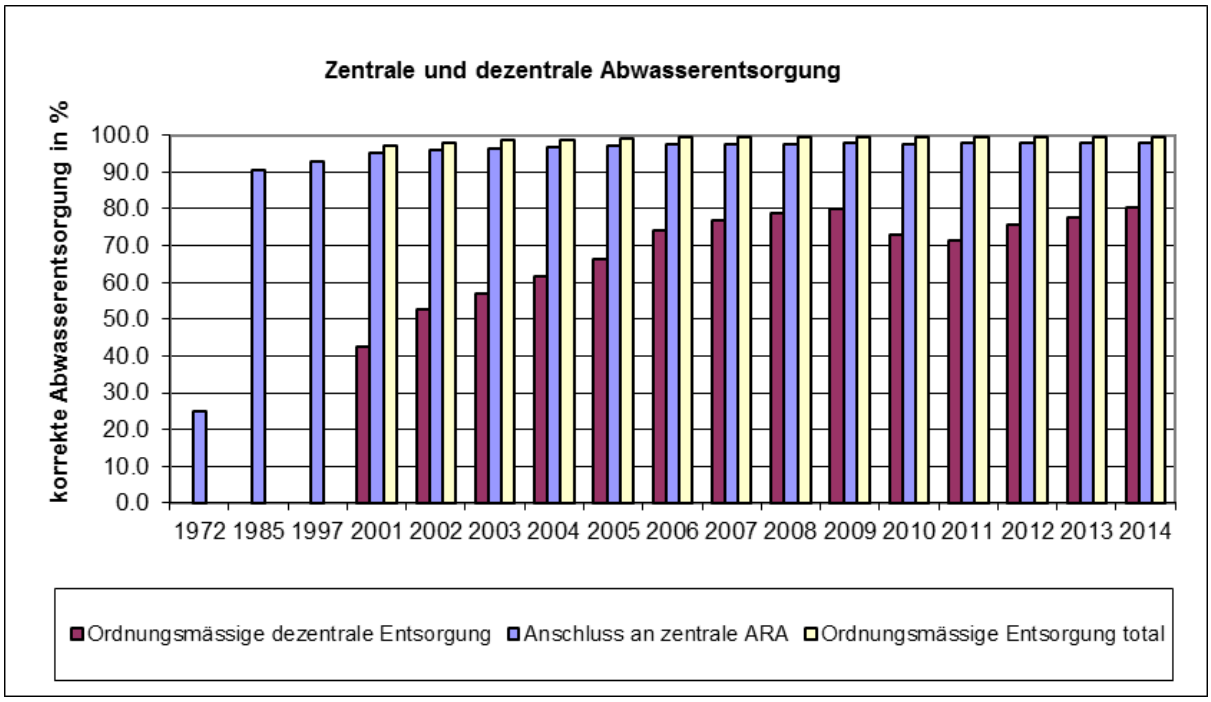


Abb. 1: Entwicklung der Abwasserreinigung: Anschlussgrad an zentrale Abwasserreinigungsanlagen (ARA), ordnungsgemäße dezentrale Entsorgung und totale ordnungsgemäße Abwasserentsorgung. Der Anteil bei der ordnungsmäßigen dezentralen Entsorgung hat 2010 abgenommen, da in Baden-Württemberg und Bayern seit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

Die Jahresabwassermenge aus den insgesamt **215 ARA** im Bodensee-Einzugsgebiet betrug im Jahr 2014 rund **256 Mio. m³**. **28,9 %** dieses Abwassers wurden in **14 Anlagen** einer weitergehenden Reinigung (z. B. Flockungsfiltration) unterzogen. Die jahresmittlere Ablaufkonzentration in diesen Anlagen betrug im Durchschnitt **0,15 mg/l P_{gesamt}**. In weiteren **144 Anlagen** wurden **70,2 %** der Abwassermenge durch Phosphatfällung behandelt (jahresmittlere Ablaufkonzentration durchschnittlich **0,34 mg/**l **P_{gesamt}**).

3 ARA (Langwiese, Kressbronn, Stockacher Aach) sind mit einer Stufe zur Elimination von **organischen Spurenstoffen** ausgerüstet (Verfahren mit Pulveraktivkohle).

Abb. 2 zeigt die Entwicklung der Abwassermengen sowie der Schmutzstoff- und Nährstoffrestfrachten im Ablauf aller ARA im Bodensee-Einzugsgebiet von 1997 bis 2014.

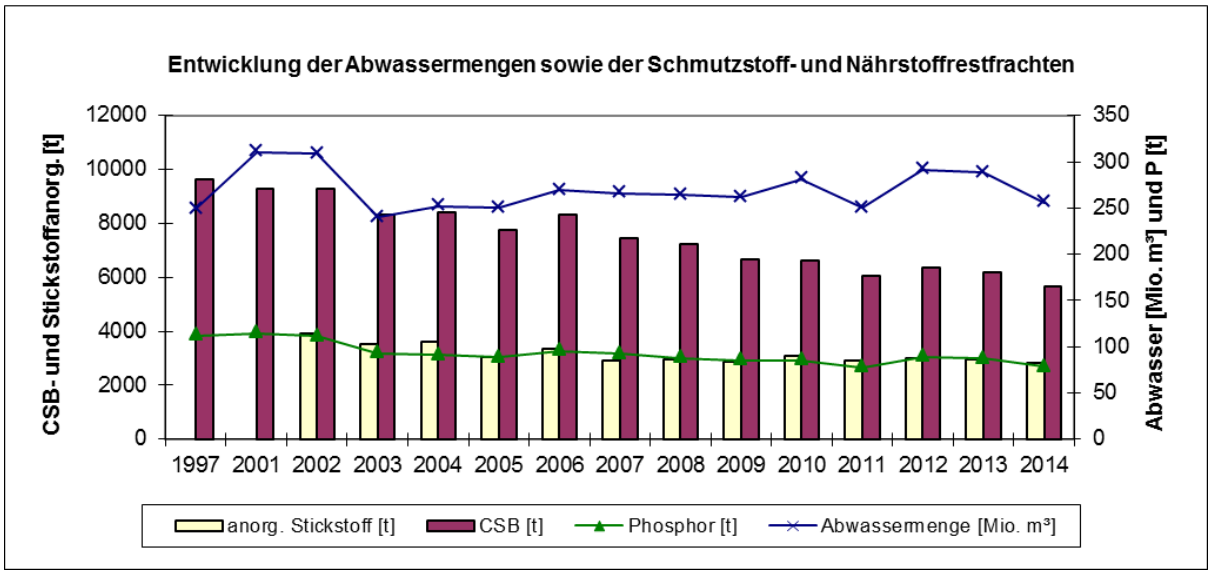


Abb. 2: Entwicklung der Abwassermengen, der Schmutzstoff- (CSB) und der Nährstoffrestfrachten im Ablauf aller ARA im Einzugsgebiet des Bodensees (seit 2010 inkl. Anteile Appenzell Ausserrhoden im Einzugsgebiet).

Im Jahr 2014 nahmen die CSB- und Phosphorrestfrachten im Vergleich zu den Vorjahren leicht ab (s. Abb. 3). Seit der Auswertung von 2010 sind auch die ARA des Kantons Appenzell Ausserrhoden, die sich im Einzugsgebiet des Bodensees befinden, berücksichtigt.

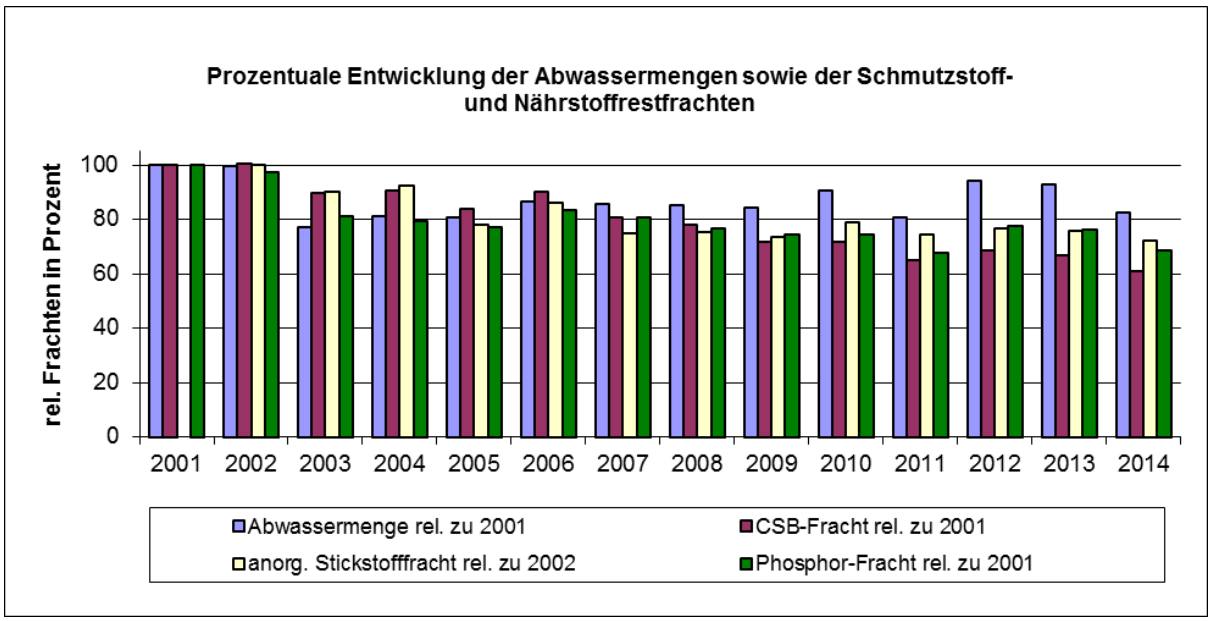


Abb. 3: Prozentualer Verlauf der Abwassermengen, der Schmutzstoff- (CSB) und der Nährstoffrestfrachten aller ARA im Einzugsgebiet des Bodensees bezogen auf das Jahr 2001 bzw. für Stickstoff das Jahr 2002.

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 (Abb. 8,10 und 11).

3. Spezielle Tätigkeiten im Untersuchungsgebiet

In der Schweiz, im Kanton St. Gallen, wird das gereinigte Abwasser der ARA St. Gallen-Hofen seit Mai 2014 nicht mehr in die Steinach, sondern über eine direkte Ableitung (Druckleitung) zur ARA Morgental in der Gemeinde Steinach und von dort über eine neue gemeinsame Seeleitung in 26 Metern Tiefe in den Bodensee eingeleitet. Zu den Auswirkungen dieser Maßnahme (Erfolgskontrolle Entlastung Steinach) werden zur Zeit in der Steinach umfangreiche chemisch/physikalische, biologische und ökotoxikologische Untersuchungen durchgeführt.

Die ARA Hofsteig in Hard wurde von 138'000 auf 272'000 EW erweitert. Die Erweiterung erfolgte durch den Umbau von alten, nicht mehr genutzten Biologiebecken in eine Hochlaststufe. Die Baukosten lagen bei rund 8 Mio. €.

Für das Einzugsgebiet der Dornbirnerach wurde eine Emissionsmodellierung ausgewählter anorganischer und organischer Spurenstoffe durchgeführt. Das Modell ist geeignet, die Emissionen von Spurenstoffen zu berechnen, die über unterschiedliche Eintragspfade in Gewässer eingetragen werden, wie z. B. Metalle, Industriechemikalien oder polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe.

In Bayern wurde eine Studie über die grundsätzlichen Möglichkeiten der vierten Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroverunreinigungen durchgeführt. Die Studie ist unter folgendem Link abrufbar:

http://www.unibw.de/ifw/swa/Forschungsvorhaben/abschlussbericht-spurenstoffe-offentlich-15072013.pdf

In der Schweiz wurde mit der Nationalen Beobachtung Oberflächengewässerqualität NAWA 2011 ein Messprogramm geschaffen, um den Zustand und die Entwicklung der Schweizer Oberflächengewässer dokumentieren und beurteilen zu können. NAWA umfasst ein Basismessnetz zur langfristigen Dauerbeobachtung (TREND) sowie problembezogene Spezialbeobachtungen (SPEZ). 2015 werden im Rahmen des NAWA SPEZ an fünf kleinen Fließgewässern rund 300 Pflanzenschutzmittel untersucht. Jedes der ausgewählten Gewässer hat einen Schwerpunkt (Rebbau, Siedlungsgebiet, Gemüse/Ackerbau, Ackerbau, Obstbau). Der Eschelisbach in Güttingen Thurgau (Obstbaugebiet) mündet in den Bodensee und wurde ins Programm aufgenommen.

SchussenAktiv*plus*: Reduktion von Mikroverunreinigungen und Keimen durch weitergehende Behandlung von ARA-Abläufen und Mischabwasser aus Regenüberlaufbecken zur Verbesserung der Gewässerqualität des Bodenseezuflusses Schussen.

Die vier Hauptziele des Projektes sind:

1. Charakterisierung der Effizienz verschiedener Technologien bzw. deren Kombinationen zur weitergehenden Reinigung von Abwasser aus ARA und Regenentlastungssystemen.
2. Nachweis der Auswirkungen des grosstechnischen Ausbaus der ARA Langwiese (bei Ravensburg) mit einem Pulveraktivkohlefilter auf das Ökosystem des Vorfluters Schussen.
3. Uni- und multivariate Analyse der Gesamtergebnisse sowie Bilanzierung der möglichen Belastungsminderung im Einzugsgebiet der Schussen unter Berücksichtigung wirtschaftlicher Aspekte (Kosten-Nutzenabschätzung).
4. Verbreitung und Verwertung der Projektinhalte und -ergebnisse durch intensive Kommunikationsaktivitäten für die Bevölkerung, Multiplikatoren und Entscheidungsträger.

Bisherige Ergebnisse und Perspektiven für die Praxis:

Unter Federführung von Frau Prof. Rita Triebskorn (Universität Tübingen, Institut für Evolution und Ökologie) haben 22 Partner aus Wissenschaft, freier Wirtschaft und öffentlicher Hand drei Jahre lang umfangreiche chemisch-analytische und mikrobiologische Untersuchungen sowie ökotoxikologische Wirktests durchgeführt als auch Effekte bei Fischen und wirbellosen Tieren untersucht. Detaillierte Informationen zu den Testsystemen und Ausbaumaßnahmen finden sich unter

http://www.schussenaktivplus.de.

In den Jahren 2012 bis 2014 wurden in der Kläranlage Unteres Schussental in Eriskirch (ca. 50'000 EW) Untersuchungen im halbtechnischen Maßstab (ca. 1'000 EW) durchgeführt. Zum Einsatz kam im Ablauf der Nachklärung Ozon (Oxidation) und granulierte Aktivkohle (Adsorption). Der Aktivkohlefilter wurde auch mit dem Ablauf der Ozonstufe beschickt. Diese Kombination ergab die besten Entnahmewirkungen über alle Parameter.

Auf der ARA Langwiese in Ravensburg (184'000 EW) ist die Pulveraktivkohlestufe mittlerweile in Betrieb und befindet sich in der Optimierungsphase. Diese wird umfangreich durch Untersuchungen begleitet.

Die meisten Probennahmen wurden im Jahr 2014 abgeschlossen (Ausnahme: Langzeiteffekte auf die Gewässerfauna nach Ausbau der ARA Langwiese). Für die

Reduktion von Spurenstoffen, Keimen und resistenten Keimen sowie hormoneller bzw. toxischer Wirkpotentiale aus dem Abwasser erwiesen sich Kombinationen aus Ozon und granulierter Aktivkohle mit oder ohne Sandfilter sowie Pulveraktivkohle und Sandfilter am effizientesten. Für die weitergehende Reinigung von Abläufen aus der Mischabwasserkanalisation erbrachte der untersuchte Retentionsbodenfilter vielversprechende Ergebnisse.

Durch zusätzliche Ausbaumaßnahmen an sämtlichen ARA im Schussen-Einzugsgebiet könnten nach projektinternen Hochrechnungen dem Gewässer z. B. 40 kg Diclofenac pro Jahr erspart werden, was hinsichtlich der Aufnahme dieser Substanz in die Liste der prioritären Stoffe der EU-WRRL von Relevanz ist.

Insgesamt gesehen sind die Projektergebnisse von großer Bedeutung für den nachhaltigen Schutz der Ressource Trinkwasser aus dem Bodensee, für die Aufklärung der Bevölkerung hinsichtlich der richtigen Entsorgung von Arzneimitteln, für die hygienische Unbedenklichkeit von Badestellen an der Schussenmündung und für den Erhalt der biologischen Vielfalt in der Schussen und im Bodensee.

An der Finanzierung des BMBF-Projektes SchussenAktiv*plus* waren auch das Land Baden-Württemberg und die Kommunen selbst beteiligt.

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 2014 **20.1** Tonnen. Dies entspricht gegenüber dem Vorjahr **einer Zunahme um 2.9** Tonnen (zum Vergleich die Werte 1996/97: 30 Tonnen; 1995/96: 35 Tonnen).

b) Gesamtabschätzung der Phosphorfracht

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).

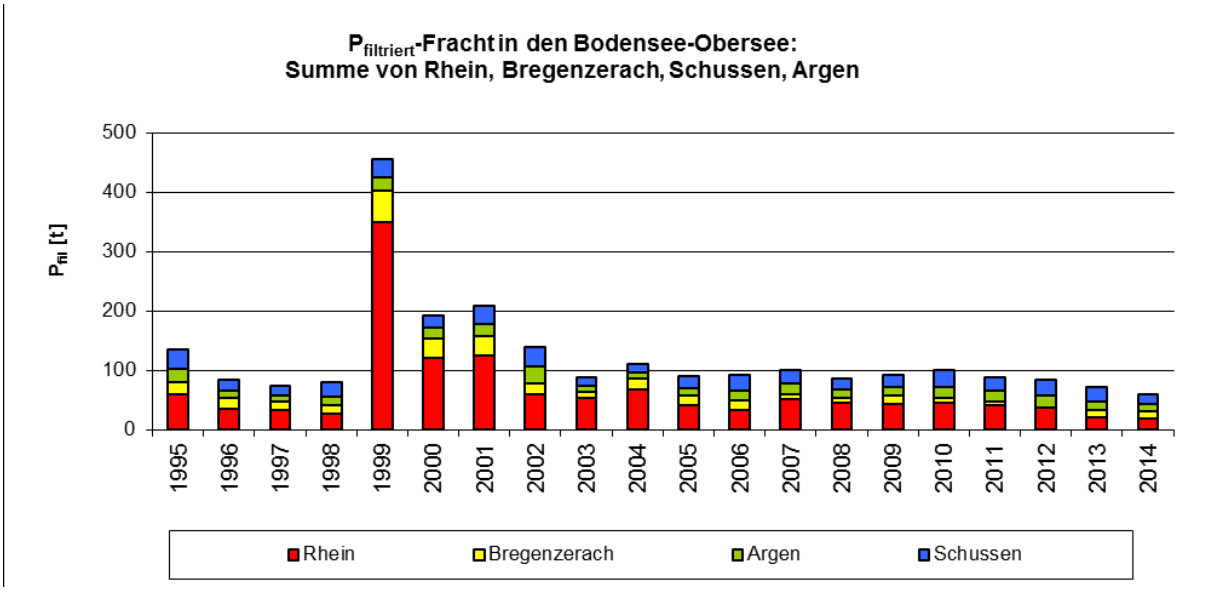


Abb. 4: Entwicklung der $P_{filtriert}$-Frachten in den Bodensee von Alpenrhein, Bregenzerach, Schussen und Argen von 1995 bis 2014 (Rhein mit BAFU-Daten Diepoldsau, Q ab 1995, Pfiltriert 7-Tg-Sammelproben ab 2012).

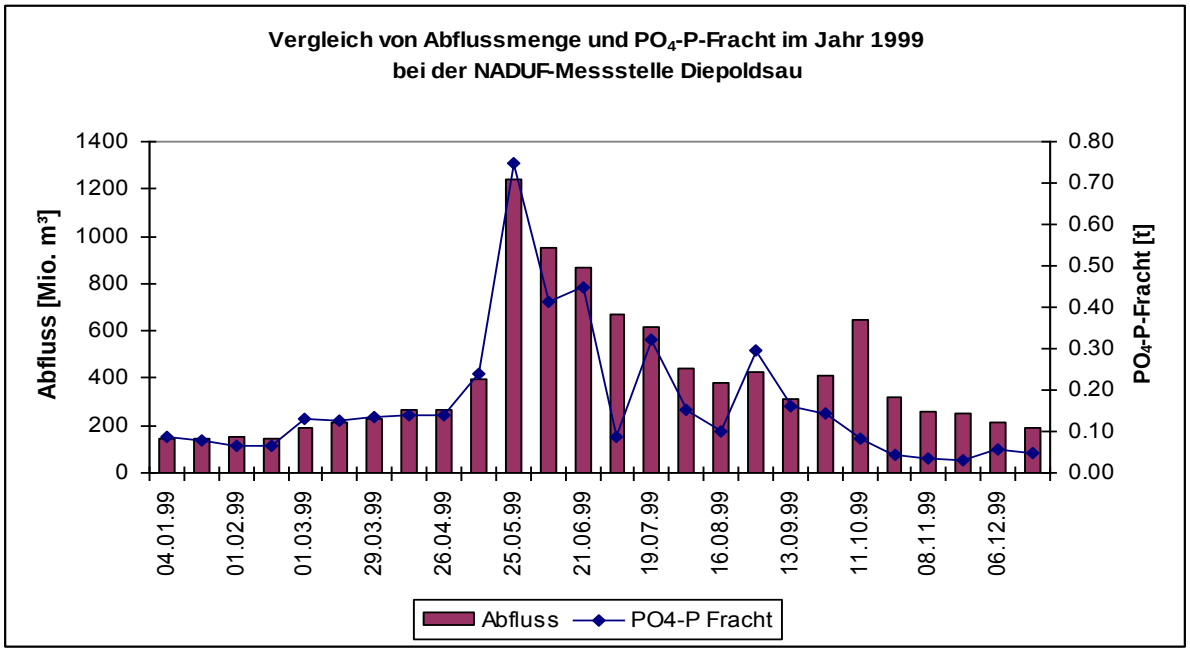


Abb. 5: Vergleich von Abflussmengen und PO_4-P-Frachten des Alpenrheins im Jahr 1999 bei der NADUF (Nationalen Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer) - Messstelle Diepoldsau.

5. Organische Spurenstoffe

a) Messungen in den Zuflüssen und im See

Im Jahr 2015 wurden organische Spurenstoffe im Bodensee (analog zu 2008) und seinen Zuflüssen (analog zu 2009) untersucht. Dies geschah in Zusammenarbeit mit dem Fachbereich Stabilität Ökosystem (ehemaliger Fachbereich See). Die Probenahmen fanden im März, Juni und September statt. Im Budget waren dafür 43'000 Euro eingestellt.

b) Untersuchungen in den Ländern und Kantonen

Im Berichtsjahr wurde wiederum die Umfrage 'Liste der Untersuchungen zu Mikroverunreinigungen im Bodensee-Einzugsgebiet' durchgeführt. Die Liste zeigt die Aktivitäten in den Ländern und Kantonen seit Ende der neunziger Jahre auf. In allen Ländern und Kantonen wurden Mikroverunreinigungen wie Arzneimittel oder Pflanzenschutzmittel gemessen, oft in breit angelegten Messkampagnen. Die nachgeführte Liste gibt einen guten Überblick über den Stand der Untersuchungen bis 2014 und die verfügbaren Berichte. Sie ist auf der IGKB-Homepage, unter Fachbereich Einzugsgebiet, zu finden.

6. Ländliches Areal

Im Berichtsjahr wurde wiederum die Umfrage 'Hofdüngerbelastung im Bodensee-Einzugsgebiet' durchgeführt. Die Entwicklung kann nicht mehr gesamtheitlich aufgezeigt werden. Insbesondere ist der Vergleich mit den Vorjahren nur bei einzelnen Ländern und Kantonen beziehungsweise Tierarten möglich. Gründe für die veränderte Datenlage sind die im Laufe der Jahre geänderte Erhebung oder auch vollständig fehlende Datensätze in einzelnen Ländern und Kantonen. Für die Auswertung wurden nur diejenigen Datensätze verwendet, die mit früheren Daten verglichen werden können (s. folgende Abbildungen). Abbildung 6 zeigt, dass die landwirtschaftliche Nutzfläche und die Anzahl der Rinder leicht abgenommen haben, während die spezifische Belastung gleich geblieben ist. Abbildung 7 zeigt eine schwankende Anzahl an Schweinen sowie eine Zunahme der Anzahl Hühner.

Da einerseits die Hofdüngerbelastungen seit den Erhebungen im Jahr 2000 in der gleichen Größenordnung liegen und anderseits in den Ländern und Kantonen keine vergleichbare Datenbasis mehr vorliegt, ist für die kommenden Jahre keine weitere Datenerhebung geplant.

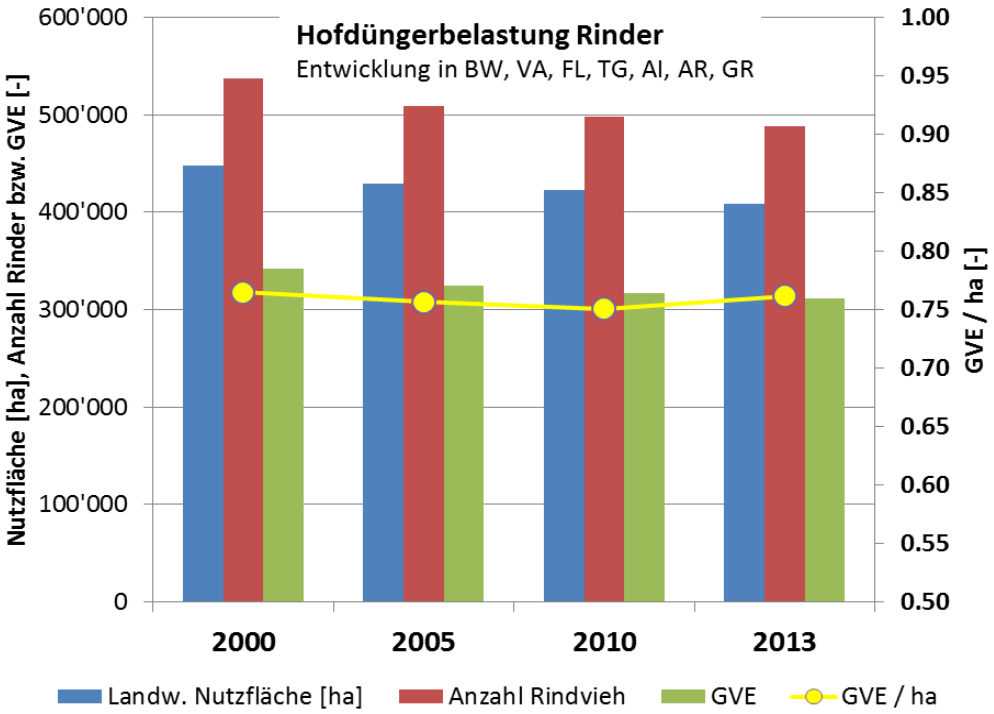


Abb. 6: Entwicklung der Hofdüngerbelastung durch Rinder im Einzugsgebiet des Bodensees. Mit den Vorjahren vergleichbare Daten standen von Baden-Württemberg, Vorarlberg, Fürstentum Liechtenstein, beiden Appenzell, Graubünden und Thurgau zur Verfügung. 1 Rind entspricht 0.638 GVE (Grossvieheinheiten).

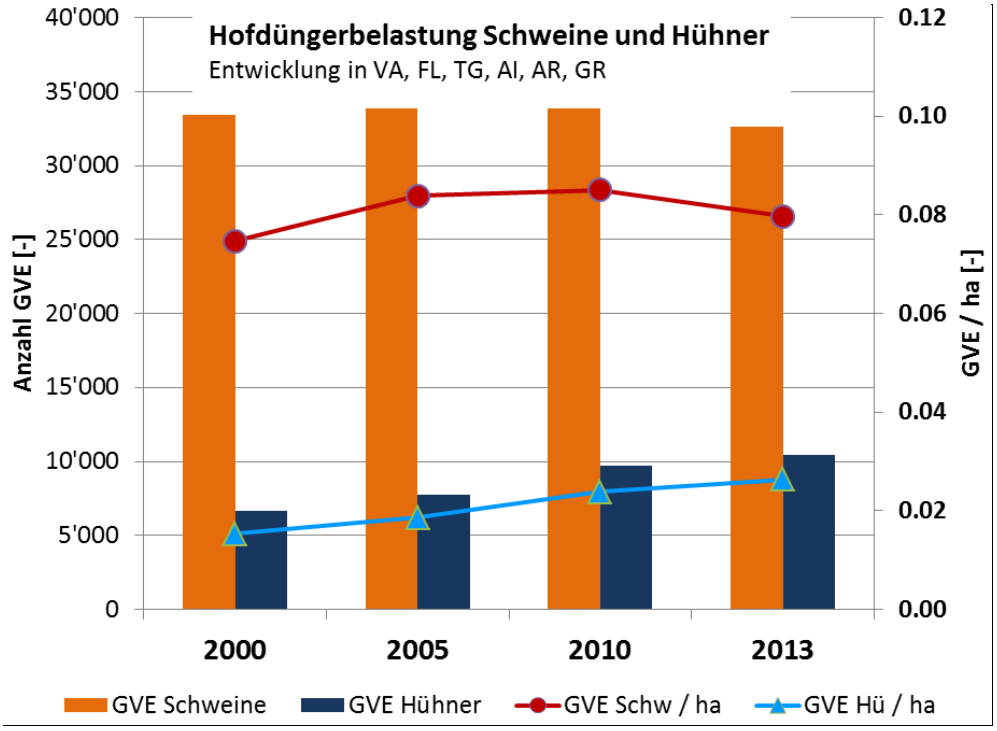


Abb. 7: Entwicklung der Hofdüngerbelastung durch Schweine und Hühner im Einzugsgebiet des Bodensees. Mit den Vorjahren vergleichbare Daten standen von Vorarlberg, Fürstentum Liechtenstein, Graubünden, beiden Appenzell und Thurgau zur Verfügung. 1 Schwein entspricht 0.131, 1 Huhn 0.007 GVE (Grossvieheinheiten).

7. Abwasserbeseitigung 2014/2015

Zahlen zur Abwasserbeseitigung im Bodensee-Einzugsgebiet		2014	2015
Einwohner in ARA-Einzugsgebieten (Anzahl)		1'639'800	1'654‘000
Einwohner an zentrale ARA (Kategorie I bis III) angeschlossen (Anzahl)		1'606'200[5]	1'622'600[6]
Einwohner nicht an zentrale ARA (Kategorie I bis III) angeschlossen (Anzahl)		33'600	31'400
davon[7]	- Abwasser dezentral ordnungsgemäss entsorgt - Abwasser nicht ordnungsgemäss entsorgt	27'000 6'600	25'100 6'300
Ordnungsgemässe dezentrale Abwasserentsorgung (in Prozent) Ordnungsgemässe zentrale Abwasserentsorgung (in Prozent)		80,3 97,9	80,1 98,1
Ordnungsgemässe Abwasserentsorgung total (in Prozent)		**99,6**	**99,6**
Einwohnerwerte an ARA angeschlossen (Anzahl)		2'930'000	3'030‘000
Abwasserreinigungsanlagen (ARA) gemäss IGKB-Richtlinie			
	- Kategorie III (> 40'000 EW) - Kategorie II (1'000 - 40'000 EW) - Kategorie I (50 - 1'000 EW)	32 120 63	32 119 62
Abwasserreinigungsanlagen total (Anzahl)		**215**	**213**
davon mit	- Nitrifikation - Denitrifikation - Phosphorelimination - weitergehende Reinigung (z. B. Flockungsfiltration) - Spurenstoffbehandlung	181 113 158 14 3	182 115 157 14 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)	255'911 77,9 5'662 1'511 2'796	259'321 73.7 5'739 1'529 2'870
Regen- und Mischabwasser			
	- Flächenanteil im Mischsystem (in Prozent)[8] - Ausbaugrad Mischsystem (in Prozent)	78,0 90,4	77,9 90,9

Die Phosphorfracht der 17 direkt in den Bodensee-Obersee einleitenden Abwasserreinigungsanlagen (ARA) betrug im Jahr 2015 **17.5 Tonnen**. Dies entspricht den Werten der Vorjahre (2014: 20.1 Tonnen Phosphor, 2013: 17.2 Tonnen Phosphor).

Die Auswertung der Zuflüsse Rhein, Bregenzerach, Schussen und Argen ergab, dass die Phosphorzuflussfracht in den Bodensee-Obersee im Jahr 2015 mit **60**

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

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

[7] Begriffe gelten im Sinne des Arbeitsmanuals

[8] ohne Vorarlberg

Tonnen gleich war wie im Vorjahr (59 Tonnen Phosphor), aber etwas geringer als 2013 (72 Tonnen Phosphor).

Die Übersichtskarten der Kläranlagen und Fliessgewässer-Messstellen wurden nachgeführt (Abb. 9, 12 und 13). Die Arbeitsgrundlagen des Fachbereichs wurden aktualisiert (Arbeitsmanual, Geschriebene Arbeitskarte, Berichtsvorlage "Tabelle Abwasserentsorgung").

Spezielles aus dem Einzugsgebiet:

In Vorarlberg wird bei den ARA Hohenems und Rotachtal und deren Vorfluter ein umfassendes Spurenstoffscreening durchgeführt.

In Bayern wurden im Einzugsgebiet der ARA Hergatz bei einem relevanten Industriebetrieb Maßnahmen getroffen, um die Betriebssicherheit der ARA zu erhöhen.

Im Thurgau wird 2016 die Kontrolle von Güllegruben und Hofplatzentwässerung bei rund 2'600 landwirtschaftlichen Betrieben abgeschlossen.

2015 wurden in 13 Bodensee-Zuflüssen an 3 Probenahmetagen 35 organische Spurenstoffe analog 2009 untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass die Konzentrationen und Frachten eine gegenüber 2009 vergleichbare Grössenordnung aufweisen. Da es sich um Einzelproben handelt, sind detaillierte Interpretationen nicht möglich. Gut erkennbar ist aber die deutliche Entlastung der Steinach infolge konkreter Maßnahmen (Aufhebung der Einleitung der ARA Hofen, St. Gallen).

Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet

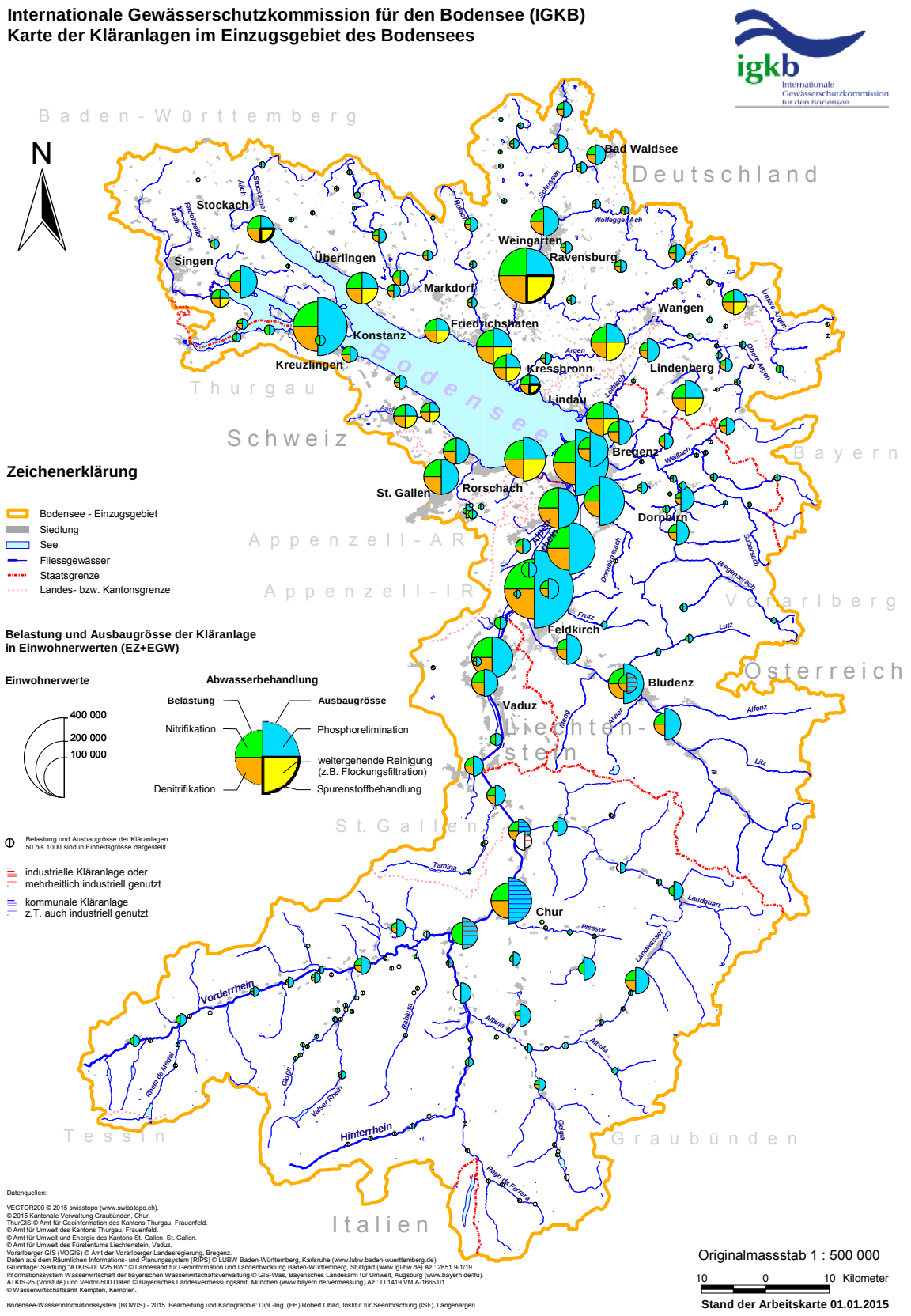


Abb. 8: Kläranlagenkarte: Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet des Bodensees 2014.

Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet

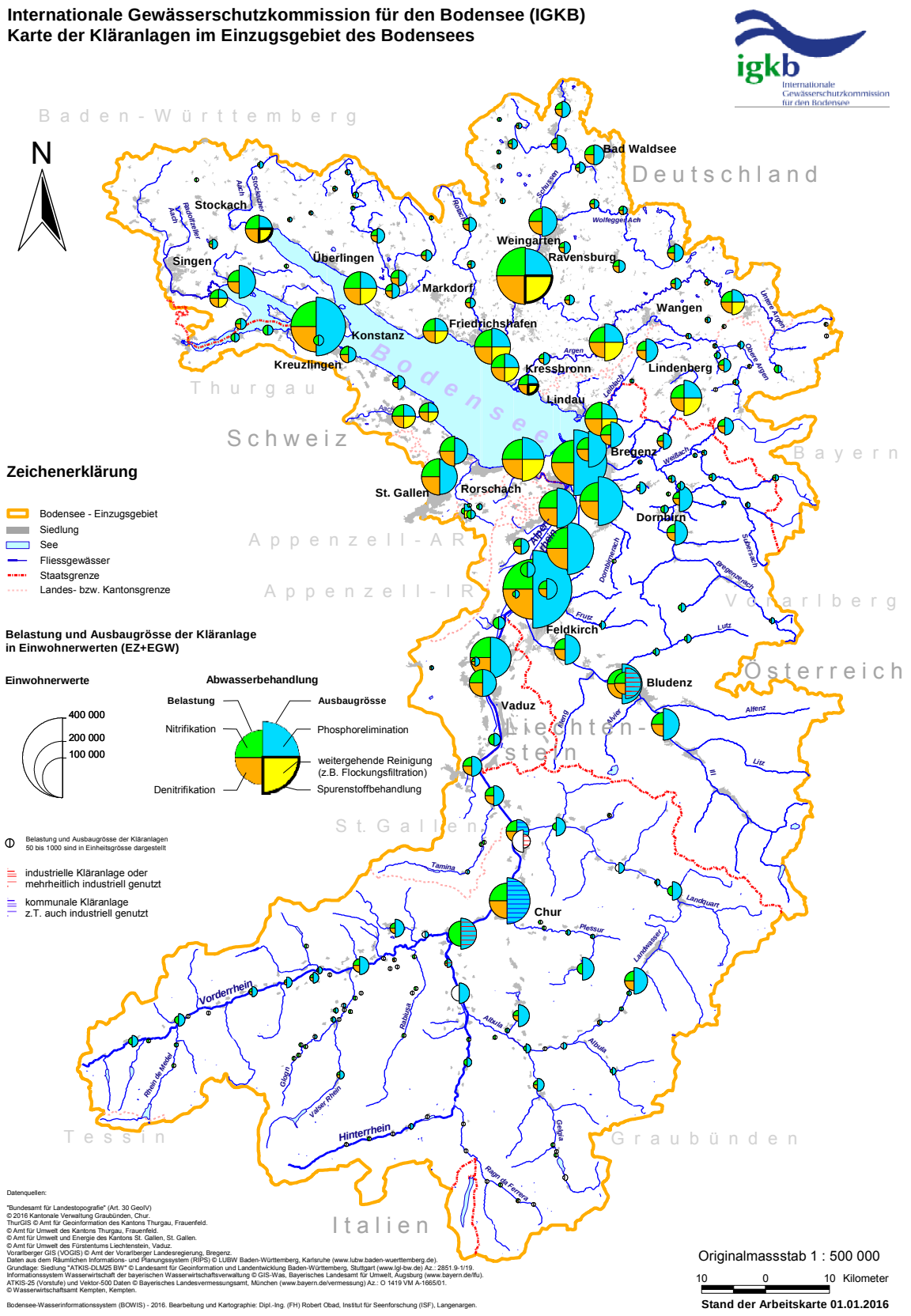


Abb. 9: Kläranlagenkarte: Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet des Bodensees 2015.

Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2011-2014

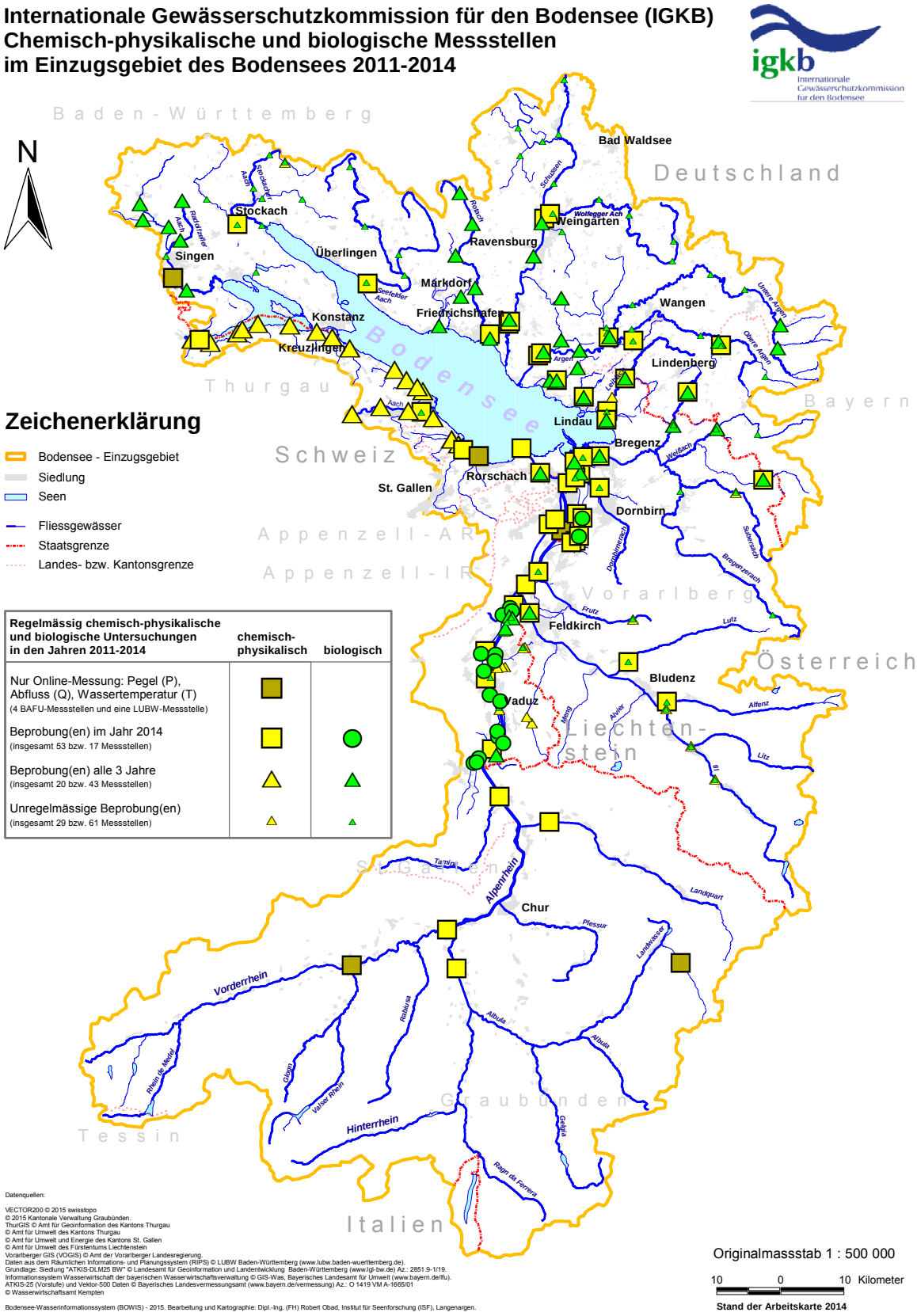


Abb. 10: Karte mit den wichtigen Fliessgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees 2011-2014.

Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2014

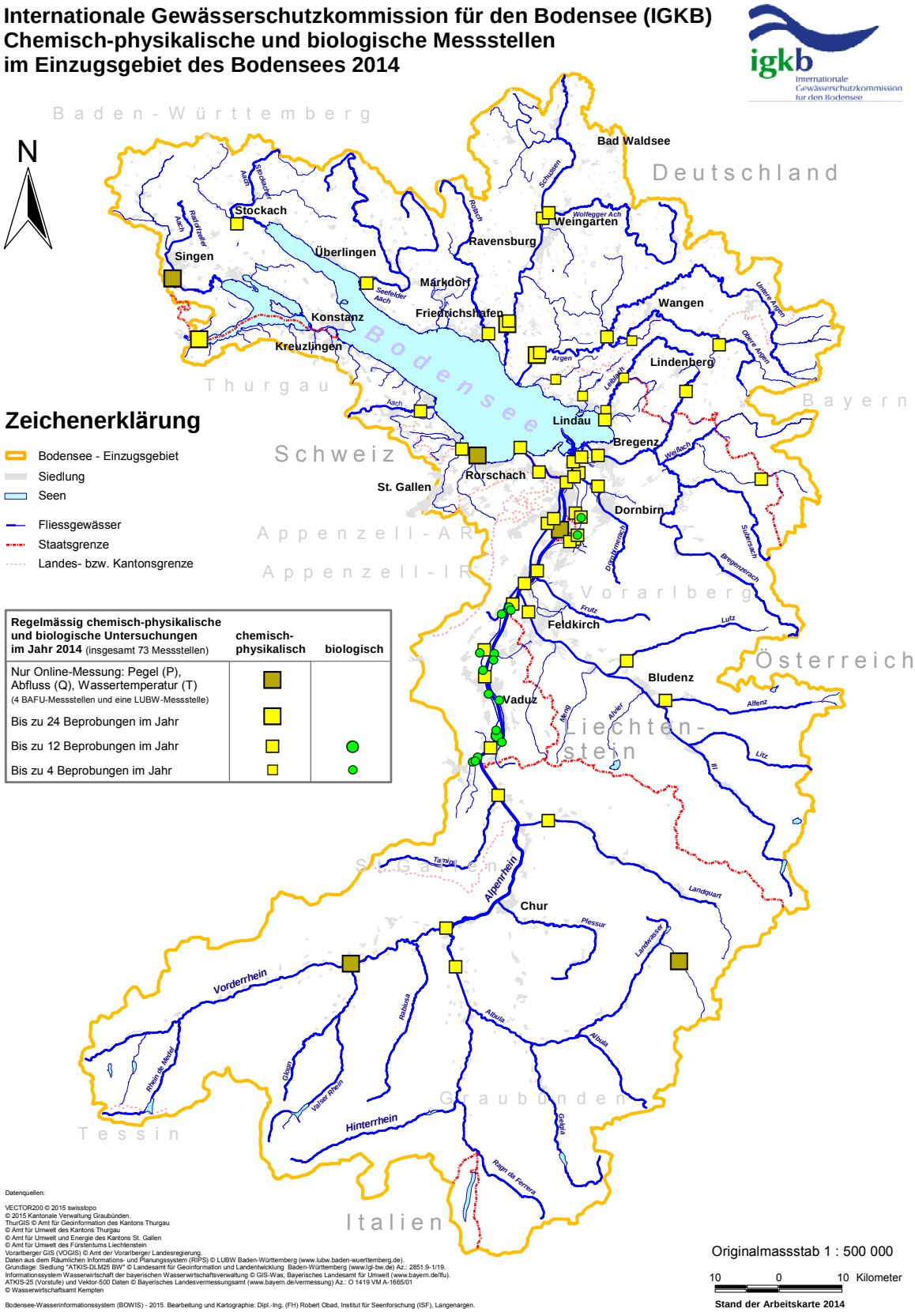


Abb. 11: Karte der Fliessgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees, Untersuchungshäufigkeiten im Jahr 2014.

Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2012-2015

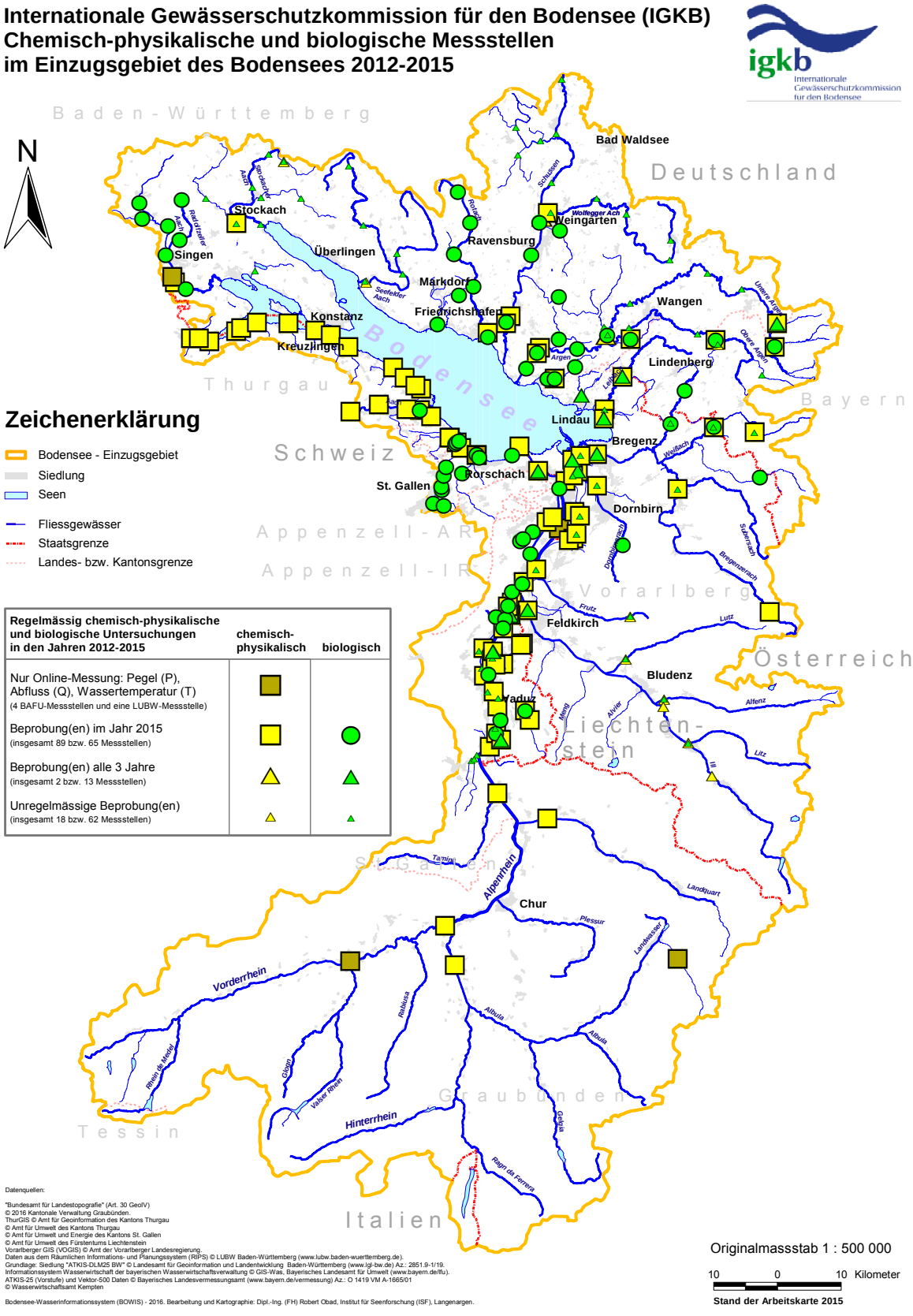


Abb. 12: Karte mit den wichtigen Fliessgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees 2012-2015.

Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2015

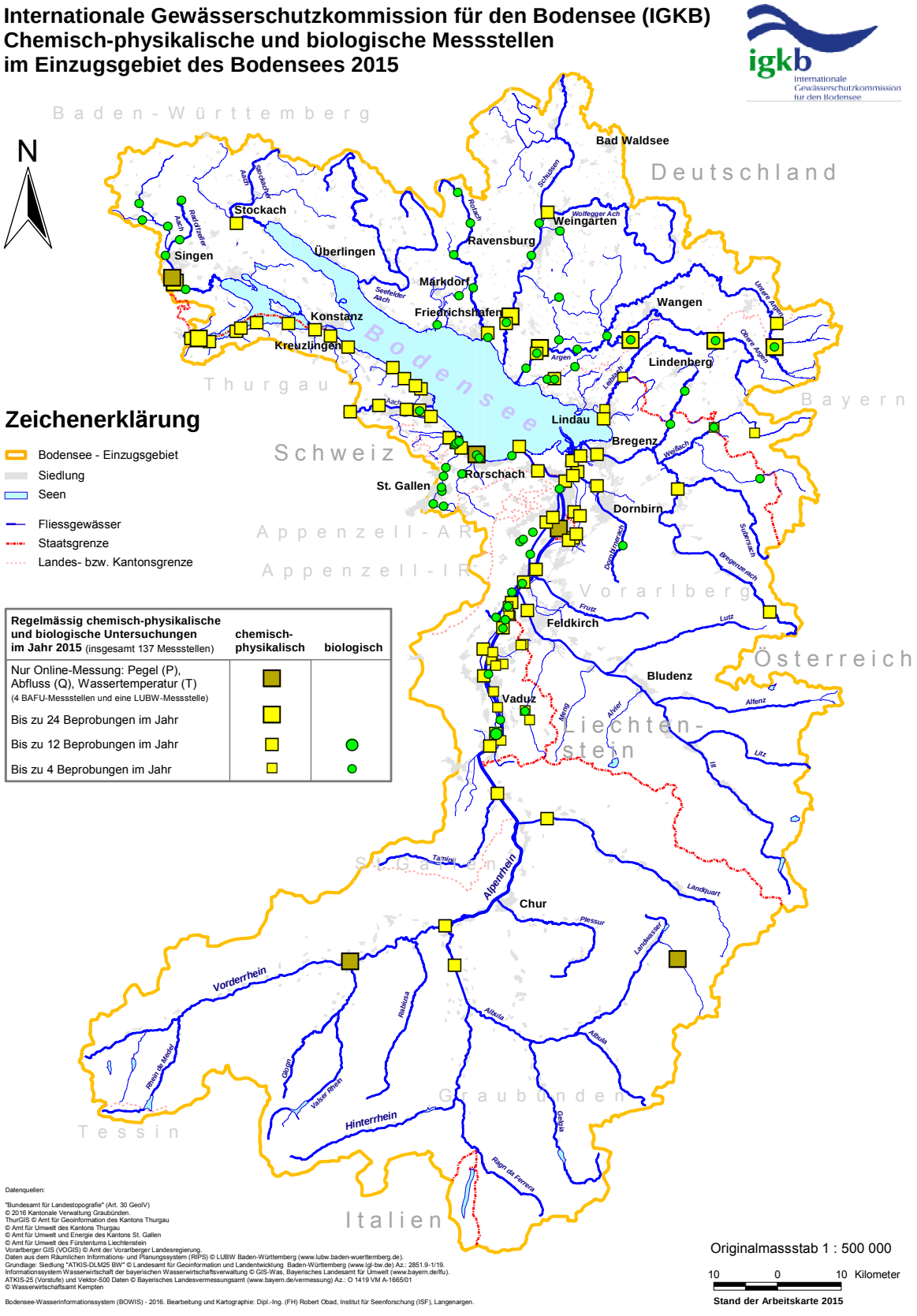


Abb. 13: Karte der Fliessgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees, Untersuchungshäufigkeiten im Jahr 2015.

AUSKÜNFTE

Baden-Württemberg: Institut für Seenforschung (ISF) an der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz 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.