环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2019
Vol.40 No.9
第40卷 第9期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第40卷 第9期
2019年9月15日

目 次

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第40卷 第9期 2019年9月
Vol. 40, No. 9 Sep., 2019

沉降除藻协同沉积物覆盖对藻华水体甲烷释放的影响

朱琳[1], 于江华[1], 施文卿[2*], 易齐涛[3], 曹华勇[1], 蒲寅羽[1]
(1. 南京信息工程大学环境科学与工程学院, 江苏省大气环境监测与污染控制高技术研究重点实验室, 南京 210044; 2. 南京水利科学研究院生态环境研究中心, 南京 210029; 3. 安徽理工大学地球与环境学院, 淮南 232001)

摘要: 本研究以藻华水体甲烷释放为对象, 利用模拟柱培养实验, 探究了沉降除藻和沉积物覆盖复合技术对富营养化甲烷释放的影响. 结果表明, 沉降除藻结合沉积物覆盖处理可有效改善水环境, 实现对甲烷释放的控制, 但不同覆盖材料的效果存在差异; 活性炭效果要优于土壤和沸石. 相比于对照体系水体溶解氧(DO) <2.5 mg·L^{-1}和氧化还原电位(ORP) <100 mV, 沉积物界面ORP < −125 mV, 沉降除藻协同活性炭覆盖体系中水体DO和ORP分别升高至3.1 mg·L^{-1}和174 mV, 沉积物界面ORP逆转为168 mV, 实验期间甲烷释放量相对于对照组减少90.2%. 研究结果在富营养水体甲烷减排方面具有指导性意义.

关键词: 甲烷; 藻华; 沉降除藻; 沉积物覆盖; 氧化还原电位
中图分类号: X16 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2019)09-4238-06 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201810145

Synergy of Algal Sedimentation and Sediment Capping for Methane Emission Control in Bloom Waters

ZHU Lin[1], YU Jiang-hua[1], SHI Wen-qing[2*], YI Qi-tao[3], CAO Hua-yong[1], PU Yin-yu[1]
(1. Jiangsu Key Laboratory of Atmospheric Environmental Monitoring & Pollution Control, School of Environmental Science & Engineering, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China; 2. Center for Eco-environmental Research, Nanjing Hydraulic Research Institute, Nanjing 210029, China; 3. School of Earth and Environment, Anhui University of Science and Technology, Huainan 232001, China)

Abstract: This study tested a strategy in simulated column systems to control methane emissions from algal bloom waters using the combined technology of algae sedimentation and sediment capping. The results demonstrated that the synergy of algal sedimentation and sediment capping can effectively improve the water environment and reduce methane emissions; however, the improvement rate differed among capping materials. The use of activated carbon yielded better performance on the water environment improvement and methane emission control than soil and zeolite. Compared with the control system, the dissolved oxygen and redox potential in the water were increased from <2.5 mg·L^{-1} to 3.1 mg·L^{-1} and from <100 mV to 174 mV, respectively. In addition, the redox potential in the surface sediment was reversed from −125 mV to 168 mV after algal sedimentation with subsequent activated carbon capping. As a result, methane emissions in the algal sedimentation-activated carbon capping systems were decreased by 90.2% over the incubation period relative to the control system. This study provides useful insights into methane emission control in eutrophic waters.

Key words: methane; algal bloom; algal sedimentation; sediment capping; redox potential

近年来, 气候变暖导致干旱、洪涝、飓风等极端天气条件频发[1~3]. 甲烷作为第二大温室气体对温室效应贡献达20%[4]. 天然水体被认为是甲烷重要释放源之一[5,6]. 当水体发生富营养化时, 藻类大量繁殖, 其腐烂分解耗竭水体溶解氧, "营造"厌氧环境进一步促进甲烷产生与释放[7,8]. 目前, 富营养化水体甲烷释放已引起广泛关注, 并开展了大量调查研究[9~12], 但关于甲烷释放削减对策研究仍然匮乏. 沉降除藻技术可将水体藻类迅速转移至沉积物, 避免藻类在水体中腐烂分解[13,14]; 沉积物原位覆盖技术可实现底质改善[14]. 因此, 若将沉降除藻和沉积物原位覆盖协同实施, 藻华水体水环境可能有效改善, 甲烷释放进而得以削减. 本研究利用改性黏土将水体藻类沉降去除, 再分别用土壤、沸石和活性炭进行沉积物原位覆盖, 通过对比分析甲烷释放量, 探究沉降除藻协同沉积物覆盖处理对甲烷释放的削减效果, 以期为富营养水体甲烷减排提供指导.

1 材料与方法

1.1 实验材料

本实验所用土壤取自于江苏省无锡市太湖北岸. 土样采集后, 经去离子水洗涤、90℃烘干10 h、磨碎过筛(絮凝用土过180目筛, 覆盖用土过40目筛). 沸石和活性炭均购自北京开碧源贸易有限公司. 沸石为粉末状斜发沸石, 比表面积为43 m^2·g^{-1}, 孔容积为0.08 cm^3·g^{-1}; 活性炭为粉末状椰壳活性炭, 比表面积为1 600 m^2·g^{-1}, 孔容积0.85 cm^3·g^{-1}. 沸石和活性炭经去离子水洗、90℃

收稿日期: 2018-10-20; **修订日期**: 2019-03-26
基金项目: 国家自然科学基金项目(41701112); 南京信息工程大学启动经费项目(20181015)
作者简介: 朱琳(1988~), 女, 博士, 讲师, 主要研究方向为河湖碳氮循环, E-mail: zhulin0510420@126.com
* 通信作者, E-mail: shiwenqing2005320@126.com

烘干 10 h，过 40 目筛，待用. 壳聚糖购自青岛云宙生物技术有限公司.

1.2　模拟柱实验

为了减少模拟柱之间差异对研究结果的影响，本研究统一采集湖泊沉积物和水，分别混匀后建立模拟柱. 沉积物和湖水均取自江苏省太湖梅梁湾(31°31′58.8″N，120°10′57.0″E). 湖水和沉积物分别由 5 L 有机玻璃采水器和彼得森采泥器采集，采集的位置分别为表面水体下 10 cm 处和表层 0～10 cm. 采集的湖水和沉积物在黑暗条件下运输至实验室，分别完全混匀后分装至 15 根直径(内径)为 8.4 cm、高为 50 cm 的有机玻璃柱中，每个实验柱具有 10 cm 沉积物和 30 cm 上覆水. 模拟实验柱静置 2 周后，按太湖蓝藻暴发水平比例加入藻浆(Chl-a = 120 $\mu g \cdot L^{-1}$). 实验分为对照组、只沉降除藻组、沉降除藻协同土壤覆盖组、沉降除藻协同沸石覆盖组、沉降除藻协同活性炭覆盖组，每组 3 个重复. 沉降除藻采用改性土壤法[13,15]，首先利用传统烧杯实验，确定改性土剂量为 5 $mg \cdot L^{-1}$ 聚合氯化铝 + 100 $mg \cdot L^{-1}$ 土. 对照组：不进行任何处理；只沉降除藻组：仅进行沉降除藻而不进行覆盖处理；沉降除藻协同土壤、沸石和活性炭覆盖：沉降除藻后分别覆盖 2 cm 厚度的土壤、沸石和活性炭. 模拟柱在室温条件下(20℃ ± 1℃)运行 10 d. 运行过程中，模拟柱顶端未封闭. 处理第 0(处理前)、1、2、3、5、7 和 10 d 测定水体 DO 和 ORP，沉积物界面 ORP，并抽取水样 50 mL 过 0.45 μm 滤膜，测定水体 DOC 和 DIC.

1.3　理化指标分析

水体 DO 由便携式溶解氧测定仪(JPB-607A，Shanghai INESA Scientific Instrument Co.，Ltd.，China)测定；水体及沉积物界面 ORP 由便携式 ORP 测定仪(Orion 3-star，Thermo Fisher Scientific，USA)测定，ORP 电极为指示电极铂金和银/氯化银参比电极复合而成(301-C，上海三信). 在测定沉积物界面 ORP 过程中，小心地将 ORP 电极金属探针缓慢插入沉积物表层，通过 ORP 读数跳跃判断沉积物界面. 水体 DOC、DIC 由 TOC 分析仪(LiquiTOC II，Elementar，German)测定. 沉积物向水体 DOC 和 DIC 释放通量根据以下公式计算[16]：

$$F_i = \left[V \times (c_n - c_0) + \sum_{j-1}^{n} V_{j-1} \times (c_{j-1} - c_a) \right] \div (S \times t) \quad (1)$$

式中，F_i 是第 i d 的释放通量，$mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$；$V$ 是上覆水体积，L；c_0、c_n 和 c_{j-1} 分别是实验开始前、第 n d 和第 $(j-1)$ d 的营养盐浓度，$mg \cdot L^{-1}$；V_{j-1} 是取样体积，L；c_a 是补回水样浓度，$mg \cdot L^{-1}$；S 是沉积物面积，m^2；t 是实验运行时间，d.

1.4　甲烷释放通量测定

甲烷释放通量测定采用静态箱法进行(图 1)[12,17]. 具体操作流程为：将静态箱轻轻放在模拟柱上端，静置 30 min 后，用注射器缓慢注入静态箱 100 mL 空气，往复抽吸 3 次混匀后，直接用注射器再收回 100 mL 箱体内气体，用以测定运行开始时静态箱内甲烷含量，此时箱体内与大气压仍保持一致，避免因箱体内外压力差引起气体释放变异或造成静态箱被动漏气；关闭静态箱顶端气阀运行 2 h 后，用注射器吸取 100 mL 静态箱内气体，分析甲烷浓度变化. 收集的气体置于铝箔气袋(Dalian Delin Gas Packing Co.，Ltd.，China)中常温常压保存，利用气相色谱及时测定(7890B，AgilentTechnologies，USA). 每个实验柱测定 3 次取平均值. 根据公式(2)计算甲烷释放通量，再利用 MATLAB(MathWorks，USA)软件采用梯形法计算体系运行期间甲烷累积释放量.

$$F = \frac{S \times F_1 \times F_2 \times V}{A} \quad (2)$$

式中，F 为待测气体通量，$mol \cdot (m^2 \cdot h)^{-1}$；$S$ 表示待测气体浓度随时间的变化速率，$mol \cdot h^{-1}$；V 为静态箱顶空体积，m^3；A 为静态箱覆盖水面面积，m^2；F_1 和 F_2 为转换系数.

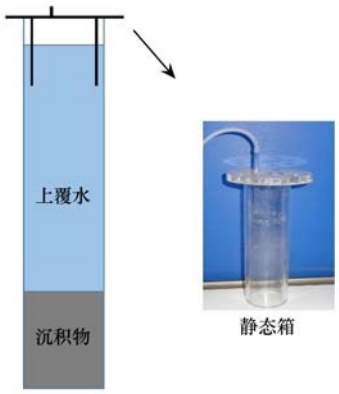


图 1　柱实验中甲烷气体收集装置示意

Fig. 1　Device for methane collection in the simulated column systems

1.5　数据统计分析

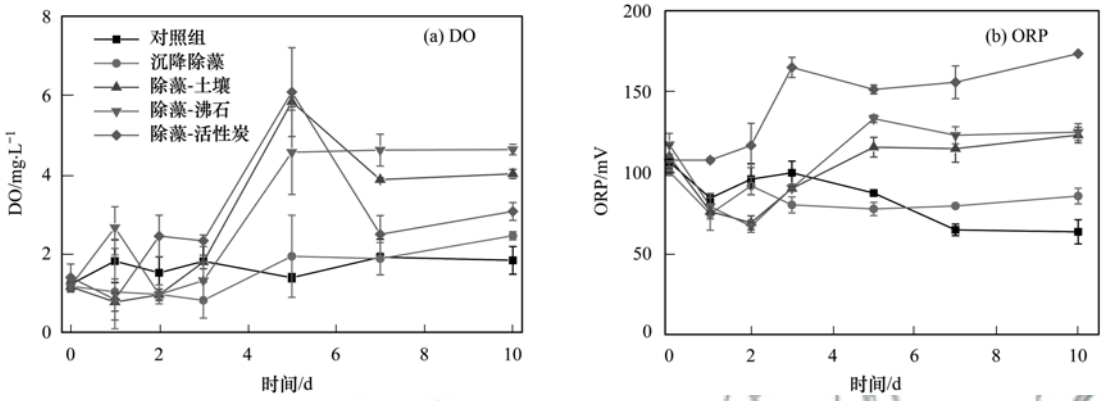
采用单因素方差分析法(ANOVA)分析不同实验组相关指标之间的差异，并采用 Tukey 分析方法进行多重比较. 标准方差由 3 个重复实验组的结果计算所得. 所有的统计分析均使用 SPSS 22.0 软件进行，显著差异水平均采用 $P < 0.05$.

2　结果与分析

2.1　水体 DO 和 ORP

在对照体系里，水体 DO 和 ORP 一直维持较低

水平，实验运行期间水体 DO 低于 2.0 mg·L^{-1}，ORP 低于 100 mV. 沉降除藻处理对水体影响较小，水体 DO 和 ORP 与对照体系之间无显著性差异（$P>0.05$）. 水体 DO 和 ORP 在整个实验运行期间分别维持在低于 2.5 mg·L^{-1}和 100 mV 水平（图 2）. 藻沉降后，覆盖处理对水体 DO 具有一定的提升作用. 在土壤、沸石和活性炭覆盖体系中，水体 DO 在初始 3 d 内变化不明显，维持在 1.0 ~ 2.5 mg·L^{-1}，在第 5 d 分别提升至 5.9、4.6 和 6.1 mg·L^{-1}，在第 10 d 又分别下降至 4.0、4.6 和 3.1 mg·L^{-1}［图 2(a)］. 沉降除藻后覆盖处理对水体 ORP 也具提升作用，但不同覆盖材料具有差异性（$P<0.05$）. 土壤和沸石覆盖对水体 ORP 效果相似（$P>0.05$），而活性炭效果最为显著（$P<0.05$）. 实验运行 10 d 后，土壤、沸石和活性炭覆盖体系中，水体 ORP 分别提升至 123、125 和 174 mV［图 2(b)］.



误差棒代表标准偏差，下同

图 2 各处理体系中水体 DO 和 ORP 变化情况

Fig. 2 Changes in DO and ORP in the water column in the simulated column systems

2.2 沉积物界面 ORP

在对照体系中，沉积物界面 ORP 在整个实验运行期间均处于较低水平，维持在 −125 ~ −150 mV. 藻沉降后，沉积物表层出现恶化现象，ORP 值明显进一步下降（$P<0.05$），整个实验运行期间维持在 −185 ~ −215 mV 的更低水平. 藻沉降后不同材料覆盖处理，对沉积物均具有一定程度的改善效果，土壤和沸石覆盖效果无显著性差异（$P>0.05$），但活性炭的效果最佳（$P<0.05$）. 土壤、沸石和活性炭覆盖 1 d 后，沉积物界面 ORP 均实现逆转，分别升至 12、24 和 196 mV，随后出现下降现象，10 d 后，分别降至 −20、−8 和 168 mV（图 3）.

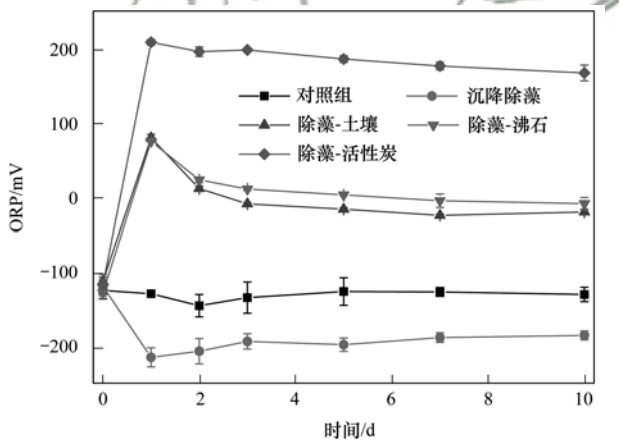


图 3 各处理体系中沉积物界面 ORP 变化情况

Fig. 3 ORP changes at the sediment-water interface in the simulated column systems

2.3 甲烷释放通量

在对照体系内，甲烷释放保持较高水平. 在实验运行开始 1 周内逐渐上升，在第 7 d 通量达到最大值 27.0×10^{-6} mol·(m^2·h)$^{-1}$；若将藻类沉降至沉积物表层，甲烷释放进一步加强. 在只沉降除藻体系中，甲烷释放在第 5 d 已达 54.9×10^{-6} mol·(m^2·h)$^{-1}$，随后出现下降现象（图 4）. 实验运行期间，对照体系和沉降除藻体系甲烷释放总量分别为 173.4×10^{-6} mol·m^{-2} 和 361.2×10^{-6} mol·m^{-2}. 覆盖处理后，实验体系甲烷释放出现不同程度削减现象，但不同覆盖材料之间存在差异性. 藻沉降土壤与沸石覆盖对甲烷释放的削减效果无显著差异（$P>0.05$），相比于对照组甲烷释放总量分别削减 38.6% 和 32.7%，而活性炭覆盖削减效果显著高于土壤与沸石覆盖（$P<0.05$），相比于对照组甲烷释放总量削减 90.2%. 土壤覆盖后，甲烷释放在第 3 d 通量达到最大值 21.2×10^{-6} mol·(m^2·h)$^{-1}$，随后出现下降现象，甲烷释放总量为 106.5×10^{-6} mol·m^{-2}；沸石覆盖后，甲烷释放在第 5 d 达到最大值 20.9×10^{-6} mol·(m^2·h)$^{-1}$后，随后也出现下降，甲烷释放总量仅为 116.7×10^{-6} mol·m^{-2}；而藻沉降后活性炭覆盖体系中，甲烷释放在实验运行期间一直维持在低于 3.1×10^{-6} mol·(m^2·h)$^{-1}$的较低水平，甲烷释放总量仅为

17.0×10^{-6} mol·m^{-2}(图 4).

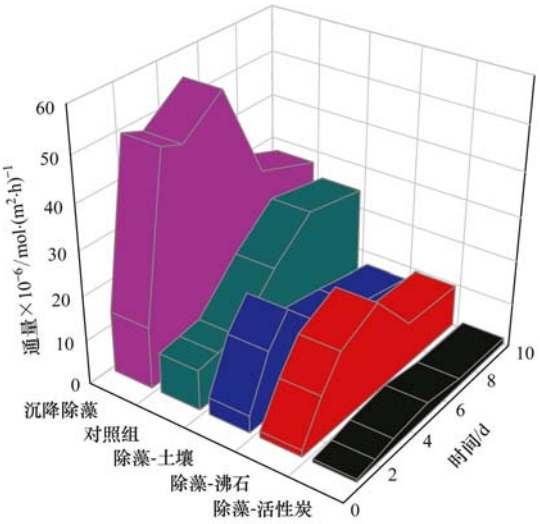


图 4　各处理体系中甲烷释放情况

Fig. 4　Methane fluxes across the water-air interface in the simulated column systems

2.4　水体 DOC、DIC 浓度及其通量

对照体系内，水体 DOC 浓度在第 1 d 出现略微上升，之后出现下降趋势，在整个实验运行期间维持在 12.5 ~ 15.0 mg·L^{-1}之间. 沉降除藻对水体 DOC 影响较小，水体 DOC 变化趋势与对照体系总体上无显著性差异[图 5(b)]($P>0.05$). 藻沉降后覆盖处理对水体 DOC 具有一定削减作用，在第 2 d 达到相对稳定状态，但不同覆盖材料对 DOC 削减效果存在差异($P<0.05$). 在第 10 d，土壤、沸石和活性炭覆盖处理体系中，水体 DOC 分别为 10.9、13.7 和 3.6 mg·L^{-1}. 各个体系内沉积物 DOC 释放通量均为负值，这表明，沉积物扮演着 DOC“汇”的角色. 对照体系中，沉积物 DOC 通量为 −0.11 g·(m^2·d)$^{-1}$；沉降除藻和藻沉降后沸石覆盖对 DOC 通量影响较小，与对照组无显著性差异($P>0.05$)，分别为 −0.09 g·(m^2·d)$^{-1}$和 −0.12 g·(m^2·d)$^{-1}$；藻沉降后土壤和活性炭覆盖增强了沉积物“汇”作用，但活性炭覆盖的效果更强，DOC 通量分别为 −0.21 g·(m^2·d)$^{-1}$和 −0.45 g·(m^2·d)$^{-1}$ [图 5(d)]. 在整个实验运行期间，各处理体系水体 DIC 均呈现上升趋势[图 5(a)]. 与对照体系相比，沉降除藻和沉降除藻后覆盖处理均增加了水体 DIC，其中藻沉降后活性炭覆盖处理对 DIC 提升效果最为显著($P<0.05$). 在第 10 d，对照体系、藻沉降体系、沉降除藻协同土壤覆盖体系、沉降除藻协同沸石覆盖体系和沉降除藻协同活性炭覆盖体系中水体 DIC 分别上升至 71.8、82.3、80.2、76.1 和 87.3 mg·L^{-1}. 与 DOC 不同，沉积物扮

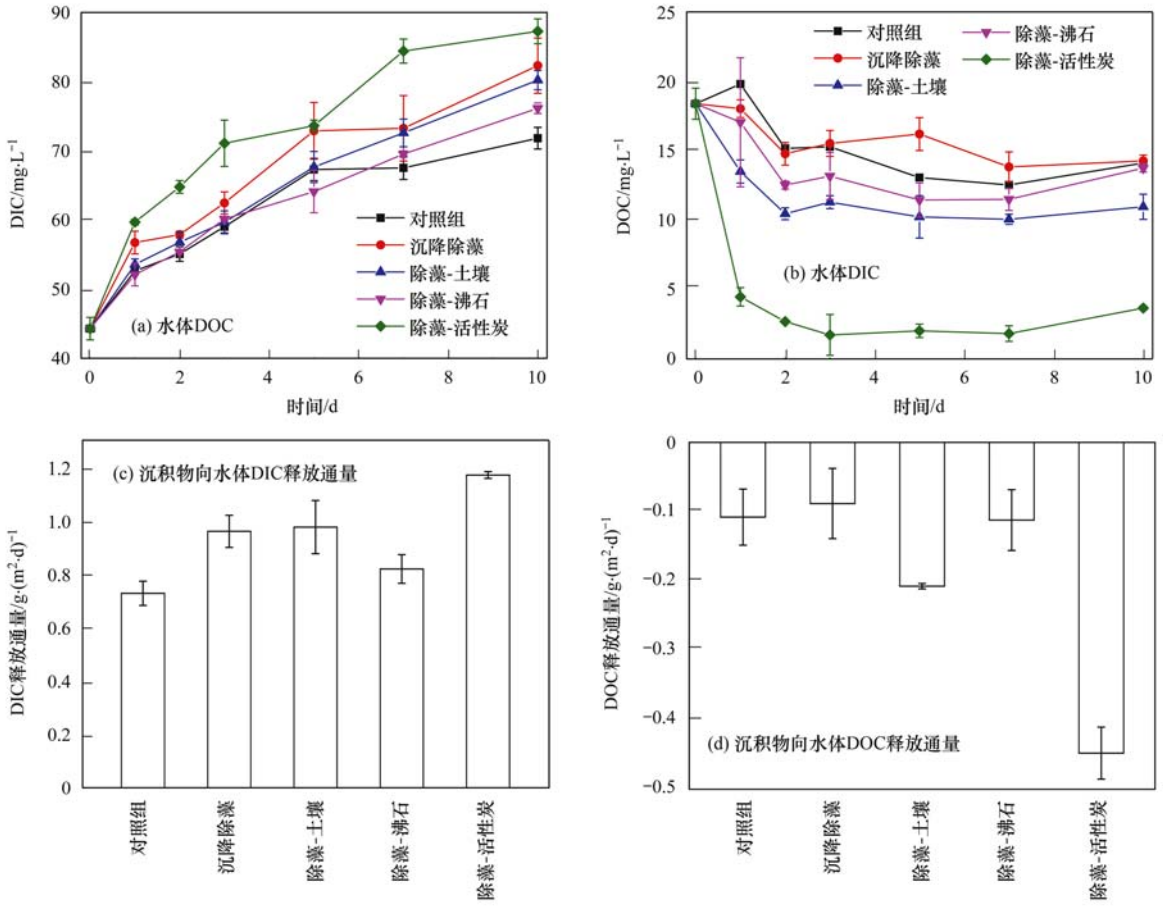


图 5　各处理体系中水体中 DOC 和 DIC 浓度变化和沉积物向水体的 DOC 和 DIC 释放通量

Fig. 5　Changes in DOC and DIC concentrations in the water column, and the DOC and DIC fluxes from sediment to water

演着 DIC“源”的角色，其中藻沉降后活性炭覆盖体系中，沉积物 DIC 释放通量增加最为显著($P < 0.05$)．对照体系、藻沉降体系、沉降除藻协同土壤覆盖体系、沉降除藻协同土壤沸石覆盖体系和沉降除藻协同土壤活性炭覆盖体系沉积物在 10 d 内 DIC 释放通量分别为 0.73、0.96、0.98、0.82 和 1.2 $g\cdot(m^2\cdot d)^{-1}$[图 5(c)]．

3 讨论

3.1 沉降除藻协同沉积物覆盖对水环境改善效果

在富营养水体中，藻类大量生长，其生长后期时腐烂分解消耗水体溶解氧，形成缺氧环境，促进甲烷产生、释放．沉降除藻虽然可将水体中藻类转移至沉积物表层，实现水质改善[13,14]，但沉降至沉积物表层的藻体腐烂分解时，仍然消耗上覆水体溶解氧，且恶化底质．因此，本研究中沉降除藻处理体系中水体 DO 和 ORP 与对照组相比并无显著差异(图 2)，且沉积物 ORP 呈现进一步走低现象(图 3)．当沉降除藻后继续进行覆盖处理，则对水环境具有不同程度的改善效果，这是由于覆盖材料在使用之前往往长期暴露于空气中，对水环境具有一定改善功能[14]．但是，不同的覆盖材料因自身性质差异，对水环境改善效果也不尽相同．总体上，活性炭效果相对最好，土壤和沸石效果相对较差，这主要是因为活性炭为多孔结构，具有较高的比表面积，因而常被用做气体吸附剂，用于空气净化[18,19]，当其用作覆盖材料时，可携带大量空气向沉积物表层输入，具有较强的沉积物修复效果[20]．天然沸石虽然也是多孔材料，但孔隙度相对很低，土壤颗粒多为黏土或沙子实粒，因而对水环境的改善效果有限．

3.2 沉降除藻协同沉积物覆盖对有机碳分解的影响

沉降除藻对水体 DOC 影响较小，但增加了水体 DIC 水平．实验结束时，藻沉降体系水体 DIC 和沉积物 DIC 通量相比于未处理体系均有提升(图 5)，这是因为藻类沉降后，在沉积物丰富的微生物作用下，加快了藻源性有机物向 DIC 转化．藻沉降后进一步进行覆盖处理，则可降低水体 DOC 水平，增强沉积物“汇”的功能，这主要是由于覆盖材料的物理阻隔作用．实验运行结束后，土壤、沸石和活性炭覆盖体系中，水体 DOC 相比于未处理对照组均有所降低[图 5(b)]，水体向沉积物 DOC 通量随之增加，其中活性炭覆盖最为明显[图 5(d)]．由于覆盖处理对沉积物界面微环境改善作用(图 3)，DOC 分解转化为 DIC 速度加快，水体 DIC 量增加[图 5(a)]，沉积物向水体 DIC 通量也相应增加[图 5(c)]．在天然水生态系统中，藻源性有机碳比陆地输入的有机碳易于矿化分解，在缺氧环境下分解产物多为甲烷．沉积物原位覆盖可一定程度地改善表层沉积物微环境，调控碳分解方式．土壤、沸石和活性炭覆盖促进 DOC 向 DIC 转化，并增大沉积物向水体的 DIC 通量，而水体 DIC 浓度增加可提高水体二氧化碳分压，促进二氧化碳释放[21]．这表明，覆盖处理促使藻源性有机碳的有氧分解加强，抑制其厌氧分解，但覆盖材料对表层沉积物微环境改善效果不同，进而对有机碳分解调控能力也不相同．活性炭对表层沉积物微环境改善效果相对较好(图 2)，水体 DIC 浓度及其沉积物通量相对较高，而沸石和土壤改善效果相对较低，水体 DIC 浓度及其沉积物通量则相应较低．

3.3 沉降除藻协同沉积物覆盖对甲烷释放的影响

天然水体中，甲烷主要产生于厌氧沉积物中[22,23]．藻类腐烂分解恶化水质和底质，引起甲烷大量释放[24]．在未处理体系中，实验运行开始 1 周内，甲烷释放通量逐渐上升，在第 7 d 达到最大值 $27.0\times10^{-6}\ mol\cdot(m^2\cdot h)^{-1}$．沉降除藻虽然可以将藻类转移至沉积物表层，不仅未能实现对甲烷释放量的削减，反而促进甲烷进一步释放．在只沉降除藻处理体系中，甲烷释放量在第 5 d 已达 $54.9\times10^{-6}\ mol\cdot(m^2\cdot h)^{-1}$．这主要是因为沉降藻类在沉积物表层腐烂分解，引起水环境缺氧，促进甲烷产生．藻沉降后进一步覆盖处理对甲烷释放具有一定程度削减作用(图 4)，这是因为这些覆盖材料对沉积物厌氧状况具有一定改善作用(图 2 和图 3)．活性炭材料因对沉积物改善效果优于土壤和沸石(图 2)，对甲烷释放的削减作用也相对较强，实验期间甲烷释放一直维持小于 $3.1\times10^{-6}\ mol\cdot(m^2\cdot h)^{-1}$ 的较低水平(图 4)．沉降除藻协同沉积物覆盖可能通过微生物调控实现对甲烷释放控制，即水环境改善抑制了产甲烷菌产生甲烷，促进了甲烷氧化菌氧化消耗甲烷，致使甲烷释放量降低[25,26]，此方面还需利用分子生物学手段进一步研究．藻源性有机碳易分解，一般在藻类沉降后一周内快速分解，因此本研究重点关注了藻类腐烂分解关键期，而关于技术实施的持续效果，还需进一步扩大实验体系，进行长期运行监测．

4 结论

富营养化水体藻类腐烂分解耗竭水体溶解氧，导致甲烷温室气体大量释放．单一沉降除藻处理虽然实现水体藻类有效清除，但转移至沉积物表层的藻类腐烂分解，仍引起大量甲烷产生与释放；若沉

降除藻后进一步覆盖处理，可有效改善水环境，调控碳分解方式，实现甲烷排放削减，但不同覆盖材料的效果存在差异，其中，活性炭覆盖材料优于土壤和沸石，相比于对照组削减 90.2% 甲烷排放量. 因此，沉降除藻协同沉积物覆盖技术可实现对富营养化水体甲烷释放削减效果.

参考文献：

[1] Min S K, Zhang X B, Zwiers F W, *et al*. Human contribution to more-intense precipitation extremes [J]. Nature, 2011, **470** (7334): 378-381.

[2] Tollefson J. Heatwaves blamed on global warming[J]. Nature, 2012, **488**(7410): 143-144.

[3] Smith K R, Desai M A, Rogers J V, *et al*. Joint CO_2 and CH_4 accountability for global warming[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2013, **110** (31): E2865-E2874.

[4] Wuebbles D J, Hayhoe K. Atmospheric methane and global change[J]. Earth-Science Reviews, 2002, **57**(3-4): 177-210.

[5] 贾磊, 蒲旖旎, 杨诗俊, 等. 太湖藻型湖区 CH_4、CO_2 排放特征及其影响因素分析[J]. 环境科学, 2018, **39**(5): 2316-2329.
Jia L, Pu Y N, Yang S J, *et al*. Analysis of greenhouse gas emission characteristics and their influencing factors in the algae zone of Lake Taihu[J]. Environmental Science, 2018, **39**(5): 2316-2329.

[6] 赵静, 张桂玲, 吴莹, 等. 长江中溶存甲烷的分布与释放[J]. 环境科学, 2011, **32**(1): 18-25.
Zhao J, Zhang G L, Wu Y, *et al*. Distribution and emission of methane from the changjiang[J]. Environmental Science, 2011, **32**(1): 18-25.

[7] West W E, Creamer K P, Jones S E. Productivity and depth regulate lake contributions to atmospheric methane [J]. Limnology and Oceanography, 2016, **61**(S1): S51-S61.

[8] Zhou Y Q, Xiao Q T, Yao X L, *et al*. Accumulation of terrestrial dissolved organic matter potentially enhances dissolved methane levels in eutrophic lake Taihu, China [J]. Environmental Science & Technology, 2018, **52**(18): 10297-10306.

[9] Gülzow W, Gräwe U, Kedzior S, *et al*. Seasonal variation of methane in the water column of Arkona and Bornholm Basin, western Baltic Sea[J]. Journal of Marine Systems, 2014, **139**: 332-347.

[10] 龙丽, 肖尚斌, 张成, 等. 亚热带浅水池塘水-气界面甲烷通量特征[J]. 环境科学, 2016, **37**(12): 4552-4559.
Long L, Xiao S B, Zhang C, *et al*. Characteristics of methane flux across the water-air interface in subtropical shallow ponds [J]. Environmental Science, 2016, **37**(12): 4552-4559.

[11] 张军伟, 雷丹, 肖尚斌, 等. 三峡库区香溪河秋末至中冬 CO_2 和 CH_4 分压特征分析[J]. 环境科学, 2016, **37**(8): 2924-2931.
Zhang J W, Lei D, Xiao S B, *et al*. Partial pressure of carbon dioxide and methane from autumn to winter in xiangxi bay of the Three Gorges Reservoir[J]. Environmental Science, 2016, **37** (8): 2924-2931.

[12] 彭文杰, 李强, 宋昂, 等. 五里峡水库初级生产力对水气界面二氧化碳和甲烷排放速率时空变化的影响[J]. 环境科学, 2018, **39**(6): 2673-2679.
Peng W J, Li Q, Song A, *et al*. Spatial-temporal variations of CO_2 and CH_4 flux through a water-air interface under the effect of primary productivity in Wulixia reservoir [J]. Environmental Science, 2018, **39**(6): 2673-2679.

[13] Pan G, Yang B, Wang D, *et al*. In-lake algal bloom removal and submerged vegetation restoration using modified local soils[J]. Ecological Engineering, 2011, **37**(2): 302-308.

[14] Pan G, Dai L C, Li L, *et al*. Reducing the recruitment of sedimented algae and nutrient release into the overlying water using modified soil/sand flocculation-capping in eutrophic lakes [J]. Environmental Science & Technology, 2012, **46** (9): 5077-5084.

[15] 邹华, 潘纲, 陈灏. 壳聚糖改性粘土对水华优势藻铜绿微囊藻的絮凝去除[J]. 环境科学, 2004, **25**(6): 40-43.
Zou H, Pan G, Chen H. Flocculation and removal of water bloom cells *Microcystis aeruginosa* by chitosan-modified clays [J]. Environmental Science, 2004, **25**(6): 40-43.

[16] 王伟颖, 吕昌伟, 何江, 等. 湖泊水-沉积物界面 DIC 和 DOC 交换通量及耦合关系[J]. 环境科学, 2015, **36**(10): 3674-3682.
Wang W Y, Lü C W, He J, *et al*. Exchange fluxes and coupling relationship of dissolved inorganic carbon and dissolved organic carbon across the water-sediment interface in lakes [J]. Environmental Science, 2015, **36**(10): 3674-3682.

[17] Duchemin E, Lucotte M, Canuel R. Comparison of static chamber and thin boundary layer equation methods for measuring greenhouse gas emissions from large water bodies [J]. Environmental Science & Technology, 1999, **33**(2): 350-357.

[18] 卢春兰, 朱波, 张晓琳. 木质活性炭对苯的吸附/脱附性能研究[J]. 环境科学与技术, 2017, **40**(S1): 12-15.
Lu C L, Zhu B, Zhang X L. Study of benzene adsorption/desorption of wooden activated carbons [J]. Environmental Science & Technology, 2017, **40**(S1): 12-15.

[19] 莫德清, 叶代启. 活性碳纤维表面改性及其在气体净化中的应用[J]. 环境科学与技术, 2008, **31**(9): 77-81, 98.
Mo D Q, Ye D Q. Surface property modification of activated carbon fiber and its application to gas purification [J]. Environmental Science & Technology, 2008, **31**(9): 77-81, 98.

[20] Sircar S, Golden T C, Rao M B. Activated carbon for gas separation and storage[J]. Carbon, 1996, **34**(1): 1-12.

[21] Van Dam B R, Tobias C, Holbach A, *et al*. CO_2 limited conditions favor cyanobacteria in a hypereutrophic lake: An empirical and theoretical stable isotope study[J]. Limnology and Oceanography, 2018, **63**(4): 1643-1659.

[22] 郭莹莹, 陈坚, 尹希杰, 等. 九龙江河口表层水体及沉积物中甲烷的分布和环境控制因素研究[J]. 环境科学, 2012, **33**(2): 558-564.
Guo Y Y, Chen J, Yin X J, *et al*. Spatial distribution of methane in surface water and sediment of Jiulongjiang Estuary and the effect environment factors of it [J]. Environmental Science, 2012, **33**(2): 558-564.

[23] Maeck A, DelSontro T, McGinnis D F, *et al*. Sediment trapping by dams creates methane emission hot spots[J]. Environmental Science & Technology, 2013, **47**(15): 8130-8137.

[24] Xiao S B, Wang Y C, Liu D F, *et al*. Diel and seasonal variation of methane and carbon dioxide fluxes at Site Guojiaba, the Three Gorges Reservoir[J]. Journal of Environmental Sciences, 2013, **25**(10): 2065-2071.

[25] Billard E, Domaizon I, Tissot N, *et al*. Multi-scale phylogenetic heterogeneity of archaea, bacteria, methanogens and methanotrophs in lake sediments[J]. Hydrobiologia, 2015, **751** (1): 159-173.

[26] Zhu L, Qin B Q, Zhou J, *et al*. Effects of turbulence on carbon emission in shallow lakes [J]. Journal of Environmental Sciences, 2018, **69**: 166-172.

HUANJING KEXUE Vol. 40 No. 9
Environmental Science (monthly) Sep. 15, 2019

CONTENTS