

Abnahme des Phosphorgehalts im Zugersee Stand 2016



Gutachten zuhanden des Amts für Umweltschutz des Kt. Zug

Beat Müller und Alfred Wüest

Eawag
Das Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs
Seestrasse 79
6047 Kastanienbaum

November 2016

1 Einführung und Fragestellung

Im Gutachten von Wüest und Müller (2010, *Abnahme des Phosphorgehalts im Zugersee – Stand 2010*) wurde die Prognose für die Abnahme von Phosphor im Zugersee von 2003 (Moosmann und Wüest; *Phosphorhaushalt des Zugersees*) überprüft und die Genauigkeit der Voraussage für 30 Jahre abgeschätzt.

Die Konzentration von Gesamt-Phosphor (TP) liegt heute (2016) immer noch bei $\sim 80 \mu\text{g L}^{-1}$. Die Gründe für die nur langsame Abnahme liegen in der langen Aufenthaltszeit des Wassers im See von über 13 Jahren und darin, dass der See unterhalb von 100 m permanent dichtegeschichtet ist, sich Tiefen- und Oberflächenwasser wenig mischen und deshalb auch der in der Tiefe gelöste P nicht über den Abfluss aus dem See ausgetragen werden kann. Der gelöste P in den tiefen Wasserschichten kann auch nicht sedimentieren und so entfernt werden, da er nicht partikularisiert werden kann – dazu müsste er in der produktiven Oberflächenschicht assimiliert werden. Die für die Produktivität relevante Konzentration im Epilimnion ist seit Mitte der 1980er Jahre von $\sim 110 \mu\text{g P L}^{-1}$ auf immerhin $\sim 30 \mu\text{g P L}^{-1}$ gesunken. Damit liegt der See aber immer noch über den eutrophen Sempacher- und Baldeggersee (beide $\sim 24 \mu\text{g P L}^{-1}$).

Im vorliegenden Gutachten wird die Situation sechs Jahre später noch einmal beurteilt und die Phosphorbilanz neu erstellt. Die Entwicklung des Phosphorinhalts des Sees, der Abflussfrachten durch die Lorze bei Cham, und die Frachten durch die Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet werden diskutiert. Zudem wurden erneut zwei Sedimentkerne entnommen um die Nettosedimentation besser zu bestimmen. Es geht darum zu beurteilen, ob die Ergebnisse von 2010 mit den heutigen Daten bestätigt werden oder ob aufgrund der neuen Extrapolation bis 2040 mit einer höheren P-Konzentration als 40-60 mgP m^{-3} gerechnet werden muss.

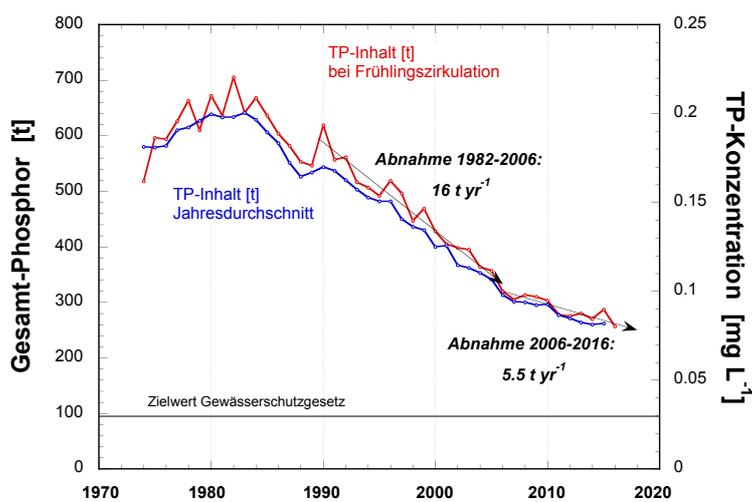
Tabelle 1: Charakteristische Parameter für die Phosphorbilanz im Zugersee.

Oberfläche	38.32 km^2
Volumen total	3.20 km^3
Hydraulische Aufenthaltszeit, τ	13.75 a
Mittl. Abfluss Lorze bei Cham (2005 - 2016)	$7.39 \pm 0.92 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$
Mittl. Niederschlag (2005 - 2016)	$1255 \pm 107 \text{ mm a}^{-1}$
Stratifikationsfaktor β (2005 - 2016)	0.39 ± 0.06

2 Aktuelle Phosphorbilanz

2.1 Abnahme des Phosphors im See

Figur 1 zeigt den zeitlichen Verlauf der Menge an Gesamtphosphor (linke Skala) und die entsprechende Konzentration während der Frühlingszirkulation (rechte Skala). Nach Erreichen des Maximums in den Jahren 1982 - 1984 nahm der TP-Inhalt kontinuierlich ab, seit 1990 mit einer Rate von 16 t P a^{-1} bis ca. 2006/07. Zu diesem Zeitpunkt zeigt die Abnahme einen markanten Knick, und seit 2006 beträgt die durchschnittliche Abnahme bloss noch 5.5 t P a^{-1} (Figur 1).



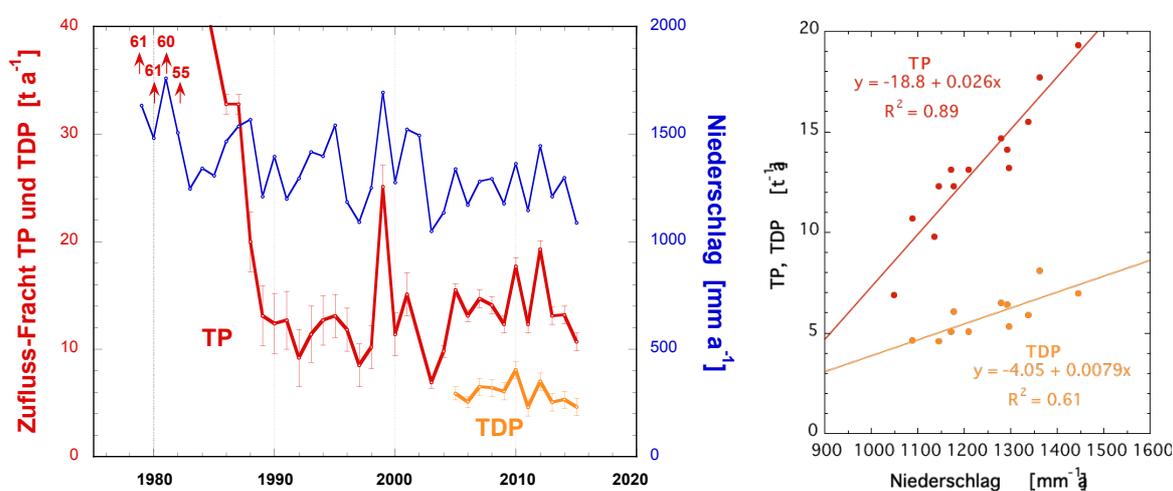
Figur 1: Verlauf der Menge und Konzentration von Gesamtphosphor im Zugersee während der Frühlingszirkulation (rot, Mittelwerte der Monate Februar und März). Die blaue Kurve zeigt die Jahresmittelwerte (Durchschnitt aller Monate). Die Abnahmeraten wurden berechnet als Steigung aller Werte zwischen 1990 - 2006 (16 t P a^{-1}) und 2006 - 2016 (5.5 t P a^{-1}). Die feine schwarze Linie bezeichnet den Zielwert von 30 mg m^{-3} (96 t P).

2.2 Phosphoreinträge in den See

Seit Ende der 1970er Jahre werden die wichtigsten Zuflüsse zum Zugersee chemisch untersucht, zuerst bloss stichprobenweise. Ab 1988 wurde das Monitoring auf die drei Hauptzuflüsse Lorze, Rigiaa und Aabach konzentriert, welche bis heute alle zwei Wochen beprobt werden, mit zusätzlichen Probenahmen bei Hochwasser. Über eine Konzentrations-Abfluss-Beziehung werden die Frachten von Gesamt-P und gelöstem anorganischen P (TDP – total dissolved P, welches im See effektiv bioverfügbar wird) dieser beiden Bäche berechnet. Die Lorze wird seit 1995 bei der hydrometrischen Station des BAfU in Zug (Letzi) abflussproportional beprobt. Damit werden ~64% des Einzugsgebiets erfasst. Für den restlichen Teil von 34% wird die gleiche flächenbezogene Phosphorbelastung angenommen und auf 100% aufgerechnet. Dazu werden die geschätzten Gesamt-P Frachten von Siedlungsentwässerung, Regenüberläufen und die direkte Deposition aus der Atmosphäre auf den See addiert. Daten von Gesamt-gelöstem Phosphat (TDP) sind ab 2005 vorhanden (Tabelle A1).

Figur 2 stellt den zeitlichen Verlauf der Jahresfrachten von TP (welches partikuläres, nur wenig bioverfügbares P miteinschliesst, rot) und Gesamt-gelöstem P (TDP, orange). Die Balken zeigen die Unsicherheit aufgrund der Ungenauigkeit der Beiträge von Regenüberläufen und Niederschlag.

Zwischen 1971 und Ende der 1980er Jahre hat der P-Eintrag in den Zugersee dank Gewässerschutzmassnahmen drastisch abgenommen. Seit 1988 korrelieren die aus dem Zuflussmonitoring berechneten Frachten von TP und TDP mit dem Jahresniederschlag (Figur 2a), und seit 2002 ist diese Korrelation sehr hoch (Figur 2b). Es ist über diese Zeit kein Trend zu erkennen. Der über die letzten 11 Jahre gemittelte Eintrag (2005 - 2015) beträgt $14.2 \pm 2.5 \text{ t TP a}^{-1}$ bzw. $5.9 \pm 1.1 \text{ t TDP a}^{-1}$.



Figur 2: a) Korrelation der aus dem Zuflussmonitoring berechneten Frachten von TP und TDP mit dem jährlichen Niederschlag. Der Jahresniederschlag wurde als Mittel der Stationen Zugerberg, Lorzetobel und Cham berechnet. b) Linearer Zusammenhang zwischen Niederschlag und Fracht wurden aus den Zuflussdaten seit 2003 - 2015 (TP) bzw. 2005 - 2015 (TDP) berechnet.

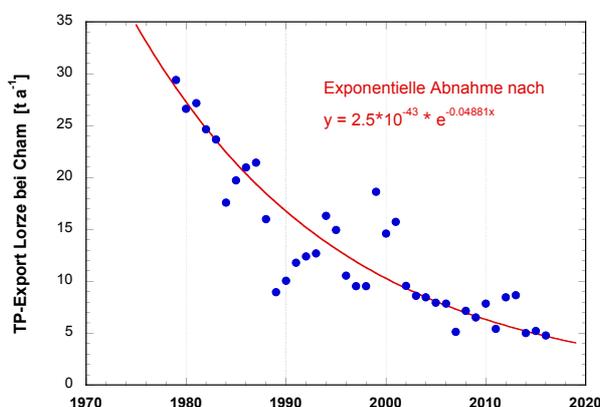
Der Abfluss von 34% des Einzugsgebiets wird nicht beprobt. Die P-Fracht aus diesem Teil wird aus den Daten des beprobten Gebiets berechnet mit der Annahme, dass der P-Export pro Fläche in beiden Teileinzugsgebieten derselbe sei. Die Richtigkeit dieser Annahme kann nicht beurteilt werden, da die jährliche Änderung des Seeinhalts sowie die Nettosedimentation nur mit grosser Unsicherheit bestimmt werden können. Im Rahmen dieser Unsicherheit deutet jedoch die gute Übereinstimmung der beiden voneinander unabhängigen Berechnungsarten der Nettosedimentation (aus der Sedimentanalyse sowie dem P-Budget (Kap. 2.4), in welches auch die Zuflussmessungen einfließen), nicht darauf hin, dass sich die beiden Teileinzugsgebiete markant unterscheiden würden.

Die Güte der Frachtberechnung anhand der Monitoringfrequenz kann mit der Methode von Moosmann et al. (2005) abgeschätzt werden. Diese hängt allerdings von der natürlichen Variabilität der Konzentrationen sowie von der Grösse und hydrologischen Dynamik des Einzugsgebiets ab.

2.3 Abfluss über die Lorze bei Cham

Der Export von Gesamt-P via Lorze berechnet sich aus den monatlich erhobenen Konzentrationen an der Seeoberfläche und dem Seeabfluss bei Cham. Der Abfluss der Lorze wird bei der BAfU-Pegelstation in Frauenthal gemessen. Das Einzugsgebiet zwischen Cham und Frauenthal beträgt 13.50 km² und damit 5.2% des Einzugsgebiets Frauenthal. Der tabellierte Abfluss wird deshalb um diesen Anteil gekürzt. Ausserdem bringt die ARA Schönau in diesem Zwischeneinzugsgebiet zusätzlich im langjährigen Mittel einen Abfluss von 0.64 m³ s⁻¹ (Daten AfU ZG, 2006-2015), der ebenfalls vom tabellierten Abfluss Frauenthal subtrahiert werden muss, um den Seeausfluss zu berechnen.

Mit dem Seeabfluss und der an der Wasseroberfläche gemessenen TP-Konzentration kann nun der P-Export aus dem See berechnet werden. Figur 3 zeigt die Abnahme des exportierten TP über die Jahre. Der Grund dafür liegt in der abnehmenden Oberflächenkonzentration des Zugersees. Der Export ist abhängig vom Durchfluss, bzw. von der Niederschlagsmenge vor allem in den Monaten mit hoher Oberflächenkonzentration von TP, also ca. Februar bis April.



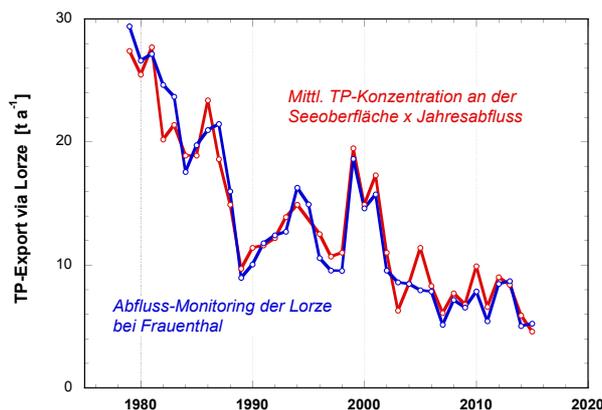
Figur 3: Abnehmender Export von TP aus dem Zugersee über den Abfluss Lorze bei Cham. Berechnet aus der TP-Konzentration an der Seeoberfläche und dem Abfluss Q. Die rote Linie ist eine Exponentialfunktion welche die langfristige Abnahme treffend beschreibt.

Der mittlere Jahresexport $P_{\text{out}}(t)$ lässt sich auch berechnen als

$$P_{\text{out}}(t) = \beta \times P_{\text{See}}(t) \times Q_{\text{out}}(t) \quad (1)$$

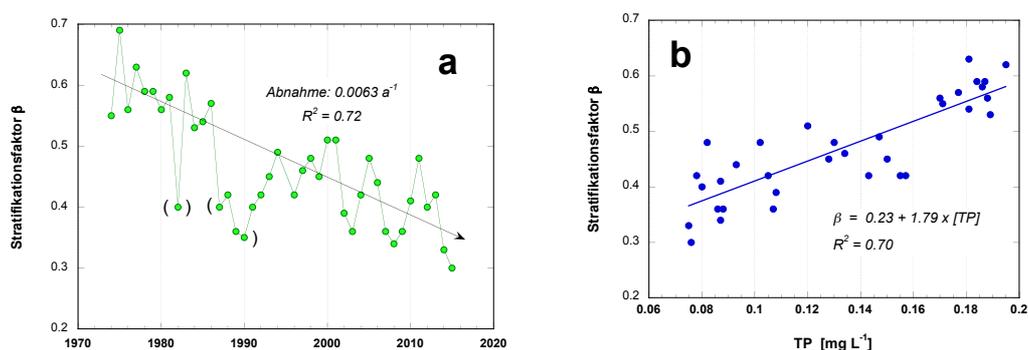
Dabei ist β der Stratifikationsfaktor, $P_{\text{See}}(t)$ ist die mittlere TP-Konzentration, die sich einstellte, wenn der See vollständig durchmischt wäre (Daten von Februar und März), und $Q_{\text{out}}(t)$ der hydrologische Abfluss.

Die Ergebnisse für die zwei Berechnungsarten der Abflussfracht sind in der Figur 4 dargestellt. Sie stimmen beide sehr gut überein. Der mittlere Export der letzten 11 Jahre beträgt $7.6 \pm 1.5 \text{ t a}^{-1}$.



Figur 4: Vergleich verschiedener Berechnungsarten des P-Exports aus dem See. **Rot:** als Produkt von Jahresabfluss und gemittelter Oberflächenkonzentration des Sees. **Blau:** Monitoring der Lorze bei Frauenthal, Abzüglich des Zwischeneinzugsgebiets Cham-Frauenthal sowie ARA Schönau.

Der Stratifikationsfaktor ist das Verhältnis der übers Jahr gemittelten TP-Konzentration an der Oberfläche und der Konzentration, die bei einem vollständig gemischten See vorläge. (Er kann daher auch als Verhältnis des jährlichen P-Exports über die Lorze und der Konzentration im See berechnet werden, siehe Gl. 1). Er streut stark über die Jahre (Figur 5), nimmt aber seit 1995 mit einer mittleren Rate von -0.006 a^{-1} ab. Der Mittelwert der letzten 11 Jahre beträgt 0.39 ± 0.06 (Tabelle 1). Die Schwankungen im zeitlichen Verlauf von β korrelieren ungefähr mit den jährlichen Niederschlagsmengen. Anders als bei anderen Seen (Müller et al., 2014, Figur 6) nimmt β mit abnehmendem TP-Gehalt ab. Der Grund dafür ist die Meromixis des Sees. Im Epilimnion nimmt die Konzentration seit Beginn der Messungen (1974) stärker ab als im Hypolimnion. Der Grund ist zweifach: erstens wird in warmen Wintern weniger Phosphor aus der Tiefe hochgemischt, und zweitens nahm der P-Gehalt (Eintrag) generell ab. In der Folge befindet sich heute deutlich weniger P im Epilimnion als noch vor wenigen Jahren (Kapitel 4). Für die Abnahme von β mit abnehmender mittlerer P-Konzentration im See schlagen wir eine Funktion $\beta = 0.23 + 1.79 \times [P_{\text{See}}]$ vor (Figur 5b).



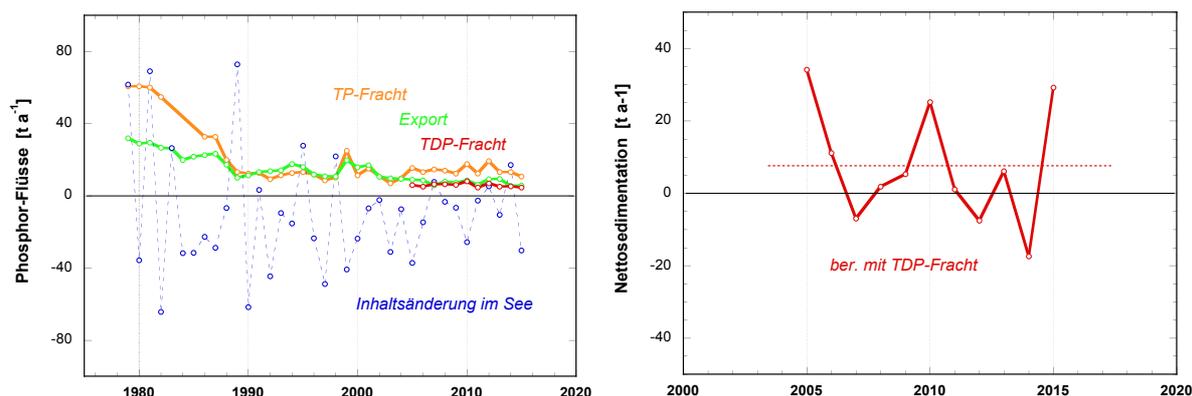
Figur 5: a) Der Stratifikationsfaktor β charakterisiert das Verhältnis der effektiven Abflusskonzentration zur theoretischen Abflusskonzentration, falls das Seewasser homogen gemischt wäre. Er nimmt seit dem Maximum Ende der 1970er Jahre mit einer Rate von -0.006 a^{-1} tendenziell ab (für die Regression sind die Jahre 1982 und 1987-1990 vernachlässigt worden). b) Der Stratifikationsfaktor nimmt mit abnehmender TP-Konzentration im See ab. Dieser unübliche Umstand ist im Text erklärt (Kapitel 4).

2.4 Nettosedimentation anhand der Seebilanz

Die Menge an jährlich im Sediment festgelegtem P (NS_{Bilanz}) kann anhand einer einfachen Bilanz berechnet werden:

$$NS_{\text{Bilanz}} = P_{\text{in}} - P_{\text{out}} - \Delta P_{\text{See}}/\Delta t \quad (2)$$

Dabei ist der Eintrag die Fracht über Zuflüsse, Regenüberläufe und Niederschlag, der Austrag der Export über die Lorze bei Cham und $\Delta P_{\text{See}}/\Delta t$ die Änderung der gesamten Menge P im See. Während der Export und die jährliche Änderung des Seeinhalts recht genau bestimmt werden können, ist die Berechnung der Zuflussfracht mit grosser Unsicherheit behaftet, da die höchsten P-Einträge während nur kurzer Zeit erfolgen und deshalb vermutlich bloss teilweise erfasst werden können. Der Seeinhalt kann zwar genau bestimmt werden, jedoch ist die Änderung von Jahr zu Jahr nur klein. Dadurch muss man mit zwei grossen Zahlen rechnen, die ihre Messunsicherheit auf die kleine Differenz übertragen, was auch hier eine enorme Streuung verursacht (Figur 6a, blau). Die Streuung nimmt mit abnehmendem Seeinhalt von TP ab, wie auch in der Figur 6a zu sehen ist. Die mittlere **Nettosedimentation** wird mit dem bioverfügbaren, gesamt-gelösten P (TDP) berechnet und beträgt 7.5 t a^{-1} (Figur 6b). Die Standardabweichung des Mittelwerts ist mit $\pm 16.3 \text{ t a}^{-1}$ entsprechend gross.



Figur 6: a) Jährliche Fracht von TP (orange) bzw. TDP (rot) aus den Zuflüssen, Export aus dem See (grün) und der Änderung des TP-Seeinhalts jeweils von Feb/März zu Feb/März des folgenden Jahres (blau), berechnet aus den im Zugersee erhobenen Monitoringdaten. b) Nettosedimentation berechnet aus dem Budget (Gleichung 2) unter Verwendung von TDP aus den Zuflüssen.

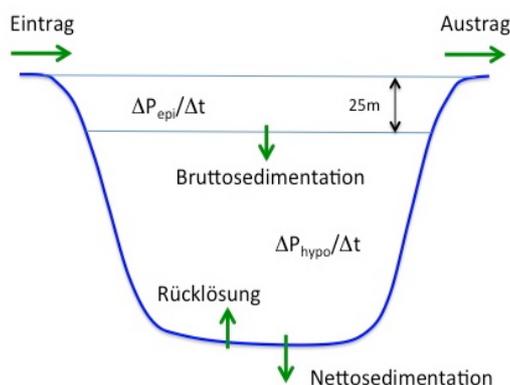
Die Entwicklung der Nettosedimentation ist eine entscheidende Grösse in der Prognostizierung der P-Konzentration in Seen. Wir haben an verschiedenen Seen beobachtet, dass die Nettosedimentation (auch wenn die Schwankungen sehr gross sind) konstant bleibt solange die P-Konzentration in der produktiven Zone über einem bestimmten Grenzwert von (je nach See) 30 bis $60 \mu\text{g L}^{-1}$ liegt (Müller et al., 2014). (Dies ist der Hauptgrund dafür, dass sich die Seen schneller als vorausgesagt von der Eutrophierung erholt hatten.) Da die übers Jahr gemittelte P-Konzentration im Epilimnion des Zugersees seit 2007 meist (mit Ausnahme von 2011) unter $40 \mu\text{g L}^{-1}$ liegt, nehmen wir für unsere Prognose an, dass ab diesem Zeitpunkt die Nettosedimentation proportional zur P-Konzentration abnimmt. Falls

dies nicht stimmen würde und die NS noch konstant wäre, würde unsere Voraussage die Verbesserung des Sees unterschätzen.

2.5 Phosphorbudgets von Epi- und Hypolimnion

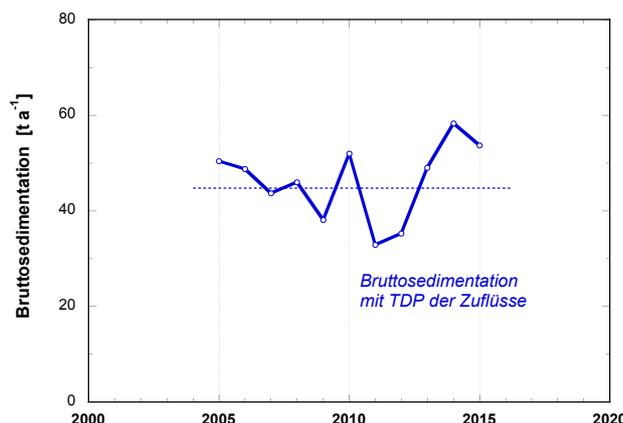
Aus den monatlich vom AfU Zug erhobenen Messungen von Gesamt-P im See kann die jährliche Menge Phosphor, die mit den Algen aus dem Epilimnion ins Hypolimnion absinkt, nach Gl. 3 berechnet werden (Figur 7). Wie im Bericht Wüest und Müller (2010) beschrieben, haben wir für jedes Jahr die Abnahme der TP-Menge in den obersten 25 m während der produktiven Zeit (März – Oktober = 210 Tage) bestimmt. Die entsprechende Zunahme der TP-Menge im Hypolimnion wurde auf dieselbe Weise, jedoch während des ganzen Jahres (= 365 Tage) bestimmt.

$$\Delta P_{\text{epi}}/\Delta t = P_{\text{in}} - P_{\text{out}} - \text{Bruttosedimentation} \quad (3)$$



Figur 7: Phosphor-Bilanzierung des Epilimnions (25 m Oberflächenschicht) für die letzten 11 Jahre.

Die Bruttosedimentation (Austrag von P aus dem Epilimnion während der produktiven Periode) wurde nach Gl. 3 mit dem Eintrag von gesamt-gelöstem P (TDP), dessen Konzentration erst seit 2005 zusätzlich erhoben wird, berechnet. Die Bruttosedimentation beträgt im Mittel der letzten 11 Jahre $46 \pm 8 \text{ t a}^{-1}$ (Figur 8). Diese Zahl ist leicht höher (10%) als im Bericht von 2010 (Wüest und Müller) für die Jahre 2002 bis 2009 berechnet. Die Erhöhung ist jedoch nicht signifikant und liegt im Streubereich. Im Vergleich zum Beginn der 1980er Jahre, wo die Bruttosedimentation mit Sedimentfallen bestimmt worden war (Imboden et al., 1984), hat sie sich jedoch etwa halbiert.



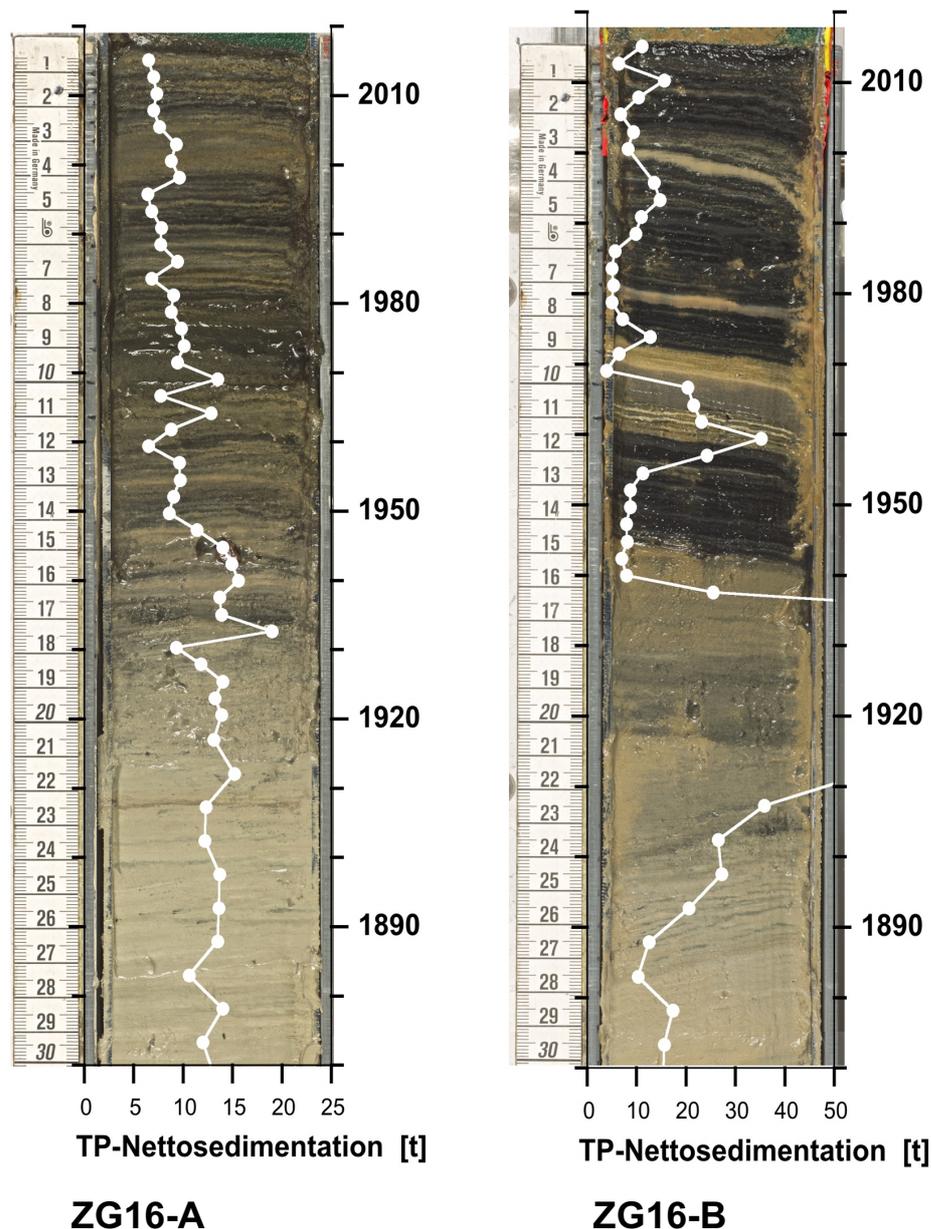
Figur 8: Bruttosedimentation von P (Netto-Export aus dem Epilimnion (25 m)) nach Gleichung 3 berechnet. Für die Zulauf-Fracht wurde das biologisch verfügbare, gesamt-gelöste P (TDP) verwendet.

2.6 Nettosedimentation anhand von Sedimentanalysen

Zur wiederholten Bestimmung der Nettosedimentation wurden mit Hilfe der Sauerstoff-Monitoring-Profile zwei Stellen für die Probenahme ausgewählt, wobei die erste ganzjährig mit Sauerstoff über dem Grund versorgt ist (ZG16-A, 60 m, O_2 -Konz immer $> 4 \text{ mg L}^{-1}$), während die andere jedes Jahr anoxisch wird (ZG16-B, 148 m, O_2 -Konz immer $< 4 \text{ mg L}^{-1}$). Sediment-Fokussierung, der Transport von partikulärem Material in immer grössere Tiefen, ist sehr wahrscheinlich verantwortlich für die Überschätzung der Sedimentationsrate anhand von Kernen aus dem Südbecken des Sees. Für die Diagenese des sedimentierten P ist ebenfalls wichtig, ob die Deposition unter oxischen oder anoxischen Verhältnissen erfolgt.

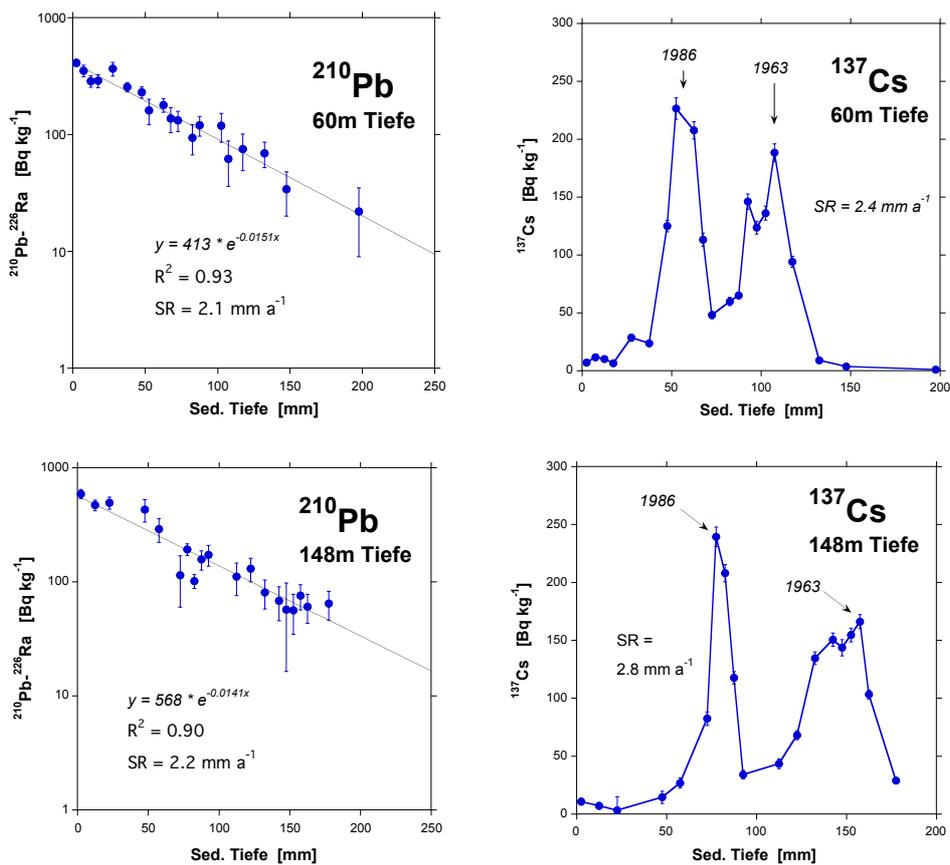
Beide Kerne wurden bis in 50 cm Tiefe beprobt (Segmente von 0.5 cm bis 20 cm Tiefe, 1 cm-Segmente bis 30 cm Tiefe, danach 2 cm-Segmente), mit ^{137}Cs und ^{210}Pb datiert und nach chemischem Aufschluss analysiert (Figur 9).

Die Sedimentationsrate beim ungestörten Kern ZG16-A aus 60 m Tiefe wurde mit ^{210}Pb mit sehr guter Korrelation als 2.1 mm a^{-1} bestimmt (Figur 10a). Die Maxima bei der ^{137}Cs Bestimmung (Figur 10b) ergaben eine Sedimentationsrate von 2.4 mm a^{-1} wobei die oberste Sedimentschicht noch wenig verdichtet ist und daher eher eine Überschätzung darstellt. Die Ablagerung zwischen den beiden markanten Jahren 1963 und 1986 beträgt 2.2 mm a^{-1} . Varvenzählung, soweit das stellenweise möglich war (im Bereich 0 - 15 cm) ergeben einen Wert von $\sim 2.0 \text{ mm a}^{-1}$. Die mittlere **Nettosedimentation** seit 2000 im Kern ZG16-A beträgt somit $7.6 \pm 1.0 \text{ t a}^{-1}$ (Figur 9). Die Nettosedimentationsrate σ , welche mit den Daten der Figur 9 für die Jahre seit 2000 berechnet wurde, beträgt $\sigma = 0.024 \pm 0.002 \text{ a}^{-1}$. Diese Ergebnisse stimmen sehr gut mit den Berechnungen aus der P-Bilanz überein (Abschnitt 2.4 und Tabelle 2).



Figur 9: Zwei Sedimentkerne vom Zugersee aus 60 m Tiefe mit permanent oxischem Tiefenwasser (links, ZG16-A, Koordinaten: 679'882 N / 223'349 E) und aus 148 m Tiefe mit jährlich anoxischem Tiefenwasser im Sommer (rechts, ZG16-B, Koordinaten: 679'543 N / 219'302 E). Probenahme erfolgte am 11. Mai 2016. Die weissen Profile sind die anhand der Datierung berechneten jährlichen P-Nettosedimentationen auf die Hypolimnionfläche (Seefläche in 10 m Tiefe).

Der Kern ZG16-B aus 148m Tiefe zeigt schon visuell deutlich mehrere Turbidite. Die Messergebnisse für ^{210}Pb in diesen Zonen waren deutlich kleiner als in den Zonen ober- und unterhalb. Subtraktion dieser Zonen aus dem vertikalen ^{210}Pb -Profil ergab eine gute lineare Korrelation (Figur 10) mit einer Sedimentationsrate von 2.2 mm a^{-1} , welche somit etwa gleich gross ist wie die des Kerns aus 60 m Tiefe. Die anhand der ^{137}Cs bestimmte Rate ist mit 2.8 mm a^{-1} leicht grösser.



Figur 10: Datierung der Kerne ZG16-A (60 m Tiefe) und ZG16-B (148 m Tiefe) mit Messungen von ^{210}Pb und ^{137}Cs . Die sehr hohe Korrelation von ^{210}Pb zeigt die kontinuierliche, ungestörte Ablagerung an der Stelle von 60 m Tiefe. Beim Kern in 148 m Tiefe wurden mehrere offensichtliche Störungszonen subtrahiert, wonach eine vergleichbare Sedimentationsrate erhalten wurde.

2.7 Zusammenfassung der P-Bilanz

In Tabelle 2 stellen wir die aktuell erhobenen und für das Modell verwendeten Daten zusammen, gemeinsam mit den Daten, welche in den Gutachten von Moosmann et al. (2003) und Wüest und Müller (2010) bestimmt worden waren.

Tabelle 2: Frachten für die P-Bilanz des Zugersees. Die 'aktuellen Daten 2016' sind Mittelwerte der letzten 11 Jahre (2005 bis 2015). Angaben sind in $t a^{-1}$.

	Moosmann & Wüest, 2003	Wüest & Müller 2010	Aktuelle Daten 2016
Eintrag	-	14.1 (TP);	14.2 (TP);
	9.6 (TDP)	6.2 (TDP)	5.9 (TDP)
Austrag	15.5	9.1	7.6 ± 1.5
Stratifikationsfaktor β	0.44	0.177+2.08[P _{See}]	0.23+1.79[P _{See}] (2005 - 2015: 0.39 ± 0.06)
Nettosedimentation	-	17.2 (Sed);	7.6 ± 1.0 (Sed);
	10.6 (Bilanz)	11.3 (Bilanz)	7.5 ± 1.6 (Bilanz)
Nettosedimentations- rate σ [a^{-1}]		0.044	0.024 ± 0.002 (Sed)
	0.027		0.024 (Bilanz)
Änderung im See	-16.5	-14.2	-16 (1990 - 2006)
			-5.5 (ab 2006)

3 Entwicklung des künftigen Phosphorgehalts

Als Ausgangspunkt wurden die aus den Monitoringdaten bestimmten Werte aus der Tabelle 2 verwendet. Die Eintragsfracht wird über die gesamte Zeit (ab 2015) als konstant angenommen. Folgende Berechnungen wurden dem Modell zugrunde gelegt:

- Berechnung der Abflussfracht P_{out} als

$$P_{out} = P_{See} \times \beta/\tau \quad (4)$$

wobei τ der Quotient aus Seevolumen und mittlerem Abfluss der letzten 11 Jahre ist ($\tau_{(2005-2015)} = 13.75$ a). P_{See} ist der mittlere Seeinhalt von TP in den Monaten Februar und März. β ist der Stratifikationsfaktor (Kap. 2.3, Figur 5), der mit abnehmendem P-Gehalt des Epilimnions abnimmt. Er wird aus dem Trend $\beta = 0.23 + 1.79 \times [P_{See}]$ (Figur 5b) jeweils aus der gemittelten

P_{See} -Konzentration des Vorjahres berechnet. $[P_{\text{See}}]$ ist die volumen-gewichtete mittlere TP-Konzentration im See in den Monaten Februar und März.

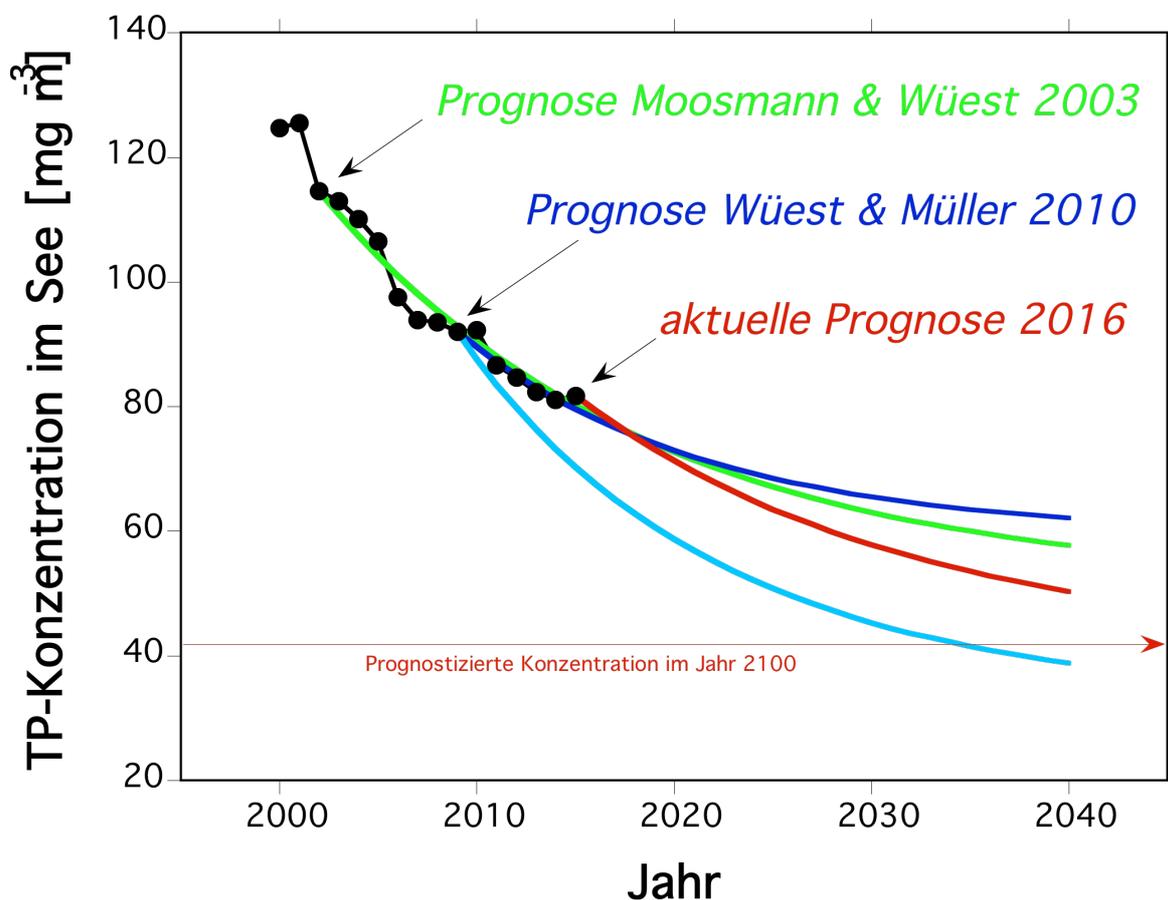
- Die Nettosedimentation wurde als konstant angenommen, solange die mittlere P-Konzentration im Epilimnion $> 40 \mu\text{g P L}^{-1}$ beträgt. Andernfalls nimmt sie proportional zur P-Konzentration ab mit einer konstanten Nettosedimentationsrate σ :

$$\text{NS} = \sigma \times P_{\text{See}} \quad (5)$$

Dabei ist $\sigma = 0.024 \text{ a}^{-1}$

- Der Seeinhalt zu Beginn eines neuen Jahres $P_{\text{See}(t+1)}$ berechnet sich daher aus

$$P_{\text{See}(t+1)} = P_{\text{in}} \times 1a + P_{\text{See}(t)} \times (1 - \beta/\tau \times 1a - \sigma \times 1a) \quad (6)$$



Figur 11: Messungen der Jahresmittel von TP im Zugersee (schwarze Punkte) und Prognosen. Im Jahr 2003 wurde die Prognose von Moosmann und Wüest verfasst (grün) und in 2010 die Prognose von Wüest und Müller (hell- und dunkelblau; unter Verwendung der NS aus dem P-Budget (hellblau) bzw. aus den Sedimentanalysen (dunkelblau)). Die rote Kurve ist die aktuelle Extrapolation aus dem vorliegenden Bericht. Im Jahr 2100 würde eine Konzentration von 42 mg m^{-3} erreicht.

Der Vergleich der früheren Prognose von Moosmann und Wüest (2003) mit dem effektiven Konzentrationsverlauf im See zeigt klar, dass für den Input die Konzentration des gesamt-gelösten P (TDP) relevant ist. Moosmann und Wüest verwendeten für ihre Prognose von 2003 nicht das im Zufluss-Monitoring erhobene TP, sondern die Abschätzungen für das gesamt-gelösten P von Prasuhn und Müller (2003). Die bis heute sehr gute Voraussage (grüne Linie in Figur 11) beruht wesentlich auf der guten Abschätzung der Nettosedimentation nach Gl. 2.

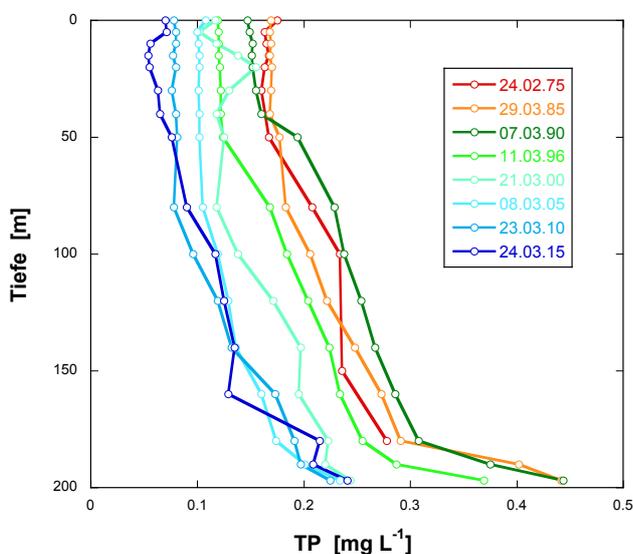
In der Prognose von 2010 wurden zwei Szenarien berechnet, welche die P-Entwicklung im See jeweils über- bzw. unterschätzten. Im ersten Fall wurde ausgehend von der aus den Sedimenten bestimmten NS nach Gl. 2 der P-Eintrag berechnet, im zweiten Fall die Nettosedimentation ausgehend vom gemessenen Eintrag von TDP. Die – aus heutiger Sicht – zu hohe Nettosedimentation in der Prognose von 2010 ist der Hauptgrund für die allzu optimistische Einschätzung der Entwicklung (Szenario 2, hellblaue Linie). Beim Szenario 1 (dunkelblaue Linie) wurde wegen der zu hohen Nettosedimentation, die aus Sedimentproben bestimmt wurde, ein zu hoher Eintrag berechnet, sie unterschätzt deshalb die Verbesserung des Sees.

Unsere aktuellen Berechnungen der Nettosedimentation aus der Bilanz profitiert von der nun 11-jährigen Datenreihe von TDP in den Zuflüssen und von der Neubestimmung der Nettosedimentation aus Sedimentkernen. Die Prognose (rot) nimmt eine gleichbleibende Fracht von gesamt-gelöstem P an und rechnet mit einer Nettosedimentationsrate σ von 0.024 a^{-1} , welche ähnlich ist jener von Moosmann und Wüest (2003) von 0.027 a^{-1} .

Da beim Zufluss-Monitoring seit 2005 auch TDP erfasst wird, wird die Bestimmung der Nettosedimentation in der Zukunft immer genauer. Die wachsende Datenreihe wird die Schwankungen von heute $\pm 200\%$ (Kap. 2.4) verkleinern. Die Nettosedimentation aus Sedimentkernen kann ebenfalls mit grossen Fehlern behaftet sein, wenn die Sedimentationsrate bei ungleichmässiger Ablagerung, Turbiditen oder Inhomogenitäten nicht genau bestimmt werden kann und der Ort der Probenahme nicht für den ganzen See repräsentativ ist. Sediment-Fokussierung ist besonders im Südbecken ein wichtiger Grund für eine Überschätzung der Sedimentationsrate. Wir denken, mit den beiden neuen Stellen der Probenahme gute Orte gefunden zu haben, welche die oxische und anoxische Deposition abbilden und wenig von Turbiditen und Effekten der Fokussierung beeinflusst sind. Die gute Übereinstimmung mit den Abschätzungen der NS aus der P-Bilanz unterstützt diese Einschätzung.

4 Einfluss des Klimas auf die Phosphorbilanz

Im Zugersee befindet sich der überwiegende Teil des Phosphors im Tiefenwasser, wo entsprechend deutlich höhere Konzentrationen als im Epilimnion vorliegen (Figur 12). Im Winter wird ein Teil des Phosphors des Tiefenwassers ins Epilimnion eingemischt und steht im folgenden Frühling für die Primärproduktion zur Verfügung. Da diese Einmischung aus der Tiefe mehrere 10 t pro Winter beträgt – im Gegensatz zu den berechneten $\sim 6 \text{ t a}^{-1}$ aus den Zuflüssen – ist die Tiefenmischung von entscheidender Bedeutung für das Algenwachstum. In diesem Kapitel wird deshalb die Rolle der Tiefenmischung für die Phosphorbilanz untersucht. Es besteht die berechnete Vermutung, dass die Tiefenmischung mit den klimatisch bedingten milden Wintern abnimmt.



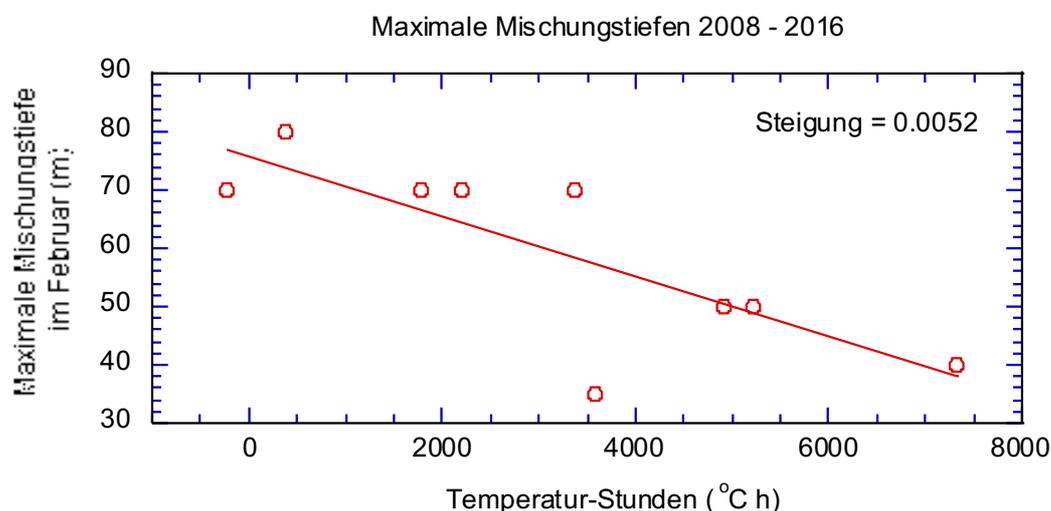
Figur 12: Frühlingsprofile der TP-Konzentrationen im Zugersee im zeitlichen Abstand von 5 Jahren (1975 - 2015).

4.1 Entwicklung der Tiefenmischung im Winter

In den letzten 30 Jahren betrug die maximale Mischungstiefe im Winter im Mittel $\sim 77 \text{ m}$, wobei die Variation von Winter zu Winter sehr gross war und nur ein leicht abnehmender Trend auszumachen ist. Erst in den letzten 10 Jahren scheint sich die Situation deutlich geändert zu haben mit mehreren warmen Wintern und entsprechend geringen Mischungstiefen (Figur 13). Sollte sich der Trend gemäss Figur 13 fortsetzen, so würden mit steigenden Lufttemperaturen die Temperaturstunden zunehmen ($2160 \text{ }^\circ\text{C h}$ bei $1 \text{ }^\circ\text{C}$ Erwärmung über drei Monate) und entsprechend würde die Mischungstiefe weiter abnehmen. Bei einer Erwärmung der Atmosphäre im Winter um $1 \text{ }^\circ\text{C}$ bis in die Mitte des Jahrhunderts (Figur A4, Anhang) würde die Mischungstiefe um $\sim 11 \text{ m}$ abnehmen.

Eine statistische Analyse der gesamten Datenreihe zeigt, dass jedoch der Zusammenhang zur Lufttemperatur im Winter generell schwach ist. Aus diesem Grund dürfte die obige Darstellung eher eine

Überschätzung sein und die Abnahme der Mischungstiefe dürfte eher geringer ausfallen. Eine Korrelation zum Wind konnte nicht beobachtet werden (Figur A3 im Anhang). Die beste Korrelation besteht zur Schichtung im vorangehenden Herbst, was darauf hindeutet, dass die Abkühlung im Herbst eine wichtige Rolle für die Tiefenmischung im nachfolgenden Februar spielt (Figur A2 im Anhang).



Figur 13: Maximale Mischungstiefe seit dem Winter 2007/8. Wie die Temperaturstunden für die Monate Dezember / Januar / Februar zeigen, sind die Winter deutlich wärmer geworden. In der Folge sank die Mischungstiefe vom ursprünglich ~80 m bis auf ~35 / 50 m Tiefe in den letzten Wintern. Aus der Steigung kann entnommen werden, dass bei einer weiteren Zunahme der Lufttemperatur von 1 °C (entspricht 2160 °C h in den drei Wintermonaten) die Mischungstiefe um $2160 \times 0.0052 = 11$ m abnehmen würde.

4.2 Einmischung von Phosphor aus der Tiefe während des Winters

Wenn im Winter das Epilimnion sich in die Tiefe ausweitet, wird tieferliegendes Wasser in die Oberflächenschicht eingemischt. Damit wird Phosphor ins Epilimnion des nachfolgenden Frühlings eingetragen. Diese Mengen sind deutlich grösser als der Eintrag durch die Zuflüsse und daher spielt die Tiefenmischung für die Primärproduktion in der nachfolgenden Sommerperiode die wichtigere Rolle als die Zuflüsse.

Der Eintrag von TP aus der Tiefe hängt von zwei Faktoren ab: (i) von der Konzentration von TP im geschichteten Tiefenwasser und (ii) von der maximalen Mischungstiefe, weil durch den zunehmenden Anteil von TP aus der Tiefe die Konzentration bis Ende Winter ebenfalls anteilmässig zunimmt (Mischungsrechnung). In den letzten zehn Jahren spielten beide Faktoren eine Rolle: Einerseits nahm der P-Gehalt des Zugersees um $\sim 5.5 \text{ t a}^{-1}$ ab (Kapitel 2.1 und 2.7, Tabelle 2) und somit nahm auch TP im geschichteten Tiefenwasser ab (Figur 12). Andererseits nahm die maximale Mischungstiefe in den letzten Jahren deutlich ab (Figur 13). Diese beiden Faktoren können nicht eindeutig auseinandergehalten werden. Aus beiden Gründen nahm deshalb der Eintrag im Verlauf der Zeit kontinuierlich ab.

Wir schliessen daraus, dass auch die Bruttosedimentation (Primärproduktion) deshalb laufend abgenommen hat. Ebenfalls nahm der Abfluss von TP über die Lorze laufend ab, wie dies in der Figur 3 (Kapitel 2.3) deutlich dargestellt ist.

In der Tabelle A2 (Anhang) ist für die gesamte Datenreihe die Menge an TP, welche im Winter in die Oberflächenschicht gemischt wurde, dargestellt. Während im Winter 1989/90 der TP an der Oberfläche von 15 auf 135 mg m⁻³ und im Winter 2005/6 von 33 auf 83 mg m⁻³ zunahm, liegen diese Werte heute deutlich tiefer. Um 2010/11/12 stiegen die Konzentrationen noch von 16 auf 70 mg m⁻³ und in den letzten drei Wintern nur noch von 15 auf 50 mg m⁻³. Wenn wir davon ausgehen, dass TP der obersten 25 m des Epilimnions vollständig in die Biomasse assimiliert wird, so entspricht dies einer TP Menge von 48 t TP (vor 5 Jahren) und von 30 t TP (die letzten drei Jahre), welche gut mit der TP-Bilanz im Epilimnion (Figuren 7 und 8) über die letzten 11 Jahre übereinstimmt. Entsprechend ergibt sich somit eine geschlossene TP Bilanz für das Epilimnion in den letzten Jahren mit den folgenden Grössen (Figur 7):

Eintrag durch Zuflüsse	~6 t pro Jahr
Eintrag aus der Tiefe	~40 t pro Winter
Abfluss via Lorze	-7 t pro Jahr
Bruttosedimentation	-40 t pro Sommer.

Diese Bilanz wird sich in den folgenden Jahren nur in geringem Ausmass ändern. Der Zugersee wird deshalb auch in den nächsten Jahren eutroph bleiben; selbst dann, wenn die maximale Mischungstiefe im Winter weiter abnehme sollte.

4.3 Veränderung der Phosphorbilanz durch geringere Tiefenmischung

Die Frage, die wir versuchen zu beantworten, lautet: In welchem Ausmass wird sich die TP Bilanz verändern, falls die Mischungstiefe künftig weiter abnimmt?

Zuerst definieren wir drei Referenzpunkte, um die künftig zu erwartende Entwicklung abzustecken: (i) Stationärzustand für die aktuelle TP-Bilanz, (ii) Stationärzustand falls die Stratifikation des Sees weiter verstärkt wird, und (iii) Stationärzustand für den idealen (unrealistischen) Zustand, dass die Tiefenmischung zur maximalen Tiefe erfolgt. Die zu erwartenden TP-Inhalte und -Konzentration sind im Folgenden berechnet, gemäss der Bilanzgleichung für den Stationärzustand:

$$TP [t] = P_{in} [t a^{-1}] (\beta/\tau + \sigma)^{-1}; \quad TP [mg m^{-3}] = TP [t] / \text{Seevolumen} .$$

Für die hydraulische Aufenthaltszeit wird $\tau = 13.75$ a (Tabelle 1) und für die Sedimentationsrate $\sigma = 0.024 a^{-1}$ (Tabelle 2) verwendet. β richtet sich nach dem Szenario.

(i) Stationärzustand für die aktuelle TP-Bilanz

Eintrag durch Zuflüsse	6 t pro Jahr
Stratifikationsparameter	$\beta = 0.39 \pm 0.06$ (Tabelle 1).

Die Werte für den Stationärzustand lauten somit: TP = 115 t und TP = 36 mg m⁻³. Die Nettosedimentation und der Abfluss via Lorze betragen in ferner Zukunft: NS = 2.7 t a⁻¹ und P_{out} = 3.3 t a⁻¹.

(ii) Stationärzustand für zunehmende Stratifikation und abnehmende Tiefenmischung

Eintrag durch Zuflüsse	6 t pro Jahr
Stratifikationsparameter	$\beta = 0.30$ (für TP = 40 mg m ⁻³ ; Figur 5b).

Die Werte für den Stationärzustand lauten somit: TP = 130 t und TP = 40 mg m⁻³. Die Nettosedimentation und der Abfluss via Lorze betragen in ferner Zukunft: NS = 3 t a⁻¹ und P_{out} = 3 t a⁻¹.

(iii) Stationärzustand für kontinuierliche maximale Tiefenmischung

Eintrag durch Zuflüsse	6 t pro Jahr
Stratifikationsparameter	$\beta = 0.60$ (Müller et al., 2014; für maximale Tiefenmischung)

Die Werte für den Stationärzustand lauten: TP = 90 t und TP = 28 mg m⁻³. Die Nettosedimentation und der Abfluss via Lorze betragen in ferner Zukunft: NS = 2 t a⁻¹ und P_{out} = 4 t a⁻¹.

Diese Überlegungen zeigen, dass der Endzustand nicht stark von den Annahmen bezüglich der Tiefenmischung abhängt. Falls sich die Dichteschichtung weiter erhöht, können wir von einer ~10% höheren TP Konzentration in ferner Zukunft ausgehen. Diese Unterschiede liegen zweifelsfrei in der Unsicherheit der vorliegenden Analyse. Andererseits ist es auch möglich, dass sich langfristig, falls die Klimaerwärmung künftig plafoniert und sich die Atmosphäre nicht weiter erwärmt, die Tiefenmischung verbessert, wie das Beispiel des Winters 2005/6 gezeigt hat (auch im meromiktischen Luganersee). Das sich kontinuierlich erwärmende Tiefenwasser wird nämlich längerfristig die thermische Konvektion unterstützen. Es ist allerdings nicht davon auszugehen, dass die ideale Situation eintritt, dass in jedem Winter der See homogenisiert wird; dann würde die TP Konzentration merklich um ~25% gesenkt.

Wie die obigen Zahlen der TP Einmischung aus der Tiefe zeigen, ist die Primärproduktion deutlich von der Tiefenmischung bestimmt. Für die beiden Beispiele aus den letzten Jahren (Einmischung von 30 resp. 48 t P pro Winter) ergäbe sich daraus im nachfolgenden Jahr eine Veränderung des TP Abflusses via Lorze von ~2 t a⁻¹. Bei einem mittleren Austrag von 7.6 t a⁻¹ ist das ein deutlicher Unterschied und würde die TP Abnahme um ~20% beschleunigen. Diese Beschleunigung ist der Hauptunterschied zwischen den Szenarien: je intensiver die Tiefenmischung funktioniert, desto rascher wird der stationäre Endzustand erreicht.

4.4 Dichteschichtung im Winter

Der Zugersee ist permanent dichteschichtet aufgrund des vertikalen Gradienten der im Wasser gelösten Ionen (vor allem Calcium und Bikarbonat). Das bedeutet, dass auch in einem kalten Winter, falls die Oberflächentemperatur geringer ist als die Tiefenwassertemperatur, es nicht zu einer vollständigen Tiefenmischung kommt, da der Leitfähigkeitsunterschied zwischen Oberfläche und maximaler Tiefe den vollständige Dichteausgleich verhindert (Tabelle 3). In den vergangenen warmen Wintern kam weiter dazu, dass die Wassertemperatur an der Oberfläche höher war als in maximaler Tiefe (Tabelle 3) und daher auch die Temperatur zur Stabilität der Dichteschichtung beitrug. In der Tabelle 3 sind als Beispiele die Werte für die letzten vier Winter (Vergleichsmonat Dezember) angegeben. Dabei zeigt sich, dass in jüngster Vergangenheit die Temperatur eine wichtige Rolle für die winterliche Dichteschichtung spielte. Später im Winter, wenn die Oberflächentemperatur unter ~ 7 °C sinkt, wird der Leitfähigkeitsunterschied für die Schichtung im Winter entscheidend.

Die klimabedingte Erwärmung der Oberflächenschicht wird in den nächsten Jahrzehnten die Schichtung im Winter verstärken. Sehr langfristig, wenn der Erwärmungsprozess einmal abgeschlossen ist, sollte es in sehr kalten Wintern wiederum gelegentlich zu vollständiger Durchmischung kommen. Die mit den höheren Temperaturen erhöhte Expansivität des Wassers ($d\rho/dT$) wird dies sogar begünstigen.

Tabelle 3: Stabilität der Wassersäule Mitte Dezember als Funktion der Differenzen der Temperatur und der Leitfähigkeit zwischen Oberfläche und maximaler Tiefe (197 m).

Datum	Temp-Differenz (0 bis 197 m)	K ₂₀ -Differenz (0 bis 197 m [mikro-S cm ⁻¹])	Dichte-Differenz (0 bis 197 m) [g mL ⁻¹]	Stabilität N ² über 197 m [s ⁻²]	Beitrag Temperatur [%]	Beitrag K ₂₀ [%]
11.12.2012	2.86 = 7.51-4.65	78 = 322-244	1.44 10 ⁻⁴	7.2 10 ⁻⁶	62 %	38 %
17.12.2013	2.01 = 6.67-4.66	84 = 325-241	1.10 10 ⁻⁴	5.5 10 ⁻⁶	46 %	54 %
18.12.2014	4.31 = 9.00-4.68	50 = 284-234	2.19 10 ⁻⁴	11 10 ⁻⁶	84 %	16 %
10.12.2015	3.78 = 8.49-4.71	54 = 288-234	1.86 10 ⁻⁴	9.3 10 ⁻⁶	80 %	20 %

5 Zusammenfassung und Beantwortung der Frage

Können die Ergebnisse der Prognose von 2010 mit den heutigen Daten bestätigt werden oder muss aufgrund der neuen Extrapolation bis 2040 mit einer höheren P-Konzentration als 40 bis 60 mg P m⁻³ gerechnet werden?

Der Eintrag von gesamt-gelöstem P hat sich zwischen 2003 und 2010 um einen Drittel vermindert und ist heute ähnlich wie 2010 (Tabelle 2). Gleichzeitig ist jedoch auch der Austrag von TP kleiner geworden, er hat sich seit 2003 bis heute etwa halbiert. Der Grund dafür ist die abnehmende TP-Konzentration im Epilimnion. Gleichzeitig nimmt der Stratifikationsfaktor β (das Verhältnis von P in der Oberflächenschicht zum ganzen See) leicht ab. Das bedeutet, dass die Abnahme der TP Konzentration in der Oberflächenschicht schneller verläuft als im Hypolimnion.

Die gute Übereinstimmung der Prognose von 2003 mit dem aktuell gemessenen Seeinhalt zeigt, dass auch die Nettosedimentation proportional zum Seeinhalt abnimmt, die Nettosedimentationsrate σ (Anteil des gesamten Seeinhalts, welcher jährlich ins Sediment transportiert wird) also als konstant betrachtet werden kann. Die aktuellen Berechnungen der Nettosedimentation sowohl aus der P-Bilanz als auch aus zwei Sedimentkernen stimmen sehr gut überein. Sie ergeben eine NS-Rate σ von 0.024 a⁻¹, was sehr gut vergleichbar ist mit der Rate von 0.027 a⁻¹, welche Moosmann und Wüest (2003) verwendet hatten.

Mit der wiederholten Bestimmung der Nettosedimentation und der längeren Datenreihe für die Zuflussfracht sind gute Voraussetzungen geschaffen für eine zuverlässige Prognose. Wir gehen von einem jährlichen Eintrag von 5.9 t TDP und einem Austrag von 7.6 t TP aus. Der Stratifikationsfaktor nimmt mit abnehmender Epilimnion-Konzentration weiter langsam ab, die Nettosedimentationsrate bleibt etwa konstant. Damit prognostizieren wir einen Verlauf, der zwischen den beiden vor sechs Jahren extrapolierten zwei Szenarien verläuft. Ausgehend von heute ~80 mg m⁻³ wird die mittlere TP-Konzentration im See 2020 ~70 mg m⁻³, 2028 ~60 mg m⁻³ und 2040 ~50 mg m⁻³ betragen. **Die weitere Abnahme wird nur noch sehr langsam vor sich gehen, und eine Konzentration von ~40 mg m⁻³ wird erst Ende des Jahrhunderts erreicht sein.** Für diese Prognose wurde angenommen, dass der Eintrag gleich bleibt und sich auch die permanente Schichtung im Tiefenwasser nicht ändert. Diese Prognose entspricht ziemlich genau derselben wie im Gutachten von Wüest und Müller (2010) diskutiert (S. 19). Entsprechend gilt auch die damalige Diskussion der Unsicherheiten.

Verändert sich die P-Bilanz, falls zukünftig, aufgrund der klimatischen Erwärmung, eine geringere Mischungstiefe im Winter resultiert und in der Folge die TP Konzentration im Epilimnion weiter abnimmt?

Bei geringerer Mischungstiefe wird weniger TP ins Epilimnion gemischt und deshalb startet im Frühling die produktive Sommersaison mit geringeren TP Konzentrationen. Neben dem erwünschten Effekt, dass dadurch die Algenproduktion abnimmt, wird auch weniger TP aus dem See in den Abfluss

der Lorze ausgespült. Deshalb nimmt der Seeinhalt von TP im Zugersee langsamer ab. Aufgrund der Entwicklung der letzten Jahre erwarten wir, dass der stationäre Zustand einen ~10% höheren TP-Seeinhalt aufweist. Der Haupteffekt der geringeren Mischungstiefe ist somit nicht so sehr eine Veränderung des künftig erwarteten Seeinhaltes von TP, sondern die Geschwindigkeit mit der TP abnimmt.

6 Literatur

CH2011 (2011), Swiss Climate Change Scenarios CH2011, 88 pp., C2SM, Zurich, Switzerland.

Imboden, D. (Ed.): Gutachten über die Sanierung des Zugersees mit besonderer Berücksichtigung des Projektes zur Seeregulierung. Auftrag Baudirektion des Kt. Zug Nr. 4663. Eawag, 1984.

Moosmann, L., und A. Wüest: Phosphorhaushalt des Zugersees. Bericht zHd. AfU Zug. Eawag Kastanienbaum, August 2003.

Moosmann, L., B. Müller, R. Gächter, and A. Wüest (2005). Trend-oriented sampling strategy and estimation of soluble reactive phosphorus loads in streams. *Water Resour. Res.* 41, W01020, doi:10.1029/2004WR003539.

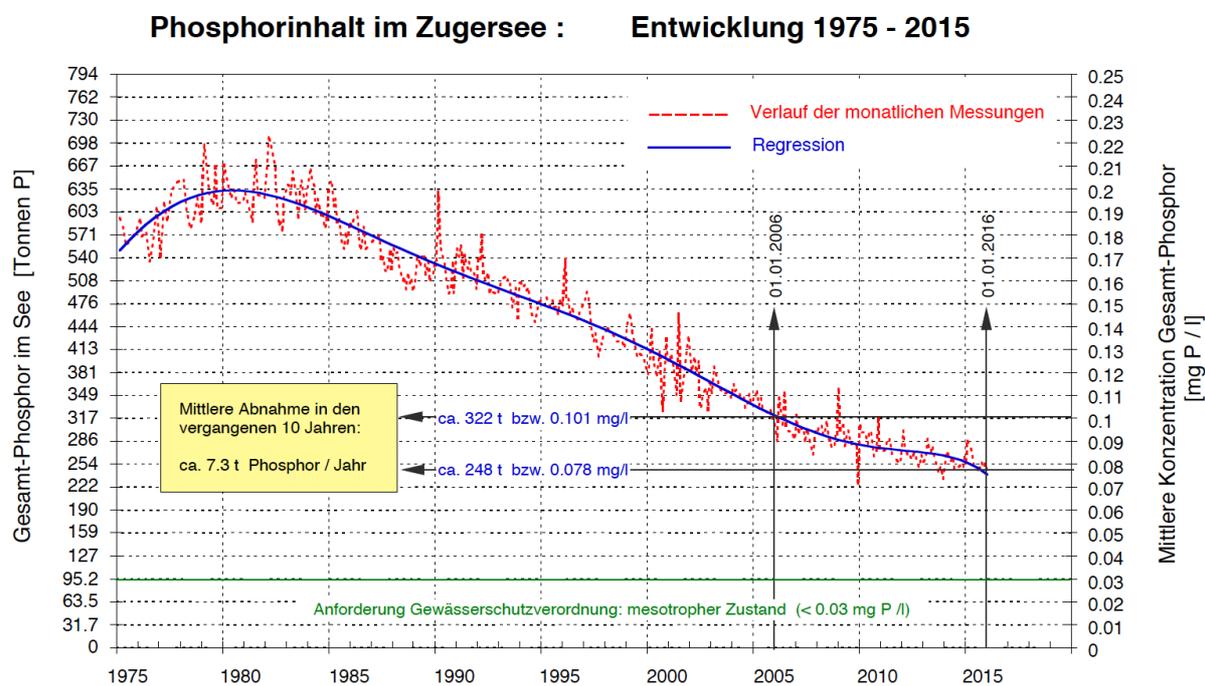
Müller B., R. Gächter, and A. Wüest (2014). Accelerated water quality improvement during oligotrophication in peri-alpine lakes. *Environ. Sci. Technol.* 48, 6671-6677. Doi: 10.1021/es4040304.

Prasuhn, V., und K. Müller. GIS-gestützte Abschätzung der Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kt. Zürich. *Schriftenreihe der FAL* 35. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz, 2003.

Schwefel, R., A. Gaudard, A. Wüest and D. Bouffard (2016). 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, doi:10.1002/2016WR019194.

Wüest A., und B. Müller: Abnahme des Phosphorgehalts im Zugersee – Stand 2010. Bericht zHd. AfU Zug. Eawag Kastanienbaum, Dezember 2010.

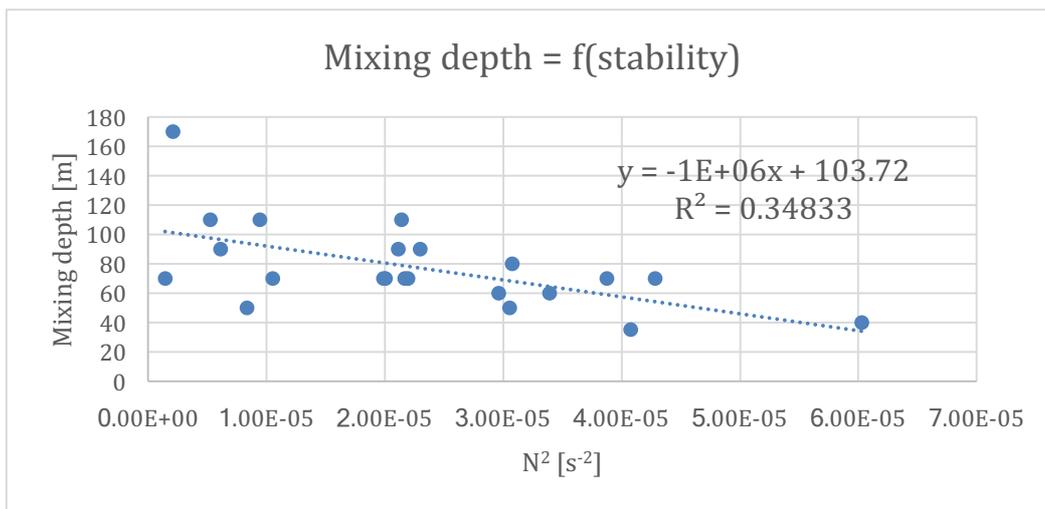
7 Anhang



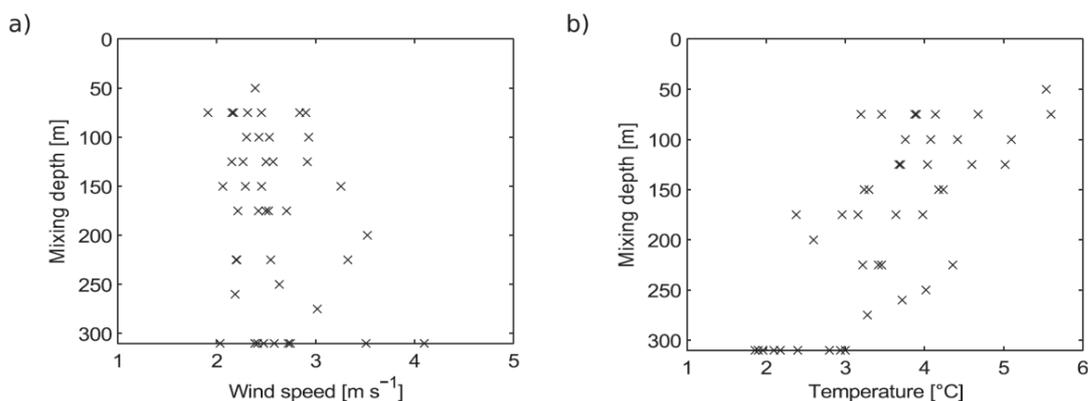
Figur A1: Zeitlicher Verlauf von Menge und mittlerer Konzentration von Gesamtphosphor im Zugersee von 1975 bis 2015. Quelle: AfU Zug.

Tabelle A1: Zuflussfrachten von TP und TDP in den Zugersee.

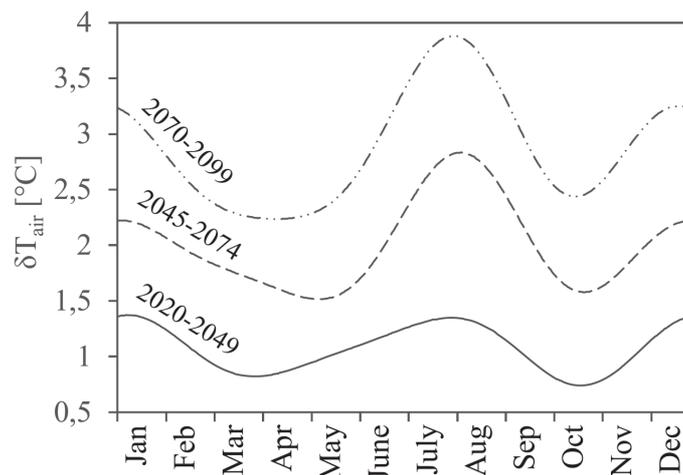
Periode	TP (kg/a)					TDP (kg/a)					Jahresfrachten (t/a)									
	Obere Lorze	Aabach	Rigiasa	restl. EZG	Total Zufl.	Obere Lorze	Aabach	Rigiasa	restl. EZG	Total Zufl.	Regen-überläufe		Einwohner ohne ARA		Niederschlag		TP t/a	±	TDP t/a	±
											min	max	min	max	min	max				
1979					38500												60.7			
1980					38500												60.7			
1981					37900												60.1			
1982					32700												54.9			
1983																				
1984																				
1985																				
1986					23000							1300	6400	2100			32.8			
1987					23000							1300	6400	2100			32.8			
1988	5571	1599	1989	5076	14235							1300	4300	200			20.0			
1989	3139	1491	754	2984	8368							1300	3200	200			13.1			
1990	3197	1012	928	2847	7984							1300	2900	200			12.4			
1991	4252	1124	386	3193	8955							1300	2100	300			12.7			
1992	3400	725	737	2694	7556							300	1000	350			9.2			
1993	3470	2004	749	3449	9672							350	1000	400			11.4			
1994	3705	2163	1026	3820	10714							300	1000	700			12.7			
1995	3794	2181	805	3757	10536							300	600	1000	1000	3000	13.1			
1996	3944	1101	894	3291	9229							300	600	1000	1000	3000	11.8			
1997	2405	855	605	2142	6006	Daten aus Prasuhn+Müller: GIS-gestützte Abschätzung der Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in den Zugersee, 2003											8.5			
1998	3337	779	914	2787	7817							300	600	800	1000	3000	10.2			
1999	7461	4771	2453	8138	22823							300	600	700	1000	3000	25.1			
2000	3135	1678	1123	3290	9226							300	600	600	1000	3000	11.4			
2001	3893	2865	1683	4678	13119							300	600	400	1000	3000	15.1			
2002												300	600	400	1000	3000				
2003	2428	772	284	1931	5415							50	100	400	500	1500	6.9	0.52		
2004	2907	1588	832	2952	8279							50	100	400	500	1500	9.8	0.53		
2005	6138	1785	961	4923	13807	1320	1059	316	1493	4188	200	400	400	500	1500	15.5	0.60	5.89	0.60	
2006	4012	1695	1775	4146	11628	855	943	527	1288	3613	50	100	400	500	1500	13.1	0.52	5.09	0.53	
2007	4465	1835	1881	4534	12715	1246	989	657	1603	4495	300	900	400	500	1500	14.7	0.80	6.49	0.80	
2008	4145	2445	1213	4324	12127	1175	1247	414	1572	4408	300	900	400	500	1500	14.1	0.80	6.41	0.80	
2009	3274	2458	917	3685	10334	861	1372	392	1455	4080	300	900	400	500	1500	12.3	0.80	6.08	0.80	
2010	5522	2963	1601	5589	15675	1789	1557	567	2168	6081	300	900	400	500	1500	17.7	0.80	8.08	0.80	
2011	4354	1548	757	3690	10349	816	652	207	928	2603	300	900	400	500	1500	12.3	0.80	4.60	0.80	
2012	7518	2778	841	6172	17309	1734	1210	264	1778	4986	300	900	400	500	1500	19.3	0.80	6.99	0.80	
2013	3415	2551	1180	3960	11106	653	1004	304	1087	3048	300	900	400	500	1500	13.1	0.80	5.05	0.80	
2014	2748	3276	1201	4004	11229	461	1351	316	1179	3307	300	900	400	500	1500	13.2	0.80	5.31	0.80	
2015	2263	2564	753	3092	8672	404	1032	250	934	2620	300	900	400	500	1500	10.7	0.80	4.62	0.80	



Figur A2: Maximale Mischungstiefe für die Zeitperiode seit Winter 1993/94 als Funktion der Stabilität der Wassersäule im November vor der winterlichen Abkühlung (Tabelle A2). Der Umstand, dass zwischen diesen beiden Größen ein deutlicher Zusammenhang besteht, deutet darauf hin, dass auch die Abkühlung im Herbst (nicht nur die Temperaturen im Winter) einen starken Einfluss auf die Tiefenmischung hat.



Figur A3: Die Beobachtung, dass die maximale Mischungstiefe kaum vom Wind im Winter abhängt, zeigte sich nicht nur im Zugersee, sondern auch im Genfersee. In der Figur ist die Abhängigkeit der maximalen Mischungstiefe im Genfersee von der Lufttemperatur für die Winter von 1970 bis 2012 dargestellt (aus Schwefel et al. 2016).



Figur A4: Saisonaler Verlauf der erwarteten Erwärmung der Atmosphäre gemäss CH2011 gegenüber heute (1980 – 2009) für das IPCC Entwicklungsszenario A1B für die Station Göttingen und drei künftige Zeiträume. Der Unterschied zwischen Sommer und Winter verstärkt sich in Zukunft.

Tabelle A2: Mit der winterlichen maximalen Mischungstiefe (Februar) verbundene Parameter im Zugersee.

Jahr (Februar)	Max Mi- schungs- tiefe Feb- ruar [m]	Temperatur- Stunden (Dez / Jan / Feb) [°C h]	Wind-Integral Winter W^2 (Dez / Jan / Feb) [m ² s ⁻² h]	Stabilität im November [s ⁻²]	Zunahme TP von Okt bis Feb [g m ⁻²]
1951	70	2'095			
1952	70	-362			
1953	70	-658			
1954	70	-185			
1955	90	4'471			
1956	60	-732			
1957	130	2'162			
1958		2'422			
1959	70	2'726			
1960		2'774			
1961	70	3'886			
1962		2'330			
1963		-9'516			
1964		-2'508			
1965		-1'802			
1966		4'255			
1967		3'182			
1968		101			
1969	70	-1'135			
1970	70	-2'580			
1971	170	-1'553			
1972	60	3'890			
1973	45	403			
1974	70	5'302			
1975	70	7'711			1.11
1976	90	2'923			1.14
1977	70	3'890			1.65
1978	90	1'937			
1979	90	1'553			1.22

1980	90	4'891			
1981	70	-1'445			
1982	70	2'040	8'320		
1983	90	3'744	12'502		1.86
1984	110	1'966	13'333		1.86
1985	90	-3'132	5'835		1.89
1986	90	-612	9'167		1.52
1987		-509	9'980		
1988	70	5'825	8'933		1.03
1989	50	5'198	7'616		1.36
1990	45	6'062	15'885		1.94
1991	80	816	6'372		1.54
1992	70	1'322	8'153		1.58
1993	70	3'931	7'362	$5.29 \cdot 10^{-5}$	1.55
1994	110	6'017	16'244	$3.88 \cdot 10^{-5}$	1.76
1995	70	6'305	12'051	$2.20 \cdot 10^{-5}$	
1996	70	-184	6'688	$6.15 \cdot 10^{-5}$	1.84
1997	90	9'102	9'130	$2.17 \cdot 10^{-5}$	1.70
1998	70	5'040	7'442	$3.39 \cdot 10^{-5}$	1.32
1999	60	1'531	8'578	$9.43 \cdot 10^{-6}$	1.69
2000	110	4'753	9'052	$1.44 \cdot 10^{-5}$	
2001	70	5'853	8'359		1.09
2002	90	4'208	14'177	$2.12 \cdot 10^{-5}$	
2003	90	1'913	9'273	$2.14 \cdot 10^{-5}$	1.49
2004	110	2'720	11'256	$2.30 \cdot 10^{-5}$	1.11
2005	90	173	9'924	$2.10 \cdot 10^{-5}$	1.38
2006	170	-919	6'344	$2.96 \cdot 10^{-5}$	1.35
2007	60	8'248	11'434	$8.39 \cdot 10^{-6}$	0.93
2008	50	4'919	6'143	$1.05 \cdot 10^{-5}$	1.05
2009	70	-224	7'112	$3.08 \cdot 10^{-5}$	0.98
2010	80	380	8'248	$1.99 \cdot 10^{-5}$	1.14
2011	70	2'195	4'456	$2.01 \cdot 10^{-5}$	1.04
2012	70	3'383	14'620	$4.29 \cdot 10^{-5}$	1.03
2013	70	1'776	6'656	$3.05 \cdot 10^{-5}$	0.85
2014	50	5'220	4'219	$4.08 \cdot 10^{-5}$	0.84
2015	35	3'578	10'579	$6.03 \cdot 10^{-5}$	0.81
2016	40	7'315	10'545		0.53