

我国黑臭水体形成机理及治理技术研究进展

王逢武, 封 勇

(中交广州水运工程设计研究院有限公司, 广东 广州 510220)

摘要:黑臭水体是水体有机污染的一种极端现象,本文概述了黑臭水体的形成原因和机理,阐述了我国黑臭水体治理技术的发展历程,对未来黑臭水体研究进行了讨论和展望,旨在为进一步明确黑臭水体的治理方法提供理论基础。

关键词:黑臭水体;形成机理;治理技术;生态修复

中图分类号:X52 **文献标志码:**A **文章编号:**1004-6933(2016)S1-0052-05

近年来,我国经济社会不断发展,水污染控制与治理措施相对滞后,污废水排放量不断增加,使得受纳水体污染严重。污染水体中COD、氮、磷等污染物浓度超标,容易引起水体富营养化,甚至出现季节性或终年水体黑臭现象^[1]。水体黑臭是有机污染的一种极端现象,是对水体极端污染状态的一种描述^[2],主要是由水中藻类、细菌的新陈代谢以及大量污染物的排放引起的^[3]。黑臭水体不仅影响生态环境,而且对人们的生活和健康造成严重影响。在我国,城市黑臭水体问题尤为突出,是许多大中城市共同面临的环境污染治理问题。

目前,针对黑臭水体的研究,尤其是城市黑臭水体的研究较多,本文在以往的研究基础上,概述了黑臭水体的形成原因和机理,重点针对黑臭水体的治理技术的发展历程进行总结和评述,并就未来黑臭水体的研究发展方向进行了讨论,以期黑臭水体治理复提供理论基础。

1 我国黑臭水体污染现状

我国黑臭水体最早出现于上海苏州河,而后南京秦淮河、苏州外城河、武汉黄孝河、宁波内河等均出现不同程度的黑臭现象^[4]。根据“全国城市黑臭水体整理信息发布”平台公布的信息显示,截至2016年4月15日,在全国295座地级及以上城市中,有超过七成的城市存在黑臭水体,黑臭水体总数1945个。在全部黑臭水体中,河流数量(1674条)占比最高,达86.1%;重度污染水体数量687个,占比达到35.3%。从黑臭水体地域分布情况来看,经济

发达且水系更多的中东部地区的黑臭水体数量(1399个)占比较大,中南区域和华东区域合计占比达71.9%。大部分省市已开展黑臭水体污染监控和治理工作。根据广州市环保局对53段重点整治河涌水质监测信息(月报)显示,2016年7月,23段河涌属于黑臭;从水质类别分析,41段河涌仍劣于V类。

2 黑臭水体污染的成因及形成机理

2.1 黑臭水体的成因

a. 外源性污染物的大量排放。大量的外源性污染物流入受纳水体是水体黑臭的主要原因,污染物包括有机污染物及含磷化合物等。首先,污染物消耗水体DO,造成水体缺氧。其次,有机物在厌氧菌等微生物的作用下进一步分解,产生致黑致臭物质,引起水体发黑发臭。

b. 内源底泥的释放污染。在酸性、还原条件下,污染物和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 从底泥中释放,沉积物中产生的 CH_4 、 N_2 、 H_2S 等难溶于水的气体在上升过程携带污泥进入水相,使水体发黑。即便外源污染被阻断后,河道底泥内的有机物、氮、磷及重金属随水体活动而释放出来。Chen等^[5]研究表明,放线菌和蓝藻通过代谢作用使得沉积物甲烷化、反硝化,会导致沉积物上浮及水体黑臭。

c. 水动力条件不足和水温升高的影响。水动力条件不足、水循环不畅使水体复氧能力衰退,局部水域亏氧严重,水体自净能力显著削弱,水体水华敏感性增强,导致水体出现黑臭现象。此外,水温的升高将加快水体中的微生物和藻类残体分解有机物及

NH₄⁺-N 速度,加速 DO 消耗,加剧水体黑臭。

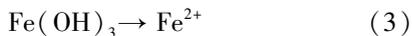
2.2 黑臭水体的形成机理

2.2.1 致黑机理

水体的致黑物质主要由以固态或吸附于悬浮物上的形式存在于水体中的不溶性物质和能溶于水的带色有机化合物 2 部分组成。诸多研究表明^[6-8],致黑物质的元素形态组成主要有 Fe、S 及 FeS,Fe²⁺ 在致黑方面起主导作用。

Fe 主要以铁氧化物或氢氧化物形式进入水体,经好氧层、兼性厌氧层、厌氧层,最终沉入水底。黑臭水体中,由于污染物不断消耗氧气,水体 DO 降低,“好氧、兼性厌氧、厌氧”3 个分层被破坏,导致“好氧层”上移,厌氧层厚度增大,整个水体呈厌氧还原状态。与此同时,铁循环也被完全破坏,大量的 Fe²⁺ 积累,与厌氧状态的 H₂S 结合成 FeS。

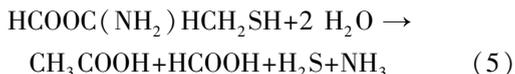
S 主要以有机硫和硫酸盐的形式进入水体,未污染水体中硫的形态转化途径畅通。与 Fe 类似,当水体 DO 下降到一定程度时,有机硫分解、硫酸盐还原产生的 H₂S 继续消耗水体的 DO,使 DO 进一步降低,甚至为 0,整个水体呈厌氧还原态。此时,大部分的 H₂S 不能被氧化或同化,并与水体中积累的 Fe²⁺ 等结合成 FeS。FeS 是黑色沉积物,沉积于水底,使得水体呈现黑色。在不同厌氧微生物的参与下会发生下列反应:



2.2.2 致臭机理

黑臭水体主要通过 3 种途径产生臭味:①有机污染物在厌氧微生物的分解作用下,其中间产物和最终产物中有一系列的硫化氢、氨、硫醇等发臭物质产生;②对水体腐殖质的分析,从腐殖酸、富里酸的酸水解产物中得到 20 种氨基酸和游离氨。这些氨基酸在脱氨基、脱羧基、某些细菌分解等作用下,产生大量的游离氨臭气和有臭味的胺类、硫化氢以及具有特殊恶臭的硫醇类物质^[9];③在厌氧条件下,放线菌、真菌藻类都是异茨醇的重要来源^[10-12],异茨醇在很低的浓度即可散发出强烈的臭味效应^[13]。

CH₄、H₂S、NH₃ 等是水体黑臭中主要的的发臭物质,水体通过以下反应^[13]产生这些物质:



3 黑臭水体治理技术评述

3.1 发展历程

在近 30 年的不断探索中,我国水体污染控制与治理主要经历 3 个发展历程。

a. 水利治河阶段(20 世纪 80 ~ 90 年代)。以提高防洪排涝、蓄水航运为目的,利用防洪工程、排污工程和灌溉工程等措施控制污染并改善水质。

b. 环境保护与综合治理阶段(20 世纪 90 年代 ~ 21 世纪初)。全国开展了混合污水截流管道的修建和优化、兴建集中污水处理设施、氧化塘等为城市水体污染控源截污,开展底泥疏浚、引清调水等水体整治技术。

c. 水体生态修复阶段(21 世纪初以来)。水专项在多个城市水体污染控制与治理中的实施与示范,许多自然型水体修复技术的理论研究与推广在国内得到快速发展。

3.2 技术路线

黑臭水体治理应遵循“外源减排、内源控制;水质净化;补水活水、生态修复”的基本技术路线。其中外源减排、内源控制是基础和前提,水质净化是阶段性手段,补水活水和生态恢复是长效保障措施。

3.3 技术评述

3.3.1 外源减排技术

a. 截污纳管。通过建设和改造污水截流管线,并合理设置提升泵房,将污水提升至管道系统中,并转输至污水处理厂处理。邹伟国等^[14]提出了改进措施及如何进一步提升截污效果;阮仁良等^[15]研究表明,实施截污纳管技术须做好黑臭河道两侧排水用户、道路旁污水管道情况的调查。

b. 面源控制。面源控制主要用于雨水径流、畜禽养殖污水、地表废弃物、垃圾渗滤液等污染源的控制与治理,包括低影响开发技术、初期雨水控制技术和生态护岸技术等。对于畜禽养殖面源控制可采用粪尿分类、雨污分离、固体粪便堆肥处理利用、污水就地处理后农地回用等技术。

面源控制的主要限制因素有工程量大,影响范围广。雨水径流控制需要水体汇水区域整体实施源头减排和过程控制等综合措施,系统性强,工期较长。

3.3.2 内源控制技术

a. 清淤疏浚。清淤疏浚能够快速降低黑臭水体的内源性污染物负荷,减少底泥污染物释放,显著降低水体内源污染负荷^[16]。清淤疏浚适用于重度黑臭水体底泥污染物的清理。

从 20 世纪 70 年代起,日本、美国以及欧发达国

家和地区就致力于疏浚的技术设备研究^[17]。近十年来,底泥疏浚技术先后应用于我国滇池草海、南宁市南湖、西安兴庆湖、南京玄武湖、安徽巢湖、天津海河河道等清淤疏浚工作。目前,该技术已逐步应用于黑臭水体河道的底泥疏浚,也取得了一系列研究成果。

b. 水生植物残体清理。用于水生植物、季节性落叶和水华藻类等残体的打捞和清理,可避免植物残体发生腐烂,进一步向水中释放污染物和消耗水体氧气。季节性生物残体和水面漂浮物清理的成本较高,后期维护难度大。

3.3.3 水质净化技术

a. 人工增氧。通过人工增氧,不仅可改善水质,而且可提高水体 DO 和氧化还原电位,防止厌氧分解和促进黑臭物质的氧化,从而对水体黑臭起到改善作用。人工增氧最早应用于英国泰晤士河整理项目,缺氧段的 DO 质量浓度升高了 6.8%^[18]。该技术又应用于德国 Emscher 河、韩国水紫江河口釜山港湾、美国圣克鲁斯港、北京清河、上海上澳塘、上海苏州河等河道治理中,都取得了不错的成效。

b. 絮凝沉淀。通过投加絮凝药剂,使之与水体中的污染物形成沉淀而去除,在短时间内快速净化水质。在水体中原位实施,污染物只是沉至水底,没有从水体中去除,容易反弹,因此不宜向水体中直接投加混凝剂。絮凝沉淀技术对黑臭水体的治理具有一定的优越性,适用于小型且相对封闭的水体。

c. 微生物强化。通过人工措施强化微生物的降解作用,促进污染物的分解和转化,提升水体的自净能力。黑臭水体治理时须人为创造条件强化微生物对污染物的去除效果。主要采用以下 2 种方式:① 向黑臭水体直接投加微生物菌剂或酶制剂;② 投加微生物促生剂,定向培育“土著”微生物。微生物促生剂是促进黑臭水体中土著微生物的生长,增加对有机污染物的分解作用,强化污染水体的自净能力。

张宗阳等^[19]研究表明,优势复合菌剂能够有效地降低黑臭河水的 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TP,去除率达到 80% 以上;涂玮灵^[20]研究表明,发硝化菌剂对黑臭水体具有较好的去除效果,最佳投加量范围为 0.25~0.5 g/m³,底泥有机质降解率可高达 25.9%;李继洲等^[21]在曝气条件下,投加生物促进剂 BE 对南京南湖黑臭水体修复试验,结果表明,对水体 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TP 的去除率分别为 61.7%、76.6%、50.7%;韩大巍等^[22]研究表明,增加了曝气后,生物促生剂表现出最佳的改善状态,提高了黑臭水体的治理效果。

d. 人工湿地。人工湿地是人工建造的,可控的工程化的湿地系统,其原理主要是通过湿地自然生态系统中的物理、化学和生物作用的优化组合对污水进行处理^[23]。自 Knight 于 1950 年,首次采用人工湿地处理废水以来,其已经成功应用于生活污水、工矿废水、畜禽养殖污水、富营养化水体、垃圾渗滤液等的净化。当前,人工湿地组合技术^[24-26]已应用于黑臭水体的生态修复中,且效果显著。高尚等^[27]将人工湿地与生物接触氧化法相结合应用于上海市中心城区黑臭河水净化,结果表明,该技术能够实现黑臭水体生态系统的修复;Cui 等^[28]研究表明,复合垂直人工湿地对黑臭水体具有较好的修复效果,并与脲酶和磷酸酶活性有关。

e. 生态浮床。生态浮床,又名人工浮岛^[29],是一种以水生植物群落为核心,利用微生物及水生动物的功能,充分发挥水生生态系统自我修复功能的生态净化技术^[30]。我国学者从 20 世纪 80 年代起,开展了大量关于人工浮床的研究^[31-32]。为了克服传统浮床净污主体单一性的问题^[33],各种新型浮床技术层出不穷,如植物-自然生物膜复合生态浮床^[34]、生态浮床-微生物组合技术^[35]。吴小慧等^[36]研究表明,梯级浮床修复黑臭水体过程中,水体 DO 浓度平均提高了 132.6%,黑臭河水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP、COD 平均去除率分别为 45.8%、50.2%、37.9%,水质得到明显改善;徐欢等^[37]研究表明,梯级生态浮床系统 TP 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率平均值分别达到 70.5% 和 79%。

f. 水生植物塘。通过在水体中种植水生植物,对水质进行净化,是一种人工强化措施与自然净化功能相结合的净化技术。适用于黑臭水体治理的水质改善和生态修复阶段。水生植物不仅具有景观效应,而且能够提供更多的栖息生境,营造生态多样性。水生植物的生长需要吸收水中的营养盐,降低水体的氮磷浓度,从而达到水质净化的目的。水生植物须做到及时收割,避免植物腐烂造成水体二次污染。

g. 生物膜技术。生物膜又名自然生物膜,定义为淹没于水体表面的各种微生物及其与周边的非生物物质交织在一起的集合体^[38]。从环境化学角度看,生物膜普遍理解为由金属氧化物、有机质和少量矿物质组成^[39-40]。生物膜的胞外聚合物形成了整个微生物的骨架,为微生物的附着生长和包裹吸附其他物质提供了物质基础^[41]。生物膜对水体中营养盐的迁移转化和污染物的消纳具有重要影响,适用于有些污染物,如磷,有较强的富集^[42]和固持能力^[43]。因此,生物膜常用于低浓度污水的净化和生

态系统修复^[44]。

目前,很多学者通过悬挂弹性填料或人工水草等方式,使载体表面富集大量生物膜,达到净化水体的目的。韩大巍^[22]研究表明,黑臭河水污染治理中固定生物膜技术效果明显。董甜甜等^[45]以生物陶粒为载体富集生物膜开展黑臭河水净化研究,结果显示,在曝气条件下固定生物膜 10 d 后,对黑臭河水的 COD、浊度、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、TP 的去除率分别为 75.77%、93.97%、99.02%、79.20%。

h. 生态护坡。在黑臭河道水体治理过程中,生态护坡是一项量大面广的基础设施,传统的河道护坡结构往往只片面强调河道的防洪、引水、排涝、蓄水 and 航运等功能,较少地考虑河道的生态环境功能,因此河道的护坡结构多考虑采用混凝土等刚性硬质材料。为了改善混凝土护坡对河道生态环境的破坏,国内外研究人员提出生态修复理论与建设生态型护坡。在黑臭河道治理中通过建设生态型护坡,改良传统护坡,修复污染水体及恢复河道生态系统,使河道成为水利、生态、休闲等功能于一体的滨水空间。

i. 集成治理。不同黑臭水体的受污情况,结合该地区的地形地貌和修复目标,再统筹分析不同河段生态环境问题的基础上,选择两种或多种不同治理技术进行联合修复。同时,对完成任务的各项技术进行适应性分析,设置不同的治理工程。

3.3.4 生态修复技术

生态修复技术主要有藻类水华控制和水生生物恢复。黑臭水体水质改善后经常会遇到水华藻类暴发问题,需要采取综合措施进行控制。控制藻类水华是实现水质长效保持的必要措施,水生生物群落是水生生态系统恢复必不可少的一个重要环节。利用水生植物、水生动物及微生物构成一个完整的共生生物体系,使水体生态系统更加完整,促进物质在系统内的循环,并能够有效去除水体中污染物,改善水体生态环境和景观。为了高效地发挥其功能,需考虑不同水生生物的空间布局与搭配。

3.4 补水活水等其他技术

a. 清水补给。通过利用再生水、雨水、清洁的地表水等对治理对象水体进行补水,增加水体流动性,减少水利停留时间。清水补给能促进污染物转移、扩散,实现水质改善,适用于滞留型、半封闭型及封闭型污染水体水质的长效保持。

b. 活水循环。通过设置提升泵站、水系合理连通等工程措施实现水体流动,以提高水体复氧能力和自净能力,改善水体水质。非雨季时可利用水体周边的雨水泵站或雨水管道作为回水系统;应关注

循环水出水口设置,以降低循环出水对河床或湖底的冲刷,适用于水体流速较缓的封闭型水体或坑塘区域的污染治理,可提高水体的流动性。

4 结 语

黑臭水体已经成为制约社会经济可持续发展的“瓶颈”。黑臭水体的治理是一个复杂的系统工程,不同水体污染情况各不相同,因此须根据水体受污程度,充分借鉴国内外成功治理经验,选择两种或多种技术集成,保持长期持久的最佳治理效果。

黑臭水体属于重污染水体,微生物、植物、水生动物在修复中起到至关重要的作用。在未来黑臭水体的治理中,生物-生态集成技术因其去污能力强、环境友好、无二次污染等特点,具有很好的发展前景。

参考文献:

- [1] 赵越,姚瑞华,徐敏,等. 我国城市黑臭水体治理实践及思路探讨[J]. 环境保护, 2015,43(13): 27-29.
- [2] HALL M J, Urban hydrology[M]. Amsterdam: Elsevier Applied Science, 1984.
- [3] SUFFET I H, MALLEVIALLE J, KAWCZYNSKI E. Advances in taste-and-odor treatment and control[M]. Quincy: American Water Works Association, 1995.
- [4] 熊跃辉. 我国城市黑臭水体成因与防治技术政策[N]. 中国环境报, 2015-06-11.
- [5] CHEN Jun, XIE Ping, MA Zhimei, et al. A systematic study on spatial and seasonal patterns of eight taste and odor compounds with relation to various biotic and abiotic parameters in Gonghu Bay of Lake Taihu, China[J]. Science of the Total Environment, 2010. 409(2): 314-325.
- [6] YING Tailin, ZHANG Guoying, WU Xinxin. The mechanism of blackening and stink and effects of resuspended sediments on Suzhou Creek water quality [J]. Shanghai Environmental Sciences, 1997, 16(1):23-26.
- [7] 丁琦,汤利华,谢丹. 校园湖水体黑臭产生机制的研究[J]. 工业用水与废水, 2012(3): 28-30.
- [8] 卢信,冯紫艳,商景阁,等. 不同有机基质诱发的水体黑臭及主要致臭物(VOSCs)产生机制研究[J]. 环境科学, 2012,33(9): 3152-3159.
- [9] PARINET J, RODRIGUEZ M J, SERODES J. Influence of water quality on the presence of off-flavour compounds (geosmin and 2-methylisoborneol) [J]. Water Research, 2010. 44(20): 5847-5856.
- [10] GERBER N N. Geosmin, an earthy-smelling substance isolated from actinomycetes[J]. Biotechnology and Bioengineering, 1967, 9(3): 321-327.
- [11] TABACHEK J A L, YURKOWSKI M. Isolation and identification of blue-green algae producing muddy odor metab-

- olites, geosmin, and 2-methylisoborneol, in saline lakes in Manitoba[J]. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 1976, 33(1): 25-35.
- [12] TSUCHIYA Y, MATSUMOTO A, OKAMOTO T. Volatile metabolites produced by actinomycetes, isolated from Lake Tairo at Miyakejima [J]. *Yakugaku Zasshi: Journal of the Pharmaceutical Society of Japan*, 1978, 98(4): 545.
- [13] 于玉彬,黄勇. 城市河流黑臭原因及机理的研究进展[J]. *环境科技*, 2010, 23(2): 111-114.
- [14] 邹伟国. 城市黑臭水体控源截污技术探讨[J]. *给水排水*, 2016, 42(6): 56-58.
- [15] 阮仁良,唐建国,杨立新,等. 黑臭河道治理中截污纳管的技术思路[J]. *上海水务*, 2008(3): 1-2.
- [16] 侯天栋. 城市黑臭河道治理的探讨[J]. *科技展望*, 2014(13): 114.
- [17] 曹承进,陈振楼,王军,等. 城市黑臭河道底泥生态疏浚技术进展[J]. *华东师范大学学报(自然科学版)*, 2011(1): 32-42.
- [18] 孙从军,张明旭. 河道曝气技术在河流污染治理中的应用[J]. *环境保护*, 2001(4): 12-14.
- [19] 张宗阳,李捍东,马兴华,等. 优势复合菌剂处理黑臭河水的实验研究[J]. *环境科学与技术*, 2010, 33(12): 58-61.
- [20] 涂玮灵. 反硝化菌剂对黑臭河道底泥的修复效果及条件优化研究[M]. 南宁:广西大学,2014.
- [21] 李继洲,嵇浩然,袁旭音,等. 投加生物促生剂、葡萄糖和氨基酸修复黑臭水体的效果[J]. *湖北农业科学*, 2013(13): 3027-3030.
- [22] 韩大巍,张广会,马超. 曝气对生物促生剂修复城市黑臭河道水体的影响[J]. *科技创新导报*, 2016(7): 93-94.
- [23] 王宝贞,王琳. 水污染治理新技术:新工艺,新概念,新理论[M]. 北京:科学出版社,2004.
- [24] 李真,罗锦洪,黄民生,等. 以蜂巢石为基质的垂直流人工湿地对黑臭水体除磷中试研究[J]. *华东师范大学学报(自然科学版)*, 2011(1): 126-134.
- [25] 李捍东,朱健,王平,等. 曝气/微生物/人工湿地组合工艺处理黑臭河水[J]. *中国给水排水*, 2009(11): 22-24.
- [26] 张列宇,饶本强,熊瑛,等. 人工湿地黑臭水体处理系统微生物脱氮机理研究[J]. *水生生物学报*, 2010, 34(2): 256-261.
- [27] 高尚,黄民生,吴林林,等. 生物净化槽对黑臭河水净化的中试研究[J]. *中国环境科学*, 2008, 28(5): 433-437.
- [28] CUI W, ZHANG Y, HUANG M S. Activities of urease and phosphatase in integrated vertical flow constructed wetland and purification effect of black and malodorous river[J]. *Agricultural Science and Technology*, 2011, 12(8): 1186-1190.
- [29] 邓志强,阎百兴,李旭辉,等. 人工浮床技术开发与应用研究进展[J]. *环境污染与防治*, 2013, 35(5): 88-92.
- [30] 方云英,杨肖娥,常会庆,等. 利用水生植物原位修复污染水体[J]. *应用生态学报*, 2008, 19(2): 407-412.
- [31] 李威,陈晓国,方涛. 组合生态浮床的水体净化效果与作用机理探讨[J]. *水生态学杂志*, 2012(6): 76-81.
- [32] 赵丰,张勇,黄民生,等. 水生植物浮床对城市污染水体的净化效果研究[J]. *华东师范大学学报(自然科学版)*, 2011(6): 57-64.
- [33] 吴建强,王敏,蒋跃,等. 4种浮床植物吸收水体氮磷能力试验研究[J]. *环境科学*, 2011(4): 995-999.
- [34] LIU J, WANG F, LIU W, et al. Nutrient removal by up-scaling a hybrid floating treatment bed (HFTB) using plant and periphyton: from laboratory tank to polluted river [J]. *Bioresource Technology*, 2016(207): 142-149
- [35] 胥丁文,陈玲娜,马前. 生态浮床技术的应用及研究新进展[J]. *中国给水排水*, 2010(14): 11-15.
- [36] 吴小慧,张丹,黄民生,等. 梯级浮床修复黑臭河道过程中浮游植物动态研究[J]. *华东师范大学学报(自然科学版)*, 2011(1): 95-103.
- [37] 徐欢,张勇,黄民生,等. 梯级生态浮床系统处理黑臭河水除磷性能研究[J]. *华东师范大学学报(自然科学版)*, 2011(1): 119-125.
- [38] 刘建康,高级水生生物学[M]. 北京:科学出版社,1999.
- [39] GOLLADAY S W, SINSABAUGH R L. Biofilm development on leaf and wood surfaces in a boreal river [J]. *Freshwater Biology*, 1991, 25(3): 437-450.
- [40] LORITE G S, RODRIGUES C M, de SOUZA A A, et al. The role of conditioning film formation and surface chemical changes on xylella fastidiosa adhesion and biofilm evolution [J]. *Journal of Colloid and Interface Science*, 2011, 359(1): 289-295.
- [41] WU Y, LIU J, YANG L, et al. Allelopathic control of cyanobacterial blooms by periphyton biofilms [J]. *Environmental Microbiology*, 2011, 13(3): 604-615.
- [42] 陆海鹰,陈建贞,李运东,等. 磷在“沉积物-自然生物膜-上覆水”三相体系中的迁移转化[J]. *湖泊科学*, 2014(4): 497-504.
- [43] MCCORMICK P V, SHUFORD R B, CHIMNEY M J. Periphyton as a potential phosphorus sink in the everglades nutrient removal project [J]. *Ecological Engineering*, 2006, 27(4): 279-289.
- [44] DU B, HADDAD S P, SCOTT W C, et al. Pharmaceutical bioaccumulation by periphyton and snails in an effluent-dependent stream during an extreme drought [J]. *Chemosphere*, 2015, 119: 927-934.
- [45] 董甜甜,吴昊,任松洁,等. 固定生物膜技术处理黑臭河水的研究[J]. *环境工程*, 2014(6): 29-32.

(收稿日期:2016-08-19 编辑:王芳)