

Eawag

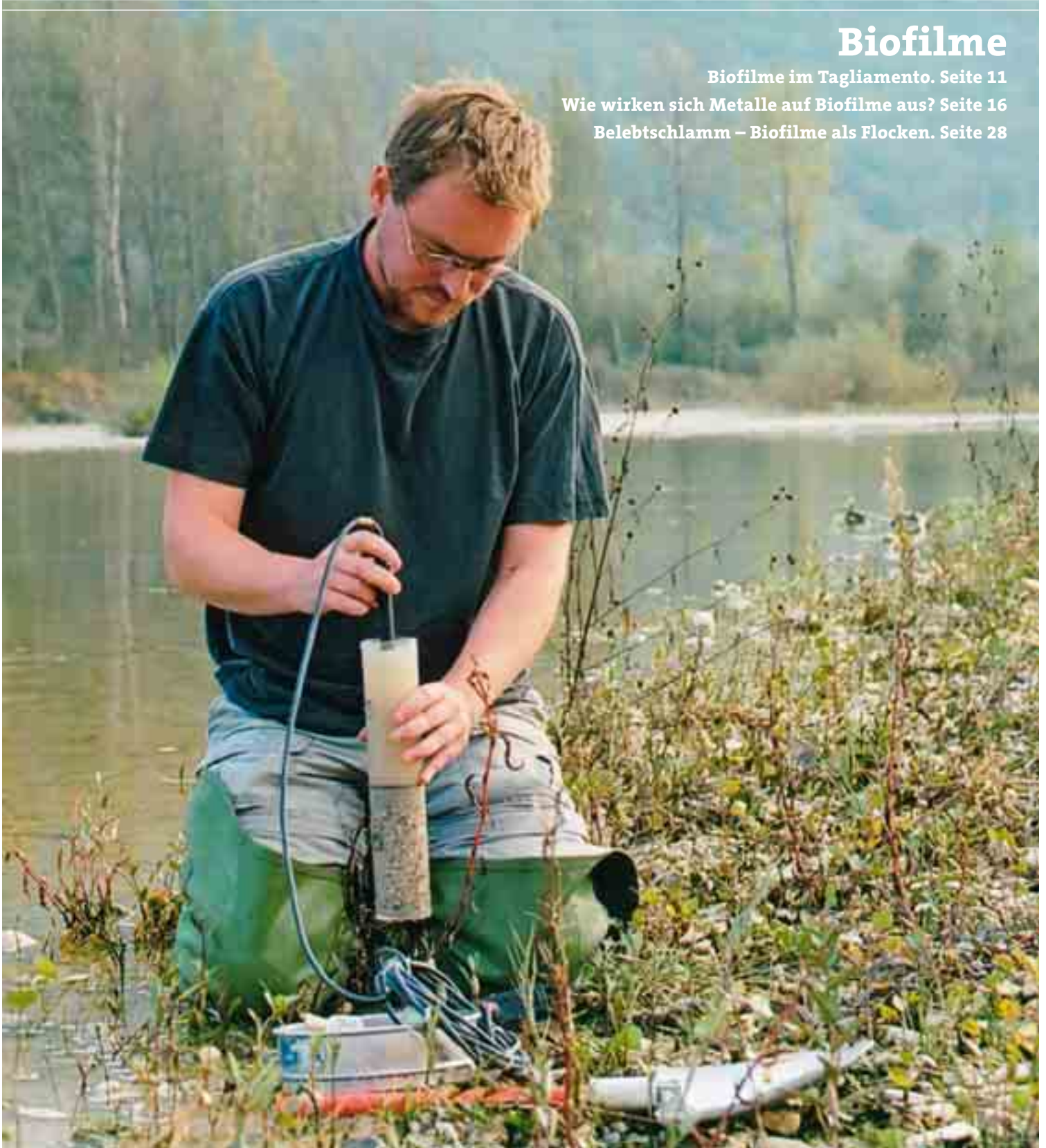
News

Biofilme

Biofilme im Tagliamento. Seite 11

Wie wirken sich Metalle auf Biofilme aus? Seite 16

Belebtschlamm – Biofilme als Flocken. Seite 28





Thomas Egli, Mikrobiologe und Leiter a.i. der Abteilung «Umweltmikrobiologie»

Biofilme: Ärgernis und Segen zugleich

Wer hat sich nicht schon geärgert: über die Zähne, die bereits kurz nach dem Putzen wieder stumpf waren, über die ständig schleimig werdenden Wasserbehälter von Espressomaschine und Luftbefeuchter und über den glitschigen Stein, der uns auf einer Wanderung beim Durchqueren eines Baches zum nassen Verhängnis wurde. Dies alles verdanken wir dem Wachstum unserer kleinsten Erdmitbewohner, den Mikroorganismen. Es ist ein Faktum, dass sie sich zumeist in Gemeinschaften, in so genannten Biofilmen, auf allen möglichen und unmöglichen Oberflächen niederlassen. Dabei reicht das Spektrum von Mikrokolonien mit wenigen Zellen bis hin zu milli-, ja zentimeterdicken Schichten, wo die Mikroorganismen in einem wasserhaltigen Schleim eingebettet sind.

Faszinierend an Biofilmen ist, dass auf engem Raum physiologisch sehr unterschiedliche Gruppen, z.B. Bakterien, Algen und Pilze, zusammenkommen und voneinander profitieren. Daher ist die Lebensform Biofilm äusserst vorteilhaft: die Organismen ernähren sich häufig gegenseitig, sind vor Frassfeinden und Bioziden geschützt sowie durch Einbettung in den Schleim besser gegen Stresssituationen, z.B. gegen Austrocknung, gefeit. Aber es gibt auch negative Aspekte wie die physikalische Limitierung des Nährstofftransports und die Immobilität.

Ob Mikroorganismen diese standortgebundene Lebensweise absichtlich wählen oder ob dieser Vorgang als Antwort auf die äusseren Rahmenbedingungen mehr notgedrungen als aktiv abläuft, ist eine Frage, bei der sich die wissenschaftliche «Gemeinschaft» in zwei Lager spaltet. Seit mehr als drei Jahrzehnten jedenfalls wird darüber zum Teil heftig diskutiert.

Egal welche höhere Strategie hinter der ganzen Sache steckt, auch hier liegt «Schlechtes» und «Gutes» nahe beieinander. Die Bildung von anaeroben Nischen, in denen die Korrosion von Metallleitungen beginnt, Hygieneprobleme in der Trinkwasserverteilung, medizinische Probleme durch Bewachsen von künstlichen Implantaten oder Kathetern, eine reduzierte Leistung von Wärmetau-

schern und der erhöhte Fahrtwiderstand bei Schiffen sind nur einige Bereiche, in denen uns Biofilme das Leben schwer machen. Auf der anderen Seite spielen Biofilme eine wesentliche Rolle im Stoffhaushalt und damit in der Selbstreinigung natürlicher Gewässer. In Kläranlagen werden sie extra auf speziellen Trägermaterialien mit grosser Oberfläche herangezüchtet, um die Schmutzstoffe im Abwasser zu eliminieren. Die Ökotoxikologen möchten Biofilme einsetzen, um mit ihnen die Schadstoffbelastung der Gewässer abzuschätzen. Und in der Kosmetikindustrie werden Stoffe aus dem Biofilmschleim als Wasser speichernde Komponenten verwendet: so können die Inhaltsstoffe mit viel Wasser gestreckt werden und die Creme erscheint dennoch voluminös.

In den vergangenen Jahrzehnten haben wir durch intensive Forschung zwar viel über das Verhalten der Mikroorganismen in Biofilmen gelernt. Doch ist diese Lebensweise für uns auch heute noch ein Phänomen, über das wir immer wieder staunen und rätseln. Einige der Aspekte und Fortschritte auf diesem Gebiet sind in der vorliegenden Ausgabe der Eawag News zusammengestellt.

Thomas Egli

Die Eawag, das Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs, hat im Mai 2005 ihren grafischen Auftritt erneuert. Daran haben wir jetzt auch das Layout der Eawag News angepasst. Wir freuen uns auf Ihre Anregungen und Kommentare.
Martina Bauchrowitz, Redaktorin

eawag.news@eawag.ch

Leitartikel

4 **Biofilme sind allgegenwärtig**



Nicht nur auf unseren Zähnen bilden sich Biofilme. Praktisch jede natürliche und technische Grenzfläche auf der Erde ist von Mikroorganismen besiedelt. Viele Biofilme wie der Zahnplaque sind unerwünscht, andere wie die nähr- und schadstoffabbauenden Bakterien in Kläranlagen werden extra herangezüchtet.

Forschungsberichte

8 **Biofilmmodelle: Werkzeuge für die Forschung**

Mathematische Modelle sind wichtige Hilfsmittel, um das Verhalten komplexer Systeme zu simulieren.

11 **Biofilme im Tagliamento**

Hängt die Biofilmentwicklung vom Wasseraustausch zwischen dem Oberflächengewässer und den Sedimenten im Flussbett ab?

14 **Calcit ausfällung an Cyanobakterien**



Calciumkarbonat fällt als Seekreide in vielen Seen aus. Doch wie kommt es dazu? Eawag-Forscherinnen vermuteten, dass daran Substanzen auf der Oberfläche von Cyanobakterien beteiligt sind, die auch im Biofilm eine Rolle spielen.

16 **Wie wirken sich Metalle auf Algenbiofilme aus?**

Neues Beurteilungskonzept: Von zellulären Effekten bis hin zu Folgeerscheinungen auf Gemeinschaftsebene.

19 **Metallakkumulationen in Algenbiofilmen**

Durch Regen kann der Metallgehalt in Fließgewässern sprunghaft ansteigen. Wie rasch reagieren Biofilme?

22 **Phytochelatine als Metallindikatoren?**



Phytochelatine schützen Algen gegen giftige Metalle. Algen synthetisieren diese kurzen Polypeptide bei erhöhten Metallkonzentrationen im Wasser. Ist es möglich, Phytochelatine als

Bioindikatoren für Metallstress zu nutzen?

24 **Biofilter auf dem Prüfstand**

Ist die Abwasserreinigung in Biofiltern ebenso effizient wie in herkömmlichen Anlagen?

28 **Belebtschlamm – Biofilme als Flocken**

Belebtschlammflocken sind Biofilme der besonderen Art. Ist ihre Grösse entscheidend für die Reinigungsleistung?

31 **Biofilme vermindern die Wärmerückgewinnung**

Biofilme mindern die Leistung von Wärmetauschern. Wie kann das verhindert werden?

Verschiedenes

34 **Publikationen**

36 **In Kürze**

eawag
aquatic research

Impressum

Herausgeberin, Vertrieb: Eawag, Postfach 611, 8600 Dübendorf, Schweiz, Tel. +41 (0)44 823 55 11, Fax +41 (0)44 823 53 75, www.eawag.ch

Redaktion: Martina Bauchrowitz, Eawag

Copyright: Nachdruck möglich nach Absprache mit der Redaktion.

Erscheinungsweise: unregelmässig in Deutsch, Englisch und Französisch. Chinesische Ausgabe in Zusammenarbeit mit INFOTERRA China National Focal Point.

Abbildungen: Peter Nadler, Küsnacht

Foto Titelblatt: Eawag. Der Eawag-Forscher Michael Döring bei Messungen am Tagliamento.

Konzept: TBS Identity, Zürich

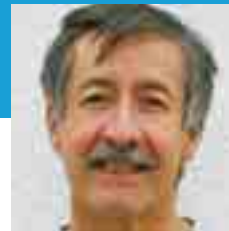
Satz, Bild und Layout: Peter Nadler, Küsnacht

Gedruckt: auf Recyclingpapier

Abonnement und Adressänderung: NeuabonnentInnen willkommen. eawag.news@eawag.ch

ISSN 1420-3979

Biofilme sind allgegenwärtig



Oskar Wanner, Systemanalytiker und Wissenschaftler in der Abteilung «Siedlungswasserwirtschaft» sowie Martina Bauchrowitz, Biologin und Redaktorin der Eawag News.

Der Belag, den wir am Morgen von unseren Zähnen bürsten, ist ein bakterieller Biofilm. Unterlassen wir die tägliche Reinigung, bekommen wir Mundgeruch, unser Zahnfleisch entzündet sich und unsere Zähne werden mit der Zeit durch Karies zerstört. Das ist bekannt. Aber wissen Sie auch, dass Biofilme in vielen Bereichen eine positive Rolle spielen?

Biofilme sind Ansammlungen von Mikroorganismen, die feste Oberflächen in wässriger oder feuchter Umgebung besiedeln [1]. Vielfältig sind die Orte, an denen wir sie finden: in Oberflächen-gewässern, Trinkwasserverteilsystemen, Kläranlagen, im Grundwasser, auf technischen Einrichtungen und im medizinischen Bereich, um nur einige zu nennen. Auch ihre Erscheinungsformen sind mannigfaltig: von verstreuten Kolonien bis hin zu millimeterdicken Belägen ist alles möglich. Biofilme stehen mit der Umgebung in enger Wechselwirkung. Sie werden von den chemischen und physikalischen Umweltbedingungen geprägt, können aber andersherum auch das sie umgebende Milieu spürbar verändern. Und genau das passiert in unserer Mundhöhle: durch die hohe Feuchtig-

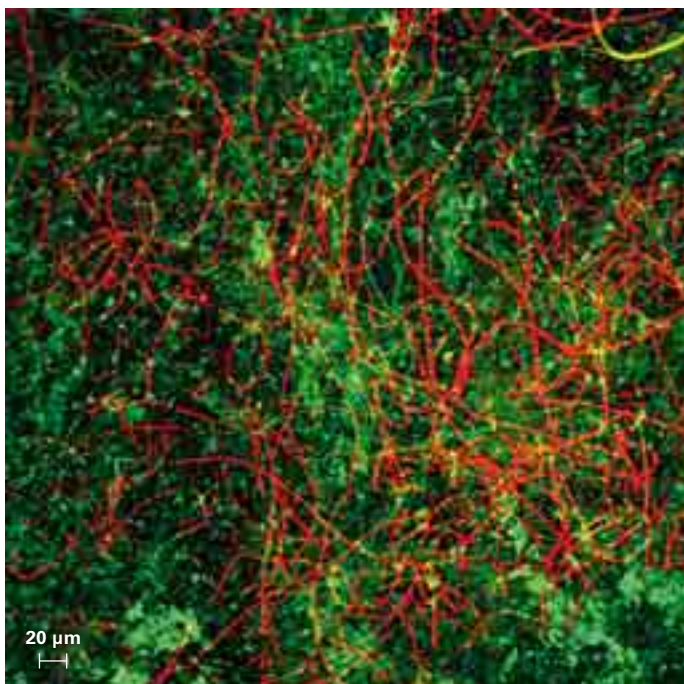
keit und den ständigen Nährstoffnachschub finden Biofilme ideale Wachstumsbedingungen auf den Zähnen. Dabei wandeln sie Kohlenhydrate in Säuren um, die nicht abtransportiert werden können, weil der Biofilm als Barriere für den Stofftransport wirkt. So entsteht ein saures Milieu, das den Zahnschmelz angreift.

Vorteile im Biofilm. In der sessilen Lebensform halten und vermehren sich Mikroorganismen bevorzugt dort, wo das Nährstoffangebot gross ist. Frei suspendierte Organismen dagegen werden leicht weggetragen. Darum ist die Dichte der Mikroorganismen im Biofilm um ein Vielfaches höher als die der frei schwebenden Artgenossen. Aber der Biofilm schützt nicht nur vor Abschwemmung, sondern auch vor Bioziden und anderen toxischen Substanzen. Offenbar werden sie von der Schleimschicht gebunden, in die die Mikroorganismen eingebettet sind, und gelangen daher nicht in die Zellen. Im Weiteren bietet der Biofilm Raum für synergistische Reaktionen, d.h. für das Zusammenwirken verschiedener Mikroorganismenarten: So ist beispielsweise die für die Abwasserreinigung wichtige Nitrifikation ein zweistufiger Prozess, bei dem *Nitrosomonas* aus Ammonium Nitrit produziert, das dann von *Nitrospira* in Nitrat umgewandelt wird. Für *Nitrospira* ist die enge räumliche Nähe zu ihrem Substratproduzenten von grossem Vorteil, sie hat sozusagen den Lebensmittelladen direkt vor der Haustür.

Wie sind Biofilme aufgebaut? Bei all diesen Vorteilen wundert es nicht, dass Mikroorganismen bevorzugt in sessilen Gemeinschaften leben [2]. Darin finden wir Bakterien, Algen, Amöben, Ciliaten und Pilze in den verschiedensten Zusammensetzungen. In sonnenbeschienenen Biofilmen dominieren zumeist photoautotrophe Organismen wie Algen und Cyanobakterien. Sie betreiben Photosynthese und bauen ihre Biomasse aus anorganischen Substanzen auf. Damit sind sie ein wichtiger Ausgangspunkt in der Nahrungskette. In Biofilmen, die sich unter Lichtausschluss bilden, trifft man überwiegend heterotrophe Bakterien an, die organische Substanzen abbauen. Daneben kommen aber auch chemoautotrophe Bakterien vor, die anorganische Stoffe verwerten.

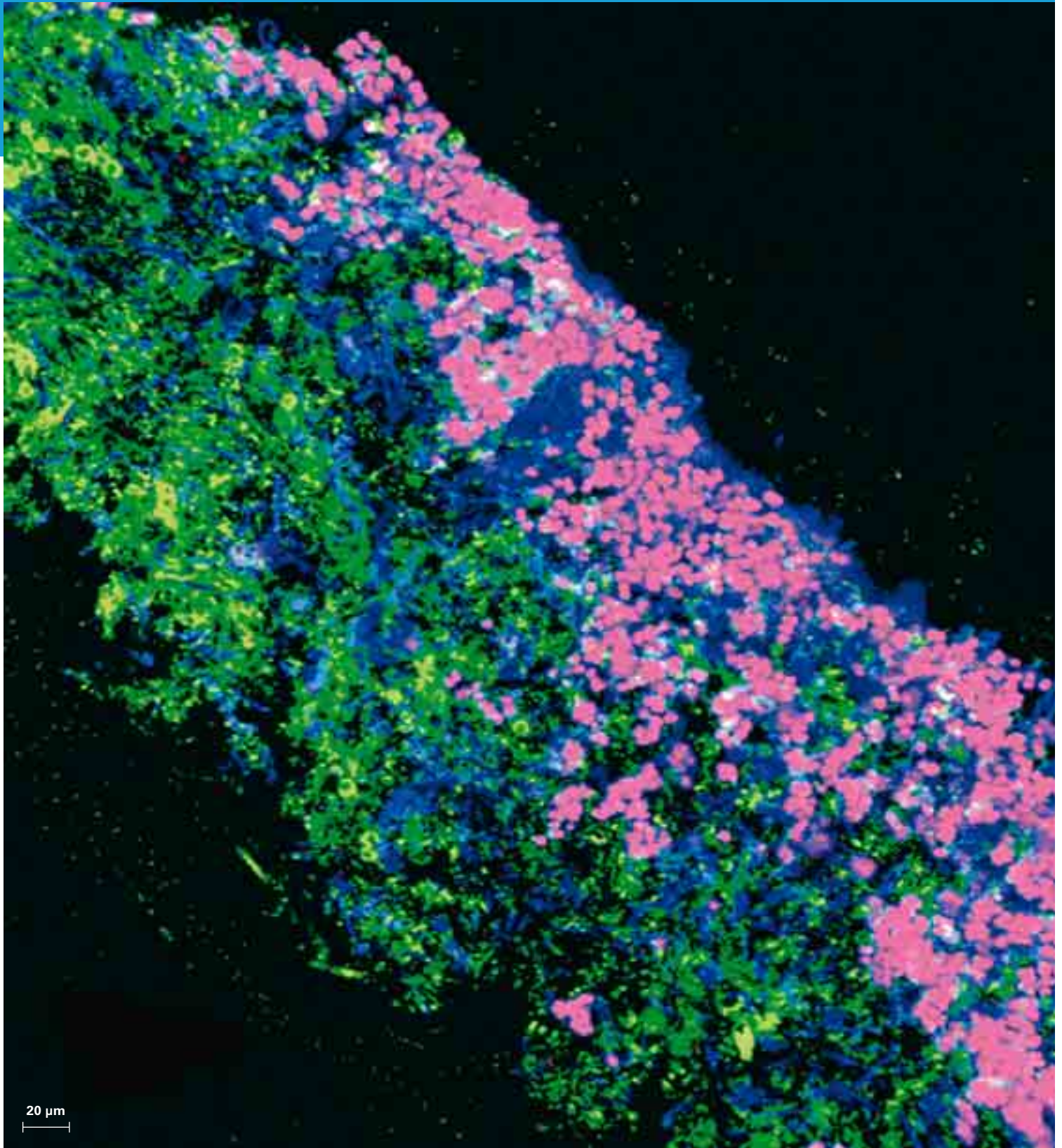
Die Mikroorganismen sind im Biofilm in eine schleimige Masse, die Biofilmmatrix eingebettet. Dieser Schleim, der aus so genann-

Heterotropher Biofilm aus der Saale. Rot = Filamentöse Bakterien, grün = Biofilmmatrix.



Fotos: Thomas Neu, UFZ Leipzig

20 µm
┌──┐



Photoautotropher Süßwasserbiofilm. Pink = Autofluoreszenz der Cyanobakterien, blau = Autofluoreszenz der Grünalgen, grün = Biofilmmatrix.

ten extrazellulären polymeren Substanzen, kurz EPS, besteht, wird von den Organismen selbst ausgeschieden. Die EPS enthalten hauptsächlich hoch molekulare Polysaccharide. Daneben findet man Proteine, andere Kohlenhydrate wie Uronsäure sowie kleine Mengen von Lipiden und Nukleinsäuren.

Biofilme sind intensiv mit Poren und Kanälen durchzogen und haben eine stark strukturierte Oberfläche mit zotten- oder korallenartigen Ausbuchtungen. Innerhalb der Biofilme können sich sehr

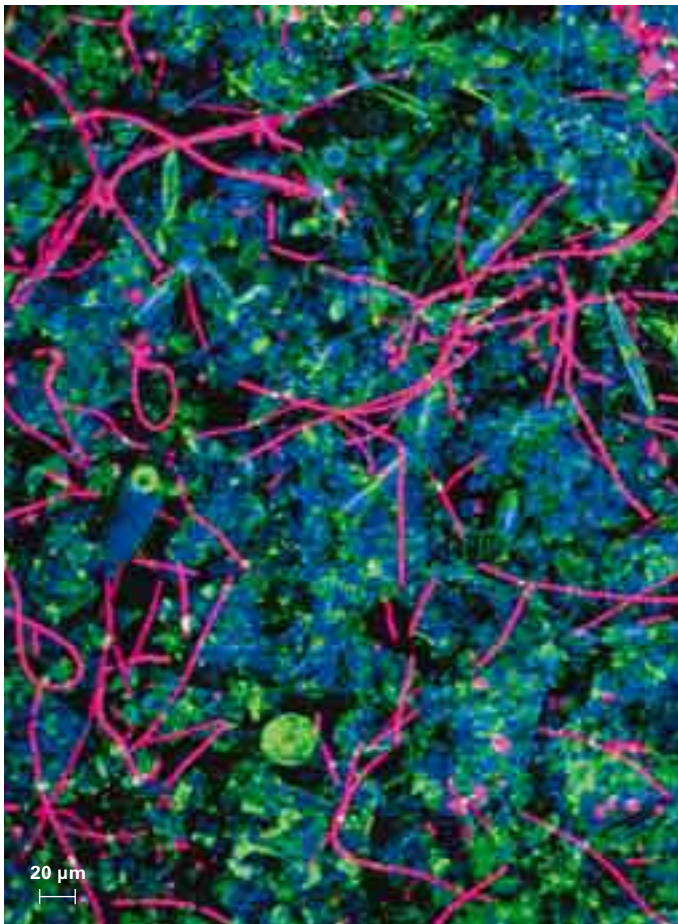
scharfe Gradienten ausbilden: das kann z.B. die Sauerstoff- oder Substratkonzentration oder den pH-Wert betreffen. Solche Gradienten können auf engstem Raum zur Entwicklung physiologisch sehr unterschiedlicher und klar voneinander abgegrenzter mikrobieller Lebensgemeinschaften führen. Der Stofftransport im Biofilm geschieht durch Diffusion und durch Advektion, d.h. als Massentransport mit dem Wasser im Kanal- und Porensystem. Nicht zuletzt sind Biofilme durch eine hohe interne Dynamik gekennzeichnet. Die

Mikroorganismen wachsen, ändern ihre Position im Biofilm, sterben ab, werden gefressen oder abgeschwemmt. Diese Prozesse führen zu ständigen Ausdehnungen und Schrumpfungen des Biofilms.

Biofilme – komplexe Gebilde. Die grosse Vielfalt der mikrobiellen Lebensgemeinschaften und die Vielzahl chemischer, biologischer und physikalischer Prozesse, die auf engstem Raum ablaufen, erklärt, warum Biofilme derart komplexe Systeme sind. Entsprechend anspruchsvoll ist ihre experimentelle Erforschung, denn Voraussetzung dafür ist eine intakte Biofilmstruktur. Mathematische Modelle stellen deshalb nützliche Werkzeuge für die Forschung dar, da wir mit ihnen unsere Vorstellungen in einer quantitativen Form ausdrücken und im Vergleich zu experimentellen Beobachtungen überprüfen können. An der Eawag sind Biofilmmodelle und Simulationsprogramme entwickelt worden, die heute breite Anwendung finden (siehe Beitrag von Oskar Wanner auf S. 8).

Gewässerbiofilme – Orte hoher biologischer Aktivität. In Fließgewässern kommen algendominierte autotrophe Biofilme auf der Flusssohle und bakteriendominierte heterotrophe Biofilme vorwie-

Photoautotropher Süßwasserbiofilm. Pink = Autofluoreszenz der Cyanobakterien, blau = Autofluoreszenz der Grünalgen, grün = Biofilmmatrix.



gend im Lückensystem unter der Flusssohle vor [3]. Als Biomasseproduzenten bzw. Destruenten sind sie wesentliche Komponenten im Nahrungsgefüge. Am Tagliamento im Nordosten Italiens, einem der letzten noch weitgehend intakten Wildflüsse Europas, hat Michael Döring (siehe Beitrag S. 11) untersucht, welchen Einfluss der Wasseraustausch zwischen der fließenden Welle und dem Lückensystem unter der Flusssohle auf das Wachstum und die Aktivität der Biofilme hat.

Auf dem Grund vieler Seen lagert sich ein weisser Niederschlag aus Calciumkarbonat ab, der als «Seekreide» bezeichnet wird. Sabine Siblinger und Maria Dittrich (siehe Beitrag S. 14) wollten wissen, wie es dazu kommt. Sie vermuteten, dass die EPS der Cyanobakterien an der Ausfällung beteiligt sind. Diese Bakteriengruppe stellt in nährstoffarmen Seen und Meeren den Hauptanteil der Phytoplankton-Biomasse. Tatsächlich fanden sie Hinweise, dass die Bakterien für den Metallkreislauf von Bedeutung sind, die Metallkonzentrationen im Wasser reduzieren können, und so einen wichtigen Beitrag für die Selbstreinigung von Seen leisten.

Etwa 70% unseres Trinkwassers kommt aus dem Grundwasser. Bei der Passage durch den Untergrund wird das Wasser natürlicherweise durch Biofilme gereinigt, bevor es an eine Trinkwasserfassung gelangt. In gewissem Umfang können Biofilme sogar gezielt zur Reinigung verschmutzter Grundwasserkörper, z.B. infolge eines Chemieunfalls, eingesetzt werden. Sind die Schadstoffe mikrobiell abbaubar, versucht man, spezialisierte Mikroorganismen in den Grundwasserleiter hineinzupumpen. Sie sollen sich dort ansiedeln und mangels anderer Substrate die Schadstoffe als Nahrungsquelle verwenden.

Biofilme als Indikatoren der Umweltbelastung. Vielfach werden in der Ökotoxikologie Mikroorganismen dazu verwendet, die Schadstoffbelastung von Gewässern und das Gefahrenpotenzial toxischer Stoffe zu bestimmen. Dabei sind natürliche Gewässerbiofilme besonders interessante Modellsysteme: einerseits weil sie eine zentrale Rolle im Stoffhaushalt spielen und mit den toxischen Substanzen interagieren, und andererseits weil sie als ortsgebundene biologische Elemente über einen längeren Zeitraum Schadstoffe akkumulieren und damit auch chronische Belastungen anzeigen können. So wird an der Eawag derzeit getestet, ob Biofilme als Indikatoren für Metallstress eingesetzt werden können.

Der Beitrag von Sébastien Meylan (siehe S. 19) berichtet von einem Freilandprojekt der Eawag. Die Sedimente des Furtbachs im Kanton Zürich sind mit den Metallen Kupfer und Zink belastet. Bei erhöhtem Abfluss infolge starken Regens werden die Sedimente aufgewirbelt und die Metalle freigesetzt. Die Biofilme reagieren rasch auf diese veränderten Umweltbedingungen: bereits kurz nach Regenbeginn steigt die Metallkonzentration im Biofilm signifikant an. Andere Experimente (siehe Beitrag von Séverine Le Faucheur auf S. 22) zeigen, dass die Algen in den Biofilmen auf Metallstress mit der Bildung so genannter Phytochelatine antworten. Das sind Polypeptide, die die Metalle binden und unschädlich machen.

Metalle lösen also auf zellulärer Ebene Reaktionen aus. Werden die Organismen dadurch aber auch geschädigt? Hier setzt eine umfassende Untersuchung von Renata Behra an (siehe Beitrag auf S. 16). Sie zielt darauf ab, neben den zellulären Reaktionen, auch

Folgeerscheinungen auf Gemeinschaftsebene wie Änderungen der Artendiversität und Inhibierung der Photosynthese zu identifizieren und so die kausalen Zusammenhänge zwischen Metallstress und ökologischen Effekten aufzudecken.

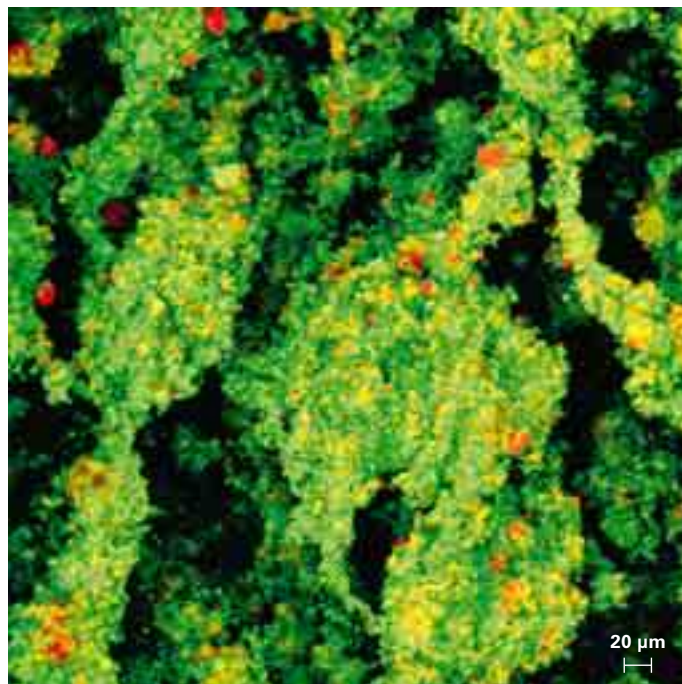
Biofilme in der Kläranlage. Mikroorganismen spielen in der Abwasserreinigung eine wichtige Rolle. Sie bauen die im Abwasser vorhandenen Schmutzstoffe ab. In der Schweiz geschieht dies hauptsächlich in so genannten Belebtschlammbecken, in denen die Bakterien in Flocken von bis zu 2 Millimetern Durchmesser wachsen und in Schwebelage gehalten werden. Diese Belebtschlammflocken enthalten Millionen von Bakterien. Da sie Strukturen und Prozesse aufweisen, die für Biofilme typisch sind, werden sie oft als «frei schwebende Biofilme» bezeichnet. Reto Manser untersuchte in seinem Projekt, ob die Flockengrösse einen Einfluss auf die sich bildende Lebensgemeinschaft und damit auf die Schmutzstoffelimination hat (siehe Beitrag S. 28).

Ferner werden in der Schweiz aber auch eigentliche Biofilmreaktoren in der Abwasserreinigung eingesetzt. Darin werden den Mikroorganismen Trägermaterialien angeboten, auf denen sie sich ansiedeln können. Adriano Joss (siehe Beitrag S. 24) charakterisierte den Abbau von Mikroverunreinigungen in der Kläranlage Altenrhein. Dort wird die eine Hälfte des Abwassers in einer konventionellen Belebtschlammanlage behandelt, während die andere Hälfte in einem Biofilmreaktor gereinigt wird, der einen wesentlich geringeren Platzbedarf hat. Die Frage war, ob in beiden Anlagen die gleiche Abbauleistung erzielt wird.

Unerwünschte Biofilme. Neben den nützlichen Funktionen können Biofilme auch sehr unerwünschte Effekte haben. Biofilme in Trinkwasserverteilsystemen und Klimaanlage können Legionellen enthalten. Sie verursachen die gefährliche Legionärskrankheit. Im medizinischen Bereich wachsen Biofilme in Geräten, Schläuchen oder auf Implantaten wie dem Herzschrittmacher und verursachen Infektionen und Abstossreaktionen des Körpers. Über die Oberflächeneigenschaften wird daher versucht, die Ansiedlung von Bakterien zu vermeiden, z.B. durch geeignete Wahl der Rauigkeit oder durch Beschichtung mit Antibiotika bei Kathetern.

Auch technische Einrichtungen werden nicht verschont. Algen- und Pilzbefall bedingen kostspielige Sanierungen von Gebäudefassaden und zerstören Denkmäler. Biofilme auf Schiffsrümpfen erhöhen den Fahrtwiderstand, so dass der Treibstoffverbrauch signifikant ansteigt. Sulfat-reduzierende Bakterien induzieren auf metallischen Werkstoffen den gefürchteten Lochfrass und richten dadurch grossen Schaden an. Dies alles wird unter den Begriffen Biofouling und Biokorrosion zusammengefasst, Vorgänge, die schätzungsweise allein in den USA jährliche Kosten von 200 Milliarden Dollar verursachen [4].

Biofilme auf Wärmetauschern können deren Leistung stark reduzieren. Besonders anfällig sind Wärmetauscher, die in der Kanalisation Wärme aus dem Abwasser gewinnen. Das liegt an der grossen Menge der Nährstoffe, die im ungereinigten Abwasser vorhanden sind. An der Eawag wurde daher untersucht, wie das Biofilmwachstum auf solchen Wärmetauschern kontrolliert werden kann (siehe Beitrag von O. Wanner auf S. 31). Es zeigte sich,



Chemoautotropher Belebtschlamm-Biofilm. Rot = Bakterien, grün = Biofilmmatrix.

dass der Biofilm durch verstärkte mechanische Scherkräfte infolge erhöhter Abwassergeschwindigkeit grösstenteils abgeschwemmt werden kann. Mechanische Reinigung ist also ein probates Mittel um unerwünschte Biofilme zu bekämpfen – wie auch auf unseren Zähnen. ○ ○ ○

Die Fotos, aufgenommen mit dem konfokalen Laser-Raster-Mikroskop, wurden freundlicherweise von Thomas Neu (UFZ-Leipzig) zur Verfügung gestellt [5].

- [1] Costerton J.W., Lewandowski Z., De Beer D., Caldwell D., Korber D., James G. (1994): Minireview: biofilms, the customized microniche. *Journal of Bacteriology* 176, 2137–2142.
- [2] Flemming H.C., Wingender J. (2001): Biofilme – die bevorzugte Lebensform der Bakterien. *Biologie in unserer Zeit* 31, 169–180.
- [3] Lock M.A. (1993): Attached microbial Communities in rivers. In: *Aquatic Microbiology* (ed. T.E. Ford). Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 113–138.
- [4] Okabe S., Jones W.L., Lee W., Characklis W.G. (1994): Anaerobic SRB biofilms in industrial water systems: a process analysis. In: *Biofouling and Biocorrosion in industrial water systems* (ed. G.G. Geesey et al.). Lewis Publishers, Boca Raton, pp. 189–204.
- [5] Neu T.R., Lawrence J.R. (2002): Laser scanning microscopy in combination with fluorescence techniques for biofilm study. In: *The encyclopedia of environmental microbiology* (ed. G. Bitton) Volume 4. John Wiley & Sons, New York, pp. 1772–1788.



Oskar Wanner, Systemanalytiker und Wissenschaftler in der Abteilung «Siedlungswasserwirtschaft».

Biofilmmodelle: Werkzeuge für die Forschung

Mathematische Modelle sind wichtige Hilfsmittel in der Wissenschaft. Mit ihnen lassen sich Daten auswerten und Hypothesen in quantitativer Form ausdrücken, so dass man sie anschliessend experimentell bestätigen oder widerlegen kann. Ingenieure verwenden Modelle als Werkzeuge, um das Verhalten komplexer Systeme wie z.B. Kläranlagen nachzubilden und zu optimieren oder um neue Anlagen zu bemessen.

In einem Kubikmillimeter Biofilm finden wir Millionen von Mikroorganismen. Sie nehmen Sauerstoff sowie Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen aus dem umgebenden Wasser auf und verwenden diese Stoffe, die wir hier der Einfachheit halber mit dem Begriff «Substrate» bezeichnen werden, für ihr Wachstum. Je nach Art und Konzentration der verfügbaren Substrate, nimmt die Zelldichte einzelner Mikroorganismenarten im Biofilm rasch zu, während andere Arten ein eher kümmerliches Dasein fristen. Es gibt also starke Wechselwirkungen zwischen den vorhandenen Substraten und den Mikroorganismen. Diese Wechselwirkungen bestimmen die räumliche Verteilung und die zeitliche Veränderung der Mikroorganismenpopulationen und führen dazu, dass sich die chemisch-physikalischen Bedingungen über wenige Zehntel Millimeter hinweg drastisch ändern können. Ein Beispiel dafür sind aerobe Mikroorganismen, die nahe an der Biofilmoberfläche leben und den gesamten, in den Biofilm hinein diffundierenden Sauerstoff verbrauchen können. Dadurch ergeben sich im Innern des Biofilms Bedingungen, unter denen sich auch anaerobe Mikroorganismenarten ansiedeln können. Biofilme sind also äusserst interessante und komplexe Gebilde, deren Verhalten von einer Vielzahl simultan ablaufender biologischer, chemischer und physikalischer Prozesse bestimmt wird.

In den letzten Jahrzehnten sind immer feinere experimentelle Methoden für die Charakterisierung von Biofilmen entwickelt worden, die uns heute sehr detaillierte Informationen über den Biofilmaufbau liefern. Parallel dazu wurden mathematische Modelle erarbeitet, mit denen die im Biofilm ablaufenden Vorgänge analysiert und nachgebildet (simuliert) werden können. Diese Entwicklungen sind Hand in Hand gegangen und haben sich wechselseitig vorangetrieben.

Am Anfang war ein einfaches Tropfkörpermodell. Im Jahr 1912 wurde in St. Gallen die erste Tropfkörperanlage zur Abwasserreinigung in Betrieb genommen. Das Abwasser wurde durch einen mit Steinen gefüllten Behälter geleitet. Innert kurzer Zeit siedelten sich auf den Steinen Mikroorganismen an, die die im Abwasser enthaltenen Schmutzstoffe als Substrate nutzten und so das Wasser

reinigten. Bald entstanden weitere Tropfkörperanlagen und damit auch der Wunsch der Ingenieure nach einem Werkzeug, das ihnen helfen würde, die neuen Anlagen zu bemessen. Zu diesem Zweck wurden einfache mathematische Gleichungen aufgestellt, mit denen die Leistungen der Tropfkörper für verschiedene Schmutzstofffrachten, Abwasserströme und Tropfkörperolumina berechnet werden konnten. Diese Gleichungen waren so genannte empirische oder Black-Box-Biofilmmodelle, d.h., sie basierten allein auf Messungen der Schmutzstofffracht im Zu- und Ablauf bestehender Anlagen. Die Prozesse, die im Tropfkörperinneren abliefen, waren damals noch unbekannt und wurden deshalb völlig ausser Acht gelassen.

Die Modelle werden verfeinert. Um 1970 wurde es möglich, Substratkonzentrationen mit Hilfe von Mikroelektroden direkt im Biofilm zu messen. Man erkannte, dass sich diese Konzentrationen auf engstem Raum stark ändern können (Abb. 1). Daraufhin wurden erste mechanistische Biofilmmodelle entwickelt, d.h. Modelle, die auf physikalischen Gesetzen basieren. Sie erklärten die Substratkonzentrationen im Biofilm als Resultat der Wechselwirkung zwischen «Substrattransport» und «Substratverbrauch durch Mikroorganismen». Allerdings gingen sie von der vereinfachenden An-

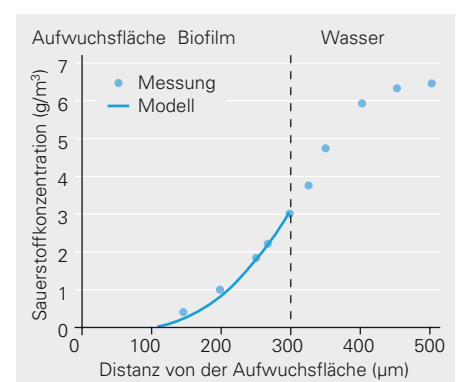
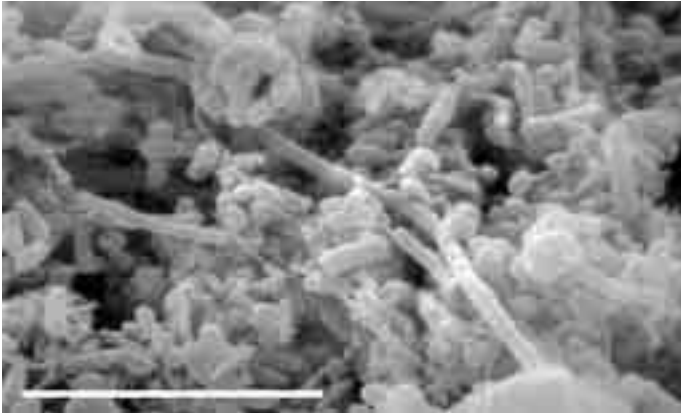


Abb. 1: Mit Mikroelektrode gemessenes und mit einem Modell berechnetes Sauerstoffprofil im Biofilm.



Hansruedi Siegrist, Eawag

Abb. 2: Rasterelektronenmikroskopisches Bild eines Biofilms. Länge des weissen Balkens = 10 µm

nahme aus, dass die verschiedenen Mikroorganismenarten im Biofilm gleichmässig verteilt sind. Erst als mittels mikroskopischer Aufnahmen die Vermutung bestätigt wurde, dass die räumliche Verteilung der Mikroorganismenarten je nach Substratverteilung im Biofilm sehr unterschiedlich sein kann (Abb. 2), wurden Modelle entwickelt, mit denen die mikrobielle Zusammensetzung der Biofilme berechnet werden konnte. Das erste dieser Modelle entstand 1984 an der Eawag. Damit war es möglich, die räumliche Verteilung und die zeitliche Veränderung der verschiedenen Mikroorganismenarten über die Biofilmtiefe sowie das Biofilmwachstum zu berechnen (Abb. 3). Ergaben sich in den darauf folgenden Jahren neue experimentelle Erkenntnisse, wurden sie umgehend in das Modell eingebaut.

Die heutigen Modelle widerspiegeln die Komplexität der Biofilme.

Heute sind alle die Stoffumwandlungs- und Transportprozesse in das Eawag-Modell integriert, die als wesentlich für das Verhalten von Biofilmen erkannt worden sind [1]. Zu den Umwandlungsprozessen gehören:

- ▶ Substratverbrauch und Substratproduktion,
 - ▶ Wachstum, Inaktivierung und Abbau von Mikroorganismen.
- Die Transportprozesse beschreiben (Abb. 4):
- ▶ Transport der Substrate durch Advektion und Diffusion aus dem überstehenden Wasser zur Biofilmoberfläche und von dort in die grossen wassergefüllten Poren und engen Zellzwischenräume des Biofilms hinein,
 - ▶ Adsorption und Abschwemmung von Mikroorganismen an der Biofilmoberfläche,
 - ▶ aktive oder passive räumliche Verschiebung von Mikroorganismen im Biofilm,
 - ▶ Volumenänderungen der Biofilmmatrix infolge von Wachstum oder Absterben der Mikroorganismen im Biofilminnen.

Das Modell ist Bestandteil des an der Eawag entwickelten Simulationsprogramms Aquasim (siehe Kasten) und kann relativ einfach zur Bearbeitung praktischer Probleme angewendet werden. Es hat allerdings eine Einschränkung: Es geht davon aus, dass Biofilme aus homogenen, dichten Mikroorganismenschichten be-

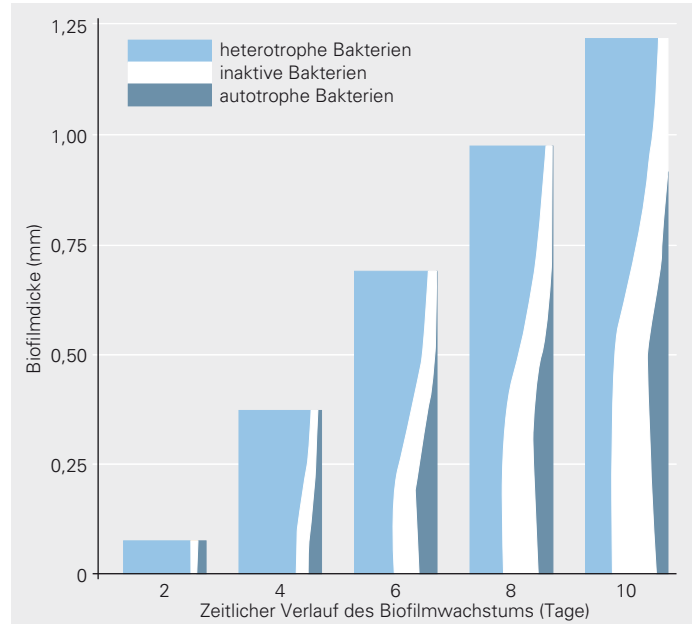
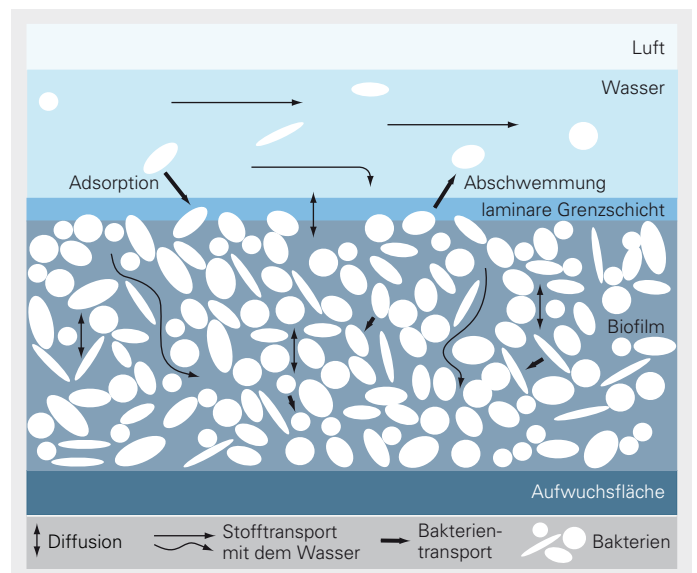


Abb. 3: Biofilmwachstum und zeitliche Veränderung des prozentualen Anteils verschiedener Mikroorganismenarten von der Aufwuchsfläche (unten) bis zur Biofilmoberfläche (oben).

stehen und dass räumliche Gradienten von Mikroorganismen und Substraten nur in der Dimension senkrecht zur Aufwuchsfläche wesentlich und in den andern Dimensionen vernachlässigbar klein sind. Seit den neunziger Jahren wissen wir aber, dass Biofilme die unterschiedlichsten räumlichen Strukturen aufweisen: Sie können beispielsweise von grossen Poren durchzogen sein oder pilzför-

Abb. 4: Im Eawag-Modell berücksichtigte Transportprozesse für Mikroorganismen und Substrate.



Das Simulationsprogramm Aquasim

Aquasim ist ein an der Eawag entwickeltes und heute weltweit verwendetes Computerprogramm für die Identifikation und Simulation aquatischer Systeme [2]. Das Programm verfügt auch über eingebaute mathematische Funktionen zur statistischen Datenanalyse. Mit der Funktion «Parameterschätzung» sucht es unbekannte Werte von Modellparametern, indem es iterativ die Zeitreihen gerechneter Grössen möglichst gut mit den Zeitreihen gemessener Grössen zur Deckung bringt. Mit der Funktion «Sensitivitätsanalyse» untersucht es, ob die Zeitreihen der gerechneten Grössen durch die Veränderung des Werts eines Modellparameters merklich beeinflusst werden. Nur wenn dies der Fall ist, kann dieser Parameterwert mit den gemessenen Zeitreihen bestimmt werden. Aquasim enthält verschiedene,

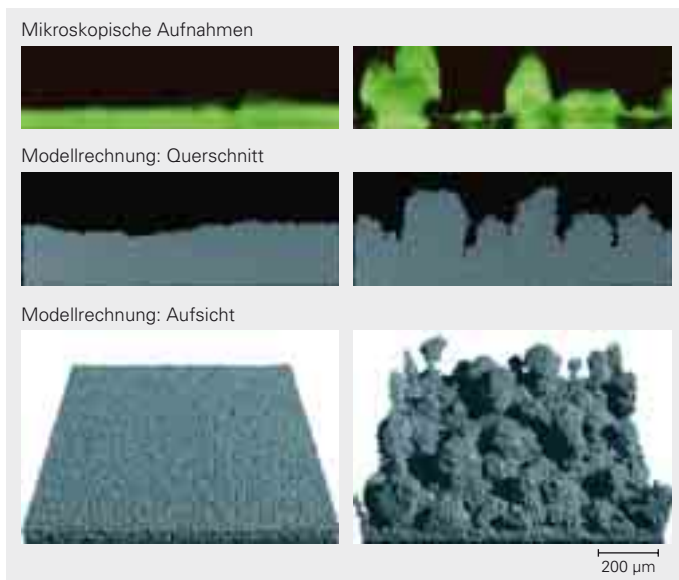
zum Teil an der Eawag erarbeitete Modelle für Umweltsysteme wie Flüsse und Seen, darunter auch ein Modell, das die Simulation von Biofilmsystemen mit mehreren Mikroorganismenarten und Substraten erlaubt [1]. Nach Eingabe der nötigen biologischen, chemischen und physikalischen Daten berechnet Aquasim die Leistung eines Biofilmreaktors oder den Substratverbrauch eines Biofilms in einem aquatischen Ökosystem. Im Weiteren modelliert es das Wachstum des Biofilms sowie die räumliche Verteilung der Mikroorganismenarten und Substrate über die Biofilmtiefe hinweg, die zeitliche Veränderung dieser Grössen in der Wasserphase ausserhalb und innerhalb des Biofilms sowie den Austausch von Substraten, Mikroorganismen und Partikeln zwischen Biofilm und dem darüber fliessenden Wasser.

mige Strukturen haben (Abb. 5, rechts oben). Dementsprechend sind in der Folge neue, mehrdimensionale Modelle entstanden [3], die die unterschiedlichsten Strukturen nachbilden können (Abb. 5, Mitte und unten). Allerdings ist ihr Einsatz in der Praxis erst teilweise möglich, weil sie ausgesprochen rechenintensiv sind.

Das Problem der Modellwahl. Welches Modell ist nun aber das geeignete Werkzeug zur Bearbeitung eines gegebenen Problems? Zur Beantwortung dieser Frage, ist eine aufwändige Studie mit Forschenden aus sechs Ländern durchgeführt worden. Eine Reihe typischer Probleme sollte mit den verschiedensten heute verfüg-

baren Modellen gelöst und die Ergebnisse der Modellrechnungen miteinander verglichen werden [5]. Es zeigte sich, dass die Wahl des geeigneten Modells primär von der Fragestellung abhängt: Um beispielsweise die Entwicklung eines kleinen, in den Biofilm eingebetteten Clusters von Mikroorganismen einer bestimmten Spezies und die Substratkonzentrationen um den Cluster herum zu beschreiben, ist ein zwei- oder dreidimensionales Modell zu wählen. Um die Ablaufkonzentrationen für einen Biofilmreaktor mit heterotrophen und autotrophen Mikroorganismen zu berechnen, ist das eindimensionale Eawag-Modell immer noch am besten geeignet. Und um einen Biofilm abzubilden, in dem nur eine Mikroorganismenart und ein Substrat von Bedeutung sind, können meist auch noch einfachere Modelle verwendet werden. Fazit der durchgeführten Studie ist, dass es in der Praxis viele Probleme gibt, für die die alten einfachen Modelle fast ebenso gute Ergebnisse liefern, wie die neuen komplexen Modelle. ○ ○ ○

Abb. 5: Unterschiedliche räumliche Strukturen von *Pseudomonas-aeruginosa*-Biofilmen aufgenommen mit einem konfokalen Laser-Raster-Mikroskop von Søren Molin, TU Dänemark in Lyngby (oben) und nachgebildet mit einem Modell (Mitte und unten) [4].



- [1] Wanner O., Reichert P. (1996): Mathematical modeling of mixed-culture biofilms. *Biotechnology and Bioengineering* 49, 172–184.
- [2] Reichert P. (1998): Aquasim 2.0 – User Manual. Eawag, Dübendorf.
- [3] Wanner O. (2002): Modeling of biofilms. In: *Encyclopedia of Environmental Microbiology* (ed. G. Bitton). John Wiley & Sons, New York, pp. 2083–2094.
- [4] Picioreanu C., van Loosdrecht M.C.M., Heijnen J.J. (1998): Mathematical modeling of biofilm structure with a hybrid differential-discrete cellular automaton approach. *Biotechnology and Bioengineering* 58, 101–116.
- [5] Wanner O., Eberl H.J., Morgenroth E., Noguera D.R., Picioreanu C., Rittmann B.E., van Loosdrecht, M.C.M. (2005): Mathematical modeling of biofilms. Scientific and Technical Report 18, IWA Publishing, London, 200 p., in press.

Biofilme im Tagliamento



Michael Döring, Geograf und Doktorand, sowie Urs Uehlinger, Biologe und wissenschaftlicher Mitarbeiter in der Abteilung «Limnologie».

Biofilme nehmen eine zentrale Stelle im Stoffhaushalt von Fließgewässern ein. Im Tagliamento hängt ihr Wachstum und ihre Aktivität wesentlich vom Wasseraustausch zwischen dem Oberflächengewässer und den Sedimenten im Flussbett ab.

In Fließgewässern bilden sich Biofilme sowohl auf den Steinen der Gewässersohle als auch im darunter liegenden wasserdurchströmten Sediment, in der so genannten hyporheischen Zone. Ihre Entwicklung wird durch eine Reihe von Faktoren beeinflusst wie z.B. durch Beschattung, Frass, den Nährstoffgehalt des Wassers, die morphologischen Eigenschaften des Flussbetts und das Abflussregime. Eine weitere wichtige Rolle spielt der Austausch zwischen dem Oberflächenwasser und dem Porenwasser der hyporheischen Zone.

Generell ist dieser Austausch umso stärker, je variabler die Flussmorphologie ist, d.h. wenn schnell und langsam fließende Abschnitte alternieren (Riffle-Pool-Abfolge) und es bei hohem Abfluss immer wieder zu Auflockerungen der Gewässersohle kommt. Was aber geschieht, wenn das gesamte Oberflächenwasser in der hyporheischen Zone versickert und viel weiter flussabwärts wieder aufstößt? Eine Situation, wie wir sie z.B. am Tagliamento vorfinden. Welchen Einfluss hat das auf die Biofilme?

Der Tagliamento, einer der letzten Wildflüsse Europas. Dieser letzte grosse natürliche Alpenfluss entspringt in den venezianischen Alpen und mündet zwischen Venedig und Trieste nach etwa

170 km Fließstrecke in die Adria. Der Abfluss des Tagliamento beträgt im Mittellauf durchschnittlich 110 m³ pro Sekunde, kann aber z.B. nach starken Regenfällen im Herbst über 4000 m³ pro Sekunde erreichen. Zwischen Flusskilometer 92 und 114 findet sich ein Abschnitt, wo das Wasser bei Trockenwetter ausschliesslich im Untergrund fließt.

Eineinhalb Jahre lang haben wir den Abfluss zwischen Flusskilometer 85 und 125 gemessen (Abb. 1). Es zeigte sich, dass der Tagliamento bis Kilometer 114, in der so genannten Verlustzone, zwischen 1,6 und 4,5 m³ Wasser pro Sekunde und Kilometer an die hyporheische Zone verliert. Das Ende dieser Verlustzone ist durch wasserundurchlässige Meeressedimente entlang der ehemaligen Küstenlinie, der «linea delle risorgive», definiert. In der sich anschließenden Gewinnzone nimmt der oberirdische Abfluss um 0,2 bis 0,4 m³ pro Sekunde und Kilometer zu. Die Menge des versickernden Wassers und die Länge des trockenen Abschnitts hängen von der Wasserführung des Tagliamento ab. Während langer Trockenperioden, z.B. im Juli und August 2003, verschwindet der Fluss auf einer Länge von mehr als 20 km, wohingegen er bei hohem Wasserstand, wie im Oktober 2004, durchgehend auch oberirdisch abfließt (Abb. 1).

Abb. 1: Abfluss des Tagliamento in der Verlust- und Gewinnzone.

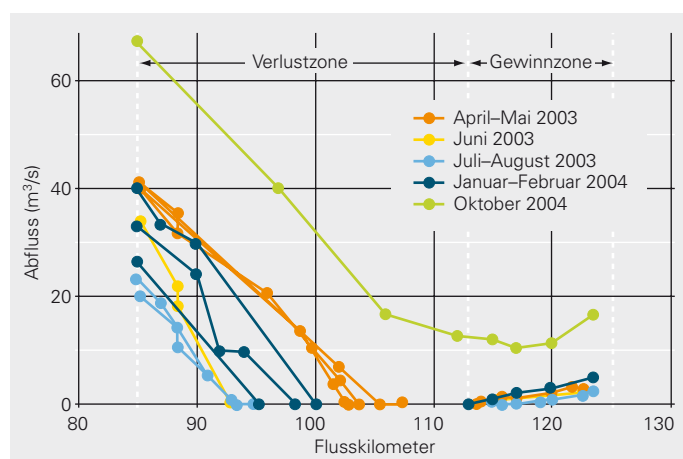
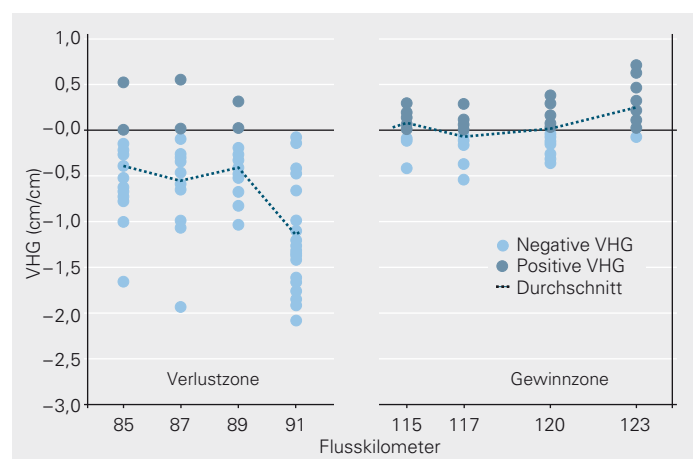


Abb. 2: Vertikale hydrologische Gradienten (VHG) in der Verlust- und Gewinnzone.





Dimitry van der Nat, Eawag

Die Verlustzone am Tagliamento. Vorne: das Wasser versickert, hinten: der Fluss fällt trocken.

Der Beginn der Gewinnzone am Tagliamento.



Michael Döring, Eawag

Charakterisierung der Verlust- und Gewinnzone. Der vertikale hydraulische Gradient (VHG) unterstreicht die Ergebnisse der Abflussmessungen (Abb. 2). Zur Messung des VHG werden PVC-Rohre benutzt, die man etwa 50 cm tief in das Sediment treibt. Die unteren 10 cm dieser Rohre sind mit Löchern versehen, durch die das Wasser ungehindert ein- und ausströmen kann. Nach einiger Zeit vergleicht man die Wasserstände innerhalb und ausserhalb des Rohrs: ist das Wasser im Rohr tiefer als ausserhalb, verliert der oberirdische Fluss Wasser an die hyporheische Zone (negativer VHG); im umgekehrten Fall, also wenn das Wasser im Rohr höher steht als ausserhalb, strömt Wasser aus der hyporheischen Zone ein (positiver VHG).

Je nach Richtung des Wasseraustausches ändern sich die Habitatbedingungen. So sind die täglichen und saisonalen Temperaturschwankungen in der Gewinnzone geringer als in der Verlustzone. Unterschiede ergaben sich auch bei den Nährstoffkonzentrationen: z.B. war die Nitratkonzentration in der Verlustzone mit durchschnittlich 0,75 mg pro Liter geringer als in der Gewinnzone mit durchschnittlich 1,1 mg pro Liter. Das liegt unter anderem daran, dass nitrifizierende Bakterien im hyporheischen Biofilm Ammonium zu Nitrat umsetzen.

Mehr Biofilm in der Gewinn- als in der Verlustzone. Zur Quantifizierung des Biofilms wurden an jeweils 4 Probenahmestellen in der Verlust- und Gewinnzone 5 Steine gesammelt. Der auf den Steinen vorhandene Biofilm wurde mit einer Drahtbürste abgekratzt, gewogen, verascht und als aschefreies Trockengewicht (AFDM) pro m² Steinoberfläche berechnet (Abb. 3A). Die durchschnittliche Biofilmmenge war mit 25,3 g pro m² in der Gewinnzone doppelt so hoch wie in der Verlustzone mit 12,2 g pro m². Grund dafür ist vermutlich die höhere Nährstoffkonzentration in der Gewinnzone. Saisonale Schwankungen der Biofilmmenge lassen sich auf wechselnde Umweltbedingungen zurückführen. Die höheren Biofilmmengen im Juli und August sind wahrscheinlich durch die zu dieser Zeit günstigen Licht- und Temperaturverhältnisse erklärbar. Hochwasser im August und Oktober (Abb. 3C) reduzierten die Biofilme bedingt durch Geschiebetrieb. Im darauf folgenden Winter nahm die Biofilmmenge wieder zu.

Aktiver Biofilm in der Verlustzone. Die Aktivität des hyporheischen Biofilms bestimmten wir anhand der Respiration. Dabei wird die Sauerstoffmenge gemessen, die die Mikroorganismen beim Abbau organischer Substanz verbrauchen. Wir benutzten Plexiglaszylinder definierter Grösse, die etwa zur Hälfte mit Sediment aus dem Flussbett gefüllt und mit Flusswasser aufgefüllt werden. Anschliessend wird der aktuelle Sauerstoffgehalt mit Hilfe eines Sauerstoffmessgerätes gemessen. Die Kammer wird luftdicht verschlossen und im Sediment vergraben. Nach ca. 4 Stunden wird der Sauerstoffgehalt erneut bestimmt (siehe Titelbild). Aus der Differenz der Ausgangs- und Endkonzentration kann der Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen berechnet werden. Im Durchschnitt war die Respiration mit 0,4 mg Sauerstoff pro kg Sediment und Stunde in der Verlustzone etwa doppelt so hoch wie in der Gewinnzone. Vermutlich ist das Wasser in der Verlustzone reicher

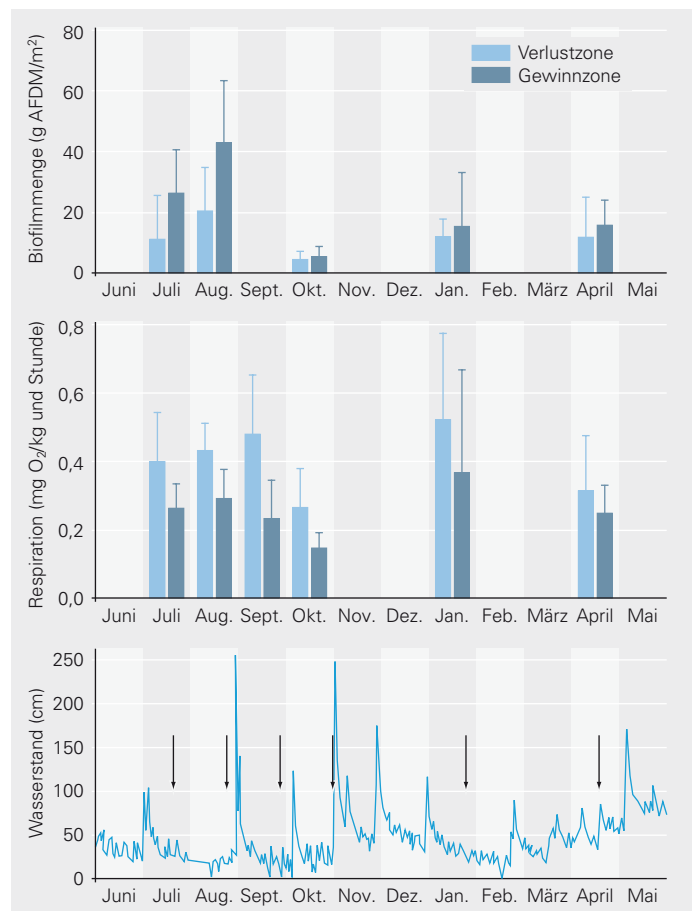


Abb. 3: Biofilmmenge an der Gewässersohle (A), Respiration des hyporheischen Biofilms, ausgedrückt als Sauerstoffverbrauch pro kg Sediment <8 mm und Stunde bei 20 °C (B) und Wasserstand des Tagliamentos (C) zwischen Juni 2003 und April 2004. Fehlerbalken = Standardabweichung, AFDM = aschefreies Trockengewicht.

an hochwertiger organischer Substanz (z.B. Algen), die in die hyporheische Zone transportiert werden.

Unsere Studie hat gezeigt, dass grossräumige Austauschprozesse und ihre Auswirkungen auf die Habitatbedingungen das Biofilmwachstum wesentlich beeinflussen. Diese Erkenntnisse helfen, die bereits von kleinräumigen Untersuchungen (Riffle-Pool-Abfolge) bekannten Zusammenhänge auf natürliche Flüsse in einem grösseren Massstab zu übertragen. Insgesamt wird deutlich, wie wichtig eine ausgedehnte hyporheische Zone für natürliche Fließgewässer ist. Allerdings ist sie bei den meisten heutzutage verbauten Flüssen nur eingeschränkt funktionsfähig. ○ ○ ○

Tockner K., Ward J.V., Arscott D.B., Edwards P.J., Kollmann J., Gurnell A.M., Petts G.E., Maiolini B. (2003): The Tagliamento River: a model ecosystem of European importance. *Aquatic Sciences* 65, 239–253.

Tockner K., Ward J.V., Edwards P.J., Kollmann J., Gurnell A.M., Petts G.E. (2001): Der Tagliamento (Norditalien): Eine Wildflusssau als Modellökosystem für den Alpenraum. In: Laufener Seminarbeitrag, Laufener/Salzach: Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, S. 25–34.

Calcit ausfällung an Cyanobakterien



Sabine Sibler, Diplom-Ingenieurin Umweltsicherung und wissenschaftliche Mitarbeiterin sowie Maria Dittrich, Physikerin und Leiterin der Gruppe «Biominalisation» in der Abteilung «Oberflächengewässer».

Calcit, oder Calciumkarbonat CaCO_3 , ist ein natürliches Produkt in calciumreichen Seen weltweit. Es fällt in der Wassersäule aus und wird anschliessend am Seeboden abgelagert. Was verursacht die Bildung von Calcit?

Auch in Schweizer Seen werden im Laufe eines Jahres grosse Mengen Calcit gebildet. So geht man beim Sempacher- und beim Luganersee von ca. 2500 bzw. 8000 t pro Jahr aus [1]. Zwei Beobachtungen sprechen dafür, dass Cyanobakterien (siehe Kasten) an der Calcit ausfällung beteiligt sind: Im Vierwaldstättersee fanden wir Partikel – sehr wahrscheinlich Cyanobakterien –, deren Oberfläche vollständig mit Calcitkristallen bedeckt war (Abb. 1). Besonders viel Calcit wird zur «Hauptblütezeit» dieser photosynthetisch aktiven Organismen ausgefällt [2]. Daher wurde zunächst ein Zusammenhang angenommen zwischen der Calcitfällung und der Photosynthese, bei der die Zelle HCO_3^- aufnimmt. Unsere Experimente mit photosynthetisch aktiven und gehemmten Cyanobakterien sprachen jedoch dagegen, denn es fielen in beiden Fällen Calcitkristalle auf den Zellen aus. Nun wird vermutet, dass die Calcit ausfällung durch Substanzen auf den Zelloberflächen begünstigt wird.

Cyanobakterien leben entweder planktonisch, also schwebend, oder bilden auf festem Substrat wie z.B. schwebenden Partikeln und Wasserpflanzen einen Biofilm [2]. Auf ihrer Zelloberfläche tragen die Cyanobakterien, wie übrigens viele andere Mikroorganismen auch, so genannte extrazelluläre polymere Substanzen (EPS, siehe Leitartikel). Besonders grosse Mengen EPS werden ausgeschieden, wenn die Cyanobakterien oder andere Mikroorganismen im Biofilm leben. Dort dienen sie als «Klebstoff» zwischen den Zellen [3]. In unserem Forschungsprojekt gingen wir der spezifischen Frage nach, ob die EPS der Cyanobakterien die Ausfällung

von Calcit bewirken. Zusätzlich wollten wir die Oberflächen- bzw. EPS-Eigenschaften der Cyanobakterien genauer charakterisieren.

EPS aus zwei verschiedenen Stämmen. Für unsere Experimente verwendeten wir zwei unterschiedlich pigmentierte Stämme des Cyanobakteriums *Synechococcus elongatus*: einen durch Phycocerythrin rot (Syn-rot) und einen durch Phycocyanin grün (Syn-grün) gefärbten Stamm. Syn-rot wurde aus dem Lago Maggiore und Syn-grün aus dem Plönersee in Nordeutschland isoliert. Die EPS wurden durch Phenol-Extraktion von den Cyanobakterien abgetrennt, gefriergetrocknet und vor Weiterverwendung wieder in Wasser aufgenommen.

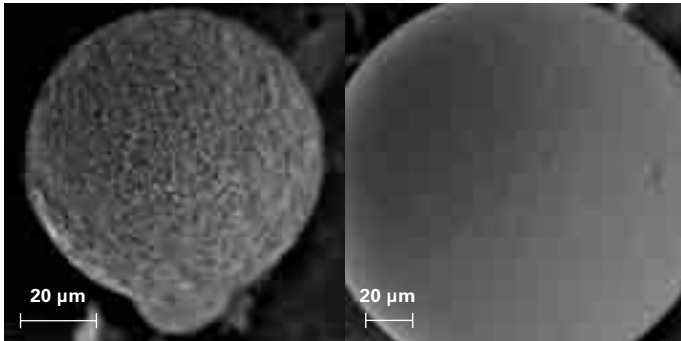
Für die Charakterisierung trennten wir die EPS-Proben mittels Agarose-Gelelektrophorese auf und konnten klar voneinander abweichende Bandenmuster beobachten. Daraus schlossen wir, dass sich die EPS aus den beiden *Synechococcus*-Stämmen in ihren Molekülgrössen unterscheiden.

Cyanobakterien und Calcit ausfällung

Cyanobakterien zählen zur Gruppe des so genannten Picoplanktons [2]. Obwohl diese Gruppe meist die gesamte Phytoplankton-Biomasse oligotropher Seen und der Ozeane dominiert, wurde sie erst vor etwa 20 Jahren entdeckt [4]. Dies lag an der äusserst geringen Grösse der Organismen, die zwischen 0,5 und 3 μm liegt. Im Gegensatz zum klassischen Phytoplankton mit Grössen von bis zu 100 μm handelt es sich bei den Cyanobakterien jedoch nicht um Algen, sondern um Bakterien. Wie die Algen fungieren auch die Cyanobakterien als Primärproduzenten und sind ein wichtiger Ausgangspunkt in der Nahrungskette, d.h., sie betreiben Photosynthese und wandeln mit Hilfe von Sonnenenergie Kohlendioxid, Wasser und anorganische Salze in Zucker und andere organische Stoffe um, und versorgen so letztendlich alle Gewässerorganismen mit Nahrung.



Abb. 1: Stäbchenförmige Partikel aus dem Vierwaldstättersee, die vollständig mit Calcit bedeckt sind. Dabei handelt es sich höchstwahrscheinlich um Cyanobakterien.



Fotos: Maria Dittrich, Eawag

Abb. 2: Auf der Oberfläche EPS-beschichteter Agarosekügelchen bilden sich Calcitkristalle (links), dagegen fällt an unbeschichteten Kontrollkügelchen kein Calcit aus (rechts).

Charakterisierung der funktionellen Gruppen auf den Bakterienoberflächen.

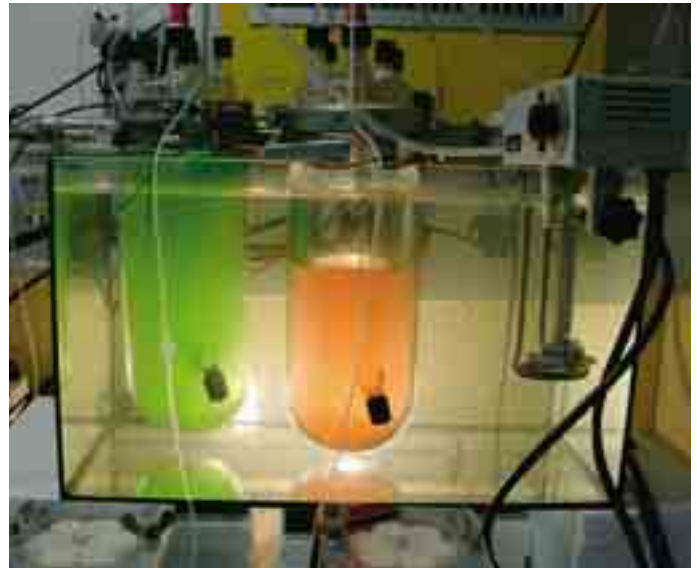
Als funktionelle Gruppe bezeichnet man endständige, reaktive Gruppen (Tab. 1). Sie sind für das chemische Verhalten der Substanz in der Umwelt verantwortlich und bestimmen, wie schnell und mit welchen anderen Gruppen der Stoff bevorzugt reagiert und welche Art der Bindung aufgebaut wird. Mit Hilfe der Säure-Base-Titration und anschliessender Datenauswertung mit dem Computermodell für Bakterienoberflächen FiteQL gelang es uns, die prozentualen Anteile der verschiedenen funktionellen Gruppen auf den Oberflächen der beiden Stämme Syn-rot und Syn-grün zu ermitteln (Tab. 1). Auf beiden Stämmen ist der Anteil der Carboxylgruppen am höchsten und wird gefolgt von den Amino- und den Phosphatgruppen [5].

Allerdings haben wir damit nicht nur die funktionellen Gruppen der EPS, sondern auch diejenigen der bakteriellen Zellwand erfasst. Um einen Anhaltspunkt zu bekommen, welche spezifischen funktionellen Gruppen im EPS vorhanden sind, führten wir die Titrationsversuche analog mit isoliertem EPS aus Syn-grün durch. Dabei zeigte sich, dass in den EPS ausschliesslich Carboxylgruppen vorkommen und dass 90 % der gesamten auf der Zelloberfläche nachgewiesenen Carboxylgruppen im EPS und nur 10 % an der Zellwand sitzen.

Sind die EPS tatsächlich an der Calcitfällung beteiligt? Um dies zu herauszufinden, wurden die isolierten EPS auf Agarosekügelchen mit einem Durchmesser von 50–150 µm fixiert. Diese beschichteten Kügelchen wurden anschliessend 5 Tage lang in einer $\text{NaCO}_3/\text{CaCl}_2$ -Lösung inkubiert. Analog verfahren wir mit unbeschichteten Agarosekügelchen. Falls die EPS für die Bildung von

Tab. 1: Anteile funktioneller Gruppen auf den Zelloberflächen der beiden untersuchten *Synechococcus*-Stämme Syn-rot und Syn-grün.

Funktionelle Gruppen	Formel	Syn-rot	Syn-grün
Carboxylgruppe	-COOH	44%	37%
Aminogruppe	-NH	26%	36%
Phosphatgruppe	-PO ₄ ²⁻	26%	27%



Kulturreaktoren mit grün und rot pigmentierten Cyanobakterien.

Calcit verantwortlich sind, sollten wir auf den beschichteten Kügelchen Calcitkristalle nachweisen können, auf den unbeschichteten Kontrollkügelchen jedoch nicht. Dies war tatsächlich der Fall: unter dem Raster-Elektronen-Mikroskop (Abb. 2) sahen wir, dass die Agarosekügelchen, egal, ob sie mit EPS aus Syn-rot oder Syn-grün beschichteten waren, vollständig mit Calcitkristallen überzogen wurden. An den unbeschichteten Kontrollkügelchen hingegen bildete sich kein Calcit.

Durch unsere Experimente konnten wir nachweisen, dass die EPS auf der Oberfläche der Cyanobakterien tatsächlich als Kristallisationskeime bei der Calcit ausfällung wirken [5]. Unsere Resultate lassen darüber hinaus die Vermutung zu, dass Cyanobakterien nicht nur im Calciumkreislauf aquatischer Systeme eine wichtige Rolle spielen, sondern dass auf den Calcitkristallen dank ihrer grossen Oberfläche auch andere Metalle, z.B. giftige Schwermetalle, mitausgefällt werden. Damit wären die Cyanobakterien für die Selbstreinigung der Gewässer von grosser Bedeutung. ○ ○ ○

- [1] Ramisch F., Dittrich M., Mattenberger C., Wehrli B., Wüest A. (1999): Calcite dissolution in two deep eutrophic lakes. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 63, 3349–3356.
- [2] Dittrich M., Kurz P., Wehrli B. (2004): The role of autotrophic picocyanobacteria in calcite precipitation in an oligotrophic lake. *Geomicrobiology Journal* 21, 45–53.
- [3] Sutherland I.W. (2001): Biofilm exopolysaccharides: a strong and sticky framework. *Microbiology* 147, 3–9.
- [4] Weisse T. (1993): Dynamics of autotrophic picoplankton in marine and freshwater ecosystems. In: J.G. Jones (Ed.), *Advances in microbial ecology* 13. Plenum Press, p. 328–370.
- [5] Dittrich M., Sibley S. (2005): Cell surface groups of two picocyanobacteria strains studied by zeta potential investigations, potentiometric titration, and infrared spectroscopy. *Journal of Colloid and Interface Science* 286, 487–495.

Wie wirken sich Metalle auf Algenbiofilme aus?

Heute werden wesentlich weniger Metalle in Gewässer eingetragen als früher. Dennoch, auch niedrige Metallkonzentrationen können sich negativ auf die Gewässerorganismen und damit auf das gesamte Ökosystem auswirken. Hier sind die Ökotoxikologen gefordert. Es gilt Konzepte und Methoden zur Beurteilung der ökologischen Folgen bereitzustellen.



Renata Behra, Ökotoxikologin und Leiterin der Gruppe «Population und Gemeinschaften» in der Abteilung «Umwelttoxikologie».

Koautoren: W. Ruperez, B. Wagner, D. Kistler, L. Sigg, E. Navarro, C. Robinson

Algenbiofilme reagieren recht schnell auf stark erhöhte Metallkonzentrationen in den Gewässern. Wir wissen, dass Biofilme Metalle aus dem Wasser herausfiltern und sie akkumulieren und dass Biofilme Mechanismen zur Metallentgiftung in Gang setzen (siehe auch Artikel von S. Meylan auf S. 19 und S. Le Faucheur auf S. 22). Anhand dieser beiden Vorgänge lässt sich jedoch nicht nachweisen, ob die Metalle tatsächlich negativ auf die Algen wirken und ob es in Folge auch zu Veränderungen auf Ebene der Lebensgemeinschaft kommt.

Ziel ist es daher, einen mehrstufigen Untersuchungsansatz zu entwickeln, mit dem einerseits die Folgereaktionen und andererseits die kausalen Zusammenhänge identifiziert werden können [1]. Da-

mit wird es möglich, die beobachteten ökologischen Effekte auf den Metallstress zurückzuführen.

Für unsere Untersuchungen züchteten wir die Algenbiofilme in so genannten Mikrokosmen (siehe Kasten) heran und exponierten sie an erhöhte Konzentrationen der beiden Schwermetalle Kupfer (Cu) und Cadmium (Cd).

Zelluläre Effekte: Metallanreicherung und Phytochelatinbildung.

Im Gegensatz zu früher haben wir es heute mit niedrigen, dafür häufig kontinuierlich auftretenden Gewässerbelastungen durch Metalle zu tun. Wir wollten deshalb zunächst herauszufinden, ob sich eine Dauerbelastung durch niedrige Metallkonzentrationen ebenso auf zellulärer Ebene auswirkt wie kurzzeitig stark erhöhte Metallgehalte: Die in den Mikrokosmen gezüchteten Algenbiofilme wurden daher während 6 Wochen an jeweils 2 verschiedene Kupfer- und Cadmiumkonzentrationen exponiert (Cu-1 = 0,1 µM, Cu-2 = 0,5 µM, Cd-1 = 5 nM und Cd-2 = 50 nM). Die getesteten Kupfer- und Cadmiumkonzentrationen sind 3- und 15-mal bzw. 5-

Mikrokosmen zur experimentellen Untersuchung von Biofilmen

In so genannten Mikrokosmen werden Algenbiofilme unter relativ natürlichen Bedingungen gezüchtet und untersucht. Es handelt sich dabei um Behälter oder Kanäle (Abb. 1), in denen sich Biofilme auf Trägermaterialien, in unserem Fall auf Glasplättchen, ausbilden. Die Mikrokosmen werden mit Wasser aus Fließgewässern betrieben, entweder statisch (Wasser wird nicht gewechselt), semi-statisch (Wasser wird nach einiger Zeit gewechselt) oder im Durchfluss (ständig frisches Wasser). Die im Wasser enthaltenen Mikroorganismen kolonisieren die im Mikrokosmos angebotenen Oberflächen. In den Mikrokosmen bilden sich gemischte Biofilme, die in ihrer Artenzusammensetzung mit den im Gewässer vorkommenden Biofilmen vergleichbar sind. Damit ist es möglich, die Effekte, die in Experimenten mit einzelnen, isolierten Arten aufgetreten sind, mit den Reaktionen einer gemischten Gemeinschaft zu vergleichen und auf ihre ökologische Relevanz hin zu überprüfen. In unserer Studie wurden die Mikrokosmen semi-statisch mit Wasser aus der Glatt betrieben.

Abb. 1: Mikrokosmosanlage, in der natürliche Algenbiofilme herangezüchtet und an erhöhte Metallkonzentrationen exponiert werden.



und 50-mal höher als die in der Gewässerschutzverordnung festgelegten Qualitätsziele von 2 µg Cu (~ 30 nM) und 0,05 µg Cd pro Liter Wasser (~ 0,5 nM). Dagegen wurden die Kontrollbiofilme an Wasser aus der Glatt inkubiert, dessen Cu- und Cd-Gehalt mit 25 nM und 0,2 nM knapp unter den gesetzlichen Qualitätszielen liegen.

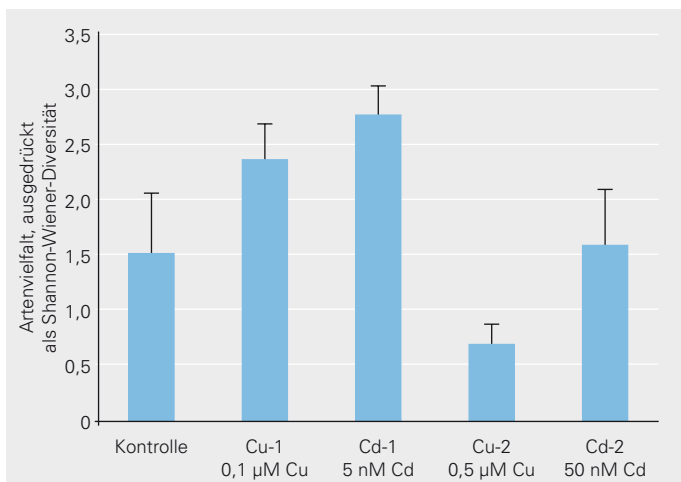
Damit es überhaupt zu Schädigungen der Algenbiofilme kommt, müssen die Metalle erst einmal von den Algen aufgenommen werden. Wie erwartet, stiegen die Cu- und Cd-Konzentrationen in den Biofilmen nach der Metallexposition an und blieben in den Kontrollbiofilmen unverändert (Tab. 1).

Zudem bestimmten wir den Gehalt an Phytochelatinen; das sind Peptide, die bei erhöhten Metallkonzentrationen gebildet werden und in der Entgiftung der Metalle eine Rolle spielen. Es zeigte sich, dass in den Metall-exponierten Biofilmen vermehrt Phytochelatine gebildet wurden. Allerdings wiesen wir Phytochelatine auch in den Kontrollbiofilmen nach (Tab. 1). Damit ist klar, dass dieser Parameter keinen endgültigen Rückschluss auf die Metallbelastung zulässt.

Effekte auf Gemeinschaftsebene: Populationsgrösse einzelner Algenarten und Artendiversität. Welche und wie viele Algenarten in einem Biofilm vorkommen, wird sowohl durch die Umweltbedingungen als auch durch die physiologischen Eigenschaften der einzelnen Arten beeinflusst. Eine weitere wichtige Frage ist daher, wie sich eine chronische Belastung mit niedrigen Metallgehalten auf die Populationsgrösse einzelner Arten und die Artendiversität in den Biofilmen auswirkt. Dazu untersuchten wir die Biofilme nach 6-wöchiger Metallexposition mikroskopisch und zeichneten auf, welche Arten vorkamen und wie häufig sie dort anzutreffen waren.

Die Biofilmgemeinschaften reagierten sehr empfindlich auf kleine Veränderungen der Metallkonzentrationen. Es stellte sich heraus, dass der Metallstress einerseits die Populationsgrösse einzelner Arten im Biofilm beeinflusste: einige Arten nahmen ab oder

Abb. 2: Artendiversität in den untersuchten Algenbiofilmen, ausgedrückt als Shannon-Wiener-Diversitätsindex nach 6-wöchiger Exposition an verschiedene Metallkonzentrationen.



Parameter	Kupferbiofilme	Cadmiumbiofilme
Kupferakkumulation	↑	nicht an Cu exponiert
Cadmiumakkumulation	nicht an Cd exponiert	↑
Phytochelatingehalt	↑ Problem: ↑ auch in Kontrollbiofilmen	↑
Populationsgrössen einzelner Arten	je nach Art: ↑, — oder ↓	je nach Art: ↑, — oder ↓
Artendiversität	↑ oder ↓	↑ oder ↓
Metalltoleranz	↑ gegenüber Cu + Cd	↑ gegenüber Cd

Tab. 1: Reaktionen der untersuchten Biofilme auf Metallstress. ↑ = zunehmend, — = gleich bleibend, ↓ = abnehmend.

verschwanden völlig, andere wurden abundanter. Andererseits veränderte sich die Artendiversität, hier ausgedrückt durch den so genannten Shannon-Wiener-Diversitätsindex (Abb. 2). Je höher dieser Index ist, desto grösser ist die Artendiversität. Ein Verlust der Diversität ergab sich bei der Cu-2-Konzentration. Vermutlich werden dann die empfindlichsten Arten aus der Biofilmgemeinschaft ausgeschlossen. Dagegen war die Diversität nach Belastung durch Cd-2 ähnlich wie die Kontrolle. Dies obwohl die beiden Biofilmgemeinschaften aus unterschiedlichen Arten zusammengesetzt waren. Bei Expositionen mit Cd-1 oder Cu-1 kam es gar zu einer Zunahme der Artenvielfalt. Sie ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass die ohne Metallstress erfolgreichen Arten abnehmen, wogegen sich die unterlegenen Arten nun unter Metallstress durchsetzen können.

Um herauszufinden, ob sich die veränderte Artenverteilung der Biofilme tatsächlich durch den Metallstress erklären lässt, wurden die Daten zudem statistisch analysiert. Dabei zeigte sich, dass einige Algenarten negativ und andere positiv mit dem Kupfergehalt des Wassers und mit der Kupferanreicherung im Biofilm korrelierten. Weniger aussagekräftig war die Korrelationsanalyse für Cadmium.

Physiologische Effekte: Metalltoleranz. Algen besitzen einerseits unterschiedliche Strategien, um mit überschüssigen Metallen fertig zu werden [2] und reagieren andererseits mehr oder weniger empfindlich auf Metalle. Dementsprechend variabel wirken Metalle auf Biofilmgemeinschaften, in denen mehreren Arten vorkommen: empfindliche Arten werden in ihrer physiologischen Leistung geschädigt oder sogar eliminiert, während tolerante Arten favorisiert werden. Es findet also eine durch den Metallstress induzierte Sukzession im Biofilm statt. Man nimmt an, dass die neu gebildete Algengemeinschaft insgesamt toleranter wird für das Metall, das die Gemeinschaft umstrukturiert hat [3]. Diese Aussage wollten wir überprüfen.

Algenbiofilme, die 1–6 Wochen Cu-2- oder Cd-2-Konzentrationen ausgesetzt worden waren, exponierten wir anschliessend drei Stunden lang an wesentlich höhere Metallkonzentrationen (20 µM Cu, 25 µM Cd). Danach bestimmten wir die Photosyntheseaktivität und ermittelten durch Vergleich mit den Kontrollbiofilmen, wie stark die Photosynthese inhibiert wurde. Lag die Inhibierung nach 1–3 Wochen wie in den Kontrollbiofilmen noch bei rund 60 % durch Cd bzw. 80 % durch Cu, beobachteten wir nach 6 Wochen eine

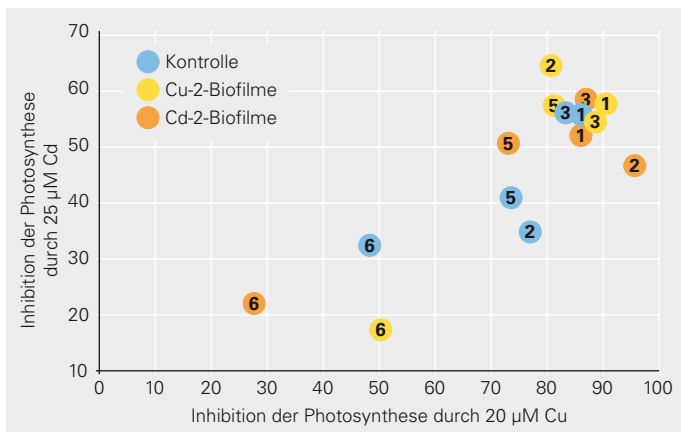
Eawag



Algenbiofilme im Mikrokosmos.

deutliche Erhöhung der Toleranz (Abb. 3). Tatsächlich sind beide Gemeinschaften toleranter geworden gegenüber dem Metall, das die Sukzession ausgelöst hat. Zusätzlich waren die anfänglich an Cu-2 exponierten Biofilme auch besser gegen Cd-Stress geschützt. Daraus schliessen wir, dass in den Cu- und Cd-Biofilmen unterschiedliche Abwehrmechanismen in Gang gesetzt wurden. Vermutlich helfen die Vorgänge, die in den Cu-Gemeinschaften wirksam sind, auch bei Cd-Stress.

Abb. 3: Zeitliche Entwicklung der Metalltoleranz in Kontrollbiofilmen sowie Cu-2- und Cd-2-Biofilmen. Die Zahlen geben an, wie viele Wochen die Biofilme an niedrige Cu-2- oder Cd-2-Konzentrationen exponiert waren, bevor sie in einem Kurzzeittest 3 Stunden lang höher konzentrierten Cu- oder Cd-Konzentrationen ausgesetzt wurden. Je weniger die Photosynthese inhibiert wird, desto grösser ist die Metalltoleranz.



Metallbelastung eindeutig diagnostizierbar. Durch unsere Experimente konnten wir zeigen, dass sich die chronische Exposition von Biofilmen an geringfügig erhöhte Kupfer- und Cadmiumkonzentrationen auf allen Ebenen der biologischen Organisation auswirkt (Tab. 1). Als empfindlichster Parameter stellte sich die Artendiversität heraus. Die Toleranzexperimente weisen im Fall der Cu-Biofilme klar auf einen kausalen Zusammenhang zwischen der veränderten Diversität und der Metallexposition hin. Zieht man bei der Beurteilung zusätzlich die Akkumulationsdaten heran, so lassen sich die strukturellen Änderungen der Cu-Gemeinschaften letztendlich auf die Cu-Belastung zurückführen. Bei den Cd-Biofilmen geht die erhöhte Cd-Toleranz eindeutig auf die Cd-Belastung zurück, was wieder durch die Akkumulationsdaten bestätigt wird. Somit sind Toleranzanalysen ein wichtiges Werkzeug für den Nachweis von Effekten, die auf Metall-induzierte Veränderungen der Biofilmgemeinschaft zurückgehen. ○ ○ ○

[1] Eggen R.I.L., Behra R., Burkhardt-Holm P., Escher B.I., Schweigert N. (2004): Challenges in ecotoxicology. *Environmental Science & Technology* 38, 58A–64A.

[2] Soldo D., Hari R., Sigg L., Behra R. (2005): Tolerance of *Oocystis nephrocytioides* to copper: intracellular distribution and extracellular complexation of copper. *Aquatic Toxicology* 71, 307–317.

[3] Soldo D., Behra R. (2000): Long-term effects of copper on the structure of freshwater periphyton communities and their tolerance to copper, zinc, nickel and silver. *Aquatic Toxicology* 47, 181–189.

Metallakkumulationen in Algenbiofilmen



Sébastien Meylan, Chemiker, Wissenschaftler in der Abteilung «Umwelttoxikologie». Koautorinnen: Laura Sigg, Renata Behra

Bei Regen kann der Metallgehalt in Fließgewässern sprunghaft ansteigen. Algenbiofilme reagieren besonders empfindlich auf solche Änderungen. Sie haben die Tendenz, Metalle zu akkumulieren. Dabei ist die Aufnahme durch die Algen davon abhängig, ob die Metalle in freier oder gebundener Form vorliegen.

Metalle wie Kupfer und Zink sind wichtige Spurennährstoffe für Gewässerorganismen. Bei zu hohen Konzentrationen können sie aber auch giftig sein. Ob Metalle schädigend wirken, hängt im Wesentlichen jedoch von der Verfügbarkeit der Metalle für die Organismen ab. Diese so genannte Bioverfügbarkeit wiederum wird durch die Spezierung der Metalle beeinflusst. Die Spezierung beschreibt, in welcher chemischen Form die Metalle vorliegen. So sind Metalle leicht verfügbar, wenn sie frei im Wasser auftreten, d.h. wenn Ionen

wie Kupfer Cu^{2+} oder Zink Zn^{2+} nur an Wassermoleküle gebunden sind. Die Metalle sind schlechter verfügbar, wenn sie mit schwachen organischen oder anorganischen Liganden komplexiert sind, und sie sind überhaupt nicht verfügbar, wenn sie an starke organische Liganden gebunden sind.

Dementsprechend zeigten Laboruntersuchungen, dass Algen Metalle anreichern, wenn die Konzentration der freien Metallionen ansteigt [1, 2]. In natürlichen Gewässern wurden diese Zusammenhänge bis jetzt kaum untersucht, da diese Systeme viel komplexer sind. Wir wollten diese Lücke schliessen und untersuchten in einer Feldstudie, ob Algenbiofilme in einem Bach vermehrt Metalle akkumulieren, wenn die Metallgehalte des Wassers im Verlauf eines Regenereignisses vorübergehend ansteigen.

Während einer Probenahme im Furtbach.



Eawag

Studie in einem kleinen Bach. Unsere Experimente führten wir im Furtbach im Kanton Zürich durch. Der Furtbach fliesst vom Katzensee durch ein landwirtschaftlich geprägtes Gebiet und die Industriezone bei Regensdorf bis in die Limmat. Er dient als Vorfluter für das geklärte Abwasser der Kläranlage Regensdorf. Da diese Kläranlage in den 80er Jahren nicht genügend Kapazitäten hatte, um das Abwasser ausreichend zu reinigen, sind die Bachsedimente unterhalb der Einleitungsstelle stark mit Metallen kontaminiert. Seit dem Bau der neuen Kläranlage im Jahr 2000 ist die Belastung des Baches zurückgegangen. Trotzdem geben die metallbelasteten Sedimente weiterhin Metalle ins Bachwasser ab. Dies umso stärker, wenn es regnet und die Sedimente durch den erhöhten Abfluss aufgewirbelt werden.

Wir verfolgten, ob sich die Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Furtbach bei Regen veränderten und analysierten insbesondere, in welcher Spezierung die Metalle im Wasser vorkamen. Gleichzeitig bestimmten wir die Metallanreicherung in natürlichen Algenbiofilmen [3]. Diese Biofilme bildeten sich auf Glasoberflächen, die von uns auf dem Bachbett installiert wurden. Sobald Meteo-Swiss ein grösseres Regenereignis ansagte, gingen wir hinaus ins Feld zur Probenahme.

Einfluss des Regens auf die Metallspezierung. Unsere Ergebnisse zeigen, dass die Gesamtkonzentrationen der gelösten Metalle Kupfer und Zink im Furtbach bei Regen anstiegen (Abb. 1).

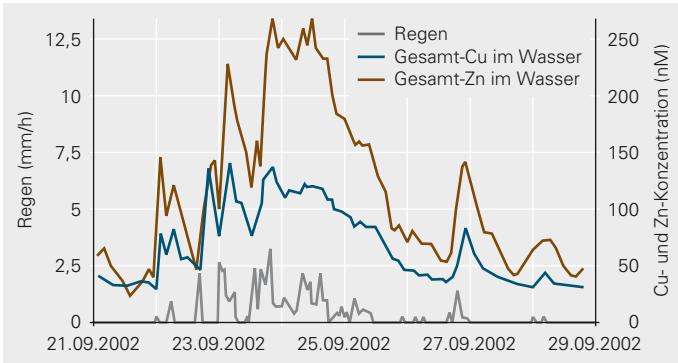


Abb. 1: Die Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Furtbach variieren mit der Regenmenge.

Die Abbildungen 2A + B schlüsseln die Anteile der bioverfügbaren Metallspezies an der Gesamtkonzentration auf: dargestellt sind die gelösten freien Cu^{2+} - und Zn^{2+} -Ionen sowie die labilen Metallspezies (= freie Ionen + schwach komplexierte Metalle). Im Prinzip nehmen die Konzentrationen aller Kupfer- und Zinkspezies im Verlauf des Regens kontinuierlich zu. Dies ist durch die Desorption der Metalle vom Sediment zu erklären. Einzige Ausnahme sind die freien Cu^{2+} -Ionen. Ihre Konzentration nimmt nach einem anfänglichen Anstieg im weiteren Verlauf des Regenereignisses wieder ab. Im Gegensatz zu den Zn^{2+} -Ionen, verbindet sich wahrscheinlich ein grösserer Teil der desorbierten Cu^{2+} -Ionen mit den im Wasser anwesenden Liganden. Vermutlich haben die Cu^{2+} -Ionen eine grössere Affinität für die Liganden als die Zn^{2+} -Ionen oder es liegen mehr Liganden vor, die nur mit Cu^{2+} -Ionen komplexieren können.

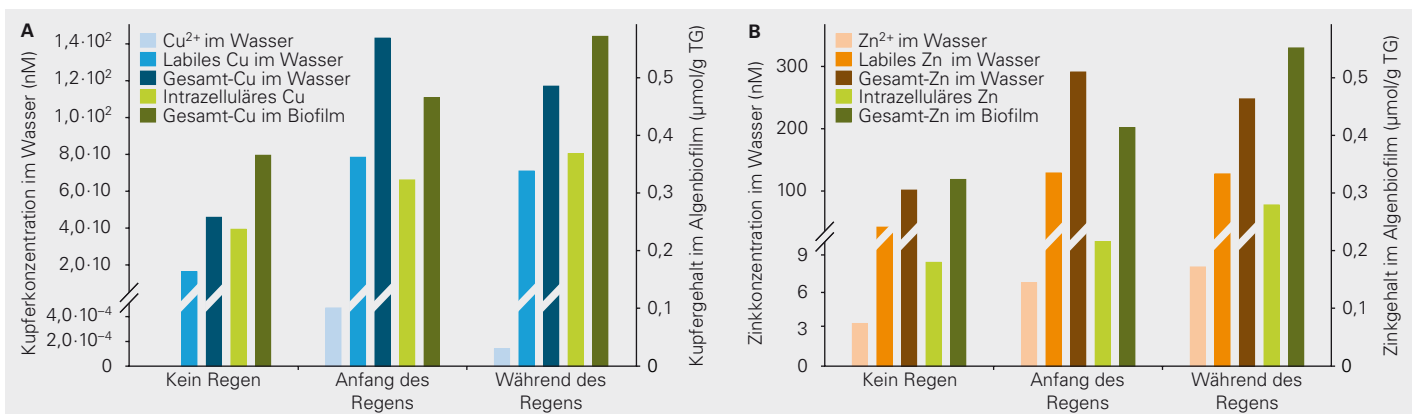
Anreicherung von Kupfer und Zink im Biofilm. Die Algenbiofilme reagieren extrem schnell auf die sich ändernden Metallkonzentrationen bei Regen. Bereits kurz nach Beginn und im weiteren Verlauf des Regens steigen die Gesamtgehalte der beiden Metalle Kupfer und Zink im Biofilm kontinuierlich an (Abb. 2A + B). Sie nehmen auch nach Beendigung des Regens nur langsam ab, haben aber

nach ca. 2 Tagen die Ausgangswerte wieder erreicht. Der Gesamtgehalt beinhaltet sowohl die intrazellulären als auch die auf der Biofilmoberfläche adsorbierten Metalle. Relativ grosse Anteile der beiden Metalle werden während des Regens auf den Biofilmen adsorbiert. Dagegen werden weniger Metalle von den Algen ins Zellinnere aufgenommen (Abb. 2A + B). Dies hat vor allem damit zu tun, dass die Algen die Aufnahme der Metalle aktiv regulieren.

Unterschiedliche Metallspezies bestimmen die Bioverfügbarkeit. Welche Metallspezies im Wasser sind nun ausschlaggebend für die Bioverfügbarkeit der Metalle und damit für die Metallanreicherung im Algenbiofilm? Um dies zu beantworten, haben wir die Beziehungen zwischen den intrazellulären Metallgehalten und den verschiedenen Metallspezies im Wasser untersucht (Abb. 3). Es zeigte sich, dass der intrazelluläre Zinkgehalt positiv mit der Konzentration der freien Zn^{2+} -Ionen im Wasser korreliert war. Dagegen beobachteten wir im Fall von Kupfer eine positive Korrelation des intrazellulären Kupfergehalts mit den labilen Kupferspezies. Diese Erkenntnis ist neu. Der Grund liegt wahrscheinlich in der äusserst geringen Konzentration an freien Cu^{2+} -Ionen im Wasser: Damit die Algen ihren Kupferbedarf überhaupt decken zu können, müssen sie auch über das Kupfer in den schwach komplexierten Spezies verfügen. Die Bioverfügbarkeit und damit das Gefahrenpotenzial von Kupfer und Zink werden also durch unterschiedliche Metallspezies bestimmt. Diese Ergebnisse konnten wir später in einer experimentellen Mikrokosmosstudie bestätigen [4].

Relevanz der Ergebnisse für die Gewässerbeurteilung. Kurzfristig – z.B. während starker Regenfälle – erhöhte Kupfer und Zinkkonzentrationen in Fliessgewässern haben einen messbaren Einfluss auf natürliche Algenbiofilme. Kupfer und Zink werden schnell aufgenommen und nur langsam wieder ausgeschieden. Neu konnten wir unter Feldbedingungen nachweisen, dass die Spezierung der Metalle eine wichtige Rolle für die Bioakkumulation spielt. Dies sollte bei zukünftigen Beurteilungen der Gewässerqualität berücksichtigt werden. Heute wird jedoch meist die Gesamtkonzentration eines Metalls als Parameter herangezogen, um

Abb. 2: Konzentrationen verschiedener Kupfer- (A) und Zinkspezies (B) im Wasser des Furtbachs und im Algenbiofilm. Vor dem Regen ist die Konzentration freier Cu^{2+} -Ionen im Wasser so niedrig, dass sie nicht dargestellt werden kann.



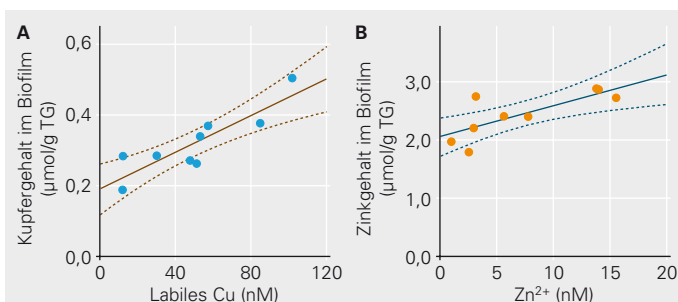


Das Untersuchungssystem im Furtbach. Die Algenbiofilme wachsen auf Glasplatten.

die Belastung abzuschätzen. Tatsächlich aber hängen die Bioverfügbarkeit der Metalle und damit das Gefahrenpotenzial für Mikroorganismen von den vorkommenden Metallspezies ab. Darüber hinaus spielt die Komplexbildungsstärke des Wassers eine Rolle: Art und Menge der anwesenden Liganden bestimmen den Anteil komplexierter Metallspezies. Ist die Komplexbildungsstärke niedrig, so liegt der überwiegende Teil der Metalle als freie Ionen, d.h. in leicht verfügbarer Form, vor. Dann kann es bereits bei einer relativ

tiefen Gesamtkonzentration zu negativen Auswirkungen auf die Gewässerorganismen kommen. Um zukünftig die Belastung genauer abschätzen zu können, ist es deshalb sinnvoll, einfache, feldtaugliche Methoden für den Nachweis der verschiedenen Metallspezies zu entwickeln. ○ ○ ○

Abb. 3: Der intrazelluläre Kupfer- (A) bzw. Zinkgehalt (B) wird durch die Konzentration labiler Kupferspezies bzw. freier Zn^{2+} -Ionen reguliert.



- [1] Knauer K., Behra R., Sigg L. (1997): Effects of free Cu^{2+} and Zn^{2+} ions on growth and metal accumulation in freshwater algae. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16, 220–229.
- [2] Campbell P.G.C., Errécalde O., Fortin C., Hiriart-Baer V.P., Vigneault B. (2002): Metal bioavailability to phytoplankton: applicability of the biotic ligand model. *Comparative Biochemistry and Physiology, C-Toxicology & Pharmacology* 133, 189–206.
- [3] Meylan S., Behra R., Sigg L. (2003): Accumulation of copper and zinc in periphyton in response to dynamic variations of metal speciation in freshwater. *Environmental Science & Technology* 37, 5204–5212.
- [4] Meylan S., Behra R., Sigg L. (2004): Influence of metal speciation in natural freshwater on bioaccumulation of copper and zinc in periphyton: a microcosm study. *Environmental Science & Technology* 38, 3104–3111.

Phytochelatine als Metallindikatoren?



Séverine Le Faucheur, Chemikerin, hat über dieses Thema in der Abteilung «Umwelttoxikologie» promoviert.

Laura Sigg, Chemikerin, leitet die Gruppe «Biogeochemie von Metallen».

Koautorin: Renata Behra

Mit Hilfe von Phytochelatinen schützen sich Algen gegen giftige Metalle. Algen synthetisieren diese kurzen Polypeptide bei erhöhten Metallkonzentrationen im Wasser. Ist es möglich, Phytochelatine als Bioindikatoren für Metallstress zu nutzen? Wir fanden überraschende Antworten.

Metalle gehören zu den natürlichen Bestandteilen der Umwelt und werden über verschiedene Prozesse wie Bodenerosion, Niederschläge, Emissionen von Vulkanen usw. in die aquatischen Ökosysteme eingetragen. Zudem sind Metalle in industriellen Produkten und Baumaterialien sowie in Agrochemikalien wie z.B. Düngern enthalten und gelangen von dort in die Umwelt und die Gewässer.

Einerseits sind alle Lebewesen auf bestimmte Metalle angewiesen, je nach Konzentration können sich Metalle aber andererseits auch schädlich auswirken [1]. Um sich vor toxischen Metallen zu schützen, haben Algen einen besonderen Entgiftungsmechanismus entwickelt. Sie bilden intrazelluläre Moleküle, so genannte Phytochelatine (PC_n , siehe Kasten). Ihre Aufgabe besteht darin, die akkumulierten überschüssigen Metalle zu binden und so unschädlich zu machen. Ausgelöst wird die Phytochelatinbildung in den Algen durch einen erhöhten Metallgehalt im Wasser. Wir wollten wissen, ob man in umgekehrter Richtung – ausgehend von der Phytochelatinkonzentration in den Algen – auf die Metallbelastung des Wassers rückschliessen kann und sich die Phytochelatinkonzentration damit als Bioindikator eignet.

Werden bei Metallstress vermehrt Phytochelatine gebildet?

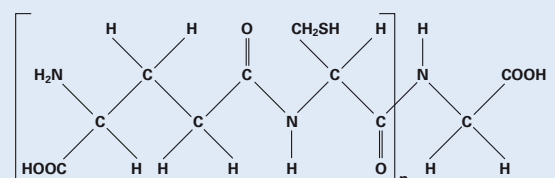
Wichtig war uns, nicht wie bisher mit Algenreinkulturen unter künstlichen Bedingungen im Labor zu arbeiten, sondern zu untersuchen, wie sich Algen in einem natürlichen System verhalten. Aus diesem Grund testeten wir die Auswirkungen der Metalle Kupfer, Zink und Cadmium in natürlichen Algenbiofilmen [2], die im Feld in Mikrokosmen herangezüchtet wurden (siehe auch Artikel von R. Behra S. 16). Die Mikrokosmen wurden fünf Wochen lang mit Wasser der Glatt durchströmt, das selbst nur schwache Konzentrationen der untersuchten Metalle aufweist: 25 nM Kupfer, 34 nM Zink und 0,2 nM Cadmium.

In den Mikrokosmen bildeten sich die Algenbiofilme auf darin fixierten Deckgläsern. Für unsere Tests entnahmen wir die Deckgläser samt Biofilme und setzten sie 24 Stunden lang einem Metallstress aus. Als Basis diente Glattwasser, dem bekannte Mengen von Kupfer, Zink oder Cadmium zugefügt worden waren, so dass folgende Metallkonzentrationen erreicht wurden: 500 und 1500 nM Kupfer, 250 und 1000 nM Zink und 1000 nM Cadmium. Die Kontrollbiofilme wurden in Glattwasser ohne Metallzugabe exponiert. Nach

der Exposition schabten wir die Biofilme von den Deckgläsern und untersuchten sie auf ihren Gehalt an Phytochelatinen. Dabei wurden die Phytochelatine stufenweise durch Gefriertrocknen, Ansäuern und Zentrifugieren aus den Biofilmen extrahiert; nach Derivatisierung der Thiolgruppen (Zugabe eines fluoreszierenden Stoffes) erfolgte die Analyse mittels Hochdruckflüssigkeitschromatographie (HPLC = High Pressure Liquid Chromatography).

Was sind Phytochelatine?

Phytochelatine sind kleine intrazelluläre Polypeptide mit der Aminosäuresequenz $(\gamma\text{-Glu-Cys})_n\text{-Gly}$, wobei $n = 2\text{--}11$. Infolge ihrer Thiol- (SH) und Carboxylgruppen (COOH) haben sie eine sehr grosse Affinität zu Metallen. Sie werden von Algen und auch von Pflanzen und Pilzen enzymatisch aus Glutathion, dem vorherrschenden Thiol, gebildet. Induziert wird die Phytochelatinproduktion, wenn der Metallgehalt der Umgebung erhöht ist. In einer früheren Laboruntersuchung konnten wir diese Induktion in der einzelligen Grünalge *Scenedesmus vacuolatus* nachweisen, nachdem der Cadmiumgehalt der Kulturmedien experimentell erhöht worden war [3]. Die Algen produzierten die Phytochelatine je nach Cadmiumkonzentration in unterschiedlichen Polymerisationsgraden. In der Literatur wird Cadmium häufig als der stärkste Induktor beschrieben, doch wird die Produktion der Phytochelatine auch durch andere Metalle wie Kupfer, Zink oder Blei induziert, allerdings in geringerer Masse. Zudem ist die Produktion von Phytochelatinen von der jeweiligen Algenart abhängig.



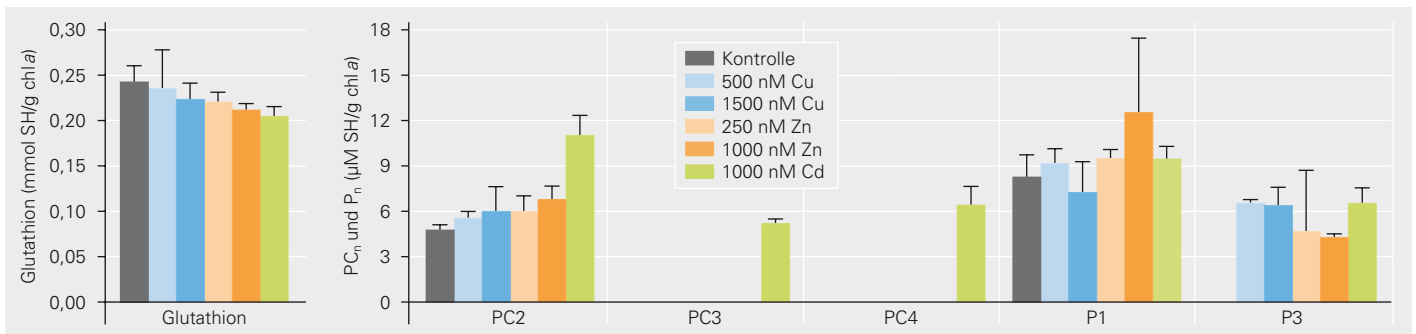


Abb. 1: Konzentration von Glutathion, Phytochelatinen (PC2-4) und anderen nicht näher identifizierten Thiolen (P1-3) in Algenbiofilmen unter Metallstress.

Unerwartete Ergebnisse. Überraschenderweise wiesen wir in den Kontrollbiofilmen neben Glutathion, der Ausgangssubstanz für Phytochelatine, auch das Phytochelatin PC2 nach (Abb. 1, graue Balken). Biofilme, die erhöhten Kupferkonzentrationen (blaue Balken) ausgesetzt waren, zeigten weder eine Abnahme des Glutathion- noch eine Zunahme des Phytochelatingehaltes. Zink und Cadmium (orange und grüne Balken) hingegen bewirkten eine geringfügige Glutathionsenkung und einen signifikanten Anstieg von PC2. Bei Cadmium-Stress wurden zudem die Phytochelatine PC3 und PC4 gebildet. Darüber hinaus beobachteten wir in allen Biofilmen zwei nicht näher identifizierte Thiole, P1 und P3. Als einzige Ausnahme synthetisierten die Kontrollbiofilme kein P3.

Weitere Einflussfaktoren. Anders als erwartet, sind Phytochelatine bereits bei geringem Metallstress in den Algenbiofilmen vorhanden. Die Phytochelatinproduktion scheint demzufolge noch von anderen Faktoren abhängig zu sein. So sind Nährstoffe, Licht und Temperatur bekannt für ihren Einfluss auf den Gehalt an intrazellulären Thiolen.

Zudem werden Phytochelatine aus Glutathion gebildet, sie hängen damit von dessen Konzentration ab. Glutathion wiederum ist nicht nur Ausgangssubstanz für Phytochelatine sondern hat weitere Aufgaben in der Zelle. Es spielt beispielsweise eine Rolle bei der Entgiftung anderer Schadstoffe und in Abwehrmechanismen gegen oxidativen Stress. Auf diese Weise werden der Glutathiongehalt der Zelle und damit der relative Gehalt von Glutathion und Phytochelatinen indirekt beeinflusst.

Ausserdem kann die Artenzusammensetzung des Algenbiofilms einen Einfluss auf den Phytochelatingehalt haben. Algen, die weniger sensibel auf erhöhte Metallkonzentrationen reagieren, bilden möglicherweise weniger Phytochelatine als Algen, die bereits bei niedrigen Metallkonzentrationen ansprechen. In unserer Studie haben wir mit natürlichen Biofilmen gearbeitet.

Bei höheren Kupfermengen im Wasser werden kaum mehr Phytochelatine gebildet. Im Gegensatz dazu steigt die Phytochelatinproduktion bei erhöhten Zink- und Cadmiumkonzentrationen an. Die Idee Phytochelatine als Bioindikatoren für Zink- und Cadmiumstress zu nutzen, sollte daher weiter verfolgt werden.

Ein weiterer Erfolg versprechender Kandidat scheint das Thiol P3 sein. Es kommt nicht in den Kontrollbiofilmen vor, ist jedoch nach Exposition an erhöhte Kupfer-, Zink- und Cadmiumkonzentrationen nachweisbar (Abb. 1). Möglicherweise ist P3 als Bioindikator für Metallstress besser geeignet als die hier untersuchten Phytochelatine. Dies müsste in weiteren Studien abgeklärt werden, wobei es zunächst darum geht, die Struktur von P3 aufzudecken. ○ ○ ○

Metalle – lebensnotwendig, aber giftig in hohen Dosen

Alle Lebewesen sind auf bestimmte, so genannte essenzielle Metalle (Kupfer, Zink, Eisen, Nickel usw.) angewiesen. Sie werden in sehr geringen Mengen als Kofaktoren für Enzyme oder Proteine gebraucht [1]. Daneben gibt es die nicht-essenziellen Metalle, z.B. Cadmium, Quecksilber oder Blei. Je nach Konzentration wirken sowohl die essenziellen als auch die nicht-essenziellen Metalle als Zellgifte. Die toxische Wirkungsweise beruht auf der unspezifischen Bindung der Metalle an wichtige Biomoleküle und führt dazu, dass:

- ▶ Funktionsgruppen blockiert werden,
- ▶ essenzielle Metalle verdrängt werden,
- ▶ oder die aktive Form (Konformation) der Biomoleküle verändert wird.

- [1] Mason A.Z., Jenkins K.D. (1995): Metal detoxification in aquatic organisms. In: Tessier A., Turner D.R. (Eds.) Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. John Wiley & Sons: Chichester, p. 479–608.
- [2] Le Faucheur S., Behra R., Sigg L. (2005): Thiol and metal content in periphyton exposed to elevated copper and zinc concentrations: a field and microcosm study. *Environmental Science and Technology* 39, 8099–8107.
- [3] Le Faucheur S., Behra R., Sigg L. (2005): Phytochelatin induction, cadmium accumulation and algal sensitivity to free cadmium ion in *Scenedesmus vacuolatus*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24, 1731–1737.

Biofilter auf dem Prüfstand



Adriano Joss, Mikrobiologe, sowie Max Maurer, Chemieingenieur und Verfahrenstechniker, Wissenschaftler in der Abteilung «Ingenieurwissenschaften».

Koautor: Hansruedi Siegrist, Umweltingenieur und Leiter der Abteilung.

Biofilter erleben derzeit ein Revival in der Abwasserreinigung. In solchen Systemen bilden sich Biofilme auf festen Oberflächen wie z.B. Styroporkügelchen. Ihr grosser Vorteil ist der geringe Platzbedarf aufgrund der kurzen Verweilzeit des Abwassers im Reaktor. Doch wie ist die Abbauleistung? Werden die Schmutzstoffe effizient aus dem Abwasser eliminiert?

Biofilter brauchen deutlich weniger Platz als konventionelle Belebtschlammreaktoren (siehe Foto S. 26). Dies weil die Aufenthaltsdauer des Abwassers im Biofilter erheblich kürzer ist. Wir wollten wissen, ob die Abbauleistung des Biofilters trotzdem an die des Belebtschlammverfahrens heranreicht. Die Erfahrung zeigt, dass dies für Nährstoffe tatsächlich der Fall ist. Wie aber sieht es mit den so genannten Mikroverunreinigungen (siehe Kasten) aus, die meist relativ schwer abbaubar sind. Hier setzte unser Projekt an.

Vergleich Biofilter – konventionelles Belebtschlammverfahren. Ideale Untersuchungsbedingungen fanden wir auf der Abwasserreinigungsanlage (ARA) Altenrhein (siehe Foto). Denn dort wird die eine Hälfte des anfallenden Abwassers in einer konventionellen Anlage mit Belebtschlammverfahren gereinigt, während die andere Hälfte in einer Biofilteranlage geklärt wird. Die hydraulischen Eigen-

schaften der beiden Anlagen unterscheiden sich markant: Während das Abwasser in der biologischen Stufe der konventionellen Anlage (9000 m³) zwischen 6 und 20 Stunden mit dem Belebtschlamm in Kontakt ist, beträgt die Verweilzeit im Biofilter (ca. 450 m³ = durchflossenes Volumen abzüglich Verdrängung des Trägermaterials) nur 0,5 bis 1,4 Stunden. Insgesamt ist die ARA Altenrhein für 90 000 Einwohnergleichwerte (Summe aus Anzahl natürlicher Personen und der entsprechend umgerechneten industriellen Fracht) ausgelegt und verarbeitet einen durchschnittlichen Trockenwetterfluss von 400 l Abwasser pro Sekunde.

Abbau 18 verschiedener Mikroverunreinigungen. Ziel unseres Projekts war es, den Abbau 18 verschiedener Mikroverunreinigungen (siehe Tabelle in Abb. 1) zu quantifizieren. Dafür haben wir die Biofilter- und die Belebtschlammanlage in der ARA Altenrhein 3-mal während einer Woche beprobt. Jeweils am Zulauf und am Ablauf installierten wir ein Probenahmegerät zur automatischen Entnahme von Wasserproben. Da die Abwassermenge sowie der Belastungsgrad im Tagesverlauf stark schwanken, verwendeten wir ein Flussgewichtetes Probenahmeprogramm, d.h. im Verlauf einer Woche wurden immer dann Proben entnommen, wenn eine bestimmte Menge Wasser am Probenahmegerät vorbeigeflossen war. Damit war es möglich, die wöchentlichen Schadstofffrachten im Zu- und im Ablauf realistisch abzuschätzen und daraus die in der Biofilter- bzw. in der Belebtschlammanlage tatsächlich abgebauten Schadstoffmengen zu errechnen.

Gleiche Abbauleistungen. Abbildung 1 zeigt die Ergebnisse unserer Untersuchung [1]. Jeder der Datenpunkte steht für eine Mikroverunreinigung und stellt dar, welcher Prozentsatz der jeweiligen Substanz im Belebtschlamm (X-Achse) bzw. im Biofilter (Y-Achse) abgebaut wurde. Die meisten Schadstoffe werden in der Biofilteranlage ebenso gut abgebaut wie in der konventionellen Anlage mit Belebtschlamm. Ihre Datenpunkte liegen entweder auf der diagonalen Gerade oder in ihrer Nähe innerhalb des 10%igen, blau gekennzeichneten Streubereichs. Lediglich bei 3 Mikroverun-

Mikroverunreinigungen

Als Mikroverunreinigungen bezeichnet man Schadstoffe, die in sehr niedrigen Konzentrationsbereichen (Mikro- und Nanogramm pro Liter) in den Gewässern vorkommen. Sie können selbst bei diesen tiefen Konzentrationen toxisch auf die Gewässerorganismen wirken. Mikroverunreinigungen stammen aus der Industrie (z.B. Entfettungsmittel, Kunststoffzusätze), der Landwirtschaft (z.B. Pestizide) sowie aus Spital- und Haushaltsabwässern (z.B. Medikamente, körpereigene und synthetisch hergestellte Hormone sowie Körperpflegemittel). Viele Mikroverunreinigungen werden in Kläranlagen nur teilweise abgebaut oder gelangen wie die Pestizide ohne Umweg über die Kläranlage direkt in die Gewässer.

Biofilme: erfolgreiches Revival in der Abwasserreinigung

Die ersten Verfahren zur biologischen Abwasserreinigung gleichen einem vertikal aufgerichteten Bachbett. Abwasser rinnt über aufeinander geschichtete Steine, wobei die Inhaltsstoffe umgewandelt und abgebaut werden. Die Klärung des Wassers erfolgt in den Biofilmen, die sich auf der Oberfläche der Steine gebildet haben. Diese Biofilmsysteme wurden kontinuierlich weiterentwickelt und erleben in den letzten Jahren in der Abwasserreinigungspraxis einen ungeahnten Aufschwung.

Biofilme fühlen sich wohl im Festbett und im Wirbelbett. Dies liegt nicht zuletzt daran, dass die Steine ersetzt wurden durch moderne Trägermaterialien, die den Mikroorganismen eine wesentlich größere Oberfläche pro Volumeneinheit bieten. Heute nutzt man im Wesentlichen zwei Biofilmverfahren: das Festbett- und das Wirbelbett-Verfahren [1, 2]. In beiden Fällen werden in den Reaktoren Oberflächen zur Verfügung gestellt, auf denen sich Biofilme von 0,02–1 mm Dicke ausbilden.

Beim Festbett, das auch als Biofilter bezeichnet wird, haben sich Styroporkügelchen als Trägermaterial bewährt. Sie werden in einen Käfig gefüllt und in das Abwasser eingetaucht. Durch den hydro-

statischen Auftrieb werden die Styroporkügelchen nach oben gedrängt. Von einem Festbett spricht man, weil sich die Kügelchen nur in beschränkter Masse gegeneinander bewegen. Alternativ können auch Blähtongranulate oder strukturierte Kunststoffoberflächen eingesetzt werden.

Beim Wirbelbett werden Kunststoffteilchen unterschiedlicher Form angeboten. Sie haben ein ähnliches spezifisches Gewicht wie Wasser und werden durch Belüftung oder mittels Rührer in Schwebelage gehalten. Dadurch benötigen sie keine speziellen Reaktorformen und werden auch für den einfachen Ausbau konventioneller Belebtschlammanlagen eingesetzt.

Hybridanlagen: gleichzeitig Biofilm und Belebtschlamm. Die neueste Entwicklung ist das so genannte Hybridverfahren. Dabei wird die Wirbelbett-Technologie gezielt mit dem Belebtschlammverfahren kombiniert. Die langsam wachsenden Abbauspezialisten (Nitrifikanten) besiedeln dabei hauptsächlich die Biofilme auf den Kunststoffteilchen, wogegen die rasch wachsenden Generalisten eher den suspendierten Schlamm bevorzugen. Damit behindern sich die beiden Bakterienpopulationen nicht gegenseitig. Man hofft so, die Vorteile beider Systeme zu vereinen,

um kleinere Anlagen mit höherer Umsatzleistung bauen zu können. Immer mehr Siedlungen sind in den letzten Jahrzehnten um die Kläranlagen herum gewachsen und es fehlt der Platz für grosse Erweiterungen. Eine kompakte Bauweise ist damit immer wichtiger. Die Praxis wird zeigen, ob das Hybridsystem den Erwartungen Stand hält.

- [1] Tschui M., Boller M. (1997): Abwasserreinigung mit submersen Festbettreaktoren. GWA Gas Wasser Abwasser 77, 796–781.
- [2] Maurer M., Siegrist H. (1999): Nitrifikation und Denitrifikation im Wirbelbett. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 36, Buwal, Bern



Fotos: Eawag



Styroporkügelchen und Kunststoffteilchen als Trägermaterialien im Fest- und Wirbelbett.

reinigungen ist die Abbauleistung in den beiden Anlagen unterschiedlich. Estron wird unerwarteterweise besser im Biofilter (85%) als im Belebtschlamm (50%) abgebaut. Bei Azithromycin und Sulfapyridin ist es umgekehrt: 50% und 70% werden im Belebtschlamm, nur 20% und 35% im Biofilter eliminiert. Bei einer zweiten Messkampagne wurde Sulfapyridin jedoch in beiden Anlagen gleich gut entfernt.

Darüber hinaus konnten wir feststellen, dass bei den meisten Mikroverunreinigungen unabhängig vom Abwasserreinigungsverfahren nur ein biologischer Teilabbau erfolgt (Abb. 1). Lediglich 3 der 18 untersuchten Substanzen werden zu mehr als 80% eliminiert. Dagegen werden 10 der 18 untersuchten Schadstoffe zu weniger als 50% abgebaut.

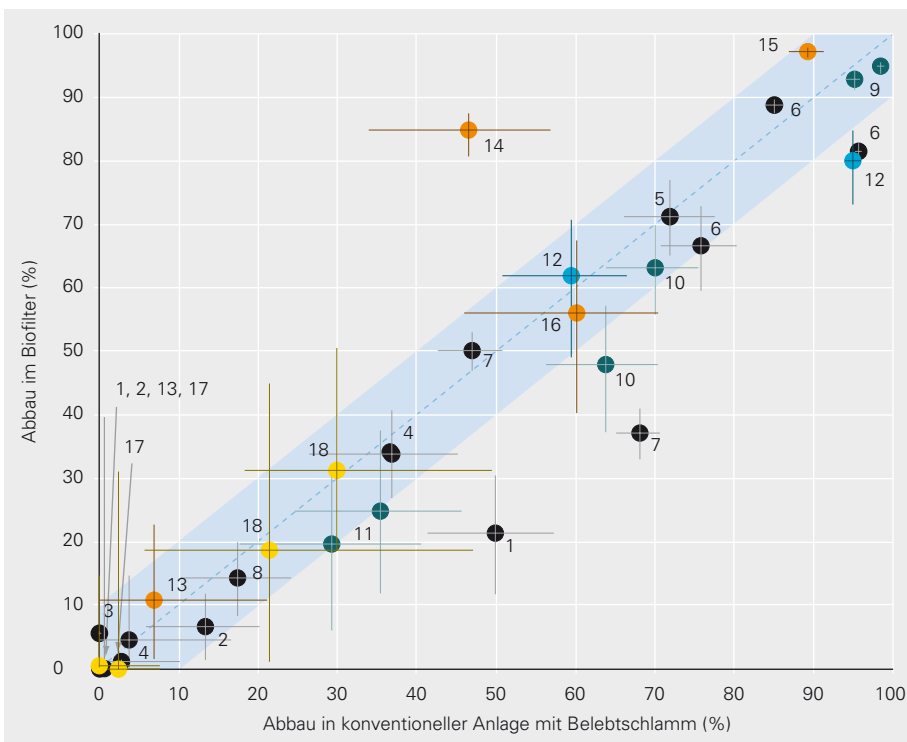
Biofilter – klein und effizient. Trotz der 10-mal geringeren Grösse und den zwischen 10- und 20-mal kürzeren Kontaktzeiten erbringt die Biofilteranlage in der ARA Altenrhein also eine mit der konventionellen Anlage vergleichbare Abbauleistung. Woran liegt das?

- ▶ Vermutlich findet innerhalb des Biofilters ein sequenzieller Abbau entlang der Fliessrichtung statt: die leicht abbaubaren organischen Stoffe werden in den ersten Schichten abgebaut, so dass die Schmutzstofffracht in Richtung Ablauf deutlich geringer ist. Dementsprechend geht man davon aus, dass sich in den verschiedenen Schichten des Biofilters unterschiedliche Abbauspezialisten ansiedeln, was zu einer erhöhten Vielfalt an Mikroorganismen beiträgt.
- ▶ Durch die tägliche Spülung ist zudem gewährleistet, dass die rasch wachsenden Generalisten aus dem Biofilter eliminiert werden. Diese Bakterien, die leicht abbaubares Substrat nutzen, würden die Biofilme ansonsten überwuchern. Folglich bildet sich im Biofilter ein äusserst effizienter Biofilm aus langsam wachsenden Abbauspezialisten aus: Dazu gehören die Nitrifikanten, die den Harnstoff aus dem Urin zu Nitrat umsetzen, sowie die langsam wachsenden Bakterien, die schwerer abbaubare organische Substanzen metabolisieren. Diese Spezialisten sind im Biofilter dank einer dünnen Biofilmstruktur in direktem Kontakt mit dem Abwasser und können Schmutzstoffe effizienter aufnehmen und abbauen

Flugbild der ARA Altenrhein: das Biofiltergebäude (im Kreis) beansprucht 8-mal weniger Fläche als die konventionelle Anlage mit 3 rechteckigen Belebtschlamm- und 3 runden Nachklärbecken; dennoch behandeln beide Anlagen je die Hälfte des zulaufenden Abwassers.



ARA Altenrhein



Nr.	Substanz	Substanzklasse
1	Azithromycin	● Antibiotika
2	Clarithromycin	
3	Erythromycin	
4	Roxithromycin	
5	Sulfamethoxazol und sein Ausscheidungsprodukt N ⁴ -Acetylsulfamethoxazol	
6	Sulfapyridin	
7	Trimethoprim	
8	Ibuprofen	
9	Naproxen	
10	Diclofenac	
11	Iopromid	● Röntgenkontrastmittel
12	Carbamazepin	● Antiepileptika
13	Estron	● Hormone
14	Estradiol	
15	Ethinylestradiol	
16	Tonalid	● Duftstoffe
17	Galaxolid	

Abb. 1: Vergleich des Abbaus von 18 verschiedenen Mikroverunreinigungen im Biofilter und in einer konventionellen Anlage mit Belebtschlamm. Da manche Substanzen mehrfach bestimmt wurden, sind insgesamt mehr als 18 Datenpunkte dargestellt. Horizontale und vertikale Linien deuten den geschätzten Unsicherheitsbereich des berechneten Abbaus an [1]. In der Tabelle sind die untersuchten 18 Mikroverunreinigungen aufgeführt.

als in einer Belebtschlammflocke, deren Oberfläche von schnell wachsende Bakterien dominiert wird.

Nachteile des Biofilters. Neben den bereits beschriebenen Vorteilen weist das Biofilterverfahren im Vergleich zu konventionellen Belebtschlammanlagen aber auch einige Nachteile auf:

- ▶ Die geringe hydraulische Aufenthaltszeit im Biofilterreaktor bedingt, dass Belastungsspitzen weniger leicht ausgeglichen werden können.
- ▶ Der Biofilterreaktor muss täglich gespült werden. 30% des gereinigten Abwassers werden für diese Spülung genutzt. Sie muss mit einer gewissen Turbulenz erfolgen, was mit erhöhtem Durchfluss und gleichzeitigem Einblasen von Luft erreicht wird.
- ▶ Der Energiebedarf ist in Biofilteranlagen mit 0,4–0,6 kWh pro m³ Abwasser [2, 3] höher als bei konventionellen Verfahren, die zwischen 0,2 und 0,5 kWh pro m³ Abwasser verbrauchen [4].
- ▶ Aufgrund der erhöhten partikulären Fracht im Ablauf müssen Biofilteranlagen vielerorts mit einem zusätzlichen Sandfilter versehen werden. Dies ist dann der Fall, wenn der gesetzlich vorgeschriebene Grenzwert von 15 mg partikuläre Stoffe pro Liter geklärtes Abwasser bei einem Fünftel der innerhalb von 24 Stunden entnommenen Stichproben überschritten wird. So ist auch der Biofilter in der ARA Altenrhein mit einem Sandfilter ausgestattet.

Insbesondere an Standorten, wo die Abwasserreinigungsanlagen weiter ausgebaut werden müssen, ist jedoch der geringere Platzbedarf von Biofilterreaktoren von grösserer Bedeutung als die Nachteile. ○ ○ ○

[1] Joss A., Keller E., Alder A.C., Göbel A., McArdeil C.S., Ternes T., Siegrist H. (2005): Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. *Water Research* 39, 3139–3152.
 [2] Keller U. (2005): Persönliche Mitteilung, Abwasserverband Altenrhein.
 [3] Kunz H. (2005): Persönliche Mitteilung, ARA Region Bern AG.
 [4] Müller E.A., Thommen R., Stähli P. (1994): Energie in ARA. BUWAL, Bern.

Belebtschlamm – Biofilme als Flocken



Reto Manser, Umweltingenieur, hat seine Doktorarbeit kürzlich in der Abteilung «Ingenieurwissenschaften» abgeschlossen. Hansruedi Siegrist, Ingenieur, leitet die Abteilung.

Belebtschlammflocken in Kläranlagen sind Biofilme der besonderen Art. Ihnen fehlt das Trägermaterial. Je nach Verfahren bilden sich in den Kläranlagen Flocken unterschiedlicher Grösse aus: Flocken in Membranbioreaktoren sind kleiner als in konventionellen Anlagen. Hat das Einfluss auf die Reinigungsleistung?

Agglomerationen von Bakterien spielen eine zentrale Rolle in der biologischen Abwasserreinigung. In den Biofilmverfahren sind sie als Bewuchs auf festen Oberflächen fixiert (siehe Artikel von A. Joss auf S. 24). Dagegen treten sie im Belebtschlammverfahren als Flocken von 0,1–2 mm Durchmesser auf und werden durch Rühren oder Einblasen von Luft in Schwebelage gehalten. Von ihrer Struktur her sind diese so genannten Belebtschlammflocken den klassischen Biofilmen sehr ähnlich, ihnen fehlt lediglich das Trägermaterial.

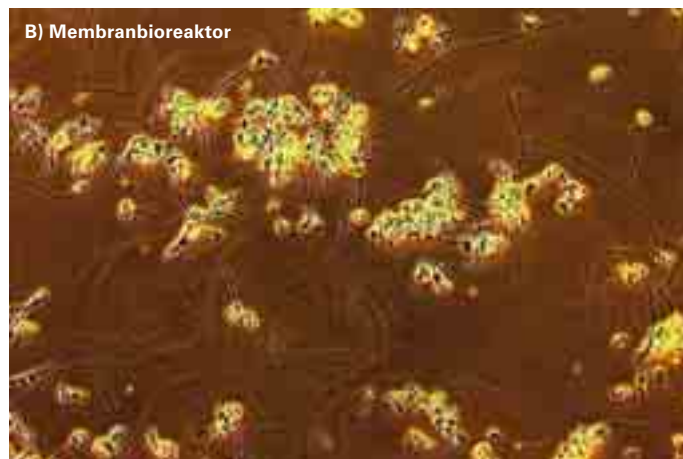
Nachklärung: Sedimentation versus Tauchmembranen. Die Flocken im Belebtschlammverfahren werden üblicherweise durch Sedimentation im so genannten Nachklärbecken vom gereinigten Abwasser getrennt. In jüngster Zeit werden zur Abtrennung vermehrt direkt in den Belebtschlamm eingetauchte Membranen diskutiert. Solche Membranbioreaktoren scheinen eine viel versprechende Alternative zum konventionellen Verfahren zu sein [z.B. 1].

Vollständiger Rückhalt der Biomasse, die damit einhergehende hohe Qualität des geklärten Abwassers und ein deutlich reduzierter Platzbedarf sprechen für das neue Verfahren.

Aus der Literatur ist allerdings bekannt, dass Flocken in Membranbioreaktoren wesentlich kleiner sind als in Anlagen mit konventionellen Nachklärbecken. Die Flockengrösse hat aber einen direkten Einfluss auf die Sauerstoff- und Nährstoffversorgung der Bakterien im Flockeninnern und somit auf deren Aktivität. Wir wollten deshalb wissen, ob sich die geringere Flockengrösse negativ auf die Reinigungsleistung einer Kläranlage mit Membranverfahren auswirkt.

Zwei Pilotkläranlagen im Vergleich. Aus diesem Grund haben wir zwei an der Eawag installierte Pilotkläranlagen miteinander verglichen: eine herkömmliche Anlage mit Nachklärbecken und eine Membrananlage. Beide Kläranlagen sind an das kommunale Abwassersystem angeschlossen und werden mit Abwasser aus dem

Abb. 1: Belebtschlammflocken aus der konventionellen Belebtschlammanlage mit Nachklärbecken (A) und aus dem Membranbioreaktor (B) unter dem Phasenkontrast-Mikroskop.



Fotos: Reto Manser, Eawag

Raum Dübendorf gespeist. Das geklärte Wasser geht wieder zurück in die Kanalisation. Die Grundeinstellungen beider Anlagen sind gleich. Zweieinhalb Jahre lang wurden wöchentlich Proben genommen. Neben Menge und Qualität des Abflaufs untersuchten wir die Bakterienzusammensetzung des Belebtschlamm, die Flockengrösse sowie die Abbauraten.

Grösse der Belebtschlammflocken. Wie in der Literatur beschrieben, war die Flockengrösse auch in unserem Membranbioreaktor stets kleiner als in der konventionellen Kläranlage (Abb. 1A und B). Flocken aus der konventionellen Anlage hatten einen mittleren Durchmesser von 200 bis 500 µm, wobei die Grösse stark mit der Jahreszeit schwankte. Im Membranbioreaktor enthielt der Schlamm zu Beginn des Projekts Flocken von ca. 100 µm Durchmesser und nach knapp zwei Jahren Betrieb war die Flockengrösse auf maximal 40 µm zurückgegangen.

Warum aber sind die Flocken in konventionellen Anlagen stets grösser? Ein wesentlicher Grund ist vermutlich, dass sich die kleinen Flocken im konventionellen Nachklärbecken nur ungenügend absetzen und mit dem geklärten Wasser ausgewaschen werden. So findet eine Selektion zugunsten solcher Bakterien statt, die sich bevorzugt in mittleren bis grossen Flocken (>100 µm) ansiedeln. Dagegen ist die Membran im alternativen Verfahren eine unüberwindbare Barriere für sämtliche Bakterien und die natürliche Selektion grosser Flocken entfällt. Zudem verhindern möglicherweise die Scherkräfte, die durch die grobblasige Belüftung der Membranmodule entstehen, das Wachstum grösserer Flocken. Schliesslich könnten die kleinen Flocken ein Optimum zwischen Sauerstoff- und Nährstoffversorgung und Schutz vor Frass für die Bakterien darstellen.

Nitrifikanten in Belebtschlammflocken. Eine wichtige Bakterienfamilie in der kommunalen Abwasserreinigung sind die Nitrifikanten. Dies obschon sie mengenmässig weniger als 5% aller Bakterien ausmachen. Innerhalb der Nitrifikanten unterscheidet man die Ammoniumoxidierer, die das aus dem Urin stammende Ammonium zu Nitrit oxidieren, und die Nitritoxidierer, die das Nitrit anschliessend zu Nitrat umwandeln. Beide Bakteriengruppen sind sowohl autotroph, sie bauen ihre Körpersubstanz aus anorganischen Stoffen auf, als auch obligat aerob, sie sind auf Sauerstoff angewiesen.

Wir wollten wissen, ob sich die Gemeinschaften der Nitrifikanten in den Flocken der beiden Pilotanlagen unterscheiden. Dazu nutzten wir eine molekularbiologische Analyse, die Fluoreszenz-*in-situ*-Hybridisierung (FISH). Sie erlaubt es, Bakterien direkt in ihrem Habitat zu identifizieren [2].

Es zeigte sich, dass die Gemeinschaften der Ammoniumoxidierer in den Flocken der beiden Anlagen ähnlich zusammengesetzt waren. Die Flocken wurden von der Bakterienart *Nitrosomonas oligotropha* dominiert. Die Pilotanlagen erhalten überwiegend schwach belastetes Wasser, was von *N. oligotropha* bevorzugt wird. Daneben siedelten sich auch Vertreter der *Nitrosomonas communis*-Gruppe und der *Nitrosomonas-eutropha*-Gruppe in den Belebtschlammflocken beider Anlagen an, obwohl diese Bakterienarten grundsätzlich nährstoffreiche Habitate bevorzugen. Die stark

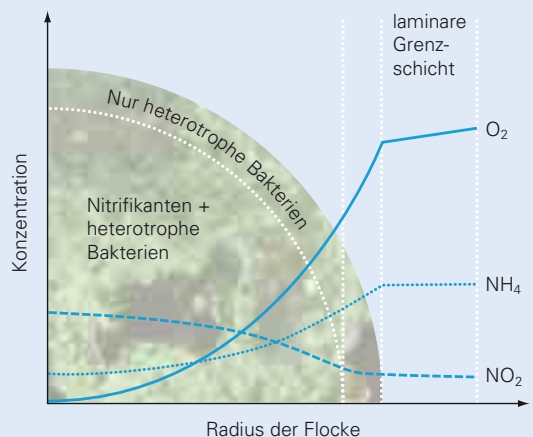
wechselnden Belastungsfrachten mit deutlichen Nährstoffspitzen und eine potenzielle Animpfung durch Bakterien aus der Kanalisation sind mögliche Gründe für das Auftreten dieser beiden Arten. Wir gehen davon aus, dass sich eine heterogene Gemeinschaft günstig auf die Stabilität der Nitrifikation auswirkt.

Verantwortlich für die Nitritoxidation waren in beiden Anlagen Vertreter der Gattung *Nitrospira*. Inzwischen wurde in verschiedenen Publikationen gezeigt, dass in den meisten Kläranlagen *Nitrospira* und nicht – wie früher behauptet *Nitrobacter* – Nitrit zu Nitrat oxidiert (z.B. [3]). *Nitrospira* ist im Vergleich zu *Nitrobacter* deutlich besser an tiefe Substratkonzentrationen angepasst.

Die Nitrifikanten bilden meist dichte Aggregate von 10–10 000 Zellen, so genannte Cluster, und wachsen nur im Innern der Flocken (Abb. 2, gelb angefärbt). Sie werden vermutlich überwachsen durch die sich schneller vermehrenden heterotrophen Bakterien; das sind Bakterien, die auf organische Substanzen angewiesen sind.

Stofftransportmodell für Belebtschlammflocken

Das von uns entwickelte Stofftransportmodell idealisiert Belebtschlammflocken als Kugeln [4, 5]. Es geht davon aus, dass die verfügbaren Substrate und der Sauerstoff in der Grenzschicht zwischen Flocke und wässriger Phase und im Inneren der Flocke nur durch Diffusion transportiert werden. Dies führt zu ausgeprägten Konzentrationsgradienten in den Belebtschlammflocken. Sauerstoff (O₂) und Ammonium (NH₄) nehmen gegen das Flockeninnere ab, da der Verbrauch grösser ist als der Transport in die Flocke. Nitrit (NO₂) hingegen wird erst innerhalb der Flocke produziert und deshalb von der Diffusion kaum beeinflusst. Obwohl die Resultate mit einigen Unsicherheiten verbunden sind, ist das Modell ein hilfreiches Instrument zum Verständnis der ablaufenden Prozesse.



Verteilung der Bakteriengruppen sowie von Sauerstoff und Nährstoffen in der idealisierten Flocke.

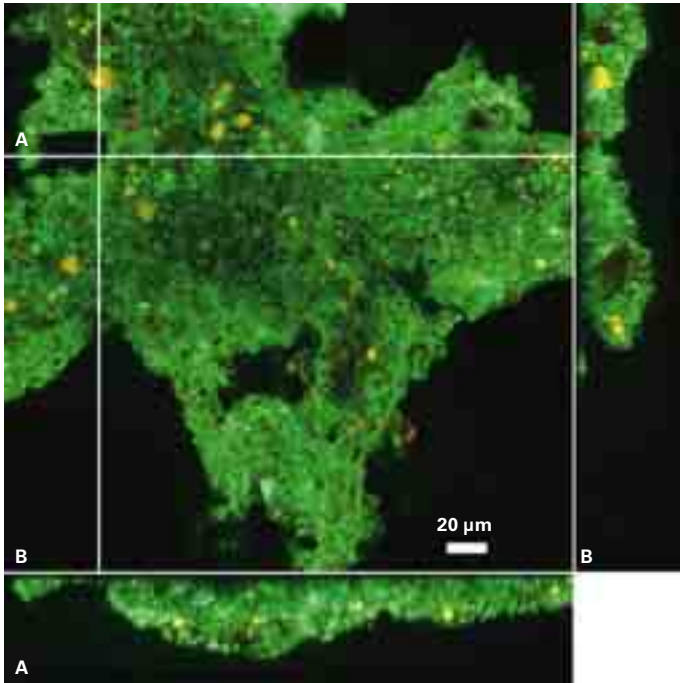
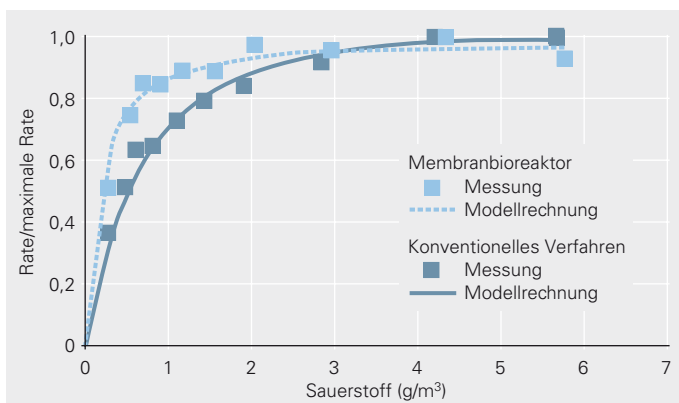


Abb. 2: Schnitte mit dem konfokalen Laser-Raster-Mikroskop durch eine Belebtschlammflocke, angefärbt mit Gensonden. Grün: allgemeine Sonde für alle Bakterien, Gelb: spezifische Sonde für eine Gruppe der Ammoniumoxidierer. Die Flocke wurde durch die Aufbereitung leicht auseinandergedrückt.

Einfluss der Flockengröße auf die Nitrifikationsraten. Weiter beschäftigte uns, ob die Flockengröße einen Einfluss auf die Aktivität der Nitrifikanten hat. Dazu wurde die Nitrifikationsrate sowohl gemessen als auch mit Hilfe des von uns entwickelten Stofftransportmodells berechnet (siehe Kasten sowie Abb. 2 und 3). Die Ergebnisse zeigten einerseits eine gute Übereinstimmung der gemessenen und berechneten Daten. Das spricht dafür, dass unser Stofftransportmodell die tatsächliche Stoffverteilung in den

Abb. 3: Gemessene und modellierte Nitrifikationsraten in Abhängigkeit der Sauerstoffkonzentration bei Substratüberschuss.



Flocken realistisch widerspiegelt. Andererseits ergaben sich deutliche Unterschiede zwischen den beiden Reinigungsverfahren. Bei einer Sauerstoffkonzentration von 1 g pro m³, wenn die Nitrifikationsrate in den kleineren Flocken des Membranbioreaktors bereits fast maximal ist, sind die grösseren Flocken aus der konventionellen Anlage noch nicht vollständig mit Sauerstoff versorgt und die Nitrifikanten nur zum Teil aktiv. Erst bei Sauerstoffkonzentrationen von über 3 g pro m³ werden auch diese Flocken vollständig aerob.

Dagegen werden sowohl kleine als auch grössere Flocken gut mit Ammonium versorgt und es scheint keine Transportlimitierung vorzuliegen. Das mag auch daran liegen, dass bei der Nitrifikation pro Reaktionseinheit 1 Molekül Ammonium umgesetzt wird, jedoch zwei Moleküle Sauerstoff verbraucht werden.

Folgen für den Betrieb. Die Flockengröße wird entscheidend beeinflusst vom Verfahren, also ob die Belebtschlammflocken durch Sedimentation oder Membranfiltration abgetrennt werden. Ausserdem hat die Flockengröße Auswirkungen auf die Sauerstoffversorgung der Bakterien im Flockeninnern und somit auch auf die Nitrifikationsleistung: im Membranbioreaktor werden bereits 90 % der maximalen Nitrifikationsleistung bei einer Sauerstoffkonzentration von 1 g pro m³ erbracht.

Es ist daher aus zwei Gründen sinnvoll, das aerobe Becken im Membranbioreaktor bei 1 g Sauerstoff pro m³ zu betreiben:

- ▶ Die Leistung der Gebläse kann reduziert werden, denn es muss weniger Sauerstoff eingetragen werden als im konventionellen Verfahren. Entsprechend verringert sich der Energiebedarf der Belüftung um 10 bis 20 %.
- ▶ Durch die geringere Sauerstoffkonzentration wird die Denitrifikationsleistung verbessert. Dies liegt daran, dass insgesamt weniger Sauerstoff aus der aeroben in die anoxische Denitrifikationszone eingetragen wird. Bei der Denitrifikation wird Nitrat in molekularen Stickstoff umgewandelt.

Fazit: Durch unsere Studie konnten wir einen wesentlichen Einfluss der Flockengröße auf die Reinigungsleistung und die Effizienz des Kläranlagenbetriebs nachweisen. ○ ○ ○

- [1] Stephenson T., Judd S., Jefferson B., Brindle K. (2000): Membrane bioreactors for wastewater treatment. IWA Publishing, London.
- [2] Amann R., Fuchs B.M., Behrens S. (2001): The identification of microorganisms by fluorescence *in situ* hybridisation. Current Opinions in Biotechnology 12, 231–236.
- [3] Daims H., Nielsen J.L., Nielsen P.H., Schleifer K.H., Wagner M. (2001): *In situ* characterization of *Nitrospira*-like nitrite oxidizing bacteria active in wastewater treatment plants. Applied and Environmental Microbiology 67, 5273–5284.
- [4] Manser R., Gujer W., Siegrist H. (2005): Consequences of mass transfer on the kinetics of nitrifiers. Water Research 39, 4633–4642.
- [5] Schwarzenbach R., Gschwend P., Imboden D. (2003): Environmental organic chemistry. John Wiley & Sons, Inc., New Jersey.

Biofilme vermindern die Wärmerückgewinnung



Oskar Wanner, Systemanalytiker und Wissenschaftler in der Abteilung «Siedlungswasserwirtschaft».

Die effiziente Nutzung der Energie, die wir im Alltag verbrauchen, gewinnt immer mehr an Bedeutung. Es ist deshalb interessant, mittels Wärmetauscher dem relativ warmen Abwasser in der Kanalisation Wärme zu entziehen. Doch Biofilme vermindern die Leistung dieser Wärmetauscher. Ist das vermeidbar?

Abwasser enthält Wärmeenergie. Denn es gelangt mit teilweise recht hohen Temperaturen in die Kanalisation. Dass es sich lohnt, dem Abwasser diese Energie wieder zu entziehen, zeigt eine einfache Rechnung: Eine Wärmerückgewinnungsanlage, die das gesamte Abwasser der Stadt Zürich laufend um 1 °C abkühlen würde, hätte eine theoretische Leistung von etwa 8000 kW, was dem Energieverbrauch von 80 000 100-Watt-Glühbirnen entspricht. Abwasser ist also eine interessante und vor allem ständig verfügbare Energiequelle. Anstatt die im Abwasser enthaltene Wärme an die Umwelt abzugeben, können wir sie nutzen. In der Schweiz wird dies bereits an mehr als 50 Standorten gemacht, indem mittels Wärmetauschern, die in den Abwasserstrom eingebaut sind, und Wärmepumpen Gebäude geheizt werden und Warmwasser er-

zeugt wird. So zum Beispiel in Zürich-Wipkingen, wo ein in die Kanalisation eingebauter Wärmetauscher (Abb. 1) Wärme für die Beheizung von mehr als 900 Wohnungen liefert.

Ein grosses Problem allerdings, das sich bei der Wärmerückgewinnung stellt, sind Biofilme. Sie bilden sich infolge hoher Nährstoffkonzentrationen im Abwasser auf den Oberflächen der Wärmetauscher und können die Leistung der Anlagen beträchtlich vermindern. Wir gingen deshalb der Frage nach, wie die Biofilme vermieden werden könnten.

Wärmetauscher auf dem Laborprüfstand. Aus diesem Grund entwickelten wir einen Prüfstand, auf dem mögliche Massnahmen gegen die Biofilmbildung getestet werden konnten (Abb. 2). Er besteht aus einer Plexiglasrinne, in deren Boden ein kleiner Wärmetauscher von 1 m Länge mit einer kalt gewalzten Edelstahloberfläche eingelassen ist. Zudem sind im Boden vier leicht austauschbare Plättchen eingefügt, die aus dem gleichen Stahl wie der Wärmetauscher hergestellt sind. Mit ihnen kann der Einfluss der Oberflächenbeschaffenheit auf die Biofilmbildung getestet werden. Durch die Versuchsrinne leiteten wir vorgeklärtes kommunales Abwasser. Der Wärmetauscher selbst arbeitet mit deionisiertem Wasser. Kontinuierlich werden die Temperaturen im Abwasser sowie im Zu- und Abfluss des Wärmetauschers gemessen und auf

Wärmeentnahme aus dem Abwasser und Kläranlagenbetrieb

In einem vom Bundesamt für Energie finanzierten Forschungsprojekt haben wir untersucht, wie viel Wärme dem Abwasser entnommen werden kann, ohne die Reinigungsleistung einer nachgeschalteten Kläranlage zu beeinträchtigen [1]. Es zeigte sich, dass die natürlich stattfindende Abkühlung des Abwassers in der Kanalisation in der Grössenordnung von 1 °C liegt, und dass die wetterbedingten Schwankungen der Abwassertemperatur mehrere °C betragen. Wenn bei der Absenkung der Abwassertemperatur durch einen Wärmetauscher in der Kanalisation gewisse Limiten eingehalten werden, und wenn die Kläranlage eine Dimensionierungsreserve hat, d.h. nicht maximal ausgelastet ist, sind die Auswirkungen einer Wärmeentnahme auf den Betrieb einer nachgeschalteten Kläranlage gering [2, 3]. Darüber hinaus ist die Wärmeentnahme für unsere Fliessgewässer sogar von Vorteil, da das geklärte Abwasser den Vorfluter weniger aufwärmen würde.

Abb. 1: Ein in die Kanalisation eingebauter 200 m langer Wärmetauscher.

EWZ





Fotos: Eawag

Abb. 2: Der Laborprüfstand, an dem der Einfluss der Biofilmbildung auf die Leistung des Wärmetauschers getestet wurde.

einem Computer registriert. Ein Kühlaggregat simuliert einen Verbraucher für die dem Abwasser entzogene Wärme.

Biofilmbildung lässt sich in Grenzen halten. Fließt Abwasser über den Wärmetauscher in der Versuchsrinne, siedeln sich dort schon nach ein paar Stunden die ersten Bakterien an und nach einigen Tagen hat sich ein Biofilm ausgebildet, der mehrere hundert Mikrometer dick sein kann (Abb. 3). Dieser Biofilm stellt einen Widerstand für den Wärmefluss vom Abwasser in den Wärmetauscher dar und reduziert damit die Leistung des Wärmetauschers. Sie lässt sich berechnen aus der Temperaturdifferenz zwischen Zu- und Abfluss und dem Volumenstrom des Wärmetauschers. Abbildung 4 zeigt, wie die Wärmetauscherleistung infolge Biofilmbildung mit der Zeit abnimmt, und nach 18 Tagen nur noch rund 50 % der ursprünglichen Leistung des sauberen Wärmetauschers beträgt.

Nun wurde die Strömungsgeschwindigkeit des Abwassers 20 Minuten lang von 0,4 m/s auf 1,0 m/s erhöht. Dadurch wurde die Reibungskraft, die das strömende Wasser auf den Biofilm ausübt, vergrößert, Teile des Biofilms wurden abgeschwemmt, und

Abb. 4: Zeitlicher Verlauf der Wärmetauscherleistung (bezogen auf die Leistung des sauberen Wärmetauschers) unter dem Einfluss der Biofilmbildung. Pfeile markieren kurzzeitige Erhöhungen der Abwassergeschwindigkeit.

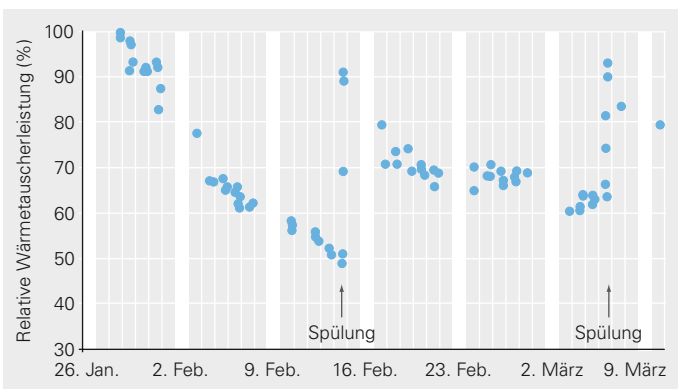


Abb. 3: Biofilmbildung auf Stahlplättchen mit unterschiedlichen Oberflächeneigenschaften nach 0 (links), 2 (Mitte) und 7 Tagen (rechts) Exposition in der Abwasserrinne.

die Wärmetauscherleistung stieg wieder an. Mit wiederholten Schwallspülungen, konnte immer ein Teil der Leistung wieder zurück gewonnen werden [4]. blieb die Abwassergeschwindigkeit konstant auf dem höheren Wert von 1,0 m/s, sank die Leistung auch nach zwei Monaten nicht unter 80 %.

Bei den Oberflächentests dagegen kamen wir zu unterschiedlichen Ergebnissen. Egal, ob die Oberflächen der austauschbaren Stahlplättchen mit Poliertuch oder Sandpapier verschiedener Rauigkeit behandelt, oder elektro- oder diamantpoliert worden waren, es konnte keine signifikante Verminderung der Biofilmbildung festgestellt werden. Nur auf Oberflächen mit einer teflonartigen Beschichtung bildete sich weniger Biofilm. Die besten Ergebnisse ergaben sich beim kombinierten Einsatz von Teflon-Beschichtungen mit erhöhter Strömungsgeschwindigkeit. Allerdings halten die Beschichtungen dem im Abwasser mitgeführten Sand und Kies nicht Stand; in anderen Wärmetauschersystemen aber könnte ihr Einsatz aussichtsreich sein.

Fazit. Die Untersuchungen auf dem Prüfstand ergaben, dass es nicht möglich ist, die Biofilmbildung auf Wärmetauschern in der Kanalisation völlig zu verhindern. Sie kann aber durch eine gezielte kurzzeitige oder eine permanente Erhöhung der Abwassergeschwindigkeit mit baulichen (Einrichtung zur Schwallspülung) oder betrieblichen (mechanische Reinigung) Massnahmen soweit limitiert werden, dass die Wärmetauscherleistung um nicht mehr als 20 % reduziert wird. ○ ○ ○

- [1] Wanner O. (2004): Wärmerückgewinnung aus Abwassersystemen. Schlussbericht BFE-Projekt Nr. 44 177. www.waermepumpe.ch: Forschung/Entwicklung, Berichte, Wärmequellen.
- [2] Wanner O., Clavadetscher P., Siegrist H. (2005): Auswirkungen der Abwasserabkühlung auf den Kläranlagenbetrieb. *Gas Wasser Abwasser* 2, 111–118.
- [3] Wanner O., Panagiotidis V., Clavadetscher P., Siegrist H. (2005): Effect of heat recovery from raw waste water on nitrification and nitrogen removal in activated sludge plants. *Water Research* 39, 4725–4734.
- [4] Wanner O., Delavy P., Hany R., Panagiotidis V., Zinn M.: Control of heat exchanger biofilms. In preparation.

Publikationen

Eawag-Publikationen können als pdf-Dateien unter <http://library.eawag.ch/ris/risweb.isa> herunter geladen werden.
Suche nach Autor, Titel oder Stichwort möglich. Bei Problemen: bibliothek@eawag.ch

- [4115] **Markard J., Truffer B.** (2004): Innovation processes in large technical systems: market liberalization as a driver for radical changes? In: «Innovation, Sustainability and Policy», (Eds.). Kloster Seeon, Germany, 23.
- [4117] **Yoshimura C., Omura T., Furumai H., Tockner K.** (2005): Present state of rivers and streams in Japan. *River Res. Appl.* 21, (2–3), 93–112.
- [4118] **Göbel A.** (2004): Occurrence and fate of sulfonamide and macrolide antimicrobials in wastewater treatment. Diss., Naturwissenschaften ETH Zürich, Nr. 15703.
- [4119] **Karaus U.** (2004): The ecology of lateral aquatic habitats along river corridors. Diss., Naturwissenschaften ETH Zürich, Nr. 15 841.
- [4120] **Kaech A., Vallotton N., Egli T.** (2005): Isolation and characterization of heterotrophic bacteria able to grow aerobically with quaternary ammonium alcohols as sole source of carbon and nitrogen. *Syst. Appl. Microbiol.* 28, (3), 230–241.
- [4121] **Karaus U., Alder L., Tockner K.** (2005): «Concave islands»: Habitat heterogeneity of parafluvial ponds in a gravel-bed river. *Wetlands* 25, (1), 26–37.
- [4122] **Strassmann K.M., Brennwald M.S., Peeters F., Kipfer R.** (2005): Dissolved noble gases in the porewater of lacustrine sediments as palaeolimnological proxies. *Geochim. Cosmochim. Acta* 69, (7), 1665–1674.
- [4123] **Müller B., Maerki M., Schmid M., Vologina E.G., Wehrli B., Wüest A., Sturm M.** (2005): Internal carbon and nutrient cycling in Lake Baikal: sedimentation, upwelling, and early diagenesis. *Global and Planetary Change* 46, (1–4), 101–124.
- [4124] **Kaech A., Hofer M., Rentsch D., Schnider C., Egli T.** (2005): Metabolites and dead-end products from the microbial oxidation of quaternary ammonium alcohols. *Biodegradation* 16, (5), 461–473.
- [4125] **Ternes T.A., Bonerz M., Herrmann N., Löffler D., Keller E., Lacida B.B., Alder A.C.** (2005): Determination of pharmaceuticals, iodinated contrast media and musk fragrances in sludge by LC/tandem MS and GC/MS. *J. Chromatogr. A* 1067, (1–2), 213–223.
- [4126] **Leuz A.-K., Johnson C.A.** (2005): Oxidation of Sb(III) to Sb(V) by O₂ and H₂O₂ in aqueous solutions. *Geochim. Cosmochim. Acta* 69, (5), 1165–1172.
- [4127] **Escher B.I., Bramaz N., Eggen R.I.L., Richter M.** (2005): In vitro assessment of modes of toxic action of pharmaceuticals in aquatic life. *Environ. Sci. Technol.* 39, (9), 3090–3100.
- [4128] **Zwank L., Berg M., Elsner M., Schmidt T.C., Schwarzenbach R.P., Haderlein S.B.** (2005): New evaluation scheme for two-dimensional isotope analysis to decipher biodegradation processes: Application to groundwater contamination by MTBE. *Environ. Sci. Technol.* 39, (4), 1018–1029.
- [4129] **Tillman D.E., Larsen T.A., Pahl-Wostl C., Gujer W.** (2005): Simulating development strategies for water supply systems. *J. Hydroinform.* 7, (1), 41–51.
- [4131] **Diemer M., Billeter R., Hooftman D.A., Oetiker K., Lienert J.** (2005): Die langfristigen Auswirkungen von Nutzungsänderungen auf häufige Pflanzenarten montaner Kalkflachmoore in der Schweiz. *Natur und Landschaft* 80, (2), 63–68.
- [4132] **Rosakis A., Koster W.** (2004): Transition metal transport in the green microalga *Chlamydomonas reinhardtii* – genomic sequence analysis. *Res. Microbiol.* 155, (3), 201–210.
- [4133] **Boller M.** (2005): Bedeutung von Schwermetalleinträgen durch Niederschlagswasser. In: «38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft», (Eds.). GWA Gewässerschutz Wasser Abwasser, Aachen, 37/31–37/15.
- [4134] **Boller M.** (2005): Eawag – Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz: Forschung im Dienste des Wassers. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 3, 191–202.
- [4135] **Soldo D., Hari R., Sigg L., Behra R.** (2005): Tolerance of *Oocystis nephrocytioides* to copper: intracellular distribution and extracellular complexation of copper. *Aquat. Toxicol.* 71, (4), 307–317.
- [4136] **Lorke A., Wüest A.** (2005): Turbulence and mixing regimes specific to lakes. In: «Marine turbulence: theories, observations, and models. Results of the CARTUM Project.» H.Z. Baumert, J. Simpson, J. Südermann (Eds.). Cambridge University Press, 346–354.
- [4137] **Wüest A., Lorke A.** (2005): Validation of microstructure-based diffusivity estimates using tracers in lakes and oceans. In: «Marine turbulence: theories, observations, and models. Results of the CARTUM Project.» H.Z. Baumert, J. Simpson, J. Südermann (Eds.). Cambridge University Press, 139–152.
- [4138] **Bloesch J.** (2005): IAD International Workshop «Hydrologie und Limnologie – eine andere Grenze im Donau Einzugsgebiet» in Petronell bei Wien, Oktober 14–16, 2004 – IAD International Workshop «Hydrology and Limnology – another boundary in the Danube River Basin» in Petronell near Vienna, October 14–16, 2004. *Donau Aktuell/ Danube News* 11, 10–11.
- [4139] **Zobrist J., Hoehn E.** (2005): Umgang mit Indikatorwerten im Grundwasser. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 5, 359–364.
- [4140] **Mavrocordatos D., Pronk W., Boller M.** (2004): Analysis of environmental particles by atomic force microscopy, scanning and transmission electron microscopy. *Water Sci. Technol.* 50, (12), 9–18.
- [4141] **Krejci V., Rossi L., Kreikenbaum S., Fankhauser R.** (2004): Projekt «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter – Einführung in das Projekt. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 6, 419–422.
- [4142] **Krejci V., Kreikenbaum S.** (2004): Projekt «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter – Konzepte des Gewässerschutzes. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 6, 423–430.
- [4143] **Rossi L., Krejci V., Kreikenbaum S.** (2004): Projekt «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter – Anforderungen an die Abwassereinleitungen. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 6, 431–438.
- [4144] **Kreikenbaum S., Krejci V., Fankhauser R., Rauch W.** (2004): Projekt «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter – Berücksichtigung von Unsicherheiten in der Planung. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 8, 587–594.
- [4145] **Krejci V., Kreikenbaum S., Fankhauser R.** (2004): Projekt «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter – Akute Ammoniak- und hydraulische Beeinträchtigungen. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 9, 671–679.
- [4147] **Brennwald M.S., Kipfer R., Imboden D.M.** (2005): Release of gas bubbles from lake sediment traced by noble gas isotopes in the sediment pore water. *Earth Planet. Sci. Lett.* 235, 31–44.
- [4148] **Wüest A., Zeh M.** (2005): Dem Felchenfangrückgang im Brienzersee auf der Spur. *Bulletin SEV/AES* 10, 25–28.
- [4149] **Dittrich M., Sibling S.** (2005): Cell surface groups of two picocyanobacteria strains studied by zeta potential investigations, potentiometric titration, and infrared spectroscopy. *J. Colloid Interface Sci.* 286, (2), 487–495.
- [4150] **Dittrich M., Obst M.** (2004): Are picoplankton responsible for calcite precipitation in lakes? *Ambio* 33, (8), 559–564.
- [4151] **Huber M.M., Gobel A., Joss A., Herrmann N., Löffler D., McArdell C.S., Ried A., Siegrist H., Ternes T.A., von Gunten U.** (2005): Oxidation of pharmaceuticals during ozonation of municipal

- wastewater effluents: A pilot study. *Environ. Sci. Technol.* 39, (11), 4290–4299.
- [4152] **Treude T., Niggemann J., Kallmeyer J., Wintersteller P., Schubert C.J., Boetius A., Jorgensen B.B.** (2005): Anaerobic oxidation of methane and sulfate reduction along the Chilean continental margin. *Geochim. Cosmochim. Acta* 69, (11), 2767–2779.
- [4153] **Lee Y., Yoon J., von Gunten U.** (2005): Spectrophotometric determination of ferrate (Fe(VI)) in water by ABTS. *Water Res.* 39, (10), 1946–1953.
- [4154] **Sigg L., Behra R.** (2005): Speciation and bioavailability of trace metals in freshwater environments. In: «Metal ions in biological systems», A. Sigel, H. Sigel R.K.O. Sigel (Eds.). Taylor & Francis Group, Boca Raton, 47–73.
- [4164] **Stips A., Burchard H., Bolding K., Prandke H., Simon A., Wüest A.** (2005): Measurement and simulation of viscous dissipation in the wave affected surface layer. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 52, (9–10), 1133–1155.
- [4165] **Wüest A., Zeh M.** (2005): Dem Felchenrückgang im Brienersee auf der Spur. *natur+mensch* 2, 5–9.
- [4171] **Maurer M.** (2005): Vom Transportsystem zum Gewässerschutzelement. *Die Schweizer Gemeinde* 6, 25–26.
- [4172] **Udert K.M., Larsen T.A., Gujer W.** (2005): Chemical nitrite oxidation in acid solutions as a consequence of microbial ammonium oxidation. *Environ. Sci. Technol.* 39, (11), 4066–4075.
- [4174] **Larsen T.A., Lienert J., Maurer M., Gujer W.** (2005): Ökologische Infrastrukturinnovationen in der Siedlungswasserwirtschaft – Ansätze und Perspektiven. In: «Die Zukunft der Infrastrukturen – Intelligente Netzwerke für eine nachhaltige Entwicklung», L. Reinhard R. Schaeffer (Eds.). Metro- polis-Verlag, Marburg,
- [4175] **Fietz S., Sturm M., Nicklisch A.** (2005): Flux of lipophilic photosynthetic pigments to the surface sediments of Lake Baikal. *Global and Planetary Change* 46, (1–4), 29–44.
- [4176] **Chevre N., Brazzale A.R., Becker-van Slooten K., Behra R., Tarradellas J., Guettinger H.** (2005): Modeling the concentration-response function of the herbicide dinoseb on *Daphnia magna* (survival time, reproduction) and *Pseudokirchneriella subcapitata* (growth rate). *Ecotox. Environ. Safe.* 62, (1), 17–25.
- [4177] **Hammes F.A., Egli T.** (2005): New method for assimilable organic carbon determination using flow-cytometric enumeration and a natural microbial consortium as inoculum. *Environ. Sci. Technol.* 39, (9), 3289–3294.
- [4186] **Gianella S., Wohlwend L.** (2005): Langfristige Bewirtschaftung von GEP-Daten und Kanalisationskataster – Problematik, Methodik und Erfahrungen mit den Gemeinden des Abwasserverbandes Altenrhein. In: «61. VSA-Hauptmitgliederversammlung», (Eds.). Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute, 35–43.
- [4187] **Kracht O., Gujer W.** (2005): Neue Wege der Fremdwasserbestimmung – Verbesserte Quantifizierung mit Tracermethoden? In: «61. VSA-Hauptmitgliederversammlung», (Eds.). Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute, 17–23.
- [4188] **Neumann M., Daebel H., Dominguez D., Gujer W.** (2005): Unsicherheiten bei der Modellierung siedlungswasserwirtschaftlicher Anlagen – Explizite Berücksichtigung in Planung und Dimensionierung. In: «61. VSA-Hauptmitgliederversammlung», (Eds.). Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute, 1–10.
- [4189] **Rieckermann J., Gujer W.** (2005): Abwasserverluste aufspüren. In: «61. VSA-Hauptmitgliederversammlung», (Eds.). Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute, 11–16.
- [4190] **Göbel A., Thomsen A., McArdell C.S., Joss A., Giger W.** (2005): Occurrence and sorption behavior of sulfonamides, macrolides, and trimethoprim in activated sludge treatment. *Environ. Sci. Technol.* 39, (11), 3981–3989.
- [4191] **Blüm W., McArdell C.S., Hoehn E., Schaubert R., Labhart W., Bertschi S.** (2005): Organische Spurenstoffe im Grundwasser des Limmatales – Ergebnisse der Untersuchungskampagne 2004.
- [4193] **Muscheler R., Beer J., Kubik P.W., Synal H.-A.** (2005): Geomagnetic field intensity during the last 60,000 years based on ¹⁰Be and ³⁶Cl from the Summit ice cores and ¹⁴C. *Quat. Sci. Rev.* 24, (16–17), 1849–1860.
- [4205] **Hendrickx B., Dejonghe W., Boenne W., Brennerova M., Cernik M., Lederer T., Bucheli-Witschel M., Bastiaens L., Verstraete W., Top E.M., Diels L., Springael D.** (2005): Dynamics of an oligotrophic bacterial aquifer community during contact with a groundwater plume contaminated with benzene toluene, ethylbenzene, and xylenes: an in situ mesocosm study. *Appl. Environ. Microbiol.* 71, (7), 3815–3825.
- [4207] **Burkhardt M., Stamm C., Waul C., Singer H., Müller S.** (2005): Surface runoff and transport of sulfonamide antibiotics and tracers on manured grassland. *J. Environ. Qual.* 34, 1363–1371.
- [4208] **Lienert J., Larsen T.A.** (2005): Making the first step towards a more sustainable urban water management system – with the NoMix toilet. In: «European Water Day, 84th ASTEE congress», (Eds.). Paris, France, 15.
- [4209] **Li W., Nowak W., Cirkpa O.A.** (2005): Geostatistical inverse modeling of transient pumping tests using temporal moments of drawdown. *Water Resour. Res.* 41, (8),
- [4210] **Hug T., Gujer W., Siegrist H.** (2005): Rapid quantification of bacteria in activated sludge using fluorescence in situ hybridization and epifluorescence microscopy. *Water Res.* 39, (16), 3837–3848.
- [4211] **Hug T., Ziranke M., Siegrist H.** (2005): Dynamics of population and scumming on a full-scale wastewater treatment plant in Switzerland. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 33, (3), 216–222.
- [4212] **Ammann A.A.** (2005): Speciation of Aminopolycarboxylate and Aminophosphonate metal complexes by AEX ICP-MS in environmental water samples. In: «Biochemistry of Chelating Agents», B. Nowack J.M. VanBriesen (Eds.). American Chemical Society, Washington DC, 108–120.
- [4213] **Ihssen J.** (2005): Adaptation of *Escherichia coli* to growth with low concentrations of carbon and energy substrates. *Diss., Naturwissenschaften ETH Zürich*, Nr. 16 019.
- [4214] **Gächter R., Steingruber S.M., Reinhardt M., Wehrli B.** (2004): Nutrient transfer from soil to surface waters: Differences between nitrate and phosphate. *Aquat. Sci.* 66, (1), 117–122.
- [4215] **Göbel A., Thomsen A., McArdell C.S., Alder A.C., Giger W., Theiss N., Löffler D., Ternes T.A.** (2005): Extraction and determination of sulfonamides, macrolides, and trimethoprim in sewage sludge. *J. Chromatogr. A* 1085, (2), 179–189.
- [4216] **Jansson R., Backx H., Boulton A.J., Dixon M., Dudgeon D., Hughes F.M.R., Nakamura K., Stanley E.H., Tockner K.** (2005): Stating mechanisms and refining criteria for ecologically successful river restoration: a comment on Palmer et al. (2005). *J. Appl. Ecol.* 42, (2), 218–222.
- [4217] **Gurnell A., Tockner K., Edwards E., Petts G.** (2005): Effects of deposited wood on biocomplexity of river corridors. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3, (7), 377–382.
- [4218] **Paetzold A., Tockner K.** (2005): Effects of riparian arthropod predation on the biomass and abundance of aquatic insect emergence. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 24, (2), 395–402.
- [4219] **Dodd M.C., Shah A.D., von Gunten U., Huang C.-H.** (2005): Interactions of Fluoroquinolone Antibacterial Agents with Aqueous Chlorine: Reaction kinetics, mechanisms, and transformation pathways. *Environ. Sci. Technol.* 39, (18), 7065–7076.
- [4220] **Teutsch N., von Gunten U., Porcelli D., Cirkpa O.A., Halliday A.N.** (2005): Adsorption as a cause for iron isotope fractionation in reduced groundwater. *Geochim. Cosmochim. Acta* 69, (17), 4175–4185.

- [4221] **Johnson A.C., Aerni H.R., Gerritsen A., Gibert M., Giger W., Hylland K., Jurgens M., Nakari T., Pickering A., Suter M.J.F., Svenson A., Wettstein F.E.** (2005): Comparing steroid estrogen, and nonylphenol content across a range of European sewage plants with different treatment and management practices. *Water Res.* **39**, (1), 47–58.
- [4222] **Gabriel F.L.P., Heidberger A., Rentsch D., Giger W., Guenther K., Kohler H.P.E.** (2005): A novel metabolic pathway for degradation of 4-nonylphenol environmental contaminants by *Sphingomonas xenophaga* Bayram – ipso-hydroxylation and intramolecular rearrangement. *J. Biol. Chem.* **280**, (16), 15526–15533.
- [4223] **Huber M.M., Korhonen S., Ternes T.A., von Gunten U.** (2005): Oxidation of pharmaceuticals during water treatment with chlorine dioxide. *Water Res.* **39**, (15), 3607–3617.
- [4224] **Geueke B., Namoto K., Seebach D., Kohler H.P.E.** (2005): A novel beta-peptidyl aminopeptidase (BapA) from strain 3-2W4 cleaves peptide bonds of synthetic beta-tri- and beta-dipeptides. *J. Bacteriol.* **187** (17), 5910–5917.
- [4225] **Yildirim S., Franko T.T., Wohlgenuth R., Kohler H.P.E., Witholt B., Schmid A.** (2005): Recombinant chlorobenzene dioxygenase from *Pseudomonas* sp. P51: A biocatalyst for regioselective oxidation of aromatic nitriles. *Adv. Synth. Catal.* **347** (7–8), 1060–1072.
- [4226] **Geueke B., Namoto K., Agarkova I., Perriard J.C., Kohler H.P.E., Seebach D.** (2005): Bacterial cell penetration by beta(3)-oligohomoarginines: Indications for passive transfer through the lipid bilayer. *Chembiochem* **6**, (6), 982–985.
- [4227] **Wedekind C., Muller R.** (2005): Risk-induced early hatching in salmonids. *Ecology* **86**, (9), 2525–2529.
- [4228] **Le Faucheur S.** (2005): Phytochelatin induction by metals in freshwater algae. *Diss., Naturwissenschaften ETH Zürich*, Nr. 15 985.
- [4229] **Monaghan M.T., Robinson C.T., Spaak P., Ward J.V.** (2005): Macroinvertebrate diversity in fragmented Alpine streams: implications for freshwater conservation. *Aquat. Sci. online first*, 1–11.
- [4230] **Vermeirssen E.L.M., Burki R., Joris C., Peter A., Segner H., Suter M.J.F., Burkhardt-Holm P.** (2005): Characterization of the estrogenicity of swiss midland rivers using a recombinant yeast bioassay and plasma vitellogenin concentrations in feral male brown trout. *Environ. Toxicol. Chem.* **24**, (9), 2226–2233.
- [4232] **Robinson C.T., Kawecka B.** (2005): Benthic diatoms of an alpine stream/lake network in Switzerland. *Aquat. Sci. online first*, 1–15.
- [4234] **Jankowski T., Straile D.** (2004): Allochronic differentiation among *Daphnia* species, hybrids and backcrosses: the importance of sexual reproduction for population dynamics and genetic architecture. *J. Evol. Biol.* **17** (2), 312–321.
- [4236] **Weyhenmeyer G.A., Meili M., Livingstone D.M.** (2004): Nonlinear temperature response of lake ice breakup. *Geophys. Res. Lett.* **31**, (7),
- [4237] **Peeters F., Beyerle U., Aeschbach-Hertig W., Brennwald M.S., Kipfer R.** (2004): Response to the comment by G. Favreau, A. Guero, and J. Seidel on «Improving noble gas based paleoclimate reconstruction and groundwater dating using ²⁰Ne/²²Ne ratios» (2003) *Geochim. Cosmochim. Acta*, **67**, 587–600. *Geochim. Cosmochim. Acta* **68**, (6), 1437–1438.
- [4238] **Fette M., Kipfer R., Schubert C.J., Hoehn E., Wehrli B.** (2005): Assessing river-groundwater exchange in the regulated Rhone River (Switzerland) using stable isotopes and geochemical tracers. *Appl. Geochem.* **20**, (4), 701–712.
- [4239] **Jankowski T.** (2004): Predation of freshwater jellyfish on *Bosmina*: the consequences for population dynamics, body size, and morphology. *Hydrobiologia* **530–31**, 521–528.
- [4241] **Joss A., Keller E., Alder A.C., Göbel A., McArdell C.S., Ternes T., Siegrist H.** (2005): Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. *Water Res.* **39**, (14), 3139–3152.
- [4242] **Le Faucheur S., Behra R., Sigg L.** (2005): Phytochelatin induction, cadmium accumulation, and algal sensitivity to free cadmium ion in *Scenedesmus vacuolatus*. *Environ. Toxicol. Chem.* **24**, (7), 1731–1737.
- [4243] **Sanchez-Polo M., von Gunten U., Rivera-Utrilla J.** (2005): Efficiency of activated carbon to transform ozone into OH radicals: Influence of operational parameters. *Water Res.* **39**, (14), 3189–3198.
- [4244] **Schmid M., Halbwachs M., Wehrli B., Wuest A.** (2005): Weak mixing in Lake Kivu: New insights indicate increasing risk of uncontrolled gas eruption. *Geochem. Geophys. Geosyst.* **6**.
- [4245] **Buschmann J., Canonica S., Sigg L.** (2005): Photoinduced oxidation of antimony(III) in the presence of humic acid. *Environ. Sci. Technol.* **39**, (14), 5335–5341.
- [4248] **Schwarz U., Bloesch J.** (2004): GIS-supported mitigation of the impact of hydropower dams on the flood plains of the Drava-Mura Rivers in Croatia/Hungary. In: «GIS and Remote Sensing in Hydrology, Water Resources and Environment», (Eds.). Proceedings of ICGRHWE, Three Gorges Dam, China, 178–187.
- [4249] **Bloesch J.** (2004): Water quality monitoring and the morphological paradigm in the Danube River basin – a review. In: «GIS and Remote Sensing in Hydrology, Water Resources and Environment», (Eds.). Proceedings of ICGRHWE, Three Gorges Dam, China, 285–292.
- [4269] **Blass A., Bühler R., Grosjean M., Margreth S., Sturm M.** (2005): The sedimentation of the last few centuries in three proglacial lakes, Upper Engadine, Switzerland. In: «Sediment 2005», H. Haas, K. Ramseyer F. Schlunegger (Eds.). Schriftenreihe der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften, Gwatt, Lake Thun, Switzerland, 35.
- [4273] **Monecke K., Sturm M.** (2005): Late Glacial to Holocene climate variability and anthropogenic impact as reflected in a high resolution sedimentary record from Baldegger See, Central Switzerland. In: «Sediment 2005», H. Haas, K. Ramseyer F. Schlunegger (Eds.). Schriftenreihe der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften, Gwatt, Lake Thun, Switzerland, 112.
- [4275] **Truffer B., Lienert J., Monstadt J.** (2005): Zukünfte der Siedlungswasserwirtschaft – Eine Szenarioanalyse für die Schweiz. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* **9**, 695–702.
- [4277] **Lorke A., Peeters F., Wuest A.** (2005): Shear-induced convective mixing in bottom boundary layers on slopes. *Limnol. Oceanogr.* **50**, (5), 1612–1619.
- [4278] **Tandy S., Schulin R., Suter M.J.F., Nowack B.** (2005): Determination of [S,S]’-ethylenediamine disuccinic acid (EDDS) by high performance liquid chromatography after derivatization with FMOC. *J. Chromatogr. A* **1077**, (1), 37–43.
- [4279] **Nesatyy V.J., Rutishauser B.V., Eggen R.I.L., Suter M.J.F.** (2005): Identification of the estrogen receptor Cd-binding sites by chemical modification. *Analyst* **130**, (7), 1087–1097.
- [4280] **Nesatyy V.J., Suter M.J.F.** (2004): On the conformation-dependent neutralization theory and charging of individual proteins and their non-covalent complexes in the gas phase. *J. Mass Spectrom.* **39**, (1), 93–97.
- [4281] **Ledford H.K., Baroli I., Shin J.W., Fischer B.B., Eggen R.I.L., Niyogi K.K.** (2004): Comparative profiling of lipid-soluble antioxidants and transcripts reveals two phases of photo-oxidative stress in a xanthophyll-deficient mutant of *Chlamydomonas reinhardtii*. *Mol. Genet. Genomics* **272**, (4), 470–479.
- [4282] **Fischer B.B., Krieger-Liszky A., Eggen R.I.L.** (2004): Photosensitizers neutral red (Type I) and rose bengal (Type II) cause light-dependent toxicity in *Chlamydomonas reinhardtii* and induce the Gpxh gene via increased singlet oxygen formation. *Environ. Sci. Technol.* **38**, (23), 6307–6313.

In Kürze

Personelles



Jukka Jokela ist seit dem 1. Juni 2005 Leiter der Abteilung Limnologie und Professor für Aquatische Ökologie an der ETH Zürich. Sein spezielles Interesse gilt der Evolutionsökologie.

Juliane Hollender hat am 1. September 2005 ihre Arbeit an der Eawag aufgenommen. Die Chemikerin leitet die neue Abteilung «Umweltchemie», ein Zusammenschluss der Abteilungen «Wasser und Landwirtschaft» und «Chemische Problemstoffe» .

Infotag 2006 zum Rhone-Thur-Projekt

Der nächste Infotag am 8. März 2006 beschäftigt sich mit dem Thema «Hochwasserschutz und Revitalisierung: Neue Wege für unsere Flüsse».

Das 2002 lancierte transdisziplinäre Rhone-Thur-Projekt hat die flussbaulichen Vorhaben an Rhone und Thur vier Jahre lang begleitet. Es wird gemeinsam getragen von Eawag, WSL, VAW und EPFL. Wei-



BH4team, Frauenfeld

tere Partner sind der Bund (mit dem BafU), die Kantone Wallis und Thurgau, die Universitäten Zürich und Neuchâtel, die Auenberatungsstelle Yverdon sowie private Umwelt- und Ingenieurbüros. Ziel des Projekts war es, Methoden und Werkzeuge für zukünftige Revitalisierungen zu entwickeln. Am Infotag werden die erarbeiteten Ergebnisse präsentiert.

Weitere Informationen und Anmeldung via www.eawag.ch/events/infotag ○ ○ ○

Dem Felchenrückgang auf der Spur



U. Ochsenbein, GBL

Im Projekt «Veränderungen im Ökosystem Brienzersee» versucht die Eawag gemeinsam mit Partnern zu ergründen, warum der Felchenfangertrag im Jahr 1999 um rund 90% zurückging. Erste Ergebnisse aus den sieben Teilprojekten wurden im September am Symposium «Brienzersee – zwischen Wasserkraftnutzung und Nährstoffrückgang» an der Universität Bern vorgestellt. So war z.B. der Schwebstoffeintrag in den See vor dem Kraftwerkbau deutlich höher als heute – jedoch mit anderem jahreszeitlichen Verlauf; und der als Erfolg des Gewässerschutzes stark zurückgegangene Nährstoffeintrag in den Brienzersee beschränkt die Algenproduktion und damit auch die Wasserflöhe, die wichtigste Nahrungsquelle der Felchen. Bis zum Ende des Projekts im Sommer 2006 werden die verschiedenen Puzzlestücke aus den Teilprojekten nun zu einem Gesamtbild zusammengefügt. Das ermöglicht eine sachliche Beurteilung der konfliktträchtigen Fragen.

www.eawag.ch/research_e/apec

► Brienzersee,

www.eawag.ch/events/brienzersee ○ ○ ○

Agenda

20. Januar 2006, 11.00–12.00

Eawag Dübendorf, Hörsaal

Entwicklung von sozialen Techniken für die Verbreitung von SODIS

Seminar

Hansi Mosler, Eawag

23. Januar 2006, 15.30–16.15 Uhr

Eawag Kastanienbaum, Mehrzwecksaal

Is anthropogenic nutrient input jeopardizing ancient Lake Ohrid?

Seminar

Andreas Matzinger, Eawag

27. Januar 2006, 11.00–12.00 Uhr

Eawag Dübendorf, Hörsaal

From SODIS to household water treatment and safe storage

Seminar

Martin Wegelin, Eawag

30. Januar 2006, 15.30–16.15 Uhr

Eawag Kastanienbaum, Mehrzwecksaal

Rejecting neutrality: contrasting phylogenetic signals unmasked selection in cichlids radiation

Seminar

Vicky Schneider, Eawag

3. Februar 2006, 11.00–12.00 Uhr

Eawag Dübendorf, Hörsaal

The Challenge of Fluoride Removal in Drinking Water

Seminar,

Annette Johnson und Kim Müller, Eawag

6. Februar 2006, 15.30–16.15 Uhr

Eawag Kastanienbaum, Mehrzwecksaal

The nature and significance of mud volcanism for global mass balances

Seminar

Achim J. Kopf, Universität Bremen

10. Februar 2006, 11.00–12.00 Uhr

Eawag Dübendorf, Hörsaal

Simplified sewerage: an option for low- and middle-income countries

Seminar

Duncan Mara, Universität Leeds, England

22.–24. März 2006

Eawag Dübendorf

Ökotoxikologie-Kurs Hauptmodul I

Peak-Kurs

Leitung: Kristin Becker (EPFL), Renata Behra und Herbert Güttinger (Eawag)

17./18. Mai 2006

Eawag Dübendorf

Cours d'Ecotoxicologie Module de base

Peak-Kurs

Course direction: Kristin Becker (EPFL), Renata Behra und Herbert Güttinger (Eawag)

Info unter: www.eawag.ch/events