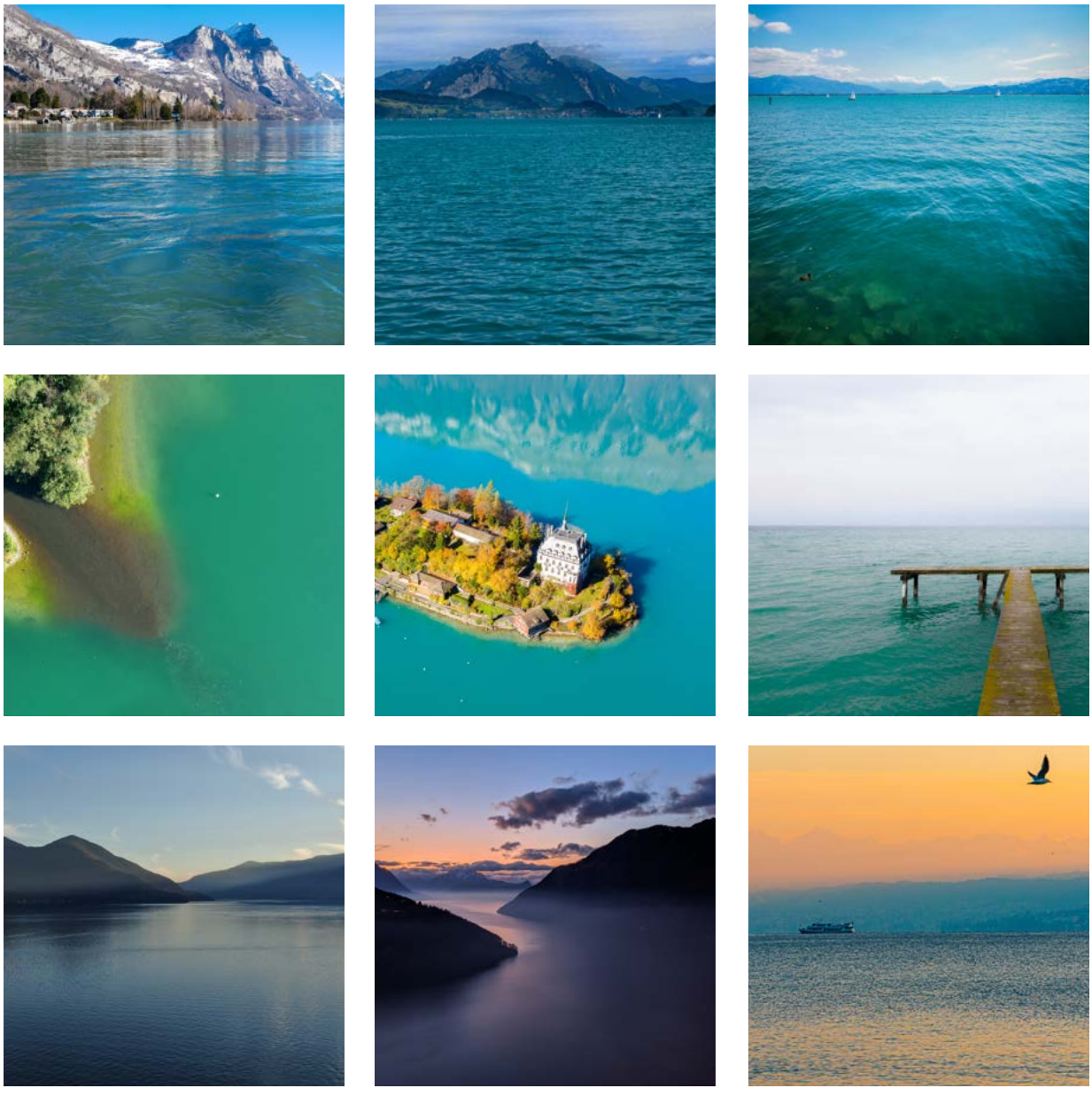
Anleitung zur Analyse von Sauerstoffzehrung und Netto-Ökosystemproduktion in Seen

Arbeitshilfe zur Ermittlung relevanter Grössen der Trophie von Seen



Impressum

Herausgeber / Auftragnehmer

Eawag: Das Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs; Abteilung Oberflächengewässer, 6047 Kastanienbaum

École Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL), ENAC, Limnology Center, 1015 Lausanne

Auftraggeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abteilung Wasser, Sektion Wasserqualität, 3003 Bern
Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Dept. für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK)

Autoren

Isabel Kiefer	Limnology Center, EPFL
Beat Müller	Abteilung Oberflächengewässer, Eawag
Alfred Wüest	Abteilung Oberflächengewässer, Eawag Physics of Aquatic Systems Laboratory (APHYS) und Limnology Center, EPFL

Hinweis

Diese Arbeitsanleitung wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

Dank an

Manuel Kunz (BAFU), Thomas Steinsberger (Eawag), und die kantonalen Umweltämter (AfU Freiburg; Amt für Landwirtschaft und Umwelt Obwalden; Amt für Umwelt Nidwalden; Amt für Umweltschutz Schwyz; Amt für Wasser und Energie St. Gallen; Amt für Umwelt Zug; AWA Bern; AWEL Zürich; Departement Bau, Verkehr und Umwelt Aargau; DGE Vaud; Service de l'énergie et de l'environnement Neuchâtel; uwe Luzern), die IGKB Langenargen, die CIPAIS, die CIPEL (mit dem Observatory of alpine LAkes (OLA), © SOERE OLA-IS, AnaEE-France, INRA of Thonon-les-Bains) sowie das BAFU für die jahrzehntelange Durchführung unzähliger Messungen in Schweizer Seen und die daraus zur Verfügung gestellten wertvollen Datensätze. Ebenfalls danken wir Manuel Kunz, Vera Leib, Joachim Hürlimann, Karoline Härtl-Brandl, Barbara Känel, und Pius Niederhauser für die Durchsicht des Entwurfes von diesem Dokument.

Kontakt

Beat Müller, beat.mueller@eawag.ch
Alfred Wüest, alfred.wueest@eawag.ch

Bezug

Download der Arbeitsanleitung (Link) sowie verschiedener Datensets (Link).

Zitiervorschlag

Kiefer, I., Müller, B., Wüest, A. (2021). Anleitung zur Analyse von Sauerstoffzehrung und Netto-Ökosystemproduktion, Eawag und EPFL

Artikel zur Arbeitsanleitung

Kiefer, I., Steinsberger, T., Wüest, A. & Müller, B. (2020). Sauerstoffzehrung in Seen. *Aqua & Gas*, 7/8, 62-70.

Kiefer, I., Steinsberger, T., Wüest, A. & Müller, B. (2021). Netto-Ökosystemproduktion in Seen. *Aqua & Gas*, 4, 22-29.

Müller, B., Steinsberger, T., Schwefel, R., Gächter, R., Sturm, M., and Wüest, A. (2019). Oxygen consumption in seasonally stratified lakes decreases only below a marginal phosphorus threshold. *Scientific Reports,* 9, 18054, doi:10.1038/s41598-019-54486-3

Steinsberger, T., Schwefel, R., Wüest, A., and Müller B. (2020). Hypolimnetic oxygen depletion rates in deep lakes: Effects of trophic state and organic matter accumulation. *Limnology and Oceanography* 65(12): 3128-3138, doi:10.1002/lno.11578

Titelseite

Fotos von Unsplash (@mats_speicher, @pixelaffe, @christian lue, @janick_wartmann, @manuel_boxler, @chrisburrc, @rojama, @madebyluca, @purzlbaum)

Lizenz

Die Texte, sowie alle Grafiken und Tabellen unterliegen der Creative-Commons-Lizenz "Namensnennung 4.0 International". Sie dürfen unter Angabe der Quelle frei vervielfältigt, verbreitet und verändert werden. Weitere Informationen zur Lizenz finden sich unter http://creative-commons.org/licenses/by/4.0.

April 2021

Inhaltsverzeichnis

Impressum 2
1 Einleitung 5
1.1 Hintergrund 5
1.2 Zielsetzung 5
2 Grundlagen 6
2.1 Relevante rechtliche Grundlagen 6
2.2 Vollzugshilfen 6
2.3 Weitere Grundlagen 6
3 Charakteristika der grösseren Schweizer Seen 7
4 Sauerstoffzehrung 11
4.1 Jährlicher Zyklus 11
4.2 Tiefe und untiefe Seen 12
4.3 Bestimmung der AHM 12
4.4 Berechnung der tolerierbaren Sauerstoffzehrung AHM^{TOL} 16
5 Nährstoffbudget 17
5.1 Berechnung des verfügbaren Phosphors APS 17
5.2 Zusammenhang zwischen AHM und APS 20
5.3 Berechnung von APS^{TOL} und $TP_{MIX}{}^{TOL}$ 21
5.4 Zusammenhang zwischen AHM, APS und TP_{MIX} 21
6 Netto-Ökosystemproduktion 25
6.1 Berechnung von NEP aus AHM, RED und NS 26
6.2 Berechnung von NEP aus Nährstoffbilanzen 28
7 Ausgewählte Resultate 30
7.1 Vergleich der NEP aus verschiedenen Methoden 30
7.2 Verhältnis zwischen NEP und APS 30
8 Schlussfolgerung 31
Glossar 32
Begriffe 32
Abkürzungen 34
Bibliographie 35

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Verursacht durch die hohen Phosphoreinträge aus Abwässern und Landwirtschaft, erreichte in den 1970er Jahren das übermässige Algenwachstum in den Seen unübersehbare Ausmasse. Algenblüten, schlechte Wasserqualität, Fischsterben und sauerstoffarmes Tiefenwasser verlangten nach wirksamen Massnahmen. Der markante Rückgang der Phosphor-Konzentrationen in den darauffolgenden 30-40 Jahren ist eine der grossen Erfolgsgeschichten des Schweizer Gewässerschutzes. Das Algenwachstum in der lichtdurchfluteten Oberflächenschicht der Seen hat quantitativ auf diesen enormen Nährstoffrückgang jedoch unerwartet schwach reagiert. Auch die Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser ist oft unverändert geblieben oder hat in einigen Seen irritierenderweise sogar zugenommen.

Dafür gibt es mehrere Gründe. Zum einen zeigt sich, dass das Phytoplankton (im Wasser schwebende Algen) in der Nährstoffverwertung viel anpassungsfähiger ist als bisher angenommen. So kann es in einem gewissen Ausmass auch bei vermindertem Phosphorangebot noch gleich viel Biomasse produzieren. Ein zweiter Grund sind die Sedimentablagerungen aus der (hoch-)eutrophen Vergangenheit. Diese stellen «Altlasten» dar, welche noch über Jahrzehnte reduzierte, sauerstoffzehrende Substanzen ins Tiefenwasser abgeben. Weiter schwächt die klimatisch bedingte Temperaturerhöhung die oft schon natürlicherweise unvollständige Tiefenwassermischung zusätzlich und mindert so im Winter die Versorgung des Tiefenwassers mit Sauerstoff. Und schliesslich verlängert sich der produktive Zeitraum durch eine länger andauernde Dichteschichtung im Sommerhalbjahr.

Die Algenproduktion durch Photosynthese im Epilimnion bezeichnen wir als Primärproduktion (PP), da sie am Anfang der Nahrungskette steht. Diese neu gewachsenen Algen werden teilweise direkt im Epilimnion wieder abgebaut. Der Anteil der Primärproduktion, welcher trotz dieser internen Wiederverwertung durch höhere Lebewesen und Recycling durch Bakterien aus dem Oberflächen- ins Tiefenwasser absinkt, entspricht der Netto-Ökosystemproduktion (NEP). Aufgrund ihres Einflusses auf die Qualität des Tiefenwassers, die Nahrungskette, die Sauerstoffzehrung und den Kohlenstoffkreislauf ist die NEP ein Schlüsselparameter für den trophischen Zustand eines Sees.

1.2 Zielsetzung

Diese Arbeitsanleitung bietet einen Leitfaden zur Analyse der Sauerstoffzehrung und der Netto-Ökosystemproduktion in Seen. Diese beiden Grössen bilden wichtige Grundlagen zur Bestimmung der See-Gesundheit und ermöglichen, deren zeitliche Entwicklung zu untersuchen. Aufbauend auf den beiden in Aqua & Gas erschienenen Artikeln «Sauerstoffzehrung in Seen» (Kiefer et al., 2020) und «Netto-Ökosystemproduktion in Seen» (Kiefer et al., 2021) werden die angewandten Methoden hier schrittweise im Detail vorgestellt und erklärt.

2 Grundlagen

2.1 Relevante rechtliche Grundlagen

- Gewässerschutzgesetz (GSchG, SR 814.20)
- Gewässerschutzverordnung (GSchV, SR 814.201)
  Anhang 2, Ziffer 13 geht auf die Anforderungen an stehende Gewässer ein, insbesondere auf Sauerstoff- und Nährstoffgehalt. Während ersterer quantitativ geregelt ist: *«Der Sauerstoffgehalt darf zu keiner Zeit und in keiner Seetiefe weniger als 4 mg O_2 L^{-1} betragen; er muss zudem ausreichen, damit wenig empfindliche Tiere wie Würmer den Seegrund ganzjährig und in einer möglichst natürlichen Dichte besiedeln können. Besondere natürliche Verhältnisse bleiben vorbehalten.»* (Abschnitt 3), ist die Obergrenze für den Nährstoffgehalt qualitativ charakterisiert: *«Der Nährstoffgehalt darf höchstens eine mittlere Produktion von Biomasse zulassen.»* (Abschnitt 2).

2.2 Vollzugshilfen

- «Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe» (Liechti, 2010)
  Als Ergänzung der Anforderungen nach GSchV, Anhang 2, Ziffer 12, Absatz 5 werden insbesondere in Einzugsgebieten von Seen zusätzliche Zielvorgaben zu Phosphor empfohlen: Gesamtphosphor filtr./unfiltr.: 0.05 / 0.07 mg P L^{-1}
- «Nährstoffe und Verwendung von Düngern in der Landwirtschaft» (BAFU und BLW, 2012).

2.3 Weitere Grundlagen

Seen

Auf der Webseite des BAFU sind weitere Grundlagen verfügbar. Insbesondere wird Auskunft über die Wasserqualität der grösseren Schweizer Seen gegeben. Für spezifische Seen stehen auch auf kantonalen oder institutionellen Webseiten geochemische, physikalische und biologische Informationen zur Verfügung. Beispiele dafür sind das Informationssystem BodenseeOnline, die Webseiten des AWEL (Kt. Zürich), des uwe (Kt. Luzern) oder die Seite der 3 Seen (Murten-, Neuenburger- und Bielersee).

meteolakes.ch (entwickelt an der ETH Lausanne) zeigt Resultate von hydrodynamischen Echtzeitmodellen und Prognosen (3D) von Temperatur- und Strömungsverteilungen im Genfer-, Greifen-, Bieler- und Zürichsee.

Die Datenplattform datalakes-eawag.ch (eine Zusammenarbeit zwischen der Eawag und dem Swiss Data Science Center SDSC) stellt eine wachsende Zahl an Daten (Modelle, In-situ-Messungen, Bathymetrie-Daten, Satellitenbilder) verschiedener Seen zum Download bereit.

Flüsse

Abflussmengen und Messungen der Wasserinhaltsstoffe von verschiedenen Zuflüssen der Schweizer Seen sind ebenfalls auf der Webseite des BAFU verfügbar. Die Nationale Beobachtung Oberflächengewässerqualität (NAWA) dokumentiert und beurteilt seit 2011 auf nationaler Ebene den Zustand und die Entwicklung der Schweizer Fliessgewässer. Darin integriert ist die Nationale Daueruntersuchung der Fliessgewässer (NADUF), die seit 1973 die Entwicklung der Konzentrationen und Frachten verschiedener Inhaltsstoffe an wichtigen Fliessgewässern verfolgt.

3 Charakteristika der grösseren Schweizer Seen

Abbildung 1: Karte der grösseren Schweizer Seen mit den verwendeten Abkürzungen.

Bathymetrie-Daten verschiedener Schweizer Seen sind auf www.datalakes-eawag.ch verfügbar. Sie geben Auskunft über die Fläche und das Volumen der Seen, aufgelöst in 1 m mächtige Schichten, als Funktion der Tiefe. Dadurch lassen sich Informationen wie Hypolimnionfläche (A_H), -volumen (V_H) und mittlere Hypolimniontiefe (z_H) herleiten, welche für die Berechnung von Sauerstoffzehrung und Netto-Ökosystemproduktion benötigt werden.

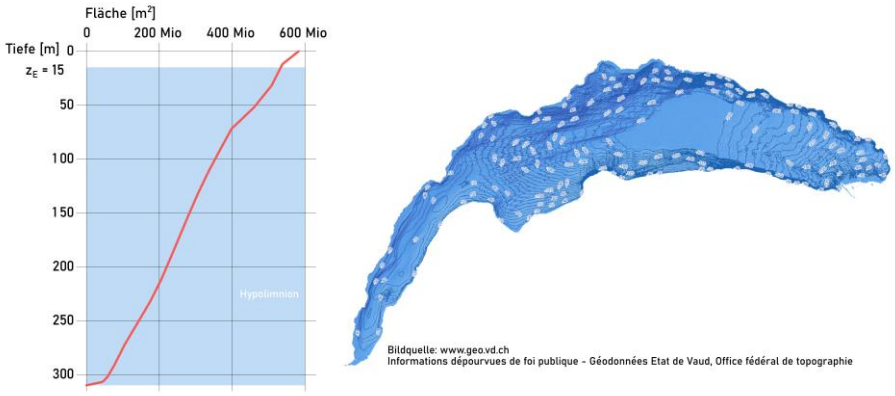


Abbildung 2: Links: Bathymetrie-Profil des Genfersees (Daten: CIPEL, Rimet et al., 2020), in blau hinterlegt das Hypolimnion. Rechts: Karte der Tiefenlinien (geo.vd.ch).

Tabelle 1: Morphologische Charakteristika verschiedener Seen (aus Müller et al., 2019). V_S: Seevolumen, V_E: Epilimnionvolumen (oberhalb 15 m Tiefe), V_H: Hypolimnionvolumen (unterhalb 15 m Tiefe), A_S: Seefläche, A_H: Hypolimnionfläche (in 15 m Tiefe), z_{MAX}: maximale Tiefe, z_M: mittlere Tiefe (berechnet aus V_S/A_S), z_H: mittlere Hypolimniontiefe (berechnet aus V_H/A_H). S steht für See, H für Hypolimnion, E für Epilimnion.

See	**V_S** km³	**V_E** km³	**V_H** km³	**A_S** km²	**A_H** km²	**z_{MAX}** m	**z_M** m	**z_H** m
Ägerisee	0.353	0.102	0.251	7.275	6.353	82	48.6	39.5
Baldeggersee	0.174	0.071	0.103	5.221	4.104	66	33.4	25.2
Bielersee	1.159	0.459	0.700	39.30	27.23	74	29.5	25.7
Bodensee Obersee	47.79	6.39	41.40	481.7	402.8	254	99.2	102.8
Brienzersee	5.022	0.429	4.593	29.80	27.81	260	168.5	165.2
Greifensee	0.149	0.104	0.045	8.448	4.620	33	17.6	9.7
Hallwilersee	0.285	0.134	0.151	9.947	8.022	45	28.6	18.8
Lac de Joux	0.146	0.105	0.041	9.500	5.142	32	15.4	7.9
Lac Léman	89.12	8.36	80.76	582.2	531.7	310	153.1	151.9
Lago di Lugano Nordbecken	4.711	0.401	4.310	27.30	26.20	288	172.6	164.5
Lago di Lugano Südbecken	1.122	0.285	0.837	20.00	18.06	95	56.1	46.3
Lago Maggiore	37.60	3.05	34.55	212.5	196.1	372	176.9	176.1
Murtensee	0.533	0.275	0.258	23.00	15.44	45	23.2	16.7
Lac de Neuchâtel	13.79	2.67	11.12	217.9	156.2	153	63.3	71.2
Pfäffikersee	0.059	0.040	0.019	3.198	2.042	36	18.5	9.3
Sarnersee	0.241	0.096	0.145	7.147	5.788	52	33.7	25.0
Sempachersee	0.642	0.200	0.442	14.09	12.41	86	45.5	35.6
Thunersee	6.460	0.684	5.776	47.93	43.95	217	134.8	131.4
Türlersee	0.0065	0.0056	0.0009	0.499	0.227	22	13.1	4.1
Vierwaldstättersee	11.92	1.591	10.33	111.2	102.2	214	107.2	101.1
Vitznauerbecken*	2.300	0.320	1.980	22.00	21.10	151	104.5	93.8
Walensee	2.517	0.352	2.165	24.13	22.81	145	104.3	94.9
Zugersee	3.204	0.547	2.657	38.32	34.57	197	83.6	76.8
Zürichsee	3.341	0.896	2.445	66.61	54.08	136	50.2	45.2

* Teilbecken des Vierwaldstättersees

Tabelle 2: Hydrographische Charakteristika (aus Müller et al., 2019). ΔQ: mittlerer Jahresabfluss, ΔQ_S: mittlerer Abfluss während der produktiven Saison, τ: Wasseraufenthaltszeit, β: Stratifikationsfaktor (Verhältnis von Jahresmittelwert $[TP]_{epi}$ und $[TP]_{mix}$), σ: Sedimentationsrate (=14.5/z_M), LP_{ANN}: Jahresfracht von algenverfügbarem P (berechnet), LP_S: P-Jahresfracht nach Abfluss im Sommer gewichtet (siehe Kap. 5.1 für die Berechnung).

See	**Jahre**	**ΔQ** $m^3\ a^{-1}$	**ΔQ_S** m^3 Saison^{-1}	**σ** a^{-1}	**β** -	**τ** a	**LP_{ANN}** g P a^{-1}	**LP_S** g P Saison^{-1}
Ägerisee	2002-2012	$5.39 \cdot 10^7$	$2.69 \cdot 10^7$	0.30	1.05	6.56	$9.56 \cdot 10^5$	$4.78 \cdot 10^5$
Baldeggersee	2008-2018	$3.85 \cdot 10^7$	$1.89 \cdot 10^7$	0.68	1.05	4.53	$4.01 \cdot 10^6$	$1.96 \cdot 10^6$
Bielersee	2008-2017	$7.17 \cdot 10^9$	$3.59 \cdot 10^9$	0.49	0.80	0.16	$1.01 \cdot 10^8$	$5.05 \cdot 10^7$
Bodensee Obersee	2006-2016	$11.3 \cdot 10^9$	$6.76 \cdot 10^9$	0.15	1.00	4.24	$1.39 \cdot 10^8$	$8.32 \cdot 10^7$
Brienzersee	2000-2018	$1.93 \cdot 10^9$	$1.45 \cdot 10^9$	0.086	1.20	2.60	$5.51 \cdot 10^6$	$4.13 \cdot 10^6$
Greifensee	2008-2017	$1.25 \cdot 10^8$	$6.24 \cdot 10^7$	0.82	0.67	1.19	$1.36 \cdot 10^7$	$6.80 \cdot 10^6$
Hallwilersee	2010-2018	$7.22 \cdot 10^7$	$3.61 \cdot 10^7$	0.42	1.01	3.95	$2.95 \cdot 10^6$	$1.47 \cdot 10^6$
Lac de Joux	2005-2016	$2.58 \cdot 10^7$	$1.29 \cdot 10^7$	0.94	1.04	5.65	$2.47 \cdot 10^6$	$1.23 \cdot 10^6$
Lac Léman	2010-2019	$7.51 \cdot 10^9$	$4.13 \cdot 10^9$	0.095	0.57	11.86	$2.67 \cdot 10^8$	$1.47 \cdot 10^8$
Lago di Lugano Nordbecken	1996-2006	$3.80 \cdot 10^8$	-	0.084	0.22	12.4	$7.00 \cdot 10^7$	-
Lago di Lugano Südbecken	1996-2006	$6.56 \cdot 10^8$	$3.61 \cdot 10^8$	0.26	0.57	1.71	$3.25 \cdot 10^7$	$1.79 \cdot 10^7$
Lago Maggiore	1988-2018	$9.17 \cdot 10^9$	$6.42 \cdot 10^9$	0.082	1.00	4.10	$1.23 \cdot 10^8$	$8.58 \cdot 10^7$
Murtensee	2008-2017	$3.19 \cdot 10^8$	$1.12 \cdot 10^8$	0.63	0.71	1.67	$1.23 \cdot 10^7$	$4.31 \cdot 10^6$
Lac de Neuchâtel	2010-2018	$1.55 \cdot 10^9$	$5.89 \cdot 10^8$	0.23	1.01	8.90	$4.77 \cdot 10^7$	$1.81 \cdot 10^7$
Pfäffikersee	2007-2017	$2.59 \cdot 10^7$	$1.22 \cdot 10^7$	0.78	0.88	2.28	$1.14 \cdot 10^6$	$5.37 \cdot 10^5$
Sarnersee	2009-2018	$3.03 \cdot 10^8$	$1.76 \cdot 10^8$	0.43	0.87	0.79	$1.84 \cdot 10^6$	$1.07 \cdot 10^6$
Sempachersee	2009-2018	$3.71 \cdot 10^7$	$1.97 \cdot 10^7$	0.32	1.00	17.28	$5.31 \cdot 10^6$	$2.82 \cdot 10^6$
Thunersee	2008-2017	$3.41 \cdot 10^9$	$2.55 \cdot 10^9$	0.11	1.05	1.90	$1.07 \cdot 10^7$	$8.01 \cdot 10^6$
Türlersee	2008-2017	$3.36 \cdot 10^6$	$1.68 \cdot 10^6$	1.11	0.97	1.94	$1.68 \cdot 10^5$	$8.39 \cdot 10^4$
Vierwaldstättersee	2009-2018	$3.38 \cdot 10^9$	$2.35 \cdot 10^9$	0.14	0.93	3.53	$2.00 \cdot 10^7$	$1.39 \cdot 10^7$
Vitznauerbecken*	2009-2018	$2.90 \cdot 10^9$	$2.03 \cdot 10^9$	0.14	0.93	0.79	$1.45 \cdot 10^7$	$1.01 \cdot 10^7$
Walensee	2009-2018	$1.59 \cdot 10^9$	$1.11 \cdot 10^9$	0.14	1.10	1.58	$6.71 \cdot 10^6$	$4.70 \cdot 10^6$
Zugersee	2009-2018	$2.05 \cdot 10^8$	$1.03 \cdot 10^8$	0.17	0.39	15.62	$5.59 \cdot 10^7$	$2.80 \cdot 10^7$
Zürichsee	2008-2017	$2.93 \cdot 10^9$	$1.73 \cdot 10^9$	0.29	0.58	1.14	$6.85 \cdot 10^7$	$4.04 \cdot 10^7$

* Teilbecken des Vierwaldstättersees

Tabelle 3: Biologisch-ökologische Charakteristika (aus Müller et al., 2019). TP_{MIX}: volumengewichtete mittlere TP-Konzentration nach Wintermischung, APS: für Primärproduktion saisonal verfügbare Menge P pro Fläche, AHM: Mineralisationsrate im Hypolimnion, RED: Fluss reduzierter Substanzen aus dem Sediment, NS: Nettosedimentation von org. Kohlenstoff. RED und NS aus Steinsberger et al. (2020; 2021) (gemessen 2015 bzw. 2018) und Matzinger et al. (2008).

See	**Jahre**	**TP_{MIX}** mg P m^{-3}	**APS** g P m^{-2}	**AHM** g O_2 m^{-2} d^{-1}	**RED** g O_2 m^{-2} d^{-1}	**RED** g C m^{-2} (180 d)$^{-1}$	**NS** g C m^{-2} (180 d)$^{-1}$
Ägerisee	2002-2012	5.9	0.159	0.63	0.13	6.6	11.4
Baldeggersee	2008-2018	25.2	0.803	1.33	0.44	22.9	22.8
Bielersee	2008-2017	16	1.889	0.76	-	-	-
Bodensee Obersee	2006-2016	7.6	0.277	0.80	0.06	3.3	13.5
Brienzersee	2000-2018	2.0	0.126	0.34	0.05	2.3	18.4
Greifensee	2008-2017	66	1.972	1.04	-	-	-
Hallwilersee	2010-2018	15.3	0.394	0.90	0.18	9.3	11.3
Lac de Joux	2005-2016	15	0.401	0.63	-	-	-
Lac Léman	2010-2019	21	0.556	1.20	0.07	3.5	5.6
Lago di Lugano Nordbecken	1996-2006	146	3.50	-	-	-	-
Lago di Lugano Südbecken	1996-2006	49	1.591	1.06	-	-	-
Lago Maggiore	1988-2018	10	0.451	0.85	0.19	10.0	16.7
Murtensee	2008-2017	22	0.666	1.05	-	-	-
Lac de Neuchâtel	2010-2018	10.1	0.286	0.89	0.10	5.1	12.0
Pfäffikersee	2007-2017	16.5	0.460	0.76	0.36	18.7	-
Sarnersee	2009-2018	5.0	0.218	0.36	-	-	-
Sempachersee	2009-2018	22	0.530	0.95	-	-	-
Thunersee	2008-2017	2.5	0.155	0.45	0.07	3.8	29.9
Türlersee	2008-2017	16	0.465	0.49	0.44	22.8	-
Vierwaldstättersee	2009-2018	4.2	0.157	-	-	-	-
Vitznauerbecken*	2009-2018	4.8	0.411	0.38	0.02	1.0	0.80*
Walensee	2009-2018	3.2	0.191	0.59	0.11	6.0	21.5
Zugersee	2009-2018	88	2.086	0.71	-	-	-
Zürichsee	2008-2017	25.7	0.959	0.98	-	-	-

* Teilbecken des Vierwaldstättersees

4 Sauerstoffzehrung

4.1 Jährlicher Zyklus

Die Schweizer Seen durchmischen im Winter den Grossteil ihres Volumens und sind während des Sommers geschichtet. Nur während der winterlichen Zirkulation kann der See wesentliche Mengen Sauerstoff (O_2) aus der Atmosphäre aufnehmen. Diese Durchmischung ist hauptsächlich abhängig von der Lufttemperatur, der Windexposition und der Morphologie des Sees und reicht nicht jeden Winter bis in die maximale Tiefe. Die Zehrung des Sauerstoffs im Hypolimnion während der geschichteten Periode erfolgt in erster Linie durch aeroben Abbau des in der Oberflächenschicht (Epilimnion) produzierten organischen Materials (Algen, Plankton), welches zum Seegrund absinkt. In Seen, welche durch grosse allochthone (see-externe, terrestrische, äolische) Frachten geprägt sind, wird die Zehrungsrate stark von diesem organischen Material beeinflusst.

In Seen mit geringer Hypolimniontiefe kann der Sauerstoff während des Sommers vollständig aufgebraucht werden. Mit schwindender O_2-Konzentration nimmt die Zehrungsrate ab, weil weniger Sauerstoff für den Abbau zur Verfügung steht. Dadurch kann sich nicht abgebautes organisches Material in den Sedimenten anreichern, dort ohne Sauerstoff langsam mineralisiert werden und noch über längere Zeit reduzierte Substanzen wie Methan und Ammonium an das Tiefenwasser abgeben, welche zusätzlich Sauerstoff verbrauchen.

Die gesamte Zehrung im Hypolimnion (AHM – engl. *Areal Hypolimnetic Mineralisation*) lässt sich durch drei Prozesse beschreiben: Die Mineralisation in der Wassersäule (WCM – engl. *Water Column Mineralisation*), die Zehrung von Sauerstoff an der Sediment-Oberfläche (SOU – engl. *Sediment Oxygen Uptake*) und die Diffusion reduzierter Substanzen aus dem Sediment (RED).

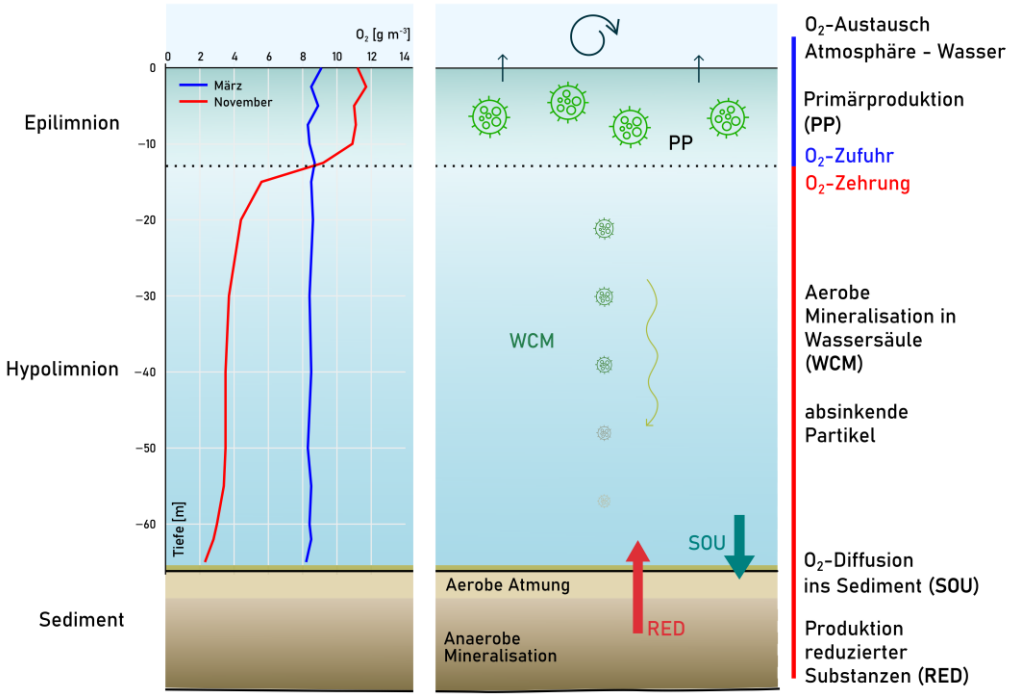


Abbildung 3: Links: Typische O_2-Profile aus dem Baldeggersee (2003). In blau: Homogene O_2-Verteilung nach der Tiefenmischung im Winter. In rot: Ende Herbst mit erhöhtem O_2-Gehalt im Epilimnion infolge der Primärproduktion und geringen Konzentrationen im Hypolimnion durch die erfolgte Zehrung über den Sommer. Rechts: Schema der Zehrung im Hypolimnion (nach Schwefel et al., 2018). Zehrung durch aerobe Mineralisation in der Wassersäule (WCM), O_2-Diffusion ins Sediment (SOU) und Diffusion reduzierter Substanzen (RED) ins Tiefenwasser (aus Kiefer et al., 2020).

4.2 Tiefe und untiefe Seen

Die Volumina der produktiven und der mineralisierenden Zonen in tiefen und untiefen Seen sind markant verschieden. Tiefe Seen können in ihrem Hypolimnion mehr Sauerstoff speichern als durch den Abbau selbst bei maximaler Primärproduktion verbraucht wird. In untiefen Seen hingegen kann der Sauerstoff gegen Ende des Sommers knapp werden. Die Unterscheidung zwischen tiefen und untiefen Seen ist letztlich subjektiv, sodass wir ein quantitatives Kriterium verwenden. Wir setzen die Grenze bei einer mittleren Hypolimniontiefe von ~40 m an (entspricht ungefähr einer maximalen Seetiefe von ~100 m), da im entsprechenden Hypolimnionvolumen etwa doppelt so viel Sauerstoff gespeichert wird, wie durch Zehrung infolge maximaler Algenproduktion verbraucht werden kann (siehe Abb. 7). Die Methode zur Berechnung der gesamten AHM ist jedoch für tiefe und untiefe Seen dieselbe. Die Unterschiede aufgrund der Tiefen werden erst ersichtlich, wenn die verschiedenen Komponenten der AHM bestimmt oder gemessen werden.

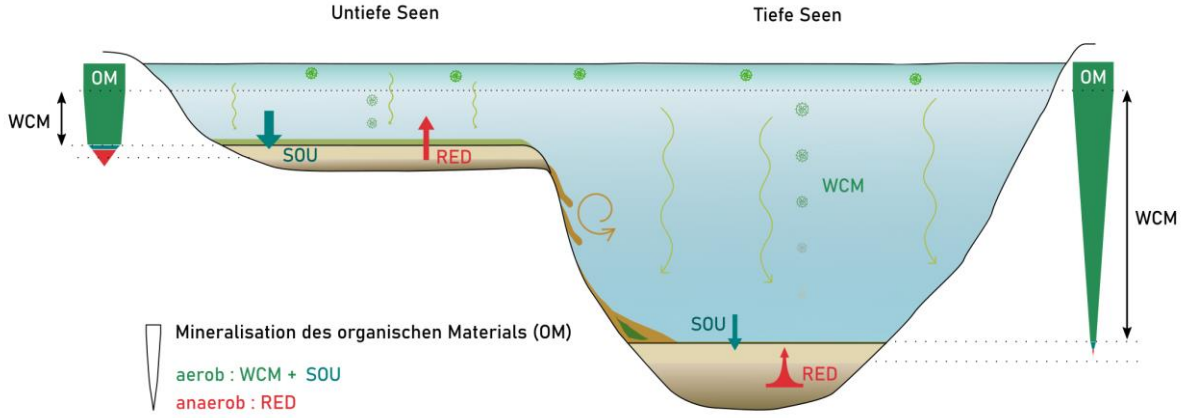


Abbildung 4: Zehrung in untiefen und tiefen Seen durch den Abbau von organischem Material (OM): Bei untiefen Seen hauptsächlich am und im Sediment, bei tiefen Seen zunehmend in der Wassersäule. Bei steilen Flanken wird durch Strömungen oder Rutschungen OM in die tiefsten Zonen des Sees verfrachtet. Daher findet man an den tiefsten Stellen solcher Seen nicht selten eine erhöhte Deposition und daher erhöhte SOU und RED (aus Kiefer et al., 2020).

4.3 Bestimmung der AHM

Die AHM kann vereinfacht anhand der Differenz zwischen dem maximalen O_2-Gehalt im Hypolimnion nach der Winterzirkulation (etwa Ende März, $O_2^{Frühjahr}$) und dem minimalen O_2-Gehalt am Ende der produktiven Saison (Ende Oktober / Anfang November, O_2^{Herbst}) abgeschätzt werden (Matzinger et al., 2010; Müller et al., 2012). Dabei werden neben O_2 auch die Konzentrationen reduzierter Substanzen in der Wassersäule (wie Methan, Ammonium, Fe(II) und Mn(II)) berücksichtigt, und ihr Sauerstoffbedarf vom effektiven Sauerstoff abgezogen (Matzinger et al., 2010). Diese *theoretische* O_2-Konzentration berechnet sich deshalb als:

$$[O_2]_{theoret.} = [O_2] - 2[CH_4] - 2[NH_4^+] - 2[S(-II)] - 0.5[Mn(II)] - 0.25[Fe(II)] \quad (1a)$$

Die Konzentrationen der reduzierten Substanzen werden dabei in Mol-Konzentrationen ausgedrückt [mol m^{-3}] und anschliessend in O_2-Äquivalente umgewandelt [g O_2 m^{-3}]. Als Beispiel: Zur Oxidation von 1 mol CH_4 oder 1 mol NH_4^+ werden je 2 Äquivalente O_2 oder je 64 g O_2 gebraucht. Somit tragen die reduzierten Substanzen zur Zehrung des theoretischen O_2 bei und sind in der AHM berücksichtigt.

Δt_{STRAT} entspricht der Stratifikationsdauer (in Tagen) und z_H ist die mittlere Hypolimniontiefe. Beide Konzentrationen $O_{2,theoret.}^{Frühjahr}$ und $O_{2,theoret.}^{Herbst}$ sind volumengewichtet gemittelt.

$$AHM(z_H)\,[g\ O_2\ m^{-2}d^{-1}] = \frac{z_H}{\Delta t_{STRAT}} \times \left([O_2]^{Frühjahr}_{theoret.} - [O_2]^{Herbst}_{theoret.}\right) \quad (1b)$$

Die einzelnen Schritte zur Berechnung der AHM werden in den folgenden Kapiteln im Detail dargestellt. Im Folgenden bezeichnet Sauerstoff, oder O_2, immer den theoretischen Sauerstoffgehalt. Wir lassen jedoch den Index «theoret.» der Einfachheit halber weg. Das heisst, dass in der Angabe von O_2 die reduzierten Substanzen gemäss Gleichung (1a) immer bereits eingerechnet sind.

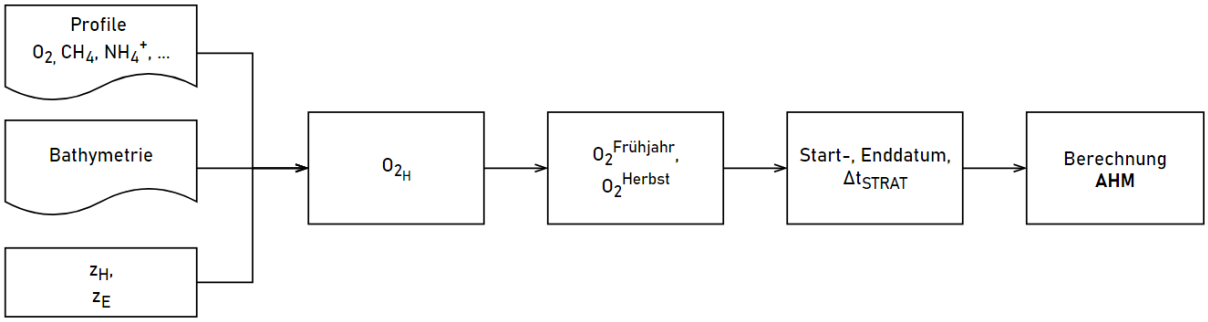


Abbildung 5: Vorgehen zur Berechnung der AHM.

4.3.1 Volumengewichtete mittlere Sauerstoffkonzentration im Hypolimnion

Der Beginn und die Dauer der Sommerstratifikation (und damit der produktiven Saison) können von See zu See und von Jahr zu Jahr variieren. Es wird daher zunächst für die zu untersuchenden Jahre das jeweilige Start- und Enddatum der Sommerstratifikation bestimmt. Zu diesem Zweck muss aus O_2-Profilen (und gegebenenfalls CH_4, NH_4^+, etc.) und Bathymetrie-Daten die im Hypolimnion vorhandene Menge Sauerstoff (bzw. die volumengewichtete mittlere O_2-Konzentration) berechnet werden.

Dazu werden die jeweiligen Konzentrationen aus den Profilen mit dem Schichtvolumen in der entsprechenden Tiefe multipliziert, über das gesamte Hypolimnion aufsummiert und anschliessend durch das Hypolimnionvolumen (V_H) dividiert. Um in den gleichen Tiefenschritten sowohl Konzentrationsmessungen als auch Bathymetrie-Daten zur Verfügung zu haben, wird vorgeschlagen, beide zu einer vertikalen Auflösung von 1 Meter linear zu interpolieren (siehe Kapitel 3). z_E ist die Epilimniontiefe, welche bei 15 m gewählt wird (aus Durchschnittswerten von Schweizer Seen der letzten zehn Jahre). Die Summe über das gesamte Hypolimnion erstreckt sich zwischen z_E und z_{MAX}.

$$O_{2_H}\,[g\ O_2\ m^{-3}] = \frac{\sum_{i=z_E}^{z_{MAX}} V_i \times [O_2]_i}{V_H} \quad (2)$$

Rechnungsbeispiel Genfersee

Als Beispiel dient die Berechnung des O_2-Inhalts des Genfersees für die Messung vom 9. Mai 2012. CH_4, Fe(II) etc. treten nicht auf, die geringen NH_4^+ Konzentrationen werden hier nicht berücksichtigt, so dass nur mit O_2 gerechnet werden muss. Die Messung der O_2-Konzentration in 15.5 m Tiefe entspricht dem Volumen zwischen 15 und 16 m. Die Multiplikation der Volumina mit der O_2-Konzentration ergibt den O_2-Gehalt für jede 1-m Schicht.

Tabelle 4: Linear interpolierte Werte für Fläche und O_2-Konzentrationen in Schritten von 1 m für den Genfersee ab 15 m Tiefe. Beispiel für das Profile vom 9. Mai 2012 (Messdaten CIPEL)

Tiefe [m]	Fläche [km²]	O_2-Konzentration [g O_2 m^{-3}]	Fläche x Dicke der Schicht x Konzentration ➔ O_2-Gehalt der 1 m mächtigen Schicht
15.5	530.8	11.89	6’311 t O_2
16.5	529.1	11.70	6'190 t O_2
17.5	527.4	11.51	6’106 t O_2
…	…	…	...
307.5	34.27	9.79	336 t O_2
308.5	20.56	9.69	199 t O_2
309.5	6.85	9.60	65.76 t O_2

Als Epilimniontiefe für den Genfersee werden 15 m angenommen, d.h. das Hypolimnion befindet sich unterhalb von 15 m Tiefe. Für alle Tranchen unterhalb von 15 m wird anschliessend der Gehalt aufsummiert und durch das Volumen des Hypolimnions dividiert. Gemäss *Tabelle 1* beträgt das Hypolimnionvolumen des Genfersees 80.76 km³. Für den 9. Mai 2012 ergibt dies

$$O_{2_H} = \frac{\sum O_{2_H}}{V_H} = \frac{809'685 \cdot 10^6 \; g \; O_2}{80'760 \cdot 10^6 \; m^3} = 10.02 \; g \; O_2 \; m^{-3} \qquad (3)$$

4.3.2 Bestimmung der Dauer der Sommerstratifikation

Bei Beginn der Primärproduktion und noch vor Einsetzen der Schichtung der Wassersäule erreicht die O_2-Konzentration im Hypolimnion ihren maximalen Wert (üblicherweise im März oder April). Von da an wird der Sauerstoff im Hypolimnion bis zum Einsetzen der Wintermischung kontinuierlich gezehrt und erreicht üblicherweise im Oktober oder November ein Minimum. Für jedes Jahr muss nun die Dauer der Sommerstratifikation bestimmt werden, während welcher die O_2-Konzentration des Hypolimnions vom maximalen zum minimalen Wert abnimmt. Wie oben definiert, müssen in den theoretischen O_2-Konzentrationen die reduzierten Substanzen enthalten sein, falls solche tatsächlich auch auftreten.

Nicht für jeden Sommer ist die Wahl des Start- und Enddatums so klar ersichtlich wie für die beiden Beispiele des Genfersees in Abbildung 6b). Durch see-interne Wasserbewegungen (Beckenschwingungen, Seiche) können die an einer bestimmten Stelle und Tiefe gemessenen Konzentrationen kurzzeitig stark variieren.

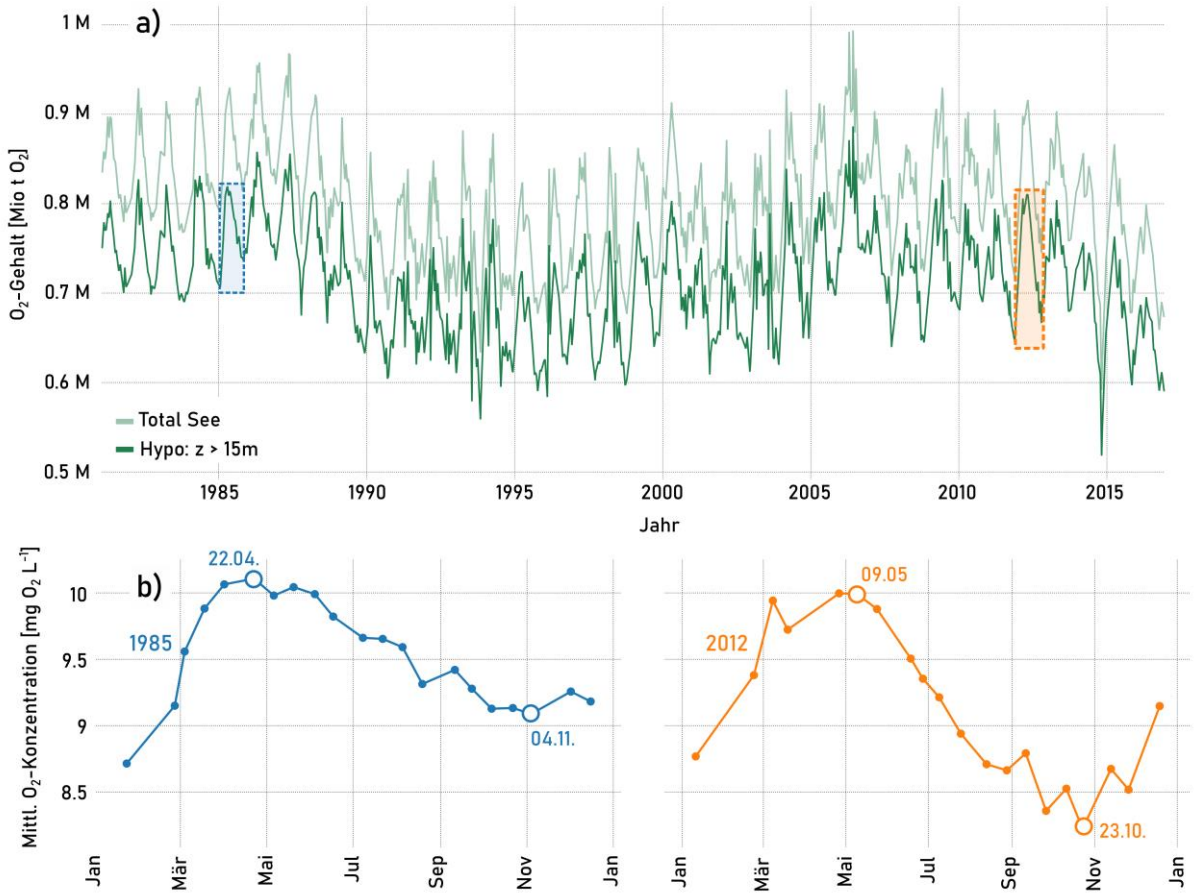


Abbildung 6: a) O_2-Gehalt [Mio t O_2] im gesamten Genfersee (hellgrün) und im Hypolimnion (dunkelgrün) für 1980 bis 2016. b) Verlauf der volumengewichteten, mittleren O_2-Konzentrationen im Hypolimnion für zwei sehr verschiedene Sommer. Ausgewählte Start- und Enddaten sind mit einem Kreis gekennzeichnet (aus Kiefer et al., 2021).

4.3.3 Berechnung der AHM

Sind Start- und Enddatum der produktiven Saison (Sommerstratifikation) für jeden Sommer definiert, kann die AHM als Differenz zwischen theoretischer O_2-Konzentration- oder -gehalt des Start- und des Enddatums gemäss Gleichung (1b) berechnet werden. Anstatt diese Differenz als Zehrungsmenge zu verwenden, kann auch eine lineare Regression durch alle Datenpunkte (zwischen Start- und Enddatum) gemacht und anhand der Steigung und der Stratifikationsdauer die O_2-Zehrung festgestellt werden. Bei weniger eindeutigen Kurven als jene aus Abbildung 6b) kann damit ein repräsentativeres Resultat erzielt werden. Wichtig ist, dass im Jahresvergleich systematisch die gleiche Methode verwendet wird. Die praktische Realisierung der linearen Regression wird hier nicht erklärt, kann aber mittels üblicher Software (z.B. Excel, R, o.ä.) ausgeführt werden.

Rechnungsbeispiel Genfersee

Das Beispiel verwendet die Differenz des maximalen und minimalen O_2-Gehalts. Die mittlere Hypolimniontiefe z_H im Genfersee beträgt 151 m, die Stratifikationsdauer Δt_{STRAT} ist die Anzahl Tage zwischen den gewählten Start- und Enddaten. Gemäss Gleichung (1b) ergibt sich für 1985 (Start: 22.04.85, Ende: 04.11.85, Dauer Δt_{STRAT} = 196 Tage) und 2012 (Start: 09.05.12, Ende: 23.10.12, Dauer Δt_{STRAT} = 167 Tage):

$$AHM_{1985} = \frac{151\ m}{196\ d} \times (10.09\ g\ O_2\ m^{-3} - 9.08\ g\ O_2\ m^{-3}) = 0.78\ g\ O_2\ m^{-2}\ d^{-1}$$

$$AHM_{2012} = \frac{151\ m}{167\ d} \times (10.02\ g\ O_2\ m^{-3} - 8.22\ g\ O_2\ m^{-3}) = 1.63\ g\ O_2\ m^{-2}\ d^{-1} \quad (4)$$

4.4 Berechnung der tolerierbaren Sauerstoffzehrung AHM^{TOL}

Am Ende der Sommerstratifikation sollte das Tiefenwasser eines Sees im Mittel noch mindestens 4 g O_2 m^{-3} enthalten. Die für einen See tolerierbare Zehrung (AHM^{TOL}), bei der diese Bedingung noch erfüllt werden kann, berechnet sich aus der mittleren Hypolimniontiefe z_H [m], der Stratifikationsdauer Δt_{STRAT} [d], der O_2-Konzentration nach der Winterzirkulation $O_2^{Frühjahr}$ [g O_2 m^{-3}] und der minimal verlangten O_2-Konzentration am Ende der Stratifikationsdauer (O_2^{MIN}, meist 4 g O_2 m^{-3}):

$$AHM^{TOL}\ [\mathrm{g\ O_2\ m^{-2}\ d^{-1}}] = \frac{z_H}{\Delta t_{STRAT}} \times \left(O_2^{Frühjahr} - O_2^{MIN}\right) \quad (5)$$

Damit die AHM^{TOL} verschiedener Seen vergleichbar bleiben, wird für die Stratifikationsdauer ein Durchschnittswert mehrerer Seen der letzten Jahre verwendet (Δt_{STRAT} = 180 Tage). Ist die AHM^{TOL} kleiner als die tatsächliche AHM, so kann die gesetzlich vorgeschriebene minimale O_2-Konzentration nicht eingehalten werden.

Rechnungsbeispiel Baldeggersee

Die mittlere $O_2^{Frühjahr}$ Konzentration (2011-2020) beträgt im Baldeggersee 10.5 g O_2 m^{-3}, für O_2^{MIN} werden 4 g O_2 m^{-3} und für Δt_{STRAT} werden 180 Tage verwendet. z_H beträgt 25.2 m, gemäss *Tabelle 1*.

$$AHM^{TOL}_{2011-20} = \frac{25.2\ m}{180\ d} \times (10.5 - 4.0) = 0.91\ g\ O_2\ m^{-2}\ d^{-1} \quad (6)$$

Die aktuelle AHM (2011-2020) liegt bei 1.23 ± 0.20 g O_2 m^{-2} d^{-1}. Sie ist speziell erhöht aufgrund der künstlichen Belüftung, weil dadurch im Hypolimnion mehr Sauerstoff als unter natürlichen Bedingungen für die O_2-Zehrung verfügbar ist. Da AHM^{TOL} kleiner ist als die aktuelle AHM übersteigt die O_2-Zehrung zurzeit das gemäss Verordnung tolerierbare Mass. Wenn die Zehrung im Verlauf der Reoligotrophierung abnehmen wird, kann schliesslich auch die Belüftung eingestellt werden. Diese Berechnung gilt für den Baldeggersee unabhängig von dessen Belüftung.

5 Nährstoffbudget

5.1 Berechnung des verfügbaren Phosphors APS

Der einem See zur Verfügung stehende Phosphor (P) bestimmt innerhalb gewisser Grenzen die Primärproduktion. Bei den Auswirkungen der Primärproduktion auf die O_2-Zehrung im Hypolimnion ist jedoch nicht nur die P-Konzentration wesentlich. Es ist daher sachgemässer, die Belastbarkeit eines Sees mit der für die Algenproduktion zur Verfügung stehenden Menge P pro Fläche auszudrücken (Areal Phosphorus Supply, APS [g P m^{-2}]). Diese berücksichtigt nicht nur die zu Beginn der produktiven Zeit zur Verfügung stehende Menge TP, sondern auch jenen P, welcher während des Sommers zusätzlich aus dem Einzugsgebiet in den See gelangt (Müller et al., 2019). Diese Menge ist gerade bei oligotrophen (nährstoffarmen) Seen oft der grösste Anteil. Indem APS pro Flächeneinheit ausgedrückt wird, können Seen verschiedener Grösse miteinander verglichen werden.

Der APS lässt sich anhand der P-Bilanz im Epilimnion berechnen. Es wird angenommen, dass der über den Sommer eingetragene (gesamt-gelöste) Phosphor ins Epilimnion gelangt und dort für die Primärproduktion zur Verfügung steht.

$$APS\ [g\ P\ m^{-2}] = \left(TP_{MIX} + \frac{LP \times 1\ a}{V_E} \times \frac{\Delta Q_S}{\Delta Q}\right) \times \frac{z_E}{1000} \quad (7)$$

TP_{MIX} ist die Gesamt-P-Konzentration [mg P m^{-3}] nach der Wintermischung. Er berechnet sich aus dem Gehalt an Phosphor im gesamten See [t] basierend auf einem P-Profil Ende Winter (z.B. März), geteilt durch das Seevolumen [km^3]. LP ist die jährliche Fracht des gesamt-gelösten Phosphors [t P a^{-1}], V_E das Volumen des Epilimnions [km^3]. ΔQ_S und ΔQ sind die einfliessenden Wassermengen während der produktiven Saison ([m^3 $Saison^{-1}$], April bis September) und für das ganze Jahr [m^3 a^{-1}]. Das Verhältnis $\Delta Q_S/\Delta Q$ liegt meist bei ~0.5 wenn ein See nicht stark durch Schneeschmelze beeinflusst ist und etwas über 0.5 für alpine Regimes. $\Delta Q_S/\Delta Q$ gewichtet in dieser Gleichung die LP für die produktive Saison (siehe LP_S in *Tabelle 2*). z_E ist die Epilimniontiefe, welche bei 15 m gewählt wird. Die Daten zu verschiedenen Seen finden sich in *Tabelle 2* und *Tabelle **3***.

Zur Abschätzung des P-Eintrags (LP) in die Seen sind oft nicht genügend Messdaten vorhanden. Je nach Datenlage sind verschiedene Optionen möglich.

Option 1 – Detaillierte Daten verfügbar

In vielen Flüssen werden Abflussmengen (Q) quasi-kontinuierlich gemessen. Ihre P-Konzentrationen hingegen sind meist weniger detailliert verfügbar. Die Abflussmengen werden über die Dauer zwischen zwei P-Messungen jeweils aufsummiert und mit der entsprechenden P-Konzentration über diesen Zeitraum multipliziert.

$$LP\ [\mathrm{t\ P\ a^{-1}}] = \sum_i Q_i \times C \times \Delta t_i \times 10^{-9} \quad (8)$$

Q_i [m^3 s^{-1}] sind die einzelnen Abflussmengen, C die P-Konzentration [mg P m^{-3}], welche über die Dauer der gemessenen Abflussmenge gilt und Δt_i die Zeitdauer [s] zwischen den Abflussmessungen. Soll diese Integration noch genauer ausgeführt werden, kann auch eine C-Q-Beziehung (Konzentration-Abfluss) etabliert werden. Durch die Punkte wird eine entsprechende Funktion gefittet (Moosmann et al., 2005), anhand derer dann für jede gemessene Abflussmenge Q_i eine entsprechende P-Konzentration $C(Q_i)$ berechnet werden kann. Diese Methode wird hier jedoch nicht im Detail vorgestellt.

Für die P-Konzentrationen sollten möglichst Daten von algenverfügbarem Phosphor verwendet werden (gesamter gelöster Phosphor). Der partikuläre P wird nur zu einem kleinen Teil algenverfügbar und wird nicht berücksichtigt. Führen Abflüsse von Kläranlagen direkt ins Epilimnion eines Sees, so

sollte diese Fracht zusätzlich berücksichtigt werden. Hierbei können für $C(Q_i)$ Gesamtphosphor-Konzentrationen verwendet werden, da TP aus den Kläranlagen insgesamt gut algenverfügbar ist. Mögliche andere Quellen von bioverfügbarem Phosphor zu quantifizieren, wie diffuse Einträge aus der Landwirtschaft oder Deposition durch Niederschläge direkt auf der Seefläche, ist jedoch praktisch unmöglich. Um die fehlenden Beiträge abzuschätzen, kann die gesamte P-Bilanz betrachtet werden. Stellt man fest, wieviel Phosphor ein See jährlich verliert, kann man abschätzen, wieviel einfliessende Fracht er erhalten muss. Negative Komponenten in der P-Bilanz sind der Abfluss (P_{OUT}), die Nettosedimentation (NS) und bei Seen, welche sich in einer Oligo- oder Eutrophierungsphase befinden, die Änderung des Gehalts an TP von Jahr zu Jahr (ΔTP). Für letztere wird ein über mehrere Jahre gemittelter Wert verwendet. Bei Oligotrophierung ist der Term negativ, bei Eutrophierung ist er positiv. P_{OUT} kann mittels Abflussmengen und P-Konzentrationen im Abfluss (oder in der obersten Schicht des Sees) wie in Gleichung (8) berechnet werden. Die Summe von P_{OUT} + NS + ΔTP ergibt somit den Eintrag der externen P-Fracht.

$$LP\ [\mathrm{t\ P\ a^{-1}}] = P_{OUT} + NS + \Delta TP \tag{9}$$

Option 2 – Keine Daten zu externen Frachten

Sind keine Informationen zu Abflussmengen und P-Konzentrationen für Zu- und Abflüsse vorhanden, kann die P-Fracht behelfsmässig aus dem Seevolumen V_S [km^3], der P-Nettosedimentationsrate σ [a^{-1}], dem Stratifikationsfaktor β [-], der Wasseraufenthaltszeit τ [a] und der über die gesamte Seetiefe gemittelten TP-Konzentration am Ende der Wintermischung, TP_{MIX} [mg P m^{-3}], abgeschätzt werden (Daten siehe *Tabelle 2*):

$$LP\ [\mathrm{t\ P\ a^{-1}}] = V_S \times TP_{MIX} \times \left(\sigma + \frac{\beta}{\tau}\right) \tag{10}$$

Bei dieser Option wird die Herkunft des Phosphors nicht berücksichtigt, die Berechnung basiert auf einem Ein-Box-Modell mit den morphologischen Eigenschaften des Sees und seiner Frühjahrskonzentration an Phosphor. Der Stratifikationsfaktor β ist definiert als das jährlich abflussgemittelte Verhältnis TP_{EPI} zu TP_{MIX}. Befindet sich ein See in einer Oligo- oder Eutrophierungsphase (TP-Werte ändern kontinuierlich), so muss die Fracht LP um den entsprechenden Trend ΔTP korrigiert werden, mit dem der Seeinhalt ab- bzw. zunimmt.

Option 3 – Keine Daten zur P-Nettosedimentationsrate

Wenn keine Messungen aus Sedimentfallendaten für die P-Nettosedimentationsrate zur Verfügung stehen, kann diese mit $\sigma = 14.5/z_M$ [a^{-1}] angenähert werden (Müller et al., 2014; z_M [m] ist die mittlere Seetiefe). Diese Angabe ist in *Tabelle 2* aufgeführt.

Rechnungsbeispiel Genfersee

Option 1

Eingehende Frachten im Genfersee stammen (i) aus den Zuflüssen (insbesondere der Rhône), (ii) aus direkter Einleitung von Kläranlagen und (iii) aus diffusen Quellen wie Landwirtschaft oder atmosphärischer Deposition (Krishna et al., 2021). Term (i) kann entweder anhand von Abflussmengen und gesamt-gelöstem Phosphor aus NADUF-Daten ermittelt werden. Informationen über jährliche P-Frachten der 4 grössten Zuflüsse sind auch in den öffentlichen Berichten der CIPEL (www.cipel.org) angegeben. Für den Genfersee wird geschätzt, dass etwa 40% des Gesamt-P bioverfügbar ist. Term (ii), die P-Frachten aus Zuflüssen durch Kläranlagen sind ebenfalls als jährlicher Wert in den öffentlichen Berichten der CIPEL enthalten. Es werden nur diejenigen

Kläranlagen berücksichtigt, welche nicht vor dem See bereits in die Rhône eingeleitet werden. Ihr jährlicher Wert wird für die 180 Tage Stratifikationsdauer entsprechend halbiert. Term (iii) ist gesamthaft nicht realistisch abschätzbar. Input aus den Niederschlägen kann anhand der Niederschlagsmenge über der Seeoberfläche und in der Literatur empfohlenen mittleren Konzentrationen abgeleitet werden (36 mg P m^{-3} aus Hürdler et al., 2015). Sind mehrere Meteo-Stationen in Seenähe kann ein Durchschnitt der Niederschlagsmengen verwendet werden. Andere diffuse Einträge aus der Landwirtschaft, welche durch kleinere Zuflüsse oder andere direkte Einflüsse in den See gelangen, müssen vernachlässigt werden, da sie nicht quantifizierbar sind.

Für 2012 wurden für die bio-verfügbare P-Fracht folgende Werte berechnet:

		a^{-1}	**Saison^{-1}**	**Bemerkung**
I.	4 grösste Zuflüsse	256 t P a^{-1}	141 t P Saison^{-1}	~40% aus gesamter TP-Fracht
II.	Kläranlagen	57.6 t P a^{-1}	29 t P Saison^{-1}	nicht in Zuflüssen enthaltene
III.	Atmosphär. Depos.	21 t P a^{-1}	10 t P Saison^{-1}	~1000 L m^{-2} Niederschlag
	Summe		**180 t P Saison^{-1}**	

Um sicher zu gehen, die eingehende Fracht nicht zu unterschätzen, wird sie auch anhand der «negativen» Anteile der P-Bilanz abgeschätzt (Krishna et al., 2021): P_{OUT} + NS + ΔTP (ΔTP ist hier negativ).

P_{OUT} berechnet sich anhand von Abflussmengen Q von der Station «Les Halles» in Genf und TP-Konzentrationen in den obersten Wasserschichten des Sees von der Messstation GE3 im Genfersee, welche nahe des Abflusses der Rhône liegt. Mit der Gleichung (8) wird die P-Abflussmenge [t P a^{-1}] durch die Rhône berechnet (133 t P a^{-1} für 2012). Die P-Nettosedimentation kann aus der Angabe der NS von Kohlenstoff [g C m^{-2} a^{-1}], der Hypolimnionfläche (A_H) und einem entsprechenden (C:P)-Verhältnis aus Partikelanalysen (C:P = 110) abgeleitet werden:

$$NS_P\ [t\ P\ a^{-1}] = \mathrm{A}_H\ \times\ \mathrm{NS}_C\ \times \frac{1}{C{:}P}\ \times \frac{31\mathrm{g\ P\ mol^{-1}}}{12\ \mathrm{g\ C\ mol^{-1}}} \quad (11)$$

Für 2012 ergibt dies 140 t P a^{-1}. Die über fünf Jahre gemittelte Abnahme des P-Gehalts ΔTP im See liegt bei -55 t P a^{-1}.

Diese Bilanz ergibt eine gesamte eingehende Fracht (LP) von 133 + 140 – 55 = 218 t P a^{-1}. Dieser Wert ist zuverlässiger als die Summe der Komponenten aus Zuflüssen, atmosphärischer Deposition und Kläranlagen, bei welcher viele Annahmen getroffen werden müssen.

Option 2

Auch anhand der Gleichung (10) kann LP berechnet werden. Die nötigen Daten finden sich in *Tabelle 2* und *Tabelle 3*. Für TP_{MIX} 2012 wird zunächst der P-Gehalt [t P] des Sees berechnet: Die P-Konzentration [mg P m^{-3}] in 1 m-Schritten wird mit dem jeweiligen Schichtvolumen [km^3] multipliziert und über die gesamte Tiefe aufsummiert. Der Gehalt wird dann durch das Seevolumen V_S geteilt. Für einen Mittelwert zwischen 2010 und 2019 kann auch der Wert aus *Tabelle 3* verwendet werden.

$$LP_{2012}\ =\ 89.12\ km^3\ \times\ 23.9\ mg\ P\ m^{-3} \times \left(0.095 + \frac{0.57}{11.86}\right) =\ 304\ \mathrm{t\ P\ a^{-1}} \quad (12)$$

Für beide Fälle lässt sich APS [g P m^{-2}] anschliessend mit den Werten aus *Tabelle 2* und *Tabelle 3* berechnen. Wir fahren mit dem Resultat aus Option 2 fort.

$$APS_{2012}\ =\ \left(23.9\ mg\ P\ m^{-3} + \frac{304\ t\ P\ a^{-1} \times 1\ a}{8.36\ km^3} \times \frac{4.13{\cdot}10^9}{7.51{\cdot}10^9}\right) \times \frac{15m}{1000} =\ 0.66\ g\ P\ m^{-2} \quad (13)$$

5.2 Zusammenhang zwischen AHM und APS

Setzt man den pro Flächeneinheit algenverfügbaren Phosphor in Beziehung zur AHM, zeigt sich ein frappanter Zusammenhang. Die Zehrung in nährstoffarmen Seen nimmt tatsächlich ungefähr proportional mit dem P-Angebot zu (gestrichelte Linie in Abbildung 7), allerdings nur bis zu einem Schwellenwert von ~0.54 g P m^{-2}. Für eine höhere P-Verfügbarkeit ist keine weitere Zunahme der AHM zu beobachten, und sie bleibt in einem engen Bereich von 1.06 ± 0.08 g O_2 m^{-2} d^{-1} konstant (blaues Band; Müller et al., 2019). Daraus lässt sich schliessen, dass auch die Netto-Ökosystemproduktion – jene Menge der Algenbiomasse, welche aus der produktiven Oberflächenschicht ins Hypolimnion absinkt – durch eine Obergrenze limitiert ist, was den sich mit zunehmendem Algenwachstum verschlechternden Lichtverhältnissen zuzuschreiben ist. In nährstoffreichen Seen ist die AHM daher – unabhängig vom P-Angebot – praktisch konstant. Zudem wird ein Teil der AHM durch die reduzierten Substanzen aus der Sediment-«Altlast» einer früheren eutrophen Phase generiert, welche sich nur langsam (über Jahrzehnte) ändert. Damit erklärt sich die beobachtete Entkopplung der Zehrung vom P-Gehalt in vielen Schweizer Seen: Trotz Senkung des P-Gehalts bleibt die Zehrung hoch. Das bedeutet, dass die Planktongemeinschaft ihre Biomasseproduktion auch bei abnehmendem P-Angebot über einen weiten Bereich aufrechterhalten kann, indem das Verhältnis von Kohlenstoff zu Phosphor (C:P) in der Phytoplankton-Biomasse zunimmt. Dass dies tatsächlich geschieht, konnte mit chemischen Analysen von Plankton und Sinkstoffen gezeigt werden (Müller et al., 2019; 2021).

Eine Reduktion der P-Konzentration im Frühling auf 30 mg P m^{-3} erweist sich damit als deutlich unzureichend, um die Primärproduktion auf ein mittleres Produktions-Niveau zu senken. Erst wenn die kritische Schwelle von ~0.54 g P m^{-2} für das P-Angebot unterschritten wird, besteht ein Zusammenhang zwischen P-Gehalt und O_2-Zehrung. Der entsprechende Schwellenwert (SW) für die Frühlingskonzentration des Gesamt-P (TP_{MIX}^{SW}) berechnet sich individuell für jeden See entsprechend seiner morphologischen und hydrographischen Eigenschaften. Je flacher ein See, umso kleiner ist sein Hypolimnionvolumen und damit seine O_2-Reserve für den Abbau des organischen Materials.

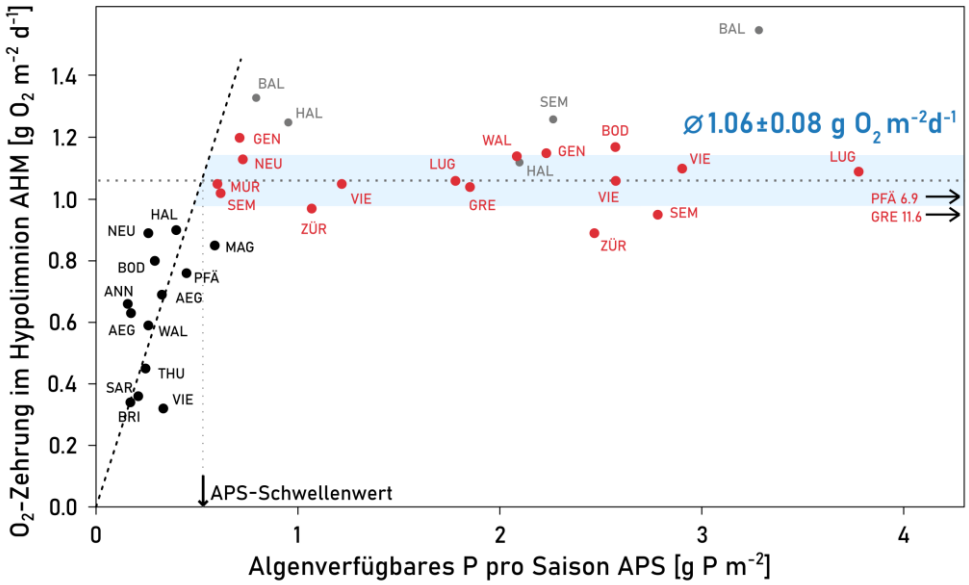


Abbildung 7: Zehrungsrate im Hypolimnion pro Flächeneinheit (AHM) als Funktion des pro Fläche verfügbaren Phosphors (APS: Areal Phosphorus Supply). In rot: alle APS-Werte über 0.54 g P m^{-2}. In grau: die drei künstlich belüfteten Seen (BAL, HAL, SEM). Das blaue Band zeigt den Mittelwert der AHM aller roten Punkte (1.06 ± 0.08 g O_2 m^{-2} d^{-1}). Die AHM nimmt erst unter dem APS-Schwellenwert von 0.54 ± 0.06 g P m^{-2} proportional zum P-Angebot ab. Diverse Seen sind mehrfach vertreten, da

Daten aus verschiedenen Jahrzehnten (mit unterschiedlichen Niveaus der P-Belastung) verwendet wurden. Abkürzungen der Seen sind in Abbildung 1 definiert. Reproduktion der Grafik aus Müller et al. (2019) und Kiefer et al. (2020).

5.3 Berechnung von APS^{TOL} und TP_{MIX}^{TOL}

Die tolerierbare Konzentration von Gesamt-P nach der Winterzirkulation (TP_{MIX}^{TOL}) ist für jeden See individuell unterschiedlich. Diese TP-Konzentration kann für jeden See individuell aus dem jeweiligen APS und seinen hydrologischen und orografischen Daten abgeschätzt werden. Dies soll hier gezeigt werden.

Mit der Gleichung (5) in Kap. 4.4. wurde die maximal tolerierbare Sauerstoffzehrung (AHM^{TOL}) berechnet, damit am Ende der Sommerstratifikation noch eine bestimmte Konzentration von O_2 im Tiefenwasser übrigbleibt. Hier wird nun anhand der Beziehung in Abbildung 7 die APS abgeschätzt, welche die maximal tolerierbare Menge Algen erlaubt, die diese O_2-Zehrung verursacht (Gleichung (14)). Diese ist selbstverständlich nur kritisch, wenn die AHM^{TOL} geringer ist als die maximale Zehrung aus Abbildung 7 von 1.06 ± 0.08 g O_2 m^{-2} d^{-1}. Bei tiefen Seen mit grossem Hypolimnionvolumen heisst dies somit nicht, dass APS^{TOL} beliebig gross sein darf (siehe Abbildung 7).

$$APS^{TOL}[\mathrm{g\ P\ m^{-2}}] = \frac{AHM^{TOL}}{s} \tag{14}$$

wobei s = 1.96 d^{-1}, die Steigung der Geraden in Abbildung 7) bezeichnet (=1.06 / 0.54). Die tolerierbare TP_{MIX}-Konzentration [mg P m^{-3}] nach der Wintermischung ist dann:

$$TP_{MIX}^{TOL}\ [mg\ P\ m^{-3}] = \frac{APS^{TOL}}{z_E\left(1+\frac{V_S}{V_E}\times\frac{\Delta Q_S}{\Delta Q}\times\left(\sigma+\frac{\beta}{\tau}\right)\right)} \times 1000 \tag{15}$$

z_E ist die Epilimniontiefe von 15 m, V_S [km^3] ist das Seevolumen, V_E das Epilimnionvolumen [km^3], ΔQ_S und ΔQ sind die einfliessenden Wassermengen während der produktiven Saison ([m^3 $Saison^{-1}$], April bis September) und für das ganze Jahr [m^3 a^{-1}]. σ [a^{-1}] ist die P-Nettosedimentationsrate, β [-] der Stratifikationsfaktor und τ [a] die Wasseraufenthaltszeit (für Daten siehe *Tabelle 2* und *Tabelle 3*).

Rechnungsbeispiel Baldeggersee

Als Beispiel dient der Baldeggersee (2011-2020). AHM^{TOL} kann der Gleichung (6) entnommen werden ($0.91\ g\ O_2\ m^{-2}\ d^{-1}$), APS^{TOL} kann nun anhand der Gleichung (14) berechnet werden.

$$APS_{11-20}^{TOL} = \frac{0.91\ g\ O_2\ m^{-2}\ d^{-1}}{1.96\ d^{-1}} = \ 0.46\ g\ P\ m^{-2} \tag{16}$$

TP_{MIX}^{TOL} beträgt gemäss Gleichung (15) und den verschiedenen Parametern aus *Tabelle 2* und *Tabelle 3*:

$$TP_{MIX}^{TOL} = \frac{0.46}{15\left(1+\frac{0.174}{0.071}\times\frac{1.89\cdot10^7}{3.85\cdot10^7}\times\left(0.68+\frac{1.05}{4.53}\right)\right)} \times 1000 = 15\ mg\ P\ m^{-3} \tag{17}$$

Im Vergleich dazu liegt die aktuelle TP_{MIX} bei 23 ± 4 mg P m^{-3}.

5.4 Zusammenhang zwischen AHM, APS und TP_{MIX}

APS^{TOL} und TP_{MIX}^{TOL} werden jeweils aus der tolerierbaren O_2-Zehrung (AHM^{TOL}) und verschiedenen morphologischen Parametern abgeleitet. Dies kann unabhängig von der reellen Sauerstoffzehrung

und den reellen Nährstoffverhältnissen eines Sees geschehen. Die real im See gemessenen Werte für AHM und APS können nun mit den berechneten Toleranzwerten verglichen werden.

Im Vergleich der reellen AHM mit AHM^{TOL} kann festgestellt werden, ob der See die tolerierbare O_2-Zehrung (welche verhindert, dass die O_2-Konzentration im Hypolimnion unter den gesetzlich vorgeschriebenen Wert von 4 mg O_2 L^{-1} fällt) überschreitet oder nicht. Gleiches wird auch aus einem Vergleich des reellen APS (aktuell verfügbare Menge an Phosphor) mit APS^{TOL} ersichtlich.

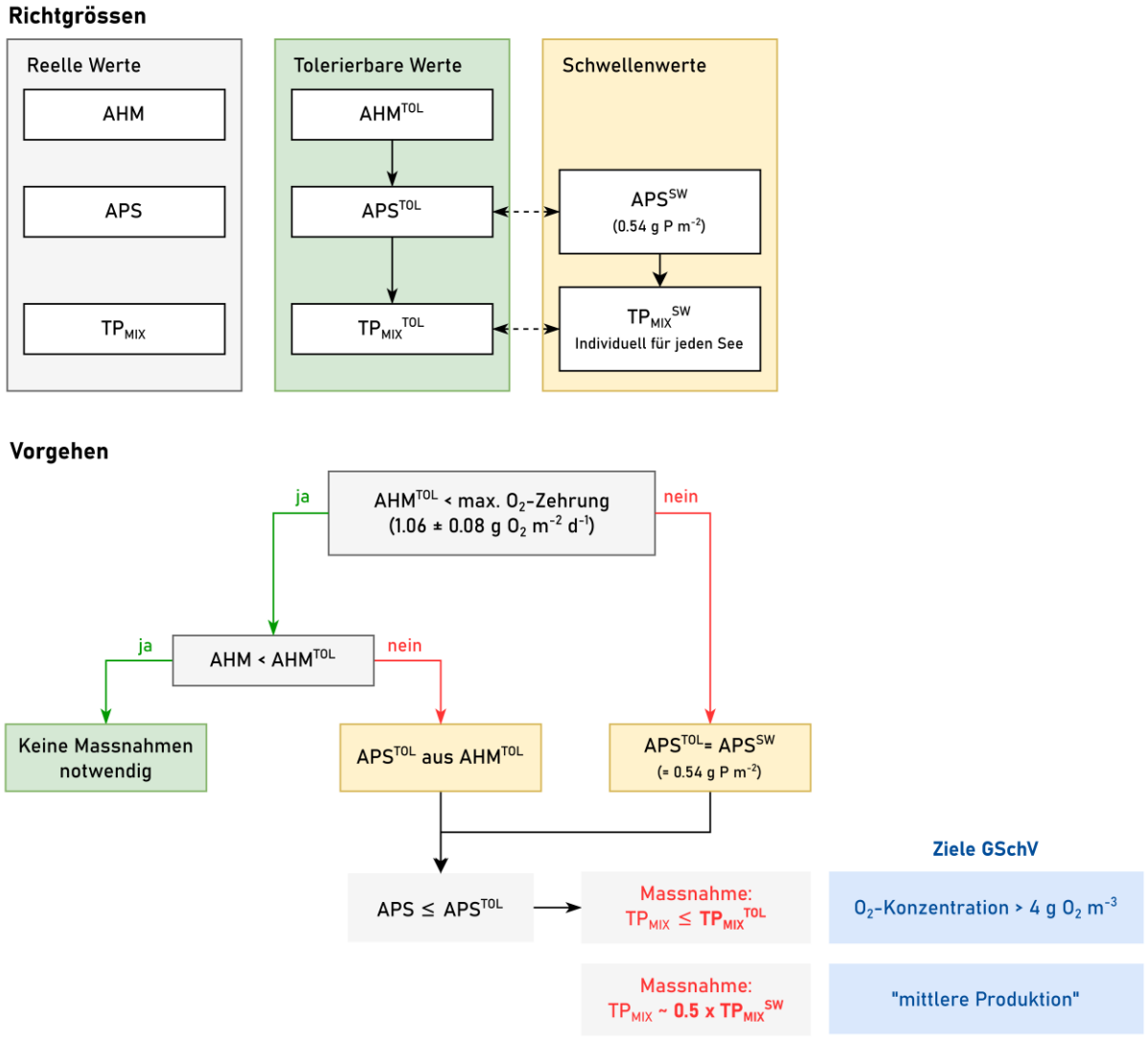


Abbildung 8: Zusammenhang zwischen AHM, APS und TP_{MIX}, sowie ihrer jeweiligen tolerierbaren und Schwellen-Werte.

Im Vergleich des reellen APS mit dem APS-Schwellenwert von 0.54 g P m^{-2} (Abbildung 7) wird zudem klar, ob sich der See bereits in einem Zustand befindet, in welchem eine Reduktion des APS eine direkte Reduktion der AHM nach sich ziehen würde (Gerade in Abbildung 7).

APS selbst ist eine Grösse, welche Phosphor aus verschiedenen Quellen einbezieht. Der Vergleich von TP_{MIX} und TP_{MIX}^{TOL} schliesslich zeigt auf, welche konkrete Reduktion an Phosphor in einem individuellen See notwendig ist, um die gesetzlich vorgeschriebenen O_2-Konzentrationen im Hypolimnion einzuhalten. Ausgehend vom APS-Schwellenwert (APS^{SW}), welcher für alle Seen gleich ist, kann zudem ein individueller TP_{MIX}-Schwellenwert (TP_{MIX}^{SW}) für jeden See berechnet werden.

$$TP_{MIX}^{SW}\ [mg\ P\ m^{-3}] = \frac{APS^{SW}}{z_E\left(1+\frac{V_S}{V_E}\times\frac{\Delta Q_S}{\Delta Q}\times\left(\sigma+\frac{\beta}{\tau}\right)\right)} \times 1000 \quad (18)$$

z_E sei die Epilimniontiefe von 15 m, V_E das Epilimnionvolumen [km³], V_S [km³] ist das Seevolumen, ΔQ_S und ΔQ sind die einfliessenden Wassermengen während der produktiven Saison ([m³ Saison^{-1}], April bis September) und für das ganze Jahr [m³ a^{-1}]. σ [a^{-1}] die P-Nettosedimentationsrate, β [-] der Stratifikationsfaktor und τ [a] die Wasseraufenthaltszeit.

Es ist dieser individuelle TP_{MIX}^{SW}, welcher erreicht werden muss, damit eine weitere P-Reduktion auch eine Reduktion der O_2-Zehrung mit sich bringt. Liegt der reelle TP_{MIX} über diesem Schwellenwert, so sind NEP (angenähert durch die AHM) und Nährstoffkonzentrationen noch entkoppelt.

Ist AHM^{TOL} grösser als die maximale O_2-Zehrung gemäss Abbildung 7, so heisst dies, dass der entsprechende See einen O_2-Gehalt hat, der eine maximale Zehrung zulässt. In diesem Fall ist die errechnete AHM^{TOL} keine relevante Grösse, da sie die reell maximal mögliche O_2-Zehrung übersteigt. Für APS^{TOL} Gleichung (14) sollte daher 0.54 g P m^{-2} eingesetzt werden und TP_{MIX}^{TOL} ist gleich TP_{MIX}^{SW}. Damit ist jedoch auch die Produktion maximal.

Ist TP_{MIX}^{SW} bekannt, kann schliesslich bestimmt werden, ob der Nährstoffgehalt die von der GSchV vorgeschriebene «mittlere Produktion» einhält (Abb. 8). Es kann angenommen werden, dass ein See die «mittlere Produktion» einhält, wenn TP_{MIX} etwa halb so gross ist wie TP_{MIX}^{SW}. Bei TP_{MIX}^{SW} weist ein See noch immer in etwa die maximale Produktion auf. Um sowohl die «mittlere Produktion», wie auch die vorgeschriebene O_2-Konzentration von 4 g O_2 m^{-3} einzuhalten, müssen beide Bedingungen TP_{MIX} < ~0.54 TP_{MIX}^{SW} und TP_{MIX} < TP_{MIX}^{TOL} erfüllt sein.

Anhand der Daten aus *Tabelle 2* und *Tabelle 3* ist TP_{MIX}^{SW} für die verschiedenen Seen berechnet worden.

Tabelle 5: Werte für gemessene TP_{MIX} (siehe Zeitraum) im Vergleich zum Schwellenwert TP_{MIX}^{SW}, ab welchem bei weiterer Reduktion der P-Konzentrationen erwartet werden kann, dass die O_2-Zehrung ebenfalls abnimmt. Die Farben sind im Text definiert.

See	**Mittelwert über Jahre**	**TP_{MIX}** [mg P m^{-3}]	**TP_{MIX}^{SW}** [mg P m^{-3}]
Ägerisee	2010-2018	6	18
Baldeggersee	2010-2020	23	**17**
Bielersee	2010-2017	17	**5**
Bodensee Obersee	2006-2016	8	14
Brienzersee	2010-2018	4*	6
Greifensee	2010-2017	67	**18**
Hallwilersee	2010-2020	15	20
Lac de Joux	2008-2017	13	18
Lac Léman	2010-2019	21	**20**
Lago di Lugano Südbecken	1995-2006	43	**14**
Lago Maggiore	2010-2017	11	**10**
Murtensee	2010-2017	21	**21**
Lac de Neuchâtel	2010-2018	10	22

* Beim Brienzersee liegt die effektiv bioverfügbare P-Konzentration im Gegensatz zu allen anderen Seen aufgrund der grossen Menge glazialer Partikel wesentlich tiefer.

Pfäffikersee	2010-2017	16	20
Sarnersee	2017-2018	6	14
Sempachersee	2010-2020	22	**20**
Thunersee	2010-2017	2	6
Türlersee	2010-2017	16	16
Walensee	2010-2018	3	6
Zugersee	2010-2018	87	**28**
Zürichsee	2010-2019	25	**14**

Sechs dieser Seen (Werte in rot) haben momentan noch P-Konzentrationen, welche deutlich über dem Schwellenwert liegen, ab dem bei einer weiteren Reduktion auch die O_2-Zehrung abnehmen würde. Fünf Seen (Werte in orange) sind dem Schwellenwert sehr nahe und die restlichen 10 Seen befinden sich bereits unter dem Schwellenwert.

Die Schwellenwerte der grossen oligotrophen Seen Brienzersee, Lago Maggiore, Thuner- und Walensee sind auffallend gering. Dies rührt daher, weil die Wasseraufenthaltszeiten sehr kurz sind und 50-70% des gesamten, im Epilimnion algenverfügbaren P während der produktiven Zeit in den See eingetragen wird. Dies erlaubt nur tiefe «Startwerte» nach dem Ende der Winterzirkulation.

Es ist wichtig zu bedenken, dass die Resultate aus Tabelle 5 nur einen hinweisenden Charakter haben. Es gibt keine Garantie, dass sich ein See exakt gemäss der aus Abbildung 7 abgeleiteten Formel verhält. Entsprechend kann nicht allein aus der Gegenüberstellung in Tabelle 5 ein Bedarf an Sanierungsmassnahmen abgeleitet werden. Dazu wären im Einzelfall zusätzliche Untersuchungen nötig; z. B., um beim Lago Maggiore beurteilen zu können, ob dieser See die «mittlere Produktion» tatsächlich einhält oder nicht. Es ist zu erwarten, dass der angezeigte Knick der AHM bei einem APS^{SW} von 0.54 g P m^{-2} pro Saison für einen individuellen See weniger deutlich sichtbar sein wird, d.h. der Übergang von der maximalen O_2-Zehrung zu einer Abnahme wird höchstwahrscheinlich einen kontinuierlichen (geglätteten) Verlauf aufweisen. Zudem weisen die in Gleichung (18) verwendeten Parameter beträchtliche Unsicherheiten auf, sodass die berechneten Werte von $\mathbf{TP_{MIX}^{SW}}$ mit deutlichen Fehlern behaftet sind. Die Bereiche der tolerierbaren Konzentrationen sind jedoch eine realistische Orientierungshilfe. Die detaillierte Festlegung sollte allerdings in jedem Einzelfall individuell vorgenommen werden, um den spezifischen Eigenheiten der Netto-Ökosystemproduktion Rechnung zu tragen.

6 Netto-Ökosystemproduktion

Anhand der Zehrung von O_2, die in direktem Zusammenhang mit dem Abbau des organischen Materials steht (Abbildung 9), kann mit dem stöchiometrischen Verhältnis zwischen Sauerstoff und Kohlenstoff (C) (von 138:106) die Menge an mineralisiertem organischem C berechnet werden. Ein Teil des see-internen C aus der Netto-Ökosystemproduktion (NEP) wird bereits beim Absinken in der Wassersäule abgebaut (WCM) und als CO_2 freigesetzt. Ein weiterer Teil wird unter O_2-Zehrung an der Sedimentoberfläche mineralisiert (SOU). Herrschen im Tiefenwasser und am Sediment anoxische Bedingungen, wird organisches Material vermehrt ins Sediment eingelagert und dort langsam ohne Sauerstoff abgebaut. Dabei werden über Jahrzehnte reduzierte Substanzen (RED) wie Methan und Ammonium, aber auch Eisen, Mangan u.a. freigesetzt. Sobald diese Substanzen mit Sauerstoff in Berührung kommen, werden sie oxidiert und tragen somit – zeitlich verzögert – ebenfalls zur O_2-Zehrung bei. In flachen Seen mit (hoch-)eutropher Vergangenheit ist der Anteil von RED an der O_2-Zehrung auch heute noch hoch (Kiefer et al., 2020). RED gibt dort somit nicht die aktuelle Produktion wieder, sondern – als «Sediment-Altlast» – diejenige der Vergangenheit.

Auch eingeschwemmtes, see-externes organisches Material (Blätter, Äste, Humus, etc.) trägt zur O_2-Zehrung bei. Dieses ist meist schwerer abbaubar, sinkt oft rasch zum Grund, tritt mitunter in grossen Mengen auf und kann besonders in nährstoffarmen Seen wesentlich zu RED beitragen.

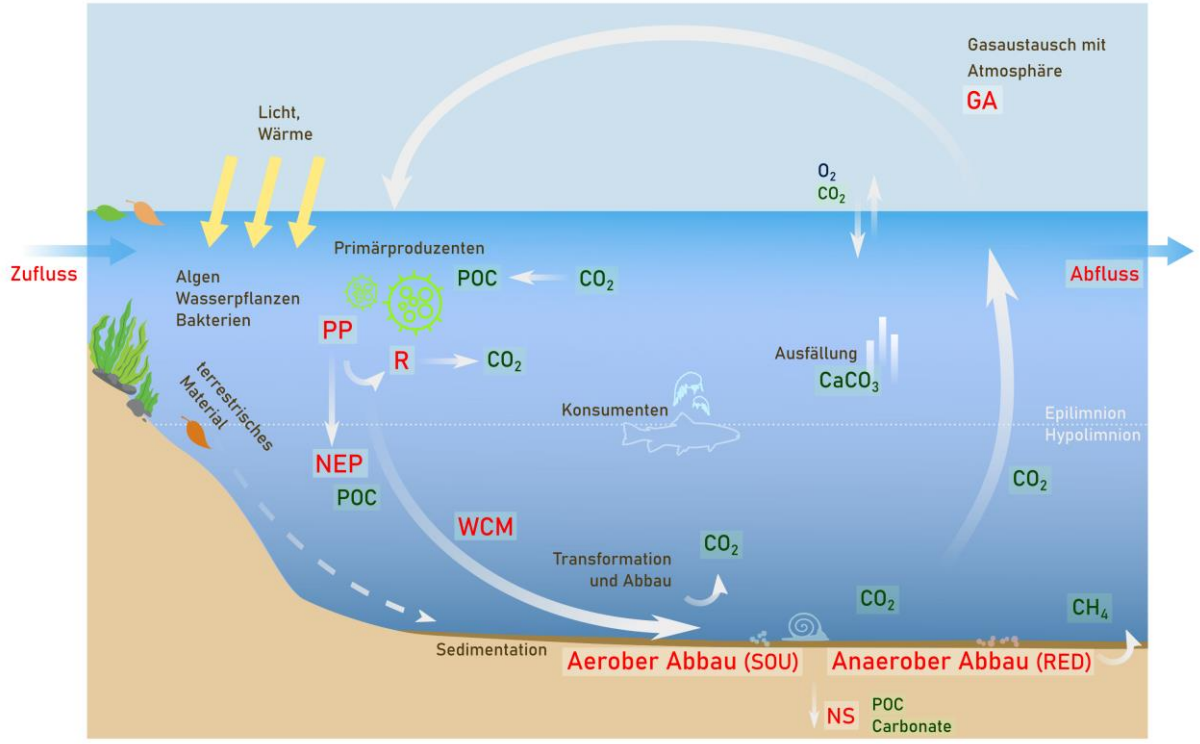


Abbildung 9: Schema des Kohlenstoffkreislaufs in einem See entlang der weissen Pfeile. Weisse gestrichelte Linie: Übergang vom Epilimnion (Algenwachstum) zum Hypolimnion (Abbau des organischen Materials und O_2-Zehrung). In Rot die wichtigsten Prozesse: PP: Primärproduktion, R: Respiration, NEP: Netto-Ökosystemproduktion, WCM: Abbau in der Wassersäule, SOU: O_2-Aufnahme durch das Sediment, NS: Nettosedimentation, RED: Fluss reduzierter Substanzen aus dem Sediment, GA: Gasaustausch. In Grün die verschiedenen Kohlenstoff-Formen: POC: partikulärer organischer Kohlenstoff; CO_2, CH_4, $CaCO_3$: anorganischer Kohlenstoff (aus Kiefer et al., 2021).

Nur ein kleiner Teil des see-internen organischen Materials der NEP wird langfristig im Sediment eingelagert (Nettosedimentation, NS). Seen mit grosser terrestrischer Fracht aus Zuflüssen weisen

generell hohe NS-Werte auf. Der terrestrische Beitrag an der gesamten organischen NS ist naturgemäss nur schwer abschätzbar. Im Folgenden wird die NS daher nur bei Seen berücksichtigt, welche im Vergleich zur Primärproduktion nur einen kleinen terrestrischen Input aufweisen. Ist der Anteil von terrestrischem Material im Sediment grösser als jener der see-internen Produktion, wird die NS nicht in die Rechnung einbezogen, da sonst NEP deutlich überschätzt würde.

6.1 Berechnung von NEP aus AHM, RED und NS

Die Zusammensetzung der für die Bestimmung der NEP berücksichtigten Komponenten der Kohlenstoffsenken hängt vom Seetyp ab. Ist ein See tief, mit wenig terrestrischem organischem Eintrag und ohne Sediment-Altlast, so wird ein Teil unter O_2-Verbrauch mineralisiert und der Rest im Sediment eingelagert (folglich: NEP = AHM + NS). Hat ein See eine (hoch-)eutrophe Vergangenheit, so tragen die reduzierten Substanzen aus dem Sediment als Relikt aus dieser Zeit übermässig zur O_2-Zehrung bei und sollen deshalb nicht berücksichtigt werden (folglich: NEP = AHM – RED + NS). Ist die terrestrische Fracht hoch oder kann die NS nicht zweifelsfrei bestimmt werden, wird auch diese von der Berechnung ausgeschlossen, da der autochthone Beitrag meist nur gering ist (Steinsberger et al., 2021). Das Logogramm in Abbildung 10 fasst die Berechnungsmethoden je nach Seetyp und Trophie-Entwicklung zusammen.

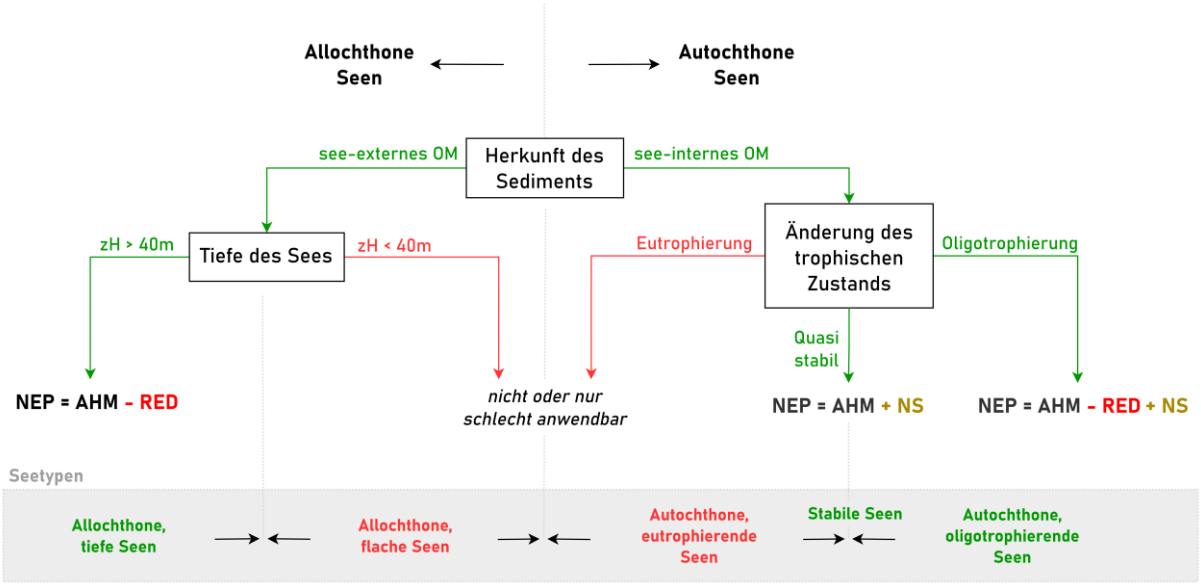


Abbildung 10: Logogramm zur Bestimmung der in die Berechnung der NEP miteinzubeziehenden Kohlenstoff-Senken.

Die aerobe Mineralisation von organischem Material folgt bei angenommenem vollständigem Abbau den folgenden stöchiometrischen Verhältnissen:

$$(CH_2O)_{\mathbf{106}}(NH_3)_{16}(H_3PO_4) + \mathbf{138}\,O_2 = \mathbf{106}\,CO_2 + 16\,NO_3^- + 1\,HPO_4^{2-} + 122\,H_2O + 18\,H^+ \qquad (19)$$

Das C/O_2-Verhältnis entspricht demnach 106/138. Als Durchschnitt, und um den Vergleich zu anderen Seen zu ermöglichen, wird die Dauer der produktiven Phase auf 180 Tage festgelegt. Die Rate des pro Flächeneinheit aus dem Epilimnion exportierten organischen Kohlenstoffs über 180 Tage berechnet sich daher als:

$$NEP\ [g\ C\ m^{-2}\ (180\ d)^{-1}] = [(AHM - RED) \times \frac{106}{138} \times \frac{12\ g\ C\ mol^{-1}}{32\ g\ O_2\ mol^{-1}} \times 180\ d] + NS \quad (20)$$

Die Anteile RED [g O_2 m^{-2} d^{-1}] und NS [g C m^{-2} (180 d)$^{-1}$] werden je nach Seetyp berücksichtigt (in diesem Beispiel für den Typ ganz rechts in Abbildung (10)). Der von der AHM abzuziehende Anteil RED ist zwar individuell für jeden See, verändert sich aber im Verlauf der Zeit nur langsam (Steinsberger et al., 2019). Es ist daher möglich, die in den letzten Jahren durch Porenwasser-analysen ermittelten Werte (Steinsberger et al., 2020; 2021) noch für viele Jahre zu verwenden, denn auch im Falle einer Reoligotrophierung wird bis 2050 eine Abnahme der RED von nur ~10 bis 15% erwartet. Neben den zur Berechnung der AHM nötigen langen Zeitreihen von O_2-Profilen ist es daher ausreichend, *einen* repräsentativen Wert für RED zu ermitteln (siehe *Tabelle 3*).

Auch die durch see-internes Material verursachte NS verändert sich erfahrungsgemäss nur sehr langsam. Generell ist dieser Anteil im Vergleich zur AHM klein. Ist der Wert aus Sedimentmessungen bekannt, sollte NS in die Berechnung miteinbezogen werden. Ist der See stark von terrestrischer Fracht geprägt so muss NS ausgeschlossen werden, weil der in der terrestrischen Fracht enthaltene Kohlenstoff sonst die Bilanz im Hypolimnion zu stark beeinflussen würde.

Rechnungsbeispiel Genfersee

Der Mittelwert der AHM für die Jahre 2010-2019 von 1.2 g O_2 m^{-2} d^{-1} und die NS für den Genfersee von 5.6 g C m^{-2} (180 d)$^{-1}$ können der *Tabelle 3* entnommen werden. RED wird nicht miteinbezogen, da sich der See in einem quasi-stabilen Zustand befindet und deshalb die Sauerstoffzehrung der reduzierten Substanzen bei der Bestimmung von AHM eingeschlossen ist (Kiefer et al., 2021).

$$NEP\ = \left[1.20 \times \frac{106}{138} \times \frac{12\ g\ C\ mol^{-1}}{32\ g\ O_2\ mol^{-1}} \times 180\ d\right] + 5.6 = \ 68\ g\ C\ m^{-2}\ (180\ d)^{-1} \quad (21)$$

Diese Methode zur Berechnung der NEP hat zwei Grenzen. Wie der Abbildung 10 entnommen werden kann, gibt es zwei Typen von Seen, bei welchen diese Methode zur Berechnung der NEP nicht angewendet werden kann.

Zum einen sind das **flache, allochthon beeinflusste Seen**. Mit realistischem Aufwand kann in flachen Seen nicht zwischen der O_2-Zehrung durch autochthones und allochthones organisches Material unterschieden werden. Da letzteres schwerer abbaubar ist, verbleibt es in flachen Seen mehrheitlich im Sediment. Von dem vom See selbst produzierten organischen Material wird nur ein kleiner Anteil in der Wassersäule mineralisiert. Die Anteile RED und SOU sind beide durch allochthones Material dominiert. Auch die NS besteht sowohl aus autochthonem als auch allochthonem Material. Die Anwendung dieser Methode würde daher zu grösseren Fehlern führen.

Bei *tiefen, allochthon geprägten Seen* wird das autochthone organische Material mehrheitlich in der Wassersäule abgebaut. Bei hohen Einträgen von allochthonem Material ins Sediment kann aber der Beitrag von RED zur O_2-Zehrung substanziell sein und muss deshalb von der AHM subtrahiert werden. Der im Sediment verbleibende organische Kohlenstoff stammt hier ebenfalls von terrestrischem Material, ist nicht Teil der see-internen Produktion und wird deshalb für die NEP nicht berücksichtigt. Es ist jedoch möglich, dass die NEP leicht überschätzt wird, da das allochthone Material bei langsamer Mineralisation auch in tiefen Seen zur Zehrung von Sauerstoff an der Sediment-Oberfläche beiträgt.

Die zweite Gruppe betrifft **autochthon dominierte Seen, welche sich in einer Eutrophierungs-phase** befinden. NS und RED nehmen unter diesen Bedingungen laufend zu, was die Anwendung der Methode schwierig oder sogar unmöglich macht. Selbst bei regelmässigen Messungen der beiden

Grössen NS und RED würde die Unterscheidung der aktuellen von der vergangenen NEP zu grossen Unsicherheiten führen und somit würde der Fehler für NEP zu gross.

6.2 Berechnung von NEP aus Nährstoffbilanzen

Beim Wachstum von Plankton in der produktiven Zone und bei dessen Export ins Tiefenwasser wird auch eine bestimmte Menge Phosphor (P) oder Stickstoff aus dieser Zone entfernt, welche proportional zur NEP ist. Eine genaue Bilanz des Phosphors zwischen Frühling und Herbst im Epilimnion erlaubt die Berechnung der aus der produktiven Zone entfernten Menge P. Für die Bilanz ist allerdings auch die Kenntnis der über den Sommer ein- und ausgetragenen P-Frachten nötig sowie das Verhältnis von C:P im Epilimnion, in welchem das Phytoplankton den Nährstoff verwendet. Anhand dieser Daten, der Dauer der produktiven Saison und der Hypolimnionfläche kann die durchschnittliche NEP pro m^2 und pro Tag abgeschätzt werden. Dasselbe kann auch mit einer Bilanz von N im Epilimnion gelingen. Ein Vorteil besteht darin, dass das Stöchiometrie-Verhältnis C:N weniger stark variiert als jenes von C:P. In beiden Fällen sind zusätzlich zu den regelmässigen Messungen aus dem Monitoring auch Analysen der Stöchiometrie-Verhältnisse der organischen Partikel im Epilimnion nötig. Wie sich in den letzten Jahren bestätigt hat, sind die Verhältnisse zwischen Nährstoffen, Biomasseproduktion und Stöchiometrie nicht strikt proportional, sondern verändern sich im Verlauf der Reoligotrophierung (Müller et al., 2021). Dies führt zu Unsicherheiten, wenn für die Bestimmung der NEP nur diese Methode angewendet wird. Die Tabellen im Kapitel 3 enthalten keine Werte für (C:P)- und (C:N)-Verhältnisse, da diese momentan nur für wenige Seen verfügbar sind.

Anhand von P-Profilen kann festgestellt werden, bis in welche Tiefe Phosphor ins Tiefenwasser exportiert wird. Die für die Nährstoffbilanzen verwendete Epilimniondicke sollte so gewählt werden, dass sie diese Zone abdeckt. Ein typischer Wert dafür sind im Genfersee etwa 30 m, da auch absinkende Partikel noch P aufnehmen können. Entsprechende Flächen und Volumina der Seen können den Bathymetrie-Daten entnommen werden (www.datalakes-eawag.ch/lakemorphology).

6.2.1 Phosphor-Bilanz des Epilimnions

Für die P-Bilanz werden Messprofile vom Frühjahr und vom Herbst benötigt. $P_{Frühjahr}$ und P_{Herbst} sind jeweils der Gesamt-P-Gehalt von TP [t P] im Epilimnion (nicht des gesamten Sees) vor und nach der produktiven Phase. Ausserdem müssen P_{IN} und P_{OUT} [t P $(180\ d)^{-1}$] – die eingehenden und ausfliessenden Frachten an Phosphor während der geschichteten Phase – abgeschätzt werden. Als mittlere Stratifikationsdauer werden erneut 180 Tage angenommen.

$$P_{NEP}\ [g\ P\ (180\ d)^{-1}]\ =\ P_{IN} - P_{OUT} + P_{Frühjahr} - P_{Herbst} \tag{22}$$

P_{IN} entspricht dem über die produktive Saison gewichteten LP aus Kapitel 5.1 (Gleichungen (8) und (10)): $P_{IN} = LP \times (\Delta Q_S/\Delta Q)$.

Steht die Nährstoffbilanz des Phosphors, kann die NEP anhand der (C:P)-Verhältnisse des Sestons sowie der Hypolimnionfläche in 30 m ($A_{H\text{-}30}$) berechnet werden. Wenn möglich sollten die Daten der (C:P)-Verhältnisse aus dem Epilimnion stammen und während der produktiven Saison gemessen sein. Sind keine genauen Daten vorhanden, kann auch ein Mittelwert verwendet werden.

$$NEP\ [g\ C\ m^{-2}\ (180\ d)^{-1}] = \frac{P_{NEP}}{A_{H-30}} \times (C{:}P) \times \frac{12\ g\ C\ mol^{-1}}{31\ g\ P\ mol^{-1}} \tag{23}$$

Rechnungsbeispiel Genfersee

Mit dem Resultat der Gleichung (12) können wir die eingehende P-Fracht über die produktive Saison berechnen.

P_{IN} = 304 [t P a^{-1}] x ($4.13 \cdot 10^9$ / $7.51 \cdot 10^9$) = 167 t P $Saison^{-1}$.

P_{OUT} wird im Rechnungsbeispiel des Kapitels 5.1 bereits berechnet und entspricht 133 t P a^{-1} für 2012, und damit 76 t P $Saison^{-1}$. $P_{Frühjahr}$ entspricht dem P-Gehalt aus TP_{MIX} (im Epilimnion nach der Wintermischung), basierend auf einem P-Profil Ende Winter (z.B. März). Für 2012 und das Epilimnion als die obersten 30 m entspricht das 386 t P. P_{Herbst} ist der entsprechende P-Gehalt nach der produktiven Saison. Für 2012 beträgt das 146 t P.

P_{NEP} = 167 – 76 + 386 – 146 = 331 t P $Saison^{-1}$.

Mit der Gleichung (23) lässt sich damit die entsprechende NEP berechnen. Das gemittelte (C:P)-Verhältnis für das Epilimnion des Genfersees während der produktiven Phase in 2012 beträgt 110. Die Hypolimnionfläche in 30 m Tiefe misst 510.7 km^2.

$$NEP = \frac{331\ t\ P}{510.7\ \mathrm{km}^2} \times 110 \times \frac{12\ g\ C\ mol^{-1}}{31\ g\ P\ mol^{-1}} = 28\ [g\ C\ m^{-2}\ (180\ d)^{-1}] \quad (24)$$

6.2.2 Stickstoff-Bilanz des Epilimnions

Die Stickstoff-Bilanz im Epilimnion erfolgt in gleicher Weise wie diejenige des Phosphors. Der Gehalt des Gesamtstickstoffs des Epilimnions von TN [t N] im Herbst wird vom Gehalt im Frühjahr abgezogen. Die während der Schichtungsphase (in der Regel werden 180 Tage angenommen) eingehenden Frachten werden addiert und die abfliessenden subtrahiert.

$$N_{NEP}\ [g\ N\ (180\ d)^{-1}] = N_{IN} - N_{OUT} + N_{Frühjahr} - N_{Herbst} \quad (25)$$

Die NEP kann anschliessend anhand der (C:N)-Verhältnisse des Sestons sowie der Hypolimnionfläche in 30 m (A_{H-30}) berechnet werden. Wie für den Phosphor sollten wenn möglich auch die (C:N)-Verhältnisse aus dem Epilimnion stammen und während der produktiven Saison gemessen sein. Sind keine genauen Daten vorhanden, kann auch ein Mittelwert verwendet werden.

$$NEP\ [g\ C\ m^{-2}\ (180\ d)^{-1}] = \frac{N_{NEP}}{A_{H-30}} \times (C{:}N) \times \frac{12\ g\ C\ mol^{-1}}{14\ g\ N\ mol^{-1}} \quad (26)$$

6.2.3 Grenzen der Methode

Zur Berechnung des P- bzw. N-Inhalts von Frühling und Herbst sowie der Abflussfracht sind räumlich und zeitlich genügend aufgelöste Konzentrationsprofile sowie Messungen des hydrologischen Seeabflusses Q wichtig. Die Datenlage der Nährstoffmessungen ist von See zu See verschieden. Zudem braucht es gute Messungen oder Abschätzungen der Zuflussfrachten. Insbesondere Konzentrationsmessungen von algenverfügbaren Nährstoffen aus kleineren Zuflüssen sowie die Verhältnisse zwischen Kohlenstoff und Nährstoffen des Sestons sind selten vorhanden. Je mehr Annahmen getroffen werden müssen, umso ungenauer wird die Bilanz.

7 Ausgewählte Resultate

7.1 Vergleich der NEP aus verschiedenen Methoden

Die Langzeitmittel von NEP, berechnet aus der O_2-Zehrung sowie aus P- und N-Bilanzen für die letzten 47 Jahre, ergeben für das Beispiel des Genfersees eine relativ gute Übereinstimmung für die drei unterschiedlichen Methoden (Abbildung 11). Ein Vergleich für individuelle Jahre zeigt zwar starke Unterschiede, welche der Summe aller Ungenauigkeiten der zur Verfügung stehenden Messdaten geschuldet sind. Grundsätzlich wird jedoch ersichtlich, dass beide Ansätze, NEP anhand der O_2-Zehrung oder anhand der Nährstoffbilanzen zu berechnen, für den Genfersee über lange Sicht – insbesondere vor 1990 – recht gut übereinstimmende Resultate ergeben.

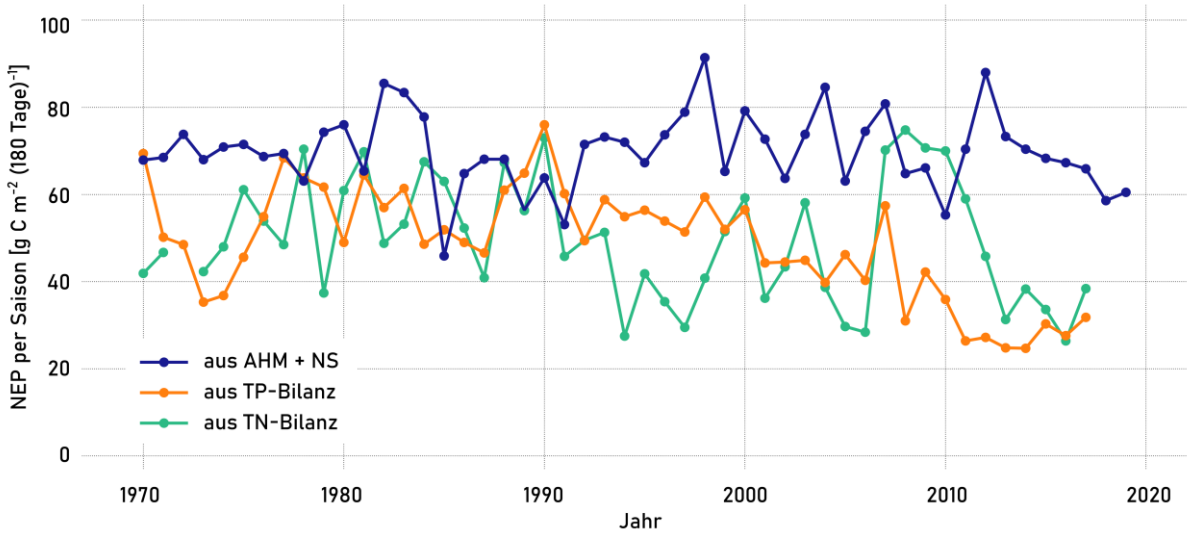


Abbildung 11: Vergleich der berechneten saisonalen NEP [g C m^{-2} (180 $d)^{-1}$] aus AHM und NS (dunkelblau), aus der TP-Bilanz (orange) und aus der TN-Bilanz (grün). Die TP- und TN-Bilanzen wurden für die 30 m tiefe Oberflächenschicht erstellt.

7.2 Verhältnis zwischen NEP und APS

Wie für das Verhältnis zwischen AHM und APS (Abbildung 7), zeigt sich auch beim Vergleich zwischen NEP und APS ein Anstieg bis zu einem gewissen P-Eintrag und dann ein Abflachen der Kurve (Abbildung 12). Oberhalb dieser kritischen Schwelle des P-Angebots kann keine zusätzliche Algenproduktion mehr beobachtet werden, da P nicht mehr der limitierende Faktor ist. Hauptgrund für die Limitierung der Produktion oberhalb dieser kritischen Schwelle ist dann die «Selbst-Beschattung» des Phytoplanktons. Wird die Algendichte zu hoch, nimmt die Eindringtiefe des Lichts ab und limitiert damit die Möglichkeit zur Photosynthese.

Das in Abbildung 12 gezeigte Verhältnis zwischen NEP und APS ist weniger deutlich als dasjenige aus Abbildung 7. Da bei der Berechnung der NEP aus der AHM für viele Seen die NS oder die RED noch miteinbezogen werden, sind die möglichen Unsicherheiten und damit die Streuung der Datenpunkte etwas grösser. Dennoch kann erneut beobachtet werden, dass die NEP ab dem APS-Schwellenwert nicht weiter ansteigt, sondern ein Plateau erreicht. Die schwarze gepunktete Linie und der grüne Balken dienen der Lesehilfe (Abbildung 12).

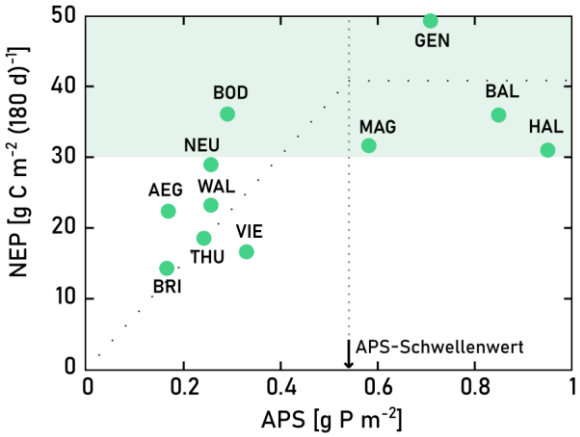


Abbildung 12: NEP (berechnet aus AHM) in Relation zum P-Eintrag für verschiedene Schweizer Seen (Reproduktion aus Steinsberger et al., 2021) Die schwarze gepunktete Linie und der grüne Balken dienen der Lesehilfe.

8 Schlussfolgerung

Die vorgestellten Methoden erlauben es, mit Daten aus regulären Monitoring-Programmen mit wenig Aufwand die aktuelle Sauerstoffzehrung (AHM), den algenverfügbaren Phosphor (APS) und die Gesamtphosphor-Konzentration nach der Wintermischung (TP_{MIX}) zu bestimmen. Anhand von tabellierten seetypischen hydrologischen und bathymetrischen Daten wie Wasseraufenthaltszeit, mittlerer Seetiefe, Nettosedimentation, Stratifikationsfaktor, Volumina von Epi- und Hypolimnion etc. können in einem saisonal stratifizierten See deren Toleranz- und Schwellenwerte abgeschätzt werden. Damit lassen sich für einen individuellen See konkrete Nährstoffziele definieren, um den gesetzlich vorgegebenen Wert für Sauerstoff einzuhalten. Im Vergleich von AHM mit der maximal tolerierbaren Sauerstoffzehrung (AHM^{TOL}) sowie TP_{MIX} mit TP_{MIX}^{TOL} lässt sich überprüfen, ob das gesetzliche Ziel bezüglich Sauerstoffkonzentration erreicht ist oder die aktuellen Nährstoffkonzentrationen noch zu hoch sind.

Die AHM und daraus die Netto-Ökosystemproduktion (NEP) werden als integrierte Werte für die gesamte produktive Jahreszeit bestimmt. Im Bewusstsein, dass die Methode die NEP in manchen Seen etwas unter- oder überschätzt, erlaubt sie die zeitliche Entwicklung robust zu dokumentieren. Aus diesem Trend wird ersichtlich, ob sich ein See in Richtung Oligotrophierung bewegt oder ob trotz abnehmendem Nährstoffgehalt noch keine Abnahme der Produktion ersichtlich ist. Nährstoffbilanzen ermöglichen einen unabhängigen Plausibilitätscheck der berechneten NEP. Falls sich eine grosse Diskrepanz zwischen den verschiedenen Berechnungsmethoden ergibt, besteht Anlass, den Grund für diese Differenz abzuklären. Mit der Berechnung des Schwellenwerts TP_{MIX}^{SW} kann schliesslich festgestellt werden, ab welcher Nährstoffkonzentration eine Abnahme der Produktion zu erwarten ist. Zudem gibt der Vergleich von TP_{MIX} mit TP_{MIX}^{SW} einen Hinweis darauf, ob das gesetzliche Ziel einer höchstens «mittleren Produktion» erreicht ist.

Glossar

Begriffe

AHM: Die Sauerstoffzehrung im Hypolimnion (Areal Hypolimnetic Mineralisation) gibt Auskunft über die Menge Sauerstoff, welche im Hypolimnion pro Fläche und pro Zeit gezehrt wird. Einheiten: [g O_2 m^{-2} d^{-1}]. Für die Sauerstoffbilanz wird der theoretische Sauerstoff verwendet, welcher den Sauerstoffverbrauch für das Oxidieren der reduzierten Substanzen einschliesst (Details im Text). Die AHM ist proportional zur Abbaumenge des organischen Materials. AHM = WCM + SOU + RED.

Allochthon: See-extern (z.B. terrestrisch, äolisch, durch Niederschlag). Bezieht sich in diesem Dokument auf die Herkunft des organischen Materials. Allochthones organisches Material besteht aus Laub, Holz, Humus, Erdkrümeln, ARA-Überläufen und anderem durch die Flüsse eingetragenem organischem Material.

APS: Der flächenbezogene Phosphoreintrag (Areal Phosphorus Supply) beschreibt die Menge Phosphor, welche während der produktiven Jahreszeit pro Flächeneinheit in einen See eingetragen wird. Einheiten: [g P m^{-2} $(180\ d)^{-1}$].

Autochthon: See-intern. Bezieht sich in diesem Dokument auf die Herkunft des organischen Materials. Autochthones organisches Material stammt aus der see-internen Primärproduktion.

Bathymetrie: Tiefenprofil, topographische Vermessung des Seegrunds. Bathymetrie-Daten zeigen die Seefläche als Funktion der Tiefe.

(C:P), (C:N): Elementare Verhältnisse von Kohlenstoff zu Phosphor oder Kohlenstoff zu Stickstoff. Z.B. ein (C:P)-Wert von 115 bedeutet, dass für jedes P-Atom 115 C-Atome vorhanden sind.

Epilimnion: Erwärmte und durchmischte Oberflächenschicht eines stratifizierten Sees. Vom darunterliegenden Hypolimnion durch eine Temperatur-Sprungschicht getrennt.

Gesamt-gelöster Phosphor: Jene P-Fraktion aus dem Eintrag von Fliessgewässern in die Seen, welche am besten dem bioverfügbaren Anteil entspricht. Organisch gebundenes P und poly-P können in der produktiven Zone des Sees verfügbar werden, während partikuläre Formen refraktär sind und i.A. im Deltabereich sedimentieren. Analytisch bestimmt durch Filtration und nachfolgendem oxidativem Aufschluss.

Hypolimnion: Homogenes, kaltes Tiefenwasser eines dichte-geschichteten Sees unterhalb der Temperatur-Sprungschicht.

NS: Nettosedimentation. Die Menge an organischem Material, welches langfristig im Sediment eingelagert wird und mit Messungen in Sedimentkernen abgeschätzt werden kann. Einheiten: entweder [g C m^{-2} d^{-1}] oder [g C m^{-2} a^{-1}].

Molare Massen: Kohlenstoff (C): 12 g mol^{-1}, Stickstoff (N): 14 g mol^{-1}, Phosphor (P): 31 g mol^{-1} und Sauerstoff (O_2): 32 g mol^{-1}.

Primärproduktion (PP): Phytoplankton-Wachstum durch Photosynthese im Epilimnion eines Sees, ausgedrückt in der Menge assimilierten Kohlenstoffs pro Fläche und pro Zeit. Einheiten: [g C m^{-2} a^{-1}].

Phytoplankton: Im Wasser schwebende Algen, welche in aquatischen Ökosystemen am Beginn der Nahrungskette stehen.

RED: Fluss reduzierter Substanzen wie Methan, Ammonium, gelöstes Eisen und Mangan etc. aus dem Sediment, welche beim anaeroben Abbau von organischem Material im Sediment entstehen. Bestandteil der AHM. Einheiten: [g O_2 m^{-2} d^{-1} oder g C m^{-2} $(180\ d)^{-1}$].

Sauerstoffzehrung: Beschreibt den Prozess des Verbrauchs von Sauerstoff, grösstenteils durch den mikrobiellen Abbau von organischem Material, aber auch durch die Oxidation von reduzierten Substanzen.

SOU: Sauerstoffzehrung durch Abbau organischen Materials am Sediment (Sediment Oxygen Uptake). Bestandteil der AHM. Einheiten: [g O_2 m^{-2} d^{-1}].

Stratifikation: Schichtung der Wassersäule aufgrund von Temperatur- und damit Dichteunterschieden des Wassers.

Stratifikationsfaktor β: Verhältnis der abflussgemittelten jährlichen TP-Konzentration im Epilimnion (aus möglichst vielen Einzelmessungen) und der volumengemittelten TP-Konzentration des gesamten Sees nach der Winterzirkulation.

TP: Gesamtphosphor (Total Phosphorus) ist der gesamte gelöste und partikuläre Phosphor, der in einer unfiltrierten Wasserprobe nach chemischem Aufschluss mit $K_2S_2O_8$ mit der Molybdänblau-Methode photometrisch bestimmt wird.

Trophie-Status: Gibt Auskunft über das Nährstoffangebot eines Sees. Oligotrophe Seen sind nährstoffarm, eutrophe Seen sind nährstoffreich.

WCM: Mineralisation (Abbau) des organischen Materials in der Wassersäule des Hypolimnions (Water Column Mineralisation). Bestandteil der AHM. Einheiten: [g O_2 m^{-2} d^{-1}].

Abkürzungen

A_H Hypolimnionfläche in 15 m Tiefe [km^2]

A_S Seefläche [km^2]

LP externe Phosphor-Fracht [t P a^{-1}]

LP_S externe Phosphor-Fracht pro produktive Saison [t P $(180\ d)^{-1}$]

Q Abfluss [$m^3\ s^{-1}$] bei kontinuierlicher Messung

ΔQ einfliessende Wassermengen [$m^3\ a^{-1}$] während des ganzen Jahres

ΔQ_S einfliessende Wassermengen [m^3 Saison^{-1}] während der produktiven Saison (April bis September)

TP_{MIX} Volumengemittelte Gesamt-P-Konzentration nach der Wintermischung [mg P m^{-3}]

Δt_{STRAT} Stratifikationsdauer [d], in diesem Dokument immer 180 Tage (ausser für die Berechnung der AHM)

V_E Epilimnionvolumen [km^3]

V_H Hypolimnionvolumen [km^3]

V_S Seevolumen [km^3]

z_E Epilimniontiefe [m]; in diesem Dokument immer 15 m (ausser für die Nährstoffbilanzen)

z_H mittlere Hypolimniontiefe [m], berechnet aus V_H/A_H

z_M mittlere Tiefe [m], berechnet aus V_S/A_S

z_{MAX} maximale Tiefe [m]

β Stratifikationsfaktor [-]

σ P-Nettosedimentationsrate [a^{-1}]

τ Wasseraufenthaltszeit [a]

Bibliographie

BAFU und BLW, 2012. *Nährstoffe und Verwendung von Düngern in der Landwirtschaft. Ein Modul der Vollzugshilfe Umweltschutz in der Landwirtschaft,* Bern: Bundesamt für Umwelt (BAFU).

Hürdler, J., Prasuhn, V. & Spiess, E., 2015. *Abschätzung diffuser Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Gewässer der Schweiz,* Bern: Bundesamt für Umwelt (BAFU).

Kiefer, I., Steinsberger, T., Wüest, A. & Müller, B., 2020. Sauerstoffzehrung in Seen. *Aqua & Gas*, 7/8, 62-70, https://www.dora.lib4ri.ch/eawag/islandora/object/eawag%3A21032/datastream/PDF/Kiefer-2020-Sauerstoffzehrung_in_Seen-%28published_version%29.pdf

Kiefer, I., Steinsberger, T., Wüest, A. & Müller, B., 2021. Netto-Ökosystemproduktion in Seen. *Aqua & Gas*, 4, 22-29, https://www.dora.lib4ri.ch/eawag/islandora/object/eawag:22391

Krishna, S. et al., 2021. Model-based data analysis of the effect of winter mixing on primary production in a lake under reoligotrophication. *Ecological Modelling*, 440, 109401, https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109401

Liechti, P., 2010. *Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe,* Bern: Bundesamt für Umwelt (BAFU).

Matzinger, A. et al., 2010. Hypolimnetic oxygen consumption by sediment-based reduced substances in former eutrophic lakes. *Limnol. Oceanogr.,* 55(5), 2073-2084, https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.5.2073

Matzinger, A. et al., 2008. *Zirkulationsunterstützung im Türlersee und Pfäffikersee. Evaluation von Betrieb und Messprogramm,* Kastanienbaum: Eawag.

Moosmann, L. et al., 2005. Trend-oriented sampling strategy and estimation of soluble reactive phosphorus loads in streams. *Water Resources Research,* 41(1). https://doi.org/10.1029/2004WR003539

Müller, B., Bryant, L. D., Matzinger, A. & Wüest, A., 2012. Hypolimnetic Oxygen Depletion in Eutrophic Lakes. *Environ. Sci. Technol.,* 46(18), 9964-9971, https://doi.org/10.1021/es301422r

Müller, B. et al., 2019. Oxygen consumption in seasonally stratified lakes decreases only below a marginal phosphorus threshold. *Scientific Reports,* 9, 18054, https://doi.org/10.1038/s41598-019-54486-3

Müller, B., Steinsberger, T., Stöckli, A. & Wüest, A., 2021. Increasing carbon-to-phosphorus ratio of seston as a prime indicator for the initiation of lake reoligotrophication. *Environ. Sci. Technol.* https://doi.org/10.1021/acs.est.0c08526

Rimet, F. et al., 2020. The Observatory on LAkes (OLA) database: Sixty years of environmental data accessible to the public. *Journal of Limnol.,* 79(2), 164-178, https://doi.org/10.4081/jlimnol.2020.1944

Schwefel, R. et al., 2018. Using small-scale measurements to estimate hypolimnetic oxygen depletion in a deep lake. *Limnol. and Oceanogr.,* 63(S1), 54-67, https://doi.org/10.1002/lno.10723

Steinsberger, T. et al., 2019. Modeling sediment oxygen demand in a highly productive lake under various trophic scenarios. *PLoS ONE,* 14(10), e0222318, https://doi.org/10.1371/journal.pone.0222318

Steinsberger, T., Schwefel, R., Wüest, A. & Müller, B., 2020. Hypolimnetic oxygen depletion rates in deep lakes: Effects of trophic state and organic matter accumulation. *Limnol. Oceanogr.,* 65(12), 3128-3138, https://doi.org/10.1002/lno.11578

Steinsberger, T., Wüest, A. & Müller, B., 2021. Net ecosystem production of lakes estimated from hyplimnetic organic carbon sinks. *Water Resources Research,* eingereicht.