

文章编号:1674-2974(2016)12-0118-10

高时空分辨景观塘池生境修复 及其灰水足迹汇变研究*

郭一明¹, 刘云国^{2,3†}, 宋炳良¹, 孙玉琴¹, 谭小飞^{2,3}, 江卢华^{2,3}, 李 华¹, 甘胜军¹, 刘义军¹

(1. 上海海事大学 经济管理学院(交通运输规划与管理国家重点培育学科), 上海 201306;

2. 湖南大学 环境科学与工程学院, 湖南 长沙 410082;

3. 环境生物与控制教育部重点实验室(湖南大学), 湖南 长沙 410082)

摘 要:将搭载土著生态组成的叠层生境系统(Laminated Habitat System, LHS)嵌入富营养化景观塘池,以发生水华的氮、磷经验阈值为基准,研究了高时空分辨条件下LHS对塘池水质及其灰水足迹“汇”变的作用,并综合分析了实验生境的改善.结果表明:室外静态条件下,嵌入LHS至模拟景观塘池20 d后,塘池水质改善明显,TP去除率可达81.01%,TN, NH_4^+-N , NO_3^--N 去除率分别为77.10%, 88.82%, 84.12%; COD_{Cr} 的处理率达67.51%; Chl. a质量浓度降至 $0.98 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$; Chl. a质量浓度及浊度降至了初始值的10%以下;模拟景观塘池灰水足迹降至初始态的22.9%. LHS利于景观塘池水质和生态系统改善,益于藻型塘池向草型塘池转变及塘池灰水足迹“汇”增.本研究提供了灰水足迹理论指导下的景观塘池生态修复新思路.

关键词:富营养化;叠层生境系统;灰水足迹;生态系统

中图分类号:X171

文献标识码:A

Study on Rehabilitation of Small Landscape Pond and Its Grey Water Footprint Sink at High Spatiotemporal Resolution

GUO Yi-ming¹, LIU Yun-guo^{2,3†}, SONG Bing-liang¹, SUN Yu-qin¹, TAN Xiao-fei^{2,3},
JIANG Lu-hua^{2,3}, LI Hua¹, GAN Sheng-jun¹, LIU Yi-jun¹

(1. School of Economics and Management (Transport Planning and Management of National Key Disciplines),

Shanghai Maritime Univ, Shanghai 201306, China; 2. College of Environmental Science and Engineering,

Hunan Univ, Changsha, Hunan 410082, China; 3. Key Laboratory of Environmental Biology and Pollution

Control (Hunan Univ), Ministry of Education, Changsha, Hunan 410082, China)

Abstract: The Laminated Habitat System (LHS) composed of indigenous species was designed and embedded into a Small Experimental Landscape Pond (SELP). The variation of water quality, eco-habitat and the sink of grey water footprint (WF_{grey} sink) for the SELP at high spatiotemporal resolution were measured statically outdoor for 20 days. The results showed that the removal efficiencies of TP, TN, NH_4^+-N ,

* 收稿日期:2016-05-15

基金项目:中国博士后科学基金资助项目(2016M590348), China Postdoctoral Science Foundation(2016M590348); 国家自然科学基金资助项目(41301154, 41271332), National Natural Science Foundation of China(41301154, 41271332)

作者简介:郭一明(1982-),男,山东临沂人,上海海事大学博士后

† 通讯联系人, E-mail: liuyunguo@hnu.edu.cn

and NO_3^- -N reached 81.01%, 77.1%, 88.82% and 84.12%, respectively, while the removal efficiency of COD_{Cr} reached 67.51%, and the concentration of Chl. a decreased to $0.98 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. The turbidity reduced to about 10% of its original level, while 22.9% for the sink of grey water footprint. The LHS acted excellently in improving water quality and rehabilitating the eco-habitat, and promoted the eco-succession of SELP from algal-dominated to macrophyte-dominated. Moreover, this study provided a new idea for Landscape Pond ecology maintenance in the light of Grey Water Footprint theory.

Key words: eutrophication; laminated habitat system; grey water footprint; ecosystem

小型塘池是重要的常见景观,我国 75% 以上的城镇湖泊和池塘景观受到污染和富营养化胁迫^[1]. 不仅生产和生活污水会危害塘池生态景观,即使用以缓解水资源紧张、补充景观水体的再生水也难免会导致富营养化^[2]. 如何兼顾景观功能,实现小型塘池水质的深度净化,优化小型塘池生境组成,预防其水体富营养化已成为研究热点. 生态浮床(岛)技术具有深度净化水体、消浪护岸、改善景观、促进塘池生态系统恢复等功能而广为研究应用^[3]. 然而,传统人工浮床侧重于利用漂浮结构辅助挺水植物发挥营养元素吸收等生态功能,却没有发挥沉水植物等水下生态组成在小型塘池生境中的重要生态功能^[4-6]. 恢复沉水植物对水体深度净化、生态保育及景观提升功能至关重要. 而沉水植物的恢复较之挺水植物要面临诸多特殊环境胁迫,如所在水体营养盐浓度过高或化学形态复杂,植物表面滋生附着生物,风浪对植物的机械作用,底泥的再悬浮及水位的变化导致水下光照的不足,水生动物的扰动和牧食,水下生态系统中生物群落的变化等^[7-8],使实践中难以通过直接向富营养化塘池中栽种沉水植物来恢复“水下森林”,发挥其改善水质和稳定生境的功能^[9-10]. 控源截污,改善水生态修复的基础环境,而后实施恢复沉水植物的生态工程,促进水体由藻型向草型转变的技术路径受到富营养化修复领域的广泛认可^[11-12]. 其中,如何有效促进景观塘池沉水植物恢复,改善景观效果备受研究者关注.

防治富营养化所需的水体生态修复的要求与工业、生活污水净化不同. 以总氮和总磷为例,我国《污水综合排放标准》(GB 8978—1996)规定的一级排放标准的总氮($\text{TN} \leq 1.0 \text{ mg/L}$, 一级最高甚至达 15.0 mg/L)与总磷($\text{TP} \leq 0.6 \text{ mg/L}$)质量浓度远高于富营养化爆发的营养阈值($\text{TN} 0.20 \sim 0.84 \text{ mg/L}$, $\text{TP} 0.02 \sim 0.07 \text{ mg/L}$),因而对防范富营养化而言,并不宜以国家污染物排放标准为据^[13-15].

传统景观塘池的富营养化防治技术通常以氮、磷水质参数为依据,而景观水体富营养化问题与受纳含氮、磷污水的量也息息相关. 当前,结合水质、水量综合反映水体的污染负荷与富营养化防治的研究亟需而鲜见.

Hoekstra 和 Chapagain 基于生态足迹理念,在定义水足迹的基础上进一步将灰水足迹(grey water footprint)定义为以自然本底浓度和现有的环境水质标准为基准,将一定的污染负荷吸收同化,保持在约定标准之上,所需的水量,为实现精确时空条件下的水污染程度的量化、水污染评价和资源利用提供了新视角和工具^[16-17]. 刘俊国等译著水足迹评价手册为地理区域、商品生产及消费提供了常规的测度方法,促进了农作物、畜牧产品和工业产品生产及区域水污染综合评价^[18]. 源-汇理论是生态足迹理论的重要内涵,Hoekstra 据之提出了水中和思路^[19]. 在富营养化水体防治领域,以氮、磷限制性营养元素的质量浓度为依据,探讨关键性限制条件、富营养化发生与灰水足迹之间关系的研究尚待开展.

本研究将依据小型景观塘池生态系统物质流、能量流和信息流的特点,在传统生态浮床的结构和形式的基础上,着重为沉水植物恢复营造辅助环境,构建了叠层生境系统(Laminated Habitat System, LHS),缓解沉水植物恢复过程中的生境制约. 实验考察了原位静态条件下,LHS 嵌入模拟富营养化塘池后对水质的改善能力. 进一步地,对高时空分辨条件下,LHS 增强受纳水体的自净能力所带来的灰水足迹消减(形成灰水足迹“汇”)效应进行了应用尝试. 为景观塘池的水生境维护提供了新的技术视角.

1 材料与方法

1.1 LHS 构建

依据生态学原理,为同时发挥挺水植物的高效

营养盐去除作用及沉水植物的生境保育功能,作者在前期研究的基础上,构建LHS如图1所示^[20]. LHS在空间上可划分为挺水植物区(LHS-A),中部交汇区、沉水植物区(LHS-B)3个层区,LHS-A植物根区与LHS-B植物茎叶区在空间上交错,优化生境布局.

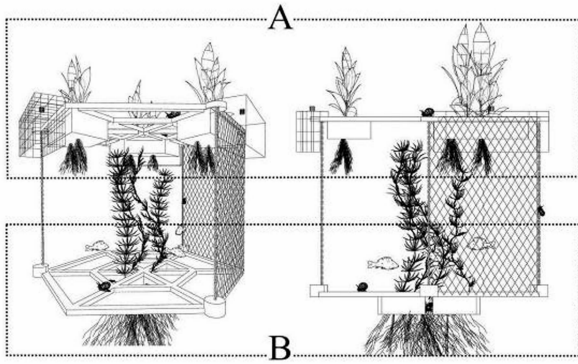


图1 LHS的原理示意图
Fig. 1 Schematic drawing of LHS

其中LHS-A, LHS-B部布置及情况如图2所示.

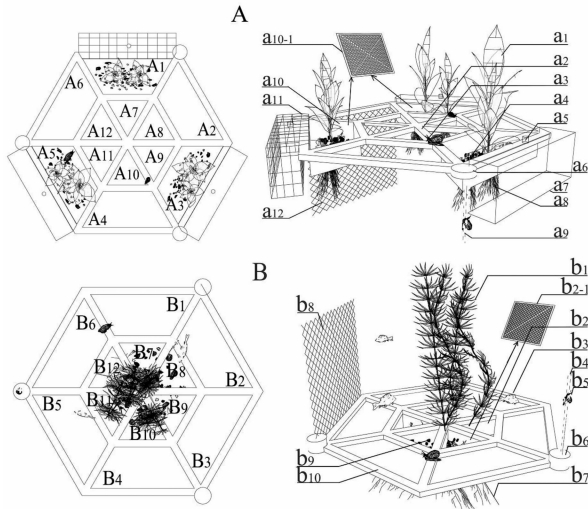


图2 LHS-A, LHS-B部布置及组分
Fig. 2 Arrangement of part A and part B in LHS

如图2所示,LHS-A, LHS-B部均为正六边形,实践中LHS可在不同方向上自由拼接以满足不同面积水域景观保育与塘池灰水足迹“汇”增的需求.LHS-A外部正六边形边框长为300 mm,内框边长150 mm,择A1, A3, A5区(占LHS-A部平面面积37.5%)为挺水植物美人蕉(*Canna indica* Linn.)着生区,以孔径3 mm(植物根系可透过生长)的PVC材质筐体装盛粒径为5 mm的天然沸石(浙江,缙云)作为着生基质,沸石深度约60 mm.LHS-A部透光面积占62.5%,利于沉水植物光合

作用.LHS的A部边框设置可充排水调节LHS浮力的浮力瓶,保证LHS-A部与水面相切.图2中LHS-A和LHS-B各组成部件及所用土著物种组成情况见表1.

表1 LHS-A, LHS-B部件及组分
Tab. 1 Components of part A and part B in LHS

LHS-A部		LHS-B部	
序号	组成或部件	序号	组成或部件
a ₁	美人蕉	b ₁	菹草
a ₂	A部骨架	b ₂	沸石筐
a ₃	螺	b ₂₋₁	藻菌共生膜
a ₄	天然沸石	b ₃	泥鳅
a ₅	浮力调节阀	b ₄	升降链
a ₆	升降链固着点	b ₅	田螺
a ₇	浮力调节瓶	b ₆	升降链
a ₈	美人蕉根系	b ₇	菹草根系
a ₉	升降链	b ₈	PVC围隔网
a ₁₀	沸石筐	b ₉	天然沸石
a ₁₀₋₁	藻菌共生膜	b ₁₀	B部骨架
a ₁₁	浮力调节瓶		
a ₁₂	PVC围隔网		

如图2所示,LHS-B部 b₇~b₁₂区为沉水植物菹草(*Potamogeton crispus* Linn.)着生区,沸石深度30 mm,沸石筐孔径、材质同LHS-A部件,LHS-B部通过该布局形式帮助沉水植物获得充分光照.LHS-A部与LHS-B部间以围隔网(孔尺寸为1.5 mm×1.5 mm, PVC)裹覆,阻隔风浪,为附着藻类和微生物提供依附基质,为铜锈环棱螺(*Bellamya aeruginosa*)提供牧食场所,利于消减风浪和稳定中部小生境.以升降链条链接LHS-A与LHS-B并调节LHS-B部所处水深,以保障沉水植物的光补偿点.在LHS内放养铜锈环棱螺和泥鳅(*Misgurnus anguillicaudatus*),延长LHS生物链,增强系统稳定性.所选动植物均采自实验地区优势土著物种.

1.2 实验方法与设置

实验在室外静态条件下考察了不同成熟情况的LHS对富营养化塘池水质的改善.实验地点通风和光照条件良好,以容积290 L的PVC材质容器装盛270 L高营养盐浓度水体和LHS(LHS-B部水下300 mm深),实验用水取自频发水华的池塘,水体中富含蓝、绿藻和原生动物.

实验前添加适量KH₂PO₄, (NH₂)₂CO和NH₄NO₃营造高营养浓度水环境.布置实验组后测定模拟塘池水体初始水质情况见表2.

表 2 模拟塘池水体水质参数
Tab. 2 Water quality parameters of artificial pond

水质参数	COD _{Cr} /(mg·L ⁻¹)	TP /(mg·L ⁻¹)	TN /(mg·L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N /(mg·L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N /(mg·L ⁻¹)	浊度 /NTU	Chl. a /(μg·L ⁻¹)
量度值	79.46~97.18	0.17~0.19	10.34~10.51	2.53~2.87	1.16~1.23	7.1~10.9	13.45~16.15

据《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)标准限值判断,实验用塘池水质劣于 V 类水体,具富营养化特征。

实验设置以组 A, B 为效用组,组 C 为对照,均设 3 组平行,具体组分设置见表 3。

表 3 实验设计
Tab. 3 Experimental design

实验组	美人蕉生物量分布 /(kg·m ⁻²)	菹草生物量分布 /(kg·m ⁻²)	天然沸石质量 /kg	泥鳅生物量分布 /(kg·m ⁻³)	田螺生物量分布 /(kg·m ⁻³)	预培养时间 /d	实验水量 /L
A	6.7~7.1	1.8~2.1	2.7	1.4~1.6	3.2~3.4	20	270
B	6.7~7.1	1.8~2.1	2.7	1.4~1.6	3.2~3.4	0	270
C	0	0	0	0	0	0	270

在防雨条件下以自来水补给各组日蒸发和蒸腾水分损失。水生动植物于当年 3 月中旬开始驯化培养,4 月 30 日至 5 月 20 日进行实验测定,其中设置 A 组和 B 组的 LHS-B 部以 10 mm/d 速度渐沉。实验每 5 d 于 10 时 30 分及 18 时 30 分取 LHS 中心部位的水样混匀测定;气温、水温逐日测定,读取便携式水温测定仪 LHS 中心部位水温值,各指标值取 3 次平行测定的平均值;应用 SPSS (V 19.0)对结果进行单因素方差(One-Way ANOVA)分析。

1.3 水质测定指标及灰水足迹表征方法

实验测定指标包括总磷(TP)、总氮(TN)、氨氮(NH₄⁺-N)、硝酸盐氮(NO₃⁻-N)、叶绿素 a (Chl. a)、化学需氧量(COD_{Cr})和浊度等,测定参照《水和废水监测分析方法(第 4 版)》。

灰水足迹核算公式见式(1)^[18]:

$$WF_{\text{grey}} = \frac{L}{C_{\text{max}} - C_{\text{nat}}} \quad (1)$$

式中:WF_{grey}为实验微型塘池水体的灰水足迹;C_{nat}为以 TP 和 TN 为富营养化发生的阈值浓度,实验水体爆发富营养化的假定营养盐质量浓度(TN 0.20 mg/L, TP 0.02 mg/L);考虑景观塘池亲肤性游憩功能的需求,本研究设定 C_{max}为实验水体符合《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)中“Ⅲ类主要适用于集中式生活饮用水地表水源地二级保护区、鱼虾类越冬场、洄游通道、水产养殖区等渔业水域及游泳区”水质标准的 TP 和 TN 质量浓度(TP 0.05 mg/L, TN 1.0 mg/L)。实验定义 LHS 作用前后微型景观塘池系统灰水足迹的差

(ΔWF_{grey})为实验模拟微塘池灰水足迹的“汇”。

2 结果与分析

2.1 实验期间气象条件

环境温度对生态系统微生物活性、植物生长等存在一定影响,实验期为当年 4 月 30 日至 5 月 20 日,实验记录了 LHS 运行期间的气温及水温数据,实验期间降雨天气占实验周期的 1/2,气温数据如图 3 所示。实验在室外自然光照环境条件下开展。

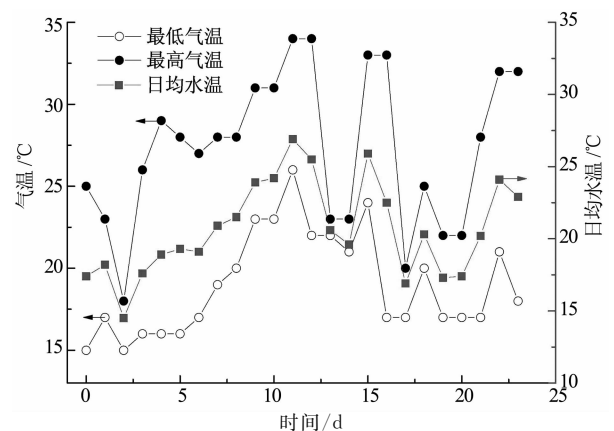


图 3 实验期间的气温与水温

Fig. 3 Experimental air and water temperatures

由图 3 可知,实验期间气温与水温波动较大,其中实验第 2 d, 13 d, 14 d, 15 d 变化较为剧烈,可能对系统发育和功能发挥有一定影响。应用照度计测定实验期间晴天日间照度为 1 700~60 000 lx, 阴雨天日间照度范围为 100~1 800 lx (共统计 5

d). 实验统计泥鳅、田螺死亡率 $\leq 3\%$. 实验测定美人蕉生物量分布增量约为 $0.63 \sim 0.81 \text{ kg/m}^2$, 菹草生物量分布增量约为 $0.42 \sim 0.57 \text{ kg/m}^2$.

2.2 LHS 对 COD_{Cr} 的影响

LHS 是包含大型水生植物、水生动物及复杂微生物系统的微型生境, 其中硝化、反硝化及聚磷菌等菌群均能以 COD_{Cr} 为碳源同化生长, 且与生境中大型水生植物的生长量具有一定的正相关关系^[21]. 沸石基质与植物根区微生物作用可有效降低水体的 COD_{Cr} . 本实验 COD_{Cr} 质量浓度变化情况如图 4 所示.

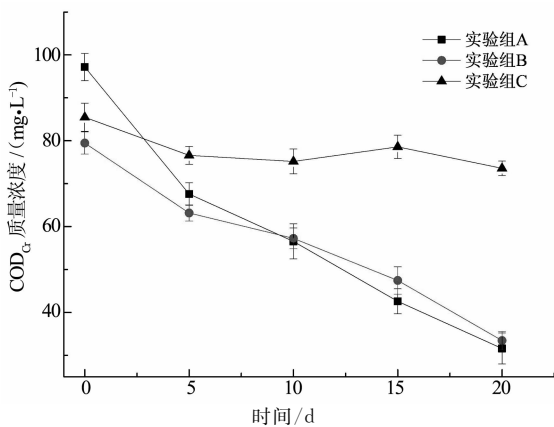


图 4 各实验组中 COD_{Cr} 的质量浓度变化
Fig. 4 Variation of COD_{Cr} concentration in each set of experiment

由图 4 可知, 各实验组初始 COD 质量浓度次序为 $A > C > B$, 其原因可能是: 实验布置时, A 组 LHS 基质中存有部分高 COD 预培养积液; 而 B 组 LHS 基质为新布置沸石基质, 在布置期间沸石基质快速形成 COD 代谢循环, 使系统初始 COD 低于对照组 C; 此外, A, B 组 LHS 所形成的生境系统的组分代谢也可能影响实验布置的初始 COD 质量浓度. A 组对 COD_{Cr} 的去除率和去除速率分别为 67.51% 和 $4.35 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$; B 组去除率为 57.93% , 去除速率为 $3.05 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$; 对照组 C 组的 COD_{Cr} 质量浓度保持在 $75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 仅比初始时降低 13.91% . 效果上实验组 A 与 B 较为接近 ($p=0.964$), 且 A 组在初始 COD 质量浓度高于 B 组的情况下, 净化效果仍能略优于 B 组, 反映了 LHS 经预培养后能促进其对受试水体生态净化功能的提升.

2.3 LHS 对塘池水体 TP 的净化

在 LHS 中, 植物吸收、颗粒物沉降、微生物作用吸收等均能有效促进 TP 的去除. 实验 20 d 塘池水体 TP 变化与时间的关系如图 5 所示.

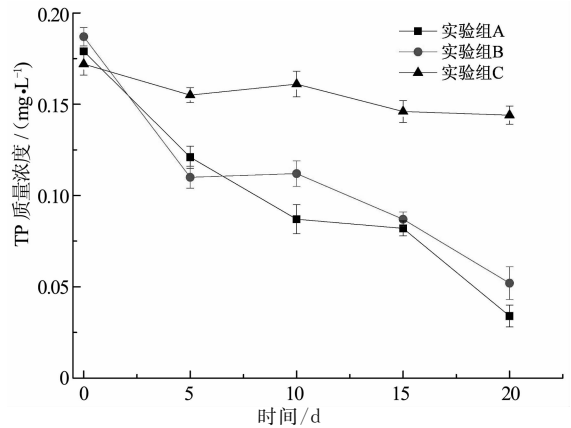


图 5 各组实验中总磷的变化
Fig. 5 Variation of TP concentration in each experimental group

图 5 反映出, 实验组 A 中 TP 去除率为 81.01% , LHS 的除磷速率为 $9.62 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$; B 组 TP 去除率为 72.2% , 速率为 $8.96 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$; C 组去除率为 16.28% . A, B 组对水体总磷的去除效果明显, 去除率约是 C 组的 4 倍.

第 20 d 时, A 组处理效果明显优于 B 组, 经单因素方差分析及 Tukey HSD 检验显示 A 和 B, A 和 C, B 和 C 组间均存在显著差异 ($p < 0.05$). 整个实验周期的前 1/4 时间, A, B 组水体总磷质量浓度迅速降低, 可能与生境综合作用中沸石基质吸附作用突出、藻类大量增殖有关.

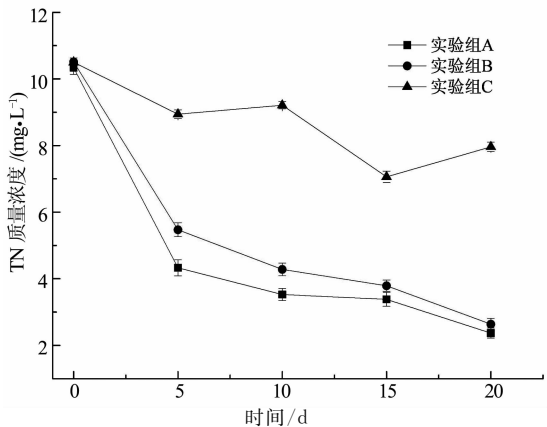
同样在实验周期的前 1/4 时间, B 组比 A 组处理效果和速率略优, 可能是由于 B 组对 TP 的净化过程中, 快速的材料吸附(沸石吸附)发挥了主导作用, 而对于 A 实验组 LHS 而言, 经过初期驯化形成的微生物群落等对新环境需要一定的缓冲与适应; 在第 5~15 d 时, A 组处理效率高于 B 组, 应是 A 组较 B 组各生态组成更加成熟稳定, 其完善的生物链能保障 TP 消减的物质循环体系发挥优势, B 组趋于稳定的同时有些组分衰老并向水体释放磷所致. 气温在第 17 d 时的骤降等变化对 LHS 系统作用下挺水植物根系泌氧及沉水植物光合释氧有所抑制, 进一步地在温度及水体溶氧条件变化下微生物发挥除磷作用也将受到抑制^[22].

2.4 LHS 对塘池水体 TN, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 质量浓度的影响

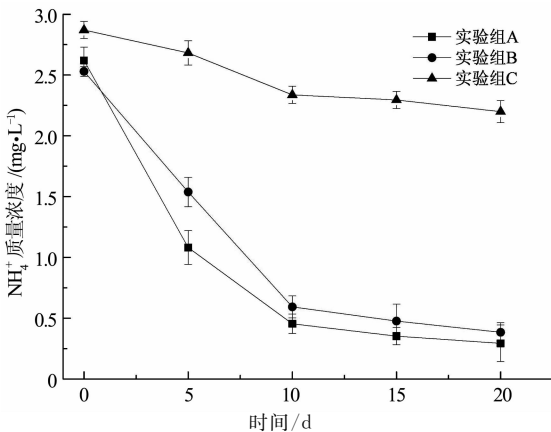
在 LHS 中的各组成生物量增长均需要大量氮元素供给. 作者前期研究表明, LHS 在水柱结构上存在营养盐吸收功能的差异: LHS-A 部由于搭载大型挺水植物, 能够快速高效地吸收水体中的营养盐以供其大生物量的增长, 其营养盐吸收效果和

能力往往优于搭载较低生物量沉水植物的 LHS-B 部^[20].

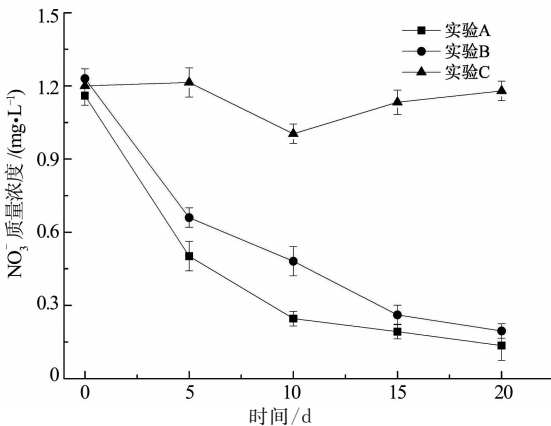
LHS 系统大型水生植物根基微生物区、沉水植物表面、支撑结构表面的微生物膜、沸石基质表面均有可能形成好氧-缺氧-厌氧的微环境,为各种微生物提供生存环境,可促进氮的去除. 实验组 A, B, C 中, TN, NH_4^+-N , NO_3^--N 质量浓度随时间的变化情况如图 6 所示.



(a) TN 浓度时间图



(b) NH_4^+ 浓度时间图



(c) NO_3^- 浓度时间图

图 6 各实验组中不同形态氮随时间的变化

Fig. 6 Concentration variation in each set of experiment for different forms of nitrogen with time

对 A, B, C 各组中 3 种形态的 N 元素指标的变化情况进行计算分析,以 LHS 的水下体积为基准计算 LHS 对营养盐的去除速率,结果见表 4.

结合图 6 所示数据趋势,以及如表 4 中 3 种形态的含 N 元素去除率及去除速率的变化结果可知,在实验前 1/4 时间内,实验 A 组和 B 组中 TN, NH_4^+-N , NO_3^--N 的质量浓度变化均较大,可能与生境中沸石的物理吸附作用相关,藻类剧增及植物根系生长吸附均消耗一定的 N 类营养盐. A 组中 3 项指标去除效果均显著优于 B 组 ($p < 0.05$),说明经过预培养的成熟系统的 N 营养盐去除能力优于新生系统. 由以上分析可知, LHS 从创建到成熟的过程均能对水体中 N 营养元素发挥去除功能,且能较好地适应环境中氮元素的质量浓度变化. 对 LHS 进行一定时间长度的预培养能够促进其对富营养化生境的适应及净化效果提升,预培养最优时间长度的确定需要进一步研究.

2.5 LHS 对塘池水体清澈程度的影响

2.5.1 LHS 对藻类的影响

藻类密度是影响各类水体清澈度的重要因素,高密度藻类是损害景观塘池视觉效果的重要原因. 实验以 Chl. a 质量浓度表征水体中浮游藻类的生物量. 20 d 内 Chl. a 质量浓度变化如图 7 所示.

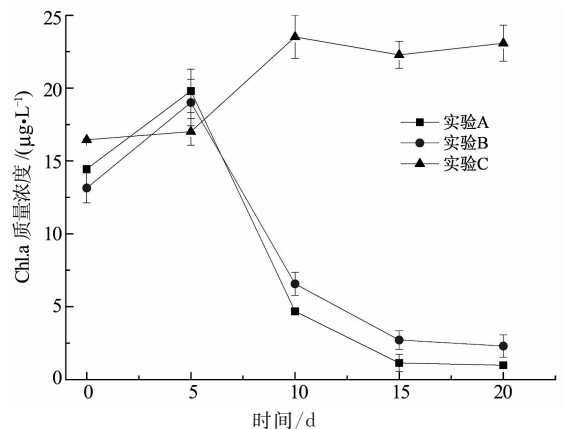


图 7 Chl. a 质量浓度在各实验组中的变化

Fig. 7 Variation of Chl. a concentration in each set of experiment

A 组 Chl. a 质量浓度由初始浓度 $14.45 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 经峰值 $19.8 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至 $0.98 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$; B 组 Chl. a 质量浓度由 $13.15 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 经 $19.01 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至 $2.30 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$; C 组由初始 $16.45 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 增至 $23.08 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. 温度变化、营养盐的组成和浓度水平、微生物的种类和数量、植物间的化感作用等诸多因素均可使藻类生物量发生变化^[19,21].

表 4 各实验组中不同形态氮的处理情况
Tab. 4 Performance of different forms of nitrogen in each set of experiment

组别	TN		NH ₄ ⁺ -N		NO ₃ ⁻ -N	
	去除率 /%	去除速率 /(mg·m ⁻³ ·d ⁻¹)	去除率 /%	去除速率 /(mg·m ⁻³ ·d ⁻¹)	去除率 /%	去除速率 /(mg·m ⁻³ ·d ⁻¹)
A	77.10	528.51	88.82	154.94	88.34	67.97
B	74.92	522.26	84.83	142.35	84.12	68.63
C	18.34	124.93	23.38	44.51	10.08	11.10

实验前 1/4 时间内, A, B 组藻类生物量快速增长, 对照组 C 中藻类生物量保持相对恒定, 可能与水体中优势种群竞争和 LHS 置入后水体中营养盐形态变化而利于藻类吸收有关. 第 5~20 d, LHS 适应性增强, 营养竞争、化感作用、光能竞争等方面作用增强, A, B 两组藻类浓度迅速降低, C 组藻类在有利的气温条件下持续增长.

2.5.2 LHS 对浊度的影响

LHS 对各实验组浊度的影响如图 8 所示.

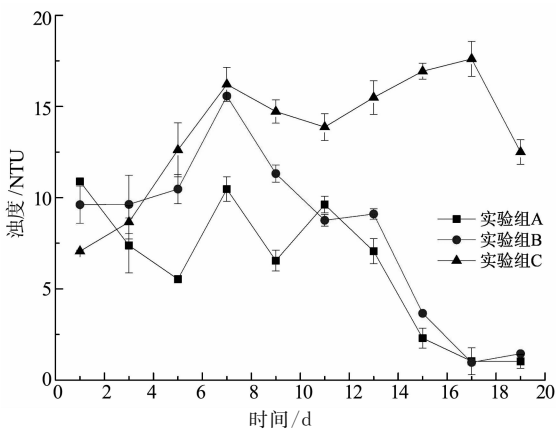


图 8 各实验组中浊度的变化

Fig. 8 Variation of turbidity in each set of experiment

水体浊度是塘池清澈度的重要影响因素, 受温度、生物扰动等影响, 3 组水体浊度均波动较大, A, B 组由 10 NTU 左右分别降至 1.03 NTU 和 1.45 NTU, C 组因藻类增殖浊度由 7.06 NTU 升至 12.50 NTU.

浊度较大时水体透明度较低, 光学衰减系数增大. LHS 生态系统可稳定水体, 促悬浮物沉降, 通过植物根系吸附、沉水植物叶面吸附、生物摄食、基质吸附等使浊度降低, 从而沉水植物获得更好的光照, 利于沉水植物恢复.

2.6 LHS 作用下微塘池的灰水足迹“汇”变

氮、磷营养盐质量浓度及其比例是导致富营养化的主要因素. 本研究通过核算模拟塘池灰水足迹的变化来反映富营养化胁迫的变化. 静态原位条件下以模拟微塘池的 TN 和 TP 为灰水足迹核算的关键条件.

在灰水足迹计算中, 认为同一水体可以稀释不同污染物, 不同污染物所需的稀释水量不具有叠加性, 在计算中将灰水足迹确定为由需要最大稀释水量的污染物决定, 因此微型模拟塘池灰水足迹的“汇”变化将由 TN 与 TP 中稀释水量最大(即 WF_{grey} 最大)的因素决定. 这种核算要求与富营养化发生的胁迫性营养盐浓度及营养盐阈值具有稀释水量与污染物浓度方面的对应性.

基于以上原理, 核算微塘池 WF_{grey} 随 LHS 系统嵌入时间变化的情况如图 9 所示.

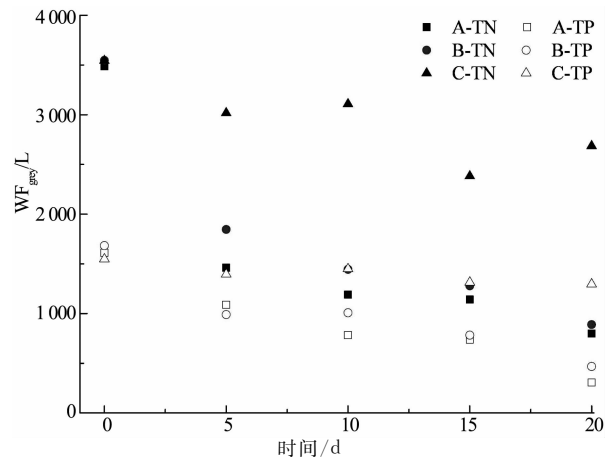


图 9 各实验组 TN, TP 阈值条件下稀释水量变化

Fig. 9 Attenuant water variation in each experiment under TN, TP threshold condition

图 9 直观地显示出在本研究的 A, B, C 三组实验中, 由 TN 所致 WF_{grey} 值更大, 因而 WF_{grey} 核算中应依据各实验组 TN 的浓度变化进行计算.

基于图 9 所示微塘池 WF_{grey} 随 LHS 系统嵌入时间变化结果, 实验以 TN 稀释至富营养化爆发阈值之下所需水量的变化为依据, 进一步统计各实验组“汇”变(ΔWF_{grey}), 结果如图 10 所示.

图 10 中纵坐标(ΔWF_{grey})负值代表“汇”的含义, 即基于 TN 统计各阶段 ΔWF_{grey} 量的减少. 由图 10 可知, 实验组间 ΔWF_{grey} 变化规律总体上呈现为: A > B > C, 即用以稀释 TN 至脱离富营养化爆发胁迫的纯水耗用量的减少, 且该数量关系与本实验考察 LHS 系统水体净化功能的各项水质指标变化规律

具有趋势一致性。

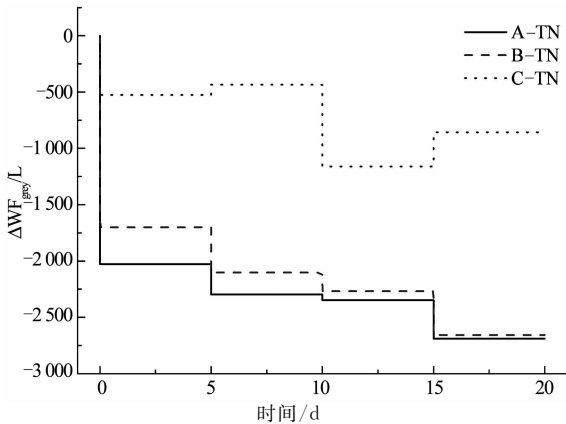


图 10 LHS 作用下各实验组灰水足迹“汇”变
Fig. 10 ΔWF_{grey} of each set
of experiment with LHS

图 10 中 ΔWF_{grey} 最大的 A 组模拟景观塘池灰水足迹降至初始状态的 22.9%，从水量角度体现了 LHS 良好的修复富营养化水体的生态功能。

3 分析与讨论

LHS 系统天然沸石基质中 Ca^{2+} 离子、 Na^{+} 离子与水体中 NH_4^{+} 离子进行大量交换吸附；沸石表面可形成藻菌生物膜，利于形成物质微循环体系，促进水体中带电粒子 NH_4^{+} -N 及 COD, TP 等的去除^[23]。以天然沸石为基质的藻菌生物膜有利于增强 LHS 适应高营养盐负荷水环境的性能，因此实验组 A 对各种富营养化指标的净化效果优于实验组 B^[24]。

实验组 A 较 B 对富营养化水质改善效果好的原因还可能在于，通过实验 20 d 的预培养，系统植物生长状态更稳定，植物与微生物等形成了较好的物质循环系统。美人蕉根植天然沸石基质，根系发达，通过泌氧、释放营养物质等与微生物协同去除 N, P, 吸附悬浮物，为枝角类等提供栖息环境，发挥多种生态功能。菹草是多年生耐寒沉水植物，对 TN, NH_4^{+} -N, TP 去除效果较好，与藻类进行营养和光照的竞争，分泌化感物质抑制藻类生长，降低水体 Chl. a^[25]；部分附着藻类可依附菹草茎叶表面生长，协同去除营养盐；LHS 底层的可升降结构可据水质条件辅助沉水植物渐沉至底泥，以发挥沉水植物强大的生态修复功能^[26]。

实验中 A 组净水较 B 组效果好的原因可能与泥

鳅、田螺等水生动物的系统适应性有关。泥鳅适应恶劣环境能力强，可取食多种系统垃圾，其昼伏夜出的习性可降低昼间光照时的生物扰动，利于植物生长。刮食类动物田螺可通过取食沉水植物表面附着藻类或藻菌共生膜，增强沉水植物光能利用率，降低沉水植物不利生长因素^[27]。实验中，A 组预培养使泥鳅与田螺充分适应了人工生境，融入了系统的物质流、能量流及信息流环节，促进了 LHS 整体功能的发挥^[20]。

通过对比实验组 A 与 B 的水质变化与对照组 C 的水质恶化，可知通过 LHS-A 的上层间隔布局可保障沉水植物获得光照；底层可升降结构可保障沉水植物获得光源，使生境溶解氧水平较高，改善系统内部动植物生长环境；整体以 PVC 网圈围，可削弱风浪给生境内带来的侵扰，避免外界鱼类的牧食等使 LHS 生境内枝角类、水生植物稳定生长，圈围网面可为附着藻类依附，为田螺提供觅食空间^[28]。从而实现了实验组 A 与 B 区别于对照组 C 的水质改善。

Scheffer 等研究认为水生态存在二相转换机制^[11, 20]。LHS 嵌入富营养化塘池后发挥水质改善功能，利于促进藻型水质向草型水质的转变或维持草型水质，提升景观塘池的生境健康；另 LHS 中沉水植物离水面距离减小，沉水植物光补偿点易达，实验采取 LHS-B 渐沉策略，有助于削弱沉水植物在高营养环境中的胁迫^[29]，促进草型生态系统崩溃的营养浓度阈值和由藻型生态系统向草型恢复的阈值增大，使生态恢复在高于自然恢复的营养盐浓度水平时即可开始，削弱藻型塘池向草型塘池转换的延迟性。

通过引入灰水足迹，在富营养化爆发 TN 及 TP 经验阈值的基础上，能辅助对致水体富营养化制约性营养盐的判断，能够将 LHS 系统对水质的改善转变成稀释水量或灰水足迹表征。本实验中，实验组 A 中 ΔWF_{grey} 可达 2 689.23 L，将模拟景观塘池灰水足迹降至初始状态的 22.9%，展现了灰水足迹理论与方法的适用性，也从灰水足迹角度佐证了 LHS 系统在 20 d 内对小型水域的生态改善意义。

4 结论

1) LHS 在实验条件下经过 20 d 对实验塘池营

养盐改善效果明显. 经预培育的 LHS 对 TP 去除率可达 81.01%, TN, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除率分别可达 77.10%, 88.82%, 84.12%; 对塘池水体 COD_{Cr} 的处理率可达 67.51%, Chl. a 质量浓度降低至 $0.98 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 浊度可降至 1.03° , 可使模拟景观塘池灰水足迹降至初始状态的 22.9%.

2) LHS 在实验期间组份稳定, 搭载的生态系统以渐沉方式运行利于沉水植物的恢复, 尽管 LHS 组件初期净化能力略低于成熟期的净化能力, 但是其从组建(B 组态)到成熟(A 组态), 均对模拟塘池水质有良好改善效果.

3) 灰水足迹理论有利于从水量角度识别富营养化限制性营养盐, 并能从水量角度反映生态工程技术的效用. LHS 嵌入塘池生境, 有利于促进塘池灰水足迹“汇”的增长, 利于维持塘池草型生态系统稳定和促进藻型塘池向草型塘池转变.

4) 对于 LHS 中各组成部分的添加时序、物种间的优化搭配和量化分布规律还有待进一步的研究.

参考文献

- [1] 国家环境保护总局. 2013 年度全国城市环境管理与综合整治年度报告(一)[M]. 北京: 国家环境保护总局, 2013: 1—2. State Environmental Protection Administration. The annual report of the urban environmental management and comprehensive improvement (2013 1st part)[M]. Beijing. State Environmental Protection Administration, 2013: 1—2. (In Chinese)
- [2] 吴薇薇, 周律, 邢丽贞, 等. 再生水回用人工景观水体优势藻和水华指示指标的研究[J]. 给水排水, 2007, 33(1): 72—74. WU Wei-wei, ZHOU Lv, XING Li-zhen, *et al.* A study on dominant algae of landscape pond supplied by reclaimed water and indicated index of algae bloom[J]. Water & Wastewater Engineering, 2007, 33(1): 72—74. (In Chinese)
- [3] DENG Yu, NI Fu-quan. Review of ecological floating bed restoration in polluted water[J]. Journal of Water Resource & Protection, 2015, 5(12): 1203—1209.
- [4] LI Xian-ning, SONG Hai-liang, LI Wei, *et al.* An integrated ecological floating-bed employing plant, freshwater clam and biofilm carrier for purification of eutrophic water[J]. Ecological Engineering, 2010, 36(4): 382—390.
- [5] 孔祥龙, 叶春, 李春华, 等. 苦草对水-底泥-沉水植物系统中氮素迁移转化的影响[J]. 中国环境科学, 2015, 35(2): 539—549. KONG Xiang-long, YE Chun, LI Chun-hua, *et al.* Effect on nitrogen transfer and migration by Vallisneria natans (Lour.) Hara in water-sediment-submerged macrophytes system[J]. China Environmental Science, 2015, 35(2): 539—549. (In Chinese)
- [6] JEPPESEN E, SONDERGAARD Martin, SONDERGAARD Morten, *et al.* The structuring role of submerged macrophytes in lakes[M]. New York: Springer Science & Business Media, 1998: 3—397.
- [7] 邹丽莎, 聂泽宇, 姚笑颜, 等. 富营养化水体中光照对沉水植物的影响研究进展[J]. 应用生态学报, 2013, 24(7): 2073—2080. ZOU Li-sha, NIE Ze-yu, YAO Xiao-yan, *et al.* Effects of light on submerged macrophytes in eutrophic water: research progress[J]. The Journal of Applied Ecology, 2013, 24(7): 2073—2080. (In Chinese)
- [8] LI Wei, CAO Te, NI Le-yi, *et al.* Effects of water depth on carbon, nitrogen and phosphorus stoichiometry of five submerged macrophytes in an in situ experiment[J]. Ecological Engineering, 2013, 61(8): 358—365.
- [9] DONK E V, BUND W J V D. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: Allelopathy Versus Other Mechanisms[J]. Aquatic Botany, 2002, 72 (3/4): 261—274.
- [10] BAKKER E S, SARNEEL J M, GULATI R D, *et al.* Restoring macrophyte diversity in shallow temperate lakes: biotic versus abiotic constraints[J]. Hydrobiologia, 2013, 710 (1): 23—37.
- [11] SCHEFFER M, CARPENTER S, FOLEY J A, *et al.* Catastrophic shifts in ecosystems[J]. Nature, 2001, 413: 591—596.
- [12] 金相灿, 胡小贞. 湖泊流域清水产流机制修复方法及其修复策略[J]. 中国环境科学, 2010, 30(3): 374—379. JIN Xiang-can, HU Xiao-zhen. Concept and tactic of clean water runoff generation mechanism restoration in lake watershed [J]. China Environmental Science, 2010, 30(3): 374—379. (In Chinese)
- [13] 王霞, 吕宪国, 白淑英, 等. 松花湖富营养化发生的阈值判定和概率分析[J]. 生态学报, 2006, 26(12): 3989—3997. WANG Xia, LV Xian-guo, BAI Shu-ying, *et al.* Probability and threshold values for recognizing eutrophication in Lake Songhua[J]. Acta Ecologica Sinica, 2006, 26(12): 3989—3997. (In Chinese)
- [14] SOLHEIM A L, REKOLAINEN S, MOE S J, *et al.* Ecological threshold responses in European lakes and their applicability for the Water Framework Directive (WFD) implementation: synthesis of lakes results from the REBECCA project [J]. Aquatic Ecology, 2008, 42 (2): 317—334.
- [15] 杨龙, 王晓燕, 王子健, 等. 基于磷阈值的富营养化风险评价体系[J]. 中国环境科学, 2010, 30(S1): 29—34. YANG Long, WANG Xiao-yan, WANG Zi-jian, *et al.* A eutrophication risk assessment system based on phosphorus threshold[J]. China Environmental Science, 2010, 30(S1): 29

- 34. (In Chinese)
- [16] HOEKSTRA A Y, CHAPAGAIN A K. The water footprints of Morocco and the Netherlands: global water use as a result of domestic consumption of agricultural commodities[J]. *Ecological Economics*, 2007, 64(1): 143—151.
- [17] CHAPAGAIN A K, HOEKSTRA A Y. The blue, green and grey water footprint of rice from production and consumption perspectives[J]. *Ecological Economics*, 2011, 70(4): 749—758.
- [18] HOEKSTRA A Y, CHAPAGAIN A K, ALDAYA M M, 等著. 水足迹评价手册[M]. 刘俊国, 赵乾斌, 马坤, 等译. 北京: 科学出版社, 2012: 30—45.
HOEKSTRA A Y, CHAPAGAIN A K, ALDAYA M M, *et al.* The water footprint assessment manual: setting the global standard[M]. Translated by LIU Jun-guo, ZHAO Qian-bin, MA Kun, *et al.* Beijing: Science Press, 2012: 30—45. (In Chinese)
- [19] HOEKSTRA A Y, CHAPAGAIN A K. Water footprints of nations: water use by people as a function of their consumption pattern[J]. *Water Resources Management*, 2007, 21(1): 35—48.
- [20] GUO Yi-ming, LIU Yun-guo, ZENG Guang-ming, *et al.* A restoration-promoting integrated floating bed and its experimental performance in eutrophication remediation[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2014, 26(5): 1090—1098.
- [21] 袁东海, 任全进, 高士祥, 等. 几种湿地植物净化生活污水 COD、总氮效果比较[J]. *应用生态学报*, 2004, 15(12): 2337—2341.
YUAN Dong-hai, REN Quan-jin, GAO Shi-xiang, *et al.* Purification efficiency of several wetland macrophytes on COD and nitrogen removal from domestic sewage[J]. *The Journal of Applied Ecology*, 2004, 15(12): 2337—2341. (In Chinese)
- [22] 罗固源, 卜发平, 许晓毅, 等. 温度对生态浮床系统的影响[J]. *中国环境科学*, 2010, 30(4): 499—503.
LUO Gu-yuan, BU Fa-ping, XU Xiao-yi, *et al.* Effect of temperature on the ecological floating bed system[J]. *China Environmental Science*, 2010, 30(4): 499—503. (In Chinese)
- [23] 尚会建, 周艳丽, 赵彦, 等. 沸石在氨氮废水处理中的应用进展[J]. *现代化工*, 2013, 33(1): 26—29.
SHANG Hui-jian, ZHOU Yan-li, ZHAO Yan, *et al.* Application progress of zeolite in removal of ammonia from wastewater[J]. *Modern Chemical Industry*, 2013, 33(1): 26—29. (In Chinese)
- [24] 郑南, 闻岳, 李剑波, 等. 天然沸石生物再生途径机理研究[J]. *中国环境科学*, 2009, 29(5): 506—511.
ZHENG Nan, WEN Yue, LI Jian-bo, *et al.* The mechanism of bio-regeneration process of natural zeolite[J]. *China Environmental Science*, 2009, 29(5): 506—511. (In Chinese)
- [25] 李林, 朱伟. 不同光照条件下水流对铜绿微囊藻生长的影响[J]. *湖南大学学报: 自然科学版*, 2012, 39(9): 87—92.
LI Lin, ZHU Wei. Effects of water flow under different light intensity on the growth of microcystis aeruginosa[J]. *Journal of Hunan University: Natural Sciences*, 2012, 39(9): 87—92. (In Chinese)
- [26] SETO M, TAKAMURA N, IWASA Y. Individual and combined suppressive effects of submerged and floating-leaved macrophytes on algal blooms[J]. *Journal of Theoretical Biology*, 2013, 319(5): 122—133.
- [27] 秦伯强, 张运林, 高光, 等. 湖泊生态恢复的关键因子分析[J]. *地理科学进展*, 2014, 33(7): 918—924.
QIN Bo-qiang, ZHANG Yun-lin, GAO Guang, *et al.* Key factors affecting lake ecological restoration[J]. *Progress in Geography*, 2014, 33(7): 918—924. (In Chinese)
- [28] 谈冰畅, 李宽意, 安苗, 等. 氮负荷升高对螺-附着藻-苦草生态关系的影响[J]. *环境科学学报*, 2015, 35(11): 3704—3709.
TAN Bing-chang, LI Kuan-yi, AN Miao, *et al.* Effects of increasing nitrogen loading on the interactions among *Bellamyia aeruginosa*, periphytic algae and *Vallisneria spiralis*[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2015, 35(11): 3704—3709. (In Chinese)
- [29] ZENG Chun-hua, WANG Hua. Noise and large time delay: accelerated catastrophic regime shifts in ecosystems[J]. *Ecological Modelling*, 2012, 233: 52—58.