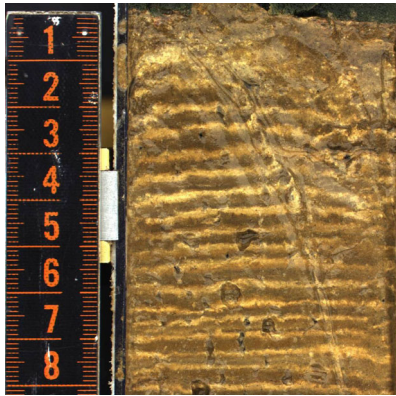
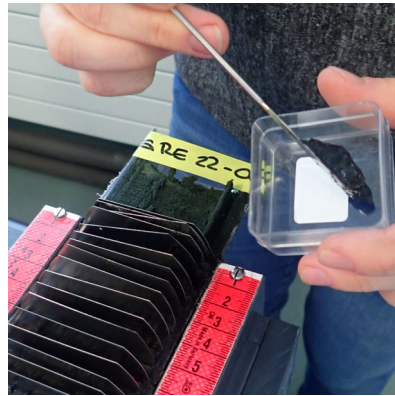


Rekonstruktion des Gesamtphosphors im Greifensee anhand der im Sediment eingelagerten Kieselalgen

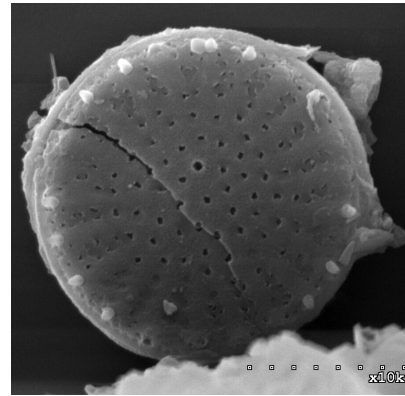
Entwicklung seit dem Jahr 2000



Oxidierter Kern GRE22-06B
Bild EAWAG



Entnahme der Sedimentproben
Bild AquaPlus AG



Kieselalge *Stephanodiscus minutulus*
Bild Rolf Klee

Bericht Nr. 2355-B-01
Datum Entwurf: 25.11.2023
Datum Endfassung: 4.12.2023

Impressum

Auftraggeber: Kanton Zürich Baudirektion · Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL) · Gewässerschutz
Hardturmstrasse 105 · CH-8005 Zürich
Dr. Pius Niederhauser

Auftragnehmer: AquaPlus AG
Gotthardstrasse 30 · CH-6300 Zug

Projektleitung: Barbara Imhof

Mitarbeiter: Yvonne Bernauer · Joachim Hürlimann · Christa Gufler ·
Margrit Ensner Egloff

Zitiervorschlag: AquaPlus 2023: Rekonstruktion des Gesamtphosphors im Greifensee anhand der im Sediment eingelagerten Kieselalgen. Entwicklung seit dem Jahr 2000. Im Auftrag der Baudirektion des Kantons Zürich, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL), Hardturmstrasse 105, CH-8005 Zürich. 30 Seiten, Bericht und Anhang.

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Zusammenfassung	1
1 Ausgangslage und Auftrag	2
2 Grundlagen und Methoden	2
3 Sedimentkern GRE22-06	4
4 Ergebnisse und Diskussion	5
4.1 Limnologie des Greifensees	5
4.2 Kieselalgen	7
4.3 Rekonstruktion des Gesamtphosphors	14
5 Fazit	15
6 Literatur	18
<hr/>	
ANHANG	19
ANHANG A: Datierung Sedimentkern GRE22-06	20
ANHANG B: Charakterisierung des Greifensees	21
ANHANG C: Zählraten der Kieselalgen (15 Proben)	27
ANHANG D: Bilder typischer Gesichtsfelder zweier Tiefenstufen	30

Zusammenfassung

Auftrag	<p>Der Auftrag 'Rekonstruktion des Gesamtphosphors des Greifensees mittels im Sediment eingelagerten Kieselalgen' wurde am 27.2.2023 an die Firma AquaPlus AG in Zug erteilt. Als Auftraggeber zeichnet die Abteilung Gewässerschutz des AWEL, Kanton Zürich (Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft). Mit dem Auftrag sind folgende Fragestellungen verknüpft, bezogen auf die letzten rund 20 Jahre:</p> <ul style="list-style-type: none">- Darstellung der planktischen Kieselalgen-Lebensgemeinschaften,- Entwicklung des trophischen Zustandes,- Entwicklung des rekonstruierten Gesamtphosphors. <p>Der verwendete Sedimentkern GRE22-06 des Greifensees wurde durch die EA-WAG am 8.9.2022 an der tiefsten Stelle entnommen. Die Sedimentationsrate der letzten ca. 8.7 cm (ca. 20 Jahre) betrug rund 4.35 mm/Jahr.</p>
Limnologie	<p>Der Greifensee ist heute mit einem Gesamtphosphorgehalt von etwas unter 50 µg P/l noch ein eutrophes Gewässer, wobei der Zustand sich in den letzten 35 Jahren deutlich verbessert hat. Das Tiefenwasser weist während der Stagnation regelmässig keinen Sauerstoff auf, so dass sich Phosphor aus dem Sediment rüch-löst. Diese interne Düngung war in den Jahren 2014-2017 wetterbedingt deutlich erhöht, was einen Anstieg des Gesamtphosphors verursachte.</p>
Kieselalgen	<p>Die dominierenden Kieselalgen der letzten 20 Jahre waren die eutraperhenten Arten <i>Asterionella formosa</i>, <i>Aulacoseira granulata</i>, <i>Fragilaria crotonensis</i>, <i>Stephanodiscus alpinus</i> und <i>Stephanodiscus parvus</i> (<i>Stephanodiscus parvus/minutulus</i>) sowie die mesotraperhenten Arten <i>Cyclotella cyclopuncta</i> und <i>Tabellaria flocculosa</i>.</p>
Saisonalität	<p>Basierend auf Planktonzählungen und Auswertungen von Aufwuchsproben des Seeausflusses Glatt bei Schwerzenbach konnte eine Saisonalität der dominierenden Taxa eruiert werden. So traten auf Ebene der Gattungen zuerst <i>Stephanodiscus</i> (Februar bis April), dann <i>Cyclotella</i> (März bis Mai), <i>Asterionella</i> (März - April) und <i>Fragilaria</i> (eher Juni bis November) zeitlich nacheinander auf. Diese Abfolge dürfte wesentlich beeinflusst sein durch die im Winter im Epilimnion deutlich höheren Phosphorkonzentrationen (40-80 µg P/l) wie im April (5-20 µg P/l).</p>
Biovolumen	<p>Während der letzten 20 Jahre änderte das Plankton der Kieselalgen von vielen kleinen Formen zu vielen voluminösen Formen, welche z. T. auch Kolonien bilden. Die Ursachen für die Änderungen der Lebensformen sind nicht offensichtlich. Denkbar sind die Temperatur- und Mischungsverhältnisse, der Frassdruck, die Nährstoffe oder die Dauer der Stagnation.</p>
Rekonstruktion Gesamt-P	<p>Die rekonstruierte Gesamtphosphorkonzentration basierend auf den im Sediment eingelagerten Kieselalgen ergab für die Periode 2000-2014 Konzentrationen um 80 µg P/l (TP-low um knapp 50 µg P/l). Ab ca. 2018 nahm dann aber der rekonstruierte Gesamtphosphors deutlich zu, während die Messwerte erkennbar abnahmen. Offenbar sind die Verhältnisse im Greifensee noch deutlich zu eutroph, so dass die eutraperhenten Taxa dominieren und die schwach eutraperhenten bis mesotraperhenten Arten noch keine hohen Abundanzen erreichen können. Diese Koexistenz von zwei ökologisch unterschiedlichen Arten beobachteten wir auch in anderen Seen, trotz jahrelangem Zustand der Mesotrophie (Pfäffikersee, Türlensee, Fählensee). Der wetterbedingte Anstieg des Gesamtphosphors als Effekt des Klimawandels zeigt, dass damit die Oligotrophierung verzögert wird.</p>

1 Ausgangslage und Auftrag

Der Auftrag 'Rekonstruktion des Gesamtphosphors des Päfikersees mittels im Sediment eingelagerten Kieselalgen' wurde am 27.2.2023 an die Firma AquaPlus AG in Zug von der Abteilung Gewässerschutz des AWEL, Kanton Zürich (Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft) erteilt.

Die Arbeiten erfolgten in Zusammenarbeit mit dem Auftraggeber (AWEL, Herr Dr. Pius Niederhauser, Frau Dr. Barbara Känel), der EAWAG (Frau Prof. Nathalie Dubois, Frau Anita Schlatter, Frau Irene Brunner) und Prof. André Lotter, Luzern.

Die Rekonstruktion der Kieselalgen im Sediment des Greifensees seit den letzten rund 20 Jahren hat folgende Ziele:

- Darstellung der planktischen Kieselalgen-Lebensgemeinschaften der letzten rund 20 Jahre. Dies als Ergänzung zu den Planktondaten des AWEL Zürich, welches seit 2003 nur noch halbquantitative Schätzungen der Planktonmischproben zur Charakterisierung der Algenzusammensetzung durchführt. Entsprechend werden beim AWEL die Kieselalgentaxa auch nicht genauer bestimmt.
- Entwicklung des trophischen Zustandes,
- Entwicklung des Gesamtphosphors.

2 Grundlagen und Methoden

Die folgenden Grundlagen und Methoden sind für das Projekt relevant:

- Kernentnahme am 8.9.2022 durch Frau Anita Schlatter, EAWAG und Herrn Dr. Pius Niederhauser (AWEL) (Kern GRE22-06, Koordinaten 1'693'640 / 2'245'070 / 435 m ü. M.).
- Kernaufbereitung und Beprobung durch EAWAG (Öffnen des Kernes, Fotografie, Gefriertrocknung der entnommenen Proben) und AquaPlus AG (Auswahl und Entnahme von 21 Proben). Kern und Auswahl der Proben siehe Anhang A.
- Präparation der gefriergetrockneten Kieselalgenproben durch das Amt für Verbraucherschutz des Kantons Zug (Säurepräparation mit Salzsäure, Schwefelsäure und Endoxidation mit Kaliumnitrat, Einbettung in Naphrax zu Dauerpräparaten).
- Bestimmung der Arten und Zählung von 500 Schalen pro Probe durch AquaPlus AG (Frau Margrit Ensner Egloff, Joachim Hürlimann). Ausgewertet wurden 15 Proben (Auswahl und Tiefenstufen siehe Anhang A). Die Bestimmungen erfolgten mit den gängigen Bestimmungsbüchern Mitteleuropas (Krammer & Lange-Bertalot (1986-1991), Hofmann et al. (2013)) und vor allem gemäss den Bestimmungen zum Zeitpunkt der Erhebungen des Eichda-

tensatzes (Lotter et al (1998)). Bei der Bestimmung der beiden Taxa *Stephanodiscus parvus* und *minutulus* orientierten wir uns vor allem an den REM-Aufnahmen von Rolf Klee anlässlich der letzten Untersuchung (AquaPlus 2004). Da wir im Vergleich zur Untersuchung des Jahres 2003 überschneidende Sedimentkerne und -proben haben, nahmen wir an, dass es sich bei den vorgefundenen kleinen Stephanodiscusformen (< 10 µm Durchmesser) um dieselbe Art handelt wie in den jüngsten Schichten des Kernes aus dem Jahr 2003. Ganz sicher sind wir natürlich nicht, da aktuell keine REM-Aufnahmen gemacht wurden. Da die beiden Formen zwar unterschiedliche Optima beim Gesamtphosphor haben (siehe Abb. 4.2), haben wir die Bestimmungen im Lichtmikroskop so gut wie möglich gemacht. Je nach Situation ist es aber angebracht vom Taxakomplex *Stephanodiscus parvus/minutulus* zu sprechen. Bei den kleinen Formen der Gattung *Cyclotella* mit einem Durchmesser von ca. 5 bis 10 µm war die Bestimmung nicht immer eindeutig durchführbar (Bruchstücke, Erosion der Schale, Kümmerformen etc.). Die Bestimmung wurde dann jeweils in Anlehnung an in der Probe bereits vorhandenen Taxa durchgeführt. Es muss daher angenommen werden, dass insbesondere kleine Formen von *C. atomus*, *C. cyclopuncta*, *C. delicatula*, *C. gordonensis* und *C. wuethrichiana* nicht immer eindeutig bestimmbar waren. Grundsätzlich werden die grossen Formen eher in der Häufigkeit unterschätzt. Es sind dies bei den zentrischen Arten *Cyclotella praetermissa* und *Stephanodiscus alpinus*. Bei *Asterionella formosa* (Köpfe gezählt), *Fragilaria crotonensis* (Mitte gezählt) und *Tabellaria flocculosa* (Zwischenbänder nicht gezählt) war dies vermutlich weniger der Fall, da diese oft auch in zählbaren kleineren Bruchstücken vorlagen.

- Datierung und Bestimmung der Sedimentationsrate durch AquaPlus AG; siehe dazu Kapitel 3 und Anhang A.
- Rekonstruktion des Gesamtphosphors durch Herrn Prof. Andy Lotter, Luzern unter Verwendung des Kalibrationsdatensets von Lotter et al. (1998). Beim verwendeten Modell handelt es sich um ein 2-Komponenten WAPLS (weighted averaging partial least squares) Regressions- und Kalibrationsmodell (ter Braak & Juggins 1993). Von den 89 in den Zählungen vorhandenen Kieselalgentaxa konnten deren 78 im Kalibrationsset zugeordnet werden (= 88%). Die Taxa, welche für die Rekonstruktion nicht benutzt wurden, nahmen pro Probe zusammen gezählt relative Häufigkeiten zwischen 0 und 3.6 % ein. Es handelt sich dabei mit einem Anteil von ≥ 1 % um *Cyclotella stelligera* (maximale relative Häufigkeit: 1.2 %, in 4 von 15 Proben vorhanden), *Fragilaria cyclopum* (3.2 %, in 13 von 15 Proben) und *Nitzschia recta* (1.0 %, in 3 von 15 Proben). Da diese maximalen Anteile nicht hoch sind, war auch deren Einfluss auf die Rekonstruktion vernachlässigbar.
- Archivierung der präparierten Proben und Präparate bei AquaPlus AG. 1 Set Präparate wurde dem Auftraggeber übergeben. Die Zählraten wurden dem Auftraggeber elektronisch zugestellt. Sie befinden sich in Anhang C.
- Angaben zur Limnologie des Greifensees (Tiefenprofile Gesamtphosphor, Sauerstoff, Temperatur, Massnahmen etc.) ab Website des AWEL¹, gemäss AWEL (2023) sowie Angaben von Herrn Dr. Pius Niederhauser und Frau Dr.

¹ <https://www.zh.ch/de/umwelt-tiere/wasser-gewaesser/messdaten/gewaesserqualitaet-seen.html>

Barbara Känel, beide AWEL Zürich (volumengewichtete Monatswerte, Planktondaten AWEL und EAWAG).

3 Sedimentkern GRE22-06

In Abbildung 3.1 befindet sich der Kern GRE22-06 des Greifensees, welcher für die Untersuchungen am 8.9.2022 durch die EAWAG entnommen wurde. Zudem befindet sich in Abbildung 3.1 die Datierung der obersten 12 cm sowie die Angaben zu den 15 entnommenen Proben (Sedimenttiefe, Sedimentmächtigkeit, Alter). Es ergab sich aufgrund dem Vorhandensein der Jahresschichten (Warven) für die letzten rund 20 Jahre eine Sedimentationsrate von 4.35 mm/Jahr. Demnach



Abbildung 3.1: Sedimentkern GRE22-06B des Greifensees im oxidierten Zustand mit Angaben zur Datierung (Zählung der Warven) und Hinweise aus den Planktonzählungen der EAWAG. Beprobte wurde die andere Hälfte des Kernes (GRE22-06A).

Tabelle rechts: Datierung der 15 untersuchten Sedimentproben basierend auf der Sedimentationsrate von 4.35 mm/Jahr. Die Proben 17 und 18 der Tiefen unterhalb rund 8 cm überschneiden sich mit dem Kern GE03-4 aus dem Jahr 2003.

Foto Sedimentkern: EAWAG, Dübendorf.

sind seit der letzten Rekonstruktion des Gesamtphosphors basierend auf dem damaligen Kern GE03-4 um 8.7 cm Sediment hinzugekommen. Der Vergleich mit dem Kern aus dem Jahr 2003 befindet sich in Anhang A. Damals betrug die Sedimentationsrate in den obersten 10 cm aufgrund der Auswertung der Warven im Mittel 3.3 mm/Jahr (je nach Tiefe 2.5 bis 5 mm/Jahr).

Zur Plausibilisierung der Datierung verwendeten wir Planktondaten sowie den Vergleich der Kieselalgen-Lebensgemeinschaften der aktuellen mit denjenigen der früheren Untersuchung aus dem Jahr 2003 (Ähnlichkeitsberechnungen). Die Planktondaten des Greifensees, erhoben durch die EAWAG, zeigten am 7.9.2010 eine sehr hohe Abundanz von 1.5 Mio Einheiten des Taxon *Achnanthes* sp. In unseren Zählungen fanden wir in der Probe 10 (4.5-5 cm Tiefe) das Taxon *Achnantheidium catenatum* mit einem ebenfalls sehr hohen Anteil von 17.4 % (Abb. 3.1). Wir gehen davon aus, dass es sich bei der Zählung der EAWAG um dieses Taxon handelte. Es gab sonst in keiner der untersuchten Proben um das Jahr 2010 ein anderes ähnliches Taxon mit dieser Häufigkeit. Somit dürfte der Tiefenbereich um 4.5-6 cm in etwa dem Jahr 2010 entsprechen; was einer Sedimentationsrate um 3.75 - 5 mm/Jahr entspricht.

Die Vergleiche der Kieselalgen-Lebensgemeinschaften (Ähnlichkeitsberechnungen, Paarvergleich nach Renkonen (1938)) zwischen den Zählungen des Kernes aus dem Jahr 2022 und denjenigen des Kernes 2003 ergaben, dass die untersten zwei Proben des Kernes aus dem Jahr 2022 (Tiefen 8-9 und 9-10 cm) die höchsten Ähnlichkeiten hatten mit den jüngsten Proben des Kernes aus dem Jahr 2003. Die Übereinstimmung zweier Proben der beiden sich überlappenden Kerne betrug um 60 bis über 80 %. Aus unserer Erfahrung mit der Dominanzidentität nach Renkonen (1932) wissen wir, dass Ähnlichkeiten zwischen zwei Kieselalgen-Lebensgemeinschaften von ≥ 60 % von derselben Probe stammen könnten. Diese hohe bis sehr hohe Übereinstimmungen erfolgten vor allem durch die Taxa *Stephanodiscus parvus*, *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* und *Cyclotella cyclopuncta*.

		Kern 2022					
		2009	2007	2005	2003	2000	
Kern 2000	2003	66	65	65	84	78	
	1999	78	64	58	71	71	
	1995	70	64	66	72	80	
	1991	70	64	62	66	75	
	1988	74	52	52	63	63	

Zahlen: Ähnlichkeiten zweier Proben nach Renkonen (1938). ≥ 60 % bedeutet sehr hohe Ähnlichkeit. Gelb markiert: ≥ 70 % Ähnlichkeit. Roter Rahmen: in etwa zeitgleiche Probenpaare.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Limnologie des Greifensees

Der Greifensee ist heute mit einem Gesamtphosphorgehalt von etwas unter 50 µg P/l noch ein eutrophes Gewässer, wobei der Zustand sich in den letzten 35

Zitat aus dem Gewässerbericht 2022 (AWEL 2023, Seite 93): Durch den Ausbau der Siedlungsentwässerung, die verbesserte Reinigungsleistung der ARA und Massnahmen in der Landwirtschaft nahm die Phosphorbelastung zwischen 1970 und 2010 stark ab. Zwischen 2010 und 2017 wurde der Trend zu sinkenden Phosphorkonzentrationen unterbrochen. Die Gesamtphosphorkonzentration stieg auf das Niveau der 1990er Jahre. Da es in diesem Zeitraum zu keinem erhöhten Phosphoreintrag aus ARA in den See gekommen ist, und da auch aus den Einzugsgebieten der beiden wichtigsten Zuflüsse, dem Aabach in Uster und dem Aabach Mönchaldort, nicht mehr Phosphor eingetragen wurde, dürfte der Anstieg die Folge von mehreren Wintern mit schlechter Durchmischung gewesen sein. Aufgrund der Klimaerwärmung verkürzte sich die Zirkulationsphase im Winter, was dazu führte, dass das Wasser im See weniger stark mit Sauerstoff angereichert wurde. Fehlt der Sauerstoff über dem Seegrund, kommt es zur Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment und damit zu hohen Phosphorkonzentrationen im Tiefenwasser. Gelangt dieses Tiefenwasser durch die Zirkulation in oberflächennahe Schichten, kann der gelöste Phosphor das Algenwachstum im Frühling stark begünstigen. Mehrere Stürme in Orkanstärke im Winter 2017/18 haben die Zirkulation angeregt und die Trendumkehr herbeigeführt. Seither haben die Phosphorkonzentration und die Algenmenge im See wieder abgenommen.

Jahren deutlich verbessert hat. Das Tiefenwasser weist während der Stagnation regelmässig keinen Sauerstoff auf, so dass sich Phosphor aus dem Sediment rüch-löst (interne Düngung). Diese interne Düngung war gemäss Mitteilung von Pius Niederhauser, AWEL in den Jahren 2014-2017 deutlich erhöht, was ein Anstieg des Gesamtphosphors hervorrief (siehe auch Abb. 4.4). Dieser Sachverhalt wurde im Gewässerbericht 2022 des AWEL beschrieben (AWEL 2023, siehe Kastentext unten). Demnach führten erhöhte Wassertemperaturen des Oberflächenwassers im Herbst jeweils zu einer verlängerten Stagnationsphase, was wiederum die interne Düngung begünstigte. Im Anhang B befinden sich diverse Zusammenstellungen zum Zustand des Greifensees und den getroffenen internen und externen Massnahmen. Sie wurden der Website des AWEL entnommen¹.

Gemäss Messungen des Gesamtphosphors (regelmässig seit 1951) und der Rekonstruktion des Gesamtphosphors (seit 1620, AquaPlus (2004)) kann der Greifensee im Sinne eines anzustrebenden Referenzzustandes als mesotrophes Gewässer eingestuft werden. Das AWEL definiert das ökologische Ziel für den Greifensee mit 25 µg P/l.

Die seit dem Jahr 2009 im Frühling installierte Belüftungsanlage hat gemäss AWEL (siehe Anhang B) zum Ziel ein für die Fische örtlich begrenztes Fischrefugium während der kritischen Sommermonaten zu schaffen. Die Belüftungsanlage befindet sich vor der Mündung des Aabaches bei Niederuster (Diffusor 1: 2'693'784 / 1'245'576, Diffusor 2: 2'694'004 / 1'245'368). Sie liegt somit in rund 475 bis 525 m Distanz zum Entnahmeort des Sedimentkernes GR22-06. Mittels Kompressoren wird in 12.5 m Tiefe Druckluft in den Wasserkörper eingebracht. Gemäss AWEL (2015) erfolgt die Bildung dieses Fischrefugiums folgendermassen: "*Die ausströmende Luft reisst kaltes, sauerstoffarmes Wasser mit an die Oberfläche, wo es sich mit dem sauerstoffreichen, warmen Wasser an der Oberfläche mischt und danach wieder in 6 bis 9 m Tiefe absinkt. Dadurch sollen auf einer Fläche von rund 1 km² günstigere Lebensbedingungen für Fische geschaffen werden. Die Sauerstoffverhältnisse im gesamten See können dadurch aber nicht wesentlich beeinflusst werden.*" Sollten mit dieser Zirkulationshilfe auch Nährstoffe (z. B. Phosphor) aus den tieferen Schichten in den lichtdurchfluteten Bereich gelangen, dann könnte damit auch das planktische Algenwachstum in den Sommer-, allenfalls auch Herbstmonaten ganz lokal begünstigt werden. Da die Belüftung jedoch nur lokal wirkt (rund 1 km² von der totalen Seeoberfläche von 8.45 km²), dürfte dies die Planktonbiomasse und die Artenzusammensetzung wohl kaum merklich mitbestimmen. Zu dieser Einschätzung kam auch Pius Niederhauser, AWEL Zürich. Trotz der nur lokal wirkenden seeinternen Massnahme sollte bei der Interpretation der Daten an die Belüftung zumindest 'gedacht' werden.

Eine kurze Sichtung der Planktondaten des Greifensees (EAWAG, Zeitperiode 2000 bis 2020, Daten vom AWEL zur Verfügung gestellt) zeigte wenige Auffälligkeiten. So wies das Taxon *Cyclotella radiosa* ab dem Jahr 2009 keine hohen Werte mehr auf wie dies in den Jahren 2004, 2006 und 2008 jeweils der Fall war. Der Rückgang dieses mesotraphenten Taxon nach 2009 kann bedingt sein, z. B. durch die erhöhten Phosphorwerte der Periode 2014-2017. Ebenso auffällig ist das Auftreten von *Aulacoseira* sp. (oft *A. granulata*) nach dem Frühling 2009. Dieses eutraphente Taxon trat zwar schon vor dem Frühling 2009 auf, aber deutlich weniger oft und mit geringeren Abundanzen. Gemäss Zählungen der EA-

WAG (Jahre 2000 - 2020) wie auch der Häufigkeitsschätzungen des AWEL (Jahre 2003 - 2021) trat *Aulacosiera* sp. nach dem Frühling 2009 im Datensatz der EAWAG insgesamt 70 mal auf (= 67 % aller 105 Vorkommen) und im Datensatz des AWEL insgesamt 44 mal auf (= 75 % aller 59 Vorkommen). Auch die Abundanzen des Taxon *Aulacoseira* sp. waren gemäss Zählungen der EAWAG nach dem Frühling 2009 im Mittel knapp doppelt so hoch (67'200 Einheiten pro Probe) wie vorher (34'500 Einheiten pro Probe). Dieses gehäufte Auftreten des Taxon *Aulacoseira* sp. seit Inbetriebnahme der Belüftungsanlage könnte nebst nährstoffbedingten Gründen auch physikalische Ursachen haben (Störungen im Epilimnion). Siehe dazu auch Kapitel 4.2 (Kieselalgen).

Der Zufluss Aabach bei Niederuster entspricht dem Ausfluss des Pfäffikersees. Die Mündung befindet sich in rund 850 m Distanz zum Entnahmeort des Sedimentkernes GR22-06. Der Aabach wies an der Stelle 046 (ID NAWA TREND) am 13.3.2019 knapp 5 % planktische Arten auf, wobei es sich um die kleine eutraphente Art *Stephanodiscus parvus* handelte (AquaPlus & PhycoEco 2021).

Der Ausfluss Glatt bei Schwerzenbach (NAWA TREND ID 044, rund 1 km Distanz zum Greifensee) enthielt in der Periode 2000-2019 im März ebenfalls gehäuft Taxa der Gattung *Stephanodiscus*, im April *Cyclotella* und im Herbst (September, Oktober, November) *Asterionella formosa* und *Fragilaria crotonensis* (Tabelle 4.1, Daten gemäss AquaPlus & PhycoEco 2021 und Datenbank AquaPlus AG). Den höchsten Anteil erreichte in der Glatt die Gattung *Stephanodiscus* am 9.3.2000 mit 34.3 %. Auf diese Saisonalität wird im Kapitel 4.2 erneut Bezug genommen.

4.2 Kieselalgen

Im Sediment des Greifensees fanden wir in den 15 untersuchten Proben insgesamt 89 Taxa, wobei pro Probe zwischen 17 und 30 Taxa und im Mittel 23 Taxa vorkamen. Die Diversität H nach Shannon & Weaver (1949) nahm Werte ein von 1.75 bis 3.6 (Mittelwert 2.9). Taxa, die mindestens einmal eine relative Häufigkeit von mehr als 10 % pro Probe erreichten, waren die eutraphenten Arten *Asterionella formosa*, *Aulacoseira granulata*, *Fragilaria crotonensis*, *Stephanodiscus alpinus* und *Stephanodiscus parvus* (*Stephanodiscus parvus/minusculus*), die mesotraphenten Arten *Cyclotella cyclopuncta* und *Tabellaria flocculosa* sowie das Taxon *Achnanthydium catenatum* (gebietsfremde Art), welches wir ökologisch ein-

Tabelle 4.1: Plankton der Glatt bei Schwerzenbach, Ausfluss des Greifensees in der Aufwuchsprobe der Periode 2000 - 2019 (Stelle NAWA TREND ID 044). Die in der Probe vorhandenen planktischen Formen wurden aus dem Greifensee abgeschwemmt. Sie geben somit einen Hinweis zur Saisonalität des Planktons im Greifensee.

Angaben als monatliche Mittelwerte der relativen Häufigkeiten pro Taxon. Fettdruck bedeutet maximale Häufigkeit. Daten gemäss NAWA (AquaPlus & PhycoEco 2021) und Datenbank AquaPlus AG, Zug.

Monat	Periode 2000-2019	März	April	September	Oktober	November
Anzahl Proben		6	1	1	3	1
<i>Stephanodiscus</i>	[%]	7.3	3.0	0.0	0.5	0.5
<i>Cyclotella</i>	[%]	0.6	10.0	1.3	1.0	0.3
<i>Asterionella formosa</i>	[%]	1.2	0.0	0.8	3.2	1.0
<i>Fragilaria crotonensis</i>	[%]	0.0	0.0	0.0	5.1	4.0

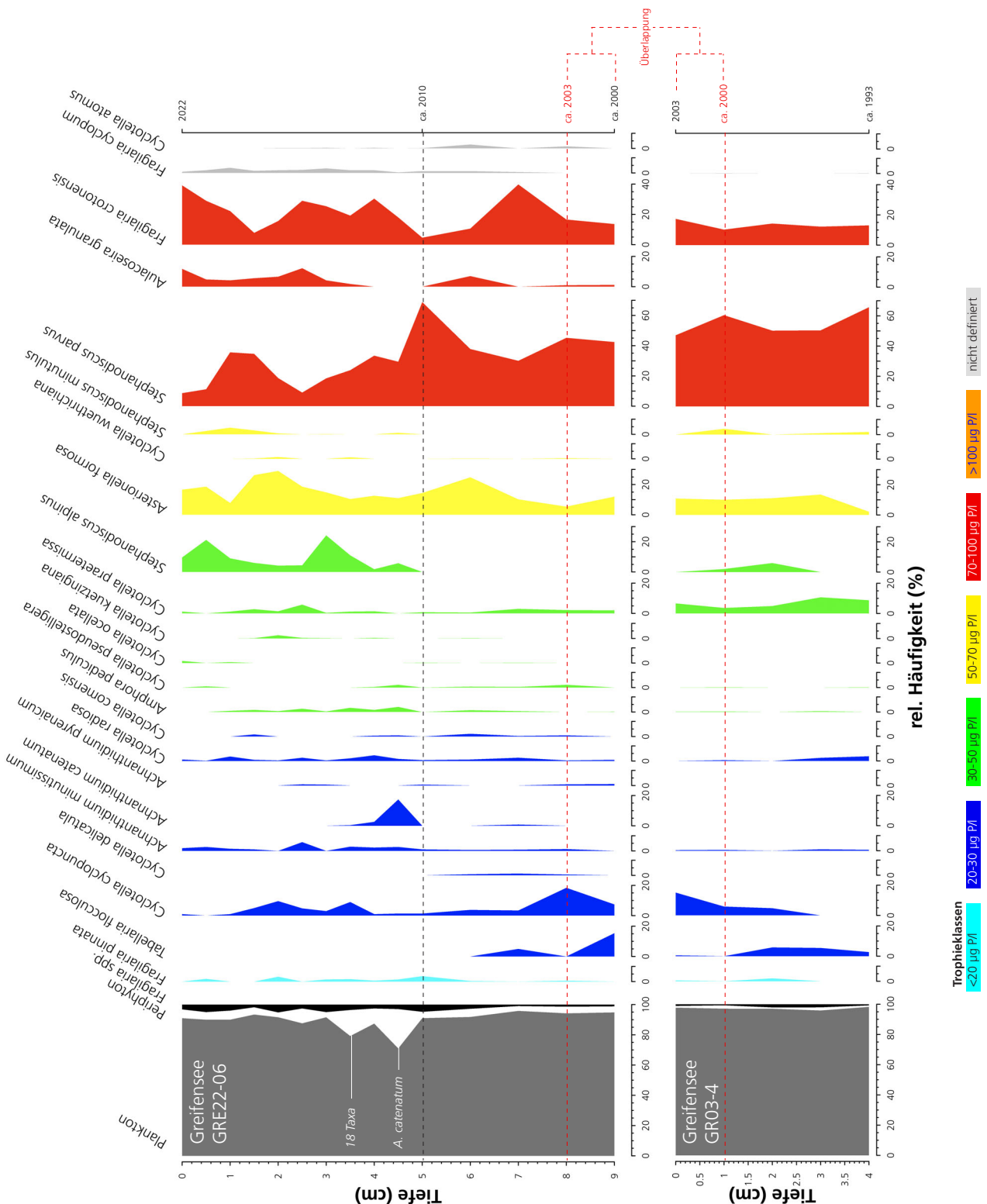


Abbildung 4.1: Oben: Kieselalgen im Sedimentkern GRE22-06 des Greifensees (Kernentnahme 8.9.2022). Aufgeführt sind die prozentual wichtigsten Taxa.

Unten: Kieselalgen im Sedimentkern GR03-4 (Kernentnahme 25.4.2003, gemäss AquaPlus (2004)). Dargestellt sind dieselben Taxa wie oben beim Kern GR22-06, wobei damals in den jüngsten 4 cm Sediment keine anderen Taxa prozentual wichtig waren.

Reihenfolge der Taxa von links nach rechts gemäss den artspezifischen TP-Optima.

stufen wie *Achnanthydium minutissimum* (die Verteilung der Arten im Tiefenprofil des Sedimentes siehe Abb. 4.1). Das dominierende Taxon war das eutrapihente Taxon *Stephanodiscus parvus* (*Stephanodiscus parvus/minutulus*) mit einem mittleren Anteil von knapp 30 % (in 15 der 15 Proben vorkommend). Etwas weniger häufig aber auch in allen 15 Proben auftretend waren die ebenfalls eutrapihenten Arten *Fragilaria crotonensis* (21 % mittlerer Wert) und *Asterionella formosa* (15 % mittlerer Wert). Das mesotrapihente Taxon *Cyclotella cyclopuncta*, welches als Optimum einen Gesamtphosphorwert von 25 µg P/l (TP-Klasse: 20 - 30 µg P/l) aufweist, trat in 14 der 15 Proben auf (Anteile von rund 1 - 18 %), aber mit einem deutlich tieferen Mittelwert von rund 5 % wie eutrapihente Arten. Damit war das mesotrapihente Taxon über die ganze Periode vorhanden, aber nie dominierend.

In den letzten rund 20 Jahren fällt auf, dass das eutrapihente Taxon *Stephanodiscus parvus* (*Stephanodiscus parvus/minutulus*) in der Tendenz abnahm und die eutrapihenten Taxa *Stephanodiscus alpinus*, *S. minutulus* und *Aulacoseira granulata* ab dem Jahr ca. 2010 oder wenig später an relativer Häufigkeit zunahm. Diese Zunahme des Taxon *Aulacoseira granulata* nach dem Jahr 2010 stimmt auch recht gut mit den Planktonzählungen der EAWAG und des AWEL überein (siehe auch Kapitel 4.1). Dieser Wechsel der Artenzusammensetzung wird wohl weniger mit der Inbetriebnahme der Belüftungsanlage (Frühling 2009) zusammenhängen, wie mit anderweitigen Faktoren (vor allem interne Düngung und Änderungen in der Dauer der Stagnation, allenfalls auch Änderungen im Verhältnis von Phosphor zu Silizium oder Phosphor zu Stickstoff, Zusammensetzung des Zooplanktons, Frassdruck etc.). Das Aufkommen der hocheutrapihenten Art *Aulacoseira granulata*, welche ein Optimum an Gesamtphosphor von 90 µg P/l (TP-Klasse: 70-100 µg P/l) hat, lässt erahnen, dass die trophischen Verhältnisse ab 2010 eher stagnierten und schlechter wurden, wie in der Periode 2000 bis 2010 (siehe auch Abb. 4.2: Trophieklassen). Offenbar wirkten sich die in Kapitel 4.1 erwähnte höhere Phosphorbelastung während der Periode 2014-2017 auch auf das Plankton aus. Das Auftreten von *Aulacoseira granulata*, die im Vergleich zu *Cyclotella cyclopuncta* oder anderen ähnlichen *Cyclotellen* grösser ist und Kolonien bildet, benötigt aber um nicht abzusinken häufigere Durchmischungen (physikalische Störungen), um sich in der euphotischen (lichtdurchfluteten) Zone halten zu können (Pannard et al. 2008). Es ist also gut vorstellbar, dass auch andere, allenfalls ergänzende Faktoren wie nur die höheren Phosphorwerte für dieses Aufkommen von *Aulacoseira granulata* nötig waren. Dieser Sachverhalt zeigt, dass das Aufkommen oder Verschwinden von Arten im Plankton komplex ist und oft nicht nur durch einen Faktor ausgelöst wird.

Auffällig ist auch das Verschwinden der mesotrapihenten Art *Tabellaria flocculosa*. Trat es in den Tiefenstufen von 7.5-8 cm und 9-10 cm noch auf, verschwand es anschliessend komplett in den Sedimentproben der jüngeren Schichten (Abb. 4.1). Während in den Planktondaten des AWEL keine *Tabellaria* erfasst wurden, trat das Taxon *Tabellaria*, *Tabellaria fenestrata* und *T. flocculosa* in den Zählungen der EAWAG mehrmals auf, wobei in der Periode 2000 bis und mit 2003 mit 30 der total 42 Vorkommen gehäuft (entspricht um die Tiefenstufe 8 cm und tiefer). Mit den Taxabezeichnungen *Tabellaria flocculosa* und *T. fenestrata* kann je nach Lite-

ratur durchaus dasselbe Taxon gemeint sein. Ein wichtiger Unterschied im präparierten Zustand zwischen den beiden Taxa ist, dass die mittlere Aufweitung bei *T. flocculosa* deutlich grösser ist im Vergleich zur Breite der beiden Enden. Demgegenüber weisen bei *T. fenestrata* die Enden eine gleich breite Ausdehnung auf wie die Aufweitung in der Mitte der Schale (Heudre et al. 2021). Im Kern des Jahres 2003 trat das Taxon in den obersten 5 cm Sediment (ca. 1993 - 2003) auch auf, aber mit geringeren Anteilen (Abb. 4.1). Das Verschwinden der mesotraphen Art *Tabellaria flocculosa* vor 2010 könnte also durchaus mit der höheren Phosphorbelastung der Jahre 2014-2017 zusammenhängen.

Bemerkenswert ist auch das gehäufte Auftreten der gebietsfremden Art *Achnantheidium catenatum* (*Achnanthes catenata*). Dieses (vermutlich planktische) Taxon trat in 4.5-5 cm Tiefe abrupt mit hoher Häufigkeit von 17.4 % auf (siehe auch Abb. 3.1 und 4.1). In den beiden angrenzenden jüngeren Schichten war es noch vorhanden, aber deutlich weniger oft (0.4 - 2.6 %). In den Zählungen der EAWAG wies das Taxon *Achnanthes* sp. am 7.9.2010 auch sehr hohe Abundanzen auf, so dass wir davon ausgehen, dass es sich auch um *Achnantheidium catenatum* gehandelt haben muss. Dieses Taxon ist in der Schweiz seit dem Jahr 2001 bekannt. Es trat damals im Plankton des Neuenburgersees Anfang Oktober 2001 in sehr hoher Dichte auf (Straub 2002). Wie das Taxon sich verbreitet ist nicht bekannt. Es ist aber sicher sehr gut vorstellbar, dass die Verbreitung des kleinen Taxon (um 10 bis 18 µm Länge) z. B. durch Wasservögel (Kot, Algen im Gefieder etc.), aber auch durch den Menschen (Wanderboote etc.) oder mit dem Wind erfolgen kann.

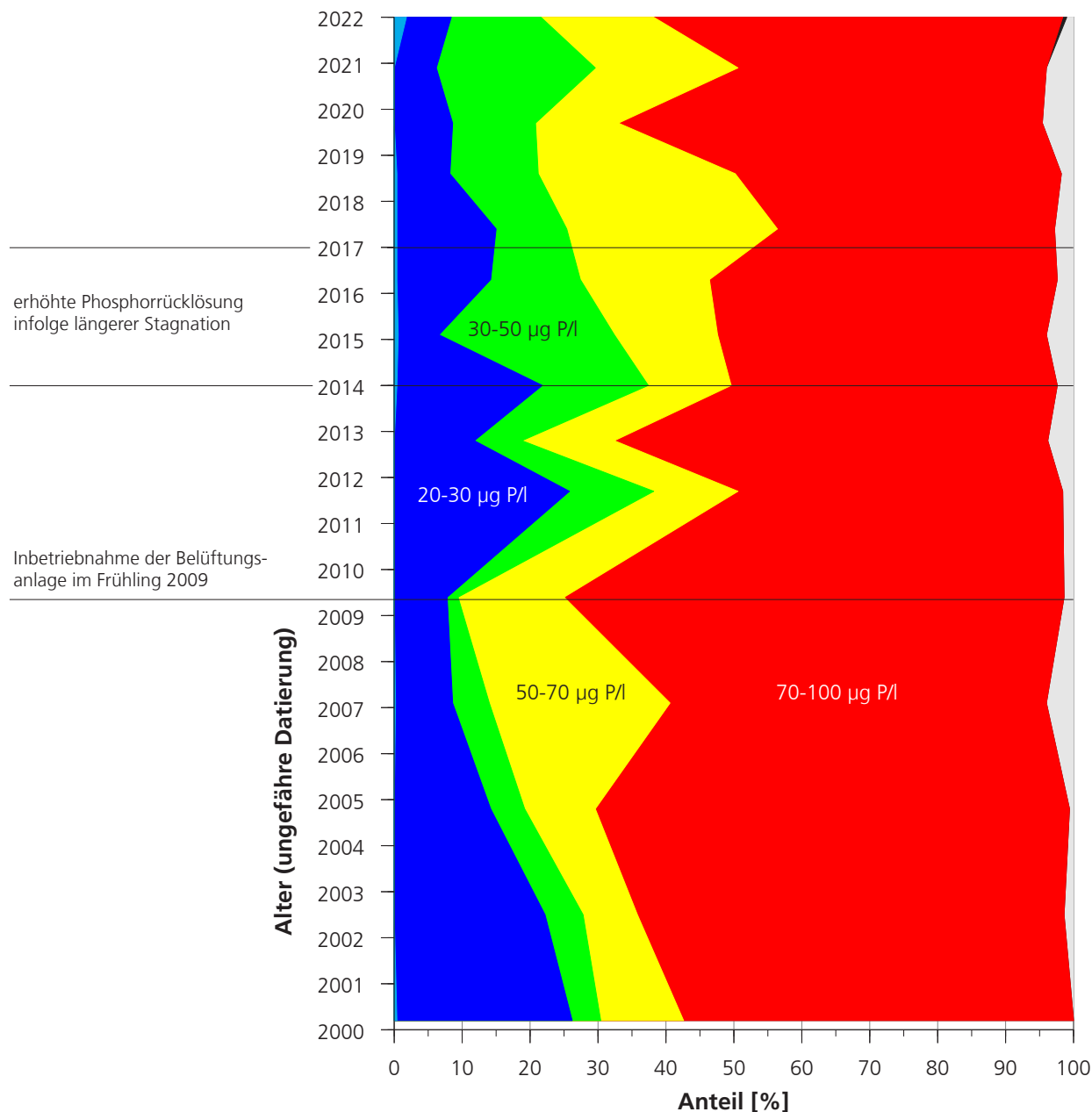
Als weitere Auffälligkeit erscheint uns die Zunahme des Anteils des Periphytons (Aufwuchsarten) ca. seit dem Jahr 2010. Auch wenn das Taxon *Achnantheidium catenatum*, welches in der Tiefe von 4.5 cm zum Maximalwert des Anteils des Periphytons wesentlich beitrug, war in den folgenden Jahren das Periphyton deutlich höher wie in den tieferen Schichten. In der Tiefe von 3.5 cm waren es sogar 18 Aufwuchsarten. Diese Zunahme des Anteils des Periphytons hatte auch Auswirkungen auf die mittleren Taxazahlen sowie die mittlere Diversität H der Proben:

Tiefenstufe 0 - 5 cm (ca. 2010-2022):	24 Taxazahl	3.08 Diversität H
Tiefenstufe >5 - 10 cm (ca. 2000-2009):	20 Taxazahl	2.46 Diversität H

Die Artenvielfalt und die Diversität pro Probe war somit seit ca. dem Jahr 2010 infolge Zunahme der Aufwuchsarten höher wie vorher. Gründe dafür sind schwierig zu eruieren. Denkbar sind mehrere Faktoren wie vermehrt starke Winde, welche Uferalgen ins Plankton verfrachten, grössere Sichttiefen, so dass flächenmässig die Uferalgen zusammen höhere Bedeutung erlangten, lokale Auswirkung der Belüftungsanlage (Distanz zum Kern ca. 500 m) oder auch infolge geringerer Dominanz von *Stephanodiscus parvus* eine höhere Wahrscheinlichkeit für wenig häufige Arten in die Zählung von 500 Schalen zu gelangen.

Saisonalität

Das Auftreten der Arten im Jahresverlauf (Saisonalität) kann basierend auf den untersuchten Sedimentproben nicht eruiert werden. Diese Information kann aber aus den Plankton-Zählungen der EAWAG (Jahre 2000 - 2020) und den Aufwuchsproben in der Glatt (Seeauslauf) gelesen werden. Auf Ebene der Gattungen trat



Bedeutende Taxa pro Trophieklasse

Trophieklasse	Plankter cf = Bestimmung unsicher	Vorkommen [%] 100 % = 15 Proben	mittlere ¹ / maximale Häufigkeit [%]
<20 µg/l P	<i>Cyclotella cf. gordonensis</i>	13	0.4 / 0.4
20 bis <30 µg/l P	<i>Cyclotella cyclopuncta</i>	93	5.0 / 18.4
	<i>Cyclotella radiosa</i>	100	1.3 / 3.8
	<i>Tabellaria flocculosa</i>	13	10.2 / 15.4
30 bis <50 µg/l P	<i>Cyclotella ocellata</i>	27	0.6 / 1.4
	<i>Cyclotella praetermissa</i>	87	1.8 / 5.8
	<i>Stephanodiscus alpinus</i>	67	9.7 / 24.2
50 bis <70 µg/l P	<i>Asterionella formosa</i>	100	15.5 / 29.0
	<i>Stephanodiscus cf. minutulus</i>	40	1.8 / 4.4
70 bis <100 µg/l P	<i>Aulacoseira granulata</i>	73	5.5 / 12.2
	<i>Fragilaria crotonensis</i>	100	21.4 / 39.8
	<i>Stephanodiscus cf. parvus</i>	100	29.8 / 68.8
≥100 µg/l P	keine Plankter	-	- / -

Abbildung 4.2: Anteil der Trophieklassen im Sedimentkern GRE22-06, basierend auf den artspezifischen Optima des Gesamtphosphors.

¹ die mittlere Häufigkeit bezieht sich auf Proben mit Vorkommen des Taxon.

gemäss Planktonzählungen als erste Gattung *Stephanodiscus* (Februar bis April), dann *Cyclotella* (März bis Mai), *Asterionella* (März - April) und *Fragilaria* (eher Juni bis November) zeitlich nacheinander auf. Diese Reihenfolge respektive diese Saisonalität zeigen auch die Aufwuchsproben in der Gatt bei Schwerzenbach (Tab. 4.1). Die Frage nach Saisonalitäten ist insofern von Bedeutung, weil vor allem die Vertreter der Gattungen *Stephanodiscus* (v.a. *Stephanodiscus minutulus* und *S. parvus*) und *Cyclotella* (v.a. *Cyclotella cyclopuncta*) verschiedene trophische Zustände indizieren. Damit stellt sich die Frage wie diese Koexistenz der beiden ökologisch unterschiedlichen Taxa erklärt werden kann. Einerseits ist *Stephanodiscus* als eutraphente Art sehr tolerant und vermag sich auch im mesotrophen Bereich lange zu halten. Demgegenüber kommt *Cyclotella* wohl schon im leicht eutrophen Zustand vor, aber ist vermutlich konkurrenzschwach. Andererseits erscheinen eben zumindest die kleinen Taxa *Stephanodiscus minutulus* und *S. parvus* sehr früh im Jahr, weil dann infolge der Zirkulation noch Phosphat im lichtdurchfluteten Epilimnion vorhanden ist. Diese kleinen Formen dürften in der Lage sein, sich innert sehr kurzer Zeit (Wochen) sehr stark zu vermehren und damit den biologisch verfügbaren Phosphorgehalt im Epilimnion stark zu reduzieren. Damit dürften im Epilimnion im Frühling und in den Folgemonaten Verhältnisse mit wenig Phosphor vorhanden sein, so dass die mesotraphenten und konkurrenzschwächeren *Cyclotella*-Arten mit geringerer Dichte aufkommen können. Mit Sicherheit spielen aber auch andere Faktoren eine Rolle (Temperatur, Durchmischung, Licht, Zooplankton, Krankheiten etc.). Diese Koexistenz von zwei ökologisch unterschiedlichen Arten beobachteten wir auch in anderen Seen, trotz jahrelangem Zustand der Mesotrophie (Pfäffikersee, Türlensee, Fählensee). Gemäss den chemischen Messungen des AWEL während der Periode 2003-2022 kann für den Greifensee gezeigt werden, dass in den Wintermonaten Dezember, Januar und Februar der über die Tiefe volumengewichtete mittlere Phosphatgehalt mit Werten von 40-80 $\mu\text{g P/l}$ deutlich höher ist wie im April mit Werten um 5-20 $\mu\text{g P/l}$ (Abb. 4.3). Damit sind ideale Verhältnisse vorhanden, so dass sich im Winter

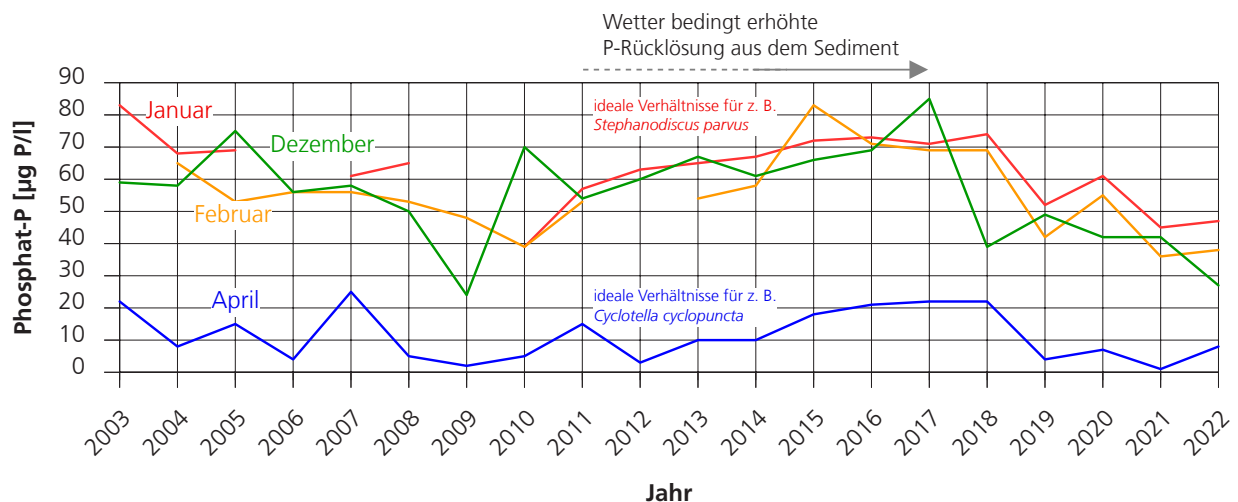


Abbildung 4.3: Verlauf der pro Monat gemessenen und über die Tiefe volumengewichteten mittleren Phosphatwerte der Periode 2003 bis 2022. Gezeigt werden die Wintermonate Dezember, Januar und Februar mit eutrophen Verhältnissen (rund 40-80 $\mu\text{g P/l}$, ideal für kleine *Stephanodiscus* Arten) und der April mit mesotrophen Verhältnissen (rund 5-20 $\mu\text{g P/l}$, ideal für kleine mesotraphente *Cyclotella* Arten).

zuerst das eutraphente Taxon *Stephanodiscus parvus / minutulus* entwickeln kann und dann nachher in deutlich anderem trophischen Milieu das mesotraphente Taxon *Cyclotella cyclopuncta*. Im Sediment allerdings erscheinen dann akkumuliert beide Taxa zusammen.

Biovolumen

2 Die Viskosität bezeichnet die Zähflüssigkeit von Flüssigkeiten und Gasen (Fluiden). Je höher die Viskosität ist, desto dickflüssiger (weniger fließfähig) ist das Fluid; je niedriger die Viskosität, desto dünnflüssiger (fließfähiger) ist es (Angaben gemäss: <https://de.wikipedia.org/wiki/Viskosität>). Die Viskosität ist von der Temperatur abhängig. So sinken Partikel (z. B. Plankter) in warmem Wasser schneller ab wie in kaltem und daher zähflüssigerem Wasser. Wärmeres Wasser fördert somit Plankter die dank ihrer Körperform und -grösse, Kolonienbildung, Schwefebefortsetzungen, allenfalls dank aktiver Bewegung oder geringerem spezifischen Gewicht (Öltröpfchen, Gaseinlagerungen in Vakuolen etc.) weinger schnell absinken.

Die Änderungen der Artenzusammensetzungen im Plankton während der letzten rund 20 Jahre bewirkte auch eine Änderung der Grösse der Organismen. Es gilt dabei zu beachten, dass sich die Auswertung der Biovolumen und damit indirekt die Grösse der Organismen gemäss Rimet et al. (2010) auf Standardvolumen bezieht. So nahmen basierend auf dieser Auswertung gemäss Abbildung 4.4 die kleinen Formen mit einem Biovolumen von < 300 µm³ ab und die grossen Formen von ≥ 300 µm³ zu. Siehe dazu auch Anhang D, mit zwei typischen Bildern von Gesichtsfeldern der Tiefenstufen 9-10 cm (Probe 18, ca. Jahr 2000) und 0-0.5 cm (Probe 1, 2022). Die effektiven Verhältnisse im lebenden Plankton dürften noch stärker ausgefallen sein. Dies weil einige der grossen Formen wie z. B. *Asterionella formosa*, *Aulacoseira granulata*, *Fragilaria crotonensis* oder *Tabellaria flocculosa* Kolonien bilden, welche schon in der Rohprobe und daher auch im Präparat nicht mehr vorhanden sind oder zerbrochen waren. Die kleinen Formen wie z. B. *Stephanodiscus parvus* bilden aber keine Kolonien. Nebst Änderungen im Phosphorgehalt dürften die Viskosität² des Wassers, der Frassdruck durch das

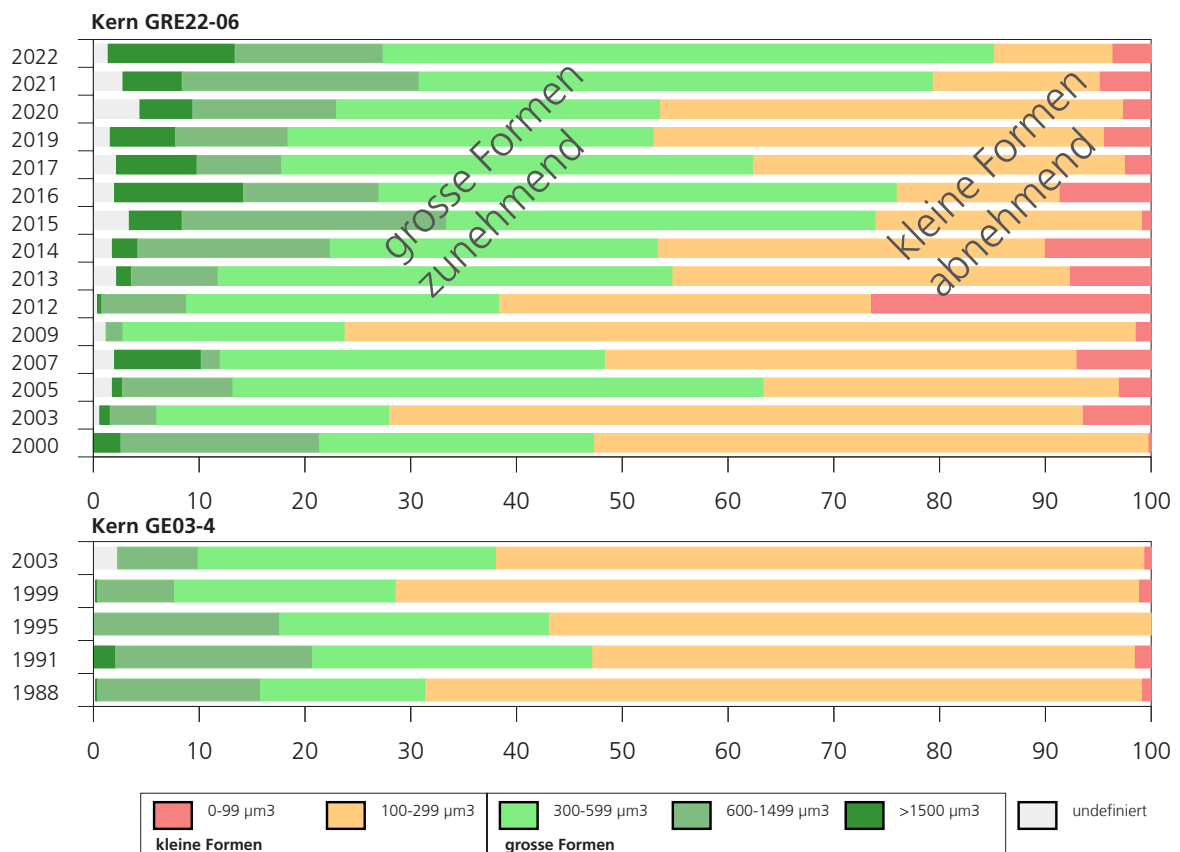


Abbildung 4.4: Entwicklung des Biovolumens nach Rimet (2010) in den Kernen GRE22-06 (Kernentnahme 2022, 15 Proben) und GE03-4 (Kernentnahme 2003, obersten 5 Proben). Horizontale Achsen stellen Prozente der Biovolumenklassen dar.

Kleine Formen: *Stephanodiscus parvus*, *S. minutulus*, kleine *Cyclotellen*

Grosse Formen: *Asterionella formosa*, *Aulacoseira granulata*, *Fragilaria crotonensis*, *Stephanodiscus alpinus*, *Tabellaria flocculosa*

Zooplankton, die Dauer der Stagnationsphase sowie weitere Faktoren diese Größenänderungen bedingen. Die kleinen Formen dürften eher schnell vermehrend sein, während die grossen Arten für den Zellaufbau mehr Silizium benötigen und damit vermutlich längere Generationszeiten haben.

4.3 Rekonstruktion des Gesamtphosphors

Die Rekonstruktion des Gesamtphosphors basierend auf den im Sediment eingelagerten Kieselalgen befindet sich in Abb. 4.5. Der Verlauf zeigt, dass seit dem Jahr 2000 bis ins Jahr ca. 2014 die Kieselalgen in etwa immer ähnliche Phosphor-

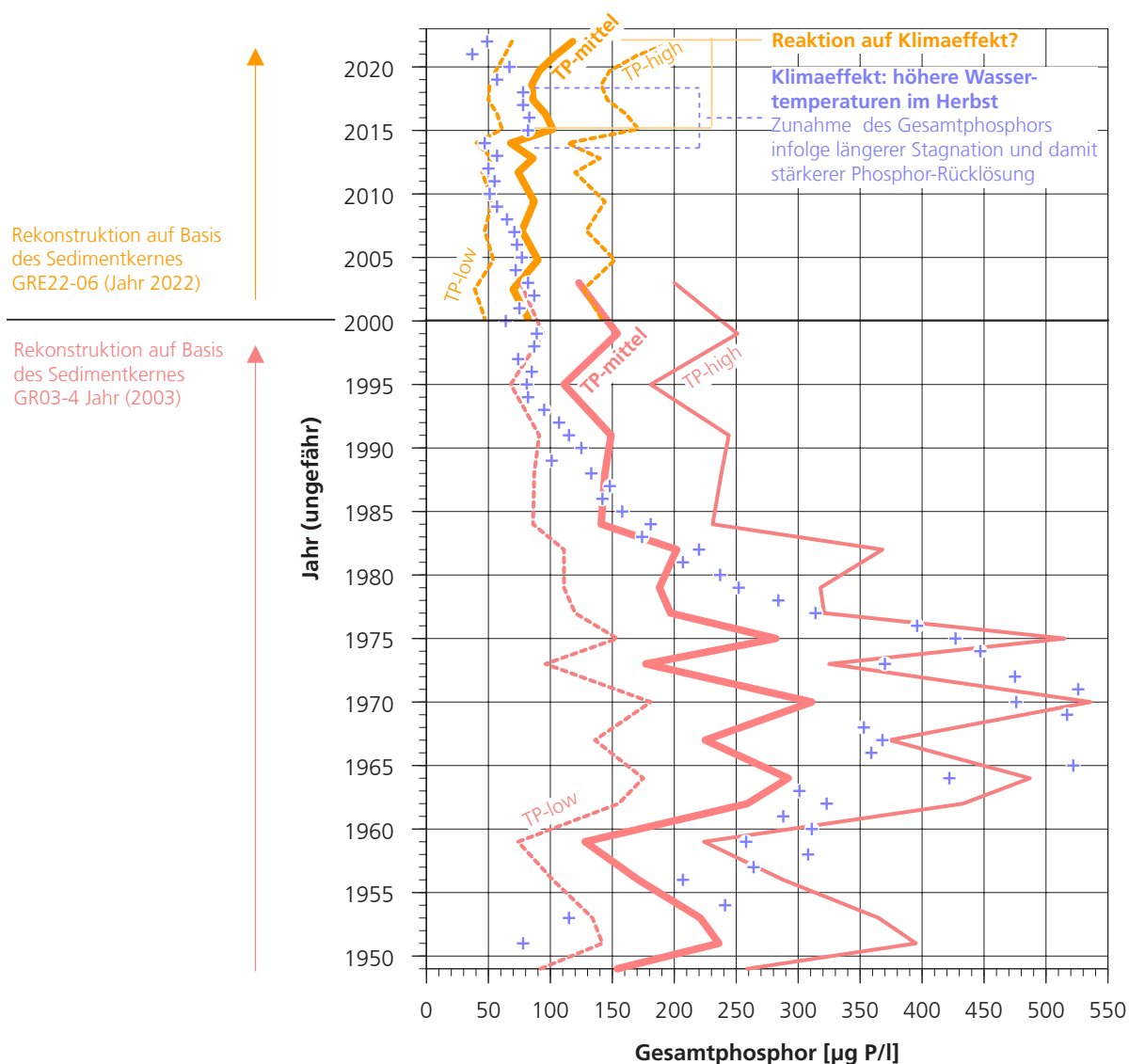


Abbildung 4.5: Rekonstruktion des Gesamtphosphors im Greifensee basierend auf im Sediment eingelagerten Kieselalgen. Gezeigt sind die aktuelle Rekonstruktion der letzten rund 20 Jahre sowie die Rekonstruktion basierend auf dem Kern aus dem Jahr 2003 (AquaPlus 2004).

Messwerte des Gesamtphosphors (blaue Kreuze, volumengewichtete Frühjahrs-Zirkulationswerte) gemäss AWEL, TP-Rekonstruktion durch Prof. A. Lotter, Luzern.

werte indizieren (TP-mittel: 79 $\mu\text{g P/l}$, TP-low 47 $\mu\text{g P/l}$), wobei die Messwerte zwischen den beiden Kurven TP-low und TP-mittel sich befinden. Anschliessend erhöht sich der rekonstruierte Wert des Gesamtphosphors kontinuierlich (TP-mittel: 97 $\mu\text{g P/l}$, TP-low 58 $\mu\text{g P/l}$). Damit bildet der Verlauf der Rekonstruktion zumindest für die Jahre 2000 bis ca. 2018 in etwa denselben Verlauf wie die gemessenen Werte. Ab ca. 2018 nahm dann aber der rekonstruierte Gesamtphosphor deutlich zu, während die Messwerte erkennbar abnahmen. Die Zunahme der Messwerte in der Periode 2014-2017 hat mit der höheren Phosphat-Rücklösung infolge längerer Stagnation zu tun. Während der Gesamtphosphorgehalt des Greifensees sich seit 2019 schnell wieder auf Werte um 50 $\mu\text{g P/l}$ absenkte, reagierten die Kieselalgen noch nicht und indizieren deutlich höhere Werte. Offenbar sind die Verhältnisse noch deutlich zu eutroph, so dass die eutraphenten Taxa dominieren und die schwach eutraphenten bis mesotraphenten Arten noch keine hohen Abundanzen erreichen können.

5 Fazit

Im Greifensee nahm seit den 1970er Jahren der gemessene Phosphorgehalt mit wenigen Ausnahmen stetig ab. Das Folgejahr wies oft einen tieferen Phosphorgehalt auf wie das Vorjahr (Abb. 4.5). Die Kieselalgen haben den vorangegangenen Weg der Eutrophierung wie auch den Rückgang des Phosphorgehaltes ('Oligotrophierung') im Grossen und Ganzen gut abgebildet. In den letzten rund 25 Jahren war diese stetige Abnahme des gemessenen Phosphorgehaltes aber einmal nicht der Fall. So stieg der Gesamtphosphor in den Jahren von 2015-2018 deutlich an. Die Kieselalgen indizierten einen mehr oder weniger gleichbleibenden Phosphorgehalt, respektive in den Jahren nach ca. 2018 stieg der rekonstruierte Phosphorgehalt sogar deutlich an. Bei beiden Anstiegen des gemessenen Phosphorgehaltes dürfte das Wetter, respektive aus zeitlicher Distanz betrachtet der Klimawandel eine wesentliche Rolle spielen. Wie in den vorangegangenen Kapiteln beschrieben bedingen höhere Lufttemperaturen bis in den Herbst hinein Änderungen in den Wassertemperaturen im Epilimnion, was wiederum eine Verlängerung der sommerlichen Stagnationsphase bedeutet. Eine Verlängerung der Stagnationsphase bewirkt bei Seen wie dem Greifensee, welcher im Sommer im Tiefenwasser kein Sauerstoff aufweist, eine länger andauernde Phosphor-Rücklösung. Damit konzentriert sich der Phosphor stärker auf, was bei der winterlichen Zirkulation zu höheren Phosphorgehalten auch im lichtdurchfluteten Oberflächenwasser führt. Infolge milder Wintertemperaturen gibt es vermutlich kaum eine nennenswerte Winterschichtung und schon gar nicht mehr eine Eisbildung, welche für das Algenwachstum hinderlich wäre. Diese Verhältnisse sind dann im Spätwinter (z. B. ab Februar) für r-Strategen ideal, wie z. B. die eutraphenten Kieselalgen *Stephanodiscus parvulus* / *minutulus*. r-Strategen sind Arten von kleiner Grösse, die konkurrenzstark sind, sich schnell fortpflanzen, dafür infolge hoher Sterblichkeit eine kurze Lebensdauer haben. Auch wenn dann nach Jahren mit

deutlich wärmeren und windärmeren Sommer- und Herbstmonaten wieder 'Normaljahre' folgen, sind im Greifensee die Phosphorgehalte noch deutlich hoch genug, so dass die eutraphenten Arten dominieren (Abb. 4.1 und 4.2). Die dominierenden r-Strategen zehren dann im Spätwinter und Anfang Frühling infolge der sehr hohen Zelldichte viel Phosphor weg, so dass im Oberflächenwasser eher mesotrophe Verhältnisse vorherrschen. Diese eher nährstoffarmen Bedingungen erlauben es dann ab Frühling Arten wie die mesotraphente *Cyclotella cyclopuncta* aufzukommen, wenn auch in deutlich geringerer Zelldichte.

Die Kieselalgen zeigten aber in den letzten rund 20 Jahren noch einen anderen Aspekt. So änderte sich die Zusammensetzung der Arten, indem die kleinen Formen mit einem Biovolumen von $< 300 \mu\text{m}^3$ über die Zeit abnahmen und die grossen Formen ($\geq 300 \mu\text{m}^3$) zunahm. Mit diesem Aspektwechsel nahmen neben der eher grossen Form *Stephanodiscus alpinus* vor allem Kolonien bildende Arten zu. Es sind dies vor allem *Fragilaria crotonensis*, *Asterionella formosa* und *Aulacoseira granulata*. Eine offensichtliche Erklärung für diesen Aspektwechsel erkennen wir nicht, handelt es sich doch bei all diesen Arten auch um eutraphente Arten. Denkbar sind der Frassdruck (Änderungen im Zooplankton), die geringere Viskosität infolge wärmerem Wasser oder die vermutlich länger dauernde Phase der Stagnation. Im Weiteren nahm auch der Anteil der Aufwuchsarten (Periphyton) in den letzten rund 10 bis 15 Jahren deutlich zu. Auch diese Änderung ist nicht wirklich erklärbar. Gut denkbar sind infolge der Abnahme der Algenbiomasse in den Sommermonaten eine geringere Trübung in den Sommermonaten und damit einhergehend eine Besiedlung der Aufwuchsarten in grösserer Tiefe. Möglicherweise handelt es sich aber 'bloss' um eine relative Zunahme des Periphytons, weil die Dominanz der k-Strategen mit hoher Zelldichte abnahm. Der geringere Anteil von *Stephanodiscus parvus* führt dann dazu, dass andere immer schon vorhandene Arten mit der Zählung von 500 Schalen erfasst werden.

Mit diesem Aspektwechsel zeigt sich, dass sich im Greifensee die Lebensgemeinschaft der Kieselalgen über die letzten rund 20 Jahre deutlich änderte, sei es hinsichtlich der Artenzusammensetzung, des Biovolumens, des Anteils des Periphytons wie vermutlich auch der Dynamik (Abnahme der r-Strategen). Die Änderungen vollziehen aber im Wesentlichen immer noch zum Teil deutlich eutraphente Arten. Die mesotraphenten Arten sind wohl vorhanden, aber mit geringem Anteil.

Damit zeigt sich, dass der Weg der Eutrophierung sich nicht zwingend mit gleicher Geschwindigkeit und derselben Artenabfolge umkehren lässt. Zumindest die Kieselalgen reagieren im Greifensee verzögert, z. T. bedingt durch den Klimawandel. Dies hat zur Konsequenz, dass die Rekonstruktion des Gesamtphosphors wie es das Modell von Lotter et al. (1998) für die Eutrophierung relativ gut ermöglicht, offenbar aber die Oligotrophierung zeitlich nur verzögert nachvollzogen werden kann. Ähnliche Situationen zeigten sich im seit rund 20 Jahren mesotrophen Pfäffiker- und Türlensee (AquaPlus 2023a und b). Die eutraphenten Arten werden vermutlich erst aus dem Gewässer verdrängt, wenn der Gesamtphosphorwert über eine lange Zeit sehr tief ist ($\leq 15 \mu\text{g P/l}$) und gleichzeitig kein sauerstoffloses Tiefenwasser mit Phosphor-Rücklösung vorhanden ist. Im Bodensee zumindest nahm im Sediment unter diesen Umständen ($< 10 \mu\text{g P/l}$, permanent Sauerstoff im Tiefenwasser) das eutraphente Taxon *Stephanodiscus minutulus*

massiv ab (< 5 % Anteil) und das mesotraphente Taxon *Cyclotella cyclotella* deutlich zu (> 20 % Anteil) (SeeWandel 2023). Der Klimawandel wirkt sicher bremsend auf den Prozess der Oligotrophierung; dies zumindest bei Seen mit sauerstofflosem Tiefenwasser in den Sommermonaten.

6 Literatur

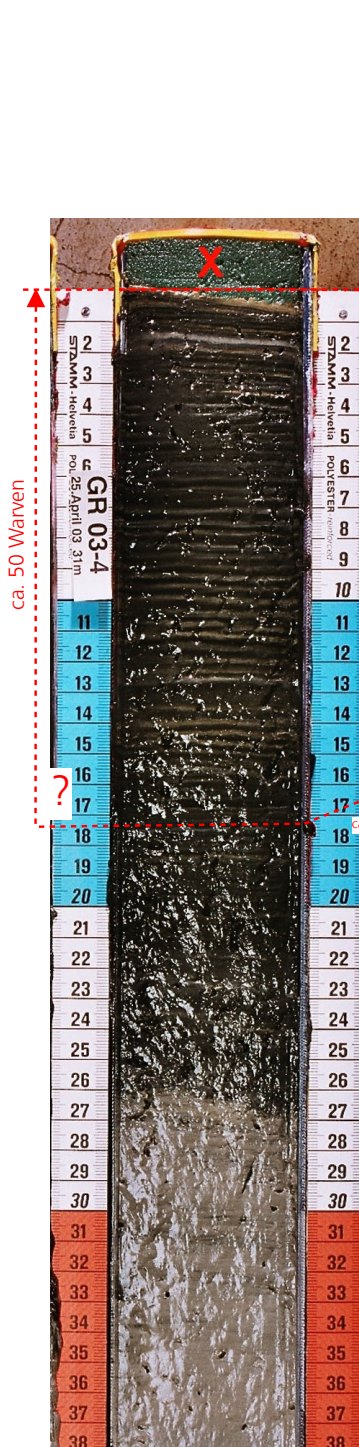
- AWEL (2015): Belüftungsanlage Greifensee. Kanton Zürich, Baudirektion, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft AWEL, Abteilung Gewässerschutz. 1 Seite.
- AWEL (2023): Wasser und Gewässer 2022. Kanton Zürich, Baudirektion, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft AWEL, Abteilung Gewässerschutz, Dr. Andrew Faeh, Stampfenbachstrasse 14, CH-8090 Zürich. 131 Seiten.
- AquaPlus (2004): Entwicklung des Gesamtphosphors im Greifensee anhand der im Sediment eingelagerten Kieselalgen. Im Auftrag der Baudirektion des Kantons Zürich, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft AWEL, Abteilung Gewässerschutz, Hardturmstrasse 105, CH-8005 Zürich. 68 Seiten, Bericht und Anhang.
- AquaPlus (2021): Trophieverhältnisse Fählensee: Entwicklung des Nährstoffgehaltes seit dem 15. Jahrhundert. Untersuchung eines Seesedimentkernes mittels Kieselalgen zur Rekonstruktion des Gesamtphosphors. Fachbericht erstellt im Auftrag des Bau- und Umweltsdepartementes, Kanton Appenzell Innerrhoden, Gaiserstrasse 8, CH-9050 Appenzell. 31 Seiten, Bericht und Anhang.
- AquaPlus (2023a). Rekonstruktion des Gesamtphosphors des Pfäffikersees mittels im Sediment eingelagerten Kieselalgen. Entwicklung seit dem Jahr 2000. Im Auftrag der Baudirektion des Kantons Zürich, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft AWEL, Abteilung Gewässerschutz, Hardturmstrasse 105, CH-8005 Zürich. 29 Seiten, Bericht und Anhang.
- AquaPlus (2023b): Rekonstruktion des Gesamtphosphors des Türlersees mittels im Sediment eingelagerten Kieselalgen. Entwicklung seit dem Jahr 2000. Im Auftrag der Baudirektion des Kantons Zürich, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft AWEL, Abteilung Gewässerschutz, Hardturmstrasse 105, CH-8005 Zürich. 31 Seiten, Bericht und Anhang.
- AquaPlus & PhycoEco (2021): NAWA TREND Biologie 2019, Teil Diatomeen und Äusserer Aspekt. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU). 62 Seiten, Bericht und Anhang.
- Heudre D., Wetzel C.E., Lange-Bertalot H., Van de Vijver B., Moreau L., Ector L. 2021. A review of Tabellaria species from freshwater environments in Europe. *Fottea*. 21(2): 180-205.
- Hofmann, G., Werum, M. & Lange-Bertalot, H. (2013): Diatomeen im Süßwasser - Benthos von Mitteleuropa. Bestimmungsflora Kieselalgen für die ökologische Praxis. Über 700 der häufigsten Arten und ihre Ökologie. 2. korrigierte Auflage. Koeltz Scientific Books, Königstein, 908 Seiten.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1986-1991): Bacillariophyceae. In: Ettl H. Gerloff J. Heynig H.& Mollenhauer D. (eds.): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 1-4, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Lotter, A.F. Birks, J. Hofmann, W. & Marchetto, A. (1998): Modern diatom, cladocera, chironomid, and chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps. II. Nutrients. *J. Paleolimnol.* 19: 443-463.

Anhang A

Datierung Sedimentkern GRE22-06

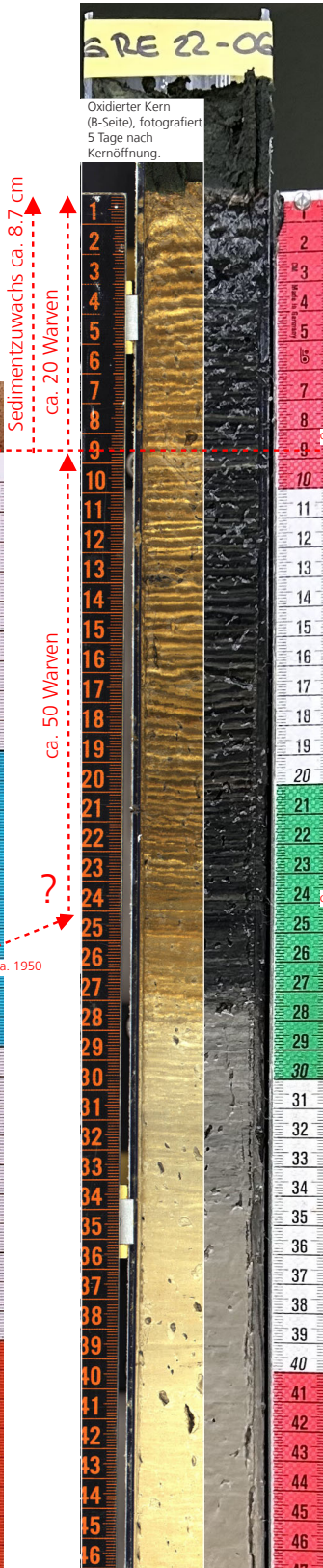
GR 03-4

Dieser Kern wurde für die TP-Rekonstruktion im Jahr 2003 verwendet. Die Sedimentationsraten der obersten 10 cm Sediment betrug im Mittel 3.3 mm/Jahr (2.5 - 5.0 mm/Jahr).

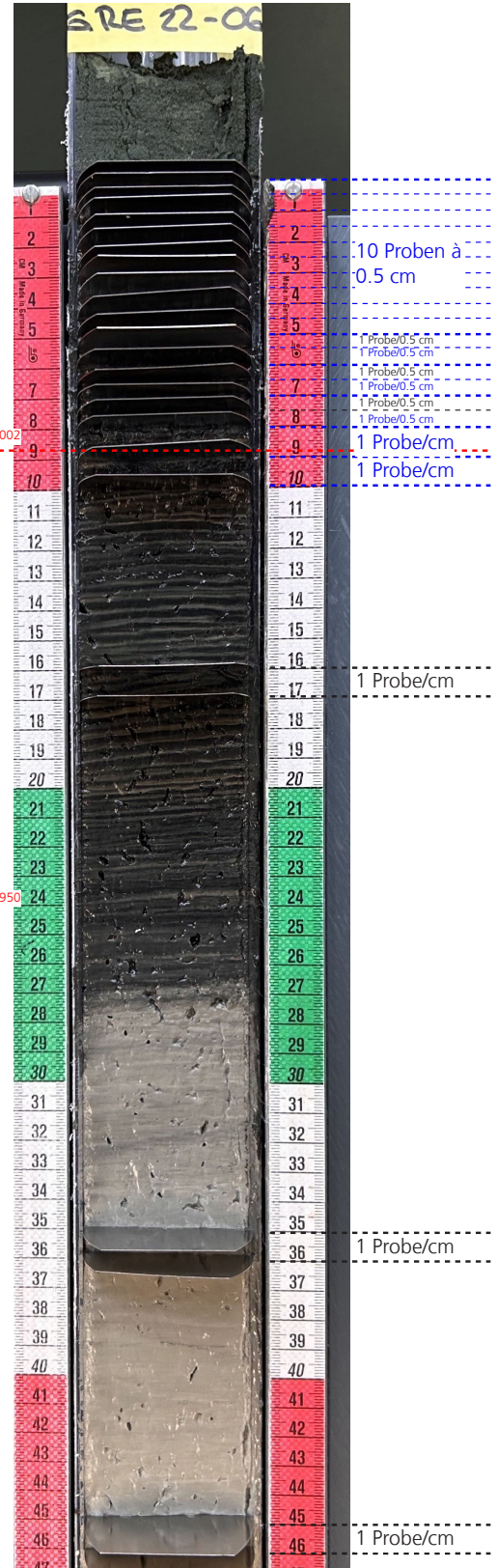


GRE22-06B/A

Im oxidierten Kern (B-Seite, entnommen im Jahr 2022) können die Warven recht gut gezählt werden. Der Sedimentzuwachs dürfte demnach seit dem Jahr 2002 (ca. 20 Warven) rund 8.7 cm gewesen sein (= 4.35 mm/Jahr). Es wurden 21 Proben entnommen (blau: Auswahl der untersuchten 15 Proben).



GRE22-06A



Anhang B

Charakterisierung des Greifensees

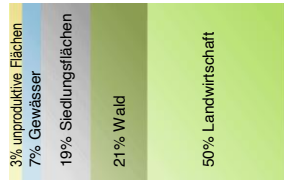
- Zustand des Greifensees (1 Seite)
- Beurteilung des Seezustandes (1 Seite)
- Entwicklung des Phosphorgehaltes im Greifensee seit 1620 (1 Seite)
- Entwicklung des Chlorophyllgehaltes (1 Seite)
- Belüftungsanlage Greifensee (1 Seite)

Greifensee



Einzugsgebiet

Fläche total: 168.7 km²



Quelle: Areasstatik 92/97 GEOSTAT

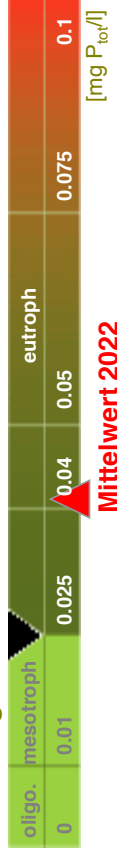
Höhenlage	435 m ü. M.	Seeabfluss	Glatt
Seeoberfläche	8.45 km ²	Q_{mittel}	4080 l/s
Maximale Tiefe	32.3 m	Q₃₄₇	1380 l/s
Mittlere Tiefe	17.6 m	Aufent-	ca. 420 Tage
Seevolumen	148.5 Mio m ³	haltszeit	

Beurteilungsskala: für Details siehe Mess- und Beurteilungsmethoden Seen

Koordinaten Messstelle (tiefste Stelle) 693'650 / 245'075

Gesamtphosphor Greifensee

Ökologisches Ziel: 0.025

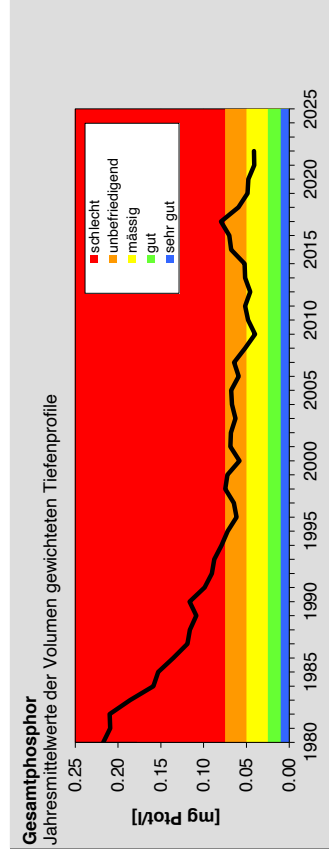
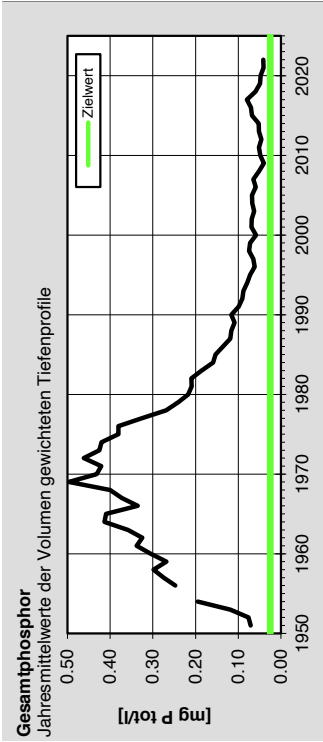


Handlungsbedarf:

- Die Massnahmen in der Siedlungsentwässerung und der Landwirtschaft zur weiteren Reduktion der Phosphoreinträge sind weiter fortzusetzen
- Weiterer Betrieb der Belüftungsanlage zur Schaffung eines örtlich begrenzten Fischrefugiums

Wichtige Ereignisse:

- 1941: Schutzverordnung Greifensee
- 1956-1972: Bau von Abwasserreinigungsanlagen (ARA) im Einzugsgebiet des Greifensees
- 1994: Revision Greifenseeschutzverordnung
- August 1999: grosses Felchensterben aufgrund ungenügender Sauerstoffkonzentration in Kombination mit hohen Wassertemperaturen
- Frühling 2009: Aufnahme des Betriebes einer Belüftungsanlage zur Schaffung eines örtlich begrenzten Fischrefugiums



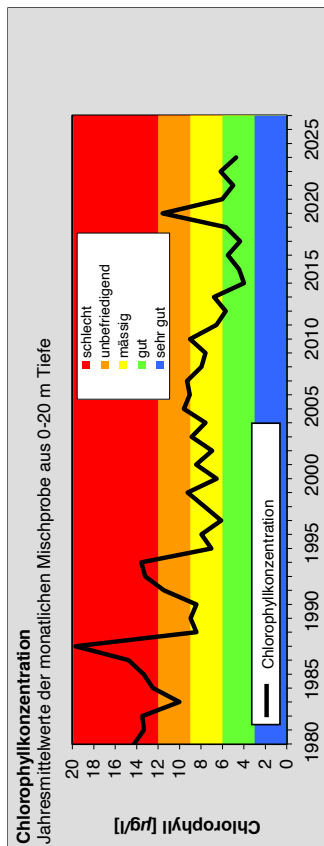
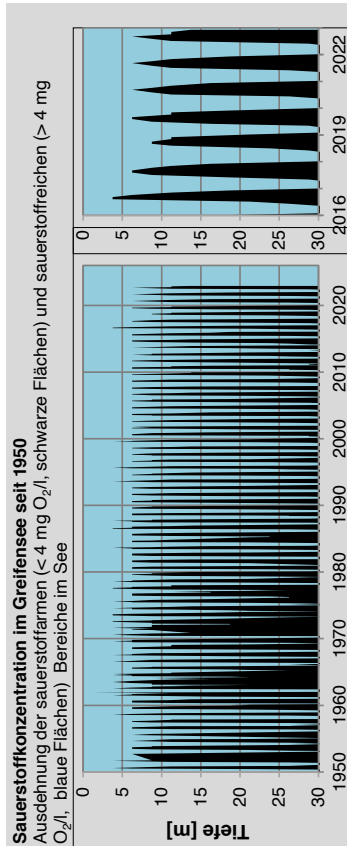
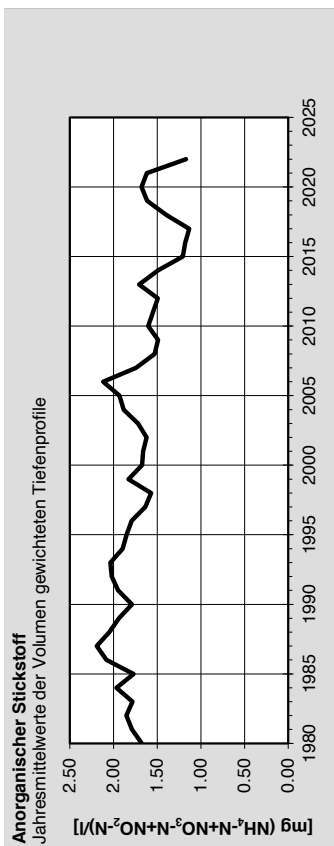
Greifensee: Beurteilung des Seezustands

Seit 2012 lagen die Phosphorkonzentrationen erstmals 2019 wieder unter 0.05 mg P/l und können seither als mässig beurteilt werden. Die Chlorophyllkonzentrationen können seit 2013 meist als gut beurteilt werden. Eine Ausnahme stellte das Jahr 2018 dar. Im Herbst kam es zu einem aussergewöhnlich starken Wachstum von Grünalgen. Im Tiefenwasser ist im Sommer jeweils ab einer Tiefe von 6 m nicht mehr genügend Sauerstoff für Fische vorhanden.

Deshalb wird mit der 2009 in Betrieb genommenen Belüftungsanlage in den kritischen Sommermonaten ein örtlich begrenztes Fischrefugium mit erhöhten Sauerstoffkonzentrationen geschaffen. Die Sauerstoffverhältnisse im gesamten See können dadurch aber nicht wesentlich beeinflusst werden. Unter natürlichen Verhältnissen wäre der Greifensee ein nährstoffarmer See mit geringem Algenwachstum. In drei von vier Wintermonaten zirkuliert er vollständig und hat danach im Frühling sauerstoff-gesättigtes Wasser bis zum Grund.

Die Stickstoffkonzentrationen haben seit Mitte der Achtzigerjahre deutlich abgenommen. Dazu beigetragen haben erhöhte Anforderungen an die Stickstoffelimination in den ARA. Die Belastung der Luft durch Stickoxid aus dem Verkehr hat dank strengerer Abgasvorschriften ebenfalls abgenommen. Dadurch ist der Stickstoffeintrag in die Gewässer über die atmosphärische Deposition zurückgegangen. Ein sorgfältigeres Düngermanagement infolge des ökologischen Leistungsnachweises hat ebenfalls zu einer Reduktion der Stickstoff- aber auch der Phosphoreinträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen geführt. Kurzzeitig kann es jedoch immer wieder zu einem Anstieg der Stickstoffkonzentrationen kommen - auch 2019. Ursache dafür sind Niederschlagsperioden, die auf längere Trockenperioden folgen. Bei Trockenheit wird kaum Stickstoff aus den Böden ausgewaschen. Überschüssiger Stickstoff lagert sich im Boden an und gelangt erst in der nächsten Niederschlagsperiode in erhöhter Konzentration in die Gewässer.

Durch den Ausbau der Siedlungsentwässerung und die verbesserte Reinigungsleistung der ARA ist die Phosphorbelastung zwischen 1970 und 2010 zurückgegangen. Mehrere Winter mit schlechter Durchmischung haben in der Folge zu einem erneuten Anstieg der Phosphorkonzentrationen geführt. Stürme in Orkanstärke haben im Winter 2017/2018 die Zirkulationsphase markant verlängert, wodurch die Phosphorkonzentration erfreulicherweise wieder gesunken ist. Eine neue Studie der Eawag zeigt, dass zur Erreichung von sauerstoffhaltigem Wasser in allen Seetiefen die Phosphorkonzentration auf weniger als 0.018 mg P/l gesenkt werden muss. Dazu müssen die Anstrengungen zur weiteren Reduktion der Phosphoreinträge in allen Bereichen weiter fortgesetzt werden. Da der Nutzungsdruck im Einzugsgebiet stetig steigt, kann aber bereits ein Halten des aktuellen Zustandes als Erfolg gewertet werden.



Entwicklung des Phosphorgehaltes im Greifensee seit 1620

Rekonstruktion der Nährstoffbelastung

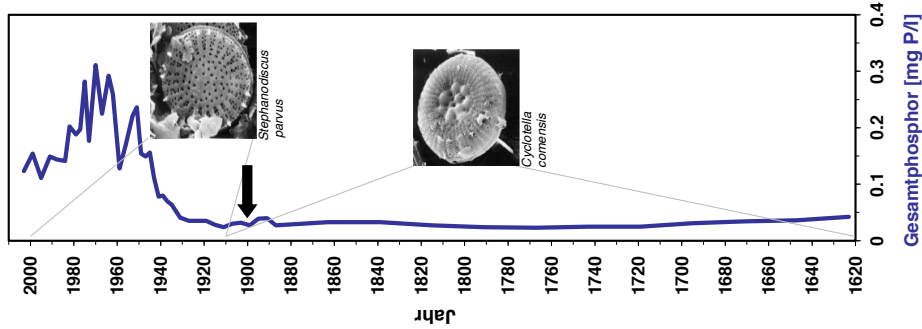
Mit einem rund 1 m langen Sedimentkern konnte anhand der eingelagerten Schalen von toten Kieselalgen die Nährstoffgeschichte der letzten 380 Jahre rekonstruiert werden. Aus der Form der Kieselalgenresten konnte auf die entsprechende Kieselalgenart und daraus auf die zur Lebenszeit der Algen herrschenden Nährstoffverhältnisse geschlossen werden. Dabei ist zu beachten, dass Kieselalgen auf einen Rückgang der Nährstoffverhältnisse verzögert reagieren.

Entwicklung der Nährstoffbelastung

- 1620-1910: stabiler mittlerer Gesamtphosphorgehalt um 0.02 mg P/l. In den 1890-er Jahren kam es für kurze Zeit zu einer leichten Eutrophierung, wahrscheinlich aufgrund des Eisenbahnbaus und Beginn der Industrialisierung.
- 1910-1970: rasche Zunahme des Gesamtphosphorgehaltes auf über 0.3 mg P/l (sehr nährstoffreich) durch Einleitung ungenügend gereinigter Abwässer und stetig zunehmender Verbrauch von phosphathaltigen Waschmitteln.
- 1970-2003: Abnahme des Gesamtphosphorgehaltes durch verbesserte Reinigungsleistung der ARA, Phosphatverbot in Waschmitteln und umweltfreundlichere Produktion in der Landwirtschaft.

Biologisches Sanierungsziel

Der Greifensee wies bis 1910 einen stabilen mittleren Nährstoffgehalt (0.02mg P/l) und eine mittlere Algenproduktion auf. Charakterisiert wurde dieser Zustand durch hohe Anteile von *Cyclotella comensis/pseudocomensis* und *C. cyclopunctata* sowie das fast vollständige Fehlen von *Stephanodiscus minutulus /parvus*. Im Uferbereich traten Kieselalgenarten auf, die wenig nährstoffreiche Verhältnisse bevorzugten. Der ökologische Zustand des Greifensees vor 1910 stellt hinsichtlich der zukünftigen Kieselalgenzusammensetzung ein anzustrebendes biologisches Ziel dar.



Aktueller Zustand

Der mittlere Gesamtphosphorgehalt lag zwischen 1995 und 2007 bei zirka 0.065 mg P/l. Im Jahr 2000 dominierte die nährstoffliebende Frühlingsart *Stephanodiscus minutulus/parvus* sowie *Asterionella formosa* und *Fragilaria crotonensis*. Die Häufigkeit der *Cyclotella*-Arten, die zwischen 1945 und 1975 praktisch vollständig aus dem See verschwunden sind, haben durch die Abnahme der Nährstoffbelastung wieder zugenommen. Ein weiterer Rückgang von *Stephanodiscus minutulus/parvus* ist allerdings nicht zu erwarten, da diese Art erst geringe Anteile einnehmen wird oder ganz verschwindet, wenn der Gesamtphosphorgehalt über längere Zeit unter 0.020 mg P/l sinkt.

Wichtige Ereignisse

- ab 1800: Entwässerung der Riedflächen
- ab 1850: Beginn des Torfabbaus in den Mooregebieten
- 1856-1859: Bau der Eisenbahnlinie Wallisellen-Rapperswil
- bis 1900: Entstehung einer dicht besiedelten, von Industrie geprägten Kulturlandschaft im Greifenseegebiet
- 1932: grosses Fischsterben, erste echte Faulschlammablagerungen unterhalb von 25 m
- 1941: kantonale Greifenseeschutzverordnung
- 1956-1972: Bau der ARA's im Einzugsgebiet
- 1994: neue Greifenseeschutzverordnung
- 1999: grosses Fischsterben im August
- 2009: Inbetriebnahme einer Belüftungsanlage zur Schaffung eines örtlich begrenzten Fischrefugiums während der kritischen Sommermonaten

Literatur

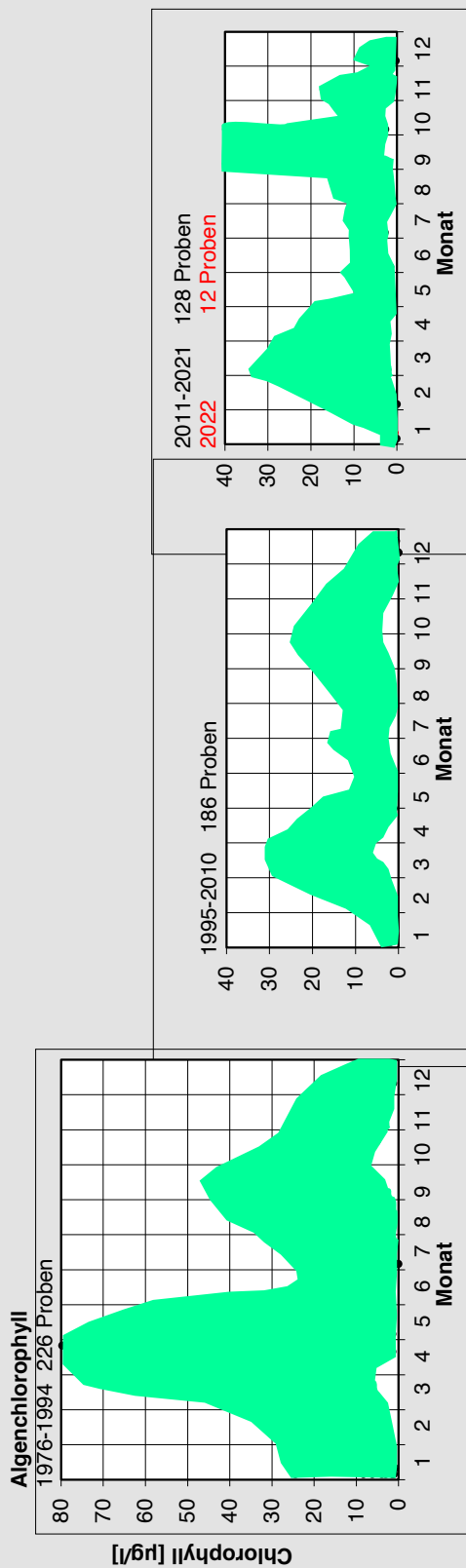
Entwicklung des Gesamtphosphors im Greifensee anhand der im Sediment eingelagerten Kieselalgen: Bericht Aqua Plus 2004.

Fotos

Rasterelektronenmikroskopie: Rolf Klee, Bay. Landesamt für Wasserwirtschaft, Widenbach

Greifensee

Entwicklung des Chlorophyllgehaltes (1976 bis 2000 in 0 - 10 m Tiefe; ab 2001 in 0 - 20 m Tiefe)



Chlorophyll kann als Hilfsgrösse für die Algenbiomasse verwendet werden. Im Greifensee ging der Chlorophyllgehalt seit 1976 stark zurück. Gegenüber der Periode von 1976 bis 1994 wurde zwischen 1995 und 2010 ein Rückgang des Chlorophyllgehaltes im Frühjahr und Herbst beobachtet. Zwischen 2011 und 2019 nahm insbesondere die Häufigkeit von Algenblüten im Frühjahr weiter ab. Die Abnahme des Algenwachstums im Greifensee weist auf eine Verbesserung des Seezustandes hin. Massnahmen im Einzugsgebiet des Sees

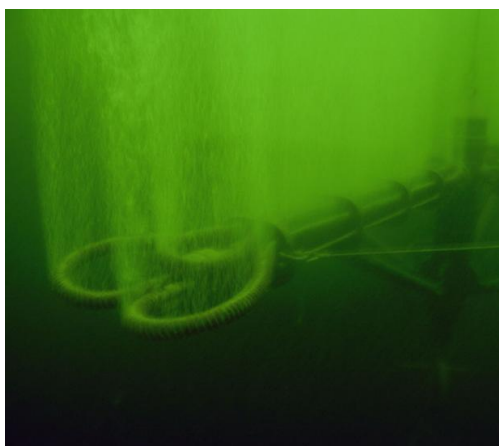
zur Reduktion des Phosphoreintrages haben zu dieser erfreulichen Entwicklung beigetragen. Die Nährstoffkonzentrationen im See sind allerdings noch immer zu hoch. Insbesondere im Frühjahr, aber auch im Herbst, kann es dadurch noch immer zu Massenerkrankungen von Algen kommen, wie z.B. die hohen Chlorophyllkonzentrationen im Herbst 2018 oder Frühling 2019 und 2021 zeigen. Im Februar 2021 waren ausserordentlich viele zentrische Kieselalgen für die hohe Chlorophyllkonzentration verantwortlich.

Bezüglich Algenmengen ist ein Niveau anzustreben, wie es beispielsweise im Türlensee in den letzten 25 Jahren mehrheitlich erreicht werden konnte, mit Chlorophyllkonzentrationen unter 10 µg/l.

Belüftungsanlage Greifensee



Luftblasen an der Seeoberfläche im Bereich der



Verteildüse auf 12.5 m Tiefe mit Luftstrom

Der Zustand des Greifensees hat sich in den letzten 35 Jahren stark verbessert. Dennoch ist im Sommer ab einer Tiefe von 6 m nicht mehr genügend Sauerstoff für Fische vorhanden. Bei hohen Wassertemperaturen kommt es deshalb im Sommer regelmässig zu kritischen Situationen für Fische, insbesondere Felchen. In den oberflächennahen Wasserschichten mit genügend Sauerstoff ist die Wassertemperatur für die Felchen zu hoch, in den tieferliegenden Wasserschichten mit geringeren Wassertemperaturen ist dagegen die Sauerstoffkonzentration zu tief. Um in den kritischen Sommermonaten ein örtlich begrenztes Fischrefugium mit erhöhten Sauerstoffkonzentrationen zu schaffen, wurde im Frühling 2009 eine Belüftungsanlage in Betrieb genommen.

Ein Kompressor versorgt zwei frei hängende Verteildüsen in 12.5 m Tiefe über zwei 1.5 km lange Leitungen mit Druckluft. Die ausströmende Luft reisst kaltes, sauerstoffarmes Wasser mit an die Oberfläche, wo es sich mit dem sauerstoffreichen, warmen Wasser an der Oberfläche mischt und danach wieder in 6 bis 9 m Tiefe absinkt. Dadurch sollen auf einer Fläche von rund 1 km² günstigere Lebensbedingungen für Fische geschaffen werden. Die Sauerstoffverhältnisse im gesamten See können dadurch aber nicht wesentlich beeinflusst werden.

Anhang C

Zähldaten der Kieselalgen (15 Proben)

Gewässer: Greifensee
 Kern: GRE22-06
 Probenahmedatum: 8.9.2022
 Probenehmerin: Anita Schlatter, EAWAG
 Koordinaten: 2'693'640 / 1'245'070
 Meereshöhe: 435 m ü. M.

Stellenliste

Sedimentprobe Nummer	Probe 01	Probe 02	Probe 03	Probe 04	Probe 05
Sedimenttiefe	0-0.5 cm	0.5-1 cm	1-1.5 cm	1.5-2 cm	2-2.5 cm
Zähllistennummer AquaPlus	18975	18976	18977	18978	18979

Sedimentprobe Nummer	Probe 06	Probe 07	Probe 08	Probe 09	Probe 10
Sedimenttiefe	2.5-3 cm	3-3.5 cm	3.5-4 cm	4-4.5 cm	4.5-5 cm
Zähllistennummer AquaPlus	18980	18981	18982	18983	18984

Sedimentprobe Nummer	Probe 12	Probe 14	Probe 16	Probe 17	Probe 18
Sedimenttiefe	5.5-6 cm	6.5-7 cm	7.5-8 cm	8-9 cm	9-10 cm
Zähllistennummer AquaPlus	18985	18986	18987	18988	18989

Greifensee - Rekonstruktion des Gesamtphosphors mit Hilfe der Kieselalgen

Sedimentprobe Nummer weitere Angaben siehe Stellenliste	Probe 01	Probe 02	Probe 03	Probe 04	Probe 05	Probe 06	Probe 07	Probe 08	Probe 09	Probe 10	Probe 12	Probe 14	Probe 16	Probe 17	Probe 18
Achnanthes clevei GRUNOW		0.2													
Achnanthes lanceolata ssp. dubia (GRUNOW) LANGE-BERTALOT				0.2											
Achnanthes lanceolata ssp. frequentissima var. frequentissima LANGE-BERTALOT								0.8						0.2	
Achnanthes lanceolata ssp. lanceolata (BRE-BISSON) GRUNOW															0.2
Achnanthes minutissima KUETZING	1.8	2.6	1.4	1		5.8		2.8	2.2	2.6	1	0.6	0.8	1.2	
Achnanthes minutissima var. scotica (CARTER) LANGE-BERTALOT								2.2							
Achnantheidium catenatum (BILY & MARVAN) LANGE-BERTALOT								0.4	2.6	17.4			0.8		
Achnantheidium delmontii PERES, LE COHU & BARTHES			1						0.4						
Achnantheidium gracillimum (MEISTER) LANGE-BERTALOT			0.4		0.4										
Achnantheidium pyrenaicum (HUSTEDT) KOBAYASI						0.8	0.6				0.6			0.8	1
Amphora pediculus (KUETZING) GRUNOW			0.8	1.4	0.6	2.2	0.4	2.8	1.4	3.4		1.2	0.6		0.2
Asterionella formosa HASSALL	16.6	18.6	7.8	26.2	29	18.6	14.8	10.4	12.6	11	14.4	24.8	10.2	5.4	12
Aulacoseira granulata (fein/schmal) gemäss Datensatz Lotter	11.8	4.8	4.2	5.6	6.6	12.2	4.2	1.8				7		1	1.2
Caloneis bacillum sensu DICH 2006 (GRUNOW) CLEVE	0.4							0.8							
Cocconeis pediculus EHRENBERG			0.2									0.2			
Cocconeis placentula var. euglypta sensu Krammer & Lange-Bertalot 1991 Fig 53/9, 5 und sensu Hofmann et al. 2011 Fig 19/7	0.2	0.4	0.4	0.4	0.8			0.4	1.2			1	0.8		1
Cyclotella atomus HUSTEDT					0.2	0.2	0.4		0.4		0.2	2.6		1.4	
Cyclotella bodanica var. affinis (GRUNOW) CLEVE-EULER	0.2	0.4	1	0.2											
Cyclotella comensis GRUNOW				1.4					0.6	0.8		1.8	0.4	0.8	
Cyclotella cyclopuncta HAKANSSON & CARTER	1		1	5	9.6	4.8	3	9	1	1.4	1.4	3.8	3.4	18.4	7.4
Cyclotella delicatula HUSTEDT												0.8	1.2	0.6	
Cyclotella glomerata BACHMANN		0.6													
Cyclotella gordonensis KLING et HAKANSSON	0.4				0.4										
Cyclotella krammeri HAKANSSON					0.8										
Cyclotella kuetzingiana THWAITES				0.2	2.2	0.4	0.2		0.4			0.2			
Cyclotella ocellata PANTOCSEK	1.4		0.6								0.2		0.2		
Cyclotella praetermissa LUND	1.2		1.2	2.8	1.4	5.8	0.4	1.2	1.4		0.8	0.6	3	2.2	2
Cyclotella pseudostelligera HUSTEDT		0.8							0.4	1.8		0.6	0.4	1.8	
Cyclotella radiosa (GRUNOW) LEMMER-MANN	1	0.2	3	0.8	0.4	2.2	0.4	1.8	3.8	1.4	0.6	1	2.2	0.4	0.8
Cyclotella stelligera CLEVE & GRUNOW		1			0.8				1.2	0.4					
Cyclotella wuethrichiana DRUART & STRAUB				0.2	1.2			1				0.2		0.4	
Cymbella microcephala (Artengruppe) GRUNOW		0.2													
Denticula tenuis KUETZING		0.2													
Diatoma ehrenbergii KUETZING			0.2				0.4								
Diatoma polonica BAK, LANGE-BERTALOT, NOSEK, JAKUBOWSKA, ZIELBASA							0.4								
Diatoma tenuis C.AGARDH														1.8	
Diatoma vulgare BORY DE SAINT-VINCENT		0.4					0.4			0.4					0.2
Diploneis oblongella (NAEGELI) CLEVE-EULER												0.2			
Encyonema minutum (HILSE) D.G.MANN			1					0.2							
Encyonema ventricosum (C.AGARDH) GRUNOW							0.6								
Fragilaria acus (KUETZING) LANGE-BERTALOT												0.4			
Fragilaria brevistriata GRUNOW						0.2				1.2		0.8			
Fragilaria candidagilae ALMEIDA et al							0.2								
Fragilaria capucina var. austriaca (GRUNOW) LANGE-BERTALOT	1		0.2												
Fragilaria capucina var. gracilis (OESTRUP) HUSTEDT	0.8	1		0.4		0.4								0.8	

Greifensee - Rekonstruktion des Gesamtphosphors mit Hilfe der Kieselalgen

Sedimentprobe Nummer weitere Angaben siehe Stellenliste	Probe 01	Probe 02	Probe 03	Probe 04	Probe 05	Probe 06	Probe 07	Probe 08	Probe 09	Probe 10	Probe 12	Probe 14	Probe 16	Probe 17	Probe 18
Fragilaria capucina var. mesolepta (RABENHORST) RABENHORST													0.2		
Fragilaria capucina var. vaucheriae (KUETZING) LANGE-BERTALOT		0.4	0.4				0.4								1
Fragilaria crotonensis KITTON	39.2	29	22.2	7.8	15.6	29	25.4	19.2	30.4	18	4.6	10.6	39.8	16.6	13.6
Fragilaria cyclopus (BRUTSCHY) LANGE-BERTALOT	0.8	1.8	3.4	1.4	1.8	2	3	1.8	1.8	0.4	1.2	1.2	0.6		
Fragilaria nanana LANGE-BERTALOT 1991	0.6														
Fragilaria pinnata auct		1.8			3.2		1.4	1.6	0.6	1.4	3.6	0.4		0.6	
Fragilaria ulna (NITZSCH) LANGE-BERTALOT					0.2			0.2	0.2				0.2		0.2
Geissleria acceptata (HUSTEDT) LANGE-BERTALOT & METZELTIN		0.2				0.2						0.2			
Geissleria cummerowi (KALBE) LANGE-BERTALOT										0.4					
Gomphonema micropus KUETZING				0.4											
Gomphonema olivaceum (HORNEMANN) BREBISSON								1.4							
Gomphonema parvulum var. parvulum f. saprophilum LANGE-BERTALOT & REICHARDT											1.2				
Gyrosigma sciotoense (W.S. SULLIVANT) CLEVE				0.2											
Meridion circulare (GREVILLE) C. AGARDH				0.4											
Navicula capitatoradiata GERMAIN										0.4					
Navicula concentrica CARTER								0.4							
Navicula cryptotenella LANGE-BERTALOT		0.4		0.6											0.2
Navicula gregaria DONKIN						0.4						0.6			
Navicula lenzii HUSTEDT								0.4							
Navicula pupula KUETZING								0.8							
Navicula reichardtiana LANGE-BERTALOT							0.2	0.6	0.8			1		0.4	
Navicula sublucida HUSTEDT								0.2							
Navicula subminuscula MANGUIN															0.6
Navicula tripunctata (O.F. MUELLER) BORY DE SAINT-VINCENT	0.6		0.4					1.8			0.2				
Navicula utermoehlii HUSTEDT		0.4								0.4	0.2				
Navicula veneta KUETZING			0.2		0.2										
Nitzschia alpinobacillum LANGE-BERTALOT	0.4														
Nitzschia costei TUDESQUE, RIMET & ECTOR									1			0.4			
Nitzschia dissipata (KUETZING) GRUNOW	0.2			0.2	1.2			0.4					0.2		0.2
Nitzschia fonticola GRUNOW										0.6		0.6			
Nitzschia gracilis HANTZSCH												0.4			
Nitzschia paleacea GRUNOW										0.4					
Nitzschia recta HANTZSCH	1					0.4									0.4
Nitzschia sociabilis HUSTEDT							0.2								
Placoneis minor (GRUNOW) LANGE-BERTALOT									0.4						
Platessa conspicua (MAYER) LANGE-BERTALOT								0.2							
Rhoicosphenia abbreviata (C. AGARDH) LANGE-BERTALOT	0.6														
Sellaphora nigri (DE NOTARIS) C.E. WETZEL et ECTOR	0.6							0.6							
Stephanodiscus alpinus HUSTEDT	9.6	21.2	9	6	4.2	4.4	24.2	11	1.8	5.8					
Stephanodiscus hantzschii < 12um GRUNOW						1									
Stephanodiscus minutulus (KUETZING) GRUNOW in CLEVE & MOELLER		2.2	4.4	2.6	0.6		0.2			1					
Stephanodiscus parvus STOERMER & HANKANSSON	8.6	11.2	35.6	34.6	18.6	9	18.4	23.8	33.4	29.4	68.8	37.8	30	45.2	42.4
Tabellaria flocculosa (ROTH) KUETZING													5		15.4
Tabularia fasciculata (C. AGARDH) WILLIAMS & ROUND							0.2								
Anzahl gezählte Schalen	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500
Taxazahl	24	24	24	24	23	20	24	30	23	22	17	26	19	19	19
Diversität H	2.92	2.99	3.05	2.96	3.19	3.2	2.89	3.59	2.85	3.12	1.75	2.89	2.51	2.55	2.61

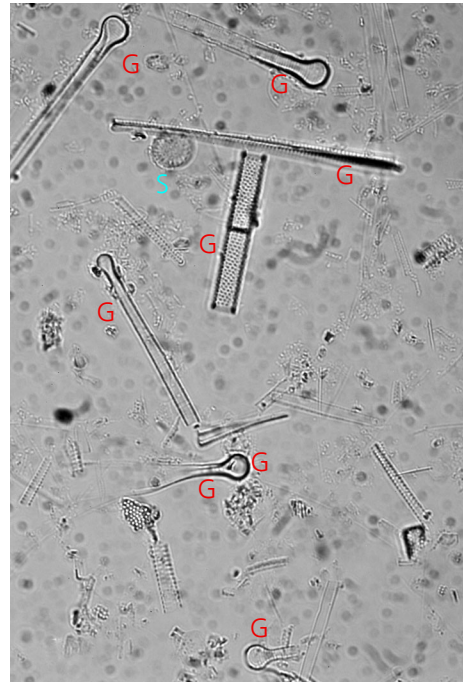
Anhang D

Bilder typischer Gesichtsfelder zweier Tiefenstufen mit unterschiedlich grossen Arten (Biovolumen).



Probe 18 (9-10 cm Tiefe, Jahr ca. 2000)
Viele kleine Formen wie *Stephanodiscus parvus / minutulus*, markiert mit einem hellblauen 'S'. Nur wenig grosse Formen, markiert mit einem roten 'G'.

Lichtmikroskope, 100-er Objektiv Ölimmersion, Hellfeld.



Probe 1 (0-0.5 cm Tiefe, Jahr 2022)
Viele grosse Formen, markiert mit einem roten 'G'. Nur wenig kleine Formen wie *Stephanodiscus parvus / minutulus*, markiert mit einem hellblauen 'S'.

Lichtmikroskope, 100-er Objektiv Ölimmersion, Hellfeld.