

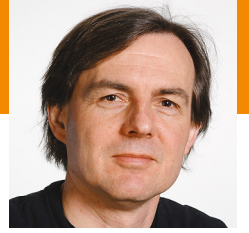
# Eawag

# 新闻

第68期 2010年2月  
Eawag: 瑞士联邦水生科学与技术研究所



聚焦	
富营养化的湖泊: 缓慢的恢复	4-16
分散化系统——未来废水处理的模式吗?	17
化学品评价: 鱼细胞作为全鱼的替代物	25
从源头到汇点: 阻燃剂	28



Bernhard Wehrli, Eawag  
理事会成员, 苏黎世理工水  
化学教授

## 富营养化的后效应

瑞士湖泊的恢复是一个成功的经历。截止1975年左右,多数湖泊中的磷浓度已大大增加。全国各地都有关于湖面藻丛、深水中氧耗竭和鱼类死亡报道。接着,推出了一系列协同补救措施:扩建废水处理厂;建造环行污水系统以防止污水直接排入湖泊;洗衣店洗涤剂中禁用磷酸盐;以及努力改善农业中的营养物平衡。这些措施很快证明是有效的;从1985年左右开始,磷浓度再次大大下降,在多数湖泊中,现有的磷浓度已达到20世纪50年代以来没有检测到过的水平。欧洲其他很多地方的类似恢复努力也已取得成功。

这一实例是鼓舞人心的:如果在数十年中采取补救措施,那么诸如富营养化这样一种成问题的环境状况看来是可以逆转的。然而,决不是说营养物过度富集的后效应都已被消除。如同一位断腿的患者在痊愈之后继续长期跛行一样,富营养化的后效应在一些地表水中仍然很明显:

► 在一些永久分层的深水体如楚格湖和卢加诺湖,磷含量只是很缓慢地下降。不过,卢加诺湖现正在经历大约40年中的首次彻底混合,这将会进一步加速其恢复。

► 大量使用化肥的后果在湿地和河口处特别明显。例如,因为大量磷继续从多瑙河流域的农业区排出,所以多瑙河三角洲众多小湖依然高度富营养。这已引起了温室气体(特别是甲烷)的大量排放。未来,农业措施将需要保持优先考虑地位。

► 富营养湖与贫营养湖的比较显示:生物量生产和浮游植物与浮游动物的组成方面一直存在着长期的变化。

► 由湖泊沉积物恢复的休眠期可用来追踪营养物浓度增加对水蚤所产生的遗传影响。例如,在康斯坦茨湖和格赖芬西湖,尽管湖泊状况已有明显改善,但由于富营养化而消失的一种水蚤尚待恢复。

除了聚焦文章之外,本期《Eawag新闻》包括关于其他不同研究项目的报告:

► 关于废水处理的综述文章考虑了何时采用分散化系统为宜的问题,代表了研究人员和其他水专业人员的观点。

► Eawag进行的实验证明,高铁酸盐可用来去除处理过的废水中的微污染物。它提供了同时沉淀磷酸盐的额外好处。

► 鱼是优先选用的生态毒理学实验生物。为了未来这些动物实验,Eawag正在研发一种涉及鱼细胞系的新的试验系统。

► 借助于物质流分析,可以追踪阻燃剂整个生命周期中的轨迹。这些持久性的、内分泌干扰物被用于如塑料壳体和纺织品。在我们日常生活中它们无处不在,它们也会在使用和处置过程中进入地表水。

环境研究产生能帮助预防或减轻营养物和其他水污染物所致的环境问题的知识和技术。不过,它还发挥另一种功能,正如本期许多实例所示的那样:Eawag的研究人员调研水生系统会对补救措施作出何种反应,从而帮助我们更有效地应对未来的环境问题。

封面照片: GeoEcoMar (位于布加勒斯特的国家海洋地质生态研究所)的一位博士生Sorin Balan准备潜水。他的任务是部署和收回用于多瑙河三角洲众多湖泊沉积芯水采样的装置。欲知该项目更多信息,可参见第4~7页文章。© Silviu Radan, GeoEcoMar,布加勒斯特

# 目 次

## 聚焦：富营养化的湖泊

### 4 多瑙河三角洲：温室气体的一个主要来源



大量营养物被多瑙河迁移入众多湖泊和该河三角洲。这导致了高浓度的生物量的产生以及大量温室气体的排放。

### 8 受富营养化影响的水蚤种群

正如一项关于水蚤 (*Daphnia spp*) 种群的研究已证明的那样, 营养物的过度输入, 会改变湖泊中物种的组成。

### 11 布里恩茨湖和卢加诺湖中的CO<sub>2</sub>固定

二氧化碳以有机碳的形式被隔绝在湖泊沉积物中。营养物浓度和氧可得性会对这一过程产生什么样的影响呢?

### 14 为什么卢加诺湖水保持非混合状态



在一次采访中, 水资源与饮用水室的负责人Rolf Kipfer解释了富营养化防止卢加诺湖彻底混合达40年的情况。

## 讲 坛

### 17 分散化系统——未来废水处理的模式吗?



分散化的废水处理系统在瑞士发挥较小的作用。但在什么情况下, 它们能在该国和发达世界的其他地方成为一种可行的选择呢? 这些系统在发展中国家的前景如何呢?

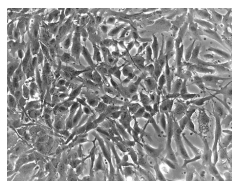
分散化的废水处理系统在瑞士发挥较小的作用。但在什么情况下, 它们能在该国和发达世界的其他地方成为一种可行的选择呢? 这些系统在发展中国家的前景如何呢?

## 当前研究

### 22 用高铁酸盐去除微污染物和磷酸盐

与臭氧一道, 高铁酸盐已呈现为一种用于增强废水处理的新选择。除了氧化有机微污染物之外, 高铁酸盐还提供了同时沉降磷酸盐的额外好处。

### 25 化学品评价：鱼细胞作为全鱼的替代物



每年, 全世界有无数鱼类死于生态毒理试验。Eawag 正在测试的可能的替代物中, 基于鱼细胞的试验是特别有希望的。

### 28 从源到汇：阻燃剂

阻燃剂可降低很多消费品如计算机、小汽车和织物的可燃性, 但它们也会产生一些环境问题。Eawag已研究了阻燃剂从生产到处置整个过程中的扩散。

## 其 他

### 31 出版物

### 34 论坛：湖床的秘密

依靠一种复杂的声纳系统, 现在能通过扫描湖床来产生高清晰的影像。

### 35 简讯

**eawag**  
aquatic research

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期, 以英、德、法、中4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](mailto:nfpksz@rcees.ac.cn)

网址: <http://www.rcees.ac.cn>

ISSN 1440-5289



Edith Durisch-Kaiser, 生态学家, 地表水室研究员  
联合作者: Alina Pavel

# 多瑙河三角洲：温室气体的一个主要来源

湿地如多瑙河三角洲充当巨大的天然水体净化系统：从水柱中去除人为营养物质，并将其输入生物物质。多瑙河三角洲中生物物质的分解产生数量特别大的温室气体甲烷和二氧化碳，后者被释放入大气。

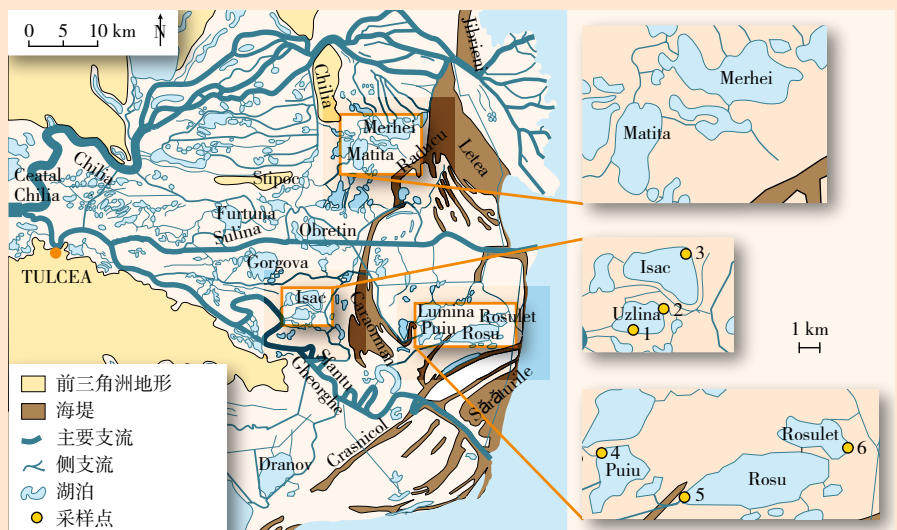
湿地和湖泊是温室气体的主要来源。例如，据知，全世界所有湖泊中大约87%将二氧化碳释放入大气。不过，它们作为甲烷(CH<sub>4</sub>)——一种温室气体，其力度是二氧化碳的大约20倍——的重要性被长期低估<sup>[1]</sup>。部分是由于这一现实所致，即来自湿地的甲烷排放的准确的量化被

它们高度空间和时间可变性复杂化了，虽然二氧化碳是通过有机物的需氧降解产生的，但甲烷则是厌氧降解产物。另外，甲烷可能由植物产生，并释放入大气，虽然这一过程是科学家中间引发相当争议的一个问题。

湿地常常是高生产力生态系统。位于黑海罗马尼亚

### 多瑙河三角洲不同类型的湖泊

多瑙河三角洲包括3个主要港湾以及不计其数的侧支流或老支流、人造渠道、岛屿和湖泊。这些湖泊是浅水湖(最大深度为6 m)，它们在生产力、植被和水文学方面差异很大。位于较为靠近主要港湾的湖泊受到多瑙河流量的严重影响。其他湖泊则受到多瑙河和黑海的影响。尤其是在冬季月份，东风可能会将半咸水推入这些湖泊，这一季节，那里的水位往往是低的。为了研究，我们选择了拥有总共7个通流湖泊的多瑙河三角洲的3个地区：



► Uzlina湖和Isac湖(都靠近多瑙河)主要靠来自Sfantu Gheorghe湾的水供应，那里的水只需0.2天就能到达Uzlina湖。因此，它们代表营养物输入极高的系统。根据其植被(丰富的水生大型植物和丝状藻)和高密度的悬浮物质，Uzlina被划分为混浊湖。相比之下，Isac湖是一个半混浊湖，主要以微型自由漂浮藻和混浊物为特征。

► Matita湖和Merhei湖代表拥有清洁水、广阔的芦苇带和极为丰富的水生植被的典型的湿地。它们通过弯曲的Lopatna水道获取河水。这一水道生长着稠密的植被，并且将大量有机物输入Matita湖。

► 更为孤立的Puiu湖、Rosu湖和Rosulet湖不仅从一条水道接受营养物输入，而且还从周围的芦苇带接受较多的有机物和再生营养物<sup>[2]</sup>。Puiu湖和Rosulet湖是混浊湖，大型水生植物和丝状藻占主导地位。

沿海的多瑙河三角洲也是这种情况；这特别是由于多瑙河水中高含量营养物所致。由于多瑙河流经10个欧洲国家（其中很多缺乏废水处理设施），所以河水中营养物变得越来越丰富。我们想研究高营养物浓度、生物产量和降解与温室气体排放之间的关系。我们还想估计来自多瑙河三角洲的温室气体排放与来自其他湿地的温室气体排放的比较。与罗马尼亚国家海洋地质与地质生态研究所（GeoEcoMar）的研究人员合作，我们对多瑙河三角洲的各种湖泊进行了详细的研究<sup>[3-5]</sup>。这涉及到沉积物样品和水样的采集。

**高度富营养的三角洲** 占地面积为5800 km<sup>2</sup>的多瑙河三角洲是欧洲最大（仅次于伏尔加河三角洲）和最为天然的湿地复合体。其生物多样性可与亚马逊河三角洲或尼罗河三角洲的生物多样性相媲美。自1991年以来，多瑙河三角洲一直被纳入“拉姆萨尔国际重要湿地名录”和“世界自然遗产名录”。1992年，它还被国际认定为“联合国教科文组织生物圈保护区。”

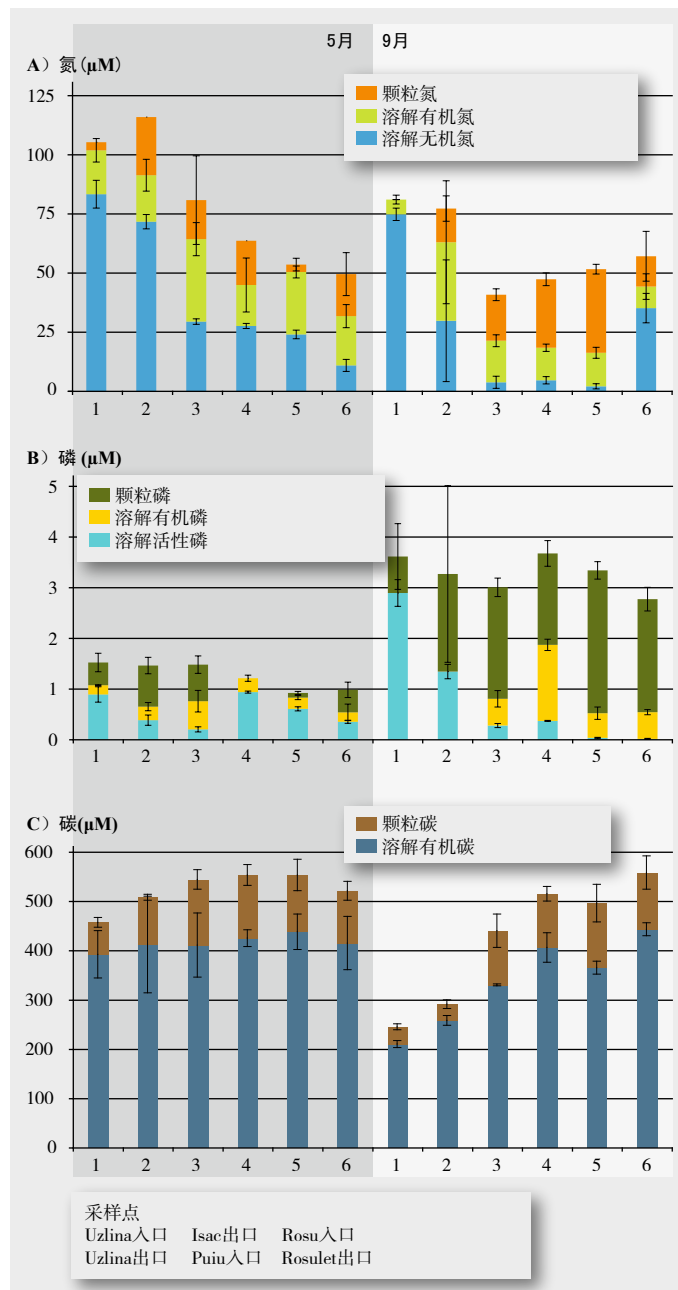
尽管有这些保护努力，但多瑙河继续将大量营养物（氮和磷）和生物质输入三角洲湖泊和黑海的沿海水域。虽然由于过去20年东欧经济下降趋势导致营养物负荷下降，但来自汇水区对多瑙河的输入依然达到每年75~105万t氮和9~13万t磷<sup>[6]</sup>。由此而产生的富营养化已大大增加了整个湿地复合体的生产力，那里产生大量生物质（芦苇、大型水生植物和藻类）。

**多瑙河三角洲：营养物汇点** 当生物质生成时，营养物被纳入有机物，因此从水柱中被去除。这意味着多瑙河三角洲充当了输往黑海的营养物的一个主要汇点。位于靠近多瑙河主要支流的湖泊中的营养物转化最为有效。当春季水位一般较高时，高达77%的溶解营养物被从水柱中去除，当水位往往较低的夏季时，高达97%的溶解营养物被去除（图1A示出5月和9月在Uzlina湖入口和Isac湖出口处测得的溶解无机氮浓度的比较，图1B显示了可溶的活性磷的浓度）。结果，秋季的生产力最高。在所产生的有机物相继死去之后，它们要么慢慢沉入湖底，要么（尤其是在4~6月间水位高时）被带至黑海<sup>[3]</sup>。湖泊离多瑙河主流越远，在那里所观察到的溶解营养物就越少（图1A和B），束缚在生物质中的营养物就越多，它们也来自大范围

的大型水生植物和芦苇茎干（图1C）。

**营养物的运用** 当生物质分解（或在水柱中或在沉积物中），束缚营养物被释放出来，变得再次可为生态系统所用。营养物库的这种额外的内部补充增加了富营养化，因而也增加了生物质产量（一种可能会持续数年的影响），尽管来自多瑙河的营养物输入减少，因此延缓了多

图1 6个不同采样点各种营养物的浓度（见第4页专栏中的地图）





取得学位证书的学生Anna Doberer 和Judith Reutimann为营养物检测准备水样

瑙河三角洲恢复到它曾经的较为贫营养的原始状态不仅取决于输入量（本案例中指营养物），而且还取决于过去输入变化史。

当远离多瑙河的湖泊中的氮变得稀少时，夏季月份仍然看到蓝细菌生长的增加。这些生物能固定大气中的氮，因此，以铵的形式给该系统提供这种营养物。

**高度可变的甲烷和二氧化碳排放** 除了营养物分析之外，还在春、夏、秋季若干考察过程中以高空间分辨率对不同湖泊表水中的气体浓度进行测量。当船缓慢驶过湖泊时，按照网格方式连续不断地采集水样以及测量溶解甲烷和二氧化碳的浓度。这种方法使我们能分析这些湖泊中的气体分布形式（图2）：例如，我们常常在春季靠近湖泊入口（例如在Matita湖，它通过一条植被丰富的水道

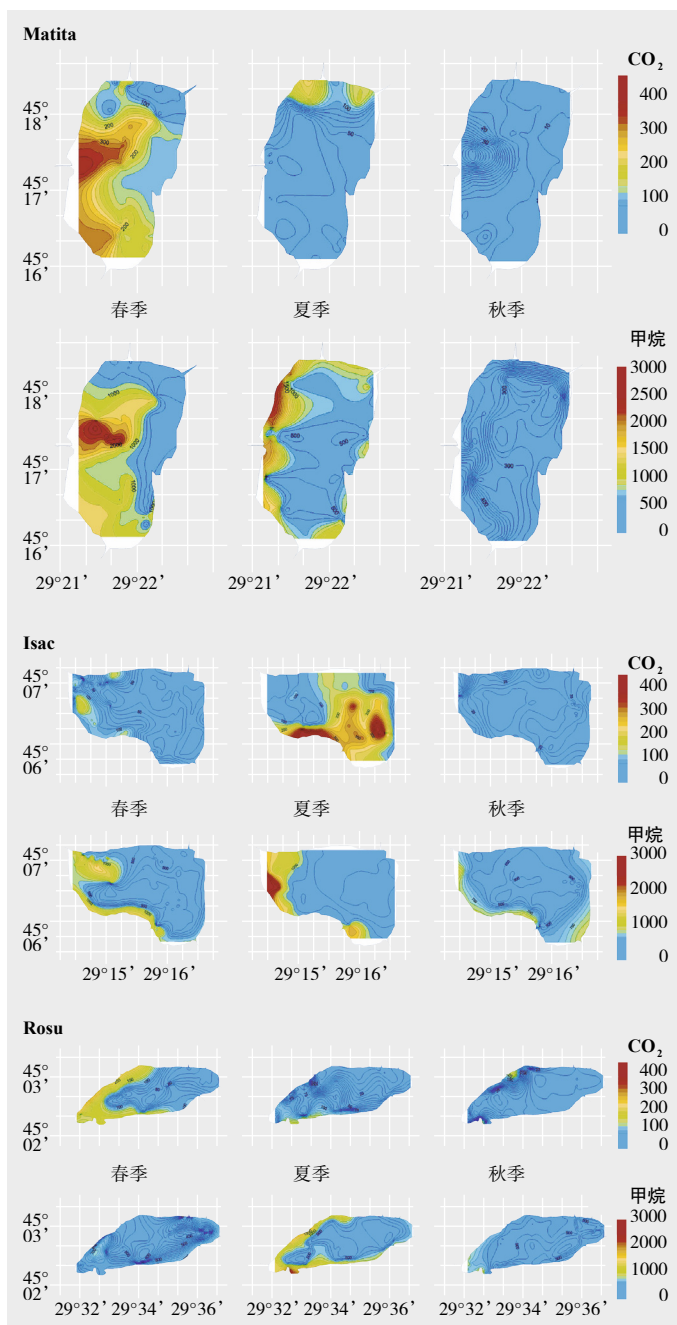
接受大量溶解气体）发现高浓度的温室气体。相比之下。在夏季，最高的甲烷浓度是在湖边芦苇带地区测得的，因为沉积在那里沉积物中的物质易被产甲烷菌降解。不过，我们有趣地注意到，溶解的温室气体二氧化碳和甲烷的季节性分布形式，与总氮和总磷的分布形式并不吻合。

**来自多瑙河三角洲的较高的排放量** 气体测量结果也被外推，以便计算多瑙河三角洲湖泊总面积的温室气体排放量。我们估计湖泊表面将3 200 t甲烷和281 600 t二氧化碳排入大气。这使得多瑙河三角洲与其他湿地和湖泊相比是一个主要排放源，即便我们对甲烷的估算不包括来自植物或通过起泡所产生的排放（这类排放可能占总排放量的96%之多）。与我们保守的数字相比，多瑙河的黑海河口（半咸水区）释放的甲烷比该三角洲少75%，

即便巴西的Pantanal地区(世界上最大的内陆湿地)排放的甲烷也少得多。甲烷和二氧化碳排放量较高的少数湿地之一是亚马逊地区。

**导致因素** 多种因素导致了多瑙河三角洲高水平的温室气体排放,其中最主要的是大量营养物的输入以及

图2 来自所研究的多瑙河三角洲3个湖泊的温室气体排放分布在春、夏、秋季的分布情况



与之相关的累积的生物质高度的内部分解<sup>[8]</sup>。其他因素包括:

- ▶ 该三角洲特殊的水文条件;
- ▶ 与芦苇带滞水的有效的交换;
- ▶ 湖泊水浅,这缩短了将溶解气体输至湖面所需的时间,尤其是在湖滨附近;
- ▶ 高的风速(由于平坦的地形以及紧靠海),这促使水柱的彻底混合,并加速了气体的垂直输送。

虽然目前营养物输入较少已有一段时间了,但预计未来很多年内该三角洲依然是温室气体的一个主要来源。再有,若干多瑙河沿岸国家加入欧盟以及相关的经济复苏,未来甚至可能会导致营养物输入的增加,最终也会导致温室气体排放量的增加。○○○

我们要感谢本项目中的每一位合作者: Sorin Balan, Christian Dinkel, Anna Doberer, Silviu Radan, Judith Reutimann, Sebastian Sobek和Bernhard Wehrli。

[1] IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2007): Climate Change 2007: 4<sup>th</sup> Assessment Report. Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge, Cambridge University Press.

[2] Oosterberg W., Buijse A.D., Coops H., Ibelings B.W., Menting G.A.M., Staras M., Bogdan L., Constantinescu A., Hanganu J., Navodaru I., Török L. (2000): Ecological gradients in the Danube Delta; present state and man-induced changes. RIZA the Netherlands, Danube Delta National Institute Romania and Danube Delta Biosphere Reserve Authority Romania. RIZA rapport No. 2000.015.

[3] Durisch-Kaiser E., Pavel A., Doberer A., Reutimann J., Balan S., Sobek S., Radan S., Wehrli B. (2008): Nutrient retention, total N and P export and greenhouse gas emission from the Danube Delta lakes. *Geo-Eco-Marina* 14, 81–90.

[4] Pavel A., Durisch-Kaiser E., Sobek S., Balan S., Radan S., Wehrli B. (submitted): High spatial and seasonal variability of methane and carbon dioxide emission from wetland lakes in the Danube Delta.

[5] Durisch-Kaiser E., Doberer A., Reutimann J., Pavel A., Balan S., Radan S., Wehrli B. (submitted): Organic matter governs N and P balance in Danube Delta lakes.

[6] Zessner M., van Gils J. (2002): Nutrient fluxes from the Danube Basin to the Black Sea. *Water Science and Technology* 46, 9–17.

[7] Teodoru C., Wehrli B. (2005): Retention of sediments and nutrients in the Iron Gate I reservoir on the Danube River. *Biogeochemistry* 76, 539–565.

[8] Friedrich J., Dinkel C., Grieder E., Radan S., Secieru D., Steingruber S., Wehrli B. (2003): Nutrient uptake and benthic regeneration in Danube Delta lakes. *Biogeochemistry* 64, 373–398.

# 受到富营养化影响的水蚤种群



Nora Brede, 生物学家, 水生生态学室博士后  
联合作者: Piet Spaak

从1950年起, 过度的营养物输入已改变了欧洲湖泊的生境和物种组成。新的环境条件有利于一种特定的水蚤物种, 基因通过杂交在物种间转移。虽然现已成功地控制富营养化, 但还未重建原始种群。

尽管康斯坦茨湖和格赖芬西湖地理接近, 但它们作为水体可能极为不同。康斯坦茨湖属于3个交界国家(德国、奥地利和瑞士)最大的湖泊之列; 靠近苏黎世的格赖芬西湖可能被划为小浅湖。然而, 大约在与此同时, 这两个湖受到可比的营养物富集的影响(富营养化)。的确, 格赖芬西湖甚至曾被描述为超富营养化: 1971年检测到的总磷浓度为 $525\mu\text{g/L}$ , 这导致大量鱼类死亡。虽然康斯坦茨湖检测到的最大磷浓度仅为 $87\mu\text{g/L}$  (1971年), 但就生产力而言它从一个贫营养湖变为一个富营养湖。

**深入研究的水蚤** 以水蚤为例, 我们旨在再现较长时期内已发生的物种组成和种群方面的变化。我们主要感兴趣的是, 确定富营养化所导致的水蚤 (*Daphnia galeata*)



图1 存在于很多富营养水体(不仅在欧洲而且也在亚洲和北美洲)中的*Daphnia galeata*

(图1)的侵袭程度以及随后与现有*Daphnia longispina* (先前的*Daphnia hgalina*<sup>[1]</sup>)的物种间杂交程度; 这些过程对水蚤种群产生的后果是什么呢<sup>[2]</sup>?

*Daphnia*是最重要因而是得到充分研究的浮游动物之一。所以, 人们长期以来已知, 在20世纪50年代, 这两个湖中的*Daphnia galeata*与土著种*D.longispina*一起建立。*D.galeata*一般与*D.longispina*所属*Hyalodaphnia*的其他物种杂交, 在富营养化程度最高的时期, 这两个被研究的湖泊中的*D.galeata*比*D.longispina*要多得多<sup>[3]</sup>。

## 杂种

当两个物种间杂交时, 其后代被称之为杂种。为了把这一概念与分子生物学杂交和动物或植物繁殖杂交区别开, 进化生物学中常常使用“物种间杂交”这一词。

很多物种偶尔杂交, 但当机理限制基因流动时, 它们保持着差异。一些所产生的杂种是不育的; 在这种情况下, 它们构成新基因型和物种发育的基础。但当能生育的杂种再与原始物种配对(回交)时, 它们常常会再一次逐渐消失。通过这一途径, 基因从一种物种转移到另一种物种。康斯坦茨湖和格赖芬西湖的*Daphnia*已证明这种基因流动(渐渗现象)<sup>[2]</sup>。



**富营养化改变的物种组成** 从富营养化开始,这两个湖泊中的*Daphnia*物种组成发生了巨大的变化(图2)。在康斯坦茨湖, *D. cucullata*主要出现在富营养化最严重时期。虽然它随后很快消失了,但来自该物种的基因通过杂交被引入现有的*D. galeata*种群(见专栏“杂交”)。

自本世纪初以来,由于控制水污染的重大努力,这两个湖已恢复了最初的营养状态。但水蚤种群已被无法挽回地改变了,目前主要包括*D. galeata*物种和众多杂种。

**休眠期:一种生物档案** 作为2003~2008年所进行的这项研究的一部分,从这两个湖采集了沉积物芯。清晰可见的浅色层和深色层使得能够确定这些沉积物的年龄。借助于放射测定年代的参考芯,可以更为准确地测定样品的年代。埋藏在这种沉积物中的是卵鞍(水蚤的休眠期)。这些长度仅约为0.5 mm的马鞍形结构通常会有2个卵。这些卵鞍是在一个季节中产生的,它们逐渐沉到湖底,在那里被新沉降的沉积物所覆盖。

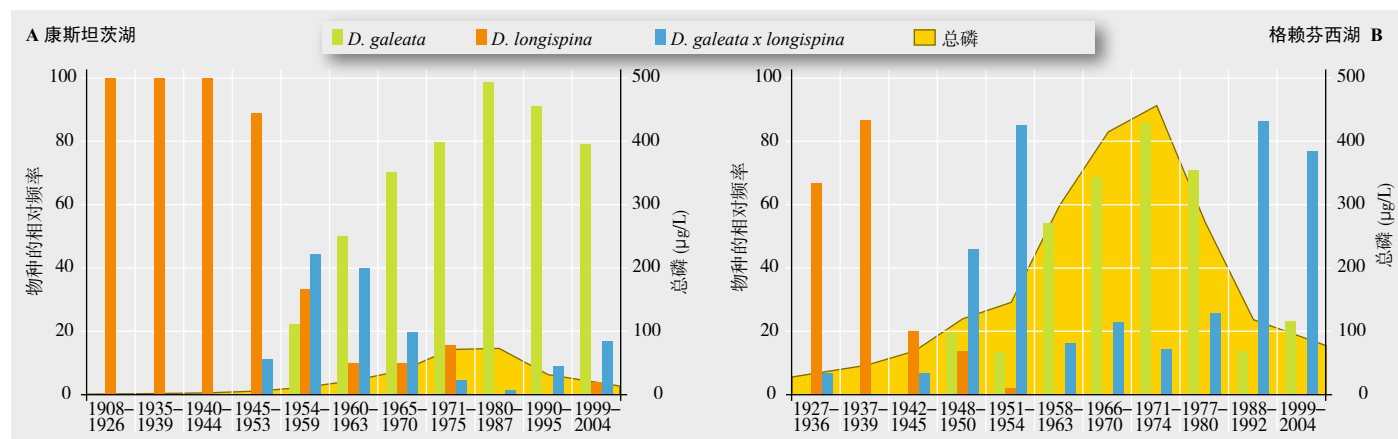
多数*Daphnia*物种是通过周期性单性生殖繁殖的。这意味着它们是在春季和夏季无性(单性)繁殖的,然后在秋季产生有性的雌性和雄性。只通过性繁殖产生的*Ephippia*一般在春季开始发育。因此,当食物来源缺乏和温度太低时,这些“冬卵”能生存数月。水蚤的休眠期是极为壮实的,据知,它们能经受住穿越水鸟和鱼类肠子以及干旱或冰冻。我们甚至可以通过休眠达到45年的卵孵化出*Daphnia*。较老的卵失去了发育能力,但即便100年后,



水生生态学室负责人Piet Spaak 在格赖芬西湖采集沉积物芯

它们所含的DNA仍能被用于分子遗传分析<sup>[4]</sup>。因此,休眠期代表我们在几十年前湖泊中发现的种群档案,它们可以让科学家重现历史过程(参见专栏“更苏生态学”)。

图2 康斯坦茨湖(A)和格赖芬西湖(B)各种物种(*D. longispina*, *D. galeata*和*D. galeata longispina*)长期的相对频率变化,黄色阴影:平均磷浓度



### 更苏生态学

通过已休眠几十年的卵孵化活的水蚤的想法幻想“侏罗纪公园”景象。在科学研究中,这种被称之为“更苏生态学”的方法也已被用来将新生命注入其他浮游动物的休眠期。就桡足动物(水生甲壳类动物)来说,已通过300多岁的卵孵化出活的生物。追溯到更早时期的生物尚未被复生。不过,与古生物学比较起来,这一技术不仅可以用来分析一种生物体的DNA,而且还能与活生物的特性直接比较遗传信息尤其是其对早先生境环境条件的适应性。

**由于杂交而迅速适应** 人们长期认为,遗传变化以及整个演化是基于突变的。然而,突变较少发生,在多数情况下,它们对选择的影响要么是中性的要么是负面的。相比之下,因杂交而重组的功能基因序列已证明在自然界是成功的<sup>[5]</sup>。因此,一种物种可以从另一物种“获得”特别的好处——动植物繁殖方面长期开发的一种方法。

**过去更大的耐铅性** 在稳定的条件下,*D.galeata*和*D.longispina*占据不同的生境,并且相应适应它们各自的小生境:*D.longispina*定居于大型贫营养湖,而*D.galeata*则定居于较小的富营养水体,这解释了为什么后一种物种更耐热。由早些年休眠卵孵化出的水蚤显示出富营养化时期可利用的不同的食物数量和质量:其父母生活在富营养化程度最高时的湖泊中的生物,在实验室中当它们接受带有高浓度磷的丰富绿藻供应时,会比其他生物更加兴旺。从格赖芬西湖较老的沉积层孵化出的*Daphnia*,在高的铅浓度情况下,比那些来自更近沉积物的*Daphnia*生存得更长久。显然,它们更好地适应那一时期的条件,由于含铅汽油的使用最初减少和最终禁止(2000年),所以铅浓度大大下降。

我们的研究所证明的微进化过程反映了人为生境改变对水蚤种群所产生的强大的选择压力<sup>[6]</sup>。不过,我们的研究发现也突显了浮游动物*Daphnia*的活性,这是由于其

作为休眠卵在不利时期的生存能力以及通过杂交获取其他物种特性的能力所致。因此,水蚤甚至能适应其生境的极度变化。为此,它将继续作为生态科学和进化科学的一种重要的模型生物。

**预防比恢复更为重要** 我们的研究结果对于实际保护具有明显的意义:例如,从种群遗传学角度看,某一生境早先生态条件的恢复的价值有限。很显然,物种侵袭、物种间杂交和选择的影响是不可逆转的。所以应优先保护未扰动的或接近天然的生境。与此同时,什么仍被认为原始状态(鉴于人类所引起的广泛的环境变化)的问题迄今很少被研究。这使得对于研究人员来说最为重要的是要确定何种生境保护能保证长期的最大成功。 ○○○

- [1] Petrusek A., Hobaek A., Nilssen J.P., Skage M., Cerny M., Brede N., Schwenk K. (2009): A taxonomic reappraisal of the European *Daphnia longispina* complex (Crustacea, Cladocera, Anomopoda). *Zoologica Scripta* 37, 507–519.
- [2] 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.
- [3] Brede N., Sandrock C., Straile D., Spaak P., Jankowski T., Streit B., Schwenk K. (2009): The impact of human-made ecological changes on the genetic architecture of *Daphnia* species. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 106, 4758–4763.
- [4] Brendonck L., de Meester L. (2003): Egg banks in freshwater zooplankton: Evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia* 491, 65–84.
- [5] 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* 363, 2805–2811.
- [6] Hairston N.G.Jr., Lampert W., Cáceres C.E., Holtmeier C.L., Weider L.J., Gaedke M.U., Fischer J., Fox A., Post D.M. (1999): Rapid evolution revealed by dormant eggs. *Nature* 401, 446.

# 布里恩茨湖和卢加诺湖中的CO<sub>2</sub>固定



Achim Bechtel, 矿物学家,  
作为博士后工作于地表水室  
一个欧盟研究会  
联合作者: Carsten Schu-  
bert

二氧化碳(CO<sub>2</sub>)被从地球自然循环中去除,并以有机碳的形式被隔绝在湖泊沉积物中。但湖水中的营养物浓度和氧可得性会如何影响CO<sub>2</sub>固定呢?为了回答这一问题,Eawag探测两个湖的深度,进行了分子水平的分析。

湖泊一般充当碳汇:由于植物生物质累积,CO<sub>2</sub>被从大气中去除。生物质或由湖泊本身产生(例如浮游植物、藻类和芦苇)或从周围地区进入地表水体。所产生的有机物质为湖泊食物网提供了基础。与累积过程相反的是降解过程,在降解过程中,当生物质穿过水柱时,微生物使部分生物质转换回CO<sub>2</sub>。但未降解的这部分生物质可能会被永久性地隔绝在沉积物中。

通过这种方式固定CO<sub>2</sub>,湖泊可减少温室效应<sup>[1~3]</sup>。因此,湖泊作为碳汇的效率的评价是模拟未来气候变化影响的重要输入。所以我们希望弄清什么内部参数会影响湖泊中的CO<sub>2</sub>固定过程。特别是,我们对湖水中的营养物浓度、相关的初级生产力(所产生的生物质的量)以及氧可得性感兴趣。在我们的研究项目中,我们对两个营养程度不同的湖泊进行了比较。

**快速生物标志所显示的有机物生产与降解** 湖泊中可利用的有机碳与实际隔绝在沉积物中的碳之比,描述了沉积物中有机物质的隔绝效率。因此,它部分受到现存生物质量的影响:营养物(尤其是磷酸盐和硝酸盐)含量越高<sup>[4]</sup>,湖泊生物质产量就越大。不过,隔绝效率也取决于水柱中微生物降解过程的强度:如果较深层中有足够的氧,那么有机物质就几乎会被完全矿化成水柱中的CO<sub>2</sub>,只有少量进入沉积物。所以我们的研究选择了两个相当不同的湖泊:位于Bernese Oberland 的贫营养的布里恩茨湖——以营养物浓度(磷酸盐<5 μg/L)和生物质水平较低以及氧含量高为特征,以及位于提契诺州的富营养的卢加诺湖,那里的营养物(磷酸盐50~60 μg/L)和生物质浓

度高得多,而且深水为缺氧状态(图1A)。

目的是分析从不同水深度(10、40、70、100、150和200或250 m)采集的颗粒有机物质的脂质组成。脂质生物标志物提供了有机物质来源以及不同生物对生物量贡献方面的信息<sup>[5~7]</sup>。但对于我们来说更为重要的是,我们可以用生物标志物来追踪水柱中的降解过程。所以我们将2007年春季(6月份)和秋季(10月份/11月份)采集的悬浮

Eawag研究员Carsten Schubert 准备用于样品检测的质谱仪,正在添加液氮



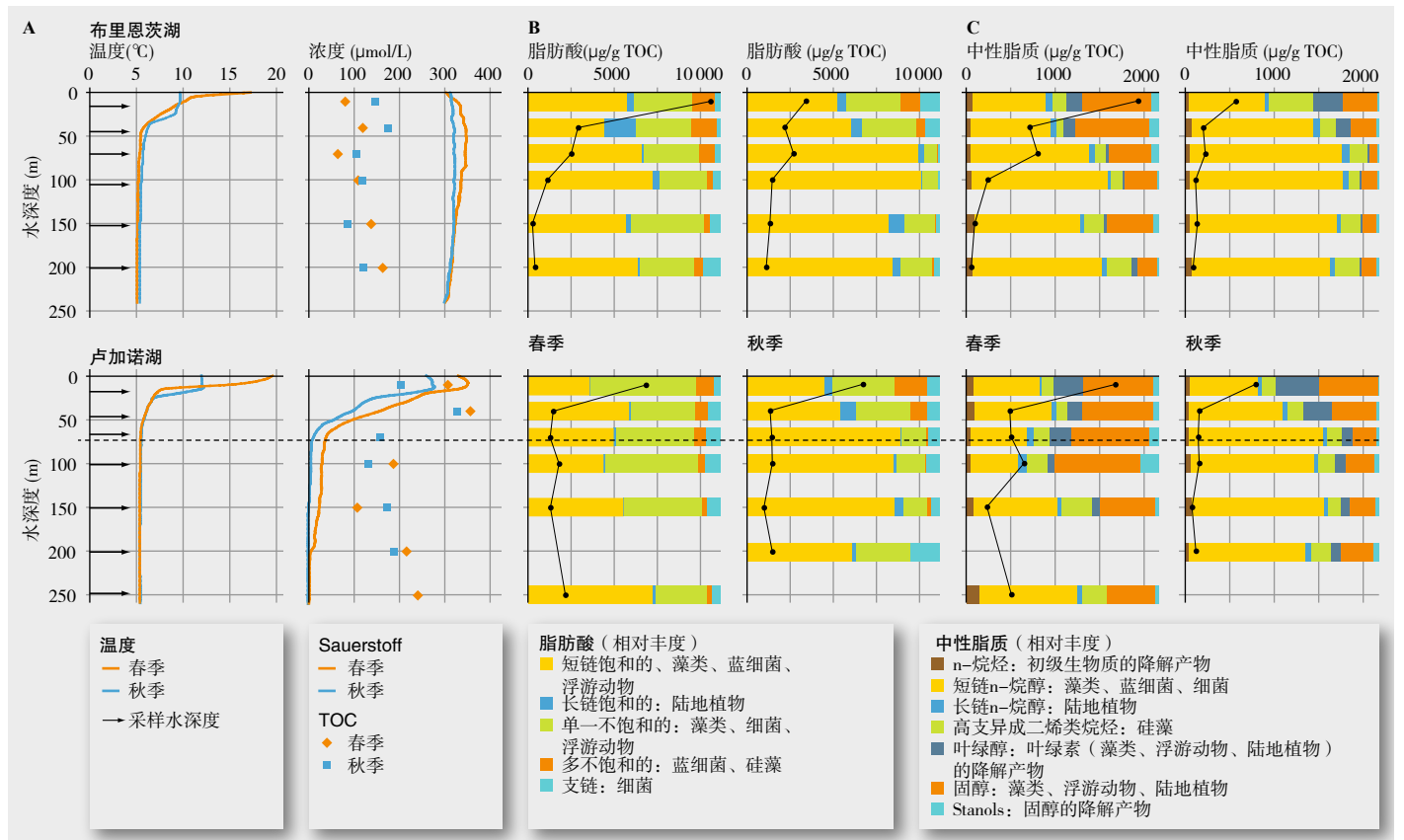


图1 在布里恩茨湖和卢加诺湖不同深度所研究的参数 (春季和秋季采样活动)  
 A)生物生产力 (表示为总有机碳浓度, TOC) 和氧含量  
 B)总脂肪酸浓度 (曲线) 和脂肪酸组的相对丰度 (色带)  
 C)总中性脂质浓度 (曲线) 和中性脂质组的相对丰度 (色带), 虚线表示卢加诺湖水柱中有氧-缺氧界面

物质的样品分成脂肪酸和中性脂质部分, 然后分析分子组成。

**脂肪酸的详细分析** 作为第一步, 我们详细分析了这两个湖的脂肪酸组成和浓度。从我们的数据中可以得出下列结论:

▶ 这两个湖都呈现出大致可比的脂肪酸浓度, 假如这些浓度被归一化成总有机碳 (TOC; 参照图1B)。但卢加诺湖中按mg/L过滤水计算的绝对脂肪酸浓度大约高4倍。这清楚地反映了这两个湖不同营养物浓度所致的初级生产力方面的差异。

▶ 在较深的水层中, 脂肪酸浓度下降 (图1B中的曲线)。与此同时, 与饱和脂肪酸相对的不饱和脂肪酸的比例增加 (图1B的色带)。因此, 该湖中可利用的生物质随水深度的增加而减少。不过, 卢加诺湖深水中的脂肪酸浓度趋于再次增加——这里的降解看来进行得更慢。

▶ 在这两个湖泊中, 脂肪酸部分主要由短链、饱和物质和单不饱和物质组成, 这表明浮游植物对生物量的主要贡献。例如, 带有16个碳原子的单不饱和脂肪酸是硅藻的标志。我们春季和秋季在布里恩茨湖富营养区检测到较高丰度的这些化合物。富营养区是光照好的上层水, 那里可能出现光合作用。只有少部分有机物质归咎于陆地植物——通过蜡组分的长链脂肪酸可以辨别 (图1B中的色带)。

▶ 支链脂肪酸是源于细菌的生物质的生物标志。在卢加诺湖大约70 m深的有氧和缺氧界面 (春季) 和深水层 (秋季) 发现了丰度较高的这些脂肪酸。卢加诺湖缺氧深水中丰度较高的支链脂肪酸表明了缺氧情况下活跃的细菌的存在。

▶ 多不饱和脂肪酸表明蓝细菌 (即蓝绿藻=能光合作用的细菌) 和硅藻的出现。特别是带有18个碳原子的多不饱和脂肪酸是起源于蓝细菌的。例如, 春季在卢加诺湖的

富营养区发现了这些多不饱和脂肪酸。相比之下，布里恩茨湖和卢加诺湖富营养区秋季出现的多不饱和脂肪酸则主要来源于硅藻。

▶这两个湖中高含量的带有18个碳原子的短链饱和脂肪酸表明，在秋季采样时期，浮游动物对水柱较深处生物量的贡献增加（图1B中的色带）。

**中性脂质提供的宝贵信息** 从中性脂质部分还获取了其他一些见识，中性脂质包括醇类、烷烃类和烯烃类。我们的研究发现如下：

▶如同脂肪酸一样，中性脂质浓度随水深度增加而下降（图1C中的曲线），这反映了水柱中生物质的降解。

▶短链 $n$ -烷烃类超越长链 $n$ -烷烃类（带有一个或多个羟基的饱和碳氢化合物）证实了这一发现（已通过参考脂肪酸来获得）：该湖泊中存在的生物质主要源自浮游植物，只有小部分来自陆地植物（图1C色带）。

▶我们还在所有样品中检测到微生物起源的烷醇（带有15个或17个碳原子的支链 $n$ -烷醇）。

▶叶绿醇（叶绿素的一种组分）充当光合活性生物的标志。所以它主要出现在这两个湖的上层水中这一点并不令人吃惊。

▶固醇是植物细胞膜的组成部分，个别固醇归咎于特定组生物。因此，谷固醇被认为是陆地植物的标志，而一种带有28个碳原子的特殊固醇则是代表硅藻的。春季从布里恩茨湖和卢加诺湖中采集的样品中都有检测出了这两种固醇。相比之下，夏季样品含有的植物固醇浓度则要低得多。这里占优势的固醇是胆固醇，这表明浮游动物对生物量的相对贡献增加，尤其是在水柱的较深部分。

▶在较深水层中，stanols/固醇之比增加，这可以被认为是水柱中有机物质降解的证据。

▶还值得注意的是高支异戊二烯烃（来自硅藻输入的另一个特征标志）的丰度较高。

**有机质动力学和CO<sub>2</sub>固定** 总之，我们的研究发现能得出什么结论呢？正如期望的那样，贫营养的布里恩茨湖中产生的有机质比富营养的卢加诺湖产生的要少。与此同时，布里恩茨湖中的有机质降解得比卢加诺湖更为有效，所以更多的总有机碳被隔绝在卢加诺湖的沉积物中。但另一方面，这表明自20世纪70年代以来作为一个生态

系统的卢加诺湖更发生了重大变化。直到20世纪80年代末，由于人类影响，营养物水平一直在不断增加。自那时以来，虽然增加的环境保护努力已取得某种初步成功，但如今仍存在着这种证据，即不仅生物质产量非自然地高，而且浮游植物和浮游动物的组成发生了变化。例如，我们的脂质组分分析表明，卢加诺湖中的蓝细菌（它会对水质产生不利影响）和绿藻占优势，而硅藻在贫营养的布里恩茨湖占优势。由于营养物浓度升高，所以卢加诺湖只有最上层水中的氧水平才能与布里恩茨湖相比（图1A）。卢加诺湖从大约70 m深开始往下实际是不存在氧的，这导致有机质降解不明显。但与此同时，即便在这些缺氧条件下，微生物仍将有机质转化（产生的不是CO<sub>2</sub>，而是甲烷）这种气体作为温室气体的强度大约要高20倍。因此，卢加诺湖作为一个较大的碳汇的重要性大大降低。总之，我们的研究表明，水中营养物和氧水平是确定碳循环因而也是确定湖泊中CO<sub>2</sub>固定的至关重要的因素。 ○○○

- [1] Dean W.E., Gorham E. (1998): Magnitude and significance of carbon burial in lakes, reservoirs, and peatlands. *Geology* 26, 535–538.
- [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] Sobek S. (2009): Buried in lakes – how carbon is stored in sediments. *Eawag News* 66, 10–12.
- [4] Müller B., Finger D., Sturm M., Prasuhn V., Haltmeier T., Bossard P., Hoyle C., Wüest, A. (2007): Present and past bio-available phosphorus budget in the ultra-oligotrophic Lake Brienz. *Aquatic Sciences* 69, 227–239.
- [5] Bechtel A., Schubert C.J. (2009): Biogeochemistry of particulate organic matter from lakes of different trophic levels in Switzerland. *Organic Geochemistry* 40, 441–454.
- [6] Pearson E.J., Farrimond P., Juggins S. (2007): Lipid geochemistry of lake sediments from semi-arid Spain: Relationships with source inputs and environmental factors. *Organic Geochemistry* 38, 1169–1195.
- [7] Wakeham S.G., Amann R., Freeman K.H., Hopmans E.C., Jørgensen B.B., Putnam I.F., Schouten S., Sinninghe Damsté J.S., Talbot H.M., Woeckel D. (2007): Microbial ecology of the stratified water column of the Black Sea as revealed by a comprehensive biomarker study. *Organic Geochemistry* 38, 2070–2097.

# 为什么卢加诺湖水几十年保持非混合状态

2009年，Eawag公布了一项关于卢加诺湖混合行为的研究。在这次采访中，水资源与饮用水室负责人、苏黎世理工名誉教授Rolf Kipfer，解释了富营养化和气候变化会如何影响湖泊中的水循环。

你为什么决定研究卢加诺湖？

唔，卢加诺湖曾大约40年未彻底混合，那里的深水曾始终是缺氧的。

你是怎么知道的？

提契诺州一直定期检测不同水深处的温度、氧含量和电导率，实际上，自1991年以来，一直定期（每2周）记录这些参数。还有，Eawag以前在卢加诺湖进行过采样活动。我们利用这一数据来监测卢加诺湖的水质和氧浓度，2005年冬季短时期内，突然在底层中发现氧的痕迹。

这意味着发生过混合吗？

是的，但2005年发生的情况是一个简单的（虽然重要）初始混合活动。只是在随后的冬季卢加诺湖才在2个月内彻底混合。

卢加诺湖出现如此罕见的“循环”正常吗？

一个湖——像位于这类纬度其他很多（浅）湖一样——一年两次（在春季和秋季）混合肯定是不正常的。因为它是一个带有低通流的狭窄深湖。但这次它花这么长时间部分是由于富营养化所致。

所以营养物输入的增加也会影响诸如混合这类物理过程吗？

对的。

你能解释那是如何发生的吗？

好的，在上一世纪后半叶，由于营养物输入的增加，卢加诺湖的地球化学条件发生了巨大的变化。首先，初级生产力增加，这导致深水中的氧耗竭。在这些缺氧条件下，离子从沉积物中重新流动出来。所以该湖从下而上变得充满溶解离子，而且深水的密度和电导率增加。由于咸度随深度增加而增加，所以该湖被化学分层，因而不再可能彻底混合。这是典型的富营养化问题。

当20世纪70年代初以来在污水处理厂的帮助下水污染得到更好控制时，还不能逆转这一情况吗？

可以在某种程度上逆转，但只能在上层水体。因为该湖很深，而且咸度梯度（分层）如此稳定，所以大规模混合是不可能的。只是在2005年和2006年两个较冷的冬季发生过大规模混合。我们研究的目的是清楚地重现这些混合活动的过程。

为了这么做，你们详细分析了从2006年回溯到1991年的州数据。它告诉你们了什么？

让我们首先来说说温度数据，它向我们表明，这些年

“富营养化是为什么要这么长时间才会出现彻底混合的一个原因。”



中，深水被来自基岩的热所逐步加热。而且，湖水还通过一种被称之为紊流转换的过程所渐渐加热。

**这涉及到较暖的水的上移或下移吗？**

不，至少不在一个大的距离内。所发生的是，由于小规模紊流的结果，热从一片水垂直传到另一片水。大规模垂直水迁移（例如为了彻底混合）所需的重要条件，只出现在表水和深水温度相同（或当表水实际上比深水更冷时）的冬季。在卢加诺湖，这只是1999年冬季再次出现的情形。

**但为什么要又一个6年才出现彻底混合？**

这是因为化学分层极为稳定。根据电导率数据，我们可以看到，1999~2005年期间，低电导率的表层水被缓慢但确定地混合到更深处，而且咸度梯度降低。结果，从2005年到2006年，化学分层也被消除了，只有在那时，冬季的寒冷才强得足以激发混合过程。

**卢加诺湖深水现在富含氧吗？**

可能不富含氧，因为到2006年底深水实际上再次缺氧。由于缺氧期延长，仅仅留存太多会迅速耗氧的还原物质（即便混合过程不断补充供氧）。

**你们试图对深水的恢复进行量化吗？**

是的。我们计算出2006年冬季大约一半的深水被交换。

**你们通过观察保守性示踪物数据来做这一点。**

是的。在我们看到这之后，2005年冬季，卢加诺湖多年来首次再次彻底混合，2005年和2006年春季，我们从该湖中采集了样品，并进行了示踪物分析。我们还可以利用2001年Eawag先前的一次示踪物活动。

**保守性示踪物究竟是什么东西？**

这些是经历物理混合过程但未像氧那样被降解或消耗的物质。所以示踪物表明如果氧是生物化学保守性的，那么它会如何表现。它们让你计算已出现了多少气体交换以及已有多少水得到恢复。

**这些示踪物是天然存在于湖泊中的吗？**

它们存在于湖泊中，但不是天然存在的。在一些情况下，它们是由于人类活动而被释放入环境的以及起源于技术应用，例如痕量气体SF<sub>6</sub>（六氟化硫）。这是被设计作为化学惰性气体的，它被用于电力系统以预防火花击穿。或用于制冷系统的含氯氟烃（CFCs）。



**“你不能仅靠混合行为来判断一个湖泊的状况。”**

**所以你们正在心甘情愿地做非做不可的事。**

是的，恐怕是这样的。这些气体多半得到很好的研究。我们知道多年来大气浓度的变化情况，这可以在水中被追踪到，因为水通过气体交换与大气连为一体。所以能够得出关于湖泊各层何时最后一次与大气接触的结论。

**自那时以来流逝的时间被称之为“水龄”。**

对的，但你仍然无法讨论水龄的基础，尽管它可能会直观得多。而是你必须依赖于浓度，因为通过这些浓度（与水龄相比），混合的影响是线性的。换言之，当我将含有不同浓度的相同量的水混合时，我获得了一种带有平均浓度的液体。但当我将5岁SF<sub>6</sub>与1岁SF<sub>6</sub>水混合时，肯定不会得到一种3岁的混合物。所以当你谈论水龄时必须非常谨慎。



Christian Holzner正在采集样品：关于卢加诺湖混合行为的研究是他博士论文的一部分

现在卢加诺湖中的浓度已被拉平，未来会出现更频繁的混合吗？

显然，卢加诺湖现在的作用与过去30~40年期间的极为不同。彻底混合已在湖泊的生态结构方面产生了重大变化。垂直水迁移已成为可能。当然，我不知道富营养化之前卢加诺湖的混合行为情况，但我猜测混合曾不时地（每几年）发生。而且，我认为现在将会重建一种类似的周期性。

你们已研发了一种预测模型，对吗？

是的，我们已采用该模型来研究不同气候情景下的混合行为。我们将只查明从现在起几十年中这些预测是否正确。

气候变化预计会产生什么样的影响？

一些科学家设想，由于气候不断变暖，未来我们湖泊

的混合将会减少。人们总是采用相同的论据：表水变暖，结果密度梯度增加，进而湖泊混合减少。这是真的，但它只适用于从现在到未来状态的过渡期。

将来我们何时成功？

因此，夏季和冬季该湖中的温差可能会像如今一样大，即使是在通常较暖的状况下。因为深水也将会变暖（比仿说7℃，而不是当今我们纬度的大约4℃），所以我认为这一点是可能的：未来这些湖泊的混合将会比如今更好。原因是7℃时温度小的变化会比4℃时大大增加密度，所以这种水会直接下沉。

你在说气候变暖会对湖泊混合行为产生正面影响吗？

不，这不是一个你能用的论据。真正的问题是，更频繁出现彻底混合是不是天然的。不过，你不能仅靠混合行为来判断一个湖泊的状况。它取决于该湖中出现的所有过程。

未来你们关于卢加诺湖的研究方向是什么？计划更多的示踪物活动吗？

不是在现在，但我认为将是开始规划的一个好时候，因为长时间序列是非常有帮助的。由于目前卢加诺湖的行为大大不同于近几十年，所以监测它的发展情况是有意义的。

最后一个问题：这项研究的主要发起人Christian Holzner现在在做什么？

他在完成在Eawag的博士论文之后，去了联邦能源部。那里的问题是瑞士如何才能满足未来的能源需求。Christian正在分析那些会影响瑞士国内外能源供应安全的技术因素、经济因素和政治因素。○○○

对Rolf Kipfer 的采访是由Martina Bauchowitz进行的。

Holzner C.P., Aeschbach-Hertig W., Simona M., Veronesi M., Imboden D.M., Kipfer R. (2009) Exceptional mixing events in meromictic Lake Lugano (Switzerland/Italy), studied using environmental tracers. *Limnology & Oceanography* 54, 1113–1124.



## 分散化系统——未来废水处理的模式吗？

在瑞士，分散化系统目前发挥的作用很小，仅被用于公共下水道到达不到的边远地区。但在什么情况下它们会成为这个国家和发达世界其他地方可行的选择呢？研究人员和实践者们如何看待这些系统在发展中国家的前景呢？

如果我们必须从零开始再次建造瑞士的废水处理系统，我们将会怎么做呢？十多年前，Eawag组织的一次研讨会上来自研究界和实践界的专家们讨论过这一问题。城市水管理室负责人Max Maurer回忆说：“当时，我们都同意我们会选择相同类型的集中化系统。但这主要是因为它是我们唯一熟悉的系统，而不是因为它是可能的最佳解决办法。”自那时以来，这一领域发生了相当多的变化，Eawag也在日益开发替代系统，尤其是分散化系统。

这些活动正在不同层次进行，从概念和经济研究

（通过增强的新方法的发展和中试）一直到分散化系统的实际实施，尤其是目前在发展中国家。正在详细研究众多方面：尿源头分离与处理方法、营养物回收和肥料生产方法以及废水循环方法（小型家庭处理系统）以及用于成本效益分析的新模型，考虑到规划的不确定性，例如人口增长、水可得性和气候变化。但研究人员已取得何种具体进展呢？分散化系统与集中化相比实际能提供何种额外好处呢？水专业人员中对这些问题开展了广泛的讨论。

Abwasserverband Altemrhein



存在有集中化废水处理厂的替代方法吗？

**水可得性** 在过去十年中,分散化废水处理系统领域已取得了重大的技术进步,这些发展很大程度上一直得到水可得性考虑的驱动,因为如果缺水,那么带有集中化处理厂的污水网络就难以运行。这主要是由于输送固体废物(粪便、手纸)需要大量的水。为此,城市水管室“未来概念”工作组组长Tove Larsen说,缺水问题越来越决定全球角度的废水处理方面的新概念。她补充说,其他关键因素是气候变化和世界人口的快速增长。这一点得到澳大利亚、美国、加拿大和亚洲已面临的具体问题的证实(见第20页上的世界地图)。

**水再用** 例如像瑞士一样,集中化废水处理厂(WWTPs)在美国西部发挥关键性作用。但正如Richard Luthy(加利福尼亚斯坦福大学土木与环境工程教授)所说,存在一个主要差异:在瑞士,可用的水储备中只用了大约5%,而美国西部地区基本上已使用了所有可利用的水资源:“所以对我们来说,水再用是非常重要的。”问题是集中化的WWTPs通常不仅很远,而且还在地势低洼地区,因为污水是靠重力输送的。这意味着,如果水要被再用的话,就必须再次将它向上抽提(这是一种集中耗能的过程)。Luthy(2009年底他在Eawag休假几周)相信这一问题可以通过分散化废水处理系统来解决。他将打算在加利福尼亚发起的一个主要研究项目中采用这一方法。

有声望的“斯德哥尔摩水奖”获得者Peter Wilderer教

授(慕尼黑名誉英才)也认为,从天然源获得的水的反复使用是分散化系统提供的主要好处。但在他看来,这些系统在发展中国家难以被接受,除非德国、瑞士和其他工业化国家引领这一方法。他总结说:“所以首先需要在世界的这一部分有更多试验项目。”

**小型处理系统** 瑞士水协会主席和索罗图恩州环境局局长Martin Würsten说:“我仍在梦想一种你可以将其放在地下室的坚固耐用的系统,就像洗衣机一样的,它可以有效地处理废水流,而且营养物循环可以尽可能密闭。”他补充说,总的说来,虽然已取得了相当的进展,但这类系统尚不成熟,仍处于试验阶段。

**营养物循环** 领导Eawag尿源头分离(Novaquatis)交叉项目(该项目已于2007年结束)的Tove Larsen说:“如果我们始终如一地将废水流分开,单独处理富含营养物的尿,那么我们就相当特殊地管理氮和磷。”Larsen解释说,氮导致很多问题尤其是通过内陆水体和沿海水体的富营养化。但人们还应记住它在温室气体氧化亚氮( $N_2O$ , 笑气)方面的效应,例如,它作为脱氮作用——硝酸盐( $NO_3^-$ )转化为分子氮( $N_2$ )的副产物而产生。所以重要的是研发不会导致 $N_2O$ 排放的用于氮处理的可持续的分散化系统。如果这一方法中纳入了气体洗涤,或者如果这种氮不是被反硝化而是以一种浓缩的方式被供应给化

## 用废水淋浴

在一项新的试验研究——由Empa发起的一个联合项目,也包括苏黎世艺术大学(ZHdK)和瑞士西北应用科学大学(FHNW),Eawag正在以一种实际的方式来解决水再循环问题。已设计了一种起居工作舱(“Self”),它在能源和水消费方面是自给自足的。在这种原型体中,Eawag已纳入雨水过滤和废水再循环:膜反应器处理过的灰水可以被再用于沐浴、碟盘洗涤和抽水马桶冲洗。虽然在目前从内部水循环中去除了黑水,但尿和粪便的分开排放和处理在该项目的后期阶段才有可能。



极其先进的:这种“Self”起居舱不依靠外部水和能源供应

## 试验一种小型处理系统

过去3年中, Eawag的过程工程师们已从安装在瑞士一个单一家庭住户中的小型处理系统(膜生物反应器)方面获得了初步经验。将这一项目看作是其博士论文一部分的Christian Abegglen和该户家庭成员,都对总的结果感到满意。Abegglen总结说,虽然存在有一些技术方面的小问题,但这样一种分散化系统现在可以提供与集中化废水处理厂相比拟的处理性能。这是真的,尽管这类系统必须达到比大型装置更严格的要求。这些包括更大的峰负荷(清晨个人卫生)和更长的生产率不足期(节假日)以及更高浓度的污染物(如药物)和有毒物质(如清洁剂)。

据Abegglen说,关于除磷和能耗需要进一步研究和创新,小型系统的能耗依然明显高于大型装置。在电化学法的帮助下,这两个问题都可以被优化。过程工程室的一位研究人员Kai Udert目前正在研究改善能量平衡。为了这一目的,正在进行一些实验,在这类实验中,尿铵正在被分解为氮和氢,从燃料电池中的氢回收能源。



不要被低估: 一户瑞士家庭中的试验性处理系统

肥厂(Eawag一位过程工程师Kai Udert目前正在研究的一种方法),那么上述想法就有可能实现。硝化和浓缩过程产生一种硝酸铵(钾硝铵)形式的卫生的化肥。Udert相信:“通过这种可能很快会被实际应用的方法,众多问题可能会被同时解决。”

就磷来说,富营养化并不是唯一的问题:这是一种有限的资源,其供应可能会在大约一个世纪被耗竭。所以有更多理由从尿中回收这种营养物。Eawag在Novaquatis项目中的彻底调研的这种选择方法是鸟粪石沉淀。将镁添加于尿导致鸟粪石(磷酸镁铵)的沉淀,鸟粪石可以被直接用作肥料。

营养物循环方法一般随时可以使用。另外,根据Eawag计算,通过这些方法(按大致相同的成本)可以获得比去除但不回收营养物的集中化WWTP更好的环境保护和自然资源保护效果。但这可能取决于将进入大规模生产的技术。

**现有的基础设施** 控制氮和磷输入进地表水曾是20世纪70年代瑞士和其他很多工业化国家扩建WWTPs的主

要动机之一。对于VSA执行委员会成员和活跃于水管理部门的一家工程公司的经理Petetr Hunziker来说,这一点是清楚的:“决不能以现有集中化基础设施为代价来建设分散化系统,由此驱高成本。”集中化WWTP的工艺步骤的设计能力越高,每位居民的特定费用就越低。另外,现有基础设施仍有余力提供,这种余力应被利用,即便产生一些新的挑战,例如由于微污染物的结果,集中化处理厂能够花费不多地纳入外加处理工序。不过,像很多同仁一

## 完美的可持续性: 尿基肥料鸟粪石



样, Hunziker承认,可能会出现这种状况:在瑞士,分散化系统可能会被日益接受——例如,当一个规划的住宅开发尚未与下水道系统连接时,或当一个WWTP到了其服务寿命末。Hunziker说,可能需要精确计算与不同方案有关的费用。

**规划不确定性** 这种计算受一整系统规划不确定性的影响。其中之一是人口发展。对于某些其未来前景不清楚的周边地区来说,分散化系统可能代表一种有吸引力的解决办法。它们可以防止这种基础设施方面的投资,当居民们因经济运气下降而离开这一地区时,这种基础设施被证明是不应建的。例如,在德国一些人口已减少40%~50%地方已产生这一问题。正在详细研究应如何考虑规划不确定性的Max Maurer说:“那么一个带有大规模下水道网络的集中化系统就会变得很费钱,而服务价值没有任何增加。”

Maurer正在试图弄清那些能够说明何时最好用集中化系统或分散化系统的标准。与此同时,他的基本设想是,分散化系统实质上提供了能更快对不确定未来的需求做出反应的更大的灵活性和能力。换言之,他认为在存在重大不确定性的情况下,选择分散化系统可能更为合适。好处是避免过度的能力,而且可以根据需要来进一步

投资。相比之下,集中化系统最初涉及的投资可能会低于分散化办法,但在30~40年的规划范围内,它可能会产生人均较高的总费用。所以Maurer的目的是,确定同时考虑到未来发展不确定性和相关系统灵活的可比较的成本估算标准。正如他所强调的:“灵活性必须要有价值,带有能用瑞士法郎表示的价值。”除了人口趋势和经济发展之外,规划不确定性还包括其他一些方面,如气候变化和对废水处理需求方面的变化。最终目的也是要将分散化系统与集中化系统的比较应用到发展中国家。一般说来,这些国家特别易受规划不确定性的影响。

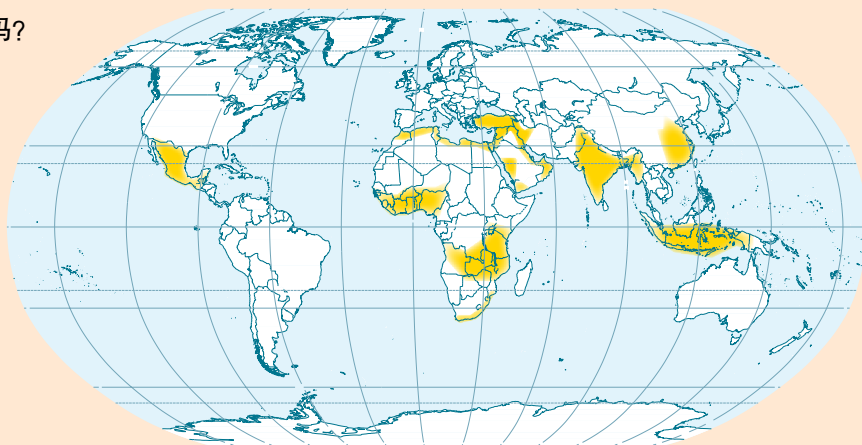
**对发展中国家的好处** 分散化系统可以按阶段扩展(资金筹措可以相应地分散)的这一现实,也是对发展中国家所具有的重大好处。另外,许多分散化系统的存在可以减少与误动作相关的风险。发展中国家水和卫生室(Sandec)负责人Christian Zurbrügg提出:“在发展中国家,当一个零件无效时,系统可能会全部停止运行。”如果一个集中化装置受影响,这可能会产生重大影响。

但除了这两种好处之外,Zurbrügg将灵活性列为分散化系统最重要的特征:“例如,假若你在一个水被再用于农业灌溉的地区,那么该系统就能得到优化,这样一来,致病菌被去除,但营养物质含量得到保持。但如果当地地表

### 分散化系统:一个新的产业部门吗?

在包括公用事业部门创新研究所(Cirus)和城市水管理室的现场水处理技术(OST)项目中,Eawag正在进行分散化系统概念的全球分析。要解决的重大问题包括:分散化办法比集中化办法能更高效地解决什么样的问题?目前可用何种现场技术?如何能进一步开发这些技术?这一项目旨在确定通向典型变换的可行途径以及具有创建

新产业部门潜力的市场和参与者(例如在中国,有德国和瑞士公司参与)。根据这一学科间项目,Eawag还在试图确定分散化系统领域未来的研究活动,以及制定合适的研究战略。



分散化系统可能是卫生基础设施不足以及还在与快速城市化和缺水作斗争的地区(黄色阴影区)值得考虑的一种选择

水已被富营养化，那么，营养物也将需要被去除。如果是一个带有严重污染的废水的工业区，那么就可以为应对这一点而专门设计该系统。”这解释了为什么Eawag在发展中国家的很多工作涉及到工艺过程和系统的优化，并使它们适应不同的需求。

### 尼泊尔的鸟粪石生产

Eawag一个项目的现场是在Siddhipur（尼泊尔加德满都郊外的一个社区），那里已有尿分离抽水马桶。这一近城市区的居民向作为肥料的尿使用开放，只要具备野外检测用于鸟粪石沉淀的简单的分散化系



大萝卜：来自Siddhipur的一位农民Jiban Maharjan为其尿肥产物感到自豪

统的理想条件。经验已证明该方法和运输系统（用特殊的自行车来收集来自尿分离抽水马桶的液体废物）的有效性。Eawag现还在研究可以针对鸟粪石沉淀之后剩下的（仍然养分丰富的）液体做些什么。

**总体规划** Eawag在发展中国家活动的另一个重要的方面是，为当局提供建议，并帮助它们发展卫生系统。虽然在很多情况下，单个分散化解决办法已在家庭或邻里层面被采纳，但当局难以制定和协调总体规划。例如，Eawag目前正在与布吉纳法索首都瓦加杜古当局协作。在那里，这一点已变得很清楚：大量现有的化粪池不可能与集中化系统连接。现在产生的问题是，如何才能仍将它们纳入一个总的系统。

位于日内瓦的一个联合国托管组织“供水与卫生协调委员会”执行主任Jon Lane承认：“发展中国家城市地区人类粪便的安全处置是弱点之一。”Lane注意到特别是在贫民区公共厕所设施方面需要研究（就基本方法和技

术这两点而言都是这样）。需要优质、客观的研究结果作为对政治家们决策的帮助。在他看来，Eawag是全世界能够提供这种必要科学专长的少数几个独立研究机构之一。

**范例变换** 根据联邦环境部（FOEN）最近公布的数字，瑞士供水和废水处理基础设施的置换费为2200亿瑞士法郎，或差不多每位居民3万瑞士法郎，仅输水系统就占这一总额的90%。所以对于Eawag研究员Max Maurer来说，第一个主要范例变换可能是能提供现有输水系统替代物的解决办法。然后，这可能需要另一个关键性步骤，即协调一致的废水流分离（尿、粪便、灰水）。Tove Larsen说：“如今与几年前不同，我会对这一点感到吃惊，即假如源头分离和分散化办法至少未开始在瑞士和其他工业化国家得到确立。”Max Maurer补充说，“即便如此，目前研究的目的是不是将分散化系统作为唯一正确的解决办法来推动。而是我们想弄清在何种情况下集中化或分散化方法最佳和可持续。”研究人员和实践工作者一般都同意这一看法，即城市水管理方面的系统性变化应在几十年内实现，所以现有基本投资是得到保护的。○○○

Martina Bauchrowitz

#### Further reading

- Abegglen C., Siegrist H. (2008): Domestic wastewater treatment with a small-scale MBR. Final report. Canton Solothurn and Eawag, 8 pp.
- Larsen T.A., Alder A.C., Eggen R.I.L., Maurer M., Lienert J. (2009): Source separation: Will we see a paradigm shift in wastewater handling? *Environmental Science & Technology* 43, 6121–6125.
- Larsen, T.A., J. Lienert (2007) Novaquatis final report. NoMix – A new approach to urban water management. Eawag, 32 pp.
- Maurer M. (2009): Decentralised versus centralised water treatment: The impact of growth. 2<sup>nd</sup> International Conference on Water Economics, Statistics, and Finance, Greece; International Water Association (IWA), 633–640.
- Störmer E., Truffer B. (2009): Strategic decision making in infrastructure sectors. Participatory foresight and strategic planning for sustainable sanitation. *Geographica Helvetica* 64, 73–80.
- Zurbrügg C., Tilley E. (2010): A system perspective in sanitation – human waste from cradle to grave and reincarnation. *Desalination* 251, 410–417.



Saskia Zimmermann, 环境科学家, 水资源与饮用水室博士研究生  
 联合作者: Yunho Lee, Urs von Gunten

## 用高铁酸盐去除微污染物和磷酸盐

与臭氧一道, 高铁酸盐已呈现为增强城市污水处理厂废水处理的一种新选择。这两种物质都能氧化人为有机微污染物。与此同时, 高铁酸盐通过沉淀提供去除磷酸盐的额外好处。但高铁酸盐需要多大剂量呢? 高铁酸盐的使用经济合算吗? 我们在本文中报道来自Eawag实验室的初步经验。

由于处理过的废水依然含有微量药品、个人护理用品和家用化学品, 所以它对水污染产生实质性的影响。由于减少这些产品消费的可能性有限, 所以目前的注意力集中在如何才能从处理过的废水中去除微污染物<sup>[1]</sup>。一种战略包括在常规污水处理厂(WWTPs)增加一个第三处理工序。在这一添加的工序中, 可以通过氧化法去除微污染物。由于几年中Eawag在臭氧化领域所累积的经验, 可以在Regensdorf WWTP进行大型试验项目, 在那里, 臭氧被用作一种氧化剂<sup>[2]</sup>。

一种代表臭氧潜在替代物的物质是高铁酸盐[Fe(VI)O<sub>4</sub>]<sup>2-</sup>——一种含有正六价氧化态离子的氧化剂和消毒剂。高铁酸盐特别有吸引力, 因为与臭氧不同, 它不仅充当氧化剂, 而且还充当沉淀剂: 首先, 以六价铁的形式, 它充当氧化剂, 在这一过程中被还原成三价铁。多年来, 三价铁已被用于废水处理中的磷酸盐沉淀, 因此是高铁酸盐一种有用的、无毒的分解产物, 高铁酸盐的另一个优点是, 据迄今所知, 在这一氧化过程中不产生任何有害的副产物。

关于高铁酸盐可能用于废水处理的研究只是最近才

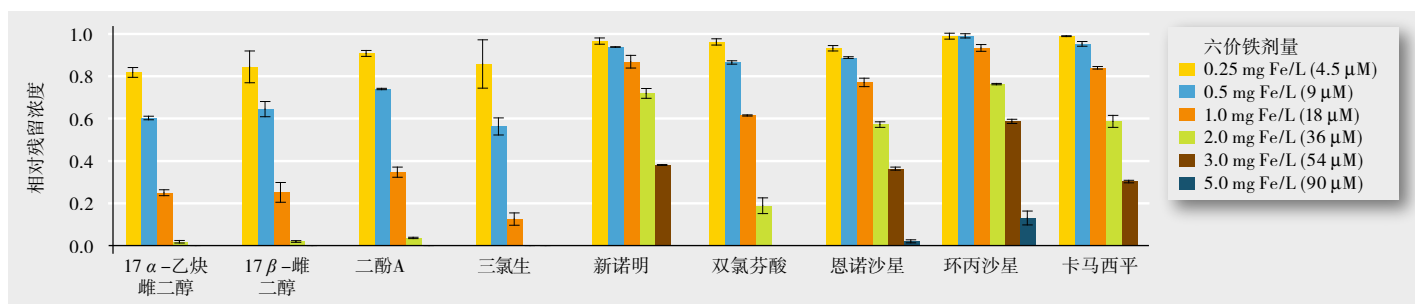
开始的, 目前, Eawag已研究高铁酸盐氧化废水中各种微污染物的潜力(也与臭氧加以比较), 并试图确定通过沉淀去除废水中的磷酸盐所需的高铁酸盐的剂量。

**去除废水中的活性微污染物** 我们研究的目的是直接分析废水中尽可能多的带有不同特性的微污染物的氧化。以类似于臭氧的方式, 高铁酸盐还吸引微污染物分子中富电子部分。这些特别包括:

- ▶ 酚, 例如内分泌干扰物17 $\alpha$ -乙炔雌二醇、17 $\beta$ -雌二醇、二酚A和杀生物剂三氯生;
- ▶ 胺, 例如存在于抗生素新诺明、恩诺沙星、环丙沙星以及存在于镇痛剂和抗炎剂双氯芬酸;
- ▶ 烯烃(含有双键的化合物), 例如存在于抗癫痫药卡马西平。

正如图1所示, 大约2 mg Fe/L的高铁酸盐剂量足够带有酚醛基团的物质的充分氧化。不过, 胺和烯烃只被大约5 mg Fe/L的高铁酸盐剂量充分氧化; 总之, 它们的活性低于酚<sup>[3, 4]</sup>。另外, 从文献所知, 高铁酸盐也与其他富电子基团如硫化物和硫醇反应, 但我们项目中未研究这一点。

图1 来自Dübendorf污水处理厂处理过的废水中含有富电子基团的各种微污染物的相对残留浓度随高铁酸盐剂量而变



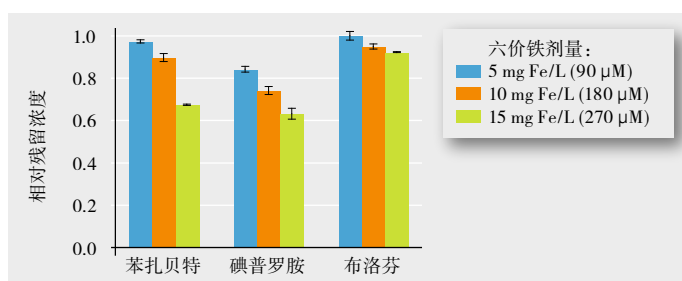
但在没有这类富电子基团时，需要显著高剂量的高铁酸盐：例如，实现降脂剂苯扎贝特和对比介质碘普罗胺40%的氧化需要15 mg Fe/L，而在镇痛和抗炎药布洛芬的情况下，同样剂量只达到10%的氧化<sup>[3]</sup> (图2)。

**对微污染物的氧化效果低于臭氧** 近年来，各种研究已证实臭氧是废水中微污染物氧化的有效药剂。为此，特别有兴趣对作为废水处理氧化剂的这种物质加以比较。图3提供了选定的含有富电子基团的微污染物氧化随高铁酸盐或臭氧剂量而变的总体情况。所研究的化合物中只有一种——17 $\alpha$ -乙炔雌二醇被这两种氧化剂所氧化的效果大致相当。在这一情况下，20  $\mu$ M (~1mg/L) 剂量的高铁酸盐或臭氧足以确保完全氧化。高铁酸盐氧化所分析的其他所有微污染物的效果要低于臭氧。要达到完全氧化双氯芬酸需要大约3倍于臭氧的高铁酸盐，例如53  $\mu$ M (=3 mg/L) 高铁酸盐与20  $\mu$ M (=1 mg/L) 臭氧<sup>[3]</sup>。

**较低的活性得到较高稳定性的补偿** 在随后的氧化反应动力学研究中，我们发现，高铁酸盐与微污染物反应的速率常数(K值)要比臭氧低3~4个数量级<sup>[3]</sup>。实际上，在先前实验的基础上，我们可能已在这里预计的值会高很多。所以如何解释高铁酸盐在微污染物氧化方面的效果并不比臭氧低很多呢？

为了弄清这一点，需要考虑这两种氧化剂各自在废水中的稳定性。高铁酸盐被废水其他组分消耗的速度，没有臭氧自衰变所消耗的速度快。例如，剂量为40~45  $\mu$ M 的高铁酸盐被来自Regensdorf污水处理厂二次排放水完全消耗需要30多分钟 (在pH为8、溶解氧浓度为5 mg/L的情况下)。相比之下，相同剂量的臭氧仅在5分钟内就被消耗了。因此，高铁酸盐存在较长时间，并达到较高的曝露值

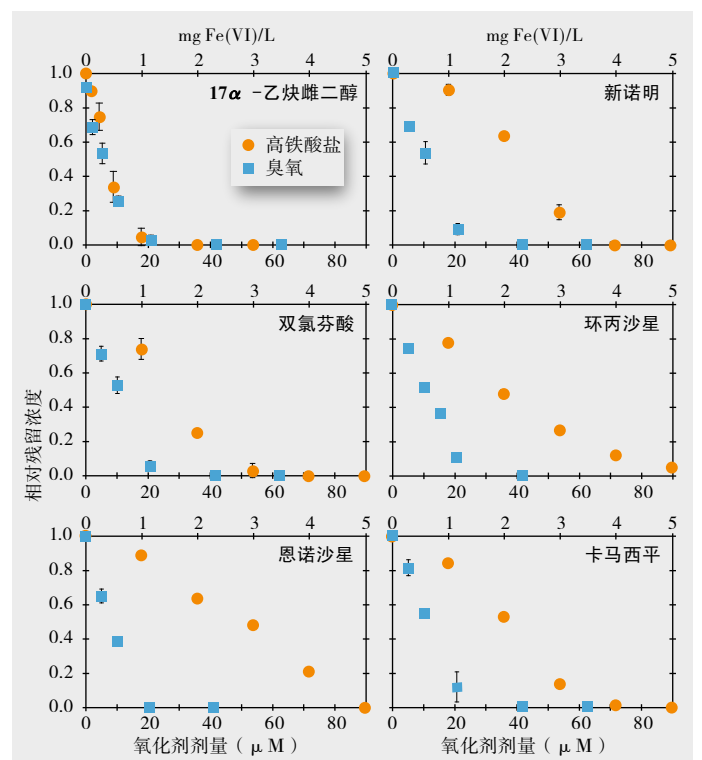
图2 Dübendorf污水处理厂处理过的废水中选出缺乏富电子基团的微污染物的相对残留浓度随高铁酸盐剂量而变



博士后Yunho Lee 检测实验溶液中Fe(VI)的浓度

(浓度 $\times$ 时间)，从而很大程度弥补了其微污染物较低的反应性<sup>[3]</sup>。我们的实验还表明，应将高铁酸盐添加到二次排放水，而不是添加到进入生物处理工序的废水，因为由于活性污泥和高浓度溶解氧的结果，它在那里会被很快消耗掉。

图3 Dübendorf污水处理厂经高铁酸盐 (橙色圆点) 或臭氧 (蓝方块) 氧化处理的废水中选出的微污染物的相对残留浓度随氧化剂剂量而变



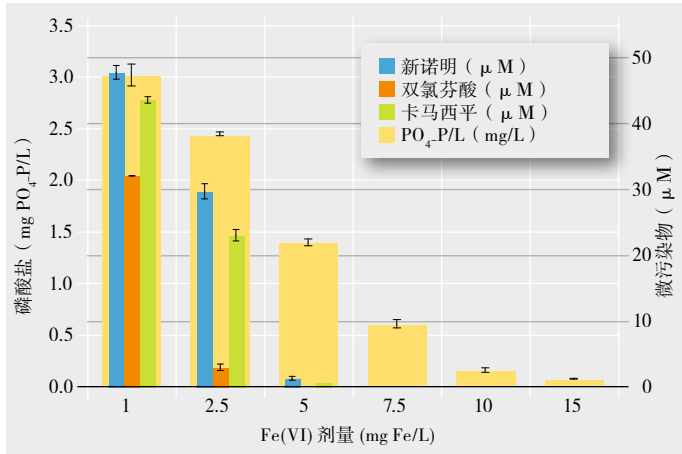


图4 Dübendorf污水处理厂处理过的废水中随高铁酸盐剂量而变的选出的微污染物的氧化和与此同时的磷酸盐沉淀

**废水中的磷酸盐通过分解产物三价铁被沉淀** 在微污染物和废水其他成分的氧化过程中,由于自衰变的结果,高铁酸盐六价铁被还原成三价铁。而三价铁长期以来一直被用于废水处理中磷酸盐的化学沉淀。我们希望确定为了同时让废水中的磷酸盐被去除需要添加多少高铁酸盐。在我们的实验室实验中,我们用3.5 mg PO<sub>4</sub>-P/L 的磷酸盐含量做实验,这代表了污水处理厂进水中实际高浓度的磷酸盐。

实际上,7.5 mg Fe/L 的高铁酸盐剂量足以降解浓度低于0.8 mg PO<sub>4</sub>-P/L的磷酸盐(按照瑞士关于排放至接受水体的废水排放条例)(图4)。这相当于大约80%的沉淀率。3种活性微污染物新诺明、三氯生和卡马西平几乎完全被剂量为5 mg Fe/L的高铁酸盐所氧化。因此,活性微污染物彻底氧化所需要的高铁酸盐剂量要低于磷酸盐沉淀所需的剂量<sup>[3]</sup>。

**高铁酸盐:一种值得的选择** 总之,我们研究表明,高铁酸盐很适合于废水中微污染物的氧化。虽然在氧化微污染物的效率方面有点不如臭氧,但它提供去除磷酸盐的额外好处。磷酸盐沉淀所需的高铁酸盐剂量,高于活性微污染物彻底氧化所需的高铁酸盐剂量。所以就污水处理厂运行费用而言,采用高铁酸盐来确保活性微污染物彻底氧化,与此同时在这一过程中实现一定程度的磷酸盐沉淀,这可能是有意义的。而后剩余的磷酸盐可以采用三价铁或二价铁来沉淀(与现有做法一致)。

现在产生了关于高铁酸盐生产和储存的问题。由于

这一物质与水接触会分散,所以不能在水溶液中运输或储存。粉状形式的高铁酸盐必须储存在密封的容器中以免受潮。所以理想的是,可能需要在现场连续生产(例如借助电化学槽),然后添加至废水。不过,在废水处理厂制备一种使用粉状高铁酸盐的混合物也是可能的。已用二价铁和三价铁化学沉淀磷酸盐的处理厂,也可以将现有泵和混合系统用于高铁酸盐的应用。

目前,高铁酸盐的使用成本要高于臭氧。虽然臭氧生产成本为1~2瑞士法郎/kg,高铁酸盐的生产成本为18瑞士法郎/kg(基于臭氧分子重量和按K<sub>2</sub>FeO<sub>4</sub>计的高铁酸盐的比较)。然而,经验已表明,一旦开始大规模生产,化学品的制造成本就会大大下降。高铁酸盐成本的综合分析可能还须考虑到同时去除磷酸盐以及与臭氧相比必要的基础设施所需的投资费用较低而带来的节约(将现有的输送系统用于靠铁来实现的磷酸盐沉淀)。○○○

- [1] Gälli R., Ort C., Schärer M. (2009): Micropollutants in the aquatic environment. Assessment and reduction of the pollutant load due to municipal waste water. Federal Office for the Environment, Bern. [www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01051/index.html?lang=en](http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01051/index.html?lang=en)
- [2] Abegglen C., Escher B.I., Hollender J., Koepke S., Ort C., Peter A., Siegrist H., von Gunten U., Zimmermann S., Koch M., Niederhauser P., Schärer M., Braun C., Gälli R., Junghans M., Brocker S., Moser R., Rensch D. (2009): Ozonung von gereinigtem Abwasser – Pilotversuch Regensdorf (Final report includes English abstract). Federal Office for the Environment, Bern. [www.eawag.ch/media/20090616/](http://www.eawag.ch/media/20090616/)
- [3] Lee Y., Zimmermann S.G., Kieu A.T., von Gunten U. (2009): Ferrate (Fe(VI)) Application for Municipal Wastewater Treatment: A Novel Process for Simultaneous Micropollutant Oxidation and Phosphate Removal. *Environmental Science & Technology* 43 (10), 3831–3838.
- [4] Lee Y., Yoon J., von Gunten U. (2005): Kinetics of the oxidation of phenols and phenolic endocrine disruptors during water treatment with ferrate (Fe(VI)). *Environmental Science & Technology* 39 (22), 8978–8984.





Katrin Tanneberger, 食品化学家, 环境毒理学室  
博士后  
联合作者: Christina  
Otto, Kristin Schirmer

# 化学品评价: 鱼细胞作为全鱼替代物

每年,全世界有无数鱼死于生态毒理试验,在Eawag正在测试的可能的替代物中,鱼细胞是特别有希望的。不过,化学品的毒性效应在鱼细胞中一般没有在全鱼中那么明显。这里,我们解释这一原因,并且讨论如何才能优化基于鱼细胞的试验。

有人已估计,今后10年内,为了遵守欧盟《关于化学物质登记、评估和授权》(REACH)的法规,化学品毒性试验将需要使用5400万脊推动物<sup>[1]</sup>。按照这些新的法规,自2007年6月起,已规定每年在欧洲市场上投放量大于1t的所有物质都要检测对人类健康和环境的风险。在化学品的环境风险评价中,最常用的一组动物是鱼,毒性一般是在死亡率基础上确定的(OECD试验指南203,对鱼的急性毒性)。这种方法的缺点是不仅需要弄死鱼,而且这类试验还不能提供所研究物质的作用方式的证据或测定慢性效应。所以在一个被称之为“CellSens”的项目中(制定一个用鱼细胞系和鱼胚胎预测鱼急性致死的战略),Eawag正在开发鱼毒性试验的可能的替代方法。一种有希望

的选择——连同基于计算机预测模型和斑马鱼胚胎试验——是使用鱼细胞(见专栏)。

**问题: 在毒性试验中,鱼细胞的敏感性低于全鱼** 虽然这种方法有相当大的潜力,但鱼细胞的使用尚未被纳入任何法定的试验中。众多研究已证明,细胞毒性与鱼类急性毒性之间存在良好的相关性,尤其是关于相对敏感度,即从无毒到高毒的效应排序。但当从绝对的角度来考虑这种一致性时,鱼细胞证明在敏感性方面要比全鱼低大约90%<sup>[2]</sup>。这意味着,在细胞试验中,产生相同毒性效应需要较高浓度的化学品。全鱼试验与鱼细胞试验之间的差异尤其归咎于物质较低的生物可用性(即细胞自由可用

## 细胞系的研发

细胞系来源于各种鱼类的器官和组织,首先,制备初级细胞培养物。如果这些初级培养物能被成功地再生,就可获得细胞系。与哺乳动物细胞系(如那些来自老鼠或人类的细胞系)相比,鱼细胞系提供一种重大好处:在多数情况下,这些细胞系是永久性的或“不朽的”,即它们可以无限地分离和再生。在鱼细胞中,这种不朽过程是自然出现的,虽然这一现象的原因还有待于充分阐明。

动物只需要用于细胞系的产生;理想的是,这将涉及单一培养物。一旦建立了细胞系,就不再需要动物了。

## 在无菌条件下培养鱼细胞



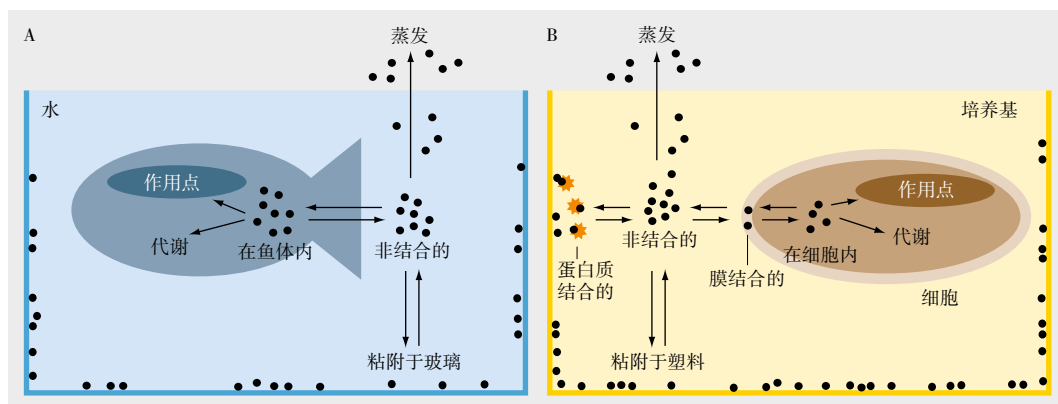


图1 在鱼试验 (A) 和基于细胞的试验 (B) 中, 化学品的分布取决于许多因素, 所有这些因素 (彼此会竞争) 都会影响能渗透动物或细胞并产生有毒效应的那一成分。在这一案例中, 由于我们的曝露培养基 (L15/ex) 不含有任何蛋白质, 所以可以忽略化学品吸附于蛋白质这一问题

的部分)<sup>[2]</sup>。尽管鱼和细胞中的分布途径基本是相同的 (图1), 但常规的小平板型细胞培养系统促进损失, 例如通过物质吸附于加样槽的壁上。因此, 小平板中与试验装置体积相关的可用于吸附的表面, 大大超过水族箱: 例如, 一个尺寸为20×20×25 cm的10 L的水族箱的表面-体积比为280 cm<sup>2</sup>/L, 而一个直径为1.6 cm、深度为1.7 cm的24槽小平板的表面-体积比则大约为10 000 cm<sup>2</sup>/L。

我们目前正在寻找优化这一试验系统的方法, 并已集中于例如物质的物理化学特性、曝露培养基以及剂量方法 (图1)。在CELLSens项目中, 我们正在研究总共60种有机化合物 (选作其他很多有机化合物的代表), 这些化合物在毒性作用方式、物理化学特性 (如挥发性和亲脂性) 以及毒性程度 (低到高) 方面是不同的<sup>[3]</sup>。

**归咎于物质物理化学特性的吸附和蒸发程度** 吸附和蒸发一类过程取决于物质的物理化学特性。试验化合物的亲脂性越强, 它就越多地粘附于试验槽的壁 (尤其是当这些槽壁是用塑料制作的) 和培养基中存在的蛋白质。可以用亨利定律常数来描述物质的挥发性。这一常数值越大, 化合物的挥发性就越高。因此这两种因素 (亲脂性和挥发性) 会降低化学品的有效性, 从而导致试验系统的敏感度较低。

迄今为止, 在玻璃试管研究中, 一直很少考虑物质的这些特性。不过, 这可以通过确定培养基中该物质的游离浓度来很容易做到。采用一种数学模型, 我们证明通过调节试验物质的亲脂性和挥发性的毒性值, 可以大大增加细胞试验的绝对敏感度<sup>[4]</sup>。这种调节产生的细胞和鱼的绝对敏感性值是可比的。

**少即是多: 我们在基本培养基方面的经验** 培养基中的很多成分, 如血清、维生素或抗氧化剂, 对细胞具有保护效应。与人类细胞系不同, 在Eawag所用的鱼细胞系能在我们小组研发的基本培养基 (L15/ex) 中生存, 该培养基只含有生理盐、半乳糖和丙酮酸钾<sup>[5]</sup>。这种现在可以买到的培养基是以常用的培养基L-15为基础的。L15/ex已被证明对鱼细胞具有敏化效应<sup>[6]</sup>。

**直接投配与间接投配** 在一项进一步的研究中, 我们证明化学品的毒性也取决于投配方法, 尤其是当甲基亚砷 (DMSO) 被用作溶剂时<sup>[7]</sup>。试验化合物可以直接或间接输入。通过直接投配, 一种高度浓缩的贮存液被直接吸移进曝露培养基的细胞上。相比之下, 通过间接投配, 一种先前被L15/ex稀释的化学溶液被添加到培养基 (图2A)。这两种投配方法实际上可能一直未被预计对化学品毒性产生影响。但正如通过图2B中1, 2-二氯苯 (DCB) 实例可见, 相对的情况是真的。令人吃惊的是, 与间接投配相比, 在直接投配之后, 剂量响应曲线大大向左移动。在直接投配情况下, EC<sub>50</sub> (即导致50%细胞死亡的) 低80%。在试图解释这一效应的过程中, 我们集中于细胞的内部。

**我们可以通过内部尝试了解到什么?** DMSO具有透化功能 (即它使细胞膜更加可穿透), 所以使得试验物质更容易透入细胞。就间接投配来说, 一种L15/ex、DMSO和DCB的均质混合物应施用于细胞; 但采用间接投配时, 直接在细胞上形成一种包括DMSO和DCS的膜。这种膜的形成会促进试验化合物被吸入细胞吗? 为了检验这一假设, 我们在投配之后立即检测DCB的内部浓度; 总之, 不是一种物质的细胞外浓度而是其细胞内浓度导致了其毒性。

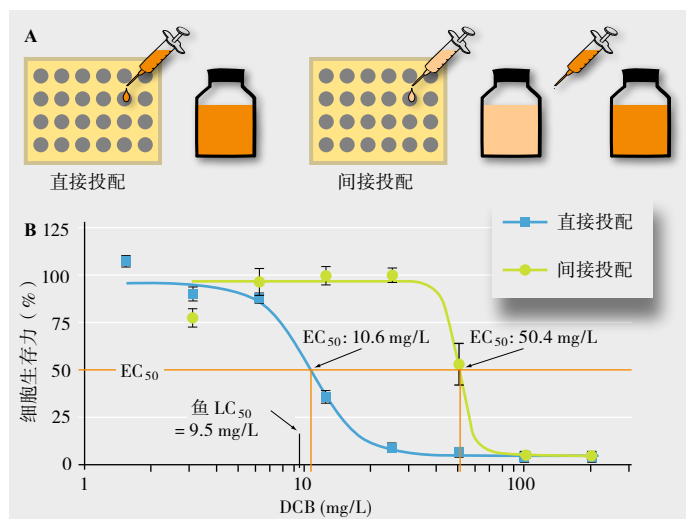
在直接投配后,的确发现进入细胞的DCB的量大大高于间接投配后的这种量。

在生态毒理学方面,致死机体耐受量概念被用来描述产生致死效应所需的一种化学品的整体浓度。这一浓度被表示为mmol/kg湿重。据McCarty等人<sup>[8]</sup>计算,具有麻醉作用方式的化学品如DCB的致死机体耐受量为2~8 mmol/kg鱼。我们将这一概念扩展到鱼细胞。对于我们研究中所用的RTgill-W1细胞来说,我们计算出的致死机体耐受量为:直接投配时6 mmol DCB/kg,间接投配时约为4 mmol/kg。因此,当考虑到内部致死浓度时,直接与间接投配之间的敏感度差异被消除了,所测得的毒性效应与投配方法无关。

不过,即便是直接投配,也能在不确定游离浓度和内部浓度的情况下获得全鱼和鱼细胞之间可比的敏感度,我们建议应将化学品直接施用于细胞。间接投配反映水中鱼的自然曝露状况,因此是一种更为现实的情景。另外,只有这种方法才能防止个别细胞曝露于浓度高得多的化学品。但为了给出鱼细胞敏感度的精确量,毒性数据应总是以实际内部浓度为基础。

**鱼细胞: 毒性试验中全鱼的一种替代物** 在优化的试验条件下,鱼细胞代表一种用于化学品风险评价尤其是用于REACH法规实施的有希望的试验系统。CellSens项目的另一个方面是毒性试验新终点的选择,由于致死性是唯一可能(甚至连特别敏感也不)的终点;再有,它不能

图2 (A)直接投配和间接投配的图示(B)剂量响应曲线的位置以及1,2-二氯苯(DCB)的EC<sub>50</sub>值取决于投配方法



得出关于化学品毒性行为方式的结论。为此,我们正在寻找合适的标志基因,这些基因在活性方式的基础上提供为什么物质对细胞有毒的指示。因此,基于鱼细胞的新的毒性试验不仅将有助于减少试验动物的数量,而且还有助于详细分析化学品的作用方式和慢性效应。 ○○○

2006年12月启动的CellSens项目得到欧洲化学工业委员会(CEFIC)和英国环境、食品和乡村事务部(Defra)的资助。

- [1] Hartung T., Rovida C. (2009): Chemical regulators have overreached. *Nature* 460, 1080–1081.
- [2] Schirmer K. (2006): Proposal to improve vertebrate cell cultures to establish them as substitutes for the regulatory testing of chemicals and effluents using fish. *Toxicology* 224, 163–183.
- [3] 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, 128–137.
- [4] Kramer N.I., Hermens J.L.M., Schirmer K. (2009): The influence of modes of action and physico-chemical properties of chemicals on the correlation between *in vitro* and acute fish toxicity data. *Toxicology in Vitro* 23, 1372–1379.
- [5] Schirmer K., Chan A.G.J., Greenberg B.M., Dixon D.G., Bols N.C. (1997): Methodology for demonstrating and measuring the photocytotoxicity of fluoranthene to fish cells in culture. *Toxicology in Vitro* 11, 107–119.
- [6] Dayeh V.R., Lynn V.H., Bols N.C. (2005): Cytotoxicity of metals common in mining effluent to rainbow trout cell lines and to the ciliated protozoan *Tetrahymena thermophila*. *Toxicology in Vitro* 19, 399–410.
- [7] Tanneberger K., Rico Rico A., Kramer N.I., Buser F.J.M., Hermens J.L.M., Schirmer K. (eingereicht): Effects of solvents and dosing procedure on chemical toxicity in cell-based *in vitro* assays.
- [8] McCarty L.S., Mackay D., Smith A.D., Ozburn G.W., Dixon D.G. (1991): Interpreting aquatic toxicity QSARs: the significance of toxicant body residues at the pharmacological endpoint. *The Science of the Total Environment* 109–110, 515–525.

# 从源到汇：阻燃剂

自20世纪70年代中期以来，全球阻燃剂的年产量已从零增加到几十万t，虽然这些物质减少了很多含有塑料或合成材料的不同产品（如计算机、小汽车和纺织品）的可燃性，但它们也产生了环境问题。我们研究了阻燃剂从生产到处置的全过程中的扩散。

在瑞士，每天有一台电视机着火，如果电视机未经阻燃剂处理，这么上面这一数就会高得多。虽然这些物质的好处被认可，这一组化学品的一些成员据知对人类健康和环境构成了危险。例如，溴化阻燃剂（见专栏）——用于电器和电子设备的——是持久性的和生物积累的，而且可能具有内分泌干扰效应<sup>[1]</sup>。已在地表水、大气和边远地区（包括极地地区）检测到这些物质，而且它们也已存在于动物体内<sup>[2, 3]</sup>。

但从日用产品释放入不同环境区域的这些物质的量有多少呢？需要这一问题的答案，以便规划措施，从而

你过去知道每天坐在溴化阻燃剂上吗？



Ruth Scheidegger, 系统分析、综合评价和模拟室“人类圈中的物质通量”组科学家  
 联合作者：Hans-Peter Bader, Leo Morf(前GEO Partner AG, 现在苏黎世州废物、水、能源和大气局/AWEL)

能够限制溴化阻燃剂的扩散排放。所以我们已采用一种被称之为动态物质流分析的方法，来研究溴化阻燃剂从源到汇的途径。

**考虑阻燃剂的完整历史** 借助于丹麦<sup>[4]</sup>和瑞士<sup>[5]</sup>（根据联邦环境部的要求）传统物质流分析，已研究了溴化阻燃剂的分布途径。不过，这种方法仅提供某个给定时间点的情形；换言之，它不能考虑某些应用中的阻燃剂的长残留时间或未来的物质流。例如，考虑沙发的生命周期：在这里，溴化阻燃剂或直接纳入或应用于生产过程中所用材料的表面。然后，制作完成的这一家具（包括阻燃剂）通过零售到达了我们的起居室，在被处置或回收之前，它将被使用数年或数十年。所以关键要求之一是评估商品在“中间储存”平均保留多长时间，就本

## 什么是阻燃剂？

阻燃剂是用于降低或抑制可燃材料燃烧性的物质。大约200种广泛使用的阻燃剂按化学组分可分为四类：无机的（如 $Al(OH)_3$ ）、卤化的（如多溴二苯醚）、有机磷酸盐（如三氯乙基磷酸酯）和氨基阻燃剂（如三聚氰胺）。

全世界每年使用几十万 t 溴化阻燃剂，尤其是用于电气和电子设备的塑料外壳、电路板、聚苯乙烯泡沫和纺织品。

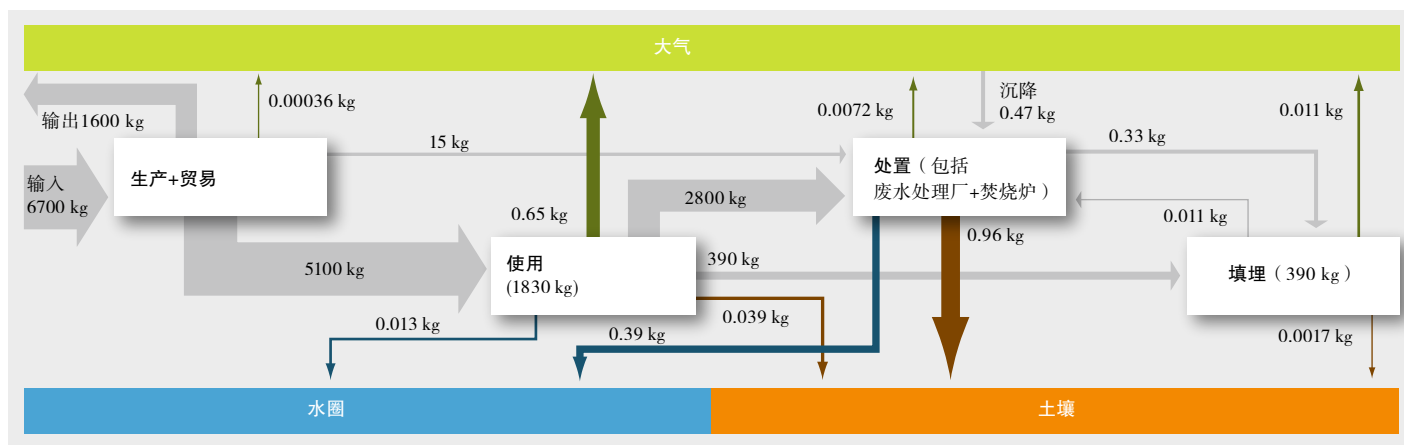


图1 2000年织物中六溴二苯醚（HBCD）的流动与储存变化。用于所有低于1 kg(以及所有高于1 kg)流量的箭头是按彼此比例画的

例而言，沙发在起居室待多久。为了在该分析中考虑产品的整个历史，我们在工程咨询“GEO伙伴AG资源管理”的协助下，研发了一个动态物质流分析模型<sup>[6, 7]</sup>。

这提供了阻燃剂从生产通过使用到处置的生命周期的充分描述（图1）。该模型还考虑了含有阻燃剂的被回收或焚烧以及最后终结于填埋场或废水处理厂的产品比例。该模型考虑到这一现实，在过去，一些这类产品被直接作填埋处置。与此同时，它计算进入不同环境区域的阻燃剂排放，如大气（气态和颗粒物排放）、水圈（以溶剂形式，诸如清洗过程如当沙发套被清洗时）以及土壤（颗粒物排放）。这一模型的另一个强项是，它还估计各种物质流和储存的不确定性。

**这一模型中包括什么样的数据？** 要想输入这一模型的数据常常难以获得。例如，产品、环境区域或废物

中的阻燃剂浓度的测定即便有的话也是很少的。所以我们唯一的选择是详细研究有关含有阻燃剂的产品使用（特别是消费和应用方式）的数据以及这些产品的阻燃剂含量。另外，我们估算了生产、使用和使用寿命结束阶段的排放系数。与这些数值相关的不确定性部分是由于这一现实：来自生产和使用寿命终了的排放流很大程度上取决于所用的特定的技术，而且生产和废物管理过程正在不断得到改善。其他重要的资料来源是上面所提到的两种物质流分析<sup>[4, 5]</sup>、最近关于阻燃剂的文献以及与专家的讨论。

**2000年阻燃剂的途径** 我们的模型被用来研究3组阻燃剂——十溴二苯醚、五溴二苯醚和六溴二苯醚——在4个不同应用领域（电气与电子设备、运输、纺织品和建筑）对各类物质进行分析。下面描述的结果与六溴二苯醚（HBCD）有关，它用于家具织物。图1给出了2000年流量和储存变化概况。

瑞士总共进口了6700 kg HBCD。其中大约75%留在了瑞士，而其余部分则在产品中被重新输出。当年，从生产、使用和处置/填埋过程中排入环境区域的HBCD为2 kg。图1所提供的简要印象显示了不同流量的数量级和相对比例，但是没有说明它们是如何随时间变化的。

**物质禁令：**可能使进入水圈的HBCD输入量减少大约75%。只有通过更长期的趋势，才能获得更深的了解（图2）。自20世纪80年代初以来，尽管这些产品的10

年份	情景：“照常行事”			情景：物质禁令	
	2000	2010	2020	2010	2020
在使用中的储存 (kg)	40200	58000	63000	24000	240
在填埋场中的储存 (kg)	4200	5100	5700	5100	5400
对水圈的累积性输入 (kg)	6.6	10.4	14.7	9.7	10.6
对大气的累积性输入 (kg)	6.9	15	24.7	13	14
对土壤的累积性输入 (kg)	19.0	23	24.3	22.6	23

在使用或填埋场中的HBCD储存以及对环境区域的累积性输入

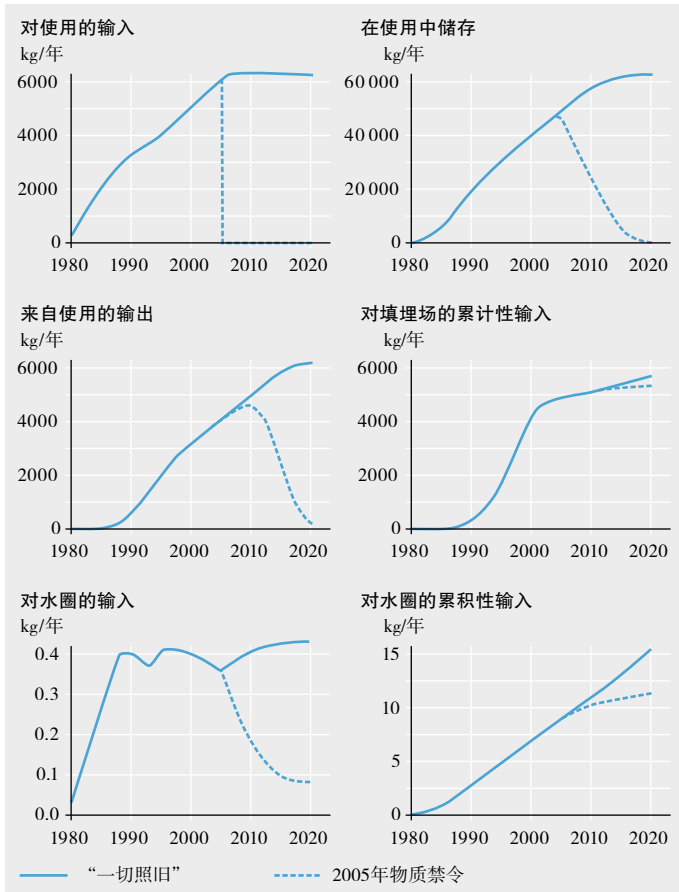


图2 使用阶段、填埋过程和在水圈部分HBCD的输入 (kg/年) 和储存的趋势。虚线：基于这种假设的模拟结果：从2005年对该物质下达禁令

年服务寿命较短，但在使用阶段（如在建筑物中）和在填埋场中已累积了大量储存。对环境区域的累积性输入也在稳步增长（见表）。根据这一模拟，在瑞士为期40年（1980~2020年）之后，所用过的HBCD大约有3%将会累积在填埋场中，0.01%累积在水圈中。

现在想象这样一个情景：从2005年开始禁止使用HBCD（图2中的虚线）。在这些情况下，对使用阶段的输入会立即降为零。但即便在该物质禁令实施后的5~10年内，HBCD仍会进入生命终了阶段，因为含有这种物质的产品只会在它们的服务寿命结束后才会被处置。由于该禁令所致，来自生产的排放也会立即停止。相比之下，来自使用和处置阶段会减少75%。剩余流量是由于颗粒状HBCD由大气沉降至土壤和来自填埋场的渗滤液。对填埋场和水圈的累积性输入的曲线仅显示出一种逐渐下降。

**HBCD：一种得到极高关注的物质类** 最后，我们回到预计1980~2020年累积在水圈中的HBCD的数量。采用我们的模型计算出一个相当于HBCD处理总量0.01%的值；换言之，在这40年期间，大约15 kg HBCD累积在瑞士水体中。乍一看，这一数字可能看起来是低的。那么，我们能假定它不会产生环境问题吗？答案是断然的“不能”。HBCD被欧洲化学品机构（ECHA）划分为持久性、生物积累性和有毒性（PBT）物质，该机构负责协调欧盟新的化学品法规（REACH法规）的实施。的确，HBCD对水生生物是高毒性的，而且鉴于其持久性，据知该物质具有对水生环境产生长期有害影响的可能性。为此，自2008年10月以来，HBCD已被纳入极高关注度物质清单，这类物质在REACH审核程序中被给予优先考虑。但即便HBCD的使用很快会被管制，未来一段时间内我们仍将无法摆脱这一物质。这一点已得到我们动态模拟的证实，模拟假定从2005年起彻底禁用这种物质：虽然来自生产的排放立即下降，以及来自使用和处置的排放在一定时滞后也下降，但已沉积在沉积物和土壤中的HBCD则会无限期地留存在那里。 ○○○

- [1] Birnbaum L.S., Staskal D.F. (2004): Brominated flame retardants: Cause for concern? *Environmental Health Perspectives* 112, 9.
- [2] 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 and Technology* 42, 6378–6384.
- [3] Gerecke A.C., Schmid P., Bogdal C., Kohler M., Zennegg M., Heeb N.V. (2008): Brominated flame retardants – Endocrine-disrupting chemicals in the Swiss environment. *Chimia* 62(5), 352–357.
- [4] Danish Environmental Protection Agency (1999): Brominated flame retardants: Substance flow analysis and assessment of alternatives.
- [5] Morf L.S., Taverna R., Daxbeck H., Smutny R. (2003): Selected polybrominated flame retardants, PBDEs and TBBPA, substance flow analysis. Swiss Federal Office for the Environment.
- [6] Morf L.S., Buser A., Taverna R., Bader H.-P., Scheidegger R. (2008): Dynamic substance flow analysis as a valuable risk evaluation tool – A case study for brominated flame retardants as an example of potential endocrine disrupters. *Chimia* 62(5), 424–431.
- [7] Morf L.S., Buser A.M., Taverna R., Bader H.-P., Scheidegger R. (2008): Dynamic substance flow analysis as a valuable risk evaluation tool – A case study for brominated flame retardants as an example of potential endocrine disrupters. *Chimia* 62, 424–431.

# 出版物

可利用网站上一个列出Eawag员工所有出版物（包括文章摘要）的数据库：[http://library.eawag-empa.ch/eawag\\_publications.html](http://library.eawag-empa.ch/eawag_publications.html)。可以免费下载开放获取的出版物。该数据库按作者、题目或关键词检索。如有疑问请联系：[library@eawag-empa.ch](mailto:library@eawag-empa.ch)

- Abegglen C., Joss A., Boehler M., Buetzer S., Siegrist H.** (2009): Reducing the natural color of membrane bioreactor permeate with activated carbon or ozone. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* 60 (1), 155–165.
- Abegglen C., Rosenstiel R., Ort C., Schärer M.** (2009): Weitergehende Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen bei kommunalen Abwasserreinigungsanlagen. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 56 (6), 584–592.
- Adrian R., O'Reilly C.M., Zagarese H., Baines S.B., Hessen D.O., Keller W., Livingstone D.M., Sommaruga R., Straile D., Van Donk E., Weyhenmeyer G.A., Winder M.** (2009): Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography* 54 (6/2), 2283–2297.
- Aeppli C., Berg M., Cirpka O.A.M., Holliger C., Schwarzenbach R.P., Hofstetter T.B.** (2009): Influence of mass-transfer limitations on carbon isotope fractionation during microbial dechlorination of trichloroethene. *Environmental Science and Technology* 43 (23), 8813–8820.
- Althaus R., Klump S., Onnis A., Kipfer R., Purtschert R., Stauffer F., Kinzelbach W.** (2009): Noble gas tracers for characterisation of flow dynamics and origin of groundwater: A case study in Switzerland. *Journal of Hydrology* 370 (1–4), 64–72.
- Bell T., Gessner M.O., Griffiths R.I., McLaren J., Morin P.J., van der Heijden M., van der Putten W.** (2009): Microbial biodiversity and ecosystem functioning under controlled conditions and in the wild. In: Naeem S., Bunker D.E., Hector A., Loreau M., Perrings C. (Eds.) *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing: An Ecological and Economic Perspective*, Oxford University Press, 121–133.
- Benesh D.P., Hasu T., Seppälä O., Valtonen E.T.** (2009): Seasonal changes in host phenotype manipulation by an acanthocephalan: Time to be transmitted? *Parasitology* 136 (2), 219–230.
- Benesh D.P., Seppälä O., Valtonen E.T.** (2009): Acanthocephalan size and sex affect the modification of intermediate host colouration. *Parasitology* 136 (8), 847–854.
- Blinov A., Alifimov V., Beer J., Gilichinsky D., Schirmer L., Kholodov A., Nikol'skiy P., Opel T., Tikhomirov D., Wetterich S.** (2009): Ratio of  $^{36}\text{Cl}/\text{Cl}$  in ground ice of east Siberia and its application for chronometry. *Geochemistry Geophysics Geosystems* 10, Q0AA03 (12 pp).
- Boehm A., Steiner S., Zaehring F., Casanova A., Hamburger F., Ritz D., Keck W., Ackermann M., Schirmer T., Jenal U.** (2009): Second messenger signalling governs *Escherichia coli* biofilm induction upon ribosomal stress. *Molecular Microbiology* 72 (6), 1500–1516.
- Boethling R., Fenner K., Howard P., Klecka G., Madsen T., Snape J.R., Whelan M.J.** (2009): Environmental Persistence of Organic Pollutants: Guidance for Development and Review of POP Risk Profiles. *Integrated Environmental Assessment and Management* 5 (4), 539–556.
- Bogdal C., Schmid P., Zennegg M., Anselmetti F.S., Scheringer M., Hungerbühler K.** (2009): Blast from the past: Melting glaciers as a relevant source for persistent organic pollutants. *Environmental Science and Technology* 43 (21), 8173–8177.
- Burkhardt M., Junghans M., Zuleeg S., Boller M., Schoknecht U., Lamani X., Bester K., Vonbank R., Simmler H.** (2009): Biozide in Gebäudefassaden – ökotoxikologische Effekte, Auswaschung und Belastungsabschätzung für Gewässer. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 21 (1), 36–47.
- Burkhardt M., Zuleeg S., Marti T., Boller M., Vonbank R., Brunner S., Simmler H., Carmeliet J.** (2009): Schadstoffe aus Fassaden. *Tec21* 3–4, 28–31.
- Dang C.K., Schindler M., Chauvet E., Gessner M.O.** (2009): Temperature oscillation coupled with fungal community shifts can modulate warming effects on litter decomposition. *Ecology* 90 (1), 122–131.
- De Stasio B.T., Golemgeski T., Livingstone D.M.** (2009): Temperature as a Driving Factor in Aquatic Ecosystems. In: Likens G.E. (Ed.) *Encyclopedia of Inland Waters*, Elsevier, Oxford, 690–698.
- Diener S., Gutiérrez F.R., Zurbrügg C., Tockner K.** (2009): Are larvae of the Black Soldier fly – *Hermetia illucens* – a financially viable option for organic waste management in Costa Rica? Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Italy, 6 pp.
- Dominguez D., Truffer B.** (2009): Abwasserwirtschaft – Strategische Planung. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 89 (9), 1–8.
- Ferrer Duch A., Nguyen-Viet H., Morel A., Zinsstag J.** (2009): Quantifying diarrhea infection risks. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Fitzmaurice A.G., Bilgin A.A., O'Day P.A., Illera V., Burris D.R., Reisinger H.J., Hering J.G.** (2009): Geochemical and hydrologic controls on the mobilization of arsenic derived from herbicide application. *Applied Geochemistry* 24 (11), 2152–2162.
- Förster M., Laabs V., Lamshöft M., Groeneweg J., Zühlke S., Spittler M., Krauss M., Kaupenjo-hann M., Amelung W.** (2009): Sequestration of manure-applied sulfadiazine residues in soils. *Environmental Science and Technology* 43 (6), 1824–1830.
- Frey M.** (2009): Prediction of critical source areas for diffuse herbicide losses to surface waters. (2009). Dissertation 18291, ETH Zürich, Switzerland, 129 pp.
- Froehlicher M., Liedtke A., Groh K.J., Neuhauss S.C.F., Segner H., Eggen R.I.L.** (2009): Zebrafish (*Danio rerio*) neuromast: Promising biological endpoint linking developmental and toxicological studies. *Aquatic Toxicology* 95 (4), 307–319.
- Giger W., Bürgi D., Burkhardt M., Morf L.S.** (2009): Wege zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit biozider Wirkstoffe. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 21 (1), 14–15.
- Gordon S.P., Reznick D.N., Kinnison M.T., Bryant M.J., Weese D.J., Räsänen K., Millar N.P., Hendry A.P.** (2009): Adaptive changes in life history and survival following a new guppy introduction. *American Naturalist* 174 (1), 34–45.
- Götz C.W., Stamm C., Fenner K., Singer H., Schärer M., Hollender J.** (2009): Targeting aquatic microcontaminants for monitoring: exposure categorization and application to the Swiss situation. *Environmental Science and Pollution Research*, online first (14 pp).
- Grimm V., Ashauer R., Forbes V., Hommen U., Preuss T.G., Schmidt A., van den Brink P.J., Wogram J., Thorbek P.** (2009): CREAM: A European project on mechanistic effect models for ecological risk assessment of chemicals. *Environmental Science and Pollution Research* 16 (6), 614–617.
- Güsewell S., Gessner M.O.** (2009): N:P ratios influence litter decomposition and colonization by fungi and bacteria in microcosms. *Functional Ecology* 23 (1), 211–219.
- Güttinger H., Wallbaum H., Krank S.** (2009): Mit der Klimaerwärmung leben? *Tec21* 13, S. 12.
- Haberzettl T., Anselmetti F.S., Bowen S.W., Fey M., Mayr C., Zolitschka B., Ariztegui D., Mauz B., Ohlendörfer C., Kastner S., Lücke A., Schäbitz F., Wille M.** (2009): Late Pleistocene dust deposition in the Patagonian steppe – extending and refining the paleoenvironmental and tephrochronological record from Laguna Potrok Aike back to 55 ka. *Quaternary Science Reviews* 28 (25–26), 2927–2939.
- Harmon L.J., Matthews B., Des Roches S., Chase J., Shurin J.B., Schluter D.** (2009): Evolutionary diversification in stickleback affects ecosystem functioning. *Nature* 458 (7174), 1167–1170.

- Hassellöv M., Kaegi R.** (2009): Analysis and characterization of manufactured nanoparticles in aquatic environments. In: Lead, J.R., Smith, E. (Eds.) *Environmental and human health impacts of nanotechnology*, Wiley, Chichester, West Sussex, 211–266.
- Heck T., Seebach D., Osswald S., ter Wiel M.K.J., Kohler H.P.E., Geueke B.** (2009): Kinetic Resolution of Aliphatic *B*-Amino Acid Amides by *B*-Aminopeptidases. *Chembiochem* 10 (9), 1558–1561.
- Hildebrand H., Kühnel D., Potthoff A., Mackenzie K., Springer A., Schirmer K.** (2010): Evaluating the cytotoxicity of palladium/magnetite nanocatalysts intended for wastewater treatment. *Environmental Pollution* 158 (1), 65–73.
- Hladý S., Gessner M.O., Giller P.S., Pozo J., Woodward G.** (2009): Resource quality and stoichiometric constraints on stream ecosystem functioning. *Freshwater Biology* 54 (5), 957–970.
- Holländer H.M., Blume T., Bormann H., Buytaert W., Chirico G.B., Exbrayat J.F., Gustafsson D., Hölzel , Kraft P., Stamm C., Stoll S., Blöschl G., Flüher H.** (2009): Comparative predictions of discharge from an artificial catchment (Chicken Creek) using sparse data. *Hydrology and Earth System Sciences* 13 (11), 2069–2094.
- Hollender J., Zimmermann S.G., Koepke S., Krauss M., McArdell C.S., Ort C., Singer H., von Gunten U., Siegrist H.** (2009): Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation followed by sand filtration. *Environmental Science and Technology* 43 (20), 7862–7869.
- Hug T., Benedetti L., Hall E.R., Johnson B.R., Morgenroth E., Nopens I., Rieger L., Shaw A., Vanrolleghem P.A.** (2009): Wastewater treatment models in teaching and training: The mismatch between education and requirements for jobs. *Water Science and Technology* 59 (4), 745–753.
- Jokela J., Dybdahl M.F., Lively C.M.** (2009): The maintenance of sex, clonal dynamics, and host-parasite coevolution in a mixed population of sexual and asexual snails. *The American Naturalist* 174 (5), S43–S53.
- Karvonen A., Seppälä O., Tellervo Valtonen E.** (2009): Host immunization shapes interspecific associations in trematode parasites. *Journal of Animal Ecology* 78 (5), 945–952.
- King K.C., Delph L.F., Jokela J., Lively C.M.** (2009): The geographic mosaic of sex and the Red Queen. *Current Biology* 19 (17), 1438–1441.
- Klinke A.** (2009): Deliberative transnationalism — Transnational governance, public participation and expert deliberation. *Forest Policy and Economics* 11 (5–6), 348–356.
- Knauer S., Singer H., Hollender J., Knauer K.** (2010): Phytotoxicity of atrazine, isoproturon, and diuron to submersed macrophytes in outdoor mesocosms. *Environmental Pollution* 158 (1), 167–174.
- Koottatep T., Morel A., Jiawkok S.** (2009): Development of a strategy to improve faecal sludge management in Thailand. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Krauss M., Longrée P., Dorusch F., Ort C., Hollender J.** (2009): Occurrence and removal of *N*-nitrosamines in wastewater treatment plants. *Water research* 43 (17), 4381–4391.
- Krogh K.A., Jensen G.G., Schneider M.K., Fenner K., Halling-Sørensen B.** (2009): Analysis of the dissipation kinetics of ivermectin at different temperatures and in four different soils. *Chemosphere* 75 (8), 1097–1104.
- Larsen T.A., Lienert J.** (2009): Novaquatis – Neue Wege in der Siedlungswasserwirtschaft. In: Hörn, H., Günthert, W. (Eds.) *Perspektiven in der Siedlungswasserwirtschaft*, Technische Universität München, Germany, 51–79.
- Liscio C., Magi E., Di Carro M., Suter M.J.F., Vermeirssen E.L.M.** (2009): Combining passive samplers and biomonitors to evaluate endocrine disrupting compounds in a wastewater treatment plant by LC/MS/MS and bioassay analyses. *Environmental Pollution* 157 (10), 2716–2721.
- Litt T., Krastel S., Sturm M., Kipfer R., Örcen S., Heumann G., Franz S.O., Ülgen U.B., Niessen F.** (2009): PALEOVAN, International Continental Scientific Drilling Program (ICDP): Site survey results and perspectives. *Quaternary Science Reviews* 28 (15–16), 1555–1567.
- Livingstone D.M., Adrian R.** (2009): Modeling the duration of intermittent ice cover on a lake for climate-change studies. *Limnology and Oceanography* 54 (5), 1709–1722.
- Lüthi C., Morel A., Kohler P., Tilley E.** (2009): A 4-Country comparative validation of the HCES planning approach for environmental sanitation. In: Tilley E., Wachs T. (Eds.), *NCCR North-South*, Bern, Switzerland, 132.
- MacKay M.D., Neale P.J., Arp C.D., De Senerpont Domis L.N., Fang X., Gal G., Jöhnk K.D., Kirillin G., Lenters J.D., Litchman E., MacIntyre S., Marsh P., Melack J., Mooij W.M., Peeters F., Quesada A., Schladow S.G., Schmid M., Spence C., Stokes S.L.** (2009): Modeling lakes and reservoirs in the climate system. *Limnology and Oceanography* 54 (6, Part 2), 2315–2329.
- Mandaliev P., Dähn R., Wehrli B., Wieland E.** (2009): Macro- and microspectroscopic study of Nd (III) uptake mechanisms in hardened cement paste. *Environmental Science and Technology* 43 (21), 8462–8468.
- Marotta H., Duarte C.M., Sobek S., Enrich-Prast A.** (2009): Large CO<sub>2</sub> disequilibria in tropical lakes. *Global Biogeochemical Cycles* 23, GB4022 (4 pp).
- McKie B.G., Schindler M., Gessner M.O., Malmqvist B.** (2009): Placing biodiversity and ecosystem functioning in context: Environmental perturbations and the effects of species richness in a stream field experiment. *Oecologia* 160 (4), 757–770.
- Meesters R.J.W., Duisken M., Hollender J.** (2009): Cytochrome P450-catalysed arene-epoxidation of the bioactive tea tree oil ingredient *p*-cymene: Indication for the formation of a reactive allergenic intermediate? *Xenobiotica* 39 (9), 663–671.
- Meierhofer R.** (2009): Solar Water Disinfection contributes to reduce the global diarrhoea burden. *IWRA Newsletter of the International Water Resources Association* 22 (2), 5–10.
- Meierhofer R., Landolt G.** (2009): Factors supporting the sustained use of solar water disinfection – Experiences from a global promotion and dissemination programme. *Desalination* 248 (1–3), 144–151.
- Menniti A., Kang S., Elimelech M., Morgenroth E.** (2009): Influence of shear on the production of extracellular polymeric substances in membrane bioreactors. *Water research* 43 (17), 4305–4315.
- Milferstedt K., Pons M., Morgenroth E.** (2009): Analyzing characteristic length scales in biofilm structures. *Biotechnology and bioengineering* 102 (2), 368–379.
- Montangero A., Le N.C., Nguyen V.A., Vu D.T., Pham T.N.** (2009): Material flow analysis (MFA) for environmental sanitation planning. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Montangero A., Schaffner M., Morel A., Lüthi C., Schertenleib R., Nguyen-Viet H., Surkinku N., Koottatep T.** (2009): Environmental sanitation planning: putting the households at the centre. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Morel A., Sarathai Y., Nguyen V.A., Koottatep T.** (2009): Innovative wastewater treatment – from laboratory research to wide-scale application. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Morel A., Thammanosouth S., Chanthala T.** (2009): Participatory planning of sanitation in Vientiane, Lao PDR. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Morgenroth E., Milferstedt K.** (2009): Biofilm engineering: Linking biofilm development at different length and time scales. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 8 (3), 203–208.



- Mzighani S.I., Nikaido M., Miyuki Takeda M., Seehausen O., Budeba Y.L., Ngatunga B.P., Katunzi E.F.B., Aibara M., Mizoiri S., Sato T.T.H., Okada N.** (2009): Genetic variation and demographic history of the *Haplochromis laparogramma* Group of Lake Victoria—An analysis based on SINEs and mitochondrial DNA. *Gene*, Uncorrected Proof (10 pp).
- Nesatyy V.J., Groh K., Nestler H., Suter M.J.F.** (2009): On the acquisition of +1 charge states during high-throughput proteomics: Implications on reproducibility, number and confidence of protein identifications. *Journal of Proteomics* 72 (5), 761–770.
- Neuwöhner J., Fenner K., Escher B.I.** (2009): Physiological modes of action of fluoxetine and its human metabolites in algae. *Environmental Science and Technology* 43 (17), 6830–6837.
- Nguyen-Viet H., Schertenleib R., Zurbrügg C., Zinsstag J., Tanner M.** (2009): Integrated framework for health and environmental sanitation assessment. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Nguyen-Viet H., Zinsstag J., Schertenleib R., Zurbrügg C., Obrist B., Montangero A., Surkinku N., Koné D., Morel A., Cissé G., Koottatep T., Bonfoh B., Tanner M.** (2009): Improving environmental sanitation, health, and well-being: A conceptual framework for integral interventions. *Eco Health* (12 pp).
- Pongquan S., Teamvan B., Zurbrügg C.** (2009): Understanding environmental governance in water and sanitation: a case study in Thailand. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Pons M., Milferstedt K., Morgenroth E.** (2009): Biofilm monitoring on rotating discs by image analysis. *Biotechnology and Bioengineering* 103 (1), 105–116.
- Rempfer J., Livingstone D.M., Forster R., Blodau C.** (2009): Response of hypolimnetic oxygen concentrations in deep Swiss perialpine lakes to inter-annual variations in winter climate. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 30 (5), 717–721.
- Richter M.K., Sander M., Krauss M., Christl I., Dahinden M.G., Schneider M.K., Schwarzenbach R.P.** (2009): Cation binding of antimicrobial sulfathiazole to Leonardite humic acid. *Environmental Science and Technology* 43 (17), 6632–6638.
- Sarathai Y., Morel A., Koottatep T.** (2009): Hydraulic modeling of an anaerobic baffled reactor (ABR). In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Schaffner M., Bader H.-P., Scheidegger R.** (2009): Modeling the contribution of point sources and non-point sources to Thachin River water pollution. *Science of the Total Environment* 407 (17), 4902–4915.
- Schindler M.H., Gessner M.O.** (2009): Functional leaf traits and biodiversity effects on litter decomposition in a stream. *Ecology* 90 (6), 1641–1649.
- Schmid M., Busbridge M., Wüest A.** (2010): Double-diffusive convection in Lake Kivu. *Limnology and Oceanography* 51 (1), 225–238.
- Schmidt B.R., Räsänen K.** (2009): Evolution of local adaptation in brown frogs: On the 150<sup>th</sup> birthday of Darwin's "On the Origin of Species". *Zeitschrift für Feldherpetologie* 16 (2), 153–162.
- Schweizer M., Seehausen O., Güntert M., Hertwig S.T.** (2009): The evolutionary diversification of parrots supports a taxon pulse model with multiple trans-oceanic dispersal events and local radiations. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, in Press, Corrected Proof (11 pp).
- Silander O.K., Ackermann M.** (2009): The constancy of gene conservation across divergent bacterial orders. *BMC Research Notes* 2 (2), open access (9 pp).
- Sin G., Gernaey K.V., Neumann M.B., van Loosdrecht M.C.M., Gujer W.** (2009): Uncertainty analysis in WWTP model applications: A critical discussion using an example from design. *Water research* 43 (11), 2894–2906.
- Stamm C.** (2009): Neue Herausforderungen für die Schweizer Wasserwirtschaft. *Natur und Mensch* 51 (4–5), 25–27.
- Stelkens R.B., Young K.A., Seehausen O.** (2009): The accumulation of reproductive incompatibilities in African cichlid fish. *Evolution*, Articles online in advance of print (17 pp).
- Störmer E., Truffer B., Dominguez D., Gujer W., Herlyn A., Hiesl H., Kastenholz H., Klinke A., Markard J., Maurer M., Ruef A.** (2009): The exploratory analysis of trade-offs in strategic planning: Lessons from regional infrastructure foresight. *Technological Forecasting and Social Change* 76 (9), 1150–1162.
- Surkinku N., Morel A., Koottatep T.** (2009): Fate of *E. coli* and *Salmonella* in tropical farmland and their associated health risks. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Tamas A., Tobias R., Mosler H.J.** (2009): Promotion of solar water disinfection: Comparing the effectiveness of different strategies in a longitudinal field study in Bolivia. *Health Communication* 24 (8), 711–722.
- Thielsch A., Brede N., Petrussek A., De Meester L., Schwenk K.** (2009): Contribution of cyclic parthenogenesis and colonization history to population structure in *Daphnia*. *Molecular Ecology* 18 (8), 1616–1628.
- Tranvik L.J., Downing J.A., Cotner J.B., Loiselle S.A., Striegl R.G., Ballatore T.J., Dillon P., Finlay K., Fortino K., Knoll L.B., Kortelainen P.L., Kutser T., Larsen S., Laurion I., Leech D.M., McCallister S.L., McKnight D.M., Melack J.M., Overholt E., Porter J.A., Prairie Y., Renwick W.H., Roland F., Sherman B.S., Schindler D.W., Sobek S., Tremblay A., Vanni M.J., Verschoor A.M., von Wachenfeldt E., Weyhenmeyer G.A.** (2009): Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography* 54 (6, Part 2), 2298–2314.
- Veltsos P., Keller I., Nichols R.A.** (2009): Geographically localised bursts of ribosomal DNA mobility in the grasshopper *Podisma pedestris*. *Heredity* 103, 54–61.
- Voegelin A., Kaegi R., Frommer J., Vantelon D., Hug S.J.** (2010): Effect of phosphate, silicate, and Ca on Fe(III)-precipitates formed in aerated Fe(II)- and As(III)-containing water studied by X-ray absorption spectroscopy. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 74 (1), 164–186.
- Vögeli Y., Lohri C., Kassenga G., Baier U., Zurbrügg C.** (2009): Technical and biological performance of the ARTI compact biogas plant for kitchen waste – Case study from Tanzania. Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 9 pp.
- Vogt T., Hoehn E., Schneider P., Cirpka O.A.** (2009): Untersuchung der Flusswasserinfiltration in voralpinen Schottern mittels Zeitreihenanalyse. *Grundwasser* 14 (3), 179–194.
- Vologina E.G., Sturm M.** (2009): Types of Holocene deposits and regional pattern of sedimentation in Lake Baikal. *Russian Geology and Geophysics* 50 (8), 722–727.
- Wirth S.** (2009): Technologien auf die Beine stellen. *Umwelt Perspektiven* 4, 11–15.
- Woods P.J., Müller R., Seehausen O.** (2009): Intergenomic epistasis causes asynchronous hatch times in whitefish hybrids, but only when parental ecotypes differ. *Journal of Evolutionary Biology* 22 (11), 2305–2319.
- Worch H., Klinke A.** (2009): Governance in der schweizerischen Abwasserwirtschaft. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 89 (3), 173–178.
- Zhu C., Kipfer R.** (2010): Noble gas signatures of high recharge pulses and migrating jet stream in the late Pleistocene over Black Mesa, Arizona, United States. *Geology* 38 (1), 83–86.
- Zurbrügg C., Morel A., Koottatep T.** (2009): Saubere Lösungen im schmutzigen Geschäft. In: Monard D. (Ed.) *Gemeinsam zum Erfolg. Was Wasserforschungspartnerschaften mit Entwicklungsländern bewirken*. Akademie der Naturwissenschaften Schweiz (SCNAT), Bern, Switzerland, 16–17.

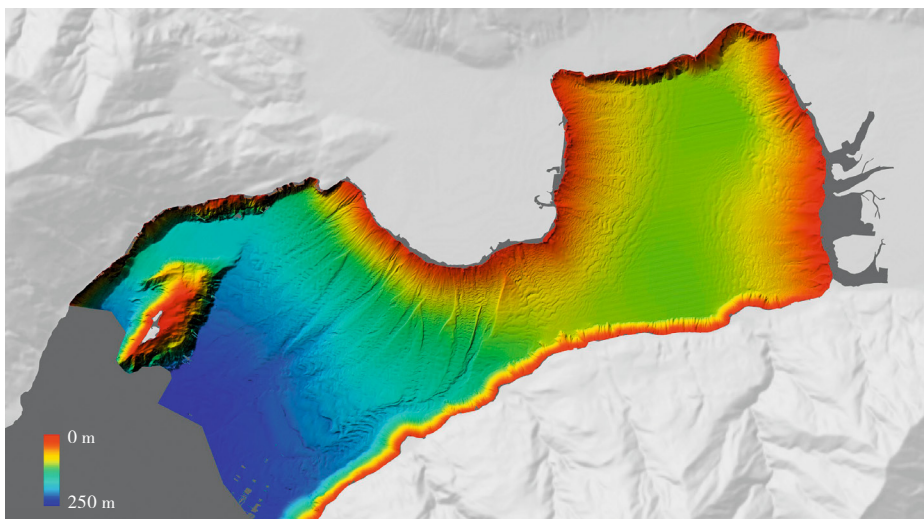
## 湖床的秘密

在卢塞恩湖成功的试验项目之后，Eawag现已开始调查马乔列湖的瑞士部分。采用一种复杂的声纳系统，现在能产生前所未有的清晰度的影像。不过，计算机产生的彩色照片也为新的研究项目铺平了道路。

在2009年5月一次为期两周的旅行中，一队Eawag科学家登上Thalassa号研究船，交叉往来于马乔列湖的瑞士部分，采用特殊的声纳设备扫描湖床。这种方法被沿海国家用来产生海底水深图已有一些时候了，但在瑞士，它只用于过卢塞恩湖和日内瓦湖一个试验项目。采用现代化的声纳设备，可以确定很多带有每个测量值的浓度点。这一数据可以被加工生产cm级精确度的湖床三维影像。例如，现有马乔列湖的影像揭示水下电缆或（像在Verzasca河三角洲）释放甲烷的小喷泉口。

**吸引人的洞察** 研究人员可以使用这些精确的记录来追踪该湖的历史发展。令人吃惊的是，虽然Maggia三角洲（Maggia现在在那里流入该湖）的坡上无法看到湖床水道，但这类水道在靠近Ascona的先前河口附近是可见的。这可以得出关于来自Maggia的沉积物沉积频率和成分的结论。还值得注意的是，与Maggia河不同，Ticina河和Verzasca

马乔列湖水深调查是涉及Eawag日内瓦大学的一个试验项目的组成部分。来自挪威地质调查局和比利时根特大学的技术支持使这次调查成为可能。财政支持最初是由联邦地形测量局、联邦环境部和联邦国防、民事保护和体育部提供的。



马乔列湖北部的湖床，在中部可以看到Maggia三角洲，Isole di Brissago(包括岛屿的基础)在左边

河未形成扇形三角洲；而是它们的沉积沿一条几乎笔直的线向西延伸入该湖。

**两个湖距今1000年吗？** 来自新水深图的特别明显的是这一现实，Maggia三角洲迟早会将该湖最北部切开。该三角洲的坡脚（它已一直发展到Gambarogno底部）已高于该湖东部的湖床。不过，难说San Nazzaro附近的该湖还有多久会被一条河所取代：项目负责人、Eawag湖沼地质学家Flavio Anselmetti说：“今后500年内肯定不会发生。”

**新的问题** 新的影像不仅有助于回答关于该湖历史的问题，而且还有助于进行预测。它们也产生了新的研究问题：“沉积物位于陡坡上

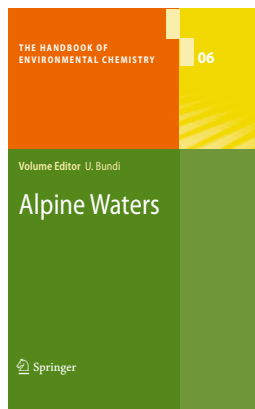
的地方，未来地震会引发水下滑坡从而产生海啸般海浪吗？除了提供精确的地形照片之外，声纳回声也会表明湖中沉积物类型吗？另外，这些图可以用来监测湖泊中沉积物沉积，由于与气候变化相关的河流流况的改变也会导致沉积物迁移和沉积方面的变化。最初，Eawag的科学家们想更周密地调研各种结构。例如，他们正集中于Ticino/Verzasca三角洲北部观察到的小圆洼地。这些麻点是这一地区气体渗漏的一种标志。Anselmetti说：“我不认为可以有效地开发这种甲烷气，但这些渗漏的确表明那里的坡可能变得不稳定。”

○○○

Andri Bryner

## 《高山水》

《环境化学手册》系列中的《高山水》今年1月出版。作为编辑和作者，众多Eawag科学家对该书作出了很大的贡献。《高山水》描述了高山水极为不同的特性，证明它们对山脉地区生态和社会发展的极端重要性，并指出关于可持续水管理的必要管理行动和未来的挑战。还考虑到了下游河流及其周围的低地以及山脉与低地水问题之间的关系。该书的读者为环境科学、风险评价和风险控制、毒理学和生态学领域的科学家、工程技术人员和研究生以及政府、产业和管理部门的决策者。



## 季风洪水去除田野中的有毒砷

由于用富砷地下水灌溉的结果，这种有毒物质会累积在稻田中，而且可能会高浓度地进入水稻植物中。在一项发表在《自然地质科学》上的研究中，来自Eawag和苏黎世理工的研究人员与来自孟加拉国的科学家合作，他们已证明，在季风季节，一定量的砷从土壤释放

一村民乘船穿越孟加拉国蒙希甘杰区的稻田，在季风季节，很多稻田被数m深的水淹没长达4个月



入洪水。在孟加拉国，旱季用富砷水灌溉稻田估计每年会将1360 t砷添加到可耕土壤。专家们关注稻田中可能的砷长期累积。虽然据知季风季节土壤砷浓度在淹没田野中下降，但迄今为止尚不清楚这种砷的最终归宿。通过分析土壤孔隙水和2006年与2007年季风季节的上覆洪水，Eawag能够证明砷去除的途径。已证明砷主要被流动进最上面10 cm土壤的土壤溶液中，那里的最大累积出现在灌溉期间；然后通过扩散进入上覆洪水，并被后退洪水迁移到河流中。因此，估计51 ~ 250 mg/m<sup>2</sup>的砷被冲洗出稻田，进入洪水和最终进行海洋。每年，通过灌溉而被添加到土壤的砷中13% ~ 62%通过这一过程被再次释放。

[www.eawag.ch/monsoon](http://www.eawag.ch/monsoon)

## 理事会的新成员：Jukka Jokela



随着2010年1月1日Jukka Jokela的任命，Eawag理事会再一次完整了。他2005 ~ 2009年曾担任Eawag水生生态室负责人，并且是苏黎世联邦理工水生生态学教授。通过任命其为理事会成员，苏黎世联邦理工校董会已突出了其意图，即加强作为Eawag水生研究焦点的生态学和进化的学科间领域。

## 用手机天线测量降雨

由于雨干扰无线电信号，Eawag的研究人员已能利用移动通信公司Orange提供的数据来测量降雨。这种新方法提供了比雨量器提供的传统点测量更大的空间分辨。在未来，这可以与下水道网络的智能控制系统相结合，以便减少城市地区的水污染。尤其是在已建满房屋或其他建筑物的地区，下水道系统常常被突然的雨水淹没：暴雨水与管道中的污水混合，这种水量超过了滞水流域的能力，所以废水溢流进了当地的地表水体。全年中有害物质的输入量较低，但短期高峰污染物浓度可能会对藻类或鱼造成有害影响。另外，由于与中欧气候变暖有关的强降雨活动的增加这一问题将会加重。所以Eawag正在研发一个利用移动电话网络的数据重现降雨活动的模拟模型。这将有助于通过防止废水溢流的方式来控制下水道系统。

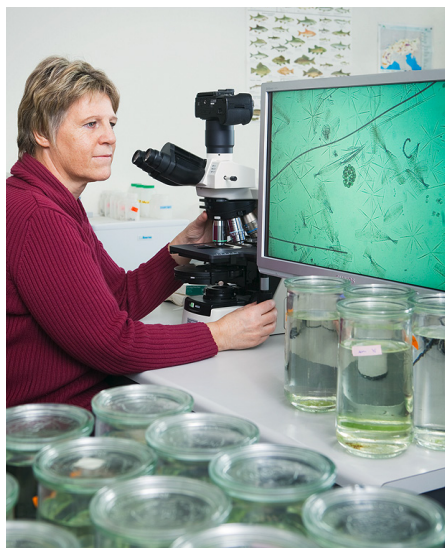
[www.eawag.ch/measuringrainfall](http://www.eawag.ch/measuringrainfall)

# 简讯

2010年6月22日Eawag信息日

## 水生生物多样性：一种被遗忘的好处吗？

联合国已宣布2010年为“国际生物多样性年”，Eawag将支持这方面的努力。在今年的信息日（6月22日），Eawag的科学家们将展示水生



生物多样性主题方面的最近研究成果。虽然湖泊和河流仅占地球表面的0.3%，但它们是占有所有物种7%的物种以及全世界40%的已知鱼种的家园。因此，淡水水体对生物多样性作出了巨大的贡献。但这种多样性受到威胁，迫切需要一些措施来

保护它。缺乏数据常常会使物种管理复杂化，Eawag正在试图通过其研究和咨询活动来解决这一问题。信息日将要讨论的主要议题包括：鱼类多样性、入侵种、气候变化的影响以及废水处理中的生物多样性。

[www.eawag.ch/infoday](http://www.eawag.ch/infoday)

## Watt d'Or能源奖授予Eawag

节能可以通过可持续的供水管理来实现：这一点已得到2010年“社会”范畴中瑞士联邦能源部有声望的Watt d'Or奖获得者——提契诺州Gordola公社的证明。对这一成功做出贡献者之一是Eawag，它参与了众多研究和咨询项目，支持该公社实施一种现代化的可持续的供水系统的努力。Gordola负责供水的地方当局的成员Bruno Storni解释说：“我们可以雇用私人顾问来规划该系统的某些部分，就像我们如今获得一定成功的做法。但如果没有Eawag的专长，考虑到消费者和供水商的想法，就可能不会采用这种创造性的方法。”



The construction site of the new reservoir, where a drinking water power plant is also being installed.

[www.eawag.ch/energyprice](http://www.eawag.ch/energyprice)

## 日程表

### 课程

3月9/10日, Eawag Kastanienbaum  
受训人电渔 (用德语)

5月4/5日, EPF Lausanne  
生态毒理学介绍 (用法语)

5月18—20日, Eawag Kastanienbaum  
瑞士水域中的鱼类 (用德语)

6月8/9日, Eawag Dübendorf  
水生环境中的金属和合成金属纳米粒子 (用德语)

6月15/16日, Eawag Dübendorf  
环境化学分析: 挑战、概念和方法 (用德语)

6月21—25日, Eawag Dübendorf  
夏季学校环境系统分析

### 有向导的旅游

3月9日17:00, Eawag Dübendorf  
Forum Chriesbach公共向导旅游

### 会议

6月13—18日, 苏黎世联邦理工  
GQ10 地下水质量2010

6月22日, 苏黎世联邦理工  
信息日: 水生生物多样性——一种被遗忘的好处吗? (用德语)

## 地下水大会GQ10



GROUNDWATER QUALITY 2010

2010年6月13~18日，Eawag将在苏黎世联邦理工组织一次关于地下水质量管理的国际会议。该会将集中于当今快速变化的环境条件下这种至关重要的资源的管理和保护。会议旨在促进研究人员、供水商、产业与管理者之间的交流。与Eawag一道支持该活动的是3个国际组织：国际水文科学协会、国际地下水委员会和国际水文地质学家协会。

[www.eawag.ch/gq10](http://www.eawag.ch/gq10)