

Zur limnologischen Entwicklung des Bodensee-Untersees von 1969 – 2005



Impressum:

Herausgeber: Internationale Gewässerschutzkommission
für den Bodensee (IGKB)
www.igkb.org

Druck: e.kurz+co, Stuttgart

Auflage: 680 Exemplare

ISSN 1011-1263

Internationale
Gewässerschutzkommission
für den Bodensee
(IGKB)

Bericht Nr. 57

**zur limnologischen Entwicklung
des Bodensee-Untersees von 1969 – 2005**

Bearbeiter: Dr. Henno Roßknecht

November 2006

Inhalt

	Seite
Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	3
Résumé et conclusions	3
Summary and conclusions	4
Einleitung	5
Ergebnisse	6
Sauerstoff	6
Ammonium	7
Phosphor	9
Radolfzeller Aach im Zellersee	11
Phosphorbilanz im Zellersee	14
Bilanz des anorganischen Kohlenstoffs im Zellersee	16

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die langjährige Entwicklung verschiedener limnologischer Parameter des Untersees sprechen eine eindeutige Sprache: Nicht nur die Trophie des Obersees sondern auch die des Untersees nimmt weiter ab. Die Sanierungsmaßnahmen, die den Obersee von einem in der zweiten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts eutrophen Gewässer wieder in einen weitgehend nährstoffarmen Voralpensee zurückgeführt haben, greifen auch am Untersee.

Der Phosphor als entscheidender Faktor und wichtiger Indikator geht seit 30 Jahren in allen Teilen des Untersees ständig zurück (Abb. 5). Die Ammoniumgehalte als Anzeiger für die Intensität des Abbaus von Biomasse und als Maß für die Sauerstoffzehrung haben ebenfalls deutlich abgenommen (Abb. 4). Lediglich die Sauerstoffreserven werden im sommerlich geschichteten Untersee auch heute noch in allen Seeteilen saisonal weitgehend aufgebraucht (Abb. 2).

Insbesondere die Morphologie aber auch der vergleichsweise größere Einfluss der Radolfzeller Aach auf den Zellersee verursachen jedoch signifikante limnologische Unterschiede in den drei Seebereichen. Obwohl der Trend der Reoligotrophierung in allen Fällen eindeutig ist, bewegen sie sich doch alle auf einem höheren Trophieniveau als der Obersee. Dem Obersee noch am nächsten kommt der 46 m tiefe Rheinsee, der Seeteil der am stärksten durchströmt wird. Spürbar höher belastet sind die mit rund 26 bzw. 22 m Tiefe deutlich flacheren Zellersee und Gnadensee.

Die entscheidenden Gründe für die langsamere Reoligotrophierung liegen in den Phosphorreserven der Sedimente, die im saisonalen Zyklus freigesetzt werden. Außerdem, vor allem im Rheinsee, spielen Ausschwemmungen von Biomasse aus dem Obersee eine Rolle (Abb. 6). Sowohl der Phosphor aus den Sedimenten als auch aus den eingetragenen Oberseebiomassen steht im flachen Untersee dem Algenwachstum immer wieder rasch zur Verfügung.

Bei konsequenter Fortführung der laufenden Maßnahmen zur Reduzierung der Phosphoreinträge ist damit zu rechnen, dass sich der Untersee künftig weiter verbessern wird. Denn ungeachtet von kurzfristigen gegenläufigen Trends, etwa bei den Ammoniumkonzentrationen, die es auch in der Vergangenheit immer wieder gab, gehen vor allem die Phosphorgehalte nach wie vor zurück. Bedingt durch die morphologischen Gegebenheiten und seine Lage unterhalb des Obersees wird aber der flachere Untersee stets etwas nährstoffreicher als der Obersee bleiben.

Résumé et conclusions

L'évolution à long terme de divers paramètres limnologiques dans le bassin inférieur du lac de Constance ne laisse planer aucun doute: l'amélioration de l'état trophique se poursuit dans l'ensemble du lac. En effet, les efforts entrepris pour rendre au lac supérieur, qui a subi une large eutrophisation pendant la seconde moitié du siècle dernier, les qualités d'un lac oligotrophe caractéristique des Préalpes, améliorent aussi la situation dans le lac inférieur.

Depuis trente ans, les concentrations de phosphore – élément déterminant et principal indicateur de la qualité des eaux – sont en diminution dans tous les compartiments du lac inférieur (fig.5). Quant aux concentrations d'ammonium, qui reflètent la réduction de la biomasse et la diminution d'oxygène, elles sont également en forte baisse (fig. 4). Actuellement, seules les réserves d'oxygène s'épuisent encore (fig. 2) dans les diverses parties du lac pendant la saison chaude, période où le lac présente des couches d'eau distinctes.

Les trois compartiments du lac inférieur se distinguent par des caractéristiques limnologiques qui découlent en particulier de la morphologie du lac, mais aussi de l'influence, relativement grande, de la Radolfzeller Aach sur le Zellersee. Ainsi, bien qu'il présente une tendance à la baisse dans l'ensemble du lac inférieur, le niveau trophique s'y avère plus élevé que dans le lac supérieur. Les eaux du Zellersee et du Gnadensee, nettement moins profondes (26 m et 22 m respectivement), accusent quant à elles une charge sensiblement plus élevée, alors que le Rheinsee, qui est profond de 46 m et où le courant est relativement fort, présente le niveau trophique le plus proche de celui du lac supérieur.

Le retour à un état oligotrophe se fait lentement, car les sédiments contiennent des réserves de phosphore qui sont libérées par cycles saisonniers. Par ailleurs, la biomasse provenant du lac supérieur joue aussi un rôle, en particulier dans le Rheinsee (fig. 6). Qu'il provienne des sédiments ou de cette biomasse, le phosphore présent dans les eaux peu profondes du lac inférieur alimente rapidement la croissance des algues.

Si l'on maintient les mesures actuelles pour réduire les déversements de phosphore, la qualité des eaux du lac inférieur ira s'améliorant. En effet, malgré de brèves tendances à la hausse – déjà observées par le passé, notamment dans le cas de l'ammonium – les divers indicateurs continuent de diminuer, en particulier les concentrations de phosphore. Vu sa morphologie (plusieurs compartiments relativement peu profonds) et sa situation (en aval du lac supérieur), son niveau trophique restera cependant toujours plus élevé que dans le lac supérieur.

Summary and conclusions

The developments over many years of various limnological parameters of the lower lake (Untersee) speak clearly: not only the trophic level of the upper lake (Obersee) but also that of the lower lake continues to fall. Remedial measures, which have turned the upper lake from a eutrophic water body in the second half of the last century back into a mainly oligotrophic prealpine lake, are also taking effect in the lower lake.

Phosphorus, which is a decisive factor and important indicator, has been falling continuously in all parts of the lower lake for 30 years (Fig. 5). Ammonium levels, as an indicator of the intensity of biomass breakdown and as a measure of oxygen depletion, have also fallen markedly (Fig. 4). Only oxygen reserves in the stratified lower lake in summer continue to be almost exhausted on a seasonal basis in all lake sections (Fig. 2).

However, morphology in particular, but also the relatively greater impact of the river Aach at Radolfzell on the Zellersee lake, cause significant limnological differences in the three lake areas. Although the trend is clear in all cases, they all lie at a higher trophic level than the upper lake. The 46 m-deep Rheinsee, the lake section subject to the highest flow, comes closest to the upper lake. The much shallower Zellersee and Gnadensee, which are around 26 and 22 m deep, have measurably higher pollution loads.

The main reasons for the slower reoligotrophication lie in the phosphorus reserves of the sediments, which are released in the seasonal cycle. Moreover, washing of biomass from the upper lake plays a part (Fig. 6), particularly in the Rheinsee. Both the phosphorus from the sediments and that from the upper lake biomass which is washed in, are always quickly available for algal growth in the more shallow lower lake.

If current measures to reduce phosphorus inputs are pursued logically it can be expected that in future the lower lake will continue to improve because, irrespective of short-term reverse trends, such as in ammonium concentrations, which were also common in the past, phosphorus levels in particular continue to fall. However, due to the morphological conditions and its position below the upper lake, the shallower lower lake will always remain slightly more nutrient-rich than the upper lake.

Einleitung

Die bislang größte Herausforderung für den Gewässerschutz am Bodensee war die Eutrophierung des Freiwassers im vorigen Jahrhundert. Ausgelöst vom zunächst langsamen und ab den sechziger Jahren rasanten Anstieg der Phosphorgehalte drohte dem einmaligen Ökosystem beispielloser Schaden. Dies gab bereits 1959 den Anstoß zur Gründung der INTERNATIONALEN GEWÄSSERSCHUTZKOMMISSION FÜR DEN BODENSEE (IGKB). Den Verantwortlichen war frühzeitig klar, dass nur eine gemeinsame Anstrengung aller Staaten im Einzugsgebiet des Sees die negative Entwicklung stoppen konnte.

Mit einem Milliardenaufwand, der insbesondere in die Abwasserreinigung investiert wurde, gelang schließlich eine Trendumkehr. Die für die Eutrophierung verantwortlichen Phosphorkonzentrationen gingen zurück und liegen im Bodensee-Obersee nach zwischenzeitlich fast 90 µg/l heute wieder im einstelligen Messbereich. Parallel zu dieser Abnahme wird eine reduzierte Algenbildung und seit über 15 Jahren eine Erholung der herbstlichen Sauerstoffminima über Grund beobachtet.

Auf den ersten Blick bleibt der Bodensee-Untersee (Abb. 1) hinter diesen Erfolgsmeldungen deutlich zurück. Weder die Phosphorkonzentrationen, noch die Sauerstoffgehalte in den Tiefen des Untersees erreichen derart günstige Befunde wie im Obersee. Vielmehr sinken auch heute noch in Seebodennähe in den drei Seebecken Rheinsee, Zellersee und Gnadensee die für Lebensprozesse so wichtigen Sauerstoffwerte alljährlich im Spätsommer/Herbst bis auf minimale Reste ab.

Sind am Untersee tatsächlich keine Besserungen erkennbar und worauf gründen die Unterschiede für die beiden nur durch wenige Kilometer Seerhein getrennten Seeteile? Mit Hilfe einer Analyse der seit Jahrzehnten am Untersee erhobenen limnologischen Daten wird im Folgenden versucht, Antworten auf diese Fragen zu geben.

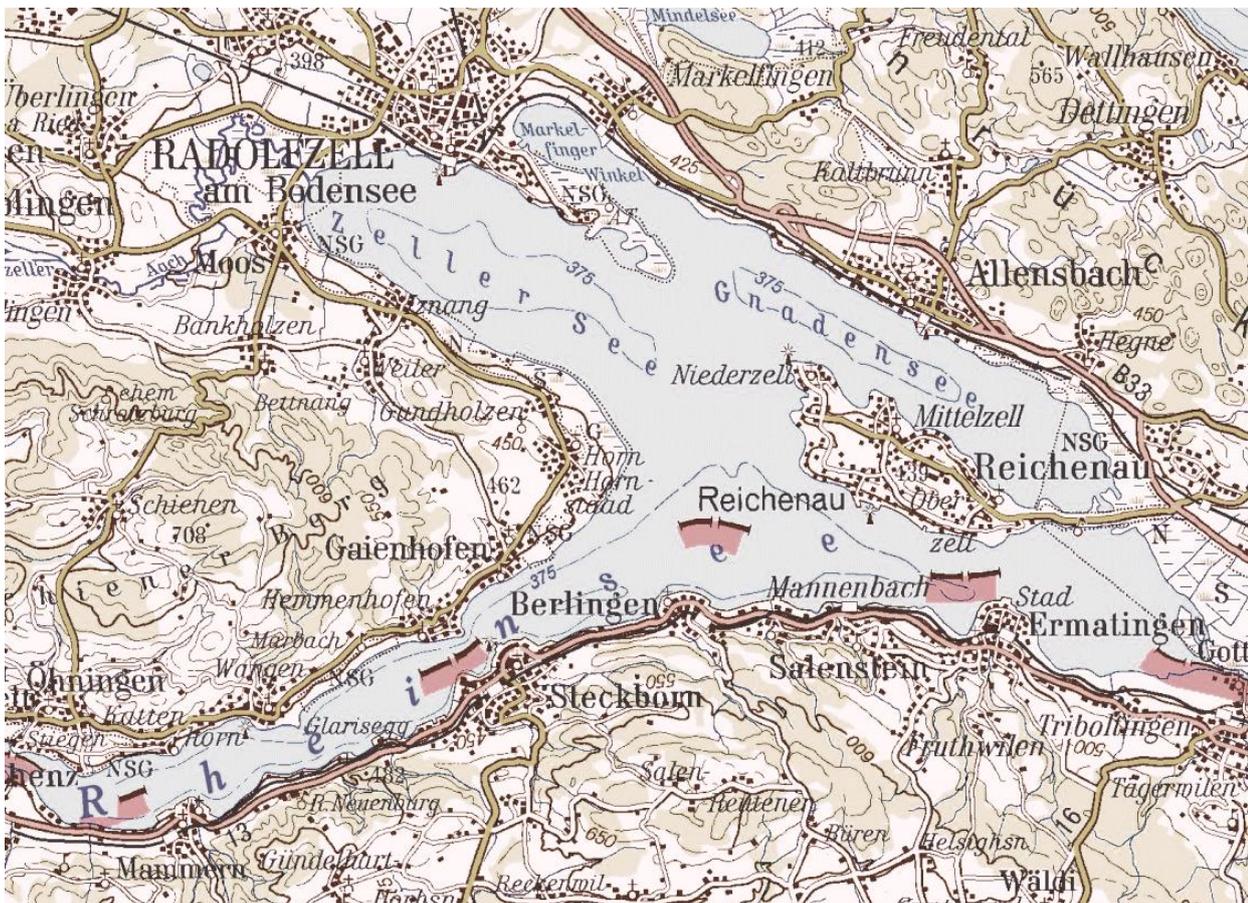


Abb. 1: Der Bodensee-Untersee mit den Seeteilen Gnadensee, Zellersee und Rheinsee.

Ergebnisse

Sauerstoff

Betrachtet man zunächst die langjährige Entwicklung der grundnahen Sauerstoffkonzentrationen in Seemitte im Obersee, so fallen einerseits zu Beginn der siebziger Jahre die geringen Werte von nur noch 2,5 mg/l auf und andererseits die seit Anfang der neunziger Jahre allmählich ansteigenden Minimalkonzentrationen (Abb. 2, Bild oben links). Dieser Anstieg belegt ein Nachlassen der Sauerstoffzehrungen, die durch den Abbau von Organismenresten während der starken Wachstumsphasen alljährlich im Frühjahr und Sommer am Seeboden stattfinden. Sobald der See, meist im März, bis in große Tiefen durchmischt wird, verbessert sich die Sauerstoffsituation zumindest wieder teilweise.

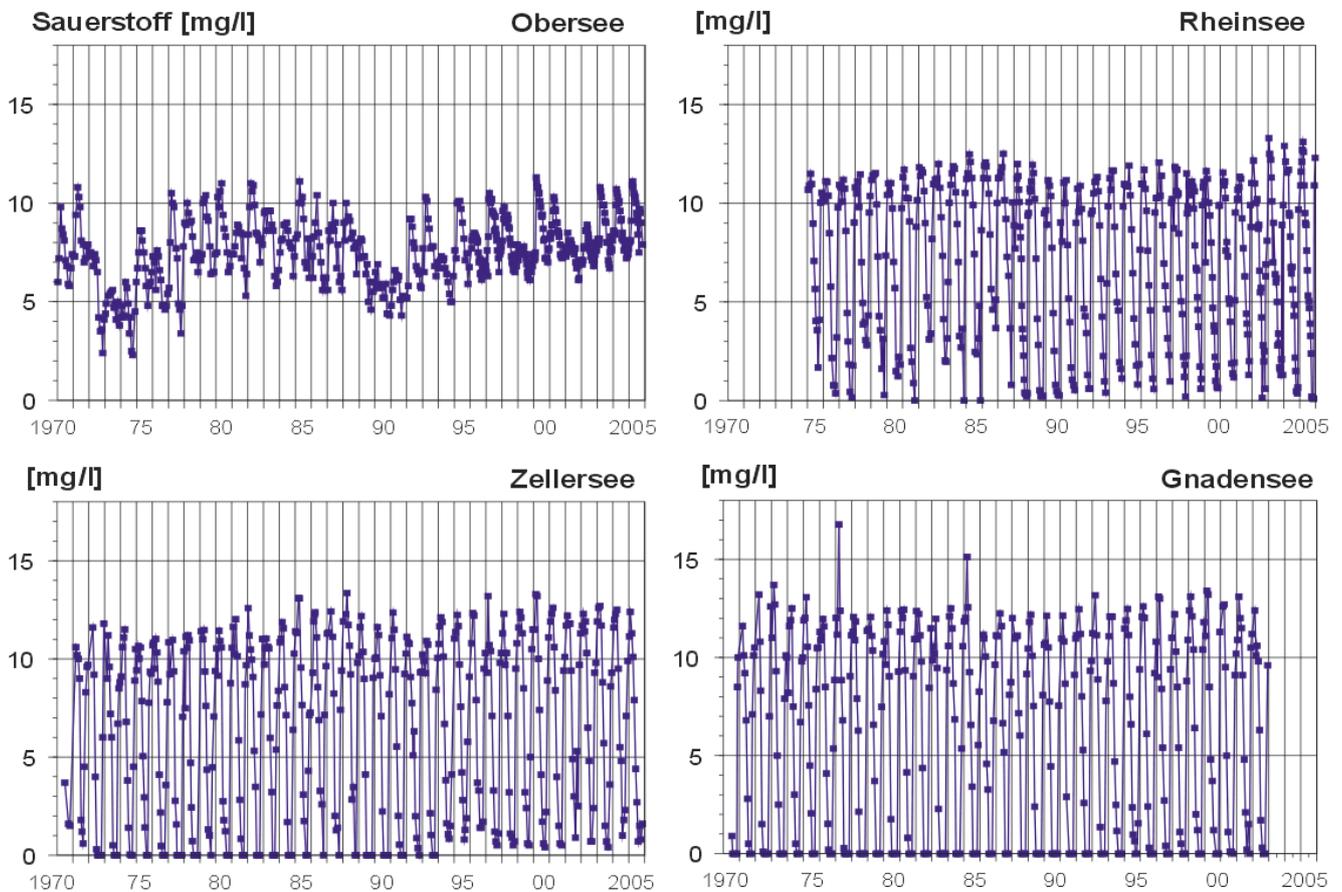


Abb. 2: Sauerstoffkonzentrationen in Seemitte im Obersee, Rheinsee, Zellersee und Gnadensee in 1 m über Grund von 1970 bis 2005.

Im Vergleich zum Obersee sind die Sauerstoffzyklen an den tiefsten Stellen im Rheinsee, Zellersee und Gnadensee auffallend markanter (Abb. 2). Die Schwankungsbreiten sind wesentlich höher und zeitweise ist kein Sauerstoff mehr zu messen. Dabei zeigen sich im Herbst im Rheinsee meist noch geringe Restgehalte, während im Gnadensee bis zur vorläufigen Einstellung der Messungen 2002 regelmäßig kein Sauerstoff mehr nachweisbar war. Der Zellersee nimmt diesbezüglich eine Mittelstellung ein, da hier der totale herbstliche Sauerstoffschwund auf den Zeitraum von 1971 bis 1992 begrenzt war.

Abgesehen von den minimalen Differenzen ist ein eindeutiger Trend in der Sauerstoffentwicklung der drei Seeteile nicht festzustellen. Allerdings erlauben die Sauerstoffkonzentrationen, sobald sie gegen Null streben, über die Intensität der Zehrung keine zuverlässigen Aussagen mehr. Die sehr geringen Unterschiede sind dann eher zufällig und analytisch nicht mehr signifikant.

Ammonium

Seit Jahrzehnten werden am Untersee weitere Parameter gemessen, die als Indikatoren auf Veränderungen in der Abbauintensität sogar wesentlich empfindlicher reagieren als der Sauerstoffgehalt selbst. Sobald die Sauerstoffwerte unter gewisse Grenzwerte abfallen, wird auch das im Wasser gelöste Nitrat zur Oxidation der organischen Substanzen verbraucht. Die Konzentrationen des dabei aus dem Nitrat entstehenden Ammoniums sind in erster Näherung den Abbauintensitäten proportional. Obwohl beispielsweise auch allochthon eingetragenes Ammonium die gefundenen Werte beeinflusst, liegen die durch autochthone Nitratreduktion verursachten Änderungen um eine bis zwei Zehnerpotenzen höher.

Dies wird sichtbar, wenn die Zusammenhänge zwischen Sauerstoff, Nitrat und Ammonium am Beispiel zweier Jahreszyklen in 1 m über Grund im Zellersee betrachtet werden (Abb. 3). Die maßgeblichen Konzentrationsänderungen des Ammoniums verlaufen weitgehend spiegelbildlich zu den Nitrat- und Sauerstoffgehalten und lassen Änderungen in der Abbauintensität auch in sauerstofffreien Zeiten erkennen. Die Ammoniumgehalte sind deshalb ein wichtiger Gradmesser für die Trophieentwicklung des Untersees, nicht jedoch für den Obersee, wo sie infolge der höheren Sauerstoffwerte seit Beginn der Messungen nahe der Bestimmungsgrenze liegen.

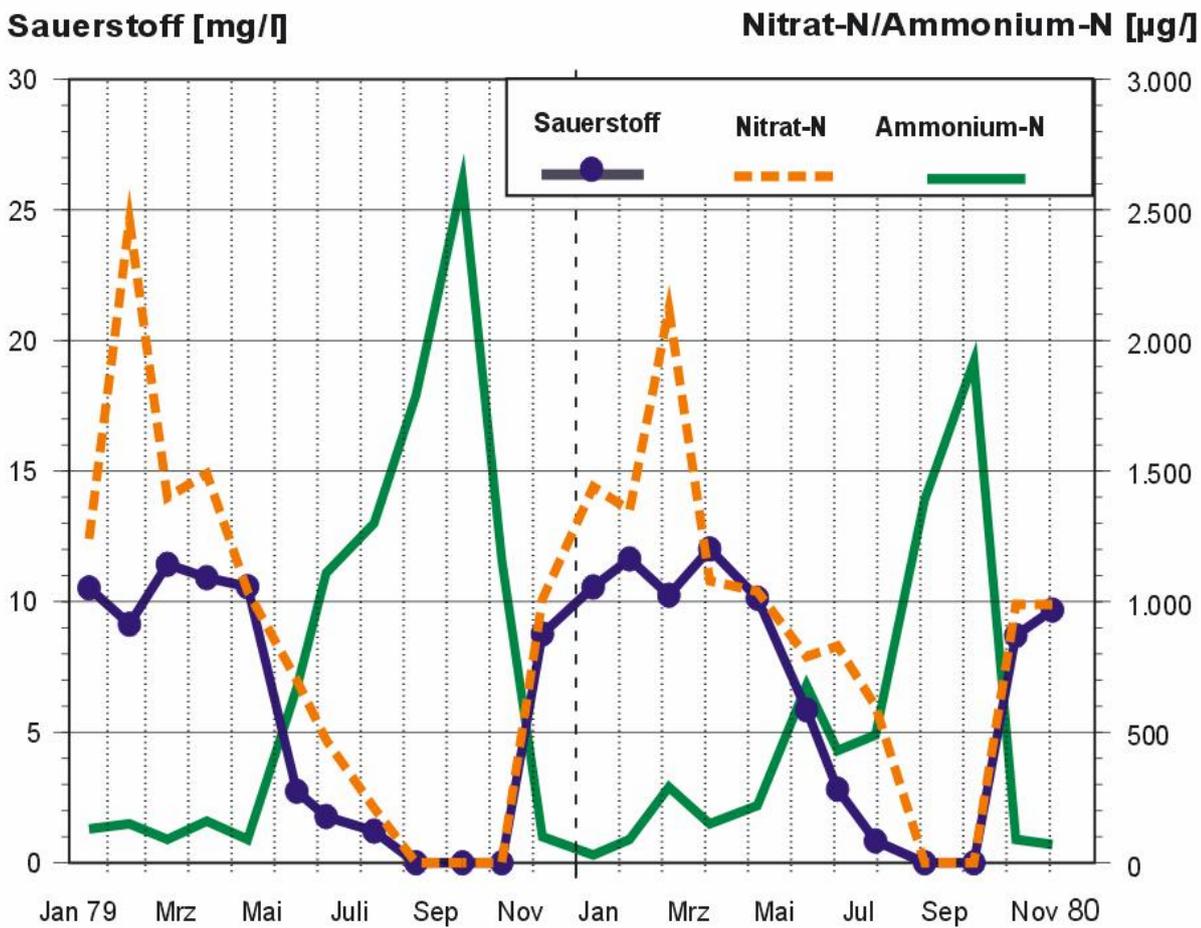


Abb. 3: Zusammenhang zwischen Sauerstoff-, Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen in 1 m über Grund im Zellersee 1979/1980.

Die langjährigen Messreihen der Ammoniumgehalte in den grundnahen Wasserschichten in den drei Seeteilen des Untersees belegen die Brauchbarkeit als Trophieanzeiger sehr anschaulich (Abb. 4). Neben deutlichen Niveauunterschieden wird seit zwei Jahrzehnten eine allgemein abnehmende Ammoniumfreisetzung erkennbar. Diese Entwicklung dokumentiert eine klare Verbesserung der Redoxverhältnisse durch eine anhaltend rückläufige Trophie.

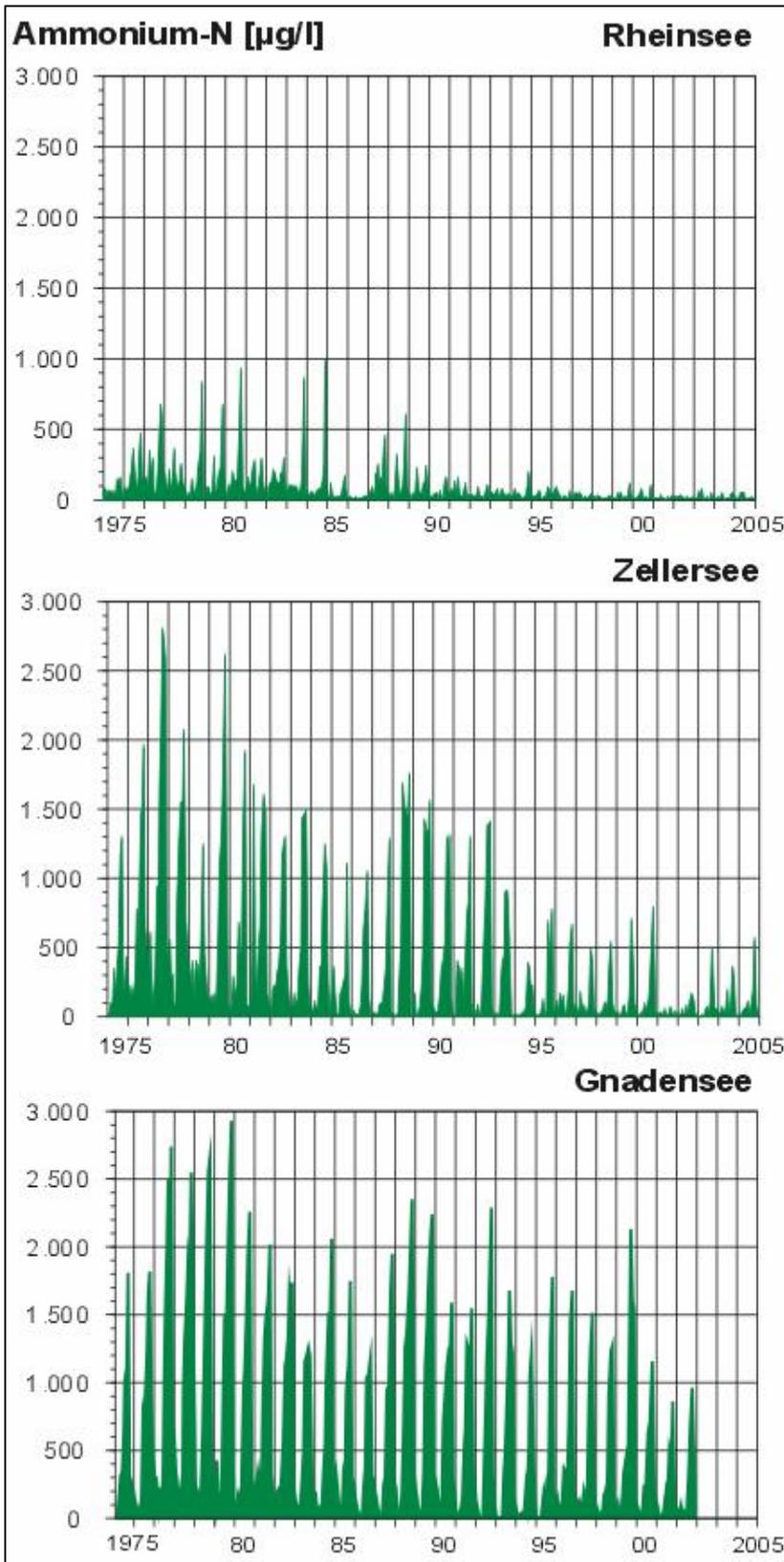


Abb. 4: Langjährige Entwicklungen der Ammoniumgehalte im Rheinsee, Zellersee und Gnadensee in 1 m über Grund von 1974 bis 2005. Ammonium-N im Obersee liegt knapp über der Bestimmungsgrenze von 10 µg/l (Bei gewähltem Maßstab ist keine Abbildung möglich).

So sind, selbst unter Berücksichtigung der starken jährlichen Schwankungen, die Spitzenkonzentrationen im Zellersee und Gnadensee nach der Jahrtausendwende nochmals deutlich geringer als in der zweiten Hälfte der neunziger Jahre. Im Rheinsee hat sich bereits seit etwa zehn Jahren ein so niedriges Niveau eingestellt, dass weitere Rückgänge nicht mehr auffallen. Auch wenn der Sauerstoffgehalt im Herbst nach wie vor stark zurückgeht, hat das Zehrungspotential in allen drei Seeteilen erheblich abgenommen.

Phosphor

Wie im Obersee sind auch im Untersee die Gesamtphosphorgehalte in allen Seeteilen nach ihren Höchstständen in den 70er Jahren des vergangenen Jahrhunderts bis heute (Ende 2005) beträchtlich gesunken. Inzwischen liegen die Jahresmittelwerte im Obersee bei 8 µg/l, im Rheinsee bei 11 µg/l und im Zellersee bei 18 µg/l (Abb. 5).

Jahresmittelwerte Gesamt-P [µg/l]

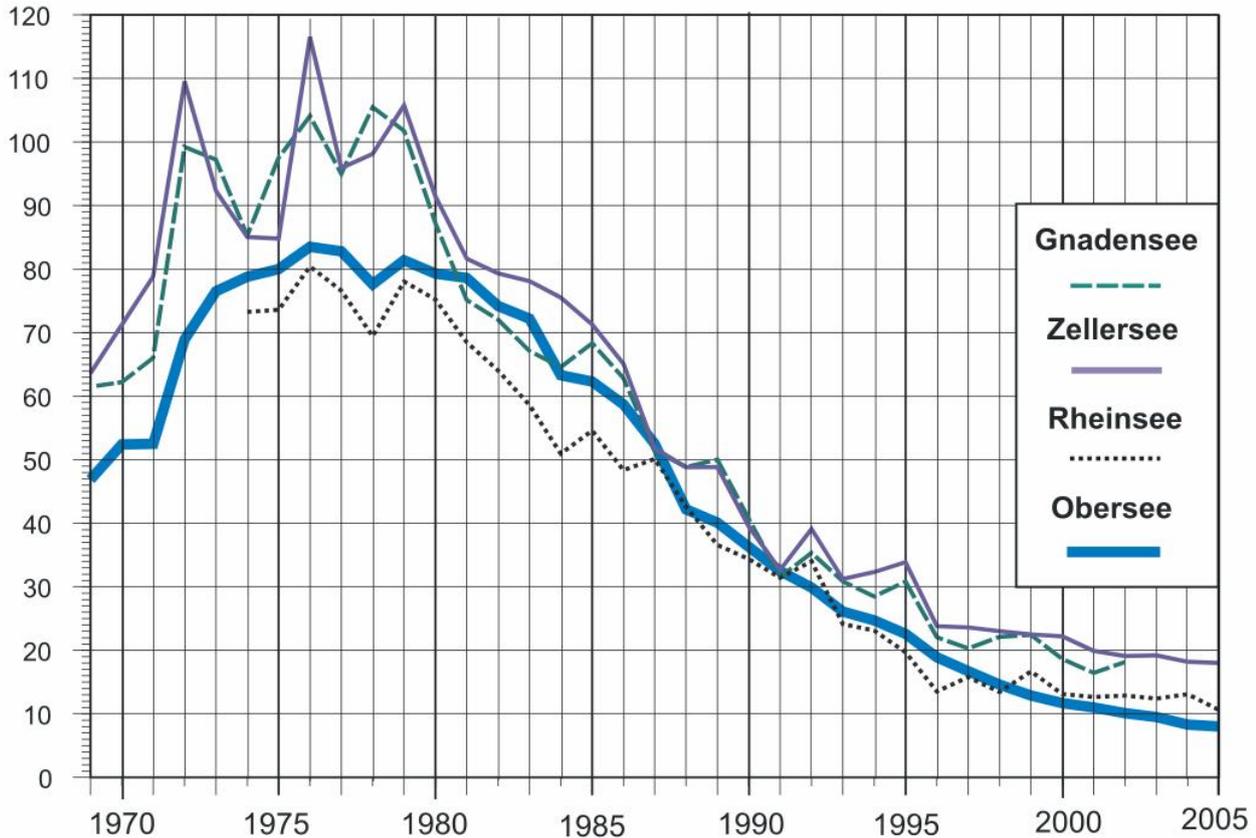


Abb. 5: Langjährige Entwicklung der Gesamtphosphorgehalte im Obersee sowie im Rheinsee, Zellersee und Gnadensee von 1969 bis 2005

Auf diesem niedrigen Niveau sind bereits kleine Unterschiede für das Algenwachstum bedeutsam. Dabei kommt es nicht nur auf die absoluten Konzentrationsniveaus an, sondern vor allem auch auf die Effektivität der Phosphornachlieferung in starken Wachstumsphasen des Phytoplanktons. Ist sie hoch, können auch größere Phosphorverluste schnell wieder ausgeglichen werden.

Eine wichtige Phosphorquelle für Algen stellt der nach dem Abbau von Biomasse erneut verfügbare Phosphor dar. Während im Obersee die ständigen Verluste von Biomasse durch Sedimentation wegen der großen Seetiefe allenfalls teilweise und mit großer zeitlicher Verzögerung ausgeglichen werden, ist der Phosphorkreislauf im flacheren Untersee wesentlich effektiver. Vor allem im Rheinsee, aber auch im Zellersee addieren sich zu der autochthonen Algenproduktion dieser Seeteile noch weitere Biomassen, die über den Seerhein aus dem Obersee ausgeschwemmt werden. Insgesamt reduzieren die im Verlauf der Wachstumsphase angereicherten organischen Reste die Redoxpotentiale am Grund des Untersees sehr stark. Dies aktiviert nicht nur die Sauerstoffzehrung und die bereits diskutierte Nitratreduktion zu Ammonium in tiefen Freiwasserbereichen, sondern auch die Phosphorfreisetzung aus den oberen Sedimentschichten.

Sichtbar werden diese Prozesse etwa ab Jahresmitte. Dann führen die Phosphorfreisetzungen aus den Sedimenten zu beachtlichen Konzentrationsanstiegen in den grundnahen Wasserschichten, sowohl im Rheinsee (Abb. 6) als auch im Zellersee (Abb. 7).

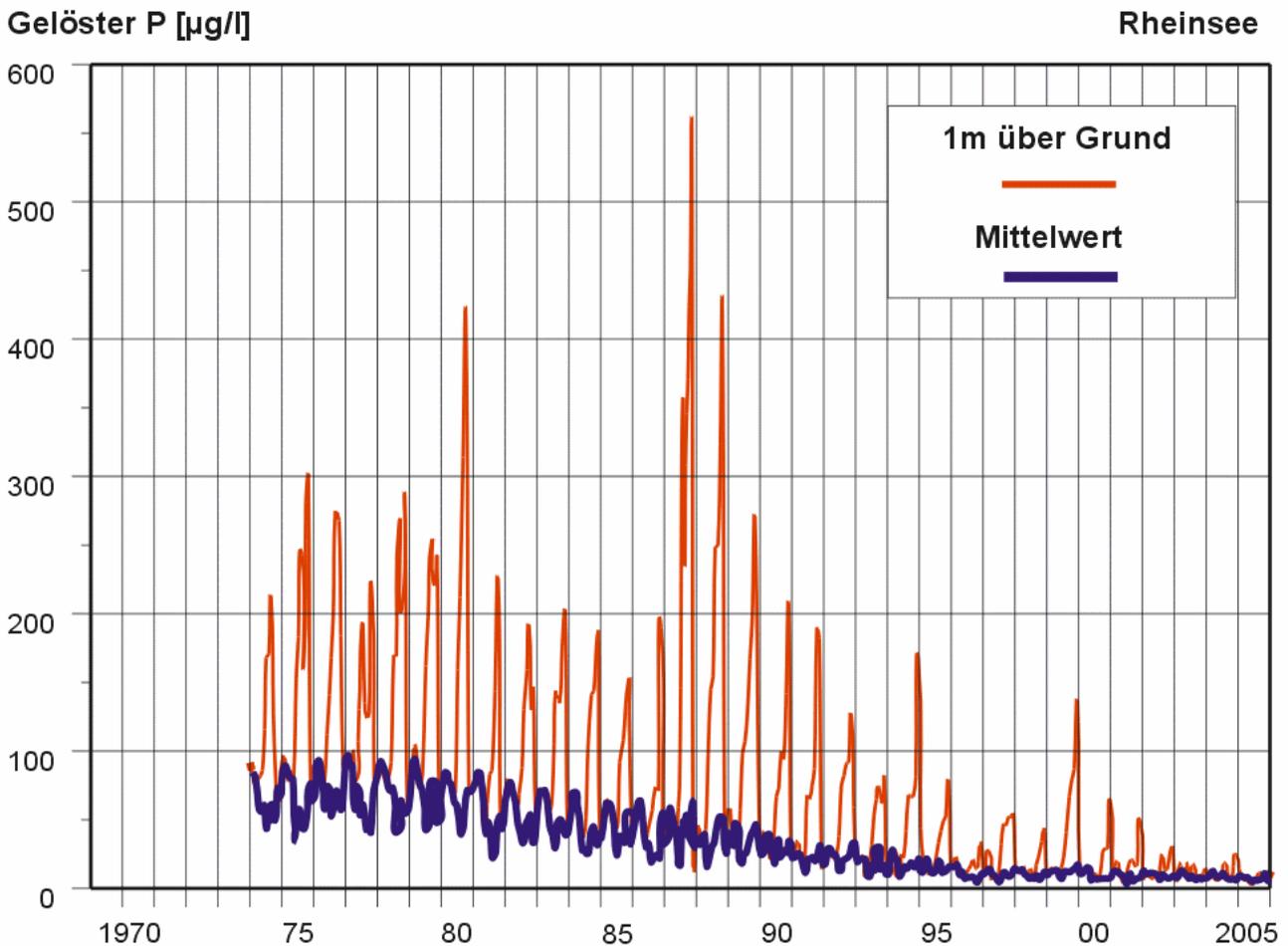


Abb. 6: Konzentration gelöster Phosphorverbindungen im Rheinsee von 1974 bis 2005. Herausragende Phosphorfreisetzungen aus den Sedimenten in den Hochwasserjahren 1975, 1980, 1987 und 1999 gehen auf verstärkte Abbauprozesse durch Biomasseausschwemmungen aus dem Obersee zurück

Gut erkennbar sind vor allem im Rheinsee, und teilweise auch im Zellersee, die herausragenden Phosphoranstiege in den Hochwasserjahren 1975, 1980, 1987 und 1999 sowie nach dem extremen Hochwasserjahr 1987 sogar noch in den Folgejahren. Die Spitzenwerte bei hohen Seerheinabflüssen indizieren zunehmende Biomasseausschwemmungen aus dem Obersee. Damit ist sowohl ein verstärkter Transfer von Reduktionspotential, als auch von in der Biomasse gebundenem Phosphor in den Untersee verbunden.

Allerdings zeigen sich im Zellersee markante Phosphoranstiege auch in den Niedrigwasserjahren 1971/72. In trockenen Sommern, oft verbunden mit einer längeren Sonnenscheindauer, hat eine gesteigerte Algenproduktion ähnliche Folgen für die Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten, wie die vermehrte Zufuhr von Biomasse aus dem Obersee in Hochwasserjahren. Langfristig gehen jedoch die zyklischen Anstiege von Phosphor in den grundnahen Wasserschichten sowohl im Rheinsee als auch Zellersee deutlich zurück. Während im Rheinsee 2005 eine Freisetzung von Phosphor aus den Sedimenten erstmals kaum mehr erkennbar ist, führt sie im Zellersee immer noch zu Werten von über 200 $\mu\text{g/l}$.

Im Moment ist noch nicht absehbar, auf welchem Niveau sich bei der gegebenen externen Phosphorbelastung des Bodensees die trophischen Zustände der einzelnen Unterseeteile einpendeln werden. Wie der anhaltende Rückgang der Phosphorfreisetzungen vor allem aus den Sedimenten des Rheinsees in den letzten Jahren zeigt, kann aber mit einer weiteren Verbesserung der Situation durchaus gerechnet werden.

Gelöster P [$\mu\text{g/l}$]

Zellersee

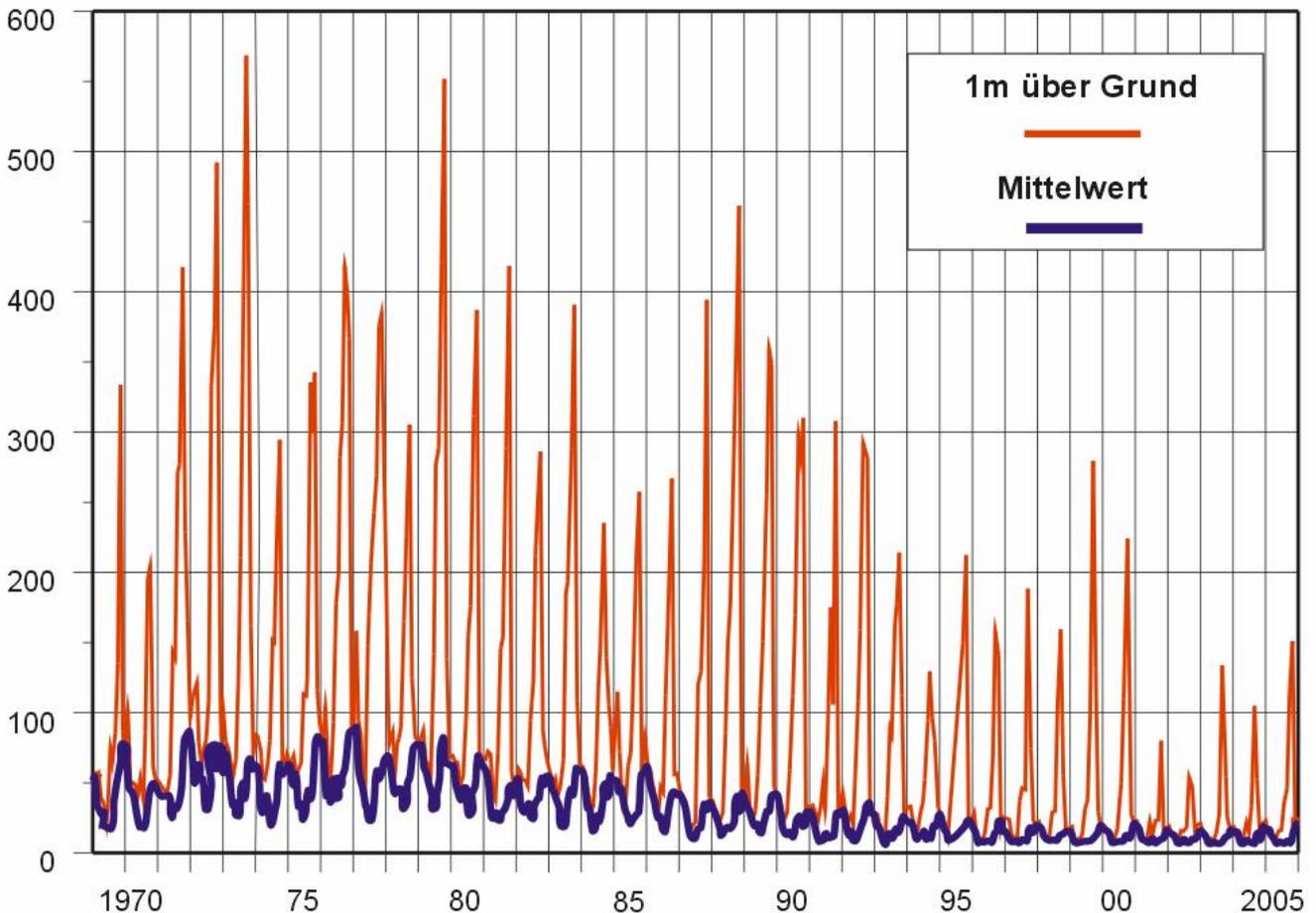


Abb. 7: Konzentrationen gelöster Phosphorverbindungen im Zellersee von 1969 bis 2005. Maxima in den Jahren 1972, 1973, und 1979. Minimum im Jahr 2002.

Radolfzeller Aach im Zellersee

Um die hohe Bedeutung der zyklischen Phosphorfreisetzungen aus den Sedimenten für den gesamten Phosphorhaushalt anschaulicher zu belegen, sollen nachfolgend am Beispiel des Zellersees die gelösten Phosphorverbindungen monatlich bilanziert werden. Durch einen Vergleich der berechneten Mischkonzentrationen aus den laufenden Zufuhren des Seerheins und der Radolfzeller Aach mit den tatsächlich auftretenden Konzentrationen des gelösten Phosphors im See können die wesentlichen Phosphorsenken und Phosphorquellen im Jahresverlauf sichtbar gemacht werden. Zum Erreichen dieses Ziels müssen, neben den Phosphorkonzentrationen in den Zuflüssen, auch die Mischungsverhältnisse der Flusswässer im See bekannt sein.

Die Mischungsverhältnisse lassen sich nach einer einfachen Mischungsregel aus den Chloridkonzentrationen im Seerhein und in der Radolfzeller Aach sowie aus den resultierenden Chloridgehalten im Zellersee gewinnen. Der Grund, weshalb sich gerade Chlorid für diese Berechnung eignet, liegt einerseits darin, dass es im Gegensatz zu den meisten anderen Stoffen keine nennenswerten physikalisch-chemischen Umsetzungen eingeht, und andererseits in dem Umstand, dass die jeweils gemessenen Konzentrationen im See, infolge des großen Übergewichts von Radolfzeller Aach und Seerhein als Chloridquellen, praktisch nur durch die Konzentrationen in den beiden Zuflüssen und ihrem Mischungsverhältnis bestimmt werden.

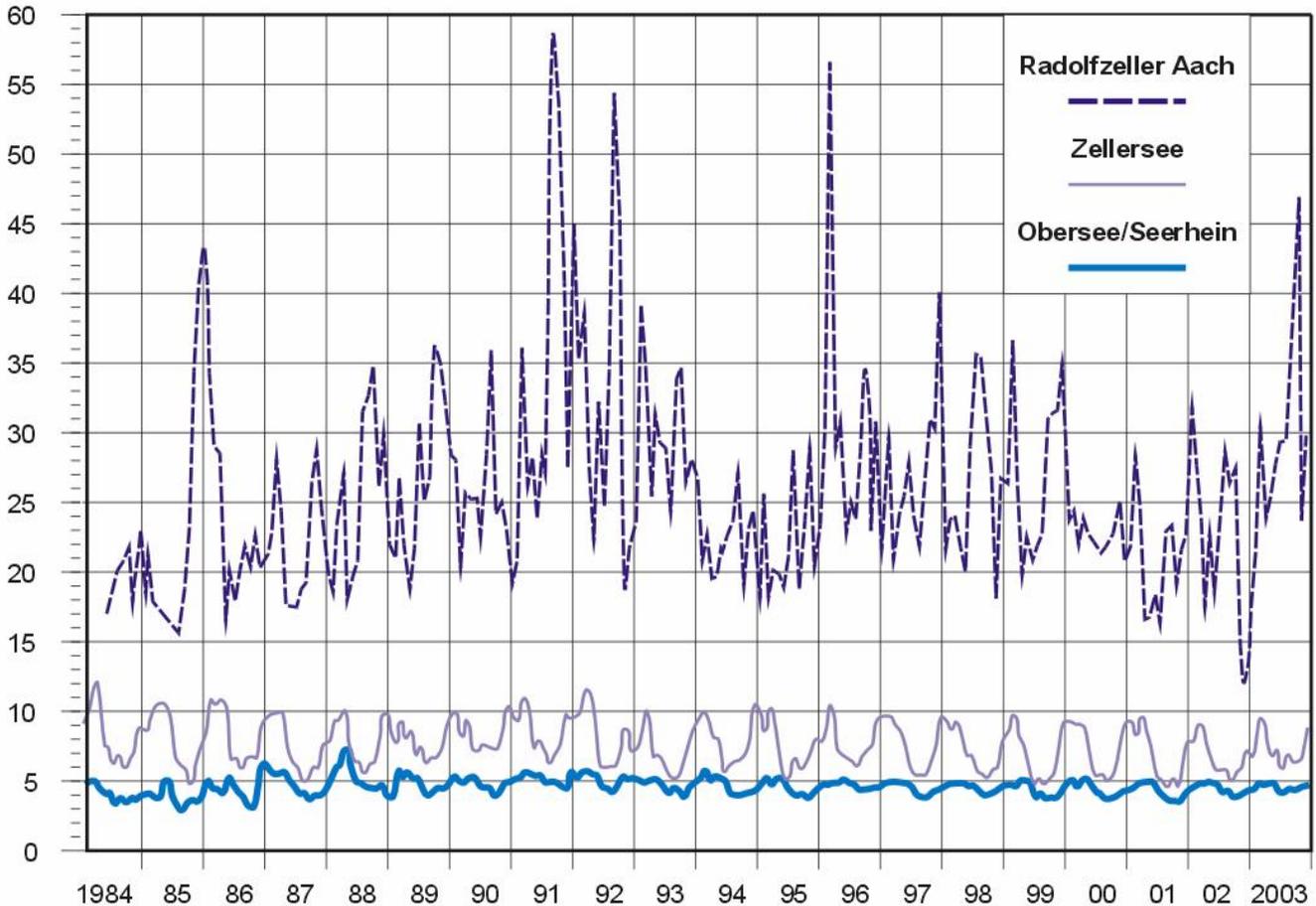
Chlorid [mg/l]

Abb. 8: Chloridgehalte in der Radolfzeller Aach, im Obersee/Seerhein und im Zellersee. Die Daten der Radolfzeller Aach sind gleitende Mittelwerte aus fünf Stichproben im Abstand weniger Tage. Für fehlende Seerheindaten sind die Mittelwerte aus der 0-20 m Schicht des Obersees angegeben. Ein zweijähriger Vergleich der Obersee- mit den Seerheindaten ergab nur unwesentliche Differenzen.

Für den Zeitraum 1984 bis 2003 sind alle Messdaten verfügbar, die für die Berechnungen notwendig sind. Zweijährige vergleichende Untersuchungen zeigen, dass die fehlenden Daten aus dem Seerhein durch die Mittelwerte der oberen Schichten bis 20 m Tiefe aus dem Obersee ersetzt werden dürfen. Auffallend an den Messergebnissen sind die relativ regelmäßigen Jahrgänge der Chloridgehalte im Zellersee (Abb. 8).

Offenbar ist der Einfluss der chloridreichen Radolfzeller Aach auf den Zellersee weniger von den großen Konzentrationsschwankungen in der Aach als vielmehr von den Jahreszeiten abhängig. Tatsächlich kühlt die Aach bei rückläufiger Sonneneinstrahlung und fallenden Lufttemperaturen im Spätsommer und Herbst wesentlich rascher ab, als der vom hohen Wärmespeichervermögen des Obersees profitierende Seerhein (Abb. 9). Ab dieser Zeit mischt sich das kältere und schwerere Aachwasser zunehmend in die tiefen Bereiche des Zellersees ein und die Chloridgehalte nehmen zu. Umgekehrt erwärmt sich mit ansteigenden Temperaturen im Frühjahr die Aach schneller als das Wasser des Obersees. Jetzt wird das Zellerseebecken bevorzugt durch kälteres, chloridarmes Wasser aus dem Seerhein gefüllt, weshalb die Anteile von Aachwasser und mit ihnen die Chloridkonzentrationen im gesamten Zellersee zurückgehen.

Temperatur [°C]

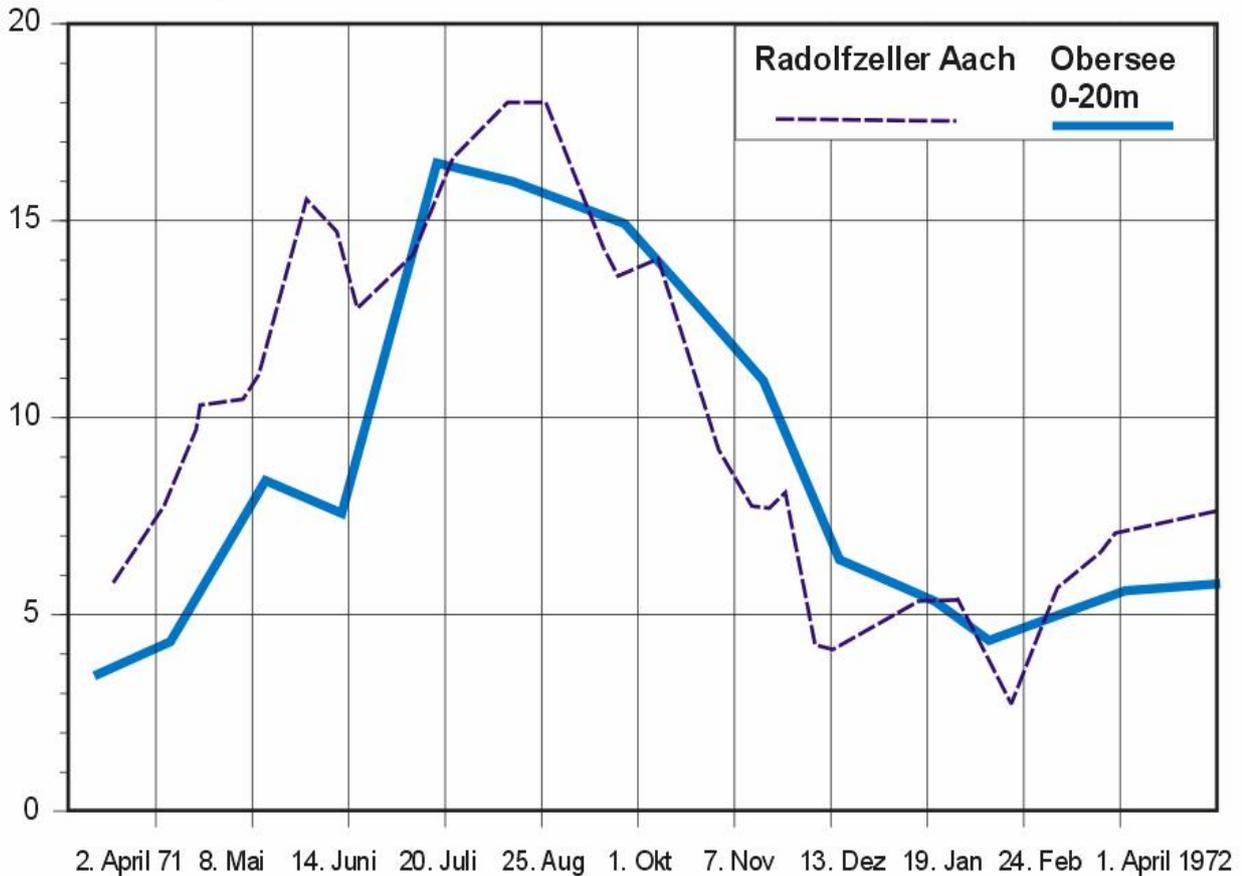


Abb. 9: Monatlich gemessene Temperaturen in der Radolfzeller Aach und in der 0-20 m Oberflächenschicht des Obersees beispielhaft für die Jahre 1971/72.

Die aus den Chloridkonzentrationen monatlich berechneten prozentualen Anteile von Aachwasser im Zellersee schwanken im Jahresverlauf zwischen rund 5 und 25 % und erreichen 1985, 1986 und 1995 über 40 %. Im Mittel der 20 Jahre liegen sie bei knapp 16 % (Abb. 10). Vor allem durch die Lage der Mündung bedingt, ergibt sich für den Zellersee ein weit höherer Einfluss der Radolfzeller Aach als er sich aus dem mittleren Verhältnis der Abflüsse von Seerhein (337 m³/s) und Aach (8,2 m³/s) bei ausgewogener Vermischung erwarten ließe.

Wegen fehlender Berücksichtigung von Kläranlageneinleitungen und kleineren Zuläufen sind diese Angaben mit einem geringen Fehler behaftet, der aber ihre weitere Verwendung für eine größenordnungsmäßige Stoffbilanzierung nicht in Frage stellt, wie die Plausibilität der folgenden Anwendungsbeispiele nahe legt.

Anteil Achwasser im Zellersee [%]

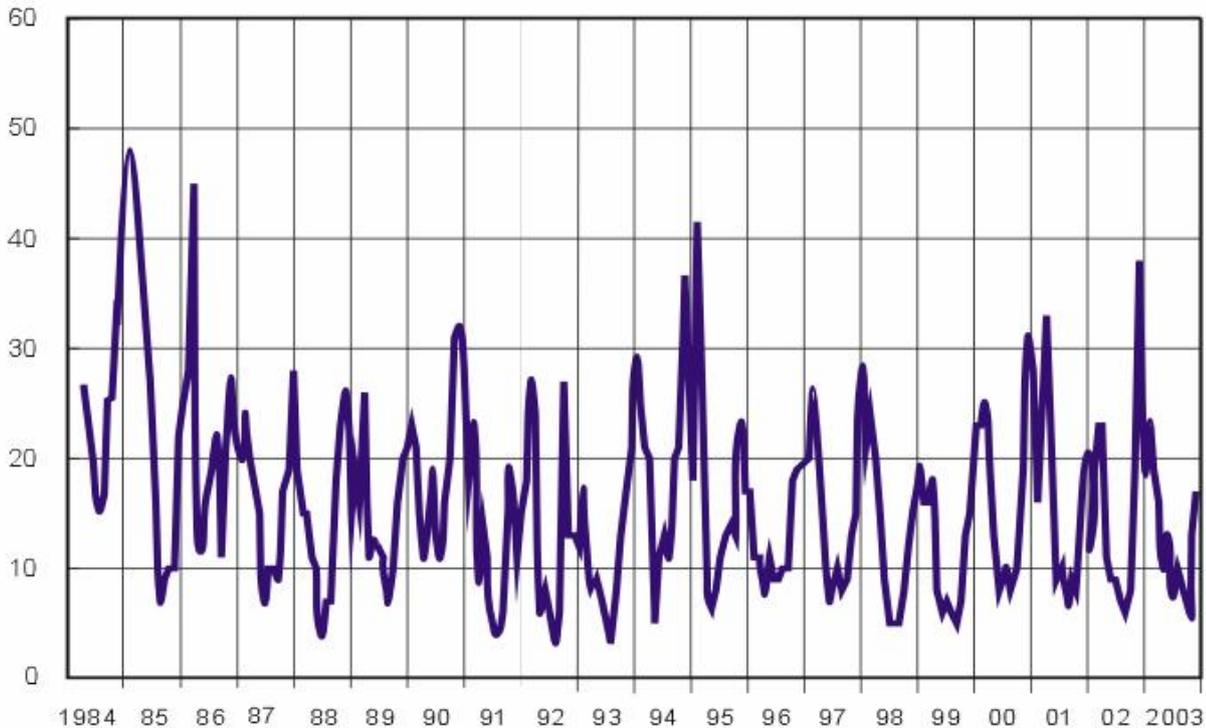


Abb. 10: Berechnete Anteile von Wasser aus der Radolfzeller Ach im Zellersee. Im langjährigen Durchschnitt beträgt der Anteil von Achwasser im See 16 %.

Phosphorbilanz im Zellersee

Mit Kenntnis der monatlichen Mischungsverhältnisse und den Stoffkonzentrationen der beiden wichtigsten Zuflüsse können nunmehr zuflussabhängige Sollkonzentrationen im Zellersee berechnet und mit realen Messwerten verglichen werden.

Diese Gegenüberstellung wird zunächst für die gelösten Phosphorverbindungen von 1997 bis 2003 durchgeführt (Abb. 11). Während in der ersten Jahreshälfte die Messwerte im See regelmäßig unter den erwarteten Mischkonzentrationen der Zuflüsse liegen, kehren sich die Verhältnisse in der zweiten Jahreshälfte um. Diese Ergebnisse dokumentieren die im Frühjahr und Sommer dominierende Zehrung des Phosphors durch die Algenproduktion und das sich ab Spätsommer anschließende Übergewicht der Abbauprozesse mit verstärkten Phosphorrücklösungen aus den Sedimenten.

Über den abgebildeten Zeitraum von sieben Jahren ergibt sich aus den monatlich berechneten Werten des gelösten Phosphors ein Mittelwert von 15,0 µg/l und aus den gemessenen Werten von 12,7 µg/l. Die Differenz gibt den durchschnittlich in Biomasse gebundenen Phosphoranteil im Zellersee wieder.

Gut sichtbar wird der saisonale Phosphorkreislauf, wenn unmittelbar die Differenzen zwischen den berechneten und gemessenen Konzentrationen dargestellt werden (Abb. 12).

gel. P [$\mu\text{g/l}$] im Zellersee

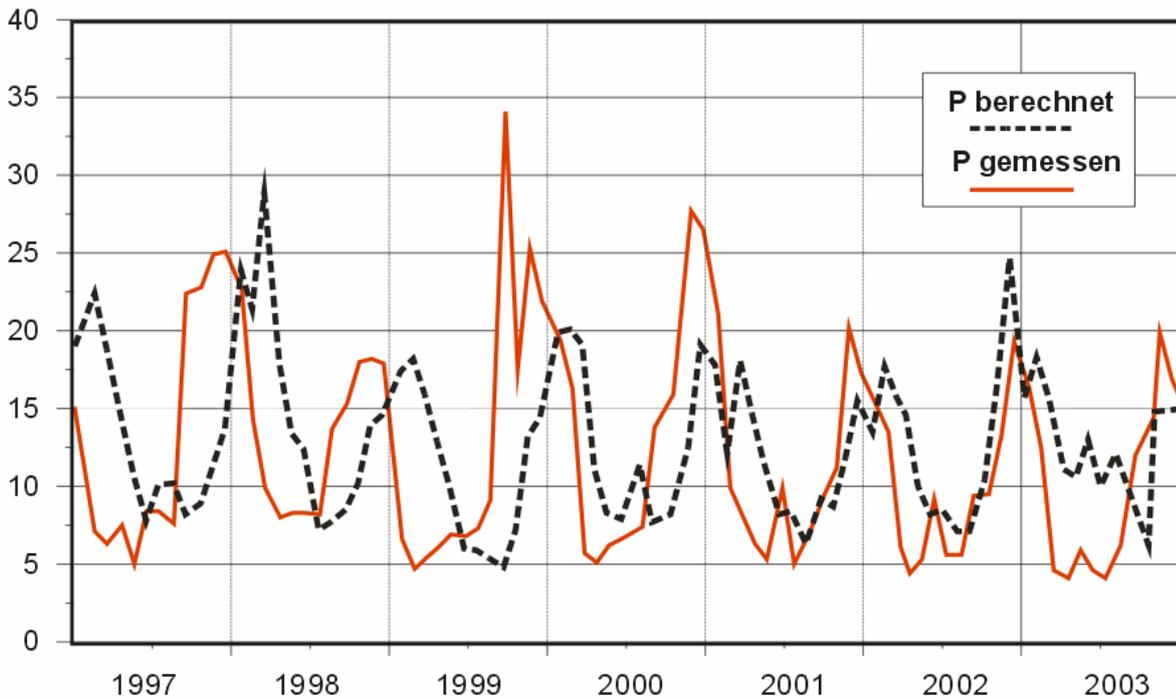


Abb. 11: Die aus Einträgen von Radolfzeller Aach und Seerhein berechneten, sowie die im See gemessenen Mittelwerte von gelösten Phosphorverbindungen im Zellersee. Bedingt durch Zehrungsprozesse liegen in der ersten Jahreshälfte die gemessenen Werte unter den berechneten. Etwa ab Jahresmitte werden die Verhältnisse durch Phosphorfreisetzungen aus den Sedimenten meist umgekehrt.

gel. P [$\mu\text{g/l}$] im Zellersee

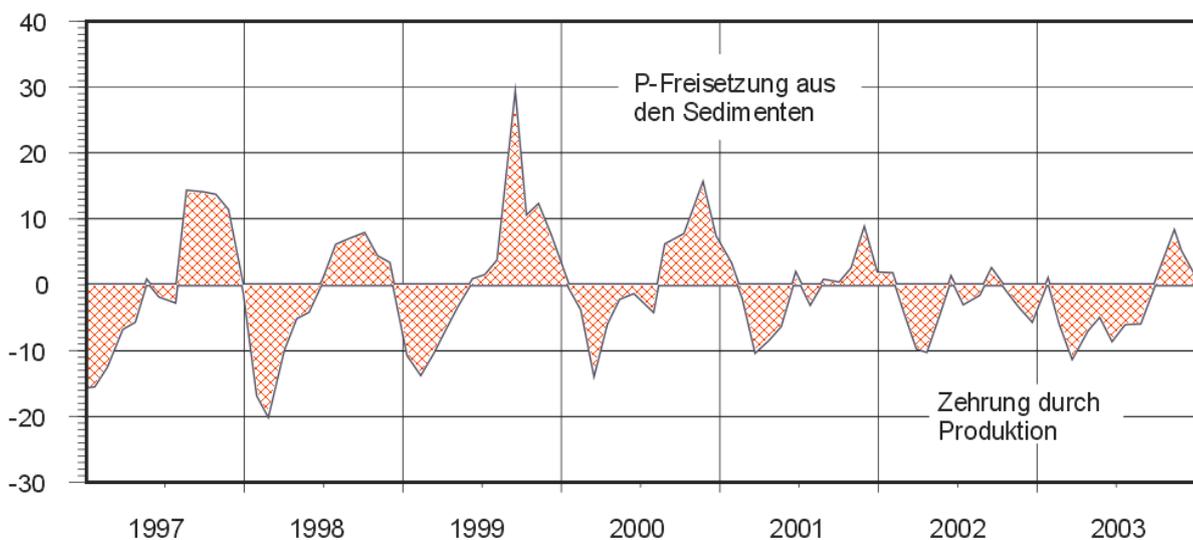


Abb. 12: Differenzen der aus Einträgen von Radolfzeller Aach und Seerhein berechneten, sowie den im See gemessenen Mittelwerten von gelösten Phosphorverbindungen im Zellersee.

Bilanz des anorganischen Kohlenstoffs im Zellersee

Monatliche Bilanzen, nach dem für den Phosphor vorgestellten Muster, sind auch für andere Parameter nützlich, wenn sie wichtige Informationen über seeinterne Prozesse liefern, wie sich beispielsweise für den anorganischen Kohlenstoff zeigen lässt.

Als Folge der relativ hohen Kalkgehalte und abhängig von der Intensität der Algenproduktion finden im Bodensee regelmäßig autochthone Calcitfällungen statt. Sie sind nicht nur Trophieanzeiger, sondern prägen beispielsweise auch maßgeblich die Qualität der Sedimente. Dies gilt in besonderer Weise für den nährstoffreicheren Untersee.

Die produktionsbedingten Konzentrationsabnahmen des gelösten Kalks gehen in erster Näherung zu jeweils gleichen molaren Anteilen auf die Kohlenstoffaufnahmen der Algen und die dadurch anregten Calcitfällungen zurück (Calcit = Kalk). Bestimmt werden die gelösten Kalkgehalte über die Säurekapazität ($K_{s,4,3}$), auch Säurebindevermögen (SBV) genannt.

In Abbildung 13 sind die aus Zuflussdaten von Seerhein und Radolfzeller Aach berechneten SBV-Werte den im Zellersee gemessenen gegenübergestellt.

Säurebindungsvermögen [mmol/l]

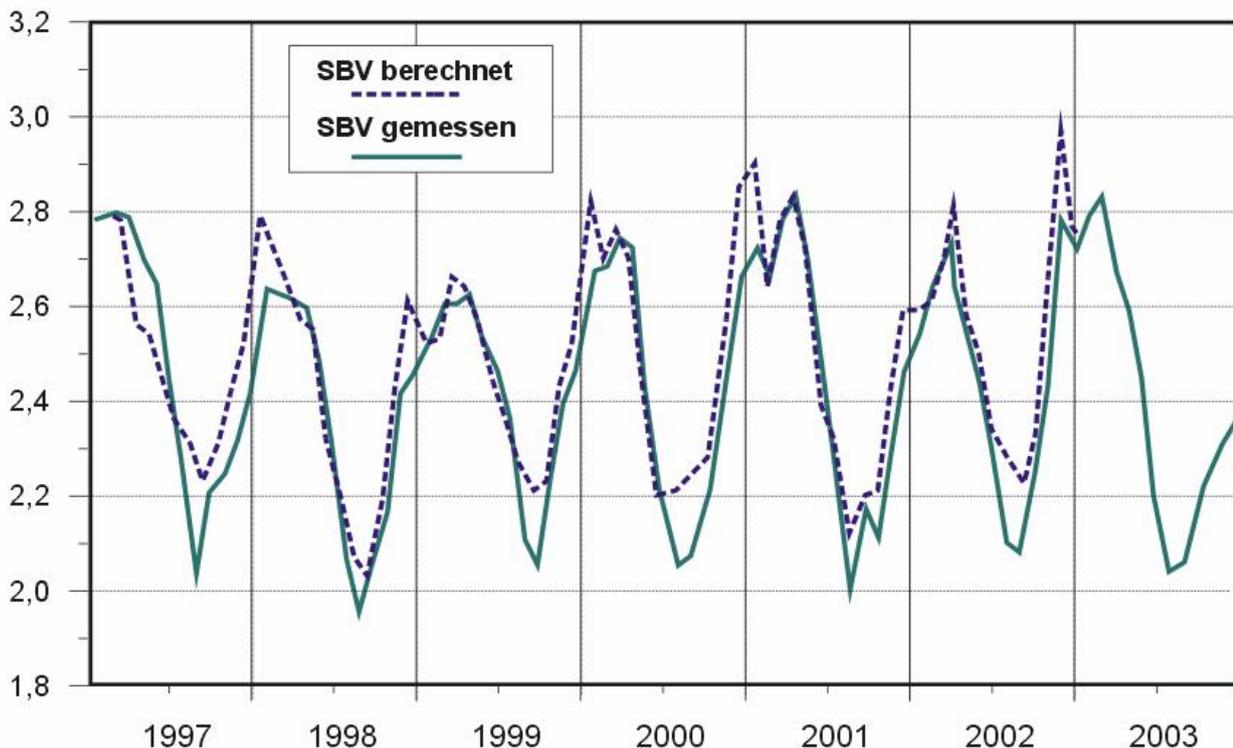


Abb. 13: Die aus Einträgen von Radolfzeller Aach und Seerhein berechneten, sowie die im Zellersee gemessenen SBV-Werte von 1997 bis 2003.

Die starken jahreszeitlichen Schwankungen der berechneten SBV-Werte werden in erster Linie durch saisonale Prozesse im Obersee und in der Radolfzeller Aach verursacht. Sie sind das Ergebnis der kalkulatorischen Vermischung der beiden Zuläufe. Die kohlenstoffreduzierende Primärproduktion im Zellersee führt dann zu einer weiteren Absenkung der gemessenen SBV-Werte und wird als Differenz zwischen den gemessenen und den berechneten Werten erkennbar.

Die durch Biomasseproduktion, Calcitfällung und SBV-verdünnende Hochwässer des Alpenrheins verursachten, sommerlichen SBV-Abnahmen liegen im Freiwasser des Obersees bei etwa 0,6 bis 0,8 mmol/l. Durch Biomasseproduktion und Calcitfällung werden die SBV-Werte im Zellersee anschließend weiter vermindert.

Während der Obersee mit einem Volumen von 48 km³ und einem jährlichen Zufluss von 12 km³ theoretisch nur alle 4 Jahre austauscht, erneuert sich der Zellersee mit einem Volumen von 0,2 km³ bei noch etwas höherem Zufluss (Aach) mehrfach im Jahr. Wegen der kürzeren Aufenthaltszeit bleiben die Kalkverluste im Wasserkörper zwar kleiner, die Kalkabscheidungen pro Quadratmeter Seefläche sind aber im gleichen Zeitraum größer als im Obersee. Hieraus erklären sich die höheren Calcitgehalte, die in den Sedimenten des Zellersees gefunden werden.