

EAWAG

新闻

第 60 期 2006 年 7 月

瑞士联邦水生科学与技术研究所(EAWAG)

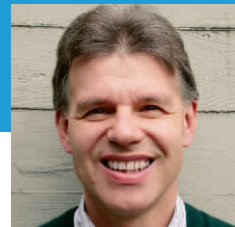
生物膜

塔利亚门托河中的生物膜 第 11 页

金属对藻类生物膜产生什么样的影响? 第 16 页

活性污泥——生物膜絮凝物 第 28 页





Thomas Egli, 微生物学家,
环境微生物室执行主任

生物膜： 是祸亦是福

谁没有过这类烦恼：刷牙后牙齿很快又被涂覆；咖啡机和空气加湿器蓄水器中不断形成沉淀；在乡间漫步跨越小溪时，光滑的岩石可能会使人意外滑倒。所有这一切都是由于与我们共享地球的最小的生物——微生物的长生所致。生命的现实是：它们通常定居于群落（称之为生物膜）中，在任何可能的或看似不可能的表面上。它们的范围从仅有几个细胞厚度的小菌落一直到几毫米或几厘米厚的微生物层（微生物包埋在含水粘液中）。

生物膜是极为有趣的，因为它们是由生理方面高度不同的生物群体如细菌、藻类和真菌所组成，这些生物群体为了彼此的利益而共同生活在一个极小的空间中。这就是为什么生物膜是这样一种有利的生命形式：这些生物常常彼此提供食物，因为它们被包埋在粘液中，所以可免受捕食者和生物杀伤剂之害，而且不太可能毁于诸如干旱一类应力环境。不过，也存在一些不利因素，例如营养输送的物理限制或不动性。

微生物是故意选择这种固定不动的生活方式或这一过程是必需的而不是对外部条件的积极反应吗？这一问题已将科学界分为两个阵营。总之，关于这一主题的有时激烈的辩论已进行了三十多年。

这里也像其他方面一样，尽管在实施高层战略，但好的和坏的方面在同时起作用。会引起金属管和管道腐蚀的厌氧小生境的形成、饮用水供给系统中的卫生问题、由于人工植入物或导管上膜生长所致的医疗问题、热交换

器性能受损以及船壳上阻力的增加，这些仅仅是生物膜给我们造成生活方面困难的少数几个方面。另一方面，生物膜在天然水生环境的代谢方面进而在其自净能力方面发挥了至关重要的作用。在污水处理厂，它们被有意种植在带有大表面的特殊大面积基质上，以便消除废水中的污染物。生态毒理学家们会用生物膜来帮助评估地表水体的污染负荷。在化妆品工业中，从生物膜粘液中提取的物质被用作保水成分：这样，就能通过大量水分“拉伸”成分，而乳脂仍保持一种宽松的外观。

虽然过去几十年中详细的研究已使我们认识了生物膜中微生物行为方面的很多情况，但直到如今，它们的生活方式依然是一种不停地让我们惊讶和使我们迷惑的现象。本期《Eawag 新闻》特载了一些有关情况 and 进展。

Thomas Egli

Eawag——瑞士联邦水生科学与技术研究所，于 2005 年 5 月采纳了新的公共外观图形设计。我们现在相应地修改了《Eawag 新闻》的设计。我们期待收到您的建议和意见。

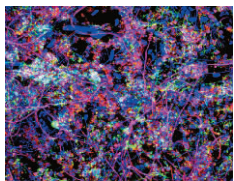
编辑：Martina Bauchrowitz

Eawag.news@eawag.ch

目 录

主要文章

4 生物膜无所不在



细菌则是有意培养的。

生物膜不仅仅在我们牙齿上形成。实际上,微生物聚居在地球上的每一个天然的和人工的界面。尽管像引起牙斑的那些生物膜是讨厌的,但诸如污水处理中所用的

研究报告

8 生物膜模型:用于研究的工具

数学模型是用于模拟复合系统行为的重要工具。

11 塔利亚门托河中的生物膜

物膜的发育取决于地表水与河底沉积物之间的水交换吗?

14 氰细菌上的方解石沉淀



方解石或碳酸钙沉淀在富钙湖泊中。实际上是什么导致它形成的呢? Eawag 的研究人员认为涉及到氰细菌表面物质,即所谓的细胞外聚合物,这些物质也在生物膜中起作用。

16 金属对藻类生物膜产生什么样的影响?

一种新的评估基础:从细胞影响到群落级的二次现象。

19 藻类生物膜中的金属累积

雨会导致流水中金属含量的大增。生物膜会作出多么快的反应呢?

22 植物螯合物可作为金属暴露的生物指示物吗?

植物螯合物保护藻类免受有毒金属侵害。当水中金属浓度上升时,藻类合成这些短多肽。植物螯合物可用作金属应力的生物指示物吗?



24 试验台上的生物过滤器

带有生物过滤器的废水净化像传统装置一样有效吗?

28 活性污泥——生物膜絮凝物

活性污泥絮凝物是一种特殊的生物膜。它们的体积对于净化性能至关重要吗?

31 生物膜阻碍热回收

生物膜影响热交换器的性能。如何才能预防这种情况呢?

其 他

33 出版物

34 简 讯

eawag

水生研究

出 版: 瑞士联邦水生科学与技术研究所
EAWAG, P.O. Box 611, 8600 Duebendorf, Switzerland
电 话: +41(0)44 823 5511
传 真: +41(0)44 823 5375
网 址: <http://www.eawag.ch>
编 辑: Martina Bauchrowitz, EAWAG
出版情况: 每年 2—3 期,以英、德、法 3 种文字出版
ISSN 1440-5289
中文版翻译出版: UNEP-Infoterra 中国国家联络点
北京市 2871 信箱
邮编: 100085
电 话: (010) 62920727 62849120
传 真: (010) 62923563
电子邮件: nfksz@rcees.ac.cn
网 址: <http://www.rcees.ac.cn>

生物膜无所不在



Oskar Wanner, 城市水管理室的系统分析家和科学家,
Martina Bauchrowitz, 生物学家和《Eawag 新闻》编辑

早晨,我们从牙齿上刷掉的粘质物是一种细菌生物膜。当我们忽略这种日常清净时,我们口中就会有气味,我们的牙龈就会发炎变红,我们的牙齿迟早会因龋齿而受到损害。这一点是众所周知的,但人们或许不太了解:在许多领域,生物膜也能起到有益的作用。

生物膜是微生物在水环境或潮湿环境固体表面形成的累积物^[1]。我们随处都能发现它们,在地表水和地下水中,在饮用水管道和废水处理中以及其他技术设备上(例如在医疗领域)。不仅它们的位置极为不同,而且它们的形状和体积也差异很大:一切都是可能的,从分散的菌落到毫米厚的薄层。生物膜与它们的环境发生有力的相互作用,所以它们受到所生存的化学环境和物理环境的很大影响,而且又反过来影响这类环境。我们口中就发生

这种情况,由于高湿度和频繁的营养摄入,我们的牙齿为生物膜提供了理想的基质。生物膜将糖类转化为酸,并充当一种屏障,以防止它们被迁移走。这会产生攻击牙珐琅的酸性环境。

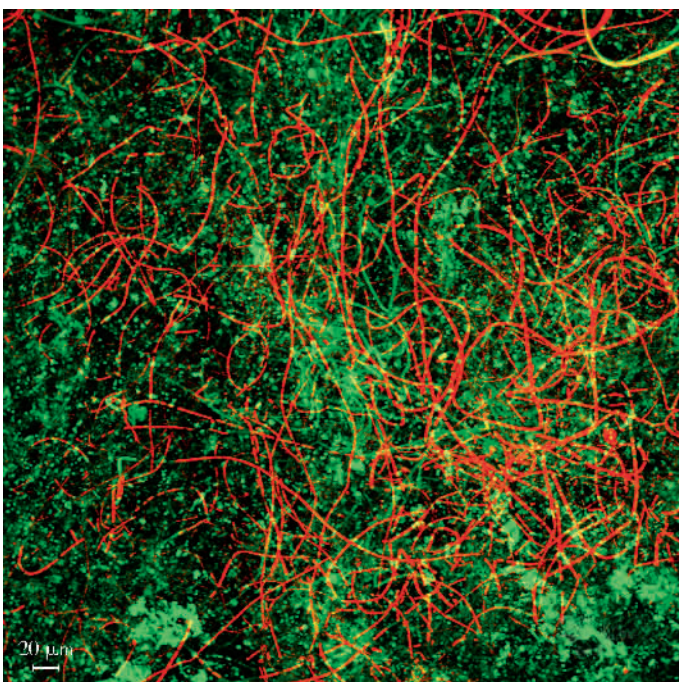
生物膜对微生物所具有的好处 在良好的营养供应得到确保的地方,微生物以一种固着的生活方式构成。另一方面,自由悬浮的生物容易被迁移走。结果,生物膜中的微生物密度要比悬浮生物体的密度高几个数量级。不过,生物膜不仅防止被冲洗走,而且还抗杀生物剂和其他有毒物质。显然,这些物质被粘液层所固定,微生物被包埋在里面,所以不接触细胞。另外,生物膜促进不同微生物物种之间的协合作。例如,在废水处理中,硝化是一个两阶段的过程,在这一过程中,亚硝化毛杆菌用铵生产亚硝酸盐, *Nitrospira* 再将亚硝酸盐转化为硝酸盐。对于 *Nitrospira* 来说,靠近其给养基是一种极大的好处——食品库就在其门阶上。

生物膜是如何构成的? 由于所有这些好处,所以无疑微生物会喜欢生活在固着的群落中^[2]。这些微生物包括成分繁多的细菌、藻类、变形虫、纤毛虫和真菌。它们进行光合作用,通过无机物质构建它们的生命体,因此它们是食物链的初级物种。另一方面,在没有阳光的情况下,生物膜主要通过异养细菌降解有机物质来形成。不常出现的是使用无机物质的化学自养细菌。

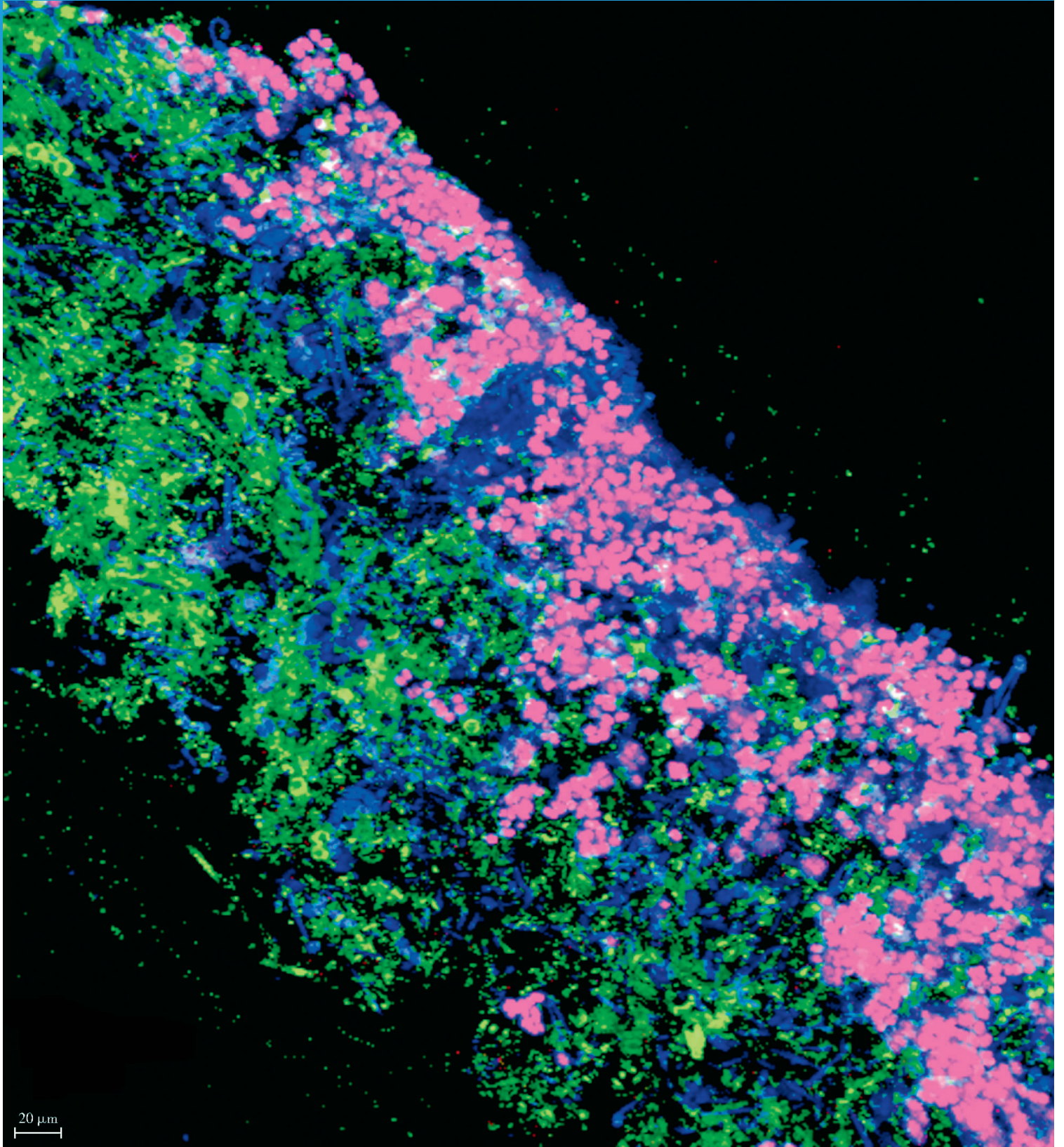
在生物膜中,微生物被包埋在一种粘液体——生物膜基质中。生物膜基质由细胞外聚物质(EPS)构成,EPS是生物本身所排泄的。EPS主要包含高分子多糖。另外,还有蛋白质、其他碳水化合物如糖醛酸以及少量脂类和核酸。

生物膜一般呈现一种错综复杂的结构,带有细孔、通

来自萨勒河的异养生物膜 红色=丝状细菌
绿色=生物膜基质



Photos: Thomas Neu, UFZ-Leipzig



淡水光营养生物膜 粉红色=氰细菌自荧光；
蓝色=绿藻自荧光；绿色=生物膜基质

道以及指状或珊瑚状隆起物。人们在生物膜中观察到明显的空间梯度：这可能与氧浓度、物质浓度或 pH 值有关。这类梯度可能决定着生理不同的、特性明显的微生物群落的发展。各种基质通过扩散和对流被生物膜通道和孔隙中的水迁移。最后但并非最不重要的一点是，生物膜是高度动态的系统，当微生物生长时，改变它们在生物膜中的位置，死亡，被摄取或被冲洗走。生物膜由于这些过

程而不断经历扩张和收缩。

生物膜——天生就复杂 微生物群落的多样性以及生物膜中所发生的形形色色的化学过程、生物过程和物理过程，说明了为什么生物膜是如此复杂的系统。相应困难的是它们的实验研究，这些研究依赖于完整的生物膜结构。所以数学模型是有用的研究手段，它们可以帮助我们以

定量的方式表达我们的想法，并在实验观察的基础上加以证实。Eawag 已研制出如今广泛使用的生物膜模型与模拟程序(参见第 8 页上 Oskar Wanner 的文章)。

天然水体中的生物膜——生物活性强的地方 在河溪中,以藻类为主的自养生物膜聚集在河床上,而以细菌为主的异养生物膜则存在于河床下面的孔隙系统中^[3]。作为生物量生产者和分解者,它们是食物链中的重要组成部分。在意大利东北部的塔利亚门托河——欧洲最后一条大体保持完好的荒野河流,Michael D?ring (参见第 11 页上的文章)已研究了水柱与河床下面的孔隙系统之间的水交换是否影响生物膜的生长和活性这一问题。

一种被称为海洋白垩的白色碳酸钙沉积物累积在很多湖泊的湖床上。Sabine Sibler 和 Maria Dittrich(参见第 14 页上的文章)想了解这种沉积物是如何形成的。他们推测氰细菌的 EPS 与这种沉积有关。这一细菌属是贫营养湖泊和海洋中浮游植物生物量的主要组成部分。实际上,他们发现了这一证据:这类细菌对于金属循环很重要,它们可降低水中的金属浓度,从而可促进湖泊的自净能力。

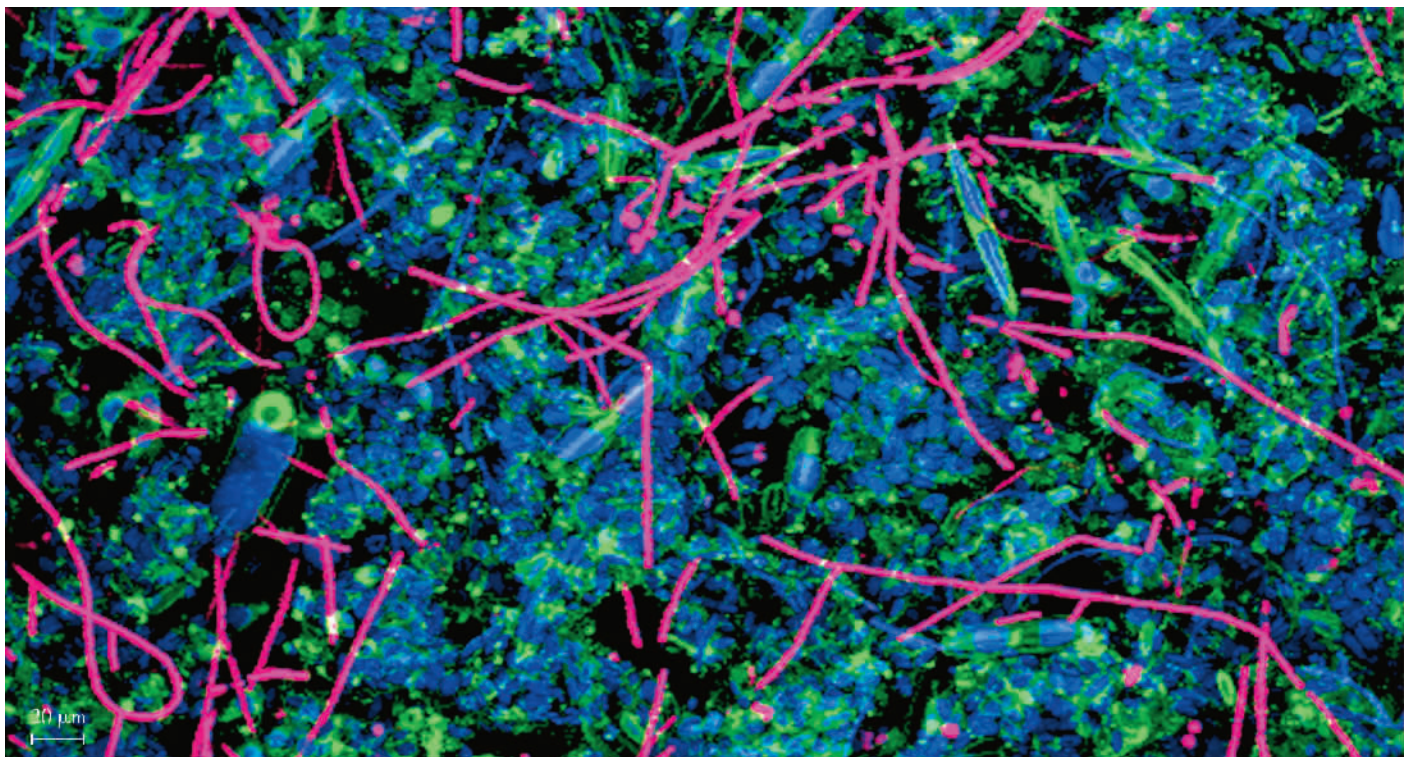
我们的饮用水大约 70%来自于地下水。在通过底土过程中,水在到达饮用水汇集区之前,通过生物膜被自然

净化。生物膜在某种程度上甚至能被用来净化遭受污染的地下水,例如继化学品事故之后。如果污染物是可生物降解的,那么就可以将特殊的微生物泵入该蓄水层,它们在那里定居,在没有替代性基质的情况下,它们将这些污染物用作食物来源。

生物膜作为环境影响的指示物 微生物常常被用于生态毒理学,以评估天然水体中的污染物负荷以及有毒物质的危害潜力。在这一领域,天然河流生物膜是特别有趣的模型系统:一方面因为它们它们在生态系统新陈代谢方面发挥核心作用,并与有毒物质相互作用,另一方面因为作为不动的生物成分,它们会长期累积污染物,从而可以揭示慢性影响。Eawag 目前正在研究生物膜是否能被用作金属应力的指示物。

Sébastien Meylan 的文章(参见第 19 页)报道了 Eawag 的一项野外研究。苏黎世州 Furtbach 的沉积物被铜和锌所污染。由于大雨后排放量增加,沉积物被水流所夹带,这些金属则被释放出来。生物膜迅速对这类改变的环境条件起反应:雨开始后不久,生物膜中的金属浓度大大增加。其他一些实验表明(参见第 22 页上 Séverine Le Faucheur 的文章),生物膜中的藻类以形成植物螯合物—

淡水光营养生物膜 粉红色=氰细菌自荧光;蓝色=绿藻自荧光;绿色=生物膜基质



多肽的方式对金属应力作出反应,多肽束缚金属,并使金属变成惰性状态。

因此,金属会触发细胞级的反应。但这是否还意味着生物受到损害了呢? Eawag 一项综合研究就是针对这一问题的(参见第 16 页上 Renata Behra 的文章)。除了细胞反应之外,该研究项目旨在研究群落级的金属影响,例如物种多样性变化以及光合作用的抑制。因此,它将揭示金属应力与生态效应之间的因果关系。

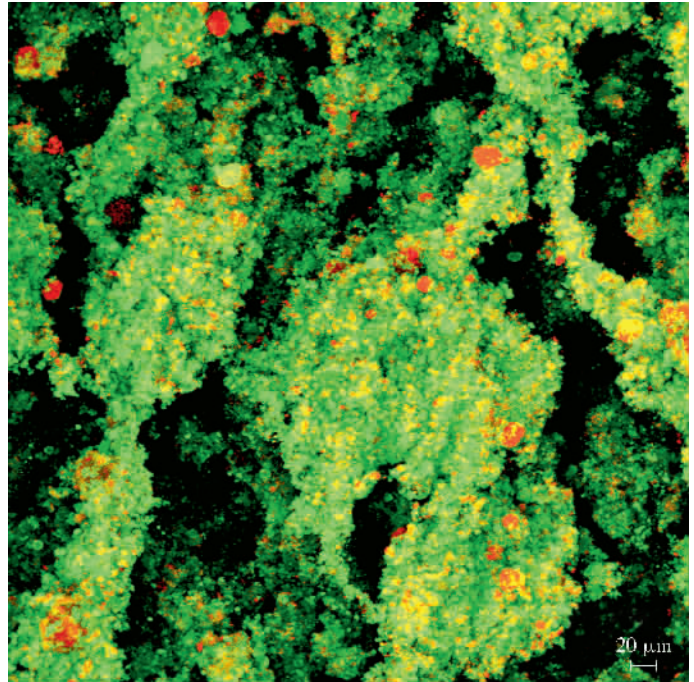
废水处理中的生物膜 微生物在废水处理中发挥了重要作用。它们降解废水中存在的污染物。在瑞士,人们通常使用活性污泥反应器。在那里,悬浮细菌生长,并聚集在直径达 2 毫米的絮凝物中。这些活性污泥絮凝物含有无数细菌,由于它们支配着生物膜典型的结构和过程,所以人们常常把它们称之为“悬浮生物膜”。Reto Manser 研究了絮凝物体积是否对絮凝物中微生物群落形成以及进而对污染物去除效率产生影响的问题(参见第 28 页上的文章)。

另外,瑞士废水处理厂还采用了实际的生物膜反应器。在这类反应器中,细菌定居在所提供的支持物上。Adriano Joss (参见第 24 页上的文章)描述了 Altenrhein 污水处理厂中微污染物的分解。在该处理厂,一半废水是通过一个常规活性污泥反应器处理的,而另一半废水则是通过一个生物膜反应器来净化的,后一种反应器的尺寸要小得多。问题是这两种装置是否能达到相同的去除率。

不希望有的生物膜 除了有益的功能外,生物膜可能还具有一些极不希望有的效应。饮用水分配系统和空调设备中的生物膜,可能含有会导致危险的军团病的军团菌。在医疗领域,生物膜在仪器、管子以及诸如起搏器一类植入物上生长,进而可能导致感染和甚至身体排斥。可以通过选用适当的表面特性如光洁度或用抗生素涂敷导管,来防止细菌聚居。

大型设施也并非不受影响。藻类和真菌会导致建筑物外表费钱的清洁,并会破坏纪念碑。生物膜通过增加船壳上的阻力使船速减慢,这会导致过多的燃料使用。硫酸盐还原菌会导致金属表面非常可怕的孔蚀,并导致重大破坏。被称之为生物污垢和生物腐蚀的这些过程,仅在美国就导致每年大约 2000 亿美元的损失^[4]。

生物膜生长可能会严重降低热交换器的性能。这一问题尤其会出现在那些通过污水管道中废水获取热的热交换器上,因为未处理的水可提供丰富的营养。所以



活性污泥化学自养生物膜 红色=细菌;绿色=生物膜基质

Eawag 研究如何才能控制这类热交换器上的生物膜生长(参见第 31 页上 O. Wanner 的文章)。通过增加水流速度,进而增加机械剪切力,可以将生物膜从热交换器表面部分分离开。所以机械净化是一种用于控制不希望有的生物膜(就像我们牙齿上那种生物膜)的可靠的和经过检验的手段。○○○

这些照片是通过激光共焦扫描显微镜拍摄的,由 Thomas Neu(UFZ Leipzig)提供^[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, 城市水管理室的系统分析家和科学家, Martina Bauchowitz, 生物学家和《Eawag 新闻》编辑

生物膜模型： 用于研究的工具

科学调研是通过观察和实验严格检验假设的一种过程。数学模型为科学提供了宝贵的帮助,以定量的方式表达数据,这让实验证据支持或拒绝这种模型。通过模拟复杂的系统如废水处理厂,工程技术人员能够模拟、控制这些装置的行为,并使之最佳化。

1 mm³ 生物膜是无数微生物的家园。它们从周围的水中摄取氧、碳和氮化合物,并将这些物质(本文将称之为“给养基”)用于它们的生长。生物膜中一些微生物物种的细胞密度依据可用给养基的类型和浓度迅速增加,而其他一些物种则不太成功。因此,给养基与微生物之间的相互作用决定了一段时间内不同微生物物种的相对丰度、空间分布和变化,而且可能会导致仅仅几十毫米内化学-物理条件的巨大差异。例如,通过利用所有扩散进生物膜的氧,生活在表面附近的需氧微生物在生物膜深处为厌氧微生物创建了一个环境小生境。所以生物膜是特别有趣和复杂的生境,其行为是由许多并行的生物过程、化学过程和物理过程所决定的。

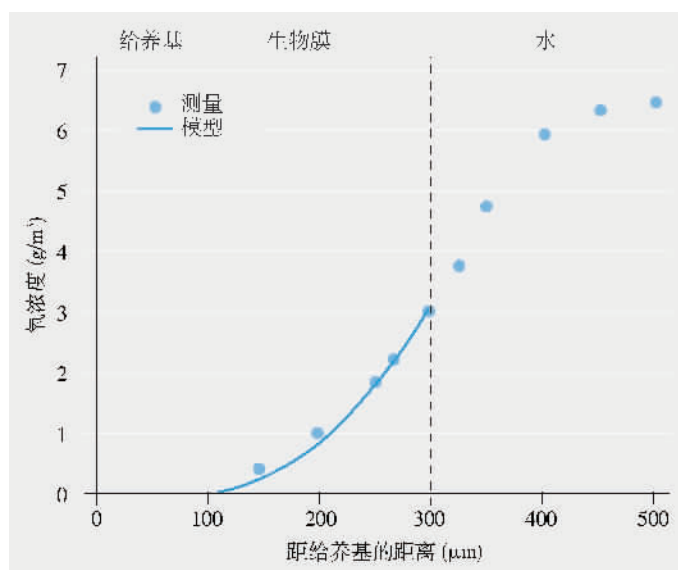
用于表征生物膜的实验方法已见证了最近几十年内不断的发展和改进,如今提供给我们关于生物膜结构的很详细的信息。随之而来的是,人们设计出了数学模型,这些模型使我们能分析和模拟生物膜中出现的各种过程。这种实验方法和数学方法的共同发展已大大提高了我们对生物的认识。

最初简单的滴滤池模型 第一个用于废水处理的滴滤池于 1912 年安装于圣加伦。废水通过一个装满石头的容器来供给,微生物很快在这些石头上定居。通过将废水中的污染物用作给养基,微生物有效地净化了废水。随着越来越多滴滤池装置的安装,工程技术人员们希望有一种工具来帮助他们设计新的装置。因此,制定出了简单的数学公式,通过这些公式就能计算滴滤池承受各种污染物负荷的能力、废水流量以及滤池的容积。这些公式被称之为经验生物膜模型或黑箱生物膜模型。由于它们完全依赖

于装置进水和出水处污染物负荷的测量值,所以它们未能考虑滤池本身范围所出现的各种过程。

模型改进 随着 20 世纪 70 年代微电极的出现,人们能够直接测量生物膜内的给养基浓度。人们发现,生物膜内微小距离内的这些浓度会极为不同(图 1)。这一发现导致机械模型的研制,这类模型在物理定律的基础上描述生物膜中发生的过程。它们将生物膜中给养基浓度解释为“给养基输送”与“微生物对给养基的消耗”之间相互作用

图 1 通过微电极测量和通过模型计算的生物膜中的氧分布



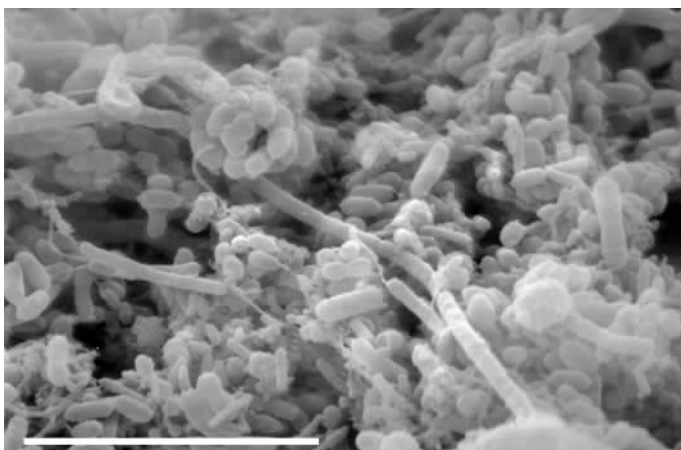


图2 生物膜的扫描电子显微镜照片 白线条长度为 10 μ m

用的结果。不过,它们基于这一简单化的假设:各种类型的微生物在整个生物膜中平均分布。能够计算总生物膜中微生物组成的模型,可能只在显微镜影像揭示微生物物种分布极为不同(随给养基分布而变,见图2)之后才能被制出。1984年,Eawag 研制出了第一个这类模型。它使我们能计算整个生物膜深度中各种微生物的空间分布和时间变化(图3)。随后这些年中,新的实验见解被逐步结合进该模型。

当今的模型反映了生物膜的复杂性 如今,所有被认为与生物膜行为有关的转化过程和迁移过程,都被结合进 Eawag 模型[1]。转化过程包括:

- ▶ 给养基消耗与生产;
- ▶ 微生物的生长、失活和分解。迁移过程描述(图4):
- ▶ 给养基通过平流和扩散从上层水迁移到生物膜表面,并进一步迁移进生物膜充满水的大孔和细胞中间的致密空间;
- ▶ 生物膜表面微生物的吸附和分离;
- ▶ 生物膜中微生物主动的和被动的位移;
- ▶ 生物膜基质由于生物膜内微生物生长和死亡而发生的体积变化。

该模型是 Eawag 研制的 Aguasim 模拟程序(参见专栏)的一部分,它可以被较简单地用来解决实际问题。尽管它有一个严重的局限性:它假定生物膜由均质、致密的微生物层组成,微生物和给养基的任何空间梯度仅在与培养基垂直方面成比例,在其他方面则是微小的。不过,

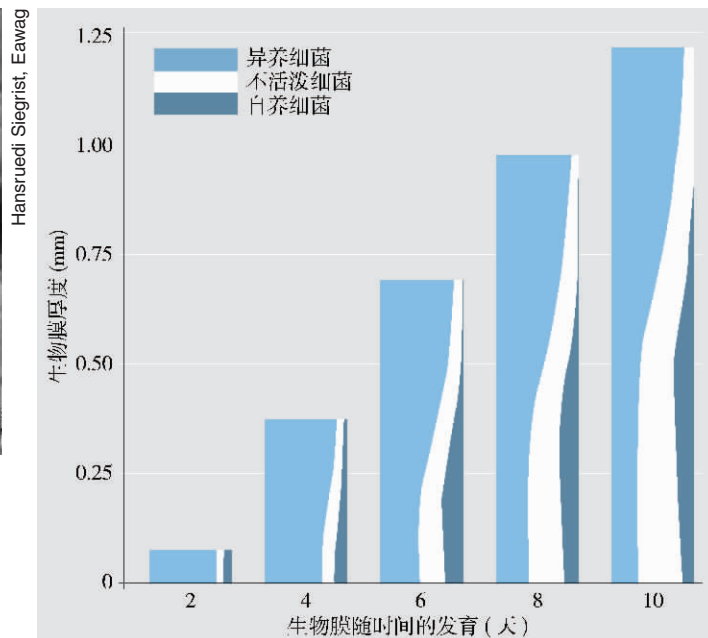
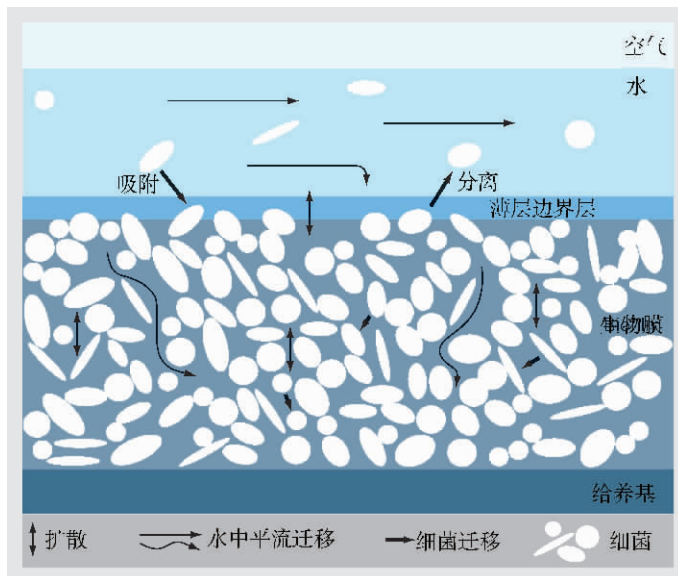


图3 生物膜生长以及从给养基(底部)到生物膜表面(顶部)相对比例的不同微生物物种在一段时间内的变化

自 20 世纪 90 年代以来,我们已知道生物膜呈现出各种各样的空间结构:例如它们可能充满大孔或具有蘑菇形生长物(图5,上右)。因此,新一代多维模型^[2]试图模拟所

图4 Eawag 模型计算出的微生物和给养基的迁移过程



Aguasim 模拟程序

计算机程序 Aguasim 是由 Eawag 研制的,并被全世界用于水生系统的确认和模拟^[4]。该程序还包括用于统计数据分析的内部数学功能。靠“参数计算”功能,它试图通过计算值和测定值的重复最佳拟合时间序列确定未知的模型参数值。通过“敏感度分析”功能,它研究计算值的时间序列是否受到模型参数值变化的明显影响。只有在这种情况下,才能通过测量的时间序列确定参数值。Aguasim 包含各种用于环境系

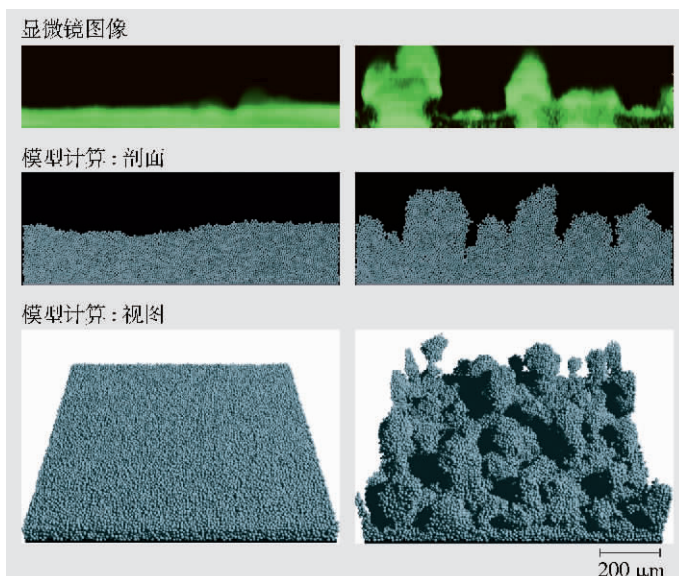
统如河流和湖泊的模型(部分是在 Eawag 研制的),其中一个模型能模拟带有几种微生物种和给养基的生物膜系统^[1]。在输入必要的生物、化学和物理数据之后,Aguasim 计算生物膜反应器的性能或水生生态系统中生物膜的给养基摄取量。另外,它模拟生物膜的生长、微生物物种和给养基在整个生物膜深度范围内的空间分布,该生物膜内外水相中这些值的时间变化以及生物膜与流过其的水流之间给养基、微生物和颗粒的交换。

有可能的结构(图 5,中间和底部)。但由于它们特别集中于计算,所以在实际中受到限制。

那么,哪一种模型最适合解决特定的问题呢?为了解答这一问题,来自六个不同国家的研究人员进行了一项深入的研究。现有的模型解决了一系列典型的问题,计算结果进行了全面的比较^[3]。结果表明,合适的模型主要取决于所要解决的问题:例如,要想描述包埋在生物膜中的某一物种微生物小群的发展和该群周围的给养基浓度,则

二维或三维模型最为合适。要想计算带有异养微生物和自养微生物的生物膜反应器的出水浓度,则仍然推荐使用 Eawag 的一维模型。要想描绘一种仅有一种微生物物种和一种给养基值得注意的生物膜,仍可使用简单的模型。因此,这项研究得出的结论是:实际上,老的简单的模型对很多问题得出的结果,几乎可与新的更复杂的模型得出的结果相媲美。○○○

图 5 丹麦林比 Soren Molin 通过激光共焦扫描显微镜显现的(上部)和模型模拟的(中部和下部) *Pseudomonas aeruginosa* 生物膜不同的空间结构^[5]



- [1] Wanner O., Reichert P. (1996): Mathematical modeling of mixed-culture biofilms. *Biotechnology and Bioengineering* 49, 172–184.
- [2] Wanner O. (2002): Modeling of biofilms. In: *Encyclopedia of Environmental Microbiology* (ed. G. Bitton). John Wiley & Sons, New York, pp. 2083–2094.
- [3] Wanner O., Eberl H.J., Morgenroth E., Noguera D.R., Picioreanu C., Rittmann B.E., van Loosdrecht, M.C.M. (2006): *Mathematical modeling of biofilms*. Scientific and Technical Report 18, IWA Publishing, London, 179 p.
- [4] Reichert P. (1998): *Aguasim 2.0 – User Manual*. Eawag, Dübendorf.
- [5] 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.

塔利亚门托河中的生物膜



Michael Doering, 地理学家和博士生

Urs Uehlinger, 水生生态学室生物学家和科学家

生物膜在溪流和河流的代谢方面发挥重要作用。在塔利亚门托河中,生物膜的生长和活动主要依赖于表面水与河床中沉积物之间的水交换

在流动的水体中,生物膜生长在河床中的石头表面以及生长在水饱和的水下沉积物(hyporheic区)上。它们的发育受到若干因素的影响,例如遮挡、昆虫的摄食、水体的营养含量、河床的形态以及排放方式。另外,表面水与hyporheic区的孔隙水之间的交换也起重要作用。

这种交换的强度一般随河流形态较高的可变性而增加,即当快流和慢流河段交替时(急流塘阶段)以及高水流时期河床受到沉积物运动影响时。但当整个表面水全部通过hyporheic区达数公里以及在更远的下游再次重现在水表面时,会发生什么样的情况呢?塔利亚门托河可能存在这种情况。这对生物膜发育产生什么样的影响呢?

塔利亚门托河——欧洲最后自由流淌的河流之一 这条阿尔卑斯最后的天然大河起源于威尼尔阿尔卑斯山脉,在大约170 km之后,排入威尼斯和的里雅斯特之间的亚

得里亚海^[1,2]。其中游河段的平均流量约为110 m³/s,但局部暴雨尤其是夏季大雨期间,流量可能会超过4000 m³/s。在92~114 km河段,该河在旱季节完全在hyporheic区流淌。

在一年半时间里,我们测量了85~125 km河段的流量(图1)。在114 km以下(在所谓的流失区),塔利亚门托河流失的流量为1.6~4.5 m³/s·km。这一区的末端是根据先前海岸线的一层不透水的沉积物确定的。在邻近的获得区,地表水流量约增加0.2~0.4 m³/s·km。地表水的流量流失于hyporheic区,干旱河段的长度取决于塔利亚门托河的流量条件。在长的干旱期,正如2003年7~8月份所记载的那样,20多km长河段完全没有地表水流。相反,在例如2004年10月高水位期间,该河以连续不断的地表水流为特征(图1)。

图1 塔利亚门托河流失区和获取区的流量

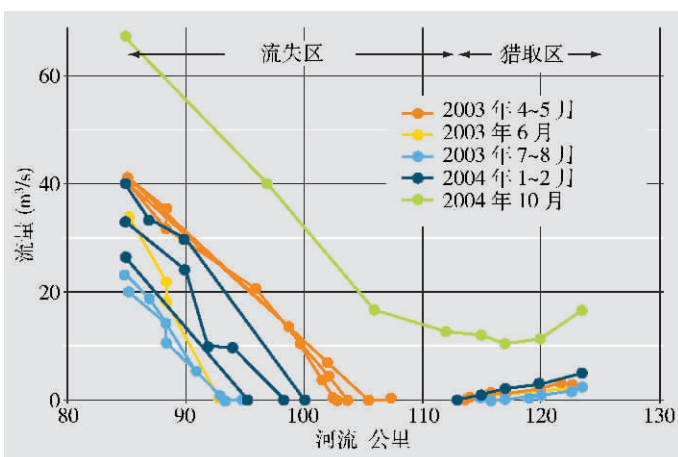
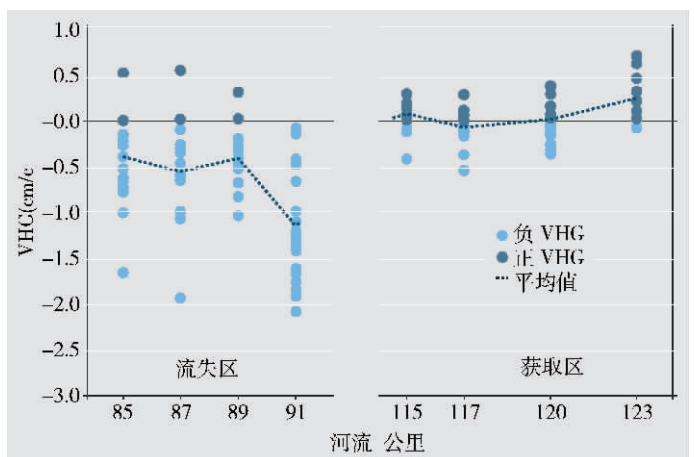


图2 流失区和获取区的垂直水文梯度(VHG)





Dimitry van der Nat, Eawag

The losing zone of the Tagliamento River. Seepage of the Tagliamento and the dry river bed.

The beginning of the gaining zone of the Tagliamento River.



Michael Döring, Eawag

损失区和获取区的特征 垂直水文梯度(VHG)突出流量测量的结果(图 2)。为了测量 VHG,使用大约钻入沉积物 50 cm 深的 PVC 管子。这些管子的下部 10 cm 是打孔的,以确保水交换不受限制。一段时间之后,对管子内外的水位加以比较:如果管内水位低于管外,则河水流失到 hyporheic 区(负 VHG);反之,当管内水位高于管外时,水从 hyporheic 区进入河流(正 VHG)。

生境条件根据这种水交换的方向而发生变化。获取区的日温度和季节温度波动低于流失区。营养浓度方面的差异也是可察觉的;例如,流失区的硝酸盐浓度(0.75 mg/L)低于获取区(1.1 mg/L)。这一点可以部分由硝化作用来解释,即 hyporheic 生物膜中的细菌将铵转化为硝酸盐。

获取区中的生物膜多于流失区 为了生物膜丰度的量化,在流失区和获取区的 4 个地方各采集了 5 块石头。用钢丝刷将石头上的生物膜刮下来,称重和灰化。然后计算每 m² 石头表面的无灰干重(AFDW),并将其作为生物膜丰度的计量标准(图 3A)。获取区生物膜的平均丰度(25.3 g/m²)是流失区(12.2 g/m²)的 2 倍。其原因可能是获取区的营养物浓度较高。不断变化的环境条件会导致生物膜丰度的季度性差异。7~8 月份较高的丰度可能是夏季有利的光照和温度条件所致。伴随 8 月份和 10 月份沉积物冲刷的高流量(图 3C)会降低生物膜丰度。在随后的冬季,生物膜的量会恢复。

流失区内的活性生物膜 hyporheic 生物膜的活性取决于其呼吸活动,即微生物分解有机物时所消耗的氧气量。我们采用规定尺寸的 PVC 圆筒。一半灌 hyporheic 沉积物,一半灌河水。用测氧计测量初始氧浓度。接着将密封的圆筒埋入沉积物中。4h 之后,从沉积物中取出该圆筒,再次测量氧含量(见封面照片)。根据初始氧浓度与最终氧浓度之间的差异来计算耗氧量。流失区平均呼吸活动(0.4 mg 氧/kg 沉积物·h)大约是获取区的 2 倍(图 3B)。高质量的有机物质(如藻类)通过沉降流聚积在 hyporheic 区,可能是造成这些差异的原因。

大规模的交换过程及其对生境条件的影响,会对生物膜发育产生相当大的影响。这些发现有助于将小规模研究(急流潭序列)结果上推到天然大河。总之,这项研究已证明了大范围的 hyporheic 区对天然河流所具有的重要性。不过,这类 hyporheic 区的功能在如今几乎全部得到调控的河流中是有限的。○○○

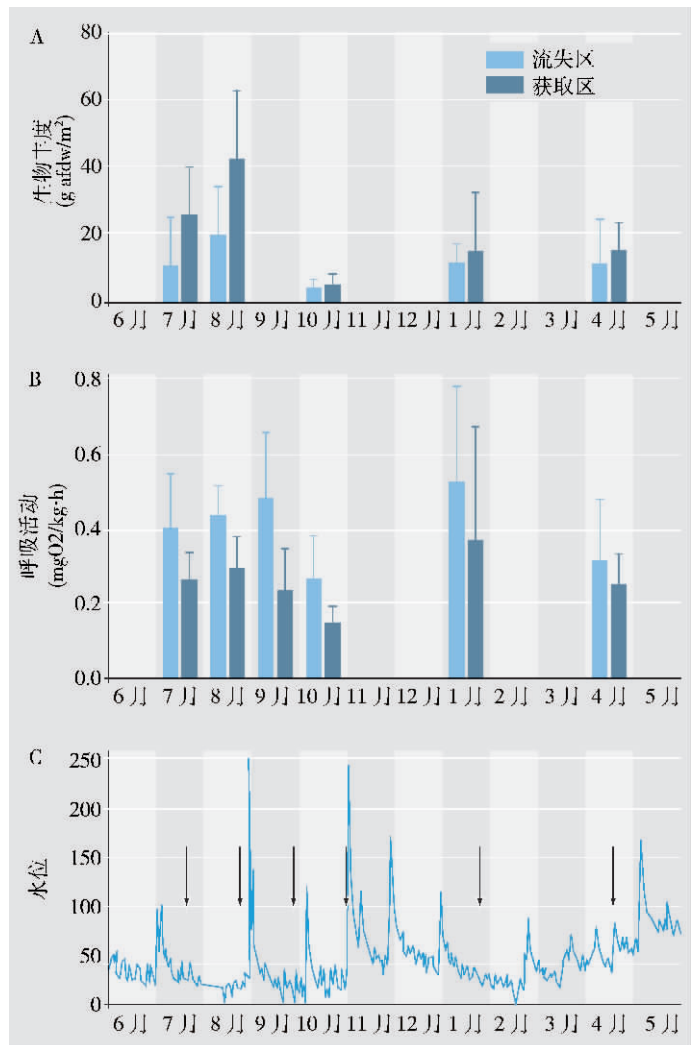


图 3 2003 年 6 月至 2004 年 4 月, 河流表面的生物膜丰度(A)、hyporheic 生物膜的呼吸活动(20°C下, 每 kg 沉积物每 h 的耗氧量 < 8 mm)(B) 以及塔利亚门托河的水位(C) 误差条=标准偏差, AFDW=无灰干重

[1] 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.

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

藻青菌上的方解石沉淀



Sabine Sibler, 环保工程师和科学雇员,



Maria Dittrich, 物理学家和地表水室生物矿化研究组组长。

方解石或碳酸钙 (CaCO_3) 作为一种天然产物存在于全世界的富钙湖泊中。它在水柱中沉淀,然后沉积在湖底,是什么实际导致方解石形成的呢?

瑞士湖泊中每年也有大量方解石生成。曾帕精湖和卢加诺湖每年的沉淀率估计分别约为 2500 t 和 8000 t^[1]。两项观察表明,藻青菌(参见专栏)与方解石的沉淀有关:在卢塞恩湖,我们发现了颗粒(很可能是藻青菌),其表面完全被方解石晶体所覆盖(图 1)。尤其是,大量方解石是在这些光合作用积极的生物处“鼎盛”时期沉淀的^[2]。这导致了方解石沉淀与光合作用之间的初步联系的建立,在这一过程中, HCO_3^- 被细胞所摄取。不过,我们针对光合作用积极的藻青菌和光合作用受抑制的藻青菌的实验,做出了不利于这种想法的陈述,因为在这两种情形中,方解石晶体都沉淀在细胞上。现在人们猜测细胞表面的物质会促进方解石的沉淀。

藻青菌要么像诸如水中自由浮动的浮游植物那样生存,要么在固体基质如浮动颗粒或水生植物上形成生物膜^[2]。像很多其他微生物一样,藻青菌在它们的细胞表面形成所谓的细胞外聚合物(EPS 参见主要文章)。尤其是当藻青菌或其他微生物形成生物膜时,会有大量 EPS 沉淀。它们充当细胞之间的“粘结剂”^[3]。在我们的研究项目中,我们研究了藻青菌上的 EPS 是否导致方解石沉淀

这一特定问题。另外,我们想更明确地表征藻青菌的表面以及 EPS 质量。

来自两种不同菌株的 EPS 我们的实验采用两种不同着色的藻青菌(*Synechococcus elongatus*)菌株:一种用藻红素着色,一种用藻绿素着色。藻红素着色的菌株和藻绿素着色的菌株分别从 Lago Maggiore 和德国北部的 PI_{nersee} 分离获得。采用酚萃取方式从藻青菌中分离出 EPS,在进一步使用之前,将其冻干和重新悬浮于水中。

为了表征,我们通过琼胶糖凝胶电泳的方式分离 EPS 样品,我们可以观察到明显发散的带状分布。根据这一点,我们得出结论:来自这两种菌株的 EPS 的分子大小是不同的。

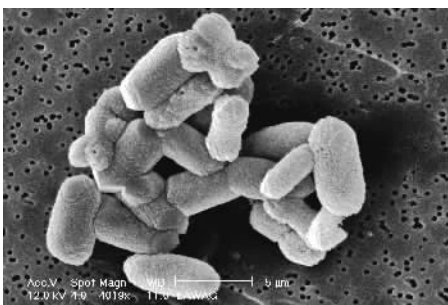
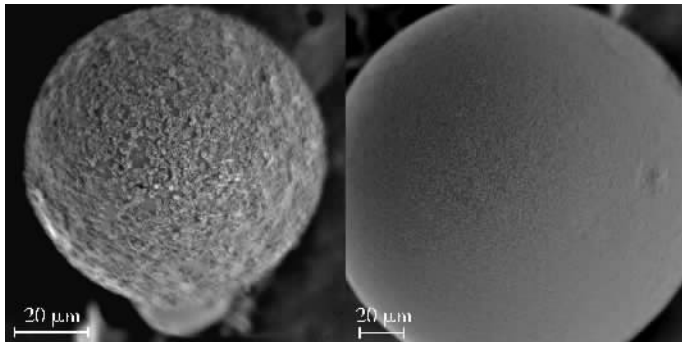


图 1 来自卢塞恩湖的完全被方解石覆盖的杆状颗粒,这些颗粒最有可能是藻青菌

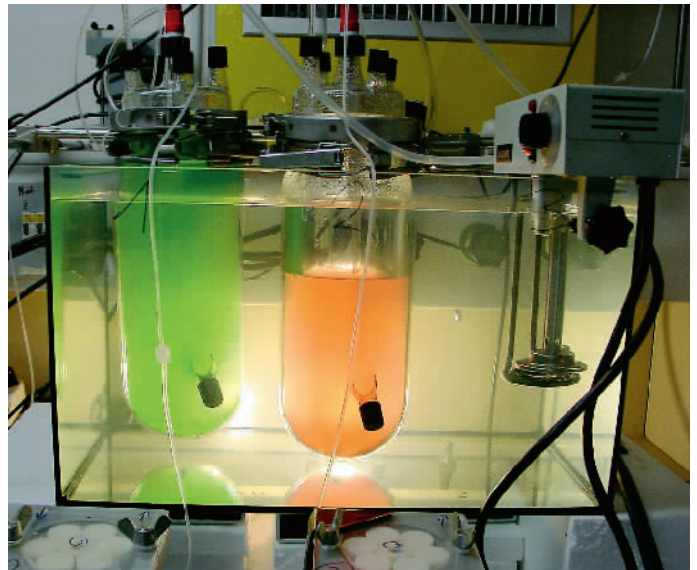
藻青菌与方解石沉淀

藻青菌属于所谓的微小浮游生物类^[2]。虽然这一类属通常支配贫营养湖泊和海洋的整个浮游植物生物量,但它们只是在大约 20 年前才被人们所发现^[4]。这是因为这类生物的体积极小,只有 $0.5\sim 3\mu\text{m}$ 。但与尺寸 $100\mu\text{m}$ 的典型的浮游植物相反,藻青菌不是藻类,而是细菌。像藻类一样,藻青菌也充当初级生产者,而且是食物链的重要起点;即在太阳能的帮助下,它们进行光合作用,并将二氧化碳、水和无机盐转化为糖和有机物质,从而在长期过程中为所有水生生物提供食物。



Fotos: Maria Dittrich, Eawag

图2 EPS涂敷的琼脂糖小珠表面形成的方解石晶体(左);另一方面,未涂敷的对照组小珠上无方解石沉积(右)



带有绿着色和红着色藻青菌的培养反应器

细菌表面官能团的表征 官能团被定义为末端活性团(表1)。这些官能团会影响环境中物质的化学行为,并且决定这种物质喜欢多么快与何种其他类物质反应以及产生何种链。通过酸基滴定以及随后使用 FiteQL 细菌表面计算机模型进行的数据估算,我们成功地确定了藻红素菌株和藻绿素菌株表面不同官能团的百分率(表1)。这两种菌株的羧基团百分率最高,接下来的是氨基团和磷酸盐基团^[5]。

不过,我们不仅用这种方法测量了EPS的官能团,而且还测量了细菌的官能团。为了弄清EPS中存在有哪些特殊的官能团,我们以一种类似的方法对从藻绿素菌体中分离出的EPS进行了滴定实验。我们发现,在EPS中,除了羧基团之外没有其他官能团,细胞表面所有羧基团中90%被证明在EPS内,只有10%出现在细胞壁上。

EPS实际与方解石沉淀有关吗? 为了回答这一问题,我们将分离出的EPS固定于直径为50~150μm的琼脂糖小珠。然后将这些涂渍的小珠在NaCO₃/CaCl₂溶液中孵化5天。我们对未涂渍的琼脂糖小珠也进行同样处理。如果EPS是导致方解石形成的主要原因,我们则能够在涂渍小珠上而不是在对照组的未涂敷小珠上发现方解石晶

体。实际情形正是这样:在扫描电子显微镜(SEM)下(图2),我们看到琼脂糖小珠(不管它们是否涂敷有来自藻红素或藻绿素的EPS)完全被方解石晶体所覆盖。另一方面,未涂敷的对照组的小珠上未形成方解石。

作为我们实验的结果,我们能够证明藻青菌表面的EPS实际上起了方解石沉淀的结晶点的作用^[5]。另外,我们的研究结果使我们能够认为,藻青菌不仅在水生系统的钙循环方面发挥重要作用,而且由于它们拥有大的表面积,方解石晶体可能会与其他金属如有毒重金属共沉淀。这意味着藻青菌在湖泊和河流自净方面也具有重要意义。 ○○○

表1 两种受检藻青菌菌株细胞表面的官能团比例

官能团	分子式	藻红素菌株	藻绿素菌株
羧基团	-COOH	44%	37%
氨基团	-NH	26%	36%
磷酸盐基团	-PO ²⁻ ₄	26%	27%

- [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., Sibling 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.



Renata Behra, 生态毒理学家, 环境毒理学室种群与群落研究组组长

金属对藻类生物膜产生什么样的影响?

与过去相比,目前排入水体的金属数量要少得多。但即便低的金属浓度也会对水生生物产生负面影响,从而对整个生态系统产生不良影响。这是生态毒理学家们面临的一项挑战。为这些生态影响的评价拟定概念和方法是很重要的。

藻类生物膜会非常迅速地对水体中升高的金属浓度作出反应。我们知道,生物膜从水中吸纳和累积金属,生物膜会激活金属解毒机制(参见第19页 S. Meylan 的文章和第22页 S. Le Faucheur 的文章)。不过,无法在这两种过程基础上确定金属实际上是否对藻类产生负面影响,以及这随后是否会导致群落级的变化。

所以我们的目的是,研制一种能够确定二级反应和因果关系的多级研究方法^[1]。因此,所观察到的生态影响可能会被追溯到金属应力。

为了研究,我们在所谓的小宇宙中培育藻类生物膜(参见专栏),并将它们暴露于浓度升高的两种重金属:铜(Cu)和镉(Cd)。

用于生物膜实验研究的小宇宙

在所谓的小宇宙相对天然条件下培育和研究的藻类生物膜。这些小宇宙是容器或槽(图1),生物膜在其中的支承物(在我们实例中是在小的玻璃载片)上生长。小宇宙通过河水静态地(不换水)、半静态地(一定时间后换水)或作为无逆流系统(新鲜水不断流入)运行。水中含有的微生物定居在小宇宙中所提供的表面。混合生物膜在这些小宇宙中生成,它们的物种成分与该水体中出现的生物膜是可比的。这使得人们能够将单一物种实验中确定的影响与混合群落的反应加以比较,而且能够评估这些影响的生态相关性。在我们的研究中,小宇宙是通过格拉河河水半静态运行的。

细胞影响:金属累积与植物螯合物形成 与过去不同,我们现在不得不对付水中较低的、常常连续不断的金属污染程度。所以我们首先开始调研对低金属浓度的长期暴露是否会在细胞级产生像对大大升高的金属水平短期暴露产生的同样的影响:所以将生长在小宇宙中的藻类生物膜连续6周暴露于2种不同浓度的铜和镉(Cu-1=0.1 μ M, Cu-2=0.5 μ M, Cd-1=5 nM, Cd-2=50 nM)。所试验的铜和镉的浓度分别是《水保护法令》中所规定的每升水中2 μ g铜(~30 nM)和0.05 μ g镉(~0.5 nM)的质量标准的3倍和15倍以及5倍和50倍。另一方面,对照生物膜在格拉特河水中培养,这种河水的Cu和Cd浓度刚好低于法定质量标准(分别为25nM和0.2nM)。

只有当这类金属被藻类吸收时,藻类生物膜才会受到损害。正如预计的那样,在暴露于金属之后,生物膜中

图1 小宇宙装置,里面培育的天然藻类生物膜暴露于升高的金属浓度



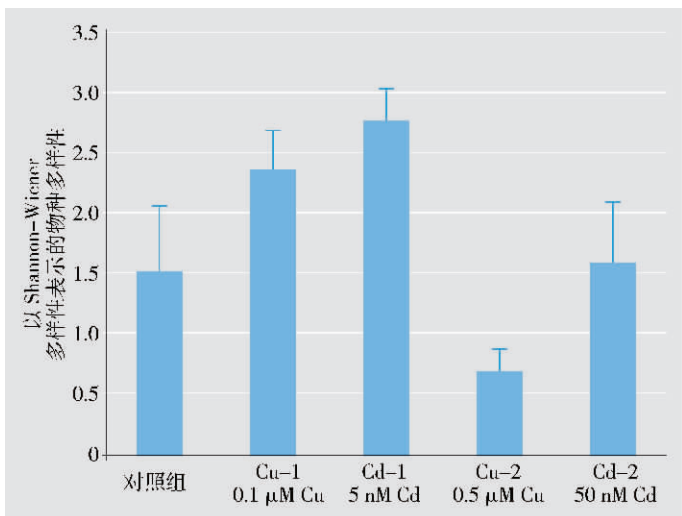
的 Cu 和 Cd 浓度增加,而对照生物膜则保持不变(表 1)。

我们还确定植物螯合物的含量;这类肽是在金属浓度增加的情况下形成的,而且在金属解毒方面起作用。已证明,暴露于这类金属的生物膜中形成植物螯合物较多。不过,我们也测定了对照生物膜中的植物螯合物(表 1)。因此,不可能得出关于金属污染的明确的结论。

群落级的影响: 各种藻类物种的种群规模与物种多样性 生物膜中存在何种藻类以及存在多少种藻类物种,这取决于环境条件和各种物种的生理特性。因此,另一个重要的问题是,长期的、低水平金属污染是如何影响各物种的种群规模以及生物膜中物种多样性的。所以我们在显微镜下检查了暴露于金属 6 周的生物膜,并注意到存在何种物种以及它们的发现频率。

生物膜群落会很敏感地对金属浓度方面的微小变化做出反应。一方面,金属应力似乎会影响生物膜中各种物种的种群规模:一些物种减少或完全消失,其他物种变得更丰富。另一方面,物种多样性发生变化,这是用所谓的 Shannon-Wiener 多样性指数来表示(图 2)。该指数越高,物种多样性越大。Cu-2 浓度下多样性减少。在这一情形中,最敏感的物种可能被该生物膜群落所排斥。不过暴露于 Cd-2 之后,多样性与对照组相类似,尽管这两个生物群落是由不同物种构成的。通过暴露于 Cd-1 或 Cu-1 物种多样性甚至增加了。这可能是由于在无金属应力情况下占主导地位的物种减少,而以前不太丰富的物种却在

图 2 用 Shannon-Wiener 多样性指数表示的、暴露于不同金属浓度 6 周的藻类生物膜中的物种多样性



参数	铜生物膜	镉生物膜
铜累积	↑	未暴露于 Cu
镉累积	未暴露于 Cd	↑
植物螯合物含量	↑问题: ↑对照生物膜中也如此	≠ ↑
各种物种的种群规模	取决于物种: ↑、-或 ↓	取决于物种: ↑、-或 ↓
物种多样性	↑或 ↓	↑或 ↓
金属耐受性	↑对于 Cu+Cd	↑对于 Cd

表 1 所研究的生物膜对金属应力的反应

↑=增加 -=保持不变 ↓=下降

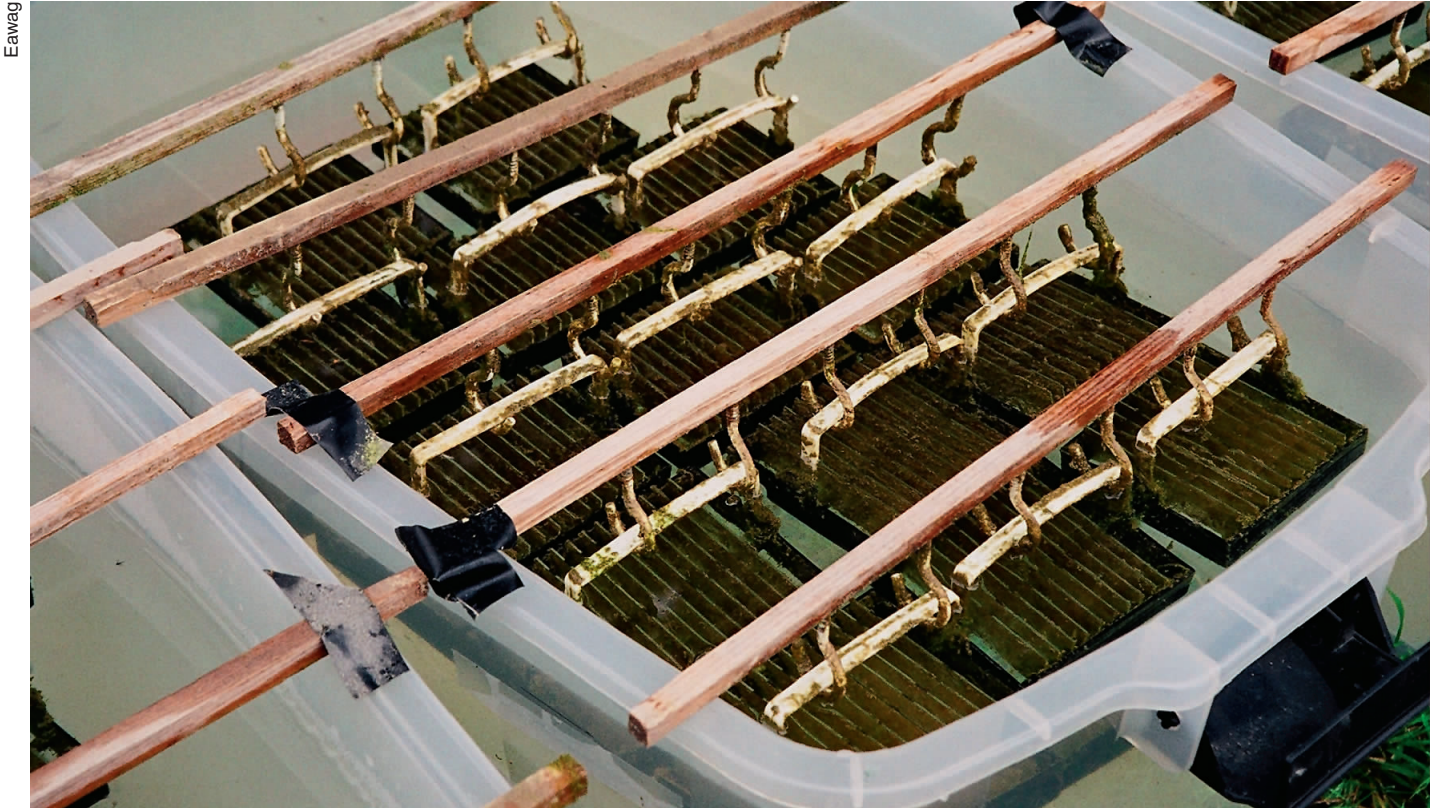
存在金属应力的情况下占居优势。

为了确定生物膜中发生变化的物种分配实际上能否被认为是金属应力所致,我们对数据进行了统计分析。结果表明,一些种类的藻类与水中的铜含量和生物膜中的铜累积呈负相关,其他藻类与之则呈正相关。关于镉的相关性分析提供的信息较少。

生理影响: 金属耐受性 一方面,藻类拥有应付过量金属的不同对策^[2],另一方面,藻类以不同的敏感度对金属作出反应。金属会对存在几种物种的生物膜群落产生相应的可变的影响:敏感物种的生理功能受到损害或这类物种甚至消失,而耐受性强的物种则获利。结果,该生物膜中出现了金属应力所致的演替。有人设想,新形成的藻类群落会变得对这种已改组该群落的金属更具耐受性^[3]。我们想检验这种说法。

在第 2 步中,将曾暴露于 Cu-2 或 Cd-2 浓度达到 1~6 周的藻类生物膜暴露于高得多的金属浓度(20μMCu, 25μM Cd)3h,接着,我们测量光合作用活动,并通过与对照生物膜的比较,确定光合作用的被抑制程度。虽然如同对照生物膜中情形那样,1~3 周后,Cd 和 Cu 的抑制依然为 60%左右。但我们观察到 6 周之后耐受性明显增加(图 3)。这两种群落实际都变得对导致这种演替的金属更具耐受性。另外,最初暴露于 Cu-2 的生物膜还更好地免受 Cd 应力的影响。我们的结论是,Cu 和 Cd 生物膜中不同的防御机制被触发。Cu 群落中有效的过程可能也助于应付 Cd 应力。

金属应力显然是可确定的 通过我们的实验可以证明:生物膜对轻微升高的铜浓度和镉浓度的慢性暴露会在各级生物组织产生影响(表 1)。物种多样性证明是最敏感



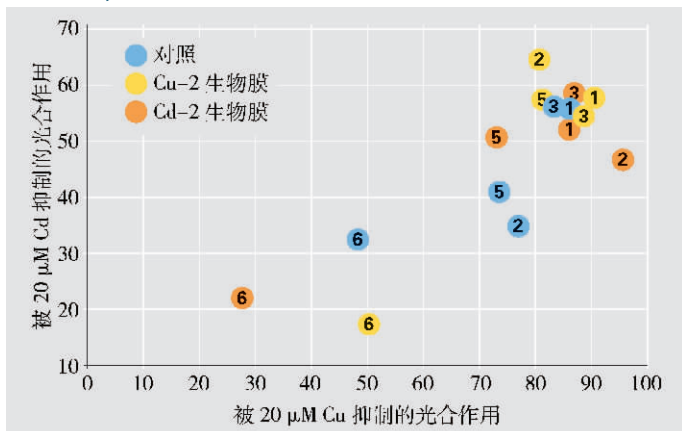
Eawag

小宇宙中的藻类生物膜

的参数。就 Cu 生物膜来说,耐受性实验显然表明了变化的多样性与金属暴露之间的因果关系。如果累积数据也被纳入这种评估,那么 Cu 群落之中的结构变化就能最终被追溯到 Cu 应力。就 Cd 生物膜而言,提高的 Cd 耐受性

显然是由于 Cd 应力所致,累积数据再次证明了这一点,所以耐受性分析是用于检测金属所致变化对生物膜群落的影响的一种重要手段。○○○

图 3 对照生物膜以及 Cu-2 和 Cd-2 生物膜中金属耐受性的短暂演变。数字表明,在 3h 短时实验中暴露于较高浓度的 Cu 或 Cd 之前,生物膜暴露于低 Cu-2 或 Cd-2 浓度达多少周,光合作用抑制得越少,金属耐受性就越大



[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 nephrocystioides* 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.

藻类生物膜中的金属累积



Sébastien Meylan,
化学家,环境毒理室研究员
联合作者:L.Sigg,
R .Behra

当下雨时,河流中的金属含量可能会大大增加。藻类生物膜会特别敏感地对这类变化做出反应。藻类的摄取取决于这些金属是以自由态还是以约束态存在。

诸如铜和锌一类金属是水生物重要的微量营养物,但浓度太高时,它们也可能是有毒的。不过,金属是否具有有害影响主要取决于生物对这类金属的利用率。这种所谓生物利用率又反过来受到金属物种形成的影响。物种形成描述金属存在的化学形态。当金属自由存在于水中时,即当 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 一类金属离子仅受水分子约束时,它们容易被利用。当金属与有机或无机弱配合体形成复

合物时,它们就不太容易被利用,当它们被强有机配合体约束时,则完全不可能被利用。

与此相同,实验室研究表明,当自由金属离子浓度增加时,藻类会累积金属^[1,2]。到目前为止,天然水体中这类关系的研究还很少,因为这些系统要复杂得多。我们想弥合这一差距,并在一项野外研究中,调查这样一个问题:当降雨期间水中的金属含量暂时增加时,溪流中的藻类生物膜是否会累积更多的金属。

在 Furtbach 中采样



在小溪中的研究 我们在苏黎世州的 Furtbach 中进行实验。Furtbach 流过一个主要农业区和位于雷根斯多夫的工业区,流到利马特。它接受来自雷根斯多夫污水处理厂的处理过的废水。因为在 20 世纪 80 年代这一污水处理厂没有足够的处理能力来充分处理废水,所以排放点下游溪流沉积物被金属严重污染。自从 2000 年新污水处理厂建成以来,该溪流中的污染程度已下降。尽管如此,受金属污染的沉积物继续将金属释放入溪水。下雨期间,当这些沉积物被增加的水流搅动时,上述这种情况就更容易发生。

我们调查降雨时 Furtbach 中的铜浓度和锌浓度是否变化,并分析水中的金属以何种物种形成的方式出现。与此同时,我们确定了天然藻类生物膜中的金属累积^[3]。这些生物膜在我们安装在该床上的玻璃表面生成。瑞士气象局一预报大雨,我们就会去野外采样。

雨对物种形成的影响 我们的研究表明,降雨期间, Furtbach 中溶解金属铜和锌的总浓度增加(图 1)。图 2A+B 表明总浓度中生物可利用金属物种的比例下降:它们显示了溶解自由 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 离子和易变的金属物种(=自由离子+弱复合金属)。降雨期间,多数铜和锌物种的浓度不断增加。这是由于金属从沉积物中退吸收所致。惟一的

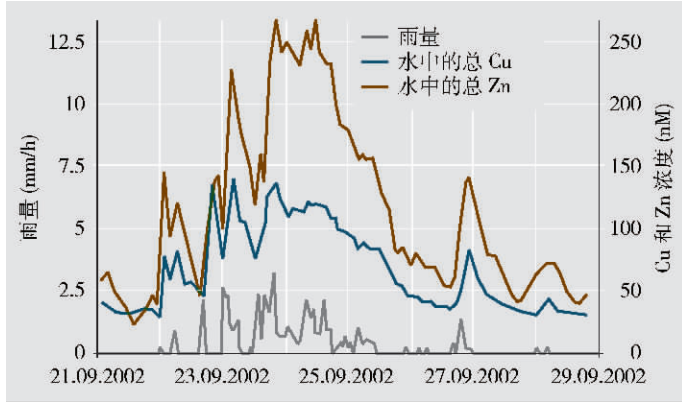


图 1 Furtbach 中的铜浓度和锌浓度随雨量而变

例外是自由 Cu^{2+} 离子。在最初增加之后,金属浓度在降雨的后期再次下降。与 Zn^{2+} 离子不同,较大比例的退吸的 Cu^{2+} 离子可能与水中存在的配合物结合。 Cu^{2+} 离子对配合物的亲和力可能要比 Zn^{2+} 离子的大,或者存在着更多仅能与 Cu^{2+} 离子形成复合物的配合物。

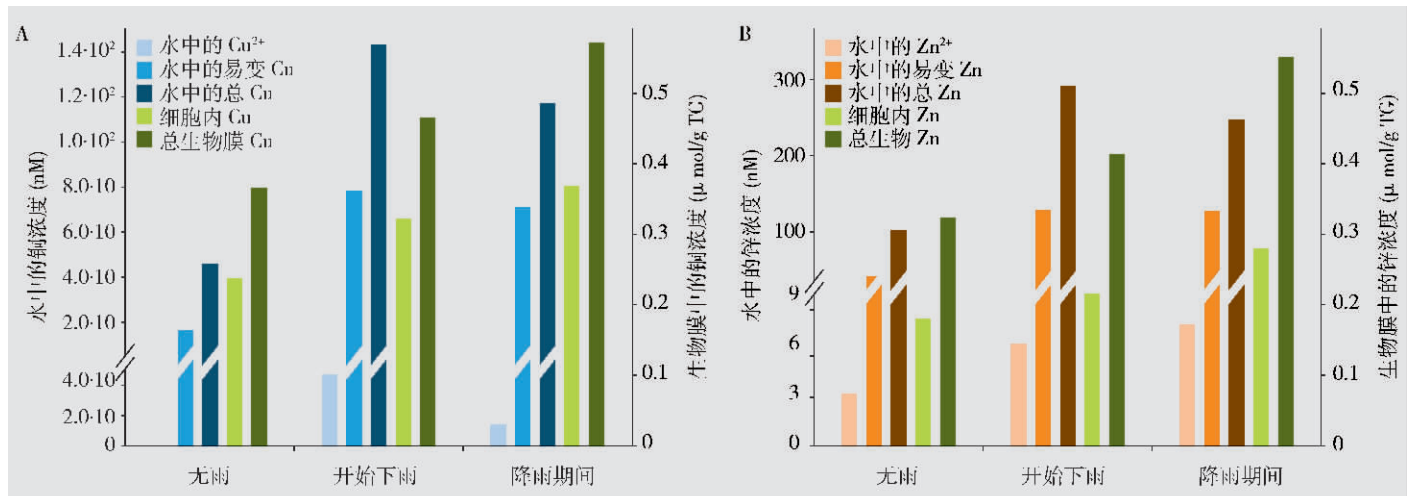
生物膜中的铜和锌累积 藻类生物膜对降雨期间不断变化的金属浓度反应极为迅速。降雨开始后不久以及在接下来的降雨期间,这种生物膜中的铜和锌的总水平都不断增加(图 2A+B)。一旦雨停,它们开始相当缓慢地下

降,最终在大约 2 天后达到它们的原先值。总含量包括细胞内金属和吸附在生物膜表面的金属。当下雨时,较大比例的这两种金属吸附在生物膜上。另一方面,较少的金属被藻类摄取,进入细胞内部(图 2A+B)。这主要是由于藻类积极调控金属的摄取这一现实所致。

不同金属物质决定生物利用率 水中何种金属决定金属的生物利用率和藻类生物膜的金属累积呢?为了解答这一问题,我们研究了细胞内金属含量与水中不同金属物质之间的关系(图 3)。结果表明,细胞内锌含量与水中自由 Zn^{2+} 离子浓度之间存在正相关。但在铜的情形中,我们观察到细胞铜含量与易变铜物质之间存在着正相关。这是新的发现。原因可能在于水中的自由 Cu^{2+} 离子浓度极低;藻类为了能完全弥补它们的铜需求,它们还必须能利用其弱络合物质的铜。所以生物利用率以及铜和锌的风险潜力是由不同的金属物种决定的。我们在后来的一项环境小宇宙研究中证实了这些结果^[4]。

这些结果对水评价的关系 在短期内,例如在大雨期间,河流中铜和锌浓度的增加会对天然藻类生物膜产生可测的影响。铜和锌被迅速吸收,并且只是再次缓慢消除。我们能够首次在野外条件下证明,金属的物种形成在生物累积方面发挥重要作用。这一点在未来水质评价中应得到考虑。但目前,主要是一种金属总浓度被用作评价污染

图 2 Furtbach 水中和藻类生物膜中不同铜类物质(A)和锌类物质(B)的浓度。降雨前,水中自由 Cu^{2+} 的浓度低得无法显示。



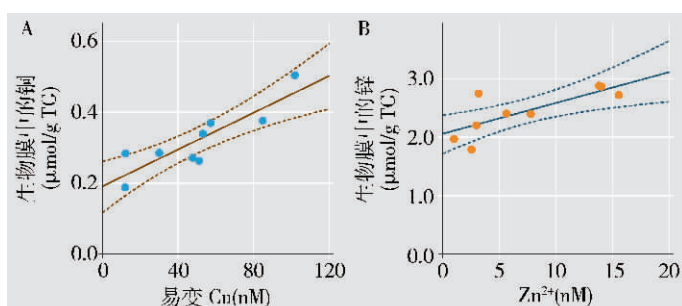


Furtbach 中的采样系统。藻类生物膜在玻璃上生长

负荷的参数。实际上,金属的生物利用率以及对微生物所具的风险潜力取决于所存在的金属种类。另外,水的络合力也起作用:所存在的配合体的类型和数量决定络合金属种类的比例。如果络合力弱,那么绝大多数金属将作为自由离子(即以易被利用的形式)存在。在这种情况下,即

便总浓度较低,也会出现对水生物的负面影响。所以为了将来能更精确地评价污染,研制用于测定不同金属物质的简单的野外方法是明智的。○○○

图3 细胞内铜(A)或锌(B)含量受易变铜物质或 Zn^{2+} 离子的浓度调控



- [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.



Séverine Le Faucheur, 化学家, 曾就这一课题做过博士论文。Laura Sigg, 化学家, 金属生物地球化学研究组组长
联合作者: R.Behra

植物螯合物可作为金属暴露的指示物吗?

藻类通过植物螯合物来保护自己免受有毒金属伤害。当水中金属浓度升高时,藻类合成这些短多肽。可以将植物螯合物用作金属应力的指示物吗?我们发现一些令人惊讶的答案。

金属自然存在于环境中,它们通过各种过程如土壤侵蚀、降水、火山排放等进入水生生态系统。金属还存在于工业产品、建筑材料以及诸如化肥一类农业化学品中,化肥后来可能会进入环境水体。

一方面,所有生物生命都需要金属,但另一方面,金属也会依据其浓度产生有害影响^[1]。为了保护自己免受这种毒性影响,藻类产生了一种特殊解毒机制。它们产生细胞内分子,即所谓的植物螯合物(PCn,参见专栏)。它们的作用是粘合累积的过量金属,从而使它们变得无害。藻类的植物螯合物的形成是被水中升高的金属含量所触发的。我们想知道是否能从反方向评估水的金属污染,完全在藻类植物螯合物浓度的基础上进行,从而我们想知道植物螯合物浓度是否是一种合适的生物指示物。

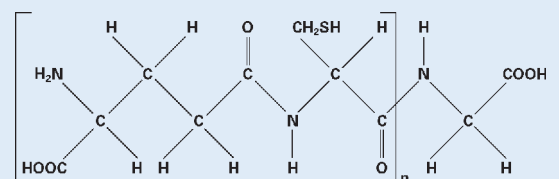
植物螯合物是在金属应力下产生的吗? 对于我们来说,重要的是不像过去那样以实验室人工条件下的纯藻类培育为工作对象,而是研究自然体系中藻类的行为。为此,我们检查在野外小宇宙中培育的天然藻类生物膜中金属铜、锌和镉的影响^[2](参见第16页 R.Behra 的文章)。连续5周,将格拉特河水抽吸通过这些小宇宙,该河水本身只有低浓度的金属:25nM 铜、34nM 锌以及 0.2nM 镉。

藻类生物膜定居在安装于小宇宙内的玻璃载片上。为了试验,我们取出与生物膜一起的玻璃载片,并将它们暴露于金属 24h。添加过已知量铜、锌或镉的格拉特河水被用作基础,从而达到下列金属浓度:500 和 1500nM 铜,250 和 1000nM 锌以及 1000nM 镉。将对照生物膜暴露于未添加金属的格拉特河水。暴露之后,将生物膜从玻璃载片上刮下来,并检查它们的植物螯合物含量。

通过冻干、酸化和离心逐步将植物螯合物从生物膜提取出来。在硫基团衍生之后(将荧光标签添加于硫基团),采用高压液体色谱(HPLC)进行分析。

什么是植物螯合物?

植物螯合物是具有氨基酸序列(γ -Glu-Cys)_n-Gly(n=2-11)的小型细胞内多肽。由于它们的硫基(SH)和羧基(COOH),它们对金属有很强的亲和力。它们通过藻类以及植物和真菌由谷胱甘肽(主要由硫基)酶催化形成。当环境中金属含量增加时,会导致植物螯合物的产生。在早先的一项实验室研究中,在培养基质的镉含量试验性地提高之后,我们能够检测单细胞绿藻(*Scenedesmus vacuolatus*)中的这一诱导作用^[3]。这种藻类产生依据镉浓度被描述为最强的诱发物,然而其他金属如铜、锌或铅也会诱发植物螯合物的产生,虽然程度较低。植物螯合物的产生还取决于所研究的藻类的物种。



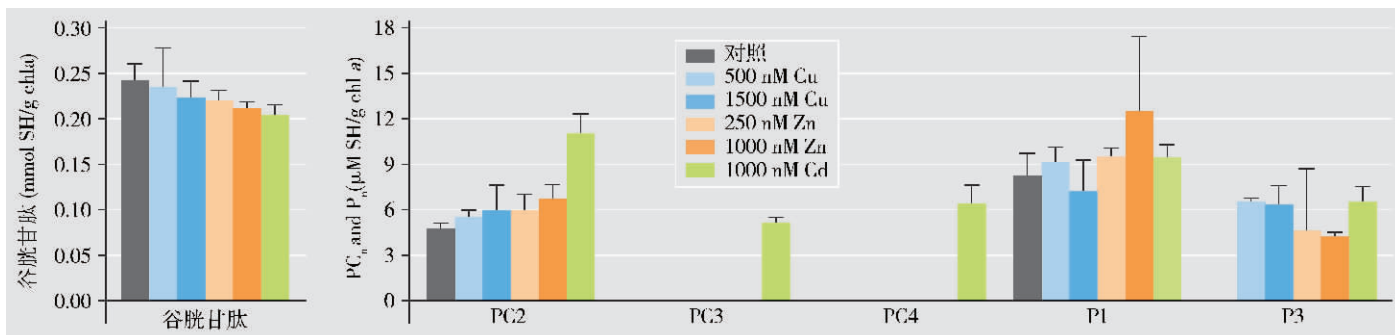


图1 金属应力条件下藻类生物膜中的谷胱甘肽,植物螯合物(PC2-4)和其他未确定的硫赶(P1-3)的浓度

意想不到的结果 除了谷胱甘肽(植物螯合物的先质)之外,我们惊奇地在对照生物膜中检测到植物螯合物 PC2 (图1灰色柱)。暴露于升高的铜浓度的生物膜(蓝色柱)表明,谷胱甘肽含量未下降,植物螯合物含量也未增加。另一方面,锌和镉(橙色柱和绿色柱)导致谷胱甘肽轻微下降和 PC2 大大增加。此外,在镉应力情况下,还合成了植物螯合物 PC3 和 PC4。另外,我们在所有生物膜中观察到两种未确定的硫赶:P1 和 P3。作为唯一的例外,对照生物膜未合成 P3。

其他影响因素 意想不到的是,植物螯合物已存在于具有低金属浓度的藻类生物膜中,所以植物螯合物的产生似乎还取决于其他因素。已知营养物、光照和温度会影响细胞内硫赶的含量。另外,植物螯合物是通过谷胱甘肽合

成的,所以取决于其浓度。谷胱甘肽不仅是植物螯合物的先质,而且在细胞内还有其他任务。例如,它参与其他污染物的解毒以及参与抗氧应力的防御机制。细胞的谷胱甘肽含量以及谷胱甘肽与植物螯合的相对含量,以这种方式受到间接影响。

此外,藻类生物膜的物种成分可能会对植物螯合物含量产生影响。因此,与那些对金属不太敏感的生物膜相比,在低金属浓度下会产生植物螯合物的藻类生物膜将会含有更多的植物螯合物。在我们的天然生物膜中,当水中铜含量较高时,几乎没有生成更多的植物螯合物。相反,锌和镉浓度升高时,植物螯合物的产生量增加。所以应该进一步研究将植物螯合物用作锌和镉应力的生物指示物的概念。

硫赶 P3 看来是另一个有希望的选择物。它不存在于对照生物膜中,但在暴露于升高的铜、锌和镉浓度之后是可测的(图1)。P3 可能比本文所研究的植物螯合物更适合作为金属应力的生物指示物。因此,需要通过进一步研究来弄清硫赶 P3 的作用以及确定其结构。 ○○○

金属——生命必需,但高剂量时有毒

所有生物都依赖于某些所谓的必需金属(铜、锌、铁、镍等)。作为酶或蛋白质的辅助因素,生物对它们的需求量极小^[1]。非必需金属包括镉、汞或铅。依据它们的浓度,必需金属和非必需金属都起细胞毒素的作用。毒性作用基于这些金属对重要的生物分子的非特异性粘合,并导致:

- ▶ 官能团被阻断;
- ▶ 必需金属被置换;
- ▶ 生物分子的活性态(形态)被改变。

- [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.

试验床上的生物过滤器



Adriano Joss, 微生物学家, Max Maurer, 化学与过程工程师, 两人都是环境工程室研究人员。

联合作者: H.Siegrist

生物过滤器目前在废水处理领域正经历一次复兴。在这类系统中,生物膜在诸如聚苯乙烯小球一类固体表面发育。生物过滤器的巨大好处是,由于废水在该反应器中的滞留时间短,所以它们的空间需求低。但去除效果如何呢? 废水中的污染物被有效去除了吗?

生物过滤器占据的空间大大少于常规的活性污泥反应器(参见第 26 页上的照片)。这是因为生物过滤器废水滞留时间相当短。我们想知道生物过滤器的去除效果是否接近于活性污泥法的效果。经验表明,对于营养物来说,实际情况是这样的。但通常较难去除的所谓微污染物(参见专栏)的情况如何呢? 这就是我们研究项目所要着重弄清的问题。

生物过滤器与常规活性污泥过程的比较 我们为在 Altenrhein 污水处理厂的调研寻找到了理想的条件(参见第 26 页的照片)。在那里,一半污水是在采用活性污泥法的常规装置中处理的,而另一半污水则在生物过滤装置中

处理。这两个装置的水力特性完全不同:虽然常规装置(9000m³)生物阶段的污水与活性污泥接触 6~20 h,但生物过滤器(大约 450m³=基质物质的通过体积负置换)的滞留时间仅为 0.5~1.4 h。Altenrhein 污水处理厂为总共相当于 90 000 居民(来自自然人的和工业起源相应转化的废水总量)建造的,旱季平均处理流量为 400 L 废水/s。

18 种不同的微污染物的降解 我们项目的目的是对 18 种不同的微污染物的降解进行定量(参见图 1 中的表)。所以我们在每周一次的 3 个采样周期中,从 Altenrhein 污水处理厂的生物过滤器和活性污泥反应器中采集样品。我们将自动采集流入废水和流出废水的装置安装在这两种装置上。由于日间废水量和负荷量变化很大,所以我们采用一种流量称重采样程序,即在一周期间,当特定的水通过该采样装置时,立即进行采样。采用这种方法,就可以实际计算一周内输入和输出的污染物的数量,从而计算出生物过滤器和活性污泥装置实际去除的污染物的数量。

相同的去除效果 图 1 示出了我们的研究结果^[1]。每个数据点都代表一种微污染物,并表示这种特定物质在活性污泥(X 轴)和生物过滤器(Y 轴)中生物降解的百分率。就像在常规的活性污泥装置中一样,多数污染物在生物过滤器装置中被去除。它们的数据点要么在对角直线上,要么在以蓝色显示的 10% 的杂散区范围附近(图 2)。在这两种装置中,只有 3 种微污染物的去除效果不同。雌酮在生物过滤器中的分解(85%)要比在活性污泥阶段时(50%)好,

微污染物

以极低浓度(μg 和 ng/L)出现在湖泊和河流中的污染物被称之为微污染物。即便在这么低浓度情况下,它们也会对水生物产生有毒影响。微污染物来自于工业(如脱脂剂、塑料添加剂)、农业(如农药)以及医院和家庭废物(如药品、杀虫剂、天然激素和合成激素以及化妆品)。很多微污染物只是在污水处理厂中被部分去除,或者像农药那样未经过污水处理厂而直接排入湖泊和河流。

生物膜：在污水处理中成功地复兴

最初的废水生物处理过程类似于一个垂直的河床。废水流过一层一层堆放的石头，污染物在那里被转化和分解。水净化发生在形成于石头表面的生物膜中。这些生物膜系统已不断发展，近年来，在污水处理业务方面已经历了从前梦想不到的改善。

生物膜在固定床和移动床中都感觉良好。这主要是由于这一现实：上面提到的石头被现代基质所取代，后者为微生物提供大得多的单位体积表面。如今，主要采用两种生物膜方法：固定床法和移动床法 [1,2]。在这两种情形中，反应器中可用的表面上可以发育 0.02~1mm 厚的生物膜。

在固定床工艺（也称之为生物滤器）中，聚苯乙烯小球已被证明是合适的基质。它们被放入一个笼状物中，并被浸没于废水中。聚苯乙烯

小球被静水压力向上推。因为这些小球只能在有限程度上彼此相对运动，所以该方法被称为固定床。膨胀粘土粒状材料或结构塑料表面也可用作替代物。

在移动床系统中，采用各种形状的塑料颗粒。它们具有类似于水的比重，通过曝气或通过使用搅拌器使它们保持悬浮状态。结果，它们不需要特殊的反应器形状，所以也能用于常规活性污泥装置的简单升级。

混合装置：生物膜与活性污泥同时。最新的发展是所谓的混合法。这时，移动床技术与活性污泥法相结合。在这一情形中，生长缓慢的细菌群如硝化菌主要定居在塑料颗粒上的生物膜中，这一点与快速生长的“多面手”相反，后者在污泥悬浮液中生长良好。因此，这两种细菌群落彼此不会干扰。希望结合这两

个系统的优点，以便建造处理效率更高的较小的装置。在过去几十年中，越来越多的城市区已在污水处理厂周围发展起来，不再有足够的空间供扩展之用。所以紧凑的设计正在变得日益重要。实践将证明这种混合系统能否达到对它的期望。

- [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



Photos: Eawag



作为固定床和移动床系统基质的聚苯乙烯小球和塑料颗粒

而 azithromycin 和 sulfapyridin 则是另一种情形,50%和70%在活性污泥过程中被去除,只有20%和35%在生物滤器中被去除。不过,在一个二次测量周期中,Sulfapyridin 在这两种装置中的降解同样好。另外,我们发现,多数微污染物只有部分生物去除与污水处理方法无关(图1)。所试验的18种物质中只有3种的去除率高于80%。另一方面,所研究的18种污染物中的10种降解率不到50%。

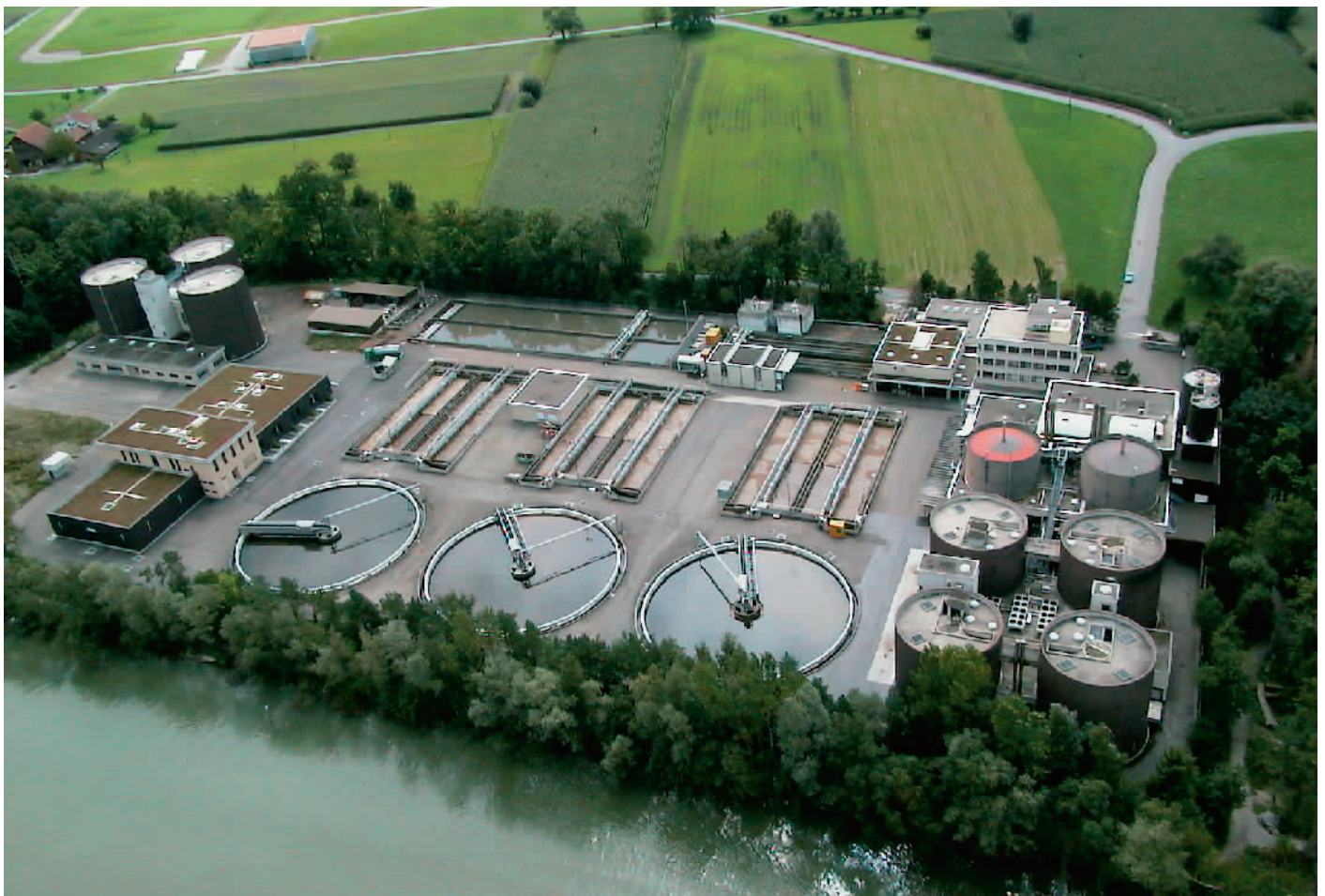
生物滤器小而有效 尽管尺寸小95%以及接触时间短90%~95%,但污水厂 Altenrhein 中的生物滤器的去除效

果与常规装置相当。原因是什么呢?

估计连续去除可能出现在沿流动方向的生物滤器中:容易降解的有机物质在最初几层中被去除,所以出口方向的污染物负荷低得多。因此,可能推测不同的分解专家定居在生物滤器的不同层中,这导致品种增加的微生物的存在。

另外,该系统的日常冲洗保证快速生长的“多面手”从该生物滤器中被去除。要不这些靠易降解基质喂养的细菌会长满生物膜。因此,一个极为有效的缓慢生长“专门菌”生物膜在该生物滤器中产生。这一范畴包括能将尿素从尿转化为硝酸盐的硝化专门菌以及可代谢抗拒性有

污水处理厂 Altenrhein 的鸟瞰:生物滤器设施(用圈标出的)所需的空間,比带有3个矩形活性污泥池和3个圆形沉淀池的常规装置小7/8,这些装置各处理一半流入废水



ARA Altenrhein

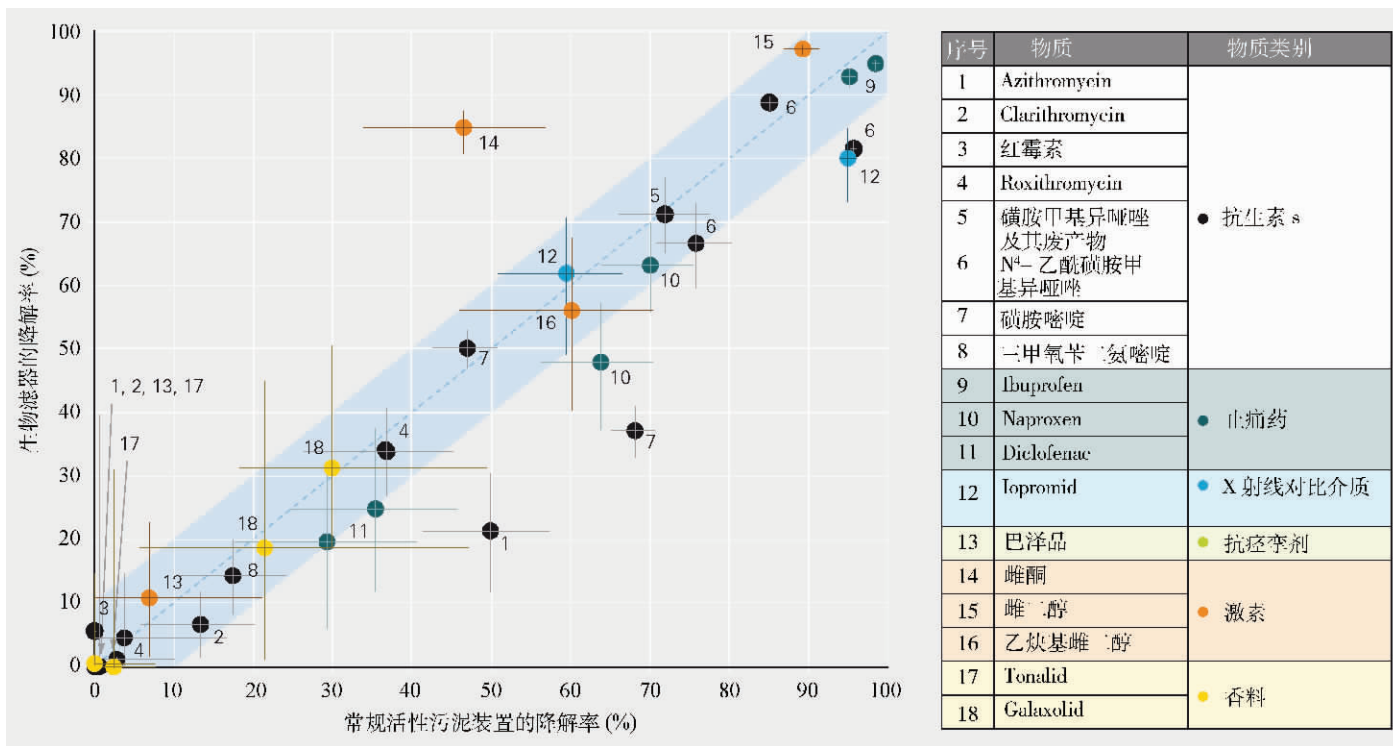


图 1 生物滤器和常规活性污泥装置中 18 种不同微污染物降解效果的比较

由于一些物质是数次检测,所以总共显示出 18 个以上的数据点。每个数据点上的水平线和垂直线表示所计算的降解的不确定性的估计面积^[1]。所检验的 18 个微污染物示于该表中

机物的缓慢生长的细菌。由于生物膜结构薄,这些专门菌直接与废水接触,而且能比在活性污泥颗粒中更有效地吸收和降解污染物,活性污染颗粒的表面被快速生长的细菌所支配。

生物滤器的缺点 除了已描述的优点外,与常规活性污泥装置相比,生物滤器法也存在一些缺点;

由于生物滤器反应器中的水力停留时间短,所以可能不容易适应最大负荷。

生物滤器反应器必须每天冲洗。30%处理过的废水用于这类冲洗目的。这种冲洗必须伴随一定量的紊流,这种紊流是通过增加流量和同时注气来实现的。

生物滤器装置的能源需求量为 0.4~0.6 kWh/m³ 废水^[2,3],高于常规污水装置(0.2~0.5kWh/m³ 废水)^[4]。

由于出水中颗粒物质负荷高,所以很多地方的生物滤器装置必须配备一个额外的砂滤器。瑞士就是这种情况,24h 随机采样样品中的 1/5 超过了法定的 15 mg 颗粒物/L 净化废水这一极限值。因此,Altenrhein 污水处理厂的

生物滤器配备有砂滤器。

不过,生物滤器反应器低的空间需求比它们的缺点要重要,尤其是在废水处理设施必须扩大的地方。○○○

[1] Joss A., Keller E., Alder A.C., Göbel A., Mc Ardell 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): Personal communication, Abwasserverband Altenrhein.
 [3] Kunz H. (2005): Personal communication, ARA Region Bern AG.
 [4] Müller E.A., Thommen R., Stähli P. (1994): Energie in ARA. BUWAL, Bern.

活性污泥—— 生物膜絮凝物



Reto Manser, 环境工程师, 最近在环境工程室完成了博士论文, Hansruedi Siegrist 环境工程室负责人

废水处理厂中的活性污泥絮凝物是一种特殊的、缺乏载体材料的生物膜。根据所用系统的类型,处理装置中形成的絮凝物的粒径是不同的:膜生物反应器中的絮凝物比常规系统中的要小。这会影响净化性能吗?

细菌的聚集在废水生物处理中起关键作用。在生物膜系统中,它们作为生长物附着于固体表面(参见 24 页 A. Joss 的文章)。相比之下,在活性污泥系统中,它们呈直径 0.1~2 mm 的絮凝物的形式,通过搅拌或曝气保持悬浮状态。从结构方面看,这些所谓的活性污泥絮凝物非常类似于常规的生物膜——它们仅仅缺少载体材料。

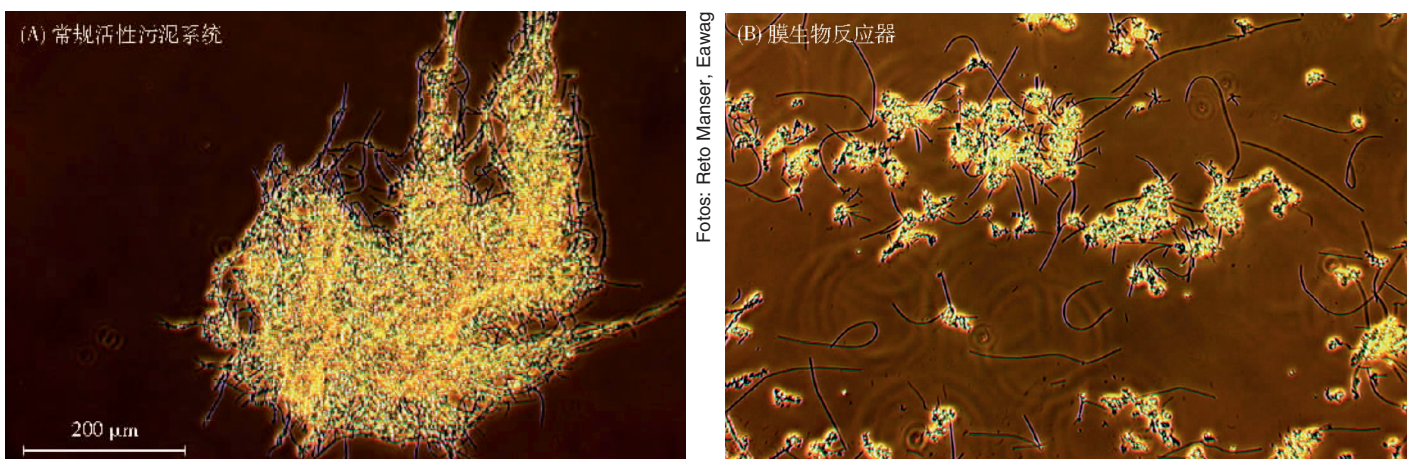
二次澄清:沉降与浸没膜 在活性污泥系统中,絮凝物通常通过二次澄清池中的沉降从处理的废水中分离出来。最近人们已增加了对用于分离目的的浸没于活性污泥的膜的使用的讨论。浸没膜生物反应器看来代表一种常规系统的高度有希望的替代方法(例如参考文献[1])。

这一新系统的好处是:生物量的完全持留、产生高质量的处理废水以及明显减少足迹(footprint)。

不过,通过文献已知,膜生物反应器中的絮凝物比常规二次澄清池的处理厂中的要小得多。絮凝物粒径直接影响对絮凝物内部细菌的供氧和营养物供应,从而影响到细菌的活力。所以我们希望确定较小的絮凝物粒径是否会对带有膜生物反应器的处理装置的净化性能产生不利影响。

两种试验性处理装置的比较 鉴于这一原因,我们对安装在 Eawag 的两个试验性处理装置进行了比较:一个带有二次澄清池的常规装置和一个膜生物反应器装置。这

图 1 来自带有二次澄清池的常规活性污泥装置(A)和来自膜生物反应器(B)的活性污泥絮凝物的相衬显微照片



两个装置都与城市污水系统连接，并且都被供给来自 Dübendorf 地区的废水。处理后的废水返回污水系统。这两个装置的基本设置相同。每周采样，为期两年半。除了出水量和质量之外，我们还分析了活性污泥的细菌组分、絮凝物粒径以及硝化速率。

活性污泥絮凝物粒径 正如文献中所描述的那样，我们膜生物反应器中的絮凝物粒径总是小于常规系统中的絮凝物粒径(图 1A 和 B)。常规装置的絮凝物的平均直径为 200~500 μm ，虽然该尺寸会呈现相当大的季节性差异。在膜生物反应器中，项目开始时，污泥接受的絮凝物的直径为 100 μm ，运行差不多 2 年后，絮凝物粒径已减至不足 40 μm 。

但为什么常规装置中的絮凝物总是较大呢？一个主要原因可能是，在常规二次澄清池中，小的絮凝物沉降不充分，从而随处理水被冲出。因此，出现了对那些优先在中-大型絮凝物(100 μm)中确立的细菌的选择。相反，替代系统中的膜拥有一个所有细菌无法克服的障碍，而且不存在对大絮凝物的自然选择。另外，膜模型大泡曝气所产生的剪切力可能会阻碍大絮凝物的生长。最后一点是，对于细菌来说，小絮凝物可能代表氧气和营养物供应与防捕食之间的最佳平衡。

活性污泥絮凝物中的硝化细菌 在城市废水处理中，硝化细菌一个重要的细菌属，虽然它们仅占细菌总种群量的不到 5%。在硝化细菌属内，有 2 类是杰出的：氨氧化菌，它们将起源于尿的氨转化为亚硝酸盐；亚硝酸盐氧化菌，它们接着将亚硝酸盐转化成硝酸盐。这两类细菌都是自养性的(通过无机物产生它们自己的有机物)而且还是专性需氧的(依赖于氧)。

为了调研这两个试验性装置的絮凝物中硝化细菌群落是否不同，我们采用了分子生物分析方法——荧光原位杂交(FISH)。这种方法使得能在其生境中直接确定细菌^[2]。

人们发现这两个装置的絮凝物中的氨氧化群落的组分是类似的。絮凝物中占主导地位的细菌属是 *Nitrosomonas oligotropha*。试验装置主要接受氨浓度低的水，*N. oligotropha* 喜欢这种水。另外，这两个装置的活性污泥絮凝物中都存在有 *N. trosomonas communis* 和 *N. trosomonas eutropha* 系属成员，虽然这些细菌一般喜欢营养丰富的生境。这两类细菌的出现可能是由于进水负荷的明显变化以及来自污水系统的细菌可能的培养(明显的营养物浓

度峰)。所以，我们设想一个混杂的群落会提高硝化过程的稳定性。

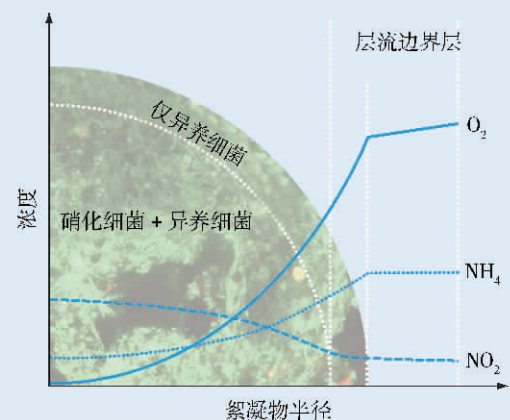
这两个装置中的亚硝酸盐氧化菌都属于 *Nitrospira* 属。不同的出版物(如参考文献[3])现已证明，在多数处理装置中，亚硝酸盐是通过 *Nitrospira* 而不是像以前所称的 *Nitrobacter* 转化成硝酸盐的。*Nitrospira* 适应低基质浓度要比 *Nitrobacter* 好得多。

硝化细菌一般会形成 10~10 000 个细胞的稠密的簇状物，它们只在絮凝物内部生长(图 2，黄斑点)。复制更快的异养菌(即依赖于有机物质的细菌)可能会使它们过度生长。

絮凝物大小对硝化速率的影响 另一个感兴趣的问题是，絮凝物的大小是否影响硝化细菌的活动。为了研究这

用于活性污泥絮凝物的质量转移模型

在我们的质量转移模型中，活性污泥絮凝物被表示为球状体^[4,5]。假设絮凝物与水相间的边界层中的和絮凝物内部的可用基质和氧只通过扩散来转移。这导致活性污泥絮凝物中明显的浓度梯度。当消耗量超过进入絮凝的转移量时，氧气(O_2)和铵(NH_4^+)朝着絮凝物内部减少。相反，亚硝酸盐只在絮凝物里面产生，所以很少受到扩散的影响。虽然这些研究结果有若干不确定性，但该模型是弄清所涉过程的一种有用的工具。



理想化的絮凝物中细菌属以及氧和营养物的分布

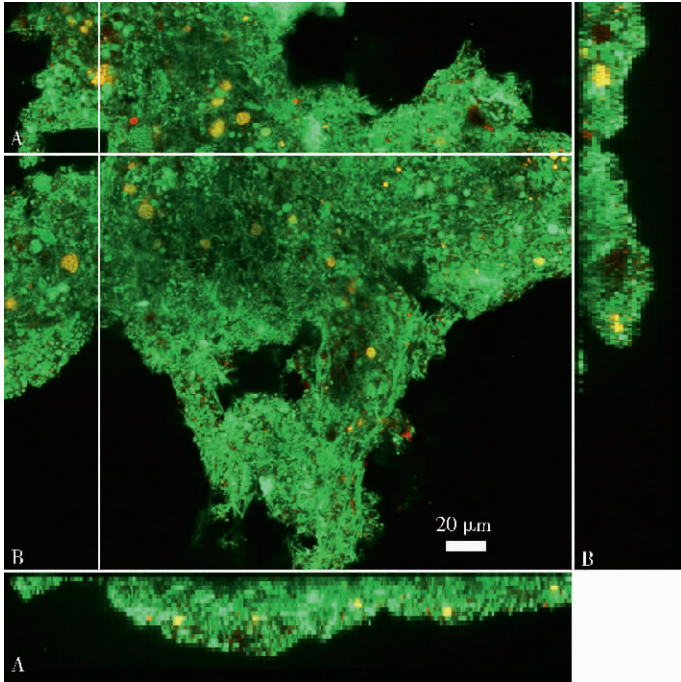
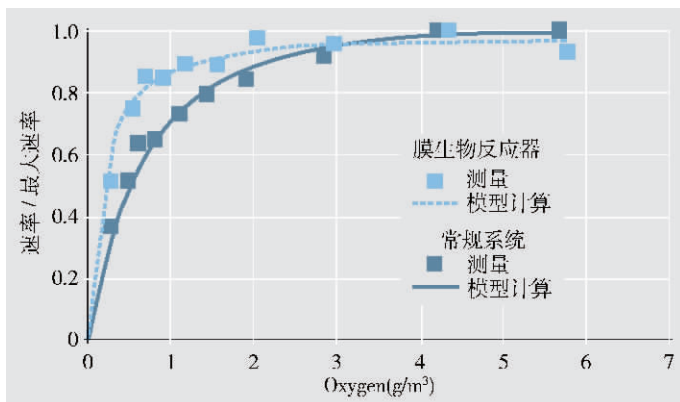


图2 通过活性污泥絮凝物的激光共焦扫描显微剖面 (通过基因探测剂染色)绿色:用于所有细菌的一般探测剂;黄色:用于氨氧化菌属的特殊探测剂。在制备过程中,絮凝物因加压而稍稍变形

一问题,采用作者研制的质量转移模型对硝化速率进行检测和计算(参见专栏以及图2和图3)。结果显示,测量值和计算值之间有良好的 consistency,这表明我们的模型现实地反映了絮凝物中硝化细菌的实际分布。与此同时,这两个处理系统之间出现了明显的差异。在氧浓度为 1 g/m^3 情况下,当膜生物反应器中较小的絮凝物的硝化速率差不多已达最大程度时,常规系统中较大的絮凝物

图3 在过多基质条件下随氧浓度而变的测量的和计算的硝化速率



则没有完全得到供氧,所以硝化细菌只有部分有活力。这些絮凝物只有在氧浓度高于 3 g/m^3 才变得充分好氧。

相反,小絮凝物和大絮凝物都得到很好的铵供应,似乎不存在转移限制。这也可能是由于这一现实所致:在硝化过程中,每一单位反应时,一个铵分子被转换,而2个氧分子则被消耗。

对运行的影响 絮凝物大小受到所用系统的决定性影响,即活性污泥絮凝物是通过沉淀分离出的,还是通过膜过滤被分离出的。另外,絮凝物粒径会影响对絮凝物内部细菌的供氧,从而也影响硝化性能:在膜生物反应器中,在氧浓度为 1 g/m^3 时,就已达到90%的最大硝化速率。

所以鉴于下列两个原因,在 1 g/m^3 的氧浓度下操作膜生物反应器中的需氧池是有道理的:

可以降低曝气速率,因为需要用的氧少于常规系统。因此,曝气能量需求可降低10%~20%。

由于较低的氧浓度,脱氧性能得到提高。这是因为通过需氧进入缺氧脱氮区的总氧较少。在脱氮过程中,硝酸盐被转化为分子氮。

结论:在我们的研究中,絮凝物粒径被证明会对净化性能以及废水处理装置的运行效率产生重大影响。



- [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.

生物膜阻碍热回收



Oskar Wanner, 城市水管理室的系统分析家和科学家

随着我们对能源需求的不断增加,能源的有效利用变得越来越重要。一种吸引人的可能性是,通过较暖的废水回收热能。但在污水管道中热交换器上迅速生长的生物膜,可能会阻碍从下水道废水中回收热。这一点可以避免吗?

废水含有大量热能,因为它是在相当高的温度下被排入排水系统的。一个简单的计算表明,这种热的回收是值得的:从理论上讲,通过苏黎世污水系统回收 8000 kW 能量废水的温度仅降低 1°C, 足够点亮 80 000 个 100 W 的灯泡。因此,废水是一种令人感兴趣的能源,也是一种连续可用的能源。不将这种热排入环境,就能将其用来为建筑物供暖以及产生热水。在瑞士,已有 50 多个地方这么做了,在那些地方,被结合进废水流的热泵和热交换器提供热能。例如在苏黎世-维普金根,一个建于污水系统

中的热交换器(图 1)为 900 多居民供热。

不过,这种热回收技术的一个严重的问题是生物膜。受益于废水中高浓度的可用营养物质,它们在热交换器表面迅速生长,从而大大降低热交换器的效率。所以我们的任务是确定如何才能控制这些生物膜的形成。

热交换器试验装置 为此,我们研制了一个用于检验控制生物膜形成的可能措施的系统(图 2)。它由一个耐热有机玻璃槽组成,在其底部,放置一个带有冷轧不锈钢表面的 1 m 长的热交换器。在该槽底部还放置 4 个用热交换器相同的钢制成的可抽拔试件。这些试件拥有不同的表面质量,用于测量表面特性对生物膜形成的影响。向这一试验槽提供预处理过的城市废水。热交换器本身靠去离子水工作。不断测量热交换器内外的温度和废水的温度,并记录在计算机上。一个冷却装置模拟该热交换器提取的热量的消耗者。

来自废水和污水厂作业的热回收

在联邦能源部资助的一个研究项目中,我们研究了在不影响下游污水处理厂运行的情况下能够从废水中回收多少热^[1]。研究表明,污水系统中废水的自然冷却大约 1°C, 废水温度取决于天气的变化要比这大得多。如果将污水管道中热交换器所致的废水温度下降保持在一定限度内,而且处理厂拥有备用能力(即没有满负荷),热回收时污水处理厂运行的影响就低^[2,3]。另外,热回收可产生这一好处:减少对我们地表水体施加的热负荷。

图 1 一个结合进污水管道的 200m 长的热交换器



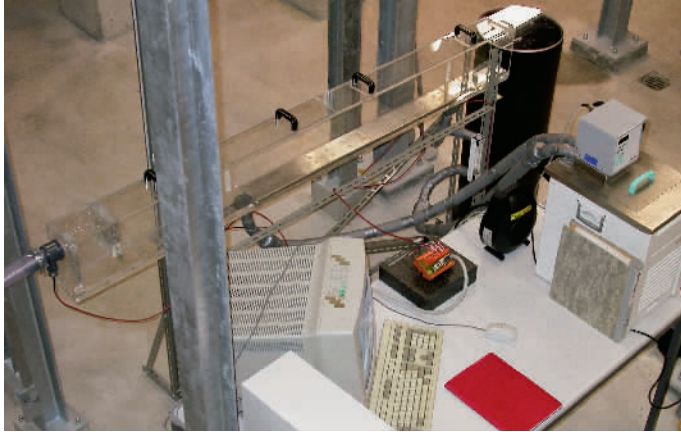


图2 实验室装置 通过它检测生物膜形成对热交换器效率的影响

可以将生物膜形成控制在极限范围内 出废水流过耐热有机玻璃槽时,仅在几 h 后,第一批细菌就开始定居,几天之后,生物膜就已形成,这种膜可能有数百微米厚(图3)。这种生物膜产生一种阻力,阻碍废水中的热交换进热交换器,从而会降低热交换器的效率。可以通内部水和外面水之间的温差以及通过热交换器的体积流量,计算热交换器的效率。图4示出了随生物膜形成而出现的性能下降情况。18天后,效率下降到清洁热交换器最初效率的50%。

现在,将废水流的速度从 0.4 m/s 提高到 1 m/s,为时 20 min。这增大了废水在生物膜上的摩擦,部分生物膜被冲走,热交换器效率再次增加。这种冲洗必定至少恢复部分性能^[4]。当废水速度保持在 1 m/s 高值不变时,即便在 2

图4 生物膜形成对热交换器效率的影响,相对于清洁热交换器的效率。箭头表示废水速度的短时间增加

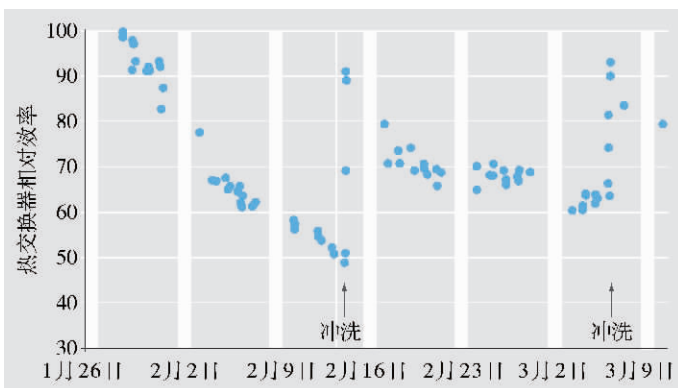


图3 不同表面特性的钢试件上的生物膜形成 废水槽中曝露0天(左)、2天(中)7天(右)之后

个月后,效率也没有低于过 80%。

另一方面通过这些表面试验,结果不太有希望。不论这些钢试件的表面制备类型如何——通过磨光和抛光(砂纸、布、起电物质和金刚石)获得不同程度的光洁度——都无法确定生物膜形成方面的大大减少。只在特氟隆镀膜表面上观察到较少的生物膜。特氟隆镀膜与较高的流速相结合,获得最佳结果。不过,这些镀膜无法经受污水管道内废水中的砂石,在其他一些系统中,它们的使用可能是有希望的。

结 论 试验装置研究表明,不可能完全防止污水系统中热交换器上的生物膜形成。但可以通过结构性方式(安装冲洗装置)或运行措施(机械清净)或连续增加废水流速,来限制生物膜的形成,这样就能使热交换器效率保持在 80%左右。 ○○○

[1] Wanner O. (2004): Wärmerückgewinnung aus Abwasser-systemen. 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.

Eawag publications can be down-loaded as pdf-files: <http://library.eawag.ch/ris/risweb.isa>

Possibility to search for author, title, keyword. In case of problems: 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 nephrocystoides* 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* 17, 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": Abwasser-einleitungen 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 Brienzensee auf der Spur. *Bulletin SEV/AES* 10, 25–28.
- [4149] **Dittrich M., Sibler 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., Hermann 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 Brienzensee 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 Infrastrukturiinnovationen in der Siedlungswasserversorgung – Ansätze und Perspektiven. In: "Die Zukunft der Infrastrukturen – Intelligente Netzwerke für eine nachhaltige Entwicklung", L. Reinhard R. Schaeffer (Eds.). Metropolis-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., Guetinger 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 siedlungswasserversorgunglicher 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 Limmattales – 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 ²⁶Al 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 managed 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., Cirpka 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., Cirpka 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)-oligohomocarginines: 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 ²⁹Ne/²⁷Ne 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 Co-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-Liszka 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.

Janet Hering 被任命为 Eawag 新所长



6月26日, 联邦委员会任命 Janet Hering (ETH 董事会提名的候选人) 为 Eawag 的新所长。这位 48 岁的美国公民目前是加利福尼亚理工学院 (Caltech) 的环境科学与工程教授。Hering 教授是水处理过程 (污染物去除) 和微量金属生物地球化学行为方面的专家。2007 年 1 月 1 日, 她将作为所长从 Ulrich Bundi 那里接管拥有 400 名员工的这一研究所, 后者自 2004 年 7 月 1 日以来一直在过渡基础上担任这一职务。

全球堆肥网络——分解数据库

在很多发展中国家, 当地语言没有用于“堆肥”的词汇。尤其是在城市地区, 在那里, 废物处置是一个主要问题, 人们很少知道用有机废物制堆肥的可能性, 尽管在若干国家, 促进社区级堆肥的先行努力已经开始。但这些活动很少网络化, 而且常常面对相同的困难。鉴于此, Sandec (Eawag 的发展中国家水与卫生室) 正在建立一个被称之为“分解数据库”的信息平台。这一在线资源收集有关全世界分散化堆肥方案的数据。目的是证明各国或各地区的经验, 并与感兴趣方分享。

在堆肥堆上散布生物可降解废物 (印度 Mumbai)



搬往论坛 Chriesbach

Eawag 已搬进其位于 Dübendorf 的新总部。这一行政管理和研究中心 (也包括 Eawag—Empa 联合图书馆、培训设施和员工小卖部) 制定了关于可持续性的新标准。从结构和技术方面看, 该大楼接近目前可行的极限。计算表明, 为大约 120 名员工设计的这一中心的能源消耗量比常规大楼低 3/4。被说成“零能源大楼”的论坛 Chriesbach 没有传统的供热和冷却系统。它将于 9 月 1~2 日正式开张。



对野外砷生物探测器应用的奖励

一种用于探测水中砷的生物探测器, 已由来自 Eawag 以及河内 (越南) 大学和洛桑大学研究人员工作组首次成功地应用于野外。这种新研制的试验品可以迅速分析大量样品, 价格不贵, 而且可以在相关地区直接使用。在《环境科学与技术》(ES&T) 上描述这一研究的文章, 被选为 2005 年 ES&T 顶级技术论文。这一奖励不仅标志着良好宣传的成功, 而且标志着 Eawag 在研制中起关键作用的一种方法的成功。

河内的专门小组: 用于砷的新试验品效果如何?

