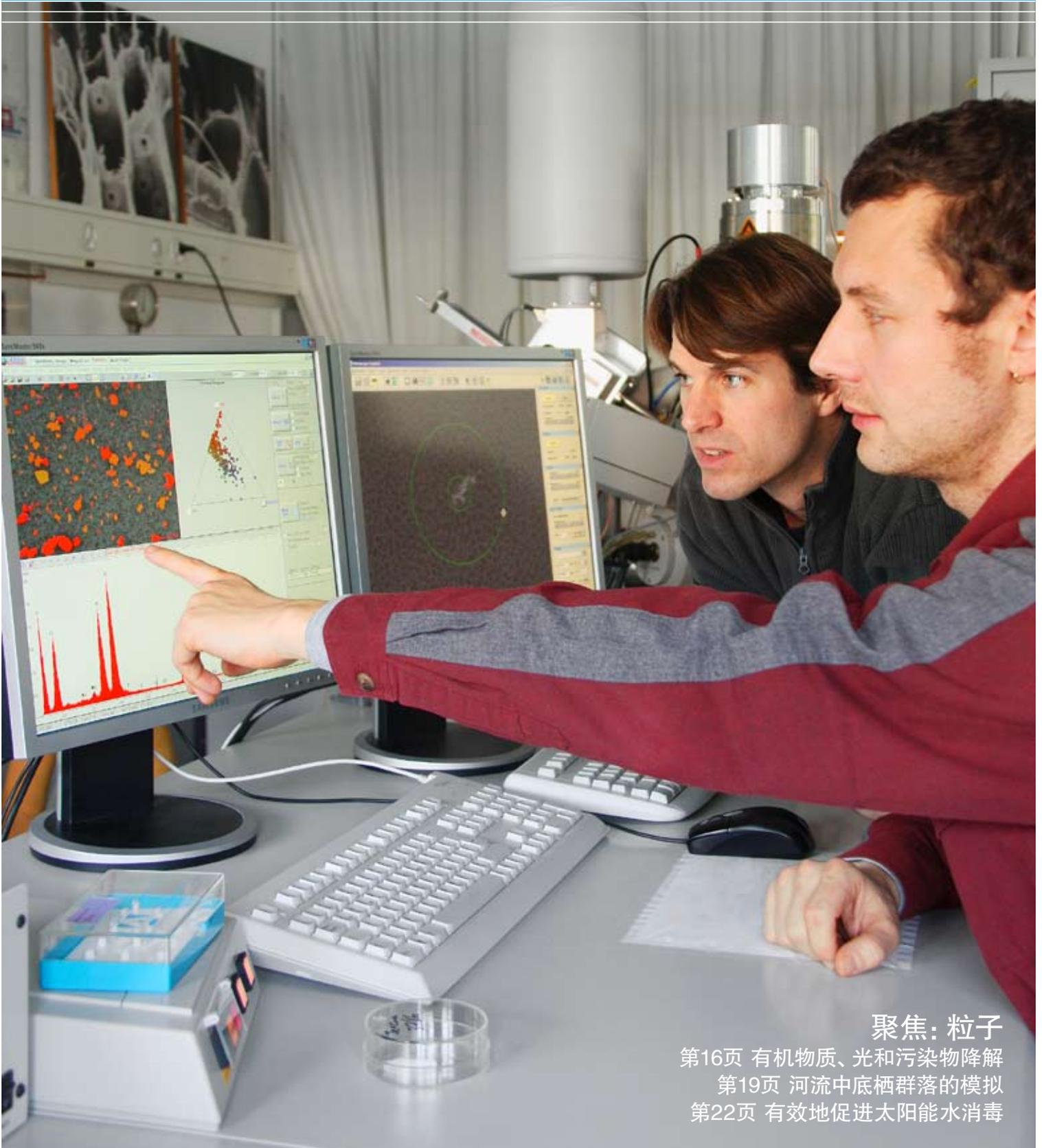


Eawag

新闻



聚焦: 粒子

第16页 有机物质、光和污染物降解

第19页 河流中底栖群落的模拟

第22页 有效地促进太阳能水消毒



Martina Bauchrowitz,
《Eawag新闻》编辑

《Eawag新闻》——研究与实践之间的一座桥梁

《Eawag新闻》旨在充当连接科学家和实践者的一条纽带，并以读者友好的方式呈现我们最新的研究发现。去年的调查结果表明，我们实现了这一目标（见封三）。不过，我们收到的建设性反馈也提出了许多我们乐意采纳的建议。例如，我们正在改变每一期针对单一主题的想法，从现在起，《Eawag新闻》将提供一些使每一位读者都感兴趣的内容。因此，本期包括目前来自众多不同学科的研究项目，还包括集中于粒子分析主题的4篇文章。

粒子不仅存在于空气中，而且也悬浮于水中。鉴于检测这类粒子所涉及的难题，Eawag建立了一个致力于粒子分析的实验室。在该粒子实验室，研究人员使用现代化的显微镜技术，获取这些细微物质的详细图片。这不仅能确定各种粒子的尺寸、浓度和外部结构，还能确定它们的化学成分。粒子实验室涉及不同的项目，从饮用水中的纳米粒子以及家庭除砷系统所产生的铁粒子一直到湖泊沉积物中矿物粒子的作用（仅提及本期《Eawag新闻》所展示的3项研究）。

在“当前研究”这一部分，头两篇文章涉及水生生态系统：第一篇文章探索地表水体的自净潜力，尤其是天然存在的有机物与阳光所激发的微污染物的降解。第二篇文章描述Eawag所研制的一种用于模拟水系中藻类和无脊椎动物动力学的新模型。

还包括Eawag研究人员在玻利维亚和津巴布韦开展的一项大规模社会科学研究的报道。目的是弄清Eawag所研制的Sodis（太阳能水消毒）为什么没有像所希望的那样迅速推广开来，尽管在很多发展中国家仍无法理所当然地获得安全的饮用水。

Martina Bauchrowitz

Cover photo: The Head of the Eawag Particle Lab, Ralf Kägi (front), and technician Brian Sinnet at Empa's (environmental) scanning electron microscope.

目次

聚焦：粒子

4 研究超微界



Eawag粒子实验室通过提供用于粒子分析的显微镜专长来支持Eawag的研究人员。各种各样的设备可用来研究尺度小于 $1\mu\text{m}$ 的胶体。

7 饮用水中的纳米粒子

饮用水中存在着多少天然纳米粒子？一项初步的评估为未来区分天然纳米粒子与人造纳米粒子的努力提供了一个基础。

10 埋藏在湖泊中——碳是如何贮存在沉积物中的

大量碳贮存在湖泊沉积物中。Eawag一个研究小组现已发现这种碳是如何长期稳定化的。

13 用铁胶质除砷

用于去除饮用水中砷的过滤器并非总是有效的。为了使它们的效能最佳化，Eawag正在研究所涉及的化学过程。

目前的研究

16 有机物质、光和污染物降解



溶解的有机物质天然存在于地表水中。在阳光的作用下，它会影响污染物的降解（可能会加快或减慢这一过程）。

19 河流中底栖群落的模拟

Eawag研制的生态河流模型（ERIMO）能够模拟水系中的主要过程。

22 有效促进太阳能水消毒



遭受病菌污染的饮用水可以通过太阳能水消毒来净化。可以做什么来促进需要太阳能水消毒地区这一方法的使用呢？

25 亚硝胺——一种水安全风险

亚硝胺被认为是致癌物。继美国和加拿大饮用水污染报道之后，Eawag的研究人员调查这些物质是否也会对瑞士的水资源构成危险。

28 壬基酚：降解和雌激素性



内分泌干扰性壬基酚总是以不同的异构体混合物的形式出现。它们被细菌不同程度地降解（可能会增加这种混合物所构成的雌激素风险）。

目前的研究

31 出版物

34 没有无水的食物

采访Eawag科学家杨宏。

35 《Eawag新闻》从这里走向何方？

36 简讯

eawag
aquatic research ooo

出版：瑞士联邦水生科学与技术研究所

Eawag, P.O. Box 611, 8600 Dübendorf, 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

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：nfpksz@rcees.ac.cn

网址：<http://www.rcees.ac.cn>

ISSN 1440-5289

研究超微界

Eawag粒子实验室集中于由尺寸小于 $1\mu\text{m}$ 的粒子组成的胶体的分析。例如，各种各样的技术被用来研究道路径流中的胶体粒子或环境中的合成纳米粒子的行为。

在进入苏黎世理工地下通道长长的坡道之后，我站在一个上面带有红灯的门前。我敲了敲门，过了一会儿，门开了。Eawag粒子实验室的负责人Ralf Kägi说：“欢迎你来到我的地下领地。”在这个靠一盏台灯照明的没有窗户的房间中间，有一台透射电子显微镜

Ralf Kägi为测量而调节TEM



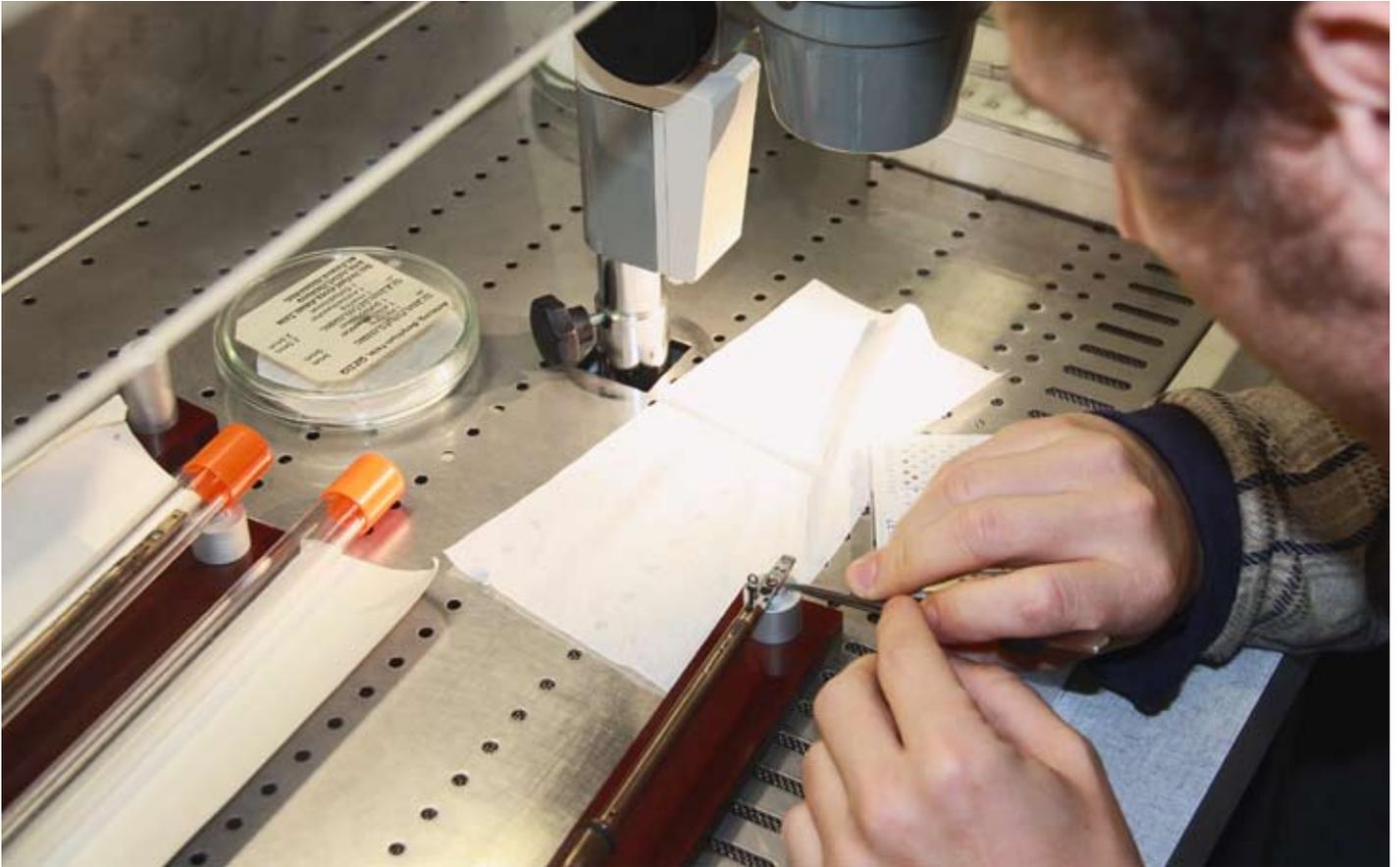
(TEM)。这台高分辨系统属于苏黎世理工，但Eawag被允许将它用于其研究。Kägi强调说，虽然该仪器已有20年了（是这类最早的装置之一），但它仍能产生极好的图像。这一显微镜上没有自动一说，所以一切都必须靠手工调节——对其使用者们来说是一种真正的挑战。

自2006年2月以来，Kägi一直负责Eawag粒子实验室。正如他所解释的那样，他从地质学转向了显微学。他的论文涉及大量带有电子显微探针的工作，电子显微探针是一种用来对例如岩石样品进行化学定量分析的特殊的电子扫描显微镜。在最终与TEM打交道之前，他还获得了环境电子扫描显微镜（ESEM）方面的经验。ESEM能对湿样品进行成像，它甚至无需事先固定或制备。

支持不同项目的研究人员 Ralf Kägi与生物学家Brian Sinnet一起，为与显微镜粒子分析有关的Eawag研究人员提供建议和支持。所研究的问题范围非常广，例如，纳米粒子专题问题（见第7页文章）、沉积学（见第10页文章）或饮用水处理中除砷时产生的铁粒子的分

粒子实验室所使用的显微镜

显微镜的类型（位置）	它如何工作？	能分析什么东西？
原子力显微镜（Eawag）	一个极细的极头在距样品恒定的距离处扫描表面	样品的外形
环境电子扫描显微镜（Empa）	一个聚焦的电子束波用来扫描样品。在每一个点上，电子与材料之间的相互作用产生众多信号	外形，化学组成
透射电子显微镜（苏黎世理工）	样品被平行的电子束照射	各种粒子的粒径、结晶度和化学组成

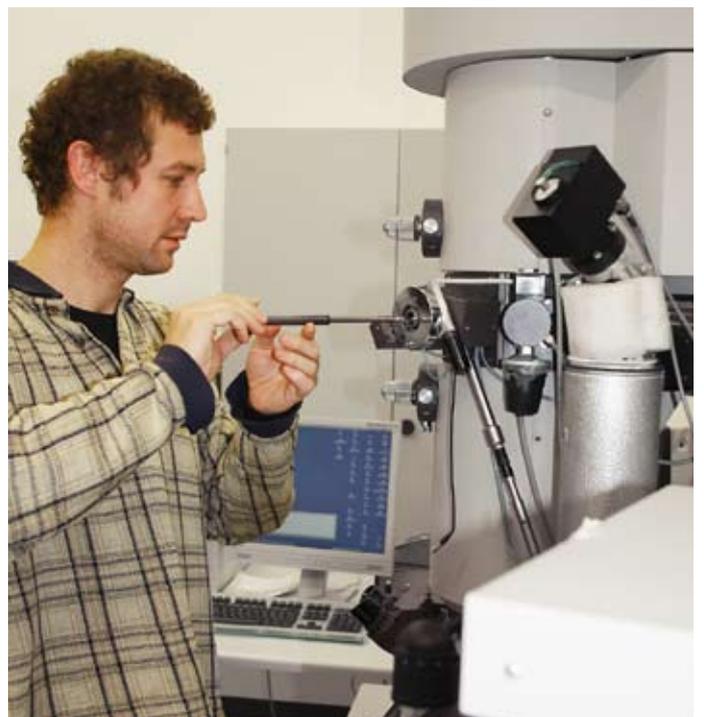


将要分析的样品放置在夹头上

析（见第13页文章）。不过，粒子实验室尤其集中在废水领域，它解释了为什么附属于过程工程部的原因。粒子实验室拥有众多仪器。例如，除了不同类型的显微镜（见表）之外，它还配备有一个现代化的系统（由Eawag和Empa共同获得），用于通过粒径的粒子分离（不对称场流分级）以及用于确定溶液中粒子的粒径分布的动态光散射系统。

从外部结构到化学组成 一会儿功夫，Ralf Kägi已启动TEM用于他的分析。他将样品放置在夹头上，然后将夹头推入TME内。正如Kägi指出的那样，插入样品有一个诀窍：当空气进入该系统时，显微镜会停止运行，必须再次全部重来。不过，通常一切顺利。此时，Kägi开始进行所有必要的调节：样品必须被聚焦，调整物镜以及纠正散光（一种会导致失真的成像误差）。最后，操作者必须通过改变放大倍数、亮度和曝露时间来获得

紧张的时刻：将样品插入TEM





专栏：确保专门知识的连续性

美国出生的Brian Sinnet作为技术员在粒子实验室工作。他从沉积学领域来到显微术，在沉积学领域，显微镜被用来分析沉积物样品。由于初步获得了扫描电子显微镜的经验，而后他开始熟悉其他一些方法。他说，“由于技术在不断地发展，所以这是一个你总能学到一些新东西的令人兴奋的领域。”

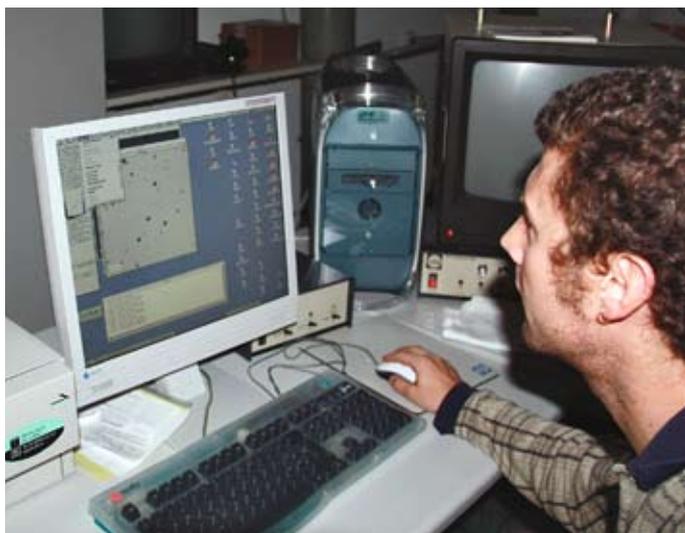
他的特殊兴趣之一是原子力显微术，它可对表面进行机械扫描。不过此刻他也密切涉及Eawag新的场流分级系统，在那里，复杂的样品可以被分级。例如，这可以被用来研究来自建筑物正面的纳米粒子的滤出，或确定城市径流或道路径流中痕量元素的含量。由于粒子实验室现有各种各样的系统可供使用，所以需要为Eawag不断确保和进一步发展相关的专门知识——Brian Sinnet将此看作是粒子实验室的核心职责之一。

合适的成像模式。

据Kägi称，环境显微术的问题是存在着集中在最明显的物体的诱惑。但这是要集中在非代表性的现象上。所以目的首先应是在对随后选定的粒子进行详尽分析之前获取样品的整个概貌。我急切地想知道他在单一样品上要花多长时间。他说，可能要半小时到数天，但在后一种情形中，他会在下一天转向化学之前，一天中只分析样品的形态。

总之，借助于TEM，不仅可以确定粒子的外部结构，而且还可以确定其元素成分。当电子通过各个粒子时，会出现形形色色的相互作用，包括X-射线的产生，采用一种特殊检测仪可以捕集这种射线。不过，为了这一目的，必须去除物体的孔隙，电子束必须聚光，必须配备检测仪。然后就可以进行粒子的定量分析。甚至可以分析单一粒子的不同地方，从而确定粒子内部的不均匀性。Kägi解释说，显微镜的这些分析能力在未来将会变得越来越重要。

在TEM处度过上午时间，我高兴地回到日光下。与Christine Wenk(Eawag一名硕士研究生)一起，Ralf Kägi



改变计算机上的亮度和曝光时间

还将在那里度过下午，观察氢氧化铁粒子（见第13页文章）。他没有被这种在黑暗中通常孤独的工作所困扰。相反，他觉得这可以让他完全集中精力，而且不注意时间的度过。

○○○

Martina Bachrowitz



Ralf Kägi, 环境科学家, Eawag粒子实验室负责人 联合作者: Brian Sinnet

饮用水中的纳米粒子

合成纳米粒子正在越来越多地被用于日常产品中, 但人们很少知道这些材料的环境释放。我们对饮用水中存在有多少天然纳米粒子的了解也是不充分的。这里提供一个初步的评估。

饮用水是清洁的, 然而它含有无数的粒子。那些被孔径 $0.45\ \mu\text{m}$ 的过滤器拦截的物质被称为颗粒(与溶解的相对)。但这一操作定义忽略了这一现实: 水含有很多能通过这类过滤器的更小的粒子。这些包括粒径为 $1\sim 100\ \text{nm}$ 的粒子, 即纳米粒子。不知道饮用水中实际上存在着多少这些天然存在的纳米粒子。所以我们的目的是, 使用各种显微镜方法, 初步评估饮用水中的天然纳米粒子。

在这一基础上, 未来将能区分天然纳米粒子和人造纳米粒子。后者现在广泛用于消费品, 例如防晒霜(二氧化钛)、纺织品(银)和化妆品(富勒烯)以及在墙面(光催化二氧化钛)和防刮涂料(二氧化硅)。但人们很少知道环境中人造纳米粒子的释放或归宿。

通过沉淀离心制备的样品 在Perret描述的方法基础上, 我们研制了一种用于纳米粒子分析的技术。在样品采集之后(我们使用来自苏黎世Lengg水厂的自来水), 首先需要将纳米粒子与较大的粒子分开。实现这一目的的最简单和最快的方法是过滤。一般, 小粒子通

过滤孔, 而较大的粒子则被拦截。但在这一过滤过程中, 过滤器的孔会被堵塞, 从而导致更小的粒子滞留。为了避免这一问题, 我们选择了逐级沉淀离心。在这一程序中, 水样首先在 $30\ \text{L}$ 沉淀池中滞留2小时。在这一期间, 大粒子比小粒子沉降得更快, 因此可以将其分离开。接下来, 用蠕动泵将最上面 $2\ \text{cm}$ 的水($=1\ \text{L}$)小心地抽出(见照片)。不过, 这部分水中的很多粒子仍大于 $100\ \text{nm}$ 。为了也让这些粒子与纳米粒子分开, 将该样品在 $330\ \text{g}$ ($\text{g}=\text{重力加速度}$)下离心30分钟。再次用蠕动泵将最上层($2\ \text{cm}$)去除, 并进行第2个离心步骤($2700\ \text{g}$ 离心1小时)。所产生的上清液主要含有纳米粒子

现在必须要将这些纳米粒子固定在显微镜的载片

Brian Sinnet在苏黎世Lengg湖水处理厂制备样品



样品制备所采用的分析步骤

分级方法	时间(h)	所用的力(g)	截止($1.1\text{g}/\text{cm}^3$)	截止($2\text{g}/\text{cm}^3$)
沉淀	2	1	9	3
离心1	0.5	330	750	250
离心2	1	2700	180	60
超离心	12	120 000	12	4

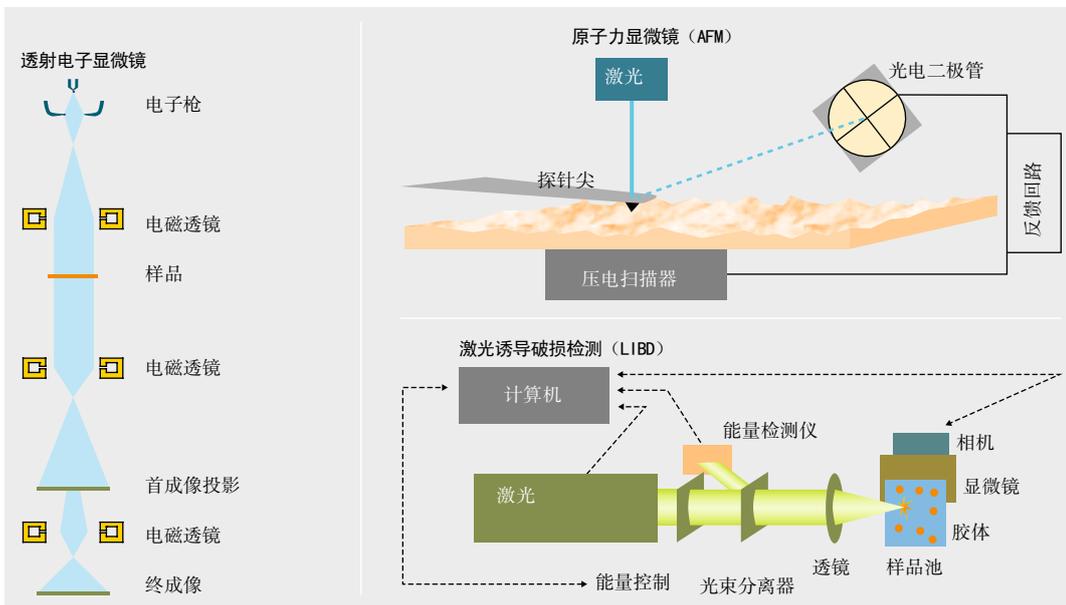


图1 所使用的显微镜方法示意图 (LIBD简化自参考文献[3])

上，以便对其进行观察。这需要借助于超离心（在120 000g下离心12小时）。表归纳了分级步骤，包括不同的粒径截止。截止粒径还取决于粒子密度，在所有情况下都给出两种不同的密度。1.1g/cm³密度大致相当于有机粒子的密度，2g/cm³则相当于粘土矿物的密度。

原子力显微镜扫描的粒子表面 为了分析纳米粒子，我们使用各种显微镜方法。每一种方法都提供这些粒子某些特性方面的特定信息，但也产生人为现象。不过，通过对各种分析方法所得出的结果比较，可以确定人为现象和产生这些粒子的一个综合表征。

在原子力显微镜（AFM）中，粒子表面被一个极细的电极头扫描（图1）。在这一过程中，探针电极头离样品非常近，以致于范德华力（原子或分子之间较弱的非共价相互作用）变得可测。采用这一技术，可以对样品的外形进行高精度作图。不过，粒子必须放置在一个极平的样品固定器上。新劈开的云母片（一种天然出现的片状硅）一般被用于这一目的。

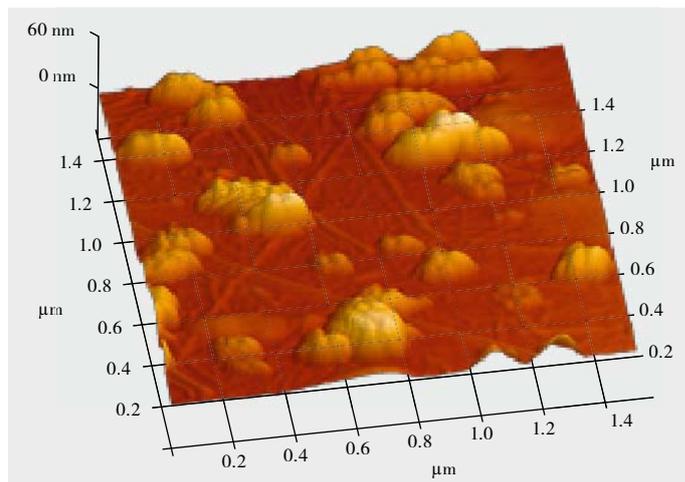
在AFM观察结果的文献描述的基础上，可以区分两类粒子：球形团粒和纤维性粒子，前者可能是腐殖酸团粒，直径（高度）最大为60nm，后者可能是多糖类，它们有数百纳米长，只有几纳米高（图2）。这些结果与研究海洋粒子的Santschi^[2]所获结果非常吻合。

透射电子显微镜确定的粒径 在透射电子显微镜

（TEM）中，样品被一个电子束照射（图1）。虽然绝大多数电子将会不受阻碍地穿过样品，但当它们遇到物体例如沉淀在样品载体上的粒子时，它们会被反射。透射过样品的电子会被一个相机测得，从而形成TEM影像。无论粒子位于何处，电子都会被更有力地散射，这会转换成影像中的暗区。所以对于TEM分析来说，必须将粒子放置在一个样品固定器上，以便让电子通过。一种涂敷有薄碳膜的铜栅格被证明最适合我们使用。

图3显示了透射电子显微镜所显现的饮用水中的纳米粒子。通过强力发散电子束来提高对比，从而产生一种通常低质量但高度适合于影像分析的图像。就纯定性而言，相同类型的粒子在这里就像在AFM分析中那样是

图2 原子力显微镜所显现的饮用水中的纳米粒子



可见的。在影像分析工具的帮助下，可以自动检测和测量粒子。就我们的项目来说，我们研究了总共10个TEM影像上的1800个粒子。在这些数据基础上，可以确定饮用水中纳米粒子的粒径分布。通过所用的TEM装置，可以测定最小粒径为40 nm的粒子。结果表明，粒径分布遵循一种动力定律。当这些数值被标绘在重对数图尺上时，粒径分布展现在一条坡度为-3.3的直线上。这与教科书上的天然水体中粒子粒径分布测算很吻合^[4]。

很容易通过激光诱导破损检测来确定粒子浓度和平均尺寸。迄今所使用的显微技术提供了关于各种粒子的详细信息。与数字影像处理相结合，可以测量大量粒子。不过，这是极为耗时的，由于首先要制备样品，然后要在显微镜下人工分析。所以我们试验了一种被称之为激光诱导破损检测（LIBD）的基于激光的新技术，它可以在数分钟内获得关于粒子平均粒径和总数的信息。我们的测量工作是在德国的卡尔斯鲁厄研究中心的原型LIBD装置上进行的。

图1给出了LIBD运行示意图。一个20Hz的脉冲激光束（绿色，532nm）被聚焦入测量样品池。每当粒子位于该激光焦点范围内时，它会破碎，并产生一种等离子体（一种含有诸如离子或电子的自由载荷子的离子化气体）。一台专门的相机记录了这种可见光谱光的发射。粒子在影像中的位置（X/Y协调）连同频率（发射的激光脉冲与检测到的等离子体现象之比）被用来确定样品中粒子的平均直径与浓度。就我们的样品来说，1 L饮用水含有大约 7×10^{11} 个粒子。平均粒径约为15 nm。

对不同技术加以比较。总的说来，我们用3种不同显微镜方法获取的结果显示了良好的吻合数值。通过采用AFM和TEM这两种方法，确定了两类不同的粒子——球形团粒（腐殖酸团粒）和长形纤维性粒子（多糖类）。在几个TEM影像基础上，计算出粒径分布。对于粒径>40 nm的粒子来说，粒径分布遵循一种动力定律。为了比较TEM（>40 nm的粒子）和LIBD（>10 nm的粒子）的测量结果，我们不得不将TEM实验性确定的粒径分布外推至10 nm。粒径>10 nm的粒子的总浓度约为 1.1×10^{12} 个粒子/L，平均直径为13 nm，这与LIBD测量的结果（ 7×10^{11} 个粒子/L，15 nm）比较吻合。

落进草垛里的针。我们采用不同的分析方法来研究饮用水中天然存在的纳米粒子。需要精确表征已存在的

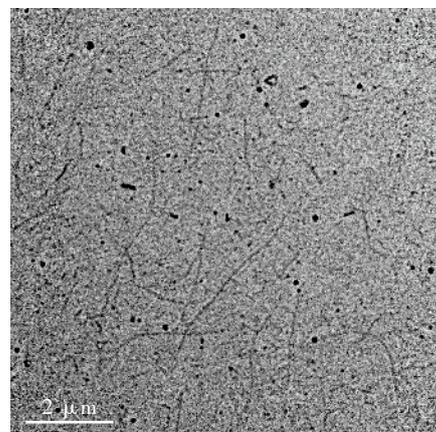


图3 饮用水中纳米粒子的透射电子显微照片

天然纳米粒子，以便将它们与未来可能进入水圈的合成纳米粒子区分开来。然而，迄今为止，人们很少了解合成纳米粒子的释放和环境行为，或很少知道饮用水中或未处理过的水中它们预计的数量。另外，根据我们的研究发现，饮用水已含有大量天然纳米粒子；所以合成粒子的检测将会对研究人员构成下一个重大挑战。



- [1] Perret D., Newman M.E., Negre J.C., Chen Y.W., Buffle J. (1994): Submicron particles in the Rhine River. 1. Physicochemical characterization. *Water Research* 28, 91–106.
- [2] Santschi P.H., Balnois E., Wilkinson K.J., Zhang J.W., Buffle J., Guo L.D. (1998): Fibrillar polysaccharides in marine macromolecular organic matter as imaged by atomic force microscopy and transmission electron microscopy. *Limnology and Oceanography* 43, 896–908.
- [3] Wagner T.U., Bundschuh T., Koster R. (2005): Laser-induced breakdown detection (LIBD) for the highly sensitive quantification of aquatic colloids. Part II: Experimental setup of LIBD and applications. *Particle & Particle Systems Characterization* 22, 181–191.
- [4] Gregory J. (2006): *Particles in water: properties and processes*. Taylor & Francis, Boca Raton.



Sebastian Sobek, 生物学家，曾是地表水室的博士后

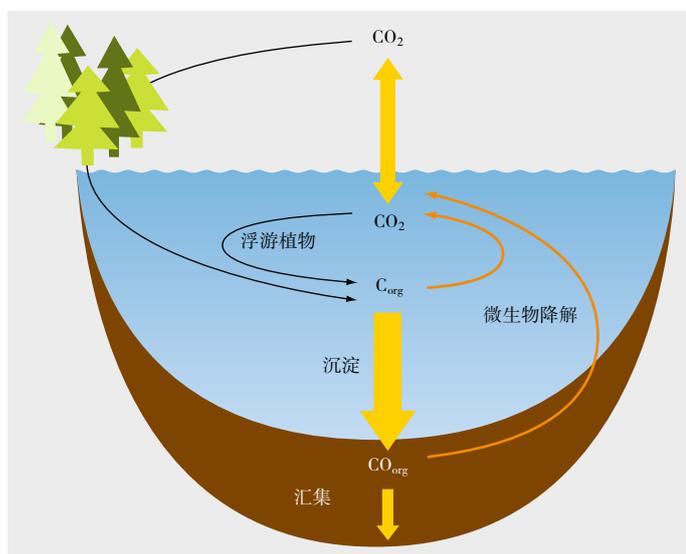
埋藏在湖泊中——碳是如何贮存在沉积物中的

大量碳贮存在湖泊沉积物中。通过降低大气中CO₂的浓度，沉积物中碳的汇集作用可以减少温室效应。Eawag一个研究小组现已发现碳是如何在湖泊沉积物中长期稳定化的。

在整个地球上，只有为数有限的地方的二氧化碳（CO₂）被永久性地从自然圈中去除。这些地方包括湖泊的沉积物，在那里（作为有机碳被固定），它被汇集在死生物质中。这种生物质或者是湖泊本身产生的（大多以浮游植物的形式），或者是从排水流域被冲进湖泊，并缓慢沉于湖底的。当它通过水柱或在湖底时，部分生物质被微生物降解转化为CO₂或甲烷。剩余部分被汇集在沉积物中（图1）——一种代表长期碳汇的过程^[1-3]。

虽然湖泊仅占地球表面积的不到2%，但与占地球表面积71%的海洋相比，湖泊沉积物每年累积的有机碳差不多是海洋沉积物所累积的有机碳的一半。不过，尚

图1 海洋或湖泊沉积物中有机碳（C_{org}）的汇集意味着从地质时段上将CO₂从大气中去除



未清楚地了解这种有效碳汇在湖泊中的运作情况。如果希望预测湖泊沉积物将会如何对现行气候变化作出反应，就需要了解这一过程：在未来，这种碳汇会趋于被加强还是被削弱？为了回答这一问题，我们在过去3年中研究了湖泊沉积物中碳贮存的机理，从而能够首次观察作为一种碳汇的湖泊的未来。

对各种各样的湖泊沉积物进行比较 因为数百年内汇集于沉积中的有机碳可能会被转化为石油、天然气和煤炭，所以汇集过程也吸引能源部门。因此，在海洋沉积物方面开展了众多研究。基本上，已确定了3个主要过程^[4]：

►从陆地上被冲进海洋的有机碳一般不易被生物降解，而且可能比海洋中浮游植物产生的有机碳更有效地汇集于沉积物中，这大概主要是由于陆地植物的稳定物质（如木质素、纤维素和叶蜡）含量较高，它们较抗微生物降解。

►在海洋沉积物中，氧耗竭看来有利于碳汇集，因为有机物在缺氧条件下的降解速率要低得多。

►除了有机物质外，无机物也沉积在沉积物（所谓的矿物粒子）中。这些粒子的表面可以附着有机化合物，从而也会抑制微生物降解和促使有机物质汇集。

►这3种因素可能也各与湖泊有关，影响这种汇集的效率，即作为沉积物沉积的有机碳的量与天然汇集之比（参见图1）。所以在我们的研究中，我们收集了来

自11个在这些方面明显不同的湖泊的27个沉积物的数据（表）：

有机碳的起源 例如，所研究的瑞士湖泊中的有机碳几乎全部来自于周围森林和泥沼的腐殖质输入，而生产性楚格湖中的大部分沉积物则源自浮游植物。

氧的可得性 虽然贝加尔湖深水的氧很丰富，但卢加诺湖北部盆地则是永久性缺氧。

矿物粒子的特性 康斯坦茨湖似乎对于研究矿物粒子的影响来说是理想的，例如莱茵河进入该湖处发现的粒子预计不同于罗曼斯霍恩南岸所发现的粒子。

矿物粒子的详细分析 在我们的研究中，注意力首先集中在矿物粒子的分析上，最初，我们试图弄清这些粒子的化学成分和粒径是否影响有机碳的汇集。为此，我们与Eawag粒子试验室合作研制了一种基于电子显微镜的新方法。在去除沉积物的有机成分之后，将剩余的矿物粒子放在过滤器上，并通过环境扫描电子显微镜(ESEM)对其进行分析，与常规的扫描电子显微镜不同，ESEM不需要高真空条件。这提供的主要好处是，环境样品无须固定和专门制备。例如，已有报道称小样品经受得住ESEM分析。

ESEM系统将影像分析软件与X射线检测仪相结合。该软件能测量每一个样品中1000多个粒子的粒径，与此同时，X射线检测仪确定每个矿物粒子的元素组成（图2）。这一方法极为适合于评估沉积物的起源。正如

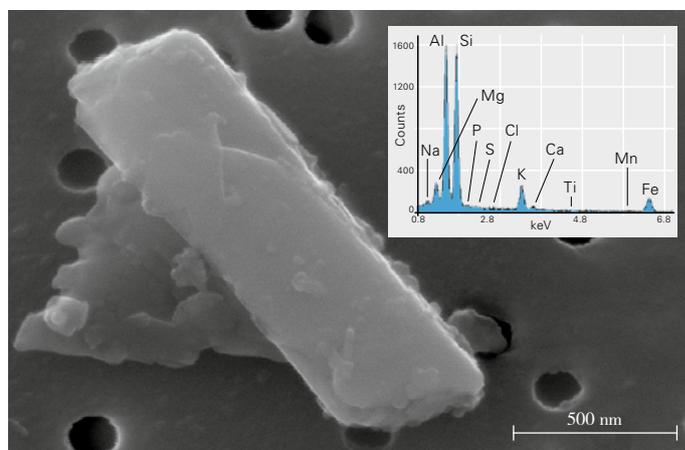


图2 一个矿物粒子的电子显微镜照片 X射线光谱显示了元素成分

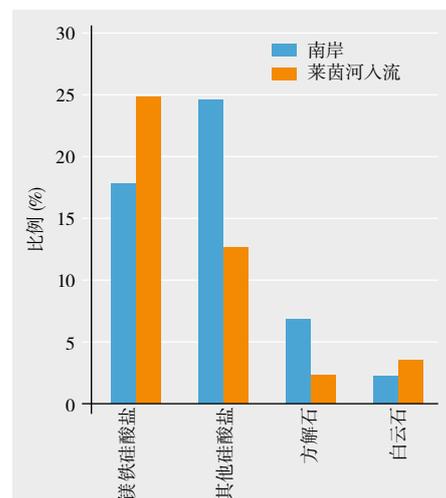
预计的那样，康斯坦茨湖莱茵河入流区中的矿物粒子，明显不同于该湖南岸的矿物粒子（图3）。虽然来自入流区的沉积物的主要特征是来自阿尔卑斯的矿物粒子的输入（镁铁硅酸盐，带有高密度的镁和铁以及白云石），但南岸处这种河流输入不明显。这里的沉积物大多数源自矿物粒子如来自硅藻的硅酸盐和方解石的内部生产，这些矿物粒子可以通过内部过程形成。不过，尽管存在这些差异，接下来这些结果的一项统计分析并没有提供矿物粒子化学成分和粒径与有机碳汇集效率之间的联系。

矿物粒子——不是一个重要的因素 其次，我们研究了矿物粒子的表面。我们理由是，表面积越大，吸附

为了我们的沉积物盐研究，我们选择了各种类型的湖泊

湖泊	国家	特征
康斯坦茨湖	CH/D/A	可变的粒子成分
楚格湖	瑞士	缺氧，有机碳来自于浮游植物
Wohlen湖	瑞士	水库，可变的粒子成分
布里恩茨湖	瑞士	粒子高输入
卢加诺湖	瑞士	缺氧
Gäddtjärn, Svarttjärn 和 Lilla Sångaren	瑞典	腐殖质含量高
Kinneret湖	以色列	可变的氧含量
贝加尔湖	俄罗斯	氧非常丰富
基伍湖	民主刚果/卢旺达	缺氧

图3 康斯坦茨湖不同地方的矿物粒子成分的比较，尽管化学成分方面存在明显差异，但我们未能发现与有机碳汇集效率的任何联系

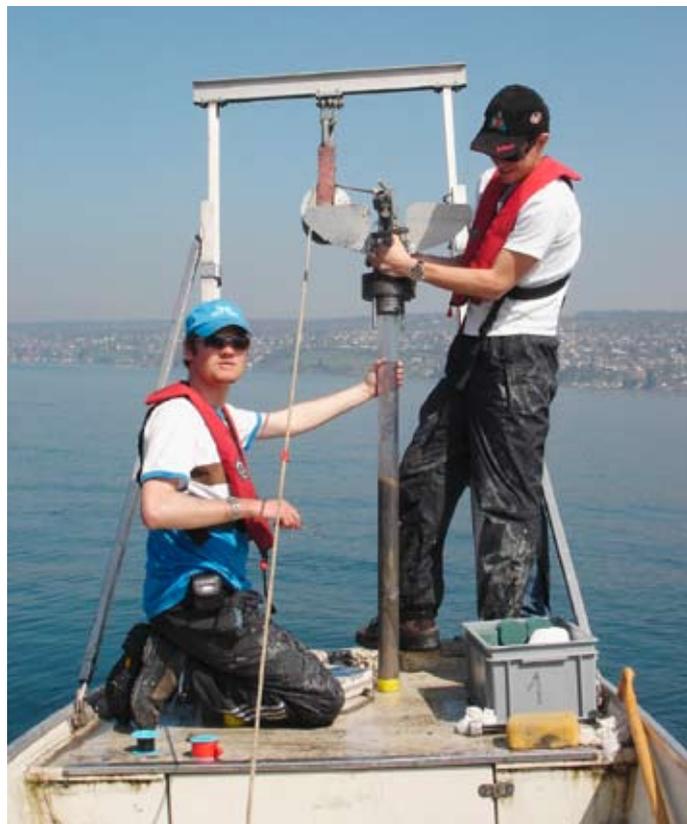


于矿物粒子的有机碳就越多，通过微生物降解，可能会被更强大的抑制，结果汇集效率可能会增加。我们在苏黎世联邦理工学院的土壤化学实验室进行该项目的这部分研究。在去除有机物质之后，将沉积物样品在真空下加热，驱除水蒸气，并最终冷却至-196℃。在分析过程中，间歇性地注入氧气，与此同时，确定样品上的压力，吸附于矿物粒子的氧的量与粒子表面积成比例。

令我们惊讶的是，研究表明，大的粒子表面积与高的有机碳汇集效率无关（图4）。与海洋沉积物相反，在湖泊沉积物中，这一过程似乎只起一种次要作用。这可能与这一现实有关，即很多湖泊的沉积物含有比能吸附于矿物粒子多得多的有机碳。

氧暴露和碳源的重要性 这产生了这样一个问题：如果矿物粒子成分和在粒子表面上的吸附不起重要作用，那么什么过程会导致有机碳的汇集呢？持续的氧可得性和有机碳的起源有多么重要呢？实际上，这两个因素都对汇集效率产生大影响：多达90%的沉积有机碳汇集在以氧暴露时间极短几天和降解性差的陆地生物质量高为特征的沉积物中，相比之下，在沉积物与氧长期接触（>2000年）的情况下，碳汇集效率降至3%，与此同时，大比例的有机碳产自浮游植物。

展望未来 由于气候变化的结果，很多湖泊的特征也在变化。例如，由于分层期可能会变得更长和更稳定，所以未来深水中的氧耗竭预计会增加。这对作为碳汇的湖泊沉积物意味的是，由于氧暴露的减少，可能会更多的碳汇集。这可能是一种有利的效应，它可能会多



通过船采集沉积物芯

少减慢气候变化的速度。但与此同时，甲烷（作为一种温室气体、它要比CO₂强20倍）的产生量在缺氧的沉积物中也会增加。所以在未来，湖泊沉积物可能会增强而不是减缓温室效应。 ○○○

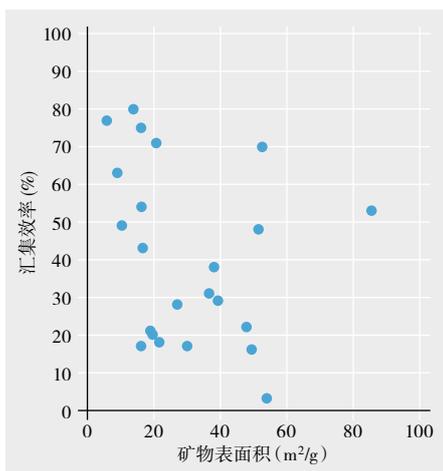


图4 大的矿物粒子表面积与高的有机碳汇集效率无关。例如，60%的汇集效率意味着作为沉积物沉积在湖底的有机碳60%被汇集，而剩余的40%则被生物降解。

[1] Märki M., Müller B., Wehrli B. (2006): Microscale mineralization pathways in surface sediments – a chemical sensor study in Lake Baikal. *Limnology and Oceanography* 51, 1342–1354.

[2] Müller B., Märki 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, 101–124.

[3] Dean W.E., Gorham E. (1998): Magnitude and significance of carbon burial in lakes, reservoirs, and peatlands. *Geology* 26, 535–538.

[4] Burdige D.J. (2007): Preservation of organic matter in marine sediments: Controls, mechanisms, and an imbalance in sediment organic carbon budgets? *Chemical Reviews* 107, 467–485.

用铁胶质除砷



Ralf Kägi：环境科学家和
粒子实验室负责人
联合作者：Christine Wenk
和Stephan Hug

遭受砷污染的饮用水可以用过滤器加以处理，在过滤器中，砷被吸附于铁胶质。不过，这些装置的性能可能不是最佳的，这取决于水的组成。Eawag现已研究这些所涉过程以及如何才能使未来的过滤器设计最佳化。

全世界1亿多人（主要是在发展中国家）受到饮用水中过高浓度的砷影响。地下水被抽取作为短缺的或遭受污染的地表水的替代物，但在很多地区，地下水含有溶自岩石和沉积物的天然砷（地球成因的）。由于发展中国家如孟加拉国已制定了各种减砷战略；这些方法的成功性取决于当地情况^[1]。对于那些不可能完全避免砷污染水的地区，已研发了过滤器装置来去除这种有毒元素（见专栏）。特别有希望的是砂滤器，它们要么利用天然存在的铁，要么含有锉屑或钉子形式的外加铁^[2]。在这些装置中，形成了可吸附砷的铁胶质，从而将水中的砷去除掉。但过滤器的性能依据水的组成而各不相同。例如，已证明，头30天内，胶质形成量大幅度下降，从而导致除砷不充分。

如果要使这些装置最佳化，就需要彻底了解过滤器中的化学过程和物理过程。所以我们要用电子显微镜方法连同样品的化学分析，来研究下列问题：

- ▶ 铁胶质是如何产生的，它们的特征是什么？
- ▶ 溶解物质在何种条件下吸附于现有表面（铁钉/锉屑、铁胶质）形成新的层？

实验装置 作为Christine Wenk硕士论文的一部分，重建了Kanchan过滤器，并在实验室尺度上对之进行了试验。由于去除效率取决于水组成，所以我们研究各种合成水。虽然所有这些水都呈现砷污染地下水的高砷含量特征，但我们改变钙、硅和磷的浓度。让所产生的水连续数周穿过相当于Kanchan过滤器的一个铁钉床（图

1）。通过测量出水中的砷浓度来确定除砷情况。另外，为了获取所用铁钉腐蚀率方面的信息，对滤过水的氧含量进行了分析。电子显微镜技术被用来检查腐蚀铁钉的表面以及这一过程所产生的氧化铁（三价），氢氧化铁胶质（1nm~1 μm之间的粒子）的表面。

图1 铁钉床



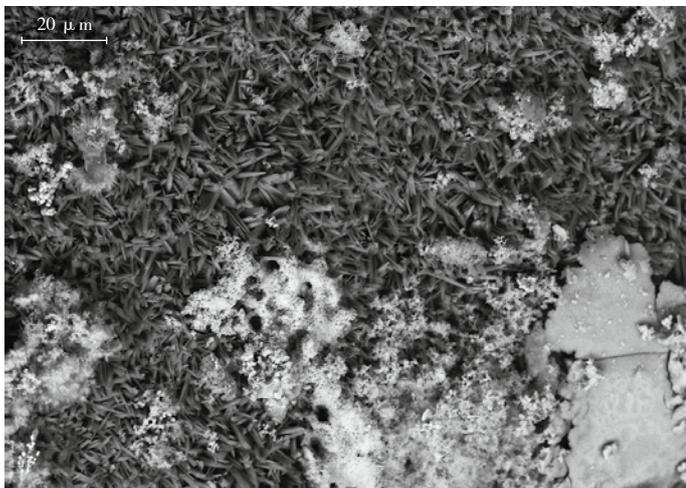


图2 方解石涂层（暗区）和铁胶质（亮区），这是用无磷酸盐水过滤之后在铁钉上形成的

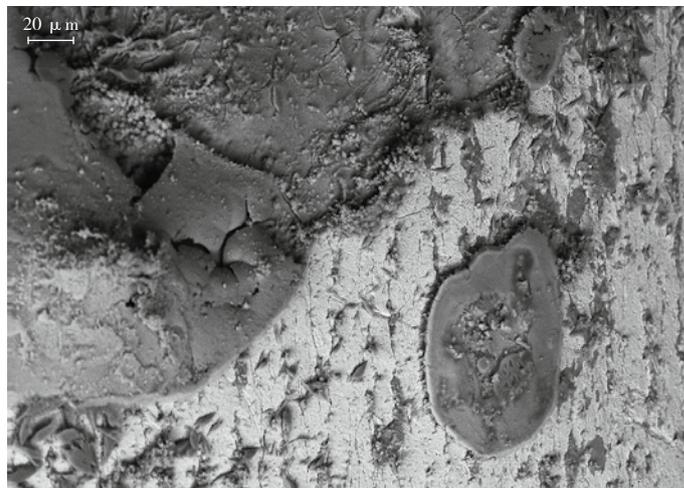


图3 当含有磷酸盐的水被用于过滤时，铁钉表面大部分保持清洁（光亮区）

通过环境扫描电子显微镜对铁钉表面进行分析 与常规扫描电子显微镜不同，采用ESEM，在无需特别制备的情况下，也能对非传导样品进行成像处理。根据信号类型，需要关于样品外形或元素组成方面的信息。

最初，我们研究无磷酸盐水，但这种水含有钙和硅。在过滤之后，铁钉的表面完全被深色晶体涂层所包裹，带有一些孤立的较亮区。图2是反向散射电子影像，提供了地形和化学信息：亮区代表重元素，暗区相当于较轻的元素。通过能量散射X射线分析手段，可以在SEM中直接确定这两种物相的化学组成。利用这一技术，样品中的原子被电子所激发，并发射出带有特定元素能量特征的X射线。我们确定胶暗区为方解石晶体

(CaCO_3)，较亮区为富铁胶质。铁粒子是在腐蚀过程中形成的，它们变得附着于方解石晶体表面。相比之下，在水含有磷酸盐的情况下，方解石形成受到抑制，而且铁钉保持不被包裹。在图3中，亮区明显表明铁钉表面大部分仍无包裹层。

总之，我们的观察与氧消耗和铁腐蚀的结果极为吻合。在无磷酸盐和带有高含量钙的情况下，铁钉上会形成厚的方解石层。由于方解石会减少铁腐蚀，即氧化/氢氧化三铁的形成，所以上面这种情况是不理想的。相反，在存在有磷酸盐的情况下，方解石形成被防止；结果，铁钉表面保持清洁，而且腐蚀率较高。但实际上，这一研究发现是令人惊讶的，因为磷酸盐也被用作水管

专栏：用于除砷的过滤器装置的原理

在孟加拉国，所用的主要类型的过滤器由砂层和铸铁切屑层组成（SOND过滤器）^[3]，而尼泊尔偏爱的装置类型则是Kanchan过滤器，在这种过滤器中，水首先流过一个铁钉床（图1），然后再通过一个生物砂滤器^[4]。在这两种情况下，都会产生氧化/氢氧化三铁（或通过水中已含有的二价溶解铁，当地下水被抽至地表时，这种铁会氧化；或由于锉屑/铁钉中金属铁的腐蚀所致。这些铁胶质

吸附溶解砷，形成较大的粒子，然后会沉降或被沉淀在砂砾上或铁本身上。据报道，这两种过滤器的性能从良好到不充分不等，这取决于水的特定类型和其他一些因素。氧化/氢氧化三铁的形状、组成和特性取决于水组成。与此同时，水中存在的磷酸盐、钙和硅酸盐被纳入氧化/氢氧化三铁，这会妨碍砷的去除。另外，铁氧化伴随着三价砷氧化成更易去除的五价砷，但这一过程也受到水组成和过滤器中水流条件的重大影响。

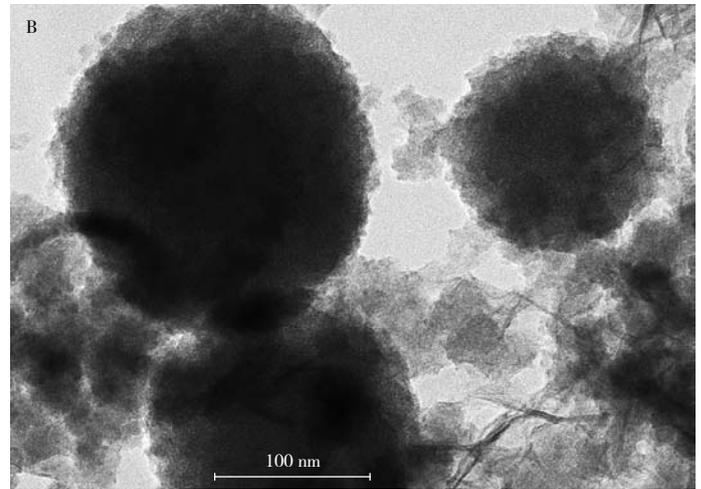
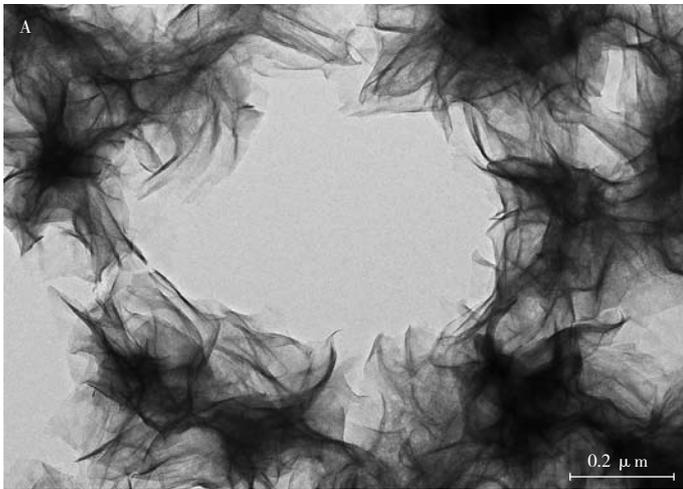


图4 纤铁矿 (A) 和水铁矿 (B)，当水含有碳酸氢钠 (A) 或碳酸氢钠与硅 (B) 时，过滤器中形成的铁胶质。这两种胶质都能吸附砷

中的防腐剂。

通过投射电子显微镜分析铁胶质 在透射电子显微镜 (TEM) 中，因为样品要被电子照射，所以样品需要薄，新形成的氧化/氢氧化三铁胶质一般仅有几百 nm 厚，所以很适合于 TEM 分析。利用这种方法 (与较大的样品可以直接放入显微镜的上述 ESEM 不同)，首先必须将胶质放置在合适的固定器上。

我们首先分析了含有碳酸氢钠但无硅和无磷水过滤期间形成的铁胶质 (图4A)。我们确定这些胶质为纤铁矿——一种带有斜方晶晶体结构 (直角上各带有 3 条不等轴的晶体系统) 的氧化/氢氧化铁矿 (γ -FeOOH)。如果现在将硅添加入该水，就可以防止纤铁矿晶体化，而且会形成水铁矿 (结构式尚未确定)，另一种氧化/氢氧化铁矿 (图4B)。溶解砷可以被吸附于这两种胶质，进而从水中被去除。

当磷酸盐被添加到水中时，会形成非晶磷酸铁，但由于磷酸盐附着于铁胶质，所以砷的吸附减少，从水中去除的总的砷也就减少。不过，磷酸盐对除砷产生的这种负面影响部分被与含磷酸盐水的接触的铁锉屑更快的腐蚀所抵消。

如何才能改进砷过滤器? 在实验室规模上重建的以及在不同条件下试验的 Kanchan 过滤器，依赖于铁钉

的腐蚀。氧浓度的测量表明，显然头 30 天内铁腐蚀没有大幅减少，但砷去除从开头的 90% 降至大约 60%。主要原因看来是，释放的二价铁较少，因此氧化/氢氧化三铁的形成也减少。不过，在初期砷去除率变差之后，它似乎在随后的数月中稳定在 60% 的水平上。一个改进过滤器装置的可能的方法是，利用两个被含空气空间分割开的钉床。在通过第一个过滤器之后，水会再次充氧，腐蚀过程会重新开始；结果，砷含量会被降到可接受的水平。另一个选择方案可能是定期去除腐蚀层，例如通过破碎钉床和利用机械摩擦 (用力振动)。

- [1] Ahmed M.F., Ahuja S., Alauddin M., Hug S.J., Lloyd J.R., Pfaff A., Pichler T., Saltikov C., Stute M., van Geen A. (2006): Epidemiology—ensuring safe drinking water in Bangladesh. *Science* 314, 1687–1688.
- [2] Hug S.J., Leupin O.X., Berg M. (2008): Bangladesh and Vietnam: Different groundwater compositions require different approaches to arsenic mitigation. *Environmental Science & Technology* 42, 6318–6323.
- [3] Hussam A., Munir A.K.M. (2007): A simple and effective arsenic filter based on composite iron matrix: Development and deployment studies for groundwater of Bangladesh. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 42, 1869–1878.
- [4] Ngai T.K.K., Shrestha R.R., Dangol B., Maharjan M., Murrcott S.E. (2007): Design for sustainable development – Household drinking water filter for arsenic and pathogen treatment in Nepal. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 42, 1879–1888.



Slivio Canonica, 化学家, 水资源与饮用水室的研究科学家 联合作者: Jannis Wenk, Hans-Hlrich Laub-scher

有机物质、光和污染物降解

溶解有机物质由有机化合物（主要为天然起源的）组成。虽然它只以痕量方式存在于地表水中，但有机物质影响污染物的归宿。在阳光的作用下，它能够增快或减慢污染物的降解速率。

天然水体的形式可能五花八门（一种总是使观察者着迷和激发众多艺术家的特征）。水的颜色常常受到吸收特定波长日光的溶解成分的影响。一个重要的类型是灰黄霉酸，它主要是吸收紫色和紫外（UV）部分光谱。这些酸是被称为天然溶解有机物质（DOM）的一部分。DOM包括大量大多未确定的有机化合物，它们主要源自陆地生物和水生生物的新陈代谢和分解。

当光被吸收时，光子的能量被转换。除了产生热之外，这还会产生富能的、亚稳的和某些情况下高活性的化合物。作为一种吸光材料，DOM通过去除水中的光子减少它们的直接影响，与此同时，产生化学反应机率，例如涉及可降解性差的污染物。为此，DOM被称为光敏剂（见专栏）。Eawag研究DOM对污染物归宿的影响已有20多年了。例如已证明，如果水中不含有DOM，那么广泛使用的除草剂异丙隆在地表水中留存的时间就会长得多。其他污染物（包括一些人们关注的物质，如内分

泌干扰素和抗生素）可能也被牵涉进这种降解反应。根据我们最新的研究发现，DOM不仅会促进降解而且也会抑制降解。本文描述这方面确切的机理。

三重激发态DOM所致的污染物降解 水中所含的DOM、硝酸盐和其他物质对光的吸收，会产生很多不同的高活性的物质。不过，即使在直接阳光下，这些物质也只是少量产生和由于它们的反应性而相当部稳定，这使得难以通过传统的化学分析来对它们进行确定和定量。20多年前，人们研发用于确定水中两种活性物质（羟基和纯态氧）和计算结果污染物降解速率的方法^[1]。虽然羟基和纯态氧重要，但它们仅占地表水污染物降解的一小部分。羟基高度有效地与几乎所有有机化合物反应，但它的存在浓度通常很低，以至于污染物只能在为期数月的时间里被降解。相比之下，纯态氧的存在浓度要高于羟基，但它只与为数极少的污染物有效反

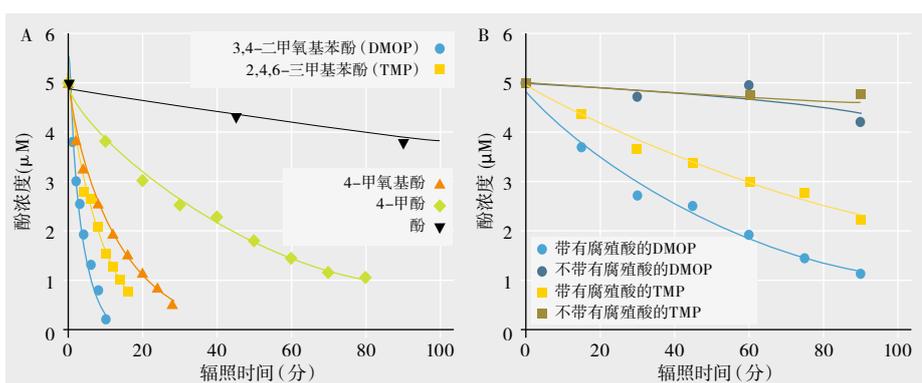


图1 实验室UV-A和可见光辐照下 (A) 和自然阳光下 (B) 取代酚的降解动力学。腐殖酸被用作:DOM (浓度为1.7mg碳/L)



格赖芬湖的黄色表明存在着浓度较高的有机物质

应。

但有趣的是，当在地表水中曝露于阳光时，取代酚（例如存在于塑料、染料、药物和杀虫剂中）的降解速率要比仅羟基和纯态氧作用所能解释的速率快得多。富电子、易氧化的酚比贫电子、不易氧化的酚更易降解（图1）^[2]。我们认为，导致酚降解的高活性物质必定是三重激发态DOM^[2]。

模型光敏剂在污染物氧化中所起的作用 但三重态诱发的污染物降解究竟怎样呢？我们进行了进一步的实验，不是使用DOM，而是使用被定义为模型光敏剂的各种物质。芳香酮证明是用于这一目的的理想化合物。这些模型光敏剂较之DOM的一个主要好处是，它们的化学结构和很多生化特性是已知的，这大大促进了用于描述它们活性的定量模型的研制。另外，现有快速的光谱方法使得能测量各种化合物的三重态，由于未确定DOM的化学结构，所以这种方法无法用于DOM。利用这样一种方法（激光急骤光解），我们证明：

在环境条件下所观察到的取代酚和苯基脲类除草剂的降解直接与光敏剂（在这一实例中是一种芳香酮）的激发三重态和污染物^[3,4]之间的反应有关，以及

三重态的氧化能力（被称为标准的一电子还原电势）与污染物降解速率之间存在定量关系。因此，就取

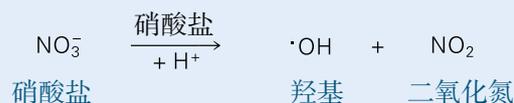
专栏：光敏剂

通过光吸收能诱发另一种化合物中化学反应的物质一般被称为光敏剂。这类物质如硝酸盐和溶解有机物质（DOM）存在于地表水中，在那里，它们会在污染物降解过程中起重要作用的活性物质。这些活性物质的实例如下：

► 纯态氧（氧分子的一种激发态）主要通过来自激发的DOM成分的能量转换而产生；与正常氧相比，电子旋转是逆平行的。



► O由于其不成对的电子，羟基是一种高活性化合物，



DOM激发三重态的高活性是由于存在两个带有3种可能的自旋配置的不成对电子。当它们化学结构中某些条件得到满足时，它们充当强氧化剂。与激发三重态不同，DOM的激发单重态不能有效氧化污染物。



代酚而言，可以说，越容易氧化，三重态的氧化能力就越高，它们就越容易被降解^[3]。

这对于更普遍地应用这种定量关系可能是有意义的，而且正在新的实验结果的基础上对此不断进行检查^[5]。正如根据欧盟新的REACH规则^[6]所要求那样，希望这些理论工具能改进化学品环境风险的评估。图2示出了这一现实：很多其他污染物可能也会受到三重态诱发氧化的影响。在这一实验中，我们使用了DOM（尤其是来自美国Suwannee河的灰黄霉酸，一种广泛的标准）和作为光敏剂的4-羟基苯酮。这里一个额外的发现是，通常4-羟基苯酮是一种比灰黄霉酸更有力的氧化剂。

DOM对污染物氧化产生的抑制影响 正如上文所

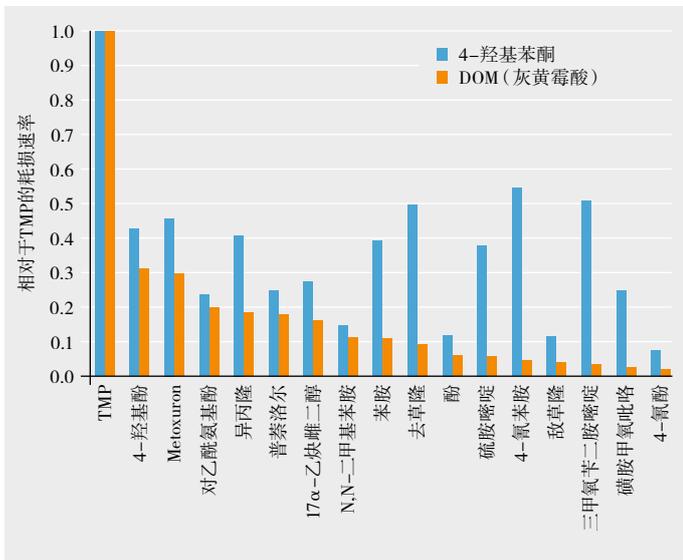


图2 采用模型光敏剂4-羟基苯酮和Suwannee河灰黄霉酸（标准的DOM），曝露于阳光状实验室辐照的污染物（各以5μm的浓度溶于水）的相对耗损速率

述，DOM也会抑制污染物的降解。例如，就取代苯胺（用于染料、合成纤维和药物）的氧化来说，在存在有DOM的情况下，反应速率的下降比预计的更强。另外，在存在有DOM和光的情况下，苯胺的降解率比甲基取代酚低得多（图2），尽管苯胺更容易氧化，而且至少应像这些酚一样迅速反应。为了更仔细地研究这一点，我们在有DOM存在和无DOM存在的情况下，将一系列污染物曝露于光敏剂4-羟基苯酮^[7]。在这里，选择了实验条件，以便使作为光敏剂的DOM的影响变得微不足道。

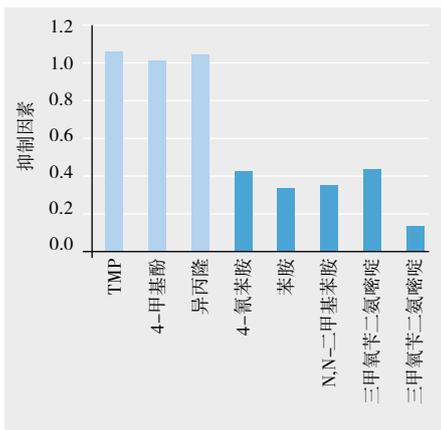


图3 选定的污染物的被定义为有无Suwannee河灰黄霉酸（标准的DOM，浓度为2.5 mg 碳/L）时氧化率之比的抑制因素（基于参考文献[7]）

正如图3所示，某些污染物（如多数酚和苯基脲素除草剂）的氧化率实际上未受到DOM存在的影响（有DOM和无DOM时的氧化率比值接近1）。相比之下，对于其他许多污染物而言，在存在有DOM的情况下，氧化率明显下降（在图3中，数值大大低于1）。就第二类污染物来说，估计它们的中间氧化产物与DOM中的易氧化成分反应，从而导致污染物再生，因此降低了降解率。正在进行进一步研究，以评估这种猜想的确定性以及更确切地表征DOM的这种奇异影响。目前要研究的是，其他类型的氧化反应是否也会出现这种效应——例如那些应用于水处理过程的氧化反应。

由于我们的实验，我们现已更加清楚地了解促进或抑制降解过程的各种机理。但总而言之，这一领域的研究仍处于初期阶段。



- [1] Hoigné J., Faust B.C., Haag W.R., Scully F.E., Zepp R.G. (1989): Aquatic humic substances as sources and sinks of photochemically produced transient reactants. *Advances in Chemistry Series 219*, 363–381.
- [2] Canonica S., Jans U., Stemmler K., Hoigné J. (1995): Transformation kinetics of phenols in water: Photosensitization by dissolved natural organic material and aromatic ketones. *Environmental Science & Technology* 29, 1822–1831.
- [3] Canonica S., Hellrung B., Wirz J. (2000): Oxidation of phenols by triplet aromatic ketones in aqueous solution. *Journal of Physical Chemistry A* 104, 1226–1232.
- [4] Canonica S., Hellrung B., Müller P., Wirz J. (2006): Aqueous oxidation of phenylurea herbicides by triplet aromatic ketones. *Environmental Science & Technology* 40, 6636–6641.
- [5] Canonica S. (2007): Oxidation of aquatic organic contaminants induced by excited triplet states. *Chimia* 61, 641–644.
- [6] Fenner K., Canonica S., Escher B.I., Gasser L., Spycher S., Tulp H.C. (2006): Developing methods to predict chemical fate and effect endpoints for use within REACH. *Chimia* 60, 683–690.
- [7] Canonica S., Laubscher H.U. (2008): Inhibitory effect of dissolved organic matter on triplet-induced oxidation of aquatic contaminants. *Photochemical & Photobiological Sciences* 7, 547–551.

河流中底栖群落的模拟



Nele Schuwirth, 水文地质学家, 系统分析、综合评价和模拟室博士后
联合作者: Peter Reichert

我们小组研制的生态河流模型 (ERIMO) 能够模拟流动水体中的主要过程。我们的模拟包括底栖藻类和无脊椎动物, 并考虑到模型的正确定性。

通过模拟复杂的相互作用, 模拟可有助于增进我们对河流及其生活于其中的群落的了解。这类模型还可用于预测未来在不断变化的环境条件下这些生态的发展: 例如, 气候变化和其他人为因素将会对河流产生什么样影响?

虽然已有许多河流模型, 但这些模型有重大缺陷: 它们常常集中于水质, 不包括该系统的重要部分; 它们不是普遍有效, 是为特定河流研制的; 或它们未能考虑不确定性。所以我们的目标是, 向更加综合和普遍可用的河流模型前进一步。在我们新研制的生态河流模型 (ERIMO) 中, 焦点放在底栖群落, 即生活在河底的动物、植物和微生物^[1]。通过ERIMO, 可以描述这一群落中出现的更重要的一些过程, 而且可以模拟外部因素所产生的影响。这一最初用于Sihl河和一条西班牙溪流的模型, 未来将会用于其他小型和中型河流, 以后还将扩至包括水质。

我们为何对底栖群落感兴趣? 这一问题的答案是, 这些群落是物质平衡和水生生态系统食物网中至关重要的成分。例如就浅水河流来说, 涉及营养物和有机物质的转换过程, 常常受到藻类、细菌、真菌和其他底栖微生物的支配。这些所谓的生物膜在河流自净方面发挥重要作用, 并充当各种大型无脊椎动物 (例如螺和昆虫幼虫) 的食物来源。通过啃食生物膜和分解死的有机物质, 这些无脊椎动物又转过来影响物质转换和河流的自净能力。另外, 它们本身也是食物源 (如鱼的食物源)。

该模型究竟包括些什么? 我们的模型试图描述主要种群的底栖生物和沉积于河床上的有机物质 (碎屑) 是如何不断变化的。由于要想把河流中存在的每一种物种都纳入该模型可能是太复杂了, 所以根据无脊椎动物的



在Sihl河中采样

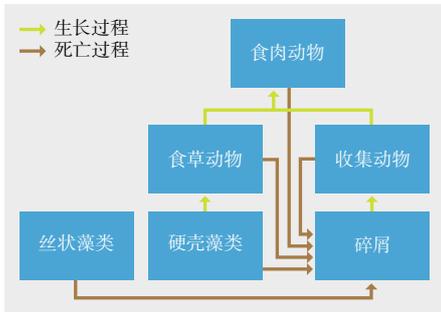


图1 Sihai河中主要底栖生物的食物网

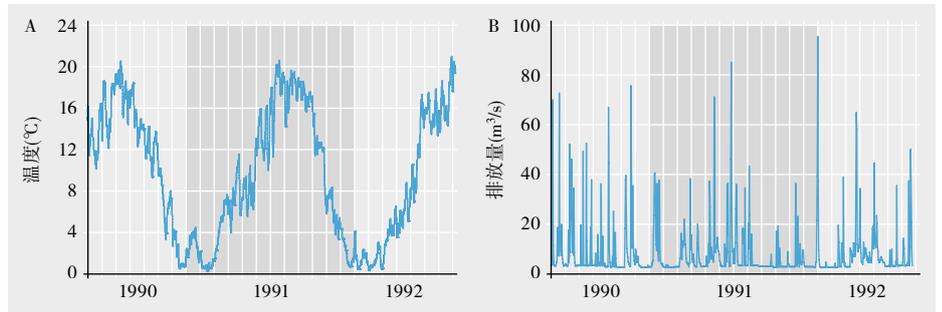


图2 外部因素随时间的变化:Sihai河中的水温(左)和排放量(右)

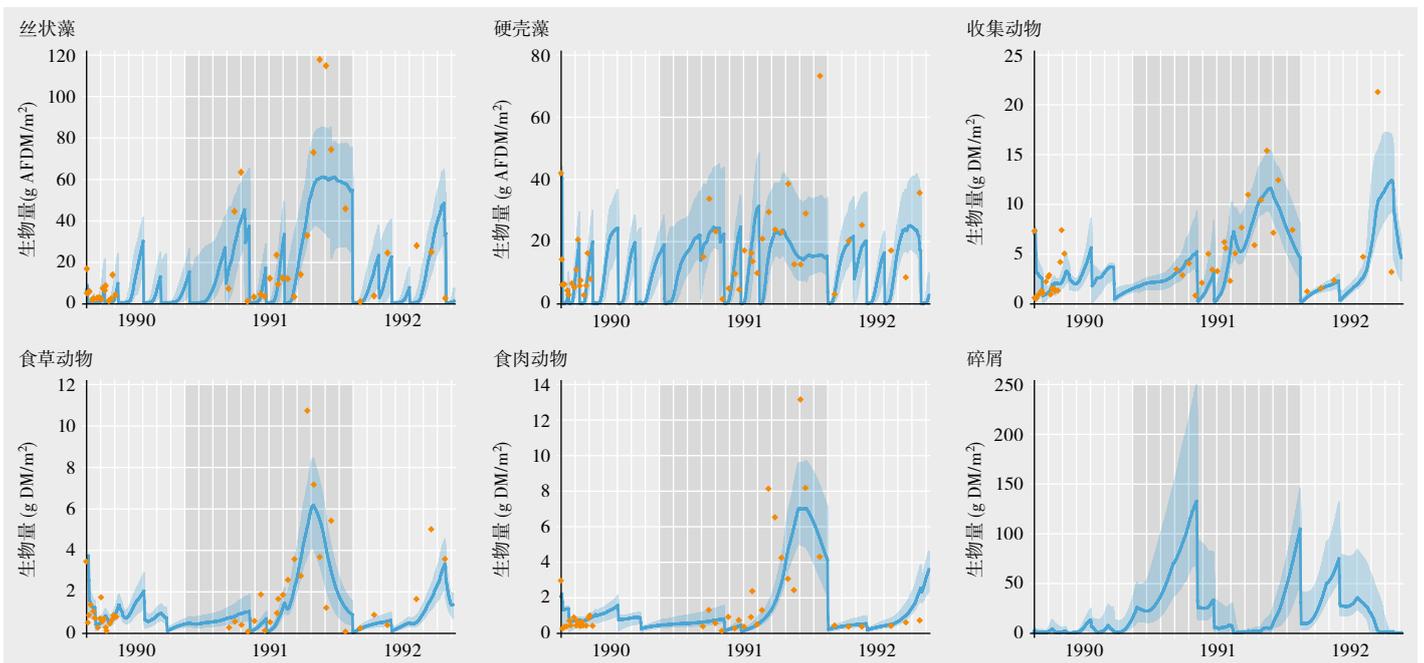
食物源将它们合并成功能组——食草类（以生长在河床上的生物膜为食）、收集类（以颗粒有机物为食）和捕食类（以其他无脊椎动物为食）。还被纳入该模型是固着的藻类（作为生物膜的重要组成部分）。

所有与模拟的群体或碎屑有关的主要过程也必须被纳入。这些不仅包括底栖生物的集群、生长和死亡，而且还包括由于洪水所致藻类和无脊椎动物的损失以致沉积的碎屑的再悬浮。根据现有的数据资料，在模拟组生物和碎屑化学成分或至少生物量的基础上，导出各种生物过程之间的化学计量关系（例如当食量生物食生物膜时或当无脊椎食肉动物食收集生物时）。

最后一点，该模型还需要考虑外部因素，如排水、水温、阳光和溶剂营养物。结果是用AQUASIM程序计算出来的^[2]。

我们怎样才能检验该模型和评估其预测能力呢？为了能评估该模型的预测能力，重要的是要考虑各种不确定性来源，进而计算模拟结果的不确定性。此时，产生了下面这一问题：现实总是要比我们通过模型所能描述的情况复杂得多。尽管我们大大简化以便使这一模型尽可能不复杂，但我们仍须处理众多会产生影响的未知的参数（例如，特定的生长率和死亡率以及由于河水猛

图3 Sihai河中底栖生物群和碎屑的季节性动力学 橙色点=测量数据；蓝色曲线=模拟结果。浅蓝区(95%的预测范围)表示由于模型参数方面的不确定性所致的模型结果的不确定性。未示出由于简化的模型结构和测量过程所致的其他不确定性。AFDM=无灰干物质；DM=干物质



涨所致损失的临界排放量阈值)。

就每一种参数而言,我们需要规定一个数值(或至少一个数值范围),这一数值本身是现实的,而且可以使该模型产生现实的结果。为此,可以试着在实验室中实验性地确定这类数值,在文献中寻找这类数值,或咨询专家。但由于各组生物的成分因地不同而且还带季节性,所以通常无法获得准确的信息。也可以使用河流中所确定的种群密度来调整模型参数,所以预测值与测量数据很吻合(这一过程被称之为模型校验)。不过,这只有在参数对模型结果产生决定性影响而其影响又无法被其他参数(如生长率和死亡率)所抵消的情况下才可能。

所以为了产生最佳的可能预测结果,建议预先从实验、文献检索和专家处获取知识,并进行模型校验。通过对测量数据和模型结果加以比较,就可以得出现实的参数值。这里一种合适的工具是贝斯定理推论(一种数学方法,与此同时,它可以被用来计算模型结果的不确定性)^[3]。我们采用了这种使用UNCSIM程序包的方法^[4]。

我们迄今已在何处应用了ERIMO? 首先,我们研制了Sihl河ERIMO足尺模型(图1)^[1]。该河从Sihl湖流至苏黎世,在那里它与Limmat河汇合。作为Sihl河水峰实验的一部分,苏黎世废物、水、能源和大气局(AWEL)与AguaPlus咨询公司,测量了2年间(1991/1992年)藻类和无脊椎动物的定殖密度。这些数据被用来校验我们模型。另外,测量了同期的水温和排水量(图2),模型校验需要这些被称为外部因素的变量。

我们的结果表明,该模型能够提供测量数据的足够准确的重现(图3示出了模拟结果与测量数据的比较)。藻类和无脊椎动物随着时间推移的发展显示了洪水所致损失和随后再生的交替形式。食肉动物动态模拟(尤其是1991年6月大洪水之后的迅速恢复)多少要差于其他动物群的模拟。这可能是由于食肉动物群中的生物机动性较强,更能在洪水期间寻找到避难所。

其次,我们将该模型用于一条西班牙溪流(Fuerosos)的模拟。不过,由于那里的气候条件和水文条件与Sihl河的极为不同,所以不得不在几个方面对该模型加以修改。例如,必须考虑到该河夏季干涸这一现实。另外,必须包括其他两组脊椎动物(滤食性动物和撕碎

性动物)。输入数据是Vicenc ACuna在其学位论文撰写期间收集的。这里已再次证明,该模型能重现测量数据,通过贝斯定律推论可以减少若干参数的不确定性^[5]。

未来计划怎么做? 未来,我们想把该模型用于更多河流,查明每一实例中重要的过程以及确定逐一河流不同参数的范围。在这一经验基础上,该模型将会变得越来越广泛地可用于更长时期,最终也校验预测结果,例如,模拟未来情景中不断变化的外部因素(增加的温度、改变的排水量、升高的营养物浓度)的影响。

另一个目标是,扩展该模型,使之包括水柱中存在的生物膜和过程。然后,和河流水质模型1号一起,还能模拟影响水质的一些因素,如氧浓度和硝酸盐浓度^[6]。在这一情况下,可以计算闭式物质平衡,主要元素的物质平衡可被用来限定该模型。不过,这可能需要相同地点的数据集,它包括所有生物群(无脊椎动物、藻类、细菌等)以及外部因素。这些数值将必须记录在一个与各组生物随时间推移的可变性相对应的时序析像上。由于这极度耗时,所以迄今尚无这类数据集可用。不过,我们希望在未来,可以与相关领域的专家一起开展联合项目研究,这样一来,这一重要的进步就能实现了。



- [1] Schuwirth N., Kühni M., Schweizer S., Uehlinger U., Reichert P. (2008): A mechanistic model of benthos community dynamics in the River Sihl, Switzerland. *Freshwater Biology* 53, 1372–1392.
- [2] Reichert P. (1994): AQUASIM – a tool for simulation and data-analysis of aquatic systems. *Water Science and Technology* 30, 21–30. www.aquasim.eawag.ch
- [3] Gelman S., Carlin J.B., Stren H.S., Rubin D.B. (1995): *Bayesian data analysis*. Chapman and Hall, New York.
- [4] www.uncsim.eawag.ch
- [5] Schuwirth N., Acuña V., Reichert P.: Analyzing benthos community dynamics of an intermittent Mediterranean stream with a mechanistic model (ERIMO). (in preparation)
- [6] Reichert P., Borchardt D., Henze M., Rauch W., Shanahan P., Somlyódy L., Vanrolleghem P. (2001): River water quality model no. 1 (RWQM1): II: Biochemical process equations. *Water Science and Technology* 43, 11–30.

有效地促进太阳能水消毒

太阳能水消毒（Sodis）的基本想法是简单的：水通过在PET瓶中曝露于直接阳光6小时而得到净化。但尽管这种方法直截了当而且对健康有益，但Sodis并未像人们想像的那样广泛和那样迅速地被采用。

10多年来，拉丁美洲、亚洲和非洲各种非政府组织，一直在提倡Eawag研发的太阳能水消毒法(Sodis)。这种方法对于制备少量家用饮用水是理想的^[1]：将灌满水的塑料瓶放置在阳光下6小时到2天(依据云层覆盖情况而定)。阳光通过两种机理——紫外线辐射（波长为320~400 nm的紫外线）和增加水温来杀灭水中的致病微生物。

尤其是在那些无法理所当然地获取安全的饮用水的国家，人们应始终采用这种方法，并应口头传播这一信息。然而情况并非如此。经验已表明，仅仅这样做是不够的，即告诉人们这一问题（水中含有会引起痢疾的致病菌，而痢疾与儿童死亡率增加有关）和这一方法，然后就推测他们会将Sodis纳入他们的日常事务。总而

海报型提示(左)：“今天你已将瓶子放在太阳下了吗？” 桌面提示(右)：“你的瓶子须放在太阳下面”



Andrea Tamas和Silvie Krämer,环境心理学家, 系统分析、综合评价和模拟室博士研究生。
Andrea Tamas于2009年初获博士学位

言之，导致行为改变的过程是一个复杂的过程^[2,3]：它包括问题的认识、知识的获取、积极态度的建立以及最终（试探性地）采取一种新的行为。对于成功改变行为至关重要的是最后一个阶段：习惯的形成——当行为从有认识的需要尝试阶段变为日常实践时，需要少量认知资源（即关于所涉行为的意识反映）。

在玻利维亚和津巴布韦3个实地研究中（见表），我们试图确定普及Sodis的最有效的战略（见第23页专栏）以及对于支持习惯形成过程的合适的干预（见第24页的专栏）^[4]。接着通过个人采访分析了所实施措施的有效性。

人与人之间的战略：比大众传播更为有效和成本更低 各种传播战略在这3个不同的项目中进展如何呢？通过信息活动，只有10%的参与者被说服永久性采用Sodis^[2]。在这样一个活动之后，自我扩散往往也是相当有限的。相比之下，雇用专业讲解员获得了极高的成功率：通过这种方法，项目1的73%的受访者^[5]和项目了90%以上的受访者^[2]在2个月内成为Sodis的固定使用者。通过自愿的传播者的Sodis促进活动也是有效的：为期2个月后，67%的受访者称他们已使用这一方法。另外，由于来自研究区本身的愿传播者们的努力，Sodis在人群中得到更广泛的谈论。由于他们在自愿基础“工作”，所以没有专业讲解员那样有效（但成本也较低）^[5]。一个包括专业讲解员和自愿传播的联合战略，可能是一个有希望的方法，应在未来的项目中对之进行检验。



Sodis竖立在保健博览会上

保健博览会常常是由非政府组织组织的，作为一种尽可能多的人同时寻址的方式。不过，在这样一种博览会上实际听说Sodis的人数非常有限(只有20%的受访者)，结果，使用Sodis的人数相应很低[5]。一种新型战略是基于激励的自我扩散，与专业讲解员活动一起，分发PET瓶证书。不过，仅靠采用这种战略只说服26%的受访者在未来使用Sodis法来制备他们的饮用水。因此，这种方法更适合作为继成功的传播措施之后的一种维持战略^[2]。

提示的效应比公众自我承诺的效应更持久 所研究的两种习性形成措施，即提示和公众自我承诺，使Sodis被用于家庭的可能性增加了2~3倍^[3]。在津巴布来，这两种措施也能使Sodis用户数保持不变，强化这一习惯以及减少遗忘^[2]。在玻利维亚，甚至在为期7个月的无干预

专栏：传播战略

信息活动 由专业讲解员组织的、旨在提高对这一问题的认识以及交流Sodis应用方面的知识。在这些活动中，应分发用于试用的Sodis水瓶子。

专业讲解员 负责给定时间内走访尽可能多的家庭，以促进Sodis的使用。如需要时，他们可以分发额外一些材料，如小传单或瓶子。讲解员受过这项工作的培训，并获取薪水。

自愿传播者 是推广Sodis地区的当地人。他们一般是对该方法感兴趣的妇女，在集中培训之后，她们试着说服邻居和熟人采用Sodis。

保健博览会 被用来在尽可能多的人中推广健康的行为(营养、卫生、饮用水)。由于它们提供音乐、食物和文娱活动，所以对参与者有吸引力。一个不利因素是Sodis只是作为众多其他项目之一出现。另外，这类活动需要大量组织工作和财政资源。

基于激励的自我传播战略 鼓励目标区的人们传播Sodis信息。激励采取凭证的方式，这种凭证可以在瓶子中心交换PET瓶子。随着每一个分发的瓶子，领受人获得另一张用于传递的凭证。

阶段之后，通过家中的提示获得了这种结果。不过，在绝大多数情况下，由于宣传家庭使用Sodis意图的海报和张贴物展示在屋外，所以仅几周后它们就被毁坏了。在通过一个习惯形成模型计算的基础上，我们证明提示和

用于评估不同Sodis传播战略的项目总览

项目	时间	地点	家庭数/人数	采用的传播战略	采用的习惯形成措施	活动持续时间	活动后使用Sodis的家庭数*
1	2005	玻利维亚的郊区	1000 / 5000	专业讲解员 自愿传播者 保健博览会	提示 公众自我承诺	2个月	400
2	2007	玻利维亚的乡村地区	3500 / 18 000	专业讲解员	提示	6个月	2200
3	2007 to 2009	津巴布韦哈拉雷的贫民区	43 000 / 216 000	专业讲解员 信息活动 激励战略	提示 公众自我承诺	12个月	20 000 (加 8500**)

* 基于调查的推论

** 周围地区通过自我传播被告知Sodis的家庭



一位专业讲解员在工作

公众自我承诺都间接对Sodis使用的程度（即Sodis处理水占日总耗水量的百分率）产生影响。

总的行为改变过程中所涉所有因素的分析还产生有趣的发现：不管饮用水的类型如何（开水、未处理过的水或Sodis处理水），类似的因素都会影响水消费量。行为动机越明显，一个人就越喜爱一种特定的水（例如基于味道），他或她就更喜欢这种方法。虽然塑料瓶的可得性也有关系，但并不像最初猜想的那么重要。

对未来项目的建议 在这三个项目数据结果基础上，我们建议，Sodis传播应总是伴随着一个包括标准问题表的监测程序。以这种方式获得的信息有助于随后推广战略的制定或现行干预的调整。虽然总应展现Sodis的“硬”道理（易于使用、健康、节省成本等），但不应低估味道这一问题。因此，重要的是，当介绍Sodis时，应给潜在用户尝这种水的机会。

公众自我承诺：“我们饮用Sodis水和保护我们的健康（左）。我们保证饮用经太阳处理过的水（右）”



专栏：习惯形成战略

提示，如果可有的话，应在每日基础上制备水的地方展示桌面牌，海报或招贴形式的提示。在所有项目中，作为一般基本住所的装饰，提示证明是非常普遍的。

公众自我承诺 向邻里中的其他人表明这户家庭正在使用Sodis。它们可以采取显著展示在建筑物外面的防水海报或招贴的形式。

就我们看来，特别有希望的是人与人之间的和基于激励的自我传播战略以及用于支持习惯形成的提示。如果资源允许的话，也可以采用公众自我承诺。另外，可以采用一些替代方法来增加Sodis的可视性，例如墙壁绘画和收音机广告。不过，鉴于高成本和效果有限，我们要奉劝不要采用保健博览会的方式。

长期目标应该是，从主要的外部促进战略向自我持续模式。在这一点上，我们看到了自愿传播者的巨大潜力，他们应定期接受监督和表彰。总之，Sodis实施项目的执行期不应少于1年或最好2年，因为行为改变和持久的习惯形成是一个缓慢的过程，带有恢复从前习性的风险。



- [1] www.sodis.ch
- [2] Kraemer S.M., Mosler H.-J. (submitted): Persuasion factors influencing the decision to use sustainable household water treatment. *Environmental Psychology*.
- [3] Tamas A. (2009): Successful promotion of Solar Water Disinfection (Sodis). Unpublished PhD Thesis, University of Zurich, Zurich.
- [4] Mosler H.-J., Tobias R. (2007): Umweltpsychologische Interventionsformen neu gedacht. *Umweltpsychologie 11 (1)*, 35–54.
- [5] Tamas A., Tobias R., Mosler H.-J. (in print): Promotion of Solar Water Disinfection: Comparing the effectiveness of different strategies in a longitudinal field study in Bolivia. *Health Communication*.



Martin Krauss, 地质生态学家, 环境化学室的研究员
联合作者: Philipp Longré 和 Juliane Hollender

亚硝胺——一种水安全风险吗

亚硝胺是可能的人类致癌物。除了随食物被摄入外, 这些物质还通过胃中的化学反应产生。鉴于美国和加拿大饮用水污染的研究结果, 我们调研亚硝胺是否也会对瑞士的水资源构成危险。

在20世纪90年代中期, 美国和加拿大部分地区的加氯和氯胺处理饮用水中发现N-亚硝基二甲基胺(NDMA)。随后的研究发现, 饮用水中的NDMA主要是通过有机氮先质与氯胺反应形成的[1] (图1)。这些氮先质主要源自废水, 它们在废水处理厂中未被完全降解。为这些化合物所共有的是二甲基胺基团的存在, 它出现在很多药物、农药(如敌草隆)和工业化学品(如二甲基胺)中。相比之下, 氯胺要么在氯胺化过程中直接加入水中, 要么在氯化期间由次氯酸盐和可得的铵所形成。所以预计在这类情况下亚硝胺浓度会升高: 饮用水(已知或未知地)抽自接受废水输入的水体或被氯或氯胺消毒过。

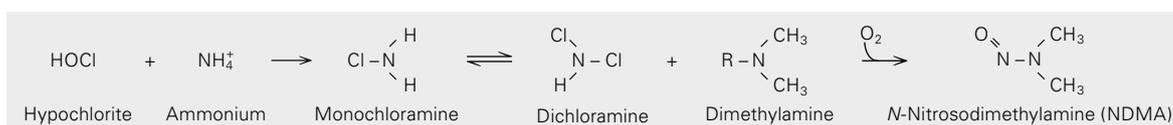
NDMA和其他N-亚硝胺可以从多种不同来源进入废水。这些化合物在各种工艺过程中由胺形成, 例如在烘烤过程中, 在橡胶、涂料和洗涤剂生产过程中, 在制革过程中以及当使用半合成冷却润滑剂时。在瑞士, 这些来源更为相关, 因为瑞士的饮用水很少加氯, 而且从不用氯胺处理。瑞士的水资源一般不会曝露于重大的废水输入, 但无法排除污染的废水的局部释放。所以我们希望弄清瑞士的废水是否被亚硝胺污染和污染程度如何, 以及这些物质是否在处理过程中被有效去除。为此, 我

们采用了一种由我们小组新研制的高性能分析方法, 这一方法也适合用于测定以前不可测的(不挥发的和热不稳定的)亚硝胺^[2]。

瑞士废水中的亚硝胺 为了全面了解瑞士废水的亚硝胺污染情况, 在20个废水处理厂进行了研究。这时, 在处理过程的不同阶段(在一级处理和二级处理之后以及在砂滤之后)和单独场合采集混合样品。另外, 为了用文件证明随时间推移的可变性, 在2006~2008年期间, 在Regensdorf的Wüeri废水处理厂的16个场合采集了24~72小时的混合样品。在每一种情况下, 我们分析了样品的浓度低至1 ng/L的8种不同的亚硝胺。

在所有20个废水处理厂都检测了亚硝胺。一级出水中的浓度最高, NDMA的浓度为1~89 ng/L(图2), N-亚硝基吗啉的浓度为4~31 ng/L。Regensdorf废水处理厂的NDMA浓度随时间而变, 从不可测到最高浓度接近1 µg/L(图3)。相比之下, 亚硝基吗啉的浓度变化(3~30 ng/L)则要低得多。另4种目标亚硝胺在废水样品中的出现频率较低, 浓度最高为25 ng/L。2种亚硝胺根本未检出。

废水生物处理大大减少了多数废水处理厂的亚硝



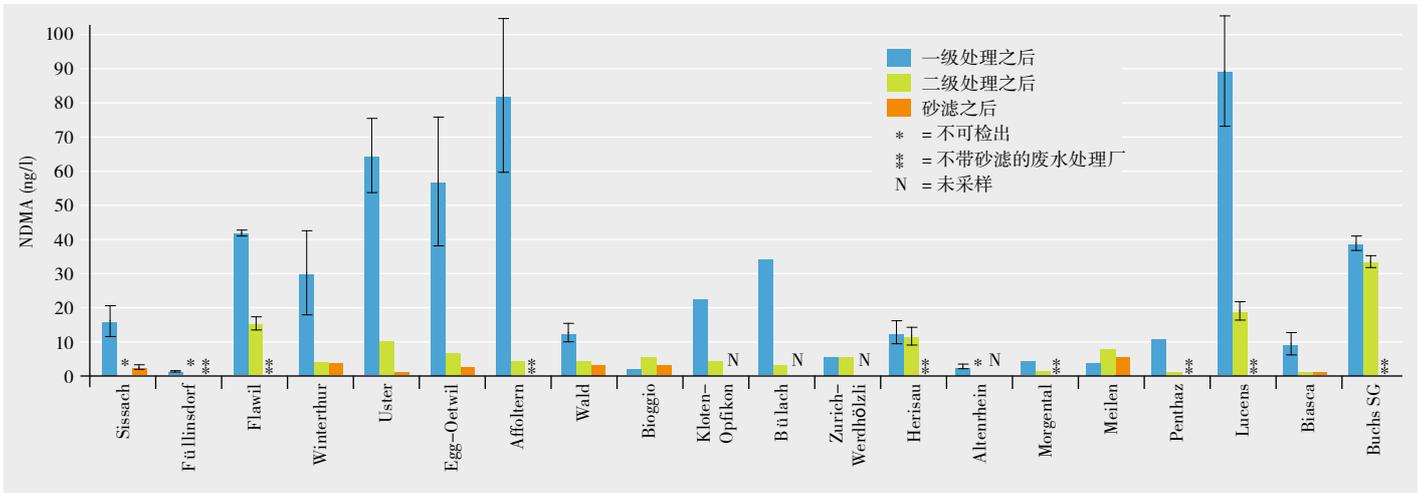


图2 瑞士20家废水处理厂不同处理阶段废水中的N-亚硝基二甲胺浓度

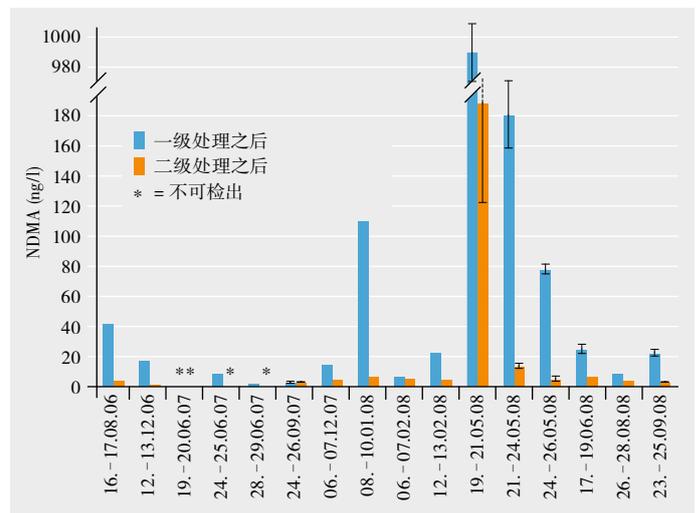
胺污染，处理后亚硝胺浓度一般低于20 ng/L。NDMA的平均去除率为70%，N-亚硝基吗啉的平均去除率为70%~90%，尽管这些去除率是变化的（某些情况下变化幅度较大）。

我们的研究表明，某些亚硝胺的浓度可能会在废水中达到高峰，这可能归咎于尚未确定的工业源的个

别释放。不过，由于废水处理厂处理效率一般都很高，所以瑞士处理过的废水的亚硝胺污染程度较低。

水循环中的亚硝胺 与瑞士相比，世界很多地方的饮用水资源被过度开发，结果，废水正在被越来越多地回用作饮用水或工艺用水。作为欧盟资助的RECLAIM水项目的一部分^[3]，我们研究了比利时北海沿海Wulpen/Torreelle厂的亚硝胺存在情况。在该厂，城市废水经过常规二级废水处理，而且额外经过超滤和反渗透处理，以便去除大部分致病微生物、大污染物和微污染物。净化的废水通过水池渗入该沙丘区的一个被过度开采的蓄水层。在大约40天的滞留期之后，该地下水被抽出用于饮用水生产(图4)。

图3 Regensdorf废水处理厂N-亚硝基二甲胺的浓度变化



专栏：来自食物的和体内产生的亚硝胺

自20世纪70年代以来，人们已知食物中存在着浓度最高为几mg/kg的亚硝胺(在烟熏和亚硝酸盐熏腌的肉和鱼中以及在麦芽产品如啤酒中。人们也已继续在众多其他消费品中发现亚硝胺，例如橡胶产品（如模型）和化妆品以及香烟。尽管如此，由于生产工艺过程改进，目前食物中含有的亚硝胺的浓度要低得多，最近的估计认为，成人的日摄入量约为80~300ng/日^[4]。

另外，亚硝胺内因生成归咎于总的曝露：在胃中，硝酸盐被还原成亚硝酸盐，后者在酸性条件下与食物中的胺反应生成亚硝胺。文献中的估算值差异很大，从100ng/日到20 μg/日不等。因此，亚硝胺内因生成可能是造成绝大部分总负荷的主要原因，不过，这很大程度上取决于饮食习惯^[4]。

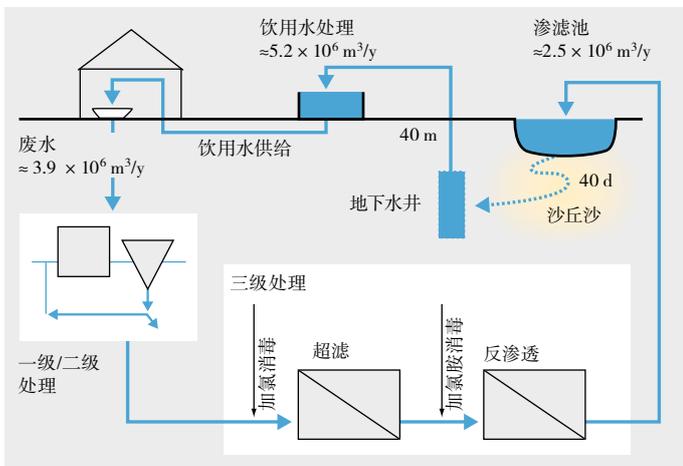


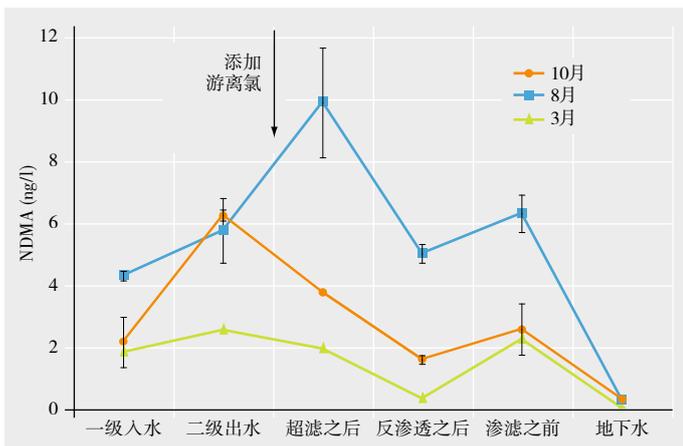
图4 比利时Wulpen/Torreele厂废水处理、地下水人工充填以及饮用水生产流程图

在二级处理过程之前和之后，废水中只有低浓度的NDMA和N-亚硝基吗啉（低于10ng/L）。

当高剂量的氯或氯胺被用来(如在夏季)防止超滤膜和反渗透膜污染时，生成了NDMA（图5）。与多数无机离子和有机微污染物相比，大约只有50%的这种物质被反渗透所去除，因为小的、不带电荷的和极高性的NDMA分子能穿过这类膜。不过，NDMA会在地下水中降解，所以地下水或处理过的饮用水中未检测到它。通过反渗透，低浓度的N-亚硝基吗啉被减至检测极限之下。

我们的研究进一步证明，反渗透对亚硝胺先质的拦截率在98%以上。因此，即便饮用水被氯化处理过，也极不可能生成亚硝胺。

图5 Wulpen/Torreele厂3个采样场合测定的N-亚硝基二甲胺的浓度 添加游离氯：3月和10月1.5mg/L, 8月2.75mg/L



专栏：亚硝胺极限

亚硝胺是致癌物或更确切地说是原致癌物，在它们能施放任何有害影响之前，必须在体内被活化。对于这类物质来说，无法在典型的剂量-反应关系基础上确定特定的极限。因此，极限要基于允许的过度致癌风险之上(这是通过动物实验推知的)。美国卫生与公众服务部2005年确定：终生饮用水消费的百万分之一癌风险水平的NDMA浓度为0.7 ng/L;其他亚硝胺的浓度值在0.2~16 ng/L范围内。

在瑞士，迄今尚未规定饮用水中亚硝胺的浓度，而在荷兰、德国和美国一些州，已建议或规定了NDMA的10 ng/L的标准或作用水平。

尽可能避免亚硝胺 我们的研究表明，与美国和加拿大不同，瑞士的饮用水供给不可能被亚硝胺污染。量大得多的亚硝胺是通过我们食物被摄入的或通过我们自己的人体产生的（见第26页上的专栏）。与日总摄入量（成人的日总摄入量可能为毫克级）相比，建议大约10 ng/L饮用水指导值（见第27页上的专栏）似乎是非常低的。不管怎么说，要避免饮用水中致癌物质的任何额外摄入，尤其是婴儿和儿童，他们通过食物摄入的亚硝胺肯定要低得多。 ○○○

我们要感谢Johan Cauwenberghs(Aquafin)和Emmanuel van Houtte(IWVA)在Wulpen/Torreele采集样品。这些研究得到联邦环境部和欧盟的支持。

- [1] Schreiber I.M., Mitch W.A. (2006): Nitrosamine formation pathway revisited: the importance of chloramine speciation and dissolved oxygen. *Environmental Science & Technology* 40, 6007–6014.
- [2] Krauss M., Hollender J. (2008): Analysis of nitrosamines in wastewater: Exploring the trace level quantification capabilities of a hybrid linear ion trap/Orbitrap mass spectrometer. *Analytical Chemistry* 80, 834–842.
- [3] www.reclaim-water.org
- [4] Fristachi A., Rice G. (2007): Estimation of the total daily oral intake of NDMA attributable to drinking water. *Journal of Water and Health* 5, 341–355.



Frederic Gabriel, 化学和环境生物化学小组成员, Hans-Pete Kohler, 生物化学家, 环境微生物学室环境生物化学小组组长

壬基酚:降解与雌激素性

壬基酚是内分泌干扰素, 它们总是以不同的异构体混合物的形式出现。新的研究表明, 这些异构体被细菌不同程度地降解, 这种混合物所构成的雌激素风险在这一过程中甚至可能会被增加。

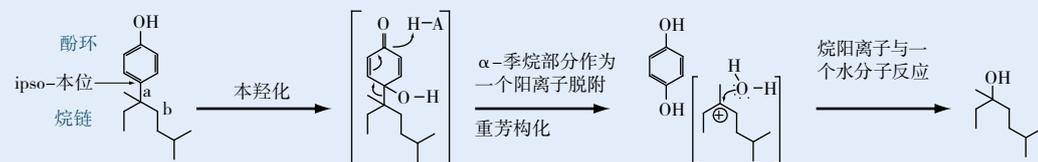
壬基酚是具有内分泌干扰效应的高度有毒的环境污染物。自20世纪80年代以来, Eawag一直在研究废水处理厂和水生环境中这些物质的行为。在工业规模上由酚和丙烯三聚体生产的所谓的工业壬基酚, 主要用于壬基酚乙烯醚(一组重要的非离子表面活性剂)的合成。壬基酚提供了一个惊人的实例: 有毒化合物是如何能通过较为无害的人为起源物质在环境中产生出来的。当废水中较不成问题的壬基酚乙烯醚进入处理厂时, 用于表面活性剂生产的壬基酚由于乙烯醚链逐步的微生物降解而被释放出来。一些年来, 在欧盟和瑞士, 法规已严格限制壬基酚及其乙烯醚的使用。但在美国和其他很多国家, 尚未有这方面的法律限制。

由于制造过程所致工业壬基酚是一种含有100多个

异构体的复杂的混合物, 这些异构体在烷链上的分枝形式和位置是不同的(图1)。这种工业混合物中的大约85%的异构体是4-壬基酚, 即烷链位于位置4(相对于酚环上的OH族)。虽然众多科学出版物中已讲述了各种环境部分的壬基酚污染, 但人们很少知道这种异构体成分在降解过程中是如何变化的。所以我们进行了使用壬基酚降解菌 *Sphingobium xenophagum* 拜拉姆的实验(见专栏“壬基酚的微生物降解”)[1-4]。由于个别壬基酚构体的雌激素效应(见第30页上的专栏“壬基酚的雌激素活性”)似乎取决于烷链的分枝形式, 我们也在雌激素性试验中研究了一系列纯壬基酚异构体(与美国 Sumpter 教授的研究小组合作)[1]。

专栏: 壬基酚的微生物降解

近年来, 人们已从废水处理厂的活性污泥中分离出几个属于 *Sphingomonad* 族的细菌株, 它们能降解壬基酚, 把壬基酚用作碳源和能源。令人惊讶的是, 不同大陆分离出的这些菌株都利用相同的新型降解机理: 整个烷侧链独立于环, 而且以营养介质中相应的乙醇衍生物的形式出现。为了说明 Eawag 从 Kloten-Opfiko 废水处理厂活性污泥中分离出来的菌株——*Sphingobium xenophagum* 拜拉姆的壬基酚降解[2], 我们建议采用 ipso-替代机理[3,4]。比利时、日本和美国分离出来的菌株似乎利用相同的机理(见参考文献[1])。



α -壬基酚通过 *Sphingobium xenophagum* 拜拉姆的本取替被降解。方括号中所示的中间介质是不稳定的。

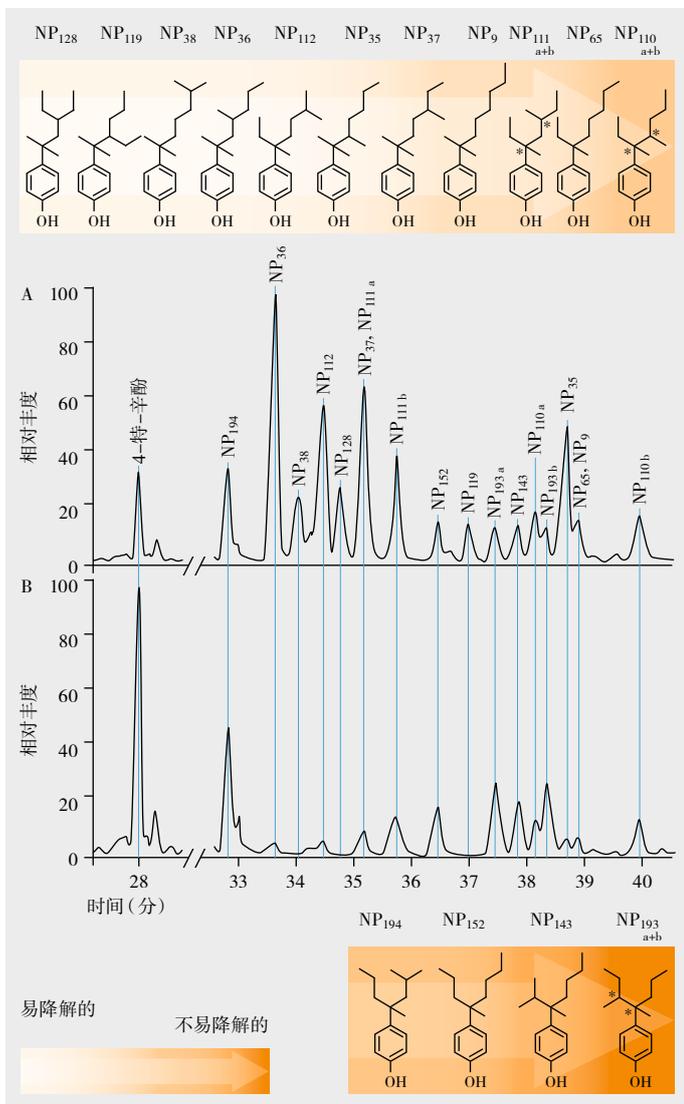


图1 工业壬基酚由于Sphingobium xenophagum拜拉姆降解而导致的“老化”。气相色谱-质谱测量总离子流 (TIC) 示踪显示了实验开始时 (A) 和培育9天之后 (B) 的壬基酚混合物。计算了和国内标准有关的丰度值 (4-特-辛酚)

壬基酚混合物的微生物降解 在降解实验中，我们为S.xenophagum拜拉姆提供工业壬基酚作为其唯一的碳源和能源。在9天中，该细菌转换了大约86%的4-壬基酚。但依据烷链的结构，降解的彻底程度或高或低。一般，在烷链的 α 位上带有松散基团的异构体更不顺从，它们富集在结果混合物中（比较图1A和B）。这可能是由于这些壬基酚的附着烷链空间位阻碍邻本位上的羟基化（见专栏“壬基酚的微生物降解”）。涉及个别异构体的确定的混合物的实验表明，长的烷链也妨碍本羟

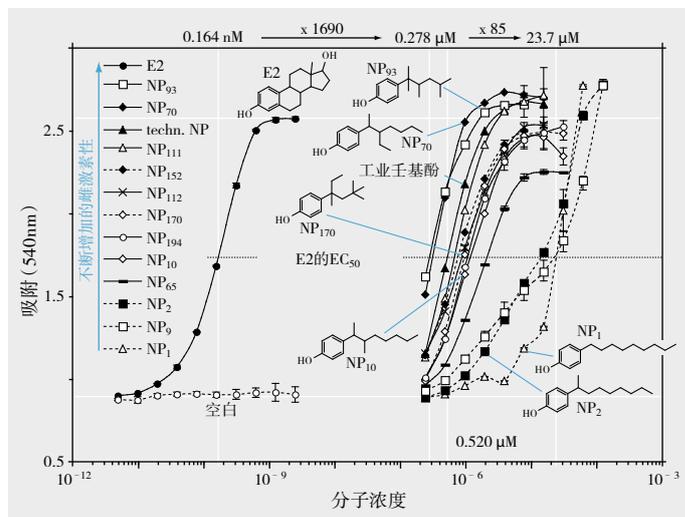


图2 采用酵母雌激素筛分 (YES) 检定法确定的随浓度而变的个别壬基酚异构体和雌激素 17β -雌二醇 (E2) 的雌激素活性 (来自两种检定法的平均值和标准误差)。这里未显示的结构式见图1

化。

早已在东京湾周围的河水样中和堆肥厂中发现 α -位带有松散基团的壬基酚异构体的富集（见参考文献[1]）。我们所提出的本-羟基化机理可能是这些壬基酚指纹结构发育中的决定性因素。另外，我们推测异构体的组成取决于壬基酚混合物的“老化”程度以及主要老化过程（如微生物降解或光化学分解）。在各种异构体间的老化过程几乎没有差异的情况下，或在不存在任何转换的情况下（例如，因为壬基酚吸附于固体而避免降解），壬基酚混合物的组分将会非常类似于原始工业混合物的组分。这可以解释为什么在某些沉积物中未观察到壬基酚形式变化。

壬基酚异构体的雌激素性 3项研究已证明，壬基酚异构体的雌激素性取决于烷残基的结构，但迄今尚未完全阐明作为这一关系基础的原理。不过，在现有研究结果基础上，可以估计壬基酚混合物的雌激素效应会依据异构体组分方面的差异而不同。这一结论与环境污染物的风险评估有关，因为一些生物体系中的壬基酚的异构体分布形式大大不同于工业混合物的这种分布形式。

专栏:壬基酚的雌激素活性

基于壬基酚与雌激素17 β -雌二醇的结构关系,它们可能会对很多脊椎动物产生内分泌干扰、雌激素性影响。20世纪90年代,壬基酚被认为与英国严重污染的河流中鱼类的雌性化有牵连:生活在废水处理厂出水排放口下游河流中的雄性幼鱼带异常小的睾丸,并产生卵黄蛋白原(通常存在于雌性体内的一质)。

图2示出了随酵母雌激素筛分(YES)检定法中浓度而变的12种不同壬基酚异构体的雌激素活性。所研究的这些异构体一般达到像雌激素17 β -雌二醇一样的最大活性,虽然这需要高1700~140 000倍的浓度。工业壬基酚的EC20(即对YES检定中的17 β -雌二醇产生20%最大反应的浓度)与20世纪90年代中期在英国一些严重污染河段实际检测到的溶解壬基酚浓度(24~53 $\mu\text{g/L}$)位于同一数量级(大约为61 $\mu\text{g/L}$)。根据一项先行研究,在烷链的 α -碳原子上的高度分枝,可能是高度雌激素性壬基酚异构体的一个重要的结构特征。不过,在我们的实验中, NP93和NP70异构体尤其有效力。这两种异构体在 β 位上有一个烷基替代物和一个分别带有5个和6个碳原子的主环。带有一个类似长度侧链(4~6个碳原子)但无 β -替代物的异构体(如NP65)和那些带有 β -替代物但更长侧链的的异构体(NP10)不太有力,即便它们拥有一个季 α -碳原子(即一个碳原子附着于其他4个碳原子)。所以我们的结论(如同一个日本研究小组的那样)是,并非 α -替代而是 β -替代连同一个最佳长度的主链,是壬基酚中高雌激素活性的关键性因素[1]。如果这两种活性促进结构特征都缺乏的话,异构体的雌激素活性往往就较低。鉴于它们结构,所以迄今尚未检验的但不顺从的异构体NP193a和NP193b可能是高度雌激素性的。

因为雌激素效应会发展,所以活性物质必然会与蛋白质受体中的匹配腔相互作用(锁与钥匙原理)。17 β -雌二醇的结构尤其适应于受体结合位点。即使如此,在激素受体复合物中,邻近配体2个位置的大孔穴

依然未被占领。这些孔穴可以容纳一个配体的更多的基团(如某些壬基酚的适当改形的 β -替代物),从而增加配体-受体复合物的稳定性以及增加雌激素效应。

微生物降解对雌激素活性的影响 工业壬基酚中存在的18种主要的异构体中,迄今只有11种已被合成和检测雌激素性。明显的是,所有这些异构体的雌激素性都低于工业混合物。如果这不能被一种协同效应解释的话(即当整体确定等于各部分之和时),这些研究结果意味着,要么某些尚未检验的主要成分至少比工业混合物更为有力,要么某些次要成分是高度雌激素性的。例如,可能需要调查像NP167这类高雌激素性异构体(其效力是工业壬基酚的153倍)是否是这种工业混合物的次要成分。显然,鉴于其雌激素性,工业壬基酚中可能只需要存在少量这类化合物。

异构体特定降解肯定会以这种或那种方式影响壬基酚混合物的内分泌干扰活性。如果不顺从的异构体如NP193a和NP193b证明是高雌激素性的,那么就存在通过位替代的微生物降解将会增加壬基酚混合物雌激素性的重大风险^[1]。所以只有当各种异构体被检测时,欧盟所要求的对壬基酚的有效监测才能成为可能。



- [1] Schreiber I.M., Mitch W.A. (2006): Nitrosamine formation pathway revisited: the importance of chloramine speciation and dissolved oxygen. *Environmental Science & Technology* 40, 6007-6014.
- [2] Krauss M., Hollender J. (2008): Analysis of nitrosamines in wastewater: Exploring the trace level quantification capabilities of a hybrid linear ion trap/Orbitrap mass spectrometer. *Analytical Chemistry* 80, 834-842.
- [3] www.reclaim-water.org
- [4] Fristachi A., Rice G. (2007): Estimation of the total daily oral intake of NDMA attributable to drinking water. *Journal of Water and Health* 5, 341-355.

A database listing all publications by Eawag staff (including article summaries) is available at: http://library.eawag-empa.ch/eawag_publications.html. Open access publications can be downloaded free of charge. The database is searchable by author, title or keyword. If you have any queries, please contact: library@eawag-empa.ch

Abreu J.A., Beer J., Steinhilber F., Tobias S., Weiss N. (2008): For how long will the current grand maximum of solar activity persist? *Geophysical Research Letters* 35, Article number L20109.

Acuña V., Wolf A., Uehlinger U., Tockner K. (2008): Temperature dependence of stream benthic respiration in an Alpine river network under global warming. *Freshwater Biology* 53 (10), 2076–2088.

Al-Halbouni D., Dott W., Hollender J. (2009): Occurrence and composition of extracellular lipids and polysaccharides in a full-scale membrane bioreactor. *Water Research* 43 (1), 97–106.

Anselmetti F.S., Ariztegui D., De Batist M., Gebhardt A.C., Haberzettl T., Niessen F., Ohlendorf C., Zolitschka B. (2008): Environmental history of southern Patagonia unravelled by the seismic stratigraphy of Laguna Potrok Aike. *Sedimentology*, online first (20 pp).

Anselmetti F.S., Ariztegui D., Haug G.H., Kipfer R., Sturm M. (2008): Kontinentale Tiefenbohrungen mit internationaler Zusammenarbeit. CH-ICDP Workshop, 26–28.

Ariztegui D., Anselmetti F.S., Gilli A., Waldmann N. (2008): Late Pleistocene Environmental Change in Eastern Patagonia and Tierra del Fuego – A Limnogeological Approach. *Developments in Quaternary Science* 11, 241–253.

Arrigoni A., Findlay S., Fischer D., Tockner K. (2008): Predicting carbon and nutrient transformations in tidal freshwater wetlands of the Hudson River. *Ecosystems* 11 (5), 790–802.

Ashauer R., Brown C.D. (2008): Toxicodynamic assumptions in ecotoxicological hazard models. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27 (8), 1817–1821.

Becker H., Sturm A., Bron J.E., Schirmer K., Bury N.R. (2008): The A/B domain of the teleost glucocorticoid receptors influences partial nuclear localization in the absence of hormone. *Endocrinology* 149 (9), 4567–4576.

Beer J., Geel B. (2008): Holocene climate change and the evidence for solar and other forcings. In: Battarbee, R.W., Binney, H. (Eds.) *Natural climate variability and global warming*, Wiley-Blackwell, 138–162.

Benesh D.P., Valtonen E.T., Seppälä O. (2008): Multidimensionality and intra-individual variation in host manipulation by an acanthocephalan. *Parasitology* 135 (5), 617–626.

Benner J., Salhi E., Ternes T., von Gunten U. (2008): Ozonation of reverse osmosis concentrate: Kinetics and efficiency of beta blocker oxidation. *Water Research* 42 (12), 3003–3012.

Beres M., Gilli A., Ariztegui D., Anselmetti F.S. (2008): The Lago Cardiel Basin, Argentina (49°S): Origin and evolution revealed by high-resolution multichannel seismic reflection studies. *Journal of South American Earth Sciences* 25 (1), 74–85.

Brand A., Dinkel C., Wehrli B. (2009): Influence of the diffusive boundary layer on solute dynamics in the sediments of a seiche-driven lake: A model study. *Journal of Geophysical Research* 114, Article number G01010 (12 pp).

Brand A., McGinnis D.F., Wehrli B., Wüest A. (2008): Intermittent oxygen flux from the interior into the bottom boundary of lakes as observed by eddy correlation. *Limnology and Oceanography* 53 (5), 1997–2006.

Braun D., Gujer W. (2008): Reactive tracers reveal hydraulic and control instabilities in full-scale activated sludge plant. *Water Science and Technology* 57 (7), 1001–1007.

Buchsbaum T., Mosler H. J. (2008): Knowledge and attitude dynamics in a two-persons discussion based on a persuasion model from social psychology. ESSA 2008 - The Fifth Conference of the European Social Simulation Association, Brescia, Italy, September 1–5, 2008, 14 pp.

Bundschuh M., Hahn T., Gessner M.O., Schulz R. (2009): Antibiotics as a chemical stressor affecting an aquatic decomposer-detrivore system. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28 (1), 197–203.

Dayer R., Fischer B.B., Eggen R.I.L., Lemaire S.D. (2008): The Peroxiredoxin and Glutathione Peroxidase Families in *Chlamydomonas reinhardtii*. *Genetics* 179 (1), 41–57.

Delcourt M., Räsänen K., Hendry A.P. (2008): Genetic and plastic components of divergent male intersexual behavior in Misty lake/stream stickleback. *Behavioral Ecology* 19 (6), 1217–1224.

Dijkstra P.D., Hemelrijk C., Seehausen O., Groothuis T.G.G. (2009): Color polymorphism and intrasexual competition in assemblages of cichlid fish. *Behavioral Ecology* 20 (1), 138–144.

Dogaru D., Zobrist J., Balteanu D., Popescu C., Sima M., Amini M., Yang H. (2009): Community perception of water quality in a mining-affected area: A case study for the Certej Catchment in the Apuseni Mountains in Romania. *Environmental Management*, online first (15 pp).

Eichler A., Olivier S., Henderson K., Laube A., Beer J., Papina T., Gäggeler H.W., Schwikowski M. (2009): Temperature response in the Altai region lags solar forcing. *Geophysical Research Letters* 36, L01808 (5 pp).

Felis E., Alder A.C., Surmacz Gorska J., Miksch K. (2008): Advanced oxidation of the

polycyclic musk fragrances with using UV and UV/H₂O₂ processes. *Archives of Environmental Protection* 34 (1–2), 13–23.

Gabriel F.L.P., Routledge E.J., Heidberger A., Rentsch D., Guenther K., Giger W., Sumpter J.P., Kohler H.P.E. (2008): Isomer-specific degradation and endocrine disrupting activity of nonylphenols. *Environmental Science & Technology* 42 (17), 6399–6408.

Graf J., Meierhofer R., Wegelin M., Mosler H.J. (2008): Water disinfection and hygiene behaviour in an urban slum in Kenya: impact on childhood diarrhoea and influence of beliefs. *International Journal of Environmental Health Research* 18 (5), 335–355.

Hasu T., Jokela J., Valtonen E.T. (2008): Effects of growth factors and water source on laboratory cultures of a northern *Asellus aquaticus* (Isopoda) population. *Aquatic Ecology* 42 (1), 141–150.

Heikkilä U., Beer J., Feichter J. (2009): Meridional transport and deposition of atmospheric 10^{Be}. *Atmospheric Chemistry and Physics* 8 (4), 515–525.

Helle S., Lummaa V., Jokela J. (2008): Marrying women 15 years younger maximized men's evolutionary fitness in historical Sami. *Biology Letters* 4 (1), 75–77.

Hilbe M., Anselmetti F.S., Eilertsen R.S., Hansen L. (2008): Spuren von Massenbewegungen auf dem Grund des Vierwaldstättersees bei Weggis: Die Ereignisse von 1601 und 1795. *Bulletin für Angewandte Geologie* 13 (1), 83–85.

Hodell D.A., Anselmetti F.S., Ariztegui D., Brenner M., Curtis J.H., Gilli A., Grzesik D.A., Guilderson T.J., Müller A.D., Bush M.B., Corrao-Metrio A., Escobar J., Kutterolf S. (2008): An 85-ka record of climate change in lowland Central America. *Quaternary Science Reviews* 27 (11–12), 1152–1165.

Hondzo M., Wüest A. (2009): Do microscopic organisms feel turbulent flows? *Environmental Science and Technology* 43 (3), 764–768.

Ibelings B.W., Havens K., Codd G.A., Dyle J., Landsberg J., Coveney M., Fournier J.W., Litaker W. (2008): Ecosystem effects workgroup report. In: Hudnell, H.K. (Ed.) *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs*, Springer, New York, 655–674.

Ibelings B.W., Havens K.E. (2008): Cyanobacterial toxins: a qualitative meta-analysis of concentrations, dosage and effects in freshwater, estuarine and marine biota. In: Hudnell, H.K. (Ed.) *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs*, Springer, New York, 675–732.

- Indermaur L., Schmidt B.R., Tockner K.** (2008): Effect of transmitter mass and tracking duration on body mass change of two anuran species. *Amphibia Reptilia* 29 (2), 263–269.
- Jonkers N., Kohler H.-E., Dammshäuser A., Giger W.** (2009): Mass flows of endocrine disruptors in the Glatt River during varying weather conditions. *Environmental Pollution* 157 (3), 714–723.
- Karvonen A., Seppälä O.** (2008): Effect of eye fluke infection on the growth of whitefish (*Coregonus lavaretus*) – An experimental approach. *Aquaculture* 279 (1–4), 6–10.
- Karvonen A., Seppälä O.** (2008): Eye fluke infection and lens size reduction in fish: A quantitative analysis. *Diseases of Aquatic Organisms* 80 (1), 21–26.
- Keller B., Wolinska J., Manca M., Spaak P.** (2008): Spatial, environmental and anthropogenic effects on the taxon composition of hybridizing *Daphnia*. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363 (1505), 2943–2952.
- Kohler M., Zennegg M., Bogdal C., Gerecke A.C., Schmid P., Heeb N.V., Sturm M., Vonmont H., Kohler H.P.E., Giger W.** (2008): Temporal trends, congener patterns, and sources of octa-, nona-, and decabromodiphenyl ethers (PBDE) and hexabromocyclododecanes (HBCD) in Swiss lake sediments. *Environmental Science & Technology* 42 (17), 6378–6384.
- Kovalova L., McArdell C.S., Hollender J.** (2009): Challenge of high polarity and low concentrations in analysis of cytostatics and metabolites in wastewater by hydrophilic interaction chromatography/tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A* 1216, 1100–1108.
- Kracht O., Gresch M., Gujer W.** (2008): Innovative tracer methods for sewer infiltration monitoring. *Urban Water Journal* 5 (3), 173–185.
- Kreuzer A.M., von Rohden C., Friedrich R., Chen Z., Shi J., Hajdas I., Kipfer R., Aeschbach-Hertig W.** (2009): A record of temperature and monsoon intensity over the past 40 kyr from groundwater in the North China Plain. *Chemical Geology*, In Press, Corrected Proof (13 pp).
- Langhans S.D., Tiegs S.D., Gessner M.O., Tockner K.** (2008): Leaf-decomposition heterogeneity across a riverine floodplain mosaic. *Aquatic Sciences* 70 (3), 337–346.
- Lee Y., Escher B.I., Von Gunten U.** (2008): Efficient removal of estrogenic activity during oxidative treatment of waters containing steroid estrogens. *Environmental Science and Technology* 42 (17), 6333–6339.
- Lee Y., von Gunten U.** (2009): Transformation of 17 α -ethinylestradiol during water chlorination: Effects of bromide on kinetics, products, and transformation pathways. *Environmental Science and Technology* 43 (2), 480–487.
- Liu J.** (2009): A GIS-based tool for modelling large-scale crop-water relations. *Environmental Modelling and Software* 24 (3), 411–422.
- Liu J., Savenije H.H.G.** (2008): Food consumption patterns and their effect on water requirement in China. *Hydrology and Earth System Sciences* 12 (3), 887–898.
- Liu J., Savenije H.H.G.** (2008): Time to break the silence around virtual-water imports. *Nature* 453, 587–587.
- Liu J., Williams J.R., Wang X., Yang H.** (2009): Using MODAWEC to generate daily weather data for the EPIC model. *Environmental Modelling and Software*, Article in press (10 pp.).
- Liu J., Yang H., Savenije H.H.G.** (2008): China's move to higher-meat diet hits water security. *Nature* 454, 397–397.
- Livingstone D.M.** (2008): A change of climate provokes a change of paradigm: Taking leave of two tacit assumptions about physical lake forcing. *International Review of Hydrobiology* 93 (4–5), 404–414.
- Luo J., Cirpka O.A.** (2008): Traveltime-based descriptions of transport and mixing in heterogeneous domains. *Water Resources Research* 44, Article number W09407 (16 pp.).
- Maan M.E., Eshuis B., Haesler M.P., Schneider M.V., van Alphen J.J.M., Seehausen O.** (2008): Color polymorphism and predation in a Lake Victoria cichlid fish. *Copeia* 3, 621–629.
- Magalhaes I.S., Mwaiko S., Schneider M.V., Seehausen O.** (2009): Divergent selection and phenotypic plasticity during incipient speciation in Lake Victoria cichlid fish. *Journal of Evolutionary Biology* 22 (2), 260–274.
- Malmqvist B., Rundle S.D., Covich A.P., Hildrew A.G., Robison C.T., Townsend C.R.** (2008): Prospects for streams and rivers: an ecological perspective. In: Polunin, N.V.C. (Ed.) *Aquatic ecosystems*, Cambridge University Press, 19–29.
- Maurer M.** (2009): *Wasserversorgung 2025. Aspekte der Versorgungssicherheit*. GWA Gas, Wasser, Abwasser 1.
- Metcalf C.D., Alder A.C., Halling-Sørensen B., Krogh K., Fenner K., Larsbo M., Straub J.O., Ternes T.A., Topp E., Lapen D.R., Boxall A.B.A.** (2008): Exposure assessment methods for veterinary and human use medicines in the environment: PEC vs MEC comparisons. In: Kümmerer, K. (Ed.) *Pharmaceuticals in the Environment: Sources, Fate, Effects and Risks*, Springer, Berlin, 147–171.
- Mosler H. J.** (2008): Overuse of natural resources: finding solutions with agent-based simulation. *Proceedings 22nd European Conference on Modelling and Simulation, ECMS 2008*. Nicosia, Cyprus, June 3–6, 2008, 84–89.
- Mosler H. J., Brucks W.** (2008): Resource-Use simulations using agents with psychology-relevant internal models. *ESSA 2008 – The Fifth Conference of the European Social Simulation Association*, Brescia, Italy, September 1–5, 2008, 12 pp.
- Mouton A.M., Schneider M., Peter A., Holzer G., Müller R., Goethals P.L.M., De Pauwa N.** (2008): Optimisation of a fuzzy physical habitat model for spawning European grayling (*Thymallus thymallus* L.) in the Aare river (Thun, Switzerland). *Ecological Modelling* 215 (1–3), 122–132.
- Müller A.D., Islebe G.A., Hillesheim M.B., Grzesik D.A., Anselmetti F.S., Ariztegui D., Brenner M., Curtis J.H., Hodell D.A., Venz K.A.** (2009): Climate drying and associated forest decline in the lowlands of northern Guatemala during the late Holocene. *Quaternary Research* 71 (2), 133–141.
- Müller B., Berg M., Pfluger A.** (2008): Dolphin expedition studies Yangtze pollution load. *World Water and Environmental Engineering* 31 (3), 45–47.
- Navarro E., Piccapietra F., Wagner B., Marconi F., Kaegi R., Odzak N., Sigg L., Behra R.** (2008): Toxicity of silver nanoparticles to *Chlamydomonas reinhardtii*. *Environmental Science & Technology* 42 (23), 8959–8964.
- Neuwöhner J., Junghans M., Koller M., Escher B.I.** (2008): QSAR analysis and specific endpoints for classifying the physiological modes of action of biocides in synchronous green algae. *Aquatic Toxicology* 90 (1), 8–18.
- Neuwöhner J., Reineke A.K., Hollender J., Eisen-träger A.** (2009): Ecotoxicity of quinoline and hydroxylated derivatives and their occurrence in groundwater of a tar-contaminated field site. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72 (3), 819–827.
- Nowak W., Schwede R.L., Cirpka O.A., Neuwöhner I.** (2008): Probability density functions of hydraulic head and velocity in three-dimensional heterogeneous porous media. *Water Resources Research* 44, Article number W08452 (15 pp.).
- Ort C., Gujer W.** (2008): Sorption and high dynamics of micropollutants in sewers. *Water Science and Technology* 57 (11), 1791–1797.
- Paetzold A., Yoshimura C., Tockner K.** (2008): Riparian arthropod responses to flow regulation and river channelization. *Journal of Applied Ecology* 45 (3), 894–903.
- Peter A.** (2008): *Taste and odor in drinking water: Sources and mitigation strategies*. Dissertation 17761, ETH Zürich, Switzerland, 143 pp.
- Petrusek A., Hobæk A., Nilssen J.P., Skage M., Černý M., Brede N., Schwenk K.** (2008): A taxonomic reappraisal of the European *Daphnia longispina* complex (Crustacea, Cladocera, Anomopoda). *Zoologica Scripta* 37 (5), 507–519.

- Räsänen K., Hendry A.P.** (2008): Disentangling interactions between adaptive divergence and gene flow when ecology drives diversification. *Ecology Letters* 11 (6), 624–636.
- Räsänen K., Söderman F., Laurila A., Merilä J.** (2008): Geographic variation in maternal investment: acidity affects egg size and fecundity in *Rana arvalis*. *Ecology* 89 (9), 2553–2562.
- Reichert P., Mieleitner J.** (2008): Lake Models. In: Jørgensen, S.E. (Ed.) *Encyclopedia of Ecology*, Elsevier, Oxford, 2068–2080.
- Reinstorf F., Strauch G., Schirmer K., Gläser H.-R., Möder M., Wennrich R., Osenbrück K., Schirmer M.** (2008): Mass fluxes and spatial trends of xenobiotics in the waters of the city of Halle, Germany. *Environmental Pollution* 152 (2), 452–460.
- Richter V., Potthoff A., Pompe W., Gelinsky M., Ikonomidou H., Bastian S., Schirmer K., Scholz S., Hofinger J.** (2008): Evaluation of health risks of nano- and microparticles. *Powder Metallurgy* 51 (1), 8–9.
- Robinson C.T., Schmid D., Svoboda M., Bernasconi S.M.** (2008): Functional measures and food webs of high elevation springs in the Swiss alps. *Aquatic Sciences* 70, online first (14 pp).
- Rostamian R., Jaleh A., Afyuni M., Mousavi S.F., Heidarpour M., Jalalian A., Abbaspour K.C.** (2008): Application of a SWAT model for estimating runoff and sediment in two mountainous basins in central Iran. *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques* 53 (5), 977–988.
- Ruth K., de Roo G., Egli T., Ren Q.** (2008): Identification of two Acyl-CoA synthetases from *Pseudomonas putida* GPo1: One is located at the surface of polyhydroxyalkanoates granules. *Biomacromolecules* 9 (6), 1652–1659.
- Schirmer K., Schirmer M.** (2008): Who is chasing whom? A call for a more integrated approach to reduce the load of micro-pollutants in the environment. *Water Science and Technology* 57 (1), 145–150.
- Schirmer K., Tanneberger K., Kramer N.I., Völker D., Scholz S., Hafner C., Lee L.E.J., Bols N.C., Hermens J.L.M.** (2008): Developing a list of reference chemicals for testing alternatives to whole fish toxicity tests. *Aquatic Toxicology* 90 (2), 128–137.
- Schmid M., Dorji P.** (2008): Permanent lake stratification caused by a small tributary – the unusual case of Lej da San Murezzan. *Journal of Limnology* 67 (1), 35–43.
- Schmid M., Pasche N., Jarc L., Wüest A.** (2008): Methane boom or bust in East Africa. *World Water and Environmental Engineering* 31 (4), 25–25.
- Schubert S., Peter A., Burki R., Schönenberger R., Suter M.J.F., Segner H., Burkhardt-Holm P.** (2008): Sensitivity of brown trout reproduction to long-term estrogenic exposure. *Aquatic Toxicology* 90 (1), 65–72.
- Schwenk K., Brede N., Streit B.** (2008): Introduction. Extent, processes and evolutionary impact of interspecific hybridization in animals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363 (1505), 2805–2811.
- Seehausen O., Terai Y., Magalhaes I.S., Carleton K.L., Mrosso H.D.J., Miyagi R., van der Sluijs I., Schneider M.V., Maan M.E., Tachida H., Imai H., Okada N.** (2008): Speciation through sensory drive in cichlid fish. *Nature* 455 (7285), 62–626.
- Seppälä O., Karvonen A., Tellervo Valtonen E., Jokela J.** (2008): Interactions among co-infecting parasite species: a mechanism maintaining genetic variation in parasites? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 7 pp.
- Seppälä O., Karvonen A., Valtonen E.T.** (2008): Shoaling behaviour of fish under parasitism and predation risk. *Animal Behaviour* 75 (1), 145–150.
- Seppälä O., Liljeroos K., Karvonen A., Jokela J.** (2008): Host condition as a constraint for parasite reproduction. *Oikos* 117 (5), 749–753.
- Shama L.N.S., Robinson C.T.** (2008): Microgeographic life history variation in an alpine caddisfly: plasticity in response to seasonal time constraints. *Freshwater Biology* 54 (1), 150–164.
- Sharpe D.M.T., Räsänen K., Berner D., Hendry A.P.** (2008): Genetic and environmental contributions to the morphology of lake and stream stickleback: implications for gene flow and reproductive isolation. *Evolutionary Ecology Research* 10 (6), 849–866.
- Siebel E., Wang Y., Egli T., Hammes F.** (2008): Correlations between total cell concentration, total adenosine tri-phosphate concentration and heterotrophic plate counts during microbial monitoring of drinking water. *Drinking Water Engineering and Science* 1 (1), 1–6.
- Strasser M., Anselmetti F.S.** (2008): Mass-movement event stratigraphy in Lake Zürich: A record of varying seismic and environmental impacts. *Beiträge zur Geologie der Schweiz, Geotechnische Serie* 95, 23–41.
- Strauch G., Möder M., Wennrich R., Osenbrück K., Gläser H.R., Schladit T., Müller C., Schirmer K., Reinstorf F., Schirmer M.** (2008): Indicators for assessing anthropogenic: Impact on urban surface and groundwater. *Journal of Soils and Sediments* 8 (1), 23–33.
- Suter M.J.F.** (2008): Effect-oriented environmental analysis. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 390 (8), 1957–1958.
- Tilley E., Atwater J., Mavinic D.** (2008): Effects of storage on phosphorus recovery from urine. *Environmental Technology* 29 (7), 807–816.
- Tilley E., Atwater J., Mavinic D.** (2008): Recovery of struvite from stored human urine. *Environmental Technology* 29 (7), 797–806.
- Tockner K., Bunn S.E., Gordon C., Naiman R.J., Quinn G., Stanford J.A.** (2008): Flood plains: critically threatened ecosystems. In: Polunin, N. (Ed.) *Aquatic ecosystems: trends and global prospects*, Cambridge University Press, New York, USA, 45–61.
- Udert K.M., Kind E., Teunissen M., Jenni S., Larsen T.A.** (2008): Effect of heterotrophic growth on nitrification/anammox in a single sequencing batch reactor. *Water Science and Technology* 58 (2), 277–284.
- Vallotton N., Eggen R.I.L., Chèvre N.** (2008): Cours d'eau et herbicides. Effets de concentrations fluctuantes sur les organismes aquatiques. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 88 (10), 787–795.
- Vallotton N., Moser D., Eggen R.I.L., Junghans M., Chèvre N.** (2008): S-metolachlor pulse exposure on the alga *Scenedesmus vacuolatus*: Effects during exposure and the subsequent recovery. *Chemosphere* 73 (3), 395–400.
- Veltsos P., Keller I., Nichols R.A.** (2008): The inexorable spread of a newly arisen Neo-Y Chromosome. *PLoS Genet* 4 (5), e1000082 (9 pp).
- Voelker D., Stetefeld N., Schirmer K., Scholz S.** (2008): The role of *cyp1a* and heme oxygenase 1 gene expression for the toxicity of 3,4-dichloroaniline in zebrafish (*Danio rerio*) embryos. *Aquatic Toxicology* 86 (1), 112–120.
- Wang X.D., Zhong X.H., Liu S.Z., Liu J.G., Wang Z.Y., Li M.H.** (2008): Regional assessment of environmental vulnerability in the Tibetan Plateau: Development and application of a new method. *Journal of Arid Environments* 72 (10), 1929–1939.
- Wanner H., Beer J., Büttikofer J., Crowley T.J., Cubasch U., Flückiger J., Goosse H., Grosjean M., Joos F., Kaplan J.O., Küttel M., Müller S.A., Prentice I.C., Solomina O., Stocker T.F., Tarasov P., Wagner M., Widmann M.** (2008): Mid- to Late Holocene climate change: an overview. *Quaternary Science Reviews* 27 (19–20), 1791–1828.
- Wantzen K.M., Yule C.M., Tockner K., Junk W.J.** (2008): Riparian Wetlands of Tropical Streams. In: Dudgeon, D. (Ed.) *Tropical Stream Ecology*, Elsevier, Amsterdam, 199–217.
- Zhang W., Sun X., Yuan H., Araki H., Wang J., Tian D.** (2008): The pattern of insertion/deletion polymorphism in *Arabidopsis thaliana*. *Molecular Genetics and Genomics* 280 (4), 351–361.
- Zhou Y., Zhang Y., Abbaspour K.C., Mosler H.J., Yang H.** (2009): Economic impacts on farm households due to water reallocation in China's Chaobai watershed. *Agricultural Water Management*, article in press (9 pp).

没有无水食物

缺水对人类构成了严重威胁，而且将会在包括农业在内的各个方面产生广泛的影响。采访Eawag科学家杨宏。

全球水需求在不断增加。原因是什么？这当然是由于各种因素的组合，例如人口增长，快速的经济发展以及气候变化。不过，有一个常常被低估的重要方面，即饮食结构方面的变化。以中国为例。当然，其人口在增长，经济在迅速扩展。但这些并不是中国不断增长的水短缺的主要原因。主要原因是食品消费方式的改变——由于人民变得越来越幸福，所以肉吃得越来越多。

这对水需求会产生什么样的影响？在中国，生产1 Kg肉需要4000~12600 L水，而生产1公斤谷物仅需800~1300 L水。所以近年来肉消费量的增加已导致中国年人均食品生产的水需求量从1961年的255 m³增至2003年的860 m³。

这与完全工业化国家的情形可比吗？不可比，中国食品生产的水需求量仍大大低于很多发达国家。例如，美国每年人均使用1820m³水。但中国人饮食中肉数量的稳步增加从另一个角度看也是令人担心的。

换句话说呢？我在考虑健康问题。肉消费量已高于中国营养学会推荐的量50%。正如从发达国家所知，饮食改变也可能会对人们健康产生不利影响。所以提高公众对健康饮食的认识可谓是一石双鸟：它将有助人们保持良好的体形，而且可以缓减水短缺。



杨宏 1994年在澳大利亚阿德莱德大学获得博士学位。在1999年加盟Eawag之前，她作为博士后和助理教授先后工作于阿德莱德大学和香港大学。她目前是一位资深科学家和Eawag系统分析、综合评价和模拟室水短缺、环境和食品小组组长。

印度是另一个快速发展的国家。就印度来说，它的情况不同。在那里，人口增长本身是水短缺的首要原因，因为它的经济增长没有中国那么快，而且由于宗教原因，印度人的饮食比中国人的饮食更素。

你们的研究集中在用水和食品生产的关系上以及对水资源和环境的含意上。对的。为了提高水利用的效率和减少其对环境的影响，我们尤其对开发虚拟水战略感兴趣。

什么是“虚拟水”？在一个水资源有限的国家，你必须限制灌溉用水。因此，作物产量将下降，所以将没有足够的粮食供国民消费。那么，你该怎么办呢？你要么将真正的水输入该地区，要么你进口其他地方生产的粮食。这就是虚

拟水！这种水是在其他某个地方被“用掉”的，通过进口粮食，你平衡了水预算。

哪些国家将会通过虚拟水战略特别获益？所有具有明显地区间差异的国家。看一看伊朗。该国不仅有各种各样的气候条件，而且地区之间的社会经济情况也不同。所以他们生产不同的作物，而且水的生产力大为不同。根据瑞士国家科学基金会资助的一个项目，我们正在调研伊朗虚拟水战略的好处。

这项工作的详情如何？首先，我们评价各地区水的可得性和实际使用的水量。然后，我们比较这些数据，并确定水问题严重的地区，实践不可持续的地区以及该系统可能崩溃的地区。最后，我们将我们的这些结果通报给当地高层和低层官员。不过，情况改变缓慢，这项虚拟水战略的具体实施是政策制定者们的一项任务。我们所能做的是将我们的研究发现输入决策过程。



The interview was conducted by Martina Bauchrowitz.

Liu J., Yang H., Savenije H.H.G. (2008): China's move to higher-meat diet hits water security. *Nature* 454, 397.
 Liu J., Zehnder A.J.B., Yang H. (2007): Historical trends in China's virtual water trade. *Water International* 32, 78–90.
 Yang H., Wang L., Zehnder A.J.B. (2007): Water scarcity and food trade in the Southern and Eastern Mediterranean countries. *Food Policy* 32, 585–605.

《Eawag新闻》从这里走向何处？

自1973年创刊以来，《Eawag新闻》一直面对不断增大的订户界（既有国内的也有国际的）。但到底谁在阅读《Eawag新闻》呢？《Eawag新闻》能满足读者需求吗？2008年4月进行的一项调查提供了答案。

“这是展示复合主题的一种极好的方式。这些杂志是不能被错过的。”这些仅是Eawag调查摘录的某些鼓舞人心的评语。总共有来自40个不同国家的650位读者填写了我们的问题调查表。感谢你们的参与！

目标读者与阅读方式 《Eawag新闻》的读者群包括所有年龄段的人，46~55岁的读者占绝大多数。应答者主要来自水部门（研究、行政管理和民营部门），并受过高等教育：参与本次调查的人中75%拥有学位，40%还拥有博士学位。

大约90%的应答者称，定期阅读《Eawag新闻》或仔细阅读选定的文章。刚好不到2/3的应答者发现《Eawag新闻》中的信息对他们的工作有用，并希望该刊将有助于使他们了解研究情况。

专栏：《Eawag新闻》：来自研究为了实践

第1期《Eawag新闻》问世于1973年1月。该刊是由当时的所长Werner Stumm创办的。因此，它是瑞士研究景观方面最老的研究所杂志，而且还是唯一一种用4种不同语言文字出版的杂志。目前《Eawag新闻》的发行量为：德文版3500册，英文版1600册，法文版900册以及中文版2000册。



水平和组织 绝大多数应答者认为《Eawag新闻》定在合适的水平上。他们发觉研究报告能理解，文章的详细程度和复杂性刚好合适。我们还有趣地注意到，2/3以上的应答者不希望《Eawag新闻》的科学书写风格减弱。

总之，本次调查的参与们欢迎这一现实：每期《Eawag新闻》集中于特定专题。不过，一半的应答者可能也想阅读更多最新的文章以及来自不同研究领域的混合论文。该杂志的版式以及出版频率（平均一年2期）受到普遍赏识。

建设性批评 除了我们收到众多对《Eawag新闻》的赞美之词外，当然也有一些批评意见，其中包括：“为什么要花钱出纸本刊？”；“使额外的信息在线可能是适宜的”；“在环境主题的报告中多一点政治说服力不会出贫子。”我们欢迎这一批评，因为对

于我们来说重要的是，《Eawag新闻》应继续提供研究与实践之间一种强有力的联系。

《Eawag新闻》新的方向 《Eawag新闻》现在如何才能发展呢？从现在起每一期《Eawag新闻》将为每一位读者提供某些东西。我们通过包括来自不同领域的混合文章来达到这一目标。另外，我们将以综述文章为特色，这些综述文章也将不断为外国水专业人员提供一个论坛。但《Eawag新闻》还将继续集中于一些特定问题，以说明Eawag是如何从不同角度来探究一个研究主题的。

尽管个别应答者反对印刷版《Eawag新闻》，但我们决定继续以这种方式出版该杂志。我们相信绝大多数读者喜爱印刷版。当然，人们也将继续可从我们的网站上下载《Eawag新闻》：

www.eawag.ch/eawagnews



荣获可持续建筑奖

一座可容纳220人的五层办公和研究大楼供热和空调所需的外部能源仅稍稍多于两户单一家庭的住房吗？Eawag国际著名的Forum Chriesbach证明这是可能的。

在2009年1月召开的一次会议上，建筑师、规划师和顾客得出结论：

这一大楼头两年在能源利用和费用方面都运行良好。Eawag新总部3000万瑞士法郎的建筑费用大大低于联邦议会批准的贷款限值。其他投资（与一座类似的常规建造大楼相比）刚好相当于低5%。

不过，这是被较低的运行费

用抵消的：年度（投资与运行）费用已低于常规建筑物10000瑞士法郎。如果能源价格如预期那样上涨的话，那么随着时间的推移，这类好处将会变得更为明显。Forum Chriesbach已被看作是新一代建筑的典范。○○○



越南奖章被授予Eawag科学家

2009年3月，4位Eawag科学家因在饮用水质量和卫生方面的成果而接受越南政府颁发的奖章。该奖章被授予“在越南教育和培训方面做出杰出贡献”的人士。在瑞士政

府的财政支持下，这些科学家成功地加强了越南北部两个研究中心的能力，并改善了当地供水质量和废水管理。更多信息，请访问www.eawag.ch



Anloine Morel, Michael Berg, Walter Giger和Roland Schertenleib（从左到右）从越南驻瑞士大使那里接受奖章。

侏罗纪公园来自一个瑞士湖泊吗？

人类所致的生态变化会影响自然生物多样性。例如，20世纪70年代和80年代康斯坦茨湖和格赖芬湖的富营养化，导致水蚤种群方面遗传变化。在20世纪初，这两个被研究湖泊中只大量出现过一种水蚤（*Daphnia hyalina*）。由于富营养



化，这一物种被另一物种（*Daphnia galeata*）所取代。

在高峰营养物输入前后的过渡期，还产生了杂交种。然而，尽管这些湖泊现在再次变得更干净（由于城市废水管理部门的重大努力的结果），但原有物种尚未重新建立。来自Eawag和两所德国大学（法兰克福和康斯坦茨）的研究人员证明了上述这一点，他们分析了100年前*Daphnia*卵中的遗传物质。因此，诸如湖泊沉积物中残留的*Daphnia*卵一类生物档案，是用于调研生物如何对生态系统变化作出反应的有价值的工具。www.eawag.ch/medie/bulletin/20090310/index.EN