邓连森,李亚群,高 杰,等.苏氏尾鳃蚓扰动下膜曝气生物膜对富营养化水体氮磷去除的研究 [J]. 中国环境科学, 2026,46(2):707-714.
Deng L S, Li Y Q, Gao J, et al. The degradation mechanisms of nitrogen and phosphorus in eutrophic water by MABR under the bioturbation of *Branchiurasowerbyi* [J]. China Environmental Science, 2026,46(2):707-714.

苏氏尾鳃蚓扰动下膜曝气生物膜对富营养化水体氮磷去除的研究

邓连森,李亚群,高 杰,于雪松,梁梓豪,姚婧梅*,韩 乐 (重庆大学,三峡库区生态环境教育部重点实验室,重庆 400045)

摘要：选取富营养化湖泊的优势底栖物种—苏氏尾鳃蚓(*Branchiurasowerbyi*)与材质为聚丙烯(PP)的曝气膜组件,构建微宇宙实验,研究底栖动物扰动下,膜曝气生物膜(MABR)对上覆水溶解氧(DO)浓度、沉积物 DO 渗透深度以及上覆水总有机碳(TOC)和氮磷去除的影响.结果表明,在苏氏尾鳃蚓扰动增加氮磷释放且降低 DO 的情况下,MABR 仍能较好地维持上覆水水质和复氧效果,沉积物 DO 渗透深度显著增加,上覆水氨氮(NH_4^+-N)、总氮(TN)及总磷(TP)的去除效果仍能维持较高水平(去除率分别为 93.4%、83.27%和 90.80%).MABR 去除水体氮磷的工艺系统能有效应对自然水体中苏氏尾鳃蚓的扰动.

关键词：富营养化水体；生物扰动；苏式尾鳃蚓；膜曝气生物膜；氮磷去除
中图分类号：X524 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)02-0707-08

The degradation mechanisms of nitrogen and phosphorus in eutrophic water by MABR under the bioturbation of *Branchiurasowerbyi*. DENG Lian-sen, LI Ya-qun, GAO Jie, YU Xue-song, LIANG Zi-hao, YAO Jing-mei*, HAN Le (Key Laboratory of Ecological Environment in the Three Gorges Reservoir Area, Chongqing University, Chongqing 400045, China). *China Environmental Science*, 2026,46(2)：707~714

Abstract：The dominant benthic macroinvertebrate species in eutrophic lakes, *Branchiurasowerbyi*, and polypropylene (PP)-based membrane aerated biofilm reactor (MABR) were selectedin this study, where based oncontrolled microcosm experiments, we explored the effects of benthic bioturbationon dissolved oxygen (DO) concentration in overlying water, DO infiltration depth in the sediments, and the removal of total organic carbon (TOC), nitrogen (NH_4^+-N, NO_3^--N, NO_2^--N and TN), and phosphorus (PO_4^{3-}-P and TP) by MABR. While the perturbation of*B. sowerbyi* enhanced Nand Prelease and reduced DO concentrations, the MABR effectively maintained a high level of reoxygenation performance, significantly increasing the DO infiltration depth in the sediments.The removal rates of NH_4^+-N, TN, and TP remained high at 93.4%, 83.27%, and 90.80%, respectively, demonstrating significant improvements compared to the control group and the *B. sowerbyi*-only group.Hence, MABR system in removing N and P could effectively cope with the perturbation of *B. sowerbyi* in eutrophic water bodies.

Key words：eutrophic water；bioturbation；*Branchiurasowerbyi*；MABR；nitrogen and phosphorus removal

富营养化水体主要由人类排放的过量氮、磷等营养物质进入水体所致,导致藻类异常繁殖,引发溶解氧降低、水质恶化,造成水生生态系统失衡等系列环境生态问题[1].传统物理化学修复(如底泥疏浚、杀藻剂控藻等)虽见效快,但易造成二次污染且治标不治本[2-3];生物修复技术(如微生物强化、沉水植物修复等)则因富营养化水体缺氧环境而受限[4].膜曝气生物膜(MABR)是一种生物膜与透气膜相结合的先进技术,可利用疏水透气膜将氧气以分子形式传质到水中[5];同时可在膜的表面形成一层生物膜,使水中的氮、磷等污染物通过扩散作用进入生物膜,被微生物分解代谢,从而达到净化水质的目的[6];具有低能耗、复氧效率高和异向传质的优势,能有效改善水体缺氧环境.MABR 相关工艺在脱氮除磷、净化水质方面展现出卓越性能[7].目前针对 MABR 的研究大多聚焦于性能改良和工艺优化,在实验室污水处理取得了较好效果,也在富营养化水体污染去除上进行了初步应用[8].然而,MABR 在富营养水体中的应用面临诸多挑战,如实际水体中存在的风浪扰动、颗粒物沉积和生物行为活动等因素均会对 MABR

收稿日期：2025-06-12
基金项目：国家自然科学基金资助项目(52470176);重庆市水利科技项目(CQSLK-2023030);新重庆青年创新人才项目(CSTB2024NSCQ-QCXMX0019);重庆市研究生科研创新项目(CYS240064)
* 责任作者, 副教授, yaojm@cqu.edu.cn

的性能产生影响[9].研究发现,栖息在沉积物−水界面的底栖动物扰动对沉积物氮磷释放有强烈加速作用,部分底栖动物可使氮释放速率加快 10 倍,磷释放速率加快 2 倍[10],氮磷持续释放加重富营养化水体污染.因此,当 MABR 应用于实际水体中时,底栖动物扰动的影响不容忽视,MABR 对氮磷去除效果能否保持优异尚未可知.

事实上,富营养化水体栖息着大量耐污型底栖动物,其中寡毛类密度可高达 30000 个/m^2[11-12],其生物扰动是影响界面氮磷元素迁移转化的重要因素[13-14].寡毛纲中的苏氏尾鳃蚓是典型的耐污底栖生物,在富营养化水体中其相对丰度可达 70%[11],具有极强的代表性.其作为“向上搬运者”,在挖掘竖直活动通道、摄食、排泄等活动过程中会将深层沉积物颗粒搬运至表层[15].这些行为可通过提升沉积物孔隙率等,显著促进沉积物中的矿化作用[16].这不仅会加速水体耗氧过程,还促使沉积物中氮、磷等营养物质向上覆水释放,引起水质恶化[17],加重水体的富营养化.

MABR 在修复富营养化水体过程中,当面临苏氏尾鳃蚓扰动导致水体耗氧加剧和沉积物氮磷释放加速等复杂情形时,其对富营养化水体中氮磷的实际去除效果尚缺乏系统性探究.本研究通过室内微宇宙实验,在模拟富营养化的沉积物−水系统中,通过对比苏氏尾鳃蚓、MABR 以及二者同时存在分别对上覆水溶解氧、沉积物 DO 渗透深度、上覆水 TOC 和氮磷浓度的影响,重点剖析苏氏尾鳃蚓存在时 MABR 对上覆水氮磷的去除效果,以期为 MABR 的水体生态修复提供科学依据和技术参考.

1 材料与方法

1.1 样品采集及预处理

在重庆市渝北区宝圣湖(29°40′41″N, 106°35′51″E),利用彼得森采泥器采集 20L 表层(0~10cm)沉积物,同步采集上覆水 50L.该采样点上覆水理化指标见表 1,是典型富营养水体.沉积物过 100 目筛网,混匀后置于低温(−80℃)条件下冷冻 72h,以杀死无脊椎动物及其虫卵.水样使用 500 目浮游生物网过滤后保存,进行水质指标测定.同时采集苏氏尾鳃蚓(*Branchiurasowerbyi*),置于未筛分的沉积物中进行驯化 7d((20±1)℃,14h/10h 光/暗循环).采用材质为聚丙烯(PP)的曝气膜(外径:0.8mm 1.0mm;孔径:0.1μm;疏水度:119.6°).

表 1 采样点上覆水物理化学指标

Table 1 Physiochemical parameters of overlying water at sampling site

上覆水参数	浓度(mg/L)
NH_4^+−N	8.50±0.41
NO_3^-−N	0.68±0.13
NO_2^-−N	0.25±0.05
TN	9.19±0.02
TOC	5.92±0.12
PO_4^{3-}−P	10.46±0.02
TP	10.82±0.10

注:数据为平均值±标准差,n=3.

1.2 室内实验设计

实验共设计 4 个处理:对照组(C 组)、苏氏尾鳃蚓组(T 组)、曝气膜组(M 组)、苏氏尾鳃蚓+曝气膜组(TM 组),每个处理组设置 2 个重复实验.实验装置为上端开口的长方体有机玻璃水缸(长×宽×高=18cm×16cm×16.5cm),缸体透明.加入采集并处理后的 750g 沉积物和 2.5L 上覆水.装置中沉积物深约 3.0cm,上覆水深约 8.7cm.参考富营养化水体中苏氏尾鳃蚓的密度和生物量,分别添加 100 只体长为(1.5±0.3) cm 的苏氏尾鳃蚓,其密度和生物量为(3500±28)个/m^2、(5.2±0.4) g/m^2[18-19].

实验在 14h/10h 光/暗循环条件、室温下进行 48d.参考宝圣湖实际富营养化水体 DO 浓度(4.0±0.1)mg/L,以及文献进气流量(9.0~25.2L/h)[20].结合前期预实验最终选择进气流量 20L/h.前 15d 曝气 3h 停 5h,之后调节为曝气 5h 停 3h.每隔 8d 采集水样进行水质指标测定和分析.

1.3 样品分析方法

1.3.1 上覆水水质指标 测定的水质指标包括:温度、溶解氧(DO)、氨氮(NH_4^+−N)、硝酸盐氮(NO_3^-−N)、亚硝酸盐氮(NO_2^-−N)、总氮(TN)、总有机碳(TOC)、总磷(TP)和磷酸根(PO_4^{3-}).参照《水和废水监测分析方法(第四版)》[21]中的方法进行测定.运用便携式多参数水质测定仪(YSI Professional Plus,美国)测试上覆水的温度、溶解氧.水样过 0.45μm 滤膜后,使用紫外可见分光光度计(UV2355 型,UNICOSH,中国上海)测定溶解性无机氮(NH_4^+−N、NO_2^-−N、NO_3^-−N)和磷酸盐(PO_4^{3-}−P)浓

度[22].使用总有机碳分析仪(日本岛津 TOC−L CPH, TNM−1)测量 TN 和 TOC.使用钼锑抗比色法测定 TP[22].

1.3.2　沉积物理化指标　测定的沉积物指标包括: DO 渗透深度.利用 105℃烘干箱测定含水率;以 DO 在沉积物中下降到 0.1mg/L 的深度作为沉积物 DO 渗透深度,用溶解氧测定仪(FireStingO2,德国)和 Oxygen Logger 软件在实验结束时测试 DO 渗透深度.

1.4　数据处理与分析

运用 Origin 2021 进行作图和统计分析,对水质数据(NH_4^+、NO_3^-、NO_2^-、TOC、DO、TN、PO_4^{3-}、TP)进行方差分析(ANOVA).首先检验数据是否满足正态性和方差齐性,如若不满足则进行数据转换.当方差分析存在显著差异时,使用最小显著性差异法(LSD 检验)对数据均值进行多重比较.

2　结果与讨论

2.1　上覆水 DO 浓度和沉积物 DO 渗透深度

2.1.1　上覆水 DO　上覆水溶解氧(DO)浓度的时间变化特征如图 1A 所示.实验期间,C 组与 T 组的 DO 浓度均呈波动下降趋势,且始终维持在 2.00mg/L 以下.相较于 C 组,T 组 DO 浓度整体下降幅度约 17%,这可能是由于苏氏尾鳃蚓在栖息洞穴内的持续摆动,其生命活动消耗大量氧气,加剧了水体中 DO 的消耗速率,进而导致T组上覆水DO浓度显著降低[23]. M 组 DO 浓度随时间呈现稳步上升趋势,实验结束时,M 组 DO 浓度为 4.30mg/L,显著大于 C 组和 T 组(P<0.05).这说明,MABR 通过无泡曝气方式具有较高氧传质效率,显著提高了上覆水溶解氧浓度[5].TM 组的 DO 浓度变化和 M 组变化规律相似.实验结束时,TM 组 DO 浓度为 4.40mg/L,与 M 组差异不显著(P>0.05),但显著大于 C 组和 T 组(P<0.05).在苏氏尾鳃蚓加速耗氧的情况下,MABR 仍能显著增加上覆水 DO 浓度(P<0.05).

2.1.2　沉积物 DO　渗透深度实验结束时,各组沉积物 DO 渗透深度如图 1B 所示.相比 C 组的 DO 渗透深度(1.50mm),T 组的 DO 渗透深度(1.30mm)显著下降了 27.8%.这可能是由于苏氏尾鳃蚓在其建造的竖直活动通道中不同摆动,通过呼吸作用消耗大量沉积物中的氧气,降低了 DO 渗透深度[24].相比 C 组,M 组的 DO 渗透深度(1.60mm)则有所升高.图 1A 中已发现 MABR 的无泡曝气显著增大了上覆水 DO 浓度,沉积物间隙水与上覆水交换时,高 DO 浓度的上覆水能进入到沉积物间隙水中,增大 M 组沉积物 DO 渗透深度[10].相比于 M 组, TM 组沉积物 DO 渗透深度(1.70mm)进一步有所提升.这可能是因为 MABR 复氧的高浓度 DO 利用苏氏尾鳃蚓建造的通道从上覆水传输至沉积物中[25−26],进一步增大了沉积物 DO 渗透深度.这说明存在苏氏尾鳃蚓时, MABR 对沉积物 DO 渗透深度的促进效果仍能维持较高水平.

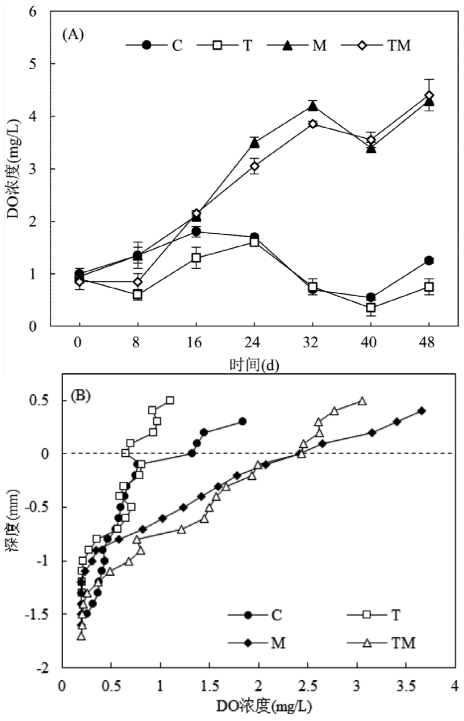


图 1　上覆水 DO 浓度(A)及实验结束时沉积物 DO 渗透深度(B)

Fig.1　Variation of dissolved oxygen concentration of overlying water(A) and sediment dissolved oxygen infiltration depth at the end of the experiment (B)

C:空白对照; T:苏氏尾鳃蚓;M:曝气膜;TM:苏氏尾鳃蚓+曝气膜

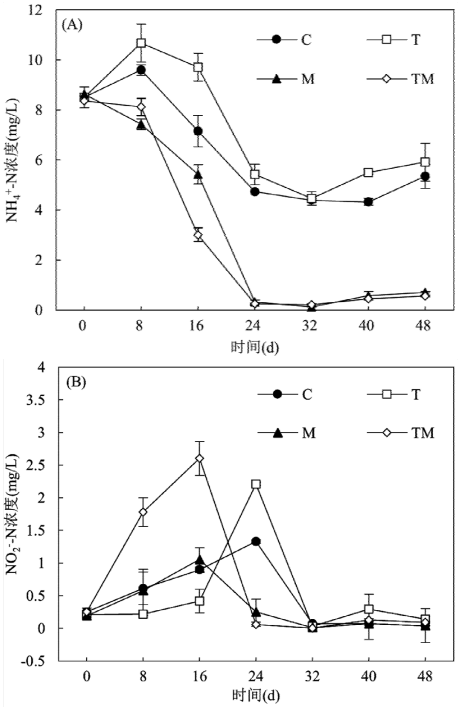
2.2　上覆水氮素浓度和总有机碳浓度

2.2.1　上覆水中各类型氮素浓度的变化规律　C 组和 T 组上覆水中的 NH_4^+−N 浓度呈现上升−下降−稳定三个阶段(图 2A),都在第 8d 达到最大值,分别为 9.59 和 10.66mg/L;在第 8d 后开始下降,在第 24d 后分别稳定在 4.73 和 5.42mg/L 左右.但在实验期间 T 组 NH_4^+−N 浓度显著高于 C 组(提高了 16.90%)

(P<0.05).苏氏尾鳃蚓在在沉积物中持续颤动加速沉积物的无机氮向上覆水迁移[27],同时其呼吸作用消耗上覆水 DO(图 1A),可在一定程度上减弱了硝化过程[11,28],进一步增大上覆水 NH_4^+-N 浓度.M 组的 NH_4^+-N 浓度变化表现为下降-稳定两个阶段.NH_4^+-N 浓度于实验开始时快速下降,于第 24d 时稳定在 0.33mg/L 左右,NH_4^+-N 通过亚硝化反应快速转化为 NO_2^--N.实验结束时,M 组 NH_4^+-N 浓度为 0.71mg/L,显著低于 C 组(5.35mg/L)(P<0.05).MABR 的复氧过程使上覆水 DO 浓度增加,加速了硝化菌的代谢速率,促进了硝化作用,降低了上覆水 NH_4^+-N 浓度[29].TM 组 NH_4^+-N 浓度变化规律和 M 组类似,其 NH_4^+-N 浓度于第 24d 时稳定在 0.24mg/L 左右,实验结束时,TM 组 NH_4^+-N 浓度为 0.55mg/L,与 M 组无显著差异(P>0.05),显著低于 C 组和 T 组(P<0.05).尽管苏氏尾鳃蚓扰动使短期内上覆水 NH_4^+-N 浓度升高[30],但 MABR 通过无泡曝气和异向传质加速了 NH_4^+-N 转化[31],使实验开始后 NH_4^+-N 浓度迅速下降.与 M 组最终 NH_4^+-N 去除率(91.8%)相比,TM 组最终仍保持了较高的 NH_4^+-N 去除率(93.4%).说明存在苏氏尾鳃蚓扰动加速 NH_4^+-N 释放时,MABR 对 NH_4^+-N 的去除效果仍能维持较高水平.这可能是因为 TM 组与 M 组 DO 浓度差异不显著(图 1A),介导硝化作用的氨氧化古菌、氨氧化细菌和亚硝酸盐氧化菌活性相似,使二者 NH_4^+-N 氧化速率相似.

C 组和 T 组的 NO_2^--N 浓度在第 24d 达到峰值(图 2B),分别为 1.33 和 2.21mg/L,于第 32d 后稳定在 0~0.29mg/L 范围内.这可能是因为苏氏尾鳃蚓扰动使上覆水 NH_4^+-N 浓度增大(图 2A),NH_4^+-N 经亚硝化反应转化为 NO_2^--N[11],使上覆水 NO_2^--N 浓度增大.而 M 组 NO_2^--N 浓度在第 16d 时达到峰值,为 1.05mg/L,其浓度平均值低于 C 组,亚硝化反应使 NH_4^+-N 浓度快速下降和 NO_2^--N 浓度快速上升同步进行.图 1A 中已发现 M 组上覆水 DO 浓度显著升高,高浓度 DO 可增大硝化菌活性,促进硝化作用使 NO_2^--N 迅速化为 NO_3^--N[32].TM 组 NO_2^--N 浓度亦在第 16d 时达到峰值,为 2.60mg/L,显著高于 M 组(P<0.05).这可能是因为苏氏尾鳃蚓扰动释放氮素且加速氧气消耗,在低浓度 DO 环境下,亚硝酸盐氧化菌的活性受到抑制,NH_4^+-N 氧化为 NO_2^--N 后,难以转化为 NO_3^--N,进而导致 NO_2^--N 积累[33];M 组和 TM 组 NO_2^--N 浓度在第 24d 后稳定在 0~0.13mg/L 范围内,二者差异不显著(P>0.05),但在 24d 时显著低于 C 组和 T 组.这表明即使存在苏氏尾鳃蚓的扰动作用,MABR 仍能实现对 NO_2^--N 的高效转化.

实验期间,T 组 NO_3^--N 浓度为 0.54~1.26mg/L,始终低于 C 组(0.59~2.19mg/L)(图 2C).这可能是因为苏氏尾鳃蚓使沉积物-水界面处于缺氧状态,抑制了硝化作用,因此氮素主要以 NH_4^+-N 形式存在,较少转化为 NO_3^--N[12].TM 组上覆水 NO_3^--N 浓度在 16d 前始终低于 NO_2^--N 浓度,这也可能是由于低浓度 DO 环境下亚硝酸盐氧化菌的活性受抑制导致.M 组和 TM 组上覆水 NO_3^--N 浓度于第 8d 时开始快速上升,于第 24d 时达到峰值,分别为 1.97 和 2.01mg/L,这可能是因为 NO_2^--N 的浓度达到峰值后经硝化作用转化为了 NO_3^--N[34],反硝化底物增加,进而经反硝化被快速去除.实验结束时,M 组与 TM 组 NO_3^--N 浓度分别为 0.94 和 0.59mg/L,二者差异不显著(P>0.05).研究表明,MABR 生物膜上反硝化菌主要受碳源限制[35],苏氏尾鳃蚓扰动使得上覆水 TOC 上升,为反硝化过程提供了碳源(图 3A),这使得 MABR 对上覆水 NO_3^--N 的高效去除效果在一定 NO_3^--N 浓度范围内都能维持较高水平[36].



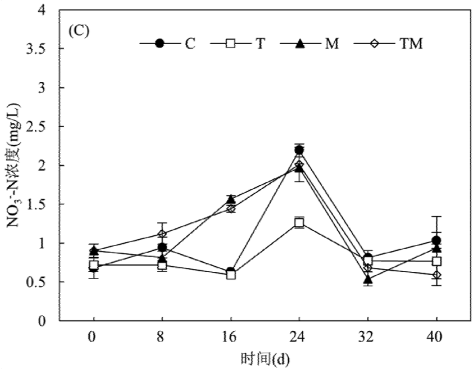


图 2　上覆水中的 NH_4^+−N(A)、NO_2^-−N(B)和 NO_3^-−N(C)浓度

Fig.2　Variationof NH_4^+−N(A)、NO_2^-−N(B) and NO_3^-−N(C)concentrationsin overlying water

C:空白对照; T:苏氏尾鳃蚓;M:曝气膜;TM:苏氏尾鳃蚓+曝气膜

2.2.2　上覆水中 TOC 和 TN 变化规律　实验结束时上覆水中 TOC 浓度如图 3A 所示.实验结束时,T 组 TOC 浓度最高,达到 7.72mg/L,为 C 组(7.07mg/L)的 1.05 倍,T 组 TOC 浓显著大于 C 组(P<0.05),这可能是因为苏氏尾鳃蚓通过向上排泄增大了上覆水有机碳浓度.M 组在实验结束时的 TOC 浓度为 4.40mg/L,相比于 C 组,M 组 TOC 浓度显著降低了 3.32mg/L.MABR 的无泡曝气提高了上覆水 DO 浓度,好氧菌加速代谢可能消耗了水中 TOC[37].同时,MABR 表面生物膜分泌的胞外聚合物对有机污染物有较好的吸附作用,这也可对降低上覆水 TOC 含量起到一定作用[38].实验结束时,TM 组 TOC 浓度为 5.50mg/L,相较于 C 组,TM 组 TOC 浓度显著降低了 2.22mg/L,但 TOC 去除效果显著低于 M 组(P<0.05).这可能是因为曝气膜上附着生长的微生物的降解作用[39]以及膜的吸附作用[40]会削减水体 TOC 浓度,但苏氏尾鳃蚓可通过生物扰动及排泄作用促进沉积物中 TOC 向上覆水迁移[41],增大上覆水 TOC 浓度.表明存在苏氏尾鳃蚓时,MABR 对上覆水 TOC 的去除效果会降低.

上覆水中 TN 浓度随时间变化如图 3B 所示.未放置曝气膜的 C 组和 T 组上覆水 TN 浓度整体呈现下降趋势,第 24d 后,其浓度在 5.03~6.88mg/L 范围内不断波动.在第 8~32d 内,T 组 TN 浓度显著高于 C 组(提高了 13.2%)(P<0.05),这可能是由于苏氏尾鳃蚓的排泄、迁移钻行和在沉积物−水界面的颤动作用使含氮有机物质向上覆水迁移,增加了上覆水 TN 浓度[42-43].M 组的 TN 浓度变化表现为波动−下降−稳定 3 个阶段.TN 浓度于第 8d 时开始快速下降,这与 NO_3^-−N 浓度开始上升的时间一致,第 8d 时 TN 通过反硝化作用开始转化为气态而被快速去除.而后 TN 浓度于第 32d 时达到相对稳定状态,为 1.02mg/L,这与 NO_3^-−N 浓度达到相对稳定状态的时间一致,此刻大量氮素已通过反硝化去除.实验结束时,M 组 TN 浓度为 1.09mg/L,显著低于 C 组(6.65mg/L)(P<0.05).这可能是因为 MABR 上附着生长的微生物的降解作用[39]以及膜的吸附作用[36]加速了 TN 转化,降低了上覆水 TN 浓度.TM 组 TN 浓度变化规律和 M 组类似,TM 组 TN 浓度于 32d 时稳定在 1.62mg/L 左右.实验结束时,M 组与 TM 组 TN 去除率分别为 88.2%和 83.3%,TM 组 TN 浓度为 1.52mg/L,与 M 组无显著差异(P>0.05),但显著低于 C 组和 T 组(P<0.05).在苏氏尾鳃蚓扰动使上覆水 TN 浓度增大的情况下 TM 组上覆水 TN 浓度仍显著低于对照组.表明存在苏氏尾鳃蚓时,MABR 对 TN 的去除效果仍能维持较高水平.

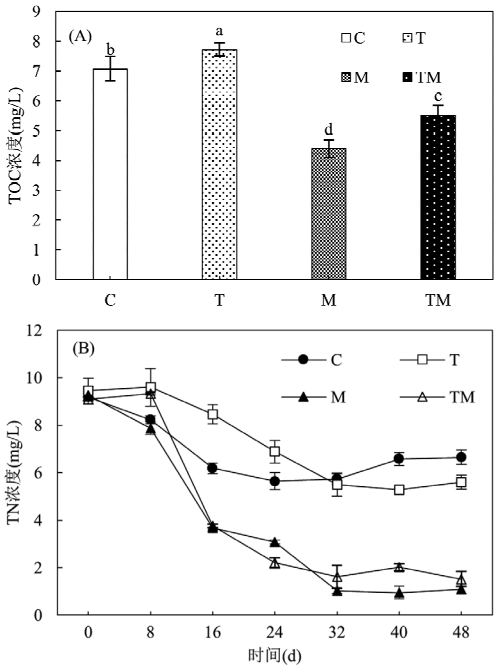


图 3　实验结束时上覆水中的 TOC(A)和实验过程中上覆水的 TN(B)浓度

Fig.3　Contents of TOC at the end of the experiment(A) and variation ofTNconcentrations(B)in overlying water

C:空白对照; T:苏氏尾鳃蚓;M:曝气膜;TM:苏氏尾鳃蚓+曝气膜

2.3　上覆水磷的浓度

实验周期内,各处理组上覆水的 PO_4^{3-}浓度变化

(图 4A)与 TP 浓度变化(图 4B)相似.

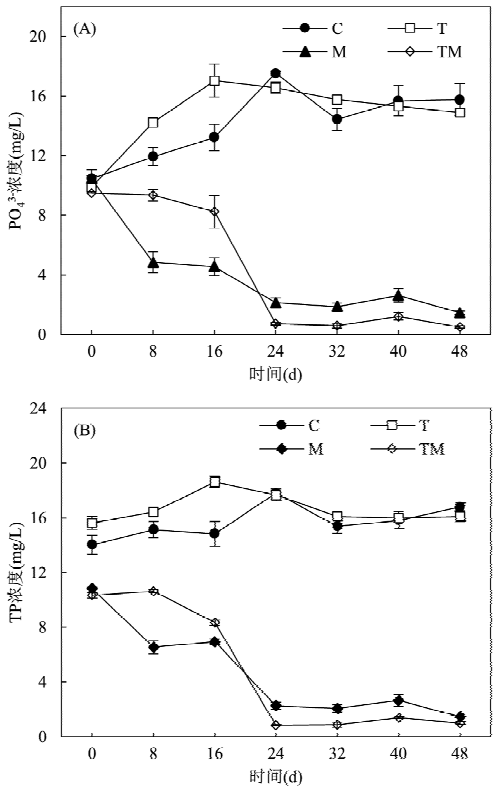


图 4 上覆水中的 PO_4^{3-}-P(A)和 TP(B)浓度

Fig.4 Variation of PO_4^{3-}-P(A) and TP(B) concentrations in overlying water

C:空白对照; T:苏氏尾鳃蚓;M:曝气膜;TM:苏氏尾鳃蚓+曝气膜

实验期间,C 组和 T 组的上覆水 PO_4^{3-}和 TP 浓度较高,都在 15.00mg/L 左右不断波动,其中 T 组 TP 浓度显著高于 C 组(P<0.05),而二者 PO_4^{3-}浓度差异不显著(P>0.05).实验开始前 16d 内,C 组和 T 组 PO_4^{3-}和 TP 浓度有所升高,这可能是因为沉积物中磷释放引起上覆水磷浓度增加.相较于 C 组,T 组 PO_4^{3-}和 TP 浓度更早达到最大值,苏氏尾鳃蚓扰动加速了沉积物磷释放.实验结束时,C 组和 T 组 PO_4^{3-}浓度分别为 15.75 和 14.87mg/L,TP 浓度分别为 16.77 和 16.11mg/L,二者差异不显著.有膜的 M、TM 组与无膜的 C、T 组实验开始时的 TP 浓度存在显著差异,当 MABR 膜组件在放入水体时,其表面的生物膜可能会立即开始吸附水中的 PO_4^{3-}.M 组 PO_4^{3-}和 TP 浓度总体呈现下降趋势,实验结束时,其 PO_4^{3-}浓度和 TP 浓度分别为 1.10 和 1.45mg/L,显著低于 C 组和 T 组(P<0.05),这可能是因为 MABR 表面的生物膜生长吸收了上覆水中的无机磷[2].其次,聚磷菌好氧吸收磷,也使上覆水 PO_4^{3-}浓度和 TP 浓度下降[44].TM 组 PO_4^{3-}和 TP 浓度变化 M 组呈现出相似的规律:在前 16d 内,TM 组 PO_4^{3-}和 TP 浓度更高,TM 组的 PO_4^{3-}和 TP 去除效果更差;而在 24d 后,TM 组 PO_4^{3-}和 TP 浓度更低,TM 组对 PO_4^{3-}和 TP 的去除效果更好.我们推测前期上覆水磷浓度增加可能是由于苏氏尾鳃蚓扰动使沉积物磷释放[45];24d 后 TM 组的 PO_4^{3-}和 TP 浓度更低,这可能是由于 MABR 无泡曝气形成的高浓度 DO 通过苏氏尾鳃蚓打造的竖直通道进入沉积物中,将沉积物中还原态的 Fe^{2+}氧化为 Fe^{3+},Fe^{3+}结合上覆水中 PO_4^{3-}形成了磷酸盐沉淀[46],使上覆水 PO_4^{3-}和 TP 浓度更低.最终,M 组和 TM 组 PO_4^{3-}去除率分别为 86.1%和 94.5%,TP 去除率分别为 86.6%和 90.8%, TM 组对上覆水 PO_4^{3-}和 TP 的去除效果更好.在存在苏氏尾鳃蚓时,MABR 对磷的去除效果仍能维持较高水平.

3 结论

3.1 MABR 技术有效增大了上覆水 DO 浓度和沉积物 DO 渗透深度.即使在苏氏尾鳃蚓存在且消耗 DO 的条件下,MABR 的复氧效能仍能维持较高水平:相比于对照组和苏氏尾鳃蚓组,上覆水的 DO 浓度分别为其 3.52 倍和 5.87 倍,沉积物 DO 渗透深度分别为其 1.13 倍和 1.31 倍.

3.2 MABR 技术能有效去除上覆水中的氮、磷污染物.在苏氏尾鳃蚓扰动增大上覆水氮磷浓度条件下,MABR 对氮、磷污染物的去除能力仍维持较高水平:TN 浓度在 32d 后趋于稳定,去除率达 83.3%;TP 浓度则在 24d 后稳定,去除率高达 90.8%.

3.3 在 MABR 高效复氧作用下,苏氏尾鳃蚓加速释放的 NH_4^+-N 被高效转化为 NO_3^--N 进而最终被去除;苏氏尾鳃蚓建造的竖直通道可能利于沉积物深层复氧进而实现高效控磷.MABR 去除水体氮磷的工艺系统能有效应对自然水体中苏氏尾鳃蚓的扰动.

参考文献:

[1] 曹秀梅.湖泊富营养化的防治对策研究 [J]. 太原科技, 2006,(10):54-55,58.
Cao X M. Study on prevention and control strategies for lake eutrophication [J]. Taiyuan Science and Technology, 2006,(10):54-55,58.

[2] He H Q,BrettM W, Avery L C, et al.Recent progress using membrane aerated biofilm reactors for wastewater treatment [J]. Water Science Technology, 2021,84(9):2131−2157.

[3] Hickey C W, Gibbs M M. Lake sediment phosphorus release management—decision support and risk assessment framework [J]. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 2009,43 (3):819−856.

[4] 徐英铭,黄杨瑞,吉庆华,等.高硝化活性细菌富集及强化人工湿地脱氮 [J]. 环境工程学报, 2024,18(12):3486−3492.
Xu Y M, Huang Y R, Ji Q H, et al. Enrichment of high nitrification activity bacteria and nitrogen removal enhancement in constructed wetlands [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2024, 18(12):3486−3492.

[5] LapointeBE, HerrenL W, Debortoli D D, et al. Evidenceo fsewage−driveneutrophicationandharmfulalgalbloomsinFlorida's Indian River Lagoon [J]. Harmful. Algae, 2015,43:82−102.

[6] Li P, Zhao D X, Zhang Y G, et al. Oil−field wastewatertreatment by hybrid membrane−aerated biofilm reactor(MABR)system [J]. Chemical Engineering Journal, 2015,264:595−602.

[7] ChuH Q, CaoD W, Dong B Z, et al. Bio−diatomitedynamic membranereactorfor micro−pollutedsurfacewatertreatment [J]. Water Research, 2010,44:1573−1579.

[8] Adhena A W. Application of membrane−aerated biofilm reactor in removing water and wastewater pollutants: Current advances, knowledge gaps and research needs − A review [J]. Environmental Challenges, 2022,8:100529.

[9] 李　骏.亲水型中空纤维膜式无泡充氧传递过程及其机理研究 [D]. 杭州:浙江大学, 2011.
Li J. Study on transfer processes and mechanism of hydrophilichollow fiber membranes for bubbleless aeration [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2011.

[10] 李凡一.大型底栖无脊椎动物优势群落生物扰动作用对沉积物−水界面生源要素迁移转化的影响 [D]. 青岛:青岛大学, 2024.
Li F Y. The impact of bioturbation on the migration and transformation ofbiogenic elements at the sediment water interface by dominant species ofbenthic macroinvertebrate communities [D]. Qingdao: Qingdao University, 2024.

[11] 高　杰, 黄屿玥, 韦　冰, 等. 底栖动物(苏氏尾鳃蚓 *Branchiurasowerbyi* 和椭圆萝卜螺 *Radix swinhoei*)对不同氮负荷程度沉积物脱氮的影响 [J]. 环境科学学报, 2022,42(11):202−210.
Gao J, Huang Y Y, Wei B, et al. Effect of macroinvertebrates (*Branchiurasowerbyi* and *Radix swinhoei*) on nitrogen removal ofsediment with varying nitrogen load levels [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2022,42(11):202−210.

[12] Mermillod−Blondin F, François−Carcaillet F, Rosenberg R. Biodiversity of benthic invertebrates and organic matter processing in shallow marine sediments:An experimental study [J]. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2005,315(2):187−209.

[13] Zhang L, Gu X, Fan C, et al. Impact of different benthic animals on phosphorus dynamics across the sediment−water interface [J]. Journal of Environmental Sciences, 2010,22(11):1674−1682.

[14] Mermillod−Blondin F. The functional significance of bioturbation andbiodeposition on biogeochemical processes at the water–sediment interface in freshwater and marine ecosystems[J]. Journal of the North American Benthological Society, 2011,30(3):770−778.

[15] 吴方同,陈锦秀,闫艳红,等.水丝蚓生物扰动对东洞庭湖沉积物氮释放的影响 [J]. 湖泊科学, 2011,23(5):731−737.
Wu F T, Chen J X, Yan Y H, et al. The influence of *Limnodrilu shoffmeisteri* bioturbation on nitrogen release from sedimentsin the East Lake Dongting [J]. Journal of Lake Sciences, 2011,23(5):731−737.

[16] Boeker C, Lueders T, Mueller M, et al. Alteration of physico−chemicaland microbial properties in freshwater substrates by burrowing invertebrates [J]. Limnologica, 2016,59:131−139.

[17] 逄　勇,庄　巍,韩　涛,等.风浪扰动下的太湖悬浮物实验与模拟 [J]. 环境科学, 2008,29(10):2743−2748.
Pang Y, Zhuang W, Han T, et al. Experiment and model simulation of suspended solids in Taihu Lake under wind−wave disturbance [J]. Environmental Science, 2008,29(10):2743−2748.

[18] 蔡永久,龚志军,秦伯强.太湖大型底栖动物群落结构及多样性 [J]. 生物多样性, 2010,18(1):50−59.
Cai Y J, Gong Z J, Qin B Q. Community structure and diversity of macrozoobenthos in Lake Taihu, a large shallow eutrophic lake in China [J]. Biodiversity Science, 2010,18(1):50−59.

[19] 张　敏,蔡庆华,渠晓东,等.三峡成库后香溪河库湾底栖动物群落演变及库湾纵向分区格局动态 [J]. 生态学报, 2017,37(13):4483−4494.
Zhang M, Cai Q H, Qu X D, et al. Macroinvertebrate succession and longitudinal zonation dynamics in Xiangxi Bay,after impoundment of the Three Gorges Reservoir [J]. Acta Ecologica Sinica, 2017,37(13): 4483−4494.

[20] Tian H, Hu Y, Xu X, et al. Enhanced wastewater treatment with high O−aminophenol concentration by two−stage MABR and its biodegradation mechanism [J]. Bioresource Technology, 2019,289: 121649.

[21] 魏复盛.水和废水监测分析方法(第四版) [M]. 北京:中国环境科学出版社, 2002:243−281.
Wei F S. Methods for the monitoring and analysis of water and wastewater (4th ed.) [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002:243−281.

[22] 国家环保总局.水和污水监测分析方法(第四版) [M]. 北京:中国环境科学出版社, 2002.
State Environmental Protection Administration of China. Methods for the monitoring and analysis of water and wastewater (4th ed.) [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.

[23] Huettel M, Berg P, Kostka E J. Benthic exchange and biogeochemical cycling in permeable sediments [J]. Annual Review of Marine Science, 2014,6(1):23−51.

[24] 商景阁.底栖生物扰动对太湖沉积物水界面氮迁移转化影响研究 [D]. 南京:中国科学院南京地理与湖泊研究所, 2010.
Shang J G. Study on the influence of benthic organism disturbance on nitrogen migration and transformation at the sediment−water interface in Taihu Lake [D]. Nanjing: Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, 2010.

[25] 吴方同,闫艳红,孙士权,等.水丝蚓生物扰动对沉积物磷释放的影响 [J]. 环境工程学报, 2011,5(5):1071−1076.

Wu F T, Yan Y H, Sun S Q, et al. Influence of *Limnodrilushoffmeisteri*bioturbation on phosphorus release from sediment [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2011,5(5):1071−1076.

[26] 潘超群,胡齐福,牛会星,等.曝气生物膜反应器处理受污染河道水体实验研究 [J]. 水处理技术, 2020,46(10):124−127.
Pan C Q, Hu Q F, Niu H X, et al. Experimental study on the treatment of polluted river by MABR [J]. Water Treatment Technology, 2020, 46(10):124−127.

[27] Gerino M, Stora G, François−Carcaillet F, et al. Macro−invertebrate functional groups in freshwater and marine sediments:A common mechanistic classification [J]. Vie et Milieu−Life and Environment, 2003,53(4):221−232.

[28] Ge S, Wang S, Yang X, et al. Detection of nitrifiers and evaluation of partial nitrification for wastewater treatment: A review [J]. Chemosphere, 2015:14085−98.

[29] 李 浩,李 鹏,李 波,等.MABR 用于城市景观河道水体修复的研究 [J]. 膜科学与技术, 2016,36(6):101−107,118.
Li H, Li P, Li B, et al. Studyon MABRapplicationincityriver bioremediation [J]. Membrane Science and Technology, 2016,36 (6):101−107,118.

[30] 薛庆举,蔡永久,龚志军.不同温度条件下霍甫水丝蚓(*Limnodrilush offmeisteri*)的氮磷排泄 [J]. 应用与环境生物学报, 2016,22(6): 1089−1095.
Xue Q J, Cai Y J, Gong Z J. Nitrogen and phosphorus excretions of *Limnodrilushoffmeisteri* at differenttemperatures [J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2016,22(6):1089−1095.

[31] Li J, Feng M, Zheng S, et al. The membrane aerated biofilm reactor for nitrogen removal of wastewater treatment: Principles, performances, and nitrous oxide emissions [J]. Chemical Engineering Journal, 2023,460:141693.

[32] Schramm A, De Beer D, Gieseke A, et al. Microenvironments and distribution of nitrifying bacteria in a membrane−boundbiofilm [J]. Environmental Microbiology, 2000,2(6):680−686.

[33] Ma B, Bao P, Wei Y, et al. Suppressing nitrite−oxidizing bacteria growth to achieve nitrogen removal from domestic wastewater via anammox using intermittent aeration with low dissolved oxygen [J]. Scientific Reports, 2015,5(1):13048.

[34] 刘 强,杨凤林,张兴文,等.碳管膜曝气膜生物反应器处理高浓度氨氮污水的研究 [J]. 水处理技术, 2007,(1):63−66.
Liu Q, Yang F L, Zhang X W, et al. Treatment of high concentration ammoniacal sewage by carbon tube membrane aeration biological reactor (MABR) [J]. Water Treatment Technology, 2007,(1):63−66.

[35] Abdelfattah A, Eltawab R, Hossain M I, et al. Membrane aerated biofilm reactor system driven by pure oxygen for wastewater treatment [J]. Bioresource Technology, 2024,393:130130.

[36] Li M, Du C, Liu J, et al. Mathematical modeling on the nitrogen removal inside the membrane−aerated biofilm dominated by ammonia−oxidizing archaea (AOA): effects of temperature, aeration pressure and COD/N ratio [J]. Chemical Engineering Journal, 2018, 338:680−687.

[37] Li Y, Zhang K. Pilot scale treatment of polluted surface waters using membrane−aerated biofilm reactor (MABR) [J]. Biotechnology & Biotechnological Equipment, 2018,32(2):376−386.

[38] Sanchez−Huerta C, Sanchez−Medina J,Wang C Z, et al. Understanding the role of sorption and biodegradation in the removal of organic micropollutants by membrane aerated biofilm reactor (MABR) with different biofilm thickness [J]. Water Research, 2023,236:119935.

[39] Li X L, Bao D G, Zhang Y Z, et al. Development and application of Membrane Aerated Biofilm Reactor (MABR) − A review [J]. Water, 2023,15(3):436−436.

[40] 田家宇,徐勇鹏,潘志辉,等.膜吸附生物反应器(MABR)用于饮用水去除有机物 [J]. 哈尔滨工业大学学报, 2010,42(10):1568−1571.
Tian J Y, Xu Y P, Pan Z H, et al. Membrane adsorption bioreactor (MABR) for organics removalin drinking water treatment [J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2010,42(10):1568−1571.

[41] 郭 丽,邓一深,张文馨,等.底栖动物群落扰动作用对沉积物−水界面生源要素的影响 [J]. 生态学报, 2025,45(7):3474−3486.
Guo L, Deng Y S, Zhang W X, et al. Effects of benthic community disturbance on biogenic elements at sediment−waterinterface [J]. Acta Ecologica Sinica, 2025,45(7):3474−3486.

[42] Zhang L, Gu X Z, Fan C X, et al. Impact of different benthic animals on phosphorus dynamicsacross the sediment−water interface [J]. Journal of Environmental Sciences, 2010,22(11):1674−1682.

[43] Ziebis W, Forster S, Huettel M, et al. Complex burrows of the mud shrimp *Callianassa truncata* andtheir geochemical impact in the sea bed [J]. Nature, 1996,382(6592):619−622.

[44] Li T, Liu J, Bai R. Membrane aerated biofilm reactors: a brief current review [J]. Recent Patents on Biotechnology, 2008,2(2):88−93.

[45] 姚婧梅,谭秋君,史思捷,等.生物扰动对镧系锁磷剂控磷效能的影响 [J]. 中国环境科学, 2023,43(7):3696−3703.
Yao J M, Tan Q J, Shi S J, et al. Study on the effect of bioturbation on the efficacy of lanthanum modified bentonite for phosphorus control [J]. China Environmental Science, 2023,43(7):3696−3703.

[46] 杨婷婷,刘 凌,陈沐松,等.摇蚊幼虫扰动对富营养化湖泊沉积物—水微界面磷释放的影响 [J]. 水电能源科学, 2016,34(12):69−73.
Yang T T, Liu L, Chen M S, et al. Influenceofchironomidlarvaebiotur bationonphosp hour scon centrations of microscaleinsediment−waterinterface [J]. Water Resources and Power, 2016,34(12):69−73.

致谢： 本实验的溶解氧渗透深度测定由重庆大学环境与生态学院李宏老师课题组协助完成,在此表示感谢.

作者简介： 邓连森(2001−),男,重庆人,重庆大学硕士研究生,主要从事水生态修复研究.dengliansen@163.com.