

**Beurteilung see-interner Massnahmen
zur beschleunigten Sanierung des Zugersees
(inkl. Kostenschätzungen Bau und Betrieb)**



Beat Müller, Adrien Gaudard^(*), Alfred Wüest

^(*) am 5. Februar 2019 bei einem Lawinenunglück verstorben

Eawag – Das Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs

Kastanienbaum, April 2019

Inhaltsverzeichnis

Tabellarische Übersicht see-interne Phosphorsanierung	3
1. Einleitung und Fragestellung	4
2. Entwicklung des P-Gehalts im Zugersee ohne Massnahmen	7
2.1 Aktuelle Phosphorflüsse und Bilanz	7
2.2 Zeitliche Entwicklung P-Gehalt und künftiger Stationärzustand	8
3. Zirkulationshilfe im Winter	10
3.1 Stationärzustand des P-Gehalts.....	10
3.2 Auswirkungen der Zirkulationshilfe auf den P-Gehalt	10
3.3 Bau- und Betriebskosten	14
4. Tiefenwasserableitung.....	16
4.1 Tiefenwasserableitung mit Rückgabe in die Lorze.....	16
4.1.1 Bau- und Betriebskosten	20
4.2 Tiefenwasserableitung mit Rückgabe in die Reuss und Überleitungsstollen vom Vierwaldstättersee	23
4.2.1 Bau- und Betriebskosten	25
5. Belüftung mit Sauerstoff.....	27
5.1 Möglichkeiten und Grenzen.....	27
5.2 Sauerstoffflüsse.....	27
5.3 Stationärzustand einer künstlichen Belüftung mit Sauerstoff.....	29
5.4 Zusammenfassung und Diskussion der Belüftung mit Sauerstoff.....	31
5.5 Bau- und Betriebskosten	33
6. Verfahrenstechnische Behandlung des Tiefenwassers	34
7. Zusammenfassung.....	36
8. Literatur	39
Beilage: Grobe Kostenschätzungen, Abklärung Betriebskosten des Ingenieurbüros Staubli, Kurath & Partner AG (Bericht Nr. 3284-01)	

Tabellarische Übersicht see-interne Phosphorsanierung (Massnahme, Dauer, Ergebnis, Kosten)

Übersicht technische Massnahmen, die zu erwartende mittlere Phosphorkonzentration (TP-Inhalt) 30 Jahre nach Beginn (2050), der Stationärzustand und der Zeithorizont.

Die Grobkostenschätzungen ($\pm 30\%$) erfolgten durch das Ingenieurbüro Staubli, Kurath & Partner AG (E. Schiebelbein) in Zürich.

See-interne Massnahme	TP-Inhalt im Jahr 2050		TP-Inhalt im Stationärzustand (mg m ⁻³)	Reaktionszeit 2 τ * (Jahre)	Grobkosten****	
	(m ³ s ⁻¹)	(mg m ⁻³)			Bau (Mio Fr)	Betrieb
Keine Massnahme		57	50	27		
Zirkulationshilfe im Winter		42	36	19**	8	0.4
Tiefenwasserableitung in die Lorze	0.67	40-50	35	44***	34	0.3
	1.7	33	33	24***	45	0.3
	3.4	31	31	16***	56	0.4
Tiefenwasserableitung in die Reuss mit Über- leitung aus dem Vier- waldstättersee	3.4	28	28	7.0***	156	0.8
	6.75	23	23	5.6***	183	0.9
Belüftung mit Sauerstoff		geringer Effekt auf Phosphor			10	1.9
Verfahrenstechnische Behandlung des Tiefenwassers		nicht praktikabel				

* Die Zeit zur Annäherung an den Stationärzustand wird als zwei Reaktionszeiten (2 τ) angegeben. In dieser Zeit wird ~14% des Stationärzustands erreicht.

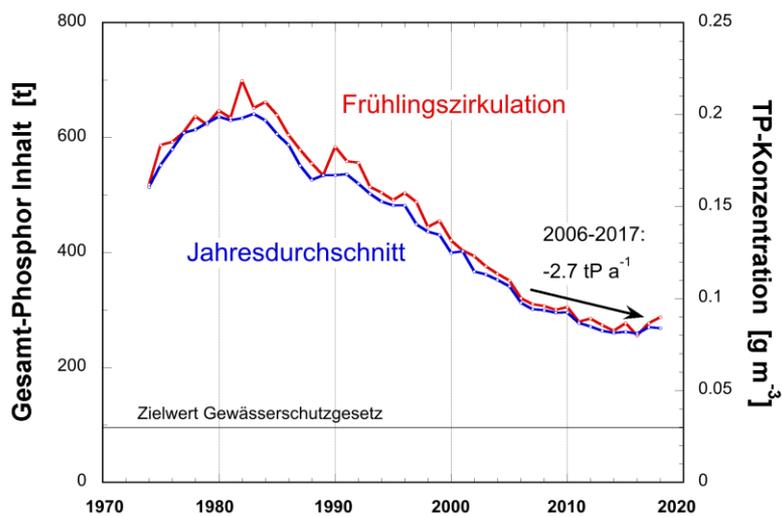
** ab vollständiger Homogenisierung des Tiefenwassers (Szenario-1: 12 Jahre; Szenario-2: 6 Jahre)

*** Kann nicht genau berechnet werden, siehe S. 15, 'Modellierung des zeitlichen Verlaufs'

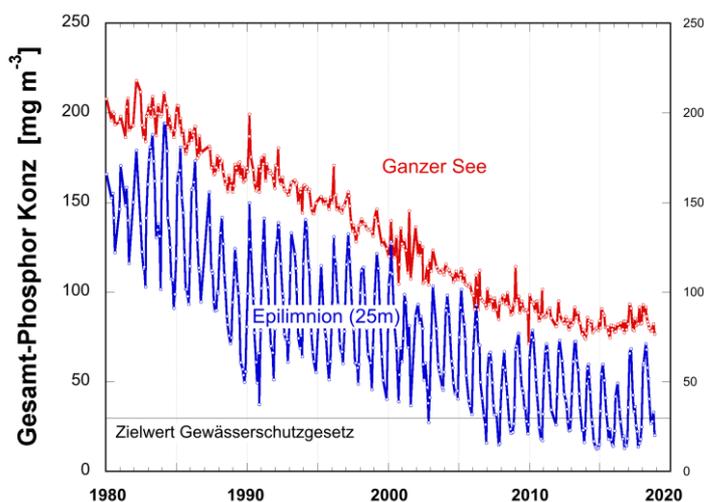
**** ohne Rückstellungen für Amortisation der Anlagen

1 Einleitung und Fragestellung

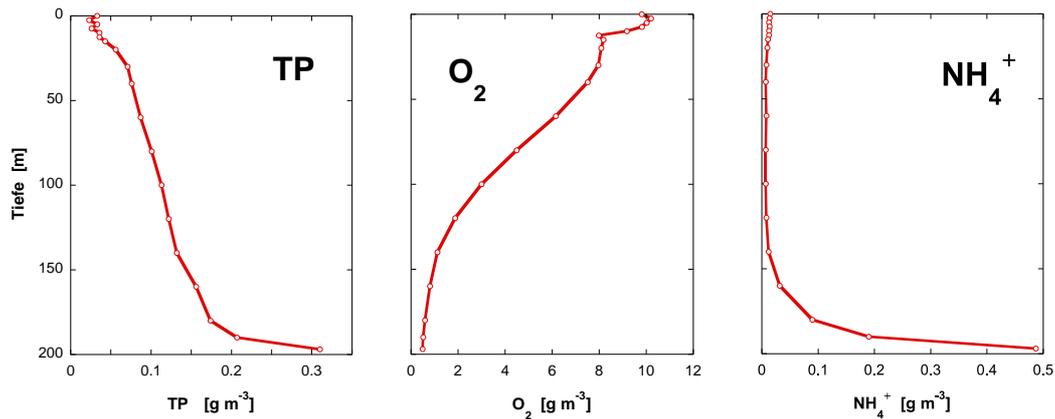
Der Zugersee weist nach wie vor zu hohe Phosphor-Konzentrationen (P) auf. Zwar nehmen die P-Gehalte laufend ab, jedoch mit einer bescheidenen Rate, sodass nicht vor ~50 Jahren mit mesotrophen Bedingungen gerechnet werden kann. Die jährliche Abnahme des P-Inhalts betrug seit 1982 $\sim 5.5 \text{ tP a}^{-1}$, im Mittel der Jahre 2006 bis 2017 jedoch nur noch $\sim 2.7 \text{ tP a}^{-1}$. In diesem Bericht diskutieren wir die Möglichkeiten, mit zusätzlichen see-internen Massnahmen die Abnahme des P-Gehaltes zu beschleunigen.



Figur 1. Verlauf der Menge und Konzentration von Gesamtphosphor (TP) im Zugersee während der Frühlingszirkulation (rot, Maximum der Monate Februar bis April) und als Jahresmittelwerte (blau). Die Abnahmerate wurde berechnet als mittlere Differenz der Zirkulationswerte zwischen 2006 und 2017 (-2.7 tP a^{-1}). Die schwarze Linie bezeichnet den Zielwert von 30 mg m^{-3} (96 tP) für mittlere Produktion.



Figur 2. Volumengewichtete mittlere TP-Konzentrationen für die gesamte Wassersäule (rot) und das Epilimnion (blau) seit 1980. Die schwarze Linie bezeichnet den Zielwert von 30 mg m^{-3} (96 tP).



Figur 3: Gemittelte vertikale Konzentrationsprofile von TP, O₂ und NH₄⁺ in der Wassersäule des Zugersees. Mittelwerte von monatlichen Messungen der Jahre 2006 bis 2018.

Tabelle 1. Physikalische und hydraulische Charakteristik des Zugersees.

Einzugsgebiet	246.3 km ²
Oberfläche See	38.32 km ²
Seefläche in 15 m Tiefe	34.57 km ²
Volumen ganzer See	3.204 km ³
Volumen Epilimnion (< 15 m Tiefe)	0.548 km ³
Volumen Hypolimnion (> 15 m Tiefe)	2.656 km ³
Maximale / mittlere Tiefe	197 m / 83.6 m
Mittlerer Abfluss Lorze bei Cham (2006 - 2017)	6.75 m ³ /s
Hydraulische Aufenthaltszeit (2006 - 2017), τ_H	15.1 a

Die folgenden Massnahmen werden in diesem Bericht in Betracht gezogen:

- Künstliche Tiefenwassermischung (Zirkulationshilfe)
- Tiefenwasserableitung mit Rückgabe in den Abfluss der Lorze
- Tiefenwasserableitung und Überleitungsstollen vom Vierwaldstättersee, mit Rückgabe an die Reuss
- Belüftung des Tiefenwassers mit Sauerstoff
- Behandlung des Tiefenwassers mit P-Fällung.

Die am Ende der Kapitel zu den technischen Massnahmen aufgeführten tabellarischen Grobkostenschätzungen (Tabellen K-1 bis K-4) sind durch das Ingenieurbüro Staubli, Kurath & Partner AG (E. Schiebelbein) in Zürich erstellt worden. Bei den Kostenschätzungen sind die baulichen Massnahmen grob beschrieben und die vorliegenden Grundlagen, Randbedingungen und getroffenen Annahmen angegeben.

Die durchgeführte Kostenabschätzung basiert unter anderem auf folgenden Unterlagen:

- Gutachten über die Sanierung des Zugersees mit besonderer Berücksichtigung des Projektes zur Seeregulierung, Eawag, Dübendorf, 31.01.1984
- Zusammenfassung zum Gutachten über die Sanierung des Zugersees mit besonderer Berücksichtigung des Projektes zur Seeregulierung, Zug, 02.04.1984
- Studie Sanierung Zugersee, Bericht & Beilagen, IUB Ingenieur-Unternehmung AG Bern, Dezember 1987
- Sanierung und Regulierung des Zugersees und der Lorze, Bericht zur Umweltverträglichkeit, Ernst Basler & Partner AG, Zollikon, November 1988
- Sanierung Zugersee und Lorze, Zusammenfassung der Resultate des Umweltverträglichkeitsberichtes und Beurteilung der Projektvarianten, Ernst Basler & Partner AG, Zollikon, November 1988
- Massnahmenpaket betreffend Sanierung und Regulierung des Zugersees, Bericht und Antrag des Regierungsrates, Kanton Zug, 23.01.1990
- Input Diskussion Massnahmen Zugersee, A. Wüest und B. Müller, Eawag, Kastanienbaum, Oktober 2018
- Betriebskosten bestehender Belüftungsanlagen in anderen Seen (Auskunft bei R. Lovas, Kanton Luzern, s. Beilage)
- Sondernummer «Sanierung Hallwilersee – 20 Jahre Seebelüftung», Reihe UMWELT AARGAU

Bei den jährlichen Betriebs- und Unterhaltskosten sind auch Rückstellungen von 2.5% der Baukosten angegeben (für den Fall des langfristigen Betriebs mit Erneuerungsbedarf).

Die Kostenschätzungen haben einen groben Charakter und stellen lediglich einen Richtwert dar (Kostengenauigkeit $\pm 30\%$). Für eine genauere Kostenabschätzung muss die jeweilige Variante in einer nächsten Projektstufe technisch vertieft und präzisiert werden.

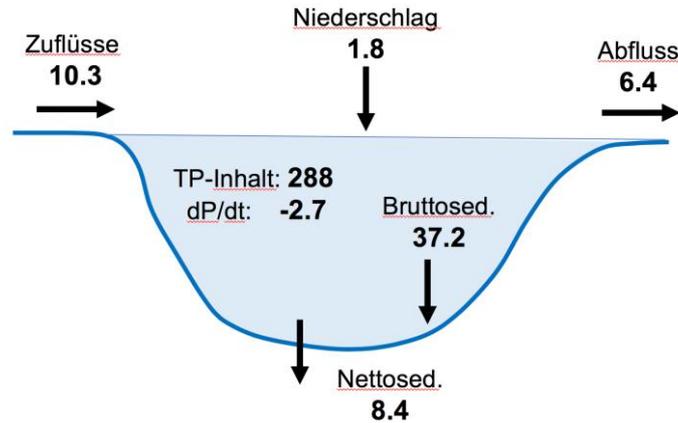
2 Entwicklung des P-Gehalts im Zugersee ohne Massnahmen

2.1 Aktuelle Phosphorflüsse und Bilanz

In der Tabelle 2 sind die aktuellen Kenngrössen und P-Flüsse für die weiteren Berechnungen zusammengestellt. Sie sind als Mittelwerte der letzten 12 Jahre bestimmt worden (2006-2017). Der Abfluss ist einerseits aus dem Monitoring des AfU ZG bei Frauenthal (korrigiert mit den Zuflüssen aus dem Zwischeneinzugsgebiet, wie in Müller und Wüest (2016) ausführlich dargestellt) und andererseits mit den Oberflächenkonzentrationen des Gesamtphosphors (TP) aus dem See-Monitoring und dem jeweiligen Abfluss berechnet. Die Ergebnisse stimmen gut überein. Die Bestimmung des P-Eintrags durch die Zuflüsse in den See (wir verwenden dazu die Konzentrationen von Gesamtgelöstem P, TDP) ist sehr aufwendig, und wir vergleichen dazu Ergebnisse von drei unterschiedlichen Ansätzen. Erstens stehen die Daten aus dem Monitoring des AfU ZG zur Verfügung, welches drei Teileinzugsgebiete abdeckt. Für die fehlenden Zwischeneinzugsgebiete wird flächenproportional extrapoliert. Zweitens erlauben die GIS-Daten von Hürdler et al. (2015) über den P-Austrag aus Böden abhängig von deren Eigenschaften, Landnutzung, Klima etc., die beim BAfU zur Verfügung stehen, eine Abschätzung der P-Fracht in die Gewässer des Einzugsgebiets (Berechnung Eawag). Drittens können wir den Eintrag von bio-verfügbarem P aus der Bilanz (Figur 4) abschätzen. Dabei zeigt sich, dass die Messungen aus dem Monitoring die geringste Fracht ergeben (5.2 tP a^{-1}),

Tabelle 2. Aktuelle Kenngrössen der Phosphorflüsse im Zugersee. Kursive Werte wurden nicht verwendet.

	Symbol	Wert	Datenquelle/Berechnungsmethode
P-Gehalt ganzer See	P_{See}	288 tP	Monitoringdaten AfU ZG, 2006-17
P-Konzentration See	cP_{See}	90 mg m^{-3}	Monitoringdaten AfU ZG, 2006-17
Änderung P-Gehalt	dP_{See}/dt	-2.7 tP a^{-1}	Monitoringdaten AfU ZG, 2006-17
Abfluss	P_{out}	6.4 tP a^{-1}	Monitoringdaten AfU ZG, 2006-17
		<i>6.6 tP a^{-1}</i>	<i>Aus Abfluss und Oberflächenkonz., 2006-17</i>
Abfluss P-Konzentration	cP_{out}	30 mg m^{-3}	Monitoringdaten AfU ZG, 2006-17
Bruttosedimentation	P_{BS}	37.2 tP a^{-1}	TP-Änderung im Epilimnion zwischen Frühling und Herbst, 2006-17
Nettosedimentation	P_{NS}	8.4 tP a^{-1}	Sedimentkerne Eawag, 2010 und 2016
Niederschlag	P_{Regen}	1.8 tP a^{-1}	Nach Hürdler et al. (2015): 36 mgP m^{-3}
Zuflüsse	P_{Zufl}	<i>5.2 tP a^{-1}</i>	<i>Monitoringdaten AfU ZG, 2006-17</i>
		<i>8.2 tP a^{-1}</i>	<i>GIS-Modell (Hürdler et al.), ohne Ägerisee</i>
		10.3 tP a^{-1}	Massenbilanz: $P_{\text{out}} + P_{\text{NS}} - P_{\text{Regen}} + dP/dt$
Total Eintrag	P_{in}	12.1 tP a^{-1}	$P_{\text{Zufl}} + P_{\text{Regen}}$
Zufluss P-Konzentration	cP_{in}	41 mg m^{-3}	Monitoringdaten AfU ZG, 2006-17
Nettosedimentationsrate	σ	0.029 a^{-1}	$P_{\text{NS}}/P_{\text{See}}$
Stratifaktionsfaktor	β	0.33	$cP_{\text{out}}/cP_{\text{See}}$, 2006-17



Figur 4. Aktuelle Phosphorbilanz des Zugersees. Zahlen sind in tP a⁻¹, gemäss Daten der Tabelle 2.

während die Abschätzungen aus den GIS-Daten und der P-Bilanz wesentlich höher sind. Auch hinsichtlich der Austragsfracht von 6.4 tP a⁻¹ erscheint die gemessene Zufluss-Fracht erstaunlich gering. Wir werden für die folgenden Berechnungen in diesem Bericht für die Fracht aus den Zuflüssen den Wert aus der P-Bilanz (10.3 tP a⁻¹) verwenden. Dieser Wert ergibt sich aus der Summe aller Austräge (Abfluss und Nettosedimentation) abzüglich der jährlichen P-Abnahme im See und des P-Gehalts des Niederschlags (siehe Tabelle 2). Das aktuelle Zuflussmonitoring sollte mit detaillierten Kampagnen überprüft bzw. um bisher nicht beprobte Zwischeneinzugsgebiete erweitert werden.

Die P-Rücklösung im Tiefenwasser (unterhalb 25 m Tiefe), berechnet aus der Differenz zwischen Brutto- und Nettosedimentation, beträgt 28.8 tP a⁻¹ (P-Flüsse in der Tabelle 3). Dieser Wert stimmt gut überein mit der berechneten mittleren P-Akkumulation im Tiefenwasser (> 25 m) während der Sommerstagnation von 20.0 tP a⁻¹ (Mittelwert von 2006 bis 2017). Eine perfekte Übereinstimmung kann nicht erwartet werden, da auch im Winter absinkendes Algenmaterial abgebaut und somit P in die Wassersäule zurückgelöst wird. Die gute Übereinstimmung zeigt jedoch, dass die in den Tabellen 2 und 3 zu Grunde gelegte Phosphorbilanz – zusammengefasst in Figur 4 - konsistent ist. Diese Bilanz (Figur 4) ist die Grundlage für die folgenden Berechnungen in diesem Bericht.

2.2 Zeitliche Entwicklung P-Gehalt und künftiger Stationärzustand

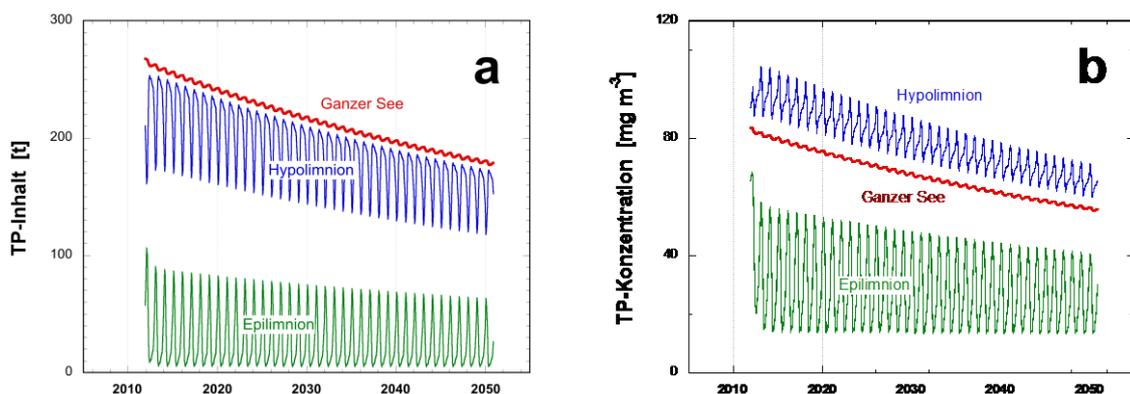
Wir nehmen an, dass die Nettosedimentation P_{NS} bis zu einer TP-Konzentration von 40 mg m⁻³ bei $P_{NS} = 8.4 \text{ tP a}^{-1}$ konstant bleibt. Für die aktuelle P-Bilanz beträgt die Nettosedimentationsrate $\sigma = P_{NS} / P_{See} = 8.4 \text{ tP a}^{-1} / 288 \text{ tP} = 0.029 \text{ a}^{-1}$. Die Nettosedimentationsrate wird gegen $\sigma = 0.066 \text{ a}^{-1}$ zunehmen bis eine TP-Konzentration von 40 mg m⁻³ erreicht wird, und danach wird σ konstant bei diesem Wert bleiben. Das bedeutet, dass auch P_{NS} proportional mit der mittleren TP-Konzentration

im See abnehmen wird (Moosmann et al. 2006), sobald die TP-Konzentrationen bei unter 40 mg m^{-3} liegt und weiter abnimmt.

Anhand dieser aktuellen P-Bilanz kann der Stationärzustand berechnet werden. Mit zunehmender Stratifikation und mit abnehmender Mischungstiefe wird auch für die Zukunft ein Stratifikationsfaktor $\beta = 0.33$ angenommen. Bei gleichbleibender Inputfracht (Zuflüsse + Niederschlag, Tabelle 2) von 12.1 tP a^{-1} wird unter diesen Annahmen der See einen Stationärzustand wie folgt erreichen:

- Seeinhalt $P_{\text{See}} = P_{\text{in}} / (\sigma + \beta / \tau_{\text{H}}) = \mathbf{164 \text{ tP}}$,
- Mittlere Konzentration nach der Tiefenmischung im Winter, $cP_{\text{See}} = \mathbf{50 \text{ mg m}^{-3}}$,
- Nettosedimentation wird mit $P_{\text{NS}} = \sigma P_{\text{See}} = \mathbf{8.4 \text{ tP a}^{-1}}$ unverändert bleiben ($\sigma = 0.052 \text{ a}^{-1}$),
und
- Abfluss $P_{\text{out}} = P_{\text{See}} \beta / \tau_{\text{H}} = \mathbf{3.6 \text{ tP a}^{-1}}$.

Der künftige zeitliche Verlauf von P-Inhalt und Konzentrationen im unbeeinflussten Zugersee wurde mit einem zwei-Box Modell (siehe Kap. 3.2) mit monatlicher Auflösung berechnet und ist in Figur 5 dargestellt.



Figur 5: Künftiger zeitlicher Verlauf von TP-Inhalt (a) und volumen-gewichteter mittlerer Konzentration (b) bis 2050 für den gesamten See (rot), das Epilimnion (grün) und das Hypolimnion (blau). Das 2-Box-Modell berücksichtigt die im jahreszeitlichen Rhythmus sich ändernde Produktionstiefe (bestimmt aus der Lage des TP-Konzentrationsgradienten; Tabelle 3) und die mittleren monatlichen Wasser- und TDP-Frachten.

Im Gutachten von 2016 (Müller und Wüest, 2016) rechneten wir aufgrund der damals vorliegenden Daten (Mittel der Jahre 2005-2015) mit einem wesentlich geringeren Eintrag, einem etwas höheren Austrag und einem grösseren Stratifikationsfaktor. Unter diesen Vorgaben war die Voraussage leicht günstiger als heute. Dies ist ein Hinweis darauf, dass der P-Eintrag in den letzten Jahren wahrscheinlich zugenommen oder zumindest nicht abgenommen hat.

3 Zirkulationshilfe im Winter

Ein Charakteristikum des Zugersees ist die praktisch permanente Dichteschichtung unterhalb von 80 bis 100 m Tiefe. Diese stammt vorwiegend von einer geringfügigen chemischen Schichtung, die sich vor allem aus dem Abbau der grossen Mengen an Algen ergibt. Die warmen Winter der letzten Jahrzehnte haben die Tiefenmischung noch weiter abgeschwächt (Müller und Wüest, 2016; Schwefel et al. 2019), sodass teilweise nur die obersten 40 m des Sees vollständig durchmischt wurden. Während des Winters könnte die Tiefenmischung künstlich technisch unterstützt und verbessert werden. Praktisch wäre das mit mehreren Blasenschleiern (vergleichbar dem Sempacher- und Baldeggersee) realisierbar. Ziel der Massnahme ist es, dadurch grössere Mengen von Phosphor aus dem Tiefenwasser des Sees über die Lorze abführen zu können.

3.1 Stationärzustand des P-Gehalts

Mit komprimierter Luft könnten im See Blasenschleier erzeugt werden, welche die Tiefenmischung unterstützen. Um das Epilimnion nicht schlagartig zu hohen TP-Konzentrationen auszusetzen, könnte die Tiefenmischung zunehmend gefördert werden, bis sich ein Stationärzustand einstellt, bei dem der See jeden Winter vollständig durchmischt wird. Im Folgenden betrachten wir die beiden Optionen, dass die Tiefenmischung jeden Winter progressiv um 10 m respektive um 20 m tiefer reicht. Die vollständige Homogenisierung wäre dann in 6 bis 12 Jahren erreicht. Die Nettosedimentationsrate σ (aktuell 0.029 a^{-1}) wird nach und nach bis auf $\sigma = 0.066 \text{ a}^{-1}$ ansteigen (bis $[\text{TP}_{\text{mix}}] = 40 \text{ mg m}^{-3}$ erreicht ist, siehe oben) und danach konstant bleiben. Der Stratifikationsfaktor β wird nach den Untersuchungen an mehreren Schweizer Seen bei idealer Tiefenwassermischung im Winter mit $\beta = 0.60$ angenommen (Müller et al. 2014). Der folgende Stationärzustand kann dann erwartet werden:

- Seeinhalt $P_{\text{See}} = P_{\text{in}} / (\sigma + \beta / \tau_{\text{H}}) = \mathbf{115 \text{ tP}}$
- Mittlere Konzentration nach der Wintermischung $cP_{\text{See}} = \mathbf{36 \text{ mg m}^{-3}}$
- Nettosedimentation $P_{\text{NS}} = \sigma P_{\text{See}} = \mathbf{7.5 \text{ tP a}^{-1}}$ ($\sigma = 0.066 \text{ a}^{-1}$) und
- Abfluss: $P_{\text{out}} = P_{\text{See}} \beta / \tau_{\text{H}} = \mathbf{4.6 \text{ tP a}^{-1}}$ ($\beta = 0.60$).

3.2 Auswirkungen der Zirkulationshilfe auf den P-Gehalt

Ausgehend vom heutigen Zustand (alle Parameter in Tabelle 2) wird die P-Bilanz von 2012 bis 2070 monatlich simuliert. Die folgenden Prozesse werden dabei berücksichtigt:

- Phosphoreintrag ins Epilimnion durch Zuflüsse und Niederschläge, proportional zur mittleren monatlichen Wasserführung (siehe Tabelle 3);
- Phosphorausstrag aus dem Epilimnion durch Abfluss und Nettosedimentation, berechnet aus der mittleren monatlichen Abflussmenge und der TP-Konzentration im Epilimnion (siehe Tabelle 3);

- Bruttosedimentation aus der Produktionszone ins Hypolimnion proportional zum TP-Inhalt des Sees (siehe Tabelle 3);
- Nettosedimentation entspricht dem aktuellen Wert bis zu einer TP-Konzentration von 40 mg m^{-3} und anschliessend zeitliche Abnahme proportional zum TP-Inhalt des Sees (konstante Nettosedimentationsrate $\sigma = 0.066 \text{ a}^{-1}$);
- Rücklösung von P im Hypolimnion als Differenz zwischen Brutto- und Nettosedimentation (siehe Fussnote Tabelle 3);
- Künstliche Vertiefung der Produktionstiefe durch die Zirkulationshilfe (im Detail in den Szenarien weiter unten beschrieben).
- In monatlichen Intervallen wird der P-Inhalt im Epi- sowie im Hypolimnion budgetiert und auf die entsprechende Produktionstiefe = Epilimniontiefe berechnet. Die Produktionstiefe wurde monatlich für die Jahre 2006 bis 2017 aus der Position des P-Gradienten in der Wassersäule (also nicht aufgrund der Dichteschichtung) aus den Monitoring-Daten bestimmt und gemittelt.

Die monatlichen Verläufe von Produktionstiefe (gemittelt über die Jahre 2007-2017), Abfluss und der P-Flüsse sind in der Tabelle 3 dargestellt.

Tabelle 3: Monatliche Inputdaten (Mittelwerte der Jahre 2007-2017) für das Modell. Der monatliche Eintrag von gesamthaft 12.1 tP a^{-1} (Zuflüsse und Niederschlag) wurde zeitlich proportional zum Abfluss Q verteilt.

Monat	Produktionstiefe [m] ^(a)	Abfluss ^(b) [Mio m ³]	Eintrag ^(b) [tP]	Brutto-Sed. [tP]	Netto-Sed. [tP] ^(c)
Januar	32	14.28	0.81	0.3	0.08
Februar	50	13.11	0.75	0.3	0.08
März	47	14.85	0.85	2.0	0.70
April	30	17.55	1.00	7.2	1.30
Mai	10	20.92	1.19	7.5	1.30
Juni	10	22.89	1.30	6.7	1.30
Juli	13	21.42	1.22	6.4	1.30
August	14	22.84	1.30	3.7	1.30
September	16	20.22	1.15	2.0	0.80
Oktober	17	15.93	0.91	0.4	0.08
November	18	14.31	0.81	0.4	0.08
Dezember	25	14.38	0.81	0.3	0.08
Total im Jahr	-	212.7	12.1	37.2^(d)	8.4^(d)
Datenquelle	AfU ZG	BAFU	Bilanz	AfU ZG	Eawag

^(a) Produktionstiefe ist der anfängliche Zustand vor Beginn der Zirkulationshilfe.

^(b) Abfluss und Eintrag bleiben über die Zeit konstant.

^(c) Nettosedimentation ist konstanter Modell-Input bis 40 mg m^{-3} erreicht sind.

^(d) Die Rücklösung von P im Tiefenwasser (28.8 tP a^{-1}) berechnet sich aus der Differenz von Bruttosedimentation (37.2 tP a^{-1}) und Nettosedimentation (8.4 tP a^{-1}).

Die Zirkulationshilfe wird durch einen progressiven Anstieg der Mischungstiefe im Winter (Dezember bis April) berechnet. Es werden 3 Szenarien betrachtet:

- **Szenario-0: Ohne Zirkulationshilfe.** Die saisonale Verteilung der Mischungstiefe bleibt unverändert (wie in Tabelle 3). Die Ergebnisse dieses Szenarios entsprechen dem zeitlichen Verlauf des aktuellen Zustands und sind in Abschnitt 2.2 (Figur 5) dargestellt.
- **Szenario-10:** Ab 2020 steigt die Mischungstiefe jeden Februar um 10 m an bis bei 190 m Tiefe die vollständige Durchmischung erreicht ist. Die Mischungstiefen von Dezember, Januar, März und April werden proportional angepasst.
- **Szenario-20:** Ab 2020 steigt die Mischungstiefe jeden Februar um 20 m an bis 190 m erreicht sind. Die Mischungstiefen von Dezember, Januar, März und April werden proportional angepasst.

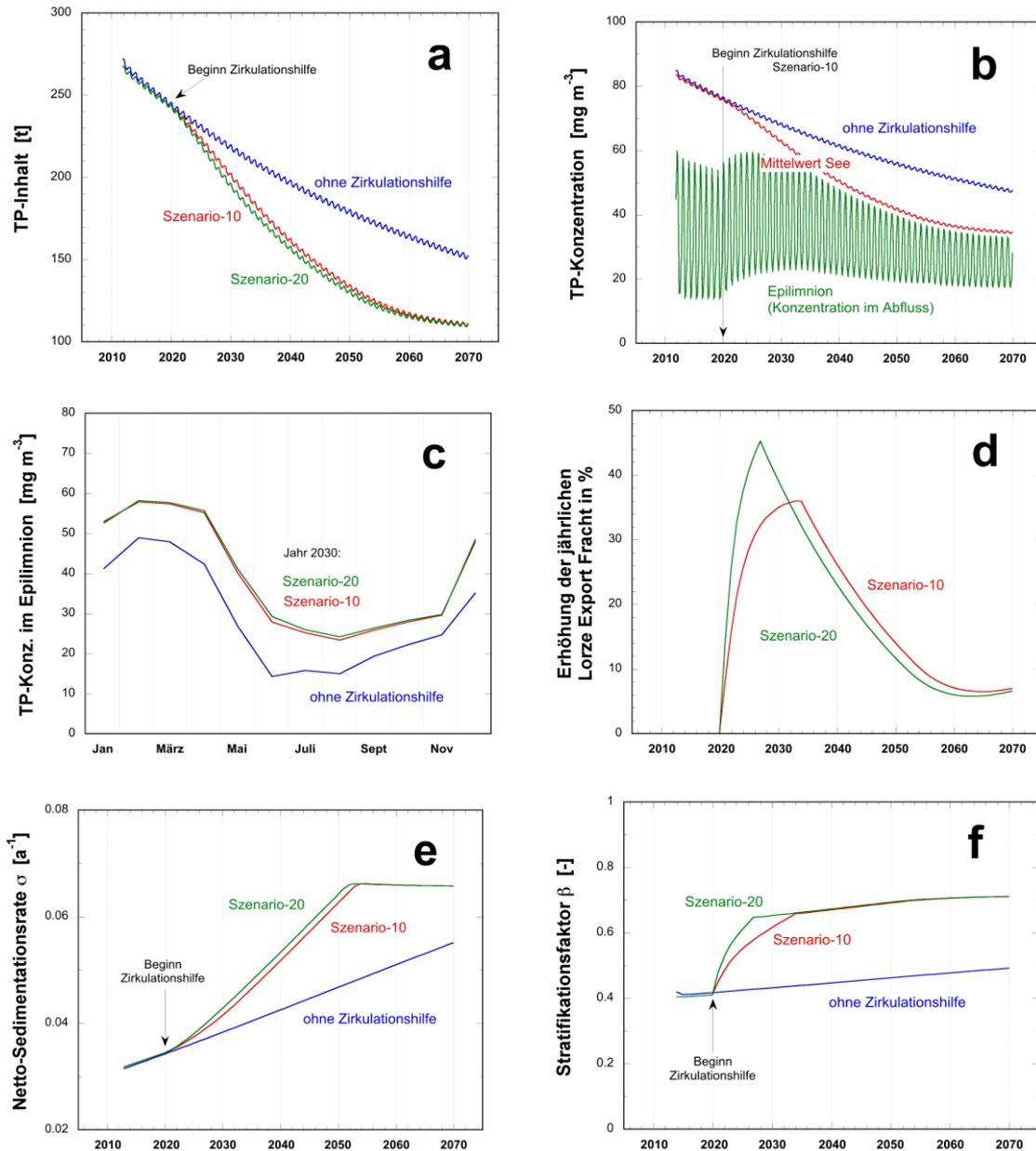
Die Ergebnisse sind in Figur 6 dargestellt und zeigen, dass der P-Inhalt des Sees gegenüber dem Szenario ohne Zirkulationshilfe deutlich abnimmt. Der Unterschied zwischen Szenario-10 und -20 (jährliche Absenkung um 10 m bzw. 20 m) ist minim und beide nähern sich ab ~2060 dem stationären Zustand (Figur 6a). Der P-Inhalt hat dann durch die Massnahme der Zirkulationshilfe um 40 bis 50 tP zusätzlich abgenommen im Vergleich zum Szenario ohne Zirkulationshilfe und beträgt noch 110 bis 120 tP. Das Modell bestätigt die Berechnung des Stationärzustands (Kap. 3.1) sehr gut.

Figur 6b zeigt den Verlauf der mittleren TP-Konzentration im See. Mit dem Betrieb der Zirkulationshilfe kann bis 2050 eine mittlere See-Konzentration von $\sim 42 \text{ mg m}^{-3}$ (bis 2070 von $\sim 36 \text{ mg m}^{-3}$) erreicht werden. Somit bewirkt die Zirkulationshilfe (Szenario-10/20) eine um $\sim 15 \text{ mgP m}^{-3}$ höhere Abnahme als ohne Zirkulationshilfe. In grün dargestellt ist die TP-Konzentration im Epilimnion, welche auch der Konzentration im See-Abfluss entspricht. Die Figur 6b zeigt, dass durch die Zirkulationshilfe die TP-Konzentrationen im Epilimnion in den 2020er Jahren ansteigen werden.

Die Erhöhung der TP-Konzentrationen in den ersten 10-20 Jahren nach Beginn der Zirkulationshilfe beträgt generell während des ganzen Jahreslaufs $\sim 10 \text{ mg m}^{-3}$ gegenüber der Situation ohne Massnahmen. Die Figur 6c zeigt den Jahresverlauf der TP-Konzentration im Hypolimnion exemplarisch für das Jahr 2030 auf. Die höchsten Konzentrationen treten in der Zeit von Februar/März auf und betragen $\sim 60 \text{ mg m}^{-3}$ (Szenario 10) bzw. $\sim 65 \text{ mg m}^{-3}$ (Szenario 20). Dies sind Konzentrationen, die in den letzten Jahren durch die natürlichen Variationen gelegentlich immer wieder erreicht wurden. Diese höheren Konzentrationen werden für einige Jahre die Algenproduktion verstärken, jedoch nicht in einem besorgniserregenden Ausmass und vergleichbar zu den 2000er Jahren.

Die TP-Fracht erhöht sich im Abfluss der Lorze im Jahresdurchschnitt um bis zu maximal $\sim 35\%$ für Szenario 10 und $\sim 45\%$ für Szenario 20 (Figur 6d). Diese maximalen Werte werden jedoch nur im jeweiligen Jahr der ersten vollständigen Mischung erreicht.

Figur 6e zeigt den kontinuierlichen Anstieg der Nettosedimentationsrate σ , welche definitionsgemäss bei einer mittleren See-Konzentration von 40 mg m^{-3} konstant wird. Der Stratifikationsfaktor β (Figur 6f) steigt mit der Zirkulationshilfe markant an und zeigt, dass durch das Einmischen von Tiefenwasser ins Epilimnion die Abflusskonzentrationen an der Oberfläche erhöht werden.



Figur 6: Auswirkungen der Zirkulationshilfe auf P-Inhalt (a), TP-Konzentration (b), Saisonalen Verlauf der TP-Konzentrationen im Epilimnion exemplarisch für das Jahr 2030, im dem die höchsten Konzentrationen zu erwarten sind (c), Erhöhung der TP-Jahresfracht im Ablauf der Lorze (d), σ [a⁻¹] (e) und β [-] (f) im Zugersee. Zirkulationshilfe ist aktiv ab 2020 in den Winterperioden von Dezember bis April.

Tabelle 4. Vergleich der Optionen mit (S-10, S-20) und ohne Zirkulationshilfe (S-0).

		Szenario-0	Szenario-10	Szenario-20
Vollständige Mischung erreicht		-	2034	2027
P-Gehalt im Jahr 2050	tP	181	135	134
P-Konzentration in 2050	mg m ⁻³	57	42	42
Max. P-Konzentration an der Oberfläche (nach 2021)	mg m ⁻³	54	60	64
Abflussfracht in 2050	tP a ⁻¹	5.3	5.9	5.9

3.3 Bau- und Betriebskosten



An der tiefsten Stelle des Sees wird im Winter über ein Verteilsystem grobblasig Druckluft eingeblasen. Der so erzeugte Blasenschleier ermöglicht eine Zirkulation über die gesamte Wassertiefe. Die Eintragsstellen werden mit Bojen markiert. Ein Betriebsgebäude mit den benötigten Anlagen liegt z. B. in Walchwil im Uferbereich. Für eine optimale saisonale Tiefenwassermischung wird die Anlage nur während der Wintermonate (Dezember bis April) betrieben. Im Sommer ist die Anlage nicht in Betrieb, damit die thermische Schichtung nicht gestört wird.

Grundlagen/Annahmen für Bautechnik:

- 8 Einleitstellen an der tiefsten Stelle des Sees (Südbecken)
- Seeleitungen 8 Stk., je ca. 1.5-2.0 km lang
- Anlage: Erforderlicher Druckluftdurchsatz 1'500 – 2'000 Nm³/h, 20 bar
- Betrieb der Anlage während Wintermonaten (ca. 5 Monate, Dezember bis April)
- Richtpreis Kaeser Kompressoren AG (Mai 2019 für Schraubenkompressoren mit Druckluftbehälter, Nachverdichter, Kältetrockner, Mikrofeinfilter und Aktivkohleabsorber)
- Keine Kosten für übergeordnete Steuerung eingerechnet (nicht zwingend notwendig)
- Stromverbrauch für durchschnittlichen Druckluftdurchsatz von 1'750 Nm³/h, Laufzeit 4.5 Monate/Jahr, 24h/Tag
- Neubau Betriebsgebäude in Walchwil
- Keine Kosten für Landerwerb eingerechnet

Tabelle K-1: Zirkulationshilfe. Kostenabschätzungen exkl. MwSt. für Bau und Betrieb.
 Detaillierte Aufstellung s. Beilage.

Baukosten	kFr
Anlage und Ausrüstung landseitig	1'470
Baumassnahmen seeseitig	5'395
Total Baukosten	6'865
Unvorhergesehenes	1'030
Total Baukosten exkl. MwSt.	7'895

Jährliche Betriebskosten	kFr
Betrieb und Unterhalt	50
Stromkosten	220
Kontrollen / Revisionen	72
Total Betrieb / Unterhalt	342
Unvorhergesehenes	77
Total Betrieb / Unterhalt exkl. MwSt.	419

Amortisation / Rückstellung	172
-----------------------------	-----

4 Tiefenwasserableitung

Bei der Tiefenwasserableitung (TWA) wird Seewasser aus dem tiefsten Bereich, wo die P-Konzentrationen am höchsten sind, an die Oberfläche geleitet und dem Abfluss der Lorze oder der Reuss beigemischt. Das bewirkt einerseits eine starke Erhöhung der Abflussfracht (und damit höhere TP-Konzentrationen im entsprechenden Vorfluter), andererseits einen Abbau der chemischen Stratifikation durch rückgelöste Salze (Ca, HCO₃) im Tiefenwasser, welche zusätzlich die Tiefenmischung im Winter erschweren. Zwei Szenarien werden berechnet, in denen (i) das Tiefenwasser aus dem Südbecken dem Abfluss der Lorze beigemischt wird, oder (ii) durch einen Kanal von Risch aus in die Reuss geführt wird. Der Vorteil der Variante (ii) ist, dass grössere Frachten an Tiefenwasser abgeführt werden können und die Lorze nicht mit kaltem, sauerstoffarmem Wasser und erhöhten P-Konzentrationen belastet wird. Das bedingt jedoch, dass Wasser aus dem Vierwaldstättersee nachgeführt werden muss.

4.1 Tiefenwasserableitung mit Rückgabe in die Lorze

Über eine Leitung am Seegrund wird P-reiches Wasser von der tiefsten Stelle des Sees nach Norden geführt und in den Abfluss der Lorze abgeleitet. Bei gleichbleibendem Totalabfluss wird damit weniger Oberflächenwasser abgeführt und die TP-Konzentration in der Lorze steigt markant an. Der Stratifikationsfaktor β (Verhältnis von mittlerer Abfluss-Konzentration und mittlerer See-Konzentration) steigt auf über 1. Zu Beginn wird β sogar deutlich grösser als 1 sein (aktuell wäre $\beta \sim 2$), mit Abflusskonzentrationen von $\sim 150 \text{ mg m}^{-3}$ (Figuren 3a und 8c) und im Laufe eines Jahrzehntes, wenn die P-Konzentration im See zunehmend homogener wird, kontinuierlich gegen $\beta = 1$ abnehmen.

Wir verwenden für das Modell der Ableitung von Tiefenwasser (TWA) das über die letzten 10 Jahre gemittelte TP-Profil von Figur 3a. Dabei nehmen wir an, dass der P-Inhalt an der tiefsten Stelle entsprechend des bathymetrischen Volumens langsam abgearbeitet und in die Lorze geführt wird. Das Hypolimnion verarmt mit der Zeit an TP, daher wird auch weniger P in die trophische Zone hinaufgemischt, und die Produktivität des Sees nimmt ab. Wir berechnen drei Szenarien mit den Annahmen, dass 10%, 25%, oder 50% des natürlichen Seeabflusses (von $6.75 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ bzw. $212.7 \text{ Mio m}^3 \text{ a}^{-1}$) durch Tiefenwasser ersetzt wird.

Durch die Entfernung der ‚P-Altlast‘ im Tiefenwasser kann der See nach einer entsprechenden Zeit jenen Zustand erreichen, den er gemäss Fracht, Export und Nettosedimentation auch hätte, wenn er jährlich mischte. Das Einbox-Modell von Gächter und Imboden (1985) ergibt für einen monomiktischen Zugersee mit diesen Randbedingungen eine TP-Konzentration von 36 mg m^{-3} (Kap. 3.1).

Stationärzustände

Zur Berechnung der Stationärzustände werden folgende Annahmen gemacht: Die Nettosedimentationsrate σ von aktuell 0.029 a^{-1} steigt bis 0.066 a^{-1} solange die TP-Konzentration im See $> 40 \text{ mg m}^{-3}$ beträgt und bleibt bei tieferen TP-Konzentrationen konstant. Der Stratifikationsfaktor für den langfristigen stationären Zustand wird für die Lorze $\beta_L = 0.60$ und für die TWA $\beta_{TWA} = 1.10$. Die hydraulischen Aufenthaltszeiten $\tau_{H,L}$ und $\tau_{H,TWA}$ werden mit dem entsprechenden Abfluss berechnet. Folgende stationäre Zustände sind im See zu erwarten, wenn 10%, 25% oder 50% des natürlichen Seeabflusses durch Tiefenwasser ersetzt werden:

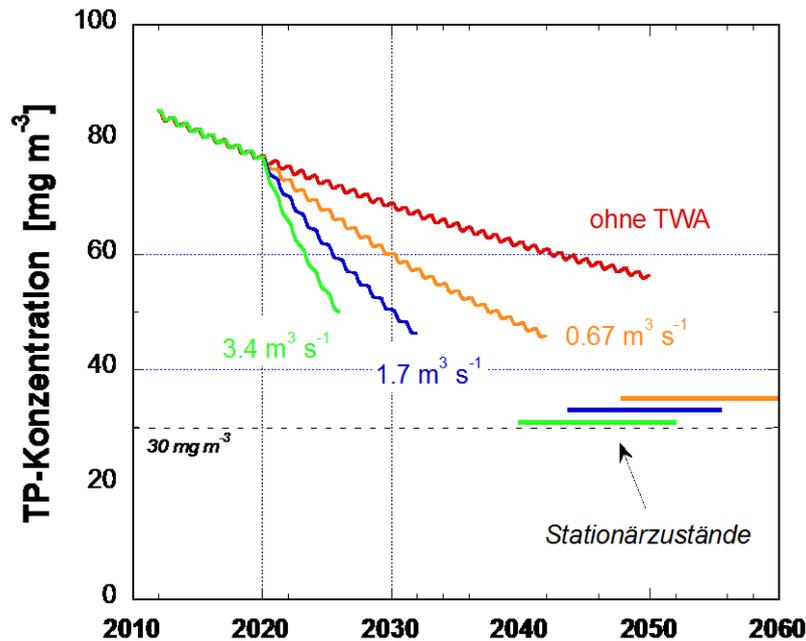
- $P_{\text{See}} = P_{\text{in}} / (\beta_L / \tau_{H,L} + \beta_{TWA} / \tau_{H,TWA} + \sigma) = 111 / 106 / 99 \text{ tP}$
- $cP_{\text{See}} = 35 / 33 / 31 \text{ mg m}^{-3}$
- Nettosedimentation: $P_{\text{NS}} = \sigma P_{\text{See}} = 7.3 / 7.0 / 6.5 \text{ tP a}^{-1}$
- Abfluss: $P_{\text{out}} = P_{\text{See}} (\beta_L / \tau_{H,L} + \beta_{TWA} / \tau_{H,TWA}) = 4.8 / 5.1 / 5.6 \text{ tP a}^{-1}$.

Modellierung des zeitlichen Verlaufs

Auch bei dem für die TWA verwendeten Zweibox-Modell stellt sich langfristig eine TP-Konzentration leicht über 30 mg m^{-3} ein. Die Ergebnisse sind in der Figur 7 dargestellt. Ohne TWA nimmt die TP-Konzentration nur langsam ab und wird erst gegen Ende des Jahrhunderts einen Wert von $\sim 50 \text{ mg m}^{-3}$ erreichen. Bis zum Jahr 2050 wird sie gemäss Modell bloss auf 57 mg m^{-3} abnehmen. Die Zeit zum Erreichen des Stationärzustands bei den verschiedenen Szenarien der TWA kann nicht genau berechnet werden. Mit fortschreitendem Prozess des TP-Austrags wird aus dem Hypolimnion Wasser mit geringerem P-Gehalt ins Epilimnion eingemischt, was nicht verlässlich modelliert werden kann. Wir haben deshalb die Abnahme der TP-Konzentration im See bloss für die Anfangsphase berechnet und dargestellt, und mit den stationären TP-Konzentrationen verglichen (Figur 7), die sich nach einigen weiteren Jahren einstellen werden. Für alle drei Szenarien sind die stationären TP-Konzentrationen ähnlich. Die zeitliche Abnahme variiert jedoch stark mit der Kapazität der TWA (Figur 7).

1. Wird eine TWA mit der Kapazität von 10% des durchschnittlichen Lorzeabflusses installiert ($0.67 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, orange Linie in Figur 7), sinkt die Konzentration in den ersten 10 Jahren auf 60 mg m^{-3} . Die stationäre TP-Konzentration beträgt 35 mg m^{-3} , wird aber erst nach einigen Jahrzehnten erreicht.
2. Bei einer TWA mit der Kapazität von 25% des natürlichen Lorzeabflusses ($1.7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, dunkelblaue Linie) wäre nach einer Betriebszeit von 15 Jahren eine mittlere TP-Konzentration von $\sim 40 \text{ mg m}^{-3}$ erreicht. Die stationäre TP-Konzentration von 33 mg m^{-3} würde erst nach einigen Jahrzehnten erreicht.

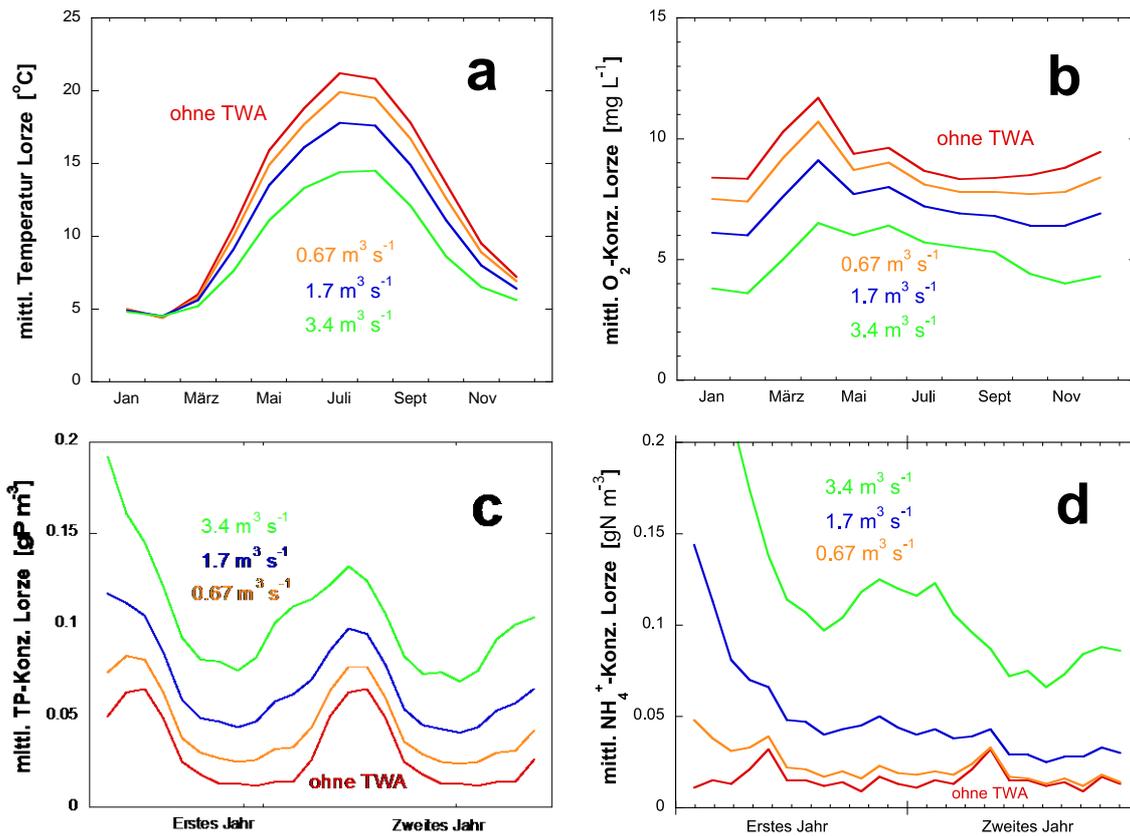
3. Bei doppelt so hoher TWA (50% des Lorzeabflusses, $3.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, grüne Linie) liegt die stationäre Konzentration bei 31 mg m^{-3} und die TP-Konzentration von 40 mg m^{-3} wäre schon nach einer Betriebszeit von weniger als 20 Jahren erreicht.



Figur 7: Verlauf der Konzentration von Gesamt-Phosphor (TP) nach der Winterzirkulation im Zugersee bei verschiedenen Szenarien für die Tiefenwasserableitung in die Lorze. Für den Beginn der Massnahme wurde das Jahr 2020 angenommen.

Bei der TWA in die Lorze muss die dadurch bewirkte Veränderung von Temperatur und Wasserqualität im Auge behalten werden. In Figur 8 haben wir den Einfluss der Einleitung auf Temperatur, Sauerstoffgehalt sowie Konzentrationen von TP und NH_4^+ berechnet.

Einleitung des 5°C kalten Tiefenwassers in die Lorze hat die stärksten Auswirkungen im Sommer (Figur 8a). Hier wird die Temperatur bei Zugabe von 50% Tiefenwasser an der Einleitungsstelle um bis zu 7 Grad abgesenkt. (Die Lorze wird in Cham/Hagedorn an mehreren Stellen als Badegewässer genutzt). Die O_2 -Konzentration (Figur 8b) in der Lorze wird durch Einleitung von O_2 -freiem Tiefenwasser nahezu halbiert. Die Konzentrationen von TP und NH_4^+ (Figuren 8c, d) werden zu Beginn der TWA um ein Mehrfaches höher sein als im natürlichen Lorzeabfluss. Das Verhalten von TP und NH_4^+ wurde hier berechnet für die ersten zwei Jahre nach Beginn der Massnahme, wenn die allerhöchsten Konzentrationen aus dem relativ kleinen Volumen von der tiefsten Stelle des Sees abgeleitet werden (siehe Figur 3). Die Situation verbessert sich danach jedoch ziemlich schnell. Die Auswirkungen auf die Wasserqualität werden, wie in der Figur 8c und d dargestellt, bei abnehmendem Anteil von Tiefenwasser in der Lorze entsprechend milder ausfallen.



Figur 8: Veränderungen im saisonalen Verlauf von Temperatur, O_2 , TP und NH_4^+ im Lorzeabfluss bei Zugabe von verschiedenen Anteilen von Tiefenwasser. Für TP und NH_4^+ sind nur die ersten beiden Jahre dargestellt, da die Konzentrationen hier am höchsten sind und danach abnehmen.

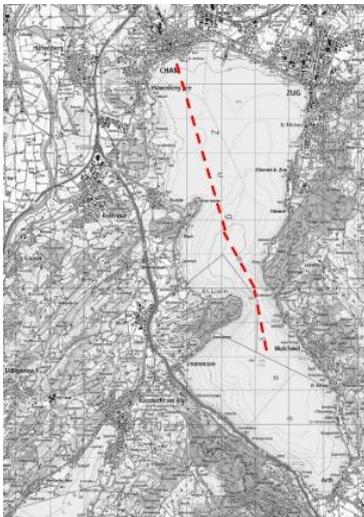
Schlussfolgerungen:

Durch die TWA wird nicht nur die 'P-Altlast' aus dem See entfernt, sondern auch die Dichteschichtung im Tiefenwasser abgebaut. Das Tiefenwasser wird dadurch leicht wärmer mit geringerer Leitfähigkeit und Salzgehalt. Langfristig wird dadurch die Tiefenmischung im Winter verbessert, da die Zone zwischen der Oberflächenschicht und dem Tiefenwasser laufend abgesenkt wird. Während des Betriebs der TWA wären die Temperatur und Sauerstoffkonzentration in der Lorze bei Cham deutlich erniedrigt und die Konzentrationen von P und NH_4^+ deutlich erhöht. Die höchsten Konzentrationen von P und NH_4^+ würden unmittelbar zu Beginn des Betriebs der TWA auftreten und anschließend (nach wenigen Jahren) rasch kleiner werden.

Table 5: Drei Szenarien für die Tiefenwasserableitung mit Rückgabe in die Lorze (Jahresdurchschnitt des Lorze-Abflusses: $6.75 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). See-Inhalt von P und TP-Konzentration zu Beginn der Massnahme 2020: 247 tP, 77 mg m^{-3} (Figur 5).

Abfluss TW-Ableitung	P-Gehalt im See, 2020: 247 tP (77 mg m^{-3})	
	nach 10 Jahren [tP]	im Stationärzustand [tP]
10%: $0.67 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$	193 tP (60 mg m^{-3})	111 tP (35 mg m^{-3})
25%: $1.7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$	161 tP (50 mg m^{-3})	106 tP (33 mg m^{-3})
50%: $3.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$	118 tP (37 mg m^{-3})	99 tP (31 mg m^{-3})

4.1.1 Bau und Betriebskosten



Über eine Leitung am Seegrund wird P-reiches Wasser von der tiefsten Stelle des Sees im Südbecken in Cham in den Abfluss der Lorze eingeleitet. Bei gleich bleibendem Totalabfluss ($6.75 \text{ m}^3/\text{s}$) wird damit weniger Oberflächenwasser abgeführt. Es sind 3 Szenarien untersucht worden, bei denen der natürliche Seeabfluss in der Lorze zu 10%, 25% oder 50% mit Tiefenwasser ersetzt wird. Das Tiefenwasser wird über ein Fassungsbauwerk und eine Seeleitung gefasst und in Richtung Lorze abtransportiert. Die Seeleitung weist je nach zu fassender Wassermenge unterschiedliche Durchmesser auf. Die Einleitung in die Lorze erfolgt über ein Schachtbauwerk mit Regelvorrichtung (Schieber od. Klappen) und ein Zulaufbauwerk (z. B. künstlicher Seitenarm).

Grundlagen/Annahmen für Bautechnik:

- Tiefenwasserableitung mit 10% des durchschnittlichen Lorzeabflusses ($0.67 \text{ m}^3/\text{s}$)
→ Seeleitung \varnothing 1 m, Länge 9.5 km
- Tiefenwasserableitung mit 25% des durchschnittlichen Lorzeabflusses ($1.7 \text{ m}^3/\text{s}$)
→ Seeleitung \varnothing 1.5 m, Länge 9.5 km
- Tiefenwasserableitung mit 50% des durchschnittlichen Lorzeabflusses ($3.4 \text{ m}^3/\text{s}$)
→ Seeleitung \varnothing 2 m, Länge 9.5 km
- Seeleitung zur tiefsten Stelle des Sees (Südbecken)
- Aktualisierung der Kosten des in den 1980er-ausgearbeiteten Projekts mit einer Teuerung von 45.1% (1987 – 2018) [Quelle: http://www.portal-stat.admin.ch/lik_rechner/d/lik_rechner.htm]

Tabelle K-2: Tiefenwasserableitung vom Südbecken in die Lorze. Kostenabschätzungen exkl. MwSt. für Bau und Betrieb von 3 Varianten. Detaillierte Aufstellung s. Beilage.

Baukosten für TWA 0.67 m³/s	kFr
Baukosten Seeleitung ø 1.0 m	23'750
Fassungsbauwerk, Auslaufbauwerk, Pumpenhaus, Steuerung	5'530
Total Baukosten	29'280
Unvorhergesehenes	4'392
Total Baukosten	33'672

Jährliche Betriebskosten für TWA 0.67 m³/s	kFr
Betrieb und Unterhalt	150
Kontrollen / Revisionen	12
Total Betrieb / Unterhalt	162
Unvorhergesehenes	134
Total Betrieb / Unterhalt	296

Amortisation / Rückstellung	732
-----------------------------	-----

Baukosten für TWA 1.7 m³/s	kFr
Baukosten Seeleitung ø 1.5 m	33'250
Fassungsbauwerk, Auslaufbauwerk, Pumpenhaus, Steuerung	5'580
Total Baukosten	38'830
Unvorhergesehenes	5'825
Total Baukosten	44'655

Jährliche Betriebskosten für TWA 0.67 m³/s	kFr
Betrieb und Unterhalt	150
Kontrollen / Revisionen	12
Total Betrieb / Unterhalt	162
Unvorhergesehenes	170
Total Betrieb / Unterhalt	332

Amortisation / Rückstellung	970
-----------------------------	-----

Baukosten für TWA 3.4 m³/s	kFr
Baukosten Seeleitung ø 2 m	42'750
Fassungsbauwerk, Auslaufbauwerk, Pumpenhaus, Steuerung	5'630
Total Baukosten	48'380
Unvorhergesehenes	7'257
Total Baukosten.	55'637

Jährliche Betriebskosten für TWA 3.4 m³/s	kFr
Betrieb und Unterhalt	150
Kontrollen / Revisionen	12
Total Betrieb / Unterhalt	162
Unvorhergesehenes	205
Total Betrieb / Unterhalt	367

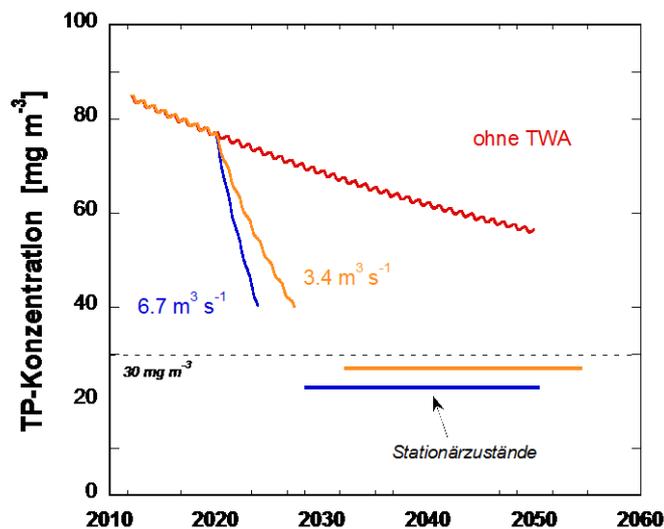
Amortisation / Rückstellung	1'207
-----------------------------	-------

4.2 Tiefenwasserableitung mit Rückgabe in die Reuss und Überleitungsstollen vom Vierwaldstättersee

Die Ableitung des Tiefenwassers in die Reuss ermöglicht einen höheren Entzug von Tiefenwasser und eine Vermeidung der Abkühlung der Lorze und deren Belastung mit hohen P-Frachten. Allerdings muss zur Erhaltung der Wasserbilanz - um in der Lorze einen unveränderten Abfluss zu erhalten - die in die Reuss abgeführte Wassermenge durch Wasser vom Vierwaldstättersee ersetzt werden.

Hier werden zwei Szenarien verglichen: (i) TWA-Überleitungsabfluss in die Reuss halb so gross wie der natürliche Seeabfluss in die Lorze (50% oder $3.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ in die Reuss und $6.75 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ in die Lorze; somit total $10.2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) oder (ii) gleich grosser Abfluss in die Reuss wie der natürliche Seeabfluss über die Lorze (100% von $6.75 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; Totalabfluss somit $13.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Das Wasser vom Vierwaldstättersee enthält nur wenig P mit einer Konzentration von $\sim 5 \text{ mg m}^{-3}$ und wird ins Epilimnion des Zugersees eingeleitet.

Durch die TWA mit Abfluss in die Reuss verkürzt sich die Wasseraufenthaltszeit stark, da mit der Einleitung von Wasser aus dem Vierwaldstättersee der Durchfluss erhöht wird. Sie sinkt von 15.1 Jahren auf 10 Jahre für Szenario-1 und auf 7.5 Jahre für Szenario-2. Innerhalb von 5 Jahren ist für das Szenario-2 das tiefste Drittel des Seevolumens (das Wasser zwischen 82 m und 197 m Tiefe) abgeleitet (Figuren 3 und 9). Unter Szenario-1 dauert die Beseitigung des Tiefenwassers unterhalb von 82 m Tiefe etwa 10 Jahre. Es wäre mit dieser TWA-Installation möglich, im Zugersee eine TP-Konzentration zu erzwingen, welche unterhalb der Gleichgewichtskonzentration liegt (Figur 9), die sich für die Frachten des Eintrages, Export und Nettosedimentation einstellen müsste.



Figur 9: Konzentration von Gesamt-Phosphor (TP) nach der Winterzirkulation im Zugersee für zwei Szenarien der Tiefenwasserableitung in die Reuss bei unverändertem Abfluss der Lorze. Für den Beginn der Massnahmen wurde das Jahr 2020 angenommen. Die zeitliche Entwicklung bis zur Erreichung der Stationärzustände kann nicht verlässlich modelliert werden, weil sich der Austausch zwischen Epi- und Hypolimnion verändert.

Temperatur und O₂-Gehalt der Reuss wird durch Einleitung von Tiefenwasser des Zugersees nur wenig beeinflusst (Tabelle 6). Die Konzentration von TP steigt bei Beginn des Betriebes der TWA für Szenario-1 und -2 von 6 mg m⁻³ auf 11 bzw. 16 mg m⁻³ an, doch nach wenigen Jahren ist der Einfluss nur noch gering. Ebenfalls wird NH₄⁺ nachweisbar sein, das jedoch innerhalb einer gewissen Fließstrecke nitrifiziert wird.

Tabelle 6: Veränderung von T, O₂, TP und NH₄⁺ im Wasser der Reuss durch die Einleitung von Tiefenwasser des Zugersees, berechnet für den durchschnittlichen Abfluss und den Minimalabfluss. Werte für die Reuss sind Mittelwerte der Jahre 2006 bis 2018. Der mittlere Abfluss der Reuss beträgt 107 m³ s⁻¹, der Minimalabfluss (meistens im Januar) 41 m³ s⁻¹. Die Konzentrationen von NH₄⁺ und TP (mittlere Konz. im ersten Jahr der TWA) sind zu Beginn der TWA am höchsten und nehmen innerhalb weniger Jahre schnell ab.

Parameter	Reuss Luzern ohne TWA	Szenario-1: TWA 3.4 m ³ s ⁻¹	Szenario-2: TWA 6.75 m ³ s ⁻¹
Temperatur [°C]	15 / 5	14.7 / 5	14.3 / 4.9
O ₂ [mg L ⁻¹]	10 / 10	9.7 / 9.3	9.4 / 8.6
TP [mg m ⁻³]	6 / 6	11 / 19	16 / 32
NH ₄ ⁺ [mg m ⁻³]	<0.1 / <0.1	5 / 13	10 / 26

Stationärzustand

Zur Berechnung der Stationärzustände werden folgende Annahmen gemacht: Die Nettosedimentationsrate σ von aktuell 0.029 a⁻¹ steigt bis 0.066 a⁻¹, solange die TP-Konzentration im See > 40 mg m⁻³ beträgt. Für tiefere TP-Gehalte bleibt σ konstant bei $\sigma = 0.066$ a⁻¹. Der Stratifikationsfaktor für den langfristigen stationären Zustand wird für die Lorze $\beta_L = 0.60$ und für die TWA $\beta_{TWA} = 1.10$ angenommen. Die hydraulischen Aufenthaltszeiten $\tau_{H,L}$ und $\tau_{H,TWA}$ werden mit dem entsprechenden Abfluss berechnet. Der TP Eintrag erhöht sich durch das nachgezogene Wasser vom Vierwaldstättersee von 12.1 auf 12.7 resp. 13.3 tP a⁻¹. Folgende stationäre Zustände sind im See zu erwarten, wenn 50% (3.4 m³ s⁻¹) bzw. 100% (6.75 m³ s⁻¹) des natürlichen Seeabflusses zusätzlich aus der tiefsten Stelle des Südbeckens in die Reuss abgeleitet werden:

- $P_{\text{See}} = P_{\text{in}} / (\beta_L / \tau_{H,L} + \beta_{TWA} / \tau_{H,TWA} + \sigma) = \mathbf{89 / 74 \text{ tP}}$
- $cP_{\text{See}} = \mathbf{28 / 23 \text{ mg m}^{-3}}$
- Reaktionszeit $\tau = \mathbf{7.0 / 5.6 \text{ a}}$ (Anpassung bis 37% des Stationärzustands)
- Nettosedimentation: $P_{\text{NS}} = \sigma P_{\text{See}} = \mathbf{5.9 / 4.9 \text{ tP a}^{-1}}$
- Abfluss: $P_{\text{out}} = P_{\text{See}} (\beta_L / \tau_{H,L} + \beta_{TWA} / \tau_{H,TWA}) = \mathbf{6.8 / 8.4 \text{ tP a}^{-1}}$.

4.2.1 Bau und Betriebskosten



Über eine Leitung am Seegrund wird P-reiches Wasser von der tiefsten Stelle des Sees im Südbecken in die Reuss geleitet werden. Damit der Lorzeabfluss unverändert erhalten bleibt, muss die in die Reuss abgeführte Wassermenge durch Wasser vom Vierwaldstättersee ersetzt werden. Dabei soll das Wasser in Küsnacht oberflächennah gefasst und bei Immensee oberflächennah wieder eingeleitet werden. Es wurden zwei Szenarien untersucht, bei denen die abgeleitete Menge in die Reuss halb so gross oder gleich gross wie der natürliche Seeabfluss der Lorze ist. Das Tiefenwasser wird über ein Fassungsbauwerk und eine Seeleitung gefasst und in Richtung Bonas abgeleitet. Die landseitigen Seewasserleitungen werden mittels Microtunneling erstellt. Das Microtunneling erscheint nach dem heutigen Stand der Technik das richtige Verfahren für die Realisierung solcher Stollen.

Für die Seewasserfassung sind Leitungen mit einem Durchmesser von 2.0 m vorgesehen. In Abhängigkeit von der abzuleitenden Wassermenge (3.4 oder 6.75 m³/s) sind entweder eine oder zwei Seewasserleitungen zu verlegen. Dies ist insbesondere durch die zulässige Transportbreite (max. 2.55 m) auf dem Landweg bedingt.

Grundlagen/Annahmen für Bautechnik:

- Tiefenwasserableitung mit 50% des Lorzeabflusses (3.4 m³/s)
→ Seeleitung: 1 Stk. Ø 2m, neue Linienführung, Länge je 5 km
- Tiefenwasserableitung mit 100% des Lorzeabflusses (6.75 m³/s)
→ Seeleitung 2 Stk. Ø 2 m, neue Linienführung, Länge je 5 km
- Projektgrundlagen: Studie Sanierung Zugersee, Bericht vom Dezember 1987
- Linienführung landseitiger Stollen mit Projekt 1987 identisch
- Microtunneling für landseitige Stollen (Ø 3m), inkl. Schächte
 - Stollen Zugersee-Reuss: ca. 4.85 km / Stollen Küsnacht-Immensee: ca. 4.95 km
- Keine Nutzung der Wasserkraft vorgesehen
- Aktualisierung der Kosten des in den 1980-er ausgearbeiteten Projekts (ausgewählte Bauteile) mit einer Teuerung von 45.1% (1987 – 2018)

[Quelle: http://www.portal-stat.admin.ch/lik_rechner/d/lik_rechner.htm]

Table K-3: Ableitung von Tiefenwasser aus dem Südbecken in die Reuss und Zuführung von Wasser aus dem Vierwaldstättersee. Kostenabschätzungen exkl. MwSt. für Bau und Betrieb von 2 Varianten. Detaillierte Aufstellung s. Beilage.

Baukosten für TWA 3.4 m³/s	kFr
Baukosten Stollen inkl. Seeleitung (Zugersee-Reuss)	78'980
Baukosten Stollen Vierwaldstättersee-Zugersee	56'380
Steuerung Gesamtsystem	400
Total Baukosten	135'760
Unvorhergesehenes	20'364
Total Baukosten.	156'124

Jährliche Betriebskosten für TWA 3.4 m³/s	kFr
Betrieb und Unterhalt	250
Kontrollen / Revisionen	24
Total Betrieb / Unterhalt	274
Unvorhergesehenes	550
Total Betrieb / Unterhalt	824

Amortisation / Rückstellung	3'394
-----------------------------	-------

Baukosten für TWA 6.75 m³/s	kFr
Baukosten Stollen inkl. Seeleitung (Zugersee-Reuss)	101'980
Baukosten Stollen Vierwaldstättersee-Zugersee	56'380
Steuerung Gesamtsystem	400
Total Baukosten	158'760
Unvorhergesehenes	23'814
Total Baukosten.	182'574

Jährliche Betriebskosten für TWA 6.75 m³/s	kFr
Betrieb und Unterhalt	250
Kontrollen / Revisionen	24
Total Betrieb / Unterhalt	274
Unvorhergesehenes	636
Total Betrieb / Unterhalt	910

Amortisation / Rückstellung	3'969
-----------------------------	-------

5 Belüftung mit Sauerstoff

5.1 Möglichkeiten und Grenzen

Die Belüftung des Tiefenwassers unterhalb von ~100 m mit Reinsauerstoff kann dazu dienen, im See den oxischen Lebensraum für höhere Organismen zu erweitern. Durch die Belüftung wird auch ein besserer Abbau von sedimentierendem (und schon abgelagertem) organischen Material erreicht. Dadurch verringert sich die Menge reduzierter Stoffe, die im anoxischen Sediment zur Bildung von Methan (CH₄) und Ammonium (NH₄⁺) sowie weiteren reduzierten Substanzen führen und welche beim Austritt aus dem Sediment im Tiefenwasser Sauerstoff zehren. Dies kann als Investition in die Zukunft gesehen werden und hilft langfristig bei der Oxidation der Sedimente.

Erfahrungen vom Baldegger- und Sempachersee haben jedoch schon früh gezeigt, dass die Belüftung mit O₂ keine Auswirkungen auf den P-Haushalt eines Sees hat (Gächter 1987; Gächter und Wehrli, 1998). Das zu belüftende Tiefenwasservolumen im Zugersee wäre zudem etwa 6x so gross wie im Sempachersee. Auch wenn bloss das Südbecken unterhalb von 100 m belüftet werden sollte, wäre das Volumen fast doppelt so gross wie im Sempachersee. (Hypo-Vol ZG (>15 m): 2.66 km³; Hypo-Vol ZG (>100 m): 0.78 km³; Hypo-Vol SE (>15 m): 0.44 km³).

5.2 Sauerstoffflüsse

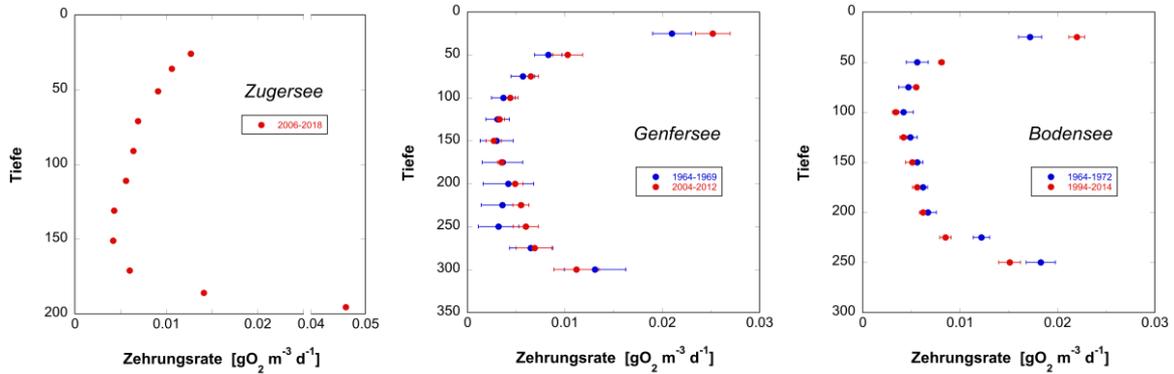
Zehrung

Es geht hier darum, eine plausible Abschätzung der O₂-Zehrung für den Zugersee zu machen, da dies für den bisher anoxischen Teil des Sees nicht möglich war. Die künstliche Belüftung wird dann so dimensioniert, dass diese Zehrung kompensiert werden kann und noch genügend O₂ übrigbleibt um typische O₂-Konzentrationen von ~4 mg L⁻¹ im Tiefenwasser zu gewährleisten. Wir verwenden hier zwei unterschiedliche Ansätze:

Option 1 (Mineralisierung am Seegrund): Die gesamte flächenbezogene Zehrung im Hypolimnion des Zugersees (unterhalb von 15 m) betrug im Mittel der Jahre 2006 bis 2018 **AHM = 0.74 ± 0.10 g m⁻² d⁻¹**. Dies schliesst CH₄, NH₄⁺ und andere reduzierte Substanzen mit ein, da im grössten Teil des Hypolimnions O₂ weitgehend fehlt. Dieser Mangel an O₂ begünstigte die Ansammlung von organischem Material im Sediment und führt zu einem Fluss von reduzierten Substanzen aus dem Sediment (in 62 m Tiefe gemessen) von **F_{red} = 0.38 g m⁻² d⁻¹** (Steinsberger et al. 2017).

Option 2 (Mineralisierung auch in Wassersäule): Für eine alternative Abschätzung stützen wir uns auf eine kürzlich abgeschlossene Untersuchung im Genfersee (Schwefel et al. 2018) und Daten aus dem Bodensee und Zugersee (Figur 10). Für die Abschätzung der zu dimensionierenden Zehrung nehmen wir an, dass in den nächsten Jahrzehnten im Zugersee vergleichbares Algenwachstum (ähnlich grosse Primärproduktion) und somit auch ähnliche Zehrungsraten wie im Genfersee (oder im Bodensee der 1980er Jahren) zu erwarten sind. Die gesamte Zehrung von O₂-Äquivalenten im Hypolimnion des Genfersees (AHM, unterhalb 15 m Tiefe) betrug im Mittel **AHM**

= $1.10 \pm 0.29 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ für die Periode von 2000 bis 2016. Unterhalb von 100 m Tiefe beträgt die AHM im Genfersee noch $0.60 \pm 0.15 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Wir nehmen an, dass ein sauerstoffhaltiges Hypolimnion des Zugersees sich praktisch gleich verhält.



Figur 10: Sauerstoff-Volumenzehrung [$\text{g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$] in der Wassersäule vom Zugersee, Genfersee und Bodensee während der Zeit der eutrophen Phase (blau, Genfersee 1964-1969; Bodensee 1964-1972) und seit der Re-Oligotrophierung (rot, Genfersee 2004-2012; Bodensee 1994-2014). (Aus Schwefel et al., in Vorbereitung). Die Zehrung im Tiefenwasser des Zugersees beruht vor allem auf der grossen Freisetzung von CH_4 und NH_4^+ .

Aufnahme von Sauerstoff aus der Atmosphäre

Die Aufnahme von O_2 aus der Atmosphäre ins Epilimnion während der Zirkulationsperiode (ca. Dezember bis April) wurde als Summe des noch vorhandenen und der schon gezehrten Menge O_2 abgeschätzt. Die auch im Winter aktive Zehrung schätzen wir auf einen Drittel der AHM des Genfersees im Sommer, somit also $\sim 0.37 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Diese Abschätzung ist dadurch begründet, dass auch im Winter Algen wachsen und zudem die Sedimente auch im Winter Sauerstoff zehren. Die noch vorhandene, während der Winterzirkulation aus der Atmosphäre aufgenommene Menge beträgt $34 \pm 5 \text{ tO}_2 \text{ d}^{-1}$, auf die Seefläche bezogen sind das $0.89 \pm 0.13 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Mittelwert von 2006 bis 2018). Die **gesamte Aufnahme von O_2 aus der Atmosphäre** beträgt demnach $0.89 + 0.37 = 1.26 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, oder **48 $\text{tO}_2 \text{ d}^{-1}$** . Wenn im Zuge der erhöhten Mischung (bei Zirkulationshilfe) die O_2 -Konzentration im Epilimnion kleiner wird, wird aufgrund des grösseren Unterschieds zwischen Atmosphäre und Epilimnion-Konzentration die Aufnahme noch zunehmen.

Mit der Gleichung

$$F_{\text{O}_2} = k_{\text{O}_2} \cdot \Delta C_{\text{O}_2} \quad (1)$$

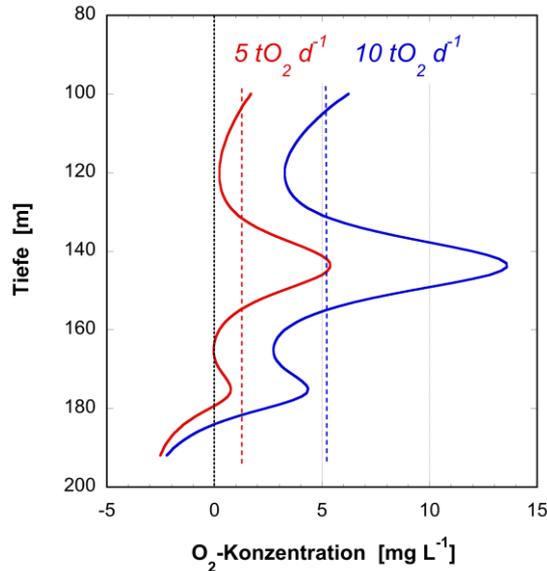
(wobei ΔC_{O_2} die Differenz zwischen Sättigungskonzentration und gemessener O_2 -Konzentration ist) lässt sich die **Austauschgeschwindigkeit $k_{\text{O}_2} = 0.48 \text{ m d}^{-1}$** berechnen. Dieser Wert liegt sehr nahe am Ergebnis der empirischen Formel von Cole & Caraco (1998): $k_{\text{O}_2} = 2.07 + 0.215 \cdot u_{10}^{1.7} = 2.5 \text{ cm h}^{-1} = 0.60 \text{ m d}^{-1}$ (mit der mittleren Windgeschwindigkeit $u_{10} = 1.47 \text{ m s}^{-1}$ der meteorologischen Station Cham (Wüest und Gloor, 1998)).

5.3 Stationärzustand einer künstlichen Belüftung mit Sauerstoff

Zur Abschätzung der einzutragenden Menge O_2 ins Hypolimnion des Zugersees und der sich einstellenden O_2 -Konzentration machen wir folgende Annahmen:

- Für die Berechnung der O_2 -Zehrung im eutrophen Zugersee (Option 1) verwenden wir das Modell von Müller et al. (2012). Darin berechnet sich die Zehrung als Summe der Oxidation von reduzierten Substanzen, die aus dem Sediment diffundieren, und der Mineralisierung von organischem Material, das an der Sedimentoberfläche abgelagert worden ist. Letzterer Prozess ist abhängig von der O_2 -Konzentration unmittelbar über dem Sediment und der Dicke der diffusiven Grenzschicht zwischen Wasser und Sediment.
- Porenwassermessungen von Steinsberger et al. (2017) in 62 m Tiefe ergaben einen Wert für die O_2 -Zehrung durch reduzierte Substanzen aus dem Sediment F_{red} von $0.38 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, der sehr gut übereinstimmt mit dem abgeschätzten Wert von mehreren eutrophen Seen der Schweiz (Müller et al. 2012). Wir nehmen dabei an, dass dieser Wert von F_{red} über die gesamte Sedimentfläche des Hypolimnions gilt.
- Für die Dicke der diffusiven Grenzschicht über dem Sediment nehmen wir einen mittleren Wert von 0.8 mm an, der ebenfalls dem Durchschnitt der Messungen aus Müller et al. (2012) entspricht. Die obigen Werte können im Modell einfach angepasst werden.
- Für eine alternative Abschätzung des O_2 -Verbrauchs (Option 2) nehmen wir an, dass die O_2 -Zehrung (AHM) im belüfteten Zugersee ähnlich sein wird wie heute im Genfersee, dessen Hypolimnion ganzjährig immer O_2 enthält, der jedoch - wie der Zugersee - sehr produktiv ist ($1.1 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ unterhalb von 15 m Tiefe; $0.60 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ unterhalb von 100 m Tiefe).
- Für die Berechnung der einzutragenden Menge O_2 nehmen wir an, dass alles absinkende organische Material den Seeboden erreicht und dort mineralisiert wird (Option 1). Wir nehmen auch an, dass der Sauerstoff homogen über die Tiefe eingetragen wird (gleiche Konzentrationsänderung in jeder Tiefe). Bei mehreren Blasenschleiern können diese unterschiedlich betrieben und damit die vertikale Verteilung des Eintrages optimiert werden. Der Sauerstoff kann, im Gegensatz zu den belüfteten Mittellandseen, während des ganzen Jahres eingetragen werden, da es zu keiner vollständigen Winterzirkulation kommt.

Die sich einstellenden O_2 -Konzentrationsprofile im Zugersee bei Belüftungsintensitäten von $5 \text{ tO}_2 \text{ d}^{-1}$ und $10 \text{ tO}_2 \text{ d}^{-1}$ sind in der Figur 11 dargestellt.



Figur 11: Konzentrationsprofile von Sauerstoff im Zugersee unterhalb von 100 m Wassertiefe bis zum Grund, modelliert für Einträge von $5 \text{ tO}_2 \text{ d}^{-1}$ (rot) und $10 \text{ tO}_2 \text{ d}^{-1}$ (blau). Für diese Berechnungen wurde die turbulente Mischung, die auch bei der permanenten Dichteschichtung immer noch in geringem Umfang vorhanden ist, nicht berücksichtigt. Durch die vertikale Diffusion würden die Maxima (bis $14 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$) und Minima (bis $-2.5 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$) abgeflacht.

Trotz homogen angenommenem Eintrag von O_2 ergeben sich aufgrund der Geometrie der Seetopographie (Verhältnis von Sedimentfläche zu Wasservolumen in den jeweiligen Tiefenbereichen) drei Minimumzonen der O_2 -Konzentration (in ~ 120 , ~ 170 und im tiefsten Bereich des Sees).

In ~ 145 m Tiefe kann sich ein kleines Maximum von höchstens $4 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ bilden. Der Eintrag von $10 \text{ tO}_2 \text{ d}^{-1}$ (etwa die dreifache Menge des Eintrags in den Baldeggersee) gewährleistet eine Minimumkonzentration von $\sim 3 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ in den Minimumzonen und eine Maximalkonzentration in 145 m Tiefe von bis zu 14 mg L^{-1} . Die über alle Tiefen unterhalb von 100 m volumengewichtete mittlere O_2 -Konzentration beträgt 1.2 mg L^{-1} bzw. 5.2 mg L^{-1} .

Die Maxima in der O_2 -Konzentration im mittleren Hypolimnion bei ~ 145 m werden sich in der Realität nicht so stark ausbilden wie im Modell berechnet, da sie entsprechend der turbulenten Diffusion im See in die über- und unterliegenden Wasserschichten diffundieren werden. Dies mildert auch die drei besprochenen Minimumzonen. Ausserdem werden sich die untersten Meter des Hypolimnions durch die Strömung, welche der Blasenschleier der Belüftung erzeugt, durchmischen und die in der Figur angezeigte Anoxie vermindern. Durch diese Mischung und Diffusion gelangt aber auch mehr O_2 an die Sedimentoberfläche, und da die Zehrung konzentrationsabhängig ist, wird mehr O_2 verbraucht.

Bei der Annahme einer vollständigen Homogenisierung der O_2 -Konzentration im Hypolimnion durch vertikale Diffusion im Tiefenwasser nimmt die Konzentration des übrigbleibenden O_2 ab: Der Eintrag von $5 \text{ tO}_2 \text{ d}^{-1}$ unterhalb von 100 m ergibt einen flächenbezogenen Beitrag von $0.35 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Die Flächenzehrung beträgt jedoch $0.60 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ über 200 Tage und einen Drittel dieser Zehrung während der Zirkulationsphase (165 Tage), also im Jahresmittel $0.42 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Die Menge von

5 tO₂ d⁻¹ wird daher gerade nicht reichen, um die Zehrung zu kompensieren, und die O₂-Konzentration wird verschwindend klein sein. Beim Eintrag von 10 tO₂ d⁻¹ ergibt sich ein Überschuss von 0.32 g m⁻² d⁻¹ bzw. eine restliche Konzentration von 2.4 mgO₂ L⁻¹. (Ohne Durchmischung stellt sich die Situation ein wie in Figur 11 dargestellt.)

Beide Situationen (keine Diffusion – wie in Figur 11 gezeigt – und vollständige Verteilung des eingetragenen O₂) stellen Extreme dar. Die reale Situation wird irgendwo dazwischen liegen. Es muss daher bei der Dimensionierung der Belüftungsanlage für genügend Kapazität gesorgt werden, damit auf eine höhere Zehrung reagiert werden kann, um die Zielwerte zu erreichen.

5.4 Zusammenfassung und Diskussion der Belüftung mit Sauerstoff

Aktuelle Sauerstoff-Bilanz

Bei einer aktuellen Zehrung von 0.74 g m⁻² d⁻¹ (siehe Kap. 5.2 *Zehrung*) in den Sommermonaten (200 Tage) und einer angenommenen Zehrung von einem Drittel der Zehrung im Genfersee (0.37 g m⁻² d⁻¹) während den restlichen 165 Tagen ergibt sich eine totale Zehrung von 210 g m⁻² a⁻¹. Ungerechnet auf die Seefläche von 34.6 km² (in 15 m Tiefe) ergibt dies einen **totalen Sauerstoffverbrauch von ~7,200 tO₂ pro Jahr** aufgrund des Abbaus von organischem Material. Da sich in den letzten Jahren die O₂-Konzentration nicht wesentlich verändert hat, bedeutet dies, dass die O₂-Nachlieferung im Winter etwa gleich gross ist wie die Zehrung. Bei einer O₂-Aufnahme aus der Atmosphäre von (0.37 + 0.89) ± 0.13 gO₂ m⁻² d⁻¹ (Mittelwert von 2006 bis 2018; siehe oben) über 4 Monate im Winterhalbjahr ergibt dies eine **Aufnahme von ~6,000 tO₂**. Da das Algenwachstum auch im Sommer unterhalb einer Tiefe von 15 m netto O₂ einträgt, ist die Bilanz somit ungefähr ausgeglichen.

Künftige Sauerstoff-Bilanz bei Zirkulationshilfe

Durch die künstlich verstärkte Tiefenmischung (Zirkulationshilfe) wird sauerstoffarmes Tiefenwasser an die Oberfläche gemischt, dadurch im Winter die O₂-Konzentration an der Oberfläche reduziert und somit die O₂-Aufnahme aus der Atmosphäre erhöht. Zudem wird die Dauer der konvektiven Tiefenmischung verlängert. Trotzdem stellt sich die Frage, ob die Tiefenmischung nicht zu einer massiven Reduktion des O₂-Gehalts im oxischen Teil des Zugersees führen könnte.

Mit verbesserter Tiefenmischung und entsprechend höheren O₂ Konzentrationen erwarteten wir künftig eine ähnliche Zehrung wie im Genfersee (gesamtes Hypolimnion >15 m) von 1.1 gO₂ m⁻² d⁻¹ über 200 Tage und zusätzlich einen Drittel davon über die restlichen 165 Tage (Option 2). Insgesamt ist daher ein **totaler Verbrauch von 9'700 tO₂ pro Jahr** aufgrund des Abbaus von organischem Material zu erwarten. Um diese Menge O₂ in den 4 Wintermonaten in den See zu bringen, muss das mittlere O₂-Defizit (O₂-Untersättigung) an der Oberfläche

$$\Delta[\text{O}_2] = 9'700 \text{ tO}_2 / (A \times k_{\text{O}_2} \times 4 \text{ Monate}) = 3.5 \text{ g m}^{-3} \quad (2)$$

betragen. Dabei ist A die Seefläche und die Gasaustausch-Geschwindigkeit (k_{O_2}) = 0.60 m d^{-1} . Im Winter beträgt die O_2 -Sättigungskonzentration ~ 10 bis $\sim 12 \text{ g m}^{-3}$, und somit könnte für den Winter eine O_2 -Konzentrationen an der **Oberfläche von 6 bis 8 g m^{-3} erwartet** werden. Aus diesem Grund ist nicht damit zu rechnen, dass die Zirkulationshilfe das O_2 -Defizit auch in die Oberflächenschicht trägt. Wichtig wird sein, dass die Zirkulationshilfe im ersten Winter nicht den gesamten See homogenisiert, sondern die oxische Zone stufenweise über mehrere Jahre (siehe Szenario-10/20) erweitert wird.

Die Kombination von künstlicher Belüftung mit O_2 und Zirkulationshilfe bringt aus diesem Grund keine Vorteile. Via Belüftung ins Tiefenwasser eingetragener O_2 würde durch die Zirkulationshilfe während des Winters ins Epilimnion hochgemischt. Dadurch würde sich der Konzentrationsunterschied zwischen Oberflächenwasser und Atmosphäre verringern, was bewirkt, dass die kostenfreie natürliche Aufnahme von O_2 aus der Atmosphäre abnimmt.

Künftige Sauerstoff-Bilanz bei Tiefenwasser-Belüftung

Die Bilanz für die Tiefenwasserbelüftung lässt sich einfach erstellen. Wenn wir wiederum annehmen, dass der Genfersee eine gute Vorlage für den Zugersee bildet (Option 2), so ergibt sich unterhalb von 100 m Tiefe eine O_2 -Zehrung von $0.60 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ während den 200 Tagen im Sommer (plus ein Drittel davon im Winter) und somit ein **Bedarf von $\sim 2160 \text{ tO}_2$** über das ganze Jahr. Dies ist realistisch, da bei einer prognostizierten Zehrung von $\sim 9700 \text{ t}$ im gesamten Hypolimnion und einem Eintrag im Winter von $\sim 6000 \text{ t}$ ein Defizit von $\sim 3700 \text{ t}$ entstehen würde. Die Wahrheit dürfte zwischen diesen beiden Werten liegen und deshalb gehen wir davon aus, dass der Bedarf für die Tiefenwasser-Belüftung $\sim 2900 \text{ tO}_2 \text{ a}^{-1}$ beträgt, was einem Eintrag von $8 \text{ tO}_2 \text{ d}^{-1}$ entspricht. Gemäss den Abschätzungen oben (Kap. 5.3) würde dies einem mittleren O_2 -Gehalt von $\sim 3.6 \text{ g m}^{-3}$ entsprechen.

Dieser Wert von 3.6 g m^{-3} ist eine Überschätzung (siehe oben), und es wäre auch eine etwas höhere Konzentration anzustreben. Deshalb wäre ein Eintrag von 10 t/d als Dimensionierung realistisch. Es ist aufgrund der Unsicherheiten bei den Berechnungen wichtig, die Anlage so zu dimensionieren, dass sie eine gewisse Flexibilität nach oben und unten von mindestens 20% erlaubt.

5.5 Bau- und Betriebskosten



Das Tiefenwasser des Sees wird künstlich während des ganzen Jahres mit Sauerstoff angereichert. Im Bereich der tiefsten Stelle wird über zahlreiche Fein-Düsen Sauerstoff eingeblasen (z. B. sternförmige Diffusoren). Über auf dem Seegrund verlegte Leitungen wird Sauerstoff mittels Kompressoren an den vorgesehenen Eintragsstellen am Seegrund eingetragen. Die Eintragsstellen/Diffusoren werden mit Bojen markiert. Ein Betriebsgebäude mit den benötigten Anlagen liegt z. B. in Walchwil im Uferbereich.

Grundlagen/Annahmen für Bautechnik:

- 8 Einleitstellen (Diffusoren) an der tiefsten Stelle des Sees (Südbecken)
- Ganzjähriger Betrieb
- Richtpreis Kaeser Kompressoren AG, April 2019
- Neubau Betriebsgebäude in Walchwil
- Seeleitungen 8 Stk., je ca. 1.5-2.0 km lang
- Keine Kosten für Landerwerb eingerechnet
- Annahme für Kostenschätzung: Sauerstoffbedarf ca. 2'900 t O₂/a

Tabelle K-4: Belüftung mit Sauerstoff. Kostenabschätzungen exkl. MwSt. für Bau und Betrieb. Detaillierte Aufstellung s. Beilage.

Baukosten	kFr
Anlage und Ausrüstung landseitig	3'320
Baumassnahmen seeseitig	5'395
Total Baukosten	8'715
Unvorhergesehenes	1'307
Total Baukosten	10'022

Jährliche Betriebskosten	kFr
Betrieb und Unterhalt	100
Stromkosten	480
Kontrollen / Revisionen	90
Rein-Sauerstoff	986
Total Betrieb / Unterhalt	1'656
Unvorhergesehenes	281
Total Betrieb / Unterhalt	1'937

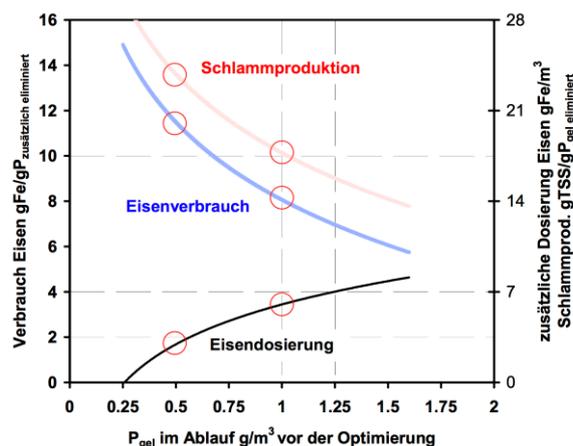
Amortisation / Rückstellung	218
-----------------------------	-----

6 Verfahrenstechnische Behandlung des Tiefenwassers

Phosphatreiches Tiefenwasser aus dem Südbecken des Zugersees könnte an die Oberfläche gepumpt und in einer verfahrenstechnischen Anlage am Ufer mit Fäll- oder Sorptionsmitteln behandelt werden, analog der technisch ausgereiften Methode der P-Fällung in Kläranlagen. In Kläranlagen wird im Ablauf des Belebtschlammbeckens Fällmittel (zB. Fe(II/III)-Chlorid bzw. -Sulfat oder andere) zugemischt. Es erfolgt eine Ko-Präzipitation und Adsorption des Phosphats mit/an die sich bildenden Fe(III)-(hydr)oxiden. Die Menge zutitrierten Fällmittels ist zur Kostenoptimierung so dimensioniert, dass die TP-Konzentration nach dem Absetzbecken bei der Rückgabe in den Vorfluter die gesetzlich vorgegebene Konzentrationsgrenze von 800 mg m^{-3} nicht übersteigt.

Die mittlere P-Konzentration im Tiefenwasser des Zugersees beträgt aktuell 100 mg m^{-3} , also ein Achtel der maximalen Ablaufkonzentration bei Kläranlagen, und sollte mit 30 bis 40 mg m^{-3} wieder ins Tiefenwasser zurückgegeben werden.

Je tiefer die P-Konzentration im Substrat und je tiefer die zu erreichende Endkonzentration, desto höher muss die Konzentration des Fällmittels sein. Dies führte bei den vergleichsweise geringen P-Konzentrationen eines Sees zu hohen Mengen an Fällmittel sowie der Entsorgung von Fällschlamm mit entsprechend hohen Kosten. Im Folgenden ist ein Beispiel aus einer grösseren Studie unserer Eawag-Kollegen zur Illustration angefügt (Böhler und Siegrist, 2008): Die Figur 12 zeigt, dass verglichen zur eliminierten P-Menge der spezifische Schlammfall überproportional steigt. Je tiefer der angestrebte Zielwert für den gelösten Anteil im Ablauf der Kläranlagen gewählt wird, umso höher wird der spezifische Bedarf an Fällmittel und somit der spezifische Fällschlammfall pro zusätzlich gefälltem Phosphor. Hieraus erwachsen aus zusätzlich eliminiertem P auch überproportional höhere Kosten.



Figur 12: Anstieg des spezifischen Verbrauchs an Fällmittel und der Fällschlamm-Produktion in Abhängigkeit des zusätzlich gefällten gelösten Anteils im Ablauf der Kläranlagen (Beispielrechnung für eine gelöste P-Konzentration von 4.9 g/m^3 , Angaben $\pm 15\text{-}20\%$). Aus Böhler und Siegrist (2008, S. 75).

Nach den Angaben unserer Kläranlagen-Fachleute (Marc Böhler, Hansruedi Sigrüst, Abt. Verfahrenstechnik, Eawag) können P-Konzentrationen $< 80 \text{ mg m}^{-3}$ mit Mikrosieben und Fällung erreicht werden (zB. Projekt OXERAM 2, 2013). Will man noch tiefere Endkonzentrationen, sind Membranverfahren notwendig, welche verfahrenstechnisch und auch vor allem energetisch sehr aufwendig sind.

Falls eine Behandlung des Tiefenwassers erfolgte, würden die P-Konzentrationen geringer und damit die Fällung aufwendiger werden. Da die P-Quellen weiterbestehen und auch die Mischung des Sees nicht verbessert wird, müsste die Behandlung langfristig weitergeführt werden.

Der Fällschlamm enthält auch andere Salze und Metalle. Das Fällmittel Fe(III)-Chlorid ist ein Nebenprodukt aus der Industrie und kontaminiert mit zwar geringen Anteilen anderer Stoffe, jedoch ergibt das bei hohem Verbrauch auch grosse Konzentrationen – es müsste daher auch die Kontamination des Seewassers mit diesen Schwermetallen untersucht werden sowie die Mengen an Chloriden und Sulfaten, welche bei der Ausfällung als Säuren freigesetzt werden. Rückgewinnung von P ist bei diesen geringen Gehalten im Fällschlamm unwirtschaftlich und technisch kaum machbar.

7 Zusammenfassung

7.1 Qualitätskontrolle Zufluss-Monitoring

Bei der Abschätzung der Fracht von algenverfügbarem Phosphor in den Zugersee aus dem Einzugsgebiet mit drei verschiedenen, voneinander unabhängigen Methoden ergaben sich Diskrepanzen von bis zu einem Faktor zwei. Die direkte Messung in den Zuflüssen ergab die geringste Fracht. Wir möchten empfehlen, das aktuelle Zufluss-Monitoring mit detaillierten Kampagnen zu überprüfen und gegebenenfalls um bisher nicht beprobte Zwischeneinzugsgebiete zu erweitern.

7.2 Zirkulation des Hypolimnions mit Blasenschleiern (Kap. 3)

Mittels Blasenschleiern kann im Winter die Zirkulation des Hypolimnions erzwungen werden. Dazu ist eine relativ einfache technische Einrichtung nötig wie sie im Sempachersee seit 1997 betrieben wird. Innert 6 bis 12 Jahren wird damit eine vollständige Durchmischung des Sees im Winter erzeugt. Bis ins Jahr 2050 kann die TP-Konzentration (nach vollständiger Mischung nach der Winterzirkulation) von heute 77 mg m^{-3} auf **42 mg m^{-3}** gesenkt werden. Im Stationärzustand (~2070) beträgt die TP-Konzentration noch **36 mg m^{-3}** bei einem Seeinhalt von 115 tP. Dabei sind die Unterschiede der Mischungsintensität (jährliche Absenkung der Mischungstiefe um 10 m bzw. um 20 m) vernachlässigbar. Die durch die Mischung erzeugte Erhöhung der TP-Konzentration im Oberflächenwasser bzw. in der abfliessenden Lorze liegt in den ersten 10-20 Jahren der Zirkulationshilfe $\sim 10 \text{ mg m}^{-3}$ über der zu erwartenden Konzentration ohne Massnahmen. Die erhöhte TP-Konzentration kann zu erhöhter Algenproduktion führen, etwa im Ausmass der 2000er Jahre. Zur besseren Kontrolle der Massnahme sollte in den ersten Jahren jeweils Februar und März neben dem monatlichen Monitoring-Programm ein zusätzliches O_2 -Profil gemessen werden, um den Fortschritt der Absenkung der Mischungstiefe zu dokumentieren.

7.3 Tiefenwasserableitung über die Lorze (Kap. 4.1)

Über eine Rohrleitung von der tiefsten Stelle im Südbecken bis zum Abfluss der Lorze könnte nährstoffbelastetes Tiefenwasser aus dem See entfernt werden. Wir testeten Kapazitäten von 10%, 25% oder 50% des natürlichen Abflusses. Die zu erwartende TP-Konzentrationen von 35 mg m^{-3} , 33 mg m^{-3} bzw. 31 mg m^{-3} wären ungefähr 2060, 2050 bzw. 2040 annähernd erreicht. Bei der Tiefenwasserableitung muss berücksichtigt werden, dass Temperatur und Sauerstoffgehalt in der abfliessenden Lorze deutlich erniedrigt würden und - vor allem zu Beginn der Massnahmen - die Konzentrationen von Phosphor und Ammonium deutlich ansteigen.

7.4 Tiefenwasserableitung über die Reuss (Kap. 4.2)

Wird das Tiefenwasser von der tiefsten Stelle im Südbecken in die Reuss eingeleitet, können wesentlich grössere Wasser- und P-Mengen aus dem See entfernt werden und die Wasserqualität der Lorze bleibt unbeeinflusst. Dies bedingt jedoch grosse bauliche Massnahmen für eine Verbindung zwischen Zugersee und Reuss sowie eine Zuführung von Wasser aus dem Vierwaldstättersee, damit der natürliche Lorze-Abfluss gewährleistet bleibt. Durch den grossen Wasserabfluss wird die Aufenthaltszeit im See viel kleiner und die Nährstoffe im Tiefenwasser können schnell abgeführt werden. Die TP-Konzentration würde sich mit dieser Massnahme (Ableitung von $3.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ bzw. $6.7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ in die Reuss) nach 21 bzw. 17 Jahren ($3 \times$ Reaktionszeit τ) den Stationärzuständen von 28 mg m^{-3} bzw. 23 mg m^{-3} annähern.

7.5 Belüftung des Hypolimnions mit Reinsauerstoff (Kap. 5)

Eine künstliche Belüftung des Tiefenwassers mit Rein-Sauerstoff dient der besseren Mineralisierung des sedimentierenden organischen Materials, der Verhinderung der Bildung von reduzierten Stoffen (Methan und Ammonium) sowie der Erweiterung des Lebensraums für Fische und andere höhere Organismen. Ein Sauerstoff-Eintrag von $\sim 10 \text{ t d}^{-1}$ (das Dreifache des Eintrags in den Baldeggersees) wäre nötig, um eine mittlere Tiefenwasser-Konzentration um 5 mg L^{-1} aufrecht zu erhalten. Die Anlage sollte jedoch so geplant werden, dass eine Flexibilität von mindestens 20 bis 30% möglich ist, da die Zehrungsraten im Tiefenwasser des Zugersees nicht genau bekannt sind. Eine Auswirkung des Eintrags von Rein-Sauerstoff auf den Phosphorhaushalt konnte bisher jedoch in den belüfteten Mittellandseen (Sempacher- und Baldeggersee) nicht nachgewiesen werden und ist auch für den Zugersee nicht zu erwarten.

7.6 Verfahrenstechnische Behandlung des Tiefenwassers (Kap. 6)

Aus dem Tiefenwasser des Südbeckens könnte über eine technische Anlage an Land ein Teil des angereicherten Phosphats ausgefällt und das Wasser ins Hypolimnion zurückgegeben werden. Grosse Mengen an chemischen Fällmitteln wären nötig, um die Phosphat-Konzentrationen auf die gewünschten 30 bis 40 mg m^{-3} zu senken, ausserdem wären zusätzliche technisch und energetisch aufwendige Methoden wie Mikrosiebe und Membranfiltration notwendig. Solche Prozesse sind weltweit nur wenige in Entwicklung und können nicht fertig 'eingekauft' werden. Zudem fallen grosse Mengen an Fällschlamm an, die entsorgt werden müssten. P-Rückgewinnung ist wegen des äusserst geringen Gehalts deshalb nicht mit einem vertretbaren Aufwand möglich. Aufgrund der technischen Qualität der Fällmittel muss das Ausmass der Kontamination des behandelten Wassers durch Schwermetalle und Säure-Anionen abgeklärt werden.

7.7 Langfristige Perspektive

Keine der vorgeschlagenen Massnahmen kann eine nachhaltige Sanierung des Zugersees bewirken. Die Zirkulationshilfe im Winter kann die Stratifikation des Tiefenwassers aufheben und den Austrag von P fördern. Falls die Massnahme jedoch abgesetzt wird, tendiert das Tiefenwasser im Südbecken wieder zur permanenten Dichteschichtung, Akkumulation von P und Anoxie. Dasselbe gilt für die Tiefenwasserableitung und erst recht für die künstliche Belüftung mit Sauerstoff. Die letztere Massnahme wird auch keinen Einfluss auf die P-Konzentration im See haben. Nur wenn sich die Zuflussbedingungen ändern, d.h. die Fracht von algenverfügbarem P reduziert wird, wird auch das Algenwachstum langfristig abnehmen. Die permanente Dichteschichtung des Tiefenwassers im Südbecken ist jedoch nicht zu verhindern, da einerseits die Geometrie des Beckens und die windgeschützte Lage eine Stagnation des Tiefenwassers begünstigen und andererseits die zunehmende Erwärmung des Oberflächenwassers durch die Klimaerwärmung die Wintermischung zukünftig noch erschweren wird.

Diese Überlegungen führen zum Schluss, dass die Zirkulationshilfe als Massnahme mit relativ geringen Investitionskosten eine gute Wirkung hervorbringt. Sowohl der längerfristige Betrieb wie auch ein eventueller Rückbau der Zirkulationshilfe sind ohne grosse Kostenfolgen durchführbar.

Verdankung

Bei Peter Keller und Bruno Mathis (AFU Zug) bedanken wir uns für die Überlassung der Monitoring-Daten und deren Auswertung. Vielen Dank auch unseren Eawag-Kollegen Marc Böhler und Hansruedi Siegrist (Abt. Verfahrenstechnik, Eawag Dübendorf) für Diskussionen und Unterlagen über die verfahrenstechnischen Möglichkeiten der Phosphatfällung bei tiefen Konzentrationen, und Martin Schmid für die detaillierte Durchsicht des Manuskripts.

8 Literatur

Böhler, M. und Siegrist, H.: Potenzial zur Reduktion der Phosphor-Emissionen kommunaler Kläranlagen in Hessen, Gutachten für das Bundesland Hessen (D), Hg. v. Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG) der Eawag, Dübendorf, Schweiz (2008).

<https://www.dora.lib4ri.ch/eawag/islandora/object/eawag:18588>

Gächter R. and Imboden D.: Lake Restoration. In: Stumm, W. (ed.) Chemical Processes in Lakes. Wiley Intersci. 1985, p. 363-388.

Gächter R.: Lake restoration. Why oxygenation and artificial mixing cannot substitute for a decrease in the external phosphorus loading. Schweiz. Z. Hydrol. 49/2, 170-185 (1987).

Gächter R. and Wehrli B.: Ten years of artificial mixing and oxygenation: No effect on the internal phosphorus loading of two eutrophic lakes. Environ. Sci. Technol. 32, 3659-3665 (1998).

Gächter R.: Zehn Jahre Seenbelüftung. Ein Erfahrungsbericht. Gewässerökologie Norddeutschlands (4) 158-165 (2000).

Hürdler, J., Prasuhn, V., and Spiess, E.: Abschätzung diffuser Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Gewässer der Schweiz MODIFFU 3.0. Bericht zHd. des BAfU. Agroscope, July 2015.

https://www.agroscope.admin.ch/dam/agroscope/de/dokumente/themen/umwelt-ressourcen/gewaesserschutz/huerdler-prasuhn-spiess-endbericht-modiffus.pdf.download.pdf/Hürdler_Prasuhn_Spiess_2015_Endbericht_MODIFFUS.pdf

Moosmann L., Gächter R., Müller B., and Wüest A.: Is phosphorus retention in autochthonous lake sediments controlled by oxygen or phosphorus? Limnol. Oceanogr. 51(1), 763–771 (2006).

Müller B., Bryant L.D., Matzinger A., and Wüest A.: Hypolimnetic oxygen depletion in eutrophic lakes. Environ. Sci. Technol. 46, 9964-9971 (2012). doi: 10.1021/es301422r.

Müller B., Gächter R., and Wüest A.: Accelerated water quality improvement during oligotrophication in peri-alpine lakes. Environ. Sci. Technol. 48, 6671-6677 (2014). doi: 10.1021/es4040304.

Müller B. und Wüest A.: Abnahme des Phosphorgehalts im Zugersee, Stand 2016. Gutachten zHd. des Kt. Zug, November 2016.

OXERAM 2: Feasibility of the microsieve technology for advanced phosphorus removal. Project acronym: OXERAM 2. M. Langer und A. Schermann, Kompetenzzentrum Wasser Berlin, 2013.

https://www.kompetenz-wasser.de/wp-content/uploads/2017/07/d5-2_oxeram_-_feasibility_of_microsieves_for_advanced_phosphorus_removal.pdf

Schwefel R., Gaudard A., Wüest A., and Bouffard D.: Effects of climate change on deepwater oxygen and winter mixing in a deep lake (Lake Geneva): Comparing observational findings and modeling. Water Resour. Res. 52(11), 8811-8826 (2016). doi: 10.1002/2016WR019194.

Schwefel, R., Müller B., Boisgontier H. and Wüest A.: Global warming affects nutrient upwelling in deep lakes. Aquatic Sci. *in print* (2019).

Steinsberger T., Schmid M., Wüest A., Schwefel R., Wehrli B., and Müller B.: Organic carbon mass accumulation rate regulates the flux of reduced substances from the sediments of deep lakes. *Bio-geosci.* 14, 3275-3285 (2017). doi: 10.5194/bg-2017-26.

Wüest A., and Gloor M.: Bottom boundary mixing: the role of near-sediment density stratification. In *Vol. 54. Physical Processes in Lakes and Oceans. Coastal and Estuarine Studies* (pp. 485-502, 1998). Washington: American Geophysical Union.