

ISSN 1000-0933
CN 11-2031/Q

生态学报

Acta Ecologica Sinica



第33卷 第2期 Vol.33 No.2 **2013**

中国生态学会
中国科学院生态环境研究中心
科学出版社

主办
出版



中国科学院科学出版基金资助出版

生态学报

(SHENGTAI XUEBAO)

第 33 卷 第 2 期 2013 年 1 月 (半月刊)

目次

前沿理论与学科综述

- 岩溶山区水分时空异质性及植物适应机理研究进展..... 陈洪松, 聂云鹏, 王克林 (317)
- 红树林植被对大型底栖动物群落的影响 陈光程, 余 丹, 叶 勇, 等 (327)
- 淡水湖泊生态系统中砷的赋存与转化行为研究进展..... 张 楠, 韦朝阳, 杨林生 (337)
- 纳米二次离子质谱技术(NanoSIMS)在微生物生态学研究中的应用 胡行伟, 张丽梅, 贺纪正 (348)
- 城市系统碳循环: 特征、机理与理论框架 赵荣钦, 黄贤金 (358)
- 城市温室气体排放清单编制研究进展..... 李 晴, 唐立娜, 石龙宇 (367)

个体与基础生态

- 科尔沁沙地家榆林的种子散布及幼苗更新..... 杨允菲, 白云鹏, 李建东 (374)
- 环境因子对木棉种子萌发的影响 郑艳玲, 马焕成, Scheller Robert, 等 (382)
- 五花米草与短叶荳蔻落物分解过程中碳氮磷化学计量学特征 欧阳林梅, 王 纯, 王维奇, 等 (389)
- 性别、季节和体型大小对吐鲁番沙虎巢域的影响 李文蓉, 宋玉成, 时 磊 (395)
- 遮蔽行为对海刺猬摄食、生长和性腺性状的影响..... 罗世滨, 常亚青, 赵 冲, 等 (402)
- 水稻和玉米苗上饲养的稻纵卷叶螟对温度的反应 廖怀建, 黄建荣, 方源松, 等 (409)

种群、群落和生态系统

- 亚热带不同林分土壤表层有机碳组成及其稳定性 商素云, 姜培坤, 宋照亮, 等 (416)
- 禁牧条件下不同类型草地群落结构特征 张鹏莉 陈 俊 崔树娟, 等 (425)
- 高寒退化草地狼毒与赖草种群空间格局及竞争关系 任 珩, 赵成章 (435)
- 小兴安岭 4 种典型阔叶红松林土壤有机碳分解特性 宋 媛, 赵溪竹, 毛子军, 等 (443)
- 新疆富蕴地震断裂带植被恢复对土壤古菌群落的影响 林 青, 曾 军, 张 涛, 等 (454)
- 长期施肥对紫色土农田土壤动物群落的影响 朱新玉, 董志新, 况福虹, 等 (464)
- 潮虫消耗木本植物凋落物的可选择性试验 刘 燕, 廖允成 (475)
- 象山港网箱养殖对近海沉积物细菌群落的影响 裘琼芬, 张德民, 叶仙森, 等 (483)
- 2005 年夏季东太平洋中国多金属结核区小型底栖生物研究 王小谷, 周亚东, 张东声, 等 (492)
- 川西亚高山典型森林生态系统截留水文效应 孙向阳, 王根绪, 吴 勇, 等 (501)

景观、区域和全球生态

- 中国水稻生产对历史气候变化的敏感性和脆弱性 熊 伟, 杨 婕, 吴文斌, 等 (509)
- 1961—2005 年东北地区气温和降水变化趋势 贺 伟, 布仁仓, 熊在平, 等 (519)
- 地表太阳辐射减弱和臭氧浓度增加对冬小麦生长和产量的影响 郑有飞, 胡会芳, 吴荣军, 等 (532)

资源与产业生态

- 基于环境卫星数据的黄河湿地植被生物量反演研究 高明亮, 赵文吉, 官兆宁, 等 (542)
- 黄土高原南麓县域耕地土壤速效养分时空变异 陈 涛, 常庆瑞, 刘 京, 等 (554)

不同水稻栽培模式下小麦秸秆腐解特征及对土壤生物学特性和养分状况的影响..... 武 际,郭熙盛,鲁剑巍,等 (565)

施氮时期对高产夏玉米光合特性的影响 吕 鹏,张吉旺,刘 伟,等 (576)

城乡与社会生态

城市景观组分影响水质退化的阈值研究 刘珍环,李正国,杨 鹏,等 (586)

长株潭地区生态可持续性 戴亚南,贺新光 (595)

外源 NO 对镉胁迫下水稻幼苗抗氧化系统和微量元素积累的影响 朱涵毅,陈益军,劳佳丽,等 (603)

达里诺尔湖沉积物中无机碳的形态组成 孙园园,何 江,吕昌伟,等 (610)

绿洲土 Cd、Pb、Zn、Ni 复合污染下重金属的形态特征和生物有效性 武文飞,南忠仁,王胜利,等 (619)

柠檬酸和 EDTA 对铜污染土壤环境中吊兰生长的影响 汪楠楠,胡 珊,吴 丹,等 (631)

研究简报

海州湾生态系统服务价值评估 张秀英,钟太洋,黄贤金,等 (640)

内蒙古羊草群落、功能群、物种变化及其与气候的关系 谭丽萍,周广胜 (650)

氮磷供给比例对长白落叶松苗木磷素吸收和利用效率的影响 魏红旭,徐程扬,马履一,等 (659)

期刊基本参数:CN 11-2031/Q * 1981 * m * 16 * 352 * zh * P * ¥90.00 * 1510 * 38 * 2013-01



封面图说: 科尔沁沙地榆树——榆树疏林草原属温带典型草原地带,适应半干旱半湿润气候的隐域性沙地顶级植物群落,具有极强的适应性、稳定性,生物产量较高。在我国仅见于科尔沁沙地和浑善达克沙地。是防风固沙、保护沙区生态环境和周边土地资源的一种重要的植物群落类型,是耐旱沙生植物的重要物种基因库和荒漠野生动物的重要避难所和栖息地。这些年来,由于人类毁林开荒、过度放牧、甚至片面地建立人工林群落等的干扰,不同程度地破坏了榆树疏林的生态环境,影响了其特有的生态作用。

彩图提供: 陈建伟教授 北京林业大学 E-mail: cites.chenjw@163.com

DOI: 10.5846/stxb201111171751

张楠, 韦朝阳, 杨林生. 淡水湖泊生态系统中砷的赋存与转化行为研究进展. 生态学报, 2013, 33(2): 0337-0347.

Zhang N, Wei C Y, Yang L S. Advance in research on the occurrence and transformation of arsenic in the freshwater lake ecosystem. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(2): 0337-0347.

淡水湖泊生态系统中砷的赋存与转化行为研究进展

张楠^{1,2}, 韦朝阳^{1,*}, 杨林生¹

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101; 2. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 砷(As)是一种无处不在的元素, 目前已有许多关于湖泊水体、沉积物、浮游生物、底栖动物、鱼类及水生植物中 As 的含量分布与赋存形态的研究报道。As 在全球淡水湖泊中分布不均, 区域差异性较大; 湖泊沉积物中 As 含量水平对底栖动物的自然生境影响很大, 甚至造成底栖物种生物区系的改变; 水生植物普遍具有富集 As 的能力, 一般表现为沉水植物>浮水植物>挺水植物; 水生动物中 As 含量一般为底栖动物>浮游动物>鱼类。相对于海洋生态系统, 目前对湖泊生态系统环境与生物中砷的赋存形态及其转化的认识还很不足, 今后应加强人类活动影响下我国重要湖泊 As 的迁移、富集与转化行为的研究。

关键词: 砷形态; 营养级; 水; 沉积物; 生物

Advance in research on the occurrence and transformation of arsenic in the freshwater lake ecosystem

ZHANG Nan^{1,2}, WEI Chaoyang^{1,*}, YANG Linsheng¹

1 Institute of Geographical Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract: Arsenic (As), which ranks 20th in abundance in the earth's crust, is a ubiquitous and toxic element in the environment. The impact of As pollution on ecosystem and human health has become one of the major environmental concerns in the world. Large amount of As from both geogenic and anthropogenic sources have entered into the waters such as groundwater, rivers and lakes, resulting in adverse effects on human health. This paper reviews the literature regarding As in freshwater lake ecosystem with some comparison to the marine ecosystem. As contents and speciation in various biological and environmental media as well as their influencing factors were extensively discussed. Complex factors have caused the large regional differences of As in global freshwater lake ecosystem, e. g., As ranges from 1.0 to 15000 µg/L in lake water and 1.0 to 2000 mg/kg in lake sediments. Generally, As contents in aquatic organisms are in the descending order of zoobenthos > phytoplankton > zooplankton > fish. As contents in lake sediments play a significant role on the natural habitats of benthos, and even bring about changes to the ecological zone of benthic fauna. In contrast, fish, the higher trophic organisms in the lake, usually has effective mechanisms for absorption, detoxification and excretion of As through the metabolism processes. As in fish tissues is generally in the range of 0.1 to 10 mg/kg DW. In macrophytes, As contents generally followed the order of roots > stems > leaves, with bioaccumulating factors generally in a descending order of submerged plants > floated plants > emerged plants. Nevertheless, there is lack of comprehensive study on the role of As in the lakes in China. The mechanisms for As migration and transformation in lacustrine ecosystem have partially been elucidated. However, little efforts have been made to incorporate such mechanisms into the ecological risk assessment of the

基金项目: 国家重点基础研究发展计划(973 计划)(No. 2008CB418201)

收稿日期: 2011-11-17; 修订日期: 2012-05-31

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: weicy@igsnrr.ac.cn

lake ecosystem and adjacent areas. Finally, this review proposed some ideas and schemes for future studies on As in the lake ecosystem.

Key Words: arsenic; trophic level; water; sediment; organisms

砷(As)是地表环境中普遍存在的微量元素^[1],微量 As 在人们的日常饮食以及空气和土壤中都有发现^[2]。因其对动植物的广泛致毒性,As 被美国环保局(US environmental protection agency, USEPA)列为清洁水源优先控制污染物^[3]。人体摄入 As 可导致皮肤、肺、肝肾、膀胱等器官的病变,乃至诱发癌症^[2]。砷污染业已成为全球关切的重大环境与健康问题之一,对砷污染所导致的环境与健康问题已有大量的研究报道^[4-5]。饮水 As 中毒在多个国家和地区持续发生,包括孟加拉国、印度、中国、阿根廷、智利、匈牙利、墨西哥、罗马尼亚、越南以及美国等都报道过人群急慢性饮水 As 中毒事件^[6]。近年来,海洋与湖泊生态系统中 As 的研究也受到了越来越多的关注^[7]。

相对于大量有关海洋生物 As 的研究而言,淡水湖泊生物 As 含量与形态方面的报道尚不多见^[8]。早在 1900 年,德国人 Thiergardt 等首次分析报道了海洋鱼类中 As 的含量^[9];到目前为止,对各种砷化物在海水环境中的分布及生物体中的含量与形态特征已有比较全面的认识。砷在海藻中以砷糖化合物为主,而在海洋鱼类、甲壳类和软体动物中则主要以砷甜菜碱(Arsenobetaine, AB)形态存在。海洋藻类可从海水中吸收和磷酸盐结构相似的砷酸盐,并在体内完成对砷的甲基化作用,并进而转化为砷糖在体内累积^[10];部分有机砷可被海洋生物选择性富集,从而导致海洋生物体内较高的有机砷含量^[11]。

虽然淡水湖泊和海洋生态系统都属于水生环境,但湖泊的水理化性质、水体深度、换水时间、水动力学特征、生物区系以及自然和人为污染物质来源均与海洋有很大的不同,这决定了污染物质在湖泊生态系统中具有与海洋明显不同的规律。

目前关于湖泊生态系统 As 的研究主要包括,As 在水生生物、水以及沉积物中的总量和形态分布研究,对于 As 在生物之间、生物与环境介质之间的迁移与形态转化的研究尚不多见,国内在这方面的研究则更少。尽管多数湖泊 As 含量处于痕量或微量水平,但 As 可能会在一些生物体内累积,并通过食物链对人体健康构成威胁。近几十年来,随着我国湖泊流域人口增长与经济的快速发展,工业化、城市化活动排放进入湖泊的各类污染物质剧增,湖泊水环境污染不断加剧,湖泊生态与健康风险日益显现^[12]。

结合国内外关于淡水生态系统中 As 的研究成果及最新进展,本文试总结 As 在淡水湖泊生态系统各组成部分,包括水体、沉积物、浮游生物、水生植物、底栖动物以及鱼类中的含量水平、富集程度与赋存状态,探讨 As 在湖泊多介质之间的迁移转化规律,分析影响湖泊生态系统砷形态转化的主要因素,为进一步推动湖泊生态系统 As 迁移与转化研究以及湖泊流域 As 污染控制提供借鉴。

1 湖泊水体中的砷

1.1 含量及其形态分布

目前,湖泊水体中发现的砷形态主要有:砷酸盐[$\text{AsO}(\text{OH})_3$; $\text{As}(\text{V})$]与亚砷酸盐[$\text{As}(\text{OH})_3$; $\text{As}(\text{III})$]以及一甲基砷酸[$\text{CH}_3\text{AsO}(\text{OH})_2$; MMAA(V)]和二甲基砷酸[$(\text{CH}_3)_2\text{AsO}(\text{OH})$; DMAA(V)]^[13]。业已明确, MMAA(V)毒性小于 As(V),因前者不会干扰浮游植物和更高营养级生物体的氧化磷酸化作用;然而,一甲基亚砷酸[$\text{CH}_3\text{As}(\text{OH})_2$; MMAA(III)]和二甲基亚砷酸[$(\text{CH}_3)_2\text{As}(\text{OH})$; DMAA(III)]具有亲脂特性,易与含巯基(-SH)酶结合进而抑制其活性,从而对生物体产生比无机亚砷酸盐更高的毒性。湖泊生态系统中, DMAA(V)为有机砷的主导形态,主要产生于透光层,也存在于深水均温层^[14]。

Azcue 等报道加拿大湖泊水 As 含量低于 $1.0 \mu\text{g/L}$ ^[15]。但很多湖泊水体中 As 浓度很高,约在几十微克每升到几十毫克每升之间(表 1)。人类工业与采矿活动,地下富 As 水体影响,干旱地区强烈的蒸发作用均可导致湖泊水体 As 含量的升高^[4,16]。

表 1 世界各地湖泊水体及沉积物中 As 的含量水平

Table 1 The arsenic levels in lake water and sediments around the world

湖泊与位置 Lake and location	面积/km ² Area	水深/m Depth	水体砷含量 /(μg/L) As in lake waters	表层沉积物砷 含量/(mg/kg) As in surface sediments	砷主要来源 As sources	文献来源 Reference
白洋淀, 中国	336	NA	6.15	NA	燃煤大气沉降, 工农业活动	[17]
太湖, 中国	2338	1.95	1.38—6.01	17.2—27.9	农业及工业制造业	[18]
Jackson 湖, 美国	16	NA	NA	47.30	附近高尔夫球场使用含砷除草剂	[19]
Chautauqua 湖, 美国	53	<23	49.0 (22.4—114.8)	22.1 (0.5—306)	亚砷酸钠用作除草剂附近农业活动	[20]
Mohawk 湖, 美国	3.24	1—7	27.5—31.5	91—462	含砷农药, 沉积物再释放	[21]
Tulare 湖, 美国	1780	10	NA	24.00	湖区蓄水层砷等痕量元素背景值高	[22]
Mono 湖, 美国	182.65	17 (—48)	15000	NA	热泉及地热活动, 气候干燥	[23]
Moir 湖, 加拿大	8.3	NA	48.56—74.64	408—1051	上游历史上金矿开采	[15]
Xolotlan 湖, 尼加拉瓜	1042	NA	10.23—30.13	5.27—8.65	附近火山活动, 人工废水与地质热泉	[24]
Cuitzeo 湖, 墨西哥	300—400	27	NA	0.71—176.12	市政、农业及工业污水	[25]
Manchar 湖, 巴基斯坦	350—520	NA	33.6—390	11.3—55.8	富砷河流输入	[26]
Paving 湖, 法国	1197	<92	0.72—9.20	5—50	自然背景	[27]
Baikal 湖, 俄罗斯	31722	<1642	NA	8.25	自然背景	[28]
Biwa 湖, 日本	670.4	44 (—104)	2.2	792	地质背景导致沉积物中砷富集	[29-30]
Nhecolandia 湿地, 巴西	26000	NA	0.11—3680	NA	旱季蒸散发, 畜牧养殖扰动底泥	[31]
Okavango 三角洲, 博茨瓦纳	NA	NA	1.1—116.6	0.2—7.0	自然背景, 旱季蒸散	[32]

湖泊面积及水深数据来自维基百科网站; NA 表示无相关数据

1.2 影响水体 As 形态转化的主要因素

1.2.1 氧化还原条件

水体的氧化还原条件影响 As 的价态、毒性及其水环境化学行为, 砷酸盐 (As(V)) 在富氧水体中占主导, 而亚砷酸盐 (As(III)) 在缺氧水体中占主导^[33]。当湖泊存在温跃层时, 一般随深度增加, 水的氧化还原电位降低, As(III) 占总砷的比例增加。在温跃层以下, As(V) 可相对稳定存在, 并容易被铁锰或铝的氢氧化物吸附形成共沉淀; 而 As(III) 比较活跃, 尤其在沉积物—水界面附近, 沉积物孔隙水中呈还原状态的 As(III) 可释放进入上覆水体之中^[15]。

1.2.2 水温

浮游藻类可吸收水体中的 As(V), 并在体内还原为 As(III), 进一步还会通过甲基化作用改变 As 在体内的存在形态。通常, 浮游植物种群结构与数量受季节性变化因素, 包括表层水温、光照以及营养条件等控制^[27]。夏季湖泊藻类种群达到最盛, 湖泊水体中有机砷的含量升高, 而冬季则相反。Hasegawa 等通过研究日本 18 个淡水湖泊发现, 大部分湖泊水体在夏季有机砷占到总砷的 30%—60%, 而冬季这一比率则下降到 15%—40%^[34]。

1.2.3 营养状况

浮游生物吸收 As 并通过新陈代谢使 As 的形态发生转化, 因而湖泊水体的营养状况与砷形态之间存在明显的相关性。在富营养湖泊水体中, 生物活动使得简单的无机砷化物不断转化为复杂的有机砷化物。在富营养湖泊中, As(V) 更易于被高密度的浮游植物吸收代谢, 并转化为 As(III) 和有机砷^[34]。由于砷酸盐 (As(V)) 与磷酸盐 (P(V)) 化学结构的相似性, 浮游植物对 As(V) 的吸收在贫磷的寡营养湖泊中要高于富磷的富营养湖泊^[35], 并伴随着更加活跃的将 As(V) 转化为 As(III) 及有机砷的过程^[30]。

1.2.4 生物因素

湖泊中生物因素会极大地影响 As(III) 与 As(V) 之间的转化, 如蓝绿藻类 (*Phormidium* sp.) 很容易吸收

As(V)并在细胞组织中将其还原为 As(III),随之 As(III)又被细胞分泌重新释放到外部介质之中^[36];此外,湖泊表层水体中生物降解耗氧可形成局部还原环境,造成有机砷化物被还原,使 As(III)的含量增加。如日本 Biwa 湖变温层水体中,As(III)所占的比例在春季和秋季会上升,但目前尚不清楚 As(III)是直接来源于浮游藻类体内 As 的分泌释放,还是间接地来自其于水体中有机砷的降解作用产物^[14]。

陆生植物蜈蚣草(*Pteris vittata*)可通过根系超量吸收富集 As,并在体内将 As(V)转化为 As(III)^[37]。而湖泊水生植物则通过物理与化学吸附作用将水体中的 As 富集到植物体表面,然后通过细胞膜主动或被动地将表面附着的 As 转运至植物体内,只有很小比例的一部分 As 由根部直接吸收^[38]。将水生植物暴露在 As(V)溶液中,植物组织中主要砷形态却为 As(III),由此说明水生植物能够有效地将 As(V)还原成 As(III),这与陆生植物对砷的转化行为一致^[39]。

2 沉积物对砷的吸附释放

沉积物是湖泊生态系统重要的组成部分,对外界水、气、生物具有容纳与储存能力,湖泊沉积表层还是各种物质和能量转化与交替的场所,表现出特有的环境与生态效应^[40]。重金属或类金属(如 As)可由人类活动排放进入湖泊,并在底泥中沉积下来。As 在湖泊沉积物中的含量通常低于 10 mg/kg,不过在世界范围内其变幅很大^[1](表 1),在未受污染的湖泊沉积物中,As 的含量一般在小于 100 mg/kg^[41];而在某些被污染的湖泊沉积物中,As 含量可达 2000 mg/kg^[42]。

湖泊沉积物是 As 等重金属污染物最主要的汇^[43]。作为一种潜在的污染源,沉积物中呈束缚状态的 As 在一定条件下可释放进入间隙水中,再通过风浪扰动、扩散等物理作用迅速进入上覆水体,在短期内可导致湖泊水体 As 含量的急剧升高^[18]。底栖生物生境中 As 含量水平的增加,可使底栖动物体内富集高含量的 As,并通过食物链影响其他动物甚至人类的健康。

As 在沉积物中的活性很大程度上受控于 pH 值和 Eh^[44]。沉积物中砷的主要形态为无机的 As(V)与 As(III)^[6]。当湖泊变温层受到扰动,沉积物—水界面水体 Eh 升高,,活动性相对较强的 As(III)可被氧化成活动性相对较弱的 As(V)。水体颗粒物中的铁氧化物易与 As(V)结合形成共沉淀,同时沉积物中的铁铝氢氧化物、黏土成分、有机质等也会吸附 As(V)^[45]。而当 pH 值和 Eh 较低时,沉积物中 As(V)被还原为移动性强的 As(III),并释放进入间隙水之中^[19]。硫也会影响 As 的溶解性,尤其是在较强还原条件下,硫可以螯合 As(III)从而增强 As 的溶解度^[46];此外硫还可以通过硫化物矿化沉淀以及硫化铁的吸附作用捕获水体中的 As(V),使其转移至沉积物中^[47]。

3 浮游生物对砷的吸收、富集与转化

3.1 浮游植物

在湖泊水体中,浮游植物(Phytoplankton)主要由蓝藻门(Cyanophyta)、硅藻门(Bacillariophyta)和绿藻门(Chlorophyta)组成,裸藻门(Euglenophyta)、隐藻门(Cryptophyta)和甲藻门(Pyrrophyta)种类少但也较为常见^[48]。

从生态毒理学的角度分析,不同藻类对砷化物的耐受剂量与耐受形态不尽相同。有些藻类对培养介质中 As(V)有很高的耐受性,如小球藻(*Chlorella vulgaris*)对 As 的累积随着水体中 As 浓度的增加而升高,最高可达约 50000 mg/kg(干重);甚至在 As(V)剂量达到 10000 mg/L 时细胞依然能够存活,但是细胞对于 As(III)的耐受性(以 IC50 表示)仅为 25 mg/L,在 As(III)浓度高于 40 mg/L 时发生藻体细胞及发生溶解^[49]。培养介质中磷酸盐可以降低 As(V)对敏感藻类的毒性,如当介质中磷酸盐的浓度达到 15 mg/L, N:P 比从 150:1 降为 15:1 时,As(V)对藻类 *Monoraphidium arcuatum* 毒性会明显降低;水体介质中磷酸根离子浓度升高后,藻体细胞内的 As 含量水平也明显下降^[35]。可见磷可以有效抑制藻类对 As 的吸收,从而降低砷化物对浮游植物的毒性作用。

湖泊水体砷还与浮游植物对砷的吸收与代谢活动密切相关。模拟添加 As 的实验发现,蓝绿藻类(*Phormidium* sp.)很容易吸收 As(V)并在其细胞组织中将其还原为 As(III),随之 As(III)又被细胞分泌到外

部介质中;藻体内的砷形态多为无机砷,有机砷仅占总砷约 1%,藻体中 As(Ⅲ)含量随着培养时间的延长持续增加,而 As(V)波动性较大,说明藻体细胞可以快速反复地吸收和分泌无机砷化物^[36]。

3.2 浮游动物

浮游动物(Zooplankton)捕食方式具多样性,这使得对浮游动物吸收转化 As 的研究比起浮游植物更具复杂性。在浮游动物中,有的以浮游植物为主要食物来源,属草食性;有的以细菌与碎屑为食,属杂食性;有的则以微浮游动物与原生动物为食,属肉食性^[50]。不同食性的浮游动物体内的 As 赋存形态存在差异性,Shibata 等研究日本海浮游生物中砷的形态发现,肉食性浮游动物 *Themisto* sp. 和 *Sagitta* sp. 细胞中主要的 As 形态是砷甜菜碱(AB);而草食性浮游动物 *Calanus* sp. 中最丰富的 As 形态为含一个硫酸酯基团的砷-核糖-呋喃糖苷^[51]。相对于自然水体影响,浮游动物更容易间接地受其食物来源浮游植物的影响,当水体 As 浓度升高进而抑制某些优势浮游植物的生长,甚至改变湖泊生态系统浮游植物种群结构时,即可进一步对与其有捕食关系的浮游动物的生存与生殖造成影响^[52]。

4 底栖动物中的砷

底栖动物是湖泊生态系统中重要次级生产力,是鱼类等水生动物的天然饵料,例如青鱼、鲤鱼等主要以底栖动物为食。湖泊次级生产力中,超过 40% 来源于底栖动物的贡献^[53],尤其是在寡营养的深水湖泊中,当浮游植物生产力下降时,底栖动物则主导着整个湖泊生态系统的生产力^[54]。

湖泊沉积物中 As 含量水平对底栖动物的自然生境影响巨大,进而极大地影响湖泊生态系统的生产力。底栖动物中的 As 含量与其栖息的表层沉积物密切相关,如沉积物未受污染的美国旧金山圣华金河三角洲的 *Corbicula* sp. 中 As 含量为 5.40—11.50 mg/kg^[55],而在英国西南沿海受金属采矿活动污染的 Restronguet 河中 *Scrobicularia plana* 的 As 含量高达 160—190 mg/kg^[56](表 2)。通常,底栖动物体内的 As 含量随着沉积物及水体中 As 含量的增加而增加。不同种类地底栖动物对环境中 As 浓度的耐受性也有很大差异,当水体中 As 浓度达到 2000 μg/L 时,沉积物中寡毛类将会消失^[50]。法国科西嘉岛 Corsican 河因受雄黄矿开采的影响,水体及沉积物中的 As 浓度分别高达 3010 μg/L 和 9450 mg/kg,导致雄黄矿下游的沉积物中水蛭、浮游类及寡毛类底栖物种消失,相反,水生石蝇稚虫及腹足类软体动物却有所增加^[51]。由此可见 As 污染可改变湖泊的生物区系。不同物种对 As 毒性的敏感度有所不同,当生境中 As 含量升高时,对 As 毒性敏感的物种数量会减少以至消失,而耐 As 毒性的物种数量则会增加。

表 2 世界各地鱼类和底栖生物体中砷的含量水平

Table 2 The As contents in aquatic biota around the world

物种名称 Species	营养级 Trophic level	研究区 Research area	砷含量/(mg/kg, 干重) As content	文献来源 Reference
草食性鱼类 Herbivorous fish				
<i>Girella tricuspidata</i>	2±0.02	澳大利亚, Macquarie 湖区入海口	2.30	[57]
<i>Chondrostoma nasus</i>	2±0.00	日本, Hayakawa 河	0.16	[58]
<i>Sicyopterus japonicus</i>	2±0.00	巴基斯坦, Manchar 湖	0.37	[59]
<i>Labeo gonius</i>	2±0.00	巴基斯坦, Manchar 湖	2.10	[59]
<i>Labeo rohita</i>	2.01±0.05	巴基斯坦, Manchar 湖	7.60	[59]
<i>Labeo calbasu</i>	2.02±0.17	巴基斯坦, Manchar 湖	9.30	[59]
杂食性鱼类 Omnivorous fish				
<i>Mugil cephalus</i>	2.13±0.18	澳大利亚, Macquarie 湖区入海口	3.00	[57]
<i>Monacanthus chinensis</i>	2.55±0.34	澳大利亚, Macquarie 湖区入海口	11.00	[57]
<i>Cirrhinus mrigala</i>	2.4±0.17	巴基斯坦, Manchar 湖	2.20	[59]
<i>Tilapia mossambicus</i>	NA	巴基斯坦, Manchar 湖	2.40	[59]
<i>Cirrhinus reba</i>	NA	巴基斯坦, Manchar 湖	2.70	[59]
<i>Catla catla</i>	2.75±0.25	巴基斯坦, Manchar 湖	15.20	[59]

续表

物种名称 Species	营养级 Trophic level	研究区 Research area	砷含量 (mg/kg, 干重) As content	文献来源 Reference
草食性鱼类 Herbivorous fish				
<i>Catostomus commersoni</i>	2.79±0.36	加拿大, 大奴湖贝克湾	0.91	[60]
<i>Catostomus catostomus</i>	2.51±0.33	加拿大, 大奴湖贝克湾	1.15	[60]
<i>Tribolodon hakonensis</i>	2.8±0.32	日本, Hayakawa 河	0.10	[58]
<i>Phoxinus steindachneri</i>	2.85±0.33	日本, Hayakawa 河	0.27	[58]
肉食性鱼类 Carnivorous fish				
<i>Atherinomorus ogilbyi oogogogilbyi</i>	3.4±0.45	澳大利亚, Macquarie 湖区入海口	1.20	[57]
<i>Platycephalus fuscus</i>	4.06±0.52	澳大利亚, Macquarie 湖区入海口	1.20	[57]
<i>Tylosurus gavioloides</i>	4.41±0.79	澳大利亚, Macquarie 湖区入海口	1.70	[57]
<i>Gerres subfasciatus</i>	3.27±0.44	澳大利亚, Macquarie 湖区入海口	6.00	[57]
<i>Acanthopagrus australis</i>	3.1±0.40	澳大利亚, Macquarie 湖区入海口	6.20	[57]
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	4.42±0.38	阿根廷, Moreno 湖	0.26	[61]
<i>Diplomystes riedmensis</i>	3.4±0.43	阿根廷, Moreno 湖	0.33	[61]
<i>Percichthys trucha</i>	3.17±0.42	阿根廷, Moreno 湖	0.48	[61]
<i>Salvelinus fontinalis</i>	3.14±0.37	阿根廷, Moreno 湖	0.52	[61]
<i>Mastacembelus armatus</i>	3.34±0.55	巴基斯坦, Manchar 湖	3.10	[59]
<i>Mystus gullio</i>	4±0.50	巴基斯坦, Manchar 湖	8.60	[59]
<i>Mystus seenghara</i>	3.66±0.53	巴基斯坦, Manchar 湖	12.10	[59]
<i>Stizostedion vitreum</i>	4.46±0.79	加拿大, 大奴湖贝克湾	0.57	[60]
<i>Coregonus clupeaformis</i>	3.14±0.37	加拿大, 大奴湖贝克湾	0.77	[60]
<i>Esox lucius</i>	4.4±0.71	加拿大, 大奴湖贝克湾	0.97	[60]
<i>Plecoglossus altivelis</i>	3±0.00	日本, Hayakawa 河	0.05	[58]
<i>Oncorhynchus masou</i>	3.6±0.59	日本, Hayakawa 河	0.15	[58]
<i>Rhinogobius</i> sp.	NA	日本, Hayakawa 河	0.33	[58]
<i>Barbus Barbus</i>	3.1±0.39	斯洛文尼亚, Drava 河等数条河流	0.09	[62]
<i>Lota lota</i>	4.03±0.69	斯洛文尼亚, Drava 河等数条河流	0.10	[62]
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	4.42±0.38	斯洛文尼亚, Drava 河等数条河流	0.34	[62]
<i>Salmo trutta trutta</i>	4±0.63	斯洛文尼亚, Drava 河等数条河流	0.50	[62]
<i>Silurus glanis</i>	4.37±0.67	斯洛文尼亚, Drava 河等数条河流	0.81	[62]
<i>Salmo marmoratus</i>	3.16±0.42	斯洛文尼亚, Drava 河等数条河流	0.87	[62]
底栖动物 Zoobenthos				
<i>Diplodon chilensis</i>	NA	阿根廷, Patagonia 高原北部湖泊	11.40—44.70	[63]
<i>Corbicula</i> sp.	NA	美国, 圣华金河三角洲	5.40—11.50	[55]
<i>Macoma balthica</i>	NA	美国, 圣华金河三角洲	5.80—11.70	[55]
<i>Procambarus clarkii</i>	NA	西班牙, Guandamar 河	1.20—8.50	[64]
<i>Arenicola marina</i>	NA	英格兰南部沿海	13.10—123.00	[65]
<i>Scrobicularia plana</i>	NA	英格兰西南部河流入海口	28.0—190.0	[56]

鱼类营养级划分数据来自 fishBase 数据库 (<http://www.fishbase.org/search.php>); NA 表示没有相关数据

5 水生植物中的砷

水生植物一般有 3 种生活型,即挺水植物、浮水植物和沉水植物^[66]。水生植物普遍具有吸收富集 As 的能力。据 Joao Pratas 等^[67]报道,葡萄牙中部被矿区污染水域中水生植物以沉水植物的 As 富集系数最高,其中 *Callitriche brutia* 对水体 As 的富集系数高达 10000。Brett Robinson 等认为尽管水生植物对 As 吸收转化机制因生活型不同而有所差异,但由体表直接吸收水体中 As 仍是水生植物吸收 As 的最主要途径,一般水生植物浸入水体部分的 As 含量要比接触空气部分的高很多^[38]。不过,由于 As(V) 与磷酸盐(PO₄³⁻)在化学结构

上的相似性,As(V)与P(V)在被植物吸收上存在竞争性,当水体 PO_4^{3-} 浓度很高时,植物对As的吸收会受到抑制^[68]。

水生植物中As含量会随着水体中As浓度的增加而升高,而As在根、茎、叶等各部位的分布则与水生植物的生活型密切相关,挺水植物根部As含量要远远高于茎叶中的As含量,浮水植物中根茎叶中As含量基本相当,而沉水植物各部位中以茎的As含量为最高,但在有些湖泊中依然是根部As含量占主导^[69-71]。上述结果也基本上印证了Robinson提出的表面吸收为主,根部吸收为辅的假设。

6 鱼体中的砷

6.1 含量及主要砷形态

As在鱼体组织中的含量与水体环境中As的浓度呈显著正相关^[20]。鱼鳃、鳃盖及肝脏中含As量最高,而鱼肉中含As量较低^[72],As的生物累积优先发生在鱼的代谢器官或组织中^[73]。淡水鱼类体内As含量及As形态在不同地区、不同种类之间差异较大^[8],总体上As含量水平较低^[74],一般在0.1—10 mg/kg(干重,表2)。海洋生物组织中As含量相对较高,且基本上都能够将无机砷转化成有机砷化物,有机砷所占生物体总As的比例也高于陆地生物^[9],表明淡水与海洋生物之间存在不同的As代谢能力与机制。

海洋生物体中的As,除在鱼类中常见的无机砷、MMA、DMA、TMAO(三甲基砷氧化物)之外,还有1977年在岩龙虾(*Panulirus cygnus*)体内首次分离出测得的砷甜菜碱(Arsenobetaine, AB),之后在蛤蜊(*Meretrix lusoria*)中发现的四甲基砷离子(Tetramethylarsonium ion),以及在小虾中发现的砷胆碱(Arsenocholine, AC)^[75],其中AB在各种海洋动物中所占总As比例几乎全都大于90%^[7]。与海洋生物相比,淡水动物体内As形态虽大多仍然以有机砷形态为主,但AB的含量比例大为下降,不同物种之间As形态分布也有较大的差异。Silvia Ciardullo等报道意大利Tiber河中的鳗鱼(*Anguilla anguilla* L.)、平头乌鱼(*Mugil cephalus* L.)、白鲑(*Leuciscus cephalus* L.)及鲤鱼(*Cyprinus carpio* L.)4种淡水鱼肉中As含量最多的仍然是AB,不过As(V)、As(Ⅲ)、MMA、DMA、AC等砷形态也同时存在^[76]。Rattanachongkiat等发现Pak Pa-Nang河口沙丁鱼和鲶鱼中AB占总砷的约73%,而DMA与无机砷则分别占到约18%和10%^[77]。Slejkovec等研究斯洛文尼亚河流中十几种淡水鱼中砷的形态发现,Drava河中淡水鳕鱼(*Lota lota*)中DMA占总砷的75%,AB次之,无机砷最少^[62]。Rosemond等发现加拿大大奴湖5种淡水鱼类组织中砷形态也有类似的结果,鱼体砷以有机砷形态为主导,包括DMA与AB,但尚有超过50%的为未知有机砷形态,而无机砷形态As(V)与As(Ⅲ)等不超过7.5%^[60]。

6.2 鱼体对砷的生物富集作用

水体及沉积物中的As可通过多种途径进入鱼体,As可通过鱼类对水体中悬浮颗粒物与浮游生物的摄食,或通过鱼鳃或鱼体组织中亲脂性细胞膜的对溶解态As的离子交换作用进入鱼体之中^[26]。天然水体中,由于水中较低的重金属含量水平及其时空不均一性以及生物有效性等因素的影响,重金属生物富集系数(Bioaccumulation Factors, BAFs)通常被认为能更好地指示生态系统的污染程度及生态与健康风险^[78]。

目前大多研究认为,As沿食物链营养级的传递过程中没有生物放大作用(表2)。海洋食物链中处于最低营养级的海藻类As含量最高^[79];美国马萨诸塞州的Upper Mystic湖泊食物网中鱼体As含量要比浮游动物As含量低10到20倍^[80];室内模拟实验也发现生物体总砷含量沿食物链营养级的提高而显著减少^[81]。日本学者Suhendrayatna设计了一个食物链模型,将水蚤(*Daphnia magna*)、黑壳虾(*Neocaridina denticulate*)和罗非鱼(*Tilapia mossambica*)3个营养级的淡水生物暴露于含As(Ⅲ)的水体之中,随着水中As浓度的增加,各生物体中砷含量上升,其中水蚤体中As含量最高,黑壳虾其次,罗非鱼最低。当用含一定剂量As(Ⅲ)的小球藻(*Chlorella vulgaris*)喂食草食性的水蚤与黑壳虾,再用这些草食性生物体喂食肉食性的罗非鱼时,发现每升高一个营养级,各生物体As含量就下降一个数量级;在这些生物体中,As(Ⅲ)与As(V)为主要形态,甲基砷只占很小一部分^[82]。但由于室内模拟生物种类少,不能构成完整的营养级或食物链,另受模拟条件的限制,生物体内的砷可能也未能得到充分的代谢与转化,上述室内模拟实验得到的结果并不一定与真实生态系统的

实际情况相符;此外,由于未能充分揭示各营养级生物体中存在的砷形态,某种形态的 As 是否存在沿食物链或营养级的放大效应,仍有待进一步的验证。

鱼类对 As 的生物富集作用受到环境水体 As 浓度、鱼类所处营养级等多种因素共同影响^[83]。如加拿大 Moira 湖沉积物由于受历史上采矿活动的影响,其平均 As 含量高达 637 mg/kg,水体中 As 含量平均达 56 µg/L,其 14 种分别以底栖生物或浮游生物为食的鱼类体内总 As 含量为 0.03—0.34 mg/kg (鲜重),不同鱼种之间 As 含量无显著性差,对 As 的生物富集作用也较弱^[84]。美国 Upper Mystic 湖以浮游生物为食的鱼类体内 As 含量大于高营养级的肉食性鱼类,As 在食物网中无明显的生物富集作用^[80]。Mason 等发现马里兰州西部河流中草食性无脊椎动物中的 As 含量高于其捕食者鱼类^[85]。此外 As 在鱼体与环境水体中的形态也有很大差异,如 Kaise 等研究日本神奈川县 Haya-kawa 河里的六种鱼类与环境水体砷的形态发现,水体中无机砷占到总砷的 93%,而鱼体中则主要为 DMA 和 TMAO^[58]。

7 结语

尽管水环境中 As 已有广泛深入的研究,但关于淡水湖泊 As 的研究还严重不足,建议从以下方面开展深入的研究:

(1) As 在湖泊生态系统中的分布存在明显的区域性,受自然和人类活动的双重影响,有必要从湖泊水体、表层沉积物、浮游生物、底栖动物、鱼类及水生植物等方面系统开展湖泊生态系统 As 的迁移转化行为及其影响因素研究。其中,水体的物理化学条件,颗粒物组成与性质,沉积物-水界面氧化还原条件及水动力学条件对 As 的迁移、生物吸收、形态转化的影响是未来开展研究的重点与核心。

(2) 我国淡水湖泊均受到了不同程度的污染,As 含量水平有逐年增高的趋势。湖泊是区域污染物的汇集地,湖泊生态系统的污染势必导致湖泊生物区系的改变和湖泊生物体中的污染物积累,研究 As 对湖泊生物区系改变、生物耐性与富集以及 As 形态转化行为有助于深入揭示区域环境污染(变化)所带来的生态与健康风险,为保护区域环境与人类健康提供科学依据。

References:

- [1] Mandal B K, Suzuki K T. Arsenic round the world: a review. *Talanta*, 2002, 58(1): 201-235.
- [2] Ng J C, Wang J, Shraim A. A global health problem caused by arsenic from natural sources. *Chemosphere*, 2003, 52(9): 1353-1359.
- [3] USEPA. Priority Pollutants. 2011; Available from: <http://water.epa.gov/scitech/methods/cwa/pollutants.cfm>.
- [4] Smedley P L, Kinniburgh D G. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 2002, 17(5): 517-568.
- [5] Ng J C. Environmental contamination of arsenic and its toxicological impact on humans. *Environmental Chemistry*, 2005, 2(3): 146-160.
- [6] Nikolaidis N P, Dobbs G M, Chen J, Lackovic J A. Arsenic mobility in contaminated lake sediments. *Environmental Pollution*, 2004, 129(3): 479-487.
- [7] Sharma V K, Sohn M. Aquatic arsenic: toxicity, speciation, transformations, and remediation. *Environment International*, 2009, 35(4): 743-759.
- [8] Schaeffer R, Francesconi K A, Kienzl N, Soeroes C, Fodor P, Váradí L, Raml R, Goessler W, Kuehnelt D. Arsenic speciation in freshwater organisms from the river Danube in Hungary. *Talanta*, 2006, 69(4): 856-865.
- [9] Lunde G. Occurrence and transformation of arsenic in the marine environment. *Environmental Health Perspectives*, 1977, 19: 47-52.
- [10] Clowes L A, Francesconi K A. Uptake and elimination of arsenobetaine by the mussel *Mytilus edulis* is related to salinity. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology and Pharmacology*, 2004, 137(1): 35-42.
- [11] Francesconi K A, Kuehnelt D. Determination of arsenic species: a critical review of methods and applications, 2000—2003. *Analyst*, 2004, 129(5): 373-395.
- [12] Wu F C, Meng W, Song Y H, Liu X T, Jin X C, Zhang B H, Wang Y Y, Wang S R, Jiang X, Liu S Y, Chu Z S, Chen Y Q, Wang C, Hua Z L, Wang P F, Yu Z Q, Fu J M. Research progress in lake water quality criteria in China. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, 28(12): 2385-2393.
- [13] Hasegawa H, Matsui M, Sohrin Y. Arsenic speciation including 'hidden' arsenic in natural waters (INTERFACE SCIENCE-Separation Chemistry). *Applied Organometallic Chemistry*, 1999, 13(2): 113-119.

- [14] Sohrin Y, Matsui M, Kawashima M, Hojo M, Hasegawa H. Arsenic biogeochemistry affected by eutrophication in Lake Biwa, Japan. *Environmental Science and Technology*, 1997, 31(10): 2712-2720.
- [15] Azcue J M, Nriagu J O. Impact of abandoned mine tailings on the arsenic concentrations in Moira Lake, Ontario. *Journal of Geochemical Exploration*, 1995, 52(1/2): 81-89.
- [16] Maest A S, Pasilis S P, Miller L G, Nordstrom D K. Redox geochemistry of arsenic and iron in Mono Lake, California, USA. *Water-Rock Interaction*, 1992, 1-2: 507-511.
- [17] Chen C Y, Pickhardt P C, Xu M Q, Folt C L. Mercury and arsenic bioaccumulation and eutrophication in Baiyangdian Lake, China. *Water Air and Soil Pollution*, 2008, 190(1/4): 115v127.
- [18] Wei C Y, Zhang N, Yang L S. The fluctuation of arsenic levels in Lake Taihu. *Biological Trace Element Research*, 2011, 143(3): 1310v1318.
- [19] Whitmore T J, Riedinger-Whitmore M A, Smoak J M, Kolasa K V, Goddard E A, Bindler R. Arsenic contamination of lake sediments in Florida: evidence of herbicide mobility from watershed soils. *Journal of Paleolimnology*, 2008, 40(3): 869v884.
- [20] Foley R E, Spotila J R, Giesy J P, Wall C H. Arsenic concentrations in water and fish from Chautauqua Lake, New York. *Environmental Biology of Fishes*, 1978, 3(4): 361v367.
- [21] Barringer J L, Szabo Z, Wilson T P, Bonin J L, Kratzer T, Cenno K, Romagna T, Alebus M, Hirst B. Distribution and seasonal dynamics of arsenic in a shallow lake in northwestern New Jersey, USA. *Environmental Geochemistry and Health*, 2011, 33(1): 1v22.
- [22] Gao S, Fujii R, Chalmers A, Tanji K K. Evaluation of adsorbed arsenic and potential contribution to shallow groundwater in Tulare Lake bed area, Tulare Basin, California. *Soil Science Society of America Journal*, 2004, 68(1): 89v95.
- [23] Oremland R S, Stolz J F, Hollibaugh J T. The microbial arsenic cycle in Mono Lake, California. *Fems Microbiology Ecology*, 2004, 48(1): 15v27.
- [24] Lacayo M L, Cruz A, Calero S. Total arsenic in water, fish, and sediments from Lake Xolotlán, Managua, Nicaragua. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1992, 49(3): 463v470.
- [25] Villalobos-Castañeda B, Alfaro-Cuevas R, Cortés-Martínez R, Martínez-Miranda V, Máquez-Benavides L. Distribution and partitioning of iron, zinc, and arsenic in surface sediments in the Grande River mouth to Cuitzeo Lake, Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2010, 166(1/4): 331-346.
- [26] Arain M B, Kazi T G, Baig J A, Jamalib M K, Afridia H I, Shaha A Q, Jalbanic N, Sarfraz R A. Determination of arsenic levels in lake water, sediment, and foodstuff from selected area of Sindh, Pakistan; estimation of daily dietary intake. *Food and Chemical Toxicology*, 2009, 47(1): 242-248.
- [27] Seyler P, Martin J M. Biogeochemical processes affecting arsenic species distribution in a permanently stratified lake. *Environmental Science and Technology*, 1989, 23(10): 1258-1263.
- [28] Muller B, Granina L, Schaller T, Ulrich A, Wehrli B. P, As, Sb, Mo, and other elements in sedimentary Fe/Mn layers of Lake Baikal. *Environmental Science and Technology*, 2002, 36(3): 411-420.
- [29] Hirata S H, Hayase D, Eguchi A, Itai T, Nomiya K, Isobe T, Agusa T, Ishikawa T, Kumagai M, Tanabe S. Arsenic and Mn levels in Isaza (*Gymnogobius isaza*) during the mass mortality event in Lake Biwa, Japan. *Environmental Pollution*, 2011, 159(10): 2789-2796.
- [30] Azizur Rahman M, Hasegawa H. Arsenic in freshwater systems: influence of eutrophication on occurrence, distribution, speciation, and bioaccumulation. *Applied Geochemistry*, 2011, 27(1): 304-314.
- [31] Barbiero L, Furquim S, Vallès V, Furian S, Sakamoto A, Filho A R, Fort M. Natural arsenic in groundwater and alkaline lakes at the upper Paraguay basin, Pantanal, Brazil. *Trace Metals and other Contaminants in the Environment*, 2007, 9: 101-126.
- [32] Huntsman-Mapila P, Mapila T, Letshwenyo M, Wolski P, Hemond C. Characterization of arsenic occurrence in the water and sediments of the Okavango Delta, NW Botswana. *Applied Geochemistry*, 2006, 21(8): 1376-1391.
- [33] Kuwabara J S. Associations between benthic flora and diel changes in dissolved arsenic, phosphorus, and related physicochemical parameters. *Journal of the North American Benthological Society*, 1992, 11(2): 218-228.
- [34] Hasegawa H, Rahman M A, Kitahara K, Itaya Y, Maki T, Ueda K. Seasonal changes of arsenic speciation in lake waters in relation to eutrophication. *Science of The Total Environment*, 2010, 408(7): 1684-1690.
- [35] LeBlanc P J, Jackson A L. Arsenic in marine fish and invertebrates. *Marine Pollution Bulletin*, 1973, 4(6): 88-90.
- [36] Moriarty M M, Koch I, Gordon R A, Reimer K J. Arsenic speciation of terrestrial invertebrates. *Environmental Science and Technology*, 2009, 43(13): 4818-4823.
- [37] Zhang W H, Cai Y, Tu C, Ma L Q. Arsenic speciation and distribution in an arsenic hyperaccumulating plant. *The Science of The Total Environment*, 2002, 300(1/3): 167-177.
- [38] Robinson B, Kim N, Marchetti M, Moni C, Schroeter L, Van Den Dijssel C, Milne G, Clothier B. Arsenic hyperaccumulation by aquatic

- macrophytes in the Taupo Volcanic Zone, New Zealand. *Environmental and Experimental Botany*, 2006, 58(1/3): 206-215.
- [39] Rahman M A, Hasegawa H. Aquatic arsenic: Phytoremediation using floating macrophytes. *Chemosphere*, 2011, 83(5): 633-646.
- [40] Wan GJ. *The Geochemical Principle of Environmental Quality*. Beijing: China Environmental Science Press, 1988:181-184.
- [41] Ackley K L, B'Hymer C, Sutton K L, Caruso J A. Speciation of arsenic in fish tissue using microwave-assisted extraction followed by HPLC-ICP-MS. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 1999, 14(5): 845-850.
- [42] Toews G R, Morra M J, Polizzotto M L, Strawn D G, Bostick B C, Fendorf S. Metal (loid) diagenesis in mine-impacted sediments of Lake Coeur d'Alene, Idaho. *Environmental Science and Technology*, 2006, 40(8): 2537-2543.
- [43] Wang S, Cao X, Lin C, Chen X. Arsenic content and fractionation in the surface sediments of the Guangzhou section of the Pearl River in Southern China. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 183(1/3): 264-270.
- [44] Linge K L, Oldham C E. Arsenic remobilization in a shallow lake: the role of sediment resuspension. *Journal of Environmental Quality*, 2002, 31(3): 822-828.
- [45] Gao S, Goldberg S, Herbel M J, Chalmers A T, Fujii R, Tanji K K. Sorption processes affecting arsenic solubility in oxidized surface sediments from Tulare Lake bed, California. *Chemical Geology*, 2006, 228(1/3): 33-43.
- [46] Keimowitz A R, Simpson H J, Stute M, Datta S, Chillrud S N, Ross J, Tsang M. Naturally occurring arsenic: Mobilization at a landfill in Maine and implications for remediation. *Applied Geochemistry*, 2005, 20(11): 1985-2002.
- [47] Couture R M, Gobeil C, Tessier A. Arsenic reactions and mobility along redox gradients in lake sediments. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 2009, 73(13): A248-A248.
- [48] Liu X. *Phytoplankton Assemblages and Their Response to the Macrophyte Restoration in Typical Urban Lakes of Guangdong, China [D]*. Guangzhou: Jinan University, 2006.
- [49] Maeda S, Nakashima S, Takeshita T, Higashi S. Bioaccumulation of arsenic by freshwater algae and the application to the removal of inorganic arsenic from an aqueous phase II. By *Chlorella vulgaris* isolated from arsenic-polluted environment. *Separation Science and Technology*, 1985, 20(2/3): 153-161.
- [50] Moore J W, Sutherland D J, Beaubien V A. Algal and invertebrate communities in three subarctic lakes receiving mine wastes. *Water Research*, 1979, 13(12): 1193-1202.
- [51] Mori C, Orsini A, Migon C. Impact of arsenic and antimony contamination on benthic invertebrates in a minor Corsican river. *Hydrobiologia*, 1999, 392(1): 73-80.
- [52] Sanders J G. Direct and indirect effects of arsenic on the survival and fecundity of estuarine zooplankton. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1986, 43(3): 694-699.
- [53] Vander Zanden M J, Vadeboncoeur Y. Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes. *Ecology*, 2002, 83(8): 2152-2161.
- [54] Vadeboncoeur Y, Vander Zanden M J, Lodge D M. Putting the lake back together: reintegrating benthic pathways into lake food web models. *BioScience*, 2002, 52(1): 44-54.
- [55] Johns C, Luoma S. Arsenic in benthic bivalves of San Francisco Bay and the Sacramento/San Joaquin river delta. *Science of the Total Environment*, 1990, 97(98): 673-684.
- [56] Langston W J. Arsenic in U. K. estuarine sediments and its availability to benthic organisms. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 1980, 60(4): 869-881.
- [57] Barwick M, Maher W. Biotransference and biomagnification of selenium copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Marine Environmental Research*, 2003, 56(4): 471-502.
- [58] Kaise T, Ogura M, Nozaki T, Saitoh K, Sakurai T, Matsubara C, Watanabe C, Hanaoka K. Biomethylation of arsenic in an Arsenic-rich freshwater environment. *Applied Organometallic Chemistry*, 1997, 11(4): 297-304.
- [59] Shah A Q, Kazi T G, Arain M B, Jamali M K, Afridi H I, Jalbani N, Baig J A, Kandhro G A. Accumulation of arsenic in different fresh water fish species-potential contribution to high arsenic intakes. *Food Chemistry*, 2009, 112(2): 520-524.
- [60] de Rosemond S, Xie Q L, Liber K. Arsenic concentration and speciation in five freshwater fish species from Back Bay near Yellowknife, NT, CANADA. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2008, 147(1/3): 199-210.
- [61] Arribère M A, Campbell L M, Rizzo A P, Arcagni M, Revenga J, Guevara S R. Trace elements in plankton, benthic organisms, and forage fish of Lake Moreno, Northern Patagonia, Argentina. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2010, 212(1/4): 167-182.
- [62] Slejkovec Z, Bajc Z, Doganoc D Z. Arsenic speciation patterns in freshwater fish. *Talanta*, 2004, 62(5): 931-936.
- [63] Ribeiro Guevara S, Bubach D, Vigliano P, Lippolt G, Arribère M. Heavy metal and other trace elements in native mussel *Diplodon chilensis* from Northern Patagonia Lakes, Argentina. *Biological Trace Element Research*, 2004, 102(1/3): 245-263.
- [64] Devesa V, Sufier M A, Lai V W M, Granchinho S C R, Martínez J M, Vélez D, Cullen W R, Montoro R. Determination of arsenic species in a

- freshwater crustacean *Procambarus clarkii*. *Applied Organometallic Chemistry*, 2002, 16(3): 123-132.
- [65] Casado-Martinez M C, Smith B D, Luoma S N, Rainbow P S. Bioaccumulation of arsenic from water and sediment by a deposit-feeding polychaete (*Arenicola marina*): A biodynamic modelling approach. *Aquatic Toxicology*, 2010, 98(1): 34-43.
- [66] Lei Z X. Study on Aquatic Macrophyte Vegetations and Their Environment Effects in Lake Taihu[D]. Guangzhou: Jinan University, 2006.
- [67] Kuehnelt D, Irgolic K J, Goessler W. Comparison of three methods for the extraction of arsenic compounds from the NRCC standard reference material DORM-2 and the brown alga *Hijiki fuziforme*. *Applied Organometallic Chemistry*, 2001, 15(6): 445-456.
- [68] Lee C K, Low K S, Hew N S. Accumulation of arsenic by aquatic plants. *The Science of the Total Environment*, 1991, 103(2/3): 215-227.
- [69] Dushenko W T, Bright D A, Reimer K J. Arsenic bioaccumulation and toxicity in aquatic macrophytes exposed to gold-mine effluent-relationships with environmental partitioning, metal uptake and nutrients. *Aquatic Botany*, 1995, 50(2): 141-158.
- [70] Nateewattana J, Trichaiyaporn S, Saouy M, Nateewattana J, Thavorniyutikarn P, Pengchai P, Choonluchanon S. Monitoring of arsenic in aquatic plants, water, and sediment of wastewater treatment ponds at the Mae Moh Lignite power plant, Thailand. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2010, 165(1/4): 585-594.
- [71] Mazej Z, Germ M. Trace element accumulation and distribution in four aquatic macrophytes. *Chemosphere*, 2009, 74(5): 642-647.
- [72] Mason R P. An investigation of the influence of water quality on the mercury, methylmercury, arsenic, selenium, and cadmium concentrations in fish of representative Maryland stream; final report 2002. Annapolis, MD (580 Taylor Ave., Annapolis 21401): Maryland Dept. of Natural Resources, Chesapeake Bay Research and Monitoring Division. 2002: 69-69.
- [73] Culioli J L, Calendini S, Mori C, Orsini A. Arsenic accumulation in a freshwater fish living in a contaminated river of Corsica, France. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2009, 72(5): 1440-1445.
- [74] Jankong P, Chalhoub C, Kienzl N, Goessler W, Francesconi K A, Visoottiviset P. Arsenic accumulation and speciation in freshwater fish living in arsenic-contaminated waters. *Environmental Chemistry*, 2007, 4(1): 11-17.
- [75] Cullen W R, Reimer K J. Arsenic speciation in the environment. *Chemical Reviews*, 1989, 89(4): 713-764.
- [76] Ciardullo S, Aureli F, Raggi A, Cubadda V. Arsenic speciation in freshwater fish: Focus on extraction and mass balance. *Talanta*, 2010, 81(1/2): 213-221.
- [77] Rattanachongkiat S, Millward G, Foulkes M. Determination of arsenic species in fish, crustacean and sediment samples from Thailand using high performance liquid chromatography (HPLC) coupled with inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). *Journal of Environmental Monitoring*, 2004, 6(4): 254-261.
- [78] Schaller J, Weiske A, Mkandawire M, Dudel E G. Invertebrates control metals and arsenic sequestration as ecosystem engineers. *Chemosphere*, 2010, 79(2): 169-173.
- [79] Maher W, Butler E. Arsenic in the marine environment. *Applied Organometallic Chemistry*, 1988, 2(3): 191-214.
- [80] Chen C Y, Folt C L. Bioaccumulation and diminution of arsenic and lead in a freshwater food web. *Environmental Science and Technology*, 2000, 34(18): 3878-3884.
- [81] Maeda S, Ohki A, Kusadome K, Kuroiwa T, Yoshifuku I, Naka K. Bioaccumulation of arsenic and its fate in a freshwater food chain. *Applied Organometallic Chemistry*, 1992, 6(2): 213-219.
- [82] Suhendrayatna, Ohki A, Maeda S. Biotransformation of arsenite in freshwater food-chain models. *Applied Organometallic Chemistry*, 2001, 15(4): 277-284.
- [83] Williams L, Schoof R A, Yager J W, Goodrich-Mahoney J W. Arsenic bioaccumulation in freshwater fishes. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 2006, 12(5): 904-923.
- [84] Azcue J M, Dixon D G. Effects of past mining activities on the arsenic concentration in fish from Moira Lake, Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, 1994, 20(4): 717-724.
- [85] Mason R P, Laporte J M, Andres S. Factors controlling the bioaccumulation of mercury, methylmercury, arsenic, selenium, and cadmium by freshwater invertebrates and fish. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2000, 38(3): 283-297.

参考文献:

- [12] 吴丰昌, 孟伟, 宋永会, 刘征涛, 金相灿, 郑丙辉, 王业耀, 王圣瑞, 姜霞, 卢少勇, 储昭升, 陈艳卿, 王超, 华祖林, 王沛芳, 于志强, 傅家谟. 中国湖泊水环境基准的研究进展. *环境科学学报*, 2008, 28(12): 2385-2393.
- [40] 万国江. 环境质量的地球化学原理. 北京, 中国环境科学出版社, 1988:181-184.
- [45] 刘娟. 广东典型城市湖泊浮游植物特征及其对水生植被修复的响应[D]. 广州: 暨南大学, 2006.
- [66] 雷泽湘. 太湖大型水生植被及其环境效应研究[D]. 广州: 暨南大学, 2006.

ACTA ECOLOGICA SINICA Vol.33 ,No.2 January ,2013(Semimonthly)

CONTENTS

Frontiers and Comprehensive Review

- Spatio-temporal heterogeneity of water and plant adaptation mechanisms in karst regions; a review CHEN Hongsong, NIE Yunpeng, WANG Kelin (317)
- Impacts of mangrove vegetation on macro-benthic faunal communities CHEN Guangcheng, YU Dan, YE Yong, et al (327)
- Advance in research on the occurrence and transformation of arsenic in the freshwater lake ecosystem ZHANG Nan, WEI Chaoyang, YANG Linsheng (337)
- Application of nano-scale secondary ion mass spectrometry to microbial ecology study HU Hangwei, ZHANG Limei, HE Jizheng (348)
- Carbon cycle of urban system; characteristics, mechanism and theoretical framework ZHAO Rongqin, HUANG Xianjin (358)
- Research and compilation of urban greenhouse gas emission inventory LI Qing, TANG Lina, SHI Longyu (367)

Autecology & Fundamentals

- Seed dispersal and seedling recruitment of *Ulmus pumila* woodland in the Keerqin Sandy Land, China YANG Yunfei, BAI Yunpeng, LI Jiandong (374)
- Influence of environmental factors on seed germination of *Bombax malabaricum* DC. ZHENG Yanling, MA Huancheng, Scheller Robert, et al (382)
- Carbon, nitrogen and phosphorus stoichiometric characteristics during the decomposition of *Spartina alterniflora* and *Cyperus malaccensis* var. *brevifolius* litters OUYANG Linmei, WANG Chun, WANG Weiqi, et al (389)
- Home range of *Teratoscincus roborowskii* (Gekkonidae): influence of sex, season, and body size LI Wenrong, SONG Yucheng, SHI Lei (395)
- Effects of the covering behavior on food consumption, growth and gonad traits of the sea urchin *Glyptocidaris crenularis* LUO Shibin, CHANG Yaqing, ZHAO Chong, et al (402)
- Biological response of the rice leaffolder *Cnaphalocrocis medinalis* (Güenée) reared on rice and maize seedling to temperature LIAO Huaijian, HUANG Jianrong, FANG Yuansong, et al (409)

Population, Community and Ecosystem

- Composition and stability of organic carbon in the top soil under different forest types in subtropical China SHANG Suyun, JIANG Peikun, SONG Zhaoliang, et al (416)
- The community characteristics of different types of grassland under grazing prohibition condition ZHANG Pengli, CHEN Jun, CUI Shujuan, et al (425)
- Spatial pattern and competition relationship of *Stellera chamaejasme* and *Aneurolepidium dasystachys* population in degraded alpine grassland REN Heng, ZHAO Chengzhang (435)
- SOC decomposition of four typical broad-leaved Korean pine communities in Xiaoxing' an Mountain SONG Yuan, ZHAO Xizhu, MAO Zijun, et al (443)
- The influence of vegetation restoration on soil archaeal communities in Fuyun earthquake fault zone of Xinjiang LIN Qing, ZENG Jun, ZHANG Tao, et al (454)
- Effects of fertilization regimes on soil faunal communities in cropland of purple soil, China ZHU Xinyu, DONG Zhixin, KUANG Fuhong, et al (464)
- Woody plant leaf litter consumption by the woodlouse *Porcellio scaber* with a choice test LIU Yan, LIAO Yuncheng (475)
- The bacterial community of coastal sediments influenced by cage culture in Xiangshan Bay, Zhejiang, China QIU Qiongfeng, ZHANG Demin, YE Xiansen, et al (483)
- A study of meiofauna in the COMRA's contracted area during the summer of 2005 WANG Xiaogu, ZHOU Yadong, ZHANG Dongsheng, et al (492)
- Hydrologic regime of interception for typical forest ecosystem at subalpine of Western Sichuan, China SUN Xiangyang, WANG Genxu, WU Yong, et al (501)

Landscape, Regional and Global Ecology

- Sensitivity and vulnerability of China's rice production to observed climate change XIONG Wei, YANG Jie, WU Wenbin, et al (509)

Characteristics of temperature and precipitation in Northeastern China from 1961 to 2005	HE Wei, BU Rencang, XIONG Zaiping, et al (519)
Combined effects of elevated O ₃ and reduced solar irradiance on growth and yield of field-grown winter wheat	ZHENG Youfei, HU Huifang, WU Rongjun, et al (532)
Resource and Industrial Ecology	
The study of vegetation biomass inversion based on the HJ satellite data in Yellow River wetland	GAO Mingliang, ZHAO Wenji, GONG Zhaoning, et al (542)
Temporal and spatial variability of soil available nutrients in arable Lands of Heyang County in South Loess Plateau	CHEN Tao, CHANG Qingrui, LIU Jing, et al (554)
Decomposition characteristics of wheat straw and effects on soil biological properties and nutrient status under different rice cultivation	WU Ji, GUO Xisheng, LU Jianwei, et al (565)
Effects of nitrogen application stages on photosynthetic characteristics of summer maize in high yield conditions	LÜ Peng, ZHANG Jiwang, LIU Wei, et al (576)
Urban, Rural and Social Ecology	
The degradation threshold of water quality associated with urban landscape component	LIU Zhenhuan, LI Zhengguo, YANG Peng, et al (586)
Ecological sustainability in Chang-Zhu-Tan region; a prediction study	DAI Yanan, HE Xinguang (595)
The effect of exogenous nitric oxide on activities of antioxidant enzymes and microelements accumulation of two rice genotypes seedlings under cadmium stress	ZHU Hanyi, CHEN Yijun, LAO Jiali, et al (603)
Forms composition of inorganic carbon in sediments from Dali Lake	SUN Yuanyuan, HE Jiang, LÜ Changwei, et al (610)
Fractionation character and bioavailability of Cd, Pb, Zn and Ni combined pollution in oasis soil	WU Wenfei, NAN Zhongren, WANG Shengli, et al (619)
Effects of CA and EDTA on growth of <i>Chlorophytum comosum</i> in copper-contaminated soil	WANG Nannan, HU Shan, WU Dan, et al (631)
Research Notes	
Values of marine ecosystem services in Haizhou Bay	ZHANG Xiuying, ZHONG Taiyang, HUANG Xianjin, et al (640)
Variations of <i>Leymus chinensis</i> community, functional groups, plant species and their relationships with climate factors	TAN Liping, ZHOU Guangsheng (650)
The effect of N:P supply ratio on P uptake and utilization efficiencies in <i>Larix olgensis</i> Henry. seedlings	WEI Hongxu, XU Chengyang, MA Lüyi, et al (659)

《生态学报》2013 年征订启事

《生态学报》是中国生态学学会主办的生态学专业性高级学术期刊,创刊于 1981 年。主要报道生态学研究原始创新性科研成果,特别欢迎能反映现代生态学发展方向的优秀综述性文章;研究简报;生态学新理论、新方法、新技术介绍;新书评介和学术、科研动态及开放实验室介绍等。

《生态学报》为半月刊,大 16 开本,300 页,国内定价 90 元/册,全年定价 2160 元。

国内邮发代号:82-7,国外邮发代号:M670

标准刊号:ISSN 1000-0933 CN 11-2031/Q

全国各地邮局均可订阅,也可直接与编辑部联系购买。欢迎广大科技工作者、科研单位、高等院校、图书馆等订阅。

通讯地址:100085 北京海淀区双清路 18 号 电 话:(010)62941099; 62843362

E-mail: shengtaixuebao@rcees.ac.cn 网 址: www.ecologica.cn

编辑部主任 孔红梅 执行编辑 刘天星 段 靖

生 态 学 报

(SHENGTAI XUEBAO)

(半月刊 1981 年 3 月创刊)

第 33 卷 第 2 期 (2013 年 1 月)

ACTA ECOLOGICA SINICA

(Semimonthly, Started in 1981)

Vol. 33 No. 2 (January, 2013)

编 辑	《生态学报》编辑部 地址:北京海淀区双清路 18 号 邮政编码:100085 电话:(010)62941099 www.ecologica.cn shengtaixuebao@rcees.ac.cn	Edited by	Editorial board of ACTA ECOLOGICA SINICA Add:18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China Tel:(010)62941099 www.ecologica.cn Shengtaixuebao@rcees.ac.cn
主 编	王如松	Editor-in-chief	WANG Rusong
主 管	中国科学技术协会	Supervised by	China Association for Science and Technology
主 办	中国生态学学会 中国科学院生态环境研究中心 地址:北京海淀区双清路 18 号 邮政编码:100085	Sponsored by	Ecological Society of China Research Center for Eco-environmental Sciences, CAS Add:18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China
出 版	科 学 出 版 社 地址:北京东黄城根北街 16 号 邮政编码:100717	Published by	Science Press Add:16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China
印 刷	北京北林印刷厂	Printed by	Beijing Bei Lin Printing House, Beijing 100083, China
发 行	科 学 出 版 社 地址:东黄城根北街 16 号 邮政编码:100717 电话:(010)64034563 E-mail:journal@cspg.net	Distributed by	Science Press Add:16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China Tel:(010)64034563 E-mail:journal@cspg.net
订 购	全国各地邮局	Domestic	All Local Post Offices in China
国外发行	中国国际图书贸易总公司 地址:北京 399 信箱 邮政编码:100044	Foreign	China International Book Trading Corporation Add:P. O. Box 399 Beijing 100044, China
广告经营 许 可 证	京海工商广字第 8013 号		



ISSN 1000-0933
CN 11-2031/Q

国内外公开发行

国内邮发代号 82-7

国外发行代号 M670

定价 90.00 元