

人工湿地系统在湖泊生态修复中的作用*

翁白莎^{1,2**} 严登华² 赵志轩^{1,2} 张诚² 王刚²

(¹ 天津大学建筑工程学院, 天津 300072; ² 中国水利水电科学研究院水资源研究所, 北京 100038)

摘要 湖泊在维系区域水安全、生态安全和环境安全中具有重要价值。然而,受到人类非理性水土资源开发活动和全球变化的影响,部分湖泊遭到污染、无序垦殖及生态和环境需水被挤占而发生退化,其生态服务功能和经济社会价值也显著降低,对湖泊进行生态修复已成为政府部门、学术界和社会公众共同关心的资源与环境问题之一。在湖泊生态修复中,人工湿地系统可有效降低湖泊污染负荷,对湖泊生态系统的非生物环境进行有效调控;此外,人工湿地系统可对湖泊生物物种进行定向培育、增殖和保护。人工湿地系统消减湖泊污染负荷主要包括对外源性污染负荷的生态拦截和对内源性污染负荷的生态萃取。根据外源性污染负荷的入湖方式,生态拦截又包括针对无组织排放污染负荷(主要包括农田区坡面径流和城市地表径流)的带状拦截和针对有组织排放污染负荷的前置库拦截及线状拦截。在利用人工湿地系统进行湖泊生态修复过程中,需要结合湖泊生态系统的基本特征、生态退化的动力学机制和生态修复目标,按照节水、节地原则,适时、适地、适效地建设人工湿地系统及组合系统,充分发挥人工湿地系统对湖泊的综合生态修复功能。需要特别指出的是,在利用人工湿地系统进行湖泊生态修复过程中,要在多方论证和生态风险调控的基础上进行,避免外源性物种入侵对湖泊生态系统的破坏。

关键词 湖泊;生态修复;人工湿地系统;生态拦截;生态培育

中图分类号 P9 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2010)12-2514-07

Roles of constructed wetland system in lake ecological restoration. WENG Bai-sha^{1,2}, YAN Deng-hua², ZHAO Zhi-xuan^{1,2}, ZHANG Cheng², WANG Gang² (¹*Civil Engineering Department, Tianjin University, Tianjin 300072, China*; ²*Water Resources Department, China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100038, China*). *Chinese Journal of Ecology*, 2010, 29(12): 2514-2520.

Abstract: Lake plays an important role in the maintenance of water security, ecological security, and environment security. However, affected by the unreasonable artificial exploitation of water and soil resources and the global change, some lakes have being degenerated due to pollution, disordered reclamation, and the occupied ecological and environmental water requirements, resulting in the reduction of their ecological services and social economic values. Therefore, the ecological restoration of lake has become one of the resources and environmental problems, being jointly concerned by the government, academic circle, and social public. In the process of lake ecological restoration, artificial wetland system could efficiently reduce lake pollution load, and effectively regulate and control the abiotic environment of lake ecological system. In addition, it could help to conduct directive cultivation, proliferation, and protection. The lake pollution load reduction through artificial wetland system mainly includes the ecological interception of exogenous pollution load and the ecological extraction of endogenous pollution load. According to the inflow modes of exogenous pollution load, the ecological interception includes the zonal interception aimed at the unorganized discharge pollution load (mainly includes slope runoff in cropland and urban surface runoff) and the pre-reservoir interception and linear interception aimed at the organized discharge pollution. In the process of lake ecological restoration by utilizing artificial

* 国家自然科学基金项目(50779075)和国家重点基础研究发展计划资助项目(2006CB403402-3)。

** 通讯作者 E-mail: baishaweng@126.com

收稿日期: 2010-06-13 接受日期: 2010-09-04

wetland system, there is a need to appropriately establish artificial wetland system and composite system at the right time and in the right place, and to fully exert the integrated ecological restoration function of artificial wetland system in the light of water-saving and land-saving principle, connecting with basic features, ecological degradation dynamic mechanism, and ecological restoration objective. In particular, it is necessary to avoid the damages of exogenous species to the lake ecosystem on the basis of multipart argumentation and ecological risk control.

Key words: lake; ecological restoration; constructed wetland system; ecological interception; ecological cultivation.

由于人口增长及水土资源的不合理开发利用,湖泊的生态服务功能和经济社会价值显著降低,日本的琵琶湖(Robarts *et al.*, 1998)、美国佛罗里达州的Apopka湖(Carrick *et al.*, 1993; Coveney *et al.*, 2002)和Okeechobee湖、丹麦的Arreso湖(Sondergaard *et al.*, 1992),以及我国的太湖、洞庭湖、青海湖等都出现了不同程度生态退化,这种变化影响到区域供用水安全,还制约流域(区域)整体生态安全的维系,成为区域协调发展的障碍性因素之一,对湖泊进行生态修复已成为政府部门、学术界和社会公众共同关心的资源与环境问题之一。外源性点源和非点源排放及内源性底泥释放的营养物质及污染物是造成湖泊水质污染及富营养化的主要原因。因此,合理有效地控制点源、面源及内源污染显得尤为重要。

相比其他湖泊生态修复治理措施,人工湿地系统具有较强针对性、灵活性及治理效率高等特征;同时还具有投资少、造价和运营成本较低的特征;应用人工湿地系统进行湖泊生态修复备受关注并得到广泛应用。然而,在实践中,由于湖泊生态退化成因及驱动机制未能得到科学识别,人工湿地系统在湖泊生态修复中的作用也未能得到客观评价,使其难以得到科学优选和合理布局,导致其在湖泊生态修复中所发挥的作用也与预期目标存在较大差距。

围绕上述实践问题,本文将在系统识别湖泊生态系统基本特征、生态退化及成因的基础上,分析人工湿地系统在湖泊生态修复中作用,剖析利用人工湿地系统进行湖泊生态修复需关注的若干重大问题,为湖泊的综合治理提供依据。

1 人工湿地系统对湖泊污染负荷的消减

1.1 基本消减途径

人工湿地系统消减湖泊污染负荷主要包括对外源性污染负荷的生态拦截和对内源性污染负荷的生态萃取。根据外源性污染负荷的入湖方式,生态拦

截又包括针对无组织排放污染负荷(主要包括农田区坡面径流和城市地表径流)的带状拦截和针对有组织排放污染负荷的前置库拦截及线状拦截(图1)。

1.2 带状生态拦截——针对无组织排放的农田坡面径流和城市地表径流

农田坡面径流是农用肥料和农药在降雨或灌溉过程中经地表径流、农田排水等途径而造成的水体污染,具有污染发生时间的随机性、发生方式的间歇性、机理过程的复杂性、排放途径及排放量的不确定性、污染负荷的时空变异性等特点。城市地表径流是指在降雨过程中雨水及其形成的径流流经城市地面,聚集一系列污染物质,随之进入水体,污染地表水或地下水,具有地域范围广、随机性强、成因复杂等特点。

在有农田坡面径流汇入的湖泊四周设置适当带宽的带状生态拦截人工湿地,可有效地截留来自农田地表径流中固体颗粒物、氮、磷和其他化学污染物,降低非点源污染形成的危险。刘文祥(1997)在滇池流域 0.18 km^2 范围内构建的 1257 m^2 人工湿地对农田径流具有较好的净化作用,去除效果为总氮的60%,总磷的50%,可溶性总氮的40%,可溶性总磷的20%。

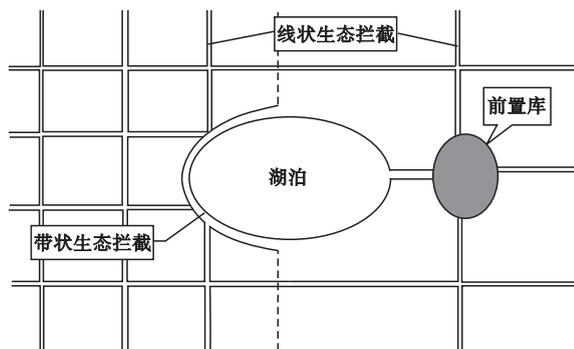


图1 不同类型的人工湿地系统及组合系统分布示意图
Fig. 1 Distribution map of different types of constructed wetland system and composite systems

随着人们生活质量的提高,许多休闲场所甚至是居住区设有湖泊景观,但由于受城市地表径流的影响,这些湖泊的水体水质日益恶化,可以采用带状生态拦截系统对这种小型的封闭性水体进行保护。武汉雨水佳园 5000 m² 和浙江温岭锦园 15000 m² 的人工湿地及相应的辅助设施,高效低耗地控制城市地表径流污染,有效地降解去除水体中氮、磷等营养元素及有机污染物,长效保持景观水体水质维持在国家Ⅱ-Ⅲ类地表水标准。

应该注意的是,由于地表径流污染物的输出与为数不多的几次强降雨事件有关(Petry *et al.*, 2002),因此,基于非点源污染控制的人工湿地应当把湿地库容作为一项重要指标,如美国一些地区的湿地设计指南要求湿地的库容要足以保留流域内90%降雨事件所产生的径流(Carleton *et al.*, 2001)。

1.3 线状生态拦截——针对有组织排放的农田退水沟渠

纵横交错的分割农田的沟渠既是农业非点源污染物最初的“汇”,又是湖泊营养盐的输出源。对于有组织排放的农田非点源污染负荷,根据农田退水沟渠众多、沟渠中水流速度不快的实际条件,充分利用现有的自然资源,对农田区排水沟渠进行一定程度的工程改造,建成线状生态拦截型沟渠系统,使之在具有原有排水功能的基础上,增加对农田排水中所携带氮磷养分的去除、降解的生态功能。生态拦截型沟渠不另外占用土地,有利于减缓水速,促进水流所携带颗粒物质的沉淀,不仅起到了沟渠应有的排灌功能,还能减少农田氮磷等养分的流失,景观效果良好(吴艳宏等,2003)。

植物是线状生态拦截沟渠的重要组成部分,这些植物生长旺盛,对农田排水中氮磷的拦截、去除发挥了重要作用。它们不仅可以通过吸收同化去除水体中的一部分氮磷,还能产生有利于水体氮磷去除的环境,如根系的泌氧能创造有利于硝化-反硝化反应进行的厌氧-好氧环境,沟底植物发达的根系能降低水速而有利于水流中颗粒物质的沉淀。对太湖生态拦截沟渠的研究发现(杨林章等,2005),其有利于水流中泥沙、颗粒物质的沉降,对农田排水中氮磷的平均去除率达48.36%和40.53%。

1.4 前置库生态拦截——针对有组织污染负荷的集中排放

前置库技术是利用水库的蓄水功能,将因表层土地中的污染物(营养物质)淋溶而产生的径流污

水截留在水库中,经物理、生物作用强化净化后,排入所要保护水体中(Uhlmann & Benndorf, 1980; Benndorf & Pütz, 1987)。其功能主要包括蓄浑放清、净化水质,利用前置库内的生态系统,吸收去除水体和底泥中的污染物(营养物质)。对于集中排放的污染负荷,在入湖口的上游一定位置处设置前置库,将污染物先导入前置库,利用其中浮游藻类或大型水生植物吸收、吸附、拦截污染物,进而降低进入湖泊中污染物含量,延长水力停留时间,增强泥沙及营养盐的沉降量,抑制藻类过度繁殖,减缓湖泊生态退化进程。

20世纪50年代后期,前置库生态拦截作为湖泊外源污染控制的有效技术手段,受到广泛的关注。丹麦的Nyholm等(1978)和前捷克的Fiala和Vasata(1982)也先后开展了利用前置库技术治理湖泊水体富营养化的工作。在滇池面源污染控制中对前置库技术的研究表明(杨文龙等,1996),总有效库容为133.3万m³的3个前置库生态拦截系统,每年可拦截总磷11~19t、总氮96~160t、悬浮物15万t,拦截的地表污水还可灌溉周围的农田约90hm²,具有较高的经济和环境效益。

目前,湖泊生态修复技术中利用前置库生态拦截处理污水的实例较少,但是前置库对于控制面源污染,减少湖泊有组织外源污染负荷,特别是去除入湖的N、P安全有效,具有广泛的应用前景。构建前置库生态拦截系统应注意以下几方面:根据工程中植被恢复的系列要求,设计适宜不同生态型水生植物生长的水深和基质;根据生态修复与群落演替的有利原则,利用原有河埂或沟坎构建基底导流系统,在前置库内水流相对静止的水域,设计和营造易产生紊流、适合植物生长的基质,促使水流流动,提高水与动植物的作用能力,从而优化库区内水流流动规律,达到强化处理的效果(Pütz & Benndorf, 1998)。

1.5 湖泊内源污染负荷生态萃取

随着入湖营养盐负荷量的增加,沉积物中TN、TP等营养盐的含量也逐渐增加,底部沉积物不再作为污染的汇,而是成为污染物的源,这时污染物从底部沉积物中释放出来进入水中,造成水体的二次污染,最终形成湖泊生态退化不容忽视的内源污染(Davis, 1991)。在枯水期、高温少雨天气晴好之际,太阳辐射引起水温升高,底泥发生强烈生化反应,营养盐释放速度加快,伴有甲烷和硫化氢气体逸出,水

质变劣且产生恶臭,藻类大量繁殖,污染水源地,破坏旅游景观和自然资源。我国的滇池和太湖等都有湖泊内源污染问题。

沉积物是湖泊的主要内源污染物,也是其他污染物的蓄积库,大量污泥的淤积不仅加速湖泊的沼泽化,而且对湖泊水质及生态系统造成严重威胁。沉积物中一般含有丰富的营养盐和大量的腐蚀性有机质、重金属等有害物质。而人工湿地系统具有高效的生态萃取功能,其中基质和水生植物能吸收利用污染物中可利用的营养物质,吸附和富集重金属和一些有毒有害物质(Brix,1994),而微生物可分解大量有机污染物,减轻营养盐在湖泊中的积累,同时与湖泊相互作用,使其基本达到自身净化能力(Prince & Sambasivam,1993)。

2 人工湿地系统对湖泊生态系统非生物条件调节

2.1 对水温调节

夏季,植物叶面的遮阳和蒸腾作用能吸收太阳辐射、降低气温、调节湿度,对改善湖泊生态系统有积极作用,而且其降温增湿效应是相当明显的。冬季植物起到保温和支撑冰面的作用,防止冬季湿地表面冻结,保护根围结构免于冰冻,保持湿地的水温。

采用人工湿地技术处理进入湖泊生态系统的农田排灌水的实验(卢少勇等,2004)表明,植物床出水温度比进水高 $1.2\text{ }^{\circ}\text{C}$,温度变化说明由于土壤表层的淤泥落叶层发酵产热及早季时流量、流速较小,人工湿地的保温效果较好。

2.2 对pH值调节

对人工湿地来说,其pH主要取决于湿地基质以及废水性质。人工湿地构建完毕后,运行期间其pH变动不大,一般在 $7.5\sim 8.0$ (Jayaweera & Mikkelsen,1991;Vymazal *et al.*,1998),但是,填充基质后,系统中的pH值可能会较大地偏离这个范围,例如砂子、沸石、蛭石、黄褐土和下蜀黄土这5种基质活性氧化铁铝含量较为丰富,pH值呈中性,而粉煤灰和矿渣是原煤燃烧和炼钢过程的副产物,其本身所含的钙素,极易在高温条件下形成氧化钙,并导致基质的pH值升高(Reddy,1983)。卢少勇等(2004)研究发现,植物床出水pH值比进水高 0.8 ,pH值的变化是由于降雨量极小而日照强烈及植物的生理活动等导致系统的基质酸碱条件的变化。

Verhoeven和Meuleman(1999)建议,湿地系统

的pH应保持在 6.0 以上,这样反硝化产生的气体就以 N_2 为主而不是 N_2O 或 NO 。亚硝酸细菌对pH不太敏感,适宜的pH是 $7\sim 9$,硝酸细菌对pH则较为敏感,适宜pH是 $5\sim 8$ 。

确立人工湿地中各种生物活跃状态所适宜pH之后,就可以在人工湿地的实验或生产实践工程中选取合适的土壤作为它的基质,以利于湖泊中生物物种的定向培育和人工繁殖。

3 人工湿地系统对湖泊生物物种进行定向培育、增殖和保护

3.1 生物物种的定向培育

湖泊生态系统有着丰富的生物资源,然而,由于湖泊资源的过度开发与不合理利用,造成湖泊生态系统中生物多样性不断减少,有些物种甚至遭到毁灭性破坏。如我国东部平原地区,在与湖泊自然沟通的江河上建闸控制后,洄游性和半洄游的鱼类如鳊、河蟹等不能直接入湖,鱼类资源群体得不到来自江河的适时补充,资源数量明显减少;20世纪50—70年代大规模兴起的围湖造田活动,使鱼类栖息、索饵、产卵的场所缩小,以及湖泊水质污染、富营养化日益发展,也是造成湖泊天然鱼类资源衰退不可忽视的又一重要原因。洪泽湖、玄武湖、巢湖、滇池等都曾多次发生因湖泊污染而造成死鱼的事件(王苏民和窦鸿身,1998)。

人工湿地中的水生植物可为浮游动物、底栖动物、鱼类提供营养物质,同时,还为鲤、鲫等产粘性卵的鱼类提供良好的产卵繁殖场所。很多人工湿地的大型挺水植物在水中部分能附生大量的藻类,这也为微生物提供了更大的接触表面积(Donnely & Herbert,1999)。

因此,根据湖泊生态退化的特征和生态适应性,以及人工湿地的生态服务功能,先在人工湿地中培育一些物种,然后再转移到湖泊中,保证湖泊生态系统的生物多样性。

3.2 生物物种的增殖

湖泊中个别物种数量锐减,以至于濒临灭绝的情况下,在人工湿地中模拟产卵场、栖息地要求的环境,建立人工产卵场,收集和培育亲鱼,人工催青,人工孵化育苗,培育鱼种及一些濒临灭绝的生物,将一定规格的幼体放入湖泊中,让其自然生长。虽然目前国内通过在地上设置人工增殖站、人工产卵场用于湖泊生物物种的增殖的例子还不多见,但是

人工产卵技术、人工增殖技术、人工放流技术已取得一定程度的发展,结合人工湿地的生态特征及服务功能,这些技术在湖泊生态恢复中具有广阔的应用前景。

青海湖裸鲤是青海省特有鱼类,曾形成过强大群体,但由于几十年来过度捕捞及其产卵场的破坏,使青海湖成为无鱼可捕的湖泊,面对如此严峻的局面,青海省有关部门在引进优质鱼类、保护产卵场、实行限捕、禁捕的同时通过人工放流裸鲤种苗来恢复受到严重破坏的青海湖。经几年的实践与努力,已完全掌握了裸鲤的人工繁育技术,在设备上也十分完善,其受精率、孵化率和成活率均在70%左右,这是在自然界无法达到的,其供苗能力已能达到恢复裸鲤资源的需要。

早在30年代人们就开始鳗鲡人工催熟的试验。此后鳗鲡人工繁殖的研究进展很快,许多国家均相继人工孵出了仔鳗。日本水产厅下属的养殖研究所,于1999年5月27日宣布,世界首次人工鳗苗前阶段的柳叶幼体已培育成功,经过约一个月的饲养,将柳叶状幼体饲养到全长10 mm。

抚仙湖特有的鳊娘白鱼,随着近年来人们的滥捕以及银鱼的引进,产量逐年下降,面临灭绝,光靠从沿湖各鱼洞收集鱼卵投放抚仙湖繁殖,已经是行不通了,只有将鱼苗通过人工驯养至成鱼,达到性成熟后,再进行人工繁殖,形成一定产量,再放湖养殖,才能达到鳊娘白鱼种群恢复的最终目的。

3.3 生物物种保护

湖泊生态恢复过程中,不可避免地会对湖泊现有生物造成一定程度的伤害,可将一些生物物种转移到人工湿地中,先期保护起来,待湖泊生态恢复后,再将其重新转移到湖泊中。但是在转移过程中应注意湖泊中生物链的各个环节,不可因为转移某种生物,而使另一种生物失去食物来源,破坏生物链,同时,也要考虑到人工湿地的人文、水质、生物种群构成、生物量及饵料生物种类情况,以确定生物转移的可行性。

近年来鄱阳湖雁鸭类数量剧增,加上湖泊萎缩以及水体污染,严重威胁白鹤等国际濒危鸟类的越冬栖息,因此,可根据人工湿地系统的物理、化学和生物作用构建符合白鹤等越冬生物栖息的生态环境,发挥候鸟的生态效能,对湖泊修复具有一定意义。

4 利用人工湿地系统进行湖泊生态修复需要关注的若干问题

4.1 要严格遵循节约与高效原则

利用人工湿地系统进行湖泊生态修复,应遵循节水、节地和高效的原则。人工湿地系统中的水生植物和动物的生长繁殖均需大量淡水资源,在水资源日趋紧缺的情况下,设计人工湿地时应采取有效措施降低其耗水量以及充分利用其自净能力,将预处理、进水水质要求、最佳水力负荷、干湿比、水力停留时间、区域差异和气候特征等因素与水生植物的选用及基质的组成等作为综合系统来考虑(Koskiahho, 2003),以充分发挥系统各部分的功能,达到节水的目的。

人工湿地净化的机理与特点使其与传统的污水处理工艺相比较需要较大的占地面积,一般认为大约是传统污水处理工艺的2~3倍左右。而当今,土地资源对于很多地区来说是非常宝贵的,这就为应用该技术带来了很大的障碍。因此,应采取适当的措施以减少占用有效的土地资源。首先,选址时要考虑到环境、经济效益综合最优化和规模化的因素,为了不占用宝贵的市区土地资源,可将工程选址在市郊区域,这样做还能减轻风沙等对市区的影响和破坏;其次,可采用组合工艺,以提高效率,减少占地面积;最后,选择高效、抗污染、耐污染、纳污能力强的水生植物(Clarke & Baldwin, 2002),同时,在考虑当地的自然资源并加以充分利用的原则下选择占地面积小的基质(Johansson & Gustafsson, 1999)。

为充分发挥人工湿地系统的高效性,除加强其自身结构方面的改进,例如,选择适当的操作方式以防止基质的堵塞,选择新型的基质以确保长期的除污效果,选择新型的水生植物以提高湿地系统的综合效益等;对开发组合工艺,包括不同湿地类型组合、不同基质组合、不同植物组合以及湿地与其他工艺的组合也需要深入研究。

4.2 适时、适地、适效地建设人工湿地生态系统及其组合系统

根据人工湿地系统带状拦截、线状拦截和前置库拦截的特点,适时、适地、适效地建设人工湿地,同时根据单一人工湿地系统的局限性构建组合湿地系统,扬长避短,使系统具有更好的稳定性和处理效果。

随着人们对人工湿地的深入研究,人工湿地系统由原来的单一化逐渐向组合方向发展,如将前置

库生态拦截与农田退水沟渠生态拦截组合,利用当地的农田退水沟渠,将地表径流引入前置库,污水先经过生态沟渠净化后再进入前置库,可减轻前置库的净化负担,经过双重净化湖泊水质更能得到保证,同时还可减少工程费用,增加生物栖息地。也可将线状拦截与带状拦截结合形成星状人工湿地系统,依污水水流方向分别为线状拦截、带状拦截运行方式,充分利用湿地去除污染物的机制,去除污染物更完全、更彻底。

除了考虑不同类型人工湿地系统的组合,还可研究不同植物、不同基质的组合。如 Karpisak 等(1999)采用芦苇-香蒲组合人工湿地处理入湖污染物,并将处理后的水用于农作物灌溉和畜棚冲洗等;成都活水公园的人工湿地系统则设计为:多级植物塘和植物床单元混合、主系统套子系统的结构以及配套的前处理设施和出水再利用设施,污水经过塘床系统中各级湿地单元与各种高、低等生物群落共同构成的生态系统后,成为具有生命活力的“活水”。

4.3 避免外来物种入侵所造成的危害

生物入侵是指外来种通过自然或人为作用进入新的分布区,扩散、繁殖最终成功定居的现象(Brix, 1987; Cooper *et al.*, 1989)。生物入侵的驱逐效应使当地土著种的生存空间萎缩及至消失,群落区系单一化,结构简单化,生态系统或景观破碎化。对湖泊生态系统造成严重威胁的外来入侵物种主要是构建人工湿地过程中引种失败的外来水生生物。外来种往往具有生长迅速、抗逆性强、食物广泛和繁殖率高的优点,它们的引入会对当地生物的几种主要的种间关系如捕食、竞争、牧食、寄生和互惠等产生影响,会与湖泊植物争夺水、肥、光能等,侵占湖泊地下和地上空间,影响光合作用,干扰湖泊植物正常生长。

如 20 世纪 60 年代,滇池有高等水生植物 16 种,动物 68 种。其后 20 年间,因水葫芦入侵使大部分水生生物相继消亡,水生动物仅存 30 余种,水生高等植物仅存 3 种。南美水葫芦的引入造成河道堵塞、影响水产养殖、威胁本地物种以及构成二次污染等,严重威胁到湖泊生态系统的健康发展(Cronk & Fennessy, 2001)。

因此,构建人工湿地过程中应谨慎的引入外来物种。任何一个物种的引入,都要进行前期调查研究,开展详细的环境生态风险评估。对已造成外来种入侵的湖泊,要开展清除、控制措施。

5 结 语

湖泊在维系区域水安全、生态安全和环境安全中具有供给、支撑、调节和美学四大功能。然而,由于人类过度利用、环境污染、全球气候变化等因素的影响,部分湖泊已经富营养化或正在富营养化中,生态服务功能和经济社会价值显著降低,迫切需要进行生态修复。在湖泊生态修复中,人工湿地系统可有效降低湖泊污染负荷,对湖泊生态系统的非生物环境进行有效调控;此外,还可对湖泊生物物种进行定向培育、增殖和保护。人工湿地系统消减湖泊污染负荷主要包括对外源性污染负荷的生态拦截和对内源性污染负荷的生态萃取。根据外源性污染负荷的入湖泊方式,生态拦截又包括针对无组织排放污染负荷(主要包括农田区坡面径流和城市地表径流)的带状拦截和针对有组织排放污染负荷的前置库拦截及线状拦截。在利用人工湿地系统进行湖泊生态修复过程中,需要结合湖泊生态系统的基本特征、生态退化的动力学机制和生态修复目标,按照节水、节地原则,适时、适地、适效地建设人工湿地系统及组合系统,充分发挥人工湿地系统对湖泊的综合生态修复功能。需要特别指出的是,在利用人工湿地系统进行湖泊生态修复过程中,要在多方论证和生态风险调控的基础上,避免外源性物种入侵对湖泊生态系统的破坏。

虽然人工湿地由于投资少,造价、运营成本低廉;系统组合具有多样性、针对性,能够灵活地进行选择;处理污水具有高效性;有独特的绿化环境功能等优点而得到广泛的应用,但系统中还存在不少的问题,如不精确的设计运行参数、生物和水力复杂性及对重要工艺动力学理解的缺乏、易受病虫害影响、缺乏长期运行系统的详细资料以及基质堵塞和植物衰退等,这些问题均有待进一步地研究。

参考文献

- 刘文祥. 1997. 人工湿地在农业面源污染控制中的应用研究. 环境科学研究, 10(4): 15-19.
- 卢少勇, 张彭义, 余刚, 等. 2004. 农田排灌水的稳定塘-植物床复合系统处理. 中国环境科学, 24(5): 605-609.
- 王苏民, 窦鸿身. 1998. 中国湖泊志. 北京: 科学出版社.
- 吴艳宏, 王苏民, Barttarbee RW. 2003. 龙感湖小流域元素时空分布及湿地拦截功能探讨. 湿地科学, 1(1): 33-39.
- 杨林章, 周小平, 王建国, 等. 2005. 用于农田非点源污染

- 控制的生态拦截型沟渠系统及其效果. *生态学杂志*, **24** (11): 1371-1374.
- 杨文龙, 黄永泰, 杜娟. 1996. 前置库在滇池非点污染源控制中的应用研究. *云南环境科学*, **15**(4): 8-10.
- Benndorf J, Pütz K. 1987. Control of eutrophication of lakes and reservoirs by means of pre-dams. I. Mode of operation and calculation of the nutrient elimination capacity. *Water Research*, **21**: 839-842.
- Brix H. 1987. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants: The root zone method. *Water Science and Technology*, **19**: 107-118.
- Brix H. 1994. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science Technology*, **29**: 76-78.
- Carleton JN, Grizzard TF, Godrej AN, et al. 2001. Factors affecting the performance of stormwater treatment wetlands. *Water Research*, **35**: 1552-1562.
- Carrick HJ, Aldridge FJ, Schelske CL. 1993. Wind influences phytoplankton biomass and composition in a shallow, productive lake. *Limnology and Oceanography*, **38**: 1179-1192.
- Clarke E, Baldwin AH. 2002. Response of wetland plants to ammonia and water level. *Ecological Engineering*, **18**: 257-264.
- Cooper PF, Hobson JA, Jones S. 1989. Sewage treatment by reedbeds systems. *Journal of the Institution of Water and Environment Management*, **3**: 60-74.
- Coveney MF, Stites DL, Lowe EF, et al. 2002. Nutrient removal from eutrophic lake water by wetland filtration. *Ecological Engineering*, **19**: 141-159.
- Cronk JK, Fennessy MS. 2001. *Wetland Plants: Biology and Ecology*. Boca Raton; Lewis Publishers.
- Davis SM. 1991. Growth, decomposition and nutrient retention of *Cladium jamaicense* Crantz and *Typha domingensis* Pers in Florida Everglades. *Aquatic Botany*, **40**: 203-224.
- Donnelly AP, Herbert RA. 1999. Bacterial interactions in the rhizosphere of seagrass communities in shallow coastal lagoons. *Journal of Applied Microbiology*, **85**(Suppl.): 151-160.
- Fiala L, Vasata P. 1982. Phosphorus reduction in a man-made lake by means of a small reservoir in the inflow. *Archives of Hydrobiology*, **94**: 24-37.
- Jayaweera GR, Mikkelsen DS. 1991. Assessment of ammonia volatilization from flooded soil systems. *Advances in Agronomy*, **45**: 303-365.
- Johansson L, Gustafsson JP. 1999. Phosphate removal using blast furnace slags and opoka: Mechanisms. *Water Research*, **34**: 259-265.
- Karpiscak MM, Freitas RJ, Gerba CP, et al. 1999. Management of dairy waste in the Sonoran Desert using constructed wetland technology. *Water Science and Technology*, **40**: 57-65.
- Koskiaho J. 2003. Flow velocity retardation and sediment retention in two constructed wetland-ponds. *Ecological Engineering*, **19**: 325-337.
- Nyholm N, Sorensen PE, Olrik K, et al. 1978. Restoration of Lake Nakskov Indrefjord Denmark, using algal ponds to remove nutrients from inflowing river water. *Progress in Water Technology*, **10**: 881-892.
- Petry J, Soulsby C, Malcolm IA, et al. 2002. Hydrological controls on nutrient concentrations and fluxes in agricultural catchments. *Science of the Total Environment*, **294**: 95-110.
- Prince M, Sambasivam Y. 1993. Bioremediation of petroleum wastes from the refining of lubricant oil. *Environment Progress*, **12**: 5-11.
- Pütz K, Benndorf J. 1998. The importance of pre-reservoirs for the control of eutrophication of reservoirs. *Water Science and Technology*, **37**: 317-324.
- Reddy KR. 1983. Fate of nitrogen and phosphorus in a wastewater retention reservoir containing aquatic macrophytes. *Journal of Environmental Quality*, **12**: 137-141.
- Robarts RD, Waiser MJ, Hadas O, et al. 1998. Relaxation of phosphorus limitation due to typhoon-induced mixing in two morphologically distinct basins of Lake Biwa, Japan. *Limnology and Oceanography*, **43**: 1023-1035.
- Sondergaard M, Kristensen P, Jeppesen E. 1992. Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arreso, Denmark. *Hydrobiologia*, **228**: 91-99.
- Uhlmann D, Benndorf J. 1980. The use of primary reservoirs to control eutrophication caused by nutrient inflows from non point sources// Land Use Impacts on Lake and Reservoir Ecosystems. Proceedings of a regional workshop on MAB Project 5, Warsaw, Facultad, Wien, Warsaw/Poland: 152-188.
- Verhoeven JTA, Meuleman AFM. 1999. Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. *Ecological Engineering*, **12**: 5-12.
- Vymazal J, Brix H, Cooper P, et al. 1998. Removal Mechanisms and Types of Constructed Wetlands in Europe. Leiden: Backhuys Publishers.

作者简介 翁白莎,女,1986年生,博士研究生,主要从事变化环境下水问题综合应对及3S技术应用研究。E-mail: baishaweng@126.com

责任编辑 魏中青
