J. Lake Sci.(湖泊科学),2025,**37**(6):1978-1987
DOI 10.18307/2025.0618

富营养化浅水湖泊生态修复对水质与含碳温室气体通量的影响——以南京玄武湖为例*

梅彦昆[1],苏雅玲[2**],董志国[1],樊施明[2],李宽意[2],邢　鹏[2],吴庆龙[2]
(1:江苏海洋大学,连云港 222005)
(2:中国科学院南京地理与湖泊研究所,湖泊与流域水安全全国重点实验室,南京 211135)

摘　要: 随着经济快速发展,湖泊等淡水生态系统出现了不同程度的富营养化现象,并引发一系列水生态问题,如水质恶化、生物多样性下降等。富营养化浅水湖泊生态修复最关键的步骤是实现初级生产者从浮游植物向大型水生高等植物的转换。目前的湖泊生态修复工程实践往往只强调水质改善,缺乏对温室气体通量影响方面的研究。本研究通过对南京玄武湖修复区与未修复区进行采样调查,比较了两类区域水体理化参数与水—气界面的 CO_2 和 CH_4 通量。结果表明,玄武湖未修复区叶绿素 *a*(Chl. *a*)浓度在4个季节均显著高于修复区,夏季最高可达修复区 Chl. *a* 的5倍之多。未修复区的总氮(TN)、总磷(TP)浓度同样显著高于修复区。修复区内 CO_2 通量在各季节均远低于未修复区。就水—气界面 CH_4 扩散通量而言,未修复区的 CH_4 扩散通量在各季节均比修复区的 CH_4 扩散通量高。在未修复区内,浮游植物生物量与 TP、pH、Chl. *a* 有较强的正相关性,而与硝态氮、溶解性无机碳等有较强的负相关性。此外,含碳温室气体通量(CO_2、CH_4)与 TN、TP 有较强的正相关关系,与溶解氧有较强的负相关关系。在修复区内,沉水植物生物量与盐度、电导率具有较强的正相关性,与氨氮、磷酸盐以及 CO_2、CH_4 通量均呈负相关关系。总体而言,生态修复既改善了富营养化浅水湖泊水质,也降低了含碳温室气体通量。本研究将为提高湖泊固碳增汇功能提供科学参考。
关键词: 浅水湖泊;玄武湖;生态修复;浮游植物;沉水植物;含碳温室气体

Impacts of ecological restoration on water quality and carbon-containing greenhouse gas fluxes in a shallow, eutrophic lake: A case study of Lake Xuanwu, Nanjing*

Mei Yankun[1], Su Yaling[2**], Dong Zhiguo[1], Fan Shiming[2], Li Kuanyi[2], Xing Peng[2] & Wu Qinglong[2]
(1: *Jiangsu Ocean University*, *Lianyungang* 222005, *P. R. China*)
(2: *State Key Laboratory of Lake and Watershed Science for Water Security*, *Nanjing Institute of Geography and Limnology*, *Chinese Academy of Sciences*, *Nanjing* 211135, *P. R. China*)

Abstract: In the context of accelerated economic development, freshwater ecosystems are increasingly subject to the process of eutrophication, which has precipitated a series of ecological issues within aquatic environments, including water quality deterioration and a decline in biodiversity. The most critical step in the ecological restoration of eutrophic shallow lakes is to achieve the transition of primary producers from phytoplankton to submerged macrophytes. Current ecological restoration projects of lakes frequently emphasize water quality improvement, yet research on the impact on greenhouse gas fluxes is lacking. This study investigated the restored and unrestored areas of Lake Xuanwu (Nanjing) to compare the physicochemical parameters of the water and the carbon dioxide (CO_2) and methane (CH_4) fluxes at the water-atmosphere interface between the two areas. The results demonstrated that the concentration of chlorophyll-*a* (Chl. *a*) in the unrestored area was significantly higher than that in the restored area in all four seasons, reaching up to five times as much in the summer. The concentrations of total nitrogen (TN) and phosphorus (TP) in the

* 2024-07-13 收稿;2025-05-26 收修改稿。
国家自然科学基金重点项目(32471640)、国家自然科学基金面上项目、江苏省"碳专项"江苏山水林田湖草生态修复固碳科学问题研究(BK20231515)和富营养化湖泊生态修复和碳汇能力提升的协同技术基础(BK20220015)联合资助。
** 通信作者;E-mail:ylsu@niglas.ac.cn。

unrestored area were found to be significantly higher than those in the restored area. The CO_2 diffusion flux in the restored area was consistently lower than that observed in the unrestored area across all seasons. The CH_4 diffusion flux at the water-atmosphere interface in the unrestored area was found to be higher than that in the restored area in all seasons. Within the unrestored area, the phytoplankton biomass demonstrated a strong positive correlation with TP, pH, and Chl. *a*, and a strong negative correlation with nitrate nitrogen, dissolved inorganic carbon, etc. In the area that had been restored, there was a strong positive correlation between the submerged plant biomass and salinity and conductivity, and a negative correlation with ammonia nitrogen, phosphate, CO_2 and CH_4 fluxes. It is evident that ecological restoration has a multifaceted impact on the environment, including the enhancement of water quality in eutrophic shallow lakes and the reduction of carbon-containing greenhouse gas emissions. The objective of the present study is to provide scientific references for the purpose of improving the carbon sequestration and sink function of lakes.

Keywords: Shallow lakes; Lake Xuanwu; ecological restoration; phytoplankton; submerged macrophyte; carbon-containing green-house gas

随着城市化进程以及水产养殖业的兴起,湖泊、湿地等淡水生态系统出现了不同程度的富营养化现象,并引发一系列的水生态问题,如水质恶化、生物多样性下降等。因此,湖库富营养化已成为国内外关注的焦点之一[1]。2021 年《中国环境状况公报》公布了我国 107 个主要湖库的富营养化程度:其中 23.0% 的湖库处于轻度富营养化状态,62.2% 的湖库处于中度富营养化状态[2]。研究表明,氮磷元素超标的湖泊数量达到总湖泊的 46%,各大洲均有数量不等的湖泊受到富营养化问题的影响,欧洲、北美洲、南美洲、非洲、亚洲占比分别为 53%、48%、41%、28%、54%[3]。富营养化通常会导致水体出现藻类水华,大量藻类会快速消耗水中的溶解氧,使得下层水体发生厌氧,导致鱼类等缺氧死亡,造成水生态与环境恶化。因此,富营养化问题已成为湖泊面临的最严峻的环境问题之一。

稳态转换理论是湖泊等生态系统修复的理论基础。该理论指出浅水湖泊(湿地)可能存在以大型水生植物为主的清水态和以浮游植物为主的浊水态,而这两种状态在一定的外部干扰下可以互相转变[4]。当营养负荷输入过多时,清水态湖泊内的浮游植物和附着生物将迅速增长,进而抑制水生植物生长,最终导致沉水植物消失,湖泊随之变为浊水态。湖泊生态系统恢复的核心是打破维持浊水态的反馈机制,重建清水态[5-6]。常见的措施包括污染源控制、沉水植被恢复、食物网结构优化等技术手段[7-8],而其中最为关键的步骤是实现初级生产者从浮游植物向大型水生高等植物的转换[9-11]。沉水植物能够增加水体颗粒物沉降,提高水下光照条件,与浮游植物竞争营养盐;同时水生植物还能固定沉积物,抑制沉积物悬浮,通过根系向沉积物释放氧气,改善沉积物氧化还原电位,抑制沉积物营养盐与有机碳的释放。通常而言,苦草、黑藻、金鱼藻和狐尾藻等沉水植物被认为能够高效抑制浮游植物过度生长[12];此外,邱东茹等[13]认为通过在湖泊边缘水体的中层水区种植沉水植物来构建“水下森林”,形成生态带(类似栅栏),使进入湖泊的水体得到生态带的过滤,从而降低入湖水体的污染程度。目前,通过恢复沉水植物进行水生态修复已成为较为成熟的技术手段。

我国自“十五”以来启动了湖泊污染控制与生态恢复的一系列重大专项,地方政府也投入了大量资金进行城市湖泊治理,湖泊水环境质量整体得到改善[14]。然而,目前的湖泊生态修复工程实践往往只强调水质改善,缺乏对湖泊生态系统其他生态功能和服务的关注。生态修复措施除了对水质产生影响,还可能对温室气体的排放具有一定的影响。就全球尺度而言,湖泊每年约向大气中排放 110~570 Pg CO_2,而 CH_4 的年释放量约为 0.15 Pg[15]。至 21 世纪末,全球湖泊底部水温升高可能导致 CH_4 产量增加 13%~40%[16]。虽然部分研究发现随着水体富营养化程度增加,含碳温室气体通量可能会随之升高[17-18],然而这一结论尚未得到广泛共识。例如,国外研究者对阿根廷 4 个浅水湖泊调查发现,草型湖泊的 CH_4 年均总排放量甚至高于藻型湖泊[19]。以上调查结果不一致,表明不同湖泊的地形条件和形态特征不同,温室气体排放规律可能存在较大差异。生态修复使得湖泊处于清水态与浊水态时具有的生态系统结构特征显著不同,其温室气体排放特征也势必相异。目前,关于湖泊生态修复对含碳温室气体排放影响的研究较为少见,亟需开展系统性研究。在当前我国实施“碳达峰”与“碳中和”战略背景下,研究有效措施来维持和发展湖泊的固碳潜力,对于增加全球碳库和缓解气候变暖具有深远意义。

玄武湖是南京市的城市景观湖泊,水系源头与长江相连并最终汇入长江。作为城市湖泊,玄武湖具有

调洪蓄存、改善水质的重要功能。自 1980s 起,玄武湖水质就已达到重度富营养程度。玄武湖生态环境的改变引起当地政府关注,近年来管理部门对其采取了多项修复措施,如建立围隔、种植能够改善水质的水生植物和水生生物等多种措施,修复区的水质得到较大改善。本研究通过对玄武湖修复区与未修复区进行采样监测,比较了两类区域水—气界面的 CO_2 和 CH_4 通量,同时分析温室气体通量与环境因素的关系。研究结果将为提高湖泊固碳增汇功能提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 采样点设置

玄武湖(32°4′N,118°45′E)为典型的城市浅水湖泊,湖面面积为 3.78 km^2,平均水深为 1.14 m,最大水深为 2.1 m[20]。从 1950s 开始,由于人为围筑修闸、人工养殖等活动,浮游植物群落成为玄武湖主要初级生产者,生态系统结构随之发生变化。至 1980s 左右,玄武湖已处于重度富营养化状态,2005 年该湖发生蓝藻水华,水质不断恶化。此后,管理部门开始采取多种修复措施,如截断污水汇入、清除底层淤泥、引入清洁水源、规范人工措施和生物修复等方法,目前已取得了显著成效[21]。本研究自 2023 年 9 月开始对玄武湖进行了为期一年的逐月采样,采样区域包括玄武湖修复区(1~4 翠洲围隔、5~8 太平门围隔一、9~12 太平门围隔二)和未修复区(敞水区 13、14、15、16)(图 1)。

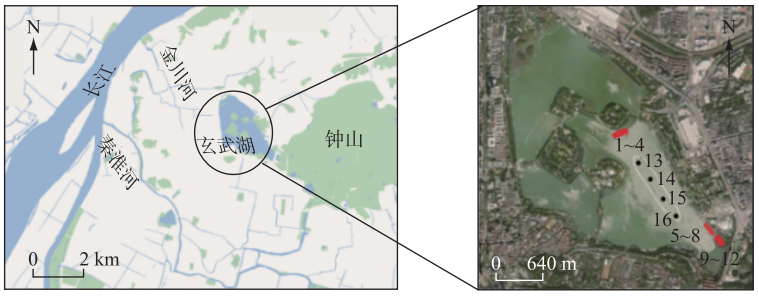

图 1 玄武湖地理位置及采样点分布

Fig. 1 The location of Lake Xuanwu and sampling sites

1.2 水质参数测定

现场用塞氏盘测定水体透明度(SD),用 YSI 测定水体 pH、电导率(Cond)、温度(Tep)、氧化还原电位(ORP)及溶解氧(DO)。采用容量为 2.5 L 的聚乙烯瓶进行水样采集,低温保存,带回实验室用 SKALAR San ++流动分析仪测定总氮(TN)、总磷(TP)浓度;水样经醋酸纤维滤膜(0.45 μm)过滤后用 SKALAR San ++流动分析仪测定氨氮(NH_3-N)、硝态氮(NO_3^--N)、亚硝态氮(NO_2^--N)、正磷酸盐(PO_4^{3-}-P)浓度;将过滤水样的醋酸纤维滤膜(0.45 μm)于−20 ℃保存用于叶绿素 *a*(Chl. *a*)浓度的测定。水样经 GFF 玻璃纤维滤膜(0.7 μm)过滤后测定溶解性有机碳(DOC)。

1.3 沉水植物采集与处理

玄武湖修复区种植的沉水植物主要包括苦草、穗花狐尾藻、黑藻、金鱼藻等,而未修复区几乎未见沉水植物分布。使用采泥器(截面积 1/16 m^2)收集修复区内的沉水植物,冲洗之后放入样品袋中,带回实验室剪除根部,用蒸馏水冲洗叶片及茎部,擦去表面水分,使用叶绿素荧光仪测量植物叶片的荧光数值(Fv/Fm),判断植物体是否遭受环境胁迫;称量植物鲜重并计算生物量,低温烘干(50 ℃),称取植物干重并计算其生物量。

1.4 浮游植物采集

用采水器采集 1 L 水样,加入 10 mL 鲁哥试剂固定样品。经 48 h 静置沉淀后,用虹吸法去除上清液并浓缩至 50 mL。再静置 24 h 后用移液枪定容至 30 mL。浮游植物的计数在显微镜下进行,将上述 30 mL 定量样品充分摇匀,用吸管吸出 0.1 mL 置于计数框内,盖上盖玻片,使用高倍镜计数。根据体积转化法计算水样中浮游植物的生物量。

1.5 水—气界面 CO_2 和 CH_4 通量

采集时间集中于 10:00－16:00 之间。用铝箔气袋收集水—气界面气体。分析之前将水样剧烈摇晃 5 min 后静置,待气、液相达到动态平衡后,用带有三通阀的针筒抽取 5 mL 瓶内气样,使用气相色谱仪(7890B, Agilent)测定气样 CO_2 和 CH_4 浓度,基于物料平衡原理和亨利定律,根据气样 CO_2 浓度来计算水体 CO_2 和 CH_4 溶存浓度。以 CO_2 为例,计算公式如下:

$$[CO_2]_w = [CO_2]_g \times (1/k + \beta) \quad (1)$$

式中,$[CO_2]_w$ 为水样中 CO_2 浓度(μmol/L);$[CO_2]_g$ 为气液平衡状态下瓶中气相 CO_2 浓度(μmol/L),$[CO_2]_g$ 经气相色谱仪分析后通过计算得出。

另基于水—气界面扩散模型,计算水—气界面 CO_2 和 CH_4 通量(F),计算公式如下:

$$F = k \times (C_w - C_{eq}) \quad (2)$$

式中,C_w 为气相色谱测得的温室气体在水体采样层的原始浓度;C_{eq} 为特定温度下水体采样层的温室气体与大气中温室气体达到平衡时的浓度;k 为气体交换系数,其计算公式为:

$$k/k_{600} = (Sc/600)^{-n} \quad (3)$$

式中,Sc 为施密特数;n 为施密特指数,在低风速时(≤3.7 m/s)为 2/3,在高风速(>3.7 m/s)时为 1/2;k_{600} 为施密特数为 600 时所对应的 k 值。

1.6 数据分析

所有数据处理采用 Excel 2010,相关性分析通过 SPSS 22.0 软件实现。使用正态性 Shapiro-Wilk 检验、Spearman 相关性检验和方差同质性检验共同判断数据性质。组间差异根据数据性质选择使用 One-way ANOVA 检验或非参数检验法,多重比较同样根据数据性质选择使用 LSD 法或非参数检验法。

2 结果

2.1 玄武湖修复区与未修复区理化指标季节变化

玄武湖修复区 Chl. *a* 浓度在秋季相对较高,为(10.11±5.08) μg/L,其余季节变化范围为 5.06~5.73 μg/L;TN、TP 浓度变化范围分别为 0.53~0.77、0.03~0.04 mg/L。与修复区相比,未修复区 Chl. *a* 浓度均值变化范围为 9.46~26.58 μg/L,在 4 个季节均显著高于修复区($P<0.01$),夏季最高可达修复区的 5 倍之多。未修复区的 TN 浓度为 1.06~1.77 mg/L,TP 浓度为 0.06~0.10 mg/L,二者同样显著高于修复区($P<0.01$)(表 1)。

玄武湖修复区与未修复区水体的水—气界面 CO_2 通量夏季高于春季、秋季、冬季,最高分别可达(504.63±110.03)和(830.84±119.40) μmol/(m^2·h)。修复区 CO_2 扩散通量在各季节均远低于未修复区($P<0.001$)。就水—气界面 CH_4 扩散通量而言,其季节变化规律为春、秋季高,秋、冬季低,且未修复区 CH_4 扩散通量在各季节均比修复区 CH_4 扩散通量高($P<0.05$)(表 1)。

2.2 修复区与未修复区内浮游植物生物量季节变化

玄武湖修复区内的浮游植物生物量春季最高、夏季次之、冬季最低;未修复区内浮游植物生物量变化为秋季最高,夏季次之,冬季最低。春季与冬季修复区与未修复区内的浮游植物生物量无显著性差异($P>0.05$)。秋季未修复区内浮游植物生物量最高((21.95±6.6) mg/L),且远高于修复区((2.92±1.79) mg/L)($P<0.05$),约为后者的 7 倍(图 2)。

2.3 修复区沉水植物生物量与荧光 Fv/Fm 值的季节变化

由于未修复区未采集到沉水植物样品,故图 3a 仅展示修复区内的沉水植物生物量(鲜重)。修复区沉水植物以苦草占据绝对优势,其他种类包括轮叶黑藻、金鱼藻、穗花狐尾藻等。春季沉水植物的生物量最高((4726.9±1640.0) g/m^2),夏季由于人工刈割,沉水植物生物量大大下降,仅为(2735.0±908.9) g/m^2,秋、冬季仍然分别保持在(3259.3±900.6)和(3585.2±1245.4) g/m^2。

修复区内沉水植物荧光 Fv/Fm 值如图 3b 所示,春、夏季 Fv/Fm 值较高,分别为 0.809±0.001 和 0.821±0.002。秋、冬季分别为 0.787±0.005 和 0.776±0.010。整体而言,修复区内 Fv/Fm 的季节变化不明显,表明植物体未受到显著的环境胁迫。

表 1 玄武湖修复区与未修复区理化指标

Tab. 1 Physicochemical parameters of restored area and unrestored areas in Lake Xuanwu

理化指标	修复区				未修复区			
	春季	夏季	秋季	冬季	春季	夏季	秋季	冬季
Chl. *a*/(μg/L)	5.73±4.12	5.06±1.93	10.11±5.08	5.15±1.38	9.46±2.05	25.13±18.14	26.58±8.22	14.34±0.55
DIC/mg/L)	16.19±4.43	17.45±1.81	9.26±2.92	14.58±0.70	17.37±3.90	16.37±0.76	11.04±2.39	15.60±0.74
DO/(mg/L)	11.57±0.80	9.96±1.43	11.87±1.74	13.82±0.12	10.73±1.10	9.19±1.01	10.78±1.62	11.07±0.91
DOC/(mg/L)	4.31±1.46	5.18±1.15	2.25±0.70	1.26±0.23	2.82±1.26	4.66±1.31	2.16±0.62	0.91±0.12
DTN/(mg/L)	0.46±0.09	0.48±0.05	0.48±0.16	0.71±0.06	0.82±0.12	1.34±0.44	0.68±0.42	1.29±0.23
DTP/(mg/L)	0.02±0.00	0.02±0.00	0.02±0.01	0.02±0.00	0.02±0.00	0.02±0.01	0.03±0.01	0.03±0.01
Cond/(μS/cm)	329.19±22.97	278.55±36.41	296.17±76.06	268.10±17.44	354.40±34.61	282.19±14.61	329.31±91.44	284.26±12.99
NH_3-N/(mg/L)	0.02±0.02	0.05±0.04	0.04±0.01	0.05±0.00	0.04±0.03	0.22±0.06	0.08±0.08	0.18±0.19
NO_3^--N/(mg/L)	0.11±0.10	0.12±0.05	0.17±0.16	0.43±0.06	0.41±0.30	0.72±0.47	0.31±0.32	1.08±0.01
pH	8.70±0.24	8.91±0.41	8.99±0.52	8.38±0.15	8.42±0.18	8.19±0.45	8.66±0.32	8.09±0.01
PO_4^{3-}-P/(mg/L)	0.00±0.00	0.01±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.01±0.01
SAL/‰	0.17±0.01	0.13±0.00	0.14±0.02	0.19±0.01	0.19±0.02	0.13±0.01	0.16±0.02	0.20±0.01
TN/(mg/L)	0.53±0.19	0.53±0.20	0.61±0.32	0.77±0.46	1.06±0.26	1.77±0.51	1.41±0.30	1.46±0.21
TP/(mg/L)	0.03±0.01	0.04±0.01	0.04±0.02	0.03±0.01	0.06±0.03	0.09±0.01	0.10±0.04	0.06±0.01
温度/℃	21.67±6.38	30.32±1.82	17.91±7.66	9.36±0.19	21.43±6.87	29.98±2.34	17.65±7.79	9.16±0.05
CO_2 通量/(μmol/(m^2·h))	−78.41±34.40	504.63±110.03	−228.58±48.26	21.47±14.18	40.55±15.90	830.84±119.40	−40.36±4.10	420.17±67.38
CH_4 通量/(μmol/(m^2·h))	13.93±9.06	21.23±0.62	18.45±13.92	3.44±0.33	16.54±6.19	90.73±8.87	77.32±10.25	14.19±2.65

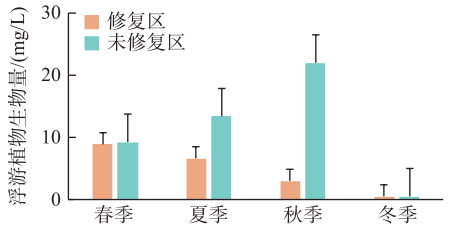

图 2 玄武湖修复区与未修复区浮游植物生物量的季节变化

Fig. 2 Seasonal variations of phytoplankton biomass between restored and unrestored areas in Lake Xuanwu

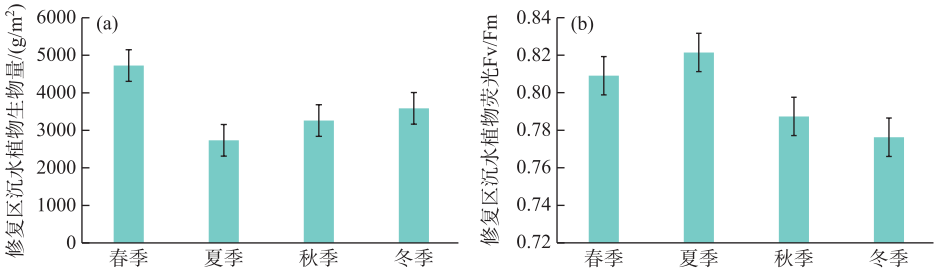

图 3 玄武湖修复区沉水植物生物量(a)和荧光 Fv/Fm 值(b)的季节变化

Fig. 3 Seasonal variations of submerged macrophyte biomass (a) and Fv/Fm (b) in restored area of Lake Xuanwu

2.4 修复区与未修复区水—气界面 CO_2、CH_4 通量的影响因素

修复区与未修复区各环境变量与浮游植物和沉水植物生物量等因子之间的相关性如图 4 所示。在未修复区内(图 4a),浮游植物生物量与 TP、pH、Chl. *a* 等呈中度正相关($0.6<|r|<0.8$),而与 NO_3^--N、DIC 等呈中度负相关($0.6<|r|<0.8$)。此外,水—气界面 CO_2 通量与 NH_3-N、DTN、TN 呈高度正相关($|r|>0.8$),与电导率、DO、pH 呈中度负相关($0.6<|r|<0.8$);CH_4 扩散通量则与 Chl. *a*、TN 呈高度正相关($|r|>0.8$);与盐度呈显著负相关($|r|>0.8$,$P<0.05$),与 DO 呈中度负相关($0.6<|r|<0.8$)。

在修复区内(图 4b),沉水植物生物量与盐度、电导率呈中度正相关($0.6<|r|<0.8$),与 NH_3-N 呈高度负相关($|r|>0.8$),与 PO_4^{3-}-P 和 TP 呈中度负相关($0.6<|r|<0.8$);植物荧光 Fv/Fm 值则与 DOC、水温呈显著正相关($|r|>0.8$,$P<0.05$),与 TN 呈显著负相关($|r|>0.8$,$P<0.05$)。浮游植物生物量与 DOC 呈高度正相关($|r|>0.8$),与 TN 则呈显著负相关($|r|>0.8$,$P<0.05$)。此外,CO_2 通量与 DIC、DOC、NH_3-N、水温呈中度正相关($0.6<|r|<0.8$),与 PO_4^{3-}-P 呈高度正相关($|r|>0.8$);与 DTP 浓度呈现高度负相关($|r|>0.8$)。CH_4 扩散通量与 pH 呈显著正相关,与盐度呈显著负相关($|r|>0.8$,$P<0.05$),与水温呈高度正相关,与 DO、NO_3^--N、DTN 呈高度负相关($|r|>0.8$)。

3 讨论

依照《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)中规定,玄武湖修复区水质 TN 指标全年处于Ⅱ类水平(0.5 mg/L<TN<1.0 mg/L),未修复区水质 TN 指标在夏季处于Ⅳ类水平(1.5 mg/L<TN<2.0 mg/L),在春、秋、冬季则处于Ⅲ类水平(1.0 mg/L<TN<1.5 mg/L);修复区与未修复区 TP 指标全年均处于Ⅱ类水平(0.02 mg/L<TP<0.1 mg/L)。朱姝娟等[21]2020 年对玄武湖未修复区的调查显示,玄武湖 TN 指标普遍处于Ⅲ类水平,TP 指标基本处于Ⅱ类水平。本文调查结果与该文献数据相比,未修复区 TN、TP 浓度有所上升。

在未修复区内,浮游植物生物量与 TP、Chl. *a* 有较强的正相关性,说明未修复区较高的营养盐水平会提高浮游植物生物量。浮游植物对环境变化非常敏感,其生物量通常与水体富营养化程度密切相关[22]。一般情况下,营养盐是调节浮游植物生物量的主要因子。当营养盐浓度低时,浅水湖泊水体特征表现为透明度高、浮游植物生物量低、沉水植物丰茂;而营养盐浓度高的浅水湖泊往往是浮游植物生物量高且沉水植物分布甚少[23]。按照文献所采用的富营养生物评价标准,浮游植物生物量小于 1.5 mg/L 可被认为处于贫营养水平,生物量介于 1.5~5 mg/L 之间为中营养水平,生物量在 5~10 mg/L 之间则为富营养水平[24]。本研究采样期内未修复区浮游植物生物量为 0.45~21.95 mg/L,修复区内浮游植物生物量为 0.42~8.84 mg/L。王芳[24]在 2021—2022 年进行的浮游植物群落调查表明,2021—2022 年玄武湖未修复区的浮游植物生物量最高(为 3.06 mg/L),与该研究相比,玄武湖未修复区内水体富营养化程度略有加剧。玄武湖夏季和秋季修复区内的浮游植物生物量显著低于未修复区内,以上结果与惠州西湖、太湖五里湖相关调查结果相似[25-26],表明修复区内采取的生态修复技术对水体富营养化状况有较大改善。

除冬季外,修复区内浮游植物生物量在春、夏、秋三季均低于未修复区,这表明修复区内通过构建以沉水植物为主要初级生产者的清水稳态,有效抑制了浮游植物的大量繁殖。玄武湖修复区内主要种植苦草。由修复区内沉水植物的荧光 Fv/Fm 值可知,修复区内沉水植物的生长和光合作用未受到环境胁迫,表明沉水植物具有较强的生长活力。由于修复区内种植了大量的沉水植物,管理部门通常会在沉水植物生长茂盛时进行人工刈割,这导致了夏季沉水植物生物量偏低。尽管如此,浮游植物的生物量变化同样能够反映出沉水植物能够有效地与浮游植物形成竞争关系[24]。沉水植物吸收水体中的营养盐且快速生长,能与浮游植物竞争营养盐和光照,降低水中 TN、TP 等营养盐浓度,提高水体透明度[25,27],这一结论在图 4 中沉水植物生物量与 NH_3-N、PO_4^{3-}-P 呈负相关关系的结果中得到了验证。另一方面,沉水植物可为浮游动物等提供栖息地,增强对浮游植物的捕食作用,进一步降低浮游植物生物量[28]。此外,沉水植物能通过发达的根系抑制沉积物营养盐释放,降低沉积物再悬浮[29],从而降低释放到水柱中的营养盐和 DIC 浓度(表 1)。

玄武湖未修复区在春、夏、冬季均为 CO_2 源,其中夏季水—气界面 CO_2 通量最高(表 1)。玄武湖夏季水温平均为 29.3 ℃,有利于蓝藻等浮游植物大量繁殖,生物呼吸作用增强[30-31],而且高温也会降低 CO_2 在水中的溶解度,以上因素共同导致了水—气界面 CO_2 通量较高。在 4 个季节,未修复区的 CO_2 通量均显著高

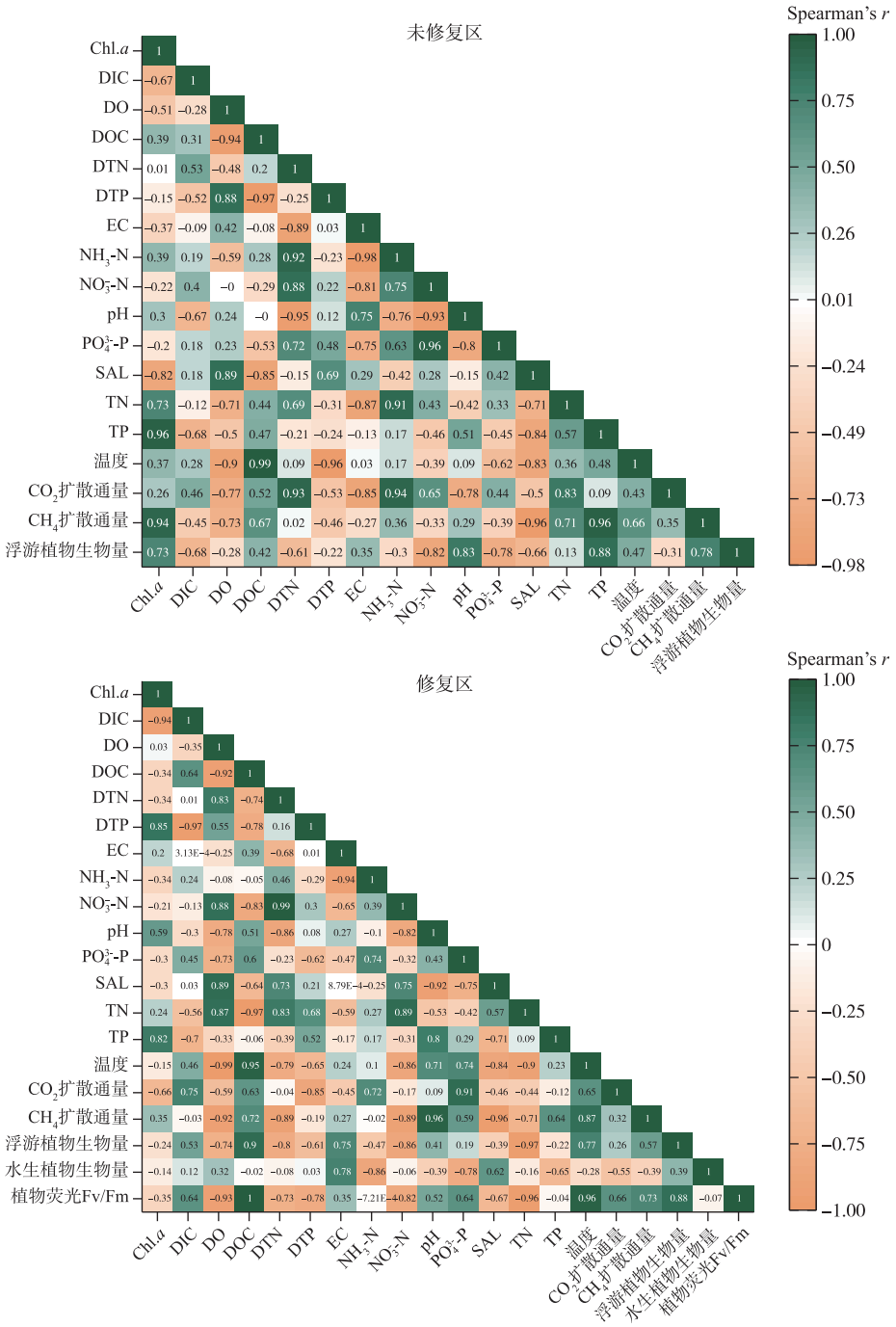

图 4 玄武湖未修复区与修复区生物与环境变量的相关性矩阵
(* 表示 $P<0.05$,绿色代表正相关,棕色代表负相关)

Fig. 4 Correlation matrix of biological and environmental variables in unrestored and restored areas of Lake Xuanwu

于修复区,说明未经生态修复的藻型湖区中大量浮游植物虽然能光合固碳,但其呼吸作用同样较强。未修

复区水—气界面 CO_2 通量与 NH_3-N、DTN、TN 有较强的正相关性(图 4),进一步说明营养水平越高,浮游植物生物量越大,越易产生更多的 CO_2;而 CO_2 通量与 DO 呈负相关,主要是由于微生物分解浮游植物残体也会增强呼吸作用,进一步造成 CO_2 通量较高。

玄武湖修复区内的沉水植物春季开始生长,CO_2 通量为负值,表明此时该区域可起到碳汇的作用。而夏季高温期修复区与未修复区一样,均为 CO_2 源,推测部分原因是人工收割沉水植物后,植物生物量降低,固碳作用减少,同时存在较强的生物呼吸作用,使得夏季 CO_2 通量增加。尽管如此,与未修复区相比,修复区的呼吸作用与分解作用产生的 CO_2 通量仍然显著较低,且 4 个季节均低于未修复区。秋季沉水植物生长速度降低,人工收割频率下降,沉水植物仍能固定较多的 CO_2,故其通量显著降低,发挥了较强的固碳效能。

玄武湖未修复区水—气界面 CH_4 扩散通量的季节变化呈夏秋季较高、春冬季降低的趋势(表 1)。研究表明,湖泊 CH_4 排放的峰值一般出现在温度最高的夏季,而温度降低的季节,CH_4 排放通量则普遍较低[32]。水生生物的生命活动可通过影响 DO 而达到影响 CH_4 扩散通量的效果,例如浮游植物分解易导致湖泊底部发生厌氧,产生较多的 CH_4 并释放至大气中[33]。因此,本研究中未修复区 CH_4 扩散通量与 Chl. *a*、TP、TN、DOC、水温具有正相关关系,而与 DO、DIC 有较强负相关关系(图 4),该结果符合上述文献结论。在藻型浊水态浅水湖泊中,浮游植物虽能通过光合作用吸收大量的 CO_2,却会快速释放大量的 DOC 或是以颗粒有机碳(POC)的形式沉降。这些有机碳的生物可利用性较高,能快速通过生物化学反应转化为 CO_2 或成为产甲烷菌所需碳源;另一方面,DOC 分解过程中需要消耗大量 DO,这一过程为厌氧产甲烷菌提供了所需的厌氧环境[34]。最新研究表明,蓝藻在有光、无光、有氧和缺氧条件下,实验体系均会快速产生 CH_4[35-36]。因此,玄武湖未修复区的 CH_4 通量在各个季节均显著高于修复区(表 1)。

在水温较高时期,修复区 CH_4 扩散通量与未修复区之间的差异更为显著,这与沉水植物在温度较高时快速生长有关。如前所述,沉水植物能通过发达的根系抑制沉积物营养盐释放,并向沉积物释放大量的溶解氧,减缓 CH_4 厌氧释放;沉水植物还可通过光合作用将 CO_2 转化为难降解有机碳,如纤维素和木质素等组分,这些组分大多含苯环、酚羟基、胺基等官能团,不易被快速分解,减缓了碳与营养盐的周转速率,因而在水体与沉积物中积累并形成惰性碳库[37]。以上原因共同导致了沉水植物区 CH_4 扩散通量较低。研究表明,沉水植物生物质腐烂的周年分解率不足 50%,表明在年际尺度上沉水植物有一半以上的生物质参与了储碳过程[38]。

4 结论

1)玄武湖未修复区 TN、TP、Chl. *a* 浓度等指标在 4 个季节均显著高于修复区,表明生态修复可显著改善湖泊水环境。

2)修复区内 CO_2 和 CH_4 扩散通量在各季节均低于未修复区,且修复区内沉水植物生物量与 NH_3-N、PO_4^{3-}-P 以及 CO_2、CH_4 扩散通量均呈负相关关系,表明以恢复沉水植被为主要初级生产者的生态修复措施有利于增强湖泊固碳功能。

5 参考文献

[1] 张文娜. 湖库水生态系统多稳态转换趋势及其影响因素研究[学位论文]. 天津:天津大学, 2018.

[2] 中华人民共和国生态环境部. 中国生态环境统计年报 2019. 北京:中国环境出版集团, 2021.

[3] Nyenje PM, Foppen JW, Uhlenbrook S *et al*. Eutrophication and nutrient release in urban areas of sub-Saharan Africa—A review. *Science of the Total Environment*, 2010, **408**(3): 447-455. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.10.020.

[4] Scheffer M, Carpenter S, Foley JA *et al*. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 2001, **413**(6856): 591-596. DOI: 10.1038/35098000.

[5] Scheffer M, Carpenter SR. Catastrophic regime shifts in ecosystems: Linking theory to observation. *Trends in Ecology & Evolution*, 2003, **18**(12): 648-656. DOI: 10.1016/j.tree.2003.09.002.

[6] Wu SF, Liang ZY, Liu Y. Exploring recovery time of eutrophic lakes with a minimal phosphorus recycling model. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2018, **54**(5): 1095-1102. DOI: 10.13209/j.0479-8023.2018.043. [吴思枫, 梁中耀, 刘永. 富营养湖泊稳态转换的恢复时间及影响因素模拟研究. 北京大学学报:自然科学版, 2018, **54**(5): 1095-1102.]

[7] Jeppesen E, Meerhoff M, Holmgren K *et al*. Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem

function. *Hydrobiologia*, 2010, **646**(1): 73-90. DOI: 10.1007/s10750-010-0171-5.

[8] Liu ZW, Hu JR, Zhong P *et al*. Successful restoration of a tropical shallow eutrophic lake: Strong bottom-up but weak top-down effects recorded. *Water Research*, 2018, **146**: 88-97. DOI: 10.1016/j.watres.2018.09.007.

[9] Jeppesen E, Meerhoff M, Jacobsen AB *et al*. Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation—The successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia*, 2007, **581**(1): 269-285. DOI: 10.1007/978-1-4020-6158-5-28.

[10] Bakker ES, Sarneel JM, Gulati RD *et al*. Restoring macrophyte diversity in shallow temperate lakes: Biotic versus abiotic constraints. *Hydrobiologia*, 2013, **710**(1): 23-37. DOI: 10.1007/s10750-012-1142-9.

[11] Gao J, Liu ZW, Jeppesen E. Fish community assemblages changed but biomass remained similar after lake restoration by biomanipulation in a Chinese tropical eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 2014, **724**(1): 127-140. DOI: 10.1007/s10750-013-1729-9.

[12] Zhang ZH, Wu XF, Li W. Functions of submerged macrophytes in *in situ* ecological restoration of eutrophic waters. *Journal of Central South University of Forestry & Technology*, 2018, **38**(3): 115-121. [张之浩, 吴晓芙, 李威. 沉水植物在富营养化水体原位生态修复中的功能. 中南林业科技大学学报, 2018, **38**(3): 115-121.]

[13] Qiu DR, Wu ZB, Liu BY *et al*. The restoration of aquatic macrophytes for improving water quality in a hypertrophic shallow lake in Hubei Province, China. *Ecological Engineering*, 2001, **18**(2): 147-156. DOI: 10.1016/S0925-8574(01)00074-X.

[14] Liu ZW, Su YL, Yang L. Limnology is a multidisciplinary and integrative science for studying inland waters: With special reference to the challenges and opportunities for the development of limnology. *J Lake Sci*, 2020, **32**(5): 1244-1253. DOI: 10.18307/2020.0502. [刘正文, 苏雅玲, 杨柳. 湖沼学是研究内陆水体的多学科整合科学——兼论我国湖沼学发展面临的挑战与机遇. 湖泊科学, 2020, **32**(5): 1244-1253.]

[15] Rosentreter JA, Borges AV, Deemer BR *et al*. Half of global methane emissions come from highly variable aquatic ecosystem sources. *Nature Geoscience*, 2021, **14**(4): 225-230. DOI: 10.1038/s41561-021-00715-2.

[16] Jansen J, Woolway RI, Kraemer BM *et al*. Global increase in methane production under future warming of lake bottom waters. *Global Change Biology*, 2022, **28**(18): 5427-5440. DOI: 10.1111/gcb.16298.

[17] Beaulieu JJ, DelSontro T, Downing JA. Eutrophication will increase methane emissions from lakes and impoundments during the 21st century. *Nature Communications*, 2019, **10**: 1375. DOI: 10.1038/s41467-019-09100-5.

[18] Benassi RF, de Jesus TA, Coelho LHG *et al*. Eutrophication effects on CH_4 and CO_2 fluxes in a highly urbanized tropical reservoir (Southeast, Brazil). *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, **28**(31): 42261-42274. DOI: 10.1007/s11356-021-13573-7.

[19] Baliña S, Sánchez ML, Izaguirre I *et al*. Shallow lakes under alternative states differ in the dominant greenhouse gas emission pathways. *Limnology and Oceanography*, 2023, **68**(1): 1-13. DOI: 10.1002/lno.12243.

[20] Hua ZL, Gu L, Xue H *et al*. Assessing indicators for water diversion based on improving water quality of shallow lakes. *J Lake Sci*, 2008, **20**(5): 623-629. DOI: 10.18307/2008.0511. [华祖林, 顾莉, 薛欢等. 基于改善水质的浅水湖泊引调水模式的评价指标. 湖泊科学, 2008, **20**(5): 623-629.]

[21] Zhu SJ, Jiang CL, Weng X. Evaluation model of urban lake water quality based on combined weight-set pair analysis theory: Taking Xuanwu Lake as an example. *Water Power*, 2023, **49**(5): 16-22, 97. [朱姝娟, 姜翠玲, 翁铣. 基于组合权重-集对分析理论的城市湖泊水质评价模型——以玄武湖为例. 水力发电, 2023, **49**(5): 16-22, 97.]

[22] Hong S, Chen JS. Structure characteristics of aquatic community from the main rivers in China. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2002, **26**(3): 295-305. [洪松, 陈静生. 中国河流水生生物群落结构特征探讨. 水生生物学报, 2002, **26**(3): 295-305.]

[23] Scheffer M, Hosper SH, Meijer ML *et al*. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution*, 1993, **8**(8): 275-279. DOI: 10.1016/0169-5347(93)90254-M.

[24] 王芳. 南京市区典型景观湖泊浮游植物群落结构及生态健康评价[学位论文]. 桂林: 桂林理工大学, 2023.

[25] Zhang M, Yu JL, He H *et al*. Effects of ecological restoration on water quality of Wuli Bay, Lake Taihu. *Ecological Science*, 2012, **31**(3): 240-244. [章铭, 于谨磊, 何虎等. 太湖五里湖生态修复示范区水质改善效果分析. 生态科学, 2012, **31**(3): 240-244.]

[26] Gao J, Zhou M, Min TT *et al*. Response of the phytoplankton functional groups to ecological restoration in Huizhou Lake. *Ecological Science*, 2013, **32**(5): 540-545, 563. [高健, 周敏, 闵婷婷等. 惠州西湖生态修复对浮游植物功能类群的影响. 生态科学, 2013, **32**(5): 540-545, 563.]

[27] Van De Bund WJ, Van Donk E. Short-term and long-term effects of zooplanktivorous fish removal in a shallow lake: A synthesis of 15-years of data from Lake Zwemlust. *Freshwater Biology*, 2002, **47**(12): 2380-2387. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2002.01006.x.

[28] Jeppesen E, Søndergaard M, Søndergaard M *et al*. Cascading trophic interactions in the littoral zone: An enclosure experiment in shallow Lake Stigsholm, Denmark. *Fundamental and Applied Limnology*, 2002, **153**(4): 533-555. DOI: 10.1127/archiv-hydrobiol/153/2002/533.

[29] Lei ZX, Xu DL, Huang PS *et al*. Submersed and floating-leaved macrophytes in Taihu Lake and their water environmental effect. *Ecology and Environment*, 2006, **15**(2): 239-243. [雷泽湘, 徐德兰, 黄沛生等. 太湖沉水和浮叶植被及其水环境效应研究. 生态环境, 2006, **15**(2): 239-243.]

[30] Lin H, Zhou G, Li XG *et al*. Greenhouse gases emissions from pond culture ecosystem of Chinese mitten crab and their comprehensive global warming potentials in summer. *Journal of Fisheries of China*, 2013, **37**(3): 417-424. DOI: 10.3724/SP.J.1231.2013.38282. [林海, 周刚, 李旭光等. 夏季池塘养殖中华绒螯蟹生态系统温室气体排放及综合增温潜势. 水产学报, 2013, **37**(3): 417-424.]

[31] Wang GC. A view on measurement methods for greenhouse gases emission from terrestrial ecosystem. *Climatic and Environmental Research*, 1997, **2**(3): 54-66. [王庚辰. 陆地生态系统温室气体排放(吸收)测量方法简评. 气候与环境研究, 1997, **2**(3): 54-66.]

[32] Xing YP, 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.

[33] Cheng BH, Hao QJ, Jiang CS. Research progress on the emission of greenhouse gases from reservoir and its influence factors. *Wetland Science*, 2012, **10**(1): 121-128. [程炳红, 郝庆菊, 江长胜. 水库温室气体排放及其影响因素研究进展. 湿地科学, 2012, **10**(1): 121-128.]

[34] Zhou LJ, Han P, Yu YC *et al*. Cometabolic biotransformation and microbial-mediated abiotic transformation of sulfonamides by three ammonia oxidizers. *Water Research*, 2019, **159**: 444-453. DOI: 10.1016/j.watres.2019.05.031.

[35] Bižić M, Klintzsch T, Ionescu D *et al*. Aquatic and terrestrial cyanobacteria produce methane. *Science Advances*, 2020, **6**(3): eaax5343. DOI: 10.1126/sciadv.aax5343.

[36] Perez-Coronel E, Michael Beman J. Multiple sources of aerobic methane production in aquatic ecosystems include bacterial photosynthesis. *Nature Communications*, 2022, **13**: 6454. DOI: 10.1038/s41467-022-34105-y.

[37] Wang SY, Gao Y, Jia JJ *et al*. Water level as the key controlling regulator associated with nutrient and gross primary productivity changes in a large floodplain-lake system (Lake Poyang), China. *Journal of Hydrology*, 2021, **599**: 126414. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2021.126414.

[38] Li WC, Chen KN, Wu QL *et al*. Experimental studies on decomposition process of aquatic plant material from east Taihu Lake. *J Lake Sci*, 2001, **13**(4): 331-336. DOI: 10.18307/20010406. [李文朝, 陈开宁, 吴庆龙等. 东太湖水生植物生物质腐烂分解实验. 湖泊科学, 2001, **13**(4): 331-336.]