#### 净水技术 2024,43(12):171-179

宋壮壮,施皓轩,孔赟,等. 低温条件下不同配置浮床净化太湖水体效果[J]. 净水技术, 2024, 43(12): 171-179. SONG Z Z, SHI H X, KONG Y, et al. Effect of floating bed with different configurations on Taihu Lake water purification under low temperature [J]. Water Purification Technology, 2024, 43(12): 171-179.

# 低温条件下不同配置浮床净化太湖水体效果

宋壮壮<sup>1</sup>,施皓轩<sup>2</sup>,孔 赟<sup>1,\*</sup>,张俊翔<sup>3</sup>,沙明卓<sup>4</sup>

(1. 江苏省规划设计集团市政规划与工程设计院,江苏南京 210036;2. 南京工业大学城市建设学院,江苏南京 210000;3. 昆山市水务局,江苏苏州 215301;4. 沈阳市给排水勘察设计研究院有限公司,辽宁沈阳 110023)

**摘 要** 文章研究了低温条件下不同生物配置的水生植物浮床、水生动物浮床、水生植物介质浮床、水生动物介质浮床和组合生态浮床对太湖水体氮、磷等污染物的去除规律,结果表明,组合生态浮床对各类污染物的综合去除效果最好。低温下植物对溶解态氮有较好的去除效果;人工介质较强的微生物富集作用使得其在低温下仍表现出一定的硝化反硝化作用。三角帆蚌通过滤食作用促进了颗粒性有机氮可溶化和无机化,有利于氮被植物和微生物利用,提高了组合生态浮床(IEFB)TN的去除效果。低温下植物单元的吸收和人工介质单元硝化反硝化作用是组合生态浮床除氮的主要原因。对 TP 研究表明,低温下三角帆蚌的滤食、人工介质的吸附拦截和微生物的同化作用是组合生态浮床除磷主要原因。考察了 IEFB 对微量有机物的去除,结果表明,IEFB 6 d 微量有机物总峰面积下降了 73.87%,是空白对照浮床的 1.47 倍。对三环[5.2.1.0(2,6)]癸-3-烯-10-酮、邻苯二甲酸二乙酯、邻苯二甲酸丁基酯 2-乙基己基酯、氯芬磷 6 d 峰面积去除率达 46.06%、36.45%、89.87%、48.25%,是空白对照浮床去除率的 2.97、2.51、1.64、6.37 倍。

关键词 生物量配置 生态浮床 低温 太湖 污染物去除

中图分类号: X52 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2024)12-0171-09

DOI: 10. 15890/j. cnki. jsjs. 2024. 12. 019

# Effect of Floating Bed with Different Configurations on Taihu Lake Water Purification under Low Temperature

#### SONG Zhuangzhuang<sup>1</sup>, SHI Haoxuan<sup>2</sup>, KONG Yun<sup>1,\*</sup>, ZHANG Junxiang<sup>3</sup>, SHA Mingzhuo<sup>4</sup>

(1. Municipal Planning and Engineering Design Institute of Jiangsu Provincial Planning and Design Group, Nanjing 210036, China;
2. College of Urban Construction, Nanjing Tech University, Nanjing 210000, China;

3. Kunshan Water Affairs Bureau, Suzhou 215301, China;

4. Shenyang Water Supply and Drainage Survey and Design Institute Co., Ltd., Shenyang 110023, China)

**Abstract** The removal rules of nitrogen and phosphorus pollutants in Taihu Lake water under low temperature by different biological configurations of aquatic plant floating bed, aquatic animal floating bed, aquatic plant media floating bed, aquatic animal media floating bed and combined ecological floating bed were studied. The results indicated that the combined ecological floating bed had the best comprehensive removal effect on various pollutants. The plants had better removal effect on dissolved nitrogen at low temperature. The strong microbial enrichment of the artificial medium made it still show certain nitrification and denitrification under low temperature. *Hyriopsis cumingii* promotes the solubility and inorganic of particulate organic nitrogen through filtration, which was beneficial to the utilization of plants and microorganisms, and improved the removal effect of TN in integrated ecological floating bed (IEFB). The absorption of plant unit and nitrification and denitrification of artificial medium unit at low temperature were the main reasons for nitrogen removal in IEFB. The study of TP showed that the main reasons for phosphorus removal in IEFB at low temperature were the filtration of *Hyriopsis cumingii*, the adsorption and interception of artificial media and the assimilation of microorganisms. The removal of trace organic substances by IEFB was investigated. The total peak area of trace organic matters in in IEFB decreased by

<sup>[</sup>收稿日期] 2023-02-28

<sup>[</sup>作者简介] 宋壮壮(1994—),男,硕士,研究方向为水体治理和修复,E-mail:szhzh1013@163.com。

<sup>[</sup>通信作者] 孔赟(1987—),男,硕士,高级工程师,研究方向为水体生态修复,E-mail:307106217@qq.com。

73. 87% in 6 days, 1. 47 times that of the blank control floating bed. The 6-day peak area removal rates of tricyclic [5. 2. 1. 0 (2,6)] dec-3-en-10-ketone, diethyl phthalate, butyl phthalate 2-ethylhexyl phthalate, and clofenphos reached 46. 06%, 36. 45%, 89. 87%, and 48. 25%, 2. 97 times, 2. 51 times, 1. 64 times, and 6. 37 times of the blank control floating bed removal rate.

Keywords biomass allocation integrated ecological floating bed (IEFB) low temperature Taihu Lake pollutant removal

水体富营养化是近年来河湖水环境整治的重点 问题之一。《2021 中国生态环境状况公报》相关统 计数据表明,太湖水体为轻度富营养化状态,主要污 染物为总磷(TP)<sup>[1]</sup>。物理和化学修复法是治理富 营养化水体的传统方法,存在影响河湖生态环境、投 资造价高、二次污染风险高等问题,生物修复法日渐 成为人们关注的水体修复手段,主要利用微生物、动 物和植物的综合作用净化水质<sup>[2]</sup>。生态浮床技术 是治理富营养化水体的生物技术之一<sup>[3]</sup>,具有可操 作性强、无次生污染、维护费用较低、景观协调性好 等特点,已得到大规模研究和应用<sup>[4-6]</sup>。

生态浮床分为传统浮床和组合生态浮床,传统 浮床一般以水生植物、水生动物和人工介质中1种 或2种单元作为配置,组合浮床配置了水生植物、水 生动物和人工介质所有单元(图1)。研究表明,组 合浮床对水质去除效果优于传统浮床<sup>[7]</sup>。温度是 生态浮床净化水质效果的重要影响因素,夏季水质 净化效果优于冬季<sup>[8]</sup>。较多学者研究了低温条件 下生态浮床对有机物、总氮(TN)和 TP 的净化效 果<sup>[9-11]</sup>,而对低温下溶解态氮和微量有机物的去除 效果研究较少,尤其是生态浮床在低温条件下净化 太湖营养化水体效果的报道较少。



#### 图1 典型组合生态浮床构造

Fig. 1 Structure of Integrated Ecological Floating Bed

本文在低温条件下设置不同生物配置的浮床, 分别为:浮床 A-空白对照组、浮床 B-水生植物组、 浮床 C-水生动物组、浮床 D-水生植物+人工介质 组、浮床 E-水生动物+人工介质组、浮床 F-水生植 物+水生动物+人工介质组,系统研究不同生物配置 浮床对太湖水体氮、磷等污染物的去除规律,分析浮 床植物、动物和介质单元对各类污染物的去除效果, 并考察微量有机物在组合生态浮床中的净化效果, 以期为低温条件下生态浮床工程化应用提供参考。

## 1 材料与方法

## 1.1 试验装置

试验装置为 6 个直径为 1.2 m、高为 1.6 m 的 圆柱形 PE 塑料桶,分别放置浮床 A-空白对照组、 浮床 B-水生植物组、浮床 C-水生动物组、浮床 D-水生植物+人工介质组、浮床 E-水生动物+人工介 质组、浮床 F-水生植物+水生动物+人工介质组,浮 床 F 即为组合生态浮床。

试验周期为 2021 年 11 月 20 日—12 月 17 日, 试验期间水温为 5~14 ℃,浮床覆盖率(浮床面积/ 水面积)为 18%。

## 1.2 试验材料

(1)水生植物

浮床植物采用水芹菜,水芹菜已被广泛应用于 水生植物净化富营养水体<sup>[12-13]</sup>。试验用水芹菜取 自太湖周边菜地,将根系上的土壤洗净,用湖水培养 14 d,取出生长良好的植株,晾干后称量相同质量 [鲜重为(2000±5)g]分别移植于各类浮床,水生植 物区域高度为 20 cm。

(2)水生动物

浮床水生动物采用三角帆蚌,其鲜重为1021、 1009g,三角帆蚌可捕食浮游植物和有机物悬浮颗 粒,有利于净化富营养化水体<sup>[14-15]</sup>。试验用三角帆 蚌取自周边养殖基地,先将其放置于水中吐出脏物, 2d后选取生存良好的三角帆蚌清洗晾干,称量相 同质量[鲜重为(1015±6)g]分别移植于各类浮床。 水生动物区域高度为30 cm。

(3)人工介质

浮床人工介质采用新型软性填料,材质为塑料 聚合物,人工介质来源于成品购买,单串直径为 150 mm,比表面积为 280 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>,挂膜高度为 50 cm,共配置人工介质70 串。该人工介质具有阻 力小、布水性能好、寿命长、比表面积大等优点。

#### 1.3 样品采集和分析

本试验地点位于西太湖沿岸某大学水环境研究 基地,试验用水取自西太湖,试验前主要水质指标如 表1所示。取样位置位于试验桶固定位置处(约 1/2水深),采用乳胶管和洗耳球取样。在各试验桶 的并注意避免采样时乳胶管与浮床各生物单元或桶 壁发生接触,取样时间为10:00左右,取样量约为 350 mL,每次水样测定3个平行样,取平均值作为最 终测定结果。

表1 试验前主要水质指标

Tab. 1 Main Water Quality Indices before Experiment

指标	数值	
氨氮/(mg·L <sup>-1</sup> )	1.5	
$TN/(mg \cdot L^{-1})$	5.02	
$\text{COD}_{Mn}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	5.91	
$TP/(mg \cdot L^{-1})$	0. 22	

#### 1.3.1 常规分析项目测定方法

常规分析项目包括氨氮、TN、TP、COD<sub>Mn</sub>等指标,测定方法采用国家标准方法<sup>[16]</sup>(表 2)。

表2 测定项目及方法

Tab. 2 Measurement Items and Methods

分析项目	测定方法
TN	《水质 总氮的测定 碱性过硫酸钾消
	解紫外分光光度法》(HJ 636—2012)
TP	《水质 总磷的测定 钼酸铵分光光度
	法》(GB 11893—1989)
氨氮	水杨酸法
硝酸盐氮(NO <sub>3</sub> -N)	《水质 硝酸盐氮的测定 酚二磺酸分 光光度法》(GB/T 7480—1987)
亚硝酸盐氮(NO <sub>2</sub> -N)	N-(1-萘基)-乙二胺光度法
$\operatorname{COD}_{\operatorname{Mn}}$	《水质 高锰酸盐指数的测定》(GB
	11892—1989)
溶解氧(DO)	上海精科 JPB-607 型溶氧仪

1.3.2 GC-MS 的测定方法

仪器: Thermo ITQ 离子阱气相色谱质谱(GC/MS),用于测定微量有机物浓度。

测定方法如下。

(1)活化 SPE 柱:依次用 5 mL 乙酸乙酯、5 mL 二氯甲烷、10 mL 甲醇、10 mL 水淋洗活化固相萃取 柱(SPE),活化时不要让甲醇和水流干。 (2) 萃取样品:取水样 1 000 mL,用 GF/C 滤膜 进行过滤,然后以 0.5 L/h 的速度通过 C<sub>18</sub> 固相萃 取柱进行富集,富集后的 SPE 柱冷冻保存。

(3)质谱的前处理条件:用氮气吹干已富集的 SPE 柱,用 10 mL 二氯甲烷淋洗。无水硫酸钠脱水 干燥,用氮吹仪吹脱浓缩,再用二氯甲烷定容至 0.5 mL,进样量为1 μL。

(4)操作条件

GC:进样口温度设置为 280 ℃,不分流进样,柱 温初始温度为 45 ℃,保持 60 s,以 15 ℃/min 升温 到 135 ℃,保持 2 min,以 12 ℃/min 升温到 195 ℃, 保持 2 min,以 10 ℃/min 升温到 245 ℃,保持 5 min,以 10 ℃/min 升温到 280 ℃,保持 4 min,载气 为高纯氦气。

MS:电离方式采用 EI 源,电子能量为 70 eV,离 子源温度为 250 ℃,接口温度为 260 ℃,全扫描,*m/z* 为 45~550。

## 2 结果与讨论

#### 2.1 不同配置浮床对氮素的去除效果

2.1.1 对氨氮的去除

图 2 为各浮床氨氮浓度随时间的变化曲线,氨 氮初始质量浓度为 1.50 mg/L。各浮床内氨氮浓度 基本呈直线下降趋势,前期(11月20日---11月26 日)下降速率略低于后期(11月26日-12月17 日),这与冬季微生物数量和活性降低,植物刚刚移 栽处于适应期不能有效吸收养分有关。随着水力停 留时间的延长,微生物降解作用和植物吸收作用增 强,后期降解速率加快。试验期间各浮床对氨氮去 除率为组合生态浮床(98.20%)=水生植物介质浮 床(98.20%)>水生植物浮床(96.58%)>水生动物 介质浮床(81.16%)>水生动物浮床(75.48%)>对 照浮床(60.87%)。含有植物的浮床去除率较高,这 是因为低温下水芹菜对氨氮有较好的吸收作用,其 根系将水体内的氮、磷元素吸收转化为自身需要的 养分。李欲如等[17]研究也表明,水芹菜在 4.0~ 10.1 ℃时对氨氮去除率达到 65.2%, 对水体中离子 态的氮有较强的吸收能力。低温下人工介质硝化反 应受到一定的影响,硝化菌活跃温度一般为20~ 30 ℃,当温度低于15 ℃时,硝化菌生长受到抑制, 硝化反应显著减弱,氨氮去除能力下降。当温度低 于5℃时,硝化菌几乎停止硝化反应<sup>[18]</sup>。本试验温

— 173 —

度介于 5~14 ℃,试验中植物介质浮床氨氮浓度明 显低于植物浮床,说明低温条件下人工介质的加入 仍促进了硝化作用,这是因为人工介质有效富集了 大量微生物,为硝化菌的繁殖提供了良好的载体。 对比水生动物浮床和水生动物介质浮床同样可以得 出以上结论,水生动物浮床中三角帆蚌不能直接去 除氨氮,低温下虽然其排氨作用降低,但是在试验前 期氨氮浓度仍高于空白对照浮床。而在人工介质富 集微生物的硝化作用下,水生动物介质浮床的氨氮 浓度低于水生动物浮床。组合生态浮床去除率低于 植物介质,亦是由于三角帆蚌的排氨作用,氨氮浓度 略高于植物介质浮床。因此,冬季低温下组合生态 浮床中植物单元对氨氮的去除起重要作用,人工介 质单元的硝化作用受到一定的抑制,但是仍促进了 氨氮的去除。



图 2 不同浮床氨氮浓度变化 Fig. 2 Changes of Ammonia Nitrogen Concentration in Different Floating Beds

2.1.2 对 NO<sub>2</sub>-N 的去除

图 3 为各浮床 NO<sup>-2</sup>-N 浓度随时间的变化曲线, NO<sup>-2</sup>-N 初始质量浓度为 0.22 mg/L。其中,由于水 温的降低自然水体中硝化细菌大大降低,硝化作用 微弱,空白对照浮床中 NO<sup>-2</sup>-N 浓度在试验期间几乎 未发生变化。其他浮床去除率为组合生态浮床 (95.52%)>植物介质浮床(88.17%)>水生动物介 质浮床(55.42%)>植物浮床(38.37%)。植物吸收 利用的氮素主要是铵态氮和硝态氮,对 NO<sup>-2</sup>-N 吸收 较少;冬季植物根系较为不发达,其根系富集的硝化 细菌等微生物也较少,因此,植物浮床对 NO<sup>-2</sup>-N 去 除率较低。人工介质中微生物的硝化作用促进了 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>N的去除,植物介质浮床去除率高于植物浮床。水生动物浮床中由于三角帆蚌的排氨作用,促进了氮形态转化,起到"转换器"的作用,提高了硝化细菌的密度,增强了浮床硝化反应的进行,NO<sub>2</sub><sup>-</sup>N浓度显著上升,而人工介质富集微生物的硝化作用有效降低了水中累积的NO<sub>2</sub><sup>-</sup>N。组合生态浮床由于 兼具水生植物单元的吸收作用及根系微生物的降解作用,其去除效果高于水生动物介质浮床,去除效率 最优。



2.1.3 对 NO<sub>3</sub>-N 的去除

图 4 为各浮床 NO<sub>3</sub>-N 浓度随时间的变化曲线, NO<sub>3</sub>-N初始质量浓度为 2.31 mg/L。其中,空白对 照浮床和水生动物浮床的 NO<sub>3</sub>-N 浓度变化规律基 本一致,对 NO<sub>3</sub>-N 无去除效果,且浓度略有升高。 其他浮床去除率为组合生态浮床(42.25%)=植物 介质浮床(42.25%)>植物浮床(22.86%)>水生动 物介质浮床(6.8%)。试验前期组合生态浮床、植 物介质浮床、植物浮床浓度相差不大,说明植物对 NO<sub>3</sub>-N的去除起到了主要作用。冬季细菌活性降 低,人工介质反硝化作用有所下降,反硝化作用可在 15~35 ℃进行,温度低于 10 ℃时,反硝化速率明显 降低,低于3℃完全停止<sup>[19]</sup>。微生物以人工介质为 载体,在人工介质的富集下密度大幅增加,即使在低 温的不良影响下仍能保持一定的反硝化能力,组合 生态浮床和植物介质浮床最终去除率高于植物浮 床。同样,水生动物介质浮床中由于人工介质的反 硝化作用使得 NO<sub>3</sub>-N 浓度低于水生动物浮床。因 此,低温下组合生态浮床植物单元和人工介质单元 对 NO<sub>4</sub>-N 的去除起到主要作用。



## 2.1.4 对溶解态 TN(DTN)的去除

图 5 为各浮床 DTN 浓度随时间的变化曲线, DTN 初始质量浓度为 4.45 mg/L。试验期间各浮床 对 DTN 去除率为水生植物介质浮床(60.78%)>组 合生态浮床(59.72%)>水生植物浮床(60.78%)>组 分质浮床(20.87%)>水生动物浮床 (12.94%)=空白对照浮床(12.94%)。水生动物浮 床中由于低温下三角帆蚌活性低,且水体中颗粒态 氮含量低,只占 11%,三角帆蚌滤食颗粒态氮未导 致溶解态氮升高。水生植物浮床由于水芹菜对无机



Fig. 5 Changes of DTN Concentration in Different Floating Beds

氮的吸收作用其去除率较高。低温导致硝化反硝化 速率下降,但是植物介质浮床 DTN 浓度低于植物浮 床,说明人工介质低温下依旧具有一定的硝化反硝 化作用。组合生态浮床和植物介质浮床对 DTN 去 除效果相近。

## 2.1.5 对 TN 的去除

图 6 为各浮床 TN 浓度随时间的变化曲线,初 始质量浓度为 5.02 mg/L。试验期间各浮床对 TN 去除率为组合生态浮床(59.57%)>水生植物介质 浮床(56.75%)>水生植物浮床(42.45%)>水生动 物介质浮床(25.80%)>水生动物浮床(14.30%)> 对照浮床(12.43%)。含有植物单元的浮床去除率 较高,这是由于冬季水芹菜对溶解态氮具有较好的 吸收作用。虽然低温导致微生物硝化反硝化作用降 低,但总体上人工介质增强了水体的硝化反硝化作 用,对颗粒态氮也具有截留吸附作用,使得植物介质 浮床去除率高于水生植物浮床,也相应提高了水生 动物浮床的去除效果。组合生态浮床中三角帆蚌的 滤食作用,使得颗粒性有机氮可溶化和无机化后被 植物和微生物利用,其TN 去除效果高于植物介质 浮床。组合生态浮床在各类浮床中脱氮效果最好, 其原因除了动植物本身的吸收作用外,还因为动物 与植物根系形成了复杂的氧化、还原和兼性环境,营 造不同微小的厌氧、好氧环境,促进了硝化反硝化的 进行。此外,植物根系的泌氧作用为水体复氧,促进 植物的生长,加快了根系的代谢和有机物分泌速率, 为反硝化提供碳源,进一步增强了组合生态浮床脱



氮效果<sup>[20]</sup>。水生动物浮床中三角帆蚌冬季滤食能 力降低,且水体中颗粒态氮含量低,因此,对TN去 除速率最低。韩锡荣等<sup>[21]</sup>在低温(15℃以下)条件 下采用组合生态浮床净化微污染水体,TN去除为 52.56%,与本试验TN去除率接近。

#### 2.2 不同生物配置浮床对磷的去除效果和机理

图 7 和图 8 为各浮床颗粒态磷(PP)和 TP 浓度 随时间的变化曲线, TP、PP 初始质量浓度分别为 0.22、0.12 mg/L, PP 占 TP 的 54.5%。试验期间, 二者的浓度变化趋势较为一致,试验前期(11 月 20 日—11 月 26 日)逐渐下降而试验后期(11 月 26 日—12 月 17 日)下降趋势变缓。各浮床 PP 去除率 为组 合 生 态 浮 床 (87.03%) > 植 物 介 质 浮 床 (82.71%)>水生动物浮床(81.91%)>水生动物介 质浮床(78.79%)>空白对照浮床(69.74%)>植物 介质浮床(71.12%)>植物介质浮床(78.00%)>水生动物 介质浮床(71.12%)>植物浮床(68.29%)>水生动 物浮床(65.77%)>空白对照浮床(64.24%)。



Different Floating Beds

试验初期(前3d),含有三角帆蚌的组合生态 浮床、水生动物介质浮床和水生动物浮床的TP质 量浓度下降幅度最大,降幅分别达0.101、0.091、 0.091 mg/L。同样,组合生态浮床、水生动物介质浮 床和水生动物浮床的PP降幅也分别达0.080、 0.064、0.075 mg/L,其PP下降量占同期TP下降量 的比重分别为79.21%、70.33%、82.42%。说明PP 的去除在TP降解中起到主要作用。主要原因是三



角帆蚌通过滤食 PP 加速了磷的无机化.无机磷与 水中的金属离子结合形成的沉淀物质,从而有效降 低了磷的含量。试验后期(11月23日—12月17 日)水生动物浮床 TP、PP 下降幅度变缓,这是由于 低温下三角帆蚌滤食能力下降。水生动物介质浮床 含有的人工介质单元对 PP 的拦截作用及其上附着 微生物的同化作用提高了水生动物浮床的去除效 果,试验后期TP、PP浓度稳定。组合生态浮床具有 人工介质单元和水生植物单元对 PP 拦截吸附作 用、动物单元滤食作用和植物单元吸收作用。此外, 与前述 TN 去除原因类似,动物与人工介质及植物 根系营造了微小复杂的厌氧和好氧环境,为微生物 除磷提供有利条件,因此,组合生态浮床 TP 去除率 最高。植物浮床由于水芹菜对溶磷的吸收作用以及 根系对 PP 的截留,对 TP 亦有一定的去除作用,但 相较其他浮床去除率较低,而植物介质浮床 D 由于 同样具有人工介质单元,去除效果大大提高。因此, 低温下三角帆蚌的滤食作用和人工介质的吸附拦 截、微生物的同化作用是组合生态浮床去除 TP 主 要原因,植物的吸收作用提高了去除效果。

# 2.3 不同生物配置浮床对有机物的去除效果和 机理

图 9 为各浮床 COD<sub>Mn</sub> 浓度随时间的变化曲线, COD<sub>Mn</sub> 初始质量浓度为 5.91 mg/L。水生动物浮床 COD<sub>Mn</sub> 浓度呈先下降后上升趋势,其他浮床前期 (11 月 20 日—11 月 26 日)逐渐下降,后期(11 月 26 日—12 月 17 日)浓度趋于平稳。试验期间各浮

— 176 —

床去除率为组合生态浮床(53.04%)>水生动物介 质浮床(48.41%)>植物介质浮床(37.39%)>植物 浮床(26.59%)=水生动物浮床(26.59%)>空白对 照浮床(22.99%)。水生植物浮床去除 COD<sub>Mn</sub> 有 3 种途径[22-23]:一是植物本身对有机物的吸收,二是 机械截留与沉淀作用,三是生物降解作用。冬季水 芹菜根系不如夏季发达,影响了植物根系截留颗粒 性有机物及根系表面微生物富集。因此,COD<sub>Mn</sub>去 除率较低。水生动物浮床前6d COD<sub>M</sub> 浓度迅速降 低,去除率与组合生态浮床接近,而后期 COD<sub>Ma</sub> 浓 度逐渐上升。分析原因:一方面,为在静态条件下颗 粒性有机物经三角帆蚌滤食后,水体中能够被三角 帆蚌滤食的颗粒性有机物也随之减少;另一方面,三 角帆蚌滤食作用促进颗粒性有机物的溶解,使得溶 解性有机物浓度增加,综合表现为 COD<sub>Mn</sub> 浓度升 高。水生动物介质浮床未出现 COD<sub>Mn</sub> 浓度升高的 现象,这是由于人工介质促进了微生物的富集,并且 水生动物滤食颗粒性有机物提高了水体的可生化 性,从而使去除效果提高。人工介质富集微生物的 降解作用同样提高了植物浮床的去除效果,并且由 于缺乏水生动物对颗粒性有机物的滤食,植物介质 浮床去除率低于水生动物介质浮床。因此,在低温 下组合生态浮床中人工介质单元和水生动物单元为 有机物净化主体。

#### 2.4 组合生态浮床对微量有机物的去除效果

通过 GC/MS 测定了浮床中微量有机污染物, 微量有机物来自试验用水,检出的组合生态浮床和



空白对照浮床中总峰面积和部分有机污染物峰面积 情况如表 3 所示,可见组合生态浮床中有机物的峰 面积与空白对照浮床相比较有较大幅度的降低。组 合生态浮床 6 d 总峰面积下降了 73.87%,是空白对 照浮床的 1.47 倍。对三环[5.2.1.0(2,6)]癸-3-烯-10-酮、邻苯二甲酸二乙酯、邻苯二甲酸丁基酯 2-乙基己基酯、氯芬磷 6 d 峰面积去除率即达到 46.06%、36.45%、89.87%、48.25%,是空白对照浮 床去除率的 2.97、2.51、1.64、6.37 倍。且后期测得 的组合生态浮床对各有机物的去除率也高于空白浮 床,说明组合生态浮床对水中微量有机物有显著的 去除效果。

Tab. 3 Changes of Trace Organic Matter Concentration in Integrated Ecological Floating Bed

项目	三环[5.2.1.0(2,6)] 癸-3-烯-10-酮		邻苯二甲酸二乙酯		邻苯二甲酸丁基酯 2- 乙基己基酯		氯芬磷		总峰面积	
	组合	空白	组合	空白	组合	空白	组合	空白	组合	空白
11月20日	5 302 722	4 581 761	1 973 894	1 973 894	42 883 350	40 387 972	1 534 443	1 545 556	144 736 498	145 917 182
11月26日	2 860 312	3 872 253	1 254 330	1 687 497	4 344 076	1 826 2804	794 047	1 428 564	37 819 857	72 457 436
6 d 去除率	46.06%	15.49%	36.45%	14. 51%	89.87%	54.78%	48.25%	7.57%	73.87%	50.34%
12月10日	294 493	2 252 083	672 524	1 126 391	1 016 893	1 241 927	562 877	1 039 398	14 202 626	16 074 403
20 d 去除率	94.45%	50. 85%	65.93%	42.94%	97.63%	96.93%	63.32%	32.75%	90.19%	88.98%
12月15日	未检出	225 3430	331 271	452 763	833 329	1 019 939	248 780	1 228 423	10 283 599	12 266 195
25 d 去除率	100.00%	50. 82%	83.22%	77.06%	98.06%	97.47%	83.79%	20. 52%	92.89%	91.59%

# 3 结论

本文研究了低温条件下不同生物配置的水生植物浮床、水生动物浮床、植物介质浮床、水生动物介

质浮床和组合生态浮床对太湖水体的氮、磷等污染物的去除规律,分析浮床不同生物单元对污染物去除的影响并考察了组合生态浮床对微量有机物的去

除效果。结果表明如下。

(1)低温下植物对溶解态氮有较好的去除效 果;低温抑制了硝化反硝化反应,但是人工介质强大 的微生物富集作用使得其在低温下仍表现出一定的 硝化反硝化作用。三角帆蚌通过滤食作用使得颗粒 性有机氮可溶化和无机化后被植物和微生物利用, 提高了组合生态浮床 TN 的去除效果。低温下植物 单元的吸收和人工介质单元硝化反硝化作用是组合 生态浮床去除氮的主要原因。

(2)对 TP、COD<sub>Mn</sub>研究表明,低温下三角帆蚌的滤食作用和人工介质的吸附拦截、微生物的同化作用是组合生态浮床去除 TP 主要原因,植物的吸收作用提高了去除效果。低温下组合生态浮床中人工介质单元和水生动物单元为 COD<sub>Mn</sub> 净化主体。组合生态浮床对各类污染物的综合去除效果最好。

(3)组合生态浮床 6 d 微量有机物总峰面积下 降了 73.87%,是空白对照浮床的 1.47 倍。对三环 [5.2.1.0(2,6)]癸-3-烯-10-酮、邻苯二甲酸二乙 酯、邻苯二甲酸丁基酯 2-乙基己基酯、氯芬磷 6 d 峰面积去除率即达到 46.06%、36.45%、89.87%、 48.25%,是空白对照浮床去除率的 2.97、2.51、 1.64、6.37 倍。

#### 参考文献

- [1] 中华人民共和国生态环境部. 2021 中国生态环境状况公报
   [M].北京:中国环境出版集团, 2021.
   Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Bulletin on China's ecological environment in 2021 [M].
   Beijing: China Environment Publishing Group, 2021.
- [2] 胡美珩. 增强型生态浮床及其污染物去除特性研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2021.
  HU M H. Study on enhanced floating treatment wetlands and polltants removal characteristics [D]. Chongqing: Chongqing University, 2021.
- ZHANG T, ZHANG H C, TONG K, et al. Effect and mechanism of the integrated ecological floating bed on eutrophic water treatment [J]. Journal of Environmental Engineering, 2021, 147(8): 04021022. DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001882.
- [4] DAI J, HE S, ZHOU W, et al. Integrated ecological floating bed treating wastewater treatment plant effluents: Effects of influent nitrogen forms and sediments [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, 25(19): 18793-18801.
- [5] 戴谨微,陈盛,曾歆花,等.复合型生态浮床净化污水厂尾水的效能研究[J].中国给水排水,2018,34(3):77-81.

DAI J W, CHEN S, ZENG X H, et al. Treatment of tail water from wastewater treatment plant by Integrated ecological floatingbed[J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(3): 77–81.

- [6] ZHOU G, LIU Y, ZHAO J, et al. The purification of nitrogen by the micro-aeration enhanced ecological floating bed in sewage
   [C]. Zhuhai: Proceedings of 2nd International Workshop on Advances in Energy Science and Environment Engineering, 2018.
- [7] 金秋,李伟,李先宁,等. 组合生态浮床生物配置净化效果研究[J]. 环境科技, 2016, 29(1): 6-9.
  JIN Q, LI W, LI X N, et al. Study on purification effect by bio-allocation of combined ecological floating bed bio-allocation[J].
  Environmental Science and Technology, 2016, 29(1): 6-9.
- [8] XIE B, WU J, HUANG L. Temporal and spatial variations of macrofouling organisms on ecological floating beds in Yundang Lagoon, China [J]. Marine Pollution Bulletin, 2019, 148: 156-167. DOI: 10.1016/j. marpolbul. 2019. 07.061.
- [9] 张晓一.表面流人工湿地与复合型生态浮床对低污染水体氮 磷的去除特性研究[D].上海:上海交通大学,2019.
   ZHENG X Y. Nitrogen and phosphorus removal by surface flow constructed wetland and enhanced floating treatment wetland from low-polluted water [D]. Shanghai; Shanghai Jiao Tong University, 2019.
- [10] CHAI Y H, YAN W Y, WANG M X. Purification effect of lolium multiflorum ecological floating beds system in urban malodorous river at low temperature [J]. Advanced Materials Research, 2012, 518/519/520/521/522/523; 2686 - 2689.
   DOI: 10.4028/www.scientific.net/AMR.518-523.2686.
- [11] WANG W H, WANG Y, WEI H S, et al. Stability and purification efficiency of composite ecological floating bed with suspended inorganic functional filler in a field study[J]. Journal of Water Process Engineering, 2020, 37: 101482. DOI: 10.1016/j.jwpe.2020.101482.
- [12] 吴科君. 植物浮床系统对三峡库区支流库湾富营养化水体的 净化效果研究[D]. 重庆:西南大学, 2020.
   WU K J. Study on purification effect of plant floating bed system on eutrophic water in tributary reservoir bay of three gorges reservoir[D]. Chongqing: Xinan University, 2020.
- XIANG K, ZHU S M, YAN K Q, et al. Purification effect of industrialized turtle-breeding wastewater using an improved celery ecological floating-bed system [C]. Kansas City, Missouri: Annual International Meeting of the American Society of Agricultural and Biological Engineers, 2013.
- [14] 黄辉,王宇希,储忝江,等.三角帆蚌插珠与否对富营养化水体净化的影响[J].湖北农业科学,2021,60(s2):150-151,175.
  - HUANG H, WANG Y X, CHU T J, et al. Impact of *Hyriopsis* cumingii inserting beads or not on reducing eutrophic water body [J]. Hubei Agricultural Sciences, 2021, 60(s2): 150-151,

— 178 —

175.

- [15] YU X, YANG Q, ZHAO Z, et al. Ecological efficiency of the mussel Hyriopsis cumingii (Lea, 1852) on particulate organic matter filtering, algal controlling and water quality regulation [J]. Water, 2021, 13(3); 297. DOI:10.3390/w13030297.
- [16] RICE E W. Standard methods for the examination of water and wastewater [J]. Washington, D. C. : American Public Health Association, 2005.
- [17] 李欲如,操家顺. 冬季低温条件下浮床植物对富营养化水体的净化效果[J]. 环境污染与防治, 2005, 27(7): 505-508.
  LIYR, CAOJS. Purification effects of floating bed plants on eutrophic water body under low temperature in winter [J]. Environmental Pollution & Control, 2005, 27(7): 505-508.
- [18] 沈耀良,王宝贞. 废水生物处理新技术:理论与应用[M]. 北京:中国环境科学出版社,2006.
   SHEN Y L, WANG B Z. New technology of wastewater biological treatment: Theory and application [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2006.
- [19] 袁林江.环境工程微生物学[M].北京:化学工业出版社,
   2012.

YUAN L J. Environmental engineering microbiology [ M ]. Beijing: Chemical Industry Press, 2012.

- [20] HE S Y, YANG L Z, YU Y L, et al. Differences in the treatment efficiency of a cold-resistant floating bed plant receiving two types of low-pollution wastewater [J]. Environmental Monitoring & Assessment, 2016, 188(5): 1-11.
- [21] 韩锡荣,黄浩,周大众,等.低温条件下组合式生态浮床系 统净化微污染水体的特性研究[J].节水灌溉,2015(1): 76-81.
  HAN X R, HUANG H, ZHOU D Z, et al. Performance of integrated ecological floating bed for purification of micro-poliuted waters under low temperature condution [J]. Water Saving
- Irrigation, 2015(1): 76-81.
  [22] 邓玉, 倪福全. 污染水体的生态浮床修复研究综述[J]. 环 境科技, 2014, 27(1): 52-57.
  DENG Y, NI F Q. A review of ecological floating bed in polluted water restoration [J]. Environmental Science and Technology, 2014, 27(1): 52-57.
- [23] 余里洁.强化生态浮床在河道水体修复中脱氮除磷效果研究 [D].重庆:重庆大学,2019.

YU L J. Removal effect of strengthened ecological floating beds on the nitrogen and phosphorus of urban sewage [ D ]. Chongqing: Chongqing University, 2019.

## (上接第135页)

CHEN J W, SHEN J R. The characterization of superabsorbent polyacrylates [ J ]. Journal of South China University of Technology (Natural Science Edition), 2000, 28(8): 67–71.

- [21] 赵文通,禹元元,武文. 邻苯二甲酸与铜镍配合物合成与光 谱性质[J].周口师范学院学报,2015,32(5):94-97.
  ZHAO W T, YU Y Y, WU W. Synthesis and characterization of phthalic complexes with Ni(Ⅱ) and Cu(Ⅱ)[J]. Journal of Zhoukou Normal University, 2015, 32(5):94-97.
- [22] 刘明. 醇胺化与胺氧化钴基催化剂的制备与性能研究[D]. 大庆:东北石油大学,2022.
   LIU M. Preparation and performance studies of cobalt based catalysts for alcohol amination and amine oxidation[D]. Daqing: Northeast Petroleum University, 2022.
- [23] 王帆. 一氧化锰-碳基柔性复合膜负极材料的制备及其在锂 离子电池中的应用[D]. 南昌:南昌大学, 2018.
  WANG F. Preparation of manganese monoxide-carbon based flexible composite film and its application in Li-ion battery[D].
  Nanchang: Nanchang University, 2018.
- [24] 姚伟. 基于磨矿介质及金属离子助抑剂强化含钙矿物浮选分

离理论与试验研究[D]. 武汉: 武汉科技大学, 2020. YAO W. Theoretical and experimental research on enhanced flotation separation of calcium-bearing minerals based on grinding media and metal ion assistant depressants [D]. Wuhan: Wuhan University of Science and Technology, 2020.

- [25] 王凤英. 用人工神经网络预测金属离子水化能[J]. 云南民族大学学报(自然科学版), 2015, 24(5): 431-434.
  WANG F Y. A mathematical model based on artificial neural networks to predict the hydration energies of metal ions [J]. Journal of Yunnan Minzu University(Natural Sciences Edition), 2015, 24(5): 431-434.
- [26] 刘伟生,卜显和. 配位化学[M].2版. 北京:化学工业出版 社,2018:47-48.
   LIU W S, BU X H. Coordination chemistry [M]. 2nd ed.
   Beijing: Chemical Industry Press, 2018:47-48.
- [27] 李敏. 电负性标度及其应用[D]. 大连: 大连理工大学, 2012.
  - LI M. Electronegativity scales and their applications [ D ]. Dalian: Dalian University of Technology, 2012.