

秋季连续打捞蓝藻对水—气界面温室气体通量的影响*

荀凡^{1,2}, 杜先^{1,3}, 陈新芳⁴, 刘高飞⁴, 齐天赐^{1,2}, 冯慕华^{1**}

(1: 中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008)

(2: 中国科学院大学, 北京 100049)

(3: 苏州科技大学环境科学与工程学院, 苏州 215009)

(4: 河海大学水文水资源学院, 南京 210098)

摘要: 在巢湖西北半湖近岸带设置大型围隔研究秋季连续打捞蓝藻对湖泊温室气体通量的影响, 应用 YL-1000 型大型仿生式水面蓝藻清除设备进行原位打捞蓝藻, 通过便携式温室气体分析仪—静态箱法对大型围隔内水—气界面 CH_4 、 CO_2 通量特征及其影响因素进行观测。结果表明: 对比未打捞区, 蓝藻连续打捞下打捞区水体中叶绿素 a (Chl. a)、悬浮物 (SS) 浓度不断下降, 两者削减率分别为 72%、85%, Chl. a 、SS 浓度分别下降到 $29.6 \pm 2.5 \mu\text{g/L}$ 、 $12.5 \pm 1.2 \text{ mg/L}$, 打捞对围隔内颗粒态物质去除效果十分明显; 打捞过程中水体溶解性有机物 (DOM) 中微生物代谢类腐殖质 (C1)、类蛋白 (C3) 显著下降趋势, 打捞区 C1、C3 组分 (0.18 ± 0.02 、 $0.06 \pm 0.01 \text{ RU}$) 强度明显低于未打捞区 (0.26 ± 0.05 、 $0.12 \pm 0.03 \text{ RU}$), 打捞能有效控制藻源性溶解性有机质释放。同时, 打捞区水—气界面 CH_4 通量呈显著下降趋势, 未打捞区 CH_4 通量平均值 ($17.473 \pm 1.514 \text{ nmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$) 为打捞区 ($7.004 \pm 4.163 \text{ nmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$) 近 2 倍, CH_4 通量与 Chl. a 、C1、C3 组分均呈显著正相关, 水体中藻源性溶解态有机质对 CH_4 通量具有促进作用; 打捞区 CO_2 释放通量呈显著上升趋势, 打捞区 CO_2 吸收通量 ($-0.200 \pm 0.069 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$) 明显低于未打捞区 ($-0.344 \pm 0.017 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$), CO_2 通量与 Chl. a 、温度均呈显著负相关。秋季打捞对 CH_4 、 CO_2 综合日平均通量减排量值为 $0.275 \pm 0.076 \text{ mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ (以 CO_2 当量计)。研究结果揭示了巢湖秋季连续打捞蓝藻过程对水—气界面温室气体具有显著减排作用, 且能在一定程度上减缓蓝藻水华与湖泊富营养化、气候变暖之间的恶性循环, 为湖泊碳循环和蓝藻水华灾害防控提供科学数据支撑和理论参考。

关键词: 巢湖; 温室气体通量; 蓝藻水华; 打捞; 藻源有机物

Effects of continuous cyanobacterial salvaging on greenhouse gas flux on water-air interface in autumn*

XUN Fan^{1,2}, DU Xian^{1,3}, CHEN Xinfang⁴, LIU Gaofei⁴, QI Tianci^{1,2} & FENG Muhua^{1**}

(1: State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P.R.China)

(2: University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P.R.China)

(3: College of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, P.R.China)

(4: College of Hydrology and Water Resources, Hohai University, Nanjing 210008, P.R.China)

Abstract: To investigate greenhouse gas flux on the water-air interface in autumn, the large enclosures were built up in the near-shore zone of the northwestern Lake Chaohu, China. The YL-1000 large-scale bionic cyanobacteria removal equipment was used to salvage cyanobacteria *in situ*. The characteristics of CH_4 and CO_2 fluxes and their influencing factors in the salvaging and control zone were observed by static chamber method equipped with a portable greenhouse gas analyzer. The results showed that the con-

* 2020-01-02 收稿; 2020-02-16 收修稿。

国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2017ZX07603-005, 2017ZX07203-003)、国家自然科学基金项目 (41877482, 41471075) 和江苏省高校水处理技术与材料协同创新中心项目联合资助。

** 通信作者; E-mail: mhfang@niglas.ac.cn.

centration of chlorophyll-*a* and suspended solids (SS) ($29.6 \pm 2.5 \mu\text{g/L}$ and $12.5 \pm 1.2 \text{ mg/L}$, respectively) in the salvaging zone significantly decreased with the reduction rate of 72% and 85%, respectively, compared with those in the control. The removal of particulate matter like total nitrogen, total phosphorus, SS and COD_{Mn} after salvaging was effective. The microbially-derived humic-like (C1) and autochthonous protein-like (C3) components in the DOM significantly decreased during the salvaging process. The C1 and C3 fluorescence intensity ($0.18 \pm 0.02 \text{ RU}$ and $0.06 \pm 0.01 \text{ RU}$, respectively) in the salvaging zone were significantly lower than those of control ($0.26 \pm 0.05 \text{ RU}$ and $0.12 \pm 0.03 \text{ RU}$, respectively), which suggested that salvaging can effectively control the release of algal-derived dissolved organic matter. The average flux of CH_4 in the control ($17.473 \pm 1.514 \text{ nmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$) was twice than that of the salvaging zone ($7.004 \pm 4.163 \text{ nmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$). In the salvaging zone, CH_4 flux was significantly positively correlated with Chl.*a*, C1 and C3 components, which suggested that algal-derived organic matter could promote CH_4 flux. The CO_2 flux showed a significant upward trend in the salvaging zone and remained constant in the control. The CO_2 flux ($-0.200 \pm 0.069 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$) in the salvaging zone was significantly higher than that in the control ($-0.344 \pm 0.017 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$). The CO_2 flux was significantly negatively correlated with Chl.*a* and temperature in salvaging zone. The total greenhouse gas emission reduction for CH_4 and CO_2 is $0.275 \pm 0.076 \text{ mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ (carbon dioxide equivalent). The results reveal that the continuous cyanobacterial salvaging process in Lake Chaohu reduces the flux of greenhouse gas on the water-air interface, and can slow down the vicious cycles between cyanobacterial blooms and lake eutrophication and climate warming.

Keywords: Lake Chaohu; greenhouse gas flux; cyanobacterial bloom; harvest; algal-derived organic matter

近年来,大气 CH_4 、 CO_2 这 2 种主要温室气体的浓度持续上升^[1],对人类生存以及社会经济可持续发展造成了严重威胁,温室效应已成为全球最为关注的环境问题之一. 淡水生态系统是重要的温室气体释放源,其释放到大气中的 CH_4 占自然源 CH_4 总释放量的比例高达 6%~16%^[2],湖泊 CO_2 释放量相当于河流中向海洋输送有机碳和无机碳总量的一半^[3]. 尽管内陆水体仅占陆地总面积的 3.7%^[4],但其在全球碳循环以及气候调控中具有不可忽视的重要作用.

随着人类社会经济增长,湖泊营养化水平不断提高,蓝藻水华成为普遍的环境问题. 大量增殖的蓝藻降解可能促使蓝藻水华与湖泊富营养化、气候变暖之间形成恶性循环,这种反馈包括 2 条途径^[5-7]: 一个途径是蓝藻降解释放营养物质(N、P)加剧了淡水的富营养化状态,促进了蓝藻水华的形成;另一种途径是,藻源性有机质矿化产生 CH_4 、 CO_2 等温室气体排放到大气中,导致全球变暖,温度升高将促进蓝藻水华暴发. Huttunen 等对芬兰部分寒带富营养化湖泊 CH_4 排放量进行研究,结果表明营养状态是影响湖泊 CH_4 释放的重要因素^[8]; West 等对温带湖泊研究表明,富营养化状态也对温室气体释放发挥着重要促进作用^[9-10]. 在湖泊中, CH_4 由微生物分解沉积物或者缺氧水体中有机质产生^[11-14]. 富营养化增加了藻源性有机质积累^[15-16],从而促进 CH_4 的产率^[9,17]. 而湖泊 CO_2 主要受光合作用、呼吸作用、分解作用等生物理化过程共同影响,这些过程同时受气候变暖和人类活动的双重影响,使得 CO_2 产生和排放过程变得更加复杂. 一方面气候变暖可能会引发全球水循环加强,促进了内陆径流量,使得湖泊水体接收更多的陆源性有机碳,这些外源负荷在水体中降解排放出大量的 CO_2 ,进而影响湖泊碳源汇功能^[18]. 另一方面人类活动向湖泊等内陆水体输入大量的营养盐,造成水体富营养化程度加剧,提升了湖泊水体初级生产力,促进湖泊碳循环过程中光合作用吸收大气中 CO_2 能力^[19-21].

我国多数湖泊水体富营养化程度日趋严重,不同程度的富营养化湖泊约占全国湖泊总量 59.1%^[22]. 随着湖泊富营养化程度加剧,导致蓝藻水华频繁暴发^[23],造成水环境质量恶化. 蓝藻打捞技术作为一种简单易行、见效快、副作用小的物理技术,已普遍应用于蓝藻原位削减控制^[24]. 以往对于打捞蓝藻多关注于藻源性污染物的释放、蓝藻生长及氮磷方面研究^[25-28],而对于蓝藻打捞人为控藻过程对湖泊温室气体通量影响目前鲜有报道.

现有湖泊 CH_4 、 CO_2 通量观测方法有水平衡法、静态箱观测法及涡度相关法^[29]. 静态箱—便携式温室气体分析仪方法因可以同时观测水—气界面 CH_4 、 CO_2 等多种气体的通量、操作方便、分析精度高以及灵活设置采样点等优点,得以广泛应用^[30-32]. 本研究选择我国典型富营养化浅水湖泊巢湖作为研究对象,在巢湖西北湖岸带设置 2 组大型围隔,运用 YL-1000 型大型仿生式水面蓝藻清除设备进行原位连续打捞蓝藻实验,采用静态箱—便携式温室气体分析仪方法测定大型围隔内水—气界面 CH_4 、 CO_2 气体通量,研究巢湖湖岸带蓝藻

聚积区连续打捞过程中水—气界面 CH_4 、 CO_2 通量的变化规律,为进一步认识湖泊碳循环和蓝藻水华灾害防控提供科学数据支撑和理论参考。

1 材料与方法

1.1 实验位置

实验设置在蓝藻水华频繁暴发的巢湖西北湖岸带,设置 2 个 $1000\text{ m}\times 100\text{ m}$ 的大型全封闭围隔,分别记为打捞区、未打捞区(图 1a)。两个围隔分别用 6 根钢管钎入湖底加以固定,用铁链固定围隔底部(图 1b)。围隔用聚氯乙烯涂塑布经高温热合机结合而成,韧性及防水性能强,为防止风浪将湖水涌入围隔,围隔边缘用帆布包裹浮球,保证实验期间围隔内水体与外界水体无交换作用。

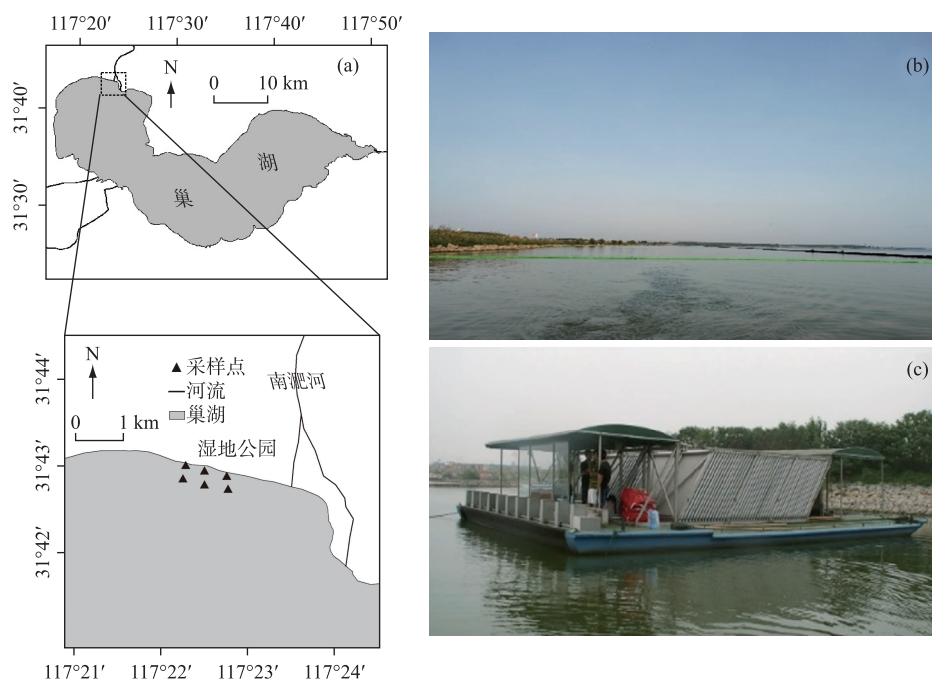


图 1 采样点位(a)、围隔(b)、蓝藻清除设备(c)

Fig.1 Sampling sites (a), enclosure (b), cyanobacteria removal equipment (c)

1.2 研究方法

1.2.1 大型围隔内蓝藻打捞实验设计 实验选择在秋季进行,具体时间为 2018 年 10 月 8 日—11 月 6 日,共 29 d。打捞开始前(第 0 天),分别在打捞区、未打捞区围隔对角线各采集 3 个样品,作为背景值,次日在打捞区运行 YL-1000 型大型仿生式水面蓝藻清除设备(ZL200910026679.0)连续打捞清除蓝藻。蓝藻清除设备采用固定式除藻方式,位于围隔内下风向,避免船桨对水体的扰动。YL-1000 型蓝藻清除设备长 13.5 m,宽 12 m,吃水深度 0.3 m,由 180 片鳃式过滤器(ZL200910031268.0)组成,单片鳃式过滤器由 400 目特制不锈钢筛网制成(筛网孔径 $30\text{ }\mu\text{m}$),处理蓝藻量为 $1000\text{ m}^3/\text{h}$,汲藻泵将富藻水抽送至过滤器上端,通过无压过滤,进行藻水分离,清水透过筛网排入湖中,藻体截留在筛网表面顺势进入收集槽,浓藻浆装入藻浆袋中,运至蓝藻处理站。打捞区作业时长为每天 6 h,未打捞区围隔为对照组,不进行蓝藻打捞处理。

1.2.2 大型围隔内水—气界面 CH_4 、 CO_2 通量观测及采样 本研究连续打捞蓝藻过程中水—气界面 CH_4 、 CO_2 通量观测时间为 2018 年 10 月 8 日—11 月 4 日,观测周期为 27 d,每 3 d 观测 1 次。连续打捞蓝藻后水—气界面 CH_4 、 CO_2 通量昼夜观测时间为 2018 年 11 月 5 日—11 月 6 日,共 2 d,每 2 h 观测 1 次。打捞区、未打捞区围隔对角线分别设置 3 个采样点。围隔区水—气界面 CH_4 、 CO_2 通量观测基于静态箱原理,采用便携式温室气体分析仪

(915-0011-CUSTOM, Los Gatos Research, SF, USA) 对箱体内积累的 CH_4 、 CO_2 浓度进行实时监测. 本研究对静态箱的设计改进如图 2 所示. 改进静态箱箱体由有机玻璃圆柱桶体(体积 0.02 m^3 , 直径 34 cm, 高 40 cm)、桶盖(直径 34 cm, 高 13 cm)和浮圈(截面直径 10 cm)组成;桶盖顶部装有风扇,使箱体中气体混合均匀;进气管和出气管粘贴固定在桶盖顶部,分别连通 LGR 进气口和出气口,即在持续抽出箱体内部的气体进行分析的同时将分析后的气体通过管道排回箱体内,以保证箱体内部环境不因 LGR 的分析过程而改变,从而实现 CH_4 、 CO_2 浓度实时测定. 为防止箱内长时间气体积累导致水—气界面气体交换受阻以及箱内温、湿度与箱外条件差异过大,影响监测结果,每个点位测量时间为 10 min. 每次测量前,先将套有浮圈的桶体放置于水面,然后将连接有分析仪的桶盖扣于桶体上部水封槽中,注入少量水于桶体上部水封槽中,用于水封桶体与桶盖连接处;测量完成后,将桶盖掀起放置好,再将桶体拿出水面,迅速移至下个采样点位. 为了减小光照、温度和风速等气象因子对测量的影响,采样在 10:00—11:30 完成. 采气同时,现场测定水体物理指标. 采集围隔内水柱水样,储于 1 L 水样瓶中,并保存于带有冰盒的保温箱中,运回实验室进行水质理化指标分析.

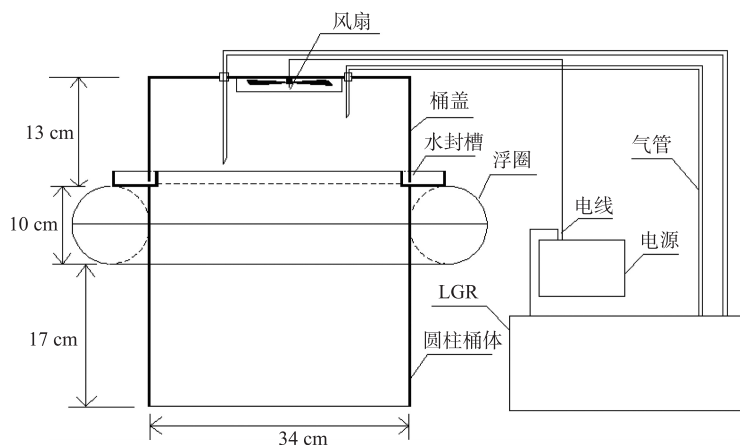


图 2 静态箱示意图

Fig.2 Schematic diagram of the floating chamber

1.3 分析方法

1.3.1 水体理化指标及气象数据测定 实验期间采用便携式多参数水质分析仪 (AP2000, Aquaread 公司, 英国) 测定水体水温 (T)、溶解氧 (DO)、pH、氧化还原电位 (ORP)、浊度 (TURB)、电导率 (EC). 用 Kestrel 4500 型便携式气象仪测量采样时的瞬时风速、风向.

1.3.2 有机物指标测定高锰酸盐指数 (COD_{Mn}) 参照《水和废水监测分析方法 (第四版)》测定^[33]. 水样经过 450°C 灼烧 4 h 后的 GF/F 膜 ($0.7 \mu\text{m}$) 过滤, 滤液用总有机碳测定仪 (TOC5000A, 岛津) 测定溶解性有机碳 (DOC). 水样经 Millipore 混合纤维素酯膜 ($0.22 \mu\text{m}$) 过滤, 滤液用紫外可见光光度计 (UV2700, 岛津) 进行光谱扫描, 扫描波长范围为 200~800 nm, 间隔为 1 nm; 用荧光分光光度计 (Fluorolog-3, HORIBA, 日本) 进行三维荧光光谱扫描测定. 激发波长范围为 200~450 nm, 间隔为 5 nm, 发射波长范围为 250~600 nm, 间隔为 1 nm. 实验以 Milli-Q 超纯水为背景值. EEM-PARAFAC 组分分析首先结合紫外可见光谱数据

进行内滤效应修正, 三维荧光光谱数据扣除超纯水背景值以消除拉曼散射, 将出现瑞利散射的置零, 消除瑞利散射影响, 在 MATLAB 2012a 中运行 DOMFluor 工具箱, 对三维荧光光谱数据进行平行因子分析 (Parallel factor, PARAFAC), 并得到组分模型^[34-35].

1.4 计算方法

1.4.1 CH_4 、 CO_2 通量计算 采用静态箱法—便携式温室气体分析仪法^[32] 对水—气界面测定一段时间间隔内, 箱内 CH_4 、 CO_2 气体浓度的变化, 从而计算得到 CH_4 、 CO_2 气体通量 (正值表示排放, 负值表示吸收), 计算公式如下:

$$F = \frac{(C_2 - C_1) \cdot h}{\Delta t \cdot V_m} \quad (1)$$

式中, F 为温室气体通量, 其中 CH_4 、 CO_2 通量单位分别为 $\text{nmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 、 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$; c_1 、 c_2 为 t_1 、 t_2 时刻的气体浓度, 单位为 nmol/mol ; Δt 为 $t_2 - t_1$ 的时间间隔, 单位为 s ; h 为箱体高度, 单位 m , 本研究箱体高度为 0.4 m ; V_m 为气体摩尔体积, 本实验取 $V_m = 22.4 \text{ L}/\text{mol}$.

1.4.2 打捞对 CH_4 、 CO_2 温室气体综合减排 通量计算 CH_4 、 CO_2 温室气体综合减排通量计算公式如下:

$$F_{(\text{温室气体综合减排通量})} = \Delta F_{(\text{CH}_4)} \cdot K_{(\text{CO}_2\text{equivalent})} + \Delta F_{(\text{CO}_2)} \cdot K_{(\text{有机质总矿化度CH}_4\text{占比})} \cdot (K_{(\text{CO}_2\text{equivalent})} - 1) \quad (2)$$

式中, $F_{(\text{温室气体综合减排通量})}$ 为连续打捞蓝藻后对湖泊温室气体综合减排通量, 均换成 CO_2 当量表示, 单位为 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$; $\Delta F_{(\text{CH}_4)}$ 为连续打捞蓝藻后未打捞区与打捞区 CH_4 温室气体日平均通量之差, 单位为 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$; $\Delta F_{(\text{CO}_2)}$ 为连续打捞蓝藻后未打捞区与打捞区 CO_2 温室气体日平均通量之差, 单位为 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$; $K_{(\text{CO}_2\text{equivalent})}$ 为 CH_4 换算成 CO_2 温室效应增温潜势系数, 取为 25 倍^[1]; $K_{(\text{有机质总矿化度CH}_4\text{占比})}$ 为有机质总矿化度 CH_4 占比, 取 50%^[6,36].

1.4.3 荧光光谱参数、紫外—可见光谱参数计算 荧光光谱参数、紫外—可见光谱参数计算见表 1.

表 1 荧光光谱参数、紫外—可见光谱参数描述^[15,37-38]

Tab.1 Description of fluorescence spectral parameter and ultraviolet-visible spectral parameter^[15,37-38]

参数	定义	意义
腐殖质指数(HIX)	荧光光谱激发波长为 254 nm 时, $HIX = \Sigma(F435 \rightarrow F480) / \Sigma(F300 \rightarrow F345)$	HIX 值较高($10 \sim 16$)时, 表征溶解性有机物(DOM)为陆源输入的腐殖质; 当 $HIX < 4$ 时, 有机物为内源贡献.
自生源指数(BIX)	310 nm 激发波长下, 发射波长 380 与 430 nm 处荧光强度的比值	当 $BIX > 1$ 时, 表明 DOM 主要为内源且为新近产生, BIX 在 $0.6 \sim 0.7$ 之间时, 表明自然水体 DOM 生产力较低.
荧光指数(FI)	激发波长在 370 nm 下, 发射波长分别在 470 、 520 nm 光谱强度的比值	当 $FI < 1.1$ 时, DOM 以陆源为主; 当 $FI > 1.8$ 时, DOM 以微生物活动及藻源为主.
光谱斜率比值(S_R)	$S_R = S_{275-295} / S_{350-400}$; 光谱斜率(S) 根据所在波段的吸光度值非线性拟合所得	S_R 与 DOM 相对分子质量呈反比, 与含量无显著相关性.

1.5 数据统计与分析

用 Excel 2007、Origin 9.0、R-studio 0.99.903(R 3.5.1) 软件进行数据处理、图形绘制. 利用 Matlab 2012a 对三维荧光数据进行处理. 使用 R-studio 0.99.903(R 3.5.1) 软件分析有、无打捞蓝藻对各种环境理化指标和 CH_4 、 CO_2 通量的显著性分析; 对按打捞区和未打捞区归类, 并且符合方差齐性的所有变量进行配对 T 检验, 对不合方差齐性的变量进行 2 个相关性样本非参数检验; 利用 R-studio 0.99.903(R 3.5.1) 软件中 ggplot2 软件包对 CH_4 、 CO_2 通量和各种环境理化指标之间进行 Pearson 相关性分析和线性逐步回归分析; R-studio 0.99.903(R 3.5.1) 软件中 randomForest 软件包对 CH_4 、 CO_2 通量主要影响因子进行相对重要性分析; 采用 CANOCO 5.0 软件对 CH_4 、 CO_2 通量和各种环境理化指标进行冗余分析(RDA).

2 结果与分析

2.1 打捞蓝藻对水体理化特征的影响

野外采样期间, 平均风速为 1.5 m/s , 主导风向为东风, 平均气温为 22°C , 2 组围隔平均水深为 1.4 m . 蓝藻打捞过程围隔内水体理化性质变化如表 2 所示. 实验期间围隔内水温变化范围为 $24.6 \sim 17.6^\circ\text{C}$, 平均水温为 $19.4 \pm 1.8^\circ\text{C}$, 第 0 天开始与第 27 天结束采样时水温相差 6°C 左右. 打捞区打捞后 pH 上升, 未打捞区 pH 无明显变化, 打捞区平均 pH 明显高于未打捞区($P < 0.01$). 打捞区和未打捞区 DO 浓度、ORP 呈明显下降变化, 打捞区 DO 浓度、ORP 低于未打捞区. 实验期间, 打捞区打捞蓝藻后 EC 下降, 相反, 未打捞区 EC 上升, 前者($485 \pm 24 \text{ mS/cm}$)显著低于后者($525 \pm 37 \text{ mS/cm}$)($P < 0.05$). 打捞区打捞蓝藻后 TURB 显著下降($P < 0.01$), 打捞区 TURB($53.9 \pm 13.6 \text{ NTU}$)明显低于未打捞区($71.1 \pm 7.3 \text{ NTU}$)($P < 0.01$), 打捞对水体浊度具有明

显改善作用. 打捞区初始 Chl.a 浓度为 137.7 $\mu\text{g/L}$, 经过连续蓝藻打捞后降低到 29.6 $\mu\text{g/L}$, 去除率达到 78.5%; 未打捞区 Chl.a 浓度保持较为稳定, 为 124.5 \pm 9.5 $\mu\text{g/L}$, 打捞区与未打捞区 Chl.a 浓度存在显著差异 ($P<0.01$). 打捞区打捞后 SS、TN、TP 浓度呈明显下降变化, 未打捞区变化不明显, 并且打捞区显著低于未打捞区 ($P<0.01$), 说明连续打捞蓝藻对水体中 SS、TN、TP 浓度具有明显削减作用. 打捞区与未打捞区 DTN、DTP 浓度变化均不显著 ($P>0.05$), 其中 DTN、DTP 浓度分别占 TN、TP 浓度的 32.12%、22.21%, 实验区水体氮磷营养盐以颗粒态为主. 蓝藻连续打捞清除过程中对打捞区围隔内颗粒态物质去除效果十分明显, 水体中 SS、TN、TP 去除率分别为 85%、45%、52%. 连续打捞过程中打捞区 COD_{Mn} 控制效果十分明显 ($P<0.01$), 从第 0 天的 COD_{Mn} 27.3 mg/L 下降至第 27 天 22.6 mg/L , 去除率为 17.47%; 打捞区与未打捞区 COD_{Mn} 平均浓度分别为 25.3 \pm 1.4 和 26.5 \pm 0.5 mg/L , 差异显著 ($P<0.01$). 打捞控制水体中 DOC 浓度效果不显著 ($P>0.05$), 打捞区与未打捞区中 DOC 浓度均呈缓慢上升趋势, 但打捞区 DOC 浓度平均值 (15.46 \pm 0.66 mg/L) 低于未打捞区 (16.73 \pm 1.34 mg/L).

表 2 连续打捞过程基本理化性质特征

Tab.2 Basic physical and chemical properties of cyanobacteria during continuous salvaging

理化因子	打捞区			未打捞区			理化因子	打捞区			未打捞区		
	实验前	实验后	平均值 ($n=30$)	实验前	实验后	平均值 ($n=30$)		实验前	实验后	平均值 ($n=30$)	实验前	实验后	平均值 ($n=30$)
T/ $^{\circ}\text{C}$	24.6	17.6	19.4 \pm 1.8	24.4	17.8	19.9 \pm 2.0	Chl.a/($\mu\text{g/L}$)	137.7	29.6	71.3 \pm 29.8	149.1	133.8	124.5 \pm 9.5
pH	8.25	8.75	8.54 \pm 0.23	8.22	8.28	8.23 \pm 0.09	TN/(mg/L)	14.63	7.64	11.43 \pm 2.03	15.76	12.19	13.94 \pm 0.95
DO/(mg/L)	13.71	12.67	11.04 \pm 2.01	13.51	12.12	12.51 \pm 2.05	TP/(mg/L)	0.41	0.17	0.24 \pm 0.06	0.41	0.26	0.32 \pm 0.04
ORP/mV	97.2	74.7	82.4 \pm 18.1	94.5	61.8	70.0 \pm 21.7	DTN/(mg/L)	4.54	4.10	4.2 \pm 0.30	5.03	4.51	4.86 \pm 0.36
EC/(mS/cm)	470	436	486 \pm 27	499	533	525 \pm 43	DTP/(mg/L)	0.07	0.06	0.06 \pm 0.02	0.08	0.07	0.07 \pm 0.03
TURB/NTU	79.5	35.0	53.9 \pm 13.6	87.4	66.2	71.1 \pm 7.3	COD_{Mn} /(mg/L)	27.3	22.6	25.3 \pm 1.4	27.3	26.5	26.5 \pm 0.5
SS/(mg/L)	90.8	12.5	39.0 \pm 22.2	82.0	78.6	79.8 \pm 11.9	DOC/(mg/L)	14.33	18.66	15.46 \pm 0.66	14.80	18.67	16.73 \pm 1.34

2.2 连续打捞蓝藻过程水体中溶解性有机物变化特征

由平行因子分析法分析得到连续打捞蓝藻过程中打捞区与未打捞区水体中 DOM 的主要组分有 4 个, 分别为 C1、C2、C3、C4 组分 (图 3), 同时用 OpenFluor 在线数据库^[39]将 4 个组分与已发表的平行因子分析模型进行比对, 激励和发射相似度评分均超过 0.95. 如表 3 所示, C1 三维荧光光谱特征的激发波长为 320 nm, 发射波长为 410 nm, 与首次在海洋中发现的海洋腐殖质荧光峰 M 相似, 这可能与微生物代谢类腐殖质有关^[40-43]. C2 在 365 nm 处为最大激发, 440 nm 处为最大发射, 属于可见类腐殖质荧光峰 C, 与一组高分子量、陆源性芳香分子有关^[44-46]. C3 在 285 nm 激发和 322 nm 发射处出现特征峰值, 属于类蛋白质荧光峰 B, 对微生物的降解很敏感, 且激发与发射波长范围恰好处于类色氨酸荧光峰范围内, 含有类色氨酸基团, 属于色氨酸类, 可认为源于水体藻类降解^[40-41, 47]. 在 C4 的三维荧光光谱中, 在 500 nm 发射波长处存在两个激发极大值 (290、395 nm), 这与 Kothawala 等^[48]观察到的类腐殖质荧光相似. DOM 中组分的荧光峰最高处的荧光强度 (F_{max}) 表明, 同一组分中荧光强度越大, 相对含量越高^[49].

表 3 平行因子分析 4 种荧光成分的激发与发射极大值的光谱特征与 OpenFluor 在线数据库相比

Tab.3 Spectral characteristics of excitation and emission maxima of fluorescent components identified by PARAFAC analyses compared to the OpenFluor online database

成分	$\text{Ex}_{\text{max}}/\text{Em}_{\text{max}}/\text{nm}$	荧光峰	描述	OpenFluor 匹配数量*
C1	320/410	M 峰	微生物代谢类腐殖质	4 ^[40-43]
C2	365/440	C 峰	陆源类腐殖质, 较高的相对芳香度和分子量	19 ^[44-46]
C3	285/330	B 峰	原生性类蛋白, 对微生物降解敏感	3 ^[40-41, 47]
C4	(290, 395)/500	未知峰	未知类腐殖质	1 ^[48]

* <http://www.openfluor.org>; 2019 年 10 月 21 日进行比对测试.

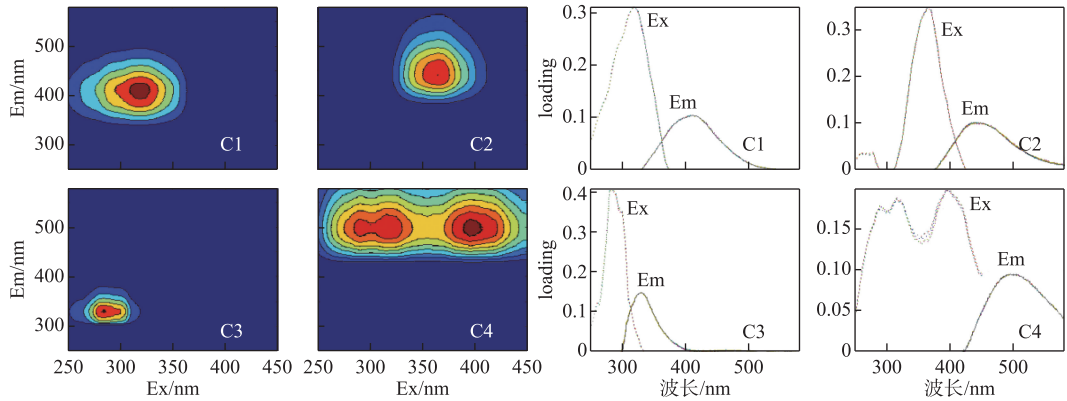


图3 不同处理围隔水体 DOM 的三维荧光图谱

Fig.3 Fluorescence excitation-emission matrix of DOM in the control and salvaging enclosures

由图4可知,打捞区微生物代谢类腐殖质($C1$)强度($F_{\max 1}$)呈先上升后逐渐下降的趋势,未打捞区则呈逐渐上升的趋势,两者存在显著差异($P<0.01$),前者 $C1$ 强度(0.18 ± 0.02 RU)低于后者(0.26 ± 0.05 RU). 打捞区与未打捞区陆源类腐殖质($C2$)强度($F_{\max 2}$)在连续打捞过程中两者均变化不显著($P>0.05$),两区 $C2$ 组分荧光强度平均值分别为 0.30 ± 0.01 、 0.29 ± 0.02 RU. 打捞区原生性类蛋白($C3$)强度($F_{\max 3}$)随着打捞时间的增加而逐渐降低,相反,未打捞区则呈缓慢增加的趋势,两者存在显著差异($P<0.01$),未打捞区($C3$)强度(0.12 ± 0.03 RU)约为打捞区(0.06 ± 0.01 RU)的2倍. 打捞区、未打捞区类腐殖质($C4$)强度($F_{\max 4}$)均随时间增加而逐渐增加,两者之间无显著差异($P>0.05$),打捞区、未打捞区 $C4$ 强度平均值均为 0.10 ± 0.02 RU.

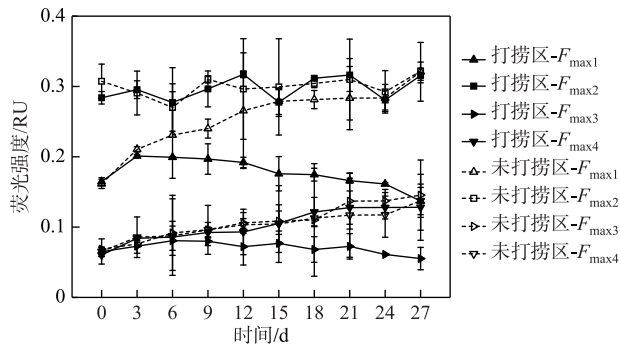
图4 不同处理围隔平行因子模型各组分($C1\sim C4$)荧光强度随时间变化趋势

Fig.4 The variation of fluorescence intensities of C1 to C4 in the control and salvaging enclosures

三维荧光光谱特性可用来表征水体中 DOM 性质以及溯源的重要参数^[50]. 通过计算水样荧光、紫外—可见光谱参数(表4)并结合其表征意义(表1)可知,实验过程中打捞区与未打捞区2个大型围隔内水体 $HIX<4$ 、 $BIX>1$ 、 $FI>1.8$,说明了水体中的 DOM 主要由内源贡献^[51-53]. 有研究表明由紫外—可见光谱参数计算得出 S_R 值与有机质的分子量呈反比^[50,54],实验周期内打捞区 S_R 值随着时间增加而变大,未打捞区 S_R 值变化较小,两者存在显著差异($P<0.05$),这与连续打捞过程中蓝藻分解释放藻源性有机质降解有关^[54]. 打捞区 S_R 值(5.19 ± 0.35)高于未打捞区(4.89 ± 0.09),表明打捞使得大分子有机质更易降解为小分子有机质^[54].

2.3 连续打捞蓝藻过程水—气界面温室气体通量变化特征

2.3.1 CH_4 、 CO_2 通量变化特征 连续打捞蓝藻过程打捞区与未打捞区水—气界面 CH_4 通量变化如图5a所示. 打捞区 CH_4 通量随时间增加呈逐渐下降的趋势,未打捞区则变化不明显;打捞区、未打捞区 CH_4 通量分别处

表 4 实验期间不同处理围隔水体荧光、紫外—可见光谱参数的变化比较

Tab.4 Comparisons of fluorescence and UV-vis parameters in different treatment groups during the study periods

时间	HIX		BIX		FI		S _R	
	打捞区	未打捞区	打捞区	未打捞区	打捞区	未打捞区	打捞区	未打捞区
第 0 天	2.47	2.55	1.12	1.04	1.87	1.81	4.92	4.90
第 3 天	2.55	2.80	1.13	1.09	1.88	1.85	5.07	4.87
第 12 天	2.74	3.14	1.18	1.08	1.90	1.86	5.29	4.75
第 21 天	2.56	3.21	1.21	1.11	2.06	1.88	5.48	4.92
第 27 天	2.87	3.41	1.15	1.23	2.07	1.81	5.58	5.01

** 表示在 0.01 水平上显著相关; * 表示在 0.05 水平上显著相关.

于 2.233~15.874、12.501~17.502 nmol/(m²·s) 范围内,两者存在显著差异($P<0.01$);未打捞区 CH₄ 通量平均值(17.473±1.514 nmol/(m²·s))为打捞区(7.004±4.163 nmol/(m²·s))的近 2 倍,说明打捞移除蓝藻对水—气界面 CH₄ 通量具有重要影响. 经线性拟合计算,打捞区 CH₄ 通量前 9 天下降速率为 -9.12×10^{-6} nmol/(m²·s²)($R^2=0.94$),到第 9 天后下降速率略微变缓,为 -4.21×10^{-6} nmol/(m²·s²)($R^2=0.80$).

蓝藻连续打捞过程大型围隔内水—气界面 CO₂ 通量变化如图 5b 所示. 打捞区和未打捞区 CO₂ 通量均为负值,说明水—气界面 CO₂ 通量呈吸收状态. 打捞区 CO₂ 通量前 18 天呈上升趋势,后 18 天变化趋于平缓,对 CO₂ 通量变化速率分别进行线性拟合,两者 CO₂ 通量变化速率分别为 4.12×10^{-7} μmol/(m²·s²)($R^2=0.95$)和 0.12×10^{-7} μmol/(m²·s²)($R^2=0.23$). 实验期间未打捞区 CO₂ 通量变化不明显,处于 $-0.371\sim -0.313$ μmol/(m²·s) 范围. 打捞区 CO₂ 吸收通量(-0.200 ± 0.069 μmol/(m²·s))明显低于未打捞区(-0.344 ± 0.017 μmol/(m²·s)),两者存在显著差异($P<0.05$),说明了蓝藻打捞显著影响水—气界面 CO₂ 吸收通量. 经线性拟合计算,打捞区 CO₂ 通量前 15 天上升速率为 1.15×10^{-7} μmol/(m²·s²)($R^2=0.95$),第 15 天后上升速率十分缓慢,为 4.02×10^{-9} μmol/(m²·s²)($R^2=0.02$).

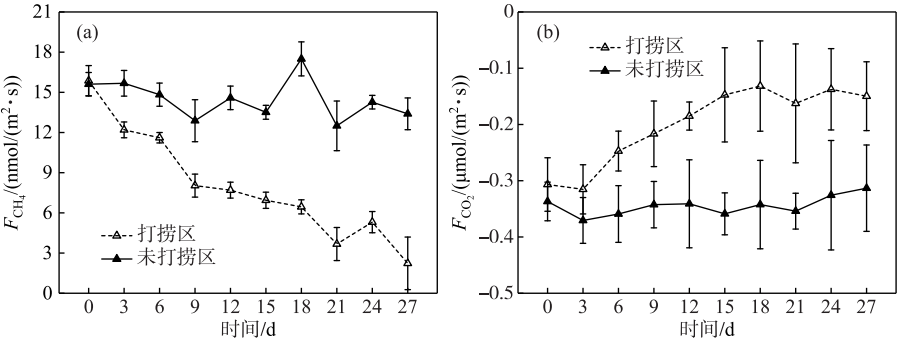


图 5 连续打捞蓝藻过程水—气界面 CH₄(a)、CO₂(b) 通量变化特征

Fig.5 Variation characteristics of CH₄ flux (a) and CO₂ flux (b) on water-air interface in the control and salvaging enclosures

2.3.2 连续打捞蓝藻后 CH₄、CO₂ 通量日变化特征 蓝藻连续打捞后大型围隔内水—气界面 CH₄ 日通量变化如图 6a 所示. 打捞区和未打捞区 CH₄ 日通量均为正值,说明水—气界面 CH₄ 全天均呈释放状态. 未打捞区 CH₄ 日平均通量(0.267±0.119 mmol/(m²·d))约为打捞区(0.183±0.082 mmol/(m²·d))的 1.5 倍,说明连续打捞蓝藻后对水—气界面 CH₄ 通量具有重要影响. 打捞区和未打捞区白昼 CH₄ 通量均高于夜间,且 CH₄ 通量存在昼夜显著差异($P<0.01$),两者 CH₄ 通量日变化峰值均出现在 15:00,分别为 1.461 ± 0.821 、 3.293 ± 0.312 nmol/(m²·s);两者的 CH₄ 通量日变化谷值均出现在 1:00,分别为 1.322 ± 0.143 、 1.521 ± 0.544 nmol/(m²·s).

蓝藻连续打捞后大型围隔内水—气界面 CO_2 日通量变化如图 6b 所示. 未打捞区 CO_2 吸收日平均通量 ($-29.424 \pm 7.470 \text{ mmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$) 约为打捞区 ($-6.723 \pm 12.222 \text{ mmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$) 的 4.4 倍, 说明连续打捞蓝藻后对水—气界面 CO_2 通量具有重要影响. 打捞区和未打捞区夜间 CO_2 通量明显高于白昼, 存在昼夜差异 ($P < 0.01$), 两者日变化峰值均出现在 5:00, 分别为 0.054 ± 0.016 、 $-0.227 \pm 0.041 \text{ } \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$; 谷值均出现在 15:00, 分别为 -0.323 ± 0.046 、 $-0.518 \pm 0.057 \text{ } \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$. 打捞区在 07:00~17:00 时段内 CO_2 通量为负值, 19:00—次日 05:00 时段内为正值, 说明了打捞区 CO_2 通量白昼、夜间分别为吸收、释放状态; 未打捞区 CO_2 通量全天呈吸收状态.

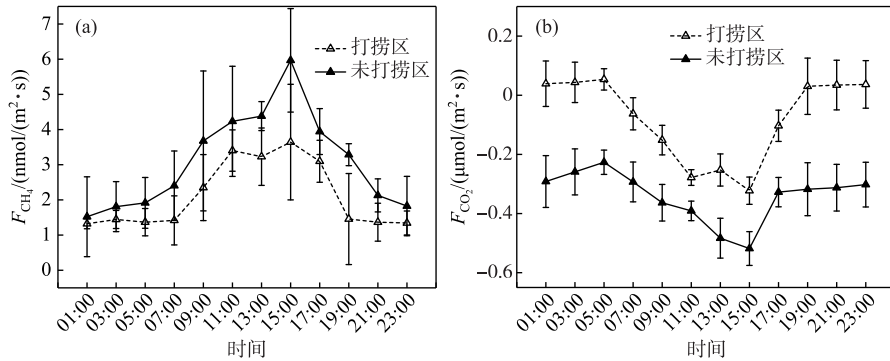


图 6 连续打捞后水—气界面 CH_4 (a)、 CO_2 (b) 通量昼夜变化特征

Fig.6 Diurnal variation characteristics of CH_4 (a) and CO_2 (b) fluxes on water-air interface in the control and salvaging enclosures

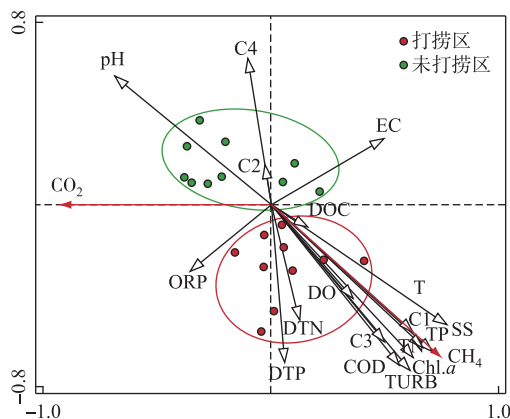
2.4 连续打捞蓝藻过程水—气界面 CH_4 、 CO_2 通量与水体理化指标之间的关系

为探究环境因子对水—气界面 CH_4 、 CO_2 通量的影响, 对 CH_4 、 CO_2 通量和环境因子进行冗余分析 (RDA) (图 7), 第一主轴对 CH_4 、 CO_2 通量方差变化的解释量为 10.4%, 第二主轴的解释变量为 78.7%. 其中 EC、DOC 和 T 与第一主轴呈显著正相关; pH 和 ORP 与第一主轴呈负相关; C2 和 C4 与第二主轴呈显著正相关; ORP、DTN、DTP、DO、C1、C3、COD、TURB、Chl.a、TN、TP 和 SS 与第二主轴呈负相关. 可见, 水体中的 Chl.a、营养盐水平、有机物、T 以及 pH 均对打捞蓝藻过程水—气界面 CH_4 、 CO_2 通量有一定影响. CH_4 通量受 Chl.a 浓度影响较大, 且与 SS、TN、TP、TURB、 COD_{Mn} 、C1、C3、T 呈显著正相关 ($P < 0.01$); 而 CO_2 通量与 ORP、C2、EC 呈显著正相关 ($P < 0.01$), 与 T、C4 呈负相关. 打捞区与未打捞区具有明显差别 ($P < 0.01$), 打捞区 Chl.a、SS、TN、TP、 COD_{Mn} 、C1、C3 浓度呈显著时间梯度差异, 连续进行打捞蓝藻导致其浓度不断降低; 未打捞区上述物质浓度均较高, 且较为恒定, 明显高于打捞区. 对打捞区环境因子与 CH_4 通量、 CO_2 通量分别进行逐步回归分析得到, Chl.a、C1、C3 为 CH_4 通量最优解释变量 ($\text{CH}_4 \text{ 通量} = 0.02 \text{ Chl.a} + 83.60 \text{ C1} + 57.20 \text{ C3} - 10.71$, $R^2 = 0.95$, $P < 0.01$); Chl.a、T 为 CO_2 通量最优解释变量 ($\text{CO}_2 \text{ 通量} = 0.547 - 0.003 \text{ Chl.a} - 0.028 \text{ T}$, $R^2 = 0.86$, $P < 0.01$). 对未打捞区的环境因子与 CH_4 通量、 CO_2 通量分别进行逐步回归分析得到, C1、C3 为 CH_4 通量最佳解释变量 ($\text{CH}_4 \text{ 通量} = 0.018 \text{ C1} - 0.057 \text{ C3} + 0.016$, $R^2 = 0.61$, $P < 0.05$); T、SS 为 CO_2 通量最佳解释变量 ($\text{CO}_2 \text{ 通量} = 0.002 \text{ SS} - 0.004 \text{ T} - 0.432$, $R^2 = 0.53$, $P < 0.05$).

3 讨论

3.1 连续打捞蓝藻过程对水—气界面 CH_4 通量的影响及其因素

在打捞区连续打捞蓝藻过程中, CH_4 通量呈显著下降趋势, CH_4 通量与蓝藻密度呈显著正相关 ($R^2 = 0.86$, $P < 0.01$) (图 8a); 打捞实验过程 Chl.a 浓度从 $137.7 \text{ } \mu\text{g/L}$ 削减到 $29.6 \text{ } \mu\text{g/L}$, CH_4 通量从 $15.874 \text{ nmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 变成 $2.233 \text{ nmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$. 而未打捞区整个实验过程 CH_4 通量变化不大. 未打捞区 Chl.a 浓度明显高于打捞区, 且两者 CH_4 通量存在显著差异 ($P < 0.01$). 未打捞区 CH_4 通量明显高于打捞区, 有研究表明, 湖泊

图7 连续打捞下 CH_4 、 CO_2 通量与理化指标 RDA 分析Fig.7 Redundancy analysis (RDA) of CH_4 , CO_2 flux and physicochemical indexes under continuous salvage

近岸带蓝藻水华堆积区表层水体 CH_4 浓度高于开阔湖区^[5,7], 为湖泊 CH_4 温室气体产生的热点区域, 这与本研究结果一致. 对比国内相同富营养化程度的藻型湖泊研究发现, 巢湖未打捞区 CH_4 通量 ($17.473 \pm 1.514 \text{ nmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$) 明显高于太湖梅梁湾 ($4.862 \pm 1.243 \text{ nmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$)、武汉东湖 ($11.124 \pm 1.510 \text{ nmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$), 这可能是因为未打捞区藻密度 ($124.5 \pm 9.5 \mu\text{g}/\text{L}$) 明显高于秋季太湖梅梁湾 ($60.5 \sim 69.3 \mu\text{g}/\text{L}$)、武汉东湖 ($59.2 \pm 18.3 \mu\text{g}/\text{L}$), 蓝藻高密度聚积增加了水体中藻源性有机质, 为产甲烷菌产甲烷提供了充足的底物. 打捞过程温室气体的变化趋势可得, 打捞区 CH_4 通量前 9 天下降速率 ($-9.12 \times 10^{-6} \text{ nmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s}^2)$) 明显快于第 9 天后下降速率 ($-4.21 \times 10^{-6} \text{ nmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s}^2)$), 第 9 天前和第 9 天后 CH_4 通量平均值分别为 11.932 ± 3.213 、 $5.381 \pm 1.512 \text{ nmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, 打捞蓝藻过程中前 9 天 Chl.a 浓度 ($99.9 \pm 24.0 \mu\text{g}/\text{L}$) 明显高于第 9 天后 ($52.2 \pm 14.5 \mu\text{g}/\text{L}$), 范帆等^[56] 对巢湖铜绿微囊藻藻团粒径研究结果表明, 大型仿生式水面蓝藻清除设备对铜绿微囊藻藻团理论过滤效率达到 99.81%, 连续打捞蓝藻前 9 天可能对水体中悬浮颗粒态藻团日移除量变化速率 (SS 日变化速率 $-5.2 \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{d})$) 明显高于第 9 天后 (SS 日变化速率 $-2.0 \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{d})$), 导致 CH_4 通量变化速率受到产 CH_4 的底物与场所变化速率的影响. 打捞蓝藻后打捞区昼夜平均通量 ($2.120 \pm 0.952 \text{ nmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$) 低于秋季太湖梅梁湾 ($4.862 \pm 1.243 \text{ nmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$)^[30,57]、武汉东湖 ($11.124 \pm 1.510 \text{ nmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$)^[21], 这由于打捞蓝藻后水体中 Chl.a 浓度显著削减为 $29.6 \mu\text{g}/\text{L}$, 低于太湖梅梁湾、武汉东湖, 从而减少了水体产甲烷的底物.

经逐步线性回归分析对打捞区 CH_4 通量与环境因子分析结果得到, 打捞区 Chl.a 、 C1 、 C3 对水—气界面 CH_4 通量有着重要贡献作用 (贡献比分别为 20.72%、27.76%、33.51%). 湖泊产甲烷过程主要存在于湖泊沉积物和颗粒态蓝藻形成的厌氧环境中^[14]. 湖泊近岸带蓝藻聚积区中蓝藻存在两种赋存状态, 一种状态沉降到表层沉积物被沉积物中产甲烷菌分解产甲烷, 另一状态则形成 $30 \sim 300 \mu\text{m}$ 粒径的颗粒态蓝藻聚积体悬浮水柱中^[56], 颗粒态蓝藻内部形成厌氧环境产甲烷^[14]. 藻型湖泊蓝藻生物量堆积促进水体中产甲烷菌增殖, 进而显著促进水体中甲烷浓度^[11]. 蓝藻打捞移除水体中颗粒态蓝藻, 既削减了沉积物产甲烷的底物, 也减少了水体中产甲烷的底物和场所, 从而降低了 CH_4 通量. 对比打捞区, Chl.a 浓度不是未打捞区 CH_4 通量的最佳解释变量, C1 、 C3 为未打捞区 CH_4 通量最佳解释变量, 这可能是因为实验期间未打捞区 Chl.a 变化较小, 蓝藻聚积未进行打捞处理, 部分聚积蓝藻衰亡释放藻源性有机质 (C1 、 C3)^[26], 从而为产甲烷提供充足的底物^[11]. 连续打捞蓝藻过程中 COD_{Mn} 、 DOC 、 DOM ($\text{C1} \sim \text{C4}$ 组分) 等水体有机物质与 CH_4 通量均呈显著正相关 ($P < 0.01$), 通过随机森林分析 COD_{Mn} 、 DOC 、 DOM 对 CH_4 通量重要性程度得到, COD_{Mn} 、 DOC 、 DOM 重要性占比分别为 27.18%、12.7%、40.11%, 其中 DOM 重要性占比最大, 说明水体中 DOM 对 CH_4 通量具有重要影响. 藻类降解可产生具有很强的生物活性藻源性有机质^[15,59], 这种不稳定的藻源性有机质降解可能会促使产甲烷菌产甲烷^[16]. 有研究表明, 不稳定藻源性有机质 (色氨酸类) 与可被微生物迅速摄取的低分子量有机酸乙

酸和丁酸酯密切相关,从而显著促进产甲烷速率^[60]. 通过对打捞区 DOM 中 C1、C2、C3、C4 组分与 CH₄ 通量进行随机森林分析得到, C1 (35.81%)、C3 (37.36%) 组分重要性程度占比最大, C1、C3 组分分别为微生物代谢类腐殖质^[40-43]、类蛋白质(类色氨酸类)^[40-41, 47], 说明藻源性有机质(C1、C3)对 CH₄ 通量贡献较大.

3.2 连续打捞蓝藻过程对水—气界面 CO₂ 通量的影响及其因素

在打捞区连续打捞蓝藻过程中, CO₂ 通量则呈显著上升趋势, 与蓝藻密度呈显著负相关 ($R^2 = 0.52, P < 0.01$) (图 8b); 打捞实验过程 Chl.*a* 浓度从 137.7 μg/L 削减到 29.6 μg/L, CO₂ 通量从 -0.307 μmol/(m²·s) 变成 -0.150 μmol/(m²·s). 而未打捞区整个实验过程 CO₂ 通量变化不大. 未打捞区 Chl.*a* 浓度明显高于打捞区, 且两者 CO₂ 通量存在显著差异 ($P < 0.01$). 未打捞区 CO₂ 吸收通量明显高于打捞区, 打捞区打捞后显著降低了水体中 Chl.*a* 浓度, 有研究已证实湖泊 Chl.*a* 浓度与 CO₂ 通量呈显著负相关^[20, 55]. 未打捞区 CO₂ 通量 (-0.344 ± 0.017 μmol/(m²·s)) 明显低于太湖梅梁湾 (-0.102 ± 0.013 μmol/(m²·s)), 武汉东湖 (0.037 ± 0.010 μmol/(m²·s))^[21, 30], 这可能是因为未打捞区藻密度 (124.5 ± 9.5 μg/L) 明显高于秋季太湖梅梁湾 (60.5 ~ 69.3 μg/L)、武汉东湖 (59.2 ± 18.3 μg/L), 蓝藻高密度聚积增加了水体进行光合作用的生物量, 促进 CO₂ 吸收. 打捞区 CO₂ 通量前 15 天上升速率 (1.152×10^{-7} μmol/(m²·s²)) 明显高于第 15 天后的下降速率 (4.021×10^{-9} μmol/(m²·s²)), 第 15 天前和 15 天后 CO₂ 通量平均值分别为 -0.236 ± 0.067 、 -0.145 ± 0.014 μmol/(m²·s), 与之相对应前 15 天 Chl.*a* 浓度 (89.6 ± 25.1 μg/L) 明显高于第 15 天后 (43.7 ± 4.0 μg/L), 这可能是由于连续打捞蓝藻过程中前 15 天蓝藻日移除生物量变化较大 (Chl.*a* 日变化速率 -4.1 μg/(L·d)), 而第 15 天后蓝藻日移除生物量变化较缓 (Chl.*a* 日变化速率 -0.87 μg/(L·d)), 导致蓝藻光合作用吸收大气中 CO₂ 通量呈如此变化. 连续打捞蓝藻后打捞区昼夜 CO₂ 平均通量 (-0.078 ± 0.141 μmol/(m²·s)) 仍呈吸收状态, 但吸收通量远低于未打捞区; 与 Chl.*a* 浓度相近的其他湖区相比较, 秋季太湖梅梁湾 CO₂ 吸收通量低于打捞区, 而武汉东湖 CO₂ 呈释放状态^[21, 30]. 打捞蓝藻后水体中蓝藻得到削减, 尤其有效清除表层聚积态蓝藻, 造成进行光合作用的藻细胞数量降低, 降低了 CO₂ 吸收通量, 从而使打捞区 CO₂ 吸收通量低于未打捞区. 但由于打捞蓝藻同时也降低了死亡分解的蓝藻生物碳量, 降低了 CO₂ 的释放通量; 而且打捞使水体浊度显著降低, 改善了水体透光率, 有利于水体初级生产者的光合作用吸收 CO₂^[58], 从而使打捞区 CO₂ 通量与其他未进行蓝藻打捞的湖区存在差别. 蓝藻打捞减少水体中蓝藻生物量与蓝藻自然消亡存在着本质不同, 蓝藻自然消亡形成的藻源性有机质仍然存在湖泊里, 造成微生物降解藻源性有机质产生温室气体, 并为下一周期蓝藻水华暴发提供营养物质, 形成蓝藻水华与湖泊富营养化、气候变暖之间恶性循环^[6]; 而打捞将蓝藻生物体直接从表层水体中移除, 减少了藻屑在沉积物表层的沉降, 进而在一定程度上减缓恶性循环.

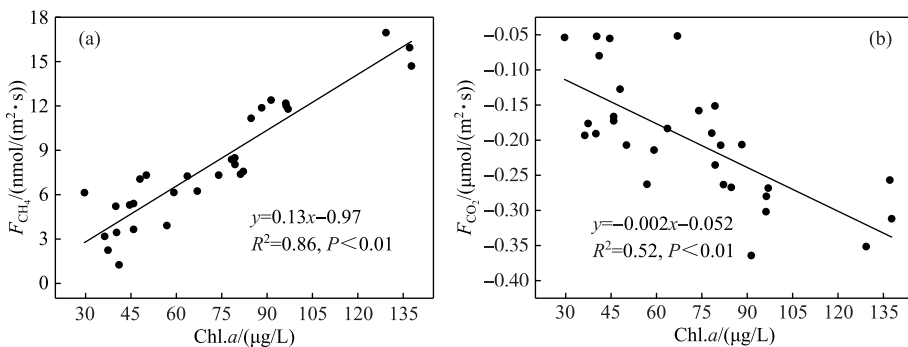


图 8 打捞区 Chl.*a* 浓度与水—气界面 CH₄(a)、CO₂(b) 通量的关系

Fig.8 Relationship between Chl.*a* concentrations in salvaging enclosures and CH₄(a), CO₂(b) flux at air-water interface

湖泊水体中 CO₂ 主要受两方面影响, 一方面是 CO₂ 主要来源于呼吸作用和沉积物对有机质分解作用产生; 另一方面是 CO₂ 主要消耗于水体中浮游植物的光合作用吸收. 对打捞区 CO₂ 通量与环境因子进行逐步回

归分析结果得到, CO_2 通量与 $\text{Chl.}a$ 、 T 均呈显著负相关, $\text{Chl.}a$ 、 T 对 CO_2 通量有着显著影响. 齐天锡等^[19]对巢湖水体 CO_2 浓度时空分布特征结果表明, 水体蓝藻生物量与 CO_2 浓度呈显著负相关, 这与本研究结果一致. 有研究表明, 浮游植物的光合作用与 $\text{Chl.}a$ 、 T 均呈显著正相关^[55,61], 蓝藻打捞过程 $\text{Chl.}a$ 浓度、 T 均不断降低, 降低了浮游植物光合作用对 CO_2 吸收的总量. 打捞区和未打捞区蓝藻生长速率分别为 0.203 和 0.362 d^{-1} (数据未发表), 打捞区蓝藻生长速率明显低于未打捞区, 这表明打捞降低了蓝藻生长速率. 徐宪根等^[27-28]研究打捞对蓝藻生长速率的影响, 结果表明蓝藻打捞控制强度越大, 蓝藻增殖速率越慢, 蓝藻生物量增长趋势减缓, 导致光合作用固碳量降低. 对比打捞区, 未打捞区 CO_2 通量最佳解释变量为 SS 和 T , 而不是 $\text{Chl.}a$, 并且与 SS 呈正比, 与 T 呈反比, 水体中 SS 增加促进了 CO_2 释放. 这可能是因为未打捞区水体中 $\text{Chl.}a$ 浓度变化较小, 蓝藻聚积水体中 SS 主要由未衰亡和衰亡藻体组成, 衰亡蓝藻被微生物降解产生 CO_2 ^[6], 从而对 CO_2 通量造成影响.

3.3 连续打捞蓝藻过程对水—气界面温室气体的减排效应

相比于未打捞区, 连续打捞过程显著减少 CH_4 排放 ($P < 0.01$), 同时, 打捞显著减少湖泊水体 CO_2 吸收量 ($P < 0.01$). 打捞蓝藻作业持续过程中, 打捞区与未打捞区 $\text{Chl.}a$ 浓度相差越来越大 (图 9), 两者 $\text{Chl.}a$ 浓度之间的差值与打捞区 CH_4 通量呈显著负相关 ($P < 0.01$), 同时, 与打捞区 CO_2 通量呈显著正相关 ($P < 0.01$), 说明打捞强度越大 CH_4 通量排放越小、 CO_2 吸收通量越少. 由于 CH_4 温室效应潜势值约为 CO_2 的 25 倍^[1], 通过该系数可将打捞区与未打捞区 CH_4 排放换算成等效 CO_2 排放当量值. 蓝藻生物泵通过光合作用吸收大气中 CO_2 转化成有机质, 这部分有机质将通过有氧和厌氧矿化将分别产生 CO_2 、 CH_4 ^[62], 对于厌氧矿化产生 CH_4 这部分吸收大气的 CO_2 而言, 通过这两个生物过程将其温室效应潜势值放大了 24 倍. Yan, Kelly 等^[6,36]对湖泊有机质 CO_2 、 CH_4 矿化比研究结果表明, 以 CH_4 矿化形式占 CO_2 、 CH_4 总矿化度占比范围为 20%~50%. 本研究属于藻源性有机质矿化, CH_4 占有有机质总矿化度占比取值为 50%^[6]. 根据上述蓝藻生物泵对吸收大气中 CO_2 温室效应放大通量, 来计算打捞对 CO_2 蓝藻生物泵转化减排通量. 通过连续打捞后水—气界面 CH_4 、 CO_2 通量昼夜观测得到, CH_4 日平均通量减排值为 $83.893 \pm 53.306 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 对湖泊光合作用吸收大气中 CO_2 、厌氧矿化作用产生 CH_4 两个生物过程日平均通量减排值为 $11.351 \pm 3.186 \text{ mmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. 打捞蓝藻后水—气界面 CH_4 、 CO_2 通量两者综合日平均通量减排量值 $0.275 \pm 0.076 \text{ mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ (以 CO_2 当量计), 说明了打捞蓝藻对湖泊水—气界面温室气体排放具有减排作用. 据统计巢湖秋季蓝藻暴发水域面积约为 $112.21 \pm 22.57 \text{ km}^2$ ^[63], 以本研究打捞区和未打捞区 CH_4 、 CO_2 日平均值通量为依据进行计算, 打捞后蓝藻暴发区域水—气界面综合温室气体排放量将减少 $1355.350 \pm 375.542 \text{ t/d}$ (以 CO_2 当量计). 藻型湖泊蓝藻水华对 CO_2 、 CH_4 温室气体影响可能源于两方面, 一方面源于水柱中蓝藻光合作用、呼吸作用、分解作用等多过程对 CO_2 、 CH_4 收支贡献^[62]; 另一方面源于沉积物对藻源性有机质降解对 CO_2 、 CH_4 收支贡献, 综合这两方面对水—气界面 CO_2 、 CH_4 通量收支影响^[11]. 虽然蓝藻打捞对水—气界面 CO_2 、 CH_4 通量具有减排作用, 但对蓝藻在沉积物、水柱中 CO_2 、 CH_4 通量减排贡献各是多少, 目前尚不明晰, 还需要进行同位素示踪实验观测计算.

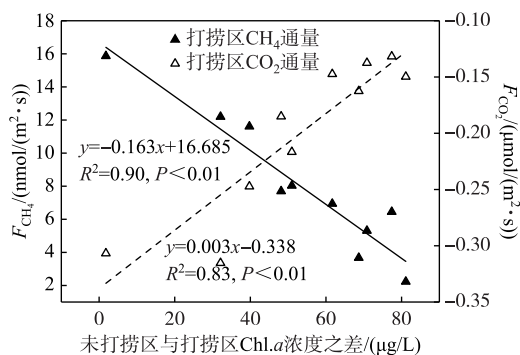


图9 未打捞区与打捞区 $\text{Chl.}a$ 浓度之差与 CH_4 、 CO_2 通量的关系

Fig.9 Relationship between $\text{Chl.}a$ concentration reduction and CH_4 , CO_2 flux in salvaging enclosures

通过 YL-1000 型大型仿生式水面蓝藻清除设备(ZL200910026679.0)物理过滤打捞上的新鲜蓝藻可以进一步资源化利用,用于加工生产高附加值产品、肥料等. 有研究表明蓝藻通过快速热解液化用于制取生物油^[64-65];物理打捞的新鲜蓝藻可用于提取藻蓝蛋白等高附加值的保健营养食品^[66-67];打捞的蓝藻还可以用于肥料制造的原材料^[68].

4 结论

1) 秋季连续打捞聚积蓝藻对水体中蓝藻生物量具有有效的削减作用,打捞后显著降低水—气界面 CH_4 排放和 CO_2 吸收量;蓝藻打捞在一定程度上减缓蓝藻水华与湖泊富营养化、气候变暖之间恶性循环.

2) 蓝藻打捞过程水—气界面 CH_4 、 CO_2 通量与水体理化指标关系密切,其中 CH_4 通量与 Chl.*a*、微生物代谢类腐殖质(C1)、原生性类蛋白(C3)均呈显著正相关,水体中藻源性溶解性有机质对 CH_4 通量具有促进作用; CO_2 通量分别与 Chl.*a*、T 呈显著负相关,打捞过程两者主要影响湖泊蓝藻光合作用吸收大气中 CO_2 能力.

3) 蓝藻连续打捞后对水—气界面 CH_4 、 CO_2 温室气体具有显著的减排作用,碳减排日平均通量为 $0.275 \pm 0.076 \text{ mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ (以 CO_2 当量计). 蓝藻打捞强度越大,对水—气界面 CH_4 、 CO_2 温室气体减排作用越大.

致谢:采样过程中得到张开明等工作人员的协助,数据处理绘图得到徐金英、陈丙法的指导,在此表示诚挚的谢意!

5 参考文献

- [1] Allen SK, Plattner GK, Nauels A *et al.* Climate Change 2013: The Physical Science Basis. An overview of the Working Group 1 contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). *Computational Geometry*, 2007, **18**(2): 95-123. DOI: 10.1016/S0925-7721(01)00003-7.
- [2] Bastviken D, Cole J, Pace M *et al.* Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate. *Global Biogeochemical Cycles*, 2004, **18**(4). DOI: 10.1029/2004gb002238.
- [3] Cole JJ, Caraco NF, Kling GW *et al.* Carbon dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. *Science*, 1994, **265**(5178): 1568-1570. DOI: 10.1126/science.265.5178.1568.
- [4] Verpoorter C, Kutser T, Seekell DA *et al.* A global inventory of lakes based on high-resolution satellite imagery. *Geophysical Research Letters*, 2014, **41**(18): 6396-6402. DOI: 10.1002/2014gl060641.
- [5] Yan XC, Zhang ZQ, Ji M *et al.* Concentration of dissolved greenhouse gas and its influence factors in the summer surface water of eutrophic lake. *J Lake Sci*, 2018, **30**(5): 1420-1428. DOI: 10.18307/2018.0523. [闫兴成, 张重乾, 季铭等. 富营养化湖泊夏季表层水体温室气体浓度及其影响因素. 湖泊科学, 2018, **30**(5): 1420-1428.]
- [6] Yan XC, Xu XG, Wang MY *et al.* Climate warming and cyanobacteria blooms: Looks at their relationships from a new perspective. *Water Research*, 2017, **125**: 449-457. DOI: 10.1016/j.watres.2017.09.008.
- [7] Yan XC, Xu XG, Ji M *et al.* Cyanobacteria blooms: A neglected facilitator of CH_4 production in eutrophic lakes. *Science of the Total Environment*, 2019, **651**: 466-474. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.197.
- [8] Huttunen JT, Alm J, Saarijärvi E *et al.* Contribution of winter to the annual CH_4 emission from a eutrophied boreal lake. *Chemosphere*, 2003, **50**(2): 247-250. DOI: 10.1016/s0045-6535(02)00148-0.
- [9] West WE, Coloso JJ, Jones SE. Effects of algal and terrestrial carbon on methane production rates and methanogen community structure in a temperate lake sediment. *Freshwater Biology*, 2012, **57**(5): 949-955.
- [10] West WE, Creamer KP, Jones SE. Productivity and depth regulate lake contributions to atmospheric methane. *Limnology and Oceanography*, 2016, **61**(S1): S51-S61. DOI: 10.1002/lno.10247.
- [11] Hu WT, Tang Q, Sun W *et al.* Dissolved methane dynamics during the degradation of organic matter derived from cyanobacterial bloom. *China Environmental Science*, 2017, **37**(2): 702-710. [胡万婷, 唐千, 孙伟等. 水体中蓝藻水华分解产甲烷动态过程研究. 中国环境科学, 2017, **37**(2): 702-710.]
- [12] Zepp FK, Holliger C, Großkopf R *et al.* Vertical distribution of methanogens in the anoxic sediment of rotsee (Switzerland). *Applied and Environmental Microbiology*, 1999, **65**(6): 2402-2408. DOI: 10.1128/aem.65.6.2402-2408.1999.
- [13] Schwarz JIK, Eckert W, Conrad R. Community structure of Archaea and Bacteria in a profundal lake sediment Lake Kinneret (Israel). *Systematic and Applied Microbiology*, 2007, **30**(3): 239-254. DOI: 10.1016/j.syapm.2006.05.004.

- [14] Zhu DL. Study on the generation, release and driving mechanism of methane in taihu and Xuanwu Lake [Dissertation]. Nanjing: Nanjing University, 2012. [祝栋林. 太湖及玄武湖甲烷气体产生、释放及影响机制研究 [学位论文]. 南京: 南京大学, 2012.]
- [15] Zhang YL, van Dijk MA, Liu ML *et al.* The contribution of phytoplankton degradation to chromophoric dissolved organic matter (CDOM) in eutrophic shallow lakes: Field and experimental evidence. *Water Research*, 2009, **43** (18): 4685-4697.
- [16] Zhou YQ, Zhou L, Zhang YL *et al.* Autochthonous dissolved organic matter potentially fuels methane ebullition from experimental lakes. *Water Research*, 2019, **166**: 115048. DOI: 10.1016/j.watres.2019.115048.
- [17] West WE, McCarthy SM, Jones SE. Phytoplankton lipid content influences freshwater lake methanogenesis. *Freshwater Biology*, 2015, **60**(11): 2261-2269. DOI: 10.1111/fwb.12652.
- [18] Weyhenmeyer GA, Kosten S, Wallin MB *et al.* Significant fraction of CO₂ emissions from boreal lakes derived from hydrologic inorganic carbon inputs. *Nature Geoscience*, 2015, **8** (12): 933-936. DOI: 10.1038/ngeo2582.
- [19] Qi TC, Xiao QT, Miao YQ *et al.* Temporal and spatial variation of carbon dioxide concentration and its exchange fluxes in Lake Chaohu. *J Lake Sci*, 2019, **31**(3): 766-778. DOI: 10.18307/2019.0315. [齐天赐, 肖启涛, 苗雨青等. 巢湖水体二氧化碳浓度时空分布特征及其水-气交换通量. 湖泊科学, 2019, **31**(3): 766-778.]
- [20] Rudorff CM, Melack JM, MacIntyre S *et al.* Seasonal and spatial variability of CO₂ emission from a large floodplain lake in the lower Amazon. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 2011, **116** (G4): G04007. DOI: 10.1029/2011jg001699.
- [21] Xing Y, Xie P, Yang H *et al.* Methane and carbon dioxide fluxes from a shallow hypereutrophic subtropical Lake in China. *Atmospheric Environment*, 2005, **39**(30): 5532-5540. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2005.06.010.
- [22] Li Na, Ni JQ, Li GW *et al.* Analysis of eutrophication status and regional differences of typical lakes in China. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2018, **42**(4): 854-864. DOI: 10.7541/2018.105. [李娜, 黎佳茜, 李国文等. 中国典型湖泊富营养化现状与区域性差异分析. 水生生物学报, 2018, **42**(4): 854-864.]
- [23] Yang GS, Ma RH, Zhang L *et al.* Lake status, major problems and protection strategy in China. *J Lake Sci*, 2010, **22** (6): 799-810. DOI: 10.18307/2010.0601. [杨桂山, 马荣华, 张路等. 中国湖泊现状及面临的重大问题与保护策略. 湖泊科学, 2010, **22**(6): 799-810.]
- [24] Shao LL, Lu KH. Research and outlook on physical methods in situ for emergency disposal of cyanobacteria bloom in source water areas. *Shanghai Environmental Sciences*, 2013, **32**(4): 160-165. [邵路路, 陆开宏. 原位应急处理水源地蓝藻水华的物理技术研究及展望. 上海环境科学, 2013, **32**(4): 160-165.]
- [25] Chen BF, Feng MH, Shang LX *et al.* The release characteristics of algae-derived pollutants in different salvage intensities after cyanobacteria accumulation. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, **36**(11): 4077-4086. [陈丙法, 冯慕华, 尚丽霞等. 聚积蓝藻不同打捞强度下藻源污染物释放特征研究. 环境科学学报, 2016, **36**(11): 4077-4086.]
- [26] Chen BF, Feng MH, Shang LX *et al.* Effects on cyanobacterial growth and water quality after harvesting accumulated cyanobacteria in autumn: An *in situ* experiment in Lake Chaohu. *J Lake Sci*, 2016, **28**(2): 253-262. DOI: 10.18307/2016.0203. [陈丙法, 冯慕华, 尚丽霞等. 秋季聚积蓝藻打捞对蓝藻生长及水质影响的原位实验. 湖泊科学, 2016, **28**(2): 253-262.]
- [27] Xu XG. Occurrence principle and controlling response of cyanobacteria bloom in the water source area of Chaohu city [Dissertation]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2014. [徐宪根. 巢湖水源区蓝藻水华发生规律及控制响应 [学位论文]. 北京: 中国科学院大学, 2014.]
- [28] Zhou BB, Wang GX, Yang F *et al.* Effect of scooping out blue algae on growth of *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2012, **28**(3): 260-265. [周贝贝, 王国祥, 杨飞等. 人工打捞对铜绿微囊藻生长影响的模拟试验. 生态与农村环境学报, 2012, **28**(3): 260-265.]
- [29] Zhao Y, Zeng Y, Wu BF *et al.* Review of methods for measuring greenhouse gas flux from the air-water interface of reservoirs. *Advances in Water Science*, 2011, **22**(1): 135-146. [赵炎, 曾源, 吴炳方等. 水库水气界面温室气体通量监测方法综述. 水科学进展, 2011, **22**(1): 135-146.]
- [30] Li XH. Study of the greenhouse gas flux of water-air interface and its spatio-temporal change in Taihu Lake [Dissertation]. Nanjing: Hohai University, 2005. DOI: 10.7666/d.y717045. [李香华. 太湖水-气界面温室气体通量及时空变化特征研究 [学位论文]. 南京: 河海大学, 2005.]

- [31] Hernández PA, Mori T, Padrón E *et al.* Carbon dioxide emission from Katanuma volcanic lake, Japan. *Earth, Planets and Space*, 2011, **63**(11): 1151-1156. DOI: 10.5047/eps.2011.06.038.
- [32] Jia L, Pu YN, Yang SJ *et al.* Analysis of greenhouse gas emission characteristics and their influencing factors in the algae zone of Lake Taihu. *Environmental Science*, 2018, (5): 2316-2329. DOI: 10.13227/j.hjlx.201708123. [贾磊, 蒲旖旎, 杨诗俊等. 太湖藻型湖区 CH₄、CO₂排放特征及其影响因素分析. 环境科学, 2018, (5): 2316-2329.]
- [33] Editorial Board of Water and Wastewater Monitoring and Analysis Methods, Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China eds. *Water and Wastewater Monitoring and Analysis Methods*: 4th edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002. [国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法: 第4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.]
- [34] Stedmon CA, Bro R. Characterizing dissolved organic matter fluorescence with parallel factor analysis: A tutorial. *Limnology and Oceanography: Methods*, 2008, **6**(11): 572-579. DOI: 10.4319/lom.2008.6.572b.
- [35] Stedmon CA, Markager S. Tracing the production and degradation of autochthonous fractions of Dissolved organic matter by fluorescence analysis. *Limnology and Oceanography*, 2005, **50**(5): 1415-1426. DOI: 10.4319/lo.2005.50.5.1415.
- [36] Kelly CA, Rudd JWM, Schindler DW. Carbon and electron flow via methanogenesis, SO₄²⁻, NO₃⁻, Fe³⁺, and Mn⁴⁺ reduction in the anoxic hypolimnia of three lakes. *Arch fuer Hydrobiol. Beihandlungen Ergeb Limnol*, 1988, (31): 333-344.
- [37] Huguet A, Vacher L, Relexans S *et al.* Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary. *Organic Geochemistry*, 2009, **40**(6): 706-719. DOI: 10.1016/j.orggeochem.2009.03.002.
- [38] Chen ML, Price RM, Yamashita Y *et al.* Comparative study of dissolved organic matter from groundwater and surface water in the Florida coastal Everglades using multi-dimensional spectrofluorometry combined with multivariate statistics. *Applied Geochemistry*, 2010, **25**(6): 872-880. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2010.03.005.
- [39] Murphy KR, Stedmon CA, Wenig P *et al.* OpenFluor-an online spectral library of auto-fluorescence by organic compounds in the environment. *Analytical Methods*, 2014, **6**(3): 658-661. DOI: 10.1039/c3ay41935e.
- [40] Osburn CL, Wigdahl CR, Fritz SC *et al.* Dissolved organic matter composition and photoreactivity in prairie lakes of the US Great Plains. *Limnology and Oceanography*, 2011, **56**(6): 2371-2390. DOI: 10.4319/lo.2011.56.6.2371.
- [41] Coble PG. Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy. *Marine Chemistry*, 1996, **51**(4): 325-346. DOI: 10.1016/0304-4203(95)00062-3.
- [42] Lapierre JF, del Giorgio PA. Partial coupling and differential regulation of biologically and photochemically labile dissolved organic carbon across boreal aquatic networks. *Biogeosciences*, 2014, **11**(20): 5969-5985.
- [43] Murphy KR, Stedmon CA, Waite TD *et al.* Distinguishing between terrestrial and autochthonous organic matter sources in marine environments using fluorescence spectroscopy. *Marine Chemistry*, 2008, **108**(1/2): 40-58.
- [44] Chen ML, Kim JH, Nam SI *et al.* Production of fluorescent dissolved organic matter in Arctic Ocean sediments. *Scientific Reports*, 2016, **6**: 39213. DOI: 10.1038/srep39213.
- [45] Hambly AC, Arvin E, Pedersen LF *et al.* Characterising organic matter in recirculating aquaculture systems with fluorescence EEM spectroscopy. *Water Research*, 2015, **83**: 112-120. DOI: 10.1016/j.watres.2015.06.037.
- [46] Lambert T, Bouillon S, Darchambeau F *et al.* Effects of human land use on the terrestrial and aquatic sources of fluvial organic matter in a temperate river basin (The Meuse River, Belgium). *Biogeochemistry*, 2017, **136**(2): 191-211.
- [47] Li PH, Chen L, Zhang W *et al.* Spatiotemporal distribution, sources, and photobleaching imprint of dissolved organic matter in the Yangtze estuary and its adjacent Sea using fluorescence and parallel factor analysis. *PLoS ONE*, 2015, **10**(6): e0130852.
- [48] Kothawala DN, von Wachenfeldt E, Koehler B *et al.* Selective loss and preservation of lake water dissolved organic matter fluorescence during long-term dark incubations. *Science of the Total Environment*, 2012, **433**: 238-246.
- [49] Gan SC, Wu Y, Bao HY *et al.* Characterization of DOM (dissolved organic matter) in Yangtze River using 3-D fluorescence spectroscopy and parallel factor analysis. *China Environmental Science*, 2013, **33**(6): 1045-1052. [甘淑斌, 吴莹, 鲍红艳等. 长江溶解有机质三维荧光光谱的平行因子分析. 中国环境科学, 2013, **33**(6): 1045-1052.]
- [50] Fu PQ, Liu CQ, Wu FC. Three-dimensional excitation emission matrix fluorescence spectroscopic characterization of dissolved organic matter. *Spectroscopy and Spectral Analysis*, 2005, **25**(12): 2024-2028. [傅平青, 刘从强, 吴丰昌. 溶解有机质的三维荧光光谱特征研究. 光谱学与光谱分析, 2005, **25**(12): 2024-2028.]
- [51] Cory RM, McKnight DM. Fluorescence spectroscopy reveals ubiquitous presence of oxidized and reduced quinones indis-

- solved organic matter. *Environmental Science & Technology*, 2005, **39**(21): 8142-8149. DOI: 10.1021/es0506962.
- [52] Ohno T. Fluorescence inner-filtering correction for determining the humification index of dissolved organic matter. *Environmental Science & Technology*, 2002, **36**(4): 742-746. DOI: 10.1021/es0155276.
- [53] Huguet A, Vacher L, Relexans S *et al.* Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary. *Organic Geochemistry*, 2009, **40**(6): 706-719. DOI: 10.1016/j.orggeochem.2009.03.002.
- [54] Helms JR, Stubbins A, Ritchie JD *et al.* Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*, 2008, **53**(3): 955-969.
- [55] Jiang T, Guo JS, Li Z *et al.* Air-water surface greenhouse gas flux in Pengxi river at different operational stages of the Three Gorges reservoir. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2012, **33**(5): 1463-1470. [蒋滔, 郭劲松, 李哲等. 三峡水库不同运行状态下支流澎溪河水-气界面温室气体通量特征初探. 环境科学, 2012, **33**(5): 1463-1470.]
- [56] Fan F, Li WC, Ke F. Spatio-temporal distribution of *Microcystis aeruginosa* colony diameters in the water source region of Chaohu City. *J Lake Sci*, 2013, **25**(2): 213-220. DOI: 10.18307/2013.0206. [范帆, 李文朝, 柯凡. 巢湖市水源地铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)藻团粒径时空分布规律. 湖泊科学, 2013, **25**(2): 213-220.]
- [57] Xiao QT. Study on greenhouse gases (CO_2 , CH_4 , and N_2O) fluxes of water-air interface in Lake Taihu [Dissertation]. Nanjing: Nanjing University of Information Science & Technology, 2014. [肖启涛. 太湖水-气界面温室气体(CO_2 , CH_4 , N_2O)通量研究. 南京: 南京信息工程大学, 2014.]
- [58] Hu CL, Wan CY, Wu SG *et al.* Progress in causes and ecological control of cyanobacterial bloom. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2010, **19**(12): 1471-1477. [胡传林, 万成炎, 吴生桂等. 蓝藻水华的成因及其生态控制进展. 长江流域资源与环境, 2010, **19**(12): 1471-1477.]
- [59] Zhou YQ, Jeppesen E, Zhang YL *et al.* Chromophoric dissolved organic matter of black waters in a highly eutrophic Chinese lake: Freshly produced from algal scums? *Journal of Hazardous Materials*, 2015, **299**: 222-230.
- [60] Drake TW, Wickland KP, Spencer RGM *et al.* Ancient low-molecular-weight organic acids in permafrost fuel rapid carbon dioxide production upon thaw. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2015, **112**(45): 13946-13951.
- [61] Li DM, Yu Y, Zhang TQ *et al.* Photochemical activity of phytoplankton in Taihu Lake in spring and autumn. *Research of Environmental Sciences*, 2014, **27**(8): 848-856. [李大命, 于洋, 张彤晴等. 太湖春季和秋季浮游植物的光合作用活性. 环境科学研究, 2014, **27**(8): 848-856.]
- [62] Duc NT, Crill P, Bastviken D. Implications of temperature and sediment characteristics on methane formation and oxidation in lake sediments. *Biogeochemistry*, 2010, **100**(1/2/3): 185-196. DOI: 10.1007/s10533-010-9415-8.
- [63] Tang XX, Shen M, Duan HT. Temporal and spatial distribution of algal blooms in Lake Chaohu, 2000-2015. *J Lake Sci*, 2017, **29**(2): 276-284. DOI: 10.18307/2017.0203. [唐晓先, 沈明, 段洪涛. 巢湖蓝藻水华时空分布(2000-2015年). 湖泊科学, 2017, **29**(2): 276-284.]
- [64] Yan F. Study on fast pyrolysis of biomass and steam gasification of semi-coke [Dissertation]. Wuhan: Huazhong University of Science and Technology, 2010. [鄢丰. 生物质快速热解及其半焦水蒸气气化研究[学位论文]. 武汉: 华中科技大学, 2010.]
- [65] Zheng Y, Hu ZQ, Xiao B. Preliminary study on fast pyrolysis and liquefaction of algae. *Environmental Science and Technology*, 2011, **34**(10): 58-62. [郑洋, 胡智泉, 肖波. 滇池蓝藻快速热解液化制取生物油的初步研究. 环境科学与技术, 2011, **34**(10): 58-62.]
- [66] Xu ZK. The development status and prospect of cyanobacteria health food. *ZhongGuo BaoJian ShiPin*, 2012, (4): 4-5. [徐铮奎. 蓝藻类保健食品开发现状与前景. 中国保健食品, 2012, (4): 4-5.]
- [67] Sun J, Lu SM, Tao NP. The nutritional value and health care effect of spirulina. *China Fisheries*, 2006, (5): 76-77. [孙洁, 陆胜民, 陶宁萍. 螺旋藻的营养价值及保健功效. 中国水产, 2006, (5): 76-77.]
- [68] Sun SZ, Gao TR, Xu R *et al.* Technological process improvement of organic fertilizer made of blue green algae mixed with tobacco residue. *Journal of Yunnan Normal University: Natural Sciences Edition*, 2008, **28**(5): 35-38. [孙世中, 高天荣, 徐锐等. 蓝藻泥和废弃烟叶混合制作有机肥料工艺优化. 云南师范大学学报: 自然科学版, 2008, **28**(5): 35-38.]