

Verringerung des Phosphorgehaltes und die Aufrechterhaltung des hygienischen Standards eines Schwimmteichsystems im Öko-Camp bei Eggerding (Österreich)

Univ.-Doz. Dr. Mag. Katrin Teubner*
Mag. Judith Ausserbrunner, MSc**
Dr. Gerhard Watschinger

28. August 2007

Korrespondenz: * katrin.teubner@univie.ac.at, ** j.ausserbrunner@silverserver.at

Die Untersuchungen zu den EM-behandelten Gewässern der künstlich angelegten Schwimmteichanlage vom „Ökocamp Eggerding“ ergaben, dass die Badegewässer in vielerlei Hinsicht natürlichen mesotrophen bis schwach eutrophen Gewässern ähneln. Die „Effektiven Mikroorganismen“ (EM) wurden wöchentlich in Form einer Zellsuspension über die Retentionsbecken in den Kreislauf der Schwimmteichanlage eingebracht. Nach HIGA und PARR (2007) besteht EM aus einer Mischung aus Mikroorganismen, wobei Milchsäurebakterien und verschiedene Hefepilzen hauptsächliche Bestandteile und photosynthetische Prokaryonten sowie weitere nicht mit Namen im Detail erwähnte Mikroorganismen in Spuren enthalten sein sollen. Die Untersuchungen wurden in einem dreiwöchigen Abstand während der Badesaison Mai bis September 2005 durchgeführt. Sie umfassten physikalisch-chemische und biologische Parameter in zwei Schwimmteichen (5-6 m tief) sowie eine Kaskade von Retentionsbecken. Die Transparenz des Wassers war sehr gut, sodass die euphotische Zone, d.h. die Wasserschicht, in der eine Photosynthese effizient möglich ist, im Durchschnitt 10 m betrug. Theoretisch betrachtet wäre damit sogar bei Schwimmteichbecken mit einer Tiefe von 10 m, eine photosynthetische Sauerstoffbildung noch bis zum Beckenboden möglich. Die hohe Verfügbarkeit von Phosphor, die wir auf die zusätzliche Stimulation der Nährstoffregeneration durch EM neben den im Gewässer natürlich vorkommenden Mikroorganismen zurückführen, äußerte sich u.a. in einem dafür typischen kleinzelligen Phytoplankton im Sommer. Durch die Regeneration von Phosphorkomponenten wurde anscheinend ein relativ hoher Anteil vom gesamten Phosphorpool den Schwebalgen effizient verfügbar, was sich in einem hohen Chlorophyll-a-Gehalt pro Gesamt-Phosphor in der Wassersäule in den Schwimmteichen äußerte. Im Einklang mit der forcierten Regeneration der abgestorbenen Biomasse, ergab sich auch nur wenig Sediment- bzw. Faulschlamm in den Schwimmbecken. Der Phosphorentzug aus der Schwimmteichanlage erfolgte effektiv über das Abernten von fädigen Makroalgen, die gezielt in Retentionsbecken angesiedelt wurden. Wir bewerten daher den Erfolg der Reinhaltung der Schwimmteichanlage in der Kombination von zwei Massnahmen: (1) dem Einsatz von EM zur Regeneration von organischem Phosphor zu algenverfügbarem Phosphor und (2) der Entnahme dieses regenerierten Phosphors über das Abernten gezielt angelegter Grünalgenmatten in den Retentionsbecken. In den untersuchten Retentionsbecken wurde der Phosphor bevorzugt durch die Fadenalgen und nicht durch Schwebalgen aufgenommen. Diese harmlosen Grünalgen-

matten der Retentionsbecken werden von anderen mikrobiellen Aufwuchsalgen besiedelt, wodurch sich wiederum eine erhöhte Reinigungsleistung ergibt. Wir bewerten das regelmäßige Abernten von Makroalgen als den entscheidenden Garant zur Gewährleistung einer hohen Badewasserqualität in der EM-behandelten Schwimmteichanlage. In anderen Schwimmteichanlagen wird üblicher Weise pflanzliche Biomasse über den Verschnitt von angepflanzten Makrophyten (Wasserpflanzen) vorgenommen. Den Vorteil durch das Abernten der Makroalgen begründen wir damit, dass die Fadenalgen-Biomasse unmittelbar zur Zeit der Belastung und in beliebigen Mengen fortlaufend während der Badesaison geerntet werden kann, wogegen ein Verschnitt der Wasserpflanzen nur im Herbst sinnvoll ist. Eine Referenzmessung zu einer vergleichbaren Schwimmteichanlage ohne EM-Behandlung wurde in dieser Studie nicht durchgeführt. Damit kann hier keine Aussage getroffen werden, wie groß die Reinigungsleistung durch die Behandlung von EM gegenüber einem unbehandelten Schwimmteichsystem ist.



Abb. 1. Detailaufnahmen zum Schwimmteich T2 mit Blick vom flachen Kinderbecken (die beiden linken Bilder), und Blick zur Verkaufsstelle. Das Bild rechts außen zeigt im Detail das klare Wasser in diesem Schwimmbecken zu Beginn der Hauptbadesaison Ende Juni (siehe auch Abbildung 2).

Kurze Detailbeschreibung der Ergebnisse des Projektes

Die Schwimmteichanlage in Edenaichet bei Eggerding in Oberösterreich wird von Herrn Felix Hingsamer als Ökocamp betrieben und umfasst mehrere Schwimmteiche und Retentionsbecken. An sommerlichen Tagen werden bis zu 1.300 Badegäste gezählt (<http://www.oekocamp.at/folgeseiten/index2.html>). Die nachfolgend vorgestellten Untersuchungen wurden während einer Badesaison in einem dreiwöchigen Intervall vom 19. Mai bis 22. September 2006 durchgeführt. Sie umfassten die Teiche 2 und 3 und eine Kaskade der Retentionsbecken (RB2) der in den Abbildungen 1 und 2 gezeigten Anlage. Seit April 2006 und während des gesamten Untersuchungszeitraums hat der Schwimmteichbetreiber Herr Felix Hingsamer einmal wöchentlich in den Retentionsbecken die „Effektive Mikroorganismen“ (EM) in Form einer lebenden Zellsuspension zugegeben. Die EM liegen in einer Mischung aus Milchsäurebakterien, Hefepilzen und photosynthetischen Prokaryonten vor. Sie gehören zum regenerativen Mikroorganismus-Typus und können bei allen Substanzen Fäulnis verhindern. Diese Mikroorganismen sind dafür bekannt, Klärschlamm abzubauen und



Abb. 2. Luftbildaufnahme der Schwimmteichanlage mit den Teichen T1 bis T4 und Retentionsbecken RB 1 und RB 2 (Stand: Juli 2005).



Abb. 3. Kaskade von Retentionsbecken. Das rechte Bild zeigt das vorgelagerte Kiesbett.

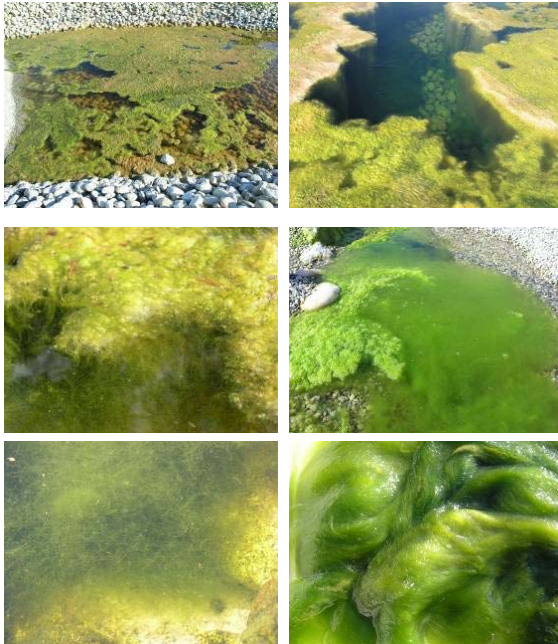


Abb. 4. Anreicherung von fädigen Makrogrünalgen in den Retentionsbecken. Mit dem Aufbau der Biomasse durch Fadenalgen wurde in den Retentionsbecken eine um über das 100-fache höhere Frischbiomasse gegenüber der Biomasse freischwebender Algen in den Schwimmteichbecken aufgebaut. Die Grünalgenmatten wurden regelmäßig geerntet, sodass dem Schwimmteichsystem Phosphor entzogen werden konnte. Beim Abernten eines Retentionsbeckens mit 65-80 % Oberflächenbedeckung durch fädige Grünalgen wurden etwa 87 mg Phosphor entfernt. Mit dem Einsatz von EM ergab sich ein besonders intensives Wachstum der Grünalgenmatten in den Retentionsbecken. Mikroskopische Abbildung der Fadenalgen siehe Abbildung 5.

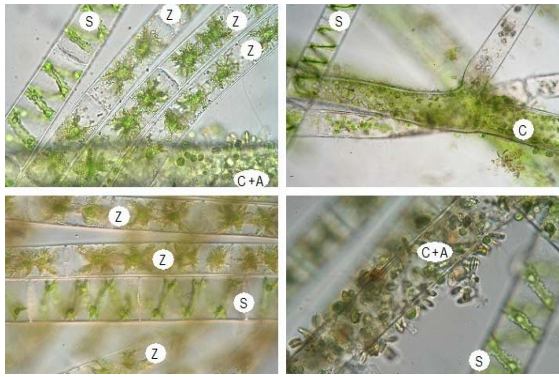


Abb. 5. Die in den Retentionsbecken angesiedelten Fadenalgen zählten zu den Gattungen *Zygnema* (Z), *Spirogyra* (S) und *Cladophora* (C). Diese Grünalgenarten sind harmlos, da sie keine Algentoxine bilden können. Sie dienen der Entnahme von Phosphor aus dem Schwimmteichsystem (siehe Abb. 4). Manche hier gezeigten Algenfäden zeigen den Aufwuchs weiterer Algen (C+A), die ebenfalls Phosphor binden. Der Vorteil des Aberntens von Makroalgen gegenüber Wasserpflanzen in den Retentionsbecken ist, dass die Fadenalgen-Biomasse unmittelbar zur Zeit der Belastung und in beliebigen Mengen während der Badesaison geerntet werden kann, wogegen ein Verschnitt der Wasserpflanzen nur im Herbst sinnvoll ist. Das Entfernen von Algenbiomasse bzw. ggf. der Wasserpflanzenverschnitt dient dem Entzug von Phosphor aus dem System. *Mikroskopische Fotos von Mag. Charlotte Wöber.*

damit Nährstoffe den Algen wieder verfügbar zu machen. Ziel der begleitenden Untersuchung in der Schwimmteichanlage Hingsamer war es, diese mit EM behandelte Gewässer der Anlage mit anderen natürlichen Gewässern zu vergleichen.

In den beiden Schwimmteichen mit einer Beckentiefe von 5-6 m wurde nur eine instabile thermische Schichtung im Sommer erreicht. Die maximale Temperaturdifferenz im Profil betrug nur 0,5°C. Infolgedessen kam es auch nur zu einer relativ geringfügigen Anreicherung von Nährstoffen in den Tiefenschichten während der sommerlichen Schichtung. So waren auch die Konzentrationen im Tiefenwasser für den Gesamtphosphor (TP) maximal um das 1,3-fache höher als im Epilimnion. Entsprechend wurden auch um das 1,35-fache höhere Werte für das gelöste Silikat (SRSi) im Tiefenwasser gemessen. Die Tiefenwasserkonzentrationen vom Nitrat hingegen entsprachen denen des Oberflächenwassers. Die euphotische Zone wurde entsprechend der Messungen von Lichtprofilen auf ca. 10 m berechnet (maximal 14 m). Damit überstieg die Wasserschicht, über die Photosynthese effizient ablaufen könnte, theoretisch den Wert gegenüber der eigentlichen Wassertiefe von 5-6 m. Oder anders gesagt: Selbst wenn die Wasserbecken doppelt so tief gebaut wären, ist die Transparenz des Wassers so hoch, dass auch dann noch bis zum Beckengrund Photosynthese möglich wäre. Die durchschnittliche Sichttiefe betrug in beiden Becken 3,1 m, im Sommer 2,8-2,9 m. Damit lassen sich unter dem Aspekt der Sichttiefe die Schwimmteiche als mesotroph einstufen.

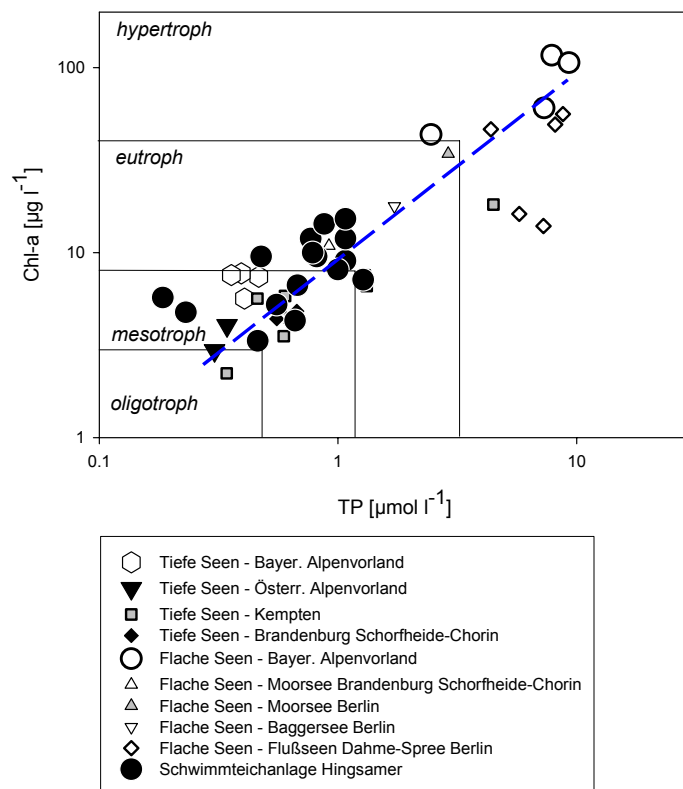


Abb. 6. Abhängigkeit der Chl-a-Konzentration (Chl-a) von der Gesamt-Phosphorkonzentration (TP) im Wasser der Teiche und Retentionsbecken der Schwimmteichanlage (schwarze ausgefüllte Kreise) im Vergleich mit anderen natürlichen Gewässern.

In der Schwimmteichanlage, die über Monate mit EM behandelt wurden, ergab sich ein relativ hohes Algenwachstum bei relativ niedrigen Gesamtphosphorkonzentrationen.

Die Abbildung 6 zeigt die Relation zwischen den Konzentrationen des Gesamtphosphors und des Chlorophylls der Algen in der Wassersäule der Schwimmteiche. Um einen Vergleich der Schwimmteichanlage mit anderen natürlichen Gewässern aufzeigen zu können, wurde die graphische Darstellung mit anderen Seendaten ergänzt. Es wird deutlich, dass in den Schwimmteichen relativ viel Phosphor in den Algen eingebaut wurde, oder anders gesagt ein überdurchschnittlich hoher Anteil vom Gesamtphosphor für die Algen zur Aufnahme verfügbar vorlag. Diese Situation spricht für eine Mobilisierung und verstärkte Verfügbarkeit von Phosphor für die Algen in der EM-behandelten Schwimmteichanlage. Eine vergleichbare Relation ergibt sich in natürlichen Gewässern in den mesotrophen alpinen Seen. Dort funktioniert die erhöhte Mobilisierung der Nährstoffe allein über das natürliche Nahrungsnetz. Die Trophie-Einschätzung nach der Relation zwischen Phosphor und Algen (gemessen als Chlorophyll-a) wird als mesotroph bis schwach eutroph eingestuft. Demzufolge wird hier die Wasserqualität nicht so hoch wie nach der Sichttiefe bewertet.

Im Einklang mit der hohen Verfügbarkeit von Phosphor im Sommer, ähnelte das sommerliche Phytoplankton in den Schwimmteichen dem typischen Frühjahrsplankton in natürlichen Gewässern. Dieses Phytoplankton, dass sich allgemein bei einer hohen Verfügbarkeit von Phosphor bevorzugt entwickelt, ist in den untersuchten Schwimmteichen ein Plankton mit einem hohen Kieselalgenanteil. Es zeichnete sich durch hohe Zelloberflächen bei relativ kleinen Zellbiovolumina aus. Somit dominierten im

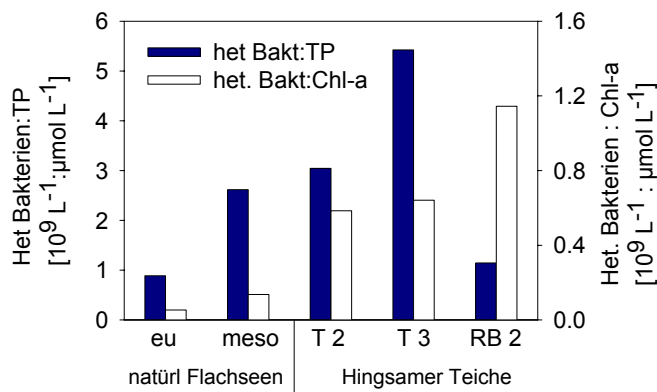


Abb. 7. Proportionen zwischen der Anzahl heterotropher Bakterienzellen zu der TP-Konzentration (het. Bakt:TP) bzw. zur Chlorophyll-a-Konzentration (het. Bakt:Chl-a). Die Abbildung zeigt den Vergleich zwischen eu- und mesotrophen Flachseen und den Hingsamer Teichen (Teiche 2 und 3) und Retentionsbecken (RB2). Alle Balken beziehen sich auf Mittelwerte für den Zeitraum Juni bis Juli.

Sommerplankton der Schwimmteiche kleinzellige bzw langgestreckte und nadelförmige Zellformen. Der Frassdruck durch das Zooplankton wurde als geringfügig eingeschätzt, da sowohl Wasserflöhe (*Daphnia*) als auch Ruderfusskrebse (*Megacyclops*), wenn auch nur temporär genommenen Proben, mit nur geringen Individuenzahlen vertreten waren. Weiters konnte in der gesamten Anlage eine nur geringfügige Sedimentbildung beobachtet werden, was wiederum für die regenerative Leistung beim Nährstoffrecycling durch den Einsatz für EM spricht.

In der Abbildung 7 werden die Relationen zwischen der Anzahl der heterotrophen Bakterienzellen und der Konzentration an Gesamtphosphor- bzw Chlorophyll-a der Schwimmteiche mit denen der natürlichen eu- und mesotrophen Gewässern verglichen. Ähnlich wie in den nährstoffarmen, d.h. mesotrophen Gewässern, traten in den Teichen der Anlage relativ hohe Zellzahlen von heterotrophen Bakterien gegenüber einer relativ geringen Konzentration von Gesamtphosphor bzw. Chlorophyll-a der planktischen Algen auf. Eine um so höhere Bakterien/Chl-a Relation ergab sich in den Retentionsbecken, weil hier das Chlorophyll allein der planktischen Algen, aber nicht das der fädigen Makroalgen berücksichtigt wurde. Inwieweit sich die relativ hohe Zahl von heterotrophen Bakterien direkt durch den Zusatz von EM oder indirekt durch ein stimulierendes Wachstum der natürlichen mikrobiellen Bakteriengemeinschaft durch EM ergab, können wir durch unsere Messungen nicht abschätzen.

In den Retentionsbecken wurde relativ wenig Biomasse bei den planktischen Algen, zugunsten einer hohen Biomasse von fädigen Makroalgen aufgebaut. Diese fädigen Grünalgen wuchsen anscheinend besonders intensiv mit der Zugabe von EM und dienten dem gezielten Biomasse- und damit Phosphorentzug aus dem System (Details sind beschrieben in Abbildung 4 und 5). Die Reinigungsleistung der Retentionsbecken wurde durch Aufwuchsalgen auf den fädigen Grünalgen noch erhöht (C+A in Abbildung 5). Aus dem mittleren Saprobienindex dieser Aufwuchs-

algen wurde eine gute Wasserqualität angezeigt (Güteklasse II). Diese Einschätzung steht wiederum mit den anderen, oben diskutierten Trophieparametern im Einklang.

Unsere Messungen erlauben jedoch keine Abschätzung welcher Anteil der Reinigungsleistung auf die Behandlung von EM und welcher auf das Absterben der Fadenalgenbiomasse zurück geführt werden kann. Auch können wir keine Aussage dazu treffen, welche der oben genannten Mikroorganismen von EM insbesondere für die Reinigungsleistung verantwortlich waren, welchen Anteil am Nährstoffumbau nichtlebende Bestandteile in der EM-Zellsuspension hatten (Enzyme, ua freigesetzt durch absterbende und tote Zellen bzw aktiv durch lebende Zellen gewonnen) und ob der Effekt von EM hauptsächlich auf eine mikrobielle Aktivität von EM oder auf eine Hemmwirkung von EM auf die natürlicher Weise in der Schwimmteichanlage vorkommenden Mikroorganismen zurückzuführen ist.

Weiterführende Literatur zur Phosphornutzung der planktischen Algengemeinschaften und Nährstoffanreicherung in natürlichen Gewässern:

- DOKULIL, M., HAMM, A. & KOHL†, J.-G. (Hg.), 2001: Ökologie und Schutz von Seen. 1. Auflage, ISBN 3-8252-2110-5, UTB für Wissenschaft: Uni Taschenbücher; 2110, Facultas-Univ.-Verlag, Wien.
- DOKULIL, M.T. & TEUBNER, K. 2000. Cyanobacterial dominance in lakes, *Hydrobiologia* 438: 1-12.
- HIGA, T. & J.F. PARR (2007) internet publication: <http://www.agriton.nl/higa.html> (download 1 August 2007)
- JEPPESEN, E., et al. (2005) Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* (50) 1547-1571.
- NIXDORF, B. & DENEKE, R. 1997: Why 'very shallow' lakes are more successful opposing reduced nutrient loads. *Hydrobiologia* 342/343: 269-284.
- TEUBNER, K. 2003. Algen als natürlicher Bestandteil in Seen: Wann und warum werden Algenentwicklungen problematisch? In: Kongressband 2. Int. Congr. naturnahe Badegewässer, Salzburg: 40-44.
- TEUBNER, K., CROSBIE, N., Donabaum, K., KABAS, W., KIRSCHNER, A., PFISTER, G., SALBRECHTER M. and DOKULIL, M.T. 2003a: Enhanced phosphorus accumulation efficiency by the pelagic community at reduced phosphorus supply: a lake experiment from bacteria to metazoan zooplankton, *Limn.&Oceanogr.* 48 (3): 1141-9.
- TEUBNER, K., CROSBIE, N., Donabaum, K., KABAS, W., KIRSCHNER, A., PFISTER, G., SALBRECHTER M. and DOKULIL, M.T. 2003b: Erhöhte Phosphorakkumulation durch die pelagische Gemeinschaft bei reduzierter Gesamtphosphorbelastung: Eine Gesamtstudie von den Bakterien bis zum Zooplankton in dem städtischen Flachsee Alte Donau. In: DGL-Tagungsbericht 2003 (29.9.-2.10.2003) Köln.
- TEUBNER, K. 2006: Ergebnisse des Forschungsvorhabens „Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien (Blaualgen) in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern“. p. 49-74. In: Toxinbildende Cyanobakterien (Blaualgen) in bayerischen Gewässern: Massenentwicklungen, Gefährdungspotential, wasserwirtschaftlicher Bezug. Materialienband Nr. 125, pp. 145 Bayerisches Landesamt für Umwelt. ISBN: 13: 978-3-940009-08-1. http://www.bestellen.bayern.de/shoplink/lfu_was_00006.htm